



องค์ประกอบและสัดส่วนของโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) ใน PM_{10}
จากแหล่งปลดปล่อยต่างประเภทในจังหวัดสงขลา

**Composition and Ratios of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in PM_{10}
from Different Emission Sources in Changwat Songkhla**

จิตรลดา มุประสิทธิ์

Jitlada Muprasit

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of
Master of Science in Environmental Management
Prince of Songkla University**

2553

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์ องค์กรประกอบและสัดส่วนของโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน
(PAHs) ใน PM₁₀ จากแหล่งปลดปล่อยต่างประเทศในจังหวัดสงขลา
ผู้เขียน นางสาวจิตรลดา มูประสิทธิ์
สาขาวิชา การจัดการสิ่งแวดล้อม

คณะกรรมการที่ปรึกษา

.....ประธานกรรมการ
(ดร.ศิวัช พงษ์เพ็ญจันทร์)


.....กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.เพ็ญใจ สมพงษ์ชัยกุล)

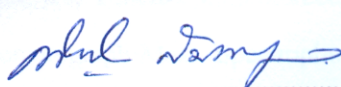
คณะกรรมการสอบ

.....ประธานกรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.อุทิศ ชัยสุขสันต์)


..... กรรมการ
(ดร.สมเกียรติ ขอเกียรติวงศ์)

..... กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.นสพ.บรรจง วิทยวีรศักดิ์)

..... กรรมการ
(ดร.ศิวัช พงษ์เพ็ญจันทร์)

..... กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.เพ็ญใจ สมพงษ์ชัยกุล)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม

.....
(รองศาสตราจารย์ ดร.เกริกชัย ทองหนู)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ชื่อวิทยานิพนธ์	องค์ประกอบและสัดส่วนของโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) ใน PM ₁₀ จากแหล่งปลดปล่อยต่างประเภทในจังหวัดสงขลา
ผู้เขียน	นางสาวจิตรลดา มุประสิทธิ์
สาขาวิชา	การจัดการสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา	2552

บทคัดย่อ

จากการวิเคราะห์สารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) ในฝุ่น PM₁₀ ซึ่งเก็บโดยใช้เครื่อง high volume air sampler จากแหล่งกำเนิด 14 แหล่ง ในจังหวัดสงขลา ได้แก่ สถานีขนส่งหาดใหญ่ (BT), หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ (TI), रिมนถนนเพชรเกษม (PR), โรงงานผลิตอาหารสัตว์ (CPF), โรงงานยางแผ่นรมควัน (RMF1, RMF2), เต้าเผาขยะ (WI), ควันจากการเผาศพ (CI), ควันจากการปิ้งย่างเนื้อสัตว์ในงานเกษตรภาคใต้ (BF), ควันจากการเผาไม้ยาง (PRT), ควันจากการเผาไม้พุ่ม (BB), ควันจากการเผาฟาง (SB), หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม (PSU1, PSU2), रिมนทะเลสาบสงขลาตอนนอก (SL1, SL2) และบนเขาคอหงส์ (KHH) ผลวิเคราะห์ PAHs 15 ชนิด ได้แก่ Phenanthrene (Phe), Anthracene (An), Fluoranthene (Fl), Pyrene (Pyr), 11H-Benzo[a]fluoranthene (11H-B[a]F), 11H-Benzo[b]fluoranthene (11H-B[b]F), Benzo[a]anthracene (B[a]A), Chrysene (Chry), Benzo[b]fluoranthene (B[b]F), Benzo[k]fluoranthene (B[k]F), Benzo[a]pyrene (B[a]P), Benzo[e]pyrene (B[e]P), Benzo[g,h,i]perylene (B[g,h,i]P), Dibenzo[a,h]anthracene (D[a,h]A) และ Indeno[1,2,3-cd]pyrene (Ind) ด้วยเครื่อง Gas Chromatograph-Mass Spectrophotometer (GC-MS) สามารถแบ่งแหล่งกำเนิดออกเป็นกลุ่มได้ 6 กลุ่ม คือ กลุ่มภูมิหลัง (PSU1, PSU2, SL1, SL2 และ KHH), กลุ่มการจราจร (BT, TI และ PR), กลุ่มอุตสาหกรรม (RMF1, RMF2 และ CPF), กลุ่มเผาไหม้โปรตีน (WI, CI และ BF), กลุ่มเผาไหม้ไม้ (BB และ SB) และกลุ่มเผาไหม้ไม้ยาง (PRT) พบว่า B[g,h,i]P, Ind และ B[b]F ซึ่งเป็นกลุ่มที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง มีสัดส่วนสูงในทุกกลุ่ม ยกเว้นกลุ่มเผาไหม้ไม้ ซึ่งจะพบ PAHs ชนิดที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำในสัดส่วนมากกว่า จากการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่าง B[a]A/Chry, B[a]P/B[e]P, Ind/B[g,h,i]P Fl/(Fl+Pyr), Ind/(Ind+B[g,h,i]P) และ B[a]P/B[g,h,i]P สรุปได้ว่า PAHs ในอากาศของกลุ่มภูมิหลังมีความสัมพันธ์กับกลุ่มการจราจร จากการวิเคราะห์ความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง พบว่าปริมาณ PAHs ในกลุ่มภูมิหลังเท่านั้นที่มีค่าความเสี่ยงไม่เกินเกณฑ์มาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS โดยแหล่งกำเนิดที่มีความเสี่ยงสูง ได้แก่ การเผาไหม้ไม้ยาง ไม้พุ่ม ฟางข้าว และเต้าเผาขยะ

Thesis Title	Composition and ratios of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in PM ₁₀ from different emission sources in Changwat Songkhla
Author	Miss Jitlada Muprasit
Major Program	Environmental Management
Academic Year	2009

Abstract

Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in PM₁₀ sampling by high volume air sampler from 14 different emission sources in Songkhla Province, including Hat-Yai bus terminal (BT), front gate of Prince of Songkla University (TI), Petkasem Road (PR), feed factory (CPF), rubber factories (RMF1, RMF2), Hat-Yai incinerator (WI), cremator (CI), grilled smoke in Southern Agro-fair (BF), smoke from rubber tree burning (PRT), smoke from bush burning (BB), smoke from straw burning (SB), in front of Faculty of Environmental Management building (PSU1, PSU2), outer Songkhla Lakeside (SL1, SL2) and on Kor-Hong hill top (KHH). The measurement results of 15 PAHs – namely Phenanthrene (Phe), Anthracene (An), Fluoranthene (Fl), Pyrene (Pyr), 11H-Benzo[a]fluoranthene (11H-B[a]F), 11H-Benzo[b]fluoranthene (11H-B[b]F), Benzo[a]anthracene (B[a]A), Chrysene (Chry), Benzo[b]fluoranthene (B[b]F), Benzo[k]fluoranthene (B[k]F), Benzo[a]pyrene (B[a]P), Benzo[e]pyrene (B[e]P), Benzo[g,h,i]perylene (B[g,h,i]P), Dibenzo[a,h]anthracene (D[a,h]A) and Indeno[1,2,3-cd]pyrene (Ind) – using Gas Chromatograph-Mass Spectrophotometer (GC-MS) indicate that PAHs' sources can be categorized into 6 groups including background (PSU1, PSU2, SL1, SL2 and KHH), traffic (BT, TI and PR), industry (RMF1, RMF2 and CPF), protein combustion (WI, CI and BF), wood combustion (BB and SB) and rubber tree combustion (PRT). It was found that PAHs in all groups except wood combustion was dominated by B[g,h,i]P, Ind and B[b]F, which are high molecular weight PAHs, while the smoke from wood combustion was dominated by low molecular weight PAHs. Using binary ratio of B[a]A/Chry, B[a]P/B[e]P, Ind/B[g,h,i]P, Fl/(Fl+Pyr), Ind/(Ind+B[g,h,i]P) and B[a]P/B[g,h,i]P, the high correlations between background and traffic group was observed. Base on risk analysis, PAHs concentration of background group was not exceed WHO and UK-EPAQS guidelines. In addition, burnings of rubber tree, bush, straw and Hat-Yai incinerator were considered as high risk emission sources in Songkhla atmosphere.

กิตติกรรมประกาศ

การทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จได้ด้วยความกรุณาจากคณาจารย์และบุคคลหลายฝ่าย ข้าพเจ้าจึงขอกราบขอบพระคุณ ดร. ศิวัช พงษ์เพ็ญจันทร์ และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. เพ็ญใจ สมพงษ์ชัยกุล อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์เป็นอย่างสูงที่ทำให้คำปรึกษา แนวทางในการทำวิจัย ตรวจสอบข้อมูล ตลอดจนแก้ไขรูปเล่มวิทยานิพนธ์จนกระทั่งเป็นวิทยานิพนธ์ฉบับสมบูรณ์

ขอขอบคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. สมเกียรติ ขอเกียรติวงศ์ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ยุพดี ชัยสุขสันต์ และรองศาสตราจารย์ ดร. นสพ. บรรจง วิทยวีรศักดิ์ คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ที่ให้คำแนะนำและข้อควรปรับปรุงในวิทยานิพนธ์ให้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. สุรัตน์ บัวเลิศ จากภาควิชาวิทยาศาสตร์ทั่วไป คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้ความอนุเคราะห์ในการใช้เครื่องแก๊สโครมาโตกราฟีแมสสเปกโตรมิเตอร์ คุณคณัย ทิพย์มณี และคุณวุฒิชัย แพงแก้ว ที่ให้ความอนุเคราะห์ช่วยเหลือตัวอย่าง และขอบคุณอาจารย์ ประภาพร แสงกาญจน์วนิช ที่ให้คำปรึกษาในการทำวิทยานิพนธ์

ขอขอบคุณ หน่วยวิจัยชีวธรณีเคมีและการเปลี่ยนแปลงสิ่งแวดล้อม และบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่ให้ความสนับสนุนทุนวิจัยในครั้งนี้

ขอขอบคุณ คุณศรีธยา ฤทธิ์ช่วยรอด คุณจิณธรรม หารเทา คุณวรรณุช ดีละมัน คุณธัญชนก จันทร์คง และคุณสุภาพร แก้วบุบผา ที่ให้ความช่วยเหลือระหว่างการวิเคราะห์ตัวอย่างในห้องปฏิบัติการ ขอขอบคุณ คุณขนิษฐา กุ์ศรีสกุล ที่ให้ความช่วยเหลือในการวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ สุดท้ายขอขอบคุณครอบครัว มูประสิทธิ์ ที่คอยเป็นกำลังใจ และให้การสนับสนุนมาตลอดการศึกษา

จิตรลดา มูประสิทธิ์

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ	(3)
Abstract	(4)
กิตติกรรมประกาศ	(5)
สารบัญ	(6)
สารบัญตาราง	(9)
สารบัญรูป	(11)
บทที่ 1 บทนำ	1
1.1 บทนำ	1
1.2 ผู้่นละออง	2
1.3 สารกลุ่มโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน	4
1.3.1 แหล่งกำเนิดของ PAHs	5
1.3.2 สมบัติทางกายภาพเคมี (physico-chemical) ของ PAHs	7
1.3.3 การถูกย่อยสลายของ PAHs	9
1.3.4 การแพร่กระจาย PAHs เข้าสู่ร่างกาย	10
1.3.5 การแพร่กระจาย PAHs สู่อวัยวะ	13
1.4 อัตราส่วนสำหรับบ่งชี้แหล่งกำเนิด (Diagnostic Ratio)	15
1.5 งานวิจัยที่ศึกษาเกี่ยวกับค่าระดับความเข้มข้น PAHs	16
1.6 การประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพ	20
1.6.1 ความหมายและประเภทการประเมินความเสี่ยง	20
1.6.2 ขั้นตอนการประเมินความเสี่ยง	21
1.6.3 วิธีการวิเคราะห์ความเสี่ยงสุขภาพ	22
1.7 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย	24

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
บทที่ 2 วิธีดำเนินการวิจัย	25
2.1 พื้นที่เก็บตัวอย่าง	25
2.2 การเตรียมอุปกรณ์และเครื่องแก้ว	27
2.3 วิธีการเก็บตัวอย่างฝุ่น PM ₁₀	27
2.4 การวิเคราะห์สาร PAHs ในฝุ่น PM ₁₀	28
2.4.1 การสกัดสาร PAHs	28
2.4.2 วิธีการสกัดแยกส่วน PAHs	29
2.4.3 การวิเคราะห์สาร PAHs ด้วยเครื่อง GC/MS-Ion-trap	30
2.5 การควบคุมคุณภาพในการวิเคราะห์ตัวอย่าง	32
2.6 วิธีการคำนวณระดับความเข้มข้นของ PAHs โดยใช้ Internal Standard	32
2.7 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ	33
2.8 การวิเคราะห์ความเสี่ยงสุขภาพ	33
บทที่ 3 ผลการศึกษาและวิจารณ์ผล	35
3.1 การควบคุมคุณภาพในการวิเคราะห์ตัวอย่าง	35
3.1.1 ผลการวิเคราะห์สารอ้างอิงมาตรฐาน	35
3.1.2 การวิเคราะห์ด้วยเครื่อง GC/MS	36
3.2 ระดับความเข้มข้นและสัดส่วน PAH	39
3.2.1 ระดับความเข้มข้น PAHs แต่ละแหล่งกำเนิด	39
3.2.2 ผลการศึกษาลักษณะเฉพาะของ PAHs	44
3.3 อัตราส่วนสำหรับบ่งชี้แหล่งกำเนิด (Diagnostic Ratio)	54
3.4 การประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพ	61
บทที่ 4 สรุปผลและข้อเสนอแนะ	72
4.1 สรุปผลงานวิจัย	72
4.2 ข้อเสนอแนะ	74

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า	
บรรณานุกรม	75	
ภาคผนวก	90	
ภาคผนวก ก	พื้นที่เก็บตัวอย่าง	91
ภาคผนวก ข	หลักการวิเคราะห์หาชนิดและระดับความเข้มข้นของสาร PAHs ด้วย เครื่อง GC/MS–Ion-Trap (Varian Saturn 2200)	99
ภาคผนวก ค	ค่าระดับความเข้มข้นของ PAHs แต่ละซ้ำของแต่ละแหล่งกำเนิด	103
ภาคผนวก ง	ค่าการประเมินความเสี่ยงของแต่ละแหล่งกำเนิด	106
ประวัติผู้เขียน	109	

สารบัญตาราง

		หน้า
ตาราง 1-1	โครงสร้างของ PAHs 16 ชนิดหลักเป็นสารก่อมะเร็ง ที่กำหนดโดย US-EPA	6
ตาราง 1-2	แหล่งกำเนิดของ PAHs	7
ตาราง 1-3	สมบัติทางกายภาพเคมีของสารกลุ่มโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (poly-cyclic aromatic hydrocarbon)	8
ตาราง 1-4	ค่าครึ่งชีวิตของ PAHs ภายใต้เงื่อนไขการเลียนแบบชั้นบรรยากาศ (ชั่วโมง)	9
ตาราง 1-5	การแบ่งกลุ่มแหล่งกำเนิดตามความสามารถในการก่อให้เกิดมะเร็ง โดย IARC	11
ตาราง 1-6	การแบ่งกลุ่มสาร PAHs ตามความสามารถในการก่อให้เกิดมะเร็ง โดย IARC (1987) และ US-EPA (1993)	12
ตาราง 1-7	การกำหนดค่าความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็งของสาร PAHs แต่ละชนิดของแต่ละสถาบัน	13
ตาราง 1-8	อัตราส่วนของ PAHs (Binary Ratio) ใน PM ₁₀	17
ตาราง 1-9	การศึกษาระดับความเข้มข้นของสาร PAHs ในบรรยากาศในบริเวณต่างๆในโลก	19
ตาราง 1-10	ค่า cancer slope factor (CSF) ของ PAHs	23
ตาราง 1-11	ค่า Potency Equivalency Factor (PEF) ของ PAHs แต่ละชนิดเมื่อเทียบกับ B[a]P	24
ตาราง 2-1	พื้นที่เก็บตัวอย่างจากแหล่งกำเนิดประเภทต่างๆ	25
ตาราง 2-2	สภาวะการทำงานของเครื่อง GC/MS-Ion-Trap (Varian Saturn 2200) ในการวิเคราะห์หาชนิดและระดับความเข้มข้นของสาร PAHs	32
ตาราง 3-1	ผลการวิเคราะห์ PAHs ในสารอ้างอิงที่รับรอง SRM 1941b	35
ตาราง 3-2	เวลาแสดงผล (Retention time) ของสารละลายมาตรฐาน PAHs 15 ชนิด และ Internal Standard PAHs 2 ชนิด	37
ตาราง 3-3	ระดับความเข้มข้นเฉลี่ยของ PAHs กลุ่มน้ำหนักโมเลกุลต่ำ ใน PM ₁₀ ของแต่ละแหล่งกำเนิดในจังหวัดสงขลา	40
ตาราง 3-4	ระดับความเข้มข้นเฉลี่ยของ PAHs กลุ่มน้ำหนักโมเลกุลสูง ใน PM ₁₀ ของแต่ละแหล่งกำเนิดในจังหวัดสงขลา	41

สารบัญตาราง (ต่อ)

	หน้า	
ตาราง 3-5	ระดับความเข้มข้นรวมเฉลี่ยของ PAHs 15 ชนิด (Phe, An, Fl, Pyr, 11H-B[a]F, 11H-B[b]F, B[a]A, Chry, B[b]F, B[a]P, B[k]F, B[e]P, Ind, B[g,h,i]P และ D[a,h]A) ใน PM ₁₀ ของแต่ละแหล่งกำเนิดในจังหวัดสงขลา	42
ตาราง 3-6	ปริมาณ PAHs (%) ใน PM ₁₀ ของแหล่งกำเนิดต่างๆ	51
ตาราง 3-7	ระดับความเข้มข้นของ PAHs แต่ละชนิด ในประเทศต่างๆ	53
ตาราง 3-8	สัดส่วนของ PAHs ใน PM ₁₀ ของจังหวัดสงขลา	55
ตาราง 3-9	ค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งของ PAHs แต่ละแหล่งกำเนิด ด้วยวิธีที่ 2	62
ตาราง 3-10	ชนิด PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐานของ WHO	65
ตาราง 3-11	ชนิด PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐานของ UK-EPAQS	66
ตาราง 3-12	ชนิด PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐานของ WHO	68
ตาราง 3-13	ชนิด PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐานของ UK-EPAQS	69
ตาราง ข-1	ค่า Instrumental Detection Limit (IDL), Retention Time (RT), Resolution (R), Number of Theoretical Plates (N) และ Height Equivalent of Theoretical Plate (HETP)	101
ตาราง ค-1	ค่าระดับความเข้มข้นของ PAHs แต่ละซ้ำของแหล่งกำเนิด	103
ตาราง ง-1	ค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งของ PAHs แต่ละแหล่งกำเนิด	106
ตาราง ง-2	ค่าความเสี่ยง PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดเพื่อนำไปเปรียบเทียบกับค่าความเสี่ยงมาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS	107
ตาราง ง-3	ค่าความเสี่ยง PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดเพื่อนำไปเปรียบเทียบกับค่าความเสี่ยงมาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS	108

สารบัญรูป

		หน้า
รูปที่ 1-1	ความสัมพันธ์ระหว่างอุณหภูมิกับระดับความเข้มข้นรวมของ PAHs	9
รูปที่ 1-2	แหล่งกำเนิดสาร PAHs การแพร่กระจายและการปนเปื้อนของสาร PAHs ในสิ่งแวดล้อม	14
รูปที่ 2-1	ตำแหน่งแหล่งกำเนิด PAHs ในจังหวัดสงขลาที่ทำการเก็บตัวอย่างฝุ่น PM ₁₀	26
รูปที่ 2-2	เครื่อง high volume air sampler (Graseby Anderson รุ่น IP1070BL ACCU_Vol System)	27
รูปที่ 2-3	(ก) ชุดสกัดแบบ Soxhlet; (ข) เครื่อง Rotary evaporator และ (ค) การเป่าเบาๆด้วยแก๊สไนโตรเจน เพื่อลดปริมาณของสารละลาย	28
รูปที่ 2-4	(ก) การแยกส่วน (fractionation) สารละลายผ่านซิลิกาเจล (silica gel) ด้วยเครื่องแก้วแฟรคชัน และ (ข) เครื่อง GC/MS-Ion-Trap (Varian Saturn 2200)	30
รูปที่ 2-5	แผนภูมิสรุปวิธีการดำเนินการศึกษา	31
รูปที่ 3-1	โครมาโทแกรม (chromatogram) ของสาร PAHs 17 ชนิด	36
รูปที่ 3-2	โครมาโทแกรมของสารอ้างอิงมาตรฐาน (SRM)	37
รูปที่ 3-3	(ก) โครมาโทแกรมจากแหล่งกำเนิดควันไฟที่เกิดจากการปิ้งย่าง (ข) โครมาโทแกรมจากแหล่งกำเนิดหน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ และ (ค) โครมาโทแกรมจากแหล่งกำเนิดริมถนนเพชรเกษม หน้าทำการเทศบาลหาดใหญ่	38
รูปที่ 3-4	ระดับความเข้มข้น PAHs ของแหล่งกำเนิดภูมิหลัง ในฤดูร้อน และฤดูฝน จังหวัดสงขลา	43
รูปที่ 3-5	ปริมาณน้ำฝนที่มีผลต่อระดับความเข้มข้น PAHs	43
รูปที่ 3-6	ความเข้มข้นรวม (%) ของ PAHs ในกลุ่มภูมิหลัง (KHH, PSU1, PSU2, SL1, SL2) กลุ่มการจราจร (TL, PR, BT) กลุ่มอุตสาหกรรม (CPF, RMF1, RMF2) กลุ่มการเผาไหม้สารอินทรีย์ประเภทโปรตีน (WI, CI, BF) กลุ่มการเผาไหม้ไม้สด (PRT, BB, SB)	45

สารบัญรูป (ต่อ)

	หน้า	
รูปที่ 3-7	ความสัมพัทธ์ของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง แกน X: Pyr/B[a]P, แกน Y: B[a]P/B[g,h,i]P และแกน Z: B[a]P/B[a]P	57
รูปที่ 3-8	ความสัมพัทธ์ของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง แกน X: Fl/(Fl+Pyr), แกน Y: Ind/B[g,h,i]P และแกน Z: B[a]A/Chry	58
รูปที่ 3-9	ความสัมพัทธ์ของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง แกน X: Fl/(Fl+Pyr), แกน Y: Ind/(Ind+B[g,h,i]P) และแกน Z: B[a]P/B[g,h,i]P	59
รูปที่ 3-10	ความสัมพัทธ์ของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง แกน X: B[a]A/Chry, แกน Y: B[a]P/B[e]P และแกน Z: Ind/B[g,h,i]P	60
รูปที่ 3-11	ค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งของ PAHs แต่ละแหล่งกำเนิด ด้วยวิธีที่ 1	62
รูปที่ 3-12	กราฟเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงของ B[a]P ของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง กับ WHO และ UK-EPAQS	64
รูปที่ ก-1	จุดตรวจวัดริมทะเลสาบสงขลาภายในบริเวณ ศูนย์วิจัยทรัพยากรทางทะเล และชายฝั่งอ่าวไทยตอนล่างทั้งในฤดูร้อน(เดือนมิถุนายน 2550) และฤดูฝน (เดือนตุลาคม 2550)	91
รูปที่ ก-2	จุดตรวจวัดบนเขาคอหงส์ เป็นตัวแทน urban background ที่อยู่ในระดับที่สูง	92
รูปที่ ก-3	จุดตรวจวัดริมถนนกาญจนาภิเษกหน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อำเภอหาดใหญ่	92
รูปที่ ก-4	จุดตรวจวัดริมถนนเพชรเกษมหน้าที่ทำการเทศบาลหาดใหญ่ ซึ่งเป็นถนนสายหลัก ของอำเภอหาดใหญ่	93
รูปที่ ก-5	จุดตรวจวัดบริเวณสถานีขนส่งผู้โดยสาร อำเภอหาดใหญ่ เป็นตัวแทนยานพาหนะ ที่ใช้เครื่องยนต์ดีเซล	93
รูปที่ ก-6	จุดตรวจวัดบริเวณโรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี อำเภอทุ่งลุง เป็นอุตสาหกรรม ที่มีการใช้ไม้เป็นเชื้อเพลิง (ไม้ปาล์ม)	94
รูปที่ ก-7	จุดตรวจวัดบริเวณอุตสาหกรรมผลิตยางแผ่น อำเภอเมือง เป็นการเก็บควัน ที่ได้จากการรมยางแผ่น ซึ่งมีการใช้ไม้เป็นเชื้อเพลิง	94

สารบัญรูป (ต่อ)

		หน้า
รูปที่ ก-8	จุดตรวจวัดบริเวณอุตสาหกรรมผลิตยางแผ่นอำเภอบางกล่ำ มีการใช้ไม้ยางเป็นเชื้อเพลิง	95
รูปที่ ก-9	จุดตรวจวัดบริเวณที่มีการเผาไหม้ของฟางข้าว อำเภอสทิงพระ	95
รูปที่ ก-10	จุดตรวจวัดบริเวณที่มีการเผาไหม้ของไม้ยาง อำเภอนาหม่อม	96
รูปที่ ก-11	จุดตรวจวัดบริเวณที่มีการเผาไหม้ของไม้พุ่ม อำเภอนาหม่อม	96
รูปที่ ก-12	จุดตรวจวัดข้างเมรุเผาศพวัดคอกหงส์ ตำบลคอกหงส์ อำเภอหาดใหญ่	97
รูปที่ ก-13	จุดตรวจวัดบริเวณเตาเผาขยะและขยะติดเชื้อ ของเทศบาลหาดใหญ่	98
รูปที่ ก-14	จุดตรวจวัดข้างร้านขายอาหารประเภทปิ้งย่างในงานเกษตรภาคใต้ ที่มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	98

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำ

ปัจจุบันมลพิษทางอากาศเป็นปัญหาที่ทวีความรุนแรง เนื่องจากจำนวนประชากรที่เพิ่มมากขึ้น วิถีชีวิตที่เปลี่ยนไป ส่งผลให้มีการใช้พลังงานในภาคส่วนต่างๆ มากขึ้น ไม่ว่าจะเป็นอุตสาหกรรม คมนาคม การผลิตไฟฟ้า เป็นต้น ซึ่งล้วนแต่มีผลทำให้เกิดมลพิษทางอากาศ (Sookkai *et al.*, 2000) การศึกษาด้านมลพิษทางอากาศในประเทศไทยยังมีอยู่จำกัด ทั้งในเชิงพื้นที่และในเรื่องของการแพร่กระจาย โดยส่วนใหญ่ยังจำกัดอยู่ในพื้นที่กรุงเทพฯ และปริมณฑล และเป็นการศึกษาจากแหล่งกำเนิดประเภทรถยนต์แทบทั้งสิ้น

มลพิษทางอากาศที่เป็นปัญหาอยู่ในปัจจุบัน เช่น ฝุ่นละออง สารประกอบโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) เป็นต้น ในชั้นบรรยากาศ PAHs จะเกาะติดกับอนุภาคฝุ่นละออง ฝุ่นละอองในชั้นบรรยากาศมีหลายขนาด และพบว่า ประมาณ 60 - 80 เปอร์เซ็นต์ของฝุ่นละออง มีขนาดเล็กกว่า 10 ไมครอน (μm) หรือที่เรียกว่าฝุ่น "PM₁₀" ซึ่งส่งผลกระทบต่อสุขภาพของคนและสัตว์ได้ (Jinsart *et al.*, 2002) PM₁₀ จะเคลื่อนที่ไปได้ไกลกว่าฝุ่นละอองขนาดอื่นๆ (Wilson and Spengler, 1996)

PAHs เป็นสารประกอบไฮโดรคาร์บอนที่ประกอบด้วยวงแหวนเบนซีนตั้งแต่ 2 วงขึ้นไป (Blumer, 1976; McGroddy and Farrington, 1995) แหล่งกำเนิดของสาร PAHs คือ การเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ของสารอินทรีย์ ทั้งในกระบวนการธรรมชาติ เช่น ไฟไหม้ป่า ภูเขาไฟระเบิด เป็นต้น (Page *et al.*, 1999; Yunker *et al.*, 2002) และจากการกระทำของมนุษย์ (anthropogenic) ได้แก่ การใช้เชื้อเพลิงฟอสซิลเพื่อการคมนาคม อุตสาหกรรม เป็นต้น (Dung, 1996; Gocht *et al.*, 2001; Silva, 2005)

แหล่งกำเนิดแต่ละประเภทจะมีสัดส่วนของสาร PAHs แต่ละชนิดแตกต่างกัน ดังนั้นหากเราทราบสัดส่วนของสาร PAHs แต่ละชนิดในฝุ่น PM₁₀ ที่ปลดปล่อยจากแต่ละแหล่งกำเนิด จะเป็นข้อมูลพื้นฐานที่จะนำไปใช้ในการวิเคราะห์สัดส่วนปริมาณของ PAHs แต่ละชนิดในพื้นที่ศึกษา ซึ่งจะนำไปสู่การทราบถึงแหล่งกำเนิดมลพิษหลักในพื้นที่นั้นได้ และเพื่อที่จะวางนโยบายและวางแผนบริหารจัดการด้านมลพิษทางอากาศได้ตรงจุดตรงประเด็นและมีประสิทธิผลมากที่สุด

1.2 ฝุ่นละออง

ฝุ่นละอองเป็นปัญหาสำคัญของชุมชนขนาดใหญ่ และส่งผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยของคน สัตว์ และบดบังทัศนวิสัย เป็นอุปสรรคในการคมนาคมขนส่ง (Brook *et al.*, 2004) แหล่งกำเนิดฝุ่นละอองที่เข้าสู่ชั้นบรรยากาศ อาจมาจากโรงงานอุตสาหกรรม ยานพาหนะ การเผาไหม้ของชีวมวล หรือฝุ่นละอองที่ฟุ้งกระจายจากพื้นถนนและการก่อสร้าง

ฝุ่นละอองในบรรยากาศ มีความหลากหลายทางด้านกายภาพและองค์ประกอบ อาจมีสภาพเป็นของแข็งหรือของเหลวก็ได้ ฝุ่นละอองในบรรยากาศ มีขนาดตั้งแต่ 0.002 - 100 ไมครอน (Whitby and Sverdrup, 1980) โดยทั่วไปจะแบ่งขนาดอนุภาคของฝุ่นละอองในบรรยากาศ ออกเป็น 3 ขนาด ได้แก่

1. ฝุ่นรวม (Total Suspended Particulate, TSP) มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางน้อยกว่า 100 ไมครอน มองเห็นได้ด้วยตาเปล่า ส่วนใหญ่มีแหล่งกำเนิดจากธรรมชาติ เช่น เกิดจากการฟุ้งกระจายของดิน อนุภาครถยนต์บนพื้นผิวถนน และฝุ่นละอองจากสถานที่ก่อสร้าง โดยกระแสลมพัดจากพื้นดิน (US-EPA, 1987; Brook *et al.*, 2004)

2. ฝุ่นละอองขนาดเล็กกว่า 10 ไมครอน (less than particulate matter 10 μm , PM_{10}) มีแหล่งกำเนิดจากควัน เขม่า ซึ่งประกอบด้วยสารหลายชนิดผสมกัน และมีองค์ประกอบทางเคมีที่แตกต่างกัน เป็นฝุ่นละอองที่อยู่ในอากาศได้เป็นระยะเวลานาน และสามารถเคลื่อนที่ไปได้ไกล (100 - 1000 กม.) (Willeke and Baron, 1993; Brook *et al.*, 2004)

3. ฝุ่นละอองขนาดเล็กกว่า 2.5 ไมครอน (less than particulate matter 2.5 μm , $\text{PM}_{2.5}$) มีแหล่งกำเนิดจากควันเสียของรถยนต์ โรงไฟฟ้า โรงงานอุตสาหกรรม ควันที่เกิดจากการหุงต้มอาหาร โดยใช้ฟืน (Brook *et al.*, 2004)

ฝุ่นละอองจะมีเวลาในการตกช้าหรือเร็วขึ้นอยู่กับน้ำหนักของอนุภาคฝุ่น คือ ฝุ่นขนาดเล็กจะตกสะสมได้ช้ากว่าฝุ่นขนาดใหญ่ และยิ่งฝุ่นมีขนาดเล็กมาก จะยังคงอยู่ในชั้นบรรยากาศได้นาน (อรุบล โชติพงศ์, 2541; นพภาพร พานิช, 2551) เนื่องจากมีความเร็วในการตกสู่พื้นดินต่ำ หากมีแรงกระทำจากภายนอกเข้ามามีส่วนเกี่ยวข้อง เช่น การไหลเวียนของอากาศ กระแสลม เป็นต้น จะทำให้แขวนลอยอยู่ในอากาศได้นานขึ้น (US-EPA, 1987) ฝุ่น PM_{10} สามารถเข้าสู่ระบบทางเดินหายใจและถูกกลืนได้ ส่งผลกระทบต่อสภาพแวดล้อมและสุขภาพของผู้ที่ได้รับ คือ มีผลให้ระคายเคือง แสบจมูก ไอ จาม มีเสมหะ เชื้อหุ้มปอดถูกทำลายอาจเนื่องมาจากการสะสมของฝุ่นละอองในถุง

ลมปอด ทำให้การทำงานของปอดเสื่อมลง เกิดโรคเกี่ยวกับระบบทางเดินหายใจ ระบบหลอดเลือด หัวใจ และมะเร็ง (Jinsart *et al.*, 2002; Brook *et al.*, 2004)

ฝุ่นละอองในชั้นบรรยากาศสามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ประเภท ตามแหล่งกำเนิดของฝุ่น คือ ฝุ่นละอองที่เกิดขึ้นและแพร่กระจายสู่ชั้นบรรยากาศโดยตรง และฝุ่นละอองที่เกิดขึ้นภายหลัง โดยปฏิกิริยาต่างๆ ในชั้นบรรยากาศ เช่น การรวมตัวของฝุ่นละอองด้วยกัน รวมตัวกับก๊าซ รวมตัวกับของเหลว หรือรวมตัวกับของแข็ง ด้วยปฏิกิริยาทางกายภาพ ปฏิกิริยาทางเคมี หรือปฏิกิริยาทางโฟโตเคมีสตรี (Jinsart *et al.*, 2002; กมลนารี ลายคราม, 2546) PM_{10} มีแหล่งกำเนิดจากการจราจรบนท้องถนน หรือ ขบวนการขุดเจาะ บด บนถนน สิ่งก่อสร้างต่างๆ เช่น การสีกร้อนของโลหะ การทำลายผิวหน้าของสิ่งก่อสร้าง การเสื่อมสภาพของผลงานทางศิลปะ ความสกปรกของวัตถุได้ เป็นต้น (De Nevers, 2000)

ระบบทางเดินหายใจ คือ จมูกและบริเวณโพรงจมูกของมนุษย์ สามารถกรองฝุ่นละอองที่มีขนาดใหญ่กว่า 10 ไมครอน ด้วยการไอ หรือ จาม ส่วน PM_{10} จะเข้าสู่ระบบทางเดินหายใจของมนุษย์ได้ และเมื่อเข้าสู่ระบบทางเดินหายใจจะรวมตัวกันเข้าสู่ส่วนต่างๆ ของระบบทางเดินหายใจ ผ่านการกรองเข้าถึงปอดได้ และ $PM_{2.5}$ จะเข้าไปได้ถึงถุงลม (McClellan, 2000) ฝุ่นละอองขนาดเล็กเหล่านี้ จะก่อให้เกิดการระคายเคือง มีผลต่ออาการและโรคทางเดินหายใจ และทำลายเนื้อเยื่อของอวัยวะนั้นๆ เช่น เนื้อเยื่อปอด ซึ่งหากได้รับในปริมาณมากหรือ ในช่วงเวลานาน จะสามารถสะสมในเนื้อเยื่อปอด เกิดเป็นพังผืดหรือแผลขึ้นได้ และทำให้การทำงานของปอดเสื่อมประสิทธิภาพลง ทำให้หลอดลมอักเสบ เกิดหอบหืด ถุงลมโป่งพอง และหากองค์ประกอบในฝุ่นเป็นพวกโลหะหนักหรือสารก่อมะเร็ง เช่น สาร PAHs อาจก่อให้เกิดโรคมะเร็งปอดได้ (Colls, 2002; กมลนารี ลายคราม, 2546)

จากการศึกษาผลกระทบของฝุ่น PM_{10} ต่อการเกิดโรคของระบบทางเดินหายใจของเด็กนักเรียนในกรุงเทพมหานคร โดยใช้ข้อมูลแบบสอบถามและการตรวจวัดปอดในช่วงเดือน พฤษภาคม ถึงเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2547 พบว่า เด็กนักเรียนในเขตมลพิษสูง ปานกลาง และต่ำ มีปริมาณ PM_{10} เท่ากับ 63, 54 และ 32 มก./ลบ.ม. นอกจากนี้ยังพบว่าเด็กนักเรียนในเขตมลพิษสูง และปานกลาง มีโอกาสเกิดโรคเกี่ยวกับระบบทางเดินหายใจมากกว่าเด็กนักเรียนในเขตมลพิษต่ำ (Langkulsen *et al.*, 2006) มีการยืนยันว่าอากาศเป็นพิษบริเวณชุมชนขนาดใหญ่มีความสัมพันธ์ต่อโรคระบบทางเดินหายใจและระบบหลอดเลือดหัวใจ (Wheeler *et al.*, 2006) ในเมือง Tianjin ประเทศจีน พบว่าตำรวจที่ทำงานบริเวณถนนสามแยก สีแยกหรือถนนสายหลักที่มีการจราจรคับคั่ง เป็นโรคเกี่ยวกับระบบทางเดินหายใจ และโรคมะเร็งปอดสูงขึ้น (Bai *et al.*, 2007)

ในประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 10 (พ.ศ. 2538) เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพอากาศในบรรยากาศโดยทั่วไป ได้กำหนดค่าเฉลี่ยของ PM_{10} ในเวลา 24 ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน 120 มกก./ลบ.ม. และค่าเฉลี่ยของ TSP (Total Suspended Particulate) ในเวลา 24 ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน 330 มกก./ลบ.ม. สำหรับ US-EPA กำหนดมาตรฐานคุณภาพอากาศของ PM_{10} ในเวลา 24 ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน 150 มกก./ลบ.ม. และได้กำหนดค่าเฉลี่ยของฝุ่น $PM_{2.5}$ ในเวลา 24 ชั่วโมง ต้องไม่เกิน 35 มกก./ลบ.ม. แต่กฎหมายในเรื่องมลพิษทางอากาศของประเทศไทย ยังไม่มีการกำหนดค่ามาตรฐานของ $PM_{2.5}$ (นภาพร พานิช, 2551)

1.3 สารกลุ่มโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน

โพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (polycyclic aromatic hydrocarbons; PAHs) อาจเรียกว่า polynuclear aromatic hydrocarbons หรือ polyarenes เป็นสารประกอบที่มีโครงสร้างแตกต่างกันมากกว่า 200 ชนิด แต่ละชนิดมีลักษณะและความเป็นพิษแตกต่างกัน (IARC, 1983) เป็นกลุ่มสารที่มีความเป็นพิษค่อนข้างรุนแรง ส่วนใหญ่ก่อให้เกิดการกลายพันธุ์ และเป็นสารก่อมะเร็งในสิ่งมีชีวิต (Grimmer, 1983; Varanasi *et al.*, 1985; Costantiono *et al.*, 1995; Kalina *et al.*, 1998; Oanh *et al.*, 1999) แหล่งกำเนิดของสาร PAHs เกิดจากการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ของสารอินทรีย์ ทั้งในกระบวนการธรรมชาติ เช่น ไฟไหม้ป่า ภูเขาไฟระเบิด เป็นต้น (Page *et al.*, 1999; Yunker *et al.*, 2002) และจากการกระทำของมนุษย์ (anthropogenic) ได้แก่ การเผาขยะ หรือการใช้เชื้อเพลิงฟอสซิลเพื่อการคมนาคม และอุตสาหกรรมต่างๆ (Broddin, 1980; Dung, 1996; Silva, 2005)

สาร PAHs สามารถกระจายสู่ชั้นบรรยากาศได้โดยผ่านกระบวนการควบแน่นและการดูดซับบนผิวของฝุ่นละอองในระหว่างการหล่อเย็นหลังจากกระบวนการเผาไหม้ (Broddin, 1980) ซึ่งในชั้นบรรยากาศสาร PAHs สามารถอยู่ได้ทั้งในวัฏภาคก๊าซ และวัฏภาคอนุภาค ตามความสามารถในการระเหยสาร PAHs สามารถรวมกับอนุภาคแขวนลอยได้หลายขนาดตั้งแต่ขนาด 1 ถึง 10 ไมครอน สาร PAHs สามารถเข้าสู่ร่างกายของมนุษย์ได้ทั้งทางอาหาร น้ำดื่ม และอากาศที่หายใจเข้าไป หรือการสัมผัสวัตถุที่มี PAHs อยู่ ซึ่งสาร PAHs เป็นอันตรายต่อสุขภาพมนุษย์ เป็นสาเหตุของการเกิดโรคมะเร็งผิวหนัง ปอด และระบบทางเดินหายใจ ส่งผลต่อการสืบพันธุ์ และสามารถส่งผลกับระบบประสาทและระบบอื่น ๆ ได้ (US-EPA, 1987; Finlayson-Pitts and Pitts, 2000)

สาร PAHs ในวัฏภาคอนุภาคสามารถคงอยู่ในชั้นบรรยากาศได้นานกว่า PAHs ในวัฏภาคก๊าซ (Lee *et al.*, 1976) ดังนั้นจึงมีความสำคัญที่จะต้องระวังระดับความเข้มข้นของสาร PAHs ใน PM₁₀ โดยเฉพาะในพื้นที่ที่มีความเสี่ยงต่อการสะสมของอนุภาคแขวนลอยสูง เช่น ตัวเมืองใหญ่ที่มีการจราจรคับคั่ง โรงงานอุตสาหกรรม และพื้นที่ที่มีภูมิประเทศเป็นแอ่งกระทะซึ่งทำให้การถ่ายเทของมวลอากาศเป็นไปได้ยาก

