

ĐẶC TRƯNG PHÂN BỐ DẠNG HÓA HỌC CỦA Cr, Ni, Co TRONG BỤI ĐƯỜNG VÀ NGUY CƠ RỦI RO ĐỐI VỚI SỨC KHỎE CON NGƯỜI

DISTRIBUTION CHARACTERISTICS OF THE CHEMICAL SPECIATION OF Cr, Ni, Co IN ROAD DUST AND RISKS TO HUMAN HEALTH

Nguyễn Thị Thu Thủy^{1,*}, Phạm Thị Thu Hà¹,
Vương Trường Xuân¹, Trương Thị Thảo¹

DOI: <http://doi.org/10.57001/huieh5804.2025.207>

TÓM TẮT

Các kim loại nặng có thể gây ra một loạt các triệu chứng và các bệnh mãn tính, ảnh hưởng đến thận, hệ bài tiết. . . Độc tính và khả năng tích lũy sinh học của kim loại nặng phụ thuộc chủ yếu vào dạng liên kết hóa học của chúng. Đặc biệt khi kim loại tồn tại ở dạng di động, chúng có thể di chuyển vào môi trường thông qua đất, nước và không khí. Nguyên cứu đã đánh giá đặc trưng phân bố các dạng liên kết của Cr, Ni, Co trong bụi đường khu vực đô thị, công nghiệp và ngoại thành. Các kim loại Cr, Ni, Co tồn tại chủ yếu trong dạng cặn dư (F5) với giá trị trung bình các khu vực công nghiệp, đô thị và ngoại thành tương ứng là 51,2%, 83,6%, 81,6% đối với Cr; 55,5%, 97,2%; 99,4% đối với Ni và 73,2%; 73,5%; 69,5% đối với Co. Nghiên cứu cũng đánh giá rủi ro không gây ung thư (HI) và nguy cơ ung thư suốt đời (CR) đối với trẻ em và người lớn tại các khu vực nghiên cứu. Nguy cơ rủi ro không gây ung thư cho trẻ em của Cr là cao nhất tại khu vực đô thị, cao gấp 17 lần so với khu vực công nghiệp và 27 lần so với khu vực ngoại thành. Nguy cơ gây ung thư qua đường hô hấp của các kim loại theo thứ tự: Ni > Co > Cr. Rủi ro gây ung thư đối với cả trẻ em và người lớn tại khu đô thị > khu công nghiệp > khu ngoại thành. Tuy nhiên, các giá trị CR qua đường hô hấp đều nằm thấp hơn giới hạn cho phép. Riêng Cr có nguy cơ rủi ro gây ung thư qua đường miệng khá cao, xấp xỉ với ngưỡng cho phép ($\sim 10^{-4}$) đối với trẻ em.

Từ khóa: Dạng kim loại, quy trình chiết tuần tự, bụi đường.

ABSTRACT

Heavy metals can cause various symptoms and chronic diseases, affecting the kidneys and the excretory system. The mobility, biological activity, and bioaccumulation potential of metals depend on their forms, which include chemical forms (oxidation state, charge, valence state, and bonding) and physical forms (physical state, particle size, etc.). This study evaluates the distribution characteristics of the Cr, Ni, and Co fractions in urban road dust. The analysis results show that Cr, Ni, and Co primarily exist in the residual form (F5), with average values for industrial, urban, and suburban areas being 51.2%, 83.6%, and 81.6% for Cr; 55.5%, 97.2%, and 99.4% for Ni; and 73.2%, 73.5%, and 69.5% for Co, respectively. The health risk to humans from Cr, Ni, and Co in road dust is assessed through the HI and CR indices. The results indicate that the non-carcinogenic risk for children from Cr is highest in urban areas, 17 times greater than in industrial areas, and 27 times greater than in suburban areas. The cancer risk from the metals Cr, Co, and Ni is evaluated through dermal exposure. Cancer risk through inhalation from heavy metals is in the order of Ni > Co > Cr. The cancer risk for both children and adults is higher in urban areas > industrial areas > and suburban areas. On the contrary, Cr has a fairly high risk of causing cancer through oral administration, approximately equal to the allowable threshold ($\sim 10^{-4}$) for children.

Keywords: Metal speciation, road dust, sequential extraction procedure.

¹Khoa Khoa học tự nhiên và Công nghệ, Trường Đại học Khoa học - Đại học Thái Nguyên

*Email: thuyntt@tnus.edu.vn

Ngày nhận bài: 22/02/2025

Ngày nhận bài sửa sau phản biện: 21/5/2025

Ngày chấp nhận đăng: 28/5/2025

1. GIỚI THIỆU

Ô nhiễm kim loại nặng trong môi trường là một vấn đề mang tính toàn cầu, tuy nhiên những rủi ro tiềm ẩn đối với sức khỏe con người và hệ sinh thái vẫn chưa được quan tâm đúng mức. Các hoạt động công nghiệp và đô thị hóa là những nguyên nhân chính làm gia tăng lượng kim loại nặng trong môi trường. Cụ thể, các quá trình khai thác khoáng sản, sản xuất kim loại, luyện gang thép, đốt chất thải, tái chế phế liệu, cũng như khí thải từ phương tiện giao thông và nhiều hoạt động công nghiệp khác đều góp phần đáng kể vào sự phát tán kim loại nặng [1, 2].

