

行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

燃燒金紙、拜香及爆竹產生空氣污染物之減量及危害評估-
子計畫五：燃燒金紙及拜香產生 PAH 及 Nitro-PAH 之成分
分析及基因毒性和人體健康風險之評估
研究成果報告(完整版)

計畫類別：整合型
計畫編號：NSC 95-EPA-Z-006-003-
執行期間：95 年 03 月 01 日至 95 年 12 月 31 日
執行單位：國立成功大學環境工程學系(所)

計畫主持人：林達昌

計畫參與人員：博士後研究：楊奇儒

處理方式：本計畫可公開查詢

中華民國 96 年 01 月 31 日

95 年度「環保署/國科會空污防制科研合作計畫」

成果完整報告

總計畫：燃燒金紙、拜香及爆竹產生空氣污染物之減量及危害評估

子計畫五：燃燒金紙及拜香產生 PAH 及 Nitro-PAH 之成分分析及基因
毒性和人體健康風險之評估

計畫類別：整合型計畫

計畫編號：NSC 95-EPA-Z-006-003-

執行期間：九十五年 三月 一日至 九十五年 十二月 三十一日

總計畫主持人：周明顯 教授

計畫主持人：林達昌教授

計畫參與人員：楊奇儒 助理教授(嘉南藥理科技大學環境資源管理系)

執行單位：國立成功大學環境工程學系

中 華 民 國 九 十 六 年 一 月 三 十 一 日

燃燒金紙及拜香產生 PAH 及 Nitro-PAH 之成分分析及基因 毒性和人體健康風險之評估

林達昌 楊奇儒

國立成功大學環境工程學系

中文摘要

本計畫選取在台灣民間相當常用之四種中國製拜香（桂香、料香、檀香及沈香），將拜香置於燃燒箱內燃燒，全量收集燃燒之粒狀及氣狀污染物質，並以 GC/MS 分析 PAHs 及 Nitro-PAHs 排放量。研究結果顯示，不同種類拜香之懸浮微粒質量排放係數有顯著差異，可見選擇燃燒後產生懸浮微粒較小之拜香以減少對健康危害相當值得深入探討。燃燒四種拜香所產生氣相多環芳香烴化合物（G-PAHs）之排放係數為 32-69 $\mu\text{g/g-incense}$ ，其中以 Nap、Acpy 及 Acp 排放量最高。燃燒四種拜香所產生固相多環芳香烴化合物（P-PAHs）之排放係數為 18-27 $\mu\text{g/g-incense}$ 。其中以 3-4 環 PAHs 約佔 45% 居多，5 環以上佔 42-48%，毒性當量係數較高之 3 種 PAHs（BbF、BaP、DBA）約佔 22-25%。而本計畫四種中國製拜香之粒狀空氣污染物質中所含 Nitro-PAHs 皆在偵測極限以下。此外，四種拜香燃煙固態萃取物在相當的濃度添加下，均可使兩種菌種的毒性試驗皆出現致突變反應（即致突變菌落數超過空白劑量之兩倍），表示拜香燃煙萃取物雖然對人體並無直接的致突變性，但在經過哺乳類動物體內的新陳代謝之後，可能轉為具有致突變性的代謝物。

關鍵詞：拜香、多環芳香烴化合物、硝基多環芳香烴化合物、懸浮微粒、致突變性

English abstract

This study mainly compared smoke of four popular Chinese incense. The concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and nitro-PAHs in incense smoke were studied using a custom-designed combustion chamber.

The G-PAHs and P-PAHs emission factors of the four incense in the range were 32-69 and 18-27 $\mu\text{g/g}$ -incense, respectively. Nap, Acpy and Acpy were dominants among all G-PAHs in four types of incense smoke. The 3-ring and 4-ring PAHs were dominant in S-PAHs. They accounted for about 50–56% of total S-PAHs, while those PAHs with 5 or more rings accounted 42–48%.The sum of the three PAHs with higher toxic equivalency factor (BbF, BaP, DBA) from burning nine types of incense accounted for 22–25% of the total S-PAH. Additionally, there were no nitro-PAHs detected in all incense samples. Ames test showed that particle-associated (SOF) of four incense smoke have genotoxicity after activation by S9.

Key words: incense, PAHs, Nitro-PAHs, particle, genotoxicity

總目錄

中文摘要.....	I
英文摘要.....	II
總目錄	III
圖目錄	V
表目錄	V
第一章 前言.....	1
1-1 研究動機.....	1
1-2 研究目的及項目	2
第二章 文獻回顧.....	3
2-1 拜香的介紹.....	3
2-1-1 線香的組成	3
2-1-2 拜香的種類	3
2-1-3 拜香燃煙特徵	4
2-2 PAHs	6
2-2-1 PAHs 的形成機制	6
2-2-2 PAHs 對人體的危害	7
2-3 Nitro-PAHs.....	7
2-3-1 Nitro-PAHs 的定義	7
2-3-2 Nitro-PAHs 的形成機制	8
2-3-3 Nitro-PAHs 對人體的危害	9
2-4 微量空氣生物毒性測試.....	11
2-4-1 安姆氏試驗測試原理	11
2-4-2 安姆氏試驗之優點	12
2-5 暴露評估與健康風險評估.....	12

第三章 研究方法與步驟.....	16
3-1 研究架構.....	16
3-2 研究方法.....	18
3-2-1 拜香燃煙樣品採樣.....	18
3-2-2 萃取/濃縮.....	22
3-2-3 極性分離.....	23
3-2-4 化學分析.....	24
3-2-5 PAHs 及 Nitro-PAHs 毒性.....	24
3-2-6 溶劑置換.....	24
3-2-7 安姆氏試驗 (Ames test).....	25
第四章 結果與討論.....	27
4-1 拜香原料之元素分析 (碳、氫、氧、氮).....	27
4-2 燃燒拜香之物理特徵.....	28
4-3 拜香灰排放量.....	29
4-4 懸浮微粒排放量.....	29
4-5 多環芳香烴化合物排放量 (PAHs).....	30
4-6 硝基多環芳香烴化合物排放量 (Nitro-PAHs).....	33
4-7 固態萃取物之生物基因毒性測試 (Ames Test).....	34
第五章 結論與建議.....	36
5-1 結論.....	36
5-2 建議.....	37
參考文獻.....	38

圖目錄

圖 3-1	計畫研究流程圖	17
圖 3-2	燃燒實驗箱 (Combustion Chamber) 設備配置圖	20
圖 3-3	Ames test 系統基因毒性評估指標說明	26
圖 4-1	燃燒四種拜香所產生氣相及固相 PAHs 之排放係數	31

表目錄

表 2-1	六種 Nitro-PAHs 之分子量以及特性	8
表 2-2	PAHs 毒性當量係數 (TEF)	15
表 3-1	四種拜香之外觀物理特徵	19
表 3-2	拜香燃煙採樣計畫表	21
表 3-3	金紙及拜香之化學分析與基因毒性測試計畫表	21
表 4-1	四種拜香原料之元素分析	27
表 4-2	四種拜香之燃燒特徵及排放污染物特徵	28
表 4-3	氣固相多環芳香烴之排放係數與等 BaP 毒性當量 (BaP _{eq}) 彙整表	32
表 4-4	六種 Nitro-PAHs 之 GC/MS 儀器偵測極限	33
表 4-5	九種拜香燃煙固態萃取物之 Ames Test 結果	35

第一章 前言

1-1 研究動機

根據內政部統計資料，至民國九十三年底台灣的寺廟神壇總數已到達一萬八千多處，平均每個村里有近 2.5 座寺廟神壇，由其密度之高，可想見寺廟與國民的生活已是息息相關。燒香祭拜祖先與敬奉神明一直是國人相當重視的活動。但是大部分之廟宇建設設計模式因無法規範其建築規格、通風條件、照明、拜香品質與排放標準等，故常見廟宇內香煙繚繞。此外，許多民眾在家中亦有祭祖燒香習慣，拜香煙之毒性及因為民眾長時間的接觸而顯得更加重要；而在冬季民眾習慣緊閉門窗避寒，更因空氣交換速率之減少使得問題更加嚴重。

依行政院衛生署 90 年國人死亡原因統計資料顯示，罹患惡性腫瘤導致死亡者，仍多年高居第一位（佔 26%），而其中罹患肺癌者最多（佔惡性腫瘤中之 20%）而鼻煙癌亦佔 5%。故探討有效之拜香燃煙污染防治方式（選用健康香材、空氣污染物處理、健康香材之研究等），以降低對人體健康危害，促進民眾生活健康，實為相當值得注意之重要議題。許多民眾在家中亦有祭祖燒香習慣，拜香煙之毒性及因為民眾長時間的接觸而顯得更加重要；而在冬季民眾習慣緊閉門窗避寒，更因空氣交換速率之減少使得問題更加嚴重。目前已知拜香燃煙中含有多環芳香化合物（polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs）、芳香醛及脂肪族醛，以鼠傷寒桿菌為對象之研究中發現，拜香燃燒過程中會產生致突變之化合物。[Mimi, 1990; Chen, 1987]等人認為中國人鼻咽癌之得患率較高，燒香可能為致病因子之一。

拜香燃煙為台灣室內空氣污染物的主要污染源，故探討有效之拜香燃煙污染防治方式（選用健康香材、空氣污染物處理、健康香材之研究等），以降低對人體健康危害，促進民眾生活健康，實為相當值得注意之重要議題。

目前針對拜香燃煙空氣污染物之特徵研究，無論是在粒狀污染物濃度量測，其樣品的收集均為在開放式（寺廟）或半開放式（實驗室或氣罩收集）空間進行。但由於國內寺廟多座落於人口聚集之村里內，或於車流量較大之道路旁，空氣中有害污染物之特徵性質易受人為排放源（尤其為汽、機車、柴油車等交通污染源）之影響；而實驗室之環境中亦存在有較高的揮發性有機物累積，兩者均可能在拜香燃煙之分析與鑑

定上造成一定程度之干擾。未來欲精確評估拜香燃煙對人體健康之危害性，在情境之模擬與樣品的分析鑑定上必須更加準確，值得深入探討。

1-2 研究目的及項目

本子計畫擬以收集拜香燃煙於中之粒狀污染物質及氣狀污染物質，並分析子計畫一所提供之金紙樣品之 PAHs、Nitro-PAHs 濃度及基因毒性。其排放係數將提供本研究群子計畫一進行排放量推估、子計畫二進行致癌風險危害指標值評估對人體的健康危害程度，並評析子計畫三運用各種金紙及拜香改善技術之實際成效。**預期完成之工作項目如下：**

1. 協助完成近年來針對金紙、香燭及爆竹之污染防治措施相關文獻收集彙整，尤其掌握在改善紙材、健康香材（製造程序改善，選用原料改變，增加後續處理）領域上之研究趨勢與動態。（配合整體計畫）
2. 瞭解拜香所展現之排放特徵（懸浮微粒、氣/固相 PAHs 及 Nitro-PAHs 含量）。
3. 完成金紙（子計畫一提供樣品）、拜香燃煙中氣/固相之 PAHs 及 Nitro-PAHs 之化學分析。
4. 完成金紙（子計畫一提供樣品）、拜香燃燒後排放空氣污染物之基因毒性測試。
5. 完成拜香燃燒後排放空氣污染減量成效（子計畫三提供樣品）之化學分析及生物基因毒性鑑定
6. 協助完成拜香燃燒後排放空氣污染物對人體實際健康風險影響（配合子計畫二進行）。

第二章 文獻回顧

2-1 拜香的介紹

2-1-1 線香的組成

線香組成一般主要以 15 種天然植物乾燥為原料（包括：大黃、甘松、細辛、新木、小茴、肉桂、甘草、零陵香、春花、丁香、龍柏粉、新山柴、楓樹脂、排草及黏粉等），附著于竹材骨幹上，竹材多用桂竹。上述之前 10 種為中藥粉末約佔線香重量組成百分比 21%，龍柏粉、新山柴、楓樹脂及排草為增加拜香香味之添加物，佔重量百分比分別為：1.07%、32.04%、1.78%、1.07%；而竹材佔整柱香重量百分比約 33%；黏粉佔重量百分比為 9.65%；鹽基品紅為拜香香腳之染料，在拜香燃燒時不會燃燒到此物質。 [林嘉明, 1996]

