



Original Article

Overview on Polycyclic Aromatic Compounds in Water and Sediment Samples in Vietnam

Nguyen Duc Hieu^{1,*}, Nguyen Thi Anh Huong¹, Chu Thi Hue¹,
Tran Thi Lieu², Nguyen Thi Minh Thu¹, Hoang Thi Huong Hue¹,
Dang Van Long¹, Tu Binh Minh¹, Hoang Quoc Anh¹

¹VNU University of Science, 19 Le Thanh Tong, Hoan Kiem, Hanoi, Vietnam

²Vietnam National Institute of Occupational Safety and Health, 99 Tran Quoc Toan, Hanoi, Vietnam

Received 05th January 2026

Revised 20th August 2026; Accepted 24th August 2026

Abstract: Polycyclic aromatic compounds (PACs), notably unsubstituted and methylated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs and Me-PAHs), are a group of organic pollutants consisting of two or more fused aromatic rings. They are primarily generated through the incomplete combustion of organic materials and exhibit high toxicity, bioaccumulation potential, and various adverse impacts on ecosystems and human health. The contamination status and distribution characteristics of PAHs and Me-PAHs have been investigated through several case studies in various aquatic ecosystems across Vietnam. However, information about the analytical chemistry and environmental occurrence of PACs in Vietnamese water and sediment samples has not been comprehensively reviewed. Analytical procedures for PAHs in water and sediment typically comprise three main steps: solvent extraction, extract purification, and quantification by gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS) or high-performance liquid chromatography with fluorescence detection (HPLC-FLD). PAHs have been frequently detected in Vietnamese water and sediment samples at low to moderate concentration levels. Low-molecular-weight PAHs (LMW-PAHs, 2 to 3 rings) are dominant compounds in water, while high-molecular-weight PAHs (HMW-PAHs, 4 rings or more) tend to accumulate in sediment. Pyrogenic sources are estimated to be more abundant than petrogenic sources. The urbanization process and waste processing activities are major contributors to the emission of PAHs and their derivatives. Additional comprehensive and continuous studies on the analysis and assessment of PACs in Vietnamese aquatic environment are needed.

Keywords: PAHs, Me-PAHs, water, sediment, Vietnam.

* Corresponding author.

E-mail address: nguyenduchieu_t65@hus.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1140/vnunst.5983>

Tổng quan về các hợp chất thơm đa vòng trong mẫu nước và trầm tích tại Việt Nam

Nguyễn Đức Hiếu^{1,*}, Nguyễn Thị Ánh Hương¹, Chu Thị Huệ¹,
Trần Thị Liễu², Nguyễn Thị Minh Thư¹, Hoàng Thị Hương Huế¹,
Đặng Văn Long¹, Từ Bình Minh¹, Hoàng Quốc Anh¹

¹Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội, 19 Lê Thánh Tông, Hà Nội, Việt Nam

²Viện Khoa học An toàn và Vệ sinh lao động, 99 Trần Quốc Toàn, Hà Nội, Việt Nam

Nhận ngày 05 tháng 01 năm 2026

Chỉnh sửa ngày 20 tháng 8 năm 2026; Chấp nhận đăng ngày 24 tháng 8 năm 2026

Tóm tắt: Các hợp chất thơm đa vòng (PACs), điển hình như hydrocarbon thơm đa vòng không có nhóm thế và các dẫn xuất methyl hóa (PAHs và Me-PAHs), là nhóm chất ô nhiễm hữu cơ bao gồm hai hoặc nhiều vòng thơm trong phân tử. Chúng thường được phát sinh từ quá trình đốt cháy không hoàn toàn các chất hữu cơ và thể hiện độc tính cao, có khả năng tích lũy sinh học và nhiều ảnh hưởng tiêu cực đến hệ sinh thái và sức khỏe con người. Tình trạng ô nhiễm và đặc trưng phân bố của PAHs và Me-PAHs đã được đánh giá bởi một số nghiên cứu trước đây tại các hệ sinh thái dưới nước ở Việt Nam. Tuy nhiên, thông tin liên quan đến phương pháp phân tích và sự tồn tại của các PACs trong mẫu nước và trầm tích ở Việt Nam hiện chưa được tập hợp một cách hệ thống. Quy trình phân tích PAHs trong mẫu nước và trầm tích thường bao gồm ba bước chính: chiết PAHs bằng dung môi hữu cơ, làm sạch dịch chiết và phân tích định lượng trên hệ thống sắc ký khí khối phổ (GC-MS) hoặc sắc ký lỏng hiệu năng cao với detector huỳnh quang (HPLC-FLD). PAHs thường được tìm thấy trong các mẫu nước và trầm tích ở nước ta với mức hàm lượng thấp đến trung bình. Các PAHs có phân tử khối thấp (LMW-PAHs, với 2 hoặc 3 vòng) chiếm tỉ lệ cao trong mẫu nước, trong khi các chất có phân tử khối cao (HMW-PAHs, với 4 vòng trở lên) có xu hướng tích lũy mạnh trong trầm tích. Nguồn phát thải PAHs liên quan đến các quá trình nhiệt độ cao nhìn chung chiếm ưu thế so với nguồn gốc liên quan đến sản phẩm dầu mỏ. Quá trình đô thị hóa và các hoạt động xử lý rác thải đóng góp quan trọng vào sự phát thải PAHs và các dẫn xuất. Các nghiên cứu tổng thể và thường xuyên nhằm phân tích và đánh giá mức độ ô nhiễm của PACs trong môi trường nước tại Việt Nam là rất cần thiết.

Từ khóa: PAHs, Me-PAHs, nước, trầm tích, Việt Nam.

1. Mở đầu

Các hợp chất thơm đa vòng (PACs), ví dụ như hydrocarbon thơm đa vòng (PAHs) và dẫn xuất methyl hóa của chúng (Me-PAHs) là những chất ô nhiễm hữu cơ điển hình trong môi trường và được nghiên cứu trong nhiều thập kỷ qua do những tác động tiêu cực của chúng đối với hệ sinh thái và sức khỏe con người [1].

PAHs và Me-PAHs có thể hình thành từ các quá trình tự nhiên (như cháy rừng hay phun trào núi lửa) và hoạt động của con người, bao gồm giao thông, sản xuất công nghiệp, sử dụng nhiên liệu và đốt sinh khối [1, 2]. Từ cuối những năm 1970, Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (US EPA) đã liệt kê 16 PAHs vào danh sách các chất ô nhiễm ưu tiên bao gồm: naphthalene (Nap), acenaphthylene (Acy), acenaphthene (Ace), fluorene (Flu), phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), fluoranthene (Flt), pyrene (Pyr), benz[a]anthracene (BaA), chrysene (Chr),

* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: nguyenduchieu_t65@hus.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1140/vnunst.5983>

benzo[b]fluoranthene (BbF), benzo[k]fluoranthene (BkF), benzo[a]pyrene (BaP), dibenz[a,h]anthracene (DA), benzo[ghi]perylene (BP), và indeno[1,2,3-cd]pyrene (IP) [3]. Các PAHs có khối lượng phân tử cao (HMW-PAHs, có bốn vòng trở lên) có khả năng tồn tại dai dẳng với độc tính cao hơn so với các hợp chất có khối lượng phân tử thấp (LMW-PAHs, có hai đến ba vòng) [4]. PACs phân bố rộng rãi trong nhiều thành phần môi trường khác nhau như đất [5], không khí [6], nước [7], trầm tích [5] và sinh vật [8].

