



Đánh giá hiệu quả đồng xử lý chất ô nhiễm và các hợp chất per- và polyfluoroalkyl (PFAS) trong nước thải công nghiệp tập trung bằng hệ thống màng sinh học (MBR)

Phan Tạ Hoàng Nhi^{1,2}, Nguyễn Phương Thảo^{2,3,*}, Nguyễn Hữu Việt^{2,3}, Đào Thị Việt Hương^{2,3}, Dư Mỹ Lệ^{2,3}, Tô Thị Hiền^{1,2}, Lê Văn Thắng^{2,4}, Bùi Xuân Thành^{2,3}



Use your smartphone to scan this QR code and download this article

¹Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQG-HCM, 227 Nguyễn Văn Cừ, phường Chợ Quán, Thành phố Hồ Chí Minh 700000, Việt Nam

²Đại học Quốc gia Thành phố Hồ Chí Minh, Thành phố Hồ Chí Minh 700000, Việt Nam

³Trường Đại học Bách Khoa, ĐHQG-HCM, 268 Lý Thường Kiệt, phường Diên Hồng, Thành phố Hồ Chí Minh 700000, Việt Nam

⁴Trường Đại học Quốc tế, ĐHQG-HCM, Phường Linh Trung, Thành phố Hồ Chí Minh 700000, Việt Nam

Liên hệ

Nguyễn Phương Thảo, Đại học Quốc gia Thành phố Hồ Chí Minh, Thành phố Hồ Chí Minh 700000, Việt Nam

Trường Đại học Bách Khoa, ĐHQG-HCM, 268 Lý Thường Kiệt, phường Diên Hồng, Thành phố Hồ Chí Minh 700000, Việt Nam

Email: npthao@hcmut.edu.vn

Lịch sử

- Ngày nhận: 05-9-2025
- Ngày sửa đổi: 19-11-2025
- Ngày chấp nhận: 01-12-2025
- Ngày đăng: 17-06-2026

DOI : <https://doi.org/10.32508/vnuhcmj-es.v10i1.833>



Bản quyền

© Tập chí ĐHQG-CM. Đây là bài báo công bố mở được phát hành theo các điều khoản của the Creative Commons Attribution 4.0 International license.

TÓM TẮT

Nước thải công nghiệp tập trung là thách thức lớn do tải lượng ô nhiễm cao và sự hiện diện của vi chất bền vững như PFAS, gây rủi ro đáng kể cho sức khỏe và môi trường. Công nghệ màng sinh học (MBR) được đánh giá cao về hiệu suất xử lý chất hữu cơ, thân thiện môi trường và hiệu quả kinh tế. Mặc dù việc xử lý PFAS bằng MBR còn nhiều hạn chế nhưng đã được ghi nhận có thể tách được một phần PFAS khỏi pha nước thông qua hấp phụ lên sinh khối. Do đó, nghiên cứu này được thực hiện để đánh giá hiệu quả đồng xử lý COD, NH_4^+ -N và PFAS trong nước thải công nghiệp tập trung. Nghiên cứu sử dụng hệ thống MBR quy mô phòng thí nghiệm vận hành ở thông lượng 6 L/m².giờ (LMH). Kết quả cho thấy tốc độ loại bỏ COD và NH_4^+ -N lần lượt đạt 258 ± 103 mg COD/g VSS.ngày và $31,6 \pm 7,6$ mg NH_4^+ -N/g VSS.ngày. Đối với PFAS, 9 trong số 11 hợp chất gồm PFHxA, PFHpA, PFOA, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDoA và PFTrA có nồng độ tăng lên sau xử lý do các hợp chất tiền thân của PFAS có thể bị phân hủy và chuyển hóa thành các hợp chất PFAS cuối cùng. Đặc biệt, nồng độ PFOS tăng đáng kể từ 97,5 ng/L lên 142,0 ng/L. Ngược lại, các hợp chất PFUnA và PFDA giảm nồng độ nhưng với tỉ lệ rất thấp. Kết quả trên cho thấy MBR hiệu quả trong xử lý các hợp chất hữu cơ. Tuy nhiên, để loại bỏ vi lượng ô nhiễm khó phân hủy sinh học như PFAS cần kết hợp thêm các phương pháp lý-hóa bổ sung.

Từ khóa: Hợp chất per- và polyfluoroalkyl, Nước thải công nghiệp, Hệ thống màng sinh học, Hiệu quả xử lý

GIỚI THIỆU

Sự phát triển nhanh chóng của công nghiệp hóa đã dẫn đến việc tạo ra một lượng lớn nước thải công nghiệp chứa các chất ô nhiễm phức tạp như hợp chất hữu cơ, kim loại nặng, hóa chất độc hại và các chất ô nhiễm vi lượng. Nếu không được xử lý triệt để, những chất này sẽ gây ra rủi ro nghiêm trọng cho cả môi trường và sức khỏe cộng đồng^{1,2}. Một trong những hợp chất chất vi lượng đang trở thành tâm điểm nghiên cứu toàn cầu là nhóm các hợp chất PFAS. Đây là một nhóm lớn bao gồm hơn 4.000 hợp chất hữu cơ tổng hợp đã được sản xuất từ những năm 1940³. Điểm đặc trưng của PFAS là cấu trúc hữu cơ được flo hóa, với các nguyên tử hydro trên chuỗi carbon bị thay thế hoàn toàn (perfluoroalkyl) hoặc một phần (polyfluoroalkyl) bởi nguyên tử flo⁴. Chúng thường được tìm thấy trong nước thải công nghiệp từ các ngành như sản xuất hóa chất, dệt may, mạ kim loại và sản xuất bột chữa cháy⁵. Liên kết carbon-flo (C-F) cực kỳ bền vững với năng lượng phân ly liên kết lên tới khoảng 650 kJ/mol, tạo nên khả năng kháng hóa chất vượt trội cho PFAS. Chính đặc tính

này khiến PFAS trở thành "hóa chất vĩnh cửu" (forever chemicals), tồn tại dai dẳng trong môi trường, gây ô nhiễm kéo dài, tích tụ sinh học và ảnh hưởng tiêu cực đến sức khỏe con người^{6,7}. Trong số các hợp chất PFAS, axit perfluorooctanoic (PFOA) và axit perfluorooctanesulfonic (PFOS) là hai hợp chất đại diện phổ biến và đặc biệt nguy hiểm gây tác động nghiêm trọng đến môi trường và sức khỏe⁸. Nhận thức được những độc tính của chúng, Công ước Stockholm về các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy (POPs) đã có những động thái quyết liệt: đưa PFOA vào danh sách các hợp chất phải loại bỏ năm 2009 và hạn chế PFOS năm 2019, đồng thời kêu gọi lệnh cấm sản xuất toàn cầu⁹. Tuy nhiên, lượng phát thải PFAS vẫn tiếp tục tăng ở nhiều nước đang phát triển, trong đó có cả châu Á và Việt Nam. Mặc dù các quy định hiện hành đã phần nào giảm bớt sự hiện diện của PFAS, chúng vẫn chưa thể giải quyết triệt để những rủi ro mà các hợp chất này gây ra cho hệ sinh thái và con người. Nhiều nghiên cứu về phơi nhiễm PFAS ở người đã chỉ ra rằng PFOA và PFOS có thời gian bán hủy trong cơ thể từ 2,3 đến 5,4 năm, chủ yếu do tiếp xúc lâu dài với nguồn

Trích dẫn bài báo này: Hoàng Nhi P T, Phương Thảo N, Hữu Việt N, Việt Hương D T, Mỹ Lệ D, Thị Hiền T, Văn Thắng L, Xuân Thành B. **Đánh giá hiệu quả đồng xử lý chất ô nhiễm và các hợp chất per- và polyfluoroalkyl (PFAS) trong nước thải công nghiệp tập trung bằng hệ thống màng sinh học (MBR).** VNUHCM J. Environ. Earth Sci. 2026; 10(1):1225-1236.

nước uống bị ô nhiễm^{10,11}. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra mối liên quan giữa phơi nhiễm PFAS với việc tăng nguy cơ ung thư, rối loạn lipid máu, rối loạn nội tiết gây ảnh hưởng đến khả năng sinh sản, suy giảm miễn dịch và các rối loạn phát triển ở trẻ em như dậy thì sớm^{12,13}. Những vấn đề này nhấn mạnh nhu cầu cấp thiết về các công nghệ tiên tiến để loại bỏ hoàn toàn PFAS khỏi môi trường nước, đặc biệt là trong nước thải công nghiệp.