2-1-2 拜香的種類

在台灣民間相當受歡迎的五類拜香，分別為桂香、料香、新山香、老山香及沈香，分別敘述如下。 [楊奇儒, 2006]

桂香、檜香或雜木香，以各種不同來源之木材下腳料（如家具製造、建築等）經粉碎研磨後為主要香粉成份，再添加中藥香料（少於 10%，每家廠商均有其獨家配方）製成，市面價格為各種線香最低約在新台幣 50~100 元/斤。由於台灣工資相對昂貴，市售之桂香幾乎多由中國進口。

料香，其實即是以中藥材為主要成分之中藥香。部份廠商又稱為靈香，主要以十餘種中藥材為香粉成份，各種組成成分含量依不同製造廠商配方而有所差異。市面價格約在新台幣 80（中國進口）~300（台灣生產）元/斤。

新山香，市面上將新山香歸類為檀香之一種，以新山柴為香粉主要成分，為降低成本及增加香味考量，廠商仍常添加少量中藥香料（<10%），亦有完全以新山柴為香粉製成。市面價格約在新台幣 150（中國進口）~350（台灣生產）元/斤。

老山香，亦為檀香之一種，以老山柴為香粉主要成分，為降低成本及增加香味考量，廠商仍常添加少量中藥香料（<10%），亦有完全以老山柴為香粉製成。由於老山柴較新山柴昂貴，市面合理價格約在新台幣 250（中國進口）~500（台灣生產）元/斤。

沉香，以沉香木為香粉之主要成分，又約略可分為水沈、土沈及烏沈，不同種類價格差距很大，沉香形成原因是由於沉香樹種損傷後，在菌體作用下形成香脂，經多年沈積而得。由於沉香木價格昂貴，廠商仍常添加少量中藥香料 (<10%)。市面上成交量較高的價格約在新台幣 600 (中國進口) ~1500 (台灣生產) 元/斤。

2-1-3 拜香燃煙特徵

(1) 拜香燃煙之粒狀污染物濃度

謝氏與高氏於寺廟內量測懸浮微粒濃度為 600-1300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，明顯高於台灣國家空氣品質標準 (PM_{10} 日平均 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 及目前研擬之「一般場所室內空氣品質參考標準建議值」草案 (PM_{10} 日平均 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 之 6-13 倍，較之一般居家室內環境濃度高 10 倍以上，也較當時廟外馬路上濃度高 5 倍以上 [謝居憲, 1996] [高玫鍾, 2000]。且燃香拜煙所產生的微粒以 $\text{PM}_{2.5}$ 為主 [Fang et al., 2002]，這些顆粒都會隨著人的呼吸而進入到肺泡中，造成人體的危害。

高氏於緊閉門窗之室內進行燒香時，室內懸浮微粒濃度高達 390~730 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，較平常高出約 5~10 倍，雖然燒香後 6 小時，濃度會減少，但仍較正常值高出許多。在通風良好的室內拜拜，可減少約 200~500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之 PM_{10} 暴露濃度。並降低高濃度的懸浮微粒曝露量，減少對健康的危害 [高玫鍾, 2000]。高氏亦指出燒香微粒以 PM_1 為主，燃燒 1 支赤沉香、黑色赤沉香、烏沉香每分鐘分別產生 396、464、260 μg 之 PM_1 微粒，烏沉香在 PM_1 與 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度皆比赤沉香、黑色赤沉香低。

(2) 拜香燃煙之粒徑分佈

Dua 及 Hopke 進行不同油煙類燃煙量測後推論，微粒中可能含有親水性 (hydrophilic) 及疏水性 (hydrophobic) 物質，而兩種物質的多寡，會影響微粒在濕度環境下的粒徑變化。含疏水性較高的微粒不易因有空氣中之水份而進行凝結，而會在空氣中懸浮較長的時間 [Dua and Hopke, 1996]。Cheng 在門窗緊閉之實驗室 (約 34 m^3) 內燃燒拜香，以電子顯微鏡及影像分析儀觀察其微粒中位直徑 (CMD) 為 0.13 μm 。以石英-晶體微量天平多階衝擊器測得質量中位氣動粒徑 (MMAD) 約為 0.28 μm [Cheng, 2001]。Fang 於台中某寺廟內以微孔均勻沈積衝擊器 (MOUDI) 量測懸浮微粒之粒徑分佈顯示，在農曆初一與十五之香火鼎盛時燃燒拜香會增加空氣中細粒徑微粒濃度，其微粒質量中位氣動粒徑 (MMAD) 為 0.82 μm ，其餘時期為 1.86 μm [Fang et al., 2002]。不同溼度的實驗結果顯示，不管溼度高低，所得之粒徑分佈都非常相似，

顯示拜香燃煙的粒徑增溼成長幾乎可以忽略 [李繡偉, 1998]。

(3) 拜香燃煙之多環芳香化合物 (PAHs) 濃度

Lung 將兩種不同型式的沉香，置於長 44 公分、直徑 4.7 公分之玻璃圓管柱中燃燒，測得每克的拜香排放出 19.8~43.6 mg 的懸浮微粒和微粒上所吸附的 P-PAHs 濃度為 17.1~25.2 μg [Lung, 2003]。

彙整目前針對拜香燃煙之 PAHs 含量之研究顯示，EPA 所列管的十六種 PAHs 均可能存在，其排放係數約為十至數百 $\mu\text{g/g incense}$ 。 [Gibbard et al., 1967] [Huynh et al., 1991] [林嘉明, 1996] [謝居憲, 1996] [胡竹君, 1996]。且無論固相或氣相，燃燒每克拜香的 PAHs 產生量均較蚊香大 [李建坤, 1996]。

由於大氣塵粒中的 PAHs 含量之粒徑分佈，在細微粒的範圍較佔優勢，因較小粒徑之微粒具有較大之比表面積，因此冷凝等作用後可以吸附較多氣相中的 PAHs，或因 PAHs 從高溫處排放出來一接觸到外面的冷空氣進而冷凝成較小之微粒，或吸附在細微粒上 [賴臆雯, 2000]。

由於大部分固相 PAHs 可藉由吸附在微小顆粒上，而深入人體肺部並沈積其中。根據 Lippmann 氏所提出不同氣動粒徑之微粒在肺部的沈降曲線，拜香燃煙於肺部沈降率約為 15%~25%，但目前仍未有拜香燃煙在不同粒徑分佈之 PAHs 含量之相關研究被發表，長期暴露於拜香燃煙環境中所造成傷害仍無法被精確評估。

(4) 拜香燃煙之毒性測試

針對國人女性之肺腺癌之流行病學研究顯示，發現危險因子與燒香有關。而 B 肝帶原者再暴露在黃麴毒素、香煙、燒烤物、拜香等環境中，將會使自己轉變成肝癌的機率比一般人增加 40 至 60 倍。

謝氏燃燒四種拜香，測量拜香燃煙中之 PAHs 成份主要以 Nap 為主 [謝永昌, 2002]。而根據 Atkinson 等指出，低分子量的 PAHs 易與環境中的 OH 自由基、 O_3 與 NO_3 自由基作用形成致癌性和致突變性更高的 Nitro-PAHs，則可能對人體產生更大的傷害 [Atkinson, 1994]。

Resmussen 以拜香燃煙之收集物對鼠傷寒桿菌進行 Ames 試驗，發現有突變行為產生，證實了拜香燃煙中確實有基因毒性之成分存在 [Resmussen, 1987]。而拜香燃煙亦含有多環芳香烴化合物 (PAHs)、芳香醛類和脂肪醛類 [Schoenotol and Gibbard, 1967; Chao et al., 1997]。學者研究也認為中國人鼻咽癌之得患率較高，燒香可能為致

病因子之一 [Chen et al., 1987]。

雖然拜香燃煙中已被證實含有致癌性和致突變性之成分，但既有之文獻僅限於針對全部粒狀相或全部氣相樣品做整體性的毒性測試。至於在不同粒徑之粒狀物上 PAHs 之濃度分佈及毒性分佈則尚待深入探討。尤其是真正能進入吾人肺泡之微粒 (<2.5 μm) 上所吸附固相 PAHs 之濃度和毒性更是值得關切。

2-2 PAHs

2-2-1 PAHs 的形成機制

PAHs 主要是由於不完全燃燒所形成，而其反應機制非常複雜，故目前為止國內外學者尚無人詳細了解其反應機制。PAHs 之主要形成機制有碳化(carbonization)(如焦炭，合成燃料煉製)及熱裂解(pyrolysis)或不完全燃燒二種方式 [Bjørseth, 1983]。

一. 碳化(Carbonization)：

在碳化的過程中，會產生放熱反應，由於溫度不高(一般<300 $^{\circ}\text{C}$)，不飽和碳氫化合物碳與碳間之雙鍵及參鍵會產生完全或不完全斷裂，這些不穩定產物經由末端之原子團(terminal groups)互相吸引而聚合，再經一連串化學反應而形成穩定之 PAHs。

二. 熱裂解(Pyrolysis)或不完全燃燒：

碳氫化合物在高溫缺氧狀況下進行熱裂解，碳-碳或碳-氫鍵會斷裂而形成自由基，此自由基在高溫(>400 $^{\circ}\text{C}$)下易與未燃燒之碳氫化合物反應，經環化生成 PAHs，此反應可使低分子量 PAHs 形成高分子 PAHs。熱解反應溫度範圍很廣，高溫及低溫時所發生之反應途徑不甚相同。有機物經高溫解於氣相狀態下，自由基經脫氫(dehydrogenation)及劇烈化學反應後形成活性大且不穩定之低分子量環狀結構；而在低溫時，則進行分子聚合反應(polymerization)。其形成初期為蒸氣相，離開熱源後，經氣粒狀物相間之轉換作用，部份 PAHs 因而吸附於懸浮微粒上。PAHs 之生成量與空氣燃料比(air/fuel ratio)有關，特別是在缺氧之情況之下，更容易產生 PAHs。

在燃燒反應過程中會有大量之 PAHs 產生，且大多數之 PAHs 經由初次反應產生，在進行熱解反應時，PAHs 的半衰期很短，並且容易隨其後而來之反應加以穩定之；當進行熱解反應時溫度高，且反應動能大，未含取代基之 PAHs 化合物為其主要之產物 [Bjørseth, 1983，李慶鋒, 1991]。

在過剩空氣比例過低的條件下燃燒會產生 Benzo(a)pyrene (BaP)，但在高比例過

剩空氣條件下燃燒亦可發現 BaP 之存在，且 BaP 生成量隨燃燒溫度升高而增加 [Ramdahl, 1982]。PAHs 不僅容易於高溫條件下及燃燒過程中產生，而有許多碳化過程，如煤及礦油之形成，於低溫(<200 °C)高壓下分解生物體，即使期間達數百年之久也會產生 PAHs。其轉化過程與高溫裂解相似，只不過是反應較慢而已。

2-2-2 PAHs 對人體的危害

大氣中之 PAHs 會受到如此重視，是因為 PAHs 之某些物種經由代謝後具有致突變性及致癌性 [Josephson, 1984]。美國環境保護署(U.S. EPA)已將十六種 PAHs 列為優先管制毒物(Priority Pollutants)，四個苯環以上之 PAHs 較具有致癌性，如 BaA、CHR、BbF、BkF、BeP、BaP、IND、DBA 及 BghiP 等，這些 PAHs 中以 BaP 之的強致突變性及致癌性最為著名，一般人常以其濃度作為都市空氣污染之致癌指數，其 LD50 為 24 g/kg。在工作環境中，每立方公尺增加 1 ng 之量將增加因肺癌致死率 5%，所以 BaP 引起最多學者探討 [Gibbs, 1979]。Grimmer 從生物試驗中發現所含的主要致癌性物質為 4-7 環的 PAHs [Grimmer, 1983]。