Sự ô nhiễm và tác động tiêu cực của PAHs đến các hệ sinh thái dưới nước là một vấn đề môi trường được các nhà khoa học và cơ quan quản lý quan tâm trong vòng năm thập kỷ qua [9]. PAHs và Me-PAHs có thể xâm nhập vào môi trường nước thông qua nhiều con đường bao gồm lắng đọng từ khí quyển, nước thải công nghiệp và sinh hoạt, sự rửa trôi trên bề mặt, khuếch tán từ trầm tích và các sự cố tràn dầu [7,10]. Với bản chất kém phân cực và kỵ nước, PAHs phát thải vào môi trường nước thường có xu hướng hấp phụ vào các hạt lơ lửng trong nước và sau đó lắng đọng trong lớp trầm tích đáy [11]. Cân bằng phân bố PAHs giữa nước và trầm tích đóng vai trò quan trọng quyết định hành vi và số phận môi trường của các hợp chất này và các tác động của chúng đến sinh vật thủy sinh [12].

Việt Nam là một quốc gia có mức độ gia tăng dân số và tốc độ phát triển nhanh chóng tại khu vực Đông Nam Á. Tuy nhiên, quá trình phát triển này cũng kéo theo nhiều hệ lụy về môi trường, bao gồm sự hình thành và phát thải PACs vào môi trường nước. Tuy nhiên, cơ sở dữ liệu về sự tồn tại và đặc trưng phân bố của PAHs trong môi trường nước và trầm tích tại Việt Nam vẫn còn hạn chế. Điều này đặt ra nhu cầu cấp thiết về việc phát triển và áp dụng các phương pháp phân tích và chương trình giám sát hiệu quả nhằm đánh giá và kiểm soát ô nhiễm PAHs một cách toàn diện hơn trong tương lai. Một số nguyên nhân dẫn đến sự thiếu hụt thông tin về PAHs trong nước và trầm tích tại Việt Nam bao gồm: chưa có bộ phương pháp phân tích đầy đủ với tính ứng dụng cao cho phân tích PAHs trong các nền mẫu môi trường

khác nhau, chưa có quy định cụ thể về mức nồng độ cho phép của PAHs trong môi trường nước, các nghiên cứu chuyên sâu về phương pháp phân tích PAHs (đặc biệt là các dẫn xuất của PAHs) còn chưa được triển khai rộng rãi.

Hiện nay chưa có các nghiên cứu tổng quan về PAHs trong môi trường tại Việt Nam. Bài báo tổng quan này được thực hiện nhằm cung cấp thông tin tổng thể và cập nhật về phương pháp phân tích và tình trạng ô nhiễm của PAHs và Me-PAHs trong mẫu nước và trầm tích tại Việt Nam. Chúng tôi đã tập hợp và phân tích cơ sở dữ liệu hiện có để tìm ra các xu hướng nghiên cứu, xác định các vùng thông tin còn đang thiếu hụt và đề xuất các hướng nghiên cứu tiếp theo liên quan đến nhóm chất ô nhiễm này. Việc hiểu rõ hơn về phương pháp phân tích và đặc trưng tích lũy của PAHs trong môi trường nước và trầm tích là rất quan trọng nhằm hoàn thiện hồ sơ ô nhiễm, hệ thống quy định chất lượng môi trường, phát triển các chiến lược giám sát và kiểm soát ô nhiễm hiệu quả, hướng đến giảm phát thải và hạn chế tác động độc hại của các chất ô nhiễm hữu cơ này đối với hệ sinh thái thủy sinh và sức khỏe con người.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Phương pháp thu thập thông tin

Phương pháp PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses) được áp dụng nhằm thu thập và sàng lọc một cách hệ thống các nghiên cứu khoa học liên quan đến PAHs và Me-PAHs trong mẫu nước và trầm tích tại Việt Nam. Quy trình tìm kiếm bao gồm ba giai đoạn chính là phát hiện, sàng lọc và lựa chọn. Quá trình tìm kiếm sử dụng tổ hợp từ khóa “PAHs”, “water”, “sediment” và “Vietnam” trên các cơ sở dữ liệu khoa học như Web of Science (WoS), Scopus, ScienceDirect, SpringerLink, PubMed, ACS Publications, Wiley Online Library, Taylor và Francis Online và MDPI. Các bài báo được đánh giá sơ bộ dựa trên tiêu đề, từ khóa và tóm tắt. Sau đó, quá trình sàng lọc chuyên sâu được thực hiện theo các tiêu chí: i) Được công bố trên các tạp chí thuộc hệ thống WoS/Scopus;

ii) Cung cấp thông tin chi tiết về quy trình phân tích PAHs trong nước và trầm tích (được đề cập trong bài báo hoặc dữ liệu bổ sung ở phụ lục); iii) Sử dụng phương pháp phân tích là sắc ký khí khối phổ (GC-MS) hoặc phương pháp có độ chọn lọc tương đương hoặc cao hơn; và iv) Báo cáo đầy đủ các thông số về đảm bảo chất lượng và kiểm soát chất lượng (QA/QC). Bên cạnh đó chúng tôi cũng tiến hành tìm kiếm và sàng lọc một số bài báo trên các tạp chí chuyên ngành trong nước uy tín, đáp ứng đầy đủ những tiêu chí như trên.

2.2. Phương pháp phân tích thông tin

Các bài báo khoa học lựa chọn trong bài báo tổng quan này được phân tích một cách hệ thống nhằm thu thập và tổng hợp thông tin về các xu hướng nghiên cứu và cải tiến trong phương pháp phân tích PAHs trong mẫu nước và trầm tích. Quá trình phân tích tập trung vào việc đánh giá toàn diện các kỹ thuật được sử dụng để xác định PAHs và Me-PAHs, từ giai đoạn xử lý mẫu đến giai đoạn phân tích định lượng, nhằm làm rõ những tiến bộ kỹ thuật cũng như hạn chế của từng phương pháp. Cụ thể, bài tổng quan sẽ xem xét các khía cạnh quan trọng liên quan đến quy trình phân tích PAHs và Me-PAHs trong nền mẫu nước và trầm tích bao gồm: i) Phương pháp chiết mẫu; ii) Phương pháp làm sạch dịch chiết mẫu; và iii) Phương pháp phân tích định lượng PAHs và Me-PAHs.

Tình trạng ô nhiễm của PAHs và Me-PAHs trong môi trường nước và trầm tích tại Việt Nam được tổng hợp, phân tích và đánh giá dựa trên hai khía cạnh chính. Thứ nhất, hàm lượng PAHs và Me-PAHs trong mẫu nước và trầm tích được xem xét nhằm xác định mức độ ô nhiễm theo không gian và thời gian, giúp làm rõ sự phân bố của các hợp chất này trong các hệ sinh thái nước. Thứ hai, tỉ lệ của PAHs và Me-PAHs trong các nền mẫu khác nhau được nghiên cứu để tìm ra đặc trưng tích lũy, xu hướng phân bố và nguồn phát thải của chúng.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Phương pháp phân tích PAHs và Me-PAHs trong mẫu nước và mẫu trầm tích