องค์การอนามัยโลก (World Health Organisation; WHO) ระบุว่า Benzo[a]pyrene (B[a]P) เป็น PAHs ที่มีความเสี่ยงก่อให้เกิดมะเร็งและมีผลในก่อกลายพันธุสูง ไม่ควรมีค่าระดับความเข้มข้นเกินกว่า 1 นนก./ลบ.ม. หากเกินกว่านั้นถือเป็นระดับที่เสี่ยงอันตรายต่อการเป็นโรคมะเร็ง (Ames *et al.*, 1975; Møller *et al.*, 1982; WHO, 1987 และ 2000; Jone, 2001; US-EPA, 2003) สำนักงานป้องกันสิ่งแวดล้อมสหรัฐอเมริกา (US-EPA) ได้กำหนดให้ PAHs 16 ชนิด ให้เป็นสารพิษอันตรายที่ควรให้ความสำคัญในอันดับต้น ได้แก่ Naphthalene, Acenaphthylene, Acenaphthene, Fluorene, Anthracene, Phenanthrene, Fluoranthene, Chrysene, Benzo[a]anthracene, Pyrene, Benzo[k]fluoranthene, Benzo[b]fluoranthene, Benzo[a]pyrene, Benzo[a,h]anthracene, Benzo[g,h,i]perylene และ Indeno[1,2,3-cd]pyrene (Grariviat, 1999) ซึ่งโครงสร้างโมเลกุลของ PAHs ทั้ง 16 ชนิด แสดงไว้ในตารางที่ 1-1




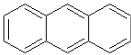
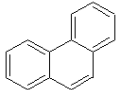
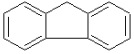
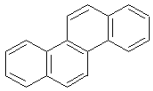
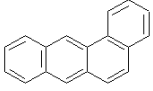
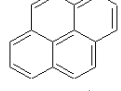
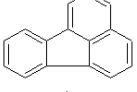
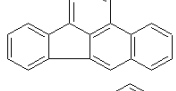
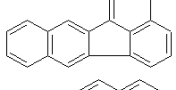
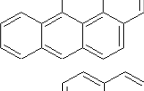
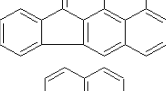
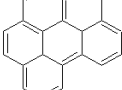
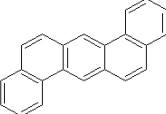
สำหรับ PAHs ที่ทำการวิเคราะห์ในการศึกษารั้งนี้ ประกอบด้วย PAHs 15 ชนิด คือ Phenanthrene, Anthracene, Fluoranthene, Chrysene, Benzo[a]anthracene, Pyrene, Benzo[b]fluoranthene, 11H-Benzo[a]fluoranthene, 11H-Benzo[b]fluoranthene, Benzo[k]fluoranthene, Benzo[a]pyrene, Benzo[e]pyrene, Benzo[g,h,i]perylene, Dibenzo[a,h]anthracene และ Indeno[1,2,3-cd]pyrene

1.3.1 แหล่งกำเนิดของ PAHs

แหล่งกำเนิดของสาร PAHs แบ่งออกเป็น 2 แหล่ง คือ จากธรรมชาติและจากกิจกรรมของมนุษย์

ก) จากธรรมชาติ เช่น ไฟไหม้ป่า (Page *et al.*, 1999; Yunker *et al.*, 2002) การระเบิดของภูเขาไฟ การสังเคราะห์ของสาหร่าย ฟีซ และแบคทีเรีย (Bjørset and Ramdahl, 1985)

ตารางที่ 1-1 โครงสร้างของ PAHs 16 ชนิดหลักเป็นสารก่อมะเร็ง ที่กำหนดโดย US-EPA

PAHs	สัญลักษณ์	น้ำหนักโมเลกุล	โครงสร้าง
Naphthalene	Nap	128	
Acenaphthylene	Acy	152	
Acenaphthene	Ace	154	
Anthracene	An	178	
Phenanthrene	Phe	178	
Fluorene	Flu	166	
Chrysene	Chry	228	
Benzo[a]anthracene	B[a]A	228	
Pyrene	Pyr	202	
Fluoranthene	Fl	202	
Benzo[b]fluoranthene	B[b]F	252	
Benzo[k]fluoranthene	B[k]F	252	
Benzo[a]pyrene	B[a]P	252	
Dibenzo[b,c]fluoranthene	D[b,c]F	276	
Benzo[g,h,i]perylene	B[g,h,i]P	276	
Dibenzo[a,h]anthracene	D[a,h]A	278	

ข) จากกิจกรรมต่างๆ ของมนุษย์ จำแนกออกเป็นแหล่งกำเนิดที่อยู่กับที่ (stationary source) เช่น เครื่องทำความร้อนในที่พักอาศัย การผลิตไฟฟ้าและความร้อน โรงงานอุตสาหกรรม การเผาขยะ การสูบบุหรี่ (Nadal *et al.*, 2004) เป็นต้น และแหล่งกำเนิดเคลื่อนที่ (mobile source) เช่น การเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์จากยานพาหนะ เครื่องบิน เป็นต้น (Broddin *et al.*, 1980; Silva, 2005)

ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ PAHs กับ แหล่งกำเนิด PAHs มีความสำคัญในการควบคุม PAHs ที่ส่งผลกระทบต่อสุขภาพและสิ่งแวดล้อม ซึ่งแหล่งกำเนิด PAHs แต่ละแห่งมีการปลดปล่อยชนิดของ PAHs ที่แตกต่างกัน ดังตารางที่ 1-2

ตารางที่ 1-2 แหล่งกำเนิดของ PAHs

แหล่งกำเนิด PAHs	ชนิด PAHs
การเผาไหม้ถ่านหิน	Phe, Fl, Pyr
การผลิตถ่านโค้ก	An, Phe, B[a]P
การเผาขยะ	Pyr, Phe, Fl
การเผาไหม้ไม้	B[a]P, Fl
การเผาไหม้น้ำมันจากโรงงานอุตสาหกรรม	Fl, Pyr, Chry

ที่มา: Kulkarni *et al.* (2000)

1.3.2 สมบัติทางกายภาพเคมี (physico-chemical properties) ของ PAHs

สาร PAHs เป็นสารประกอบไฮโดรคาร์บอน ที่ประกอบด้วยวงแหวนเบนซีนตั้งแต่ 2 วงขึ้นไป จัดเรียงเป็นเส้นตรง เป็นมุม หรือเป็นกลุ่ม (Blumer, 1976; Netto *et al.*, 2000) มีเฉพาะอะตอมของไฮโดรเจนและคาร์บอน ส่วนใหญ่ไม่ละลายน้ำ มีจุดเดือดระหว่าง 150 – 325°C และจุดหลอมเหลวระหว่าง 101 – 438°C สมบัติทางกายภาพเคมีบางประการของสารประกอบ PAHs แสดงในตารางที่ 1-3 ความสามารถในการละลายน้ำ การระเหยเป็นไอ ของ PAHs แต่ละชนิด ขึ้นกับน้ำหนักโมเลกุลและโครงสร้างทางเคมี (Mackay and Callcot, 1998) โดยความดันไอและความสามารถในการละลายน้ำจะลดลงเมื่อน้ำหนักโมเลกุลเพิ่มขึ้น ส่วนใหญ่ PAHs มีความดันไอต่ำเมื่ออยู่ในอากาศ และ PAHs ที่มีวงแหวนเบนซีน 3 วง (เช่น Ace, Flu, Phe เป็นต้น) จะอยู่ในวัฏภาคก๊าซ (Mustafa *et al.*, 1999) ส่วน PAHs ที่มีวงแหวนเบนซีน 4 วง หรือมากกว่านั้น (เช่น Ind และ B[g,h,i]P เป็นต้น) จะอยู่ในวัฏภาคอนุภาค (Kim *et al.*, 2002)

PAHs ที่อยู่ในวัฏภาคอนุภาคมีศักยภาพในการเป็นสารก่อมะเร็งได้สูงกว่า PAHs ที่อยู่ในวัฏภาคก๊าซ (Greenberg *et al.*, 1985; Nielsen *et al.*, 1996; Oanh *et al.*, 1999) นอกจากนี้ PAHs ในสิ่งแวดล้อม สามารถยึดเกาะกับอนุภาคฮิวมิก (humic) ในดิน หรือสะสมในสิ่งมีชีวิต (WHO, 2000)

PAHs เป็นสารที่มีความคงทนอยู่ในสิ่งแวดล้อมเป็นเวลายาวนาน หรือที่เรียกว่า persistent organic pollutants (POPs) รวมถึงมีการสะสมอยู่ในห่วงโซ่อาหารสามารถส่งผลให้เกิดอันตรายต่อสุขภาพ และสิ่งแวดล้อมได้ ซึ่งอยู่ในกลุ่มเดียวกับ Polychlorinated Biphenyls (PCBs), Pyrrolobenzodiazepines (PBDs), Dioxin และสารฆ่าแมลง (Pesticides) (Ravindra *et al.*, 2001)

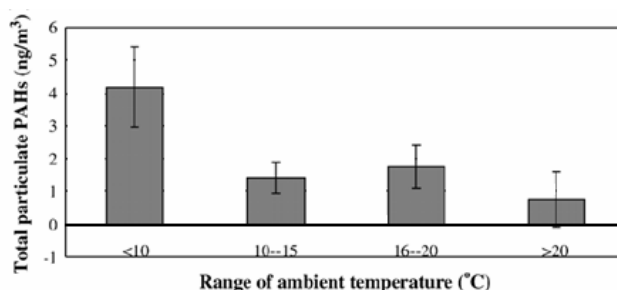
ตารางที่ 1-3 สมบัติทางกายภาพเคมีของสารกลุ่มโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (polycyclic aromatic hydrocarbon)

PAHs	จำนวนวงแหวน เบนซีน	จุดหลอมเหลว ^a (°C)	จุดเดือด ^a (°C)	ความสามารถใน การละลาย ^a (mg/l)	log k_{ow} ^b	ความดันไอ ^a (torr at 20 °C)
Naphthalene	2	80	218	30	3.37	4.9×10^{-2}
Acenaphthylene	3	92	265	3.93	4.07	2.9×10^{-2}
Acenaphthene	3	96	96.2	3.47	3.98	2.0×10^{-2}
Fluorene	3	116	293	1.98	4.18	1.3×10^{-2}
Phenanthrene	3	100	340	1.29	4.45	6.9×10^{-4}
Anthracene	3	216	342	0.07	4.45	1.9×10^{-7}
Fluoranthene	4	11	375	0.26	5.33	6.0×10^{-6}
Pyrene	4	156	393	0.14	5.32	6.9×10^{-7}
Benzo[a]anthracene	4	158	400	0.014	5.61	5.0×10^{-9}
Chrysene	4	255	448	0.002	5.16	6.3×10^{-7}
Benzo[b]fluoranthene	5	167	-	1.2×10^{-3}	6.04	5.0×10^{-7}
Benzo[k]fluoranthene	5	215	480	5.5×10^{-4}	6.06	5.0×10^{-7}
Benzo[a]pyrene	5	179	310	3.8×10^{-3}	6.04	5.0×10^{-7}
Dibenzo[a,h]anthracene	5	262	-	5.0×10^{-4}	5.97	1.0×10^{-10}
Benzo[g,h,i]perylene	6	273	550	2.6×10^{-4}	6.50	1.0×10^{-10}
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	6	163	530	0.062	7.66	1.0×10^{-10}

ที่มา: a: ATSDR (1995); b: Mabey *et al.* (1982)

1.3.3 การถูกย่อยสลายของ PAHs

สาร PAHs สามารถย่อยสลายได้ในชั้นบรรยากาศ อาจเกิดจากแสงอัลตราไวโอเล็ต (Ultraviolet; UV) หรือที่เรียกว่าปฏิกิริยาโฟโตออกซิเดชัน (photo oxidation) โดยความเข้มของแสงและอุณหภูมิ ส่งผลต่อระดับความเข้มข้น PAHs คือ ยิ่งมีความเข้มแสงมาก อุณหภูมิสูง ระดับความเข้มข้นของ PAHs จะน้อย (รูปที่ 1-1) (Beak *et al.*, 1991; Chetwittayachan *et al.*, 2002; Tham *et al.*, 2007) นอกจากนี้ PAHs ยังทำปฏิกิริยากับสารอื่นในชั้นบรรยากาศ เช่น NO_x , N_2O_5 และ O_3 เป็นต้น (Beak *et al.*, 1991) โดยมีค่าครึ่งชีวิตแตกต่างกันตั้งแต่ 1 - 1000 ชั่วโมง (ตารางที่ 1-4) คือ ใน PAHs กลุ่ม Low molecular weight (LMW) เช่น B[a]A และ An มีค่าครึ่งชีวิตเท่ากับ 4.2 และ 0.2 ชั่วโมง ตามลำดับ และ PAHs กลุ่ม High molecular weight (HMW) เช่น B[a]P, B[e]P และ B[k]F มีค่าครึ่งชีวิตเท่ากับ 5.3, 21.1 และ 14.1 ชั่วโมง ตามลำดับ (Katz *et al.*, 1979; Dang *et al.*, 2006) จะเห็นว่า PAHs กลุ่ม HMW มีความแข็งแรงและคงทนต่อการย่อยสลายจากแสง UV มากกว่า กลุ่ม LMW (Tham *et al.*, 2007)



รูปที่ 1-1 ความสัมพันธ์ระหว่างอุณหภูมิกับระดับความเข้มข้นรวมของ PAHs (Tham *et al.*, 2007)

ตารางที่ 1-4 ค่าครึ่งชีวิตของ PAHs ภายใต้เงื่อนไขการเลียนแบบชั้นบรรยากาศ (ชั่วโมง)

PAHs	MW	แสงแดด	แสงแดด+โอโซน
Anthracene (An)	178	0.2	0.15
Benzo[a]anthracene (B[a]A)	228	4.2	1.35
Benzo[b]fluoranthene (B[b]F)	252	8.7	4.20
Benzo[k]fluoranthene (B[k]F)	252	14.1	3.90
Benzo[e]pyrene (B[e]P)	252	21.1	5.38
Dibenzo[a,h]anthracene (D[a,h]A)	278	9.6	4.80
Benzo[a]pyrene (B[a]P)	252	5.3	0.58
Pyrene (Pyr)	202	4.2	2.75

ที่มา: Katz *et al.* (1979)

1.3.4 การแพร่กระจาย PAHs เข้าสู่ร่างกาย

PAHs สามารถแพร่เข้าสู่ร่างกายได้ทั้งทางตรง เช่น จากการหายใจเอาอากาศที่มี PAHs ปนเปื้อนเข้าไป หรือการสัมผัสวัตถุที่มี PAHs ปนเปื้อนอยู่ในปริมาณสูง เช่น การสัมผัสกับดินที่มี PAHs ปนเปื้อนในระดับที่สูง หรือ ทางอ้อม เช่น การกินอาหารหรือการดื่มน้ำที่ปนเปื้อน PAHs (ATSDR, 1995)

PAHs เข้าสู่ร่างกายได้ง่ายและรวดเร็วในทุกทาง ซึ่ง PAHs ในอากาศจะรวมกับอนุภาคแขวนลอยผ่านเข้าปอด เข้าสู่เนื้อเยื่อจนถึงชั้นไขมัน และสะสมในตับ ไต และไขมัน เป็นส่วนใหญ่ (ATSDR, 1995; Grariviat, 1999) เนื่องจาก PAHs เป็นสารไม่มีขั้ว (nonpolar) จึงละลายได้ดีในไขมัน ดังนั้นจึงสะสมในชั้นไขมันของร่างกายได้นาน และ PAHs ยังอาจสะสมได้ในชั้นเมมเบรนของเซลล์ซึ่งเป็นฟอสโฟลิปิด (phospholipids) (US-EPA, 1987; Jacob, 1996) และมีบางชนิดที่สะสมอยู่ในร่างกายได้ไม่นาน เนื่องจากถูกขับถ่ายออกมาทางปัสสาวะและอุจจาระ เช่น D[a,h]A (Platt *et al.*, 1990) มนุษย์สามารถได้รับ PAHs ที่แพร่กระจายอยู่ในสภาพแวดล้อมทั้งภายในภายนอกบ้าน และที่ทำงาน ซึ่งสามารถส่งผลกระทบต่อทั้งแบบเฉียบพลันและเรื้อรัง (Schwartz, 1994)

ผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ขึ้นอยู่กับขอบเขตของการได้รับสัมผัส เช่น ระยะเวลาในการได้รับสัมผัส ระดับความเข้มข้นและปริมาณที่รับเข้าไป ความเป็นพิษของ PAHs แต่ละชนิด และเส้นทางที่รับสารเข้าไป ไม่ว่าจะเป็นทางการหายใจ การกิน หรือทางผิวหนัง และยังมีปัจจัยร่วมอื่นอีก เช่น เงื่อนไขทางด้านสุขภาพของแต่ละคน และอายุ เป็นต้น (Hoffman *et al.*, 1984; LaRocca *et al.*, 1996) การได้รับสาร PAHs ในปริมาณน้อยแต่เป็นระยะเวลานาน เช่น การสัมผัสทางผิวหนังจะเป็นมะเร็งที่ผิวหนัง การสูดดมเข้าไปจะเป็นมะเร็งปอดและระบบทางเดินหายใจ ส่งผลต่อระบบการสืบพันธุ์ และระบบประสาท และเมื่อรับประทานอาหารที่มี PAHs ปนเปื้อนเข้าไปจะเป็นมะเร็งกระเพาะอาหาร (US-EPA, 1987) เด็กอาจจะมีโอกาสได้รับ PAHs น้อยกว่าผู้ใหญ่ เพราะกิจกรรมที่ทำมีโอกาสดังกล่าวได้รับสาร PAHs น้อยกว่า เช่น การคลานสัมผัสกับฝุ่น การกิน การเอามือเข้าปาก และการดูดนิ้ว เป็นต้น (Hoffman *et al.*, 1984; LaRocca *et al.*, 1996)

PAHs ในสิ่งแวดล้อม มีแหล่งกำเนิดจำนวนมากและมีหลายร้อยชนิด ซึ่ง International Agency for Research on Cancer (IARC) และ U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA) ได้แบ่งกลุ่มตามความสามารถในการก่อมะเร็งต่อคนและสัตว์ ดังตารางที่ 1-5 และ 1-6

PAHs แต่ละชนิด มีความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งไม่เท่ากัน จึงมีการกำหนดค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งของสาร PAHs แต่ละชนิดของแต่ละสถาบันดังตารางที่ 1-7 ซึ่งจะเห็นว่าสถาบันส่วนใหญ่กำหนดให้ B[a]P มีค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งสูง (Nisbet and LaGoy, 1992)

ตารางที่ 1-5 การแบ่งกลุ่มแหล่งกำเนิดตามความสามารถในการก่อให้เกิดมะเร็ง โดย IARC

แหล่งกำเนิด	กลุ่ม 1	กลุ่ม 2A	กลุ่ม 2B	กลุ่ม 3
ฝุ่นจากการผลิตถ่านหิน (Coal dust)				X
น้ำมันจากถ่านหิน (Coal tars)	X			
ยางไม้เชื้อและก้นฝู (Creosotes)		X		
น้ำมันดิบ (Crude oil)				X
น้ำมันเบนซิน (Gasoline)			X	
เชื้อเพลิงเครื่องบิน (Jet fuel)				X
ตัวทำละลายน้ำมันปิโตรเลียม (Petroleum solvents)				X
น้ำมันปิโตรเลียมจากแผ่นหิน (Shale oil)	X			
เขม่าดำ, เขม่าถ่านหิน (Soots)	X			
ไอเสียจากเครื่องยนต์ดีเซล (Diesel exhausts)		X		
ไอเสียจากเครื่องยนต์เบนซิน (Gasoline exhausts)			X	
ควันจากการสูบบุหรี่ (Tobacco smoke)	X			

ที่มา: IARC (1984a, 1984b, 1985)

หมายเหตุ: กลุ่ม 1 คือ กลุ่มที่สามารถก่อมะเร็งต่อคน
 กลุ่ม 2A คือ กลุ่มที่มีโอกาสเป็นไปได้มากที่จะก่อมะเร็งต่อคน
 กลุ่ม 2B คือ กลุ่มที่น่าจะก่อมะเร็งต่อคน
 กลุ่ม 3 คือ ไม่สามารถจัดกลุ่มได้

ตารางที่ 1-6 การแบ่งกลุ่มสาร PAHs ตามความสามารถในการก่อให้เกิดมะเร็ง โดย IARC (1987) และ US-EPA (1993)

Name with abbreviation	Classification	
	IARC ^a	US EPA ^b
Reference		
Benzo[a]pyrene (B[a]P)	2A	B2
PAHs		
Acenaphthene (Ace)		
Anthracene (An)	3	D
Benzo[a]anthracene (B[a]A)	2A	B2
Benzo[b]fluoranthene (B[b]F)	2B	B2
Benzo[k]fluoranthene (B[k]F)	2B	B2
Benzo[e]pyrene (B[e]P)	3	
Benzo[g,h,i]perylene (B[g,h,i]P)	3	D
Chrysene (Chry)	3	B2
Dibenzo[a,h]anthracene (D[a,h]A)	2 ^a	B2
Fluoranthene (Fl)	3	D
Fluorene (Flu)	3	D
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene (Ind)		B2
Naphthalene (Nap)	2B	D
Phenanthrene (Phe)	3	D
Pyrene (Pyr)	3	D

ที่มา :

^a IARC (1987):

- 2A: กลุ่มที่มีโอกาสเป็นไปได้มากที่จะก่อมะเร็งต่อคน (มีข้อมูลเพียงพอที่จะระบุว่าสามารถก่อมะเร็งต่อคนได้);
- 2B: กลุ่มที่น่าจะก่อมะเร็งต่อคน (มีข้อมูลเพียงพอที่จะระบุว่าสามารถก่อมะเร็งต่อสัตว์ และน่าจะก่อมะเร็งต่อคนได้);
- 3: ไม่สามารถจัดกลุ่มได้สำหรับคนและสัตว์ (มีข้อมูลไม่เพียงพอที่จะระบุว่าสามารถก่อมะเร็งหรือ ก่อกลายพันธุ์ต่อสัตว์ได้)

^b US EPA (1993):

- B2: กลุ่มที่น่าจะก่อมะเร็งต่อคน (มีข้อมูลไม่เพียงพอที่จะระบุว่าสามารถก่อมะเร็งต่อคน แต่มีข้อมูลพอที่จะระบุว่าสามารถก่อมะเร็งต่อสัตว์ได้);
- D: ไม่สามารถจัดกลุ่มได้สำหรับ คนและสัตว์ (มีข้อมูลไม่เพียงพอที่จะระบุว่าสามารถก่อมะเร็งต่อสัตว์ได้)

ตารางที่ 1-7 การกำหนดค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งของ PAHs แต่ละชนิดของแต่ละสถาบัน

PAHs		MOE (1997)	US-EPA (1993)	CEPA (1994)	Cal EPA (1993)
Fluoranthene	Fl				0.01
Phenanthrene	Phe	0.00064			
Anthracene	An	0.28			0.1
Fluorene	Flu				0.01
Pyrene	Pyr	0.0			0.1
Benzo[a]anthracene	B[a]A	0.014	0.145		0.1
Chrysene	Chry	0.026	0.0044		0.01
Benzo[b]fluoranthene	B[b]F	0.11	0.167	0.06	0.1
Benzo[k]fluoranthene	B[k]F	0.037	0.020	0.04	0.1
Benzo[a]pyrene	B[a]P	1.0	1		
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	Ind	0.067	0.055	0.12	0.1
Dibenz[a,h]anthracene	D[a,h]A	0.89	1.11		
Benzo(g,h,i)perylene	B[g,h,i]P	0.012			0.01

1.3.5 การแพร่กระจาย PAHs สู่อากาศ

PAHs เป็นสารอินทรีย์ที่มีอยู่มากมายและแพร่กระจายอยู่ทุกหนทุกแห่งในสิ่งแวดล้อม อาจพบได้ทั้งในอากาศ น้ำ ดิน ตะกอน หรือแม้แต่ในเนื้อเยื่อสิ่งมีชีวิต รวมทั้งในชั้นของน้ำแข็งในหิมะ (Sander *et al.*, 1988; Fisher *et al.*, 1995; Lutz *et al.*, 1998; Roelfsema *et al.*, 1998; Veilleux *et al.*, 1998; Genzel *et al.*, 1999) PAHs ในอากาศส่วนใหญ่มาจากการระเบิดของภูเขาไฟ ไฟป่า การเผาถ่านหิน และจากการคมนาคมต่างๆ ทั้งในพื้นที่ชุมชนเมืองและชนบท (Bumb *et al.*, 1980; Menzie *et al.*, 1992)

อนุภาคในชั้นบรรยากาศ (airborne particulate matter) ประกอบด้วยก๊าซและอนุภาคที่ลอยอยู่ ซึ่งอนุภาคประกอบขึ้นจากสารประกอบเชิงซ้อนของของเหลวและของแข็ง และมีสาร PAHs เป็นองค์ประกอบ โดย PAHs จะกระจายตัวสู่ชั้นบรรยากาศโดยผ่าน กระบวนการควบแน่น และการดูดซับบนผิวของอนุภาคหลังจากกระบวนการเผาไหม้ (Broddin *et al.*, 1980) ซึ่งอนุภาคจะถูกปลดปล่อยออกมาจากหลายแหล่งสู่ชั้นบรรยากาศและแพร่กระจายไปทั่วสิ่งแวดล้อม สาร PAHs สามารถแพร่กระจายสู่น้ำได้จากการปล่อยของโรงงานอุตสาหกรรม และน้ำเสียที่เกิดจากการบำบัดน้ำ ซึ่งสามารถแพร่ไปได้ทั่วในแหล่งน้ำ นอกจากนี้ PAHs ในน้ำยังมีแหล่งกำเนิดจาก

การที่อนุภาคในอากาศตกลงสู่ผิวหน้าในช่วงฝนตก หรือจากการดูดซับที่ผิวหน้าโดยตรงกับ PAHs เหล่านี้ในบรรยากาศ (Qiao *et al.*, 1999; Gocht *et al.*, 2001; Zakaria *et al.*, 2002) สำหรับในดิน พบว่า PAHs สามารถแพร่กระจายไปได้ไกลและเป็นบริเวณกว้าง มักพบดินปนเปื้อนสาร PAHs ได้ บริเวณแหล่งของเสียอันตราย หรือ โรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งดินไม่สามารถดูดซับสาร PAHs จากดิน ที่ปนเปื้อนได้ และ PAHs ในดินก็สามารถปนเปื้อนลงสู่น้ำบาดาล (Budzinski *et al.*, 1997; Mai *et al.*, 2001)

PAHs ที่อยู่ในชั้นบรรยากาศจะเกาะติดกับอนุภาคของฝุ่น และแพร่กระจายไปในที่ต่างๆ (Heintzenberg, 1982; Hansen *et al.*, 1988; Mayweski *et al.*, 1990) PAHs บางชนิดระเหยจากดินหรือผิวน้ำสู่อากาศได้อย่างรวดเร็ว ระดับของ PAHs ในบรรยากาศลดลงได้โดยทำปฏิกิริยากับแสงอาทิตย์ หรือสารเคมีอื่นๆ ในชั้นบรรยากาศ (Nielsen *et al.*, 2002) ส่วน PAHs ที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำ จะเกาะติดกับอนุภาคแขวนลอยในน้ำเนื่องจาก PAHs เป็นสารที่ไม่ชอบน้ำ และสุดท้ายก็ตกลงสู่ก้นทะเลสาบหรือแม่น้ำ ไปสะสมอยู่ในรูปตะกอนดิน (Witt and Trost, 1999; Xu *et al.*, 2007) จุลินทรีย์ที่อยู่ในดินหรือน้ำจะย่อยสลายสาร PAHs ไปเป็นโมเลกุลที่มีขนาดเล็กลง (Kanaly *et al.*, 1997; Beckles *et al.*, 1998; Kilbane, 1998) นอกจากนี้ PAHs ที่ปนเปื้อนในดิน จะอาจเจือปนในน้ำบาดาลได้ (Moon *et al.*, 2003)

การปลดปล่อยสาร PAHs จากแหล่งกำเนิดต่างๆ สู่ชั้นบรรยากาศ แล้วแพร่กระจายสู่ มหาสมุทรและแม่น้ำ และตกทับถมเป็นตะกอน ต้องผ่านขั้นตอนทางธรรมชาติหลายขั้นในการแพร่กระจายสู่สิ่งแวดล้อม ซึ่ง dry deposition และ wet deposition เป็นขั้นตอนหนึ่งที่สามารถแพร่กระจายมลพิษทางอากาศสู่สิ่งแวดล้อมได้ (รูปที่ 1-2)



รูปที่ 1-2 แหล่งกำเนิดสาร PAHs การแพร่กระจายและการปนเปื้อนของสาร PAHs ในสิ่งแวดล้อม

การตรึงอนุภาคด้วยแรงโน้มถ่วง หรือ “Dry deposition” มีกระแสนลมและแรงโน้มถ่วงของโลก เป็นตัวกลางในการนำพาสารทั้งที่เป็นก๊าซและอนุภาคที่อยู่ในชั้นบรรยากาศไปยังพื้นที่ที่ไกลจากแหล่งกำเนิด (Davidson and Wu, 1989) Dry deposition เป็นกระบวนการที่เกิดซ้ำกว่าการชะล้างอนุภาค หรือ “Wet deposition” แต่เกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง ปัจจัยที่ควบคุม dry deposition คือ การเปลี่ยนแปลงทางสภาพภูมิอากาศ เช่น ความเร็วลม อุณหภูมิ ภูมิภาค ความชื้นชื้น เป็นต้น (US-EPA, 1997) ส่วน wet deposition เกิดจากการที่เมฆ หมอก ฝน และหิมะ ชะเอาทั้งก๊าซและอนุภาคของมลพิษต่างๆ ในชั้นบรรยากาศตกลงสู่พื้นผิวของโลก (Leister and Baker, 1994) จากการศึกษาก่อนหน้าพบว่า ปริมาณ PM_{10} และความเข้มข้นของ PAHs ในช่วงฤดูร้อน จะมีค่าสูงกว่าในฤดูฝน เนื่องจาก ฤดูฝนมีน้ำฝนช่วยในการชะล้าง และนำเอาฝุ่นละอองต่างๆ รวมทั้ง PAHs ที่ลอยอยู่ในชั้นบรรยากาศตกลงสู่พื้นดินได้เร็วขึ้น (Tham *et al.*, 2007) และ wet deposition เป็นตัวกลางในการแพร่กระจายสาร PAHs สู่สิ่งแวดล้อมอื่นๆ ในลักษณะคล้ายกับ dry deposition ได้เช่นกัน (Pankow and Biddleman, 1991; Leister and Baker, 1994) โดย

1. ฝนจะชะพวงสารเคมีและมลพิษลงมา ทำให้อัตราการตกสะสมเพิ่มขึ้นและเป็นตัวหลักที่ทำให้เกิดการเจือปนสู่ดิน น้ำ และพืชผักต่างๆ
2. เมฆเป็นตัวสกัดกั้นมลพิษในภูมิภาคที่เป็นภูเขาสูง
3. การตกสะสมของหมอก จะช่วยให้สารประกอบต่างๆ รวมตัวกัน และตกเป็นหยดน้ำแล้วตกลงสู่พื้นผิวดิน
4. การตกสะสมของหิมะจะนำสารประกอบต่างๆ ตกลงมาในช่วงที่เกิดพายุหิมะ

1.4 อัตราส่วนสำหรับบ่งชี้แหล่งกำเนิด (Diagnostic Ratio)

PAHs แต่ละชนิด สามารถบ่งบอกถึงแหล่งกำเนิด PAHs ได้ เช่น An, Fl, Pyr, B[a]A และ Chry บ่งชี้ว่าแหล่งกำเนิด PAHs มาจากการเผาไหม้ถ่านหิน An, B[a]P และ B[g,h,i]P บ่งชี้ถึงแหล่งกำเนิดที่มาจากการเผาไหม้ถ่านโค้ก ส่วน An, Fl และ Pyr บ่งชี้ถึงแหล่งกำเนิดที่เป็นการเผาไหม้ของไม้ เป็นต้น (Duval and Friedlander, 1981; Khalili *et al.*, 1995) อย่างไรก็ตามก็สังเกตเห็นได้ว่า PAHs แต่ละชนิด สามารถบ่งชี้ถึงแหล่งกำเนิด PAHs ได้หลายแหล่ง

มีการใช้สัดส่วนของ PAHs แต่ละชนิด ในการวิเคราะห์แยกแหล่งกำเนิด PAHs ในสิ่งแวดล้อม หรือที่เรียกว่า “Diagnostic Ratio” (Bi *et al.*, 2003; Guo *et al.*, 2003a, b; Yunker *et al.*, 2003; Siembra *et al.*, 2005) โดยพบว่าสามารถใช้สัดส่วน $Fl/(Fl+Pyr)$, $B[e]P/(B[e]P+B[a]P)$, $Ind/(Ind+B[g,h,i]P)$, $B[a]P/B[e]P$, $Ind/B[g,h,i]P$, $B[a]A/Chry$ และ $B[a]P/B[g,h,i]P$ ในการแยกแหล่งกำเนิดที่แตกต่างกันของ PAHs ได้ (Yunker *et al.*, 2003; Tsapakis *et al.*, 2005) ตัวอย่างเช่น

- $Fl/(Fl+Pyr)$ และ $Ind/(Ind+B[g,h,i]P)$ ใช้เป็นตัวบ่งชี้แหล่งกำเนิดจากเชื้อเพลิงฟอสซิล หากสัดส่วนของทั้งสองมีค่าน้อยกว่า 0.40 และ 0.20 ตามลำดับ แสดงถึงแหล่งกำเนิดที่มีการปนเปื้อนของน้ำมันปิโตรเลียม และหากสัดส่วนทั้งสองนี้มีค่าอยู่ในช่วง 0.40 - 0.50 และ 0.20 - 0.50 ตามลำดับ สามารถบ่งชี้ได้ว่ามาจากเชื้อเพลิงที่ใช้ในยานพาหนะ และหากอัตราส่วนทั้งสองมีค่ามากกว่า 0.5 บ่งชี้ได้ว่ามาจากการเผาไหม้ไม้หรือถ่านหิน (Yunger *et al.*, 2003)
- $Phe/(Phe+An)$ ที่มีค่าอยู่ระหว่าง 0.84 - 0.89 แสดงถึงแหล่งกำเนิด PAHs ประเภทของการเผาไหม้ชีวมวล (Kalaitzoglou *et al.*, 2004)
- $B(g,h,i)P/B[a]P$ ที่มีค่าประมาณ 1.16 แสดงถึงแหล่งกำเนิดที่ได้จากการเผาไหม้ของน้ำมันดีเซล (Manoli *et al.*, 2004)
- $B[a]P/B[g,h,i]P$ และ $Ind/B[g,h,i]P$ สามารถบ่งชี้ได้ถึงแหล่งกำเนิด PAHs ที่เกิดจากการจราจร และการใช้น้ำมันเบนซินและดีเซล หาก $B[a]P/B[g,h,i]P$ มีค่ามากกว่า 0.60 แสดงถึงแหล่งกำเนิดประเภทการจราจร (Pandey *et al.*, 1999) หรือหาก $Ind/B[g,h,i]P$ มีค่าประมาณ 0.40 แสดงถึงแหล่งกำเนิดจากการใช้เครื่องยนต์เบนซิน และถ้ามีค่าเข้าใกล้ 1 แสดงถึงแหล่งกำเนิดจากการใช้เครื่องยนต์ดีเซล (Caricchia *et al.*, 1999)
- นอกจากนี้มีอัตราส่วนอื่นๆ ที่สามารถบ่งชี้ถึงแหล่งกำเนิดได้ ดังตารางที่ 1-8

อย่างไรก็ดี ในการใช้ Diagnostic Ratio ไม่สามารถใช้สัดส่วนเดียวในการบ่งชี้ถึงแหล่งกำเนิด PAHs ได้เนื่องจาก PAHs ในชั้นบรรยากาศ มีแหล่งกำเนิดหลายรูปแบบของ ดังนั้นจึงมีความแตกต่างกันและซับซ้อน จากการศึกษาที่ผ่านมา ไม่สามารถชี้บ่งชี้ได้อย่างแน่นอนว่ามาจากแหล่งกำเนิด PAHs ประเภทใด อาจเนื่องจากสาร PAHs มีการทำปฏิกิริยากับสารชนิดอื่นๆ ในชั้นบรรยากาศ เช่น NO_x และ O_3 เป็นต้น หรือทำปฏิกิริยากับแสง UV ทำให้ค่าที่ได้แตกต่างกันไปตามสถานที่และเวลา (Pyysalo *et al.*, 1987; Fang *et al.*, 2006; Ravindra *et al.*, 2006)

1.5 งานวิจัยที่ศึกษาเกี่ยวกับค่าระดับความเข้มข้น PAHs

Bruno (2002) เก็บฝุ่น PM_{10} ด้วย High volume air sampler ช่วงเดือนกุมภาพันธ์ ถึงเดือนพฤษภาคม ในปี ค.ศ. 1994 บริเวณชุมชนของเมือง São Paulo ประเทศบราซิล มาวิเคราะห์ พบ PAHs อยู่ในช่วง 0.8 - 12.8 นก./ลบ.ม. จากสัดส่วน $B[a]P/B[g,h,i]P$ และ $Pyr/B[a]P$ ซึ่งบ่งชี้ถึงแหล่งปลดปล่อยที่มาจากยานพาหนะ และสัดส่วน $B[g,h,i]P/Ind$ และ $Chry/B[e]P$ บ่งชี้ถึงการเผาไหม้ไม้ พบว่าชุมชนเมือง São Paulo ได้รับผลกระทบจากการจราจรเป็นหลัก

ตารางที่ 1-8 อัตราส่วนของ PAHs (Binary Ratio) ใน PM₁₀

อัตราส่วนของ PAHs	แหล่งกำเนิด					เอกสารอ้างอิง
	การสันดาปของน้ำมันปิโตรเลียม	การสันดาปของน้ำมันดีเซล	การสันดาปของน้ำมันเบนซิน	การสันดาปของเชื้อเพลิงยานพาหนะ	การเผาไหม้ของชีวมวล	
Fl/(Fl+Pyr)	<0.40 0.40			0.40 – 0.50	>0.50	Yunker <i>et al.</i> (2003) Manoli <i>et al.</i> (2004)
B[a]A/(B[a]A+Chry)		0.49	0.73			Guo <i>et al.</i> (2003)
B[e]P/(B[e]P+B[a]P)		0.40 – 0.50				Simcik <i>et al.</i> (1998)
Phe/(Phe+An)	0.28 - 1.2				0.84 - 0.89	Kalaitzoglou <i>et al.</i> (2004) Gschwend <i>et al.</i> (1981)
B[a]A/Chry				0.89	0.72	Manoli <i>et al.</i> (2004)
Ind/(Ind+B[g,h,i]P)	<0.20	>0.30	0.21 – 0.22	0.20 – 0.50	>0.50	Yunker <i>et al.</i> (2003) Kavouras <i>et al.</i> (1999)
B[a]A/B[a]P					1.96	De Martinis <i>et al.</i> (2002)
B[g,h,i]P/B[a]P		1.10 1.16			0.80	Li and Kamen (1993) Manoli <i>et al.</i> (2004)
Ind/B[g,h,i]P		1.00	0.40			Caricchia <i>et al.</i> (1999)
B[a]P/B[g,h,i]P				>0.60		Pandey <i>et al.</i> (1999)

เช่นเดียวกันกับการศึกษาใน 4 พื้นที่ ของประเทศกรีซ ประกอบด้วย เมือง Maroussi และ Aristotelous ซึ่งเป็นพื้นที่ชุมชนทั้ง 2 แห่ง เมือง Elefsina ซึ่งผสมผสานระหว่างชุมชนกับอุตสาหกรรม และกำหนดให้เมือง Thracomacedenes ซึ่งไม่ค่อยได้มีการพัฒนาอุตสาหกรรมเป็นพื้นที่ภูมิหลัง จากตัวอย่างในช่วงเดือนพฤษภาคม ค.ศ. 2001 ถึง เดือนมิถุนายน ค.ศ. 2002 พบว่าพื้นที่ทั้ง 4 มีระดับความเข้มข้นของ B[a]P ต่ำกว่ามาตรฐานของ WHO และพบว่าสาเหตุหลักมาจากการจราจร (Samara *et al.*, 2005)

การเปลี่ยนแปลงฤดูกาลที่มีผลต่อระดับความเข้มข้นของ PAHs Grieken *et al.* (2006) พบว่า ระดับความเข้มข้น PAHs ในประเทศเบลเยียม ในฤดูหนาวมีค่า 8.7 นนก./ลบ.ม. ซึ่งสูงกว่าในฤดูร้อนที่มีค่าเพียง 3.9 นนก./ลบ.ม. ส่วน Tham *et al.* (2007) พบว่า ฤดูกาลมีผลต่อระดับความเข้มข้นของ PAHs ในพื้นที่ทางทิศตะวันออกของเมือง Higashi Hiroshima ของญี่ปุ่นอย่างชัดเจน คือ ในฤดูหนาว ฤดูใบไม้ร่วง ฤดูใบไม้ผลิ และฤดูร้อน มีค่า PAHs ในบรรยากาศเท่ากับ 4.5, 2.5, 2.0 และ <1 นนก./ลบ.ม. ตามลำดับ ทั้งนี้เพราะว่าในฤดูร้อน ความเข้มข้นของแสงมีมากกว่าฤดูอื่น ประกอบกับมีความถี่ของการเกิดฝนสูง ทำให้ระดับความเข้มข้นของ PAHs ในบรรยากาศลดต่ำลง

