



Original Article

Preliminary Monitoring of Microplastic Pollution in the Downstream Waters of the Da River

Le Nhu Da^{1,*}, Nguyen Thi Mai Huong¹, Hoang Thi Thu Ha¹, Le Van Dung²,
Doan Thi Oanh², Duong Thi Thuy³, Duong Thi Lim⁴, Dang Tran Quan⁴,
Phung Thi Xuan Binh⁵, Le Thi Phuong Quynh¹

¹*Institute of Chemistry, Vietnam Academy of Science and Technology,
18 Hoang Quoc Viet, Nghia Do, Hanoi, Vietnam*

²*Hanoi University of Natural Resources and Environment, 41A Phu Dien, Phu Dien, Hanoi, Vietnam*

³*Institute of Science and Technology for Energy and Environment,
Vietnam Academy of Science and Technology, 18 Hoang Quoc Viet, Nghia Do, Hanoi, Vietnam*

⁴*Institute of Earth Sciences, Vietnam Academy of Science and Technology,
18 Hoang Quoc Viet, Nghia Do, Hanoi, Vietnam*

⁵*Electric Power University, 235 Hoang Quoc Viet, Nghia Do, Hanoi, Vietnam*

Received 17th April 2026

Revised 24th June 2026; Accepted 3rd July 2026

Abstract: Microplastics, an emerging environmental contaminant, have attracted widespread attention in recent years. However, relatively few studies have specifically focused on microplastics in river systems that supply water for various socio-economic activities, such as the Da River system. This study aims to provide a preliminary assessment of the pollution level, morphological characteristics, polymer composition, and potential ecological risks of microplastics in the surface water of the downstream of the Da River. Water samples were collected during two seasons (dry and rainy seasons) in 2024–2025 and analyzed within the size range of 300–5000 μm . The results indicate that microplastics are ubiquitous, with abundances ranging from 162 to 300 items m^{-3} , and with higher values observed in the dry season compared to the rainy season. Microplastics were predominantly present in the form of fibers and fragments. The dominant polymer types included polypropylene (PP), polyester (PES), and polyvinyl chloride (PVC). The potential ecological risk assessment suggests that microplastics in the Da River currently pose a high risk to aquatic ecosystems, and the Pollution Load Index (PLI) indicates pollution level II. This study provides a scientific basis for better management and control of microplastic pollution in the Da River.

Keywords: Microplastics; surface water; Da River; Vietnam.

* Corresponding author.

E-mail address: dalenuh@gmail.com

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5511>

Bước đầu quan trắc ô nhiễm vi nhựa trong nước hạ lưu sông Đà

Lê Như Đa^{1,*}, Nguyễn Thị Mai Hương¹, Hoàng Thị Thu Hà¹, Lê Văn Dũng²,
Đoàn Thị Oanh², Dương Thị Thủy³, Dương Thị Lịm⁴, Đặng Trần Quân⁴,
Phùng Thị Xuân Bình⁵, Lê Thị Phương Quỳnh¹

¹ Viện Hóa học, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam,
18 Hoàng Quốc Việt, Nghĩa Đô, Hà Nội, Việt Nam

² Trường Đại học Tài nguyên và môi trường Hà Nội, 41A Phú Diễn, Phú Diễn, Hà Nội, Việt Nam

³ Viện Khoa học Công nghệ Năng lượng và Môi trường, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam,
18 Hoàng Quốc Việt, Nghĩa Đô, Hà Nội, Việt Nam

⁴ Viện Các Khoa học Trái đất, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam,
18 Hoàng Quốc Việt, phường Nghĩa Đô, Hà Nội

⁵ Trường Đại học Điện lực, 235 Hoàng Quốc Việt, Nghĩa Đô, Hà Nội, Việt Nam

Nhận ngày 17 tháng 4 năm 2026

Chỉnh sửa ngày 24 tháng 6 năm 2026; Chấp nhận đăng ngày 03 tháng 7 năm 2026

Tóm tắt: Vi nhựa, một loại chất ô nhiễm môi trường mới nổi, đã và đang thu hút sự chú ý rộng rãi trong những năm gần đây. Tuy nhiên, vẫn còn tương đối ít nghiên cứu tập trung cụ thể vào vi nhựa ở các dòng sông cung cấp nước cho nhiều hoạt động phát triển kinh tế-xã hội như hệ thống sông Đà. Nghiên cứu này nhằm bước đầu đánh giá mức độ ô nhiễm, đặc điểm hình thái, thành phần polymer và rủi ro sinh thái tiềm ẩn của vi nhựa trong nước mặt của sông Đà vùng hạ lưu. Mẫu nước được thu thập vào hai mùa (mùa khô và mùa mưa) năm 2024 – 2025 và phân tích trong khoảng kích thước 300–5000 μm . Kết quả cho thấy vi nhựa hiện diện với mật độ dao động từ 162–300 vi nhựa. m^{-3} , trong đó mùa khô ghi nhận giá trị cao hơn mùa mưa. Vi nhựa được tìm thấy chủ yếu ở hình dạng sợi và mảnh. Các polymer được tìm thấy bao gồm polypropylene (PP), polyester (PES), và polyvinyl chloride (PVC). Vi nhựa trong mẫu nước sông Đà có nguy cơ rủi ro tiềm ẩn cao đối với hệ sinh thái thủy sinh và chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI) thể hiện ô nhiễm vi nhựa mức độ II. Các kết quả nghiên cứu cung cấp cơ sở khoa học cho việc quản lý và kiểm soát ô nhiễm vi nhựa trong lưu vực sông Đà.

Từ khóa: Vi nhựa, nước mặt, sông Đà, Việt Nam.

1. Mở đầu

Ô nhiễm vi nhựa trong các hệ thống sông trên thế giới đang là vấn đề rất được quan tâm do gia tăng sản xuất và tiêu thụ vật liệu nhựa, cũng như các rủi ro tiềm ẩn đối với hệ sinh thái và sức khỏe

con người. Cho đến nay, sản lượng nhựa trên thế giới ngày càng gia tăng, cùng với hiện trạng xả thải rác thải nhựa tràn lan trong vùng lưu vực sông, và khả năng phân hủy rất chậm của các loại nhựa đã và đang làm gia tăng ô nhiễm vi nhựa trong các thủy vực [1].

* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: dalenhu@gmail.com

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5511>

Việt Nam là một trong những quốc gia xả thải lượng lớn rác nhựa ra biển. Theo thống kê chất thải nhựa phát sinh năm 2021 tại Việt Nam là 8021 tấn/ngày tương đương với khoảng 2,93 triệu tấn/năm, trong đó chỉ số phát sinh chất thải rắn đạt 22 và 30 kg/người/năm, tương ứng cho vùng trung du miền núi phía bắc và đồng bằng sông Hồng [2]. Khoảng 90% rác thải nhựa tại Việt Nam chưa được xử lý đúng cách, và khoảng 0,28-0,73 triệu tấn/năm rác thải nhựa được thải ra biển [2, 3].

Ô nhiễm vi nhựa trong một số hệ thống sông hồ ở Việt Nam cũng đã được phát hiện trong một số nghiên cứu gần đây. Tại sông Sài Gòn, vi nhựa được tìm thấy với sự phân bố không đồng đều theo không gian, chịu ảnh hưởng rõ rệt bởi các nguồn xả thải đô thị và công nghiệp [4]. Vi nhựa cũng được phát hiện trong nước mặt sông Hồng, trong đó dạng sợi và mảnh chiếm ưu thế, và nguồn gốc chủ yếu từ nước thải sinh hoạt và hoạt động dệt may [5]. Bên cạnh đó, vi nhựa cũng hiện diện rộng rãi trong cột nước, với sự biến động theo mùa và điều kiện thủy văn tại lưu vực sông Mekong [6]. Các kết quả nghiên cứu cho thấy hệ thống sông tại Việt Nam không chỉ là nơi tiếp nhận mà còn đóng vai trò như nguồn phát thải thứ cấp của vi nhựa ra môi trường biển. Tuy nhiên, số lượng nghiên cứu còn hạn chế, chủ yếu tập trung vào một số lưu vực lớn và khu vực đô thị điển hình, trong khi nhiều hệ thống sông quan trọng khác vẫn chưa được khảo sát đầy đủ. Đặc biệt, các thông tin về đặc điểm hình thái, thành phần polymer và mức độ ô nhiễm vi nhựa trong các sông khu vực miền Bắc, bao gồm sông Đà, vẫn còn thiếu hụt. Điều này gây khó khăn cho việc đánh giá toàn diện mức độ ô nhiễm cũng như đề xuất các giải pháp quản lý phù hợp.

