

ĐÁNH GIÁ MỨC ĐỘ Ô NHIỄM, NGUỒN PHÁT THẢI VÀ RỦI RO SỨC KHỎE PHƠI NHIỄM KIM LOẠI TRONG BỤI $PM_{2.5}$ Ở MỘT SỐ KHU VỰC Ở HÀ NỘI

Đến tòa soạn 15-08-2022

Nguyễn Thị Phương Mai

Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQG Hà Nội
Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

Trần Thị Minh Hằng

Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQG Hà Nội

Nguyễn Thị Phương Nhung

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

Dương Thị Hạnh, Nguyễn Thị Ngọc Ánh

Viện Công nghệ môi trường, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

Email: npmai82@gmail.com, maintp@hus.edu.vn

SUMMARY

ASSESSMENT OF CONTAMINATION, EMISSIONS SOURCES, AND HUMAN HEALTH RISK OF EXPOSURE TO $PM_{2.5}$ -BOUND TRACE METALS IN SOME AREAS IN HANOI

Concentrations of eight metals (Cd, As, Cr, Co, Cu, Pb, Zn, Ni) in $PM_{2.5}$ were examined in a suburban area (Dong Anh) and residential urban area (Thanh Xuan) in Hanoi in winter and spring. The results revealed that higher metals in $PM_{2.5}$ were observed in winter in Dong Anh, while higher metals in $PM_{2.5}$ were observed in spring in Thanh Xuan due to the different sources at study area. The concentrations of Cu, Pb, Zn, Cd, Cu and As in $PM_{2.5}$ in Dong Anh were higher than those in Thanh Xuan due to the heavy vehicle, activities industrial production and craft village, which increases emissions into atmospheric. Concentration of Cd, V, Ni, Pb, Mn and Cr in $PM_{2.5}$ were lower than the allowable values according to EU and WHO standards. The enrichment factor analysis shows that the emission source EF of these metals were related to human activities (traffic, industry, or craft villages). The health risk assessments suggested that As (HQ = 1.1) and Cd (HQ = 1.0) in Thanh Xuan, and As (HQ = 1.6) and Cd (HQ = 1.8) in Dong Anh had non-carcinogenic risks for adults. The cumulative carcinogenic risk of elements was within the acceptable range for both children and adults at both sites.
Keywords: metals, health risk, residential area, suburban area, Hanoi

1. GIỚI THIỆU

Báo cáo của Air Visual, năm 2019 chỉ ra rằng Việt Nam đứng thứ 15 trên thế giới về ô nhiễm $PM_{2.5}$ với nồng độ trung bình năm của $PM_{2.5}$ lên tới $34,06\mu g/m^3$. Đặc biệt tại Hà nội – khu đô thị, công nghiệp lớn thu hút ngày càng nhiều người di cư vào thành phố. Nghiên cứu

của Lâm và cs (2018) cho thấy tỉ lệ viêm mũi dị ứng ở người lớn và bệnh hen của những người sống ở vùng thành thị ở Hà Nội (30%) cao hơn so với ở vùng nông thôn (10%) [1]; tỷ lệ người mắc bệnh hô hấp ở trẻ em cao hơn người lớn ở Hà Nội [2]. Bụi $PM_{2.5}$ dễ dàng xâm nhập vào hệ thống hô hấp gây ảnh hưởng

đến sức khỏe con người [3] như quá trình làm giảm nhận thức, mất cân bằng oxy hóa (oxidation stress), viêm thần kinh và sự thoái hóa thần kinh [4].

Các hoạt động công nghiệp, hoạt động giao thông vận tải, xây dựng, sinh hoạt... là các nguồn ô nhiễm chứa các kim loại độc hại như Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Ni, Cd, As.... Nghiên cứu của M.Gataria và cs (2005) cho thấy hàm lượng các nguyên tố trong bụi $PM_{2.5}$ ở khu vực Hà Nội cao hơn so với khu vực nông thôn. Hoạt động giao thông và đốt cháy nhiên liệu hóa thạch được coi là nguồn gây ô nhiễm không khí chủ yếu ở Hà Nội [5], [6]. Nghiên cứu của P.T. Hà và cs (2017) cho thấy các tuyến đường có mật độ phương tiện cao có hàm lượng kim loại trong mẫu bụi cao hơn tuyến đường có mật độ giao thông ít. Nguy cơ gây ung thư do tiếp xúc với Cr trong bụi là cao hơn so với các kim loại khác; đặc biệt rủi ro phơi nhiễm kim loại do tiếp xúc với kim loại trong bụi đường đối với trẻ em cao hơn so với người lớn [7].