จากการศึกษาผลกระทบของ PAHs ต่อการก่อให้เกิดมะเร็ง Bai *et al.* (2007) พบว่า ตำรวจจราจรที่ทำงาน 8 ชั่วโมง บริเวณสามแยก สีแยก และถนนที่การจราจรคับคั่ง ในเมือง Tianjin ประเทศจีน ได้รับ PAHs รวม และ B[a]P สูงกว่าบริเวณอื่น โดยพบว่าระดับ PAHs รวม และ B[a]P บริเวณสี่แยก มีค่า 867.5 และ 26.2 นนก./ลบ.ม. ตามลำดับ บริเวณริมถนน มีค่า 46.6 และ 1.5 นนก./ลบ.ม. ตามลำดับ และบริเวณมหาวิทยาลัย มีค่า 19.5 และ 0.7 นนก./ลบ.ม. ตามลำดับ และตำรวจจราจรมีความเสี่ยงที่จะเป็นโรคมะเร็งสูง จากการศึกษาของ Liao and Chiang (2006) เกี่ยวกับการประเมินความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งต่อมนุษย์ที่ได้รับ PAHs จากแหล่งอุตสาหกรรม และการจราจรในประเทศไต้หวัน โดยแบ่งเป็น 3 กลุ่มอายุ คือ ผู้ใหญ่ (20 – 70 ปี) เด็ก (5 – 19 ปี) และทารก (0 – 1 ปี) ซึ่งคำนวณโดยวิธี Incremental lifetime cancer risk (ILCR) มีเกณฑ์ในการประเมินความเสี่ยงดังนี้ หากค่าความเสี่ยงอยู่ในช่วง 10^{-6} - 10^{-4} แสดงว่า อาจจะมีความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็ง และหากมีค่ามากกว่า 10^{-4} แสดงว่า มีความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งสูงเมื่อได้รับเข้าสู่ร่างกายเป็นเวลานาน จากการศึกษาพบว่า ในกลุ่มผู้ใหญ่มีค่าความเสี่ยงประมาณ 10^{-4} กลุ่มเด็ก มีค่าความเสี่ยงประมาณ 10^{-6} แสดงว่า อาจจะมีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็ง ในทางตรงกันข้ามกลุ่มทารก มีค่าความเสี่ยงประมาณ 10^{-8} แสดงว่าไม่มีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็ง

ประเทศไทยมีการศึกษาเกี่ยวกับสาร PAHs แล้วหลายชิ้นงานด้วยกัน อาทิ การศึกษามลพิษทางอากาศ เนื่องจาก PAHs ในพื้นที่กรุงเทพ และนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด ซึ่งวิเคราะห์ PAHs โดยใช้เครื่อง HPLC พบว่า ค่าระดับความเข้มข้นรวมของ PAHs ในชั้นบรรยากาศเขตเมืองและอุตสาหกรรม เท่ากับ 12.64 และ 4.69 นนก./ลบ.ม. ซึ่งในเขตเมืองมีค่าระดับความเข้มข้นรวม PAHs สูงกว่าในเขตอุตสาหกรรมถึง 3 เท่า (Laowagul *et al.*, 2009) และในการศึกษาของ ปาจารย์ทองสนิท (2545) ทำการเก็บตัวอย่างฝุ่น เป็นเวลา 24 ชั่วโมง ตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2542 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2543 ในเขตกรุงเทพ พบว่าระดับความเข้มข้นเฉลี่ยของ PAHs เท่ากับ 53.93 นนก./ลบ.ม. และพบว่า ร้อยละ 97 ของสาร PAHs อยู่ในฝุ่นขนาดเล็กกว่า 0.95 ไมครอน

ตารางที่ 1-9 เป็นตัวอย่างงานวิจัยที่ศึกษาเกี่ยวกับสาร โพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนในพื้นที่ต่างๆ

ตารางที่ 1-9 การศึกษาระดับความเข้มข้นของสาร PAHs ในชั้นบรรยากาศบริเวณต่างๆในโลก

Location	\sum PAHs (ng m ⁻³)	References
UK (London, Bounds Green)	4.27	Kendall <i>et al.</i> (2001)
Greece (Athen)	9.34	Mantis <i>et al.</i> (2005)
Greece (Elefsina)	6.02	Mantis <i>et al.</i> (2005)
Brazil (São Paulo)	7.42	Bruno (2002)
Brazil (Porto Alegre)	6.52	Dallarosa <i>et al.</i> (2005)
Czech (Kotlaska Street)	5.17	Ciganek <i>et al.</i> (2004)
China (Tianjin)	846.30	Bai <i>et al.</i> (2007)
China (Xiamen)	13.93	Wang <i>et al.</i> (2007)
China (Guangzhou)	73.70	Duan <i>et al.</i> (2005)
Hong Kong (Hung Hom)	23.69	Guo <i>et al.</i> (2003)
China (Traffic Guangzhou)	57.89	Li <i>et al.</i> (2005)
China (Residential Guangzhou)	27.06	Li <i>et al.</i> (2005)
Japan (Higashi Hiroshima)	2.37	Tham <i>et al.</i> (2007)
Korea (Seoul)	53.48	Kim <i>et al.</i> (2002)
Thailand (Bangkok)	12.59	Cheevaporn <i>et al.</i> (2005)
Thailand (Rayong)	4.69	Laowagul <i>et al.</i> (2009)

หมายเหตุ: \sum PAHs: ผลรวมของ Phe, An, Fluo, Pyr, B[a]A, Chry, B[b]F, B[k]F, B[a]P, Ind, D[a,h]A และ B[g,h,i]P

1.6 การประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพ

1.6.1 ความหมายและประเภทของการประเมินความเสี่ยง

ความเสี่ยง หมายถึง ลักษณะของสถานการณ์หรือการกระทำใดๆ ที่มีผลได้มากกว่า 2 อย่าง ผลที่ว่านี้ไม่สามารถบอกได้แน่นอนว่าจะเกิดขึ้นหรือไม่ (พงศ์เทพ วิวรรณะเดช, 2547) ดังนั้น ความเสี่ยงประกอบด้วย 2 องค์ประกอบ คือ ความไม่แน่นอน และไม่พึงประสงค์ ซึ่งความไม่แน่นอน คือ การที่สามารถบอกได้แต่เพียงโอกาสของการเกิด โดยบอกในรูปของความน่าจะเป็น (probability)

การประเมินความเสี่ยง คือ กระบวนการศึกษาอย่างเป็นระบบ เพื่อพรรณนาและวัด ความเสี่ยงที่มีความสัมพันธ์กับสิ่งคุกคาม กระบวนการ การกระทำหรือเหตุการณ์ใดๆ (พงศ์เทพ วิวรรณะเดช, 2547) โดยครอบคลุมการประเมินความเสี่ยง ทั้งในเชิงปริมาณและเชิงคุณภาพ รวมถึงความไม่แน่นอนในการประเมินด้วย ดังนั้นการประเมินความเสี่ยงเป็นกระบวนการที่นำ ความรู้ทางพิษวิทยา มาประเมินหาโอกาสที่จะเกิด และความรุนแรงของผลอันไม่พึงประสงค์ที่จะมี ต่อสุขภาพ ซึ่งเป็นเครื่องมืออย่างหนึ่งในการวิจัยที่จะตอบคำถามบางประเด็น โดยเฉพาะความเสี่ยง ด้านสุขภาพมีความสัมพันธ์กับสิ่งคุกคามอย่างไรและเสี่ยงมากน้อยเพียงใด โดยที่สามารถตรวจวัด ตัวแปรต่างๆ ออกมาเป็นตัวเลขและสามารถแปรค่าได้

การประเมินความเสี่ยงโดยทั่วไปแบ่งออกเป็น 2 ด้าน คือ การประเมินความเสี่ยงด้าน สิ่งแวดล้อมหรือระบบนิเวศ (Environmental or Ecological Risk Assessment) และการประเมิน ความเสี่ยงด้านสุขภาพ (Health Risk Assessment) การประเมินความเสี่ยงด้านสิ่งแวดล้อมเป็นการ ประเมินผลกระทบจากมลพิษทางสิ่งแวดล้อมต่อระบบนิเวศวิทยา ซึ่งเป็นเรื่องที่มีความซับซ้อนและ ต้องอาศัยข้อมูลจำนวนมากจึงทำได้ค่อนข้างยาก ส่วนการประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพเป็น การศึกษาถึงผลกระทบจากสิ่งแวดล้อมต่อสุขภาพมนุษย์ซึ่งทำได้ง่ายกว่า

การประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพ หมายถึง การประเมินความเสี่ยงที่ศึกษาถึง ผลกระทบที่มาจากสิ่งแวดล้อมแล้วก่อให้เกิดผลต่อสุขภาพของมนุษย์ แบ่งลักษณะการศึกษาออก ได้เป็น 2 กลุ่ม (Kofi, 2002) คือ

1) การประเมินความเสี่ยงเชิงปริมาณ (Quantitative Risk Assessment) เป็นการศึกษา โดยใช้หลักทางวิทยาศาสตร์เป็นพื้นฐาน ได้แก่ การศึกษากระบวนการทางวิทยาศาสตร์ที่สามารถ ตรวจวัดค่าตัวแปรต่างๆ เป็นตัวเลขโดยอาศัยเครื่องมือทางวิทยาศาสตร์ หรือการทดสอบตรวจ วิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการ สามารถอธิบาย และทดลองซ้ำได้ โดยเป้าหมายสุดท้ายของการ

ประเมินความเสี่ยงเชิงปริมาณนี้จะได้อัข้อมูลสำหรับนำไปใช้ประโยชน์ในการประเมินความเสี่ยงเชิงคุณภาพ

2) การประเมินความเสี่ยงเชิงคุณภาพ (Qualitative Risk Assessment) เป็นการศึกษาเพื่อที่จะอธิบายปรากฏการณ์เชิงสังคมศาสตร์และมนุษยวิทยา โดยอาศัยข้อมูลที่ใช้วิธีการสัมภาษณ์แบบเจาะลึก (in-depth interview) การสัมภาษณ์เฉพาะกลุ่ม (focus group interview) ร่วมกับเทคนิคการศึกษาอื่นๆ เช่น การศึกษาแบบมีส่วนร่วม (participatory action research) เป็นต้น วิธีการเชิงคุณภาพจะมีความหลากหลายและความครอบคลุมของข้อมูล เพื่อเสนอผลให้เห็นในหลายแง่มุม

การศึกษาทั้ง 2 วิธี ส่วนใหญ่ควรจะต้องทำควบคู่กันไป เพราะหลายครั้งที่ทั้ง 2 วิธีต่างเป็นข้อมูลนำเข้าและป้อนกลับซึ่งกันและกัน ผลที่ได้จากการศึกษาทั้ง 2 วิธีร่วมกันจะช่วยลดจุดด้อยที่มีในแต่ละวิธี ทำให้ผลการศึกษาที่น่าเชื่อถือและสามารถนำไปใช้แก้ปัญหาได้ตรงจุดกว่าการศึกษาเพียงวิธีใดวิธีหนึ่งเท่านั้น

1.6.2 ขั้นตอนการประเมินความเสี่ยง

การประเมินความเสี่ยงประกอบด้วย 4 ขั้นตอน (สุเทพ เรื่องวิเศษ, 2551) ได้แก่

1. Hazard identification เป็นการรวบรวมและวิเคราะห์ข้อมูลเพื่อระบุอันตรายจากการได้รับสารเคมีที่จะมีผลเสียต่อสุขภาพของมนุษย์ แต่มีสารเคมีเพียงไม่กี่ชนิดที่มีข้อมูลความเป็นพิษต่อมนุษย์อย่างแน่ชัด ดังนั้นจึงต้องอาศัยข้อมูลจากการศึกษาในสัตว์ทดลองด้วย

2. Dose-Response Evaluation เป็นการแสดงความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณสารที่ได้รับและความรุนแรงของความเป็นพิษทั้งเชิงคุณภาพ และเชิงปริมาณ โดยแบ่งสารเคมีเป็น 2 กลุ่ม คือ สารไม่ก่อมะเร็ง (non-carcinogen) และสารก่อมะเร็ง (carcinogen)

3. Exposure assessment เป็นการประเมินปริมาณสารเคมีที่มนุษย์ ประชากรหรือระบบนิเวศได้รับ ดังนั้นวัตถุประสงค์ของการประเมินการสัมผัส คือ ค้นหาสารหรือสิ่งคุกคามที่สิ่งมีชีวิตแต่ละชนิดหรือที่สิ่งแวดล้อมได้รับ ปริมาณที่ได้รับ เส้นทางที่ได้รับ ระยะเวลาการได้รับ ภายใต้สภาพการณ์ใดๆ

4. Risk characterization เป็นการคาดคะเนโอกาสเกิดและความรุนแรงของผลกระทบที่จะเกิดต่อสุขภาพในประชากรกลุ่มใดๆ ทั้งในเชิงคุณภาพหรือเชิงปริมาณรวมทั้งความไม่แน่นอนอื่นๆ ที่อาจเกิดขึ้น ซึ่งได้จากการระบุอันตราย การแสดงลักษณะของอันตราย และการประเมินการได้รับสัมผัส

ข้อมูลการศึกษาเกี่ยวกับสารประกอบ PAHs ที่เกิดจากการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ของสารอินทรีย์ ไม่ว่าจะเป็นทางธรรมชาติและกิจกรรมต่างๆ ของมนุษย์ทั้งที่ทราบและไม่ทราบแหล่งกำเนิด (Broddin, 1980; Dung, 1996; Silva, 2005) จะแสดงให้เห็นว่าสาร PAHs เป็นมลพิษทางอากาศตัวหนึ่ง ซึ่งเป็นสาเหตุของปัญหาสุขภาพทั้งต่อคน สัตว์ และสภาพสิ่งแวดล้อม โดยสาร PAHs เป็นสารที่ทนต่อการย่อยสลายตามธรรมชาติ (Ravindra *et al.*, 2001) ดังนั้นจึงยากที่จะกำจัดได้หมดและสามารถแพร่กระจายไปสะสมอยู่ในดิน น้ำ ตะกอน ซึ่งคนและสัตว์ก็ต้องรับเอาสาร PAHs เข้าไปไม่ว่าทางใดก็ทางหนึ่ง สุดท้ายแล้วผลกระทบก็ตกอยู่ที่มนุษย์นั่นเอง จึงเป็นเรื่องที่จำเป็นมากที่จะต้องมีความรู้เกี่ยวกับแหล่งที่มาของมลพิษในอากาศนั้นๆ และสัดส่วนปริมาณที่มาจากแหล่งมลพิษแต่ละประเภทด้วย เพื่อภาครัฐจะได้มีการควบคุมแหล่งปลดปล่อย PAHs ไม่ให้เกินมาตรฐานที่ถูกต้องกำหนดไว้

1.6.3 วิธีการวิเคราะห์ความเสี่ยงสุขภาพ

ในการประเมินความเสี่ยงสุขภาพจากแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง หากค่าความเสี่ยงมีค่าอยู่ในช่วง 10^{-6} - 10^{-4} แสดงว่าเป็นค่าที่อาจจะมีความเสี่ยงก่อให้เกิดมะเร็งหากได้รับเข้าสู่ร่างกายเป็นเวลานาน และหากมีค่ามากกว่า 10^{-4} แสดงว่า มีความเสี่ยงก่อให้เกิดมะเร็งสูงหากได้รับเข้าสู่ร่างกายเป็นเวลานาน (US-EPA, 2005)

วิธีที่ 1

$$\text{Excess lifetime cancer risk} = \frac{(\text{CSF})(\text{CA})(\text{IR})(\text{ET})(\text{EF})(\text{ED})}{(\text{BW})(\text{AT})}$$

โดยที่

- CA (Concentration average) คือ ค่าความเข้มข้นเฉลี่ยของ PAHs ในอากาศ มีหน่วยเป็น มก./ลบ.ม.
- IR (Inhalation rate) คือ อัตราการหายใจ มีหน่วยเป็น ลบ.ม./วัน ใช้ค่าตามที่ EPA กำหนด คือ 30 ลบ.ม./ชั่วโมง (US-EPA, 1989)
- ET (Exposure time) คือ เวลาที่ได้รับสัมผัส มีหน่วยเป็น ชั่วโมง/วัน
- EF (Exposure frequency) คือ ความถี่ของการรับสัมผัส มีหน่วยเป็น วัน/ปี
- ED (Exposure duration) คือ ระยะเวลาที่สัมผัส มีหน่วยเป็น ปี ใช้ค่าตามที่ EPA กำหนด คือ 25 ปี (US-EPA, 1989)
- BW (Body weight) คือ น้ำหนักตัวโดยเฉลี่ยของคนไทย มีหน่วยเป็น กก. โดยใช้ น้ำหนักตัวเฉลี่ยของคนเอเชียตะวันออกเฉียงใต้เท่ากับ 50 กก. (Agusa *et al.*, 2007)

- AT (Average time exposed) คือ อายุขัยเฉลี่ยของประชากรที่จะได้รับความเสี่ยง มีหน่วยเป็น วัน โดยใช้อายุที่ได้รับความเสี่ยงคูณด้วย 365 วัน (70 X 365) ดังนั้น AT จึงเท่ากับ 25,550 วัน (US-EPA, 1989)
- CSF (Cancer Slope Factor) คือ สัมประสิทธิ์ความชันในการก่อให้เกิดมะเร็ง มีหน่วยเป็น กก.วัน/มก ซึ่งค่า CSF ของ PAHs แสดงดังตารางที่ 1-10

ตารางที่ 1-10 ค่า cancer slope factor (CSF) ของ PAHs

Carcinogenic PAHs	CSF _{inh} (mg/kg-d) ⁻¹
B[a]P	3.9
B[a]A	0.39
Chry	0.039
B[b]F	0.39
B[k]F	0.39
Ind	0.39
D[a,h]A	4.1

ที่มา: OEHHA (2006)

วิธีที่ 2

$$\text{Incremental lifetime cancer risk (ILCR)} = \frac{(\text{CSF}_{\text{B[a]P}})(\text{CA})(\text{IR})(\text{ET})(\text{EF})(\text{ED})}{(\text{BW})(\text{AT})}$$

โดย ตัวแปรที่ใช้ของวิธีที่ 2 เหมือนกับตัวแปรของวิธีที่ 1 แต่มีบางตัวแปรที่ต่างกัน คือ

- CSF (Cancer Slope Factor) คือ สัมประสิทธิ์ความชันในการก่อให้เกิดมะเร็งของ B[a]P มีหน่วยเป็น กก.วัน./มก.
- CA (Average concentration) คือ ค่าความเข้มข้นของ B[a]P_{eq} ในอากาศ มีหน่วยเป็น มก./ลบ.ม. (B[a]P_{eq} = $\sum (\text{CA} \times \text{PEF})$ ซึ่งค่า Potency Equivalency Factor (PEF) คือค่าความแรงในการก่อให้เกิดพิษของ PAHs แต่ละชนิด ดังแสดงตารางที่ 1-11)

ตารางที่ 1-11 ค่า Potency Equivalency Factor (PEF) ของ PAHs แต่ละชนิดเมื่อเทียบกับ B[a]P

PAH		PEF
Reference: Benzo[a]pyrene	B[a]P	1
Anthracene	An	0.01
Benzo[a]anthracene	B[a]A	0.1
Benzo[b]fluoranthene	B[b]F	0.1
Benzo[k]fluoranthene	B[k]F	0.1
Benzo[e]pyrene	B[e]P	0.01
Benzo[g,h,i]perylene	B[g,h,i]P	0.01
Chrysene	Chry	0.01
Pyrene	Pyr	0.001
Phenanthrene	Phe	0.001
Fluoranthene	Fl	0.001
Dibenzo[a,h]anthracene	D[a,h]A	1
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	Ind	0.1

ที่มา: Nisbet and LaGoy, 1992

1.7 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

วัตถุประสงค์ของงานวิจัยครั้งนี้ คือ หาค่าประกอบชนิดของสาร PAHs ใน PM₁₀ ที่มาจากแหล่งปลดปล่อยมลพิษที่แตกต่างกันในจังหวัดสงขลา ซึ่งเป็นจังหวัดที่มีความเป็นตัวเมืองใหญ่ มีความหนาแน่นของประชากรสูง มีโรงงานอุตสาหกรรม หรือแม้แต่มลพิษข้ามพรมแดน (transboundary pollution) จากไฟไหม้ป่าที่ประเทศอินโดนีเซีย วิเคราะห์หาแหล่งกำเนิดหลักของ PAHs ที่มีอยู่ใน PM₁₀ ในอากาศของพื้นที่ศึกษา จากสัดส่วนของแต่ละองค์ประกอบ และประเมินความเสี่ยงสุขภาพของคนทำงานหรืออาศัยอยู่ใกล้กับแหล่งกำเนิดแต่ละแห่งจากระดับความเข้มข้นของสาร PAHs

ผลจากการศึกษาครั้งนี้สามารถใช้เป็นฐานข้อมูลสำหรับวิเคราะห์แหล่งกำเนิด PAHs ในตัวอย่างฝุ่นอากาศในอนาคต เพื่อนำไปสู่แนวทางในการป้องกันปัญหามลพิษทางอากาศที่จะเกิดขึ้น และนำไปสู่การกำหนดกติกาและมาตรการที่เหมาะสม เพื่อควบคุมแหล่งกำเนิดได้อย่างมีประสิทธิภาพ

บทที่ 2

วิธีดำเนินการวิจัย

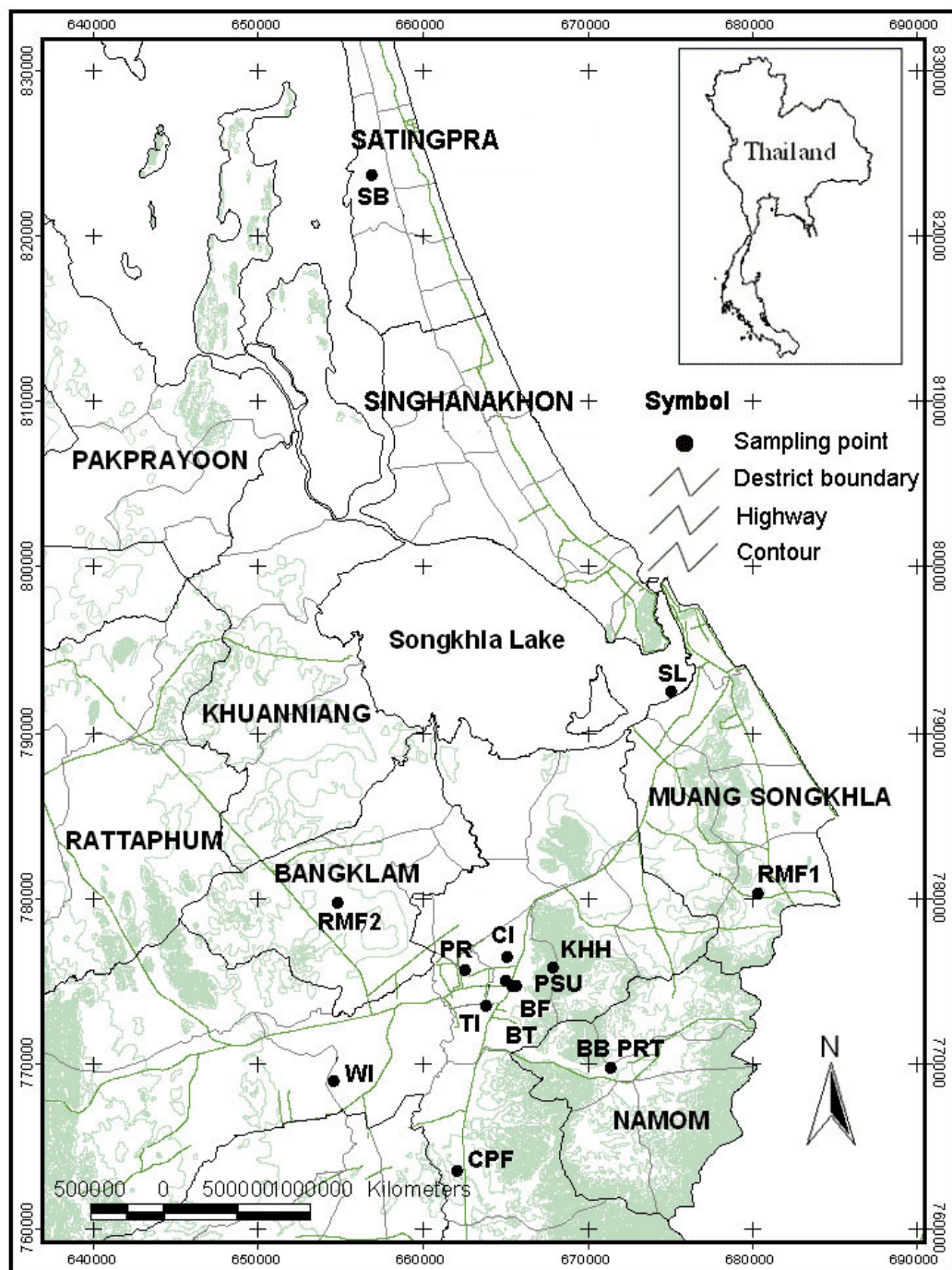
2.1 พื้นที่เก็บตัวอย่าง

ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้ได้ทำการเก็บตัวอย่างจากแหล่งกำเนิดทั้งหมด 14 แหล่ง แบ่งออกเป็น 5 กลุ่ม คือ กลุ่มภูมิหลัง กลุ่มการจราจร กลุ่มอุตสาหกรรม กลุ่มการเผาไหม้สารอินทรีย์ประเภทโปรตีน และกลุ่มการเผาไหม้ไม้สด ตารางที่ 2-1 แสดงรหัสและรายละเอียดของแหล่งกำเนิด และรูปที่ 2-1 แสดงตำแหน่งจุดเก็บตัวอย่าง ซึ่งลักษณะพื้นที่แสดงในภาคผนวก ก

ตารางที่ 2-1 พื้นที่เก็บตัวอย่างจากแหล่งกำเนิดประเภทต่างๆ

รหัส	แหล่งกำเนิด
กลุ่มภูมิหลัง (background)	
KHH	บนเขาคอหงส์ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา
PSU1	หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ฤดูร้อน
PSU2	หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ฤดูฝน
SL1	ริมทะเลสาบสงขลาภายในบริเวณ ศูนย์วิจัยทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่งอ่าวไทยตอนล่าง ฤดูร้อน
SL2	ริมทะเลสาบสงขลาภายในบริเวณ ศูนย์วิจัยทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่งอ่าวไทยตอนล่าง ฤดูฝน
กลุ่มการจราจร	
TI	ริมถนนกาญจนวนิชย์หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา
PR	ริมถนนเพชรเกษมหน้าที่ทำการเทศบาลหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา
BT	สถานีขนส่งผู้โดยสาร อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา
กลุ่มอุตสาหกรรม	
CPF	โรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี อำเภอทุ่งลุง จังหวัดสงขลา
RMF1	โรงงานรมยางแผ่น อำเภอเมือง จังหวัดสงขลา
RMF2	โรงงานรมยางแผ่น อำเภอบางกล่ำ จังหวัดสงขลา
กลุ่มการเผาไหม้สารอินทรีย์ประเภทโปรตีน	
WI	เตาเผาขยะทั่วไปและขยะติดเชื้อ ของเทศบาลหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา
CI	ข้างเมรุเผาศพวัดคอหงส์ ต. คอหงส์ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา
BF	ควันไฟที่เกิดจากการปิ้งย่าง จากข้างร้านขายไก่ย่างในงานเกษตรภาคใต้ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
กลุ่มการเผาไหม้ไม้สด	
PRT	ควันไฟจากการเผาไหม้ของไม้ยาง อำเภอนาหม่อม จังหวัดสงขลา
BB	ควันไฟจากการเผาไหม้ของไม้พุ่ม อำเภอนาหม่อม จังหวัดสงขลา
SB	ควันไฟจากการเผาไหม้ของฟางข้าว อำเภอสทิงพระ จังหวัดสงขลา

หมายเหตุ: พื้นที่ทั้งสามของกลุ่มภูมิหลังเป็นตัวแทนของ urban background ที่อยู่ในระดับที่สูง, urban background และ rural background ตามลำดับ โดยหน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ และริมทะเลสาบสงขลาภายในบริเวณ ศูนย์วิจัยทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่งอ่าวไทยตอนล่าง ทำการเก็บตัวอย่างครอบคลุม 2 ฤดู คือ เดือนมิถุนายน พ.ศ. 2550 เป็นตัวแทนฤดูร้อน และเดือนตุลาคม พ.ศ. 2550 เป็นตัวแทนฤดูฝน ส่วนบนเขาคอหงส์ ทำการเก็บตัวอย่างในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2550



รูปที่ 2-1 ตำแหน่งแหล่งกำเนิด PAHs ในจังหวัดสงขลาที่ทำการเก็บตัวอย่างฝุ่น PM_{10} (รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1)

2.2 การเตรียมอุปกรณ์และเครื่องแก้ว

ในห้องปฏิบัติการเคมี อุปกรณ์และภาชนะทุกชิ้นก่อนใช้ ต้องทำความสะอาดโดยการนำไปแช่ในคิเทอร์เจนต์ ถ้างอกด้วยน้ำสะอาด จากนั้นชะด้วยน้ำกลั่น 3 ครั้ง และชะด้วยอะซิโตน (acetone) ฟุ้งอุปกรณ์หรือภาชนะให้แห้ง จากนั้นชะด้วยเมทานอล (methanol) และไดคลอโรมีเทน (dichloromethane, DCM) ตามลำดับ ตัวทำละลายอินทรีย์ทุกชนิดที่ใช้ได้แก่ DCM เฮกเซน เมทานอล เป็นสารเคมีชนิด HPLC grade ซิลิกาเจล และใยแก้ว นำไปทำความสะอาดก่อน โดยใส่ลงในเซลลูโลสทิมเบิล (cellulose thimble) และนำไปสกัดด้วยชุดสกัดแบบ soxhlet ด้วย DCM นาน 6 ชั่วโมง ฟุ้งซิลิกาเจลในเดซิเคเตอร์ (desiccator) โดยเก็บในภาชนะที่มีแผ่นอลูมิเนียมฟอยล์คลุมปิดไว้ เพื่อป้องกันการปนเปื้อนที่มากับฝุ่นละอองในชั้นบรรยากาศ เมื่อซิลิกาเจลแห้งสนิทจึงนำไปเก็บในขวดแก้วที่ปิดฝาสนิท ส่วนใยแก้วทำเช่นเดียวกัน

2.3 วิธีการเก็บตัวอย่างฝุ่น PM₁₀

เก็บตัวอย่างฝุ่น PM₁₀ ด้วยเครื่อง High volume air sampler (Graseby Anderson รุ่น IP1070BL ACCU_Vol System) ดังรูปที่ 2-2 เป็นเวลา 24 ชั่วโมง โดยใช้แผ่นกรองแบบควอร์ต (quartz filter) ขนาด 8 x 10 นิ้ว ซึ่งผ่านการเผาที่อุณหภูมิ 500°C และชั่งน้ำหนักด้วยเครื่องชั่งความละเอียด 4 ตำแหน่ง ก่อนและหลังเก็บตัวอย่าง และเก็บตัวอย่างแหล่งละ 3 ซ้ำ



รูปที่ 2-2 เครื่อง High volume air sampler (Graseby Anderson รุ่น IP1070BL ACCU_Vol System)

2.4 การวิเคราะห์สาร PAHs ในฝุ่น PM₁₀

2.4.1 การสกัดสาร PAHs

นำแผ่นกรองแบบควอร์ตหลังเก็บ ฝุ่น PM₁₀ มาสกัด โดยวิธีสกัดแบบ Soxhlet (รูปที่ 2-3ก) เติม Internal Standard (ประกอบด้วย Deuterated-Fluorene และ Deuterated-Perylene) ลงไป 50 มล. ใช้ DCM 150 มล. เป็นตัวทำละลาย ทำการสกัดต่อเนื่องเป็นเวลา 6 ชั่วโมง

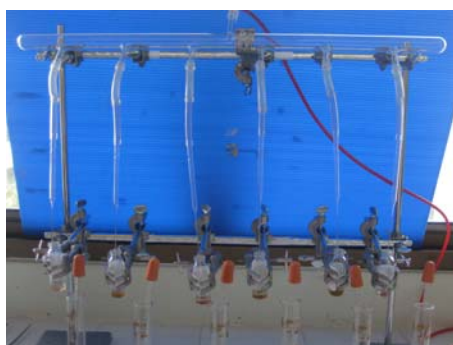
นำสารละลาย DCM หลังจากการสกัด ไปลดปริมาตรด้วยเครื่อง Rotary evaporator (รูปที่ 2-3 ข) จนสารละลายมีปริมาตร 2-3 มล. ถ่ายสารละลายที่ได้เก็บในหลอดแก้วขนาด 15 มล. เป่าระเหยตัวทำละลายที่เหลือด้วยแก๊สไนโตรเจนเบาๆ (รูปที่ 2-3ค) จนสารละลายเหลือ 0.2 - 0.3 มล. เปลี่ยนตัวทำละลายเป็นเฮกเซน ปริมาตร 10 มล. จากนั้นเป่าด้วยแก๊สไนโตรเจนอีกครั้ง จนปริมาตรเหลือ 2 มล. นำสารละลายที่ได้ไปสกัดแยกเอาเฉพาะส่วนที่เป็นสาร PAHs ด้วยวิธีคอลัมน์โครมาโทกราฟี (column chromatography) (รูปที่ 2-4ก)



(ก)



(ข)



(ค)

รูปที่ 2-3 (ก) ชุดสกัดแบบ Soxhlet; (ข) เครื่อง Rotary evaporator สำหรับลดปริมาตรสารละลาย และ (ค) การติดตั้งชุดเป่าแก๊สไนโตรเจน เพื่อลดปริมาตรของสารละลาย

2.4.2 วิธีการสกัดแยกส่วน PAHs

วิธีการสกัดแยกส่วน (fractionation) เพื่อแยกสาร PAHs ออกจากสารละลายที่ได้จากการสกัดฝุ่น PM_{10} โดยวิธีแฟลชคอลัมน์โครมาโทกราฟี (Flash column chromatography) มีวิธีการตามลำดับนี้

1) เตรียมซิลิกาเจล (silica gel : SiO_2) สำหรับบรรจุในคอลัมน์โดยการอบซิลิกาเจล ยี่ห้อ Merck ที่อุณหภูมิ $150^{\circ}C$ นาน 3 ชั่วโมง เก็บในเดซิเคเตอร์ ก่อนบรรจุลงคอลัมน์ เติมเฮกเซนลงไปในซิลิกาเจลให้อยู่ในลักษณะขุ่นหนืด (slurry)

2) เตรียมคอลัมน์โครมาโทกราฟี โดยใช้คอลัมน์แก้วชนิดที่มีวาล์วปิด-เปิด ปิดปลายคอลัมน์ส่วนล่างด้วยไขแก้วที่ทำความสะอาดด้วยตัวทำละลายแล้ว เติมซิลิกาเจลในเฮกเซนที่เตรียมจากข้อ 1 ลงในคอลัมน์ ชะด้วยเฮกเซน โดยปล่อยเฮกเซน ไหลผ่านซิลิกาเจล และระวังอย่าให้คอลัมน์แห้ง ระดับของเฮกเซนต้องอยู่เหนือกว่าระดับของซิลิกาเจลเสมอ ทิ้งเฮกเซนส่วนที่ผ่านคอลัมน์ไป

3) ไซเฮกเซนส่วนที่อยู่เหนือซิลิกาเจลทิ้ง จนระดับของเฮกเซนอยู่เหนือแนวซิลิกาเจลเพียงเล็กน้อย เทสารละลายที่ได้จากหัวข้อ 2.4.1 ผ่านลงในคอลัมน์ซิลิกาเจล เมื่อสารละลายไหลผ่านคอลัมน์จนเกือบหมด ชะคอลัมน์ด้วยเฮกเซน 15 มล. โดยปรับอัตราการไหลของเฮกเซนให้อยู่ที่ 1 หยด ต่อ 1 วินาที รอจนสารละลายไหลลงเกือบถึงแนวซิลิกาเจล จึงปิดวาล์วคอลัมน์

4) เติมตัวทำละลายผสมระหว่างโทลูอีนกับเฮกเซน (toluene : hexane) อัตราส่วน 0.6 : 1 ปริมาตร 15 มล. ผ่านลงในคอลัมน์ซิลิกาเจล เพื่อชะสาร PAHs เก็บสารละลายที่ผ่านคอลัมน์ จนกว่าระดับของสารละลายในคอลัมน์จะจนเกือบถึงแนวซิลิกาเจล

5) นำสารละลายที่ผ่านคอลัมน์ (จากข้อ 3 และ 4) ไปลดปริมาตรให้เหลือ 2 มล. โดยเป่าเบาๆ ด้วยแก๊สไนโตรเจนจนปริมาตรเหลือ 0.2 – 0.3 มล. เปลี่ยนตัวทำละลายเป็นไซโคลเฮกเซน (cyclohexane) โดยเติมไซโคลเฮกเซนลงไป 5 มล. และลดปริมาตรสุดท้ายให้เหลือ 0.1 มล.

