

Vi nhựa trong nước uống: hiện trạng và giải pháp

Phạm Văn Tới¹, Phạm Văn Định¹, Đỗ Văn Mạnh^{2,3}, Lê Xuân Thanh Thảo^{2,3}, Nguyễn Thị Thu Trang^{2,3}, Lê Thị Thanh An¹, Vũ Thị Thanh Huyền¹

¹Khoa Kỹ thuật Môi trường, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội

²Viện Khoa học và Công nghệ Năng lượng và Môi trường, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

³Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

TỪ KHOÁ

Vi nhựa
Nước uống
Xử lý nước uống
Đồng tụ
Màng

TÓM TẮT

Vi nhựa đã được phát hiện trong các đại dương, biển và các vùng nước ngọt trên toàn thế giới trong những năm gần đây; tuy nhiên, có rất ít nghiên cứu về nồng độ của vi nhựa trong nước uống hàng ngày và các công nghệ loại bỏ chúng để bảo vệ sức khỏe con người. Các quá trình xử lý nước trong nhà máy xử lý nước uống như lắng, đông tụ, lọc màng, ... góp phần làm giảm thiểu nồng độ vi nhựa trong nước uống nhưng vẫn còn nhiều thách thức đối với hiệu suất của các quy trình xử lý vi nhựa này. Vì vậy, bài báo này tổng hợp những thông tin hiện có về vi nhựa trong các nguồn nước uống, đồng thời đưa ra một số giải pháp xử lý vi nhựa được áp dụng trên thế giới và các thách thức khi áp dụng các công nghệ này nhằm nâng cao hiệu quả của quá trình xử lý.

KEYWORDS

Microplastics
Drinking water
Drinking water treatment
Coagulation
Membrane

ABSTRACT

Microplastics have been detected in oceans, seas, and freshwater bodies worldwide in recent years; however, limited research has focused on their concentrations in daily drinking water and on the technologies available to remove them in order to protect human health. Drinking water treatment processes—such as sedimentation, coagulation, and membrane filtration—help reduce the concentration of microplastics, but significant challenges remain regarding their effectiveness. Therefore, this article summarizes current knowledge on microplastics in drinking water sources, highlights treatment solutions that have been applied worldwide, and discusses the challenges involved in implementing these technologies to improve treatment efficiency.

1. Giới thiệu

Vi nhựa là các hạt nhựa có kích thước nhỏ từ 1 µm-5 mm [1-3], trong khi các loại hạt nhựa có kích thước hơn 100 nm hoặc 1000 nm (định nghĩa chưa rõ ràng) được gọi là nano nhựa (NPs) [4, 2]. Trái ngược với các hạt nano nhựa, vi nhựa đã được khảo sát và nghiên cứu nhiều trong môi trường đất, nước và không khí. Trong môi trường nước, vi nhựa đã được tìm thấy trong các vùng nước biển trên toàn thế giới và các nghiên cứu về sự tồn tại của vi nhựa trên biển và đại dương nhiều hơn so với nước ngọt [5-6]. Tuy nhiên, nước ngọt là nguồn nước uống chủ yếu cho con người, và sự có mặt của vi nhựa trong nguồn nước này đe dọa sức khỏe con người. Một số mẫu nước thô từ các nhà máy xử lý nước uống được chọn đã được nghiên cứu về vi nhựa và sự hiện diện của chúng đã được xác nhận [7-8], với nồng độ vi nhựa lên tới 4000 hạt/l [8]. Vi nhựa cũng được tìm thấy trong các hồ, sông và đập trên toàn cầu [9-10], ngay cả ở những vùng xa xôi [11-12]. Do đó, các nhà máy xử lý nước cấp phải đối mặt với sự hiện diện của một tác nhân gây ô nhiễm “mới” – vi nhựa.

Tuy nhiên, các nghiên cứu liên quan đến tác động độc tính của vi nhựa (và nano nhựa) vẫn chưa nhiều và chưa được mô tả đầy đủ. Nhiều nghiên cứu đã khảo sát những tác động của chất ô nhiễm này lên

các sinh vật (chủ yếu là dưới nước) và đã ghi nhận một số ảnh hưởng tiêu cực [10]. Tuy nhiên, việc sản xuất nhựa ngày càng tăng [9] dẫn đến nồng độ vi nhựa trong môi trường cũng tăng theo. Gần đây, một số nghiên cứu về tương tác giữa vi nhựa với tế bào người cũng đã được tiến hành. Các thí nghiệm trong ống nghiệm của [13] cho thấy vi nhựa (chủ yếu là polystyrene (PS) 10 µm, đi kèm với nano nhựa có kích thước 40÷250 nm) gây ra stress oxy hóa cho các tế bào biểu mô và não người. Triebkorn và cộng sự [10] đã quan sát thấy vi nhựa (PS, 0,25 ± 0,06 µm) được hấp thụ bởi tế bào sừng (keratinocyte). Một mối lo ngại khác là khả năng xảy ra tác dụng hiệp đồng với các chất ô nhiễm hữu cơ kỵ nước có xu hướng hấp phụ lên vi nhựa và sau đó có thể được chuyển đến các cơ quan và mô tương ứng ở nồng độ cao [9]. Do những ảnh hưởng tiềm tàng của việc tiếp xúc lâu dài với vi nhựa đối với sức khỏe con người [14], nên các nghiên cứu về vi nhựa trong nước uống cần được thực hiện nhiều hơn trong tương lai.

Mục tiêu của bài báo này trình bày thông tin hiện có về vi nhựa trong nguồn nước uống và nước uống, giải pháp loại bỏ vi nhựa trong nước uống và một số thách thức đối với các quy trình loại bỏ vi nhựa trong nước uống.

*Liên hệ tác giả: toipv@huce.edu.vn

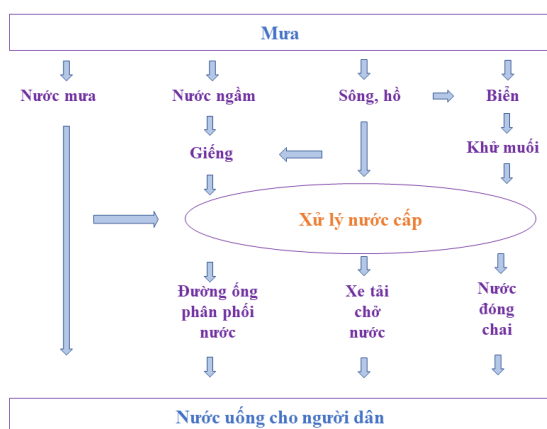
Nhận ngày 15/09/2025, sửa xong ngày 29/09/2025, chấp nhận đăng ngày 30/09/2025

Link DOI: <https://doi.org/10.54772/jomc.06.2025.1126>

2. Vi nhựa trong nguồn nước uống

2.1. Vi nhựa trong nguồn nước mặt và nước ngầm

Nước ngọt là nguồn nước chính cho nông nghiệp, công nghiệp, sản xuất năng lượng và sinh hoạt của con người. Nước biển cũng được sử dụng để sản xuất nước sinh hoạt cho người dân khi nguồn nước ngọt khan hiếm. Tuy nhiên, việc khử muối trong nước biển đòi hỏi năng lượng và chi phí cao [9]. Nguồn nước mặt bao gồm nước sông, hồ, hồ chứa, và nước ngầm là những nguồn nước chính dùng cho cấp nước (Hình 1). Các nguồn nước này dễ bị ô nhiễm bởi các hoạt động nông nghiệp, công nghiệp, sinh hoạt, y tế, ... [9]



Hình 1. Nguồn nước uống và các tuyến đường vận chuyển khác nhau hướng tới nơi con người tiêu thụ.

