

การประเมินความเสี่ยงในการรับสัมผัสสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนทางการหายใจ  
ของผู้ค้าขายริมถนนในกรุงเทพมหานคร : กรณีศึกษาถนนสุขุมวิท



บทคัดย่อและแฟ้มข้อมูลฉบับเต็มของวิทยานิพนธ์ตั้งแต่ปีการศึกษา 2554 ที่ให้บริการในคลังปัญญาจุฬาฯ (CUIR)  
เป็นแฟ้มข้อมูลของนิสิตเจ้าของวิทยานิพนธ์ ที่ส่งผ่านทางบัณฑิตวิทยาลัย

The abstract and full text of theses from the academic year 2011 in Chulalongkorn University Intellectual Repository (CUIR)  
are the thesis authors' files submitted through the University Graduate School.

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรดุษฎีบัณฑิต  
สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา)  
บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย  
ปีการศึกษา 2558  
ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

RISK ASSESSMENT OF STREET VENDORS EXPOSED TO  
POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS VIA INHALATION  
AT ROADSIDE AREA OF BANGKOK : A CASE STUDY ON SUKHUMVIT ROAD

Mr. Narut Sahanavin



A Dissertation Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements  
for the Degree of Doctor of Philosophy Program in Environmental Science

(Interdisciplinary Program)

Graduate School

Chulalongkorn University

Academic Year 2015

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การประเมินความเสี่ยงในการรับสัมผัสสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนทางการหายใจของผู้ค้าขายริมถนน ในกรุงเทพมหานคร : กรณีศึกษาถนนสุขุมวิท
โดย	นายนรุตม์ สหนาวิน
สาขาวิชา	วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ทรรศนีย์ พุกกาสิทธิ์
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม	รองศาสตราจารย์ ดร. ไกรชาติ ตันตระการอาภา

---

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่ง  
ของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

.....คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย  
(รองศาสตราจารย์ ดร. สุเนตร ชุตินธรานนท์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

.....ประธานกรรมการ  
(รองศาสตราจารย์ ดร. สมใจ เพ็งปรีชา)

.....อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ทรรศนีย์ พุกกาสิทธิ์)

.....อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม  
(รองศาสตราจารย์ ดร. ไกรชาติ ตันตระการอาภา)

.....กรรมการ  
(รองศาสตราจารย์ ดร. ศิริมา ปัญญาเมธีกุล)

.....กรรมการ  
(รองศาสตราจารย์ ดร. นพภาพร พานิช)

.....กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย  
(นายแพทย์ สุนทร เจริญภูมิการกิจ)

นรุตตม์ สหนาวิน : การประเมินความเสี่ยงในการรับสัมผัสสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนทางการหายใจของผู้ค้าขายริมถนนในกรุงเทพมหานคร : กรณีศึกษาถนนสุขุมวิท (RISK ASSESSMENT OF STREET VENDORS EXPOSED TO POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS VIA INHALATION AT ROADSIDE AREA OF BANGKOK : A CASE STUDY ON SUKHUMVIT ROAD) อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: ผศ. ดร. วรรณศันย์ พุกษาสีหรี, อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม: รศ. ดร. ไกรชาติ ตันตระการอากาศ, 190 หน้า.

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาความเข้มข้นของสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) ในอากาศที่อยู่ในรูปของอนุภาค (pPAHs) และก๊าซ (gPAHs) บริเวณริมถนนแบบเปิดโล่ง (ถนนอโศก-มนตรี) และแบบปิดล้อม (ใต้สถานีรถไฟฟ้าอโศก) และวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของสาร PAHs กับปัจจัยด้านการจราจรและอุตุนิยมวิทยาโดยใช้ Path analysis พร้อมทั้งทำการประเมินความเสี่ยงในการสัมผัสสาร PAHs ทางทางการหายใจของผู้ค้าขายริมถนน ผลการศึกษาพบว่าความเข้มข้นของ PAHs รวมของ pPAHs และ gPAHs ในบริเวณพื้นที่เปิดโล่งและในพื้นที่ปิดล้อม มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ  $61.69 \pm 42.83$  และ  $155.82 \pm 111.89$  ng/m<sup>3</sup> ตามลำดับ ผลการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ด้วย Path analysis และการตรวจสอบความถูกต้องของค่าทำนายกับค่าตรวจวัดจริงพบว่า ตัวแปรที่สามารถทำนายความเข้มข้นของ pPAHs ในพื้นที่เปิดโล่งและปิดล้อมอย่างเหมาะสม ได้แก่ ความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> อุณหภูมิ ความชื้น อัตราการไหลของการจราจรโดยรถส่วนบุคคล และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ ให้ค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ (R<sup>2</sup>) เท่ากับ 0.8127 และ 0.7366 ตามลำดับ สำหรับตัวแปรที่สามารถทำนาย gPAHs ในพื้นที่เปิดโล่งและปิดล้อม ได้แก่ การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ อัตราการไหลของการจราจรโดยรถส่วนบุคคล และรถบรรทุก โดยมีค่า R<sup>2</sup> เท่ากับ 0.2306 และ 0.5711 ตามลำดับ สำหรับผลการประเมินความเสี่ยงในการเป็นมะเร็งจากการสัมผัส PAHs ทางทางการหายใจของผู้ค้าขายริมถนนที่ประกอบอาชีพเป็นระยะเวลาเฉลี่ย 8 ปี พบว่า มีค่า 95% confidence interval ของความเสี่ยงในบริเวณที่เปิดโล่งและพื้นที่ปิดล้อมมีค่าอยู่ระหว่าง  $2.80 \times 10^{-7}$  ถึง  $5.30 \times 10^{-7}$  และ  $3.50 \times 10^{-7}$  ถึง  $6.10 \times 10^{-7}$  ตามลำดับ ซึ่งถือว่าอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ และหากผู้ค้าขายริมถนนประกอบอาชีพเกิน 17 ปีขึ้นไป มีโอกาสพบความเสี่ยงการเกิดมะเร็งเกินเกณฑ์ที่ยอมรับได้

สาขาวิชา วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม

ลายมือชื่อนิสิต .....

ปีการศึกษา 2558

ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก .....

ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาร่วม .....

# # 5387781520 : MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEYWORDS: PAHS / PATH ANALYSIS / COVERED ROADSIDE AREA / OPEN ROADSIDE AREA / RISK ASSESSMENT

NARUT SAHANAVIN: RISK ASSESSMENT OF STREET VENDORS EXPOSED TO POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS VIA INHALATION AT ROADSIDE AREA OF BANGKOK : A CASE STUDY ON SUKHUMVIT ROAD. ADVISOR: ASST. PROF. TASSANEE PRUEKSASIT, Ph.D., CO-ADVISOR: ASSOC. PROF. KRAICHAT TANTRAKARNAPA, Ph.D., 190 pp.

The objective of this study was to determine the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) levels as gas phase (gPAHs) and particle phase (pPAHs) at open (Asoke-montri road) and covered roadside area (Asoke BTS station). The relationship between PAHs levels, traffic flow, and meteorological conditions were determined by using statistical model of Path analysis. Further, the overall PAHs data were used to assess the lifetime cancer risk of street vendor working at different roadside configurations. From the result, average PAHs concentrations at open and covered roadside area were  $61.69 \pm 42.83$  and  $155.82 \pm 111.89$  ng/m<sup>3</sup>, respectively. The results of path analysis and correlation between predicted and observed data showed that the significant variables accounted for pPAHs level estimation at open and covered roadside area were PM<sub>2.5</sub>, temperature, relative humidity, light duty gasoline vehicle flow, and solar radiation, giving R<sup>2</sup> of 0.8127 and 0.7366, respectively. Whilst for gPAHs level at open and covered roadside area, the significant variables were solar radiation, temperature, relative humidity, light duty gasoline vehicle and heavy duty diesel vehicle flow, and the R<sup>2</sup> of 0.2306 and 0.5711, respectively, could be obtained. Additional, the 95% confidence interval of lifetime cancer risk of street vendors who exposed to the PAHs at the open and covered roadside for eight years long presented  $2.80 \times 10^{-7}$  to  $5.30 \times 10^{-7}$ , and  $3.50 \times 10^{-7}$  to  $6.10 \times 10^{-7}$ , respectively, which were in acceptable level. However, if the street vendors continue their work and exposure to PAHs for more than 17 years, the life time cancer risk will be increased and exceed an acceptable criteria.

Field of Study: Environmental Science

Academic Year: 2015

Student's Signature .....

Advisor's Signature .....

Co-Advisor's Signature .....

## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้ สำเร็จลุล่วงได้ด้วยความช่วยเหลือจากบุคคลหลายฝ่าย ผู้วิจัยจึงขอขอบพระคุณอาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ทรรศนีย์ พุกษาสีทธิ์ ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม รองศาสตราจารย์ ดร. ไกรชาติ ตันตระการอาภา ที่ให้ความกรุณาด้านคำปรึกษาและแนะนำแนวทางในการทำวิจัย รวมทั้งตรวจสอบข้อมูลและแนะนำด้านการตีพิมพ์บทความวิจัยในวารสารวิชาการ ขอขอบพระคุณคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รองศาสตราจารย์ ดร. สมใจ เพ็งปรีชา รองศาสตราจารย์ ดร. นพภาพร พานิช รองศาสตราจารย์ ดร. ศิริมา ปัญญาเมธิกุล และกรรมการผู้ทรงคุณวุฒิภายนอก นายแพทย์ สุนทร เจริญภูมิการกิจ ที่ให้คำแนะนำจนงานวิจัยนี้เสร็จสิ้นสมบูรณ์

ขอขอบคุณ คุณตรีสิทธิ์ ศิริวรรณ สมาชิกสภากรุงเทพมหานคร ที่อำนวยความสะดวกและประสานงานข้อมูลของกรุงเทพมหานคร ขอขอบคุณเพื่อนร่วมรุ่นในหลักสูตรสหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อมที่สำเร็จการศึกษาพร้อมกัน ที่คอยช่วยเหลือและให้กำลังใจกันและกันตลอดมา และขอขอบคุณนิสิตรุ่น 1 วท.บ. (สาธารณสุขศาสตร์) มหาวิทยาลัยศรีนครินทรวิโรฒ ที่ช่วยเหลือในการเก็บตัวอย่างอากาศบริเวณริมถนน ขอขอบคุณ มหาวิทยาลัยศรีนครินทรวิโรฒ ที่อำนวยความสะดวกให้ใช้พื้นที่ในการเก็บข้อมูล และสุดท้าย ขอขอบคุณหลักสูตรสหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม ที่สนับสนุนทุนอุดหนุนงานวิจัยบางส่วน และความสะดวกในการใช้ห้องปฏิบัติการ และขอขอบคุณ บิดา มารดา ที่ให้คำแนะนำ กำลังใจ และสนับสนุนทุนวิจัยบางส่วน

## สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	9
สารบัญภาพ .....	11
บทที่ 1 .....	14
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา .....	14
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....	16
1.3 สมมติฐาน.....	16
1.4 ขอบเขตของการวิจัย.....	16
1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	17
บทที่ 2 .....	18
2.1 สารกลุ่มโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน .....	18
2.2 ปฏิกิริยาของ PAHs ในบรรยากาศ.....	26
2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการกระจายตัวของ PAHs ในบรรยากาศ .....	27
2.4 ความสัมพันธ์ของ PAHs กับฝุ่นละออง .....	40
2.5 การประเมินความเสี่ยง .....	42
2.6 การวิเคราะห์ด้วย Structure equation model.....	47
2.7 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง .....	49
บทที่ 3 .....	54
3.1 พื้นที่ทำการศึกษา.....	54

3.2 การหาความเข้มข้นของ PM <sub>10</sub> และ PM <sub>2.5</sub> บริเวณริมถนน.....	57
3.3 การเก็บข้อมูลอุตุนิยมวิทยาบริเวณริมถนน .....	58
3.4 การเก็บข้อมูลจำนวนรถยนต์ .....	59
3.5 การหาความเข้มข้นของ PAHs.....	60
3.6 การวิเคราะห์ข้อมูลความสัมพันธ์ .....	64
3.7 การประเมินความเสี่ยงในการรับสัมผัส PAHs.....	67
บทที่ 4 .....	72
4.1 ความเข้มข้นของ PM <sub>10</sub> , PM <sub>2.5-10</sub> , และ PM <sub>2.5</sub> ข้อมูลอุตุนิยมวิทยา และการจราจร .....	72
4.2 ความเข้มข้นของ PAHs ในอากาศ .....	107
4.3 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ PAHs กับปัจจัยอุตุนิยมวิทยาและปริมาณ การจราจร .....	126
4.4 การประเมินความเสี่ยงในการสัมผัส PAHs บริเวณริมถนน .....	142
บทที่ 5 .....	150
5.1 ความสัมพันธ์ของ PM <sub>10</sub> PM <sub>2.5-10</sub> และ PM <sub>2.5</sub> บริเวณริมถนน และปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยา การจราจรและโครงสร้างถนน.....	150
5.2 ความเข้มข้นของสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีในอากาศในแต่ละปัจจัย ด้านโครงสร้างถนน .....	151
5.4 ความเสี่ยงในการสัมผัสสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนทางการหายใจของผู้ ค้าขายริมถนนแต่ละปัจจัยด้านลักษณะโครงสร้างถนน .....	153
5.5 ข้อเสนอแนะ .....	154
รายการอ้างอิง .....	155
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์ .....	190



## สารบัญตาราง

ตารางที่ 1 PAHs 16 ชนิด ที่ USEPA กำหนดเป็นสารพิษอันตราย.....	19
ตารางที่ 2 สมบัติทางกายภาพเคมีของ PAHs.....	20
ตารางที่ 3 แหล่งกำเนิดหลักของแต่ละประเภทของ PAHs จากกิจกรรมของมนุษย์.....	22
ตารางที่ 4 การจัดกลุ่ม PAHs โดย International Agency for Research on cancer (IARC).....	24
ตารางที่ 5 ความหมายของตัวแปรที่ใช้ในสมการประเมินการรับสัมผัส.....	45
ตารางที่ 6 ข้อมูลทางด้านอนุตุนิยมวิทยาและเครื่องมือที่ใช้ตรวจวัด.....	59
ตารางที่ 7 สภาวะของเครื่องที่ใช้ในการวิเคราะห์ PAHs.....	61
ตารางที่ 8 ตัวแปรในสมการความสัมพันธ์ของ PM <sub>10</sub> PM <sub>2.5-10</sub> และ PM <sub>2.5</sub> .....	65
ตารางที่ 9 ตัวแปรในสมการความสัมพันธ์ของ pPAHs และ gPAHs.....	66
ตารางที่ 10 การพิจารณาความเป็นพิษในการก่อมะเร็งของสารประกอบ PAHs.....	68
ตารางที่ 11 ค่า CSF และ TEF ของสารประกอบ PAHs.....	69
ตารางที่ 12 ข้อมูลด้านอนุตุนิยมวิทยา ช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง.....	73
ตารางที่ 13 ข้อมูลปริมาณจรรยาเฉลี่ย 8 ชั่วโมง และค่า SD (หน่วย: 1000 คัน).....	74
ตารางที่ 14 อัตราการไหลของการจรรยาเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (คั่นต่อชั่วโมง).....	77
ตารางที่ 15 ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน บริเวณพื้นเปิดโล่ง.....	82
ตารางที่ 16 ค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยของตัวแปรต้นแต่ละตัวในบริเวณพื้นเปิดโล่ง.....	84
ตารางที่ 17 ค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร จาก causal model ในพื้นที่เปิดโล่ง.....	89
ตารางที่ 18 ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน บริเวณพื้นปิดล้อม.....	91
ตารางที่ 19 ค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยของตัวแปรต้นแต่ละตัวในบริเวณพื้นปิดล้อม.....	93
ตารางที่ 20 ค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร จาก causal model ในพื้นที่ปิดล้อม.....	97
ตารางที่ 21 ตัวแปรที่ใช้ในการทดสอบสมการจาก causal model ของความเข้มข้นของอนุภาค ...	98

ตารางที่ 22	สมการความสัมพันธ์ที่มีค่า $R^2$ สูงสุด ในพื้นที่เปิดโล่ง	99
ตารางที่ 23	สมการความสัมพันธ์ที่มีค่า $R^2$ สูงสุด ในพื้นที่ปิดล้อม	100
ตารางที่ 24	ค่า coefficient of determination ( $R^2$ ) ของ PAHs ทั้ง 16 ชนิด	108
ตารางที่ 25	ค่า LOD ของ PAHs ทั้ง 16 ชนิด จากเครื่อง GC/FID (ng/mL)	109
ตารางที่ 26	ค่าร้อยละการคืนกลับ (%Recovery) ของ PAHs 16 ชนิด	110
ตารางที่ 27	การเปรียบเทียบค่า Diagnostic ratio ที่พบในงานวิจัยนี้	115
ตารางที่ 28	องค์ประกอบพื้นฐานและจัดกลุ่มข้อมูล PAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง	120
ตารางที่ 29	องค์ประกอบพื้นฐานและจัดกลุ่มข้อมูล PAHs ในพื้นที่ปิดล้อม	125
ตารางที่ 30	ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน ของ PAHs ในรูปอนุภาค	127
ตารางที่ 31	ค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยของตัวแปรต้นแต่ละตัวในบริเวณพื้นเปิดโล่ง	128
ตารางที่ 32	ค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร จาก path analysis model ของ pPAHs	131
ตารางที่ 33	ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน ของ gPAHs	132
ตารางที่ 34	ค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยของตัวแปรต้นแต่ละตัว ที่มีต่อ gPAHs	133
ตารางที่ 35	ค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร จาก path analysis model ของ gPAHs	136
ตารางที่ 36	ตัวแปรที่ใช้ในการทดสอบสมการจาก causal model ของความเข้มข้นของ PAHs	137
ตารางที่ 37	สมการความสัมพันธ์และค่าเฉลี่ยความเชื่อมั่นของ PAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง	137
ตารางที่ 38	สมการความสัมพันธ์และค่าเฉลี่ยความเชื่อมั่นของ PAHs ในพื้นที่ปิดล้อม	140
ตารางที่ 39	สรุปจุดเด่นและจุดด้อยของสถิติวิเคราะห์ที่ใช้ในงานวิจัยนี้	142
ตารางที่ 40	ข้อมูลที่ใช้ในการประเมินการสัมผัส	144
ตารางที่ 41	ค่า CDI ของการสัมผัส total BaP <sub>eq</sub> ของผู้ประกอบการแผงลอยในแต่ละพื้นที่	145
ตารางที่ 42	lifetime cancer risk และค่า 95% confidence interval ของ total BaP <sub>eq</sub>	146
ตารางที่ 43	ค่าเฉลี่ยความเสี่ยงรายบุคคล (Individual risk) โดยคำนวณจากค่า total BaP <sub>eq</sub>	148

## สารบัญภาพ

ภาพที่ 1 การดูดซึม PAHs เข้าสู่ร่างกาย (metabolism) .....	25
ภาพที่ 2 ลักษณะของอนุภาคและการดูดซับของ PAHs บนอนุภาค .....	27
ภาพที่ 3 รูปแบบของการเคลื่อนที่ของสารมลพิษบริเวณถนนที่มีลักษณะ street canyon.....	28
ภาพที่ 4 การเคลื่อนที่ของลมบริเวณถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon ที่มี $H1/W = 0.9$ .....	30
ภาพที่ 5 การเคลื่อนที่ของลมบริเวณถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon ที่มี $H1/W = 2$ .....	31
ภาพที่ 6 การเคลื่อนที่ของลมบริเวณถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon ที่มี $H1/W = 3.5$ .....	33
ภาพที่ 7 การเคลื่อนที่ของลมบริเวณถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon ที่มี $H1/W = 0.17$ .....	34
ภาพที่ 8 จุดเก็บตัวอย่าง ถนนสุขุมวิทเส้นแยกอโศกใต้สถานีรถไฟฟ้า และถนนเส้น อโศก-มนตรี....	54
ภาพที่ 9 จุดเก็บตัวอย่างบริเวณถนนเส้น อโศก-มนตรี.....	55
ภาพที่ 10 จุดเก็บตัวอย่างบริเวณแยกอโศกใต้สถานีรถไฟฟ้า.....	56
ภาพที่ 11 ขั้นตอนการสกัดตัวอย่าง.....	62
ภาพที่ 12 สัดส่วนปริมาณรถแต่ละประเภท ในพื้นที่เปิดโล่ง (ซ้าย) และพื้นที่ปิดล้อม (ขวา).....	75
ภาพที่ 13 อัตราการไหลเฉลี่ย (คันต่อชั่วโมง) ของรถแต่ละประเภท ในแต่ละฤดูกาล .....	76
ภาพที่ 14 น้ำหนักที่ซั่งได้จากลูกตุ้มมาตรฐาน 100 มิลลิกรัม .....	78
ภาพที่ 15 น้ำหนักที่ซั่งได้จากลูกตุ้มมาตรฐาน 200 มิลลิกรัม .....	78
ภาพที่ 16 ความเข้มข้นของอนุภาคแต่ละขนาด ในฤดูแล้งและฤดูฝน .....	80
ภาพที่ 17 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ $PM_{2.5}$ บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง .....	86
ภาพที่ 18 แบบจำลอง causal model ความเข้มข้นของ $PM_{2.5-10}$ บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง.....	87
ภาพที่ 19 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ $PM_{10}$ บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง .....	88
ภาพที่ 20 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ $PM_{2.5}$ บริเวณพื้นที่ปิดล้อม.....	94
ภาพที่ 21 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ $PM_{2.5-10}$ บริเวณพื้นที่ปิดล้อม .....	95
ภาพที่ 22 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ $PM_{10}$ บริเวณพื้นที่ปิดล้อม .....	96

ภาพที่ 23 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ $PM_{10}$ ในพื้นที่เปิดโล่ง .....	101
ภาพที่ 24 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ $PM_{2.5-10}$ ในพื้นที่เปิดโล่ง .....	102
ภาพที่ 25 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ $PM_{2.5}$ ในพื้นที่เปิดโล่ง .....	103
ภาพที่ 26 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ $PM_{10}$ ในพื้นที่ปิดล้อม .....	104
ภาพที่ 27 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ $PM_{2.5-10}$ ในพื้นที่ปิดล้อม .....	105
ภาพที่ 28 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ $PM_{2.5}$ ในพื้นที่ปิดล้อม .....	106
ภาพที่ 29 PAHs profile ใน $PM_{2.5-10}$ , $PM_{2.5}$ และ สถานะก๊าซ บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง .....	111
ภาพที่ 30 PAHs profile ใน $PM_{2.5-10}$ , $PM_{2.5}$ และ สถานะก๊าซ บริเวณพื้นที่ปิดล้อม .....	111
ภาพที่ 31 สัดส่วนความเข้มข้นเฉลี่ยของ PAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง (ซ้าย) และปิดล้อม (ขวา) .....	112
ภาพที่ 32 สัดส่วนของ diagnostic ratio ในพื้นที่เปิดโล่ง .....	113
ภาพที่ 33 สัดส่วนของ diagnostic ratio ในพื้นที่ปิดล้อม .....	114
ภาพที่ 34 ความเข้มข้นของ PAHs ในฤดูแล้งและฤดูฝน .....	116
ภาพที่ 35 จุดเก็บตัวอย่างตามลักษณะอาคารที่อยู่ริมถนน ในพื้นที่เปิดโล่ง .....	117
ภาพที่ 36 ความเข้มข้นของ PAHs บริเวณริมถนน บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง แต่ละจุดเก็บตัวอย่าง .....	118
ภาพที่ 37 การจัดกลุ่ม PAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง โดยใช้ PCA .....	121
ภาพที่ 38 จุดเก็บตัวอย่างตามลักษณะอาคารที่อยู่ริมถนน ในพื้นที่ปิดล้อม .....	123
ภาพที่ 39 ความเข้มข้นของ PAHs บริเวณริมถนน บริเวณพื้นที่ปิดล้อม แต่ละจุดเก็บตัวอย่าง .....	124
ภาพที่ 40 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ pPAHs บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง .....	129
ภาพที่ 41 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ pPAHs บริเวณพื้นที่ปิดล้อม .....	130
ภาพที่ 42 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ gPAHs บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง .....	134
ภาพที่ 43 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ gPAHs บริเวณพื้นที่ปิดล้อม .....	135
ภาพที่ 44 เปรียบเทียบ Q-Q plot ที่ได้จาก path analysis (จุดขาว) และ linear regression (จุดดำ) ในการทำนาย pPAHs ของพื้นที่เปิดโล่ง .....	138

ภาพที่ 45 เปรียบเทียบ Q-Q plot ที่ได้จาก path analysis (จุดขาว) และ linear regression (จุดดำ) ในการทำนาย gPAHs ของพื้นที่ปิดล้อม.....	139
ภาพที่ 46 เปรียบเทียบ Q-Q plot ที่ได้จาก path analysis (จุดขาว) และ linear regression (จุดดำ) ในการทำนาย pPAHs ของพื้นที่ปิดล้อม.....	140
ภาพที่ 47 เปรียบเทียบ Q-Q plot ที่ได้จาก path analysis (จุดขาว) และ linear regression (จุดดำ) ในการทำนาย gPAHs ของพื้นที่ปิดล้อม.....	141
ภาพที่ 48 total BaP <sub>eq</sub> จำแนกตามจุดเก็บตัวอย่างและโครงสร้างอาคารริมถนน.....	143
ภาพที่ 49 ระยะเวลาที่ผู้ค้าขายริมถนนสามารถค้าขายได้โดยมีความเสี่ยงในระดับที่ยอมรับได้.....	147



## บทที่ 1

### บทนำ

#### 1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

การเผาไหม้เชื้อเพลิงฟอสซิลเป็นแหล่งกำเนิดมลพิษอากาศในเขตเมืองที่สำคัญ ซึ่งมลพิษที่เกิดขึ้นนั้นประกอบด้วยมลพิษที่อยู่ในรูปอนุภาค และอยู่ในรูปก๊าซ อาทิ ฝุ่นละออง ซัลเฟอร์ไดออกไซด์ ไนโตรเจนไดออกไซด์ เป็นต้น อย่างไรก็ตาม มลพิษอีกประเภทหนึ่งที่มีความสำคัญและพบในอากาศเขตเมืองมากที่สุดชนิดหนึ่งคือสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน หรือ Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) จากการศึกษาที่ผ่านมา PAHs บางชนิดถูกจัดให้เป็นสารก่อมะเร็งและก่อให้เกิดการกลายพันธุ์ (IPCS, 1998) และพบว่า PAHs ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสุขภาพของกัมมษุย์ อาทิ เป็นพิษต่อระบบสืบพันธุ์ เป็นพิษต่อตับ มีผลต่อระบบภูมิคุ้มกัน ระบบทางเดินหายใจและระบบประสาท (Song et al., 2012) โดย PAHs สามารถพบได้ในรูปสถานะก๊าซ (gas-phase PAHs; gPAHs) และอนุภาค (particle-phase; pPAHs) PAHs ในรูปของอนุภาคจะถูกพบมากที่สุด โดยส่วนใหญ่ PAHs จะถูกดูดซับบนอนุภาคขนาดเล็กละเอียด (fine particulate) หรือขนาดเล็กกว่า 2.5 ไมครอน ซึ่งเป็นอนุภาคที่มนุษย์สามารถหายใจเข้าไปในระบบทางเดินหายใจส่วนล่างได้

กรุงเทพมหานคร ถือเป็นพื้นที่ในเขตเมืองใหญ่ที่มีการจราจรหนาแน่น จึงเป็นอีกพื้นที่ที่สามารถพบสาร PAHs ปนเปื้อนในอากาศ จากการศึกษาที่ผ่านมา พบว่า สาร PAHs ส่วนใหญ่มีแหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้เชื้อเพลิงในเครื่องยนต์ ทำให้สาร PAHs มีปริมาณที่สูงมากในบริเวณริมถนน (Thongsanit, 2002; Thongyen, 2009; Wannavichit, 2005) และด้วยเหตุนี้ผู้ที่อยู่ในบริเวณริมถนน ทั้งผู้ที่อยู่อาศัยและผู้ที่ประกอบอาชีพค้าขาย เช่น ทาบเร่ แผงลอย ผู้ค้าขายริมถนน และผู้ที่ผ่านไปมา นับเป็นกลุ่มที่ได้รับสัมผัสสาร PAHs โดยตรงและมีความเสี่ยงสูงที่จะได้รับผลกระทบต่อสุขภาพ จึงควรที่จะศึกษาความเสี่ยงในการสัมผัสสาร PAHs ในกลุ่มคนเหล่านี้

งานวิจัยที่ผ่านมา ได้มีการศึกษาสาร PAHs ที่มีอยู่บริเวณริมถนนกับปัจจัยต่างๆ ไม่ว่าจะเป็นปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยาหรือการจราจร โดยใช้เทคนิคการวิเคราะห์ทางสถิติ เช่น linear regression หรือ correlation เพื่อหาความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรต้นและตัวแปรตาม (Akyuz and Cabuk, 2010; Caricchia et al., 1999; Fang et al., 2003; Guo et al., 2003; Wang et al., 2011) อย่างไรก็ตาม การวิเคราะห์ทางสถิติดังกล่าวมีข้อจำกัดเนื่องจาก สามารถวิเคราะห์ได้เพียงความสัมพันธ์

ทางตรงเท่านั้น และเนื่องจากการการศึกษาด้านการแผ่รังสีมลพิษในอากาศย่อมมีผลจากปัจจัยหลายอย่าง ซึ่งบางครั้งอาจส่งผลทางอ้อมกับตัวแปรตามที่ศึกษา การใช้สถิติทั่วไป อาจไม่สามารถวิเคราะห์ให้เห็นตัวแปรที่มีความสำคัญทั้งหมดได้ และเมื่อนำตัวแปรนั้นไปพิจารณาเพื่อสร้างเป็นแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ แบบจำลองดังกล่าวอาจมีความคลาดเคลื่อนไปจากความจริง ดังนั้นในการศึกษานี้จึงได้นำการวิเคราะห์แบบ Path analysis มาประยุกต์ใช้ โดยเป็นสถิติที่ใช้ในการศึกษาในด้านวิทยาการระบาด (Jiayu et al., 2015; Jonathan et al., 2016; Suliman and Karim, 2016) ซึ่งสามารถวิเคราะห์ความสัมพันธ์ทางตรงและทางอ้อมได้ และนำรูปแบบความสัมพันธ์นั้นมาใช้ในการสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ทางสถิติ (Statistical model) เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพกับแบบจำลองจาก linear regression

ในการศึกษารั้งนี้ มุ่งศึกษาปริมาณของสาร PAHs ที่อยู่ในอากาศบริเวณริมถนน โดยศึกษาในแต่ละพื้นที่ที่มีสภาพแวดล้อมพื้นผิว (Terrain) ที่แตกต่างกัน ได้แก่ บริเวณริมถนนที่มีตึกสูง หรือมีสิ่งปลูกสร้างคลุมพื้นที่ริมถนนไว้ และนำปริมาณของสาร PAHs ที่พบทั้งในรูปของอนุภาคและก๊าซ มาประเมินความเสี่ยงในการรับสัมผัสสาร PAHs ที่มีอยู่ในอากาศของผู้ประกอบอาชีพบริเวณริมถนน โดยกำหนดพื้นที่ศึกษาเป็นบริเวณถนนสุขุมวิท บริเวณถนนอโศก-มนตรี และบริเวณสถานีรถไฟฟ้าวัดโศก ซึ่งเป็นจุดที่มีการจราจรหนาแน่นที่สุดแห่งหนึ่งในกรุงเทพมหานคร โดยในชั่วโมงเร่งด่วนมีอัตราเร็วของยานพาหนะเฉลี่ยที่ 15.7 กิโลเมตรต่อชั่วโมง ซึ่งอัตราเร็วของยานพาหนะเฉลี่ยในกรุงเทพฯ เท่ากับ 18.9 กิโลเมตรต่อชั่วโมง (กรมขนส่งทางบก, 2556) นอกจากนี้ ยังศึกษาร่วมกับปัจจัยด้านสภาพพื้นที่บริเวณริมถนน (street configuration) และสภาพทางด้านอุตุนิยมวิทยา (Meteorological condition) ที่แตกต่างกัน โดยใช้เทคนิคการวิเคราะห์ path analysis พัฒนาและวิเคราะห์แบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่ได้จากเทคนิคดังกล่าวโดยเปรียบเทียบแบบจำลองที่ได้จาก linear regression และนำข้อมูล PAHs มาประเมินความเสี่ยงในการรับสัมผัสสาร PAHs ในสถานการณ์ที่แตกต่างกัน ซึ่งงานวิจัยนี้จะประโยชน์ต่อการแผ่รังสีความเสี่ยงในการสัมผัสสาร PAHs ของผู้ค้าขายริมถนน และทราบถึงความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณสาร PAHs และความเสี่ยงในการได้รับสัมผัส ในแต่ละปัจจัยด้านสภาพพื้นที่และสภาพทางอุตุนิยมวิทยา เพื่อนำไปสู่แนวทางในการแผ่รังสีผลกระทบต่อสุขภาพต่อไป

## 1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

- 1) เพื่อศึกษาความเข้มข้นของสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีในอากาศในพื้นที่ที่มีลักษณะโครงสร้างถนนแตกต่างกัน
- 2) เพื่อศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีในอากาศ และปัจจัยด้านอุตุนิยมิวิทยาและการจราจร
- 3) เพื่อศึกษาความเสี่ยงในการสัมผัสสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนทางการหายใจของผู้ค้าขายริมถนนในพื้นที่ที่มีลักษณะโครงสร้างถนนแตกต่างกัน

## 1.3 สมมติฐาน

- 1) สารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนในอากาศบริเวณพื้นที่ที่มีลักษณะโครงสร้างถนนแบบปิดล้อมมีความเข้มข้นสูงกว่าแบบเปิดโล่ง
- 2) ปัจจัยด้านการจราจรมีอิทธิพลต่อความเข้มข้นของสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีในอากาศมากกว่าปัจจัยด้านอุตุนิยมิวิทยา
- 3) การใช้ path analysis สามารถวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีในอากาศ และปัจจัยด้านอุตุนิยมิวิทยาและการจราจร ได้แม่นยำกว่า linear regression
- 4) ผู้ค้าริมถนนในบริเวณโครงสร้างถนนแบบปิดล้อม มีความเสี่ยงในการสัมผัสสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนสูงกว่าในบริเวณโครงสร้างถนนแบบเปิดโล่ง

## 1.4 ขอบเขตของการวิจัย

- 1) **พื้นที่ศึกษา** ศึกษาบนถนนสุขุมวิท โดยแบ่งตามปัจจัยด้านโครงสร้างถนนที่แตกต่างกัน ได้แก่ พื้นที่เปิดโล่ง (ช่วงถนนอโศก-มนตรี) และพื้นที่ปิดล้อม (ถนนสุขุมวิทใต้สถานีรถไฟฟ้าอโศก)
- 2) **สาร PAHs ที่ศึกษา** เก็บตัวอย่างและวิเคราะห์ PAHs ทั้ง 16 ชนิด ทั้ง pPAHs ที่ถูกดูดซับโดยอนุภาคขนาด 2.5-10 ไมครอน (PM<sub>2.5-10</sub>) และ 2.5 ไมครอน (PM<sub>2.5</sub>) และ gPAHs
- 3) **วิธีเก็บตัวอย่างและวิเคราะห์** ใช้อุปกรณ์เก็บตัวอย่างอนุภาคแบบ Personal Module Impactor (PMI) และ หลอดเก็บตัวอย่างก๊าซแบบ XAD-2 วิเคราะห์โดยใช้เทคนิคการสกัด PAHs จากตัวดูดซับ และวิเคราะห์โดยใช้ GC/FID



- 4) **การเก็บข้อมูลประกอบ** ได้เก็บข้อมูลปัจจัยการจราจร ได้แก่ อัตราการไหลของรถยนต์ที่ใช้เชื้อเพลิงเบนซิน (LDGV), รถยนต์ที่ใช้ก๊าซ (LGPV), รถมอเตอร์ไซด์ (MCV), รถยนต์ดีเซลขนาดเล็ก (LDDV) และรถยนต์ดีเซลขนาดใหญ่ (HDDV) ปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยา ได้แก่ ความเร็วลม ณ พื้นผิวถนน อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ ปัจจัยดังกล่าวได้นำมาวิเคราะห์ความสัมพันธ์กับ PAHs ในอากาศ สำหรับการประเมินความเสี่ยงจะยึดหลักการประเมินตาม USEPA ซึ่งข้อมูลที่สำคัญ เช่น น้ำหนักตัว อายุ ความถี่ในการสัมผัส จะใช้ข้อมูลปฐมภูมิจากแบบสอบถามในการคำนวณ
- 5) **ระยะเวลาในการศึกษา** ได้แบ่งเป็น 2 ช่วงฤดูกาล คือ ฤดูแล้ง (พฤศจิกายน ถึง เมษายน) และฤดูฝน (พฤษภาคม ถึง ตุลาคม) โดยเก็บตัวอย่างทุกวันจันทร์ถึงศุกร์ ทั้งช่วงเวลาเช้า (5.00 น. ถึง 13.00 น.) และช่วงเวลาเย็น (14.00 น. ถึง 21.00 น.)

### 1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1) เพื่อเป็นข้อมูลในการเฝ้าระวังการสัมผัส และความเสี่ยงในการสัมผัส PAHs ในอากาศ บริเวณริมถนนของกรุงเทพมหานคร
- 2) สามารถพิสูจน์และนำข้อมูลอุตุนิยมวิทยาและปัจจัยอื่นๆ มาใช้ในการทำนายการสัมผัสสาร PAHs ในอากาศได้

## บทที่ 2

### การทบทวนวรรณกรรม




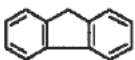
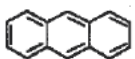
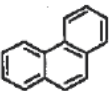
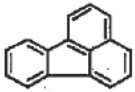
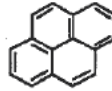
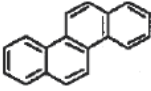
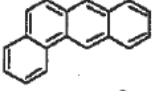
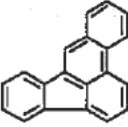
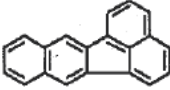
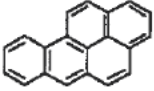
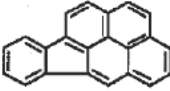
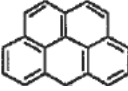
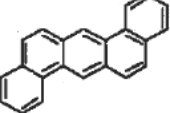
#### 2.1 สารกลุ่มโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน

โพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) เป็นกลุ่มของสารที่จัดอยู่ในประเภทสารมลพิษที่เป็นสารอินทรีย์ไฮโดรคาร์บอนที่มีความทนทานสูง (Persistent Organic pollutants) ต่อการสลายตัวตามธรรมชาติ (Rodrigo et al., 2008) จึงเป็นสาเหตุที่ทำให้เกิดปัญหาตกค้างในสิ่งแวดล้อม (Ying et al., 2009) สารที่อยู่ในกลุ่มสารประกอบ PAHs มีมากกว่า 200 ชนิด แต่ละชนิดมีลักษณะและความเป็นพิษที่แตกต่างกัน นอกจากนี้ PAHs ยังจัดเป็นกลุ่มสารที่มีความเป็นพิษค่อนข้างรุนแรง ก่อให้เกิดกลายพันธุ์ และมะเร็งในสิ่งมีชีวิต (Garivait et al., 1999) คุณสมบัติที่สำคัญของสารในกลุ่มนี้ คือ ละลายน้ำได้น้อยแต่ละลายได้ดีในไขมัน เมื่อ PAHs เข้าสู่ร่างกาย จึงมีโอกาที่จะสะสมอยู่ในเนื้อเยื่อของสิ่งมีชีวิต และสามารถถ่ายทอดผ่านโซ่อาหารได้

PAHs สามารถกระจายสู่สิ่งแวดล้อมได้หลายทาง ทั้งทางน้ำ ทางอากาศ และทางดิน และแหล่งกำเนิดส่วนใหญ่มาจากการกระทำของมนุษย์ อาทิ การเกษตรกรรม อุตสาหกรรม และการรั่วไหลของน้ำมัน รวมทั้งจากการเผาไหม้ของสารประกอบอินทรีย์ที่ไม่สมบูรณ์ (Gary and Sam, 1985) นอกจากนี้ PAHs ยังมีแหล่งกำเนิดจากธรรมชาติ อาทิ ภูเขาไฟระเบิด กระบวนการทางชีวภาพของสิ่งมีชีวิตขนาดเล็ก โดย PAHs ที่มีมวลโมเลกุลสูง จะมีจุดเดือดสูงและความดันไอต่ำ การย่อยสลายและการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างทางเคมีจึงเกิดขึ้นได้ยากกว่า PAHs ที่มีมวลโมเลกุลต่ำ ทำให้สะสมอยู่ในสิ่งแวดล้อมรวมถึงดินตะกอนได้นาน

องค์การพิทักษ์สิ่งแวดล้อมในสหรัฐอเมริกา (US.EPA) ได้กำหนดชนิดของ PAHs ที่เป็นสารพิษอันตรายที่ควรให้ความสนใจเป็นอันดับต้น ได้แก่ Naphthalene (Nap), Acenaphthylene (Acy), Acenaphthene (Ace), Fluorene (Flu), Anthracene (Ant), Phenanthrene (Phe), Fluoranthene (Fluo), pyrene (Pyr), Chrysene (chy), Benzo[a]anthracene (BaA), Benzo[b]fluoranthene (BbF), Benzo[k]fluoranthene (BkF), Benzo[a]pyrene (BaP), Indeno[1,2,3-cd]pyrene (Ind), Benzo[g,h,i]perylene (BgP), และ Dibenz[a,h]anthracene (DaA) (Garivait et al., 1999) รวมทั้งหมด 16 ชนิดดังแสดงในตารางที่ 1

ตารางที่ 1 PAHs 16 ชนิด ที่ USEPA กำหนดเป็นสารพิษอันตราย

PAHs	สัญลักษณ์	มวลโมเลกุล	โครงสร้างเคมี
Naphthalene	Nap	128	
Acenaphthylene	Acy	152	
Acenaphthene	Ace	154	
Fluorene	Flu	166	
Anthracene	Ant	178	
Phenanthrene	Phe	178	
Fluoranthene	Fluo	202	
Pyrene	Pyr	202	
Chrysene	Chy	228	
Benzo[a]anthracene	BaF	228	
Benzo[b]fluoranthene	BbF	252	
Benzo[k]fluoranthene	BkF	252	
Benzo[a]pyrene	BaP	252	
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Ind	276	
Benzo[g,h,i]perylene	BgP	276	
Dibenzo[a,h]anthracene	DaA	278	

### 2.1.1 สมบัติทางกายภาพและเคมีของ PAHs

ลักษณะทั่วไปของ PAHs ประกอบด้วยอะตอมของ C และ H ที่ต่อกันเป็นวงแหวน 5 หรือ 6 เหลี่ยม ตั้งแต่ 2 วงขึ้นไป มีลักษณะที่เป็นเส้นตรง เป็นมุม หรือรวมกันเป็นกลุ่ม (Blumer, 1976) มีลักษณะเป็นของแข็งสีขาวหรือสีเหลืองอ่อนปนเขียว มีจุดเดือดและจุดหลอมเหลวสูง (Netto et al., 2000) โดยลักษณะสมบัติของ PAHs 16 ชนิดที่ US.EPA กำหนดให้เป็นสารพิษพืงระวัง ดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 สมบัติทางกายภาพเคมีของ PAHs

PAHs	จำนวน วงแหวน	จุดหลอมเหลว (°C)	จุดเดือด (°C)	ความสามารถ ในการละลาย	ความดันไอ (at 20°C)
Naphthalene	2	80	218	31.5	$4.9 \times 10^{-2}$
Acenaphthylene	3	92	265	3.93	$2.9 \times 10^{-2}$
Acenaphthene	3	96	279	3.47	$2.0 \times 10^{-2}$
Fluorene	3	116	293	1.98	$1.3 \times 10^{-2}$
Phenanthrene	3	101	340	1.29	$6.9 \times 10^{-4}$
Anthracene	3	216	340	0.07	$1.9 \times 10^{-7}$
Fluoranthene	4	111	375	0.26	$6.0 \times 10^{-6}$
Pyrene	4	149	360	0.14	$6.9 \times 10^{-7}$
Benzo[a]anthracene	4	158	400	0.014	$5.0 \times 10^{-9}$
Chrysene	4	255	448	0.002	$6.3 \times 10^{-7}$
Benzo[b]fluoranthene	5	168	481	$1.2 \times 10^{-3}$	$5.0 \times 10^{-7}$
Benzo[k]fluoranthene	5	217	480	$5.5 \times 10^{-4}$	$5.0 \times 10^{-7}$
Benzo[a]pyrene	5	179	496	$3.8 \times 10^{-3}$	$5.0 \times 10^{-7}$
Inden[1,2,3-cd]pyrene	6	163	536	0.062	$1.0 \times 10^{-10}$
Benzo[g,h,i]perylene	6	278	500	$2.6 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-10}$
Dibenzo[a,h]anthracene	5	267	524	$5.0 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-10}$

ที่มา : Mabey et al., 1982

ในธรรมชาติ มักพบ PAHs ปะปนอยู่กับสารอื่นเสมอ เนื่องจาก PAHs เป็นสารไม่มีขั้ว (non-polar) ละลายน้ำได้น้อยแต่ละลายได้ดีในไขมัน เมื่อปนเปื้อนลงในแหล่งน้ำจะรวมตัวกันหรือเกาะกับคอลลอยด์ดินตกตะกอนสะสมอยู่ในดินตะกอน และมักพบว่าปริมาณ PAHs ในดินตะกอนจะมีสะสมอยู่สูงกว่าในน้ำหลายเท่า (ศิริพร สิงห์ทอง, 2547) โดยทั่วไปแล้วความสามารถในการละลายของ PAHs จะลดลงตามมวลโมเลกุลหรือจำนวนแหวนที่เพิ่มขึ้น

### 2.1.2 แหล่งกำเนิดของ PAHs ในสิ่งแวดล้อม

แหล่งกำเนิดของ PAHs จำแนกได้เป็น 2 แหล่ง คือ

#### (1) แหล่งกำเนิดตามธรรมชาติ (natural source)

แหล่งกำเนิด PAHs ตามธรรมชาติ ได้แก่ ไฟป่า ภูเขาไฟระเบิด การสังเคราะห์ของแบคทีเรียบางชนิด จากพืชชั้นสูงที่มี triterpenoid หรือจากการย่อยสลาย triterpenoid หรือ steroid ในดินตะกอนที่ทับถมกัน โดยที่ triterpenoid มีสารตั้งต้นเป็นกลุ่ม aliphatic isoprenoid ที่เรียกว่า squalene ซึ่งสามารถเปลี่ยนเป็นแหล่งกำเนิดของน้ำมันดิบ และมี PAHs เป็นองค์ประกอบ (Budzinski et al., 1997)

#### (2) แหล่งกำเนิดจากมนุษย์ (anthropogenic source)

กิจกรรมหลายประเภทของมนุษย์ที่ก่อให้เกิด PAHs ได้แก่ การเผาไหม้ของน้ำมันเชื้อเพลิง อาทิ ถ่านหิน น้ำมันดีเซล น้ำมันเบนซิน รวมถึงไอเสียจากยานพาหนะ ควันทันจากบุหรี่ การเผาขยะ การเผาไหม้เชื้อเพลิงชีวมวล การประกอบอาหาร โดยการเผาไหม้จากเชื้อเพลิงแต่ละประเภทสามารถก่อให้เกิดชนิดของ PAHs ได้แตกต่างกันอย่างเป็นเอกลักษณ์ ซึ่งลักษณะเด่นดังกล่าว สามารถวิเคราะห์เพื่อจำแนกแหล่งกำเนิดได้ ตัวอย่างชนิดของ PAHs ที่เกิดจากแหล่งกำเนิดแต่ละประเภท ดังแสดงในตารางที่ 3

ตารางที่ 3 แหล่งกำเนิดหลักของแต่ละประเภทของ PAHs จากกิจกรรมของมนุษย์

แหล่งกำเนิด	ชนิด PAHs ที่พบ
การเผาไหม้ถ่านหิน	Ant, Phe, Fluo
เตาเผาขยะ	Phe, Fl, Pyr
การเผาไหม้น้ำมันในโรงงานอุตสาหกรรม	Flu, Pyr, Chy
การเผาไหม้เบนซินและดีเซลในยานพาหนะ	Pyr, BbF, BkF, Ind

ที่มา: Kulkarni and Venkataramam, 2000

PAHs ส่วนใหญ่ที่พบในสิ่งแวดล้อม มักมาจากการรั่วไหลหรือการรั่วไหลของน้ำมัน การปล่อยของเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมลงสู่แหล่งน้ำ การจราจร ซึ่งสามารถแบ่งประเภทของ PAHs ที่เกิดจากกิจกรรมมนุษย์ตามกระบวนการเกิดออกเป็น 2 แหล่งใหญ่ คือ PAHs ที่มาจากผลิตภัณฑ์ปิโตรเลียม (Petrogenic source) และ PAHs ที่มาจากกระบวนการเผาไหม้ (pyrogenic source) (Page et al., 1999)

ก) PAHs ที่มาจากผลิตภัณฑ์ปิโตรเลียม (Petrogenic source) คือ PAHs ที่ปนเปื้อนมาจากน้ำมันปิโตรเลียมหรือผลิตภัณฑ์ปิโตรเลียมโดยตรง ส่วนใหญ่เป็น PAHs ที่มีมวลโมเลกุลต่ำ ประกอบด้วยวงแหวน 2 – 3 วง เช่น naphthalene, phenanthrene และ fluorine

ข) PAHs ที่มาจากกระบวนการเผาไหม้ (pyrogenic source) เกิดจากปฏิกิริยาคายความร้อนจากการเผาไหม้สารอินทรีย์ ส่วนใหญ่เป็น PAHs ที่มีมวลโมเลกุลสูงที่ประกอบด้วยวงแหวน 4 – 6 วง เช่น pyrene, fluoranthene และ benzo[a]pyrene

### 2.1.3 ความเป็นพิษของ PAHs

U.S. Department of Health and Human Services (DHHS) ระบุว่า PAHs หลายชนิดเป็นสาเหตุทำให้เกิดมะเร็งในสิ่งมีชีวิต เช่น BaA, Chy, BaP, BbF และ Ind (Garivait et al., 1999) จากการทดลองกับสัตว์ พบว่า เมื่อสัตว์ได้รับ PAHs ผ่านทางการกิน การสัมผัสทางผิวหนัง หรือหายใจเอาอากาศที่มี PAHs ปนเปื้อนเข้าไปในร่างกายเป็นระยะเวลาสั้น จะส่งผลให้เกิดเนื้องอก เกิดการกลายพันธุ์ (mutation) ก่อให้เกิดความผิดปกติต่อระบบการสืบพันธุ์ และมีผลต่อระบบต่อมไร้ท่อ (endocrine system) ทำให้ผลิตฮอร์โมนในร่างกายผิดปกติ (Hoffman et al., 1984) โดยมีรายงาน

ระบุว่า PAHs บางชนิด ก่อให้เกิดความผิดปกติต่อระบบต่าง ๆ ของร่างกายแตกต่างกัน (กรมควบคุมมลพิษ, 2543) เช่น

- Naphthalene ทำให้เกิดอาการทางประสาทในเด็กทารก เช่น อาการเซื่องซึม การร้องไห้ลดลง ดีซ่านในสมอง (kernicterus) อาการเหล่านี้ อาจเกิดจากการขาดออกซิเจนในสมอง ซึ่งเป็นผลของภาวะโลหิตจางที่เกิดจากเม็ดเลือดแดงแตก
- Pyrene ทำให้เกิดอาการแพ้แสงของผิวหนังได้อย่างรุนแรงในหนูตะเภา จากการทดสอบโดยป้ายสารนี้ลงบนผิวหนังของหนูตะเภา พบว่าเกิดอาการอักเสบแดงของผิวหนัง
- Benzo[a]pyrene ทำให้เกิดการระคายเคืองของผิวหนังและเยื่อบุทางเดินหายใจ ผู้ที่ได้รับสารนี้ผ่านทางทางหายใจ จะมีอาการไอ หลอดลมอักเสบ แต่ถ้าได้รับสัมผัสทางผิวหนัง จะเกิดอาการผดผื่นของผิวหนัง เป็นหูด มีอาการแสบร้อน และมีตุ่มหนองเกิดขึ้น และพบว่าเกิดการพัฒนาก้อนที่ผิดปกติของตัวอ่อนและระบบสืบพันธุ์ในหนูตะเภาที่ตั้งท้อง
- Benzo[a]anthracene ทำให้เกิดการระคายเคืองของเยื่อบุทางเดินหายใจของมนุษย์ และสัตว์ทดลอง
- Acenaphthene ทำให้น้ำหนักของรังไข่ของหนูเพศเมียลดลง ตลอดจนการทำงานของรังไข่และมดลูกลดลงด้วยเช่นกัน ขณะที่ไม่พบความผิดปกติใด ๆ ของระบบสืบพันธุ์ในหนูเพศผู้
- Anthracene ทำให้เกิดอาการอักเสบเฉียบพลันของผิวหนังเมื่อได้รับสัมผัส เช่น บวมแดง แสบร้อน และคัน นอกจากนี้ยังทำให้เกิดการระคายเคืองของดวงตา เยื่อบุตาอักเสบ ตาแดง หนังตาบวม น้ำตาไหล แพ้แสง รวมทั้งมีอาการระคายเคืองของเยื่อบุทางเดินหายใจตอนต้นร่วมด้วย แต่ถ้าหากได้รับเป็นระยะเวลา นาน ผิวหนังส่วนที่ได้รับสัมผัสจะมีสีเข้มขึ้น ส่วนบนของผิวหนังหนาและดำน มีการพองตัวของเส้นโลหิตฝอยในบริเวณนั้น

PAHs สามารถแบ่งได้เป็น 3 กลุ่ม ตามความสามารถที่ก่อให้เกิดมะเร็ง คือ สารที่น่าจะก่อมะเร็งในคน สารที่อาจก่อมะเร็งในคน และสารที่ไม่ก่อมะเร็งในคน โดยการจัดกลุ่มดังกล่าวใช้ข้อมูลของการก่อมะเร็งในมนุษย์และสัตว์ทดลอง ดังตารางที่ 4

ตารางที่ 4 การจัดกลุ่ม PAHs โดย International Agency for Research on cancer (IARC)

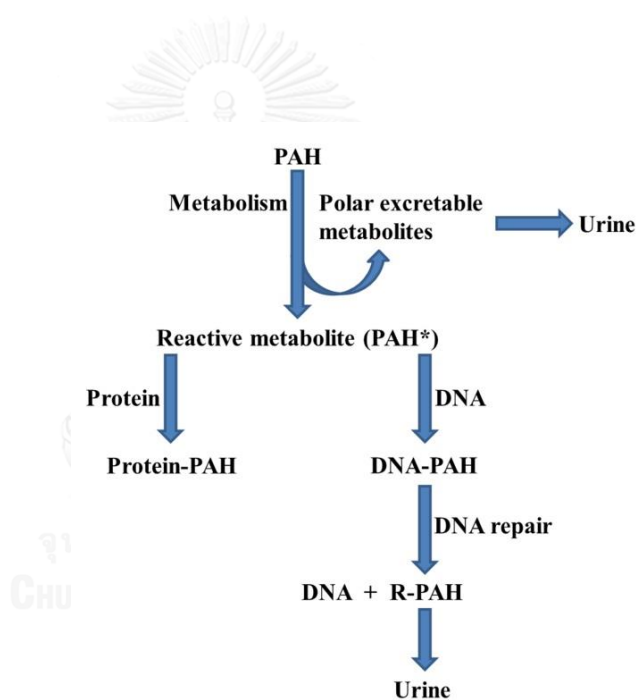
Group 2A	สารที่น่าจะก่อมะเร็งในคน (probably carcinogenic to humans)	
	Benz[a]anthracene	Benzo[a]pyrene
	Dibenz[a]anthracene	
Group 2B	สารที่อาจก่อมะเร็งในคน (possibly carcinogenic to humans)	
	Benzo[b]fluoranthene	Benzo[i]fluoranthene
	Benzo[k]fluoranthene	Dibenzo[a,e]pyrene
	Dibenzo[a,h]pyrene	Dibenzo[a,i]pyrene
	Dibenzo[a,l]pyrene	Dibenzo[a,i]acridine
	Dibenzo[a,h]acridine	Indeno[1,2,3-cd]pyrene
	Naphthalene	
Group 3	สารที่ไม่ก่อมะเร็งในคน (unclassifiable as to carcinogenic to humans)	
	Anthracene	Benzo[a]acridine
	Benz[c]acridine	Benzo[g,h,i]fluoranthene
	Benzo[a]fluorine	Benzo[b]fluorine
	Benzo[c]fluorine	Benzo[g,h,i]perylene
	Benzo[c]phenanthrene	Benzo[e]pyrene
	Chrysene	Coronene
	Cyclopenta[c,d]pyrene	Dibenz[a,c]anthracene
	Dibenzo[a,i]anthracene	Dibenzo[a,e]fluoranthene
	Dibenzo[h,r,s,t]pentaphene	Fluoranthene
	Fluorene	Perylene
	Phenanthrene	pyrene
	Triphenylene	

ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ, 2543



### 2.1.4 การแพร่กระจายของ PAHs เข้าสู่ร่างกาย

PAHs สามารถเข้าสู่ร่างกายของมนุษย์ได้หลายทาง เช่น จากการหายใจเอาอากาศที่มี PAHs ปนเปื้อนเข้าไป จากการบริโภคอาหารหรือการดื่มน้ำที่มีการปนเปื้อน และเนื่องจาก PAHs มีลักษณะทางเคมีที่สามารถละลายได้ในไขมัน จึงทำให้สามารถซึมผ่านเข้าสู่ร่างกายผ่านทางผิวหนังได้ โดยการสัมผัสสิ่งที่มีการปนเปื้อน มนุษย์สามารถสัมผัสและรับ PAHs ที่แพร่กระจายอยู่ในสิ่งแวดล้อมจากแหล่งต่างๆ เช่น ไอเสียจากรถยนต์ ถนนลาดยาง การเผาไหม้ของถ่านหิน ไฟป่า การเผาไหม้สิ่งเหลือใช้ทางการเกษตร การเผาขยะอันตราย และเมื่อ PAHs เข้าสู่ร่างกาย จะสะสมที่ชั้นไขมัน ตับ และไต บางส่วนก็จะถูกขับถ่ายออกโดยทางปัสสาวะหรืออุจจาระ โดยกระบวนการเข้าสู่ร่างกาย สามารถแสดงได้ดังภาพที่ 1



ภาพที่ 1 การดูดซึม PAHs เข้าสู่ร่างกาย (metabolism) (Daniela, 2013)

เมื่อ PAHs เข้าสู่ร่างกาย บางส่วนจะถูกขับออกทันทีโดยปัสสาวะ แต่บางส่วนจะดูดซึมเข้าไป โดย PAHs ที่ถูกดูดซึมเข้าไบนั้นจะเรียกว่า Reactive metabolite PAH โดยสารดังกล่าวจะเข้าไปเกาะกับโปรตีนกลายเป็น Protein-PAH และบางส่วนไปเกาะกับแถบ DNA ซึ่งเป็นสาเหตุที่ก่อให้เกิดการกลายพันธุ์

## 2.2 ปฏิกริยาของ PAHs ในบรรยากาศ

ปริมาณและการกระจายของสาร PAHs ขึ้นกับชนิดของ PAHs เมื่อสารถูกปลดปล่อยออกสู่บรรยากาศ อาจเกิดปฏิกริยาในบรรยากาศเนื่องจากสารอื่นๆ หรือสภาพแวดล้อมในบรรยากาศ โดยสามารถสรุปได้ดังนี้

- การตกสะสมอันเนื่องมาจากมวลของสารตามแรงโน้มถ่วงของโลก สามารถแบ่งได้เป็นแบบแห้ง (dry deposition) หรือสามารถถูกชะล้างด้วยอนุภาคน้ำ โดยเรียกว่าการตกสะสมแบบเปียก (wet deposition)
- การเคลื่อนย้าย หรือการเคลื่อนที่ด้วยการยกตัวของมวลอากาศ (transportation) การปั่นป่วน (turbulence) อันเนื่องมาจากความแตกต่างของความร้อนในบรรยากาศ
- การสลายตัว (degradation) และการเกิดปฏิกริยาย้อนกลับ (conversion) ด้วยกระบวนการทางเคมี หรือทำปฏิกริยากับแสง
- การแลกเปลี่ยนสถานะระหว่างก๊าซ และที่ดูดซับอนุภาค เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงสมดุลของสถานะ รวมถึงการถูกดึงดูดด้วยขั้วหรือลักษณะความเป็นขั้วของอนุภาค

### 2.2.1 การสลายตัวด้วยแสง

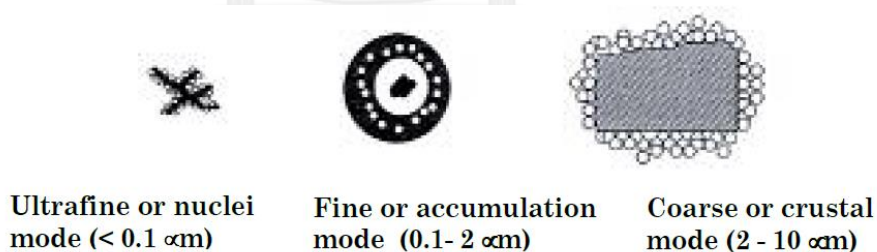
กระบวนการสลายตัวด้วยแสง หรือ กระบวนการ Photodegradation เป็นกระบวนการสำคัญของ PAHs ในบรรยากาศ ที่เกิดจากการกระตุ้นโดยแสง และจะเกิดได้ดีในช่วงฤดูร้อนเนื่องจากมีชั่วโมงที่มีแสงสว่างมากกว่า และมีความเข้มของแสงมากกว่า (Panther et al., 1999) การสลายตัวด้วยแสงของ PAHs ที่ถูกดูดซับอยู่บนอนุภาคต่างชนิดกันจะมีความแตกต่างกัน แม้ว่าเป็น PAHs สารกลุ่มเดียวกันก็ตาม คือมีค่าครึ่งชีวิตน้อยกว่า 1 ชั่วโมง จนถึง 1000 ชั่วโมง Behymer และ Hites (1998) พบว่าค่าครึ่งชีวิตของการสลายตัวโดยแสงของ PAHs ไม่ขึ้นกับโครงสร้างโมเลกุล แต่ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของอนุภาค เช่นองค์ประกอบที่เป็นคาร์บอนที่มีพื้นที่ผิวและสีเข้ม จะทำให้ค่าครึ่งชีวิตของ PAHs สูงขึ้น เนื่องจากเถ้าลอยที่มีสีเข้มดูดกลืนแสงได้ดี ทำให้แสงเข้าทำปฏิกริยากับ PAHs ได้น้อย ส่วนอนุภาคที่มีสีจาง ค่าครึ่งชีวิตของ PAHs จะยิ่งน้อย ทำให้สลายตัวได้เร็ว

### 2.2.2 การกลายเป็นไอ

PAHs ระเหยกลายเป็นไอได้น้อยมากที่อุณหภูมิห้องเนื่องจากมีค่าความดันไอต่ำ เช่น Benzo[ghi]perylene มีค่าความดันไอเพียง  $1 \times 10^{-10}$  มิลลิเมตรปรอทที่ 20 องศาเซลเซียส แต่ PAHs บางชนิดสามารถกลายเป็นไอได้ดี เช่น naphthalene ที่มีค่าความดันไอที่ 1 มิลลิเมตรปรอทที่ 53 องศาเซลเซียส สามารถระเหิดได้ในอุณหภูมิห้อง

### 2.2.3 การรวมตัวกับอนุภาคในบรรยากาศ

PAHs ในบรรยากาศโดยทั่วไปจะแตกต่างกันตามกระบวนการที่เกิด ไม่ว่าจะเป็นกระบวนการควบแน่นหรือการดูดซับ ทำให้พบ PAHs ใน 2 สถานะได้แก่ สถานะก๊าซ และสถานะที่ถูกดูดซับบนอนุภาค (pPAHs) สาร PAHs จะอยู่ในสถานะก๊าซที่อุณหภูมิสูงกว่า 150 องศาเซลเซียส และจะเกาะกับอนุภาคที่อุณหภูมิต่ำกว่านั้น (Chetwittayachan et al., 2002) จากการศึกษาโครงสร้างแบบชั้น (shell structure) สาร PAHs จะเกาะอยู่บนอนุภาคที่มีธาตุคาร์บอน เป็นองค์ประกอบหลัก จากนั้น สาร PAHs จะถูกปกคลุมด้วยสารในกลุ่ม high volatile ชนิดอื่นอีกชั้นหนึ่งนอกจากนี้ Ventakaraman และคณะ (1999) ได้ศึกษาความสัมพันธ์ของสาร PAHs ที่พบในเขตเมือง โดยได้จำแนกลักษณะของอนุภาคเป็น 3 ลักษณะ ดังแสดงในภาพที่ 2



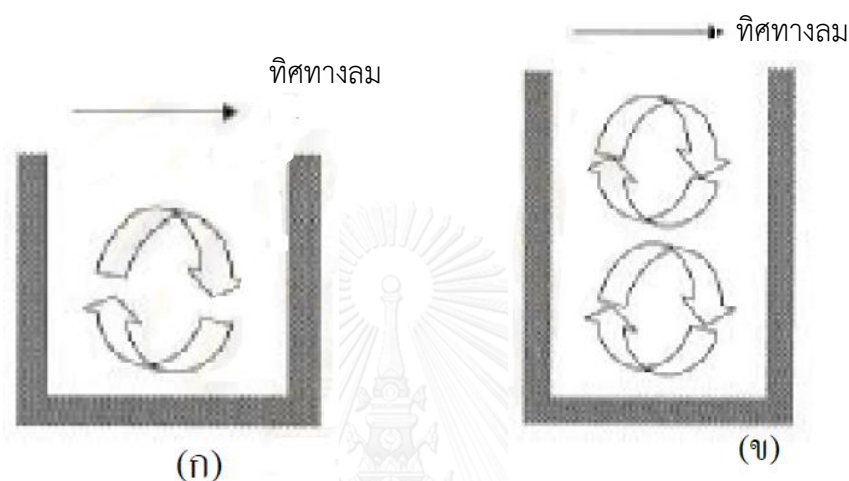
ภาพที่ 2 ลักษณะของอนุภาคและการดูดซับของ PAHs บนอนุภาค (Venkataraman et al., 1999)

## 2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการกระจายตัวของ PAHs ในบรรยากาศ

### 2.3.1 ปัจจัยด้านโครงสร้างถนน

การกระจายตัวของ PAHs ในบรรยากาศนั้นขึ้นอยู่กับโครงสร้างของถนน เช่น ถนนที่มีลักษณะเป็นอุโมงค์ ถนนที่มีอาคารสูงปิดทึบทั้งสองฝั่ง (Street canyon) เนื่องจากถ้าโครงสร้างถนน

ปิดทึบ จะทำให้การถ่ายเทอากาศได้น้อย ส่งผลต่อเนื่องทำให้เกิดการสะสมของปริมาณมลพิษชนิดต่างๆ จากการวิจัยที่ผ่านมา พบว่าถนนที่มี H/W สูง (สัดส่วนระหว่างความสูงของอาคารริมถนนและความกว้างของถนน) จะมีปริมาณมลพิษสูงกว่าบริเวณที่มี H/W ต่ำ เนื่องจากตึกสูงจะทำให้การระบายของมลพิษไม่ดีและเกิด double vortex ขึ้น (H/W ประมาณ 1.7) ดังภาพที่ 3 ข ส่วนตึกที่ไม่สูงมาก จะเกิด single vortex (H/W ประมาณ 1.3) (Lee & Park, 1994) ดังภาพที่ 3 ก



ภาพที่ 3 รูปแบบของการเคลื่อนที่ของสารมลพิษบริเวณถนนที่มีลักษณะ street canyon

(ก) รูปแบบการเคลื่อนที่แบบ single vortex; H/W~1.3 (ข) รูปแบบการเคลื่อนที่แบบ Double vortex H/W~1.7 (Lee & Park, 1994)

จากการศึกษาของ Chan และ Kwork (2000) พบว่าการกระจายตัวของ  $PM_{10}$  และ  $PM_{2.5}$  โดยเปรียบเทียบในบริเวณที่มีโครงสร้างแตกต่างกัน (Street canyon) 4 แบบ คือ 1) บริเวณที่มีค่า H/W เท่ากับ 1.7, บริเวณที่มีค่า H/W 1.3, บริเวณถนนเปิดโล่งที่มีอาคาร 2 ข้าง และถนนเปิดโล่งที่มีอาคารข้างเดียวกับทางยกระดับ พบว่า ถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon และมีค่า H/W 1.7 มีค่า  $PM_{10}$  และ  $PM_{2.5}$  เท่ากับ 121 และ  $109 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ตามลำดับ ถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon และมีค่า H/W 1.3 มีค่า  $PM_{10}$  และ  $PM_{2.5}$  เท่ากับ 166 และ  $129 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ตามลำดับ แต่เนื่องจากถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon และมีค่า H/W 1.3 มีปริมาณการจราจรมากกว่า ถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon และมีค่า H/W 1.7 มาก จึงทำให้ถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon และมีค่า H/W 1.3 มีปริมาณ  $PM_{10}$  และ  $PM_{2.5}$  สูงกว่า ส่วนถนนเปิดโล่งมี ถนนเปิดโล่งที่อาคาร 2 ข้างมีค่า

PM<sub>10</sub> และ PM<sub>2.5</sub> เท่ากับ 101 และ 71  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ตามลำดับ และ ถนนเปิดโล่งที่มีอาคารข้างเดียวมีค่า PM<sub>10</sub> และ PM<sub>2.5</sub> เท่ากับ 77 และ 81  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ตามลำดับ

