

ĐÁNH GIÁ MỨC ĐỘ Ô NHIỄM, NGUỒN PHÁT THẢI VÀ RỦI RO PHOI NHIỄM POLYCLO BIPHENYL TRONG BỤI TRÊN MẶT ĐƯỜNG TẠI MỘT SỐ KHU VỰC Ở MIỀN BẮC VIỆT NAM

Đến tòa soạn 30-12-2019

Hoàng Quốc Anh, Nguyễn Thị Ánh Hường, Bùi Minh Hiền, Đinh Lê Minh, Từ Bình Minh

Khoa Hóa học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội,

Nguyễn Thị Quỳnh Hoa

Khoa Công nghệ Hóa học và Môi trường, Trường Đại học Sư phạm Kỹ thuật Hưng Yên,

Lê Thị Phương Quỳnh

Viện Hóa học các hợp chất thiên nhiên, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam,

SUMMARY

CONTAMINATION STATUS, EMISSION SOURCES, AND EXPOSURE RISK POLYCHLORINATED BIPHENYLS IN ROAD DUST FROM SOME AREAS, NORTHERN VIETNAM

Concentrations and congener-specific profiles of 7 indicator polychlorinated biphenyls (PCBs) were examined in street dust samples collected from an industrial park in Thai Nguyen Province, an urban area in Ha Noi City, and a rural area in Bac Giang Province, northern Vietnam. Concentrations of 7 PCBs in our street dust samples decreased in the order: industrial (median 5.8; range 2.1–22 ng/g) > urban (3.5; 2.4–9.7 ng/g) > rural samples (0.06; 0.01–0.33 ng/g). These observations suggest a current emission of PCBs in the industrial park together with historical releases from electric and electronic equipment in the urban area, indicating the relationship between environmental levels of PCBs and degree of industrialization and urbanization in northern Vietnam. Occupationally exposed persons (e.g., street sweepers, salesmen, and traffic policemen) and children in the industrial and urban areas were estimated to receive higher exposure doses of dust-bound PCBs compared to general population; however, human health risks related to street dust contaminated by PCBs in the studied areas were relatively low.

Keywords: PCBs, street dust, urban area, industrial area, risk assessment.

1. GIỚI THIỆU

Polyclo biphenyl (PCBs) là một trong những hợp chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy (POPs) được liệt kê vào Phụ lục A (các chất cần loại bỏ) và Phụ lục C (các chất phát sinh không chủ định) của Công ước Stockholm. Đây là một nhóm các hoá chất nhân tạo được sử dụng rộng rãi trước đây, chủ yếu trong các thiết bị điện, chất phủ bề mặt, mực, keo dán, các chất chống cháy và sơn [1]. Công ước Stockholm cũng

yêu cầu phải loại bỏ PCBs sử dụng dưới hình thức hóa chất công nghiệp vào năm 2025; tiêu hủy các loại dầu, thiết bị và chất thải chứa PCBs (với nồng độ cao hơn 50 ppm) trước năm 2028. PCBs đã bị cấm sản xuất và sử dụng tại hầu hết các quốc gia từ những năm cuối 1970, tuy nhiên có khoảng 10% PCBs sản xuất từ năm 1929 vẫn còn tồn tại trong môi trường cho đến nay [2]. Trong môi trường, các PCBs thể hiện đầy đủ tính chất của nhóm POPs

và có khả năng gây ra những tác động tiêu cực đối với hệ sinh thái và con người.

PCBs rất bền vững, có khả năng bay hơi, hòa tan kém trong nước nhưng hoà tan tốt trong các chất béo, nên chúng có thể tích lũy trong mô mỡ động vật, đi vào chuỗi thức ăn và tồn tại lâu dài trong môi trường. Ở nhiệt độ cao, PCBs có thể bị chuyển hóa và tạo ra các sản phẩm phụ độc hại, như dioxin và các chất tương tự dioxin. Các PCBs có cấu trúc tương tự nhau, gồm 1 đến 10 vị trí thế clo vào khung phân tử biphenyl, tạo ra 209 đồng loại phân tử PCBs với mức độc tính khác nhau. Trong số đó, 7 đồng loại (PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153 và -180) là các thành phần chính trong hỗn hợp PCBs thương mại và thường được phát hiện trong các đối tượng môi trường, sinh học với tỉ lệ đáng kể so với các đồng loại khác. Vì vậy, 7 đồng loại này thường được sử dụng làm chỉ số cho ô nhiễm PCBs trong môi trường gọi là các PCBs chỉ thị [2].