Trước đây, các nghiên cứu về loại bỏ PFAS trong nước thải công nghiệp chủ yếu tập trung vào các phương pháp vật lý và hóa học như hấp phụ, màng lọc, oxy hóa bậc cao,... Hấp phụ sử dụng các vật liệu như than hoạt tính, nhựa trao đổi ion và vật liệu nano (ví dụ graphene, tro bay phủ chất hoạt động bề mặt FA-SCA) để loại bỏ PFAS thông qua lực hút tĩnh điện, tương tác kỵ nước và liên kết hydro, với hiệu suất có thể đạt trên 85% đối với PFOA và PFOS^{14,15}. Các công nghệ màng như thẩm thấu ngược (RO) và lọc nano (NF) loại bỏ PFAS nhờ kết hợp loại trừ theo kích thước và tương tác tĩnh điện, trong đó màng NF90 có thể loại bỏ trên 90% PFAS khi nồng độ dưới 800 mg/L^{16,17}. Ngoài ra, các quy trình oxy hóa bậc cao (AOPs) phá vỡ liên kết C-F bền vững, chuyển hóa PFAS thành các hợp chất đơn giản và ít độc hơn, điển hình như hệ UV/sunfit mật độ photon cao đạt 97,3% phân hủy PFOS và 75,4% khử flo^{18,19}. Nhìn chung, các phương pháp trên cho thấy khả năng loại bỏ PFAS tương đối cao nhưng vẫn gặp nhiều hạn chế về chi phí đầu tư – vận hành, nhu cầu năng lượng và tính khả thi²⁰. So với các giải pháp vật lý và hoá học, xử lý sinh học có ưu thế rõ rệt nhờ thân thiện với môi trường, chi phí thấp hơn, tiêu thụ ít năng lượng và hạn chế hình thành sản phẩm phụ độc hại²¹. Trong đó, MBR được xem là một lựa chọn tiềm năng khi kết hợp phân hủy sinh học với màng lọc, cho phép đạt hiệu suất xử lý cao, chất lượng nước đầu ra ổn định và yêu cầu diện tích lắp đặt nhỏ gọn²². Tuy nhiên, việc ứng dụng MBR cho nước thải công nghiệp tập trung và đánh giá khả năng loại bỏ các vi chất ô nhiễm, đặc biệt PFAS, vẫn còn hạn chế.

Trong hệ thống MBR thông thường, PFAS không bị “phá hủy” mà chủ yếu được loại khỏi pha nước thông qua cơ chế tách – chuyển pha: nhờ đuôi fluorocarbon kỵ nước và ái lực với chất hữu cơ, các PFAS, đặc biệt là PFAS mạch dài, có thể hấp phụ lên sinh khối bùn hoạt tính và các hạt hữu cơ, sau đó được màng giữ lại cùng với bùn vi sinh^{23,24}. Mặt khác, việc phân hủy sinh học có thể không loại bỏ hoàn toàn PFAS, thậm chí còn có khả năng chuyển hóa các tiền chất thành các dạng ổn định hơn, dẫn đến nồng độ PFAS tăng lên sau xử lý^{25–27}. Dù vậy, kết quả của Yu et al. (2014) cho thấy trong hệ MBR với thời gian lưu bùn (SRT)

khoảng 10 ngày, PFOS được loại bỏ ở mức xấp xỉ 7% và PFOA dưới 2% cho thấy hệ thống MBR vẫn có đóng góp nhất định vào việc giảm PFAS trong pha nước, dù hiệu suất còn khiêm tốn²⁸. Vì SRT cao thường đi kèm nồng độ MLSS lớn hơn và tiềm năng hấp phụ PFAS tăng, nghiên cứu này lựa chọn điều chỉnh điều kiện vận hành với SRT tăng lên 20 ngày với kỳ vọng sự thay đổi này có thể cải thiện phần nào hiệu quả loại bỏ PFAS. Trên cơ sở đó, nghiên cứu này được thực hiện nhằm (i) đánh giá hiệu quả xử lý COD và $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ của hệ thống MBR đối với nước thải công nghiệp tập trung và (ii) khảo sát khả năng loại bỏ PFAS trong điều kiện thời gian lưu bùn dài hơn.

VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP

Đặc điểm nước thải công nghiệp và bùn cấp

Nước thải công nghiệp sử dụng trong nghiên cứu này được lấy từ sau bể lắng hóa lý 1 của một hệ thống xử lý nước thải tập trung ở Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam. KCN này là một trong những KCN lớn tại Thành phố Hồ Chí Minh và tập trung vào các ngành công nghiệp sản xuất như luyện kim, dệt nhuộm, thuộc da, mạ điện, điện tử, chế biến cao su và may mặc. Do đó, đặc điểm nước thải chủ yếu là nồng độ COD và TSS tương đối cao. Bên cạnh đó, bùn hiệu khí cho hệ thống MBR được lấy từ bể hiệu khí tại hệ thống xử lý nước thải tập trung của KCN này nhằm rút ngắn thời gian thích nghi của vi sinh vật. Đặc điểm của nước thải đầu vào được thể hiện trong Bảng 1.

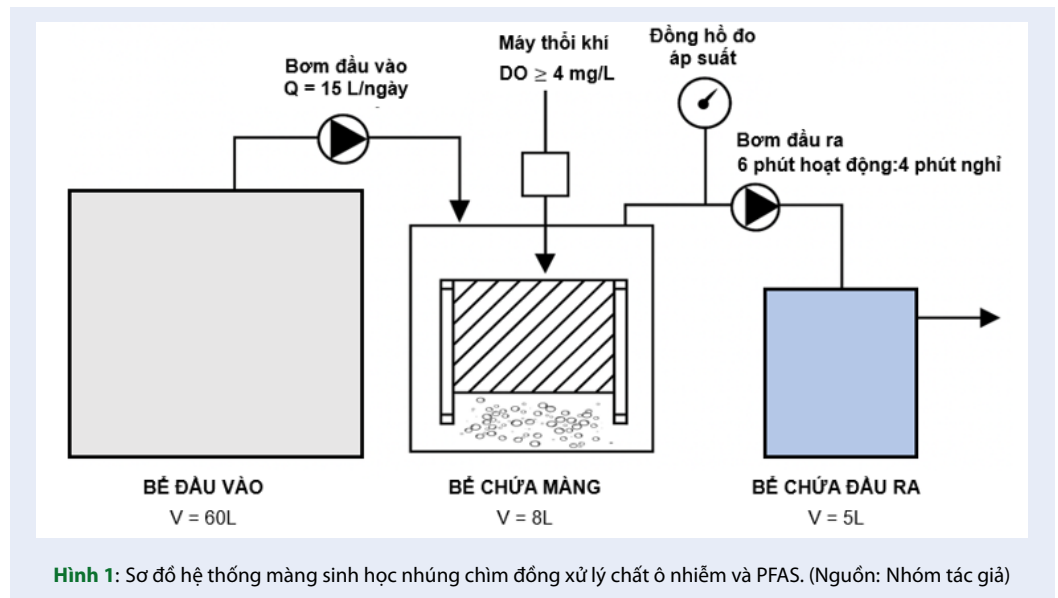
Bảng 1: Tính chất của nước thải đầu vào cho hệ thống màng sinh học quy mô phòng thí nghiệm

STT	Thông số	Đơn vị	Nồng độ (Avg±SD)
1	COD tổng (tCOD)	mg/L	287 ± 87 (n=16)
2	COD hòa tan (sCOD)	mg/L	194 ± 58 (n=16)
3	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	mg/L	23,7 ± 6,1 (n=14)
4	$\text{NO}_2^- - \text{N}$	mg/L	0,1 ± 0,0 (n=12)
5	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	mg/L	0,2 ± 0,1 (n=12)
6	TSS	mg/L	72 ± 61 (n=6)
7	PFAS	ng/L	0,2 – 97,5 (n=1)

(Nguồn: Nhóm tác giả)

Hệ thống màng sinh học quy mô phòng thí nghiệm và điều kiện vận hành

Hệ thống MBR quy mô phòng thí nghiệm được thể hiện ở Hình 1 như trên. Hệ thống được vận hành



với lưu lượng 15 L/ngày, tương ứng với thông lượng 6 LMH²⁹. Hệ thống bao gồm một bể chứa nước thải đầu vào, một bể chứa màng và một bể chứa nước đầu ra có thể tích lần lượt là 60L, 8L và 5L được tham khảo và đối chiếu với các thông số trong nghiên cứu trước đó của Al-Sayed et al. (2023)³⁰. Nước thải từ bể chứa đầu vào và được bơm đến bể chứa màng bằng bơm nhu động. Ở đáy bể chứa màng được bố trí hệ thống phân phối khí để duy trì nồng độ oxy hòa tan (DO) ≥ 4 mg/L, tạo điều kiện thuận lợi cho quá trình nitrát hóa, kiểm soát bẩn màng. Việc duy trì nồng độ DO được kiểm soát mỗi ngày bằng thiết bị đo DO. Một màng dạng tấm phẳng làm từ vật liệu polyether-sulfone (PES), kích thước lỗ màng là 0,01 μm và diện tích làm việc là 0,1 m² được đặt chìm trong bể chứa màng. Theo Nguyen et al. (2016), chu trình lọc qua màng tối ưu được đề xuất là 8 phút hoạt động : 2 phút nghỉ²⁹. Nhóm nghiên cứu đã sử dụng thiết lập ban đầu này trong giai đoạn thử nghiệm thích nghi, nhưng quan sát thấy hiện tượng bẩn màng (fouling) diễn ra nhanh chóng. Do đó, để hạn chế việc bẩn màng và tối ưu hóa hiệu quả lọc, nhóm nghiên cứu đã điều chỉnh giảm thời gian hoạt động và tăng thời gian nghỉ, dẫn đến thiết lập cuối cùng là 6 phút hoạt động và 4 phút nghỉ. Độ bám bẩn của màng được ghi nhận bằng giá trị áp suất xuyên màng (Transmembrane Pressure - TMP) và sẽ hiển thị lên đồng hồ đo áp suất đặt trước bơm lọc màng. Khi giá trị TMP đạt xấp xỉ 50 kPa hoặc sau khi kết thúc giai đoạn thí nghiệm, màng sẽ được ngâm và rửa lần lượt bằng dung dịch NaOH 5% và dung dịch NaOCl 0,5% trong 4 giờ, sau đó là dung dịch HCl 1M trong 2 giờ. Ngoài ra, tổng chất rắn lơ

lửng (TSS) là một thông số quan trọng ảnh hưởng đến khả năng bám bẩn của màng³¹. Nồng độ TSS trong nghiên cứu này đạt 72 ± 61 mg/L là giá trị phù hợp cho hệ thống MBR để xử lý nước thải tương tự như nồng độ TSS 69 ± 73 mg/L được báo cáo trong nghiên cứu của Cheng et al. (2010)³². Điều kiện vận hành của hệ thống MBR quy mô phòng thí nghiệm trong nghiên cứu này và các thông số kỹ thuật của mô-đun màng được trình bày ở Bảng 2 và Bảng 3.