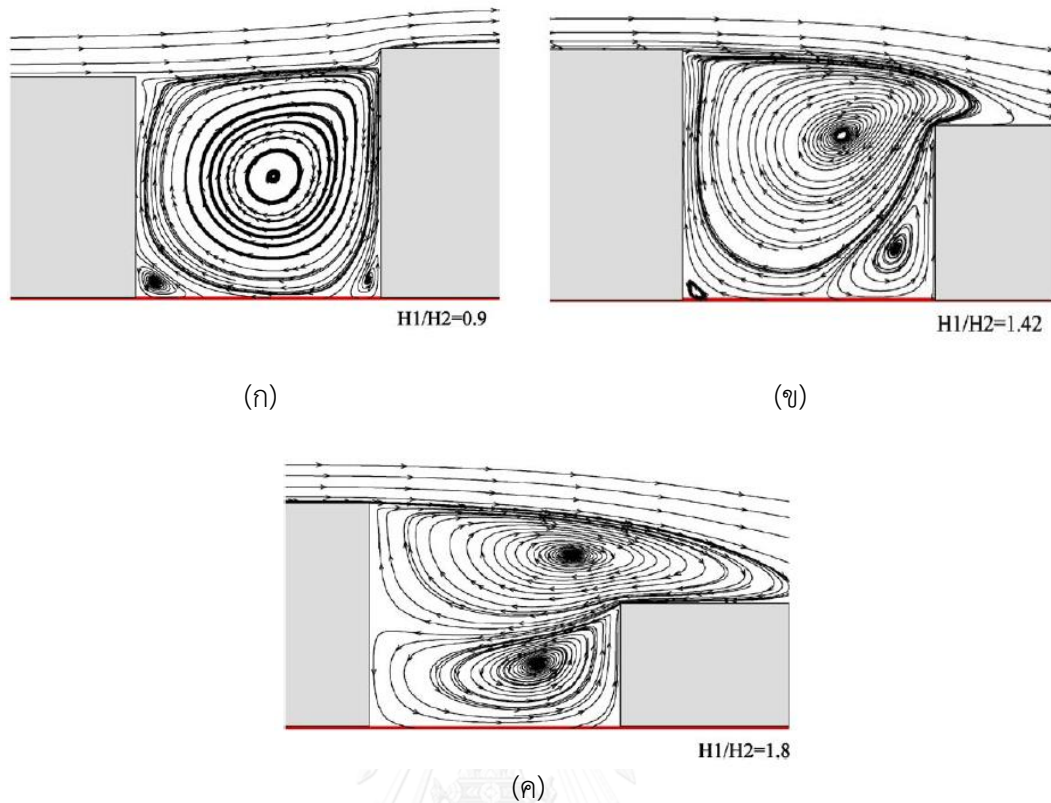
Xiaomin, Zhen และ Jiasong (2005) ศึกษาผลกระทบของการออกแบบถนนในเขตเมืองต่อการกระจายตัวในบรรยากาศ โดยใช้ computational fluid dynamics (CFD) และ k- $\epsilon$  turbulence เพื่ออธิบายถึง vortex และการกระจายตัวของมลพิษใน street canyon โดยกำหนดให้ H1 คือ ความสูงของตึกในทิศเหนือลม H2 คือความสูงของตึกในทิศใต้ลม W คือ ความกว้างของถนน โดยแบ่งโครงสร้างถนนออกเป็น 3 รูปแบบ คือ

1) ความสูงของตึกในทิศเหนือลมต่อความกว้างของถนนที่อยู่ระหว่าง 0.66 ถึง 1.57 ( $0.65 < H1/W < 1.57$ ) และใช้ค่า  $H1/W = 0.9$  ในการศึกษา และเปลี่ยนแปลงค่าของ H1/H2 ดังนี้

(1) ถ้าความสูงของตึกในทิศเหนือลมมีความสูงน้อยกว่าตึกในทิศใต้ลม โดยค่า  $H1/H2 = 0.9$  ลักษณะของ vortex ที่เกิดจะเป็นการหมุนตามเข็มนาฬิกาภายใน street canyon ความเข้มข้นมีการกระจายตัวอย่างทั่วถึง ความเข้มข้นของสารจะปรากฏในระดับสูงที่บริเวณริมตึกในทิศเหนือลมและสูงกว่าบริเวณริมตึกในทิศใต้ลม main vortex มีศูนย์กลางค่อนข้างไปทางตึกในทิศใต้ลม (ภาพที่ 4ก)

(2) ถ้าความสูงของตึกเหนือลมมีความสูงมากกว่าตึกใต้ลม โดยค่า  $H1/H2 = 1.42$  ลักษณะของ vortex ที่เกิดขึ้นจะประกอบไปด้วย main vortex และ secondary vortex main vortex จะวางตัวค่อนข้างไปทางด้านบนซึ่งศูนย์กลางจะอยู่ที่ความสูงระดับเดียวกับตึกในทิศใต้ลม ส่วน secondary vortex เกิดขึ้นที่ระดับต่ำกว่า และอยู่บริเวณมุมตึกใต้ลม โดยมีทิศทางของลมสวนทางกับ main vortex ดังนั้นมลพิษอาจเคลื่อนไปอยู่ริมตึกใต้ลมและบางครั้งอาจเคลื่อนไปอยู่ริมตึกเหนือลมได้ ทั้ง 2 ทิศทาง เพราะฉะนั้นพบว่าความเข้มข้นของสารมลพิษที่ริมตึกใต้ลม และบริเวณใกล้พื้นมีความเข้มข้นสูง (ภาพที่ 4ข)

(3) ถ้าความสูงของตึกเหนือลมมีความสูงมากกว่าตึกใต้ลมโดยค่า  $H1/H2 = 1.8$  จะเกิด couple vortex ที่มีทิศทางต่างกัน นั่นคือ main vortex เกือบทั้งหมดไปอยู่บนตึกใต้ลม ส่วน secondary vortex จะมีศูนย์กลางการเคลื่อนที่กระจายจากตึกใต้ลม ไปยังตึกเหนือลม และปริมาณสารจะมีความเข้มข้นสูงบริเวณพื้นทางด้านตึกใต้ลม ดังภาพที่ 4 (ค)



ภาพที่ 4 การเคลื่อนที่ของลมบริเวณถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon ที่มี  $H1/W = 0.9$

(ก)  $H1/H2=0.9$  (ข)  $H1/H2=1.42$  (ค)  $H1/H2=1.8$

จากผลการศึกษาแสดงว่าถ้าการหมุนวนของ vortex ตรงข้ามกันจะมีผลทำให้เกิดการสะสมมลพิษบริเวณริมตึกใต้ลม เมื่อ  $H1/H2 > 1.46$  ( $H1/W = 0.9$ ) แต่ถ้าเกิด main vortex เพียงอย่างเดียวใน street canyon ดังภาพที่ 5 (ก) มลพิษจะสะสมที่ริมตึกในทิศเหนือลม

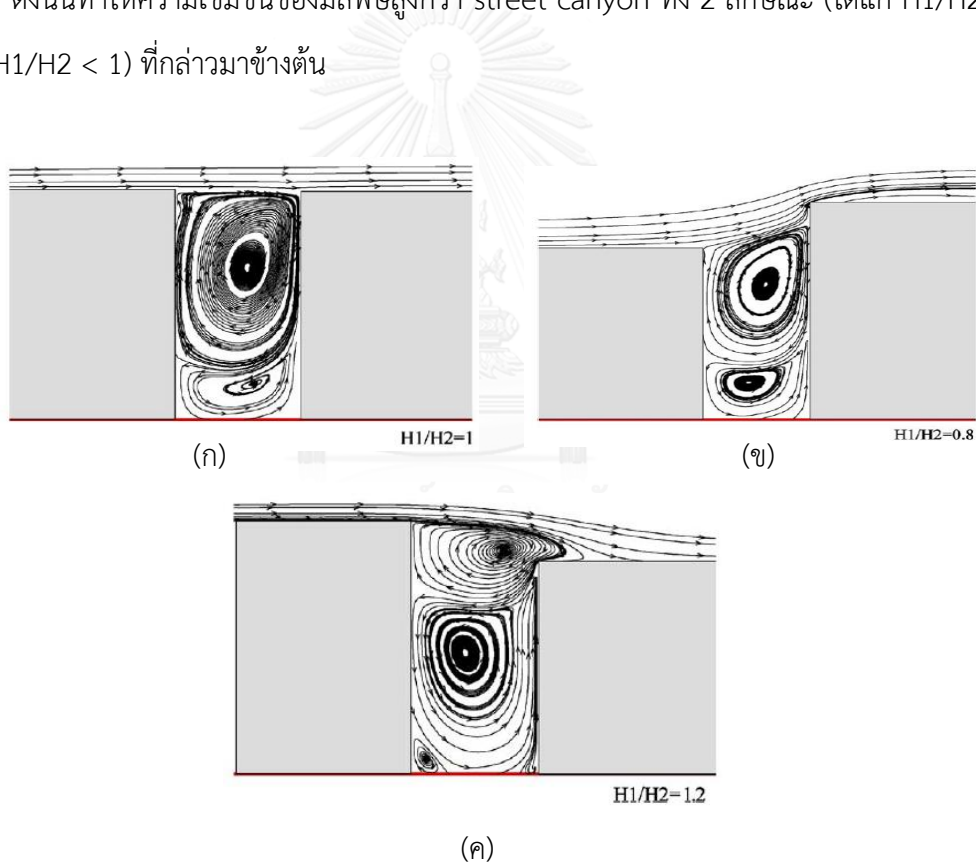
2) ความสูงของตึกในทิศเหนือลมต่อ ความกว้างของถนน ที่มีค่ามากกว่า 1.57 ( $H1/W > 1.57$ ) และใช้ค่า  $H1/W = 2$  ในการศึกษาซึ่งจะเกิด 2 vortex ใน canyon ดังภาพที่ 5 และใช้ค่า  $H1/W = 3.5$  ถ้า  $H1/W > 3.3$  จะเกิด 3 vortex ในกรณีที่กำหนดให้  $H1/W = 2$  จะเกิด 2 vortex ในแบบต่าง ๆ เมื่อมีการเปลี่ยนแปลงค่า  $H1/H2$  ดังนี้

(1) ถ้าความสูงของตึกในทิศเหนือลมมีความสูงเท่ากับตึกใต้ลม ( $H1/H2 = 1$ ) ลักษณะของ vortex ที่เกิดขึ้นจะเป็นแบบ two counter-rotating ซึ่งลักษณะ vortex ด้านบน เกิดการหมุนจากขวาไปซ้ายเป็นวงกลม และถูกกักไว้ ด้วยการไหลของอากาศบนตึก ส่วน vortex ด้านล่าง

จะไหลทิศทางสวนกัน มาจากอากาศด้านข้างตึกในทิศใต้ลม และมีมลพิษสูงบริเวณตึกในทิศใต้ลม ดังภาพที่ 5 ก

(2) ถ้าความสูงของตึกในทิศเหนือลมมีความสูงน้อยกว่าตึกใต้ลม ( $H1/H2 < 1$ ) ซึ่งการทดลองนี้ใช้  $H1/H2 = 0.8$  ลักษณะ vortex ที่เกิดด้านบนมีศูนย์กลางค่อนข้างค่อนไปทางริมตึกในทิศใต้ลมความเข้มข้นมลพิษสูงขึ้นเนื่องจาก vortex มีความเร็วลดลงดังภาพที่ 5 ข

(3) ถ้าความสูงของตึกในทิศเหนือลม มีความสูงมากกว่าตึกใต้ลม( $H1/H2 > 1$ ) ซึ่งการทดลองนี้ใช้  $H1/H2 = 1.2$  ดังภาพที่ 5 ค พบว่า vortex ด้านบนค่อนไปทางหลังคาของตึกในทิศใต้ลม และ vortex ตรงกลางมีศูนย์กลางไปทางตึกในทิศเหนือลม อัตราการไหลของอากาศบริเวณใกล้พื้นต่ำ ดังนั้นทำให้ความเข้มข้นของมลพิษสูงกว่า street canyon ทั้ง 2 ลักษณะ (ได้แก่  $H1/H2 = 1$  และ  $H1/H2 < 1$ ) ที่กล่าวมาข้างต้น



ภาพที่ 5 การเคลื่อนที่ของลมบริเวณถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon ที่มี  $H1/W = 2$  และ  $H1/H2=1$  (ก)  $H1/H2=0.8$  (ข)  $H1/H2=1.2$  (ค) (Xiaomin et al., 2006)

3) เมื่อกำหนดให้  $H1/W1 = 3.5$  จะเกิด 3 vortex ในแบบต่าง ๆ เมื่อมีการเปลี่ยนแปลงค่า  $H1/H2$  ดังนี้

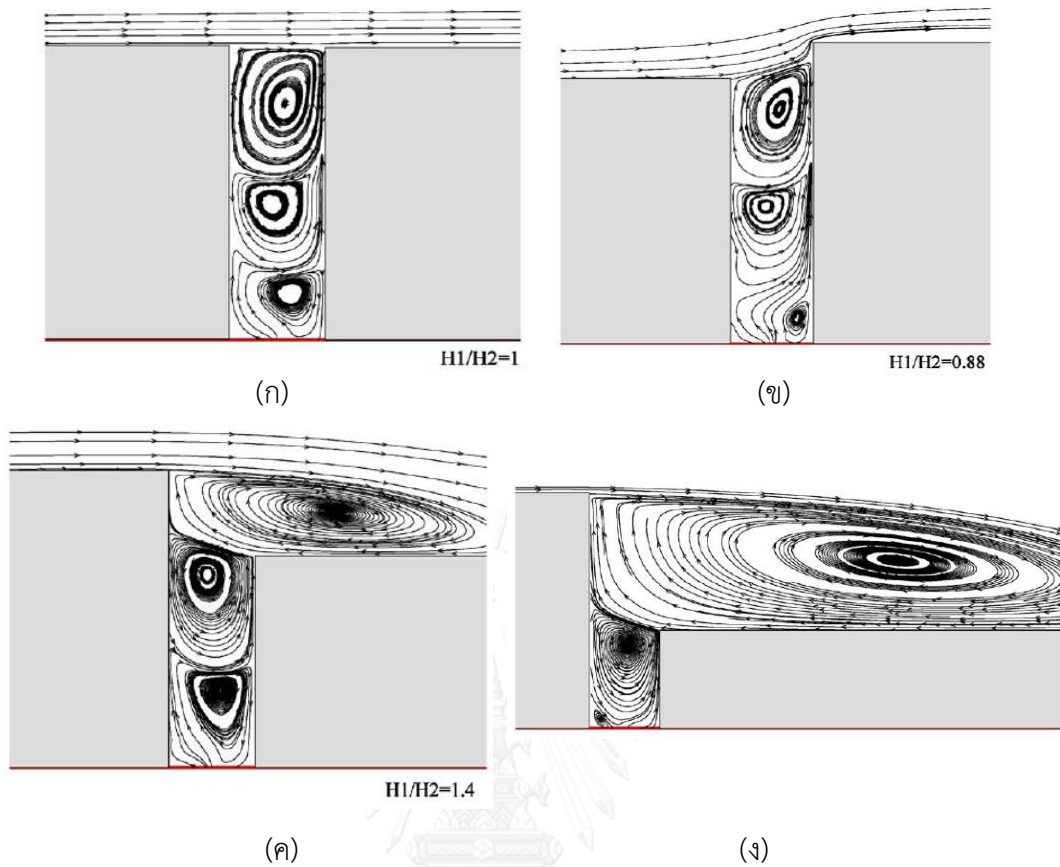
(1) ถ้า  $H1/H2 = 1$  ดังภาพที่ 6 ก จะมี 3 vortex ภายในโครงสร้าง street canyon โดยจะมีลักษณะการหมุนวนของลมที่แตกต่างกัน vortex ที่อยู่บนสุดจะหมุนตามเข็มนาฬิกาและใหญ่ที่สุด vortex ตรงกลางจะหมุนทวนเข็มนาฬิกา ส่วน vortex ด้านล่างสุดซึ่งเล็กมากนั้น จะหมุนตามเข็มนาฬิกา ดังนั้น การกระจายตัวของมลพิษอาจจะอยู่ริมตึกในทิศใต้ลม และอยู่ริมตึกในทิศเหนือลม ใน 2 ทิศทาง ความเข้มข้นมลพิษจะสะสมบริเวณใกล้พื้นและไม่สามารถเคลื่อนออกจาก street canyon ได้ ทำให้ความเข้มข้นมลพิษมีระดับสูงมาก

(2) ถ้า  $H1/H2 < 1$  vortex ดังภาพที่ 6 ข vortex ที่อยู่บนสุดจะบิดเบี้ยว และศูนย์กลางเบนไปทางตึกที่อยู่ใต้ลม ความเข้มข้นของมลพิษใกล้พื้นต่ำกว่า street canyon ที่มีค่า  $H1/H2 = 1$

(3) ถ้า  $H1/H2 > 1$  ดังภาพที่ 6 ค และภาพที่ 6 ง vortex ที่อยู่บนสุดจะอยู่บนตึกที่อยู่ใต้ลมและ vortex ที่สองถัดไปค่อนข้างมีศูนย์กลางไปทางตึกในทิศเหนือลมและ vortex ล่างสุดจะใหญ่ขึ้น

จากผลการแสดงการกระจายตัวของมลพิษในถนนที่ค่อนข้างแคบ คือ มี  $H1/W > 1.57$  พบว่า main vortex จะอยู่ด้านบนสุด และมีอีกหนึ่งหรือสอง vortex ที่ระดับต่ำกว่า โดยถนนที่มีตึกสูงการระบายอากาศไม่ดีเกิดการสะสมภายใน street canyon ซึ่งมีผลโดยตรงกับ จักรยานมอเตอร์ไซด์ คนเดินเท้า คนที่ทำงานบริเวณใกล้เคียง จึงมีความสำคัญกับการจัดวางแปลนของเมือง





ภาพที่ 6 การเคลื่อนที่ของลมบริเวณถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon ที่มี  $H1/W = 3.5$  และ  $H1/H2=1$  (ก)  $H1/H2=0.88$  (ข)  $H1/H2=1.4$  (ค) และ  $H1/H2=2.33$  (ง) (Xiaomin et al., 2006)

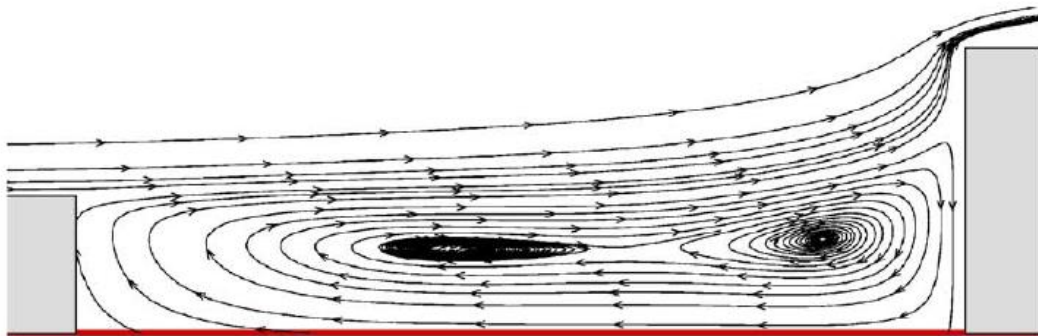
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

4) ความสูงของตึกในทิศเหนือลมต่อ ความกว้างของถนนมีค่าน้อยกว่า 0.66 ( $H1/W < 0.66$ ) และใช้ค่า  $H1/W = 0.5$  ในการศึกษา และใช้ค่า  $H1/W = 0.17$

- (1) ถ้า  $H1/H2 = 0.5$  vortex ด้านขวาจะมีขนาดเพิ่มขึ้น ส่วน vortex ทางด้านซ้ายจะลดขนาดลงแต่ทั้ง 2 จะเชื่อมต่อกัน
- (2) ถ้า  $H1/H2 = 2$  ศูนย์กลางของ vortex จะค่อนไปทางด้านขวา



H1/H2=1  
(ก)



H1/H2=0.5  
(ข)



H1/H2=2  
(ค)

ภาพที่ 7 การเคลื่อนที่ของลมบริเวณถนนที่มีลักษณะเป็น street canyon ที่มี  $H1/W = 0.17$  และ  $H1/H2=1$  (ก)  $H1/H2=0.5$  (ข) และ  $H1/H2=2$  (ค) (Xiaomin et al., 2006)

แสดงให้เห็นว่าลักษณะของลมในพื้นที่ (wind field) และการกระจายตัวของมลพิษใน street canyon ขึ้นอยู่กับ  $H1/W$  และ  $H1/H2$  โดยแบ่งเป็น 3 รูปแบบ คือ two co-rotative vortices คือ  $H1/W < 0.1$  ความเข้มข้นบริเวณด้านตึกที่อยู่เหนือลมสูงกว่าใต้ลม และ  $H1/W > 0.1$  มลพิษจะถูกพัดจากริมที่อยู่ตึกใต้ลมไปยังตึกที่อยู่เหนือลม คือลักษณะของ two co-rotative vortices ที่เกิดส่งผลให้มลพิษกระจายตัวได้ง่ายจาก line source จากถึงพื้นถนน main vortex จะอยู่ภายใน street canyon และจะมีอีกหนึ่งหรือสอง vortex เล็ก ๆ ภายใน ซึ่งมีทิศทางการไหลตรงกันข้ามกับ main

vortex ความเข้มข้นจะถูกพัดพาไปยังมุมตึกที่อยู่ใต้ลมโดย main vortex มาจาก line source แต่ vortex ที่ต่ำกว่ามุมตึกมีอิทธิพลต่อการกระจายตัวของมลพิษใน street canyon ถ้ามีความกว้างเพียงพอ multi vortex จะมีความเข้มข้นสูงสุด

การศึกษาการกระจายตัวของสาร pPAHs ในประเทศไทยได้มีการศึกษาด้านโครงสร้างถนนที่มีผลการการกระจายตัวของ pPAHs โดยไพลิน ไบพกา (2546) ซึ่งศึกษาปริมาณ pPAHs บริเวณถนนเปิดโล่ง และถนนที่มีโครงสร้างสถานีรถไฟฟ้า BTS โดยพบว่า ถนนเปิดโล่งมี pPAHs เฉลี่ยเท่ากับ  $50 \text{ ng/m}^3$  และถนนที่มีสถานีรถไฟฟ้า BTS มี pPAHs เท่ากับ  $717 \text{ ng/m}^3$  โดยพบว่ามีค่าสูงกว่าถนนเปิดโล่งถึง 8.88 เท่า

นอกจากนี้ Oda และคณะ (2001) ได้ศึกษาการกระจายตัวของ pPAHs 23 ชนิด ในถนนที่มีลักษณะเป็นอุโมงค์ โดยเก็บตัวอย่างฝุ่นด้วย mini pump model ที่อัตราการไหล  $2.5 \text{ L/min}$  เป็นเวลา 24 ชั่วโมง และแบ่งจุดเก็บตัวอย่าง 5 ระยะ ตามความยาวของอุโมงค์ โดยห่างกันระยะละ 108.5 เมตร พบว่าบริเวณใจกลางอุโมงค์มีค่าเฉลี่ย pPAHs เท่ากับ  $156 \text{ ng/m}^3$  บริเวณทางเข้ามีค่าเท่ากับ  $72 \text{ ng/m}^3$  และจุดเก็บถัดมามีค่าเท่ากับ  $117 \text{ ng/m}^3$  จุดเก็บที่ 4 มีค่าเท่ากับ  $154 \text{ ng/m}^3$  และบริเวณทางออกพบ  $85 \text{ ng/m}^3$  พบว่าพื้นที่ 4 Pyrene มีความเข้มข้นสูงสุดคือเท่ากับ  $43 \text{ ng/m}^3$  ตามด้วย fluoranthene  $26 \text{ ng/m}^3$  และ Benzo(a)pyrene  $11 \text{ ng/m}^3$

## 2.3.2 ปัจจัยทางด้านอุตุนิยมวิทยา

### (1) อุณหภูมิและฤดูกาล

โดยทั่วไปตัวแปรที่เกี่ยวข้องกับการกระจายตัวของ pPAHs คือ อุณหภูมิ พบว่า pPAHs มีปริมาณสูงเมื่ออุณหภูมิต่ำ เนื่องจากเมื่ออุณหภูมิสูงจะทำให้ pPAHs เปลี่ยนสถานะกลายเป็นก๊าซได้ดี Fang และคณะ (2003) ศึกษา pPAHs และ gPAHs ในไต้หวัน 2 แห่ง คือ บริเวณ Taichung Industrial Park (TIP) ซึ่งเป็นเขตอุตสาหกรรมขนาดใหญ่ และบริเวณ Tung Hai University Campus (THU) ซึ่งเป็นตัวแทนเขต suburban โดยเก็บตัวอย่างฝุ่น TSP เป็นเวลา 48 ชั่วโมง และวิเคราะห์หา PAHs ในฝุ่น นอกจากนี้ยังวิเคราะห์ปัจจัยทางอุตุนิยมวิทยาโดยใช้ Pearson correlation พบว่า ความเข้มข้น PAHs มีความสัมพันธ์กับอุณหภูมิ โดยพบว่าความสัมพันธ์ของความเข้มข้น PAHs ทั้ง 2 แห่ง กับอุณหภูมิแปรผกผันกัน และพบว่า gPAHs มีความสัมพันธ์กับอุณหภูมิโดยมีค่า correlation coefficients  $R_{THU} = 0.459$  และ  $R_{TIP} = 0.604$  ส่วน total-PAHs มีความสัมพันธ์กับ

อุณหภูมิ  $R_{THU} = 0.481$  และ  $R_{TIP} = 0.607$  และพบว่ามีความสัมพันธ์กับ pPAHs ต่ำกว่า คือ  $R_{THU} = 0.022$  และ  $R_{TIP} = -0.216$

Panther และคณะ (1999) ศึกษาเปรียบเทียบ pPAHs ในบรรยากาศเขตเมือง 5 เมืองที่อยู่ในประเทศในแถบ tropical คือ เกาหลีใต้ (Seoul) ฮองกง ประเทศไทย (กรุงเทพฯ) อินโดนีเซีย (Jakarta) และออสเตรเลีย (Melbourne) โดยเก็บฝุ่น TSP และวิเคราะห์ PAHs 20 ชนิด พบค่าเฉลี่ยของฝุ่นที่บริเวณต่าง ๆ ดังนี้ Seoul  $153.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ฮองกง  $78.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  กรุงเทพฯ  $126.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Jakarta  $211.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  และ Melbourne  $50.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  โดยพบค่าเฉลี่ย pPAHs เท่ากับ 61.1, 9.02, 25.43, 61.06 และ  $6.43 \text{ ng}/\text{m}^3$  ตามลำดับ โดยผลจากการทำ Pearson correlation พบว่า PAHs มีความสัมพันธ์กับอุณหภูมิ โดยที่ฮองกงมีค่า  $R = 0.77$ ; ที่ Seoul มีค่า  $R = 0.65$  และที่ Jakarta มีค่า  $R = -0.3$  และในกรุงเทพฯ พบว่าในเดือนเมษายน – สิงหาคม มีความเข้มข้น pPAHs ต่ำกว่าเดือนกันยายน – มีนาคม

Park และคณะ (2002) พบว่า PAHs มีปริมาณสูงในฤดูหนาว เนื่องจากมีใช้เชื้อเพลิงในการเผาไหม้เพื่อให้ความร้อนภายในที่อยู่อาศัย และประกอบกับปัจจัยทางอุตุนิยมวิทยา เช่น lower mixing layer height and lower air temperature เป็นต้น

Guo และคณะ (2003) ทำการศึกษาความเข้มข้น pPAHs 16 ชนิดในฝุ่น  $\text{PM}_{2.5}$  และ  $\text{PM}_{10}$  ในเมืองฮองกงในช่วงฤดูหนาว (พฤศจิกายน – มีนาคม) และฤดูร้อน (มิถุนายน – สิงหาคม) โดยเก็บตัวอย่างที่เป็นตัวแทนพื้นที่ที่มีจราจรหนาแน่น และพื้นที่รวม คือมีทั้งย่านธุรกิจการค้า ที่อยู่อาศัย และเขตอุตสาหกรรม พบว่าทั้งพื้นที่ที่มีการจราจรหนาแน่น และพื้นที่รวม pPAHs ในช่วงฤดูหนาว มีค่าสูงกว่าในฤดูร้อนทั้งฝุ่น  $\text{PM}_{2.5}$  และ  $\text{PM}_{10}$  ฤดูหนาวพื้นที่ที่มีการจราจรหนาแน่นมีค่า pPAHs ใน  $\text{PM}_{2.5}$  และ  $\text{PM}_{10}$  เท่ากับ 41.75 และ  $54.72 \text{ ng}/\text{m}^3$  ตามลำดับ ฤดูร้อนมีค่าเท่ากับ 4.87 และ  $5.82 \text{ ng}/\text{m}^3$  ตามลำดับ ส่วนพื้นที่รวมในฤดูหนาวมีค่า pPAHs ใน  $\text{PM}_{2.5}$  และ  $\text{PM}_{10}$  เท่ากับ 27.93 และ  $38.63 \text{ ng}/\text{m}^3$  ตามลำดับ ฤดูร้อนมีค่าเท่ากับ 3.71 และ  $4.67 \text{ ng}/\text{m}^3$  ตามลำดับ

Caricchia และคณะ (1999) ตรวจวัด PAHs 17 ชนิด ในประเทศ อิตาลีโดยแบ่งพื้นที่ศึกษาเป็น 3 ประเภท โดยพื้นที่แรกอยู่กลางเมืองหลวงเป็นพื้นที่ที่อยู่อาศัยมีการจราจรหนาแน่น ลักษณะเป็นถนนที่แคบ พื้นที่ที่สอง เป็นเมืองหลวงพื้นที่เปิดมีการจราจรที่น้อยกว่าพื้นที่แรก พื้นที่ที่สามเป็นเขตอุตสาหกรรม เก็บตัวอย่างละ 24 ชั่วโมงใน 3 ฤดูกาล คือ ฤดูใบไม้ร่วง ฤดูหนาว และฤดูร้อนใช้ high-volume sampler ที่อัตราการไหลของอากาศ  $1.13 \text{ m}^3/\text{min}$  พบว่าทั้ง 3 พื้นที่มีค่า

pPAHs ต่ำสุดในฤดูร้อน โดย ratio ของ pPAHs ในฤดูใบไม้ร่วง ฤดูหนาว ต่อฤดูร้อนมีค่า 1.5 และ 4.5 ตามลำดับ และมี BaP สูงในพื้นที่ที่การจราจรหนาแน่น

Possanzini และคณะ (2004) ตรวจวัด PAHs 20 ชนิดในบรรยากาศเมืองโรม ประเทศอิตาลีที่อยู่ในรูปของ PAHs ในฝุ่นและ PAHs ที่เป็นก๊าซ โดยเก็บตัวอย่าง 6 ชั่วโมง ที่อัตราการไหล 61 m<sup>3</sup>/min พบว่า PAHs ที่มีวงเบนซินมากกว่า 4 วงจะปรากฏอยู่ในรูปฝุ่น ส่วน PAHs ที่มีวง 2 – 3 วง มากกว่าร้อยละ 90 อยู่ในรูปก๊าซ และเมื่อนำร้อยละของ PAHs ที่อยู่ในรูปก๊าซแต่ละชนิดมาเปรียบเทียบกับ 3 ฤดู (ฤดูใบไม้ร่วง ฤดูหนาว และฤดูใบไม้ผลิ) พบว่า โดยส่วนใหญ่ volatile – PAHs จะมีการกระจายตัวที่ไม่คงที่ใน ฤดูใบไม้ร่วง และฤดูใบไม้ผลิ พบว่า Pyrene อยู่ในรูปก๊าซร้อยละ 50 ในฤดูหนาว และปรากฏในรูปก๊าซร้อยละ 80 ในฤดูใบไม้ร่วง และฤดูใบไม้ผลิแสดงให้เห็นว่าการกระจายตัวของ PAHs ในบรรยากาศขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ ถ้าอุณหภูมิสูง PAHs จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปก๊าซได้มากขึ้น

Smith และ Harrison (1996) ศึกษา PAHs ในบรรยากาศ 18 ชนิด เก็บฝุ่น TSP และตัวอย่างก๊าซใน Birmingham ประเทศอังกฤษ โดยเก็บใน Birmingham University ซึ่งเป็นเขตเมือง และ Wasthills house ซึ่งเป็นเขตชนบท ทำการเก็บตัวอย่างในฤดูหนาวและร้อน พบว่า pPAHs ในเขตเมืองมีความเข้มข้นมากกว่าชนบทประมาณ 3.8 เท่า และ PAHs (PAHs ที่ปรากฏอยู่ในรูปฝุ่นและในรูปของก๊าซ) มีค่ามากกว่า 4.3 เท่า เมื่อเปรียบเทียบผลการศึกษาในฤดูร้อนและหนาวพบว่า pPAHs ในเขตเมืองในฤดูหนาวมีค่าความเข้มข้นสูงกว่าฤดูร้อน 4.9 เท่า และ PAHs ที่อยู่ในรูปของก๊าซมีค่าสูงกว่า 5.5 เท่า

## (2) ความชื้นสัมพัทธ์

ความชื้นสัมพัทธ์ หมายถึง อัตราส่วนระหว่างมวลของไอน้ำที่มีอยู่จริงในอากาศขณะนั้นกับมวลของไอน้ำในอากาศอิ่มตัวที่อุณหภูมิและปริมาตรเดียวกัน โดยคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ การเปลี่ยนแปลงความชื้นสัมพัทธ์จะไม่ทำให้ปริมาณไอน้ำที่มีอยู่ในอากาศเปลี่ยนแปลงในบรรยากาศ และเมื่อแสงมากขึ้นจะทำให้ความชื้นในบรรยากาศหรือความชื้นสัมพัทธ์มากขึ้น เนื่องจากแสงจะทำให้อุณหภูมิสูงขึ้นและทำให้ความชื้นสัมพัทธ์สูงขึ้นตามไปด้วย เมื่อความชื้นสัมพัทธ์สูงทำให้น้ำที่อนุภาค PAHs เกาะอยู่โตขึ้นเพราะมีปริมาณน้ำในบรรยากาศมาก นอกจากนี้ ความชื้นสัมพัทธ์ยังเกี่ยวข้องกับปฏิกิริยา photodegradation กล่าวคือ เมื่อแสงมีความเข้มมากทำให้ความชื้นสัมพัทธ์สูง อัตราการ

สลายตัวของ PAHs จะขึ้นกับน้ำในฝุ่นละอองด้วย จากการศึกษาของ McDow และคณะ (1990) พบว่ากระบวนการ water sorption ในธรรมชาติ aerosol ในอากาศจะจับกับ PAHs ไม่ดีนัก PAHs ในควันที่เกิดจาก wood smoke และจากเขม่าดีเซลจะเกี่ยวข้องกับพวกชั้นของเหลวที่เป็นสารอินทรีย์ ที่เคลือบบนของแข็งที่เป็น elemental carbon จึงทำให้ส่วนของน้ำที่บรรจุด้วย organic layer กับ PAHs เกี่ยวข้องกับการสลายตัวด้วยแสงของ PAHs

McDow และคณะ (1994) ศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างการสลายตัวของ PAHs กับ แสง และความเข้มข้นของไอน้ำ (water vapor concentration) โดยเก็บฝุ่นบนกระดาษกรองชนิด Teflon coated glass fiber ที่อัตราการไหลของอากาศ  $50 \text{ m}^3/\text{min}$  ทำการเก็บตัวอย่าง 3 ชนิด คือ wood smoke จากปล่องเตาผิงในบ้านเรือน diesel soot และ gasoline power พบว่ามีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงระหว่างน้ำที่ดูดซับบนฝุ่นกับความชื้นสัมพัทธ์ โดยน้ำหนักตัวอย่างเพิ่มขึ้น % ความชื้นสูงขึ้นด้วย โดยตัวอย่างจากรถยนต์เบนซินและ wood smoke มีน้ำหนักเพิ่มขึ้นมากกว่า น้ำหนักจากตัวอย่างรถยนต์ดีเซล 3 – 5 เท่า ที่ความชื้นสัมพัทธ์เดียวกัน และพบว่าค่าประมาณของ wood smoke ที่มีน้ำอยู่ต่ำสุด 5 – 10% ในฝุ่นชนิดนี้มีความชื้นสัมพัทธ์ที่ 90% จากพื้นฐานนี้จึงทดลองการเกิดปฏิกิริยา photodegradation ของ PAHs ใน wood smoke ที่มี liquid mixtures กับ ส่วนของน้ำที่เปลี่ยนแปลง 0 – 15% พบว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยา photodegradation ของ Benz[a]anthracene และ Benzo[k]fluoranthene ใน methoxyphenol mixtures ที่มีน้ำ 10 % มากกว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยา photodegradation ใน methoxyphenol mixtures ที่ไม่มีส่วนของน้ำ ผลนี้ชี้ว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยา photodegradation ของ PAHs เพิ่มขึ้นเมื่อส่วนประกอบของน้ำมากขึ้นใน particle organic layer

### (3) ความเร็วและทิศทางลม

ความเร็วของลมมีผลต่อความเข้มข้นของ PAHs เมื่อความเร็วลมสูงจะทำให้ PAHs เกิดการกระจายตัวได้ดี ความเข้มข้นจะลดต่ำลง แต่ถ้าความเร็วลมต่ำจะทำให้ความเข้มข้นมลพิษสูง Lu และ Fang (2002) ศึกษาการกระจายตัวของ  $\text{PM}_{10}$  และ  $\text{PM}_{2.5}$  โดยใช้การประมาณทางสถิติจากความถี่ของความเร็วมล และความถี่ของความเข้มข้นของมลพิษ ความเข้มข้นของมลพิษ คือ  $C_p$  ความเร็วลม คือ  $U_{(100-p)}$  ค่าคงที่ คือ  $K$  ได้ความสัมพันธ์ของสมการคือ  $K=C_p U_{(100-p)}$  ทำการเก็บตัวอย่างที่ 42 ตัวอย่างจากฝุ่น  $\text{PM}_{10}$  และ  $\text{PM}_{2.5}$  ที่เมือง Sha-Lu ในไต้หวัน จุดเก็บตัวอย่างอยู่ใจ

กลางเมืองมีการจราจรหนาแน่นเก็บด้วย dichotomous ที่แยกขนาด 0 – 2.5  $\mu\text{m}$  และ 2.5 – 10  $\mu\text{m}$  ด้วยอัตราการดูดอากาศ 300 ลิตร/นาที พบความสัมพันธ์ระหว่างความเร็วลมและความเข้มข้นของมลพิษ  $C_{10} = (56.3/U) + 13.2$  ค่า  $R = 0.62$  และ  $C_{2.5} = (42/U) + 7.1$  ค่า  $R = 0.61$  จากสมการ  $C = K/U$  ความเข้มข้นจะแปรผกผันกับความเร็วลม

Fang และคณะ (2003) ศึกษา pPAHs และ gas – PAHs ในได้หวั่น โดยเก็บตัวอย่างฝุ่น TSP เป็นเวลา 48 ชั่วโมง และวิเคราะห์หา PAHs ในฝุ่น นอกจากนี้ยังวิเคราะห์ปัจจัยทางอุตุนิยมวิทยาโดย Pearson correlation matrix พบว่า ความเข้มข้น PAHs มีความสัมพันธ์กับความเร็วลม โดยพบว่าความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น PAHs กับความเร็วลมเป็นแบบแปรผกผันกัน gPAHs มีความสัมพันธ์กับความเร็วลม (correlation coefficients)  $R = -0.202$  ส่วน total – PAHs มีความสัมพันธ์กับความเร็วลม  $R = 0.227$  และ p-PAHs ความสัมพันธ์กับความเร็วลม  $R = -0.388$

Chetwittayachan และคณะ (2002) ศึกษาความเข้มข้นของ pPAHs และประเมินความเสี่ยงของ pPAHs ในอากาศที่มีผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ โดยมีการศึกษาความเข้มข้นของ pPAHs และ ปัจจัยทางอุตุนิยมวิทยาที่เกี่ยวข้อง นำมาสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ (multiple linear regression model) พบว่า ความเร็วลมเป็นตัวแปรสำคัญที่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ pPAHs โดยพบว่า มีความสัมพันธ์แบบผกผัน  $r = -0.44$

#### (4) แสงและการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์

แสงอาทิตย์เกี่ยวข้องกับ PAHs เนื่องจาก PAHs สามารถเกิดปฏิกิริยา photodegradation ด้วยแสง ซึ่งเกิดจาก 2 กระบวนการคือ กระบวนการ photolysis โดยตรง จากแสงที่มีความยาวคลื่นน้อยกว่า 290 nm และกระบวนการ photolysis ทางอ้อมด้วย oxidizing agent เช่น OH, O<sub>3</sub> และ NO<sub>3</sub> ในอากาศ โดยทั่วไปแล้ว photolysis ทางอ้อม หรือ photooxidation เป็นกระบวนการที่สำคัญกว่ากระบวนการ photolysis โดยตรง และ PAHs แต่ละชนิดที่ดูดซับบนเขม่าที่เกิดปฏิกิริยากับ NO<sub>x</sub> พบว่ามีค่าครึ่งชีวิตของการสลายตัวตั้งแต่ 3.7 – 30 วัน และ พบว่า การสลายตัวของ PAHs จะช้าเมื่อมีแสงแดดน้อย (IPCS, 1998)

International Program on Chemical Safety (1998) พบว่า PAHs ในควันจากไม้ และจากเครื่องยนต์เบนซินไม่สลายตัว เนื่องจากในฤดูหนาว ทางเหนือสุดและใต้สุดของ latitudes

มีอุณหภูมิต่ำและเกี่ยวข้องกับมุมของพระอาทิตย์และพบว่าในฤดูร้อน อุณหภูมิมีระดับเพียง 20 องศาเซลเซียส แต่พบว่าค่าครึ่งชีวิตของ PAHs แต่ละชนิด มีค่าเพียง 30 -60 นาที

## (5) ความกดอากาศ

เนื่องจากการศึกษาที่ผ่านมายังไม่พบความสัมพันธ์ที่ชัดเจนระหว่างความกดอากาศและ PAHs ดังการศึกษาของ Fang และคณะ 2003 ที่ศึกษา pPAHs และ gas - PAHs ในไต้หวัน โดยเก็บตัวอย่างฝุ่น TSP เป็นเวลา 48 ชั่วโมง และวิเคราะห์หา PAHs ในฝุ่นพร้อมวิเคราะห์ปัจจัยทางอุตุนิยมหาวิทยาลัยโดย Pearson correlation matrix พบว่าไม่พบความสัมพันธ์ระหว่าง PAHs และ ความกดอากาศ

## 2.4 ความสัมพันธ์ของ PAHs กับฝุ่นละออง

### 2.4.1 ความสัมพันธ์ของปริมาณ PAHs กับฝุ่นขนาดต่าง ๆ

Guo และคณะ (2003) ตรวจวัด PAHs 16 ชนิด ในฝุ่น  $PM_{2.5}$  และ  $PM_{10}$  ในเมืองฮ่องกง ในเขตพื้นที่จราจรหนาแน่น และพื้นที่รวม พบว่าอัตราส่วนของ PAHs ใน  $PM_{2.5} / PM_{10}$  ในพื้นที่จราจรหนาแน่น มีค่า เท่ากับ 0.76 - 0.84 พื้นที่รวม เท่ากับ 0.72 - 0.79 แสดงว่า PAHs ในฝุ่นละอองเกาะกับฝุ่นที่มีขนาดเล็กกว่า 2.5 ไมครอน มากกว่าฝุ่นที่มีขนาด 2.5 - 10 ไมครอน

Thongsanit (2002) ศึกษา pPAHs ในประเทศไทยโดยศึกษาในฝุ่นเล็กกว่า 10 ไมครอน 5 ขนาด คือ <0.95, 0.95 - 1.5, 1.5 - 3.0, 3.0 -7.2 และ >7.2 ไมครอน พบว่า PAHs 48% อยู่ในฝุ่น <0.95  $\mu m$ , 8 % อยู่ในฝุ่น 0.95 - 1.5  $\mu m$

Bi และคณะ (2005) ศึกษาการกระจายตัวของ PAHs ในฝุ่นละอองในเขตเมืองและชนบทของประเทศจีน โดยแบ่งขนาดฝุ่นเป็น <0.49, 0.4 - 0.95, 0.95 - 1.5, 1.5 - 3.0, 3.0 - 7.2 และ 7.2 - 10 ไมครอน ซึ่งเก็บตัวอย่างได้ใช้ cascade impactor ที่อัตราการไหลของอากาศ 1.13  $m^3/min$  พบว่า บรรยากาศในเขตเมืองมีความเข้มข้นฝุ่นละออง 129.9 - 362.7  $\mu g / m^3$  และชนบท 175.9 - 201.1  $\mu g / m^3$  พบว่าในเขตเมืองบริเวณที่ใกล้กับถนน 62 % ของ PAHs ถูกพบในฝุ่นขนาดเล็กกว่า 0.49  $\mu m$  และปริมาณ pPAHs มีค่าอยู่ในช่วง 48.3 - 148 .6  $ng/m^3$

Sehnelle และคณะ (1995) ศึกษาการกระจายตัวของ PAHs ในฝุ่นละอองในบรรยากาศภายนอกอาคาร ใน Naila ทางใต้ของเยอรมันนี้ โดยใช้ High - volume sampler ต่อกับ Andersen  $PM_{10}$  Sampler (HVS) ที่อัตราการไหลอากาศ 1.13  $m^3/min$  ทำการวิเคราะห์ PAHs 22 ชนิด ในฝุ่น



ขนาดต่าง ๆ คือ  $<0.49$ ,  $0.49 - 0.95$ ,  $0.95 - 1.5$ ,  $1.5 - 3.0$ ,  $3.0 - 7.2$  และ  $7.2 - 10$  ไมครอน พบว่ามากกว่าร้อยละ 50 ของ PAHs1 อยู่ในฝุ่นขนาดเล็กกว่า 0.49 และมากกว่าร้อยละ 85 ของ PAHs อยู่ในฝุ่น Phe Ant Fluor และ Pyr ความเข้มข้นจะสูงขึ้นเมื่อขนาดของฝุ่นใหญ่ขึ้น แต่ Chy BbF BkF และ BaP ความเข้มข้นจะลดลงเมื่อขนาดของฝุ่นละอองใหญ่ขึ้น

#### 2.4.2 ชนิดของ PAHs ในฝุ่นละออง

Thongsanit (2002) ศึกษา pPAHs ในฝุ่นขนาดเล็กกว่า 10 ไมครอนในประเทศไทยจังหวัด กรุงเทพมหานคร ได้แก่ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โรงพยาบาลจุฬาลงกรณ์ ดินแดง สำนักงานนโยบาย และแผนสิ่งแวดล้อม โรงเรียนสิงหราช และมหาวิทยาลัยกรุงเทพ พบว่า BaP, InD, BgP เป็นองค์ประกอบหลักของ PAHs ในฝุ่นซึ่งมีมากกว่าร้อยละ 97 ในฝุ่นขนาดเล็กกว่า 0.95 ไมครอนที่ปล่อยจากรถยนต์ดีเซล และพบว่ารถยนต์เบนซินมี BgP เป็นองค์ประกอบหลัก

Guo และคณะ (2003) ตรวจวัด pPAHs 16 ชนิด ในฝุ่น  $PM_{2.5}$  และ  $PM_{10}$  ในเมืองฮ่องกง บริเวณพื้นที่จราจรหนาแน่น และพื้นที่รวม พบว่าทั้ง 2 พื้นที่ส่วนมากพบ BbF Pyr Fluor และ Ind เป็นตัวหลักใน  $PM_{2.5}$  และ  $PM_{10}$

Bi และคณะ (2003) ศึกษา PAHs ในฝุ่นและก๊าซ โดยเก็บตัวอย่างบริเวณ LiWan ซึ่งเป็นพื้นที่พักอาศัย การค้าขาย โรงเรียน และบริเวณจราจรที่ติดขัด โดยเก็บตัวอย่างในเดือนเมษายน และกรกฎาคม ที่ระดับพื้น และสูงจากพื้นดิน 2 เมตร เก็บตัวอย่างด้วย High volume Air sampler ที่อัตราการไหล 0.4 – 0.6 ลูกบาศก์เมตร / นาที ตัวอย่างละ 24 ชั่วโมง และนำฝุ่น TSP มาวิเคราะห์หา PAHs 37 ชนิด พบว่าค่า total PAHs มีค่า 134.4 – 298.5  $ng/m^3$  ที่ระดับพื้นพบ phenanthrene, pyrene, chrysene indeno(1,2,3-cd)pyrene และ benzo(ghi)perylene ที่ระดับร้อยละ 69 และที่ 25 เมตร พบร้อยละ 77 และพบว่า PAHs ที่เป็น semi-volatile จะปรากฏอยู่ในทั้งรูปของฝุ่นและก๊าซซึ่งขึ้นกับน้ำหนักโมเลกุล PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำจะปรากฏในรูปก๊าซ ได้แก่ fluorine, phenanthrene, fluoranthene, pyrene (3 – 4 ring) ในขณะที่ PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงจะอยู่ในรูปฝุ่น

Oanh และคณะ (2000) ศึกษาเปรียบเทียบ PAHs บริเวณริมถนนกับพื้นที่ห่างจากถนน โดยศึกษาการกระจายตัวของ PAHs 18 ชนิด ในบรรยากาศบริเวณพื้นที่ ห่างจากกรุงเทพมหานครไปทางทิศเหนือ 40 กิโลเมตร ซึ่งตั้งอยู่บนถนนพหลโยธิน จังหวัดปทุมธานี พื้นที่แรกเป็นพื้นที่ริมถนน พื้นที่

ที่สองเป็นพื้นที่สีเขียว เก็บฝุ่นประเภท TSP โดยใช้ High volume sampler เป็นเวลา 24 ชั่วโมง ปริมาตรอากาศเฉลี่ย 2200 m<sup>3</sup> พบว่าค่าฝุ่นรวมมีค่าระหว่าง 56 – 200 µg/m<sup>3</sup> และจาก PAH-profile พบว่า PAHs ใน TSP มาจากการจราจร ซึ่งพบว่าค่า PAHs แต่ละชนิด (Phe จนถึง BaP) มีค่าเฉลี่ย 0.3 ng/m<sup>3</sup>

Hathiratana (1999) พบว่า PAHs ที่มีวงแหวน 4 วง ขึ้นไป ส่วนมากจะอยู่ในรูปของฝุ่นโดย BaA อยู่ในรูปฝุ่นร้อยละ 77 BaP อยู่ในรูปฝุ่นร้อยละ 77 และ BaP DaA BgP อยู่ในรูปฝุ่น 100 เปอร์เซ็นต์

## 2.5 การประเมินความเสี่ยง

การประเมินความเสี่ยงมีวัตถุประสงค์เพื่อใช้ในการตัดสินใจและประเมินผลกระทบที่อาจเกิดต่อสุขภาพ (US.EPA., 1991) โดยใช้เป็นข้อมูลในการหาแนวทางในการลดกระทบที่เกิดขึ้น โดยใช้หลักการทางวิทยาศาสตร์ และประเมินในเชิงปริมาณของโอกาสที่จะเกิดความเสี่ยงด้านสุขภาพและสิ่งแวดล้อมจากการปนเปื้อนของสารมลพิษ หรือสารเคมีที่เป็นพิษ ซึ่งหน่วยงานที่ศึกษาและประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพและสิ่งแวดล้อมมีดังนี้

1) USEPA (United States Environmental Protection Agency) เป็นหน่วยงานหลักที่ศึกษาด้านการประเมินความเสี่ยง ในขั้นตอน Dose-response assessment นั้น US EPA ได้รายงานค่าความปลอดภัยของสารไม่ก่อมะเร็งด้วยค่า Reference dose (RfD) และ Reference concentration (RfC) US EPA ได้คำนวณค่า RfD/RfC ของสารเคมีมากกว่า 500 สาร พร้อมทั้งรายละเอียดการคำนวณซึ่งสามารถสืบค้นภายหลังได้

2) ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) เป็นหน่วยงานหนึ่งของกระทรวงสาธารณสุข ประเทศสหรัฐอเมริกา ที่ศึกษาเรื่องการประเมินความเสี่ยงของสารไม่ก่อมะเร็งเท่านั้น ในขั้นตอน Dose-response assessment นั้น ATSDR รายงานค่าความปลอดภัยด้วยค่า Minimal risk level (MRL) ซึ่งหลักการคำนวณเช่นเดียวกับค่า reference dose ของ US EPA โดยข้อแตกต่างระหว่างฐานข้อมูลของ ATSDR และ US EPA คือ ATSDR จัดทำค่า MRLของสารเคมีเป็น 3 ระดับ คือ ระดับเฉียบพลัน (Acute) ระดับปานกลาง (Intermediate) และระดับเรื้อรัง (Chronic) โดยค่า chronic MRL นั้นเทียบได้กับ RfD ของ US EPA ในกรณีที่มีข้อมูลศึกษาด้านพิษวิทยาของสารเคมีที่มีระยะเวลาการศึกษาน้อยกว่าแบบ chronic ATSDR จึงจัดทำค่า MRL สำหรับ

acute หรือ intermediate ขึ้นอยู่กับระยะเวลาการศึกษา โดยทั่วไปถ้าการศึกษาระยะสั้น น้อยกว่า 2 เดือน จะกำหนดเป็นค่า actual MRL ทำให้การนำค่า MRL ไปใช้ได้กว้างกว่าค่า RfD ของ US EPA ซึ่งใช้เฉพาะผลที่เกิดจากการได้รับสารเป็นเวลานานเท่านั้น

โดยขั้นตอนในการประเมินความเสี่ยงทั่วไป จะใช้วิธีตาม US EPA ซึ่งประกอบด้วย 4 ขั้นตอน ดังนี้

### 1) Hazard Identification

คือกระบวนการในการบ่งชี้ว่าสิ่งใดหรือภาวะใดเป็นปัจจัยคุกคาม นั่นคือ หากมนุษย์สัมผัสสิ่งนั้นหรือภาวะนั้นอาจก่อให้เกิดปัญหาทางสุขภาพขึ้นได้ การบ่งชี้สิ่งคุกคาม เป็นการตอบคำถามว่า ในสถานที่แห่งหนึ่ง หรือสภาพการณ์หนึ่งนั้น มีสิ่งคุกคามอยู่จริงหรือไม่ หรืออะไรบ้างที่เป็นสิ่งคุกคาม

### 2) Dose-Response Assessment

คือการประเมินระดับการสัมผัสที่แต่ละบุคคล ประชากร หรือระบบนิเวศน์ ได้รับว่ามากน้อยเพียงใด โดยคำนึงถึงขนาดการสัมผัส (dose) ระยะเวลาที่สัมผัส (duration) และช่องทางการสัมผัส (routes of exposure) รวมถึงเส้นทางการฟุ้งกระจายของสิ่งคุกคามในสิ่งแวดล้อมผ่านตัวกลาง (medias) มาสู่คนด้วย โดยการประเมิน จะแบ่งออกเป็น 2 กลุ่ม คือ

- กลุ่มของสารที่ก่อมะเร็ง (Carcinogenic) สำหรับสารก่อมะเร็งจะใช้แนวคิดที่ว่า สารดังกล่าวไม่มีจุด threshold ซึ่งหมายความว่า ไม่ว่าจะได้รับสารก่อมะเร็งในปริมาณมากหรือน้อยเพียงใดก็ตาม แม้เพียง 1 โมเลกุลก็มีโอกาสที่จะเกิดมะเร็งได้ โดยใช้ค่า CSF (Cancer slope factor) ในการประเมินความเสี่ยง

- กลุ่มของสารที่ไม่ก่อมะเร็ง (Non-Carcinogenic) รวมถึงสารก่อมะเร็งที่ไม่มีผลต่อยีน (Non-genetic Carcinogen) และความเป็นพิษอย่างอื่นที่ไม่ใช่การเกิดมะเร็ง (Non-carcinogenic effect) จากสารก่อมะเร็ง แนวคิดเกี่ยวกับสารไม่ก่อมะเร็ง คือ สารเคมีกลุ่มนี้แสดงค่า threshold ซึ่งหมายถึงปริมาณสารเคมีน้อยสุด ที่ได้รับไปแล้วทำให้เกิดความผิดปกติใดๆ ปกติแล้ว ใช้ค่า RfD ในการประเมินความเสี่ยง

### 3) Exposure Assessment

เป็นการประเมินว่าขนาดของการสัมผัสระดับใดจะเป็นอันตรายต่อสุขภาพมากน้อยเท่าใด ซึ่งกระบวนการนี้จะทำให้สามารถแบ่งระดับการสัมผัสเป็นระดับปลอดภัย และระดับที่ทำให้เกิดผล

กระทบต่อสุขภาพ ตัวอย่างที่ชัดเจน เช่น การประเมินการตอบสนองต่อสารเคมีในวิชาพิษวิทยา สารพิษชนิดเดียวกันแต่มี “ปริมาณการสัมผัส” ต่างกัน จะทำให้ร่างกายตอบสนองต่างกัน สำหรับสิ่งคุกคามประเภทอื่น ทั้งสิ่งคุกคามทางกายภาพ ชีวภาพ และการยศาสตร์ ระดับการสัมผัสที่ต่างกันนั้น จะทำให้ร่างกายมนุษย์เกิดผลตอบสนองต่างกันด้วยเช่นเดียวกัน โดยการอ้างอิงปริมาณการรับสัมผัส จะถูกคำนวณปริมาณการรับสัมผัสใน 1 วัน โดยสามารถคำนวณได้ดังนี้

- สารก่อมะเร็ง เป็นค่าที่แสดงถึงปริมาณการรับสัมผัสสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนสำหรับสารก่อมะเร็ง โดยสามารถคำนวณได้จาก CDI (Chronic Daily Intake) ดังสมการ 2.1

$$CDI = (CA \times IR \times EF \times ET \times ED) / (BW \times AT) \quad \text{สมการ 2.1}$$

- สารไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง เป็นค่าที่แสดงถึงปริมาณการรับสัมผัสสาร โพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน สำหรับชนิดที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง โดยสามารถคำนวณได้จากค่า ADD (Average Daily Intake) ดังสมการ 2.2

$$ADD = (CA \times IR \times EF \times ET \times ED) / (BW \times AT) \quad \text{สมการ 2.2}$$

โดยตัวแปรต่างๆในสมการมีความหมายดังตารางที่ 5

ตารางที่ 5 ความหมายของตัวแปรที่ใช้ในสมการประเมินการรับสัมผัส

ตัวแปร	ความหมาย
CDI	ปริมาณการรับสัมผัสสาร ใน 1 วัน (mg/Kg BW – day)
ADD	ปริมาณการรับสัมผัสสาร เฉลี่ยต่อวัน (mg/Kg BW – day)
CA	ความเข้มข้นของสาร ที่บุคคลได้รับสัมผัสในอากาศ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
IR	อัตราการหายใจ ( $\text{m}^3/\text{hr}$ )
EF	ความถี่ของการรับสัมผัสสาร (day/year)
ED	ระยะเวลาสัมผัสสาร (year)
ET	เวลาที่รับสัมผัส (hr/day)
BW	น้ำหนักตัวเฉลี่ย (Kg)
AT	ระยะเวลาเฉลี่ยที่ได้รับสัมผัส (70 x 365 วัน) สำหรับสารก่อมะเร็ง ระยะเวลาเฉลี่ยที่ได้รับสัมผัส (365 วัน) สำหรับสารไม่ก่อมะเร็ง

#### 4) Risk Characterization

คือการวิเคราะห์ข้อมูลจากทั้ง 3 ขั้นตอนก่อนหน้าเพื่อนำมาประเมินว่า การสัมผัสสิ่งคุกคามในสภาพที่เป็นอยู่นั้น ถือเป็นความเสี่ยงต่อสุขภาพหรือไม่ ในที่ทำงานหรือสถานประกอบการแห่งหนึ่ง คนทำงานแต่ละคน หรือแผนกงานแต่ละแผนก ย่อมจะมีความเสี่ยงต่อสุขภาพที่แตกต่างกันไปตามสิ่งคุกคามที่สัมผัส รายละเอียดที่ต้องพิจารณาในขั้นตอนนี้คือ ต้องบอกให้ได้ว่าความเสี่ยงต่อปัจจัยคุกคามที่สนใจนั้น ระดับของความเสี่ยงมีมากน้อยแค่ไหน มีความเสี่ยงอย่างไร ใครเป็นผู้ที่มีความเสี่ยงสูงสุด ลักษณะงานหรือกิจกรรมแบบใดที่ทำให้เกิดความเสี่ยงสูงสุด โดยการคำนวณระดับความเสี่ยงสามารถแบ่งได้เป็น 2 กลุ่ม ดังนี้

- การวิเคราะห์ค่าความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสกลุ่มของสารที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Cancer risk) สามารถคำนวณได้จากสมการดังต่อไปนี้

$$\text{Cancer risk} = \text{CDI} \times \text{Inhalation Cancer slope factor}; \text{CSF (mg/Kg day)} \quad \text{สมการ 2.3}$$

โดยค่า Cancer ที่สามารถยอมรับได้ของการสัมผัสสารกลุ่มของสารที่ก่อมะเร็งนี้ ต้องมีค่าน้อยกว่าหรือเท่ากับ  $1 \times 10^{-6}$  ซึ่งเป็นค่าที่ไม่ก่อให้เกิดความเสี่ยงที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ จากนั้นคำนวณค่าผลรวมของความเสี่ยงที่ได้รับสัมผัสสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากสมการ

$$\text{Total cancer risk} = \sum \text{cancer risk} \quad \text{สมการ 2.4}$$

ในกรณีที่ค่า Total cancer risk มีค่าน้อยกว่าหรือเท่ากับค่า  $1 \times 10^{-6}$  ถือว่ายอมรับได้ เนื่องจากมีค่าไม่ถึงระดับที่ไม่ก่อให้เกิดความเสี่ยงที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพจากการได้รับสัมผัส

-การวิเคราะห์ความเสี่ยงจากการได้รับสัมผัสกลุ่มของสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Non-cancer risk) สามารถคำนวณได้จากสมการดังต่อไปนี้

$$\text{Hazard quotients (HQ)} = \text{ADD} / \text{Reference dose (RfD)} \quad \text{สมการ 2.3}$$

โดยกรณีที่ค่า Hazard quotients มีค่ามากกว่า 1 ถือได้ว่า อาจจะทำให้เกิดความเสี่ยงที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ ในขณะที่หากค่าไม่ถึง 1 ถือว่า อาจจะไม่ก่อให้เกิดความเสี่ยงที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ จากนั้นคำนวณค่า Hazard index (HI) จากผลรวมของ HQ สำหรับสารที่ส่งผลกระทบต่ออวัยวะหรือระบบเป้าหมายที่คล้ายกัน จากสมการ

$$\text{Hazard Index (HI)} = \sum \text{HQ} \quad \text{สมการ 2.4}$$

ในกรณี HI มีค่าน้อยกว่าหรือเท่ากับ 1 คาดว่าจะไม่ก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการได้รับสัมผัสสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง หากมีค่ามากกว่า 1 ถือได้ว่า อาจจะทำให้เกิดความเสี่ยงที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ

หลังจากการประเมินความเสี่ยงแล้ว หากพบว่าระดับการได้รับการสัมผัสสารของผู้รับสัมผัสอยู่ในระดับที่เป็นอันตราย จำเป็นจะต้องเสนอแนวทางป้องกันแก่ผู้ได้รับสัมผัส เช่น แนะนำให้หลีกเลี่ยง หรือให้ใช้อุปกรณ์ป้องกันอันตรายส่วนบุคคล

## 2.6 การวิเคราะห์ด้วย Structure equation model

เป็นเทคนิคทางสถิติที่ใช้ในการทดสอบและประมาณค่าความสัมพันธ์เชิงเหตุผล โดยการสร้างโมเดลสมการโครงสร้าง มีวัตถุประสงค์เพื่อทดสอบทฤษฎี หรือเพื่อสร้างทฤษฎี โดยกรณีการทดสอบทฤษฎี จะเป็นการสร้างโมเดลด้วยวิธีการเชิงอนุมาน (deductive) หรือการวิจัยเชิงปริมาณ (quantitative research) เริ่มต้นจากการศึกษาทฤษฎีและงานวิจัยเพื่อกำหนดโมเดลสมมติฐานที่แสดงเป็นโมเดลความสัมพันธ์เชิงสาเหตุ (causal model) ที่จะได้รับการทดสอบจากข้อมูลที่รวบรวมได้ว่ามีความสอดคล้อง (fit) กันหรือไม่ โดยใช้การวิเคราะห์องค์ประกอบเชิงยืนยัน (confirmatory factor analysis) ส่วนการสร้างทฤษฎี สร้างโมเดลด้วยวิธีการเชิงอุปมาน หรือ การวิจัยเชิงคุณภาพ แล้วใช้ข้อมูลประมาณค่าของพารามิเตอร์อิสระ ซึ่งสร้างด้วยสมมติฐานเบื้องต้น หลังจากนั้นอาจมีการปรับโมเดลเพื่อให้สมบูรณ์ยิ่งขึ้นองค์ประกอบที่สำคัญของโมเดลสมการโครงสร้าง คือ ความสัมพันธ์เชิงสาเหตุ ซึ่งแสดงถึงความสัมพันธ์เชิงสาเหตุ (causal relationship) ระหว่างตัวแปรภายนอกและตัวแปรภายใน (หรือระหว่างตัวแปรแฝง) ซึ่งอาจเป็นแบบทางเดียวและแบบเส้นเชิงบวก (recursive and linear additive) หรือแบบสองทางและแบบเส้นเชิงบวก (non-recursive and linear additive) และโมเดลการวัด (measurement model) ซึ่งแสดงถึงความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรแฝงกับตัวแปรสังเกตได้

การยืนยันหรือการทดสอบว่าโมเดลที่สร้างขึ้นมีความสอดคล้องกับข้อมูลเชิงประจักษ์หรือไม่ นั้น มีสถิติวัดความสอดคล้อง ดังนี้ เช่น

- 1) ค่าไค-สแควร์ (chi-square) ที่ไม่มีนัยสำคัญ คือค่า p-value สูงกว่า 0.05
- 2) ค่าสัดส่วนไค-สแควร์/df มีค่าไม่ควรเกิน 2.00
- 3) ค่า goodness of fit index: GFI, adjusted goodness of fit index: AGFI, comparative fit index: CFI มีค่าตั้งแต่ 0.90 – 1.00
- 4) ค่า standardized root mean squared residual: standardized RMR, root mean square of error approximation: RMSEA มีค่าต่ำกว่า 0.05
- 5) ค่า critical n: CN มีค่าเท่ากับ หรือมากกว่า 200 ของกลุ่มตัวอย่าง
- 6) ค่า largest standardized residual มีค่า -2 ถึง 2

การวิเคราะห์โมเดลสมการโครงสร้าง (Structural Equation Model: SEM) ได้ถูกพัฒนาโดย Karl G. Joreskog เมื่อปี ค.ศ. 1960 เป็นการบูรณาการแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่ใช้วิเคราะห์

องค์ประกอบและแบบจำลองโครงสร้างที่สามารถวิเคราะห์เส้นทาง กับวิธีการประมาณค่าตามหลักวิชาเศรษฐมิติ ดังนั้นโมเดลสมการโครงสร้าง จึงเป็นสถิติวิเคราะห์ขั้นสูงที่ได้รับการพัฒนาใหม่ แต่ยังคงมีหลักการพื้นฐานทางสถิติแบบเดิม (Kühnel, Busch, & Beier, 1981)

นอกจากนี้ สถิติ SEM ยังมีศักยภาพที่สามารถวิเคราะห์โมเดลความสัมพันธ์เชิงสาเหตุพหุระดับ (multi-level causal model) โมเดลการวิเคราะห์องค์ประกอบระยะยาว (longitudinal factor analysis model) โมเดลกลุ่มพหุ (multiple population model) โมเดลโค้งพัฒนาการแบบมีตัวแปรแฝง (latent growth curve model) และโมเดลอื่นๆ ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Jöreskog & Sörbom, 1996) รวมทั้งสามารถวิเคราะห์โมเดล SEM ที่ความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรไม่เป็นแบบเส้นตรงได้อีกด้วย (Jöreskog & Sörbom, 1996)

สถิติ SEM มีรูปแบบการวิเคราะห์และรูปแบบการจำลองโครงสร้างได้หลายแบบ หนึ่งในจำนวนนั้นคือ การวิเคราะห์เส้นทาง หรือ Path analysis ซึ่งบางครั้งเรียกแบบจำลองที่เกิดขึ้นว่าแบบจำลองสาเหตุ หรือ Causal model โดยการวิเคราะห์แบบ Path analysis เป็นวิธีหนึ่งในวิธีการวิเคราะห์สมการโครงสร้าง โดยศึกษาความสัมพันธ์ของตัวแปรในเชิงเหตุและผล มีพื้นฐานทางสถิติมาจากการวิเคราะห์การถดถอย (Regression analysis) โดยอาศัยแผนภาพและสมการโครงสร้างของแผนภาพเป็นหลัก นำมาวิเคราะห์และอธิบายความสัมพันธ์ของตัวแปรเหตุที่มีต่อตัวแปรผลทั้งในด้านขนาดและทิศทาง อีกทั้งยังสามารถอธิบายความสัมพันธ์ได้ทั้งความสัมพันธ์ทางตรงและทางอ้อม โดยมีจุดเด่นที่แตกต่างจาก linear regression ทั่วไปโดยสามารถ;

1. ศึกษาอิทธิพลระหว่างตัวแปรต่าง ๆ เพื่อดูว่ามีอิทธิพลทางตรงหรืออิทธิพลทางอ้อม และสันนิษฐานว่าเป็นสาเหตุต่อตัวแปรตามหรือไม่
2. แสดงให้เห็นถึงสัมประสิทธิ์เส้นทาง ซึ่งเป็นค่าที่บ่งบอกถึงอิทธิพลทางตรงของตัวแปรที่เป็นสาเหตุที่ทำให้ตัวแปรอีกตัวหนึ่งเปลี่ยนแปลงไป และสามารถหาความสัมพันธ์และพยากรณ์อิทธิพลเชิงสาเหตุ (Path Analysis)
3. ทำให้เห็นถึงความสัมพันธ์เชิงสาเหตุ (Causal Analysis) สามารถแสดงให้เห็นว่าตัวแปรใดเป็นสาเหตุที่แท้จริงที่ทำให้ตัวแปรตามมีการเปลี่ยนแปลงไป

