行政院原子能委員會

委託研究計畫研究報告

火力電廠之健康與社會成本研究

計畫編號：962001 INER 003

受委託機關(構)：國立成功大學

計畫主持人：蘇慧貞 陳怡如 吳佩芝

核研所參與人員：葛復光 曾姵茵 黃彰斌 林忠漢

聯絡電話：(06) 275-7575

E-mail address：hjsu@mail.ncku.edu.tw

報告日期： 2007 年 11 月 30 日

目錄

圖目錄.....II
表目錄.....IV
中文摘要.....V
Abstract.....VII
1.計畫源起與目的.....1
2 研究方法與過程.....16
2.1 健康成本之效益評估.....16
2.1.1 資料庫的收集與建置.....20
3.主要發現與結論.....24
3-1 空氣污染與健康危害文獻回顧.....24
3-1-1 一般空氣污染物健康危害.....24
3-1-2 歐美地區研究.....25
3-1-2 亞洲地區研究.....34
3-2 火力電廠之環境倫理論述.....38
3-3 統計分析模式建立及初步結果.....45
3-3-1 火力電廠之健康效應.....45
3-3-2 火力電廠之健康效應之時空分析.....47
3-3-3 火力電廠之健康效應之與空氣污染物之濃度效應關係.....48
3-3-4 火力電廠之健康成本初估.....79
參考文獻.....84
附件一　初審意見回覆.....96

圖目錄

圖 1-1 全台電力裝置容量(民國 94 統計)[資料來源：經濟部能源局].....1
圖 1-2 台灣本島火力發電場分布及中心點位於火力發電場周圍 10 公里以內之鄉鎮區.....15
圖 2-1 台灣本島火力發電場及空氣污染監測站分布.....22
圖 2-2 空污測站與周遭 5KM內之鄉鎮區.....22
圖 2-3 高雄市小港區每日空污資料及全死因死亡人次分佈圖.....23
圖 2-4 台北市文山區每日空污資料及全死因死亡人次分佈圖.....23
圖 3-1 1952 年倫敦煙霧大氣中二氧化硫、煙霧及每天死亡人數[資料來源:(Logan 1953).....26
圖 3-2 空氣污染與健康危害相關流行病學研究設計與危害量測終點參考來源:(Pope 1998).....27
圖 3-3 NMMAPS 的 90 個美國城市.....31
圖 3-4 每上升 10μg/m3 PM10 在 90 個城市可增加的死亡率比率(Samet, Zeger et al. 2000).....32
圖 3-5 亞洲各國所進行之研究數目(分子為各地區相關研究之總數，分母為時間序列分析研究的數目).....35
圖 3-6 每上升 10μg/m^3 PM10 所可能增加的死亡率百分比.....36
圖 3-7 環境倫理演變圖(Nash，1989：引自楊冠政，民 85).....40
圖 3-8 火力電廠周邊 10 公里、20 公里及 30 公里的鄉鎮分布圖.....46
圖 3-9、具有空氣測站資料且為火力電廠周邊(10 公里、20 公里及 30 公里)之鄉鎮分布圖.....49
圖 3-10 懸浮微粒對 65 歲以上老年族群心臟血管死因之相對危險性變化圖....53
圖 3-11 懸浮微粒對 65 歲以上老年族群心臟血管死因之相對危險性變化圖....54
圖 3-12 懸浮微粒對 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性在Lag0-Lag2 之變化圖.....55
圖 3-13 總氧化物(NO2+O3)對 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性在Lag0-Lag2 之變化圖.....56
圖 3-14 一氧化碳對 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性在Lag0-Lag2 之變化圖.....57
圖 3-15 二氧化硫對 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性在Lag0-Lag2 之變化圖.....58
圖 3-16 各類污染物對鄰近火力電廠五公里內 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性.....62
圖 3-17 各類污染物對鄰近火力電廠五公里內所有年齡層民眾心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性.....64

圖 3-18 各類污染物對鄰近火力電廠五公里內老年人及所有年齡層心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性比較.....66
圖 3-19 距離南部發電廠(天然氣)各類污染物對 5 公里及 5-10 公里內老年人心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性比較.....68
圖 3-20 距離台中電廠(燃煤)各類污染物對 5 公里及 5-10 公里內老年人心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性比較.....69
圖 3-21 距離大林電廠(燃油、燃媒、燃天然氣、燃輕柴油)各類污染物對 5 公里及 5-10 公里內老年人心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性比較.....70
圖 3-22 距火力發電廠距離與各污染物導致死亡之相對危險性分布.....73
圖 3-23(a) 距離火力發電廠遠近與PM10 年平均濃度分布.....74
圖 3-23(b) 距離火力發電廠遠近與O_3年平均濃度分布.....74
圖 3-23(c) 距離火力發電廠遠近與NO_2年平均濃度分布.....75
圖 3-23(d) 距離火力發電廠遠近與SO_2年平均濃度分布.....75
圖 3-23(e) 距離火力發電廠遠近與CO年平均濃度分布.....76
圖 3-24 各鄉鎮年平均空氣污染濃度分布與相對危險性之關連性.....78
圖 3-25 基隆市中正區每日空氣污染物濃度分布圖.....80

表目錄

表 1-1 彙整懸浮微粒暴露 (PM)與健康之相關性 (2000-2006).....3
表 1-1 彙整懸浮微粒 (PM)暴露與健康之相關性 (2000-2006) [續].....4
表 1-2 彙整二氧化碳 (CO_2)暴露與健康之相關性 (2000-2006).....5
表 1-2 彙整二氧化碳 (CO_2)暴露與健康之相關性 (2000-2006).....5
表 1-3 彙整一氧化碳 (CO)暴露與健康之相關性 (2000-2006).....6
表 1-3 彙整一氧化碳 (CO)暴露與健康之相關性 (2000-2006) [續].....7
表 1-4 彙整二氧化硫 (SO_2)暴露與健康之相關性 (2000-2006).....8
表 1-5 彙整二氧化氮 (NO_2)暴露與健康之相關性 (2000-2006).....9
表 1-6 彙整臭氧 (O_3)暴露與健康之相關性 (2004-2006).....10
表 1-7 火力發電場排放污染物特性及相關健康危害之彙整.....11
表 1-8 居住於距離火力發電廠 10km以內的人口組成(本研究估算).....15
表 2-1 本研究建置完成及陸續建置彙整之資料庫.....21
表 3-1 一般大氣空氣污染物與其相關之健康效應及健康指標.....24
表 3-3 Harvard Six Cities Study及American Cancer society Study 相關研究參數彙整.....29
表 3-4 APHEA 研究結果彙整.....33
表 3-5 台灣地區時序性分析研究及世代追蹤研究彙整.....37
表 3-6、全台灣 350 鄉鎮按照距離火力電廠 10 公里、20 公里及 30 公里分類之全死因及呼吸系統疾病的粗死亡率分析.....47
表 3-7、具有空氣測站資料且在火力電廠周邊(10 公里、20 公里與 30 公里)之鄉鎮粗死亡率分析.....50
表 3-8 增加之SO2 對於距火力發電廠不同範圍內老年人所造成之人年損失估算.....82
表 3-9 美國與台灣VSL的比較.....82
表 3-10 增加之SO2 濃度對於距火力發電廠不同範圍內老年人所造成之貨幣損失估算.....83

火力電廠之健康與社會成本研究委託案

蘇慧貞[1]、陳怡如[2]、吳佩芝[1]
葛復光、曾姵茵[3]、黃彰斌、林忠漢

中 文 摘 要

空氣污染已陸續被證實會損害人體健康，因而推動空氣污染減量已是世界各國維護國民健康重要的課題。火力發電廠是台灣地區重要的空氣污染排放源之一，有必要了解其污染物排放對於我國民眾健康之損害及相關健康成本。以作為未來環保或能源政策制定與推動之重要參考依據。

本研究將透過地理資訊系統彙整火力發電廠分布資料、空氣污染監測資料及相關健康指標資料，並利用分層成比例強度模型，進一步探討空氣污染濃度與健康損害濃度效應關係。而透過估計平均每次患病的罹病天數、估算避免或減少因空氣污染所造成的疾病所願意付出的代價、及估計各類空氣污染源的單位空氣污染健康成本，進一步估算每年導因於火力發電廠污染物排放可能的健康成本損耗。

本研究完成空氣污染資料庫、氣象資料庫、死亡資料庫之空間及時序性資料整合建置，並完成整體環境倫理之論述。目前依據以初步建置的模式一一探討99 個鄉鎮區,空氣污染對於民眾健康損害之影響係數，以評估各類空氣污染物對於健康損害影響之空間差異性及健康成本。本研究就距離火力發電廠 5 公里內、5-10 公里內及大於 30 公里內具有具代表性空氣汙染資料之鄉鎮區，進行多年每日空氣污染時序性變化對於當地死亡率時序性變化之影響，結果顯示，空氣污染對於心臟血管及呼吸道死亡率之影響之延遲效應多為 1-2 天，65 歲老年人是受影響對大的高危險群，空氣污染對呼吸道死率之影響較心臟血管死亡率大。另外，距離火力發電廠五公里民眾受到空氣污染暴露所增加的風險較 5-10 公里範圍內

之鄉鎮高。進一步發現，99 個鄉鎮區之全年空氣污染濃度分布，以 SO2 與距離火力發電廠遠近之關連性最大，為代表火力發電廠污染最佳之空氣污染指標。整體而言，相較於>30km 之鄉鎮區之 SO2 濃度，鄰近火力發電廠 30 公里以內之鄉鎮由於 SO2 濃度增加導致老年人因心臟血管疾病與呼吸道疾病死亡之生命損失之總貨幣損失約為 109,934 百萬美金。

本研究亦發現，各鄉鎮區本地大氣中 SO2 濃度較低的地區，空氣污染之濃度變化，對於該地區心臟血管及呼吸道疾病死亡率之相對危險性反而較高污染地區高。此現象是否反映出生活在不同濃度空氣污染下民眾適應能力之問題，或亦是其他社經條件、其他污染源平均暴露濃度及醫療資源之影響，仍需要後續進一步利用數學模式及相關學理機制佐證加以釐清。

核能研究所 燃材組

[1] 功大學環境醫學研究所暨工業衛生科、[2] 中正大學數學系

[3] 大唐工程顧問公司

Abstract

Air pollution has been recognized as a significant risk factor attributable to the reporting adverse health outcomes, and abatement to the aforementioned concern has also become a key strategic approach for sustaining the public health. Coal-fire power plant was proposed as one major pollution source to influence the outdoor air quality in Taiwan. This study was therefore aimed to assess, preliminarily, how the corresponding air pollution has affected the national health, and the cost of the society related as the background information for policy-setting in the future.

A GIS system has been set up to integrate database of a wide diversity, both in terms of the resolution scale as well as the temporal and spatial span in its availability over the course of past decades in Taiwan. The database included the distribution of the coal-fire power plant, the air monitoring data, and health outcomes registry, among others. Stratification model was applied when necessary. An unit calculation was established using a daily count as base for estimating the price would be offered to improve the environmental quality in exchange of a better health, using various disease outcomes and different pollutant types as scenarios for discussion.

A comprehensive database has been constructed during the first-phase of work. The preliminary data analysis also found that, through time-series analysis, the lag-effect day is about 1 to 2 for air pollution on the mortality of cardiovascular and respiratory illnesses, especially for those older than the 65 years of age, and the effect is more severe on the mortality of respiratory diseases. In addition, residents of within 5 km from the power plants are exposed to greater risk than those in the areas between 5 to10 km in distance. Average concentrations of individual air pollutants measured from the monitoring stations within various geographical zones, grouped mostly based on their physical distance from corresponding power plant by the <5 km, 5-10 km, 10-20 km, 20-30 km, and > 30 km, were estimated. They were then examined for association with either cardiovascular or respiratory diseases mortality, by time-series analysis, in each group as aforementioned to achieve the respective relative risk before they were compared. It appeared that the more distant areas from the site of power plant would have a greater risk for either type of mortality, and the trend was particularly obvious for higher levels of SO_2 pollution, compared to that of PM_{10}. Further analysis by comparing average concentrations of respective pollutants within areas of specified distance showed that the highest concentrations were found mostly in the zones between 5-10 km from the power plant sites, and the most apparent difference was found for the SO_2. We then suggested that SO_2 could be the most ideal index pollutant for emission from power plant operation. Due to the fact

that SO_2 being a relatively ideal index pollutant, and the unit increase of relative risk being most significant when examined with health outcome of interest, we then used SO_2 only when estimating the potential economic loss, in USD, and the value is proposed to be, at least, as high as 109,934 millions.

It is on note that, residential distance from the site of the power plant is definitely not the only determining factor for the mortality rate of people in discussion. Other socio-economic factor, the exposure to other non-air pollution, as well as the accessibility to the medical resource has possibly as significant an effect on the final interpretation, and therefore will require further and more detailed analysis including the adaptability of people in this regard.

1.計畫源起與目的

根據經濟部能源局統計，火力發電佔台電電能供給 43%，其中燃煤電廠佔 21%的電容量、燃氣佔 16%、燃油佔 8%（如圖 1-1 所示）。燃燒產電過程中所附帶溢散出的主要空氣污染產物及其衍生之二次污染物可包含臭氧(O3)、硫氧化物(SOx)、懸浮微粒(PM)、氮氧化物 (NOx)、汞、二氧化碳(CO2)等污染物，台灣電力公司亦每年投入大量經費進行污染物防制，整體而言，近年來每百萬度發電量所排放之 SOx、NOx 及 PM 等均有顯著之改善，但仍是台灣地區重要的固定污染源。

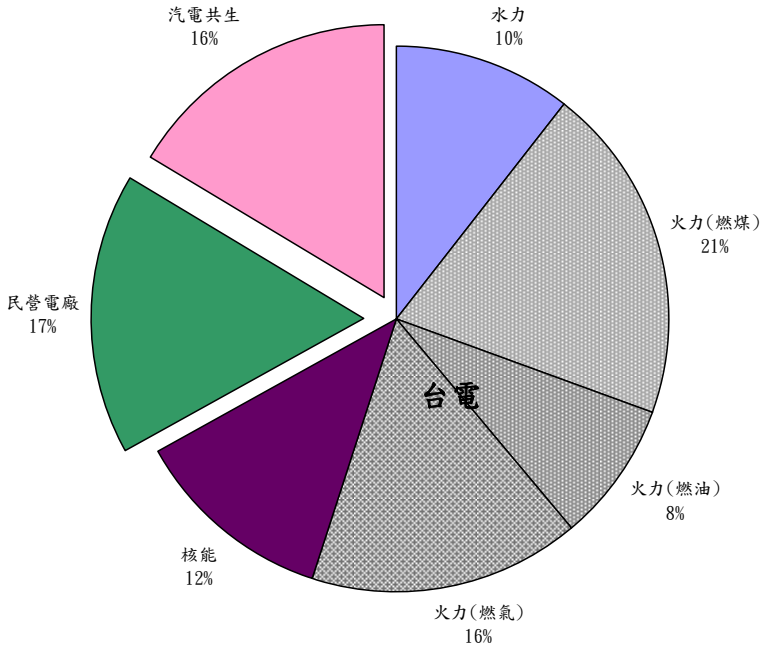


圖 1-1 全台電力裝置容量(民國 94 統計)[資料來源：經濟部能源局]

晚近流行病學與毒理學研究已再再顯示，空氣污染暴露對於民眾健康之影響極為複雜且危害層面眾多。一般而言，目前研究文獻資料較豐富之危害主要為呼吸道、心臟血管、或免疫系統相關疾病影響及致癌效應有關。表 1-1~1-6 為近年來相關化學性空氣污染物近年來研究結果之彙整，新近流行病學研究顯示空氣污染暴露之主要健康危害，包含增加慢性呼吸道疾病、過敏性呼吸道疾病、急性呼吸道感染以及心臟血管相關疾病發生的危險性。而表 1-7 彙整火力發電廠溢散空氣污染物對於民眾主要之健康危害以及較容易受影響或影響較深之敏感族群。目前空氣污染在各類健康效應主要之作用機制並未明確證實及全面了解，但世界各國包含歐美先進國家及亞洲許多發展中的國家所進行的環境流行病學研究均陸續發現並確認空氣污染對於健康危害之科學證據。整體而言，空氣污染對於人體健康的危害，可依其污染物暴露及相關疾病發生的機制區分為急性效應及慢性效應兩大類，而依其毒理機制及眾多的環境流行病學研究發現，整體而言空氣污染對人體健康之危害主要在於呼吸道系統、心臟血管系統、致癌效應以及生殖危害四大類，而針對不同類型的健康危害及潛在的慢性或急性效應，歐美近年來均投入許多的研究資源，利用不同類型的研究設計與資料分析探討大氣空氣污染對人類健康危害之風險，以作為各國空氣品質管理之重要依據。另外，世界衛生組織於 2002 年 The World Health Report 中初步估計，全球每年約有 800,000 人死亡以及 4.6 百萬人年的損失是來自於都市空氣污染之暴露，而其中有 2/3 的死亡人數主要來自於發展中的亞洲國家，此一數據顯示，亞洲地區空氣污染的管理與控制迫在眉睫，也因此需要更多有關健康危害的科學證據與數據，以進一步支持亞洲各國政府在進行決策訂定時重要依據[WHO, 2002]。就亞洲國家而言，在人種、居住環境、及生活習慣與歐美均不同的前提下，空氣污染暴露對亞洲人的死亡率及健康危害影響的程度是否與世界各國有所差異、特別是對於易感受族群之危害程度，均需要各類研究資料的累積與探討。

表 1-1 彙整懸浮微粒暴露 (PM)與健康之相關性 (2000-2006)

暴露地點	國家	人數	濃度	主要發現	參考文獻
週邊空氣	加拿大	7319（6-12 歲）	116.2 ug/ m^3	因初次氣喘而住院超過 7 天的危險性，其 OR 值在男女生分別為 1.14 (95%CI:1.03-1.26)和 1.32 (95%CI:1.14-1.51)	Lin M. et al., 2002
高速公路交流道	美國	-	10-15 ug/ m^3	在高速高路交流道附近學童暴露於 PM_{10}，會增加相關的呼吸道疾病發生之危險性	Korensyein S. et al., 2002
週邊空氣	美國	133（學童）	-	暴露濃度每增加 10 ug/ m^3 時，使氣喘更加嚴重的危險性(OR 值)高出 1.12 倍 (95%CI:1.04-1.22)，且藥物治療使用量之 OR 值也提高 1.05 倍 (95%CI:1.00-1.09)	James C. et al., 2003
週邊空氣	荷蘭	489（50-70 歲）	29 ug/ m^3	暴露濃度每增加 100 ug/ m^3 時，早上時 PEF 降低大於 20%的危險性 (OR 值)高出 20.8 倍 (95%CI:1.05-4.12)	Zee SC. et al. 2000
週邊空氣	美國 墨西哥	631（10-12 歲）	Ambos Nogales: 57.9μg/m^3 Nogales Sonora: 104.1μg/m^3	在 Nogales Sonora 的氣喘及呼吸道相關疾病之盛行率高於另一 PM_{10} 濃度較低的地區	Stephen GA. et al., 2003
週邊空氣	歐洲	2800 萬	42.7 mg/m^3	暴露濃度每增加 10 ug/ m^3 時，因呼吸道疾病和心血管疾病的死亡人次分別增加 4.2% (95%CI:1.08-7.42)及 7.1% (95%CI:1.38-2.55)	Zanobetti A. et al., 2003
週邊空氣	台灣	23179	78.82 ug/ m^3	暴露於 PM_{10} 濃度高於 66.33 ug/m^3 且溫度≧20℃時，發生 primary intercerebral hemorrhagic 的危險性 (OR 值)增加值 1.54 倍 (95%CI:1.31-1.81)，且發生 ischemic stroke 的危險性 (OR 值)亦增加 1.46 倍 (95%CI:1.32-1.61)	Tsai SS. et al., 2003
學校	美國	2034 人 （四年級學生）	PM_{10}: 13.39μg/m^3 $PM_{10-2.5}$: 11.44μg/m^3	春夏之際（3 月到 8 月），因暴露於 PM_{10} 而增加喘鳴發生的風險 (OR=2.91, 95%CI=1.46-5.80, P＜0.01)；暴露於 $PM_{10-2.5}$ 而增加喘鳴發生的風險 (OR=2.31, 95%CI=1.20-4.43, P＜0.05)	Millstein J et al., 2004

表 1-1 彙整懸浮微粒 (PM)暴露與健康之相關性 (2000-2006) [續]

暴露地點	國家	人數	濃度	主要發現	參考文獻
週遭環境	美國	3901 人（新生兒）	20 μg/m^3	在懷孕後期暴露於 PM_{10} 環境中，新生兒出生體重降低 21.7 克 (95%CI=1.1-42.2)，但校正完 O_3 濃度後，其結果無顯著差異	Salam MT et al., 2005
家中	美國	34 人（57-87 歲）	10.6 μg/m^3	1 小時短時間內，週遭環境 $PM_{2.5}$ 濃度增加 10μg/m^3，患有 CVD 之老年人其 HRV 增加 3% (95%CI=-19-32)，沒有 CVD 之老年人其 HRV 降低 5% (95%CI=-34-36)，結果發現短時間暴露於 $PM_{2.5}$ 與心血管疾病之發病率及其死亡率並無相關	Sullivan JH et al., 2005
週遭環境	加拿大	74284 人	17 μg/m^3	在懷孕前期暴露於低 PM_{10} 濃度下，造成新生兒出生體重不足之風險增加 33% (RR=1.33，95%CI=1.02-1.74)	Dugandzic R et al., 2005
週遭環境	瑞士	9591 個兒童	-	PM_{10} 平均濃度下降 9.8μg/m^3，兒童的慢性咳嗽盛行率減少 0.65 (95%CI=0.54-0.79)的風險、支氣管炎減少 0.66 (95%CI=0.55-0.80)的風險、感冒減少 0.78 (95%CI=0.68-0.89)之風險、夜間乾咳減少 0.70 (95%CI=0.60-0.83)的風險、結膜炎症狀減少 0.81 (95%CI=0.70-0.95)的風險值	Bayer-Oglesby L et al., 2005
週遭環境	英國	1994 年至 1998 年間，住院接受治療者	23.3 μg/m^3	提高中風死亡率 37% (95%CI=19-57)，增加住院風險 13% (95%CI=1-27)	Maheswaran R et al., 2005
週遭環境	法國	9615 孩童(9 至 11 歲）	Low: 18 μg/m^3 High: 23.8 μg/m^3	PM_{10} 每增加 10μg/m^3，會增加 1.32 倍 (95%CI=1.04-1.68)的風險具長期的過敏性鼻炎疾病 (lifetime AR)	Penard-Morand C et al., 2005
週遭環境	加拿大	26275 人 （大於 65 歲以上）	5.6 μg/m^3	$PM_{10-2.5}$ with 3-day lag average RR=1.016 (95%CI=1.000-1.032)、5-day lag average RR=1.020 (95%CI=1.001-1.039)	Fung KY et al., 2006
週遭環境	美國	11.5 百萬人 （大於 65 歲）	13.4 μg/m^3 (11.3-15.2)	$PM_{2.5}$ 濃度增加 10 (μg/m^3)，腦血管疾病、末梢血管疾病、缺血性心臟病、心律不整、心臟衰竭、慢性阻塞性肺疾病及呼吸道感染之患病率都有增加，其中心臟衰竭與 $PM_{2.5}$ 之關連性最大 (OR=1.28，95%CI=0.78-1.78)	Dominici F et al., 2006

表 1-2 彙整二氧化碳 (CO_2)暴露與健康之相關性 (2000-2006)

暴露地點	國家	人數	濃度	主要發現	參考文獻
辦公大樓	美國	41 人	每天室內室外 CO_2 平均濃度差值 6-418 ppm	每天室內室外 CO_2 平均濃度差值每增加 100ppm 增加喉嚨痛、胸腔緊繃、喘鳴的危險性，其 OR 值分別為 1.5 (1.2-1.9)、1.5 (1.1-2.2)、1.4 (1.0-2.0)	Apte MG et al., 2000
小學	美國	403 人	單位通風系統(UV): 637 ppm 可變式空氣流量系統(VAV): 664 ppm 固定式流量系統(CV): 703 ppm	在使用 VAV 的學校工作的員工產生紅眼睛有較低的盛行率；在使用 UV 的學校工作的員工產生鼻塞、喉嚨痛、頭痛等症狀有較高的盛行率。	Kinshella MR et al., 2001
辦公大樓	美國	373 人	388-593 ppm	在辦公大樓工作的員工產生上呼吸道、中樞神經系統、肌肉骨骼等症狀有較高的盛行率。	Reynolds SJ et al., 2001
學校	瑞典	28 人	>1000 ppm	在學校工作的老師產生降低黏膜高度擴張情形有較高的危險性，其 OR 值為 0.46 (0.36-0.57)	Rudblad S et al., 2002
辦公大樓	美國	100 棟大樓	-	室內 CO_2 濃度每增加 100ppm，會增加黏膜、眼睛乾澀、喉嚨痛、打噴嚏及喘鳴等症狀，其 OR 值分別為 1.08 (95%CI=1.02-1.15)、1.09 (95%CI=1.02-1.17)、1.21 (95%CI=1.09-1.34)、1.11 (95%CI=1.02-1.20)、1.09 (95%CI=1.00-1.19)、1.23 (95%CI=1.01-1.48)	Erdmann CA et al., 2004

表 1-3 彙整一氧化碳 (CO)暴露與健康之相關性 (2000-2006)

暴露地點	國家	人數	濃度	主要發現	參考文獻
辦公大樓	美國	373 人	1.0-1.5 ppm	在辦公大樓工作的員工產生上呼吸道、中樞神經系統、肌肉骨骼等症狀有較高的盛行率。	Reynolds SJ et al., 2001
周邊空氣	韓國	38 人	1.2 ppm	在單一污染物模式中，每暴露兩天的 CO 濃度增加中風死亡率 3.1% (1.1-7.2%)	Hong YC et al., 2002
周邊空氣	台灣		1 ppm (0.51-1.71ppm)	暴露空氣污染會增加產生下呼吸道症狀的危險性	Hwang JS et al., 2002
周邊空氣	韓國	388105 人	1.2 ppm (0.4-3.4 ppm)	在懷孕中期暴露 CO 濃度會增加產出較低體重嬰兒的危險性，其 OR 值為 0.96 (0.93-0.99)~1.05 (1.01-1.09)	Lee BE et al., 2003
周邊空氣	美國	6 人	4.6 ppm (0.5-27.4 ppm)	來自交通的急性 CO 暴露會增加冠狀動脈病人心跳速率的變化	Tarjiainen TH et al., 2003
校園內外	印度	330 人	校園外：3175 μg/m^3 校園內：2150 μg/m^3	長期暴露 CO 會增加健康學生 最大呼氣流量之變異度	Singh V et al., 2003
周邊空氣	美國	133 人	0.67 ppm	暴露每增加 1 ppm CO 濃度會增加救援呼吸器的使用率，其 RR 值為 1.09 (1.03-1.16)。CO 是暴露燃燒副產物的一個指標物。	Slaughter JC et al., 2003
周邊空氣	台灣	312873 人	853 ppb	非夏天暖化、空氣污染可能是中學生產生過敏性鼻炎的危險因子	Lee YL et al., 2003
周邊空氣	美國	-	0.9 ppm	暴露 CO 會增加心臟充血衰敗的危險性	Koken PJM et al., 2003
周邊空氣	台灣	-	8.27 ppm	控制溫度與濕度後，暴露 CO 增加呼吸道疾病、循環疾病的危險性，其 OR 值為 1.011 (0.883-1.159)、0.986 (0.914-1.063)	Tsai SS. et al., 2003
周遭環境	台灣	2.64 百萬人	1.16 ppm	因呼吸道疾病而死亡 OR=1.014 (95%CI=0.925-1.110)	Yang CY et al., 2004

表 1-3 彙整一氧化碳 (CO)暴露與健康之相關性 (2000-2006) [續]

暴露地點	國家	人數	濃度	主要發現	參考文獻
家中	印度	19189 人（40-49 歲已婚婦人）	-	在烹飪時，使用 biomass fuels 比使用 cleaner fuels 易有死產的風險 OR=1.44 (95%CI=1.04-1.97)；使用 biofuels 易有死產的風險 RRR=2.01 (95%CI=1.11-3.62)	Mishra V et al., 2005
周遭環境	韓國	小學 2-3 年級生	-	暴露於 CO 與下呼吸道症候的關係 OR=1.16 (95%CI=1.02-1.32)	Lee BE et al., 2005
周遭環境	美國	3901 人（新生兒）	1.4 ppm	懷孕前 3 個月暴露於 CO 環境下，新生兒出生體重減少 21.7 克 (95%CI=1.1-42.3)，且增加 20%新生兒在子宮內發育遲緩的風險 (95%CI=1.0-1.4)	Salam MT et al., 2005
周遭環境	英國	1994 年至 1998 年間，住院接受治療者	482 $\mu g/m^3$	提高中風死亡率 26% (95%CI=10-46)，增加住院風險 11% (95%CI=-1-25)	Maheswaran R et al., 2005
周遭環境	加拿大	男孩 3998 人 女孩 2784 人 （0 到 14 歲孩童）	1.16 ppm	CO 與因呼吸道感染而住院之病人無顯著相關	Lin M et al., 2005

