

ASSESSMENT OF POLLUTION LEVEL AND ANALYSIS OF CROM'S CHEMICAL SPECIATION IN ROAD DUST AT SOME INDUSTRIAL PARKS

Nguyen Thi Thu Thuy¹, Vuong Truong Xuan^{1*}, Nguyen Thi Mai Thu²

¹ TNU - University of Science

² Phu Binh High school – Phu Binh district – Thai Nguyen province

ARTICLE INFO	ABSTRACT
Received: 29/3/2022 Revised: 12/5/2022 Published: 19/5/2022	This study analyzed Cr's total concentration and chemical fractions in road dust samples from industrial zones to evaluate pollution levels. According to Tessier's sequential extraction procedure, the chemical fraction of Cr in road dust samples was measured by the ICP-MS method, with total Cr recovery ranging from 96.5% to 102%. The results showed that Cr exists mainly in the residual fraction (F5 - 58.9%) > organic bound fraction (F4 - 18.3%) > Fe/Mn oxide bound - fraction (F3 - 13.0%) > exchangeable fraction (F1: 5.52%) > carbonate bound fraction (F2: 4.31%). We also apply pollution indices such as the geological accumulation index (Igeo), the individual pollution factor (ICF), and the risk assessment index (RAC) to assess the pollution level of Cr in the studied area. Igeo values of Cr in the samples are all < 0, indicating no geological risk. The mean value of the ICF was 1.32 (0.64-1.74), the RAC ranged from 6.64% to 22.0%, with a mean value of 15.7%. According to ICF and RAC, Cr concentrations in most studied samples in industrial zones are classified as low pollution and risk.
KEYWORDS Tessier's sequential extraction Chemical speciation analysis Pollution level Geoaccumulation Index Individual contaminant factor	

ĐÁNH GIÁ MỨC ĐỘ Ô NHIỄM VÀ PHÂN TÍCH CÁC DẠNG HOÁ HỌC CỦA CROM TRONG BỤI ĐƯỜNG TẠI MỘT SỐ KHU CÔNG NGHIỆP

Nguyễn Thị Thu Thúy¹, Vương Trường Xuân^{1*}, Nguyễn Thị Mai Thu²

¹Trường Đại học Khoa học - ĐH Thái Nguyên

²Trường THPT Phú Bình - huyện Phú Bình - Tỉnh Thái Nguyên

THÔNG TIN BÀI BÁO	TÓM TẮT
Ngày nhận bài: 29/3/2022 Ngày hoàn thiện: 12/5/2022 Ngày đăng: 19/5/2022	Nghiên cứu này phân tích hàm lượng tổng và các dạng hóa học của Cr trong các mẫu bụi đường từ các khu công nghiệp đã được phân tích để đánh giá mức độ ô nhiễm. Dạng hoá học của Cr trong các mẫu bụi đường được phân tích theo quy trình chiết tuần tự của Tessier và đo bằng phương pháp ICP-MS, với tổng độ thu hồi Cr dao động từ 96,5% đến 102%. Kết quả cho thấy Cr tồn tại chủ yếu ở dạng cặn dư (F5: 58,9 %) > dạng liên kết với hợp chất hữu cơ (F4: 18,3%) > dạng liên kết Fe/Mn oxit (F3: 13,0%) > dạng trao đổi (F1: 5,52%), và dạng liên kết với cacbonat (F2: 4,31%). Các chỉ số ô nhiễm như chỉ số tích lũy địa chất (Igeo), hệ số ô nhiễm riêng lẻ (ICF) và chỉ số đánh giá rủi ro (RAC) để đánh giá mức độ ô nhiễm của Cr. Giá trị Igeo của Cr trong các mẫu đều < 0, cho thấy không có nguy cơ rủi ro địa chất. Các giá trị của ICF trung bình 1,32 (0,64 - 1,74), RAC dao động từ 6,64% đến 22,0%, với giá trị trung bình là 15,7%. Theo các chỉ số ICF và RAC nồng độ Cr trong hầu hết các mẫu nghiên cứu ở các khu công nghiệp được xếp vào mức độ ô nhiễm và rủi ro thấp.
TỪ KHÓA Chiết liên tục Tessier Phân tích dạng hoá học Mức độ ô nhiễm Chỉ số tích lũy địa chất Nhân tố ô nhiễm riêng lẻ	

DOI: <https://doi.org/10.34238/tnu-jst.5771>

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

1. Giới thiệu

Ô nhiễm công nghiệp là một trong những mối quan tâm hàng đầu của các nước đang phát triển như Việt Nam. Sự phát triển nhanh chóng của các nhà máy, xí nghiệp dẫn đến nguy cơ ô nhiễm môi trường ngày càng cao, trong đó có ô nhiễm kim loại nặng trong bụi lắng mặt đường. Bụi đường thường phát sinh do yếu tố tác động môi trường bên ngoài, ngoài ra còn sinh ra trong hoạt động sinh hoạt (hoạt động giao thông, khí thải xăng dầu, phanh xe...) và sản xuất của con người trong quá trình gia công, chế biến vật liệu xây dựng, các ngành sản xuất gang thép, điện tử, hóa chất 0.