ด้วยความสามารถของแบบจำลองเชิงสาเหตุที่ใช้สถิติ Path analysis จึงเป็นอีกเครื่องมือหนึ่งที่สามารถวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปร โดยเฉพาะในงานทางด้านสิ่งแวดล้อม ที่ตัวแปรต่างๆ มีความสัมพันธ์ที่ซับซ้อน ทำให้ทำนายหรือสร้างสมการในการทำนายความสัมพันธ์ต่างๆ ได้ยาก



## 2.7 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ไพลิน ไบพกา (2546) ศึกษาเปรียบเทียบความเข้มข้นของสาร pPAHs บริเวณอาคารใกล้สถานีรถไฟฟ้าและพื้นที่เปรียบเทียบพบว่า อาคารที่ใกล้สถานีรถไฟฟ้า มีระดับความเข้มข้นสูงกว่า เนื่องจากลักษณะโครงสร้างของสถานีรถไฟฟ้ามีผลต่อการกระจายตัวของสาร pPAHs ทำให้เกิดการสะสมของสารดังกล่าวมากกว่าบริเวณอื่น และพบว่าปริมาณของสาร pPAHs ลดลงตามระดับความสูง ซึ่งปริมาณสาร pPAHs ที่ตรวจพบได้รับอิทธิพลมาจากยานพาหนะ เช่น ปริมาณและความหนาแน่นของรถบรรทุกขนาดใหญ่และรถบรรทุกขนาดเล็ก 4 ล้อ และปัจจัยทางอุตุนิยมวิทยา เช่น ความชันสัมพัทธ์ temperature gradient ความเร็วและทิศทางลม และความเข้มแสง

เมทินี วรรณวิจิตร (2548) ได้ศึกษาการกระจายตัวของสาร PAHs บริเวณถนนสุขุมวิท ถนนพระรามหก และถนนพญาไท โดยใช้เครื่อง Photoelectric aerosol sensor (PAS2000CE) ในการวัดความเข้มข้นของ pPAHs พบว่าทิศทางและความเร็วลมเป็นปัจจัยหลักที่มีผลต่อการกระจายตัวของ pPAHs ในแนวตั้งฉากกับถนน นอกจากนี้ พบว่าปริมาณของรถบรรทุกขนาดใหญ่และรถบรรทุกขนาดเล็ก 4 ล้อ มีผลต่อความเข้มข้นของ pPAHs อีกด้วย ทั้งนี้ ความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> และ PM<sub>2.5-10</sub> มีความสัมพันธ์เชิงเส้นกับปริมาณ pPAHs โดยพบว่ามีค่า R<sup>2</sup> เท่ากับ 0.778 และ 0.716 ตามลำดับ

Roorda-Knape และคณะ (1997) ศึกษาความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> PM<sub>2.5</sub> NO<sub>2</sub> black smoke และ benzene ที่จุดต่าง ๆ ห่างจาก motorways โดยกำหนดที่ระยะ 15, 115, 165 และ 305 เมตร พบว่า ความเข้มข้นของ NO<sub>2</sub> และ black smoke ลดลงอย่างมีนัยสำคัญเมื่อระยะทางจากถนนเพิ่มขึ้นและแนวโน้มการลดลงเป็นแบบ exponential แต่ไม่พบความแตกต่างของความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> PM<sub>2.5</sub> และ benzene เมื่อระยะทางห่างจากถนนเพิ่มขึ้น

Chan และ Kwork (2000) ได้ศึกษาการกระจายตัวของ TSP PM<sub>10</sub> และ PM<sub>2.5</sub> ตามแนวระดับความสูง ในอากาศของเขตเมือง ประเทศฮ่องกง โดยเลือกสถานที่เก็บตัวอย่าง ที่มีลักษณะโครงสร้างและสิ่งแวดล้อมแตกต่างกัน แบ่งโครงการสร้างของถนนออกเป็น 2 กลุ่ม คือ ถนนที่มีอาคารสูงปิดทึบทั้งสองฝั่ง (street canyon) และถนนเปิดโล่ง (open street) ผลการศึกษบริเวณถนนที่มีอาคารปิดทึบ พบว่า ความเข้มข้นของฝุ่นจะลดลงตามความสูง ซึ่งเป็นผลจากอนุภาคที่มีขนาดใหญ่จะตกลงเนื่องจากแรงโน้มถ่วงและอนุภาคที่มีขนาดเล็กจะกระจายออกไปมากกว่า การแพร่กระจายของอนุภาคบริเวณถนนที่มีอาคารปิดทึบ ขึ้นอยู่กับทิศทางลมบริเวณนั้น และโครงสร้างของถนน ส่วนถนน

เปิดโล่งความเข้มข้นในแนวระดับขึ้นอยู่กับ vertical mixing local dilution และปัจจัยภายนอก เช่น ลมทะเล เป็นต้น

Wu และคณะ (2002) ตรวจวัดการกระจายตัวของฝุ่นขนาด  $PM_{10}$   $PM_{2.5}$  และ  $PM_1$  ในแนวระดับและแนวนอนใน Macao ประเทศจีน ในแนวระดับ ทำการเก็บตัวอย่าง 6 จุด ตามความสูงพบว่าความเข้มข้นของฝุ่นลดลงอย่างมีนัยสำคัญเมื่อมีระดับความสูงเพิ่มขึ้น ที่ความสูง 79 เมตร ความเข้มข้นของฝุ่น  $PM_{10}$   $PM_{2.5}$  และ  $PM_1$  ลดลงถึงร้อยละ 60, 62 และ 80 ตามลำดับ ในแนวนอนทำการเก็บตัวอย่าง 6 จุด ที่ระยะ 2, 42, 72, 120, 170 และ 228 เมตร ห่างจากถนน พบว่า จากระยะ 2 เมตร จนถึงระยะ 170 เมตร ความเข้มข้นของฝุ่น  $PM_1$  ลดลงอย่างมีนัยสำคัญ โดยพบปริมาณ  $PM_1$  ที่ระยะ 170 เมตร จากถนน ต่ำกว่าที่ระยะ 2 เมตร ร้อยละ 10 และหลังจากระยะ 170 เมตร ความเข้มข้นของฝุ่น  $PM_1$  เพิ่มขึ้นเล็กน้อย ส่วนความเข้มข้นของฝุ่น  $PM_{10}$  ที่ระยะ 2 เมตร และ 42 เมตร ไม่พบความแตกต่างของปริมาณฝุ่นแต่มีแนวโน้มของปริมาณ  $PM_{10}$  ลดลงจากระยะ 2 เมตร ไปจนถึงระยะ 228 เมตร ซึ่งลดลงร้อยละ 7 จากที่ตรวจพบที่ระยะ 42 เมตร และความเข้มข้นของฝุ่น  $PM_{2.5}$  ลดลงอย่างมีนัยสำคัญ จากระยะ 2 จนถึง 72 เมตร โดยที่ระยะ 72 เมตร จากถนนพบปริมาณ  $PM_{2.5}$  ต่ำกว่าที่ระยะ 2 เมตร ร้อยละ 9 และหลังจากระยะ 72 เมตร ไม่พบความแตกต่างของฝุ่น  $PM_{2.5}$  ทั้งนี้เนื่องจากจุดเก็บตัวอย่างอยู่สูงจากพื้นเพียง 1.5 – 2 เมตร และความเร็วลมบริเวณนั้นสูง (มากกว่า 3 เมตร / นาที) จึงทำให้เกิดการกระจายตัวของฝุ่นละอองได้ดี

Sakai และคณะ (2002) ศึกษา pPAHs ที่ตรวจวัดโดยใช้ PAS2000CE เปรียบเทียบกับความเข้มข้นฝุ่น  $PM_{10}$  ที่เก็บ โดยใช้ DustTrack Model 8520 โดยเก็บในพื้นที่ต่าง ๆ กัน ในอาคารและนอกอาคาร เช่น ห้องที่ไม่มีการสูบบุหรี่ ถนนที่มีการจราจรหนาแน่น ทางเท้า ซานเมือง ทางหลวง เป็นต้น พบว่าความสัมพันธ์ระหว่าง total PAHs ในฝุ่น  $PM_{10}$  และ PAHs มีค่าเท่ากับ  $r = 0.014$  เนื่องจากแหล่งที่ทำให้การเกิดตัวอย่างหลากหลาย และ PAHs ในฝุ่น  $PM_{10}$  มาจากแหล่งกำเนิดที่หลากหลาย เช่น ไม้ ถ่านหิน ก๊าซธรรมชาติ และเครื่องยนต์ดีเซล และสภาพทางธรรมชาติ (เช่น ฝนตก และ land quality) จึงทำให้ความเข้มข้น pPAHs ในเมืองใหญ่ ๆ แตกต่างกัน

Chetwittayachan และคณะ (2002) ศึกษาความเข้มข้นของ pPAHs และประเมินความเสี่ยงของ pPAHs ในอากาศที่มีผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ โดยทำการศึกษาในกรุงโตเกียว ประเทศญี่ปุ่น และที่กรุงเทพมหานคร ประเทศไทย ในกรุงโตเกียวทำการศึกษาในช่วงเดือนสิงหาคม และกันยายน (ฤดูร้อน) ปี 2000 และเดือนมกราคม (ฤดูหนาว) ปี 2001 ส่วนในกรุงเทพมหานคร

ทำการศึกษาในเดือน มีนาคม (ฤดูร้อน) และเดือนสิงหาคม (ฤดูฝน) ปี 2001 จุดติดตั้งเครื่องมือของทั้ง 2 เมือง จะติดตั้งบริเวณริมถนนและบริเวณพื้นที่ทั่วไป ผลการศึกษาเมื่อนำค่าความเข้มข้นของ pPAHs ในฤดูร้อนของ 2 เมืองเปรียบเทียบกัน พบว่า บริเวณริมถนนความเข้มข้นเฉลี่ยของ pPAHs ในกรุงเทพมหานครสูงกว่าในกรุงโตเกียว ในทางตรงข้ามบริเวณพื้นที่ทั่วไปความเข้มข้นเฉลี่ยของ pPAHs ในโตเกียวสูงกว่ากรุงเทพมหานครเล็กน้อย เมื่อเปรียบเทียบเข้มข้น pPAHs ในกรุงเทพมหานคร ทั้ง 2 ฤดู พบว่า ที่ความสูงระดับพื้น ความเข้มข้นเฉลี่ยของ pPAHs ไม่แตกต่างกันแต่ที่ระดับความสูงของอาคาร 4 ชั้น ความเข้มข้นเฉลี่ยของ pPAHs ในฤดูฝนสูงกว่าฤดูร้อนนอกจากนี้ยังพบว่า รถบรรทุกขนาดใหญ่ ความเร็วลมและอุณหภูมิเป็นตัวแปรสำคัญที่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ pPAHs

Vasconcellos และคณะ (2003) ศึกษา PAHs 12 ชนิด (phenanthrene ถึง Benzo(ghi)perylene) ในเขตเมือง Sao Paulo ประเทศบราซิล 3 จุดเก็บตัวอย่าง จุดเก็บตัวอย่างแรก (บริเวณ CID) ห่างจากถนนสายหลัก 2 กิโลเมตรเป็นบริเวณที่มีการจราจรหนาแน่น ที่มียานพาหนะที่ใช้แก๊สโซฮอล์ ดีเซล และเอทานอล บริเวณ COT เป็นบริเวณพื้นที่ป่า และบริเวณ AF เป็นส่วนท้ายของป่า ซึ่งเป็นบริเวณที่ได้รับผลกระทบจากกิจกรรมของมนุษย์น้อยมาก ในช่วงฤดูหนาว จำนวน 41 ตัวอย่าง โดยเก็บตัวอย่างฝุ่น TSP ขนาดเล็กกว่า 20 ไมครอน ด้วย high volume air sampler เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง พบว่าสาร pPAHs บริเวณ CID มีค่าเท่ากับ  $3.10 \text{ ng/m}^3$  จากทั้ง 3 จุดเก็บตัวอย่างมีปริมาณความเข้มข้น pPAHs น้อยเนื่องจากมีฝนตกในช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง และจากการเก็บตัวอย่างทั้ง 3 จุดพบว่ามีความอยู่ในระดับต่ำเนื่องจากมีฝนตก และจากการตรวจวัดพบว่าเครื่องยนต์แก๊สโซฮอล์มีสาร PAHs ชนิด pyrene, chrysene และ fluoranthene ส่วน pyrene, Chrysene และ benzo(a)anthracene มาจากเครื่องยนต์แก๊สโซฮอล์ และดีเซล

Guo และคณะ (2003) ทำการศึกษาความเข้มข้นของสาร pPAHs 16 ชนิด ในตัวอย่างฝุ่นละอองขนาดเล็กกว่า 2.5 ไมครอน ( $\text{PM}_{2.5}$ ) และเล็กกว่า 10 ไมครอน ( $\text{PM}_{10}$ ) ในเมืองฮ่องกงในช่วงฤดูหนาว ระหว่างเดือน พฤศจิกายน ปี 2000 ถึงเดือนมีนาคม ปี 2001 และฤดูร้อน ในเดือนมิถุนายนถึงเดือนสิงหาคม ปี 2001 โดยทำการเก็บตัวอย่างที่ Hung Hom ซึ่งเป็นตัวแทนพื้นที่ที่มีจราจรหนาแน่น และที่ Kwun Tony เป็นตัวแทนพื้นที่ที่มีห้างย่านธุรกิจการค้า ที่อยู่อาศัย และอุตสาหกรรมจากการศึกษาสาร pPAHs ในฝุ่นขนาดต่างกัน พบว่า ส่วนมากสาร pPAHs เกาะกับฝุ่นขนาด  $\text{PM}_{2.5}$  และพบความเข้มข้นของสาร pPAHs มีค่าสูงสุดในฤดูหนาวและมีค่าต่ำสุดในฤดูร้อน ทั้งนี้ขึ้นกับปัจจัย

ภายนอกเช่น การชะของฝน (washout effect) และการย่อยสลายจากแสง (photodegradation) และพบว่าความเข้มข้นรวมของ pPAHs ทั้งในฝุ่นขนาด PM<sub>2.5</sub> และ PM<sub>10</sub> ที่ Hung Hom ซึ่งเป็นพื้นที่ที่มีการจราจรมีค่าสูงกว่าที่ Kwun Tony

Omar และคณะ (2006) เก็บตัวอย่างอากาศบริเวณเมือง Kuala Lumpur ประเทศมาเลเซีย โดยเก็บตัวอย่างบริเวณริมถนนในช่วงที่เกิดหมอกควันปกคลุมและช่วงที่ไม่มีหมอกควัน พบว่าสัดส่วนของ PAHs ในสองช่วงเวลามีความแตกต่างกัน โดยในเวลาที่ไม่มีหมอกควันปกคลุม สัดส่วนของ benzo(a)pyrene มีค่าต่ำกว่า และ สัดส่วนของ benzo(a)fluoranthenes มีค่าสูงกว่า และจากการประเมินความเสี่ยงในการสัมผัส PAHs พบว่า ในช่วงที่มีหมอกควัน ค่าความเสี่ยง มีค่าสูงกว่า 4 เท่าของค่าปกติ

Ravindra และคณะ (2008) ทำการวิเคราะห์การเคลื่อนตัวของมลพิษ PAHs จากพื้นที่ยุโรปตอนกลางถึงพื้นที่ยุโรปฝั่งตะวันตก โดยพบว่ามีการจราจรเป็นแหล่งกำเนิดหลักของ PAHs ในอากาศ และ มลพิษนี้สามารถเคลื่อนย้ายจากตอนกลางไปยังฝั่งตะวันตก และตกสู่มหาสมุทรแอตแลนติกได้ภายใน 4 วัน โดยมีความเร็วขึ้นอยู่กับกระแสลมที่พัดประจำปี

Akyuz และ Cabuk (2010) ได้ศึกษา PAHs ทั้งที่อยู่ในสถานะก๊าซและที่ถูกดูดซับบนอนุภาคในเมือง Zongldak ประเทศตุรกี โดยพบว่า ความเข้มข้นของ pPAHs อยู่ในช่วง 0.52 ng/m<sup>3</sup> – 636 ng/m<sup>3</sup> และ ความเข้มข้นของ gPAHs อยู่ในช่วง 5.60 ng/m<sup>3</sup> – 725 ng/m<sup>3</sup> โดยในช่วงฤดูหนาว จะมีความเข้มข้นของ PAHs สูงที่สุด ซึ่งจากการใช้สมการ Clausius-Clapeyron พบว่า PAHs จะมีความเข้มข้นสูงขึ้นเมื่ออุณหภูมิลดลง

Liu และคณะ (2015) ทำการประเมินความเสี่ยงการสัมผัส PAHs ที่ถูกดูดซับไว้โดยอนุภาค PM<sub>2.5</sub> ในเขตพื้นที่ Guangzhou ประเทศจีน พบว่าค่าเฉลี่ย PAHs มีค่า 33.89 ng/m<sup>3</sup> โดยพบ Benzo[a]pyrene เป็น PAHs ที่มีสัดส่วนมากที่สุด และจากการวิเคราะห์ความสัมพันธ์พบว่า แสงแดด ความดันบรรยากาศ และความชื้น เป็นปัจจัยที่ส่งผลต่อความเข้มข้นของ PAHs และจากการประเมินความเสี่ยง พบว่าค่า inhalation cancer risk (70 ปี) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ  $5.98 \times 10^{-4}$

Zheng และคณะ (2016) ได้ศึกษา PAHs ที่ถูกดูดซับไว้โดยอนุภาค โดยใช้ Gas purge-microsyringe extraction (GP-MSE) ซึ่งสามารถวิเคราะห์ได้พื้นที่ที่มีการเก็บตัวอย่าง ตัวอย่างบริเวณริมถนนในเมือง Shanghai ประเทศจีน และทำการประเมินความเสี่ยงในการสัมผัสสาร PAHs โดยพบว่า PAHs ริมถนนมีแหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้เชื้อเพลิงประเภทปิโตรเลียม ชีวมวลและ

ถ่านหิน โดยการวิเคราะห์ด้วย Diagnosis ratio และ Principle analysis component และจากการวิเคราะห์ พบว่า ฝุ่นบริเวณริมถนนมีค่าความเข้มข้นของ Benzo[a]pyrene equivalent (BaP<sub>eq</sub>) อยู่ในช่วง 0.16 – 24.47  $\mu\text{g/g}$  และ PAHs ที่มีความเป็นพิษสูง 6 ชนิด ได้แก่ benz(a)anthracene, benzo(a)pyrene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, dibenz(a,h)anthracene, และ indeno(1,2,3-cd)pyrene มีสัดส่วนสูงที่สุด โดยมีสัดส่วน 98.57% เมื่อเทียบกับ PAHs ชนิดอื่นๆ



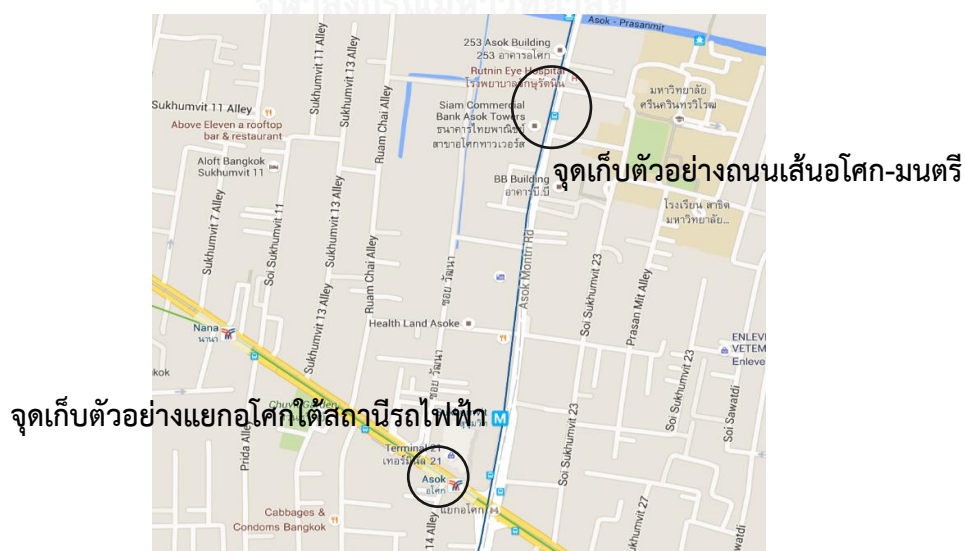
### บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย

#### 3.1 พื้นที่ทำการศึกษ

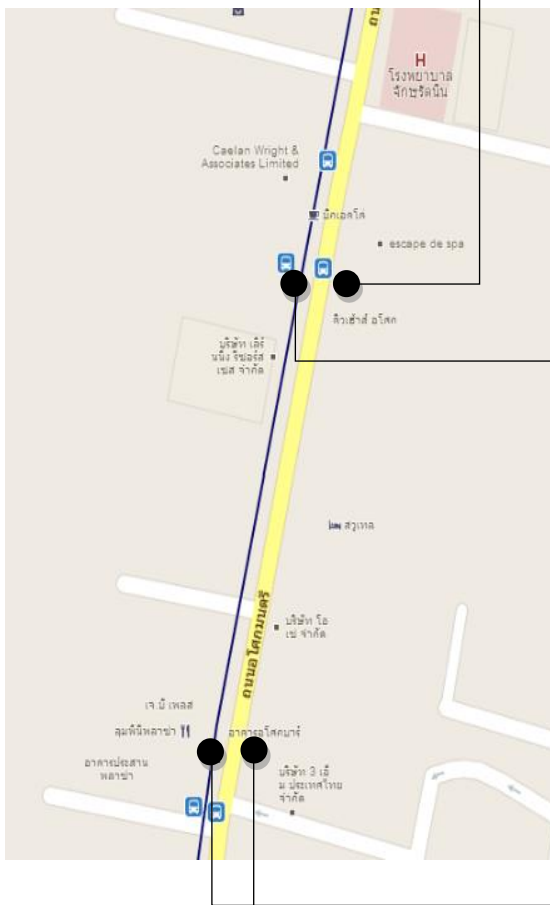
งานวิจัยนี้ได้กำหนดพื้นที่ศึกษาไว้ที่ถนนสุขุมวิท (ภาพที่ 8) ซึ่งเลือกจุดเก็บตัวอย่างที่มีความแตกต่างของรูปแบบของถนน โดยศึกษารูปแบบของถนน 2 แบบ ได้แก่ 1) บริเวณถนนที่ไม่มีสิ่งปลูกสร้างปกคลุม ใช้ถนนเส้น อโศก-มนตรี และ 2) บริเวณถนนที่มีสิ่งปลูกสร้างปกคลุมด้านบน ใช้ถนนเส้นแยกอโศกใต้สถานีรถไฟ

โดยในแต่ละรูปแบบของถนน ได้ดำเนินการเก็บตัวอย่างจุดเก็บที่มีลักษณะสิ่งก่อสร้างริมถนนแตกต่างกันเพื่อศึกษาอิทธิพลของตัวแปรทางด้านสิ่งก่อสร้างด้านข้าง อันได้แก่ 1) ริมถนนที่มีอาคารเพียงด้านเดียว (จุดเก็บซ้ายและขวา) และ 2) ริมถนนที่มีอาคารหนาทั้ง 2 ข้าง (จุดเก็บซ้ายและขวา)

ทำการเก็บตัวอย่างอากาศ 2 ครั้งในแต่ละวัน โดยเริ่มเก็บตั้งแต่ 5.00 น. ถึง 13.00 น. และ 13.00 น. ถึง 21.00 น. เป็นเวลา 7 วัน (จันทร์ ถึง อาทิตย์) และเก็บในช่วง 2 ฤดูกาล คือช่วงฤดูฝนและฤดูแล้ง (ร้อนและหนาว) ซึ่งวันที่ทำการเก็บตัวอย่าง ดังปรากฏในภาคผนวก ง. สำหรับตำแหน่งพื้นที่ศึกษาและจุดเก็บตัวอย่างแสดงดังภาพที่ 8 ถึง 10



ภาพที่ 8 จุดเก็บตัวอย่าง ถนนสุขุมวิทเส้นแยกอโศกใต้สถานีรถไฟ และถนนเส้น อโศก-มนตรี



จุดเก็บที่หนึ่ง ริมถนนมีอาคารด้านเดียว (ซ้าย)

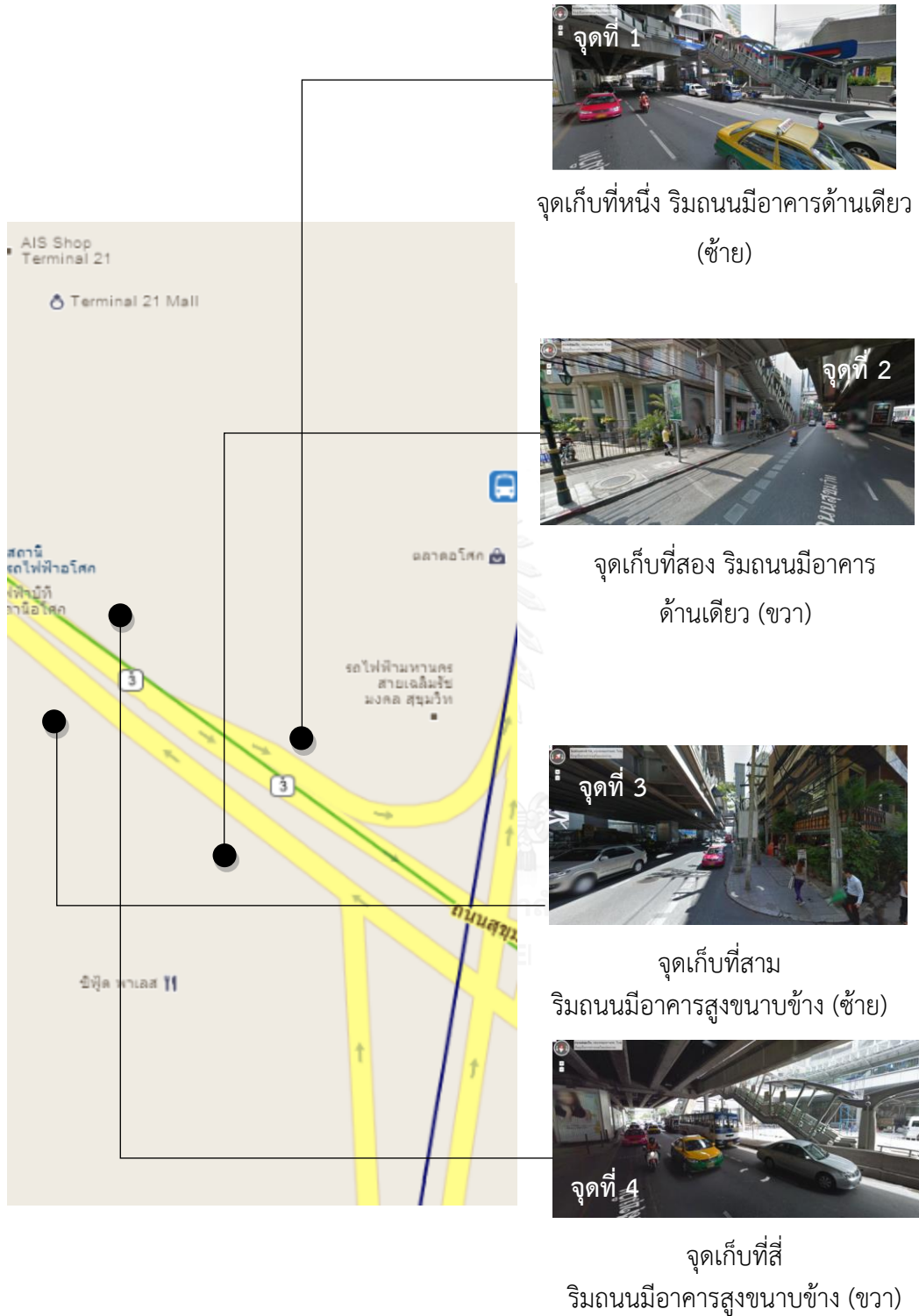


จุดเก็บที่สอง ริมถนนมีอาคารด้านเดียว (ขวา)



จุดเก็บที่สามและสี่ ริมถนนมีอาคารสูงหนาข้าง (ซ้าย และ ขวา)

ภาพที่ 9 จุดเก็บตัวอย่างบริเวณถนนเส้น อโศก-มนตรี



The figure consists of a central map of the Terminal 21 Mall area in Bangkok, Thailand. The map shows the mall's layout, including 'AIS Shop Terminal 21' and 'Terminal 21 Mall'. It also displays the 'สถานีรถไฟฟ้าอโศก' (Asoke Station) and the 'รถไฟฟ้าสายเฉลิมวัชรมงคล' (Chulalongkornrajavidyalaya University MRT Line). Four specific points are marked with black dots on the map, each connected by a line to a corresponding street view photograph. The photographs show the street-level view from the marked points, highlighting the elevated walkway and the proximity to the MRT station. The photographs are labeled 'จุดที่ 1' through 'จุดที่ 4'.

จุดที่ 1  
จุดเก็บที่หนึ่ง ริมถนนมีอาคารด้านเดียว (ซ้าย)

จุดที่ 2  
จุดเก็บที่สอง ริมถนนมีอาคารด้านเดียว (ขวา)

จุดที่ 3  
จุดเก็บที่สาม ริมถนนมีอาคารสูงหนาบข้าง (ซ้าย)

จุดที่ 4  
จุดเก็บที่สี่ ริมถนนมีอาคารสูงหนาบข้าง (ขวา)

ภาพที่ 10 จุดเก็บตัวอย่างบริเวณแยกอโศกใต้สถานีรถไฟฟ้า



### 3.2 การหาความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> และ PM<sub>2.5</sub> บริเวณริมถนน

#### 1) การเตรียมกระดาษกรอง

สำหรับการเก็บตัวอย่าง PAHs ในอากาศที่อยู่ในรูปอนุภาค ดำเนินการใช้กระดาษกรองแบบ Polytetrafluoroethylene (PTFE) ขนาด 25 และ 37 มิลลิเมตร เพื่อเก็บอนุภาคขนาด PM<sub>2.5-10</sub> และ PM<sub>2.5</sub> โดยล้างด้วย Acetone ก่อนนำไปใช้ และเก็บในตู้ดูดความชื้นอย่างน้อย 3 วัน จนน้ำหนักคงที่ นำกระดาษกรองมาชั่งน้ำหนักก่อนเก็บตัวอย่างด้วยเครื่องซึ่งความละเอียดสูง อ่านค่าละเอียด 0.0001 มิลลิกรัม ซึ่งขั้นตอนการชั่งน้ำหนักจะมีการควบคุมคุณภาพด้วยลูกตุ้มน้ำหนักมาตรฐาน 100 และ 200 มิลลิกรัม โดยสอบเทียบน้ำหนักทั้งก่อนและหลังจากซึ่งกระดาษกรอง

#### 2) การควบคุมคุณภาพ

การควบคุมคุณภาพ (Quality control) ใช้วิธีการทำแผนภูมิควบคุม (Control chart) เพื่อเป็นข้อมูลตัดสินใจและบ่งชี้ความเที่ยงตรงของเครื่องซึ่ง โดยทำการชั่งน้ำหนักของลูกตุ้มมาตรฐานทั้งก่อนและหลังซึ่งกระดาษกรองทุกครั้ง จากนั้นนำค่าที่ได้มาสร้าง Shewhart control chart โดยกำหนดแกน X แสดงวัน เวลา หรือครั้งที่ทำการชั่งน้ำหนักกระดาษกรอง และแกน Y แสดงค่าน้ำหนักเฉลี่ยของตัวอย่าง โดยลากเส้นขนานแกนกลาง 5 เส้น คือ 1)  $Y = \mu_k$  (Target line) 2)  $Y = \mu_k + 2SD$  (upper warning line) 3)  $Y = \mu_k - 2SD$  (lower warning line) 4)  $Y = \mu_k + 3SD$  (upper action line) 5)  $Y = \mu_k - 3SD$  (lower action line) โดย  $\mu_k$  คือค่าเฉลี่ยของตุ้มน้ำหนักมาตรฐานที่ชั่งได้ จากนั้นนำค่าน้ำหนักที่วัดได้ไปพล็อตจุดลงใน control chart จุดที่พล็อตในช่วงระหว่าง upper และ lower warning line แสดงว่าสามารถยอมรับได้ทางสถิติ

#### 3) การเตรียมปั๊มดูดอากาศ

ใช้เครื่อง Personal pump ของ SKC รุ่น PCXR8 โดยก่อนใช้และหลังใช้ ได้มีการสอบเทียบอัตราการไหลของอากาศ ด้วย Rotameter ก่อนและหลังเก็บตัวอย่าง เพื่อคำนวณปริมาตรอากาศ

#### 4) วิธีการเก็บตัวอย่าง

เก็บตัวอย่างตามวิธีของ NIOSH method 5515 เก็บตัวอย่างอนุภาคโดยอุปกรณ์ coarse particle Impactor ของ SKC รุ่น 225-351 ซึ่งสามารถแยกเก็บอนุภาคได้ทั้ง PM<sub>2.5-10</sub> และ PM<sub>2.5</sub> โดยต่อเข้ากับปั๊มดูดอากาศ และปรับอัตราการไหลของอากาศที่ 3 ลิตรต่อนาที นอกจากนี้ ทำการเก็บ PAHs ที่มีสถานะแก๊สด้วยหลอดเก็บตัวอย่าง XAD-2 โดยต่อเข้ากับปั๊มดูดอากาศอีกเครื่อง และใช้

อัตราการไหลของอากาศ 2 ลิตรต่อนาที เพื่อเก็บตัวอย่าง PAHs ที่เป็นสถานะก๊าซไปพร้อมกัน (NIOSH, 1994) ภาพชุดอุปกรณ์และการติดตั้ง ดังในภาคผนวก ก.

### 5) การหาความเข้มข้นของอนุภาค

ทำการชั่งน้ำหนักกระดาศกรองสามครั้ง และนำมาหาค่าเฉลี่ยทั้งก่อนและหลังเก็บตัวอย่าง คำนวณเป็นความเข้มข้นของอนุภาค ดังสมการ 3.1 – 3.4

$$PM_{2.5} (\mu\text{g}/\text{m}^3) = (W_{\text{post}} - W_{\text{pre}}) / V \quad \text{สมการ 3.1}$$

โดย  $W_{\text{pre}}$  = น้ำหนักกระดาศกรองขนาด 37 มม. เฉลี่ยก่อนเก็บตัวอย่าง ( $\mu\text{g}$ )  
 $W_{\text{post}}$  = น้ำหนักกระดาศกรองขนาด 37 มม. เฉลี่ยหลังเก็บตัวอย่าง ( $\mu\text{g}$ )  
 $V$  = ปริมาตรอากาศที่เก็บ ( $\text{m}^3$ )

$$PM_{2.5-10} (\mu\text{g}/\text{m}^3) = (W_{\text{post}} - W_{\text{pre}}) / V \quad \text{สมการ 3.2}$$

โดย  $W_{\text{pre}}$  = น้ำหนักกระดาศกรองขนาด 25 มม. เฉลี่ยก่อนเก็บตัวอย่าง ( $\mu\text{g}$ )  
 $W_{\text{post}}$  = น้ำหนักกระดาศกรองขนาด 25 มม. เฉลี่ยหลังเก็บตัวอย่าง ( $\mu\text{g}$ )  
 $V$  = ปริมาตรอากาศที่เก็บ ( $\text{m}^3$ )

$$PM_{10} (\mu\text{g}/\text{m}^3) = \text{ความเข้มข้นของ } PM_{2.5-10} + PM_{2.5} \quad \text{สมการ 3.3}$$

$$PM_{2.5}:PM_{10} \text{ ratio} = \text{ความเข้มข้นของ } PM_{2.5} / \text{ความเข้มข้นของ } PM_{10} \quad \text{สมการ 3.4}$$

### 3.3 การเก็บข้อมูลอุตุนิยมหาวิทยาลัยบริเวณริมถนน

ข้อมูลทางด้านอุตุนิยมหาวิทยาลัยที่ศึกษา ได้แก่ ความเร็วลม อุณหภูมิ การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ ความชื้นสัมพัทธ์ ทำการเก็บข้อมูลด้วยชุดเก็บข้อมูลอุตุนิยมหาวิทยาลัยแบบเคลื่อนที่ได้เป็นข้อมูลปฐมภูมิ โดยการตั้งสถานีเก็บชั่วคราว บนอาคารของมหาวิทยาลัยศรีนครินทรวิโรฒ (อาคารสูงประมาณ 23

ชั้น) และชุดเก็บข้อมูลอุตุนิยมวิทยาแบบเคลื่อนที่ที่ภาคพื้น (ใกล้บริเวณจุดเก็บตัวอย่าง) ด้วยเสาเก็บข้อมูลสูงประมาณ 3 เมตร ตามข้อแนะนำขององค์การอุตุนิยมวิทยาโลกสำหรับการเก็บข้อมูลอุตุนิยมวิทยาในเมือง (WMO, 2006) ดังตารางที่ 6

ตารางที่ 6 ข้อมูลทางด้านอุตุนิยมวิทยาและเครื่องมือที่ใช้ตรวจวัด

พารามิเตอร์	เครื่องมือที่ใช้ตรวจวัด	ลักษณะข้อมูล	หน่วยวัด	สถานที่เก็บ
ความเร็วลม	Cup Anemometer	ทุก 5 นาที	เมตร/วินาที	พื้นผิวถนน
อุณหภูมิ	Temp/RH sensor	ทุก 5 นาที	องศาเซลเซียส	พื้นผิวถนน
ความชื้นสัมพัทธ์			%	
การแผ่รังสี	Pyranometer	ทุก 5 นาที	W/m <sup>2</sup>	บนอาคาร

### 3.4 การเก็บข้อมูลจำนวนรถยนต์

ข้อมูลทางการจราจร เก็บด้วยการใช้ภาพวงจรปิดของกรุงเทพมหานคร บันทึกและนับจำนวนรถที่วิ่งผ่านพื้นที่ที่เป็นจุดเก็บตัวอย่าง โดยแบ่งประเภทรถ ได้แก่

- 1) รถยนต์ส่วนบุคคลที่ใช้น้ำมันเป็นเชื้อเพลิง (Light duty Gasoline Vehicle)
- 2) รถยนต์รับจ้างที่ใช้ก๊าซเป็นเชื้อเพลิง (Light duty LPG Vehicle)
- 3) รถปิคอัพหรือรถแวน (Light duty Diesel Vehicle)
- 4) รถบัสหรือรถบรรทุก (Heavy duty Diesel Vehicle)
- 5) รถมอเตอร์ไซด์ (Motor-Bike Vehicle)

การแบ่งประเภทรถยนต์ ตัดสินด้วยภาพจากกล้องวงจรปิด โดยรถยนต์ส่วนบุคคลทั้งหมดถือว่าเป็นรถยนต์ที่ใช้ก๊าซน้ำมัน (Light duty Gasoline Vehicle) สำหรับ รถยนต์รับจ้างทั้งหมด ถือเป็นรถยนต์ในประเภทที่ใช้ก๊าซ (Light duty LPG Vehicle) ข้อมูลถูกเก็บในแต่ละชั่วโมง และคำนวณเป็นอัตราการไหลของรถยนต์แต่ละประเภท โดยการกำหนดจุดในวงจราจรปิด และนับจำนวนรถที่ผ่านในช่วงระยะทางที่กำหนดไว้ในเวลา 1 ชั่วโมง ค่าที่ได้ จะสามารถบ่งบอกจำนวนอัตราการไหลของรถยนต์ในแต่ละชั่วโมง ซึ่งค่าที่ได้จะสามารถอนุมานการเคลื่อนที่ และสภาพการจราจรของเวลานั้นได้

### 3.5 การหาความเข้มข้นของ PAHs

วิเคราะห์สาร PAHs ด้วยเครื่อง GC/FID รุ่น GC2010plus ของ Shimadzu โดยทำการสกัด PAHs จากอนุภาคขนาด  $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{2.5}$  ที่รวบรวมไว้บนกระดาษ PTFE ขนาด 25 และ 37 มิลลิเมตร และสกัดจากหลอดเก็บตัวอย่างอากาศ XAD-2 โดยมีวิธีการและขั้นตอนดังต่อไปนี้

#### 1) การหาสภาวะที่เหมาะสมในการวิเคราะห์ PAHs

การวิเคราะห์สาร PAHs โดยใช้เครื่อง Gas Chromatograph (GC) และ detector แบบ Flame Ionization detector (FID) ใช้ก๊าซฮีเลียม (He) ที่เป็น carrier สารละลายมาตรฐานที่ใช้คือ PAHs Mix standard ของ Supelco ประกอบด้วยสารประกอบ PAHs 16 ชนิด ได้แก่ Naphthalene (Nap), Acenaphthylene (Acy), Acenaphthene (Ace), Fluorene (Flu), Anthracene (Ant), Phenanthrene (Phe), Fluoranthene (Fluo), pyrene (Pyr), Chrysene (chy), Benzo[a]anthracene (BaA), Benzo[b]fluoranthene (BbF), Benzo[k]fluoranthene (BkF), Benzo[a]pyrene (BaP), Indeno[1,2,3-cd]pyrene (Ind), Benzo[g,h,i]perylene (BgP), และ Dibenz[a,h]anthracene (DaA) ซึ่งละลายใน acetonitrile โดยสภาวะของเครื่องในการวิเคราะห์ ดังแสดงในตารางที่ 7

#### 2) การทำกราฟมาตรฐาน

เตรียมสารละลาย PAHs Mix standard 16 ชนิด ที่ความเข้มข้น 100, 200, 400, 500, 700, 2,000, 5,000 และ 10,000 ng/mL เจือจางในสารละลาย acetonitrile นำไปวิเคราะห์ด้วย GC/FID ตามสภาวะดังตารางที่ 7 และนำผลของค่า peak area ไปสร้างกราฟมาตรฐาน ระหว่างพื้นที่ใต้กราฟกับความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานที่เตรียมไว้ โดยยอมรับค่า  $R^2$  ที่มากกว่า 0.995

ตารางที่ 7 สภาวะของเครื่องที่ใช้ในการวิเคราะห์ PAHs

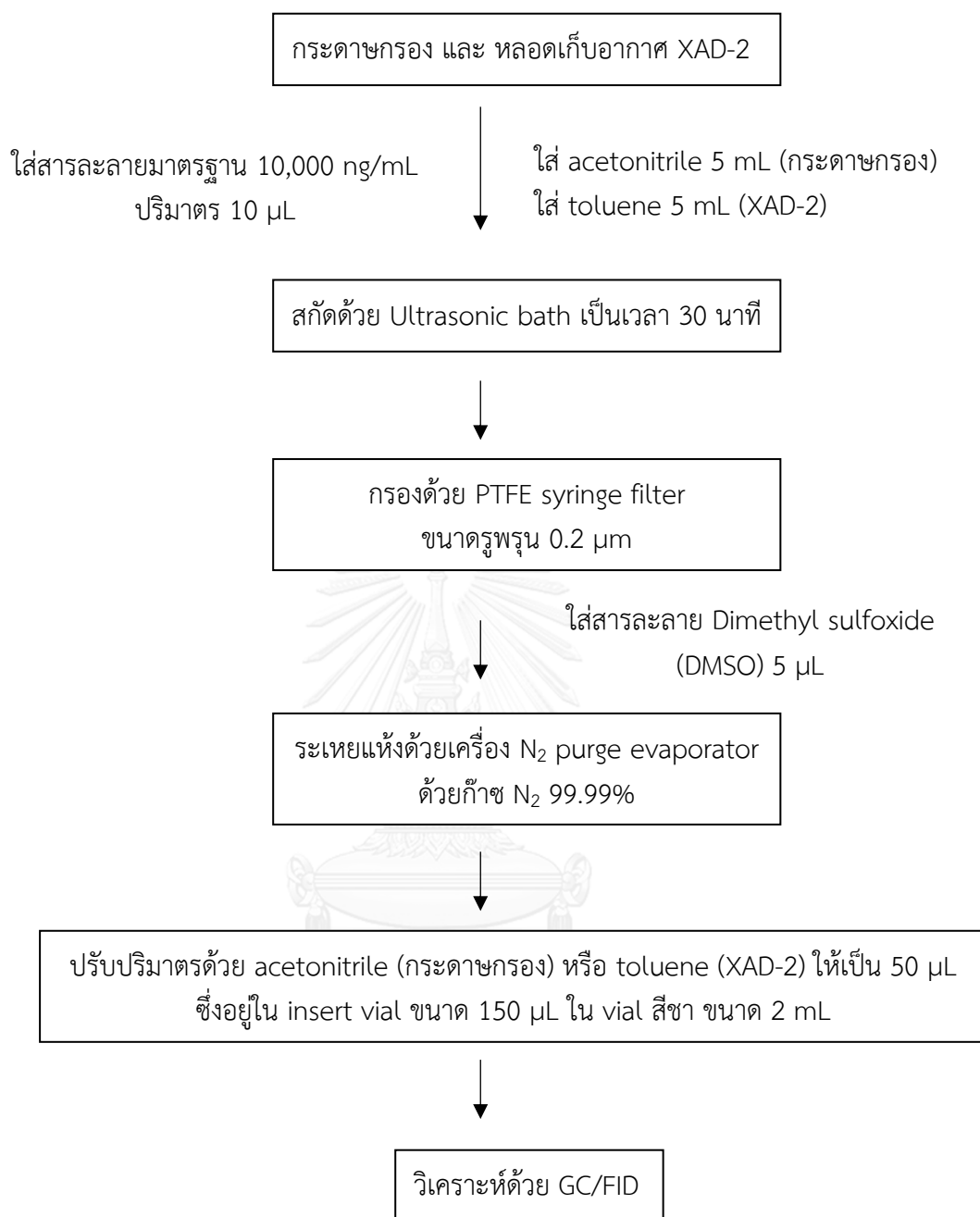
สภาวะ	รายละเอียด
Column	30 m x 0.32 mm ID, fused silica capillary, 1 $\mu$ m DB-5
Carrier gas	He ที่ 1 mL/min
Make-up gas	He ที่ 20 mL/min
Temperature	
- Injection	200 °C
- Detector	300 °C
- Program	50 °C Hold time 1 min; 50 – 100 °C at 20 °C/min; 100 -290 °C at 3 °C/min
Injection volume	4 $\mu$ L แบบ splitless

### 3) การวิเคราะห์ Limit of detection (LOD)

ค่า Limit of detection (LOD) ของเครื่อง GC/FID สามารถคำนวณได้จากการเตรียมสารละลายมาตรฐานที่มีความเข้มข้นต่ำ 50 ng/mL จำนวน 10 ซ้ำ จากนั้นฉีดเข้าเครื่อง GC/FID แล้วคำนวณหาค่าเฉลี่ย ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD) ซึ่งค่า LOD จะเท่ากับ 3 เท่าของค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน ทั้งนี้ peak ที่นำมาวิเคราะห์ ได้พิจารณาเกณฑ์ 3:1 จาก Signal ที่เป็นฐาน

### 4) การหาลอยละการคืนกลับ (Recovery test)

วิธีการสกัดสาร PAHs จากตัวอย่าง ได้มีการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการคืนกลับ โดยการหาลอยละการคืนกลับของสารละลายมาตรฐานที่มีความเข้มข้น 10,000 ng/mL ทำการฉีดสารละลายมาตรฐานเข้าไปใน กระจาด مخروط PTFE ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 25 และ 37 มิลลิเมตร ขนาดรูพรุน 2 ไมโครเมตร และ หลอดเก็บอากาศแบบมีตัวดูดซับ XAD-2 ทำการสกัดและวิเคราะห์ด้วย GC/FID ขั้นตอนการสกัด ดังภาพที่ 11 จากนั้นนำมาคำนวณค่าร้อยละการคืนกลับ โดยค่าที่ยอมรับได้ อยู่ในช่วงร้อยละ 80 – 120 โดยดำเนินการทั้งหมด 10 ซ้ำ



ภาพที่ 11 ขั้นตอนการสกัดตัวอย่าง

##### 5) การสกัด PAHs จาก อนุภาคขนาด PM<sub>2.5-10</sub> และ PM<sub>2.5</sub>

ใช้วิธีสกัดตาม NIOSH method 5515 โดยนำกระดาดากรอง PTFE ใส่ขวด vial ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 37 มิลลิเมตร จากนั้นใส่ PAHs Internal standard MIX ที่ความเข้มข้น 200 ng/mL ที่ปริมาตร 50 µL จากนั้นใส่ Acetonitrile 5 mL แล้วนำตัวอย่างไปสกัดด้วยเครื่อง Ultrasonic bath

เป็นเวลา 30 นาที จากนั้นนำสารละลายที่สกัดแล้วแยกจากกระดาษกรองด้วย PTFE Disc filter ใส่ในขวดสีชา และนำสารละลายปริมาตร 2.5 mL ไประเหยแห้งด้วยก๊าซไนโตรเจน 99.95% แล้วปรับปริมาตรเป็น 50  $\mu\text{L}$  ใน Insert vial ขนาด 150  $\mu\text{L}$  ในขวด vial ขนาด 2 mL ซึ่งนำไปวิเคราะห์ด้วย GC/FID

#### 6) การสกัด PAHs จาก XAD-2

ใช้วิธีสกัดตาม NIOSH method 5515 โดยหัก tube แล้วนำ XAD-2 ส่วนแรก (front) และส่วนที่ 2 (back) แยกใส่ขวด vial ขนาด 2 mL จากนั้นใส่ PAHs Internal standard MIX ที่ความเข้มข้น 200 ng/mL ที่ปริมาตร 50  $\mu\text{L}$  จากนั้นใส่ toluene 5 mL แล้วนำตัวอย่างไปสกัดด้วยเครื่อง Ultrasonic bath เป็นเวลา 30 นาที จากนั้นนำสารละลายที่สกัดแล้วมากรองด้วย PTFE Disc filter ใส่ในขวดสีชา และนำสารละลายปริมาตร 2.5 mL ไประเหยแห้งด้วยก๊าซไนโตรเจน 99.95% แล้วปรับปริมาตรเป็น 50  $\mu\text{L}$  ใน Insert vial ขนาด 150  $\mu\text{L}$  ในขวด vial ขนาด 2 mL ซึ่งนำไปวิเคราะห์ด้วย GC/FID

#### 7) การวิเคราะห์ทางเคมี

วิเคราะห์หาความเข้มข้นของ PAHs โดยเทียบกับสารละลายมาตรฐาน PAHs 16 ชนิด โดยฉีด PAHs Mix Standard และ PAHs Internal standard MIX และหา peak area โดย integrate abundance ของ PAHs แต่ละชนิด นำผลการ integrate peak มาคำนวณความเข้มข้นของ PAHs ในอนุภาคแต่ละขนาด ซึ่งคำนวณออกมาในหน่วย  $\text{ng}/\text{m}^3$  ดังสมการ 3.5

$$\text{PAHs (ng/m}^3\text{)} = (C) \times (D) \times 10^3 \text{ ng/mL} \times \frac{(A)/(B)}{(E)/(F)} \times \frac{(V_s) (10^{-3}) \text{ mL}}{(V_{inj})} \times \frac{1}{(V_a)} \quad \text{สมการ 3.5}$$

โดย C = ความเข้มข้นเริ่มต้นของ PAHs standard ( $\mu\text{g}/\text{mL}$ )

D = dilution factor (1/1000)

A = peak area ของ PAH target ในตัวอย่าง

B = peak area ของ internal PAH standard ในตัวอย่าง

$E$  = peak area ของ PAH target ใน standard

$F$  = peak area ของ internal PAH standard ใน standard

$V_s$  = ปริมาตรของตัวอย่างที่เตรียมก่อนฉีด ( $\mu\text{L}$ )

$V_{inj}$  = ปริมาตรของตัวอย่างที่ฉีด ( $\mu\text{L}$ )

$V_a$  = ปริมาตรของอากาศที่เก็บ ( $\text{m}^3$ )

### 3.6 การวิเคราะห์ข้อมูลความสัมพันธ์

ทำการหาความสัมพันธ์ของตัวแปรต่างๆ ได้แก่ ความเร็วลม อุณหภูมิ การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ ความชื้นสัมพัทธ์ ข้อมูลปริมาณรถ ความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$  ความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{2.5}$  และความเข้มข้นของ PAHs โดยวิเคราะห์ดังต่อไปนี้

3.6.1 วิเคราะห์และเปรียบเทียบความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$   $\text{PM}_{2.5-10}$  และ  $\text{PM}_{2.5}$  ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่าง ทั้งในพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม เพื่อดูความเข้มข้นที่กระจายตัวตามรูปแบบของโครงสร้างอาคารริมถนน ด้วยสถิติ T-test

3.6.2 วิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่าง ความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$  และ  $\text{PM}_{2.5}$  กับ ตัวแปรต่างๆ ได้แก่ ความเร็วลม อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ ข้อมูลปริมาณรถ แยกตามพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม ด้วยสถิติ linear regression

3.6.3 วิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่าง ความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$  และ  $\text{PM}_{2.5}$  กับ ตัวแปรต่างๆ ได้แก่ ความเร็วลม อุณหภูมิ การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ ความชื้นสัมพัทธ์ ข้อมูลปริมาณรถ แยกตามพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม ด้วยสถิติ path analysis เพื่อระบุ ตัวแปรที่มีอิทธิพลทางตรงและทางอ้อม โดยตัวแปรที่เข้าสมการความสัมพันธ์ ดังตารางที่ 8



ตารางที่ 8 ตัวแปรในสมการความสัมพันธ์ของ  $PM_{10}$   $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{2.5}$ 

ตัวแปร	ชื่อตัวแปร	หน่วย
$Y_1$	ความเข้มข้นของ $PM_{10}$ ( $PM_{10}$ )	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$Y_2$	ความเข้มข้นของ $PM_{2.5-10}$ ( $PM_{2.5-10}$ )	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$Y_3$	ความเข้มข้นของ $PM_{2.5}$ ( $PM_{2.5}$ )	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$X_1$	ความเร็วลม (WS)	m/s
$X_2$	ความชื้นสัมพัทธ์ (RH)	%
$X_3$	อุณหภูมิ (TM)	$^{\circ}\text{C}$
$X_4$	อัตราไหลของรถที่ใช้น้ำมัน (LDGV)	คัน/ชั่วโมง
$X_5$	อัตราไหลของรถที่ใช้ก๊าซ (LPGV)	คัน/ชั่วโมง
$X_6$	อัตราไหลของรถที่ใช้ดีเซลขนาดเล็ก (LDDV)	คัน/ชั่วโมง
$X_7$	อัตราไหลของรถที่ใช้ดีเซลขนาดใหญ่ (HDDV)	คัน/ชั่วโมง
$X_8$	อัตราไหลของรถมอเตอร์ไซด์ (MCV)	คัน/ชั่วโมง

การนำตัวแปรเข้าสมการความสัมพันธ์โดยใช้ path analysis ใช้วิธีนำตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กันมาวิเคราะห์เป็นโครงข่ายความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรทั้งหมด โดยใช้ผลการวิเคราะห์สหสัมพันธ์ (Correlation) เป็นแนวทาง จากนั้นปรับปรุงความสัมพันธ์ดังกล่าวโดยใช้โปรแกรม LISREL8.52 เพื่อวิเคราะห์ความสัมพันธ์ โดยจะปรับปรุงโครงข่ายความสัมพันธ์จนกระทั่งความสัมพันธ์ปรากฏว่ามีความเหมาะสม (fit) โดยพิจารณาจากค่า p-value ที่มากกว่า 0.05 และ Root mean square of error (RMAE) น้อยกว่า 0.10

3.6.4 สร้างสมการทำนายค่าของ  $PM_{10}$   $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{2.5}$  โดยใช้สถิติ path analysis และ linear regression พร้อมทั้งเปรียบเทียบความแม่นยำของการทำนาย โดยการสุ่มแยกข้อมูลจำนวน 15% ออกมาก่อนวิเคราะห์ทางสถิติ แล้วจึงนำกลับเข้าไปแทนในสมการเพื่อหาความแม่นยำ (ทำ validation)

3.6.5 วิเคราะห์และเปรียบเทียบ ความเข้มข้นของ total PAHs ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่าง ทั้งในพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม เพื่อดูความเข้มข้นที่กระจายตัวตามรูปแบบของโครงสร้างอาคารริมถนน ด้วยสถิติ T-test

3.6.6 วิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่าง ความเข้มข้นของ pPAHs และ gPAHs กับ ตัวแปรต่างๆ ได้แก่ ความเร็วลม อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ ข้อมูลปริมาณรถ แยกตามพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม ด้วยสถิติ linear regression

3.6.7 วิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่าง ความเข้มข้นของ pPAHs และ gPAHs ตัวแปรต่างๆ ได้แก่ ความเร็วลม อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ ข้อมูลปริมาณรถ แยกตามพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม ด้วยสถิติ path analysis เพื่อระบุ ตัวแปรที่มีอิทธิพลทางตรงและทางอ้อม

3.6.8 สร้างสมการทำนายค่าของ gPAHs และ pPAHs โดยใช้สถิติ path analysis และ linear regression พร้อมทั้งเปรียบเทียบความแม่นยำของการทำนาย โดยการสุ่มแยกข้อมูลจำนวน 15% ออกมาก่อนวิเคราะห์ทางสถิติ แล้วจึงนำกลับเข้าไปแทนในสมการเพื่อหาความแม่นยำของสมการ โดยตัวแปรที่เข้าสมการความสัมพันธ์ ดังตารางที่ 9

ตารางที่ 9 ตัวแปรในสมการความสัมพันธ์ของ pPAHs และ gPAHs

ตัวแปร	ชื่อตัวแปร	หน่วย
$Y_1$	ความเข้มข้นของ pPAHs (pPAHs)	ng/m <sup>3</sup>
$Y_2$	ความเข้มข้นของ gPAHs (gPAHs)	ng/m <sup>3</sup>
$X_1$	ความเข้มข้นของ PM <sub>2.5</sub> (PM <sub>2.5</sub> )	µg/m <sup>3</sup>
$X_2$	ความเข้มข้นของ PM <sub>2.5-10</sub> (PM <sub>2.5-10</sub> )	µg/m <sup>3</sup>
$X_3$	ความเร็วลม (WS)	m/s
$X_4$	ความชื้นสัมพัทธ์ (RH)	%
$X_5$	อุณหภูมิ (Temp)	°C
$X_8$	การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ (SR)	W/m <sup>2</sup>
$X_6$	อัตราไหลของรถที่ใช้ น้ำมัน (LDGV)	คัน/ชั่วโมง
$X_7$	อัตราไหลของรถที่ใช้ ก๊าซ (LPGV)	คัน/ชั่วโมง
$X_8$	อัตราไหลของรถที่ใช้ ดีเซลขนาดเล็ก (LDDV)	คัน/ชั่วโมง
$X_8$	อัตราไหลของรถที่ใช้ ดีเซลขนาดใหญ่ (HDDV)	คัน/ชั่วโมง
$X_8$	อัตราไหลของรถมอเตอร์ไซด์ (MCV)	คัน/ชั่วโมง

การนำตัวแปรเข้าสมการความสัมพันธ์โดยใช้ path analysis ใช้วิธีนำตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กันมาวิเคราะห์เป็นโครงข่ายความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรทั้งหมด โดยได้ดำเนินการเช่นเดียวกับหัวข้อ

3.6.3

### 3.7 การประเมินความเสี่ยงในการรับสัมผัส PAHs

ในการประเมินความเสี่ยงในการสัมผัส ได้ศึกษาตามวิธีมาตรฐานของ USEPA โดยมีวิธีการดังต่อไปนี้

#### 1) การบ่งชี้สิ่งที่อันตราย

พิจารณาความเป็นพิษของสารประกอบ PAHs ในลักษณะของสารก่อมะเร็ง โดยหน่วยงานที่เป็นแหล่งอ้างอิงคือ International Agency for Research on Cancer (IARC) ซึ่งเป็นหน่วยงานในสังกัดขององค์การอนามัยโลก มีหน้าที่หลักในการพิจารณาว่าสารใดมีแนวโน้มว่าเป็นการก่อมะเร็ง โดยอาศัยข้อมูลทางระบาดวิทยาและการทำวิจัยในห้องปฏิบัติการ และได้แบ่งสารประกอบ PAHs ตามลักษณะความเป็นพิษ ดังแสดงในตารางที่ 10

#### 2) การประเมินขนาด-การตอบสนองต่อการสัมผัส

เป็นการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอันตรายที่เกิดขึ้นกับปริมาณสารที่ได้รับสัมผัส โดยข้อมูลความเป็นพิษของ PAHs ในลักษณะของสารที่ไม่ก่อให้เกิดมะเร็งยังมีข้อมูลไม่เพียงพอ ดังนั้นจึงได้ทำการประเมินความเสี่ยงเฉพาะในแง่ของสารก่อมะเร็ง อย่างไรก็ตาม ข้อมูลความเป็นพิษในฐานะของสารก่อมะเร็งของ PAHs ทั้ง 16 ชนิด ยังมีข้อจำกัด จึงจำเป็นต้องคำนวณค่าความเสี่ยงจากการสัมผัสสารประกอบ PAHs โดยเทียบกับค่าสารประกอบแต่ละชนิด ให้เป็นค่า Benzo[a]pyrene equivalent (BaP<sub>eq</sub>) ด้วยค่า Toxic equivalent factor (TEF) ดังตารางที่ 11

ตารางที่ 10 การพิจารณาความเป็นพิษในการก่อมะเร็งของสารประกอบ PAHs

กลุ่ม	ชนิดสารก่อมะเร็ง	ลักษณะการก่อมะเร็ง	ชนิดของ PAHs
1	น่าจะก่อมะเร็งในมนุษย์	มีหลักฐานเพียงพอที่จะชี้ได้ว่าสารดังกล่าวก่อให้เกิดมะเร็ง	BaP
2A	เป็นไปได้ที่จะก่อมะเร็งในมนุษย์	มีหลักฐานน้อยที่จะชี้ได้ว่าสารดังกล่าวก่อให้เกิดมะเร็ง	DaA
2B	อาจจะก่อมะเร็งในมนุษย์	มีหลักฐานเพียงพอที่จะชี้ได้ว่าสารดังกล่าวก่อให้เกิดมะเร็งในสัตว์ทดลอง แต่ไม่มีข้อมูลเพียงพอที่จะก่อมะเร็งในมนุษย์	BaA, BbF, BkF, Chy, Nap, InD
3	ยังจำแนกไม่ได้ว่าเป็นสารก่อมะเร็ง	ยังไม่สามารถบ่งชี้ได้ว่าก่อให้เกิดมะเร็ง	Ace, Ant, BgP, Flu, Fluo, Phe, Pyr
4	ไม่ก่อให้เกิดมะเร็ง	หลักฐานเพียงพอที่จะชี้ได้ว่าไม่ใช่สารก่อมะเร็งในมนุษย์	-

ที่มา: ดัดแปลงจาก Donata, 2010

ตารางที่ 11 ค่า CSF และ TEF ของสารประกอบ PAHs

สารประกอบ PAHs	CSF (mg/Kg day) <sup>-1</sup>	Toxic equivalent factor (TEF)
Naphthalene	-	0.001
Acenaphthylene	-	0.001
Acenaphthene	-	0.001
Fluorene	-	0.001
Anthracene	-	0.01
Phenanthrene	-	0.001
Fluoranthene	-	0.001
Pyrene	-	0.001
Chrysene	3.9E-2	0.01
Benzo[a]anthracene	3.9E-1	0.1
Benzo[b]fluoranthene	3.9E-1	0.1
Benzo[k]Fluoranthene	3.9E-1	0.1
Benzo[a]pyrene	3.9E+0	1.0
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	3.9E-1	0.1
Benzo[g,h,i]perylene	-	0.01
Dibenzo[a,h]anthracene	4.1E+0	1.0

ที่มา: TEF จาก Nisbet และ LaGoy (1992)

CSF จาก Office of Environmental Health Hazard Assessment (2010)

เนื่องจากข้อมูลความเป็นพิษในฐานของสารก่อมะเร็งของ PAHs ทั้ง 16 ชนิด ยังมีข้อจำกัด จึงจำเป็นต้องคำนวณค่าความเสี่ยงจากการสัมผัสสารประกอบ PAHs โดยเทียบกับค่าสารประกอบแต่ละชนิด ให้เป็นค่า Benzo[a]pyrene equivalent (BaP<sub>eq</sub>) ด้วยค่า Toxic equivalent factor (TEF) (ดังตารางที่ 11) หลังจากนั้นนำค่า BaP<sub>eq</sub> ของ PAHs แต่ละชนิดมารวมกันเพื่อให้ได้ค่า Total BaP<sub>eq</sub>

หรือค่า Toxic Equivalent (TEQ) แล้วจึงนำค่า Total BaP<sub>eq</sub> มาใช้แทนความเข้มข้นของ PAHs ที่อยู่บริเวณริมถนนก่อนนำไปคำนวณประเมินการสัมผัส ดังสมการ 3.7 และ 3.8

$$\text{BaP}_{\text{eq}} = [\text{PAHs}] \times \text{TEF} \quad \text{สมการ 3.7}$$

$$\text{Total BaP}_{\text{eq}} = \sum \text{BaP}_{\text{eq}} \quad \text{สมการ 3.8}$$

โดยที่ BaP<sub>eq</sub> คือ ค่าความเข้มข้นของ PAHs แต่ละชนิดที่ปรับด้วยค่า TEF แล้ว

[PAHs] คือ ปริมาณความเข้มข้นของ PAHs แต่ละชนิด

TEF คือ ตัวคูณศักยภาพการก่อเกิดมะเร็งเทียบกับ BaP

### 3) การประเมินการสัมผัส

นำค่าความเข้มข้นของ Total BaP<sub>eq</sub> มาใช้แทนความเข้มข้นของ PAHs ที่อยู่บริเวณริมถนน ปริมาณการสัมผัสได้ถูกคำนวณโดยแยกการสัมผัสเป็น 2 แบบ คือ การสัมผัสของผู้ที่อยู่ริมถนนแบบไม่มีสิ่งก่อสร้างปกคลุม และ การสัมผัสของผู้ที่อยู่ริมถนนแบบมีสิ่งก่อสร้างปกคลุม เพื่อทำนายการสัมผัสทางการหายใจ โดยใช้การคำนวณดังสมการ 3.9

$$\text{Chronic Daily Intake (CDI)} = C \times \text{IR} \times \text{ET} \times \text{EF} \times \text{ED}/\text{BW} \times \text{AT} \quad \text{สมการ 3.9}$$

โดย	C	=	ความเข้มข้นของ PAHs ที่สามารถหายใจเข้าไปได้ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
	IR	=	อัตราการหายใจ ( $\text{m}^3/\text{ชั่วโมง}$ )
	ET	=	ระยะเวลาการรับสัมผัส (ชั่วโมง/วัน)
	EF	=	ความถี่ในการรับสัมผัส (วัน/ปี)
	ED	=	ช่วงเวลาการสัมผัส (ปี)
	BW	=	น้ำหนักตัวเฉลี่ยตลอดระยะเวลาสัมผัส (กิโลกรัม)
	AT	=	ระยะเวลาเฉลี่ยที่สัมผัส ( $\text{ED} \times 365/\text{ปี}$ )

โดยข้อมูล อัตราการหายใจ เฉลี่ยตลอดระยะเวลาสัมผัส ใช้ข้อมูลหัตถศึกษาจาก แหล่งข้อมูลอ้างอิงหัตถศึกษา Exposure factors handbook (US.EPA., 1997) ส่วนข้อมูลระยะเวลา การสัมผัส ความถี่ในการรับสัมผัส ช่วงเวลาการสัมผัส และน้ำหนักตัว ให้วิธีเก็บข้อมูลด้วย แบบสอบถาม (ภาคผนวก ค.)

