

DISTRIBUTION CHARACTERISTICS, CHEMICAL SPECIATION, AND HUMAN HEALTH RISK ASSESSMENT OF NICKEL IN ROAD DUST

Nguyen Thi Thu Thuy
TNU - University of Science

ARTICLE INFO		ABSTRACT
Received:	15/7/2023	In 33 samples of road dust from the provinces of Thai Nguyen, Bac Giang, Bac Ninh, and Ha Noi as well as Hai Phong, the study assessed the total amount and chemical speciation of Ni. Dust samples were examined utilizing the enhanced Tessier sequential extraction method on the ICP/MS equipment. For industrial zones, Ni concentrations in the entire sample ranged from 43.4 to 70.1 mg/kg, for urban regions from 91.1 to 237 mg/kg, and for suburban areas from 69.7 to 93.5 mg/kg. The majority of the Ni speciation was found in the following fractions: residual fraction (52.3–73.9%), organic matter-bound fraction (11.8–23.9%), Fe–Mn oxides-bound fraction (7.24–16.4%), carbonate-bound fraction, and exchangeable fraction (6.3–7.67%). Urban and industrial areas had greater mobility fraction percentages than suburban areas. In dust samples for both children and adults, the risk of non-carcinogenicity and the risk of carcinogenicity (CR) were also evaluated. The outcomes demonstrated that there was no detectable risk ($HI < 1$). However, compared to adults, children are at 2.78 to 9.31 times greater risk. The CR values were below the permissible level (10^{-6}) and showed no evidence of a carcinogenic risk in either children or adults.
Revised:	28/9/2023	
Published:	28/9/2023	
KEYWORDS		
Road dust		
Chemical speciation		
Industry		
Urban		
Suburban		

ĐẶC TÍNH PHÂN BỐ, DẠNG LIÊN KẾT HÓA HỌC, VÀ ĐÁNH GIÁ NGUY CƠ RỦI RO SỨC KHỎE ĐỐI VỚI CON NGƯỜI TỪ KIM LOẠI NICKEL TRONG CÁC MẪU BỤI ĐƯỜNG

Nguyễn Thị Thu Thúy
Trường Đại học Khoa học – ĐHTH Thái Nguyên

THÔNG TIN BÀI BÁO		TÓM TẮT
Ngày nhận bài:	15/7/2023	Nghiên cứu đánh giá hàm lượng tổng và các dạng liên kết của Ni trong 33 mẫu bụi đường, các mẫu được thu thập tại các khu vực công nghiệp, đô thị và ngoại thành thuộc các tỉnh Thái Nguyên, Bắc Giang, Bắc Ninh, Hà Nội và Hải Phòng. Các mẫu bụi được phân tích trên thiết bị ICP/MS, mẫu phân tích dạng áp dụng theo quy trình chiết tuần tự Tessier cải tiến. Hàm lượng Ni trong mẫu tổng nằm từ 43,4 đến 70,1 mg/kg đối với khu công nghiệp, từ 91,1 đến 237 mg/kg đối với khu đô thị và 69,7 đến 93,5 mg/kg đối với khu ngoại thành. Tỷ lệ % phân bố các dạng liên kết của Ni tập trung chủ yếu trong dạng cặn dư (52,3 - 73,9%) > dạng liên kết hữu cơ (11,8 - 23,9%) > dạng oxit Fe-Mn (7,24-16,4 %) > dạng trao đổi và dạng cacbonat (6,3 - 7,67%). Dạng di động chiếm tỷ lệ % cao hơn trong các khu vực công nghiệp, đô thị và thấp hơn trong khu ngoại thành. Nguy cơ rủi ro không gây ung thư HI và nguy cơ gây ung thư CR cũng được đánh giá trong các mẫu bụi đối với cả trẻ em và người lớn. Kết quả cho thấy, không có nguy cơ rủi ro đáng kể ($HI < 1$). Tuy nhiên, nguy cơ đối với trẻ em cao gấp từ 2,78 đến 9,31 lần so với người lớn. Các giá trị CR tìm được đều thấp hơn ngưỡng cho phép (10^{-6}), cho thấy không có nguy cơ ung thư đối với trẻ em và người lớn.
Ngày hoàn thiện:	28/9/2023	
Ngày đăng:	28/9/2023	
TỪ KHÓA		
Bụi đường		
Dạng liên kết		
Công nghiệp		
Đô thị		
Ngoại thành		

