



Original Article

Distribution, Characteristics, and Ecological Risk Assessment of Microplastics and Heavy Metals in Surface Water at Hoa Binh Reservoir

Nguyen Thi My¹, Doan Thi Oanh^{2,*}, Nguyen Thi Anh Nguyet¹,
Pham Phuong Thao¹, Pham Le Anh³, Nguyen Thuy Duong⁴, Nguyen Van Huong⁴,
Nguyen Hue Nhu², Tran Anh Tu⁵, Ngo Thi Diem My⁶, Le Thi Phuong Quynh⁷,
Pham Thi Minh Hanh⁸, Duong Thi Thuy^{1,9}

¹*Institute of Science and Technology for Energy and Environment,*

Vietnam Academy of Science and Technology (VAST), 18 Hoang Quoc Viet, Hanoi, Vietnam

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

³*University of Science and Technology of Hanoi, VAST, 18 Hoang Quoc Viet, Hanoi, Vietnam*

⁴*VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam*

⁵*Hanoi National University of Education, 136 Xuan Thuy, Hanoi, Vietnam*

⁶*Dak Lak College of Pedagogy, 349 Le Duan, Daklak, Vietnam*

⁷*Institute of Chemistry, VAST, 18 Hoang Quoc Viet, Hanoi, Vietnam*

⁸*Institute of Mechanics, VAST, 18 Hoang Quoc Viet, Hanoi, Vietnam*

⁹*Graduate University of Science and Technology, VAST, 18 Hoang Quoc Viet, Hanoi, Vietnam*

Received 12th September 2025

Revised 15th October 2025; Accepted 13th November 2025

Abstract: The co-presence of microplastics (MPs) and heavy metals (HM) in aquatic ecosystems may increase ecological risks due to adsorption, transport, and accumulation mechanisms. This study investigated the distribution of microplastics and heavy metals in water samples collected from Hoa Binh reservoir at two times: July (rainy season) and November (dry season) of 2024. Microplastic concentration, shape, size, color, and seven heavy metals (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, and Pb) were characterized. Microplastics were detected at all sampling sites, with mean abundances ranging from 6.20 ± 0.17 to 22.99 ± 2.43 MPs/m³. Fibrous particles predominated ($84.65 \pm 12.38\%$),

* Corresponding author.

E-mail address: doanoanh158@gmail.com

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuces.5377>

and white was the most common color. Polypropylene (PP), polyethylene (PE), and polyethylene terephthalate (PET) were the dominant polymers. Heavy metal concentrations varied seasonally, with higher levels recorded during the dry season. Pearson correlation analysis revealed significant positive relationships between microplastics and certain heavy metals, particularly Pb ($r = 0.88$), suggesting a potential shared source or co-accumulation process. The potential ecological risk assessment (PERI) results recorded low levels of heavy metals in both seasons. Meanwhile, the PERI values of microplastics were at medium and high levels in the dry season and low levels in the rainy season. These findings highlight the importance of integrating the monitoring of microplastics and heavy metals to minimize ecological and human health risks in freshwater reservoirs.

Keywords: Heavy metals, Hoa Binh Reservoir, Microplastics, Surface water.

Nghiên cứu phân bố, đặc điểm và đánh giá rủi ro sinh thái của vi nhựa và kim loại nặng trong nước mặt tại hồ chứa Hòa Bình

Nguyễn Thị Mỹ¹, Đoàn Thị Oanh^{2,*}, Nguyễn Thị Ánh Nguyệt¹,
Phạm Phương Thảo¹, Phạm Lê Anh³, Nguyễn Thuỳ Dương⁴, Nguyễn Văn Hương⁴,
Nguyễn Huệ Như², Trần Anh Tú⁵, Ngô Thị Diễm My⁶, Lê Thị Phương Quỳnh⁷,
Phạm Thị Minh Hạnh⁸, Dương Thị Thuý^{1,9}

¹*Viện Khoa học Công nghệ Năng lượng và Môi trường, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 18 Hoàng Quốc Việt, Hà Nội, Việt Nam*

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

³*Trường Đại học Khoa học và Công nghệ Hà Nội, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 18 Hoàng Quốc Việt, Hà Nội, Việt Nam*

⁴*Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội, 334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam*

⁵*Đại học Sư phạm Hà Nội, 136 Xuân Thủy, Hà Nội, Việt Nam*

⁶*Trường Cao đẳng Sư phạm Đắc Lắc, 349 Lê Duẩn, Đắc Lắc, Việt Nam*

⁷*Viện Hoá học, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 18 Hoàng Quốc Việt, Hà Nội, Việt Nam*

⁸*Viện Cơ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 18 Hoàng Quốc Việt, Hà Nội, Việt Nam*

⁹*Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 18 Hoàng Quốc Việt, Hà Nội, Việt Nam*

Nhận ngày 12 tháng 9 năm 2025

Chỉnh sửa ngày 15 tháng 10 năm 2025; Chấp nhận đăng ngày 13 tháng 11 năm 2025

Tóm tắt: Sự đồng hiện diện của vi nhựa và kim loại nặng (KLN) trong hệ sinh thái thủy vực có thể làm gia tăng rủi ro sinh thái do cơ chế hấp thu, vận chuyển và tích tụ. Nghiên cứu này khảo sát sự phân bố của vi nhựa và KLN trong các mẫu nước mặt thu từ hồ chứa Hòa Bình vào tháng 7 (mùa mưa) và tháng 11 (mùa khô) của năm 2024. Vi nhựa được phân tích thông qua các kết quả về nồng độ, hình dạng, kích thước, màu sắc và bảy KLN (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn và Pb) được đánh giá thông qua giá trị nồng độ. Các kết quả nghiên cứu cho thấy vi nhựa được tìm thấy ở tất cả các vị trí và nồng độ vi nhựa trung bình dao động từ $6,20 \pm 0,17$ đến $22,99 \pm 2,43$ hạt/m³. Vi nhựa dạng sợi chiếm ưu thế ($84,65 \pm 12,38\%$) và màu trắng là màu chiếm chủ đạo. Polypropylene (PP), Polyethylene (PE) và Polyethylene terephthalate (PET) là những loại polymer phổ biến được ghi nhận trong mẫu nước. Hàm lượng kim loại nặng có sự biến động theo mùa, với nồng độ cao hơn vào mùa khô và thấp hơn vào mùa mưa. Phân tích tương quan Pearson cho thấy mối liên hệ dương đáng kể giữa vi

* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: doanoanh158@gmail.com

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuces.5377>

nhựa và một số KLN, đặc biệt là Pb ($r = 0,88$), cho thấy khả năng tồn tại nguồn phát thải chung hoặc cơ chế đồng tích tụ. Các kết quả đánh giá rủi ro sinh thái tiềm ẩn (PERI) ghi nhận mức thấp đối với KLN ở hai mùa. Trong khi đó, giá trị PERI của vi nhựa ghi nhận mức trung bình và cao vào mùa khô và mức thấp vào mùa mưa. Những phát hiện này nhấn mạnh nhu cầu giám sát tích hợp vi nhựa và KLN để giảm thiểu các rủi ro đối với sinh thái và sức khỏe con người trong các hồ chứa nước ngọt.

Từ khoá: Kim loại nặng, hồ chứa Hòa Bình, nước mặt, vi nhựa.

1. Giới thiệu

Hồ chứa là nguồn tài nguyên nước ngọt quan trọng, cung cấp nước cho sinh hoạt, nông nghiệp, nuôi trồng thủy sản, phát điện và các hoạt động giải trí [1]. Tuy nhiên, các hồ chứa ngày nay dễ bị ô nhiễm từ các hoạt động của con người, chẳng hạn như dòng chảy đô thị, hoạt động du lịch, nuôi trồng thủy sản và đầu vào nông nghiệp [2]. Trong số các chất ô nhiễm mới nổi và thông thường, vi nhựa và KLN đều gây ra những lo ngại lớn về môi trường do tính bền vững, phổ biến và các rủi ro sinh thái tiềm ẩn của chúng [3].

Vi nhựa được định nghĩa là các hạt nhựa nhỏ hơn 5 mm, đã được phát hiện trong nhiều môi trường nước ngọt, bao gồm sông, hồ và hồ chứa. Sự phong phú, thành phần polyme, hình thái và phân bố kích thước của chúng thay đổi tùy theo điều kiện thủy động lực học, đặc điểm lưu vực và hoạt động của con người. Một số nghiên cứu đã báo cáo sự xuất hiện của vi nhựa trong nhiều loài động vật thủy sinh nước ngọt, bao gồm cá nước ngọt *Clarias gariepinus* ($0,33 \pm 0,8$ hạt/cá thể) và *Coptodon Zillii* ($27,4 \pm 54,0$ hạt/cá thể), trai sông *Dreissena* spp ($0,6 \pm 1,3$ hạt/cá thể), hay trong các động vật phù du ($0,12 \pm 0,02$ hạt/cá thể [4-6]). Điều này cho thấy khả năng tích lũy và vận chuyển vi nhựa trong chuỗi thức ăn. Bên cạnh đó, các KLN được coi là các chất độc truyền thống có thể tích tụ trong các hệ thống thủy sinh thông qua dòng chảy bề mặt, nước thải công nghiệp và lắng đọng trong khí quyển, gây ra các mối nguy hại lâu dài về sinh thái và sức khỏe con người [2]. KLN kẽm (Zn) và chì (Pb) đã được phát hiện trong các mẫu nước sông Nida ở Świętokrzyskie, Ba Lan, với nồng độ trung bình $96,86 \pm 40,25$ ppb và $37,6 \pm 31,9$ ppb, tương ứng [7]. Lin và cộng sự (2020) cũng đã tìm thấy các KLN trong các mẫu nước mặt hồ Tam Hiệp, Trung Quốc. Ở dòng chính của hồ Tam Hiệp,

nồng độ đồng (Cu), kẽm (Zn), chì (Pb), crom (Cr) và cadimi (Cd) dao động trong khoảng 0,89-2,15 ppb và 1,91-103,7 ppb. Ở các nhánh, nồng độ Cu, Zn, Pb, Cr và Cd dao động trong khoảng 0,48-1,40 ppb, 2,59-46,6 ppb, 0,003-0,097 ppb, 0,29-0,55 ppb và 0,003-0,027 ppb [8]. Các kim loại như crom (Cr), mangan (Mn), sắt (Fe), niken (Ni), đồng (Cu), kẽm (Zn), chì (Pb) và magiê (Mg) vốn tồn tại tự nhiên trong đất và hệ thống nước. Tuy nhiên, khi nồng độ vượt ngưỡng sinh học cho phép, chúng có thể trở nên độc hại [9, 10]. Đặc biệt, chì (Pb), niken (Ni) và crom (Cr) có độc tính cao, trong đó nhiều dạng hóa học của chúng được xếp vào nhóm chất gây ung thư loại I [11]. Các nguyên tố vi lượng như Zn, Cu, Mn, Fe và Mg là dưỡng chất thiết yếu, nhưng sự tích lũy quá mức trong môi trường nước có thể ức chế sự sinh trưởng của sinh vật thủy sinh và phá vỡ cân bằng hệ sinh thái [10]. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng vi nhựa có khả năng hấp phụ và vận chuyển các chất ô nhiễm nguy hại như thuốc trừ sâu, các hợp chất hữu cơ khó phân hủy (POPs), và đặc biệt là KLN như Pb, Cd, Zn và Cu [12, 13]. Quá trình phong hóa làm thay đổi đặc tính bề mặt của vi nhựa, gia tăng diện tích bề mặt cũng như các nhóm chức năng, từ đó nâng cao khả năng hấp phụ các chất ô nhiễm [11]. Sự tương tác giữa vi nhựa và KLN làm gia tăng nguy cơ tích lũy sinh học và truyền qua chuỗi thức ăn [14].

