

ANALYZING CHEMICAL SPECIATION OF NICKEL IN TAILING AND FARMING SOILS IN A Pb/Zn MINING ZONE IN THAI NGUYEN PROVINCE

Vuong Truong Xuan^{1*}, Nguyen Thu Huong²

¹TNU- University of Sciences, ²Yen Dung 1 High school- Yen Dung district – Bac Giang province

ARTICLE INFO	ABSTRACT
Received: 27/12/2022	To fully and overall evaluate the contaminated level of heavy metals, it is essential to analyze their chemical speciation. The Ni concentration in 12 soil samples, including tailing samples and farming soils collected in Pb/Zn mining in Thai Nguyen province, was analyzed using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). Chemical fractions of Ni in the soil were extracted following Tessier's sequential extraction procedure. Geo-accumulation index (Igeo) and risk assessment code (RAC) were applied to assess the pollution level of Ni in the soil. The results show that Ni existed chiefly in the tailing samples in the order of residue (F5) > Fe/Mn oxides (F3) > carbonate (F2) > exchangeable (F1) ~ organic matters (F4), while it was mainly in the sequence of F5 > F2 > F3 > F4 > F1 in the farming soil. Igeo values of Ni were minus (Igeo < 0), indicating that the soil samples had no contamination of Ni. In contrast, RAC values showed that the Ni concentration of the soil samples was in the range of low risk to high risk (10% < RAC < 30%), and three of the seven farming soils were in the level of high risk (RAC > 30%).
Revised: 08/02/2023	
Published: 08/02/2023	
KEYWORDS	
Chemical speciation	
Heavy metal	
Mining soil	
Nickel content	
Pollution assessment	

PHÂN TÍCH DẠNG HOÁ HỌC CỦA NIKEN TRONG ĐẤT BÃI THẢI VÀ ĐẤT RUỘNG Ở KHU VỰC MỎ Pb/Zn, TỈNH THÁI NGUYÊN

Vương Trường Xuân^{1*}, Nguyễn Thu Hương²

¹Trường Đại học Khoa học - ĐH Thái Nguyên, ²Trường THPT Yên Dũng 1 – huyện Yên Dũng - tỉnh Bắc Giang

THÔNG TIN BÀI BÁO	TÓM TẮT
Ngày nhận bài: 27/12/2022	Để đánh giá đầy đủ và tổng quát hơn mức độ ô nhiễm của các kim loại nặng trong đất cần tiến hành phân tích dạng hóa học của chúng. Nồng độ Ni trong 12 mẫu đất bãi thải và đất ruộng ở khu vực bãi thải của mỏ Pb/Zn làng Hích, tỉnh Thái Nguyên đã được phân tích bằng phương pháp phổ khối plasma cảm ứng (ICP-MS). Dạng hóa học của Ni trong đất được chiết theo quy trình chiết liên tục Tessier. Các chỉ số đánh giá môi trường như chỉ số tích lũy địa chất (Igeo) và mã đánh giá rủi ro (RAC) đã được áp dụng để đánh giá mức độ ô nhiễm của Ni trong đất. Kết quả cho thấy, Ni tồn tại trong các mẫu đất bãi thải chủ yếu ở dạng cặn dư (F5) > dạng Fe/Mn oxit (F3) > dạng cacbonat (F2) > dạng trao đổi (F1) ~ dạng liên kết với chất hữu cơ (F4), trong khi Ni tồn tại trong các mẫu đất ruộng là F5 > F2 > F3 > F4 > F1. Chỉ số Igeo của Ni trong các mẫu đất đều âm (Igeo < 0), cho thấy nồng độ Ni trong các mẫu đất ở mức không bị ô nhiễm. Trong khi đó, chỉ số RAC cho thấy Ni trong các mẫu đất ở mức từ nguy cơ ô nhiễm nhẹ đến nguy cơ ô nhiễm nặng (10% < RAC < 30%), có 3/7 mẫu đất ruộng ở mức ô nguy cơ ô nhiễm nặng (RAC > 30%).
Ngày hoàn thiện: 08/02/2023	
Ngày đăng: 08/02/2023	
TỪ KHÓA	
Dạng hoá học	
Kim loại nặng	
Đất mỏ	
Hàm lượng Niken	
Đánh giá ô nhiễm	