6) เก็บตัวอย่างไว้ในขวดแก้วขนาดเล็ก เพื่อนำไปวิเคราะห์หาชนิดและปริมาณ PAHs ด้วยเครื่อง Gas Chromatography–Mass Spectrophotometer–Ion–Trap (GC/MS – Ion-Trap) ยี่ห้อ Varian รุ่น Saturn 2200 (รูปที่ 2-4 ข)

วิธีการดำเนินการศึกษา สรุปผังแผนภูมิในรูปที่ 2-5



(ก)



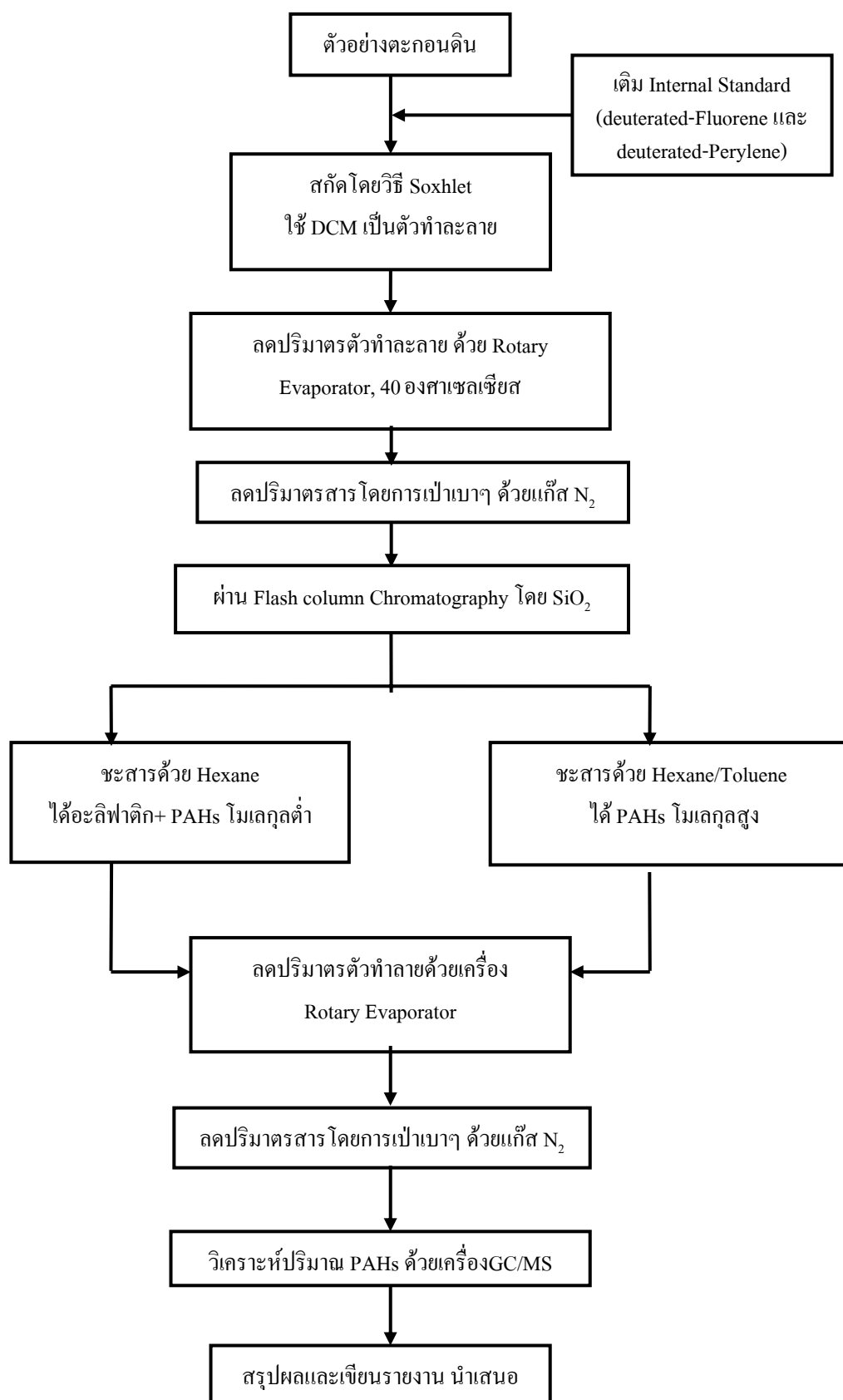
(ข)

รูปที่ 2-4 (ก) การแยกส่วน (fractionation) สารละลายผ่านซิลิกาเจล (silica gel) ด้วยเครื่องแก้วแฟรคชัน และ (ข) เครื่อง GC/MS-Ion-Trap (Varian Saturn 2200)

2.4.3 การวิเคราะห์สาร PAHs ด้วยเครื่อง GC/MS-Ion-trap

วิเคราะห์เพื่อหาชนิดและระดับความเข้มข้นของสาร PAHs ได้แก่ Phenanthrene, Anthracene, Fluoranthene, Pyrene, 11H-Benzo[a]fluoranthene, 11H-Benzo[b]fluoranthene, Benzo[a]anthracene, Chrysene, Benzo[b]fluoranthene, Benzo[k]fluoranthene, Benzo[a]pyrene, Benzo[e]pyrene, Benzo[g,h,i]perylene, Dibenzo[a,h]anthracene และ Indeno[1,2,3-cd]pyrene และ Internal Standard ได้แก่ Deuterated-Fluorene และ Deuterated-Perylene ด้วยเครื่อง GC/MS-Ion-trap Varian Saturn 2200 โดยกำหนดสภาวะการทำงานของเครื่อง ดังตารางที่ 2-2 หลักการวิเคราะห์ละเอียดในภาคผนวก ข

กำหนดสภาวะการทำงานของเครื่อง GC/MS โดยฉีดสารละลายตัวอย่างปริมาตร 1 มก. เข้าสู่เครื่องผ่าน Injector ที่อุณหภูมิ 250°ซ ใช้คอลัมน์ CP-5865 ความยาว 60 เมตร ผนังภายในเคลือบด้วยสารละลายผสมระหว่างไดฟีนิล (diphenyl) 5% และไดเมททิล (dimethyl) 95%



รูปที่ 2-5 แผนภูมิสรุปวิธีการดำเนินการศึกษา

ตารางที่ 2-2 สภาวะการทำงานของเครื่อง GC/MS–Ion-Trap (Varian Saturn 2200) ในการวิเคราะห์หาชนิดและระดับความเข้มข้นของสาร PAHs

GC	ชนิดของคอลัมน์ (Column type)	คอลัมน์แคปิลลารี (capillary column) รุ่น CP-5865 ยาว 60 ม. เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 0.32 มม. ความหนาของฟิล์มเหลว 1 ไมครอน.
	เฟสเคลื่อนที่ (Mobile phase)	ใช้ก๊าซฮีเลียม (He) ความบริสุทธิ์ 99.999% อัตราการไหลของก๊าซ 1.0 มล. ต่อนาที
	อุณหภูมิของ Injector	250°C
	อุณหภูมิของ Transfer line	250°C
	โหมดการฉีดตัวอย่าง	ตัวอย่างที่ฉีดเข้าเครื่อง 1 ไมครอน. (splitless liner)
MS	ชนิดของตัววิเคราะห์มวลสาร	Ion trap
	โหมดการแตกตัวเป็น ไอออน	อิเล็กตรอนอิมแพค (EI ⁺)
	พลังงานของอิเล็กตรอนเพื่อทำให้มวลสารแตกตัว	70 eV
	โหมดการบันทึกโครมาโตแกรมแบบ ไอออน	SIS (Selected Ion Spectrum)

2.5 การควบคุมคุณภาพในการวิเคราะห์ตัวอย่าง

การควบคุมคุณภาพในการวิเคราะห์โดยการวิเคราะห์สารอ้างอิง Standard Reference Material (SRM) 1941b Organics in marine sediment สำหรับเป็นตัวประกันคุณภาพในการทดลอง และการคำนวณหาเปอร์เซ็นต์คืนกลับ (% accuracy) ของ internal standard ในการทดลอง โดยใช้ SRM 1 กรัม ทำการสกัดและวิเคราะห์ 8 ชั่วโมงด้วยวิธีเดียวกับตัวอย่าง

2.6 วิธีการคำนวณระดับความเข้มข้นของ PAHs โดยใช้ Internal Standard

$$\frac{W_{Nat}}{W_{Deut}} = \frac{A_{Nat}}{A_{Deut}} \quad (2-1)$$

โดยที่

- A_{Nat} = พื้นที่ Peak ของ Native-PAHs ในตัวอย่าง
- A_{Deut} = พื้นที่ Peak ของ Deuterated-PAHs ในตัวอย่าง
- W_{Nat} = น้ำหนักของ Native-PAHs ในตัวอย่าง
- W_{Deut} = น้ำหนักของ Deuterated-PAHs ในตัวอย่าง

อัตราส่วนระหว่างพื้นที่พีค (peak) ของ Native-PAHs ในตัวอย่างกับพื้นที่พีคของ Deuterated-PAHs ในตัวอย่างมีค่าเท่ากับอัตราส่วนระหว่างน้ำหนักของ Native-PAHs ในตัวอย่างกับน้ำหนักของ Deuterated-PAHs ในตัวอย่าง (สมการ 2-1)

$$C_{Nat} = \frac{A_{Nat}}{A_{Deut}} \times W_{Deut} \times \frac{1}{RRF} \times \frac{1}{V} \quad (2-2)$$

โดยที่	C_{Nat}	=	ความเข้มข้นของ Native-PAHs ในตัวอย่าง (ng/g)
	A_{Nat}	=	พื้นที่พีคของ Native-PAHs ในตัวอย่าง
	A_{Deut}	=	พื้นที่พีคของ Deuterated-PAHs ในตัวอย่าง
	W_{Deut}	=	น้ำหนักของ Deuterated-PAHs ในตัวอย่าง (ng)
	RRF	=	Relative Response Factor
	V	=	ปริมาณตัวอย่าง ตะกอนดิน (g)

2.7 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

- วิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติโดยใช้สถิติเชิงพรรณนา (descriptive statistics) วิเคราะห์แนวโน้มและการกระจายของข้อมูล โดยหา ค่าผลรวม ค่าเฉลี่ย ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน
- วิเคราะห์องค์ประกอบและสัดส่วนของ PAHs ในแต่ละแหล่งกำเนิดโดยวิธีทางสถิติแบบ Binary Ratio แสดงผลความสัมพันธ์ระหว่างสัดส่วน ด้วยโปรแกรม Sigma plot

2.8 การวิเคราะห์ความเสี่ยงสุขภาพ

การศึกษาครั้งนี้ทำการเปรียบเทียบวิธีในการประเมินความเสี่ยง 2 วิธี ด้วยกัน คือ Excess lifetime cancer risk (วิธีที่ 1) และ Incremental lifetime cancer risk (วิธีที่ 2) วิธีคำนวณดังแสดงในบทที่ 1 ซึ่งแต่ละวิธีมีข้อจำกัดแตกต่างกัน ดังนี้ ข้อจำกัดของวิธีที่ 1 คือ ค่า CSF ของ PAHs ที่ใช้มี 7 ชนิด แต่ PAHs ที่ทำการศึกษาทั้งหมด 15 ชนิด ผลที่ได้ในการประเมินความเสี่ยงอาจมีค่าต่ำกว่าความเป็นจริง ส่วนข้อจำกัดของวิธีที่ 2 คือ ค่า CSF ที่ใช้เป็นค่า CSF ของ B[a]P ชนิดเดียว แต่เมื่อนำไปเทียบกับค่าความแรงในการก่อให้เกิดพิษ (PEF) จึงสามารถวิเคราะห์ค่าความเสี่ยงของ PAHs ได้แทบทุกชนิดที่ทำการศึกษา

วิธีที่ดีในการประเมินความเสี่ยง คือ วิเคราะห์ตามวิธีที่ 1 ใช้ค่า CSF ของ PAH แต่ละชนิดในการคำนวณ แต่เนื่องจากข้อจำกัดของค่า CSF คือ มีเพียง 7 ชนิด และจากการศึกษาของ WHO และ UK Expert Panel of Air Quality Standard (UK-EPAQS) เลือกให้ B[a]P เป็น PAHs ที่มีความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งสูงสุด แต่ในการประเมินความเสี่ยงจะวิเคราะห์เฉพาะ B[a]P ชนิด

เดียว เพื่อชี้วัดถึงแหล่งกำเนิดที่มีความเสี่ยงนั้น ไม่ถูกต้องนัก จึงทำการเปรียบเทียบ PAH ชนิดต่างๆ กับ B[a]P ดังวิธีที่ 3 และวิธีที่ 4 ซึ่งมีวิธีการคำนวณคล้ายกับวิธีที่ 1 และวิธีที่ 2 ดังนี้

วิธีที่ 3

$$\text{Risk} = \frac{(\text{CSF})(\text{PEF})(\text{CA})(\text{IR})(\text{ET})(\text{EF})(\text{ED})}{(\text{BW})(\text{AT})}$$

สำหรับวิธีที่ 3 มีการคำนวณคล้ายกับวิธีที่ 1 คือ ใช้ค่า CSF ของ PAHs 7 ชนิด แต่ต่างกันที่ในการคำนวณมีการคูณด้วยค่าความแรงในการก่อให้เกิดพิษ (PEF) ของ PAH เทียบกับ B[a]P เพื่อที่จะสามารถนำค่าความเสี่ยงของ PAHs แต่ละชนิดเทียบกับค่าความเสี่ยงของ B[a]P ตามค่ามาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS ได้

วิธีที่ 4

$$\text{Risk} = \frac{(\text{CSF}_{\text{B[a]P}})(\text{PEF})(\text{CA})(\text{IR})(\text{ET})(\text{EF})(\text{ED})}{(\text{BW})(\text{AT})}$$

สำหรับวิธีที่ 4 มีการคำนวณคล้ายกับวิธีที่ 2 คือ ใช้ค่า CSF ของ B[a]P ชนิดเดียว แต่ต่างกันที่ในการคำนวณ มีการคูณด้วยค่าความแรงในการก่อให้เกิดพิษ (PEF) ของ PAH เทียบกับ B[a]P เพื่อที่จะสามารถนำค่าความเสี่ยงของ PAHs แต่ละชนิดเทียบกับค่าความเสี่ยงของ B[a]P ตามค่ามาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS ได้

บทที่ 3

ผลการศึกษาและวิจารณ์ผล

3.1 การควบคุมคุณภาพในการวิเคราะห์ตัวอย่าง

3.1.1 ผลการวิเคราะห์สารอ้างอิงมาตรฐาน

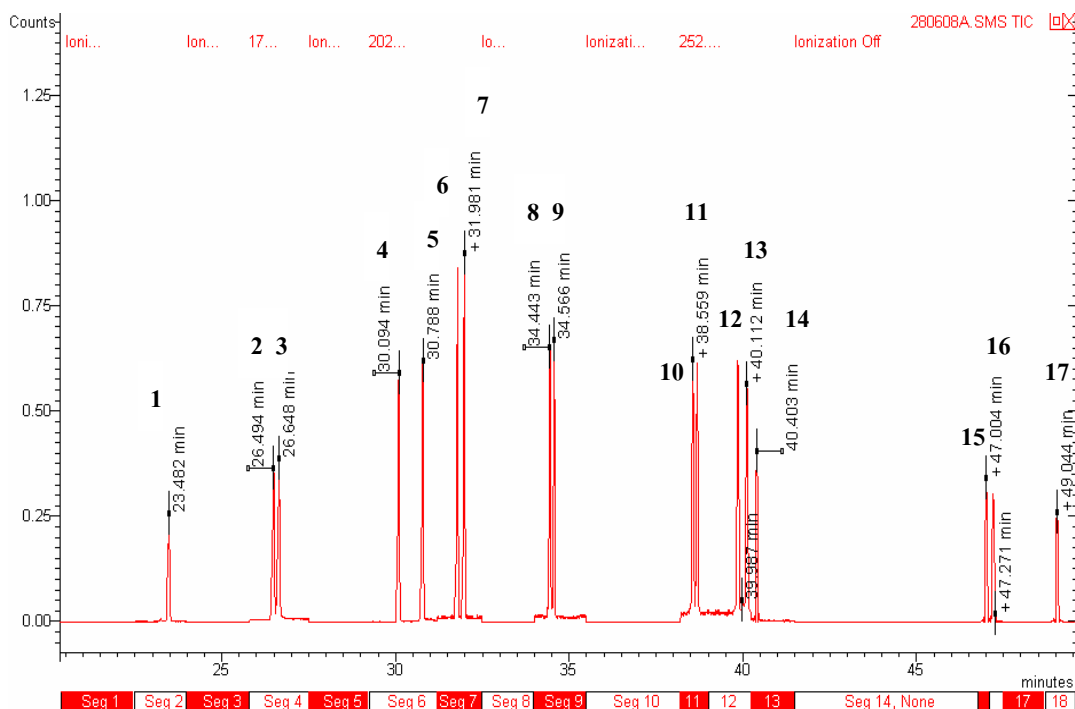
ผลการวิเคราะห์สารอ้างอิงมาตรฐาน (Standard Reference Material; SRM) 1941b Organics in marine sediment โดยใช้วิธีการวิเคราะห์เดียวกับตัวอย่าง 8 ซ้ำ เพื่อยืนยันความถูกต้องของวิธีการที่ใช้ ผลการวิเคราะห์สาร Phe มีค่าเท่ากับ 486 ± 66 นนก./ก.นน.แห้ง FI มีค่าเท่ากับ 733 ± 79 นนก./ก.นน.แห้ง Pyr มีค่าเท่ากับ 551 ± 65 นนก./ก.นน.แห้ง B[a]A มีค่าเท่ากับ 277 ± 46 นนก./ก.นน.แห้ง Chry มีค่าเท่ากับ 227 ± 83 นนก./ก.นน.แห้ง B [b]F มีค่าเท่ากับ 396 ± 134 นนก./ก.นน.แห้ง B[k]F มีค่าเท่ากับ 197 ± 86 นนก./ก.นน.แห้ง B[e]P มีค่าเท่ากับ 409 ± 175 นนก./ก.นน.แห้ง Ind มีค่าเท่ากับ 438 ± 92 นนก./ก.นน.แห้ง และ B[g,h,i]P มีค่าเท่ากับ 382 ± 84 นนก./ก.นน.แห้ง ซึ่งยอมรับได้เมื่อเปรียบเทียบกับค่าที่กำกับมา ค่าที่วิเคราะห์ได้ และเปอร์เซ็นต์ที่วิเคราะห์ได้ แสดงดังตารางที่ 3-1

ตารางที่ 3-1 ผลการวิเคราะห์ PAHs ในสารอ้างอิงมาตรฐาน SRM 1941b

PAHs	ค่าที่กำกับมา ng/g dry wt.	ค่าที่วิเคราะห์ได้ ng/g dry wt.	% accuracy
Phenanthrene	406 ± 44	486 ± 66	119 ± 16
Fluoranthene	651 ± 50	733 ± 79	112 ± 12
Pyrene	581 ± 39	551 ± 65	95 ± 11
Benzo[a]anthracene	335 ± 25	277 ± 46	82 ± 13
Chrysene	291 ± 31	227 ± 83	77 ± 28
Benzo[b]fluoranthene	453 ± 21	396 ± 134	87 ± 29
Benzo[k]fluoranthene	225 ± 18	197 ± 86	87 ± 38
Benzo[e]pyrene	325 ± 25	409 ± 175	125 ± 53
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	341 ± 57	438 ± 92	128 ± 26
Benzo[g,h,i]perylene	307 ± 45	382 ± 84	124 ± 27

3.1.2 การวิเคราะห์ด้วยเครื่อง GC/MS

ผลจากการหาสภาวะที่เหมาะสมโดยใช้สารละลายมาตรฐาน (Norwegian Standard: NS 9815) ของ PAHs 15 ชนิด รวมถึงสาร Recovery ISTD-PAH 2 ชนิด รูปที่ 3-1 แสดงผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง GC/MS เป็นโครมาโทแกรม (chromatogram) และเวลาแสดงผล (retention time) ของสารละลายมาตรฐาน PAHs 17 ชนิด รายละเอียดดังตารางที่ 3-2 โครมาโทแกรมของสารอ้างอิงมาตรฐานแสดงในรูปที่ 3-2 ตัวอย่างโครมาโทแกรมของสารละลายที่สกัดจากแหล่งกำเนิดประเภทปิ้งย่าง ภูมิหลัง และจรรยา แสดงในรูปที่ 3-3ก, 3-3ข และ 3-3ค ตามลำดับ



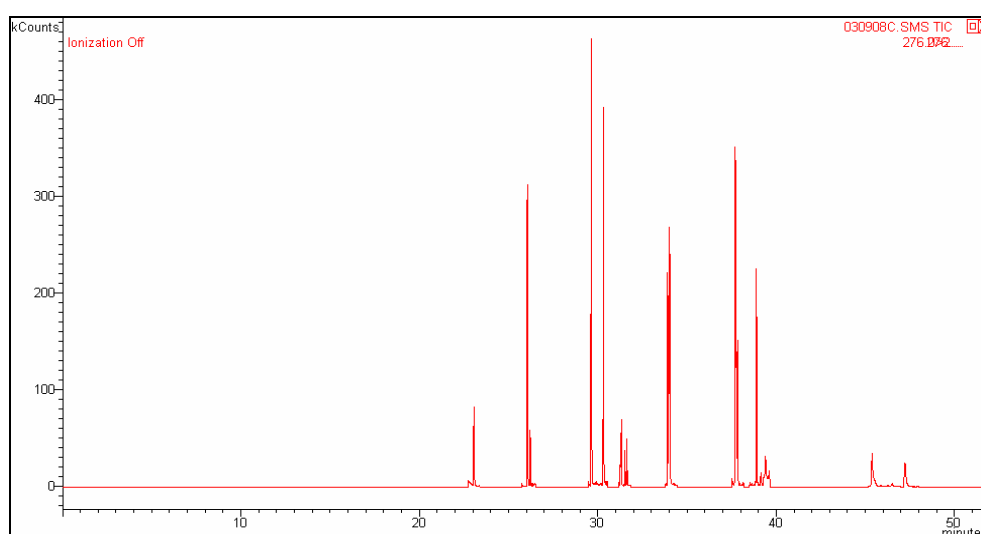
รูปที่ 3-1 โครมาโทแกรม (chromatogram) ของสาร PAHs 17 ชนิด

1. Fluorene-d ₁₂	5. Pyr	9. Chry	13. B[e]P	17. B[g,h,i]P
2. Phe	6. 11H-B[a]F	10. Perylene-d ₁₂	14. B[a]P	
3. An	7. 11H-B[b]F	11. B[b]F	15. Ind	
4. Fl	8. B[a]A	12. B[k]F	16. D[a,h]A	

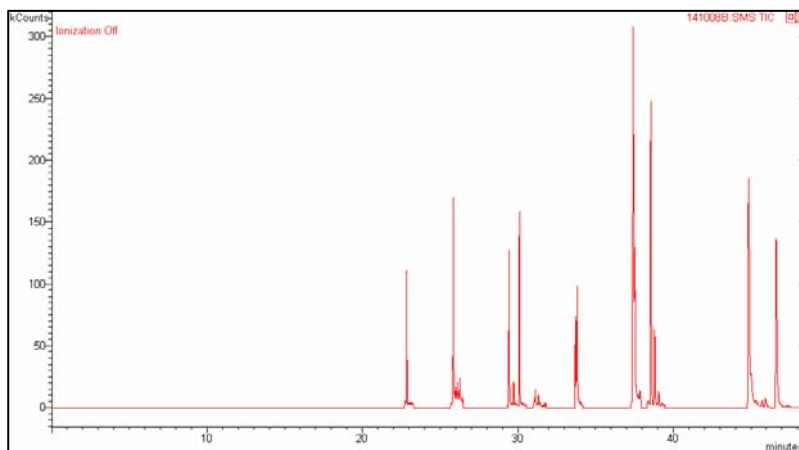
ตารางที่ 3-2 เวลาแสดงผล (Retention time) ของสารละลายมาตรฐาน PAHs 15 ชนิด และ Internal Standard PAHs 2 ชนิด

สาร PAHs	M.I. [M ⁺]	R.T. (นาที)
PAHs Standard		
Phenanthrene	178	26.51
Anthracene	178	26.68
Fluoranthene	202	30.13
Pyrene	202	30.81
11H-Benzo(a)fluoranthene	216	31.81
11H-Benzo(b)fluoranthene	216	32.01
Benzo(a)anthracene	228	34.44
Chrysene	228	34.56
Benzo(b)fluoranthene	252	38.57
Benzo(k)fluoranthene	252	38.71
Benzo(e)pyrene	252	39.86
Benzo(a)pyrene	252	40.13
Indeno (1,2,3-cd)pyrene	276	47.01
Dibenzo(a,h)anthracene	278	47.21
Benzo(g,h,i)perylene	276	49.01
Internal Standard PAHs		
Fluorene-d ₁₂	176	23.52
Perylene-d ₁₂	264	40.34

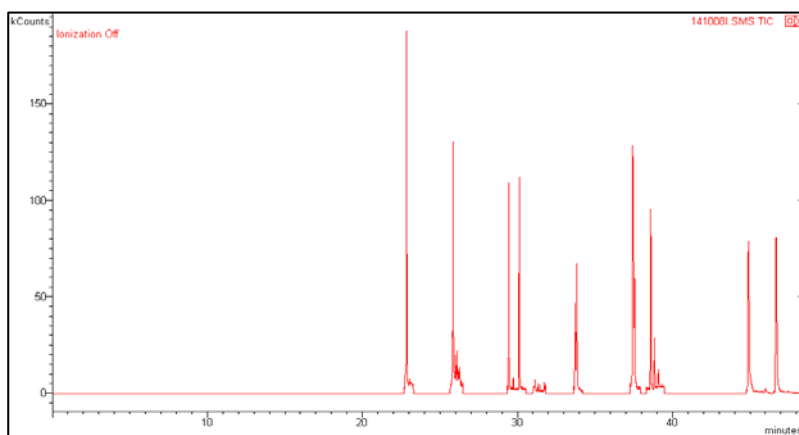
หมายเหตุ : R.T. คือ ระยะเวลาที่สารแต่ละชนิดใช้ในการเคลื่อนที่ผ่านคอลัมน์



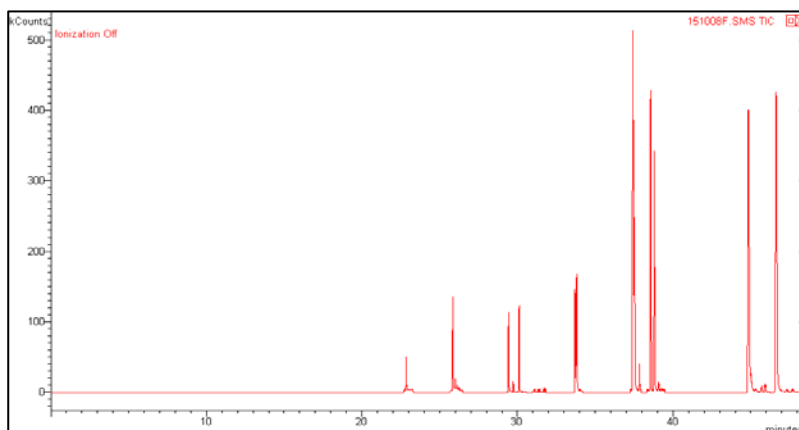
รูปที่ 3-2 โครมาโทแกรมของสารอ้างอิงมาตรฐาน (SRM)



(ก)



(ข)



(ค)

รูปที่ 3-3 (ก) โครมาโทแกรมจากแหล่งกำเนิดควันไฟที่เกิดจากการปิ้งย่าง (ข) โครมาโทแกรมจากแหล่งกำเนิดหน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ และ (ค) โครมาโทแกรมจากแหล่งกำเนิดริมถนนเพชรเกษมหน้าที่ทำการเทศบาลหาดใหญ่

3.2 ระดับความเข้มข้นและสัดส่วน PAHs

3.2.1 ระดับความเข้มข้น PAHs แต่ละแหล่งกำเนิด

ผลการวิเคราะห์ระดับความเข้มข้นรวมของ PAHs (Σ PAHs) 15 ชนิด ประกอบด้วย Phe, An, Fl, Pyr, 11H-B[a]F, 11H-B[b]F, B[a]A, Chry, B[b]F, B[a]P, B[k]F, B[e]P, Ind, B[g,h,i]P และ D[a,h]A ในฝุ่น PM_{10} จากแหล่งกำเนิดประเภทต่างๆ 14 แหล่ง ในจังหวัดสงขลา โดยแบ่งเป็น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มน้ำหนักโมเลกุลต่ำ (low molecular weight: LMW: Phe, An, Fl, Pyr, 11H-B[a]F, 11H-B[b]F, B[a]A และ Chry) และกลุ่มน้ำหนักโมเลกุลสูง (high molecular weight: HMW: B[b]F, B[a]P, B[k]F, B[e]P, Ind, B[g,h,i]P และ D[a,h]A) แสดงดังตารางที่ 3-3 และ 3-4 ตามลำดับ ระดับความเข้มข้นรวมเฉลี่ยของ PAHs ทั้ง 15 ชนิด แสดงดังตารางที่ 3-5 และระดับความเข้มข้นของแต่ละซ้ำแสดงรายละเอียดในภาคผนวก ค

ผลการศึกษาค่าระดับความเข้มข้นรวมเฉลี่ยของ PAHs พบว่า แหล่งกำเนิดจาก ควันจากการเผาไม้ยาง > ควันจากการเผาฟางข้าว > ควันจากการเผาไม้พุ่ม > ข้างเตาเผาขยะเทศบาลหาดใหญ่ > โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 2 > โรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี > หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ > ริมถนนเพชรเกษมหน้าเทศบาลหาดใหญ่ > โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 1 > สถานีขนส่งหาดใหญ่ > ควันจากการปิ้งย่างในงานเกษตร > ข้างเตาเผาศวกคองหงส์ และกลุ่มภูมิหลัง พบว่ามีระดับความเข้มข้นรวมเฉลี่ย PAHs ของบริเวณริมทะเลสาบสงขลาฤดูร้อน > หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ฤดูร้อน > บนเขาคองหงส์ > หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ฤดูฝน > ริมทะเลสาบสงขลาฤดูฝน

กลุ่มภูมิหลัง มีค่าระดับความเข้มข้นรวมของ PAHs ในฤดูร้อนมากกว่าในฤดูฝน อย่งเห็นได้ชัด (รูปที่ 3-4) อาจเนื่องมาจาก ฝนซึ่งเป็นขั้นตอนหนึ่งของ wet deposition จะชะเอาทั้งก๊าซและอนุภาคของ PAHs ลงสู่พื้นดินและน้ำ จึงส่งผลให้ระดับความเข้มข้นของ PAHs ในชั้นบรรยากาศมีค่าลดลง (Pankow and Biddleman., 1991; Leister and Baker., 1994) ดังเช่นการศึกษาที่ผ่านมาในเมือง Hiroshima ประเทศญี่ปุ่น พบว่า ปริมาณน้ำฝนแปรผกผันกับระดับความเข้มข้นของ PAHs คือ ปริมาณน้ำฝนมาก ระดับความเข้มข้นของ PAHs จะน้อย แสดงดังรูปที่ 3-5 (Tham *et al.*, 2007) ซึ่งในความเป็นจริงมีปัจจัยอีกมากที่มีอิทธิพลต่อระดับความเข้มข้นของ PAHs เช่น อุณหภูมิ ความเข้มแสง ความดันอากาศ เป็นต้น

ตารางที่ 3-3 ระดับความเข้มข้นเฉลี่ยของ PAHs กลุ่มน้ำหนักโมเลกุลต่ำ ใน PM₁₀ ของแต่ละแหล่งกำเนิดในจังหวัดสงขลา (หน่วยเป็น นนก./ลบ.ม.)

CODE	Phe	An	Fl	Pyr	11H-B[a]F	11H-B[b]F	B[a]A	Chry
KHH	0.029 ± 0.010	0.002 ± 0.000	0.013 ± 0.008	0.010 ± 0.008	0.001 ± 0.000	ND	0.005 ± 0.003	0.009 ± 0.004
PSU1	0.051 ± 0.004	0.004 ± 0.001	0.038 ± 0.004	0.037 ± 0.007	0.003 ± 0.001	0.002 ± 0.001	0.019 ± 0.008	0.021 ± 0.004
PSU2	0.061 ± 0.047	0.005 ± 0.004	0.047 ± 0.025	0.053 ± 0.027	0.002 ± 0.001	0.002 ± 0.001	0.027 ± 0.013	0.031 ± 0.015
SL1	0.047 ± 0.017	0.003 ± 0.001	0.035 ± 0.005	0.041 ± 0.003	0.002 ± 0.000	0.002 ± 0.000	0.010 ± 0.001	0.017 ± 0.004
SL2	0.023 ± 0.004	0.003 ± 0.002	0.011 ± 0.003	0.007 ± 0.002	0.001 ± 0.001	0.001 ± 0.000	0.004 ± 0.003	0.008 ± 0.005
TI	0.157 ± 0.056	0.013 ± 0.012	0.151 ± 0.039	0.168 ± 0.022	0.010 ± 0.004	0.010 ± 0.004	0.154 ± 0.056	0.157 ± 0.106
PR	0.147 ± 0.083	0.014 ± 0.006	0.108 ± 0.051	0.117 ± 0.058	0.006 ± 0.002	0.006 ± 0.002	0.105 ± 0.057	0.088 ± 0.044
BT	0.115 ± 0.066	0.015 ± 0.009	0.080 ± 0.025	0.113 ± 0.024	0.009 ± 0.001	0.007 ± 0.002	0.109 ± 0.012	0.098 ± 0.013
CPF	0.083 ± 0.018	0.003 ± 0.002	0.066 ± 0.026	0.079 ± 0.028	0.003 ± 0.001	0.002 ± 0.001	0.018 ± 0.011	0.023 ± 0.013
RMF1	0.085 ± 0.040	0.013 ± 0.011	0.255 ± 0.213	0.250 ± 0.226	0.104 ± 0.115	0.100 ± 0.110	0.506 ± 0.440	0.325 ± 0.240
RMF2	0.109 ± 0.070	0.018 ± 0.015	0.153 ± 0.136	0.197 ± 0.177	0.034 ± 0.034	0.029 ± 0.029	0.715 ± 0.533	1.22 ± 0.68
WI	1.20 ± 0.55	0.29 ± 0.15	1.06 ± 0.46	0.855 ± 0.403	0.059 ± 0.022	0.046 ± 0.014	0.541 ± 0.077	0.435 ± 0.099
CI	0.058 ± 0.040	0.009 ± 0.007	0.065 ± 0.061	0.075 ± 0.069	0.006 ± 0.002	0.073 ± 0.025	0.071 ± 0.022	0.280 ± 0.007
BF	0.084 ± 0.015	0.008 ± 0.001	0.054 ± 0.014	0.060 ± 0.017	0.003 ± 0.002	0.002 ± 0.002	0.030 ± 0.008	0.036 ± 0.009
PRT	1.19 ± 0.47	0.21 ± 0.09	5.60 ± 2.257	4.33 ± 1.83	1.49 ± 1.14	1.35 ± 0.99	3.08 ± 1.63	1.31 ± 0.70
BB	0.823 ± 0.837	0.125 ± 0.131	2.27 ± 0.25	2.14 ± 0.12	0.884 ± 0.085	0.789 ± 0.093	2.54 ± 0.24	1.41 ± 0.20
SB	5.12 ± 3.38	6.15 ± 3.65	8.60 ± 0.98	11.56 ± 1.81	6.08 ± 1.02	7.91 ± 1.49	3.24 ± 0.43	2.53 ± 0.58

หมายเหตุ: รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

ND หมายถึงตรวจไม่พบ

ตารางที่ 3-4 ระดับความเข้มข้นเฉลี่ยของ PAHs กลุ่มน้ำหนักโมเลกุลสูง ใน PM₁₀ ของแต่ละแหล่งกำเนิดในจังหวัดสงขลา (หน่วยเป็น นนก./ลบ.ม.)

CODE	B[b]F	B[k]F	B[e]P	B[a]P	Ind	D[a,h]A	B[g,h,i]P
KHH	0.259 ± 0.063	0.033 ± 0.012	0.156 ± 0.035	0.062 ± 0.030	0.284 ± 0.183	ND	0.385 ± 0.213
PSU1	0.251 ± 0.067	0.033 ± 0.015	0.141 ± 0.037	0.045 ± 0.014	0.409 ± 0.223	ND	0.607 ± 0.375
PSU2	0.182 ± 0.078	0.038 ± 0.017	0.212 ± 0.056	0.078 ± 0.030	0.206 ± 0.096	0.044 ± 0.039	0.254 ± 0.127
SL1	0.332 ± 0.166	0.045 ± 0.051	0.211 ± 0.097	0.053 ± 0.046	0.632 ± 0.099	ND	0.776 ± 0.164
SL2	0.105 ± 0.082	0.023 ± 0.021	0.055 ± 0.045	0.040 ± 0.039	0.083 ± 0.049	0.013 ± 0.019	0.126 ± 0.074
TI	1.22 ± 0.69	0.177 ± 0.023	0.682 ± 0.234	0.337 ± 0.080	0.991 ± 0.250	0.012 ± 0.016	1.54 ± 0.42
PR	0.599 ± 0.555	0.147 ± 0.123	0.464 ± 0.486	0.498 ± 0.477	0.541 ± 0.589	0.010 ± 0.014	1.22 ± 1.44
BT	0.604 ± 0.328	0.156 ± 0.081	0.375 ± 0.187	0.381 ± 0.187	0.534 ± 0.190	0.029 ± 0.041	0.643 ± 0.215
CPF	0.489 ± 0.446	0.054 ± 0.057	0.323 ± 0.282	0.066 ± 0.068	1.81 ± 1.45	ND	2.82 ± 2.14
RMF1	0.487 ± 0.239	0.134 ± 0.093	0.350 ± 0.157	0.475 ± 0.333	0.524 ± 0.294	ND	0.362 ± 0.164
RMF2	1.22 ± 0.68	0.342 ± 0.189	1.08 ± 0.56	1.24 ± 0.62	1.94 ± 0.97	0.075 ± 0.095	1.70 ± 0.81
WI	2.27 ± 2.08	0.50 ± 0.46	1.35 ± 1.16	1.41 ± 1.11	2.11 ± 1.64	0.089 ± 0.067	2.01 ± 1.34
CI	0.280 ± 0.007	0.070 ± 0.017	0.289 ± 0.070	0.184 ± 0.059	0.555 ± 0.238	0.009 ± 0.012	0.799 ± 0.394
BF	0.497 ± 0.163	0.091 ± 0.025	0.342 ± 0.057	0.121 ± 0.020	0.625 ± 0.150	0.020 ± 0.028	0.862 ± 0.295
PRT	35.16 ± 46.73	5.98 ± 7.51	17.57 ± 23.64	9.30 ± 11.01	24.56 ± 33.40	0.31 ± 0.07	19.40 ± 25.89
BB	1.64 ± 0.74	0.469 ± 0.233	0.671 ± 0.227	1.17 ± 0.29	0.606 ± 0.177	0.187 ± 0.108	0.625 ± 0.214
SB	3.40 ± 1.26	1.30 ± 0.69	2.83 ± 1.40	5.73 ± 3.61	5.78 ± 3.37	0.248 ± 0.253	4.80 ± 2.79

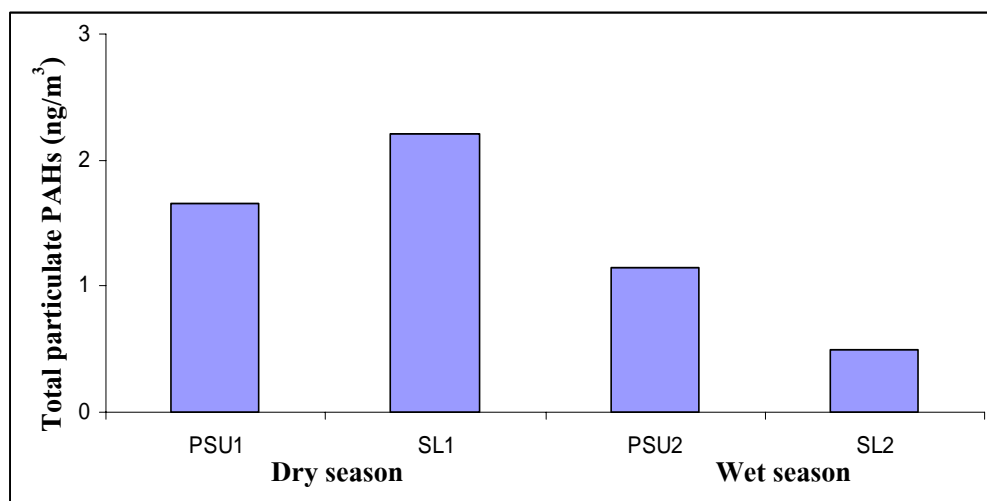
หมายเหตุ: รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

ND หมายถึงตรวจไม่พบ

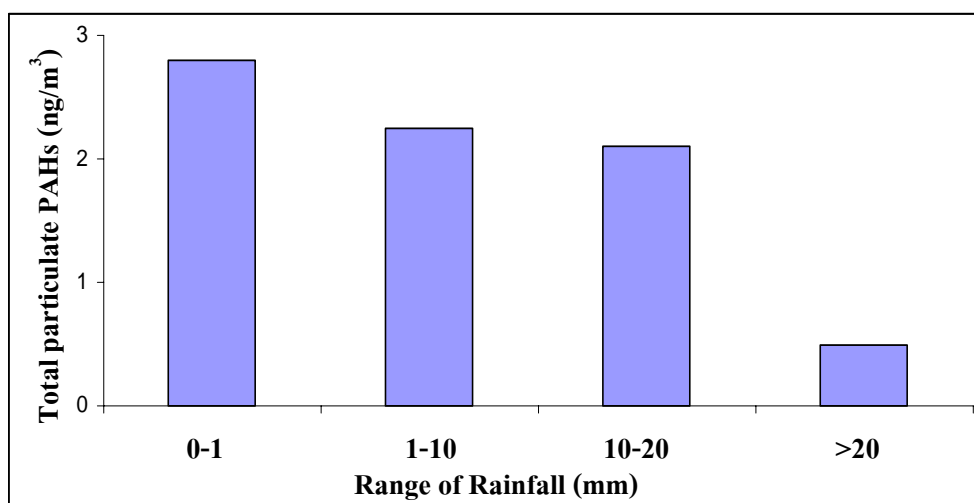
ตารางที่ 3-5 ระดับความเข้มข้นรวมเฉลี่ยของ PAHs 15 ชนิด (Phe, An, Fl, Pyr, 11H-B[a]F, 11H-B[b]F, B[a]A, Chry, B[b]F, B[a]P, B[k]F, B[e]P, Ind, B[g,h,i]P และ D[a,h]A) ใน PM₁₀ ของแต่ละแหล่งกำเนิดในจังหวัดสงขลา (หน่วยเป็น นนก./ลบ.ม.)