PAHs và Me-PAHs thường được chiết từ mẫu trầm tích bằng các dung môi hữu cơ có độ phân cực từ thấp đến trung bình như dichloromethane (DCM), hexane, acetone, toluene hoặc hỗn hợp của chúng [13-26]. Việc lựa chọn dung môi chiết phụ thuộc vào tính chất hóa lý của các hợp chất cần phân tích cũng như đặc điểm của nền mẫu. Trong số các phương pháp chiết, chiết Soxhlet là một trong những phương pháp truyền thống được sử dụng phổ biến nhờ hiệu suất chiết cao. Tuy nhiên, nhược điểm chính của phương pháp này là yêu cầu một lượng lớn dung môi (vài trăm mL cho mỗi lần chiết) và thời gian thực hiện kéo dài từ 6 đến 24 h, làm tăng chi phí và ảnh hưởng đến môi trường do việc sử dụng và thải bỏ dung môi hữu cơ [27]. Nhằm khắc phục những hạn chế này, các kỹ thuật chiết hiện đại như chiết lỏng áp suất (PLE) và chiết hỗ trợ siêu âm (UAE) đã được nghiên cứu và ứng dụng như những phương pháp thay thế kỹ thuật chiết Soxhlet [28]. Kỹ thuật PLE sử dụng áp suất và nhiệt độ cao để tăng tốc độ chiết, giúp giảm đáng kể lượng dung môi tiêu thụ và thời gian thực hiện. Trong khi đó, UAE sử dụng sóng siêu âm để hỗ trợ quá trình hòa tan chất phân tích vào dung môi chiết, từ đó nâng cao hiệu suất chiết. Cả hai phương pháp này đều mang lại nhiều ưu điểm, bao gồm thời gian chiết nhanh, hiệu quả chiết cao, tiết kiệm dung môi và giảm thiểu tác động đến môi trường [29]. Đối với kỹ thuật chiết mẫu rắn như trầm tích, các kỹ thuật chiết cổ điển như chiết Soxhlet hay chiết lỏng rắn (chiết cơ học với máy lắc) được thay thế dần bởi các kỹ thuật chiết hiện đại hơn như PLE, UAE, chiết hỗ trợ vi sóng (MAE) hay chiết lỏng siêu tới hạn (SFE) nhằm tiết kiệm thời gian, lượng dung môi nhưng vẫn đảm bảo hiệu quả chiết và khả năng tự động hóa, ghép nối với các kỹ thuật xử lý mẫu và kỹ thuật phân tích định lượng.

Đối với mẫu nước, quá trình chiết PAHs và Me-PAHs thường được thực hiện bằng phương

pháp chiết lỏng-lỏng (LLE), trong đó dung môi phân cực thấp như DCM được sử dụng để hòa tan và tách PAHs ra khỏi pha nước [29, 30]. Tuy nhiên, hiệu suất chiết có thể bị ảnh hưởng bởi sự hiện diện của các thành phần hữu cơ khác trong mẫu nước, vì vậy sodium chloride thường được bổ sung để tăng cường sự phân tách pha và tối ưu hóa quá trình chiết [29, 30]. PAHs có thể được chiết trong mẫu nước bằng kỹ thuật chiết pha rắn (SPE) với lượng dung môi sử dụng nhỏ hơn đáng kể so với kỹ thuật LLE [31]. Chau và cs. (2015) đã tiến hành chiết mẫu nước sông với hệ SPE bao gồm màng lọc sợi thủy tinh (GMF), đĩa chiết styrene-divinylbenzene (SDB) và đĩa chiết than hoạt tính (AC) [31]. Màng lọc và đĩa chiết SDB được rửa giải với 2×5 mL acetone và 5 mL DCM, đĩa chiết AC được rửa giải với 2×5 mL acetone. Các dịch rửa giải được gộp lại và cô đặc dưới dòng khí nitrogen và làm khan với sodium sulfate trước khi phân tích [31]. Tương tự như đối với mẫu trầm tích, kỹ thuật chiết mẫu nước cũng có xu hướng đổi từ các kỹ thuật cổ điển như LLE sang các kỹ thuật hiện đại như SPE hoặc vi chiết nhằm giảm thời gian chiết, lượng dung môi chiết và tăng khả năng ghép nối, tự động hóa.

Sau khi chiết, dịch chiết thường chứa nhiều tạp chất nên cần được làm sạch trước khi phân tích. Quá trình làm sạch này thường được thực hiện bằng phương pháp sắc ký cột với các chất hấp phụ như silica gel, Florisil, alumina hoặc sử dụng phương pháp sắc ký thẩm gel (GPC) với pha tĩnh polymer xốp. Do một số PAHs có thể bị phân hủy khi tiếp xúc với acid sulfuric đặc, các kỹ thuật làm sạch áp dụng cho PAHs thường là các kỹ thuật không phân hủy (non-destructive cleanup). Silica gel hoạt hóa ở dạng sắc ký cột nhồi hoặc SPE được sử dụng phổ biến nhất để làm sạch dịch chiết chứa PAHs. Nguyên tắc làm sạch dịch chiết chứa PAHs trên silica gel dựa trên quá trình tách các tạp chất mạch hở (aliphatic) ở phân đoạn đầu tiên với một lượng nhỏ dung môi kém phân cực, sau đó là phân đoạn các hợp chất thơm (aromatic) với dung môi rửa giải phân cực trung bình (ví dụ hỗn hợp của DCM trong hexane). Mặc dù silica gel có lực hấp phụ kém hơn so với alumina và

Florisil, silica gel vẫn được sử dụng phổ biến do quy trình chuẩn bị và hoạt hóa vật liệu trong điều kiện đơn giản hơn và khả năng rửa giải PAHs dễ dàng hơn, đảm bảo độ thu hồi tốt. Đối với nền mẫu phức tạp hơn (ví dụ như trầm tích tại khu vực tái chế rác thải điện tử), Hoa và cs. (2020) đã kết hợp thêm kỹ thuật GPC để loại bỏ các tạp chất hữu cơ có phân tử khối lớn. Tuy nhiên, kỹ thuật GPC không được sử dụng rộng rãi cho quy trình phân tích PAHs trong mẫu nước và trầm tích tại Việt Nam, có thể do thao tác tương đối phức tạp, cần lượng lớn dung môi và thời gian xử lý mẫu kéo dài. Hơn nữa, kỹ thuật GPC có vai trò quan trọng hơn trong quy trình phân tích nền mẫu sinh học hơn là các nền mẫu phi sinh học. Dịch chiết sau khi làm sạch được cô đặc bằng các kỹ thuật như cô quay chân không hoặc bay hơi bằng dòng khí nitrogen để đạt đến thể tích xác định và chuyển vào một dung môi phù hợp trước khi phân tích định lượng [13-19, 29, 30].

Việc định lượng PAHs và Me-PAHs thường được thực hiện bằng hai phương pháp chính là sắc ký lỏng hiệu năng cao với detector huỳnh quang (HPLC-FLD) và sắc ký khí ghép nối khối phổ (GC-MS). Trong đó, GC-MS được đánh giá cao nhờ khả năng phân tích với khả năng tách, độ chọn lọc và độ nhạy vượt trội, cho phép phát hiện và định lượng chính xác ngay cả khi PAHs có mặt ở nồng độ rất thấp cỡ ppb [13-17, 19]. Hệ thống GC-MS được sử dụng trong phân tích PAHs và Me-PAHs thường vận hành ở chế độ giám sát ion chọn lọc (SIM) nhằm tăng độ nhạy và độ đặc hiệu. Ngoài ra, một số nghiên cứu còn sử dụng chế độ sàng lọc kết hợp với hệ thống nhận diện và định lượng tự động bằng cơ sở dữ liệu (AIQS-DB) [29-31]. Thông tin chi tiết về quy trình phân tích PAHs và Me-PAHs trong mẫu nước và trầm tích được báo cáo bởi các nghiên cứu trước đây được trình bày lần lượt trong Bảng 1 và Bảng 2.

Nhìn chung, các phương pháp phân tích PAHs và Me-PAHs đã có nhiều cải tiến đáng kể trong những năm gần đây, giúp nâng cao độ chính xác, hạn chế tác động môi trường và tối ưu hóa quy trình xử lý mẫu. Việc lựa chọn phương pháp phù hợp phụ thuộc vào nhiều yếu

tổ như loại nền mẫu, giới hạn phát hiện mong muốn và điều kiện phòng thí nghiệm, nhằm đảm bảo kết quả phân tích đáng tin cậy và có thể áp dụng hiệu quả trong các nghiên cứu về môi trường. Ngoài các phương pháp phân tích định lượng như HPLC-FLD và GC-MS đã và đang được áp dụng rộng rãi để phân tích PAHs, các phương pháp có hiệu lực mạnh hơn như sắc ký khí với detector khối phổ phân giải cao (GC-HRMS) và khối phổ hai lần (GC-MS/MS) cần được nghiên cứu và phát triển để đáp ứng yêu cầu phân tích lượng siêu vết của PAHs và các dẫn xuất. Ngoài ra, các kỹ thuật phân tích

hóa sinh và sinh học (ví dụ như xét nghiệm gene chỉ thị) cần được áp dụng trong các nghiên cứu tương lai nhằm đưa ra hàm lượng tổng theo mức độ tác động (effect-directed concentration) thay vì hàm lượng hóa học theo hướng tiếp cận thông thường (chemical-specific concentration). Hướng phân tích hàm lượng tổng theo xét nghiệm hóa sinh này có ý nghĩa quan trọng đối với nhóm chất ô nhiễm phức tạp như PAHs và dẫn xuất với số lượng chất rất lớn trong khi các nghiên cứu chỉ có thể phân tích một số lượng nhất định các cấu tử.