Bảng 2: Thông số kỹ thuật của mô-đun màng

Thông số	Đơn vị	Giá trị
Hãng	-	Martin
Vật liệu	-	PES
Phân loại	-	Tấm phẳng
Kích thước lỗ	μm	0,01
Diện tích làm việc	m ²	0,1
Kích thước màng (L×W×H)	cm	25×1,5×25

(Nguồn: Nhóm tác giả)

Phương pháp phân tích

Phân tích các thông số nước thải

Các thông số nước thải như COD, TSS, MLSS, MLVSS, NH_4^+-N , NO_3^--N , NO_2^--N được phân tích theo các phương pháp trong Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – SMEWW (Tái bản lần thứ 23).

Trong nghiên cứu này, tốc độ loại bỏ riêng COD được tính theo đơn vị mg COD/g VSS.ngày với công thức

Bảng 3: Điều kiện vận hành của hệ thống màng sinh học quy mô phòng thí nghiệm

Thông số	Đơn vị	Giá trị
Lưu lượng	L/ngày	15
Thông lượng	LMH	6
Chu trình lọc	-	6 phút hoạt động: 4 phút nghỉ
Thời gian lưu bùn (SRT)	ngày	20
Thời gian lưu nước (HRT)	giờ	13,5

(Nguồn: Nhóm tác giả)

sử dụng như sau:

$$\text{Tốc độ loại bỏ riêng} = \frac{(C_{vo} - C_{ra}) \times Q}{V \times X_{VSS}}$$

Trong đó, C_{vo} và C_{ra} lần lượt là nồng độ COD đầu vào và đầu ra (mg/L); Q là lưu lượng của hệ thống (L/ngày); V là thể tích hữu ích của bể chứa màng (L) và X_{VSS} là lượng bùn sinh học trong bùn hoạt tính (VSS - khối lượng chất rắn bay hơi lơ lửng của vi sinh) trong bể màng (g/L).

Phân tích các hợp chất per- và polyfluoroalkyl

Thiết bị phân tích chính là hệ thống sắc ký lỏng đầu dò khối phổ hai lần LC-MS/MS 3500 TripleQuad (Mỹ). Mẫu PFAS được thu thập một lần tại thời điểm vận hành ổn định (ngày 31) của hệ thống, gồm một mẫu tại vị trí đầu vào và một mẫu tại vị trí đầu ra. Do chưa phân tích ngay sau khi lấy, các mẫu được bảo quản ở nhiệt độ thấp hơn -20°C theo hướng dẫn của Pulster et al. (2024) nhằm bảo toàn nồng độ và trạng thái PFAS trong mẫu, hạn chế biến đổi sinh – hoá và đảm bảo độ chính xác của kết quả phân tích³³. Các mẫu được bảo quản đông cần cho về nhiệt độ phòng trước khi bắt đầu các bước chiết mẫu. Quy trình chiết pha rắn được thực hiện cần bộ chiết pha rắn 16 vị trí và cột chiết pha rắn cân bằng ưa nước – ưa dầu Oasis để tách các chất cần phân tích ra khỏi nền mẫu phức tạp. Ngoài ra cần một số dụng cụ hỗ trợ khác như bộ lọc và bơm hút chân không, đầu lọc nylon 0,22 μm , syringe 50 μL và 100 μL , micropipette 100 và 1000 mL để pha chế, hút mẫu và các dụng cụ bằng nhựa polypropylene như bình chứa mẫu (0,5L, 1L, 2L), ống ly tâm 15 mL và lọ nhựa 2 mL để đưa vào máy phân tích. Quy trình chiết pha rắn bao gồm 8 bước chính lần lượt là hoạt hóa cột chiết pha rắn, chuẩn bị mẫu nước thải, tải mẫu qua cột chiết, rửa tạp, rút khô cột, rửa giải cột, thổi

khô dung dịch sau rửa giải và cuối cùng là hòa tan (hoàn nguyên) được thể hiện qua Hình 2.

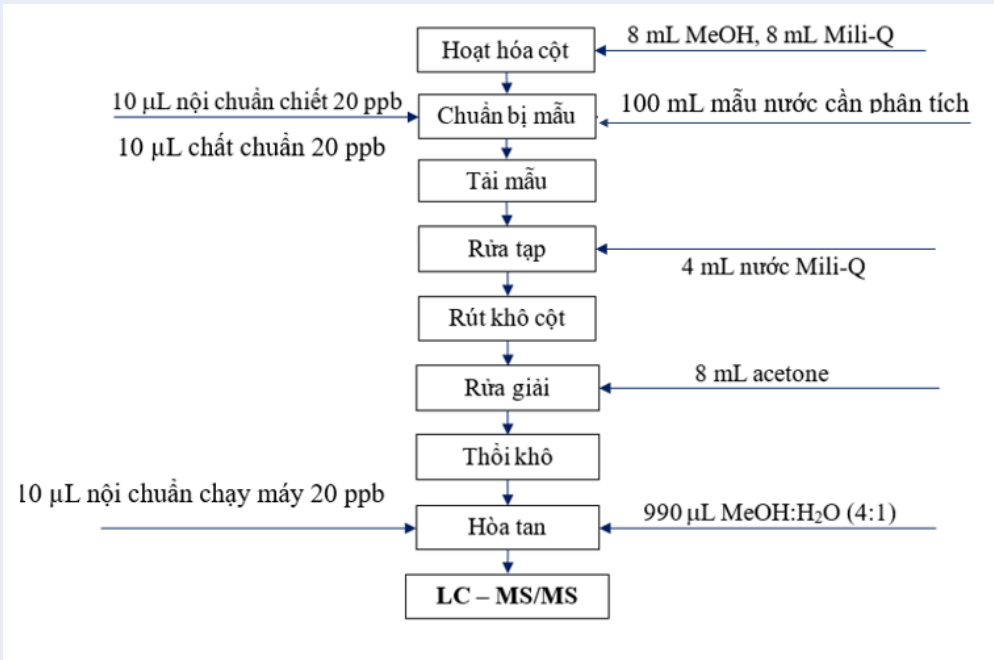
Sau quy trình trên, việc phân tích các hợp chất PFAS được thực hiện bằng thiết bị LC-MS/MS với pha động gồm dung dịch A (10mM HCOONH_4 trong nước) và B (MeOH). Chương trình gradient: dung dịch A 90%: giữ trong 0,5 phút, giảm từ 90% xuống 45% (0,5 - 2 phút), giảm tiếp đến 5% (3 - 6 phút), giữ ở 5% đến 6,5 phút và trở lại 90% (6,5 - 8 phút), nhiệt độ cột: 40°C , thể tích tiêm mẫu 10 μL .

KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

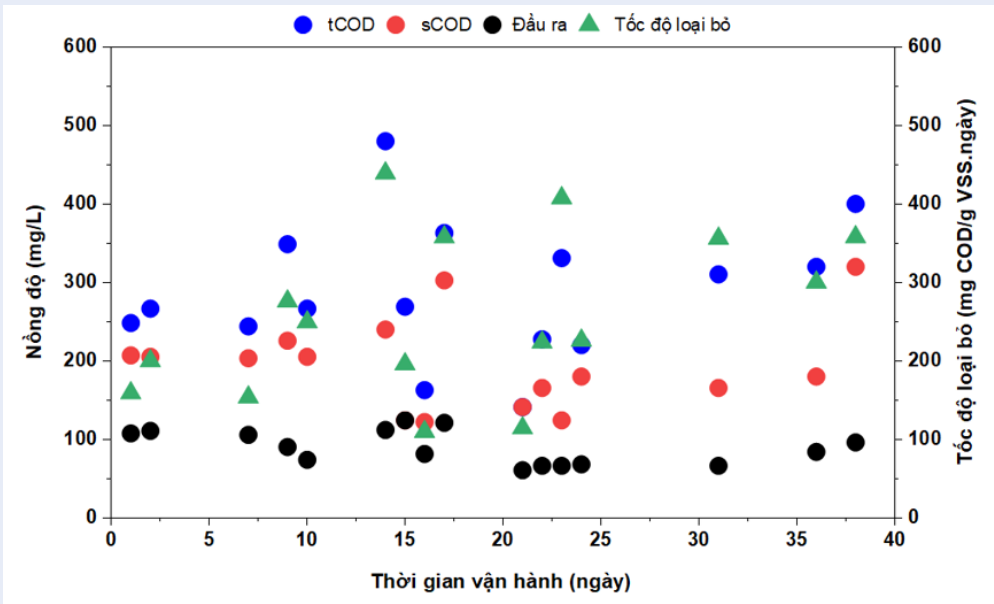
Loại bỏ chất hữu cơ

Các kết quả về nồng độ tổng COD (tCOD), COD hòa tan (sCOD) trong nước thải đầu vào, cùng với nồng độ COD trong nước đầu ra và tốc độ loại bỏ COD của hệ thống MBR quy mô phòng thí nghiệm, được mô tả chi tiết trong Hình 3.