CODE	Total PAHs
KHH	1.25 ± 0.07
PSU1	1.66 ± 0.11
PSU2	1.15 ± 0.04
SL1	2.21 ± 0.06
SL2	0.502 ± 0.028
TI	5.78 ± 0.19
PR	4.07 ± 0.39
BT	3.28 ± 0.10
CPF	5.83 ± 0.63
RMF1	3.97 ± 0.12
RMF2	9.35 ± 0.34
WI	14.21 ± 0.66
CI	2.55 ± 0.11
BF	2.84 ± 0.08
PRT	130.85 ± 14.81
BB	16.34 ± 0.22
SB	75.24 ± 1.24

หมายเหตุ: รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1



รูปที่ 3-4 ระดับความเข้มข้น PAHs ของแหล่งกำเนิดภูมิหลัง ในฤดูร้อน และฤดูฝน จังหวัดสงขลา



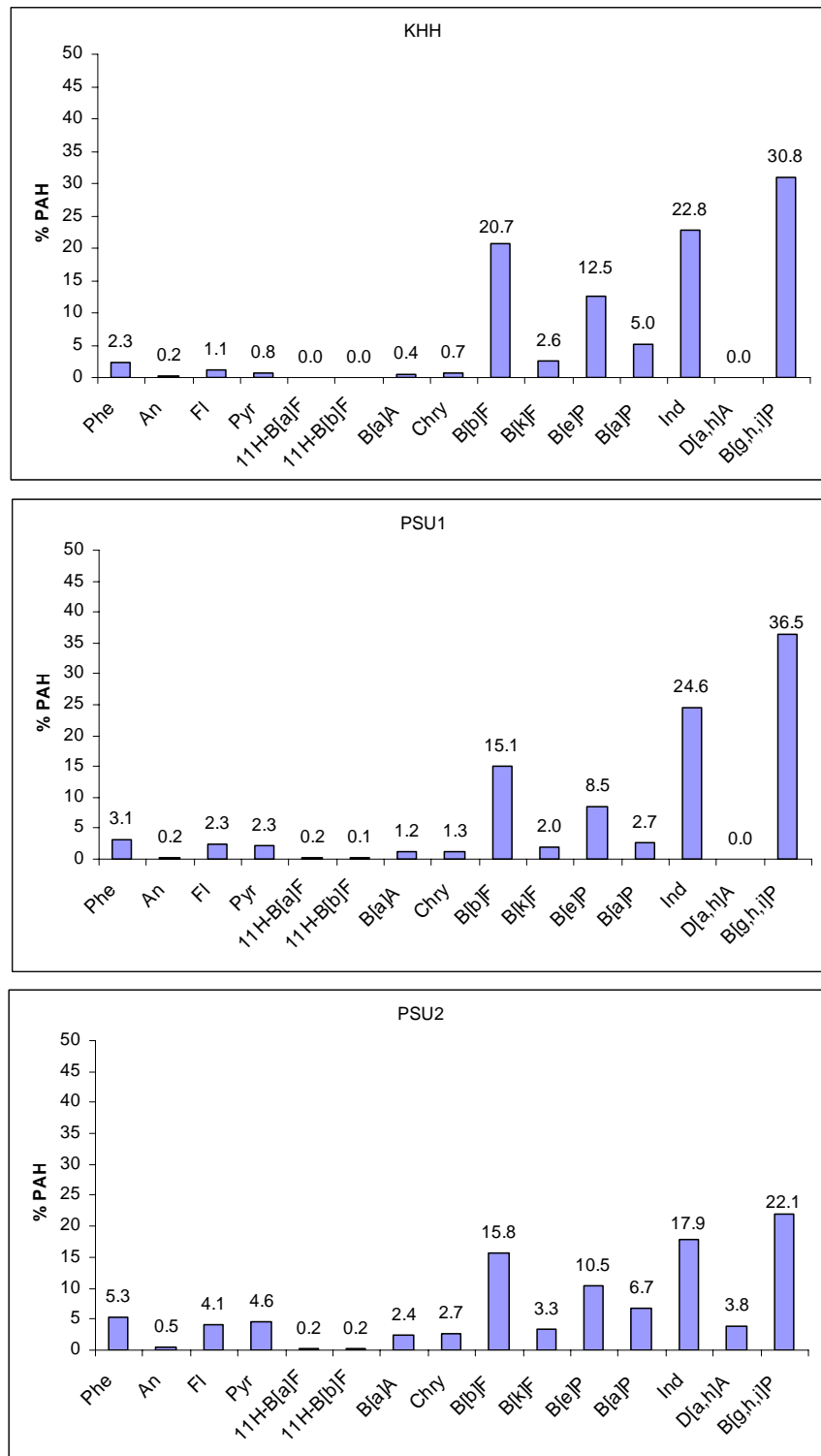
รูปที่ 3-5 ปริมาณน้ำฝนที่มีผลต่อระดับความเข้มข้น PAHs (Tham *et al.*, 2007)

สารประกอบ PAH หลายชนิดเป็นสารก่อมะเร็งในมนุษย์ ได้แก่ B[a]A, B[b]F, B[k]F, B[a]P, และ Ind (Hong *et al.*, 2007) ซึ่ง WHO และ the UK-EPAQS กำหนดให้ B[a]P เป็นชนิดที่มีความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งและมีผลต่อการก่อกลายพันธุ์สูงสุด (Ames *et al.*, 1975; Møller *et al.*, 1982; US-EPA, 2003) โดย WHO กำหนดค่า B[a]P มีค่าไม่เกิน 1 นนก./ลบ.ม. (WHO, 1987 และ 2000) และ UK-EPAQS กำหนดค่า B[a]P มีค่าไม่เกิน 0.25 นนก./ลบ.ม. (Jone, 2001) หากเกินกว่านั้นถือเป็นระดับที่เสี่ยงอันตรายต่อการเป็นโรคมะเร็ง

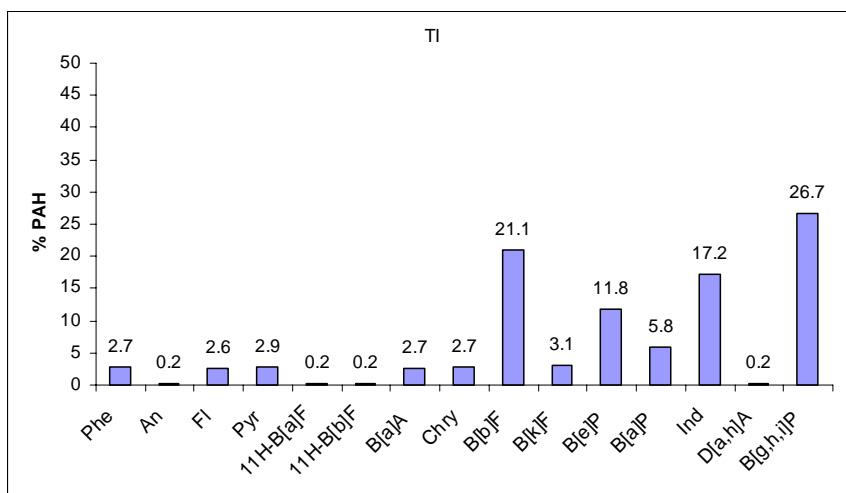
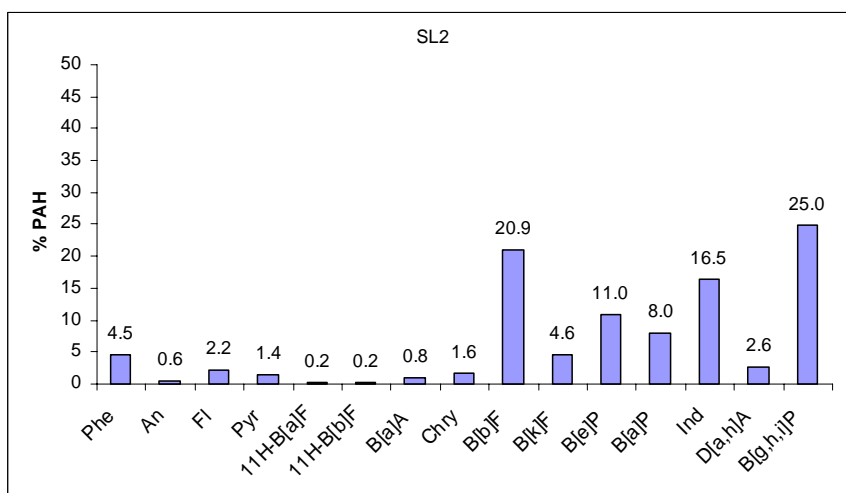
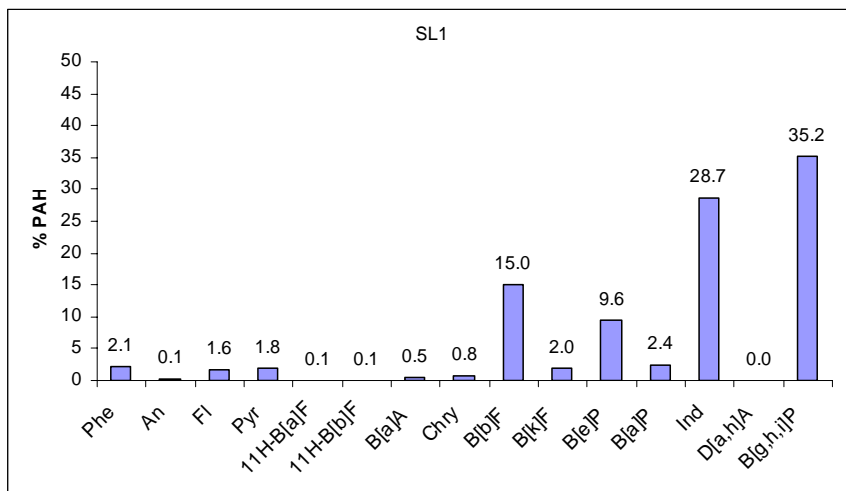
ในการศึกษา พบว่าค่าระดับความเข้มข้นของ B[a]P หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ในฤดูฝน > บนเขาคอหงส์ > ริมทะเลสาบสงขลาในฤดูร้อน > หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ในฤดูร้อน > ริมทะเลสาบสงขลาในฤดูฝน จะเห็นได้ว่า กลุ่มภูมิหลัง มีค่า B[a]P ไม่เกินมาตรฐานที่ WHO และ UK-EPAQS กำหนดไว้ ซึ่งมีค่าน้อยกว่ามาตรฐาน WHO 12 - 25 เท่า และน้อยกว่ามาตรฐาน UK-EPAQS 2 - 6 เท่า และเมื่อนำไปเปรียบเทียบกับพื้นที่ต่างๆ ได้แก่ โรงพยาบาลจุฬาลงกรณ์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย และมหาวิทยาลัยกรุงเทพ มีค่า B[a]P เท่ากับ 5.6, 3.6 และ 2.8 นก./ลบ.ม. ตามลำดับ (Thongsanit, 2002) และจากการศึกษาที่ผ่านมาในประเทศต่างๆ ได้แก่ เมือง Jakarta ประเทศอินโดนีเซีย ฮองกง (Panther, 1999) เกาหลีใต้ (Panther, 1999) อินเดีย (Banerjee, 1986) ไต้หวัน สิงคโปร์ (Ang, 1986) มีค่า B[a]P อยู่ระหว่าง 0.83 - 10.22, 0.00 - 0.78, 0.00 - 1.2, 0.04 - 0.82, 0.04 - 0.81 และ 1.65 - 3.55 นก./ลบ.ม. ตามลำดับ พบว่าในกรุงเทพและประเทศในเขตร้อนมีค่าระดับความเข้มข้น B[a]P ก่อนข้างสูงเกินกว่าค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้

3.2.2 ผลการศึกษาลักษณะเฉพาะของ PAHs

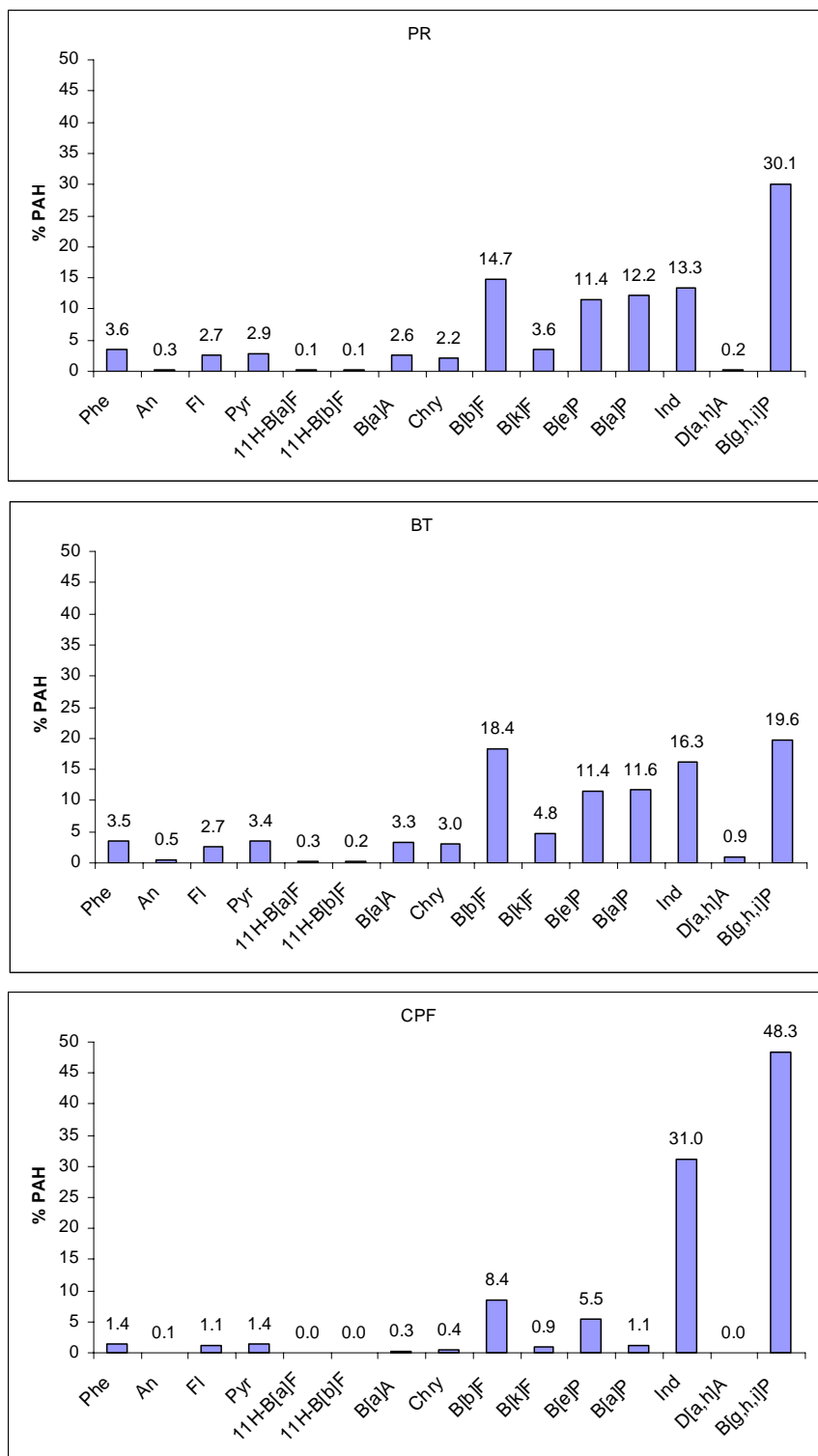
ลักษณะเฉพาะของ PAHs ในแต่ละแหล่งกำเนิด ซึ่งคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ (รูปที่ 3-6) พบว่า ในกลุ่มภูมิหลัง มีอัตราส่วนของ PAHs ที่มีเปอร์เซ็นต์สูง 5 อันดับแรก ได้แก่ B[g,h,i]P > Ind > B[b]F > B[e]P > B[a]P ซึ่งเป็น PAHs ในกลุ่ม HMW อาจเนื่องมาจากโดยทั่วไป PAH ที่มีจำนวนวงแหวนสูง มักพบในวัฏภาคอนุภาค แต่ในขณะที่ PAHs ที่มีจำนวนวงแหวนต่ำ กลับพบได้มากในวัฏภาคก๊าซ (Ohura *et al.*, 2004) และอาจเนื่องมาจากระยะทางระหว่างแหล่งกำเนิด กับจุดตรวจเก็บ มีระยะทางห่างไกลกัน ทำให้ PAHs ในกลุ่ม LMW ถูกย่อยสลายจากแสงอัลตราไวโอเล็ต หรือที่เรียกว่า ปฏิกิริยาโฟโตออกซิเดชัน (photo oxidation) และถูกย่อยสลายโดยทำปฏิกิริยากับโอโซน แต่ในกลุ่ม HMW มีความคงทน และแข็งแรง จึงสามารถทนต่อการย่อยสลายจากแสงอัลตราไวโอเล็ตและโอโซนได้มากกว่ากลุ่ม LMW (Behymer and Hites, 1988; Tham *et al.*, 2007) ซึ่งในกลุ่มการจราจร ได้แก่ สถานีขนส่งขนาดใหญ่ หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และริมถนนเพชรเกษมหน้าเทศบาลหาดใหญ่ กลุ่มอุตสาหกรรม ได้แก่ โรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี โรงงานรมยางแผ่นทั้ง 2 แห่ง กลุ่มการเผาไหม้สารอินทรีย์ประเภทโปรตีน ได้แก่ เตาเผาขยะเทศบาลหาดใหญ่ เตาเผาศพ และการปิ้งย่างเนื้อสัตว์ รวมทั้งควันจากการเผาไม้ยาง พบ PAH ที่มีปริมาณสูงอยู่ในกลุ่ม HMW มากกว่ากลุ่ม LMW คล้ายกับกลุ่มภูมิหลัง แต่ในแหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้ไม้ฟุ่ม และฟางข้าว พบ PAHs ที่มีปริมาณสูง ได้แก่ Pyr, Fl, 11H-B[b]F, 11H-B[a]F และ An ซึ่งเป็น PAHs ในกลุ่ม LMW



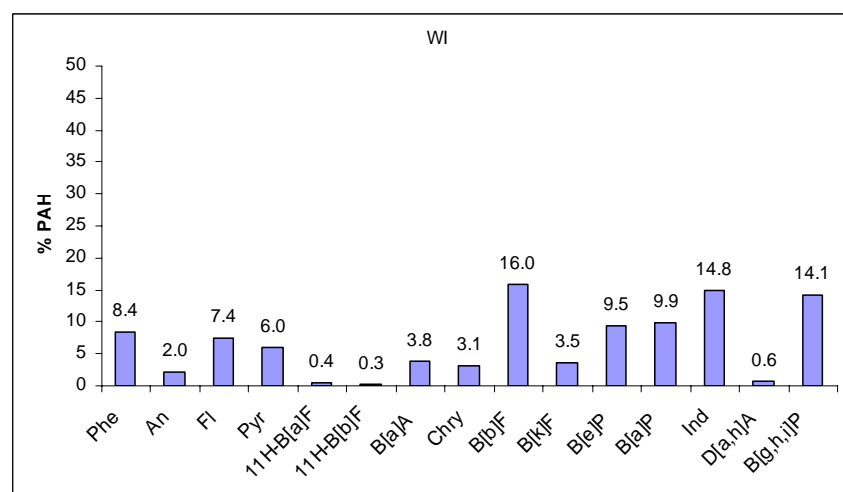
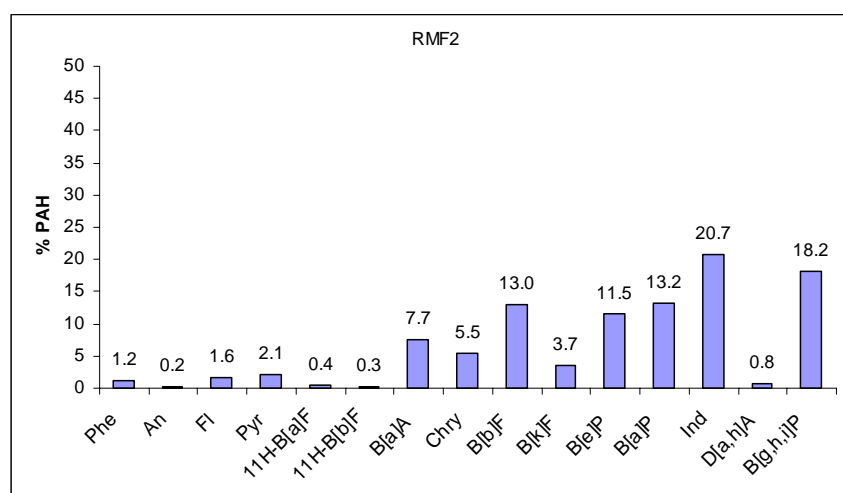
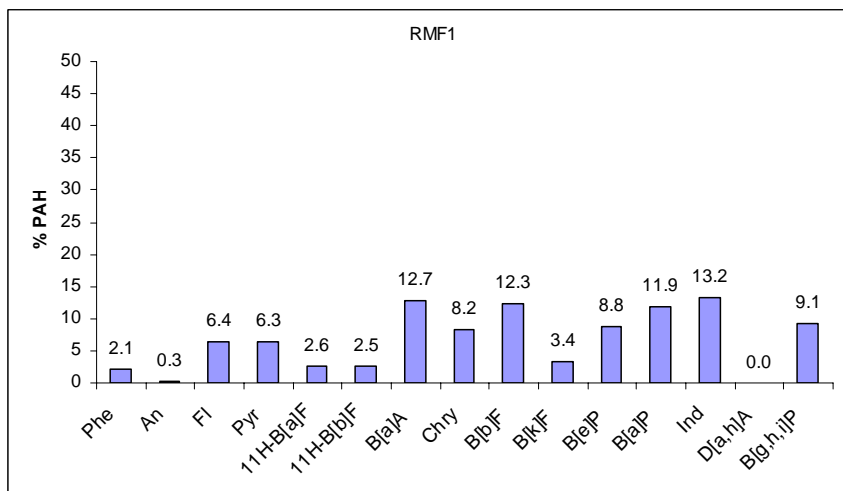
รูปที่ 3-6 ความเข้มข้นรวม (%) ของ PAHs ในกลุ่มภูมิหลัง (KHH, PSU1, PSU2, SL1, SL2) กลุ่มการจราจร (TI, PR, BT) กลุ่มอุตสาหกรรม (CPF, RMF1, RMF2) กลุ่มการเผาไหม้สารอินทรีย์ประเภทโปรตีน (WI, CI, BF) กลุ่มการเผาไหม้ไม้สด (PRT, BB, SB)



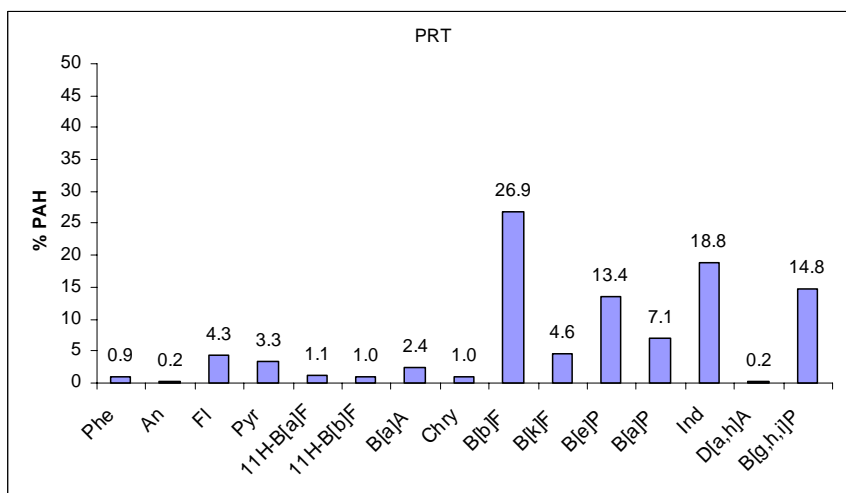
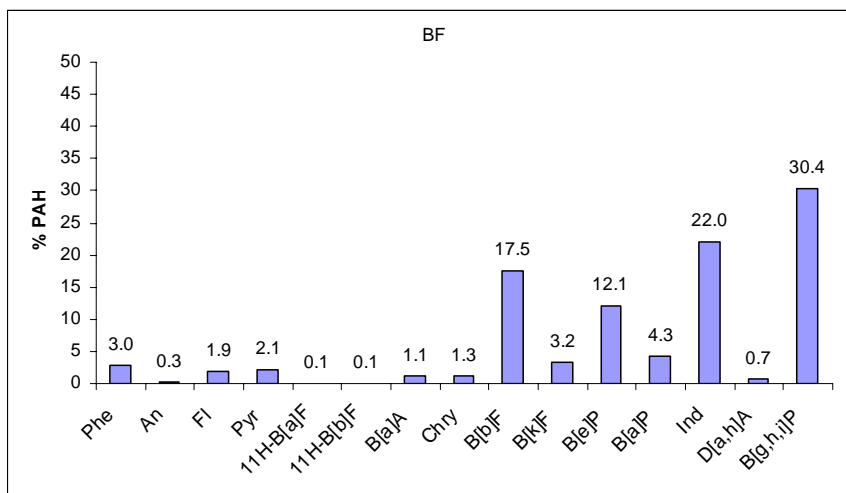
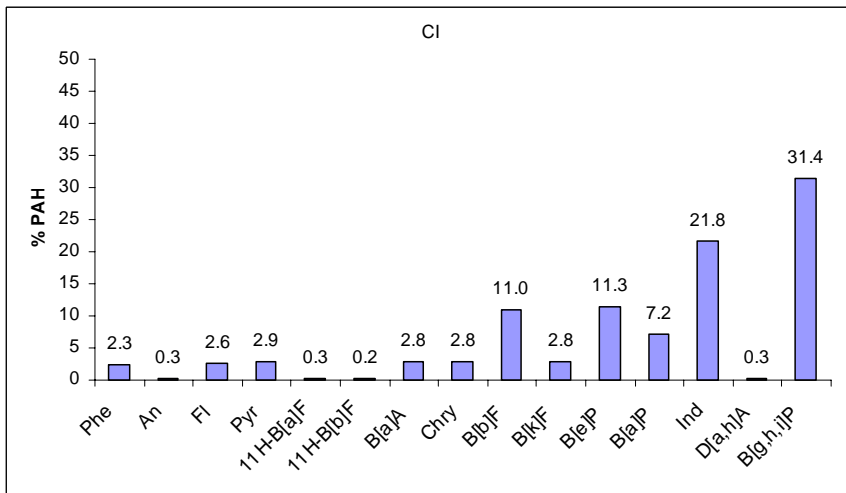
รูปที่ 3-6 (ต่อ)



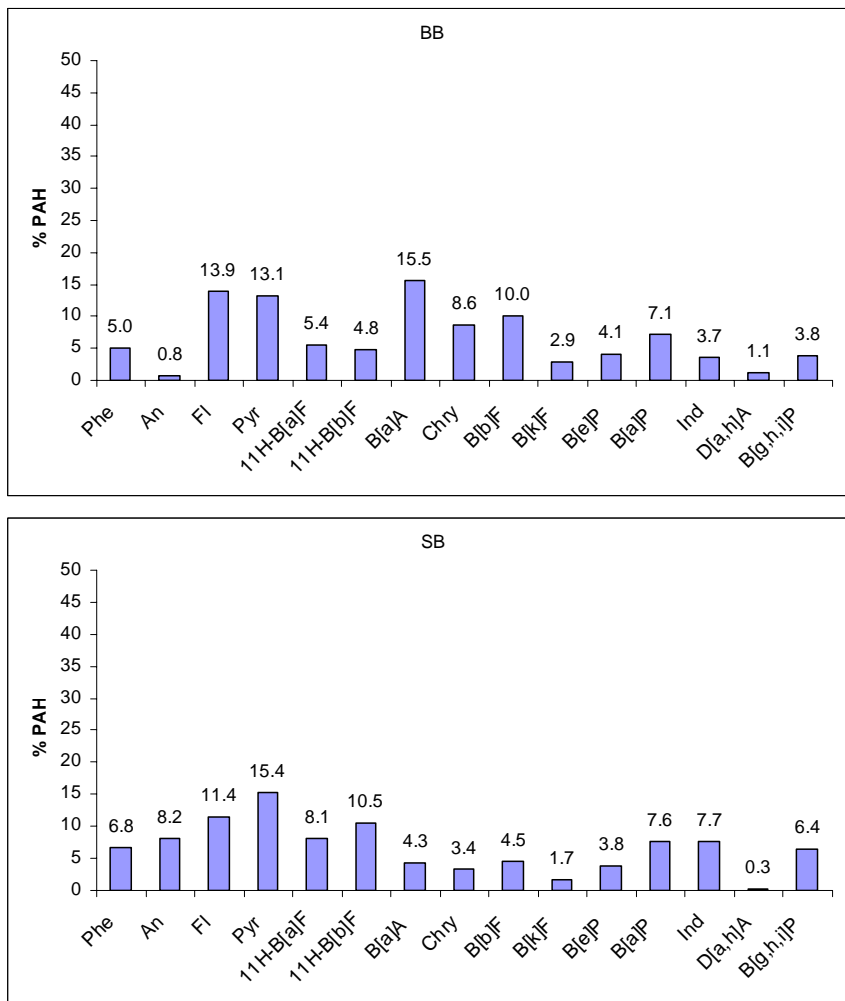
รูปที่ 3-6 (ต่อ)



รูปที่ 3-6 (ต่อ)



รูปที่ 3-6 (ต่อ)



รูปที่ 3-6 (ต่อ)

เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาที่ผ่านมาในบริเวณจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งเป็นบริเวณที่ได้รับผลกระทบจากการจราจร พบว่ามี PAHs ชนิดที่เด่น คือ B[g,h,i]P > Ind > B[e]P > B[a]P > B[b]F (Thongsanit, 2002) ซึ่งเป็น PAHs กลุ่ม HMW จะเห็นได้ว่ากลุ่มหมู่หมึหลังในจังหวัดสงขลา มีลักษณะเฉพาะของ PAHs ที่คล้ายกันกับพื้นที่บริเวณจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย แสดงว่ากลุ่มหมู่หมึหลัง อาจจะได้รับผลกระทบจากการจราจร เช่นกัน

เมื่อนำไปเปรียบเทียบกับปริมาณ PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดที่ Khalili *et al.* (1995) ได้ทำการศึกษา ดังตารางที่ 3-6 พบว่า การเผาไหม้ไม้ PAHs ที่มีเปอร์เซ็นต์สูง เป็น PAH ที่มีวงแหวนเบนซีน 3 วง ซึ่งจากการศึกษาค้นจากการเผาไม้ฟุ่ม และควันจากการเผาฟางข้าว เป็นไปตามผลการศึกษาของ Khalili *et al.* (1995) แต่ควันจากการเผาไม้ยาง พบ PAHs ที่มีวงแหวนเบนซีน 5 - 6 วง ซึ่งไม่เป็นตามผลการศึกษาของ Khalili *et al.* (1995) เนื่องจากการศึกษาที่ผ่านมา พบว่าการ

เผาไม้ยางจะปลดปล่อย PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงออกมา (Hedberg *et al.*, 2002; Venkataraman *et al.*, 2002; Hays *et al.*, 2003) นอกจากนั้นจากการศึกษาการใช้เครื่องยนต์ดีเซล และเบนซินของ Khalili *et al.* (1995) พบว่า การใช้เครื่องยนต์ดีเซล PAHs ที่มีเปอร์เซ็นต์สูง ส่วนใหญ่เป็น PAHs ที่มีวงแหวนเบนซิน 3 วง และการใช้เครื่องยนต์เบนซิน PAHs ที่มีเปอร์เซ็นต์สูง ส่วนใหญ่เป็น PAHs ที่มีวงแหวนเบนซิน 2 วง ซึ่งจากการวิเคราะห์กลุ่มการจราจรในจังหวัดสงขลา พบว่า PAHs ที่มีเปอร์เซ็นต์สูง เป็น PAH ที่มีวงแหวนเบนซิน 5 - 6 วง ซึ่งไม่เป็นไปตามผลการศึกษาของ Khalili *et al.* (1995) อาจเนื่องมาจาก ชนิด PAHs ที่ทำการวิเคราะห์ค่อนข้างแตกต่างกัน คือ ในการศึกษาครั้งนี้ ทำการวิเคราะห์ PAHs ที่มีวงแหวนเบนซิน 3 วง เพียง 2 ชนิด ได้แก่ Phe และ An

ตารางที่ 3-6 ปริมาณ PAHs (%) ใน PM₁₀ ของแหล่งกำเนิดต่างๆ (Khalili *et al.*, 1995)

PAH	Highway tunnel (%)	Diesel Engines (%)	Petrol Engines (%)	Coke Oven (%)	Wood combustion (%)
2- ring	76	8.7	55	89	11
3- ring	16	56	18	8.9	69
4 -ring	4.3	10	12	0.97	6.6
5- ring	3.1	18	13	0.22	13
6- ring	0.38	5.2	0.053	0.014	Bdl
7- ring	Bdl	0.18	0.082	Bdl	Bdl

หมายเหตุ	1-2 ring: naphthalene
	3- ring : acenaphthene, acenaphthylene, fluorine, phenanthrene, anthracene and retene
	4- ring : fluoranthene, pyrene, benzo[a]anthracene and triphenylene
	5-ring : cyclopenta[cd]pyrene, benzo[b/k]fluoranthene, benzo[a/e]fluoranthene and dibenzo[g,h,h]perylene
	6- ring : indeno[1,2,3-cd]pyrene and benzo[g,h,i]perylene
	7- ring : coronene
	Bdl : below detection limits

เมื่อเปรียบเทียบกับประเทศต่างๆ ในแต่ละแหล่งกำเนิด (ตารางที่ 3-7) พบว่า แหล่งกำเนิดประเภทการจราจร ในประเทศกรีซ (Mantis *et al.*, 2005) และประเทศเกาหลี (Kim *et al.*, 2002) มีลักษณะเฉพาะของ PAHs ที่คล้ายกับการจราจรในจังหวัดสงขลา บริเวณหน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และริมถนนเพชรเกษมหน้าเทศบาลหาดใหญ่ คือ พบ PAHs ชนิด B[g,h,i]P, Ind, B[b]F และ B[a]P เป็นส่วนใหญ่ ซึ่งจากการศึกษาที่ผ่านมาของ Rogge *et al.* (1993) พบว่ายานพาหนะที่ใช้เครื่องยนต์เบนซิน จะปล่อย PAHs ชนิด B[g,h,i]P, B[e]P, B[a]P และ Ind เป็นกลุ่ม HMW และ Fl, Ace และ B[a]A เป็นกลุ่ม LMW ออกมาเป็นส่วนใหญ่ แสดงว่า บริเวณหน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และริมถนนเพชรเกษมหน้าเทศบาลหาดใหญ่ อาจมีการใช้

ยานพาหนะประเภทเครื่องยนต์เบนซินเป็นหลัก และจากการศึกษาของ Rogge *et al.* (1993) พบว่า ยานพาหนะที่มีการใช้เครื่องยนต์ดีเซล มีการปล่อย PAHs ชนิด Nap, Ace, Ac, Fl, Pyr และ Phe ซึ่งเป็นกลุ่ม LMW ออกมาเป็นส่วนใหญ่ แต่ในบริเวณสถานีขนส่งขนาดใหญ่ ซึ่งเป็นตัวแทนของการใช้ ยานพาหนะประเภทเครื่องยนต์ดีเซล กลับพบ PAHs ในกลุ่ม HMW มากกว่ากลุ่ม LMW จะเห็นได้ว่าไม่เป็นไปตามการศึกษาของ Rogge *et al.* (1993) อาจเนื่องมาจากชนิด PAHs ที่ทำการวิเคราะห์ ไม่ครอบคลุม PAHs ที่มีวงแหวนเบนซิน 2 - 3 วง และในขั้นตอนการเก็บตัวอย่าง ทำการเก็บ PM₁₀ ในสภาพแวดล้อมบริเวณแหล่งกำเนิด โดยในบริเวณสถานีขนส่งขนาดใหญ่ มีการใช้ยานพาหนะทั้ง ประเภทเครื่องยนต์เบนซิน และดีเซล ซึ่งในชั้นบรรยากาศมีการผสมกันของแหล่งกำเนิดแต่ละ แหล่ง ทำให้ผลการศึกษาที่ได้มีความแตกต่าง ส่วนการจราจรในประเทศจีน (Wang *et al.*, 2007) และประเทศบราซิล (Quiterio *et al.*, 2006) มีลักษณะเฉพาะของ PAHs ค่อนข้างคล้ายกับที่ Rogge *et al.* (1993) ทำการศึกษา

เมื่อพิจารณาแหล่งกำเนิดประเภทอุตสาหกรรม ในประเทศต่างๆ คือ เมือง Porto Alegre ประเทศบราซิล มีการทำอุตสาหกรรมเกี่ยวกับเหล็ก โรงกลั่นน้ำมัน โรงผลิตไฟฟ้า (Dallarosa *et al.*, 2005) และที่ ฮ่องกง มีการทำอุตสาหกรรมเกี่ยวกับเหล็ก (Guo *et al.*, 2003) ซึ่งเป็นอุตสาหกรรมหนัก แต่อุตสาหกรรมในจังหวัดสงขลา คือ โรงงานผลิตอาหารสัตว์ และโรงงาน รมยางแผ่น ไม่จัดเป็นอุตสาหกรรมหนัก จึงมีลักษณะเฉพาะของ PAHs ค่อนข้างแตกต่างกัน นอกจากนี้ในการศึกษาลักษณะเฉพาะ PAHs ในแหล่งกำเนิดประเภทการเผาไหม้ชีวมวล คือ ไฟ ฟ้าไหม้ป่าในประเทศอินโดนีเซีย (Heil, 1998) การเผาไหม้ของเมือง Chicago ประเทศสหรัฐอเมริกา (Khalili *et al.*, 1995) พบว่ามีการปลดปล่อย PAHs ทั้งจากกลุ่ม HMW และกลุ่ม LMW ซึ่งเมื่อ เปรียบเทียบกับการเผาไหม้ไม้ทั้ง 3 ชนิดในจังหวัดสงขลา พบว่าควันจากการเผาไหม้ยาง มีการ ปลดปล่อย PAH ในกลุ่ม HMW มากกว่ากลุ่ม LMW ซึ่งแตกต่างจากควันจากการเผาไหม้ฟืน และเผา ฟางข้าว คือพบ PAHs ในกลุ่ม LMW มากกว่ากลุ่ม HMW

ตารางที่ 3-7 ระดับความเข้มข้นของ PAHs แต่ละชนิด ในประเทศต่างๆ (หน่วยเป็น นนก./ลบ.ม.)

Sampling Site	type	Phe	An	Fluo	Pyr	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	B[e]P	B[a]P	Ind	D[a,h]A	B[g,h,i]P	อ้างอิง
Athen, Greece	traffic	0.22	0.24	0.22	0.34	0.23	0.32	0.84	0.32	1.75	0.56	1.07	0.18	2.20	Mantis <i>et al.</i> (2005)
Seoul, Korea	traffic	1.46	0.18	2.27	2.25	1.82	2.78	4.89	4.89		2.55	3.59	0.55	26.25	Kim <i>et al.</i> (2002)
Xiamen, China	traffic	8.24	0.22	0.63	1.75	0.34	0.81	0.2	0.25		0.51	0.51	0.02	0.45	Wang <i>et al.</i> (2007)
Kotlaska, Czech	traffic	0.22	0.02	0.55	0.57	0.43	0.53	0.54	0.27		0.52	0.57	0.02	0.95	Ciganek <i>et al.</i> (2004)
Rio de Janeiro, Brazil	traffic	0.39	0.30	0.13	0.20	0.12	0.26	0.10	0.16		0.11	0.21	0.14	0.18	Quiterio <i>et al.</i> (2006)
Porto Alegre, Brazil	industrial	0.87	0.06	0.49	0.40	0.55	0.43	1.16			0.38	0.93	0.26	0.99	Dallarosa <i>et al.</i> (2005)
Elefsina, Greece	industrial	0.17	0.21	0.22	0.24	0.30	0.44	0.97	0.44		0.71	1.00	0.22	1.10	Mantis <i>et al.</i> (2005)
Hong Kong, Hung Hom	industrial	0.50	0.16	3.55	3.86	0.60	1.95	5.2	0.29		1.30	1.91	3.22	1.15	Guo <i>et al.</i> (2003)
Athen, Greece	industrial	0.16	0.20	0.22	0.24	0.30	0.44	0.97	0.44	2.22	0.71	1.00	0.22	2.20	Mantis <i>et al.</i> (2005)
Indonesia	forest fire			13.4	14.1	14.7	25.6	12.7	5.3	12.3	14.1	10.6	0.70	11.2	Heil (1998)
Chicago, USA	wood combustion	219	350	95.9	100	18.7	32.8	23.4	44.6	197	203				Khalili <i>et al.</i> (1995)

3.3 ค่าสัดส่วนสำหรับบ่งชี้แหล่งกำเนิด (Diagnostic Ratio)

จากการศึกษาค่าสัดส่วนที่สามารถบ่งชี้ถึงแหล่งกำเนิด PAHs ได้ (Diagnostic Ratio) ดังตารางที่ 1-8 ในบทที่ 1 จึงนำสัดส่วนต่างๆ เหล่านี้มาบ่งชี้แหล่งกำเนิด PAHs แต่ละแหล่งในจังหวัดสงขลา ผลการศึกษา พบว่า ค่าสัดส่วน $Ind/(Ind+B[g,h,i]P)$ ในกลุ่มการเผาไหม้ไม้สด ได้แก่ ควันจากการเผาไม้ยาง (0.56) ควันจากการเผาไม้พุ่ม (0.50) และควันจากการเผาฟาง (0.55) มีค่ามากกว่า 0.50 ซึ่งสอดคล้องกับงานของ *Yunger et al.* (2003) ที่ระบุว่าหากมีค่ามากกว่า 0.50 แสดงว่ามีแหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้ชีวมวล ค่าสัดส่วน $Ind/(Ind+B[g,h,i]P)$ ของโรงงานรมยางแผ่น ทั้ง 2 แหล่ง (0.59 และ 0.53) และเตาเผาศพ (0.51) มีค่ามากกว่า 0.50 เช่นกัน แสดงว่าโรงงานรมยางแผ่นทั้ง 2 แหล่ง และเตาเผาศพ มีแหล่งกำเนิด PAHs จากการเผาไหม้ชีวมวลเช่นเดียวกัน เนื่องจากเชื้อเพลิงที่ใช้ในการรมยางแผ่น และเผาศพ คือ ไม้

ส่วนกลุ่มการจราจร มีค่า $Ind/(Ind+B[g,h,i]P)$ อยู่ในช่วง 0.31 – 0.45 แสดงว่า กลุ่มการจราจรมีแหล่งกำเนิด PAHs จากการสันดาปของเชื้อเพลิงยานพาหนะ ซึ่งมีค่าสอดคล้องกับงานของ *Yunger et al.* (2003) ส่วนกลุ่มภูมิหลัง โรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี เตาเผาขยะเทศบาลหาดใหญ่ และควันจากการปิ้งย่างในงานเกษตร มีค่า $Ind/(Ind+B[g,h,i]P)$ อยู่ในช่วง 0.39 – 0.51 แสดงว่า กลุ่มภูมิหลัง โรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี เตาเผาขยะ และควันจากการปิ้งย่าง น่าจะได้รับอิทธิพลจากแหล่งกำเนิดประเภทการจราจร

สัดส่วนของ $Ind/B[g,h,i]P$ ซึ่งสามารถใช้แยกแหล่งกำเนิดจากการสันดาปของน้ำมันได้ หากมีค่าประมาณ 1 จะมีแหล่งกำเนิดประเภทน้ำมันเบนซิน และมีค่าประมาณ 0.4 หากแหล่งกำเนิดเป็นน้ำมันดีเซล (*Caricchia et al.*, 1999) ผลการศึกษา พบว่ากลุ่มการจราจร บริเวณสถานีขนส่งหาดใหญ่ มีค่า 0.82 หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ มีค่า 0.65 และริมถนนเพชรเกษมหน้าเทศบาลหาดใหญ่ มีค่า 0.60 จะเห็นได้ว่าสถานีขนส่งหาดใหญ่ มีค่าเข้าใกล้ 1 แสดงว่ามีแหล่งกำเนิด PAHs จากการสันดาปของน้ำมันดีเซลมากกว่า แต่บริเวณหน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และริมถนนเพชรเกษมหน้าเทศบาลหาดใหญ่ มีค่าอยู่ในช่วงกลางๆ ระหว่าง 0.40 และ 1.00 แสดงว่า มีแหล่งกำเนิด PAHs จากการสันดาปของดีเซลและเบนซินในปริมาณพอๆ กัน ส่วนกลุ่มภูมิหลัง มีค่าอยู่ในช่วง 0.64 – 0.87 แสดงว่า กลุ่มภูมิหลังมีแหล่งกำเนิด PAHs จากการสันดาปของดีเซล และเบนซินปริมาณพอๆ กันเช่นกัน

