

**BỘ GIÁO DỤC
VÀ ĐÀO TẠO**

**VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM**

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



Nguyễn Trần Đình

**NGHIÊN CỨU HIỆN TRẠNG Ô NHIỄM VÀ ĐÁNH GIÁ TÁC
ĐỘNG ĐẾN SỨC KHỎE CON NGƯỜI CỦA CÁC NHÓM
CHẤT PPCPs, PAEs TRONG BỤI PM_{2.5} TẠI MỘT SỐ KHU
VỰC ĐÔ THỊ HÀ NỘI**

LUẬN VĂN THẠC SĨ
NGÀNH: KỸ THUẬT MÔI TRƯỜNG

Hà Nội - 2024

**BỘ GIÁO DỤC
VÀ ĐÀO TẠO**

**VIỆN HÀN LÂM KHOA HỌC
VÀ CÔNG NGHỆ VIỆT NAM**

HỌC VIỆN KHOA HỌC VÀ CÔNG NGHỆ



Nguyễn Trần Đình

**NGHIÊN CỨU HIỆN TRẠNG Ô NHIỄM VÀ ĐÁNH GIÁ TÁC
ĐỘNG ĐẾN SỨC KHỎE CON NGƯỜI CỦA CÁC NHÓM
CHẤT PPCPs, PAEs TRONG BỤI PM_{2.5} TẠI MỘT SỐ KHU
VỰC ĐÔ THỊ HÀ NỘI**

LUẬN VĂN THẠC SĨ

NGÀNH: KỸ THUẬT MÔI TRƯỜNG

Mã số: 8520320

NGƯỜI HƯỚNG DẪN KHOA HỌC : TS. Dương Thị Hạnh

Hà Nội - 2024

Lời cam đoan

Tôi xin cam đoan đề tài luận văn : *“Nghiên cứu hiện trạng ô nhiễm và đánh giá tác động đến sức khỏe con người của các nhóm chất PPCPs, PAEs trong bụi PM_{2.5} tại một số khu vực đô thị Hà Nội”* là do tôi thực hiện với sự hướng dẫn của TS. Dương Thị Hạnh. Luận văn không trùng lặp và sao chép với bất kỳ công trình khoa học nào khác.

Các kết quả nghiên cứu trong luận văn là trung thực, chính xác và chưa được tác giả khác công bố.

Tôi xin hoàn toàn chịu trách nhiệm về những nội dung mà tôi đã trình bày trong luận văn này.

Hà Nội, ngày ~~2.2~~ tháng ~~1.1~~ năm 2024

Người hướng dẫn khoa học

Học viên

TS. Dương Thị Hạnh

Nguyễn Trần Dinh

Lời cảm ơn

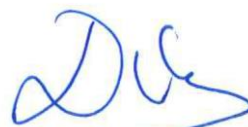
Với lòng biết ơn sâu sắc, em xin chân thành cảm ơn tới TS. Dương Thị Hạnh – Viện Khoa học Công nghệ Năng lượng và Môi trường – Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt nam trong thời gian qua đã tận tình hướng dẫn và định hướng cho em những hướng nghiên cứu quan trọng trong suốt quá trình thực hiện luận văn này.

Em xin gửi lời cảm ơn tới Quỹ phát triển khoa học và công nghệ quốc gia – Bộ KH-CN đã tài trợ kinh phí từ năm 2024 với đề tài : **“Nghiên cứu hiện trạng ô nhiễm, xác định nguồn thải và tác động đến sức khỏe con người của các chất ô nhiễm mới nổi trong bụi PM_{2.5} tại khu vực đô thị của Việt Nam”** với mã số đề tài 104.01 – 2023.05 để em thực hiện luận văn này.

Em cũng xin gửi lời cảm ơn tới thầy (cô) giáo Khoa Công nghệ Môi Trường, Học viện Khoa học và Công nghệ đã giúp đỡ em trong quá trình học tập và nghiên cứu tại học viện.

Cuối cùng em xin bày tỏ lòng biết ơn sâu sắc tới gia đình và bạn bè đã giúp đỡ, tạo mọi điều kiện để em hoàn thành tốt mọi công việc trong nghiên cứu và học tập.

Học viên



Nguyễn Trần Đình

MỤC LỤC

MỤC LỤC	iii
DANH MỤC BẢNG	v
DANH MỤC CÁC CHỮ VIẾT TẮT	vi
MỞ ĐẦU	1
1. Tính cấp thiết của đề tài	1
2. Mục tiêu nghiên cứu.....	3
3. Ý nghĩa khoa học của đề tài	4
4. Nội dung nghiên cứu	4
5. Bố cục của đề tài	5
CHƯƠNG 1. TỔNG QUAN VỀ VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU	6
1.1. Tổng quan về bụi PM_{2.5}	6
1.1.1. Định nghĩa và đặc điểm của bụi PM _{2.5} :.....	6
1.1.2. Nguồn gốc phát sinh của bụi PM _{2.5} trong môi trường đô thị tại Việt Nam:	7
1.1.3. Tình hình nghiên cứu các nhóm chất PPCPs và PAEs trong bụi không khí và bụi PM _{2.5} tại Việt Nam và trên thế giới:	11
1.2. Giới thiệu về các nhóm chất PPCPs và PAEs :	19
1.2.1. Tổng quan về các PPCPs	19
1.2.2. Tổng quan về các PAEs	20
1.3. Tổng quan về phương pháp GC/MS tích hợp hệ thống phát hiện và định lượng tự động (AIQS)	22
CHƯƠNG 2. NGUYÊN VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU	25
2.1. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu	25
2.2. Hóa chất, thiết bị và dụng cụ thí nghiệm	26
2.3. Phương pháp nghiên cứu	27
CHƯƠNG 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN	32
3.1. Kết quả phân tích PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM	32
3.1.1. PAEs trong bụi PM _{2.5} và SPM tại 2 khu vực nghiên cứu:	32
3.1.2. Sự phân bố của PAEs trong bụi PM _{2.5} và SPM:.....	35
3.1.3. Đánh giá rủi ro đến sức khỏe con người và phơi nhiễm hàng ngày:	38

3.2. Kết quả phân tích PPCPs trong bụi PM_{2.5} và SPM	39
3.2.1. PPCPs trong bụi PM _{2.5} và SPM tại 2 khu vực nghiên cứu:	39
3.2.2. Sự phân bố của PPCPs trong bụi PM _{2.5} và SPM	42
3.2.3. Đánh giá một số PPCPs trong bụi PM _{2.5} và SPM.....	44
3.2.4. Đánh giá rủi ro đến sức khỏe con người và phơi nhiễm hàng ngày	46
KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ	50
TÀI LIỆU THAM KHẢO	52
PHỤ LỤC 01: KẾT QUẢ PHÂN TÍCH PAES VÀ PPCPS TRONG BỤI PM_{2.5}	64
PHỤ LỤC 02: KẾT QUẢ PHÂN TÍCH PAES VÀ PPCPS TRONG BỤI SPM	68

DANH MỤC BẢNG

Bảng 2.1: Chương trình lò cột GC - MS	28
Bảng 3.1: Tần suất xuất hiện của các PAEs tại khu vực nghiên cứu.....	36
Bảng 3.2: Chỉ số rủi ro (HQ) và chỉ số nguy hại (HI) đối với sức khỏe con người của 3 nhóm PAEs.....	38
Bảng 3.3: Tần suất xuất hiện của các PPCPs tại khu vực nghiên cứu.....	42
Bảng 3.4: Chỉ số rủi ro (HQ) và chỉ số nguy hại (HI) đối với sức khỏe con người của 4 nhóm PPCPs.....	47

DANH MỤC CÁC HÌNH VẼ, ĐỒ THỊ

Hình 1.1: So sánh kích thước của các hạt PM	6
Hình 1.2: Nguồn gốc phát sinh của bụi PM _{2.5} trong môi trường đô thị.....	8
Hình 1.3: Các nguồn thải bụi PM _{2.5} tại Việt Nam và Hà Nội.....	9
Hình 1.4: Các nguồn thải bụi ở TP. Hồ Chí Minh, năm 2017	10
Hình 1.5: Phân bố các loại đô thị và nồng độ bụi PM _{2.5}	18
Hình 1.6: Hình ảnh về một số PPCPs	19
Hình 1.7: Cấu trúc chung của PAEs	21
Hình 1.10: Cách bụi mịn đi vào cơ thể con người	22
Hình 1.8: Thiết bị GC/MS tích hợp hệ thống AIQS	23
Hình 1.9: Hệ thống phát hiện và định lượng tự động với cơ sở	23
Hình 2.1: Khu vực nghiên cứu	25
Hình 2.2: Quy trình chiết tách.....	28
Hình 3.1: Tổng nồng độ PAEs trong bụi PM _{2.5} và SPM.....	33
Hình 3.2: Tổng nồng độ PAEs cao nhất trong PM _{2.5} và SPM (ngày, đêm)....	35
Hình 3.3: Nồng độ (trung vị) các PAEs trong bụi PM _{2.5} và SPM tại 2 vị trí..	37
Hình 3.4: Tổng nồng độ PPCPs trong bụi PM _{2.5} và SPM.....	40
Hình 3.5: Tổng nồng độ PPCPs cao nhất trong PM _{2.5} và SPM (ngày, đêm)..	41
Hình 3.6: Nồng độ (trung vị) các PPCPs trong bụi PM _{2.5} và SPM tại 2 vị trí	43

DANH MỤC CÁC CHỮ VIẾT TẮT

PPCPs	Các sản phẩm chăm sóc sức khỏe và dược phẩm
PAEs	Các nhóm chất phthalates
QCVN	Quy chuẩn Việt Nam
Mô hình MEM	Mô hình ảnh hưởng hỗn hợp
BTNMT	Bộ Tài nguyên và Môi trường
WHO	Tổ chức y tế thế giới
PAH	Các chất Hydrocarbon thơm đa vòng
TSP	Bụi lơ lửng
DMP	Dimethyl phthalate
DEP	Diethyl phthalate
DiBP	Di-iso-butyl phthalate
DnBP	Di-n-butyl phthalate
BBP	Butyl benzyl phthalate
DCHP	Dicyclohexyl phthalate
DEHP	Bis(2-ethylhexyl)phthalate
BHT	4-Methyl-2,6-di-t-butylphenol
BPA	Bisphenol A
DEET	Diethyltoluamide
HHCB	Galaxolide
BBPs	Benzophenone
US EPA	Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ
SVOC	Hợp chất hữu cơ bán dễ bay hơi

MỞ ĐẦU

1. Tính cấp thiết của đề tài

Tình trạng ô nhiễm không khí, đặc biệt khi nồng độ hạt mịn ($PM_{2.5}$) tăng cao, là một vấn đề nổi bật trên toàn cầu, nhưng ngày càng trở nên nghiêm trọng hơn ở các thành phố đông dân tại Châu Á [1]. Quá trình đô thị hóa và công nghiệp hóa đã làm gia tăng các loại chất ô nhiễm mới, trong đó nhiều loại rất khó phát hiện. Các chất ô nhiễm như vậy được gọi là các chất ô nhiễm mới nổi, và số lượng của chúng ngày càng gia tăng theo thời gian. Điển hình là hai nhóm chất PPCPs (các sản phẩm chăm sóc sức khỏe và dược phẩm) và PAEs (phthalates) trong bụi $PM_{2.5}$. Tại Hà Nội, nồng độ $PM_{2.5}$ thường tăng cao, đặc biệt vào mùa đông khi thời tiết khô hơn do ảnh hưởng của gió mùa Đông Bắc. Các điều kiện khí tượng trì trệ, hạn chế quá trình loại bỏ ướt cùng với việc đốt sinh khối ngoài trời nhiều hơn vào mùa đông, là những nguyên nhân chính dẫn đến sự tích tụ nồng độ PM cao ở Hà Nội [2]. Tác động của gió mùa Đông Bắc đến quá trình vận chuyển chất ô nhiễm từ miền Bắc Việt Nam và Trung Quốc góp phần làm tăng mức độ ô nhiễm cấp khu vực [3]. Sự gia tăng số lượng bệnh nhân nhập viện do các bệnh cấp tính về hô hấp và tim mạch được cho là do nồng độ các chất ô nhiễm không khí tăng lên vào mùa đông [4].

Các đô thị ở Việt Nam được chia thành năm loại (đô thị đặc biệt, loại I, loại II, loại III và loại IV) dựa trên các yếu tố như chức năng đô thị, hạ tầng và quy mô dân số. Tính đến đầu năm 2021, cả nước có hai đô thị đặc biệt là Hà Nội và TP. Hồ Chí Minh, cùng với 22 đô thị loại I, 32 đô thị loại II, 48 đô thị loại III và 89 đô thị loại IV. Theo mô hình MEM (Mô hình Ảnh hưởng Hỗn hợp sử dụng các nguồn dữ liệu bao gồm dữ liệu $PM_{2.5}$ tại các trạm quan trắc tiêu chuẩn, sản phẩm ảnh vệ tinh MODIS Terra/Aqua và VIIRS NPP (AOD), các bản đồ khí tượng và sử dụng đất) năm 2020, nồng độ bụi mịn $PM_{2.5}$ trung bình tại các đô thị, trong đó Hà Nội chiếm 50%, cho thấy mức độ ô nhiễm cao. Tỷ lệ ô nhiễm $PM_{2.5}$ ở các đô thị loại I, II, III và IV lần lượt là 36,4%, 15,6%, 31,3% và 12,1% [5]. Đáng chú ý, các đô thị loại III có tỷ lệ vượt mức quy chuẩn cho phép (QCVN 05:2023/BTNMT) [6].

Vào năm 2020, Hà Nội xếp thứ 6 trong số các tỉnh, thành phố có nồng độ bụi $PM_{2.5}$ trung bình cao nhất. Cả năm 2019 và 2020, nồng độ bụi $PM_{2.5}$ tại thủ đô đều vượt ngưỡng quy chuẩn cho phép (QCVN 05:2023/BTNMT)

[6], dù trong năm 2020 đã có sự giảm nhẹ khoảng 16% so với năm 2019. Theo dữ liệu từ mô hình MEM vào năm 2020 nồng độ bụi $PM_{2.5}$ trung bình tại cấp độ phân loại/thị xã cho thấy 29/30 quận/thị trấn ở Hà Nội đã vượt ngưỡng chuẩn chuẩn QCVN 05:2023 /BTNMT.

Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) đã cảnh báo rằng các chất gây ô nhiễm không khí trong nhà và ngoài trời là nguyên nhân chính gây bệnh tật và tử vong trên toàn cầu hiện nay. Tại Canada, hai nhóm chất ô nhiễm không khí mới nổi được xem xét bao gồm: 1) Các chất ô nhiễm mới nổi có tính độc hại và 2) các chất có khả năng gây phơi nhiễm cao nhất. Nhóm EPs đầu tiên được chia ra thành EPs bền vững (thời gian rất dài cho đến khi chúng bị phân hủy) và/hoặc EPs tích lũy sinh học (tích lũy trong chuỗi thức ăn) [7]. Các ECs khác như bụi siêu mịn (UFPs, đường kính dưới 100nm) không được loại bỏ bởi hệ thống hô hấp có thể thâm thấu vào máu và tích tụ trong cơ thể [8]. Kích thước nhỏ và diện tích bề mặt lớn của hạt bụi $PM_{2.5}$ cho phép chúng dễ dàng hấp phụ và tích lũy các chất độc hại, sau đó xâm nhập vào phế nang qua hệ hô hấp, gây ảnh hưởng đến sức khỏe con người [9]. Các chất ô nhiễm mới xuất hiện trong bụi $PM_{2.5}$ được coi là mối đe dọa nghiêm trọng đối với sức khỏe con người, đặc biệt là các hợp chất hữu cơ khó phân hủy. Những hợp chất này có đặc điểm độc hại, bền vững trong môi trường, khả năng tích lũy sinh học và tiềm năng gây ung thư. Tuy nhiên, đến thời điểm hiện tại, chưa có nghiên cứu nào được thực hiện về sự hiện diện và độc tính của các chất ô nhiễm mới nổi trong bụi $PM_{2.5}$ tại Việt Nam. Trong khi đó, đã có nhiều nghiên cứu về bụi $PM_{2.5}$ và các hợp chất PAHs trong không khí được tiến hành tại quốc gia này [10], [11], [12].

Trong năm 2019, Dương Thị Hạnh và cộng sự [13] đã nghiên cứu các chất hữu cơ bán bay hơi hấp phụ trên bụi lơ lửng (TSP) tại Việt Nam bằng hệ thống AIQS-GC. Kết quả cho thấy có 23 PAHs, 7 sterol và 18 hóa chất bảo vệ thực vật (bao gồm 12 thuốc trừ sâu, 4 thuốc diệt cỏ và 2 thuốc diệt nấm) được phát hiện với nồng độ cao. Ngoài ra, 3 hợp chất làm chậm cháy nhóm phốt pho hữu cơ (TEP, TPP và TBP) và hai đồng phân của TCPP - 1 và -2 đã được phát hiện. Nghiên cứu chỉ ra rằng 2 nhóm chất (este phthalate - PAEs và PPCPs) được phát hiện với nồng độ và tần suất cao; Đặc biệt, 3 PAEs đã được phát hiện với tần suất 100% trong các mẫu bụi TSP khảo sát, và đây là nhóm chất được sử dụng phổ biến trong sản xuất công nghiệp trên thế giới ((di(2-ethylhexyl)phthalate [DEHP], di-n-butyl phthalate [DBP] và diisobutyl

phthalate [DiBP]). Hai PPCPs (diethyltoluamide, caffeine) và 02 chất có khả năng gây rối loạn nội tiết (bis-phenol-A, 4-nitrophenol) được phát hiện trong >90% mẫu bụi TSP nghiên cứu.

Nhiều nghiên cứu khác cũng đã chỉ ra rằng việc tiêu thụ rau quả hằng ngày có chứa các PPCPs (đặc biệt là kháng sinh) là nguyên nhân gây ra một số bệnh lý, làm tăng nguy cơ gặp phải các vấn đề sức khỏe, cùng với những bằng chứng khác. Thêm vào đó, các vấn đề sức khỏe như hoạt động estrogen yếu, phản ứng quá mẫn toàn thân và ức chế enzyme chịu trách nhiệm chính cho hoạt động của hệ thần kinh trung ương [14]. Việc cây trồng hấp thụ các chất PPCPs từ môi trường đã thu hút sự quan tâm lớn của các nhà khoa học trong thời gian qua. Tuy nhiên, vẫn chưa có nhiều nghiên cứu liên quan đến vấn đề này. Số liệu nghiên cứu cho thấy chủ yếu tập trung vào các nhóm PPCPs được phẩm trong thực vật [16]. Tương tự như vậy, nghiên cứu về sản phẩm chăm sóc cá phân (PCP) và các nhóm chất PPCPs tác động đến sức khỏe con người vẫn còn hạn chế. PAEs – một nhóm chất được quan tâm khác, gây rối loạn nội tiết (kháng estrogen) [17] và có thể gây ung thư và đột biến gen [18], điển hình DEHP - một trong 3 nhóm chất đã được phát hiện tại nghiên cứu của Duong Thi Hanh và cộng sự [13], đã được thêm vào danh sách nhóm chất ưu tiên và cần được theo dõi, kiểm soát bởi Ủy ban Châu Âu (Quyết định số 2455/2001/EC ngày 20 tháng 11 năm 2001) [19]. Nồng độ DEHP, DBP và DiBP cao gây ra tác dụng xấu đối với sức khỏe con người [20].

Các nghiên cứu trên cho thấy rằng nhiều nhóm chất hữu cơ, đặc biệt là các nhóm chất khó phân hủy và các chất có nguy cơ cao gây hại đến sức khỏe con người khi tiếp xúc trong thời gian dài. Chúng đã được phát hiện trong bụi TSP tại khu vực đô thị Hà Nội. Tuy nhiên, chưa có nghiên cứu chuyên sâu nào được thực hiện nhằm đánh giá thực trạng của các nhóm chất PPCPs và PAEs trong bụi PM_{2.5} tại Việt Nam. Với đặc tính bền, độc tính cao, nguy cơ gây rối loạn nội tiết, ung thư và đột biến gen của PAEs và một số PPCPs trong bụi TSP đã được chỉ ra tại các nghiên cứu trên. Đây chính là cơ sở lý luận và thực tiễn vững chắc, đảm bảo tính khả thi cho nghiên cứu, từ đó tôi đã lựa chọn hai nhóm chất này làm đối tượng nghiên cứu cho luận văn với tên đề tài: **“Nghiên cứu hiện trạng ô nhiễm và đánh giá tác động đến sức khỏe con người của các nhóm chất PPCPs, PAEs trong bụi PM_{2.5} tại một số khu vực đô thị Hà Nội”**.

2. Mục tiêu nghiên cứu

- Nghiên cứu và đánh giá hiện trạng ô nhiễm của 80 nhóm chất PPCPs và 12 nhóm chất PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ thu thập tại một số khu vực đô thị Hà Nội

- Đánh giá rủi ro đối với sức khỏe con người của PPCPs và PAEs được phát hiện tại khu vực nghiên cứu.

3. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu : 28 mẫu bụi $PM_{2.5}$ và 28 mẫu bụi SPM được thu thập tại 2 khu vực đô thị có mật độ dân số cao của Hà Nội (một điểm gần đường Kim Mã, quận Ba Đình và một điểm gần đường Đê La Thành, quận Đống Đa – là những vị trí đã được nhóm nghiên cứu của đề tài nghiên cứu và lựa chọn). Các mẫu bụi $PM_{2.5}$ được thu thập liên tục 7 ngày tại từng địa điểm sử dụng thiết bị lấy mẫu không khí thể tích lớn (SIBATA HV700R, SIBATA Science Technology Ltd., Saitama, Nhật Bản). Các chất PPCPs, PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ được chiết tách sử dụng phương pháp chiết siêu âm với dung môi/hỗn hợp dung môi phù hợp và phân tích trên thiết bị GC/MS tích hợp hệ thống AIQS.

3. Ý nghĩa khoa học của đề tài

Đề tài nghiên cứu mang lại bộ dữ liệu có giá trị về sự xuất hiện, đặc điểm ô nhiễm và rủi ro tiềm ẩn đối với sức khỏe con người của hai nhóm chất PPCPs và PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ tại khu vực nghiên cứu.

4. Nội dung nghiên cứu

Nội dung 1: Nghiên cứu tổng quan hiện trạng, nguồn gốc, phương pháp phân tích các nhóm chất PPCPs, PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM tác động của chúng đến sức khỏe con người

- Thu thập tài liệu, nghiên cứu trong và ngoài nước liên quan đến hiện trạng, nguồn gốc, phương pháp phân tích các nhóm chất PPCPs, PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM ;

- Qua nguồn tài liệu thu thập được tổng hợp các phương pháp phân tích các nhóm chất PPCPs, PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM; đánh giá hiện trạng ô nhiễm của chúng trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM; xác định nguồn gốc phát sinh bụi; tìm ra phương pháp đánh giá rủi ro của chúng đến sức khỏe con người.

Nội dung 2: Chuẩn hóa phương pháp chiết tách và phân tích

PPCPs, PAEs trong mẫu bụi PM_{2.5} và SPM thu thập được tại khu vực nghiên cứu sử dụng thiết bị GC/MS tích hợp AIQS

Chuẩn hóa phương pháp chiết tách và phân tích PPCPs và PAEs (bao gồm 80 nhóm chất PPCPs và 12 nhóm chất PAEs) trong mẫu bụi PM_{2.5} và SPM thu thập được trên thiết bị GC/MS tích hợp AIQS từ đó đưa ra phương pháp phù hợp với đề tài.

Nội dung 3: Đánh giá hiện trạng ô nhiễm của các nhóm chất PPCPs, PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM tại khu vực nghiên cứu

- Kết quả phân tích đồng thời các nhóm chất PPCPs, PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM trên thiết bị GC/MS tích hợp hệ thống phát hiện và định lượng tự động (AIQS) sẽ được tổng hợp, đánh giá và phân loại;

- Dựa trên các số liệu thu được về PPCPs, PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM thu thập tại khu vực nghiên cứu, đề tài sẽ đánh giá hiện trạng ô nhiễm của các chất mới nổi (PPCPs, PAEs) tại khu vực nghiên cứu.

Nội dung 4: Đánh giá rủi ro tới sức khỏe con người của các nhóm chất PPCPs, PAEs được phát hiện trong bụi PM_{2.5} và SPM

Dựa trên bộ chỉ số về hiện trạng ô nhiễm của các nhóm chất PPCPs, PAEs tiến hành tính toán sự phơi nhiễm của chúng trong bụi PM_{2.5} và SPM thông qua con đường hít thở. Rủi ro của các chất PPCPs và PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM đối với sức khỏe sẽ được đánh giá.

5. Bộ cục của đề tài

Mở đầu (5 trang)

Chương 1. Tổng quan về vấn đề nghiên cứu (19 trang)

Chương 2. Nguyên vật liệu và phương pháp nghiên cứu (7 trang)

Chương 3. Kết quả và thảo luận (17 trang)

Kết luận và kiến nghị (2 trang)

Tài liệu tham khảo (12 trang)

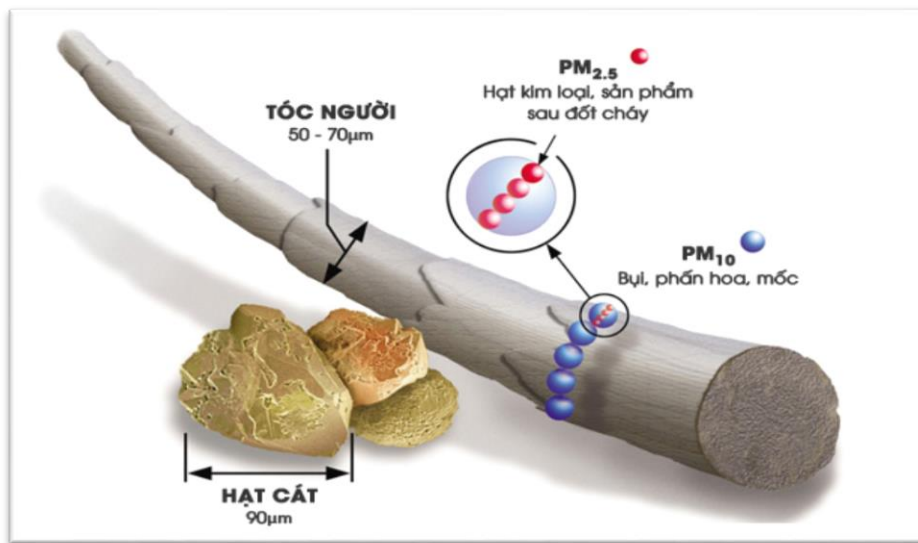
Phục lục (8 trang)

CHƯƠNG 1. TỔNG QUAN VỀ VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU

1.1. Tổng quan về bụi PM_{2.5}

1.1.1. Định nghĩa và đặc điểm của bụi PM_{2.5}:

Các hạt vật chất lơ lửng (PM) trong không khí, bao gồm bụi, đất, bồ hóng, khói và các giọt chất lỏng phát tán, có kích thước nhỏ đủ để duy trì trạng thái lơ lửng trong khí quyển. Những hạt này thường là sự kết hợp phức tạp của các chất hữu cơ, vô cơ và hợp chất từ vỏ trái đất [21]. Chúng có thể được mô tả thông qua các đặc tính vật lý, quá trình vận chuyển, lắng đọng và thành phần hóa học, tất cả đều ảnh hưởng trực tiếp đến sức khỏe con người [24]. Các hạt này được phân loại dựa trên đường kính của chúng nhằm quản lý chất lượng không khí. Các hạt bụi thô có đường kính nhỏ hơn hoặc bằng 10 μm (PM₁₀) có khả năng được hít vào phổi và gây ảnh hưởng xấu đến sức khỏe. Trong khi đó, các hạt bụi mịn được định nghĩa là các hạt có đường kính nhỏ hơn hoặc bằng 2,5 μm (PM_{2.5}). (Hình 1.1) [10].