Bảng 1. Quy trình phân tích PAHs trong mẫu nước tại Việt Nam

Loại mẫu	Địa điểm	Chất phân tích	Phương pháp xử lý mẫu	Phương pháp phân tích	QA/QC	TL TK
Nước thải sinh hoạt khu tái chế phương tiện hết hạn sử dụng	Thôn Thuyền, Bắc Giang	19 PAHs và 11 Me-PAHs	- Chiết lỏng-lỏng với DCM - Cột silica gel hoạt hóa	GC-MS, cột DB-5MS, nội chuẩn	R% 60–110% MDL: PAHs (0,050–10 ng/L) và Me-PAHs: (0,010–0,030 ng/mL)	[29]
Nước lũ	Huế, Thanh Hóa	940 chất ô nhiễm hữu cơ	Chiết lỏng-lỏng với DCM	GC-MS, bán định lượng, nội chuẩn	R% 65–125% RSD < 22% MDL: 1 ng/L	[30]
Nước sông	Hà Nội, Huế, Đà Nẵng, TP. Hồ Chí Minh	950 chất ô nhiễm hữu cơ	Chiết pha rắn SPE dạng đĩa và rửa giải với acetone và DCM	GC-MS, bán định lượng, nội chuẩn	R% 50–120% RSD < 25% MDL: 5–500 ng/L	[31]

Bảng 2. Quy trình phân tích PAHs trong mẫu trầm tích tại Việt Nam

Loại mẫu	Địa điểm	Chất phân tích	Phương pháp xử lý mẫu	Phương pháp phân tích	QA/QC	TL TK
Trầm tích sông	TP. Hồ Chí Minh	9 PAHs	- Chiết Soxhlet với DCM và dimethyl sulfoxide - Sắc ký cột với silica gel và alumina	HPLC-FLD, cột Vydac RP18 201 TP54	R% 85–100% (thêm chuẩn) R% 75–111% (mẫu chuẩn)	[13]

Loại mẫu	Địa điểm	Chất phân tích	Phương pháp xử lý mẫu	Phương pháp phân tích	QA/QC	TL TK
Trầm tích sông	Kim Ngưu, Yên Duyên, Kỳ Cù	19 PAHs	- Chiết PLE với DCM/hexane - Silica gel	GC-MS, cột ZB-5, nội chuẩn	R% trung bình 80,7% LOD: 0,5–22 ng/mL	[14]
Trầm tích sông	Việt Nam	14 PAHs và 12 Me-PAHs	- Chiết PLE với DCM/hexane - Sắc ký cột với silica gel	GC-MS, nội chuẩn	R% >80% %RSD: 2–15%	[20]
Trầm tích sông	Hà Nội, Huế, TP. Hồ Chí Minh	16 PAHs và 5 Me-PAHs	- Chiết siêu âm với acetonitrile - Làm sạch bằng silica gel và bột đồng	HRGC/HRMS, cột HP-1MS, nội chuẩn	Thực hiện theo hướng dẫn của Bộ Môi trường Nhật Bản	[21]
Trầm tích đầm ven biển	Nam Trung Bộ	18 PAHs	- Chiết PLE với hexane/acetone - SPE silica gel	GC-MS, cột DB-5, nội chuẩn	R% 94–107% MDL: 1 ng/g	[17]
Trầm tích sông	TP. Hồ Chí Minh	17 PAHs	- Chiết PLE với DCM/acetone - Làm sạch bằng silica gel và bột đồng	GC-MS, AIQS-DB	R% 60–120% MDL: <0,4 ng/g	[22]
Trầm tích sông	Hà Nội, Hải Phòng, Đà Nẵng, TP. Hồ Chí Minh	28 PAHs	- Chiết PLE với DCM/acetone - Làm sạch với silica gel và bột đồng kim loại	GC-MS, AIQS-DB	R% 73–126% %RSD <20% MDL: <0,2 ng/g	[16]
Trầm tích sông	TP. Hồ Chí Minh		- Chiết Soxhlet với acetone/hexane - Sắc ký cột với silica gel	GC-MS/MS, cột ZB-5ms	R% 61–104%	[19]
Trầm tích sông	Hà Nội	16 PAHs	- Chiết lỏng rắn với DCM - Sắc ký cột với silica gel và alumina	GC-MS, nội chuẩn	R% 75–90% LOD: 0,02–10,8 ng/g	[23]
Trầm tích rừng ngập mặn	Cần Giờ, TP. Hồ Chí Minh	15 PAHs	- Chiết siêu âm acetone/DCM - Sắc ký cột với silica gel và alumina	UPLC, nội chuẩn	R% >90%	[18]

Loại mẫu	Địa điểm	Chất phân tích	Phương pháp xử lý mẫu	Phương pháp phân tích	QA/QC	TL TK
Trầm tích sông tại khu tái chế rác thải điện tử	Bùi Dâu, Hưng Yên	22 PAHs và 17 Me-PAHs	- Chiết PLE với acetone/hexane - Sắc ký cột với silica gel, alumina và GPC	GC-MS, cột DB-1MS, nội chuẩn	R% 60–110% MDL: 0,05–0,5 ng/g	[15]
Trầm tích sông	Hà Nội	22 PAHs và 17 Me-PAHs	- Chiết siêu âm với acetone/hexane và toluene - Sắc ký cột với silica gel	GC-MS, cột DB-5MS, nội chuẩn	R% 70–110% %RSD < 15% MDL: 0,1–1 ng/g	[24]
Trầm tích biển	Bình Định	16 PAHs và 12 Me-PAHs	- Chiết siêu âm với acetone/hexane và toluene - Sắc ký cột với silica gel	GC-MS, cột DB-5MS, nội chuẩn	R% 70–120% %RSD < 25% MDL: 0,05–1 ng/g	[25, 26]

3.2. Hàm lượng PAHs và Me-PAHs trong môi trường nước tại Việt Nam

PAHs được phát hiện trong các mẫu nước với hàm lượng tương đối thấp, dao động từ vài chục đến khoảng 350 ng/L. Hàm lượng tổng của PAHs và Me-PAHs trong các mẫu nước mặt tại Việt Nam được tóm tắt trong Bảng 3.

Một nghiên cứu khác tiến hành trên các con sông đô thị tại các thành phố lớn như Hà Nội, Hải Phòng, Đà Nẵng và TP. Hồ Chí Minh ghi nhận nồng độ PAHs dao động từ <MDL đến

1330 ng/L, với giá trị trung bình là 64 ng/L [31]. Hoàng Quốc Anh và cộng sự (2021) đã ghi nhận hàm lượng của 19 PAHs và 11 Me-PAHs trong các mẫu nước mặt tại khu vực xử lý phương tiện giao thông hết hạn sử dụng ở Bắc Giang dao động từ 240 đến 350 ng/L (trung bình 260 ng/L) và từ 46 đến 58 ng/L (trung bình 48 ng/L), tương ứng [29]. PAHs cũng được tìm thấy trong các mẫu nước lũ thu thập từ các cánh đồng tại Huế và Thanh Hóa với nồng độ dao động từ 1 đến 1990 ng/L [30].