Ở Việt Nam, sự phát triển nhanh chóng của các ngành công nghiệp và tình trạng nhập khẩu phương tiện cũ ngày càng gia tăng đã làm trầm trọng thêm vấn đề ô nhiễm kim loại nặng. Tại các khu vực đô thị, khí thải từ phương tiện giao thông và sự phân hủy các linh kiện cơ khí, thiết bị điện - điện tử có thể giải phóng nhiều kim loại độc hại như chromium, nickel, titanium, copper, cadmium,... vào môi trường [3, 4]. Đặc biệt, sự phân hủy của các bộ phận như công tắc điện, pin, bóng đèn pha, thiết bị âm thanh trên xe hơi,... có thể tạo ra các hợp chất nguy hiểm, gây ảnh hưởng nghiêm trọng đến chất lượng môi trường và sức khỏe cộng đồng [5, 6].

Kim loại nặng có thể gây ra nhiều tác động tiêu cực đến cơ thể con người, bao gồm tổn thương thận và rối loạn chức năng hệ bài tiết [7-9]. Tính độc hại của kim loại không chỉ phụ thuộc vào bản chất của chúng mà còn vào hình thái tồn tại trong môi trường. Ví dụ, Cr (III) hầu như không gây hại, nhưng Cr(VI) lại có độc tính cao. Khi tồn tại trong bụi mịn, các kim loại này có thể dễ dàng hòa tan vào nước, thâm nhập vào chuỗi thức ăn và ảnh hưởng trực tiếp đến sức khỏe con người [10]. Ngược lại, nếu ở dạng ít hòa tan, chúng có khả năng gây tác động thấp hơn. Tuy nhiên, phần lớn các nghiên cứu hiện nay chủ yếu tập trung vào đánh giá tổng hàm lượng kim loại, trong khi đó, các dạng liên kết hóa học của chúng lại ít được nghiên cứu do yêu cầu kỹ thuật phức tạp và khó thực hiện trong phân tích đất, bụi [11, 12].

Tại Việt Nam, các nghiên cứu về kim loại Cr, Ni, Co trong môi trường, đặc biệt là trong bụi đường đô thị, vẫn còn rất hạn chế. Việc đánh giá sự tồn tại của chúng dưới các dạng hóa học khác nhau cũng như rủi ro tiềm tàng đối với sức khỏe con người chưa được nghiên cứu đầy đủ. Trước thực trạng đó, cần có những nghiên cứu toàn diện nhằm làm rõ nguồn gốc phát thải, mức độ ô nhiễm, cũng như những nguy cơ tiềm ẩn của kim loại nặng trong bụi đường tại các đô thị Việt Nam. Đây là một vấn đề cấp thiết,

nhất là trong bối cảnh các thách thức về sức khỏe và môi trường đang ngày càng gia tăng.

2. PHƯƠNG PHÁP VÀ THỰC NGHIỆM

2.1. Thu thập mẫu nghiên cứu

Các mẫu bụi đường được thu thập thủ công bằng chổi, bằng cách quét bụi trên bề mặt đường, với khoảng cách 0,5 đến 1m từ mép vỉa hè, mỗi đoạn từ 5 đến 10m. Mẫu tại mỗi đoạn được quét dồn vào một vị trí, mỗi mẫu bụi gồm nhiều mẫu đơn được thu thập tại các đoạn đường trên một cung đường và được loại bỏ sơ bộ các dị vật như đất, đá, sỏi, lá cây. Khối lượng lấy tùy theo mức độ tương đối của cỡ hạt, nếu cỡ hạt mịn cần lấy khoảng 100g, nếu cỡ hạt lớn hơn cần 200 - 300g.

Mẫu được gói trong phoi nhôm, chuyển vào túi PE ziploc, trước khi đóng miệng túi cần ép chặt để loại không khí bên trong túi. Ghi kí hiệu mẫu trên nhãn. Điền các thông tin vào phiếu thông tin mẫu. Tất cả các mẫu bụi thu thập được được bảo quản trong polyetylen kín túi, dán nhãn và sau đó được vận chuyển đến phòng thí nghiệm để bảo quản.

Các mẫu phân tích trong nghiên cứu này được thu thập vào tháng 6, 7 năm 2023 từ 3 khu vực để so sánh bao gồm: mẫu bụi đường khu công nghiệp là các mẫu được lấy tại trục đường phía trước các nhà máy tại Thái Nguyên (TN), Yên Phong Bắc Ninh (BN), Vân Trung Bắc Giang (BG), khu công nghiệp Vsip Hải phòng (HP); Mẫu bụi Khu vực đô thị: Mẫu được lấy tại trục đường các khu chợ, trung tâm thương mại: Thành phố Thái Nguyên (CT), Trung tâm thương mại Thái Nguyên (VC), đầu ngõ cao tốc (CT); chợ Điểm Thụy Phú Bình (DT); và mẫu bụi Khu vực ngoại thành: Xã Phú Bình (CM); Xã Thịnh Đức Thái Nguyên (TĐ).



Hình 1. Hình ảnh mẫu bụi thu thập

2.2. Phương pháp chiết mẫu

Trong nghiên cứu này, phương pháp chiết xuất tuần tự theo Tessier [15] được áp dụng để xác định các dạng hóa học của các kim loại Cr, Ni, Co trong bụi đường. Quy trình chiết tuần tự Tessier gồm 5 dạng liên kết: dạng trao đổi (F1), dạng liên kết với cacbonat (F2), dạng liên kết với oxit sắt và mangan (F3), dạng liên kết với chất hữu cơ có thể bị oxy hóa (F4) và dạng cặn dư (F5). Quy trình này được sử dụng nhiều trong phân tích dạng liên kết của các kim loại trong bụi đường, đất, trầm tích, phương pháp có độ chính xác và độ thu hồi cao [15, 16].

