Tạp chí Khoa học Công nghệ Xây dựng, ĐHXDHN, 2026, 20 (5V): 291–302

KHẢO SÁT SỰ XUẤT HIỆN, PHÂN BỐ VÀ RỦI RO MÔI TRƯỜNG CỦA HYDROCARBON THƠM ĐA VÒNG (PAH) TRONG NƯỚC MẶT VÀ TRẦM TÍCH BỀ MẶT HỒ TÂY, HÀ NỘI, VIỆT NAM

Vũ Thu Huyền[a,*], Vũ Đức Toàn[b]

[a]*Khoa Biến đổi khí hậu và Phát triển bền vững, Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Hà Nội, 41A Phú Diễn, phường Phú Diễn, Hà Nội, Việt Nam*

[b]*Khoa Hóa và Môi trường, Trường Đại học Thủy Lợi, 175 Tây Sơn, phường Kim Liên, Hà Nội, Việt Nam*

Nhận ngày 12/10/2026, Sửa xong 22/10/2026, Chấp nhận đăng 04/11/2026

Tóm tắt

Nghiên cứu này khảo sát 16 hydrocarbon thơm đa vòng (PAH) ưu tiên trong nước mặt và trầm tích bề mặt Hồ Tây, hồ nước ngọt nội đô lớn nhất Hà Nội, tại 20 vị trí quan trắc vào mùa khô (tháng 5/2022) và cuối mùa mưa (tháng 11/2022) bằng phương pháp GC-MS. Tổng nồng độ 16 PAH (Σ_{16}PAH) trung bình trong nước đạt 25,67 ng/L (tháng 5) và 22,62 ng/L (tháng 11), giảm 11,9%; trong trầm tích đạt 28,24 và 29,73 ng/g khối lượng khô (KLK), tăng 5,3%, phản ánh sự tích lũy PAH vào trầm tích qua mùa mưa. PAH phân tử lượng thấp (2–3 vòng) chiếm ưu thế trong nước (52,1%), PAH phân tử lượng cao (4–6 vòng) chiếm ưu thế trong trầm tích (72,0%); hệ số phân bố trầm tích – nước (K_d) trung bình của nhóm phân tử lượng cao lớn hơn khoảng 2,5 lần, phù hợp với cơ chế phân bố theo tính kỵ nước. Các tỷ số chẩn đoán cho thấy PAH chủ yếu có nguồn gốc nhiệt phân từ giao thông và đốt sinh khối/than. Nồng độ PAH trong trầm tích đều thấp hơn ngưỡng ERL, TEC và giới hạn của QCVN 43:2025/BNNMT; chỉ số mERMQ ($0{,}89 \times 10^{-3}$–$2{,}11 \times 10^{-3}$) thấp hơn ngưỡng 0,1 khoảng 50–100 lần, cho thấy rủi ro sinh thái đối với sinh vật đáy ở mức thấp. Kết quả cung cấp bộ dữ liệu nền phục vụ quan trắc và quản lý môi trường Hồ Tây.

Từ khoá: trầm tích; nước; hydrocarbon thơm đa vòng; rủi ro môi trường.

OCCURRENCE, DISTRIBUTION AND ENVIRONMENTAL RISK OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAHs) IN SURFACE WATER AND SEDIMENTS OF WEST LAKE, HANOI, VIETNAM

Abstract

This study investigated 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface water and surface sediments of West Lake (Ho Tay), the largest urban freshwater lake in Hanoi, at 20 monitoring sites in the dry season (May 2022) and at the end of the wet season (November 2022) using GC-MS. Mean Σ_{16}PAH concentrations in water were 25.67 ng/L (May) and 22.62 ng/L (November), a decrease of 11.9%, whereas those in sediments were 28.24 and 29.73 ng/g dry weight, an increase of 5.3%, reflecting PAH accumulation in sediments during the rainy season. Low-molecular-weight PAHs (2–3 rings) dominated in water (52.1%), while high-molecular-weight PAHs (4–6 rings) dominated in sediments (72.0%); the mean sediment–water distribution coefficient (K_d) of high-molecular-weight PAHs was about 2.5 times higher, consistent with hydrophobicity-driven partitioning. Diagnostic ratios indicated predominantly pyrogenic sources, mainly vehicle emissions and biomass/coal combustion. All sediment PAH concentrations were below the ERL, TEC and QCVN 43:2025/BNNMT limits, and the mean ERM quotient (0.89×10^{-3}–2.11×10^{-3}) was 50–100 times lower than 0.1, indicating low ecological risk to benthic organisms. The results provide baseline data for environmental monitoring and management of West Lake.

Keywords: sediment; water; polycyclic aromatic hydrocarbons; environmental risk.

https://doi.org/10.31814/stce.huce2026-20(5V)-21 © 2026 Trường Đại học Xây dựng Hà Nội (ĐHXDHN)

1. Giới thiệu

Hydrocarbon thơm đa vòng (PAH) là nhóm hợp chất hữu cơ bền vững, có độc tính cao, khó phân hủy sinh học, có khả năng gây đột biến, gây ung thư và tích lũy sinh học qua chuỗi thức ăn. Do đó,

*Tác giả đại diện. *Địa chỉ e-mail:* thuhuyenvu98@gmail.com (Huyền, V. T.)

Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (US EPA) đã xếp 16 hợp chất PAH vào danh mục chất ô nhiễm ưu tiên cần giám sát [1]. Benzo[a]pyrene (BaP) được Cơ quan Nghiên cứu Ung thư Quốc tế (IARC) xếp vào nhóm 1 (chất gây ung thư ở người), trong khi nhiều PAH khác thuộc nhóm 2A (có khả năng gây ung thư) và 2B (có thể gây ung thư) [2], gây nguy cơ đối với sức khỏe cộng đồng qua các đường phơi nhiễm da, hô hấp và tiêu hóa.

PAH chủ yếu phát sinh từ quá trình đốt cháy không hoàn toàn nhiên liệu hóa thạch và sinh khối; trong môi trường đô thị, khí thải động cơ và đốt than, củi là các nguồn chính. PAH đi vào môi trường nước qua lắng đọng khí quyển (khô và ướt) và dòng chảy bề mặt từ đường giao thông, mái nhà và khu đất xây dựng, sau đó hấp phụ lên vật chất hạt lơ lửng và tích lũy trong trầm tích đáy – bể chứa chính của PAH và là nguồn ô nhiễm thứ cấp tiềm tàng do có thể tái giải phóng trở lại pha nước [3–5].