#### 4) การระบุค่าความเสี่ยง

พรรณนาความเสี่ยงเชิงปริมาณ โดยพรรณนาในกรณีสาร PAHs เป็นสารก่อมะเร็ง โดยใช้ค่า ดัชนีความเสี่ยง ซึ่งคำนวณจาก

$$\text{Lifetime Cancer Risk} = \text{CDI} \times \text{CSFi}$$

สมการ 3.8

โดยค่า Lifetime Cancer Risk ที่สามารถยอมรับได้ของการสัมผัสสารกลุ่มที่ก่อให้เกิดมะเร็ง ต้องมีค่าน้อยกว่า  $1.00 \times 10^{-6}$  ซึ่งหมายความว่า โอกาสในการเกิดโรคมะเร็งของประชากรหนึ่งคนใน จำนวนประชากรล้านคน ทั้งนี้ การระบุค่าความเสี่ยง ได้ทำการคำนวณแยกเป็นสถานการณ์ต่างๆ ดังต่อไปนี้ 1) ค่าความเสี่ยงของผู้รับสัมผัส ในบริเวณพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม 2) ค่าความเสี่ยง ของผู้รับสัมผัสแยกตามจุดเก็บตัวอย่างตามลักษณะอาคารริมถนน โดยวิเคราะห์ค่าความเสี่ยงของผู้รับ สัมผัส โดยใช้ค่าเฉลี่ย ค่าสูงสุด และ ค่า 95% confident interval

## บทที่ 4 ผลการศึกษาและอภิปรายผล

งานวิจัยนี้เป็นงานวิจัยเชิงสำรวจและวิเคราะห์ มีจุดประสงค์เพื่อ 1) ศึกษาความเข้มข้นของสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) ที่มีในอากาศในแต่ละปัจจัยด้านลักษณะโครงสร้างถนน โดยทำการวิเคราะห์ผลทางด้านอนุภาคขนาด 10, 2.5-10 และ 2.5 ไมครอน ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5-10}$ , และ  $PM_{2.5}$ ) ที่มีอยู่ในอากาศ เพื่อเป็นข้อมูลพื้นฐานในการวิเคราะห์ผลความสัมพันธ์ของสาร PAHs 2) ศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างสาร PAHs ที่มีในอากาศ และปัจจัยด้านอุตุนิมวิทยาและการจราจร และ 3) เพื่อศึกษาความเสี่ยงในการสัมผัสสาร PAHs ทางการหายใจของผู้ค้าขายริมถนนแต่ละปัจจัยด้านลักษณะโครงสร้างถนน

### 4.1 ความเข้มข้นของ $PM_{10}$ , $PM_{2.5-10}$ , และ $PM_{2.5}$ ข้อมูลอุตุนิมวิทยา และการจราจร

การวิเคราะห์ความเข้มข้นของ PAHs ที่มีในอากาศ บริเวณริมถนน ทั้งพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม โดยเก็บตัวอย่างพื้นที่ละ 4 จุดเก็บตัวอย่าง โดยมีจำนวนตัวอย่าง 104 ตัวอย่างในบริเวณพื้นที่เปิดโล่ง และ 92 ตัวอย่างในพื้นที่ปิดล้อม การวิเคราะห์ PAHs ได้ทำการวิเคราะห์ PAHs จากตัวอย่างอนุภาค 2 ขนาด ได้แก่  $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{2.5}$  รวมเป็น PAHs ในรูปอนุภาค (pPAHs) และวิเคราะห์ PAHs ที่อยู่ในสถานะก๊าซด้วย (gPAHs)

โดยในขั้นแรก ได้ทำการเก็บข้อมูลปัจจัยด้านอุตุนิมวิทยา ข้อมูลด้านการจราจร และข้อมูลวิเคราะห์ความเข้มข้นของอนุภาค  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5-10}$ , และ  $PM_{2.5}$  และหาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของอนุภาค กับปัจจัยด้านอุตุนิมวิทยาและข้อมูลด้านการจราจร เพื่อใช้ในการเปรียบเทียบกับความเข้มข้นของ PAHs ที่มีในอากาศ



#### 4.1.1 ข้อมูลพื้นฐานด้านอุตุนิยมวิทยา

ในการเก็บตัวอย่าง ได้ดำเนินการเก็บตัวอย่างใน 2 ช่วงฤดูกาล คือช่วงฤดูแล้งฝนและฤดูฝน เพื่อให้ตัวอย่างที่ได้มีความครอบคลุมในสภาพแวดล้อมที่มีการต่างกันของฤดูกาล โดยได้ทำการเก็บข้อมูล ความเร็วลม (WS; เมตร/วินาที) ความชื้นสัมพัทธ์ (RH; %) อุณหภูมิ (Temp; องศาเซลเซียส) ในบริเวณพื้นผิวริมถนน โดยตั้งเครื่องไวใกล้จุดเก็บตัวอย่าง สำหรับการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ (SR;  $W/m^2$ ) ได้ทำการเก็บบนยอดตึกมหาวิทยาลัยศรีนครินทรวิโรฒ การเก็บข้อมูล ดำเนินการไปพร้อมกับการเก็บตัวอย่าง โดยเก็บข้อมูลทุกๆ 5 นาที และได้นำข้อมูลมาเฉลี่ยในแต่ละช่วงเวลาเก็บตัวอย่างนาน 8 ชั่วโมง ทั้งพื้นที่เปิดโล่ง (ถนนอโศก-มนตรี) และพื้นที่ปิดล้อม (ใต้สถานีรถไฟฟ้า BTS อโศก) ดังในตารางที่ 12 และข้อมูลโดยละเอียดตั้งในภาคผนวก ง.

ตารางที่ 12 ข้อมูลด้านอุตุนิยมวิทยา ช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง

ปัจจัย	พื้นที่เปิดโล่ง			พื้นที่ปิดล้อม		
	เฉลี่ย	SD	ช่วง	เฉลี่ย	SD	ช่วง
WS (m/s)	1.47	0.99	0.39 – 3.50	0.66	0.33	0.32 – 1.60
RH (%)	60.06	16.53	30.90 – 84.30	64.26	13.60	37.33 – 86.00
SR ( $W/m^2$ )	738.08	168.69	427.25 – 1025.90	764.21	171.51	385.50 – 1034.83
TM ( $^{\circ}C$ )	32.83	3.28	28.40 – 39.20	32.13	2.33	28.90 – 37.40

จากข้อมูลอุตุนิยมวิทยาในช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง เมื่อจำแนกตามฤดูกาล ในพื้นที่เปิดโล่งพบว่า ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และการแผ่รังสี ในฤดูแล้งมีค่าสูงกว่าฤดูฝน ในขณะที่อุณหภูมิในฤดูแล้งฝนกลับมีค่าต่ำกว่าในฤดูฝน อย่างไรก็ตาม เมื่อทำการวิเคราะห์สถิติด้วย t-test พบว่า ค่าเฉลี่ย ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และอุณหภูมิในฤดูแล้งและฤดูฝน มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ 0.05 โดยมีค่า p – value เท่ากับ <math><0.001</math>, <math><0.001</math>, และ 0.005 ตามลำดับ ในขณะที่การแผ่รังสีทั้งสองฤดูกาลมีค่าไม่แตกต่างกัน โดยมีค่า p – value เท่ากับ 0.173

ในพื้นที่ปิดล้อม พบว่า ความเร็วลม และ ความชื้นสัมพัทธ์ ในฤดูแล้งมีค่าสูงกว่าฤดูฝน ในขณะที่อุณหภูมิและ การแผ่รังสี ในฤดูแล้งกลับมีค่าต่ำกว่าในฤดูฝน เมื่อทำการวิเคราะห์สถิติด้วย t-test พบว่า ค่าเฉลี่ย ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และอุณหภูมิในแต่ละฤดู มีความแตกต่างกันอย่างมี

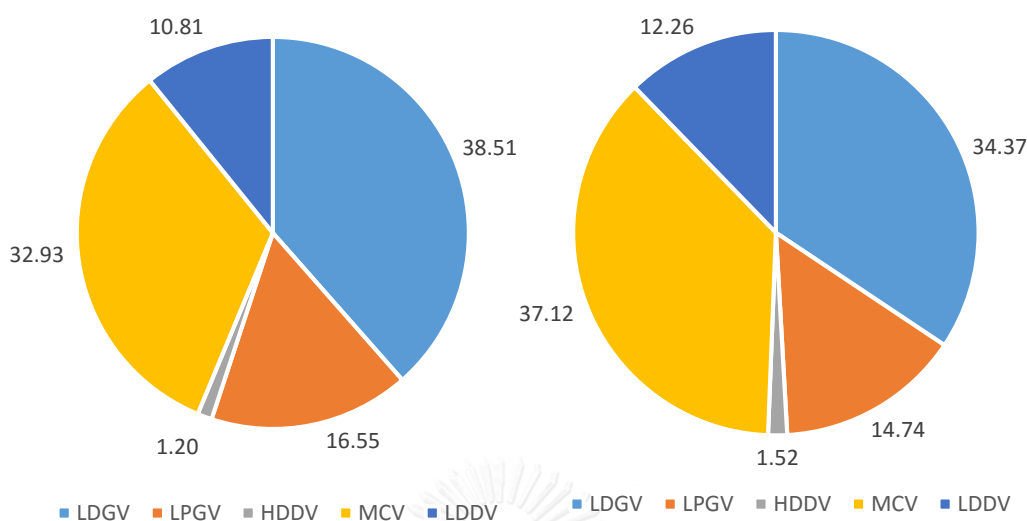
นัยสำคัญทางสถิติที่ 0.05 โดยมีค่า p - value เท่ากับ <0.001 ในทุกปัจจัย แต่การแปรรังสีทั้งสองฤดูกาลมีค่าไม่แตกต่างกัน โดยมีค่า p - value เท่ากับ 0.161 เช่นเดียวกันกับพื้นที่เปิดโล่ง

#### 4.1.2 ข้อมูลพื้นฐานด้านปริมาณการจราจร

การสำรวจข้อมูลจราจรระหว่างที่เก็บตัวอย่าง ได้แบ่งประเภทของรถเป็น 6 ประเภท ตามลักษณะของรถและเชื้อเพลิงที่ใช้ โดยแบ่งเป็น รถยนต์ส่วนบุคคล (Light duty Gasoline Vehicle: LDGV) รถยนต์รับจ้าง (Light duty LPG Vehicle: LPGV) รถปิคอัพหรือรถแวน (Light duty Diesel Vehicle: LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (Heavy duty Diesel Vehicle: HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (Motorcycle Vehicle: MCV) โดยแสดงข้อมูลปริมาณจราจรในภาพรวม ดังตารางที่ 13 และข้อมูลสัดส่วนของรถแต่ละประเภท ดังภาพที่ 12

ตารางที่ 13 ข้อมูลปริมาณจราจรเฉลี่ย 8 ชั่วโมง และค่า SD (หน่วย: 1000 คัน)

ประเภทรถ	เฉลี่ยรวม		ฝั่งขาออก		ฝั่งขาเข้า	
	พื้นที่โล่ง	พื้นที่ปิดล้อม	พื้นที่โล่ง	พื้นที่ปิดล้อม	พื้นที่โล่ง	พื้นที่ปิดล้อม
LDGV	4.49 (1.63)	4.99 (0.83)	2.76 (0.36)	4.79 (0.82)	5.53 (0.85)	5.18 (0.80)
LPGV	1.93 (0.70)	2.14 (0.36)	1.18 (0.15)	2.05 (0.35)	2.37 (0.36)	2.22 (0.34)
HDDV	0.14 (0.03)	0.22 (0.05)	0.14 (0.03)	0.22 (0.51)	0.13 (0.03)	0.22 (0.05)
MCV	3.84 (1.54)	5.39 (1.15)	2.40 (0.39)	5.31 (1.18)	5.28 (0.64)	5.46 (1.13)
LDDV	1.26 (0.56)	1.78 (0.78)	0.80 (0.20)	1.85 (0.94)	1.73 (0.39)	1.72 (0.60)

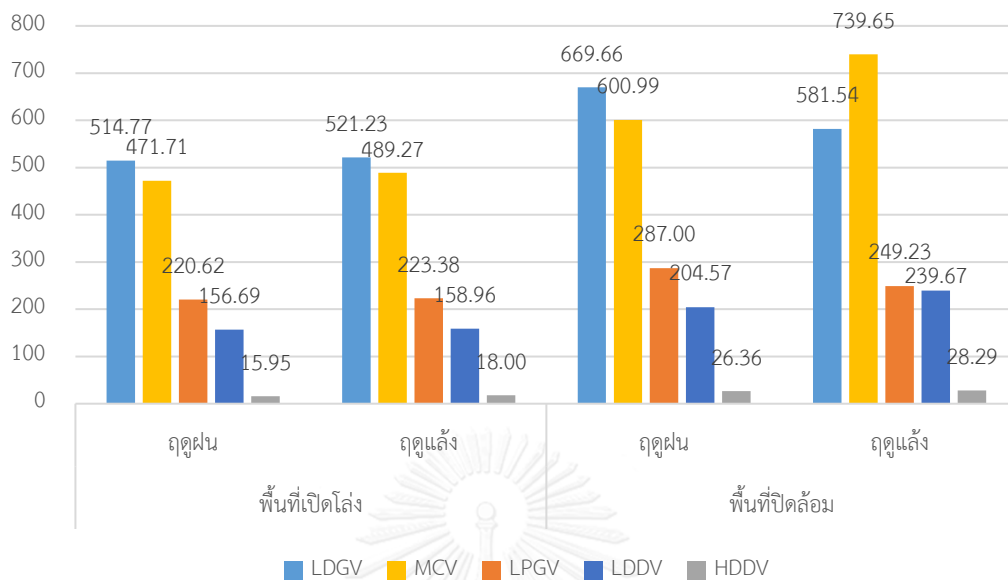


ภาพที่ 12 สัดส่วนปริมาณรถแต่ละประเภท ในพื้นที่เปิดโล่ง (ซ้าย) และพื้นที่ปิดล้อม (ขวา)

จากข้อมูล ประเภทรถยนต์ที่มีจำนวนมากที่สุดคือ รถยนต์ส่วนบุคคล (Light duty Gasoline Vehicle: LDGV) รองลงมาคือ รถมอเตอร์ไซด์ (Motorcycle Vehicle: MCV), รถยนต์รับจ้าง (Light duty LPG Vehicle: LPGV), รถปิคอัพหรือรถแวน (Light duty Diesel Vehicle: LDDV) และรถบรรทุกหรือรถบรรทุก (Heavy duty Diesel Vehicle: HDDV) โดยฝั่งขาเข้าเมือง จะมีจำนวนปริมาณรถที่สูงกว่าฝั่งขาออกจากเมือง โดยสัดส่วนปริมาณรถในพื้นที่เปิดโล่งและปิดล้อม มีสัดส่วนที่ใกล้เคียงกัน

เนื่องจากในการวิเคราะห์หาความสัมพันธ์ระหว่างการจราจรกับปริมาณความเข้มข้นของอนุภาค และ PAHs อาจมีตัวแปรเรื่องการจราจรที่ติดขัดเข้ามาเกี่ยวข้อง ดังนั้น จึงคำนวณเป็นปริมาณการจราจรต่อระยะเวลาช่วงที่เก็บตัวอย่างอากาศ โดยคำนวณเป็นอัตราการไหลของรถยนต์แต่ละประเภทต่อชั่วโมง ภายในช่วงถนนระยะหนึ่ง โดยช่วงที่อัตราการไหลของการจราจรสูง แสดงว่ามีรถวิ่งผ่านไปด้วยความหนาแน่นต่ำ หากอัตราการไหลต่ำแสดงว่า รถวิ่งด้วยความหนาแน่นที่สูง โดยแสดงในภาพที่ 13

### อัตราการไหลของการจราจร (คัน/ชั่วโมง)



ภาพที่ 13 อัตราการไหลเฉลี่ย (คันต่อชั่วโมง) ของรถแต่ละประเภท ในแต่ละฤดูกาล

จากผลการคำนวณ พบว่าในหนึ่งชั่วโมง รถยนต์ส่วนบุคคล (Light duty Gasoline Vehicle: LDGV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (Motorcycle Vehicle: MCV) มีอัตราการไหลบนท้องถนนสูงกว่ารถประเภทอื่นๆ ทั้งนี้เนื่องมาจากปริมาณของรถยนต์ทั้งสองชนิดมีปริมาณสูงที่สุดเมื่อเทียบกับรถยนต์ประเภทอื่น เมื่อทำการวิเคราะห์ความแตกต่างของอัตราการไหลของการจราจรระหว่างฤดูกาล พบว่าในพื้นที่เปิดโล่ง อัตราการไหลของการจราจรของรถประเภทต่างๆไม่มีความแตกต่างกันในแต่ละฤดูกาล ยกเว้น HDDV ที่ในฤดูฝนมีค่าต่ำกว่าอย่างมีนัยสำคัญ สำหรับในพื้นที่ปิดล้อม พบว่า LDGV และ LPGV มีอัตราการไหลของการจราจรในฤดูฝนสูงกว่าในฤดูแล้งอย่างมีนัยสำคัญ ขณะที่ MCV มีอัตราการไหลของการจราจรในฤดูแล้งสูงกว่า นอกจากนี้ หากพิจารณาโดยจำแนกเป็นฝั่งขาเข้าและขาออกจากเมือง อัตราการไหลเฉลี่ยจะแสดงในตารางที่ 14

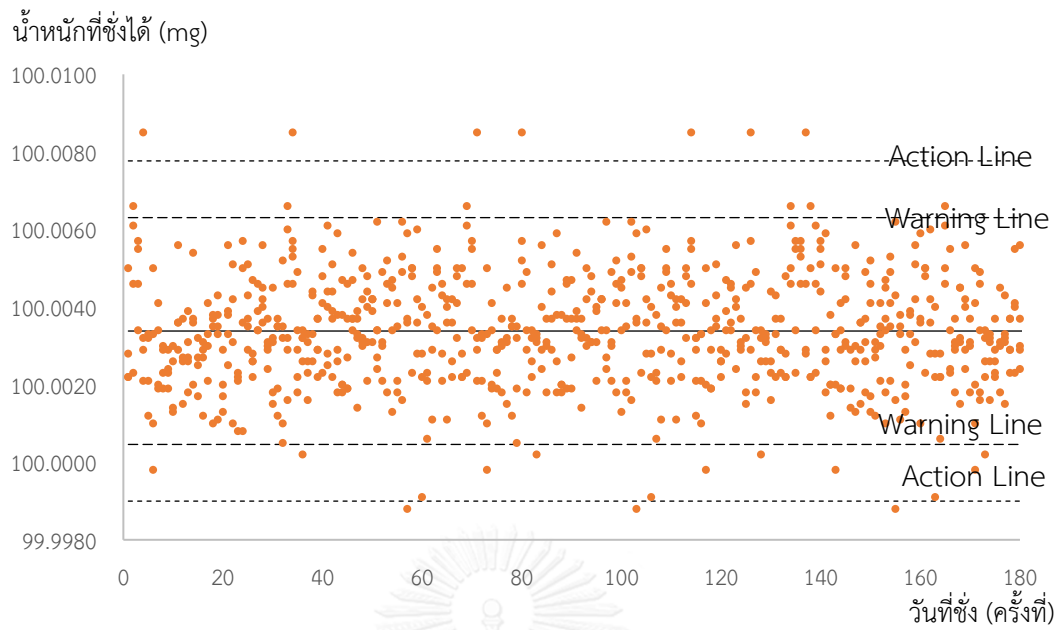
ตารางที่ 14 อัตราการไหลของการจราจรเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (คันต่อชั่วโมง)

ประเภทรถ	ฝั่งขาออก		ฝั่งขาเข้า	
	พื้นที่โล่ง	พื้นที่ปิดล้อม	พื้นที่โล่ง	พื้นที่ปิดล้อม
LDGV	344.69 (44.87)	598.48 (102.70)	690.81 (105.78)	647.82 (100.22)
LPGV	147.72 (19.23)	256.49 (44.01)	296.06 (45.33)	277.64 (42.95)
HDDV	17.55 (4.02)	27.84 (6.39)	16.24 (3.51)	26.91 (6.06)
MCV	299.54 (49.43)	664.27 (147.15)	660.78 (80.21)	682.01 (141.40)
LDDV	99.81 (24.40)	231.04 (117.52)	215.66 (48.47)	215.08 (74.73)

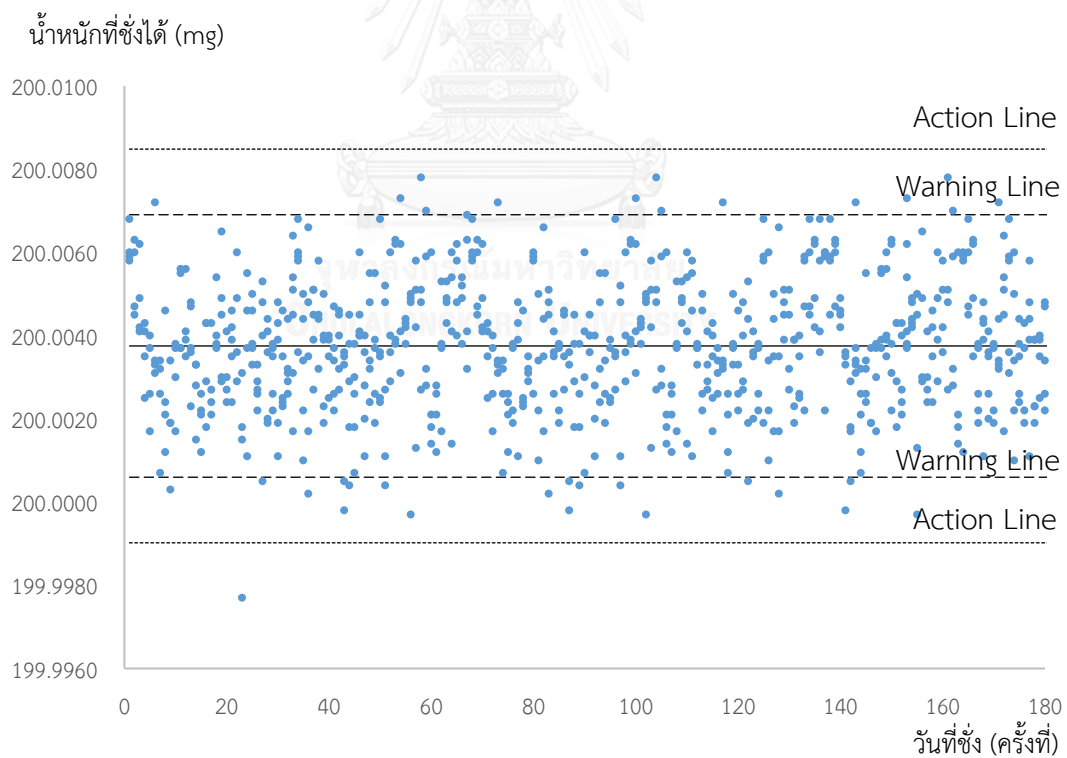
จากข้อมูล พบว่า ถนนที่ใช้ในการเก็บตัวอย่างอากาศมีปริมาณจราจรค่อนข้างหนาแน่น โดยหากพิจารณาว่า ถนนดังกล่าวมีจำนวนช่องทาง 3 ช่องทางเท่ากัน ดังนั้น การรองรับการจราจรในหนึ่งชั่วโมง ต้องรองรับการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) สูงถึง 344 – 690 คัน โดยหากช่องทางจราจรต้องรองรับกระแสอัตราการไหลสูง ความหนาแน่นและความเร็วในการเคลื่อนที่จึงต่ำเช่นเดียวกัน ทั้งนี้เมื่อทำการวิเคราะห์สถิติเพื่อเปรียบเทียบอัตราการไหลของการจราจร เปรียบเทียบในแต่ละฤดูกาล พบว่าในพื้นที่ปิดล้อม มีค่าอัตราการไหลของการจราจรโดย LDGV และ LPGV ในฤดูฝนสูงกว่าในฤดูแล้งอย่างมีนัยสำคัญ ส่วนในพื้นที่เปิดโล่ง พบว่า อัตราการไหลของการจราจรโดย HDDV ในฤดูฝนมีค่าต่ำกว่าในฤดูแล้งอย่างมีนัยสำคัญ

#### 4.1.3 การควบคุมคุณภาพในการวิเคราะห์ความเข้มข้นของอนุภาค

ขั้นตอนการชั่งน้ำหนักกระตาศกรอง ได้มีการควบคุมคุณภาพด้วยลูกตุ้มน้ำหนักมาตรฐาน 100 และ 200 มิลลิกรัม โดยสอบเทียบน้ำหนักทั้งก่อนและหลังจากชั่งกระตาศกรองแล้ว โดยได้นำน้ำหนักที่ชั่งได้จากลูกตุ้มมาตรฐานในแต่ละครั้งมาพิจารณาค่าน้ำหนักที่อยู่ในช่วง warning line ( $\mu \pm 2SD$ ) และ action line ( $\mu \pm 3SD$ ) โดยพบว่า มีจำนวนครั้งของน้ำหนักที่ชั่งได้จากลูกตุ้มมาตรฐาน ที่สูงหรือต่ำกว่า warning line และ action line ดังแสดงในภาพที่ 14 – 15



ภาพที่ 14 น้ำหนักที่ชั่งได้จากลูกตุ้มมาตรฐาน 100 มิลลิกรัม



ภาพที่ 15 น้ำหนักที่ชั่งได้จากลูกตุ้มมาตรฐาน 200 มิลลิกรัม

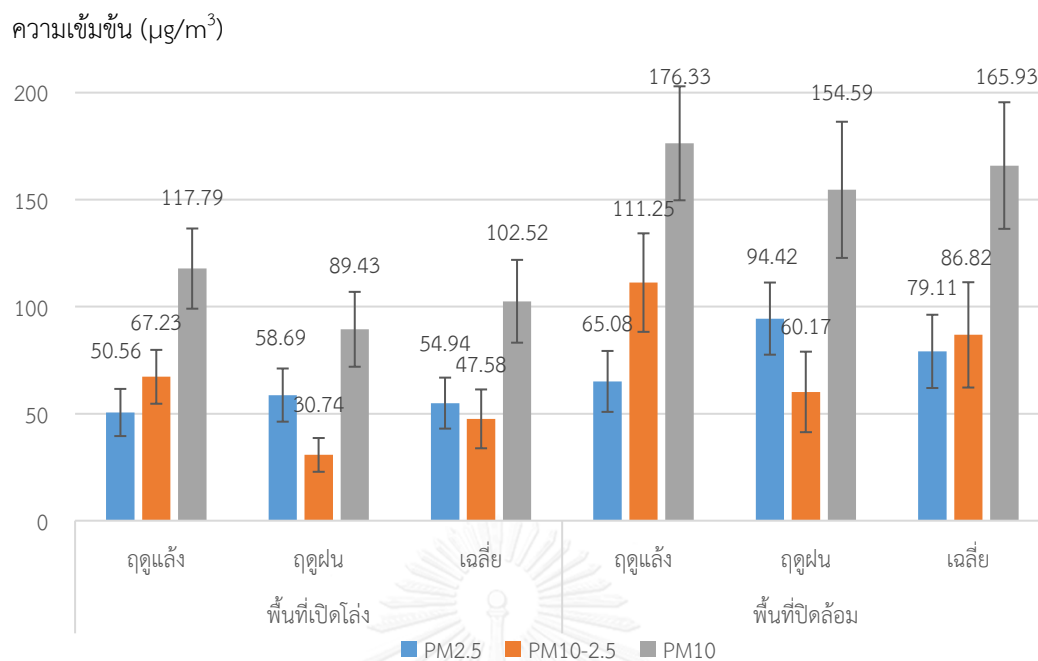
จากการชั่งน้ำหนักตมน้ำหนักมาตรฐาน 100 มิลลิกรัม จำนวน 784 ครั้ง (รวมกระตาศกรอง จากทั้งที่เก็บในพื้นที่เปิดโล่ง ปิดล้อม และกระตาศกรองทั้งสองขนาด) พบว่ามีค่าที่อยู่ในช่วง warning line 754 ครั้ง คิดเป็นร้อยละ 96.17 และอยู่ในช่วง Action line 765 ครั้ง คิดเป็นร้อยละ 97.58 ในขณะที่ การชั่งน้ำหนักตมน้ำหนักมาตรฐาน 200 มิลลิกรัม จำนวน 784 ครั้ง พบว่ามีค่าที่อยู่ในช่วง warning line 751 ครั้ง คิดเป็นร้อยละ 95.79 และอยู่ในช่วง Action line 752 ครั้ง คิดเป็นร้อยละ 95.92 ซึ่ง ถือว่าเป็นช่วงที่สามารถยอมรับได้ทางสถิติ โดยมีค่าความคลาดเคลื่อนไม่เกินร้อยละ 5

ผลการควบคุมคุณภาพจากการชั่ง ได้ผลสอดคล้องกับการศึกษาของ วชิรารวรรณ นนทนก (2556) ซึ่งการวิเคราะห์ตมน้ำหนักมาตรฐาน 100 และ 200 มิลลิกรัม มีจำนวนค่าตมน้ำหนักที่อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้อยู่ที่ ร้อยละ 91.37 และ 94.24 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบในการศึกษาครั้งนี้ ที่ พบว่ามีค่าที่ยอมรับได้ ร้อยละ 97.58 และ 95.79 ซึ่งมีค่าสูงกว่า อาจเนื่องมาจากจำนวนครั้งในการชั่ง ครั้งนี้มีมากกว่างานวิจัยดังกล่าว และการชั่งในงานวิจัยนี้ จะดำเนินการชั่งในวันที่มีสภาพอากาศ ค่อนข้างคงที่ ซึ่งสภาพอากาศเป็นตัวแปรที่มีอิทธิพลทำให้การชั่งน้ำหนักที่มีความละเอียดสูงอาจเกิดการคลาดเคลื่อนได้

#### 4.1.4 ความเข้มข้นของอนุภาคขนาด 10, 2.5-10 และ 2.5 ไมครอน บริเวณริมถนน

การตรวจวัดความเข้มข้นของอนุภาคขนาด  $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{2.5}$  และ  $PM_{10}$  บริเวณริมถนน ทั้ง พื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม โดยเก็บตัวอย่างพื้นที่ละ 4 จุดเก็บตัวอย่าง โดยมีจำนวนตัวอย่าง 104 ตัวอย่าง ในบริเวณพื้นที่เปิดโล่ง และ 92 ตัวอย่าง ในพื้นที่ปิดล้อม ในการเก็บตัวอย่างได้ทำการเก็บ ตัวอย่างอนุภาค 2 ขนาด ได้แก่  $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{2.5}$  ส่วน  $PM_{10}$  คำนวณจากความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{2.5}$  รวมกัน

จากการเก็บตัวอย่างวิเคราะห์ ได้จำแนกความเข้มข้นของอนุภาคขนาด  $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{2.5}$  และ  $PM_{10}$  บริเวณริมถนน ทั้งพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม ตามฤดูกาล โดยจำแนกเป็น ฤดูแล้ง (พฤศจิกายน 2555 ถึง เมษายน 2556) และ ฤดูฝน (พฤษภาคม ถึง ตุลาคม 2556) โดยแสดงดังใน ภาพที่ 16



ภาพที่ 16 ความเข้มข้นของอนุภาคแต่ละขนาด ในฤดูแล้งและฤดูฝน

จากการตรวจวัดและวิเคราะห์ พบว่า ในพื้นที่เปิดโล่ง ความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{2.5}$  ในช่วงฤดูฝน มีค่าสูงกว่าฤดูแล้ง ในขณะที่ ความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$  และ  $\text{PM}_{2.5-10}$  ในช่วงฤดูฝน กลับมีค่าต่ำกว่า อย่างไรก็ตาม เมื่อวิเคราะห์ทางสถิติ t-test พบว่าความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{2.5}$  ทั้งสองฤดู มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยทางสถิติที่ 0.05 (p-value = 0.083) ในขณะที่ ความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$  และ  $\text{PM}_{2.5-10}$  ในช่วงฤดูฝนมีค่าต่ำกว่าในฤดูแล้งอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ 0.05 (p-value < 0.001 ในอนุภาคทั้งสองขนาด) ส่วนในพื้นที่ปิดล้อม พบว่า ความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{2.5}$  ในช่วงฤดูฝน มีค่าสูงกว่าฤดูแล้ง ในขณะที่ ความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$  และ  $\text{PM}_{2.5-10}$  ในช่วงฤดูฝนกลับมีค่าต่ำกว่า เช่นเดียวกับในพื้นที่เปิดโล่ง เมื่อวิเคราะห์ทางสถิติ ANOVA พบว่าความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{2.5}$  และ  $\text{PM}_{2.5-10}$  ทั้งสองฤดู มีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยทางสถิติที่ 0.05 (p-value < 0.001 ในอนุภาคทั้งสองขนาด) ในขณะที่ ความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$  ในช่วงฤดูฝนมีค่าต่ำกว่าในฤดูแล้งอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ 0.05 (p-value = 0.078)

ในการวิจัยครั้งนี้ พบว่า ในฤดูแล้งมีความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$  สูงกว่าในฤดูฝน โดยในพื้นที่ปิดล้อม มีความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$  เฉลี่ยเท่ากับ 165.93 ไมโครกรัมต่อลูกบาศก์เมตร ซึ่งมีค่าสูงกว่างานวิจัยที่ผ่านมา (สมพงษ์ เลิศพุดมพิศุทธิ์, 2547) ซึ่งศึกษาการกระจายตัวของฝุ่นขนาดเล็กบริเวณสถานีรถไฟฟ้าพระโขนง พบว่ามีค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของ  $\text{PM}_{10}$  เท่ากับ 91.5 ไมโครกรัมต่อลูกบาศก์



เมตร ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยนี้พบว่ามีค่าสูงกว่ามาก โดยงานวิจัยที่นำมาเปรียบเทียบแม้จะเป็นพื้นที่ได้สถานีรถไฟฟ้ แต่เนื่องจากพื้นที่ที่แตกต่างกัน จำนวนยานพาหนะอาจมีความแตกต่างกันด้วย และเมื่อเปรียบเทียบกับความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  และ  $PM_{2.5}$  ที่พบในงานวิจัยของเมทีนี วรณวิจิตร (2548) ซึ่งเก็บตัวอย่างบริเวณริมถนนที่เปิดโล่ง พบว่ามีความเข้มข้นเฉลี่ยสูง 134.08 และ 73.44 ไมโครกรัมต่อลูกบาศก์เมตร ตามลำดับ ซึ่งค่าดังกล่าวมีค่าสูงกว่าค่าที่พบในงานวิจัยครั้งนี้ ซึ่งอาจเนื่องมาจากสภาพพื้นที่และสภาพทางด้านอุตุนิยมวิทยาที่แตกต่างกัน

อย่างไรก็ตาม เมื่อนำค่าความเข้มข้นของอนุภาคแต่ละขนาดในงานวิจัยนี้มาเปรียบเทียบกับคิดเป็นสัดส่วน ความเข้มข้นของอนุภาคขนาด 2.5 และ 10 ไมครอน ( $PM_{2.5}: PM_{10}$ ) พบว่ามีค่าเท่ากับ 0.55 ในพื้นที่เปิดโล่ง และ เท่ากับ 0.51 ในพื้นที่ปิดล้อม ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่นๆ พบว่ามีสัดส่วนใกล้เคียงกัน โดยงานวิจัยของ Chaloulakou และคณะ (2003) ซึ่งตรวจวัด ความเข้มข้นของอนุภาคขนาด 2.5 และ 10 ไมครอน บริเวณใจกลางเมืองเอเธนส์ ประเทศกรีซ พบว่ามีสัดส่วน  $PM_{2.5}:PM_{10}$  อยู่ระหว่าง 0.45 – 0.62 และงานวิจัยของ Eeftens ที่พบว่าสัดส่วน  $PM_{2.5}: PM_{10}$  ที่พบในเขตเมือง จะมีสัดส่วนอยู่ประมาณ 0.60 (Eeftens et al., 2012) และใกล้เคียงกับงานวิจัยของเมทีนี (2548) พบว่าบริเวณพื้นที่ศึกษาได้แก่ ถนนสุขุมวิท สะพานพระรามหก และถนนพญาไท มีสัดส่วน  $PM_{2.5}: PM_{10}$  อยู่ 0.56, 0.55 และ 0.57 ตามลำดับ

#### 4.1.5 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของอนุภาคกับปัจจัยต่างๆ

ในการหาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ กับปัจจัยอุตุนิยมวิทยา (ความเร็วลม, อุณหภูมิ, ความชื้นสัมพัทธ์) และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ได้แก่ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถยนต์รับจ้าง (LPGV) รถบัส อัมหรือรถแวน (LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (MCV) ทำการหาความสัมพันธ์ทางสถิติ 3 แบบ ได้แก่ สถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน (one-tail Pearson correlation) สถิติสมการถดถอยแบบเสถียรไปวส์ (stepwise regression) โดยใช้โปรแกรมสำเร็จรูป IBM SPSS และ ใช้โปรแกรม RISREL ในการให้ความสัมพันธ์ของตัวแปรในรูปแบบ causal model – path analysis โดยได้ดำเนินการทั้งในพื้นที่เปิดโล่ง และปิดล้อม โดยมีจุดประสงค์เพื่อศึกษารูปแบบความสัมพันธ์ที่มีผลต่ออนุภาค โดยผลความสัมพันธ์ที่ได้จะเป็นข้อมูลในการสร้างแบบจำลองความสัมพันธ์ต่อความเข้มข้นของ PAHs ริมถนนได้ โดยเฉพาะ PAHs ที่อยู่ในรูปอนุภาค (pPAHs) ซึ่ง

ความเข้มข้นของอนุภาค มีความสัมพันธ์โดยตรงกับ PAHs ชนิดดังกล่าว ทั้งนี้ ได้สุ่มนำข้อมูลออกไปจำนวน 15% เพื่อไว้ใช้ในการทำ validation ภายหลัง

### 1) ความสัมพันธ์ที่มีผลความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ ในพื้นที่เปิดโล่ง

ในการศึกษา ได้นำตัวอย่างทั้งหมด จำนวน 104 ตัวอย่าง และสุ่มนำข้อมูลออกไปจำนวน 16 ข้อมูล (ร้อยละ 15) เหลือข้อมูล 88 ตัวอย่าง เพื่อนำมาวิเคราะห์ความสัมพันธ์โดยใช้สถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน โดยผลการวิเคราะห์ดังแสดงในตารางที่ 15

ตารางที่ 15 ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน บริเวณพื้นเปิดโล่ง

ตัวแปร	PM <sub>2.5</sub>		PM <sub>2.5-10</sub>		PM <sub>10</sub>	
	Correlation	p-value	Correlation	p-value	Correlation	p-value
<b>อุตุนิยมวิทยา</b>						
- WS	- 0.217*	0.014	0.727*	<0.001	0.383*	<0.001
- TM	0.150	0.065	- 0.321*	<0.001	- 0.136	0.085
- RH	- 0.193*	0.025	0.329*	<0.001	0.115	0.122
<b>อัตราการไหลของการจราจร</b>						
- LDGV	0.137	0.083	0.179*	0.034	0.212*	0.016
- LPGV	0.137	0.083	0.179*	0.034	0.212*	0.016
- HDDV	-0.284*	0.002	0.241*	0.002	-0.004	0.484
- MCV	0.051	0.302	0.125	0.302	0.120	0.112
- LDDV	0.111	0.131	0.160	0.131	0.182*	0.032

หมายเหตุ: \* มีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ 0.05

จากการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ พบว่าตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ได้แก่ ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และอัตราการไหลของรถบัสหรือรถบรรทุก โดยตัวแปรทั้งหมดมีค่าสัมประสิทธิ์เป็นลบ เมื่อความเร็วลม และความชื้นสัมพัทธ์สูงขึ้น มีผลทำให้ความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> มีปริมาณลดลง ซึ่งสอดคล้องกับ หลักการการเจือจางของอนุภาค

(dilution effect) โดยความเร็วลมมีผลต่อความเข้มข้นของมลพิษที่เป็นอนุภาค เนื่องจากลมที่แรงจะพัดพาเอาอากาศเข้ามาเจือจางมลพิษในบริเวณนั้น (Peteraki et al., 2012) สำหรับอัตราการไหลของรถบัสหรือรถบรรทุกที่ลดลง จะทำให้ความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  เพิ่มสูงขึ้น อาจเนื่องจากช่องทางจราจรต้องรองรับความหนาแน่นที่สูงขึ้นและการเคลื่อนตัวของรถบัสหรือรถบรรทุกที่ช้า และการเผาไหม้จากเครื่องยนต์ดีเซลขนาดใหญ่จะปลดปล่อยอนุภาค  $PM_{2.5}$  ได้เป็นปริมาณมาก โดยเฉพาะเมื่อเคลื่อนที่ช้า อัตราการใช้เชื้อเพลิงจะสูงกว่าเนื่องจากเครื่องยนต์ต้องส่งกำลังให้รถสามารถเคลื่อนที่ได้ ทำให้เกิดมลพิษประเภทอนุภาคแขวนลอยขนาดเล็กได้สูงกว่า (Man et al., 2016)

สำหรับตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ได้แก่ ความเร็วลม อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ และอัตราการไหลของรถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถรับจ้างที่ใช้ก๊าซ (LPGV) และบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) โดยมีเฉพาะตัวแปรอุณหภูมิเท่านั้นที่มีค่าสัมประสิทธิ์เป็นลบ เมื่ออุณหภูมิสูงขึ้น ทำให้ความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  ลดลง ในขณะที่ความชื้นสัมพัทธ์สูงขึ้นความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  จะสูงขึ้นตาม อาจเนื่องมาจากทฤษฎีการเกิดอนุภาคแขวนลอยในอากาศ ซึ่งอนุภาคขนาดดังกล่าวในอากาศ มักเกิดขึ้นเนื่องจากควบแน่นของมลพิษต่างๆ ร่วมกับความชื้นที่สูง และหากสภาพแวดล้อมมีอุณหภูมิสูง การควบแน่นจะมีอัตราการเกิดต่ำกว่าในที่มีอุณหภูมิต่ำ (Vassilakos et al., 2007) สำหรับอัตราการไหลของรถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถรับจ้างที่ใช้ก๊าซ (LPGV) และบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) ที่มีค่าสูงขึ้น ทำให้ความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  ก็มีค่าเพิ่มขึ้นเช่นกัน อย่างไรก็ตาม อนุภาคขนาดที่ใหญ่กว่า 2.5 ไมครอน มักไม่ได้เกิดจากการเผาไหม้ตามปกติ อาจเกิดจากการปั่นป่วนของอากาศ หรือความเร็วลมที่เกิดจากการเคลื่อนตัวมาจากที่อื่นอันเนื่องมาจากปริมาณยานพาหนะที่เพิ่มขึ้น หรือมีอัตราการไหลที่สูง (Cheng et al., 2015)

ตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ได้แก่ ความเร็วลม อัตราการไหลของรถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถรับจ้างที่ใช้ก๊าซ (LPGV) และรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) โดยตัวแปรทั้งหมด มีค่าสัมประสิทธิ์เป็นบวก แสดงให้เห็นว่า เมื่อตัวแปรมีค่าสูงขึ้น ความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  มีค่าสูงขึ้นตามเช่นเดียวกัน ผลอันเนื่องมาจากความเร็วลมที่สูงขึ้น ทำให้ความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  สูงขึ้นนั้น แตกต่างจากผลที่พบจาก  $PM_{2.5}$  ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Cheng และคณะ (2015) ซึ่งพบว่าความเร็วลมจะมีผลทางบวกกับอนุภาคที่มีขนาดใหญ่เท่านั้น

ผลของการหาความสัมพันธ์โดยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน ในบางครั้งอาจได้ผลความสัมพันธ์ที่อธิบายได้ไม่ชัดเจนนัก เนื่องจากเป็นการจับคู่ความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรต้นและตัว

แปรตาม โดยไม่ได้พิจารณาความสัมพันธ์ที่แฝงอยู่ (latent variable) ดังนั้น ผลของการหาความสัมพันธ์โดยสถิติสหสัมพันธ์นี้จะนำไปสู่การคัดเลือกตัวแปรที่จะนำมาใช้ใน model ต่อไป

นอกจากการหาความสัมพันธ์โดยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สันแล้ว ยังได้ทำการวิเคราะห์โดยใช้สถิติสมการถดถอยแบบเสถียรไปวส์ เพื่อวิเคราะห์รูปแบบความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรต้นและตัวแปรตามในรูปสมการดังนี้

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n \quad \text{สมการ 4.1}$$

โดยที่

$n$  คือ จำนวนตัวแปร

$Y$  คือ ค่าตัวแปรตาม

$X$  คือ ค่าตัวแปรต้น

$\beta_0$  คือ ค่าคงที่ของสมการถดถอย

$\beta_n$  คือ ค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยของตัวแปรต้น ตัวที่  $n$

ในการกำหนดตัวแปร ได้ใช้ตัวแปรต้นเช่นเดียวกับที่ใช้ในการหาความสัมพันธ์โดยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน ได้แก่ ความเร็วลม, อุณหภูมิ, ความชื้นสัมพัทธ์ การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ได้แก่ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถยนต์รับจ้าง (LPGV) รถบัสหรือรถแวน (LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (MCV) โดยค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยในแต่ละตัวแปรที่มีระดับความเชื่อมั่นทางสถิติ 0.05 และค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) โดยในตารางที่ 16 จะแสดงเฉพาะตัวแปรต้นที่พบว่ามีความสัมพันธ์กับตัวแปรตาม

ตารางที่ 16 ค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยของตัวแปรต้นแต่ละตัวในบริเวณพื้นเปิดโล่ง

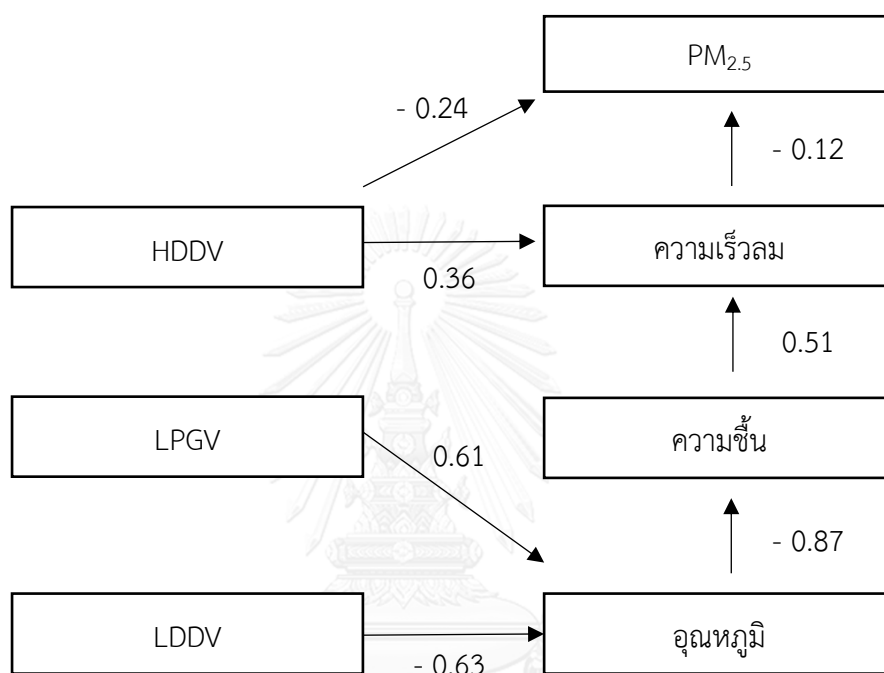
Factor	Beta				Adjusted $R^2$	p-value
	WS	LDGV	LPGV	HDDV		
PM <sub>2.5</sub>	-	-	-	- 0.284	0.072	0.003
PM <sub>10-2.5</sub>	0.719	0.137	-	-	0.538	0.044
PM <sub>10</sub>	0.372	-	0.190	-	0.167	0.038

จากผลการวิเคราะห์การถดถอย พบว่าปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  ในพื้นที่เปิดโล่ง มีเพียง อัตราการไหลของรถบัสหรือรถบรรทุกซึ่งมีค่าสัมประสิทธิ์เป็นลบเช่นเดียวกับผลที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน อย่างไรก็ตาม แม้ความสัมพันธ์จะพบว่ามีนัยทางสถิติ 0.05 แต่ค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) ยังมีค่าที่ต่ำมาก โดยสมการสามารถทำนายความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  ได้เพียง 7.2% เท่านั้น

ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  ในพื้นที่เปิดโล่ง ได้แก่ ความเร็วลม และรถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) ซึ่งทั้งสองตัวแปรมีความสัมพันธ์เป็นบวกเช่นเดียวกับผลที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน โดยค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) มีค่าปานกลาง โดยสมการสามารถทำนายความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  ได้ถึง 53.8% ส่วนปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  ในพื้นที่เปิดโล่ง ได้แก่ ความเร็วลม และรถยนต์รับจ้างที่ใช้ก๊าซ (LPGV) ซึ่งทั้งสองตัวแปรมีความสัมพันธ์เป็นบวกเช่นเดียวกับผลที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน โดยค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) ยังมีค่าที่ค่อนข้างต่ำ โดยสมการสามารถทำนายความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  ได้เพียง 16.7% เท่านั้น

จากผลความสัมพันธ์ของความเร็วลม ยังคงสอดคล้องกับผลที่ได้จากการใช้ Pearson correlation โดยยืนยันแนวคิดที่ความเร็วลมจะมีผลต่ออนุภาคขนาดใหญ่มากกว่าอนุภาคที่มีขนาดเล็ก สำหรับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  มีเพียงอัตราการไหลของรถบรรทุกเพียงปัจจัยเดียวที่สัมพันธ์ต่อความเข้มข้นของอนุภาคขนาดเล็ก ในขณะที่อัตราการไหลของรถยนต์ส่วนบุคคลและรถรับจ้างที่ใช้ก๊าซ ที่สัมพันธ์กัน ด้วยเหตุผลดังเช่นในการทดสอบด้วย Pearson correlation แม้การวิเคราะห์โดยใช้สถิติทั้งสองชนิด พบว่า ตัวแปรต้นที่มีความสัมพันธ์กับตัวแปรตามได้มีค่อนข้างน้อย โดยพบตัวแปรที่มีความสัมพันธ์ไม่กี่ชนิด และสมการถดถอยที่จะนำไปสู่การสร้างสมการเพื่อทำนายค่าตัวแปรตามนั้น ยังต้องมีการปรับค่าตัวแปร หรือค่าคงที่อีก อีกทั้งในความสัมพันธ์ ตัวแปรแต่ละตัวอาจมีความสัมพันธ์กันภายใน และส่งผลให้มีอิทธิพลทั้งทางตรงและทางอ้อมด้วย ดังนั้น ในงานวิจัยนี้จึงได้ทำการวิเคราะห์สถิติในรูปแบบ causal model โดยใช้ path analysis ในการหาความสัมพันธ์ทั้งทางตรงและทางอ้อม โดยใช้โปรแกรมสำเร็จรูป LISREL และใช้ชุดข้อมูลเดียวกับที่ใช้ทดสอบความสัมพันธ์ที่ผ่านมา โดยในการยอมรับความสอดคล้องและความเหมาะสมของแบบจำลอง (fitted model) พิจารณาจากค่า p-value ที่สูงกว่า 0.05 และค่า Root Mean Square Error of Approximation (RMSEA) ที่น้อยกว่า 0.01 ถือว่าแบบจำลองนั้น สามารถยอมรับได้

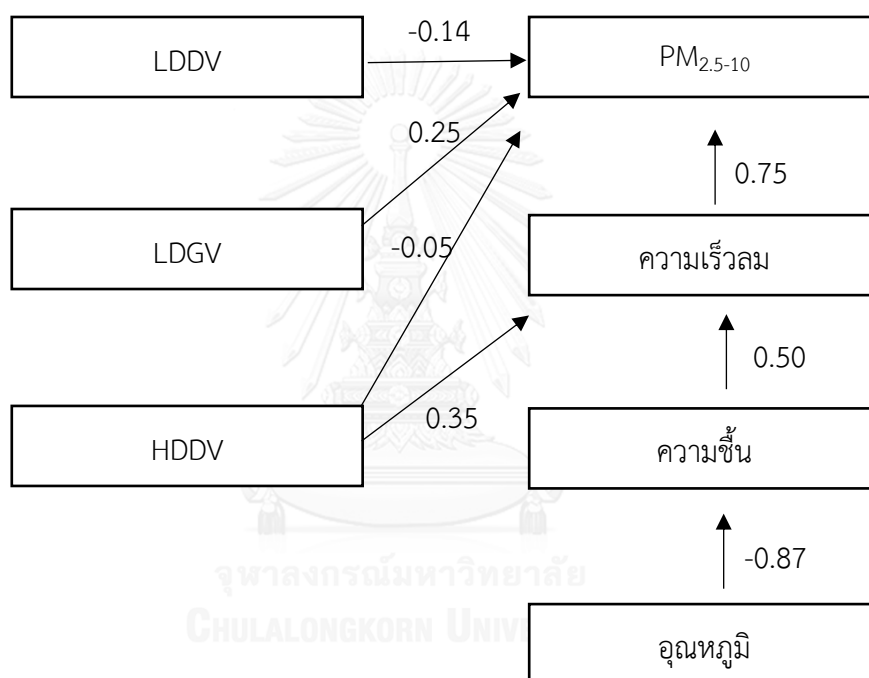
แบบจำลอง causal model ระหว่างความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ กับปัจจัยอุตุนิยมวิทยา (ความเร็วลม, อุณหภูมิ, ความชื้นสัมพัทธ์) และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ได้แก่ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถยนต์รับจ้าง (LPGV) รถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (MCV) ได้แสดงดังในภาพที่ 17 - 19



ภาพที่ 17 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง

จากแบบจำลอง พบว่า ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง เป็นไปในทิศทางเดียวกับผลที่ได้จากสถิติสหสัมพันธ์ คือพบว่า ความเร็วลมและอัตราการไหลของการจราจรโดยรถบัสและบรรทุก มีความสัมพันธ์ทางตรงและมีค่าสัมประสิทธิ์เป็นลบกับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> นอกจากนี้ ยังพบความสัมพันธ์กับตัวแปรอื่นๆ ซึ่งแสดงความสัมพันธ์แบบทางอ้อม ได้แก่ ความชื้นสัมพัทธ์ อุณหภูมิ อัตราการไหลของการจราจรของรถรับจ้างที่ใช้ก๊าซ และรถปิคอัพหรือรถแวน ทั้งนี้ จะเห็นได้ว่า ปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยา (ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และอุณหภูมิ) มีผลต่อความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> ทั้งหมด

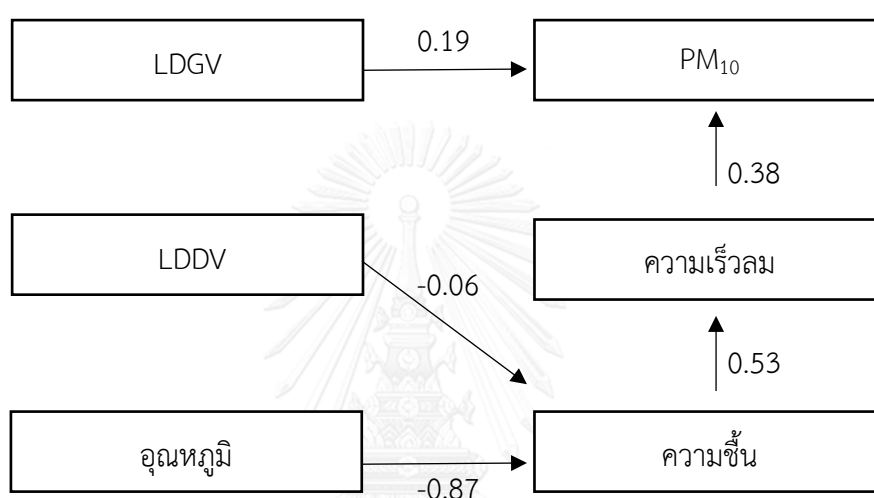
นอกจากอัตราการไหลของรถบรรทุกทุกจะมีผลต่อความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  โดยตรงแล้ว ยังผลที่ทำให้ความเร็วลมเปลี่ยนแปลงไป อาจเนื่องมาจากการปั่นป่วนของอากาศในขณะวิ่งทำให้มีความสัมพันธ์เป็นไปในทางบวก โดยเมื่ออัตราการไหลของการจราจรสูงขึ้น ด้วยรถบรรทุกที่มีมวลขนาดใหญ่ ย่อมอาจส่งผลต่อความเร็วลมในระดับพื้นผิวของถนนได้ ซึ่งทำให้มีผลต่อความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  ในขณะที่อัตราไหลการจราจรของรถยนต์ส่วนบุคคลและรถรับจ้างไม่ได้มีผลโดยตรงต่อความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  แต่อาจจะมีผลต่ออุณหภูมิและความชื้น ซึ่งเป็นปัจจัยที่ทำให้เกิดการควบแน่นเป็นอนุภาคในอากาศแทน



ภาพที่ 18 แบบจำลอง causal model ความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง

จากแบบจำลอง (ภาพที่ 18) พบว่า ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง เป็นไปในทิศทางเดียวกับผลที่ได้จากสถิติสหสัมพันธ์ คือพบว่า ความเร็วลมและอัตราการไหลของการจราจรโดยรถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถบัสและบรรทุก (HDDV) ที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  ทางตรง แต่ไม่พบความสัมพันธ์กับรถยนต์รับจ้างที่ใช้ก๊าซ ทั้งนี้ ยังพบความสัมพันธ์กับตัวแปรด้าน อุตุนิยมิวิทยา (ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และอุณหภูมิ) มีผลต่อความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  ทั้งหมด แต่มีเพียงความเร็วลมเท่านั้นที่แสดงความสัมพันธ์แบบ

ทางตรงเท่านั้น แม้ว่าอนุภาคที่มีขนาดใหญ่จะไม่ได้มีแหล่งกำเนิดมาจากการเผาไหม้ตามปกติ แต่มีความเป็นไปได้ว่า อาจเกิดเนื่องมาจากมลพิษประเภทอื่น เช่น สารประกอบประเภทซัลเฟอร์ และ สารประกอบประเภทไนโตรเจน (Bove, 2016) อันเนื่องมาจากการปลดปล่อยออกมาจากยานพาหนะประเภทต่างๆ รวมถึงปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยา หรือแม้แต่อนุภาคที่ติดอยู่กับตัวยานพาหนะต่างๆ เช่น ฝุ่นดิน ดังนั้น จึงเห็นความสัมพันธ์ที่เกิดขึ้นจากยานพาหนะมากกว่าอนุภาคที่มีขนาดเล็กกว่า



ภาพที่ 19 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง

ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง เป็นไปในทิศทางเดียวกับผลที่ได้จากสถิติสหสัมพันธ์ คือพบว่า ความเร็วลมและอัตราการไหลของการจราจรโดยรถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> แบบทางตรง แต่ไม่พบความสัมพันธ์กับรถยนต์รับจ้างที่ใช้ก๊าซ ทั้งนี้ ยังพบความสัมพันธ์กับตัวแปรด้าน อุตุนิยมวิทยา (ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และอุณหภูมิ) และ อัตราไหลการจราจรของ LDDV ที่ยังมีผลต่อความเข้มข้นของ PM<sub>2.5-10</sub> แต่เป็นในลักษณะความสัมพันธ์ทางอ้อม ที่ต้องมีความสัมพันธ์ร่วมกับปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยา ก่อน โดยความสัมพันธ์ที่เกิดขึ้น มีลักษณะคล้ายกับความสัมพันธ์ของ PM<sub>10</sub> แต่จะเห็นได้ว่า อัตราการไหลการจราจรของรถบรรทุก ไม่ปรากฏความสัมพันธ์ให้เห็น แต่ความเร็วลมยังคงส่งผลทางบวกต่อความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> เช่นเดียวกับของ PM<sub>2.5-10</sub>



จากผลการวิเคราะห์ แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ สามารถสรุปค่าสัมประสิทธิ์ทั้งทางตรงและทางอ้อม ซึ่งค่าสัมประสิทธิ์เหล่านี้สามารถนำมาใช้ในการปรับปรุงสมการที่ได้จากการวิเคราะห์สถิติถดถอย (regression) เพื่อให้ได้ค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted R<sup>2</sup>) ที่สูงขึ้นได้ โดย ค่าสัมประสิทธิ์ทางตรง (direct coefficient) ทางอ้อม (indirect coefficient) และค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร (total coefficient) สรุปได้ในตารางที่ 17

ตารางที่ 17 ค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร จาก causal model ในพื้นที่เปิดโล่ง

	p-value	RMSEA	ตัวแปร	Direct Coefficient	Indirect Coefficient	total Coefficient
PM <sub>2.5</sub>	0.41128	<0.019	ความเร็วลม	- 0.12	-	- 0.12
			อุณหภูมิ	-	0.05	0.05
			ความชื้นสัมพัทธ์	-	- 0.06	- 0.06
			HDDV	- 0.24	- 0.04	- 0.28
			LPGV	-	0.03	0.03
			LDDV	-	- 0.03	- 0.03
PM <sub>2.5-10</sub>	0.21137	0.060	ความเร็วลม	0.75	-	0.75
			อุณหภูมิ	-	- 0.33	- 0.33
			ความชื้นสัมพัทธ์	-	0.38	0.38
			HDDV	- 0.05	0.26	0.21
			LDGV	0.25	-	0.25
			LDDV	- 0.14	-	- 0.14
PM <sub>10</sub>	0.58412	<0.001	ความเร็วลม	0.38	-	0.38
			อุณหภูมิ	-	- 0.18	- 0.18
			ความชื้นสัมพัทธ์	-	0.20	0.20
			LDGV	0.19	-	0.19
			LDDV	-	- 0.01	- 0.01

จากผลการวิเคราะห์ จะเห็นได้ว่า ปัจจัยที่ผลต่อความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ มีทั้งอิทธิพลทางตรงและทางอ้อม โดยเห็นได้ว่า ปัจจัยด้านความเร็วลม มีอิทธิพลทางตรงกับความเข้มข้นของ

อนุภาคต่างๆ โดยเฉพาะกับอนุภาคที่มีขนาดใหญ่ ซึ่งมีอิทธิพลทางบวก แสดงให้เห็นว่า เมื่อความเร็วลมสูงขึ้น ความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{10}$  จะเพิ่มมากขึ้น เนื่องจากอนุภาคขนาดใหญ่มักจะแพร่กระจายตามลม ซึ่งเป็นไปตามกฎของ Stokes โดยแรงต้านทานแรงโน้มถ่วงของอนุภาคจะขึ้นอยู่กับ  $viscosity$  ของตัวกลาง (อากาศ) ความเร็วของอนุภาค และขนาดของอนุภาค ในขณะที่อนุภาคขนาดเล็กจะมีความสัมพันธ์ตรงกันข้ามกันเนื่องจากการแพร่กระจายของอนุภาคที่มีขนาดเล็ก มักแพร่ด้วยหลักการแพร่แบบไม่มีทิศทาง (Brownian diffusion) มากกว่าจะแพร่กระจายด้วยความเร็วลม (Chithra & Nagendra, 2014) และยังสอดคล้องกับงานวิจัยที่ผ่านมา ซึ่งพบว่า อนุภาคที่มีขนาดใหญ่จะได้รับอิทธิพลทางบวกจากความเร็วลมมากขึ้น (Akyuz & Cabuk, 2009; Harrison et al., 2001) นอกจากนี้ ยังพบอิทธิพลทางตรงจากการจราจร โดยเฉพาะกับ  $PM_{2.5}$  จะพบความสัมพันธ์กับรถที่ใช้เชื้อเพลิงดีเซลเป็นหลัก (Coefficient = -0.28) ซึ่งมีอิทธิพลสูงกว่าปัจจัยอื่นๆ อย่างไรก็ตาม ในแบบจำลองของอนุภาคที่มีขนาดใหญ่กว่า 2.5 ไมครอน พบว่า ปัจจัยสำคัญคือปัจจัยทางด้านอุตุนิยมวิทยา (ความเร็วลม อุณหภูมิ และความชื้นสัมพัทธ์) มากกว่าปัจจัยด้านการจราจร อาจเนื่องมาจากอนุภาคขนาดใหญ่ไม่ได้ถูกปล่อยออกมาจากยานพาหนะโดยตรง และอิทธิพลของสภาพแวดล้อมทำให้มีการเปลี่ยนแปลงของระดับความเข้มข้นได้มากกว่า (Wolkoff & Kjergaard, 2007) อย่างไรก็ตาม พบว่าปัจจัยต่างๆยังแสดงอิทธิพลทางอ้อมสูงกว่าอิทธิพลทางตรง ด้วยเหตุนี้เอง ค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) จากการวิเคราะห์สถิติถดถอย จึงมีค่าน้อย ยกเว้นผลการวิเคราะห์ความสัมพันธ์กับ  $PM_{2.5-10}$  ที่มีค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) ที่มีค่าสูงกว่า โดยพิจารณาแล้วจะพบว่า ตัวแปรส่วนใหญ่มีความสัมพันธ์ทางตรงมากกว่าทางอ้อม ซึ่งสมการที่ได้จากสถิติถดถอย เป็นสมการที่แสดงเฉพาะอิทธิพลทางตรงเท่านั้น

## 2) ความสัมพันธ์ที่มีผลความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ ในพื้นที่ปิดล้อม

จากข้อมูล 96 ตัวอย่างในพื้นที่ปิดล้อม ได้นำข้อมูลออกก่อน จำนวน 15 ข้อมูล เพื่อใช้ในการทำ validation ภายหลัง ข้อมูลที่เหลือ 81 ตัวอย่างได้ถูกนำมาใช้หาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ กับปัจจัยอุตุนิยมวิทยา และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ในบริเวณพื้นที่ปิดล้อม และได้ทำการหาความสัมพันธ์ทางสถิติ 3 ชนิด ได้แก่ สถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน (one-tail pearson correlation) สถิติสมการถดถอยแบบเสถียร (stepwise regression) และ ความสัมพันธ์ของตัวแปรในรูปแบบ causal

model – path analysis เช่นเดียวกันกับในพื้นที่เปิดโล่ง โดยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน ได้ผลดังตารางที่ 18

ตารางที่ 18 ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน บริเวณพื้นที่ปิดล้อม

ตัวแปร	PM <sub>2.5</sub>		PM <sub>2.5-10</sub>		PM <sub>10</sub>	
	Correlation	p-value	Correlation	p-value	Correlation	p-value
<b>อุตุนิยมวิทยา</b>						
- WS	-0.218*	0.037	0.345*	0.001	0.161	0.125
- TM	0.043	0.687	-0.181	0.084	-0.126	0.231
- RH	-0.397*	<0.001	-0.370*	<0.001	0.077	0.463
<b>อัตราการไหล</b>						
<b>การจราจร</b>						
- LDGV	0.570*	<0.001	0.020	0.847	0.347*	0.001
- LPGV	0.570*	<0.001	0.020	0.847	0.347*	0.001
- HDDV	0.296*	0.004	0.274*	0.008	0.400*	<0.001
- MCV	0.024	0.820	0.187	0.075	-0.053	0.617
- LDDV	-0.299*	0.004	0.145	0.168	0.169	0.107

หมายเหตุ: \* มีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ 0.05

จากการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ พบว่าตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ได้แก่ ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์เกือบทุกชนิด ยกเว้นรถมอเตอร์ไซด์ โดยตัวแปรด้านอุตุนิยมวิทยาทั้งหมดมีค่าสัมประสิทธิ์เป็นลบ ซึ่งคล้ายกับในพื้นที่เปิดโล่ง อย่างไรก็ตาม ปัจจัยด้านการจราจรมีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> ในพื้นที่ปิดล้อม พบความสัมพันธ์กับตัวแปรมากกว่าเมื่อเทียบกับในพื้นที่เปิดโล่ง ซึ่งเกือบทั้งหมดมีค่าสัมประสิทธิ์เป็นบวก ยกเว้นอัตราการไหลการจราจรของรถปิคอัพหรือรถแวนที่ปรากฏค่าสัมประสิทธิ์เป็นลบ ซึ่งผลจากการวิเคราะห์ทางสถิติ มีผลแตกต่างกับบริเวณที่เปิดโล่ง ซึ่งพบว่ามีเพียงอัตราการไหลของรถบรรทุกเท่านั้นที่มีผลทางลบกับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> อาจเนื่องมาจากการกระจายตัวและสะสมของอนุภาคหลากหลายขนาดภาพได้สภาพแวดล้อมที่คล้ายกับอูโมงค์ (Jason &

Bruce, 2006) ซึ่งการปั่นป่วนของลมภายในอุโมงค์ จะทำให้อนุภาคที่ตกลงสู่พื้น ฟูกระจายขึ้นมา ทำให้ผลการวิเคราะห์ทางสถิติแตกต่างออกไป ทั้งนี้ ผลจากปัจจัยด้านการจราจรยังคงแสดงให้เห็นว่า เครื่องยนต์ดีเซลยังคงเป็นแหล่งกำเนิดสำคัญของ  $PM_{2.5}$  ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยที่ผ่านมา ที่พบว่า ค่าสหสัมพันธ์ระหว่างอนุภาคขนาดดังกล่าวกับยานพาหนะที่ใช้เครื่องยนต์ดีเซลยังคงมีความสัมพันธ์ทางลบ (Cheng et al., 2015)

สำหรับตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ได้แก่ ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และอัตราการไหลของรถบรรทุกหรือรถบัส (HDDV) โดยมีเฉพาะตัวแปรความชื้นสัมพัทธ์ที่มีค่าสัมประสิทธิ์เป็นลบเท่านั้น ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยที่ผ่านมาที่พบว่า ความชื้นสัมพัทธ์ที่สูงสัมพันธ์ทางลบกับความเข้มข้นของอนุภาคที่มีขนาดเล็ก ซึ่งความชื้นสัมพัทธ์สามารถทำให้เกิดการควบแน่น และทำให้อนุภาคมีขนาดใหญ่ขึ้นและมีน้ำหนักมากพอที่จะตกลงสู่พื้น (Hien et al., 2002) โดยในความสัมพันธ์นี้ พบว่าตัวแปรที่มีความสัมพันธ์ทางลบ ได้เฉพาะกับอนุภาคที่มีขนาดเล็ก

สำหรับตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ได้แก่ ความเร็วลม อัตราการไหลของรถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถรับจ้างที่ใช้ก๊าซ (LPGV) และรถบรรทุกหรือรถบัส (HDDV) โดยตัวแปรทั้งหมด มีค่าสัมประสิทธิ์เป็นบวก ขณะที่ตัวแปรด้านอุตุนิยมวิทยาไม่ปรากฏความสัมพันธ์ที่มีนัยทางสถิติที่ 0.05 สอดคล้องกับรายงาน Emission Inventory Guidebook ซึ่งพบว่า โดยส่วนใหญ่แล้ว ความเข้มข้นของอนุภาคขนาดเล็กกว่า 10 ไมครอน มักจะเป็นผลมาจากแหล่งกำเนิดหรือจากยานพาหนะโดยตรง และปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยา ผลค่อนข้างน้อยมาก (EMEP/CORINAIR, 2004) โดยเฉพาะอย่างยิ่งในพื้นที่ที่ปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยา ถูกจำกัดตั้งในพื้นที่ปกคลุมด้วยสิ่งก่อสร้าง อิทธิพลด้านอุตุนิยมวิทยาจึงมีความสำคัญน้อยมาก

นอกจากการหาความสัมพันธ์โดยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สันแล้ว ยังได้ทำการวิเคราะห์โดยใช้สถิติสมการถดถอยแบบเสถียรไปวส์ โดยในการกำหนดตัวแปร ได้ใช้ตัวแปรต้น เช่นเดียวกับที่ใช้ในการหาความสัมพันธ์โดยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน ได้แก่ ความเร็วลม, อุณหภูมิ, ความชื้นสัมพัทธ์) และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ได้แก่ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถยนต์รับจ้าง (LPGV) รถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (MCV) โดยค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยในแต่ละตัว