DOI: <https://doi.org/10.34238/tnu-jst.8343>

Email: thuyntt@tnus.edu.vn

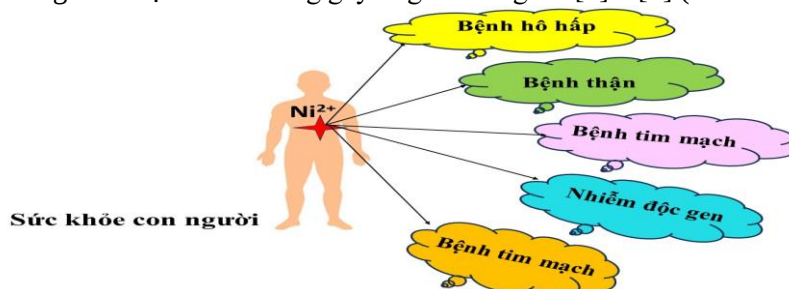
<http://jst.tnu.edu.vn>

17

Email: jst@tnu.edu.vn

1. Giới thiệu

Nghiên cứu về sự phân bố và ảnh hưởng sức khỏe của kim loại nặng trong ô nhiễm bụi đường từ nhiều nguồn khác nhau đã thu hút được sự quan tâm đáng kể của nhiều nhà khoa học. Đặc biệt là các kim loại nặng có độc tính cao và khuếch tán mạnh trong môi trường, chẳng hạn như Ni. Nguồn phát thải Ni vào môi trường được bắt nguồn từ cả tự nhiên và nhân tạo. Nguồn tự nhiên của Ni đất, gió, bụi, núi lửa, thảm thực vật, cháy rừng, muối biển hay thiên thạch bụi. Nguồn phát thải Ni nhân tạo được ước tính khá cao từ hai nguồn: trực tiếp và gián tiếp. Các nguồn chính trực tiếp như: khai thác và luyện quặng, tinh chế, thu hồi Ni, sản xuất kim loại đen và kim loại màu, mạ điện, pin và sản xuất hóa chất Ni. Các nguồn gián tiếp nói chung là những nguồn không tạo ra Ni hoặc các sản phẩm có chứa Ni và chỉ vô tình xử lý Ni bởi vì nó hiện diện dưới dạng tạp chất trong nguyên liệu hoặc nhiên liệu như đốt than dầu, lò than cốc, đốt rác thải đô thị và bùn thải, chế biến dầu mỏ, sản xuất xi măng [1]. Nguồn phát thải từ khí thải, sự mài mòn của các bộ phận má phanh và lốp xe của các phương tiện giao thông cũng được xem là nguồn phát thải đáng kể trong môi trường [2]. Đặc tính hóa học của kim loại thường là một trong những đặc điểm quan trọng nhất quyết định độc tính của nó, ảnh hưởng đến sự hấp thụ, vận chuyển và bài tiết, cũng như độc tính của nó đối với tế bào. Ví dụ, các loài Ni (II) không hòa tan, đặc biệt là Ni (II) sunfua, có nguy cơ gây ung thư (CR) cao hơn so với khi chúng ở dạng hòa tan. Độc tính Ni được xác định bởi tính chất hóa lý, nồng độ và con đường tiếp xúc của nó. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra nguy cơ phơi nhiễm Ni đối với con người, động vật thông qua ba con đường tiếp xúc: đường miệng, đường hô hấp và hấp thụ qua da [3]. Hầu như tất cả các hợp chất của nickel, ngoại trừ nickel cacbonyl, đều không độc sau khi ăn vào do khả năng hấp thụ thấp qua đường tiêu hóa. Khả dụng sinh học của muối nickel bị ảnh hưởng đáng kể khi tiêu thụ cùng với thực phẩm. Ngoài đặc tính gây độc cho phôi thai và gây quái thai, nickel có thể đi qua nhau thai. Một nghiên cứu trên động vật tiết lộ rằng việc tiếp xúc với nickel làm giảm lượng magiê, mangan và kẽm trong các mô khác nhau [3], [4]. Tùy theo hệ thống miễn dịch của cơ thể, hệ thần kinh, sinh sản bị ảnh hưởng hoặc gây ung thư sau cấp tính (01 ngày), bán mãn tính (10–100 ngày) và mãn tính (100 ngày trở lên) thời gian phơi nhiễm [4], [5]. Những trường hợp quá mẫn với nickel cũng gây ra bệnh hen suyễn, viêm kết mạc, phản ứng viêm với các bộ phận giả, cấy ghép có chứa nickel, và các phản ứng toàn thân sau khi tiêm, sử dụng chất lỏng và thuốc bị nhiễm nickel. Đặc biệt, nickel là một trong những kim loại có khả năng gây ung thư ở người [7] – [9] (Xem Hình 1).



Hình 1. Sơ đồ biểu diễn độc tính nickel ở người

Hiện nay tại Việt Nam, số liệu phân tích về dạng liên kết hóa học của các kim loại nặng nói chung và Ni nói riêng trong bụi đường còn rất hạn chế. Nghiên cứu gần đây của chúng tôi năm 2022 [10], [11], dạng liên kết hóa học của các kim loại Cu, Zn, Pb, As, Cd đã được phân tích và đánh giá trong bụi đường tại khu công nghiệp. Kết quả cho thấy, các dạng di động của một số kim loại khá cao chiếm khoảng 30-60% so với hàm lượng tổng. Đây là dạng dễ hòa tan vào môi trường, gây ảnh hưởng đến sức khỏe con người, động vật và thực vật. Chính vì vậy, trong nghiên cứu này, tác giả tập trung đánh giá về mức độ phát thải, đặc trưng phân bố và dạng di động của nickel trong bụi đường tại ba khu vực công nghiệp, đô thị và ngoại thành. Từ kết quả phân tích, có thể cung cấp cái nhìn chi tiết về nguồn gốc, sự xuất hiện, và khả năng di động của các dạng

liên kết Ni vào môi trường, cũng như nguy cơ rủi ro về sức khỏe của con người khi tiếp xúc với bụi đường chứa Ni.

