



Original Article

# Ecological and Public Health Risk Assessment of Potential Toxic Elements in Road Dust from the Largest Industrial Zone in Da Nang City and Its Vicinity

Le Quy Ngoc Bao, Nguyen Thi Hong Tinh, Nguyen Quoc Chanh,  
Vo Thi Lan Chau, Tran Duc Kien, Huynh Thi Phuong Nhung,  
Dinh Thi Thu Trang, Le Quang Truong, Nguyen Le Tuong Vi, Tran Quoc Ba\*

*Duy Tan University, 03 Quang Trung, Hai Chau, Danang, Vietnam*

Received 17<sup>th</sup> March 2025

Revised 19<sup>th</sup> August 2025; Accepted 8<sup>th</sup> October 2025

**Abstract:** This study investigates the ecological and human health risks associated with exposure to potential toxic elements (PTEs), including *As*, *Cd*, *Mn*, and *Zn*, in road dust from the largest industrial zone (IZ) in Da Nang City, Vietnam, and adjacent urban areas (UA). Ecological risk was assessed using the potential ecological risk index for individual elements (*E<sub>i</sub>*) and the total potential ecological risk index (*PER*). Human health risk was evaluated through the non-carcinogenic hazard index (*HI*) and the total carcinogenic risk (*TCR*) for both children and adults. The findings revealed that ecological risk levels in the IZ were significantly higher than in the UA. However, both *E<sub>i</sub>* and *PER* were classified as “Low”, with *As* being the predominant contributor. Health risk assessment indicated that *HI* and *TCR* values were consistently higher in children than in adults, and higher in the IZ compared to the UA. While *HI* values across all areas were below the threshold of 1 (indicating “Safe”), specific IZ sites recorded *HI* values for children exceeding 0.7, suggesting potential concern. The mean *TCR* values for children in the IZ ( $1.49 \times 10^{-5}$ ) and UA ( $1.05 \times 10^{-5}$ ) exceeded the “Acceptable” range ( $1 \times 10^{-6}$  -  $1 \times 10^{-5}$ ), whereas adult *TCR* values remained within permissible limits. *As* was the dominant contributor to both *HI* and *TCR*, followed by *Pb*. Compared with previous studies, the *HI* and *TCR* values we found were lower; however, potential risks remain, particularly for children, a vulnerable population due to physiological and behavioral factors. These results underscore the need for targeted management strategies focusing on *As* and *Pb*, coupled with emission control and environmental quality improvement, to reduce ecological risks and protect community health in industrial and urban settings.

**Keywords:** Potential toxic elements, road dust, ecological risk, health risk, Da Nang.

\* Corresponding author.

E-mail address: [tranbaquoc@duytan.edu.vn](mailto:tranbaquoc@duytan.edu.vn)

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuces.5296>

# Đánh giá rủi ro sinh thái và sức khỏe cộng đồng do ảnh hưởng của nguyên tố độc hại tiềm ẩn trong bụi đường ở khu công nghiệp lớn nhất thành phố Đà Nẵng và khu vực phụ cận

Lê Quý Ngọc Bảo, Nguyễn Thị Hồng Tình, Nguyễn Quốc Chánh,  
Võ Thị Lan Châu, Trần Đức Kiên, Huỳnh Thị Phương Nhung,  
Đinh Thị Thu Trang, Lê Quang Trường, Nguyễn Lê Tường Vi, Trần Bá Quốc\*

*Đại học Duy Tân, 3 Quang Trung, Hải Châu, Đà Nẵng, Việt Nam*

Nhận ngày 17 tháng 3 năm 2025

Chỉnh sửa ngày 19 tháng 8 năm 2025; Chấp nhận đăng ngày 8 tháng 10 năm 2025

**Tóm tắt:** Nghiên cứu này đánh giá rủi ro sinh thái và sức khỏe cộng đồng do phơi nhiễm các nguyên tố độc hại tiềm ẩn (Potential toxic elements - PTEs), bao gồm *As*, *Cd*, *Mn*, và *Zn*, trong bụi đường tại khu công nghiệp (KCN) lớn nhất thành phố Đà Nẵng, Việt Nam và vùng phụ cận. Rủi ro sinh thái được đánh giá bằng chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn của từng nguyên tố (*Ei*) và tổng rủi ro sinh thái tiềm ẩn (*PER*), trong khi rủi ro sức khỏe được đánh giá thông qua chỉ số rủi ro phi ung thư (*HI*) và tổng rủi ro ung thư (*TCR*). Kết quả cho thấy mức độ rủi ro sinh thái tại KCN cao hơn đáng kể so với khu đô thị (KĐT), song cả *Ei* và *PER* đều ở mức “Thấp”, với *As* đóng góp lớn nhất vào tổng rủi ro sinh thái. Về rủi ro sức khỏe, giá trị *HI* và *TCR* của nhóm “Trẻ em” cao hơn đáng kể so với nhóm “Người lớn”; cả hai chỉ số tại KCN đều cao hơn so với KĐT. Mặc dù *HI* ở tất cả các khu vực đều < 1 (mức “An toàn”), một số điểm trong KCN ghi nhận *HI* của trẻ em > 0,7, cần được lưu ý. Giá trị *TCR* trung bình của trẻ em tại KCN ( $1,49 \times 10^{-5}$ ) và KĐT ( $1,05 \times 10^{-5}$ ) đều vượt ngưỡng “Chấp nhận được”, trong khi *TCR* của người lớn vẫn trong giới hạn cho phép. *As* là nguyên tố đóng góp lớn nhất vào cả *HI* và *TCR*, tiếp theo là *Pb*. So với các nghiên cứu quốc tế trước, *HI* và *TCR* trong nghiên cứu này thấp hơn, nhưng vẫn tiềm ẩn nguy cơ, đặc biệt đối với trẻ em, nhóm dễ bị tổn thương hơn do đặc điểm sinh lý và hành vi. Kết quả nhấn mạnh sự cần thiết của các biện pháp quản lý nghiêm ngặt đối với *As* và *Pb* nhằm giảm thiểu rủi ro sinh thái và bảo vệ sức khỏe cộng đồng.

**Từ khóa:** Nguyên tố độc hại tiềm ẩn, bụi đường, rủi ro sinh thái, rủi ro sức khỏe, Đà Nẵng.

## 1. Mở đầu

Ô nhiễm bụi đường do nguyên tố độc hại tiềm ẩn (PTEs - Potential Toxic Elements) đã trở thành một vấn đề môi trường và sức khỏe cộng đồng đáng quan tâm trên toàn cầu, đặc biệt tại các khu vực đô thị và công nghiệp [1, 2]. Bụi

đường có thể chứa các PTEs độc hại như chì (*Pb*), asen (*As*), kẽm (*Zn*) và mangan (*Mn*), bắt nguồn từ các hoạt động công nghiệp, khí thải phương tiện giao thông và nguồn địa chất tự nhiên [3]. Việc tiếp xúc với các PTEs này qua đường hô hấp, tiêu hóa hoặc tiếp xúc qua da có thể gây ảnh hưởng nghiêm trọng đến sức khỏe

\* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: tranbaquoc@duytan.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuces.5296>

con người, đặc biệt là trẻ em và người lớn tuổi, đồng thời gây tác động tiêu cực đến hệ sinh thái đô thị [1, 3].

Các nghiên cứu trên thế giới về ô nhiễm bụi đường do PTEs thường tập trung vào bốn hướng chính: i) Phân tích và mô phỏng sự phân bố không gian của các PTEs trong bụi đường; ii) đánh giá mức độ ô nhiễm thông qua các chỉ số địa hóa như chỉ số tích lũy địa hóa ( $I_{geo}$ ), hệ số làm giàu (EF) hoặc chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI); iii) xác định các nguồn phát thải PTEs; và iv) đánh giá rủi ro sinh thái và sức khỏe cộng đồng do phơi nhiễm PTEs qua các con đường hô hấp, tiêu hóa và tiếp xúc qua da [1-6].

Trong các đánh giá rủi ro sinh thái, chỉ số  $Ei$  (Ecological risk factor) thường được sử dụng để phản ánh mức độ ảnh hưởng của từng nguyên tố riêng lẻ, trong khi chỉ số PER (Potential Ecological Risk Index) được áp dụng để đánh giá tổng hợp tác động của nhiều nguyên tố trong bụi đường. Đối với sức khỏe cộng đồng, chỉ số HI (Hazard Index) và TCR (Total Carcinogenic Risk) lần lượt được sử dụng để đánh giá rủi ro “phi ung thư” và rủi ro “ung thư” [1, 3]. Nhiều nghiên cứu cho thấy PTEs trong bụi đường có thể gây rủi ro sinh thái đáng kể khi chỉ số  $Ei \geq 40$  hoặc  $PER \geq 150$  [1, 3, 7-9], và tiềm ẩn nguy cơ đối với sức khỏe cộng đồng khi chỉ số  $HI \geq 1$  hoặc  $TCR \geq 1 \times 10^{-6}$  [6, 9, 10]. Đặc biệt, các nguyên tố như Pb, Cr và As được xác định là những PTEs gây rủi ro sức khỏe nghiêm trọng, nhất là đối với trẻ em (nhóm dễ bị tổn thương hơn). Ước tính, PTEs trong bụi đường đe dọa sức khỏe khoảng 92 triệu người trưởng thành và 280 triệu trẻ em trên toàn thế giới, với mức rủi ro cao hơn tại các đô thị và KCN phát triển [1, 3].