Các nguyên tố arsen (As); chì (Pb); cadmium(Cd) managnese (Mn); kẽm(Zn); vanadi (V) trong bụi $PM_{2.5}$ đã góp phần gây ung thư nếu con người hít, nuốt, hoặc tiếp xúc qua da các chất này. Tiếp xúc mãn tính với Cd có thể ảnh hưởng đến quá trình oxy hóa và làm tổn thương tế bào phổi và [8]. Tiếp xúc lâu dài với Cr (VI) gây oxidative stress trong cơ thể, Cu gây hại cho gan và thận, Mn ảnh hưởng hệ hô hấp, Ni làm tăng nguy cơ ung thư phổi và mũi, Pb ảnh hưởng hệ thần kinh và mạch máu và tổng hợp hemogroup, V gây kích ứng hệ thống hô hấp và tiêu hóa, và ức chế tổng hợp cholesterol (tiếp xúc với), Zn gây thiếu máu và giảm mức cholesterol, hấp thụ đồng và sắt [8]. Do đó, đánh giá mức độ ô nhiễm, nguồn phát thải các kim loại độc hại trong bụi $PM_{2.5}$ ở khu vực Hà Nội là cần thiết để đưa ra được ảnh hưởng của kim loại đối với sức khỏe con người cũng như xác định được nguồn phát thải để các cơ quan, tổ chức có các biện pháp giảm thiểu ô nhiễm. Trong nghiên cứu này, chúng tôi tiến hành lấy mẫu và phân tích hàm lượng kim loại trong bụi $PM_{2.5}$ ở 2 khu vực đại diện cho khu

dân cư và khu công nghiệp/giao thông tương ứng tại Thanh Xuân và Đông Anh, với mục tiêu xác định hàm lượng kim loại, cũng như dự đoán nguồn phát thải và đánh giá rủi ro sức khỏe con người do tiếp xúc với bụi $PM_{2.5}$ chứa kim loại.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Lấy mẫu

Mẫu bụi $PM_{2.5}$ được lấy tại 2 điểm (Thanh Xuân và Đông Anh) vào mùa đông và mùa xuân bằng thiết bị Sibata HV-500 R, Nhật Bản với lưu lượng 100 L/phút trong 24h. Bụi $PM_{2.5}$ được lấy bằng giấy lọc sợi thạch anh (Advance, QR-100, size 110mm, Nhật Bản), giấy lọc trước và sau khi lấy mẫu được đặt trong tủ hút ẩm 48 giờ ở điều kiện nhiệt độ $25 \pm 2^\circ C$ và độ ẩm $50 \pm 5\%$, sau đó giấy lọc được cân trên cân phân tích (Adam AEA-160DG, độ nhạy $\pm 0,01$ mg) để xác định khối lượng bụi $PM_{2.5}$. Điểm lấy mẫu ở Thanh Xuân nằm ở khu vực đông dân cư, mật độ giao thông cao, là nơi tập trung các hoạt động thương mại, dịch vụ, sinh hoạt. Trong khi đó, điểm lấy mẫu ở Đông Anh nằm gần chợ, trường học, khu công nghiệp, hoạt động nông nghiệp và cách đường cao tốc Hà Nội – Lào Cai 7km về phía Bắc.

2.2. Phương pháp xác định kim loại trong mẫu $PM_{2.5}$

Quy trình phân hủy mẫu và xác định kim loại trong mẫu được thực hiện theo nghiên cứu trước đây [9]. Cụ thể, $\frac{1}{4}$ giấy lọc được cắt nhỏ đưa vào cốc thủy tinh 100 mL sau đó cho 5 mL hỗn hợp axit HCl : HNO_3 (3:1, v/v) theo phương pháp EPA IO-3.1 (US EPA 1999); phân hủy $120^\circ C$ đến khi hết khói trắng, thì thêm HNO_3 1% để hòa tan cặn; sau đó lọc dung dịch đã phân hủy, định mức thành 25mL và bảo quản lạnh cho đến khi phân tích các nguyên tố trong dung dịch.