แปรที่มีระดับความเชื่อมั่นทางสถิติ 0.05 และค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) โดยแสดงในตารางที่ 19 ซึ่งแสดงเฉพาะตัวแปรต้นที่มีความสัมพันธ์กับตัวแปรตามเท่านั้น

ตารางที่ 19 ค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยของตัวแปรต้นแต่ละตัวในบริเวณพื้นที่ปิดล้อม

Factor	Beta				Adjusted $R^2$	p-value
	RH	LPGV	HDDV	MCV		
PM <sub>2.5</sub>	-	0.516	0.213	-0.251	0.413	0.010
PM <sub>10-2.5</sub>	0.434	-	0.354	-	0.241	<0.001
PM <sub>10</sub>	0.317	0.416	0.395	-	0.304	0.001

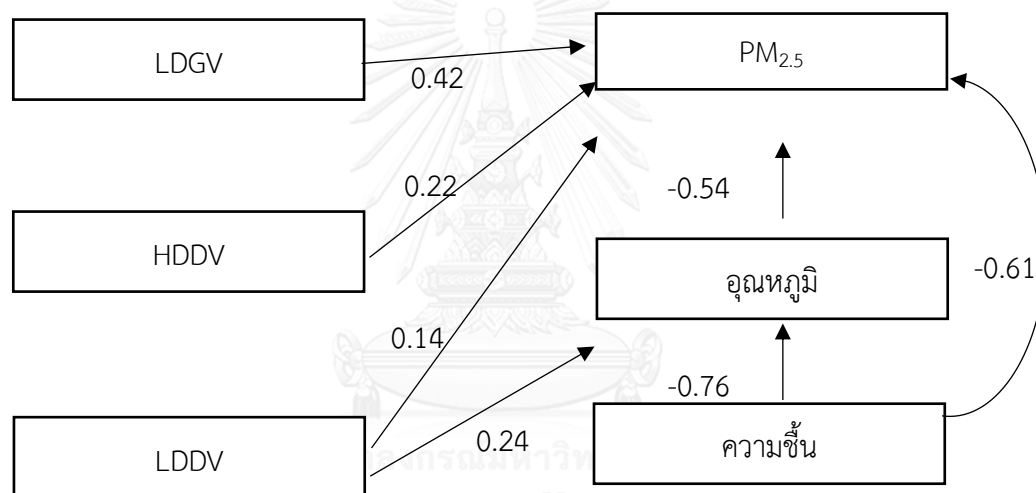
จากผลการวิเคราะห์การถดถอย จะเห็นความแตกต่างจากการใช้ Pearson correlation เนื่องจากจะเห็นอิทธิพลของปัจจัยทางด้านการจราจรมากกว่า โดยปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยาจะพบแค่ปัจจัยด้านความชื้นสัมพัทธ์เท่านั้นที่มีผล โดยมีผลทางบวก ซึ่งแตกต่างจาก Pearson correlation ที่พบว่ามีเพียงความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> เท่านั้นที่ให้ผลทางบวก ส่วนปัจจัยทางด้านการจราจร พบว่าปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> ในพื้นที่ปิดล้อม ได้แก่ อัตราการไหลของรถรับจ้างที่ใช้ก๊าซ (LPGV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และรถมอเตอร์ไซด์ (MCV) ที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> ซึ่งมีค่าสัมประสิทธิ์ส่วนใหญ่เป็นบวก ยกเว้นตัวแปรอัตราการไหลของรถมอเตอร์ไซด์ ที่มีค่าสัมประสิทธิ์เป็นลบ ความสัมพันธ์ดังกล่าวพบว่ามีนัยทางสถิติ 0.05 และมีค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) อยู่ในระดับปานกลาง โดยสมการสามารถทำนายความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> ได้ถึง 41.3%

ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5-10</sub> ในพื้นที่ปิดล้อม ได้แก่ ความชื้นสัมพัทธ์และรถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) โดยค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) ยังมีค่าที่ค่อนข้างต่ำ โดยสมการสามารถทำนายความเข้มข้นของ PM<sub>2.5-10</sub> ไม่ครบจนได้เพียง 24.1%

ส่วนปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> ในพื้นที่เปิดโล่ง ได้แก่ ความชื้นสัมพัทธ์รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และรถยนต์รับจ้างที่ใช้ก๊าซ (LPGV) ซึ่งทั้งสามตัวแปร มีค่าสัมประสิทธิ์เป็นบวก โดยค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) มีค่าต่ำ โดยสมการสามารถทำนายความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> ได้เพียง 30.4% เท่านั้น แม้ว่าตามทฤษฎีแล้ว ยานพาหนะที่ใช้เชื้อเพลิงประเภทก๊าซ

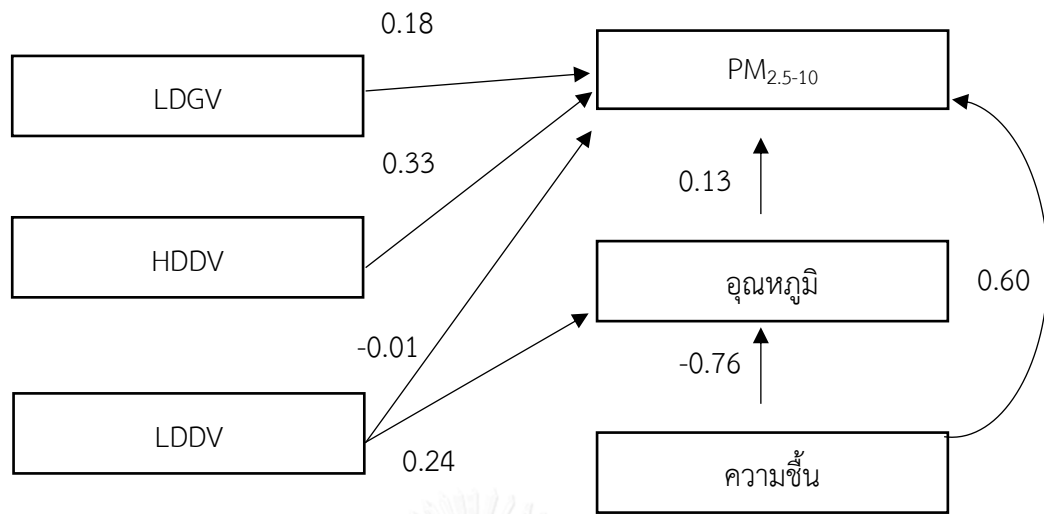
ธรรมชาติ หรือก๊าซ LPG จะมีการปลดปล่อยอนุภาคในปริมาณที่ต่ำมาก (Cheng et al., 2006) แต่ทว่าในพื้นที่ที่ถูกปิดล้อม อาจทำให้อนุภาคต่างถูกสะสมไว้ จึงทำให้การวิเคราะห์ทางสถิติเปลี่ยนแปลงได้

อย่างไรก็ตาม ในงานวิจัยนี้ได้วิเคราะห์แบบจำลอง causal model ระหว่างความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ กับปัจจัยอุตุนิยมวิทยา (ความเร็วลม, อุณหภูมิ, ความชื้นสัมพัทธ์) และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ได้แก่ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถยนต์รับจ้าง (LPGV) รถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (MCV) ในพื้นที่ปิดล้อม ได้แสดงดังในภาพที่ 20 - 22



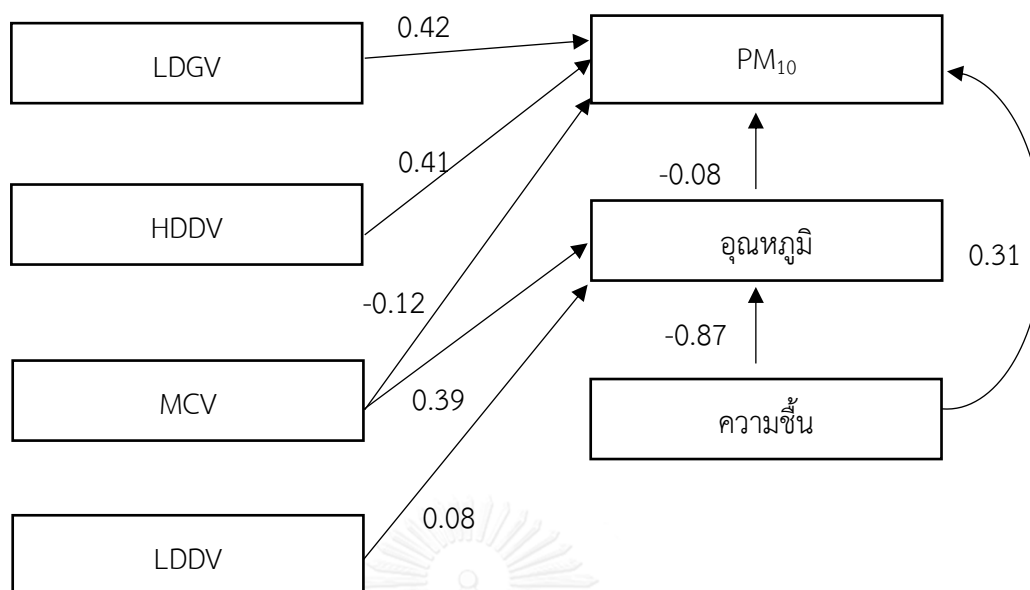
ภาพที่ 20 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> บริเวณพื้นที่ปิดล้อม

จากแบบจำลอง พบว่า ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์ทางตรงกับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> บริเวณพื้นที่ปิดล้อม ได้แก่ อุณหภูมิ ความชื้น อัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) รถบัส และบรรทุก (HDDV) และรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) โดยยังพบอีกว่า อัตราการไหลของรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) และความชื้นสัมพัทธ์ ยังแสดงความสัมพันธ์แบบทางอ้อมอีกด้วย นอกจากนี้ ไม่พบว่าความเร็วลมมีอิทธิพลใดๆกับความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> ซึ่งแตกต่างจากการวิเคราะห์สถิติสหสัมพันธ์



ภาพที่ 21 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  บริเวณพื้นที่ปิดล้อม

จากแบบจำลอง พบว่า ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์ทางตรงกับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  บริเวณพื้นที่ปิดล้อม ได้แก่ อุณหภูมิ ความชื้น อัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) รถบัส และบรรทุก (HDDV) และรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) โดยยังพบอีกว่า อัตราการไหลของรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) และความชื้นสัมพันธ์ ยังแสดงความสัมพันธ์แบบทางอ้อมอีกด้วย ซึ่งลักษณะความสัมพันธ์คล้ายกับแบบจำลองความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  เช่นเดียวกัน ไม่พบว่าความเร็วลมมีอิทธิพลใดๆกับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  ซึ่งแตกต่างจากการวิเคราะห์สถิติสหสัมพันธ์



ภาพที่ 22 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  บริเวณพื้นที่ปิดล้อม

จากแบบจำลอง พบว่า ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์ทางตรงกับความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  บริเวณพื้นที่ปิดล้อม ได้แก่ อุณหภูมิ ความชื้น อัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) รถบัสและบรรทุก (HDDV) และรถมอเตอร์ไซด์ (MCV) ส่วนอัตราการไหลของการจราจรโดยรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) พบว่ามีอิทธิพลทางอ้อมเท่านั้น นอกจากนี้ยังพบอีกว่า อัตราการไหลของการจราจรโดยรถมอเตอร์ไซด์ (MCV) และความชื้นสัมพัทธ์ ยังแสดงความสัมพันธ์แบบทางอ้อมอีกด้วย

จากผลการวิเคราะห์ แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ สามารถสรุปค่าสัมประสิทธิ์ทั้งทางตรงและทางอ้อม เพื่อคำนวณหาค่าสัมประสิทธิ์รวมของอิทธิพลจากตัวแปรต่างๆ ซึ่งค่าสัมประสิทธิ์เหล่านี้สามารถนำมาใช้ในการปรับปรุงสมการที่ได้จากการวิเคราะห์สถิติถดถอย (regression) เพื่อให้ได้ค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) ที่สูงขึ้นได้ โดย ค่าสัมประสิทธิ์ทางตรง (direct coefficient) ทางอ้อม (indirect coefficient) และค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร (total coefficient) สรุปได้ในตารางที่ 20



ตารางที่ 20 ค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร จาก causal model ในพื้นที่ปิดล้อม

	p-value	RMSEA	ตัวแปร	Direct Coefficient	Indirect Coefficient	total Coefficient
PM <sub>2.5</sub>	0.37263	<0.001	อุณหภูมิต่ำ	- 0.54	-	- 0.54
			ความชื้นสัมพัทธ์	- 0.61	0.41	- 0.2
			HDDV	0.22	-	0.22
			LDGV	0.42	-	0.42
			LDDV	0.14	- 0.13	0.01
PM <sub>2.5-10</sub>	0.37263	<0.001	อุณหภูมิต่ำ	0.13	-	0.13
			ความชื้นสัมพัทธ์	0.60	- 0.09	0.51
			HDDV	0.33	-	0.33
			LDGV	0.18	-	0.18
			LDDV	- 0.01	0.03	- 0.02
PM <sub>10</sub>	0.38867	0.009	อุณหภูมิต่ำ	- 0.08	-	- 0.08
			ความชื้นสัมพัทธ์	0.31	0.07	0.38
			LDGV	0.42	-	0.42
			HDDV	0.41	-	0.41
			MCV	- 0.12	-0.03	- 0.15
			LDDV	-	-0.01	- 0.01

จากผลการวิเคราะห์ จะเห็นได้ว่า ปัจจัยที่ผลต่อความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ มีทั้งอิทธิพลทางตรงและทางอ้อม โดยเห็นได้ว่า ปัจจัยด้านความเร็วลม ไม่ปรากฏอิทธิพลใดๆกับความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ ซึ่งแตกต่างจากในพื้นที่เปิดโล่ง อาจเนื่องจากโครงสร้างของถนนที่ถูกปกคลุมด้วยสิ่งก่อสร้าง (สถานีรถไฟฟ้) ทำให้ความเร็วลมไม่มีผลต่อความเข้มข้นของอนุภาคขนาดต่างๆ นอกจากนี้ ยังพบอิทธิพลทางตรงจากการจราจรแสดง ซึ่งพบอิทธิพลทางตรงสูงกว่าอิทธิพลทางอ้อม ด้วยเหตุนี้เอง ค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted R<sup>2</sup>) จากการวิเคราะห์สถิติถดถอยจึงมีค่ามากกว่าเมื่อเทียบกับค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจจากการวิเคราะห์สถิติถดถอยในพื้นที่เปิดโล่ง

#### 4.1.6 การทดสอบสมการจาก path analysis model ของความเข้มข้นของอนุภาค

นอกจากการหาความสัมพันธ์ทางตรง-ทางอ้อม โดยใช้ model แล้ว รูปแบบของแบบจำลองดังกล่าวยังสามารถจำลองความสัมพันธ์ในรูปแบบสมการทางคณิตศาสตร์ได้อีกด้วย ซึ่งโครงสร้างสมการ (Structure equation) ที่ถูกจำลองขึ้นมา นั้น เป็นสมการ linear regression รูปแบบหนึ่ง ซึ่งสมการจะมีค่าสัมประสิทธิ์การถดถอย ( $\beta_n$ ) ที่แตกต่างจากสมการ linear regression ที่ใช้วิเคราะห์โปรแกรมสำเร็จรูป SPSS ตามปกติ อย่างไรก็ตาม สมการที่เกิดขึ้น เป็นสมการที่วิเคราะห์ความสัมพันธ์ที่ได้จาก causal model เฉพาะที่เป็นความสัมพันธ์ทางตรงเท่านั้น ซึ่งจะมีความคลาดเคลื่อนมากหากรูปแบบความสัมพันธ์มีความซับซ้อนจากตัวแปรที่มีอิทธิพลทางอ้อมสูง

ในการทดสอบสมการจาก causal model ดำเนินการโดยแบ่งข้อมูลที่เก็บตัวอย่างมาวิเคราะห์ไว้สองส่วน ส่วนแรก 85% ของข้อมูล ใช้สำหรับสร้าง causal model และเมื่อสร้างแบบจำลองความสัมพันธ์ได้แล้ว จะนำข้อมูล 15% ที่เหลือ ลองแทนค่าในสมการที่ได้ เพื่อเปรียบเทียบค่าของตัวแปรตามที่เป็นจริงกับค่าที่ทำนายได้จากสมการดังกล่าว โดยจะดำเนินการสามครั้ง และหาค่าเฉลี่ยของความคลาดเคลื่อน ( $R^2$ ) โดยการดำเนินการได้มีการกำหนดตัวแปรดังตารางที่ 21

ตารางที่ 21 ตัวแปรที่ใช้ในการทดสอบสมการจาก causal model ของความเข้มข้นของอนุภาค

ตัวแปร	ความหมาย
PM <sub>2.5</sub>	ความเข้มข้นอนุภาคขนาด 2.5 ไมครอน
PM <sub>2.5-10</sub>	ความเข้มข้นอนุภาคขนาด 2.5-10 ไมครอน
PM <sub>10</sub>	ความเข้มข้นอนุภาคขนาด 10 ไมครอน
WS	ความเร็วลม
TM	อุณหภูมิ
RH	ความชื้นสัมพัทธ์
HDDV	อัตราการไหลการจราจรของ รถบรรทุกหรือรถบัส
LDGV	อัตราการไหลการจราจรของ รถส่วนบุคคลที่ใช้ Gasoline
LDDV	อัตราการไหลการจราจรของ รถปิกอัพหรือรถแวน
MCV	อัตราการไหลการจราจรของ รถจักรยานยนต์

และเนื่องจากการทำ validation ได้ทำการวิเคราะห์จำนวน 3 ครั้ง ทำให้ค่าสัมประสิทธิ์ในสมการที่วิเคราะห์ มีการเปลี่ยนแปลงไปเล็กน้อย ในงานวิจัยนี้จึงได้นำเสนอเฉพาะ สมการและสัมประสิทธิ์ที่มีค่า  $R^2$  ที่ดีที่สุดในการรายงานผลการวิเคราะห์

### 1) การทดสอบสมการความเข้มข้นของอนุภาคแต่ละขนาด ในพื้นที่เปิดโล่ง

ข้อมูลส่วนแรก จำนวน 88 ข้อมูล ได้ถูกนำมาหาความสัมพันธ์แบบ causal model ซึ่งดำเนินการทั้งหมด 3 ครั้ง โดยสมการที่มีค่าความเชื่อมั่น ( $R^2$ ) สูงสุด จะถูกนำมาใช้เพื่อวิเคราะห์ ดังแสดงในตารางที่ 22

ตารางที่ 22 สมการความสัมพันธ์ที่มีค่า  $R^2$  สูงสุด ในพื้นที่เปิดโล่ง

ตัวแปรตาม	สมการ	$R^2$
PM <sub>2.5</sub>	-2.97(Ws) – 147.26(HDDV) + 55.00	0.1640
PM <sub>2.5-10</sub>	20.61(Ws) + 3.60(LGGV) – 37.03(HDDV) – 5.45(LDDV)	0.6579
PM <sub>10</sub>	14.46(Ws) + 3.83(LDGV)	0.2695

จากผลดังตารางพบว่า สมการของ PM<sub>2.5</sub> มีค่าเฉลี่ยความเชื่อมั่นที่ต่ำมาก ทั้งนี้อาจเป็นเพราะสมการมีตัวแปรที่ส่งผลต่อความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> ที่เป็นตัวแปรที่ส่งผลทางอ้อมสูงมากกว่าตัวแปรที่ส่งผลทางตรง ซึ่งสมการที่แสดงนั้น สามารถวิเคราะห์ได้แต่ปัจจัยที่มีผลทางตรงเท่านั้น ค่าความเชื่อมั่นที่พบ จึงมีค่าต่ำ อย่างไรก็ตาม สำหรับสมการของ PM<sub>2.5-10</sub> และ PM<sub>10</sub> มีค่าเฉลี่ยความเชื่อมั่นที่สูงกว่า โดยสมการของ PM<sub>2.5-10</sub> มีค่าเฉลี่ยความเชื่อมั่นสูงที่สุด โดยสามารถทำนายได้ถึง 65.79% ทั้งนี้เนื่องจากสมการประกอบด้วยตัวแปรทางตรงมีมากกว่าตัวแปรที่มีผลทางอ้อมเมื่อเปรียบเทียบกับสมการอื่นๆ

### 2) การทดสอบสมการความเข้มข้นของฝุ่นแต่ละขนาด ในพื้นที่ปิดล้อม

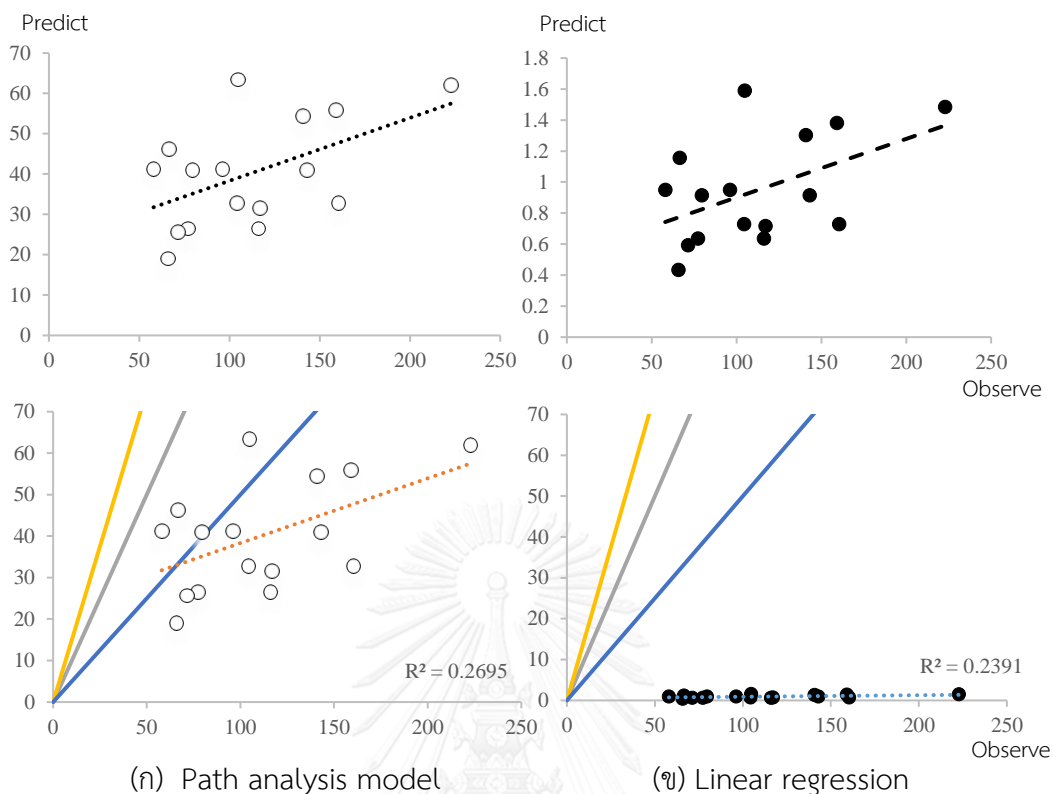
ข้อมูลส่วนแรก จำนวน 78 ข้อมูล ได้ถูกนำมาหาความสัมพันธ์แบบ causal model ซึ่งดำเนินการทั้งหมด 3 ครั้ง โดยสมการที่มีค่าความเชื่อมั่น ( $R^2$ ) สูงสุด จะถูกนำมาใช้เพื่อวิเคราะห์ ดังแสดงในตารางที่ 23

ตารางที่ 23 สมการความสัมพันธ์ที่มีค่า R<sup>2</sup> สูงสุด ในพื้นที่ปิดล้อม

ตัวแปรตาม	สมการ	R <sup>2</sup>
PM <sub>2.5</sub>	-7.86(TM) - 1.51(RH) + 13.75(LDGV) + 118.89(HDDV) + 4.68(LDDV) + 270.00	0.6050
PM <sub>2.5-10</sub>	2.81(TM) + 2.28(RH) + 8.30(LDGV) + 264.23(HDDV) - 0.63(LDDV)	0.5246
PM <sub>10</sub>	-2.0(TM) + 1.35(RH) + 24.03(LDGV) + 385.52(HDDV) - 4.89(MCV) + 0.19(LDDV)	0.5467

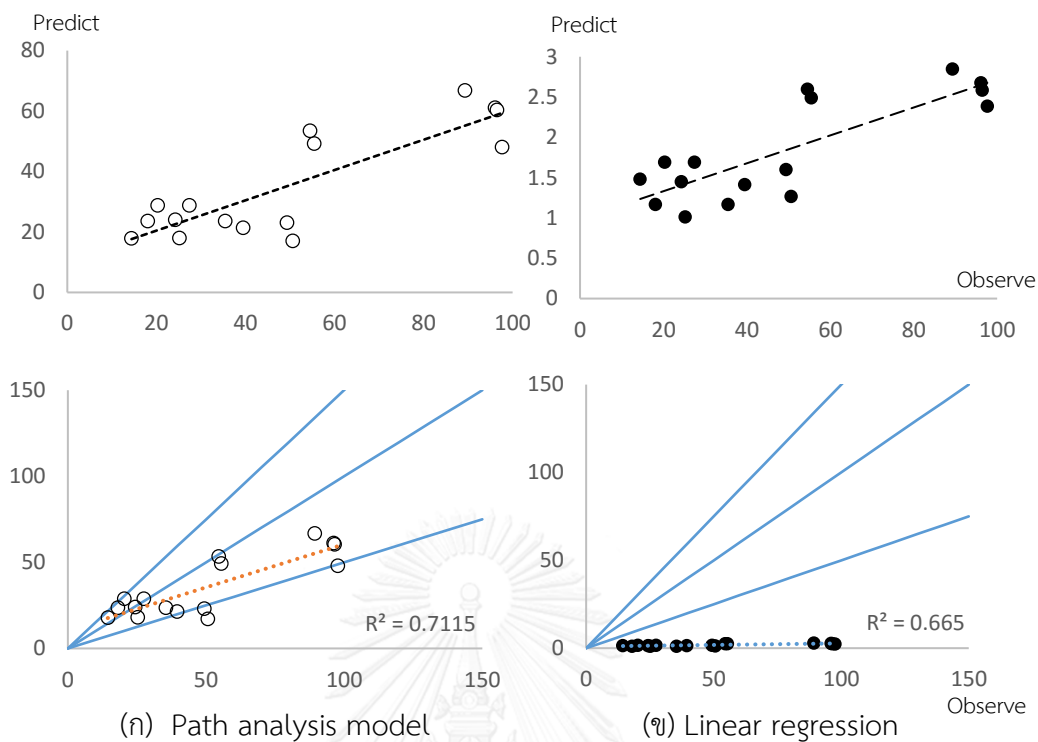
จากผลดังตารางพบว่า สมการของอนุภาคทั้ง 3 ขนาด มีค่าเฉลี่ยความเชื่อมั่นที่สูงกว่าเมื่อเทียบกับสมการในพื้นที่เปิดโล่ง ทั้งนี้อาจเป็นเพราะสมการมีตัวแปรที่ส่งผลเป็นตัวแปรที่ส่งผลทางตรงสูงกว่าตัวแปรที่ส่งผลทางอ้อม ค่าความเชื่อมั่นที่พบจึงมีค่าสูง อย่างไรก็ตาม สมการของ PM<sub>2.5-10</sub> และ 10 ไมครอน มีค่าเฉลี่ยความเชื่อมั่นที่ใกล้เคียงกัน (0.5246 และ 0.5467 ตามลำดับ) โดยสมการของ PM<sub>2.5</sub> มีค่าเฉลี่ยความเชื่อมั่นสูงที่สุด โดยสามารถทำนายได้ถึง 60.50%

นอกจากนี้ ยังได้นำข้อมูลมาเพื่อวิเคราะห์ความคลาดเคลื่อนจากค่าจริงที่ตรวจวัดได้ โดยสร้างกราฟ Q-Q plot ระหว่างค่าจริงที่วัดได้ (observe) กับค่าที่ทำนายได้จากสมการในตารางที่ 22 และ 23 (predict) และมีการลากเส้นกราฟเพื่อประเมินความคลาดเคลื่อนโดยใช้เส้น 3 เส้น คือ เส้นที่ค่า observe และ predict มีค่าเท่ากัน 100% และ เส้นที่ค่า predict มีการคลาดเคลื่อนไป 50% และ 150% ทั้งนี้ได้นำข้อมูลไปใช้ในการสร้างกราฟ Q-Q plot ของสมการที่ได้จาก linear regression ด้วย (โดยใช้สมการที่วิเคราะห์ได้ในแต่ละครั้ง) โดยภาพการเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของอนุภาคทั้ง 3 ขนาด ในพื้นที่เปิดโล่ง ดังแสดงในภาพที่ 23 - 25



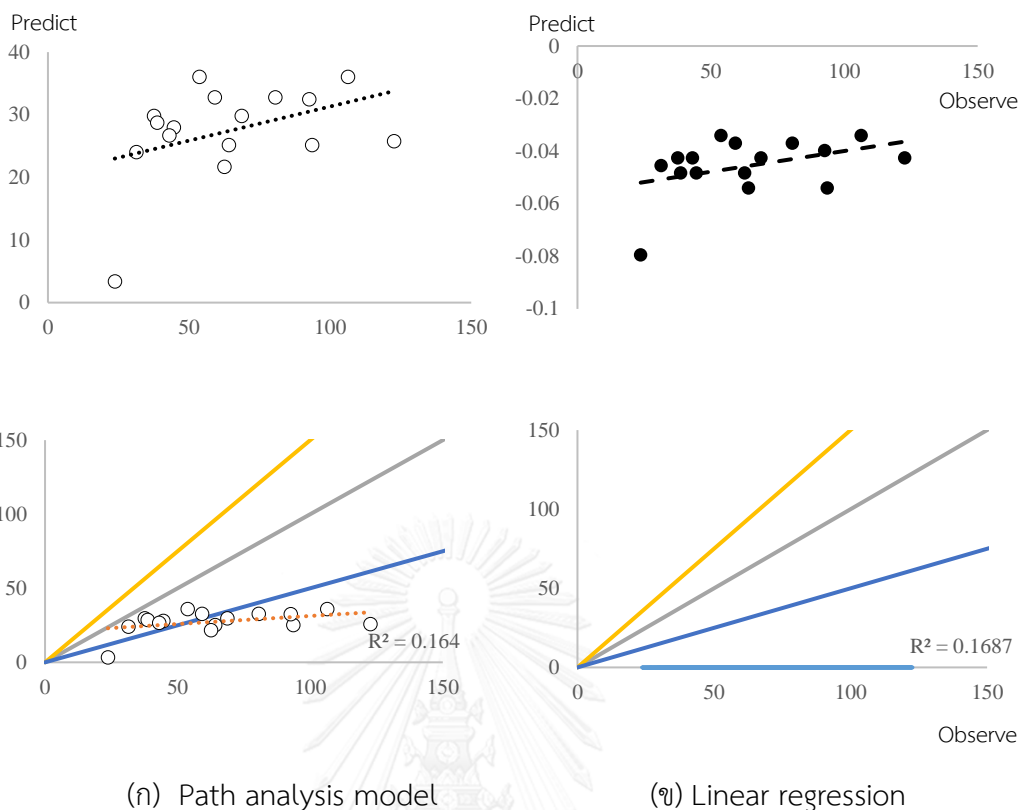
ภาพที่ 23 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ PM<sub>10</sub> ในพื้นที่เปิดโล่ง

จากภาพที่ 23 พบว่า สมการที่ได้จาก path analysis model สามารถทำนายค่าได้ โดยมีค่า  $R^2$  เท่ากับ 0.2695 ซึ่งไม่แตกต่างจากค่า  $R^2$  ที่ได้จากสมการ linear regression ซึ่งเท่ากับ 0.2391 อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาจากกราฟ Q-Q plot จะพบว่า สมการจาก path analysis model จะสามารถทำนายค่าความเข้มข้นของ PM<sub>10</sub> ได้ใกล้เคียงกับความเป็นจริง (ค่า observe) มากกว่า สมการจาก linear regression โดยให้ค่าที่ทำนายใกล้เคียงกับช่วงที่ยอมรับได้ 50 – 150% ของค่าจริงได้มากกว่า แต่มีแค่ข้อมูลประมาณ 20% เท่านั้นที่อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ นอกจากนี้พบว่า ช่วงที่มีความเข้มข้นต่ำ จะมีค่าที่ใกล้เคียงกับความเป็นจริงมากกว่า และมีแนวโน้มที่จะทำนายค่าได้ต่ำกว่าความเป็นจริง



ภาพที่ 24 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ  $PM_{2.5-10}$  ในพื้นที่เปิดโล่ง

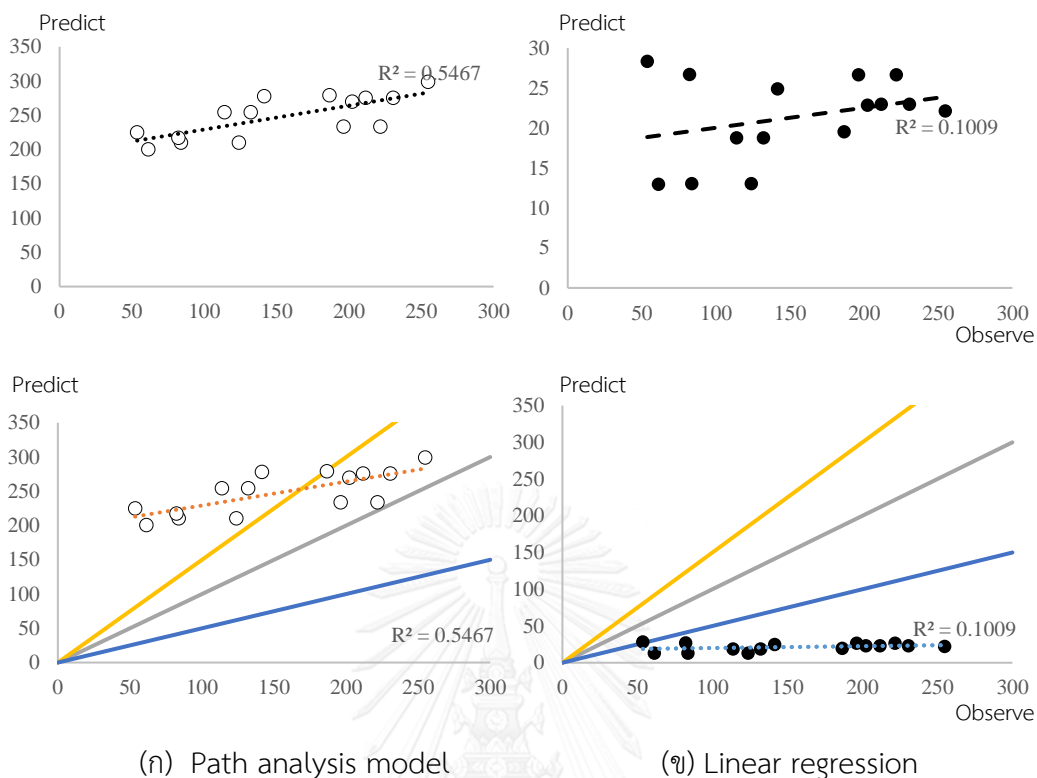
เมื่อพิจารณาสมการทำนายความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  พบว่า ให้ค่า  $R^2$  สูงมาก โดยสมการ path analysis model สามารถทำนายค่าได้ โดยมีค่า  $R^2$  เท่ากับ 0.7115 ซึ่งใกล้เคียงกับค่า  $R^2$  ที่ได้จากสมการ linear regression ซึ่งเท่ากับ 0.665 อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาจากกราฟ Q-Q plot จะพบว่าสมการ path analysis model สามารถทำนายค่าได้อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ ซึ่งแตกต่างจากสมการจาก linear regression ที่แม้จะมีค่า  $R^2$  ที่สูง แต่ทำนายค่าได้ห่างจากความเป็นจริง



ภาพที่ 25 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ  $PM_{2.5}$  ในพื้นที่เปิดโล่ง

จากภาพที่ 25 สมการที่ได้จาก path analysis model สามารถทำนายค่าได้ โดยมีค่า  $R^2$  เท่ากับ 0.1640 ในขณะที่  $R^2$  ที่ได้จากสมการ linear regression มีค่าเท่ากับ 0.1687 อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาจากกราฟ Q-Q plot จะพบว่า สมการจาก path analysis model จะสามารถทำนายค่าความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  ได้ใกล้เคียงกับความเป็นจริงมากกว่า และมีข้อมูลประมาณ 45% ที่อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ โดยจะเห็นได้ว่า ช่วงที่มีความเข้มข้นต่ำ จะมีค่าที่ใกล้เคียงกับความเป็นจริงมากกว่า และมีแนวโน้มที่จะทำนายค่าได้ต่ำกว่าความเป็นจริง เช่นเดียวกับสมการทำนาย  $PM_{10}$

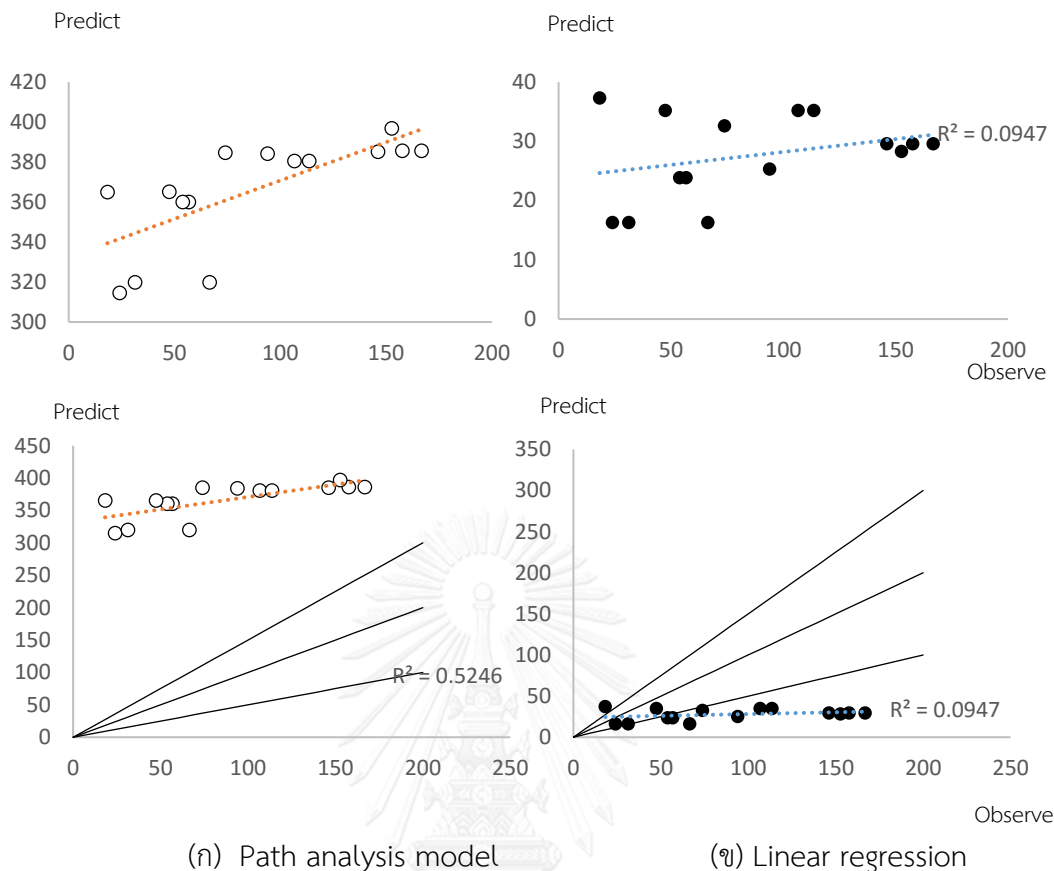
เมื่อพิจารณา ข้อมูลจากตัวอย่างในพื้นที่ปิดล้อม ซึ่งให้ผลค่อนข้างดีกว่าของพื้นที่เปิดโล่ง โดยสมการ path analysis model ให้ค่า  $R^2$  ในช่วง 0.5246 – 0.5467 ในขณะที่ สมการจาก linear regression ให้ค่า  $R^2$  ในช่วง 0.0947 – 0.2701 ซึ่งน้อยกว่าอย่างเห็นได้ชัด โดยการเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของอนุภาคทั้ง 3 ขนาด ในพื้นที่ปิดล้อม ดังแสดงในภาพที่ 26 ถึง 28



ภาพที่ 26 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ  $PM_{10}$  ในพื้นที่ปิดล้อม

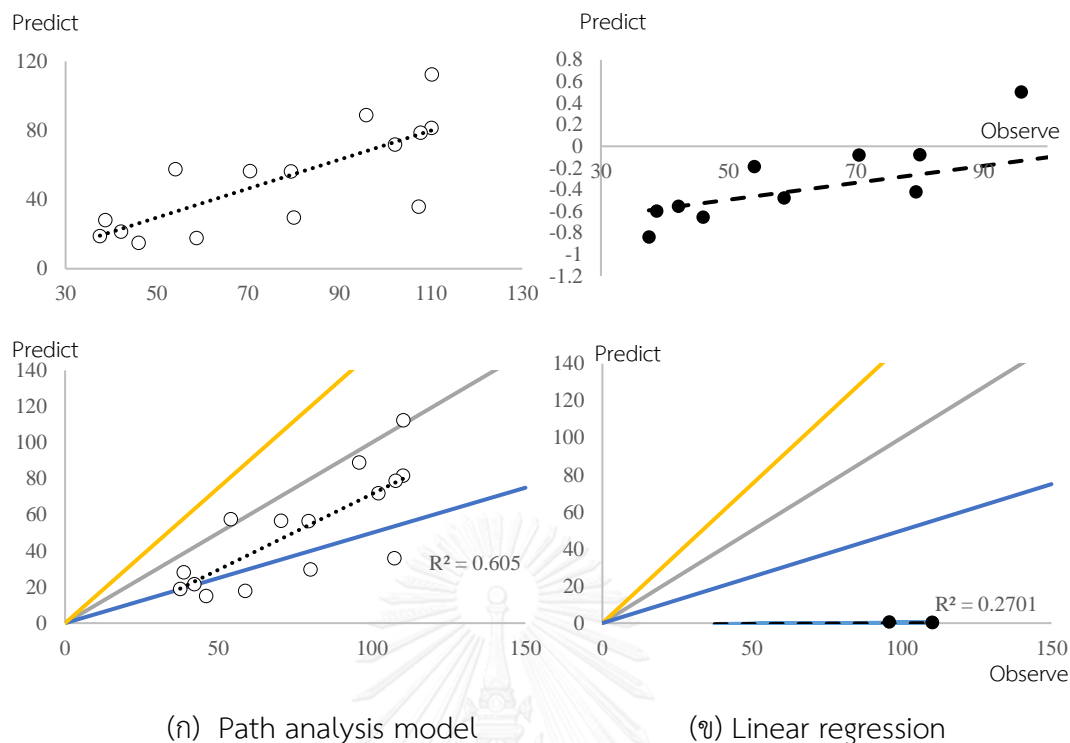
จากภาพ สมการที่ได้จาก path analysis model สามารถทำนายค่าได้ โดยมีค่า  $R^2$  เท่ากับ 0.5467 ในขณะที่  $R^2$  ที่ได้จากสมการ linear regression มีค่าเท่ากับ 0.1009 อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาจากกราฟ Q-Q plot จะพบว่า สมการจาก path analysis model จะสามารถทำนายค่าความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  ได้ใกล้เคียงกับความเป็นจริงมากกว่า และมีข้อมูลประมาณ 45% ที่อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ โดยจะเห็นได้ว่า ช่วงที่มีความเข้มข้นสูง จะมีค่าที่ใกล้เคียงกับความเป็นจริงมากกว่า และมีแนวโน้มที่จะทำนายค่าได้สูงกว่าความเป็นจริง





ภาพที่ 27 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ PM<sub>2.5-10</sub> ในพื้นที่ปิดล้อม

จากภาพที่ 27 มีความแตกต่างจากสมการทำนายค่าความเข้มข้นของอนุภาค PM<sub>10</sub> โดยค่าที่ได้จากสมการ path analysis model จากสมการทำนายค่าความเข้มข้นของอนุภาค PM<sub>2.5-10</sub> มีค่า R<sup>2</sup> ที่สูง (0.5246) แต่ค่าที่ทำนายได้ค่าสูงกว่าความเป็นจริงมาก และไม่อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ แตกต่างจากสมการทำนายจาก linear regression ที่มีค่าที่อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้บ้าง แต่มีค่า R<sup>2</sup> ต่ำมาก (0.0947)



ภาพที่ 28 การเปรียบเทียบค่า observe และค่า predict ของ  $PM_{2.5}$  ในพื้นที่ปิดล้อม

จากภาพที่ 28 สมการ path analysis สามารถทำนายความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  โดยให้ค่า  $R^2$  ที่สูงมาก (0.6050) ในขณะที่ค่า  $R^2$  ที่ได้จากสมการ linear regression มีค่าต่ำกว่า (0.2701) และจาก Q-Q plot จะพบว่า สมการ path analysis model สามารถทำนายค่าได้อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้เกือบทั้งหมด ซึ่งแตกต่างจากสมการจาก linear regression ที่แม้จะมีค่า  $R^2$  ที่สูง แต่ทำนายค่าได้ห่างจากช่วงที่ยอมรับได้

จากการทำ validation พบว่า สมการที่มาจาก path analysis model ส่วนใหญ่ สามารถทำนายค่าความเข้มข้นของอนุภาคได้ใกล้เคียงกับความเป็นจริงมากกว่าสมการที่วิเคราะห์ได้จาก linear regression โดยค่าที่ทำนายจากสมการ path analysis ในพื้นที่เปิดโล่ง สามารถทำนายค่าความเข้มข้นของอนุภาคที่อยู่ในความเข้มข้นที่ต่ำ ได้เหมาะสมและใกล้เคียงกว่าการทำนายค่าความเข้มข้นของอนุภาคที่มีความเข้มข้นสูง ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยที่ผ่านมา (Lu and Fang, 2003) ซึ่งมักจะพบว่า ค่าที่ทำนายได้จากแบบจำลอง statistical model มักจะไม่สามารถทำนายค่าความเข้มข้นสูงได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งงานวิจัยที่ผ่านมายังไม่สามารถหาเหตุผลอธิบายกรณีดังกล่าวได้

(Maciejewska et al., 2015) อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาค่า coefficient ในตารางที่ 17 พบว่าในพื้นที่เปิดโล่ง มีตัวแปรที่มีค่าสัมประสิทธิ์ทางลบ และตัวแปรที่มีอิทธิพลทางอ้อมค่อนข้างสูง (ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ HDDV และ LPGV) ทำให้ค่าที่ทำนายมักต่ำกว่าความเป็นจริง ในทางกลับกันพื้นที่ปิดล้อม มักจะมีตัวแปรที่มีอิทธิพลทางบวกมากกว่า และมีตัวแปรที่ให้ผลทางอ้อมน้อย (สมการทำนาย  $PM_{2.5-10}$ ) ทำให้ค่าที่ทำนาย มักมีค่าสูงกว่าความเป็นจริง

ดังนั้น path analysis model จึงเป็นทางเลือกที่ดีในการใช้เป็นแบบจำลองเพื่อสร้างสมการในการทำนายความเข้มข้นของอนุภาคในงานวิจัยนี้ เนื่องจากแสดงให้เห็นถึงตัวแปรที่มีความสัมพันธ์มากกว่า ดังนั้นเมื่อสร้างเป็นสมการ จึงมีจำนวนตัวแปรมากกว่าของ linear regression ทำให้ค่าที่ทำนาย มีค่าใกล้เคียงกับความเป็นจริง อย่างไรก็ตาม ตัวแปรที่ส่งผลทางอ้อมยังมีความสำคัญที่จะสามารถกำหนดค่าที่ได้จากการทำนายให้สูงกว่าหรือต่ำกว่าปกติได้ ดังนั้นจึงต้องพิจารณาตัวแปรทางอ้อมเหล่านี้ด้วยและจากผลขั้นต้น พบว่า ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นของอนุภาค สามารถใช้ path analysis ในการวิเคราะห์ที่ได้เป็นอย่างดี ดังนั้นในขั้นตอนถัดไป ความเข้มข้นของ PAHs ริมนถนนจะถูกนำมาใช้ในการหาความสัมพันธ์ โดยใช้ path analysis model ในการอธิบายความสัมพันธ์ที่เกิดขึ้นต่อไป

## 4.2 ความเข้มข้นของ PAHs ในอากาศ

### 4.2.1 การควบคุมคุณภาพในการวิเคราะห์ PAHs

ในการวิเคราะห์ความเข้มข้นของ PAHs ได้ดำเนินการวิเคราะห์ใน 2 สถานะ คือ 1) PAHs ที่อยู่ในรูปของอนุภาค โดยทำการสกัด PAHs ทั้ง 16 ชนิด จากอนุภาคที่เก็บตัวอย่างมา โดยเป็นค่าความเข้มข้นรวมของ PAHs (total PAHs) ที่อยู่ใน  $PM_{2.5-10}$  และ PAHs ที่อยู่ใน  $PM_{2.5}$  2) PAHs ที่อยู่ในสถานะก๊าซ ซึ่งเก็บตัวอย่างและสกัดจากตัวดูดซับ XAD-2 ซึ่งในการวิเคราะห์นั้น ขั้นแรกได้ดำเนินการทดสอบเพื่อพิจารณาค่าต่างๆ และขั้นตอนการสกัด เพื่อวิเคราะห์หา ค่า coefficient of determination ( $R^2$ ) ของ PAHs ทั้ง 16 ชนิด ค่า Limit of detection (LOD) ทดสอบ Recovery test เพื่อควบคุมคุณภาพของการวิเคราะห์

### 1) กราฟมาตรฐาน (Standard curve)

ได้ดำเนินการสร้างกราฟมาตรฐาน (Standard curve) ของ PAHs ทั้ง 16 ชนิด ได้แก่ naphthalene, acenaphthylene, acenaphthene, fluorine, phenanthrene, anthracene, fluoranthene, pyrene, benzo(a)anthracene, chrysene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, dibenz(a,h)anthracene, benzo(g,h,i)pyrylene โดยในการทำกราฟมาตรฐาน พบว่าให้ค่าความเชื่อมั่น (coefficient of determination:  $R^2$ ) อยู่ระหว่าง 0.9950 – 0.9992 ดังแสดงในตารางที่ 24 และภาคผนวก ข.

ตารางที่ 24 ค่า coefficient of determination ( $R^2$ ) ของ PAHs ทั้ง 16 ชนิด

สาร	$R^2$	สาร	$R^2$
Naphthalene (Nap)	0.9992	Benzo(a)anthracene (BaA)	0.9971
Acenaphthylene (Acy)	0.9989	Chrysene (Chy)	0.9951
Acenaphthene (Ace)	0.9989	Benzo(b)fluoranthene (BbF)	0.9950
Fluorine (Flu)	0.9982	Benzo(k)fluoranthene (BkF)	0.9961
Phenanthrene (Phe)	0.9981	Benzo(a)pyrene (BaP)	0.9950
Anthracene (Ant)	0.9976	Indeno(1,2,3-cd)pyrene (Ind)	0.9980
Fluoranthene (Fluo)	0.9969	Dibenz(a,h)anthracene (DaA)	0.9957
Pyrene (Pyr)	0.9975	Benzo(g,h,i)pyrylene (BgP)	0.9970

จากตาราง ค่า coefficient of determination ( $R^2$ ) ของ PAHs ทั้ง 16 ชนิด มีค่าระหว่าง 0.9950 – 0.9992 โดย PAHs ที่พบค่า  $R^2$  สูงที่สุดคือ Nap ส่วน PAHs ที่พบค่า  $R^2$  ต่ำที่สุดคือ BaP และ BbF

### 2) Limit of detection (LOD)

จากการวิเคราะห์ปริมาณของ PAHs 16 ชนิด โดยเครื่อง GC/FID พบว่า ค่า LOD ที่สามารถวิเคราะห์ได้โดยเครื่อง GC/FID มีค่าอยู่ระหว่าง 0.80 – 1.98 ng/mL ดังแสดงในตารางที่ 25

ตารางที่ 25 ค่า LOD ของ PAHs ทั้ง 16 ชนิด จากเครื่อง GC/FID (ng/mL)

สาร	LOD	สาร	LOD
Naphthalene (Nap)	1.36	Benzo(a)anthracene (BaA)	1.19
Acenaphthylene (Acy)	1.98	Chrysene (Chry)	0.87
Acenaphthene (Ace)	1.71	Benzo(b)fluoranthene (BbF)	0.89
Fluorine (Flu)	1.57	Benzo(k)fluoranthene (BkF)	0.87
Phenanthrene (Phe)	1.21	Benzo(a)pyrene (BaP)	0.80
Anthracene (Ant)	1.27	Indeno(1,2,3-cd)pyrene (Ind)	1.44
Fluoranthene (Fluo)	1.56	Dibenz(a,h)anthracene (DaA)	1.62
Pyrene (Pyr)	1.04	Benzo(g,h,i)pyrylene (BgP)	1.29

### 3) การทดสอบ Recovery test

การทดสอบการคืนกลับ (Recovery test) ของ PAHs 16 ชนิด โดยผ่านการสกัดจากชุดเก็บตัวอย่าง โดยการทดสอบแบ่งออกเป็น 2 แบบ ได้แก่ การทดสอบการคืนกลับของการสกัด PAHs จากกระดาษกรอง (filter) ชนิด PTFE และการทดสอบการคืนกลับของการสกัด PAHs จากตัวดูดซับ XAD-2 โดยการสกัดได้ดำเนินการทั้งหมด 10 ครั้ง ได้ค่าเฉลี่ยการคืนกลับดังตารางที่ 26

ตารางที่ 26 ค่าร้อยละการคืนกลับ (%Recovery) ของ PAHs 16 ชนิด

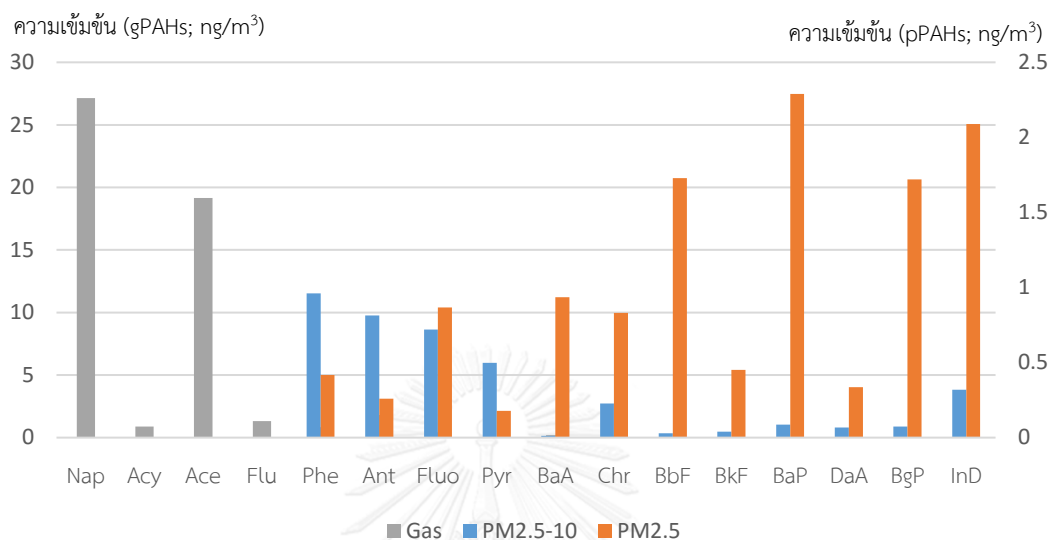
สาร	%Recovery		สาร	%Recovery	
	Filter	XAD-2		Filter	XAD-2
Nap	81.14	97.22	BaA	115.55	107.98
Acy	88.52	98.35	Chy	117.78	108.50
Ace	87.90	99.36	BbF	101.60	98.67
Flu	93.95	90.98	BkF	111.58	98.66
Phe	103.22	97.91	BaP	111.07	94.35
Ant	89.98	85.33	InD	92.06	89.62
Fluo	95.44	82.46	DaA	109.81	100.31
Pyr	91.23	81.35	BgP	105.57	96.78

#### 4.2.2 PAHs profile ในอากาศ บริเวณริมถนน

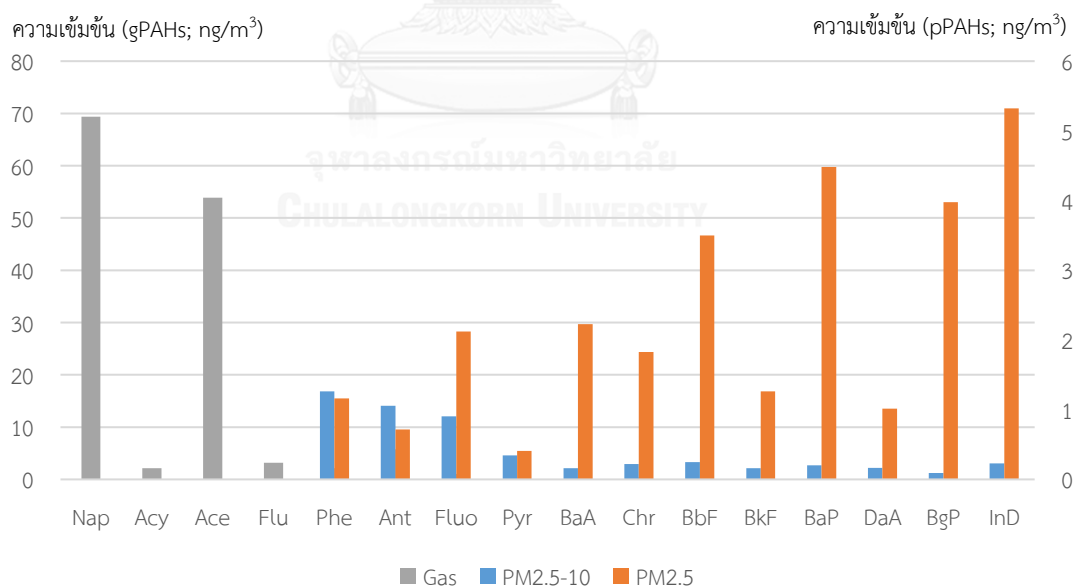
การวิเคราะห์ความเข้มข้นของ PAHs บริเวณริมถนน ทั้งพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม โดยเก็บตัวอย่างพื้นที่ละ 4 จุดเก็บตัวอย่าง โดยมีจำนวนตัวอย่าง 104 ตัวอย่างในบริเวณพื้นที่เปิดโล่ง และ 92 ตัวอย่างในพื้นที่ปิดล้อม การวิเคราะห์ PAHs ได้ทำการวิเคราะห์ PAHs จากตัวอย่างอนุภาค 2 ขนาด ได้แก่ PM<sub>2.5-10</sub> และ PM<sub>2.5</sub> รวมเป็น PAHs ในรูปอนุภาค (pPAHs) และวิเคราะห์ PAHs ที่อยู่ในสถานะก๊าซด้วย (gPAHs) จากการวิเคราะห์ PAHs มีผลดังนี้

PM<sub>2.5-10</sub> และ PM<sub>2.5</sub> ที่ได้จากการเก็บตัวอย่างด้วยชุดอุปกรณ์ Personal module impactor (PMI) นำมาวิเคราะห์หาชนิดและปริมาณสาร PAHs โดยนำตัวอย่างมาสกัดและวิเคราะห์ด้วยเครื่อง GC/FID ในรูปของความเข้มข้นหน่วย ng/m<sup>3</sup> ซึ่งโดยส่วนใหญ่แล้ว สาร PAHs ที่มีมวลโมเลกุลสูง จะถูกดูดซับบนฝุ่นละออง ในขณะที่ PAHs ที่มีมวลโมเลกุลต่ำๆ มักจะถูกพบในรูปก๊าซ ซึ่งเทคนิคในการสกัดและวิเคราะห์ พบว่า PAHs ที่พบในอนุภาค มีเฉพาะ PAHs ที่มีมวลสูงเท่านั้น ไม่พบ PAHs ชนิด Naphthalene Acenaphthylene Acenaphthene Fluorine ที่มีมวลโมเลกุลต่ำ เนื่องจาก PAHs ดังกล่าว ไม่เสถียรและสลายได้ง่าย สำหรับชุดอุปกรณ์ XAD-2 สำหรับเก็บตัวอย่าง PAHs ในสถานะก๊าซ พบเฉพาะ PAHs ชนิดที่มีมวลโมเลกุลต่ำและมวลโมเลกุลปานกลางเท่านั้น ไม่พบ PAHs ชนิดที่มีมวลโมเลกุลสูง ซึ่งส่วนใหญ่มักถูกดูดซับไว้ในอนุภาคและถูกกรองไว้โดยใยแก้วในหลอด XAD-2 ได้แก่

BbF, BkF, BaP, Ind, DaA และ BgP โดยชนิดและปริมาณสาร pPAHs (PAHs profile) แสดงในภาพที่ 29 - 30



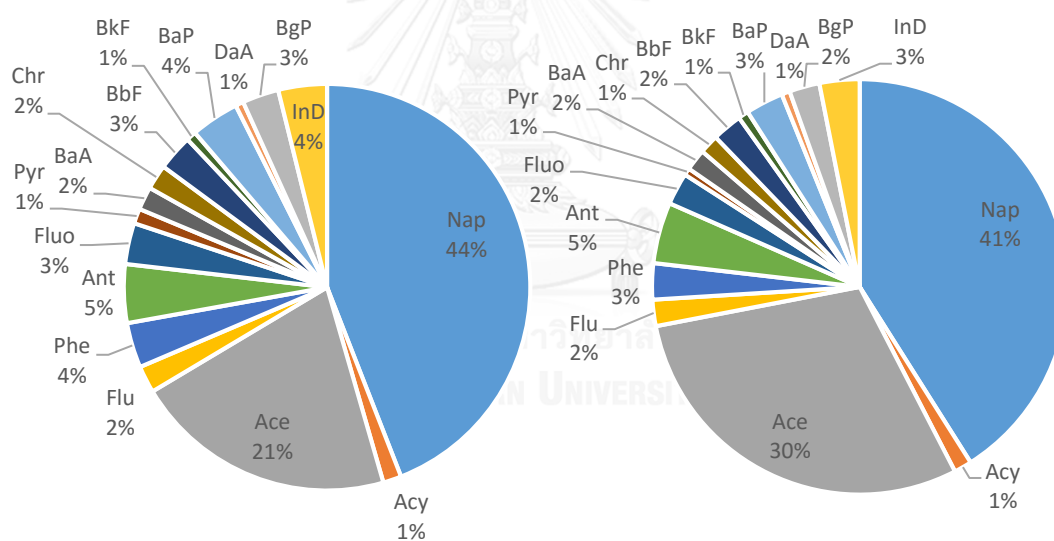
ภาพที่ 29 PAHs profile ใน PM<sub>2.5-10</sub>, PM<sub>2.5</sub> และ สถานะก๊าซ บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง



ภาพที่ 30 PAHs profile ใน PM<sub>2.5-10</sub>, PM<sub>2.5</sub> และ สถานะก๊าซ บริเวณพื้นที่ปิดล้อม

จากภาพที่ 30 พบว่า PAHs ที่มีมวลโมเลกุลปานกลาง โดยมีวงแหวนเบนซีน 3 – 4 วง (Phe, Ant, Fluo, Pyr) มักถูกพบใน PM<sub>2.5-10</sub> เป็นส่วนใหญ่ ในขณะที่ PAHs ที่มีมวลโมเลกุลสูง (BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, Ind, DaA และ BgP) มักถูกพบใน PM<sub>2.5</sub> เป็นส่วนใหญ่

BbF, BaP, BgP, InD) มักถูกพบใน  $PM_{2.5}$  มากกว่า เนื่องจาก  $PM_{2.5}$  มีรูปทรงสูงกว่าและมักเกิดจากกระบวนการเผาไหม้ โดย PAHs ที่มีมวลโมเลกุลสูงมักจะเกิดขึ้นจากกระบวนการเผาไหม้เช่นกัน นอกจากนี้ยังมีรายงานวิจัยที่พบว่า เมื่ออนุภาคของฝุ่นมีขนาดใหญ่ขึ้นอันเนื่องมาจากปฏิกิริยาการเผาไหม้ จะส่งผลให้ PAHs ที่อยู่บนอนุภาคเกิดการเปลี่ยนแปลงทำให้เกิดการ decomposition ของ PAHs ทำให้มีมวลโมเลกุลเปลี่ยนแปลงไปโดยมีมวลลดน้อยลง (Qianjin et al., 2015) สำหรับ PAHs ในสถานะก๊าซ (มวลโมเลกุลต่ำ) จะถูกพบใน XAD-2 โดยพบ Nap, Ace เป็นส่วนใหญ่ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยที่ผ่านมา (Limu et al., 2013; Wang and Ding, 2013) ซึ่งพบว่า อนุภาคขนาดเล็กมักดูดซับ PAHs ที่มีมวลโมเลกุลสูงได้มากกว่า เนื่องจาก อนุภาคขนาดเล็ก ( $PM_{2.5}$ ) มักเป็นอนุภาคที่ประกอบด้วยคาร์บอน (Carbonaceous material) ดังนั้น PAHs ที่มีจำนวนวงแหวนมาก จึงมักถูกดึงไว้กับอนุภาคมากกว่า PAHs ที่มีจำนวนวงแหวนปานกลางและต่ำ

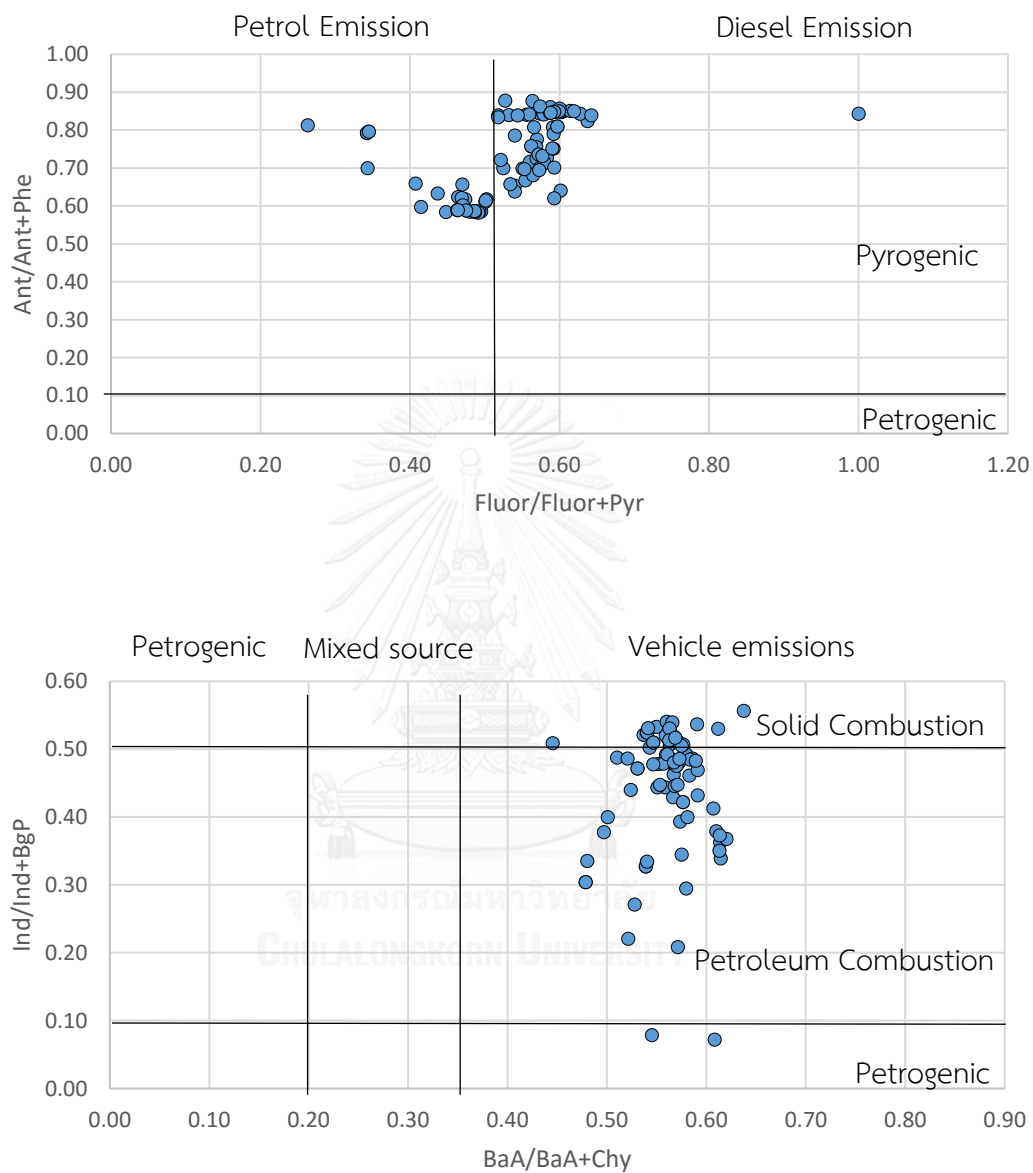


ภาพที่ 31 สัดส่วนความเข้มข้นเฉลี่ยของ PAHs แต่ละชนิด ในพื้นที่เปิดโล่ง (ซ้าย) และปิดล้อม (ขวา)