DOI: <https://doi.org/10.34238/tnu-jst.7170>

* Corresponding author. Email: xuanvt@tnu.edu.vn

1. Giới thiệu

Ô nhiễm môi trường là một trong những thách thức lớn đối với con người hiện nay [1]. Ô nhiễm kim loại nặng đang là mối đe dọa nghiêm trọng đối với môi trường và là một vấn đề đang rất được quan tâm [2], [3]. Quá trình công nghiệp hóa và đô thị hóa nhanh chóng đã gây ra ô nhiễm kim loại nặng tới môi trường sinh thái. Tốc độ và mức độ ô nhiễm của chúng trong môi trường đã tăng nhanh kể từ những năm 1940 [4], [5]. Trong tự nhiên, kim loại có nguồn gốc do quá trình phong hóa đá chứa kim loại và phun trào núi lửa. Tuy nhiên, sự ô nhiễm kim loại nặng trong môi trường chủ yếu là do tác động của con người bao gồm khí thải công nghiệp, luyện kim và các hoạt động ruộng như sử dụng thuốc trừ sâu, phân bón photphat và đặc biệt là khai thác quặng [5], [6]. Kim loại nặng có khả năng tích tụ, tồn tại rất lâu trong môi trường và không bị phân hủy sinh học, gây ô nhiễm chuỗi thức ăn và gây ra các vấn đề sức khỏe khác nhau do độc tính của chúng [6]. Khi con người và động vật phơi nhiễm lâu ngày với kim loại nặng trong môi trường, sẽ là mối đe dọa nghiêm trọng tới sức khỏe và sự tồn tại của các sinh vật sống [7].

Niken là một nguyên tố kim loại nặng phổ biến trong vỏ trái đất. Con người tiếp xúc với niken chủ yếu qua đường hô hấp, ăn uống và hấp thụ qua da [8]. Tiếp xúc với các hợp chất niken gây ra nhiều tác hại đối với con người. Viêm da là một trong những bệnh dị ứng phổ biến nhất trong hiện nay khi con người phơi nhiễm với niken [9]. Ngoài ra, phơi nhiễm niken mãn tính có thể gây ra các bệnh nghiêm trọng về hô hấp, tim mạch và thận [10].

Trước đây, các công trình nghiên cứu thường dùng nồng độ tổng số để đánh giá mức độ ô nhiễm của các kim loại nặng trong đất [11], [12]. Tuy nhiên, để đánh giá đầy đủ mức độ và nguy cơ ô nhiễm kim loại nặng nói chung và Ni nói riêng cần tiến hành phân tích dạng tồn tại của chúng trong đất [13]. Quy trình chiết liên tục Tessier đã được áp dụng rộng rãi trên thế giới để nghiên cứu dạng liên kết của các kim loại trong đất và trầm tích [14]–[16]. Ngoài ra, các chỉ số đánh giá môi trường như chỉ số tích lũy địa chất (Igeo) và mã đánh giá rủi ro (RAC) là những chỉ số được áp dụng phổ biến để đánh giá mức độ và nguy cơ ô nhiễm của các kim loại nặng trong đất [17], [18].

Có nhiều nghiên cứu phân tích dạng hóa học ở khu vực mỏ chì kẽm làng Hích, tỉnh Thái Nguyên. Các công trình nghiên cứu trước đây mới chỉ tập trung phân tích dạng hóa học của Pb, Zn, Cd, Cr, Cu và As [14], [15], [19]. Tuy nhiên, chưa có công trình nào nghiên cứu về dạng hóa học của Ni ở khu vực này để đánh giá mức độ ô nhiễm môi trường của Ni. Vì vậy, nghiên cứu này đã (1) phân tích dạng hóa học của Ni trong đất theo quy trình chiết Tessier. Bên cạnh đó nghiên cứu này cũng (2) đánh giá mức độ và nguy cơ ô nhiễm môi trường đất của Ni dựa trên chỉ số đánh giá môi trường Igeo và RAC.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Mẫu phân tích

Các mẫu đất nghiên cứu là các mẫu đất được lấy ở độ sâu 0- 20 cm, trong đó có 5 mẫu đất bãi thải và 7 mẫu đất ruộng ở gần khu vực bãi thải đã được thu thập vào tháng 11 năm 2018, ở khu vực bãi thải của mỏ chì kẽm làng Hích, huyện Đồng Hỷ, tỉnh Thái Nguyên (21°43.401'N; 105°51.276'E). Vị trí các mẫu đất nghiên cứu được thể hiện ở Hình 1.

2.2. Xử lý và phân tích mẫu

Các mẫu đất nghiên cứu được phơi khô, nghiền nhỏ và bảo quản trong túi polyme. Để phân tích hàm lượng Ni trong các mẫu đất, 0,5000 gam các mẫu đất được xử lý bằng 8 mL hỗn hợp nước cường thủy trong lò vi sóng Mars 6 theo quy trình của phương pháp U.S EPA 3510A [20] và sau đó phân tích bằng thiết bị ICP-MS Nexion 2000 của hãng Perkin Elmer, Mỹ phân tích tại viện Hóa học, viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam (^{60}Ni , chế độ do KED). Quy trình chiết liên tục Tessier đã được áp dụng trong nghiên cứu này để phân tích nồng độ các dạng hóa học của Ni trong đất. Các bước thực hiện quy trình chiết được thể hiện ở Bảng 1.