Các kim loại nặng được tìm thấy trong bụi đường được phát hiện là gây nguy hại đối với con người và môi trường. Một trong những kim loại có độc tính cao phải kể đến là crom (Cr), khi vào cơ thể, Cr sẽ thâm qua màng tế bào vào máu và gây các chứng bệnh như thủng và loét vách ngăn phổi, viêm phế quản, suy giảm chức năng phổi, viêm phổi, tổn thương giác mạc, gây ung thư 0], [0. Khả năng gây độc của Cr còn phụ thuộc vào dạng tồn tại hóa trị, theo đó Cr(III) có độc tính thấp hơn so với Cr(VI), do khả năng xâm nhập qua màng tế bào của Cr(III) kém hơn 0. Tuy nhiên, độc tính lớn nhất của các kim loại nặng khi chúng tồn tại ở dạng linh động (hay dạng dễ trao đổi) trong môi trường, ở dạng linh động các kim loại sẽ dễ dàng được giải phóng vào môi trường xung quanh dẫn đến làm tăng sự tích lũy vào cơ thể sinh vật từ đó đi vào cơ thể con người thông qua chuỗi thức ăn 0]-[0. Con người và hệ sinh thái có thể tiếp xúc với Cr thông qua con đường tự nhiên và hoạt động của con người như nước thải và hạt vật chất (đất, bụi đường và sol khí) 0. Nguồn phát thải chủ yếu của Cr trong bụi đường liên quan đến phương tiện giao thông (như: lót phanh, lốp xe), sản xuất thép, điện tử, chế biến quặng Cr, thuộc da 0. Nhiều bằng chứng tại các nước Châu Á cho thấy nguy cơ độc chất và khả năng gây ung thư của Cr (VI) ở người và hệ sinh thái 0]-[0. Một số nghiên cứu về dạng hóa học của kim loại trong bụi đường cũng được báo cáo, nhưng chủ yếu đánh giá tại đô thị hoặc khu vực tái chế kim loại 0], [0. Tại Việt Nam, thông tin về kim loại nặng trong bụi đường khá hạn chế, đặc biệt là phân tích dạng kim loại Cr trong bụi đường từ khu công nghiệp phức hợp 0], [0. Như vậy, có thể thấy kim loại Cr được công nhận là một yếu tố có khả năng gây hại và được liệt kê là một chất gây ô nhiễm được quan tâm trong luật môi trường trên toàn thế giới 0. Vì vậy, trong nghiên cứu này chúng tôi tập trung vào các mục tiêu sau: i) phân tích đánh giá mức độ ô nhiễm hàm lượng tổng và dạng liên kết hóa học của Cr trong bụi đường sử dụng quy trình chiết của Tessier 00, ii) đánh giá nguy cơ rủi ro môi trường sinh thái do Cr gây ra thông qua các chỉ số ô nhiễm tích lũy địa chất I_{geo} , ô nhiễm riêng lẻ (ICF) và chỉ số rủi ro RAC. Số liệu nghiên cứu này có thể bổ sung thêm thông tin về mức độ ô nhiễm của kim loại nặng trong bụi đường tồn tại ở dạng di động và nguy cơ rủi ro đối với môi trường sinh thái và con người từ các hoạt động sản xuất công nghiệp.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Thông tin mẫu phân tích

Các mẫu nghiên cứu gồm 4 khu công nghiệp (KCN) ($n = 20$), được lấy tại trục đường phía trước các nhà máy công nghiệp tại Thái Nguyên (TN - KCN Điềm Thụy, huyện Phú Bình), Bắc Ninh (BN - KCN Quế Võ, huyện Quế Võ), Bắc Giang (BG - KCN Vân Trung, huyện Việt Yên), Hải Phòng (HP - KCN Vsip, huyện Thủy Nguyên). Mỗi mẫu bụi là một mẫu gộp, gồm nhiều mẫu đơn được thu thập tại các đoạn đường trên một cung đường. Mẫu được lấy bằng cách quét bụi dưới lòng 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, lựa chọn lớp mẫu phía trên cùng với kích thước hạt rất mịn, loại bỏ sơ bộ các dị vật. Mẫu được gói trong phoi nhôm, chuyển vào túi nilon (PE), trước khi đóng miệng túi cần ép chặt để loại không khí bên trong túi.

2.2. Phương pháp xử lý mẫu và phân tích mẫu

Để phân tích hàm lượng tổng kim loại trong mẫu bụi đường: tiến hành phân hủy mẫu theo phương pháp của Cơ quan Bảo vệ Môi trường Mỹ (EPA – Environment Protection Agency) – Method EPA 3052 0, 500 mg mẫu bụi đường được phân hủy bằng 9 mL HNO₃ 65% và 3 mL HF 48% ($d = 1,15 \text{ g/cm}^3$) trong bình teflon (đặt trong lò vi sóng) theo chương trình: (i) nâng nhiệt độ đến 180°C trong 5,5 phút; (ii) giữ ở 180°C trong 15 phút; (iii) giảm nhiệt độ đến 50°C. Phân tích tổng kim loại trong mẫu bụi theo phương pháp EPA 6020B00.

Để phân tích dạng hóa học của Cr trong bụi đường, áp dụng quy trình chiết tuần tự của Tessier để tách các dạng kim loại 00. Quy trình gồm 4 giai đoạn và tách ra 5 dạng chính: Dạng trao đổi (F1); Dạng liên kết cacbonat (F2); Dạng liên kết với Fe – Mn oxit (F3); Dạng liên kết với chất hữu cơ (F4), phần còn lại của kim loại trong mẫu bụi đường sau các giai đoạn chiết ở trên được gọi là dạng cặn dư (F5). Ngoài dạng F1 rất linh động, các dạng F2, F3, F4 ở những điều kiện thích hợp như môi trường pH thấp, thế oxy - hoá khử thay đổi sẽ bị hoà tan chuyển kim loại thành dạng linh động hơn, nên các dạng F1-F4 được coi là dạng di động của kim loại. Còn dạng cặn dư (F5) là dạng rất bền, thường chỉ hoà tan được bằng hỗn hợp axit mạnh nên được gọi là dạng cố định.