Bảng 3. Khoảng nồng độ PAHs trong mẫu nước tại Việt Nam

Loại mẫu	Địa điểm	Khoảng nồng độ (ng/L)	Các chất chính	TLTK
Nước thải sinh hoạt khu tái chế phương tiện hết hạn sử dụng	Thôn Thuyền, Bắc Giang	290–400 (trung vị 300)	Naphthalene, phenanthrene	[29]
Nước lũ	Huế, Thanh Hóa	<MDL đến 1990	-	[30]
Nước sông	Hà Nội, Huế, Đà Nẵng, Thành phố Hồ Chí Minh	<MDL đến 1330	Pyrene, phenanthrene, fluoranthene	[31]

Nồng độ PAHs trong các mẫu nước sau khi lũ rút cao hơn so với trước khi lũ xảy ra, do lũ lụt có thể góp phần làm rửa trôi PAHs từ các nguồn ô nhiễm vào hệ thống nước mặt [30]. Mặc dù hàm lượng Me-PAHs nhìn chung thấp hơn so với PAHs, một số nghiên cứu đã phát hiện được sự có mặt của các dẫn xuất này trong môi trường nước tại Việt Nam, góp phần khẳng định nguồn gốc từ các sản phẩm dầu mỏ thông qua các quá trình rửa trôi và sự cố rò rỉ [29, 30]. Nhìn chung, thông tin về sự tồn tại của PAHs trong mẫu nước mặt tại Việt Nam còn rất hạn chế, do đó chưa thể đưa ra các nhận định đầy đủ về quy luật phân bố theo loại hình thủy vực và khu vực địa lý.

Hàm lượng PAHs trong các mẫu nước tại Việt Nam nhìn chung nằm trong khoảng thấp đến trung bình khi so sánh với nhiều quốc gia khác trên thế giới. Trong khi nồng độ PAHs tại Việt Nam thường dao động trong khoảng từ vài chục đến vài trăm ng/L, thì các nghiên cứu quốc tế đã ghi nhận mức độ ô nhiễm cao hơn đáng kể. Cụ thể, nồng độ PAHs trong các mẫu nước sông tại Trung Quốc dao động từ 473 đến 2674 ng/L [32], từ 52,1 đến 12 888 ng/L tại

Colombia [33], và từ 2794 đến 26 087 ng/L tại Bangladesh [34]. Sự so sánh này cho thấy nồng độ PAHs trong nước tại Việt Nam nhìn chung không cao, tuy nhiên, việc đánh giá tổng thể vẫn còn gặp nhiều hạn chế do số lượng nghiên cứu tại Việt Nam về PAHs trong mẫu nước còn tương đối ít và chủ yếu tập trung tại một số khu vực đô thị lớn. Điều này đặt ra nhu cầu cấp thiết phải mở rộng phạm vi nghiên cứu, đặc biệt là ở các khu vực nông nghiệp, ven biển và vùng chịu ảnh hưởng bởi hoạt động công nghiệp nhằm hiểu rõ hơn về rủi ro ô nhiễm PAHs trong môi trường nước. Các nghiên cứu tiếp theo về dẫn xuất của PAHs, đặc biệt là Me-PAHs cần được thực hiện trong thời gian tới.

3.3. Hàm lượng PAHs và Me-PAHs trong môi trường trầm tích tại Việt Nam

Một số nghiên cứu đã báo cáo sự hiện diện của PAHs và Me-PAHs trong các mẫu trầm tích từ khu vực đô thị và các khu xử lý rác thải điện tử tại Việt Nam, dao động từ <1 ng/g đến <15 µg/g [13-26]. Khoảng hàm lượng của PAHs trong các mẫu trầm tích được trình bày trong Bảng 4.

Bảng 4. Hàm lượng PAHs trong các mẫu trầm tích tại Việt Nam

Loại mẫu	Địa điểm	Khoảng hàm lượng (ng/g mẫu khô)	Các chất chính	TLTK
Trầm tích sông	Thành phố Hồ Chí Minh	73,0–14 900	Pyrene (Pyr), chrysene (Chr), benzo[b]fluoranthene (BbF), benzo[ghi]perylene (BP)	[13]
Trầm tích sông	Kim Nguru, Yên Duyên, Kỳ Cùg	440–6200	Phenanthrene (Phe), Pyr, fluoranthene (Flt), Chr, BbF, BP	[14]
Trầm tích sông	Việt Nam	21,0–4600	-	[20]
Trầm tích sông	Hà Nội, Huế, Thành phố Hồ Chí Minh	130–3200	Pyr, Flt, benz[a]anthracene (BaA), BP, indeno[1,2,3 cd]pyrene (IP)	[21]

Loại mẫu	Địa điểm	Khoảng hàm lượng (ng/g mẫu khô)	Các chất chính	TLTK
Trầm tích đầm ven biển	Nam Trung Bộ	100–700	Pyr, fluorene (Flu), BbF, BP	[17]
Trầm tích sông	Thành phố Hồ Chí Minh	150–1200	Phe, Flt, Pyr, Chr, Bb/jF, BP	[22]
Trầm tích sông	Hà Nội, Hải Phòng, Đà Nẵng, Thành phố Hồ Chí Minh	500–2700	Pyr, Phe, Perylene, Bb/jF	[16]
Trầm tích sông	Thành phố Hồ Chí Minh	49,0–930	Phe, Flt, Pyr, BbF	[19]
Trầm tích sông	Hà Nội	3,60–85,0	BaA, Chr, Bb/kF, benzo[a]pyrene (BaP), IP, BP, dibenz[a,h]anthracene (DA)	[23]
Trầm tích rừng ngập mặn	Cần Giờ, Thành phố Hồ Chí Minh	0,70–520	Naphthalene (Nap), Phe, Flt, Chr, Pyr	[18]
Trầm tích sông tại khu tái chế rác thải điện tử	Bùi Dâu, Hưng Yên	370–2500	Flt, Pyr, Chr, Bb/kF	[15]
Trầm tích sông	Hà Nội	52,0–2600	Phe, Bb/jF, Chr, Pyr, Flt, BP	[24]
Trầm tích biển	Bình Định	33,0–200	Pyr, Flt, Phe, Chr, BaP	[25, 26]

Trầm tích mặt tại một số khu vực đô thị lớn của Việt Nam có mức ô nhiễm PAHs tương đối cao, đáng chú ý là sông Kim Ngưu (Hà Nội) với nồng độ dao động từ 1800 đến 6200 ng/g [14], các hồ nội thành Hà Nội (1600–2300 ng/g), và sông Sài Gòn (Thành phố Hồ Chí Minh) với khoảng hàm lượng từ 33,0 đến 6400 ng/g [21]. Trong khi đó, hàm lượng PAHs trong trầm tích ở khu vực ngoại ô và nông thôn thấp hơn đáng kể, chẳng hạn như sông Kỳ Cùng (Lạng Sơn) chỉ từ 150 đến 170 ng/g [14] và các hệ thống đầm phá, sông Hương (Huế) dao động từ 110 đến 230 ng/g [21]. Tác giả Hoàng Quốc Anh và cộng sự (2021) đã phân tích 22 PAHs và 17 Me-PAHs trong các mẫu trầm tích thu thập từ 5 con sông đô thị ở Hà Nội, ghi nhận tổng nồng độ dao động từ 52 đến 2600 ng/g (trung bình 750 ng/g) [24]. Nhìn chung, trầm tích thu thập trong mùa mưa có hàm lượng PAHs và

Me-PAHs cao hơn (trung bình 1000 ng/g) so với trầm tích mùa khô (trung bình 710 ng/g), cho thấy sự ảnh hưởng của quá trình rửa trôi và vận chuyển chất ô nhiễm từ đất liền vào hệ thống sông ngòi trong mùa mưa [24]. Tại khu vực tái chế rác thải điện tử ở Hưng Yên, hàm lượng PAHs và Me-PAHs trong các mẫu trầm tích sông dao động từ 340 đến 2100 ng/g (trung bình 650 ng/g) và từ 19 đến 380 ng/g (trung bình 82 ng/g), tương ứng [15].