Nồng độ của các nguyên tố (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As) trong dung dịch được phân tích trên máy đo khối phổ plasma ghép cảm ứng (ICP-MS, ELAN 9000, Perkin Elmer). Trong quá trình phân tích, mẫu trắng, mẫu lặp và mẫu thêm chuẩn được thực hiện giống như mẫu thực. Độ lệch chuẩn tương đối của kim loại trong khoảng 10%, sai số phương pháp <10%,

và độ thu hồi dao động từ 70% đến 97%. Giới hạn phát hiện của tất cả các nguyên tố là 0,04 ng/m³ ngoại trừ Cd (0,008 ng/m³).

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Hàm lượng kim loại trong bụi PM_{2.5}

Kết quả phân tích hàm lượng kim loại trong bụi ở khu vực Thanh Xuân và Đông Anh được chỉ ra ở bảng 1. Kết quả cho thấy hầu hết các kim loại vào mùa đông thường cao hơn so với mùa xuân ở Đông Anh. Ngược lại ở Thanh Xuân, hàm lượng Cd, As, Cu, Ni lại cao vào mùa xuân, điều này có thể là do các kim loại này bị ảnh hưởng bởi nguồn phát thải tại các khu vực nghiên cứu.

Nồng độ trung bình của Cd, V, Ni, Pb, Mn và Cr trong bụi PM_{2.5} ở cả khu Đông Anh và Thanh Xuân đều thấp hơn giá trị cho phép theo tiêu chuẩn EU (nồng độ cho phép đối với Cd, As và Ni lần lượt là 5, 6 và 20 ng/m³) và tiêu chuẩn WHO (nồng độ cho phép đối với Pb , Mn, và Cr tương ứng: 500, 150 và 1100 ng/m³). So với các nghiên cứu khác trên thế giới, nồng độ trung bình của As, Cr, Al, Co, Ni thấp hơn so với các giá trị đo được ở vùng ngoại ô và khu đô thị ở phía Bắc tỉnh Chiết Giang, Trung Quốc trong giai đoạn từ năm 2014 đến năm 2015 [10]. Trong khi đó, các giá trị Cd, As, Cr, Cu, Pb, Zn và Ni cao hơn hàm lượng kim loại

ở khu vực giao thông và khu vực đô thị ở Navarra, Tây Ban Nha trong giai đoạn từ tháng 1 đến tháng 12 năm 2009 [11]. Hàm lượng các nguyên tố vào mùa xuân trong nghiên cứu này thấp hơn so với kết quả ở Hà Nội trong thời gian từ tháng 5 đến tháng 10 năm 2000 ngoại trừ Ni, Cr, Cu [5]. Nồng độ trung bình của hầu hết các nguyên tố trong mùa đông và mùa xuân cao hơn ở Gwangju, Hàn Quốc [12], khu dân cư đô thị ở Nicosia, Síp [13] và Singapore [14]. Hàm lượng Cu, Pb, Zn, Cd, Cu và As ở Đông Anh cao hơn so với Thanh Xuân điều này có thể là do lưu lượng xe tại đây lớn làm tăng lượng phát thải từ hoạt động giao thông: phanh và mòn lốp (Cd), khí thải động cơ xăng, mòn lốp và mài mòn cao su lốp (Zn) , quá trình đốt cháy diesel và mài mòn lót phanh (Cu), dầu bôi trơn và khí thải ống xả (Cu, Pb, Mn), đốt cháy diesel và mài mòn lót phanh (Cu, Cd, Pb và Zn) [15]–[17]. Ngoài ra khu vực này tập trung nhiều khu sản xuất công nghiệp (khu công nghiệp Bắc Thăng Long), khu công nghiệp Đông Anh (các ngành cơ khí, lắp ráp, sản xuất tô tô, phụ tùng ô tô, thiết bị điện, vật liệu xây dựng cao cấp, sản xuất hàng xuất khẩu), đường cao tốc Hà Nội – Lào Cai (cách điểm lấy mẫu khoảng 8km).