長期曝露於存有 PAHs 之環境中，除了有為人所熟知的致突變性及致癌性風險外，還可能引發皮膚病、呼吸道疾病、神經系統受損等 [Dias, 1987]。

推究其致癌的機制有下列三點推論：(1)PAHs 與去氧核糖核酸雙螺旋結構的鹽基相類似(2)具疏水性(hydrophobic)極易氧化且可滲入去氧核糖核酸中(3)縮苯環(condensed benzene ring)中 π 電子具有強化學反應性，會干擾基因密碼。換句話說，PAHs 的致癌性和致突變性與其親電性反應 E_{π} 值及其結構、苯環位置亦有關。 E_{π} 值愈高時，化合物之相對活性亦隨之增高，而隨著 PAHs 分子量之增加， E_{π} 值有升高之趨勢。亦即， π 電子具有強化學反應性會干擾基因密碼， π 電子密度越大 PAHs 致癌性也就越強，即使同分異構物之間，致癌性也有相當大的差別 [Dias, 1987; Ebert, 1988; Li and kamens,1993]。這也說明了 Benzo(a)pyrene 為致癌性非常強的物質，而 Benzo(e)pyrene 卻無致癌性 [方新發, 1990]。

2-3 Nitro-PAHs

2-3-1 Nitro-PAHs 的定義

硝基多環芳香烴化合物(Nitro-PAHs)是指多環芳香族化合物經光化學反應作用所形成具有硝基(-NO₂)的多環芳香結構之有機化合物 [Silvestre and Roy, 1986]。在大氣

中見的確基多環芳香烴化合物具有高熔點，高沸點的特性在常溫下為固態。其極性不高，在水中溶解度極低，但可溶在丙酮、二氯甲烷等有機溶劑。Nitro-PAHs 的結構式及物化性資料如表 2-1 所示(邱莉婷, 1999)。Nitro-PAHs 蒸氣壓不高，一般介於 10^{-2} 至 10^{-7} mmHg 之間，於半揮發性有機物質(SVOCs)。二環的確基芳香烴化合物揮發性較高，在大氣中多以氣相存在；而三至五環的確基芳香烴化合物則為氣固相共存，但其固相比比例較高。

表 2-1 六種 Nitro-PAHs 之分子量以及特性

化合物名稱	分子量	熔點(°C)	沸點(°C)	極性
1-Nitro-Nap	173	56-58	304	微極性
2-Nitro-Nap	173	NR	NR	微極性
2-Nitro-Flu	211	156-158	NR	微極性
9-Nitro-Anth	223	144-146	NR	微極性
3-Nitro-Fl	247	157-159	NR	微極性
1-Nitro-Pyr	247	153-155	>200	微極性

2-3-2 Nitro-PAHs 的形成機制

硝基芳香烴化合物具有強烈的致突變性及致癌性，是一群廣泛存於環境中的污染物。目前已知硝基芳香烴化合物形成的機制主要分為三類：1.光化學反應；2.燃燒反應；3.酸催化反應[陳氏, 1996]

1.光化學反應

在大氣中光化學反應產生硝基芳香烴化合物，其先決條件必須有許多多環芳香烴化合物的存在。研究指出，多環芳香烴化合物會與大氣中的 OH· 自由基、NO₂、N₂O₅、O₃ 產生硝基芳香烴化合物。大部份的多環芳香烴化合物會經由 OH· 自由基、NO₂、N₂O₅ 的光化學反應途徑產生硝基芳香烴化合物(約 90% 的硝基芳香烴化合物經

由此管道產生)，只有小部份才會與 O_3 反應(約 10%)。形成光化學作用一般反應可分為白天和晚上。在白天，大氣中的多環芳香烴化合物與 $OH\cdot$ 自由基進行反應，經 NO_2 硝化作用最後經脫水反應，而形成 Nitro-PAHs；在晚上，多環芳香烴化合物與 N_2O_5 直接進行反應而產生 Nitro-PAHs。至於與臭氧進行的光化學反應，不論白天或晚上都會產生[Greenberg, 1985 ; Zielinska, 1990 ; Fan, 1996]。

研究發現，2-nitropyrene 及 2-nitrofluoranthene 兩種成分在排放源中不曾被發現，但卻存在於大氣中。其原因在於 Pyrene 及 Fluoranthene 於大氣中傳輸過程中與污染物產生反應而被硝化(Pitts, 1987)。其可能的反應機制為氣相 PAHs 與 $OH\cdot$ 自由基結合，隨後與 NO_2 與 OH-PAHs 反應去除 OH 後形成 Nitro-PAHs。另外有研究指出，並非每一種 PAHs 都會受到 NO_2 的影響。在 NO_2 存在的條件下，Pyrene、Benzo(a)Pyrene 及 Benzo(a)anthracene 明顯衰減，但 Chrysene 則無任何影響[Brorstrom et al., 1983]。

2. 燃燒反應

燃料在不完全燃燒或高溫裂解時，會產生二氧化氮離子 NO_2^+ (Nitronium)與親電子性的 PAHs 兩種產物。這兩種物質會直接反應生成硝基芳香烴化合物；或是逸散至大氣中的 NO_2^+ ，再與外界的 PAHs 進行硝化反應產生硝基芳香烴化合物[Atkinson and Arey, 1994]。汽機車引擎排放的廢氣中有 30-40 % 的致突變能力是來自 1-nitropyrene 和 Dinitropyrene [Tokiwa and Ohnishi, 1986]。在所有引擎廢氣中已有超過一百多種含氮化合物(Nitro compounds)被分析出來，而 1-nitropyrene 是最多的一種 [Schuetzle, 1983]。

3. 酸催化反應

硫氧化物並不會與多環芳香烴化合物產生光化學反應，但是硫氧化物會影響大氣的 pH 值，間接催化多環芳香烴化合物進行硝化反應[Arey, 1986]。

2-3-3 Nitro-PAHs 對人體的危害

硝基多環芳香烴化合物的代謝主要是經由肝臟微粒體的 P-450 系統中的各種酵素來代謝，經過氧化、環氧化、還原三種作用，代謝成其他產物。例如 1-nitropyrene 代謝途徑：氧化作用產生酚類，像是 1-nitropyrene-9-ol；環氧化作用生成 1-nitropyrene-9,10-oxide、1-nitropyrene-4,5-oxide，還原作用會生成 N-hydroxy-1-aminopyrene、1-aminopyrene 等產物。由於親電子性關係常會與含氮鹽

基形成 N-(deoxyquanosin-8-yl)-1-aminopyrene 的 DNA adduct，易造成突變與致癌。

越來越多證據顯示，致突變性與致癌性有密切的關係，大約有 90% 的致突變物具有致癌性。國際癌症研究組織(IARC)及東京國家研究中心分別證實致突變物具有致癌性間有 90% 及 83% 的高度相關。目前硝基芳香烴化合物已被國際癌症研究組織列為具有強烈致突變性，其致突變性遠大於多環芳香烴化合物。

多數 Nitro-PAHs 具有直接致突變性，亦即 Nitro-PAHs 不需經過代謝過程也可以產生毒性，這與 PAHs 的間接致突變性有顯著的不同。研究指出，雖然二、三環的 PAHs 無明顯的致突變性，但其硝基衍生物(Nitro-PAHs)具有強烈的致突變性，不須酵素活化過程，便對人體健康有嚴重的影響。現今發現多環芳香烴化合物只有一種活化代謝的機制-環氧化(ring oxidation)，而硝基芳香烴化合物則存在至少五種以上的代謝轉化機制，有時候不需經由細胞色素 P-450 誘導代謝，便能轉化產生致突變性。

取代基在多環芳香烴化合物上取代的位置也會影響化合物的穩定度，同時也會影響硝基芳香烴化合物的毒性、致突變性強弱有直接的關係。當硝基取代基方向為平行時，在毒性測試的結果皆顯示其毒性、致突變性及致癌性能力，遠比硝基垂直取代時高出許多。例如 1-nitropyrene、3-nitropyrene 及 6-nitrochrysene 的硝基為平行取代，此類化合物不易氧化分解且容易進行還原反應。亦即這類化合物形成最終產物 N-hydroxyl PAH 的機率較高。因 N-hydroxyl PAH 能與細胞內 DNA 結合，形成 DNA adduct，導向致癌的開端。由此便可解釋為何硝基為平行取代的 PAH 具有較強的毒性與致癌性。反觀硝基為垂直取代的 PAH，此類化合物不穩定且還原所需的能量高，不容易進行還原反應。因此，在還沒形成 N-hydroxyl PAH 之前，被分解的可能性很大[Haeringen et. al., 1992；邱筱娟, 1998]。

美國 NIOSH 物質安全資料表中指出，硝基多環芳香烴化合物的急性中毒，會造成呼吸窘困、頭痛、皮膚炎等症狀。在流行病學研究發現，利用煙囪煤灰塗佈在老鼠皮膚表面，經過長期試驗，皮膚癌的發生率是對照組的 10-20 倍。

2-4 微量空氣生物毒性測試

目前在空氣污染物排放防制之分析及管制工作上，有害空氣污染物（HAP）已成為目前主要的研究趨勢。主要原因乃是因為排放污染物中不乏具有高毒性之化合物，它們即使在 ppm (v/v) 或更低濃度下，都仍會有明顯的毒性效應。

歐美日本等若干先進國家近年來已經積極著手研究環境中之內分泌干擾物(又稱環境荷爾蒙)之分析與評估，也正是針對環境中微量毒性物質做未雨綢繆之防範 [Kavlock, 1983; Bolt, 1999]。一些高毒性物質如：PCBs、Dioxins 及 PAHs 等，雖然存在環境中極為微量，但對人體及周遭生物可能造成致病或致命的威脅，故在偵測上若單憑實際空氣樣本之化學成分分析，往往由於毒性物質之交互作用，如：毒性相加 (additivity)、毒性增強 (synergism) 及毒性相消 (antagonism) 等特性，而無法正確評估毒性物質之潛在危害情形。相反的，生物毒性試驗卻可直接且有效地對潛在之危害提供合理證據並評估毒物暴露之危險性。

2-4-1 安姆氏試驗測試原理

安姆氏試驗 (Ames Test) 亦稱沙門氏菌回復突變測試法 (Salmonella/microsome reversion assay test) 是 Ames 等人經數次改良後發展出來，用以測試化合物致突變性之方法 [Maron, 1983]。該方法係利用一系列具有組胺酸(Histidine)需求性之沙門氏菌突變菌系，在受到致突變性物質刺激後，可由原本需要組胺酸之營養缺失型回復突變成為能自行合成組胺酸的特性。由於此方法不但具有一般微生物系統之快速、經濟的優點，而且在操作上頗為簡單，對致突變性及致癌性物質的預測性準確度經測試更高達 75-90 %，故成為目前最廣泛的採用之遺傳毒性簡易偵測法，同時亦廣泛用於測試環境樣品之突變性。

1970 年代中期 Ames 等人收集幾百種在組胺酸操作子(Histidine Operator)上具有不同突變基因特性之沙門氏菌(Salmonella typhimurium)突變菌系，其後本者回復突變測試系統之理念，繼續不斷地發展出一系列更具效率且敏感度高的沙門氏菌篩檢系統 (Screening System)，以測試各種突變性物質 [Ames, 1975]。

1971 年，Ames 等人首先發表兩組以基對置換(Base-pair Substitution)及框構位移突變(Frame-shift mutation)為作用機制之菌系及測試方法，由菌系表現型之巨大缺失 (Large deletion) 或正向突變 (Forward mutation) 來測試化合物之致變性。逾 1973 年所發

展出的菌系，則又增加 Δ uvrB 及 rfa 兩種特性，具 Δ uvrB 特性之沙門氏菌，其 DNA 切除修護系統上(Excision-repair)具有缺陷使 DNA 受害之現象易於表現出來;而具 rfa 之細菌，其細胞壁上之脂多醣層(Lipopolysaccharide barrier)有部分缺失，增加大分子化學物質對細菌之滲透性(如大分子致癌物質 Benzo[a]pyrene 即無法穿透正常之細胞壁)，因此顯著提高了測試化合物之致變性之敏感性。