2.1. Thông tin mẫu nghiên cứu

Mẫu thu thập được phân thành 03 khu vực: 1. Bụi đường khu công nghiệp (mẫu được thu thập khu vực trục đường trước các nhà máy Thái Nguyên (Sam Sung), Bắc Ninh (Yên Phong); Bắc Giang (Vân Trung); Hải Phòng (Visip). Mẫu được lấy tại trục đường phía trước các nhà máy công nghiệp. Khu vực công nghiệp nghiên cứu bao gồm các ngành như: Ngành cơ khí chế tạo máy, ô tô, ngành vật liệu xây dựng; Chế tạo, sản xuất sau luyện thép, sản xuất vi, điện tử, sản phẩm công nghệ thông tin; Nhóm ngành sản xuất công nghiệp nhẹ ít độc hại, sản xuất phụ tùng ô tô, dụng cụ y tế, chế biến thực phẩm; Sản xuất hàng may mặc, Sản xuất linh kiện máy ảnh, điện thoại di động, ô tô, gia công vật liệu kim loại. 2. Mẫu bụi khu vực đô thị (mẫu được thu thập tại trục đường các khu chợ, trung tâm thương mại Thái Nguyên (Chợ Trung tâm)chợ, Chợ Phú Thái, trung tâm thương mại Vincom; Chợ Đầm Thụy); 03. Mẫu bụi đường khu vực ngoại thành xã Thịnh Đức Thái Nguyên, huyện Phú Bình (Cầu Mây, Nhả Lộng). Thời gian lấy mẫu 09/2021.

2.2. Phương pháp lấy mẫu, xử lý mẫu.

Các mẫu bụi đường được thu thập thủ công bằng chổi, được lấy bằng cách quét bụi trên bề mặt đường, với khoảng cách 0,5 đến 1 m từ mép vỉa hè, mỗi đoạn từ 5 đến 10 m. 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 100 g, nếu cỡ hạt lớn hơn cần 200 – 300 g [11]. Mẫu được chuyển vào túi PE ziploc, trước khi đóng miệng túi cần ép chặt để loại không khí bên trong túi. Tất cả các mẫu bụi thu thập được được bảo quản trong túi polyetylen kín, dán nhãn, sau đó được vận chuyển đến phòng thí nghiệm và bảo quản ở -20°C để phân tích.

Phân tích mẫu tổng nickel: 1 g mẫu bụi đường đã được sấy khô ở nhiệt độ phòng và rây mịn đến kích thước 75-100 μm , được chuyển vào bình tam giác, thêm 20 mL dung dịch cường thủy $\text{HNO}_3\text{-HCl}$ tỷ lệ 1:3 (v/v), để ở nhiệt độ phòng trong khoảng thời gian 10 -12 giờ. Đun trên bếp cách cát ở nhiệt độ 80°C đến gần cạn, cho thêm vào bình 20 mL hỗn hợp cường thủy như trên, đun đến khi thu được cạn trắng. Sau khi để nguội, định mức đến 25 mL bằng dung dịch HNO_3 1% [12].

Phân tích mẫu dạng theo quy trình Tessier cải tiến [12], [13]: quy trình này đã được trình bày chi tiết trong một số nghiên cứu gần đây của chúng tôi [10], với hiệu suất thu hồi từ 91-102% nằm trong giới hạn cho phép của phân tích lượng vết, (bảng 1). Hàm lượng kim loại Ni được phân tích trên thiết bị ICP.MS 7900 Agilent thuộc trung tâm nghiên cứu và chuyển giao công nghệ Hà Nội. Giới hạn phát hiện và giới hạn định lượng của phương pháp phân tích nickel tương ứng là 0,0247 mg/kg và 0,0824 mg/kg.

Bảng 1. Quy trình phân tích dạng liên kết Nickel trong bụi đường

TT	Dạng chiết	Quy trình chiết	Thời gian lắc chiết và nhiệt độ
F1	Dạng trao đổi	10 mL NH_4OAc 1M	1 h ở nhiệt độ phòng/ tốc độ lắc 300 vòng/phút
F2	Dạng liên kết với cacbonat	20 mL NH_4OAc 1M (pH = 5 với dung dịch HOAc)	5 h ở nhiệt độ phòng/ tốc độ lắc 300 vòng/phút
F3	Dạng liên kết với Fe- Mn oxit	20 mL $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$ 0,04M trong HOAc 25% (v/v)	5 h ở nhiệt độ phòng/ tốc độ lắc 300 vòng/phút
F4	Dạng liên kết với hữu cơ	10 mL NH_4OAc 3,2M trong HNO_3 20%,	0,5 h ở nhiệt độ phòng/ tốc độ lắc 300 vòng/phút
F5	Dạng cặn dư	40 mL hỗn hợp $\text{HNO}_3\text{: HCl}$ (3:1)	phân tích hàm lượng tổng kim loại

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

Phương pháp do Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (US EPA) phát triển đã được áp dụng để tính toán mức độ phơi nhiễm của trẻ em và người lớn nhằm ước tính nguy cơ sức khỏe cộng đồng do kim loại nặng trong bụi đường. Con người chủ yếu tiếp xúc qua 3 con đường sau: đường miệng (ID_{ing}); hô hấp (ID_{inh}) và tiếp xúc qua da với các hạt bụi (ID_{dermal}) [11], [14]. Lượng tiêu thụ trung bình hàng ngày (ID_i) của một chất, được ước tính thông qua ba con đường tiếp xúc như sau: Phương trình (1-5):

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

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

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

$$ID_{i(trẻ em)} = \frac{C}{PEF \times AT_{can}} \times \frac{IR_{chil} \times EF_{chil} \times ED_{chil}}{BW_{chil}} \quad (4)$$

$$ID_{i(người lớn)} = \frac{C}{PEF \times AT_{can}} \times \frac{IR_{adult} \times EF_{adult} \times ED_{adult}}{BW_{adult}} \quad (5)$$