Tại Việt Nam, nhiều nghiên cứu đã xác nhận sự hiện diện phổ biến của vi nhựa và KLN trong các sông, hồ và vùng ven biển. Vi nhựa đã được phát hiện ở sông Sài Gòn và sông Đồng Nai với kích thước dao động từ 0,1–5 mm, nồng độ ghi nhận từ 228–715 sợi/m³, và 11–222 mảnh/m³ [15]. Một nghiên cứu khác trên nguồn nước mặt tại Hồ Chí Minh cho thấy nồng độ vi nhựa trung bình đạt $104,17 \pm 162,44$ hạt/m³ trong kênh rạch, tiếp theo là $2,08 \pm 2,22$ hạt/m³ trong vùng ven

biển và $0,60 \pm 0,38$ hạt/m³ trong sông [16]. Ở khu vực cửa sông Bạch Đằng, nồng độ vi nhựa trong nước biển đạt khoảng $2,0 \pm 0,90$ hạt/m³ [17]. Các mẫu nước được lấy từ ba nguồn nước ở tỉnh Khánh Hòa (hồ chứa, sông ngòi và các tuyến đường thủy hẹp) trong hai mùa (khô và mưa) từ năm 2016 đến năm 2020 cũng chứa KLN, trong đó sắt có nồng độ cao nhất là 392,4 ppb, tiếp theo là kẽm (25,7 ppb), asen (3,93 ppb), đồng (3,77 ppb), chì (2,77 ppb), crom (2,71 ppb) và cadimi (0,57 ppb) [18]. Mặc dù nhiều nghiên cứu đã báo cáo về sự xuất hiện của vi nhựa và KLN trong sông và hồ, nhưng những nghiên cứu trên là riêng lẻ. Những dữ liệu về sự hiện diện đồng thời của vi nhựa và KLN trong các hồ chứa nước ngọt lớn vẫn còn khan hiếm.

Hồ Hòa Bình – hồ chứa thủy điện lớn tại Việt Nam, nằm trên sông Đà, trước đây thuộc tỉnh Hòa Bình, nay thuộc địa phận tỉnh Phú Thọ. Hồ có vai trò đa mục tiêu, bao gồm phát điện, kiểm soát lũ, cung cấp nước tưới cho đồng bằng sông Hồng và các khu vực lân cận, giao thông đường thủy nội địa, nuôi trồng thủy sản, và đặc biệt là cấp nước sinh hoạt cho Hà Nội cùng các vùng phụ cận [19]. Những năm gần đây, hồ Hòa Bình còn phát triển thêm các hoạt động du lịch, nghỉ

duỡng, nuôi cá lồng, canh tác nông nghiệp ở vùng bán ngập và vận tải thủy. Sau nhiều thập kỷ vận hành, hồ đã mang lại những lợi ích kinh tế quan trọng cả ở quy mô quốc gia lẫn khu vực Tây Bắc. Mặc dù đã có các nghiên cứu đánh giá chất lượng nước hồ Hòa Bình, song phần lớn mới tập trung vào ô nhiễm vi sinh vật và các chỉ tiêu chất lượng nước thông thường [20]. Hiện nay, vẫn thiếu thông tin về vi nhựa, cũng như mối tương tác giữa vi nhựa và KLN nước mặt của hồ Hòa Bình. Nghiên cứu này nhằm cung cấp dữ liệu khoa học về phân bố, đặc điểm và đánh giá rủi ro sinh thái của vi nhựa và KLN tại hồ Hòa Bình, đóng góp vào cơ sở dữ liệu quốc gia về ô nhiễm vi nhựa và KLN ở Việt Nam.

2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1. Vị trí lấy mẫu

Mẫu nước mặt (0–30 cm) tại năm vị trí thu mẫu ở hồ Hòa Bình được thu vào mùa mưa (tháng 7 năm 2024) và mùa khô (tháng 11 năm 2024) (Bảng 1).

Bảng 1. Thông tin các vị trí lấy mẫu nước mặt tại hồ Hòa Bình

Địa điểm lấy mẫu	Tọa độ		Thể tích lấy mẫu (m ³)		Đặc điểm vị trí lấy mẫu
	Kinh độ	Vĩ độ	Mùa khô	Mùa mưa	
HB01	20,77586	105,14168	11,78 ± 0,75	20 ± 0,63	Gần khu vực hoạt động dân sinh và nuôi trồng thủy sản.
HB02	20,76089	105,17985	14,44 ± 1,43	24,03 ± 0,84	Gần khu vực nuôi trồng thủy sản.
HB03	20,77664	105,22408	14,08 ± 1,05	23,96 ± 0,14	Gần khu vực trung tâm hồ, có các hoạt động du lịch.
HB04	20,80459	105,24693	10,24 ± 0,28	18,60 ± 1,02	Gần khu vực hoạt động dân sinh.
HB05	20,79841	105,27297	11,02 ± 0,12	20,91 ± 0,57	Gần khu vực cửa đập.

2.2. Phương pháp lấy mẫu và phân tích vi nhựa trong mẫu nước mặt hồ Hòa Bình

Mẫu vi nhựa được thu bằng lưới vớt chuyên dụng có kích thước mắt lưới 80 µm và đường kính 50 cm, kết hợp thiết bị đo lưu lượng (General Oceanics®). Lưới được rửa sạch từ bên ngoài, toàn bộ vật chất thu được được chuyển vào bình thủy tinh 500 mL và được bảo quản ở

4°C cho đến khi phân tích. Quy trình phân tích mẫu được thực hiện theo Strady và cộng sự (2021) [13]. Mẫu nước chứa vi nhựa được lọc qua rây inox có kích thước mắt 5 × 5 mm nhằm loại bỏ rác hoặc các mảnh lớn nhựa có kích thước lớn hơn 5 mm. Phần nước đã lọc, chứa các vật thể nhỏ hơn 5000 µm, được giữ lại trong chai thủy tinh 500 mL và xử lý theo các bước: i) Bổ sung Sodium Dodecyl Sulfate (SDS, Merck®) và

ủ ở 50°C trong 24 giờ, ii) Bổ sung enzyme sinh học SE (protease và amylase) cùng enzyme F (lipase) ở 40°C trong 48 giờ, và iii) Xử lý bằng hydrogen peroxide (H₂O₂ 30%, Merck®) ở 40°C trong 48 giờ. Tủ sấy UF110 Memmert Universal Oven (Germany) được sử dụng điều chỉnh nhiệt độ trong quá trình xử lý mẫu. Sau các bước xử lý mẫu, mẫu nước được lọc qua rây inox có kích thước mắt 250 µm, loại bỏ các vật thể nhỏ hơn 250 µm và giữ lại các đối tượng lớn hơn 250 µm trong cốc thủy tinh sạch. Dung dịch NaCl bão hòa được sử dụng để tách vi nhựa, quy trình này được lặp lại ít nhất năm lần nhằm tối ưu hiệu suất thu hồi. Sau cùng, dung dịch chứa vi nhựa được lọc qua giấy lọc GF/A (kích thước lỗ 1,6 µm, Whatman) bằng thiết bị lọc thủy tinh. Giấy lọc sau khi thu mẫu vi nhựa được đặt trong đĩa petri thủy tinh vô trùng và quan sát dưới kính hiển vi Leica S9 kết nối với máy tính. Thành phần hóa học của vi nhựa trong các mẫu nước được xác định bằng thiết bị hồng ngoại biến đổi micro-Fourier (µ-FTIR) đối với các hạt nhỏ hơn (Perkin Elmer SpotlightTM 400 µ-FTIR) sử dụng các bước sóng 650-4000 cm⁻¹, ở độ phân giải phổ 8 cm⁻¹. Phổ thu được của các mẫu được so sánh với phổ tham chiếu thông qua phần mềm siMPle (phiên bản 2.1.1.0). Thành phần của polymer được xác nhận khi độ trùng khớp với phổ chuẩn > 95%.

2.3. Phương pháp lấy mẫu và phân tích kim loại nặng trong mẫu nước mặt hồ Hòa Bình

Các mẫu nước để phân tích KLN được thu đồng thời tại 5 điểm quan trắc trong hồ Hòa Bình cùng thời điểm lấy mẫu vi nhựa, nhưng là các mẫu riêng rẽ. Nước mặt (0-30 cm) được lấy bằng thiết bị lấy mẫu chuyên dụng, sau đó chuyển vào chai thủy tinh 500 mL đã rửa sạch bằng dung dịch HNO₃ 10% và tráng lại bằng nước cất hai lần trước khi sử dụng. Ngay sau khi lấy mẫu, mỗi chai nước được axit hóa bằng HNO₃ đậm đặc đến pH < 2 để hạn chế sự hấp phụ và kết tủa của kim loại. Các mẫu được bảo quản ở 4 °C và vận chuyển về phòng thí nghiệm để phân tích. Phân tích nồng độ KLN (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Pb) được tiến hành bằng quang phổ phát xạ plasma cảm ứng cao tần (ICP-OES), tuân thủ theo các quy trình chuẩn [21].