Bảng 1. Nồng độ kim loại trong bụi PM_{2.5} ở Hà Nội

Kim loại (ng/m ³)	Thanh Xuân				Đông Anh			
	Mùa đông (n=8)		Mùa xuân (n= 6)		Mùa đông (n= 6)		Mùa xuân (n= 6)	
	Trung bình	SD	Trung bình	SD	Trung bình	SD	Trung bình	SD
Cd	0,735	0,280	0,862	0,410	1,754	0,801	1,100	0,375
As	1,549	0,600	2,443	0,945	3,855	1,628	1,762	0,549
Cr	2,623	0,584	2,969	0,961	12,195	1,895	2,720	1,042
Co	1,054	0,584	0,229	0,085	0,458	0,133	0,179	0,061
Cu	4,529	0,708	5,687	1,811	9,767	6,618	5,990	1,955
Pb	56,370	13,277	36,303	16,489	74,465	53,102	43,767	13,489
Zn	305,588	53,517	247,240	62,064	697,391	137,839	437,112	298,073
Ni	1,415	0,214	1,638	0,670	1,801	1,135	1,271	0,441
Tổng	481,513		466,485		1326,675		622,092	

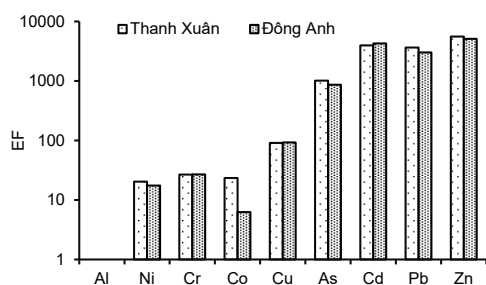
SD: độ lệch chuẩn

3.2. Đặc trưng nguồn phát thải của các kim loại trong bụi PM_{2.5}

Phân tích hệ số làm giàu (EF) đã được sử dụng rộng rãi để xác định các nguồn gốc kim loại từ tự nhiên hoặc do con người. EF của mỗi phần tử được tính theo công thức dưới đây:

$$EF_X = \frac{(X/R)_{PM_{2.5}}}{(X/R)_{crust}}$$

trong đó $(X/R)_{PM_{2.5}}$ và $(X/R)_{crust}$ lần lượt là nồng độ của nguyên tố X trong bụi PM_{2.5} và nguyên tố X trong lớp vỏ trái đất. Nồng độ của các nguyên tố trong lớp vỏ trái đất được tham khảo từ tài liệu của Taylor [18]. Trong nghiên cứu này, Al được sử dụng làm nguyên tố tham chiếu [10], [12]. Nếu giá trị EF nhỏ hơn 10, chứng tỏ các kim loại có nguồn gốc từ nguồn tự nhiên. Nếu giá trị EF nhỏ hơn 10, chứng tỏ các kim loại có nguồn gốc từ nguồn tự nhiên. Nếu giá trị EF từ 10 đến 30, chứng tỏ nguồn gốc của kim loại có nguồn gốc tự nhiên và nhân tạo. Nếu $EF > 30$, các kim loại này có nguồn gốc do con người gây ra. Kết quả cho thấy giá trị trung bình EF ở hai khu vực là tương đương nhau và được chia làm 2 nhóm (hình 1). Nhóm 1 gồm các nguyên tố Ni, Cr, Co có giá trị $10 < EF < 30$, điều này cho thấy các kim loại này có nguồn gốc phát thải từ tự nhiên và nhân tạo. Nhóm 2 gồm các nguyên tố Cu, As, Cd, Pb, Zn có $EF > 30$, điều này cho thấy nguồn gốc phát thải của các kim loại này từ hoạt động của con người. Thực vậy, các nguyên tố Cr, Ni, As, Co hầu hết có nguồn gốc từ hoạt động công nghiệp; Cu, Cd, Pb và Zn liên quan đến sự phát thải từ hoạt động giao thông xe cộ [13]–[15].



Hình 1. Giá trị EF của các nguyên tố kim loại tại khu vực Thanh Xuân và Đông Anh

Các kết quả này bước đầu cho thấy hoạt động của con người là nguồn phát thải chính của các

kim loại này. Tuy nhiên, để có kết quả chính xác về phần trăm đóng góp của các nguồn thải tới bụi PM_{2.5} thì tăng số lượng mẫu, thông số trong bụi (anion, cation, kim loại) cũng như thời gian lấy mẫu cần được thực hiện trong các nghiên cứu tiếp theo.