Là thành viên thứ 14 của Công ước Stockholm từ năm 2002, Việt Nam đã và đang thực hiện nhiều dự án liên quan đến quản lý POPs. Dư lượng PCBs trong các đối tượng môi trường và sinh học ở Việt Nam đã được nghiên cứu từ những năm 1990 và tiến hành liên tục từ đó đến nay. Tuy nhiên, việc kiểm kê đánh giá ô nhiễm các hợp chất này vẫn chưa đầy đủ, thường xuyên và hiệu quả; nhận thức của doanh nghiệp, cộng đồng về tính nguy hại của PCBs nói riêng và các hợp chất POPs nói chung còn hạn chế [3,5]. Trong nghiên cứu này, chúng tôi tiến hành khảo sát, lấy mẫu và phân tích hàm lượng của các PCBs trong mẫu bụi mặt đường ở 3 khu vực đại diện cho đô thị, khu công nghiệp và nông thôn tương ứng tại Hà Nội, Thái Nguyên và Bắc Giang, với mục tiêu đánh giá hàm lượng, đặc trưng tích lũy, cũng như đưa ra những dự đoán về nguồn phát thải, đánh giá rủi ro sức khỏe con người thông qua tiếp xúc với bụi đường chứa PCBs.

2. THỰC NGHIỆM

2.1. Thu thập mẫu bụi mặt đường

Nghiên cứu được thực hiện với 18 mẫu bụi mặt đường được thu thập trong tháng 8 và tháng 9 năm 2016 tại Hà Nội (HN), Thái Nguyên (TN) và Bắc Giang (BG), miền Bắc Việt Nam.

Trong đó, 6 mẫu lấy tại các đường phố chính với mật độ giao thông cao trong các quận nội thành Hà Nội là: Ba Đình, Cầu Giấy, Thanh Xuân, Đống Đa, Hai Bà Trưng và Hoàn Kiếm. Tại Thái Nguyên, 6 mẫu lấy trên trục đường Cách Mạng Tháng 10 tại khu công nghiệp Sông Công I, thành phố Sông Công. Tại Bắc Giang, 6 mẫu lấy trên mặt đường dẫn ra các ruộng lúa ở xã Mai Đình, huyện Hiệp Hòa. Trong đó, thủ đô Hà Nội là thành phố có dân số đông, mật độ giao thông cao và là nơi tập trung các hoạt động thương mại, dịch vụ, sinh hoạt. Khu công nghiệp Sông Công I là khu công nghiệp đầu tiên của Thái Nguyên, hoạt động chủ yếu ở các lĩnh vực: luyện kim, tinh chế quặng, gia công cơ khí, vật liệu xây dựng, dệt may và lắp ráp linh kiện điện tử. Mai Đình là một xã thuần nông ở Bắc Giang, có mức độ đô thị hóa, mật độ dân số và tần suất giao thông thấp, ít bị ảnh hưởng bởi các hoạt động sản xuất công nghiệp.

2.2. Quy trình xử lý mẫu bụi nhằm phân tích hàm lượng các PCBs

Mẫu bụi mặt đường được đồng nhất bằng cách rây qua sàng có kích thước lỗ 100 μm . Cân chính xác khoảng 1 g mẫu, thêm chất đồng hành ($^{13}\text{C}_{12}$ -PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153, -180; 1 ng mỗi chất) rồi tiến hành chiết siêu âm lần lượt với 10 mL axeton và 10 mL axeton/hexan (1:1). Thời gian chiết đối với mỗi dung môi là 10 phút. Dịch chiết từ 2 loại dung môi được gộp lại, cô đặc và chuyển vào dung môi hexan. Dịch chiết trong hexan được xử lý bằng acid sunfuric 98% và làm sạch trên cột thủy tinh chứa 3 g silica gel đã được hoạt hóa 3 giờ ở 130 $^{\circ}\text{C}$. Các PCBs được rửa giải bằng hỗn hợp dung môi diclometan/hexan (5:95, v/v). Dịch rửa giải được cô đặc, chuyển vào dung môi decan và thêm chất nội chuẩn ($^{13}\text{C}_{12}$ -PCB-209) trước khi phân tích trên hệ thống sắc ký khí ghép nối khối phổ GC-MS (GC 7890B – MS 5977A, Agilent Technologies) với cột tách DB-5MS (30 m \times 0,25 mm \times 0,25 μm , Agilent Technologies) ở chế độ ion hóa va đập electron (EI) và quan sát chọn lọc ion (SIM). Các PCBs được định lượng bằng phương pháp nội chuẩn và pha loãng đồng vị. Hóa chất và dung môi sử dụng trong nghiên cứu này đều là