表 1-4 彙整二氧化硫 (SO_2)暴露與健康之相關性 (2000-2006)

暴露地點	國家	人數	濃度	主要發現	參考文獻
周邊空氣	巴西	-	15.05 ug/ m^3	SO_2和肺炎及感冒的發生有統計上的相關，且因肺炎而急診的人次數增加 14.5%	Martins LC. et al.,2002
周邊空氣	英國	23-25 萬	13-31 ug/ m^3	因 SO_2暴露後而使小孩 (<1-14 歲)過敏性鼻炎就診率的人次數增加 24.5% (95%CI:14.6-35.2)，且成人 (14-64 歲)的就診人次數亦增加 14.3% (95%CI:6.2-23.0)	Hajat S. et al.,2001
周邊空氣	美國 俄亥俄州	4416（5-34 歲）	28.8 ug/ m^3	因 SO_2暴露後而使初次診斷為氣喘的人次數增加 12% (95%CI:1-23)，且相對危險性 (RR 值)在 1.06-1.35 之間	Jaffe DH. et al.,2002
周邊空氣	中國	576000 人	213 ug/ m^3	每天暴露在SO_2的情況下，其因為每日SO_2暴露濃度增加 100 ug/ m^3 而導致 2 天後因呼吸道症狀或心血管問題而死亡的相對危險性(RR 值)=1.1 (95%CI:1.02-1.22) ，而導致 3 天後因心血管問題而死亡的相對危險性 (RR 值)=1.2 (95%CI:1.11-1.3)	Venners SC. et al., 2003
周邊空氣	韓國	13835 人	12.1 ppb	在懷孕其間因暴露到空氣污染物SO_2而導致嬰兒出生體重不足的危險性 (OR 值)高出 1.14 倍 (95%CI:1.04-1.24)	Lee BE. et al., 2003
周遭環境	加拿大	74284 人（孕婦）	-	在懷孕前 3 個月暴露於低SO_2濃度下，造成新生兒出生體重不足之風險增加 36% (RR=1.33，95%CI=1.04-1.78)	Dugandzic R et al.,2005
周遭環境	韓國	小學 2-3 年級生	-	暴露於SO_2與下呼吸道症候的關係 OR=1.12 (95%CI=1.01-1.25)	Lee BE et al., 2005
周遭環境	法國	9615 人 （9 至 11 歲的孩童）	Low:4.6 μg/m^3 High:9.6 μg/m^3	SO_2每增加 5μg/m^3 OR=1.39 (95%CI=1.15-1.66)for EIB (exercise-induced bronchial reactivity)、OR=1.19 (95%CI=1.00-1.41)for lifetime asthma	Penard-Morand C et al., 2005
周遭環境	加拿大	男孩 3998 人 女孩 2784 人 （0 到 14 歲孩童）	4.73 ppb	SO_2與因呼吸道感染而住院之病人無顯著相關	Lin M et al., 2005
周遭環境	美國	200253 個新生兒	7.9 ppb	SO_2每增加 15ppb 其 RR=1.15 (95%CI=1.00-1.32)	Sagiv SK et al., 2005
周遭環境	加拿大	26275 人 （大於 65 歲以上）	3.46 ppb	SO_2 with 3-day lag average RR=1.034 (95%CI=1.015-1.053)、5-day lag average RR=1.039 (95%CI=1.016-1.061)、7-day lag average RR=1.044 (95%CI=1.018-1.070)	Fung KY et al., 2006

表 1-5 彙整二氧化氮 (NO_2)暴露與健康之相關性 (2000-2006)

暴露地點	國家	人數	濃度	主要發現	參考文獻
周邊空氣	英國	23-25 萬	22.3-46.3 ppb	因 NO_2 暴露後而使小孩 (<1-14 歲)過敏性鼻炎就診率的人次數增加 11.1% (95%CI:3.8-18.8)，且成人 (14-64 歲)的就診人次數亦增加 5.5% (95%CI:2.0-9.1)	Hajat S. et al.,2001
周邊空氣	美國 俄亥俄州	4416 (5-34 歲)	48-50 ppb (哥倫布市:NA)	因 NO_2 暴露後而使初次診斷為氣喘發生的相對危險性 (RR 值)除了在哥倫布市外約在 1.04-1.05 之間	Jaffe DH. et al.,2002
周邊空氣	韓國	13835 人	32.5 ppb	在懷孕其間因暴露到空氣污染物 NO_2 而導致嬰兒出生體重不足的危險性 (OR 值)高出 1.04 倍 (95%CI:1-1.08)	Lee BE. et al., 2003
周邊空氣	台灣	23179 人	28.17 ppb	溫度 20℃以上時，因暴露 NO_2 而得到 primary intracerebral hemorrhage 的危險性 (OR 值)高出 1.56 倍 (95%CI:1.32-1.84)，得到 ischemic stroke 的危險性 (OR 值)高出 1.55 倍 (95%CI:1.4-1.71)	Tsai SS. et al., 2003
周遭環境	台灣	2.64 million	30.56 ppb	因呼吸道疾病而死亡 OR=1.013 (95%CI=0.927-1.106)	Yang CY et al., 2004
周遭環境	韓國	小學 2-3 年級生	-	暴露於 NO_2 與上呼吸道症候的關係 OR=1.12 (95%CI=1.01-1.24)，與下呼吸道症候的關係 OR=1.18 (95%CI=1.06-1.31)	Lee BE et al., 2005
周遭環境	加拿大	男孩 3998 人 女孩 2784 人 （0 到 14 歲孩童）	24.54 ppb	女孩 OR=1.31 (95%CI=1.05-1.63)、男孩則無顯著相關	Lin M et al., 2005

表 1-6 彙整臭氧 (O_3)暴露與健康之相關性 (2004-2006)

暴露地點	國家	人數	濃度	主要發現	參考文獻
周遭環境	法國 巴黎	715 個兒童	31 μg/m^3	因暴露於導致兒童因氣喘發作而緊急被送往小兒氣喘急診治療之 RR=1.52 (95%CI=1.06-2.19)	Fauroux B. et al., 2000
周遭環境	美國	40 個氣喘患者	41.5 μg/m^3	O_3 濃度增加 20ppb 而導致氣喘藥物治療使用量增加且早晚氣喘發作之機會分別增加 0.08 (95%CI=0.03-0.13)、0.08 (95%CI=0.04-0.12)	Ross MA. et al., 2002
周遭環境	挪威	-	44.6 μg/m^3	暴露於 O_3 導致因呼吸道疾病而緊急住院治療之 RR=0.990 (95%CI=0.936-1.049)	Oftedal B. et al., 2003
學校	美國	2034 人 (四年級學生)	27.83 ppb	暴露於 O_3 而導致氣喘藥物治療使用量之 OR 值增加 1.80 倍 (95%CI=1.19-2.70，P＜0.01)；秋冬之際，喘鳴發生風險之 OR 值增加 0.55 倍 (95%CI=0.34-0.90，P＜0.01)	Millstein J et al., 2004
周遭環境	加拿大	男孩 3998 人 女孩 2784 人 （0 到 14 歲孩童）	38.06 ppb	O_3 與因呼吸道感染而住院之病人無顯著相關	Lin M et al., 2005
周遭環境	美國	3901 人	12 ppb	整個懷孕過程中，暴露於 O_3 環境導致新生兒體重減輕 47.2 克 (95%CI=27.4-67)，且在懷孕後期增加 20%風險於新生兒發育遲緩現象 (95%CI=1.0-1.4)	Salam MT et al., 2005
周遭環境	法國	9615 人 （9 至 11 歲的孩童）	Low: 34.1μg/m^3 High: 50.9μg/m^3	O_3 OR=1.34 (95%CI=1.24-1.46)for SPT positivity (skin prick test)	Penard-Morand C et al., 2005
周遭環境	法國	395744 人 （35-64 歲）	74.8 μg/m^3	暴露濃度每增加 5μg/m^3 發生急性心肌梗塞 for current-day RR=1.05 (95%CI=1.01-1.08; P=0.009)和 1-day-lag measurements RR=1.05 (95%CI=1.01-1.09; P=0.007)。針對 55 至 64 歲沒有缺血性心臟病史的易感受族群，發展成急性心肌梗塞之 RR=1.14 (95%CI=1.06-1.23)	Ruidavets JB. et al., 2005
周遭環境	美國	691 個嬰孩	35.2 ppb	喘鳴發生增加 37% (95%CI=2-84%)；若嬰孩的母親患有氣喘則嬰孩發生喘鳴機率增加 59% (95%CI=1-154%)、呼吸困難機率增加 83% (95%CI=42-136%)	Triche EW. et al., 2006
周遭環境	澳洲	1992 年至 1998 年間住院治療的人數	25.9 ppb	每日 O_3 濃度的改變與呼吸道疾病、心血管疾病、腸胃道疾病、慢性阻塞性肺疾病、肺炎及氣喘無顯著關係	Hinwood AL et al., 2006

表 1-7 火力發電場排放污染物特性及相關健康危害之彙整

火力發電廠排放污染物與健康危害污染物	污染物特性	溢散源及溢散原因	健康危害	敏感族群
臭氧(O_3)	具強侵蝕性、無色氣體	氮氧化物與其他污染物在光化反應下會產生臭氧	刺激呼吸道、咳嗽、呼吸短促、惡化氣喘相關症狀。 可能與新生兒早產、心臟血管系統先天缺陷、體重過輕、肺臟發育不良有關。	孩童、老年人、氣喘或其他呼吸道疾病患者，在戶外運動的人。
二氧化硫(SO_2)	具強侵蝕性、無色氣體，煤礦中富含硫	煤礦燃燒過程中產生，二氧化硫在空氣中產生硫酸、硫酸鹽、並且與氮氧化物及酸性顆粒進行反應	咳嗽、哮喘、呼吸短促、鼻塞及發炎、惡化氣喘相關症狀，引起心率不整、體重過輕、增加新生兒死亡機率。	氣喘或其他呼吸道疾病之孩童及老人。
懸浮微粒(PM)	小的固態混合微粒及流酸液低，空氣中懸浮微粒包含硫化物、氮氧化物、碳化物、酸性物質、金屬等物質。	煤礦燃燒過程中直接產生，透過二氧化硫及氮氧化物產生。	懸浮微粒透過肺臟進入血液而誘發心血管系統發炎進而引起心臟病發作，亦與新生兒體重過輕、早產、慢性氣道阻塞與新生兒猝死有關。	孩童、老年人、氣喘患者
氮氧化物(NOx)	煤礦中自然存在的氮元素在燃燒過程中產生一氧化氮及二氧化氮等氮氧化合物。	煤礦燃燒過程中產生，在大氣中可轉化成硝酸鹽及小的酸性微粒，在光化反應下產生臭氧煙霧。	降低肺功能並與孩童呼吸道疾病有關。	孩童、老年人、氣喘患者
汞	在煤礦中自然存在的金屬	煤礦燃燒過程中釋放至大氣中	懷孕婦女攝食含汞魚類將引起新生兒發育問題，主要影響神經系統及認知學習能力。在成人，則可能影響血壓調節及心率。	胚胎及孩童為主要直接危害的對象，懷孕及適孕年齡婦女需避免汞暴露。
二氧化碳(CO_2)	煤炭是所有石化燃料中含碳量最高的燃料	煤礦燃燒過程中產生	導因於氣候變遷相關的健康危害	貧窮等適應能力較差的族群如有色人種、孩童及氣喘患者。

燃燒煤礦是世界各國最普遍使用之火力發電方式，主因為其蘊藏量較為豐富及價格相對便宜。從印度及中國等發展中國家至已發展中國家代表美國，燃煤火力發電均為最主要之電力供應來源。以美國為例，燃煤火力發電廠佔全美電力供應的 51%[Energy information Administration]，其大量排放的溫室氣體及空氣污染物已陸續被發現與全美健康危害有關。根據估計，全美每年僅導因於電廠排放之懸浮微粒相關之健康損耗便包含有 23,600 人次死亡、21,850 人次住院、26,000 氣喘急診人次、38,200 人次心臟病發作、16,200 人次慢性支氣管炎、554,000 人次氣喘發作及 3,186,000 天工時損失[Abt Association, 2004]。雖然生命的價值難以客觀的利用貨幣價值來衡量，美國環保署初步估算，導因於美國境內發電廠排放污染物的健康成本，每年高達令人難以相信的 1673 億美元[EPA, 2003]。然而，此驚人的健康成本僅僅考慮發電廠在懸浮微粒上之排放污染，並未考量其他同時排放或衍生之二次污染物，如臭氧煙霧(ozone smog)及汞排放所造成的健康影響，另外，亦未將發電廠大量排放二氧化碳貢獻氣候暖化現象，所可能相對造成之社會、經濟、健康成本進行估算。再者，研究顯示孩童因為有較高的呼吸速率、每單位體重吸入較高的污染物濃度、相對花更多的時間在外運動而使得孩童身體暴露到較大量之空氣污染物，在各類器官組織及防禦系統仍處發展未成熟的孩童而言，對於空氣污染暴露之感受性遠高於成人[Wiley,1991; Clean Air Task Force, 2002]，而全美有接近 3,500 萬孩童居住於距離發電廠 30 英里的範圍內，更有 72,000 所學校亦座落於距離發電廠 30 英里的範圍內，其生活環境及呼吸之空氣直接受到發電廠煙囪排放之污染[Clean Air Task Force, 2004]。面對發電廠大量污染物排放所耗損的龐大的健康成本及對於未來主人翁之健康威脅等問題，迫使美國必須重新檢討並調整能源政策，並進一步針對發電廠研擬一系列污染排放控制的法案，以尋求降低污染排放以降低健康及其他社會成本。美國環保署在評估各法案及措施的執行效益時，進一步使用健康成本效益評估，以作為法案推動優先順序之基本考量。

健康成本效益評估近年來已成為風險評估及環境政策或法令執行之重要參考依據。以空氣污染為例，Aunan 等人為匈牙利政府之工業與商業管理部門 (Hungarian Ministry of Industry and Trade) 進行研究，發現在降低週界環境中重要空氣污染物及溫室氣體濃度後，最顯著的改善效益在於降低當地慢性呼吸道疾病之盛行率以及減低早產兒之死亡率，亦可降低約 6%的死亡率。另外，降低空氣污染物亦可直接節省匈牙利布達佩斯當地建材更換維修費用約三千至三千五百萬美元(30-35 million USD)，整體而言改善週界空氣品質對於匈牙利當地公共衛生之改善以及節省社會成本上是一大助益[Aunan, 1998]。Voorhees 等人曾估算，日本東京在 1973 到 1994 年間所推行之二氧化氮空氣污染管制，降低整體二氧化氮濃度所帶給社會之經濟效益，模式推估結果顯示進行二氧化氮污染物管制整體而言減少因下呼吸道疾病所耗損之醫療花費約七億七千五百萬美金，減少因生病所損耗工時的企業成本約六十億美金。而國民健康與生產力提升之經濟效益及污染管制所消耗之成本比約為 6：1[Voorhees, 2000]。Ostro 等人於美國所做的研究顯示當美國各地的空氣中懸浮微粒 PM10 及 PM2.5 能降至 20μg/m3 以下時，花費在各項健康照護上之社會成本平均可節省 48 億美元左右，特別是可以減少大量早產兒照護以及成人慢性呼吸道疾病照護上之花費[Ostro, 1998]。美國在面臨全國火力發電場排放管制措施時也是委請科技顧問團對針對 1999 年參議員 James Jeffords 所提出的多種污染物排放管制的 Jeffords bill、布希政府於 2000 年提出的法令(Bush Bill)、美國環保署於 2001 年提出的 Clean Air Act 以及參議員 Tom Carper 於 2003 年所提出的 Carper Bill 進行健康成本效益評估。分析結果顯示，Jefford Bill 雖然在每年在污染控制成本上需多投入 340 億美金，但每年可獲得之健康效益高達 1,755 億美金，扣除污染控制成本後，其淨效益可達 1415 億美金，預估在 2020 年時每年將可減少 22000 人之過早死亡（premature death）案例[Clean Air Task Force, 2004]。

在同時需兼顧供應經濟發展及民生需要，並落實「京都議定書」的溫室氣體

減量計畫與其他空氣污染物排放減量，台灣需要重新檢討現階段的污染排放管制及能源政策，特別是就台灣整體二氧化碳排放結構而言，燃煤火力發電場便佔總排放量的 40%以上，另外，電力設施是台灣地區之重要空氣污染源，其中台電各火力發電廠為台灣地區氮氧化物及硫氧化物最大之點排放源，而各行業工廠之汽電共生設備鍋爐和發電機組，亦有可觀之污染排放量，估計其硫氧化物及氮氧化物之排放量比例佔全國固定污染源排放量 40%以上，對台灣地區空氣品質之影響頗鉅。另外，以台灣本島為例，台電共有 8 家火力發電場，雖然依其使用燃料差異，在整體空氣污染物排放量有所差異，但初步估計台灣本島約有 298 萬人口居住於火力發電場 10 公里以內之範圍，佔本島總人口數 13%。而其中約有 84 萬左右之兒童及青少年人口及 23 萬左右之老年人口，這些居住於火力發電場週遭的空氣污染暴露之易感受性族群更佔全島總人口數 5%左右，更需要我們用環境倫理及環境權的角度加以醒思及探討(請參見表 1-8 及圖 1-2)。為能更客觀的評估火力發電廠所造成的環境影響可能導致之整體社會成本，有必要整合健康成本之估算，以進一步了解火力發電場一般空氣污染物排放對於整體國民生命損失、健康與醫療照護等成本消耗之相關性。配合未來各火力發電廠建立之 GIS 空氣污染評估模式，搭配人口分佈及平均污染物濃度與不同區域之空氣污染對健康指標之影響係數，便可進一步具體推算火力發電廠空氣污染物排放實際對週遭民眾健康損害及其成本貢獻。並可作為後續設定特定污染物排放減量管制目標之成本效應估算基礎。而這些整體估算未來可作為不同能源政策及經濟發展規劃之重要考量依據。本研究擬以約一年期之研究期程，完成以下工作目標：

1. 國內外相關社會與健康成本評估方法收集與介紹暨比較。
2. 污染物與健康成本估算項目確定。
3. 空氣污染與我國之總健康成本計算與結果解析。
4. 健康成本與社會成本及環境倫理統合論述。
5. 健康成本與火力空污分佈研究評估。

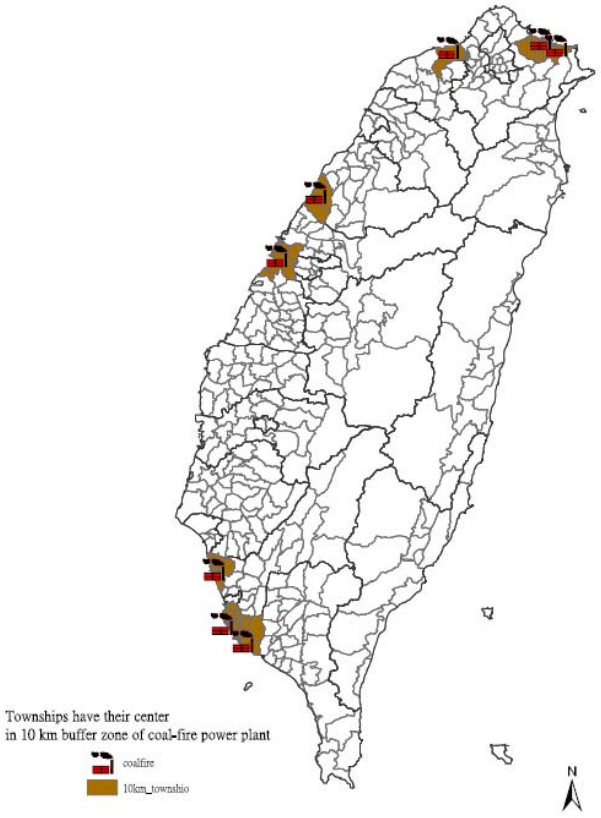


圖 1-2 台灣本島火力發電場分布及中心點位於火力發電場周圍 10 公里以內之鄉鎮區

表 1-8 居住於距離火力發電廠 10km 以內的人口組成(本研究估算)

	台灣本島人口 (2001)	居住於距離火力發電廠 10 Km 以內的人口(2001)	
	人數	人數	佔全島人口百分比
[a]總人口數	22,222,659	2,983,265	13.42%
小於 20 歲之孩童、青少年人數	6,381,709	845,957	3.81%
大於 65 歲之老年人數	1,950,031	231,419	1.04%

2 研究方法與過程

2.1 健康成本之效益評估

在進行環境污染所影響之成本效益分析時,首要需決定及定義各類成本效益指標。整體而言，環境污染相關之成本效益影響主要分為二大類,(1) 與生物體系相關之影響;(2) 無關生物體系的影響，其相關指標摘列如下：

(1) 與生物體系相關之影響:

a. 人體健康：死亡率、罹病率、人年損失等。

b. 與生態體系相關的經濟產能：農業、漁業、林業。

c. 其他影響生態體系並間接影響人類活動：打獵、野生動物觀察、水體相關發展產業、庭園與造景、商業或公共土地利用及規劃。

d. 影響生態系統但未直接影響人類經濟活動：生物多樣性減少、生態系統穩定性。

(2) 無關生物體系的影響:

a. 製造業、產業：材料受侵蝕及受損、土壤組成、降低產品品質。

b. 居家住宅：建材受損、土壤質地及組成。

c. 氣候變遷。

d. 其他：能見度等。

本研究案之主要目標在探討我國空氣污染物暴露現況對國民健康與醫療照護等成本消耗之相關性。因此，本次成本效益之分析重點乃設定為探討空氣污染對於健康影響的相關指標，以進行相關健康成本耗損之估算。目前相關環境經濟學文獻上探討健康效益評估之方法包含有損害函數法、疾病成本法、趨避風險法及假設性市場評估法。近二十年來國際相關研究中，對於空氣污染與城市死亡率

之關係、空氣污改善可減少多少兒童呼吸道罹病率等，許多重要流行病學及環境經濟學研究均是採用損害函數法進行健康效益評估，其評估所得之經濟指標或健康效益，均用以評估相關空氣污染管制之經濟成效或是作為未來管制目標之建議。如世界銀行(World Bank)於 1994 年對於亞洲重要空氣污染城市曼谷空氣品質改善進行健康效益評估，該研究利用損害函數評估法。探討估算曼谷市在空氣中懸浮微粒減少 20%後所造成之健康效益的改變，其所評估的健康指標包含有活動受到限制的天數、醫院急診件數、氣喘發作案例、孩童罹患慢性支氣管炎案例數、孩童罹患慢性咳嗽、因肺部疾病住院率、罹患呼吸道相關疾病天數及死亡減少案例數。該研究利用美國等先進國家相關研究所求得之污染物及健康損害之劑量效應函數關係，配合 1989 年美金幣值估算當空氣中懸浮微粒改善 20%後，曼谷地區每年因死亡個案數減少所得之總效益約 138-1,315 百萬美元，而換算成每人健康效益約為 18-169 美元。此研究因缺乏曼谷當地相關污染物健康影響劑量效應函數關係及各類型疾病損害單位貨幣價值。因此，估算上應有相當程度之誤差。但此研究仍為應用損害函數評估法估算空氣污染相關健康效益之重要研究之一。

利用損害函數法計算健康效益，在操作上首先需先探討空氣污染物對人體健康所造成之損害如呼吸道疾病的罹病率、死亡率或是因病而無法工作的日數等劑量效應上之相關性，並進一步乘上每一單位健康損害之貨幣價格。因此，本研究首先需探討空氣污染對於健康的損害模式，亦即估算污染物濃度與不良健康影響之間之濃度與效應函數(concentration-response function, C-R function)。

$$R=R\,(P，X)，$$

其中，R 為健康損害指標，P 為空氣污染物指標，例如懸浮微粒、二氧化硫、臭氧、二氧化氮等，X 為其他相關的解釋變相包括生活型態變數、地區社經指數、醫療狀況等。若要計算懸浮微粒與健康指標之間之相關性，需先選擇相關性模式，並進一步估算懸浮微粒參數在模式中之影響係數。近年來的流行病學研究多

使用對數線性模式(Log-linear Model)探討空氣污染物與健康指標之相關性，如下所示：

$$y = Be^{\beta \cdot PM} \quad ,$$

亦可等同於以下公式：

$$\ln(y) = \alpha + \beta \cdot PM \quad ,$$

其中，B 為懸浮微粒為零時的疾病發生率或死亡率，β 為懸浮微粒的相關係數，而 ln(B)=α。因此，每增加或減少一單位的懸浮微粒(ΔPM)對於疾病發生率增加或減少的影響(Δy)如下所示：

$$\Delta y = y \cdot \left(e^{\beta \cdot \Delta PM} - 1\right) ,$$

y 可視為疾病發生率的基準值，由於環境流行病學研究在探討空氣污染對疾病發生率之風險性時，常使用相對危險性(relative risk, RR)來呈現數據，因此，若要彙整參考相關研究所估算出來的 C-R function，則可進一步利用 RR 估算 β：

$$\beta = \frac{\ln(RR)}{\Delta PM}$$

此影響係數 β 可用來估算當政府環保政策下空氣污染物可能改變的幅度，或預估多少幅度的空氣污染物改變(ΔPE)所可能使多少比率的健康損害改變(ΔPE ×β)。最後乘上每單位健康損害之貨幣價格則可得到以下公式：

$$V \times \Delta PE \times \beta = \Delta D$$

其中，V 為每單位健康損害的貨幣價值，ΔD 為環境政策改變所造成之經濟效益或福利損失變化，或亦指污染物升高或減少可能造成之經濟效益或福利損失變化。

在評估每單位健康損害的貨幣價值上，一般可使用避免罹患特定疾病或死亡所願意支付之金額(Willingness-to-pay，WTP)，或者利用特定疾病罹患之醫療成本支出或工時損失支出作為估算基礎。而 WTP 之估算須有系統化針對一般民眾對於避免特定疾病發生，所願意付出之貨幣價值此數值會因國情不同、抽樣族群社經條件不同、以及不同疾病嚴重程度，而在數據使用上有所限制。而國內相關空氣污染導致特定疾病發生之 WTP 研究相當有限[蕭代基,1993; 劉錦添, 1996]，劉等人在 1996 年對於空氣品質改善對學童健康效益評估上，再分別利用損害函數法與假設性市場評價法估計空氣污染物對學童健康之缺勤影響，以上呼吸道感染為評估指標。並進一步調查學生家長對於自己及小孩為避免上呼吸道感染所願意支付之金額(WTP)。該研究由前期研究中取得基隆市、三重市、苗栗頭份、雲林台西、高雄縣仁武及林園地區學童呼吸道疾病調查資料以及出缺勤資料，利用該資料探討空氣污染物與學童罹患上呼吸道感染而缺勤之比率的劑量效應函數關係。並進一步在原本的母群體中抽樣訪市調查 674 位家長，調查其為避免上呼吸道感染所願意支付之金額(WTP)。該研究發現當空氣污染物改善 10%時，對於學童因罹病而缺勤率降低的效果有限，但當空氣污染物由當日最大值降至當日最小值時，學童的缺勤紀錄則會有明顯之改善。而受訪之家長對於避免自己罹患感冒願意支付的金額為 912 元新台幣，而對避免自己的小孩罹患感冒願意支付的金額為 1258 元新台幣。

晚近國內相關研究雖曾初步嘗試對於空氣污染對於特定族群罹患特定疾病所導致之損害及改善效益有所評估，亦進一步對於台灣地區民眾對於健康改善（空氣污染相關呼吸道疾病）的價值進行初步量化之評估。但是，並無法就整體空氣污染物對於台灣地區民眾或特定地區之整體民眾長期罹病率及醫療支出之影響進行整體之探討，以此評估空氣污染物之惡化或改善對於台灣地區民眾罹患相關疾病之比率或是整體醫療支出成本之影響。