Hình 1. Vị trí lấy mẫu ở khu vực bãi thải mỏ Pb/Zn làng Hích

Bảng 1. Quy trình chiết liên tục Tessier [14], [16]

Dạng hóa học	Điều kiện chiết
Dạng trao đổi (F1)	Chiết bằng dung dịch $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ 1 M (pH = 7), ở 25 °C, lắc trong 1h.
Dạng cacbonat (F2)	Chiết bằng $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (có mặt CH_3COOH ở pH = 5), ở 25 °C trong vòng 5h
Dạng Fe-Mn oxihydroxide (F3)	Chiết bằng $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 0,04 M / HOAc 25% (v/v), đun nóng ở 95 °C, lắc trong 5h
Dạng chất hữu cơ (F4)	Chiết bằng $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ 3,2 M / HNO_3 20% ở 25 °C trong 30 phút
Dạng cặn dư (F5)	Chiết bằng dung dịch HNO_3 : HCl (3:1, v/v) ở 25 °C và lắc trong 30 phút

2.3. Đánh giá quy trình xử lý và phân tích Ni

Để đánh giá độ thu hồi của quy trình xử lý mẫu và phân tích Ni trên thiết bị ICP-MS, mẫu chuẩn trầm tích MESS-4 đã được dùng để xử lý mẫu và phân tích hàm lượng Ni tổng số. Giá trị chuẩn của hàm lượng Ni trong mẫu chuẩn MESS-4 được nhà sản xuất đưa ra là $42,8 \pm 1,6$ mg/Kg. Kết quả độ thu hồi của Ni sau 3 lần thí nghiệm lặp lại là 95,67% nằm trong phạm vi cho phép là 80-110% đối với hàm lượng kim loại phân tích nằm trong khoảng $1 \div 100$ ppm [21], chứng tỏ quy trình xử lý mẫu và phân tích có độ chính xác và tin cậy cao.

2.4. Chỉ số tích lũy địa hóa (Igeo)

Chỉ số tích lũy địa chất (Igeo) là chỉ số được sử dụng để đánh giá sự hiện diện và cường độ của sự lắng đọng chất gây ô nhiễm do con người gây ra trên bề mặt đất [22]. Chỉ số tích lũy địa lý (Igeo) ban đầu được xác định bởi Müller [23] và được tính theo phương trình (1) như sau:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1,5 \cdot B_n} \quad (1)$$

Trong đó, C_n là nồng độ đo được của nguyên tố trong bụi đất, B_n là giá trị nền địa hóa (bằng 50 đối với Ni) và hằng số 1,5 là hệ số biến động tự nhiên về nồng độ của một kim loại trong môi trường và phát hiện ảnh hưởng nhân tạo rất nhỏ. Müller đã phân loại Igeo theo các mức (0) $I_{geo} = 0$: không bị ô nhiễm kim loại; (1) $0 < I_{geo} < 1$: không bị ô nhiễm đến ô nhiễm vừa; (2) $1 < I_{geo} < 2$: ô nhiễm vừa; (3) $2 < I_{geo} < 3$: ô nhiễm vừa đến ô nhiễm nặng; (4) $3 < I_{geo} < 4$: ô nhiễm nặng; (5) $4 < I_{geo} < 5$: ô nhiễm nặng đến cực kỳ ô nhiễm; (6) $5 < I_{geo}$: cực kỳ ô nhiễm [23].

2.5. Mã đánh giá rủi ro (RAC)

Mã đánh giá rủi ro (RAC) là một phương pháp đánh giá rủi ro kim loại nặng. RAC phân loại các mức độ rủi ro dựa trên dạng hóa học của kim loại nặng [24]. RAC được tính theo công thức (2).

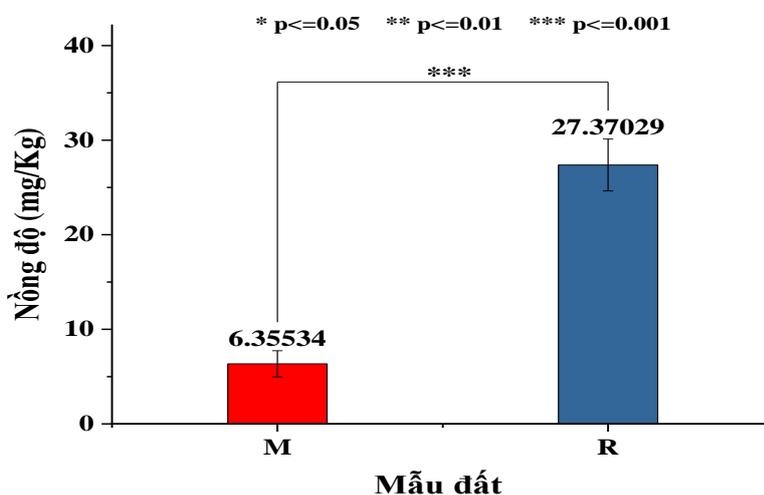
$$RAC = \frac{F1 + F2}{C} \cdot 100\% \quad (2)$$

Trong đó F1 và F2 là dạng trao đổi và dạng cacbonat của kim loại nặng trong đất, và C là tổng 5 dạng F1-F5 của kim loại trong đất. RAC được chia theo các mức độ để đánh giá mức độ rủi ro ô nhiễm kim loại nặng như sau: không có rủi ro khi RAC < 1%, rủi ro thấp khi RAC nằm trong phạm vi từ 1–10%, rủi ro trung bình khi RAC nằm trong phạm vi 11–30%, rủi ro cao khi RAC từ 31 đến 50% và rủi ro rất cao khi RAC > 50% [24].