Hình 1.1: So sánh kích thước của các hạt PM

Nguồn: US EPA, 2016 [22]

Bụi PM_{2.5} hình thành từ Lưu huỳnh đioxit, oxit nitơ, amoniac, cacbon, nitơ và các hợp chất kim loại trong không khí, ...[23]. Một nghiên cứu trước đây của Sulong và cộng sự, 2017 tại Malaysia [24] cho thấy nồng độ SIA (các sol khí vô cơ thứ cấp), SO_4^{2-} , NO_3^- và NH_4^+ góp phần tạo ra khoảng 12% đến 16% trên tổng lượng bụi PM_{2.5}. Một nghiên cứu khác của Amil và cộng sự, 2016 [25] cho thấy SO_4^{2-} , NH_4^+ , Na^+ , K^+ và NO_3^- chiếm ưu thế trong nồng độ vật liệu vô cơ hòa tan trong nước được đo tại Malaysia với lần lượt là 39%,

29%, 9%, 7%, 6% ion hòa tan trong nước trong $PM_{2.5}$. Các tiền chất có thể có của SO_4^{2-} và NO_3 trong môi trường đô thị như ở Klang, Malaysia lần lượt là SO_2 và NO_2 dạng khí. Các khí này được thải ra từ các phương tiện cơ giới cũng như từ các hoạt động đốt cháy khác và chuyển thành các chất ô nhiễm thứ cấp thông qua cả phản ứng ở pha khí và phản ứng không đồng nhất [26]. Ngoài ra, Bụi $PM_{2.5}$ còn bao gồm các hợp chất kim loại lơ lửng. Sự đóng góp của kim loại vết vào nồng độ khối lượng trong PM ít hơn so với các thành phần ion khác [27]. Một nghiên cứu của Amil và cộng sự, 2016 [25] cho thấy các nguyên tố vết chiếm khoảng 8,6% nồng độ $PM_{2.5}$. Al chiếm ưu thế trong nồng độ $PM_{2.5}$ với 44% tổng khối lượng nguyên tố vết được xác định [28]. Bụi thổi từ đường và đất dự kiến sẽ góp phần vào nồng độ Al trong $PM_{2.5}$. Nghiên cứu của Alias và các cộng sự (2020) chỉ ra rằng, thông qua phân tích Hệ số làm giàu (EF), các kim loại vết như Zn, Pb, As, Cu, Cr, V, Ni và Cs chủ yếu xuất phát từ các nguồn không phải vỏ trái đất, đặc biệt là phương tiện cơ giới và các hoạt động liên quan đến quá trình đốt cháy [29]. Đốt nhiên liệu, đốt cháy và khí thải là một trong những nguồn tiềm ẩn khác của kim loại vết trong môi trường đô thị [29].

1.1.2. Nguồn gốc phát sinh của bụi $PM_{2.5}$ trong môi trường đô thị tại Việt Nam:

Nguyên nhân hình thành bụi $PM_{2.5}$ trong môi trường không khí tại Việt Nam được trình bày trong Hình 1.2:

1) Nguyên nhân tự nhiên:

- **Cháy rừng:** Các vụ cháy rừng chủ yếu là do biến đổi khí hậu, và hiện tượng này đã phát tán một lượng lớn bụi.
- **Bụi từ thiên nhiên:** Sa mạc, đất cát và khói, bụi từ các núi lửa cũng là nguyên nhân góp phần gây ô nhiễm;
- **Thời điểm giao mùa:** Trong khoảng thời gian từ tháng 10 đến tháng 11, sương mù dày đặc xuất hiện, ngăn cản sự thoát ra của bụi khỏi thành phố, khiến khu vực này bị bao phủ bởi bụi (bao gồm bụi mịn và bụi siêu mịn);

2) Nguyên nhân nhân tạo:

- **Giao thông vận tải:** Trong quá trình di chuyển, các phương tiện giao thông vận tải thải ra khói và bụi, đồng thời sự bào mòn của mặt đường làm gia tăng lượng bụi mịn trong không khí;
- **Hoạt động sinh hoạt:** Dùng bếp than, bếp củi và dầu để nấu nướng cũng tạo ra khí thải, góp phần làm tăng lượng bụi mịn trong không khí;
- **Sản xuất công nghiệp:** Các nhà máy, xí nghiệp tại các khu công nghiệp thải ra lượng lớn khói bụi làm tăng lượng bụi mịn;
- **Rác thải:** Rác thải sinh hoạt và rác thải công nghiệp tạo ra vi khuẩn và bụi mịn, tác động trực tiếp đến chất lượng không khí;
- **Quá trình xây dựng:** Việc xây dựng chung cư, cao ốc và các công trình cầu đường phát sinh bụi mịn trong không khí;
- **Nông nghiệp:** Quá trình vận chuyển và đốt rơm rạ sinh ra khói thải gây ảnh hưởng trực tiếp đến không khí.

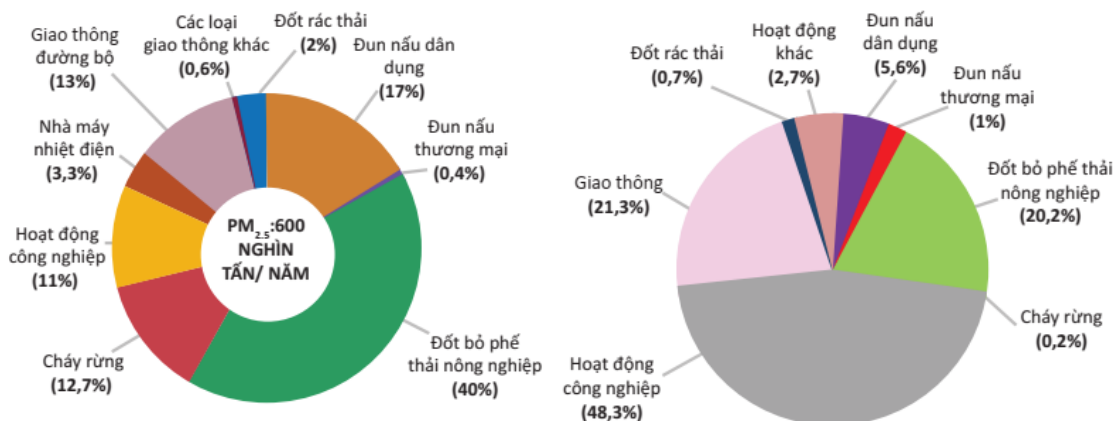


Hình 1.2: Nguồn gốc phát sinh của bụi $PM_{2.5}$ trong môi trường đô thị

Các loại bụi $PM_{2.5}$ có thể được chia thành hai loại: (1) nguồn phát tự nhiên và nguồn phát nhân tạo, hoặc (2) bụi sơ cấp và bụi thứ cấp. Bụi $PM_{2.5}$ sơ cấp được thải trực tiếp vào không khí, trong khi bụi $PM_{2.5}$ thứ cấp được

hình thành từ các phản ứng hóa học được xảy ra trong môi trường khí quyển. Các Kết quả kiểm kê phát thải bụi $PM_{2.5}$ trong nghiên cứu này đã được tổng hợp từ công trình của Lại Nguyễn Huy và Nguyễn Thị Kim Oanh (2021), trong đó sự đóng góp của các nguồn thải trên quy mô toàn quốc, bao gồm cả Hà Nội và TP. Hồ Chí Minh, đã được đánh giá [30], và nghiên cứu của Hồ Quốc Bằng và cộng sự, 2017 về việc đóng góp nguồn thải tại TP. Hồ Chí Minh [31], [32].

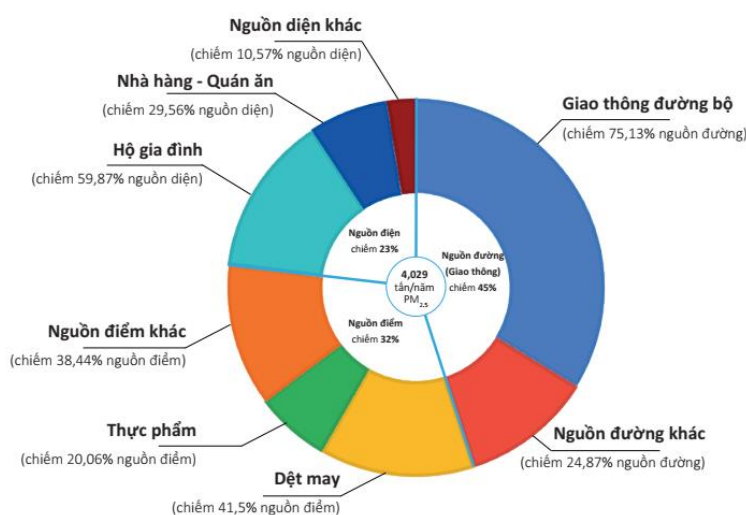
Theo nghiên cứu của Lại Nguyễn Huy và Nguyễn Thị Kim Oanh (2021), lượng phát thải $PM_{2.5}$ thông qua các hoạt động con người và cháy rừng trên lãnh thổ Việt Nam trong năm 2018 được ước lượng khoảng 600 nghìn tấn, không tính đến bụi đường và một số nguồn khác [30]. Trong số đó, tỷ lệ cao nhất thuộc về việc đốt phụ phẩm nông nghiệp với 40%, tiếp theo là đun nấu sinh hoạt với 17%, giao thông đường bộ chiếm 13%, cháy rừng chiếm 12,7%, hoạt động công nghiệp chiếm 11%, và các nhà máy nhiệt điện đóng góp 3,3%. Các lĩnh vực còn lại chiếm khoảng 3% tổng lượng phát thải $PM_{2.5}$ toàn quốc (Hình 1.3). Vùng Đông Nam Bộ và Đồng bằng sông Cửu Long có mức phát thải vượt quá 5,0 tấn/km²/năm [30]. Đặc biệt, Hà Nội và TP. Hồ Chí Minh là hai khu vực có lượng phát thải lớn nhất, với mức dao động từ 9,01 đến 10,25 tấn/km²/năm [30]. Tại các khu vực khác như Trung du và miền núi phía Bắc, cũng như miền Trung, tốc độ phát thải bụi $PM_{2.5}$ thấp hơn, chỉ dao động từ 0,35 đến 3,0 tấn/km²/năm [30]. Tổng lượng phát thải bụi $PM_{2.5}$ ở Hà Nội được ước tính vào khoảng 20 tấn mỗi năm, không bao gồm bụi đường và các nguồn khác. Trong đó, khoảng 48,3% lượng bụi phát sinh là từ các hoạt động công nghiệp và làng nghề, 21,3% từ giao thông, 20,2% từ việc đốt phụ phẩm nông nghiệp như rơm rạ, và 6,6% từ nấu ăn dân dụng cũng như các hoạt động thương mại (Hình 1.3) [30]



Hình 1.3: Các nguồn thải bụi $PM_{2.5}$ tại Việt Nam và Hà Nội

Nguồn: Lại Nguyễn Huy và Nguyễn Thị Kim Oanh (2021), Development of Attested and Readily Publicised Air Pollution Emission Inventories Database for Southeast Asia (AIT's Dissertation) [30]

Trong nghiên cứu của Hồ Quốc Bằng và các cộng sự, năm 2017 cho thấy rằng TP. Hồ Chí Minh đã phát thải 4.029 tấn bụi $PM_{2.5}$ trong một năm. Giao thông đường bộ là nguồn phát thải lớn nhất, với 1.813 tấn/năm, chiếm khoảng 45% tổng lượng phát thải (với 75,13% tổng phát thải $PM_{2.5}$ từ các nguồn đường). Nguồn phát thải thứ hai là từ các điểm công nghiệp, với 1.289 tấn/năm, tương đương 32% tổng phát thải. Trong lĩnh vực công nghiệp, dệt may và thực phẩm là hai ngành có lượng phát thải $PM_{2.5}$ cao nhất, lần lượt đạt 536 tấn/năm (41,5%) và 258,66 tấn/năm (20,06%). Ngoài ra, nguồn điện phát thải ít nhất là 927 tấn/năm, chiếm khoảng 23%. Trong nhóm này, các hộ gia đình và nhà hàng là hai nguồn chính, với mức phát thải tương ứng là 555,01 tấn/năm (59,87%) và 274,06 tấn/năm (29,56%) trong tổng phát thải của TP. Hồ Chí Minh [31], [32]. Theo kiểm kê phát thải bụi $PM_{2.5}$ tại TP. Hồ Chí Minh năm 2018 do Lại Nguyễn Huy và Nguyễn Thị Kim Oanh thực hiện (2021), các nguồn phát thải được xác định gồm: giao thông đường bộ chiếm 58,2%, hoạt động công nghiệp chiếm 22,8%, và đun nấu dân sinh cùng các hoạt động thương mại chiếm 12,8% (không bao gồm bụi từ đường và một số nguồn khác) (Hình 1.4) [30].



Hình 1.4: Các nguồn thải bụi ở TP. Hồ Chí Minh, năm 2017

Nguồn: Lại Nguyễn Huy và Nguyễn Thị Kim Oanh (2021), Development of Attested and Readily Publicised Air Pollution Emission Inventories Database for Southeast Asia (AIT's Dissertation) [30]

1.1.3. Tình hình nghiên cứu các nhóm chất PPCPs và PAEs trong bụi không khí và bụi PM_{2.5} tại Việt Nam và trên thế giới:

1) Trên thế giới:

Mặc dù có nhiều nghiên cứu về các chất ô nhiễm mới nổi trong bụi không khí diễn ra trên toàn thế giới, nhưng phần lớn chỉ tập trung vào các chất ô nhiễm không phân cực và tương đối bền như PAHs, PCBs, hóa chất bảo vệ thực vật nhóm clo hữu cơ (OCPs) và các hợp chất FRs.

Vào năm 2023 Wang đã nghiên cứu các thành phần hữu cơ trong bụi mịn thu thập tại khu vực đô thị của Bắc Kinh sử dụng thiết bị GC/MS. Trong 30 mẫu bụi PM_{2.5}, 101 hợp chất hóa học bao gồm nhóm chất thơm, chất béo không bão hòa, axit ferulic, PAHs và các hóa chất vi lượng (hopan, có trong các mẫu môi trường và corticosteroid) đã được phát hiện [33]. Nồng độ của một số chất hữu cơ trong bụi biến thiên theo mùa trong năm tùy thuộc vào nguồn ô nhiễm và điều kiện thời tiết. Sự biến thiên theo mùa tương tự cũng được quan sát đối với nhóm chất thơm, PAHs và hopanes với nồng độ cao nhất vào mùa đông.

Nghiên cứu PCDD/Fs, PCBs, PAEs, DEHA và PAHs từ khu vực tái chế chất thải điện tử không chính thức (EW) và khu vực khác tại các đô thị của Ấn Độ sử dụng phương pháp lấy mẫu không khí thụ động đã được thực hiện [34]. Kết quả cho thấy nồng độ \sum_{17} PCDD/Fs, \sum_{25} PCBs, \sum_7 plasticizers, và \sum_{15} PAHs lần lượt trong khoảng từ 3,1 đến 26 pg m⁻³ (14 ± 7 ; trung bình \pm SD), 0,5-52 ng m⁻³ (9 ± 12); 7,5-520 ng m⁻³, (63 ± 107) và 6-33 ng m⁻³ (17 ± 6). EW đóng góp 45% tổng nồng độ PCB. PCDD/Fs, PCBs và plasticizers luôn cao nhất ở EW, trong khi PAH cao nhất ở khu vực công nghiệp, tiếp đến là EW. Đánh giá rủi ro được thực hiện cho thanh niên và người lớn. Rủi ro hít phải ước tính cao nhất đối với dl-PCB và plasticizers tại EW ở Bangalore, tiếp đến là Chennai và New Delhi.

Ngoài ra, các hợp chất carbon liên kết với bụi PM_{2.5}, bao gồm carbon hữu cơ, carbon nguyên tố, các dạng ion hòa tan trong nước và PAHs trong không khí xung quanh Bangkok đã được nghiên cứu [35]. Benzo(g,h,i)perylene và Indeno[1,2,3-cd]pyrene được phát hiện tương đối phong phú trong bụi PM_{2.5} cho thấy nguồn gốc của chúng từ khí thải giao thông, hoạt động công nghiệp và đốt rác. Nồng độ bụi mịn PM_{2.5} trung bình $77,0 \pm 21,2$ $\mu\text{g m}^{-3}$, trong khi đó nồng độ trung bình của carbon hữu cơ và

carbon nguyên tố lần lượt là $8,03 \pm 4,02$, và $2,62 \pm 1,49 \mu\text{g m}^{-3}$. Tỷ lệ carbon hữu cơ và carbon nguyên tố tương đối cao ($3,52 \pm 1,41$) cùng với mối tương quan thuận mạnh mẽ giữa K^+ và các hợp chất cacbon (K^+ so với carbon hữu cơ ($r=0,86$), K^+ so với carbon nguyên tố ($r=0,87$), K^+ so với Char- carbon hữu cơ ($r=0,82$)) cho thấy hoạt động đốt sinh khối là nguyên nhân chính phát sinh bụi $\text{PM}_{2.5}$ trong khu vực lấy mẫu.

Năm 2019, sự xuất hiện của 16 nhóm chất PAHs trong 180 mẫu bụi $\text{PM}_{2.5}$ được thu thập tại khu đô thị ở Trịnh Châu, Trung Quốc đã được nghiên cứu [36]. Diagnostic ratio and positive matrix factorization (PMF) được sử dụng để xác định nguồn PAHs, cho thấy hoạt động đốt than đóng góp cao nhất đối với PAHs liên kết $\text{PM}_{2.5}$ ở mức 39,6%, 39,6% và 42,6% và giao thông đóng góp 29,3%, 25,4% và 27,9%. Hoạt động đốt sinh khối và luyện cốc là những nguồn phát thải PAHs, với mức đóng góp trung bình lần lượt là $16,4\% \pm 1,3\%$ và $15,4\% \pm 3,5\%$. Nồng độ của các PAHs (Benzo[a]pyrene (BaP), $\sum 16\text{PAHsTEQ}$) gây ung thư vẫn ở mức cao, đặc biệt đối với BaP với nồng độ hàng năm ($1,9\text{--}5,5 \text{ ng m}^{-3}$) cao hơn so với tiêu chuẩn của Trung Quốc. Rủi ro gây ung thư của PAHs trong $\text{PM}_{2.5}$ đối với người lớn > trẻ em > người cao tuổi > thanh thiếu niên (ngoại trừ naphthalene) và qua con đường ăn uống > hấp thụ qua da > hít thở. Rủi ro đối với phụ nữ ở mức cao và hầu hết các PAHs phát hiện đều có nguy cơ gây ung thư. Ngoài ra trong năm 2019 một nghiên cứu khác về các kim loại, PAHs, OCPs và PCBs trong $\text{PM}_{2.5}$ đã được thực hiện tại Gwangju, Hàn Quốc. Nồng độ của kim loại cao hơn một bậc so với PAHs [37]. OCPs và PCBs có nồng độ và tần suất phát hiện thấp hơn so với kim loại và PAHs. Nguy cơ ung thư vượt mức suất đời (LECR) đối với các chất gây ung thư trong $\text{PM}_{2.5}$ vượt quá rủi ro tối thiểu (1×10^{-6}) là $1,33\text{--}3,44 \times 10^{-6}$ (ở phân vị thứ 5 – 95). Trẻ em trong độ tuổi > 2 và < 18 có nguy cơ mắc ung thư cao do dễ mắc bệnh sớm. Tỷ lệ \sum kim loại trên LECR là khoảng 95%, trong khi \sum PAHs đóng góp 5% tổng LECR. Ảnh hưởng của \sum OCPs và 2,3',4,4',5'-pentachlorobiphenyl (PCB-123) đối với LECR là không đáng kể.

Hiện nay, một số nghiên cứu đã được tiến hành về PPCPs và các hóa chất liên quan đến quá trình sản xuất nhựa cũng như sơn cụ thể là PAEs. Tuy nhiên, thông tin trong những nghiên cứu này vẫn còn hạn chế và tác động của các nhóm chất PPCPs và PAEs trong bụi $\text{PM}_{2.5}$ đối với sức khỏe con người chưa được đánh giá sâu.

Lu và Zhu, 2021 đã nghiên cứu đặc điểm ô nhiễm, nguồn gốc và nguy cơ sức khỏe của este phthalate (PAEs) trong khí quyển tại khu vực đa chức năng ở Hangzhou, Trung Quốc [38]. Mười bốn PAE phổ biến trong không khí xung quanh đã được nghiên cứu trong mùa không có bão và mùa bão ở một khu vực đa chức năng hỗn hợp của Hangzhou, Trung Quốc. Nồng độ trung bình của $\Sigma 14$ PAE trong pha khí và pha liên kết với $PM_{2.5}$ (G-PAE và P-PAE) là 2317 ng/m^3 và 128 ng/m^3 trong giai đoạn lấy mẫu, trong khi nồng độ trung bình của tổng PAE ở vùng không có bão và mùa bão lần lượt là 2412 ng/m^3 và 2183 ng/m^3 . Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) là chất có nhiều nhất, chiếm trung bình 63,2% G-PAE và 88,3% P-PAE. Độ âm tương đối cho thấy mối tương quan nghịch đáng kể với nồng độ PAE chuỗi ngắn ($r = -0,479$, $P < 0,01$) và PAE chuỗi dài ($r = -0,305$, $P < 0,05$) trong các mùa không có bão và bão, đồng thời O_3 có thể bị suy giảm G-PAE thông qua phản ứng quang học. Việc xác định nguồn bằng mô hình nhân tố ma trận dương và hàm xác suất có điều kiện cho thấy P-PAE chủ yếu phát sinh từ môi trường trong nhà (43%), nguồn PVC (34%), nguồn xây dựng (12%) và nguồn công nghiệp (11%). Ô nhiễm PAE bị ảnh hưởng bởi vận tải hàng không từ cả đất liền và đại dương trong mùa không bão, trong khi vận chuyển từ đại dương đóng vai trò quan trọng hơn trong mùa bão. Ước tính lượng PAE hít vào hàng ngày cho thấy rằng trẻ sơ sinh, thanh thiếu niên và người lớn đều có nguy cơ, trong đó trẻ sơ sinh có nguy cơ phơi nhiễm cao nhất.

Zhang và Lyu, 2020 đã đánh giá độc tính và rủi ro đối với sức khỏe con người của chất gây rối loạn nội tiết (PAEs) [39]. Bài viết này đã xem xét các nghiên cứu đã công bố liên quan, tóm tắt sự xuất hiện và các con đường trao đổi chất chính của sáu PAE điển hình (DMP, DEP, DBP, BBP, DEHP và DOP) trong nước, đất và khí quyển, các con đường thoái hóa và trao đổi chất trong điều kiện hiếu khí và kỵ khí, và khám phá các cơ chế phân tử về tác dụng độc hại của 11 PAE (DEHP, DPP, DPrP, DHP, DEP, DBP, MBP, MBzP, BBP, DiNP và DMP) đối với hệ thống miễn dịch của các sinh vật khác nhau ở gen, protein và cấp độ tế bào. Thông thường, PAE có thể xâm nhập vào cơ thể qua hệ hô hấp và tiêu hóa. Ngoài ra, các hợp chất lipophilic (ví dụ: DEHP, phthalate phổ biến nhất) cũng có thể được hấp thụ vào cơ thể qua da. Khi vào cơ thể, PAE có thể tích lũy ở dạng ban đầu hoặc dưới dạng chất chuyển hóa và tích tụ trong máu, nước tiểu, sữa mẹ, thậm chí có thể vượt qua hàng rào nhau thai, từ đó ảnh hưởng đến quá trình phát triển và DNA của tế bào mầm, dẫn đến hình thành mô thiệt hại và ảnh hưởng xấu đến sinh sản.

Một số nghiên cứu đã báo cáo về tác động gây rối loạn nội tiết, gây độc miễn dịch, gây độc tế bào, độc tính di truyền, độc tính sinh sản và các tác dụng khác của PAEs. Vào năm 2018 một nghiên cứu khác về phthalate esters (PAEs) trong 266 mẫu PM_{2.5} thu thập từ 19 cộng đồng ở Tây An trong thời kỳ ô nhiễm nặng đã được thực hiện. Nồng độ PAEs cao nằm trong khoảng từ 271,7 đến 2134 ng m⁻³ (trung bình 952,6 ng m⁻³) [40]. DEHP được phát hiện nhiều nhất trong các mẫu với nồng độ trung bình là 402,4 ng m⁻³, đóng góp 42,2% trong tổng số PAEs được phát hiện, tiếp đến là BBZP (trung bình 146,8 ng m⁻³) và đóng góp 15,4% tổng số PAEs. Độ ẩm tương đối và hệ số thông gió là hai yếu tố khí tượng ảnh hưởng đến ô nhiễm PAEs trong thời gian lấy mẫu. PAEs có xu hướng giảm dần từ nội thành ra ngoại thành. Sự giải phóng các chất nhựa từ sàn nhựa vinyl, mực in, da tổng hợp, chất kết dính và bao bì thực phẩm, cùng với sự bay hơi từ mỹ phẩm và các sản phẩm chăm sóc cá nhân, sơn bóng, cũng như khí thải từ bãi chôn lấp chất thải rắn hoặc bùn thải từ nhà máy xử lý nước thải, là nguồn chính của PAEs, chiếm 86,8% tổng số PAEs. Đánh giá rủi ro ung thư qua con đường hít thở cho thấy rủi ro do phơi nhiễm PAEs có thể xảy ra đối với tất cả nhóm người ở các độ tuổi khác nhau trong khu vực. Trẻ sơ sinh là đối tượng dễ mắc bệnh nhất.

Khalid và Abdollahi (2021) đã nghiên cứu và phân loại PPCPs trong môi trường và ảnh hưởng của chúng đối với sức khỏe. Sự sẵn có và đa dạng của PCP từ các cửa hàng bán lẻ ngày càng gia tăng dẫn đến lượng PCP vào hệ thống nước thải và môi trường cao hơn [41]. Các hợp chất này liên tục thải ra các thành phần có hoạt tính sinh học và không có hoạt tính sinh học vào khí quyển, sinh quyển và địa quyển, gây ra những tác động tiêu cực đối với con người, động vật hoang dã và sinh vật biển. Các công nghệ tiên tiến như lọc bằng than hoạt tính dạng hạt và hệ thống dựa trên tảo có khả năng cải thiện hiệu quả trong việc biến đổi sinh học và loại bỏ chất ô nhiễm PCP khỏi nước. Năm 2020, Keerthanan và Jayasinghe đã thực hiện nghiên cứu về sự hấp thu, di chuyển, tích lũy sinh học và rủi ro sức khỏe con người liên quan đến các PPCPs trong môi trường [42].

Hiện trạng của thuốc trừ sâu neonicotinoid (NEO), bao gồm imidacloprid, acetamiprid, thiamethoxam và clothianidin trong bụi mịn PM_{2.5} ở Bắc Kinh, khu vực thành thị và nông thôn của Trịnh Châu, tỉnh Hà Nam, Trung Quốc vào mùa xuân và mùa thu đã được nghiên cứu [43]. 100% mẫu PM_{2.5} chứa ít nhất 2 NEO (imidacloprid và acetamiprid), trong đó

imidacloprid được phát hiện ở mức cao nhất, từ 4,33 đến $1,13 \times 10^2$ pg m⁻³. Giá trị cao nhất cho tổng liều trung bình hàng ngày thông qua hít thở 04 NEO (ADD_{inh,total}), 91,0 pg kg⁻¹ day⁻¹, được quan sát thấy ở trẻ em nông thôn < 6 tuổi. ADD_{inh,total} ở nông thôn cao hơn so với thành thị. Mặc dù các giá trị ADD_{inh,total} thấp hơn liều tham chiếu mãn tính, tuy nhiên nguy cơ sức khỏe do hít phải NEO là rõ ràng khi xem xét khả năng gây độc cho khớp và việc sử dụng NEO ngày càng tăng.

Liu và Wong, 2013 đã đánh giá về ô nhiễm môi trường ở Trung Quốc của các PPCPs [44]. PPCPs hiện diện rộng rãi trên các phương tiện truyền thông môi trường khác nhau ở Trung Quốc. Mức độ ô nhiễm của PPCPs trong nước thải và nước mặt dao động từ ng L⁻¹ đến µg L⁻¹, trong khi mức độ ô nhiễm trong bùn, trầm tích và đất nằm trong khoảng từ ng g⁻¹ đến µg g⁻¹ (dw). Với lượng nước thải khổng lồ ở Trung Quốc, tải trọng môi trường của PPCPs là rất lớn. Ô nhiễm nước mặt do PPCPs có thể là do lượng xả thải lớn và tốc độ xử lý nước thải còn hạn chế ở Trung Quốc hiện nay. Trong một số trường hợp, PPCPs có thể được phát hiện trong nguồn nước của các nhà máy xử lý nước uống, thậm chí là trong nước máy. Tuy nhiên, hiện nay còn thiếu thông tin nghiêm trọng về tình trạng ô nhiễm môi trường liên quan đến PPCPs ở Trung Quốc, chẳng hạn như trong nguồn nước uống mặt đất và dưới đất, động vật hoang dã, cũng như tác động đối với sức khỏe con người. Các khu vực khác ngoài một số điểm nóng trên khắp Trung Quốc cần được điều tra về tình trạng ô nhiễm PPCPs. Trong khi đó, hầu hết các nghiên cứu hiện có chủ yếu tập trung vào sự xuất hiện của PPCPs. Cần tiến hành nghiên cứu về hành vi vận chuyển và biến đổi của chúng trong các môi trường khác nhau, cũng như các công nghệ kiểm soát PPCPs. Ngoài ra, các nghiên cứu về độc tính cấp tính và mãn tính đối với các nhóm PPCPs khác nhau cũng cần được thực hiện trong tương lai để đánh giá các rủi ro tiềm ẩn đối với sức khỏe và sinh thái.