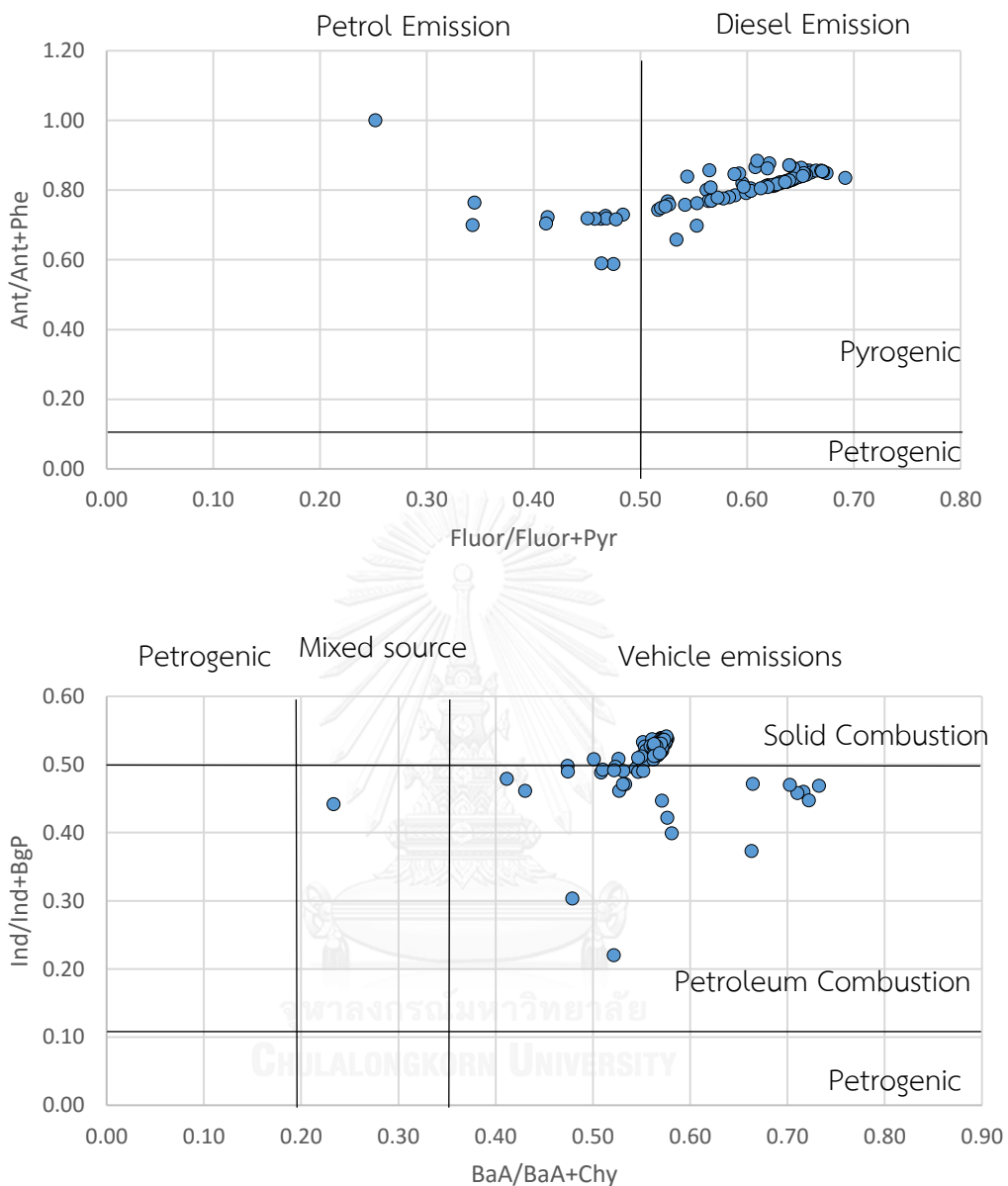
จากข้อมูลดังกล่าว สามารถนำมาวิเคราะห์แหล่งกำเนิดของ PAHs ได้ โดยใช้ Diagnostic ratio ซึ่งเป็นการวิเคราะห์สัดส่วนความสัมพันธ์ระหว่าง PAHs แต่ละชนิด (Akyuz and Cabuk, 2010; Pies et al., 2010; Ravindra et al., 2008; Yunker et al., 2002) เพื่อบ่งชี้แหล่งกำเนิดในตัวอย่างสิ่งแวดล้อม โดยการศึกษาครั้งนี้ ได้ทำการวิเคราะห์สัดส่วนของ PAHs ทั้งหมด 5 แบบ ได้แก่ 1)



Fluo/(Fluo + Pyr) 2) Ant/(Ant+Phe) 3) BaA/(BaA+Chy) 4) InD/(InD+BgP) 5) BaP/BgP โดยมี  
ผลดังภาพที่ 32 และ 33



ภาพที่ 32 สัดส่วนของ diagnostic ratio ในพื้นที่เปิดโล่ง



ภาพที่ 33 สัดส่วนของ diagnostic ratio ในพื้นที่ปิดล้อม

จากความสัมพันธ์ Diagnostic ratio ระหว่างคู่ Fluor/(Fluor+Pyr) และ Ant/(Ant+Phe) ของทั้งพื้นที่เปิดโล่งและปิดล้อม โดยทั้งสองพื้นที่มีความสัมพันธ์ที่คล้ายคลึงกัน โดยเมื่อพิจารณาจากคู่สัดส่วนระหว่าง Fluor/(Fluor+Pyr) พบว่าแหล่งกำเนิดส่วนใหญ่มาจากเชื้อเพลิงประเภทดีเซล (Diesel Emission) ขณะที่สัดส่วน Ant/(Ant+Phe) บ่งบอกว่า PAHs ที่พบ เกิดจากกระบวนการเผาไหม้เป็นหลัก (Pyrogenic) ในขณะที่ความสัมพันธ์ Diagnostic ratio ระหว่างคู่ BaA/(BaA+Chr) บ่งชี้ว่า PAHs

ที่พบ มีแหล่งกำเนิดจากยานพาหนะเป็นหลัก (Vehicle emissions) ทั้งนี้สัดส่วน  $\text{InD}/(\text{InD}+\text{BgP})$  บ่งบอกว่า PAHs ส่วนใหญ่เกิดจากกระบวนการเผาไหม้จากผลิตภัณฑ์ปิโตรเลียมเช่นกัน นอกจากนี้ หากพิจารณาสัดส่วนของ BaP/BgP จะพบว่า มีค่า 3.15 และ 2.85 ในพื้นที่เปิดโล่งและปิดล้อม ซึ่งเมื่อพิจารณาสัดส่วนนี้จะบ่งบอกว่า PAHs ที่พบ มีแหล่งกำเนิดจากการจราจร (Traffic emissions) เนื่องจากมีค่าสัดส่วนมากกว่า 0.6 (Katsoyannis et al., 2011) ดังนั้น PAHs ที่พบในงานวิจัยนี้สามารถบ่งบอกได้ว่าเป็น PAHs ที่มีแหล่งกำเนิดที่มาจากจราจรเป็นหลัก ดังสรุปในตารางที่ 27

ตารางที่ 27 การเปรียบเทียบค่า Diagnostic ratio ที่พบในงานวิจัยนี้

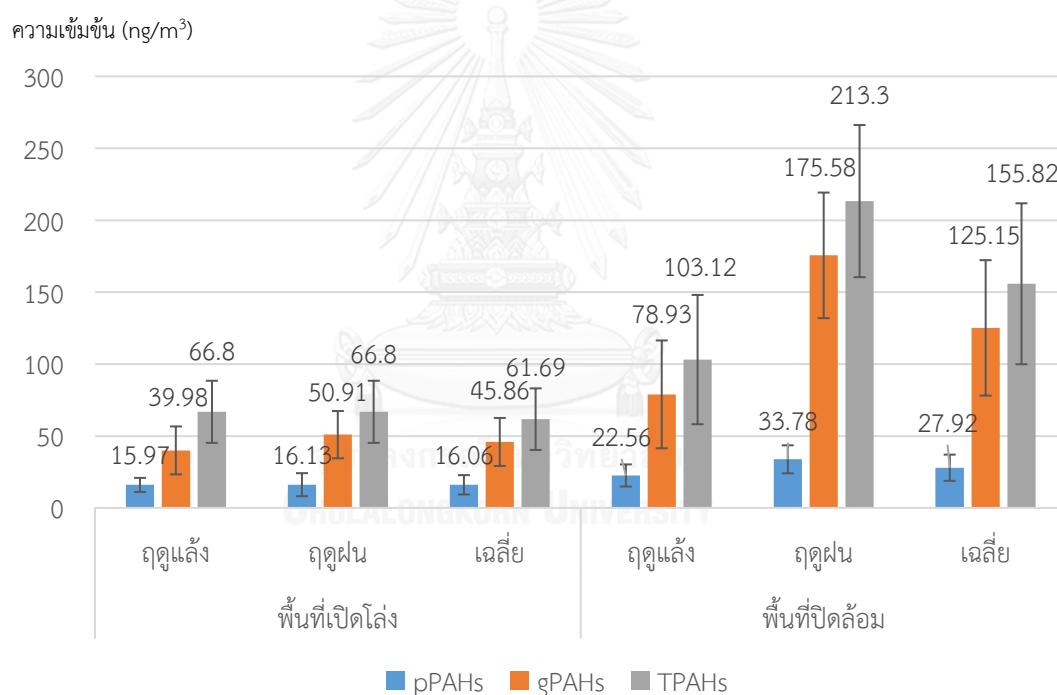
Diagnostic ratio	อัตราส่วนที่พบ ในงานวิจัยนี้ (เฉลี่ย)	
	พื้นที่เปิดโล่ง	พื้นที่ปิดล้อม
Ant/(Ant+Phe) พบ >0.1 แหล่งกำเนิดแบบผสม, การจราจร (Yunker et al., 2002) พบ >0.1 แหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้ (Pies et al., 2008)	0.49	0.58
Fluo/(Fluo+Pyr) (Ravindra et al., 2008) พบ <0.5 แหล่งกำเนิดจากการน้ำมัน พบ >0.5 แหล่งกำเนิดจากเชื้อเพลิงดีเซล	0.67	0.80
BaA/(BaA+Chy) (Yunker et al., 2002) พบ <0.2 แหล่งกำเนิดจากผลิตภัณฑ์ปิโตรเลียม พบ 0.2 – 0.35 แหล่งกำเนิดจากการจราจร	0.37	0.50
Ind/(Ind+BgP) (Yunker et al., 2002) พบ <0.2 แหล่งกำเนิดจากผลิตภัณฑ์ปิโตรเลียม พบ 0.2- 0.5 แหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้เชื้อเพลิง พบ >0.5 แหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้เชื้อเพลิงแข็ง (ถ่านหิน ชีวมวล)	0.57	0.56
BaP/BgP พบ >0.6 แหล่งกำเนิดจากการจราจร (Katsoyannis et al., 2011)	3.15	2.85

จากตาราง พบว่า อัตราส่วนของ PAHs ที่พบในงานวิจัยนี้มีค่าใกล้เคียงกับผลการแบ่งประเภทแหล่งกำเนิดจากงานวิจัยอื่นๆ ทั้งนี้การเปรียบเทียบค่า Diagnostic ratio (ตารางที่ 27) ได้นำมาเฉพาะอัตราส่วน PAHs ที่ได้มีการศึกษาเฉพาะในงานทางด้านมลพิษอากาศมาเปรียบเทียบเท่านั้น แม้ว่าอัตราส่วนที่พบในงานวิจัยนี้มีบางกลุ่มที่อาจประเมินได้ว่าน่าจะมาจากแหล่งกำเนิดอื่นที่

ไม่ใช่จากการเผาไหม้ แต่จากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า PAHs ในเขตเมืองมักมีแหล่งกำเนิดแตกต่างกัน และจากการเก็บตัวอย่างจากการจราจรยังพบค่า  $\ln D/(\ln D+B_{9P})$  ที่สูงกว่า 0.5 (แหล่งกำเนิดจาก solid combustion) ได้เช่นกัน (Pies et al., 2008)

#### 4.2.3 การกระจายตัวของ PAHs บริเวณริมถนน

จากการตรวจวัดความเข้มข้นของ PAHs บริเวณริมถนน ทั้งพื้นที่เปิดโล่ง และพื้นที่ปิดล้อม โดยเก็บตัวอย่างพื้นที่ละ 4 จุดเก็บตัวอย่าง โดยมีจำนวนตัวอย่าง 104 ตัวอย่าง ในบริเวณพื้นที่เปิดโล่ง และ 92 ตัวอย่าง ในพื้นที่ปิดล้อม จำแนกเป็น ฤดูแล้ง (พฤศจิกายน ถึง เมษายน) และ ฤดูฝน (พฤษภาคม ถึง ตุลาคม) โดยผลการวิเคราะห์ดังแสดงในภาพที่ 34



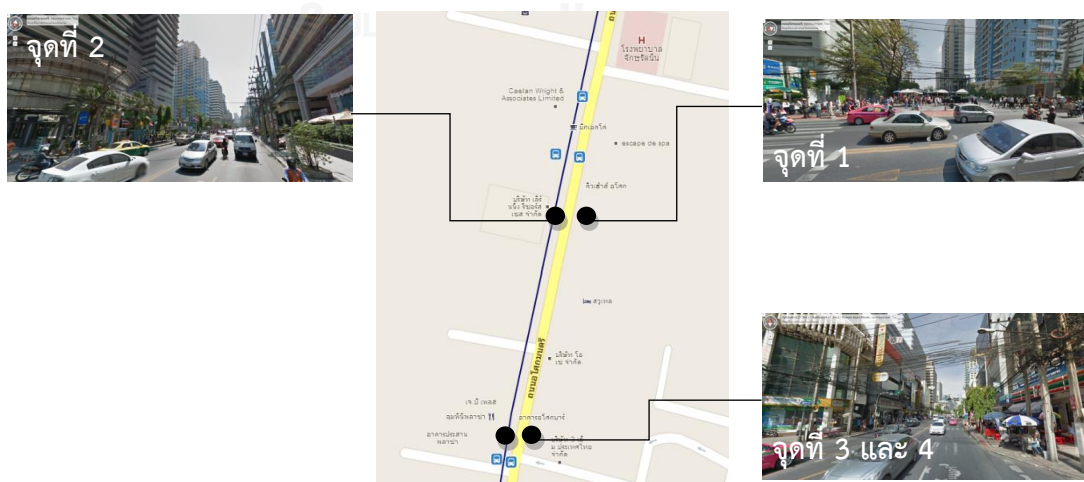
ภาพที่ 34 ความเข้มข้นของ PAHs ในฤดูแล้งและฤดูฝน

จากภาพที่ 34 พบว่าในพื้นที่ปิดล้อมจะสามารถพบ PAHs ได้ในปริมาณที่สูงกว่าพื้นที่เปิดโล่ง เกือบ 2-3 เท่า นอกจากนี้ ยังพบว่า ความเข้มข้นของ PAHs ที่พบในสถานะก๊าซ มีปริมาณสูงกว่า pPAHs โดยสัดส่วน  $gPAHs:pPAHs$  ในพื้นที่เปิดโล่ง เท่ากับ 2.85 ขณะที่พื้นที่ปิดล้อม มีสัดส่วนเท่ากับ 4.48 ซึ่งสูงกว่าในพื้นที่เปิดโล่ง และเมื่อพิจารณา ปัจจัยทางด้านฤดูกาล พบว่าในพื้นที่เปิดโล่ง ฤดูฝนมี

ค่าเฉลี่ยของ pPAHs สูงกว่าในฤดูแล้ง แต่เมื่อวิเคราะห์ทางสถิติแล้ว พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ โดย Total PAHs มี p-value = 0.190 pPAHs มี p-value = 0.951 และ gPAHs มี p-value = 0.096 อาจเนื่องมาจากสภาพอากาศในประเทศไทยไม่ได้มีความแตกต่างมากนักในแต่ละฤดูกาล แต่เมื่อพิจารณาผลของฤดูกาลในพื้นที่ปิดล้อม พบว่าความเข้มข้นของ PAHs ในทุกสถานะ ฤดูฝนจะมีความเข้มข้นที่สูงกว่าฤดูแล้งอย่างมีนัยสำคัญ (p-value < 0.001) ทั้งนี้ อาจเนื่องมาจากความแตกต่างของปริมาณการจราจรที่มีความแตกต่างมาก โดยเมื่อวิเคราะห์แล้วพบว่า ในช่วงฤดูฝนมีอัตราการไหลของการจราจรมีค่าที่ต่ำกว่า (หัวข้อ 4.1.2) และในสภาพที่ถูกปิดล้อม ทำให้ PAHs มีแนวโน้มที่จะสูงกว่าอย่างเห็นได้ชัด ซึ่งปัจจัยของการจราจรนี้สอดคล้องกับผลของงานวิจัยที่ผ่านมา ซึ่งพบว่าในพื้นที่ปิดจะพบความเข้มข้นของ pPAHs มากกว่าในฤดูฝน เมื่อเทียบกับฤดูแล้งฝน (Wannavichit, 2005)

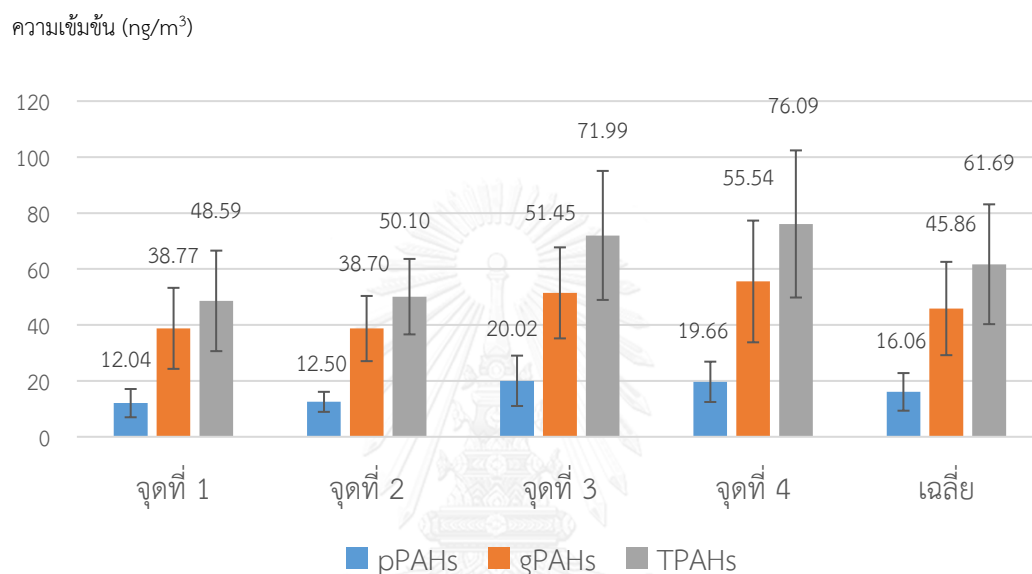
### 1) รูปแบบการกระจายตัวของ PAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง

ในการศึกษาการกระจายตัวของ PAHs บริเวณริมถนน ในพื้นที่เปิดโล่ง ซึ่งในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการเก็บตัวอย่าง 4 จุด ได้แก่ ตามลักษณะสิ่งก่อสร้างริมถนน ได้แก่ 1) ริมถนนที่เปิดโล่งไม่มีอาคาร 2) ริมถนนที่มีอาคารเพียงด้านเดียว 3) ริมถนนด้านซ้ายที่มีอาคารขนานสองฝั่ง และ 4) ริมถนนด้านขวาที่มีอาคารขนานสองฝั่ง ดังภาพที่ 35



ภาพที่ 35 จุดเก็บตัวอย่างตามลักษณะอาคารที่อยู่ริมถนน ในพื้นที่เปิดโล่ง

จากการตรวจวัดความเข้มข้นของ PAHs บริเวณริมถนน บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง แต่ละจุด จุดละ 26 ตัวอย่าง ทั้งหมดจำนวน 104 ตัวอย่าง พบปริมาณ PAHs ทั้งหมด มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $61.69 \text{ ng/m}^3$  โดยแบ่งเป็น PAHs ที่อยู่ในรูปก๊าซ มีค่าเฉลี่ย  $45.86 \text{ ng/m}^3$  และอยู่ในรูปอนุภาค มีค่าเฉลี่ย  $16.06 \text{ ng/m}^3$  ทั้งนี้ เมื่อได้จำแนกตามจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 4 จุด พบว่า ความเข้มข้นของ PAHs ในจุดที่ 1 มีค่าน้อยที่สุด ส่วนความเข้มข้นของ PAHs ในจุดที่ 3 และ 4 มีค่า สูงใกล้เคียงกัน ดังภาพที่ 36



ภาพที่ 36 ความเข้มข้นของ PAHs บริเวณริมถนน บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง แต่ละจุดเก็บตัวอย่าง

ปริมาณความเข้มข้นของ pPAHs ที่พบในพื้นที่เปิดโล่ง มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ  $45.86 \text{ ng/m}^3$  ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับงานวิจัยอื่นๆ โดยงานวิจัยของ Kulkani และ Venkataraman (2000) พบว่า pPAHs ที่พบในบริเวณเมืองมุมไบ ประเทศอินเดีย มีค่าเฉลี่ย  $38.8 \text{ ng/m}^3$  งานวิจัยของ Caricchia และคณะ (2014) พบว่า pPAHs ที่พบในบริเวณเมือง ในประเทศอิตาลี มีค่าเฉลี่ย  $35.14 - 72.41 \text{ ng/m}^3$  และในฮ่องกง พบว่ามีความเข้มข้นของ PAHs บริเวณริมถนนเฉลี่ย  $54.72 \text{ ng/m}^3$  (Guo et al., 2003)

เมื่อเปรียบเทียบความเข้มข้นของ PAHs ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่าง โดยใช้สถิติ one-way ANOVA พบว่าความเข้มข้นของ PAHs ที่อยู่ในสถานะก๊าซในแต่ละจุดเก็บตัวอย่าง มีค่าไม่แตกต่างกัน ( $p\text{-value} = 0.129$ ) แต่สำหรับความเข้มข้นของ PAHs ที่อยู่ในรูปของอนุภาค พบว่ามีจุดเก็บตัวอย่างอย่างน้อย 1 คู่ ที่มีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่  $0.05$  ( $p\text{-value} = 0.039$ ) โดยเมื่อวิเคราะห์ความแตกต่างระหว่างคู่โดยใช้สถิติ Least Significant Different (LSD) พบว่า จุดที่

1 และ จุดที่ 2 มีค่าไม่แตกต่างกัน เช่นเดียวกับ จุดที่ 3 และ จุดที่ 4 ซึ่งน่าจะเป็นเพราะว่าจุดเก็บตัวอย่างคู่ดังกล่าว เป็นจุดที่อยู่ตรงข้ามกัน ในทางกลับกัน จะพบว่า จุดที่ 1 กับจุดที่ 3 และ 4 จะมีความเข้มข้นที่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งอาจเนื่องมาจากรูปแบบอาคารริมถนนของจุดที่ 3 และ 4 เป็นลักษณะอาคารที่หนาข้างทั้งสองฝั่งถนน การกระจายตัวของ PAHs ในพื้นที่นี้จะกระจายตัวได้น้อยกว่าจุดที่ 1 ที่มีลักษณะแบบเปิดโล่ง ซึ่งสอดคล้องกับรายงานการกระจายตัวของมลพิษในพื้นที่เขตเมืองที่มีอาคารสูง street canyon โดยในพื้นที่ที่มีค่า H/W สูง (พื้นที่มีอาคารสูงหนาข้างและมีถนนแคบ) ลักษณะการเกิด main vortex จะเกิดที่ด้านริมถนนและจะมี vortex เกิดขึ้นที่ริมถนนอีกฝั่งด้วย (ภาพที่ 7 ค.) ทำให้ความเข้มข้นที่บริเวณริมถนนมีค่าสูงเท่ากันอย่างทั่วถึง อย่างไรก็ตาม เมื่อวิเคราะห์ความแตกต่างของความเข้มข้นของ PAHs ทั้งหมด พบว่า มีลักษณะคล้ายคลึงกับความแตกต่างที่วิเคราะห์ได้จาก PAHs ที่อยู่ในรูปของอนุภาค คือ พบว่ามีจุดเก็บตัวอย่างอย่างน้อย 1 คู่ ที่มีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ 0.05 (p-value = 0.030) และความแตกต่างระหว่างคู่ก็ได้ผลเช่นเดียวกัน อาจเนื่องมาจากอิทธิพลของ PAHs ที่อยู่ในรูปของอนุภาค ที่มีความแตกต่างกันในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างอย่างชัดเจนกว่า PAHs ที่อยู่ในสถานะก๊าซ

นอกจากนี้ ยังได้ทำการวิเคราะห์สถิติแบบหลายตัวแปร โดยใช้เทคนิค Principle Component Analysis (PCA) ในการวิเคราะห์องค์ประกอบพื้นฐาน และจัดกลุ่มข้อมูล (PAHs แต่ละชนิด) ที่มีความคล้ายคลึงกันไว้ด้วยกัน จากการวิเคราะห์โดยใช้วิธีหมุนแกนแบบ Verimax with Kaiser Normalization ของข้อมูลจากการตรวจวัด PAHs ในพื้นที่เปิดโล่งทั้งหมด จำนวน 104 ตัวอย่าง พบว่า สามารถจัดกลุ่มได้ 2 กลุ่มองค์ประกอบ ได้แก่

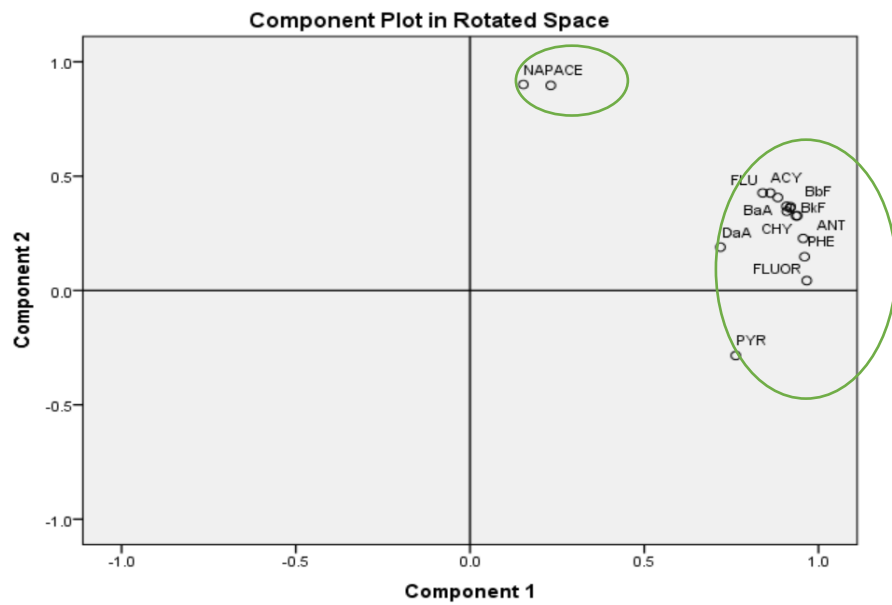
- องค์ประกอบที่ 1 ให้ค่า variance 70.72% ได้แก่ Chy, BaP, BaA, Ant, BbF, BkF, Acy, BgP, Phe, Flu, Fluo, InD, DaA และ Pyr ซึ่ง PAHs ในกลุ่มนี้ส่วนใหญ่พบได้ในอนุภาค มีวงแหวน 3 วงขึ้นไป และมีแหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้ของน้ำมัน
- องค์ประกอบที่ 2 ให้ค่า variance 16.18% ได้แก่ Ace และ Nap ซึ่ง PAHs ในกลุ่มนี้ พบได้ในสถานะก๊าซ และมักมีแหล่งกำเนิดมาจากเชื้อเพลิงปิโตรเลียมที่ยังไม่ได้ผ่านกระบวนการเผาไหม้ ซึ่งการพบ PAHs ในกลุ่มนี้ มีความเป็นไปได้เนื่องจากอนุภาคในอากาศที่สูง ทำให้ PAHs บางส่วนเกิดการระเหยออกมาก่อนที่จะมีการเผาไหม้ หรือพบจากการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ของเครื่องยนต์ แต่อย่างไรก็ตาม พบว่ามีส่วนน้อยมากเมื่อเทียบกับ PAHs ในกลุ่มองค์ประกอบที่ 1

จากผลดังกล่าว การวิจัยครั้งนี้ได้ลองนำเทคนิค PCA มาวิเคราะห์องค์ประกอบพื้นฐานและจัดกลุ่มข้อมูล PAHs โดยจำแนกออกเป็นแต่ละจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 4 จุด จำนวนจุดละ 26 ตัวอย่าง พบว่ามีองค์ประกอบคล้ายคลึงกัน ดังผลที่แสดงในตารางที่ 28 และเมื่อนำผลจากตารางที่ 28 มากำหนดจุดในภาพ สามารถวิเคราะห์กลุ่มของ PAHs เป็นรายจุดเก็บตัวอย่าง จุดที่ 1 – 4 ได้ดังภาพที่ 37

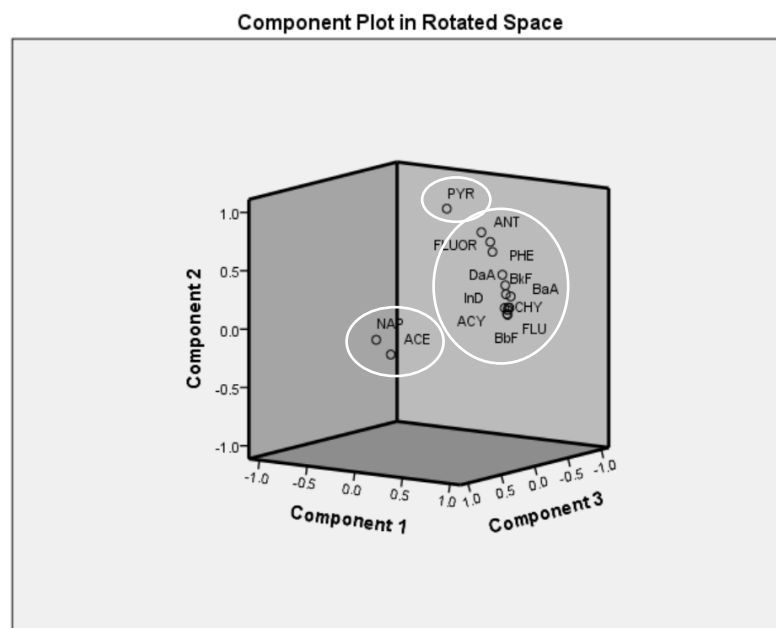
ตารางที่ 28 องค์ประกอบพื้นฐานและจัดกลุ่มข้อมูล PAHs จำแนกตามจุดเก็บตัวอย่าง ในพื้นที่เปิดโล่ง

จุดเก็บตัวอย่าง	องค์ประกอบ	ค่า variance
1	1) Fluo, Phe, Ant, Chy, InD, BgP, BkF, BaP, BbF, BaA, Acy, Flu, Pyr, DaA	70.45%
	2) Nap, Ace	19.18%
2	1) InD, BkF, Chy, BaA, BgP, Flu, DaA, Acy, BaP, BbF, Ant, Phe, Fluo	61.48%
	2) Ace, Nap	23.51%
	3) Pyr	12.77%
3	1) Fluo, Ant, Chy, Phe, BkF, BaP, Flu, BaA, BbF, Acy, BgP, InD, Pyr, DaA	74.42%
	2) Ace, Nap	15.94%
4	1) DaA, BkF, Acy, BaP, Phe, BbF, Ant, BgP, Chy, BaA, InD	52.00%
	2) Fluo, Pyr, Flu	24.85%
	3) Ace, Nap	18.20%



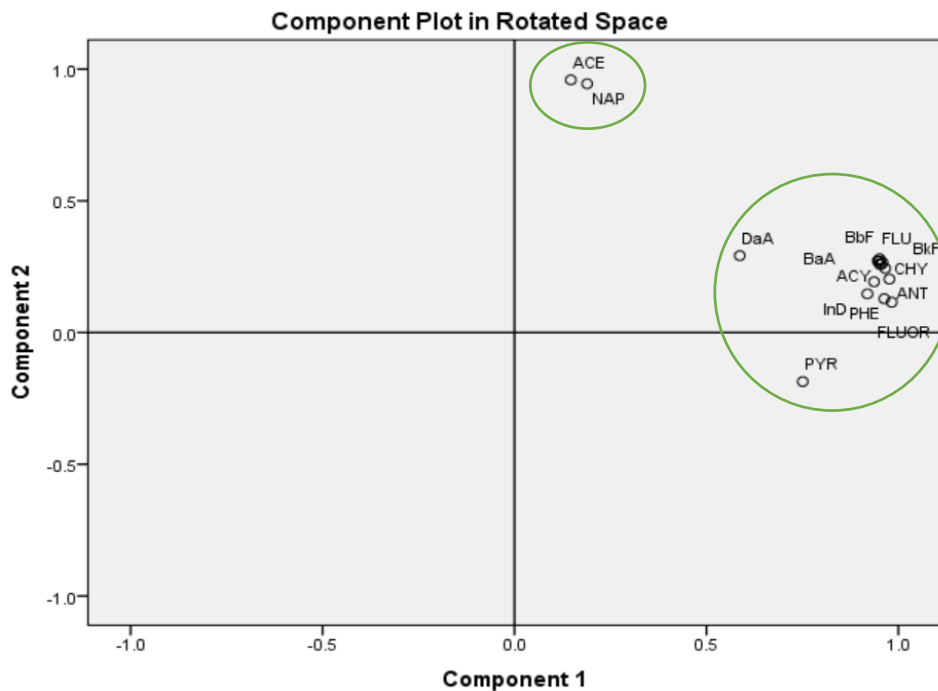


จุดเก็บตัวอย่าง 1

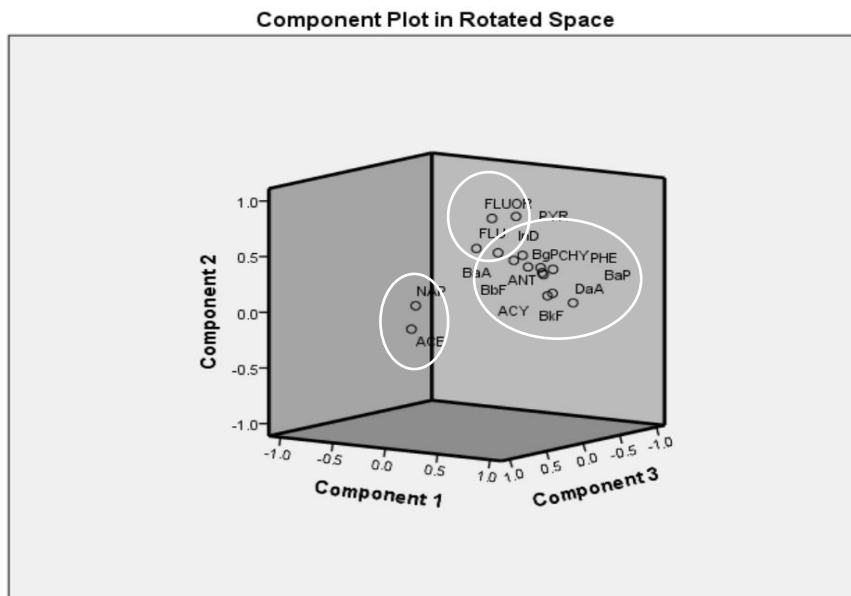


จุดเก็บตัวอย่าง 2

ภาพที่ 37 การจัดกลุ่ม PAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง โดยใช้ PCA



จุดเก็บตัวอย่าง 3



จุดเก็บตัวอย่าง 4

ภาพที่ 37 การจัดกลุ่ม PAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง โดยใช้ PCA (ต่อ)

จากภาพที่ 37 พบว่า ข้อมูลจากการตรวจวัด PAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง ทั้ง 4 จุดเก็บตัวอย่าง มีองค์ประกอบที่คล้ายคลึงกัน โดยสามารถจัดกลุ่มได้ 2-3 กลุ่มองค์ประกอบ ซึ่งองค์ประกอบที่แรก ได้แก่ กลุ่ม PAHs ที่มีมวลโมเลกุลปานกลาง-มวลโมเลกุลสูง อาทิ Fluo, Phe, Ant, Chy, InD, BgP, BkF, BaP, BbF, BaA, Pyr, DaA (มีปรากฏ PAHs ที่มีมวลโมเลกุลต่ำบ้าง เช่น Acy และ Flu แต่มีส่วนน้อย) ซึ่ง PAHs ในกลุ่มนี้ส่วนใหญ่พบได้ในอนุภาค มีวงแหวน 3 วงขึ้นไป และมีแหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้ของน้ำมันเป็นหลัก และองค์ประกอบที่ 2 ได้แก่ Ace และ Nap ซึ่ง PAHs ในกลุ่มนี้ พบได้ในสถานะก๊าซ และมักมีแหล่งกำเนิดมาจากเชื้อเพลิงปิโตรเลียมที่ยังไม่ได้ผ่านกระบวนการเผาไหม้ ซึ่งผลดังกล่าวสอดคล้องกับการวิเคราะห์ Diagnosis ratio ซึ่งพบว่า PAHs ที่พบบริเวณริมถนนในพื้นที่เปิดโล่ง มีแหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้และมีบางส่วนเกิดจากการระเหยของเชื้อเพลิง (ภาพที่ 32)

## 2) รูปแบบการกระจายตัวของ PAHs ในพื้นที่ปิดล้อม

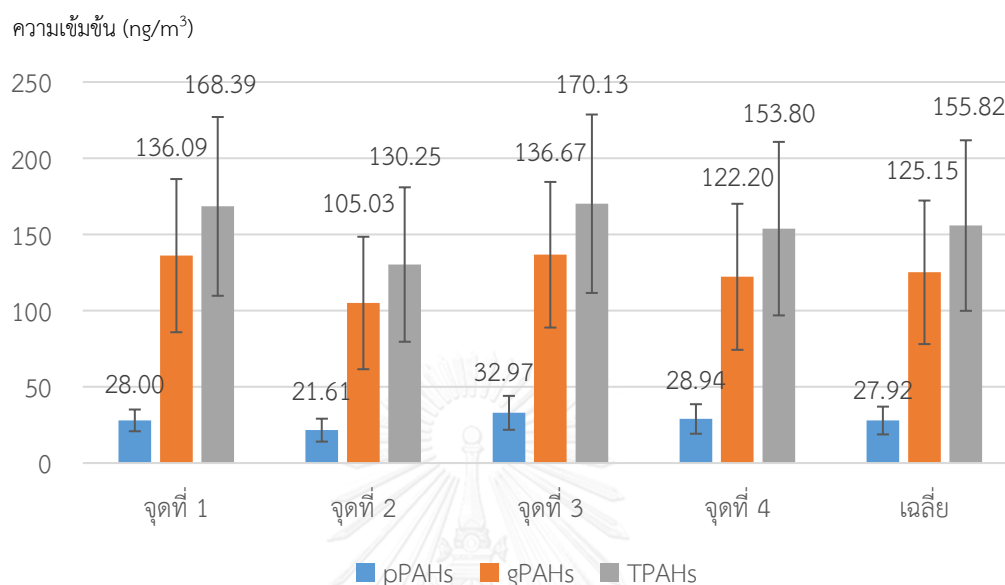
ในการศึกษาการกระจายตัวของ PAHs บริเวณริมถนน ในพื้นที่เปิดโล่ง ซึ่งในการศึกษาคั้งนี้ ได้ทำการเก็บตัวอย่าง 4 จุด เช่นเดียวกับในพื้นที่เปิดโล่ง ดังภาพที่ 38



ภาพที่ 38 จุดเก็บตัวอย่างตามลักษณะอาคารที่อยู่ริมถนน ในพื้นที่ปิดล้อม

จากการตรวจวัดความเข้มข้นของ PAHs บริเวณริมถนน บริเวณพื้นที่ปิดล้อม แต่ละจุด จุดละ 23 ตัวอย่าง ทั้งหมดจำนวน 92 ตัวอย่าง พบปริมาณ PAHs ทั้งหมด มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $155.82 \text{ ng/m}^3$  โดยแบ่งเป็น PAHs ที่อยู่ในรูปก๊าซ มีค่าเฉลี่ย  $125.15 \text{ ng/m}^3$  และอยู่ในรูปอนุภาค มีค่าเฉลี่ย  $27.92$

ng/m<sup>3</sup> ทั้งนี้ เมื่อได้จำแนกตามจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 4 จุด พบว่า ความเข้มข้นของ PAHs ในจุดที่ 2 มีค่าน้อยที่สุด ส่วนความเข้มข้นของ PAHs ในจุดที่ 3 และ 4 มีค่า สูงใกล้เคียงกัน ดังภาพที่ 39



ภาพที่ 39 ความเข้มข้นของ PAHs บริเวณริมถนน บริเวณพื้นที่ปิดล้อม แต่ละจุดเก็บตัวอย่าง

เมื่อเปรียบเทียบความเข้มข้นของ PAHs ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่าง โดยใช้สถิติ one-way ANOVA พบว่าความเข้มข้นของ PAHs ทั้งที่อยู่ในสถานะก๊าซ ในรูปของอนุภาค และ PAHs รวม ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่าง มีค่าไม่แตกต่างกัน (p-value = 0.634 0.199 และ 0.602 ตามลำดับ) ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากรูปแบบของถนนที่ถูกปิดล้อมด้วยอาคารและสถานีรถไฟฟ้ามอเตอร์ ทำให้การกระจายตัวของ PAHs ในอากาศในพื้นที่ถูกจำกัดและสะสมในพื้นที่ลักษณะนี้อย่างทั่วถึง ดังนั้น สภาพอาคารริมถนนจึงไม่มีผลที่ทำให้ระดับความเข้มข้นของ PAHs ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างมีความแตกต่างกัน

จากผลดังกล่าว ได้นำมาวิเคราะห์สถิติแบบหลายตัวแปร โดยใช้เทคนิค Principle Component Analysis (PCA) ในการวิเคราะห์องค์ประกอบพื้นฐาน และจัดกลุ่มข้อมูล (PAHs แต่ละชนิด) เช่นเดียวกับในพื้นที่เปิดโล่ง โดยในพื้นที่ปิดล้อมนี้ จำนวน 92 ตัวอย่าง พบว่า สามารถจัดกลุ่มได้เพียงกลุ่มองค์ประกอบเดียว ซึ่งให้ค่า variance 93.46% ได้แก่ Chy, Ant, BbF, BaA, BkF, DaA, InD, BaP, BgP, Flu, Acy, Fluo, Phe, Pyr, Ace และ Nap ซึ่งเมื่อนำเทคนิค PCA มาวิเคราะห์องค์ประกอบ

พื้นฐานและจัดกลุ่มข้อมูล PAHs ที่จำแนกออกเป็นแต่ละจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 4 จุด จำนวนจุดละ 23 ตัวอย่าง พบว่ามีองค์ประกอบคล้ายคลึงกัน ดังผลที่แสดงในตารางที่ 29

ตารางที่ 29 องค์ประกอบพื้นฐานและจัดกลุ่มข้อมูล PAHs จำแนกตามจุดเก็บตัวอย่าง ในพื้นที่ปิดล้อม

จุดเก็บตัวอย่าง	องค์ประกอบ	ค่า variance
1	Chy, BbF, Ant, BaA, BaP, DaA, InD, BkF, BgP, Flu, Acy, Fluo, Phe, Pyr, Ace และ Nap	94.68%
2	Ant, Chy, BbF, BaA, BkF, DaA, BaP, InD, BgP, Flu, Acy, Fluo, Phe, Pyr, Ace และ Nap	93.40%
3	BkF, Ant, BbF, Chy, BaA, DaA, BaP, InD, BgP, Flu, Acy, Fluo, Phe, Pyr, Ace และ Nap	94.10%
4	Chy, BaA, BbF, Ant, InD, BkF, BaP, BgP, DaA, Acy, Flu, Fluo, Phe, Ace, Nap และ Pyr	91.87%

จากการวิเคราะห์ PCA พบว่า ในพื้นที่ เปิดโล่ง ควรจัดกลุ่มสารประกอบ PAHs ได้เป็น 2 กลุ่มใหญ่ๆ คือ กลุ่มที่มีวงแหวนตั้งแต่ 3 วงขึ้นไป (semi-volatile PAHs และ non-volatile PAHs) กับกลุ่มที่มีวงแหวน 2 วง (volatile PAHs) ซึ่งจากการวิเคราะห์ PAHs เนื่องจากสองกลุ่มนี้จะได้รับอิทธิพลจากตัวแปรต้นที่ต่างกัน ในขณะที่ พื้นที่ปิดล้อม สารประกอบ PAHs ทุกชนิด มีแนวโน้มไปในทางเดียวกัน ไม่สามารถที่จะแบ่งกลุ่มได้ เนื่องจากสภาพพื้นที่ที่ปิด สารประกอบ PAHs ทุกชนิดจึงมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นหรือต่ำลงไปในทิศทางเดียวกัน อย่างไรก็ตาม ในการศึกษาความสัมพันธ์ในขั้นต่อไป นั้น งานวิจัยนี้ได้แบ่งประเภทของ PAHs ออกเป็นสองกลุ่ม คือกลุ่มที่มีลักษณะ เป็น semi-volatile PAHs และ non-volatile PAHs ที่พบในอนุภาคขนาดต่างๆ และกลุ่มที่เป็น semi-volatile PAHs และ volatile PAHs ที่พบในสถานะก๊าซ ซึ่งเป็นไปตามทฤษฎี และลักษณะการเก็บตัวอย่างและการได้มาซึ่งข้อมูล แม้ว่า PCA จะเสนอให้รวมกันได้ในกรณีพื้นที่ปิดล้อมก็ตาม

#### 4.3 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ PAHs กับปัจจัยอุตุนิมวิทยาและปริมาณการจราจร

ในการหาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ PAHs โดยแบ่งเป็น PAHs ที่อยู่ในสถานะก๊าซ และ PAHs ในรูปอนุภาค กับปัจจัยอุตุนิมวิทยา (ความเร็วลม, อุณหภูมิ, ความชื้นสัมพัทธ์ และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์) และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ได้แก่ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถยนต์รับจ้าง (LPGV) รถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (MCV) โดยแบ่งการวิเคราะห์ดังนี้

##### 4.3.1 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ PAHs ที่อยู่ในรูปของอนุภาค

วิเคราะห์ความสัมพันธ์ของปัจจัยอุตุนิมวิทยาและอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ กับความเข้มข้นของ PAHs ที่อยู่ในรูปของอนุภาค ( $PM_{2.5}$  และ  $PM_{2.5-10}$ ) โดยวิเคราะห์ความสัมพันธ์โดยใช้สถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน (one-tail pearson correlation) โดยนำตัวอย่างทั้งหมด แยกวิเคราะห์ระหว่างพื้นที่เปิดโล่งจำนวน 88 ตัวอย่าง และพื้นที่ปิดล้อมจำนวน 78 ตัวอย่าง โดยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน ได้ผลดังตารางที่ 30

ตารางที่ 30 ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน ของ PAHs ในรูปอนุภาค

ตัวแปร	พื้นที่เปิดโล่ง		พื้นที่ปิดล้อม	
	Correlation	p-value	Correlation	p-value
<b>ขนาดของอนุภาค</b>				
- PM <sub>10</sub>	0.751*	<0.001	0.600*	<0.001
- PM <sub>2.5-10</sub>	0.317	0.001	0.124	0.240
- PM <sub>2.5</sub>	0.854*	<0.001	0.858*	<0.001
<b>อุตุนิยมวิทยา</b>				
- WS	-0.050	0.307	-0.147	0.082
- TM	-0.037	0.353	0.022*	0.036
- RH	-0.012	0.451	-0.270	0.417
- SR	0.018	0.428	0.188*	0.005
<b>อัตราการไหลการจราจร</b>				
- LDGV	0.073	0.230	0.471*	<0.001
- LPGV	0.073	0.230	0.471*	<0.001
- HDDV	-0.191*	0.026	0.331*	0.001
- MCV	-0.011	0.457	-0.272*	0.004
- LDDV	0.099	0.159	0.092	0.192

ความเข้มข้นของอนุภาค มีผลต่อปริมาณความเข้มข้นของ pPAHs อย่างมาก โดยให้ค่า R สูงถึง 0.858 (ในพื้นที่ปิดล้อม) โดยขนาดของอนุภาคที่มีความสัมพันธ์กับปริมาณ PAHs ได้แก่ อนุภาค PM<sub>2.5</sub> ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยที่ผ่านมา ที่พบว่า PM<sub>2.5</sub> จะดูดซับ PAHs ไว้มากกว่าอนุภาคขนาดใหญ่กว่า ดังนั้น PM<sub>2.5</sub> จึงเป็นตัวกำหนดปริมาณ pPAHs ได้ดีที่สุด (Bi et al., 2003; Guo et al., 2003; Schnelle et al., 1995) อย่างไรก็ตาม พบว่า PM<sub>10</sub> มีความสัมพันธ์กับ pPAHs เช่นเดียวกับ PM<sub>2.5</sub> อาจเนื่องมาจาก PM<sub>10</sub> ในงานศึกษานี้เป็นผลรวมจาก PM<sub>2.5</sub> และ PM<sub>2.5-10</sub> และการความสัมพันธ์ของ correlation เป็นลักษณะตัวแปรต่อตัวแปร ดังนั้นความสัมพันธ์ที่เกิดขึ้นจึงเป็นลักษณะความสัมพันธ์ทางอ้อม ระหว่าง PM<sub>2.5</sub> และ pPAHs

จากการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ พบว่าตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PAHs ในรูปอนุภาค ในพื้นที่เปิดโล่ง อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ได้แก่ อัตราการไหลการจราจรโดยรถบัส

หรือรถบรรทุก (HDDV) อย่างเดียวเท่านั้น ซึ่งสอดคล้องกับ Diagnostic ratio ที่พบว่า PAHs ส่วนใหญ่ มีแหล่งกำเนิดมาจากการเผาไหม้จากเชื้อเพลิงประเภทดีเซลเป็นหลัก ซึ่งแตกต่างจากในพื้นที่ปิดล้อม ซึ่งจะพบความสัมพันธ์ระหว่าง PAHs ในรูปอนุภาค กับ อุณหภูมิและการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ ซึ่งเป็นปัจจัยทางอุตุนิยมวิทยาด้วย และพบว่าอัตราการไหลของรถเกือบทุกประเภท มีความสัมพันธ์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ทั้งหมด ซึ่งลักษณะดังกล่าว คล้ายกับรูปแบบความสัมพันธ์ของ PM<sub>2.5</sub> (ตารางที่ 18) ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากความสัมพันธ์ระหว่าง pPAHs กับ PM<sub>2.5</sub> มีระดับความสัมพันธ์ที่สูงมาก ทำให้ตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับ PM<sub>2.5</sub> มีอิทธิพลต่อ pPAHs เช่นเดียวกัน

นอกจากการหาความสัมพันธ์โดยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สันแล้ว ยังได้ทำการวิเคราะห์โดยใช้สถิติสมการถดถอย โดยใช้ตัวแปรเดียวกัน ได้แก่ ความเร็วลม, อุณหภูมิ, ความชื้นสัมพัทธ์, การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ได้แก่ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถยนต์รับจ้าง (LPGV) รถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (GV) โดยค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยในแต่ละตัวแปรที่มีระดับความเชื่อมั่นทางสถิติ 0.05 และค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted R<sup>2</sup>) แสดงในตารางที่ 31

ตารางที่ 31 ค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยของตัวแปรต้นแต่ละตัวในบริเวณพื้นที่เปิดโล่ง

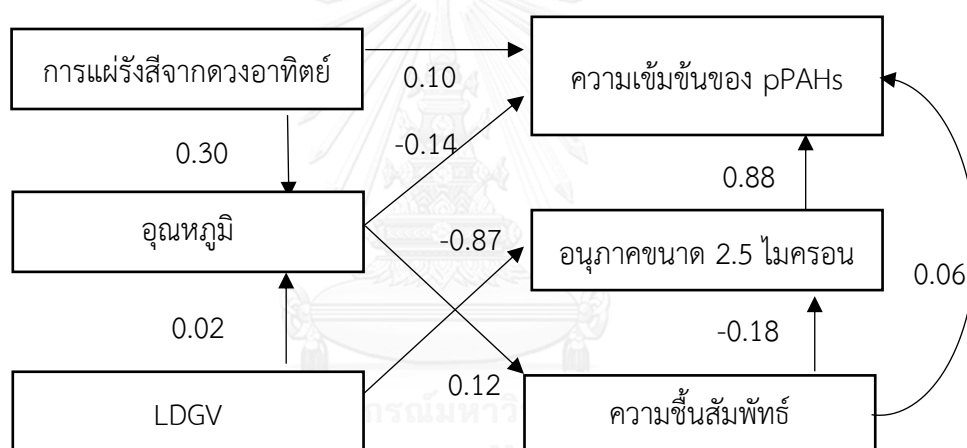
พื้นที่	Beta		Adjusted R <sup>2</sup>	p-value
	PM <sub>2.5</sub>	อุณหภูมิ (TM)		
เปิดโล่ง	0.879	-0.169	0.726	<0.001
ปิดล้อม	0.858	-	0.733	<0.001

จากผลการวิเคราะห์การถดถอย พบว่า ตัวแปรการจราจรทั้งหมดไม่มีความสัมพันธ์อย่างมีนัยทางสถิติกับปริมาณ PAHs ในรูปของอนุภาคเลยในพื้นที่เปิดโล่ง มีเพียง PM<sub>2.5</sub> และ อุณหภูมิเท่านั้นที่มีผลต่อความเข้มข้นของ pPAHs ซึ่งสอดคล้องกับทฤษฎี (Bi et al., 2003; Guo et al., 2003) โดยที่พบว่า อุณหภูมิมีผลทางลบกับความเข้มข้นของ pPAHs เนื่องจากอุณหภูมิสามารถทำให้ PAHs อยู่ในรูปของก๊าซได้มากกว่าและทำให้ถูกดูดซับกับอนุภาคได้น้อยลง (Fang et al., 2003) ซึ่งแตกต่างจากในพื้นที่ปิดล้อมที่พบตัวแปรที่เข้ากับสมการเพียงตัวเดียวคือ PM<sub>2.5</sub> อาจเนื่องมาจากพื้นที่ที่เป็นแบบปิด



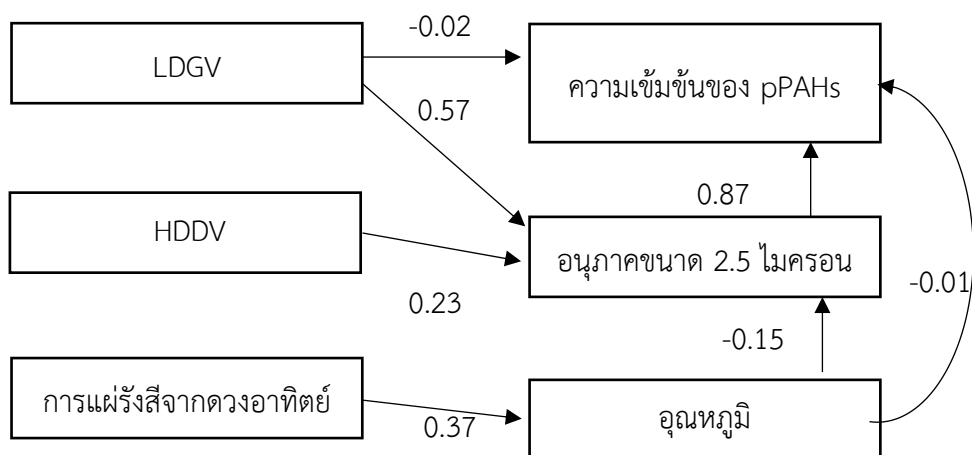
ปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยาจึงไม่มีผลมากนัก แต่อย่างไรก็ตาม ตัวแปรด้านการจราจรเป็นตัวแปรสำคัญที่กำหนดปริมาณของ PAHs เนื่องจากเป็นแหล่งกำเนิดโดยตรง การที่ linear regression ไม่แสดงตัวแปรของปริมาณการจราจรเลยนั้น อาจทำให้สมการไม่เป็นความจริงเท่าที่ควร

อย่างไรก็ตาม เมื่อนำผลมาวิเคราะห์แบบจำลอง causal model ระหว่างความเข้มข้นของ PAHs ในรูปของอนุภาค กับปัจจัยอุตุนิยมวิทยา (ความเร็วลม, อุณหภูมิ, ความชื้นสัมพัทธ์ และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์) และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ได้แก่ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถยนต์รับจ้าง (LPGV) รถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (MCV) โดยในพื้นที่เปิดโล่งแสดงดังในภาพ 40 และในพื้นที่ปิดล้อม แสดงดังในภาพที่ 41



ภาพที่ 40 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ pPAHs บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง

จากแบบจำลอง พบว่า ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์ทางตรงกับความเข้มข้นของ PAHs ในรูปอนุภาค บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง ได้แก่  $PM_{2.5}$  และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์เท่านั้น ในขณะที่ อุณหภูมิ ความชื้น อัตรการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) พบว่ามีอิทธิพลทางอ้อม



ภาพที่ 41 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ pPAHs บริเวณพื้นที่ปิดล้อม

จากแบบจำลอง ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์ทางตรงกับความเข้มข้นของ PAHs ในรูปอนุภาค บริเวณพื้นที่ปิดล้อม ได้แก่  $PM_{2.5}$  อัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) และอุณหภูมิ ซึ่งปัจจัยที่มีอิทธิพลทางตรงมีมากกว่าในพื้นที่เปิดโล่ง ในขณะที่ อัตราการไหลของการจราจรของรถบรรทุก (HDDV) และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ พบว่ามีอิทธิพลทางอ้อมเท่านั้น

จากผลการวิเคราะห์ แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ pPAHs ในพื้นที่เปิดโล่งและปิดล้อม สามารถสรุปค่าสัมประสิทธิ์ทั้งทางตรงและทางอ้อม เพื่อคำนวณหาค่าสัมประสิทธิ์รวมของอิทธิพลจากตัวแปรต่างๆ และสามารถนำมาใช้ในการปรับปรุงสมการที่ได้จากการวิเคราะห์สถิติถดถอย (regression) เพื่อให้ได้ค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) ที่สูงขึ้นได้ โดย ค่าสัมประสิทธิ์ทางตรง (direct coefficient) ทางอ้อม (indirect coefficient) และค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร (total coefficient) สรุปได้ในตารางที่ 32

ตารางที่ 32 ค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร จาก path analysis model ของ pPAHs

พื้นที่	p-value	RMSEA	ตัวแปร	Direct Coefficient	Indirect Coefficient	total Coefficient
เปิดโล่ง	0.65984	<0.001	PM <sub>2.5</sub>	0.88	-	0.88
			อุณหภูมิ	-0.14	-0.05	-0.19
			ความชื้นสัมพัทธ์	0.06	-	0.06
			การแผ่รังสี	0.10	-0.04	0.06
			LDGV	-	0.10	0.10
ปิดล้อม	0.25707	0.059	PM <sub>2.5</sub>	0.87	-	0.87
			อุณหภูมิ	-0.01	-0.13	-0.14
			การแผ่รังสี	-	-0.003	-0.003
			LDGV	-0.02	0.50	0.48
			HDDV	-	0.20	0.20

จากผลการวิเคราะห์ จะเห็นได้ว่า ปัจจัยที่ผลต่อความเข้มข้นของ PAHs ในรูปของอนุภาค มีทั้งอิทธิพลทางตรงและทางอ้อม โดยเห็นได้ว่า ปัจจัยด้านความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> มีอิทธิพลอย่างมากกับความเข้มข้นของ PAHs และเป็นอิทธิพลทางบวก ในขณะที่อุณหภูมิมีอิทธิพลรวมทางลบ ซึ่งเป็นไปตามหลักการของการเกิดอนุภาค ซึ่งเมื่ออุณหภูมิต่ำ PAHs จากเกิดการควบแน่นรวมกับก๊าซต่างๆ และกลายเป็นอนุภาคแขวนลอยในอากาศ (Fang et al., 2003) นอกจากนี้อัตราการไหลของรถยนต์ ยังมีอิทธิพลบวกร่วมกับปัจจัยทางด้านอุตุนิยมวิทยาด้วย อย่างไรก็ตาม การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ พบว่าในพื้นที่เปิดโล่ง ตัวแปรจะมีอิทธิพลทั้งทางตรงและทางอ้อม ซึ่งมีอิทธิพลทางบวก แม้ว่าแสงจากดวงอาทิตย์เป็นตัวแปรสำคัญที่สามารถทำลาย PAHs ที่อยู่ในอากาศได้ แต่ในกรณีนี้ PAHs ในรูปของอนุภาค อาจมีผลที่ต่างกัน ซึ่งจากการศึกษาที่ผ่านมา พบว่าค่าครึ่งชีวิตของการสลายตัวด้วยแสงของ PAHs จะขึ้นกับองค์ประกอบของอนุภาคที่ดูดซับไว้ หากอนุภาคนั้นสามารถดูดกลืนแสงได้ดี แสงจะเข้าทำปฏิกิริยากับ PAHs ได้น้อย ดังนั้นแสงจึงมีผลต่อ pPAHs ได้ค่อนข้างน้อย (Behymer & Hites, 1988)

#### 4.3.2 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ PAHs ที่อยู่ในสถานะก๊าซ

วิเคราะห์ความสัมพันธ์ของปัจจัยอุตุนิยมวิทยาและอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ กับความเข้มข้นของ PAHs ที่อยู่ในสถานะก๊าซ โดยวิเคราะห์ความสัมพันธ์โดยใช้สถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน (one-tail Pearson correlation) สถิติสมการถดถอย (regression) และ ความสัมพันธ์ของตัวแปรในรูปแบบ causal model – path analysis โดยนำตัวอย่างทั้งหมดแยกวิเคราะห์ระหว่างพื้นที่เปิดโล่งจำนวน 104 ตัวอย่าง และพื้นที่ปิดล้อมจำนวน 92 ตัวอย่าง โดยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน เช่นเดียวกับในการหาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ PAHs ที่อยู่ในรูปอนุภาค ได้ผลดังตารางที่ 33

ตารางที่ 33 ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สัน ของ gPAHs

ตัวแปร	พื้นที่เปิดโล่ง		พื้นที่ปิดล้อม	
	Correlation	p-value	Correlation	p-value
<b>อุตุนิยมวิทยา</b>				
- WS	-0.193*	0.025	-0.298*	0.002
- TM	0.102	0.151	0.280*	0.003
- RH	-0.073*	<0.001	-0.584*	<0.001
- SR	-0.519	0.232	0.313*	0.001
<b>อัตราการไหลการจราจร</b>				
- LDGV	-0.011	0.457	0.622*	<0.001
- LPGV	-0.011	0.457	0.622*	<0.001
- HDDV	-0.378*	<0.001	0.227*	0.015
- MCV	0.045	0.326	-0.381*	<0.001
- LDDV	0.020	0.422	-0.67	0.264

จากการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ พบว่าตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PAHs ในสถานะก๊าซในพื้นที่เปิดโล่ง อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ได้แก่ ความชื้นสัมพัทธ์ และอัตราการไหลของการจราจรโดยรถบรรทุกหรือรถบรรทุก (HDDV) ซึ่งแตกต่างจากในพื้นที่ปิดล้อม ซึ่งจะพบว่าปัจจัย

เกือบทุกตัว ส่งผลต่อความเข้มข้นของ PAHs ในสถานะก๊าซอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 สิ่งที่แตกต่างกันคือ การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ที่มีค่าความสัมพันธ์ทางลบเมื่ออยู่ในพื้นที่เปิดโล่ง แต่พบว่ามีค่าความสัมพันธ์เป็นบวกเมื่ออยู่ในพื้นที่ปิดล้อม ซึ่งอาจเป็นไปได้ว่า แสงจากดวงอาทิตย์มีอิทธิพลสำคัญในการทำลายสาร PAHs โดยเฉพาะในสถานะก๊าซ แต่ในบริเวณที่ปิดล้อมนั้น แสงอาทิตย์ไม่ได้มีอิทธิพลทางตรงในการสลาย PAHs (เนื่องจากมีสิ่งปลูกสร้างบังแสงอาทิตย์ไว้) แต่ส่งอิทธิพลทางอ้อมทำให้อุณหภูมิสูงขึ้น และมีผลต่อการระเหยของ PAHs ในสถานะก๊าซแทน (Chetwittayachan et al., 2002; Venkataraman et al., 1999)

นอกจากการหาความสัมพันธ์โดยสถิติสหสัมพันธ์ทางเดียวแบบเพียร์สันแล้ว ยังได้ทำการวิเคราะห์ที่ใช้สถิติสมการถดถอย โดยใช้ตัวแปรเดียวกัน ได้แก่ ความเร็วลม, อุณหภูมิ, ความชื้นสัมพัทธ์, การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ได้แก่ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถยนต์รับจ้าง (LPGV) รถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (MCV) โดยค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยในแต่ละตัวแปรที่มีระดับความเชื่อมั่นทางสถิติ 0.05 และค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted R<sup>2</sup>) แสดงในตารางที่ 34

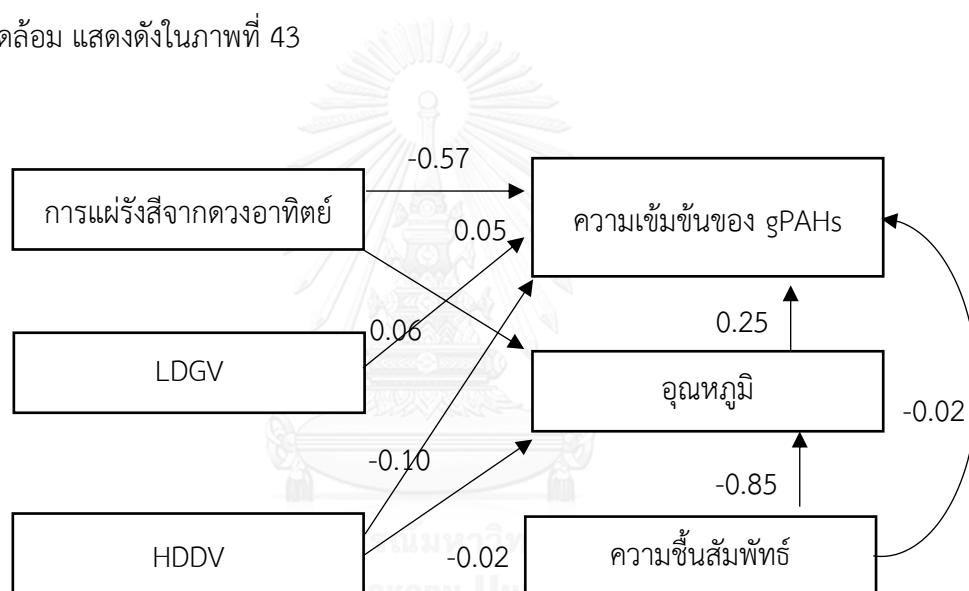
ตารางที่ 34 ค่าสัมประสิทธิ์การถดถอยของตัวแปรต้นแต่ละตัว ที่มีต่อ gPAHs

พื้นที่	Beta						Adjusted R <sup>2</sup>	p-value
	SR	TM	RH	LDGV	MCV	LDDV		
เปิดโล่ง	-0.607	0.288	-	-	-	-	0.331	0.001
ปิดล้อม	-	-	-0.306	0.479	-0.224	-	0.547	0.004

จากผลการวิเคราะห์การถดถอย พบว่า มีเพียงตัวแปรการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ และอุณหภูมิเท่านั้นที่มีความสัมพันธ์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับปริมาณ gPAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง (p-value = 0.001) โดยมีค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted R<sup>2</sup>) เท่ากับ 0.331 ในขณะที่พื้นที่ปิดล้อม ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PAHs ได้แก่ ความชื้นสัมพัทธ์ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) และรถมอเตอร์ไซด์ (MCV) ซึ่งค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted R<sup>2</sup>) มีค่าสูงกว่าสมการของพื้นที่เปิดโล่ง โดยสมการสามารถทำนายความเข้มข้นของ PAHs ในรูปอนุภาค ได้ถึง 54.7%

การที่พบความสัมพันธ์ของตัวแปรในพื้นที่ปิดล้อมมากกว่าในพื้นที่เปิดโล่ง สอดคล้องกับการวิเคราะห์ทางสถิติที่ผ่านมา เนื่องจากอิทธิพลที่อาจเข้ามารบกวนเช่นตัวแปรในพื้นที่ปิดล้อมอาจมีน้อยกว่า ทำให้เห็นความสัมพันธ์ได้ชัดเจนกว่าในพื้นที่เปิดโล่ง

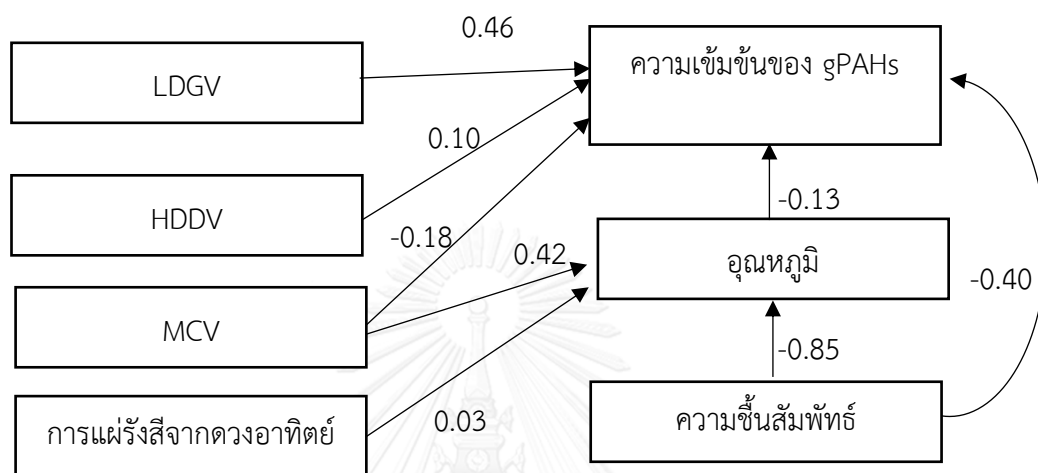
อย่างไรก็ตาม เมื่อนำผลมาวิเคราะห์แบบจำลอง causal model ระหว่างความเข้มข้นของ PAHs ในรูปของก๊าซ กับปัจจัยอุตุนิยมวิทยา (ความเร็วลม, อุณหภูมิ, ความชื้นสัมพัทธ์ และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์) และปริมาณการจราจรโดยใช้ค่าอัตราการไหลของการจราจรของรถยนต์ประเภทต่างๆ ได้แก่ รถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) รถยนต์รับจ้าง (LPGV) รถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) รถบัสหรือรถบรรทุก (HDDV) และ รถมอเตอร์ไซด์ (MCV) โดยในพื้นที่เปิดโล่งแสดงดังในภาพ 42 และในพื้นที่ปิดล้อม แสดงดังในภาพที่ 43