Tại Việt Nam, một số nghiên cứu được thực hiện ở khu vực phía Bắc [11], và phía Nam [12, 13] đã cho thấy bụi đường chứa PTEs có thể gây ra những tác động bất lợi đối với cả hệ sinh thái và sức khỏe cộng đồng. Tuy nhiên, số lượng nghiên cứu toàn diện kết hợp đánh giá mức độ ô nhiễm, xác định nguồn phát thải và lượng hóa rủi ro sinh thái và sức khỏe cộng đồng do ảnh hưởng của PTEs trong bụi đường vẫn còn khá hạn chế, số công trình được công bố trên các tạp chí khoa học trong nước càng ít.

Ở khu vực miền Trung Việt Nam, nghiên cứu đầu tiên về chủ đề PTEs trong bụi đường được thực hiện bởi Tinh và Quoc (2025) [14], đã cung cấp những đánh giá ban đầu về mức độ ô nhiễm PTEs tại khu vực này. Kết quả cho thấy nồng độ PTEs trong bụi đường có xu hướng gia tăng từ khu vực mẫu nền (NỀN), qua KĐT, và đạt mức cao nhất tại các KCN. Các PTEs được phát hiện theo thứ tự nồng độ tăng dần:  $As < Pb < Zn < Mn$ . Tại khu vực NỀN, cả ba chỉ số địa hóa ( $I_{geo}$ , EF, PLI) đều cho thấy không có dấu hiệu ô nhiễm. Ở khu vực KĐT, mức độ ô nhiễm được xếp vào nhóm “ô nhiễm vừa” với giá trị trung bình của chỉ số PLI đạt 2,35. Tại KCN, mức độ ô nhiễm cao nhất, đặc biệt đối với Zn và Pb; Zn có  $I_{geo}$  trung bình 2,87 (“ô nhiễm vừa đến mạnh”),  $EF = 5,6$  (“Làm giàu vừa đến nghiêm trọng”), và PLI trung bình 4,0 (“ô nhiễm vừa đến cao”). Nguồn phát thải chính của Zn, Pb và As được xác định chủ yếu từ các nhà máy sản xuất thép mạ kẽm, vật liệu cách nhiệt và xi măng, trong khi Mn có thể đến từ nhiều nguồn khác nhau như hoạt động công nghiệp, khí thải phương tiện giao thông và yếu tố địa chất tự nhiên. Tuy nhiên, nghiên cứu của Tinh và Quoc [14] chưa thực hiện đánh giá được mức độ rủi ro sinh thái và sức khỏe cộng đồng do bụi đường chứa PTEs gây ra, những khía cạnh then chốt để đánh giá tác động tổng thể của PTEs trong bụi đường.

Xuất phát từ khoảng trống trên, nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá rủi ro sinh thái và sức khỏe cộng đồng do PTEs trong bụi đường tại KCN lớn nhất thành phố Đà Nẵng và các khu vực phụ cận. Đây là nghiên cứu đầu tiên cung cấp dữ liệu khoa học về rủi ro sinh thái và sức khỏe cộng đồng do ảnh hưởng của PTEs trong bụi đường tại một đô thị thuộc khu vực miền Trung Việt Nam. Kết quả nghiên cứu này, kết hợp với dữ liệu từ công trình của Tinh and Quoc [14], sẽ góp phần hình thành một bức tranh tổng thể về hiện trạng và ảnh hưởng của ô nhiễm PTEs tại khu vực, bao gồm: đánh giá mức độ ô nhiễm, xác định nguồn phát thải và lượng hóa rủi ro sinh thái và sức khỏe cộng đồng. Những phát hiện này sẽ cung cấp cơ sở khoa học quan trọng cho việc xây dựng và triển khai các biện pháp

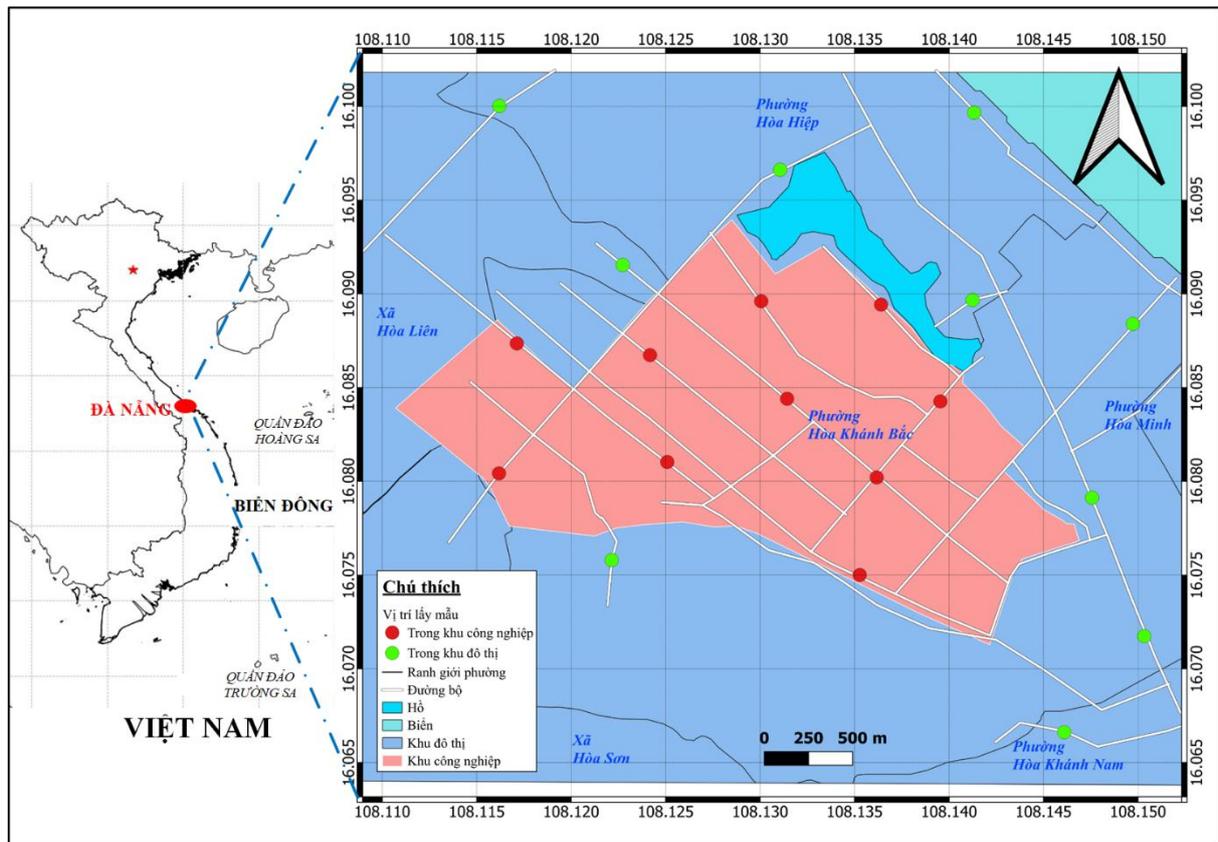
kiểm soát ô nhiễm, đồng thời bảo vệ sức khỏe cộng đồng tại các đô thị và KCN có điều kiện tương đồng ở Việt Nam và khu vực.

## 2. Phương pháp

### 2.1. Phạm vi nghiên cứu và cơ sở dữ liệu

Nghiên cứu được thực hiện tại KCN lớn nhất thành phố Đà Nẵng (cũ), nằm ở phía Tây Bắc thành phố, cùng các khu vực phụ cận (Hình 1). KCN này là trung tâm sản xuất quan trọng với

nhều ngành công nghiệp như gia công cơ khí, sản xuất sắt thép, pin, tấm pin năng lượng mặt trời, linh kiện thép mạ kẽm, hóa chất, nhựa và túi nylon, với hầu hết nhà máy sử dụng nhiên liệu hóa thạch [14]. Hoạt động giao thông trong KCN chủ yếu là xe máy, ô tô, xe tải, phục vụ vận chuyển hàng hóa và đi lại của công nhân. Khu vực phụ cận KCN là KĐT, nơi tập trung chủ yếu các khu dân cư và nhiều cơ sở kinh doanh buôn bán nhỏ lẻ. Hoạt động giao thông tại đây đa dạng hơn, bao gồm xe máy, ô tô, xe tải và xe buýt, phục vụ cả nhu cầu sinh hoạt của người dân và các hoạt động kinh doanh - dịch vụ.



Hình 1. Sơ đồ vị trí các điểm thu mẫu (Chấm xanh biểu thị vị trí lấy mẫu tại KĐT, trong khi chấm đỏ biểu thị vị trí lấy mẫu tại KCN).

Nghiên cứu này sử dụng dữ liệu nồng độ PTEs tại các điểm lấy mẫu từ nghiên cứu của Tinh và Quoc [14], để thực hiện các phân tích và mô phỏng nhằm đánh giá rủi ro sinh thái và sức khỏe cộng đồng. Nghiên cứu của Tinh and Quoc

[14] đã thu thập 10 mẫu bụi đường trong KCN và 10 mẫu từ các tuyến đường KĐT lân cận. Ngoài ra, 2 mẫu nền (các tuyến đường có lưu lượng phương tiện giao thông rất thấp, nơi bụi đường chủ yếu có nguồn gốc tự nhiên) được thu

thập tại: i) con đường ở bán đảo Sơn Trà, nơi hai bên đường là rừng tự nhiên, con đường chủ yếu phục vụ hoạt động đi bộ và leo núi, cách KCN 15 km; và ii) con đường ở khu đồi núi phía Tây Bắc KCN, với một bên đường là hồ nước tưới tiêu, và bên còn lại là rừng trồng, cách KCN 8 km. Các mẫu bụi đường được thu thập vào tháng 1 năm 2024 tại các vị trí xác định trước thông qua khảo sát hiện trường và Google Earth. Tại mỗi điểm, bụi được gom bằng dụng cụ nhựa (chổi, xẻng, rây) và đựng trong túi nhựa, với khối lượng trung bình khoảng 1,5 kg/mẫu. Thông tin về tọa độ, địa chỉ, thời gian và điều kiện môi trường được ghi lại đầy đủ. Các mẫu sau đó được vận chuyển đến phòng thí nghiệm để phân tích. Việc lấy mẫu diễn ra từ 8:30 đến 16:30 trong điều kiện thời tiết nắng, khô ráo, không có mưa trong vòng 72 giờ trước đó.