同年，又發表了以多氯聯苯誘發微粒體活化酵素之大鼠肝臟，以老鼠肝臟在 9000 倍重力加速度離心所得之懸浮液(其中具有多量之微粒體活化酵素)來模擬生物體內代謝活化作用之反應方法，使得在早期未被偵測的一些前驅致癌物或原致癌物(Procarcinogens)經由肝臟微粒體之酵素(Liver microsome fraction)以及一些輔助因子(cofactor)之作用後，轉變為具致突變性之代謝產物而得以在生物體外(in vitro)直接被偵測出來。

1975 年為提高該簡易偵測法之敏感性，更在鹽基置換與框構位移突變菌系內，導入 PKM101 質體(Plasmid)，此段基因使得菌種易於表現出修護錯誤傾向，致使受損之 DNA 不易被修補好，因而夠具敏感性。部分使用早期菌系所發展出來所測出的結果較不顯著之化學物質，亦因而能由此類菌系測出其致突變性。目前常使用之致突變菌系包括 TA97、TA98、TA100、TA1535、TA1538 等。

2-4-2 安姆氏試驗之優點

沙門氏菌回復突變測試法不但具有一般微生物系統之快速、經濟的優點(測試經 48 小時即可得知結果)，而且在操作上頗為簡單，對致突變性及致癌性物質的預測性準確度經測試更高達 75-90%，截至目前為止，利用此方法篩檢過之致突變性及致癌性物質至少在 5000 種以上 [游碧堉, 1987]，為目前使用最廣泛之化合物遺傳毒性簡易偵測法。

2-5 暴露評估與健康風險評估

呼吸道區域可依其不為分成口鼻布置喉部的頭區，喉部之後至終端支氣管的支氣管區及終端支氣管後的肺泡區。環境中不同粒徑微粒經呼吸方式而沈積於呼吸系統不同的部位，對人體所產生之危害不盡相同。利用國際標準組織(ISO)(1992)、ACGIH(1995)及歐洲標準委員會(CEN)(1992)組織共同訂定之可吸入性(inhalable)、胸腔性(thoracic)與呼吸性(respirable)之吸入效率準則，並簡化計算其吸入效率，

即可進行推估呼吸道不同區位之暴露量推估。

健康風險評估是綜合各方面的知識與技術來對人體健康具危害性的污染物質，經由釋放至環境中而被人體經由吸入、食入或皮膚吸收等暴露途徑而對健康產生影響的可能性。其中致癌性風險評估其危險度的表示方式為：（吸入式）

$$\text{Risk} = C * \text{Unit Risk}$$

C：空氣中之污染物濃度

Unit Risk：單位危險度，及暴露於每一單位致癌物質會導致癌症之可能性

一般民眾可接受罹患癌症之風險約為每百萬人中有一人的機率，Rodics（1987）曾指出美國最高法院在 1980 年定義顯著性的危害風險值（Significant Risk）為 10^{-3} ，且近年來美國政府職業安全衛生署（OSHA）以遵循此定義，將有致癌性物質可允許暴露之危害風險限值訂為 10^{-3} 。

Pott（1985）利用 Redmond（1976）之流行病學資料進行研究暴露 BaP 與致肺癌風險，推測工作 25 年暴露於 $1.0\mu\text{g}/\text{m}^3$ BaP 空氣濃度中其致肺癌風險度為 $7*10^{-2}$ ，即其 unit risk 為 $7*10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ ，並且獲得 Petry T.（1996）之驗證。若再以 Nisbet and LaGoy（1992）發表 16 種 PAHs 之毒性當量係數（TEF）（如表 2-2），換算其他種 PAH 物質為等當量，即可進行健康風險評估。

表 2-2 PAHs 毒性當量係數 (TEF)

22 種 PAHs	22 種 PAHs 縮寫	毒性當量係數 (TEF)	CAS No.
Naphthalene	Nap	0.001	91-20-3
Acenaphthylene	AcPy	0.001	208-96-8
Acenaphthene	Acp	0.001	83-32-9
Fluorene	Flu	0.001	86-79-7
Phenanthrene	PA	0.001	85-01-8
Anthracene	Ant	0.01	120-12-7
Fluoranthene	FL	0.001	206-44-0
Pyrene	Pyr	0.001	129-00-0
Cyclopenta(c,d)Pyrene	CYC	--	--
Benzo(a)Anthracene	BaA	0.1	56-55-3
Chrysene	CHR	0.01	218-01-9
Benzo(b)Fluoranthene	BbF	0.1	205-99-2
Benzo(k)Fluoranthene	BkF	0.1	207-08-9
Benzo(e)Pyrene	BeP	--	192-97-2
Benzo(a)Pyrene	BaP	1	50-32-8
Perylene	PER	--	198-55-0
Indeno(1,2,3-cd)Pyrene	IND	0.1	193-39-5
Dibenz(a,h)Anthracene	DBA	1	53-70-9
Benzo(b)Chrysene	BbC	--	214-14-5
Benzo(g,h,i)Perylene	BghiP	0.01	191-24-2
Coronene	COR	--	91-07-1
Dibenz(a,e) Pyrene	DBP	--	92-65-4

第三章 研究方法與步驟

3-1 研究架構

考量本研究團隊現有之國科會計畫 (NSC 92-2211-E-006-022 及 NSC 93-2211-E-006-039) 對四種台灣製拜香 (料香、桂香、新山香、烏沈香) 之毒性探討已有初步成果，本子計畫為與既有成果有明確切割，已有成果之拜香不列入選擇名單中，另外挑選市面上最常用之四種大陸製拜香 (料香、檀香、沈香)，作為此子計畫之研究對象，以期建立更完整之拜香毒性測試資料庫。

本計畫選取國人常用之三種拜香 (料香、檀香、沈香)，採用 Combustion Chamber 內燃燒之方式，以石英濾紙收集拜香燃煙中之懸浮微粒，並以填充吸附劑 (XAD-2) 之玻璃套筒收集氣狀污染物質。全量收集燃燒之粒狀及氣狀污染物質，進一步分析其粒狀及氣狀污染物質之排放係數及基因毒性強度。

將所收集之空氣污染物進行萃取/濃縮/淨化，依極性分離程序進行層析工作，以 GC/MS 分析毒性污染物種，定性定量 PAHs 及 Nitro-PAHs，可計算得知 PAHs 及 Nitro-PAHs 之排放係數，提供本研究群子計畫一進行排放量推估。

由於本計畫原先欲應用之 Mutatox 測試之其菌株目前暫時停止生產，故本計畫以 Ames Test 進行基因毒性，以瞭解拜香空氣污染物之致突變性，結果將提供子計畫二進行致癌風險危害指標值評估，評估其實際降低對人體健康危害程度。研究流程如圖 3-1 所示。

本研究計畫 (子計畫五)

子計畫三

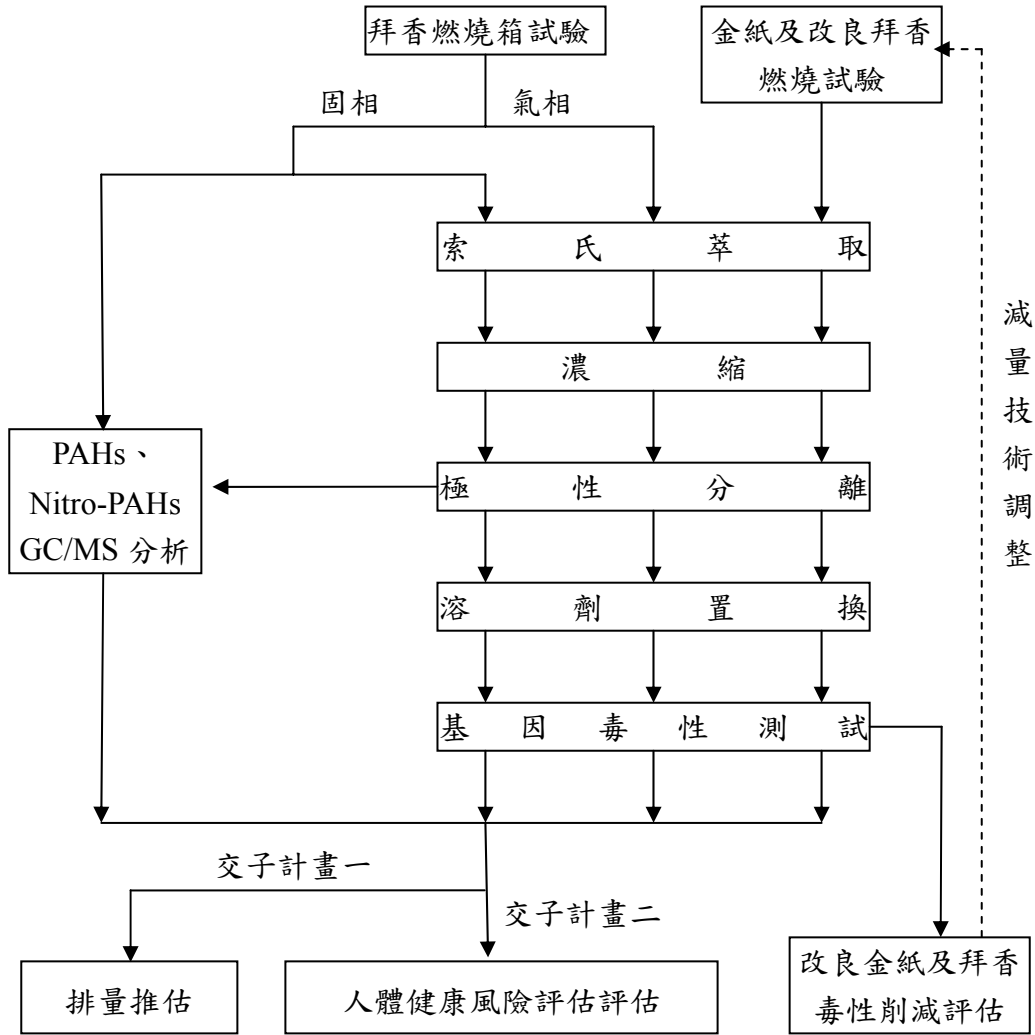


圖 3-1 計畫研究流程圖

3-2 研究方法

3-2-1 拜香燃煙樣品採樣

(1) 採樣設計

本計畫選取在台灣民間相當常用之四種中國製拜香（桂香、料香、檀香及沈香），其外觀物理特徵如表 3-1 所示。將拜香置於 Combustion Chamber 內燃燒之方式（如圖 3-2 所示），以石英濾紙收集拜香燃煙中之懸浮微粒，並以填充吸附劑（XAD-2）之玻璃套筒收集氣狀污染物質。將全量收集燃燒之粒狀及氣狀污染物質進行萃取/濃縮/淨化，依極性分離程序進行層析工作，以 GC/MS 分析毒性污染物種，定性定量 PAHs 及 Nitro-PAHs，可計算得知 PAHs 及 Nitro-PAHs 之排放係數，提供本研究群子計畫一進行排放量推估。本計畫並進一步以 Ames Test 分析空氣污染物之基因毒性，以瞭解拜香空氣污染物之致突變性，結果將提供子計畫二進行致癌風險危害指標值評估，評估其實際降低對人體健康危害程度。

本計畫採樣之空氣來源主要為大氣，以市售 HEPA 濾布（對於粒徑 0.3 μm 之微粒有 97% 以上之去除率）淨化進流空氣之微粒，並以吸附劑（如：活性炭等）吸附空氣中有機物後，才進入實驗箱中。樣品採樣是以石英濾紙收集拜香燃煙中之粒狀污染物質，並以填充吸附劑（XAD-2）之玻璃套筒收集拜香燃煙中之氣狀污染物質。本計畫預計進行拜香燃煙採樣共計 36~60 個樣本（詳如表 3-2 所示）並進行分析，另加入本研究群之子計畫一燃燒金紙排放之 PAHs 及 Nitro-PAHs 分析及子計畫三拜香減量技術之化學分析與基因毒性測試共計 192~720 個樣本（詳如表 3-3 所示）。