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Nồng độ tổng số của Ni trong đất

Nồng độ Ni tổng số trong 5 mẫu đất bãi thải (M1-M5) và 7 mẫu đất ruộng (R1-R7) được thể hiện ở Bảng 3. Sự so sánh nồng độ trung bình của Ni trong các mẫu đất bãi thải (M) và đất ruộng (R) được thể hiện trên Hình 2. Kết quả chỉ ra ở bảng 3 cho thấy, nồng độ Ni trong các mẫu đất bãi thải nằm trong khoảng từ 4,803 ÷ 7,560 mg/Kg, trong khi đó các mẫu đất ruộng gần bãi thải có nồng độ Ni là từ 23,470 ÷ 30,891 mg/Kg. Nồng độ trung bình trong các mẫu đất bãi thải (M) và đất ruộng (R) lần lượt là 6,35534 mg/Kg và 27,3703 mg/Kg. Như vậy, các mẫu đất ruộng có nồng độ Ni trung bình cao hơn so với các mẫu đất bãi thải ($p < 0,001$). Nồng độ Ni trong các mẫu đất bãi thải và ruộng đều thấp hơn giới hạn cho phép theo tiêu chuẩn của châu Âu và của Canada (50 mg/Kg) (Bảng 2). Như vậy, các mẫu đất bãi thải và ruộng không bị ô nhiễm Ni theo tiêu chuẩn Canada và châu Âu. Ngoài ra, Ni ở trong các mẫu đất ở khu vực này, nhất là các mẫu đất bãi thải rất thấp và vì vậy không phải do việc khai thác mỏ quặng Pb/Zn phát thải ra. Nồng độ Ni trong các mẫu đất ruộng cao hơn nhiều so với mẫu đất bãi thải có thể là do việc sử dụng phân bón và thuốc trừ sâu trong canh tác, đã làm tăng Ni trong các mẫu đất ruộng.



Hình 2. So sánh hàm lượng Ni trung bình trong đất bãi thải và đất ruộng

Nồng độ trung bình của Ni trong các mẫu đất ở nghiên cứu này đã được so sánh với kết quả nghiên cứu ở các khu vực đất ruộng xung quanh các khu mỏ Pb/Zn trên thế giới. Kết quả so sánh ở Bảng 2 cho thấy, nhìn chung hàm lượng Ni ở trong các mẫu đất ở nghiên cứu này thấp hơn so với hàm lượng Ni trong các mẫu đất ở khu vực mỏ Pb/Zn ở Trung Quốc [25], [26] và ở Tây Nam Nigeria [27]. Sự khác nhau này có thể là do đặc điểm địa chất khác nhau, phương pháp xử lý và

phân tích mẫu khác nhau và đặc biệt và hoạt động khai thác của con người ở các khu vực này khác nhau.

Bảng 2. So sánh nồng độ Ni trong nghiên cứu này và các nghiên cứu trên thế giới

STT	Khu vực nghiên cứu	Nồng độ Ni (mg/Kg)	Thiết bị phân tích	Tài liệu tham khảo
1	Nghiên cứu này	4,8 ÷ 30,9	ICP-MS	
2	Khu vực mỏ Pb/Zn, Quảng Tây, Trung Quốc	22,5 ÷ 87,1	F-AAS	[25]
3	Khu vực mỏ Pb/Zn, Trung Quốc	43,15 ÷ 68,2	ICP-MS	[26]
4	Mỏ Pb/Zn, Tây Nam Nigeria	12,6 ÷ 40,9	ICP-MS	[27]
5	Tiêu chuẩn Canada	50		[27]
6	Tiêu chuẩn châu Âu	50		[27]

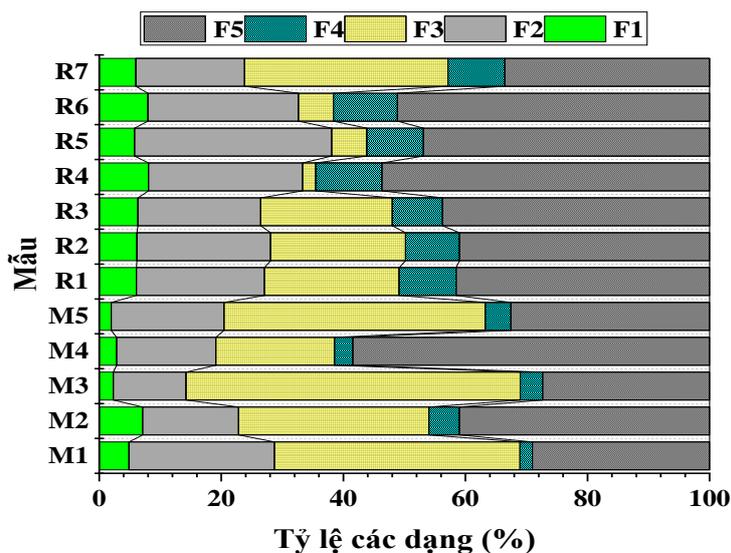
ICP-MS: Quang phổ khối plasma; F- AAS: Quang phổ hấp thụ nguyên tử ngọn lửa.