Tại Trung Quốc, tổng nồng độ của 16 PAH ưu tiên (Σ_{16}PAH) trong trầm tích hồ dao động từ 14 đến 5.858 ng/g KLK, tùy mức độ đô thị hóa và công nghiệp hóa, với rủi ro sinh thái đáng kể [5–8]. Các nghiên cứu tại Vịnh Deep Bay, Cảng Thượng Hải, các hồ miền Bắc Trung Quốc và tỉnh Quảng Tây cho thấy nồng độ PAH trong trầm tích tăng theo thời gian, song hành với phát triển kinh tế, công nghiệp hóa và gia tăng giao thông [3, 9–11]. Tại Thái Hồ, Σ_{16}PAH trong nước mặt đạt 255–7.298 ng/L [12]; tại eo biển Klang (Malaysia), PAH trong trầm tích ven biển đạt 994 ± 918 μg/kg KLK, với nguồn gốc hỗn hợp từ quá trình nhiệt phân và dầu mỏ [13]. Fluoranthene và Pyrene là dấu hiệu đặc trưng của quá trình đốt nhiên liệu lỏng, trong khi Phenanthrene và Anthracene phản ánh quá trình đốt than và sinh khối ở nhiệt độ trung bình [14].

Tại Việt Nam, các nghiên cứu về PAH chủ yếu tập trung tại các sông, kênh và hồ đô thị của Hà Nội, Huế và TP. Hồ Chí Minh. Tổng nồng độ PAH trong trầm tích bề mặt tại ba thành phố này dao động từ 30 đến 5.500 ng/g KLK, cao hơn rõ rệt ở khu vực đô thị [15]; tại Hà Nội, Σ_{16}PAH trong trầm tích đạt 440–6.210 ng/g KLK với nguồn nhiệt phân chiếm ưu thế [16], còn trầm tích các sông nội thành ghi nhận 52–920 ng/g KLK, chủ yếu là các hợp chất 4–6 vòng từ khí thải xăng [17]. Ngược lại, tại các khu vực ít chịu tác động đô thị như sông vùng biên giới phía Bắc và đầm Thị Nại (Bình Định), nồng độ PAH trong trầm tích chỉ ở mức vài chục ng/g KLK và thấp hơn giới hạn của quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng trầm tích [18–20]. Dữ liệu về PAH trong pha nước của các hồ đô thị, đặc biệt các nghiên cứu khảo sát đồng thời cả nước và trầm tích, còn rất hạn chế [21].

Hồ Tây (khoảng 526 ha) là hồ nước ngọt nội đô lớn nhất Hà Nội, có giá trị sinh thái, văn hóa và du lịch cao, đồng thời chịu áp lực lớn từ giao thông trên các tuyến đường bao quanh hồ (Lạc Long Quân, Thụy Khuê, Thanh Niên), hàng trăm cơ sở nhà hàng, khách sạn và nước thải từ khu dân cư – những yếu tố tạo nên các điểm nóng tích lũy PAH điển hình trong hồ đô thị châu Á [5]. Các nghiên cứu trước đây tại Hồ Tây mới tập trung vào một số chất ô nhiễm hữu cơ khác như phthalate ester (PAE) [22], trong khi chưa có nghiên cứu hệ thống nào về PAH trong cả nước mặt và trầm tích. Việc đánh giá đồng thời hai pha là cần thiết vì nước mặt phản ánh mức ô nhiễm và mức phơi nhiễm tức thời của sinh vật thủy sinh và con người, còn trầm tích phản ánh quá trình tích lũy dài hạn và nguy cơ tái giải phóng PAH. Bộ dữ liệu nền này là cơ sở khoa học cho việc xây dựng chiến lược quản lý, giám sát Hồ Tây và các hồ nội đô khác [3, 4, 9].

Rủi ro sinh thái của PAH trong trầm tích thường được đánh giá bằng ngưỡng tác động thấp ERL (Effects Range Low), ngưỡng tác động trung bình ERM (Effects Range Median) và thương số ERM trung bình (mERMQ) [23, 24]. Các chỉ số này đã được áp dụng tại Vịnh Shilaoren (Trung Quốc) [4], trong trầm tích [25] và lõi trầm tích [26] của Thái Hồ – hồ nước ngọt lớn thứ ba Trung Quốc. Mặc dù được xây dựng từ dữ liệu trầm tích biển và cửa sông, ERL/ERM được lựa chọn vì (i) được sử dụng rộng rãi trong các nghiên cứu PAH trong trầm tích hồ, cho phép so sánh trực tiếp với các công bố quốc tế; và (ii) cung cấp giá trị cho từng hợp chất và cho phép đánh giá rủi ro tổng hợp qua mERMQ.

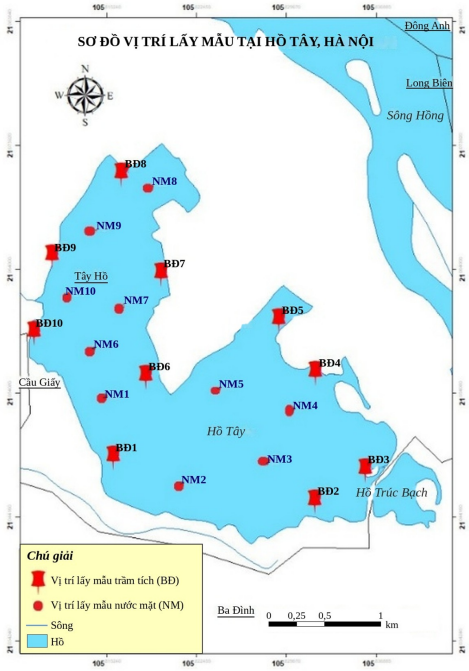
Để khắc phục hạn chế về loại hình thủy vực, kết quả còn được đối chiếu với ngưỡng TEC (Threshold Effect Concentration) cho trầm tích nước ngọt [27] và QCVN 43:2025/BNNMT [20].

Mục tiêu của nghiên cứu là: (1) xác định nồng độ, phân bố không gian và biến động theo mùa của 16 PAH ưu tiên trong nước mặt và trầm tích bề mặt Hồ Tây; (2) phân tích thành phần, nguồn gốc PAH và mối liên hệ phân bố giữa hai pha; và (3) đánh giá rủi ro sinh thái của PAH trong trầm tích, từ đó cung cấp bộ dữ liệu nền cho công tác quản lý và giám sát môi trường Hồ Tây.

2. Vật liệu và phương pháp

2.1. Khu vực nghiên cứu và lấy mẫu

Mẫu nước mặt và trầm tích bề mặt (0–5 cm) được thu thập tại 20 vị trí quan trắc, gồm 10 vị trí trầm tích (BĐ1–BĐ10, ký hiệu hình ghim) và 10 vị trí nước mặt (NM1–NM10, ký hiệu hình tròn) (Hình 1), vào tháng 5/2022 (mùa khô) và tháng 11/2022 (cuối mùa mưa). Mạng lưới quan trắc được thiết kế theo TCVN 6663-1:2011 [28] với nguyên tắc định hướng nguồn thải, nên khoảng cách giữa các vị trí không đồng đều. Các vị trí trầm tích được bố trí dọc bờ hồ, tại khu vực tiếp nhận trực tiếp dòng chảy bề mặt và nước thải từ khu dân cư, nhà hàng, khách sạn và các tuyến giao thông chính; các vị trí nước mặt được bố trí trong lòng hồ, xen kẽ với vị trí trầm tích, nhằm phản ánh chất lượng khối nước sau xáo trộn và pha loãng. Mật độ khoảng 1 vị trí/50 ha cho mỗi loại mẫu bảo đảm bao phủ các phân khu chính của hồ.