Nồng độ của kim loại Cr được xác định bằng phương pháp ICP-MS (Agilent 7900). Độ thu hồi của kim loại Cr được đánh giá so với mẫu tổng, trong các mẫu bụi đường từ 96,5 - 102%, độ lặp lại < 10%. Giới hạn phát hiện của Cr từ là 0,06 mg/kg trọng lượng khô. Các quá trình chiết và phân tích hàm lượng kim loại Cr trong các mẫu đất được thực hiện lặp lại 3 lần. Kết quả cuối cùng là kết quả trung bình của 3 lần thí nghiệm lặp lại và đã trừ đi mẫu trắng.

2.3. Các chỉ tiêu đánh giá ô nhiễm môi trường

2.3.1. Chỉ số tích lũy địa hóa (Geoaccumulation Index : I_{geo})

I_{geo} là thước đo định lượng đánh giá mức độ ô nhiễm trong bụi đường, có công thức tính như sau:

$$I_{geo} = \text{Log}_2 \left(\frac{C_n}{1,5 \cdot B_n} \right) \quad (1)$$

Trong đó: C_n là hàm lượng kim loại trong mẫu; B_n : giá trị nền cho phép của kim loại trong đất 0, 0, 1,5: hệ số được đưa ra để giảm thiểu tác động của những thay đổi có thể xảy ra đối với giá trị nền do những biến đổi về địa hóa trong bụi đường. Chỉ số I_{geo} cho mỗi kim loại được tính toán và phân loại là không bị ô nhiễm ($I_{geo} \leq 0$); không bị ô nhiễm đến ô nhiễm vừa phải ($0 < I_{geo} \leq 1$); bị ô nhiễm vừa phải ($1 < I_{geo} \leq 2$); ô nhiễm từ trung bình đến nặng ($2 < I_{geo} \leq 3$); bị ô nhiễm nặng ($3 < I_{geo} \leq 4$); ô nhiễm nặng đến cực kỳ ô nhiễm ($4 < I_{geo} \leq 5$); và cực kỳ ô nhiễm ($I_{geo} \geq 5$).

2.3.2. Nhân tố gây ô nhiễm riêng lẻ (ICF)

Việc xác định các nhân tố gây ô nhiễm riêng lẻ (ICF) của Cr trong các mẫu bụi đường theo công thức sau:

$$IFC = \frac{F_1 + F_2 + F_3 + F_4}{F_5} = \frac{\text{Dạng di động}}{\text{Dạng cặn dư}} \quad (2)$$

Mức độ ảnh hưởng của chỉ số IFC được phân loại thành các mức như sau: thấp (< 1); trung bình (1 - 3); lớn (3 - 6); rất lớn (> 6) 0.

2.3.3. Chỉ số đánh giá mức độ rủi ro RAC (Risk Assessment Code)

Trong bụi đường, ở dạng trao đổi (F1) và dạng cacbonat (F2) kim loại liên kết tương đối yếu, do đó dễ giải phóng vào môi trường bụi và đi vào cơ thể người qua nhiều con đường tiếp xúc, gây độc cho môi trường và con người 0. Vì vậy, chỉ số RAC được tính theo tổng phần trăm của dạng trao đổi và cacbonat: $RAC = \%F_1 + \%F_2$. Tiêu chuẩn đánh giá mức độ rủi ro theo chỉ số RAC%: thấp (< 10%); trung bình (10 - 30%); cao (30 - 50%); rất cao (> 50%) 0.

3. Kết quả và bàn luận

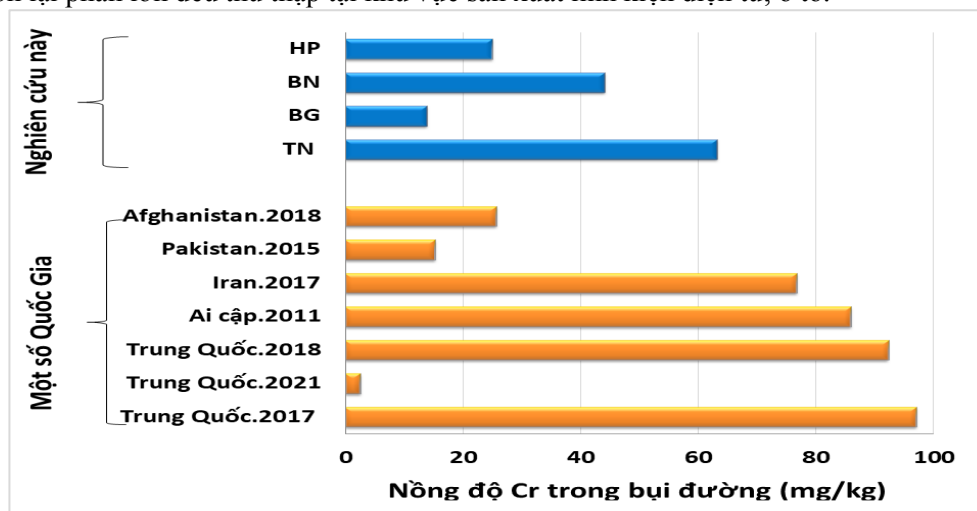
3.1. Hàm lượng tổng của Cr trong bụi đường từ một số khu công nghiệp phức hợp

Kết quả trung bình hàm lượng tổng Cr trong các mẫu bụi đường từ một số khu công nghiệp trung bình là 36,3 mg/kg. Hàm lượng trung bình tổng của Cr giảm dần theo thứ tự: Thái Nguyên (63,0 mg/kg) > Bắc Ninh (42,9 mg/kg) > Hải Phòng (24,2 mg/kg) > Bắc Giang (13,7 mg/kg), (bảng 1).