C là nồng độ kim loại (mg/kg); IngR: tỷ lệ hấp thụ qua đường miệng (mg/ngày); InhR: tỷ lệ hấp thụ qua đường hít thở ($m^3/ngày$); ED: thời gian tiếp xúc (năm); EF: tần suất phơi nhiễm (ngày/năm; BW: trọng lượng cơ thể (kg); AT: thời gian trung bình đối với chất không gây ung thư (ngày; PEF: hệ số phát thải hạt (m^3/kg); SA: bề mặt của vùng da tiếp xúc (cm^2); ABS: yếu tố hấp thụ qua da; AF: hệ số kết dính lượng bụi trên da (mg/cm^2)

- Nguy cơ rủi ro không gây ung thư tiếp xúc qua đường ăn uống, hít thở, qua da:

$$HQ_{ing/inh/derm} = \frac{ID_{(ing/inh/derm)}}{RfD} \quad (6); \quad HI = \sum HQ_i \quad (7)$$

$HI \leq 1$: không ảnh hưởng sức khỏe; $HI > 1$: có khả năng ảnh hưởng

- Nguy cơ gây ung thư (CR) được đặt ra có thể được đánh giá bằng cách sử dụng:

$$CR_i = ID_i \times CSf \quad (8); \quad CR = \sum CR_i \quad (9)$$

Trong đó CSf: hệ số gốc gây ung thư; i viết tắt của các con đường tiếp xúc. Liều tham chiếu (RfD) và độ dốc ung thư yếu tố (CSf) cho mỗi con đường phơi nhiễm [11], [14].

3. Kết quả và bàn luận

3.1. Hàm lượng tổng của Ni trong các mẫu bụi đường

Hàm lượng tổng của Ni được phát hiện trong cả ba khu vực nghiên cứu: khu công nghiệp, khu đô thị, và khu ngoại thành. Kết quả được trình bày trong bảng 2.

Kết quả phân tích Ni trong 4 khu công nghiệp dao động từ 43,4 đến 70,1 mg/kg. Hàm lượng cao nhất được tìm thấy tại Bắc Ninh và thấp nhất tại khu công nghiệp Bắc Giang. Trong các khu đô thị hàm lượng trung bình của Ni nằm trong khoảng từ 91,1 đến 237 mg/kg. Trong đó, hàm lượng cao nhất được tìm thấy tại chợ trung tâm Thái Nguyên. Nguyên nhân dẫn đến điều này có thể do đây là khu vực chợ trung tâm lớn nhất của Thành phố Thái Nguyên. Khu vực này tập trung đông người và rất nhiều mặt hàng buôn bán như hoa quả, thịt, hàng mã..., cũng như rác thải sinh hoạt, rác thải của các sản phẩm buôn bán. Thêm vào đó, một lượng lớn khí thải từ các phương tiện giao thông mua sắm có thể là nguồn phát thải lớn kim loại Ni. Đối với khu vực ngoại thành, các hoạt động nông nghiệp là chủ yếu, hàm lượng trung bình của Ni dao động từ 69,7 đến 93,5 mg/kg.

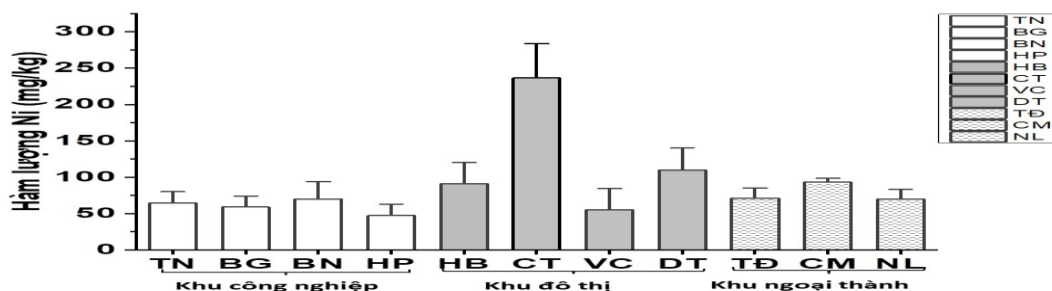
Hàm lượng tổng Ni tại khu vực chợ Cầu Mây Phú Bình cao hơn một chút so với các khu vực khác. Kết quả phân tích trong hình 2 cũng cho thấy, hàm lượng tổng Ni trong 3 khu vực theo thứ tự: khu vực đô thị > khu vực công nghiệp ~ khu vực ngoại thành. Sự có mặt cao của Ni trong khu đô thị có thể liên quan đến các yếu tố như: lưu lượng giao thông, dân cư, sự bào mòn của các bộ phận ô tô như phanh, lốp, cũng như các thiết bị điện, điện tử, động cơ của các phương tiện giao thông cũ [15]. Trong khi, tại các khu công nghiệp, thì các quá trình sản xuất, tinh chế quặng (gang, thép), chế biến hóa chất và vật liệu chịu lửa, sản xuất (xi măng và ô tô lót phanh và bộ

chuyển đổi xúc tác) và thuộc da [16], [17] lại là nguồn phát thải Ni. Một điểm đáng chú ý ở đây là hàm lượng của Ni trong khu vực ngoại thành tương tự như khu công nghiệp. Điều này có thể liên quan đến các nguồn tự nhiên của Ni trong khí quyển bao gồm bụi do gió thổi, có nguồn gốc từ quá trình phong hóa đá và đất, cháy rừng. Sự hiện diện của Ni trong không khí cũng bắt nguồn từ quá trình đốt than, dầu diesel và dầu nhiên liệu, và quá trình đốt chất thải và nước thải [18]. Mặt khác, các nguồn phát thải gián tiếp tại các khu vực ngoại thành thường như lò đốt rác thải (thường được đặt tại các khu vực ngoại thành), đốt than, dầu, đốt rác lộ thiên của người dân cũng là một nguồn phát thải đáng kể của Ni [1]. Trong khi đó, tại các khu sản xuất công nghiệp nghiên cứu, Ni có thể phát thải từ các nguồn nguyên, nhiên liệu của nhà máy như: linh kiện điện tử, luyện gang thép, sản xuất các phụ tùng chống gỉ của ô tô. Tuy nhiên, hầu hết các nhà máy đều có hệ thống xử lý và kiểm soát khí thải, điều này có thể làm giảm phát thải Ni vào môi trường.