ภาพที่ 42 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ gPAHs บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง

จากแบบจำลอง พบว่า ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์ทางตรงกับความเข้มข้นของ gPAHs บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง ได้แก่ อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ อัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) และ อัตราการไหลของการจราจรของรถบรรทุก (HDDV) และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ โดยเห็นได้ชัดเจนว่า การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ อิทธิพลทางตรงและเป็นอิทธิพลด้านลบอย่างชัดเจน เนื่องจากแสงเป็นปัจจัยที่สามารถทำลาย PAHs โดยเฉพาะที่อยู่ในสถานะก๊าซ ซึ่งเกิด photodegradation ได้ง่าย (Panther et al., 1999) ซึ่งแตกต่างจากความสัมพันธ์ที่ได้จากแบบจำลองของ PAHs ในรูปของ

อนุภาคที่บริเวณเดียวกัน เช่นเดียวกับความชื้น ซึ่งเมื่อความชื้นเพิ่มขึ้น gPAHs จะมีความเข้มข้นลดน้อยลงเนื่องจากเกิดการควบแน่นพร้อมความชื้นในอากาศเปลี่ยนสถานะจากก๊าซเป็นอนุภาค ส่วนอนุภาคที่สูงขึ้น เป็นปัจจัยที่ทำให้ PAHs ระเหยออกมาในสถานะก๊าซได้ง่ายเช่นกัน (Fang et al., 2003)



ภาพที่ 43 แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ gPAHs บริเวณพื้นที่ปิดล้อม

จากแบบจำลอง พบว่า ปัจจัยเกือบทุกปัจจัยมีความสัมพันธ์ทางตรงกับความเข้มข้นของ PAHs ในสถานะก๊าซ บริเวณพื้นที่ปิดล้อม ทั้งหมด แต่มีความแตกต่างกันกับในบริเวณเปิดโล่ง คือ อนุภูมิภาค พบว่ามีความสัมพันธ์ทางลบแทน และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์เปลี่ยนจากอิทธิพลทางตรงไปเป็นปัจจัยที่มีอิทธิพลทางอ้อมแทน และยังเห็นความสัมพันธ์ของการจราจรที่เพิ่มมากขึ้นจากเดิม

จากผลการวิเคราะห์ แบบจำลอง causal model ของความเข้มข้นของ PAHs ในสถานะก๊าซ ในพื้นที่เปิดโล่งและปิดล้อม สามารถสรุปค่าสัมประสิทธิ์ทั้งทางตรงและทางอ้อม เพื่อคำนวณหาค่าสัมประสิทธิ์รวมของอิทธิพลจากตัวแปรต่างๆ และสามารถนำมาใช้ในการปรับปรุงสมการที่ได้จากการวิเคราะห์สถิติถดถอย (regression) เพื่อให้ได้ค่าสัมประสิทธิ์ของการตัดสินใจ (adjusted  $R^2$ ) ที่สูงขึ้นได้ โดยค่าสัมประสิทธิ์ทางตรง (direct coefficient) ทางอ้อม (indirect coefficient) และค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร (total coefficient) สรุปได้ในตารางที่ 35

ตารางที่ 35 ค่าสัมประสิทธิ์รวมของตัวแปร จาก path analysis model ของ gPAHs

พื้นที่	p-value	RMSEA	ตัวแปร	Direct	Indirect	total
				Coefficient	Coefficient	Coefficient
เปิดโล่ง	0.82446	<0.001	อุณหภูมิ	0.25	-	0.25
			ความชื้นสัมพัทธ์	-0.02	-0.21	-0.23
			การแผ่รังสี	-0.57	0.01	-0.58
			LDGV	0.06	-	0.06
			HDDV	-0.10	-0.01	-0.11
ปิดล้อม	0.79225	<0.001	อุณหภูมิ	-0.13	-	-0.13
			ความชื้นสัมพัทธ์	-0.40	0.11	-0.29
			การแผ่รังสี	-	-0.004	-0.004
			LDGV	0.46	-	0.46
			HDDV	0.10	-	0.10
			MCV	-0.18	-0.05	-0.23

จากผลการวิเคราะห์ จะเห็นได้ว่า ปัจจัยที่ผลต่อความเข้มข้นของ PAHs ในสถานะก๊าซ มีทั้งอิทธิพลทางตรงและทางอ้อม โดยเห็นได้ว่า ความชื้นสัมพัทธ์มีอิทธิพลอย่างมากกับความเข้มข้นของ PAHs ในสถานะก๊าซ และเป็นอิทธิพลทางลบ เนื่องจากมีผลต่อการควบแน่นและเปลี่ยนรูปจากก๊าซไปเป็นอนุภาค ซึ่งอุณหภูมิเป็นตัวแปรที่สำคัญที่มีผลทางบวกต่อ PAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง ในขณะที่แสงเป็นปัจจัยที่มีผลต่อความเข้มข้นของ PAHs อย่างมาก (McDow et al., 1990) ในทางกลับกัน ในพื้นที่ปิดล้อม แสงมีผลต่อความเข้มข้นของ PAHs น้อยมากและเป็นอิทธิพลที่ส่งผลทางอ้อมเท่านั้น ส่วนอุณหภูมิก็มีอิทธิพลไม่สูงเท่าในพื้นที่เปิดโล่ง แต่ในพื้นที่ปิดล้อม อิทธิพลของการจลาจรมีสูงกว่าอิทธิพลจากปัจจัยอุณหภูมิตามที่เห็นได้ชัด (coefficient ของ LDGV สูงถึง 0.46)

#### 4.3.3 การทดสอบสมการจาก path analysis model

ในการทดสอบสมการจาก causal model ที่ได้จากการวิเคราะห์ path analysis ดำเนินการโดยแบ่งข้อมูลที่เก็บตัวอย่างมาวิเคราะห์ไว้สองส่วน ส่วนแรก 85% ของข้อมูล ใช้สำหรับสร้าง causal model จาก path analysis และเมื่อสร้างแบบจำลองความสัมพันธ์ได้แล้ว จะนำข้อมูล 15% ที่เหลือ



ลองแทนค่าในสมการที่ได้ เพื่อเปรียบเทียบค่าของตัวแปรตามที่เป็นจริงกับค่าที่ทำนายได้จากสมการดังกล่าว โดยจะดำเนินการสามครั้ง และหาค่าเฉลี่ยของความคลาดเคลื่อน ( $R^2$ ) โดยการดำเนินการได้ผลดังนี้ โดยการดำเนินการได้มีการกำหนดตัวแปรดังต่อไปนี้

ตารางที่ 36 ตัวแปรที่ใช้ในการทดสอบสมการจาก causal model ของความเข้มข้นของ PAHs

ตัวแปร	ความหมาย
gPAHs	ความเข้มข้นของ PAHs ในสถานะก๊าซ
pPAHs	ความเข้มข้นของ PAHs ในรูปอนุภาค
PM <sub>2.5-10</sub>	ความเข้มข้นของอนุภาคขนาด 2.5-10 ไมครอน
PM <sub>2.5</sub>	ความเข้มข้นของอนุภาคขนาด 2.5 ไมครอน
TM	อุณหภูมิ
RH	ความชื้นสัมพัทธ์
SR	การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์
HDDV	อัตราการไหลการจราจรของ รถบรรทุกหรือรถบัส
LDGV	อัตราการไหลการจราจรของ รถส่วนบุคคลที่ใช้ Gasoline
LDDV	อัตราการไหลการจราจรของ รถปิคอัพหรือรถแวน
LPGV	อัตราการไหลการจราจรของ รถรับจ้างที่ใช้ก๊าซ LPG
MCV	อัตราการไหลการจราจรของ รถจักรยานยนต์

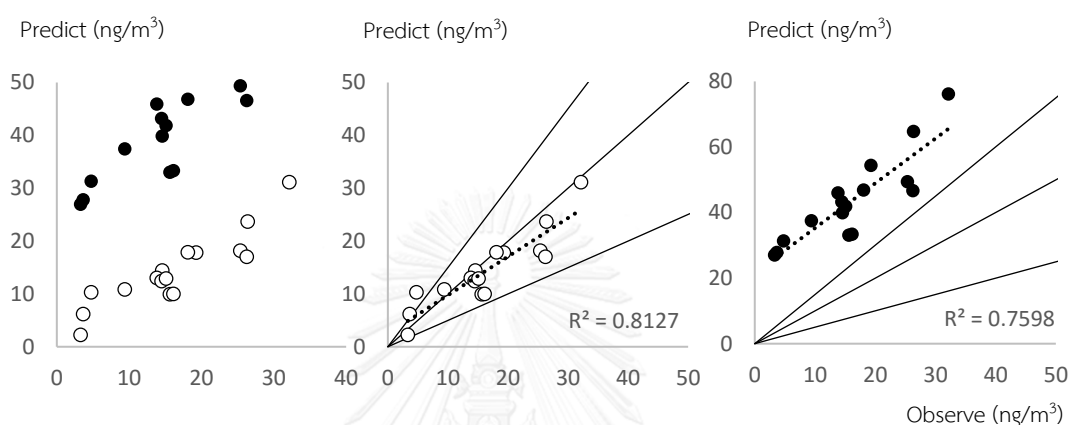
### 1) การทดสอบสมการความเข้มข้นของ PAHs แต่ละสถานะ ในพื้นที่เปิดโล่ง

ข้อมูลส่วนแรก จำนวน 88 ข้อมูล ได้ถูกนำมาหาความสัมพันธ์แบบ causal model โดยสามารถอธิบายความสัมพันธ์ได้ดังสมการดังตารางที่ 37

ตารางที่ 37 สมการความสัมพันธ์และค่าเฉลี่ยความเชื่อมั่นของ PAHs แต่ละประเภท ในพื้นที่เปิดโล่ง

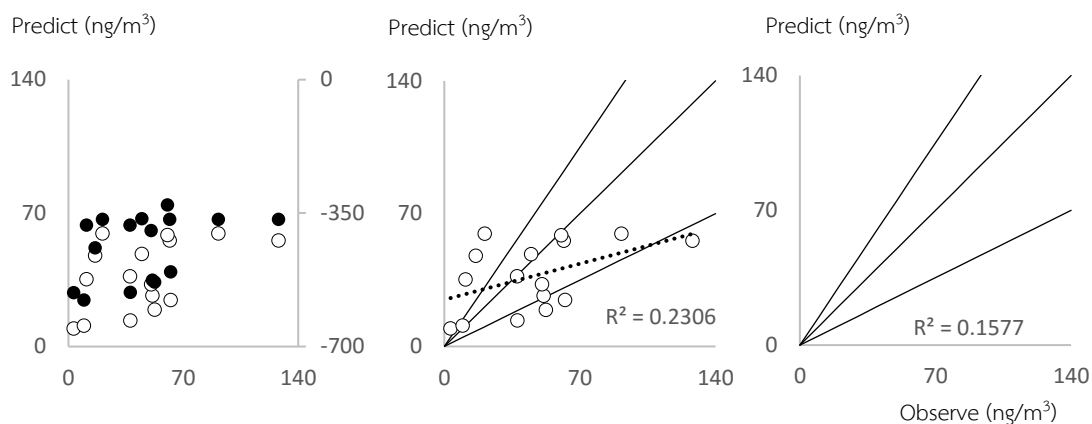
ตัวแปร	สมการ	$R^2$
pPAHs	$0.50(\text{PM}_{2.5}) - 0.60(\text{TM}) + 0.0053(\text{RH}) + 0.008(\text{SR}) + 30$	0.8127
gPAHs	$2.52(\text{Temp}) - 0.11(\text{SR}) - 0.039(\text{RH}) + 0.97(\text{LDGV}) - 84.65(\text{HDDV})$	0.2306

เมื่อนำค่าที่ได้ตั้งออกมาไว้จำนวน 15% แทนค่าในสมการ เพื่อวิเคราะห์หาค่า  $R^2$  ที่ได้จากการ Validation และนำไปวิเคราะห์ด้วย Q-Q plot ซึ่งเทียบค่าระหว่างค่าที่ observe กับค่าที่ทำนายได้ โดยได้มีการดำเนินการดังกล่าว 3 ครั้ง แต่นำเสนอครั้งที่ให้ค่า  $R^2$  และใกล้เคียงกับค่าจริงที่สุด นอกจากนี้ ยังได้นำค่าชุดเดียวกันไปคำนวณในสมการที่ได้จากการทำ linear regression เพื่อเปรียบเทียบค่าที่สามารถทำนายได้ ดังแสดงในภาพที่ 44 และ ภาพที่ 45



ภาพที่ 44 เปรียบเทียบ Q-Q plot ที่ได้จาก path analysis (จุดขาว) และ linear regression (จุดดำ) ในการทำนาย pPAHs ของพื้นที่เปิดโล่ง

จากการวิเคราะห์ พบว่า ค่าที่ทำนายได้จากสมการ path analysis มีความแม่นยำอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้เกือบทั้งหมด และมีค่า  $R^2$  ที่สูง (0.8127) ส่วนสมการที่ได้จาก linear regression ก็มีค่า  $R^2$  สูงเช่นกัน (0.7598) ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากตัวแปรต้นที่เป็นปริมาณความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  ที่ส่งผลโดยตรงกับปริมาณ pPAHs แต่อย่างไรก็ตาม สมการที่ได้จาก linear regression ไม่ได้อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ เนื่องจากค่าที่ทำนายมีค่าสูงกว่าค่าจริง ทั้งนี้หากสมการมีการปรับปรุงโดยปรับลดค่าสัมประสิทธิ์ท้ายสมการลงมา ค่าที่ทำนายได้น่าจะอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้เช่นกัน แต่กรณีดังกล่าวจะทำให้สมการไม่สามารถทำนายข้อมูลที่มีตัวแปรต้นอยู่ในระดับต่ำได้ เนื่องจากเมื่อคำนวณแล้วค่า Y อาจมีค่าติดลบ



ภาพที่ 45 เปรียบเทียบ Q-Q plot ที่ได้จาก path analysis (จุดขาว) และ linear regression (จุดดำ) ในการทำนาย gPAHs ของพื้นที่ปิดล้อม

จากการทดสอบสมการ (validation) พบว่า ค่าที่ทำนายได้จากสมการ path analysis มีความแม่นยำอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้เป็นส่วนใหญ่ แต่มีค่า  $R^2$  ค่อนข้างต่ำ (0.2306) แต่สมการที่ได้จาก linear regression มีค่า  $R^2$  ต่ำกว่า (0.1577) แต่อย่างไรก็ตาม สมการที่ได้จาก linear regression ไม่ได้อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ และมีค่าทำนายต่ำกว่าค่าจริงมาก (จากภาพด้านซ้าย ค่าอยู่ในช่วงค่าที่ติดลบ) อาจเนื่องมาจากตัวแปรที่อยู่ในสมการของ linear regression มีตัวแปรที่เป็นแหล่งกำเนิดของ PAHs ค่อนข้างน้อย (ตารางที่ 34; ซึ่งในการคำนวณสมการดังกล่าวจากการทำ validation ค่า beta อาจมีการเปลี่ยนแปลงเล็กน้อย) ทำให้ไม่สามารถทำนายได้ตรงกับความเป็นจริงมากกว่า ในขณะที่สมการ path analysis มีตัวแปร LDGV เข้ามาในสมการซึ่งเป็นแหล่งกำเนิดของ gPAHs ที่ชัดเจนกว่า

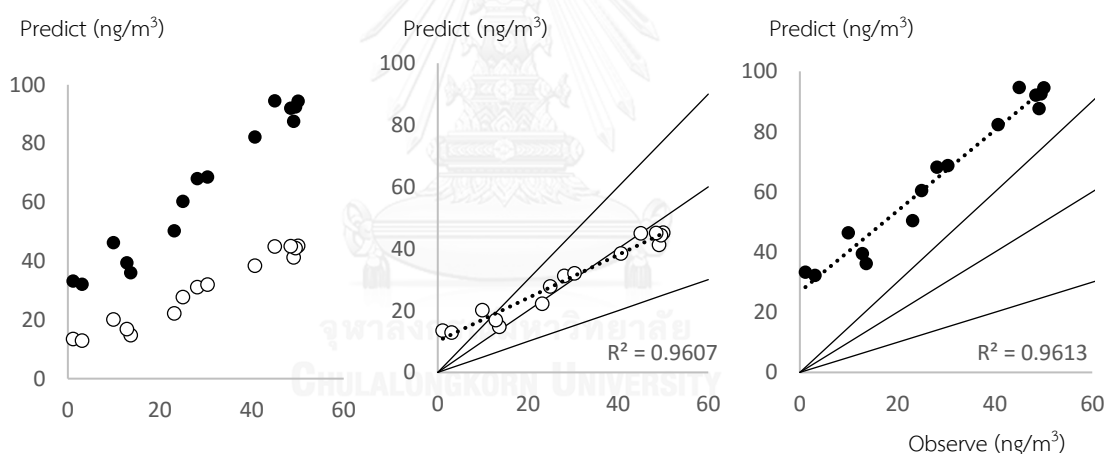
## 2) การทดสอบสมการความเข้มข้นของ PAHs แต่ละสถานะ ในพื้นที่ปิดล้อม

ข้อมูลส่วนแรก จำนวน 77 ข้อมูล ได้ถูกนำมาหาความสัมพันธ์แบบ causal model โดยสามารถอธิบายความสัมพันธ์ได้ตั้งสมการดังตารางที่ 38

ตารางที่ 38 สมการความสัมพันธ์และค่าเฉลี่ยความเชื่อมั่นของ PAHs แต่ละประเภท ในพื้นที่ปิดล้อม

ตัวแปร	สมการ	R <sup>2</sup>
pPAHs	$0.46(\text{PM}_{2.5}) - 0.068(\text{TM}) - 0.42(\text{LDGV})$	0.7366
gPAHs	$41.9(\text{LDGV}) + 156.1(\text{HDDV}) - 14.93(\text{MCV}) - 0.0018(\text{SR}) - 2.03(\text{RH})$	0.5711

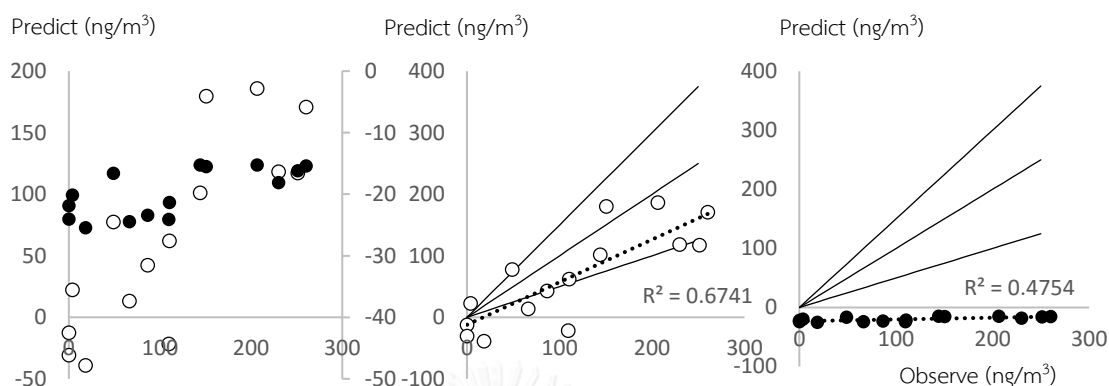
เมื่อนำค่าที่ได้ตั้งออกมาไว้จำนวน 15% แทนค่าในสมการ เพื่อทำ Validation และนำไปวิเคราะห์ด้วย Q-Q plot ซึ่งเทียบค่าระหว่างค่าที่ observe กับค่าที่ทำนายได้ โดยได้มีการดำเนินการดังกล่าว 3 ครั้ง แต่นำเสนอครั้งที่ให้ค่า R<sup>2</sup> ที่ดีที่สุดและใกล้เคียงกับค่าจริงที่สุด นอกจากนี้ ยังได้นำค่าชุดเดียวกันไปคำนวณในสมการที่ได้จากการทำ linear regression เพื่อเปรียบเทียบค่าที่สามารถทำนายได้ ดังแสดงในภาพที่ 46 และ ภาพที่ 47



ภาพที่ 46 เปรียบเทียบ Q-Q plot ที่ได้จาก path analysis (จุดขาว) และ linear regression (จุดดำ) ในการทำนาย pPAHs ของพื้นที่ปิดล้อม

จากการวิเคราะห์ พบว่า ค่าที่ทำนายได้จากสมการ path analysis มีความแม่นยำอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้เกือบทั้งหมด และมีค่า R<sup>2</sup> สูงมาก (0.9607) ส่วนสมการที่ได้จาก linear regression ก็มีค่า R<sup>2</sup> สูงเช่นกัน (0.9613) ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากตัวแปรต้นที่เป็นปริมาณความเข้มข้นของ PM<sub>2.5</sub> ที่ส่งผลโดยตรงกับปริมาณ pPAHs นอกจากนี้ ในพื้นที่ปิดล้อม ตัวแปรที่อาจมีผลอย่างปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยามักถูกจำกัดไว้ แต่อย่างไรก็ตาม สมการที่ได้จาก linear regression ไม่ได้อยู่ในช่วงที่

ยอมรับได้ เนื่องจากค่าที่ทำนายมีค่าสูงกว่าค่าจริง ทั้งนี้หากสมการมีการปรับปรุงโดยปรับลดค่าสัมประสิทธิ์ท้ายสมการลงมา ค่าที่ทำนายได้น่าจะอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้เช่นกัน



ภาพที่ 47 เปรียบเทียบ Q-Q plot ที่ได้จาก path analysis (จุดขาว) และ linear regression (จุดดำ) ในการทำนาย gPAHs ของพื้นที่ปิดล้อม

จากการวิเคราะห์ พบว่า ค่าที่ทำนายได้จากสมการ path analysis มีความแม่นยำอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้เป็นส่วนใหญ่ แต่มีค่า  $R^2$  ค่อนข้างสูง (0.6741) แต่สมการที่ได้จาก linear regression ก็มีค่า  $R^2$  ต่ำกว่า (0.4754) แต่อย่างไรก็ตาม สมการที่ได้จาก linear regression ไม่ได้อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ และมีค่าทำนายต่ำกว่าค่าจริงมาก (จากภาพด้านซ้าย ค่าอยู่ในช่วงที่ติดลบ) แม้ว่าสมการจาก path analysis จะมีบางค่าติดลบด้วยเช่นกัน แต่ก็มีจำนวนน้อยกว่าสมการจาก linear regression

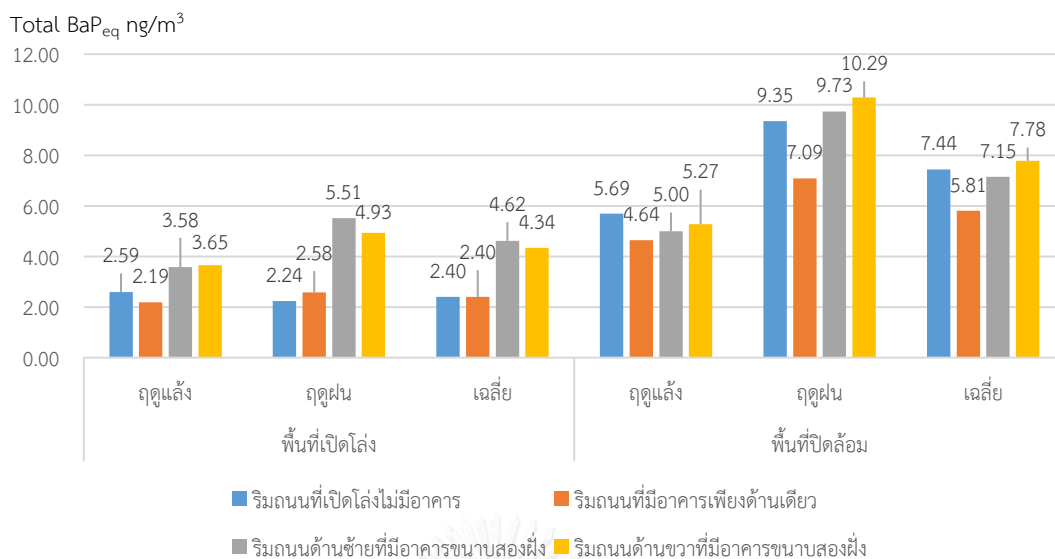
จากการทำ validation พบว่า สมการ path analysis จะให้ค่าที่ใกล้เคียงกับความเป็นจริงมากที่สุด ทั้งนี้ ยังมีจุดอ่อนในด้านการประเมินค่าที่มีความเข้มข้นต่ำซึ่งสมการไม่สามารถทำนายได้ดีมากนัก บางค่ายังทำนายได้ค่าติดลบ อาจเนื่องจากข้อจำกัดของสมการที่สามารถให้รายละเอียดได้เฉพาะปัจจัยทางตรงเท่านั้น ในอนาคตอาจใช้สมการความสัมพันธ์ของ path analysis ในการวิเคราะห์ตัวแปรที่มีความสัมพันธ์ ซึ่งข้อดีของ path analysis จะวิเคราะห์ตัวแปรที่น่าจะมีความสำคัญหรือมีอิทธิพลได้ดีกว่าการใช้ linear regression จากนั้นจึงปรับค่าตัวแปรต่างๆ (Calibration) เพื่อให้สมการสามารถทำนายได้ใกล้เคียงกับค่าความเป็นจริงมากที่สุด ซึ่งจากการวิเคราะห์ทางสถิติทั้ง 3 แบบ ในงานวิจัยนี้ ได้แก่ Correlation, Regression และ path analysis ผลที่ได้ สามารถสรุปจุดเด่นและจุดด้อยของสถิติวิเคราะห์ทั้งสามแบบได้ โดยสรุปได้ดังในตารางที่ 39

ตารางที่ 39 สรุปจุดเด่นและจุดด้อยของสถิติวิเคราะห์ที่ใช้ในงานวิจัยนี้

สถิติวิเคราะห์	จุดเด่น	จุดด้อย
Correlation	- สามารถวิเคราะห์พบตัวแปรที่มีความสัมพันธ์อย่างมีนัยทางสถิติได้มากกว่าการใช้ Regression	- ไม่สามารถสร้างสมการเชิงเส้นเพื่อทำนายผลได้
Regression	- สามารถสร้างสมการเชิงเส้นเพื่อทำนายผลได้	- วิเคราะห์พบตัวแปรที่มีความสัมพันธ์ได้น้อยกว่าที่ใช้ Correlation ในการวิเคราะห์
path analysis	- สามารถวิเคราะห์พบตัวแปรที่มีความสัมพันธ์อย่างมีนัยทางสถิติได้มากกว่าการใช้ Correlation และ Regression - สามารถสร้างสมการเชิงเส้นเพื่อทำนายผลได้ โดยได้สมการที่สามารถทำนายผลได้แม่นยำกว่า Regression	- ความซับซ้อนของรูปแบบความสัมพันธ์ทั้งทางตรงและทางอ้อม ทำให้ยากต่อการแปลผลและอภิปรายผล

#### 4.4 การประเมินความเสี่ยงในการสัมผัส PAHs บริเวณริมถนน

การประเมินความเสี่ยงตามขั้นตอนหลัก 4 ขั้นตอน ของสาร PAHs ได้อ้างอิงตามวิธีของ US EPA แต่เนื่องจากสาร PAHs เป็นกลุ่มของสารที่ประกอบด้วยสารหลายชนิด และข้อจำกัดของข้อมูลสำหรับประเมินความเสี่ยง (U.S.EPA., 1992, 1993) โดยเฉพาะข้อมูลความเป็นพิษที่ใช้ในขั้นตอน dose-response assessment ที่ไม่ครบสมบูรณ์ ดังนั้น จึงจำเป็นต้องปรับค่าความเสี่ยง โดยปรับค่าสารประกอบ PAHs แต่ละชนิดไปเป็นค่า Benzo(a)pyrene equivalent (BaP<sub>eq</sub>) ด้วยค่า toxic equivalent factor (TEF) และนำค่า BaP<sub>eq</sub> แต่ละชนิดมารวมกันเพื่อหา total BaP<sub>eq</sub> หรือ TEQ เพื่อนำค่าดังกล่าวมาใช้แทนค่า PAHs รวม ที่บุคคลได้รับการสัมผัสทางการหายใจ (Nisbet & LaGoy, 1992) และสามารถประเมินค่าความเสี่ยงที่เกิดขึ้นได้ จากการเก็บตัวอย่างอากาศบริเวณริมถนน เพื่อวิเคราะห์ปริมาณ PAHs ทั้ง 16 ชนิด ที่บริเวณปิดล้อม และบริเวณเปิดโล่ง สามารถคำนวณปริมาณ PAHs ทั้งหมด (Total PAHs) เป็นค่า Total BaP<sub>eq</sub> ได้ดังภาพที่ 48



ภาพที่ 48 total BaP<sub>eq</sub> จำแนกตามจุดเก็บตัวอย่างและโครงสร้างอาคารริมถนน

เมื่อเปรียบเทียบค่า total BaP<sub>eq</sub> ในงานวิจัยนี้กับงานที่ผ่านมา พบว่า ค่าเฉลี่ย total BaP<sub>eq</sub> ที่พบมีค่า 2.40 – 7.78 ng/m<sup>3</sup> ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับงานวิจัยของ Zheng และคณะ (2016) ซึ่งพบว่า total BaP<sub>eq</sub> จากการสัมผัส PAHs บริเวณริมถนนเมือง Shanghai มีค่าเฉลี่ย 2.44 ng/m<sup>3</sup> และงานวิจัยของ Liu และคณะ (2015) ซึ่งพบว่า total BaP<sub>eq</sub> บริเวณริมถนนเมือง Guangzhou โดยมีค่าเฉลี่ย 6.69 ng/m<sup>3</sup>

จากภาพที่ 48 พบว่า ค่า total BaP<sub>eq</sub> ในพื้นที่ปิดล้อมมีค่าสูงกว่าในพื้นที่เปิดโล่ง และเมื่อพิจารณาเฉพาะในพื้นที่เปิดโล่ง total BaP<sub>eq</sub> ในจุดเก็บตัวอย่างริมถนนด้านซ้ายและขวาที่มีอาคารขนาดสองฝั่ง จะมีปริมาณ total BaP<sub>eq</sub> สูงกว่าอย่างเห็นได้ชัด และเมื่อวิเคราะห์ด้วยสถิติ One-Way ANOVA พบว่า ในจุดเก็บตัวอย่างมีค่า total BaP<sub>eq</sub> แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ โดยเมื่อทดสอบ LSD เพื่อหาความต่างรายคู่ พบว่า total BaP<sub>eq</sub> บริเวณริมถนนที่เปิดโล่งไม่มีอาคาร และริมถนนที่มีอาคารด้านเดียว ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ เช่นเดียวกันกับ ริมถนนด้านซ้ายและขวาที่มีอาคารขนาดสองฝั่ง ค่า total BaP<sub>eq</sub> ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ แต่เมื่อเปรียบเทียบระหว่าง บริเวณริมถนนที่เปิดโล่งไม่มีอาคารและริมถนนที่มีอาคารด้านเดียว กับ ริมถนนด้านซ้ายและขวาที่มีอาคารขนาดสองฝั่ง พบว่า total BaP<sub>eq</sub> บริเวณดังกล่าวมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ซึ่งเนื่องมาจากโครงสร้างถนนที่แตกต่างกัน ย่อมทำให้ปริมาณมลพิษที่อยู่ในอากาศมีการกระจายตัวที่ต่างกัน

(Xiaomin et al., 2006) ในทางกลับกัน ในพื้นที่ปิดล้อม ค่า total BaP<sub>eq</sub> ในแต่ละจุดกลับไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p-Value =0.575) ซึ่งอาจเนื่องมาจากโครงสร้างของถนนที่ทำให้มลพิษไม่สามารถกระจายตัวไปได้ (Jason & Bruce, 2006) สำหรับปัจจัยด้านฤดูกาล พบว่า ในพื้นที่เปิดโล่ง total BaP<sub>eq</sub> ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p-Value =0.224) แต่ในพื้นที่ปิดล้อม พบว่า ฤดูฝนจะมีค่า total BaP<sub>eq</sub> สูงกว่าในฤดูแล้ง ซึ่งอาจเนื่องมาจากการจราจร โดยดั่งเหตุผลที่ให้ไว้ในขั้นต้น (หัวข้อ 4.1.2)

จากการคำนวณ total BaP<sub>eq</sub> ในตัวอย่างอากาศ นำไปสู่การประเมินความเสี่ยงในขั้นต่อไป โดยได้นำข้อมูลความถี่ของการสัมผัสสัมผัสสาร BaP<sub>eq</sub> เวลาในการสัมผัส ระยะเวลาที่ได้รับสัมผัสสาร และน้ำหนักตัว โดยใช้ข้อมูลที่ได้จากการสัมภาษณ์ผู้ประกอบการแผงลอยในบริเวณพื้นที่ศึกษา และข้อมูลทุติยภูมิจากแหล่งอื่นๆ โดยใช้ข้อมูลดังในตารางที่ 40

ตารางที่ 40 ข้อมูลที่นำมาใช้ในการประเมินการสัมผัส

ตัวแปร	ค่าที่ใช้ในการประเมิน (ค่าเฉลี่ยจากแบบสอบถาม)
CA	ใช้ค่า total BaP <sub>eq</sub> ในการศึกษาครั้งนี้
IR	1.1 m <sup>3</sup> / ชั่วโมง (U.S.EPA., 1997)
EF	336 วัน/ปี (ข้อมูลจากแบบสอบถาม)
ED	8.1 ปี (ข้อมูลจากแบบสอบถาม)
ET	9.17 ชั่วโมง /วัน (ข้อมูลจากแบบสอบถาม)
BW	น้ำหนักตัวเฉลี่ย 61.8 Kg (ข้อมูลจากแบบสอบถาม)
AT	70 x 365 วัน สำหรับสารก่อมะเร็ง (US.EPA., 1991)

ในการคำนวณ มีการแบ่งกรณีศึกษาเป็น 2 ประเภท ตามโครงสร้างของถนน คือ 1) ผู้ที่อยู่ในบริเวณพื้นที่เปิดโล่ง และ 2) ผู้ที่อยู่ในบริเวณพื้นที่ปิดล้อม โดยแบ่งตามลักษณะอาคารริมถนน 4 ประเภท ค่าปริมาณการสัมผัสสัมผัสของ total BaP<sub>eq</sub> ของผู้ประกอบการแผงลอย ในพื้นที่เปิดโล่ง มีค่าอยู่ระหว่าง  $1.00 \times 10^{-8}$  ถึง  $4.00 \times 10^{-7}$  มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $6.00 \times 10^{-8}$  สำหรับในพื้นที่ปิดล้อม มีค่าอยู่ระหว่าง  $1.00 \times 10^{-7}$  ถึง  $4.30 \times 10^{-7}$  มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $1.20 \times 10^{-7}$  ดังตารางที่ 41



ตารางที่ 41 ค่า CDI ของการสัมผัส total BaP<sub>eq</sub> ของผู้ประกอบการแผงลอยในแต่ละพื้นที่

พื้นที่	ตำแหน่ง	ค่าการรับสัมผัส (10 <sup>-6</sup> mg/kg-day)	
		ค่าเฉลี่ย	ค่าต่ำสุด-สูงสุด
เปิดโล่ง	1. ริมนถนนที่เปิดโล่งไม่มีอาคาร	0.04	0.01 – 0.21
	2. ริมนถนนที่มีอาคารเพียงด้านเดียว	0.04	0.01 – 0.11
	3. ริมนถนนด้านซ้ายที่มีอาคารขนานสองฝั่ง	0.08	0.01 – 0.40
	4. ริมนถนนด้านขวาที่มีอาคารขนานสองฝั่ง	0.08	0.02 – 0.33
	รวม	0.06	<0.01 – 0.40
ปิดล้อม	1. ริมนถนนที่เปิดโล่งไม่มีอาคาร	0.13	0.01 – 0.27
	2. ริมนถนนที่มีอาคารเพียงด้านเดียว	0.10	0.01 – 0.22
	3. ริมนถนนด้านซ้ายที่มีอาคารขนานสองฝั่ง	0.12	0.01 – 0.35
	4. ริมนถนนด้านขวาที่มีอาคารขนานสองฝั่ง	0.14	0.01 – 0.43
	รวม	0.12	0.01 – 0.43

จากตารางที่ 41 พบว่า ในพื้นที่ปิดล้อม ปริมาณการได้รับสัมผัส total BaP<sub>eq</sub> ของผู้ประกอบการแผงลอย มีปริมาณมากกว่าผู้ที่ได้รับสัมผัสบริเวณพื้นที่เปิดโล่งเกือบสองเท่า โดยในพื้นที่เปิดโล่ง บริเวณริมนถนนด้านซ้ายและขวาที่มีอาคารขนานสองฝั่ง เป็นจุดที่มีปริมาณการสัมผัสสูงกว่าบริเวณอื่นๆ โดยเมื่อวิเคราะห์ทางสถิติโดยใช้ one-way ANOVA พบว่าทั้งสี่จุด มีอย่างน้อยหนึ่งคู่ที่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p-value = 0.017) เมื่อวิเคราะห์คู่ต่างโดยใช้ LSD พบว่า บริเวณริมนถนนที่เปิดโล่งไม่มีอาคาร (จุดที่ 1) และริมนถนนที่มีอาคารเพียงด้านเดียว (จุดที่ 2) ไม่มีความแตกต่างกัน เช่นเดียวกับ ริมนถนนด้านซ้ายและด้านขวาที่มีอาคารขนานสองฝั่ง (จุดที่ 3 และ 4) แต่ทว่า ระหว่างจุดที่ 1 และ 2 กับ จุดที่ 3 และ 4 มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในขณะที่บริเวณปิดล้อม ริมนถนนทุกจุด มีปริมาณการสัมผัสใกล้เคียงกันและไม่พบว่ามี ความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p-value = 0.573)

เมื่อนำค่าปริมาณการสัมผัสในตารางที่ 41 มาคำนวณร่วมกับค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง และค่า 95% confidence interval ของค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง เพื่อประเมินค่าความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งของผู้ประกอบการแผงลอยในบริเวณพื้นที่ที่ศึกษา มีค่าดังตารางที่ 42

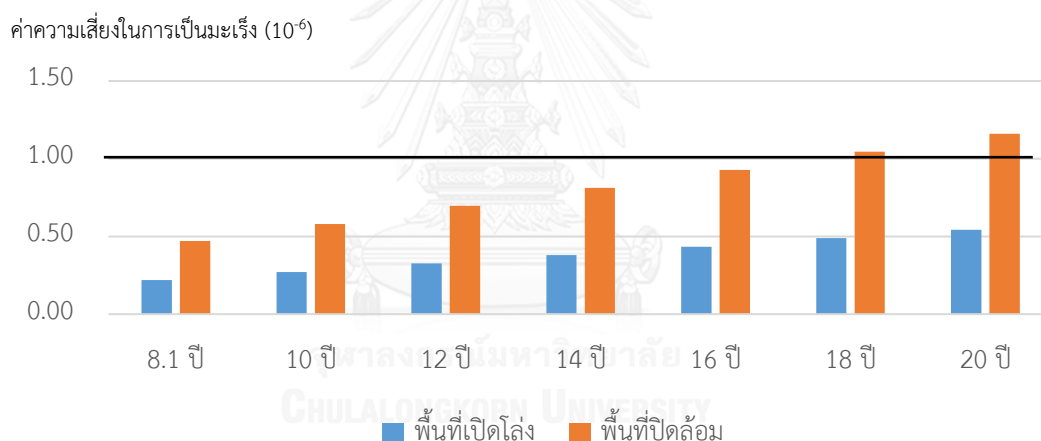
ตารางที่ 42 lifetime cancer risk และค่า 95% confidence interval ของ total BaP<sub>eq</sub>

พื้นที่	ตำแหน่ง	ค่าความเสี่ยงการเกิดมะเร็ง ( $10^{-6}$ )		
		เฉลี่ย	สูงสุด	95% confidence interval ของ cancer risk
เปิดโล่ง	1. ริมนถนนที่เปิดโล่งไม่มีอาคาร	0.16	0.82	0.08 - 0.23
	2. ริมนถนนที่มีอาคารเพียงด้านเดียว	0.16	0.43	0.12 - 0.19
	3. ริมนถนนด้านซ้ายที่มีอาคารขนาดสองฝั่ง	0.31	1.56	0.19 - 0.43
	4. ริมนถนนด้านขวาที่มีอาคารขนาดสองฝั่ง	0.31	1.21	0.19 - 0.39
	รวมทั้ง 4 จุด	0.22	1.56	0.19 - 0.27
ปิดล้อม	1. ริมนถนนที่เปิดโล่งไม่มีอาคาร	0.51	1.05	0.35 - 0.62
	2. ริมนถนนที่มีอาคารเพียงด้านเดียว	0.86	0.86	0.27 - 0.51
	3. ริมนถนนด้านซ้ายที่มีอาคารขนาดสองฝั่ง	0.47	1.37	0.31 - 0.70
	4. ริมนถนนด้านขวาที่มีอาคารขนาดสองฝั่ง	0.55	1.67	0.35 - 0.70
	รวมทั้ง 4 จุด	0.47	1.67	0.39 - 0.55

จากตาราง ความเสี่ยง lifetime cancer risk และค่า 95% confidence interval ของ total BaP<sub>eq</sub> ของผู้ประกอบการแผงลอย ในบริเวณที่เปิดโล่ง มีค่าเฉลี่ยไม่เกินกว่าระดับที่ยอมรับได้ (สูงเกิน  $1.00 \times 10^{-6}$ ) โดยมีค่าอยู่ที่  $2.20 \times 10^{-7}$  และมีค่า 95% confidence interval อยู่ระหว่าง  $1.90 \times 10^{-7}$  ถึง  $2.70 \times 10^{-7}$  แต่ยังสามารถพบในบางช่วงที่มีค่าสูงเกินกว่าระดับที่ยอมรับได้ โดยมีค่าที่เกินค่าที่ยอมรับได้ 2 ข้อมูล จากข้อมูล 104 ตัวอย่าง คิดเป็นร้อยละ 1.92 ของตัวอย่างข้อมูลทั้งหมด สำหรับในบริเวณพื้นที่ปิดล้อม พบว่า มีค่าเฉลี่ยไม่เกินกว่าระดับที่ยอมรับได้ โดยมีค่าอยู่ที่  $4.70 \times 10^{-7}$  ซึ่งมีค่าสูงกว่าในพื้นที่เปิดโล่งเกือบ 2 เท่า และมีค่า 95% confidence interval อยู่ระหว่าง  $3.90 \times 10^{-7}$  ถึง  $5.50 \times 10^{-7}$  แต่ในจำนวนนี้ ยังสามารถพบในบางช่วงที่มีค่าสูงเกินกว่าระดับที่ยอมรับได้ โดยมีค่าที่เกินค่าที่ยอมรับได้ 6 ข้อมูล จากข้อมูล 92 ตัวอย่าง คิดเป็นร้อยละ 6.52 ของตัวอย่างข้อมูลทั้งหมด จาก

การประเมินดังกล่าว พบว่าผู้ค้าริมทาง มีความเสี่ยงในการสัมผัสสาร PAHs อยู่ในระดับที่สามารถยอมรับได้ โดยในพื้นที่ปิดล้อม อาจมีความเสี่ยงในการสัมผัสสูงเกินกว่าที่ยอมรับได้อยู่บ้าง ถึงแม้ว่าค่าความเสี่ยงจะสูงกว่าในพื้นที่เปิดโล่งก็ตาม

ทั้งนี้ เมื่อนำข้อมูลจากตารางที่ 42 มาวิเคราะห์เพื่อหาจำนวนปีที่ผู้ค้าขายสามารถสัมผัสสาร PAHs โดยไม่มีความเสี่ยงในการเกิดโรคมะเร็ง สามารถนำมาวิเคราะห์ได้ดังภาพที่ 49 ซึ่งเมื่อวิเคราะห์แล้วพบว่า ผู้ที่ค้าขายในบริเวณพื้นที่ปิดล้อม สามารถค้าขายได้นานประมาณ 17.2 ปี โดยที่มีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ ในขณะที่ในพื้นที่เปิดโล่งสามารถค้าขายได้นานกว่าเนื่องจากพบค่า lifetime cancer risk น้อยกว่าในพื้นที่ปิดล้อมเกือบสองเท่า ซึ่งการประเมินนี้มีข้อจำกัดภายใต้สถานการณ์และสภาพแวดล้อมที่ไม่มีการเปลี่ยนแปลงไป



ภาพที่ 49 ระยะเวลาที่ผู้ค้าขายริมถนนสามารถค้าขายได้โดยมีความเสี่ยงในระดับที่ยอมรับได้

เมื่อนำข้อมูลพื้นฐานของผู้ค้าขายในบริเวณพื้นที่ศึกษา ( $n = 60$ ) มาคำนวณค่าความเสี่ยงของการสัมผัสสาร PAHs ทางการหายใจ โดยคำนวณในลักษณะรายบุคคล (จากข้อมูลดังภาคผนวก ค.) โดยใช้ข้อมูลการสัมผัสสารในปริมาณเฉลี่ย ปริมาณต่ำสุด และปริมาณสูงสุด (ตารางที่ 41) ที่พบในการศึกษาครั้งนี้ จำแนกเป็นสถานการณ์ที่อยู่ในพื้นที่เปิดโล่งและปิดล้อม และใช้ค่า EF, ET, ED, และ BW ของแต่ละบุคคล คำนวณได้เป็นค่าเฉลี่ยความเสี่ยงรายบุคคล (Individual risk) ได้ดังในตารางที่ 43 และตารางที่ 44

ตารางที่ 43 ค่าเฉลี่ยความเสี่ยงรายบุคคล (Individual risk) โดยคำนวณจากค่า total BaP<sub>eq</sub>

พื้นที่	ตำแหน่ง	ค่าความเสี่ยงการเกิดมะเร็งรายบุคคล (10 <sup>-6</sup> )			
		ค่าต่ำสุด	เฉลี่ย	ค่าสูงสุด	95% confidence interval ของ cancer risk
เปิดโล่ง	1. ริมถนนที่เปิดโล่งไม่มีอาคาร	0.002	0.11	0.55	0.16 – 0.29
	2. ริมถนนที่มีอาคารเพียงด้านเดียว	0.01	0.11	0.28	0.10 – 0.17
	3. ริมถนนด้านซ้ายที่มีอาคารขนานสองฝั่ง	0.04	0.21	1.05	0.31 – 0.55
	4. ริมถนนด้านขวาที่มีอาคารขนานสองฝั่ง	0.02	0.20	0.86	0.26 – 0.46
	รวมทั้ง 4 จุด	0.002	0.16	1.05	0.28 – 0.53
ปิดล้อม	1. ริมถนนที่เปิดโล่งไม่มีอาคาร	0.02	0.34	0.71	0.27 – 0.44
	2. ริมถนนที่มีอาคารเพียงด้านเดียว	0.02	0.26	0.57	0.21 – 0.35
	3. ริมถนนด้านซ้ายที่มีอาคารขนานสองฝั่ง	0.02	0.35	0.91	0.32 – 0.54
	4. ริมถนนด้านขวาที่มีอาคารขนานสองฝั่ง	0.01	0.33	1.12	0.35 – 0.62
	รวมทั้ง 4 จุด	0.01	0.32	1.12	0.35 – 0.61

เมื่อทำการวิเคราะห์ค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งรายบุคคล โดยนำค่าเฉลี่ย total BaP<sub>eq</sub> มาวิเคราะห์ พบว่า ในพื้นที่เปิดโล่ง มีค่าเฉลี่ยไม่เกินกว่าระดับที่ยอมรับได้ (สูงเกิน 1.00 × 10<sup>-6</sup>) โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 1.60 × 10<sup>-7</sup> และมีค่า 95% confidence interval อยู่ระหว่าง 2.80 × 10<sup>-7</sup> ถึง 5.30 × 10<sup>-7</sup> ส่วนในพื้นที่ปิดล้อม มีค่าเฉลี่ยความเสี่ยงไม่เกินกว่าระดับที่ยอมรับได้เช่นกัน โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 3.20 × 10<sup>-7</sup> และมีค่า 95% confidence interval อยู่ระหว่าง 3.50 × 10<sup>-7</sup> ถึง 6.10 × 10<sup>-7</sup> แต่เมื่อประเมินโดยใช้ค่า total BaP<sub>eq</sub> ที่เป็นค่าสูงสุดที่อาจจะเกิดขึ้นได้ พบว่า ในพื้นที่เปิดโล่ง มีค่าเกินกว่าระดับที่ยอมรับได้ คือ 1.05 × 10<sup>-6</sup> และในพื้นที่ปิดล้อม ค่าสูงสุดที่เป็นไปได้คือ 1.12 × 10<sup>-6</sup> มีค่าเกินกว่าระดับที่ยอมรับได้เช่นเดียวกัน จากการประเมินดังกล่าว พบว่าผู้ค้าริมทางรายบุคคล มีความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งอยู่ในระดับที่สามารถยอมรับได้ โดยหากผู้ค้าขายอยู่บริเวณพื้นที่ปิดล้อม จะมีความเสี่ยงสูงกว่าในพื้นที่เปิดโล่งประมาณ 2 เท่า

ทั้งนี้ จากตารางที่ 43 พบว่าเมื่อกำหนดสถานการณ์ที่ผู้สัมผัสอาจสัมผัสปริมาณสารได้สูงสุด ที่พบได้ในการศึกษานี้ บริเวณริมถนนด้านซ้ายและขวาในพื้นที่เปิดโล่ง มีค่าความเสี่ยงการเกิดมะเร็งรายบุคคลในระดับสูงโดยมีค่า 8.60 × 10<sup>-7</sup> – 1.05 × 10<sup>-6</sup> เนื่องมาจากการสะสมของมลพิษในพื้นที่ที่มีอาคารขนานข้าง และจากข้อมูลทั้งหมด ในพื้นที่เปิดโล่งพบค่าที่สูงกว่า 1.00 × 10<sup>-6</sup> จำนวนร้อยละ 11.7 ของข้อมูล สำหรับในพื้นที่ปิดล้อม ค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งในแต่ละจุดมีค่าใกล้เคียงกัน

โดยเนื่องมาจากอิทธิพลของอาคารที่ปิดล้อมทำให้มลพิษกระจายในบริเวณอย่างทั่วถึง และจากข้อมูลทั้งหมด พบค่าที่สูงกว่า  $1.00 \times 10^{-6}$  จำนวนร้อยละ 13.9 ของข้อมูล

เมื่อนำค่าจากการวิเคราะห์ไปเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่น พบว่าค่าที่ได้ในการศึกษาครั้งนี้มีความแตกต่างกับงานวิจัยที่ผ่านมา โดยเมื่อนำไปเทียบกับการประเมินความเสี่ยงของการสัมผัส PAHs ในพื้นที่โรงไฟฟ้าถ่านหิน (Wang et al., 2015) พบว่าค่าที่พบในงานวิจัยนี้มีค่าน้อยกว่าที่พบในพื้นที่โรงไฟฟ้า โดยจากรายงาน พบค่า lifetime cancer risk ในพื้นที่โรงไฟฟ้าสูงถึง  $71.0 \times 10^{-6} - 150.0 \times 10^{-6}$  และเมื่อเปรียบเทียบกับค่า lifetime cancer risk จากการวิจัยของ Liu และคณะ (2015) ซึ่งประเมินความเสี่ยงบริเวณริมถนนเมือง Guangzhou พบว่ามีค่าสูงกว่าในงานศึกษาครั้งนี้เช่นกัน โดยพบค่า  $83.9 \times 10^{-6} - 1,950 \times 10^{-6}$  และเมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ Wang และคณะ พบว่า ค่า lifetime cancer risk บริเวณริมถนนในประเทศจีน พบว่ามีค่า  $0.25 \times 10^{-6} - 54.1 \times 10^{-6}$  (Wang et al., 2013) ซึ่งจากการเปรียบเทียบแล้ว อาจประเมินได้ว่า แม้ค่า lifetime cancer risk ที่ประเมินจากรายบุคคล จะมีค่าสูงกว่าระดับที่ยอมรับได้ แต่ยังมีค่าน้อยกว่าที่พบในบางงานวิจัยที่มีค่าสูงเกินกว่าระดับที่ยอมรับได้หลายเท่า

## บทที่ 5 สรุปและข้อเสนอแนะ

จากการศึกษาและประเมินความเสี่ยงในการรับสัมผัสสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนทางการหายใจ ของผู้ค้าขายริมถนนในกรุงเทพมหานคร : กรณีศึกษาถนนสุขุมวิท สามารถสรุปผลได้ดังนี้

### 5.1 ความสัมพันธ์ของ $PM_{10}$ $PM_{2.5-10}$ และ $PM_{2.5}$ บริเวณริมถนน และปัจจัยด้าน อุตุนิยมวิทยา การจราจรและโครงสร้างถนน

1) ความเข้มข้นของอนุภาค  $PM_{10}$   $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{2.5}$  บริเวณพื้นที่ปิดล้อมมีค่าสูงกว่าบริเวณที่เปิดโล่งเฉลี่ยประมาณ 1.62, 1.82 และ 1.43 เท่า ตามลำดับ โดยในพื้นที่ปิดล้อม ค่า  $PM_{10}$  มีค่า  $165.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (SD=59.14),  $PM_{2.5-10}$  มีค่า  $86.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (SD=49.21), และ  $PM_{2.5}$  มีค่า  $79.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (SD=34.24) ในขณะที่ในพื้นที่เปิดโล่ง พบว่ามีความเข้มข้นของอนุภาค  $PM_{10}$   $PM_{2.5-10}$  และ  $PM_{2.5}$  เฉลี่ยมีค่า  $102.52 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (SD=38.68),  $111.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (SD=27.49) และ  $65.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (SD=23.83) ตามลำดับ โดยมีสัดส่วน  $PM_{2.5} : PM_{10}$  เท่ากับ 0.55 ในพื้นที่เปิดโล่ง และ เท่ากับ 0.51 ในพื้นที่ปิดล้อม ซึ่งเป็นสัดส่วนปกติของอนุภาคที่พบในเขตเมือง

2) ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง พบว่า ความเร็วลม และอัตราการไหลของการจราจรโดยรถบัสและบรรทุกมีความสัมพันธ์ทางตรง และมีค่าสัมประสิทธิ์เป็นลบ นอกจากนี้ ยังพบความสัมพันธ์กับตัวแปรอื่นๆ ซึ่งแสดงความสัมพันธ์แบบทางอ้อม ได้แก่ ความชื้นสัมพัทธ์ อุณหภูมิ อัตราการไหลของการจราจรของรถรับจ้างที่ใช้ก๊าซ และรถปิคอัพหรือรถแวน

3) ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง พบว่า ความเร็วลมและ LDGV และ HDDV ที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  ทางตรง แต่ไม่พบความสัมพันธ์กับรถยนต์รับจ้างที่ใช้ก๊าซ ทั้งนี้ ยังพบความสัมพันธ์กับตัวแปรด้านอุตุนิยมวิทยา (ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และอุณหภูมิ) มีผลต่อความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  ทางอ้อม

4) ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง พบว่า ความเร็วลมและอัตราการไหลของการจราจรโดยรถยนต์ส่วนบุคคล (LDGV) มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  แบบทางตรง แต่ไม่พบความสัมพันธ์กับรถยนต์รับจ้างที่ใช้ก๊าซ ทั้งนี้ ยังพบความสัมพันธ์กับตัวแปรด้าน อุตุนิยมิวิทยา (ความเร็วลม ความชื้นสัมพัทธ์ และอุณหภูมิ) และ อัตราไหลของ LDDV ที่ยังมีผลต่อความเข้มข้นของ  $PM_{10}$  แต่เป็นในลักษณะความสัมพันธ์ทางอ้อม

5) ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์ทางตรงกับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5}$  บริเวณพื้นที่ปิดล้อม ได้แก่ อุณหภูมิ ความชื้น อัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) รถบัสและบรรทุก (HDDV) และรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) สำหรับ อัตราการไหลของรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) และความชื้นสัมพัทธ์ ยังแสดงความสัมพันธ์แบบทางอ้อม

6) ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  ในพื้นที่ปิดล้อม ได้แก่ อุณหภูมิ ความชื้น อัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) รถบัสและบรรทุก (HDDV) และรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) โดยอัตราการไหลของรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) และความชื้นสัมพัทธ์ ยังแสดงความสัมพันธ์แบบทางอ้อม

7) ปัจจัยที่มีความสัมพันธ์ทางตรงกับความเข้มข้นของ  $PM_{2.5-10}$  บริเวณพื้นที่ปิดล้อม ได้แก่ อุณหภูมิ ความชื้น อัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) รถบัสและบรรทุก (HDDV) และรถมอเตอร์ไซด์ (MCV) ส่วนอัตราไหลของรถปิคอัพหรือรถแวน (LDDV) พบว่ามีอิทธิพลทางอ้อมเท่านั้น

8) สมการที่มาจาก path analysis model ส่วนใหญ่ สามารถทำนายค่าความเข้มข้นของอนุภาคได้ใกล้เคียงกับความเป็นจริงมากกว่าสมการที่มาจาก linear regression โดยค่าที่ทำนายจากสมการ path analysis โดยเฉพาะในพื้นที่เปิดโล่ง สามารถทำนายค่าความเข้มข้นของอนุภาคที่อยู่ในความเข้มข้นที่ต่ำได้แม่นยำกว่าการทำนายค่าความเข้มข้นของอนุภาคที่มีความเข้มข้นสูง

## 5.2 ความเข้มข้นของสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีในอากาศในแต่ละปัจจัย ด้านโครงสร้างถนน

1) ความเข้มข้นของ PAHs บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $61.69 \text{ ng/m}^3$  (SD=42.83) โดยแบ่งเป็น PAHs ที่อยู่ในรูปก๊าซ มีค่าเฉลี่ย  $45.86 \text{ ng/m}^3$  (SD=45.86) และอยู่ในรูปอนุภาค มีค่าเฉลี่ย  $16.06 \text{ ng/m}^3$  (SD=13.45) สำหรับความเข้มข้นของ PAHs ริมถนน บริเวณพื้นที่ปิดล้อม มี

ค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $155.82 \text{ ng/m}^3$  (SD=111.89) โดยแบ่งเป็น PAHs ที่อยู่ในรูปก๊าซ มีค่าเฉลี่ย  $125.15 \text{ ng/m}^3$  (SD=94.14) และอยู่ในรูปอนุภาค มีค่าเฉลี่ย  $27.92 \text{ ng/m}^3$  (SD=18.24)

2) จากการวิเคราะห์ Diagnostic ratio พบว่า แหล่งกำเนิดส่วนใหญ่ของ PAHs มาจากกระบวนการเผาไหม้จากยานพาหนะและการจราจร (Traffic emissions) และจากการวิเคราะห์ Principle Component Analysis ในพื้นที่เปิดโล่ง พบว่า สามารถแบ่ง PAHs ได้เป็น 2 กลุ่มใหญ่ คือ กลุ่มที่มีวงแหวนตั้งแต่ 3 วงขึ้นไป (semi-volatile PAHs และ non-volatile PAHs) กับ กลุ่มที่มีวงแหวน 2 วง (volatile PAHs) ซึ่งแหล่งกำเนิดอาจมาจากการระเหยหรือรั่วไหลของเชื้อเพลิงจากยานพาหนะ ในขณะที่พื้นที่ปิดล้อม สารประกอบ PAHs ทุกชนิด มีแนวโน้มไปในทางเดียวกัน ไม่สามารถแบ่งกลุ่มได้ แต่อย่างไรก็ตาม พบว่า PAHs กลุ่มที่มีแหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้ยังเป็น PAHs กลุ่มหลัก

3) เมื่อเปรียบเทียบความเข้มข้นของ PAHs ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่าง ที่พื้นที่เปิดโล่ง พบว่า gPAHs ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่าง มีค่าไม่แตกต่างกัน (p-value = 0.129) แต่สำหรับความเข้มข้นของ pPAHs พบว่า บริเวณที่มีอาคารสูงเพียงด้านเดียวมีค่าไม่แตกต่างกัน และมีค่าน้อยกว่าบริเวณที่มีอาคารสูงขนาดทั้งสองด้านอย่างมีนัยสำคัญ

4) เมื่อเปรียบเทียบความเข้มข้นของ PAHs ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างที่พื้นที่ปิดล้อม พบว่า ความเข้มข้นของ pPAHs และ gPAHs ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างมีค่าไม่แตกต่างกัน เนื่องมาจากรูปแบบของถนนที่ถูกปิดล้อมด้วยอาคารและสถานีรถไฟฟ้านี้ ทำให้การกระจายตัวของ PAHs ในอากาศเป็นไปได้ยาก

### 5.3 ความสัมพันธ์ระหว่างสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีในอากาศ และปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยาและการจราจร

1) ตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ pPAHs ในพื้นที่เปิดโล่งอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ได้แก่  $\text{PM}_{2.5}$  และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ โดยมีอิทธิพลทางตรง ในขณะที่อุณหภูมิ ความชื้น และอัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) พบว่ามีอิทธิพลทางอ้อม

2) ตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ pPAHs ในพื้นที่ปิดล้อม ได้แก่  $\text{PM}_{2.5}$  อัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) และอุณหภูมิ โดยเป็นปัจจัยที่มีอิทธิพลทางตรง



ในขณะที่ อัตราการไหลของการจราจรของรถบรรทุก (HDDV) และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ พบว่ามีอิทธิพลทางอ้อม

3) ตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ gPAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง ได้แก่ อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ อัตราการไหลของการจราจรของรถส่วนบุคคล (LDGV) และ อัตราการไหลของการจราจรของรถบรรทุก (HDDV) และการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ โดยการแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์ อิทธิพลทางตรงและมีอิทธิพลด้านลบชัดเจน

4) ตัวแปรเกือบทุกปัจจัยมีความสัมพันธ์ทางตรงกับความเข้มข้นของ gPAHs บริเวณพื้นที่ปิดล้อม โดยพบว่า อุณหภูมิมีความสัมพันธ์ทางลบ การแผ่รังสีจากดวงอาทิตย์เป็นปัจจัยที่มีอิทธิพลทางอ้อม โดยปัจจัยด้านการจราจรพบว่ามีอิทธิพลมากกว่าปัจจัยด้านอุตุนิยมวิทยา

5) จากการทำ validation พบว่า สมการ path analysis ทำนายค่า pPAHs และ gPAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง ได้ใกล้เคียงกับความเป็นจริง และมีค่า  $R^2$  เท่ากับ 0.8127 และ 0.2306 ตามลำดับ สำหรับในพื้นที่ปิดล้อม สมการ path analysis สามารถทำนายค่าได้ใกล้เคียงกับความเป็นจริง และมีค่า  $R^2$  เท่ากับ 0.7366 และ 0.5711 ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม สมการยังไม่สามารถทำนายค่าที่มีความเข้มข้นต่ำได้แม่นยำเท่ากับการทำนายค่าที่มีความเข้มข้นสูง

#### 5.4 ความเสี่ยงในการสัมผัสสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนทางการหายใจของผู้ค้าขายริมถนนแต่ละปัจจัยด้านลักษณะโครงสร้างถนน

1) ค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งรายบุคคลในพื้นที่เปิดโล่ง มีค่าเฉลี่ยไม่เกินกว่าระดับที่ยอมรับได้ โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $1.60 \times 10^{-7}$  และมีค่า 95% confidence interval อยู่ระหว่าง  $2.80 \times 10^{-7}$  ถึง  $5.30 \times 10^{-7}$  ส่วนในพื้นที่ปิดล้อม มีค่าเฉลี่ยความเสี่ยงไม่เกินกว่าระดับที่ยอมรับได้เช่นกัน โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $3.20 \times 10^{-7}$  และมีค่า 95% confidence interval อยู่ระหว่าง  $3.50 \times 10^{-7}$  ถึง  $6.10 \times 10^{-7}$

2) ค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งรายบุคคลเมื่อประเมินโดยใช้ค่า total BaP<sub>eq</sub> ที่เป็นค่าสูงสุดที่อาจจะเกิดขึ้นได้ พบว่า ในพื้นที่เปิดโล่งมีค่าเฉลี่ยเกินกว่าระดับที่ยอมรับได้ มีค่าเท่ากับ  $1.05 \times 10^{-6}$  และในพื้นที่ปิดล้อม มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ  $1.12 \times 10^{-6}$  มีค่าเกินกว่าระดับที่ยอมรับได้เช่นเดียวกัน และจากข้อมูลทั้งหมด ในพื้นที่เปิดโล่งพบค่าที่สูงกว่าระดับที่ยอมรับได้จำนวนร้อยละ 11.7 ของข้อมูล สำหรับในพื้นที่ปิดล้อม พบค่าที่สูงกว่าระดับที่ยอมรับได้จำนวนร้อยละ 13.9 ของข้อมูล

3) จากการประเมินโดยใช้ค่าเฉลี่ยการสัมผัสจากแบบสอบถาม สามารถคาดการณ์ได้ว่าผู้ค้าขายริมถนนสามารถสัมผัส PAHs ผ่านทางการหายใจในบริเวณพื้นที่ปิดล้อมได้นานประมาณ 17.2 ปี โดยมีค่าเฉลี่ยความเสี่ยง lifetime cancer risk ไม่เกินระดับที่ยอมรับได้ (ที่สภาพแวดล้อมและปัจจัยอื่นๆมีค่าคงเดิม)

## 5.5 ข้อเสนอแนะ

1) Path analysis มีความละเอียดในการแสดงปัจจัยที่มีผลมากกว่าการใช้ linear regression ดังนั้นควรนำการวิเคราะห์ดังกล่าวมาเป็นฐานในการพิจารณาว่าตัวแปรใดควรนำเข้าสู่สมการทำนายผลในการทำแบบจำลองทางคณิตศาสตร์อื่นๆ เพื่อให้ผลที่แม่นยำมากขึ้น ทั้งนี้ ควรต้องมีการปรับค่าของตัวแปรด้วย เพื่อให้ค่าที่ทำนายใกล้เคียงกับความเป็นจริง

2) โครงสร้างของถนน มีผลต่อการกระจายตัวของสาร PAHs ในอากาศ และเนื่องจากในอากาศบริเวณริมถนนยังมีสารประกอบอื่นๆ ที่อาจก่อให้เกิดมะเร็งได้ ซึ่งหากพิจารณาสารเหล่านี้รวมกับค่าความเสี่ยงของการสัมผัสสาร PAHs ค่าความเสี่ยงรวมของผู้ค้าขายริมถนนอาจสูงเกินกว่าค่าที่ยอมรับได้ ดังนั้นหากเป็นไปได้ ควรหลีกเลี่ยงพื้นที่ที่การกระจายตัวของมลพิษไม่ดี เช่นพื้นที่ปิดล้อมหรือมีอาคารขนานทั้งสองด้าน

## รายการอ้างอิง

- Akyuz, M., & Cabuk, H. (2009). Meteorological variations of PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> concentrations and particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment of Zonguldak, Turkey. *Journal of Hazardous Materials*, 170, 13–21.
- Akyuz, M., & Cabuk, H. (2010). Gas-particle partitioning and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Zonguldak, Turkey. *Science of The Total Environment*, 408, 5550-5558.
- Behymer, T. D., & Hites, R. A. (1988). Photolysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons adsorbed on fly ash. *Environment Science & Technology*, 22, 1311-1319.
- Bi, X., Sheng, G., Peng, P., Chen, Y., & Fu, J. (2003). Size distribution of n-alkanes and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in rural atmosphere of Guangzhou, China. *Atmospheric Environment*, 39, 477-487.
- Bi, X., Sheng, G., Peng, P., Chen, Y., Zhang, Z., & Fu, J. (2003). Distribution of particle- and vapor-phase n-alkanes and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in urban atmosphere of Guangzhou, China. *Atmospheric Environment*, 37, 289-298.
- Blumer, M. (1976). Polycyclic aromatic compounds in nature. *Scientific american*, 234, 34-45.
- Budzinski, H., Jones, J., Bellocq, J., Pierard, C., & Garriques, P. (1997). Evaluation of sediment contamination by Polycyclic aromatic hydrocarbons in Gironde Estuary. *Marine chemistry*, 58, 851.
- Caricchia, M., Chiavarini, S., & Pezza, M. (1999). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples (Italy). *Atmospheric Environment*, 33, 3731-3738.
- Chaloulakou, A., Kassomenos, P., Spyrellis, N., Demokritou, P., & Koutrakis, P. (2003). Measurement of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> particle concentrations in Athens, Greece. *Atmospheric Environment*, 37, 649–660.