### 2.2. Đánh giá rủi ro sinh thái tiềm ẩn

Nghiên cứu này áp dụng phương pháp đánh giá “Rủi ro sinh thái tiềm ẩn” (PER- Potential

Ecological Risk) để đánh giá rủi ro tiềm ẩn do các PTEs trong bụi đường gây ra đối với hệ sinh thái. Phương pháp này đã được nhiều nghiên cứu khoa học áp dụng [11, 12, 15-19]. Cốt lõi của phương pháp này là tính toán chỉ số tổng rủi ro sinh thái tiềm ẩn của từng PTE ( $E_i$  - ecological risk), dựa trên hàm lượng PTE thực tế đo được và các yếu tố khác như độc tính của từng PTE. Chỉ số PER được tính toán như mô tả trong công thức (1).

$$PER = \sum_{i=1}^n E_i = \sum_{i=1}^n T_i \times \frac{C_i}{B_i} \tag{1}$$

Trong đó:  $T_i$  đại diện cho hệ số độc tính của PTE chất  $i$ , với các giá trị cụ thể được gán như sau: 1 đối với Zn và Mn; 5 đối với Pb; 10 đối với As [20]. Các biến  $C_i$  và  $B_i$  lần lượt biểu thị nồng độ của PTE chất  $i$  trong mẫu bụi đường và mẫu nền.

Chỉ số  $E_i$  được phân thành 5 mức độ: Thấp, Trung bình, Đáng kể, Cao, Rất cao, trong khi chỉ số PER được phân loại thành 4 mức độ: Thấp, Trung bình, Đáng kể, Rất cao (Bảng 1).

Bảng 1. Tiêu chuẩn phân loại rủi ro sinh thái ( $E_i$ ) và rủi ro sinh thái tiềm ẩn (PER) của PTEs

Chỉ số	Phân loại	Mức độ rủi ro sinh thái	Trích dẫn
$E_i$	$E_i < 40$	Thấp	[4, 20]
	$40 \leq E_i < 80$	Trung bình	
	$80 \leq E_i < 160$	Đáng kể	
	$160 \leq E_i < 320$	Cao	
	$E_i \geq 320$	Rất cao	
PER	$PER < 150$	Thấp	
	$150 \leq PER < 300$	Trung bình	
	$300 \leq PER < 600$	Đáng kể	
	$PER \geq 600$	Rất cao	

### 2.3. Đánh giá rủi ro tiềm ẩn đối với sức khỏe con người

Nghiên cứu này thực hiện đánh giá ảnh hưởng của PTEs trong bụi đường đến sức khỏe con người theo hướng dẫn của Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ [4], vốn được sử dụng rộng rãi trong nhiều nghiên cứu đánh giá rủi ro trên thế giới [12, 21, 22]. Phương pháp này tập trung vào hai chỉ số chính: Chỉ số rủi ro (Hazard Index

- HI) và Tổng rủi ro ung thư (Total Carcinogenic Risk - TCR) nhằm định lượng mức độ rủi ro mà các PTEs trong bụi đường gây ra đối với sức khỏe con người qua các đường phơi nhiễm khác nhau.

Chỉ số HI là chỉ số đo lường rủi ro phi ung thư, với giá trị  $HI < 1$  thể hiện môi trường sống được coi là “An toàn”, trong khi  $HI \geq 1$  chỉ ra Rủi ro “Tác động tiềm ẩn đến sức khỏe”. Trong khi đó, chỉ số TCR đánh giá khả năng gây ung thư của các PTE, trong đó  $TCR < 1 \times 10^{-6}$  được

xem là “Chấp nhận được”,  $TCR$  từ  $1 \times 10^{-6}$  đến  $1 \times 10^{-4}$  cho thấy rủi ro “Ung thư tiềm ẩn”, và  $TCR > 1 \times 10^{-4}$  là “Không chấp nhận được”. Trong nghiên cứu này, rủi ro ung thư được xem xét đối với  $Pb$  và  $As$  do khả năng gây ung thư của chúng [23], trong khi đánh giá rủi ro *phi ung thư* áp dụng cho cả bốn  $PTEs$ .

Để tính toán chỉ số  $HI$  và  $TCR$ , lượng hấp thụ hàng ngày trung bình (Average Daily Intake -  $ADI$ ) của các  $PTEs$  qua ba đường phơi nhiễm chính (tiêu hóa, hít thở, qua da) được sử dụng. Công thức tính toán cho  $ADI_{ing}$  (Lượng hấp thụ trung bình hàng ngày qua đường tiêu hóa (ăn, uống),  $ADI_{inh}$  (Lượng hấp thụ trung bình hàng ngày qua đường hô hấp (hít thở),  $ADI_{derm}$  (Lượng hấp thụ trung bình hàng ngày qua tiếp xúc qua da),  $ADI_{total}$  (Tổng lượng hấp thụ trung bình hàng ngày từ tất cả các con đường phơi nhiễm (tiêu

hóa, hô hấp và qua da) tương ứng với đường tiêu hóa, hít thở, qua da và tổng như sau:

$$ADI_{ing} = \frac{C_i \times R_{ing} \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \tag{2}$$

$$ADI_{inh} = \frac{C_i \times R_{inh} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \tag{3}$$

$$ADI_{derm} = \frac{C_i \times SA \times AF \times ABF \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \tag{4}$$

$$ADI_{total} = ADI_{ing} + ADI_{inh} + ADI_{derm} \tag{5}$$

Trong đó, các tham số cụ thể được trình bày trong Bảng 2. Giá trị của các thông số trong Bảng 2 được trích dẫn từ các nghiên cứu trước đây phù hợp với đặc điểm phơi nhiễm của đối tượng nghiên cứu.

Bảng 2. Các thông số sử dụng đánh giá rủi ro sức khỏe con người do ảnh hưởng của  $PTEs$

Thông số	Đơn vị	Định nghĩa	Trẻ em	Người lớn	Trích dẫn
Ring	mg/ngày	Tốc độ hấp thụ bụi qua đường tiêu hóa	200	100	[24]
EF	ngày/năm	Tần suất phơi nhiễm	350	350	[24]
ED	Năm	Thời gian phơi nhiễm	6	24	[24, 25]
BW	Kg	Trọng lượng cơ thể trung bình	16,2	56,6	[26, 27]
$AT_{\text{Phi ung thư}}$	ngày	Thời gian trung bình (đối với chất không gây ung thư)	$365 \times ED$	$365 \times ED$	[24]
$AT_{\text{Ung thư}}$	ngày	Thời gian trung bình (đối với chất gây ung thư)	$365 \times 70$	$365 \times 70$	[28]
CF	kg/mg	Hệ số chuyển đổi	$1,00 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-6}$	[29]
Rinh	$m^3/ngày$	Tốc độ hít thở	7,6	20	[24]
SA	$cm^2$	Diện tích bề mặt da tiếp xúc với bụi	$2,80 \times 10^3$	$5,70 \times 10^3$	[24]
AF	$mg/cm^2 \cdot ngày$	Hệ số bám dính da	0,2	0,07	[24]
ABF	-	Hệ số hấp thụ qua da	0,001	0,001	[24]
PEF	$m^3/kg$	Hệ số phát thải hạt bụi	$1,36 \times 10^9$	$1,36 \times 10^9$	[24]

Sau khi tính toán  $ADI$  cho từng  $PTE$ , chỉ số  $HI$  được xác định theo công thức (6) và (7), trong khi đó, chỉ số  $TCR$  được tính theo công thức (8) và (9).

$$HQ = \frac{ADI}{RfD} \tag{6}$$

$$HI = \sum HQ = HQ_{ing} + HQ_{inh} + HQ_{derm} \tag{7}$$

$$CR = ADI \times SF \tag{8}$$

$$TCR = \sum CR = CR_{ing} + CR_{inh} + CR_{derm} \tag{9}$$

Trong đó:  $HQ$  (Hazard Quotient) - Hệ số nguy hại “*phi ung thư*”.  $HQ_{ing}$ ,  $HQ_{inh}$ ,  $HQ_{derm}$  lần lượt là hệ số nguy hại “*phi ung thư*” qua các con đường phơi nhiễm tiêu hóa, hô hấp và tiếp xúc qua da;  $CR_{ing}$ ,  $CR_{inh}$ ,  $CR_{derm}$  lần lượt là rủi ro ung thư qua các con đường phơi nhiễm tương ứng.