loại tinh khiết cho phân tích dư lượng PCBs được cung cấp bởi Wako Pure Chemical Industries. Các chất chuẩn được cung cấp bởi Wellington Laboratories. Độ thu hồi của các chất đồng hành nằm trong khoảng 75% đến

105%. Giới hạn phát hiện của phương pháp đối với các PCBs nằm trong khoảng 0,010 đến 0,030 ng/g. Thông tin chi tiết về các PCBs lựa chọn trong nghiên cứu này được trình bày trong Bảng 1.

Bảng 1: Thông tin về các PCBs lựa chọn trong nghiên cứu

| Mã IUPAC | PCB 28 | PCB 52 | PCB 101 | PCB 118 | PCB 138 | PCB 153 | PCB 180 |
|-----------------------------------|------------------------|------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|
| Hợp chất | 2,4,4'-Triclo biphenyl | 2,2',5,5'-Tetraclor biphenyl | 2,2',4,5,5'-Pentaclor biphenyl | 2',3,4,4',5'-Pentaclor biphenyl | 2,2',3,4,4',5'-Hexaclor biphenyl | 2,2',4,4',5,5'-Hexaclor biphenyl | 2,2',3,4,4',5,5'-Heptaclor biphenyl |
| Phân tử khối | 257,5 | 292,0 | 326,4 | 326,4 | 360,9 | 360,9 | 395,3 |
| Nhiệt độ bay hơi (°C) | 337 | 360 | 381 | 381 | 400 | 400 | 417 |
| Log K _{ow} | 5,7 | 5,8 | 6,3 | 6,7 | 6,7 | 6,8 | 7,2 |
| t _{1/2} không khí (ngày) | 25 | 25 | 100 | 120 | 250 | 250 | 500 |
| t _{1/2} nước (ngày) | 1000 | 1250 | 2500 | 2500 | 5000 | 5125 | 10000 |
| t _{1/2} đất (ngày) | 1083 | 3650 | 2300 | 2300 | 6875 | 6875 | 13750 |
| t _{1/2} trầm tích (ngày) | 1083 | 3650 | 3650 | 3650 | 6875 | 6875 | 13750 |

3. KẾT QUẢ VÀ BÀN LUẬN

3.1. Hàm lượng PCBs trong mẫu bụi mặt đường

Hàm lượng của 7 chất PCBs bao gồm PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153, và -180 (Σ 7PCBs) được trình bày trong Bảng 2. Kết quả cho thấy, tất cả các mẫu bụi mặt đường lấy tại Thái Nguyên và Hà Nội đều chứa 7 PCBs. PCB-28 không phát hiện trong 6 mẫu bụi lấy tại Bắc Giang, một mẫu bụi tại đây chỉ có PCB-52 mà không có 6 PCBs khác. Nhìn chung, các mẫu lấy ở khu công nghiệp Thái Nguyên có hàm lượng Σ 7PCBs cao nhất (giá trị trung vị là 5,8; khoảng hàm lượng là 2,1–22 ng/g), tiếp đến là