3.3. Rủi ro phơi nhiễm kim loại trong bụi PM_{2.5}

Đánh giá rủi ro sức khỏe do phơi nhiễm kim loại trong bụi PM_{2.5} qua đường hô hấp được tính theo công thức sau:

$$EC_{inh} = (C \times ET \times EF \times ED) / AT_n$$

Trong đó, C nồng độ kim loại ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); EF là tần suất phơi nhiễm (365 ngày / năm); ED là thời gian phơi nhiễm (6 năm đối với trẻ em và 24 tuổi đối với người lớn [17]); ET là thời gian phơi nhiễm (24 giờ / ngày); AT_n là thời gian trung bình (đối với chất không gây ung thư, $AT_n = ED \times 365 \text{ ngày} \times 24 \text{ giờ / ngày}$; đối với chất gây ung thư, $AT_n = 70 \text{ năm} \times 365 \text{ ngày/năm} \times 24 \text{ giờ}$).

Chỉ số rủi ro (HQ) và rủi ro ung thư được tính theo công thức sau:

$$HQ_{inh} = EC_{inh} / (RfC_i \times 1000 \mu\text{g}/\text{mg})$$

$$CR_{inh} = EC_{inh} \times IUR$$

trong đó; RfC_i là liều lượng tham chiếu (mg/m^3); IUR lượng bụi hít phải ($(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$); RfC và IUR cho As, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu, Co, Zn tham khảo [17] (có tại <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/>).

Nếu CR nằm trong khoảng 10^{-6} và 10^{-4} , rủi ro ung thư ở mức chấp nhận được; $CR < 10^{-6}$: rủi ro ung thư là không đáng kể; $CR > 10^{-4}$: rủi ro ung thư ở mức cao. Nếu $HQ < 1$: rủi ro sức khỏe là không đáng kể và ở mức chấp nhận được; $HQ > 1$: rủi ro sức khỏe có thể xảy ra.

Bảng 2. Các thông số đánh giá rủi ro sức khỏe

Kim loại	RfCi (mg/m ³)	HQ				IUR (µg/m ³) ⁻¹	CR			
		Thanh Xuân		Đông Anh			Thanh Xuân		Đông Anh	
		Trẻ em	Người lớn	Trẻ em	Người lớn		Trẻ em	Người lớn	Trẻ em	Người lớn
As	1,5E-05	0,05	1,15	0,07	1,62	4,3E-03	2,66E-07	1,06E-06	3,74E-07	1,49E-06
Cd	1,0E-05	0,04	1,01	0,08	1,81	1,8E-03	6,50E-08	2,60E-07	1,16E-07	4,65E-07
Cr ⁶⁺	1,0E-04	0,002	0,04	0,004	0,10	1,2E-02	1,68E-07	6,71E-07	4,47E-07	1,79E-06
Co	6,0E-06	0,02	0,57	0,01	0,28	9,0E-03	1,09E-07	4,37E-07	5,43E-08	2,17E-07
Ni	5,0E-05	0,01	0,24	0,01	0,24	2,4E-04	1,02E-08	4,07E-08	1,02E-08	4,09E-08
Pb	3,0E-01	0,0001	0,001	0,0001	0,002	1,20E-05	1,77E-08	7,09E-08	2,26E-08	9,05E-08

Kết quả đánh giá rủi ro sức khỏe do phơi nhiễm kim loại trong bụi PM_{2.5} ở Thanh Xuân và Đông Anh được chỉ ra ở bảng 2. Kết quả cho thấy, giá trị HQ của Cr, Co, Ni và Pb đều dưới 1 đối với cả trẻ em và người lớn, cho thấy nguy cơ rủi ro của các kim loại này là thấp, thể không đáng kể. Giá trị HQ của As và Cd đối với người trưởng thành ở Thanh Xuân và Đông Anh đều >1, chứng tỏ As và Cd trong bụi PM_{2.5} gây ảnh hưởng xấu đến sức khỏe của người trưởng ở khu vực này. Tổng giá trị HQ của 6 kim loại đối với trẻ em thấp hơn mức an toàn (HI = 1), trong khi đó, giá trị này >1 đối với người lớn. Điều này cho thấy nguy cơ rủi ro sức khỏe đối với người lớn cần được quan tâm nhiều hơn ở khu vực nghiên cứu.