Hệ thống sông Đà (diện tích lưu vực đạt 52.900 km²) là một trong 3 nhánh sông lớn của sông Hồng, hệ thống sông lớn nhất miền Bắc Việt Nam. Hệ thống sông Đà đóng vai trò quan trọng trong sản xuất điện năng, cung cấp nước cho hạ lưu đồng bằng sông Hồng bao gồm nước tưới cho thủy lợi, và giao thông thủy. Tuy vậy, các hoạt động phát triển kinh tế - xã hội trong lưu vực như gia tăng dân số, đô thị hóa, và các hoạt

động sản xuất nông nghiệp, công nghiệp đã và đang trở thành tác nhân gây ô nhiễm môi trường nước mặt trong khu vực, trong đó có ô nhiễm vi sinh vật và vi nhựa trong hồ Hoà Bình [7, 8]. Vì vậy, việc nghiên cứu đánh giá ô nhiễm vi nhựa trong môi trường nước sông Đà là rất cần thiết.

Bài báo trình bày kết quả khảo sát đánh giá bước đầu về mức độ và rủi ro sinh thái tiềm ẩn do ô nhiễm vi nhựa trong nước mặt vùng hạ lưu hệ thống sông Đà trong giai đoạn 2024-2025. Các kết quả cung cấp cơ sở khoa học để từ đó đưa ra các giải pháp giảm thiểu ô nhiễm, bảo vệ môi trường nước sông Đà, một trong các dòng sông đóng vai trò quan trọng đối với phát triển kinh tế - xã hội ở miền Bắc Việt Nam.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Khu vực nghiên cứu

Hệ thống sông Đà với diện tích lưu vực đạt 52.900 km² trong đó phần diện tích ở Việt Nam đạt 26.800 km², là một trong 3 nhánh sông lớn của sông Hồng. Sông Đà có chiều dài khoảng 1010 km (trong đó 570 km ở Việt Nam).

Trong lưu vực sông Đà, diện tích đất rừng chiếm chủ yếu (>70%). Mật độ dân cư trong lưu vực sông khá thấp (< 250 người/km²) [7].

Trong giai đoạn từ 1960-2019, lưu lượng nước trên sông Đà tại trạm thủy văn Hòa Bình dao động từ $1,347 \pm 233$ đến $1,840 \pm 301$ m³.s⁻¹ [7]. Lưu lượng nước theo chuỗi thời gian dài năm của sông Đà tại trạm Hòa Bình vào các tháng mùa khô (tháng 11-4) thường thấp xa so với các tháng mùa mưa (tháng 5-10) [7]. Ba hồ chứa thủy điện Hòa Bình, Sơn La và Lai Châu trên sông Đà với tổng dung tích gần 25 tỷ m³ nước, có vai trò quan trọng trong sản xuất thủy điện, cất lũ, cung cấp nước tưới và giao thông thủy cho hạ du. Ví dụ, hồ chứa Hòa Bình góp phần sản xuất điện năng quốc gia, cung cấp nước tưới cho canh tác nông nghiệp vùng đồng bằng sông Hồng và trung du miền núi phía Bắc, nước sinh hoạt cho thủ đô Hà Nội và các hoạt động phát triển kinh tế xã hội khác của khu vực (nuôi cá, du lịch dịch vụ,...) [7, 8].

2.2. Phương pháp thu mẫu vi nhựa

Vị trí thu mẫu tại trạm thủy văn Hòa Bình (phường Hòa Bình, tỉnh Phú Thọ) nằm ở hạ lưu

sông Đà: cách hồ thủy điện Hòa Bình về phía hạ lưu khoảng 4 km, và cách vị trí hợp lưu giữa sông Đà và sông Hồng tại Việt Trì khoảng 60 km theo đường sông (Hình 1).



Hình 1. Vị trí thu mẫu nước tại hạ lưu sông Đà.

Mẫu nước được thu thập vào tháng 11/2024 (mùa khô) và tháng 5/2025 (mùa mưa) tại trạm thủy văn Hòa Bình, hạ lưu sông Đà (Hình 1). Để đánh giá bước đầu sự khác biệt của vi nhựa trong nước sông theo mùa vụ, thời điểm tháng 11 (đại diện cho mùa khô) và tháng 5 (đại diện cho mùa mưa) đã được lựa chọn để thu mẫu.

Tại vị trí thu mẫu, quy trình thu mẫu vi nhựa trong nước mặt được thực hiện như sau: mẫu nước mặt (0-30 cm) đại diện cho 1 đợt lấy mẫu (tổng 300 L) được thu thập bằng xô thể tích 5 L tại các điểm thuộc bờ phải, bờ trái và giữa dòng, mỗi điểm lấy 100 L (20 xô x 5 L/xô) theo phương pháp của nhóm tác giả [9]. Toàn bộ thể tích mẫu nước được lọc qua cốc lọc chuyên dụng (kích thước mắt lưới 80 μm) để thu vi nhựa trong mẫu nước [10]. Các mảnh rác có kích thước lớn được loại bỏ thủ công. Tất cả các vi nhựa thu được sau lọc được chuyển vào chai thủy tinh màu nâu 500 mL, được bảo quản ở nhiệt độ khoảng 4 °C trong lúc vận chuyển về phòng thí nghiệm [9, 10].

Trong quá trình lấy mẫu, tất cả các thiết bị, bao gồm dụng cụ lấy mẫu, xô sắt mạ kẽm, cốc

lọc chuyên dụng và chai thủy tinh, đều được rửa sạch và tráng lại bằng nước máy đã lọc qua giấy lọc Whatman GF/A (kích thước lỗ lọc 1,6 μm) và sau đó được bọc trong giấy bạc để tránh bị nhiễm bẩn.

2.3. Phương pháp xử lý mẫu nước chứa vi nhựa và phân tích mẫu

2.3.1. Phương pháp xử lý mẫu nước chứa vi nhựa ở phòng thí nghiệm

Vi nhựa trong các mẫu nước (sau khi lọc qua cốc lọc) được cho qua sàng có kích thước mắt sàng 5 mm để tiếp tục loại bỏ rác và nhựa có kích thước lớn hơn 5 mm. Phần mẫu nước sau sàng lọc chứa vi nhựa tiếp tục được phân tách để thu vi nhựa theo quy trình được mô tả trong nghiên cứu của Strady và cộng sự (2021) [10], được tóm tắt như sau: Mẫu nước chứa vi nhựa được cho thêm Sodium dodecyl sulfate (SDS) và đun ở 50 °C trong 24 h; sau đó cho thêm biozym SE và biozym F và đun ở 40 °C trong 48 h; cuối cùng cho thêm hydro peroxide ở 40 °C trong 48 h. Sau

đó, vi nhựa trong các mẫu nước được phân tách bằng dung dịch NaCl bão hòa ($1,2 \text{ g.mL}^{-1}$). Phần nước chứa vi nhựa tiếp tục được phân tách bằng cách lọc qua giấy lọc sợi thủy tinh (Whatman GF/A, kích thước lỗ lọc $1,6 \mu\text{m}$) có sử dụng bộ lọc thủy tinh có nắp đậy để tránh ô nhiễm từ không khí. Các giấy sau lọc Whatman GF/A được giữ trong các đĩa petri thủy tinh, có nắp đậy, cho đến khi phân tích trên kính hiển vi và máy quang phổ hồng ngoại.

2.3.2. Phương pháp phân tích vi nhựa

Xác định mật độ và các đặc tính (hình dạng, màu sắc, kích thước) vi nhựa: Vi nhựa thu được trên giấy sau lọc Whatman GF/A được nhận dạng bằng kính hiển vi soi nổi kết nối với camera kỹ thuật số Leica S9i độ phóng đại đến 55x. Các thông số về số lượng vi nhựa, hình dạng, kích thước và màu sắc của vi nhựa được xác định trên kính hiển vi với phần mềm phân tích hình ảnh LASX image. Trong nghiên cứu này, kích thước của các vi nhựa được quan tâm có phạm vi từ 300 đến $5000 \mu\text{m}$. Khoảng phạm vi kích thước lựa chọn dựa trên khuyến nghị của GESAMP (2019) [11] và một số nghiên cứu [8, 10] đối với quan trắc, đánh giá vi nhựa.

Xác định bản chất hóa học của vi nhựa: Bản chất polymer của các mẫu vật trên giấy sau lọc Whatman GF/A (khoảng 30 tổng số mẫu vật) được xác định bằng thiết bị quang phổ hồng ngoại biến đổi Fourier FTIR Carry 630 của Agilent và thư viện phổ Agilent Polymer Handheld ATR Library. Phép đo được thực hiện ở chế độ truyền qua trong phạm vi $4000 - 650 \text{ cm}^{-1}$ và ở độ phân giải 2 cm^{-1} .

2.4. Phương pháp tính rủi ro sinh thái tiềm ẩn

Rủi ro sinh thái tiềm ẩn được xác định với 3 chỉ số bao gồm: PLI, PERI, và PHI.