2.4. Đánh giá rủi ro sinh thái

Đánh giá rủi ro sinh thái của vi nhựa trong nước hồ Hòa Bình được tính toán thông qua các chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI) để đánh giá mức độ ô nhiễm vi nhựa, chỉ số nguy cơ polymer (PHI) để đánh giá độc tính tiềm ẩn của các mẫu vi nhựa và chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn (PERI) của ô nhiễm vi nhựa trong hồ như đã đề xuất trước đây bởi [22, 23].

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

Trong đó: giá trị PLI là các chỉ số tải lượng ô nhiễm để đánh giá mức độ ô nhiễm vi nhựa, C_i là nồng độ vi nhựa trung bình (hạt/m³) và C_{oi} là nồng độ vi nhựa nền (hạt/m³). Trong nghiên cứu này, giá trị nồng độ vi nhựa nền, được chọn là 1,3 hạt/m³ để tính toán giá trị PLI. Các giá trị PLI thu được có thể được phân loại thành các mức độ ô nhiễm khác nhau bao gồm I (< 10), II (10 – 20), III (20 – 30) và IV (> 30).

$$PHI = \sum P_n \times S_n$$

Trong đó: PHI là mức độ nguy hiểm của các mẫu vi nhựa, S_n là điểm nguy hiểm của từng polyme trong mẫu và P_n là tỷ lệ polyme [24]. Năm loại nguy hiểm dựa trên giá trị PHI bao gồm I (0 – 1), II (1 – 10), III (10 – 100), IV (100 – 1000) và V (> 1000) [23].

Giá trị PERI có thể được tính toán theo công thức sau [22]:

$$C_f^i = C^i / C_n^i$$

$$T_r^i = \sum_{i=1}^n P_n \times S_n / C^i$$

$$PERI = \sum E_r^i = \sum T_r^i \times C_f^i$$

Trong đó: C_fⁱ hệ số biểu thị mức độ ô nhiễm của vi nhựa, Cⁱ và C_nⁱ lần lượt là hàm lượng vi nhựa của các mẫu bị ô nhiễm và không bị ô nhiễm. Hệ số T_rⁱ cung cấp đánh giá về độc tính của mẫu vi nhựa, PERI được tính bằng cách tính tổng hệ số rủi ro sinh thái (∑E_rⁱ). Các mức rủi ro khác nhau bao gồm Nhỏ (< 150), Trung bình (150 – 300), Cao (300 – 600), Nguy hiểm (600 – 1200) và Cực kỳ nguy hiểm (> 1200).

Việc đánh giá mức độ ô nhiễm KLN trong nước thông thường được tiến hành bằng cách so sánh nồng độ của từng kim loại với giới hạn cho phép, ở đây là QCVN 08:2023/BTNMT: Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt. Bên cạnh đó, một số chỉ số ô nhiễm cũng như đánh giá rủi ro sinh thái của KLN trong nước cũng đã được phát triển và áp dụng trên thế giới, các chỉ số này có ưu điểm là một chỉ số tổng hợp có thể đánh giá được cùng lúc nhiều kim loại thay vì từng kim loại, mặt khác yếu tố độc hại của các kim loại cũng được xem xét trong tính toán các chỉ số [25-28]. Trong nghiên cứu này, hai chỉ số được áp dụng bao gồm: Chỉ số đánh giá KLN (heavy metal evaluation index- HEI) và Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn (Potential Ecological risk index - PERI).

Chỉ số đánh giá KLN (heavy metal evaluation index- HEI) [29] được tính như sau:

$$HEI = \sum_{i=1}^n \frac{Hc}{Hmax}$$

Trong đó: n: số thông số KLN trong nghiên cứu; Hc: nồng độ KLN trong mẫu; Hmax: giá trị giới hạn cho phép của KLN trong môi trường (QCVN 08:2023/BTNMT, Bảng 1: Giá trị giới hạn tối đa các thông số ảnh hưởng tới sức khỏe con người). Việc đánh giá ô nhiễm KLN trong nước theo chỉ số HEI như sau: HEI < 10 ô nhiễm mức độ thấp; 15–20 HEI: mức độ trung bình, (>20 HEI): mức độ cao.

Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn của KLN (Potential Ecological Risk Index - PERI) được tính theo các công thức sau [30]:

$$Pi = \frac{Cs}{Cb}$$

$$PERI = \sum_{i=1}^n RI = \sum_{i=1}^n Ti \times Pi$$

Trong đó: Pi: Chỉ số ô nhiễm của KLN thứ i; Cs: nồng độ của KLN trong mẫu; Cb: nồng độ nền của KLN tương ứng. Trong nghiên cứu này, sử dụng giá trị giá trị giới hạn cho phép theo QCVN 08:2023/BTNMT; RI: Chỉ số rủi ro sinh thái của từng KLN; Ti: Hệ số độc tính của kim loại thứ i, theo xếp hạng của [31], trong đó $Ti_{Cu} = Ti_{Ni} = Ti_{Pb} = 5$, $Ti_{Cr} = 2$ và $Ti_{Zn} = Ti_{Mn} = 1$ (Đổi

với Fe, do không có thông tin về hệ số độc tính nên trong nghiên cứu này chỉ số PERI không được áp dụng cho kim loại này). Chỉ số PERI được sử dụng để đánh giá mức độ rủi ro sinh thái đối với KLN theo các mức độ sau: Nhỏ (< 150), Trung bình (150 – 300), Cao (300 – 600), Rất cao > 600.

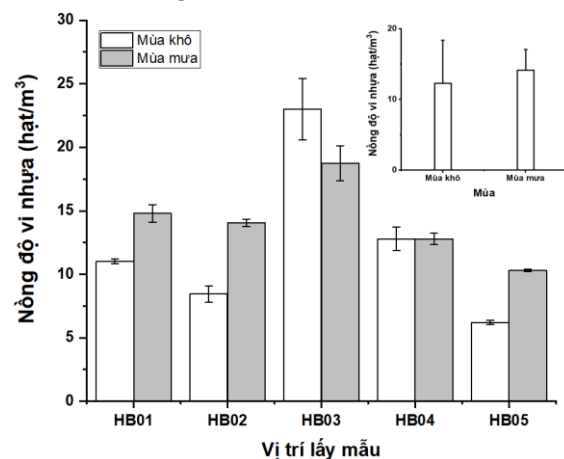
2.5. Phân tích thống kê

Xử lý và phân tích dữ liệu được thực hiện bằng phần mềm Microsoft Excel phiên bản 2016 và phần mềm R - R phiên bản 4.4.1 (Nhóm R Core, 2016).

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Sự hiện diện của vi nhựa trong nước mặt hồ Hòa Bình

3.1.1. Nồng độ vi nhựa



Hình 1. Nồng độ vi nhựa trong nước mặt hồ chứa Hòa Bình.

Vi nhựa được quan sát thấy ở năm vị trí và tại hai thời điểm thu mẫu với nồng độ trung bình dao động từ $6,20 \pm 0,17$ đến $22,99 \pm 2,43$ hạt/m³. Các kết quả nghiên cứu nhận được cho thấy hầu hết ở các vị trí lấy mẫu, lượng vi nhựa ở mùa mưa cao hơn mùa khô. Tuy nhiên, nồng độ vi nhựa trung bình trong các mẫu nước mặt tại hồ Hòa Bình không có sự khác biệt đáng kể giữa mùa mưa ($14,13 \pm 2,92$ hạt/m³) và mùa khô

($12,29 \pm 6,09$ hạt/m³) ($p > 0,05$) (Hình 1). Nồng độ vi nhựa trong mẫu nước mặt tăng vào mùa mưa ở hồ Hòa Bình có thể giải thích như sau: i) Sự gia tăng dòng chảy bề mặt thông qua mưa, lũ làm cuốn theo rác thải, vi nhựa từ đất liền, sông, suối, ven hồ vào hệ thống nước chứa, dẫn tới tăng nồng độ vi nhựa trong nước mặt [32]; ii) Dòng chảy mạnh trong mùa mưa có thể tái huy động các hạt vi nhựa vốn lắng ở đáy, đẩy chúng lên lớp mặt, dẫn đến nồng độ vi nhựa cao [33]. Các hoạt động ven bờ như nuôi trồng thủy sản, du lịch lòng hồ, sinh hoạt dân cư cũng có thể là nguồn cung cấp các vi nhựa [34].

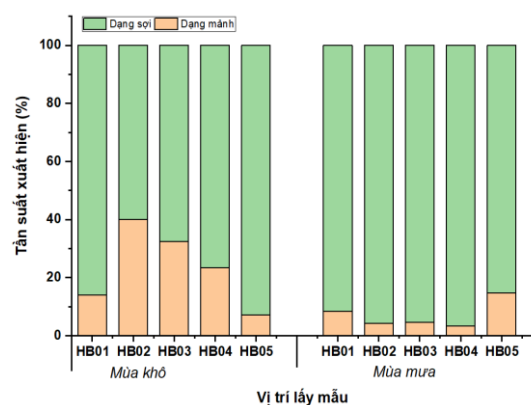
Trái với xu hướng của các điểm còn lại, nồng độ vi nhựa cao đáng kể được quan sát trong nước mặt tại địa điểm HB03 vào mùa khô ($22,99 \pm 2,43$ hạt/m³). Vị trí lấy mẫu này nằm gần khu vực trung tâm của hồ chứa Hòa Bình, nơi dòng chảy vào giảm và lưu thông yếu trong thời kỳ khô hạn, thúc đẩy sự tích tụ các hạt lơ lửng, bao gồm cả vi nhựa [1]. Ngoài ra, các hoạt động du lịch và giao thông đường thủy địa phương có thể là nguồn phát thải liên tục các mảnh vụn nhựa. Các điểm có nồng độ vi nhựa cao ở hồ Poyang, Trung Quốc, cũng được báo cáo có liên quan đến các khu vực chịu tác động của con người [35]. Trong khi đó, tại điểm HB05, nồng độ vi nhựa thấp hơn đáng kể vào mùa khô ($6,20 \pm 0,17$ hạt/m³). Điều này có thể được giải thích bởi đặc trưng thủy động lực và vị trí địa lý của khu vực này trong hồ Hòa Bình. Điểm HB05 nằm gần đập xả thủy điện Hòa Bình, là nơi có dòng chảy mạnh, độ sâu lớn và lưu lượng nước cao. Các yếu tố này làm giảm thời gian lưu của các hạt vi nhựa trong cột nước và thúc đẩy sự vận chuyển ra khỏi hồ, dẫn đến nồng độ vi nhựa thấp hơn trong mẫu nước bề mặt [1]. Ngoài ra, vị trí HB05 nằm xa các nguồn thải nhân sinh trực tiếp như khu du lịch, khu dân cư và lòng nuôi thủy sản, nên nguồn phát sinh tại chỗ hạn chế, khác biệt với các khu vực trung tâm hoặc ven hồ có hoạt động du lịch và giao thông thủy sôi động hơn [36].