Trong quá trình vận hành, hệ thống ghi nhận sự biến đổi đáng kể của nồng độ tCOD đầu vào là 287 ± 87 mg/L, tương ứng với tải trọng hữu cơ là $0,54 \pm 0,16$ kg COD/ m^3 .ngày. Nồng độ tCOD thấp nhất được ghi nhận vào ngày thứ 21 của quá trình vận hành (141 mg/L) và cao nhất vào ngày thứ 14 (480 mg/L). Sự tăng đột biến của tCOD, dù quá trình tiền xử lý được thực hiện liên tục và nồng độ TSS đầu vào thấp (chỉ 72 ± 61 mg/L). Nhìn chung, nồng độ COD đầu vào của hệ thống cho thấy sự biến động đáng kể, dẫn đến nồng độ COD đầu ra và tốc độ loại bỏ COD có xu hướng dao động tương tự. Sự biến động này phụ thuộc vào đặc tính của nước thải đầu vào vốn là nước thải công nghiệp tập trung, nên nó mang tính chất không ổn định do chịu ảnh hưởng từ hoạt động sản xuất đa dạng của các nhà máy trong khu công nghiệp. Song song đó, nồng độ sCOD đầu vào cũng cho thấy sự biến động, với giá trị trung bình là 194 ± 58 mg/L. Sự biến động này theo sát xu hướng thay đổi của tCOD, đạt mức thấp nhất vào ngày thứ 21 (120 mg/L) và cao nhất vào ngày thứ 14 (320 mg/L) của quá trình vận hành. Do nồng độ tCOD đầu vào không ổn định, tốc độ loại bỏ COD của hệ thống cũng dao động tương tự, cụ thể đạt 258 ± 103 mg COD/g VSS.ngày. Xu hướng biến động này là phù hợp với các nghiên cứu tương tự về xử lý nước thải có tải lượng không ổn định. Ví dụ, trong nghiên cứu xử lý nước thải thuộc da của Vo et al. (2021) ghi nhận sự dao động mạnh của tCOD đầu vào (2.676 ± 1.225 mg/L) dẫn đến tốc độ loại bỏ tương ứng biến động lớn (581 ± 285 mg COD/g VSS.ngày)³⁵. Sự tương đồng này khẳng định mối quan hệ trực tiếp giữa tính không ổn định của tải lượng đầu vào và sự biến động tương ứng của tốc độ loại bỏ trong hệ thống MBR. Tuy nhiên, tốc độ loại bỏ



Hình 2: Quy trình chiết pha rắn³⁴



Hình 3: Nồng độ và tốc độ loại bỏ COD của hệ thống màng sinh học. (Nguồn: Nhóm tác giả)

trung bình vẫn duy trì ở mức tương đối cao cho thấy tính thích nghi tốt của bùn hoạt tính đối với tải lượng biến đổi³⁶. Trong các nghiên cứu tương lai, cần triển khai và đánh giá các cơ chế kiểm soát tải lượng đầu vào để đạt được tốc độ loại bỏ COD ổn định và tối ưu hơn.

Nồng độ COD đầu ra của hệ thống duy trì ổn định ở mức 90 ± 22 mg/L, đạt giá trị nhỏ nhất được ghi nhận là 60 mg/L và giá trị lớn nhất là 120 mg/L. Kết quả này đáp ứng tiêu chuẩn theo Cột B của QCVN 40:2011/BTNMT (Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về nước thải công nghiệp), với giới hạn COD thấp hơn 150 mg/L, cho thấy hiệu quả xử lý vượt trội của hệ thống. Cơ chế chủ yếu là màng lọc giữ lại các chất rắn (TSS và COD dạng hạt – pCOD), chỉ cho phép sCOD đã được xử lý sinh học đi qua, giúp duy trì nồng độ COD đầu ra ổn định dù nồng độ tCOD đầu vào có sự biến động³⁶. Kết quả này tương đồng với nghiên cứu của Chamam et al. (2017) về xử lý nước thải dệt nhuộm bằng hệ thống MBR, trong đó tCOD đầu vào dao động lớn (1500 đến 4000 mg/L) cùng với nồng độ TSS dao động tương tự và tương đối cao (700 đến 1300 mg/L) nhưng đầu ra vẫn ổn định dưới 100 mg/L³⁷. Ngoài ra, kết quả nghiên cứu này còn cho thấy hiệu suất xử lý tốt so với các nghiên cứu tương tự. Alotaibi đã chỉ ra rằng hệ thống MBR của họ đạt được tốc độ loại bỏ là 330 mg COD/g VSS.ngày khi sử dụng nước thải công nghiệp thực tế có nồng độ COD khoảng 2.000 mg/L³⁸. Trong khi Bui đã báo cáo kết quả về tốc độ loại bỏ khi vận hành hệ thống MBR xử lý nước thải thuộc da với nồng độ COD đầu vào khá cao khoảng 2.600 mg/L dưới hai thông lượng khác nhau là 4,2 và 8,3 LMH lần lượt là 581 ± 285 và 836 ± 230 mg COD/g VSS.ngày³⁹. Nhìn chung, khả năng loại bỏ COD của hệ thống MBR trong nghiên cứu này cho thấy hiệu quả cao và ổn định, đáp ứng được các quy định hiện hành của nhà nước về nước thải công nghiệp.

Loại bỏ các hợp chất Nitơ

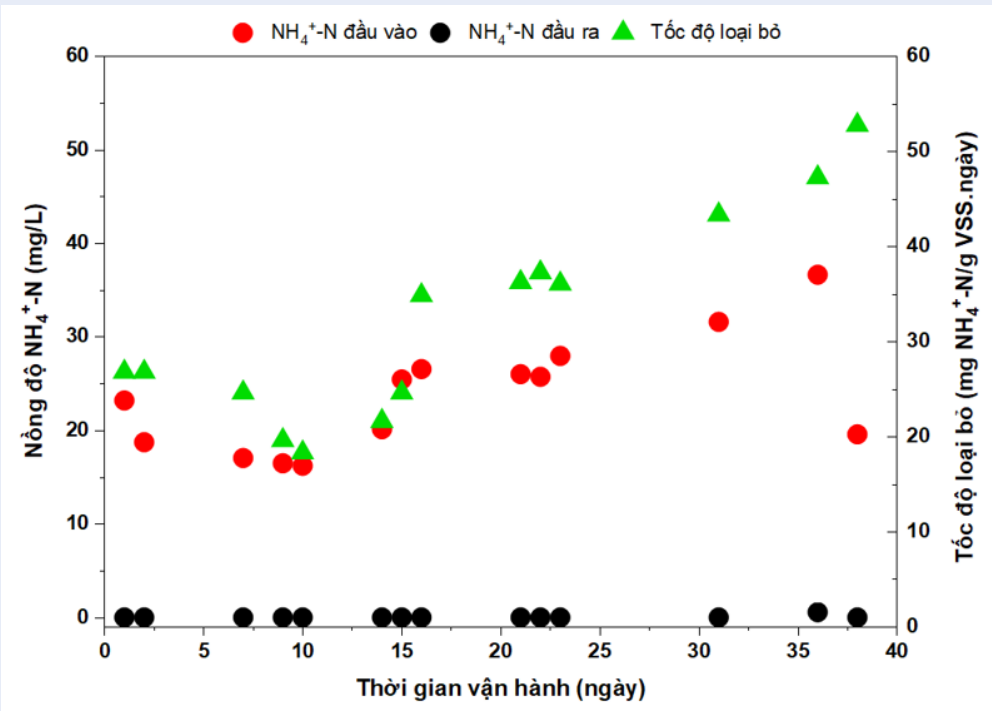
Hình 4 mô tả nồng độ NH_4^+ -N trong nước thải đầu vào, nước đầu ra và tốc độ loại bỏ NH_4^+ -N của hệ thống MBR quy mô phòng thí nghiệm. Trong quá trình vận hành, nồng độ NH_4^+ -N trong nước thải đầu vào dao động từ 16 – 37 mg/L (trung bình đạt $23,7 \pm 6,1$ mg/L). Cụ thể, trong 14 ngày đầu tiên, nồng độ NH_4^+ -N đầu vào trung bình đạt $18,7 \pm 2,5$ mg/L. Tuy nhiên sau đó thì nồng độ này tăng mạnh đạt mức cao nhất là 36,7 mg/L vào ngày thứ 36. Đến ngày vận hành thứ 38, chỉ sau hai ngày, nồng độ NH_4^+ -N đầu vào lại giảm đột ngột xuống còn 19,6 mg/L. Những biến động này được cho là do sự phức tạp và thiếu đồng

nhất của thành phần nước thải công nghiệp. Theo thời gian, tốc độ loại bỏ NH_4^+ -N tăng dần, từ $22,6 \pm 3,2$ mg NH_4^+ -N/g VSS.ngày trong 14 ngày đầu lên $33,4 \pm 0,9$ mg NH_4^+ -N /g VSS.ngày từ ngày 15 đến ngày 23, và tiếp tục tăng lên đến $47,6 \pm 3,9$ mg NH_4^+ -N /g VSS.ngày trong những ngày cuối của quá trình vận hành.