PLI (Pollution Load Index) - Chỉ số tải lượng ô nhiễm do [12] đề xuất. Giá trị PLI được tính theo công thức sau:

$$PLI = \sqrt{\frac{C_i}{C_{oi}}}$$

Trong đó C_i : mật độ vi nhựa tại mỗi vị trí; C_{oi} : mật độ vi nhựa mẫu nền ($1,3 \text{ vi nhựa.m}^{-3}$) [8].

Mức độ được phân loại dựa trên giá trị **PLI** như sau: <10 (mức I); $10 - 20$ (mức II); $20 - 30$ (mức III); và >30 (mức IV) [13].

PERI (Potential ecological risk index) - Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn do các tác giả [14] đề xuất, được áp dụng đối với các polymer [13] và được tính theo công thức như sau:

$$PERI = \sum E_r^i$$

$$E_r^i = T_r^i x \frac{C_i}{C_{oi}}$$

$$T_r^i = \sum_{n=1}^n \frac{P_n}{C_i} x S_n$$

Trong đó: T_r^i : hệ số độc tính tổng các polymer có mặt; P_n : là tỷ lệ có mặt của polymer; S_n : là điểm nguy hiểm của loại polymer như sau: PES (1117); PP (1); PVC (5001) [15].

Giá trị PERI ($\sum E_r^i$) được sử dụng để đánh giá mức độ rủi ro sinh thái tiềm ẩn như sau: <150 (nguy cơ thấp, minor); $150 - 300$ (nguy cơ trung bình, medium); $300 - 600$ (nguy cơ cao, high); $600 - 1200$ (nguy cơ rất cao, danger); >1200 (nguy cơ cực cao, extreme danger) [13].

PHI (Polymer Hazard Index) - Chỉ số nguy hiểm của polymer được [15] đưa ra và được tính theo công thức như sau:

$$PHI = \sum P_n x S_n$$

Trong đó P_n : là tỷ lệ có mặt của polymer; S_n : là điểm nguy hiểm của loại polymer, được tính như nêu trên.

Chỉ số nguy hiểm của polymer PHI được các tác giả [15] đưa ra với các mức như sau: $0-1$ (mức I); $1-10$ (mức II); $10-100$ (mức III); $100-1000$ (mức IV); >1000 (mức V).

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Hiện trạng ô nhiễm vi nhựa trong nước sông Đà

3.1.1 Mật độ vi nhựa

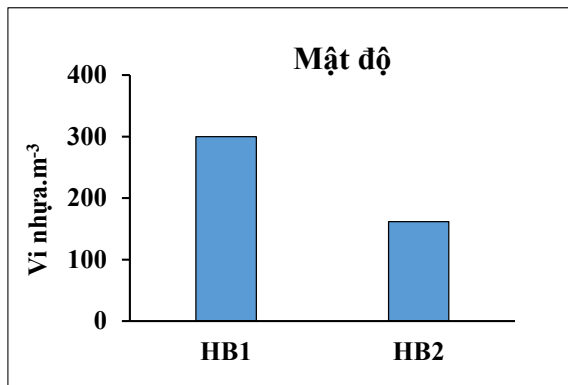
Kết quả bước đầu khảo sát mật độ vi nhựa trong mẫu nước mặt tại trạm thủy văn Hòa Bình,

hạ lưu của sông Đà, thu thập vào 1 đợt mùa khô (tháng 11/2024) và 1 đợt mùa mưa (tháng 5/2025) được trình bày trong Bảng 1 và Hình 2. Kết quả bước đầu cho thấy mật độ vi nhựa trong mẫu nước HB1 thu thập vào mùa khô (300 vi

nhựa.m⁻³) cao hơn 1,85 lần so với mẫu HB2 vào mùa mưa (đạt 162 vi nhựa.m⁻³) (Bảng 1, Hình 2). Kết quả khảo sát bước đầu cho thấy mật độ vi nhựa trong nước sông Đà trung bình 2 đợt khảo sát đạt 231 ± 69 vi nhựa.m⁻³ (Bảng 1).

Bảng 1. Mật độ vi nhựa trong nước mặt sông Đà

Thời gian thu mẫu	Kí hiệu mẫu	Mật độ tổng số, vi nhựa.m ⁻³	Dạng mảnh, vi nhựa.m ⁻³	Dạng sợi, vi nhựa.m ⁻³
11/2024	HB1	300	131	169
5/2025	HB2	162	46	115
Trung bình		231 ± 69	88	142



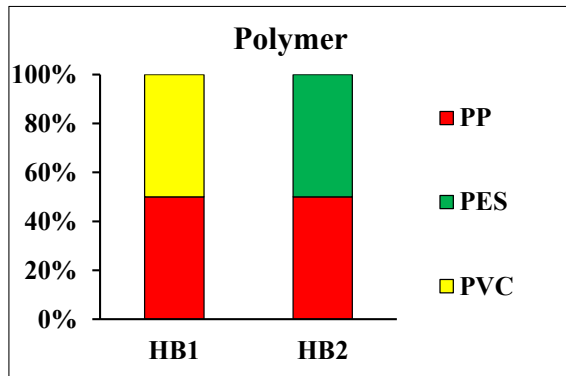
Hình 2. Mật độ vi nhựa của các mẫu nước mặt khảo sát trong 1 đợt mùa khô (HB1) và 1 đợt mùa mưa (HB2) tại hạ lưu sông Đà.

3.1.2 Bản chất hóa học của vi nhựa

Kết quả phân tích FTIR cho thấy có 3 loại polymer (Polypropylen (PP); Polyester (PES); và Polyvinylclorua (PVC)) đã được phát hiện trong mẫu nước tại trạm thủy văn Hòa Bình trên sông Đà. Cụ thể, trong mẫu HB1-mùa khô, có hai loại polymer gồm PP (50%) và PVC (50%) đã được tìm thấy, trong khi đối với mẫu HB2-mùa mưa, 2 loại polymer được phát hiện bao gồm: PP (50%), PES (50%) (Hình 3). Có thể thấy PP được phát hiện trong cả hai mẫu nước với tỷ lệ chiếm 50%. Sự xuất hiện của vi nhựa PP trong nước mặt sông Đà có thể liên quan đến thực tế sử dụng rộng rãi của PP (như hộp nhựa, bao bì thực phẩm, thảm và các sản phẩm khác) [16, 17, 18], cùng với đặc tính khối lượng riêng của PP thấp hơn nước, làm tăng khả năng được vận chuyển nhờ nước mưa hoặc dòng chảy sông

suối, phần nào giải thích sự xuất hiện của loại polymer này trong nước mặt trong nhiều nghiên cứu trên thế giới và ở Việt Nam [8, 19]. Sự xuất hiện của PES có khả năng bắt nguồn từ sợi dệt tổng hợp và nước thải sinh hoạt. Các sợi vi nhựa từ quá trình giặt giữ quần áo là một trong những nguồn chính đưa PES vào môi trường nước [20]. Polyethylene (PE), PP và PES cũng là các polymer chính, chiếm một phần không nhỏ trong tổng số vi nhựa trong các mẫu nước sông Sài Gòn, và sông Hồng trong các nghiên cứu trước đây [4, 5]. Li và cộng sự (2020) [21] cũng chỉ ra rằng PP cùng với PE là hai loại polymer chiếm ưu thế trong hầu hết các hệ thống nước ngọt, phản ánh nguồn phát thải chủ yếu từ bao bì nhựa và sản phẩm tiêu dùng hàng ngày. Đối với PVC, mặc dù có khối lượng riêng lớn hơn nước, loại polymer này vẫn được phát hiện trong mẫu nước mặt. Ví dụ, sự xuất hiện của PVC trong mẫu nước hồ Hòa Bình cũng đã được nhóm tác giả Duong và cộng sự (2025) [8] ghi nhận trong 10/12 tháng lấy mẫu. Bên cạnh đó, trạm thủy văn Hòa Bình nằm ngay ở khu vực hạ lưu đập thủy điện Hòa Bình. Hoạt động xả nước vận hành của nhà máy thủy điện có thể tạo ra chế độ dòng chảy xáo trộn mạnh với lực cuộn rối lớn, tạo ra các lực nâng thẳng đứng liên tục thẳng được vận tốc lắng giới hạn của các hạt PVC lơ lửng [22]. PVC thường có nguồn gốc từ các vật liệu xây dựng, ống dẫn nước, vật liệu cách điện và các sản phẩm công nghiệp [5, 18]. Một số nghiên cứu cũng ghi nhận sự hiện diện của PVC trong môi trường nước ngọt, mặc dù với tần suất thấp hơn so với PP và PE, do đặc tính vật lý và nguồn phát thải

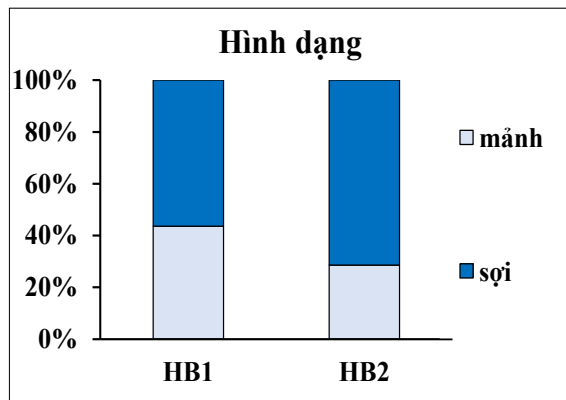
đặc thù [21]. Mặc dù vậy, để xác định chính xác nguồn gốc phát sinh của các polymer PP, PES và PVC trong nước mặt vùng hạ lưu sông Đà, các nghiên cứu chuyên sâu về truy vết nguồn thải và đánh giá mức độ đóng góp của từng nguồn phát sinh là cần thiết.