Tổng hàm lượng các kim loại trong 1g bụi đường được xác định thông qua toàn bộ quá trình chiết xuất tuần tự. Để đảm bảo độ chính xác, mẫu trắng được chuẩn bị bằng cách thay thế mẫu bụi đường bằng 1mL nước cất và xử lý theo quy trình tương tự như các mẫu thực tế. Mỗi mẫu được phân tích ba lần để đảm bảo tính lặp lại. Hàm lượng các dạng liên kết hóa học của Cr, Ni, Co trong bụi đường được đo bằng kỹ thuật ICP-MS, đo theo phương pháp EPA 6020B [17]. Hệ thống máy ICP-MS 7900 Agilent thuộc Trung tâm nghiên cứu và Chuyển giao công nghệ Hà Nội. Giá trị LOD của phương pháp xác định các kim loại nghiên cứu trong mẫu bụi đường dao động từ 0,0146mg/kg đến 0,0291mg/kg; giá trị LOQ tương ứng từ 0,0487mg/kg đến 0,0970mg/kg. Kết quả phân tích cho thấy độ thu hồi của các kim loại nghiên cứu nằm trong khoảng 90,8 - 102%, độ lặp lại tốt với các giá trị RSD% thu được (2,31 - 4,65%) < 5%.

2.3. Phương pháp đánh giá rủi ro sức khỏe con người từ kim loại nặng trong bụi đường

Nghiên cứu đánh giá liều lượng hấp thụ hàng ngày của các kim loại Cr, Ni, Co sẽ thông qua các con đường trực tiếp (tiếp xúc trực tiếp qua da, đường miệng, đường hô hấp) [18, 19].

$$ID_{ing} = C \times \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (1)$$

$$ID_{inh} = C \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (2)$$

$$ID_{dermal} = C \times \frac{SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (3)$$

Trong đó: ID: liều lượng hấp thụ hàng ngày - mg/kg/ngày (đường miệng (ID_{ing}); hô hấp (ID_{inh}) và tiếp xúc qua da với các hạt bụi (ID_{dermal})); C là nồng độ kim loại (mg/kg); IngR: tốc độ nuốt bụi (mg/ngày): trẻ em: 200; người lớn: 100; InhR: tốc độ hít bụi (m^3 /ngày): trẻ em: 7,36; người lớn: 12,8; ED: thời gian tiếp xúc (năm): trẻ em: 6; người lớn: 7,36; EF: tần suất phơi nhiễm (ngày/năm): 350 đối với cả hai đối tượng; BW: trọng lượng cơ thể (kg): trẻ

em: 15; người lớn: 70; AT: thời gian trung bình đối với chất không gây ung thư (ngày): ED x 365; PEF: hệ số phát thải hạt $1,36 \times 10^9$ (m^3 /kg); SA: bề mặt của vùng da tiếp xúc (cm^2): trẻ em: 2800; người lớn: 5700; ABS: yếu tố hấp thụ qua da: 10^3 cho trẻ em và người lớn; AF: hệ số bám da (mg/cm^2): 0,2 đối với trẻ em; 0,07 đối với người lớn

Nguy cơ rủi ro không gây ung thư được đánh giá qua hai đại lượng HQ và HI. HQ là chỉ số nguy hiểm riêng rẽ tiếp xúc qua đường miệng (ing), hô hấp (inh) và tiếp xúc qua da (dermol). HI chỉ số nguy hiểm của ba đường tiếp xúc được tính theo công thức (4) và (5)

$$HQ_{ing/inh/derma} = \frac{ADI_{ing/inh/derm}}{RfD} \quad (4)$$

Chỉ số nguy hiểm HI đánh giá rủi ro sức khỏe:

$$HI = \sum HQ_i \quad (5)$$

Khi giá trị HI nhỏ hơn hoặc bằng 1 thì không ảnh hưởng sức khỏe;

Khi giá trị HI lớn hơn 1 thì có khả năng ảnh hưởng.

Giá trị CR đánh giá nguy rủi ro gây ung thư suốt đời được tính theo các công thức sau [21, 22]:

$$CR_{ing/inh/derm} = ID_{ing/inh/derm} \times CSF \quad (6)$$

$$CR = CR_{ing} + CR_{inh} + CR_{derm} \quad (7)$$

CSF được gọi là hệ số góc gây ung thư. Khi CR nằm trong khoảng từ 10^{-6} đến 10^{-4} cho thấy khả năng rủi ro gây ung thư nằm trong giới hạn có thể chấp nhận. Khi giá trị CR > 10^{-4} : rủi ro không chấp nhận được; CR < 10^{-6} thì không có nguy cơ sức khỏe đáng kể. Các giá trị (RfD) và (CSF) đối với mỗi con đường phơi nhiễm được tham chiếu theo các tài liệu của tác giả Aguilera và cộng sự [20]; Keshavarzi và cộng sự [21] và Kamunda và cộng sự [22].

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Đặc trưng phân bố của Cr, Ni, Co trong các dạng liên kết

Phần trăm và đặc trưng phân bố của 5 dạng liên kết hóa học của các kim loại Cr, Ni và Co trong bụi đường tại các khu vực nghiên cứu được thể hiện trong bảng 1.

Kết quả phân tích cho thấy, các kim loại nghiên cứu Cr, Ni, Co tồn tại chủ yếu trong dạng cặn dư (F5) với giá trị trung bình các khu vực công nghiệp, đô thị và ngoại thành tương ứng là 51,2%; 83,6%; 81,6% đối với Cr; 55,5%; 97,2 %; 99,4% đối với Ni và 73,2%; 73,5%; 69,5% đối với Co.