Bảng 2. Kết quả phân tích hàm lượng tổng Ni trong các mẫu bụi đường

Khu vực	Kí hiệu mẫu	C (mg/kg)	min	max	SD	pH	OC (g/kg)
Công nghiệp	TN (n=3)	64,6	48,5	80,2	15,9	7,81	17,3
	BG (n=3)	43,4	30,1	55,8	12,9	8,15	21,5
	BN (n=3)	70,1	51,1	94,0	21,9	8,02	20,9
	HP (n=3)	47,2	35,3	62,9	14,2	8,38	16,7
Đô thị	HB (n=3)	91,1	60,1	120	30,1	7,86	19,2
	CT (n=3)	237	198	284	43,7	7,73	33,3
	VC (n=3)	55,2	23,5	84,7	30,7	8,43	22,1
	DT (n=3)	109	78,4	140	30,9	8,49	20,1
Ngoại thành	TĐ (n=3)	71,1	58,2	84,9	13,4	8,40	19,2
	CM (n=3)	93,5	88,9	98,7	4,89	8,65	15,4
	NL (n=3)	69,7	56,1	83,3	13,6	8,43	17,9

Hàm lượng Ni trong nghiên cứu này nhìn chung cao hơn một chút so với kết quả báo cáo Ni trong bụi đường tại Trung Quốc năm 2018, trung bình 36,3 mg/kg (13,7 – 148,7 mg/kg) [19], [20] và 2021 trung bình là 43,7 mg/kg (14,2 – 578 mg/kg) [21]; tại Nga năm 2021, là 41,1 mg/kg (12,1-91,1 mg/kg) [22], nhưng tương đương với số liệu tại Afghanistan 2018 (66,4 mg/kg) [23].



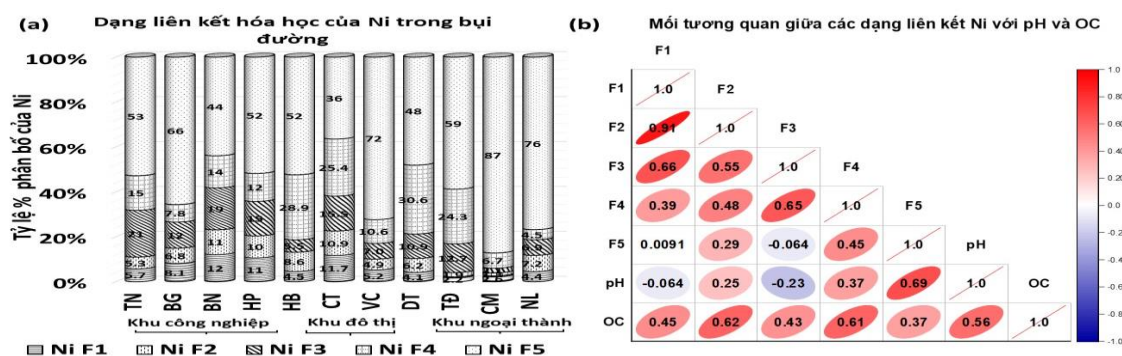
Hình 2. Hàm lượng phân tích Ni tổng trong các mẫu bụi đường

3.2. Đặc trưng phân bố các dạng liên kết hóa học của Ni trong bụi đường

Đặc trưng phân bố và tỷ lệ % 5 dạng liên kết hóa học của Ni trong bụi đường được thể hiện trong hình 3 (a). Tỷ lệ % trung bình các dạng liên kết trong khu công nghiệp theo thứ tự là: F5 (53,5%) > F3 (16,6%) > F4 (12,5%) > F1 (9,1%) ~ F2 (8,3%). Từ hình 3(a) cho thấy, tỷ lệ % các dạng liên kết trong các khu vực TN, BG, BN và HP khá tương đồng nhau. Trong khu đô thị tỷ lệ % trung bình các dạng liên kết theo thứ tự giảm dần: F5 (52,3%) > F4 (23,9%) > F3 (9,74%) > F2 (7,67 %) > F1 (6,37%). Tương tự như tỷ lệ % phân bố của khu đô thị, tại các khu vực ngoại thành tỷ lệ % cao nhất cũng được tìm thấy theo thứ tự: F5 (73,9%) > F4 (11,8%) > F3 (7,24%) > F2 (3,49%) ~ F1 (3,08%). Như vậy, có thể thấy trong cả 3 khu vực tỷ lệ phân bố các dạng liên kết là tương tự nhau. Tỷ lệ phần trăm cao nhất được tìm thấy là dạng cặn dư F5 và thấp nhất là dạng