Bảng 1. Hàm lượng tổng và các dạng liên kết Cr (mg/kg) trong bụi đường

Tỉnh	F1	F2	F3	F4	F5	Tổng 5 dạng	Độ thu hồi (%)
TN (n=5)	2,09± 0,19	1,89± 0,007	6,34± 0,003	12,4± 0,010	40,4± 0,114	63,0	97,2
BG (n=5)	0,67± 0,008	0,241± ,023	2,09 ± 0,004	2,34± 0,002	8,36± 0,180	13,7	96,5
BN (n=5)	2,31± 0,022	3,37± 0,011	5,02 ± 0,019	8,17 ± ,429	43,9± 1,366	43,9	102
HP (n=5)	2,133± 0,002	1,15± 0,004	3,69± 0,120	4,52± 0,201	24,7± 0,067	24,7	102
Trung bình	1,79	1,69	4,31	6,79	21,8	36,3	-

Sự có mặt của Cr trong các khu công nghiệp khác nhau phụ thuộc vào rất nhiều yếu tố như quy mô sản xuất, công suất lò thải, số lượng giao thông.v.v. Tuy nhiên, đối với bụi đường khu công nghiệp thì yếu tố về vật liệu và nhiên liệu sản xuất thường được xem xét nhiều hơn. Một số nghiên cứu cũng cho thấy các nguồn phát thải Cr phổ biến nhất bao gồm quá trình công nghiệp chẳng hạn như 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 0. Như vậy, kết quả trên khá phù hợp với khu vực lấy mẫu tại các khu công nghiệp, như tại Thái Nguyên mẫu bụi được thu thập tại đường phía trước các nhà máy sản xuất thép, vật liệu xây dựng, thiết bị y tế. Trong khi đó các tỉnh còn lại phần lớn đều thu thập tại khu vực sản xuất linh kiện điện tử, ô tô.

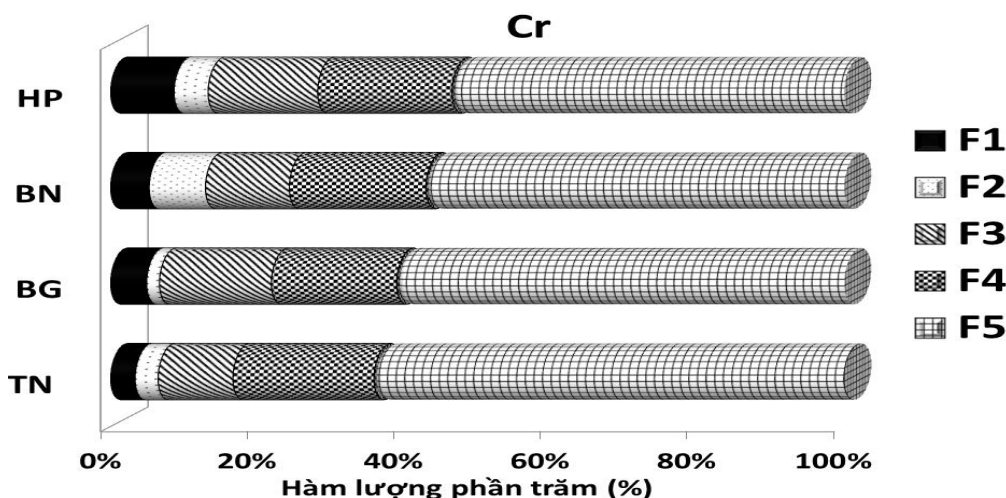


Hình 1. Hàm lượng trung bình của Cr trong bụi đường so sánh với các nghiên cứu khác

Nghiên cứu của chúng tôi cũng được so sánh với một số các nghiên cứu thuộc quốc gia khác được thể hiện ở hình 1. Kết quả cho thấy, hàm lượng trung bình tổng của Cr thấp hơn so với số liệu đưa ra tại Trung Quốc 2017 (96,9 mg/kg) 0, Trung Quốc năm 2018 (92,1 mg/kg) 0, Ai Cập năm 2011 (87,5 mg/kg) 0 và Iran năm 2017 (76,5 mg/kg) 0. Tuy nhiên, hàm lượng Cr tại các khu vực TN, BN cao hơn so với số liệu mới đưa ra tại Trung Quốc năm 2021 (2,28 mg/kg) 0, Pakistan năm 2015 0 và Afghanistan 2018 0. Việc so sánh giữa các nghiên cứu chỉ mang tính chất tương đối, song cũng khẳng định được sự có mặt khá cao của Cr trong bụi đường tại cả khu vực đô thị và công nghiệp.

3.2. Đánh giá sự phân bố của Cr ở dạng di động trong bụi đường

Kết quả phân tích hàm lượng các dạng liên kết của kim loại Cr trong bụi đường ở 4 khu công nghiệp được thể hiện trong hình 2, mô tả tỷ lệ % phân bố các dạng liên kết của Cr trong bụi đường.