Bảng 3. Giá trị liều tham chiếu (*RfD*) và hệ số an toàn (*SF*) của các *PTEs* (*Pb*, *As*, *Mn*, và *Zn*) theo các con đường phơi nhiễm

<i>PTE</i>	Hệ số	Đường phơi nhiễm			Trích dẫn
		Tiêu hóa	Hít thở	Qua da	
<i>Pb</i>	<i>RfD</i>	$3,50 \times 10^{-03}$	$3,52 \times 10^{-03}$	$5,25 \times 10^{-04}$	[10, 24]
	<i>SF</i>	$8,50 \times 10^{-03}$	$8,50 \times 10^{-02}$	$8,50 \times 10^{-02}$	[24, 30]
<i>As</i>	<i>RfD</i>	$3,00 \times 10^{-04}$	$2,85 \times 10^{-04}$	$4,29 \times 10^{-04}$	[24, 30]
	<i>SF</i>	1,50	15,1	1,58	[24, 30]
<i>Mn</i>	<i>RfD</i>	0,140	$1,40 \times 10^{-05}$	$8,40 \times 10^{-03}$	[24, 30]
<i>Zn</i>	<i>RfD</i>	0,300	0,300	0,06	[10, 24]

#### 2.4. Phân tích và thể hiện dữ liệu

Trong nghiên cứu này, Excel 2018 được sử dụng để tính toán các chỉ số *PER*, *HI*, *ADI* và *TCR*. Các biểu đồ minh họa các chỉ số này được thiết kế bằng phần mềm Origin 2018 nhằm trực quan hóa kết quả. Phần mềm QGIS 3.40 được sử dụng để xây dựng sơ đồ vị trí các điểm lấy mẫu. Bên cạnh đó, chức năng nội suy IDW (Inverse Distance Weighting) trong QGIS được áp dụng để biểu diễn phân bố không gian của các chỉ số rủi ro, qua đó thể hiện mức độ rủi ro sinh thái và rủi ro sức khỏe cộng đồng tại khu vực nghiên cứu.

### 3. Kết quả và thảo luận

#### 3.1. Rủi ro sinh thái tiềm ẩn

##### 3.1.1. Rủi ro sinh thái tiềm ẩn của từng *PTE*

Hình 2 minh họa phân bố không gian giá trị chỉ số *Ei* của các *PTEs* (*As*, *Pb*, *Zn*, và *Mn*) trong khu vực nghiên cứu, với dải màu thể hiện sự gia tăng của *Ei* từ xanh (thấp) đến đỏ (cao). Kết quả cho thấy xu hướng chung là chỉ số *Ei* tại *KCN* cao hơn đáng kể so với *KDT*, phản ánh mức độ tích lũy *PTE* khác nhau giữa hai khu vực. Phân tích chi tiết cho thấy ở tất cả các điểm lấy mẫu, các *PTEs* đều có chỉ số *Ei* < 40, thuộc mức rủi ro sinh thái “Thấp” [4, 21]. Giá trị *Ei* cao nhất được ghi nhận là 33,46 đối với *As* tại một điểm trong *KCN*, trong khi giá trị *Ei* thấp nhất là 2,4 đối với *Zn* tại một điểm trong *KDT*. Điều này cho thấy sự khác biệt rõ rệt trong phân bố *PTEs*, với nồng độ *PTE* cao hơn trong *KCN*, có thể do ảnh hưởng

từ các hoạt động sản xuất công nghiệp và giao thông vận tải [14].

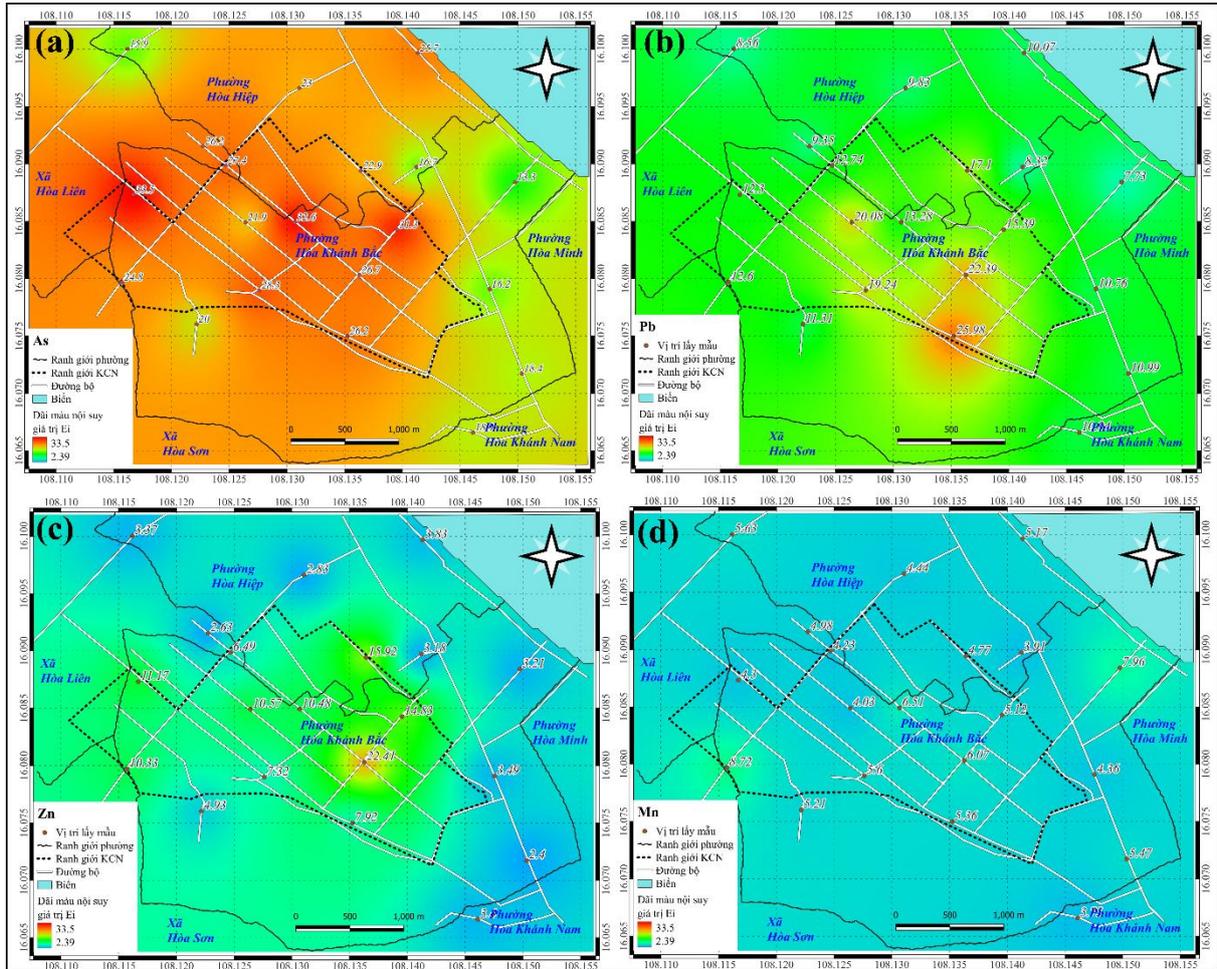
Theo dãy màu, giá trị *Ei* tăng dần từ màu xanh đến màu đỏ. So sánh với nghiên cứu của Dat, Nguyen, Vo, Van Nguyen, Do, Tran and Hoang [12] tại Thành phố Hồ Chí Minh, mức độ rủi ro của *Mn* và *Zn* trong nghiên cứu này tương đương, với *Ei* < 40, thuộc mức “Thấp”. Tuy nhiên, chỉ số *Ei* của *As* và *Pb* tại Thành phố Hồ Chí Minh cao hơn đáng kể (44,9 và 51) so với khu vực nghiên cứu hiện tại. Sự khác biệt này có thể xuất phát từ sự khác nhau về nguồn phát thải, mật độ giao thông, quy mô công nghiệp, hoặc đặc điểm địa chất của từng khu vực.

Mức độ rủi ro sinh thái trong nghiên cứu này cũng cho thấy sự tương đồng với các nghiên cứu quốc tế, điển hình là nghiên cứu của Adewumi [9] tại Akure, Nigeria và Kara [31] tại Izmir, Thổ Nhĩ Kỳ. Trong cả hai nghiên cứu này, chỉ số *Ei* của *Pb* và *Zn* đều < 40, thuộc mức “Thấp”, phù hợp với kết quả tại khu vực nghiên cứu. Tuy nhiên, sự khác biệt rõ rệt được ghi nhận đối với *As*, với *Ei* trung bình đạt 151 tại Akure và 49,9 tại Izmir, cao hơn đáng kể so với kết quả của nghiên cứu này (*Ei* < 40). Mức *Ei* của *As* “thấp” tại khu vực nghiên cứu có thể bắt nguồn từ hai yếu tố chính. Thứ nhất, nồng độ *As* trong mẫu nền tại khu vực nghiên cứu (3,45 mg/kg) [14] cao hơn so với Akure (0,60 mg/kg) và Izmir (2,00 mg/kg), làm giảm giá trị *Ei* khi tính theo công thức 1. Thứ hai, khu vực nghiên cứu không tồn tại các nguồn phát thải *As* đặc trưng như ở Akure và Izmir. Cụ thể, Akure có các hoạt động luyện - nấu kim loại và ngành công nghiệp hóa chất với tiềm năng phát thải *As* đáng kể [9], trong khi

Izmir chịu ảnh hưởng từ hoạt động đốt than hoặc củi phục vụ sưởi ấm mùa đông, một nguồn phát thải As quan trọng tại các đô thị khí hậu ôn đới [31].

Nhìn chung, kết quả nghiên cứu cho thấy mức độ rủi ro sinh thái của PTEs trong bụi đường

tại khu vực nghiên cứu vẫn thuộc mức “Thấp”. Tuy nhiên, cần theo dõi chặt chẽ nguồn phát thải As, khi chỉ số *Ei* của As tại một số điểm trong KCN > 30, cho thấy tiềm năng tích lũy PTEs này trong môi trường.