F1, F2. Tuy nhiên, tại khu vực đô thị và công nghiệp tỷ lệ % dạng F5 thấp hơn so với khu ngoại thành, trong khi dạng F1, F2, F3, F4 lại cao hơn. Điều này cho thấy ảnh hưởng do sự có mặt của các hợp chất hữu cơ, sunfua trong các khu chợ dân sinh dẫn đến tỷ lệ F4 cao. Sự thay đổi môi trường tại khu chợ do ảnh hưởng của thực phẩm phân hủy, nước thải tại chợ cũng dẫn đến sự hình thành của dạng F1, F2 [12]. Trong khi đó tại khu công nghiệp sự có mặt của Fe-Mn oxit có thể xuất phát từ các khu sản xuất cơ khí chế tạo máy, ô tô, chế tạo, sản xuất sau luyện thép, sản xuất vi, điện tử của khu công nghiệp. Khi đó, Ni sẽ được hấp phụ trên bề mặt của Fe-Mn oxit và kém bền trong môi trường, dẫn đến tỷ lệ dạng F3 cao [12]. Kết quả này tương tự như báo cáo của tác giả Yildirim khi phân tích dạng Ni trong bụi đường khu công nghiệp năm 2016 (F5: 59%); F4: 19%; F3: 11% và F1, F2: 11%) [24], và bụi đường đô thị của tác giả Li, 2013 (F5: 62,1%; F4: 11,5%; F3: 14,0%; F1, F2: 12,37%) [25]. Mức độ độc hại của các kim loại được quan tâm hơn khi chúng tồn tại trong các dạng di động mạnh F1, F2, F3 và F4. Tuy nhiên trong đó dạng F1, F2 là được quan tâm hơn cả do đặc tính dễ hòa tan trong môi trường hơn so với các dạng còn lại. Tỷ lệ % tổng dạng di động F1 + F2 trong nghiên cứu này chiếm tỷ lệ cao hơn tại các khu vực công nghiệp (17,4%) và đô thị (14,0%). Kết quả này tương tự trong báo cáo của tác giả Li tại Trung Quốc (12,4%) [25], Keshavarzi tại Iran (20,5%) [26], trong bụi đường đô thị. Tỷ lệ % tổng dạng di động thấp hơn là khu ngoại thành (6,57%) tương đương với các khu vực dân cư (3,13%) tại thành phố Thẩm Dương Trung Quốc [27].

Phân tích mối tương quan Spearman ($n = 33$) giữa các dạng liên kết của Ni với pH và OC trong mẫu bụi đường được đưa ra trong hình 3 (b). Các giá trị pH và OC được đưa ra trong bảng 2. Kết quả cho thấy, OC có mối tương quan thuận với các dạng cacbonat (Spearman correlation = 0,62) và dạng liên kết hữu cơ (Spearman correlation = 0,61). Điều này có nghĩa khi hàm lượng OC tăng thì các dạng F2 và F4 cũng tăng. Các giá trị pH không có mối tương quan đáng kể với các dạng F1, F2, F3 và F4 tuy nhiên lại có mối tương quan với dạng cặn dư F5 (Spearman correlation = 0,69). Điều này cho thấy khi tăng pH thì giảm mức độ hòa tan của các dạng di động, và tồn tại chủ yếu ở dạng khó tan cặn dư do thúc đẩy sự hình thành của Ni-silicat và hydroxit.



Hình 3. (a) Tỷ lệ % phân bố các dạng liên kết của Ni trong bụi đường (F1: dạng trao đổi; F2: dạng cacbonat; F3: dạng liên kết oxit Fe-Mn; F4: dạng liên kết hữu cơ; F5: dạng cặn dư); (b) Đánh giá mối tương quan giữa các dạng liên kết

3.3. Đánh giá nguy cơ rủi ro của Ni trong bụi đường đối với sức khỏe con người

Rủi ro sức khỏe đối với trẻ em và người lớn được đánh giá thông qua các con đường tiếp xúc: qua miệng (ID_{ing}), hô hấp (ID_{inh}) và tiếp xúc qua da (ID_{dermal}). 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. Kết quả tính toán được thể hiện trong bảng 3. Kết quả cho thấy, liều lượng hấp thụ hàng ngày đối với cả trẻ em và người lớn được sắp xếp theo thứ tự về mức hấp thụ: qua đường miệng (ing) > tiếp xúc qua da (dermal) > đường hô hấp (inh). Liều hấp thụ cho trẻ em qua đường ăn uống, hít thở trực tiếp và tiếp xúc với da cao hơn lần lượt là 9,31 lần, 2,78 lần và 6,56 lần so với giá trị ước tính ở người lớn. Như vậy có thể thấy, liều lượng hấp thụ qua bụi đường qua đường miệng chiếm một tỷ lệ đáng kể. Trong

đồ liệu lượng hấp thụ theo cả ba đường trong khu đô thị cao hơn một chút so với khu công nghiệp và ngoại thành. Tuy nhiên, không có sự khác biệt về mặt thống kê giữa các khu vực nghiên cứu.

Nguy cơ rủi ro sức khỏe không gây ung thư (HI), đối với cả trẻ em và người lớn cao nhất nằm ở các khu vực đô thị (Anova, $p < 0,05$), tiếp theo là khu ngoại thành và khu công nghiệp. Các giá trị HI đối với trẻ em nằm trong khoảng $3,53E-02$ đến $7,72E-02$, và từ $3,80E-03$ đến $8,31E-03$ đối với người lớn, thấp hơn 9,3 lần so với trẻ em. Các giá trị HI trong tất cả các mẫu đều < 1 , cho thấy nguy cơ rủi ro là không đáng kể.