Hình 2. Phân bố các dạng liên kết hóa học của Cr trong bụi đường

Có thể thấy Cr tồn tại chủ yếu ở dạng cặn dư (F5), tỷ lệ % trung bình so với tổng 5 dạng chiết là 58,9%, dao động từ 53,5 – 64,1%, tiếp theo là dạng F4 % trung bình là 18,3%, tương ứng dao động từ 17,1 đến 19,2%, dạng F3 % trung bình là 13,0% với khoảng dao động từ 10,2 đến 15,3% và thấp nhất vẫn là dạng F1, F2 với tỷ lệ % trung bình lần lượt là 5,52% và 4,3%. Ở đây chúng tôi không tìm thấy sự khác biệt về phân bố trong các dạng liên kết của Cr giữa các khu vực công nghiệp, điều này có thể liên quan đến sự tương đồng về loại hình sản xuất chủ yếu là lĩnh vực điện tử, ngoại trừ TN có thêm ngành sản xuất gang thép. Để xét mức độ độc tính của Cr thì cần phải đánh giá sự phân bố của nó trong pha di động [6], [14], [18]. Trong môi trường, Cr tồn tại chủ yếu ở hai trạng thái oxy hóa - crom hóa trị ba [Cr(III)] và crom hóa trị sáu [Cr(VI)]. Trong điều kiện thường, Cr(III) thường là dạng trơ và tương đối ổn định và không độc hại ở pH trung tính (6,5–8,5) do sự hình thành các hợp chất hydroxit và oxit không hòa tan và tạo phức mạnh với khoáng chất và chất hữu cơ. Trong khi đó, ở điều kiện ô nhiễm, Cr(VI) có xu hướng chiếm ưu thế, nó hòa tan vào các dạng di động. Trong 5 dạng chiết thì F1 và F2 là dạng có tính di động nhất [32], vì ở dạng F1 kim loại thường liên kết với các hạt keo trong bụi đường (hydrat của oxit sắt, oxit mangan, axit humic) bằng lực hấp phụ yếu, vì vậy kim loại trong bụi đường ở dạng này rất linh động có thể dễ dàng giải phóng ngược trở lại môi trường nước. Ở dạng F2, kim loại tồn tại ở dạng kết tủa muối cacbonat, dạng này rất nhạy cảm với sự thay đổi của pH, khi pH giảm các kim loại ở dạng này sẽ được giải phóng [18]. Trong nghiên cứu này tổng dạng F1 và F2 chiếm tỷ lệ 9,38%, khá thấp so với các dạng còn lại. Tuy nhiên, con người dễ hấp thụ kim loại ở dạng F1, F2, do vậy có thể dẫn đến nguy cơ rủi ro sức khỏe đối với con người [32].

Các mẫu bụi đường trong nghiên cứu này có giá trị pH đo được nằm trong khoảng từ 7,1 đến 8,4, cho thấy mẫu bụi đường thuộc các khu vực nghiên cứu đều có tính kiềm nhẹ. Điều này cũng giải thích sự có cao của Cr trong dạng cặn dư F5 và đồng thời cho thấy tính ổn định và liên kết mạnh của Cr với các khoáng chất hoặc thành phần cấu trúc tinh thể khoáng chất không thể hòa tan vào nước [15], [32]. Tuy nhiên, sự thay đổi pH còn phụ thuộc nhiều vào các yếu tố khác trong bụi đường như sự có mặt của CaCO_3 , hay thành phần của các chất hữu cơ (OC) [33], [34]. Một số nghiên cứu trước đây đã chứng minh rằng Cr (III) có nguồn gốc từ quá trình khử Cr (VI) tạo thành các phức chất bề mặt của chất hữu cơ và oxit sắt [35], [36]. Điều này có thể giải thích tỷ lệ cao Cr trong các dạng F3 và F4. Các kim loại nặng trong phân đoạn F3 không ổn định và không bền trong điều kiện khử, bởi vì trong điều kiện khử trạng thái oxy hóa của sắt và mangan sẽ bị thay đổi. Trong khi đó các kim loại ở dạng F4 liên kết với hữu cơ sẽ không bền trong điều kiện

oxi hóa, khi bị oxi hóa các chất hữu cơ sẽ phân hủy, dẫn đến các kim loại trong bụi đường sẽ được giải phóng vào pha nước [18], [37].

Tỷ lệ phần trăm phân bố của Cr trong pha di động của nghiên cứu này tương đương với các nghiên cứu trong bụi đường của tác giả Tokalıoğlu (41%) 0, 0, nhưng cao hơn so với phần trăm của Cr trong bụi đường của tác giả Li (29,5%), Keskavan (14,3%) đã đưa ra 0. Mặc dù phần trăm của Cr tập trung lớn ở dạng cặn dư, tuy nhiên % trong dạng F1, F2 của Cr vẫn cho thấy nguy cơ rủi ro đối với người dân tại các khu vực thu thập mẫu. Đặc biệt, khi xem xét đến khả năng có thể gây ung thư của Cr 0.

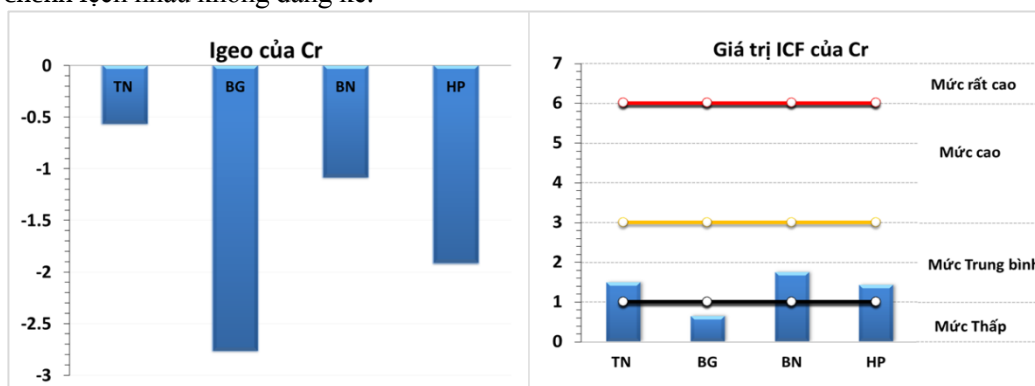
3.3. Đánh giá mức độ ô nhiễm môi trường qua các chỉ số I_{geo} , ICF, RAC