Vi nhựa đã được tìm thấy trong các vùng nước mặt khác nhau từ sông, hồ, biển, cho đến nước máy và thậm chí cả nước tinh khiết. Hàm lượng vi nhựa trung bình trong môi trường nước ngọt dao động từ vài đến hàng triệu tấn [8]. Những khác biệt lớn này chủ yếu bị ảnh hưởng bởi vị trí, điều kiện tự nhiên, hoạt động của con người, ... Vi nhựa xâm nhập vào môi trường nước mặt thông qua việc xả nước thải có chứa vi nhựa (nước thải giặt giũ và sinh hoạt), phân hủy chất thải nhựa trong môi trường và mài mòn các sản phẩm nhựa, ... [15] Ngoài ra, lắng đọng trong khí quyển cũng là một nguồn vi nhựa quan trọng đối với môi trường nước [15].

Sự xâm nhập của vi nhựa vào hệ sinh thái nước chủ yếu xảy ra thông qua các hạt vi nhựa mang theo dòng chảy, với hình dạng, kích thước và mật độ khác nhau. Những mảnh nhựa này phân bố trên nhiều tầng khác nhau của hệ sinh thái biển, cuối cùng lắng đọng ở lớp trầm tích đáy và có thể được tiêu thụ bởi các loài sinh vật đáy [16]. Khi xâm nhập vào môi trường nước, vi nhựa được coi là vật mang các chất gây ô nhiễm có hại (ví dụ: kim loại nặng), hóa chất độc hại (ví dụ: hóa chất gây rối loạn nội tiết, ete polybrom diphenyl) và mầm bệnh từ nơi này sang nơi khác trong môi trường nước [17]. Vi nhựa được phát hiện trong nước máy dưới nhiều hình dạng khác nhau như sợi, mảnh, hình cầu và màng [18-19] với kích thước dao động từ 1 đến 5000 μm [20, 19]. Theo đó, vi nhựa được phát hiện trong phần lớn các mẫu nước,

chủ yếu là nước máy hoặc nước thải từ các nhà máy xử lý nước uống. Về nồng độ, các mẫu thu thập ở Trung Quốc cho thấy phạm vi nồng độ cao nhất là 267–1247 hạt (vi nhựa)/l so với các khu vực khác [21, 19]. Hơn nữa, mảnh vỡ là hình dạng chiếm ưu thế trong nước máy, chiếm khoảng 53,8–100 % trên tất cả các địa điểm lấy mẫu ở Trung Quốc theo báo cáo của Tong và cộng sự (2020). Tương tự, Shen và cộng sự [21] đã báo cáo rằng các mảnh vỡ và sợi chiếm phần lớn (>70 %) trong tất cả các mẫu nước, chủ yếu bao gồm polyethylene (PE), polypropylene (PP) và polyethylene terephthalate (PET). Các mẫu trong các nghiên cứu này chủ yếu có nguồn gốc từ nước mặt và nước ngầm, dẫn đến sự đa dạng về hình thái của vi nhựa được tìm thấy trong nước máy. Ví dụ, hình dạng mảnh vỡ có thể phát sinh từ quá trình phân hủy các sản phẩm nhựa cũ, sợi có thể bắt nguồn từ nước thải giặt là và hình cầu có thể đến từ các sản phẩm chăm sóc cá nhân [7]. Một giả thuyết khác cho rằng vi nhựa trong nước máy có thể liên quan đến các vật liệu được sử dụng trong đường ống vận chuyển trong các nhà máy xử lý nước uống hoặc chuỗi cung ứng, chẳng hạn như polyvinyl chloride (PVC) [21] hoặc sự kết hợp của gang, polyethylene mật độ cao (high-density polyethylene-HDPE) và PVC [7]. Ngoài ra, sự hiện diện của PP và poly methyl methacrylate (PMMA) có thể là do việc sử dụng chất keo tụ có chứa polyacrylamide (PAM) [8]. Tuy nhiên, cần xác minh thêm những phát hiện này do tính phức tạp và quy mô của hệ thống xử lý và chuỗi cung ứng.

2.2. Vi nhựa trong nước uống

Gần đây, một số nghiên cứu đã khảo sát sự hiện diện của vi nhựa trong các sản phẩm tiêu dùng của con người, bao gồm thực phẩm và nước uống. Nếu nước uống không được xử lý triệt để, vi nhựa có thể xâm nhập vào cơ thể con người. Pivokonsky và cộng sự [8] nghiên cứu số lượng và đặc tính của vi nhựa (>1 μm) trong nước đã xử lý (lấy mẫu tại đầu ra của nhà máy xử lý nước cấp) đã được xác định tại ba nhà máy khác nhau (được gọi là NM1–3), được cung cấp bởi các nguồn nước mặt (nguồn nước lấy từ hồ trong trường hợp của NM1 và NM2; nguồn nước lấy từ sông trong trường hợp của NM3) tại Cộng hòa Séc. Vi nhựa được phát hiện trong tất cả các mẫu, với giá trị trung bình là 443 ± 10 hạt/l tại WTP1, 338 ± 6 hạt/l tại NM2 và 628 ± 28 hạt/l tại NM3. Ngược lại, trong một nghiên cứu của Mintenig và cộng sự (2019), vi nhựa có kích thước >20 μm có nồng độ dưới 1 hạt/ m^3 và không phát hiện thấy vi nhựa có kích thước nhỏ hơn 20 μm tại năm vòi nước hộ gia đình sử dụng từ năm nhà máy nước sạch công cộng khác nhau lấy nguồn nước ngầm ở Đức. Sự khác biệt trong kết quả của hai nghiên cứu có thể liên quan đến một số yếu tố, bao gồm loại nguồn nước (thô) (nước ngầm so với nước mặt), vị trí, công nghệ xử lý được áp dụng và giới hạn phát hiện kích thước hạt thấp hơn. Pivokonsky và cộng sự [8] phát hiện vi nhựa có kích thước <10 μm , trong khi Mintenig và cộng sự [7] chỉ phát hiện vi nhựa >20 μm . Vì vậy, cần có thêm nhiều nghiên cứu về vi nhựa trong hệ thống nước uống công cộng, đặc biệt tập trung vào vi nhựa kích thước nhỏ.