Hình 1. Sơ đồ vị trí quan trắc trầm tích (BĐ1–BĐ10, ký hiệu hình ghim) và nước mặt (NM1–NM10, ký hiệu hình tròn) tại Hồ Tây

2.2. Chuẩn bị mẫu và phân tích

Mẫu nước mặt (500 mL/vị trí) và mẫu trầm tích bề mặt (độ sâu 0–5 cm) được thu thập tại các vị trí quan trắc nêu trên theo TCVN 6663-15:2004 (ISO 5667-15:1999) [29] và TCVN 6663-3:2008 (ISO 5667-3:2003) [30], bảo quản ở 4 °C và vận chuyển về phòng thí nghiệm trong vòng 24 giờ. Mẫu nước được chiết bằng phương pháp chiết lỏng–lỏng (LLE) theo EPA Method 3510C [31] (điều chỉnh pH < 2 bằng H_2SO_4, chiết ba lần với dichloromethane, 60 mL/lần chiết); mẫu trầm tích được đông khô, nghiền và rây qua rây 100 mesh trước khi chiết Soxhlet theo EPA Method 3540C [32] sử dụng hỗn hợp dichloromethane/acetone (1:1, theo thể tích) trong 16–24 giờ. Dịch chiết từ cả hai loại mẫu được làm sạch qua cột silica gel theo EPA Method 3630C [33] sử dụng hệ dung môi n-pentane/DCM (3:2, theo thể tích), cô đặc đến 1 mL và phân tích 16 hợp chất PAH ưu tiên bằng sắc ký khí–khối phổ (GC-MS) theo EPA Method 8270D [34].

Kiểm soát chất lượng phân tích (QA/QC) được thực hiện theo yêu cầu của EPA Method 8270D [34]. Mỗi mẻ phân tích bao gồm một mẫu trắng phương pháp, một mẫu lặp và một mẫu thêm chuẩn. Chất đồng hành (surrogate) được thêm vào mỗi mẫu trước khi chiết nhằm kiểm soát hiệu suất của toàn bộ quy trình xử lý mẫu; hiệu suất thu hồi của chất đồng hành, độ lặp lại giữa các mẫu lặp và độ tuyến tính của đường chuẩn đều nằm trong giới hạn chấp nhận của phương pháp. Không

phát hiện PAH mục tiêu trong mẫu trắng ở mức vượt giới hạn phát hiện. Giới hạn phát hiện (LOD) và giới hạn định lượng (LOQ) của phương pháp được xác định tương ứng với tỷ số tín hiệu/nhiễu bằng 3 và 10. Nồng độ PAH trong trầm tích được biểu thị theo khối lượng khô (KLK).

2.3. Đánh giá rủi ro

Rủi ro sinh thái của PAH trong trầm tích được đánh giá dựa trên ngưỡng ERL và ERM, tương ứng với phân vị thứ 10 và thứ 50 của tập dữ liệu nồng độ gây ảnh hưởng sinh học bất lợi được xếp theo thứ tự tăng dần [23]. Rủi ro tổng hợp của hỗn hợp PAH được đánh giá bằng thương số ERM trung bình (mERMQ) [24]:

$$\text{mERMQ} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{C_i}{\text{ERM}_i} \tag{1}$$

trong đó C_i là nồng độ của hợp chất PAH thứ i trong trầm tích (ng/g KLK); ERM_i là giá trị ERM của hợp chất đó (ng/g KLK); n là số hợp chất PAH có giá trị ERM. Giá trị mERMQ < 0,1 tương ứng với mức rủi ro thấp đối với sinh vật đáy [24].

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Sự xuất hiện và phân bố không gian của Σ_{16}PAH trong trầm tích Hồ Tây

Toàn bộ 16 PAH ưu tiên được phát hiện trong 100% mẫu trầm tích ở cả hai đợt lấy mẫu. Σ_{16}PAH dao động từ 16,93 đến 38,00 ng/g KLK (trung bình 28,24 ng/g KLK) vào tháng 5/2022 và từ 17,80 đến 40,00 ng/g KLK (trung bình 29,73 ng/g KLK) vào tháng 11/2022 (Bảng 1).

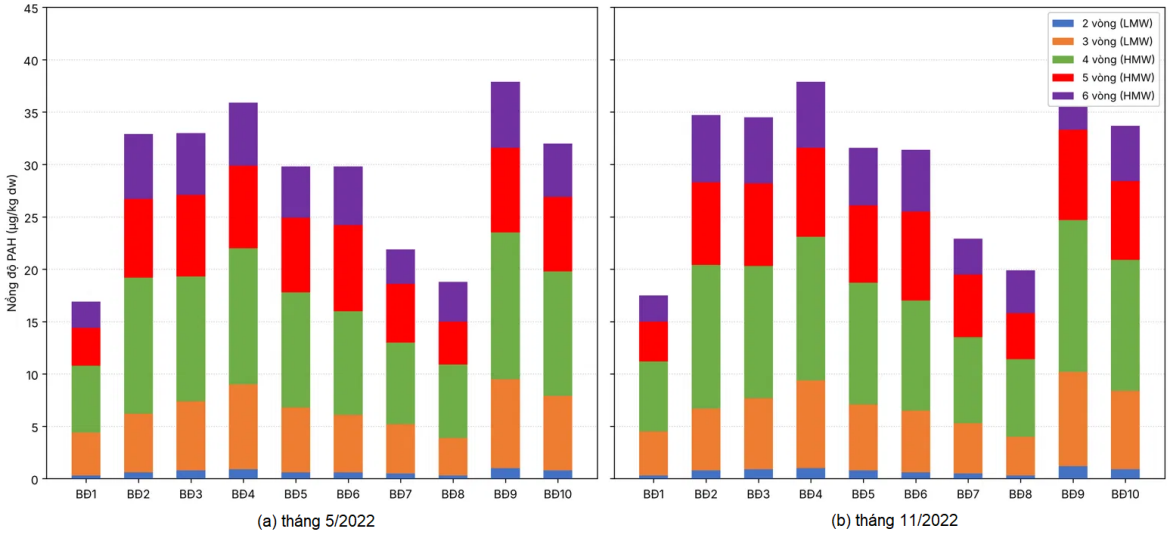
Bảng 1. Nồng độ các hợp chất PAH trong trầm tích bề mặt Hồ Tây (ng/g KLK)