Hình 3. Các loại polymer được phát hiện trong các mẫu nước HB1 và HB2 tại hạ lưu sông Đà.

3.1.3 Một số đặc tính của vi nhựa

i) Hình dạng vi nhựa

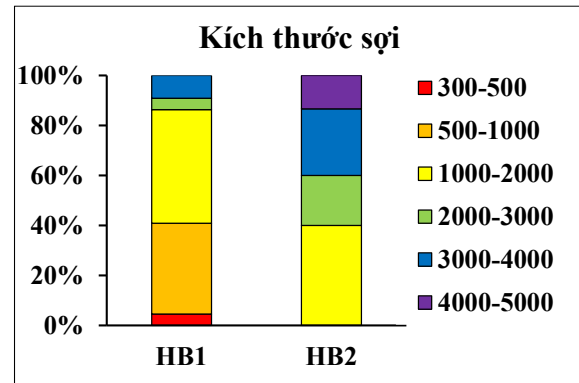


Hình 4. Phân bố hình dạng vi nhựa trong các mẫu nước HB1 và HB2 tại hạ lưu sông Đà.

Hình dạng các vi nhựa tìm thấy được trình bày trong Hình 4. Có thể thấy, có hai loại hình dạng sợi và mảnh được phát hiện. Sợi là hình dạng chiếm ưu thế trong các mẫu nước mặt sông Đà (56,4% tại HB1 và 71,4% tại HB2). Vi nhựa dạng mảnh chiếm 43,6% tại HB1 và 28,6% tại HB2 (Hình 4). Trung bình, vi nhựa dạng sợi trong hai mẫu nước mặt tại trạm thủy văn Hòa

Bình trên sông Đà chiếm 61,7% và dạng mảnh chiếm 38,3%. Kết quả này phù hợp với một số kết quả nghiên cứu trước đây ở trên thế giới và Việt Nam cho thấy sợi là hình dạng chiếm chủ yếu về vi nhựa trong nước mặt, ví dụ hồ Hoà Bình [8], hoặc hệ thống sông Nhuệ - Đáy [5, 23].

ii) Kích thước vi nhựa



Hình 5. Phân bố kích thước vi nhựa dạng sợi trong các mẫu HB1 và HB2 tại hạ lưu sông Đà.

Kích thước của vi nhựa được quan tâm do đóng vai trò quan trọng đối với khả năng tiêu thụ vi nhựa của sinh vật. Bước đầu khảo sát cho thấy các khoảng kích thước vi nhựa trong nghiên cứu này được chia thành: 300-500 μm; 500-1000 μm, 1000-2000 μm, 2000-3000 μm, 3000-4000 μm và 4000-5000 μm. Tỷ lệ các vi nhựa nằm trong 6 khoảng kích thước nêu trên tại trạm thủy văn Hòa Bình được trình bày trong Hình 5.

Mẫu HB1 có số lượng vi nhựa ở khoảng kích thước 300-500 μm; 500-1000 μm, 1000-2000 μm, 2000-3000 μm, 3000 - 4000 μm và 4000 - 5000 μm tương ứng là: 4,5%, 36,4%, 45,5%, 4,5%, 9,1%, 0% (Hình 5). Mẫu HB2 có số lượng vi nhựa ở khoảng kích thước 300-500 μm; 500-1000 μm, 1000-2000 μm, 2000-3000 μm, 3000-4000 μm và 4000-5000 μm tương ứng là: 0 %, 0%, 40,0%, 20,0%, 26,7%, 13,3% (Hình 5). Tỷ lệ số lượng vi nhựa trung bình tương ứng với kích thước của chúng trong các mẫu nước sông Đà tại trạm thủy văn Hòa Bình như sau: 2,7% (300-500 μm), 21,6% (500-1000 μm), 43,2% (1000-2000 μm), 10,8% (2000-3000 μm), 16,2% (3000-4000 μm), và 5,4% (4000-5000 μm). Như vậy, có thể thấy các vi nhựa được tìm thấy có

kích thước < 2000 μm chiếm chủ yếu. Điều này phù hợp với nhiều nghiên cứu gần đây trên thế giới và tại Việt Nam. Ví dụ, Peng và cộng sự (2023) [24] ghi nhận thấy các vi nhựa kích thước nhỏ < 500 μm chiếm tỷ lệ cao hơn rõ rệt so với các kích thước lớn hơn tại hệ thống sông đô thị Nam Minh, Tây Nam Trung Quốc, phản ánh quá trình phân mảnh liên tục của rác thải nhựa trong môi trường nước. Xu hướng này cũng được ghi nhận trong nghiên cứu mới đây tại khu vực ven biển và sông ở miền Nam Việt Nam, trong đó vi nhựa có kích thước nằm trong khoảng 201-1000 μm chiếm ưu thế ở các khu vực sông và cửa sông [25].

Vi nhựa với kích thước nhỏ hơn 2000 μm có thể dẫn đến sinh vật thủy sinh trong lưu vực nhầm lẫn là thức ăn và nuốt phải. Nghiên cứu của Mai và cộng sự (2023) [26] tại tỉnh Bắc Ninh đã chứng minh 100% mẫu cá thương mại phổ biến bao gồm cá trắm cỏ (*Ctenopharyngodon idella*), cá chép (*Cyprinus carpio*) và cá rô phi (*Oreochromis niloticus*) đều chứa vi nhựa trong đường tiêu hóa, với dải kích thước chủ yếu < 2000 μm . Việc nuốt phải các vi nhựa kích thước nhỏ này nhưng cứng và sắc nhọn có thể gây ra các tổn thương vật lý nghiêm trọng cho đường tiêu hóa sinh vật như tắc nghẽn cơ học, viêm nhiễm niêm mạc nội sọ, làm suy giảm hiệu suất hấp thụ dinh dưỡng, giảm tốc độ sinh trưởng và có thể dẫn đến tử vong [26].

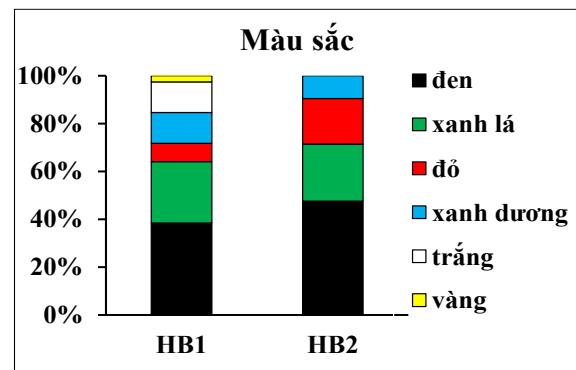
Mặt khác, vi nhựa có khả năng hấp phụ một số hợp chất có độc tính như chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy (POPs), kim loại nặng và kháng sinh, hoặc vi sinh vật gây bệnh, dẫn đến sự tích lũy sinh học của chúng theo chuỗi thức ăn trong hệ sinh thái. Các đặc tính lý hóa của vi nhựa (kích thước, cấu trúc và nhóm chức), và các yếu tố môi trường (pH, nhiệt độ và độ mặn) có ảnh hưởng đến khả năng hấp phụ của vi nhựa đối với các hợp chất nói trên [27]. Với vai trò là chất mang/truyền tải/hấp phụ các chất ô nhiễm cho môi trường, vi nhựa có thể gây gia tăng độc tính tiềm tàng, do đó gây ra thiệt hại lớn hơn đối với các sinh vật thủy sinh trong môi trường đó. Ví dụ có thể kể đến là mối liên hệ giữa vi nhựa với microcystin (độc tố vi khuẩn lam), trong nước hồ chứa Hòa Bình [8]. Tương tự, phân tích tương quan Pearson cho thấy mối quan hệ tích cực đáng

kể giữa vi nhựa và một số kim loại nặng, đặc biệt là Pb ($r^2 = 0,88$), cho thấy khả năng có nguồn gốc chung hoặc quá trình tích lũy đồng thời [22].

iii) Màu sắc của vi nhựa

Kết quả bước đầu khảo sát vi nhựa trong nước mặt hạ lưu sông Đà cho thấy màu sắc của vi nhựa được tìm thấy khá đa dạng, bao gồm các màu sắc: xanh dương, đen, xanh lá, đỏ, trắng và vàng (Hình 6).