Nghiên cứu về ô nhiễm các hợp chất hữu cơ khó phân hủy và các hợp chất hữu cơ khó phân hủy trong không khí và bụi không khí đã được thực hiện trên khắp thế giới. Tuy nhiên, thông tin về tình trạng ô nhiễm của PPCP và PAE trong bụi không khí, cùng với tác động của chúng đối với sức khỏe con người vẫn còn thiếu.

2) Tại Việt Nam:

Theo hiểu biết của tác giả, chưa có nghiên cứu nào được thực hiện về tình trạng ô nhiễm PPCPs và PAEs trong bụi PM_{2,5} tại Việt Nam. Hầu hết các

ngiên cứu chủ yếu tập trung vào việc đánh giá tình trạng ô nhiễm bụi PM_{2.5} và các kim loại nặng liên kết với loại bụi này.

Tuy nhiên, một số nghiên cứu về hiện trạng của PAHs, kim loại nặng và các chất ô nhiễm hữu cơ trong bụi không khí ở Việt Nam đã được công bố. Nghiên cứu điển hình là của Long Ta Bui và Phong Nguyen Hoang (2022), trong đó đã đánh giá đặc điểm ô nhiễm và rủi ro sức khỏe con người khi tiếp xúc với các kim loại nặng có hàm lượng siêu vết liên quan đến bụi PM_{2.5} tại khu vực ngoại thành Hà Nội [45]. Kết quả cho thấy khối lượng bụi mịn PM_{2.5} đạt mức cao nhất vào mùa đông do điều kiện khí tượng ổn định, không thuận lợi cho sự phân tán của các hạt bụi lơ lửng trong khí quyển. Fe, Mg, Zn, K, và Al là nguyên tố phổ biến nhất trong bụi PM_{2.5}, chiếm lần lượt 29,6%, 19,0%, 16,3%, 15,8% và 11,3% tổng nồng độ kim loại.

Makkonen và Vestenius, 2023 đã nghiên cứu thành phần hóa học (bao gồm khối lượng hạt bụi, các ion hòa tan trong nước, nguyên tố vi lượng, cacbon hữu cơ và cacbon nguyên tố và đường anhydrit) của bụi PM_{2.5} tại khu vực công cộng thuộc trung tâm thành phố và ven đường ở Hà Nội, Việt Nam [10]. Nồng độ bụi mịn PM_{2.5} trung bình hàng năm tại điểm giao thông và khu vực đô thị nói chung lần lượt là 49 và 46 $\mu\text{g m}^{-3}$, vượt quá ngưỡng giới hạn của quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng không khí năm 2023 (25 $\mu\text{g m}^{-3}$) và của WHO năm 2021 (5 $\mu\text{g m}^{-3}$). Trung bình, một nửa khối lượng được phân tích là chất hữu cơ, trong đó khoảng 40% là do đốt sinh khối (có thể là đốt rơm rạ và đốt nhiên liệu phục vụ sinh hoạt). Một phần ba PM_{2.5} là sol khí vô cơ thứ cấp, chủ yếu là sunfat, cho thấy sự đóng góp lớn từ hoạt động đốt than. Nồng độ carbon nguyên tố cao hơn tại điểm giao thông, ngoại trừ vào tháng 4 năm 2020 trong thời gian hạn chế do COVID-19. Kẽm là nguyên tố vi lượng phổ biến nhất, biến thiên theo ngày và có sự khác biệt giữa các điểm lấy mẫu, thường đạt cực đại với Cd, Cl⁻ và Pb cho thấy nguồn gốc của chúng từ hoạt động công nghiệp và/hoặc đốt than.

Duy Linh Bui và Anh Le Hoang, 2023 đã đánh giá nồng độ 11 kim loại nặng (As, Pb, Mn, Fe, Cd, Cr, Zn, Co, Al, Cu, Ni) trong 40 mẫu bụi PM_{2.5} thu thập tại đô thị và khu công nghiệp ở TP. Biên Hòa [11]. Kết quả cho thấy nồng độ PM_{2.5} cao hơn vào mùa khô (80 $\mu\text{g m}^{-3}$) so với mùa mưa (28,3 $\mu\text{g m}^{-3}$), nguyên nhân có thể do độ ẩm tăng và ẩm ướt. Zn trong mẫu bụi PM_{2.5} được phát hiện với hàm lượng vết ở cả hai mùa. Trong số 11 kim loại nặng nghiên cứu, sáu kim loại nặng (bao gồm Pb, As, Cr, Cu, Zn và Cd) có hệ

số làm giàu trên 100. Đánh giá rủi ro sức khỏe cho thấy tổng rủi ro ung thư (TCR) của các kim loại nặng đều nằm trong khoảng $10^{-4} \leq \text{TCR} \leq 10^{-3}$. Điều này cho thấy nguy cơ gây ung thư do tiếp xúc với các kim loại nặng thông qua đường hô hấp ở mức trung bình.

Quang Tran Vuong và Vuong Thu Bac, 2023 đã nghiên cứu 15 nguyên tố vi lượng trong các hạt bụi có đường kính $<1 \mu\text{m}$ (PM_{10}), $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) và $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) ở trung tâm Hà Nội, Việt Nam [12]. Nồng độ trung bình của PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ và PM_{10} tương ứng là 40 ± 11 , 53 ± 17 và $132 \pm 39 \mu\text{g m}^{-3}$, cho thấy ô nhiễm bụi tại Hà Nội đang ở mức nghiêm trọng. Tổng nồng độ trung bình của 15 nguyên tố lần lượt là 1417 ± 141 , 1624 ± 159 và $2652 \pm 251 \text{ ng m}^{-3}$ trong PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ và PM_{10} , trong đó Al, Zn, K, Cr và Ni là các nguyên tố phong phú nhất. Ngành luyện kim, đốt than, phát thải từ giao thông và bụi đường được xác định là những yếu tố chính đóng góp cho sự hiện diện của các nguyên tố vi lượng trong các hạt bụi mịn.

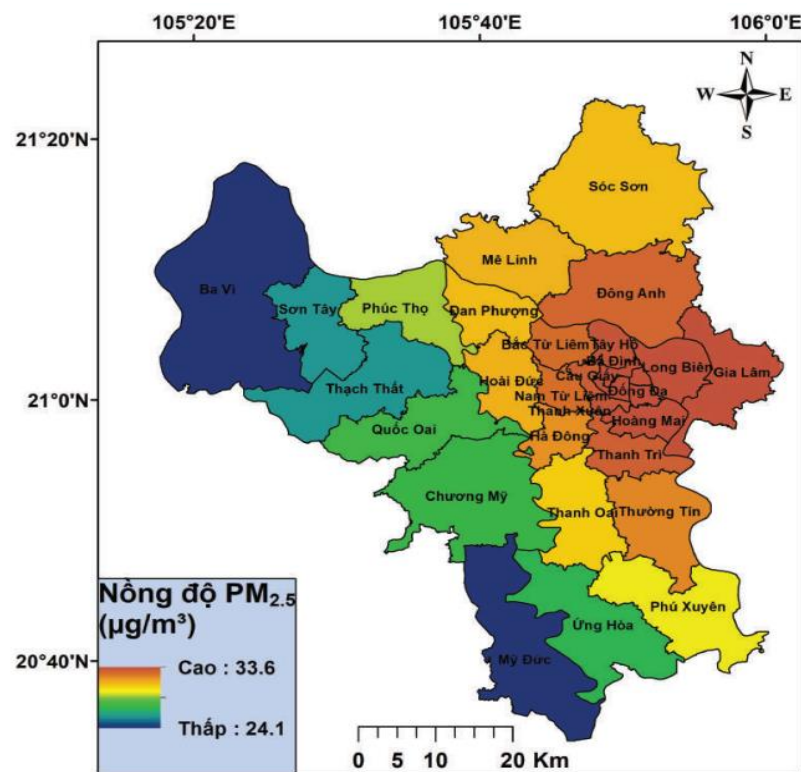
Huong Le Quang và Thao Pham Thi Phuong, 2022 đã báo cáo hiện trạng của 288 chất hữu cơ vi ô nhiễm, được phân thành 19 nhóm khác nhau dựa trên nguồn gốc, trong các mẫu bụi $\text{PM}_{2.5}$ thu thập tại Hà Nội, Việt Nam vào mùa đông [46]. Tổng nồng độ được phát hiện nằm trong khoảng từ 41,08 đến $795,00 \text{ ng m}^{-3}$. Đặc điểm và nồng độ của các chất hữu cơ vi ô nhiễm khác nhau giữa các khu vực lấy mẫu (công nghiệp, đô thị và nông nghiệp), với nồng độ trung bình lần lượt là $179,00 \text{ ng m}^{-3}$, $112,10 \text{ ng m}^{-3}$ và $529,40 \text{ ng m}^{-3}$. Hóa chất bảo vệ thực vật đặc trưng cho tình trạng ô nhiễm ở khu vực nông nghiệp, trong khi các hóa chất sử dụng trong sản xuất công nghiệp lại được phát hiện với nồng độ cao hơn.

Huyen Truong và Yamaguchi, 2021 cho thấy carbon hữu cơ và carbon nguyên tố là những hợp chất chính trong bụi mịn $\text{PM}_{2.5}$ và $\text{PM}_{0.1}$, lần lượt chiếm tới 56% và 80% tổng thành phần $\text{PM}_{2.5}$ và $\text{PM}_{0.1}$ tại Hà Nội [47]. Carbon hữu cơ thứ cấp lần lượt chiếm 36–41% và 37–47% tổng carbon hữu cơ trong bụi $\text{PM}_{2.5}$ và $\text{PM}_{0.1}$.

Dựa trên dữ liệu từ mô hình MEM (Mô hình Ảnh hưởng Hỗn hợp sử dụng các nguồn dữ liệu bao gồm dữ liệu $\text{PM}_{2.5}$ tại các trạm quan trắc tiêu chuẩn, sản phẩm ảnh vệ tinh MODIS Terra/Aqua và VIIRS NPP (AOD), các bản đồ khí tượng và sử dụng đất) [54], năm 2020, về nồng độ bụi mịn $\text{PM}_{2.5}$ trung bình tại các đô thị, trong hai đô thị đặc biệt, Thủ đô Hà Nội (chiếm 50% trong nhóm này) ghi nhận ô nhiễm bụi $\text{PM}_{2.5}$. Tỷ lệ ô nhiễm của các đô thị

loại I, II, III và IV lần lượt là 36,4%, 15,6%, 31,3% và 12,1%, như thể hiện trong Hình 1.5. Nhóm đô thị loại III có tỷ lệ vượt ngưỡng cao hơn so với nhóm đô thị loại II [6].

Dựa trên dữ liệu từ mô hình MEM, trong năm 2020, Hà Nội ghi nhận rằng có 29/30 quận/huyện và thị xã vượt quá quy chuẩn QCVN 05:2023/BTNMT liên quan đến nồng độ bụi $PM_{2.5}$ trung bình hàng năm. Hầu hết các huyện và thị xã ngoại ô, trừ Gia Lâm, Đông Anh và Thanh Trì, có nồng độ bụi thấp hơn so với các quận nội thành. Trong số 12 quận nội thành, nồng độ bụi dao động từ $31,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ đến $32,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, với quận Hai Bà Trưng ghi nhận nồng độ cao nhất ($32,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) và quận Hà Đông có nồng độ thấp nhất ($31,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Ở các huyện/thị xã ngoại thành, nồng độ bụi dao động từ $24,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ đến $33,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, với Gia Lâm đạt nồng độ cao nhất ($33,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) và Ba Vì có nồng độ thấp nhất ($24,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) tại Hình 1.5.



Hình 1.5: Phân bố các loại đô thị và nồng độ bụi $PM_{2.5}$

Nguồn: Báo cáo Hiện trạng bụi $PM_{2.5}$ tại Việt Nam giai đoạn 2019 - 2020 sử dụng dữ liệu đa nguồn, 2021 [54]

Các nghiên cứu về bụi mịn (PM) tại Việt Nam đã được thực hiện tương đối đầy đủ, nhưng chủ yếu tập trung vào sự xuất hiện, phân bố, đặc điểm và

đánh giá rủi ro của PM đối với sức khỏe con người. Tuy nhiên, nghiên cứu về các hợp chất hữu cơ (hợp chất bền độc hại, các chất phá vỡ nội tiết, các hợp chất có khả năng gây đột biến gen, và hóa chất bảo vệ thực vật) trong bụi PM_{2.5} vẫn chưa được nghiên cứu một cách toàn diện và đầy đủ.

1.2. Giới thiệu về các nhóm chất PPCPs và PAEs :

1.2.1. Tổng quan về các PPCPs

Các sản phẩm dược phẩm và chăm sóc cá nhân (PCPP) thường liên quan đến các loại thuốc và thuốc điều trị sử dụng để điều trị hoặc ngăn ngừa bệnh ở động vật hoặc con người (Hình 1.6) [49]. Gần đây, một nhóm hóa chất trong PPCP đã được công nhận là chất gây ô nhiễm mới nổi, nhờ vào khả năng gây ảnh hưởng tiêu cực đến sức khỏe con người và môi trường [50]. Chúng bao gồm các hóa chất có hoạt tính sinh học, phá vỡ hormone và độc hại [51]. Dược phẩm bao gồm thuốc chống tăng lipid máu, thuốc kích thích (caffeine), thuốc giảm đau (ibuprofen, diclofenac, paracetamol, ketoprofen, naproxen), thuốc điều trị tâm thần (carbamazepine, primidone), thuốc kháng sinh (sulfamethoxazole, chloramphenicol, trimethoprim, ciprofloxacin), thuốc điều chỉnh lipid (gemfibrozil, bezafibrate, propranolol, atenolol, metoprolol) và thuốc hạ sốt; trong khi PCP bao gồm hương xạ hương tổng hợp (nitropolycyclic musks), hợp chất kháng khuẩn (triclosan), chất chặn tia UV (methylbenzylidene long não), chất chống oxy hóa và chất bảo quản (phenol và axit p-hydroxybenzoic (paraben)) và thuốc xua đuổi côn trùng (N,N-diethyl-m-toluamide (DEET) [52], hormone (estrone E1, estradiol E2, ethynlestradiol EE2) [44].



Hình 1.6: Hình ảnh về một số PPCPs

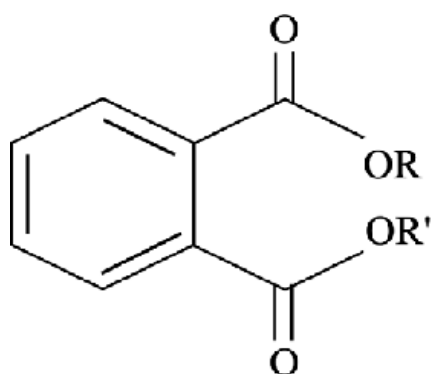
Trong môi trường, các chất PPCPs thường được phát hiện bao gồm thuốc kháng sinh, thuốc giảm đau, steroid, thuốc chống trầm cảm, thuốc hạ

sốt, thuốc kích thích, thuốc kháng khuẩn, thuốc khử trùng, cùng với nước hoa và các sản phẩm mỹ phẩm. [53]. Gần đây, đã có nhiều nghiên cứu chứng minh rằng các hóa chất PPCP, các chất chuyển hóa và liên hợp của chúng được thải ra các ngăn môi trường khác nhau bằng cách bài tiết và rò rỉ từ chất thải của con người và động vật (các sản phẩm dược phẩm) hoặc rửa sạch dưới dạng sử dụng bên ngoài (các sản phẩm chăm sóc cá nhân) như nước [54], đất [44], trầm tích [55] và không khí [56] và trong các sinh vật thủy sinh [57].

Dược phẩm và các PPCPs khác có thể xâm nhập vào môi trường qua nhiều con đường khác nhau, bao gồm nước thải từ nhà máy xử lý nước thải và trang trại chăn nuôi, chất bài tiết từ người và động vật, cùng với các phương pháp xử lý không đúng cách. [58]. Các kỹ thuật phân tích hiện nay đã cho phép phát hiện PPCPs trong nước thải, nước ngầm, nước mặt, nước uống, đất và các sinh vật thủy sinh trên nhiều quốc gia, ngay cả ở nồng độ thấp [59], [60], [61]. Một số nghiên cứu cũng cho thấy việc tiêu thụ rau quả nhiễm PPCPs, đặc biệt là kháng sinh, hàng ngày có thể là nguyên nhân gây ra một số bệnh lý và tăng nguy cơ mắc phải các vấn đề sức khỏe cùng với những biến chứng liên quan. Thêm vào đó, một số vấn đề sức khỏe khác, như hoạt động estrogen yếu, phản ứng quá mẫn toàn thân ngay lập tức và ức chế enzyme chịu trách nhiệm cho hoạt động của hệ thần kinh, cũng đã được ghi nhận [14]. Các số liệu công bố cho thấy các nghiên cứu tập trung ở các nhóm PPCPs dược phẩm trong thực vật [15], [16].

1.2.2. Tổng quan về các PAEs

PAEs là nhóm hợp chất hữu cơ tổng hợp được sử dụng làm chất hóa dẻo và phụ gia trong sản xuất các sản phẩm nhựa, cũng như trong các chất không hóa dẻo có mặt trong mỹ phẩm, sản phẩm chăm sóc cá nhân, đồ chơi, sản phẩm y tế và thuốc trừ sâu [62]. Vì không có liên kết hóa học với polymer, PAEs có thể dễ dàng được giải phóng vào môi trường thông qua quy trình sản xuất và sử dụng (Hình 1.7) [63].

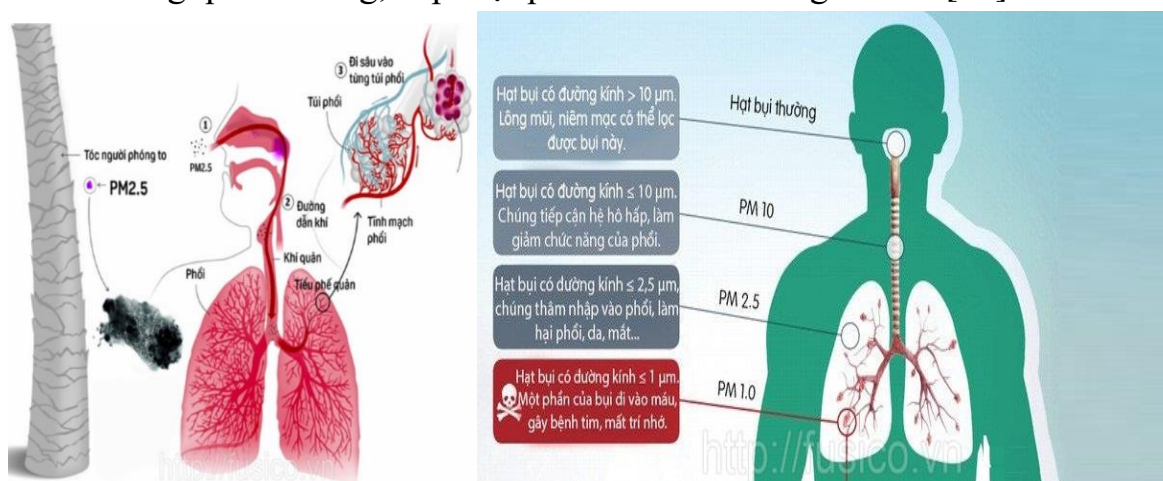


Hình 1.7: Cấu trúc chung của PAEs

PAEs đã được sử dụng phổ biến trong các sản phẩm tiêu dùng, bao gồm mỹ phẩm, bao bì thực phẩm, vật liệu xây dựng, thiết bị y tế, đồ nội thất gia đình và nhiều lĩnh vực khác. Sự phổ biến này chủ yếu nhờ vào các đặc tính ưu việt của chúng, chẳng hạn như khả năng cách nhiệt tốt, độ bền cao, khả năng chống ăn mòn, chi phí thấp và dễ dàng trong quá trình chế tạo [64]. Sản lượng PAEs toàn cầu hiện nay ước tính ở mức 300 triệu tấn và dự kiến sẽ đạt 500 triệu tấn vào năm 2050, phần lớn trong số đó sẽ là các sản phẩm dùng một lần [65]. Hơn nữa, Trung Quốc đã sản xuất, tiêu thụ và nhập khẩu chất hóa dẻo lớn nhất thế giới, chiếm gần 42% lượng tiêu thụ của thế giới vào năm 2017 [66]. Với việc sử dụng phổ biến các sản phẩm chứa phthalate, PAEs đã thu hút sự chú ý ngày càng tăng như những chất gây ô nhiễm trong môi trường và y sinh. Chúng có khả năng xâm nhập vào cơ thể con người thông qua không khí, tiếp xúc với da và truyền qua chuỗi thức ăn, tạo ra những mối đe dọa đối với sức khỏe con người và hệ sinh thái [67]. PAEs đã được phát hiện rộng rãi trong môi trường không khí [68], đất [69], các nguồn nước và trầm tích [70], bụi trong nhà, bụi ngoài trời [71], và thực phẩm [20].

PAEs được xem là một loại estrogen môi trường, có liên quan chặt chẽ đến việc giảm khả năng sinh sản và hiện tượng nữ hóa ở nam giới, đồng thời làm tăng nguy cơ ung thư vú ở phụ nữ và gây ra rối loạn phát triển thần kinh ở trẻ em. Bên cạnh đó, PAEs cũng gây hại cho các sinh vật sống dưới nước [73]. Di-n-butyl (DnBP), diethyl phthalate (DEP) và hỗn hợp của chúng được phát hiện có hiệu quả kích hoạt hệ thống chống oxy hóa của phôi cá ngựa vằn và dẫn đến độc tính miễn dịch và độc tính thần kinh [74]. Zhao và cộng sự, 2014 đã báo cáo rằng DnBP và di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) phá vỡ hệ thống chống oxy hóa của cá chép, trong khi đó, việc tiếp xúc kết hợp với hai hợp chất này làm trầm trọng thêm sự thay đổi này [75]. Trong khi đó, PAEs cũng liên

quan đến việc tăng tỷ lệ dị ứng và bệnh hen suyễn ở trẻ em [76]. Do đó các PAEs như dimethyl phthalate (DMP), DEP, DnBP, butyl benzyl phthalate (BBP), bis(2-ethylhexyl phthalate (DEHP) và di-n-octyl phthalate (DnOP) đã được Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (US EPA) liệt kê vào danh mục chất gây ô nhiễm ưu tiên cần được kiểm soát. Trong số đó, DEHP và BBP là những chất có khả năng gây ung thư [77]. Ngoài ra, con người có thể tiếp xúc với PAEs thông qua ăn uống, hấp thụ qua da và con đường hít thở [78].



Hình 1.8: Cách bụi mịn đi vào cơ thể con người

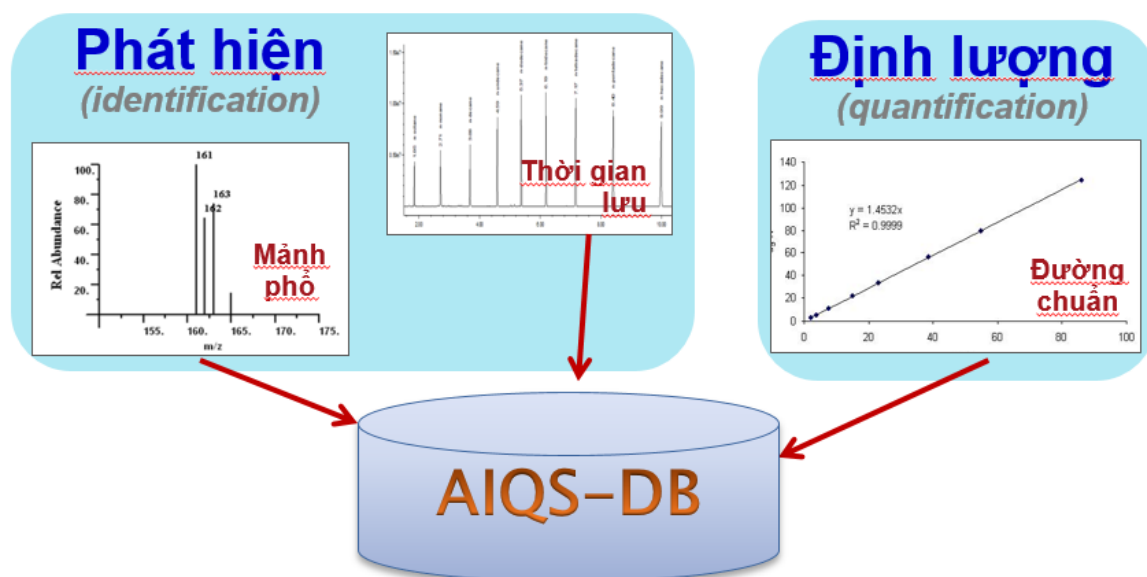
1.3. Tổng quan về phương pháp GC/MS tích hợp hệ thống phát hiện và định lượng tự động (AIQS)

Hợp chất hữu cơ bán dễ bay hơi (SVOC) bao gồm các loại như n-alkan, n-alkanal, n-alkanone, benzen cùng các dẫn xuất của nó, axit dicarboxylic, axit cis-pinonic, và nhiều hợp chất hữu cơ bền như PAHs, polychlorinated biphenyl, hợp chất giống dioxin. Ngoài ra, còn có thuốc trừ sâu như thuốc trừ sâu organochlorine, hóa chất bảo vệ thực vật, PAEs và PPCP [79]. Để có thể nghiên cứu sâu hơn về SVOC được hấp phụ trên các hạt vật chất trong khí quyển, một số lượng lớn các hóa chất phải được xác định và định lượng, thường phải sử dụng các phương pháp phân tích tốn kém và tốn nhiều công sức [80]. Vào năm 2005, Kadokami và cộng sự [81] đã phát triển Hệ thống định lượng và nhận dạng tự động (AIQS) với cơ sở dữ liệu sắc ký khí/phổ khối (GC/MS) để đồng thời xác định và định lượng gần 1000 SVOC (Hình 1.9). Cơ sở dữ liệu AIQS bao gồm các đường cong hiệu chuẩn của các hợp chất mục tiêu bằng cách sử dụng phương pháp dựa trên chuẩn nội thông thường.



Hình 1.9: Thiết bị GC/MS tích hợp hệ thống AIQS

Khi sử dụng AIQS, các tiêu chuẩn phân tích cho các hợp chất mục tiêu được đăng ký trong AIQS không được sử dụng để tạo đường cong hiệu chuẩn trước khi đo mẫu; do đó, để có được kết quả chính xác, các điều kiện và điều chỉnh của thiết bị (Phương pháp EPA 625; US EPA, 1984) của hệ thống GC/MS phải giống với các điều kiện và điều chỉnh của hệ thống GC/MS được sử dụng để tạo các mục trong cơ sở dữ liệu AIQS (JIS K0123: 2018) (Hình 1.10).



Hình 1.10: Hệ thống phát hiện và định lượng tự động với cơ sở dữ liệu trên GC (AIQS-DB)

Để thực hiện điều này, các tiêu chuẩn kiểm tra hiệu suất được đo trước khi phân tích mẫu và nếu dữ liệu thu được bằng các tiêu chuẩn kiểm tra hiệu suất nằm trong tiêu chí [82], độ tin cậy của hiệu suất GC/MS được coi là tương đương với độ tin cậy của hệ thống GC/MS được sử dụng để tạo đường cong hiệu chuẩn trong cơ sở dữ liệu AIQS [83]. AIQS có thể sàng lọc đồng thời một

số lượng lớn hóa chất trong các mẫu môi trường và do đó, nó đặc biệt hữu ích ở các nước đang phát triển, nơi các cơ sở nghiên cứu và hỗ trợ tài chính còn hạn chế. Cho đến nay, AIQS được sử dụng để kiểm tra SVOC trong nước mặt, nước ngầm và trầm tích, không khí ở Việt Nam [13], [49], [55], Nhật Bản [84], Trung Quốc [85] và Úc [86].