Hợp chất	Tháng 5/2022		Tháng 11/2022	
	Khoảng (min–max)	Trung bình ± SD	Khoảng (min–max)	Trung bình ± SD
Nap	0,43–0,95	0,71 ± 0,18	0,45–1,00	0,74 ± 0,19
Acy	0,09–0,19	0,14 ± 0,04	0,09–0,20	0,15 ± 0,04
Ace	0,26–0,57	0,42 ± 0,11	0,27–0,60	0,45 ± 0,12
Flu	2,71–6,08	4,52 ± 1,19	2,85–6,40	4,76 ± 1,25
Phe	0,76–1,71	1,27 ± 0,33	0,80–1,80	1,34 ± 0,35
Ant	0,50–1,14	0,85 ± 0,22	0,53–1,20	0,89 ± 0,23
Pyr	2,62–5,89	4,38 ± 1,15	2,76–6,20	4,61 ± 1,21
Flt	0,17–0,38	0,28 ± 0,07	0,18–0,40	0,30 ± 0,08
BaA	1,61–3,61	2,68 ± 0,71	1,69–3,80	2,82 ± 0,74
Chr	1,78–3,99	2,96 ± 0,78	1,87–4,20	3,12 ± 0,82
BbF	2,03–4,56	3,39 ± 0,89	2,14–4,80	3,57 ± 0,94
BkF	0,34–0,76	0,57 ± 0,15	0,36–0,80	0,59 ± 0,16
BaP	1,35–3,04	2,26 ± 0,60	1,42–3,20	2,38 ± 0,63
IcdP	1,19–2,66	1,98 ± 0,52	1,25–2,80	2,08 ± 0,55
BghiP	1,02–2,28	1,69 ± 0,45	1,07–2,40	1,78 ± 0,47
DahA	0,07–0,19	0,14 ± 0,04	0,07–0,20	0,15 ± 0,04
Σ_{16}PAH	16,93–38,00	28,24 ± 7,42	17,80–40,00	29,73 ± 7,81

Ghi chú: SD = độ lệch chuẩn; n = 10 mẫu mỗi đợt lấy mẫu (mỗi vị trí lấy 01 mẫu); giá trị khoảng (min–max), trung bình và SD được tính từ 10 vị trí lấy mẫu trong cùng một đợt khảo sát.

Nồng độ PAH cao hơn tại các vị trí ven bờ phía tây (BĐ9) và phía đông, đông nam hồ (BĐ4, BĐ2). BĐ9 có Σ_{16}PAH cao nhất (38,00 và 40,00 ng/g KLK lần lượt vào tháng 5 và tháng 11), tiếp theo là BĐ4 (36,10 và 38,00 ng/g KLK) và BĐ2 (33,24 và 35,00 ng/g KLK); các vị trí này nằm gần khu tập trung nhà hàng, khách sạn và các tuyến giao thông lớn, nơi PAH xâm nhập qua dòng chảy bề mặt và lắng đọng khí quyển. Ngược lại, BĐ1 và BĐ8 có nồng độ thấp nhất (16,93 và 18,05 ng/g KLK vào tháng 5). Xu hướng này phù hợp với các hồ đô thị khác tại châu Á [3, 5].

So với các nghiên cứu trong nước, Σ_{16}PAH trong trầm tích Hồ Tây thấp hơn đáng kể so với trầm tích sông nội thành Hà Nội (52–920 ng/g KLK) [17], trầm tích khu vực Hà Nội (440–6.210 ng/g KLK) [16] và các hồ nội đô Hà Nội (1.600–2.300 ng/g KLK) [21], và tương đương các sông vùng biên giới phía Bắc (20,25–48,83 ng/g KLK) [18]. Điều này có thể liên quan đến diện tích mặt nước lớn, khả năng pha loãng cao của hồ và đặc điểm trầm tích, cần được làm rõ thêm khi có số liệu về hàm lượng cacbon hữu cơ tổng số (TOC) và cấp hạt.



Hình 2. Phân bố PAH theo nhóm số vòng thơm trong trầm tích tại 10 vị trí lấy mẫu

Thành phần PAH theo nhóm vòng trong trầm tích tương đồng giữa hai đợt (Hình 2), phản ánh nguồn phát thải tương đối ổn định. PAH 4 vòng chiếm tỷ lệ cao nhất (36,5%), tiếp theo là 3 vòng (25,5%), 5 vòng (22,5%), 6 vòng (13,0%) và 2 vòng (2,5%); các hợp chất chiếm ưu thế gồm Fluorene (16,0%), Pyrene (15,5%), Benzo[b]fluoranthene (12,0%), Chrysene (10,5%) và Benz[a]anthracene (9,5%). PAH phân tử lượng cao (HMW, 4–6 vòng) chiếm 72,0%, tương tự trầm tích sông nội thành Hà Nội [17] và các hồ Daye, Bà Dương [6, 7], do tính kỵ nước cao khiến chúng dễ hấp phụ lên hạt lơ lửng, lắng đọng và bền vững hơn các hợp chất phân tử lượng thấp (LMW). Sự hiện diện đáng kể của các hợp chất 5–6 vòng (BbF, BaP, IcdP, BghiP) cho thấy vai trò của khí thải giao thông quanh hồ [14].

3.2. Sự xuất hiện và phân bố không gian của Σ_{16}PAH trong nước Hồ Tây

Toàn bộ 16 PAH cũng được phát hiện trong 100% mẫu nước (Bảng 2). Σ_{16}PAH dao động từ 21,67 đến 31,06 ng/L (trung bình 25,67 ng/L) vào tháng 5/2022 và từ 19,34 đến 27,02 ng/L (trung bình 22,62 ng/L) vào tháng 11/2022.

Vị trí NM6 có Σ_{16}PAH cao nhất ở cả hai đợt (31,06 và 27,02 ng/L), tiếp theo là NM7 và NM9, do ảnh hưởng của dòng chảy bề mặt và lắng đọng khí quyển từ khu vực dịch vụ, giao thông ven hồ; các vị trí NM1–NM3 trong khu dân cư có nồng độ thấp nhất. Khu vực phía tây bắc hồ (NM9 – BĐ9) có nồng độ cao ở cả hai pha, phản ánh nguồn thải ổn định và quá trình lắng đọng PAH tại chỗ. Ngược

lại, tại NM6 và NM7, nồng độ trong nước cao nhưng trầm tích lân cận (BĐ6, BĐ7) chỉ ở mức trung bình, cho thấy PAH trong nước tại đây chủ yếu từ nguồn thải tức thời và được pha loãng, vận chuyển trước khi lắng đọng; điều này phù hợp với việc trầm tích phản ánh quá trình tích lũy dài hạn, còn nước mặt phản ánh mức ô nhiễm tại thời điểm lấy mẫu. Đặc điểm phân bố này tương tự các hồ đô thị tại Trung Quốc và châu Á [5] và phù hợp với các nghiên cứu về chất lượng nước đô thị tại Hà Nội, cho thấy các thủy vực nội đô chịu áp lực đáng kể từ các nguồn ô nhiễm đô thị [35].