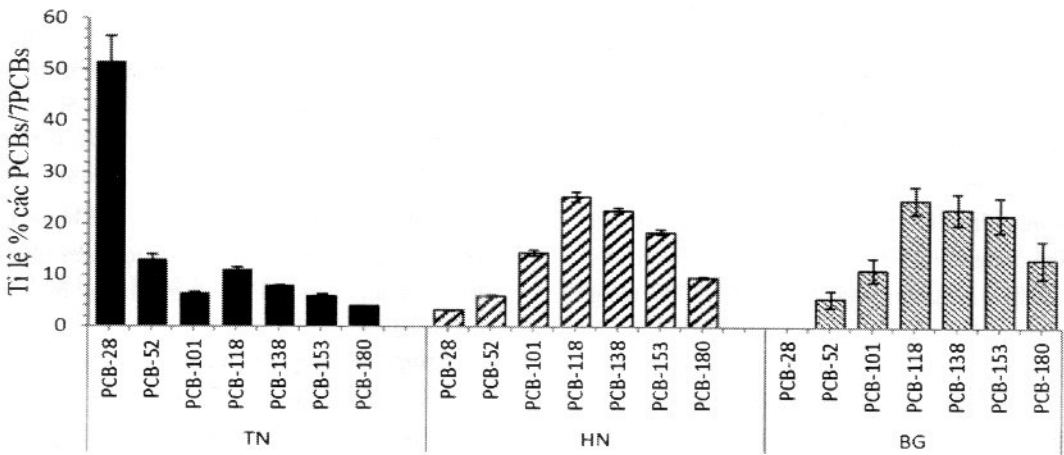
các mẫu tại Hà Nội (3,5; 2,4–9,7 ng/g), mẫu lấy ở khu vực Bắc Giang có hàm lượng Σ 7PCBs thấp nhất (0,06; 0,01–0,33 ng/g). Thứ tự này cho thấy hàm lượng Σ 7PCBs trong mẫu bụi mặt đường có liên quan chặt chẽ đến mức độ công nghiệp hóa và đô thị hóa. So với nghiên cứu trước đây [9], kết quả hàm lượng Σ 7PCBs trong bụi mặt đường tại Hà Nội và Thái Nguyên tương đương với hàm lượng trong đất bề mặt lấy từ khu vực sản xuất nông nghiệp và hơi thấp hơn so với khu vực công nghiệp và đô thị của Hà Nội [9].

Bảng 2: Hàm lượng PCBs trong mẫu bụi mặt đường tại Thái Nguyên, Hà Nội, Bắc Giang

| Chất | Thái Nguyên | | | | Hà Nội | | | | Bắc Giang | | | |
|--------------|--------------|--------------|---------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | Trung vị | Min | Max | Tổng | Trung vị | Min | Max | Tổng | Trung vị | Min | Max | Tổng |
| PCB-28 | 2,381 | 0,671 | 14,043 | 23,894 | 0,117 | 0,095 | 0,252 | 0,82 | KPH | KPH | KPH | KPH |
| PCB-52 | 0,509 | 0,298 | 3,205 | 6,024 | 0,164 | 0,113 | 0,718 | 1,51 | 0,005 | KPH | 0,013 | 0,033 |
| PCB-101 | 0,457 | 0,177 | 1,058 | 3,010 | 0,355 | 0,327 | 1,788 | 3,66 | 0,006 | KPH | 0,034 | 0,066 |
| PCB-118 | 0,825 | 0,402 | 1,651 | 5,158 | 0,708 | 0,619 | 2,867 | 6,44 | 0,008 | KPH | 0,073 | 0,145 |
| PCB-138 | 0,694 | 0,229 | 0,967 | 3,681 | 0,768 | 0,571 | 2,133 | 5,74 | 0,015 | KPH | 0,081 | 0,136 |
| PCB-153 | 0,526 | 0,143 | 0,843 | 2,832 | 0,599 | 0,373 | 1,723 | 4,71 | 0,018 | KPH | 0,066 | 0,129 |
| PCB-180 | 0,335 | 0,103 | 0,529 | 1,860 | 0,375 | 0,183 | 0,749 | 2,43 | KPH | KPH | 0,063 | 0,078 |
| 7PCBs | 5,823 | 2,126 | 22,296 | 46,459 | 3,466 | 2,442 | 9,702 | 25,31 | 0,055 | 0,010 | 0,329 | 0,586 |

Một số nghiên cứu đã chỉ ra mối liên hệ giữa một số đồng loại PCBs chỉ thị với hàm lượng tổng 209 PCBs ($\Sigma 209\text{PCBs}$) [5,6,7]. Trong đó, hàm lượng $\Sigma 209\text{PCBs}$ trong trầm tích [6] và cá [5] có thể được ước tính từ $\Sigma 7\text{PCBs}$ nhân với hệ số 4. Theo đó, đối với các mẫu lấy tại Thái Nguyên, Hà Nội, Bắc Giang, có hàm lượng $\Sigma 7\text{PCBs}$ tương ứng là (5,8; 2,1–22 ng/g), (3,5; 2,4–9,7 ng/g) và (0,06; 0,01–0,33 ng/g) sẽ ngoại suy được hàm lượng $\Sigma 209\text{PCBs}$ lần lượt là (24; 8,4–88 ng/g), (14; 9,6–38,8 ng/g) và (0,24; 0,04–1,32 ng/g).