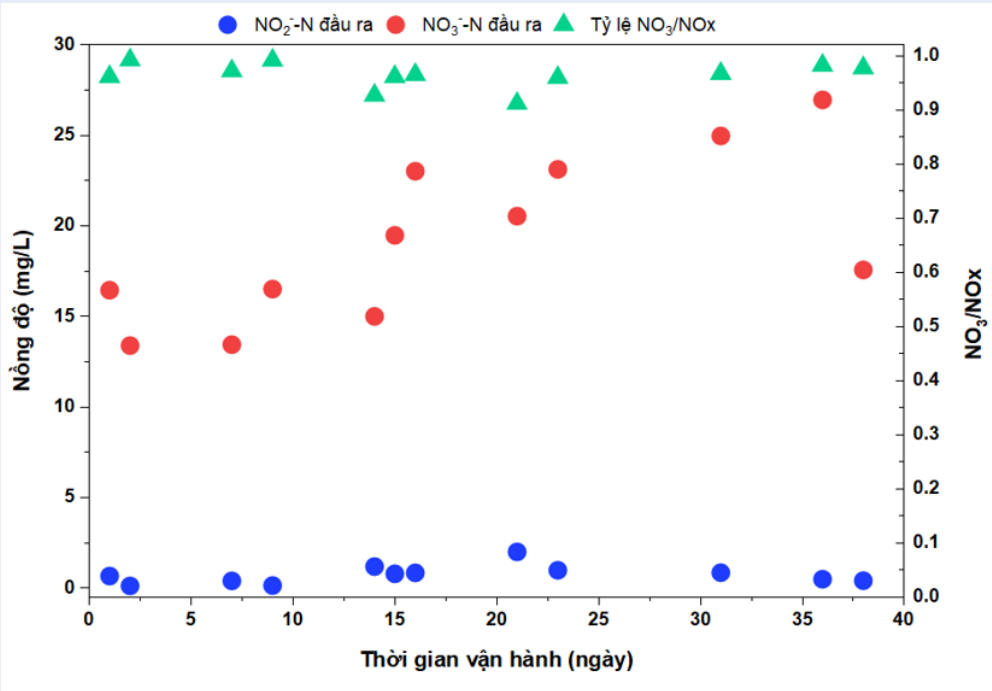
Trong suốt thời gian vận hành, nồng độ NH_4^+ -N tại đầu ra hầu như luôn được duy trì ở mức rất thấp và gần như bị loại bỏ hoàn toàn, với giá trị trung bình chỉ đạt $0,04 \pm 0,14$ mg/L. Điều này cho thấy quá trình nitrat hóa diễn ra với hiệu quả cao do tỷ lệ $\text{NO}_3^-/\text{NO}_x^-$ ở đầu ra rất lớn dao động từ 0,93 – 0,99 (Hình 5). Tỷ lệ này là căn cứ khoa học trực tiếp để chứng minh sự chuyển hóa gần như hoàn toàn NO_2^- -N thành NO_3^- -N trong hệ thống. Sự hình thành và tích lũy NO_3^- -N ở đầu ra xác nhận quá trình dị dưỡng (catabolism) của vi khuẩn nitrate hóa chiếm ưu thế trong việc loại bỏ NH_4^+ -N thay vì quá trình tổng hợp tế bào (assimilation) chỉ góp một phần nhỏ³⁶. Kết quả này tương đồng với nghiên cứu xử lý nước thải hóa dầu bằng hệ thống MBR của Huang et al. (2020). Cụ thể, trong nghiên cứu đó, nồng độ NH_4^+ -N đầu vào dao động khá lớn $46,6 \pm 21,8$ mg/L nhưng nồng độ NH_4^+ -N đầu ra vẫn được duy trì gần như bằng 0 mg/L đạt hiệu suất loại bỏ lớn hơn 99%⁴⁰. Tóm lại, sự tương đồng về hiệu suất loại bỏ NH_4^+ -N cao này không chỉ củng cố tính tin cậy của kết quả, mà còn chứng minh khả năng vượt trội của hệ thống MBR trong việc thực hiện quá trình nitrate hóa gần như hoàn toàn khi xử lý nước thải có nồng độ và tải lượng biến đổi.

Hình 5 mô tả nồng độ NO_2^- -N và NO_3^- -N trong đầu ra và tỷ lệ $\text{NO}_3^-/\text{NO}_x^-$ trong quá trình vận hành hệ thống MBR. Nhìn chung, nồng độ NO_3^- -N ở đầu ra chiếm ưu thế với giá trị trung bình đạt $19,2 \pm 4,4$ mg/L; trong khi nồng độ NO_2^- -N trung bình chỉ đạt $0,7 \pm 0,5$ mg/L. Xu hướng này phản ánh quá trình nitrat hóa diễn ra bên trong bể màng MBR. Bên cạnh đó, cả NO_2^- -N và NO_3^- -N gần như không phát hiện được trong nước thải đầu, với nồng độ trung bình lần lượt chỉ đạt $0,1 \pm 0,0$ mg/L và $0,2 \pm 0,1$ mg/L.

Trong thời gian vận hành, nồng độ NO_2^- -N đầu ra luôn ở mức thấp, duy trì dưới 1,0 mg/L, ngoại trừ ngày thứ 14 đạt 1,2 mg/L và ngày thứ 21 đạt 2,0 mg/L. Ngược lại, nồng độ NO_3^- -N đầu ra lại cao hơn đáng kể so với NO_2^- -N trong quá trình vận hành. Cụ thể, nồng độ này tăng đều từ giá trị thấp nhất là 13,4 mg/L vào ngày thứ 2 và đạt giá trị cao nhất là 27,0 mg/L vào ngày thứ 36. Tuy nhiên, chỉ hai ngày sau, nồng độ này giảm đột ngột xuống còn 17,6 mg/L (ngày 38). Bên cạnh đó, tỷ lệ $\text{NO}_3^-/\text{NO}_x^-$ luôn duy trì trên 0,91 và đạt gần như tuyệt đối là 0,99 vào ngày 3 và ngày 9. Điều này chứng tỏ phần lớn nitơ trong nước thải đầu



Hình 4: Nồng độ và tốc độ loại bỏ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ của hệ thống màng sinh học. (Nguồn: Nhóm tác giả)



Hình 5: Nồng độ $\text{NO}_2^-\text{-N}$ và $\text{NO}_3^-\text{-N}$ đầu ra và tỷ lệ NO_3/NO_x của hệ thống màng sinh học. (Nguồn: Nhóm tác giả)

vào đã được chuyển đổi thành nitrat và nitrat là dạng nitơ chiếm ưu thế trong nước đầu ra. Kết quả này tương đồng với các nghiên cứu trước về MBR hiếu khí, chẳng hạn như Yu et al. (2010) khi vận hành hệ MBR chìm xử lý nước thải tổng hợp giàu amoni ($\text{NH}_4^+ - \text{N} \approx 100 \text{ mg/L}$) đã ghi nhận $\text{NO}_2^- - \text{N}$ trong nước ra hầu như không tích lũy ($< 0,5 \text{ mg/L}$), trong khi $\text{NO}_3^- - \text{N}$ chiếm ưu thế đạt khoảng $94 - 97 \text{ mg/L}$ ⁴¹. Tương tự, nghiên cứu của Al-Sayed et al. (2023) với hệ MBR xử lý nước thải sinh hoạt cũng báo cáo nồng độ $\text{NO}_3^- - \text{N}$ đầu ra khoảng $25 - 29 \text{ mg/L}$ trong khi $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ở mức rất thấp³⁰. Như vậy, xu hướng trong nước đầu ra của $\text{NO}_3^- - \text{N}$ dao động từ $13,4$ đến $27,0 \text{ mg/L}$ và $\text{NO}_2^- - \text{N} < 1,0 \text{ mg/L}$ trong nghiên cứu này là phù hợp với đặc trưng nitrat hóa gần như hoàn toàn của các hệ MBR hiếu khí.

Loại bỏ các hợp chất per- và polyfluoroalkyl

Nồng độ của các hợp chất PFAS trong nước thải đầu vào và nước đầu ra khi qua hệ thống MBR lần lượt được trình bày ở Bảng 4. Xu hướng chung là 9 trong tổng số 11 hợp chất PFAS đều có nồng độ đầu ra cao hơn so với đầu vào. Trong đó, các hợp chất như PFHxA, PFHpA, PFOA, PFOS, PFBS, PFHxS và PFHpS đều tăng đáng kể sau xử lý (tăng 2–16 lần), khiến tổng nồng độ PFAS đầu ra cao hơn đầu vào. Hai hợp chất PFDoA và PFTrA gần như không thay đổi, trong khi một số hợp chất khác như PFUnA và PFDA có xu hướng giảm nhẹ. Sự tăng tổng thể này dẫn đến hiệu suất xử lý âm trong nghiên cứu. Nhìn chung, thay vì loại bỏ, hệ thống MBR dường như làm gia tăng nồng độ của một số hợp chất PFAS nhất định, đặc biệt là các hợp chất sulfonat như PFOS và PFHpS. Điều này có thể giải thích do kích thước lỗ của màng MBR không đủ lớn để giữ lại PFAS; đồng thời trong quá trình xử lý sinh học, các hợp chất tiền thân của PFAS có thể bị phân hủy từng phần và chuyển hóa thành các hợp chất PFAS cuối cùng.