因此，本研究將選擇國內在空間及時間資料建制上較為完備之兩大國民健康

資料庫（1）內政部死亡資料庫及（2）健保資料庫作為健康損害指標選取及估算之資料基礎，配合獲利發電廠分布，以及我國環保署現行之空氣污染監測站(圖三)，分別分析火力發電場影響區域及非影響區域，空氣污染濃度與各類型健康危害指標之濃度與效應函數及每單位特定空氣污染物濃度改變之相關係數β，並進一步在特定假設情境下估算其貨幣損失。

2.1.1 資料庫的收集與建置

本研究團隊於前期研究中持續收集各類更新資料並已建構一資訊交流平台及資料庫，表 2-1 所示為前其所累積建制之資料庫，配合各子題之需要，分別建置整理相關包含地理資料之資料格式，如氣象測站之基本經緯度座標及每月各測站之平均溫度彙整，各鄉鎮市每日死亡人次、就診人次等，分別整理於不同資料庫中，以供串聯或直接點入 XY 座標於 GIS 圖層中。為配合了解火力發電廠及提供長期污染記錄之空氣污染測站之相對位置（圖 2-1），以及空氣污染監測資料可代表民眾長期暴露狀況之範圍一一利用 GIS 進行交集,以確認同時具有空污資料及健康資料之鄉鎮，結果顯示在空屋測站五公里內之鄉鎮區共有 108 個(圖 2-2)，此 108 個鄉鎮區所有的資料將用以進行時序性及劑量效應迴歸分析，以確認每增加一特定空氣污染物對於健康危害(死亡或門診人次)之影響係數。而後續將進一步依據這些鄉鎮與火力電廠的距離，加以分類健康損害常數程度在空間分布上之差異，以確認火力發電廠及其他社會經濟指標對於健康損害常數之貢獻及影響。

表 2-1 本研究建置完成及陸續建置彙整之資料庫

資料項目	參數	基本組成單位	解析度	資料時間	資料來源
特定疾病就診資料(健保資料庫)	心臟血管 呼吸道疾病 過敏性呼吸道疾病 腸胃道感染、食物中毒 節肢動物媒介疾病	鄉鎮區(已取得資料庫、統計彙整建置中)	每月	1997-2005	衛生署中央健保局
特定疾病就診資料(死亡資料庫)	死亡人次 心臟血管死亡人次 呼吸道疾病死亡人次	鄉鎮區(已取得資料庫、統計彙整建置中)	每月	1978-2004（歷年資料建置格式不同需進行整合併檔以利統計估運算）	內政部
氣象資料庫	溫度（平均溫度、最高溫及最低溫)、溼度、降水量、降水時數、一小時最大降水量、氣壓、風速、風向	25 個氣象監測站 約 55 自動測站 372 個自動雨量監測站	每日/ 每月/	1990-2005	中央氣象局
人口資料庫	男女性別、年齡層、人口數	鄉鎮區(已收集完成)	每年	1983-2001	內政部
空污資料庫	CO、NO、NOx、NO_2、PM_{10}、O_3、SO_2	65 個監測站	每日 每月	1994-2003	環境保護署
各圖層資料庫（GIS）	街道、公園綠地、水庫湖泊、河流、建築區、學校、鐵路	台灣全區/縣市界、鄉鎮界、村里界及村里人口總數資料	1/25000	1998-2003	勤崴科技
人口與住宅普查資料	姓名、稱謂、性別、出生年月日、籍別、現住地、婚姻狀況、婦女初婚年齡、生育子女數、現存子女數、過去一年活產數、教育程度、職業、行業、從業身分、主要家計負責人、無工作原因、失業、工作場所地點、五年前居住地、戶別、求學地點、身體有無不良狀況、生活費用主要來源(六十五歲以上)、是否有活動障礙、是否為原住民及、其族別	鄉鎮區		1980、1990、2000	內政部

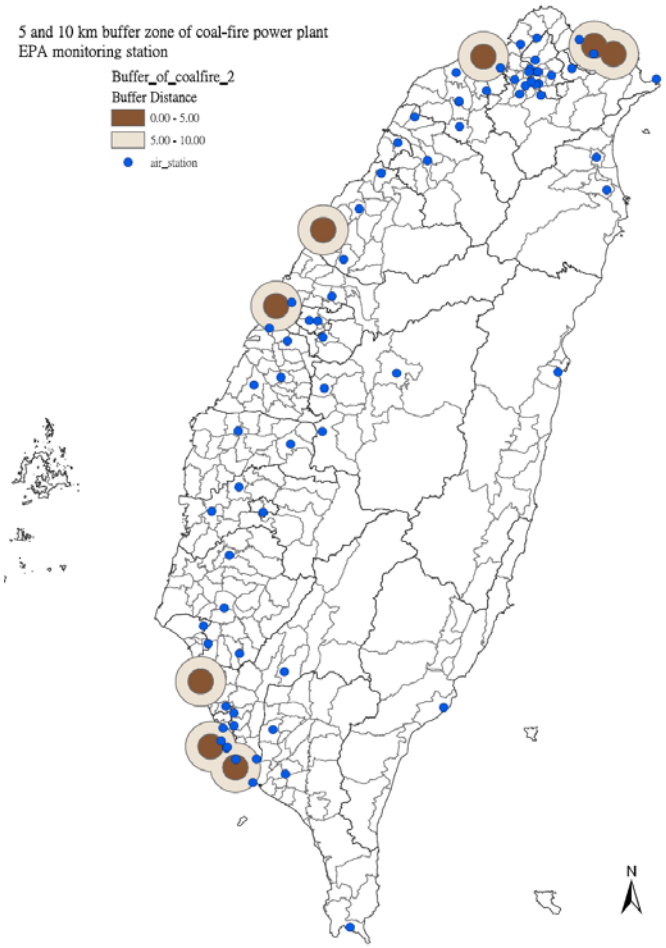


圖 2-1 台灣本島火力發電場及空氣污染監測站分布

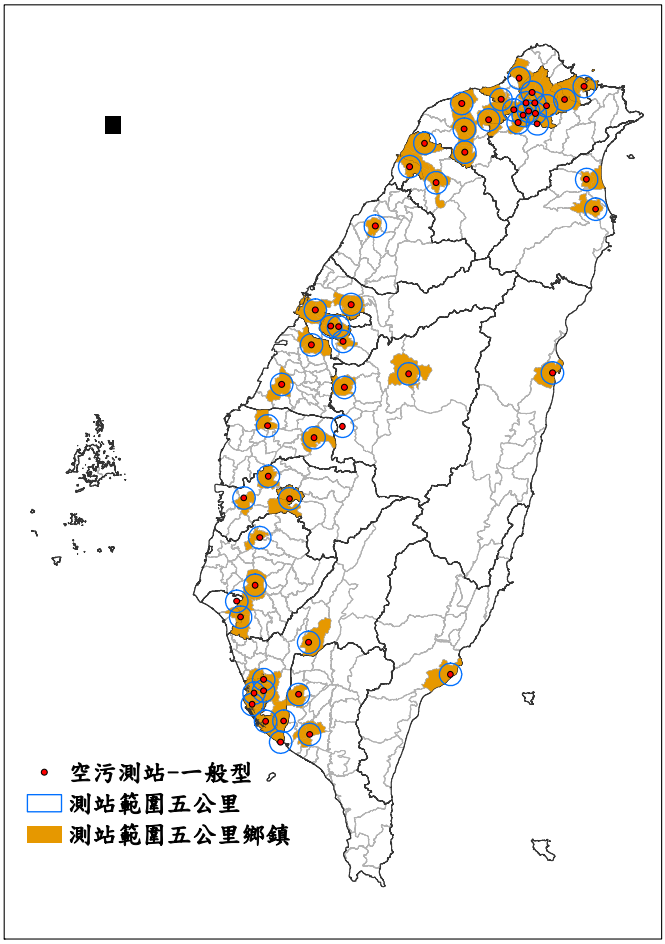


圖 2-2 空污測站與周遭 5KM 內之鄉鎮區

所彙整的 108 個鄉鎮區將會各自有一 1994-2003 年的序性資料，包含空污資料、氣象資料、死亡資料及就診率資料，如圖 2-3~2-4 所示為高雄市小港區及台北市文山區之空污、溫度及全因死亡人次資料分佈。這些基本資料可供我們進行時序性劑量效應分析及空間異質性探討。以了解在火力電廠固定空氣污染物排放的影響下，空氣污染指標與各鄉鎮的死亡趨勢的濃度效應函數關數，進而量化火力電廠的影響效果以及所造成的健康損害及成本損失。

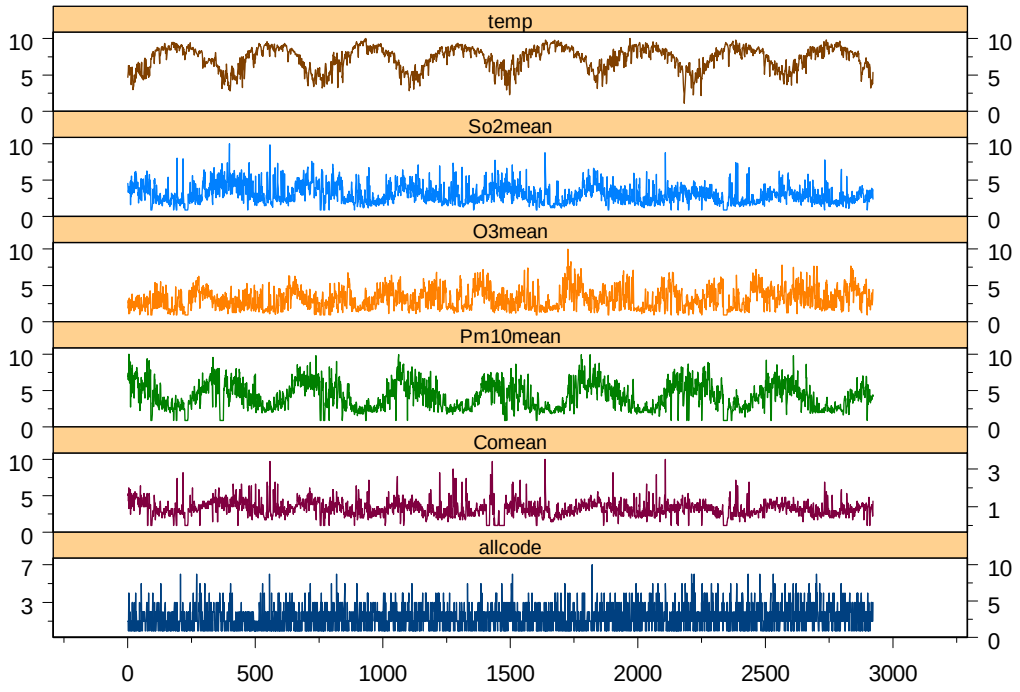


圖 2-3 高雄市小港區每日空污資料及全死因死亡人次分佈圖

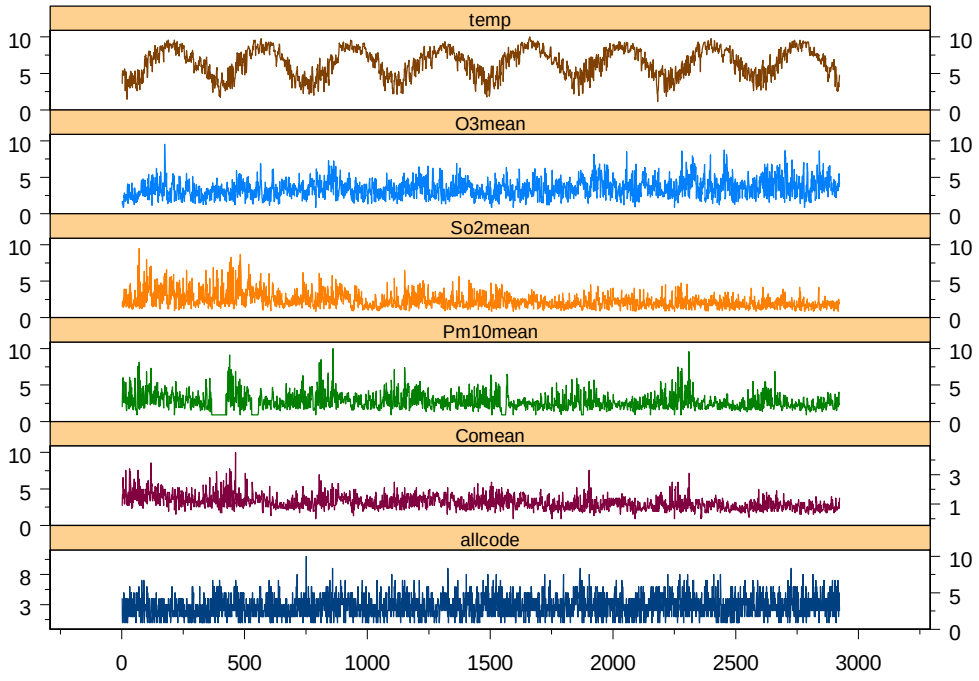


圖 2-4 台北市文山區每日空污資料及全死因死亡人次分佈圖

3.主要發現與結論

3-1 空氣污染與健康危害文獻回顧

3-1-1 一般空氣污染物健康危害

晚近流行病學與毒理學研究已再再顯示，空氣污染暴露對於民眾健康之影響極為複雜且危害層面眾多。一般而言，目前研究文獻資料較豐富之危害主要為呼吸道、心臟血管、或免疫系統相關疾病影響及致癌效應有關。表 3-1 為彙整一般指標性大氣污染物對於民眾健康危害主要之臨床健康效應以及較容易受影響或影響較深之潛在族群。目前在各類健康效應上之作用機制並未獲得全面之了解，但世界各國包含歐美先進國家及亞洲許多發展中的國家所進行的環境流行病學研究均陸續發現並確認空氣污染對於健康危害之科學證據。

表 3-1 一般大氣空氣污染物與其相關之健康效應及健康指標

污染物	潛在危害族群	臨床健康效應	參考文獻
臭氧(O3)	健康的成人及孩童	降低肺功能	(Burnett, Smith-Doiron et al.
		增加呼吸道的敏感性	2001; Bell, McDermott et al.
		呼吸道發炎	2004; Gryparis, Forsberg et al.
		呼吸道相關症狀增加	2004; Lin, Chen et al. 2004)
	運動員及室外工作者	運動/活動能力降低	
	氣喘或其他呼吸道疾病患者	就診率增加	
二氧化氮(NO2)	健康的成人	增加呼吸道的敏感性	(Chauhan, Krishna et al. 1998;
	氣喘患者	降低肺功能	Linaker, Coggon et al. 2000;
	孩童	呼吸道相關症狀增加	Panella, Palin et al. 2000;
		增加呼吸道感染率	Sunyer, Puig et al. 2004)
二氧化硫(SO2)	健康的成人及慢性阻塞性肺炎患者	呼吸道相關症狀增加	(Linn, Venet et al. 1983;
		因呼吸道疾病就醫之比率增加	Abbey, Petersen et al. 1993;
		因呼吸道疾病致死之死亡率增加	Stern, Raizenne et al. 1994;
		降低肺功能	Sunyer, Ballester et al. 2003)
	氣喘患者		

懸浮微粒(PM10)	孩童	呼吸道相關症狀增加 增加罹患呼吸道疾病比率	(Pope, Dockery et al. 1991; Pope, Schwartz et al. 1992;
	慢性肺臟及心臟相關疾病患者 氣喘患者	降低肺功能 增加氣喘發作頻率	Pope, Thun et al. 1995; Ilabaca, Olaeta et al. 1999; Pope 2000)
一氧化碳(CO)	健康的成人及孩童	運動/活動能力降低	(Dwyer and Turino 1989;
	局部缺血性心臟病患者	運動/活動能力降低 心絞痛	Burnett, Cakmak et al. 1998; Zevin, Saunders et al. 2001; Andersson, Uddman et al. 2002)

3-1-2 歐美地區研究

在 19 世紀工業發展的早期，世界各國首次體認到空氣污染對於人體健康的危害起因於 1952 年倫敦的光化學煙霧導致大量倫敦居民生並及死亡，倫敦煙霧是由於大量的二氧化硫和懸浮微粒，在相對濕度高、氣溫較低的條件下透過催化劑的作用而形成的光化學煙霧，根據後來的科學家考據，當時在倫敦煙霧事件中死亡的人多導因於肺炎、支氣管炎、肺結核以及心臟衰竭，初步估計在倫敦煙霧發生的當週，就有約 4000 名倫敦居民死亡(如圖 3-1 所示)，其後的兩個月內更有約 8000 名倫敦市民因相關疾病而死亡(Logan 1953; Stone 2002)，而這些死亡的受害者多半為老年人及本身便有相關疾病的患者。1952 年倫敦煙霧事件過後，在倫敦本地及美國洛杉磯及世界各國的大城市均陸續有類似的空氣污染事件上演，對於當地民眾亦均有相當程度之傷害，而各國在保護國人健康的前提下，也開始訂定相關的空氣污染防治法規，以降低空氣污染物。

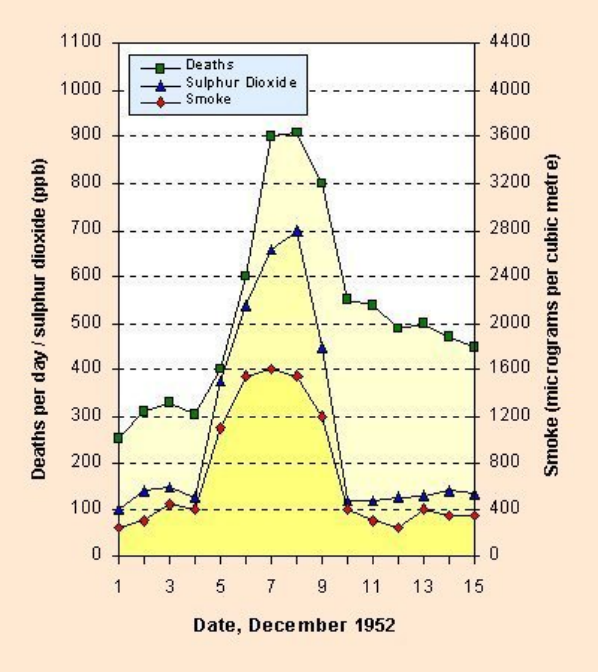


圖 3-1 1952 年倫敦煙霧大氣中二氧化硫、煙霧及每天死亡人數[資料來源:(Logan 1953)

整體而言，空氣污染對於人體健康的危害，可依其污染物暴露及相關疾病發生的機制區分為急性效應及慢性效應兩大類，而依其毒理機制及眾多的環境流行病學研究發現，整體而言空氣污染對人體健康之危害主要在於呼吸道系統、心臟血管系統、致癌效應以及生殖危害四大類，而針對不同類型的健康危害及潛在的慢性或急性效應，歐美各近年來均投入許多的研究資源，利用不同類型的研究設計與資料分析探討大氣空氣污染對人類健康危害之風險，以作為各國空氣品質管理之重要依據。

整體而言，相關環境流行病學的調查研究方式，依其暴露特性不同，而有兩大類的研究方法:（1）族群研究及（2）世代追蹤研究，而這些研究所使用的健康危害量效應在族群研究上多為特定時間單位下的各類疾病死亡率、不同年齡層死亡率、各類及並就診率/住院率，而在特定樣本選取追蹤的研究上則可進一步追蹤各種疾病或症狀發生率、早產比率以及肺功能變化等健康效應。特別是近年來的研究利用上述兩大類型的研究發現空氣中懸浮微粒暴露及其他空氣污染物

的暴露與(1)增加呼吸道疾病住院率(Burnett, Brook et al. 1997; Burnett, Dales et al. 1997; Burnett, Smith-Doiron et al. 2001)、(2) 增加因呼吸道相關疾病急診就診人次及門診就診人次(Pope 1991; Burnett, Dales et al. 1994; Delfino, Murphy-Moulton et al. 1997; Panella, Palin et al. 2000; Samet, Zeger et al. 2000; Atkinson, Anderson et al. 2001; Yang, Chen et al. 2003)、(3)誘發氣喘發生的頻率(Gent, Triche et al. 2003; Lin, Chen et al. 2003)、(4) 增加呼吸道相關症狀發生的頻率及時間(Witek, Schachter et al. 1985; Galizia and Kinney 1999; Tiittanen, Timonen et al. 1999; Shima and Adachi 2000; Tamura, Jinsart et al. 2003)、(5) 降低肺功能(Pope, Dockery et al. 1991; Gold, Damokosh et al. 1999)、及(8)增加每日死亡率(Samet, Zeger et al. 2000; Krewski, Burnett et al. 2004; Peng, Dominici et al. 2005; Samoli, Analitis et al. 2005)有相當顯著之關聯性。這些研究也均是歐美各地訂定及推行新的空氣品質標準的重要參考依據。

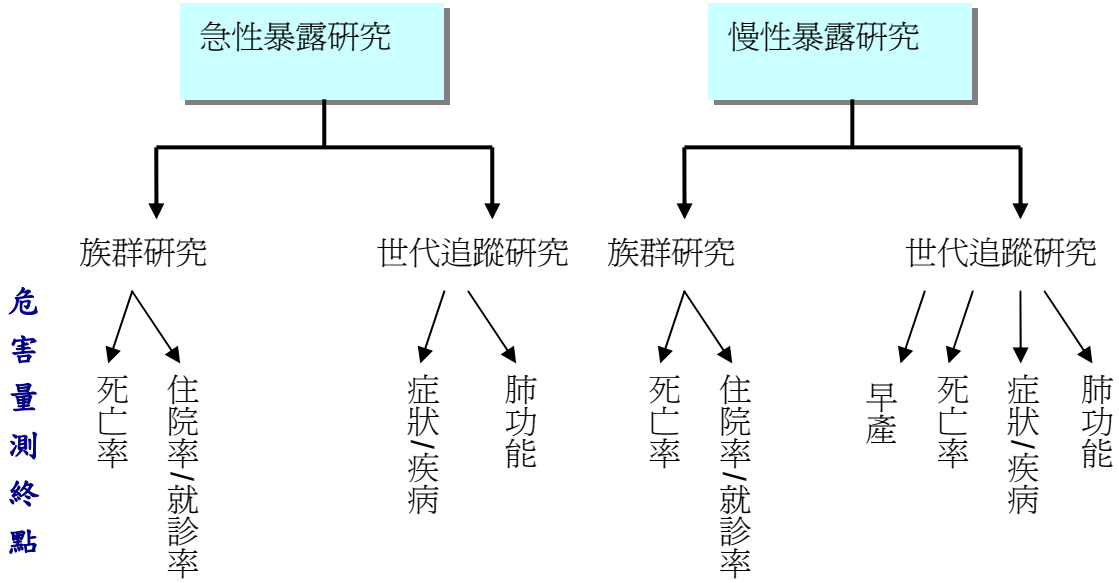


圖 3-2 空氣污染與健康危害相關流行病學研究設計與危害量測終點參考來源:(Pope 1998)

而在歐美地區眾多關於空氣污染與健康危害的環境流行病學研究中，其中最具代表性的大規模世代追蹤研究為探討空氣污染長期慢性暴露與健康危害之美國 Harvard Six Cities Study (Dockery, Pope et al. 1993)及 American Cancer Society Study (Pope, Thun et al. 1995)，此兩大世代追蹤研究總共追蹤了 154 個不同城市共 855,472 位居民，分別追蹤了 14-16 年以及 7 年左右，表 3-3 分別彙整兩大研究參與的人口數、城市數目、各類參數及重要發現。在校正年齡、抽煙及運動等參數後，兩大研究均發現居住在高懸浮微粒及硫化物濃度污染城市的民眾死亡率（全死因）均比居住在最低污染地區的死亡率高，而心肺疾病死亡率及肺癌的死亡率在高污染的城市亦顯著較低污染城市高。顯示，居住在高污染地區的居民由於長期暴露於較高濃度的懸浮微粒及硫化污染物，將提高民眾因罹患心肺疾病及肺癌等疾病死亡的風險。

表 3-3 Harvard Six Cities Study 及 American Cancer society Study 相關研究參數彙整

	Harvard Six Cities Study [a]	American Cancer society Study (ACS) [b]	
		世代追蹤研究（硫酸鹽群）	世代追蹤研究（細微粒群）
城市數目	6 [c]	151 [d]	50 [d]
對象數目（成人）	8,111	552,138	295,223
死亡人數	1,430	38,963	20,765
平均年齡	49.7	58.5	58.6
女性比率	54.8	58	35.9
種族			
白人比率	100	94.2	94.0
黑人比率		4.1	4.1
其他比率		1.7	1.9
研究對象來源	哈佛大學六個城市空氣品質對健康影響研究，隨機人口抽樣，從 1974 至 1989。	ACS 癌症防制研究 II （總研究人口大約一百二十萬人）；抽樣人依據 ACS 志願者以及隨機人口抽樣從 1982 至 1989	
總追蹤年期	14 至 16	大約 7	
總追蹤人-年	111,076	3,950,963 [e]	2,112,239 [e]
空氣品質資料來源	六個不同城市獨立的以研究為主的空氣品質測站	美國環保署國家氣體測定資料庫以及美環保署氣體測定資訊系統	
空氣污染暴露導致相對危險性(RR)			
死亡率(全死因)	1.26 (1.08-1.47) [f]	1.15 (1.09-1.22)	1.17 (1.09-1.26)
心肺疾病死亡率	1.37 (1.11-1.68) [f]	1.26 (1.16-1.37)	1.31 (1.17-1.46)
肺癌死亡率	1.37 (0.81-2.31) [f]	1.36 (1.11-1.66)	1.03 (0.80-1.33)

資料來源: (Dockery, Pope et al. 1993; Pope, Thun et al. 1995) (Krewski, Burnett et al. 2003)

針對污染物急性暴露的健康效應研究上，歐美地區亦分別有三個大規模整合美國、加拿大及歐洲各大城市每日空氣污染監測資料、各類死因死亡率及各類疾病發病率，分別以多個城市的時間序列分析（Time series analysis）進行各類空氣污染物對於死亡率及疾病罹患率之相關性模式分析，以建立空氣污染物暴露的急性暴露健康影響，這兩大研究包含（1）National Morbidity and Mortality Air Pollution Study (NMMAPS) (Samet, Dominici et al. 2000; Samet, Zeger et al. 2000)、(2) Short-term Effects of Air Pollution on Health: a European Approach using epidemiological time-series (APHEA)(Katsouyanni, Touloumi et al. 2001; Samoli, Touloumi et al. 2003)。以下將就各研究的背景及研究發現進行描述說明:

(1) NMMAPS

此研究是由美國約翰霍普金斯大學及哈佛大學公共衛生研究團隊所共同主導的大型研究，研究範圍包含全美 90 大城市(圖 3-3)，主要的研究方法是整合美國環保署空氣污染監測資料(USEPA)、國家健康統計資料(National Center for Health Statistics, NCHS)、健康照護財政部(Health Care Financing Administration, HCFA)、氣象資料及人口統計資料，彙整資料並研發建立時間序列分析模式，用以分析探討 1987 年以後（1）空氣污染物特別是懸浮微粒對與美國各大城市死亡率之相關性及（2）空氣污染物特別是懸浮微粒對與美國各大城市中相關疾病發病率之相關性。

研究結果發現，90 個城市的死亡率與 60 歲以上老人住院率與 PM10 有顯著的關聯性，而其影響的程度以心肺疾病的死亡率為最顯著，顯示既有心臟及呼吸道相關疾病患者為空氣污染物特別是懸浮微粒暴露的易感族群。另外，PM10 的濃度亦與心臟血管疾病、慢性阻塞性肺疾病以及肺炎等疾病發病率有明顯的關聯性，且此類的關聯性在校正其他空氣污染物後仍持續存在顯著之關聯性。圖 3-4 為每上升 10 μg/m3 PM10 在 90 個城市可增加的死亡率比率，平均每增加 10 μg/m3 PM10 濃度，日平均死亡率可增加 0.5-1.6%，另外，可發現 PM10 暴露對於增加死亡率或疾病發生率相對危險性較高的地區為美國東北部的 Boston、New York 等大城市。此研究由於涵括了美國 90 大城市，其研究地區的年死亡人數佔全美死亡人數 40%左右，因此，具有相當足夠的代表性。此研究的重要研究結果之一為每日死亡率與 PM10 的相關性，在濃度低於 50 μg/m3 以下時仍然存在，顯示懸浮微粒的暴露與健康危害並沒有所謂的或值(Threshold value)存在。顯示，現行的空氣品質標準仍有進一步向下修正的必要性。