Hiện nay, các nghiên cứu về PAHs và Me-PAHs trong trầm tích biển ở Việt Nam vẫn còn hạn chế [18, 25, 26]. Tác giả Thủy và cộng sự (2021) báo cáo nồng độ PAHs trong trầm tích ven biển tại Khu dự trữ sinh quyển Cần Giờ dao động từ 0,73 đến 518 ng/g, với giá trị trung bình 62 ng/g [18]. Trong khu vực này, các mẫu trầm tích thu thập vào mùa mưa năm 2017 có nồng độ PAHs cao hơn đáng kể so với mẫu

thu thập vào mùa khô năm 2018, cho thấy rằng một lượng lớn PAHs có thể đã được rửa trôi từ đất liền và đưa vào khu vực cửa sông và ven biển thông qua nước chảy tràn trên bề mặt và nước sông [18]. Một nghiên cứu gần đây về trầm tích biển tại vùng duyên hải Nam Trung Bộ thuộc tỉnh Bình Định cho thấy hàm lượng của 16 PAHs và 12 Me-PAHs dao động từ 38 đến 200 ng/g và từ 12 đến 129 ng/g, tương ứng [25, 26]. Nhìn chung, so với trầm tích nước ngọt, trầm tích biển có mức độ ô nhiễm PAHs và Me-PAHs thấp hơn đáng kể [25,26].

3.4. Đặc trưng tích lũy của PAHs và Me-PAHs trong môi trường nước và trầm tích tại Việt Nam

Các nghiên cứu tại Việt Nam về PAHs trong mẫu nước chủ yếu được thực hiện bằng phương pháp phân tích bán định lượng (AIQS-DB). Một số nghiên cứu chỉ báo cáo hàm lượng tổng PAHs mà không cung cấp chi tiết về hàm lượng và đặc trưng tích lũy của từng hợp chất cụ thể. Điều này có thể gây hạn chế trong việc đánh giá nguồn gốc phát thải, cơ chế phân bố cũng như rủi ro tiềm ẩn của từng hợp chất PAHs trong môi trường nước.

Hoàng Quốc Anh và cộng sự (2021) đã báo cáo chi tiết hàm lượng của từng hợp chất PAHs trong mẫu nước, qua đó xác định naphthalene và phenanthrene là hai hợp chất chiếm ưu thế nhất. Cụ thể, naphthalene đóng góp $56 \pm 3\%$ và phenanthrene chiếm $17 \pm 2\%$ tổng hàm lượng PAHs [29]. Ngoài ra, các dẫn xuất methyl hóa của naphthalene, bao gồm 1-methylnaphthalene (1-Me-Nap), 2-methylnaphthalene (2-Me-Nap) và 1,2-dimethylnaphthalene (1,2-Me₂-Nap), có hàm lượng cao hơn đáng kể so với các Me-PAHs khác. Đặc trưng tích lũy PAHs của các mẫu nước tại Việt Nam với sự chiếm ưu thế của các hợp chất PAHs có khối lượng phân tử thấp (LMW-PAHs), bao gồm các hợp chất có 2 đến 3 vòng thơm. Các hợp chất này chiếm hơn 95% tổng PAHs trong tất cả các mẫu nước được phân tích [29]. Xu hướng này có thể được lý giải bởi đặc tính lý hóa của LMW-PAHs, là những hợp chất có độ hòa tan trong nước cao hơn và khả năng di chuyển cao hơn so với các hợp chất PAHs có khối lượng phân tử cao

(HMW-PAHs). Điều này đồng nghĩa với việc LMW-PAHs dễ dàng lan truyền và phát tán trong môi trường nước.

Khác với mẫu nước, trầm tích có xu hướng tích lũy các hợp chất HMW-PAHs (bao gồm 4 đến 6 vòng trong phân tử), ví dụ như benzo[ghi]perylene, benzo[b/j]fluoranthene, chrysene, fluoranthene và pyrene [24-26]. Những hợp chất này có độ hòa tan trong nước thấp, dễ dàng hấp phụ lên các hạt lơ lửng trong nước, sau đó lắng đọng và tích tụ trong chất hữu cơ của trầm tích [14, 15, 18, 21, 24-26]. Sự tích lũy này làm gia tăng nguy cơ ô nhiễm lâu dài, đặc biệt là tại các khu vực có nguồn thải liên tục từ hoạt động công nghiệp và đô thị. Do đó, việc giám sát nồng độ PAHs và Me-PAHs trong trầm tích không chỉ giúp đánh giá mức độ ô nhiễm môi trường mà còn cung cấp thông tin quan trọng để xây dựng các chính sách quản lý và giảm thiểu tác động của các chất ô nhiễm hữu cơ này trong môi trường nước.

3.5. Nguồn phát thải của PAHs và Me-PAHs trong môi trường nước và trầm tích tại Việt Nam

Các nghiên cứu đã chỉ ra rằng PAHs và Me-PAHs có thể bắt nguồn từ các nguồn phát thải khác nhau, đặc biệt tại các khu vực đô thị và công nghiệp có mật độ hoạt động dân sinh cao. Nguồn phát sinh chính của PAHs và Me-PAHs thường liên quan đến quá trình đốt cháy không hoàn toàn các vật liệu hữu cơ, bao gồm nhiên liệu hóa thạch như than đá, xăng dầu, gỗ, rác thải sinh hoạt, được gọi chung là nguồn phát thải nhiệt (pyrogenic) [2, 4]. Ngoài ra, một tỷ lệ nhất định PAHs và Me-PAHs có nguồn gốc từ các hoạt động công nghiệp và giao thông vận tải, bao gồm rò rỉ dầu mỡ, tràn dầu, thất thoát nhiên liệu và chất thải từ ngành công nghiệp khai thác, chế biến dầu khí, được gọi là nguồn phát thải dầu mỡ (petrogenic) [2, 4]. Hiện nay chưa có các báo cáo tổng thể và chi tiết về các nguồn phát thải của PAHs và Me-PAHs vào môi trường nước và trầm tích tại Việt Nam. Các nghiên cứu tại một số đô thị lớn như Hà Nội và Thành phố Hồ Chí Minh cho thấy sự tích lũy PAHs và Me-PAHs trong trầm tích chịu ảnh hưởng rõ rệt từ sự gia tăng chất

thải đô thị, đặc biệt là chất thải sinh hoạt và phát thải từ hoạt động giao thông [13, 14, 16, 21].

Tại khu vực xử lý rác thải điện tử ở thôn Búi (Hưng Yên), phân tích thành phần PAHs và Me-PAHs trong các mẫu trầm tích cho thấy nguồn gốc chủ yếu đến từ các nguồn nhiệt, bao gồm cả hoạt động giao thông phục vụ vận chuyển rác thải điện tử và một số hoạt động tái chế kim loại bằng cách đốt rác thải điện tử sử dụng dầu thải [15]. Bên cạnh đó, hoạt động đốt rác sinh hoạt và phế phẩm tái chế lộ thiên tại các điểm tập kết chất thải chưa được quản lý chặt chẽ cũng góp phần không nhỏ vào ô nhiễm PAHs trong trầm tích sông, thông qua cơ chế lắng đọng khí quyển và dòng chảy trên bề mặt mang theo các chất ô nhiễm vào môi trường nước [15]. Nghiên cứu của Hoàng Quốc Anh và cộng sự (2021) đã chỉ ra nguồn phát thải của PAHs và Me-PAHs liên quan đến hoạt động tháo dỡ và quản lý rác thải từ phương tiện giao thông hết hạn sử dụng (ELV) tại thôn Thuyền (Bắc Giang) [29]. Các hoạt động liên quan đến ELV, ví dụ như tháo dỡ xe bằng đèn khò, đốt các vật liệu thải ngoài trời và sự rò rỉ các sản phẩm dầu mỡ và các dẫn xuất của chúng là các nguồn phát thải tiềm ẩn của PAH và Me-PAH [29]. Hoạt động thu gom, tái chế và quản lý chất thải diễn ra tự phát tại một số khu vực ở miền Bắc Việt Nam là những nguồn phát thải PAHs và dẫn xuất cần được quan tâm nghiên cứu trong thời gian tới.