Vi nhựa có thể xâm nhập vào cơ thể con người thông qua nước

đóng chai, vật liệu đóng gói thường bằng nhựa, vì vậy, nguồn gốc của vi nhựa trong nước đóng chai có thể đến từ cả nước và vật liệu đóng gói. Các nghiên cứu thực hiện trên loại nước này đều báo cáo số lượng lớn vi nhựa (dao động từ hàng chục đến hàng nghìn trên một lít), thậm chí bao gồm cả các mẫu từ chai thủy tinh hoặc hộp đựng đồ uống [22-24]. Mật độ vi nhựa cao nhất được báo cáo trong một nghiên cứu của Oßmann và cộng sự [23], dao động từ 2649 ± 2857 hạt/l trong chai nhựa dùng một lần đến 6292 ± 10.521 hạt/l trong chai thủy tinh và hầu hết các vi nhựa (78-98 %) nằm trong phạm vi kích thước 1-5 μm . Zuccarello và cộng sự (2019) đã nghiên cứu nồng độ vi nhựa trong các mẫu nước khoáng ở Ý. Kết quả cho thấy rằng giá trị nồng độ trung bình của vi nhựa trong các mẫu nước này là $5,42 \times 10^7 \pm 1,95 \times 10^7$ hạt/l trong phạm vi kích thước của 0,5-10 μm . Tuy nhiên, Mason và cộng sự [22] đã báo cáo nồng độ vi nhựa trung bình là 325 hạt/l, trải rộng trong phạm vi kích thước từ 6,5-100 μm , trên tổng số mẫu gồm 259 chai từ 11 thương hiệu khác nhau ở các quốc gia khác nhau (Trung Quốc, Hoa Kỳ, Brazil, Ấn Độ, Indonesia, Mexico, Lebanon, Mexico, Thái Lan và Hoa Kỳ).

Về hình dạng của vi nhựa trong nước uống, Pivokonsky và cộng sự [8] phân biệt ba dạng hình thái: dạng sợi, dạng hạt hình cầu và dạng mảnh. Dạng mảnh chiếm ưu thế rõ rệt trong nước đã xử lý tại hai điểm xử lý nước cấp được khảo sát, dạng sợi cùng với dạng mảnh tại một điểm xử lý nước cấp, và dạng hạt hình cầu là ít phổ biến nhất. Bên cạnh đó, thành phần vật liệu của vi nhựa đã được phân tích trong nhiều nghiên cứu [22, 7, 23, 8]. Khoảng 20 vật liệu khác nhau hình thành vi nhựa trong nước uống đã được xác định, trong khi một số lượng PET hoặc polyester (PES) luôn được báo cáo. Tiếp theo, vi nhựa PE và PP đã được quan sát thấy trong 4 trong số 5 nghiên cứu. Các vật liệu khác bao gồm, ví dụ, PVC, PAM, PBA (Polybutyl acrylate), PPTA (Poly(p-phenylene terephthalamide)), PTT (Polytrimethylene terephthalate), PMMA hoặc PA [22, 7-8].

3. Giải pháp loại bỏ vi nhựa trong nước uống

Các nhà máy cấp nước thường được thiết kế để xử lý nước uống, đáp ứng tiêu chuẩn dùng nước của người dân. Mục đích của xử lý nước uống truyền thống là đảm bảo an toàn cho người dân bằng cách loại bỏ các chất gây ô nhiễm vật lý, hóa học và sinh học, chẳng hạn như các hạt lơ lửng, kim loại nặng và vi khuẩn. Do đó, nhà máy xử lý nước cấp đóng vai trò quan trọng trong việc ngăn chặn vi nhựa xâm nhập vào nước uống từ nước thô. Tuy nhiên, hiện tại, chưa có bất kỳ kỹ thuật loại bỏ trực tiếp vi nhựa nào cũng như quy định của chính phủ về giới hạn vi nhựa trong nước uống. Nguyên nhân là do các quốc gia và khu vực khác nhau có tiêu chuẩn xử lý nước uống khác nhau [25]. Vì vậy, cần áp dụng các giải pháp kỹ thuật để loại bỏ vi nhựa khỏi nước uống và bảo vệ sức khỏe con người.

3.1. Loại bỏ vi nhựa thông qua các quy trình xử lý nước uống truyền thống

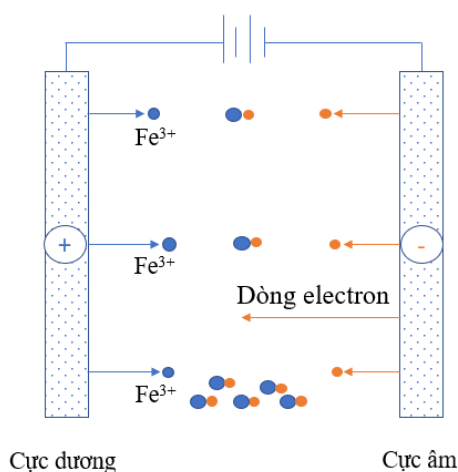
Xử lý nước uống truyền thống chủ yếu bao gồm các kỹ thuật như đông tụ, lắng, lọc cát và làm trong. Vi nhựa là vật chất dạng hạt, vì vậy

vi nhựa và các hạt rắn lơ lửng có tính chất vật lý rất giống nhau. Sau khi lọc, hàm lượng vi nhựa trong nước có thể giảm đi [8]. Hiện nay, có rất ít nghiên cứu về việc loại bỏ vi nhựa khỏi nước uống bằng quy trình xử lý truyền thống. Ngoài việc xác định hàm lượng vi nhựa có trong các mẫu nước, Pivokonsky và cộng sự [8] đã nghiên cứu hiệu quả xử lý vi nhựa trong các giai đoạn xử lý như đông tụ, tuyển nổi, lọc than, ... của các nhà máy. Quá trình xử lý nước cấp của NM1 bao gồm đông tụ/tạo bông và lọc cát, quá trình của NM2 sử dụng đông tụ/tạo bông, lắng, lọc cát và lọc than hoạt tính, còn quá trình của NM3 vận hành đông tụ/tạo bông, tuyển nổi, lọc cát và lọc than hoạt tính [8]. Nồng độ vi nhựa trong nước đã xử lý giảm đáng kể so với nước khác. Hiệu quả loại bỏ vi nhựa đạt lần lượt 70 % đối với NM1, 81 % đối với NM2 và 83 % đối với NM3. Tuy nhiên, NM1 có tỷ lệ loại bỏ sợi vi nhựa thấp (chỉ khoảng 25 %) so với NM2 và NM3 (hơn 80 %). Tuy nhiên, hiệu quả loại bỏ bằng từng bước xử lý, chẳng hạn như đông tụ/tạo bông, lắng, lọc, không được nghiên cứu trong nghiên cứu này. Mintenig và cộng sự [7] đã xác định sự hiện diện của vi nhựa trong nước uống trong toàn bộ chuỗi cung cấp nước uống. Nước uống từ năm nhà máy cấp nước được xử lý bằng nhiều lần lọc và sục khí; và nước uống trong một hộ gia đình truyền thống được chọn để phân tích. Sau khi xử lý, nước uống được cung cấp trực tiếp và vận chuyển đến người dân hoặc được lưu trữ trong các bể chứa. Kết quả nghiên cứu cho thấy rằng hàm lượng vi nhựa được tìm thấy ở mức rất thấp, chỉ $0-7$ hạt/ m^3 . Các mẫu nước thô không chứa vi nhựa, nhưng vi nhựa đã được tìm thấy trong các mẫu nước tại hộ gia đình sử dụng. Năm loại polymer đã được tìm thấy trong nghiên cứu này và bốn trong số đó giống hệt với nhựa có trong thiết bị lọc và vận chuyển nước. Do đó, chuỗi cung cấp nước uống cũng có thể là một nguồn ô nhiễm vi nhựa tiềm ẩn trong nước uống.