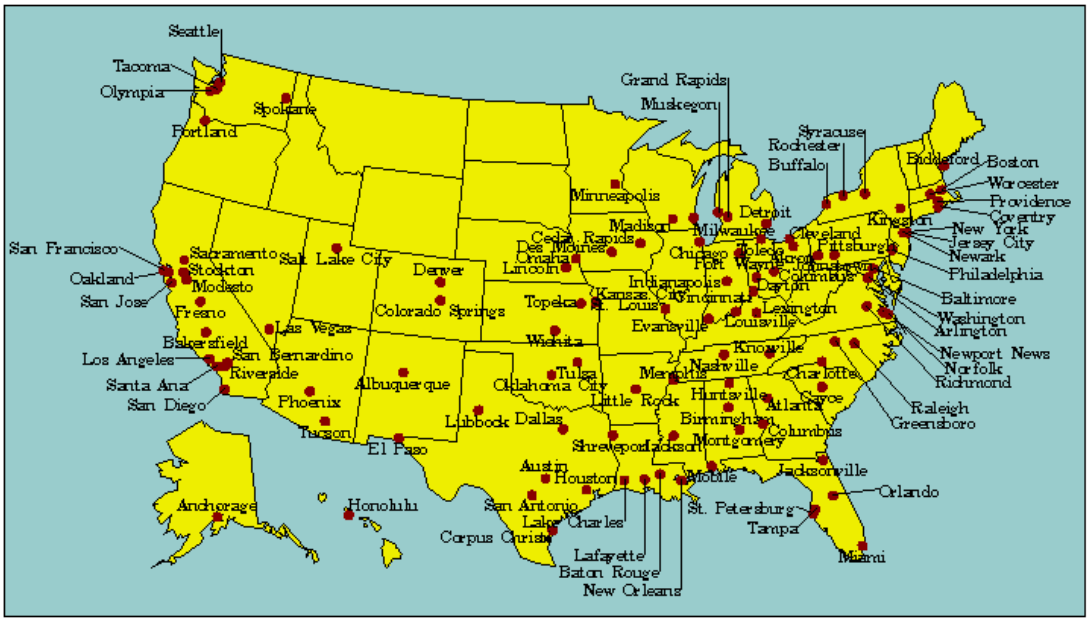


圖 3-3 NMMAPS 的 90 個美國城市

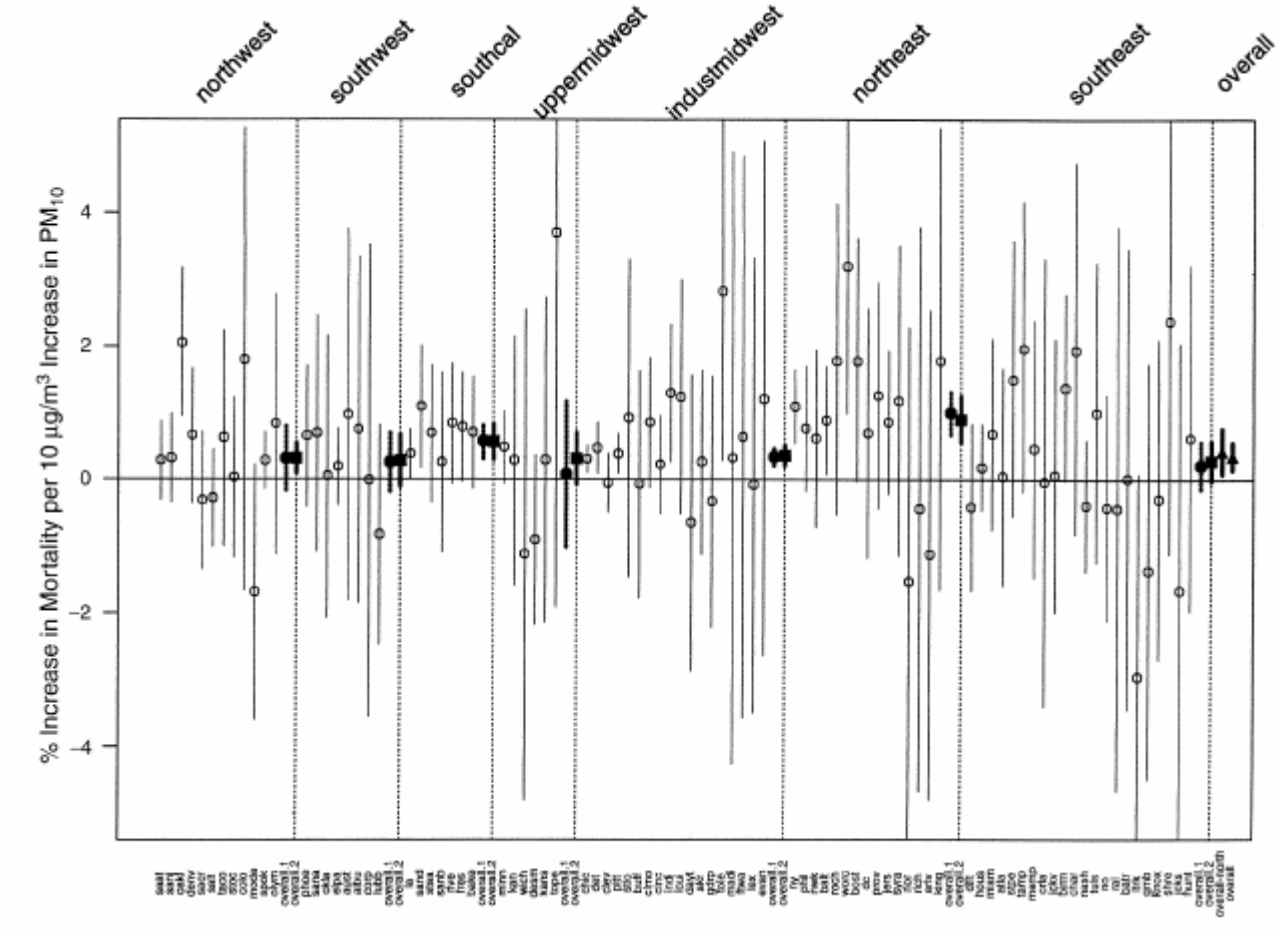


圖 3-4 每上升 10 μg/m3 PM10 在 90 個城市可增加的死亡率比率(Samet, Zeger et al. 2000)

(2) APHEA

本研究是在 1991-1994 年間西歐各國共 11 個研究團隊針對 15 個歐洲城市，所進行之空氣污染物急性暴露之長期時間序列研究，與美國的 NMMAPS 研究方法類似，收集各大城市每日死亡人數、急診就診人數以及各類空氣污染監測資料、氣象資料以及人口資料，並利用時間序列統計分析模式，探討各大城市空氣污染物與死亡率及急診就診率之相關性(Samoli, Touloumi et al. 2003; Samoli, Analitis et al. 2005)，其彙整重要研究結果如表 3-4 所示。

表 3-4 APHEA 研究結果彙整

A. Mortality			
Pollutant μg/m³	**Total RR[1](95%CI[2])**	**Respiratory RR[1](95%CI[2])**	**Cardiovascular RR[1](95%CI[2])**
Particulate matter			
Black smoke	1.03(1.02-1.04)	1.04(1.02-1.07)	1.02(1.01-1.04)
PM_{10} or TSP	1.02(1.01-1.03)	1.03(0.98-1.09)	1.01(1.00-1.03)
SO_2	1.04(1.02-1.05)	1.05(1.03-1.07)	1.04(1.01-1.06)
NO_2	1.01(1.01-1.02)	Not associated	Positive/N.S.[3]
Ozone	1.03(1.01-1.05)	1.04(1.02-1.06)	1.02(1.01-1.03)

B. Hospital admissions				
	Respiratory		COPD	Asthma
Pollutant μg/m³	**Age 15-64yrs RR[1](95%CI[2])**	**Age 65+yrs RR[1](95%CI[2])**	**RR[1](95%CI[2])**	**RR[1](95%CI[2])**
Particulate matter				
Black smoke	1.03(1.01-1.05)	1.02(0.99-1.05)	1.04(1.01-1.06)	1.02(0.99-1.06)
TSP	1.01(0.99-1.03)	1.02(0.99-1.04)	1.02(1.00-1.05)	Not associated
SO_2	Positive/N.S.[3]	1.02(1.01-1.05)	Positive/N.S.[3])	Not associated
NO_2	Positive/N.S.[3]	Positive/N.S.[3]	1.01(1.00-1.02)	1.02(1.00-1.06)
Ozone	1.02(1.01-1.03)	1.03(1.02-1.05)	1.03(1.01-1.05)	Not associated

1. RR:Relative risk associated with an increase of 50μg/m³ in the corresponding pollutant level.
2.CI:confidence interval
3.Positive association, not consistently statistically significant.

在整合各大城市分析研究資料後，該研究顯示大氣環境中懸浮微粒及二氧化硫的暴露與每日總死亡人數及因心肺疾病死亡之人數有顯著的關聯性(表 1-5)，而懸浮微粒的暴露濃度亦與 15-64 歲族群每日呼吸道疾病急診就診人次以及≧65 歲以上老年人氣喘急診就診人次有顯著之關係。另外，二氧化氮的暴露濃度與每日死亡人次有顯著正相關，但該相關性並不存在於心臟血管疾病及呼吸道疾病死

亡人次上。臭氧的濃度與每日死亡率、心臟血管及呼吸道疾病死亡率、醫院急診就診人次、慢性阻塞性肺疾病有顯著相關(Samoli, Touloumi et al. 2003; Samoli, Analitis et al. 2005)。

經由歐美地區眾多環境流行病學研究所陸續累積之一致性發現，可初步歸結一般空氣污染的急性暴露及長期慢性暴露，對於人類死亡率及各類呼吸道疾病及心臟血管疾病死亡或就診率有相當程度之貢獻，更顯示改善大氣空氣品質在於維護民眾健康之重要性。然而，此類的研究中除了流行病學研究設計本身存在著(1)生物致病機轉資訊不夠充分、(2)無法呈現及掌握個人暴露模式及暴露量、及(3)無法釐清各自污染物單獨之影響或共同暴露下的相互作用影響等限制外，亦無法進一步釐清不同空氣微粒組成對於健康危害的相對影響程度。因此，更多的毒理學研究、更完整的暴露評估調查、更明確微粒成分及組成分析及各類健康影響之指標開發與暴相關性探討，均是未來仍需繼續努力的目標。

3-1-2 亞洲地區研究

世界衛生組織於 2002 年 The World Health Report 中初步估計，全球每年約有 800,000 人死亡以及 4.6 百萬人年的損失是來自於都市空氣污染之暴露，而其中有 2/3 的死亡人數主要來自於發展中的亞洲國家，此一數據顯示，亞洲地區空氣污染的管理與控制迫在眉睫，也因此需要更多有關健康危害的科學證據與數據，以進一步支持亞洲各國政府在進行決策訂定時重要依據。就亞洲國家而言，在人種、居住環境、及生活習慣與歐美均不同的前提下，空氣污染的急性暴露對亞洲人的死亡率及健康危害是否有所影響，影響的程度是否與世界各國有所差異、在各國空氣污染暴露導致健康危害的易感受族群為哪些，均一一需要各國各類研究資料的累積與探討。圖 3-5 為亞洲各國在 1980 至 2003 年相關於空氣污染

健康效應之相關發表著作數目，總計共 138 個流行病學研究透過橫斷面研究、時間序列分析、世代追蹤研究、及病例對照等研究設計進行各類研究之探討。圖 1-5 為亞洲各國所進行之研究數目，分子為各地區相關研究之總數，分母為時間序列分析研究的數目。整體而言，亞洲地區的時序研究彙整發現，影響每日死亡率最顯著的微每日懸浮微粒之暴露，在南韓首都首爾，據估計當大氣中每日 PM10 濃度上升 10μg/m3 時將可增加 3-5%的死亡率(如圖 3-6 所示)，而整體而言，亞洲地區的研究彙整之後可發現平均大氣中每增加 10μg/m3 死亡率可增加 0.41-0.49%左右的死亡率。

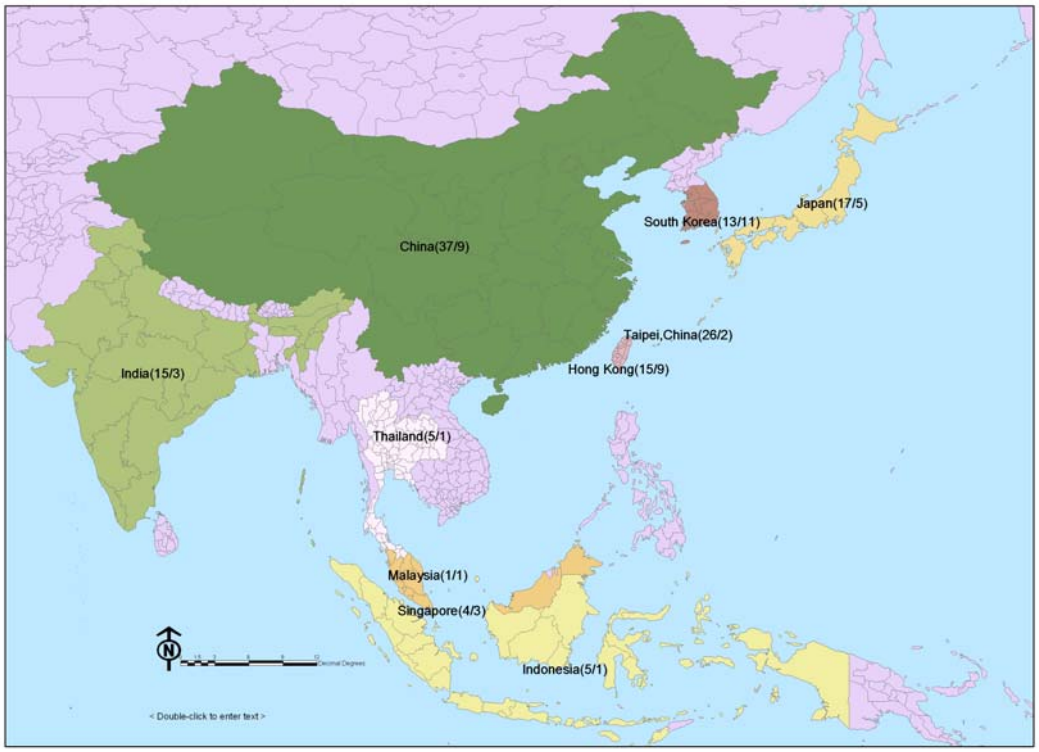


圖 3-5 亞洲各國所進行之研究數目(分子為各地區相關研究之總數，分母為時間序列分析研究的數目)

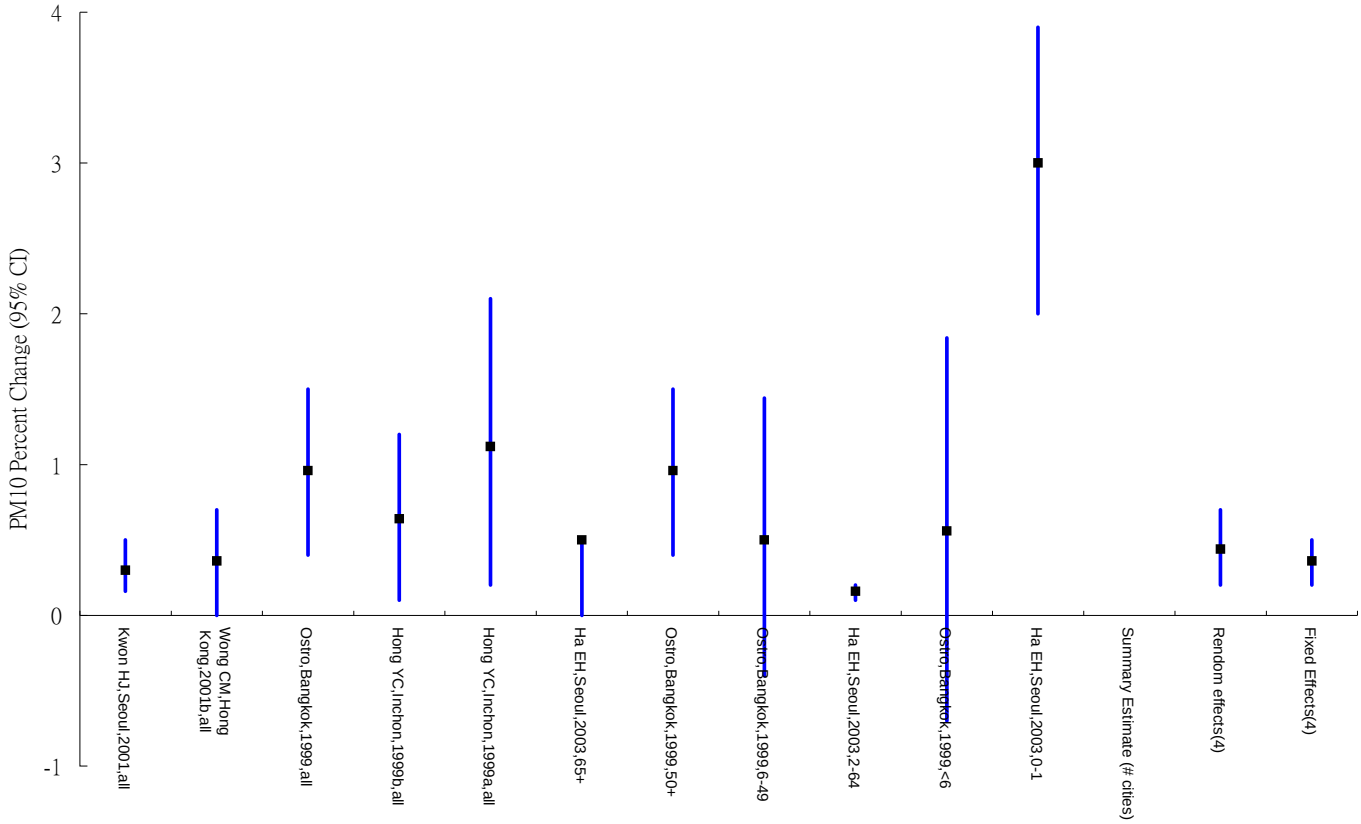


圖 3-6 每上升 10 μg/m^3 PM10 所可能增加的死亡率百分比

而目前為止，台灣在相關空氣污染對於人體健康危害之研究上共有 26 篇文章，其中較能確認因果關係之世代追蹤研究(Cohort study)有 5 篇、時間序列相關研究僅有兩篇。其研究規劃及主要發現如表 3-5 所示。這些研究均只針對大氣中一般污染物濃度進行分析探討，無法兼顧空氣中其他微粒之組成及濃度。另外，在世代追蹤研究(Cohort study)上則針對新生兒健康、生殖危害進行探討，對於其他呼吸道相關疾病之探討則相當缺乏。

表 3-5 台灣地區時序性分析研究及世代追蹤研究彙整

	研究設計	時程及 研究對象	暴露 污染物	健康評估指標	研究結果統整
(Hwang and Chan 2002) 50 個小鎮及行政區	Time series	1998	NO_2、CO SO_2、O_3 PM_{10}	每日因下呼吸道疾病之求診人數	每日因下呼吸道疾病求診之人數與當時之 NO_2、CO、SO_2 濃度變化有關。65 歲以上的人感受性較高，且當暴露污染物延遲增加，估計的污染效應便減少。
(Knobel, Chen et al. 1995) 高雄區	Time series	1981-1991 一週～一個月大之嬰兒	PSI、PM_{10} SO_2、CO	每日嬰兒猝死症候群或窒息之死亡率	每日嬰兒猝死症候群或窒息之死亡率在最低能見度時是高能見度的 3.3 倍。平均能見度在死亡前 9 天的相對危險性為 3.4。校正共變項後增加的相對危險性分別為 3.8 及 5.1。
(Hwang, Chen et al. 2000) 台北	世代追蹤研究	1994-1995	NO_2、NO_x	因生病而上課缺席人數	Subject-domain 模式顯示因生病而上課缺席人數與暴露低於 WHO 標準的急性 NO_2-NO_x 有顯著相關。 Time-domain 模式則沒有顯示這樣的關係性。
(Yang, Cheng et al. 2000) 左營、楠梓	世代追蹤研究	1971-1996	石油化學製品的空氣污染	性別出生比率、女性肺癌死亡率	女性肺癌的標準死亡率比顯示這 30-37 年的肺癌死亡率在引進本地的石油精鍊廠後逐漸上升。 性別比率並沒有影響。
(Yang, Cheng et al. 2002) 台北	世代追蹤研究	1993-1996 39750 位一胞胎	石油化學製品的空氣污染	低出生體重（＜2500g）及不足月（＜37 懷孕週數）	住在石化區工廠附近的女性，其低出生體重及不足月生產的盛行率較高，但並沒有顯著高於控制組。
(Lin, Chiu et al. 2001) 高雄	世代追蹤研究	1993-1996 57127 位一胞胎	石油化學製品的空氣污染	不足月生產（＜37 週）	住在石化區工廠附近的女性，其不足月生產的盛行率顯著高於控制組。
(Yang, Tseng et al. 2003) 高雄	世代追蹤研究	1995-1997 足月活產的一胞胎	每日 PM_{10}、SO_2	出生體重	當在懷孕的前三個月，空氣中每增加 1 $\mu g/m^3$ 的 SO_2 或 PM_{10}，則估計出生體重會減少 0.52g。

3-2 火力電廠之環境倫理論述

「環境倫理」就是對人類和自然環境之間的道德關係，給予系統性和全面性的解釋[王從恕, 2001。環境倫理的範圍非常的廣，從定義自然到保育野生動物，從人口暴增到科技與自然之爭，當我們論及這種問題或處於該類情境時，我們當時的立場與價值判斷就是環境倫理所要處理的問題[郭實渝, 2000]。簡單的說「環境倫理」是在探討人與環境的相互關係，而人類對自然環境所具有的觀點、態度與作為的模式，可以稱為環境典範。人與自然之間的互動關係，隨著人類生存方式的發展而有著顯著的不同，唯有在人類自覺人類只不過是整個生態體系中的一份子，以致尊重自然、維持生態平衡是人類的基本責任時，才能使地球上的生態永續發展[楊冠政, 1999]。

一個「環境倫理」學說基本上都必須包括：(1)解釋這些倫理的規範有哪些？(2)解釋人類必須對誰負起責任？ (3)解釋這些責任應如何證成[Desjardins, 1993]，近年來關於環境倫理各家學說及演變如圖 3-1 所示，基本上是從「人類中心」轉移到「非人類中心」的價值改變[Desjardins, 1993]。奈許（Nash，1989）認為，有很長的時間；道德通常是著重在自我利益之上的，之後才將倫理的範圍推展至與人類生存有關的家庭、家族成員及生態環境[Nash, 1999]。主要的學說分為三大支派：

（一）人類中心倫理

「人類中心倫理」（anthropocentrism）源自於希臘文，由 anthropos（人類）和 kantro（中心）所組成。意思是指：一切堅持人是世界中心和最終目的觀點或認為人的價值是世界運轉的中心，而世界順勢支持人的觀點[Angeles, 1999]。這種思想認為大自然的所有一切都是為了服伺人類而被創造出來的，因此人類的存在價值高於世界萬物的存在價值。Bryan.G.Norton 認為西方盛行的人類中心主義可分為「強化的」和「弱化的」兩類型[Norton, 1998]。強化的人類中心主義認為

人類以外的生物，以及自然物，只有在滿足人類個體的時候才具有價值。反之，弱化的人類中心主義認為人類之外的生物以及自然物都因為可以豐富人類的經驗而具有價值。Norton 提倡「弱化的」人類中心主義批判當今破壞環境的行為提出一個重視人類和其他物種之間親近關係的世界觀，鼓勵人類與大自然和諧相處。認為人類和大自然相處的經驗，可以成為價值判斷和價值形成的基礎。

早期的人類中心主義為了人類自身的利益破壞環境、污染環境，導致地球資源耗竭，將自然與人類截然分開。但是也基於對自身利益的考量，擔心環境破壞的結果最後會損及人類的存在，因而發展出「弱化的」人類中心主義，並且致力於維護生態系統的穩定與平衡。

（二）生命中心倫理

生命中心倫理學說主張尊重生命個體，並給予道德考量。此學說打破了傳統道德理論中的「道德階級」，認為只要具有生命，都值得平等的尊重[王從恕, 2001]。又由於此思想偏重個別生命超過整個生態系統，所以又稱為環境個體主義[莊慶信, 2002]。崇尚推行此學說的學者包含史懷哲及泰勒等學者。史懷哲強調 1.尊重萬物的生存意志 2. 對生命的無理傷害是違反倫理 3、人類應該關切生物遭受到的痛苦。泰勒則指出要人類要有 1、尊重自然的態度 2、生命中心的自然觀：3、倫理體系。

（三）生態中心倫理

「生態中心倫理」是屬於環境整體主義的倫理學說，此派學說認為倫理應該延伸至生態系統、整個地球，甚至涵蓋整個自然界。此學說的主張是：一、重視生態系整體價值；二、在生態系整體之中，才能決定個體的角色和地位；三、 整體生態系的平衡和穩定重於個體生命的生存[王從恕, 2001]。

Aldo Leopold 他的《沙郡年紀》(A Sand County Almanac)強調「大地倫理」(The Land Ethic)，這是第一本系統地陳述生態中心倫理的著作。另外，Arne Naess 在一九七三 年提出「深層」生態學的概念八個深層生態學的基本原則[Naess, 1985]。J E. Lovelock ：Lovelock 在一九六九 年提出「大地之母假說」，當時未被普遍接受。在一九七九年，他出版《蓋婭，大地之母》一書，引發眾多的討論和爭議。「大地之母假說」是假設由於生命的存在，才使得地球表面的物理與化學環境（大氣層與海洋），變成使生命舒適的穩定狀態。Lovelock 強調「地球是一個能自行調控的生物」，而不是「生命受到環境的壓力，被迫調整其自身才能生存下去」。整體都是強調考量整個生態系作為價值判斷和價值形成的基礎。

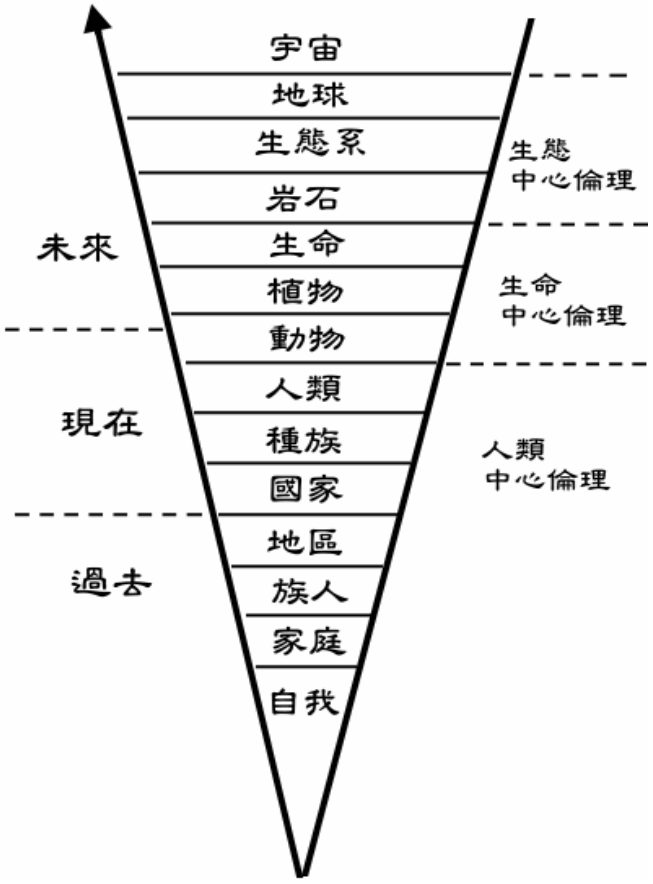


圖 3-7 環境倫理演變圖(Nash，1989：引自楊冠政，民 85)

長期以來人類都以自身利益為優先考量的人類中心主義出發，為了生存及物質享受，不斷的對地球環境恣意濫用和攫取自然資源，因而忽略了人類其實也是地球生態系的一份子，與其他生物及非生物也有著相互依存的密切關係。更危險的，因環境過度開發而造成地球資源耗竭、環境污染和惡化，最後將使人類及所有生物無法繼續生存。觀察今天地球上自然環境的現況，大概有下列幾點特色：

a. 自然生態平衡是很精緻而脆弱的。

b. 人類對大自然的干擾行為，會帶來巨大的災害 。

c. 全球生物滅絕的速度是空前的，許多物種仍未被命名就已經滅絕。

d. 人類創造出的有毒物質，隨著全球物理化學運作過程，以及生物圈中的食物鏈到處擴散。

在邁入二十一世紀的同時，人類所面臨的是日益嚴重的環境問題，小至人類賴以生活的建築、人居環境惡化；大至全球性的空氣、水、土壤污染、氣候變遷等問題，甚至是頻臨危機的生態多樣性及能源不足等。使我們在迎接並期盼二十一世紀的科技與經濟發展可能將人類文明帶上一個全新而”人性化”生活的同時，更急需重新思考如何在兼顧科學技術與經濟發展中能將環境各環節一起納入考量，以「永續發展」的理念與意涵重新審視人類生活模式及經濟發展。