Có thể thấy % của các kim loại trong dạng cặn dư thuộc khu đô thị chiếm tỷ lệ cao hơn các khu vực còn lại. Trong khi đó, % các dạng F1, F2 trong cả khu vực công

nghiệp, đô thị và ngoại thành đều chiếm tỷ lệ % khá thấp. Đặc biệt tại khu vực ngoại thành, tỷ lệ phần trăm của Ni tương ứng chỉ chiếm 0,021% và 0,114%. Phần trăm các dạng F1, F2 cao nhất được tìm thấy đối với Cr, tương ứng là 8,95% và 8,14%, tuy nhiên vẫn rất thấp so với dạng cặn dư.

Đối với dạng F3 và F4 tỷ lệ % phân bố của các kim loại trong các khu vực nghiên cứu theo thứ tự: công nghiệp > đô thị > ngoại thành. Trong đó tỷ lệ phần trăm của Cr và Ni ở F3 khá cao trong khu vực công nghiệp, tương ứng 15,8% đối với Cr và Ni. Tuy nhiên tỷ lệ này lại khá thấp trong các khu vực còn lại, tương ứng là: Cr (0,778%); Ni (0,263%) đối với khu đô thị và Cr (0,259%); Ni (0,043%) đối với khu ngoại thành. Kết quả này có thể liên quan đến các loại hình sản xuất tại khu vực lấy mẫu, hầu hết các khu công nghiệp đều liên quan đến sản xuất các linh kiện điện tử và luyện kim.

Bảng 1. Tỷ lệ phần trăm của Cr, Ni, Co trong các dạng liên kết hóa học

	% F1	% F2	% F3	% F4	% F5	%F1+F2
Khu vực công nghiệp (n = 12)						
Cr						
TB	8,95	8,14	15,8	11,9	55,2	17,1
SD	3,07	2,91	4,04	3,39	10,32	5,90
Ni						
TB	8,88	8,00	15,8	11,8	55,5	16,9
SD	3,14	2,91	4,14	3,47	10,5	6,1
Co						
TB	2,62	5,39	7,25	11,58	73,17	8,01
SD	0,904	1,920	7,08	2,89	9,18	2,76
Khu vực đô thị (n = 12)						
Cr						
TB	2,66	5,44	0,778	7,51	83,6	8,11
SD	1,85	3,23	0,74	4,93	10,3	4,93
Ni						
TB	0,267	0,616	0,263	1,67	97,2	0,882
SD	0,565	0,574	0,243	1,925	3,143	1,08
Co						
TB	2,42	5,00	8,06	11,0	73,5	7,41
SD	0,861	2,11	10,8	5,26	15,4	1,93
Khu vực ngoại thành (n = 12)						
Cr						
TB	3,18	6,85	8,02	13,3	68,6	10,0
SD	1,01	1,22	4,21	5,88	5,61	1,03

Ni						
TB	0,021	0,114	0,043	0,448	99,4	0,135
SD	0,028	0,119	0,020	0,194	0,323	0,147
Co						
TB	3,16	6,57	0,260	8,40	81,6	9,73
SD	0,542	1,58	0,091	1,97	3,66	1,85

Riêng kim loại Co không có sự khác biệt đáng kể về tỷ lệ phân bố trong các khu vực nghiên cứu. Đối với dạng hữu cơ F4, tỷ lệ % phân bố của các kim loại cao hơn so với các dạng F1, F2, F3 tuy nhiên vẫn thấp hơn rất nhiều so với dạng cặn dư F5. Tỷ lệ %F4 của Cr cao hơn Ni, Co có thể liên quan tới sự hình thành các phức hữu cơ

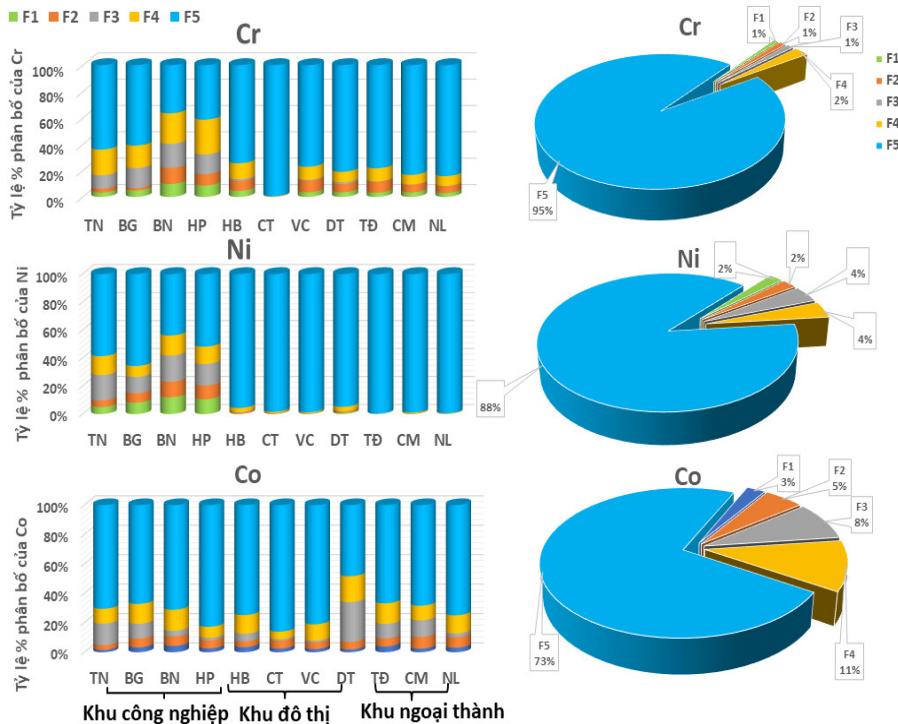
Nhìn chung sự phân bố của các kim loại Cr, Ni, Co trong tất cả các khu vực nghiên cứu tuân theo thứ tự: F5 > F4 > F3 > F2 ~ F1 (hình 2).