3.3.1. Chỉ số tích lũy địa hoá (I_{geo})

Kết quả tính toán giá trị I_{geo} của Cr dựa trên nồng độ tổng, cho giá trị trung bình là -1,58 (Hình 3). Trong đó giá trị I_{geo} cao nhất được tìm thấy tại tỉnh có nhiều khu công nghiệp liên quan đến sản xuất sắt thép, các linh kiện điện tử (TN) và thấp nhất tại BG. Tuy nhiên, tất cả các giá trị đều < 0 , điều này cho thấy không có nguy cơ rủi ro đối với Cr tại các khu vực lấy mẫu nghiên cứu. Giá trị I_{geo} trong nghiên cứu này tương đương với kết quả thu được trong nghiên cứu của tác giả Men ($-1 < I_{geo} < 0$) và cộng sự 0, Keskavan và cộng sự ($I_{geo} < 0$) 0. Tuy nhiên, thấp hơn so với kết quả trong nghiên cứu của tác giả Jiang và cộng sự ($-2,26 < I_{geo} < 0,553$) 0, Aguilera và cộng sự ($1 < I_{geo} < 3$) 0.

3.3.2. Nhân tố gây ô nhiễm riêng lẻ (ICF)

Để ước tính thời gian lưu giữ tương đối của Cr được giữ lại tại chỗ, chúng tôi đã tính toán các yếu tố ô nhiễm cá nhân (ICF). Yếu tố ô nhiễm kim loại cao hơn cho thấy thời gian lưu giữ thấp hơn và rủi ro cao hơn đối với môi trường địa phương 0. Kết quả tính toán chỉ số ICF của Cr trung bình 1,32 (0,64- 1,74), (hình 3), giá trị ICF cao nhất được tìm thấy tại BN và thấp nhất tại BG. Kết quả nghiên cứu cũng cho thấy mức độ ô nhiễm của Cr phần lớn ở mức trung bình, ngoại trừ BG ở mức thấp, điều này liên quan đến sự có mặt của Cr(VI) trong các dạng F1 - F4. Không có nhiều số liệu đánh giá về chỉ số ICF của Cr trong bụi đường. Tuy nhiên, khi so sánh với kết quả của tác giả Li và cộng sự (IFC: 0,916) 0, cho thấy giá trị trung bình của Cr trong 4 khu công nghiệp của nghiên cứu này chênh lệch nhau không đáng kể.



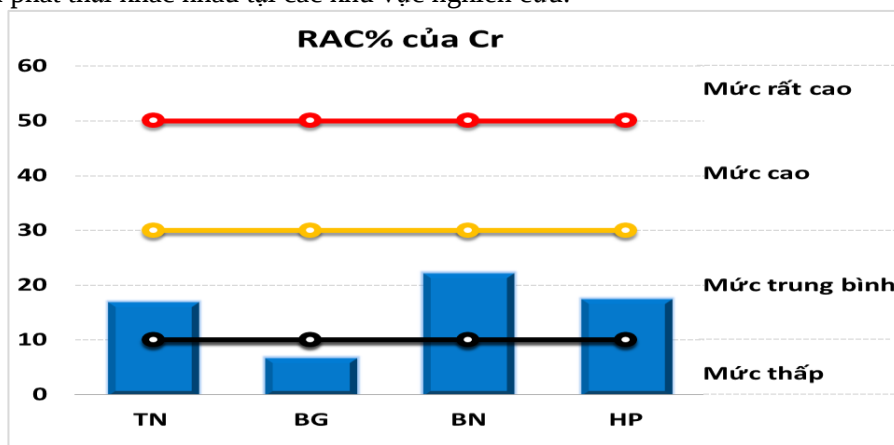
Hình 3. Chỉ số tích lũy địa hoá (I_{geo}) và nhân tố gây ô nhiễm cá nhân (ICF) của Cr trong bụi đường

3.3.3. Chỉ số đánh giá mức độ rủi ro RAC (Risk Assessment Code)

Chỉ số đánh giá mức độ rủi ro ô nhiễm (RAC) là thông số để đánh giá khả năng kim loại trong bụi đường giải phóng vào môi trường, đi vào chuỗi thức ăn và dẫn đến nguy cơ tích lũy các kim loại nặng trong cơ thể con người 0. Mẫu bụi đường có hàm lượng phần trăm kim loại ở dạng linh động (F1) và liên kết với cacbonat (F2) càng cao thì mức độ rủi ro tới môi trường càng cao. Dựa

vào các kết quả phân tích hàm lượng dạng liên kết của kim loại Cr trong bụi đường để tính giá trị của RAC của Cr (hình 4).