PFOS và PFOA là hai hợp chất PFAS được nghiên cứu rộng rãi trên toàn cầu do mức độ phổ biến cũng như tác động tiêu cực đến môi trường và sức khỏe con người. Kết quả nghiên cứu cho thấy PFOS có nồng độ cao nhất trong cả nước thải đầu vào và đầu ra, trong khi PFOA đứng thứ ba. Các tài liệu trước đây ghi nhận PFOS và PFOA thường hiện diện trong nước thải công nghiệp, đặc biệt từ ngành mạ kim loại và dệt nhuộm⁵. Do đó, nồng độ PFOS ($97,5 \text{ ng/L}$) và PFOA ($4,4 \text{ ng/L}$) rất cao trong mẫu nghiên cứu là hoàn toàn phù hợp với bối cảnh hoạt động công nghiệp tại khu vực này. Mặc dù thời gian lưu bùn (SRT) đã được tăng lên, kết quả nghiên cứu cho thấy nồng độ PFOA và

Bảng 4: Nồng độ đầu vào và đầu ra của các hợp chất PFAS

Các hợp chất PFAS	Đơn vị	Đầu vào	Đầu ra
PFHxA	ng/L	0,2	3,5
PFHpA	ng/L	1,7	17,2
PFOA	ng/L	4,4	8,1
PFBS	ng/L	0,4	0,6
PFHxS	ng/L	5,0	10,3
PFHpS	ng/L	7,1	11,1
PFOS	ng/L	97,5	142,0
PFDA	ng/L	2,1	1,6
PFUnA	ng/L	1,6	1,0
PFDoA	ng/L	1,4	1,4
PFTrA	ng/L	0,7	0,8

(Nguồn: Nhóm tác giả)

PFOS vẫn tăng đáng kể (PFOA gần gấp đôi và PFOS tăng khoảng 45%) sau khi đi qua hệ thống MBR. Điều này chỉ ra rằng, dù việc kéo dài SRT có thể tăng lượng sinh khối và khả năng hấp phụ, nhưng không dẫn đến hiệu quả cải thiện trong việc loại bỏ PFAS. Hiện tượng này có thể liên quan đến quá trình biến đổi sinh học các tiền chất PFAS trong bể sinh học hiếu khí, trong đó vi sinh vật sử dụng một số enzyme oxy hoá – khử đặc hiệu để từng bước chuyển hóa các hợp chất tiền thân thành các hợp chất PFAS bền vững hơn⁴². Mặc dù nghiên cứu này không phân tích trực tiếp các tiền chất, xu hướng gia tăng PFOS quan sát được phù hợp với cơ chế đã được LaFond et al. (2023) tổng quan đối với bể xử lý sinh học hiếu khí tại nhà máy xử lý nước thải, theo đó các tiền chất như N-ethyl-perfluorooctane sulfonamido acetate (EtFOSAA) có thể bị vi khuẩn chuyển hóa qua chất trung gian như N-ethylperfluorooctane-1-sulfonamide (EtFOSA) rồi thành FOSA trước khi hình thành PFOS như sản phẩm cuối cùng⁴³.

Các hợp chất bao gồm PFHxA, PFHpA, PFBS, PFHxS, PFHpS cũng có xu hướng tăng đáng kể sau hệ thống MBR, với sự chênh lệch lần lượt là $0,2 - 3,5 \text{ ng/L}$, $1,7 - 17,2 \text{ ng/L}$, $0,4 - 0,6 \text{ ng/L}$, $5,0 - 10,3 \text{ ng/L}$ và $7,1 - 11,1 \text{ ng/L}$. Tương tự như PFOS và PFOA, sự gia tăng này có thể được giải thích bằng cơ chế phân hủy sinh học của các hợp chất tiền chất PFAS. Nước thải công nghiệp thường chứa các tiền chất này, chẳng hạn như fluorotelomer sulfonates (FTSAs), fluorotelomer carboxylates (FTCAs), và polyfluoroalkyl phosphate esters (PAPs),... Trong điều kiện hiếu khí của hệ thống MBR, vi sinh vật tiết ra enzyme đặc hiệu có thể phân

giải các tiền chất này, tạo thành các PFAS bền hơn, đặc biệt là các hợp chất mạch ngắn như PFHxA và PFHpA^{42,44}. Bên cạnh đó, một số hợp chất PFAS mạch dài có thể bị cắt ngắn chuỗi carbon thông qua sự phân cắt các liên kết C-F hoặc C-Cl nhờ vào các vi sinh vật hiếu khí, tạo ra các hợp chất PFAS mạch ngắn có tính chất bền vững hơn và khó bị phân hủy thêm⁴⁵. Kết quả là, nồng độ của các PFAS mạch dài giảm nhẹ, trong khi các PFAS mạch ngắn lại tăng lên đáng kể. Điều này hoàn toàn phù hợp với kết quả nghiên cứu này, khi nồng độ của hai hợp chất mạch ngắn là PFHxA (C6) và PFHpA (C7) trong nước thải đầu ra đã tăng lần lượt gấp 10 và 16 lần so với nước thải đầu vào. Ngược lại, nồng độ của hai hợp chất mạch dài là PFUnA (C11) và PFDA (C10) lại giảm nhẹ sau quá trình xử lý. Ngoài ra, màng MBR sử dụng trong nghiên cứu này có kích thước lỗ 0,01 μm chỉ có khả năng giữ lại các hạt rắn và vi sinh vật, nhưng không thể loại bỏ các phân tử PFAS đã hòa tan trong nước⁴⁶. Theo ITRC (2020), đường kính hydrodynamic của PFAS (0,5 – 1,2 nm) nhỏ hơn nhiều so với kích thước lỗ màng (0,01 μm , tương đương 10 nm)⁴⁷. Vì vậy PFAS hầu như không bị loại bỏ bằng cơ chế lọc vật lý bằng màng; nếu PFAS được tạo ra trong bể sinh học thì sẽ trực tiếp đi ra dòng nước đã xử lý, làm tăng nồng độ đầu ra.

Hai hợp chất PFUnA và PFDA là số ít hợp chất PFAS có xu hướng giảm dần nồng độ sau xử lý bằng màng MBR, lần lượt từ 2,1 xuống 1,6 ng/L và 1,6 xuống 1,0 ng/L. Sự suy giảm nồng độ PFAS trong hệ thống MBR chủ yếu xảy ra thông qua hai cơ chế chính: hấp phụ lên bùn hoạt tính và lưu giữ tạm thời tại lớp bùn lắng đọng (cake layer) bám trên bề mặt màng^{23,24}. Các hợp chất PFAS, đặc biệt là các phân tử mạch dài, có đặc tính kỵ nước và ưa bề mặt cao, giúp chúng dễ dàng hấp phụ vào bề mặt sinh khối trong bùn hoạt tính. Quá trình này diễn ra nhờ tương tác kỵ nước giữa chuỗi perfluoro và bề mặt hữu cơ của bùn, cùng với tương tác tĩnh điện giữa nhóm đầu ưa nước (-COOH, -SO₃H) của PFAS với protein hoặc khoáng chất^{24,28}. Bên cạnh đó, dù kích thước lỗ màng MBR quá lớn để giữ lại PFAS, lớp cake và biofilm hình thành trên bề mặt màng vẫn có khả năng hấp phụ các phân tử này²³. Do đó, việc giảm nồng độ PFAS đầu ra không phải do phân hủy hóa học hay lọc phân tử, mà là do một phần PFAS được giữ lại tạm thời trong bể bùn và trên bề mặt màng, giúp làm giảm nồng độ sau xử lý.

Dựa trên những phân tích đã có, hệ thống MBR trong nghiên cứu này có thể chưa đáp ứng được hiệu quả mong muốn trong việc loại bỏ PFAS dù thời gian lưu bùn đã được kéo dài lên 20 ngày, thậm chí có xu hướng làm tăng đáng kể nồng độ của một số hợp chất ở đầu ra. Hiệu quả xử lý thấp này có thể do nhiều yếu

tố, bao gồm kích thước phân tử nhỏ của PFAS, độ bền hóa học đặc thù của liên kết C – F, sự không tương thích về kích thước giữa PFAS với màng lọc, và khó khăn trong việc kiểm soát quá trình phân hủy sinh học của vi sinh vật trong hệ MBR. Chính vì những hạn chế này mà nhiều nghiên cứu trước đây đã thực hiện việc kết hợp MBR với các công nghệ bổ sung khác nhau có thể cải thiện đáng kể hiệu quả loại bỏ PFAS. Cụ thể, trong nghiên cứu của Yu et al. (2014), khi bổ sung PAC vào hệ thống MBR với liều lượng 30 mg/L, hiệu quả loại bỏ PFOS và PFOA đạt lần lượt 77,4% và 67,7%²⁸. Tương tự, nghiên cứu của Baresel et al. (2024) cho thấy kết hợp MBR với GAC trong hệ thống quy mô pilot đạt hiệu suất loại bỏ PFAS từ 60–80%, và loại bỏ PFOS từ 70–90%⁴⁸. Trong khi đó, Abdulraheem đã báo cáo kết quả chứng minh rằng hệ thống MBR kết hợp điện hóa có thể đạt hiệu quả loại bỏ PFOA lên đến 92%⁴⁹. Do đó, trong các nghiên cứu tương lai nhằm nâng cao hiệu suất loại bỏ PFAS trong nước thải công nghiệp, MBR có thể được xem xét kết hợp với các công nghệ chuyên biệt khác như hấp phụ bằng than hoạt tính (GAC/PAC), trao đổi ion, thẩm thấu ngược (RO) hoặc các quá trình oxy hóa nâng cao (AOPs).