Mức độ độc hại của các kim loại được quan tâm hơn khi chúng tồn tại trong các dạng F1, F2. Từ kết quả bảng 1 cho thấy, tỷ lệ % F1+ %F2 cao nhất của Cr, Ni, Co lần lượt là 17,1%; 16,9%; 9,73%. Tỷ lệ % trung bình pha di động trong tất cả các khu vực mẫu được xếp theo trật tự kim loại: Co (8%) > Ni (6%) > Cr (2%), điều này tương tự với kết quả với báo cáo trong các nghiên cứu [22, 23].

Trong môi trường, Cr có thể tồn tại ở hai hóa trị Cr (III) và Cr (VI). Trong đó dạng Cr (III) thường là dạng trơ và ổn định ở điều kiện thường. Ở pH trung tính, Cr thường tạo thành các hợp chất hydroxit và oxit không hòa tan hoặc hình thành phức chất hữu cơ [24]. Ở dạng trao đổi (F1) - dạng rất linh động, kim loại dễ dàng giải phóng ngược trở lại môi trường nước do các kim loại liên kết với các hạt keo (bụi đường) bằng lực hấp phụ yếu. Kim loại ở dạng F2 rất nhạy cảm với sự thay đổi của môi trường pH và sẽ giải phóng vào môi trường pH thay đổi [15].

Trong nghiên cứu này, các giá trị pH của các khu vực nghiên cứu nằm dao động từ 8,09 đến 8,49, pH có tính kiềm nhẹ (bảng 2).

Điều này có thể giải thích sự có mặt cao của các kim loại Cr, Ni, Co trong dạng cặn dư. Đây là dạng ổn định, các kim loại có thể liên kết mạnh với các chất hoặc khoáng chất không thể hòa tan trong nước [22]. Thứ tự phân bố của các kim loại trong nghiên cứu này ở các dạng liên kết khá tương đồng với kết quả công bố của tác giả Keshavarzi và cộng sự [22], tác giả Li và cộng sự [25]. Tổng % pha di động (F1+F2) của Cr tương đương so với so với các nghiên cứu Li (8,57%), nhưng cao hơn so với báo cáo của tác giả Xu (2,0%) [26]. Trong khi đó, % pha di động đối với Co và Ni lại thấp hơn so với các nghiên cứu [22, 25, 27].



Hình 2. Đặc trưng phân bố của Cr, Ni, Co trong các dạng liên kết hóa học

Bảng 2. Giá trị pH của Cr, Ni và Co tại các khu vực lấy mẫu

TT	pH					
	Khu đô thị		Khu công nghiệp		Khu ngoại thành	
1	VC	7,86 ± 0,01	TN	7,81 ± 0,42	TĐ	8,40 ± 0,33
3	CT	7,73 ± 0,02	BG	8,15 ± 0,39	CM	8,65 ± 0,51
4	HB	8,43 ± 0,12	BN	8,02 ± 0,16	NL	8,43 ± 0,48
4	ĐT	8,49 ± 0,23	HP	8,38 ± 0,03		
Trung bình		8,21		8,09		8,49

3.2. Đánh giá nguy cơ rủi ro sức khỏe con người đối với Cr, Ni, Co trong bụi đường

Trong nghiên cứu này, liều lượng hấp thụ hàng ngày của bụi được đánh giá đối với trẻ em và người lớn theo ba con đường chính: trực tiếp qua đường miệng, hít vào qua đường hô hấp và hấp thụ qua da khi tiếp xúc. Nguy cơ rủi ro không gây ung thư và nguy cơ gây ung thư được đánh giá thông qua các chỉ số HI và CR (bảng 3).

Giá trị hấp thụ hàng ngày các kim loại nặng qua con đường tiếp xúc trực tiếp theo thứ tự: Cr > Ni > Co. Lượng hấp thụ bụi qua đường miệng của trẻ em so với người lớn tại khu vực công nghiệp, đô thị và ngoại thành cao gấp 9,07 - 10 lần đối với Cr; 8,0 - 9,83 đối với Ni, và 9,3 - 10 lần đối với Co. Tiếp đến là lượng hấp thụ bụi qua da khi tiếp xúc của trẻ em so với người lớn cao gấp 6,57; (6,53 - 6,57); (6,54 - 6,56) tương ứng đối với kim loại Cr, Ni và Co. Lượng hấp thụ qua đường hô hấp trung bình của trẻ em

gấp 4,66 - 4,67 lần so với người lớn đối với cả ba kim loại Cr, Ni và Co. Như vậy có thể thấy lượng hấp thụ bụi đường trực tiếp thông qua đường miệng chiếm một tỷ lệ đáng kể. Mức độ hấp thụ bụi qua 3 đường tiếp xúc cao nhất được tìm thấy tại khu vực công nghiệp đối với cả Cr, Ni và Co.

Giá trị liều lượng hấp thụ hàng ngày tương đối thấp đối với trẻ em và người lớn, tuy nhiên vẫn có những nguy cơ rủi ro về sức khỏe nhất là với trẻ em sinh sống tại các khu vực đô thị và công nghiệp. Liều lượng hấp thụ kim loại hàng ngày tại các khu công nghiệp, đô thị, ngoại thành qua các con đường theo thứ tự: hấp thụ qua đường ăn uống > tiếp xúc qua da > hít thở trực tiếp.