Ngoài ra, một số nghiên cứu khác về việc loại bỏ vi nhựa khỏi nước uống bằng các quy trình xử lý truyền thống trong điều kiện phòng thí nghiệm cũng đã được thực hiện [26-27]. PE với các kích thước hạt khác nhau ($<0,5-5$ mm) đã được tìm thấy trong các mẫu nghiên cứu. Nhìn chung, quá trình đông tụ và tạo bông trong xử lý nước uống nhằm mục đích kết hợp các hợp chất hòa tan hoặc dạng keo để tạo thành các hạt kết tụ lớn hơn, phù hợp cho việc loại bỏ sau đó. Kích thước cần thiết dao động khoảng vài chục micromet [28]. Các hóa chất được tìm thấy trong các mẫu nước giống với hóa chất được sử dụng để in nhàn, cho thấy quá trình làm sạch chai có thể là con đường gây ô nhiễm [23]. Việc các hạt kết tụ có kích thước milimet có cần thiết hay không vẫn còn nghi ngờ. Ma và cộng sự [26] đã tìm thấy hiệu quả loại bỏ PE tốt nhất ($13,27 \pm 2,19$ %) đạt được khi sử dụng $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ làm chất keo tụ ở mức khoảng 112 mg/l Fe (2,0 mmol/l) ở pH bằng 8. Liều lượng chất keo tụ cao hơn liều lượng xử lý các tạp chất khác trong nước uống (dưới 20 mg/L Fe) [29-30]. Khi sử dụng liều lượng chất keo tụ ở điều kiện thực tế (0,2 mmol/l Fe), hiệu quả loại bỏ PE chỉ đạt $6,71 \pm 1,26$ %. Ngoài ra, Ma và cộng sự [26] đã xác định hiệu suất của $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ và $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ trong quá trình loại bỏ PE, và nhận thấy chất keo tụ muối nhôm ($\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) hoạt động tốt hơn. Hiệu suất loại bỏ PE có thể đạt $36,89 \pm 1,06$ % ở nồng độ 405 mg/l Al (15 mmol/l) ở pH 7, tuy nhiên, liều lượng muối nhôm cần thiết trong thí nghiệm lại rất cao. Ở liều lượng thông thường, hiệu

suất loại bỏ PE chỉ đạt 8 %. Hơn nữa, các tác giả cũng đã xem xét tác động của việc bổ sung PAM keo tụ lên quá trình keo tụ của chất keo tụ vi nhựa PE. Kết quả cho thấy hiệu suất loại bỏ PE được xác định lần lượt là 50-60 % và 85-90 % ở nồng độ 5 mmol/l Al và 2,0 mmol/l Fe kết hợp với 3-15mg/l PAM ở pH 7 [26-27]. Tuy nhiên, việc bổ sung nồng độ PAM đã vượt xa mức tối đa cho phép (không quá 1mg/l) trong xử lý nước uống [21]. Đối với quá trình siêu lọc tiếp theo, vi nhựa PE có thể bị loại bỏ hoàn toàn bởi màng polyvinylidene fluoride (kích thước lỗ trung bình 30 nm), hiện tượng bám bẩn màng đã được quan sát thấy. Mặc dù phương pháp đông tụ và siêu lọc được áp dụng trong các nghiên cứu này còn một số hạn chế, nhưng những công nghệ này có triển vọng ứng dụng tiềm năng trong xử lý nước uống để loại bỏ vi nhựa từ quy mô phòng thí nghiệm đến quy mô công nghiệp. Nhìn chung, các quy trình xử lý nước cấp truyền thống có thể loại bỏ lượng lớn vi nhựa và cần được nghiên cứu nhiều hơn.

3.2. Keo tụ điện hoá



Hình 2. Công nghệ keo tụ điện hoá loại bỏ vi nhựa.

Keo tụ điện hoá là quy trình xử lý nước cấp bậc ba tiết kiệm chi phí hơn, không phụ thuộc vào hóa chất hoặc vi sinh vật được sử dụng trong quá trình đông tụ hóa học nói chung và các quy trình bùn hoạt tính thông thường. Keo tụ điện hoá sử dụng điện cực kim loại để tạo ra chất keo tụ bằng điện, do đó làm cho quá trình đông tụ trở nên đơn giản và mạnh mẽ [31]. Keo tụ điện hoá là một quá trình phức tạp, trong đó các cation được tạo ra bởi các điện cực kim loại dưới tác động của điện trường (Hình 2). Từ quá trình tạo ra các ion đến hình thành bông cặn, có ba giai đoạn liên tiếp: (1) Dưới tác động của điện trường, các electron được tạo ra trong anốt để tạo thành “chất keo tụ vi mô”, hydroxide của Fe^{3+} hoặc Al^{3+} ; (2) Các hạt lơ lửng và các chất ô nhiễm dạng keo trong nước mất đi tính ổn định dưới tác động của chất keo tụ; và (3) Sau khi mất ổn định, các hạt ô nhiễm và chất keo tụ va chạm với nhau tạo thành các bông cặn nhỏ. Do sản phẩm của phản ứng điện phân trong quá trình keo tụ điện hoá chỉ là ion, không cần chất oxy hóa hay chất khử, và không hoặc ít gây ô nhiễm môi trường, nên nó được gọi là kỹ thuật xử lý nước thân thiện với môi trường. Keo tụ điện hoá

có những ưu điểm như thân thiện với môi trường, dễ tự động hóa, giảm thiểu bùn, tiết kiệm năng lượng và chi phí đầu tư thấp [32], và đã được sử dụng để loại bỏ các chất ô nhiễm khác trong nước uống [33].