表 3-1 四種拜香之外觀物理特徵

名稱	長度 (cm)		直徑 (mm)		重量 (g)
	全長	塗香粉部分	塗香粉部分	持柄部分	整支
桂香	39.4±0.08	29.0±0.11	3.00±0.29		1.74±0.21
料香	39.3±0.08	28.9±0.15	2.80±0.06	1.4±0.02	1.41±0.04
檀香	39.2±0.07	28.5±0.12	2.64±0.17		1.17±0.10
沉香	39.2±0.09	28.9±0.14	2.53±0.05		1.14±0.05

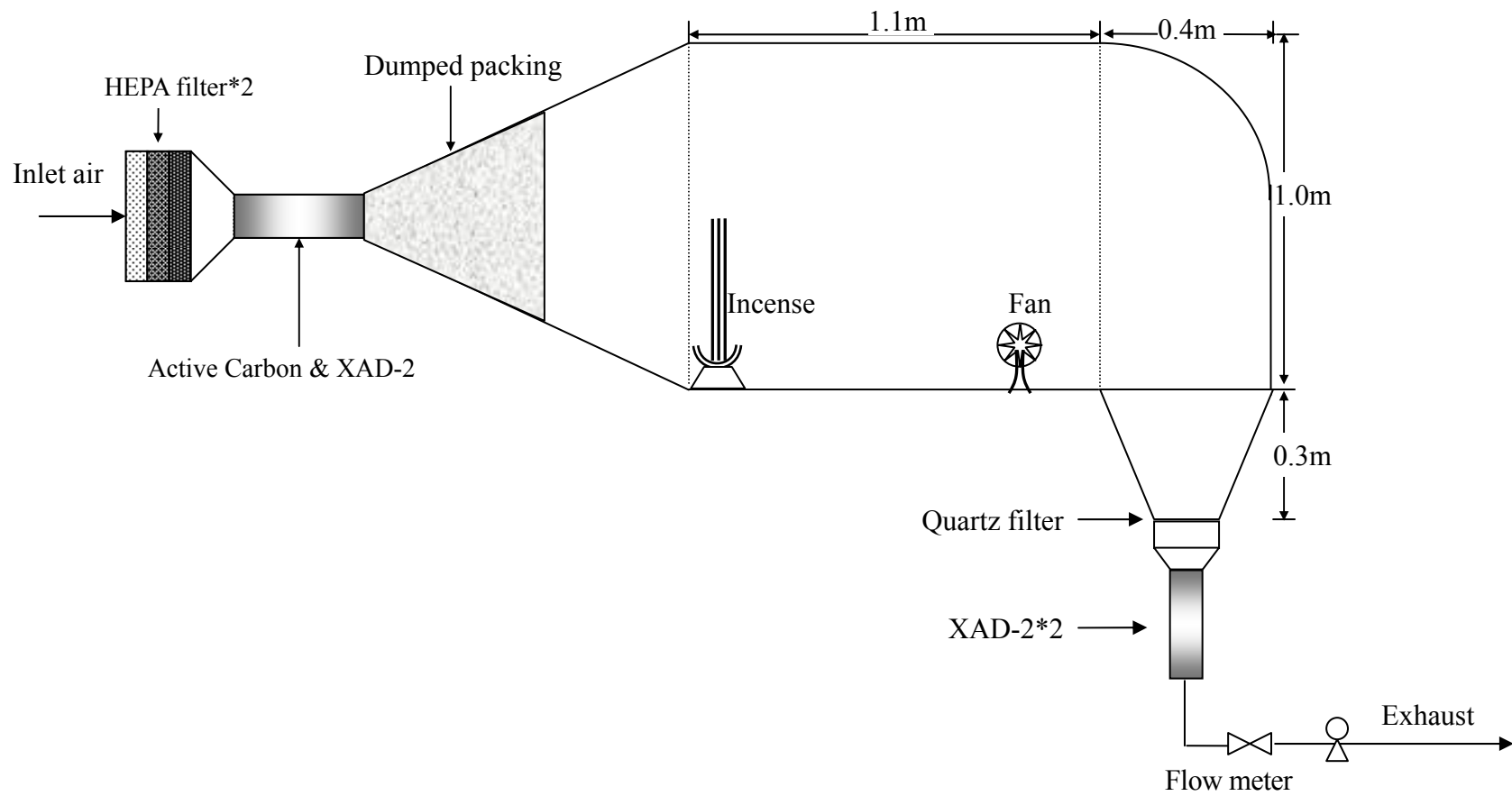


圖 3-2 燃燒實驗箱 (Combustion Chamber) 設備配置圖

表 3-2 拜香燃煙採樣計畫表

項目	樣品種類	氣/固相	PAHs/ Nitro-PAHs	重複性	採樣樣品總計
拜香	3 種	2 種	2 種	3~5 次	36~60

表 3-3 金紙及拜香之化學分析與基因毒性測試計畫表

項目	樣品種類	氣/固相	PAHs/ Nitro-PAHs	減量技術	重複性	+/- S9*	化學分析/ 毒性測試
金紙 (協助計畫一)	2 種	2 種	2 種	1~3 種	3~5 次	2 種	48~240
拜香 (本計畫)	3 種	2 種	2 種		3~5 次	2 種	72~120
拜香減量 (協助計畫三)	3 種	2 種	2 種	1~3 種	3~5 次	2 種	72~360
總計							192~720

*添加/不添加鼠肝活化酵素 (S9)

(2) 採樣前處理

A. 濾紙

本計畫所用的濾紙為 Gelman Sciences 公司生產之 Quartz 材質濾紙 (直徑 105 mm, 孔徑 2 μ m), 使用於最底層之階段平板上 (Afterfilter)。濾紙在採樣前, 先以 1:1 比例之正己烷:二氯甲烷溶劑萃取清洗 24 小時, 然後置於溼度為 40% 之乾燥箱中使濾紙之溫度與溼度平衡 24 小時以上。將平衡一天後之濾紙取出, 於其表面進行噴膠後置於 60°C 之烘箱中烘 90 分鐘使濾紙穩定, 然後再置於乾燥箱中 24 小時。採樣前將濾紙從乾燥箱中取出, 並於具有空調裝置之恆溼室中稱重。採樣時, 將濾紙稱重後置於乾淨之小型塑膠培養皿中備存, 並儘可能立即採樣。採樣後, 將濾紙放回小型塑膠培養皿中, 以鋁箔紙包裹於外, 以阻絕光線, 置於恆濕乾燥箱中, 平衡溫度及溼度 8 小時後, 再予稱重以求各階段之採得懸浮性微粒淨重。稱完重後立即進行萃取步驟。

B. 玻璃套筒

本計畫所使用的玻璃套筒為美國 Anderson 公司生產, 型號 Cat. No. DPS1-4, 內

部填充吸附劑為泡棉（Polyurethane Foam；簡稱 PUF）及樹脂 XAD-2。泡棉為美國 Anderson 公司生產，型號為 Cat. No. DPS1-17，密度 0.025 g/cm³，直徑為 6 公分，高度 5 公分。XAD-2 為 ACROS 公司所生產的 Amberlite XAD-2，CAS 編號為 37380-42-0。其填充方法如下：在玻璃套筒之最下層黏置 25 mm 泡棉，中層填充 80g XAD-4 樹脂，最上層再黏置 25 mm 泡棉。為避免 XAD-2 樹脂漏出套筒外，泡棉四周均以中性透明之矽膠（德國生產 Lobster silicon）黏附於套筒內壁上。裝填好之後置於室溫下至少 8 小時以使矽膠之黏性趨於穩定。再將玻璃套筒裝進索氏萃取器（Soxhlet Extractor）中進行清洗，依序以二段水、甲醇、二氯甲烷及 50%丙酮+50%正己烷之混合液 700 mL 各清洗 24 小時。玻璃套筒清洗後瀝乾，置於真空烘箱中以攝氏 70°C 烘乾殘餘有機溶劑（約抽氣 5 小時），再以乾淨之錫鉑紙包裹，並置於玻璃罐中密封備用。

3-2-2 萃取/濃縮

（1）氣相污染物萃取

將玻璃套筒置於大型索氏萃取器（高 20cm，內徑 7cm）中萃取，內置 2：1：1 混合比例之正己烷、二氯甲烷與丙酮共 700mL，以每小時四個循環的速率萃取 24 小時。萃取時，為減少 SVOCs 之光解，應盡量避免光線之照射。由此萃取出的氣相污染物簡稱為 XOC（extractable organic component from the XAD/PUF cartridge）。

（2）固相污染物萃取

將濾紙以五位數微量天秤稱重，扣除採樣前之濾紙重即得粒狀物重量。接著將濾紙放入已洗淨之玻璃纖維濾筒內，置於小型索氏萃取器中（高 16 cm，內徑 4 cm），以 200 mL 二氯甲烷萃取 24 小時。由此萃取出的粒狀物相污染物簡稱為 SOF（particle-associated soluble organic fraction）。

（3）濃縮

為了進行後續的層析工作，SVOCs 樣品經萃取後，先減壓濃縮至約 10 mL（氣相 40°C, 400 mmHg；粒狀物相 35°C, 200 mmHg）。氮氣吹拂的流量為 1000 mL/min，造成的溶劑濃縮速率約為 0.5 mL/min。以氮氣吹拂時需注意不可使萃取液濺出或濺

起，以避免殘留於濃縮管壁造成的誤差。

3-2-3 極性分離

本計畫採用的矽膠管柱層析法 (Silica-gel-column chromatography) (其流程如圖 3-2 所示), 將 SVOCs 由低極性到高極性的依序分離成 5 個不同極性的分液 (Fractions) [Alsberg et al., 1985]。其管柱 (200mm×15mm) 內填充矽膠 (Merck Kieselgel 60, 0.063-0.200 mm particle diameter), 而管柱上方則鋪設無水硫酸鈉, 以去除可能干擾層析的水份。矽膠及無水硫酸鈉都必須先經過處理後方可使用。矽膠以 DCM 在索氏萃取裝置中萃取 12 小時後, 放入減壓濃縮器中加熱至 50°C 以去除殘留的 DCM, 接著置於 500°C 的烘箱內加熱活化 16 小時。在使用矽膠前 12 小時還須加入 10% (W/W) 的去離子水以去活化矽膠。無水硫酸鈉則置於 450°C 烘箱內 8 小時以完全去除水分。

接著將去活化的矽膠與正己烷充分混合後填入層析管中, 填充高度為 12 cm, 矽膠上方則覆上 2 克無水硫酸鈉。為了再次確保管柱內無其他有機物干擾物, 在置入樣品之前先以 50 mL 之正己烷、50 mL DCM 及 50 mL 正己烷依序流洗層析管柱。

為了避免 SVOCs 濃縮樣品中所含有機溶劑對層析極性的干擾, 在層析前先將濃縮液加進約 1.0 克溶於正己烷的矽膠中, 待矽膠將濃縮液完全混合後, 再以氮氣吹拂將多餘的溶劑去除, 使之形成矽膠粉末 (powder)。最後將此矽膠粉末加在管柱上方, 並開始進行層析的工作。它們由低極性至高極性依序是:

Fraction I: light aliphatic hydrocarbons

Fraction II: heavy aliphatic hydrocarbons 及 PAHs

Fraction III: mononitro-PAHs

Fraction IV: dinitro-PAHs 及 quinones

Fraction V: 高極性物質 (polar materials)

3-2-4 化學分析

(1) 氣相層析儀及質譜儀偵測器 (GC/MS)

本計畫使用之分析儀器之氣相層析質譜儀為 HP-5890/5972，其自動注射系統為 HP-7673，以電腦工作站之程式控制之。設定樣本溶液每次之注入體積為 1 μ L。氣相層析儀質譜儀內配置之管柱為 HP Ultra 2，內徑 0.32 mm，厚度 0.17 μ m，長度為 50 m。本計畫設定樣本注射口之溫度設定為 310 $^{\circ}$ C，而離子源 (ion source) 之溫度設定為 310 $^{\circ}$ C。