Bảng 2. Nồng độ các hợp chất PAH trong nước mặt Hồ Tây (ng/L)

Hợp chất	Tháng 5/2022		Tháng 11/2022	
	Khoảng (min–max)	Trung bình ± SD	Khoảng (min–max)	Trung bình ± SD
Nap	1,84–2,64	2,18 ± 0,27	1,64–2,30	1,92 ± 0,23
Acy	0,07–0,09	0,08 ± 0,01	0,06–0,08	0,07 ± 0,01
Ace	0,04–0,06	0,05 ± 0,01	0,04–0,05	0,05 ± 0,00
Flu	2,71–3,88	3,21 ± 0,39	2,42–3,38	2,83 ± 0,35
Phe	4,35–6,26	5,16 ± 0,63	3,89–5,42	4,55 ± 0,56
Ant	2,28–3,26	2,70 ± 0,33	2,03–2,84	2,38 ± 0,29
Pyr	3,16–4,53	3,75 ± 0,46	2,82–3,94	3,30 ± 0,41
Flt	3,58–5,12	4,24 ± 0,52	3,19–4,46	3,73 ± 0,46
BaA	1,30–1,86	1,54 ± 0,19	1,16–1,62	1,36 ± 0,17
Chr	0,98–1,40	1,16 ± 0,14	0,87–1,22	1,02 ± 0,12
BbF	0,22–0,31	0,26 ± 0,03	0,19–0,27	0,23 ± 0,03
BkF	0,17–0,25	0,21 ± 0,03	0,15–0,22	0,18 ± 0,02
BaP	0,43–0,62	0,51 ± 0,06	0,39–0,54	0,45 ± 0,06
IcdP	0,11–0,16	0,13 ± 0,02	0,10–0,14	0,12 ± 0,01
BghiP	0,15–0,22	0,18 ± 0,02	0,14–0,19	0,16 ± 0,02
DahA	0,28–0,40	0,33 ± 0,04	0,25–0,35	0,29 ± 0,04
Σ_{16}PAH	21,67–31,06	25,67 ± 3,14	19,34–27,02	22,62 ± 2,77

Ghi chú: SD = độ lệch chuẩn; n = 10 mẫu mỗi đợt lấy mẫu (mỗi vị trí lấy 01 mẫu); giá trị khoảng (min–max), trung bình và SD được tính từ 10 vị trí lấy mẫu trong cùng một đợt khảo sát.

3.3. Thành phần PAH theo chất đồng loại và nhóm số vòng

Trong pha nước, Phenanthrene (Phe) chiếm ưu thế (5,16 ng/L; 20,1% Σ_{16}PAH tháng 5), tiếp theo là Fluoranthene (Flt; 16,5%), Pyrene (Pyr; 14,6%), Fluorene (Flu; 12,5%) và Anthracene (Ant; 10,5%), trong khi BbF, BkF, IcdP và BghiP có nồng độ rất thấp (< 0,35 ng/L). Theo số vòng thơm (Bảng 3, Hình 3), PAH 3 vòng chiếm ưu thế (43,6%), tiếp theo là 4 vòng (41,6%), 2 vòng (8,5%), 5 vòng (5,1%) và 6 vòng (1,2%), gần như không thay đổi giữa hai đợt. PAH LMW chiếm 52,1% trong nước, trái ngược với trầm tích nơi HMW chiếm 72,0%, do PAH phân tử lượng thấp có độ tan trong nước cao hơn, còn PAH phân tử lượng cao có tính kỵ nước (log K_{ow}) và hệ số phân bố rắn – nước (K_d, K_{oc}) lớn hơn nên ưu tiên hấp phụ lên vật chất hạt và trầm tích [5].

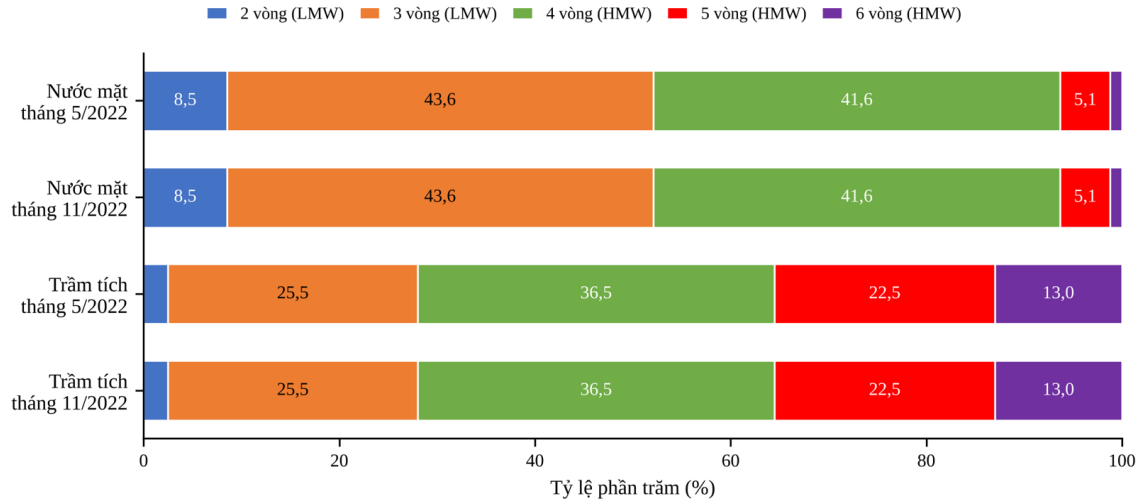
Các tỷ số chẩn đoán đồng phân [14] trong pha nước gồm Ant/(Ant + Phe) = 0,34 (> 0,10), BaA/(BaA + Chr) = 0,57 (> 0,35) và Flt/(Flt + Pyr) = 0,53 (> 0,50), cho thấy nguồn nhiệt phân với đóng góp của đốt sinh khối và than; IcdP/(IcdP + BghiP) = 0,42–0,43 (0,20–0,50) phản ánh thêm đóng góp từ đốt nhiên liệu lỏng (khí thải giao thông). Trong trầm tích, Ant/(Ant + Phe) = 0,40, BaA/(BaA + Chr) = 0,47–0,48 và IcdP/(IcdP + BghiP) = 0,54 đều đặc trưng cho nguồn nhiệt phân; riêng Flt/(Flt + Pyr) chỉ đạt 0,06 do nồng độ Flt thấp bất thường (0,28–0,30 ng/g KLK) nên không

được dùng để kết luận. Như vậy, PAH tại Hồ Tây chủ yếu có nguồn gốc nhiệt phân hỗn hợp từ khí thải giao thông và đốt sinh khối/than.