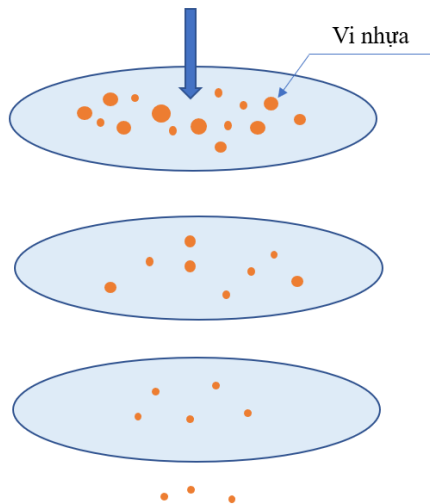
Perren và cộng sự [34] đã nghiên cứu hiệu suất của quá trình keo tụ điện hoá để loại bỏ vi nhựa khỏi nước thải trong điều kiện phòng thí nghiệm. Ảnh hưởng của các đặc tính nước, chẳng hạn như độ pH, mật độ dòng điện và độ dẫn điện, và nồng độ (0-0,1 g/l) và kích thước hạt (300-355 nm) của vi nhựa (PE) đến hiệu quả loại bỏ đã được nghiên cứu kỹ lưỡng. Kết quả cho thấy việc loại bỏ vi nhựa khỏi nước bằng quá trình keo tụ điện hoá có hiệu quả và hiệu suất loại bỏ vi nhựa PE đều vượt quá 90 %. Hiệu suất loại bỏ tối ưu là 99,24 % được quan sát thấy trong điều kiện pH 7,5 [34]. Kết quả chứng minh rằng độ pH trung tính cao hơn của nước dẫn đến việc loại bỏ chất ô nhiễm tốt hơn do sản xuất nhiều chất keo tụ hơn trong điều kiện này và các nghiên cứu khác cũng đã báo cáo hiện tượng này [35]. Ở mật độ dòng điện cao, việc giảm hiệu suất loại bỏ vi nhựa PE chủ yếu là do mức tiêu thụ năng lượng tăng lên, nhưng sự cải thiện về hiệu suất loại bỏ không rõ ràng. Độ dẫn điện của nước không có tác động rõ ràng đến hiệu suất loại bỏ và hiệu suất loại bỏ tăng theo thời gian và đạt trạng thái ổn định sau 40 phút [34]. Ngoài ra, các tác giả cũng chỉ ra rằng chi phí vận hành của quá trình keo tụ điện hoá được đo là 0,05 bảng Anh/m³, thấp hơn chi phí vận hành của các phương pháp xử lý ô nhiễm khác, chẳng hạn như sắt (0,22 USD/m³) [36], thuốc nhuộm (0,26 USD/m³) [37], nước thải tẩy trắng (1,56 USD/m³) [38], ... Đây là một lựa chọn khả thi để loại bỏ vi nhựa khỏi nước uống. Mặc dù nghiên cứu này còn một số hạn chế khi xét đến hiệu quả loại bỏ vi nhựa và chi phí vận hành, kỹ thuật này có thể chuyển giao và tái tạo từ phòng thí nghiệm sang công nghiệp [39].

3.3. Tách bằng từ tính

Grbic và cộng sự [40] đã nghiên cứu hiệu suất của công nghệ tách bằng từ tính để loại bỏ vi nhựa khỏi nước. Tách bằng từ tính là một công nghệ tách sử dụng hạt từ tính và axit với từ trường ngoài để cải thiện tốc độ tách. Các hạt nano Fe được chọn làm hạt từ tính trong nghiên cứu này do chi phí thấp, diện tích bề mặt riêng cao và tính chất sắt từ của chúng. Các hạt nano Fe được phủ hexadecyltrimethoxysilane để làm cho chúng kỵ nước, do đó cho phép cô lập vi nhựa khỏi nước bằng phương pháp tách bằng từ tính [40]. Ba phạm vi kích thước của vi nhựa: lớn (1-8 mm), trung bình (200 mm/mm) và nhỏ (< 20 mm) đã được thử nghiệm trong các thí nghiệm. Kết quả nghiên cứu cho thấy tỷ lệ thu hồi của vi nhựa trung bình (200 mm/mm) lần lượt là 84 % và 78 % từ nước ngọt và trầm tích. Đối với vi nhựa nhỏ (< 20 mm), 92 % vi nhựa PE và PS được thu hồi từ nước biển. Kết quả cho thấy tách bằng từ tính loại bỏ vi nhựa nhỏ tốt hơn. Đối với trầm tích, hiệu quả thu hồi thấp do các hạt đất ngăn cản các hạt nano Fe tiếp xúc với vi nhựa. Hơn nữa, nếu có các chất ưa béo hoặc sinh vật trong mẫu trầm tích, sự liên kết không đặc hiệu của các hạt nano sẽ làm giảm đáng kể hiệu quả. Do đó, các tác giả kết luận rằng phương pháp này có thể phù hợp hơn cho việc xử lý nước uống [40].

3.4. Màng

Công nghệ màng thường được sử dụng để xử lý nước uống tiên tiến, với ưu điểm là chất lượng nước đầu ra ổn định và vận hành đơn giản [41]. Tùy thuộc vào kích thước màng, công nghệ màng có thể được chia thành siêu lọc, lọc nano và thẩm thấu ngược. Màng có tính chọn lọc cao và khả năng tách mạnh, có thể loại bỏ hiệu quả các chất ô nhiễm hữu cơ, ion đa hóa trị và các sản phẩm phụ của quá trình khử trùng, đồng thời làm giảm độ cứng của nước. Hình 3 minh họa nguyên lý hoạt động của công nghệ tách màng trong lọc nước.



Hình 3. Công nghệ màng loại bỏ vi nhựa.

Dưới tác động của chênh lệch áp suất, kích thước lỗ màng được sử dụng để ngăn chặn các hạt trong nước thô. Công nghệ màng đã thành công trong việc loại bỏ vi khuẩn, chất rắn lơ lửng và sắt khỏi nước uống [42]. Công nghệ này cung cấp một phương pháp thiết thực để loại bỏ vi nhựa có trong các dòng nước uống. Công nghệ tách màng hoạt động như một rào cản vật lý loại bỏ vi nhựa. Không giống như các thiết bị khác, thường không được thiết kế để loại bỏ vi nhựa, kích thước hạt của vi nhựa nằm trong cùng phạm vi kích thước của màng, cho phép chúng loại bỏ vi nhựa khỏi nước một cách hiệu quả [43]. Vi nhựa và các tạp chất tách biệt khác được giữ lại an toàn trong một thể tích nhỏ, sẵn sàng cho quá trình xử lý tiếp theo. Tuy nhiên, cho đến nay có rất ít nghiên cứu về việc loại bỏ vi nhựa khỏi nước uống bằng công nghệ tách màng. Ziajahromi và cộng sự [44] đã điều tra nồng độ của vi nhựa trong các nhà máy xử lý nước thải ở Sydney, Úc. Nhà máy xử lý nước thải vận hành quy trình xử lý sơ cấp, thứ cấp và bậc ba để xử lý nước thải, bao gồm sàng lọc, lắng, xử lý sinh học, keo tụ, khử trùng, siêu lọc, thẩm thấu ngược và khử cacbon. Kết quả cho thấy nồng độ vi nhựa giảm xuống còn 2,2 hạt/l sau khi xử lý sơ cấp, trong khi 0,28 và 0,21 hạt/l được đo sau khi xử lý siêu lọc và thẩm thấu ngược. Kết quả cho thấy công nghệ màng có thể được sử dụng để tách sau khi lọc hoặc tách nhanh trong các mẫu sạch như nước uống.

4. Một số thách thức trong các quy trình loại bỏ vi nhựa trong nước uống

4.1. Keo tụ

Keo tụ được sử dụng rộng rãi trong các nhà máy xử lý nước cấp để loại bỏ các chất ô nhiễm trong nước. Do hiệu quả cao và chi phí đầu tư thấp, các chất keo tụ hóa học như muối nhôm ($\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ và $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$) và muối sắt ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ và $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) thường được sử dụng. Tùy thuộc vào tính chất của nước, một lượng chất keo tụ nhất định được thêm vào để tạo thành chất keo tụ, bao bọc các hạt lơ lửng và lắng đọng dưới đáy bể. Quá trình này được kiểm soát bởi điện tích bề mặt, nồng độ chất ô nhiễm và độ pH của nước. Bề mặt vi nhựa môi trường thường mang điện tích âm [10], điều này sẽ làm tăng tương tác với các chất keo tụ hóa học. Theo đó, vi nhựa có thể gián tiếp làm tăng lượng chất keo tụ cần thiết cho quá trình keo tụ.