3.2. Phân tích dạng hoá học của Ni trong các mẫu đất

Bảng 3. Nồng độ tổng số và các dạng hoá học của Ni các mẫu đất bãi thải và ruộng

Mẫu	Dạng F1	Dạng F2	Dạng F3	Dạng F4	Dạng F5	Tổng
	mg/Kg					
M1	0,352 ± 0,025	1,715 ± 0,073	2,896 ± 0,032	0,145 ± 0,005	2,090 ± 0,074	7,198 ± 0,209
M2	0,341 ± 0,001	0,756 ± 0,003	1,498 ± 0,006	0,240 ± 0,001	1,968 ± 0,008	4,803 ± 0,019
M3	0,169 ± 0,001	0,874 ± 0,003	4,016 ± 0,014	0,270 ± 0,001	2,006 ± 0,007	7,335 ± 0,026
M4	0,139 ± 0,006	0,793 ± 0,023	0,949 ± 0,044	0,147 ± 0,007	2,853 ± 0,086	4,881 ± 0,166
M5	0,148 ± 0,009	1,397 ± 0,085	3,239 ± 0,196	0,316 ± 0,009	2,460 ± 0,049	7,560 ± 0,357
R1	1,764 ± 0,006	6,080 ± 0,134	6,391 ± 0,297	2,705 ± 0,128	12,029 ± 0,446	28,969 ± 1,011
R2	1,628 ± 0,076	5,761 ± 0,214	5,820 ± 0,020	2,327 ± 0,009	10,779 ± 0,566	26,315 ± 0,885
R3	1,837 ± 0,087	5,828 ± 0,143	6,249 ± 0,025	2,385 ± 0,122	12,669 ± 0,176	28,969 ± 0,552
R4	1,894 ± 0,115	5,930 ± 0,308	0,499 ± 0,018	2,546 ± 0,154	12,601 ± 0,452	23,470 ± 1,046
R5	1,661 ± 0,006	9,270 ± 0,509	1,642 ± 0,076	2,673 ± 0,126	13,445 ± 0,499	28,691 ± 1,216
R6	1,937 ± 0,090	5,992 ± 0,222	1,390 ± 0,005	2,551 ± 0,010	12,417 ± 0,652	24,288 ± 0,979
R7	1,854 ± 0,112	5,502 ± 0,285	10,298 ± 0,365	2,872 ± 0,074	10,364 ± 0,372	30,891 ± 1,308

M1-M5: mẫu đất bãi thải; R1-R7: mẫu đất ruộng gần bãi thải



Hình 3. Tỷ lệ phần trăm các dạng của Ni trong đất

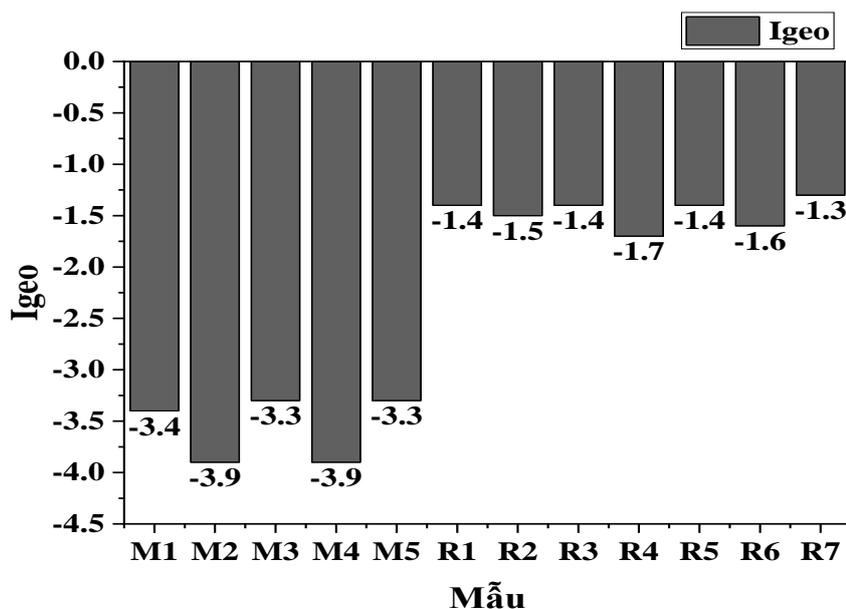
Để có cái nhìn tổng quan và đánh giá chính xác hơn về mức độ và nguy cơ ô nhiễm của các kim loại, cần tiến hành phân tích dạng hóa học của chúng trong đất. Kết quả phân tích dạng hóa học của Ni theo quy trình chiết liên tục Tessier được thể hiện ở Bảng 3 và tỷ lệ phần trăm các dạng của Ni được thể hiện ở Hình 3. Từ Hình 3 cho thấy, sự phân bố dạng tồn tại của Ni trong các mẫu đất bãi thải (M1-M5) theo thứ tự $F5 > F3 > F2 > F4 \sim F1$, trong khi đó các mẫu đất ruộng có sự phân bố Ni theo thứ tự là $F5 > F2 > F3 > F4 > F1$. Sự phân bố khác nhau của Ni trong các mẫu đất bãi thải và đất ruộng là do sự tác động của con người và sự khác biệt về đặc điểm tính chất lý hóa của hai loại đất này.