Nguy cơ ung thư CR của 6 kim loại (As, Cd, Co, Cr, Ni và Pb) khi tiếp xúc qua đường hô hấp nằm trong khoảng cho phép từ 10⁻⁴ đến 10⁻⁶ đối với cả trẻ em và người lớn, điều này cho thấy rủi ro ung thư do tiếp xúc với các kim loại này là không đáng kể. Tuy nhiên, nguy cơ tích lũy đối với người lớn cao hơn với trẻ em, cho thấy rằng người lớn chịu ảnh hưởng từ các hoạt động như đốt nhiên liệu, đốt than, khí thải công nghiệp, hoạt động giao thông nhiều hơn trẻ em ở khu vực nghiên cứu. Tuy nhiên, cần có các nghiên cứu sâu và rộng hơn nữa để đánh giá chính xác nguy cơ rủi ro này.

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu cung cấp thông tin một số kim loại trong bụi PM_{2.5} ở một số khu vực dân cư và hỗn hợp khu công nghiệp/nông nghiệp. Kết quả cho thấy hầu hết các kim loại vào mùa đông thường cao hơn so với mùa thu ở cả 2 vị trí ngoại trừ Cd, As, Cu, Ni ở Thanh Xuân, điều này có thể là do sự khác nhau của nguồn thải tại các vị trí. Nồng độ trung bình của Cd,

V, Ni, Pb, Mn và Cr trong bụi PM_{2.5} ở cả khu Đông Anh và Thanh Xuân đều thấp hơn giá trị cho phép theo tiêu chuẩn EU và WHO. Hàm lượng Cu, Pb, Zn, Cd, Cu và As ở Đông Anh cao hơn so với Thanh Xuân điều này có thể là do lưu lượng xe tại đây lớn làm tăng lượng phát thải từ hoạt động giao thông, khu sản xuất công nghiệp, làng nghề. Phân tích hệ số làm giàu cho thấy EF nguồn phát thải của các kim loại này có liên quan đến hoạt động của con người (giao thông, công nghiệp, làng nghề). Rủi ro do phơi nhiễm kim loại trong bụi PM_{2.5} gây ảnh hưởng xấu đến sức khỏe người trưởng thành ở cả 2 khu vực. Tuy nhiên, rủi ro ung thư đối với người trưởng thành và trẻ em đều ở mức độ thấp.

Lời cảm ơn: Nghiên cứu này được tài trợ bởi Học viện Khoa học và Công nghệ, mã số đề tài GUST.STS.DT2019-MT

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] H. T. Lâm, E. Rönmark, N. Văn Tường, L. Ekerljung, N. T. Kim Chúc, and B. Lundbäck, "Increase in asthma and a high prevalence of bronchitis: Results from a population study among adults in urban and rural Vietnam," *Respiratory Medicine*, vol. 105, no. 2, pp. 177–185, Mar. 2018, doi: 10.1016/j.rmed.2010.10.001.
- [2] Ministry of Natural Resources and Environment, *National Environment Report 2013: Air Environment*, Ministry of Natural Resources and Environment. 2014.
- [3] N. T. P. Mai et al., "Sự phân bố hàm lượng bụi PM_{2.5} theo thời gian và không gian ở khu vực dân cư Hà Nội, Việt Nam," *Tạp chí phân tích Hóa, Lý và Sinh học*, vol. 26, no. 4A, pp. 142–147, 2021.
- [4] L. Calderón-Garcidueñas et al., "The

impact of environmental metals in young urbanites' brains," *Experimental and Toxicologic Pathology*, vol. 65, no. 5, pp. 503–511, 2013, doi: <https://doi.org/10.1016/j.etp.2012.02.006>.

[5] M. Gatari, A. Wagner, and J. Boman, "Elemental composition of tropospheric aerosols in Hanoi, Vietnam and Nairobi, Kenya," *Science of the Total Environment*, vol. 341, no. 1–3, pp. 241–249, 2005, doi: [10.1016/j.scitotenv.2004.09.031](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.031).

[6] H. Q. Anh *et al.*, "Đánh giá mức độ ô nhiễm, nguồn phát thải và rủi ro phơi nhiễm polyclobiphenyl trong bụi trên mặt đường tại một số khu vực ở miền bắc Việt Nam," *Tạp chí phân tích Hóa, Lý và Sinh học*, vol. 25, no. 1, pp. 156–161, 2020.