KẾT LUẬN

Nghiên cứu này ứng dụng hệ thống MBR nhằm mục đích đánh giá hiệu quả đồng xử lý các chất ô nhiễm thông thường như COD và NH₄⁺-N cùng với PFAS trong nước thải công nghiệp tập trung. Tốc độ loại bỏ COD và NH₄⁺-N lần lượt đạt 258 ± 103 mg COD/g VSS.ngày và 31,6 ± 7,6 mg NH₄⁺-N/g VSS.ngày. Kết quả PFAS cho thấy nồng độ của nhiều hợp chất PFAS tăng lên đáng kể sau xử lý bao gồm PFHxA, PFHpA, PFOA, PFOS, PFBS, PFHxS, PFHpS. Trong đó, PFOS với nồng độ cao nhất trong cả đầu vào và đầu ra; tăng từ 97,5 ng/L lên 142,0 ng/L (tăng khoảng 45%). Mặc dù có các hợp chất như PFUnA và PFDA giảm nồng độ, nhưng tỉ lệ giảm rất thấp. Những kết quả trên cho thấy MBR là công nghệ sinh học hiệu quả và ổn định trong việc loại bỏ chất hữu cơ và hợp chất nitơ. Tuy nhiên, để cải thiện hiệu suất xử lý PFAS trong nước thải công nghiệp, cần kết hợp MBR với các phương pháp lý-hóa khác.

XUNG ĐỘT LỢI ÍCH

Không có xung đột lợi ích nào cần khai báo.

ĐÓNG GÓP CỦA TÁC GIẢ

Phan Tà Hoàng Nhi: Thực hiện thí nghiệm, quản lý và phân tích dữ liệu, viết bản thảo. **Nguyễn Phương Thảo:** Rà soát và chỉnh sửa bản thảo, chuẩn bị bản thảo hoàn chỉnh. **Nguyễn Hữu Việt:** Rà soát bản

thảo và đóng góp ý kiến. **Đào Thị Việt Hương:** Rà soát bản thảo và đóng góp ý kiến. **Dư Mỹ Lệ:** Rà soát bản thảo và đóng góp ý kiến. **Tô Thị Hiền:** Rà soát bản thảo và đóng góp ý kiến. **Lê Văn Thắng:** Rà soát bản thảo và đóng góp ý kiến. **Bùi Xuân Thành:** Tài trợ kinh phí, giám sát, rà soát và chỉnh sửa bản thảo cuối cùng.

CẢM ƠN

Nghiên cứu được tài trợ bởi Đại học Quốc gia Thành phố Hồ Chí Minh (ĐHQG-HCM) trong khuôn khổ Đề tài mã số: C2025-20-16. Chúng tôi xin cảm ơn Trường Đại học Bách khoa – ĐHQG TP.HCM (HCMUT) đã hỗ trợ nghiên cứu này. Bên cạnh đó, Phan Tà Hoàng Nhi được tài trợ bởi Chương trình học bổng đào tạo thạc sĩ, tiến sĩ trong nước của Quỹ Đổi mới sáng tạo Vingroup (VINIF), mã số VINIF.2024.ThS.41.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- ShuangWei X, TieYu W. Industrial source identification and emission estimation of perfluorooctane sulfonate in China. 2013 [cited 2025 Aug 1]. 2013; Available from: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20133054152>.
- Klimonda A, Kowalska I. Membrane technology for the treatment of industrial wastewater containing cationic surfactants. *Water Resources and Industry*. 2021;26. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.wri.2021.100157>.
- Secundo L, Metrangolo P, Dichiarante V. Current Approaches in the Classification of PFAS: An Overview. *Wiley Online Library* [Internet]. 2025 May 2 [cited 2025 Aug 1]. 2025;20(9). Available from: <https://aces.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/asia.202500127>.
- Buck RC, Korzeniowski SH, Laganis E, Adamsky F. Identification and classification of commercially relevant per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2021;17(5):1045–55. Available from: <https://doi.org/10.1002/ieam.4450>.
- Barisci S, Suri R. Occurrence and removal of poly/perfluoroalkyl substances (PFAS) in municipal and industrial wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*. 2021;84(12):3442–68. Available from: <https://doi.org/10.2166/wst.2021.484>.
- Secundo L, Metrangolo P, Dichiarante V. Historical and current usage of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A literature review. *Wiley Online Library* [Internet]. 2023 May 1 [cited 2025 Aug 1]. 2023;66(5):353–78. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ajim.23362>.
- Brunn H, Arnold G, Körner W, Rippen G, Steinhäuser KG, Valentin I. PFAS: forever chemicals—persistent, bioaccumulative and mobile. Reviewing the status and the need for their phase out and remediation of contaminated sites. *Springer*. 2023;1(1):20.
- Yang L, He L, Xue J, Ma Y, Xie Z, Wu L, et al. Persulfate-based degradation of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) in aqueous solution: review on influences, mechanisms and prospective. *Journal of Hazardous Materials*. 2020;393. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122405>.
- Brusseau ML, Guo B. PFAS concentrations in soil versus soil porewater: mass distributions and the impact of adsorption at air-water interfaces. *Chemosphere*. 2022;302. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134938>.
- Sunderland EM, Hu XC, Dassuncao C, Tokranov AK, Wagner CC, Allen JG. A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* Nature Publishing Group. 2019;29:131–47.
- Anderko L, Pennea E. Exposures to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): potential risks to reproductive and children's health. *Current Problems in Pediatric and Adolescent Health Care*. 2020;50(2). Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cppeds.2020.100760>.
- Panieri E, Baralic K, Djukic-Cosic D, Djordjevic AB, Saso L. PFAS Molecules: A Major Concern for the Human Health and the Environment. vol. Volume 10. *Toxics*. MDPI; 2022.
- Jin T, Peydayesh M, Mezzenga R. Membrane-based technologies for per- and poly-fluoroalkyl substances (PFASs) removal from water: removal mechanisms, applications, challenges and perspectives. *Environment International*. 2021;157. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106876>.
- Wan H, Mills R, Qu K, Hower JC, Mottaleb MA, Bhattacharyya D, et al. Rapid removal of PFOA and PFOS via modified industrial solid waste: mechanisms and influences of water matrices. *Chemical Engineering Journal*. 2022;433(Pt 2). Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133271>.
- Kim G, Mengesha DN, Choi Y. Adsorption dynamics of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) on activated carbon: Interplay of surface chemistry and PFAS structural properties. *Sep Purif Technol*. 2024;349:127851.
- Ma Q, Lei Q, Liu F, Song Z, Khudis B, Zhang W. Evaluation of commercial nanofiltration and reverse osmosis membrane filtration to remove per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): effects of transmembrane pressures and water matrices. *Water Environment Research : A Research Publication of the Water Environment Federation*. 2024;96(2). Available from: <https://doi.org/10.1002/wer.10983>.
- Hang X, Chen X, Luo J, Cao W, Wan Y. Removal and recovery of perfluorooctanoate from wastewater by nanofiltration. *Sep Purif Technol*. 2015;145:120–9. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.03.013>.
- YuRong G, TongZhou L. Hydrated electron based decomposition of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in the VUV/sulfite system. 2017 [cited 2025 Nov 17]. 2017; Available from: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20173359202>.
- Trojanowicz M, Bojanowska-Czajka A, Bartosiewicz I, Kulisa K. Advanced Oxidation/Reduction Processes treatment for aqueous perfluorooctanoate (PFOA) and perfluorooctanesulfonate (PFOS) –A review of recent advances. *Chemical Engineering Journal*. 2018;336:170–99. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.153>.
- Amen R, Ibrahim A, Shafqat W, Hassan EB. A Critical Review on PFAS Removal from Water: Removal Mechanism and Future Challenges. *Multidisciplinary Digital Publishing Institute*. 2023;15.
- Biological treatment of industrial wastewater. *Royal Society of Chemistry*; 2021. Available from: <https://doi.org/10.1039/9781839165399>.
- Bui XT, Nguyen DD, Le LT, Nguyen QH, Nguyen PD, Ngo HH, et al. Biological wastewater treatment systems: an overview. *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Advances in Biological Wastewater Treatment Systems*. 2022;p. 1–12. Available from: <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99874-1.00020-8>.
- Chu HP, Li X, et al. Membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR): sludge cake formation and fouling characteristics. *Wiley Online Library*. 2005;90(3):323–31.
- Ilieva Z, Hamza RA, Suehring R. The significance of fluorinated compound chain length, treatment technology, and influent composition on per- and polyfluoroalkyl substances removal in worldwide wastewater treatment plants. *Integrated Environmental Assessment and Management*. John Wiley and Sons Inc. 2024;20:59–69.
- Wang Z, DeWitt JC, Higgins CP, Cousins IT. A never-ending story of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs)? *Environmental Science & Technology*. 2017;51(5):2508–18. Available