Đối với mẫu HB1, màu sắc phân bố như sau: đen (38,5%), xanh lá (25,6%), đỏ (7,7%), xanh dương (12,8%), trắng (12,8%), và vàng (2,6%) (Hình 6). Đối với mẫu HB2, màu sắc chủ yếu gồm: đen (47,6%), xanh lá (23,8%), đỏ (19%) và xanh dương (9,5%) (Hình 6). Nhìn chung, trung bình đối với 2 mẫu khảo sát tại trạm thủy văn Hòa Bình trên sông Đà, màu sắc phổ biến tại khu vực nghiên cứu là: đen (41,7%) > xanh lá (25%) > đỏ (11,7%) ~ xanh dương (11,7%) > trắng (8,3%) > vàng (1,7%). Màu sắc của vi nhựa được quan tâm do chúng đóng vai trò quan trọng trong việc chi phối sự hấp thụ/tiêu thụ vi nhựa của sinh vật [28]. Các nghiên cứu trước đây cho thấy vi nhựa thường mang màu sắc từ các sản phẩm nhựa mẹ, nhưng cũng có thể thay đổi trong các điều kiện môi trường và theo thời gian [29].



Hình 6. Màu sắc vi nhựa trong các mẫu nước HB1 và HB2 tại hạ lưu sông Đà.

3.2. Rủi ro sinh thái tiềm ẩn do ô nhiễm vi nhựa trong nước hạ lưu sông Đà

Đánh giá rủi ro sinh thái tiềm ẩn bước đầu được tính toán dựa trên kết quả thu mẫu và phân tích mật độ vi nhựa trong nước sông Đà trong 1

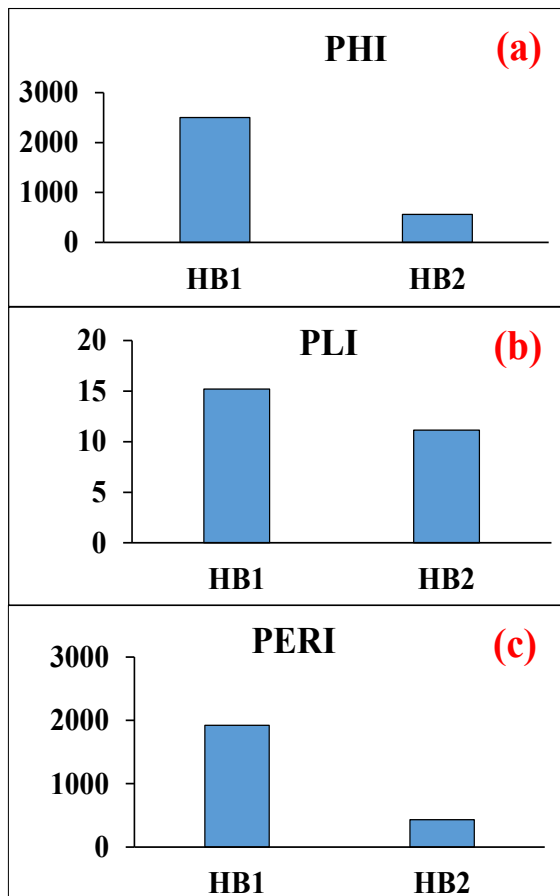
đợt khảo sát mùa mưa và 1 đợt khảo sát mùa khô và, được trình bày trong Bảng 2, Hình 7.

Giá trị PHI và PERI, biểu diễn mức độ rủi ro sinh thái tiềm ẩn của vi nhựa dựa trên các hệ số điểm nguy hiểm, cho thấy do sự có mặt của các

loại vi nhựa có hệ số điểm nguy hiểm cao như PVC (5001) và PES (1117) trong mẫu phân tích, các chỉ số rủi ro sinh thái ở mức cao (PHI ở mức V, và PERI ở mức nguy cơ cao) (Bảng 2).

Bảng 2. Giá trị các chỉ số và phân loại mức độ rủi ro sinh thái tiềm ẩn do vi nhựa trong nước sông Đà

Mẫu	Giá trị, phân loại PHI	Giá trị, phân loại PLI	Giá trị, phân loại PERI
HB1	2501 mức V	15,2 mức II	1924 Nguy cơ cực cao
HB2	559 mức IV	11,1 mức II	430 Cao
Trung bình (2 đợt)	1206 mức V	13,3 mức II	928 Nguy cơ rất cao



Hình 7. Các giá trị PHI, PLI và PERI của vi nhựa trong nước mặt tại hạ lưu sông Đà.

Cụ thể, giá trị PHI của vi nhựa trong mẫu nước HB1 thu thập vào mùa khô (2501) cao hơn

gấp khoảng 4,5 lần so với mẫu nước HB2 thu thập vào mùa mưa (559), và ở mức IV - V (Bảng 2, Hình 7). Các kết quả này phù hợp với nghiên cứu trước đây của nhóm tác giả Duong và cộng sự [8] khi đánh giá rủi ro sinh thái tiềm ẩn PHI ở mức IV – V đối với ô nhiễm vi nhựa trong nước hồ Hòa Bình trên sông Đà.

Tương tự, giá trị PERI của mẫu HB1 (mùa khô) (1924) cũng cao hơn gấp 4,5 lần so với mẫu HB2 (mùa mưa) (430) (Hình 7). Kết quả của nghiên cứu này cũng phù hợp với đánh giá của nhóm tác giả Duong và cộng sự [8] cho thấy mức độ rủi ro ô nhiễm vi nhựa vào mùa khô vượt xa so với mùa mưa đối với nước mặt hồ Hòa Bình và nhìn chung, PERI ở mức trung bình đến mức rủi ro cao.

Tuy nhiên, giá trị PLI, chỉ phụ thuộc vào mật độ vi nhựa tại vị trí khảo sát, lại chỉ ra ô nhiễm vi nhựa trong nước sông Đà ở mức trung bình thấp (mức II) (Bảng 2, Hình 7).

Nghiên cứu này chưa tiến hành các thử nghiệm độc tính sinh học trực tiếp trên sinh vật tại thực địa. Tuy nhiên, kết quả bước đầu tính toán các chỉ số PHI và PERI ở mức cao, cho thấy mức rủi ro sinh thái tiềm ẩn là đáng quan tâm. Vi nhựa trong môi trường nước tự nhiên không chỉ gây hại cơ học mà còn hoạt động như một vector vận chuyển các chất độc hóa học hoặc vi sinh vật gây bệnh. Với diện tích bề mặt riêng lớn và tính chất kỵ nước mạnh, các vi nhựa lơ lửng có thể dễ dàng hấp phụ các hợp chất POPs, kim loại độc,... có mặt trong nước sông. Nguyễn và cộng sự

(2022) [30] chỉ ra rằng nồng độ chất hữu cơ độc hại như hydrocarbon thơm đa vòng (PAHs) bám dính trên bề mặt hạt vi nhựa lơ lửng tại các thủy vực tự nhiên dao động ở mức cực cao, từ 232.71 đến 8940.99 ng/g. Khi sinh vật nuốt phải vi nhựa, môi trường dịch tiêu hóa có tính axit cao sẽ đóng vai trò xúc tác giải phóng các độc chất hữu cơ hấp phụ này cùng với các hóa chất phụ gia độc hại vốn được thêm vào trong quá trình sản xuất polymer (ví dụ các chất hóa dẻo, phthalates...), có thể gây độc tế bào, rối loạn nội tiết sinh sản và phá hủy hệ thống miễn dịch của sinh vật [30].

3.3. So sánh với ô nhiễm vi nhựa trong một số sông trên thế giới

Một số kết quả khảo sát về ô nhiễm vi nhựa trong nước mặt một số sông trên thế giới và ở Việt Nam được trình bày trong Bảng 3. Bảng 3 cho thấy mật độ vi nhựa trong nước mặt của một số dòng sông trên thế giới thay đổi trong khoảng rất rộng, từ không phát hiện hoặc giá trị rất thấp ($0-42,9$ vi nhựa. m^{-3}) trong sông Han và nhánh

sông Han, Hàn Quốc [31] đến giá trị rất cao, đạt 519.000 vi nhựa. m^{-3} trong nước mặt sông đô thị có lưu lượng nước nhỏ tại thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam [4] hoặc sông đô thị tại thành phố Bắc Kinh, Trung Quốc [32].