TÓM TẮT CHƯƠNG 1

Bức tranh tổng quan về bụi $PM_{2.5}$ cụ thể là các nhóm chất ô nhiễm PPCP (Dược phẩm và Sản phẩm chăm sóc cá nhân) và PAE (phthalates), cùng tác động của chúng đến sức khỏe con người đã được trình bày. Bụi $PM_{2.5}$ là thành phần chính trong ô nhiễm ô nhiễm không khí đô thị, có thể hấp phụ các chất ô nhiễm độc hại và xâm nhập sâu vào phổi qua đường hô hấp. Nguồn gốc phát bụi $PM_{2.5}$ tại Việt Nam bao gồm các thành phần tự nhiên (cháy rừng, bụi sa mạc, gió mùa) và nhân tạo (giao thông, công nghiệp, xây dựng, nông nghiệp). Tại Hà Nội, mùa đông ghi nhận nồng độ $PM_{2.5}$ cao hơn điều kiện khí tượng bất lợi, làm tăng tích lũy các chất ô nhiễm nhiễm độc.

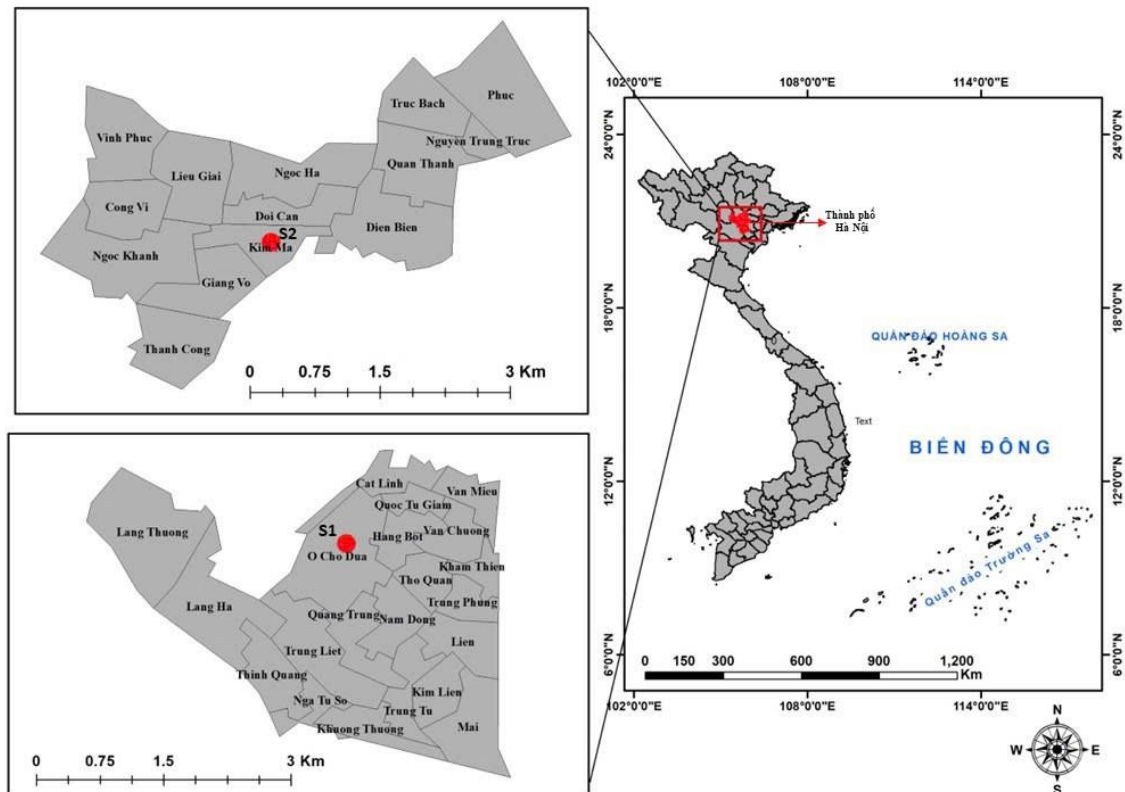
PPCPs và PAE là các chất độc hại mới nổi, có đặc tính độc hại, bền bỉ trong môi trường, có khả năng tích lũy sinh học và gây nguy cơ ung thư, rối loạn nội tiết. Các nghiên cứu quốc tế chỉ ra rằng những chất này hiện diện rộng rãi trong môi trường không khí, bụi, nước, và thực phẩm, gây tác động nghiêm trọng đến sức khỏe cộng đồng. Tuy nhiên, tại Việt Nam, nghiên cứu về PPCPs và PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ còn hạn chế.

Phương pháp phân tích PPCPs và PAEs sử dụng thiết bị GC/MS tích hợp AIQS được giới thiệu như một công cụ hiện đại, cho phép phát hiện và định lượng các chất hữu cơ hợp lý tự động ở mức độ chất lượng. Phương pháp này có độ nhạy cao, giúp cung cấp dữ liệu chi tiết nghiên cứu và quản lý môi trường.

CHƯƠNG 2. NGUYÊN VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu

Tổng số 28 mẫu $PM_{2.5}$ và 28 mẫu SPM được thu thập tại hai khu vực đông dân cư của Hà Nội thuộc quận Đống Đa (vị trí S1, toạ độ: 21.0220992, 105.8197142) và quận Ba Đình (vị trí S2, toạ độ: 21.031367, 105.825265) (Hình 2.1). Mẫu bụi được lấy tại 1 điểm cố định tại mỗi khu vực trong 7 ngày liên tiếp (ban ngày và ban đêm), sử dụng thiết bị SIBATA HV700R (SIBATA Science Technology, Nhật Bản). Mẫu bụi được lấy vào tháng 11/2019 trong khoảng thời gian 10 tiếng/mẫu vào ban ngày và ban đêm. Mẫu bụi $PM_{2.5}$ và SPM được thu vào màng lọc thạch anh (Quartz fiber PALLFLEX 2500 QAT—UP 8×10 inch, Pall Laboratory, Hoa Kỳ) với tốc độ 700 L phút⁻¹.



Hình 2.1: Khu vực nghiên cứu

2.2. Hóa chất, thiết bị và dụng cụ thí nghiệm

1) Các thiết bị lấy mẫu khí và bụi:

- Thiết bị lấy mẫu khí thể tích lớn (SIBATA HV700R, SIBATA Science Technology Ltd., Saitama, Nhật Bản) ;
- Màng lọc bụi Quartz fiber PALLFLEX 2500 QAT—UP 8×10 inch, PALL Corporation, New York, Hoa Kỳ.

2) Các thiết bị phân tích trong phòng thí nghiệm:

- Thiết bị sắc ký khí khối phổ (Shimadzu GC/MS-QP2010) tích hợp hệ thống AIQS-GC;
- Thiết bị cô cất quay chân không (Buchi Rotavapor® R-215);
- Bể siêu âm (SUPER RK510);
- Thiết bị ly tâm (Hettich Rotina 420R, Đức);
- Thiết bị đồng nhất mẫu (Vortex mixer –SA7);
- Cân phân tích (± 0.0001 mg);
- Lò nung ($50^{\circ}\text{C} - 700^{\circ}\text{C}$) với bộ điều khiển nhiệt (Carbolite oven, Đức);
- Tủ sấy ($50^{\circ}\text{C} - 300^{\circ}\text{C}$) (Sellab, Mỹ);
- Thiết bị cất nước tinh khiết (Elix 3 UV Water Purification System (120 V/60 Hz, Millipore);

3) Thiết bị phụ trợ, hóa chất, dung môi, chất chuẩn phục vụ cho phân tích

- Na_2SO_4 : ACS reagent, khan dạng hạt, độ tinh khiết: 99%;
- Dichloromethane, HPLC Plus, độ tinh khiết: $\geq 99.8\%$;
- Hexane, tinh khiết phù hợp cho HPLC, độ tinh khiết: $\geq 97.0\%$;
- Acetone, tinh khiết phù hợp cho HPLC; Độ tinh khiết: $\geq 99.8\%$;
- Methanol, tinh khiết phù hợp cho HPLC; Độ tinh khiết $\geq 99.8\%$;
- Performance check standard (PCS) (Naginata, Nhật Bản);
- EPA 8270 Semivolatile Internal Standard Mix (Supelco, Mỹ);
- Caffeine (Sigmaaldrich, Mỹ);
- N,N-Diethyl-m-toluamide (Sigmaaldrich, Mỹ);
- L-Menthol (Sigmaaldrich, Mỹ);
- N,N-Diethyl-m-toluamide (Sigmaaldrich, Mỹ);
- Bisphenol A (Sigmaaldrich, Mỹ);
- Khí Heli (Messer, độ tinh khiết 99,9999%);
- Khí Nitơ (Messer, độ tinh khiết 99,9%);
- Bông thạch anh (Chemglass, Canada).

2.3. Phương pháp nghiên cứu

- Phương pháp thống kê, điều tra, khảo sát:

Các số liệu thống kê và kết quả từ các cuộc điều tra, khảo sát sẽ tạo cơ sở cho việc thiết kế chương trình lấy mẫu phân tích và đánh giá các nhóm chất PPCPs và PAEs trong bụi $PM_{2.5}$, đồng thời giúp xác định rủi ro mà chúng gây ra đối với sức khỏe con người. Ngoài ra, những dữ liệu này cũng sẽ hỗ trợ trong việc nhận diện các nguồn thải liên quan đến các nhóm chất PPCPs và PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ tại khu vực nghiên cứu.

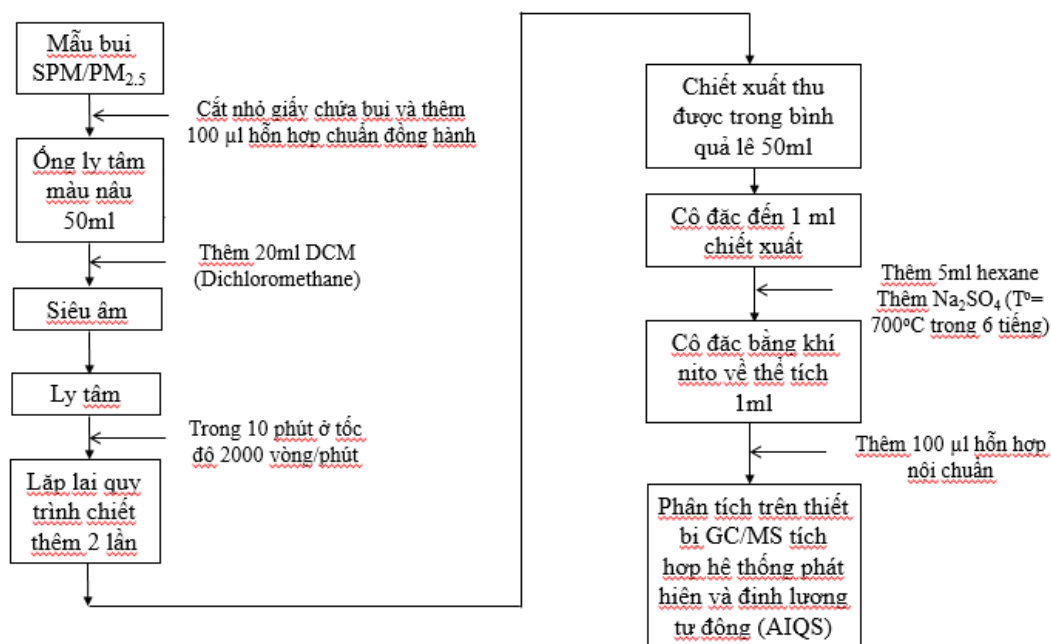
- **Phương pháp lấy mẫu bụi $PM_{2.5}$:** 28 mẫu bụi $PM_{2.5}$ và 28 mẫu bụi SPM được thu thập tại 2 khu vực đô thị có mật độ dân số cao của Hà Nội sử dụng hai thiết bị lấy mẫu không khí thể tích lớn (SIBATA HV700R, SIBATA Science Technology Ltd., Saitama, Nhật Bản) được gắn hệ lấy mẫu bụi $PM_{2.5}$. Mẫu bụi $PM_{2.5}$ được thu vào màng lọc sợi thạch anh (Quartz fiber PALLFLEX 2500 QAT—UP 8×10 inch, PALL Corporation, New York, Hoa Kỳ) với tốc độ 700 L phút⁻¹ trong vòng 10 tiếng/mẫu. Các mẫu bụi $PM_{2.5}$ được thu thập liên tục trong 7 ngày tại từng khu vực nghiên cứu.

- Phương pháp phân tích:

Các nhóm chất trong đề tài bao gồm 80 nhóm chất PPCPs và 12 nhóm chất PAEs được phân tích trên thiết bị GC/MS tích hợp AIQS. Trước khi thu mẫu, màng lọc được xử lý ở 450°C trong 2 giờ và được ổn định trong bình hút ẩm tới khối lượng không đổi. Trước và sau khi thực hiện lấy mẫu, màng lọc sợi thạch anh sẽ được ổn định trong khoảng thời gian từ 24 đến 48 giờ ở nhiệt độ $20 \pm 1^\circ\text{C}$ và độ ẩm $35 \pm 5\%$ trước khi được cân để xác định khối lượng bụi $PM_{2.5}$.

Màng lọc bụi được cắt nhỏ đưa vào ống ly tâm sau đó thêm 100 μl hỗn hợp chuẩn đồng hành nhằm kiểm tra hiệu suất của quy trình chiết tách. Sau đó thêm 20ml dung môi Dichloromethane vào ống ly tâm và siêu âm trong 15 phút và ly tâm trong 10 phút ở tốc độ 2000 vòng/phút, dịch chiết được thu vào bình quả lê. Dichloromethane là một dung môi hiệu quả để chiết xuất hỗn hợp các hóa chất có nhiều đặc tính hóa lý từ chất thải rắn, nước và môi trường lấy mẫu không khí (phương pháp EPA 8270D, 1998) [87]. Lặp lại quy trình chiết thêm 2 lần. Dịch chiết sau khi được thu về cô đọng về thể tích khoảng 1ml sử dụng thiết bị cô cất quay chân không. Thêm Na_2SO_4 (đã được nung ở 700°C trong 6 giờ) vào dịch chiết nhằm loại bỏ nước. Thêm 5 ml hexan vào dịch

chiết đã được làm giàu và thổi khí nito về thể tích 1ml. Sau đó, 100 μ l hỗn hợp nội chuẩn được thêm vào dịch chiết cuối cùng và được phân tích trên thiết bị GC/MS tích hợp hệ thống phát hiện và định lượng tự động (AIQS). Phương pháp phân tích này được nghiên cứu và kế thừa từ kết quả của Duong Thi Hanh và cộng sự năm 2019 [13] (Hình 2.2). Thiết bị GC/MS tích hợp AIQS (GCMS-QP2010; Shimadzu, Nhật Bản) được đặt cài đặt với thông số trong.



Hình 2.2: Quy trình chiết tách

Bảng 2.1: Chương trình lò cột GC - MS

GC-MS	: QC – Quadrupole MS
Cột	: J&W DB – 5MS (30m x 0.25mm i.d, 0,25 μ m film)
Nhiệt độ lò cột	: 40°C (2 phút) – 8°C/phút – 310°C (5 phút)
Nhiệt độ phun	: 250°C
Chế độ phun	: Không chia dòng, thời gian lọc 1 phút
Khí vận chuyển	: He
Vận tốc tuyến tính	: 40cm/s, chế độ dòng chảy không đổi
Giao diện nhiệt độ	: 300°C
Nhiệt độ nguồn ion	: 200°C
Phương pháp ion hóa	: EI
Phương pháp điều chỉnh	: Target turning for US EPA method 625
Phạm vi khối lượng	: 45 tới 600 m/z

- **Phương pháp xử lý số liệu:** Sử dụng phần mềm chuyên dụng Microsoft Excel 2021, Arcmap phiên bản 10.8 và IBM SPSS Statistics Ver. 20 (Minitab, Modde, Matlab).

- **Phương pháp đánh giá rủi ro sức khỏe và phơi nhiễm hàng ngày:**

Thông thường, ba con đường phơi nhiễm chính của bụi đối với sức khỏe con người bao gồm: ăn uống, tiếp xúc với da và hít thở. Tuy nhiên, Wang và cộng sự (2019); Yusà và cộng sự (2014) đã chứng minh rằng phơi nhiễm bụi qua đường hít thở là con đường phơi nhiễm chính các chất ô nhiễm đối với người lớn và trẻ em [88], [89]. Do đó, trong nghiên cứu này chỉ xem xét sự phơi nhiễm của các PAEs và PPCPs được phát hiện trong bụi PM_{2.5} và SPM thông qua con đường hít thở.

Để tính toán lượng tiêu thụ hàng ngày thông qua con đường hít thở ($DI_{\text{air-ng}} \text{ kg}^{-1}\text{d}^{-1}$) của các PAEs và PPCPs được phát hiện trong bụi PM_{2.5} và SPM, công thức sau sẽ được sử dụng [56], [90].

$$DI_{\text{air}} = \frac{C_{\text{air}} \times F \times IR}{BW}$$

Trong đó C_{air} là nồng độ các PAEs và PPCP (ng m^{-3}), F là thời gian ở trong môi trường phơi nhiễm bụi, IR là lượng khí hít thở ($\text{m}^3 \text{ ngày}^{-1}$) và BW là trọng lượng cơ thể (kg). Hai nhóm tuổi được sử dụng là người lớn (từ 31 - 51 tuổi) và trẻ em (từ 3 đến 6 tuổi), trong khoảng thời gian 1 năm (F) ở giá trị nồng độ các PAEs, PPCPs cao nhất, thấp nhất và trung vị. Lượng khí hít thở đối với người lớn là $16.0 \text{ m}^3 \text{ ngày}^{-1}$ và đối với trẻ em là $10.1 \text{ m}^3 \text{ ngày}^{-1}$ [90]. Trọng lượng cơ thể trung bình của người lớn và trẻ em ở Việt Nam lần lượt là 60 kg và 15 kg [56].

Chỉ số rủi ro (HQ) được sử dụng để ước tính rủi ro sức khỏe theo công thức:

$$HQ = DI_{\text{air}} / AOELi$$

Trong đó AOELi (mức độ phơi nhiễm chấp nhận được) được tính dựa trên phơi nhiễm mãn tính thông qua con đường hô hấp, là các h thích hợp nhất để đánh giá rủi ro qua đường hít thở [91]. Tuy nhiên, vì AOELi đối với các PAEs, PPCPs không có sẵn do đó lượng tham chiếu cho phơi nhiễm hàng ngày qua đường miệng (RfDs) do US EPA để ước tính các giá trị HQ và HI của phơi nhiễm các PAEs và PPCPs.

Nhằm đánh giá phơi nhiễm của các PAEs, PPCPs đối với sức khỏe con người qua con đường hít thở, chỉ số rủi ro (HQ) được đánh giá cho hai nhóm [92]. HQ là tỷ lệ giữa lượng hấp thụ hàng ngày mãn tính (CDI) qua đường tiêu hóa và liều lượng tham chiếu cho phơi nhiễm mãn tính (RfDs) được thể hiện trong phương trình dưới đây:

$$HQ = \frac{CDI}{RfDs}$$

$$CDI = \frac{DI_{air} \times EF \times ED}{AT}$$

Trong đó CDI là lượng hấp thụ hằng ngày mãn tính ($\text{ng kg}^{-1} \text{ ngày}^{-1}$); RfDs là liều lượng tham chiếu cho phơi nhiễm mãn tính ($\text{ng kg}^{-1} \text{ ngày}^{-1}$) đối với PAEs (giá trị RfDs đối với DEP, BBP, DEHP lần lượt là $800 \mu\text{g/kg/ngày}$, $200 \mu\text{g/kg/ngày}$, $20 \mu\text{g/kg/ngày}$ [93]); và đối với PPCP (giá trị RfDs qua đường ăn uống của caffein, benzophenone, benzanthone và bisphenol A lần lượt là 0.0025 mg/kg/day [94], $30 \mu\text{g/kg/day}$ [95], $0,059 \text{ mg/kg/day}$ [96], $0,05 \text{ mg/kg/day}$ [97]); DI_{air} là liều hấp thụ hằng ngày ($\text{ng kg}^{-1} \text{ ngày}^{-1}$); EF là tần suất phơi nhiễm (ngày năm^{-1} , 365); ED là thời gian phơi nhiễm (năm). ED được đặt ở giá trị 7,0 đối với trẻ em và 34,5 đối với người lớn. AT là tuổi thọ trung bình (70 năm, khoảng 25.550 ngày).

Các nhóm chất PAEs, PPCPs được cho là gây rủi ro cao đối với sức khỏe con người nếu giá trị $HQ > 1$ và ngược lại. Chỉ số nguy hại (HI) là thước đo đánh giá rủi ro tích lũy của các các PAEs và PPCPs đến sức khỏe con người. HI được sử dụng để ước tính phơi nhiễm tích lũy theo công thức:

$$HI = \sum HQ_i$$

Các PAEs, PPCPs được cho là không gây rủi ro đối với sức khỏe nếu giá trị $HI < 1$ và ngược lại [91].

TÓM TẮT CHƯƠNG 2

Đối tượng, phạm vi nghiên cứu và các phương pháp được áp dụng để thu thập, chiết xuất và phân tích mẫu bụi $PM_{2.5}$ và SPM đã được mô tả

- **Đối tượng và phạm vi nghiên cứu** : 28 mẫu bụi $PM_{2.5}$ và 28 mẫu bụi SPM được thu thập tại hai khu vực đô thị đông dân cư của Hà Nội (Kim Mã, quận Ba Đình và Đê La Thành, quận Đống Đa). Khu vực này có giao thông cao mật khẩu, được chọn để đại diện cho mức độ ô nhiễm không khí tại đô thị.

- **Quy trình thu thập mẫu** : Mẫu bụi được thu thập liên tục trong 7 ngày sử dụng thiết bị thu thập mẫu không thể thu thập lớn (SIBATA HV700R). Quy trình chiết xuất áp dụng phương pháp chiết xuất siêu âm phù hợp với môi trường dung môi, giúp phân tích các nhóm chất PPCPs và PAEs từ bụi.
- **Phân tích bằng phân tích GC/MS thiết bị AIQS** : AIQS tích phân hệ thống GC/MS sử dụng cơ sở dữ liệu để tự động phát hiện và định lượng các chất ô nhiễm. Thiết bị này đảm bảo độ chính xác cao, phù hợp với nhu cầu nghiên cứu các hợp chất hữu cơ phức tạp trong bụi.

Các bước trong quy trình nghiên cứu đã đạt được tiêu chuẩn hóa mục tiêu đạt được tốc độ lặp lại cao và giảm thiểu sai số, tạo điều kiện thuận lợi để so sánh và đánh giá kết quả phân tích từ nhiều mẫu khác nhau.

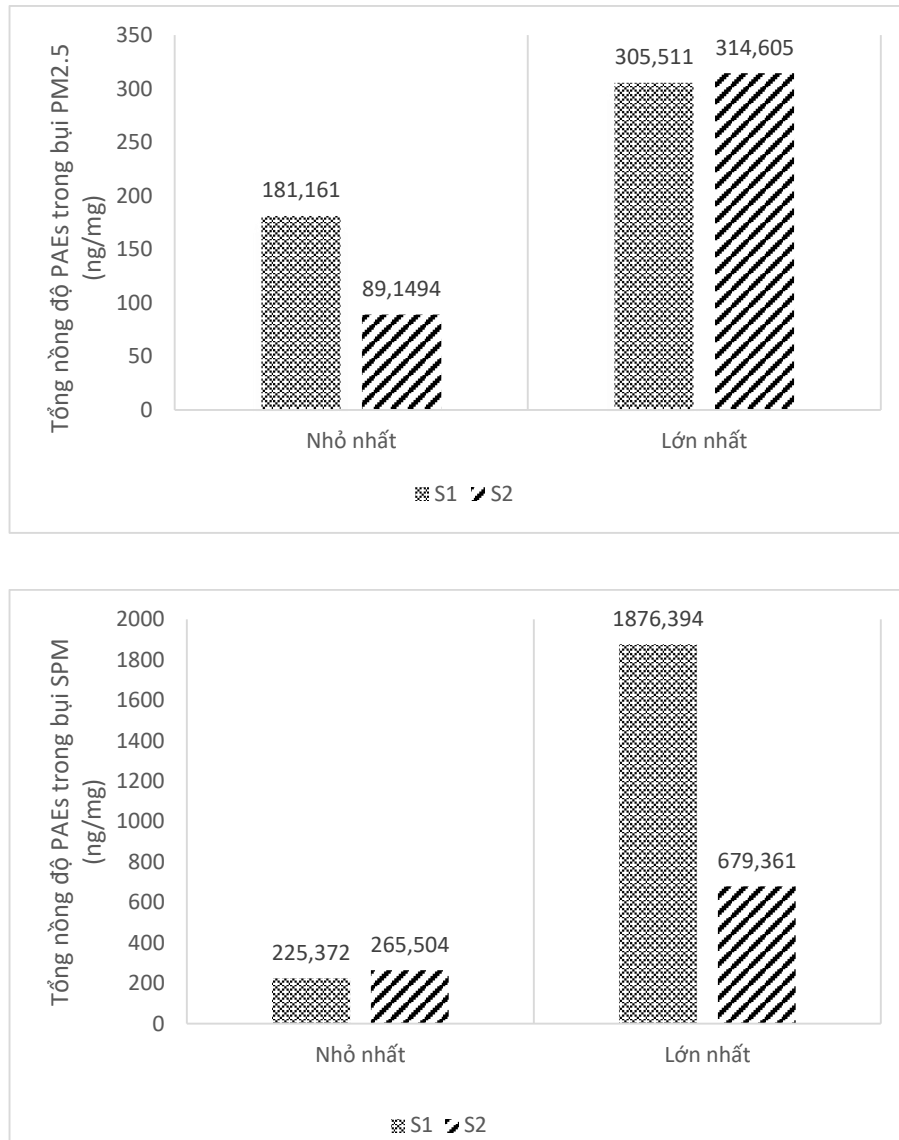
CHƯƠNG 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Kết quả phân tích PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM

3.1.1. PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM tại 2 khu vực nghiên cứu:

Tổng nồng độ PAEs (Σ_7 PAEs) trong các bụi PM_{2.5} thu thập được tại S1 dao động từ 181 ng/mg đến 306 ng/mg, trong đó Σ_7 PAEs ban ngày và ban đêm nằm trong khoảng từ 181 ng/mg đến 266 ng/mg và từ 192 ng/mg đến 306 ng/mg (Hình 3.1). Đối với mẫu bụi PM_{2.5} thu thập tại S2, Σ_7 PAEs trong PM_{2.5} (dao động từ 89 ng/mg đến 315 ng/mg) thấp hơn một chút so với Σ_7 PAEs tại S1. Tổng nồng độ PAEs tại S2 vào ban ngày và ban đêm dao động từ 89 ng/mg đến 315 ng/mg và từ 117 ng/mg đến 277 ng/mg. Nhìn chung Σ_7 PAEs tại 2 khu vực trong PM_{2.5} vào ban ngày, ban đêm và tại hai vị trí mẫu được thu thập đều không có sự biến đổi lớn. Tuy nhiên, Σ_7 PAEs cao nhất lại có xu hướng cao hơn vào ban ngày. Khi nhiệt độ môi trường tăng lên, sự bốc hơi của các PAEs vào khí quyển gia tăng và vào ban đêm xu hướng này giảm đi [98].

Tổng nồng độ PAEs trong bụi SPM cho thấy sự khác biệt lớn so với Σ_7 PAEs trong PM_{2.5} tại hai khu vực nghiên cứu. Tổng nồng độ PAEs trong các mẫu bụi SPM thu thập tại vị trí S1 dao động từ 225 ng/mg đến 678 ng/mg ngoại trừ một mẫu SPM thu thập vào ban đêm có hàm lượng PAEs đột biến - 1876 ng/mg (Hình 3.1). Tổng nồng độ PAEs vào ban ngày từ 225 ng/mg đến 678 ng/mg và vào ban đêm từ 275 ng/mg đến 624 ng/mg. Trong khi đó, mẫu SPM thu thập tại S2, Σ_7 PAEs dao động từ 266 ng/mg đến 679 ng/mg (Σ_7 PAEs vào ban ngày từ 266 ng/mg đến 628 ng/mg và vào ban đêm từ 275 ng/mg đến 679 ng/mg). Nhìn chung sự biến thiên Σ_7 PAEs trong SPM tương tự như Σ_7 PAEs trong PM_{2.5} với nồng độ SPM vào ban ngày, ban đêm và tại hai vị trí mẫu được thu thập đều không có sự biến đổi lớn ngoại trừ một mẫu thu thập tại S1 có hàm lượng PAEs đột biến - 1876 ng/mg. Nguyên nhân của hàm lượng PAEs cao đột biến này có thể do sự phát thải của chúng xuất phát từ nguồn điểm. Tuy nhiên, giả thuyết này và nguồn gốc của PAEs trong PM_{2.5} và SPM tại hai vị trí cần được tiếp tục nghiên cứu cụ thể hơn trong tương lai.