Nguy cơ rủi ro gây ung thư (CR) đối với Ni được đánh giá qua đường hô hấp (Inh). Kết quả phân tích trong bảng 3 cho thấy, giá trị CR nằm dao động từ $1,07E-10$ đến $2,33E-10$ đối với trẻ em, và từ $6,52E-11$ đến $1,43E-10$ đối với người lớn. Nguy cơ rủi ro gây ung thư trong các khu vực đô thị, công nghiệp và ngoại thành không có sự khác biệt (Anova, $p > 0,05$). Các giá trị CR đều thấp hơn 10^{-6} , điều này cho thấy không có nguy cơ ung thư đối với trẻ em và người lớn trong khu vực nghiên cứu. Mặc dù các giá trị ước tính tương đối thấp đối với trẻ em và người lớn, song với tình trạng đô thị hóa hiện nay vẫn có thể gây ra những rủi ro về sức khỏe cho trẻ em, đặc biệt tại khu vực đô thị.

Bảng 3. Đánh giá liều lượng hấp thụ hàng ngày (ID, mg/kg/ngày), nguy cơ rủi ro sức khỏe không gây ung thư (HI) và nguy cơ ung thư (CR) của Ni trong các mẫu bụi đường

	Công nghiệp	Đô thị	Ngoại thành
<i>Trẻ em</i>			
ID _{ing}	7,20E-04	1,57E-03	9,99E-04
ID _{inh}	2,02E-08	4,42E-08	2,80E-08
ID _{dermal}	2,02E-06	4,41E-06	2,80E-06
HQ _(ing)	3,50E-02	7,64E-02	4,85E-02
HQ _(inh)	1,01E-06	2,21E-06	1,40E-06
HQ _(dermal)	3,73E-04	8,16E-04	5,18E-04
HI= $\sum$ HQ	3,53E-02	7,72E-02	4,90E-02
CR _(inh)	1,07E-10	2,33E-10	1,48E-10
<i>Người lớn</i>			
ID _{ing}	7,72E-05	1,69E-04	1,07E-04
ID _{inh}	7,26E-09	1,59E-08	1,01E-08
ID _{dermal}	3,08E-07	6,73E-07	4,27E-07
HQ _(ing)	3,75E-03	8,19E-03	5,19E-03
HQ _(inh)	3,63E-07	7,94E-07	5,04E-07
HQ _(dermal)	5,70E-05	1,25E-04	7,91E-05
HI= $\sum$ HQ	3,80E-03	8,31E-03	5,27E-03
CR _(inh)	6,52E-11	1,43E-10	9,04E-11

4. Kết luận

Trong nghiên cứu này, chúng tôi đã đánh giá hàm lượng tổng, đặc tính phân bố các dạng liên kết của Ni trong 33 mẫu bụi đường. Hàm lượng Ni tổng tìm thấy trong khu vực đô thị cao hơn khu vực công nghiệp và khu vực ngoại thành. Hàm lượng các dạng liên kết của Ni tập trung chủ yếu ở dạng cặn dư F5, (47,6 mg/kg), tiếp theo là dạng hữu cơ F4 (16,5 mg/kg), dạng cacbonat F3 (10,1 mg/kg), và thấp nhất là dạng trao đổi F1 và dạng cacbonat (6,02 mg/kg). Mối tương quan giữa các dạng liên kết, pH và OC cũng được đánh giá. Kết quả cho thấy mối tương quan thuận của OC với F1-F4, trong khi pH không có mối tương quan với các dạng liên kết của Ni. Nguy cơ rủi ro sức khỏe không gây ung thư HI và nguy cơ ung thư CR được đánh giá đối với trẻ em và người lớn trong cả ba khu vực công nghiệp, đô thị và ngoại thành. Các giá trị HI đều < 1 , trong đó nguy cơ rủi ro cao nhất được tìm thấy tại khu công nghiệp đối với trẻ em và đô thị đối với người lớn. Giá trị đánh giá rủi ro gây ung thư (CR) đều dưới 10^{-6} , do vậy không có nguy cơ ung thư cao đối với cả trẻ em và người lớn. Từ kết quả nghiên cứu cho thấy, các khu chợ dân sinh là nguồn phát thải tiềm năng kim loại Ni, đặc biệt là các dạng liên kết di động dễ dàng giải phóng

vào môi trường. Từ đó có thể dẫn đến những nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe con người, nhất là trẻ em sinh sống gần các khu chợ dân sinh hiện nay.