Có thể thấy mật độ vi nhựa trong nước sông Đà ($162-300$ vi nhựa. m^{-3}) thấp hơn nhiều so với các giá trị thu được đối với sông đô thị (Bảng 3). Điều này có thể được giải thích bởi đặc điểm lưu vực sông Đà có mật độ dân cư thấp (< 250 người. km^{-2}), cùng với tỷ lệ diện tích rừng lớn và mức độ đô thị hóa, công nghiệp hóa thấp [7, 8] so với các đô thị lớn như thành phố Hà Nội, thành phố Hồ Chí Minh. Tuy nhiên, khi so sánh với một số sông có quy mô lớn hoặc chịu tác động trung bình như sông Hồng, Việt Nam ($10 - 203$ vi nhựa. m^{-3}) hay sông Karnali, Nepal (290 ± 30 vi nhựa. m^{-3}), mật độ vi nhựa trong sông Đà lại ở mức tương đương hoặc cao hơn [5, 36]. Điều này cho thấy mặc dù không phải là khu vực đô thị điển hình, lưu vực sông Đà vẫn đang chịu áp lực nhất định từ các nguồn thải như sinh hoạt, nông nghiệp và nuôi trồng thủy sản [7, 8].

Bảng 3. Mật độ vi nhựa trong nước mặt của một số sông trên thế giới

Tên sông, Quốc gia	Mật độ vi nhựa vi nhựa. m^{-3}	Kích thước vi nhựa, μm	Loại Polymer	Nguồn gây ô nhiễm	Tài liệu tham khảo
Sông Sài Gòn, Việt Nam	Sỏi: 172.000 - 519.000; Mảnh: 10 - 223	50 - 4850	PES, PE, PP, và PS	Nước thải từ một số nhà máy dệt và công nghiệp sản xuất nhựa	[4]
Sông Hồng, Việt Nam	10 - 203	13 - 200	PP, PE và PET	-	[5]
Sông Nam Minh, Trung Quốc	750 ± 53	0,1 - 5000	PP, PE, polyvinyl axetat (PVAc), poly (methyl vinyl ete/anhydrit maleic) (PVM/MA) và polyetylen glycol (PEG)	Nước thải nông nghiệp, sinh hoạt và nước chảy tràn	[24]
Sông Đồng Nai, sông Sài Gòn, soài Rạp - sông Nhà Bè, Việt Nam	208 ± 115	201 - 1000	PET và PA	-	[25]

Tên sông, Quốc gia	Mật độ vi nhựa vi nhựa.m ⁻³	Kích thước vi nhựa, μ m	Loại Polymer	Nguồn gây ô nhiễm	Tài liệu tham khảo
Sông Ofanto, Italia	$0,9 \pm 0,4$ đến 13 ± 5	300 - 5000	PE, PP, PS, PVC, PUR	Nước chảy tràn đô thị, hoạt động nông nghiệp, nước thải sinh hoạt và công nghiệp	[29]
Sông Han và nhánh sông Han, Hàn Quốc	0 - 42,9 ($7,0 \pm 12,9$)	0,1 - 5000	PE, silicone, và PS	Nước thải từ canh tác nông nghiệp, công nghiệp và sinh hoạt.	[31]
Sông đô thị, thành phố Bắc Kinh, Trung Quốc	105 - 8000 (2421 ± 2379)	100 - 600	PP, PS, PE, PA, và PET	Mật độ dân số và đô thị hóa cao	[32]
Hạ lưu sông Chao Phraya, Thái Lan	21 ± 16	<300	PP, PE, và LDPE	Các hoạt động của con người ở đô thị	[33]
Sông Lương Phong, Trung Quốc	6200 ± 570 - $41930 \pm$ 8130	50 - 5000	PE, PP, PVC, PS, và PA	Nước thải đô thị, dòng chảy bề mặt	[34]
Cửa sông Chao Phraya, Thái Lan	440 - 16900 4030 ± 3850	16 - 5000	PTFE, PE, và PP	Các hoạt động nông nghiệp và công nghiệp, chất thải sinh hoạt và công nghiệp	[35]
Sông Karnali, Nepal	120 - 640 (290 ± 30)	296 - 3135	PE và PP	Nước thải sinh hoạt, nước thải giặt giũ, hoạt động đánh bắt cá, khu dân cư nông thôn	[36]
Sông Ganga vùng Himalaya, Ấn Độ	100000 - 1550000	250 - 5000	PE, PA, và PS	Các hoạt động của con người và du lịch, chất thải sinh hoạt, xả thải đô thị	[37]
Hạ lưu sông Minjiang, Trung Quốc	19900 ± 1560 (nước mặt mùa lũ) 22870 ± 1320 (nước mặt mùa khô)	<500 - 5000	PE, và PP	Nước thải sinh hoạt, nước chảy tràn đô thị, rác thải đô thị và du lịch	[38]
Sông Đà, Việt Nam	162-300	300 - 5000	PP, PVC, và PES	Nguồn vi nhựa từ hồ Hòa Bình (du lịch, nuôi cá lồng...) và nước thải sinh hoạt; canh tác nông nghiệp trong lưu vực	Nghiên cứu này

3.4. Nguyên nhân và một số giải pháp giảm thiểu ô nhiễm vi nhựa trong nước sông Đà

3.4.1 Nguyên nhân và các yếu tố ảnh hưởng đến vi nhựa trong nước sông Đà

Mật độ và các đặc tính vi nhựa trong nước mặt thường chịu tác động của các hoạt động của con người và điều kiện tự nhiên trong lưu vực

[1]. Quá trình đô thị hóa, gia tăng dân số, phát triển sản xuất công nghiệp, nông nghiệp trong các lưu vực làm gia tăng lượng chất thải nhựa, và vi nhựa nguồn gốc sơ cấp, thứ cấp được đổ vào nước mặt [8, 39]. Bên cạnh đó, các điều kiện tự nhiên, các yếu tố môi trường như dòng chảy, lượng mưa và nhiệt độ không khí có ảnh hưởng lớn đến sự phân bố và mật độ vi nhựa trong nước

mặt [1]. Vào mùa mưa, dòng chảy bề mặt mạnh có thể cuốn theo nhiều rác thải nhựa trong lưu vực đổ vào sông, làm gia tăng mật độ vi nhựa. Ngược lại, vào mùa khô, sự tích tụ vi nhựa có thể cao hơn do khả năng pha loãng trong nước sông giảm. Kết quả khảo sát bước đầu của chúng tôi cho thấy mật độ vi nhựa trong nước sông Đà vào mùa khô cao hơn mùa mưa, phản ánh tác động đáng kể của nguồn thải điểm tới ô nhiễm vi nhựa trong nước sông. Tuy nhiên, trong lưu vực diện tích đất rừng chiếm chủ yếu và mật độ dân số thấp nên tác động của các nguồn thải điểm có thể đến chủ yếu từ hồ Hòa Bình, nơi chịu tác động đáng kể của một số hoạt động phát triển kinh tế - xã hội như du lịch - dịch vụ, nuôi cá lồng... [7] với mật độ vi nhựa đạt 1,3 - 38,0 vi nhựa.m⁻³ [8]. Nghiên cứu của Le và cộng sự (2024) [7] đánh giá chất lượng nước hồ Hòa Bình đã chỉ ra rằng trong lưu vực, một số nguồn thải điểm bao gồm dân cư địa phương, khách du lịch, chăn nuôi gia súc và nuôi cá lồng trong lòng hồ, và nguồn thải phát tán từ canh tác nông nghiệp, là những nguồn chính tác động tới chất lượng nước hồ. Những nguồn gây ô nhiễm này cũng có thể là các nguồn cung cấp vi nhựa cho nước hồ. Thật vậy, nghiên cứu của Dương và cộng sự (2025) [8] đã cho thấy dòng chất thải từ các hoạt động của con người, bao gồm nông nghiệp, nuôi trồng thủy sản, du lịch và phát triển dân cư trong lưu vực và từ thượng nguồn là hồ chứa thủy điện Sơn La, đã góp phần gây ô nhiễm ô nhiễm vi nhựa trong nước hồ chứa Hòa Bình [8].