3.2. Đặc trưng tích lũy và nguồn phát thải PCBs



Hình 1: Đặc trưng tích lũy của 7 PCBs trong mẫu bụi mặt đường tại Thái Nguyên (TN), Hà Nội (HN) và Bắc Giang (BG)

Trong khi đó, nhóm đồng loại chứa số nguyên tử clo thấp (3 và 4 nguyên tử clo, gồm: PCB-28 và PCB-52) có hàm lượng cao hơn trong các mẫu bụi đường khu công nghiệp ở Thái Nguyên với tỉ lệ PCB-28 lên đến 51%, tiếp theo là PCB-52 chiếm 13%, cho thấy sự phát thải PCBs gần nguồn và liên tục trong khu công nghiệp này. Mặt khác, các PCBs có khối lượng phân tử thấp và chứa 3, 4 nguyên tử clo, nhìn chung kém bền và dễ bay hơi hơn so với các PCBs chứa 5, 6, 7 clo. Như vậy, có thể nhận thấy, sự tồn tại của chúng trong mẫu bụi ở Thái Nguyên phản ánh sự phát thải từ các hoạt động công nghiệp vẫn đang tiếp diễn. Hai PCBs này là thành phần chính của hỗn hợp PCBs thương mại được sử dụng làm phụ gia trong chất lỏng điện môi của các tụ điện và

Đặc trưng tích lũy của 7 PCBs trong mẫu bụi mặt đường được thể hiện ở Hình 1. Nồng độ của các đồng loại chứa 5, 6 và 7 nguyên tử clo (PCB-101, -118, -138, -153 và -180) trong các mẫu bụi mặt đường ở Hà Nội chiếm tỉ lệ cao hơn so với PCB-28 và PCB-52. Tỉ lệ Điều này phù hợp với kết quả của các nghiên cứu trước đây tại Việt Nam [3,6,9] và cũng tương đồng với thành phần của hỗn hợp PCB nhập khẩu từ Nga (Sovol) hoặc Trung Quốc (PCB5) vào Việt Nam trong giai đoạn 1960-1990 [2,9,10], được sử dụng rộng rãi trong các thiết bị điện, mực in, chất chống cháy, chất kết dính và nhiều ứng dụng khác.

máy biến thế, chất lỏng truyền nhiệt, chất lỏng thủy lực trong các hệ thống công nghiệp và các ứng dụng khác như chất dẻo hóa, chất kết dính và chất kéo dài sáp [4].

Đối với các mẫu bụi Bắc Giang, nơi chủ yếu chỉ có hoạt động sản xuất nông nghiệp, hàm lượng các PCBs đều thấp hơn so với mẫu lấy tại Hà Nội và Thái Nguyên. Ở một số địa điểm lấy mẫu tại Bắc Giang đã không phát hiện được hàm lượng của một số PCBs. Kết quả này phản ánh hoạt động nông nghiệp ở khu vực khảo sát của nghiên cứu này không phải là nguồn phát thải chính của PCBs. Tuy nhiên, dù ở khu vực nông thôn, có mức độ đô thị hóa, mật độ dân số và tần suất giao thông thấp, ít bị ảnh hưởng bởi các hoạt động sản xuất công nghiệp, tức là khả năng chứa nguồn phát thải

PCBs thấp, nhưng đã phát hiện các PCB-101, -118, -138, chứng tỏ sự phân bố rộng rãi của PCBs trong môi trường tại Việt Nam.

Theo Kế hoạch quốc gia Việt Nam về thực hiện Công ước Stockholm đối với các chất POPs, ước tính có khoảng 7000 tấn dầu có khả năng chứa PCBs ở nước ta tính đến năm 2006. Trong số này, khoảng 1400 tấn là dầu biến thế và tụ điện của Điện lực Việt Nam và các nhà máy điện độc lập khác trong cả nước [2]. Tuy nhiên, hiện chưa có thông tin về tình trạng sử dụng PCBs trong các lĩnh vực công nghiệp khác. Nguồn phát thải PCBs trong bụi mặt đường có thể từ dầu cách điện trong thiết bị điện cũ và dầu bôi trơn trong xe cơ giới, hoặc từ sơn, lớp phủ bề mặt và phụ gia nhựa có trong vật liệu xây dựng có chứa PCBs ở các tòa nhà và cơ sở hạ tầng giao thông. Bên cạnh đó, sự phát thải do quá trình xử lý không đúng quy cách các chất thải có chứa PCBs cũng là một nguyên nhân đáng lưu ý. Bụi mặt đường có thể đóng vai trò là một chỉ thị cho hiện trạng ô nhiễm và nguồn phát thải của PCBs cũng như các chất ô nhiễm hữu cơ khác [7].