TÀI LIỆU THAM KHẢO/ REFERENCES

- [1] US Environmental Protection Agency, *Locating and Estimating Air Emissions from Sources of Nickel*, Environmental Protection Agency, 1984.
- [2] J. Jonidi, M. Kermani, R. R. Kalantary, and H. Arfaeina, "The effect of traffic on levels, distribution and chemical partitioning of harmful metals in the street dust and surface soil from urban areas of Tehran, Iran," *Environmental Earth Sciences*, vol. 77, pp. 1-17, 2018.
- [3] W. Begum, S. Rai, S. Banerjee, S. Bhattacharjee, M. H. Mondal, A. Bhattacharai, and B. Saha, "A comprehensive review on the sources, essentiality and toxicological profile of nickel," *RSC advances*, vol. 12, no. 15, pp. 9139-9153, 2022.
- [4] M. C. Yebra-Biurrun and J. M. Castro-Romero, "Speciation of dissolved trace nickel in environmental waters by on-line sonodigestion-flow injection solid phase extraction coupled to flame atomic absorption spectrometry," *Am. J. Anal. Chem.*, vol. 2, no. 02, pp. 116-125, 2011.
- [5] M. Nordberg, G. F. Nordberg, B. A. Fowler, and L. Friberg, *Handbook on the Toxicology of Metals*, Ed. 3rd, Elsevier Science, 2011, pp. 717-738.
- [6] K. K. Das, S. W. Das, and S. A. Dhundasi, "Nickel, its adverse effects and oxidative stress," *Indian J. Med. Res.*, vol. 128, pp. 412-425, 2008.
- [7] R. L. Prueitt, W. Li, Y. C. Chang, P. Boffetta, and J. E. Goodman, "Systematic review of the potential respiratory carcinogenicity of metallic nickel in humans," *Critical Reviews in Toxicology*, vol. 50, no. 7, pp. 605-639, 2020.
- [8] M. Janas, A. Zawadzka, and R. Cichowicz, "The influence of selected factors on leaching of metals from sewage sludge," *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, pp. 33240-33248, 2018.
- [9] M. Cempel and G. Nikel, "Nickel: A review of its sources and environmental toxicology," *Polish Journal of Environmental Studies*, vol. 15, no. 3, pp. 375-382, 2006.
- [10] T. T. T. Nguyen, T. X. Vuong, T. L. Nguyen, and B. M. Tu, "Chemical Speciation, Risk Assessment, and Pollution Level of Lead Metals in Road Dust of some Industry Zones and Urban Areas in Northern Vietnam," *VNU Journal of Science: Natural Sciences and Technology*, vol. 38, pp. 1109-1114, 2022.
- [11] T. T. T. Nguyen, A. Q. Hoang, X. T. Vuong, V. D. Nguyen, G. H. Pham, and T. B. Minh, "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*, 2022, doi: 10.1080/03067319.2022.2098478.
- [12] A. Tessier, P. G. C. Campbell, and M. Bisson, "Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals," *Analytical Chemistry*, vol. 51, no. 7, pp. 844-851, 1979.
- [13] D. L. Vu, T. V. Nguyen, H. Q. Trinh, V. T. Dinh, and T. T. H. Pham, "Speciation of heavy metals in sediment of Tri An lake," *Journal of analytical sciences*, vol. 20, pp. 161-172, 2015.
- [14] T. T. T. Nguyen, T. H. Nguyen, Q. V. Pham, V. H. Chu, and V. T. Vu, "Evaluation of daily intake dose and carcinogenic risk from pb, as and cd emissions in fly ash, bottom ash of some waste incinerators," *TNU Journal of Science and Technology*, vol. 228, no. 02, pp. 273-279, 2023.
- [15] J. K. Nduka, C. J. Nwaro, and T. E. Ezenwa, "Occupational exposure to lead poisoning, a public health concern," in *Proceeding of 31st International Annual Conference of the Chemical Society of Nigeria. September 22nd-26th, 2008*, pp. 695-697.
- [16] A. Roy and J. A. Stegemann, "Nickel speciation in cement-stabilized/solidified metal treatment filtercakes," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 321, pp. 353-361, 2017.
- [17] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), *The ATSDR 2011, Substance Priority List*. U.S. ATSDR, Atlanta, GA, 2011.
- [18] R. V. Burg and D. Liu, "Toxicology update," *J. Appl. Toxicol*, vol. 13, pp. 435-439, 1993.
- [19] C. Men, R. Liu, F. Xu, Q. Wang, L. Guo, and Z. Shen, "Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China," *Science of the Total Environment*, vol. 612, pp. 138-147, 2018.
- [20] C. Men, R. Liu, F. Xu, Q. Wang, L. Guo, and Z. Shen, "Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China," *Science of the Total Environment*, vol. 612, pp. 138-147, 2018.

-
- [21] G. Zhao, R. Zhang, Y. Han, J. Meng, Q. Qiao, and H. Li, "Pollution characteristics, spatial distribution, and source identification of heavy metals in road dust in a central eastern city in China: a comprehensive survey," *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 193, no. 12, pp. 1-13, 2021.
- [22] D. Moskovchenko, R. Pozhitkov, A. Soromotin, and V. Tyurin, "The content and sources of potentially toxic elements in the road dust of Surgut (Russia)," *Atmosphere*, vol. 13, no. 1, pp. 1-30, 2021.
- [23] W. A. Jadoon, W. Khpalwak, R. C. G. Chidya, S. M. M. A. Abdel-Dayem, K. Takeda, M. A. Makhdoom, and H. Sakugawa, "Evaluation of levels, sources and health hazards of road-dust associated toxic metals in Jalalabad and Kabul Cities, Afghanistan," *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 74, no. 1, pp. 32-45, 2018.
- [24] G. Yildirim and Ş. Tokaloğlu, "Heavy metal speciation in various grain sizes of industrially contaminated street dust using multivariate statistical analysis," *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 124, pp. 369-376, 2016.
- [25] H. Li, X. Qian, W. Hu, Y. Wang, and H. 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*, vol. 456, pp. 212-221, 2013.
- [26] B. Keshavarzi, Z. Tazarvi, M. A. Rajabzadeh, and A. Najmeddin, "Chemical speciation, human health risk assessment and pollution level of selected heavy metals in urban street dust of Shiraz, Iran," *Atmospheric Environment*, vol. 119, pp. 1-10, 2015.
- [27] H. Wang, Y. Zhao, T. R. Walker, Y. Wang, Q. Luo, H. Wu, and X. Wang, "Distribution characteristics, chemical speciation and human health risk assessment of metals in surface dust in Shenyang City, China," *Applied Geochemistry*, vol. 131, 2021, Art. no. 105031.