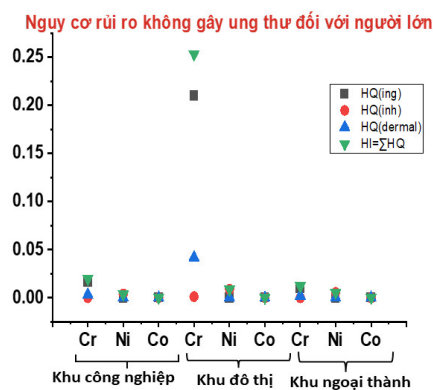
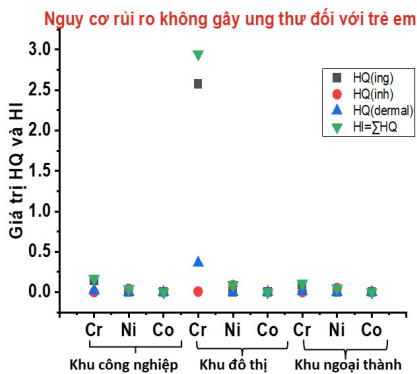
Nguy cơ không gây ung thư cho trẻ em của Cr là cao nhất tại khu vực đô thị, cao gấp 17 lần so với khu vực công nghiệp và 27 lần so với khu vực ngoại thành. Điều này cho thấy nguy cơ rủi ro khá cao của Cr trong khu vực đô thị với nhiều phương tiện giao thông và các hoạt động của con người. Đối với Ni và Co giá trị HI tại khu vực đô thị cao gấp 2 lần (đối với Ni) và 3 lần (đối với Co) so với khu công nghiệp và ngoại thành. Hầu hết các giá trị HI cho trẻ em và người lớn trong các khu vực mẫu đều < 1, điều đó cho thấy nguy cơ rủi ro không đáng kể đối với người dân tại khu vực nghiên cứu. Tuy nhiên, riêng giá trị HI của Cr tại khu đô thị có giá trị (2,9456) > 1, cho thấy nguy cơ rủi ro không gây ung thư ở trẻ em khá cao.

Nguy cơ rủi ro có khả năng gây ung thư đối với con người từ các kim loại Cr, Co, Ni được đánh giá qua con đường đường hô hấp đối với Ni, Co (do không có giá trị hệ số CSF_{ing} và CSF_{derm}), riêng Cr được đánh giá qua đường hô hấp và đường miệng. Kết quả đánh giá từ bảng 3 cho thấy hầu hết các giá trị CR_{inh} đối với các kim loại nghiên cứu đều nằm trong giới hạn cho phép ≤ 10⁻⁶ ở cả ba khu vực công nghiệp, đô thị và ngoại thành. Riêng Ni và Co, có giá trị ID_{inh} cao hơn một chút ở khu vực công nghiệp và đô thị tuy nhiên vẫn nằm trong giới hạn cho phép. Giá trị CR_{inh} của các kim loại theo thứ tự: Ni > Co > Cr. Các giá trị CR_{inh} đối với cả trẻ em và người lớn tại khu đô thị > khu công nghiệp > khu ngoại thành. Giá trị CR_{inh} của các kim loại Cr, Ni và Co đều thấp hơn 10⁻⁶, như vậy, không tìm thấy nguy cơ ung thư qua đường hô hấp đối với trẻ em và

Bảng 3. Liều lượng hấp thụ hàng ngày (mg/kg/ngày) và nguy cơ rủi ro gây ung thư đối với con người từ kim loại Cr, Co, Ni trong bụi đường

	Cr			Ni			Co		
	Công nghiệp	Đô thị	Ngoại thành	Công nghiệp	Đô thị	Ngoại thành	Công nghiệp	Đô thị	Ngoại thành
Trẻ em									
ID _{ing}	0,0005	0,0007	4,17E-05	0,0059	0,0016	5,52E-05	0,0003	0,0010	3,21E-05
ID _{inh}	1,3E-08	2,02E-08	1,17E-09	1,65E-07	4,59E-08	1,55E-09	7,93E-09	2,86E-08	9E-10
ID _{dermal}	0,0000	0,0000	1,17E-07	1,65E-05	4,59E-06	1,54E-07	7,91E-07	2,86E-06	8,99E-08
HQ _(ing)	0,1458	2,5772	0,0942	1,13E-06	2,40E-06	1,39E-06	0,0021	0,0030	0,0016
HQ _(inh)	0,0004	0,0076	0,0003	4,15E-02	8,81E-02	5,10E-02	0,0003	0,0010	3,21E-05
HQ _(dermal)	0,0204	0,3608	0,0132	4,30E-04	9,14E-04	5,29E-04	1,65E-05	4,59E-06	1,54E-07
HI=ΣHQ	0,1667	2,9456	0,1076	4,19E-02	8,90E-02	5,16E-02	7,91E-07	2,86E-06	8,99E-08
CR _(ing)	2,50E-04	3,50E-04	2,09E-05	-	-	-	-	-	-
CR _(inh)	5,33E-07	8,28E-07	4,80E-08	6,77E-06	1,88E-06	6,36E-08	3,25E-07	1,17E-06	5,33E-07
Người lớn									
ID _{ing}	4,98E-05	7,72E-05	4,47E-06	0,0006	0,0002	5,91E-06	3,03E-05	0,0001	3,44E-06
ID _{inh}	2,79E-09	4,33E-09	2,51E-10	3,54E-08	9,84E-09	3,32E-10	1,7E-09	6,14E-09	1,93E-10
ID _{dermal}	1,99E-07	3,08E-07	1,78E-08	2,51E-06	7,00E-07	2,36E-08	1,21E-07	4,36E-07	1,37E-08
HQ _(ing)	0,0166	0,2100	0,0101	2,10E-07	4,78E-07	2,98E-07	0,0002	0,0003	0,0002
HQ _(inh)	0,0001	0,0012	5,94E-05	0,0039	0,0088	0,0055	4,39E-05	5,81E-05	3,38E-05
HQ _(dermal)	0,0033	0,0419	0,0020	5,70E-05	0,0001	8,08E-05	1,11E-06	1,47E-06	8,58E-07
HI=ΣHQ	0,0200	0,2532	0,0122	0,0039	0,0089	0,0055	0,0003	0,0004	0,0002
CR _(ing)	2,49E-05	3,86E-05	2,24E-06	-	-	-	-	-	-
CR _(inh)	1,14E-07	1,78E-07	1,03E-08	1,45E-06	4,03E-07	1,36E-08	6,97E-08	2,52E-07	1,14E-07