ตารางที่ 3-8 สัดส่วนของ PAHs ใน PM₁₀ ของจังหวัดสงขลา

CODE	Ind/(Ind+B[g,h,i]P)	Phe/(Phe+An)	B[a]A/Chry	Fl/(Fl+Pyr)	B[a]A/B[a]P	Pyr/B(a)P	Ind/B[g,h,i]P	B[a]P/B[g,h,i]P
KHH	0.41	0.92	0.56	0.59	0.09	0.14	0.70	0.17
PSU1	0.40	0.93	0.86	0.51	0.42	0.87	0.71	0.12
PSU2	0.45	0.91	0.87	0.47	0.35	0.64	0.85	0.36
SL1	0.45	0.94	0.61	0.46	0.37	1.43	0.87	0.09
SL2	0.40	0.90	0.46	0.62	0.41	2.01	0.64	0.23
TI	0.39	0.93	1.21	0.47	0.48	0.51	0.65	0.23
PR	0.31	0.90	1.16	0.48	0.51	0.48	0.60	0.59
BT	0.45	0.88	1.12	0.43	0.44	0.40	0.82	0.55
CPF	0.39	0.96	0.75	0.30	0.63	4.91	0.61	0.03
RMF1	0.59	0.89	1.40	0.52	0.94	0.47	1.39	1.25
RMF2	0.53	0.88	1.25	0.46	0.56	0.20	1.12	0.73
WI	0.43	0.81	1.27	0.60	0.72	0.92	1.04	0.74
CI	0.51	0.89	1.01	0.10	0.39	0.34	0.76	0.330
BF	0.42	0.91	0.83	0.03	0.25	0.50	0.76	0.16
PRT	0.56	0.85	2.41	1.49	1.33	1.70	0.99	1.06
BB	0.50	0.87	1.87	0.88	2.39	1.98	0.99	1.95
SB	0.55	0.45	1.32	6.08	0.85	2.65	1.20	1.16

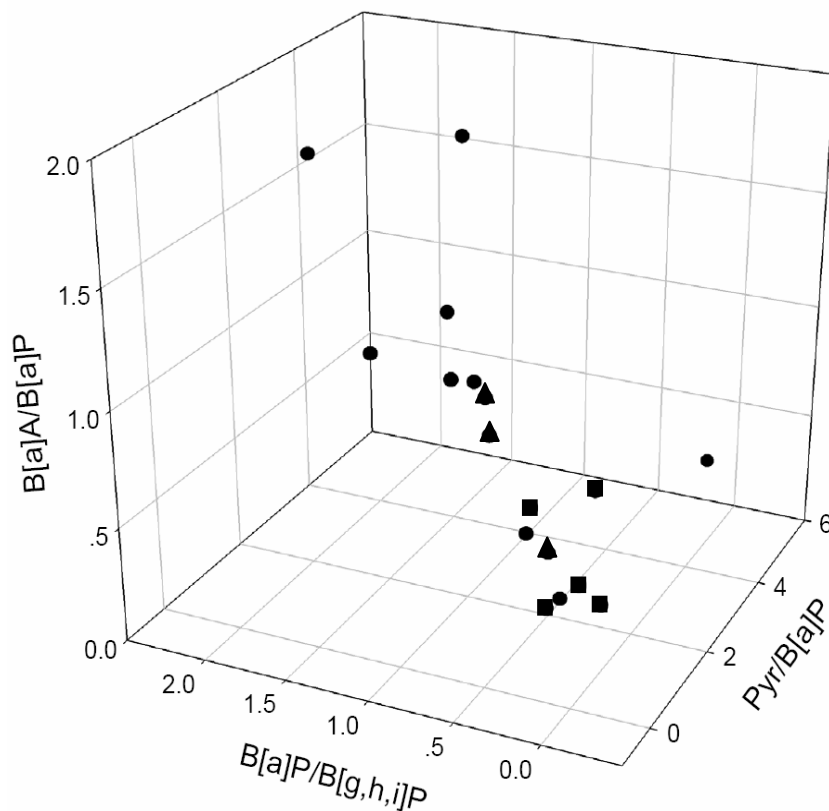
หมายเหตุ: รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

ในการใช้สัดส่วนในการบ่งชี้แหล่งกำเนิดเพียงสัดส่วนเดียว ไม่สามารถบ่งชี้ถึงแหล่งกำเนิด PAHs ได้อย่างชัดเจน เนื่องจากในชั้นบรรยากาศมีรูปแบบของการปลดปล่อย PAHs ที่ซับซ้อน และแตกต่างกัน อาจเนื่องจากสาร PAHs มีการทำปฏิกิริยากับสารชนิดอื่นในชั้นบรรยากาศ เช่น NO_x และ O_3 เป็นต้น หรือการทำปฏิกิริยากับแสง UV ทำให้ค่าที่ได้แตกต่างกัน (Pyysalo *et al.*, 1987; Fang *et al.*, 2006; Ravindra *et al.*, 2006) สำหรับค่าสัดส่วนอื่นๆ ที่ใช้บ่งชี้ถึงแหล่งกำเนิดแสดงในตารางที่ 3-8

เนื่องจากรูปแบบของ PAHs ที่ถูกปลดปล่อยสู่บรรยากาศมีลักษณะเฉพาะที่แตกต่างกันในแต่ละแหล่งกำเนิด ดังนั้นจึงควรใช้สัดส่วนตั้งแต่ 2 สัดส่วน หรือมากกว่านั้น ในการบ่งชี้ถึงแหล่งกำเนิดของ PAHs (Pyysalo *et al.*, 1987)

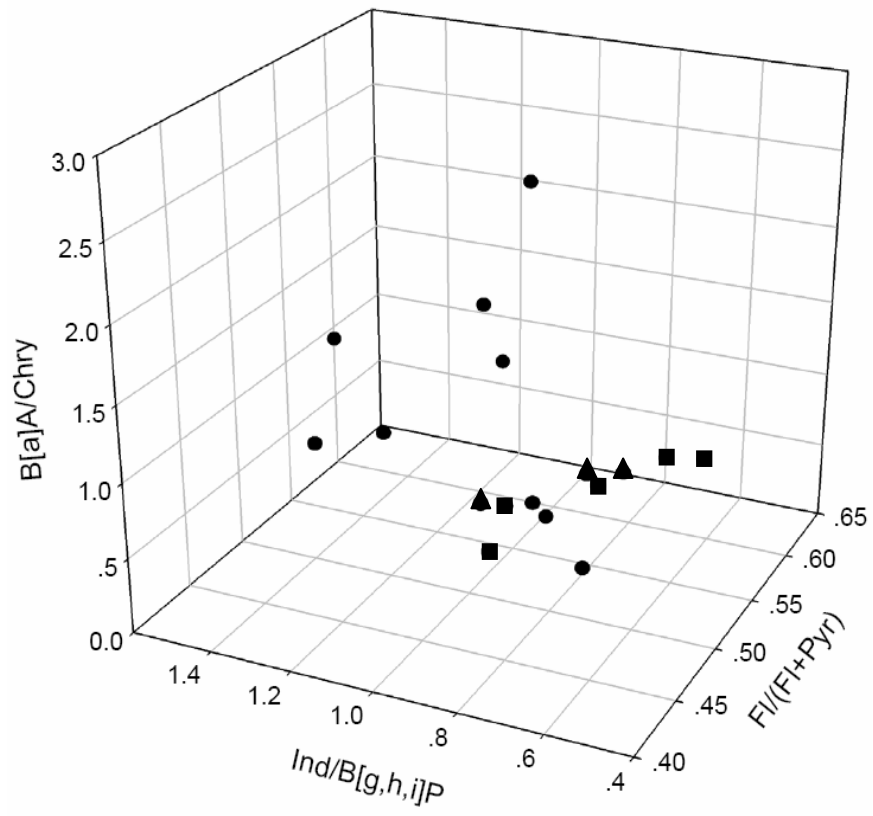
ในการศึกษาครั้งนี้ได้นำสัดส่วน 3 สัดส่วน สร้างแผนภูมิ 3 มิติ เพื่อหาความสัมพันธ์ของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง โดยแบ่งแหล่งกำเนิดเป็น 3 กลุ่ม คือ (1) กลุ่มการจราจร ได้แก่ หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ริมถนนเพชรเกษมหน้าที่ทำการเทศบาลหาดใหญ่ และสถานีขนส่งผู้โดยสาร อำเภอหาดใหญ่; (2) กลุ่มภูมิหลัง ได้แก่ บนเขาคอหงส์ หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และริมทะเลสาบสงขลาภายในบริเวณ ศูนย์วิจัยทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่งอ่าวไทยตอนล่าง และ (3) กลุ่มการเผาไหม้ต่างๆ ได้แก่ โรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี โรงงานรมยางแผ่น โรงงานรมยางแผ่น เต้าเผาขยะทั่วไปและขยะติดเชื้อ ของเทศบาลหาดใหญ่ เต้าเผาศพวัดคอหงส์ ควันไฟที่เกิดจากการปิ้งย่าง และควันไฟจากการเผาไหม้ของไม้ยาง ไม้พุ่ม และฟางข้าว

จากการจำแนกแหล่งกำเนิดหลัก โดยหาความสัมพันธ์ของสัดส่วน 4 แบบ ดังรูปที่ 3-7 ถึง 3-10 โดย (1) รูปที่ 3-7 เป็นสัดส่วนระหว่าง แกน X: B[a]A/Chry, แกน Y: B[a]P/B[e]P และ แกน Z: Ind/B[g,h,i]P; (2) รูปที่ 3-8 เป็นสัดส่วนระหว่าง แกน X: Fl/(Fl+Pyr), แกน Y: Ind/(Ind+B[g,h,i]P) และ แกน Z: B[a]P/B[g,h,i]P; (3) รูปที่ 3-9 เป็นสัดส่วนระหว่าง แกน X: Pyr/B[a]P, แกน Y: B[a]P/B[g,h,i]P และ แกน Z: B[a]P/B[a]P และ (4) รูปที่ 3-10 เป็นสัดส่วนระหว่าง แกน X: Fl/(Fl+Pyr), แกน Y: B[a]A/Chry และ แกน Z: Ind/B[g,h,i]P พบว่าทั้ง 4 แบบ มีการจับกลุ่มกันของข้อมูล โดยกลุ่มภูมิหลัง อยู่ใกล้กับกลุ่มการจราจร แสดงถึงความสัมพันธ์ของพื้นที่อยู่อาศัยกับการแพร่กระจายของ PAHs ที่มาจากแหล่งกำเนิดประเภทการจราจร ส่วนกลุ่มการเผาไหม้ต่างๆ พบว่ามีการกระจายตัว แต่มี 3 แหล่งกำเนิด คือ โรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี เต้าเผาขยะทั่วไปและขยะติดเชื้อ และควันไฟที่เกิดจากการปิ้งย่าง มีความสัมพันธ์กับกลุ่มภูมิหลัง และกลุ่มการจราจร อาจเนื่องมาจากทั้ง 3 แหล่ง อยู่ใกล้กับแหล่งจราจร



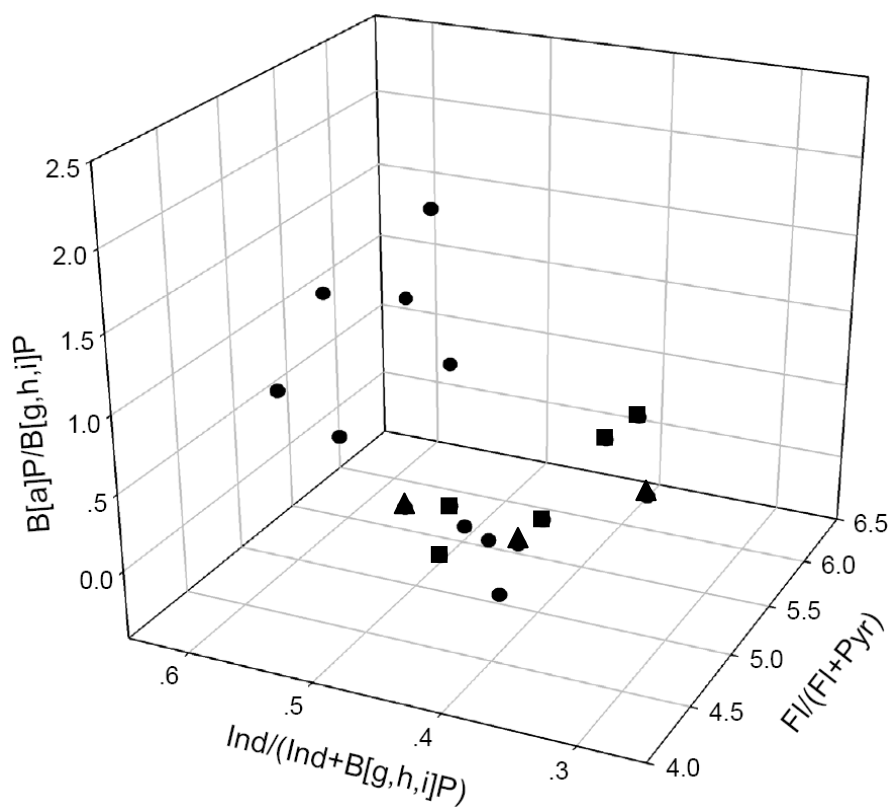
หมายเหตุ: ▲ คือ กลุ่มการจราจร
 ■ คือ กลุ่มภูมิหลัง
 ● คือ กลุ่มการเผาไหม้ต่างๆ

รูปที่ 3-7 ความสัมพันธ์ระหว่างสัดส่วน PAHs ของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง โดย แกน X: Pyr/B[a]P, แกน Y: B[a]P/B[g,h,i]P และแกน Z: B[a]P/B[a]P



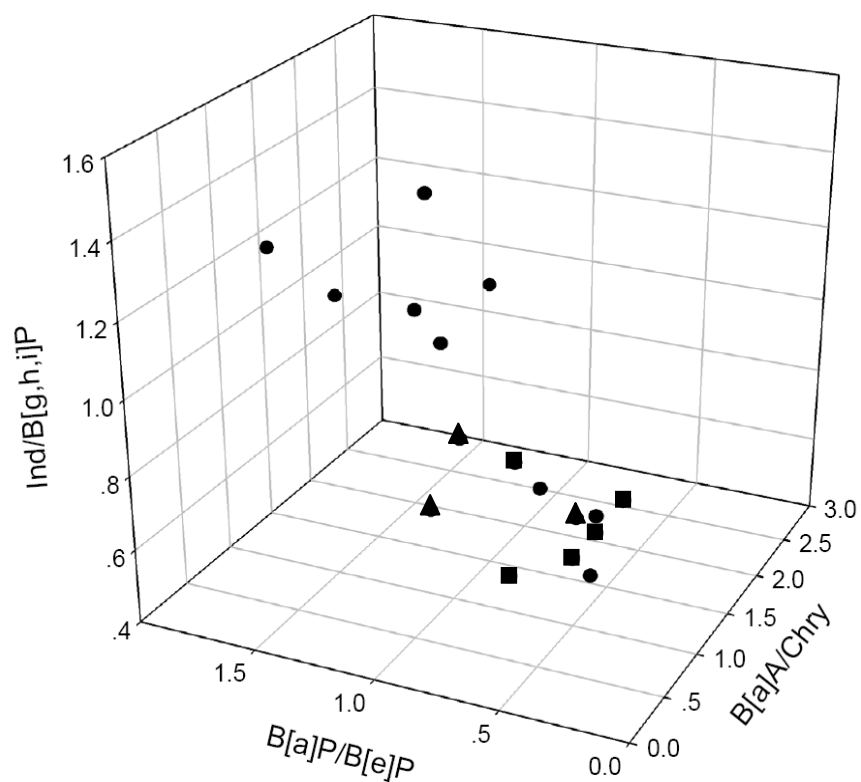
หมายเหตุ: ▲ คือ กลุ่มการจราจร
 ■ คือ กลุ่มภูมิหลัง
 ● คือ กลุ่มการเผาไหม้ต่างๆ

รูปที่ 3-8 ความสัมพันธ์ระหว่างสัดส่วน PAHs ของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง โดย แกน X: Fl/(Fl+Pyr), แกน Y: Ind/B[g,h,i]P และแกน Z: B[a]A/Chry



หมายเหตุ: ▲ คือ กลุ่มการจราจร
 ■ คือ กลุ่มภูมิหลัง
 ● คือ กลุ่มการเผาไหม้ต่างๆ

รูปที่ 3-9 ความสัมพันธ์ระหว่างสัดส่วน PAHs ของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง โดย แกน X: $FI/(FI+Pyr)$, แกน Y: $Ind/(Ind+B[g,h,i]P)$ และแกน Z: $B[a]P/B[g,h,i]P$



หมายเหตุ: ▲ คือ กลุ่มการจางาร
 ■ คือ กลุ่มภูมิหลัง
 ● คือ กลุ่มการเผาไหม้ต่างๆ

รูปที่ 3-10 ความสัมพันธ์ระหว่างสัดส่วน PAHs ของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง โดย แกน X: B[a]A/Chry, แกน Y: B[a]P/B[e]P และแกน Z: Ind/B[g,h,i]P

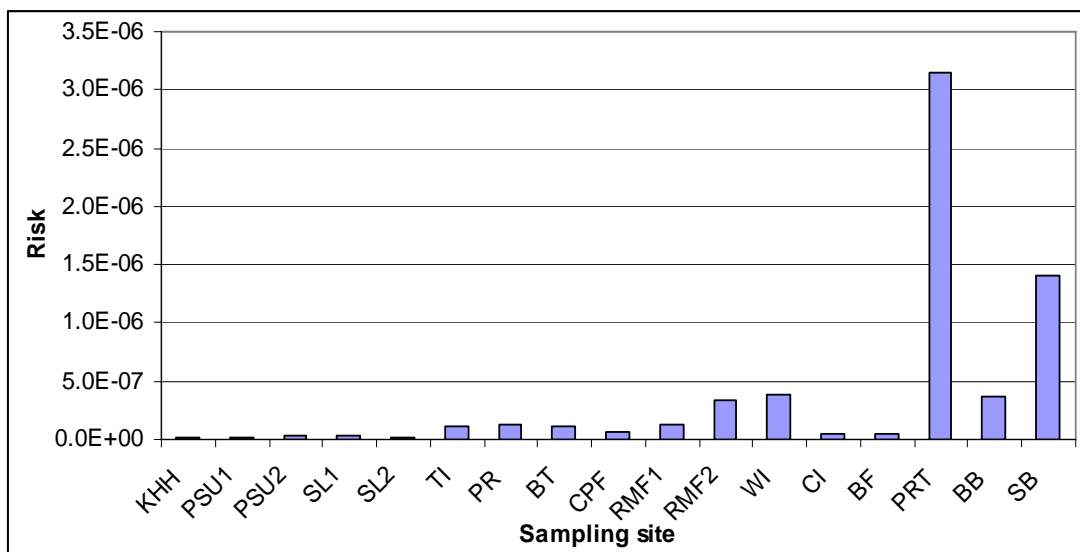
3.4 การประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพ

จากการวิเคราะห์หาปริมาณของสาร PAHs ในชั้นบรรยากาศจากแหล่งกำเนิดประเภทต่างๆ และประเมินความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็ง ด้วยวิธีของ US-EPA (1989) จากปริมาณการสะสมของ PAHs ที่รับเข้าสู่ร่างกายผ่านทางหายใจในแต่ละวัน โดยวิธีที่ 1 และวิธีที่ 2 ในบทที่ 1 หากค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งมีค่าอยู่ในช่วง 10^{-6} - 10^{-4} แสดงว่า อาจจะมีความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งเมื่อได้รับเข้าสู่ร่างกายเป็นเวลานาน และถ้าค่าความเสี่ยง มีค่ามากกว่า 10^{-4} แสดงว่า มีความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งสูงเมื่อได้รับเข้าสู่ร่างกายเป็นเวลานาน (US-EPA, 2005)

การประเมินความเสี่ยงด้วยวิธีที่ 1 (ค่าความเสี่ยงของ PAHs ทั้ง 7 ชนิด ของแต่ละแหล่งกำเนิด แสดงรายละเอียดในภาคผนวก ง ตารางที่ ง-1) พบว่า ทุกแหล่งกำเนิดมีค่าความเสี่ยงอยู่ในช่วง 10^{-8} - 10^{-6} โดยค่าความเสี่ยงของแหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้ไม้ยาง (3.15×10^{-6}) > การเผาไหม้ฟางข้าว (1.41×10^{-6}) > เตาเผาขยะ (3.91×10^{-7}) > การเผาไหม้ไม้พุ่ม (3.63×10^{-7}) > โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 2 (3.32×10^{-7}) > ริมถนนเพชรเกษมหน้าที่ทำเทศบาลหาดใหญ่ (1.24×10^{-7}) > โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 1 (1.23×10^{-7}) > หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ (1.15×10^{-7}) > สถานีขนส่งหาดใหญ่ (1.05×10^{-7}) > โรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี (5.79×10^{-8}) > เตาเผาศพ (5.56×10^{-8}) > ควันจากการปิ้งย่างเนื้อสัตว์ (5.07×10^{-8}) ดังรูปที่ 3-11 ซึ่งมีค่าความเสี่ยงต่ำกว่า 10^{-6} และเป็นค่าที่ US-EPA ยอมรับได้ แสดงว่าคนทำงานที่อยู่ใกล้แหล่งกำเนิดแต่ละแห่ง อาจจะมีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็ง แต่อยู่ในระดับต่ำ

จากรูปจะเห็นว่าภายใต้เงื่อนไขของเวลาในการสัมผัสสารเท่ากัน คือ 8 ชั่วโมง แหล่งกำเนิดจากการเผาไม้ยาง เผาไม้พุ่ม เผาฟางข้าว เตาเผาขยะ และโรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 2 มีค่าความเสี่ยงสูงต่างจากแหล่งกำเนิดอื่นอย่าง และพบว่าค่าความเสี่ยงของกลุ่มภูมิหลัง คือ หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมในฤดูฝน (3.24×10^{-8}) > ริมทะเลสาบสงขลาในฤดูร้อน (2.96×10^{-8}) > หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมในฤดูร้อน (2.23×10^{-8}) > บนเขาคอหงส์ (2.30×10^{-8}) > ริมทะเลสาบสงขลาในฤดูฝน (1.44×10^{-8}) ซึ่งมีค่าความเสี่ยงต่ำกว่า 10^{-6} ถึงระดับร้อยเท่า แสดงว่าระดับความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งต่ำมาก

สำหรับการประเมินความเสี่ยงด้วยวิธีที่ 2 ซึ่งสามารถวิเคราะห์ชนิด PAHs ได้ครอบคลุมมากกว่าวิธีการประเมินความเสี่ยงวิธีที่ 1 พบว่าแหล่งกำเนิดที่มีค่าความเสี่ยงสูงคือ แหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้ไม้ยาง > จากการเผาไหม้ฟางข้าว > เตาเผาขยะ > จากการเผาไหม้ไม้พุ่ม > โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 2 และค่าความเสี่ยงของกลุ่มภูมิหลังมีค่าต่ำกว่า 10^{-6} ดังตารางที่ 3-9



หมายเหตุ: รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

รูปที่ 3-11 ค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งของ PAHs แต่ละแหล่งกำเนิด ด้วยวิธีที่ 1

ตารางที่ 3-9 ค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งของ PAHs แต่ละแหล่งกำเนิด ด้วยวิธีที่ 2

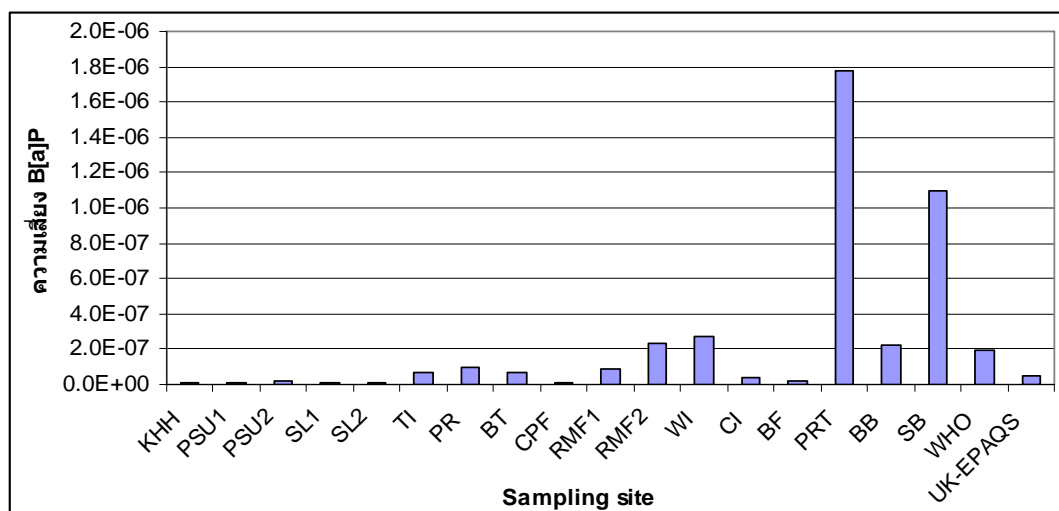
CODE	ILCR
KHH	2.41E-08
PSU1	2.38E-08
PSU2	3.27E-08
SL1	3.15E-08
SL2	1.46E-08
TI	1.20E-07
PR	1.27E-07
BT	1.07E-07
CPF	6.39E-08
RMF1	1.24E-07
RMF2	3.37E-07
WI	3.97E-07
CI	5.77E-08
BF	5.29E-08
PRT	3.22E-06
BB	3.65E-07
SB	1.44E-06

หมายเหตุ: รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

เมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงของวิธีที่ 1 กับวิธีที่ 2 พบว่า ค่าความเสี่ยงวิธีที่ 2 มีค่าสูงกว่าค่าความเสี่ยงวิธีที่ 1 เล็กน้อย และทั้ง 2 วิธีมีแนวโน้มค่าความเสี่ยงของแต่ละแหล่งกำเนิดในทิศทางเดียวกัน

WHO และ UK-EPAQS กำหนดให้ B[a]P เป็น PAHs ชนิดที่บ่งชี้ถึงความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งต่อมนุษย์สูงสุด จึงมีการใช้ในการประเมินความเสี่ยงสุขภาพ (Kameda *et al.*, 2005) ระดับความเข้มข้นของ B[a]P ที่ใช้เป็นเกณฑ์บ่งชี้ความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งของ WHO คือ 1 นก./ลบ.ม. เมื่อนำไปคำนวณค่าความเสี่ยงของ B[a]P พบว่ามีค่า 1.91×10^{-7} ซึ่งสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานของ UK-EPAQS ถึง 4 เท่า (ระดับความเข้มข้นของ B[a]P ที่มาตรฐานของ UK-EPAQS เท่ากับ 0.25 นก./ลบ.ม.) เมื่อนำไปคำนวณค่าความเสี่ยงของ B[a]P มีค่าเท่ากับ 4.77×10^{-8}

เมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงของ B[a]P จากการคำนวณด้วยวิธีที่ 1 ของแหล่งกำเนิดภูมิหลังแต่ละแหล่งในจังหวัดสงขลา กับค่าความเสี่ยง B[a]P ของ WHO และ UK-EPAQS พบว่า แหล่งกำเนิดภูมิหลัง มีค่าความเสี่ยงต่ำกว่า WHO และ UK-EPAQS คือ หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ในฤดูฝน (1.48×10^{-8}) > บนเขาคอหงส์ (1.19×10^{-8}) > ริมทะเลสาบสงขลาในฤดูร้อน (1.01×10^{-8}) > หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ในฤดูร้อน (8.65×10^{-9}) > ริมทะเลสาบสงขลาในฤดูฝน (7.63×10^{-9}) และทำการเปรียบเทียบค่าความเสี่ยง B[a]P ของแหล่งกำเนิดในกลุ่มการจราจร กลุ่มอุตสาหกรรม และกลุ่มการเผาไหม้ต่างๆ ซึ่งทำการเก็บบริเวณแหล่งกำเนิด ค่าความเสี่ยงที่ได้ควรมีค่าสูงกว่าค่าความเสี่ยงของ WHO แต่จากการศึกษาพบว่า แหล่งกำเนิดในกลุ่มการจราจร กลุ่มอุตสาหกรรม เตาเผาศพ และควันจากการปิ้งย่างเนื้อสัตว์ มีค่าความเสี่ยงต่ำกว่าของ WHO คือ แหล่งกำเนิดริมถนนเพชรเกษมหน้าเทศบาลหาดใหญ่ (9.50×10^{-8}) > โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 1 (9.05×10^{-8}) > สถานีขนส่งหาดใหญ่ (7.28×10^{-8}) > หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ (6.43×10^{-8}) > เตาเผาศพ (3.51×10^{-8}) > การปิ้งย่างเนื้อสัตว์ในงานเกษตร (2.30×10^{-8}) > โรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี (1.26×10^{-8}) แสดงว่า แหล่งกำเนิดเหล่านี้มีค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งต่ำมาก ดังรูปที่ 3-12



หมายเหตุ: รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

รูปที่ 3-12 กราฟเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงจาก B[a]P ของแหล่งกำเนิดแต่ละแห่งกับ WHO และ UK-EPAQS

อย่างไรก็ตาม ในการประเมินความเสี่ยงไม่สามารถใช้ B[a]P ชนิดเดียวเป็นตัวชี้วัดค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งต่อมนุษย์ได้ เนื่องจาก PAH เป็นสารที่มีการย่อยสลายด้วยแสง UV และทำปฏิกิริยากับสารชนิดอื่นๆ ในชั้นบรรยากาศ เช่น NO_x และ O_3 ได้ง่าย และเนื่องจากในการหายใจเอาฝุ่นละอองเข้าสู่ร่างกาย จะรับสาร PAH เข้าไปหลายชนิดด้วยกัน ไม่เฉพาะแต่ B[a]P เพียงชนิดเดียว US-EPA (1994) ได้จำแนกชนิด PAHs ที่ก่อให้เกิดมะเร็งต่อมนุษย์ได้ ดังนี้ B[a]P, B[a]A, Chry, B[b]F, B[k]F, Ind และ D[a,h]A

ดังนั้นในการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดมะเร็ง จึงทำการศึกษาค่าความเสี่ยงของชนิด PAH ตามที่ EPA จำแนกไว้ และนำค่าความเสี่ยงที่ได้ของแต่ละชนิดเปรียบเทียบกับค่าความเสี่ยงของ WHO และ UK-EPAQS ดังวิธีที่ 3 ในบทที่ 2 (ค่าความเสี่ยงของ PAHs ทั้ง 7 ชนิด ของแต่ละแหล่งกำเนิด แสดงรายละเอียดในภาคผนวก ง ตารางที่ ง-2) พบว่า กลุ่มภูมิหลังมีค่าความเสี่ยงของ PAH ทั้ง 7 ชนิดต่ำกว่ามาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS และเมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงของแหล่งกำเนิดแต่ละแห่งกับค่าความเสี่ยงของ WHO พบว่า ชนิด PAHs ที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐาน WHO (ตารางที่ 3-10) คือ B[a]P จากแหล่งกำเนิดเตาเผาขยะ (2.69×10^{-7}) คำนจากการเผาไหม้ไม้ยาง (1.78×10^{-6}) คำนจากการเผาไหม้ไม้พุ่ม (2.23×10^{-7}) คำนจากการเผาไหม้ฟางข้าว (1.09×10^{-6}) และโรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 2 (2.36×10^{-7}) และพบว่า ชนิด PAHs ที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐานของ UK-EPAQS (ตารางที่ 3-11) คือ B[a]P จากแหล่งกำเนิดเตาเผาขยะ

ควีนจากการเผาไหม้ไม้ยาง ควีนจากการเผาไหม้ไม้พุ่ม ควีนจากการเผาไหม้ฟางข้าว โรงงานรมยาง แผ่นแหล่งที่2 โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 1 (9.05×10^{-8}) สถานีขนส่งหาดใหญ่ (7.28×10^{-8}) หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ (6.43×10^{-8}) रिมนนเพชรเกษมหน้าเทศบาลหาดใหญ่ (9.50×10^{-8}) B[b]F จากแหล่งกำเนิดควีนเผาไหม้ไม้ยาง (6.71×10^{-8}) และ D[a,h]A จากแหล่งกำเนิดควีนเผาไหม้ไม้ยาง (6.31×10^{-8}) และควีนเผาไหม้ฟางข้าว (4.98×10^{-8}) ซึ่งข้อจำกัดของวิธีที่ 3 คือข้อมูลค่า CSF ของ PAHs ที่ US-EPA กำหนดมีเพียง 7 ชนิด

ตารางที่ 3-10 ชนิด PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐานของ WHO (WHO กำหนดค่าความเสี่ยง B[a]P = 1.91×10^{-7})

CODE	B[a]P	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	Ind	D[a,h]A
KHH	X	X	X	X	X	X	ND
PSU1	X	X	X	X	X	X	ND
PSU2	X	X	X	X	X	X	X
SL1	X	X	X	X	X	X	ND
SL2	X	X	X	X	X	X	X
TI	X	X	X	X	X	X	X
PR	X	X	X	X	X	X	X
BT	X	X	X	X	X	X	X
CPF	X	X	X	X	X	X	ND
RMF1	X	X	X	X	X	X	ND
RMF2	O	X	X	X	X	X	X
WI	O	X	X	X	X	X	X
CI	X	X	X	X	X	X	X
BF	X	X	X	X	X	X	X
PRT	O	X	X	X	X	X	X
BB	O	X	X	X	X	X	X
SB	O	X	X	X	X	X	X

หมายเหตุ: รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

X : มีค่าไม่เกินมาตรฐาน WHO

O : มีค่าเกินมาตรฐาน WHO

ND : หมายถึงตรวจไม่พบ

ตารางที่ 3-11 ชนิด PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐานของ UK-EPAQS (UK-EPAQS กำหนดค่าความเสี่ยง B[a]P = 4.77×10^{-8})

CODE	B[a]P	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	Ind	D[a,h]A
KHH	X	X	X	X	X	X	ND
PSU1	X	X	X	X	X	X	ND
PSU2	X	X	X	X	X	X	X
SL1	X	X	X	X	X	X	ND
SL2	X	X	X	X	X	X	X
TI	O	X	X	X	X	X	X
PR	O	X	X	X	X	X	X
BT	O	X	X	X	X	X	X
CPF	X	X	X	X	X	X	ND
RMF1	O	X	X	X	X	X	ND
RMF2	O	X	X	X	X	X	X
WI	O	X	X	X	X	X	X
CI	X	X	X	X	X	X	X
BF	X	X	X	X	X	X	X
PRT	O	X	X	O	X	X	O
BB	O	X	X	X	X	X	X
SB	O	X	X	X	X	X	O

หมายเหตุ: รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

X : มีค่าไม่เกินมาตรฐาน UK-EPAQS

O : มีค่าเกินมาตรฐาน UK-EPAQS

ND : หมายถึงตรวจไม่พบ

วิธีการประเมินความเสี่ยงวิธีที่ 4 เป็นอีกหนึ่งวิธี ซึ่งสามารถเปรียบเทียบกับค่าความเสี่ยงของ WHO และ UK-EPAQS ได้ และสามารถได้ค่าความเสี่ยงของ PAH ทุกชนิดของแต่ละแหล่งกำเนิด แสดงดังตารางที่ 3-12 และ 3-13 (ค่าความเสี่ยงของ PAHs ทั้ง 13 ชนิด ของแต่ละแหล่งกำเนิด แสดงรายละเอียดในภาคผนวก ง ตารางที่ ง-3) พบว่า กลุ่มภูมิหลังมีค่าความเสี่ยงของ PAH ทั้ง 13 ชนิดต่ำกว่ามาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS และเมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่งกับค่าความเสี่ยงของ WHO พบว่าแหล่งกำเนิดเตาเผาขยะ (2.69×10^{-7}) โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 2 (2.36×10^{-7}) ควันจากการเผาไหม้ไม้พุ่ม (2.23×10^{-7}) ควันจากการเผาไหม้ฟางข้าว (1.09×10^{-6}) และควันจากการเผาไหม้ไม้ยาง (1.78×10^{-6}) มีค่าความเสี่ยงของ B[a]P สูงกว่าค่ามาตรฐานของ WHO และพบว่าแหล่งกำเนิดจากการเผาไหม้ไม้ยาง มีค่าความเสี่ยงของ B[b]F (6.71×10^{-7}) และ Ind (4.69×10^{-7}) สูงกว่าค่ามาตรฐานของ WHO

เมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่งกับค่าความเสี่ยงของ UK-EPAQS พบว่า ชนิด PAHs ที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐาน UK-EPAQS คือ B[a]P จากแหล่งกำเนิดประเภทเตาเผาขยะ (2.69×10^{-7}) โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 1 (9.05×10^{-8}) โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 2 (2.36×10^{-7}) สถานีขนส่งหาดใหญ่ (7.27×10^{-8}) หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ (6.43×10^{-8}) रिมนนเพชรเกษมหน้าเทศบาลหาดใหญ่ (9.50×10^{-8}) ควันจากการเผาไหม้ไม้พุ่ม (2.23×10^{-7}) ควันจากการเผาไหม้ฟางข้าว (1.09×10^{-6}) และควันจากการเผาไหม้ไม้ยาง (1.78×10^{-6}) และพบว่าควันจากการเผาไหม้ไม้พุ่ม (4.84×10^{-8}) ควันจากการเผาไหม้ไม้ยาง (5.88×10^{-8}) และควันจากการเผาไหม้ฟางข้าว (6.17×10^{-8}) มีค่าความเสี่ยงของ B[a]A สูงกว่าค่ามาตรฐานของ UK-EPAQS และควันจากการเผาไหม้ไม้ยาง และฟางข้าว พบ PAHs ชนิด B[b]F (6.71×10^{-7} และ 6.48×10^{-8}) Ind (4.69×10^{-7} และ 1.10×10^{-7}) และ D[a,h]A (6.00×10^{-8} และ 4.78×10^{-8}) ที่มีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐานของ UK-EPAQS เช่นกัน นอกจากนี้ ควันจากการเผาไหม้ไม้ยาง มีค่า B[k]F (1.14×10^{-7}) สูงกว่าค่ามาตรฐานของ UK-EPAQS

เปรียบเทียบค่าความเสี่ยงของวิธีที่ 3 และวิธีที่ 4 ในบทที่ 2 พบว่าวิธีที่ 4 มีชนิดของ PAHs ที่มีค่าความเสี่ยงสูงกว่าค่ามาตรฐานของ UK-EPAQS มากกว่าวิธีที่ 3 อาจเนื่องจากค่า CSF ที่ใช้ในการวิเคราะห์ คือ การประเมินความเสี่ยงวิธีที่ 4 ใช้ค่า CSF เฉพาะ B[a]P ชนิดเดียว จึงทำให้ค่าความเสี่ยงที่ได้มีค่าสูงกว่าค่าความเสี่ยงของวิธีที่ 3 แต่ทั้ง 2 วิธีมีแนวโน้มค่าความเสี่ยงของแต่ละแหล่งกำเนิดไปในทิศทางเดียวกัน โดยมีแหล่งกำเนิด 5 แหล่ง ได้แก่ แหล่งกำเนิดประเภทเตาเผาขยะ โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 2 ควันจากการเผาไหม้ไม้ยาง ไม้พุ่ม และฟางข้าว ที่มีค่าความเสี่ยงสูงกว่าค่าความเสี่ยงของ WHO และมีแหล่งกำเนิด 9 แหล่ง ได้แก่ แหล่งกำเนิดเตาเผาขยะ ควันจากการเผาไหม้ไม้พุ่ม ฟางข้าว ไม้ยาง โรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 1 และ 2 สถานีขนส่งหาดใหญ่ หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และริมนนเพชรเกษมหน้าเทศบาลหาดใหญ่ ที่มีความเสี่ยงสูงกว่าค่าความเสี่ยงของ UK-EPAQS

ตารางที่ 3-12 ชนิด PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐานของ WHO (WHO กำหนดค่าความเสี่ยง B[a]P = 1.91×10^{-7})

CODE	Phe	An	Fl	Pyr	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	B[e]P	B[a]P	Ind	D[a,h]A	B[g,h,i]P
KHH	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ND	X
PSU1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ND	X
PSU2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SL1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ND	X
SL2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
TI	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PR	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
BT	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
CPF	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ND	X
RMF1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ND	X
RMF2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	X	X	X
WI	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	X	X	X
CI	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
BF	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PRT	X	X	X	X	X	X	O	X	X	O	O	X	X
BB	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	X	X	X
SB	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	X	X	X

หมายเหตุ: X : มีค่าไม่เกินมาตรฐาน WHO

O : มีค่าเกินมาตรฐาน WHO

ND : หมายถึงตรวจไม่พบ

ตารางที่ 3-13 ชนิด PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดที่มีค่าความเสี่ยงเกินมาตรฐานของ UK-EPAQS (UK-EPAQS กำหนดค่าความเสี่ยง B[a]P = 4.77×10^{-8})

CODE	Phe	An	Fl	Pyr	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	B[e]P	B[a]P	Ind	D[a,h]A	B[g,h,i]P
KHH	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ND	X
PSU1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ND	X
PSU2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SL1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ND	X
SL2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
TI	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	X	X	X
PR	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	X	X	X
BT	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	X	X	X
CPF	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	ND	X
RMF1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	X	ND	X
RMF2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	X	X	X
WI	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	X	X	X
CI	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
BF	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PRT	X	X	X	X	O	X	O	X	X	O	O	O	X
BB	X	X	X	X	O	X	X	X	X	O	X	X	X
SB	X	X	X	X	O	X	O	X	X	O	O	O	X