4.2. Tắc nghẽn màng

Công nghệ tách màng có những đặc điểm tách riêng và có thể đạt được hiệu quả xử lý lý tưởng. Tuy nhiên, quy trình vận hành cụ thể cũng có những hạn chế, và tắc nghẽn màng là một vấn đề điển hình. Tắc nghẽn màng là hiện tượng các hạt và các chất đại phân tử, tương tự như vi nhựa, tương tác vật lý và hóa học với màng trong quá trình xử lý, hấp phụ và lắng đọng trên bề mặt màng hoặc trong các lỗ của màng, khiến kích thước lỗ màng ngày càng nhỏ lại hoặc xảy ra tắc nghẽn [45] (Hình 4). Về mặt lý thuyết, các chất ô nhiễm nước có kích thước hạt từ 0,1-10 lần kích thước lỗ màng có thể gây tắc nghẽn màng, và nếu kích thước hạt lớn hơn 10 lần có thể gây ra tắc nghẽn màng dạng lớp bánh [46]. Hậu quả trực tiếp của ô nhiễm là giảm lưu lượng nước thấm và tăng áp suất xuyên màng, do đó làm tăng thời gian vận hành, chi phí năng lượng và yêu cầu bảo trì. Ziajahromi và cộng sự [44] cho thấy nồng độ vi nhựa trong nước thô cao tới 10^6 - 10^7 hạt/ngày, làm tăng tương tác giữa vi nhựa và bề mặt màng một cách vô hình. Do kích thước lỗ màng trung bình của màng nhỏ hơn kích thước của các hạt vi nhựa, nên một lượng lớn vi nhựa có nguy cơ gây ô nhiễm bề mặt và làm tắc nghẽn lỗ màng, do đó làm giảm hiệu suất lọc của màng [26]. Mặc dù đã có nhiều nghiên cứu sâu rộng về sự ô nhiễm của các chất rắn lơ lửng như silica [47], vi khuẩn và keo [48], nhưng có rất ít nghiên cứu về tình trạng tắc nghẽn màng do quá trình lọc vi nhựa [49]. Hơn nữa, một nghiên cứu gần đây cho thấy vi nhựa có thể bị phân hủy thành nano nhựa thông qua quy trình xử lý nước thải tại nhà máy, làm tăng số lượng vi nhựa (nano) trong nước [45]. Một nghiên cứu khác cho thấy khoảng 25 % vật liệu nano kỹ thuật đã được thải vào các nhà máy xử lý nước và bị loại bỏ trong quá trình xử lý thứ cấp hoặc thứ ba [50]. Các hạt này sẽ kết tụ lại tạo thành cặn bẩn màng. Ngoài ra, vi nhựa được coi là tác nhân không thể bỏ qua đối với các vi sinh vật thủy sinh, chúng bám vào vi nhựa bằng cách hình thành màng sinh học trên bề mặt [51], có thể làm tích tụ cặn bẩn sinh học trên màng trong quá trình xử lý nước.

Tùy thuộc vào chất lượng nước thô, việc lựa chọn quy trình tiền xử lý hợp lý, tối ưu hóa thiết kế quy trình và lựa chọn quy trình rửa màng đúng cách và hiệu quả có thể ngăn ngừa và giảm thiểu tắc nghẽn màng một cách hiệu quả. Việc tách màng không loại bỏ hoàn toàn các chất ô nhiễm trong quá trình xử lý nước uống mà chỉ thông qua cơ chế lọc cơ học [45]. Do đó, một lượng lớn nước cô đặc sẽ được tạo ra trong quá trình vận hành màng. Đồng thời, cũng sẽ có nước rửa bị ô nhiễm được tạo ra trong quá trình rửa màng. Nếu nước cô đặc và nước rửa được xả trực tiếp vào nguồn nước tự nhiên, nó sẽ gây ô nhiễm nguồn nước và đất. Đây vẫn là một vấn đề đáng được nghiên cứu và giải quyết trong quá trình phát triển công nghệ xử lý nước bằng màng.

4.3. Khử trùng

Môi trường nước uống đang bị đe dọa bởi nhiều chất ô nhiễm, và ô nhiễm môi trường sẽ làm gia tăng các loại chất độc hại trong nước uống. Khử trùng là một phương pháp hiệu quả để tiêu diệt các vi sinh vật gây bệnh trong nước và ngăn ngừa sự lây lan của bệnh tật. Khử trùng thường là bước xử lý cuối cùng trong quá trình xử lý nước uống, vì vậy các hạt vi nhựa (nano) đạt được quá trình này có khả năng tương tác cao nhất với các vi sinh vật trong nước uống. Sự hình thành màng sinh học trên bề mặt của các hạt vi nhựa có thể làm giảm hiệu quả của quá trình khử trùng [45]. Khử trùng bằng clo, ozon và tia cực tím là ba kỹ thuật khử trùng phổ biến [9]. Khử trùng bằng clo khiến vi khuẩn chết bằng cách ức chế hoạt động của các enzyme của chúng. Tuy nhiên, sự xuất hiện của các chất rắn lơ lửng có kích thước micron trong nước cản trở tác dụng của clo đối với vi sinh vật, vì chúng có thể bị các bông cặn hoặc các hạt lơ lửng tấn công [52]. Do đó, các vi nhựa có tính chất vật lý tương tự có thể hoạt động như chất nền bảo vệ cho vi khuẩn, có thể chống lại quá trình khử trùng [45]. Thế oxy hóa của ozone là 2,08 eV và quá trình oxy hóa ozone có thể tiêu diệt các vi sinh vật chịu được clo bằng cách tấn công màng tế bào [53]. Tuy nhiên, vi nhựa có thể tương tác với ozone, do đó làm giảm số lượng phân tử ozone có sẵn để phản ứng với vi khuẩn và để lại các mầm bệnh không bị ảnh hưởng trong nước [45]. Bức xạ cực tím có thể phá hủy DNA và các vi sinh vật gây bệnh không hoạt động, tuy nhiên, sự tồn tại của các hạt lơ lửng bảo vệ vi sinh vật khỏi tác hại của bức xạ cực tím và khử trùng [54]. Do đó, vi nhựa có thể làm giảm hiệu suất của quá trình khử trùng bằng tia cực tím. Mặc dù thông tin về sự hiện diện và hành vi của vi nhựa (nano) trong nước uống còn hạn chế, nhưng tác động của vi nhựa (nano) đối với quá trình khử trùng nước uống được dự đoán là có hại khi so sánh các điểm tương đồng và cần phải nghiên cứu thêm.