Giá trị RAC% trung bình là 15,7%, cao nhất tại BN (22,0%), tiếp đến là TN và HP tương đương nhau 17,0% và thấp nhất là BG 6,64%. Điều này khá phù hợp với thực tế tại khu vực lấy mẫu tại BN, hay TN là khu vực có nhiều nhà máy sản xuất gang, thép, vật liệu xây dựng và Cr phân bố khá nhiều ở dạng cặn dư. Như vậy, theo tiêu chuẩn đánh giá mức độ rủi ro thì giá trị RAC% của Cr ở các tỉnh TN, BN, HP đều ở mức trung bình, riêng BG ở mức thấp. Khi so sánh với một số nghiên cứu khác cho thấy giá trị RAC % trong nghiên cứu này khá cao so với báo cáo của tác giả Li và cộng sự (trung bình RAC là 1,476%) 0 và Keskavan và cộng sự (trung bình RAC là 2,60%) 0. Sự khác biệt này có thể do sự có mặt của Cr (VI) trong dạng di động F1, F2 từ các nguồn phát thải khác nhau tại các khu vực nghiên cứu.



Hình 4. Chỉ số đánh giá mức độ rủi ro RAC của Cr trong bụi đường

4. Kết luận

Trong nghiên cứu này, chúng tôi đã xác định hàm lượng tổng và các dạng liên kết hóa học Cr trong 20 mẫu bụi đường thuộc 4 khu công nghiệp (Thái Nguyên, Bắc Giang, Bắc Ninh, Hải Phòng). Kết quả phân tích ban đầu cho thấy, dạng liên kết của Cr trong bụi đường tồn tại nhiều nhất ở dạng cặn dư (F5 - 58,9%) và thấp nhất ở dạng (F1, F2 - 5,52% và 4,31%), phần trăm phân bố của Cr trong các dạng F1, F2, F3 và F4 trung bình là 41,1%. Nghiên cứu cũng đã đánh giá được các mức độ ô nhiễm cũng như rủi ro đối với môi trường, hệ sinh thái thông qua các chỉ số tích lũy địa chất ($I_{geo} < 0$); Nhân tố gây ô nhiễm riêng lẻ ICF (1,32); Chỉ số đánh giá mức độ rủi ro RAC % (15,7%). Nhìn chung, kết quả cho thấy hầu hết hàm lượng Cr trong các mẫu nghiên cứu thuộc 4 tỉnh đều nằm ở mức độ ô nhiễm và rủi ro từ thấp. Tuy nhiên, một số tỉnh có nhiều ngành công nghiệp sản xuất linh kiện điện tử, quặng thép, vật liệu thì mức độ ô nhiễm Cr nằm trong khoảng từ trung bình, nguy cơ có thể ảnh hưởng tới môi trường tại các khu vực mẫu nghiên cứu. Do vậy, để đánh giá được đầy đủ hơn cần phải có thêm những nghiên cứu với nhiều kim loại và số lượng mẫu lớn hơn.

TÀI LIỆU THAM KHẢO/ REFERENCES

- [1] M. Das, M. K. Ahmed, M. S. Islam, M. M. Islam, and M. S. Akter, "Heavy metals in industrial effluents (tannery and textile) and adjacent rivers of Dhaka city, Bangladesh," *Terrestrial and Aquatic Environmental Toxicology*, vol. 5, no. 1, pp. 8-13, 2011.
- [2] G. Shi, Z. Chen, C. Bi, L. Wang, J. Teng, Y. Li, and S. Xu, "A comparative study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China," *Atmospheric environment*, vol. 45, no. 3, pp. 764-771, 2011.
- [3] M. Nordberg, G. F. Nordberg, B. A. Fowler, and L. Friberg, *Handbook on the Toxicology of Metals*, Ed. 3rd, Elsevier Science, pp. 717-738, 2011.

- [4] A. D. K. Banerjee, "Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India," *Environmental Pollution*, vol. 123, pp. 95-105, 2003.
- [5] Ş. Tokaloğlu and Ş. Kartal, "Multivariate analysis of the data and speciation of heavy metals in street dust samples from the Organized Industrial District in Kayseri (Turkey)," *Atmospheric environment*, vol. 40, pp. 2797-2805, 2006.
- [6] 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.
- [7] M. L. Werner, P. S. Nico, M. A. Marcus, and C. Anastasio, "Use of microXANES to speciate chromium in airborne fine particles in the Sacramento Valley," *Environ Sci Technol*, vol. 41, pp. 4919-4924, 2007.
- [8] B. Patrick *et al.*, "Speciation and potential long-term behaviour of chromium in urban sediment particulates," *Journal of Soils and Sediments*, vol. 17, no. 11, pp. 2666-2676, 2017.
- [9] S. Kumari, M. K. Jain, and S. P. Elumalai, "Assessment of pollution and health risks of heavy metals in particulate matter and road dust along the road network of Dhanbad, India," *Journal of Health and Pollution*, vol. 11, no. 29, 2021, doi: [10.5696/2156-9614-11.29.210305](https://doi.org/10.5696/2156-9614-11.29.210305).
- [10] M. Heidari, T. Darijani, and V. Alipour, "Heavy metal pollution of road dust in a city and its highly polluted suburb; quantitative source apportionment and source-specific ecological and health risk assessment," *Chemosphere*, vol. 273, 2021, doi: [10.1016/j.chemosphere.2021.129656](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129656).
- [11] 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.
- [12] C. Men *et al.*, "Spatial-temporal characteristics, source-specific variation and uncertainty analysis of health risks associated with heavy metals in road dust in Beijing, China," *Environmental Pollution*, vol. 278, 2021, doi: [10.1016/j.envpol.2021.116866](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116866).
- [13] Yesilkanat, C. Mert, and Y. Kobya, "Spatial characteristics of ecological and health risks of toxic heavy metal pollution from road dust in the Black Sea coast of Turkey," *Geoderma Regional*, vol. 25, 2021, doi: [10.1016/j.geodrs.2021.e00388](https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00388).
- [14] J. Acosta, A. Faz, K. Kalbitz, B. Jansen, and S. Martínez-Martínez, "Partitioning of heavy metals over different chemical fraction in street dust of Murcia (Spain) as a basis for risk assessment," *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 144, pp. 298-305, 2014.
- [15] 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.
- [16] T. H. Phi, M. C. Pham, L. T. M. Ly, and P. K. Thai, "Spatial distribution of elemental concentrations in street dust of Hanoi, Vietnam," *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, vol. 98, pp. 277-282, 2017.
- [17] V. H. Nguyen, M. V. Frontasyeva, T. T. M. Trinh, D. Gilbert, and N. Bernard, "Atmospheric heavy metal deposition in Northern Vietnam: Hanoi and Thainguyen case study using the moss biomonitoring technique, INAA and AAS," *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 17, pp. 1045-1052, 2010.
- [18] 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.
- [19] United States Environmental Protection Agency, *EPA Method 3052 - Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices*, 1996.
- [20] United States Environmental Protection Agency, *EPA Method 6020B. Inductively Coupled Plasma—Mass Spectrometry*, 2014.
- [21] Y. Jiang, L. Shi, Al. Guang *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*, vol. 40, pp. 2007-2020, 2018.
- [22] S. Zhao, C. Feng, Y. Yang, J. Niu, and Z. Shen, "Risk assessment of sedimentary metals in the Yangtze Estuary: New evidence of the relationships between two typical index methods," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 241-242, pp. 164-172, 2012.
- [23] M. Saleem, J. Iqbal, and M. H. Shah, "Geochemical speciation, anthropogenic contamination, risk assessment and source identification of selected metals in freshwater sediments—A case study from