- from: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04806>.
26. Lenka SP, Kah M, Padhye LP. A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. *Water Research*. 2021;199. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117187>.
 27. Zhang Z, Sarkar D, Biswas JK, Datta R. Biodegradation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A review. *Biore-source Technology*. 2022;344. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126223>.
 28. Yu J, He C, Liu X, Wu J, Hu Y, Zhang Y. Removal of perfluorinated compounds by membrane bioreactor with powdered activated carbon (PAC): adsorption onto sludge and PAC. *Desalination*. 2014;334(1):23–8. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.08.007>.
 29. Nguyen ML, Vo TD, Dat ND, Nguyen VT, Tran AT, Nguyen PT, et al. Performance of low flux sponge membrane bioreactor treating industrial wastewater for reuse purposes. *Biore-source Technology Reports*. 2023;22:22. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101440>.
 30. Al-Sayed A, Hassan GK, Al-Shemy MT, El-Gohary FA. Effect of organic loading rates on the performance of membrane bioreactor for wastewater treatment behaviours, fouling, and economic cost. *Scientific Reports*. 2023;13(1):15601. Available from: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-42876-7>.
 31. Simon J. The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment. Elsevier; 2010.
 32. Cheng SS, Leiknes T, Weitzenböck J. Development of a biofilm-MBR for shipboard wastewater treatment: the effect of process configuration. 2010 [cited 2025 Nov 17]. 2010; Available from: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20103182775>.
 33. Pulster EL, Bowman SR, Keele L, Steevens J. Guide to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) sampling within natural resource damage assessment and restoration. 2024 [cited 2025 Nov 17]. 2024; Available from: <https://pubs.usgs.gov/publication/ofr20241001/full>.
 34. Nhi TTY, Ngàn TNT, Mai NA, Vui TTK, Đ T Chí N, Huệ NTT, et al. PHÁT TRIỂN QUY TRÌNH PHÂN TÍCH AXIT PERFLUOROOCTANOIC VÀ SUNFONAT PERFLUOROOCTAN TRONG NƯỚC BẰNG PHƯƠNG PHÁP SẮC KỶ LÔNG HIỆU NĂNG CAO GHEP ĐẦU DÒ KHỐI PHỔ HAI LẦN (HPLC-MS/MS). *Tạp chí Phân tích Hóa, Lý và Sinh học*. 2021;26(3A):85–85.
 35. Vo TK, Dang BT, Ngo HH, Nguyen TT, Nguyen VT, Vo TD, et al. Low flux sponge membrane bioreactor treating tannery wastewater. *Elsevier*. 2021;24:101989. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101989>; <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186421006374>.
 36. AM E. Wastewater engineering treatment and resource recovery. 2014 [cited 2025 Nov 17]; 2014. Available from: <https://repositori.mypolycc.edu.my/handle/123456789/4586>.
 37. C B. M H, RB A, A G. Comparative Performances of an Activated Sludge Process and a Membrane Bioreactor for the Treatment of a Textile Industry Effluent. *Journal of Bioprocessing & Biotechniques*. 2017;07(05).
 38. Alotaibi M, Refaat A, Munshi F, El-Said MA, El-Shafai SA. Influence of Organic Loading Rates on the Treatment Performance of Membrane Bioreactors Treating Saline Industrial Wastewater. *Water (Switzerland)*. 2024;16(18). Available from: <https://doi.org/10.3390/w16182629>.
 39. Vo TD, Bui XT, Dang BT, Nguyen TT, Nguyen VT, Tran DP, et al. Influence of organic loading rates on treatment performance of membrane bioreactor treating tannery wastewater. *Environmental Technology & Innovation*. 2021;24. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101810>.
 40. Huang S, Pooi CK, Shi X, Varjani S, Ng HY. Performance and process simulation of membrane bioreactor (MBR) treating petrochemical wastewater. *The Science of the Total Environment*. 2020;747. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141311>.
 41. Yu T, Qi R, Li D, Zhang Y, Yang M. Nitrifier characteristics in submerged membrane bioreactors under different sludge retention times. *Water Research*. 2010;44(9):2823–30. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.02.021>.
 42. Chen L, Yu X, Cai L, Sui Q. Fate and removal of per- and polyfluoroalkyl substances throughout landfill leachate treatment processes: uncovering precursor transformation and sludge-mediated reappearance. *Waste Management*. 2025;206. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2025.115050>.
 43. Lafond JA, Hatzinger PB, Guelfo JL, Millerick K, Jackson WA. Bacterial transformation of per- and polyfluoroalkyl substances: a review for the field of bioremediation. *Environmental Science: Advances*, 2023• pubs.rsc.org [Internet]. 2023 [cited 2025 Jul 7]. 2023; Available from: <https://doi.org/10.1039/D3VA00031A>; <https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2023/va/d3va00031a>.
 44. Göckener B, Fließner A, Rüdell H, Badry A, Koschorreck J. Long-term trends of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in suspended particulate matter from German rivers using the direct total oxidizable precursor (dTOP). *ACS Publications* B Göckener, A Fließner, H Rüdell, A Badry, J Koschorreck *Environmental Science & Technology*, 2021• ACS Publications [Internet]. 2022 Jan 4 [cited 2025 Aug 1]. 2021;.
 45. Grgas D, Petrina A, Štefanac T, Bešlo D, Dragičević TAL. A Review: Per- and Polyfluoroalkyl Substances—Biological Degradation. Vol. 11, *Toxics*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). 2023;.
 46. Jin T, Peydayesh M, Joerss H, Zhou J, Bolisetty S, Mezzenga R. Amyloid fibril-based membranes for PFAS removal from water. *Environmental Science Water Research & Technology*. 2021;7(10):1873–84. Available from: <https://doi.org/10.1039/D1EW00373A>.
 47. ITRC WI. Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). Washington, DC, USA: TIT Council and Regulatory; 2020.
 48. Baresel C, Salem M, Roberts R, Malovanyy A, Lemström H, Esfahani B. Approaching Breakthrough: Resource-Efficient Micropollutant Removal with MBR-GAC Configuration. *Applied Sciences (Switzerland)*. 2024;14(17).
 49. Abdulraheem KA, Mohamed MF, Alnuaimi NS, Giwa A. Removal of perfluorooctanoic acid from municipal wastewater by electrochemical membrane bioreactor: Design, proof-of-concept, and sustainability assessment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2025;13(5). Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.117906>.



Co-treatment performance of pollutants and per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in centralized industrial wastewater using a membrane bioreactor (MBR)

Ta-Hoang-Nhi Phan^{1,2}, Phuong-Thao Nguyen^{2,3,*}, Huu-Viet Nguyen^{2,3}, Thi-Viet-Huong Dao^{2,3}, My-Le Du^{2,3}, Thi-Hien To^{1,2}, Van-Thang Le^{2,4}, Xuan-Thanh Bui^{2,3}



Use your smartphone to scan this QR code and download this article

¹Ho Chi Minh City University of Science, 227 Nguyen Van Cu, Cho Quan Ward, Ho Chi Minh City 700000, Vietnam

²Vietnam National University Ho Chi Minh, Ho Chi Minh City 700000, Vietnam

³Ho Chi Minh City University of Technology (HCMUT), 268 Ly Thuong Kiet Street, Dien Hong Ward, Ho Chi Minh City 700000, Vietnam

⁴Ho Chi Minh City International University (HCMIU), Linh Trung Ward, Ho Chi Minh City 700000, Vietnam

Correspondence

Phuong-Thao Nguyen,

Vietnam National University Ho Chi Minh, Ho Chi Minh City 700000, Vietnam

Ho Chi Minh City University of Technology (HCMUT), 268 Ly Thuong Kiet Street, Dien Hong Ward, Ho Chi Minh City 700000, Vietnam

Email: npthao@hcmut.edu.vn

History

- Received: 05-9-2025
- Revised: 19-11-2025
- Accepted: 01-12-2025
- Published Online: 17-06-2026

DOI : <https://doi.org/10.32508/vnuhcmj-ees.v10i1.833>



Check for updates

Copyright

© VNUHCM Journal. This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution 4.0 International license.

ABSTRACT

Centralized industrial wastewater presents a major challenge due to its high pollutant loads and the presence of persistent micropollutants such as per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS), which pose significant risks to human health and the environment. Membrane bioreactor (MBR) technology is highly regarded for its high organic removal efficiency, environmental friendliness, and cost-effectiveness. Although PFAS removal by MBR remains limited, it has been reported that a fraction of PFAS can be transferred from the aqueous phase to the biomass through adsorption. Therefore, this study was conducted to evaluate the co-treatment performance of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, and PFAS in centralized industrial wastewater. The lab-scale MBR system was operated at a flux of 6 $\text{L/m}^2\cdot\text{h}$ (LMH). The results showed that the COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal rates reached 258 ± 103 mg COD/g VSS.day and 31.6 ± 7.6 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/g VSS.day}$, respectively. For PFAS, the concentrations of 9 out of 11 compounds, including PFHxA, PFHpA, PFOA, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDoA, and PFTrA, increased after treatment, likely because PFAS precursors were degraded and transformed into terminal PFAS compounds. In particular, PFOS concentrations markedly increased from 97.5 ng/L to 142.0 ng/L. In contrast, PFUnA and PFDA concentrations decreased, but only to a very limited extent. These results indicate that the MBR system is effective for organic pollutant removal. However, to remove trace-level, poorly biodegradable pollutants such as PFAS, the MBR needs to be coupled with additional physico-chemical treatment processes.

Key words: Per- and polyfluoroalkyl substances, Industrial wastewater, Membrane bioreactor, Treatment performance

Cite this article : Phan T, Nguyen P, Nguyen H, Dao T, Du M, To T, Le V, Bui X. Co-treatment performance of pollutants and per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in centralized industrial wastewater using a membrane bioreactor (MBR). *VNUHCM J. Environ. Earth Sci.* 2026; 10(1):1225-1236.