Nồng độ vi nhựa trung bình ghi nhận tại hồ Hòa Bình ($13,21 \pm 4,79$ hạt/m³) cao hơn đáng kể so với các hồ Dầu Tiếng và hồ Trị An ($3,96 \pm 1,38$ và $4,04 \pm 1,35$ hạt/m³ tương ứng) [37]. Hồ Hòa Bình là hồ chứa thủy điện lớn tại Việt Nam,

nằm trong khu vực miền núi có địa hình dốc, lòng hồ sâu và thời gian lưu nước dài, tạo điều kiện thuận lợi cho quá trình tích tụ vi nhựa trong cột nước. Các nghiên cứu quốc tế cho thấy những hồ sâu, và có dòng chảy yếu thường có xu hướng tích lũy vi nhựa cao hơn so với các hồ nông hoặc có dòng thoát mạnh [38]. Mặc dù nồng độ vi nhựa tại hồ Hòa Bình cao hơn so với các hồ chứa vùng đồng bằng như Dầu Tiếng và Trị An, song giá trị này vẫn thấp hơn đáng kể so với các hồ đô thị tại Hà Nội, chẳng hạn như hồ Tây ($589,46$ hạt/m³), hồ Yên Sở ($139,86$ hạt/m³) và hồ Bảy Mẫu ($154,92$ hạt/m³) [39]. Điều này có thể do các hồ đô thị như hồ Tây, hồ Yên Sở, hồ Bảy Mẫu nằm trong khu vực trung tâm Hà Nội, chịu tác động trực tiếp từ nước thải sinh hoạt, nước mưa rửa trôi đường phố, hoạt động giặt giũ, công nghiệp nhẹ và rác thải nhựa đô thị, vốn được xem là những nguồn phát thải chính của vi nhựa [39].

3.1.2. Hình dạng và kích thước của vi nhựa

Về hình dạng, vi nhựa trong hồ Hòa Bình được phân loại chủ yếu thành dạng sợi và dạng mảnh. Các vi nhựa dạng sợi trong các mẫu nước mặt ở hồ Hòa Bình chiếm ưu thế với $76,58 \pm 13,30$ và $92,71 \pm 4,57\%$ ở cả hai mùa khô và mùa mưa, tương ứng. Trong khi đó, tỷ lệ vi nhựa dạng mảnh dao động từ 7,20 đến 40,0% (Hình 2).



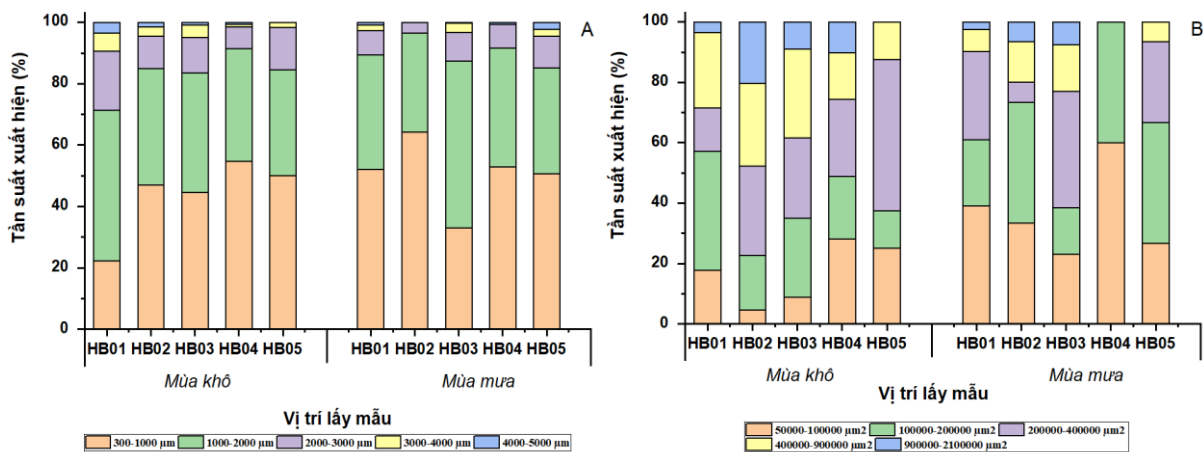
Hình 2. Hình dạng vi nhựa trong một số mẫu nước mặt hồ chứa Hòa Bình.

Sự chiếm ưu thế của vi nhựa dạng sợi cũng đã được báo cáo trong nghiên cứu một số hồ ở Đà Nẵng. Các sợi vi nhựa chiếm 44,25% và 75,98% ở hồ Hòa Phú và hồ Hàm Nghi trong

mùa khô; 64,54% và 80,17% ở hồ Bàu Tràm và hồ Công Viên trong mùa mưa [40]. Kết quả của nghiên cứu này cũng tương tự với các nghiên cứu khác: hồ Phewa ở Nepal (93,04–96,69%) [41], hồ Naivasha, Kenya (81%) [42], hồ chứa Liujiaxia ở thượng nguồn sông Hoàng Hà, Trung Quốc (61,09%–82,86%) [43], hồ Kaptai ở Bangladesh (75,59%) [44]. Các sợi vi nhựa có thể có nguồn gốc từ lưới đánh cá, dây thừng và nước thải sinh hoạt [45].

Kích thước của các vi nhựa dạng sợi và dạng mảnh trong các mẫu nước mặt hồ Hòa Bình cũng đã được đánh giá trong nghiên cứu này. Các vi nhựa dạng sợi tập trung chủ yếu ở khoảng kích thước nhỏ 300–1000 μm và 1000–2000 μm chiếm $50,55 \pm 11,19\%$ và $39,42 \pm 8,69\%$ ở mùa mưa và $43,67 \pm 12,58\%$ và $39,43 \pm 5,67\%$ ở mùa khô, tương ứng. Các vi nhựa dạng sợi có kích thước lớn hơn 2000 μm chỉ chiếm tỷ lệ rất thấp (Hình 3A). Các sợi vi nhựa có kích thước <2000 μm cũng được tìm thấy với tỷ lệ cao 77,9–95,4% và 76,1–92,6% tại các hồ của Đà Nẵng trong cả mùa khô và mùa mưa, tương ứng [40]. Đối với dạng mảnh có sự khác biệt về kích thước vi nhựa ghi nhận được trong các mẫu nước mặt hồ Hòa

Bình ở hai mùa mưa và mùa khô (Hình 3B). Vào mùa mưa các vi nhựa có diện tích 50.000–100.000 μm^2 và 100.000–200.000 μm^2 chiếm $36,42 \pm 14,54\%$ và $31,47 \pm 11,91\%$. Trong khi đó, các mảnh vi nhựa có diện tích lớn hơn 200.000–400.000 μm^2 , 400.000–900.000 μm^2 và 900.000–2.100.000 μm^2 chiếm tỷ lệ thấp hơn với $20,21 \pm 16,19\%$, $8,54 \pm 6,08\%$ và $3,36 \pm 3,64\%$, tương ứng. Vào mùa khô, phân bố kích thước vi nhựa dạng mảnh trở nên đa dạng hơn, với sự tăng nhẹ của các hạt có kích thước lớn. Tỷ lệ mảnh vi nhựa có diện tích trong các khoảng 200.000–400.000 μm^2 , 400.000–900.000 μm^2 và 900.000–2.100.000 μm^2 chiếm $19,24 \pm 12,98\%$, $21,92 \pm 7,52\%$ và $8,64 \pm 7,79\%$. Một số nghiên cứu báo cáo rằng vào mùa mưa, lượng nước chảy mặt và dòng chảy sông hồ tăng mạnh, gây ra quá trình xói mòn, va đập và phân mảnh cơ học của các mảnh nhựa lớn, đồng thời cuốn theo các hạt vi nhựa nhỏ từ đất liền vào nguồn nước, dẫn đến tỷ lệ mảnh có kích thước nhỏ cao hơn [46]. Ngược lại, trong mùa khô, dòng chảy ổn định và vận tốc nước thấp hơn khiến các mảnh vi nhựa lớn dễ tích tụ và được giữ lại ở vùng nước tĩnh [47].



Hình 3. Kích thước hạt vi nhựa trong nước mặt tại hồ chứa Hòa Bình:

A) Dạng sợi và B) Dạng mảnh.

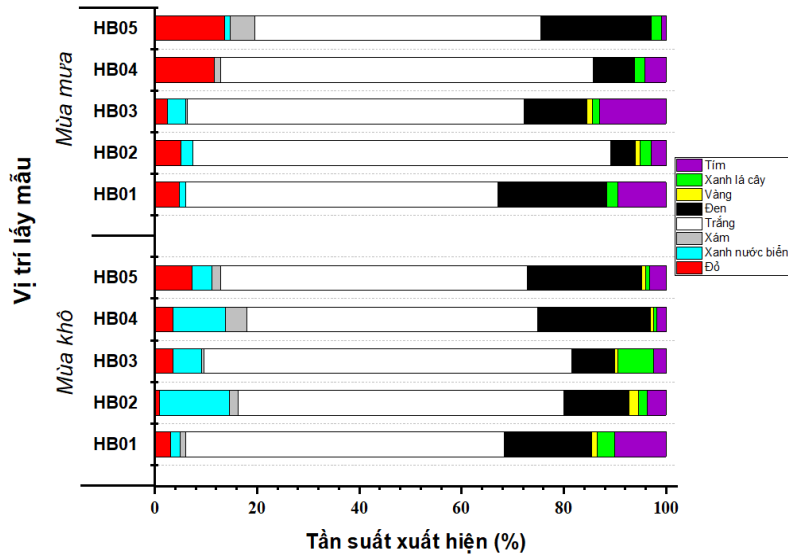
3.1.3. Màu sắc vi nhựa

Kết quả phân tích màu sắc cho thấy vi nhựa trong hồ Hòa Bình đa dạng với 8 nhóm màu: trắng, đen, đỏ, xanh nước biển, xám, vàng, xanh

lá cây và tím. Trong đó, màu trắng chiếm chủ đạo ($64,26 \pm 9,91\%$), có thể có nguồn gốc từ túi nilon, bao bì thực phẩm và sợi tổng hợp. Màu đen chiếm $14,49 \pm 7,80\%$, nhiều khả năng xuất phát từ cao su, lốp xe hoặc ống nhựa. Các màu

khác như đỏ, xanh nước biển, vàng và xanh lá chiếm tỷ lệ thấp hơn nhưng vẫn được ghi nhận

rải rác, phản ánh sự đóng góp từ nhiều loại sản phẩm nhựa khác nhau.