3.4.2 Một số giải pháp nhằm giảm thiểu ô nhiễm vi nhựa trong nước sông Đà

Để giảm thiểu ô nhiễm vi nhựa trong nước sông Đà, cần triển khai đồng bộ nhiều giải pháp từ kiểm soát nguồn thải đến xử lý và giám sát môi trường. Trước hết, cần hạn chế sử dụng nhựa dùng một lần và thúc đẩy thay thế bằng vật liệu thân thiện với môi trường nhằm giảm lượng rác thải nhựa phát sinh [40]. Về mặt chính sách, Việt Nam đã có những bước tiến quan trọng như Luật Bảo vệ môi trường 2020 với cơ chế trách nhiệm mở rộng của nhà sản xuất (EPR), yêu cầu doanh nghiệp tham gia thu hồi và tái chế bao bì nhựa. Bên cạnh đó là lộ trình hạn chế và tiến tới cấm nhựa dùng một lần theo Nghị định 08/2022/NĐ

- CP và các công cụ kinh tế như thuế bảo vệ môi trường đối với túi ni lông khó phân hủy. Tuy nhiên, việc thực thi vẫn còn gặp khó khăn, đặc biệt tại khu vực kinh tế phi chính thức như chợ dân sinh, hàng quán nhỏ lẻ, nơi việc kiểm soát tiêu thụ nhựa còn hạn chế. Đồng thời, các cơ chế khuyến khích doanh nghiệp chuyển đổi sang vật liệu thay thế vẫn chưa đủ mạnh để tạo động lực thay đổi trên diện rộng.

Việc kiểm soát chặt chẽ nguồn rác thải nhựa từ sinh hoạt, sản xuất công nghiệp, canh tác nông nghiệp, nuôi trồng thủy sản cũng đóng vai trò quan trọng trong việc ngăn chặn vi nhựa đi vào môi trường nước [40]. Cần tăng cường hệ thống thu gom, phân loại và tái chế rác thải nhựa tại các khu dân cư, khu đô thị trong lưu vực sông. Bên cạnh đó, cần áp dụng các công nghệ xử lý nước tiên tiến tại các nhà máy xử lý nước thải nhằm nâng cao hiệu quả loại bỏ hạt vi nhựa kích thước nhỏ. Ngoài ra, công tác quan trắc chất lượng nước sông Đà cần được thực hiện thường xuyên để theo dõi sự biến động của vi nhựa theo không gian và thời gian [8]. Song song với đó, cần nâng cao nhận thức cộng đồng về tác hại của rác thải nhựa và khuyến khích thay đổi hành vi tiêu dùng. Cuối cùng, việc tiếp tục nghiên cứu đặc tính và con đường vận chuyển của vi nhựa trong hệ thống sông Đà sẽ hỗ trợ xây dựng các giải pháp quản lý hiệu quả và bền vững hơn.

4. Kết luận

Nghiên cứu đã bước đầu xác định được sự hiện diện của vi nhựa trong nước sông Đà với mật độ dao động từ 162 - 300 vi nhựa.m⁻³, trong đó giá trị cao hơn được ghi nhận vào mùa khô. Vi nhựa trong các mẫu nước sông Đà chủ yếu xuất hiện ở dạng sợi và mảnh, với khoảng kích thước phổ biến nhỏ hơn 2000 µm. Thành phần polymer chiếm ưu thế bao gồm PP, PES và PVC, có thể có nguồn gốc từ các nguồn thải từ dân cư, du lịch - dịch vụ, canh tác nông nghiệp và nuôi trồng thủy sản. Kết quả đánh giá rủi ro sinh thái tiềm ẩn cho thấy vi nhựa trong nước sông Đà hiện ở mức cao, có thể tác động đáng kể đến hệ sinh thái thủy sinh. Các kết quả đánh giá rủi ro sinh thái tiềm ẩn trong nghiên cứu này mới dựa

trên các tính toán theo các công thức, các nghiên cứu tiếp theo đánh giá độc tính bằng các thực nghiệm là cần thiết. Sự hiện diện của các polymer như PVC và khả năng hấp phụ chất ô nhiễm của vi nhựa có thể làm gia tăng rủi ro trong dài hạn nếu không được kiểm soát. Mặc dù mới là các kết quả khảo sát bước đầu, nghiên cứu này cho thấy ô nhiễm vi nhựa trong nước sông Đà là một vấn đề môi trường cần được quan tâm. Cần có các biện pháp quản lý, kiểm soát nguồn thải phù hợp, kết hợp với tăng cường quan trắc và nghiên cứu chuyên sâu, nhằm hạn chế sự gia tăng của vi nhựa để bảo vệ chất lượng môi trường nước lưu vực sông Đà trong tương lai.

Lời cảm ơn

Tập thể tác giả chân thành cảm ơn quỹ NAFOSTED-Việt Nam đã tài trợ kinh phí thực hiện đề tài mã số 105.08-2023.24 (Lê Như Đa).

Tài liệu tham khảo

- [1] N. N. Phuong, T. T. Duong, T. P. Q. Le, T. K. Hoang, H. M. Ngo, N. A. Phuong, Q. T. Pham, T. O. Doan, T. C. Ho, N. D. Le, T. A. H. Nguyen, E. Strady, V. Fauvelle, M. Ourgaud, N. Schmidt, R. Sempere, Microplastics in Asian Freshwater Ecosystems: Current Knowledge and Perspectives, *Science of the Total Environment*, Vol. 808, 2022, pp. 151989, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151989>.
- [2] T. T. Nguyen, V. D. Luu, D. Q. Tran, T. H. Ta, T. K. L. Le, D. K. Nguyễn, V. H. Pham, Report on the Plastic Waste Generation Situation in 2022, Youth Publishing House, 2023, 125 pages, https://wwfasia.awsassets.panda.org/downloads/wwf_a4_bao-caoc-chat-thai-nhua-final--a--ne-n.pdf (accessed on: February 10th, 2026) (in Vietnamese).
- [3] J. R. Jambeck, R. Geyer, C. Wilcox, T.R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan, K.L. Law, Plastic Waste Inputs from Land into the Ocean, *Science*, Vol. 347, No. 6223, 2015, pp. 768771, <https://doi.org/10.1126/science.1260352>.
- [4] L. Lahens, E. Strady, T. C. K.Le, R. Dris, K. Boukerma, E. Rinnert, J. Gasperi, B. Tassin, Macroplastic and Microplastic Contamination Assessment of a Tropical River (Saigon River, Vietnam) Transversed by a Developing Megacity, *Environmental Pollution*, Vol. 236, 2018, pp. 661-671, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.005>.
- [5] T. T. Nguyen, V. H. Bui, S. Lebarillier, T. K. Vu, P. W. W. Chung, V. Fauvelle, L. Malleret, Spatial and Seasonal Abundance and Characteristics of Microplastics Along the Red River to the Gulf of Tonkin, Vietnam, *Science of the Total Environment*, Vol. 957, 2024, pp. 177778, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177778>.
- [6] F. Mendrik, C.R. Hackney, V. M. Cumming, C. Waller, D. Hak, R. Dorrell, N. N. Hung, D. R. Parsons, The Transport and Vertical Distribution of Microplastics in the Mekong River, SE Asia, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 484, 2025, pp. 136762, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136762>.
- [7] N. D. Le, T. M. H. Nguyen, T. T. H. Hoang, E. R. Newall, T. X. B. Phung, T. M. H. Pham, T. T. Duong, T. D. Nguyen, T. P. Q. Le, Microbial Contamination in a Large Drinking Water Reservoir in North Vietnam, *Aquatic Sciences*, Vol: 86, No. 3, 2024, pp. 72, <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01086-7>.
- [8] T. T. Duong, L. A. Pham, T. L. Pham, T. M. Nguyen, T. A. N. Nguyen, S. N. Nguyen, P. T. Pham, T. Q. Hoang, D. N. Thuy, T. M. H. Pham, V. H. Nghiem, V. H. Bui, T. T. Nguyen, H. T. Do, T. O. Doan, V. T. K. Hoang, T. P. Q. Le, X. C. Nguyen, S. McGowan, Microplastic and Microcystin in Tropical Drinking Water Reservoir: Pollution Characteristics and Human Health Risk Assessment, *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 197, No. 8, 2025, pp. 974, <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14391-x>.
- [9] Y. Li, L. Qin, Y. Dou, M. Shen, X. Chen, X. Liang, T. Ao, K. Jin, X Duan, Occurrence and Risk Assessment of Microplastics in a Source Water Reservoir in Middle Reaches of Yellow River, *Water*, Vol. 16, No. 17, 2024, pp. 2478, <https://doi.org/10.3390/w16172478>.
- [10] E. Strady, T. H. Dang, T. D. Dao, H. N. Dinh, T. T. D. Do, T. N. Duong, T. T. Duong, D. A. Hoang, T. C. K. Le, T. P. Q. Le, H. Mai, D. M. Trinh, Q.H. Nguyen, T. Q. A. Nguyen, Q. V. Tran, T. N. S. Truong, V. H. Chu, V. C. Vo, Baseline Assessment of Microplastic Concentrations in Marine and Freshwater Environments of a Developing Southeast Asian Country, Viet Nam, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 162, 2021, pp. 111870, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111870>.
- [11] GESAMP, Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean, United