3.3. Rủi ro phơi nhiễm PCBs trong bụi

Liều lượng hấp thụ hàng ngày (ID, ng/kg/ngày) được ước tính dựa trên công thức sau:

$$ID = (C \times F \times IR) / \text{Trọng lượng}$$

Trong đó: C là hàm lượng tổng của 7 PCBs trong bụi đường, F là thời gian làm việc/tiếp xúc ngoài đường và IR là lượng bụi hấp thụ trong một ngày. Đối với nhóm đối tượng phơi nhiễm nghề nghiệp, bao gồm người quét đường, người bán hàng trên phố và cảnh sát giao thông,... thì F có giá trị 10/24 bao gồm 8 giờ làm việc và 2 giờ di chuyển. Trong khi đó, các đối tượng khác có giá trị F là 2/24, chủ yếu liên quan đến hoạt động di chuyển trên đường [8]. Đối với nhóm đối tượng phơi nhiễm nghề nghiệp, giá trị IR là 0,16 g/ngày, còn với đối tượng ở khu vực nông thôn giá trị IR tương ứng với trẻ em và người lớn là 0,05 và 0,02 g/ngày, trong khi đó giá trị này của đối tượng ở khu vực đô thị và công nghiệp tương ứng là 0,2 và 0,05 g/ngày [8]. Các giá trị IR sử dụng trong nghiên cứu này được lựa chọn ở mức kịch bản phơi nhiễm xấu nhất. Trọng lượng cơ

thể trung bình đối của người lớn và trẻ em tương ứng là 60 và 15 kg đối với người Việt Nam.

Từ đó, các giá trị ID của 7 PCBs trong mẫu bụi đường ước tính cho người lớn thuộc đối tượng phơi nhiễm nghề nghiệp và ở khu vực đô thị, công nghiệp nằm trong khoảng $4,2 \cdot 10^{-3}$ đến $2,3 \cdot 10^{-1}$ ng/kg/ngày, cao hơn đáng kể so với mức của người lớn không thuộc nhóm này (từ $2,3 \cdot 10^{-4}$ đến $1,3 \cdot 10^{-2}$ ng/kg/ngày). Kết quả này cho thấy, cần xem xét nhiều hơn đến việc sử dụng bảo hộ lao động đối với một số nhóm nghề nghiệp, ví dụ: cung cấp quần áo chống bụi (khẩu trang có chức năng lọc bụi, kính và găng tay chống bụi) hiệu quả. Trẻ em sống tại thành phố và các khu công nghiệp có khả năng hấp thụ lượng 7PCBs trong bụi cao hơn so với trẻ em sống tại khu vực nông thôn với giá trị ID lần lượt là $2,3 \cdot 10^{-2}$; $1,8 \cdot 10^{-2}$ và $0,4 \cdot 10^{-3}$ ng/kg/ngày. Ở các thành phố, do thiếu sân chơi, mỗi ngày trẻ em thường chơi hàng giờ trên vỉa hè và một số trẻ em được đưa đi dạo vừa ăn, nên rủi ro phơi nhiễm bụi mặt đường sẽ cao hơn.

Hệ số độc hại (HI) của PCBs trong bụi là tỉ lệ của liều lượng hấp thụ tính được và giá trị liều lượng tham chiếu (RfD), $RfD = 20$ ng/kg/ngày [8] và được tính theo công thức:

$$HI = ID / RfD$$

Nếu hệ số độc hại HI nhỏ hơn 1 thì rủi ro sức khỏe là không đáng kể và ở mức chấp nhận được. So sánh các giá trị ID thu được từ trên với giá trị RfD cho thấy, giá trị HI nhỏ hơn 1 rất nhiều nên có thể bước đầu kết luận các rủi ro sức khỏe liên quan đến PCBs trong bụi đường ở Việt Nam là thấp. Tuy nhiên, cần có các nghiên cứu sâu và rộng hơn nữa để đánh giá chính xác hơn nguy cơ rủi ro này.