Hình 4. Màu sắc vi nhựa trong nước mặt tại hồ chứa Hòa Bình.

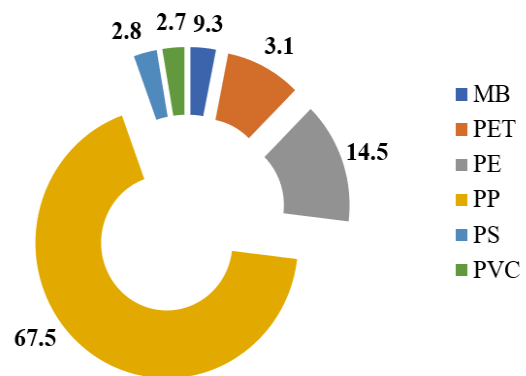
Màu sắc vi nhựa trong hồ Hòa Bình không có sự khác biệt rõ rệt giữa hai mùa. Tuy nhiên, một số màu như xanh nước biển và xám ghi nhận xu hướng tăng nhẹ trong mùa khô. Hiện tượng này có thể liên quan đến sự tích tụ vi nhựa có nguồn gốc từ sinh hoạt, do dòng chảy suy giảm và khả năng tự làm sạch của hồ bị hạn chế trong mùa khô. Màu sắc vi nhựa trong hồ Hòa Bình khá tương đồng với một số hồ chứa lớn tại Trung Quốc [48, 49], nơi vi nhựa trắng, đen và trong suốt chiếm ưu thế. Đáng chú ý, sự đa dạng màu sắc cao hơn trong mùa khô cho thấy vai trò của hoạt động du lịch và sinh hoạt địa phương trong việc bổ sung các nguồn thải nhựa nhiều màu sắc. Mô hình biến đổi theo mùa này cũng được ghi nhận tại các vùng đất ngập nước giàu bùn ở tỉnh Long An, Đồng bằng sông Cửu Long [50].

3.1.4. Thành phần vi nhựa

Các polyme được xác định trong các mẫu nước mặt hồ Hòa Bình bao gồm polypropylene (PP), polyethylene (PE), polystyrene (PS), polyethylene terephthalate (PET), polyvinyl chloride (PVC) và mater-bio.

Đóng góp của từng loại polyme trên tổng vi nhựa là PP (67,53 ± 12,28%), PE (14,49 ±

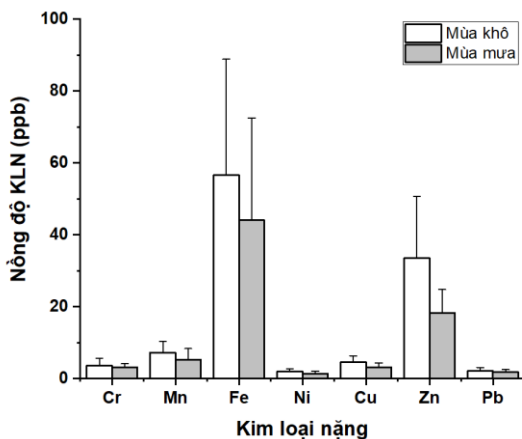
3,97%), PET (9,31 ± 4,07%), mater-bio (3,12 ± 4,35%), PS (2,85 ± 3,31%) và PVC (2,70 ± 2,78%). Xung quanh khu vực hồ chứa Hòa Bình có bến tàu, dân cư và các trang trại nuôi thủy sản. Người dân địa phương, hoặc khách du lịch có thể sử dụng một lượng lớn bao bì, túi, chai, hộp đựng, là nguồn chính phát thải PP và PE. Các hoạt động đánh bắt cá (như lưới đánh cá, dây câu và thuyền bỏ đi) cũng có thể là một trong những nguồn gây ô nhiễm vi nhựa ở hồ chứa [1].



Hình 5. Thành phần hoá học của vi nhựa trong nước mặt tại hồ chứa Hòa Bình.

3.2. Nồng độ kim loại nặng trong một số mẫu nước mặt tại hồ chứa Hòa Bình

Phân tích KLN cho thấy Fe chiếm ưu thế rõ rệt (56,62 ppb mùa khô và 44,08 ppb mùa mưa). Tiếp theo đó là các KLN Zn, Mn, Cu, Cr, Ni và Pb. Các kim loại này đều xuất hiện ở nồng độ thấp hơn nhiều so Fe. Sự biến động theo mùa thể hiện xu hướng rõ rệt: nồng độ các kim loại thường cao hơn trong mùa khô do hiện tượng cô đặc khi mực nước xuống thấp và quá trình bốc hơi mạnh. Về mặt không gian, điểm HB03 liên tục ghi nhận nồng độ hầu hết KLN cao nhất, trong khi HB05 thường thấp nhất. Sự khác biệt này có thể liên quan đến vị trí địa lý, hướng gió, dòng chảy trong hồ, hoặc do sự hiện diện của nguồn thải điểm gần HB03. Hàm lượng Fe và Mn cao có thể bắt nguồn từ quá trình hòa tan kim loại trong trầm tích đáy khi thiếu oxy, đặc biệt trong mùa khô khi hồ có hiện tượng phân tầng nhiệt ổn định. Nồng độ Zn cao trong mẫu nước mặt có thể bắt nguồn từ dòng chảy cuốn theo chất ô nhiễm từ hoạt động công nghiệp và giao thông quanh khu vực hồ chứa.



Hình 6. Nồng độ KLN trong nước mặt tại hồ chứa Hòa Bình.

Nồng độ KLN trong các mẫu nước mặt tại hồ Hòa Bình nhìn chung thấp hơn so với các thủy vực khác tại Việt Nam. Nghiên cứu này ghi nhận nồng độ trung bình Cu và Pb chỉ ở mức 4,52 ppb và 2,08 ppb. Trong khi, nghiên cứu tại hạ lưu sông Mê Kông cho thấy nồng độ Zn đạt 454,69

ppb – gần ngưỡng cho phép 500 ppb – và một số điểm vượt chuẩn quốc gia về Zn và Cu [51]. Ngược lại, tại hồ Hòa Bình, nồng độ Zn chỉ đạt trung bình 33,52 ppb (mùa khô) và 18,32 ppb (mùa mưa), thấp hơn rất nhiều so với lưu vực sông Mê Kông. Điều này cho thấy hồ Hòa Bình ít chịu tác động trực tiếp từ hoạt động công nghiệp và nông nghiệp thâm canh so với các khu vực phát triển mạnh như đồng bằng sông Mê Kông.

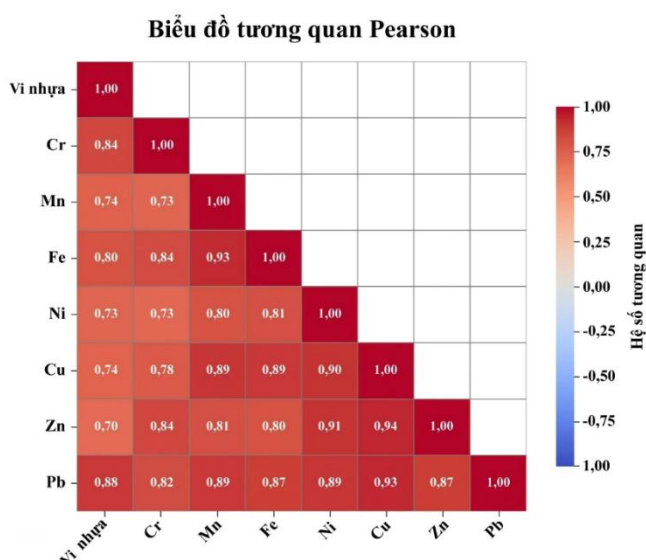
3.3. Đánh giá mối tương quan nồng độ vi nhựa và hàm lượng kim loại nặng trong một số mẫu nước mặt hồ chứa Hòa Bình

Kết quả phân tích tương quan Pearson giữa nồng độ vi nhựa và nồng độ KLN cho thấy tồn tại mối tương quan thuận rất chặt chẽ giữa các yếu tố này. Đặc biệt, Pb thể hiện mối tương quan cao nhất với vi nhựa ($r = 0,88$), tiếp theo là Cr ($r = 0,84$) và Fe ($r = 0,80$). Các kim loại khác như Mn, Cu, Ni và Zn cũng ghi nhận hệ số tương quan dao động từ 0,70 đến 0,74. Điều này cho thấy tại các địa điểm có nồng độ vi nhựa cao thường đồng thời ghi nhận nồng độ KLN lớn, sự tồn tại của các nguồn phát thải chung hoặc cơ chế tích lũy tương đồng. Sự liên kết này có thể bắt nguồn từ khả năng hấp phụ của bề mặt vi nhựa đối với ion kim loại trong môi trường nước, cũng như tác động cộng hưởng từ các hoạt động nhân sinh trong lưu vực hồ.