- Chen, L. Y., & Kwork, W. S. (2000). Vertical dispersion of suspended particulate in urban area of Hong Kong. *Atmospheric Environment*, *34*, 4403-4412.
- Cheng, Y., Lee, H. C., Gao, Y., Cui, L., Deng, W., Cao, J., Sun, J. (2015). Real time measurement of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>2.5-10</sub> and BC in an urban street canyon. *Particuology*, *20*, 134-140.
- Cheng, Y., Lee, S. C., Ho, K. F., Wang, Y. Q., Cao, J. J., Chow, J. C., & al., e. (2006). Blackcarbon measurement in a coastal area of South China. *Journal of Geophysical Research. Atmospheres*, *111*.
- Chetwittayachan, T., Shimazaki, D., & Yamamoto, K. (2002). A Comparison of Temporal Variation of Particle-bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (pPAHs) concentration in Different Urban Environments: Tokyo, Japan, and Bangkok, Thailand. *Atmospheric Environment*, *36*, 2027-2037.
- Chithra, V. S., & Nagendra, S. M. S. (2014). Impact of outdoor meteorology on indoor PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, and PM<sub>1</sub> concentration in a naturally ventilated classroom. *Urban Climate*, *10*(1), 77-91.
- Daniela M.P., & O.S., M. (2013). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons a Constituent of Petroleum: Presence and Influence in the Aquatic Environment. In V. K. a. A. Kolesnikov (Ed.), *Hydrocarbon*.
- Eeftens, M., Tsai, M. Y., Ampe, C., Anwander, B., Beelen, R., Belander, T., et al. (2012). Spatial variation of PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> absorbance and PM<sub>coarse</sub> concentrations between and within 20 European study areas and the relationship with NO<sub>2</sub> - Results of the ESCAPE project. *Atmospheric Environment*, *62*, 303-317.
- EMEP/CORINAIR. (2004). *Emission Inventory Guidebook, September 2003 update 2004/01/19*.
- Fang, G. C., Yuh-Shen, W., Fu, P., Yang, I. L., & Chen, M. H. (2003). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in ambient air of suburban and industrial regions of central Taiwan. *Atmospheric Environment*, *54*, 443-452.
- Garivait, H., Laowagil, W., Sukasem, P., Ngod-Ngam, S., Polpresert, C., & Reutergardh, L. B. (1999). Airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Bangkok Urban Air II. Level and Distribution. *Polycyclic Aromatic Compounds*, *13*, 313-327.

- Gary, M. R., & Sam, R. P. (1985). *Fundamentals of Aquatic toxicology*. New York: Macel dekker Inc.
- Guo, H., Lee, S. C., Ho, K. F., Wang, X. M., & Zou, S. C. (2003). Particle-associated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in urban air of Hong Kong. *Atmospheric Environment*, *37*, 5307-5317.
- Harrison, R. M., Yin, J., Mark, D., Stedman, J., Appleby, R. S., Booker, J., & Moorcroft, S. (2001). Studies of the coarse particle (2.5–10  $\mu\text{m}$ ) component in UK urban atmospheres. *Atmospheric Environment*, *35*, 3667–3679.
- Hien, P. D., Bac, V. T., Tham, H. C., Nhan, D. D., & Vinh, L. D. (2002). Influence of meteorological conditions on PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>2.5–10</sub> concentrations during the monsoon season in Hanoi, Vietnam. *Atmospheric Environment*, *36*, 3473–3484.
- Hithiratana, G. (1999). *A study on air pollution by airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Bangkok urban atmosphere*.
- Hoffman, E. J., Mills, G. L., Latimer, J. S., & Quinn, J. G. (1984). Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal water. *Environmental science and Technology*, *18*, 580-587.
- IPCS. (1998). *Environmental health criteria 202: selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons*. กรุงเทพมหานคร
- Jason, A. R., & Bruce, R. W. (2006). Estimating fugitive dust emission rates using an environmental boundary layer wind tunnel. *Atmospheric Environment*, *40*, 7668-7685.
- Jiayu, W., Timothy, W. S., Janette, R. T., & al., e. (2015). Watershed features and stream water quality: Gaining insight through path analysis in a Midwest urban landscape, U.S.A. *Landscape Urban Plan*, *143*, 219 – 229.
- Jonathan, S., Heejun, C., & Chang-yu, H. (2016). An exploratory path analysis of attitude, behaviors, and summer water consumption in the Portland Metropolitan Area. *Sustainable Cities and Society*, *23*, 68-77.
- Jöreskog, K. G., & Sörbom, D. (1996). *LISREL 8: User's Reference Guide*. Lincolnwood: Scientific Software International.

- Katsoyiannis, A., Terzi, E., & Cai, Y. (2011). PAH molecular diagnostic ratio applied to atmospheric source: a critical evaluation using two Decade of source inventory and air concentration data from the UK. *Environmental science and Technology*.
- Kühnel, W., Busch, L. C., & Beier, H. M. (1981). *SEM-STUDIES OF STRUCTURAL CHANGES IN THE TUBAL MUCOSA OF THE RABBIT AT ESTRUS AND DURING GONADOTROPIN INDUCED PSEUDOPREGNANCY*. Paper presented at the Three Dimensional Microanatomy of Cells and Tissue Surfaces, Mexico.
- Kulkarni, P., & Venkataramam, C. (2000). Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Mumbai, India. *Atmospheric Environment*, 34, 759-770.
- Lee, I. Y., & Park, H. M. (1994). Parameterization of the pollutant transport and dispersion in urban street canyons. *Atmospheric Environment*, 28, 2343-2349.
- Limu, Y. L., Lifu, D. L., A.B., M., Wang, X., & Ding, X. (2013). Autumn and wintertime polycyclic aromatic hydrocarbon in PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>2.5-10</sub> from Yumqi, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 13, 407-414.
- Liu, J., Man, R., Ma, S., Li, J., Wu, Q., & Peng, J. (2015). Atmospheric levels and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) bound to PM<sub>2.5</sub> in Guangzhou, China *Marine pollution bulletin*, 100(1), 134-143.
- Lu, C. H., & Fang, G. C. (2003). Prediction the exceedances of a critical PM<sub>10</sub> concentration – a case study in Taiwan. *Atmospheric Environment*, 37, 3491-3499.
- Lu, H. C., & Fang, G. C. (2002). Estimating the frequency distributions of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> by the statistics of wind speed at Sha-la, Taiwan. *The science of the total Environment*, 298, 119-130.
- Mabey, W. R., ASmith, J. H., Poldoll, R. T., Johnson, H. L., Mill, T., Chou, T. W., Vendenberg, D. (1982). Aquatic fate process data for organic priority pollutants. *Environmental Protection Agency*, 440, 481-498.
- Maciejewska, K., Juda-Rezler, K., Reizer, M., & al., e. (2015). Modelling of black carbon statistical distribution and return period of extreme concentrations. *Environmental Modelling and Software*, 74, 212-226.

- Man, X. J., Cheung, C. S., Ning, Z., Wei, L., & Huang, Z. H. (2016). Influence of engine load and speed on regulated and unregulated emissions of a diesel engine fueled with diesel fuel blended with waste cooking oil biodiesel. *Fuel*, *180*, 41-49.
- McDow, S. R., Giger, W., Burtscher, H., Schmidt-Ott, A., & Siegmann, H. C. (1990). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and combustion aerosol photoemission. *Atmospheric Environment*, *24*, 2911-2916.
- McDow, S. R., Vertiainen, M., Sun, Q., Hong, Y., Yao, Y., & Kamens, R. M. (1994). Combustion aerosol water content and its effect on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons reactivity. *Atmospheric Environment*, *24*, 791-797.
- Netto, A. D. P., Dias, J. C. M., Arbilla, G., Oliveira, L. F., & Barek, J. (2000). Avaliacao e seus derivados nitrates: Uma resisao metodologica. *Química Nova*, *23*(6), 765-773.
- NIOSH Manual of Analytical Methods: method 5515, (1994).
- Nisbet, C., & LaGoy, P. (1992). Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, *16*, 290-300.
- Oanh, K., Baetz Reutergardh, L., Dung, N. T., Yu, M. H., Yao, W. X., & Co, H. K. (2000). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the airborne particulate matter at a location 40 km north of Bangkok, Thailand. *Atmospheric Environment*, *34*, 4557-4563.
- Oda, J., Nomura, S., Yasuhara, A., & Shibamoto, T. (2001). Mobile source of atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a roadway tunnel. *Atmospheric Environment*, *35*, 4819-4827.
- Omar, Y., Mon, T. C., Noorsaadah, A., Rahman, M., & Abas, R. B. (2006). Distributions and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric aerosols of Kuala Lumpur, Malaysia. *The science of the total Environment*, *369*, 76-81.
- Page, D. S., Boehm, P. D., Douglas, G. S., Bence, A. E., Burn, W. A., & Mankiewicz, P. J. (1999). Pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments record past

- human activity: A case study in Prince William Sound, Alaska. *Marine pollution bulletin*, 4, 247-260.
- Panther, B. C., Hooper, M. A., & Tapper, N. J. (1999). A Comparison of Air Particulate Matter and Associated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Some Tropical and Temperate Urban Environments. *Atmospheric Environment*, 33, 4087-4099.
- Park, S. S., Kim, Y. J., & Kang, C. H. (2002). Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on Seoul, Korea. *Atmospheric Environment*, 36, 2917-2924.
- Pateraki, S. T., Asimakopoulos, D. N., Flocas, H. A., Maggos, T. H., & Vasilakos, C. H. (2012). The role of meteorology on different sized aerosol fractions (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>2.5-10</sub>). *The science of the total Environment*, 419, 124-135.
- Pies, C., Hoffmann, B., Petrowsky, J., Yang, Y., Ternes, T. A., & Hofmann, T. (2008). Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) in river bank soils. *Chemosphere*, 72, 1594-1601.
- Possanzini, M., Palo, V. D., Gigliucci, P., Sciano, M. C. T., & Cecinato, A. (2004). Determination of phase-distributed PAH in Rome ambient air by denuder/GC-MS method. *Atmospheric Environment*, 38, 1727-1734.
- Qianjin, D., Xuguang, J., Guojun, L., Xiaojun, M., Yuqi, J., Fei, W., Jianhua, Y. (2015). Investigation into particle size influence on PAH formation during dry sewage sludge pyrolysis: TG-FTIR analysis and batch scale research. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 112, 388-393.
- Ravindra, K., Wauters, E., & Van Grieken, R. (2008). Variation in particulate PAHs levels and their relation with the transboundary movement of the air masses. *Science of The Total Environment*, 396, 100-110.
- Rodrigo, O. M., Antonio, A., Marcia, D. S., LJoao, P. M. T., & Olaf, M. (2008). Polycyclic aromatic hydrocarbons assessment in sediment of national parks in southeast Brazil. *Chemosphere*, 73, 180-185.
- Roorda-Knape, M., Janssen, N., De Hartog, J., Van Vliet, P., Harssema, H., & Brunekreef, B. (1997). Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmospheric Environment*, 32, 1921-1930.



- Sakai, R., Siegmann, H. C., Sato, H., & Voorhees, A. S. (2002). Particulate matter and particle-attached Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on the indoor and outdoor air of Tokyo measured with personal monitors. *Environmental Research Section A*, 89, 66-71.
- Schnelle, J., Jansch, T., Wolf, K., Gebefugi, I., & Kettrup, A. (1995). Particle size dependent concentrations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in the outdoor air. *Atmospheric Environment*, 95, 3119-3127.
- Smith, D. J. T., & Harrison, R. M. (1996). Concentration, trends and vehicle source profile of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the U.K. atmosphere. *Atmospheric Environment*, 30, 2513-2525.
- Song, M. K., M., S., Choi, H. S., Kim, Y. J., Park, Y. K., & Ryu, J. C. (2012). Identification of molecular signatures predicting the carcinogenicity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Toxicology Letter*, 212, 18 – 28.
- Suliman, A. G., & Karim, E. B. (2016). Exploring the association between speed and safety: A path analysis approach. *Accidental Analysis and Prevention*, 93, 32 – 40.
- Thongsanit, P. (2002). *Polycyclic aromatic hydrocarbons in size-selected particulate matter in the air environment of Bangkok*. (Doctoral's thesis).
- Thongyen, T. (2009). *Source Apportionment of Polycyclic aromatic hydrocarbons in size-selected particulate matter in Bangkok Metropolitan Area*. (Master's thesis).
- U.S.EPA. (1992). *Guideline for Exposure Assessment*. Washington, DC.
- U.S.EPA. (1993). *Provisional Guideline for Quantitative Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. Office of Research and Development. Washington, DC.
- U.S.EPA. (1997). *Exposure Factors Handbook*. National Center of Environmental Assessment. Office of Research and Development. Washington, DC.
- US.EPA. (1991). *Risk assessment guidance for superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part B, Development of risk-based preliminary remediation goals)*. Washington, DC.

- Vascocellos, R. C., Zacaria, D., Pires, M. A. F., Pool, C. S., & Carvalho, L. R. F. (2003). Measurements of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in airborne particles from the metropolitan area of Sao Paulo City, Brazil. *Atmospheric Environment*, *37*, 3009-3018.
- Vassilakos, C. H., Pateraki, S. T., Veros, D., Maggos, T. H., Michopoulos, J., Saraga, D., & al., e. (2007). Temporal determination of heavy metals in PM<sub>2.5</sub> aerosols in a suburban site of Athens, Greece. *Journal of Atmospheric Chemistry*, *57*, 1-17.
- Venkataraman, C., Thomas, S., & Kulkarni, P. (1999). Size Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons gas-particle partitioning to urban aerosols. *Journal of Aerosol Science*, *30*, 759-770.
- Wang, R., Liu, G., & Zhang, J. (2015). Variations of emission characterization of PAHs emitted from different utility boilers of coal-fired power plants and risk assessment related to atmospheric PAHs. *Science of The Total Environment*, *538*, 180-190.
- Wang, W., Huang, M. J., Kang, Y., Wang, H. S., Leung, A., Cheung, K. C., & Wong, M. H. (2011). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: Status, sources and human health risk assessment. *Science of The Total Environment*, *409*.
- Wang, W., Wu, F., Zheng, J., & Wong, M. H. (2013). Risk assessments of PAHs and Hg exposure via settled house dust and street dust, linking with their correlations in human hair. *Journal of Hazardous Materials*, *263*, 627-637.
- Wannavichit, M. (2005). *Horizontal Distribution of Particle-bound Polycyclic aromatic hydrocarbons (pPAHs) at Roadsides of Bangkok*. (Master's thesis), Graduate School, Chulalongkorn University.
- Wells, J. C. K., Treleaven, P., & Charoensiriwath, S. (2011). Body shape by 3-D photonic scanning in Thai and UK adults: comparison of national sizing surveys. *International Journal of Obesity*.
- WMO. (2006). *Initial Guidance to Obtain Representative Meteorological Observation at Urban Site*. Instrument and Observing Methods Report No. 81.
- Wolkoff, P., & Kjærgaard, S. K. (2007). The dichotomy of relative humidity on indoor air quality. *Environment International*, *33*, 850-857.

- Wu, Y., Hao, J., Fu, L., Wang, Z., & Tang, U. (2002). Vertical and horizontal profiles of airborne particulate matter near major road in Macao, China. *Atmospheric Environment*, *36*, 4907-4918.
- Xiaomin, X., Zhen, H., & Jiasong, W. (2006). The impact of urban street layout on local atmospheric environment. *Building and Environment*, *46*, 1352-1363.
- Ying, L., Ling, C., Qing-hui, H., Wei-ying, L., Yin-jian, T., & Jian-fu, Z. (2009). Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Huangpu River, Shanghai, China. *Science of The Total Environment*, *407*(8), 2931-2938.
- Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., & Sylvestre, S. (2002). PAHs in the Frazer River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, *33*, 489-515.
- Zheng, X., Yang, Y., Liu, M., Yu, Y., Zhou, J., & Li, D. (2016). PAH determination based on a rapid and novel gas purge-microsyringe extraction (GP-MSE) technique in road dust of Shanghai, China: Characterization, source apportionment, and health risk assessment *Science of The Total Environment*, *557-558*, 688-696.
- ไพลิน ไบพกา. (2546). การเคลื่อนที่และการกระจายตัวของสารประกอบพอลิไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่ดูดซับบนอนุภาคแขวนลอยในอาคารพาณิชย์บริเวณรถไฟฟ้าพระโขนง. (ปริญญาานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต), คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- กรมขนส่งทางบก. (2556). สถิติการจราจรในกรุงเทพมหานคร. กรุงเทพมหานคร.
- กรมควบคุมมลพิษ. (2543). พีเอช (พอลิไซคลิก อะโรมาติก ไฮโดรคาร์บอน). กรุงเทพมหานคร: กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยี และสิ่งแวดล้อม.
- วชิรารวรรณ นนทกนก. (2556). การรับสัมผัสสารพอลิไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่ดูดซับบนอนุภาคผ่านการหายใจและการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพของผู้ปฏิบัติงานในสถานประกอบพิธีกรรมทางศาสนาในกรุงเทพมหานคร. (วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต), จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, บัณฑิตวิทยาลัย.
- ศิริพร สิงห์ทอง. (2547). การดูดซับสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนในดินตะกอนแม่น้ำบางปะกง. (วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต), บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- สมพงษ์ เลิศพุดมพิศุทธิ์. (2547). การกระจายตัวของฝุ่นละอองขนาดเล็ก ( $PM_{10}$  และ  $PM_{2.5}$ ). (วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต), บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.



ภาคผนวก

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย  
CHULALONGKORN UNIVERSITY

ภาคผนวก ก.  
อุปกรณ์ และเครื่องมือในการวิเคราะห์



ตู้ใส่อุปกรณ์เก็บอากาศ



ปั๊มเก็บตัวอย่างอากาศ

SKC PC4XR8



Personal Module Impactor (PMI)

SKC



XAD-2 Tube

SKC



Ultra-micro balancer  
Mettler Toledo



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย  
CHULALONGKORN UNIVERSITY  
Ultrasonic bath



Nitrogen purge with heating block



Gas Chromatograph – Flame Ionizing Detector (GC/FID)

Shimadzu, GC2010plus



37 mm

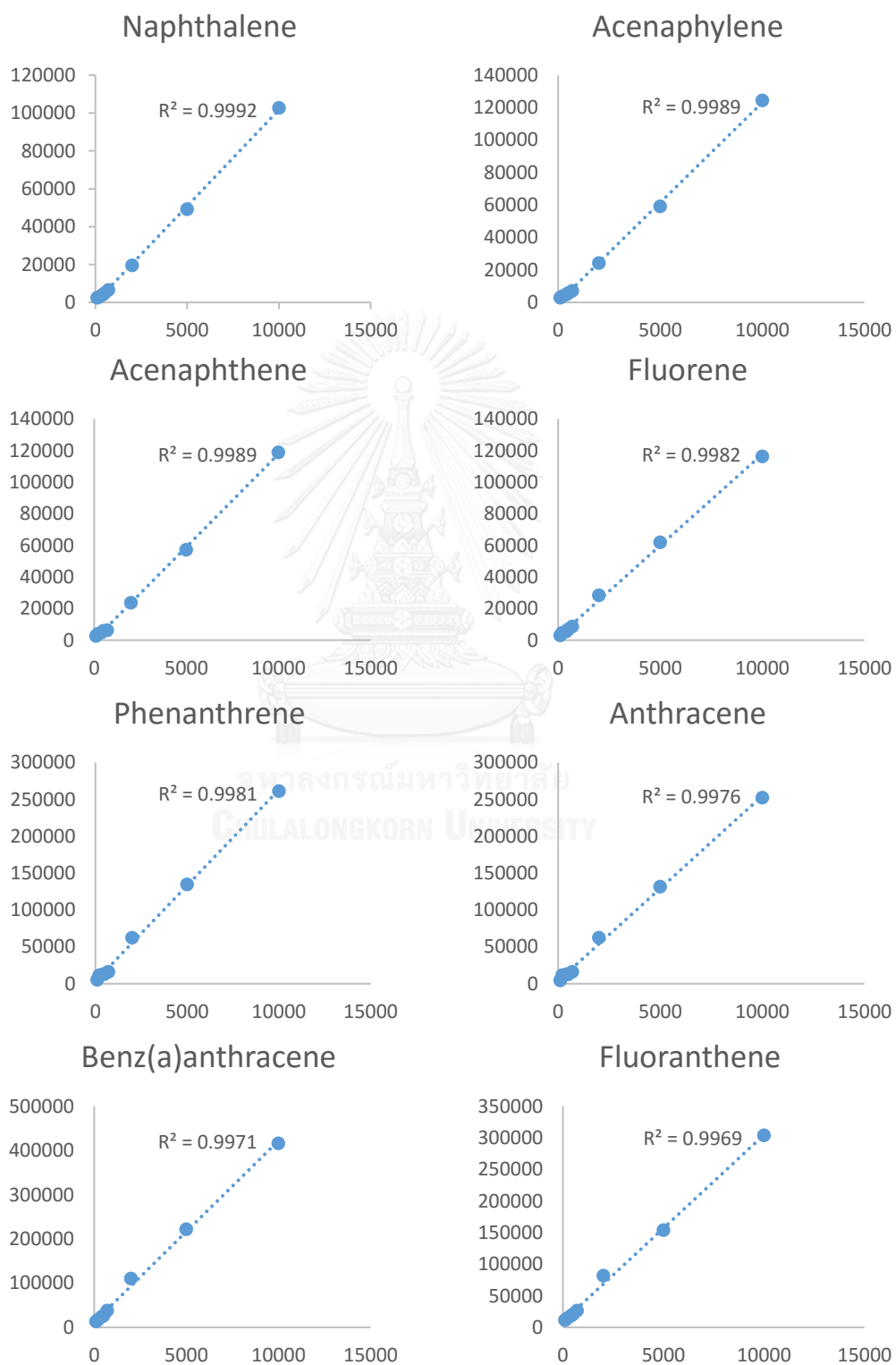


25 mm

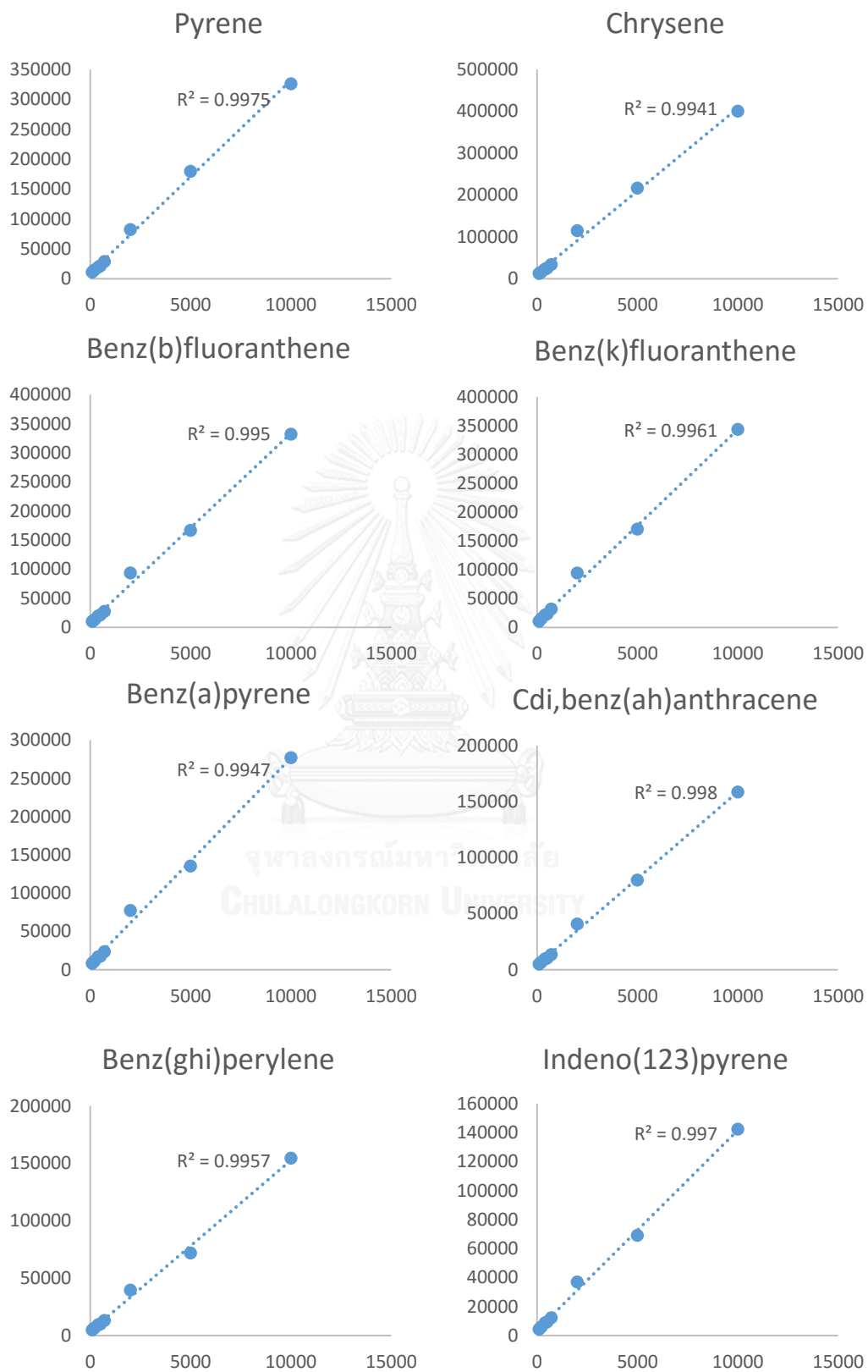
กระดาษกรอง PTFE ที่ใช้เก็บตัวอย่าง

## ภาคผนวก ข.

## กราฟมาตรฐานของสารประกอบ PAHs







## ภาคผนวก ค.

## ข้อมูลจากแบบสอบถาม

## แบบสอบถามผู้ค้าขายริมถนน

“Risk Assessment of Street Vendors Exposed to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons via Inhalation at Roadside Area of Bangkok: Case Study on Sukhumvit Road”

วันที่.....

1. เพศ  ชาย  หญิง
2. อายุ.....ปี
3. น้ำหนักตัวโดยประมาณ.....กิโลกรัม
4. ส่วนสูงโดยประมาณ.....เซนติเมตร
5. อาชีพ (ระบุรายละเอียด).....
6. ช่วงเวลาที่ค้าขาย.....น. ถึง .....น.
7. วันที่ค้าขาย.....
8. ค้าขายมานาน.....ปี
9. หลังจากขายของแล้ว ท่านเคยมีอาการเกี่ยวกับระบบทางเดินหายใจหรือไม่
  - ไม่เคยมีอาการป่วย  ไม่ได้สนใจเรื่องดังกล่าว
  - เคยมีอาการบ้าง เช่น.....
  - มีอาการเป็นประจำ เช่น.....
10. ท่านคิดว่าการอยู่ริมถนนนานๆ อาจทำให้เกิดการเจ็บป่วยได้
  - แน่นอน  ไม่แน่ใจ  ไม่น่าเป็นไปได้

## ภาคผนวก ค.

## ข้อมูลจากแบบสอบถามที่ใช้ในการประเมินความเสี่ยง

ลำดับ	ข้อมูล	จำนวน (ร้อยละ)
1	เพศ	
	- ชาย	27 (45.0%)
	- หญิง	33 (55.0%)
2	อาชีพ	
	- ขายอาหารและเครื่องดื่ม	51 (85.0%)
	- ขายสลากกินแบ่งรัฐบาล	9 (15.0%)
3	อายุ (ปี)	
	- ต่ำกว่า 18 ปี	1 (1.7%)
	- 19 – 25 ปี	3 (5.0%)
	- 26 – 60 ปี	53 (88.3%)
	- 61 ปี ขึ้นไป	3 (5.0%)
4	น้ำหนัก (กิโลกรัม)	
	- ต่ำกว่า 60 กิโลกรัม	33 (55.0%)
	- สูงกว่า 61 กิโลกรัม	27 (45.0%)
5	ระยะเวลาที่ขาย (ชั่วโมง/วัน)	
	- น้อยกว่า 8 ชั่วโมง	16 (23.3%)
	- 8 – 10 ชั่วโมง	21 (35.0%)
	- 11- 15 ชั่วโมง	23 (38.3%)
6	จำนวนวันที่ขายของต่อสัปดาห์ (วัน/สัปดาห์)	
	- น้อยกว่า 3 วัน	3 (5.0%)
	- 4 – 5 วัน	22 (36.7%)
	- 6 – 7 วัน	35 (50.3%)
7	จำนวนปีที่ขายของ (ปี)	
	- น้อยกว่า 3 ปี	10 (16.7%)
	- 3 – 7 ปี	14 (23.3%)
	- 8 – 10 ปี	22 (35.6%)
	- 11 ปี ขึ้นไป	14 (23.3%)

## ภาคผนวก ง.

## ข้อมูลความเข้มข้นของ PAHs บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง

ตัวอย่าง	วันที่เก็บ	ตำแหน่ง	ความเข้มข้น ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			ความเข้มข้น ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	
			PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5-10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	pPAHs	gPAHs
1	27/05/13	ริมถนนเปิดโล่ง	61.3889	24.6759	36.713	3.14	14.36
2	27/05/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	69.6991	22.2917	47.4074	8.09	16.03
3	27/05/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	85.4398	40.5092	44.9306	9.30	11.32
4	27/05/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	133.287	60.4861	72.8009	13.07	21.22
5	27/05/13	ริมถนนเปิดโล่ง	57.5	26.5972	30.9028	1.79	0.00
6	27/05/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	57.5694	17.6388	39.9306	4.27	32.66
7	27/05/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	62.5694	25.2083	37.3611	3.67	37.58
8	27/05/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	88.6806	33.8195	54.8611	13.38	53.24
9	29/05/13	ริมถนนเปิดโล่ง	52.3611	18.125	34.2361	2.07	1.02
10	29/05/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	59.8611	20.4398	39.4213	4.14	2.79
11	29/05/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	95.8102	25.4167	70.3935	19.97	39.60
12	29/05/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	73.7114	24.2901	49.4213	9.42	51.30
13	29/05/13	ริมถนนเปิดโล่ง	75.9954	30.5787	45.4167	8.12	51.84
14	29/05/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	51.8519	14.1204	37.7315	3.18	55.80
15	29/05/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	82.6389	27.6389	55.0000	12.46	78.67
16	29/05/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	87.037	34.3287	52.7083	12.12	51.54
17	31/05/13	ริมถนนเปิดโล่ง	55.8796	14.4213	41.4583	4.78	3.20
18	31/05/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	77.8241	27.1991	50.625	10.24	22.05
19	31/05/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	102.1991	32.6389	69.5602	20.58	76.01
20	31/05/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	78.8657	38.8426	40.0231	6.70	12.41
21	31/05/13	ริมถนนเปิดโล่ง	30.2083	13.8657	16.3426	0.14	56.50
22	31/05/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	74.1435	18.8657	55.2778	11.92	79.54
23	31/05/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	66.6435	15.9722	50.6713	9.44	75.20
24	31/05/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	46.5972	12.2222	34.3750	1.77	79.96
25	02/06/13	ริมถนนเปิดโล่ง	96.1574	27.4305	68.7269	19.30	61.41
26	02/06/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	77.2685	18.0787	59.1898	13.84	51.72
27	02/06/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	116.0185	35.4861	80.5324	26.40	38.17
28	02/06/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	57.963	20.3473	37.6157	3.32	19.80
29	02/06/13	ริมถนนเปิดโล่ง	79.5833	34.9305	44.6528	8.41	56.46
30	02/06/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	70.1389	21.6667	48.4722	8.70	58.35
31	02/06/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	89.0278	36.3889	52.6389	12.57	51.32
32	02/06/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	95.0694	39.5138	55.5556	14.49	60.40
33	05/06/13	ริมถนนเปิดโล่ง	93.4491	29.1898	64.2593	17.40	37.50
34	05/06/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	84.1898	28.5648	55.625	13.03	50.62
35	05/06/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	71.2963	26.713	44.5833	7.17	16.24

## ภาคผนวก ง.

## ข้อมูลความเข้มข้นของ PAHs บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง (ต่อ)

ตัวอย่าง	วันที่เก็บ	ตำแหน่ง	ความเข้มข้น ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			ความเข้มข้น ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	
			PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5-10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	pPAHs	gPAHs
36	05/06/13	ฝั่งขวามีอาคารขนาน	116.713	41.1343	75.5787	24.54	32.75
37	05/06/13	ริมถนนเปิดโล่ง	65.4861	26.9444	38.5417	4.34	69.62
38	05/06/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	65.787	27.0833	38.7037	4.41	49.64
39	05/06/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	65.9259	13.0324	52.8935	10.36	72.11
40	05/06/13	ฝั่งขวามีอาคารขนาน	116.9213	24.3056	92.6157	31.00	165.79
41	06/06/13	ริมถนนเปิดโล่ง	79.5602	15.4167	64.1435	16.16	57.14
42	06/06/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	105.7639	24.9306	80.8333	25.15	44.11
43	06/06/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	115.9722	14.4444	101.5278	34.81	56.54
44	06/06/13	ฝั่งขวามีอาคารขนาน	142.9861	49.375	93.6111	32.18	48.89
45	06/06/13	ริมถนนเปิดโล่ง	65.4861	26.9444	38.5417	4.34	69.62
46	06/06/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	65.8333	27.1064	38.7269	4.45	59.64
47	06/06/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	66.0185	13.0787	52.9398	10.06	61.86
48	06/06/13	ฝั่งขวามีอาคารขนาน	117.0139	24.3519	92.662	30.86	165.94
49	07/06/13	ริมถนนเปิดโล่ง	93.588	21.7361	71.8519	20.36	31.14
50	07/06/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	139.0741	78.2639	60.8102	22.14	26.76
51	07/06/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	162.5	82.5	80	32.25	36.51
52	07/06/13	ฝั่งขวามีอาคารขนาน	203.6343	68.8195	134.8148	73.61	71.23
53	07/06/13	ริมถนนเปิดโล่ง	104.375	50.625	53.75	15.12	44.78
54	07/06/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	102.4074	52.0833	50.3241	13.59	59.11
55	07/06/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	194.537	46.5972	147.9398	100.77	113.43
56	07/06/13	ฝั่งขวามีอาคารขนาน	160.3241	53.9584	106.3657	41.21	88.35
57	27/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	78.7037	40.0926	38.6111	6.34	49.63
58	27/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	66.4815	35.0926	31.3889	3.19	30.00
59	27/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	140.3704	73.2408	67.1296	22.68	66.44
60	27/03/14	ฝั่งขวามีอาคารขนาน	113.3333	54.537	58.7963	18.12	50.49
61	27/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	104.6296	69.7222	34.9074	8.70	44.35
62	27/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	104.8148	81.1111	23.7037	8.17	0.00
63	27/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	92.963	67.7778	25.1852	6.43	0.00
64	27/03/14	ฝั่งขวามีอาคารขนาน	134.1667	92.963	41.2037	14.22	8.81
65	28/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	92.1296	58.7037	33.4259	6.80	32.00
66	28/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	101.6667	76.7593	24.9074	7.64	33.00
67	28/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	97.2222	61.9444	35.2778	7.77	29.64
68	28/03/14	ฝั่งขวามีอาคารขนาน	140.7099	97.6543	43.0556	15.63	11.01
69	28/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	110.5556	74.5371	36.0185	9.69	0.03
70	28/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	135.6481	93.7037	41.9444	14.64	0.66

## ภาคผนวก ง.

## ข้อมูลความเข้มข้นของ PAHs บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง (ต่อ)

ตัวอย่าง	วันที่เก็บ	ตำแหน่ง	ความเข้มข้น ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			ความเข้มข้น ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	
			PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5-10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	pPAHs	gPAHs
71	28/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	140.463	96.1111	44.3519	16.15	9.55
72	28/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	141.3889	86.7593	54.6296	20.11	37.52
73	31/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	79.3519	43.5186	35.8333	5.72	31.02
74	31/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	74.4444	50.0925	24.3519	4.26	40.00
75	31/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	109.9074	50.4630	59.4444	17.94	62.51
76	31/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	153.5185	109.2592	44.2593	17.75	23.37
77	31/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	143.8889	99.8148	44.0741	16.48	12.01
78	31/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	165.2778	93.8889	71.3889	29.46	47.70
79	31/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	159.0741	96.4815	62.5926	25.39	62.31
80	31/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	170.2778	92.5000	77.7778	32.38	69.59
81	02/04/14	ริมถนนเปิดโล่ง	222.8704	100.1852	122.6852	51.32	107.31
82	02/04/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	126.4815	60.6482	65.8333	22.38	82.40
83	02/04/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	178.1481	80.8333	97.3148	40.69	100.42
84	02/04/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	162.2222	72.7778	89.4444	35.76	125.92
85	02/04/14	ริมถนนเปิดโล่ง	151.8519	102.8704	48.9815	19.39	24.93
86	02/04/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	148.7963	89.35190	59.4444	26.26	52.51
87	02/04/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	174.1667	102.5000	71.6667	30.67	50.57
88	02/04/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	181.6667	94.5371	87.1296	23.31	51.89
89	03/04/14	ริมถนนเปิดโล่ง	105.0926	68.9815	36.1111	8.82	15.01
90	03/04/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	101.8519	57.1297	44.7222	11.15	24.27
91	03/04/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	91.9444	54.4444	37.5000	7.73	30.99
92	03/04/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	101.6667	67.8704	33.7963	8.03	0.00
93	03/04/14	ริมถนนเปิดโล่ง	69.4444	57.5000	11.9444	5.17	0.00
94	03/04/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	70.7407	50.3703	20.3704	4.29	0.00
95	03/04/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	111.7593	65.3704	46.3889	13.25	21.86
96	03/04/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	106.9444	55.4629	51.4815	14.58	37.72
97	04/04/14	ริมถนนเปิดโล่ง	61.3889	24.6759	36.713	3.26	19.73
98	04/04/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	69.6991	22.2917	47.4074	8.20	25.03
99	04/04/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	85.4398	40.5092	44.9306	9.21	10.67
100	04/04/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	133.287	60.4861	72.8009	23.37	84.10
101	04/04/14	ริมถนนเปิดโล่ง	96.1574	27.4305	68.7269	19.30	91.41
102	04/04/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	77.2685	18.0787	59.1898	13.85	61.72
103	04/04/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	116.0185	35.4861	80.5324	26.40	128.17
104	04/04/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	57.963	20.3473	37.6157	3.32	20.86

## ภาคผนวก ง.

## ข้อมูลความเข้มข้นของ PAHs บริเวณพื้นที่ปิดล้อม

ตัวอย่าง	วันที่เก็บ	ตำแหน่ง	ความเข้มข้น ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			ความเข้มข้น ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	
			PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5-10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	pPAHs	gPAHs
1	27/10/13	ริมถนนเปิดโล่ง	203.9583	108.2639	95.6944	42.06	115.80
2	27/10/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	194.6528	97.0834	97.5694	42.23	122.87
3	27/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	220.5556	106.5973	113.9583	53.14	174.66
4	27/10/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	188.4722	89.7222	98.7500	42.65	117.32
5	27/10/13	ริมถนนเปิดโล่ง	228.3333	105.7639	122.5694	58.36	307.13
6	27/10/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	207.2917	103.8889	103.4028	46.48	234.86
7	27/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	233.8889	106.1806	127.7083	61.54	256.51
8	27/10/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	146.9444	30.9722	115.9722	48.28	282.26
9	28/10/13	ริมถนนเปิดโล่ง	248.8095	118.8889	129.9206	63.78	184.85
10	28/10/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	143.1746	32.9365	110.2381	45.03	150.64
11	28/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	199.2063	44.6031	154.6032	73.26	157.92
12	28/10/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	286.746	151.746	135.0000	69.17	164.01
13	28/10/13	ริมถนนเปิดโล่ง	212.2222	104.3651	107.8571	49.25	251.66
14	28/10/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	185.3175	89.4445	95.873	40.66	206.47
15	28/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	243.8889	120.7937	123.0952	59.73	309.12
16	28/10/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	206.0317	95.873	110.1587	50.06	260.34
17	29/10/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	54.6032	15.873	38.7302	1.13	0.15
18	29/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	73.0952	6.5873	66.5079	17.52	95.74
19	29/10/13	ริมถนนเปิดโล่ง	135.2381	43.3333	91.9048	34.55	191.51
20	29/10/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	74.127	20.0794	54.0476	9.94	48.76
21	29/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	91.5079	10.7142	80.7937	26.30	149.61
22	29/10/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	133.6508	16.2698	117.381	48.87	167.57
23	29/10/13	ริมถนนเปิดโล่ง	215.6349	79.5238	136.1111	64.48	318.20
24	29/10/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	175.9524	60.3175	115.6349	50.43	280.99
25	30/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	287.2222	91.9841	195.2381	101.53	331.15
26	30/10/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	183.0952	67.8571	115.2381	50.65	279.49
27	30/10/13	ริมถนนเปิดโล่ง	190.3175	75.2381	115.0794	51.31	278.89
28	30/10/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	141.3492	41.1905	100.1587	39.73	222.63
29	30/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	190.7143	77.4603	113.254	50.51	272.01
30	30/10/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	116.1905	32.0635	84.127	29.19	162.18
31	30/10/13	ริมถนนเปิดโล่ง	128.1746	20.2381	107.9365	42.96	251.96
32	30/10/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	85.5556	17.1429	68.4127	18.73	102.93
33	31/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	106.2698	36.4285	69.8413	20.59	108.31
34	31/10/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	83.6508	33.1746	50.4762	8.57	35.29
35	31/10/13	ริมถนนเปิดโล่ง	54.0476	9.6032	44.4444	4.02	57.55

## ภาคผนวก ง.

## ข้อมูลความเข้มข้นของ PAHs บริเวณพื้นที่ปิดล้อม (ต่อ)

ตัวอย่าง	วันที่เก็บ	ตำแหน่ง	ความเข้มข้น ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			ความเข้มข้น ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	
			PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5-10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	pPAHs	gPAHs
36	31/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	72.7778	27.7778	45.0000	4.94	68.64
37	31/10/13	ริมถนนเปิดโล่ง	110.3175	50.3969	59.9206	15.84	120.90
38	31/10/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	113.8889	56.746	57.1429	14.54	110.43
39	31/10/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	132.1429	53.8889	78.2540	27.30	140.03
40	31/10/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	135.4762	56.1111	79.3651	28.11	144.22
41	01/11/13	ริมถนนเปิดโล่ง	61.3492	23.9682	37.3810	1.33	0.02
42	01/11/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	83.8095	31.2698	52.5397	10.07	163.07
43	01/11/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	123.8889	66.5079	57.3810	15.53	131.33
44	01/11/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	98.5714	18.8889	79.6825	25.59	195.42
45	01/11/13	ริมถนนเปิดโล่ง	183.5185	98.8889	84.6296	34.63	84.07
46	01/11/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	158.3333	78.3333	80.0000	30.36	86.62
47	01/11/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	169.0741	103.3334	65.7407	23.36	82.85
48	01/11/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	154.7222	119.1666	35.5556	7.68	0.00
49	02/11/13	ริมถนนเปิดโล่ง	190.5556	140.2778	50.2778	16.46	34.54
50	02/11/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	183.0556	142.4075	40.6481	10.93	0.39
51	02/11/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	213.2407	171.1111	42.1296	13.66	3.82
52	02/11/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	183.3333	147.3148	36.0185	9.74	0.00
53	02/11/13	ริมถนนเปิดโล่ง	202.4074	137.5926	64.8148	25.18	89.36
54	02/11/13	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	86.4815	40.463	46.0185	6.82	18.48
55	02/11/13	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	221.1111	162.4074	58.7037	23.16	66.32
56	02/11/13	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	237.3148	170.3704	66.9444	28.77	97.39
57	19/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	202.3148	146.1111	56.2037	20.50	56.89
58	19/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	211.6667	157.5926	54.0741	19.99	48.86
59	19/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	230.6481	166.7592	63.8889	26.64	85.87
60	19/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	211.7593	165.0926	46.6667	15.97	20.93
61	19/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	172.1296	126.1111	46.0185	12.86	18.48
62	19/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	213.6111	155.6481	57.963	22.24	63.52
63	19/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	53.6111	18.2407	35.3704	0.48	0.00
64	19/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	287.5000	268.8889	18.6111	17.84	0.00
65	20/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	255.7407	150.0926	105.6481	51.07	243.33
66	20/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	254.8148	152.6852	102.1296	49.10	230.06
67	20/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	171.1111	72.4074	98.7037	41.41	217.14
68	20/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	227.5	153.3333	74.1667	32.01	124.62
69	20/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	70.9259	31.0185	39.9074	2.82	0.30
70	20/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	82.2222	47.5000	34.7222	2.55	0.00



## ภาคผนวก ง.

## ข้อมูลความเข้มข้นของ PAHs บริเวณพื้นที่ปิดล้อม (ต่อ)

ตัวอย่าง	วันที่เก็บ	ตำแหน่ง	ความเข้มข้น ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			ความเข้มข้น ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	
			PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5-10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	pPAHs	gPAHs
71	20/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	84.3519	46.8519	37.5000	3.09	0.03
72	20/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	83.0556	34.3519	48.7037	8.05	28.61
73	21/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	141.5278	73.8889	67.6389	22.48	100.01
74	21/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	109.7222	65.0000	44.7222	7.81	13.60
75	21/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	155.8333	85.4166	70.4167	24.98	110.48
76	21/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	155.8333	85.8333	70.0000	24.76	108.91
77	21/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	186.5741	93.9815	92.5926	39.17	194.10
78	21/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	179.537	98.3333	81.2037	32.49	151.16
79	21/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	216.5741	108.7963	107.7778	49.50	251.36
80	21/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	260.6481	95.0925	165.5556	83.96	279.22
81	23/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	196.2037	106.6667	89.5370	38.18	82.58
82	23/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	196.6667	93.7037	102.963	45.50	103.20
83	23/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	205.0000	97.6852	107.3148	48.45	109.61
84	23/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	221.7593	113.6112	108.1481	50.07	112.76
85	23/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	158.1481	103.8888	54.2593	16.37	99.56
86	23/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	134.4444	98.8888	35.5556	6.27	0.00
87	23/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	176.3889	108.9815	67.4074	24.78	139.14
88	23/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	138.4259	92.5926	45.8333	10.42	107.79
89	25/03/14	ริมถนนเปิดโล่ง	201.9444	118.7963	83.1481	35.11	48.49
90	25/03/14	ริมถนนมีอาคารด้านเดียว	174.6296	102.7777	71.8519	27.07	55.89
91	25/03/14	ฝั่งซ้ายที่มีอาคารขนาน	155.0000	108.9815	46.0185	11.67	18.48
92	25/03/14	ฝั่งขวาที่มีอาคารขนาน	102.6852	82.5926	20.0926	4.87	0.00

## ภาคผนวก ง.

## ข้อมูลอุตุนิยมหาวิทยาลัย บริเวณพื้นที่เปิดโล่ง

ลำดับ	วันที่เก็บ	ช่วงเวลา (น.)	ฤดู	ความเร็วลม (m/s)	การแผ่รังสี (W/m <sup>2</sup> )	ความชื้น สัมพัทธ์ (%)	อุณหภูมิ (°C)
1	27/05/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.55	1025.90	40.4	35.2
2	27/05/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.71	628.30	67.6	29.8
3	29/05/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.85	867.12	72.1	35.3
4	29/05/13	13.00 – 21.00	ฝน	1.01	558.92	75.8	30.2
5	31/05/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.65	920.83	64.9	30.2
6	31/05/13	13.00 – 21.00	ฝน	1.71	427.45	84.3	29.1
7	02/06/13	8.00 – 13.00	ฝน	1.05	904.15	39.9	38.2
8	02/06/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.71	541.56	49.9	33.2
9	05/06/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.68	815.30	36.0	34.8
10	05/06/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.41	533.31	47.2	39.2
11	06/06/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.63	727.23	40.6	36.2
12	06/06/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.65	590.02	30.9	36.8
13	07/06/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.39	899.00	61.3	31.2
14	07/06/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.43	601.23	56.8	31.8
15	27/03/14	8.00 – 13.00	แล้ง	2.51	653.19	81.8	28.6
16	27/03/14	13.00 – 21.00	แล้ง	3.52	946.48	64.7	32.2
17	28/03/14	8.00 – 13.00	แล้ง	2.12	629.55	83.0	28.4
18	28/03/14	13.00 – 21.00	แล้ง	3.01	953.53	58.6	33.5
19	31/03/14	8.00 – 13.00	แล้ง	2.49	598.49	79.9	28.8
20	31/03/14	13.00 – 21.00	แล้ง	2.81	832.16	63.0	33.5
21	02/04/14	8.00 – 13.00	แล้ง	2.42	598.11	83.1	29.0
22	02/04/14	13.00 – 21.00	แล้ง	3.24	876.36	60.0	33.4
23	03/04/14	8.00 – 13.00	แล้ง	2.31	611.32	78.2	29.1
24	03/04/14	13.00 – 21.00	แล้ง	2.00	920.20	60.6	31.7
25	04/04/14	8.00 – 13.00	แล้ง	0.54	926.23	40.4	38.2
26	04/04/14	13.00 – 21.00	แล้ง	1.04	604.14	39.8	36.0

## ภาคผนวก ง.

## ข้อมูลอุตุนิยมหาวิทยาลัย บริเวณพื้นที่ปิดล้อม

ลำดับ	วันที่เก็บ	ช่วงเวลา (น.)	ฤดู	ความเร็วลม (m/s)	การแผ่รังสี (W/m <sup>2</sup> )	ความชื้น สัมพัทธ์ (%)	อุณหภูมิ (°C)
1	27/10/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.39	1011.05	55.03	30.46
2	27/10/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.45	849.69	46.46	31.18
3	28/10/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.55	849.26	58.95	30.28
4	28/10/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.59	708.71	58.76	31.24
5	29/10/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.56	963.38	66.61	30.52
6	29/10/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.47	385.50	59.12	31.63
7	30/10/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.41	1034.83	49.09	35.63
8	30/10/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.38	732.13	57.64	32.83
9	31/10/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.48	857.75	49.18	35.68
10	31/10/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.45	706.66	48.91	34.93
11	01/11/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.36	794.35	54.76	34.72
12	01/11/13	13.00 – 21.00	ฝน	0.32	636.74	37.33	37.4
13	02/11/13	8.00 – 13.00	ฝน	0.51	563.20	82	30.6
14	02/11/13	13.00 – 21.00	ฝน	1.21	850.11	69	33.8
15	19/03/14	8.00 – 13.00	แล้ง	0.73	662.33	84	32.3
16	19/03/14	13.00 – 21.00	แล้ง	0.92	934.26	68	33.1
17	20/03/14	8.00 – 13.00	แล้ง	0.42	578.45	86	29.1
18	20/03/14	13.00 – 21.00	แล้ง	0.44	943.56	65	33.8
19	21/03/14	8.00 – 13.00	แล้ง	0.61	679.44	81	29.7
20	21/03/14	13.00 – 21.00	แล้ง	0.82	692.11	75	28.9
21	23/03/14	8.00 – 13.00	แล้ง	1.10	898.78	58	32.8
22	23/03/14	13.00 – 21.00	แล้ง	1.11	534.98	81	29.2
23	25/03/14	8.00 – 13.00	แล้ง	1.63	982.88	60	33
24	25/03/14	13.00 – 21.00	แล้ง	1.00	561.76	81	29.6

ภาคผนวก จ.  
ผลการวิเคราะห์ โดย SPSS

ตาราง จ-1 ผล ANOVA วิเคราะห์ความต่างของอนุภาคแต่ละจุด ในพื้นที่เปิดโล่ง

		ANOVA				
		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
PM10 concentratio n	Between Groups	17843.108	3	5947.703	4.366	.006
	Within Groups	136236.616	100	1362.366		
	Total	154079.724	103			
PM2.5 concentratio n	Between Groups	7603.480	3	2534.493	4.981	.003
	Within Groups	50880.468	100	508.805		
	Total	58483.948	103			
PM10-2.5	Between Groups	2379.543	3	793.181	1.051	.374
	Within Groups	75482.440	100	754.824		
	Total	77861.982	103			

ตาราง จ-2 ผล ANOVA วิเคราะห์ความต่างของ PAHs แต่ละจุด ในพื้นที่เปิดโล่ง

		ANOVA				
		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
gas PAH	Between Groups	6285.606	3	2095.202	1.933	.129
	Within Groups	108372.800	100	1083.728		
	Total	114658.406	103			
PPAH	Between Groups	1493.332	3	497.777	2.904	.039
	Within Groups	17139.670	100	171.397		
	Total	18633.003	103			
Total PAH	Between Groups	16110.943	3	5370.314	3.107	.030
	Within Groups	172835.514	100	1728.355		
	Total	188946.457	103			

ตาราง จ-3 ผล LSD วิเคราะห์ความต่างของอนุภาครายคู่ในพื้นที่เปิดโล่ง

	(I) place	(J) place	Sig.	95% Confidence Interval	
				Lower Bound	Upper Bound
PM10 concentration	No building aside	one building aside	.948	-20.983109	19.636962
		Between building (right)	.042	-41.348135	-.728065
		Between building (left)	.004	-50.651024	-10.030953
	one building aside	No building aside	.948	-19.636962	20.983109
		Between building (right)	.049	-40.675062	-.054991
		Between building (left)	.005	-49.977951	-9.357880
	Between building (right)	No building aside	.042	.728065	41.348135
		one building aside	.049	.054991	40.675062
		Between building (left)	.366	-29.612924	11.007147
	Between building (left)	No building aside	.004	10.030953	50.651024
		one building aside	.005	9.357880	49.977951
		Between building (right)	.366	-11.007147	29.612924
PM2.5 concentration	No building aside	one building aside	.902	-13.187383	11.636476
		Between building (right)	.012	-28.401060	-3.577201
		Between building (left)	.003	-31.159237	-6.335378
	one building aside	No building aside	.902	-11.636476	13.187383
		Between building (right)	.017	-27.625607	-2.801747
		Between building (left)	.005	-30.383783	-5.559924
Between building (right)	No building aside	.012	3.577201	28.401060	
	one building aside	.017	2.801747	27.625607	
	Between building (left)	.660	-15.170107	9.653753	
Between building (left)	No building aside	.003	6.335378	31.159237	
	one building aside	.005	5.559924	30.383783	
	Between building (right)	.660	-9.653753	15.170107	
PM10-2.5	No building aside	one building aside	.989	-15.0154	15.2201
		Between building (right)	.509	-20.1667	10.0688
		Between building (left)	.131	-26.7114	3.5241
	one building aside	No building aside	.989	-15.2201	15.0154
		Between building (right)	.501	-20.2691	9.9664
		Between building (left)	.128	-26.8138	3.4217
	Between building (right)	No building aside	.509	-10.0688	20.1667
		one building aside	.501	-9.9664	20.2691
		Between building (left)	.392	-21.6624	8.5730
	Between building (left)	No building aside	.131	-3.5241	26.7114
		one building aside	.128	-3.4217	26.8138
		Between building (right)	.392	-8.5730	21.6624

ตาราง จ-4 ผล LSD วิเคราะห์ความต่างของอนุภาครายคู่ในพื้นที่เปิดโล่ง

Dependent Variable	(I) place	(J) place	Sig.	95% Confidence Interval	
				Lower Bound	Upper Bound
gas PAH	No building aside	one building aside	.919	-19.0409	17.1879
		Between building (right)	.137	-31.7940	4.4348
		Between building (left)	.054	-35.8867	.3421
	one building aside	No building aside	.919	-17.1879	19.0409
		Between building (right)	.166	-30.8675	5.3613
		Between building (left)	.068	-34.9602	1.2686
	Between building (right)	No building aside	.137	-4.4348	31.7940
		one building aside	.166	-5.3613	30.8675
		Between building (left)	.655	-22.2071	14.0217
	Between building (left)	No building aside	.054	-.3421	35.8867
		one building aside	.068	-1.2686	34.9602
		Between building (right)	.655	-14.0217	22.2071
PPAH	No building aside	one building aside	.899	-7.6639	6.7439
		Between building (right)	.030	-15.1827	-.7750
		Between building (left)	.038	-14.8196	-.4119
	one building aside	No building aside	.899	-6.7439	7.6639
		Between building (right)	.041	-14.7227	-.3150
		Between building (left)	.052	-14.3596	.0481
	Between building (right)	No building aside	.030	.7750	15.1827
		one building aside	.041	.3150	14.7227
		Between building (left)	.921	-6.8408	7.5669
	Between building (left)	No building aside	.038	.4119	14.8196
		one building aside	.052	-.0481	14.3596
		Between building (right)	.921	-7.5669	6.8408
Total PAH	No building aside	one building aside	.896	-24.3833	21.3687
		Between building (right)	.045	-46.2825	-.5305
		Between building (left)	.019	-50.3783	-4.6263
	one building aside	No building aside	.896	-21.3687	24.3833
		Between building (right)	.060	-44.7752	.9768
		Between building (left)	.026	-48.8710	-3.1190
	Between building (right)	No building aside	.045	.5305	46.2825
		one building aside	.060	-.9768	44.7752
		Between building (left)	.723	-26.9718	18.7802
	Between building (left)	No building aside	.019	4.6263	50.3783
		one building aside	.026	3.1190	48.8710
		Between building (right)	.723	-18.7802	26.9718

ตาราง จ-5 ANOVA วิเคราะห์ความต่างของอนุภาคแต่ละจุด ในพื้นที่ปิดล้อม

		ANOVA				
		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
PM10 concentration	Between Groups	8555.756	3	2851.919	.810	.491
	Within Groups	309677.860	88	3519.067		
	Total	318233.616	91			
PM2.5 concentration	Between Groups	2190.153	3	730.051	.615	.607
	Within Groups	104481.905	88	1187.294		
	Total	106672.058	91			
PM10-2.5	Between Groups	4219.814	3	1406.605	.573	.634
	Within Groups	216108.564	88	2455.779		
	Total	220328.377	91			

ตาราง จ-6 ANOVA วิเคราะห์ความต่างของ PAHs แต่ละจุด ในพื้นที่ปิดล้อม

		ANOVA				
		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
PAH gas	Between Groups	15448.356	3	5149.452	.573	.634
	Within Groups	790978.027	88	8988.387		
	Total	806426.383	91			
PPAHs	Between Groups	1550.622	3	516.874	1.584	.199
	Within Groups	28722.111	88	326.388		
	Total	30272.733	91			
total PAH	Between Groups	23682.359	3	7894.120	.623	.602
	Within Groups	1115631.512	88	12677.631		
	Total	1139313.872	91			

ตาราง จ-7 ตัวอย่างการวิเคราะห์ผล linear regression ของ pPAHs ในพื้นที่เปิดโล่ง

Variables Entered/Removed<sup>a</sup>

Model	Variables Entered	Variables Removed	Method
1	PM2.5 concentration		Stepwise (Criteria: Probability-of-F-to-enter <= .050, Probability-of-F-to-remove >= .100).
2	temperature		Stepwise (Criteria: Probability-of-F-to-enter <= .050, Probability-of-F-to-remove >= .100).

a. Dependent Variable: PPAH

Model	R	R Square	Adjusted R Square	Change Statistics				
				R Square Change	F Change	df1	df2	Sig. F Change
1	.854 <sup>a</sup>	.729	.726	.729	273.975	1	86	.000
2	.870 <sup>b</sup>	.757	.752	.028	11.574	1	85	.001

Coefficients<sup>a</sup>

Model		Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.
		B	Std. Error	Beta		
1	(Constant)	-10.413	1.742		-5.978	.000
	PM2.5 concentration	.482	.029	.854	16.552	.000
2	(Constant)	11.544	6.664		1.732	.086
	PM2.5 concentration	.496	.028	.879	17.702	.000
	temperature	-.693	.204	-.169	-3.402	.001

a. Dependent Variable: PPAH



ตาราง จ-8 ตัวอย่างการวิเคราะห์ผล linear regression ของ pPAHs ในพื้นที่ปิดล้อม

**Variables Entered/Removed<sup>a</sup>**

Model	Variables Entered	Variables Removed	Method
1	PM2.5 concentration		Stepwise (Criteria: Probability-of-F- to-enter <= .050, Probability-of-F- to-remove >= .100).

a. Dependent Variable: PPAHs

**Model Summary**

Model	R	R Square	Adjusted R Square	Std. Error of the Estimate
1	.858 <sup>a</sup>	.736	.733	9.42355

a. Predictors: (Constant), PM2.5 concentration

**Coefficients<sup>a</sup>**

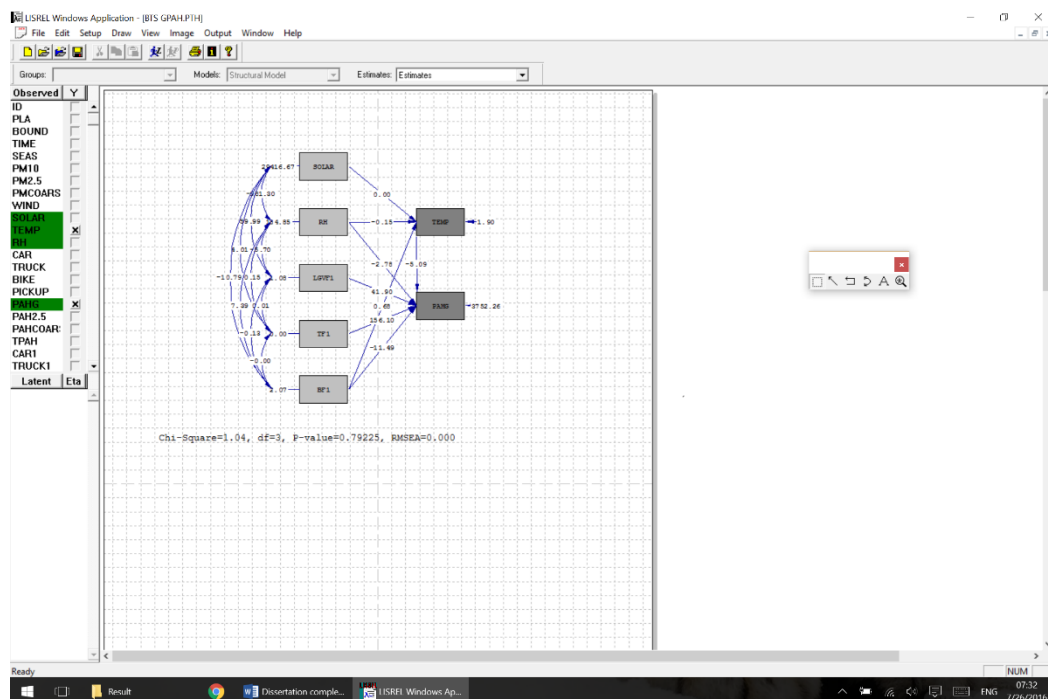
Model		Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.
		B	Std. Error	Beta		
1	(Constant)	-8.232	2.485		-3.313	.001
	PM2.5 concentration	.457	.029	.858	15.840	.000

a. Dependent Variable: PPAHs

ภาคผนวก จ.

## ผลการวิเคราะห์ โดยโปรแกรม LISREL

ตัวอย่างการการวิเคราะห์ผล Path analysis ของ gPAHs ในพื้นที่ปิดล้อม



ตัวอย่าง Output ของ LISREL

L I S R E L 8.52

BY

Karl G. Jöreskog & Dag Sörbom

This program is published exclusively by  
Scientific Software International, Inc.  
7383 N. Lincoln Avenue, Suite 100  
Lincolnwood, IL 60712, U.S.A.

Phone: (800)247-6113, (847)675-0720, Fax: (847)675-2140  
Copyright by Scientific Software International, Inc., 1981-

2002

Use of this program is subject to the terms specified in  
the

Universal Copyright Convention.  
Website: [www.ssicentral.com](http://www.ssicentral.com)

The following lines were read from file D:\Dissertation\Result\BTS GPAH.SPJ:

Raw Data from file 'D:\Dissertation\Result\RESULT BTS OK.psf'  
 Sample Size = 78  
 Relationships  
 PAHG = TEMP  
 PAHG = RH LGVF1 TF1 BF1  
 TEMP = SOLAR RH BF1  
 Path Diagram  
 Iterations = 250  
 Method of Estimation: Maximum Likelihood  
 End of Problem

Sample Size = 78

Covariance Matrix

	TEMP	PAHG	SOLAR	RH	LGVF1	
TF1	-----	-----	-----	-----	-----	---
-----						
TEMP	5.42					
PAHG	61.47	8861.83				
SOLAR	146.09	5061.56	29416.67			
RH	-22.31	-747.48	-981.30	184.85		
LGVF1	0.64	60.80	59.99	-5.70	1.08	
TF1	0.03	1.33	4.01	-0.15	0.01	
0.00						
BF1	0.32	-51.56	-10.79	7.39	-0.13	
0.00						

Covariance Matrix

	BF1
-----	
BF1	2.07

Number of Iterations = 9

LISREL Estimates (Maximum Likelihood)

Structural Equations

$$\text{TEMP} = 0.00035 \cdot \text{SOLAR} - 0.15 \cdot \text{RH} + 0.68 \cdot \text{BF1}, \text{ Errorvar.} = 1.90, R^2 = 0.65$$

	(0.00097)	(0.013)	(0.11)	(0.29)
	0.36	-11.11	6.00	6.56

$$\text{PAHG} = -5.09 \cdot \text{TEMP} - 2.78 \cdot \text{RH} + 41.90 \cdot \text{LGVF1} + 156.10 \cdot \text{TF1} - 11.49 \cdot \text{BF1}, \text{ Errorvar.} = 3752.26, R^2 = 0.57$$

	(4.79)	(0.91)	(6.99)	(108.80)	(5.96)
(572.21)					
6.56	-1.06	-3.04	5.99	1.43	-1.93

Reduced Form Equations

TEMP = 0.00035\*SOLAR - 0.15\*RH + 0.0\*LGVF1 + 0.0\*TF1 + 0.68\*BF1,  
 Errorvar.= 1.90, R<sup>2</sup> = 0.65

	(0.00097)	(0.013)		(0.11)
	0.36	-11.11		6.00

PAHG = - 0.0018\*SOLAR - 2.03\*RH + 41.90\*LGVF1 + 156.10\*TF1 -  
 14.93\*BF1, Errorvar.= 3801.56, R<sup>2</sup> = 0.57

	(0.0052)	(0.58)	(6.99)	(108.80)
(5.02)				
2.98	-0.34	-3.49	5.99	1.43

Covariance Matrix of Independent Variables

	SOLAR	RH	LGVF1	TF1	BF1
	-----	-----	-----	-----	-----
SOLAR	29416.67 (4486.00) 6.56				
RH	-981.30 (272.81) -3.60	184.85 (28.19) 6.56			
LGVF1	59.99 (20.27) 2.96	-5.70 (1.64) -3.47	1.08 (0.16) 6.56		
TF1	4.01 (1.23) 3.27	-0.15 (0.09) -1.67	0.01 (0.01) 1.39	0.00 (0.00) 6.56	
BF1	-10.79 (26.61) -0.41	7.39 (2.25) 3.28	-0.13 (0.16) -0.80	0.00 (0.01) -0.17	2.07 (0.31) 6.56

Covariance Matrix of Latent Variables

	TEMP	PAHG	SOLAR	RH	LGVF1
TF1	-----	-----	-----	-----	-----
TEMP	5.42				
PAHG	66.30	8812.66			
SOLAR	146.09	5244.68	29416.67		
RH	-22.31	-747.48	-981.30	184.85	

	LGVF1	0.76	60.17	59.99	-5.70	1.08
	TF1	0.02	1.34	4.01	-0.15	0.01
0.00						
	BF1	0.32	-51.56	-10.79	7.39	-0.13
0.00						

## Covariance Matrix of Latent Variables

	BF1
	-----
BF1	2.07

## Goodness of Fit Statistics

Degrees of Freedom = 3

Minimum Fit Function Chi-Square = 1.04 (P = 0.79)

Normal Theory Weighted Least Squares Chi-Square = 1.04 (P = 0.79)

Estimated Non-centrality Parameter (NCP) = 0.0

90 Percent Confidence Interval for NCP = (0.0 ; 3.50)

Minimum Fit Function Value = 0.011

Population Discrepancy Function Value (F0) = 0.0

90 Percent Confidence Interval for F0 = (0.0 ; 0.041)

Root Mean Square Error of Approximation (RMSEA) = 0.0

90 Percent Confidence Interval for RMSEA = (0.0 ; 0.12)

P-Value for Test of Close Fit (RMSEA &lt; 0.05) = 0.84

Expected Cross-Validation Index (ECVI) = 0.62

90 Percent Confidence Interval for ECVI = (0.62 ; 0.66)

ECVI for Saturated Model = 0.65

ECVI for Independence Model = 2.96

Chi-Square for Independence Model with 21 Degrees of Freedom = 240.84

Independence AIC = 254.84

Model AIC = 51.04

Saturated AIC = 56.00

Independence CAIC = 279.49

Model CAIC = 139.08

Saturated CAIC = 154.61

Normed Fit Index (NFI) = 1.00

Non-Normed Fit Index (NNFI) = 1.06

Parsimony Normed Fit Index (PNFI) = 0.14

Comparative Fit Index (CFI) = 1.00

Incremental Fit Index (IFI) = 1.01

Relative Fit Index (RFI) = 0.97

Critical N (CN) = 991.23

Root Mean Square Residual (RMR) = 35.84

Standardized RMR = 0.012

Goodness of Fit Index (GFI) = 1.00

Adjusted Goodness of Fit Index (AGFI) = 0.97

Parsimony Goodness of Fit Index (PGFI) = 0.11

Time used: 0.031 Seconds

## ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

### ประวัติการศึกษา

นายนรุตตม์ สหนาวิน สำเร็จการศึกษาระดับวิทยาศาสตร์บัณฑิต (อนามัยสิ่งแวดล้อม) คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา สาธารณสุขศาสตร์บัณฑิต (อาชีวอนามัยและความปลอดภัย) จากมหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมาธิราช และจบการศึกษาระดับวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (สุขาภิบาลสิ่งแวดล้อม) คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล ในปี พ.ศ. 2551 และเข้าศึกษาในหลักสูตรดุขฎฐิบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในปีการศึกษา 2553

### ประวัติการทำงาน

2553 - ปัจจุบัน อาจารย์ประจำหลักสูตรวิทยาศาสตรบัณฑิต สาขาสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยศรีนครินทรวิโรฒ

2551 - 2553 นักวิชาการสิ่งแวดล้อม ฝ่ายวิจัยและพัฒนา บริษัท ซีคอน จำกัด

งานวิจัยที่ได้รับการตีพิมพ์

Sahanavin, N., Tantrakarnapa, K., and Prueksasit, T. 2016. AMBIENT PM10 AND PM2.5 CONCENTRATIONS AT DIFFERENT HIGH TRAFFIC-RELATED STREET CONFIGURATIONS IN BANGKOK, THAILAND. *Journal of Tropical Medicine and Public Health*, 47(3).