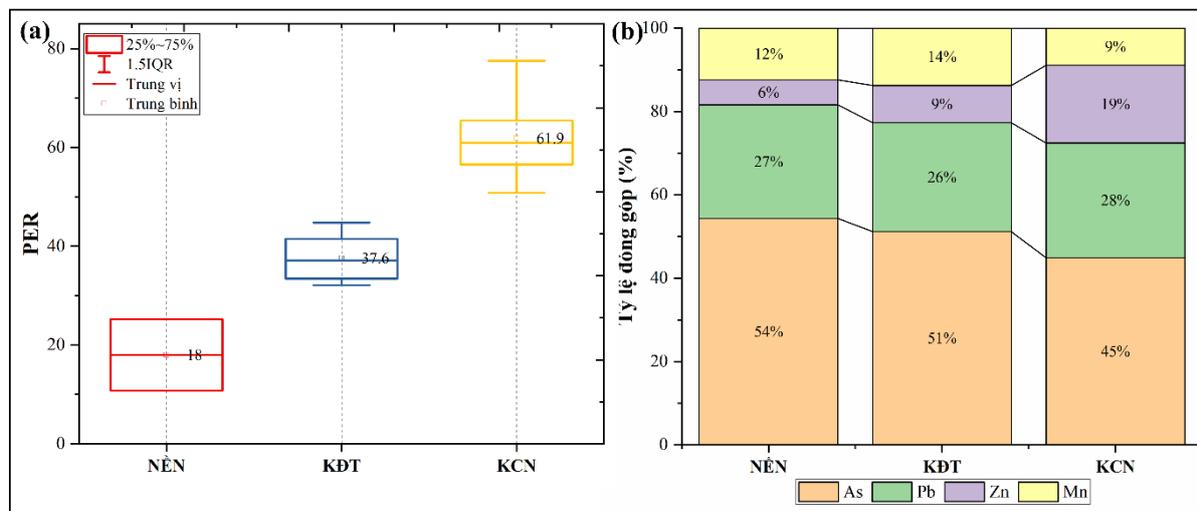


Hình 2. Bản đồ nội suy phân bố không gian chỉ số *Ei* của từng PTE (1a-As, 1b-Pb, 1c-Zn, và 1d-Mn) trong khu vực nghiên cứu.

### 3.1.2. Tổng rủi ro sinh thái tiềm ẩn

Hình 3 minh họa giá trị chỉ số *PER* theo từng khu vực nghiên cứu (Hình 3a) và tỷ lệ đóng góp của từng PTE vào chỉ số *PER* tại mỗi khu vực (Hình 3b). Kết quả cho thấy xu hướng của chỉ số *PER* tương tự với chỉ số *Ei*, với giá trị cao nhất được ghi nhận tại KCN, tiếp theo là KĐT, và thấp nhất tại NÊN. Giá trị trung bình của chỉ số *PER* tại các khu vực này lần lượt là 61,9 ở KCN,

37,6 ở KĐT, và 18,0 ở NÊN (Hình 3a), phản ánh mức độ rủi ro tiềm năng giảm dần từ khu vực công nghiệp đến ngoại thành. Tất cả các điểm nghiên cứu đều có chỉ số *PER* thuộc mức “Thấp” theo phân loại mức độ rủi ro sinh thái [21], khi giá trị *PER* cao nhất trong khu vực nghiên cứu đạt 77,6 tại KCN. Điều này cho thấy mức độ rủi ro sinh thái của các PTEs trong bụi đường vẫn nằm trong ngưỡng chấp nhận được.



Hình 3. Giá trị chỉ số *PER* theo khu vực nghiên cứu (a), và tỷ lệ đóng góp của từng *PTE* vào chỉ số *PER* ở mỗi khu vực nghiên cứu (b).

Trong cả ba khu vực nghiên cứu, *As* là *PTE* có tỷ lệ đóng góp cao nhất vào chỉ số *PER*, chiếm từ 45% đến 54% tổng giá trị *PER* (Hình 3b). Tiếp theo là *Pb*, với tỷ lệ đóng góp từ 26% đến 28%, trong khi *Zn* và *Mn* có tỷ lệ đóng góp tương đương và thấp hơn đáng kể so với *As* và *Pb*. Tỷ trọng cao của *As* và *Pb* đối với tổng giá trị *PER* có thể được giải thích bởi giá trị *E<sub>i</sub>* cao của hai *PTE* này, như đã trình bày trong phần trước. Nói cách khác, sự đóng góp lớn của *As* và *Pb* vào chỉ số *PER* không chỉ do nồng độ tích lũy mà còn do hệ số độc tính của chúng cao hơn đáng kể so với *Zn* và *Mn*. Cụ thể, hệ số độc tính của *Zn* và *Mn* là 1, trong khi *Pb* là 5 và *As* là 10 [20]. Điều này cho thấy sự cần thiết của các biện pháp kiểm soát *As* và *Pb*, nhằm giảm thiểu rủi ro sinh thái và tác động tiềm ẩn đến môi trường cũng như sức khỏe cộng đồng.

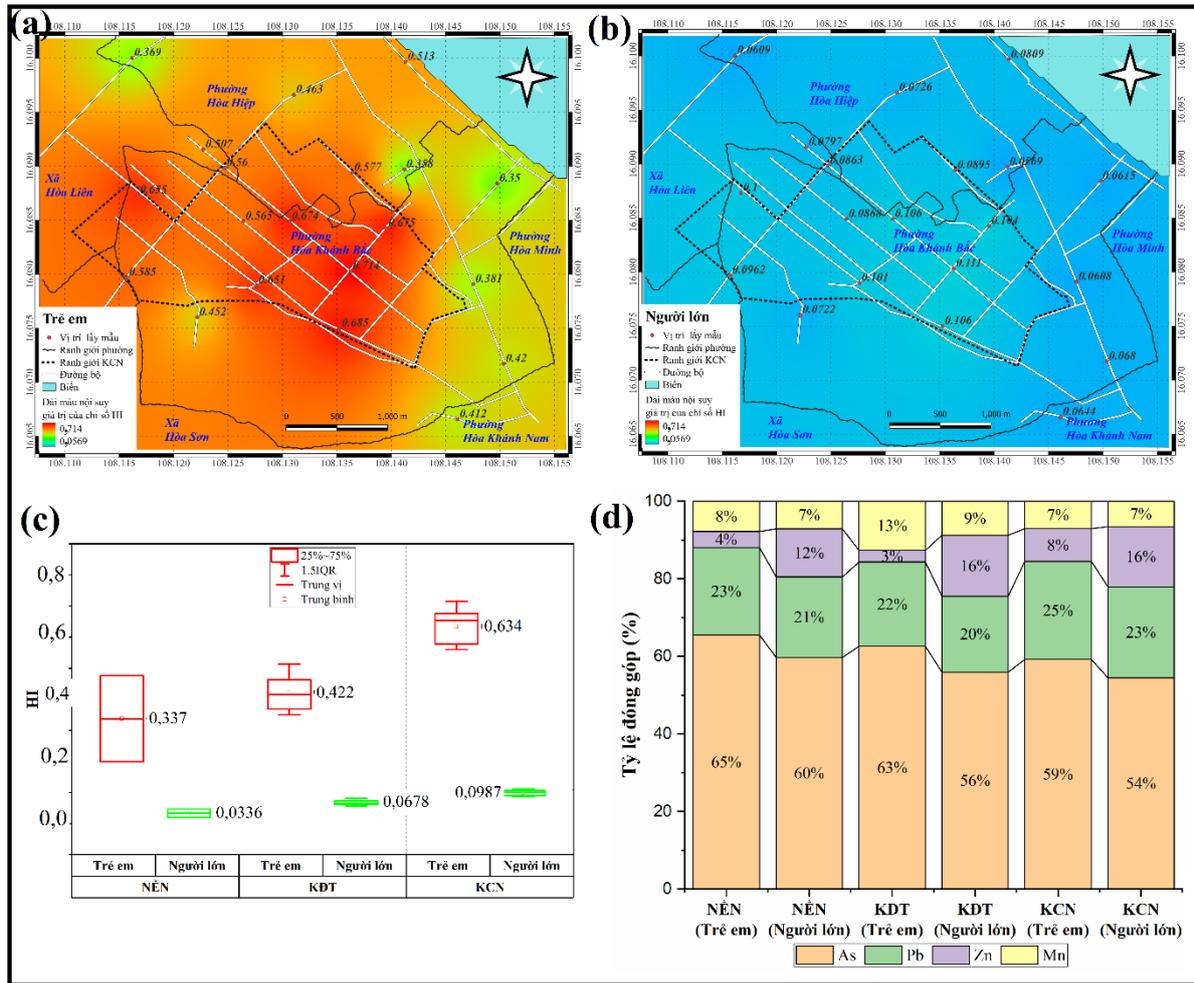
### 3.2. Rủi ro tiềm ẩn đối với sức khỏe cộng đồng

#### 3.2.1. Rủi ro sức khỏe (phi ung thư)

Hình 4a và 4b minh họa phân bố không gian của chỉ số *HI* đối với nhóm “*Trẻ em*” và nhóm “*Người lớn*”. Kết quả cho thấy, chỉ số *HI* của nhóm “*Trẻ em*” cao hơn rõ rệt so với nhóm “*Người lớn*” trên toàn bộ khu vực nghiên cứu. Mặc dù giá trị *HI* của cả hai nhóm tại tất cả các

điểm khảo sát đều nhỏ hơn 1, tương ứng với mức “*An toàn*”, nhưng sự chênh lệch giữa hai nhóm tuổi là rõ rệt: ở nhóm “*Trẻ em*”, nhiều điểm khảo sát có giá trị *HI* dao động từ 0,4 đến 0,7, trong khi ở nhóm “*Người lớn*” phần lớn dưới 0,3. Sự khác biệt này phản ánh mức độ nhạy cảm cao hơn của trẻ em trước phơi nhiễm với các *PTEs* có trong bụi đường, đồng thời củng cố nhận định rằng trẻ em là nhóm dễ bị tổn thương hơn trong các kịch bản phơi nhiễm với bụi đường ô nhiễm *PTEs* [1, 3].