Tại địa điểm HB03, phân tích theo mùa ghi nhận rõ hơn các mô hình tích lũy của vi nhựa và KLN trong nước hồ. Ở điểm lấy mẫu này, trong mùa khô, nồng độ vi nhựa và nồng độ KLN đều có xu hướng cao hơn so với mùa mưa. Cụ thể, vào mùa khô, nồng độ vi nhựa trung bình đạt tới 22,99 hạt/m³, đi kèm với nồng độ Zn khá cao (62,9 ppb). Trong khi đó, ở mùa mưa, cùng điểm lấy mẫu này (HB03) vẫn ghi nhận nồng độ vi nhựa trung bình tương đối cao (18,75 hạt/m³), với nồng độ Zn là 26,8 ppb. Kết quả nghiên cứu cũng cho thấy hệ số tương quan cao hơn đáng kể so với các công trình tại Việt Nam trước đây. Nguyen và cộng sự (2024) đã báo cáo nồng độ vi nhựa trên sông Hồng dao động từ 10 đến 203 hạt/m³ trong nước mặt vào mùa mưa, và cho thấy xu hướng biến động theo mùa tương tự với hồ Hòa Bình [52]. Hệ số tương quan trong nghiên

cứu này ($r = 0,70 - 0,94$) cao hơn so với hệ số tương quan giữa vi nhựa và KLN của Zn ($r = 0,70$) và Cu ($r = 0,61$) tại đầm phá Songkhla, Thái Lan [53]. Nhiều hoạt động của con người như sản xuất công nghiệp, đô thị hóa, và nông nghiệp có thể đồng thời thải ra cả vi nhựa (nguồn

gốc từ vật liệu bao bì, sợi tổng hợp, vi hạt trong mỹ phẩm, v.v.) và KLN (từ thuốc trừ sâu, phụ gia nhựa, chất ổn định PVC,...). Do đó, sự xuất hiện đồng thời của vi nhựa và KLN trong hồ Hòa Bình có thể phản ánh tác động kết hợp của các hoạt động nhân sinh trong khu vực.



Hình 7. Mối tương quan giữa các KLN và vi nhựa trong nước mặt hồ chứa Hòa Bình.

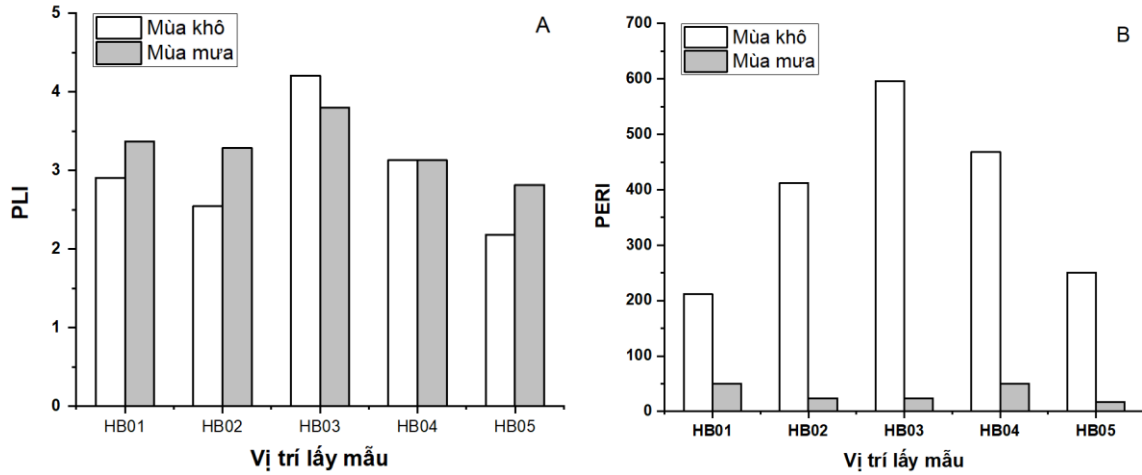
3.4. Đánh giá các rủi ro sinh thái tiềm ẩn của vi nhựa và kim loại nặng trong nước mặt tại hồ Hòa Bình

Sự gia tăng số lượng vi nhựa và KLN trong môi trường nước đặt ra những rủi ro sinh thái, làm nổi bật nhu cầu đánh giá rủi ro sinh thái hiệu quả để đánh giá tình trạng ô nhiễm vi nhựa, KLN và các mối nguy tiềm ẩn [54]. Kết quả PLI của vi nhựa cho thấy mức độ ô nhiễm vi nhựa khác nhau tại 5 địa điểm lấy mẫu. Giá trị PLI của tất cả các địa điểm lấy mẫu đều nhỏ hơn 10, xếp loại mức độ rủi ro ô nhiễm I. Không có sự khác biệt đáng kể có ý nghĩa thống kê về giá trị PLI ở các địa điểm nghiên cứu cả về mùa mưa và mùa khô ($p > 0,05$). Mặc dù vậy các kết quả nghiên cứu về đánh giá rủi ro sinh thái tiềm ẩn của vi nhựa (PERI) tại các địa điểm nghiên cứu cho thấy sự khác biệt đáng kể có ý nghĩa thống kê ở cả hai mùa mưa và mùa khô ($p < 0,05$). Kết quả của

PERI chỉ ra rằng phần lớn rủi ro của vi nhựa là cao (60%), tiếp theo là mức trung bình (40%) ở mùa khô, trong khi 100% các địa điểm có PERI ở mức nhỏ < 150 vào mùa mưa. Sự khác biệt về rủi ro sinh thái tiềm ẩn của vi nhựa ở hai mùa có liên quan đến sự có mặt của các polyme độc hại. Ví dụ, PVC được sử dụng rộng rãi trong sản xuất công nghiệp và đời sống hàng ngày nhưng giải phóng các monome và chất hóa dẻo gây ung thư gây hại cho sinh vật, gây ra những mối nguy hiểm đáng kể cho môi trường và xếp nó vào loại vi nhựa nguy hiểm nhất [55]. Tại các địa điểm lấy mẫu, mặc dù các polyme như PP và PE chiếm ưu thế, sự hiện diện của các polyme nguy hiểm hơn vẫn góp phần làm tăng rủi ro. Do đó, cần chú ý đến các polyme độc hại hơn, vì chúng có thể gây ra thiệt hại đáng kể cho môi trường ngay cả ở hàm lượng thấp hơn. Một số nghiên cứu cũng đã sử dụng PERI để đánh giá các rủi ro sinh thái tiềm ẩn của vi nhựa trong các mẫu nước mặt.

Mức độ rủi ro sinh thái tiềm ẩn của vi nhựa đối với PERI trong nước mặt sông Thoothukudi, phía nam Tamil Nadu, đông nam Ấn Độ được ghi nhận ở mức cao (444,74). Tuy nhiên, các giá trị chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn (PERI) của vi nhựa trong nước mặt một số hồ khác ở Việt Nam cho giá trị thấp hơn vào mùa khô: BỒ ĐỀ (2,14)

< Bàu Tràm = Hòa Phú (5,0) < Bàu Trắng (6,19) < Sen (9,05) < Công Viên = Hàm Nghi (10,86) [40]. Nhìn chung, việc sử dụng PERI để đánh giá các rủi ro sinh thái tiềm ẩn của vi nhựa trong nước mặt đóng vai trò quan trọng trong việc kiểm soát ô nhiễm vi nhựa trong môi trường nước.

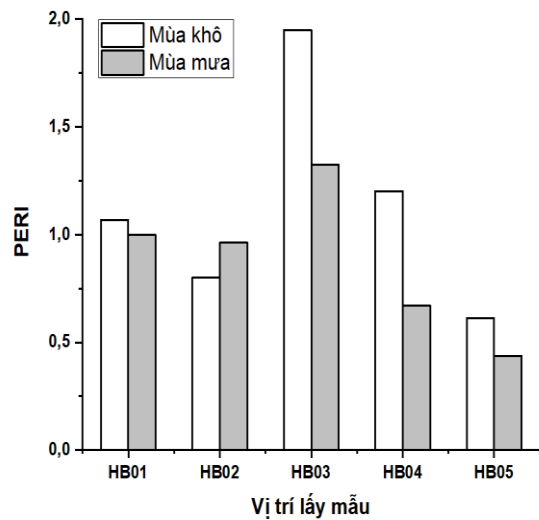


Hình 8. Đánh giá chỉ số tải lượng ô nhiễm PLI (A) và chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn PERI (B) của vi nhựa trong nước mặt tại hồ Hòa Bình.

Mức độ ô nhiễm và chỉ số rủi ro sinh thái của các KLN tại một số vị trí nghiên cứu được đánh giá bằng phương pháp HEI và PERI. Tính toán chỉ số HEI cho tất cả các điểm quan trắc, cho các KLN (Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Fe và Pb) đều cho giá trị < 10 chỉ thị cho ô nhiễm ở mức độ nhẹ. Cụ thể, giá trị HEI nằm trong khoảng 0,24-0,87 (trung bình 0,49) trong mùa khô, và 0,21-0,63 (0,37) trong mùa mưa. Giá trị PERI (tính cho 6 thông số KLN: Cr, Mn, Ni, Cu, Zn và Pb) trong nước mặt hồ Hòa Bình (Fe hiện không được coi là kim loại độc hại và hiện chưa được đánh giá chỉ số rủi ro sinh thái) dao động trong khoảng 0,44-1,95 (trung bình 1,00) chỉ thị cho mức độ rủi ro sinh thái thấp.

Trong đó, giá trị PERI trung bình theo thứ tự sau: Pb (0,48) > Cu (0,19) > Cr (0,14) > Ni (0,08) > Mn (0,06) > Zn (0,05). Các kết quả ghi nhận về chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn của các KLN của các mẫu nước mặt tại hồ Hòa Bình trong nghiên cứu này thấp hơn rất nhiều so với các

công bố trước đây ở hồ chứa nước Tam Hiệp, Trung Quốc (9,07 – 31,60) [56].



Hình 9. Đánh giá chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn PERI của KLN trong nước mặt tại hồ Hòa Bình.