Bảng 3. Nồng độ trung bình và tỷ lệ phần trăm Σ_{16}PAH theo nhóm số vòng thơm trong nước mặt Hồ Tây

Nhóm vòng	Hợp chất	Tháng 5/2022		Tháng 11/2022	
		TB (ng/L)	Tỷ lệ (%)	TB (ng/L)	Tỷ lệ (%)
2 vòng	Nap	2,180	8,5	1,915	8,5
3 vòng	Acy, Ace, Flu, Phe, Ant	11,195	43,6	9,869	43,6
4 vòng	Pyr, Flt, BaA, Chr	10,680	41,6	9,409	41,6
5 vòng	BbF, BkF, BaP, DahA	1,305	5,1	1,150	5,1
6 vòng	IcdP, BghiP	0,313	1,2	0,278	1,2

Ghi chú: TB = nồng độ trung bình.



Hình 3. Tỷ lệ phần trăm các nhóm PAH theo số vòng thơm trong nước mặt và trầm tích Hồ Tây (tháng 5 và tháng 11/2022)

3.4. Biến động theo mùa và mối liên hệ phân bố giữa pha nước và trầm tích

Nồng độ PAH trong nước tháng 5 cao hơn tháng 11 từ 10,5% đến 13,1% ở tất cả các vị trí (trung bình 11,9%), ngược với trầm tích (tháng 11 cao hơn khoảng 5,3%). Vào tháng 5, thời điểm chuyển tiếp từ mùa khô sang mùa mưa, dòng chảy bề mặt vận chuyển lượng lớn PAH vào khối nước hồ; đến tháng 11, phần lớn PAH đã chuyển vào pha hạt lơ lửng và lắng xuống trầm tích, làm giảm nồng độ trong pha hòa tan. Cơ chế tương tự đã được ghi nhận ở các hồ đô thị miền Nam Trung Quốc [9].

Để làm rõ mối liên hệ giữa hai pha, hệ số phân bố trầm tích – nước thực địa của từng hợp chất được tính theo công thức (2):

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \tag{2}$$

trong đó K_d là hệ số phân bố trầm tích – nước thực địa (L/kg); C_s là nồng độ trung bình trong trầm tích (ng/kg KLK); C_w là nồng độ trung bình trong nước (ng/L).

Giá trị log K_d dao động từ 1,82 (Flt) đến 4,18 (IcdP) vào tháng 5/2022 và từ 1,91 đến 4,24 vào tháng 11/2022. Log K_d trung bình của nhóm HMW (3,35–3,43) cao hơn nhóm LMW (2,95–3,02), tương ứng với hệ số phân bố lớn hơn khoảng 2,5 lần. Tương quan giữa log K_d và khối lượng phân tử của 16 PAH có chiều dương (r = 0,44–0,45; n = 16) nhưng chưa có ý nghĩa thống kê ($p \approx$ 0,08–0,09), chủ yếu do log K_d thấp bất thường của Flt (1,82–1,91) và DahA (2,63–2,71). Sự giảm nồng độ trong nước (11,9%) đồng thời với tăng nồng độ trong trầm tích (5,3%) từ tháng 5 đến tháng 11 phù hợp với quá trình chuyển PAH từ pha hòa tan sang pha hạt và lắng đọng trong mùa mưa. Do chưa có số liệu TOC, nghiên cứu sử dụng K_d thay cho K_{oc}; việc chuẩn hóa theo TOC sẽ được thực hiện trong các nghiên cứu tiếp theo.

3.5. Đánh giá rủi ro sinh thái của PAH

Nồng độ tối đa của tất cả các PAH có giá trị ERL đều thấp hơn ngưỡng ERL ở cả hai đợt (Bảng 4), tương ứng với xác suất dưới 10% xảy ra ảnh hưởng sinh học bất lợi đối với sinh vật đáy, đồng thời thấp hơn ngưỡng TEC [27] và giới hạn của QCVN 43:2025/BNNMT [20].

Bảng 4. So sánh nồng độ PAH tối đa trong trầm tích Hồ Tây với ngưỡng ERL, TEC và QCVN 43:2025/BNNMT

PAH	Nồng độ tối đa tháng 5/2022 (ng/g KLK)	Nồng độ tối đa tháng 11/2022 (ng/g KLK)	ERL [23] (ng/g KLK)	TEC [27] (ng/g KLK)	QCVN 43:2025/ BNNMT [20] (ng/g KLK)	Đánh giá
Nap	0,95	1,00	160	176	391	Dưới các ngưỡng
Acy	0,19	0,20	44	–	128	Dưới các ngưỡng
Ace	0,57	0,60	16	–	88,9	Dưới các ngưỡng
Flu	6,08	6,40	19	77,4	144	Dưới các ngưỡng
Phe	1,71	1,80	240	204	515	Dưới các ngưỡng
Ant	1,14	1,20	85,3	57,2	245	Dưới các ngưỡng
Pyr	5,89	6,20	665	195	875	Dưới các ngưỡng
Flt	0,38	0,40	600	423	2.355	Dưới các ngưỡng
BaA	3,61	3,80	261	108	385	Dưới các ngưỡng
Chr	3,99	4,20	384	166	862	Dưới các ngưỡng
BbF	4,56	4,80	–	–	–	Chưa có ngưỡng
BkF	0,76	0,80	–	–	–	Chưa có ngưỡng
BaP	3,04	3,20	430	150	782	Dưới các ngưỡng
DahA	0,19	0,20	63,4	33,0	135	Dưới các ngưỡng
BghiP	2,28	2,40	–	–	–	Chưa có ngưỡng
Σ_{16}PAH	38,00	40,00	4.022	1.610	–	Dưới các ngưỡng

Nồng độ tối đa thấp hơn ngưỡng ERL từ khoảng 3 lần (Flu) đến hơn 1.000 lần (Flt), thấp hơn ngưỡng TEC từ 12 đến hơn 1.000 lần và thấp hơn giới hạn của QCVN 43:2025/BNNMT ít nhất 20 lần; Σ_{16}PAH tối đa (40,00 ng/g KLK) chỉ bằng khoảng 1/100 giá trị ERL tổng (4.022 ng/g KLK) và 1/40 giá trị TEC tổng (1.610 ng/g KLK). Như vậy, PAH trong trầm tích Hồ Tây hiện chưa gây nguy cơ độc sinh thái cấp tính cho sinh vật đáy, tương tự Vịnh Shilaoren [4] và các sông vùng biên giới phía Bắc Việt Nam [18], nhưng khác biệt rõ so với Hồ Daye và Thái Hồ, nơi nhiều hợp chất vượt ngưỡng ERL [6, 8, 25], và sông nội thành Hà Nội, nơi một số hợp chất đôi khi vượt ngưỡng gây tác động bất lợi [17] (Bảng 5).