Kết quả trình bày trong Hình 3c cho thấy xu hướng gia tăng rõ rệt của chỉ số *HI* từ khu vực *NEN* đến *KĐT* và đạt giá trị cao nhất tại *KCN* đối với cả hai nhóm tuổi. Cụ thể, đối với nhóm “*Trẻ em*”, chỉ số *HI* trung bình tại ba khu vực *NEN*, *KĐT* và *KCN* lần lượt là  $3,37 \times 10^{-2}$ ,  $4,22 \times 10^{-2}$ , và  $6,34 \times 10^{-2}$ . Trong khi đó, đối với nhóm người lớn, giá trị tương ứng là  $3,36 \times 10^{-3}$ ,  $6,78 \times 10^{-3}$ , và  $9,87 \times 10^{-3}$ . Như vậy, chỉ số *HI* ở trẻ em cao hơn người lớn từ khoảng 6 đến 10 lần ở tất cả các khu vực. Sự chênh lệch về giá trị *HI* giữa các khu vực cũng cho thấy rõ tác động của mức độ đô thị hóa và hoạt động công nghiệp đến rủi ro sức khỏe cộng đồng. Tại *KCN*, nơi tập trung nhiều nguồn phát thải bụi và *PTEs* [14], cả hai nhóm tuổi đều có giá trị *HI* cao nhất.



Hình 4. Phân bố không gian chỉ số HI cho nhóm “Trẻ em” (a) và nhóm “Người lớn” (b), giá trị trung bình HI của các nhóm theo khu vực (c), và tỷ lệ đóng góp của từng PTE vào HI theo khu vực và nhóm tuổi (d).

Xét về tỷ lệ đóng góp của từng PTE vào chỉ số HI, As chiếm tỷ lệ cao nhất ở cả hai nhóm tuổi và trong mọi khu vực, dao động từ 56% đến 65% (Hình 4d). Ngược lại, Zn và Mn có đóng góp thấp nhất, chỉ chiếm từ 4% đến 16%. Pb cũng đóng góp đáng kể, đặc biệt trong KCN, do mức độ phát thải từ giao thông và các hoạt động sản xuất [14]. Tỷ lệ đóng góp cao của As và Pb vào chỉ số HI có thể được giải thích thông qua giá trị liều tham chiếu (RfD) của từng PTE (Bảng 3). Theo công thức (6) và (7) trong phần phương pháp, RfD của Pb và As thấp hơn đáng kể so với Zn và Mn, dẫn đến giá trị HQ của As và Pb cao hơn, từ

đó làm tăng tỷ lệ đóng góp của chúng vào HI tổng thể.

So với các nghiên cứu ở miền Nam, Việt Nam [12, 13], giá trị HI trong nghiên cứu hiện tại (miền Trung) thấp hơn đáng kể. Ở miền Nam, HI trung bình cho nhóm “Trẻ em” và “Người lớn” lần lượt đạt 2,19 và 0,21, trong đó nhiều điểm khảo sát có HI vượt ngưỡng 1, đặc biệt tại các khu vực công nghiệp và giao thông đông đúc. Trong khi đó, so với nghiên cứu ở miền Bắc [11], HI trung bình của nhóm “Trẻ em” và “Người lớn” (0,07 và 0,01) lại thấp hơn so với kết quả của nghiên cứu này. Sự khác biệt này có thể được lý giải bởi một số yếu tố chính: (i) Số lượng

*PTEs* được phân tích để tính *HI* ở các nghiên cứu miền Nam (bao gồm *Cu, Pb, Zn, Mn, Ni, Cd, Co, Cr* và *As*) nhiều hơn so với nghiên cứu hiện tại (*As, Cd, Zn* và *Mn*) và nghiên cứu miền Bắc (*Pb, Mn* và *Zn*). Theo công thức (7) (được trình bày trong mục “*Phương pháp*”), giá trị *HI* có xu hướng tăng khi số lượng *PTEs* được tính nhiều hơn. (ii) Nghiên cứu miền Nam lấy mẫu chủ yếu tại *KĐT* lớn và *KCN*, bao gồm nhiều “điểm nóng” ô nhiễm; trong khi nghiên cứu miền Bắc [11] thu thập mẫu không chỉ ở Hà Nội, nơi có mật độ dân cư và giao thông cao, mà còn ở năm tỉnh khác có mật độ giao thông thấp hơn, trong khi đây là một trong những yếu tố quan trọng ảnh hưởng đến nồng độ kim loại trong bụi đường.

Bên cạnh đó, so với các nghiên cứu quốc tế, giá trị *HI* trong nghiên cứu này cũng có phần thấp hơn, đặc biệt đối với những nghiên cứu đánh giá chỉ số *HI* dựa trên sự đóng góp của nhiều *PTEs* trong bụi đường (thường hơn 04 *PTEs*) [32-36]. Các nghiên cứu quốc tế thường bao gồm *Cd, Cr, Ni, Co*, và một số *PTEs* độc hại khác, làm tăng đáng kể chỉ số *HI* tổng thể. Sự khác biệt này cho thấy rằng mức độ rủi ro không gây ung thư có thể phụ thuộc đáng kể vào thành phần *PTEs* được xem xét, cũng như các nguồn phát thải đặc trưng của từng khu vực.

Nhìn chung, chỉ số *HI* trong nghiên cứu này thuộc mức “*An toàn*”, thấp hơn so với miền Nam Việt Nam và một số nghiên cứu quốc tế, nhưng cao hơn so với miền Bắc Việt Nam. Tuy nhiên, cần quan tâm kiểm soát các *PTEs* nguy hiểm như *As* và *Pb* tại khu vực *KCN*, do giá trị *HI* của hai kim loại này tại nhiều điểm khảo sát vượt 0.7; về lâu dài, sự tích lũy có thể khiến chỉ số *HI* đạt hoặc vượt ngưỡng 1, tương ứng với mức “*tác động tiềm ẩn đến sức khỏe*”. Bên cạnh đó, cần tiếp tục nghiên cứu tác động của các *PTEs* độc hại khác như *Cd* và *Cr*, nhằm đưa ra đánh giá toàn diện hơn về rủi ro sức khỏe cộng đồng do bụi đường gây ra.

### 3.2.2. Rủi ro ung thư tiềm ẩn

Hình 5a và 5b trình bày bản đồ nội suy thể hiện phân bố không gian của chỉ số rủi ro ung thư tiềm ẩn (*TCR*) đối với nhóm “*Trẻ em*” và nhóm “*Người lớn*” tại khu vực nghiên cứu. Hình 5c minh họa giá trị *TCR* trung bình theo từng khu

vực, trong khi Hình 5d cho thấy tỷ lệ đóng góp của từng *PTE* vào chỉ số *TCR* phân theo khu vực và nhóm tuổi.

Kết quả cho thấy chỉ số *TCR* của nhóm “*Trẻ em*” cao hơn đáng kể so với nhóm “*Người lớn*” trên toàn bộ các khu vực nghiên cứu (Hình 5a, 5b). Cụ thể, giá trị *TCR* trung bình của trẻ em tại các khu vực *NÉN, KĐT* và *KCN* lần lượt là  $8,72 \times 10^{-6}$ ,  $1,05 \times 10^{-5}$  và  $1,49 \times 10^{-5}$ ; đối với người lớn, các giá trị trung bình tương ứng là  $3,18 \times 10^{-6}$ ,  $6,00 \times 10^{-6}$  và  $8,56 \times 10^{-6}$  (Hình 5c). Theo tiêu chuẩn đánh giá rủi ro của USEPA [4], giá trị *TCR* trong khoảng từ  $1 \times 10^{-6}$  đến  $1 \times 10^{-4}$  được xếp vào mức “*Ung thư tiềm ẩn*”. Điều này cho thấy khu vực *KCN*, và *KĐT* tiềm ẩn nguy cơ ung thư đáng kể đối với trẻ em, nhóm đối tượng nhạy cảm hơn do đặc điểm sinh lý và hành vi, chẳng hạn như tần suất tiếp xúc với bụi cao hơn và khả năng hấp thụ *PTEs* lớn hơn so với người lớn [23].