- Nations Environment Programme (UNEP), No. 99, 2019.
- [12] D. L. Tomlinson, J. G. Wilson, C. R. Harris, D. W. Jeffrey, Problems in the Assessment of Heavy-Metal Levels in Estuaries and the Formation of a Pollution Index, *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, Vol. 33, No. 1, 1980, pp. 566-575, <https://doi.org/10.1007/BF02414780>.
- [13] S. Shekoohiyan, A. Akbarzadeh, The Abundance of Microplastic Pollution along the Jajroud River of Tehran: Estimating the Water Quality Index and the Ecological Risk, *Ecological Indicators*, Vol. 145, 2022, pp. 109629, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109629>.
- [14] L. Hakanson, An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: a Sedimentological Approach, *Water Research*, Vol. 14, No. 8, 1980, pp. 975-1001, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8).
- [15] D. Lithner, Å. Larsson, G. Dave, Environmental and Health Hazard Ranking of Plastic Polymers Based on Chemical Composition, *Science of the Total Environment*, Vol. 409, No.18, 2011, pp. 3309-3324, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>.
- [16] J. J. Jiang, J. N. Hanun, K. Y. Chen, F. Hassan, K. T. Liu, Y. H. Hung, T. W. Chang, Current Levels and Composition Profiles of Microplastics in Irrigation Water, *Environmental Pollution*, Vol. 318, 2023, pp. 120858, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120858>.
- [17] T. Y. Ta, T. A. T. Nguyen, T. H. V. Hoang, Analysis of Production, Consumption and Environmental Burden of Plastic Industry in Vietnam by Input-Output Table, *Vietnam Journal of Science, Technology and Engineering*, Vol. 63, No. 2, 2021, pp. 89-96, [https://doi.org/10.31276/vjste.63\(2\).89-96](https://doi.org/10.31276/vjste.63(2).89-96).
- [18] Plastics Europe, Enabling a Sustainable Future, *Plastics - the Facts 2021: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste data*. Plastics Europe Market Research Group (PEMRG)/Conversio Market & Strategy GmbH. 2021, 33 pages, <https://plasticseurope.org>
- [19] A. A. Koelmans, N. M. Nor, E. Hermesen, M. Kooi, S. Mintenig, J. D. France, Microplastics in Freshwater and Drinking Water: Critical Review and Assessment of Data Quality, *Water Research*, Vol. 155, 2019, pp. 410-422, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>.
- [20] S. H. Akyildiz, S. Fiore, M. Bruno, H. Sezgin, I. Y. Enis, B. Yalcin, R. Bellopede, Release of Microplastic Fibers from Synthetic Textiles during Household Washing, *Environmental Pollution*, Vol. 357, 2024, pp. 124455, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124455>.
- [21] C. Li, R. Busquets, L. C. Campos, Assessment of Microplastics in Freshwater Systems: A Review, *Science of the Total Environment*, Vol. 707, 2020, pp. 135578, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>.
- [22] T. M. Nguyen, T. O. Doan, T. A. N. Nguyen, P. T. Pham, L. A. Pham, T. D. Nguyen, V. H. Nguyen, H. N. Nguyen, A. T. Tran, T. D. M. Ngo, T. P. Q. Le, T. M. H. Pham, T. T. Duong, Distribution, Characteristics, and Ecological Risk Assessment of Microplastics and Heavy Metals in Surface Water at Hoa Binh Reservoir, *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*, Vol. 42, No. 2, 2026, pp. 36-52, <https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5377>.
- [23] H. T. Nguyen, T. H. Nguyen, T. H. To, M. T. Hoang, Distribution and Characteristics of Microplastics in Nhue–Day River Basin, Vietnam, *Environment and Natural Resources Journal*, Vol. 21, No. 3, 2023, pp. 245-255, <https://doi.org/10.32526/enmrj/21/202200244>.
- [24] M. Peng, Q. Wu, S. Gao, Y. Liu, J. Zeng, Y. Ruan, Distribution and Characteristics of Microplastics in an Urban River: The Response to Urban Waste Management, *Science of The Total Environment*, Vol. 905, 2023, pp. 166638, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166638>.
- [25] M. T. Nguyen, M. T. Duong, H. C. Tran, T. T. X. Le, A. N. Pham, V. M. Do, H. T. Duong, T. X. Q. Nguyen, V. M. Trinh, Regional Abundance and Distribution of Microplastics in Rivers and Coastal Aquatic Environments in Southern Vietnam, *Regional Studies in Marine Science*, Vol. 92, 2025, pp. 104635, <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104635>.
- [26] H. Mai, T. T. N. Ngo, D. T. Nguyen, V. H. Bui, T. D. Dao, T. T. Dang, V. M. Do, Preliminary Assessment of Microplastic Pollution in Commercial Freshwater Fish Species Collected from Four Districts in Bac Ninh Province. *Vietnam Journal of Science and Technology*, Vol. 61, No. 4, 2023, pp. 656-665, <https://doi.org/10.15625/2525-2518/17926>.
- [27] N. Rafa, B. Ahmed, F. Zohora, J. Bakya, S. Ahmed, S. F. Ahmed, M. Mofijur, A. A. Chowdhury, F. Almomani, Microplastics as Carriers of Toxic Pollutants: Source, Transport, and Toxicological Effects, *Environmental Pollution*, Vol. 343, 2024, pp. 123190, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123190>.

- [28] M. C. M. Blettler, N. Garello, L. Ginon, E. Abrial, L. A. Espinola, K. M. Wantzen, Massive Plastic Pollution in a Mega-river of a Developing Country: Sediment Deposition and Ingestion by Fish (*Prochilodus lineatus*), *Environmental Pollution*, Vol. 255, Part. 3, 2019, pp. 113348, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113348>.
- [29] C. Campanale, F. Stock, M. Carmine, C. Kranert, G. Brattebo, G. Rago, F. Uricchio, Microplastics and their Possible Sources: The example of Ofanto river in southeast Italy, *Environmental Pollution*, Vol. 258, 2020, pp. 113284, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113284>.
- [30] N. T. Nguyen, T. T. N. Nguyen, T. N. H. Ho, D. T. C. Nguyen, T. H. To, Characteristics of Microplastics and Their Affiliated PAHs in Surface Water in Ho Chi Minh City, Vietnam, *Polymers (Basel)*, Vol. 14, No. 12, 2022, pp. 2450, <https://doi.org/10.3390/polym14122450>.
- [31] T. J. Park, S. H. Lee, M. S. Lee, J. K. Lee, S. H. Lee, K. D. Zoh, Occurrence of Microplastics in the Han River and Riverine Fish in South Korea, *Science of The Total Environment*, Vol. 708, 2020, pp. 134535, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134535>.
- [32] J. Niu, D. Xu, W. Wu, B. Gao, Tracing Microplastic Sources in Urban Water Bodies Combining Their Diversity, Fragmentation and Stability, *npj Clean Water*, Vol. 7, 2024, pp. 37, <https://doi.org/10.1038/s41545-024-00329-2>.
- [33] K. Ounjai, S. K. Boontanon, P. Piyaviriyakul, S. Tanaka, S. Fujii, Assessment of Microplastic Contamination in the Urban Lower Chao Phraya River of Bangkok City, Thailand, *Journal of Water and Health*, Vol. 20, No.8, 2022, pp. 1243-1254, <https://doi.org/10.2166/wh.2022.130>.
- [34] F. Xia, Y. Wang, D. Wang, Y. Cai, J. Zhang, Seasonal Pulse Effect of Microplastics in the River Catchment-from Tributary Catchment to Mainstream, *Journal of Environmental Management*, Vol. 342, 2023, pp. 118316, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118316>.
- [35] J. T. Siri, P. Vibhatabandhu, S. Srithongouthai, Occurrence of Microplastics and Ecological Risk Assessment during Tidal Changes in the Chao Phraya River Estuary, Thailand, *Marine Environmental Research*, Vol. 200, 2024, pp. 106647, <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2024.106647>.
- [36] K. K. Maharjan, P. Pyakurel, S. Bista, R. P. Dhungel, Assessment of Microplastic Contamination in the Karnali River: A Baseline Study in Remote Region of Western Nepal. Results in Engineering, Vol. 27, 2025, pp. 106562, <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.106562>.
- [37] M. Chaudhary, S. Rawat, S. Sutha, Microplastic in Upper Himalayan Ganga River: Occurrence, Seasonal Dynamics and Ecological Risk, *Science of the Total Environment*, Vol. 967, 2025, pp. 178824, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178824>.
- [38] L. Bao, J. Hao, W. Pan, Distribution, Sources, and Ecological Risk Assessment of Microplastics in the Lower Minjiang River, *Toxics*, Vol. 13, No. 12, 2025, pp. 1033, <https://doi.org/10.3390/toxics13121033>.
- [39] D. E. 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*, Vol. 75, 2015, pp. 63-82, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>.
- [40] M. Wagner, S. Lambert, Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?, *The Handbook of Environmental Chemistry*, Springer, 2018, 303 pages, <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5>.