Mặc dù rủi ro hiện ở mức thấp, PAH trong trầm tích vẫn có thể tác động đến hệ sinh thái hồ: các sinh vật đáy như ốc, trai, giun ít tơ và ấu trùng côn trùng có thể tích lũy PAH qua bề mặt cơ thể và

đường tiêu hóa; ở mức phơi nhiễm cao, PAH gây độc theo cơ chế gây mê không đặc hiệu (narcosis), làm suy giảm sinh trưởng, sinh sản và mật độ quần xã, đồng thời có thể chuyển sang cá qua chuỗi thức ăn. Các hoạt động làm xáo trộn trầm tích như nạo vét, thi công kè bờ, tàu thuyền hay gió bão có thể tái giải phóng PAH vào nước, vì vậy cần duy trì quan trắc định kỳ.

Bảng 5. So sánh đặc trưng PAH và rủi ro sinh thái tại một số địa điểm trong nước và trên thế giới

Địa điểm	PAH chiếm ưu thế	Nguồn phát thải chính	Đánh giá rủi ro sinh thái	TLTK
Hồ Tây (nghiên cứu này)	3–4 vòng; LMW 52,1% (nước); HMW 72,0% (TT)	Nhiệt phân: giao thông + đốt sinh khối	Dưới ERL; mERMQ: $8{,}9 \times 10^{-4}$–$2{,}1 \times 10^{-3}$ (thấp)	–
Thái Hồ (Taihu)	4–6 vòng chiếm ưu thế trong TT	Đốt dầu mỏ + sinh khối + than	Vượt ERL; rủi ro cao	[8, 25]
Hồ Poyang	HMW chiếm ưu thế	Đốt nhiên liệu hóa thạch (sau 1990)	–	[7]
Hồ Daye	4–6 vòng	Công nghiệp + đốt cháy	Vượt ERL; rủi ro cao	[6]
Vịnh Shilaoren Kênh rạch Bangkok	– HMW chiếm ưu thế	Giao thông + đô thị Giao thông + công nghiệp	Dưới ERL (thấp) Trung bình–cao	[4] [36]
Eo biển Klang	HMW chiếm ưu thế ven bờ	Nhiệt phân và dầu mỏ	Thấp–trung bình (dưới PEL)	[13]
Sông, kênh đô thị Hà Nội, Huế, TP. Hồ Chí Minh	–	Xăng dầu (đô thị); đốt nhiên liệu, sinh khối (nông thôn)	ΣPAH 30–5.500 ng/g; cao ở khu vực đô thị	[15]
Sông vùng biên giới phía Bắc Việt Nam	Nap, Ant, Phe	Đốt cháy nhiệt độ thấp	Dưới QCVN 43:2017 (thấp)	[18]
Đầm Thị Nại (Bình Định)	4–5 vòng	Dầu mỏ	Dưới QCVN 43 (thấp)	[19]
Sông nội thành Hà Nội	HMW (4–6 vòng) ưu thế	Khí thải xăng (nhiệt phân)	Trung bình (một số > ERL)	[17]

Ghi chú: TT = trầm tích; TLTK = tài liệu tham khảo; (–) = không có dữ liệu.

4. Kết luận

Toàn bộ 16 PAH ưu tiên được phát hiện trong 100% mẫu nước và trầm tích Hồ Tây. Σ_{16}PAH trung bình trong nước đạt 25,67 ng/L (tháng 5/2022) và 22,62 ng/L (tháng 11/2022), trong trầm tích đạt 28,24 và 29,73 ng/g KLK, với xu hướng biến động theo mùa ngược nhau giữa hai pha do quá trình phân bố của PAH giữa pha hòa tan và pha rắn. PAH 3 vòng chiếm ưu thế trong nước (43,6%), PAH 4 vòng chiếm ưu thế trong trầm tích (36,5%); LMW-PAH chiếm 52,1% trong nước, HMW-PAH chiếm 72,0% trong trầm tích, với K_d trung bình của nhóm HMW cao hơn nhóm LMW khoảng 2,5

lần. Các tỷ số chẩn đoán xác định nguồn nhiệt phân hỗn hợp, chủ yếu từ khí thải giao thông và đốt sinh khối/than. Nồng độ PAH trong trầm tích đều thấp hơn ngưỡng ERL, TEC và giới hạn của QCVN 43:2025/BNNMT, với mERMQ từ $0{,}89 \times 10^{-3}$ đến $2{,}11 \times 10^{-3}$, cho thấy rủi ro sinh thái đối với sinh vật đáy ở mức thấp. Để kiểm soát ô nhiễm PAH tại Hồ Tây và các hồ nội đô, nghiên cứu đề xuất: (i) thu gom, xử lý sơ bộ nước mưa chảy tràn từ các tuyến đường quanh hồ; (ii) hạn chế sử dụng than, củi tại các cơ sở ăn uống ven hồ; (iii) kiểm soát các điểm xả nước thải; (iv) quan trắc PAH định kỳ trong nước và trầm tích ít nhất hai lần mỗi năm; và (v) hạn chế tái phát tán trầm tích khi nạo vét, cải tạo hồ. Các nghiên cứu tiếp theo cần bổ sung số liệu TOC, cấp hạt trầm tích và mở rộng thời gian quan trắc.

Lời cảm ơn

Các tác giả trân trọng cảm ơn Nhóm nghiên cứu ROOM, Phòng thí nghiệm Môi trường và Khoa học Sự sống, Trường Đại học Thủy lợi đã hỗ trợ trong suốt quá trình nghiên cứu. Các tác giả xác nhận rằng các kết quả trình bày trong bài báo này chưa được công bố trước đây ở bất kỳ ấn phẩm nào khác.

Tuyên bố về việc sử dụng trí tuệ nhân tạo tạo sinh và các công nghệ hỗ trợ bởi AI

Các tác giả xác nhận không sử dụng bất kỳ công cụ trí tuệ nhân tạo tạo sinh hoặc công nghệ hỗ trợ bởi AI nào trong quá trình chuẩn bị và hoàn thiện bản thảo.

Tài liệu tham khảo

[1] US EPA, 40 CFR Part 423, Appendix A (2014). *Priority pollutant list*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

[2] IARC, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 92 (2010). *Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures*. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.

[3] Chang, J., Zhang, E., Liu, E., Liu, H., Yang, X. (2018). A 60-year historical record of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) pollution in lake sediment from Guangxi Province, Southern China. *Anthropocene*, 24:51–60.

[4] Han, B., Liu, A., He, S., Li, Q., Zheng, L. (2020). Composition, content, source, and risk assessment of PAHs in intertidal sediment in Shilaoren Bay, Qingdao, China. *Marine Pollution Bulletin*, 159:111499.

[5] Meng, Y., Liu, X., Lu, S., Zhang, T., Jin, B., Wang, Q., Tang, Z., Liu, Y., Guo, X., Zhou, J., Xi, B. (2019). A review on occurrence and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lakes of China. *Science of The Total Environment*, 651:2497–2506.

[6] Bhutto, S. U. A., Xing, X., Shi, M., Mao, Y., Hu, T., Tian, Q., Cheng, C., Liu, W., Chen, Z., Qi, S. (2021). Occurrence and distribution of OCPs and PAHs in water, soil and sediment of Daye lake. *Journal of Geochemical Exploration*, 226:106769.