依「永續發展」理念內涵，唯有永續的生態環境與自然資源，才有經濟及社會永續發展的可能。以石油之為今日重要能源，蠻荒之地經過開發後，就屬於「觀光資源」為例，所謂的「資源」其涵意應自狹義的「能為人所利用」，擴大為「所有存在於自然生態體系內」的物質與能量觀點，包括生物及其所生存的物化環境較為適切。而生態系統的存在價值高低，亦不能單就「資源利用」的觀點加以認定，而須根據系統內各組成間以及和人類體系互動的事實來進一步評價，才能達到合理而周全。因此，對生態系整體以及它所有的結構組成(structural component)

和功能程序(functional processes)，應給予怎樣的尊重和維護，這不僅僅是觀點上的問題，而且是整個生態系統完整性及彼此間互動的問題。因此，正確的資源管理理念，應期能確實保障任何具有潛在利用價值之自然資產，以維護子孫後代開發其潛在功能與選擇的權利。

因此，永續發展應可立基於下述一般化原則[方鴻源, 2001]：

1. 自生態環境保護的角度，人類行為的總體應不能超過系統的「容受力」；
2. 而從資源利用的角度，則資源取用總量應維持在「最大永續產量」(maximum sustainable yield)的限度內；
3. 同時能維持生態系健康、或生態系完整性；
4. 對於敏感度高、在生態體系內具較關鍵性的物種(key species)或環境因子(key factors)，在開發或利用時，應特別予以保護。

在大量開發及環境污染事件層出不窮的同時，我們也面臨「環境正義」不均等的現象。整體而言，環境正義必須兼顧環境條件的公平性與差異性，並從中取得協調達到和平共榮的目的。1991 年 10 月 27 日美國華盛頓所召開之有色人種環境高峰會(People of Color Environmental Leadership Summit)中有提出環境正義的十七項基本原則及三種不正義類型：

1. 尊重地球及生態系：環境正義強力主張應尊重我們賴以生存的地球、生態系及所有物種間之相互依存關係，不容有任何生態系破壞。
2. 人類應互相尊重，彼此平等：環境正義要求所有公共政策應以所有人類之互相尊重及平等為基礎，不容有任何歧視或差別待遇。
3. 永續利用：環境正義支持人類及所有生物對土地及可再生資源進行合乎倫理道德以及平衡的、負責任的利用，以維繫地球之永續。
4. 反核及危害生存之毒物：環境正義呼籲全面反對核子試驗、生產以及任

何危害清淨空氣、水、土地及食物之毒物或廢棄物處理。

5. 尊重所有人之自主權：環境正義強力主張所有人類在政治、經濟、文化及環境上均有其基本的自主權。

6. 停止再生產並有效管制有毒物質：環境正義強力主張停止生產有毒物質、放射物質及有害廢棄物；所有生產者於製造該等物質時即應以負責之態度考慮到如何消除或控制毒物。

7. 全面及平等之公眾參與：環境正義主張社會大眾在各種層級之決策中均有平等之參與權，包括：需要性評估 (needs assessment)、計畫 (planning) 、執行 (implementation)、執法行動 (enforcement) 及績效評估 (evaluation) 各階段。

8. 安全及健康之工作環境：所有工作者均有權享受安全及健康之工作環境，並不會因要求安全之工作環境而被迫失業。在家庭中之工作者亦享有免受有害物質威脅之權利。

9. 合理賠償及救治：對於因環境不正義之受害者應給予合理而充分之賠償及身心之救治，其所受為害應予復原。

10. 環境不正義為違反國際規範之行為：環境正義認為任何不正義之行為均係違反國際法令、世界人權宣言 (The Universal Declaration on Human Rights) 及聯合國反計畫性屠殺公約 (The United Nations Convention on Genocide)。

11. 統治權和自主權之調和：環境正義應允許原住民和美國政府之間透過條約、協議及契約等方式建立相關之法律及自然關係，尋求統治權及原住民間之和諧。

12. 重建和自然和諧的城鄉並尊重社區文化：環境正義主張應建立城市及鄉村之生態政策，以淨化並重建和自然和諧的城鄉，尊重所有社區之純潔文化，並協助所有人類有均等之機會接近大自然資源。

13. 嚴守充分說明及協議原則，並停止以有色種族進行醫藥及疫苗試驗。

14. 反對跨國公司之破壞行為：環境正義反對跨國公司之破壞性行為。

15. 反對軍事占領、鎮壓及對土地、文化之破壞；環境正義反對軍事占領、鎮壓以及對土地、人類、文化或任何其他生命之開發破壞。

16. 加強社會及環境議題之全民教育：環境正義主張對我們這一代及下一代人類，以化多樣性之肯定及經營為基礎，加強社會及環境議題之全民教育。
17. 改變生活型態，減少耗費資源及廢棄物：環境正義主張我們每一個人均應更加珍惜地球之有限資源，俾減少不必要之消耗及廢棄物，並發揮良知、改變生活型態，以確保我們這一代及後世自然資源之永續及健康。

其中環境不正義之類型可概略區分為三種：

1. 程序性不正義 (procedure inequity) ：例如委員會成員不具代表性或均由偏向企業之人士所組成、在偏遠地區或不當時間舉行公聽會以減少公眾參與、在非英語區使用英文說明資料以阻卻溝通、未於公共地點公告信息、未依規定提供公眾參與之管道。
2. 地理性不正義(geographical inequity)：例如有些地方或社區享受到企業及工廠所帶來的直接利益，但其廢棄物、噪音、廢水則由其他地方或社區承擔。廢棄物處理地之社區所得利益遠少於廢棄物生產地之社；砍伐及消費木材者在市場賺錢，卻造成當地之山崩、土石流。上游之住戶造成下游之污染及承受防治經費，保護區附近居民承受動物為害，垃圾交通混亂，而外地人享受欣賞。一物種在甲地受保護而在乙地受破壞。
3. 社會性不正義 (social inequity) ：環境上各項決策受制於較大族群之影響力。收入多、社會地位高者有錢有閒去影響決策、法令及施政；偏遠地區及少數族群之民意代表較少，以致沒有發言力量。

由於人類為了滿足生活之需求，大量建造火力發電廠發電。但在人類享受的同時，因火力發電所產生的健康危害也一一顯現。火力發電廠大量排放之粒徑小於等於 10μm 之懸浮微粒（PM10）、二氧化硫 (SO2)和二氧化氮 (NO2)以直接或間接方式影響火力發電廠周邊居住的居民健康且也會使當地之生態受到危害[23, 24, 25]。進一步也衍生出了地理性不正義(geographical inequity)及社會性不正義(social inequity)的問題。

另外，因燃煤所產生的溫室效應氣體，二氧化碳，更是引起全球氣候變遷的重要原因之一。相較於火力發電空氣污染對人體的健康危害，全球氣候變遷的影響更是全面。這包括了生物棲息地的改變，各類疾病的影響轉變以及自然資源的枯竭(例如，洋流變遷造成的漁獲減少)，更直接的危害到人類的生存與延續。我們必須即早對環境倫理加以重視，了解到環境的生態與生命的價值，改變人類與環境的相處模式。環境的生態價值[Rolston, 1988]代表了維持自然生態系的健全（包括平衡、穩定、完整與多樣性）而生命的價值[Hungerford, 1988]則是人與大自然之間的和諧和倫理道德考量具有生命意義。我們必須因應和執行有效的措施以利於人類未來的生存發展，更重要的維持環境的生態與生命價值，以期地球上所有生物的共生共存。

人類必須學習建立新的環境倫理，尊重生命個體價值及生態整體價值，珍惜地球上有限的自然資源，才能使萬物永續發展，也才能確保人類後代子孫的生存環境。就如同「生物多樣性」有助於生態系的平衡和穩定一般，環境倫理學說也應該朝多元化的方向發展，相信這樣才能人類在面臨環境議題時，充分提供人類更適宜和更完整的選擇，以達成圓滿解決環境問題的目標[Bourdeau, 2004]。

3-3 統計分析模式建立及初步結果

3-3-1 火力電廠之健康效應

在探討火力電廠之健康效應，主要是希望了解火力電廠的固定空氣污染物排放是否會影響到附近居民的健康狀態。基於此，確定火力電廠污染物影響範圍是很重要的研究重點。為了劃分火力電廠污染物影響範圍，我們首先區分火力電廠周邊鄉鎮為(a)電廠周邊 10 公里、(b) 電廠周邊 20 公里與(c)電廠周邊 30 公里的鄉鎮。劃分方法為以各火力電廠為中心，以 10、20 與 30 公里為半徑所畫出之

圓所包含之鄉鎮，且涵蓋面積超過該鄉鎮總面積 50%者，即為所屬距離內所涵蓋之鄉鎮。依此分類下，可以得到在電廠周邊 10 公里的鄉鎮數有 47 個，電廠周邊 20 公里的鄉鎮數有 106 個，在電廠周邊 30 公里的鄉鎮數有 174 個(圖 3-8)。

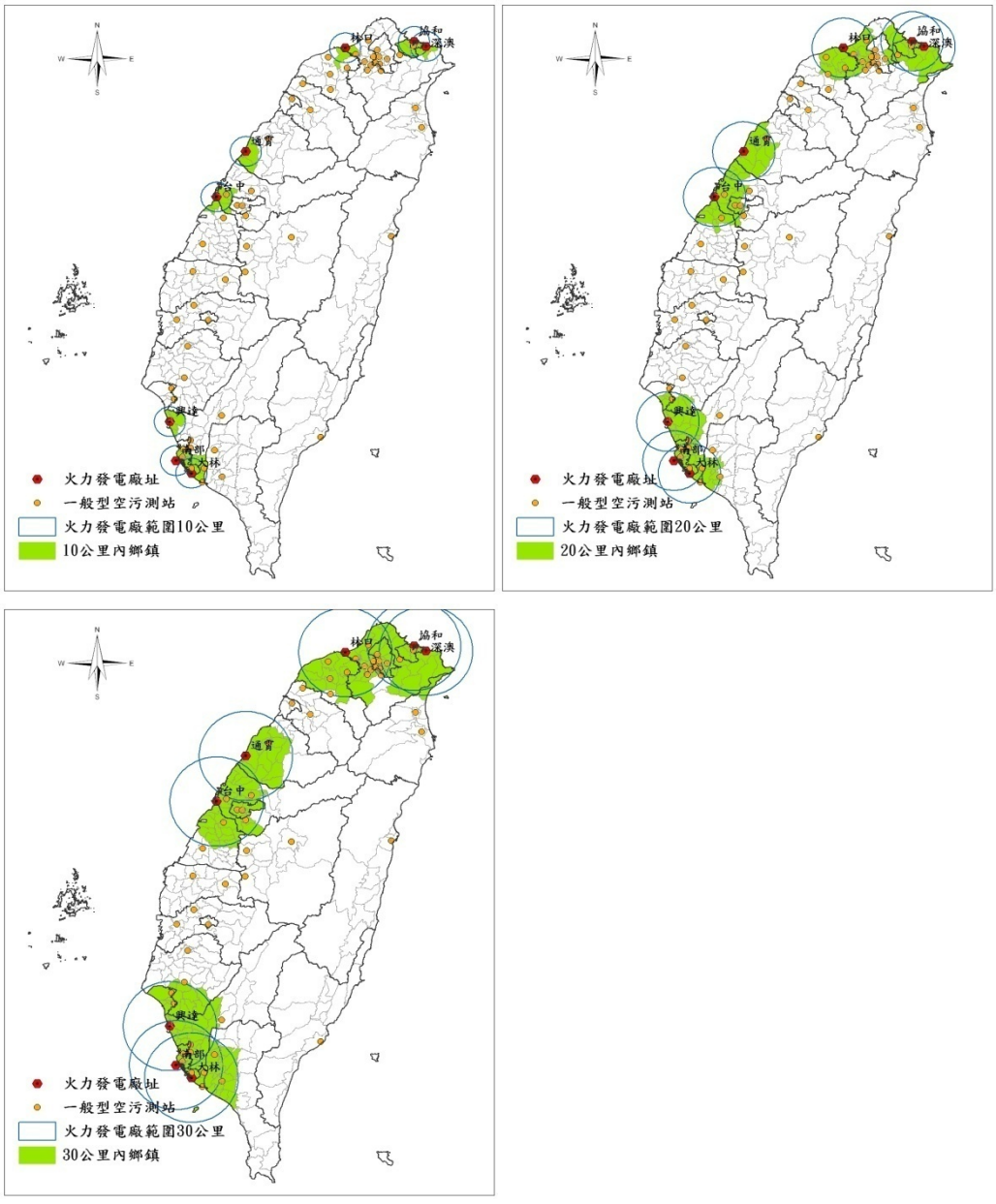


圖 3-8 火力電廠周邊 10 公里、20 公里及 30 公里的鄉鎮分布圖

3-3-2 火力電廠之健康效應之時空分析

我們關心 1997 年到 2003 年來火力電廠周邊鄉鎮的死亡趨勢。我們計算各年度的全死因以及呼吸系統相關疾病的粗死亡率。粗死亡率估計方式為先計算出各鄉鎮各年度的粗死亡率後，再依據周邊鄉鎮的分類方式，將所有鄉鎮分類為 10 公里、20 公里及 30 公里的類別後，分別估計各類別下的各年度鄉鎮平均的粗死亡率。表 3-6 呈現出分析的結果。從表中可以發現，在全死因的粗死亡率分析下，火力電廠周邊 30 公里以內的鄉鎮，包含 10km 以內及 20km 以內之鄉鎮，平均死亡率比全島的平均來得高。同樣的趨勢也呈現在呼吸系統相關疾病的粗死亡率分析。這都顯示了火力電廠可能對周邊居民的健康產生影響，但是，我們仍需更嚴謹的統計分析與檢定來確認此效應是否顯著。

表 3-6、全台灣 350 鄉鎮按照距離火力電廠 10 公里、20 公里及 30 公里分類之全死因及呼吸系統疾病的粗死亡率分析

		<10KM (47 Townships)		<20KM (106 Townships)		<30KM (174 Townships)		Total (350 Townships)	
	年度	萬人粗死亡率	總人口數	萬人粗死亡率	總人口數	萬人粗死亡率	總人口數	萬人粗死亡率	總人口數
所有疾病死因	1997	48.247	3655962	48.274	9592112	50.939	15501895	47.915	21586285
	1998	50.471	3696094	50.489	9713652	53.019	15688482	48.716	21775577
	1999	49.739	3727677	49.674	9839536	52.739	15846464	48.798	21939222
	2000	51.095	3762466	50.997	9976810	53.704	16021149	49.230	22120669
	2001	51.907	3779894	52.304	10061271	54.737	16119938	50.241	22241010
	2002	52.926	3805944	52.310	10146328	55.107	16225732	50.309	22353900
	2003	54.422	3819437	53.914	10218906	56.770	16302099	51.516	22435751
呼吸系統疾病	1997	3.829	3655962	4.396	9592112	4.812	15501895	4.476	21586285
	1998	4.765	3696094	5.342	9713652	5.814	15688482	5.132	21775577
	1999	4.771	3727677	4.998	9839536	5.340	15846464	4.929	21939222
	2000	4.304	3762466	4.666	9976810	5.108	16021149	4.441	22120669
	2001	5.081	3779894	5.376	10061271	5.684	16119938	4.768	22241010
	2002	5.293	3805944	5.430	10146328	5.709	16225732	5.119	22353900
	2003	5.563	3819437	5.683	10218906	5.928	16302099	5.275	22435751

3-3-3 火力電廠之健康效應之與空氣污染物之濃度效應關係

由於局限於空氣污染指標的可獲得性，我們嘗試只利用有空氣污染指標的鄉鎮來進行分析。基於此原則，可以收集到有空氣污染指標的鄉鎮共有 108 個。再依據鄉鎮和火力電廠的距離進行分類，同樣的，可以分成距離 10 公里以內(27 個鄉鎮)，距離 20 公里(59 個鄉鎮)以內及距離 30 公里以內的鄉鎮(82 個鄉鎮)。所分類的結果可以參考附表一。其地理相關位置可以從圖 3-3 顯示之。接下來我們探討在不同電廠距離下的粗死亡率比較（表 3-7）。結果亦呈現在火力電廠周邊的鄉鎮的全死因粗死亡率以及呼吸系統疾病的粗死亡率可能較全部平均(共有 108 個)來得高。但是，值得注意的地方是在涵蓋空污測站的這 108 個鄉鎮的死亡趨勢和全國 350 個鄉鎮的平均死亡趨勢存在差異性。這樣子的結果值得我們仔細去討論，可能的解釋為這 108 個鄉鎮不是全國所有鄉鎮的隨機抽樣樣本。這也顯示了當初在建立空污測站的選樣地點可能是人為決策的成分居多，並不是以全國代表性為出發點而設計。當然，粗死亡率的分析可能受到許多干擾因子的影響，因此，我們也將嘗試利用迴歸分析方式進行分析。

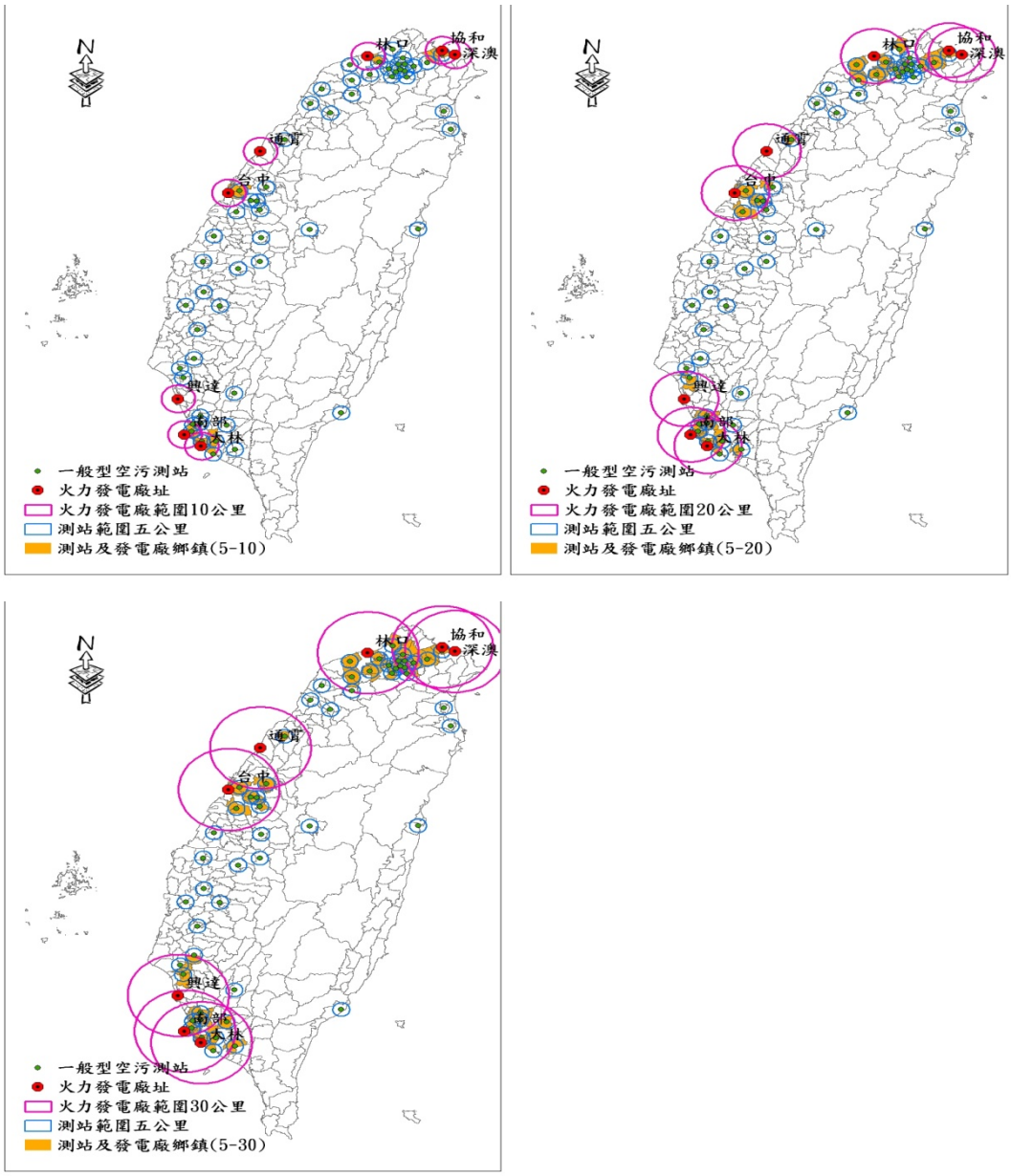


圖 3-9、具有空氣測站資料且為火力電廠周邊(10 公里、20 公里及 30 公里)之鄉鎮分布圖

表 3-7、具有空氣測站資料且在火力電廠周邊(10 公里、20 公里與 30 公里)之鄉鎮粗死亡率分析

距離	鄉鎮個數	年度	所有死因每萬人死亡率						呼吸疾病每萬人死亡率					
			Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.	Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.
10KM	27	1997	32.56	40.44	46.45	46.49	51.69	65.01	2.192	2.687	3.427	3.467	3.939	5.476
		1998	33.35	41.76	46.95	47.69	53.17	71	2.026	3.029	4.061	4.117	4.693	10.86
		1999	34.74	41.52	46.97	48.28	55.19	70.57	2.392	3.565	4.366	4.729	5.61	10.63
		2000	33.63	40.93	49.72	48.63	54.18	73.64	1.946	3.271	3.591	3.855	4.439	6.031
		2001	35.21	41.78	49.71	49.72	55.72	68.73	1.627	3.215	4.641	4.646	5.342	10.62
		2002	36.19	42.37	50.61	51.34	57.28	73.38	2.965	3.851	4.903	4.899	5.419	8.858
		2003	36.01	44.37	52.94	52.06	56.48	77.89	2.37	4.133	5.255	5.12	5.904	7.748
20KM	59	1997	24.61	35.1	41.6	42.9	48.35	80.42	2.192	2.711	3.412	3.502	3.965	6.969
		1998	23.65	37.75	41.81	44.37	50.89	89.95	0.9765	3.027	3.853	4.178	4.693	17.67
		1999	24.76	36.33	42.77	44.85	50.85	93.23	1.863	3.061	4.195	4.403	5.458	10.63
		2000	25.69	37.28	42.75	45.42	52.09	94.22	1.8	2.889	3.591	3.815	4.333	8.614
		2001	26.66	37.92	44.71	46.4	54.59	89.29	1.627	2.838	4.211	4.307	5.067	11.36
		2002	28.26	38.62	45.94	47.23	52.97	93.06	1.732	3.211	4.36	4.638	5.346	12.84
30KM	82	1997	24.61	35.9	41.52	42.71	48.02	80.42	2.192	2.681	3.327	3.448	3.865	6.969
		1998	23.65	36.02	41.91	43.85	50.55	89.95	0.9765	3.072	3.836	4.11	4.706	17.67
		1999	24.76	36.36	42.65	44.7	51.58	93.23	1.863	3.11	4.18	4.39	5.32	10.63
		2000	25.69	37.02	42.88	44.93	52.01	94.22	1.8	2.851	3.561	3.751	4.393	8.614
		2001	26.66	37.82	44.47	46.14	53.56	89.29	1.627	3.036	4.131	4.306	5.086	11.36
		2002	28.16	38.34	44.3	46.77	52.79	93.06	1.732	3.206	4.121	4.433	5.132	12.84
		2003	27.73	38.53	46.99	47.64	53.94	83.94	1.523	3.636	4.611	4.746	5.805	13.12
Total	108	1997	21.61	34.26	40.65	42.15	47.8	87.51	1.492	2.108	2.899	3.27	3.569	10.89
		1998	20.65	35.27	41.21	43.31	49.41	86.95	0.2765	2.585	3.383	3.897	4.602	16.97
		1999	21.76	34.18	40.68	44.16	51.29	90.23	1.163	2.813	3.722	3.966	4.962	9.93
		2000	22.69	34.87	42.9	44.35	50.26	99.3	1.1	2.337	3.117	3.305	3.94	8.879
		2001	23.66	36.68	43.24	45.54	52.37	102.3	0.927	2.694	3.511	3.861	4.479	10.66
		2002	24.69	36.57	44.18	45.76	52.87	90.06	1.032	2.674	3.649	4.044	5.106	12.14
		2003	24.05	37.78	45.54	46.55	52.91	85.67	0.823	2.955	3.974	4.208	5.189	12.42

為了瞭解火力電廠的影響，以及評估空氣污染物之濃度效應關係。我們採用時間序列(time series)的分析方式來確認。配合所建置的資料庫，對於有空污指標訊息的 108 個鄉鎮，我們收集了從 1997 年到 2003 年，每天全死因死亡人數及死於呼吸系統疾病的死亡人數。

回顧先前的研究發現大於 65 歲以上的老年人對於空氣污染物是屬於易感受族群(Cakmak et al., 2007; Fung et al., 2006; Mar et al., 2005)，本研究族群除了全部族群外；也將大於 65 歲以上的老年人族群獨立分開分析。且在本研究根據疾病的種類分別分析心血管疾病(ICD9： 390-459)、呼吸道疾病(ICD9： 460-466、480-487、470-478 及 490-519)及全疾病。獨立變項(independent variables)包含各空氣污染物之平均值(粒徑小於 10 微米以下之懸浮微粒；PM10、臭氧；O3、二氧化硫；SO2、氮氧化物；NOx、及一氧化碳；CO)及平均溫度值。本研究之研究期間從 1997 至 2002 年。本研究分析方式是以 Generalized Additive Model (GAM, dist=Poisson)來探討各個污染物質對疾病死亡率的影響。我們對每一污染物質各用一個模式（GAM），並在每個模式中考慮溫度與時間的變異(如式 3-1 所示)。另一方面，本研究也考慮延遲效應，針對每一污染物質，其 GAM 模式分別考慮 1 至 7 天的延遲效應。

$$\ln(y) = \alpha + \beta 1 \cdot API + \beta 2 \cdot TIME + \beta 3 \cdot T_{mean} \quad \text{.....(式 3-1)}$$

β1：為調整時間(單位為每天)及平均溫度後，各污染物質之迴歸係數。
β2：為調整各污染物質及平均溫度後，時間之迴歸係數。
β3：為調整時間及各污染物質後，平均溫度之迴歸係數。
API：為各空氣污染物質；包含 PM_{10}、(O_3+NO_x)、SO_2 及 CO 等。

目前已整合分析完成火力發電廠五公里範圍內鄉鎮區、5-10 公里範圍內鄉鎮區及 30 公里以外鄉鎮區之時序性空氣污染及死亡率資料分析與探討。以下分別就空氣污染物延遲效應、易感受性族群及距離火力發電廠距離遠近是否空氣污染

對於死亡率之影響效應有所差異、何種污染物單獨影響死亡率之效應最大等分別進行陳述探討。

(1)空氣污染物對死亡率之延遲效應影響

本研究針對全部年齡層及 65 歲以上老年族群在各類污染物上均進行延遲效應之分析與探討，由於空氣污染物對全部年齡層之死亡率之影響不及對 65 歲以上老年人死亡率顯著，各類空氣污染物對 65 歲以上老年人在全死因、心血管疾病及呼吸道疾病死亡率之影響較為顯著，本研究分別繪製距離火力發電廠不同範圍延遲日數與相對危險性之分布圖，以確認各污染物對死亡率之延遲效應關係。以 PM10 為例，分析其對 65 歲以上老年人心臟血管疾病及呼吸道疾病死亡率之相對危險性隨著延遲日數之變化趨勢。

以 PM10 對於距離火力發電廠不同距離之各鄉鎮區 65 歲老年人心臟血管死亡率影響上的變化趨勢看來(圖 3-10)，不管距離火力發電場遠或近前一日(lag1)懸浮微粒之暴露相較於當日(lag0)懸浮微粒之暴露影響來得大，顯示懸浮微粒之暴露對於心臟血管死亡率之至少有一日之延遲效應。反之，PM10 對於距離火力發電廠不同距離之各鄉鎮區 65 歲老年人呼吸道疾病死亡率之延遲效應則沒有一致之趨勢(圖 3-11)，但是大部分仍屬 Lag0-Lag2 對呼吸道疾病死亡率之影響較為明顯。參考前述國外大多數之相關研究結果，空氣污染特別是懸浮微粒對於死亡率之影響之延遲效應大多亦為 lag0-2，因此, 以下就各污染物對於心臟血管及呼吸道疾病死亡率在本次分析之<5km、5-10km 及>30km 內有完整空氣污染監測資料及死亡資料之鄉鎮進行相對危險性在 Lag0-lag2 之表述探討。