4. Kết luận

Các kết quả nghiên cứu đã chỉ ra rằng hồ Hòa Bình hiện có mức độ ô nhiễm vi nhựa và KLN tương đối thấp so với nhiều thủy vực đô thị ở Việt Nam. Nồng độ vi nhựa trung bình trong mẫu nước mặt hồ Hòa Bình dao động từ $6,20 \pm 0,17$ đến $22,99 \pm 0,43$ hạt/m³. Trong đó, nồng độ vi nhựa trung bình được tìm thấy với $12,29 \pm 6,09$ hạt/m³ vào mùa khô và $14,13 \pm 2,92$ hạt/m³ vào mùa mưa. Các vi nhựa dạng sợi có kích thước nhỏ (300–2000 μm) chiếm ưu thế trong tất cả các mẫu nước thu thập từ hồ Hòa Bình. Vi nhựa chủ yếu có màu trắng và màu đen. Dạng polyme chủ yếu được tìm thấy trong các mẫu nước mặt là PP ($67,53 \pm 12,28\%$), PE ($14,49 \pm 3,97\%$), PET ($9,31 \pm 4,07\%$). Hơn nữa, các KLN (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn và Pb) cũng đã được phát hiện. Trong số các KLN được phân tích, Fe chiếm ưu thế, tiếp theo là Zn, trong khi các KLN còn lại chỉ xuất hiện ở mức rất thấp. Kết quả phân tích thống kê cho thấy mối tương quan dương mạnh giữa nồng độ vi nhựa và KLN ($r = 0,70 - 0,88$), đặc biệt với Pb, Cr và Fe, cho thấy sự tồn tại của nguồn phát thải chung cũng như cơ chế tích lũy tương đồng. Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn của một số KLN trong mẫu nước mặt của hồ Hòa Bình cho thấy mức độ ô nhiễm rất thấp ở mùa mưa và mùa khô. Trong khi đó, chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn của vi nhựa ghi nhận mức trung bình và cao vào mùa khô, và mức thấp vào mùa mưa. Nghiên cứu này sẽ cung cấp các dữ liệu về KLN và vi nhựa, đánh giá rủi ro sinh thái tiềm ẩn, cho thấy cái nhìn sâu sắc về quản lý an ninh nguồn nước tại các hồ chứa nước. Do đó, nghiên cứu nhấn mạnh sự cần thiết phải thiết lập chương trình quan trắc định kỳ, tăng cường kiểm soát nguồn thải và xem xét tích hợp vi nhựa và KLN như một chỉ thị môi trường trong hệ thống quản lý chất lượng nước. Những biện pháp này đặc biệt quan trọng để đảm bảo khai thác và sử dụng bền vững hồ Hòa Bình cho các mục đích thủy điện, cấp nước sinh hoạt, nuôi trồng thủy sản và phát triển du lịch sinh thái.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Viện khoa học công nghệ năng lượng và môi trường

(ISTEE), Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam trong đề tài mã số CSTRE02/24-25.

Tài liệu tham khảo

- [1] M. Shen, Y. Li, L. Qin, X. Chen, T. Ao, X. Liang, K. Jin, Y. Dou, J. Li, X. Duan, Distribution and Risk Assessment of Microplastics in a Source Water Reservoir, Central China, Scientific Reports, Vol. 15, 2025, pp. 468, <https://doi.org/10.1038/s41598-024-84894-z>.
- [2] M. R. R. Kakhka, J. Piri, A. F. Zarandi, M. Kaykhahi, Investigation of Heavy Metals Adsorbed on Microplastics in Drinking Water and Water Resources of Zabol, Scientific Reports, Vol. 15, 2025, pp. 14378, <https://doi.org/10.1038/s41598-025-99403-z>.
- [3] R. R. G. Sánchez, J. E. S. Díaz, E. L. López, Microplastic Pollution and Associated Trace Metals in Freshwater Ecosystems Within Protected Natural Areas: The Case of a Biosphere Reserve in Mexico, Frontiers in Environmental Science, Vol. 12, 2024, pp. 1441340, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1441340>.
- [4] T. Hoellein, C. Rovegno, A. V. Uhrin, E. Johnson, C. Herring, Microplastics in Invasive Freshwater Mussels (*Dreissena* sp.): Spatiotemporal Variation and Occurrence with Chemical Contaminants, Frontiers in Marine Science, Vol. 8, 2021, pp. 690401, <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.690401>.
- [5] J. J. Contreras, R. I. F. Medina, M. A. F. Araiza, Microplastics Pollution in Tropical Lakes: Water, Zooplankton, and Fish in Central Mexico, Environmental Monitoring and Assessment, Vol. 196, 2024, pp. 813, <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12978-4>.
- [6] J. Oza, V. Rabari, V. K. Yadav, D. K. Sahoo, A. Patel, J. Trivedi, A Systematic Review on Microplastic Contamination in Fishes of Asia: Polymeric Risk Assessment and Future Perspectives, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 43, No. 4, 2024, pp. 671-685, <https://doi.org/10.1002/etc.5821>.
- [7] M. A. Bhat, A. Janaszek, Delving into River Health: Unveiling Microplastic Intrusion and Heavy Metal Contamination in Freshwater, Discover Environment, Vol. 2, No. 61, 2024, doi.org/10.1007/s44274-024-00101-w
- [8] L. Lin, C. Li, W. Yang, L. Zhao, M. Liu, Q. Li, J. C. Crittenden, Spatial Variations and Periodic Changes in Heavy Metals in Surface Water and Sediments of the Three Gorges Reservoir, China,