หมายเหตุ: X : มีค่าไม่เกินมาตรฐาน UK-EPAQS

O : มีค่าเกินมาตรฐาน UK-EPAQS

ND : หมายถึงตรวจไม่พบ

จากการประเมินค่าความเสี่ยงทั้ง 4 วิธี พบว่า กลุ่มภูมิหลังมีค่าความเสี่ยงต่ำกว่า 10^{-6} ซึ่งเป็นค่าที่ US-EPA ยอมรับได้ ซึ่งจากการศึกษาความสัมพันธ์ของกลุ่มภูมิหลังกับแหล่งกำเนิดประเภทต่างๆ พบว่ากลุ่มภูมิหลังได้รับผลกระทบจากแหล่งกำเนิดประเภทการจราจรเป็นหลัก แสดงว่าคนทำงานใกล้เคียงกับกลุ่มภูมิหลังมีโอกาสได้รับสัมผัสสาร PAHs จากแหล่งกำเนิดประเภทการจราจรมากกว่าแหล่งอื่นๆ โดยในการศึกษาค่าความเสี่ยงของแหล่งกำเนิดประเภทการจราจร มีค่าความเสี่ยงต่ำกว่าของ WHO กำหนดไว้ ที่ตั้งอยู่บนเงื่อนไขในการประเมินความเสี่ยงของเวลาในการรับสัมผัสสารต่อวันคือ 8 ชั่วโมง แต่ในความเป็นจริงนั้น บางอาชีพมีโอกาสได้รับสัมผัสสารต่อวันมากกว่า 8 ชั่วโมง เช่น ตำรวจจราจร พ่อค้าแม่ค้าขายของริมถนน เป็นต้น ดังนั้นจึงควรให้ความสำคัญในด้านสุขภาพของคนทำงานใกล้เคียงบริเวณแหล่งการจราจร เช่น ยานพาหนะต่างๆ ควรมีการตรวจสภาพรถตามระยะเวลาที่กำหนด เป็นต้น ส่วนในกลุ่มอุตสาหกรรม ถึงแม้จะมีค่าความเสี่ยงต่ำกว่าค่ามาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS แต่ในโรงงานรมยางแผ่น มีค่าความเสี่ยงสูงกว่า WHO และ UK-EPAQS อาจเนื่องมาจากมีการใช้ไม้ยางเป็นเชื้อเพลิงในการรมยางแผ่น ซึ่งจากการศึกษาการเผาไหม้ไม้ยาง พบว่ามีค่าความเสี่ยงสูงกว่ามาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS มาก ซึ่งควรให้ความสำคัญกับแหล่งกำเนิดประเภทอุตสาหกรรม เช่นกัน เช่น ในโรงงานควรมีการติดตั้งเครื่อง Wet Scrubber เพื่อดักจับมลพิษ ก่อนปล่อยสารสู่สิ่งแวดล้อม

กลุ่มภูมิหลังมีค่าความเสี่ยงต่ำกว่าค่ามาตรฐานของทั้ง 2 สถาบันมาก แสดงว่าในปัจจุบันคนทำงานใกล้เคียงกับแหล่งที่อยู่อาศัยทั้งในเขตเมืองและรอบเมือง มีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งค่อนข้างต่ำ แต่ในอนาคต เมื่อจำนวนประชากรเพิ่มมากขึ้น ความต้องการในการบริโภค อุปโภคเพิ่มมากขึ้น เช่น ปริมาณรถยนต์ รถจักรยานยนต์ โรงงานอุตสาหกรรม เป็นต้น ดังนั้นจึงควรมีการควบคุมการปลดปล่อยสาร PAHs จากแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง และเมื่อพิจารณาถึงคนที่อยู่อาศัยใกล้เคียงกับแหล่งกำเนิด ซึ่งเวลาในการรับสัมผัสสาร PAHs จะมากกว่าคนที่ทำงานใกล้แหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง ทำให้ค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย เช่น พื้นที่บริเวณเตาเผาขยะของเทศบาลหาดใหญ่ มีแหล่งชุมชนอาศัยอยู่ใกล้เคียงเตาเผาขยะ มีโอกาสได้รับสัมผัสสารทั้งทางปาก ทางผิวหนัง และทางการหายใจ และมีเวลาที่สัมผัสสารต่อวันมากกว่า 8 ชั่วโมง จึงทำให้มีความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งเพิ่มมากขึ้น และจากการประเมินความเสี่ยงของเตาเผาขยะ มีค่าความเสี่ยงของ B[a]P สูงกว่าที่ WHO กำหนดไว้ จึงทำให้มีความเสี่ยงในการเกิดมะเร็งสูงมาก เป็นต้น

ความเสี่ยงนั้นไม่สามารถประเมินค่าได้อย่างแม่นยำและมีความไม่แน่นอน (uncertainty) สูง เนื่องจากมีตัวแปรที่นำมาใช้ในการวิเคราะห์หลายตัวแปร (Liao *et al.*, 2006)

ปัญหาหลักของความไม่แน่นอนในการประเมินความเสี่ยงมลพิษทางอากาศมีหลายปัจจัย เช่น ความไม่แน่นอนของการรับสัมผัสสาร คือ ไม่สามารถทราบได้แน่ชัดว่า สารที่ได้รับมาจากการสัมผัสทางผิวหนัง ทางปาก หรือทางการหายใจ เป็นต้น ขั้นตอนการแปลผลของระดับความเข้มข้นที่มีผลต่อมนุษย์ คือ ยังสรุปได้ไม่แน่ชัดว่าจะส่งผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์อย่างไร (Tsai *et al.*, 2001)

เนื่องจากการประเมินความเสี่ยงมีการใช้ค่า CSF ซึ่งในการศึกษาที่ผ่านมาค่า CSF ได้จากการทดลองในสัตว์ทดลอง โดยการรับสารพิษทางปาก คือ ให้อาหารที่มี PAHs ในปริมาณที่ต่างกัน เพื่อศึกษาอัตราการก่อให้เกิดมะเร็งในสัตว์ทดลอง ดังนั้นจากการทดลอง สัตว์ทดลองควรเกิดมะเร็งบริเวณกระเพาะอาหาร แต่ในการประเมินความเสี่ยงการก่อให้เกิดมะเร็งต่อมนุษย์ จากการหายใจ ควรจะเกิดมะเร็งบริเวณปอด ทำให้ค่าการประเมินความเสี่ยงมีค่าต่ำกว่าความเป็นจริงได้ ดังนั้น ในการประเมินความเสี่ยง ค่า CSF ที่ใช้ต้องตั้งอยู่บนสมมติฐานที่ว่า ค่า CSF ที่ได้จากสัตว์ทดลอง เป็นค่าเดียวกันกับของมนุษย์ และผลในการเกิดมะเร็งของสัตว์ทดลองมีผลในแนวโน้มนเดียวกันกับมนุษย์เช่นกัน และความไม่แน่นอนของตัวแปรต่างๆ เช่น อายุ กิจกรรมที่ทำ หรือ สุขภาพร่างกาย เป็นตัวแปรหนึ่งที่ทำให้เกิดความไม่แน่นอนในการประเมินความเสี่ยงได้

บทที่ 4

สรุปผลและข้อเสนอแนะ

4.1 สรุปผลงานวิจัย

การศึกษาองค์ประกอบและสัดส่วนของโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) ใน PM_{10} จากแหล่งกำเนิด PAHs ทั้งหมด 14 แหล่งในจังหวัดสงขลา ระหว่างเดือนมิถุนายน ถึงเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2550 พบว่า ระดับความเข้มข้นรวมเฉลี่ยของ PAHs ทั้ง 15 ชนิด ในกลุ่ม ภูมิหลัง คือ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ (ในฤดูร้อนและฤดูฝน มีค่า 1.663 ± 0.106 และ 1.153 ± 0.037 นนก./ลบ.ม. ตามลำดับ) ชายฝั่งทะเลสาบสงขลา (ในฤดูร้อนและฤดูฝน มีค่า 2.206 ± 0.060 และ 0.502 ± 0.028 นนก./ลบ.ม. ตามลำดับ) และบนเขาคอหงส์ (1.249 ± 0.068 นนก./ลบ.ม.) ในฤดูร้อนมีค่าระดับความเข้มข้นรวม PAHs มากกว่าในฤดูฝน เนื่องจาก ฝนสามารถชะเอาทั้งก๊าซ และอนุภาคของ PAHs ลงสู่พื้นดินและน้ำได้ ส่งผลให้ระดับความเข้มข้นของ PAHs ในชั้น บรรยากาศมีค่าลดลง

สำหรับค่าระดับความเข้มข้นของ B[a]P ในกลุ่มภูมิหลัง เมื่อเปรียบเทียบกับเกณฑ์ มาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS ซึ่งกำหนดให้ B[a]P เป็นชนิดที่มีความเสี่ยงในการ ก่อให้เกิดมะเร็งและมีผลต่อการก่อกลายพันธุ์สูงสุด มีค่าได้ไม่เกิน 1 และ 0.25 นนก./ลบ.ม. ตามลำดับ พบว่า กลุ่มภูมิหลังมีค่าระดับความเข้มข้น B[a]P น้อยกว่าเกณฑ์มาตรฐาน WHO และ UK-EPAQS 12 – 25 และ 2 - 6 เท่า ตามลำดับ แต่ในช่วงที่เกิดไฟไหม้ป่าที่ประเทศอินโดนีเซีย สงขลาเป็นจังหวัดหนึ่งที่ได้รับผลกระทบ คาดว่า ระดับความเข้มข้น PAHs ของกลุ่มภูมิหลังมีค่า สูงขึ้น เนื่องมาจากกลุ่มหมอกควันที่ถูกพาข้ามพรมแดนมาโดยกระแสลม

สำหรับสัดส่วนของ PAHs แต่ละตัวใน PAHs ทั้งหมด ซึ่งคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ พบว่าใน กลุ่มภูมิหลัง ปริมาณของ PAHs ที่พบมาก 3 อันดับแรก ได้แก่ B[g,h,i]P > Ind > B[b]F ซึ่งเป็น PAHs ในกลุ่ม HMW และเมื่อนำไปเปรียบเทียบกับแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง พบว่าในกลุ่ม การจราจร กลุ่มอุตสาหกรรม กลุ่มการเผาไหม้อินทรีย์ประเภทโปรตีน และควันที่ได้จากการเผา ไหม้ไม้ยาง มีปริมาณของ PAHs ที่พบมาก 3 อันดับแรก ได้แก่ B[g,h,i]P > Ind > B[b]F เช่นเดียวกับ กลุ่มภูมิหลัง แต่ควันที่ได้จากการเผาไหม้ไม้พุ่มมีปริมาณของ PAHs ที่พบมาก 3 อันดับแรก ได้แก่ B[a]P > Fl > Pyr และควันที่ได้จากการเผาไหม้ฟางข้าว มีปริมาณของ PAHs ที่พบมาก 3 อันดับแรก ได้แก่ Pyr > Fl > 11H-B[b]F ซึ่งเป็น PAHs ในกลุ่ม LMW

การศึกษาความสัมพันธ์ของกลุ่มภูมิหลังกับแหล่งกำเนิดประเภทต่างๆ โดยการสร้างแผนภูมิ 3 มิติ 4 แบบ พบว่าทั้ง 4 แบบ มีการจับกลุ่มกันของข้อมูล โดยกลุ่มภูมิหลัง มีความสัมพันธ์กับกลุ่มการจราจร คือ พื้นที่อยู่อาศัยทั้งเขตเมืองและรอบเมือง มีการแพร่กระจายของ PAHs ที่เกิดจากแหล่งกำเนิดประเภทการจราจร ส่วนกลุ่มการเผาไหม้ต่างๆ พบว่า แหล่งกำเนิดจากโรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี เตาเผาขยะของเทศบาลหาดใหญ่ และ ควันท่อจากการปิ้งย่างในงานเกษตร มีความสัมพันธ์กับกลุ่มภูมิหลัง และกลุ่มการจราจร เนื่องมาจากทั้ง 3 แหล่ง อยู่ใกล้กับแหล่งการจราจร อัตราส่วนที่ได้จึงมีค่าใกล้เคียงกัน

จากการเปรียบเทียบวิธีการประเมินความเสี่ยงแบบ Excess lifetime cancer risk และ Incremental lifetime cancer risk (ILCR) พบว่าค่าความเสี่ยงจากวิธี ILCR มีค่าสูงกว่าวิธี Excess lifetime cancer risk เล็กน้อย และแนวโน้มค่าความเสี่ยงของแต่ละแหล่งกำเนิดมีทิศทางเดียวกัน โดยค่าความเสี่ยงของกลุ่มภูมิหลัง คือ หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ในฤดูฝน > ริมทะเลสาบสงขลาในฤดูร้อน > หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ในฤดูร้อน > บนเขาคอหงส์ > ริมทะเลสาบสงขลาในฤดูฝน ซึ่งมีค่าความเสี่ยงต่ำกว่า 10^{-6} แสดงว่ากลุ่มภูมิหลังมีความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งต่ำมาก ซึ่งเมื่อนำกลุ่มภูมิหลัง และแหล่งกำเนิดต่างๆเปรียบเทียบกับค่าความเสี่ยงของ WHO (1.91×10^{-7}) และ UK-EPAQS (4.77×10^{-8}) พบว่า กลุ่มภูมิหลังมีค่าความเสี่ยงต่ำและไม่เกินเกณฑ์มาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS ส่วนแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่ง พบว่า ควันท่อจากการเผาไหม้ไม้ทั้ง 3 ชนิด และโรงงานรมยางแผ่นแหล่งที่ 2 มีค่าความเสี่ยงสูงกว่าค่าความเสี่ยงของ WHO และแหล่งที่มีค่าความเสี่ยงสูงกว่าค่าของ UK-EPAQS คือ แหล่งการจราจร ควันท่อจากการเผาไหม้ไม้ทั้ง 3 ชนิด โรงงานรมยางแผ่นทั้ง 2 แหล่ง และเตาเผาขยะ อย่างไรก็ตาม การประเมินความเสี่ยงมีความไม่แน่นอนเกิดขึ้น เช่น ความไม่แน่นอนของการรับสัมผัสสาร และขั้นตอนการแปลผลของระดับความเข้มข้นที่มีผลต่อมนุษย์ และตัวแปรต่างๆ ที่ใช้ในการประเมินความเสี่ยง เช่น อายุ กิจกรรมที่ทำ หรือ สุขภาพร่างกาย เป็นต้น

4.2 ข้อเสนอแนะ

- 4.2.1 ในการศึกษาครั้งนี้ ได้ทำการศึกษาความเข้มข้นของ PAHs จากแหล่งกำเนิดประเภท การจราจร อุตสาหกรรม การเผาไหม้ต่างๆ ควรทำการศึกษาแหล่งกำเนิดเพิ่มเติม เพื่อให้ครอบคลุมแหล่งกำเนิดที่มีการปลดปล่อย PAHs
- 4.2.2 ขั้นตอนในการเก็บตัวอย่าง ควรทำการเก็บตัวอย่างจากทั้ง 2 ฤดูกาล เนื่องจาก ความเข้มข้น อุณหภูมิ หรือความกดอากาศ มีผลต่อความเข้มข้นของ PAHs และเพื่อให้ครอบคลุมทุกช่วงเวลา
- 4.2.3 ขั้นตอนการวิเคราะห์ PAHs ควรใช้ Internal Standard ที่จำเพาะกับ PAHs แต่ละชนิดที่ทำการวิเคราะห์ เพื่อให้ได้คุณภาพ
- 4.2.4 ควรทำการศึกษาเพิ่มเติมในเรื่องของแบบจำลองคุณภาพมวลเคมี หรือที่เรียกว่า Chemical mass balance model (CMB) โดยในขั้นตอนการเก็บตัวอย่างควรทำการเก็บที่แหล่งกำเนิดแต่ละแหล่งและที่แหล่งรับ และใช้สมดุลทางมวลที่เหมาะสมมาหาสัดส่วนของแหล่งกำเนิดแต่ละแหล่งที่มีผลต่อแหล่งรับนั้นๆ เพื่อจำแนกสัดส่วนของแหล่งกำเนิดที่มีผลกระทบต่อคุณภาพอากาศของพื้นที่ต่างๆ ในจังหวัดสงขลา

บรรณานุกรม

- กมลนารี ลายคราม. 2546. การพัฒนาแบบจำลองความสัมพันธ์ระหว่าง สารประกอบพอลิไซคลิกคลิโอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนและฝุ่นขนาดเล็กกว่า 10 ไมโครเมตร บริเวณริมถนนในเขตกรุงเทพมหานคร. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- นพภาพร พานิช. 2551. คุณภาพอากาศ. สำนักจัดการคุณภาพอากาศและเสียง กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม กรมควบคุมมลพิษ. เข้าถึงได้จาก URL: http://www.aqnis.pcd.go.th/basic/pollution_pm.htm. สืบค้นเมื่อ 30 มิถุนายน 2551.
- ปาจริย์ ทองสนิท. 2545. สารประกอบพอลิไซคลิกคลิโอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนในฝุ่นละอองแต่ละขนาดในอากาศกรุงเทพมหานคร. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- พงศ์เทพ วิวรรณระเดช. 2547. การประเมินความเสี่ยงด้านสุขภาพ. ภาควิชาเวชศาสตร์ชุมชน คณะแพทยศาสตร์, มหาวิทยาลัยเชียงใหม่. นนทบุรี. หน้า 245.
- สุเทพ เรืองวิเศษ. 2551. Risk Assessment เพื่อการจัดการสารเคมีของประเทศ. บทความนำเสนอในเวทีสาธารณะครั้งที่ 3. ณ วันที่ 24 พฤศจิกายน 2551.
- อรุบล โชติพงศ์. 2541. การศึกษาปริมาณฝุ่นที่มีผลกระทบต่อระบบการหายใจ. รายงาน การวิจัยสถาบันวิจัยสิ่งแวดล้อม . กรุงเทพฯ : จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1995. Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Service, Public Health Service. เข้าถึงได้จาก URL: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts69.html>. สืบค้นเมื่อ 25 ธันวาคม 2551.
- Agusa, T., Kunito, T., Sudaryanto, A., Monirith, I., Kan-Atireklap, S., Iwata, H., Ismail, A., Sanguansin, J., Muchtar, M., Tana, T.S. and Tanabe, S. 2007. Exposure assessment for trace elements from consumption of marine fish in Southeast Asia. *Environ. Pollut.* 145: 766–777.
- Ames, B.N., Mccann, J. and Yamasaki, E. 1975. Method for Detecting Carcinogens and Mutagens with the Salmonella/Mammalian - Microsome Mutagenicity Test. *Mutat. Res.* 31: 347-364.

- Ang, P.K., Gunasingham, H. and Tay, T.B. 1986. The distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air particulate in Singapore. *Environ. Monit. Assess.* 6: 171-180.
- Bai, Z., HU, Y., Zhang, L., Wang, X., Yu, Q. and Zhu, T. 2007. Health risk assessment for traffic policemen exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Tianjin, China. *Sci. Total Environ.* 382: 240–250.
- Banerjee, D.K. and Khillare, P.S. 1986. A profile of Benzo(a)Pyrene in the ambient air of Delhi. Proceeding of the 7th World Clean Air Conference, Sydney, Australia 5 (August 25-29): 296-299.
- Beak, S.O., Field, R.A., Goldstone, M.E., Kirk, P.W., Lester, J.N. and Perry, R. 1991. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate, and behaviour. *Water, Air & Soil Pollut.* 60: 279–300.
- Beckles, M.D., Ward, H.C. and Hughes, B.J. 1998. Effect of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons and sediments on fluoranthene biodegradation patterns. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(7): 1246-1251.
- Behymer, T.D. and Hites, R.A. 1988. Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on fly ash. *Environ. Sci. Technol.* 22: 1311-1319.
- Bi, X., Sheng, G., Peng, P., Chen, Y., Zhang, Z. and Fu, J. 2003. Distribution of particulate- and vapor-phase n-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban atmosphere of Guangzhou, China. *Atmos. Environ.* 37: 289–298.
- Biørset, A. and Ramdahl, T. 1985. Sources and emissions of PAH. In: Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Vol. 2, A. Biørset and T. Ramdahl (Eds.). *Marcel Dekker Inc.* New York. 1–112.
- Blumer, M. 1976. Polycyclic aromatic compounds in nature. *Scientific American.* 234: 34–45.
- Broddin, G., Cautreels, W. and Van Cauwenberghe, K. 1980. On the aliphatic and polyaromatic hydrocarbon levels in urban and background aerosols from Belgium and the Netherlands. *Atmos. Environ.* 14: 895-910.
- Brook, R.D., Franklin, B., Cascio, W., Hong, Y., Howard, G., Lipsett, M., Luepker, R. and Mittleman, M. 2004. Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Circulation.* 109: 2655-2671.
- Bruno, S. 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons in a bioassay-fractionated extract of PM₁₀ collected in Sao Paulo, Brazil. *Atmos. Environ.* 36: 307-314.

- Budzinski, H., Bellocq, J., Pierard, C. and Garriques, P. 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbon in the Gironde estuary. *Mar. Chem.* 58: 85-97.
- Bumb, R.R., Crmnett, W.B., Cutie, S.S., Iedhill, J.R., Hummell, R.H., Kagel, R.O., Lamprski, L.L., Luoma, E.V., Miller, D.L., Nestruck, T.J., Shadoff, L.A., Stehl, R.H. and Woods, J.S. 1980. Trace chemistries of fire: A source of chlorinated dioxins. *Science*. 210: 385-390.
- Cal EPA. 1993. Benzo[a]pyrene as a toxic contaminant. Part B health assessment. California Environmental Protection Agency, August.
- Caricchia, A.M., Chiavarini, S. and Pezza, M. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples (Italy). *Atmos. Environ.* 33: 3731–3738.
- CEPA. 1994. Polycyclic aromatic hydrocarbons. Environment Canada and Health Canada, Canadian Environmental Protection Act; Ottawa, Ontario. EN40-215-42E.
- Cheevaporn, V., Norramit, P., Itoh, N. and Tanaka, K. 2005. Characterization and Carcinogenic Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Respirable Fraction of Airborne Particles in the Bangkok Metropolitan Area. *Health Science*. 51(4): 437-446.
- Chetwittayachan, T., Shimazaki, D. and 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. *Atmos. Environ.* 36: 2027–2037.
- Ciganek, M., Neca, J., Adamec, V., Janosek, J. and Machala, M. 2004. A combined chemical and bioassay analysis of traffic-emitted polycyclic aromatic hydrocarbons. *Sci. Total Environ.* 334–335: 141–148.
- Colls, J. 2002. Air Pollution. 2nd edition chapter 10. 343-424.
- Costantiono, J.P., Redmond, C.K. and Bearden, A. 1995. Occupationally related cancer risk among coke oven workers: 30 years of follow-up. *J. Occup. Environ. Me.* 37: 597–604.
- Dallarosa, J.B., Mõnego, J.G., Teixeira, E.C., Stefens, J.L. and Wiegand, F. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles in the metropolitan area of Porto Alegre, Brazil. *Atmos. Environ.* 39: 1609–1625.

- Dang, Z., Tao, X., Yang, C., Yi, X. and Lu, G. 2006. Modeling and prediction of photolysis half-lives of polycyclic aromatic hydrocarbons in aerosols by quantum chemical descriptors. *Sci. Total Environ.* 373: 289–296.
- Davidson, C.I. and Wu, Y.L. 1989. Dry Deposition of Trace Elements, in Control and Fate of Atmospheric Heavy Metals, J.M. Pacyna and B. Ottar, editors, NATO ASI Series, Series C, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 268: 147-202.
- De Nevers, N. 2000. Air Pollution Control Engineering. McGraw-Hill Higher Education, 2nd edition. 63-78: 536-539.
- Duan, J., Bi, X., Tan, J., Sheng, G. and Fu, J. 2005. The differences of the size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) between urban and rural sites of Guangzhou, China. *Atmos. Environ.* 78: 190-203.
- Dung, N.T. 1996. Determination of some selected Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on particulates emitted from the thermal power plant of the Bai Bang paper company, Vietnam. Master's Thesis. Division of Environmental Engineering. Asian Institute of Technology.
- Duval, M.M. and Friedlander, S.K. 1981. Source resolution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Los Angeles atmosphere application of a CMB with first-order decay. U.S. EPA Report EPA-600/2- 81-161. Washington, DC US Government Printing Office.
- Fang, M., Zheng, M., Wang, F., To, K.L., Jaafar, A.B. and Tong, S.L. 1999. The solvent extractable organic compounds in Indonesia biomass burning aerosols: Characterization studies. *Atmos. Environ.* 33: 783-795.
- Fang, G., Wu, Y., Chen, J., Chang, C. and Ho, T. 2006. Characteristic of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations and source identification for fine and coarse particulates at Taichung Harbor near Taiwan Strait during 2004–2005. *Sci. Total Environ.* 366: 729–738.
- Finlayson-Pitts, B. and Pitts, J.N. 2000. Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere Academic Press, New York.
- Fisher, K.B., Huchra, J.P., Strauss, M.A., Davis, M., Yahil, A. and Schlegel, D. 1995. The IRAS 1.2 JY survey-redshift data. *Astrophys. J. Suppl.* 100: 69.
- Freeman, D.J. and Cattell, F.C.R. 1990. Wood burning as a source of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 24: 1581-1585.

- Genzel, R., Lutz, D., Sturm, E., Tran, D., Rigopoulou, D., Spoon, H.W.W. and Moorwood, M. 1999. Ultraluminous infrared galaxies: Starburst vs. AGN. *Advances in Space Research*. 23(5-6): 1061-1064.
- Gocht, T., Moldenhauer, K.M. and Püttmann, W. 2001. Historical record of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals in floodplain sediments from the Rhine River (Hessisches Ried, Germany). *Appl. Geochem.* 16: 1707–17821.
- Grariviat, H. 1999 A study on air pollution by airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Bangkok urban atmosphere. Doctoral dissertation. School of Environment, Resource and Development. Asian Institute of Technology.
- Greenberg, A., Darack, F., Harkov, R., Liroy, P. and Daisey, J. 1985. Polycyclic aromatic hydrocarbons in New Jersey: A comparison of winter and summer concentration over a two-year period. *Atmos. Environ.* 19(8): 1325-1339.
- Grieken, R.V., Ravindra, K., Bencs, L., Wauters, E., Hoog, J., Deutsch, F., Roekens, E., Bleux, N. and Berghmans, P. 2006. Seasonal and site-specific variation in vapour and aerosol phase PAHs over Flanders (Belgium) and their relation with anthropogenic activities. *Atmos. Environ.* 40: 771–785.
- Grimmer, G. 1983. Environmental Carcinogens: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Guo, H., Lee, C.S., Ho, F.K., Wang, X.M. and Zou, C.S. 2003. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong. *Atmos. Environ.* 37: 5307-5317.
- Guo, H., Lee, S.C., Ho, K.F., Wang, X.M. and Zou, S.C. 2003a. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong. *Atmos. Environ.* 37: 5307–5317.
- Guo, Z.G., Sheng, L.F., J.L. and Feng, M.F. 2003b. Seasonal variation of solvent extractable organic compounds in the aerosols in Qingdao, China. *Atmos. Environ.* 37: 1825–1834.
- Hansen, A.D.A., Bodhaine, A.B., Dutton, G.E. and Schnell, C.R. 1988. Aerosol black carbon measurements at the South Pole: Initial result 1986-1987. *Geophys. Res. Lett.* 5: 1193-1196.
- Hays, M.D., Smith, N.D., Kinsey, J., Dong, Y. and Kariher, P. 2003. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Size Distributions in Aerosols from Appliances of Residential Wood

- Combustion as Determined by Direct Thermal Desorption—GC/MS. *J. Aerosol Sci.* 34: 1061-1084.
- Hedberg, E., Kristensson, A., Ohlsson, M., Johansson, C., Johansson, P., Swietlicki, E., Vesely, V., Wideqvist, U. and Westerholm, R. 2002. Chemical and Physical Characterization of Emissions from Birch Wood Combustion in a Wood Stove. *Atmos. Environ.* 36: 4823-4837.
- Heil, A. 1998. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Haze from Forest Fires in Indonesia 1997. เข้าถึงได้จาก URL: http://www.fire.uni-freiburg.de/se_asia/projects/pahs.html. สืบค้นเมื่อ 25 ตุลาคม 2551.
- Heintzenberg, J. 1982. Size-segregated measurement of particulate elemental carbon and aerosol light absorption at remote arctic locations. *Atmos. Environ.* 16: 2461-2469.
- Hong, H.S., Yin, H.L., Wang, X.H. and Ye, C.X. 2007. Seasonal variation of PM₁₀-bound PAHs in the atmosphere of Xiamen, China. *Atmos. Res.* 85: 429-441.
- Hoffman, E.J., Mills, G.L., Latimer, J.S. and Quinn, J.G. 1984. Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* 18: 580– 587.
- Hu, Y., Bai, Z., Zhang, L., Wang, X., Zhang, L., Yu, Q. and Zhu, T. 2007. Health risk assessment for traffic policemen exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Tianjin, China. *Sci. Total Environ.* 382: 240–250.
- International Agency for Research on Cancer (IARC). 1983. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. 32: Polycyclic aromatic hydrocarbons, Part 1: Chemical, environmental and experimental data. IARC, Lyons, France.
- IARC. 1984a. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Part 2: Carbon Blacks, Mineral Oils (Lubricant Base Oils and Derived Products) and Some Nitroarenes. Lyon: International Agency for Research on Cancer (IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, 33).
- IARC. 1984b. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Part 3: Industrial Exposure in Aluminium Production, Coal Gasification, Coke Production, and Iron and Steel Founding. Lyon: International Agency for Research on Cancer (IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, 34).

- IARC. 1985. Polynuclear Aromatic compounds. Part 4: Bitumens, Coal-tars and Derived Products, Shale-oils and Soots. Lyon: International Agency for Research on Cancer (IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, 35).
- IARC. 1987. In Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs, vols. 1–42, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Supplement 7. International Agency for Research on Cancer, World Health Organization, Lyon.
- Jacob, J. 1996. The significance of polycyclic aromatic hydrocarbons as environmental carcinogens. *Pure & Appl. Chem.* 68(2): 301-308.
- Jinsart, W., Tamura, K., Loetkamonwit, S., Sarawut Thepanondh, S., Kanae, K. and Yano, E. 2002. Roadside Particulate Air Pollution in Bangkok. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 52: 1102-1110.
- Jone, H.H. 2001. Economic Evaluation of Air Quality Target for PAHs. Final report for European Commission DG Environment. AEA Technology Environment Culham Science Centre Abingdon Oxfordshire.
- Kalaitzoglou, M., Terzi, E. and Samara, C. 2004. Patterns and sources of particle-phase aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban and rural sites of western Greece. *Atmos. Environ.* (38): 2545–60.
- Kalina, I., Brezáni, P., Gajdošová, D., Binková, B., Šalagovič, J., Habalová, V., Mračková, G., Dobiáš, L. and Šrám, R.J. 1998. Cytogenetic monitoring in coke oven workers. *Mutat. Res./Genetic Toxicol. Environ. Mutag.* 417: 9–17.
- Kameda, Y., Shirai, J., Komai, T., Nakanishi, J. and Masunaga, S. 2005. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Size distribution, estimation of their risk and their depositions to human respiratory tract. *Sci. Total Environ.* 340: 71–80.
- Kamens, R.M., Fan, Z.F., Yao, Y., Chen, D., Chan, S. and Vartianinen, M. 1994. A methodology for modeling the formation and decay of nitro-PAH in the atmosphere. *Chemosphere.* 28: 1623-1632.
- Kanaly, R., Bartha, R., Fogel, S. and Findlay, M. 1997. Biodegradation of [¹⁴C] benzo[a]pyrene added in crude oil to uncontaminated soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 63(11): 4511-4515.

- Katz, M., Chan, C., Tosine, H. and Sakuma, T. 1979. Relative rates of photochemical and biological oxidation (in vitro) of polynuclear aromatic hydrocarbons. In *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons* (P. W. Jones and P. Leber, Eds.), 171–189. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI.
- Kendall, M., Hamilton, S.R., Watt, J. and Williams, D.I. 2001. Characterisation of selected speciated organic compounds associated with particulate matter in London. *Atmos. Environ.* 35: 2483-2495.
- Khalili, R.N., Scheff, A.P. and Holsen, M.T. 1995. PAH source fingerprint for coke oven, diesel and gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmos. Environ.* 29(4): 533-542.
- Kilbane, J.J. 1998. Extratability and subsequent biodegradation of PAHs from contaminated soil. *Water Air Soil Pollut.* 104: 285-304.
- Kim Oanh, N.T., Reutergardh, L.B., Dung, N.T., Yu, M.H., Yao, W.X. and Co, H.X. 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the airborne particulate matter at a location 40 km north of Bangkok, Thailand. *Atmos. Environ.* 34: 4557–4563.
- Kim, Y.J., Park, S.S. and Kang, C.H. 2002. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Seoul, Korea. *Atmos. Environ.* 36: 2917-2924.
- Kofi, A.D. 2002. Public Health Risk Assessment for Human Exposure to Chemicals; Environmental Pollution, Vol. 6. Kluwer Academic Publishers, London.
- Kulkarni, P. and Venkataraman, C. 2000. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Mumbai, India. *Atmos. Environ.* 34: 2785-2790.
- Langkulsen, U., Jinsart, W., Karita, K. and Yano, E. 2006. Health effect of respirable particulate matter in Bangkok school children. International Congress Series 1294, Evidence-based occupational health, Elsevier B.V. 197-200.
- Laowagul, W., Sukasem, P. and Ngodngam, S. 2009. Investigation of PAHs in Ambient Air in Industrial and Urban Area. Environmental Research and Training Center, Department of Environmental Quality Promotion. Technopolis.
- LaRocca, C., Conti, L., Crebelli, R., Crochi, B., Iacovella, N. and Rodriguez, F. 1996. PAH content and mutagenicity of marine sediments from the Venice Lagoon. *Ecotox. Environ. Safe.* 33: 236–45.

- Lee, M.L., Novotny, M. and Bartle, K.D. 1976. GC/MS and NMR determination of PAH in airborne particulates. *J. Anal. Chem.* 48: 1976.
- Leister, D.L. and Baker, J.E. 1994. Atmospheric deposition of organic contaminants to the Chesapeake Bay. *Atmos. Environ.* 28(8): 1499-1520.
- Li, C., Fu, J., Sheng, G., Bi, X., Hao, Y., Wang, X. and Mai, B. 2005. Vertical distribution of PAHs in the indoor and outdoor PM_{2.5} in Guangzhou, China. *Build. Environ.* 40: 327-339.
- Liao, C. and Chiang, K. 2006. Probabilistic risk assessment for personal exposure to carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiwanese temples. *Chemosphere.* 63(9):1610–1619.
- Liao, C. and Chen, S. 2006. Health risk assessment on human exposed to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons pollution sources. *Sci. Total Environ.* 366: 112-123.
- Lutz, H.W., Spoon, D., Rigopoulou, R., Genzel, S. and Moorwood, A.F.M. 1998. The nature and evolution of ultraluminous infrared galaxies: A mid-infrared spectroscopic Atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 34(14): 2892-2899.
- Mabey, W.R., Smith, J.H. and Podoll, R.T. 1982. Aquatic fate process data for organic priority pollutants. Washington, D.C: US Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards. EPA 440/4-81-014.
- Mackay, D. and Collocot, D. 1998. Partitioning and physical properties of PAHs. In: The handbook of Environmental Chemistry, Vol.3, Part J. PAHs and related Compounds, Neilson, A.H. (Ed.), Springer, Berlin. 325-346.
- Mai, B.X., Fu, J.M., Zhang, G., Lin, Z., Min, Y.S., Sheng, G.Y. and Wang, X.M. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Pearl river and estuary, China: spatial and temporal distribution and sources. *Appl. Geochem.* 16: 1429–1445.
- Manoli, E., Kouras, A. and Samara, K. 2004. Profile analysis of ambient and source emitted particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from three sites in northern Greece. *Chemosphere.* 56: 867–878.
- Mantis, J., Chaloulakou, A. and Samara, C. 2005. PM₁₀-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Greater Area of Athens, Greece. *Chemosphere.* 59: 593–604.
- Mayewski, A.P., Lyon, B.W. and Spencer, J.M. 1990. An ice-core record of atmospheric response to anthropogenic sulphate and nitrate. *Nature.* 346: 554-556.

- Mcclellan, R.O. 2000. Particle Interaction with the Respiratory Tract. In Particle-Lung Interactions. Gerh, P. and Heydar, J. (eds). New York: Marcel Dekker. 3-56.
- McGroddy, S.E. and Farrington, J.W. 1995. Sediment porewater partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in three cores from Boston Harbor, Massachusetts. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1542–1550.
- Menzie, A.C., Potocki, B.B. and Santodonato, J. 1992. Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environ. Sci. Technol.* 26(7): 1278-1284.
- Møller, M., Alfheim, I., Larssen, S. and Mikalsen, A. 1982. Mutagenicity of Airborne Particles in Relation to Traffic and Air Pollution Parameters. *Environ. Sci. Technol.* 16: 221-225.
- MOE. 1997. Scientific criteria document for multimedia standards development. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Part1: hazard identification and dose–response assessment. Toronto, Ontario: Ministry of the Environment.
- Moon, J.W., Goltz, N.M., Ahn, H.K. and Park, W.J. 2003. Dissolved organic matter effect on the performance of a barrier to polycyclic aromatic hydrocarbons transported by groundwater. *J. Contam. Hydrol.* 60: 307-326.
- Mustafa, O., Nedim, V., Aysun, S., Yucel, T. and Holsen, M.T. 1999. polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Chicago air. *Sci. Total Environ.* 227(1): 57-67.
- Nadal, M., Schuhmacher, M. and Domingo, J.L. 2004. Levels of PAHs in soil and vegetation samples from Tarragona County, Spain. *Environ. Pollut.* 132: 1–11.
- Netto, A.D.P., Dias, J.C.M., Arbilla, G., Oliveira, L.F. and Barek, J. 2000. Avaliação da contaminação humana por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos e seus derivados nitratos: Uma revisão metodológica. *Quim. Nova.* 23(6): 765–773.
- Nielsen, T., Jørgensen, H.E., Larsen, J.C. and Poulsen, M. 1996. City air pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagens: occurrence, sources and health effects. *Sci. Total Environ.* 189/190: 41–49.
- Nielsen, T., Feilberg, A. and Binderup, M.L. 2002. Observations of the effect of atmospheric processes on the genotoxic potency of airborne particulate matter. *Atmos. Environ.* 36: 4617-4625.
- Nielson, T. 1996. Traffic contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the center of a large city. *Atmos. Environ.* 30(20): 3481-3490.

- Nisbet, C. and LaGoy, P. 1992. Toxic Equivalency Factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 16: 290–300.
- Oanh, N.H.K., Reutergardh, L.B. and Dung, N.T. 1999. Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons and particulate matter from domestic combustion of selected fuels. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2703–2709.
- OEHHA (California Office of Environmental Health Hazard Assessment). 2006. State of California. เข้าถึงได้จาก URL: <http://www.oehha.ca.gov/risk/ChemicalDB/index.asp> สืบค้นเมื่อ 14 ตุลาคม 2551.
- Ohura, T., Amagai, T., Fusaya, M. and Matsushita, H. 2004. Spatial distributions and profiles of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in two industrial cities in Japan. *Environ. Sci. Technol.* 38: 49–55.
- Page, D.S., Boehm, P.D., Douglas, G.S., Bence, A.E., Bence, W.A., Burn, W.A. and Mankiewicz, P.J. 1999. Pyrogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbon in Sediments Record Past Human Activity: A case Atudy in Prince William Sound, Alaska. *Mar. Pollut. Bull.* 4: 247-260
- Pandey, P.K., Patel, K.S. and Lenicek, J. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons: need for assessment of health risks in India?—study of an urban–industrial location in India. *Environ. Monit. Assess.* 59: 287–319.
- Pankow, F.J. and Bidleman, T.F. 1991. Effect of temperature, TSP and per cent non-exchangeable material in determining the gas-particle partitioning of organic compound. *Atmos. Environ.* 25(10): 2241-2249.
- Panther, B.C., Hooper, M.A. and Tapper, N.J. 1999. A comparison of air particulate matter and associated polycyclic aromatic hydrocarbons in some tropical and temperate urban environments. *Atmos. Environ.* 33: 4087–4099.
- Platt, K.L., Pfeiffer, E., Petrovic, P., Friesel, H., Beermann, D., Hecker, E. and Oesch, F. 1990. Comparative tumorigenicity of picene and dibenz[a,h]anthracene in the mouse. *Carcinogenesis.* 11: 1721–1726.
- Pyysalo, H., Tuominen, J., Wickstrom, K., Skytta, E., Salomaa, L.T., Nurmela, M.S.T. and Pohjola, T.M.V. 1987. Polycyclic organic material (POM) in urban air. Fractionation,

- chemical analysis and genotoxicity of particulate and vapour phases in an industrial town in Finland. *Atmos. Environ.* 21(5): 1167-1180.
- Qiao, M., Wang, C., Huang, S., Wang, D. and Wang, Z. 1999. Composition, sources, and potential toxicological significance of PAHs in the surface sediments of the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Environ. Int.* 32: 28–33.
- Quiterio, S.L., Arbilla, G., Escaleira, V., Silvs, C.R.S. and Wasserman, M.A. 2006. Characterization of airborne trace metal distribution in Baixada Fluminense, Rio de Janeiro, Brazil, by operational speciation. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 77: 119–125.
- Ravindra, K., Mittal, A.K. and Van Grieken, R. 2001. Health risk assessment of urban suspended particulate matter with special reference to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. *Rev. Environ. Health.* 16: 169–189.
- Ravindra, K., Bencs, L., Wauters, E., Hoog, J., Deutsch, F. and Roekens, E. 2006. Seasonal and site-specific variation in vapour and aerosol phase PAHs over Flanders (Belgium) and their relation with anthropogenic activities. *Atmos. Environ.* 40: 771–785.
- Roelfsema, P.C., Kessler, M.F. and Baluteau, J.P. 1998. In: Star Formation with the infrared Space Observatory. J.L. Yun and R. Liseau, Editors, ASP. *Conf. Series.* 132: 76.
- Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R. and Simoneit, B.R.T. 1993. Source of fine organic aerosol. 2. noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy-duty diesel trucks. *Environ. Sci. Technol.* 27(4): 636-951.
- Sander, D.B., Soifer, B.T., Elias, J.H., Madore, B.F., Matthews, K., Neugebauer, G. and Scoville, N.Z. 1988. Ultraluminous infrared galaxies and the origin of quasars. *J. Astrophys.* 325: 74.
- Sanderson, G.E., Raqbi, A., Vyskocil, A. and Farant, P.J. 2004. Comparison of particulate polycyclic aromatic hydrocarbon profiles in different regions of Canada. *Atmos. Environ.* 38: 3417-3429.
- Samara, C., Chaloulakou, A. and Mantis, J. 2005. PM10-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Greater Area of Athens, Greece. *Chemosphere.* 59: 593–604.
- Schwartz, J. 1994. J. Air pollution and daily mortality: a review and meta-analysis. *Environ. Res.* 64: 36–52.