[7] T. H. Phi, P. M. Chinh, D. D. Cuong, L. T. M. Ly, N. Van Thinh, and P. K. Thai, "Elemental Concentrations in Roadside Dust Along Two National Highways in Northern Vietnam and the Health-Risk Implication," *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 74, no. 1, pp. 46–55, 2018, doi: [10.1007/s00244-017-0477-7](https://doi.org/10.1007/s00244-017-0477-7).

[8] A. Geiger and J. Cooper, "Overview of airborne metal regulations, exposure limits, health effects and contemporary research," pp. 1–61, 2010.

[9] T. P. M. Nguyen *et al.*, "Assessing pollution characteristics and human health risk of exposure to PM_{2.5}-bound trace metals in a suburban area in Hanoi, Vietnam," *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 28, no. 3–4, pp. 433–454, 2022, doi: [10.1080/10807039.2022.2056872](https://doi.org/10.1080/10807039.2022.2056872).

[10] J. Xu *et al.*, "Characteristics, sources, and health risks of PM_{2.5}-bound trace elements in representative areas of Northern Zhejiang Province, China," *Chemosphere*, vol. 272, p. 129632, 2021, doi: [10.1016/j.chemosphere.2021.129632](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129632).

[11] J. Aldabe *et al.*, "Chemical characterisation and source apportionment of PM_{2.5} and PM₁₀ at rural, urban and traffic sites in Navarra (North of Spain)," *Atmospheric Research*, vol. 102, no. 1–2, pp. 191–205, 2011, doi: [10.1016/j.atmosres.2011.07.003](https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.07.003).

[12] I. Kim, K. Lee, S. Lee, and S. D. Kim, "Characteristics and health effects of PM_{2.5} emissions from various sources in Gwangju, South Korea," *Science of the Total Environment*, vol. 696, p. 133890, Dec. 2019, doi: [10.1016/j.scitotenv.2019.133890](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133890).

[13] M. Iakovides, G. Iakovides, and E. G.

Stephanou, "Atmospheric particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons, n-alkanes, hopanes, steranes and trace metals: PM_{2.5} source identification, individual and cumulative multi-pathway lifetime cancer risk assessment in the urban environment," *Science of the Total Environment*, vol. 752, p. 141834, 2021, doi: [10.1016/j.scitotenv.2020.141834](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141834).

[14] Z.-H. H. Zhang, A. Khlystov, L. K. Norford, Z.-K. K. Tan, and R. Balasubramanian, "Characterization of traffic-related ambient fine particulate matter (PM_{2.5}) in an Asian city: Environmental and health implications," *Atmospheric Environment*, vol. 161, pp. 132–143, 2017, doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.04.040>.

[15] P. Rai, A. Chakraborty, A. K. Mandariya, and T. Gupta, "Composition and source apportionment of PM₁ at urban site Kanpur in India using PMF coupled with CBPF," *Atmospheric Research*, vol. 178–179, pp. 506–520, 2016, doi: [10.1016/j.atmosres.2016.04.015](https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.04.015).

[16] J. N. Gangwar, T. Gupta, and A. K. Agarwal, "Composition and comparative toxicity of particulate matter emitted from a diesel and biodiesel fuelled CRDI engine," *Atmospheric Environment*, vol. 46, pp. 472–481, 2012, doi: [10.1016/j.atmosenv.2011.09.007](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.09.007).

[17] C. Bi *et al.*, "Characteristics, sources and health risks of toxic species (PCDD/Fs, PAHs and heavy metals) in PM_{2.5} during fall and winter in an industrial area," *Chemosphere*, vol. 238, p. 124620, Jan. 2020, doi: [10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.124620](https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.124620).

[18] S. R. Taylor, "Abundance of elements in the crust: A new table," *Geochimica and Cosmochimica Acta*, vol. 28, pp. 1273–1285, 1964, doi: [10.1016/0016-7037\(64\)90129-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90129-2).

[19] D. S. T. Hjortenkrans, B. G. Bergbäck, and A. V. Häggerud, "Metal Emissions from Brake Linings and Tires: Case Studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005," *Environmental Science & Technology*, vol. 41, no. 15, Aug. 2007, doi: [10.1021/es070198o](https://doi.org/10.1021/es070198o).

[20] US EPA, "Regional Screening Level (RSL) Summary Table. http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/Generic_Tables/index.htm, Accessed date: May 2018.," no. November, pp. 1–13, 2012, [Online]. Available: http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rbc-oncentration_table/Generic_Tables/index.htm, Accessed date: 6 March 2017.