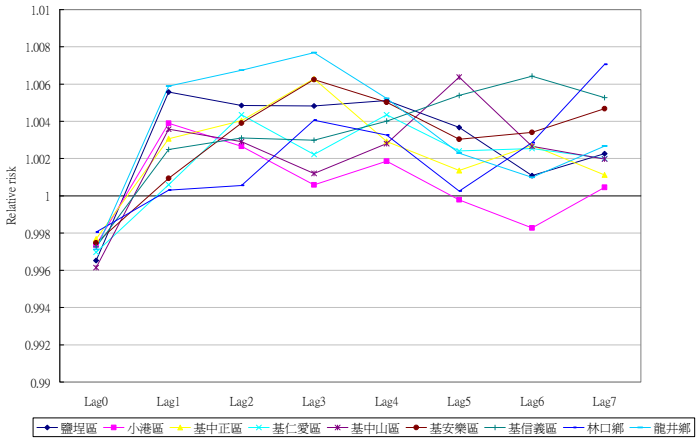
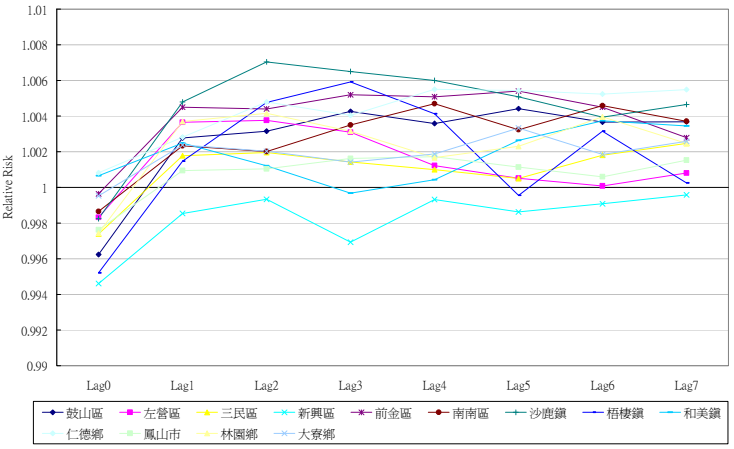
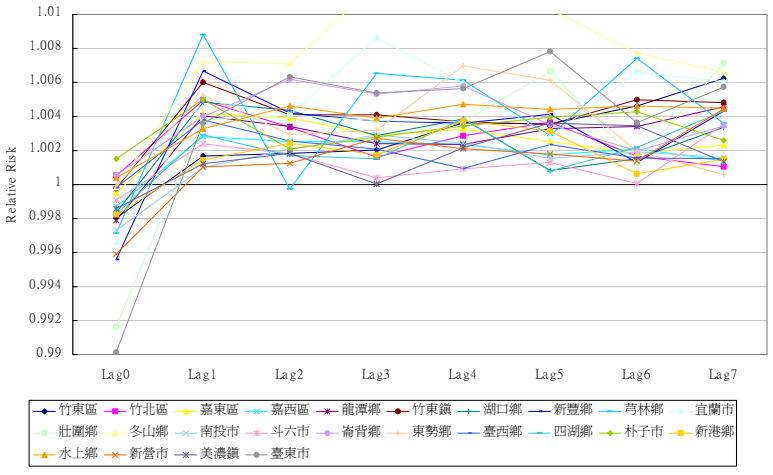
距火力發電廠不同距離之鄉鎮	不同延遲日數之相對危險性變化圖
=<5KM	
>5, =<10Km	
>30 km	

圖 3-10 懸浮微粒對 65 歲以上老年族群心臟血管死因之相對危險性變化圖

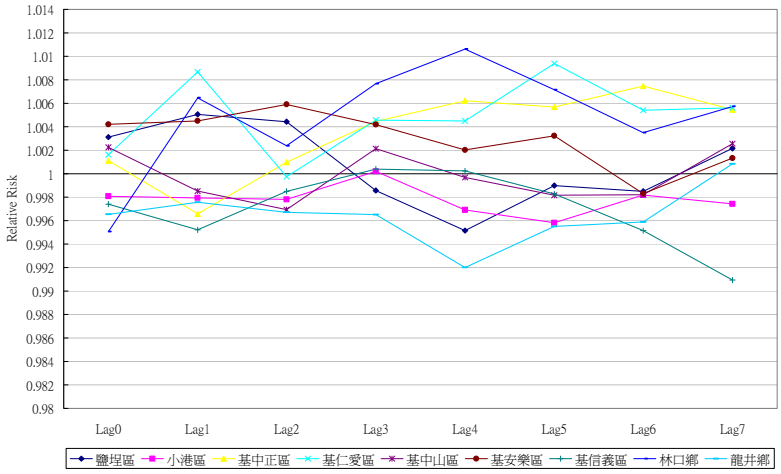
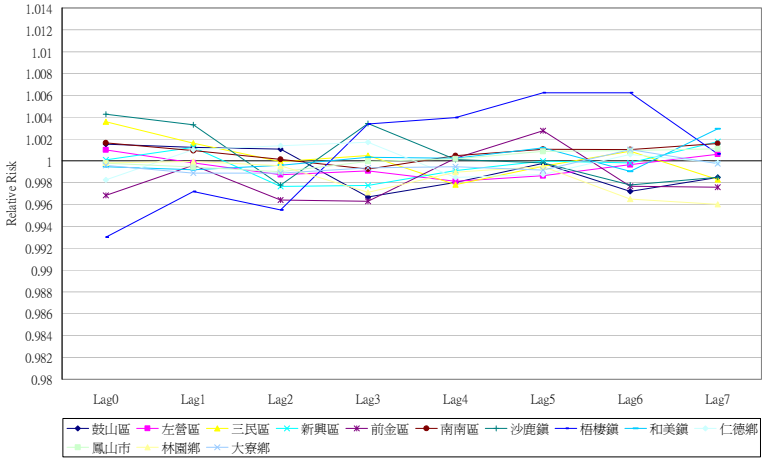
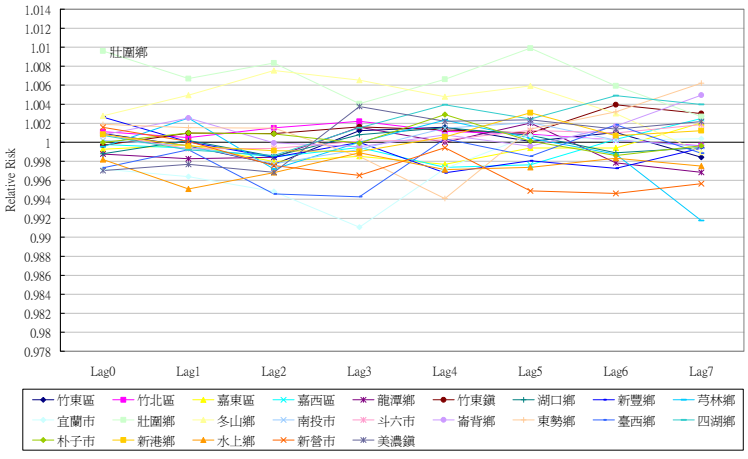
距火力發電廠不同距離之鄉鎮	不同延遲日數之相對危險性變化圖
=<5KM	
>5, =<10Km	
>30 km	

圖 3-11 懸浮微粒對 65 歲以上老年族群心臟血管死因之相對危險性變化圖

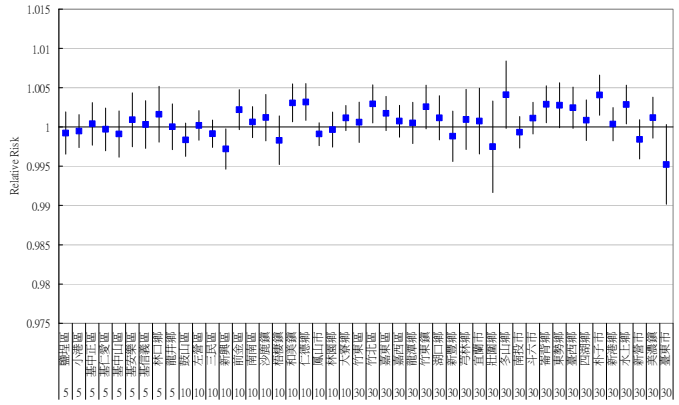
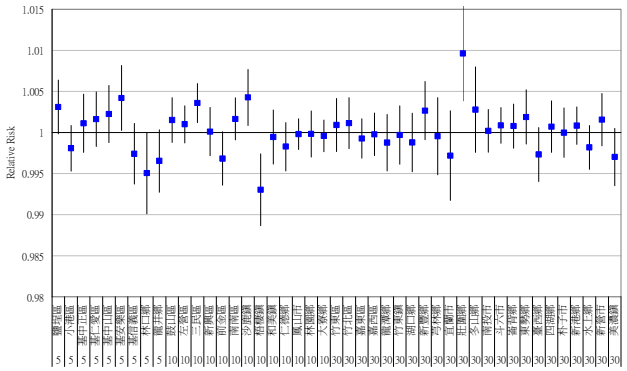
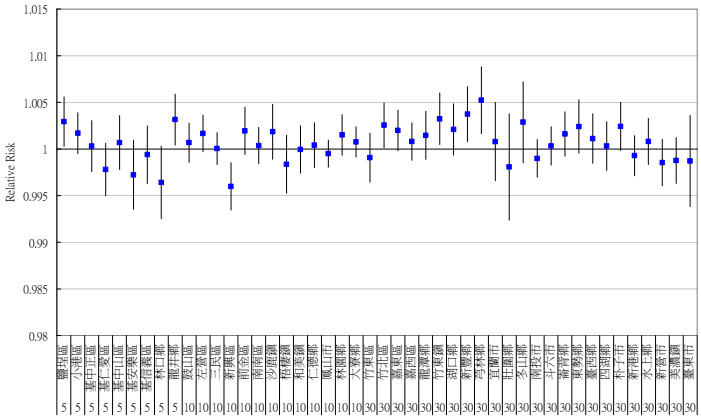
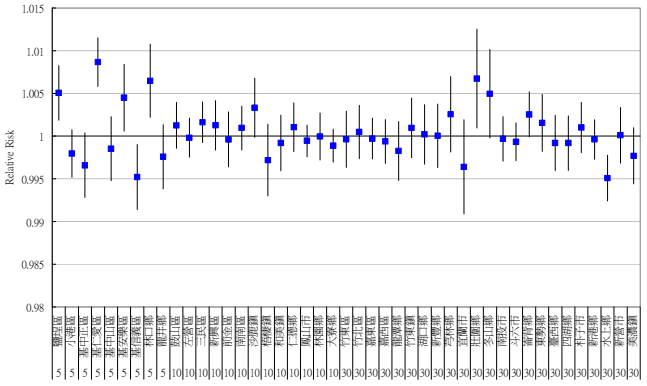
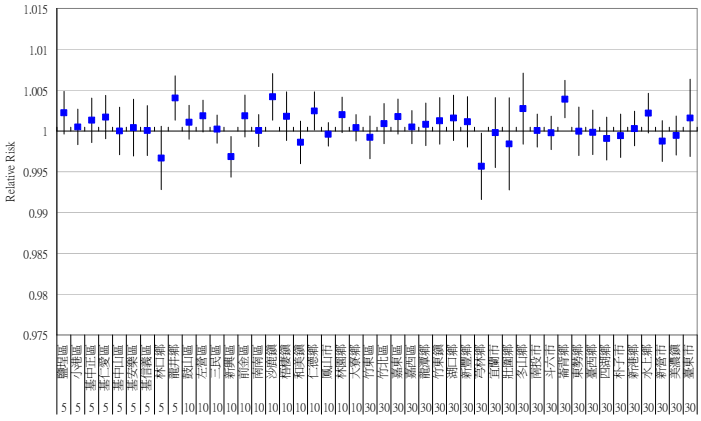
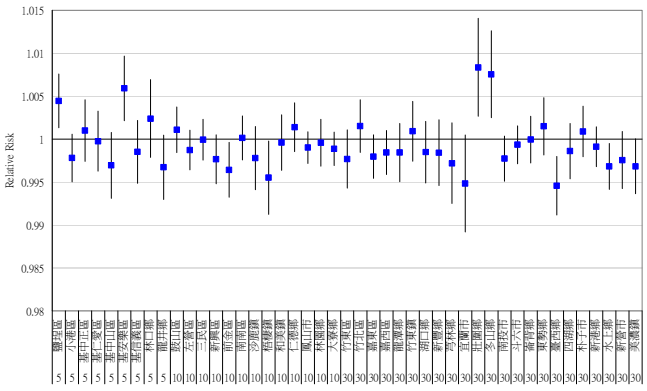
Lag	心臟血管疾病死亡率	呼吸道疾病死亡率
0		
1		
2		

圖 3-12 懸浮微粒對 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性在 Lag0-Lag2 之變化圖

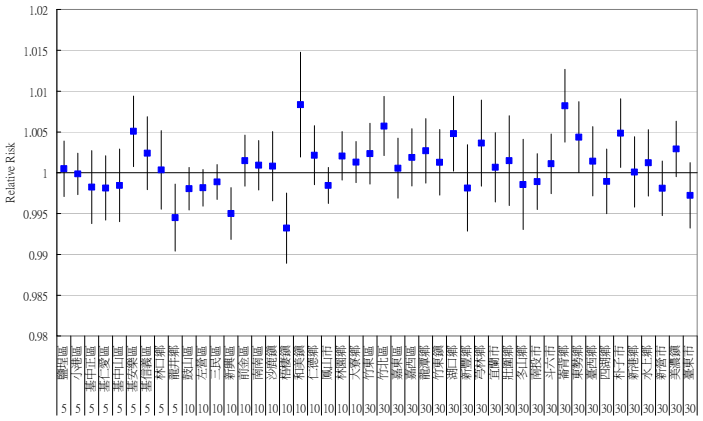
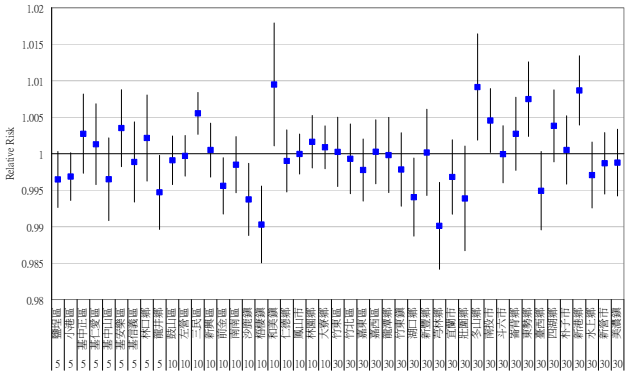
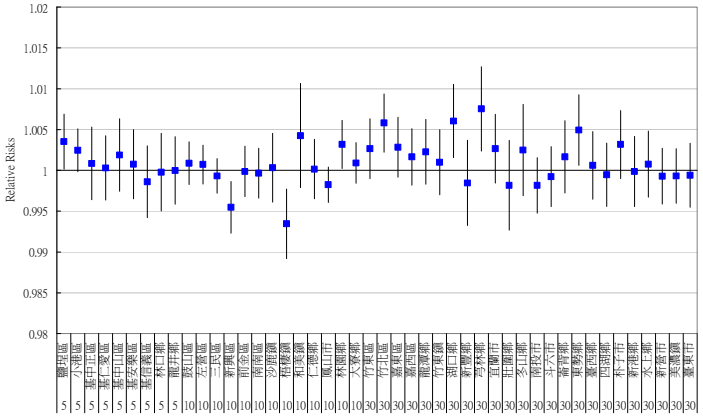
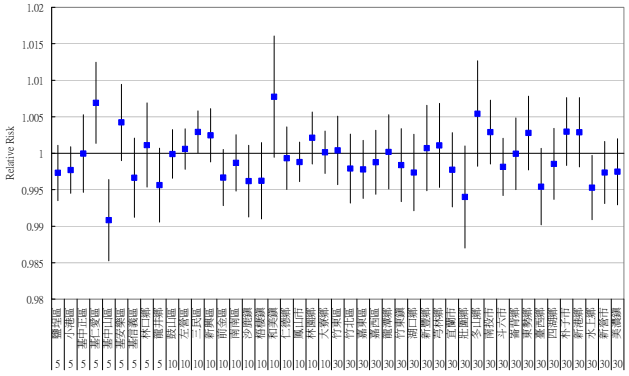
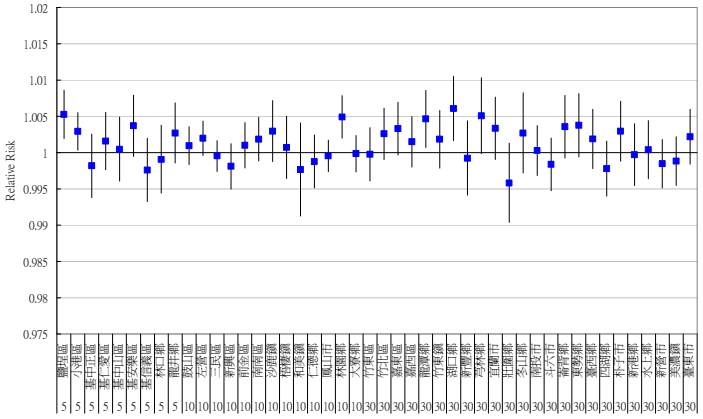
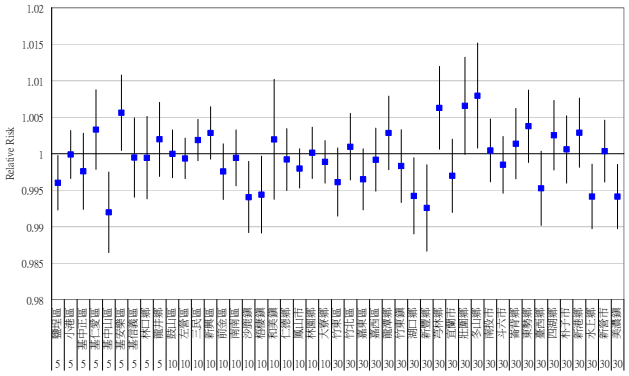
Lag	心臟血管疾病死亡率	呼吸道疾病死亡率
0		
1		
2		

圖 3-13 總氧化物(NO2+O3)對 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性在 Lag0-Lag2 之變化圖

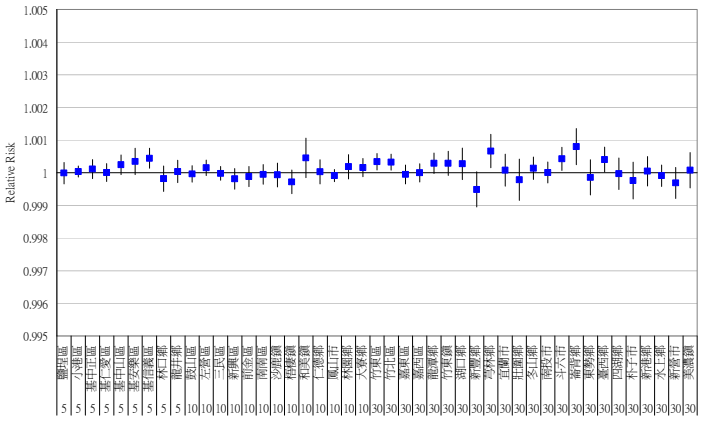
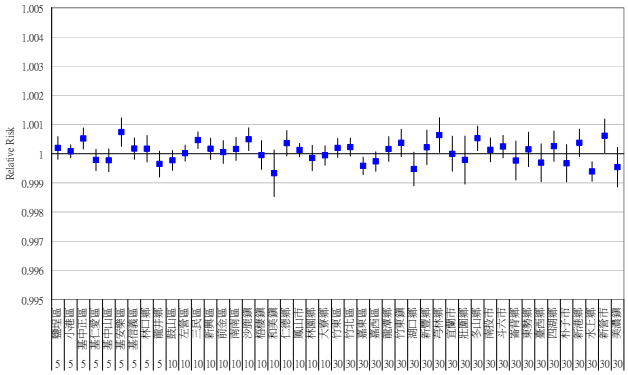
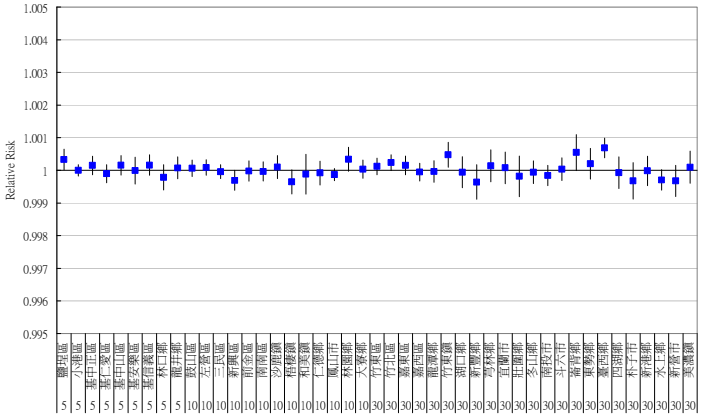
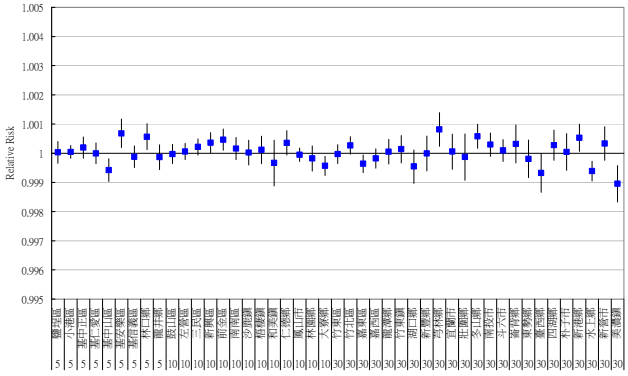
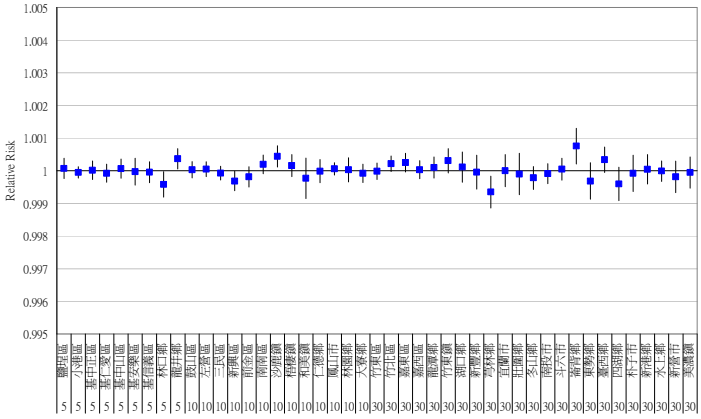
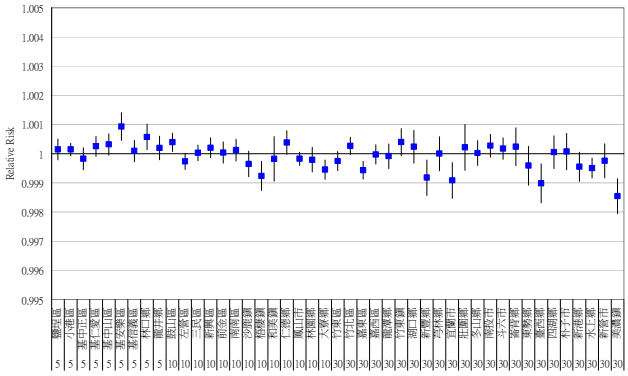
Lag	心臟血管疾病死亡率	呼吸道疾病死亡率
0		
1		
2		

圖 3-14 一氧化碳對 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性在 Lag0-Lag2 之變化圖

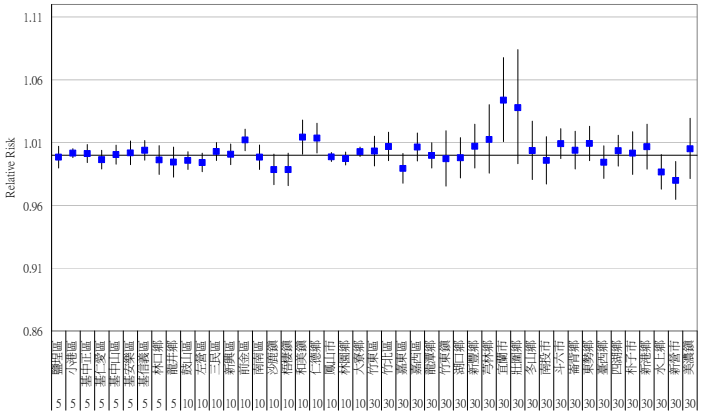
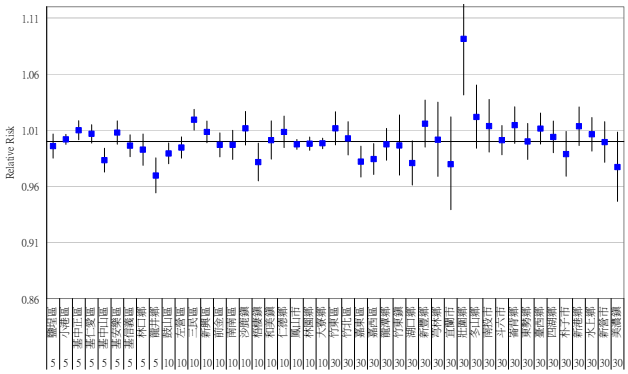
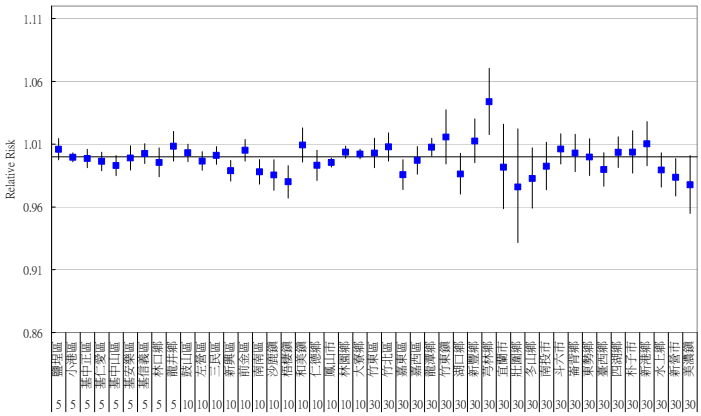
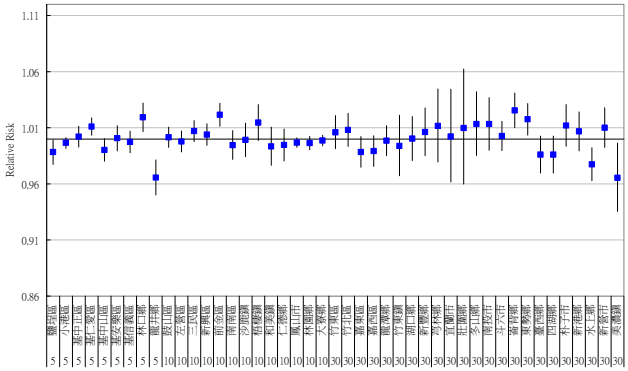
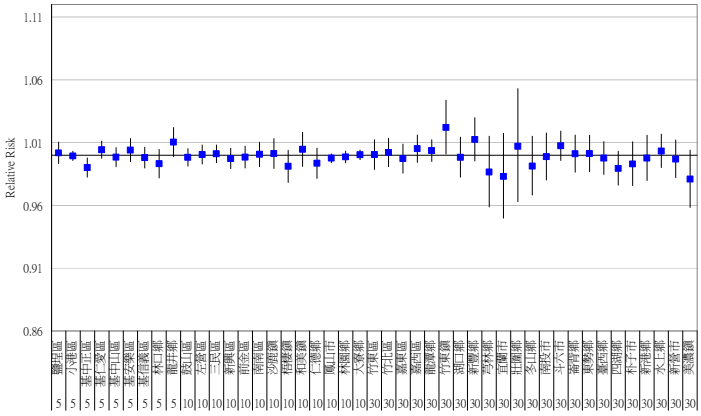
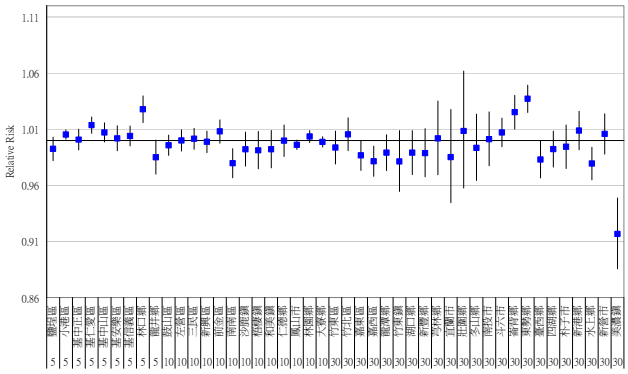
Lag	心臟血管疾病死亡率	呼吸道疾病死亡率
0		
1		
2		