- Sienra, M., Rosazza, N.G. and Préndez, M. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons and their molecular diagnostic ratios in urban atmospheric respirable particulate matter. *Atmos. Res.* 75: 267–281.
- Silva, M.A.B. 2005. Sistema de classificação Fuzzy para áreas contaminadas. PhD thesis, Federal University of Rio de Janeiro, Brazil. 11–13.
- Smith, D.J.T. and Harrison, R.M. 1996. Concentrations, trends and vehicle source profile of polycyclic aromatic hydrocarbons in the UK atmosphere. *Atmos. Environ.* 30: 2513–2525.
- Sookkai, S., Itthipoonthanakorn, T. and Rodpass, J. 2000. Indoor Radon in Chiang Rai Province, Thailand. *Health Science.* 9(4): 520-523.
- Tham, Y.W.F., Ozaki, N. and Sakugawa, H. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the aerosol of Higashi Hiroshima, Japan: pollution scenario and source identification. *Water Air Soil Pollut.* 182: 235–243.
- Tham, Y.W.F., Takeda, K. and Sukugawa, H. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) associated with atmospheric particles in Higashi Hiroshima, Japan: Influence of meteorological conditions and seasonal variations. *Atmos. Res.* 88: 224-233.
- Thongsanit, P. 2002. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in size-selected particulate matter in the air environment of Bangkok. Environmental Engineering. Chulalongkorn University.
- Tsai, P.J., Shieh, H.Y., Lee, W.J. and Lai, S.O. 2001. Health-risk assessment for workers exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a carbon black manufacturing industry. *Sci. Total Environ.* 278: 137–50.
- Tsapakis, M. and Stephanou, G.E. 2005. Occurrence of gaseous and particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: study of source and ambient temperature effect on the gas/particle concentration and distribution. *Environ. Pollut.* 133: 147-156.
- US-EPA. 1987. Indoor air quality implementation plan appendix A: Preliminary indoor air pollution information assessment. U.S. EPA. Office of Research and Development, OHEA, ECAO, Research Triangle Park.
- US-EPA. 1989. *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual Part A.* EPA/540/1-89/002 December 1989.

- US-EPA. 1993. Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons. EPA/600/R-93/089, July.
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA). 1994. Integrated Risk Information System (IRIS). Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Cincinnati, OH.
- US-EPA. 1997. Deposition of air pollutants to the Great Waters. First Report to Congress, EPA-453/R-93-055, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC.
- US-EPA. 2003. Appendix A to 40 CFR, Part 423-126 Priority pollutant. เข้าถึงได้จาก URL: <http://www.epa.gov/region01/npd/permits/generic/prioritypollutions.pdf>. วันที่เข้าสืบค้น 12 กันยายน 2551.
- US-EPA. 2005. Risk-Based Concentration Table, April, 2005. U.S. EPA, Region 3, Philadelphia, PA. เข้าถึงได้จาก URL: <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/index.htm>. สืบค้นเมื่อ 14 ตุลาคม 2551.
- Varanasi, U., Reichert, W.L., Stein, J.E., Brown, D.W. and Sanborn, H.R. 1985. Bioavailability and biotransformation of aromatic hydrocarbons in benthic organisms exposed to sediment from an urban estuary. *Environ. Sci. Technol.* 19: 836–841.
- Veilleux, S. and Mamon, G.A. 1998 Extragalactic Astronomy in the Infrared. Editions Frontieres, Paris. 198: 311.
- Venkataraman, C., Negi, G., Sardar, S.B. and Rastogi, R. 2002. Size Distributions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Aerosol Emissions from Biofuel Combustion. *J. Aerosol Sci.* 33: 503–518.
- Wang, X.H., Ye, C.X., Wu, S.P., Mu, J.L., Hong, H.S. and Zhuang, M.Z. 2007. Contamination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Bound to PM₁₀/PM_{2.5} in Xiamen, China. *Aerosol Air Qual. Res.* 7(2): 260–276.
- Wheeler, A., Zanobetti, A. and Gold, D.R. 2006. The Relationship between Ambient Air Pollution and Heart Rate Variability Differs for Individuals with Heart and Pulmonary Diseases. *Environ. Health Persp.* 114(4): 560–567.

- Whitby, K.T. and Sverdrup, G.M. 1980. California aerosols: Their physical and chemical characteristics. In *The Character and Origins of Smog Aerosols*, eds. G. M. Hidy, et al., New York: John Wiley & Sons. 477.
- WHO. 1987. Air quality guideline for Europe, Copenhagen, World Health Organization Regional Office for Europe. 105-117.
- WHO. 2000. Air Quality Guidelines for Europe, 2nd ed., WHO Regional Publication European Series No. 91. World Health Organization (WHO), Regional Office for Europe, Copenhagen. 273.
- Willeke, K. and Baron, P.A. 1993. *Aerosol Measurement: Principles Techniques and applications*. New York, Van Nostrand Reinhold. 157: 1993.
- Wilson, R. and Spengler, J. 1996. *Particles in our air*. Harvard University Press. 4-45.
- Witt G. and Trost, E. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Baltic Sea and of the German coastal waters. *Chemosphere*. 38(7): 1603-1614.
- Xu, J., Yu, Y., Wang, P., Guo, W., Dai, S. and Sun, H. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface sediments from Yellow River, China. *Chemosphere*. 67: 1408-1414.
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, H., Goyette, D. and Silvestre, S. 2002. PAHs in the Fraser river basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org. Geochem*. 33: 489–515.
- Yunker, M.B. and Macdonald, R.W. 2003. Petroleum biomarker sources in suspended particulate matter and sediments from the Fraser River Basin and Strait of Georgia, Canada. *Org. Geochem*. 34: 1525-1541.
- Zakaria, M.P., Takada, H. and Tsutsumi, S. 2002. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rivers and estuaries in Malaysia: a widespread input of petrogenic PAHs[J]. *Environ. Sci. Technol*. 36(9): 1907–1918.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก พื้นที่เก็บตัวอย่าง

1. พื้นที่เก็บตัวอย่างของกลุ่มภูมิหลัง (background level)

เป็นพื้นที่ซึ่งเป็นตัวแทนของ urban background rural background และ urban background ที่อยู่ในระดับที่สูง ได้แก่ หน้าคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ริมทะเลสาบสงขลาภายในบริเวณ ศูนย์วิจัยทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่งอ่าวไทยตอนล่าง (รูปที่ ก-1) และบนเขาคอหงส์ (รูปที่ ก-2)



รูปที่ ก-1 จุดตรวจวัดริมทะเลสาบสงขลาภายในบริเวณ ศูนย์วิจัยทรัพยากรทางทะเลและชายฝั่งอ่าวไทยตอนล่างทั้งในฤดูร้อน (เดือนมิถุนายน 2550) และฤดูฝน (เดือนตุลาคม 2550)



รูปที่ ก-2 จุดตรวจวัดบนเขาคอหงส์ เป็นตัวแทน urban background ที่อยู่ในระดับที่สูง

2. พื้นที่เก็บตัวอย่างของกลุ่มการจราจร

ได้แก่ ริมถนนกาญจนวนิชย์หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อำเภอหาดใหญ่ (รูปที่ ก-3) ริมถนนเพชรเกษมหน้าที่ทำการเทศบาลหาดใหญ่(รูปที่ ก-4) และสถานีขนส่งผู้โดยสาร อำเภอหาดใหญ่ (รูปที่ ก-5)



รูปที่ ก-3 จุดตรวจวัดริมถนนกาญจนวนิชย์หน้ามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อำเภอหาดใหญ่



รูปที่ ก-4 จุดตรวจวัดริมถนนเพชรเกษมหน้าที่ทำการเทศบาลหาดใหญ่ ซึ่งเป็นถนนสายหลักของอำเภอหาดใหญ่



รูปที่ ก-5 จุดตรวจวัดบริเวณสถานีขนส่งผู้โดยสาร อำเภอหาดใหญ่ เป็นตัวแทนยานพาหนะที่ใช้เครื่องยนต์ดีเซล

3. พื้นที่เก็บตัวอย่างของกลุ่มอุตสาหกรรม

ได้แก่ อุตสาหกรรมผลิตอาหารสัตว์ คือ โรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี อำเภอลำปาง (รูปที่ ก-6) อุตสาหกรรมผลิตยางแผ่น คือ โรงงานรมยางแผ่น อำเภอเมือง (รูปที่ ก-7) และ อำเภอบางกล่ำ (รูปที่ ก-8)



รูปที่ ก-6 จุดตรวจวัดบริเวณโรงงานผลิตอาหารสัตว์ซีพี อำเภอลำปาง เป็นอุตสาหกรรมที่มีการใช้ไม้เป็นเชื้อเพลิง (ไม้ปาล์ม)



รูปที่ ก-7 จุดตรวจวัดบริเวณอุตสาหกรรมผลิตยางแผ่น อำเภอเมือง เป็นการเก็บควันที่ได้จากการรมยางแผ่น ซึ่งมีการใช้ไม้ยางเป็นเชื้อเพลิง



รูปที่ ก-8 จุดตรวจวัดบริเวณอุตสาหกรรมผลิตยางแผ่น อำเภอบางคล้า มีการใช้ไม้ยางเป็นเชื้อเพลิง

3. พื้นที่เก็บตัวอย่างของกลุ่มการเผาไหม้ไม้สด

ได้แก่ ควันไฟจากการเผาไหม้ของฟางข้าว อำเภอสทิงพระ (รูปที่ ก-9) ควันไฟจากการเผาไหม้ของไม้ยาง อำเภอนาหม่อม (รูปที่ ก-10) และควันไฟจากการเผาไหม้ของไม้พุ่ม อำเภอนาหม่อม (รูปที่ ก-11)



รูปที่ ก-9 จุดตรวจวัดบริเวณที่มีการเผาไหม้ของฟางข้าว อำเภอสทิงพระ



รูปที่ ก-10 จุดตรวจวัดบริเวณที่มีการเผาไหม้ของไม้ยาง อำเภอนาหม่อม



รูปที่ ก-11 จุดตรวจวัดบริเวณที่มีการเผาไหม้ของไม้ฟุ่ม อำเภอนาหม่อม

4. พื้นที่เก็บตัวอย่างของกลุ่มการเผาไหม้สารอินทรีย์ประเภทโปรตีน

ได้แก่ ช้างเมรุเผาศพวัดคอกหงส์ ตำบลคอกหงส์ อำเภอลาดใหญ่ เป็นเตาไฟฟ้ามาตรฐาน อุณหภูมิสูง (รูปที่ ก-12) เตาเผาขยะและขยะติดเชื้อ ของเทศบาลหาดใหญ่ (รูปที่ ก-13) และข้างร้านขายอาหารประเภทปิ้งย่างในงานเกษตรภาคใต้ ที่มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ (รูปที่ ก-14)



รูปที่ ก-12 จุดตรวจวัดข้างเมรุเผาศพวัดคอกหงส์ ตำบลคอกหงส์ อำเภอลาดใหญ่



รูปที่ ก-13 จุดตรวจวัดบริเวณเตาเผาขยะและขยะติดเชื้อ ของเทศบาลหาดใหญ่



รูปที่ ก-14 จุดตรวจวัดข้างร้านขายอาหารประเภทปิ้งย่างในงานเกษตรภาคใต้ ที่มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ภาคผนวก ข

หลักการวิเคราะห์หาชนิดและระดับความเข้มข้นของสาร PAHs ด้วยเครื่อง GC/MS-Ion-Trap (Varian Saturn 2200)

1) การวิเคราะห์ด้วยเครื่อง GC/MS

สาร PAHs ต่างชนิดกัน มีการกระจายตัวอยู่ระหว่างเฟสของเหลวที่เป็นฟิล์มเคลือบอยู่ภายในคอลัมน์และเฟสที่เป็นก๊าซเป็นตัวพาด้วยอัตราที่ต่างกัน โดยมีอุณหภูมิของเตา GC เป็นปัจจัยช่วยหน่วงหรือเร่งการกระจายตัวของสาร ทำให้เกิดการแยกสารขึ้น สาร PAHs ที่ถูกหน่วงน้อยที่สุดจะถูกแยกออกจากคอลัมน์ก่อน และสารตัวอื่นที่ถูกหน่วงมากกว่าก็จะแยกออกมาตามลำดับ เมื่อสารเคลื่อนผ่านพ้นเครื่อง GC เข้าสู่ transferline ระหว่างเครื่อง GC กับ MS ที่อุณหภูมิ 250°C เพื่อกันไม่ให้ไอของสารเกิดการควบแน่นเป็นของเหลว ไอสารที่แยกจะถูกผ่านเข้าสู่เครื่อง MS ซึ่งเป็นส่วนของ Ion trap ทำหน้าที่วิเคราะห์มวลสารโดยการยิงอิเล็กตรอนพลังงานสูง (EI⁺ 70 eV) ในสารตัวอย่างทำให้สารเกิดการแตกตัวเป็น fragment ion ที่มีประจุบวกหนึ่ง และกักเก็บประจุเหล่านี้เอาไว้ ทำให้ได้ fragment ion ทั้งหมดจากการสแกน 1 ครั้งตกลงสู่เครื่องตรวจวัดของส่วน MS และมีการควบคุมด้วยระบบคอมพิวเตอร์ และโปรแกรมของเครื่องทำให้สามารถบันทึกผล และรายงานเป็นกราฟโครมาโตแกรมที่แสดงปริมาณ และมวลของสารด้วย Mass spectrum ของแต่ละสารได้อีกทั้งยังสามารถใช้โหมดการบันทึกไอออนเฉพาะหรือไอออนเดี่ยวได้คือ โหมด SIS (Selected Ion Spectrum) ซึ่งเป็นวิธีการที่สามารถใช้หาปริมาณสาร PAHs โดยการสแกนเฉพาะ Peak ของ Fragment ion หรือ Mass spectrum ของสาร PAHs ที่สนใจแทนที่จะทำการสแกนทั้งหมด ซึ่งทำให้ผลการตรวจวัดแต่ละ Peak ดียิ่งขึ้น และเป็นการประหยัดเวลาอีกด้วย

2) Instrument Detection Limit (IDL)

Instrument Detection Limit หมายถึง ขีดจำกัดต่ำสุดของเครื่องที่สามารถตรวจวัดได้ เครื่อง GC/MS-Ion-Trap Varian Saturn 2200 สามารถทำการวิเคราะห์หาสาร PAHs แต่ละชนิดที่ศึกษาได้ต่ำสุดถึงระดับความเข้มข้น ดังตารางที่ ข-1

3) ประสิทธิภาพของคอลัมน์ (Column Efficiency)

ค่าที่ใช้วัดประสิทธิภาพของคอลัมน์ (ตารางที่ ข-1) คือ

1) จำนวนเพลทของคอลัมน์ (Number of Theoretical Plates: N) เป็นตัวบ่งชี้ถึงประสิทธิภาพของคอลัมน์ว่ามีประสิทธิภาพในการแยกดีหรือไม่ คอลัมน์ที่มีค่า N สูง จะมีประสิทธิภาพในการแยกดี พิจารณาจากความกว้างของพีค ขณะเคลื่อนที่ผ่านคอลัมน์ โดยเปรียบเทียบความกว้างของพีค กับเวลาที่สารเคลื่อนที่ผ่านคอลัมน์ การคำนวณค่า N อาจคำนวณในรูปของ จำนวนเพลทต่อคอลัมน์ หรือ จำนวนเพลทต่อเมตรของความยาวคอลัมน์

$$N = 16 \times \left(\frac{RT}{WA_{1/2}} \right)^2 \quad (\text{ข-1})$$

เมื่อ N = จำนวนเพลทของคอลัมน์
 RT = Retention time
 WA_{1/2} = ความกว้างของ Peak ที่ตำแหน่งของความสูงที่กำหนด

2) ความสูงของเพลทแต่ละเพลทในคอลัมน์ (Height Equivalent of Theoretical Plate: HETP) เป็นระยะทางของคอลัมน์หรือความสูงของเพลทที่เกิดการสมดุลของการกระจายตัวของสารตัวอย่างระหว่างเฟสเคลื่อนที่ และเฟสอยู่กับที่จำนวน 1 ครั้ง ค่า HETP ยิ่งต่ำ ยิ่งแสดงถึงประสิทธิภาพในการแยกดี

$$\text{HETP} = \frac{L}{N} \quad (\text{ข-2})$$

เมื่อ HETP = ความสูงของเพลทแต่ละเพลทในคอลัมน์
 L = ความยาวคอลัมน์ (60 เมตร)
 N = จำนวนเพลทของคอลัมน์

3) Resolution เป็นค่าวัดความสามารถทั้งหมดในการแยกสาร ถ้าค่า $R = 1$ แสดงว่าการแยกสารทั้ง 2 Peak นั้นแยกออกจากกันได้ 98% และ $R = 1.5$ แสดงว่าพีคทั้ง 2 นั้น สามารถแยกสารจากกันจนถึง baseline (ได้ 99.7% resolution)

$$R_{AB} = 2 \times \frac{RT_B - RT_A}{W_B + W_A} \quad (\text{ข-3})$$

เมื่อ R_{AB} = Resolution
 RT_A, RT_B = Retention time ของพีค A และ B
 W_A, W_B = ความกว้างของพีค A และ B

ตารางที่ ข-1 ค่า Instrumental Detection Limit (IDL), Retention Time (RT), Resolution (R), Number of Theoretical Plates (N) และ Height Equivalent of Theoretical Plate (HETP)

PAH _s	RT (min)	IDL (pg/ μ L)	R	L (mm)	N	HETP (mm)
Phenantrene	26.53	2.63	1.44	60000	931693	0.064
Anthracene	26.63	2.80	1.44	60000	936934	0.067
Fluoranthene	30.13	1.47	7.62	60000	2136956	0.029
Pyrene	30.83	1.35	7.62	60000	1624902	0.037
11H-Benzo[a]fluoranthene	31.83	0.77	2.10	60000	1577749	1.227
11H- Benzo[b]fluoranthene	32.03	0.79	2.10	60000	1133837	1.498
Benzo[a]anthracene	34.45	0.86	0.94	60000	2418061	0.026
Chrysene	34.58	0.84	0.94	60000	1962729	0.032
Benzo[b]fluoranthene	38.45	48.66	1.35	60000	2102556	0.034
Benzo[k]fluoranthene	38.65	43.42	1.35	60000	2112533	0.038
Benzo[e]pyrene	39.80	49.04	2.40	60000	2096553	0.030
Benzo[a]pyrene	40.05	61.25	2.40	60000	2176625	0.036
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	46.89	61.25	2.45	60000	3913510	0.017
Dibenzo[a,h]anthracene	47.11	45.39	2.45	60000	2244480	0.489
Benzo[g,h,i]perylene	48.93	2.21	-*	60000	403043	3.930

หมายเหตุ : * Peak ของ Benzo[g,h,i]Perylene แยกจาก Peak ของ PAHs ชนิดอื่น ได้อย่างชัดเจน

RT : ระยะเวลาที่สารแต่ละชนิดใช้ในการเคลื่อนที่ผ่านคอลัมน์

IDL : ขีดจำกัดของเครื่องในการวิเคราะห์สารแต่ละชนิด

R : ความละเอียดในการแยกพีค

N : ค่าจำนวนเพลท

HETP : ความหนาของเพลท

4) การคำนวณ %Recovery

การคำนวณหา %Recovery สามารถหาได้จากสารมาตรฐานที่เติมลงไปในตัวอย่าง ก่อนทำการสกัด ในการศึกษาคั้งนี้ใช้ Deuterated-Fluorene และ Deuterated-Perylene เป็น Internal Standard เป็นตัวแทนการหา %Recovery ของสาร PAHs โดยมีวิธีคำนวณดังนี้

$$\% \text{ Recovery} = \left[\frac{(A_{IS})_S / (A_{IS})_{STD}}{(C_{IS})_S / (C_{IS})_{STD}} \right] \times 100 \quad (\text{ข-4})$$

$(A_{IS})_S$: พื้นที่พีคของ Internal Standard ในตัวอย่างจากการฉีด GC/MS Running Standard

$(A_{IS})_{STD}$: พื้นที่พีคของ Internal Standard ในสารมาตรฐานจากการฉีด GC/MS Running Standard

$(C_{IS})_S$: ความเข้มข้นของ ของ Internal Standard ในตัวอย่างจาก GC/MS Running Standard

$(C_{IS})_{STD}$: ความเข้มข้นของ Internal Standard ในสารมาตรฐานจาก GC/MS Running Standard

5) Relative Response Factor (RRF)

GC/MS จะตอบสนองปริมาณของ PAHs ในรูปแบบพื้นที่ของ Peak กล่าวคือหาก สารละลาย PAHs ที่ฉีดเข้าไปในตัวเครื่องมีความเข้มข้นสูงเครื่องจะตอบสนองโดยการแสดงพีคที่มี ปริมาณพื้นที่มาก ในทางกลับกันหากสารละลาย PAHs ที่ฉีดเข้าไปในตัวเครื่องมีความเข้มข้นต่ำ พื้นที่ของพีคที่ออกมาจะน้อยลง ซึ่งในการวิเคราะห์ เพื่อให้ได้ผล ตัวเครื่องที่วิเคราะห์ต้องแสดง พื้นที่พีคคงที่ตลอด

$$\text{RRF} = \frac{(A_{\text{Nat}} / C_{\text{Nat}})}{(A_{\text{Is}} / C_{\text{Is}})} = \frac{A_{\text{Nat}} \times C_{\text{Is}}}{A_{\text{Is}} \times C_{\text{Nat}}} \quad (\text{ข-5})$$

A_{Nat} : พื้นที่พีคของ Native-PAHs จากการฉีด GC/MS Running Standard

A_{Deut} : พื้นที่พีคของ Deuterated-PAHs จากการฉีด GC/MS Running Standard

C_{Nat} : ความเข้มข้นของ Native-PAHs ใน GC/MS Running Standard

C_{Deut} : ความเข้มข้นของ Deuterated-PAHs ใน GC/MS Running Standard

หากค่าของ RRF=1 แสดงว่า Sensitivity ของ Native-PAHs และ Deuterated-PAHs มีค่าเท่ากัน

หากค่าของ RRF>1 แสดงว่า Sensitivity ของ Native-PAHs มีค่าสูงกว่าของ Deuterated-PAHs

หากค่าของ RRF<1 แสดงว่า Sensitivity ของ Native-PAHs มีค่าต่ำกว่าของ Deuterated-PAHs

ภาคผนวก ก

ค่าระดับความเข้มข้นของ PAHs แต่ละซ้ำของแต่ละแหล่งกำเนิด

ตารางที่ ก-1	ค่าระดับความเข้มข้นของ PAHs แต่ละซ้ำของแต่ละแหล่งกำเนิด														
CODE	Phe	An	Fl	Pyr	1H-B[a]F	1H-B[b]F	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	B[e]P	B[a]P	Ind	D[a,h]A	B[g,h,i]P
KHH	0.038	0.002	0.023	0.020	0.001	ND	0.009	0.013	0.495	0.063	0.229	0.124	0.668	ND	0.729
	0.020	0.002	0.007	0.004	ND	ND	0.003	0.005	0.284	0.039	0.184	0.054	0.254	ND	0.326
	0.018	0.002	0.006	0.005	ND	ND	0.003	0.006	0.218	0.025	0.130	0.043	0.137	ND	0.189
PSU1	0.042	0.004	0.034	0.037	0.002	0.001	0.014	0.018	0.303	0.059	0.191	0.059	0.343	ND	0.417
	0.057	0.003	0.034	0.029	0.004	0.001	0.011	0.017	0.327	0.012	0.170	0.027	0.724	ND	1.134
	0.043	0.004	0.040	0.044	0.002	0.004	0.029	0.025	0.191	0.053	0.103	0.071	0.283	ND	0.332
PSU2	0.012	0.002	0.012	0.015	0.001	0.001	0.010	0.013	0.197	0.050	0.116	0.092	0.544	0.095	0.419
	0.118	0.012	0.067	0.066	0.003	0.001	0.025	0.030	0.633	0.135	0.470	0.269	1.964	0.229	1.876
	0.045	0.003	0.054	0.078	0.002	0.004	0.044	0.053	0.185	0.031	0.151	0.082	0.288	ND	0.349
SL1	0.046	0.002	0.031	0.036	0.002	0.002	0.011	0.017	0.245	0.011	0.147	0.017	0.674	ND	0.976
	0.067	0.004	0.041	0.043	0.002	0.002	0.009	0.012	0.186	0.007	0.139	0.024	0.496	ND	0.779
	0.026	0.003	0.033	0.043	0.003	0.002	0.010	0.023	0.565	0.117	0.348	0.118	0.727	ND	0.547
SL2	0.027	0.005	0.013	0.009	0.001	0.001	0.008	0.0014	0.479	0.113	0.310	0.225	0.873	ND	1.057
	0.018	0.002	0.007	0.005	ND	ND	0.002	0.007	0.229	0.041	0.139	0.060	0.917	0.097	0.906
	0.022	0.001	0.011	0.007	0.001	0.001	0.001	0.003	0.007	ND	0.003	0.001	0.013	ND	0.022
TI	0.234	0.029	0.204	0.199	0.014	0.015	0.171	0.107	0.540	0.206	0.474	0.450	0.678	ND	0.713
	0.130	ND	0.136	0.157	0.022	0.022	0.213	0.305	1.254	0.149	0.691	0.278	0.709	ND	0.889
	0.106	0.011	0.112	0.149	0.006	0.005	0.079	0.059	0.554	0.176	0.403	0.283	0.638	0.035	0.994

ตารางที่ ค-1 (ต่อ)

CODE	Phe	An	Fl	Pyr	11H-B[a]F	11H-B[b]F	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	B[e]P	B[a]P	Ind	D[a,h]A	B[g,h,i]P
PR	0.035	0.005	0.037	0.042	0.002	0.002	0.039	0.041	0.233	0.058	0.148	0.123	0.627	0.071	0.544
	0.161	0.019	0.112	0.124	0.005	0.004	0.165	0.147	0.738	0.216	0.528	0.678	1.275	ND	1.759
	0.237	0.019	0.162	0.183	0.008	0.007	0.091	0.075	1.374	0.316	1.146	1.159	1.372	ND	3.256
BT	0.180	0.026	0.111	0.143	0.007	0.005	0.087	0.083	1.191	0.340	0.702	0.707	0.918	0.106	0.934
	0.085	0.014	0.068	0.088	0.007	0.005	0.101	0.077	0.630	0.180	0.439	0.493	0.721	ND	0.762
	0.040	0.005	0.061	0.098	0.009	0.008	0.114	0.105	0.271	0.085	0.169	0.164	0.349	ND	0.381
CPF	0.104	0.002	0.089	0.108	0.004	0.003	0.027	0.037	1.083	0.133	0.692	0.033	3.639	ND	5.388
	0.083	0.006	0.078	0.088	0.004	0.003	0.024	0.025	0.373	0.028	0.269	0.161	1.702	ND	2.904
	0.061	0.002	0.029	0.041	0.001	0.001	0.003	0.006	0.010	0.001	0.008	0.004	0.089	ND	0.154
RMF1	0.139	0.029	0.554	0.568	0.267	0.255	1.127	0.663	0.826	0.266	0.569	0.945	0.932	ND	0.579
	0.076	0.006	0.137	0.119	0.014	0.012	0.717	0.146	0.333	0.074	0.272	0.211	0.389	ND	0.326
	0.042	0.004	0.074	0.063	0.032	0.032	0.221	0.165	0.304	0.063	0.209	0.268	0.251	ND	0.182
RMF2	0.209	0.039	0.618	0.833	0.069	0.062	1.552	0.956	1.033	0.444	0.981	1.645	1374.	0.274	1.394
	0.066	0.008	0.208	0.287	0.013	0.012	0.243	0.159	0.218	0.078	0.201	0.352	0.307	0.020	0.331
	0.054	0.006	0.016	0.016	0.004	0.004	0.052	0.047	1.416	0.509	1.095	1.184	1.434	ND	1.302
WI	1.205	0.268	1.373	1.315	0.072	0.050	0.601	0.511	1.333	0.373	0.905	1.073	1.916	0.087	2.077
	1.558	0.470	1.127	0.824	0.054	0.046	0.458	0.358	5.988	1.473	3.452	3.523	5.381	0.218	3.985
	0.447	0.112	0.431	0.365	0.035	0.032	0.478	0.355	0.466	0.078	0.299	0.374	0.440	0.017	0.387
CI	0.016	0.001	0.009	0.011	0.004	0.004	0.049	0.041	0.200	0.056	0.138	0.127	0.121	ND	0.144
	0.115	0.019	0.074	0.095	0.007	0.007	0.108	0.103	0.290	0.094	0.364	0.268	0.654	0.026	1.061
	0.047	0.006	0.021	0.027	0.004	0.004	0.053	0.057	0.275	0.061	0.306	0.136	0.783	ND	1.094

ตารางที่ ค-1 (ต่อ)

CODE	Phe	An	Fl	Pyr	11H-B[a]F	11H-B[b]F	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	B[e]P	B[a]P	Ind	D[a,h]A	B[g,h,i]P
BF	0.064	0.007	0.035	0.041	0.001	0.001	0.019	0.026	0.422	0.126	0.299	0.100	0.478	ND	0.535
	0.087	0.010	0.058	0.056	0.002	0.002	0.034	0.035	0.223	0.074	0.209	0.148	0.377	ND	0.391
	0.088	0.008	0.062	0.080	0.005	0.005	0.035	0.043	0.438	0.096	0.360	0.136	0.542	0.071	0.528
PRT	0.559	0.105	2.214	1.785	0.387	0.373	1.155	0.484	3.201	1.106	1.676	1.957	6.554	0.534	5.903
	1.626	0.315	6.524	5.991	2.218	1.744	4.759	2.208	6.550	1.823	3.048	5.366	7.715	0.934	6.291
	18.957	7.461	19.421	18.110	7.460	10.138	13.360	5.604	2.891	0.856	2.242	4.604	4.688	ND	2.938
BB	0.148	0.026	3.536	3.826	0.791	0.669	1.908	1.160	0.941	0.303	0.482	1.144	0.351	0.179	0.351
	1.909	0.316	2.252	2.120	0.681	0.579	2.550	1.125	2.218	0.674	1.065	1.817	2.808	0.214	2.808
	0.304	0.039	2.242	2.275	0.547	0.437	2.369	1.571	6.136	1.754	2.601	3.384	6.036	0.820	6.036
SB	1.124	5.928	4.659	6.748	4.400	6.086	1.552	3.456	3.215	1.043	2.179	3.815	3.734	0.149	2.955
	9.549	10.719	3.564	7.575	5.409	7.103	0.243	2.642	1.805	2.248	4.771	10.508	10.508	0.596	8.751
	4.874	1.789	9.109	9.147	4.871	5.960	0.052	3.610	2.569	0.605	1.547	2.578	ND	7.396	2.700

หมายเหตุ: ND หมายถึงตรวจไม่พบ

รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

ภาคผนวก ง
ค่าการประเมินความเสี่ยงแต่ละแหล่งกำเนิด

วิธีที่ 1

$$\text{Excess lifetime cancer risk} = \frac{(\text{CSF})(\text{CA})(\text{IR})(\text{ET})(\text{EF})(\text{ED})}{(\text{BW})(\text{AT})}$$

ตารางที่ ง-1 ค่าความเสี่ยงในการก่อให้เกิดมะเร็งของ PAHs แต่ละแหล่งกำเนิด

CODE	B[a]P	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	Ind	D[a,h]A	รวม
KHH	1.19E-08	1.02E-10	1.76E-11	4.94E-09	6.22E-10	5.42E-09	ND	2.30E-08
PSU1	8.65E-09	3.68E-10	4.09E-11	4.80E-09	6.30E-10	7.81E-09	ND	2.23E-08
PSU2	1.48E-08	5.21E-10	5.93E-11	3.48E-09	7.30E-10	3.93E-09	8.90E-09	3.24E-08
SL1	1.01E-08	1.92E-10	3.32E-11	6.33E-09	8.56E-10	1.21E-08	ND	2.96E-08
SL2	7.63E-09	8.13E-11	1.55E-11	2.00E-09	4.45E-10	1.58E-09	2.65E-09	1.44E-08
TI	6.43E-08	2.95E-09	2.99E-10	2.32E-08	3.38E-09	1.89E-08	2.31E-09	1.15E-07
PR	9.50E-08	2.00E-09	1.67E-10	1.14E-08	2.80E-09	1.03E-08	1.94E-09	1.24E-07
BT	7.27E-08	2.08E-09	1.88E-10	1.15E-08	2.98E-09	1.02E-08	5.83E-09	1.05E-07
CPF	1.26E-08	3.49E-10	4.33E-11	9.33E-09	1.03E-09	3.45E-08	ND	5.79E-08
RMF1	9.05E-08	9.66E-09	6.20E-10	9.30E-09	2.56E-09	1.00E-08	ND	1.23E-07
RMF2	2.36E-07	1.37E-08	9.74E-10	2.32E-08	6.52E-09	3.70E-08	1.50E-08	3.32E-07
WI	2.69E-07	1.03E-08	8.30E-10	4.33E-08	9.58E-09	4.02E-08	1.78E-08	3.91E-07
CI	3.51E-08	1.38E-09	1.36E-10	5.33E-09	1.34E-09	1.06E-08	1.74E-09	5.56E-08
BF	2.30E-08	5.78E-10	6.92E-11	9.48E-09	1.74E-09	1.19E-08	3.92E-09	5.07E-08
PRT	1.78E-06	5.88E-08	2.49E-09	6.71E-07	1.14E-07	4.69E-07	6.31E-08	3.15E-06
BB	2.23E-07	4.84E-08	2.68E-09	3.13E-08	8.95E-09	1.16E-08	3.75E-08	3.63E-07
SB	1.09E-06	6.17E-08	4.83E-09	6.48E-08	2.48E-08	1.10E-07	4.98E-08	1.41E-06

หมายเหตุ: ND หมายถึงตรวจไม่พบ

รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

วิธีที่ 3

$$\text{Risk} = \frac{(\text{CSF})(\text{PEF})(\text{CA})(\text{IR})(\text{ET})(\text{EF})(\text{ED})}{(\text{BW})(\text{AT})}$$

ตารางที่ ง-2 ค่าความเสี่ยง PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดเพื่อนำไปเปรียบเทียบกับค่าความเสี่ยงมาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS

CODE	B[a]P	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	Ind	D[a,h]A
KHH	1.19E-08	1.02E-11	1.76E-13	4.94E-10	6.22E-11	5.42E-10	ND
PSU1	8.65E-09	3.68E-11	4.09E-13	4.80E-10	6.30E-11	7.81E-10	ND
PSU2	1.48E-08	5.21E-11	5.93E-13	3.48E-10	7.30E-11	3.93E-10	8.90E-09
SL1	1.01E-08	1.92E-11	3.32E-13	6.33E-10	8.56E-11	1.21E-09	ND
SL2	7.63E-09	8.13E-12	1.55E-13	2.00E-10	4.45E-11	1.58E-10	2.65E-09
TI	6.43E-08	2.95E-10	2.99E-12	2.32E-09	3.38E-10	1.89E-09	2.31E-09
PR	9.50E-08	2.00E-10	1.67E-12	1.14E-09	2.80E-10	1.03E-09	1.94E-09
BT	7.27E-08	2.08E-10	1.88E-12	1.15E-09	2.98E-10	1.02E-09	5.83E-09
CPF	1.26E-08	3.49E-11	4.33E-13	9.33E-10	1.03E-10	3.45E-09	ND
RMF1	9.05E-08	9.66E-10	6.20E-12	9.30E-10	2.56E-10	1.00E-09	ND
RMF2	2.36E-07	1.37E-09	9.74E-12	2.32E-09	6.52E-10	3.70E-09	1.50E-08
WI	2.69E-07	1.03E-09	8.30E-12	4.33E-09	9.58E-10	4.02E-09	1.78E-08
CI	3.51E-08	1.38E-10	1.36E-12	5.33E-10	1.34E-10	1.06E-09	1.74E-09
BF	2.30E-08	5.78E-11	6.92E-13	9.48E-10	1.74E-10	1.19E-09	3.92E-09
PRT	1.78E-06	5.88E-09	2.49E-11	6.71E-08	1.14E-08	4.69E-08	6.31E-08
BB	2.23E-07	4.84E-09	2.68E-11	3.13E-09	8.95E-10	1.16E-09	3.75E-08
SB	1.09E-06	6.17E-09	4.83E-11	6.48E-09	2.48E-09	1.10E-08	4.98E-08

หมายเหตุ: ND หมายถึงตรวจไม่พบ

รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

วิธีที่ 4

$$\text{Risk} = \frac{(\text{CSF}_{\text{B[a]P}})(\text{PEF})(\text{CA})(\text{IR})(\text{ET})(\text{EF})(\text{ED})}{(\text{BW})(\text{AT})}$$

ตารางที่ ง-3 ค่าความเสี่ยง PAHs ของแต่ละแหล่งกำเนิดเพื่อนำไปเปรียบเทียบกับค่าความเสี่ยงมาตรฐานของ WHO และ UK-EPAQS

CODE	Phe	An	Fluo	Pyr	B[a]A	Chry	B[b]F	B[k]F	B[e]P	B[a]P	Ind	D[a,h]A	B[g,h,i]P
KHH	5.53E-12	4.22E-12	2.53E-12	1.89E-12	1.02E-10	1.76E-11	4.94E-09	6.22E-10	2.97E-10	1.19E-08	5.42E-09	ND	7.35E-10
PSU1	9.73E-12	6.75E-12	7.32E-12	7.14E-12	3.68E-10	4.09E-11	4.80E-09	6.30E-10	2.68E-10	8.65E-09	7.81E-09	ND	1.16E-09
PSU2	1.16E-11	1.05E-11	8.94E-12	1.01E-11	5.21E-10	5.93E-11	3.48E-09	7.30E-10	2.31E-10	1.48E-08	3.93E-09	8.46E-09	4.86E-10
SL1	8.89E-12	5.34E-12	6.67E-12	7.73E-12	1.92E-10	3.32E-11	6.33E-09	8.56E-10	4.03E-10	1.01E-08	1.21E-08	ND	1.48E-09
SL2	4.35E-12	5.31E-12	2.07E-12	1.30E-12	8.13E-11	1.55E-11	2.00E-09	4.45E-10	1.05E-10	7.63E-09	1.58E-09	2.53E-09	2.39E-10
TI	2.99E-11	2.53E-11	2.87E-11	3.21E-11	2.95E-09	2.99E-10	2.32E-08	3.38E-09	1.30E-09	6.43E-08	1.89E-08	2.20E-09	2.94E-09
PR	2.81E-11	2.69E-11	2.06E-11	2.23E-11	2.00E-09	1.67E-10	1.14E-08	2.80E-09	8.85E-10	9.50E-08	1.03E-08	1.84E-09	2.34E-09
BT	2.20E-11	2.96E-11	1.67E-11	2.15E-11	2.08E-09	1.88E-10	1.15E-08	2.98E-09	7.15E-10	7.27E-08	1.02E-08	5.54E-09	1.23E-09
CPF	1.58E-11	5.94E-12	1.25E-11	1.51E-11	3.49E-10	4.33E-11	9.33E-09	1.03E-09	6.17E-10	1.26E-08	3.45E-08	ND	5.37E-09
RMF1	1.63E-11	2.51E-11	4.87E-11	4.77E-11	9.66E-09	6.20E-10	9.30E-09	2.56E-09	6.68E-10	9.05E-08	1.00E-08	ND	6.91E-10
RMF2	2.09E-11	3.37E-11	2.91E-11	3.77E-11	1.37E-08	9.74E-10	2.32E-08	6.52E-09	2.05E-09	2.36E-07	3.70E-08	1.43E-08	3.24E-09
WI	2.28E-10	5.54E-10	2.02E-10	1.63E-10	1.03E-08	8.30E-10	4.33E-08	9.58E-09	2.57E-09	2.69E-07	4.02E-08	1.69E-08	3.83E-09
CI	1.11E-11	1.63E-11	1.25E-11	1.42E-11	1.38E-09	1.36E-10	5.33E-09	1.34E-09	5.51E-10	3.51E-08	1.06E-08	1.66E-09	1.52E-09
BF	1.60E-11	1.57E-11	1.03E-11	1.14E-11	5.78E-10	6.92E-11	9.48E-09	1.74E-09	6.52E-10	2.30E-08	1.19E-08	3.73E-09	1.65E-09
PRT	2.27E-10	4.00E-10	1.07E-09	8.26E-10	5.88E-08	2.49E-09	6.71E-07	1.14E-07	3.35E-08	1.78E-06	4.69E-07	6.00E-08	3.70E-08
BB	1.57E-10	2.38E-10	4.33E-10	4.09E-10	4.84E-08	2.68E-09	3.13E-08	8.95E-09	1.28E-09	2.23E-07	1.16E-08	3.57E-08	1.19E-09
SB	9.76E-10	1.17E-08	1.64E-09	2.21E-09	6.17E-08	4.83E-09	6.48E-08	2.48E-08	5.40E-09	1.09E-06	1.10E-07	4.74E-08	9.16E-09

หมายเหตุ: ND หมายถึงตรวจไม่พบ
รหัสแหล่งกำเนิดดังแสดงในตารางที่ 2-1

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล	นางสาวจิตรลดา มุประสิทธิ์	
รหัสประจำตัวนักศึกษา	5010920007	
วุฒิการศึกษา		
วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
วิทยาศาสตรบัณฑิต (เคมี)	มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	2550

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

จิตรลดา มุประสิทธิ์, ศิวัช พงษ์เพ็ญจันทร์ และ เพ็ญใจ สมพงษ์ชัยกุล. 2552. องค์ประกอบและสัดส่วนของโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) ใน PM₁₀ จากแหล่งปลดปล่อยต่างประเภทในจังหวัดสงขลา. ในเอกสารประกอบ การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมครั้งที่ 8 จัดโดยสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย ระหว่างวันที่ 25-27 มีนาคม พ.ศ. 2552 ณ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี จังหวัดนครราชสีมา.