người lớn trong khu vực nghiên cứu. Nguy cơ rủi ro gây ung thư đối với Cr được đánh giá qua cả đường miệng, giá trị ID_{ing} (Cr) dao động từ 2,09E⁻⁰⁴ đến 3,50E⁻⁰⁴ đối với trẻ em và từ 2,24E⁻⁰⁶ - 3,86E⁻⁰⁵ đối với người lớn. Các giá trị ID_{ing} (Cr) khá cao so với các giá trị ID_{inh} của các kim loại, đặc biệt giá trị cao nhất được tìm thấy tại độ thị (3,50E⁻⁰⁴) xấp xỉ với ngưỡng cho phép (< 10⁻⁴). Điều này rất đáng để xem xét để đưa ra các giải pháp nhằm hạn chế sự phát thải của Cr trong bụi đường đô thị.



Hình 3. Nguy cơ rủi ro không gây ung thư cho trẻ em và người lớn đối với các kim loại Cr, Ni, Co trong bụi đường

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu này cung cấp các thông tin về sự phân bố khác nhau giữa các dạng liên kết hóa học của Cr, Ni, và Co trong mẫu bụi đường tại các khu vực công nghiệp, đô thị và ngoại thành. Nhìn chung, các kim loại Cr, Co và Ni phân bố tập trung chủ yếu ở dạng cặn dư (F5), tiếp theo là dạng

liên kết hữu cơ (F4), dạng liên kết oxit Fe - Mn (F3), và thấp nhất là dạng liên kết cacbonat (F3) và dạng trao đổi. Độ độc hại của các kim loại chủ yếu tồn tại ở dạng di động, đặc biệt là dạng F1, F2. Kết quả cho thấy tổng tỷ lệ % dạng di động (% F1+ %F2) cao nhất được tìm thấy đối với Cr, Co và Ni tương ứng là 17,1%; 9,73%; 16,9%. Nghiên cứu cũng đánh giá nguy cơ rủi ro ảnh hưởng đến sức khỏe con người. Kết quả phân tích cho thấy giá trị hấp thụ trung bình hàng ngày thông qua các con đường tiếp xúc trực tiếp (đường miệng, đường hô hấp và tiếp xúc qua da) theo thứ tự: Cr > Ni > Co. Liều hấp thụ đối với trẻ em cao hơn so với giá trị ước tính ở người lớn. Nguy cơ rủi ro không gây ung thư (HI) cho trẻ em cao nhất được tìm thấy đối với kim loại Cr tại khu đô thị, cao gấp 17 lần so với khu vực công nghiệp và 27 lần so với khu vực ngoại thành. Sự có mặt của kim loại nặng trong bụi đường nhất là khu đô thị, nhiều dân cư sinh sống, sẽ tiềm ẩn những nguy cơ rủi ro sức khỏe đối với con người đặc biệt là trẻ em. Nguy cơ rủi ro gây ung thư qua đường hô hấp trong nghiên cứu này thấp hơn liều lượng cho phép, chứng tỏ không có các rủi ro ung thư liên quan đến Cr, Co, và Ni trong bụi đường tại các khu vực được khảo sát. Riêng kim loại Cr có nguy cơ rủi ro gây ung thư đối với trẻ em qua đường miệng gần với giới hạn cho phép ($2,09\text{E}-04$ - $3,50\text{E}-04$), vì vậy cần phải có các biện pháp giảm thiểu ô nhiễm Cr trong bụi đường nhất là khu vực đô thị