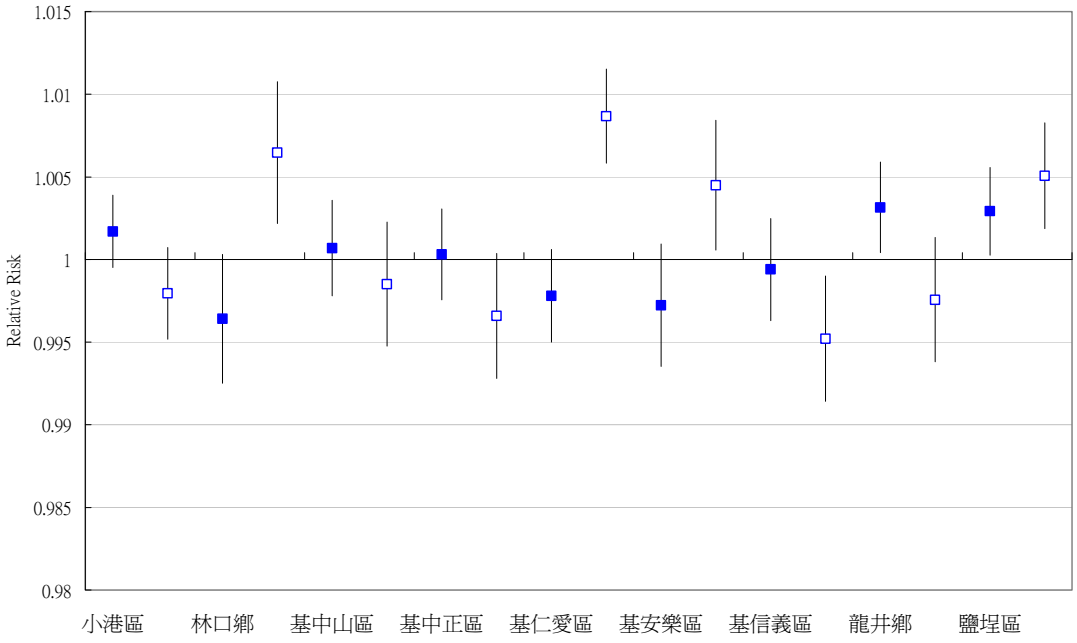
圖 3-15 二氧化硫對 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性在 Lag0-Lag2 之變化圖

圖 3-12 -3-15 為各類對 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性在 Lag0-Lag2 之變化圖。整體而言，空氣污染對於各鄉鎮區心臟血管死亡率及呼吸道死亡率之影響，各鄉鎮有極大的歧異性，就目前完成分析的 46 個鄉鎮區而言，且我們可發現火力發電廠鄰近鄉鎮(<5km 及 5-10km)相較於距離較遠之鄉鎮(>30km)在整體相對危險性沒有特別高，顯示各鄉鎮居民地理區位或生活形態、工作型態、人口組成、醫療資源等特性，對於該地區民眾死亡率是否會受到空氣污染之影響，扮演相當重要之角色。以此情形下，若單純以縣市階層的行政區域之總和資料分析空氣污染濃度對死亡率或就診率之影響，則有可能高估或低估空氣污染對健康危害之影響。本研究利用地理資料庫整合空氣污染監測站五公里內之鄉鎮區以供研究分析，最主要之目的是希望環境暴露監測與疾病報告之間在空間上有較好之關連性，使其能代表區域民眾實際之暴露濃度變化。本研究後續將陸續完成全台 99 個具有足夠代表性之空氣污染物濃度與死亡率之分析探討，並進一步將利用空間分析整合距離火力發電廠遠近、各類污染物平均濃度分布、人口組成、社經地位、醫療資源等因素，近一步探討區域性差異對於民眾對空氣污染健康感受性之影響。

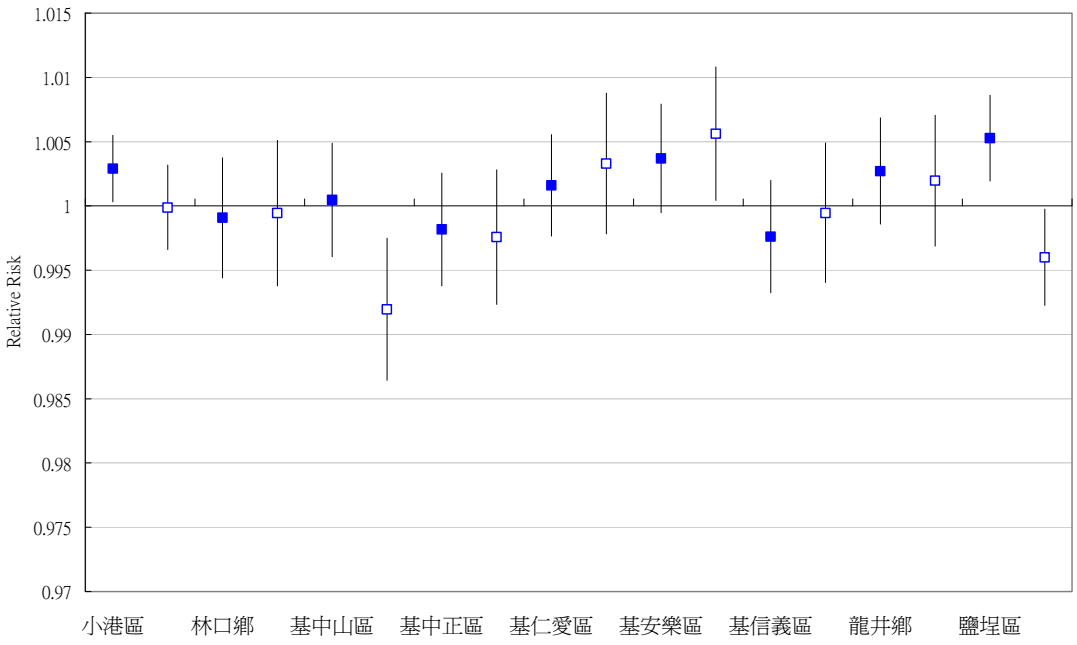
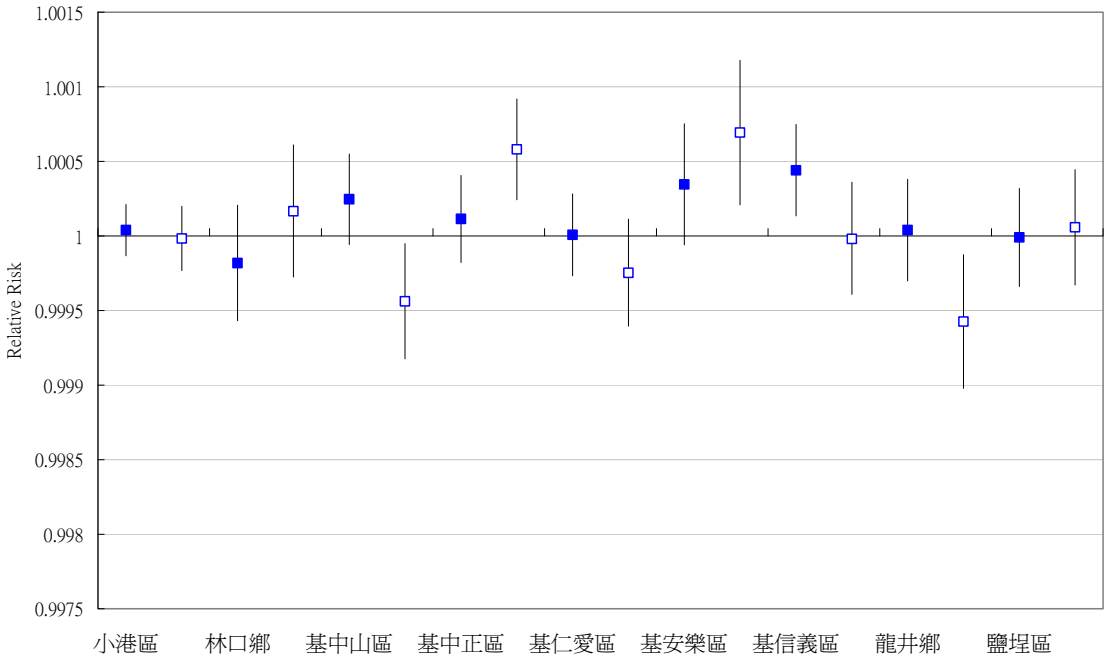
(2)火力發電廠鄰近鄉鎮空氣污染與死亡率之關係

本研究中彙整在火力發電廠 5 公里內且具有完整空氣污染資料之鄉鎮共 9 個。為進一步確認哪以個火力發電廠的空氣污染排放影響可能最大，以及空氣污染物排放對於各地區心臟血管與呼吸系統影響程度之差異，以下彙整 5 公里以內之 9 個鄉鎮區各類空氣污染對於心臟血管及呼吸道疾病之影響程度分析結果。可發現在不管在 65 歲以上之年齡層或是不分年齡層的全部民眾身上，在相對危險性呈現統計上顯著意義的結果中，火力發電廠之各類空氣污染排放對於呼吸道死亡率之影響均一致高於其對心臟血管疾病死亡率之影響(圖 3-16 及圖 3-17)。其中以鄰近深澳及協和電廠的基隆市仁愛區、信義區及中正區影響較為顯著，以及鄰

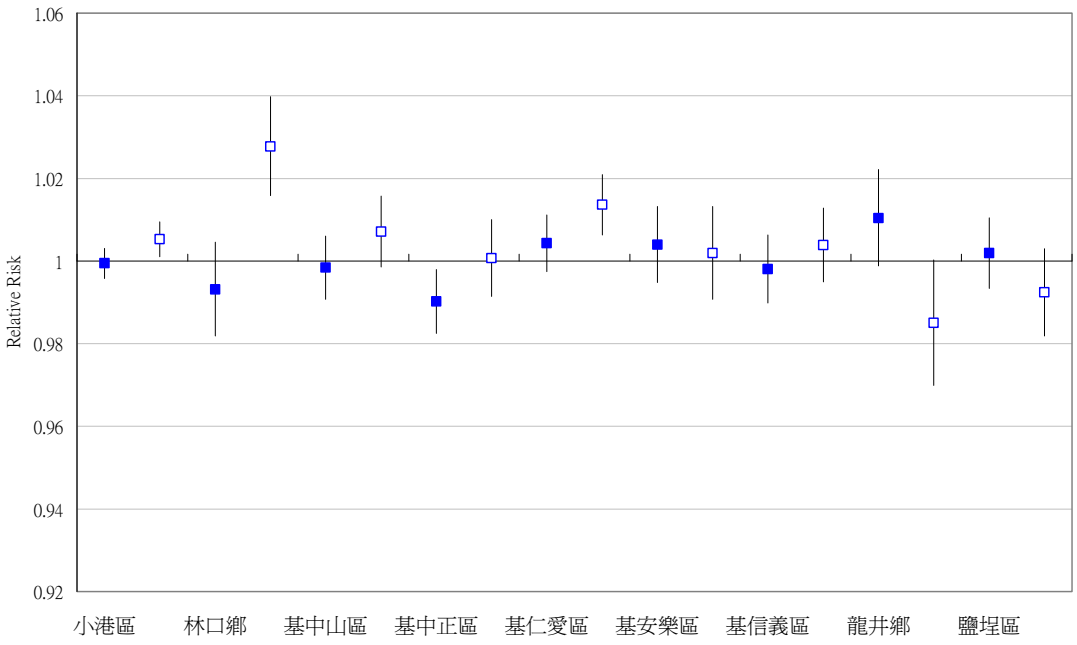
近南部發電廠的鹽埕區與林口發電廠的林口鎮亦在呼吸道死亡率上呈現顯著之相對危險性。現在的模式分析是分別探討個別污染物對於死亡率之獨立貢獻，並未涉及共同暴露之共同反應或加乘效應，以個別貢獻的相對危險性來說，每增加 1μg/m3 所增加的死亡率以 SO2 最高，其次是總氧化物(O3+NO2)與 PM10，單位濃度貢獻死亡率最低的是 CO。

<table>
<tr><td></td><td>心臟血管疾病死亡率/ 呼吸道疾病</td></tr>
<tr><td>PM10</td><td> 

Lag1</td></tr>
</table>

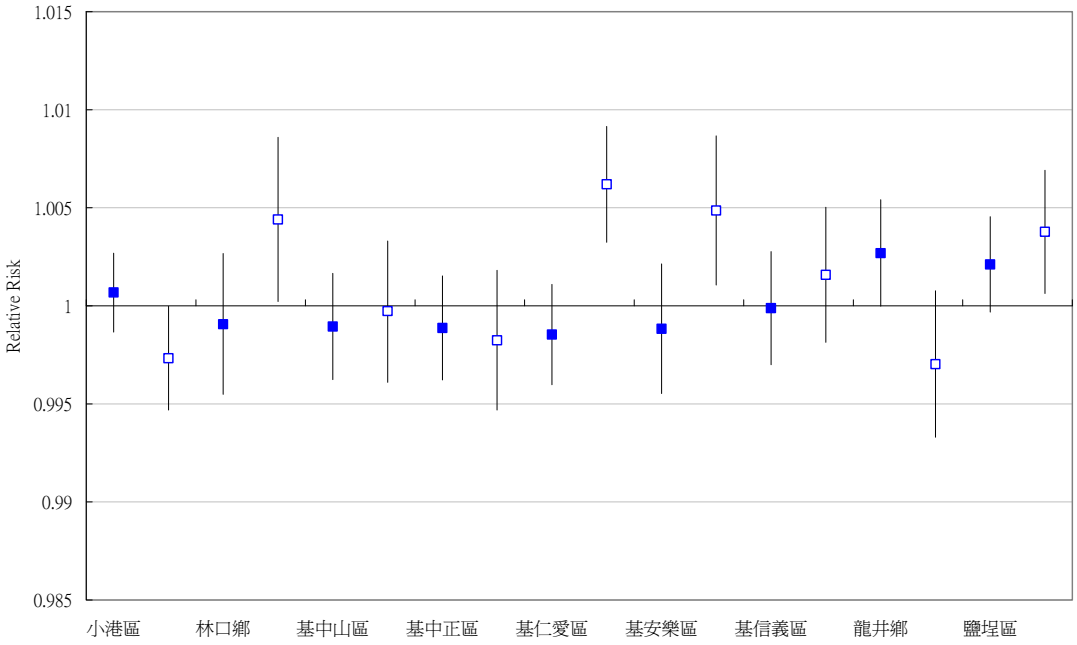
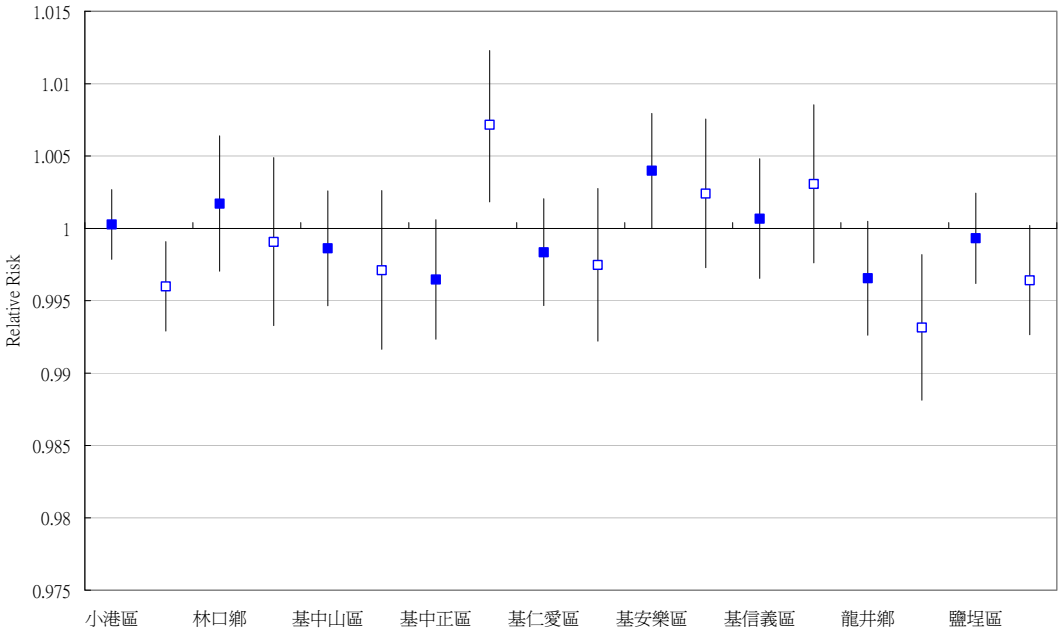
O3 +NOx	 Lag2
CO	 Lag0

SO2

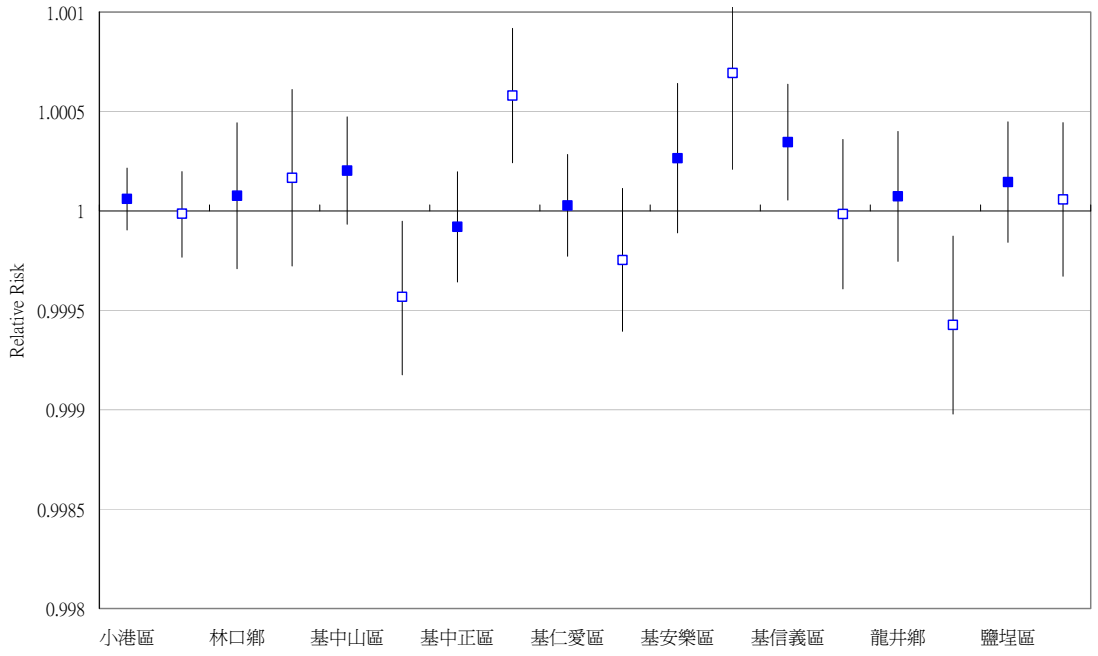


Lag2

圖 3-16 各類污染物對鄰近火力電廠五公里內 65 歲以上老年族群心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性

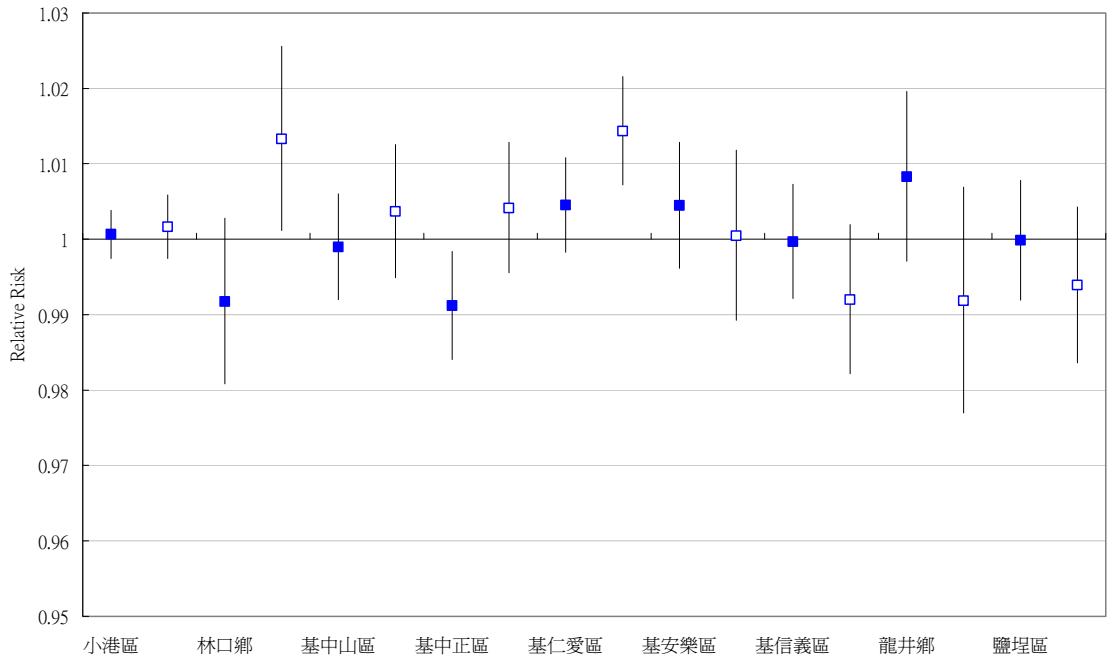
	心臟血管疾病死亡率/ 呼吸道疾病
PM10	 Lag1
O3+NOx	 Lag2

CO



Lag0

SO2

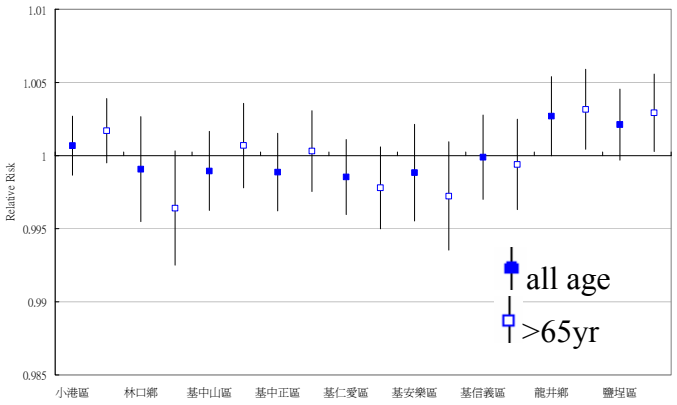
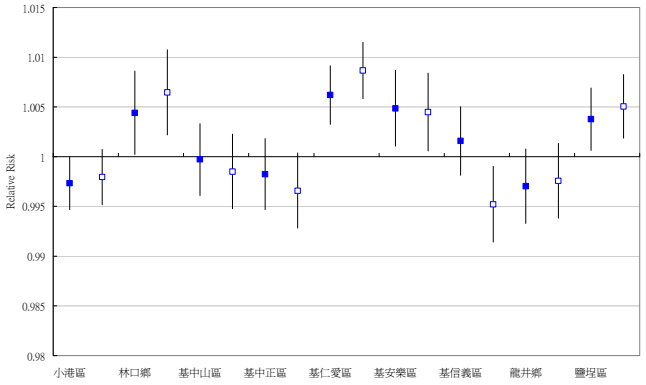
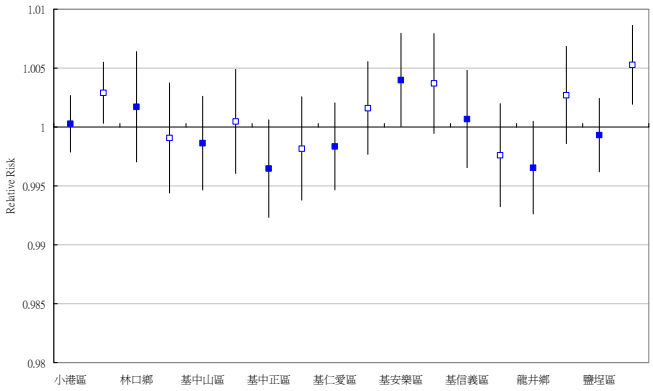
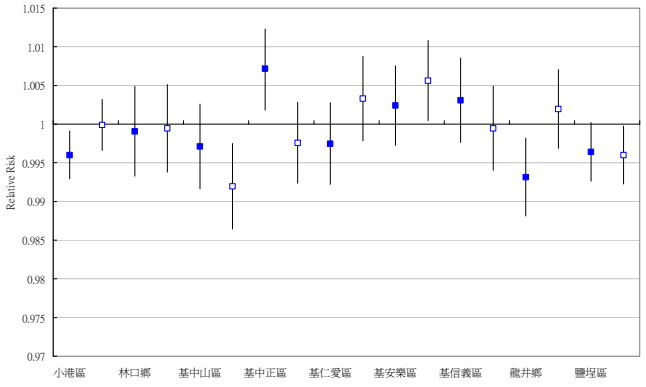
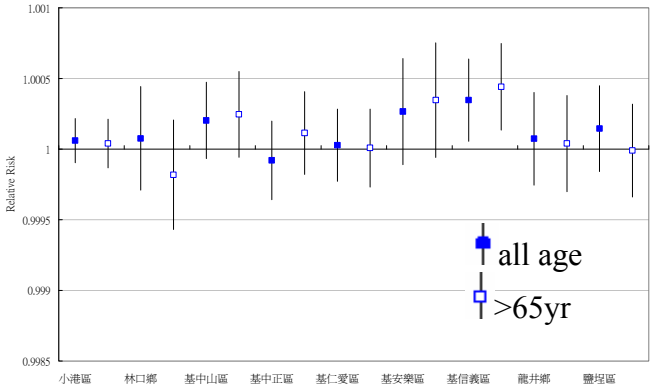
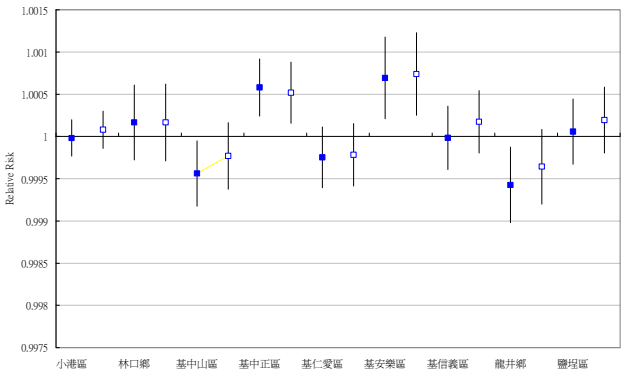


Lag2

圖 3-17 各類污染物對鄰近火力電廠五公里內所有年齡層民眾心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性

(3)易感受性族群

從各空氣污染物對於總人口及老年人口在心臟血管及呼吸道疾病死亡率之影響程度看來，各類空氣污染物對於老年人口的影響在大多的鄉鎮區及疾病均高於總人口，在次顯示老年人口是空氣污染暴露下重要之易感受性族群，增加空氣污染之暴露特別將使老年人口生命損失明顯增加。

	心臟血管疾病死亡率	呼吸道疾病死亡率
PM10	 Lag1	 Lag1
O3 +NOx	 Lag2	 Lag2
CO		

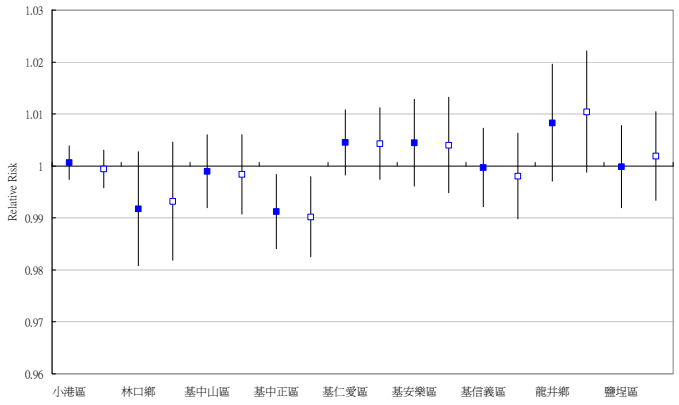
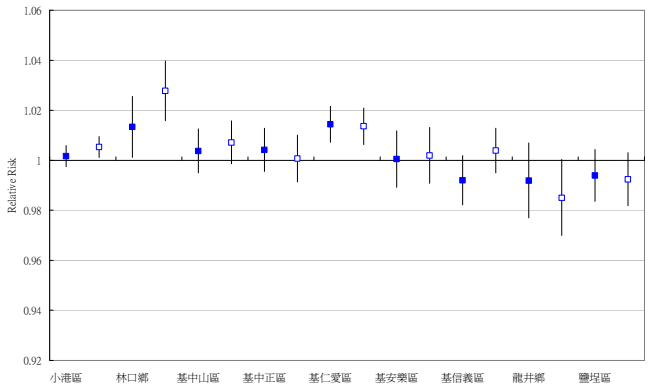
	Lag0	Lag0
SO2		
	Lag2	Lag2