4. Kết luận

PAHs và Me-PAHs đã được phân tích trong các mẫu nước và trầm tích thu thập từ nhiều địa điểm dọc theo lãnh thổ Việt Nam. Quy trình phân tích điển hình bao gồm ba bước chính: chiết tách bằng dung môi hữu cơ, làm sạch dịch chiết bằng các kỹ thuật sắc ký và chiết pha rắn và định lượng bằng phương pháp sắc ký khí khối phổ (GC-MS). Kết quả phân tích cho thấy hàm lượng PAHs nhìn chung cao hơn so với Me-PAHs, phản ánh các nguồn phát thải nhiệt chiếm ưu thế hơn so với các nguồn phát thải dầu mỡ. Trong các mẫu nước, các hợp chất LMW-PAHs chiếm ưu thế, trong khi đó các

mẫu trầm tích lại có xu hướng tích lũy các hợp chất HMW-PAHs. Quy luật này phù hợp với đặc tính lý hóa học của nhóm chất này, đặc biệt là tính chất về độ phân cực, khả năng hòa tan trong nước và khả năng hấp phụ lên bề mặt vật chất rắn trong nước. Xu hướng phân bố trong không gian của PAHs trong trầm tích cho thấy mức độ tích lũy cao hơn tại các khu vực đô thị và các khu vực xử lý, tái chế rác thải so với các khu vực ven đô, nông thôn và môi trường biển. Các hiện tượng mưa lũ kèm theo dòng chảy bề mặt và ngập úng có thể đóng vai trò quan trọng trong việc làm gia tăng hàm lượng và phát tán PAHs trong môi trường nước và trầm tích. Ngoài ra, cách tiếp cận hiện nay để đánh giá nguồn phát thải và rủi ro sinh thái liên quan đến PAHs trong môi trường nước ở Việt Nam còn một số hạn chế bao gồm: i) Bộ dữ liệu thực tế về đặc trưng ô nhiễm PAHs trong nguồn thải còn chưa được xây dựng; ii) Các mô hình đánh giá nguồn gốc có hiệu quả và mức độ chi tiết cao như phân tích ma trận nhân tố (positive matrix factorization, PMF) còn chưa được áp dụng rộng rãi; iii) Cơ sở dữ liệu về mức độ ô nhiễm PAHs trong môi trường chưa được cập nhật thường xuyên với phạm vi nghiên cứu rộng; iv) Danh sách PAHs được phân tích chủ yếu tập trung vào 16 chất điển hình theo US EPA trong khi còn rất nhiều hợp chất và dẫn xuất khác của nhóm này tồn tại trong môi trường; và v) Các nghiên cứu về tác động độc hại của PAHs trên đối tượng sinh vật ở nước ta còn chưa được thực hiện đầy đủ. Do đó, cần thiết tiến hành thêm các nghiên cứu chuyên sâu về PAHs và các dẫn xuất của chúng tại Việt Nam nhằm đưa ra bức tranh tổng thể về hiện trạng ô nhiễm, nguồn phát thải và rủi ro sinh thái của các chất ô nhiễm này.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển khoa học và công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) trong đề tài mã số 104.04-2023.25 và Đại học Quốc gia Hà Nội trong đề tài mã số QG.24.14.

Tài liệu tham khảo

- [1] K. Srog, Monitoring of Environmental Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Review, *Environ. Chem. Lett.*, Vol. 5, 2007, pp. 169–195, <https://doi.org/10.1007/s10311-007-0095-0>.
- [2] H. I. A. Shafy, M. S. M. Mansour, A Review on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Source, Environmental Impact, Effect on Human Health and Remediation, *Egypt. J. Pet.*, Vol. 25, 2016, pp. 107–123, <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>.
- [3] L. H. Keith, W. A. Telliard, Priority Pollutants: I-A Perspective View, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 13, 1979, pp. 416–423, <https://doi.org/10.1021/es60152a601>.
- [4] A. B. Patel, S. Shaikh, K. R. Jain, C. Desai, D. Madamwar, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Toxicity, and Remediation Approaches, *Front. Microbiol.*, Vol. 11, 2020, Article ID 562813, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.562813>.
- [5] C. Dai, Y. Han, Y. Duan, X. Lai, R. Fu, S. Liu, K. H. Leong, Y. Tu, L. Zhou, Review on the Contamination and Remediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Soil and Sediments, *Environ. Res.*, Vol. 205, 2022, Article ID 112423, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112423>.
- [6] K. H. Kim, S. A. Jahan, E. Kabir, R. J. C. Brown, A Review of Airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Their Human Health Effects, *Environ. Int.*, Vol. 60, 2013, pp. 71–80, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.019>.
- [7] Y. Meng, X. Liu, S. Lu, T. Zhang, B. Jin, Q. Wang, Z. Tang, Y. Liu, X. Guo, J. Zhou, B. Xi, A Review on Occurrence and Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Lakes of China, *Sci. Total Environ.*, Vol. 651, 2019, pp. 2497–2506, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.162>.
- [8] F. Jesus, J. L. Pereira, I. Campos, M. Santos, A. Ré, J. Keizer, A. Nogueira, F. J. M. Gonçalves, N. Abrantes, D. Serpa, A Review on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Distribution in Freshwater Ecosystems and Their Toxicity to Benthic Fauna, *Sci. Total Environ.*, Vol. 820, 2022, Article ID 153282, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153282>.
- [9] S. Ćirić, V. Mitić, S. Jovanović, M. Ilić, J. Nikolić, G. Stojanović, V. Stankov Jovanović, Dispersive Micro-Solid Phase Extraction of 16 Priority Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Water by Using Thermally Treated Clinoptilolite, and Their Quantification by GC-MS, *Mikrochim. Acta*, Vol. 185, 2018, pp. 556, <https://doi.org/10.1007/s00604-018-3091-0>.
- [10] M. Albuquerque, M. Coutinho, C. Borrego, Long-term Monitoring and Seasonal Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Measured Over a Decade in the Ambient Air of Porto, Portugal, *Sci. Total Environ.*, Vol. 543, 2016, pp. 439–448, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.064>.
- [11] B. K. Brunk, G. H. Jirka, L. W. Lion, Effects of Salinity Changes and the Formation of Dissolved Organic Matter Coatings on the Sorption of Phenanthrene: Implications for Pollutant Trapping in Estuaries, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 31, 1997, pp. 119–125, <https://doi.org/10.1021/es9602051>.
- [12] I. Tolosa, S. de Mora, M. R. Sheikholeslami, J. P. Villeneuve, J. Bartocci, C. Cattini, Aliphatic and Aromatic Hydrocarbons in Coastal Caspian Sea Sediments, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 48, 2004, pp. 44–60, [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00255-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00255-8).
- [13] M. T. Anh, L. M. Triet, J. J. Sauvain, J. Tarradellas, PAH Contamination Levels in Air Particles and Sediments of Ho Chi Minh City, Vietnam, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 63, 1999, pp. 728–735, <https://doi.org/10.1007/s001289901040>.
- [14] E. S. Boll, J. H. Christensen, P. E. Holm, Quantification and Source Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediment, Soil, and Water Spinach from Hanoi, Vietnam, *J. Environ. Monit.*, Vol. 10, 2008, pp. 261–269, <https://doi.org/10.1039/B712809F>.
- [15] N. T. Q. Hoa, H. Q. Anh, N. M. Tue, N. T. Trung, L. N. Da, T. V. Quy, N. T. A. Huong, G. Suzuki, S. Takahashi, S. Tanabe, P. C. Thuy, P. T. Dau, P. H. Viet, L. H. Tuyen, Soil and Sediment Contamination by Unsubstituted and Methylated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in an Informal E-waste Recycling Area, Northern Vietnam: Occurrence, Source Apportionment, and Risk Assessment, *Sci. Total Environ.*, Vol. 709, 2020, Article ID 135852, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135852>.
- [16] H. T. Duong, K. Kadokami, S. Pan, N. Matsuura, T. Q. Nguyen, Screening and Analysis of 940 Organic Micro-pollutants in River Sediments in Vietnam Using an Automated Identification and Quantification Database System for GC-MS, *Chemosphere*, Vol. 107, 2014, pp. 462–472, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.064>.