3-2-5 PAHs 及 Nitro-PAHs 毒性

初步探討基因毒性之層面，以 Nisbet 和 LaGoy (1992) 發表 16 種 PAHs 之毒性當量係數 (TEF)，其 PAHs 及 Nitro-PAHs 之毒性當量因數採用其將個別 PAH 及 Nitro-PAHs 與 BaP 比較，而得到不同之毒性當量因數，將個別 PAHs 及 Nitro-PAHs 含量乘其因數在相加總而所得總 PAHs 毒性當量，以 BaP_{eq} 表示。結果將提供子計畫二進行後續致癌風險危害指標值評估

3-2-6 溶劑置換

由於之前萃取及層析所使用的有機溶劑具有極強的毒性，為了避免影響毒性實驗的結果，必須將樣品中的 SVOCs 置換進入低毒性的有機溶劑 (DMSO) 中。因此加入 0.5 mL 的 DMSO 於其餘的二分之一樣品中，於 30 $^{\circ}$ C 的水浴下，以輕微的氮氣將樣品中低沸點且高毒性的有機溶劑吹拂除去。當樣品容積減至 0.5mL 時，以滴管吸取裝入棕色小瓶中，密封後置於冷凍庫中保存，並在兩星期內進行毒性試驗。

3-2-7 安姆氏試驗 (Ames test)

A. 測試程序

先行配置 MA、NA、NB 培養基，並取出菌株 (TA98 及 TA100) 以 37°C 解凍，並取 20 μ L 移植至 NB 培養液中，並置於恆溫震盪水浴以 37°C、210 ppm 培養 10 小時。

進行平板混合測試—取 0.1ml 受測物質與隔夜培養之菌液 0.1ml，加入 2 ml 45°C 已融化之軟性瓊脂中，混合均勻後倒在 MA plates 上，倒置於定溫箱 (37°C) 中培養 48 小時，計算回復突變數。

B. 結果判定

Ames test 系統的正反應定義：至少有兩個劑量反應之回復突變數顯著高於無測試化合物對照組，或至少有一個劑量反應之回復突變數顯著高於 TA98、100 自然回復突變數 2 倍以上，或高於 TA1535、1537、1538 自然回復突變數 3 倍以上，則判定為具有基因毒性。

為方便比較兩種測試方法，本計畫採取三種參數來評估 Ames test 之基因毒性測試結果，其表示圖形如圖 3-2 所示：

(1) MPC：最大菌落數所在的測試濃度。

(2) MDC：最低可偵測到的濃度，係利用數學內插方式求出菌落數剛好等於控制組菌落數三倍時的濃度。

(3) DRN：劑量反應數目，係指在相同的稀釋倍率下，連續的稀釋管為正反應的數目。而正反應(positive response)的定義為其菌落數是控制組的三倍。

測試樣品的連續稀釋液中，有連續兩個以上的測試濃度其菌落數高於控制組的三倍(亦即 $DRN \geq 2$ 時)，則被判定為具有基因毒性(genotoxic)。若 $DRN < 2$ ，則定義為疑似(suspect)基因毒物。當然，測試樣品若沒有發現任何正反應($DRN = 0$)，視為不具基因毒性(non-genotoxic)。

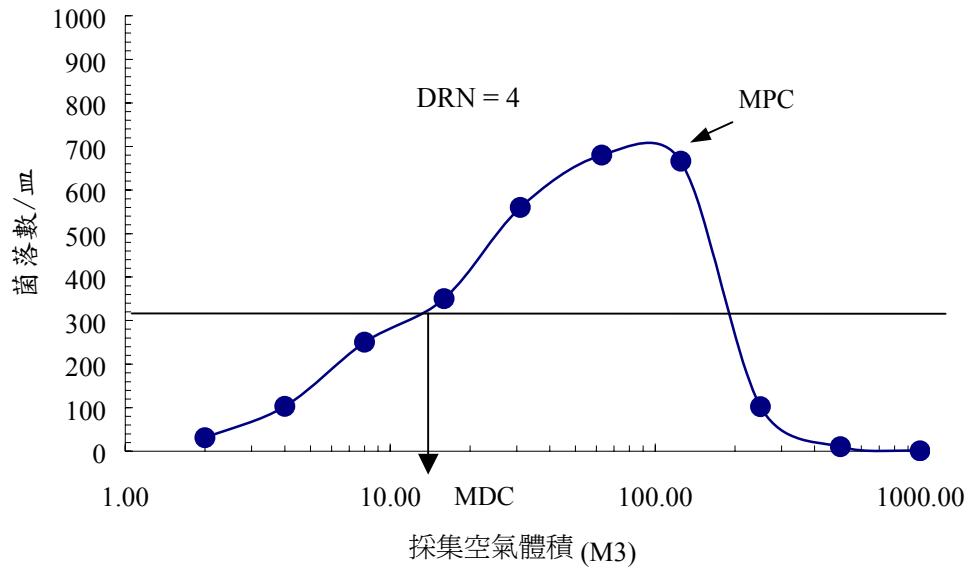


圖 3-3 Ames test 系統基因毒性評估指標說明

第四章 結果與討論

4-1 拜香原料之元素分析 (碳、氫、氧、氮)

表 4-1 顯示四種拜香原料之主要成分為碳及氧，平均含量分別為 $42\pm 3.4\%$ 與 $43\pm 0.8\%$ ；氫平均含量為 $5.7\pm 0.5\%$ ，而氮平均含量較低僅為 $0.33\pm 0.05\%$ 。上述四種拜香中四項元素之總和均已超過總質量之八成以上，與木材的成分（碳為 50%、氧為 42%、氫為 6.0% 及氮為 0.5%，[Roger, 1984]）相當類似，造成含量上些許的差異的原因，可能為拜香製造時，在為降低成本及維持燃燒條件下所添加數量不一的無機鹽類。整體而言，拜香原料中之主要成分差異不大，可能由於本計畫所選擇之拜香形狀均為線香，其組成成分皆為竹支及拜香粉末，不同線香中竹支之材質及重量相似，而香粉雖為各種不同材質樹木但仍均以植物為主體所致。

表 4-1 四種拜香原料之元素分析

Element	Contents in the raw material incense (%)			
	桂香	料香	檀香	沉香
H	4.8	5.7	6.2	5.9
C	36.1	41.3	45.1	43.6
N	0.4	0.3	0.3	0.3
O	41.6	43.5	43.4	43.7
Subtotal	83.0	90.8	95.0	93.5

註：不包含紅色香腳部分

4-2 燃燒拜香之物理特徵

表 4-2 顯示四種拜香之燃燒特徵（燃燒時間，燃燒速率）及排放污染物特徵（灰與懸浮微粒的排放係數與產生率）。由表顯示，燃燒四種拜香之燃盡時間以檀香最長 68 分鐘、其次為沉香 63 分鐘，而桂香最短為 49 分鐘，時間長短差異接近 1.5 倍。若加入每種拜香重量數據計算燃燒速率（mg/min），則四種拜香之燃燒速率最高者為桂香達 35 mg/min，其次為料香 23 mg/min，最低者為檀香 17 mg/min，高低速率差異達 2 倍。不同種類拜香之燃盡時間、燃燒速率有顯著之差異。

表 4-2 四種拜香之燃燒特徵及排放污染物特徵

Incense		桂香	料香	檀香	沉香
Combustion duration (Min)		49	61	68	63
Burning rate (mg/min)		35	23	17	19
Total Emission	Particulate	24	32	34	29
(mg/stick)	Ash	400	150	48	78
Emission factor	Particulate	15	27	34	28
(mg/g-incense)	Ash	260	120	48	78
Generation rate	Particulate	0.48	0.52	0.51	0.46
(mg/min)	Ash	8.1	2.4	0.71	1.2
N=3 per type Avg.±S.D.					

4-3 拜香灰排放量

由表 4-2 所示，香灰質量排放係數最高的桂香為 260 mg/g-incense，其次為料香 120 mg/g-incense，最低者檀香為 48 mg/g-incense，其高低差異約為 5 倍，可知不同種類之拜香灰質量排放係數有顯著之差異。依文獻指出，絕大部分的木材經完全燃燒後所剩餘的灰份應僅佔原重量的 0.2-0.9% [Roger, 1984]，極少部分會大於 1%，而本計畫所選擇之四種拜香燃燒後灰佔原香重（燃燒部分）之 4.8-26%。推測可能原因為拜香製造時添加了高沸點無機鹽類，在拜香燃燒後隨灰燼掉落。此外，由於拜香燃燒為非完全燃燒，仍會有可燃燒的有機物質掉落於灰中亦為其主要原因。

4-4 懸浮微粒排放量

由表 4-2 所示，產生懸浮微粒質量最高的檀香為 34 mg/g-incense，其次為沉香及料香為 28 及 27 mg/g-incense，最低為桂香 15 mg/g-incense，其高低差異為超過 2 倍，顯示不同種類拜香之懸浮微粒質量排放係數有顯著差異（2 倍以上），可見選擇燃燒後產生懸浮微粒較小之拜香以減少對健康危害相當值得深入探討。本研究之結果相較於其他文獻（測值為 46 mg/g [Mannix, 1996]）之數值差異不大。

若以每支拜香所產生的懸浮微粒（懸浮微粒排放量，mg/stick）而言，在不同種類的拜香間，其單一支拜香所產生懸浮微粒最低為桂香之 24 mg/stick、最高為檀香 34 mg/stick。此外，相同種類單一支拜香懸浮微粒質量排放係數之變異係數均小於 10%。也就是說，在本計畫所選擇之四種拜香中，雖然為手工製造，但相同種類（同一包裝中）單一支拜香燃燒後所產生的懸浮微粒之差異性在 10% 以內。

由表 4-2 顯示，燃燒四種拜香之懸浮微粒質量產生率為 0.46-0.52 mg/min，平均值為 0.49 mg/min，變異係數小於 0.1。可見不同種類（外觀尺寸相似）拜香燃燒後懸浮微粒質量產生率大約一致。此數值稍微低於 Lung 以半開放式圓柱型氣罩收集拜香燃煙所測的結果（兩種拜香之懸浮微粒質量產生率分別為 561 及 661 mg/min [Lung, 2003]，造成此差異的可能原因為 Lung 所用之燃燒室體積非常窄小（約 14.5 cm³），流量較低（約 2.0 LPM），而於燃燒時會有局部高濃度的拜香燃煙累積，造成更嚴重的不完全燃燒情形，因而產生較高量的懸浮微粒質量產生率所致。本計畫使用較大體積（1.5 m³）之燃燒室，應較能模擬拜香在開放空間之自然燃燒。

4-5 多環芳香烴化合物排放量 (PAHs)

圖 4-1 為燃燒四種拜香所產生氣相及固相多環芳香烴之排放係數圖，表 4-3 為固相多環芳香烴之排放係數與等 BaP 毒性當量 (BaP_{eq}) 彙整表。依氣、固相型態分述如下。

A. 氣相多環芳香烴化合物 (G-PAHs)

以本計畫所選定的四種拜香分析，燃燒桂香所產生氣相多環芳香烴化合物 (G-PAHs) 之排放係數最低為 $32 \pm 1.7 \mu\text{g/g-incense}$ ，沈香最高為 $69 \pm 6.7 \mu\text{g/g-incense}$ ，高低差異達 2 倍。進一步探討十六種多環芳香烴成分可知，四種拜香燃煙排放 G-PAHs 中均以較不具毒性之 Naphthalene 排放量最高，佔總 PAHs 之 85~88%，其次為 Acp 約佔 10~13%、其餘依序為 Acp 約佔 1.1~1.5%、Flu 約佔 0.3~0.4%、Pa 約佔 0.2~0.3%，而 Ant、Fl 及 Pyr 之含量均小於 0.1%。四種拜香燃煙中所含 G-PAHs 之特徵成分比例均相當類似。