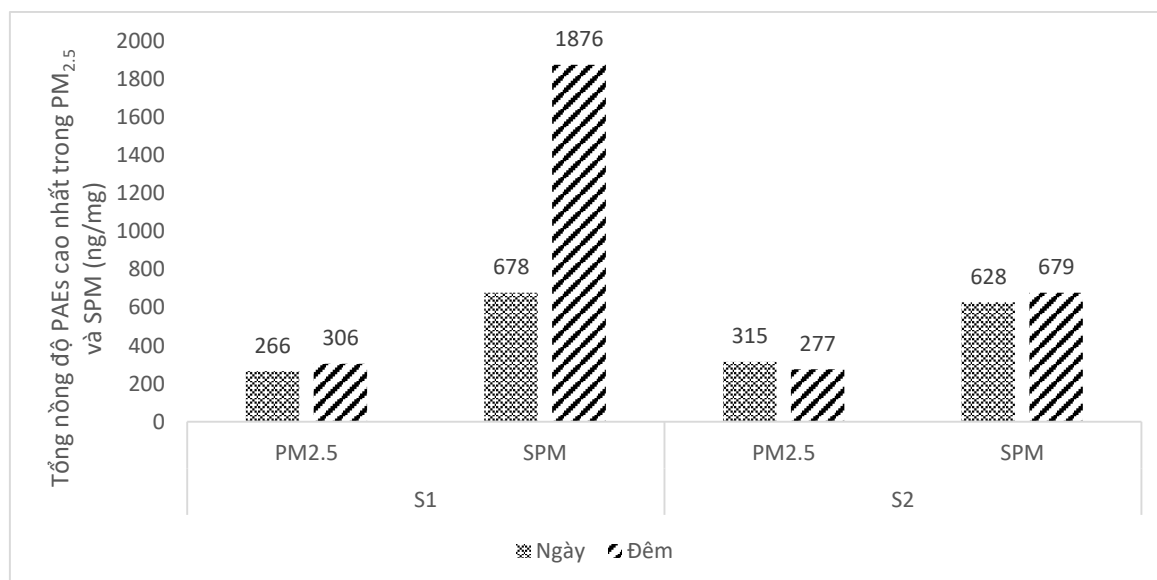


Hình 3.1: Tổng nồng độ PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM

Tổng nồng độ PAEs cao nhất trong bụi SPM cao hơn 2 lần so với Σ_7 PAEs trong PM_{2.5} (Hình 3.1). Nguyên nhân có thể giải thích do SPM có thể bao gồm PM_{2.5} và các hạt bụi có kích thước từ 2,5 đến 10 μm hoặc nhỏ hơn do đó Σ_7 PAEs trong bụi SPM cao hơn so với PM_{2.5} là hợp lý. Tổng nồng độ trung bình của PAEs trong SPM và PM_{2.5} tại 2 vị trí (ngoại trừ một mẫu thu thập tại S1 có hàm lượng PAEs đột biến - 1876 ng/mg) vào ban đêm và ban ngày không có sự khác biệt. Tuy nhiên, Σ_7 PAEs trung bình trong SPM vào ban đêm (391 ng/mg) cao hơn so với ban ngày (375ng/mg) và xu hướng này cũng được quan sát đối với PM_{2.5} (225 ng/mg đối với ban ngày và 229 ng/mg đối với ban đêm). Nguyên nhân do sự thay đổi của điều kiện khí quyển và hoạt động con người. Vào ban đêm, nhiệt độ thấp làm giảm sự phân hủy và

phát tán PAEs từ các nguồn khác nhau vào không khí, trong khi đó nhiệt độ cao hơn vào ban ngày có thể phân hủy một số PAEs có khối lượng phân tử thấp [99]. Do đây là một nghiên cứu tiên khảo sát về tình trạng ô nhiễm PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ tại khu vực đô thị Hà Nội, số lượng mẫu thu thập hiện tại vẫn chưa đủ lớn, chỉ giới hạn ở hai vị trí và thời gian thu mẫu ngắn (7 ngày). Do đó, số liệu thu thập chưa đủ để đánh giá toàn diện tình trạng ô nhiễm cũng như nguồn gốc của PAEs trong bụi $PM_{2.5}$. Vì vậy, cần tiến hành các nghiên cứu cần thiết trong tương lai để làm rõ tình trạng ô nhiễm cũng như nguồn phát thải PAEs trong không khí.

Tổng nồng độ PAEs cao nhất trong $PM_{2.5}$ ban ngày và ban đêm tại S1 lần lượt là 266 ng/mg và 306 ng/mg, trong đó giá trị cao nhất của Σ_7 PAEs đối với S2 là 315 ng/mg và 277 ng/mg (Hình 3.2). Tương tự đối với Σ_7 PAEs cao nhất trong SPM vào ban ngày và ban đêm tại S1 lần lượt là 678 ng/mg và 623 ng/mg ngoại trừ 01 mẫu có hàm lượng PAEs đột biến - 1876 ng/mg và 628 ng/mg (ban ngày) và 679 ng/mg (ban đêm) đối với S2. Tổng nồng độ cao nhất của DnBP và DEHP trong bụi $PM_{2.5}$ tại nghiên cứu này (192 ng/mg) thấp hơn so với Σ_2 DnBP, DEHP cao nhất tại Mexico (253,6 ng/mg) [100]. Xu hướng ngược lại được quan sát đối với SPM khi Σ_3 DiBP, DiBP, DEHP cao nhất tại nghiên cứu này (295 ng/mg) cao hơn so với Σ_3 DiBP, DnBP, DEHP cao nhất tại Mexico (175,8 ng/mg) trong SPM [100]. Trung vị của DMP, DEP, BBP, DEHP trong bụi $PM_{2.5}$ tại nghiên cứu này (19,4 ng/m³) thấp hơn 3,2 lần so với Σ_4 DMP, DEP, BBP, DEHP trung vị tại Beijing, Trung Quốc (62,5 ng/m³) [101]. Tổng nồng độ cao nhất của DEP, DiBP, DnBP, DEHP trong bụi $PM_{2.5}$ tại nghiên cứu này (64,5 ng/m³) thấp hơn 5,8 lần so với Σ_4 DEP, DiBP, DnBP, DEHP cao nhất tại Trung Quốc (374,9 ng/m³) [102]. Tuy nhiên, ở nghiên cứu khác tại Trung Quốc, nồng độ cao nhất của DMP, DEP, DnBP, BBP, DEHP trong bụi $PM_{2.5}$ tại nghiên cứu này (45 ng/m³) thấp hơn 82,2 lần so với Σ_5 DMP, DEP, DnBP, BBP, DEHP cao nhất tại HongKong, Trung Quốc (3698,17 ng/m³) [103].



Hình 3.2: Tổng nồng độ PAEs cao nhất trong PM_{2.5} và SPM (ngày, đêm)

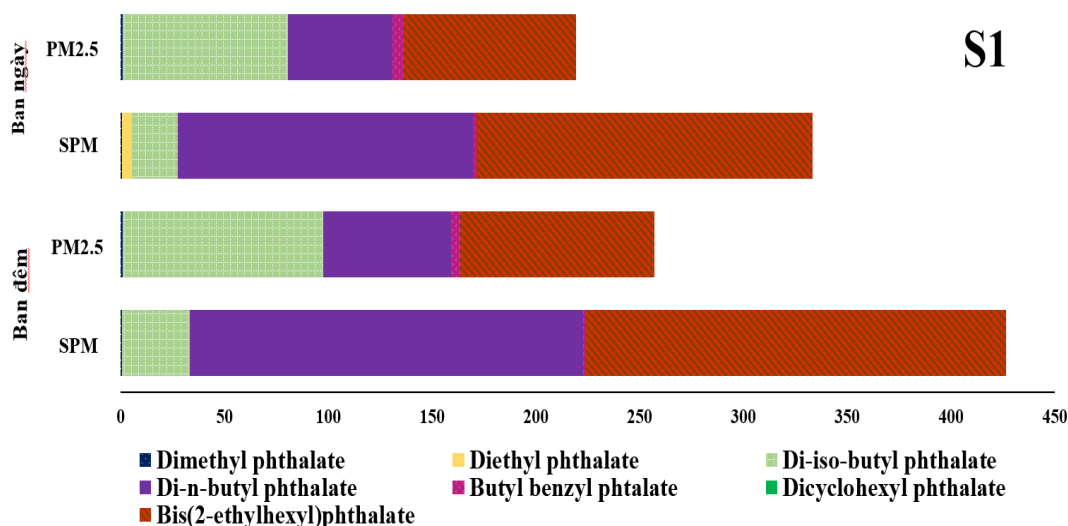
3.1.2. Sự phân bố của PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM:

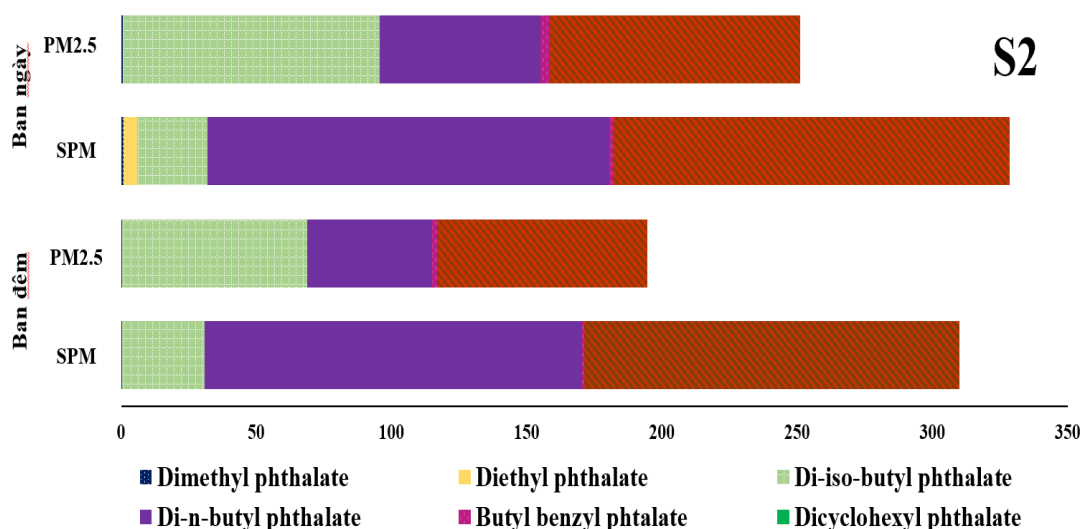
7 trong số 12 PAEs phân tích được phát hiện trong mẫu bụi SPM và PM_{2.5}. Trên thế giới di-iso-butyl phthalate (DiBP), di-n-butyl phthalate (DnBP), butyl benzyl phthalate (BBP) và bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) được sử dụng phổ biến trong hoạt động công nghiệp và chúng được phát hiện trong 100% mẫu bụi PM_{2.5} và SPM thu thập tại nghiên cứu này (Bảng 3.1). Kết quả này tương tự với phát hiện của Dương Thị Hạnh và cộng sự [13] trong đó DiBP, DnBP và DEHP được phát hiện trong 100% mẫu bụi SPM tại Hà Nội năm 2019. Dimethyl phthalate (DMP) được phát hiện trong 54/56 mẫu, trong khi đó diethyl phthalate (DEP) và dicyclohexyl phthalate (DCHP) được phát hiện lần lượt trong 21 và một mẫu phân tích. Tổng nồng độ DiBP, DnBP, BBP, DEHP trong PM_{2.5} và SPM chiếm trên 98% tổng PAEs được phát hiện trong 55/56 mẫu phân tích, trong đó DEHP được phát hiện trong 100% mẫu với nồng độ cao nhất (chiếm trên 35% \sum_7 PAEs). DiBP, DnBP và DEHP là các chất được phát hiện với nồng độ cao nhất trong tất cả các mẫu bụi PM_{2.5} và SPM thu thập (Hình 3.3). DiBP và DEHP là hai nhóm chất chiếm ưu thế trong bụi PM_{2.5}, đóng góp trên 67% \sum_7 PAEs được phát hiện; trong khi đó DnBP và DEHP chiếm ưu thế trong bụi SPM, đóng góp trên 87% \sum_7 PAEs được phát hiện.

Bảng 3.1: Tần suất xuất hiện của các PAEs tại khu vực nghiên cứu

	PM _{2.5}		SPM	
	Ban ngày	Ban đêm	Ban ngày	Ban đêm
Dimethyl phthalate (DMP)	14/14	14/14	14/14	12/14
Diethyl phthalate (DEP)	2/14	1/14	12/14	6/14
Di-iso-butyl phthalate (DiBP)	14/14	14/14	14/14	14/14
Di-n-butyl phthalate (DnBP)	14/14	14/14	14/14	14/14
Butyl benzyl phthalate (BBP)	14/14	14/14	14/14	14/14
Dicyclohexyl phthalate (DCHP)	1/14	0/14	0/14	0/14
Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	14/14	14/14	14/14	14/14

Các PAEs như DMP, DEP, DnBP, BBP, DEHP và di-n-octyl phthalate (DnOP) đã được US EPA liệt kê vào danh mục chất gây ô nhiễm ưu tiên cần được kiểm soát. Trong số đó, DEHP và BBP là hai chất có khả năng gây ung thư cao [77]. Đặc biệt, DEHP được phát hiện trong 100% mẫu bụi PM_{2.5} và SPM với nồng độ cao nhất (chiếm trên 35% \sum 7PAEs). Thêm vào đó, nồng độ cao của DEHP, DBP và DiBP được phát hiện trong các mẫu tại nghiên cứu này có khả năng gây tác động đối với sức khỏe con người [13].





Hình 3.3: Nồng độ (trung vị) các PAEs trong bụi PM_{2.5} và SPM tại 2 vị trí

Di-iso-butyl phthalate là chất hóa dẻo chuyên dụng thường được sử dụng kết hợp với các phthalate có trọng lượng phân tử cao khác như một chất hỗ trợ tạo gel. Nó có đặc tính ứng dụng rất giống với DBP do đó có thể thay thế DBP trong hầu hết các ứng dụng của nó. Những ứng dụng này bao gồm từ quá trình hóa dẻo PVC đến sản xuất sơn, mực in và chất kết dính [104]. Tại S1, nồng độ DiBP trung vị chiếm 35,9% và 8,75% Σ_7 PAEs trong PM_{2.5} và SPM. Xu hướng tương tự cũng được quan sát tại S2, với nồng độ trung vị DIBP chiếm 36% và 9,41% trong PM_{2.5} và SPM (Hình 3.3).

Di-n-butyl phthalate được sử dụng trong nhựa epoxy, este xenlulo, các công thức kết dính đặc biệt và các mặt hàng chăm sóc cá nhân [105]. Vì được sử dụng phổ biến, DnBP có thể dễ dàng xâm nhập vào môi trường thông qua nhiều con đường khác nhau, bao gồm rò rỉ từ các sản phẩm, phát thải trong quá trình sản xuất và xử lý chất thải nhựa [106]. Di-n-butyl phthalate đã được phát hiện rộng rãi trong các thành phần môi trường như trầm tích, nước, không khí, sinh vật và thậm chí trong thực phẩm [107]. Tại S1, nồng độ DnBP trung vị chiếm 24,1% và 42,7% Σ_7 PAEs trong PM_{2.5} và SPM. Xu hướng tương tự cũng được quan sát tại S2, với nồng độ DnBP trung vị chiếm 22,6% và 43,3% trong PM_{2.5} và SPM (Hình 3.3). Nồng độ cao nhất của DnBP (82,5ng/mg) tại hai vị trí nghiên cứu cao hơn 2,6 lần so với nồng độ DnBP cao nhất tại Mexico (31,8 ng/mg) [107].

Hai hợp chất có nguy cơ gây ung thư cao là BBP và DEHP đã được phát hiện trong tất cả các mẫu bụi PM_{2.5} và SPM thu thập tại Hà Nội. Trong đó, DEHP xuất hiện với nồng độ cao nhất (chiếm trên 35% Σ_7 PAEs). DEHP

và BBP được sử dụng để làm chất hóa dẻo trong ngành công nghiệp polyme, sàn PVC, tường nhựa, sơn, lớp phủ, chất kết dính, bao bì đóng gói, chất dẻo nhựa và có mặt hầu hết trong các sản phẩm nội thất, mỹ phẩm và các sản phẩm chăm sóc cá nhân [108], [109]. DEHP chiếm tới 1/3 trên tổng số PAEs được sản xuất ở Châu Âu, con số này là 80% đối với Trung Quốc [66], [110], [111]. Nồng độ DEHP (trung vị) chiếm 37,5% và 46,9% Σ_7 PAEs trong $PM_{2.5}$ và SPM tại S1. Xu hướng này cũng được quan sát tại S2, với đóng góp của DEHP trong Σ_7 PAEs là 39,8% ($PM_{2.5}$) và 45,3% (SPM) (Hình 3.3). Mặc dù BBP được phát hiện trong 100% mẫu bụi thu thập, tuy nhiên chỉ duy trì ở mức nồng độ thấp (chiếm 2,19% và 0,32% Σ_7 PAEs trong $PM_{2.5}$ và SPM tại S1 và 1,32% và 0,35% trong $PM_{2.5}$ và SPM tại S2) (Hình 3.3). Nồng độ cao nhất của DEHP (110 ng/mg) phát hiện trong bụi $PM_{2.5}$ tại nghiên cứu thấp hơn 2,1 lần so với nồng độ DEHP cao nhất được phát hiện tại Mexico (229,7 ng/mg) [107].

3.1.3. Đánh giá rủi ro đến sức khỏe con người và phơi nhiễm hằng ngày:

Đánh giá rủi ro đối với sức khỏe con người của PAEs dựa trên mức độ phơi nhiễm hằng ngày đối người lớn (NL) và trẻ em (TE). Giá trị RfDs được xác định cho hai PAEs có nguy cơ cao gây ung thư (DEHP, BBP) và DEP (được US EPA liệt kê vào danh mục chất ưu tiên cần được kiểm soát), do đó trong nghiên cứu này mức độ phơi nhiễm và rủi ro sức khỏe con người đối với DEHP, BBP và DEP được đánh giá (Bảng 3.2).

Bảng 3.2: Chỉ số rủi ro (HQ) và chỉ số nguy hại (HI) đối với sức khỏe con người của 3 nhóm PAEs

STT	Tên PAEs	RfDs	C _{air} ng m ⁻³	DIair (ng kg ⁻¹ ngày ⁻¹)				CDI (ng kg ⁻¹ ngày ⁻¹)				HQ			
				PM _{2.5}		SPM		PM _{2.5}		SPM		PM _{2.5}		SPM	
				NL	TE	NL	TE	NL	TE	NL	TE	NL	TE	NL	TE
1	Diethyl phthalate (DEP)	800 µg kg ⁻¹ ngày ⁻¹	Nhỏ nhất	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Lớn nhất	1,65	4,17	0,10	0,25	0,81	0,42	0,05	0,03	0,10E-05	0,05E-05	0,006E-05	0,003E-05
			Trung vị	0	0	0,06	0,15	0	0	0,03	0,02	0	0	0,004E-05	0,002E-05
2	Butyl benzyl phthalate (BBP)	200 µg kg ⁻¹ ngày ⁻¹	Nhỏ nhất	0,07	0,17	0,01	0,01	0,03	0,02	0,003	0,001	0,016E-05	0,01E-05	0,0014E-05	0,001E-05
			Lớn nhất	0,60	1,51	0,02	0,05	0,29	0,15	0,01	0,005	0,15E-05	0,08E-05	0,005E-05	0,003E-05
			Trung vị	0,23	0,59	0,01	0,03	0,12	0,06	0,01	0,003	0,06E-05	0,03E-05	0,003E-05	0,002E-05
3	Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	20 µg kg ⁻¹ ngày ⁻¹	Nhỏ nhất	3,05	7,69	0,35	0,90	1,50	0,77	0,17	0,09	7,50E-05	3,84E-05	0,87E-05	0,45E-05
			Lớn nhất	5,69	14,4	2,89	7,29	2,80	1,44	1,42	0,73	14,0E-05	7,18E-05	7,11E-05	3,64E-05
			Trung	4,89	12,3	2,02	5,09	2,41	1,23	0,99	0,51	12,0E-05	6,17E-05	4,97E-05	2,55E-05

											05	05	05	05
			vi								7,52E-05	3,85E-05	0,88E-05	0,45E-05
			Nhỏ nhất								14,3E-05	7,31E-05	7,12E-05	3,65E-05
			Lớn nhất								12,1E-05	6,20E-05	4,98E-05	2,55E-05
			Trung vị											

Nhìn chung, kết quả đánh giá rủi ro đối với sức khỏe con người cho thấy, con người phơi nhiễm PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ cao hơn 2 lần so với SPM. Lượng tiêu thụ PAEs hàng ngày thông qua con đường hít thở (DI_{air}) của trẻ em cao hơn 2,5 lần so với người lớn trên 1 kg trọng lượng cơ thể. Giá trị DI cao nhất được quan sát đối với hợp chất có khả năng gây ung thư cao DEHP trong bụi $PM_{2.5}$ là $5,69 \text{ ng kg}^{-1} \text{ ngày}^{-1}$ (người lớn) và $14,4 \text{ ng kg}^{-1} \text{ ngày}^{-1}$ (trẻ em), trong khi đó đối với SPM, giá trị DI cao nhất đối với người lớn và trẻ em lần lượt là $2,89 \text{ ng kg}^{-1} \text{ ngày}^{-1}$ và $7,29 \text{ ng kg}^{-1} \text{ ngày}^{-1}$.

Chỉ số rủi ro HQ cao nhất của DEP, BBP và DEHP trong $PM_{2.5}$ đối với người lớn lần lượt là $0,10E-05$, $0,15E-05$, $14,0E-05$; trong khi đó đối với SPM giá trị HQ lần lượt là $0,006E-05$, $0,005E-05$, $7,11E-05$ (Bảng 3.2). Giá trị HQ tương đối thấp đối với trẻ em do tỷ lệ hít vào/trọng lượng cơ thể nhỏ hơn [88]. Chỉ số nguy hại HI cao nhất của 3PAEs trong $PM_{2.5}$ đối với người lớn và trẻ em là $14,3E-05$ và $7,31E-05$; và chỉ số HI cao nhất đối với người lớn và trẻ em trong SPM lần lượt là $7,12E-05$ và $3,65E-05$. Các giá trị HI nhỏ hơn 1 cho thấy chưa có tác động xấu nào đối với sức khỏe khi tiếp xúc với DEP, BBP và DEHP trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM trong bụi không khí [91].

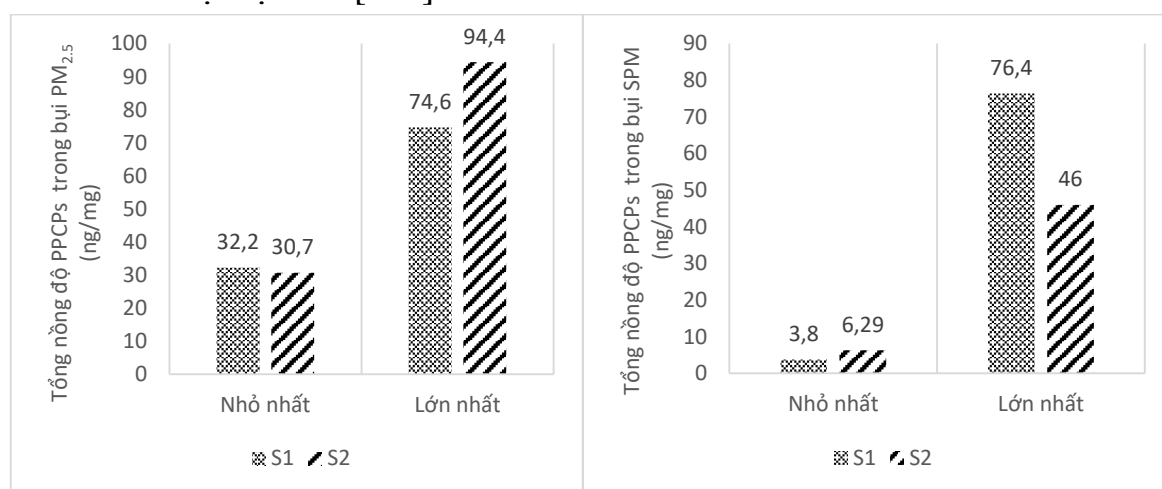
Do thiếu thông tin về độc tính của bốn trong số bảy PAEs được phát hiện, chỉ có ba PAEs được đánh giá về rủi ro đối với sức khỏe con người. Tuy nhiên, các hóa chất độc hại khác có thể tồn tại trong bụi không khí, và việc tiếp xúc lâu dài có thể gây hại. Vì vậy, cần tiến hành các nghiên cứu toàn diện hơn về sự hiện diện, con đường phơi nhiễm, và nguy cơ sức khỏe từ các PAEs, đặc biệt là những chất có khả năng gây ung thư như DEHP và BBP, trong bụi $PM_{2.5}$ tại khu vực Hà Nội.

3.2. Kết quả phân tích PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM

3.2.1. PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM tại 2 khu vực nghiên cứu:

23 trong số 80 PPCPs được phát hiện tại 2 khu vực trong mẫu bụi $PM_{2.5}$ và SPM. Tổng nồng độ PPCP ($\Sigma_{23}PPCPs$) trong các bụi $PM_{2.5}$ thu thập được tại S1 dao động từ $32,2 \text{ ng/mg}$ đến $74,6 \text{ ng/mg}$, trong đó ($\Sigma_{23}PPCPs$ vào ban ngày và ban đêm dao động trong khoảng từ $32,2 \text{ ng/mg}$ đến $56,5 \text{ ng/mg}$ và $42,2$ đến $74,6 \text{ ng/mg}$ (Hình 3.4). Đối với mẫu bụi $PM_{2.5}$ thu thập tại S2,

Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ (dao động từ 30,7 ng/mg đến 94,4 ng/mg) cao hơn một chút so với Σ_{23} PPCPs tại S1. Tổng nồng độ PPCPs tại S2 vào ban ngày và ban đêm dao động từ 37,3 ng/mg đến 84,1 ng/mg và từ 30,7 đến 94,4 ng/mg. Nhìn chung, Σ_{23} PPCPs tại 2 khu vực trong bụi $PM_{2.5}$ vào ban ngày, ban đêm tại 2 vị trí lấy mẫu không có sự biến đổi lớn. Tuy nhiên, Σ_{23} PPCPs cao nhất lại có xu hướng cao hơn vào ban đêm. Điều này có thể được giải thích bởi quá trình quang hóa diễn ra mạnh hơn vào ban ngày khi có ánh sáng mặt trời, giúp phân hủy hoặc làm suy giảm một số hợp chất PPCPs dưới tác động của nhiệt độ cao và bức xạ mặt trời [112].