5. Kết luận

Bài báo này trình bày về sự phong phú và đặc tính của vi nhựa trong các nguồn nước ngọt và nước uống, đồng thời thảo luận về công nghệ loại bỏ vi nhựa trong nước uống. Xử lý nước uống truyền thống chủ yếu bao gồm đông tụ, lắng, lọc cát và làm trong. Sau quá trình xử lý truyền thống này, hàm lượng vi nhựa trong nước giảm đi rõ rệt. Keo

tụ điện hoá là quy trình xử lý nước cấp bậc ba tiết kiệm chi phí hơn để xử lý vi nhựa, và quá trình này không phụ thuộc vào hóa chất hoặc vi sinh vật. Tuy nhiên, bề mặt vi nhựa môi trường thường mang điện tích âm, điều này sẽ làm tăng tương tác với các chất keo tụ hóa học và tồn nhiều hóa chất. Bên cạnh đó, tách bằng từ tính là một công nghệ khả thi trong việc loại bỏ vi nhựa trong nước uống, công nghệ này sử dụng hạt từ tính và axit với từ trường ngoài để cải thiện tốc độ loại bỏ vi nhựa. Công nghệ màng thường được sử dụng để xử lý nước uống tiên tiến và hiệu quả trong xử lý vi nhựa. Công nghệ này có ưu điểm là chất hiệu quả xử lý vi nhựa tốt và vận hành đơn giản, tuy nhiên hiện tượng tắc nghẽn màng thường xảy ra nếu quy trình vận hành không được thực hiện đúng cách. Trong thời gian tới, cần nhiều nghiên cứu hơn nữa về vi nhựa nước uống như định lượng vi nhựa (bao gồm các hạt càng nhỏ càng tốt) và mô tả chi tiết đặc tính vi nhựa (về kích thước, hình dạng, thành phần vật liệu và các đặc tính khác liên quan đến xử lý nước); nghiên cứu việc loại bỏ vi nhựa bằng các bước xử lý riêng biệt tại các nhà máy xử lý nước cấp trong điều kiện thông thường; tối ưu hóa các công nghệ xử lý hiện tại hoặc phát minh ra các quy trình mới nhằm loại bỏ vi nhựa trong nước uống nhằm bảo vệ sức khỏe người dân.

Lời cảm ơn

Tác giả chân thành cảm ơn sự hỗ trợ tài chính của Trường Đại học Xây dựng Hà Nội cho đề tài "Xác định hàm lượng vi nhựa và một số chất ô nhiễm trong một số mẫu nước cấp ở khu vực nông thôn đồng bằng sông Hồng và đề xuất một số giải pháp nâng cao chất lượng nước cấp", mã số 06-2025/KHXD. Bài báo này là sản phẩm của đề tài trên.

Tài liệu tham khảo

- [1]. D. Eerkes-Medrano, R.C. Thompson, D.C. Aldridge, Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs, *Water Research*, 75 (2015) 63-82.
- [2]. A.A. Koelmans, E. Besseling, W.J. Shim, Nanoplastics in the Aquatic Environment. Critical Review, in *Marine Anthropogenic Litter*, M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages, Editors. 2015, Springer International Publishing: Cham. p. 325-340.
- [3]. K. Novotna, L. Cermakova, L. Pivokonska, T. Cajthaml, M. Pivokonsky, Microplastics in drinking water treatment – Current knowledge and research needs, *Science of The Total Environment*, 667 (2019) 730-740.
- [4]. J.N. Hahladakis, C.A. Velis, R. Weber, E. Iacovidou, P. Purnell, An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling, *Journal of Hazardous Materials*, 344 (2018) 179-199.
- [5]. H.S. Auta, C.U. Emenike, S.H. Fauziah, Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions, *Environment International*, 102 (2017) 165-176.
- [6]. M. Cole, P. Lindeque, C. Halsband, T.S. Galloway, Microplastics as contaminants in the marine environment: A review, *Marine Pollution Bulletin*, 62 (2011) 2588-2597.