- Mangla Lake, Pakistan,” *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, vol. 4, pp. 27-36, 2015.
- [24] S. K. Sundaray, B. B. Nayak, S. Lin, and D. Bhatta, “Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments – A case study: Mahanadi basin, India,” *J. Hazard, Mater*, vol. 186, pp. 1837-1846, 2011.
- [25] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), *The ATSDR 2011*, Substance Priority List. U.S. ATSDR, Atlanta, GA, 2011.
- [26] M. A. Khairy, A. O. Barakat, A. R. Mostafa, and T. L. Wade, “Multielement determination by flame atomic absorption of road dust samples in Delta Region, Egypt,” *Microchemical journal*, vol. 97, no. 2, 234-242, 2011.
- [27] S. Dehghani, F. Moore, B. Keshavarzi, and A. H. Beverley, “Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran,” *Ecotoxicology and environmental safety*, vol. 136, pp. 92-103, 2017.
- [28] A. Aguilera, F. Bautista, M. Gutiérrez-Ruiz, A.E. Cenicerós-Gómez, R. Cejudo, and A. Goguitchaichvili, “Heavy metal pollution of street dust in the largest city of Mexico, sources and health risk assessment,” *Environ Monit Assess*, vol. 193, no 4, pp. 1-16, 2021.
- [29] J. Mohmand, S. A. M. A. S. Eqani, M. Fasola, A. Alamdar, I. Mustafa, N. Ali, L. Liu, S. Peng, and H. Shen, “Human exposure to toxic metals via contaminated dust: Bio-accumulation trends and their potential risk estimation,” *Chemosphere*, vol. 132, pp. 142-151, 2015.
- [30] J. W. Azeem *et al.*, “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.
- [31] L. Martello, P. Fuchsman, M. Sorensen, V. Magar, and R. J. Wenning, “Chromium geochemistry and bioaccumulation in sediments from the lower Hackensack River, New Jersey,” *Arc environ Contam. Toxicol*, vol. 53, pp. 337-350, 2007.
- [32] X. Hongxia *et al.*, “Spatial distribution, chemical speciation and health risk of heavy metals from settled dust in Qingdao urban area,” *Atmosphere*, vol. 10, no. 74, pp. 2-15, 2019.
- [33] S. Jiacong *et al.*, “Chromium Distribution, Leachability and Speciation in a Chrome Plating Site,” *Processes*, vol. 10, no. 1, 2022, doi: [10.3390/pr10010142](https://doi.org/10.3390/pr10010142).
- [34] V. M. Dang, H. T. Van, D. V. Nguyen, T. M. H. Duong, T. B. H. Nguyen, T. T. Nguyen, T. N. H. Tran, T. K. Hoang, T. P. Tran, L. H. Nguyen, and M. N. Chu, “Enhancement of exchangeable Cd and Pb immobilization in contaminated soil using Mg/Al LDH-zeolite as an effective adsorbent,” *RSC Advances*, 2021, doi: 10.1039/d0ra10530a.
- [35] P. M. Jardine, J. F. McCarthy, and N. L. Weber, “Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil,” *Soil Science Society of America Journal*, vol. 53, no. 5, pp. 1378-1385, 1989.
- [36] M. K. Banks, A. P. Schwab, and C. Henderson, “Leaching and reduction of chromium in soil as affected by soil organic content and plants,” *Chemosphere*, vol. 62, no. 2, pp. 255-264, 2006.
- [37] S. Manik *et al.*, “Tartaric Acid Mediated Cr Hyperaccumulation and Biochemical alterations in seedlings of *Hordeum vulgare* L.,” *Journal of Plant Growth Regulation*, vol. 39, no. 1, pp. 1-14, 2020.
- [38] N. Keivan *et al.*, “Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction procedure in different depths of sediments from Sungai Buloh, Selangor, Malaysia,” *Journal of hazardous materials*, vol. 192, no. 1, pp. 402-410, 2011.