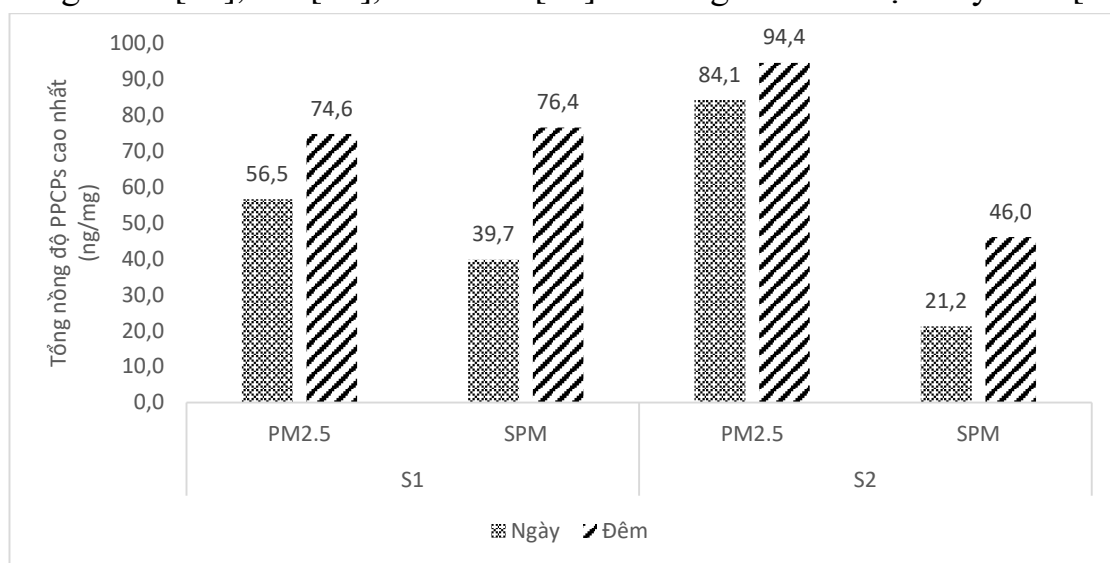
Hình 3.4: Tổng nồng độ PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM

Kết quả phân tích Σ_{23} PPCPs trong bụi SPM cho thấy xu hướng tương tự với Σ_{23} PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ [112]. Tổng nồng độ PPCPs trong các mẫu bụi SPM thu thập tại S1 dao động từ 3,80 ng/mg đến 76,4 ng/mg trong đó Σ_{23} PPCPs vào ban ngày từ 3,80 ng/mg đến 39,7 ng/mg và 7,05 ng/mg đến 76,4 ng/mg vào ban đêm. Trong khi đó, mẫu SPM thu thập tại S2, Σ_{23} PPCPs dao động từ 6,29 ng/mg – 46 ng/mg (Σ_{23} PPCPs vào ban ngày từ 6,29 ng/mg đến 21,2 ng/mg và vào ban đêm từ 6,77 ng/mg – 46 ng/mg). Nhìn chung, Σ_{23} PPCPs tại 2 khu vực trong bụi SPM và $PM_{2.5}$ vào ban ngày, ban đêm tại 2 vị trí lấy mẫu không có sự biến đổi lớn tuy nhiên Σ_{23} PPCPs tại S2 trong bụi $PM_{2.5}$ có xu hướng cao hơn so với S1 và đối với SPM thì có xu hướng ngược lại. Do đây là nghiên cứu tiền đề về hiện trạng ô nhiễm PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM tại khu vực đô thị Hà Nội với số lượng mẫu thu thập chưa đủ lớn, trong phạm vi hẹp (2 vị trí) và thời gian thu mẫu ngắn (7 ngày), vì vậy số liệu nghiên cứu chưa đủ để đánh giá hiện trạng ô nhiễm cũng như nguồn gốc của PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM tại khu vực nội đô Hà Nội. Do đó cần tiến

hành các nghiên cứu chuyên sâu trong tương lai về sự ô nhiễm cũng như nguồn phát tán của PPCPs trong không khí.

Tổng nồng độ trung bình của PPCPs trong SPM lại có xu hướng thấp hơn 2,2 lần so với Σ_{23} PPCPs trung bình trong bụi $PM_{2.5}$ lần lượt là 24,6 ng/mg và 55,9 ng/mg. Nguyên nhân có thể do nồng độ PPCP kích thước hạt nhỏ hơn của $PM_{2.5}$ sẽ tạo ra diện tích bề mặt lớn hơn, tạo điều kiện cho việc hấp phụ các hợp chất hữu cơ như PPCP. Nghiên cứu của Ling Jin và cộng sự, 2017 đã chứng minh rằng bụi mịn $PM_{2.5}$ chứa nồng độ các hợp chất hữu cơ cao hơn so với các hạt lớn hơn trong SPM [113].

Tổng nồng độ PPCPs cao nhất trong $PM_{2.5}$ ban ngày và ban đêm tại S1 lần lượt là 56,5 ng/mg và 74,6 ng/mg, trong đó giá trị cao nhất của Σ_{23} PPCPs đối với S2 là 84,1 ng/mg và 94,4 ng/mg (Hình 3.5). Tương tự đối với Σ_{23} PPCPs cao nhất trong SPM vào ban ngày và ban đêm tại S1 lần lượt là 39,7 ng/mg và 76,4 ng/mg (ban ngày) và 46 ng/mg (ban đêm) đối với S2. Tổng nồng độ 4-Nonylphenol, Bisphenol A (BPA), Diethyltoluamide (DEET) cao nhất tại nghiên cứu này trong bụi SPM (1 ng/m^3) cao hơn 1,5 lần so với Σ_4 -Nonylphenol, BPA, DEET cao nhất trong không khí tại Canada ($0,672 \text{ ng/m}^3$) [114]. Hiện nay, số lượng nghiên cứu đánh giá mối tương quan giữa nồng độ PPCPs với các nguồn phát thải cũng như sự khác biệt về mức độ ô nhiễm của PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ trên toàn cầu vẫn còn hạn chế. Hầu hết các nghiên cứu về PPCPs được phát hiện trong môi trường nước [54], đất [44], trầm tích [55] và trong các sinh vật thủy sinh [57].



Hình 3.5: Tổng nồng độ PPCPs cao nhất trong $PM_{2.5}$ và SPM (ngày, đêm)

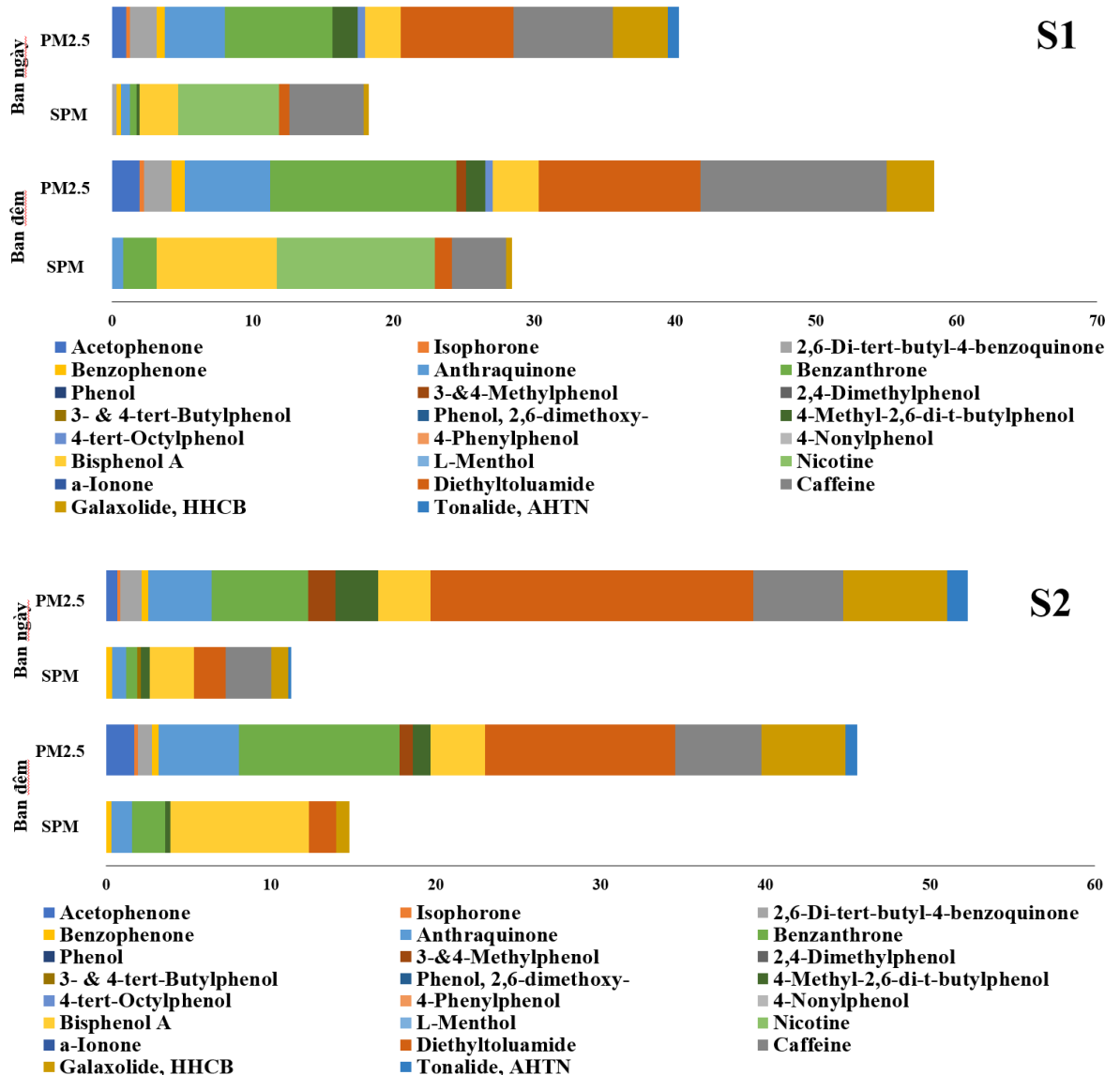
3.2.2. Sự phân bố của PPCPs trong bụi PM_{2.5} và SPM

23 trong số 80 PPCPs phân tích được phát hiện trong mẫu SPM và PM_{2.5} (Bảng 3.3). DEET và BPA được phát hiện trong 100% mẫu bụi PM_{2.5} và SPM. Galaxolide (HHCB) được phát hiện trong 54/56 mẫu phân tích, Anthraquinone và Benzanthrone được phát hiện lần lượt trong 50/56 và 48/56 mẫu phân tích. Ngoài ra, các PPCPs khác (Caffeine, 4-Methyl-2,6-di-t-butylphenol (BHT), Benzophenone) được phát hiện lần lượt trong 45/56, 44/56, 42/56 mẫu phân tích bụi PM_{2.5} và SPM. Tổng nồng độ Anthraquinone, Benzanthrone, BPA, Nicotine, DEET, Caffeine, HHCB chiếm trên 44% Σ_{23} PPCPs được phát hiện trong 42/56 mẫu phân tích. Trong đó Anthraquinone, Benzanthrone, DEET, Caffeine, HHCB là 5 nhóm chất chiếm ưu thế trong bụi PM_{2.5} đóng góp 59% Σ_{23} PPCPs được phát hiện; trong khi đó Benzanthrone, BPA, Nicotine, DEET, Caffeine chiếm ưu thế trong bụi SPM, đóng góp trên 44% Σ_{23} PPCPs được phát hiện.

Bảng 3.3: Tần suất xuất hiện của các PPCPs tại khu vực nghiên cứu

	PM _{2.5}		SPM	
	Ban ngày	Ban đêm	Ban ngày	Ban đêm
Acetophenone	14/14	14/14	2/14	1/14
Isophorone	9/14	12/14	2/14	3/14
2,6-Di-tert-butyl-4-benzoquinone	11/14	10/14	6/14	4/14
Benzophenone	14/14	14/14	8/14	6/14
Anthraquinone	14/14	14/14	10/14	12/14
Benzanthrone	14/14	14/14	9/14	11/14
Phenol	0/14	0/14	3/14	1/14
3-&4-Methylphenol	6/14	13/14	0/14	0/14
2,4-Dimethylphenol	0/14	3/14	0/14	0/14
3- & 4-tert-Butylphenol	3/14	2/14	5/14	4/14
Phenol, 2,6-dimethoxy-	1/14	0/14	0/14	0/14
4-Methyl-2,6-di-t-butylphenol (BHT)	14/14	14/14	9/14	7/14
4-tert-Octylphenol	5/14	8/14	0/14	0/14
4-Phenylphenol	0/14	1/14	0/14	0/14
4-Nonylphenol	2/14	2/14	1/14	4/14
Bisphenol A (BPA)	14/14	14/14	14/14	14/14
L-Menthol	0/14	1/14	2/14	0/14
Nicotine	0/14	0/14	7/14	5/14

a-Ionone	0/14	0/14	1/14	0/14
Diethyltoluamide (DEET)	14/14	14/14	14/14	14/14
Caffeine	14/14	13/14	10/14	8/14
Galaxolide (HHCB)	14/14	14/14	14/14	12/14
Tonalide, AHTN	9/14	9/14	4/14	5/14



Hình 3.6: Nồng độ (trung vị) các PPCPs trong bụi PM_{2.5} và SPM tại 2 vị trí

3.2.3. Đánh giá một số PPCPs trong bụi PM_{2.5} và SPM

1) Diethyltoluamide (DEET):

Diethyltoluamide (DEET) là tên gọi thông thường của N,N-diethyl-m toluamide, một chất xua đuổi côn trùng đa năng và được sử dụng trực tiếp trên da người, quần áo và vật nuôi trong nhà [115]. DEET có thể xuất hiện trong nhiều loại môi trường khác nhau (nước thải đã qua xử lý, nước mặt, bùn thải và trầm tích) [116], [117], [118], [119]. Tại S1, nồng độ DEET trung vị chiếm 20,7 % và 4,4% Σ_{23} PPCPs trong PM_{2.5} và SPM. Ở S2, nồng độ DEET trung vị có xu hướng cao hơn chiếm 32,5% và 15,2% Σ_{23} PPCPs trong PM_{2.5} và SPM (Hình 3.6). Nồng độ DEET cao nhất trong SPM tại nghiên cứu này (0,22 ng/m³) thấp hơn 1,7 lần so với nghiên cứu Ferrey, 2013 tại Canada (0,37 ng/m³) [114].

2) Bisphenol A (BPA)

Bisphenol A (BPA) là một hợp chất hữu cơ dạng rắn kết tinh không màu, với công thức phân tử là C₁₅H₁₆O₂. BPA chủ yếu được sử dụng trong sản xuất nhựa polycarbonate và nhựa epoxy, đặc biệt là trong các sản phẩm như chai nước, bình sữa cho trẻ em, và các loại hộp chứa đồ uống và thực phẩm [120]. Nó cũng được biết đến rộng rãi vì có xu hướng rò rỉ từ những sản phẩm đó, khiến nó trở thành vấn đề đáng chú ý đối với sức khỏe cộng đồng và môi trường. Vào đầu thế kỷ 21, sản lượng BPA toàn cầu lên tới hơn 6 tỷ pound (2,7 tỷ kg) hàng năm, trong đó khoảng một phần ba được sản xuất tại Hoa Kỳ. Sự phơi nhiễm của con người ở quốc gia đó được coi là phổ biến; một nghiên cứu công bố trong năm 2008 ước tính hơn 90% người Mỹ từ sáu tuổi trở lên có mức BPA được phát hiện trong nước tiểu [120]. Tại S1, nồng độ BPA trung vị chiếm 6% và 26% Σ_{23} PPCPs trong PM_{2.5} và SPM. Ở S2, nồng độ BPA trung vị có xu hướng cao hơn chiếm 6,4% và 36,3% Σ_{23} PPCPs trong PM_{2.5} và SPM (Hình 3.6). Nồng độ BPA cao nhất trong SPM tại nghiên cứu này (0,71 ng/m³) cao hơn 5,1 lần so với nghiên cứu Ferrey, 2013 tại Canada (0,137 ng/m³) [114].

3) Galaxolide (HHCB)

Galaxolide (HHCB) là một loại xạ hương tổng hợp được sử dụng làm hương liệu trong các sản phẩm gia dụng. Nó được các công ty sản xuất sản phẩm vệ sinh và chăm sóc cá nhân sử dụng rộng rãi và có mặt trong nhiều loại sản phẩm như nước hoa, sữa tắm, dầu gội, kem dưỡng da và chất tẩy rửa [121]. Việc sử dụng Galaxolide đã tăng đều đặn ở Hoa Kỳ trong 30 năm qua

[121]. Một vài nghiên cứu gần đây, đã nói rằng sự phơi nhiễm của Galaxolide có ở khắp mọi nơi ở con người. Hutter và cộng sự, 2009 đã phát hiện Galaxolide trong huyết tương của 91% số người tham gia nghiên cứu [122]. Những người tham gia sử dụng kem dưỡng da và nước hoa có mùi thơm có mức Galaxolide cao hơn đáng kể so với những người không sử dụng. Một nghiên cứu về các bà mẹ mới sinh phát hiện ra Galaxolide có trong 97% mẫu sữa mẹ [123]. Tại S1, nồng độ HHCB trung vị chiếm 7,75% và 1,8% Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ và SPM. Ở S2, nồng độ HHCB trung vị có xu hướng cao hơn chiếm 12,1% và 8,29% Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ và SPM (Hình 3.6).

4) Anthraquinone

Anthraquinones được phân loại là quinones, và các dẫn xuất của chúng là nhóm quinones tự nhiên lớn nhất. Benzoquinones và naphthoquinones cũng là một phần của nhóm này. Anthraquinones tạo nên nhóm sắc tố tự nhiên lớn nhất, với khoảng 700 hợp chất được mô tả. Khoảng 200 trong số các hợp chất trên được phân lập từ thực vật, trong khi phần còn lại được phân lập từ địa y và nấm [124]. Anthraquinones có thể được tìm thấy trong các bộ phận của cây: rễ, thân rễ, quả và hoa. Chúng nổi bật với hoạt tính sinh học đáng chú ý của chúng: chống ung thư, chống viêm, lợi tiểu, chống viêm khớp, kháng nấm, kháng khuẩn và chống sốt rét [125]. Các phân tử này cũng có ứng dụng trong hóa học phân tích và quy trình công nghiệp để sản xuất xenlulo. Chúng có thể được sử dụng làm thuốc nhuộm, hóa chất nông nghiệp và nguyên mẫu để phát triển các phân tử mới có hoạt tính sinh học [125]. Tại S1, nồng độ Anthraquinone trung vị chiếm 12,9 và 3,21 Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ và SPM. Tại S2, nồng độ Anthraquinone trung vị có xu hướng tương tự chiếm 8,85% và 9,79% Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ và SPM (Hình 3.6).

5) Benzanthrone

Benzanthrone là hợp chất hữu cơ thuộc nhóm hydrocarbon thơm đa vòng (PAHs) và có thể tìm thấy trong các sản phẩm dược phẩm, hóa chất, cũng như là một sản phẩm phụ của các hoạt động quân sự [126]. Nó có thể được phát hiện trong các mẫu nước và đất. Benzanthrone còn có thể sử dụng như một đầu dò huỳnh quang trong việc cảm biến oxy, đầu dò cho độ pH của dung dịch và cation [126]. Ngoài ra, benzanthrone được sử dụng trong các loại thuốc nhuộm (vật liệu polymer) [127] và màn hình tinh thể lỏng [128], và các đặc tính phi tuyến tính [121],[122] cũng đã được chứng minh. Tại S1, nồng độ Benzanthrone trung vị chiếm 18,7% và 4% Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ và

SPM. Tại S2, nồng độ Benzanthrone trung vị có xu hướng tương tự chiếm 17,2% và 10,9% Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ và SPM (Hình 3.6).

6) Caffeine

Caffeine là một trong những chất tiêu thụ rộng rãi trên thế giới, chủ yếu có trong cà phê. Tuy nhiên, nó cũng hiện diện trong các loại thực vật khác như lá trà, quả guarana và hạt cacao. Đáng chú ý, caffeine còn được tìm thấy trong đồ uống tăng lực, nước ngọt, kẹo cao su và một số loại thuốc [131]. Chawla, 2015 [124] tuyên bố rằng mức tiêu thụ caffeine trung bình từ tất cả các nguồn đạt 76 mg/người/ngày; ở Hoa Kỳ và Canada, con số này là khoảng 210 – 238 mg/người/ngày và vượt quá 400 mg/người/ngày ở Thụy Điển và Phần Lan. Tuy nhiên, một liều trên 300 mg cùng một lúc có thể gây ngộ độc caffeine. Các triệu chứng phổ biến nhất là: bồn chồn, lo lắng, kích động, mất ngủ, đỏ bừng mặt, đi tiểu nhiều, rối loạn tiêu hóa, run cơ, dòng suy nghĩ và lời nói hỗn loạn, cáu kỉnh, loạn nhịp tim, nhịp tim nhanh [133]. Tại S1, nồng độ Caffeine trung vị chiếm 19,4 % và 21,3 % Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ và SPM. Tại S2, nồng độ Caffeine trung vị có xu hướng thấp hơn 10,5% và 11,7% Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ và SPM (Hình 3.6).

7) Các hóa chất PPCP khác

Benzophenone (BBPs) và 4-Methyl-2,6-di-t-butylphenol thuộc nhóm sản phẩm dược phẩm. 4-Methyl-2,6-di-t-butylphenol và BBPs được tìm thấy rải rác và nồng độ trung vị tương đối thấp, theo thứ tự giảm dần 1,38% và 3,76% Σ_{23} PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ tại S1. Tại S2 4-Methyl-2,6-di-t-butylphenol chiếm 2,89% và 3,55% Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ và SPM và chiếm 0,83% và 2,74% Σ_{23} PPCPs trong $PM_{2.5}$ và SPM đối với BBPs (Hình 3.6). Còn lại các PPCPs được phát hiện tại nghiên cứu này chiếm dưới 4,3% Σ_{23} PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM, ngoại trừ nồng độ trung vị Nicotine tại khu vực S1 chiếm 39,3% Σ_{23} PPCPs trong bụi SPM tuy nhiên với tần suất phát hiện thấp 12/56 mẫu phân tích bụi SPM.

3.2.4. Đánh giá rủi ro đến sức khỏe con người và phơi nhiễm hàng ngày

Đánh giá rủi ro đối với sức khỏe con người của PPCPs dựa trên mức độ phơi nhiễm hàng ngày đối người lớn (NL) và trẻ em (TE). Giá trị RfDs được xác định cho 4 PPCPs (Benzophenone, Benzanthrone, BPA, Caffeine) do đó nghiên cứu này mức độ phơi nhiễm và rủi ro sức khỏe con người đối với Benzophenone, Benzanthrone, BPA, Caffeine được đánh giá trong Bảng 3.4.

Bảng 3.4: Chỉ số rủi ro (HQ) và chỉ số nguy hại (HI) đối với sức khỏe con người của 4 nhóm PPCPs

STT	Tên PPCPs	RfDs	C _{air} ng m ⁻³	DI _{air} (ng kg ⁻¹ ngày ⁻¹)				CDI (ng kg ⁻¹ ngày ⁻¹)				HQ			
				PM _{2.5}		SPM		PM _{2.5}		SPM		PM _{2.5}		SPM	
				NL	TE	NL	TE	NL	TE	NL	TE	NL	TE	NL	TE
1	Benzophenone	30 μg kg ⁻¹ ngày ⁻¹	Nhỏ nhất	0,01	0,03	0	0	0,02	0	0	0	0,1E-5	0,2E-6	0	0
			Lớn nhất	0,08	0,20	0,01	0,03	0,15	0,03	0,02	0	0,5E-5	0,1E-5	0,1E-5	0
			Trung vị	0,03	0,07	0	0	0,05	0,01	0	0	0,2E-5	0,4E-6	0	0
2	Benzanthrone	0,059 mg kg ⁻¹ ngày ⁻¹	Nhỏ nhất	0,16	0,40	0	0	0,30	0,06	0	0	0,5E-5	0,1E-5	0	0
			Lớn nhất	1,36	3,43	0,06	0,15	2,51	0,51	0,11	0,02	0,43E-4	0,86E-5	0,2E-5	0
			Trung vị	0,53	1,33	0,02	0,04	0,98	0,20	0,03	0,01	0,17E-4	0,34E-5	0,1E-5	0
3	Bisphenol A	0,05 mg kg ⁻¹ ngày ⁻¹	Nhỏ nhất	0,02	0,06	0	0,01	0,04	0,01	0,01	0	0,1E-5	0,2E-6	0	0
			Lớn nhất	1,05	2,64	0,19	0,48	1,93	0,39	0,35	0,07	0,39E-4	0,78E-5	0,7E-5	0,1E-5
			Trung vị	0,18	0,45	0,05	0,12	0,33	0,07	0,09	0,02	0,7E-5	0,13E-5	0,2E-5	0
4	Caffeine	0,0025 mg kg ⁻¹ ngày ⁻¹	Nhỏ nhất	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Lớn nhất	1,31	3,31	0,18	0,46	2,43	0,49	0,34	0,07	0,971E-3	0,196E-3	0,135E-3	0,27E-4
			Trung vị	0,38	0,95	0,04	0,10	0,70	0,14	0,07	0,02	0,279E-3	0,566E-4	0,30E-4	0,6E-5
HI			Nhỏ nhất									0,07E-4	0,01E-4	0,01E-5	0,002E-5
			Lớn nhất									10,57E-4	2,14E-4	14,45E-5	2,93E-5
			Trung vị									3,04E-4	0,62E-4	3,24E-5	0,66E-5

Nhìn chung, kết quả đánh giá rủi ro đối với sức khỏe con người cho thấy, con người phơi nhiễm PPCPs trong bụi PM_{2.5} cao hơn so với SPM. Lượng tiêu thụ PPCPs hàng ngày thông qua con đường hít thở (DI_{air}) của trẻ em cao hơn 2,5 lần so với người lớn trên 1 kg trọng lượng cơ thể. Giá trị DI cao nhất được phổ biến ở hai chất Benzanthrone và Caffeine trong bụi PM_{2.5} lần lượt là 1,36 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ và 1,31 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ (người lớn) và 3,43 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ và 3,31 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ (trẻ em). Trong khi đó đối với SPM, giá trị DI cao nhất lần lượt là 0,06 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ và 0,18 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ (người lớn) và 0,15 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ và 0,46 ng kg⁻¹ ngày⁻¹ (trẻ em). Chỉ số rủi ro HQ cao nhất của Benzophenone, Benzanthrone, BPA, Caffeine trong PM_{2.5} đối với người lớn lần lượt là: 0,5E-5, 0,43E-4, 0,78E-5, 0,971E-3; trong khi đó đối với SPM giá trị HQ lần lượt là 0,1E-5, 0,2E-5, 0,7E-5, 0,135E-3 (Bảng 3.4). Giá trị HQ tương đối thấp đối với trẻ em do tỷ lệ hít vào/trọng lượng cơ thể nhỏ hơn [88]. Chỉ số rủi ro HI cao nhất của 4 PPCP trong PM_{2.5} đối với người

lớn và trẻ em là $10,57E-4$, $2,14E-4$; và chỉ số HI cao nhất đối với người lớn và trẻ em trong SPM lần lượt là $14,45E-5$, $2,93E-5$. Các giá trị HI nhỏ hơn 1 cho thấy chưa có tác động xấu nào đối với sức khỏe con người khi tiếp xúc với Benzophenone, Benzanthrone, BPA, Caffeine trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM trong bụi không khí [91].

Do dữ liệu về độc tính của 19 trong số 23 PPCPs được phát hiện còn thiếu, chỉ có 4 PPCPs được đánh giá rủi ro cho sức khỏe con người. Mặc dù vậy, vẫn tồn tại những tác động tiềm ẩn đến sức khỏe từ các hóa chất độc hại khác có mặt trong bụi không khí, và việc tiếp xúc lâu dài có thể gây ra các rủi ro cho sức khỏe. Vì vậy, cần thiết phải thực hiện các nghiên cứu tổng quát và quy mô lớn để xác định sự hiện diện, con đường phơi nhiễm, và các nguy cơ sức khỏe liên quan đến các PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ tại khu vực nội đô Hà Nội.

TÓM TẮT CHƯƠNG 3

Dựa trên kết quả phân tích PPCP và PAE trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM tại khu vực nghiên cứu, đề tài đã phác họa bức tranh về hiện trạng ô nhiễm, đặc điểm phân bố và rủi ro tiềm ẩn đối với sức khỏe con người của các PAEs và PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM tại khu vực nội đô, Hà Nội.

- 7 trong số 12 PAEs được phát hiện: DMP, DEP, DiBP, DnBP, BBP, DCHP, DEHP. Trong số đó, DIBP, DnBP, BBP và DEHP được phát hiện trong 100% mẫu bụi $PM_{2.5}$ và SPM, trong đó DiBP và DEHP chiếm ưu thế trong bụi $PM_{2.5}$ (đóng góp trên 67% \sum_7 PAEs), trong khi đó DnBP và DEHP chiếm ưu thế trong bụi SPM (đóng góp trên 87% \sum_7 PAEs). PAEs có nguy cơ gây ung thư cao DEHP được phát hiện trong 100% mẫu phân tích với nồng độ cao nhất, chiếm trên 35% \sum_7 PAEs được phát hiện trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM.