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu này cung cấp những thông tin sơ bộ về mức độ ô nhiễm, đặc trưng tích lũy và nguồn phát thải của 7 chất PCBs chỉ thị trong mẫu bụi mặt đường tại một số khu vực ở miền Bắc Việt Nam. Kết quả thu được cho thấy sự tồn tại của PCBs trong môi trường tại các khu vực nghiên cứu có liên quan chặt chẽ đến các hoạt động công nghiệp và mức độ đô thị hóa.

Đặc trưng tích lũy của PCBs đã phản ánh nguồn phát thải phức tạp của chúng trong môi trường ở Việt Nam, bao gồm các ứng dụng trong quá khứ của thiết bị điện chứa PCBs (đặc biệt ở các khu đô thị lớn), hoạt động giao thông và hoạt động sản xuất công nghiệp. Rủi ro sức khỏe liên quan đến hấp thụ bụi đường ô nhiễm bởi PCBs cũng được đánh giá cho một số nhóm đối tượng, chỉ ra mức độ ảnh hưởng thấp. Tuy nhiên, để kết luận này được chính xác hơn nữa, cần thiết phải tiến hành các nghiên cứu tiếp theo về mức độ ô nhiễm, nguồn phát thải ra môi trường và tác động đến sức khỏe con người của các chất độc trong bụi đường tại Việt Nam.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển khoa học và công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) trong đề tài mã số 104.04-2017.310 và đề tài mã số CRRP2019-10MY-Le của Quỹ Châu Á – Thái Bình Dương về Nghiên cứu những biến đổi toàn cầu (APN).

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. M. Erickson, R.G. Kaley II., 2011. Applications of polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 18, 135-151.
2. T.B. Minh, H. Iwata, S. Takahashi, P.H. Viet, B.C. Tuyen, S. Tanabe, 2008. Persistent Organic Pollutants in Vietnam: Environmental Contamination and Human Exposure. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 193, 213-285.
3. N.M. Tue, S. Takahashi, G. Suzuki, T. Isobe, P.H. Viet, Y. Kobara, N. Seike, G. Zhang, A. Sudaryanto, S. Tanabe, 2013. Contamination of indoor dust and air by polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants and relevance of non-dietary exposure in Vietnamese informal e-waste recycling sites. *Environ. Int.*, 51, 160-167.
4. IARC, 2016. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risk to humans. Volume 107 – polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. *IARC publications*.

[http://monographs.](http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol107/mono107.pdf)

5. Froescheis, O., Looser, R., Cailliet, G.M., Jarman, W.M., Ballschmiter, K., 2000. The deep-sea as a final global sink of semivolatile persistent organic pollutants? Part I: PCBs in surface and deep-sea dwelling fish of the North and South Atlantic and the Monterey Bay Canyon (California). *Chemosphere* 40, 651–660.
6. Hoai, P.M., Ngoc, N.T., Minh, N.H., Viet, P.H., Berg, M., Alder, A.C., Giger, W., 2010. Recent levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments of the sewer system in Hanoi, Vietnam. *Environ. Pollut.*, 158, 913–920.
7. M. Klees, K. Hombrecher, D. Glatke, 2017. Polychlorinated biphenyls in the surrounding of an e-waste recycling facility in North-Rhine Westphalia: levels in plants and dusts, spatial distribution, homologue pattern and source identification using the combination of plants and wind direction data. *Sci. Total Environ.*, 603-604, 606-615.
8. Anh, H.Q., Tomioka, K., Tue, N.M., Tri, T.M., Minh, T.B., Takahashi, S., 2018. PBDEs and novel brominated flame retardants in road dust from northern Vietnam: levels, congener profiles, emission sources and implications for human exposure. *Chemosphere* 197, 389–398.
9. Toan, V.D., Quy, N.P., 2015. Residues of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediment from CauBay River and their impacts on agricultural soil, human health risk in KieuKy area, Vietnam. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 95, 177–182.
10. Kawano, M., Thao, V.D., 2012. Spatial and temporal trends of persistent organic chemicals in Vietnam soils. In: Longanathan, B.G., Lam, P.K.S. (Eds.). *Global Contamination Trends of Persistent Organic Chemicals*. CRC Press, Boca Raton, pp. 279–303.