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Al-Khashman O.A., "Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan," *Atmospheric Environment*, 38, 6803-6812, 2004.
- [2]. Tokalioglu S., S. Karta, "Multivariate analysis of the data and speciation of heavy metals in street dust samples from the organized industrial district in Kayseri (Turkey)," *Atmos. Environ.*, 40, 2797-2805, 2006.
- [3]. Kalpakjian S., Schmid S., "Manufacturing Engineering and Technology," Pearson Education Inc., Upper Saddle River, 1246-1250, 2006.
- [4]. Hirsch J., "Automotive trends in aluminium-The European perspective," *Materials Forum*, 28, 3, 15-23, 2004.
- [5]. Ohajinwa C. M., Van Bodegom P. M., Vijver M. G., Peijnenburg W. J., "Impact of informal electronic waste recycling on metal concentrations in soils and dusts," *Environmental research*, 164, 385-394, 2018.
- [6]. Kyere V. N., *Environmental and health impacts of informal e-waste recycling in Agbogbloshie, Accra, Ghana: recommendations for sustainable management*. Doctoral dissertation, Universitäts-und Landesbibliothek Bonn, 2016.
- [7]. de Burbure C., Buchet J. P., Leroyer A., Nisse C., Haguenoer J. M., Mutti A., Bernard A., "Renal and neurologic effects of cadmium, lead, mercury, and arsenic in children: evidence of early effects and multiple interactions at environmental exposure levels," *Environmental health perspectives*, 114(4), 584-590, 2006.
- [8]. Åkesson A., Lundh T., Vahter M., Bjellerup P., Lidfeldt J., Nerbrand C., Skerfving S., "Tubular and glomerular kidney effects in Swedish women with low environmental cadmium exposure," *Environmental health perspectives*, 113(11), 1627-1631, 2005.
- [9]. Li J., Zuo Q., Feng F., Jia H., Ji Y., "Pollution characteristics, bioavailability, and risk assessment of heavy metals in urban road dust from Zhengzhou, China," *Environmental Geochemistry and Health*, 46(11), 476, 2024.
- [10]. Mohanraj R., Akil Prasath R. V., Balaramdas K. R., Amjad K. T., "Bioavailable fractions of heavy metals in the road dust during infrastructure construction at urban Coimbatore and its potential health implications, India," *Environmental Geochemistry and Health*, 46(8), 264, 2024.
- [11]. Mahmoud N., Al-Shahwani D., Al-Thani H., Isaifan R. J., "Risk assessment of the impact of heavy metals in urban traffic dust on human health," *Atmosphere*, 14(6), 1049, 2023.
- [12]. Mostafa M. T., El-Nady H., Gomaa R. M., Abdelgawad H. F., Abdelhafiz M. A., Salman S. A. E., Khalifa I. H., "Urban geochemistry of heavy metals in road dust from Cairo megacity, Egypt: enrichment, sources, contamination, and health risks," *Environmental Earth Sciences*, 83(1), 37, 2024.
- [13]. Nguyen T. T. T., Hoang A. Q., Vuong X. T., Nguyen V. D., Pham G. H., Minh T. B., "Comprehensive insight into heavy metal (loid) s in road dust from industrial and urban areas in northern Vietnam: concentrations, fractionation characteristics, and risk assessment," *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 104(16), 4027-4046, 2024.
- [14]. Jiang Y., Shi L., Guang Al. et al., "Contamination levels and human health risk assessment of toxic heavy metals in street dust in an industrial city in Northwest China," *Environ Geochem Health*, 40, 2007-2020, 2018.
- [15]. Tessier P. G. C. Campbell, M. Bisson, "Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals," *Analytical Chemistry*, 51, 7, 844-851, 1979.
- [16]. Vuong T. X., Stephen J., Minh T. B., Nguyen T. T. T., Duong T. H., Pham D. T. N., "Chemical fractionations of lead and zinc in the contaminated soil amended with the blended biochar/apatite," *Molecules*, 27(22), 8044, 2022.
- [17]. United States Environmental Protection Agency, EPA Method 6020B., *Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry*. 2014.
- [18]. USEPA, *Office of Solid Waste and Emergency Response*. Washington, DC EPA/540 95, 1996.
- [19]. USEPA, *Environmental Protection Agency*, EPA/540/1-89/002, I. 1989.
- [20]. Aguilera A, Francisco Bautista, Margarita Gutierrez-Ruiz, Agueda E, Cenicerros-Gomez, Rubén Cejudo, Avto Goguitchaichvili, "Heavy metal

pollution of street dust in the largest city of Mexico, sources and health risk assessment," *Environ Monit Assess*, 193, 4, 1-16, 2021.

[21]. Kamunda, C., Mathuthu, M., & Madhuku, M., 2016. Health risk assessment of heavy metals in soils from Witwatersrand Gold Mining Basin, South Africa. *International journal of environmental research and public health*, 13(7), 663.

[22]. Keshavarzi Z. Tazarvi M. A. Rajabzadeh, A. Najmeddin, "Chemical speciation, human health risk assessment and pollution level of selected heavy metals in urban street dust of Shiraz, Iran," *Atmospheric Environment*, 119, 1-10, 2015.

[23]. Liu E., Wang X., Liu H., Liang M., Zhu Y., Li Z., "Chemical speciation, pollution and ecological risk of toxic metals in readily washed off road dust in a megacity (Nanjing), China," *Ecotoxicology and environmental safety*, 173, 381-392, 2019.

[24]. Martello L, P. Fuchsman, M. Sorensen, V. Magar, R. J. Wenning, "Chromium geochemistry and bioaccumulation in sediments from the lower Hackensack River, New Jersey, Arc environ Contam," *Toxicol*, 53, 337-350, 2007.

[25]. Li H, Xin Qian, Wei Hu, Yulei Wang, Hailong Gao, "Chemical speciation and human health risk of trace metals in urban street dusts from a metropolitan city, Nanjing, SE China," *Science of the Total Environment*, 456-457, 212-221, 2013.

[26]. Xu H., Wang Y., Liu R., Wang M., Zhang Y., "Spatial distribution, chemical speciation and health risk of heavy metals from settled dust in Qingdao urban area," *Atmosphere*, 10, 2:73, 2019.

[27]. Yıldırım G., Tokaloğlu Ş., "Heavy metal speciation in various grain sizes of industrially contaminated street dust using multivariate statistical analysis," *Ecotoxicology and environmental safety*, 124, 369-376, 2016.

AUTHORS INFORMATION

**Nguyen Thi Thu Thuy, Pham Thi Thu Ha, Vuong Truong Xuan,
Truong Thi Thao**

Faculty of Natural Science and Technology, Thai Nguyen University of
Science, Vietnam