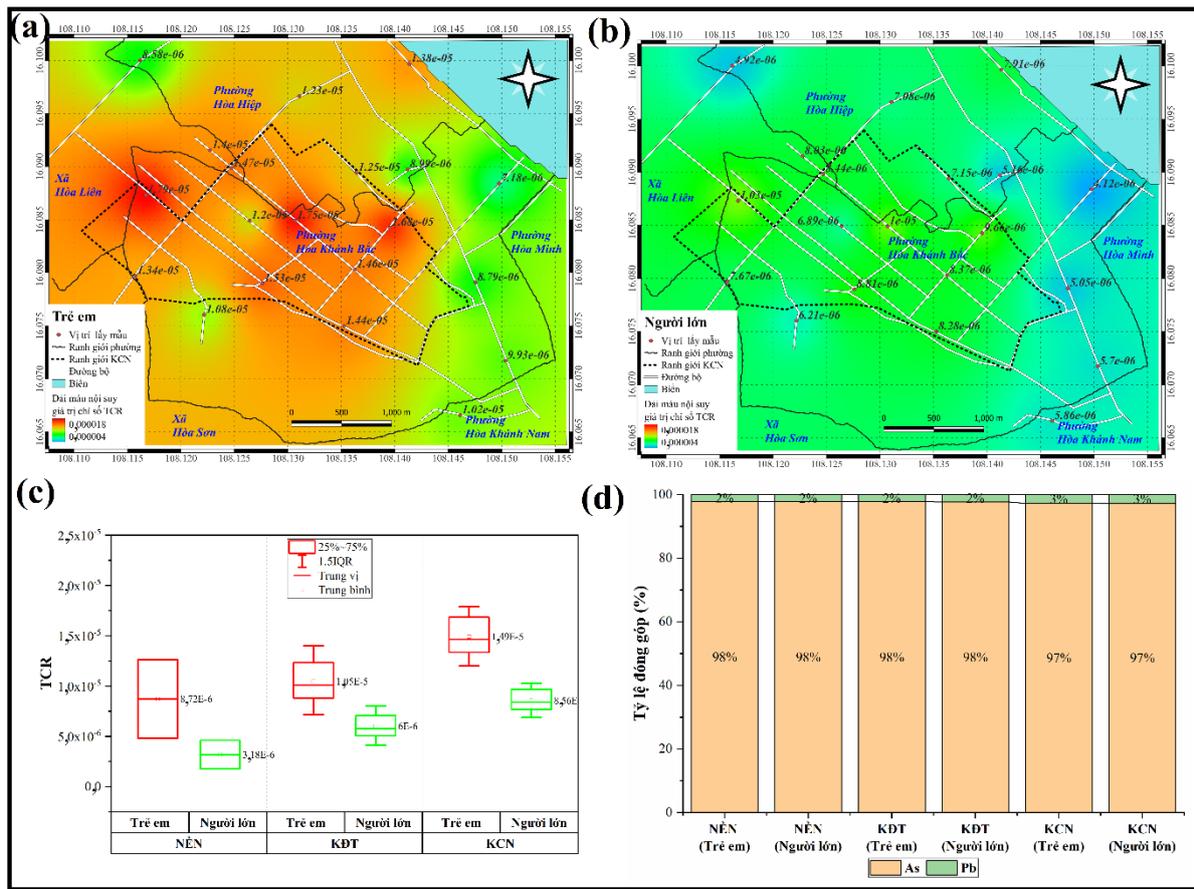
Phân tích tỷ lệ đóng góp của từng *PTE* vào chỉ số *TCR* (Hình 5d) cho thấy rằng *As* là *PTE* có tỷ lệ đóng góp cao nhất trong tất cả các khu vực và ở cả hai nhóm tuổi, với tỷ lệ vượt quá 97%. Trong khi đó, *Pb*, chỉ đóng góp một phần nhỏ. Tỷ lệ đóng góp cao của *As* có thể giải thích bởi hệ số an toàn (*SF*) của *PTE* này cao hơn nhiều lần so với các *PTEs* còn lại (Bảng 3). Theo Công thức (8) và (9), *SF* tỷ lệ thuận với chỉ số *TCR*, nghĩa là các *PTE* có giá trị chỉ số *SF* cao hơn sẽ có ảnh hưởng lớn hơn đến rủi ro ung thư tổng thể.

Hiện tại, chưa có nghiên cứu nào đánh giá rủi ro ung thư (theo chỉ số *TCR*) từ tác động đồng thời của *As*, và *Pb*, trong bụi đường, dẫn đến hạn chế trong việc so sánh trực tiếp. Tuy nhiên, đối chiếu với các nghiên cứu trước đây có phạm vi *PTE* khác nhau giúp làm rõ mức độ rủi ro trong nghiên cứu này so với các khu vực khác.

So với nghiên cứu của [12, 13] tại miền Nam Việt Nam, nơi *TCR* được tính toán cho 04 *PTEs* (*Cd, As, Pb, Cr*), giá trị *TCR* dao động từ  $1,40 \times 10^{-4}$  -  $5,50 \times 10^{-4}$  đối với trẻ em và  $5,00 \times 10^{-5}$  -  $2,00 \times 10^{-4}$  đối với người lớn. Các giá trị này cao hơn đáng kể so với nghiên cứu hiện tại, có thể do sự đóng góp của *Cd* và *Cr*, hai *PTEs* có hệ số độc tính cao và thường liên quan đến các

ngành công nghiệp nặng. Kết quả này cho thấy rằng việc bổ sung các PTEs độc hại khác có thể làm gia tăng đáng kể rủi ro ung thư, đồng thời nhấn mạnh vai trò quan trọng của Cr và Cd trong đánh giá rủi ro tổng thể. Ngược lại, nghiên cứu tại miền Bắc Việt Nam, nơi TCR được đánh giá cho Pb, cho thấy giá trị TCR của trẻ em là  $1,48 \times 10^{-10}$  và của người lớn là  $9,03 \times 10^{-11}$  [11], thấp

hơn nhiều lần so với nghiên cứu này. Sự khác biệt này có thể bắt nguồn từ sự vắng mặt của As, một PTE có hệ số độc tính cao, đóng vai trò quan trọng trong rủi ro ung thư tại khu vực nghiên cứu hiện tại. Kết quả này một lần nữa nhấn mạnh tầm quan trọng của As trong đánh giá rủi ro ung thư từ bụi đường, đặc biệt tại các khu vực có hoạt động công nghiệp và giao thông dày đặc.



Hình 5. Phân bố không gian TCR cho nhóm “Trẻ em” (a) và “Người lớn” (b), giá trị trung bình TCR của các nhóm theo khu vực (c), và tỷ lệ đóng góp PTE vào TCR theo khu vực và nhóm tuổi (d).

So sánh với các nghiên cứu quốc tế, giá trị TCR trong nghiên cứu này thấp hơn so với nhiều khu vực khác trên thế giới, đặc biệt là những nghiên cứu đánh giá TCR từ bụi đường có chứa hơn 04 PTEs. Ví dụ, tại Akure, Nigeria, TCR của trẻ em đạt  $5,07 \times 10^{-5}$ , trong khi người lớn là  $2,69 \times 10^{-5}$  [9]. Tại Lublin, Ba Lan, giá trị này cao hơn đáng kể với  $7,01 \times 10^{-4}$  đối với trẻ em và

$7,85 \times 10^{-6}$  đối với người lớn [10]. Trong khi đó, tại Jiaozuo, Trung Quốc, TCR của trẻ em là  $3,58 \times 10^{-5}$  và của người lớn là  $2,42 \times 10^{-5}$  [37]. Sự chênh lệch này có thể bắt nguồn từ sự khác biệt trong thành phần PTEs có trong bụi đường, khi các nghiên cứu trên thường bao gồm Cd, Cr, Co, Ni và các PTEs độc hại khác, làm gia tăng đáng kể rủi ro ung thư so với nghiên cứu hiện tại.

Tóm lại, kết quả nghiên cứu cho thấy TCR của nhóm “Trẻ em” tại KĐT và KCN nằm trong khoảng rủi ro “Ung thư tiềm ẩn” ( $1 \times 10^{-6}$  -  $1 \times 10^{-4}$  theo USEPA (2011) [4]), trong khi TCR của nhóm “Người lớn” nằm trong mức “Chấp nhận được”. As là PTE chính góp phần vào rủi ro ung thư, trong khi Pb cũng có ảnh hưởng đáng kể, tuy thấp hơn. Các phát hiện này nhấn mạnh vai trò quan trọng của As trong đánh giá rủi ro sức khỏe, đồng thời cho thấy sự cần thiết của các biện pháp kiểm soát ô nhiễm PTEs trong môi trường đô thị và công nghiệp.

#### 4. Kết luận

Dựa trên việc phân tích và mô phỏng dữ liệu kế thừa, nghiên cứu cho thấy mức độ rủi ro sinh thái ở mức “Thấp” theo các chỉ số *Ei* và *PER*; tuy nhiên sự tích lũy của PTEs ở mức cao tại KCN có thể gây ảnh hưởng tiêu cực đến hệ sinh thái về lâu dài. Về rủi ro sức khỏe, trẻ em là nhóm chịu tác động lớn hơn so với người lớn, thể hiện qua giá trị *HI* cao hơn đáng kể. Chỉ số *TCR* cho thấy KCN, và KĐT tiềm ẩn rủi ro ung thư đối với trẻ em, trong đó As có đóng góp cao nhất vào rủi ro ung thư, nhấn mạnh sự cần thiết của các biện pháp quản lý nghiêm ngặt đối với PTE này và hoạt động công nghiệp liên quan.

Để nâng cao độ tin cậy và tính toàn diện của các đánh giá, các nghiên cứu trong tương lai cần mở rộng phạm vi khảo sát với số lượng điểm lấy mẫu lớn hơn và phân tích đa dạng hơn các PTEs, nhằm cung cấp cơ sở khoa học vững chắc cho việc xây dựng và triển khai các chiến lược quản lý rủi ro sinh thái và sức khỏe cộng đồng. Kết quả của nghiên cứu này có thể được sử dụng làm căn cứ khoa học cho các cơ quan quản lý trong việc thiết kế các chương trình giám sát định kỳ, ưu tiên kiểm soát các PTEs có nguy cơ cao, và ban hành chính sách giảm thiểu rủi ro phù hợp với điều kiện thực tiễn của địa phương.

#### Lời cảm ơn

Nhóm tác giả xin cảm ơn các giảng viên và sinh viên từ Khoa Môi trường & Khoa học tự

nhiên, Đại học Duy Tân, đã hỗ trợ thu thập các mẫu bụi đường. Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển khoa học và công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) trong đề tài mã số 105.99-2020.15.