- Chemosphere, Vol. 240, 2020, pp. 124837, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124837>.
- [9] K. H. H. Aziz, F. S. Mustafa, K. M. Omer, S. Hama, R. F. Hamarawf, K. O. Rahman, Heavy Metal Pollution in the Aquatic Environment: Efficient and Low-Cost Removal Approaches to Eliminate Their Toxicity: A Review, RSC Advances, Vol. 13, No. 26, 2023, pp. 17595-17610, <https://doi.org/10.1039/D3RA00723E>.
- [10] Y. Han, Y. Liu, S. Wei, M. Wang, G. Ding, X. Song, D. Shen, S. Gao, C. Tang, G. Ma, Source Apportionment and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Karst Water from Abandoned Mines in Zhangqiu, China, Water, Vol. 15, No. 19, 2023, <https://doi.org/10.3390/w15193440>.
- [11] J. Liu, J. Wu, W. Feng, X. Li, Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Water Bodies around Typical Copper Mines in China, International Journal of Environmental Research and Public Health, Vol. 17, No. 12, 2020, pp. 4315, <https://doi.org/10.3390/ijerph17124315>.
- [12] D. Brennecke, B. Duarte, F. Paiva, I. Caçador, J. C. Clode, Microplastics as Vector for Heavy Metal Contamination from the Marine Environment, Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol. 178, 2016, pp. 189-195, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>.
- [13] E. Strady, T. H. Dang, T. D. Dao, D. N. Dinh, T. T. D. Do, T. N. Duong, T. T. Duong, A. D. Hoang, T. C. K. Le, T. P. Q. Le, H. Mai, D. M. Trinh, Q. H. Nguyen, Q. A. T. Nguyen, Q. V. Tran, T. S. N. Tran, V. H. Chu, V. C. Vo, Baseline Assessment of Microplastic Concentrations in Marine and Freshwater Environments of a Developing Southeast Asian Country, Vietnam, Marine Pollution Bulletin, Vol. 162, 2021, pp. 111870, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111870>.
- [14] N. Khalid, M. Aqeel, A. Noman, S. M. Khan, N. Akhter, Interactions and Effects of Microplastics with Heavy Metals in Aquatic and Terrestrial Environments, Environmental Pollution, Vol. 290, 2021, pp. 118104, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118104>.
- [15] P. Huynh, H. N. T. Huynh, T. N. L. Nguyen, D. V. Dang, H. G. Trinh, Study on the Dispersion of Microplastic Pollution in Water and Sediments of Sai Gon–Dong Nai River, Journal of Hydro-Meteorology, Vol. 731, 2021, pp. 69-81, [https://doi.org/10.36335/VNJHM.2021\(731\).69-81](https://doi.org/10.36335/VNJHM.2021(731).69-81) (in Vietnamese).
- [16] N. T. Nguyen, N. T. T. Nguyen, H. N. T. Ho, C. T. D. Nguyen, H. T. To, Characteristics of Microplastics and Their Affiliated PAHs in Surface Water in Ho Chi Minh City, Vietnam, Polymers, Vol. 14, No. 12, 2022, pp. 2450, <https://doi.org/10.3390/polym14122450>.
- [17] N. T. Duong, N. H. Dinh, C. T. Kieu-Le, E. Strady, H. T. M. Bui, C. C. Le, T. H. Nguyen, L. T. Duong, Assessment of Microplastic Pollution in the Bach Dang Estuary Environment of the Red River System of Vietnam, Vietnam Journal of Chemistry, Vol. 58, No. 6E12, 2020, pp. 140-146 (in Vietnamese).
- [18] T. V. Le, B. T. Nguyen, Heavy Metal Pollution in Surface Water Bodies in Provincial Khanh Hoa, Vietnam: Pollution and Human Health Risk Assessment, Source Quantification, and Implications for Sustainable Management and Development, Environmental Pollution, Vol. 343, 2024, pp. 123216, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123216>.
- [19] C. N. Le, T. V. A. Ngo, T. Q. Pham, T. H. C. Nguyen, Assessment on Water Quality of Hoa Binh Reservoir for the Period 2011–2020 and Proposal of Solutions to Prevent Surface Water Pollution, Journal of Hydro-Meteorology, Vol. 735, 2022, pp. 38-50, [https://doi.org/10.36335/VNJHM.2022\(735\).38-50](https://doi.org/10.36335/VNJHM.2022(735).38-50) (in Vietnamese).
- [20] 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, 2024, pp. 72, <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01086-7>.
- [21] American Public Health Association (APHA), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23rd Edition), American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2017, pp. 1976.
- [22] G. Peng, P. Xu, B. Zhu, M. Bai, D. Li, Microplastics in Freshwater River Sediments in Shanghai, China: A Case Study of Risk Assessment in Mega-Cities, Environmental Pollution, Vol. 234, 2018, pp. 448-456, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.034>.
- [23] M. Ranjani, S. Veerasingam, R. Venkatachalapathy, M. Mugilarasan, Andrei Bagaev, V. Mukhanov, P. Vethamony, Assessment of Potential Ecological Risk of Microplastics in the Coastal Sediments of India: A Meta-Analysis, Marine Pollution Bulletin, Vol. 163, 2021, pp. 111969, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111969>.
- [24] D. Lithner, Å. Larsson, G. Dave, Environmental and Health Hazard Ranking and Assessment 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>.
- [25] M. M. Azam, J. K. Tripathi, Health and Ecological Risk Assessment of Metals in Surface Water from the Himalayan Tributaries of the Ganga River, India, *Geochemical Transactions*, Vol. 26, No. 3, 2025, <https://doi.org/10.1186/s12932-025-00100-7>.
- [26] U. Chettri, T. K. Chakrabarty, S. R. Joshi, Pollution Index Assessment of Surface Water and Sediment Quality with Reference to Heavy Metals in Teesta River in Eastern Himalayan Range, India, *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, Vol. 18, 2022, pp. 100742, <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100742>.
- [27] B. P. Ahirvar, P. Das, V. Srivastava, M. Kumar, Perspectives of Heavy Metal Pollution Indices for Soil, Sediment, and Water Pollution Evaluation: An Insight, *Total Environment Research Themes*, Vol. 6, 2023, pp. 100039, <https://doi.org/10.1016/j.totert.2023.100039>.
- [28] E. Şener, Ş. Şener, C. Bulut, Assessment of Heavy Metal Pollution and Quality in Lake Water and Sediment by Various Index Methods and GIS: A Case Study in Beyşehir Lake, Turkey, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 192, 2023, pp. 115101, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115101>.
- [29] A. E. Edet, O. E. Offiong, Evaluation of Water Quality Pollution Indices for Heavy Metal Contamination Monitoring. A Study Case from Akpabuyo-Odukpani Area, Lower Cross River Basin (Southeastern Nigeria), *GeoJournal*, Vol. 57, 2002, pp. 295-304, <https://doi.org/10.1023/B:GEJO.0000007250.92458.de>.
- [30] A. M. Taiwo, J. O. Michael, A. M. Gbadebo, F. O. Oladoyinbo, Pollution and Health Risk Assessment of Road Dust from Osogbo Metropolis, Osun State, Southwestern Nigeria, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, Vol. 26, No. 5, 2020, pp. 1254-1269, <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1563478>.
- [31] Z. Q. Xu, X. G. Tuo, S. J. Ni, C. J. Zhang, Calculation of Heavy Metal's Toxicity Coefficient in the Evaluation of Potential Ecological Risk Index, *Environmental Science and Technology*, Vol. 31, No. 2, 2008, pp. 112-115.
- [32] W. Xia, Q. Rao, X. Deng, J. Chen, P. Xie, Rainfall is a Significant Environmental Factor of Microplastic Pollution in Inland Waters, *Science of the Total Environment*, Vol. 732, 2020, pp. 139065, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065>.
- [33] R. Talbot, H. Chang, Microplastics in Freshwater: A Global Review of Factors Affecting Spatial and Temporal Variations, *Environmental Pollution*, Vol. 292, Part B, 2022, pp. 118393, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118393>.
- [34] P. Su, J. Chang, F. Yu, X. Wu, G. Ji, Microplastics in Aquaculture Environments: Sources, Pollution Status, Toxicity and Potential as Substrates for Nitrogen-Cycling Microbiota, *Agricultural Water Management*, Vol. 304, 2024, pp. 109090, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2024.109090>.
- [35] W. G. Li, M. F. Jian, J. M. Nie, X. E. Wu, W. J. Yang, S. L. Liu, Y. B. Wu, Z. R. Chu, Spatiotemporal Distribution and Multi-Source Characteristics of Microplastics in the Soil and Water Environment of Poyang Lake Wetland, China, *the Journal of Applied Ecology*, Vol. 33, No. 10, 2022, pp. 2862-2870, <https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.202210.034>.
- [36] E. L. Ng, E. H. Lwanga, S. M. Eldridge, P. Johnston, H. W. Hu, V. Geissen, D. Chen, An Overview of Microplastic and Nanoplastic Pollution in Agroecosystems, *Science of The Total Environment*, Vol. 627, 2018, pp. 1377-1388, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.341>.
- [37] T. N. S. Truong, T. C. K. Le, T. P. Ngo, E. Strady, Abundance of Microplastics in Surface Water of Tropical Reservoirs During Contrasted Season, the Case of Dau Tieng and Tri An, Vietnam, *International Journal of Environmental Science and Technology*, Vol. 21, 2024, pp. 9391-9408, <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05543-6>.
- [38] P. Pastorino, M. Prearo, E. Pizzul, A. C. Elia, M. Renzi, A. Ginebreda, D. Barcelo, High-Mountain Lakes as Indicators of Microplastic Pollution: Current and Future Perspectives, *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*, Vol. 1, No. 3, 2022, <https://doi.org/10.20517/wecn.2022.01>.
- [39] H. Mai, V. H. Bui, T. D. Dao, T. D. Nguyen, D. T. Nguyen, T. K. Vu, N. H. A. Chu, M. Q. Tran, E. Strady, Distribution of Microplastics in Surface Water of Tropical Urban Lakes: A Case Study in Hanoi, Vietnam, *Vietnam Journal of Earth Sciences*, Vol. 45, No. 3, 2023, 388-404, <https://doi.org/10.15625/2615-9783/18595>.
- [40] Q. A. T. Nguyen, T. M. Le, H. N. Y. Nguyen, Q. T. Nguyen, M. Trinh-Dang, Microplastics in the Surface Water of Urban Lakes in Central Vietnam: Pollution Level, Characteristics, and Ecological Risk Assessment, *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, Vol. 9, 2024, pp. 100622, <https://doi.org/10.1016/j.csee.2024.100622>.
- [41] R. M. Pradhan, T. Suwunwong, K. Phoungthong, T. P. Joshi, B. L. Pradhan, Microplastic Pollution in Urban Lake Phewa, Nepal: the First Report on Abundance and Composition in Surface Water of Lake in Different Seasons, *Environmental Science*

- and Pollution Research, Vol. 29, 2022, pp. 39928-39936, <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18301-9>.
- [42] F. K. Migwi, J. A. Ogunah, J. M. Kiratu, Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in the Surface Waters of Lake Naivasha, Kenya, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 39, No. 4, 2020, pp. 765-774, <https://doi.org/10.1002/etc.4677>.
- [43] R. Min, K. Ma, H. Zhang, J. Zhang, S. Yang, T. Zhou, G. Zhang, Distribution and Risk Assessment of Microplastics in Liujiaxia Reservoir on the Upper Yellow River, *Chemosphere*, Vol. 320, 2023, pp. 138031, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138031>.
- [44] M. Fardullah, M. S. Islam, K. Akther, M. T. Hossain, F. N. Robel, Spatial Distribution, Abundance, and Risk Assessment of Microplastics in the Surface Water of Kaptai Lake: Southeast Asia's Largest Artificial Reservoir, *Journal of Hazardous Materials Advances*, Vol. 18, 2025, pp. 100640, <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100640>.
- [45] T. Pan, H. Liao, F. Yang, F. Sun, Y. Guo, H. Yang, D. Feng, X. Zhou, Q. Wang, Review of Microplastics in Lakes: Sources, Distribution Characteristics, and Environmental Effects, *Carbon Research*, Vol. 2, No. 25, 2023, <https://doi.org/10.1007/s44246-023-00057-1>.
- [46] E. A. Wicaksono, S. Werorilangi, T. S. Galloway, A. Tahir, Distribution and Seasonal Variation of Microplastics in Tallo River, Makassar, Eastern Indonesia, *Toxics*, Vol. 9, No. 6, 2021, pp. 129, <https://doi.org/10.3390/toxics9060129>.
- [47] Y. He, Q. Huang, Q. Wang, M. Tang, X. Lu, F. Cheng, G. Xiao, Seasonal Pollution and Surface Characteristics of Microplastics in Surface Water in the Wanzhou Section of the Three Gorges Reservoir, China, *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 30, 2023, pp. 67854-67864, <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27185-w>.
- [48] N. Tang, Y. Yu, L. Cai, X. Tan, L. Zhang, Y. Huang, B. Li, J. Peng, X. Xu, Distribution Characteristics and Source Analysis of Microplastics in Urban Freshwater Lakes: A Case Study in Songshan Lake of Dongguan, China, *Water*, Vol. 14, No. 7, 2022, pp. 1111, <https://doi.org/10.3390/w14071111>.
- [49] H. Zhao, Y. Zhou, Y. Han, Y. Sun, X. Ren, Z. Zhang, Q. Wang, Pollution Status of Microplastics in the Freshwater Environment of China: a Mini Review, *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*, Vol. 1, No. 5, 2022, <https://doi.org/10.20517/wecn.2021.05>.
- [50] M. K. Nguyen, C. Lin, N. T. Q. Hung, D-V. N. Vo, K. N. Nguyen, T. P. T. Bui, H. G. Hoang, H. T. Tran, Occurrence and Distribution of Microplastics in Peatland Areas: A Case Study in Long An Province of the Mekong Delta, Vietnam, *Science of the Total Environment*, Vol. 844, 2022, pp. 157066, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157066>.
- [51] D. T. Phung, N. C. Pham, Heavy Metal Concentrations in Surface Water of the Lower Mekong River Basin (Vietnam), *RGSA –Revista de Gestão Social e Ambiental*, Vol. 18, No. 2, 2024, pp. 1-7, <https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n2-106>.
- [52] 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>.
- [53] S. Pradit, P. Noppradit, K. Sornplang, P. Jitkaew, T. Kobkeathawin, T. Nitirutsuwan, D. Muenhor, Microplastics and Heavy Metals in the Sediment of Songkhla Lagoon: Distribution and Risk Assessment, *Frontiers in Marine Science*, Vol. 10, 2024, <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1292361>.
- [54] K. Keerthika, P. Padmavathy, V. Rani, R. Jeyashakila, S. Aanand, R. Kutty, Spatial, Seasonal and Ecological Risk Assessment of Microplastics in Sediment and Surface Water along the Thoothukudi, South Tamil Nadu, South East India, *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 194, No. 820, 2022, <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10468-z>.
- [55] L. Wu, C. Li, C. Huang, Y. Luo, J. Huang, F. Chen, X. Huang, R. Sun, Ocean Current Modulation of the Spatial Distribution of Microplastics in the Surface Sediments of the Beibu Gulf, China, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 488, 2025, pp. 137332, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137332>.
- [56] I. K. Herath, S. Wu, M. Ma, H. Ping, Heavy Metal Toxicity, Ecological Risk Assessment, and Pollution Sources in a Hydropower Reservoir, *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 29, 2022, pp. 32929-32946, <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18525-3>.