[7] Li, Q., Wu, J., Zhao, Z. (2018). Spatial and temporal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Poyang Lake, China. *PLOS ONE*, 13(10):e0205484.

[8] Sun, T., Wang, Y., Chen, Y., Zhang, M., Kong, X. (2022). Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in the estuarine sediments of the Taihu Lake and their associated toxic effects on aquatic organisms. *Pedosphere*, 32(6):833–843.

[9] Qiu, Y.-W., Zhang, G., Liu, G.-Q., Guo, L.-L., Li, X.-D., Wai, O. (2009). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the water column and sediment core of Deep Bay, South China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83(1):60–66.

[10] Sun, H., Sun, L., Zang, S. (2022). Pollution history, source and transport path for PAHs in dated sediment cores from four lakes in Northern China. *Journal of Cleaner Production*, 374:133994.

[11] Zhang, H., Yuan, L., Xue, J., Wu, H. (2023). Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water and sediment from Shanghai port, China: Spatial distribution, source apportionment, and potential risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(3):7973–7986.

[12] Kong, J., Dai, Y., Han, M., He, H., Hu, J., Zhang, J., Shi, J., Xian, Q., Yang, S., Sun, C. (2021). Nitrated and parent PAHs in the surface water of Lake Taihu, China: Occurrence, distribution, source, and human health risk assessment. *Journal of Environmental Sciences*, 102:159–169.

[13] Tavakoly Sany, S. B., Hashim, R., Salleh, A., Rezayi, M., Mehdinia, A., Safari, O. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal sediment of Klang Strait, Malaysia: Distribution pattern, risk assessment and sources. *PLoS ONE*, 9(4):e94907.

[14] Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., Sylvestre, S. (2002). PAHs in the Fraser River basin: A critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33(4):489–515.

[15] Kishida, M., Imamura, K., Maeda, Y., Lan, T. T. N., Thao, N. T. P., Viet, P. H. (2007). Distribution of persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment samples from Vietnam. *Journal of Health Science*, 53(3):291–301.

[16] Boll, E. S., Christensen, J. H., Holm, P. E. (2008). Quantification and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment, soil, and water spinach from Hanoi, Vietnam. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(2):261–269.

[17] Hoang, A. Q., Takahashi, S., Da Le, N., Hoang, T. T. H., Duong, T. T., Pham, T. M. H., Nguyen, T. D., Phung, T. X. B., Nguyen, T. A. H., Le, H. T., Nguyen, M. T., Tu, M. B., Nguyen, Y. T. H., Nguyen, T. M. L., Phung, V. P., Le, T. P. Q. (2021). Unsubstituted and methylated PAHs in surface sediment of urban rivers in the Red River Delta (Hanoi, Vietnam): Concentrations, profiles, sources, and ecological risk assessment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(3):475–486.

[18] Hue, N. T., Thom, D. T., Manh, D. V., Dat, N. X., Nam, H., Tu, V. V., Huyen, L. V., Ha, N. T. (2026). Assessment of the accumulation of polycyclic aromatic organic compounds (16 PAHs) and their pollution sources in river sediments of some northern border provinces of Vietnam. *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*, 42(3):69–77.

[19] Kha, P. T. (2015). Content of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) in the sediment of Thi Nai lagoon (Binh Dinh province). *Vietnam Journal of Marine Science and Technology*, 15(3):288–293.

[20] QCVN 43:2025/BNNMT. *Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng trầm tích*. Bộ Nông nghiệp và Môi trường, ban hành kèm theo Thông tư số 01/2025/TT-BNNMT.

[21] Hieu, N. D., Huong, N. T. A., Hue, C. T., Lieu, T. T., Thu, N. T. M., Hue, H. T. H., Long, D. V., Minh, T. B., Anh, H. Q. (2026). Overview on polycyclic aromatic compounds in water and sediment samples in Vietnam. *VNU Journal of Science: Natural Sciences and Technology*, 42(3):101–115.

[22] Huyen, V. T., Toan, V. D. (2023). Assessment of the pollution concentration of phthalate esters (PAEs) affecting the water quality of Ho Tay Lake. *Journal of Hydro-Meteorology*, 3(14):70–79.

[23] Long, E. R., Macdonald, D. D., Smith, S. L., Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1):81–97.

[24] Long, E. R., MacDonald, D. D. (1998). Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 4(5):1019–1039.

[25] Lang, X., He, X., Wang, Y., Chen, X., Zhang, M., Zhao, Z., Sun, T. (2022). Spatial occurrence and sources of PAHs in sediments drive the ecological and health risk of Taihu Lake in China. *Scientific Reports*, 12: 3668.

[26] Li, N., Zhao, Z., Zhang, L., Zhang, H., Wang, G., Xie, X., Liu, K., Jia, Z., Cheng, X., Wen, J., Li, Y. (2024). Historical sources and ecological risk trends of typical toxic pollutants in sediments from Taihu Lake, Yangtze Delta, China. *Ecological Indicators*, 159:111679.

[27] MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., Berger, T. A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1):20–31.

[28] TCVN 6663-1:2011 (ISO 5667-1:2006). *Chất lượng nước – Lấy mẫu – Phần 1: Hướng dẫn lập chương trình lấy mẫu và kỹ thuật lấy mẫu*. Bộ Khoa học và Công nghệ.

[29] TCVN 6663-15:2004 (ISO 5667-15:1999). *Chất lượng nước – Lấy mẫu – Phần 15: Hướng dẫn bảo quản và xử lý mẫu bùn và trầm tích*. Bộ Khoa học và Công nghệ.

[30] TCVN 6663-3:2008 (ISO 5667-3:2003). *Chất lượng nước – Lấy mẫu – Phần 3: Hướng dẫn bảo quản và xử lý mẫu*. Bộ Khoa học và Công nghệ.

[31] US EPA, SW-846, Revision 3 (1996). *Method 3510C: Separatory funnel liquid-liquid extraction*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
[32] US EPA, SW-846, Revision 3 (1996). *Method 3540C: Soxhlet extraction*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
[33] US EPA, SW-846, Revision 3 (1996). *Method 3630C: Silica gel cleanup*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
[34] US EPA, SW-846, Revision 5 (2014). *Method 8270D: Semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
[35] Nguyễn, L. H., Trần, T. V. N. (2023). Nghiên cứu đánh giá diễn biến chất lượng nước và tải lượng ô nhiễm vào sông Tô Lịch. *Tạp chí Khoa học Công nghệ Xây dựng (TCKHCNXD) - ĐHXDHN*, 17(2V):144–153.
[36] Boonyatumanond, R., Wattayakorn, G., Togo, A., Takada, H. (2006). Distribution and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in riverine, estuarine, and marine sediments in Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 52(8):942–956.