B. 固相多環芳香烴化合物 (P-PAHs)

燃燒桂香所產生固相多環芳香烴化合物 (P-PAHs) 之排放係數最低為 $18 \pm 0.8 \mu\text{g/g-incense}$ ，料香所產生 P-PAHs 之排放係數最高為 $27 \pm 2.6 \mu\text{g/g-incense}$ ，高低差異為 1.5 倍，以燃燒四種拜香之 P-PAHs 排放係數而言。本計畫之數值與 Lung 以半開放式圓柱型氣罩收集拜香燃煙所測的結果差異不大 (兩種拜香之固相多環芳香烴化合物排放係數分別為 14.7 及 25.2 $\mu\text{g/g}$) [Lung, 2003]。

此外，進一步探討十六種多環芳香烴成分可知，整體而言，無論以每支或單位重量排放量來看，四種拜香燃煙排放 P-PAHs 中較不具基因毒性之 Naphthalene 排放量均相當低，僅佔總 P-PAHs 之 1-3%；3-4 環 PAHs 以上居多，佔 50-56%，而 5 環以上 PAHs 佔總 PAHs 之 42-48%。若以毒性當量係數較高之 3 種 PAHs (BbF、BaP、DBA) 總和來看，亦均佔各總 P-PAHs 之 22-25%。四種拜香燃煙中所含 P-PAHs 之特徵成分比例均相當類似。

十六種 P-PAHs 中最突出之兩種 PAHs 為 CHR 及 BaP，其比例分別為 15.7 及 13.3%。其次為 BaA、IND、BghiP、Fl 及 Pyr。此測值與本研究團對先前於寺廟採其空氣樣本後並以 GC/MS 分析之結果相近 (主要特徵物質為 BaP、BghiP 及 CYC) [Lin, 2002]，但與 Lung 以半開放式之小型氣罩收集拜香燃煙後並以 GC-FID 分析之結果不同 (主要特徵物質為 Phe、Acp 及 Fl) [Lung, 2003]。

綜上所述，在相同的空氣交換速率，相似的燃燒條件下 (燃燒室體積、燃燒拜香

數量)，燃燒不同種類拜香所產生之 PAHs（含 G-PAHs 及 P-PAHs），雖然排放係數（mg/g 及 mg/piece）上可能有些許差異，但 PAHs 之特徵成分均相當類似。解析之前的文獻 [Lung, 2003] 中，燃燒兩種沉香所排放固相多環芳香烴化合物（P-PAHs）亦有相同情形，但由於在不同的燃燒條件下進行，且分析方法亦不同（為 GC/FID），故每個分項 PAH 之分佈比例與本計畫有相當差異。不過本計畫由於使用大燃燒箱，所以其結果應較接近拜香實際在開放空間燃燒之現象。

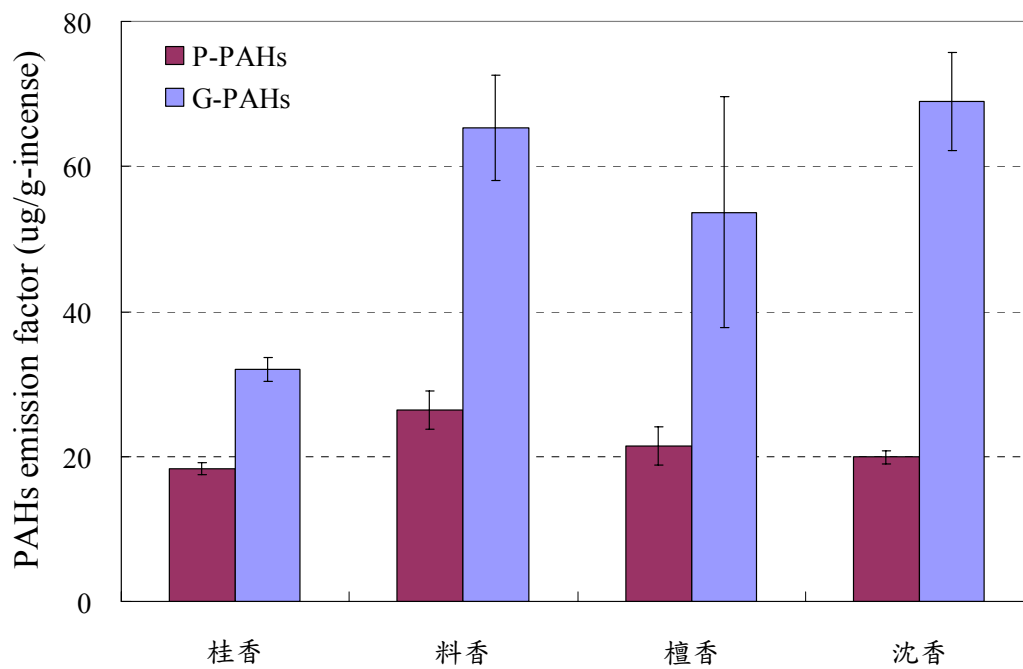


圖 4-1 燃燒四種拜香所產生氣相及固相 PAHs 之排放係數

表 4-3 氣固相多環芳香煙之排放係數與等 BaP 毒性當量 (BaP_{eq}) 彙整表

	桂香		料香		檀香		沉香	
	P-PAHs	G-PAHs	P-PAHs	G-PAHs	P-PAHs	G-PAHs	P-PAHs	G-PAHs
Nap	0.28	28.19	0.40	55.85	0.35	46.33	0.44	59.56
Acpy	0.21	3.14	0.75	8.29	0.41	6.18	0.13	8.52
Acp	0.07	0.39	0.10	0.76	0.06	0.70	0.02	0.78
Flu	0.12	0.12	0.16	0.27	0.10	0.22	0.06	0.28
Pa	1.03	0.07	2.13	0.10	1.41	0.14	0.93	0.16
Ant	0.45	0.02	0.79	0.02	0.70	0.05	0.30	0.03
Fl	1.38	0.01	2.49	0.01	1.84	0.01	1.57	0.01
Pyr	1.34	0.01	2.40	0.00	1.79	0.01	1.59	0.01
BaA	1.70		2.29		2.10		1.99	
CHR	3.04		4.48		3.60		3.44	
BbF	1.53		1.78		1.54		1.65	
BkF	0.74		1.05		0.87		0.91	
BaP	2.65		3.06		2.76		2.87	
IND	1.85		2.06		1.76		1.94	
DBA	0.36		0.43		0.52		0.32	
BghiP	1.63		2.02		1.62		1.77	
Total	18.37	31.94	26.41	65.30	21.43	53.66	19.92	68.92
LMW-PAHs	0.28	28.19	0.40	55.85	0.35	46.33	0.44	59.56
MMW-PAHs	9.34	3.75	15.60	9.45	12.00	7.33	10.03	9.78
HMW-PAHs	8.76	0.00	10.40	0.00	9.08	0.00	9.45	0.00
BbF+BaP+DBA	4.54	0.00	5.28	0.00	4.83	0.00	4.83	0.00
Total-BaP _{eq}	3.64	0.032	4.29	0.066	3.98	0.054	3.90	0.070

Note : LMW-PAHs : Low Molecular Weight PAHs (2ring, Naphthalene)

MMW-PAHs : Median Molecular Weight PAHs (3-4rings)

HMW-PAHs : High Molecular Weight PAHs (>5rings)

Total-BaP_{eq} : Toxic Equivalency

Unit: µg/g incense

4-6 硝基多環芳香烴化合物排放量 (Nitro-PAHs)

本計畫中所收集的各種樣品中 Nitro-PAHs 皆在偵測極限以下，GC/MS 之偵測極限如表 4-4 所示。根據文獻回顧中 Nitro-PAHs 之形成，大多數的 Nitro-PAHs 皆是在光化學反應或是在高溫(產生 NO_2^+)下所產生的，所以在大氣中只要有 PAHs 存在就有可能會產生 Nitro-PAHs，但是本計畫採樣時是在室內且提供過量的空氣(30 L/min)，燃燒所產生的懸浮微粒也是立即被濾紙所吸附，且拜香燃燒溫度(約 300°C)並不像引擎室內溫度高達 $500\sim 800^\circ\text{C}$ ，綜合以上幾點可能就是本實驗在 Nitro-PAHs 的樣品分析皆小於偵測極限的原因。

表 4-4 六種 Nitro-PAHs 之 GC/MS 儀器偵測極限

Nitro-PAHs	ng
1-Nitro-Nap	0.013
2-Nitro-Nap	0.018
2-Nitro-Flu	0.021
9-Nitro-Anth	0.012
3-Nitro-Flu	0.015
1-Nitro-Pyr	0.021

4-7 固態萃取物之生物基因毒性測試 (Ames Test)

本計畫將四種拜香燃煙固態萃取物進行生物基因毒性測試 (Ames test) 之結果分為未添加與添加老鼠肝臟活化細胞兩組(+S9 與-S9)，其結果顯示於表 4-5，在未添加 S9 時，無論以任何濃度添加四種拜香燃煙固態萃取物，其 TA98 與 TA100 兩種測試菌種皆無致突變性之反應，沙門氏菌 TA98 與 TA100 在所有的濃度劑量反應均無超過空白劑量之兩倍，且各樣拜香燃煙萃取物之間並沒有出現有規則性的情形，表示拜香燃煙中之污染物對人體沒有直接致突變的能力。

而在添加 S9 的部分，以 TA 98 菌種測試，桂香、料香及檀香之燃煙固態萃取物在 0.5 μL sample/plate 濃度劑量開始呈現致突變性，而在添加 1.0 μL sample/plate 以上之拜香燃煙固態萃取物濃度時，則四種拜香全部都呈現有致突變性。而以 TA 100 菌種測試桂香及檀香之燃煙固態萃取物在 0.5 μL sample/plate 濃度劑量開始呈現致突變性，而在添加 1.0 μL sample/plate 之拜香燃煙固態萃取物濃度時，則四種拜香全部都呈現有致突變性。依所添加拜香燃煙固態萃取物濃度計算，燃燒 0.55 mg 拜香所產生之燃煙固態萃取物，可對 TA98 有致突變性效應，燃燒 0.55 mg 拜香所產生之燃煙固態萃取物，可對 TA100 有致突變性效應（即致突變菌落數超過空白劑量之兩倍），表示拜香燃煙萃取物雖然對人體並無直接的致突變性，但在經過哺乳類動物體內的新陳代謝之後，可能轉為具有致突變性的代謝物。

表 4-5 九種拜香燃煙固態萃取物之 Ames Test 結果

	桂香	料香	檀香	沈香	桂香	料香	檀香	沈香
TA98 (-S9), Blank=65				TA98 (+S9), Blank=72				
0.5μL	51	101	75	82	177*	147*	190*	117
1μL	119	101	67	82	211*	186*	211*	179*
2μL	86	79	53	108	242*	200*	368*	205*
5μL	76	110	73	107	-	245*	256*	210*
10μL	97	62	95	42	400*	300*	553*	420*
TA100 (-S9), Blank=114				TA100 (+S9), Blank=139				
0.5μL	-	135	132	166	342*	239	280*	205
1μL	117	147	124	95	363*	420*	330*	301*
2μL	132	132	118	110	440*	420*	460*	409*
5μL	122	121	127	78	500*	488*	634*	486*
10μL	126	141	135	-	1060*	712*	787*	580*

(*:星號表判定該樣品在該濃度時已有致突變性)