Như vậy, hàm lượng Ni trong các mẫu đất bãi thải và ruộng trong nghiên cứu này đều thấp hơn giới hạn cho phép theo tiêu chuẩn châu Âu. Ngoài ra, Ni tồn tại chủ yếu trong các mẫu đất ở dạng F5, dạng bền vững trong điều kiện tự nhiên và không có nguy cơ gây ô nhiễm môi trường quanh.

3.3. Đánh giá mức độ và nguy cơ ô nhiễm

3.3.1. Chỉ số tích lũy địa hóa (Igeo)

Chỉ số tích lũy địa hóa Igeo là chỉ số được dùng phổ biến để đánh giá mức độ ô nhiễm của kim loại nặng trong đất và trầm tích. Trong nghiên cứu này, kết quả tính toán chỉ số Igeo của các mẫu đất được thể hiện ở Hình 4.



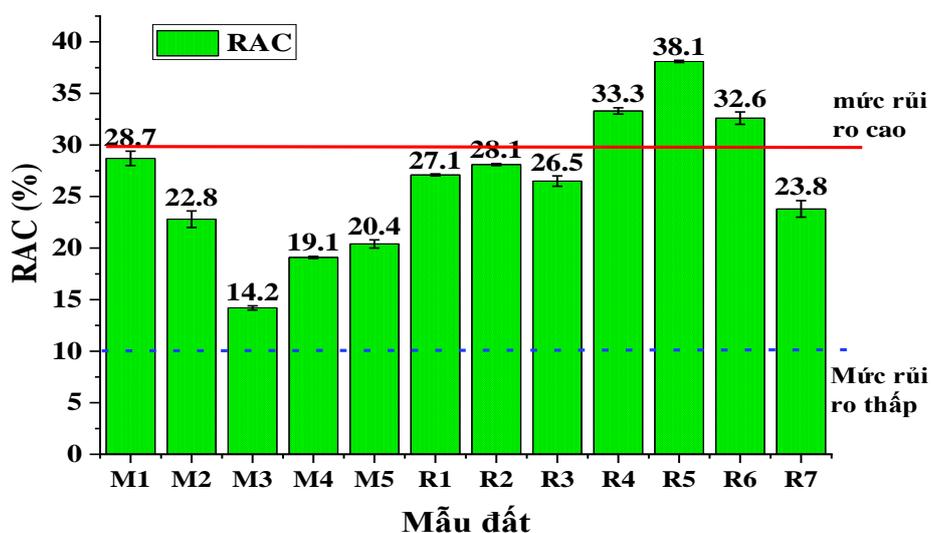
Hình 4. Chỉ số Igeo của Ni trong đất (M1-M5: đất bãi thải; R1-R7: đất ruộng)

Theo Hình 4, tất cả các giá trị Igeo của các mẫu đất bãi thải và đất ruộng đều âm, chứng tỏ rằng các mẫu đất đều nằm ở mức không ô nhiễm Ni theo sự phân loại của Müller [23]. Như vậy, theo chỉ số Igeo, nồng độ Ni trong các mẫu đất nghiên cứu đều an toàn với môi trường sinh thái.

3.3.2. Mã đánh giá rủi ro (RAC)

Chỉ số Igeo dựa vào nồng độ tổng số của các kim loại để đánh giá mức độ ô nhiễm môi trường của kim loại đó, trong khi đó mã đánh giá rủi ro (RAC) lại dựa vào nồng độ các dạng hóa học của kim loại để đánh giá mức độ rủi ro và nguy cơ ô nhiễm. Giá trị RAC của Ni trong các mẫu đất được thể hiện ở Hình 5. Hình 5 cho thấy giá trị RAC của Ni trong các mẫu đất ruộng cao hơn so với trong các mẫu đất bãi thải. Giá trị RAC của đất ruộng cao hơn đất bãi thải được giải thích là do Ni phân bố ở dạng F1 và F2 trong các mẫu đất ruộng cao hơn nhiều so với trong các mẫu đất

bãi thải, trong khi đó Ni tồn tại trong các mẫu đất bãi thải chủ yếu ở dạng F3 và F5. Ngoài ra, các mẫu đất đều có các giá trị RAC nằm trong khoảng từ 10% ÷ 30% tức là ở khoảng nguy cơ ô nhiễm thấp đến mức nguy cơ ô nhiễm cao, riêng có 3 mẫu đất ruộng là R4, R5 và R6 là có giá trị RAC cao hơn 30%, nằm ở mức nguy cơ ô nhiễm cao. Như vậy, theo chỉ số Igeo, chỉ số đánh giá mức độ ô nhiễm kim loại dựa vào nồng độ tổng số của Ni trong đất thì các mẫu đất nghiên cứu đều ở mức an toàn, không gây ô nhiễm môi trường xung quanh. Ngược lại, RAC lại đánh giá nguy cơ ô nhiễm của Ni dựa trên các dạng hóa học của Ni trong đất và cho thấy hầu hết các mẫu đất đều nằm ở trong khoảng mức nguy cơ ô nhiễm thấp đến mức nguy cơ ô nhiễm cao, có 3/7 mẫu đất ruộng là có giá trị RAC nằm ở mức nguy cơ ô nhiễm cao. Như vậy, cần đánh giá mức độ ô nhiễm của các kim loại dựa trên nồng độ tổng số và dạng hóa học của các kim loại để có được sự đánh giá đầy đủ hơn.