- [17] S. Giuliani, M. Sprovieri, M. Frignani, N. H. Cu, C. Mugnai, L. G. Bellucci, S. Albertazzi, S. Romano, M. L. Feo, E. Marsella, D. H. Nhon, Presence and Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments of Nine Coastal Lagoons in Central Vietnam, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 56, 2008, pp. 1504–1512, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.04.013>.
- [18] H. T. T. Thuy, T. T. C. Loan, P. T. Luu, N. V. Dong, L. D. Bao, T. H. Phuong, N. T. Khanh, T. T. H. Yen, D. X. Huy, Spatial and Temporal Variations of PAHs in Surface Sediments of Estuarine and Coast of Can Gio Wetland, Vietnam, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, Vol. 28, 2021, pp. 11962–11975, <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08523-8>.
- [19] M. Babut, B. Mourier, M. Desmet, C. Simonnet-Laprade, P. Labadie, H. Budzinski, L. F. de Alencastro, T. A. Tu, E. Strady, N. Gratiot, Where Has the Pollution Gone? A Survey of Organic Contaminants in Ho Chi Minh City / Saigon River (Vietnam) Bed Sediments, *Chemosphere*, Vol. 217, 2019, pp. 261–269, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.008>.
- [20] M. Saha, A. Togo, K. Mizukawa, M. Murakami, H. Takada, M. P. Zakaria, N. H. Chiem, B. C. Tuyen, M. Prudente, R. Boonyatumanond, S. K. Sarkar, B. Bhattacharya, P. Mishra, T. S. Tana, Sources of Sedimentary PAHs in Tropical Asian Waters: Differentiation between Pyrogenic and Petrogenic Sources by Alkyl Homolog Abundance, *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 58, 2009, pp. 189–200, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.04.049>.
- [21] M. Kishida, K. Imamura, Y. Maeda, T. T. N. Lan, Y. A. Kim, P. H. Viet, Distribution of Persistent Organic Pollutants and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediment Samples from Vietnam, *J. Health Sci.*, Vol. 53, No. 3, 2007, pp. 291–301, <https://doi.org/10.1248/jhs.53.291>.
- [22] K. Kadokami, S. Pan, D. T. Hanh, X. Li, T. Miyazaki, Development of a Comprehensive Analytical Method for Semi-volatile Organic Compounds in Sediments by Using an Automated Identification and Quantification System with a GC-MS Database, *Anal. Sci.*, Vol. 28, No. 12, 2012, pp. 1183–1189, <https://doi.org/10.2116/analsci.28.1183>.
- [23] T. X. Quynh, V. D. Toan, Endocrine Disrupting Compounds (EDCs) in Surface Waters of the Kim Nguu River, Vietnam, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 103, 2019, pp. 734–738, <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02710-1>.
- [24] A. Q. Hoang, S. Takahashi, N. D. Le, T. T. H. Hoang, T. T. Duong, T. M. H. Pham, T. D. Nguyen, T. X. B. Phung, T. A. H. Nguyen, H. T. Le, M. T. Nguyen, M. B. Tu, Y. T. H. Nguyen, T. M. L. Nguyen, V. P. Phung, T. P. Q. Le, Unsubstituted and Methylated PAHs in Surface Sediment of Urban Rivers in the Red River Delta (Hanoi, Vietnam): Concentrations, Profiles, Sources, and Ecological Risk Assessment, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol. 107, 2021, pp. 475–486, <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03174-y>.
- [25] D. M. H. Giang, N. D. Hieu, C. T. Hue, P. T. N. Mai, N. T. A. Huong, H. Q. Anh, Analysis and Assessment of Contamination Degree and Emission Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs and Me-PAHs) in Surface Sediments from Central Coast of Vietnam, *VNU J. Sci.: Nat. Sci. Technol.*, Vol. 40, 2024, pp. 64–72, <https://doi.org/10.25073/2588-1140/vnunst.5642>.
- [26] N. D. Hieu, T. B. Minh, H. Q. Anh, Contamination Levels and Accumulation Profiles of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Surface Sediments from South Central Coast of Vietnam, *VNU J. Sci.: Nat. Sci. Technol.*, Vol. 40, 2024, pp. 64–72, <https://doi.org/10.25073/2588-1140/vnunst.5576>.
- [27] R. C. Lao, C. Chiu, Y. Y. Shu, Environmental Sample Cleaning and Extraction Procedures by Microwave-assisted Process (MAP) Technology, *Microchem. J.*, Vol. 53, 1996, pp. 99–108, <https://doi.org/10.1006/mchj.1996.0014>.
- [28] Q. W. Zhang, L. G. Lin, W. C. Ye, Techniques for Extraction and Isolation of Natural Products: A Comprehensive Review, *Chin. Med.*, Vol. 13, 2018, Article ID 20, <https://doi.org/10.1186/s13020-018-0177-x>.
- [29] H. Q. Anh, I. Watanabe, L. H. Tuyen, N. M. Tue, N. T. Nghia, P. H. Viet, T. B. Minh, S. Takahashi, Comprehensive Monitoring of More Than 1000 Organic Micro-pollutants in Drainage Water: Case Study in a Rural Village with End-of-Life Vehicle Processing Activities in Northern Vietnam, *Water Air Soil Pollut.*, Vol. 232, 2021, Article ID 14, <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04965-5>.
- [30] H. T. Trinh, H. Marcussen, H. C. B. Hansen, G. T. Le, H. T. Duong, N. T. Ta, T. Q. Nguyen, S. Hansen, B. W. Strobel, Screening of Inorganic and Organic Contaminants in Floodwater in Paddy Fields of Hue and Thanh Hoa in Vietnam, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, Vol. 24, 2017, pp. 7348–7358, <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8433-7>.

- [31] H. T. C. Chau, K. Kadokami, H. T. Duong, L. Kong, T. T. Nguyen, T. Q. Nguyen, Y. Ito, Occurrence of 1153 Organic Micropollutants in the Aquatic Environment of Vietnam, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, Vol. 25, 2018, pp. 7147–7156, <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5060-z>.
- [32] C. Sun, J. Zhang, Q. Ma, Y. Chen, H. Ju, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Water and Sediment from a River Basin: Sediment–water Partitioning, Source Identification and Environmental Health Risk Assessment, *Environ. Geochem. Health*, Vol. 39, 2017, pp. 63–74, <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9807-3>.
- [33] R. S. Villa, W. O. Duque, M. Páez, M. Schuhmacher, Presence of PAHs in Water and Sediments of the Colombian Cauca River During Heavy Rain Episodes, and Implications for Risk Assessment, *Sci. Total Environ.*, Vol. 540, 2016, pp. 455–465, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.020>.
- [34] A. Nahar, M. A. Akbor, S. Sarker, M. A. B. Siddique, M. A. A. Shaikh, N. J. Chowdhury, S. Ahmed, M. Hasan, S. Sultana, Dissemination and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Water and Sediment of Buriganga and Dhaleswari Rivers of Dhaka, Bangladesh, *Heliyon*, Vol. 9, 2023, pp. e18465, <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e18465>.