第五章 結論與建議

5-1 結論

1. 四種拜香原料與文獻中木材的成分類似。造成些許的差異的原因為拜香製造時，在為降低成本及維持燃燒條件下所添加數量不一的無機鹽類。
2. 燃燒拜香之香灰質量排放係數高於文獻中木材經完全燃燒後所剩餘的灰份，推測可能原因為拜香製造時添加了高沸點無機鹽類，在拜香燃燒後隨灰燼掉落。此外，由於拜香燃燒為非完全燃燒，仍會有可燃燒的有機物質掉落於灰中亦為其主要原因。
3. 顯示不同種類拜香之懸浮微粒質量排放係數有顯著差異，可見選擇燃燒後產生懸浮微粒較小之拜香以減少對健康危害相當值得深入探討。
4. 燃燒四種拜香所產生氣相多環芳香烴化合物 (G-PAHs) 之排放係數為 32-69 $\mu\text{g/g-incense}$ 。其中以 Nap、Acpy 及 Acp 排放量最高。G-PAHs 之特徵成分比例均相當類似。
5. 燃燒四種拜香所產生固相多環芳香烴化合物 (P-PAHs) 之排放係數為 18-27 $\mu\text{g/g-incense}$ 。其中以 3-4 環 PAHs 約佔 45% 居多，5 環以上佔 42-48%。若以毒性當量係數較高之 3 種 PAHs (BbF、BaP、DBA) 總和來看，亦均佔各總 P-PAHs 之 22-25%。P-PAHs 之特徵成分比例均相當類似。
6. 本計畫所測得拜香燃煙中所含 Nitro-PAHs 濃度相當低，可能的原因為：1. 本研究實驗在室內進行，缺乏光化學反應；2. 拜香燃燒溫度較低；3. 拜香成分中含氮量較低等因素所致。
7. 燃燒 0.55 mg 拜香所產生之燃煙固態萃取物，可對沙門氏菌 TA98 及 TA100 有致突變性效應，未來對於拜香燃煙所導致健康危害之流行病學議題相當值得探討。

5-2 建議

建議項目	主辦機關
1. 未來應以浸泡或原料添加的方式，控制單一金屬含量之變因，以更精確方式探討之個別金屬含量對於拜香燃煙特徵之影響程度。	國科會
2. 在室內空氣污染之議題逐漸受到重視之時，若利用本研究成果，配合拜香使用量及暴露評估數據，將可進行更精確之風險性評估。	衛生署
3. 在毒性測試方面，可進行急毒性之測試（如：Microtox 測試），對於短時間進入高濃度拜香燃煙寺廟或小空間燃燒拜香之大多數國人，將有更完整的毒性評估。	衛生署
4. 可利用「微型電偶溫度計」量測拜香燃燒時香頭之瞬間溫度，觀察研究燃燒溫度與金屬含量之關係以及燃燒所排放 PAHs、粒狀物及 CO 之關係。	國科會
5. 建議環保主管機關針對「低污染拜香」進行各種規範，例如限定添加物的使用量或設置「低毒性標章」，以利民眾選擇使用，降低使用拜香時所造成之健康危害。	環保署
6. 由於國人使用拜香相當頻繁，應利用本研究之研究成果，若再經全國拜香使用量之詳細估算，將可針對「燃燒拜香」此排放源部分進行懸浮微粒、PAHs 之排放量推估。	環保署

參考文獻

- (1) Alsberg, T., Stenberg, U., Westerholm, R. and Strandell, M., "Chemical and biological characterization of organic material from gasoline exhaust particles" *Environ. Sci. Technol.*, 19, p 43-50, 1985.
- (2) Ames, B.N., "Method for Detecting Carcinogens and Mutagens with the Salmonella/Mammalian Microsome Mutagenicity Test", *Mutation Res.*, 31, p 347-364, 1975.
- (3) Arey, J., Zielinska, B., Atkinson, R., Winer, A.M., Ramdahl, T. and Pitts, J.N., "The formation of nitro-PAH from the gas-phase reaction of fluoranthene and pyrene with the OH radical in the presence of NO_x", *Atmos. Environ.*, v20:2339-2345, 1986.
- (4) Atkinson, R., Arey, J., "Atmospheric chemistry of gas-phase polycyclic aromatic hydrocarbons: formation of atmospheric mutagens" *Environ Health Perspect.*, 102, p 117-126, 1994.
- (5) Bjørseth, A., "Handbook of polycyclic aromatic hydrocarbons", Marcel Dekker Inc., New York, p 727, 1983.
- (6) Brorstrom, E., Greenfelt, P. and Lindskog, A., "The Effect of Nitrogen Sioxide and Ozone on the Decomposition of Particle-Associated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons During Sampling from the Atmosphere", *Atmos. Environ.*, v17:601-605, 1983.
- (7) Bolt, H.M., "Special aspects of endocrine modulators in human and environmental risk assessment of existing chemicals" *Toxicology Letters*, 95, 15, 1999.
- (8) Chao, H.R., Lin, T.C., Hsieh, J.H., "Composition and characteristics of PAH emissions from Taiwanese temples" *J. Aerosol Sci.* 1, p 303-304, 1997.
- (9) Chen C.J., Wang Y.F., Shieh T., Chen J.Y., Lin M.Y. "Multi-factorial etiology of nasopharyngeal carcinoma" *Head and Neck Oncology Research Conference*, p 469-476, 1987.
- (10) Cheng, W.E., Bechtold, Y.C.C., Hung, I.F., "Incense Smoke: Characterization and Dynamics in Indoor Environments" *Aerosol Science and Technology* 23, p 271-281, 2001.
- (11) Dias, J.R., "Handbook of Polycyclic Hydrocarbons" Elsevier, Amsterdam, 1987.
- (12) Dua, S.K., Hopke, P.K., "Hygroscopicity Growth of Assorted Indoor Aerosols" *Aerosol Sci. & Technol.*, 24, p 151-160 1996.
- (13) Ebert, L.B., "Polynuclear Aromatic Compounds" American Chemical Society., Washington, D.C., 1988.
- (14) Fan Z., Kamens R.M., Hu J., Zhang J., McDow S., "Photostability of nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons on combustion soot particles in sunlight", *Environ. Sci. Technol.*, v30:1358-1364, 1996.
- (15) Gibbs, G.W., Horowitz, I., "Lung cancer mortality in aluminum reduction plant workers" *J. Occup. Med.*, 21, 5, p 347-353, 1979.
- (16) Greenberg, A., Darack, F., Harkow, R., Liroy, P. and Disey, J., "Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in New Jersey: A Comparison of Winter and Summer Concentrations over a Two-year Period", *Atmos. Environ.*, v19:1325-1339, 1985.
- (17) Grimmer, G., Naujack, K.W., Schreider, D., "Changes in PAH Profiles in Different Areas of a City during the Year. In Polynuclear Aromatic Hydrocarbons; Chemistry and Biological Effects" Battelle Press, Columbus, p 107-125, 1983.
- (18) Haeringen C.J., Aten, N.F., Cornelisse, J. and Lugtenburgse, J., "Synthesis and characterisation of nitro-, nitroso- and aminofluoranthenes", *Recl Trav Chem*

- Pays-Bas., v111:335-344, 1992.
- (19) Huynh, C.K., Savolainen, H., Vu-Due, T., Guillemain, M., Iseln, F., "Impact of thermal proofing of a church on its indoor air quality: The combustion of candles and incense as a source of pollution" *The Science of the Total Environment*, 102, p 241-251, 1991.
 - (20) Josephson, J., "Polycyclic aromatic hydrocarbon" *Environ. Sci. Technol.*, 18, p 93A-95A, 1984.
 - (21) Lung, S.C., Hu, S.C., "Generation rates and emission factors of particulate matter and particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons of incense sticks" *Chemosphere*, 50, p 673-679, 2003.
 - (22) Maron D.M. and Ames B.N., "Revised methods for the Salmonella mutagenicity test" *Mutation Res.*, 113, p 173-215, 1983.
 - (23) Mimi, C. Y.; Garabran, D. H.; Huan, T. B.; Henderson, B. E., "Occupational and other nondietary Risk factors for nasopharyngeal carcinoma in Guangzhou" *China; Int. J. Cancer.* , 45, 1033-1039, 1990.
 - (24) Mannix, R. C.; Nguyen, K. P.; Tan, W. E.; Ho, E. E.; Phalen, R. F., "Physical characterization of incense aerosols" *Sci. Total Environ.*, 193, 149-158, 1996.
 - (25) Nisbet C., LaGcy, P., "Toxic Equivalency Factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)" *Reg Toxicol Pharmacol*, 16, p 290-300, 1992.
 - (26) Petry T, Schmid P, Schlatter C. Tuse of toxic equivalency factor in assessing occupational and environmental health risk associated with exposure to airborne mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) . *Chemosphere*. 32:639-648, 1996.
 - (27) Pott F. Pyrolyseagase, PAH und lungenkrebrisiko - daten und bewertung. *Satub-Reinhaltung dedr Luft*. 45:368-379, 1985.
 - (28) Ramdahll, R., Alfheim, I., Rustad, S., Olsen, T., "Chemical and biological characterization of emissions from small residential stoves burning wood and charcoal" *Chemosphere*, 11, p 601-611, 1982.
 - (29) Rasmussen, R.E., "Mutagenic activity of incense smoke on salmonella typhimurium" *Bull Environ Contam Toxicol*, 38, p 827-833, 1987.
 - (30) Redmond C, Strobino B, Cypess R. Cancer experience among coke by-product workers. *Ann NY Acad Sci*. 217:102-115, 1976.
 - (31) Roger, M.R., "The chemistry of solid wood" American Chemical Society, Washington, D.C., 1984.
 - (32) Rylander, R., Essle, N., Donham, K., "Bronchial Hyperreactivity among pig and dairy farmers" *Am. J. Ind. Med.*, 17, p 66-69, 1990.
 - (33) Schoenotol, R., Gibbard, S., "Cancinogens in Chinese incense smoke" *Nature*, 216, p 612, 1967.
 - (34) Schuetzle, D., "Sampling of vehicle emissions for chemical analysis and biological testing", *Environ. Health Perspect*, v47:65-80, 1983.
 - (35) Silvestre, B.T. and Roy, B.E., "Fluorescence detection and identification of nitro derviatives of polynuclear aromatic hydrocarbons by on column catalytic reduction to aromatic amines", *Anal. Chem.*, v58:1827-1834, 1986.
 - (36) Tokiwa, H. and Ohnishi, Y., "Mutagenicity and carcinogenicity of nitroarenes and their sources in the environment", *Crit. Rev. Toxicol.*, v17(1): 23-60, 1986.
 - (37) 方新發，空氣中多環芳香族化合物的分析研究，清華大學原子科學所，碩士論文，1990。
 - (38) 李建坤，拜香及蚊香燃燒產生之多環芳香烴化合物，國立台灣大學公共衛生學

- 研究所，碩士論文，1996。
- (39) 李慶鋒，垃圾焚化之多環芳香族碳氫化合物排放研究，國立台灣大學環境工程研究所，碩士論文，1991。
- (40) 李繡偉，拜香燃煙分佈動態變化與增溼成長特性，元智大學化學工程研究所，碩士論文，1998。
- (41) 林嘉明，拜香原料然煙中多環芳香化合物之探討，國科會計畫報告，1996。
- (42) 邱莉婷，多環芳香煙和其衍生物之代謝及 DNA 加成物的形成研究，靜宜大學應用化學系，博士論文，1999。
- (43) 邱筱娟，亞硝基多環芳香煙的合成研究，靜宜大學應用化學系，碩士論文，1998。
- (44) 胡竹君，拜香之煙及灰中多環芳香煙化合物之分析，國立清華大學原子科學研究所，碩士論文，1992。
- (45) 高玫鍾，龍世俊，香客在寺廟中懸浮微粒曝露濃度之探討，中華公共衛生雜誌，第十九卷，第二期，p 138-143, 2000。
- (46) 游碧瑋，化學物質遺傳毒性之簡易偵測法 1.沙門氏菌回復突變測試法，台灣省農業藥物毒性試驗所，1987。
- (47) 楊奇儒，低污染拜香研發：拜香主要成分對拜香燃煙特徵之影響，博士論文，2006。
- (48) 賴臆雯，大氣塵粒中多環芳香粒徑分佈特性之研究，國立清華大學原子科學研究所，碩士論文，2000。
- (49) 謝永昌，拜香氣膠中 PAHs 之粒徑分佈研究，成功大學環境工程系碩士論文，碩士論文 2002
- (50) 謝居憲，寺廟內部空氣中多環芳香化合物成分及特徵之研究，成功大學環境工程系，碩士論文，1996。
- (51) 羅培仁，雙叉桿菌對 Benzo[a]pyrene 之抗致突變性及機制，臺灣大學食品科技研究所，博士論文，2002。