Hình 5. Chỉ số RAC của Ni trong đất và các mức độ rủi ro

4. Kết luận

Kết quả phân tích nồng độ và dạng hóa học của Ni trong 5 mẫu đất bãi thải và 7 mẫu đất ruộng cho thấy, nồng độ Ni trong các mẫu đất đều thấp hơn giới hạn cho phép trong đất ruộng theo tiêu chuẩn châu Âu và Canada. Trong các mẫu đất bãi thải, Ni tồn tại chủ yếu ở các dạng theo thứ tự $F5 > F3 > F2 > F1 \sim F4$, trong khi đó thứ tự tồn tại của Ni trong các mẫu đất ruộng gần bãi thải là $F5 > F2 > F3 > F4 > F1$. Theo chỉ số Igeo, nồng độ Ni trong các mẫu đất đều nằm ở mức không ô nhiễm. Trong khi đó, khi đánh giá theo mã RAC thì hầu hết các mẫu đất đều có nồng độ của Ni nằm ở khoảng từ mức ô nhiễm thấp đến mức ô nhiễm cao, có 3/7 mẫu đất ruộng có RAC nằm ở mức ô nhiễm cao ($RAC > 30\%$). Như vậy, nếu đánh giá dựa trên nồng độ tổng số, thì các mẫu đất đều không ô nhiễm Ni, còn nếu đánh giá trên dạng hóa học thì các mẫu đất vẫn có nguy cơ ô nhiễm nằm ở mức ô nhiễm nhẹ đến ô nhiễm cao. Vì vậy, cần dựa vào cả chỉ số Igeo và RAC để đánh giá chính xác và đầy đủ hơn về mức độ ô nhiễm của Ni ở trong đất ở khu vực nghiên cứu.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Bộ Giáo dục và Đào tạo trong đề tài mã số B2020-TNA-15.