- 23 trong số 80 PPCPs phân tích được phát hiện trong mẫu bụi SPM và $PM_{2.5}$. Trong đó, tổng nồng độ Anthraquinone, Benzanthrone, BPA, Nicotine, DEET, Caffeine, HHCB chiếm trên 44% Σ_{23} PPCPs được phát hiện trong 42/56 mẫu phân tích. Anthraquinone, Benzanthrone, DEET, Caffeine, HHCB là 5 nhóm chất chiếm ưu thế trong bụi $PM_{2.5}$ đóng góp 59% Σ_{23} PPCPs được phát hiện; trong khi đó Benzanthrone, BPA, Nicotine, DEET, Caffeine chiếm ưu thế trong bụi SPM, đóng góp trên 44% Σ_{23} PPCPs được phát hiện. DEET và BPA được phát hiện trong 100% mẫu bụi $PM_{2.5}$ và SPM.

- Kết quả tính toán chỉ số nguy hại (HI) cho thấy các PAEs và PPCPs được phát hiện trong nghiên cứu chưa gây tác động tiêu cực đáng kể đến sức khỏe con người, việc tiếp xúc lâu dài với bụi không khí vẫn có thể làm gia tăng nguy cơ ảnh hưởng xấu đến sức khỏe. Ngoài ra, đề tài đã được xác định hợp lý các chất có nguy cơ cao, đồng thời đề xuất các biện pháp giảm thiểu rủi ro có thể xảy ra. Điều này đóng góp quan trọng vào việc nâng cao công thức nhận cộng đồng và hỗ trợ xây dựng chính sách bảo vệ sức khỏe trong bối cảnh ô nhiễm không khí ngày càng tăng.

Kết quả nghiên cứu của đề tài không chỉ cung cấp dữ liệu khoa học chi tiết về mức độ ô nhiễm PPCPs và PAEs mà còn giúp nhận biết các nguồn phát thải chính, từ đó đề xuất sản xuất các biện pháp kiểm soát và giảm thiểu ô nhiễm không khí tại đô thị.

KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

Đề tài đã đạt được các kết quả sau:

- Từ việc thu thập và tổng hợp nghiên cứu tài liệu trong và ngoài nước, đề tài đã được xác định trạng thái ô nhiễm các nhóm chất PPCPs và PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM. Các phương pháp phân tích hiện đại đã được tổng hợp và đánh giá, giúp xác định nguồn gốc phát hiện bụi và các chất ô nhiễm liên quan. Đề tài cũng đưa ra phương pháp nghiên cứu khung về rủi ro của các chất PPCPs và PAEs đối với sức khỏe con người, tạo ra cơ sở khoa học vững chắc cho các nội dung nghiên cứu tiếp theo.

- Thông số chuẩn hóa quy trình chiết xuất và phân tích PPCPs và PAEs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM trên AIQS tích hợp GC/MS thiết bị, đề tài đã xây dựng phương pháp tối ưu, đảm bảo độ chính xác và độ chính xác lặp lại cao. Kết quả này không chỉ hỗ trợ nghiên cứu mà còn tạo ra tiền đề cho ứng dụng trong thực tế, đáp ứng yêu cầu phân tích chi tiết và chính xác đối với các chất ô nhiễm trong bụi và bụi bùn.

- Dựa trên kết quả phân tích PPCP và PAE trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM tại khu vực nghiên cứu, đề tài đã phác họa bức tranh về hiện trạng ô nhiễm, đặc điểm phân bố và rủi ro tiềm ẩn đối với sức khỏe con người của các PAEs và PPCPs trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM tại khu vực nội đô, Hà Nội. 7 trong số 12 PAEs được phát hiện: DMP, DEP, DiBP, DnBP, BBP, DCHP, DEHP. Trong số đó, DIBP, DnBP, BBP và DEHP được phát hiện trong 100% mẫu bụi $PM_{2.5}$ và SPM, trong đó DiBP và DEHP chiếm ưu thế trong bụi $PM_{2.5}$ (đóng góp trên 67% \sum_7 PAEs), trong khi đó DnBP và DEHP chiếm ưu thế trong bụi SPM (đóng góp trên 87% \sum_7 PAEs). PAEs có nguy cơ gây ung thư cao DEHP được phát hiện trong 100% mẫu phân tích với nồng độ cao nhất, chiếm trên 35% \sum_7 PAEs được phát hiện trong bụi $PM_{2.5}$ và SPM. 23 trong số 80 PPCPs phân tích được phát hiện trong mẫu bụi SPM và $PM_{2.5}$. Trong đó, tổng nồng độ Anthraquinone, Benzanthrone, BPA, Nicotine, DEET, Caffeine, HHCB chiếm trên 44% Σ_{23} PPCPs được phát hiện trong 42/56 mẫu phân tích. Anthraquinone, Benzanthrone, DEET, Caffeine, HHCB là 5 nhóm chất chiếm ưu thế trong bụi $PM_{2.5}$ đóng góp 59% Σ_{23} PPCPs được phát hiện; trong khi đó Benzanthrone, BPA, Nicotine, DEET, Caffeine chiếm ưu thế trong bụi SPM, đóng góp trên 44% Σ_{23} PPCPs được phát hiện. DEET và BPA được phát hiện trong 100% mẫu bụi $PM_{2.5}$ và SPM.

- Kết quả tính toán chỉ số nguy hại (HI) cho thấy các PAEs và PPCPs được phát hiện trong nghiên cứu chưa gây tác động tiêu cực đáng kể đến sức khỏe con người, việc tiếp xúc lâu dài với bụi không khí vẫn có thể làm gia tăng nguy cơ ảnh hưởng xấu đến sức khỏe. Ngoài ra, đề tài đã được xác định hợp lý các chất có nguy cơ cao, đồng thời đề xuất các biện pháp giảm thiểu rủi ro có thể xảy ra. Điều này đóng góp quan trọng vào việc nâng cao công thức nhận cộng đồng và hỗ trợ xây dựng chính sách bảo vệ sức khỏe trong bối cảnh ô nhiễm không khí ngày càng tăng.

Dựa vào các kết quả trên, đề tài có một số kiến nghị sau:

1) Xây dựng chính sách và quản lý khung

- Cần ban hành các quy định để xác định giới hạn cho phép của các PPCPs và PAEs trong không khí;

- Cần tăng cường kiểm soát các nguồn phát thải, đặc biệt từ công nghiệp, giao thông và các hoạt động sử dụng dược phẩm, mỹ phẩm.

2) Thúc đẩy nghiên cứu chuyên sâu

- Cần tiếp tục mở rộng nghiên cứu về tác động lâu dài của các nhóm chất PPCPs và PAEs đến sức khỏe con người, đặc biệt là các nhóm như trẻ em, người già và người bệnh;

- Phát triển thêm các phương pháp xử lý bụi và giảm thiểu ô nhiễm.

3) Truyền bá và nâng cao cộng đồng nhận thức

- Tổ chức các chương trình tuyên truyền nhằm nâng cao nhận thức của người dân về nguy cơ ô nhiễm từ các chất PPCPs và PAEs trong bụi không khí.

- Khuyến khích sử dụng các sản phẩm thân thiện với môi trường để giảm PPCPs và PAEs phát thải.

- Xây dựng các chương trình thu gom và xử lý dược phẩm, mỹ phẩm hết hạn sử dụng để ngăn chặn việc phát tán các chất này vào môi trường.

4) Phối hợp liên ngành

- Cần đẩy mạnh hoạt động giữa các cơ sở quản lý môi trường, y tế và công nghệ khoa học để xây dựng các giải pháp tổng thể nhằm quản lý và giảm thiểu ô nhiễm không khí.

- Khuyến khích các nghiên cứu liên quan để đánh giá tác động toàn diện của ô nhiễm không khí đến sức khỏe con người và môi trường.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] P. K. Hopke *et al.*, “Urban air quality in the Asian region,” *Science of The Total Environment*, vol. 404, no. 1, pp. 103—112, Oct. 2008, doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.05.039.
- [2] Nguyễn Thị Kim Oanh, “Rice straw open burning: Emissions, effects and multiple benefits of non-burning alternatives | Vietnam Journal of Science, Technology and Engineering.” [Online]. Available: <https://vietnamscience.vjst.vn/index.php/vjste/article/view/87>
- [3] B.-T. Ly *et al.*, “The effects of meteorological conditions and long-range transport on PM_{2.5} levels in Hanoi revealed from multi-site measurement using compact sensors and machine learning approach,” *Journal of Aerosol Science*, vol. 152, p. 105716, Feb. 2021, doi: 10.1016/j.jaerosci.2020.105716.
- [4] T. T. Trinh, T. T. Trinh, T. T. Le, T. D. H. Nguyen, and B. M. Tu, “Temperature inversion and air pollution relationship, and its effects on human health in Hanoi City, Vietnam,” *Environ Geochem Health*, vol. 41, no. 2, pp. 929—937, Apr. 2019, doi: 10.1007/s10653-018-0190-0.
- [5] WHO, “WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide.” [Online]. Available: <https://iris.who.int/handle/10665/345329>
- [6] Bộ Tài nguyên và Môi trường, “Quy chuẩn quốc gia về chất lượng không khí (QCVN 05:2023/BTNMT)?” Accessed: Jul. 01, 2024. [Online]. Available: <https://thuvienphapluat.vn/hoi-dap-phap-luat/839C3E4-hd-quy-chuan-quoc-gia-ve-chat-luong-khong-khi-qcvn-052023btnmt.html>
- [7] E. and C. C. Canada, “Follow-up report to the Standing Committee on the Canadian Environmental Protection Act.” [Online]. Available: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/canadian-environmental-protection-act-registry/review/standing-committee-report-cepa-2018.html>
- [8] A. Robichaud, “An overview of selected emerging outdoor airborne pollutants and air quality issues: The need to reduce uncertainty about environmental and human impacts,” *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 70, no. 4, pp. 341—378, Apr. 2020, doi: 10.1080/10962247.2020.1723738.
- [9] M. Kampa and E. Castanas, “Human health effects of air pollution,” *Environ Pollut*, vol. 151, no. 2, pp. 362—367, Jan. 2008, doi: 10.1016/j.envpol.2007.06.012.
- [10] U. Makkonen *et al.*, “Chemical composition and potential sources of PM_{2.5} in Hanoi,” *Atmospheric Environment*, vol. 299, p. 119650, Apr. 2023, doi: 10.1016/j.atmosenv.2023.119650.
- [11] D. L. Bui, A. L. Hoang, Q. K. Ngo, and X. T. Nghiem, “Chemical characterization, source apportionment, and health risk assessment nexus of PM_{2.5}-bound major heavy metals in Bien Hoa city, southern Vietnam,” *Atmospheric Environment: X*, vol. 17, p. 100209, Jan. 2023, doi: 10.1016/j.aeaoa.2023.100209.
- [12] Q. T. Vuong, V. T. Bac, P. Q. Thang, M.-K. Park, and S.-D. Choi, “Trace element characterization and source identification of particulate matter of

- different sizes in Hanoi, Vietnam,” *Urban Climate*, vol. 48, p. 101408, Mar. 2023, doi: 10.1016/j.uclim.2023.101408.
- [13] H. T. Duong *et al.*, “Target screening analysis of 970 semi-volatile organic compounds adsorbed on atmospheric particulate matter in Hanoi, Vietnam,” *Chemosphere*, vol. 219, pp. 784—795, Mar. 2019, doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.096.
- [14] M. Stuart, D. Lapworth, E. Crane, and A. Hart, “Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater,” *Science of The Total Environment*, vol. 416, pp. 1—21, Feb. 2012, doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.11.072.
- [15] R. S. Al-Farsi, M. Ahmed, A. Al-Busaidi, and B. S. Choudri, “Translocation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) into plant tissues: A review,” *Emerging Contaminants*, vol. 3, no. 4, pp. 132—137, Dec. 2017, doi: 10.1016/j.emcon.2018.02.001.
- [16] L. M. Madikizela, S. Ncube, and L. Chimuka, “Uptake of pharmaceuticals by plants grown under hydroponic conditions and natural occurring plant species: A review,” *Science of The Total Environment*, vol. 636, pp. 477—486, Sep. 2018, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.297.
- [17] C. Sultan *et al.*, “Environmental xenoestrogens, antiandrogens and disorders of male sexual differentiation,” *Molecular and Cellular Endocrinology*, vol. 178, no. 1, pp. 99—105, Jun. 2001, doi: 10.1016/S0303-7207(01)00430-0.
- [18] R. Kavlock *et al.*, “NTP Center for the Evaluation of Risks to Human Reproduction: phthalates expert panel report on the reproductive and developmental toxicity of butyl benzyl phthalate,” *Reproductive Toxicology*, vol. 16, no. 5, pp. 453—487, Sep. 2002, doi: 10.1016/S0890-6238(02)00029-1.
- [19] European Parliament, *Decision No 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC (Text with EEA relevance)*, vol. 331. 2001. [Online]. Available: <http://data.europa.eu/eli/dec/2001/2455/oj/eng>
- [20] S. Kong *et al.*, “Spatial and temporal variation of phthalic acid esters (PAEs) in atmospheric PM₁₀ and PM_{2.5} and the influence of ambient temperature in Tianjin, China,” *Atmospheric Environment*, vol. 74, pp. 199—208, Aug. 2013, doi: 10.1016/j.atmosenv.2013.02.053.
- [21] World Bank, *Pollution prevention and abatement handbook, 1998: Toward cleaner production*. The World Bank, 1999. doi: 10.1596/0-8213-3638-X.
- [22] O. US EPA, “Particulate Matter (PM) Basics.” Accessed: Sep. 02, 2024. [Online]. Available: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>
- [23] IQAir, “PM_{2.5}.” Accessed: Sep. 02, 2024. [Online]. Available: <https://www.iqair.com/newsroom/pm2-5>
- [24] N. A. Sulong *et al.*, “Source apportionment and health risk assessment among specific age groups during haze and non-haze episodes in Kuala Lumpur, Malaysia,” *Science of The Total Environment*, vol. 601—602, pp. 556—570, Dec. 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.153.

- [25] N. Amil, M. T. Latif, M. F. Khan, and M. Mohamad, "Seasonal variability of PM_{2.5} composition and sources in the Klang Valley urban-industrial environment," *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 16, no. 8, pp. 5357—5381, Apr. 2016, doi: 10.5194/acp-16-5357-2016.
- [26] H. Du *et al.*, "Insights into summertime haze pollution events over Shanghai based on online water-soluble ionic composition of aerosols," *Atmospheric Environment*, vol. 45, no. 29, pp. 5131—5137, Sep. 2011, doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.06.027.
- [27] H. Hassan *et al.*, "Chemical characterization and sources identification of PM_{2.5} in a tropical urban city during non-hazy conditions," *Urban Climate*, vol. 39, p. 100953, Sep. 2021, doi: 10.1016/j.uclim.2021.100953.
- [28] S. Jena, A. Perwez, and G. Singh, "Trace element characterization of fine particulate matter and assessment of associated health risk in mining area, transportation routes and institutional area of Dhanbad, India," *Environ Geochem Health*, vol. 41, no. 6, pp. 2731—2747, Dec. 2019, doi: 10.1007/s10653-019-00329-z.
- [29] N. F. Alias *et al.*, "Characteristics, Emission Sources, and Risk Factors of Heavy Metals in PM_{2.5} from Southern Malaysia," *ACS Earth Space Chem.*, vol. 4, no. 8, pp. 1309—1323, Aug. 2020, doi: 10.1021/acsearthspacechem.0c00103.
- [30] N. Huy and N. T. K. Oanh, "Development of Attested and Readily Publicised Air Pollution Emission Inventories Database for Southeast Asia (AIT's Dissertation)_Asian Institute of Technology, Thailand." 2021.
- [31] H. Q. Bang, V. H. N. Khue, H. Q. Bang, and V. H. N. Khue, "Air Emission Inventory," in *Air Pollution - Monitoring, Quantification and Removal of Gases and Particles*, IntechOpen, 2019. doi: 10.5772/intechopen.79928.
- [32] H. N. K. Vu *et al.*, "Poor Air Quality and Its Association with Mortality in Ho Chi Minh City: Case Study," *Atmosphere*, vol. 11, no. 7, Art. no. 7, Jul. 2020, doi: 10.3390/atmos11070750.
- [33] Y. Wang, "Seasonal characteristics of particle size distribution of organic markers in atmospheric particulate matters in Beijing," *Environmental Research*, vol. 231, p. 116044, Aug. 2023, doi: 10.1016/j.envres.2023.116044.
- [34] P. Chakraborty *et al.*, "Passive Air Sampling of PCDD/Fs, PCBs, PAEs, DEHA, and PAHs from Informal Electronic Waste Recycling and Allied Sectors in Indian Megacities," *Environ Sci Technol*, vol. 55, no. 14, pp. 9469—9478, Jul. 2021, doi: 10.1021/acs.est.1c01460.
- [35] C. ChooChuay *et al.*, "Impacts of PM_{2.5} sources on variations in particulate chemical compounds in ambient air of Bangkok, Thailand," *Atmospheric Pollution Research*, vol. 11, no. 9, pp. 1657—1667, Sep. 2020, doi: 10.1016/j.apr.2020.06.030.
- [36] N. Jiang *et al.*, "Variation tendency of pollution characterization, sources, and health risks of PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in an emerging megacity in China: Based on three-year data," *Atmospheric Research*, vol. 217, Nov. 2018, doi: 10.1016/j.atmosres.2018.10.023.

- [37] I. Kim, K. Lee, S. Lee, and S. D. Kim, “Characteristics and health effects of PM_{2.5} emissions from various sources in Gwangju, South Korea,” *Science of The Total Environment*, vol. 696, p. 133890, Dec. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133890.
- [38] H. Lu and Z. Zhu, “Pollution characteristics, sources, and health risk of atmospheric phthalate esters in a multi-function area of Hangzhou, China,” *Environ Sci Pollut Res*, vol. 28, no. 7, pp. 8615—8625, Feb. 2021, doi: 10.1007/s11356-020-11135-x.
- [39] Y. Zhang, L. Lyu, Y. Tao, H. Ju, and J. Chen, “Health risks of phthalates: A review of immunotoxicity,” *Environmental Pollution*, vol. 313, p. 120173, Nov. 2022, doi: 10.1016/j.envpol.2022.120173.
- [40] Wang, “Intra-Urban Levels, Spatial Variability, Possible Sources and Health Risks of PM_{2.5} Bound Phthalate Esters in Xi’an - Aerosol and Air Quality Research.” [Online]. Available: <https://aaqr.org/articles/aaqr-17-09-0a-0333>
- [41] M. Khalid and M. Abdollahi, “Environmental Distribution of Personal Care Products and Their Effects on Human Health,” *Iran J Pharm Res*, vol. 20, no. 1, pp. 216—253, 2021, doi: 10.22037/ijpr.2021.114891.15088.
- [42] S. Keerthanan, C. Jayasinghe, J. K. Biswas, and M. Vithanage, “Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) in the environment: Plant uptake, translocation, bioaccumulation, and human health risks,” *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 51, no. 12, pp. 1221—1258, Jun. 2021, doi: 10.1080/10643389.2020.1753634.
- [43] Y. Zhou *et al.*, “Levels and inhalation health risk of neonicotinoid insecticides in fine particulate matter (PM_{2.5}) in urban and rural areas of China,” *Environment International*, vol. 142, p. 105822, Sep. 2020, doi: 10.1016/j.envint.2020.105822.
- [44] J.-L. Liu and M.-H. Wong, “Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): A review on environmental contamination in China,” *Environment International*, vol. 59, pp. 208—224, Sep. 2013, doi: 10.1016/j.envint.2013.06.012.
- [45] L. Bui and P. Hoang, “Evaluation of the annual economic costs associated with PM_{2.5}-based health damage—a case study in Ho Chi Minh City, Vietnam,” *Air Quality, Atmosphere & Health*, vol. 16, pp. 1—21, Nov. 2022, doi: 10.1007/s11869-022-01282-0.
- [46] Huong Le - Quang, “Atmosphere | Free Full-Text | Comprehensive Analysis of Organic Micropollutants in Fine Particulate Matter in Hanoi Metropolitan Area, Vietnam.” [Online]. Available: <https://www.mdpi.com/2073-4433/13/12/2088>
- [47] Huyen Truong, “Characteristics of Chemical Components in Fine Particles (PM_{2.5}) and Ultrafine Particles (PM_{0.1}) in Hanoi, Vietnam: a Case Study in Two Seasons with Different Humidity | Request PDF.” [Online]. Available: https://www.researchgate.net/publication/351080716_Characteristics_of_Chemical_Components_in_Fine_Particles_PM25_and_Ultrafine_Particles_PM01_in_Hanoi_Vietnam_a_Case_Study_in_Two_Seasons_with_Different_Humidity
- [48] VNU-UET and USAID, *Bảo vệ Hiện trạng bụi PM_{2.5} tại Việt Nam giai đoạn 2019-2020*. 2021.

- [49] H. T. Duong *et al.*, “Occurrence, potential sources, and risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in atmospheric particulate matter in Hanoi, Vietnam,” *Environ Sci Pollut Res Int*, vol. 30, no. 12, pp. 34814—34826, Mar. 2023, doi: 10.1007/s11356-022-24630-0.
- [50] Reyes NJDG, Franz KF, Kimberly AVY, Heidi BG, and Lee-Hyung K, “Water | Free Full-Text | Pharmaceutical and Personal Care Products in Different Matrices: Occurrence, Pathways, and Treatment Processes.” Accessed: Sep. 02, 2024. [Online]. Available: <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/9/1159>
- [51] D. R. Baker and B. Kasprzyk-Hordern, “Critical evaluation of methodology commonly used in sample collection, storage and preparation for the analysis of pharmaceuticals and illicit drugs in surface water and wastewater by solid phase extraction and liquid chromatography—mass spectrometry,” *Journal of Chromatography A*, vol. 1218, no. 44, pp. 8036—8059, Nov. 2011, doi: 10.1016/j.chroma.2011.09.012.
- [52] M. C. Pietrogrande and G. Basaglia, “GC-MS analytical methods for the determination of personal-care products in water matrices,” *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, vol. 26, no. 11, pp. 1086—1094, Dec. 2007, doi: 10.1016/j.trac.2007.09.013.
- [53] C. G. Daughton and T. A. Ternes, “Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change?,” *Environmental Health Perspectives*, vol. 107, no. suppl 6, pp. 907—938, Dec. 1999, doi: 10.1289/ehp.99107s6907.
- [54] T. H. Ngo, D.-A. Van, H. L. Tran, N. Nakada, H. Tanaka, and T. H. Huynh, “Occurrence of pharmaceutical and personal care products in Cau River, Vietnam,” *Environ Sci Pollut Res Int*, vol. 28, no. 10, pp. 12082—12091, Mar. 2021, doi: 10.1007/s11356-020-09195-0.
- [55] H. T. Duong, K. Kadokami, S. Pan, N. Matsuura, and T. Q. Nguyen, “Screening and analysis of 940 organic micro-pollutants in river sediments in Vietnam using an automated identification and quantification database system for GC-MS,” *Chemosphere*, vol. 107, pp. 462—472, Jul. 2014, doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.01.064.
- [56] H. Q. Anh *et al.*, “A preliminary investigation of 942 organic micro-pollutants in the atmosphere in waste processing and urban areas, northern Vietnam: Levels, potential sources, and risk assessment,” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 167, pp. 354—364, Jan. 2019, doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.10.026.
- [57] H. Xie *et al.*, “Pharmaceuticals and personal care products in water, sediments, aquatic organisms, and fish feeds in the Pearl River Delta: Occurrence, distribution, potential sources, and health risk assessment,” *Science of The Total Environment*, vol. 659, pp. 230—239, Apr. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.222.
- [58] A. S. Adeleye *et al.*, “Abundance, fate, and effects of pharmaceuticals and personal care products in aquatic environments,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 424, p. 127284, Feb. 2022, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.127284.

- [59] W. Wu, M. Ma, Y. Hu, W. Yu, H. Liu, and Z. Bao, “The fate and impacts of pharmaceuticals and personal care products and microbes in agricultural soils with long term irrigation with reclaimed water,” *Agricultural Water Management*, vol. 251, p. 106862, May 2021, doi: 10.1016/j.agwat.2021.106862.
- [60] S. Aydın, A. Ulvi, F. Bedýk, and M. E. Aydın, “Pharmaceutical residues in digested sewage sludge: Occurrence, seasonal variation and risk assessment for soil,” *Science of The Total Environment*, vol. 817, p. 152864, Apr. 2022, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.152864.
- [61] S. D. Richardson, “Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues,” *Anal. Chem.*, vol. 81, no. 12, pp. 4645—4677, Jun. 2009, doi: 10.1021/ac9008012.
- [62] P. A. Clausen, Z. Liu, Y. Xu, V. Kofoed-Súrensen, and J. C. Little, “Influence of air flow rate on emission of DEHP from vinyl flooring in the emission cell FLEC: Measurements and CFD simulation,” *Atmospheric Environment*, vol. 44, no. 23, pp. 2760—2766, Jul. 2010, doi: 10.1016/j.atmosenv.2010.04.020.
- [63] Z. Bu, Y. Zhang, D. Mmerekı, W. Yu, and B. Li, “Indoor phthalate concentration in residential apartments in Chongqing, China: Implications for preschool children’s exposure and risk assessment,” *Atmospheric Environment*, vol. 127, pp. 34—45, Feb. 2016, doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.12.010.
- [64] Y. He, Q. Wang, W. He, and F. Xu, “The occurrence, composition and partitioning of phthalate esters (PAEs) in the water-suspended particulate matter (SPM) system of Lake Chaohu, China,” *Science of The Total Environment*, vol. 661, pp. 285—293, Apr. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.161.
- [65] H. Sardon and A. P. Dove, “Plastics recycling with a difference,” *Science*, vol. 360, no. 6387, pp. 380—381, Apr. 2018, doi: 10.1126/science.aat4997.
- [66] D.-W. Gao and Z.-D. Wen, “Phthalate esters in the environment: A critical review of their occurrence, biodegradation, and removal during wastewater treatment processes,” *Science of The Total Environment*, vol. 541, pp. 986—1001, Jan. 2016, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.148.
- [67] K. M. Gani, V. K. Tyagi, and A. A. Kazmi, “Occurrence of phthalates in aquatic environment and their removal during wastewater treatment processes: a review,” *Environ Sci Pollut Res*, vol. 24, no. 21, pp. 17267—17284, Jul. 2017, doi: 10.1007/s11356-017-9182-3.
- [68] J. Ma *et al.*, “Phthalate diesters in Airborne PM2.5 and PM10 in a suburban area of Shanghai: Seasonal distribution and risk assessment,” *Science of The Total Environment*, vol. 497—498, pp. 467—474, Nov. 2014, doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.08.012.
- [69] L. Wang *et al.*, “Pollution characteristics and health risk assessment of phthalate esters in urban soil in the typical semi-arid city of Xi’an, Northwest China,” *Chemosphere*, vol. 191, pp. 467—476, Jan. 2018, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.10.066.
- [70] L. Zhang *et al.*, “Concentration and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons and phthalic acid esters in the surface water of the Yangtze River

- Delta, China,” *Journal of Environmental Sciences*, vol. 24, no. 2, pp. 335—342, Feb. 2012, doi: 10.1016/S1001-0742(11)60782-1.
- [71] Lijun Wang, Wenjuan Zhang, Wendong Tao, Li Wang, Xingmin Shi, and Xinwei Lu, “Investigating into composition, distribution, sources and health risk of phthalic acid esters in street dust of Xi’an City, Northwest China | *Environmental Geochemistry and Health*.” Accessed: Jul. 01, 2024. [Online]. Available: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-016-9856-7>
- [72] Emma L. Bradley, Richard A. Burden, Irene Leon, David N. Mortimer, Dennis R. Speck, and Laurence Castle, “Determination of phthalate diesters in foods: Food Additives & Contaminants: Part A: Vol 30, No 4.” Accessed: Jul. 01, 2024. [Online]. Available: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19440049.2013.781683>
- [73] J. Boberg *et al.*, “Reproductive and behavioral effects of diisononyl phthalate (DINP) in perinatally exposed rats,” *Reproductive Toxicology*, vol. 31, no. 2, pp. 200—209, Feb. 2011, doi: 10.1016/j.reprotox.2010.11.001.
- [74] H. Xu, X. Shao, Z. Zhang, Y. Zou, X. Wu, and L. Yang, “Oxidative stress and immune related gene expression following exposure to di-n-butyl phthalate and diethyl phthalate in zebrafish embryos,” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 93, pp. 39—44, Jul. 2013, doi: 10.1016/j.ecoenv.2013.03.038.
- [75] X. Zhao, Y. Gao, and M. Qi, “Toxicity of phthalate esters exposure to carp (*Cyprinus carpio*) and antioxidant response by biomarker,” *Ecotoxicology*, vol. 23, no. 4, pp. 626—632, May 2014, doi: 10.1007/s10646-014-1194-x.
- [76] B. Kolarik, K. Naydenov, M. Larsson, C.-G. Bornehag, and J. Sundell, “The Association between Phthalates in Dust and Allergic Diseases among Bulgarian Children,” *Environmental Health Perspectives*, vol. 116, no. 1, pp. 98—103, Jan. 2008, doi: 10.1289/ehp.10498.
- [77] F. Alatrisme-Mondragon, R. Iranpour, and B. K. Ahring, “Toxicity of di-(2-ethylhexyl) phthalate on the anaerobic digestion of wastewater sludge,” *Water Research*, vol. 37, no. 6, pp. 1260—1269, Mar. 2003, doi: 10.1016/S0043-1354(02)00387-1.
- [78] T. Schettler, “Human exposure to phthalates via consumer products,” *International Journal of Andrology*, vol. 29, no. 1, pp. 134—139, 2006, doi: 10.1111/j.1365-2605.2005.00567.x.
- [79] M. Fontal, B. L. van Drooge, J. F. Lúpez, P. Fernández, and J. O. Grimalt, “Broad spectrum analysis of polar and apolar organic compounds in submicron atmospheric particles,” *J Chromatogr A*, vol. 1404, pp. 28—38, Jul. 2015, doi: 10.1016/j.chroma.2015.05.042.
- [80] M. J. Gúmez, S. Herrera, D. Soló, E. García-Calvo, and A. R. Fernández-Alba, “Spatio-temporal evaluation of organic contaminants and their transformation products along a river basin affected by urban, agricultural and industrial pollution,” *Science of The Total Environment*, vol. 420, pp. 134—145, Mar. 2012, doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.01.029.
- [81] K. Kadokami, K. Tanada, K. Taneda, and K. Nakagawa, “Novel gas chromatography—mass spectrometry database for automatic identification and quantification of micropollutants,” *Journal of Chromatography A*, vol. 1089, no. 1, pp. 219—226, Sep. 2005, doi: 10.1016/j.chroma.2005.06.052.