#### Tài liệu tham khảo

- [1] L. Chen et al., Sources and Human Health Risks Associated with Potentially Toxic Elements (Ptes) in Urban Dust: A Global Perspective, *Environment International*, Vol. 187, No., 2024, pp. 108708, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108708>.
- [2] M. Sager, Urban Soils and Road Dust - Civilization Effects and Metal Pollution - A Review, *Environments*. Vol. 7, No. 11, 2020, <https://doi.org/10.3390/environments7110098>.
- [3] A. Shahab et al., A Comprehensive Review on Pollution Status and Associated Health Risk Assessment of Human Exposure to Selected Heavy Metals in Road Dust Across Different Cities of the World, *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 45, No. 3, 2023, pp. 585-606, <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01255-3>.
- [4] USEPA, Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2011, <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252> (accessed on: February 1<sup>st</sup>, 2025).
- [5] R. Niede, D. K. Benbi, Integrated Review of the Nexus Between Toxic Elements in the Environment and Human Health, *AIMS Public Health*, Vol. 9, No. 4, 2022, pp. 758-789, <https://doi.org/10.3934/publichealth.2022052>.
- [6] Y. Yang, et al., Exploring the Environmental Risks And Seasonal Variations of Potentially Toxic Elements (PTEs) in Fine Road Dust in Resource-Based Cities Based on Monte Carlo Simulation, Geo-Detector and Random Forest Model, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 473, 2024, pp. 134708, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134708>.
- [7] S. Dytłow, B. G. Kostrubiec, Concentration of Heavy Metals in Street Dust: An Implication of Using Different Geochemical Background Data in Estimating the Level of Heavy Metal Pollution, *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 43, No. 1, 2021, pp. 521-535, <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00726-9>.
- [8] L. H. V. Lima, C. W. A. D. Nascimento, F. B. V. D. Silva, P. R. M. Araújo, Baseline Concentrations, Source Apportionment, and Probabilistic Risk

- Assessment of Heavy Metals in Urban Street Dust in Northeast Brazil, *Science of the Total Environment*, Vol. 858, 2023, pp. 159750, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159750>.
- [9] A. J. Adewumi, Heavy Metals in Soils and Road Dust in Akure City, Southwest Nigeria: Pollution, Sources, and Ecological and Health Risks, *Exposure and Health*, Vol. 14, No. 2, 2022, pp. 375-392, <https://doi.org/10.1007/s12403-021-00456-y>.
- [10] W. Zgłobicki, M. Telecka, Heavy Metals in Urban Street Dust: Health Risk Assessment (Lublin City, E Poland), *Applied Sciences*, Vol. 11, No. 9, 2021, <https://doi.org/10.3390/app11094092>.
- [11] T. T. T. Nguyen et al., 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, pp. 1-20, <https://doi.org/10.1080/03067319.2022.2098478>.
- [12] N. D. Dat et al., Pollution Characteristics, Associated Risks, and Possible Sources of Heavy Metals in Road Dust Collected from Different Areas of a Metropolis in Vietnam, *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 45, No. 11, 2023, pp. 7889-7907, <https://doi.org/10.1007/s10653-023-01696-4>.
- [13] N. D. Dat et al., Contamination, Source Attribution, and Potential Health Risks of Heavy Metals in Street Dust of a Metropolitan Area in Southern Vietnam, *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 28, No. 36, 2021, p. 50405-50419, <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14246-1>.
- [14] N. T. H. Tinh, B. T. Quoc, Assessment of Heavy Metal Contamination and Sources in Road Dust from the Da Nang's Largest Industrial Zone and Surrounding Areas, *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*, 2025, pp. 100-115, <https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5179>.
- [15] X. Ke et al., Ecological Risk Assessment and Source Identification for Heavy Metals in Surface Sediment from the Liaohe River Protected Area, China, *Chemosphere*, Vol. 175, 2017, pp. 473-481, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.029>.
- [16] N. F. Soliman, S. M. Nasr, M. A. Okbah, Potential Ecological Risk of Heavy Metals in Sediments from The Mediterranean Coast, Egypt, *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, Vol. 13, No. 1, 2015, pp. 70, <https://doi.org/10.1186/s40201-015-0223-x>.
- [17] G. Suresh, P. Sutharsan, V. Ramasamy, R. Venkatachalapathy, Assessment of Spatial Distribution and Potential Ecological Risk of the Heavy Metals in Relation to Granulometric Contents of Veeranam Lake Sediments, India, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 84, 2012, pp. 117-124, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.06.027>.
- [18] V. T. Nguyen et al., Characteristics and Risk Assessment of 16 Metals in Street Dust Collected from a Highway in a Densely Populated Metropolitan Area of Vietnam, *Atmosphere*, Vol. 12, No. 12, 2021, <https://doi.org/10.3390/atmos12121548>.
- [19] T. H. Phi et al., Spatial Distribution of Elemental Concentrations in Street Dust of Hanoi, Vietnam, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 98, No. 2, 2017, pp. 277-282, <https://doi.org/10.1007/s00128-016-2001-6>.
- [20] L. Hakanson, An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control. A Sedimentological Approach, *Water Research*, Vol. 14, No. 8, 1980, pp. 975-1001, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8).
- [21] H. A. A. Swadi et al., Sources, Toxicity Potential, and Human Health Risk Assessment of Heavy Metals-Laden Soil and Dust of Urban and Suburban Areas as Affected by Industrial and Mining Activities, *Scientific Reports*, Vol. 12, No. 1, 2022, pp. 8972, <https://doi.org/10.1038/s41598-022-12345-8>.
- [22] O. Isinkaralar, K. Isinkaralar, E. P. Bayraktar, Monitoring the Spatial Distribution Pattern According To Urban Land Use And Health Risk Assessment on Potential Toxic Metal Contamination Via Street Dust in Ankara, Türkiye, *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 195, No. 9, 2023, pp. 1085, <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11705-9>.
- [23] AIRC, Agents Classified by the International Agency for Research on Cancer Monographs, 2014, <https://monographs.iarc.who.int/agents-classified-by-the-iarc/> (accessed on: February 1<sup>st</sup>, 2025).
- [24] USEPA, Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites, Office of Emergency and Remedial Response Washington DC, 2002, <https://semspub.epa.gov/work/HQ/175878.pdf>.
- [25] USEPA, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual Supplemental Guidance Standard Default Exposure Factors Interim Final.

- [26] U.S. Environmental Protection Agency, Washington, 1991, <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/OSWERdirective9285.6-03.pdf> (accessed on: February 1<sup>st</sup>, 2025).
- [27] N. T. Tran et al., Triple Burden of Malnutrition Among Vietnamese 0-5-11-year-old Children in 2020-2021: results of Seanuts II Vietnam, *Public Health Nutrition*, Vol. 27, No. 1, 2024, pp. e259, <https://doi.org/10.1017/S1368980024001186>.
- [28] WHO, National Survey on the Risk Factors of Noncommunicable Diseases in Viet Nam, 2021, World Health Organization, Viet Nam, 2025, <https://extranet.who.int/ncdsmicrodata/index.php/catalog/948/related-materials> (accessed on: February 1<sup>st</sup>, 2025).
- [29] A. Bourliva et al., Seasonal and Spatial Variations of Magnetic Susceptibility and Potentially Toxic Elements (PTEs) in Road Dusts of Thessaloniki City, Greece: A One-year Monitoring Period, *Science of the Total Environment*, Vol. 639, 2018, pp. 417-427, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.170>.
- [30] N. Ghanavati, A. Nazarpour, M. J. Watts, Status, Source, Ecological and Health Risk Assessment of Toxic Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Pahs) in Street Dust of Abadan, Iran, *CATENA*, Vol. 177, 2019, pp. 246-259, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.022>.
- [31] E. Konstantinova et al., Pollution Status and Human Health Risk Assessment of Potentially Toxic Elements and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Street Dust of Tyumen City, Russia, *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 44, No. 2, 2022, pp. 409-432, <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00692-2>.
- [32] M. Kara, Assessment of Sources and Pollution State of Trace and Toxic Elements in Street Dust In a Metropolitan City, *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 42, No. 10, 2020, pp. 3213-3229, <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00560-z>.
- [33] F. J. Li, H. W. Yang, R. Ayyamperumal, Y. Liu, Pollution, Sources, and Human Health Risk Assessment of Heavy Metals in Urban Areas Around Industrialization and Urbanization-Northwest China, *Chemosphere*, Vol. 308, 2022, pp. 136396, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136396>.
- [34] M. Safiur Rahman et al., Assessing Risk to Human Health for Heavy Metal Contamination Through Street Dust in The Southeast Asian Megacity: Dhaka, Bangladesh, *Science of the Total Environment*, Vol. 660, 2019, pp. 1610-1622, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.425>.
- [35] M. Heidari, T. Darijani, 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, pp. 129656, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129656>.
- [36] R. U. Goyes et al., Street Dust from a Heavily-Populated and Industrialized City: Evaluation of Spatial Distribution, Origins, Pollution, Ecological Risks and Human Health Repercussions, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 159, 2018, pp. 198-204, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.054>.
- [37] H. Khademi et al., Distribution of Metal(Loid)s in Particle Size Fraction in Urban Soil and Street Dust: Influence of Population Density, *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 42, No. 12, 2020, pp. 4341-4354, <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00515-4>.
- [38] Q. Han et al., Health Risk Assessment and Bioaccessibilities of Heavy Metals for Children in Soil and Dust from Urban Parks and Schools of Jiaozuo, China, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 191, 2020, pp. 110157, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110157>.