TÀI LIỆU THAM KHẢO/ REFERENCES

- [1] H. Ali and E. Khan, "Environmental chemistry in the twenty-first century," *Environmental Chemistry Letters*, vol. 15, no. 2, pp. 329–346, 2017, doi: 10.1007/s10311-016-0601-3.
- [2] H. Ali, E. Khan, and M. A. Sajad, "Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications," *Chemosphere*, vol. 91, no. 7, pp. 869–881, 2013, doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.075.
- [3] M. A. Hashem, M. S. Nur-A-Tomal, N. R. Mondal, and M. A. Rahman, "Hair burning and liming in tanneries is a source of pollution by arsenic, lead, zinc, manganese and iron," *Environ. Chem. Lett.*, vol. 15, no. 3, pp. 501–506, 2017, doi: 10.1007/s10311-017-0634-2.
- [4] E. Merian, "Introduction on Environmental Chemistry and Global Cycles of Chromium, Nickel, Cobalt, Beryllium, Arsenic, Cadmium and Selenium, and their Derivatives," *Toxicol. Environ. Chem.*, vol. 8, no. 1, pp. 9–38, 1984, doi: 10.1080/02772248409357038.
- [5] A. Hazrat, K. Ezzat, and I. Ikram, "Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation," *J. Chem.*, vol. 2019, pp. 1–14, 2019, doi: 10.1155/2019/6730305.
- [6] J. Briffa, E. Sinagra, and R. Blundell, "Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans," *Heliyon*, vol. 2020, pp. 1–26, 2020.
- [7] M. Wieczorek-Dabrowska, A. Tomza-Marciniak, B. Pilarczyk, and A. Balicka-Ramisz, "Roe and red deer as bioindicators of heavy metals contamination in north-western Poland," *Chem. Ecol.*, vol. 29, no. 2, pp. 100–110, 2013, doi: 10.1080/02757540.2012.711322.
- [8] E. Denkhaus and K. Salnikow, "Nickel essentiality, toxicity, and carcinogenicity," *Crit. Rev. Oncol. Hematol.*, vol. 42, no. 1, pp. 35–56, 2002, doi: 10.1016/S1040-8428(01)00214-1.
- [9] F. Torres, M. Das Graças, M. Melo, and A. Tosti, "Management of contact dermatitis due to nickel allergy: An update," *Clinical, Cosmetic and Investigational Dermatology*, vol. 2, pp. 39–48, 2009, doi: 10.2147/ccid.s3693.
- [10] G. Schwarz and B. Aa, "Nickel in human health and disease," *Met. Ions Life Sci.*, vol. 13, pp. 295–320, 2013.
- [11] S. Fernández, T. Cotos-Yáñez, J. Roca-Pardiñas, and C. Ordóñez, "Geographically Weighted Principal Components Analysis to assess diffuse pollution sources of soil heavy metal: Application to rough mountain areas in Northwest Spain," *Geoderma*, vol. 311, pp. 120–129, 2018, doi: 10.1016/j.geoderma.2016.10.012.
- [12] P. Lazo, E. Steinnes, F. Qarri, S. Allajbeu, S. Kane, T. Stafilov, M.V. Frontasyeva, and H. Harmens, "Origin and spatial distribution of metals in moss samples in Albania: A hotspot of heavy metal contamination in Europe," *Chemosphere*, vol. 190, pp. 337–349, 2018, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.09.132.
- [13] T.X. Vuong and V. P. Dang, "Chemical fraction analysis and assessment of manganese in tailing and agricultural soils sampled in the lead and zinc mine area at Hich village, Dong Hy district, Thai Nguyen province," *TNU J. Sci. Technol.*, vol. 227, no. 08, pp. 165–173, 2022.
- [14] X. T. Vuong, L. D. Vu, A. T. T. Duong, H. T. Duong, T. H. T. Hoang, M. N. T. Luu, and T. B. Minh, "Speciation and environmental risk assessment of heavy metals in soil from a lead/zinc mining site in Vietnam," *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 6, pp. 1–16, 2022.
- [15] T. X. Vuong, J. Stephen, T. B. Minh, T. T. T. Nguyen, T. H. Duong, and D. T. N. Pham, "Chemical Fractionations of Lead and Zinc in the Contaminated Soil Amended with the Blended Biochar/Apatite," *Molecules*, vol. 27, no. 22, 2022, doi: 10.3390/molecules27228044.
- [16] 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, doi: 10.1021/ac50043a017.
- [17] S. Cheng, G. Liu, C. Zhou, and R. Sun, "Chemical speciation and risk assessment of cadmium in soils around a typical coal mining area of China," *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 160, pp. 67–74, 2018, doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.05.022.
- [18] D. Qiao, G. Wang, X. Li, S. Wang, and Y. Zhao, "Pollution, sources and environmental risk assessment of heavy metals in the surface AMD water, sediments and surface soils around unexploited Rona Cu deposit, Tibet, China," *Chemosphere*, vol. 248, 2020, Art. no. 125988, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.125988.
- [19] V. M. Dang, S. Joseph, H. T. Van, T. L. A. Mai, T. M. H. Duong, S. Weldon, P. Munroe, D. Mitchell,

- and S. Taherymoosavi, "Immobilization of heavy metals in contaminated soil after mining activity by using biochar and other industrial by-products: the significant role of minerals on the biochar surfaces," *Environmental Technology (United Kingdom)*, vol. 6, pp. 1–16, 2018, doi: 10.1080/09593330.2018.1468487.
- [20] US Environmental Protection Agency, "Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils," *US EPA Method 30151*, 1998.
- [21] AOAC - Association of Official Agricultural Chemists, "Appendix F: guidelines for standard method performance requirements," 2016. [Online]. Available: http://www.eoma.aoc.org/app_f.pdf. [Accessed December 20, 2022].
- [22] M. Barbieri, "The Importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to Evaluate the Soil Contamination," *J. Geol. Geophys.*, vol. 5, no. 1, pp. 1–4, 2016, doi: 10.4172/2381-8719.1000237.
- [23] G. Muller, "Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River," *GeoJournal*, vol. 2, pp. 108–118, 1969.
- [24] S. Lu, Y. Wang, Y. Teng, and X. Yu, "Heavy metal pollution and ecological risk assessment of the paddy soils near a zinc-lead mining area in Hunan," *Environ. Monit. Assess.*, vol. 187, no. 10, pp. 1–12, 2015, doi: 10.1007/s10661-015-4835-5.
- [25] L. M. Huang, C. B. Deng, N. Huang, and X. J. Huang, "Multivariate statistical approach to identify heavy metal sources in agricultural soil around an abandoned Pb-Zn mine in Guangxi Zhuang Autonomous Region, China," *Environ. Earth Sci.*, vol. 68, no. 5, pp. 1331–1348, 2013, doi: 10.1007/s12665-012-1831-8.
- [26] Y. Du, L. Chen, P. Ding, L. Liu, Q. He, B. Chen, and Y. Duan, "Different exposure profile of heavy metal and health risk between residents near a Pb-Zn mine and a Mn mine in Huayuan county, South China," *Chemosphere*, vol. 216, pp. 352–364, 2019, doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.142.
- [27] S. C. Obiora, A. Chukwu, and T. C. Davies, "Heavy metals and health risk assessment of arable soils and food crops around Pb-Zn mining localities in Enyigba, southeastern Nigeria," *J. African Earth Sci.*, vol. 116, pp. 182–189, 2016, doi: 10.1016/j.jafrearsci.2015.12.025.