- [82] 大助 JinYa *et al.*, “半揮発性化学物質多成分同時分析のためのガスクロマトグラフー四重極型質量分析計の性能評価物質,” *分析化学*, vol. 60, no. 12, pp. 965—975, 2011, doi: 10.2116/bunsekikagaku.60.965.
- [83] Miyazaki *et al.*, “Gc/Ms全自動同定・定量データベースシステムにおける測定値の再現性の検証,” *分析化学*, vol. 60, no. 7, pp. 543—556, 2011, doi: 10.2116/bunsekikagaku.60.543.
- [84] S. Pan, K. Kadokami, X. Li, H. T. Duong, and T. Horiguchi, “Target and screening analysis of 940 micro-pollutants in sediments in Tokyo Bay, Japan,” *Chemosphere*, vol. 99, pp. 109—116, Mar. 2014, doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.10.038.
- [85] L. Kong, K. Kadokami, S. Wang, H. T. Duong, and H. T. C. Chau, “Monitoring of 1300 organic micro-pollutants in surface waters from Tianjin, North China,” *Chemosphere*, vol. 122, pp. 125—130, Mar. 2015, doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.11.025.
- [86] Graeme Allinson, Mayumi Allinson, and Kiwao Kadokami, “Combining Passive Sampling with a GC-MS-Database Screening Tool to Assess Trace Organic Contamination of Rivers: a Pilot Study in Melbourne, Australia | Water, Air, & Soil Pollution.” Accessed: Sep. 03, 2024. [Online]. Available: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-015-2423-5>
- [87] NEMI, “NEMI Method Summary - 8270D.” [Online]. Available: https://www.nemi.gov/methods/method_summary/4726/
- [88] Vicent Yusà, “New screening approach for risk assessment of pesticides in ambient air - ScienceDirect.” [Online]. Available: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231014005779>
- [89] X. Wang *et al.*, “Polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and legacy and current pesticides in indoor environment in Australia - occurrence, sources and exposure risks,” *Sci Total Environ*, vol. 693, p. 133588, Nov. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133588.
- [90] W. D. US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT, “Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report).” [Online]. Available: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>
- [91] WHO, “Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals.” [Online]. Available: <https://www.who.int/publications-detail-redirect/9241572108>
- [92] W. D. US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT, “Exposure Factors Handbook (1997, Final Report).” [Online]. Available: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=12464>
- [93] U.S. EPA, “Phthalates, TEACH Chemical Summary Toxicity and Exposure Assessment for Children’s Health,” 2007.
- [94] P. Nawrot, S. Jordan, J. Eastwood, J. Rotstein, A. Hugenholtz, and M. Feeley, “Effects of caffeine on human health,” *Food Additives & Contaminants*, vol. 20, no. 1, pp. 1—30, Jan. 2003, doi: 10.1080/0265203021000007840.

- [95] European Commission, “Commission Regulation (EU) No 10/2011 of 14 January 2011 on plastic materials and articles intended to come into contact with food. Off. J. Eur. Union,” pp. 12, 1-89., 2011.
- [96] Mark Dortch, “Data Gap Analysis and Database Expansion of Parameters for Munitions Constituents,” Dec. 2005.
- [97] U.S. Environmental Protection Agency, “Integrated Risk Information System (IRIS) Bisphenol A; CASRN 80-05-7,” 1988.
- [98] Mingjie Kang, Hong Ren, Wanyu Zhao, and Fan Yang, “Influence of continental organic aerosols to the marine atmosphere over the East China Sea: Insights from lipids, PAHs and phthalates | Request PDF.” Accessed: Jul. 29, 2024. [Online]. Available: https://www.researchgate.net/publication/318379127_Influence_of_continental_organic_aerosols_to_the_marine_atmosphere_over_the_East_China_Sea_Insights_from_lipids_PAHs_and_phthalates
- [99] Z.-M. Zhang, H.-H. Zhang, Y.-W. Zou, and G.-P. Yang, “Distribution and ecotoxicological state of phthalate esters in the sea-surface microlayer, seawater and sediment of the Bohai Sea and the Yellow Sea,” *Environ Pollut*, vol. 240, pp. 235—247, Sep. 2018, doi: 10.1016/j.envpol.2018.04.056.
- [100] R. O. Quintana-Belmares *et al.*, “Phthalate esters on urban airborne particles: Levels in PM10 and PM2.5 from Mexico City and theoretical assessment of lung exposure,” *Environ Res*, vol. 161, pp. 439—445, Feb. 2018, doi: 10.1016/j.envres.2017.11.039.
- [101] Y. Chen, D. Lv, X. Li, and T. Zhu, “PM2.5-bound phthalates in indoor and outdoor air in Beijing: Seasonal distributions and human exposure via inhalation,” *Environmental Pollution*, vol. 241, pp. 369—377, Oct. 2018, doi: 10.1016/j.envpol.2018.05.081.
- [102] S. Lu *et al.*, “Phthalates in PM2.5 from Shenzhen, China and human exposure assessment factored their bioaccessibility in lung,” *Chemosphere*, vol. 202, pp. 726—732, Jul. 2018, doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.03.155.
- [103] J. Chen, T. J. Ward, S. S. H. Ho, and K. F. Ho, “Occurrence and Risk Assessment of Personal PM2.5-Bound Phthalates Exposure for Adults in Hong Kong,” *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 19, no. 20, Art. no. 20, Jan. 2022, doi: 10.3390/ijerph192013425.
- [104] NICNAS, “Existing Chemical Hazard Assessment Report (DIBP),” 2008.
- [105] M. M. Abdel daiem, J. Rivera-Utrilla, R. Ocampo-Pôrez, J. D. Mõndez-Dõaz, and M. Sõnchez-Polo, “Environmental impact of phthalic acid esters and their removal from water and sediments by different technologies — A review,” *Journal of Environmental Management*, vol. 109, pp. 164—178, Oct. 2012, doi: 10.1016/j.jenvman.2012.05.014.
- [106] F. Zeng *et al.*, “Distribution of phthalate esters in urban soils of subtropical city, Guangzhou, China,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 164, no. 2, pp. 1171—1178, May 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.09.029.
- [107] T. T. Higuchi, J. S. Palmer, L. E. Gray Jr., and D. N. R. Veeramachaneni, “Effects of Dibutyl Phthalate in Male Rabbits following in Utero, Adolescent, or Postpubertal Exposure,” *Toxicological Sciences*, vol. 72, no. 2, pp. 301—313, Apr. 2003, doi: 10.1093/toxsci/kfg036.

- [108] Junjie Li, “A systematic review of global distribution, sources and exposure risk of phthalate esters (PAEs) in indoor dust.” Accessed: Jul. 17, 2024. [Online]. Available: https://www.researchgate.net/publication/380148742_A_systematic_review_of_global_distribution_sources_and_exposure_risk_of_phthalate_esters_PAEs_in_indoor_dust
- [109] C. Bi *et al.*, “Phthalates and organophosphates in settled dust and HVAC filter dust of U.S. low-income homes: Association with season, building characteristics, and childhood asthma,” *Environment International*, vol. 121, pp. 916—930, Dec. 2018, doi: 10.1016/j.envint.2018.09.013.
- [110] Xiang - Zhou Meng, “Flow of sewage sludge-borne phthalate esters (PAEs) from human release to human intake: Implication for risk assessment of sludge applied to soil | Request PDF.” Accessed: Jul. 17, 2024. [Online]. Available: https://www.researchgate.net/publication/259955620_Flow_of_sewage_sludge-borne_phthalate_esters_PAEs_from_human_release_to_human_intake_Implication_for_risk_assessment_of_sludge_applied_to_soil
- [111] P.-C. Huang, C.-J. Tien, Y.-M. Sun, C.-Y. Hsieh, and C.-C. Lee, “Occurrence of phthalates in sediment and biota: relationship to aquatic factors and the biota-sediment accumulation factor,” *Chemosphere*, vol. 73, no. 4, pp. 539—544, Sep. 2008, doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.06.019.
- [112] N. Doan, H. Duong, H. Trinh, Y. Tanaka, and K. Kadokami, “Comprehensive study of insecticides in atmospheric particulate matter in Hanoi, Vietnam: Occurrences and human risk assessment,” *Chemosphere*, vol. 262, p. 128028, Aug. 2020, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128028.
- [113] L. Jin, X.-S. Luo, P. Fu, and X.-D. Li, “Airborne particulate matter pollution in urban China: A chemical mixture perspective from sources to impacts,” *National Science Review*, vol. 4, pp. 593—610, Jul. 2017, doi: 10.1093/nsr/nww079.
- [114] Ferrey, M., “Pharmaceuticals, Personal Care Products, and Endocrine Active Chemical Monitoring in Lakes and Rivers: 2013,” p. 61, 2015.
- [115] K. H. Plumlee, “Chapter 21 - Insecticides and Molluscicides,” in *Clinical Veterinary Toxicology*, K. H. Plumlee, Ed., Saint Louis: Mosby, 2004, pp. 177—192. doi: 10.1016/B0-32-301125-X/50024-8.
- [116] B. R. Ramaswamy, G. Shanmugam, G. Velu, B. Rengarajan, and D. G. J. Larsson, “GC—MS analysis and ecotoxicological risk assessment of triclosan, carbamazepine and parabens in Indian rivers,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 186, no. 2, pp. 1586—1593, Feb. 2011, doi: 10.1016/j.jhazmat.2010.12.037.
- [117] G. Dai, J. Huang, W. Chen, B. Wang, G. Yu, and S. Deng, “Major Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in Wastewater Treatment Plant and Receiving Water in Beijing, China, and Associated Ecological Risks,” *Bull Environ Contam Toxicol*, vol. 92, no. 6, pp. 655—661, Jun. 2014, doi: 10.1007/s00128-014-1247-0.
- [118] J.-L. Zhao, G.-G. Ying, Y.-S. Liu, F. Chen, J.-F. Yang, and L. Wang, “Occurrence and risks of triclosan and triclocarban in the Pearl River system, South China: From source to the receiving environment,” *Journal of Hazardous*

- Materials*, vol. 179, no. 1, pp. 215—222, Jul. 2010, doi: 10.1016/j.jhazmat.2010.02.082.
- [119] L. Dsikowitzky *et al.*, “Analysis and environmental risk assessment of priority and emerging organic pollutants in sediments from the tropical coastal megacity Jakarta, Indonesia,” *Regional Studies in Marine Science*, vol. 34, p. 101021, Feb. 2020, doi: 10.1016/j.rsma.2019.101021.
- [120] Kara Rogers, “Bisphenol A (BPA) | Description, Biological Effects, & Environmental Effects,” *Encyclopedia Britannica*. Accessed: Sep. 08, 2024. [Online]. Available: <https://www.britannica.com/science/bisphenol-A>
- [121] WVE, “Galaxolide: A Long-lasting Fragrance Contaminating the Great Lakes,” *Women’s Voices for the Earth*. Accessed: Sep. 08, 2024. [Online]. Available: <https://womensvoices.org/fragrance-ingredients/galaxolide-a-long-lasting-fragrance-contaminating-the-great-lakes/>
- [122] H.-P. Hutter *et al.*, “Synthetic musks in blood of healthy young adults: relationship to cosmetics use,” *Sci Total Environ*, vol. 407, no. 17, pp. 4821—4825, Aug. 2009, doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.05.026.
- [123] J. L. Reiner, C. M. Wong, K. F. Arcaro, and K. Kannan, “Synthetic musk fragrances in human milk from the United States,” *Environ Sci Technol*, vol. 41, no. 11, pp. 3815—3820, Jun. 2007, doi: 10.1021/es063088a.
- [124] J. Duval, V. Pecher, M. Poujol, and E. Lesellier, “Research advances for the extraction, analysis and uses of anthraquinones: A review,” *Industrial Crops and Products*, vol. 94, pp. 812—833, Dec. 2016, doi: 10.1016/j.indcrop.2016.09.056.
- [125] G. Diaz-Muñoz, I. L. Miranda, S. K. Sartori, D. C. de Rezende, and M. A. N. Diaz, “Chapter 11 - Anthraquinones: An Overview,” in *Studies in Natural Products Chemistry*, vol. 58, Atta-ur-Rahman, Ed., Elsevier, 2018, pp. 313—338. doi: 10.1016/B978-0-444-64056-7.00011-8.
- [126] A. Maļeckis *et al.*, “Benzanthrone sulfides: synthesis, solvatochromism characterization and analysis of experimental photophysical parameters and theoretical calculations,” *Dyes and Pigments*, vol. 219, p. 111599, Nov. 2023, doi: 10.1016/j.dyepig.2023.111599.
- [127] T. N. Konstantinova and R. A. Lazarova, “Synthesis of some polymerizable triazinylaminobenzotriazole stabilizers and benzanthrone dyes containing a stabilizer fragment,” *Dyes and Pigments*, vol. 74, no. 1, pp. 208—214, Jan. 2007, doi: 10.1016/j.dyepig.2006.01.035.
- [128] I. Grabchev, I. Moneva, E. Wolarz, and D. Bauman, “Fluorescent 3-oxy benzanthrone dyes in liquid crystalline media,” *Dyes and Pigments*, vol. 58, no. 1, pp. 1—6, Jul. 2003, doi: 10.1016/S0143-7208(03)00033-0.
- [129] A. Thomas *et al.*, “Influence of nitro group on solvatochromism, nonlinear optical properties of 3-morpholinobenzanthrone: Experimental and theoretical study,” *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, vol. 437, p. 114434, Mar. 2023, doi: 10.1016/j.jphotochem.2022.114434.
- [130] L. Cao, D. Zhang, L. Xu, Z. Fang, X.-F. Jiang, and F. Lu, “Perylenediimide—Benzanthrone Dyad: Organic Chromophores with Enhanced Third-Order Nonlinear-Optical Activities,” *European Journal of*

- Organic Chemistry*, vol. 2017, no. 17, pp. 2495—2500, 2017, doi: 10.1002/ejoc.201700094.
- [131] C. R. Mahoney *et al.*, “Intake of caffeine from all sources and reasons for use by college students,” *Clinical Nutrition*, vol. 38, no. 2, pp. 668—675, Apr. 2019, doi: 10.1016/j.clnu.2018.04.004.
- [132] Chawla, J, “Neurologic Effects of Caffeine Physiologic Effects of Caffeine.” *Medscape Ref. Drug Dis. Proced* 24,” pp. 1—8, 2015.
- [133] I. F. Musgrave, R. L. Farrington, C. Hoban, and R. W. Byard, “Caffeine toxicity in forensic practice: possible effects and under-appreciated sources,” *Forensic Sci Med Pathol*, vol. 12, no. 3, pp. 299—303, Sep. 2016, doi: 10.1007/s12024-016-9786-9.

Bis(2-ethylhexyl)phthalate	81.1878	93.8081	83.8083	70.1607	76.9001	83.3429	100.954	109.672	70.6295	33.2301	69.3283	92.5408	98.6873	103.108	106.348	93.3596	86.7154	90.9184	75.5517	94.6641	108.899	60.06	44.2684	77.7776	64.1204	85.559	98.2549	97.79733412
Acetophenone	0.80711	1.07189	0.9485	0.94134	0.99124	1.13908	1.08173	0.6618	0.6626	0.53594	0.64412	1.19285	1.11568	1.2684	1.43447	1.20619	1.96451	1.04915	4.5892	3.30909	3.50453	0.85831	0.5594	1.7003	1.1021	5.19707	4.09676	5.42221564
Isophorone	0.2056	0.52811	1.25997	0.34666	0	0	0.25301	0.17842	1.48472	0.47317	0	0	0	0.31	1.11142	0.66579	0.1854	0.28316	0.6383	0.2147	0.24878	0.87403	0.1438	0	0.22678	0.72285	0	0.301066351
2,6-Di-tert-butyl-1,4-benzoquinone	0	3.44697	2.35803	1.50862	1.91673	1.77317	4.98763	0	1.31344	1.03859	0	2.30657	1.84188	2.2598	4.40571	2.48119	1.65073	0	1.99527	1.74318	2.05823	0	0	0	0.82785	2.25956	1.13638	1.830746445
Benzenophenone	0.90798	1.33131	0.4076	0.39675	0.6643	0.3246	0.5889	0.34474	0.64983	0.40086	0.40515	0.79942	0.28044	0.53	2.13562	1.05335	1.00619	0.47363	0.31875	0.34652	0.91575	0.61059	0.27713	0.43997	0.22251	0.36097	0.53934	1.582819905
Anthraquinone	2.46702	8.6271	6.06433	6.29176	4.2882	3.03898	2.49676	3.82445	6.30501	3.30933	5.13051	5.16038	3.04465	2.9266	5.61758	10.0507	7.33535	6.07344	3.66362	3.49712	7.45442	3.90957	5.11017	7.83531	4.85055	4.14889	3.13418	9.061492891
Benzanthrone	5.50183	7.6665	9.32759	13.6798	7.63099	4.69387	3.30607	5.87439	6.25618	4.61334	11.3235	9.18305	5.28745	4.7592	5.0484	17.5746	20.1496	14.8725	8.62647	8.33561	13.2443	3.15581	9.26337	19.9082	12.1151	9.76911	8.27294	18.80491706
Phenol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3-&4-	0	0	0	0	0	0	0	1.31204	3.21561	0.98242	2.94068	0	1.6321	2.3016	0.60114	0.70145	0	0.67486	0.70714	0.77621	0.69348	0.57574	0.47897	0.78429	0.68473	0.80081	1.16333	1.0754146

Met hyphen ol																																	92
2,4- Dim ethylp henol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.239 17	0	0.077 62	0	0	0	0	0	0	0	0.172 3933 65		
3- & 4- tert- But ylphen ol	0	0	0	0	0	0.411 17	0	0	0	0	0	0	0.211 62	0.195 2	0	0	0	0	0	0.200 91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.106 37	0		
Phe nol, 2,6- di methoxy-	0	0	0	0	0	0	0	0	1.485 98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
4- Met hyll- 2,6- di- butyl phenol	1.928 67	3.836 36	1.630 83	1.771 47	1.216 37	1.546 99	2.723 06	4.395 48	2.629 63	0.673 39	3.140 4	1.463 77	1.473 8	2.619 2	0.846 35	2.511 83	0.989 94	1.230 57	1.887 72	1.883 03	1.347 02	1.089 64	1.282 56	1.060 03	0.955 18	2.137 77	1.847 28	0.680 5094 79					
4- tert- Oct ylphen ol	0.533 94	0.888 72	0.674 35	0.425 4	0	0	0.526 99	0	0	0	0	0	0	0	0.826 71	0.554 3	0.601 16	0.527 69	0.409 02	0.465 76	0.437 4	0	0	0	0	0	0.463 2	0	0				
4- Phe nylphen ol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.294 16	0	0	0	0	0				
4- Non	1.743	0	0	3.523	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.114	0	0	0	0	0	0	0	1.665	0			

ylphenol	58			29															24							12		
Bisphenol A	5.70468	2.86162	0.39453	1.71276	5.29371	1.64155	2.54098	8.92995	0.85142	1.33178	4.92678	6.37039	3.0738	3.1862	7.88813	3.70714	1.11122	2.52778	3.24121	1.38697	20.0059	2.30416	3.31589	3.07024	2.08979	3.67053	5.28789	10.455391
L-Menthol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.35046	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nicotine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
a-Ionone	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dihydroquinaldine	15.3264	7.99158	6.33601	7.37498	7.91065	8.14387	8.21272	46.2073	19.4453	11.5263	28.1723	9.5196	19.5598	20.1264	15.0785	11.5209	17.6565	11.4368	10.1656	8.5347	15.5539	9.08525	5.422	17.5721	15.4755	11.5121	4.0719	31.7299763
Caffeine	12.675	4.34478	7.09313	10.4921	12.8485	4.54921	3.42642	7.22567	3.42045	4.81428	7.7701	15.4618	5.45351	4.3692	3.83584	13.2055	13.2865	15.9324	4.39955	16.3394	4.20448	0	6.10921	19.2504	15.8181	4.98231	5.2467	3.666469194
Galaxolide, HHCB	2.5639	10.7709	5.04787	3.87819	3.45	4.10203	3.03503	5.11944	12.5296	6.30014	6.03063	4.15169	14.7589	15.337	8.4742	5.57478	3.01393	3.40458	1.56536	1.55318	3.5642	6.61708	5.08808	6.43539	4.87595	1.7727	2.48517	8.383116114
Tonalide, AHTN	0	3.15219	0	0.97101	0	0.80944	0.80584	0	3.40605	1.29146	1.07893	0	1.76328	2.3684	2.5395	1.65084	0	0	0	0	1.14961	1.65103	0.63421	0.89238	0.7392	0	0.56159	1.279265403

PHỤ LỤC 02: KẾT QUẢ PHÂN TÍCH PAES VÀ PPCPS TRONG BỤI SPM

Đơn vị: ng/mg

Hợp chất	Quận Đống Đa	Quận Đống Đa	Quận Đống Đa	Quận Đống Đa	Quận Đống Đa	Quận Đống Đa	Quận Đống Đa	Quận Đống Đa	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình	Quận Ba Đình				
	Ngày 1	Ngày 2	Ngày 3	Ngày 4	Ngày 5	Ngày 6	Ngày 7	Ngày 1	Ngày 2	Ngày 3	Ngày 4	Ngày 5	Ngày 6	Ngày 7	Đêm 1	Đêm 2	Đêm 3	Đêm 4	Đêm 5	Đêm 6	Đêm 7	Đêm 1	Đêm 2	Đêm 3	Đêm 4	Đêm 5	Đêm 6	Đêm 7		
Dimethyl phthalate	1.774 4	2.377 19	1.696 82	0.653 51	0.509 41	0.700 37	0.551 72	0.396 19	0.821 2	0.479 02	0.903 9	0.661 63	1.058 53	0.870 9677 42	4.443 2432 43	2.261 0837 44	0.644 3914 08	0.731 4685 31	0.318 6528 5	0.432 9764 45	0.334 3249 43	0	0	0.394 3689 32	0.402 9345 37	0.317 5559 38	1.213 9534 88	1.051 6198 7		
Dietyl phthalate	7.341 3	0	5.895 54	4.539 46	3.365 49	0	4.563 45	5.656 19	11.08 62	5.112 83	6.237 66	4.371 14	4.710 95	5.134 9875 93	0	17.08 5221 67	0	5.079 7202 8	0	4.716 4882 23	0	0	0	4.550 6796 12	0	0	4.831 0782 24	5.294 3844 49		
Diisobutyl phthalate	37.79 59	63.5	29.93 18	22.14 7	14.76 35	20.60 13	21.01 86	38.85 05	57.75 62	22.95 21	35.84 97	19.17 5	25.96 86	24.78 0893 3	167.1 9729 73	60.05 6157 64	32.93 4128 88	32.66 5734 27	19.35 3886 01	32.42 8907 92	28.66 8878 72	68.02 2680 41	30.15 5018 59	32.7	34.78 3069 98	19.28 7263 34	30.52 0084 57	29.48 7473		
Din-butyl phthalate	205.8 25	356.5 96	142.5 24	147.1 38	97.09 49	125.5 19	55.80 41	184.5 11	305.9 06	115.2 69	157.3 28	126.1 08	128.8 01	148.5 9305 21	1270. 0783 78	276.1 4334 98	189.4 8329 36	227.5	128.1 5440 41	157.2 8222 7	109.6 8260 87	482.2 6391 75	157.0 8513 01	139.9 1650 49	139.3 9300 23	127.7 1325 3	133.3 3572 94	111.8 7667 39		
Butyl benzyl phthalate	2.160 41	2.170 18	0.884 08	1.240 54	0.957 25	1.183 74	1.265 52	1.736 19	1.390 78	0.618 33	0.925 05	1.243 29	1.086 95	1.283 3746 9	5.140 5405 41	1.934 4827 59	0.940 0954 65	1.043 3566 43	0.666 3212 44	1.093 3618 84	0.744 1647 6	2.461 8556 7	0.816 3568 77	1.163 8834 95	0.985 3273 14	0.664 0275 39	1.245 0317 12	0.924 6220 3		
Dicyclohexyl phthalate	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bis(309.1	253.4	167.0	162.0	108.6	120.8	154.0	173.0	251.4	121.0	168.1	141.1	146.8	145.2	429.5	266.2	202.6	167.2	126.9	206.7	158.3	126.6	137.5	166.9	138.5	126.5	211.2	151.1		

enol															84				39							51		99	
Bisphenol A	4.7314	1.23158	2.11465	5.54865	6.52078	2.74374	1.90207	1.79143	3.23641	1.6057	6.3	8.46927	2.66337	2.189330025	8.991891892	8.534482759	8.377804296	7.701398601	11.3357513	3.203640257	10.71624714	0.977319588	1.091821561	8.419223301	5.335665914	11.29672978	12.65391121	11.18552916	
L-Menthol	0	0	0	0	0.16039	0	0	0	0	0	0	0.20832	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nicotine	7.08225	7.16316	15.7331	19.8022	1.63255	15.8787	0	0	0	0	0	2.12037	0	0	0	29.80049261	12.80835322	11.19300699	24.20518135	0	0	0	0	0	0	0	24.12185886	0	0
a-Ionone	0	0	0	0	0	0	0	0.19333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dihydroxylolamide	1.79488	2.3386	0.92611	0.70595	0.50745	0.49402	0.51241	2.66	4.80691	1.94908	3.84991	0.65908	1.45579	1.434491315	9.3	3.147783251	1.268735084	1.241958042	0.827979275	0.85503212	1.130663616	2.390721649	0.930111524	1.405631068	1.646275395	0.825129088	1.994714588	2.133045356	
Caffeine	4.68123	7.08947	8.36815	7.29135	5.26902	2.78748	0	0	2.75253	3.25845	4.6436	6.84346	0	0	0	16.59162562	12.61360382	14.73706294	3.85492228	1.821841542	0	0	0	6.460776699	3.985327314	3.841652324	0	0	
Galaxolide, HHCB	0.55188	1.35088	0.49682	0.37622	0.33922	0.42	0.38	0.67048	1.20276	0.96599	1.21781	0.44058	1.45958	1.054094293	3.389189189	0.626600985	0.419570406	0.546153846	0.422797927	0	0.406407323	0	0.726022305	0.798640777	1.093002257	0.421342513	1.116913319	0.991360691	
Tonalide, AHTN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.14603	0.41633	0	0.15979	0.180148883	0	0	0	0.116083916	0	0	0.112585812	0	0	0.173592233	0.146275395	0	0.138266385	0	