- [7]. S.M. Mintenig, M.G.J. Löder, S. Primpke, G. Gerds, Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources, *Science of The Total Environment*, 648 (2019) 631-635.
- [8]. M. Pivokonsky, L. Cermakova, K. Novotna, P. Peer, T. Cajthaml, V. Janda, Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water, *Science of The Total Environment*, 643 (2018) 1644-1651.
- [9]. M. Shen, B. Song, Y. Zhu, G. Zeng, Y. Zhang, Y. Yang, X. Wen, M. Chen, H. Yi, Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions, *Chemosphere*, 251 (2020) 126612.
- [10]. R. Triebskorn, T. Braunbeck, T. Grummt, L. Hanslik, S. Huppertsberg, M. Jekel, T.P. Knepper, S. Kraus, Y.K. Müller, M. Pittroff, A.S. Ruhl, H. Schmieg, C. Schür, C. Strobel, M. Wagner, N. Zumbülte, H.-R. Köhler, Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: A critical review, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110 (2019) 375-392.
- [11]. D.S. Green, L. Kregting, B. Boots, D.J. Blockley, P. Brickley, M. da Costa, Q. Crowley, A comparison of sampling methods for seawater microplastics and a first report of the microplastic litter in coastal waters of Ascension and Falkland Islands, *Marine Pollution Bulletin*, 137 (2018) 695-701.
- [12]. C.L. Waller, H.J. Griffiths, C.M. Waluda, S.E. Thorpe, I. Loaiza, B. Moreno, C.O. Pachterres, K.A. Hughes, Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research, *Science of The Total Environment*, 598 (2017) 220-227.
- [13]. G.F. Schirrinzi, I. Pérez-Pomeda, J. Sanchís, C. Rossini, M. Farré, D. Barceló, Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells, *Environmental Research*, 159 (2017) 579-587.
- [14]. M. Revel, A. Châtel, C. Mouneyrac, Micro(nano)plastics: A threat to human health?, *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1 (2018) 17-23.
- [15]. N.-D.-T. Cao, D.-H.T. Vo, M.-D.-T. Pham, V.-T. Nguyen, T.-B. Nguyen, L.-T. Le, H. Mukhtar, H.-V. Nguyen, C. Visvanathan, X.-T. Bui, Microplastics contamination in water supply system and treatment processes, *Science of The Total Environment*, 926 (2024) 171793.
- [16]. J. Li, E. Shan, J. Zhao, J. Teng, Q. Wang, The factors influencing the vertical transport of microplastics in marine environment: A review, *Science of The Total Environment*, 870 (2023) 161893.
- [17]. P. Mazumder, S. Dash, M. Kumar, R. Silori, A. Tiwari, M. Khwairakpam, A.S. Kalamdhad, Association of microplastics with heavy metals and antibiotic resistance bacteria/genes in natural ecosystems - A perspective through science mapping approach, *Groundwater for Sustainable Development*, 22 (2023) 100962.
- [18]. A. Mukotaka, T. Kataoka, Y. Nihei, Rapid analytical method for characterization and quantification of microplastics in tap water using a Fourier-transform infrared microscope, *Science of The Total Environment*, 790 (2021) 148231.
- [19]. H. Tong, Q. Jiang, X. Hu, X. Zhong, Occurrence and identification of microplastics in tap water from China, *Chemosphere*, 252 (2020) 126493.
- [20]. I. Gambino, F. Bagordo, T. Grassi, A. Panico, A. De Donno *Occurrence of Microplastics in Tap and Bottled Water: Current Knowledge*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2022. **19**, DOI: 10.3390/ijerph19095283.
- [21]. M. Shen, Z. Zeng, X. Wen, X. Ren, G. Zeng, Y. Zhang, R. Xiao, Presence of microplastics in drinking water from freshwater sources: the investigation in Changsha, China, *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (2021) 42313-42324.
- [22]. S.A. Mason, D. Garneau, R. Sutton, Y. Chu, K. Ehmann, J. Barnes, P. Fink, D. Papazissimos, D.L. Rogers, Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent, *Environmental Pollution*, 218 (2016) 1045-1054.
- [23]. B.E. Oßmann, G. Sarau, H. Holtmannspötter, M. Pischetsrieder, S.H. Christiansen, W. Dicke, Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water, *Water Research*, 141 (2018) 307-316.
- [24]. D. Schymanski, C. Goldbeck, H.-U. Humpf, P. Fürst, Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water, *Water Research*, 129 (2018) 154-162.
- [25]. M. Kosuth, S.A. Mason, E.V. Wattenberg, Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt, *PLOS ONE*, 13 (2018) e0194970.
- [26]. B. Ma, W. Xue, Y. Ding, C. Hu, H. Liu, J. Qu, Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment, *Journal of Environmental Sciences*, 78 (2019) 267-275.
- [27]. B. Ma, W. Xue, C. Hu, H. Liu, J. Qu, L. Li, Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment, *Chemical Engineering Journal*, 359 (2019) 159-167.
- [28]. M. Pivokonsky, P. Bubakova, L. Pivokonska, P. Hnatukova, The effect of global velocity gradient on the character and filterability of aggregates formed during the coagulation/flocculation process, *Environmental Technology*, 32 (2011) 1355-1366.
- [29]. M. Baresova, M. Pivokonsky, K. Novotna, J. Naceradska, T. Branyik, An application of cellular organic matter to coagulation of cyanobacterial cells (*Merismopedia tenuissima*), *Water Research*, 122 (2017) 70-77.
- [30]. M. Pivokonsky, J. Naceradska, I. Kopecka, M. Baresova, B. Jefferson, X. Li, R.K. Henderson, The impact of algogenic organic matter on water treatment plant operation and water quality: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46 (2016) 291-335.
- [31]. S. Garcia-Segura, M.M.S.G. Eiband, J.V. de Melo, C.A. Martínez-Huitle, Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies, *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801 (2017) 267-299.
- [32]. B. Zeboudji, N. Drouiche, H. Lounici, N. Mameri, N. Ghaffour, The Influence of Parameters Affecting Boron Removal by Electrocoagulation Process, *Separation Science and Technology*, 48 (2013) 1280-1288.
- [33]. G.J. Millar, J. Lin, A. Arshad, S.J. Couperthwaite, Evaluation of electrocoagulation for the pre-treatment of coal seam water, *Journal of Water Process Engineering*, 4 (2014) 166-178.
- [34]. W. Perren, A. Wojtasik, Q. Cai, Removal of Microbeads from Wastewater Using Electrocoagulation, *ACS Omega*, 3 (2018) 3357-3364.
- [35]. Y. Yavuz, Ü.B. Ögütveren, Treatment of industrial estate wastewater by the application of electrocoagulation process using iron electrodes, *Journal of Environmental Management*, 207 (2018) 151-158.
- [36]. K.S. Hashim, A. Shaw, R. Al Khaddar, M.O. Pedrola, D. Phipps, Iron removal, energy consumption and operating cost of electrocoagulation of drinking water using a new flow column reactor, *Journal of Environmental Management*, 189 (2017) 98-108.
- [37]. A. Dalvand, M. Gholami, A. Joneidi, N.M. Mahmoodi, Dye Removal, Energy Consumption and Operating Cost of Electrocoagulation of Textile Wastewater as a Clean Process, *CLEAN – Soil, Air, Water*, 39 (2011) 665-672.
- [38]. R. Sridhar, V. Sivakumar, V. Prince Immanuel, J. Prakash Maran, Treatment of pulp and paper industry bleaching effluent by electrocoagulant process, *Journal of Hazardous Materials*, 186 (2011) 1495-1502.
- [39]. Y. Picó, D. Barceló, Analysis and Prevention of Microplastics Pollution in Water: Current Perspectives and Future Directions, *ACS Omega*, 4 (2019) 6709-6719.
- [40]. J. Grbic, B. Nguyen, E. Guo, J.B. You, D. Sinton, C.M. Rochman, Magnetic Extraction of Microplastics from Environmental Samples, *Environmental Science & Technology Letters*, 6 (2019) 68-72.

- [41]. H.B. Park, J. Kamcev, L.M. Robeson, M. Elimelech, B.D. Freeman, Maximizing the right stuff: The trade-off between membrane permeability and selectivity, *Science*, 356 (2017) eaab0530.
- [42]. M. Wu, W. Liu, Y. Liang, Probing size characteristics of disinfection by-products precursors during the bioavailability study of soluble microbial products using ultrafiltration fractionation, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 175 (2019) 1-7.
- [43]. J. Talvitie, A. Mikola, A. Koistinen, O. Setälä, Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies, *Water Research*, 123 (2017) 401-407.
- [44]. S. Ziajahromi, P.A. Neale, L. Rintoul, F.D.L. Leusch, Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics, *Water Research*, 112 (2017) 93-99.
- [45]. M. Enfrin, L.F. Dumée, J. Lee, Nano/microplastics in water and wastewater treatment processes – Origin, impact and potential solutions, *Water Research*, 161 (2019) 621-638.
- [46]. M. Stoller, On the effect of flocculation as pretreatment process and particle size distribution for membrane fouling reduction, *Desalination*, 240 (2009) 209-217.
- [47]. X. Chen, W. Ni, J. Wang, Q. Zhong, M. Han, T. Zhu, Exploration of Co-Fe alloy precipitation and electrochemical behavior hysteresis using Lanthanum and Cobalt co-substituted $\text{SrFeO}_{3-\delta}$ SOFC anode, *Electrochimica Acta*, 277 (2018) 226-234.
- [48]. W. Guo, H.-H. Ngo, J. Li, A mini-review on membrane fouling, *Bioresource Technology*, 122 (2012) 27-34.
- [49]. D. Lin, C. Lai, X. Wang, Z. Wang, K. Kuang, Z. Wang, X. Du, L. Liu, Enhanced membrane fouling by microplastics during nanofiltration of secondary effluent considering secretion, interaction and deposition of extracellular polymeric substances, *Science of The Total Environment*, 906 (2024) 167110.
- [50]. A.A. Keller, A. Lazareva, Predicted Releases of Engineered Nanomaterials: From Global to Regional to Local, *Environmental Science & Technology Letters*, 1 (2014) 65-70.
- [51]. A. McCormick, T.J. Hoellein, S.A. Mason, J. Schluep, J.J. Kelly, Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River, *Environmental Science & Technology*, 48 (2014) 11863-11871.
- [52]. N. Narkis, R. Armon, R. Offer, F. Orshansky, E. Friedland, Effect of suspended solids on wastewater disinfection efficiency by chlorine dioxide, *Water Research*, 29 (1995) 227-236.
- [53]. W. Ding, W. Jin, S. Cao, X. Zhou, C. Wang, Q. Jiang, H. Huang, R. Tu, S.-F. Han, Q. Wang, Ozone disinfection of chlorine-resistant bacteria in drinking water, *Water Research*, 160 (2019) 339-349.
- [54]. E. Carré, J. Pérot, V. Jauzein, M. Lopez-Ferber, Impact of suspended particles on UV disinfection of activated-sludge effluent with the aim of reclamation, *Journal of Water Process Engineering*, 22 (2018) 87-93.