圖 3-18 各類污染物對鄰近火力電廠五公里內老年人及所有年齡層心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性比較

(4)鄰近火力發電廠的距離與空氣污染相對危險性

雖說，前述比較鄰近火力發電廠 5 公里、10 公里及>30 公里以上距離時，可發現距離 30 公里以上之鄉鎮區該地區空氣污染之變化程度對於其影響往往可觀察到相較於火力發電廠鄰近地區較高的相對危險性。但若進一步以距離各電廠 5 公里及 5-10 公里遠近來探討時，可分別發現示距離火力發電五公里內之鄉鎮區在懸浮微粒誘發心臟血管死亡率的相對危險性顯著較五公里至 10 公里範圍內之鄉鎮區高。 其中以南部火力發電廠(RR=1.00292; 95% C.I. =1.000268, 1.00557)及中部發電廠(RR=1.00315; 95% C.I.=1.00043, 1.00589)最為顯著。相當於空氣中每增加 1μg/m3 懸浮微粒，將使火力發電廠鄰近五公里內老年人心臟血管死亡率增加約 0.29%-0.31%，而懸浮微粒在短期中對於呼吸道疾病死亡率之相對危險性，唯有在南部火力發電廠可觀察到距離火力發電廠愈近，相對危險性愈高的現象(RR=1.00505, 95% C.I.= 1.00186, 1.00826) 。另外，鄰近火力發電廠 5 公里內鄉鎮, 僅有南部發電廠可發現在總氧化物濃度在老年人的死亡率上有顯著之增加（RR=1.00527, 95% C.I.= 1.00194 , 1.00862），相當於每增加 1μg/m3 總氧化物濃度，將使南部火力發電廠鄰近五公里內老年人心臟血管死亡率增加約 0.52%。然而，總氧化物對於其他鄰近火力發電廠 10 公里以內之鄉鎮區之心臟血管死亡率及呼吸道疾病死亡率均未達統計顯著意義。顯示，火力發電廠之污染物排放對於週遭民眾死亡率仍存在之貢獻與潛在威脅。

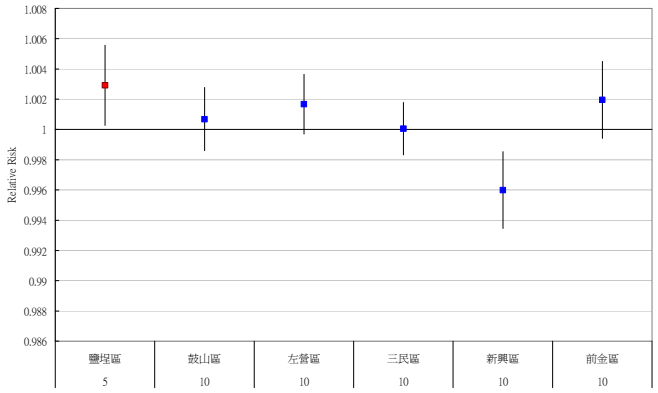
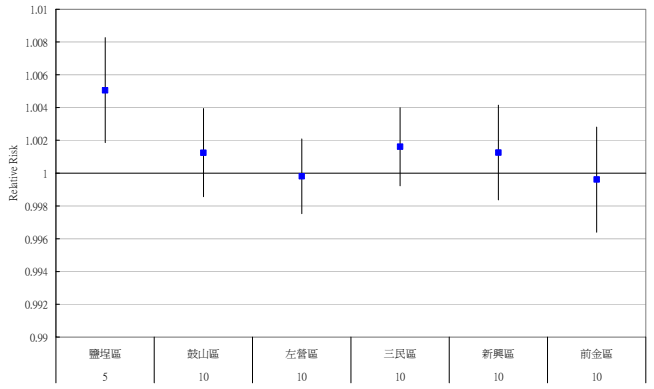
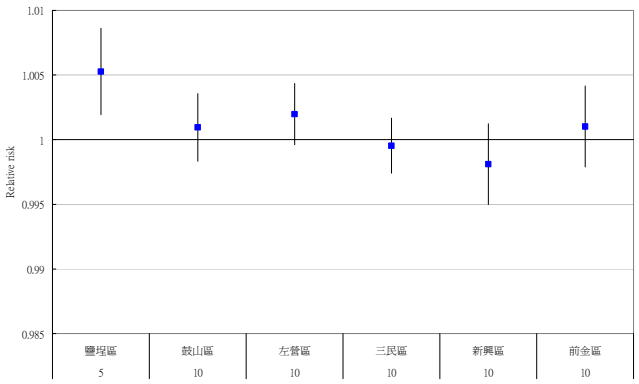
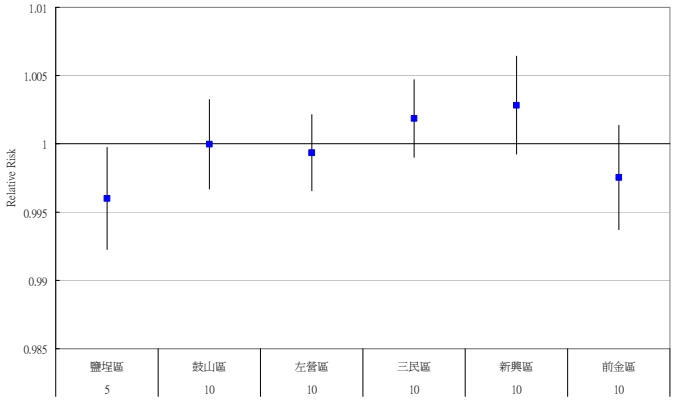
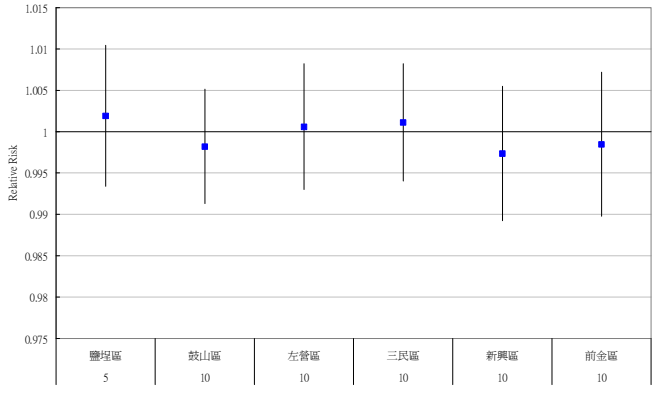
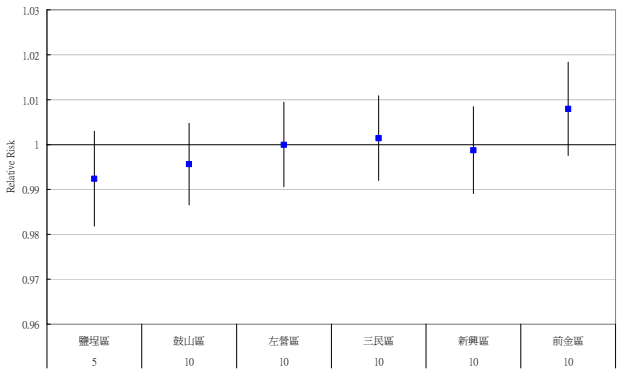
	心臟血管疾病死亡率	呼吸道疾病死亡率
PM10	 Lag1	 Lag1
O3 +NOx	 Lag2	 Lag2
SO2	 Lag2	 Lag2

圖 3-19 距離南部發電廠(天然氣)各類污染物對 5 公里及 5-10 公里內老年人心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性比較

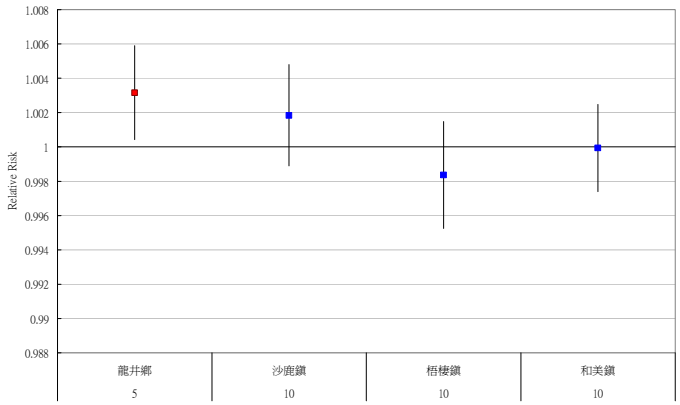
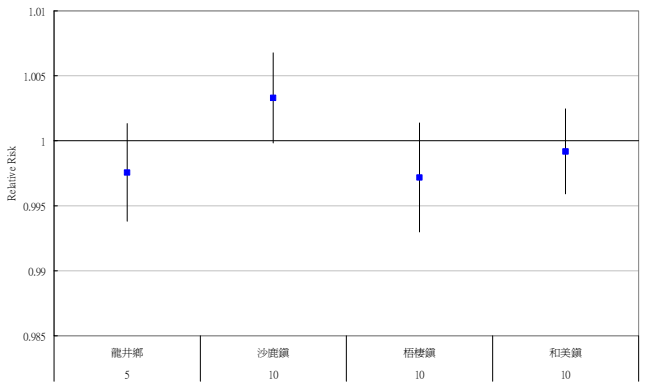
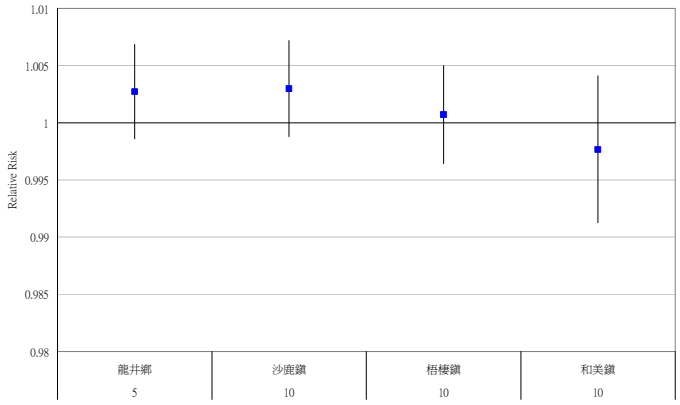
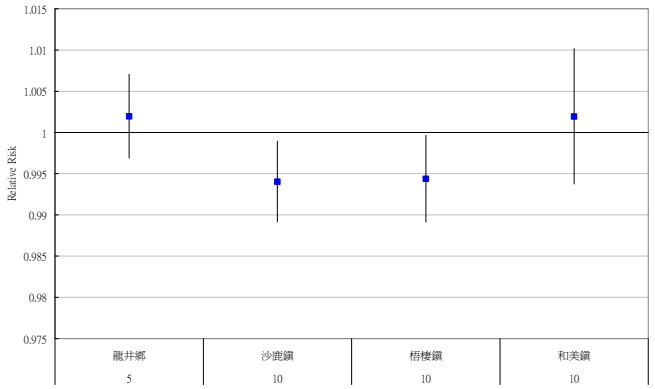
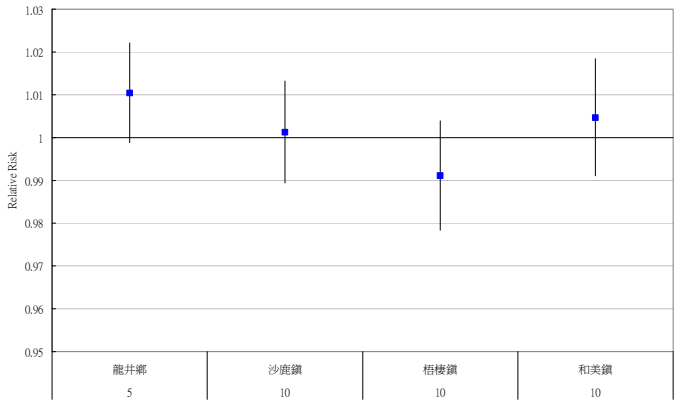
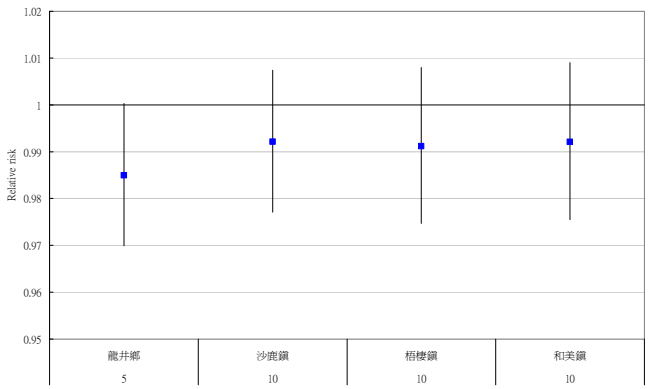
	心臟血管疾病死亡率	呼吸道疾病死亡率
PM10	 Lag1	 Lag1
O3 +NOx	 Lag2	 Lag2
SO2	 Lag2	 Lag2

圖 3-20 距離台中電廠(燃煤)各類污染物對 5 公里及 5-10 公里內老年人心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性比較

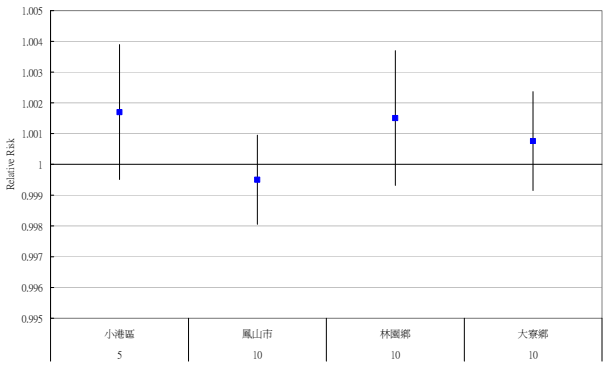
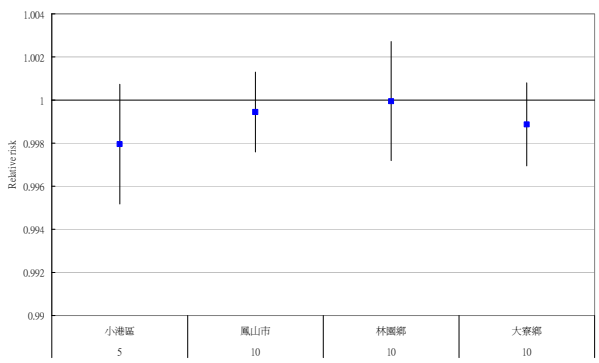
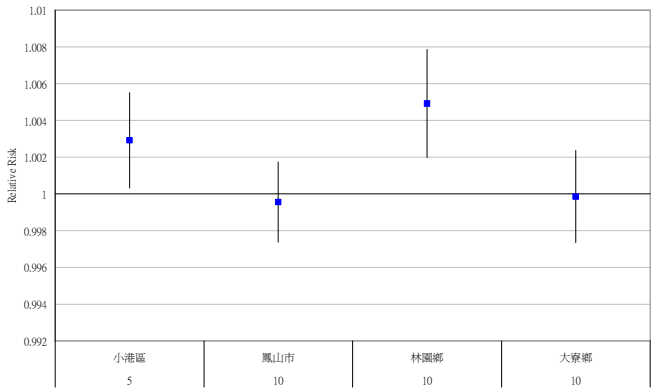
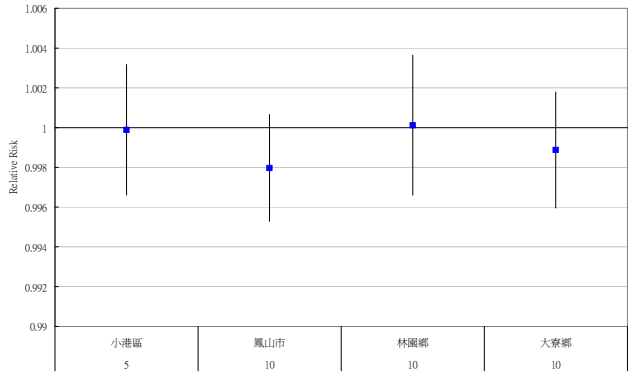
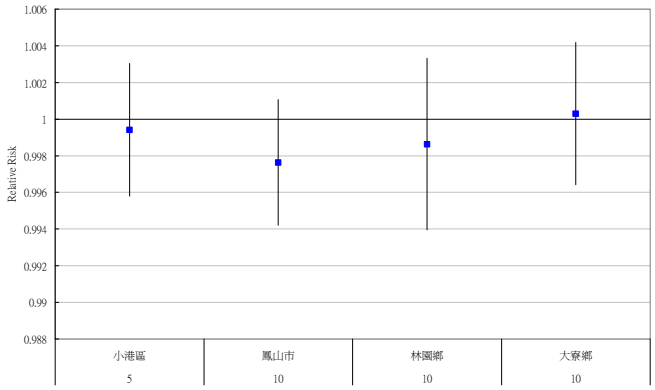
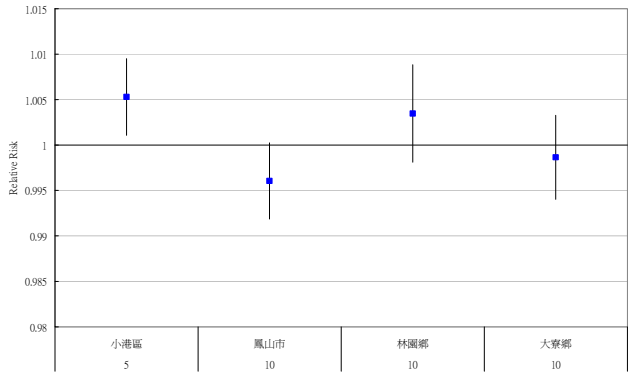
	心臟血管疾病死亡率	呼吸道疾病死亡率
PM10	 Lag1	 Lag1
O3+NOx	 Lag2	 Lag2
SO2	 Lag2	 Lag2

圖 3-21 距離大林電廠(燃油、燃媒、燃天然氣、燃輕柴油)各類污染物對 5 公里及 5-10 公里內老年人心臟血管及呼吸道疾病死因之相對危險性比較

本研究進一步將本次研究中在空氣污染測站五公里內且具有完整空氣污染監及氣象監測之鄉鎮區共 99 個鄉鎮，依其與火力發電廠之距離劃分為 5 公里內(9 鄉鎮)，5-10 公里(13 個鄉鎮)，10-20 公里(30 個鄉鎮)，20-30 公里(23 個鄉鎮)及 30 公里(24 個鄉鎮)以上五組，將其所含之平均每日空氣污染物濃度與該區域內所包括之鄉鎮內每日死亡率，進行前述統計模式分析，結果發現：距發電廠愈遠之鄉鎮區域，其因 PM10 濃度變化而增加之呼吸道疾病死亡率之風險愈高，此相關性，對增高心血管疾病死亡率風險之趨勢類似，但較不顯著(圖 3-22)。

據此觀察，進一步探討距離火力發電廠遠近，各鄉鎮每年各空氣污染物分布情形，並依各測站距發電廠遠近如前述距離差距分組，進一步分析各空氣污染物於該組內之平均濃度比較，可發現(1)距離火力發電廠 5-10 公里，相對於小於 5 公里或遠於 10 公里以上之區域處乃為 PM_{10} 濃度最高之範圍(圖 3-23 (a))；(2)而此趨勢在 SO_2 濃度之比較尤其顯著，同時，其在 10 公里之後之測得濃度，依距離發電廠遠近而依序遞減，此現象反應 SO_2 可為火力發電廠空氣污染影響之最佳指標(圖 3-23(d))，其餘污染物均沒有一致的趨勢。

本研究經由前述每日空氣污染變化及死亡率變化之統計模式分析，計算出每一鄉鎮內各污染物增加 1 μg 時所增加之疾病死亡率相對風險值(relative risk)，再依各污染物濃度值以 25 百分位分成四組後，取得各相對濃度範圍所有相對風險平均值之分佈，結果發現，當年平均污染濃度，如 PM10 較高之區域，其呼吸道死亡率則較低(圖 3-24 (b)) (p=0.076)，此現象在以 SO_2 濃度分佈比較時，對於心臟血管疾病死亡率之相對危險性之差異尤為顯著(圖 3-24 (e))。雖然文獻相對有限，科學文獻及數據曾提出人類在暴露於環境汙染物中應會自然發展出相對適應(adaptatiom)的機制，人類生理系統暴露於各類污染物下之反應機制，仍有許許多多的部份仍然無法用現今的毒理學、環境流行病學或實證醫學加以一一理解。從人類在全球不同氣候地區對於溫度及溼度之適應性而言，人類對於不同環境汙染之暴露應有一定之適應機制，此假說可廣泛被接受，但卻缺乏資料加以證實。僅有相當少數的研究如吸菸者對於環境汙染物反應較不明顯[5]及長期暴露於

二手菸的孩童對於臭氧等污染之暴露較無反應[121]提出佐證。此現象可能導因於主流論點與非主流論點之出版偏差(publication bias)。以我們初步的資料看來，本地大氣中 SO2 濃度較低的地區，空氣污染之濃度變化，對於該地區心臟血管及呼吸道疾病死亡率之相對危險性反而較高污染地區高。此現象是否反映出生活在不同濃度空氣污染下民眾適應能力之問題，仍需要後續進一步利用數學模式及相關學理機制佐證加以釐清。

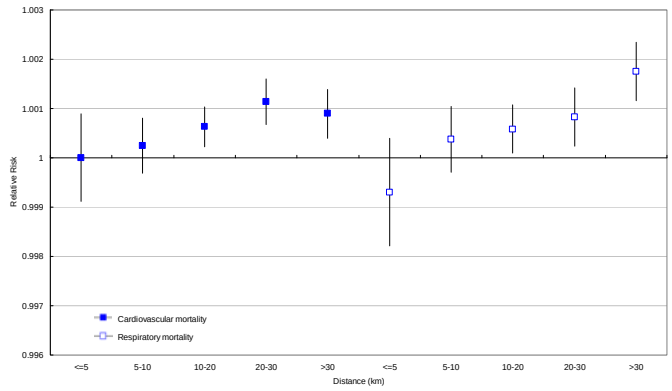
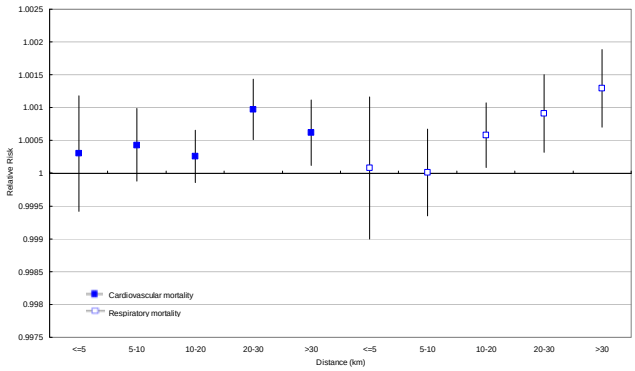
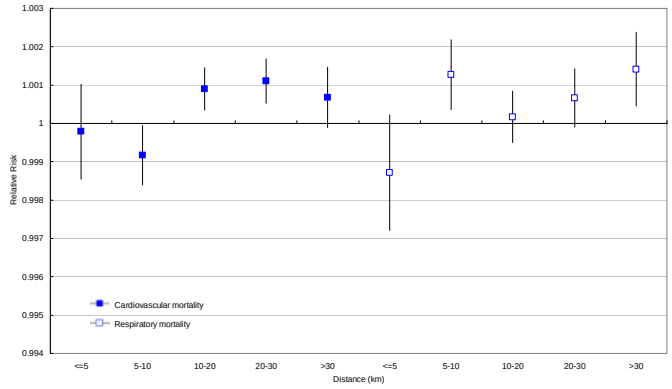
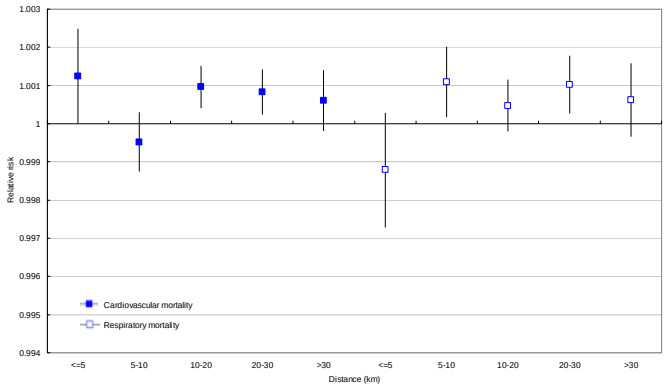
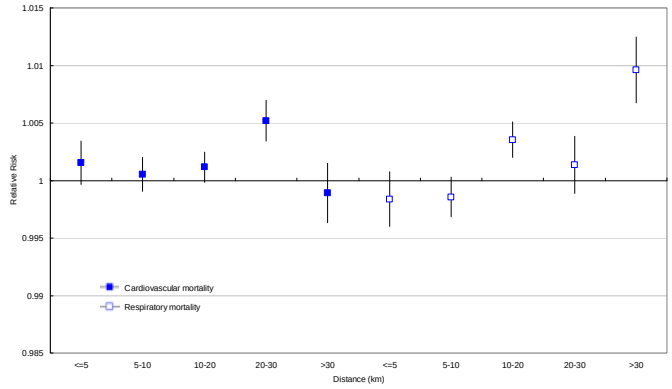
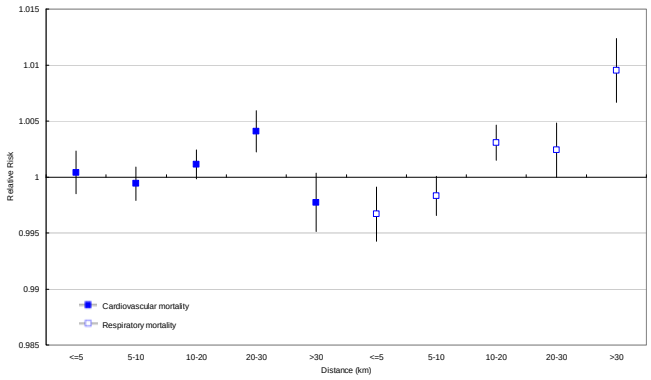
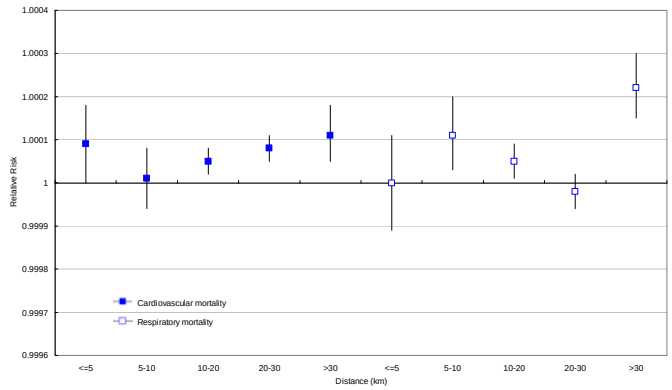
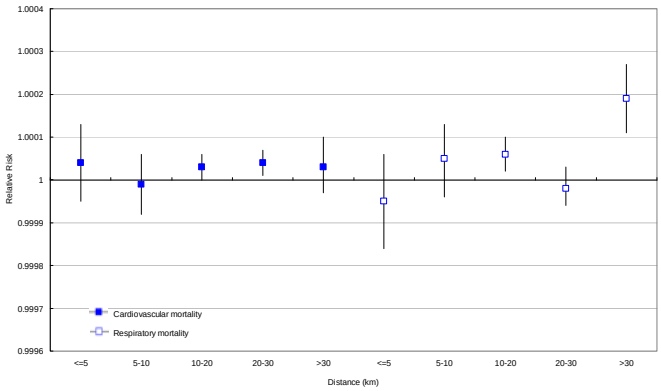
	Lag0	Lag1
PM10		
O3+NOx		
SO2		
CO		

圖 3-22 距火力發電廠距離與各污染物導致死亡之相對危險性分布

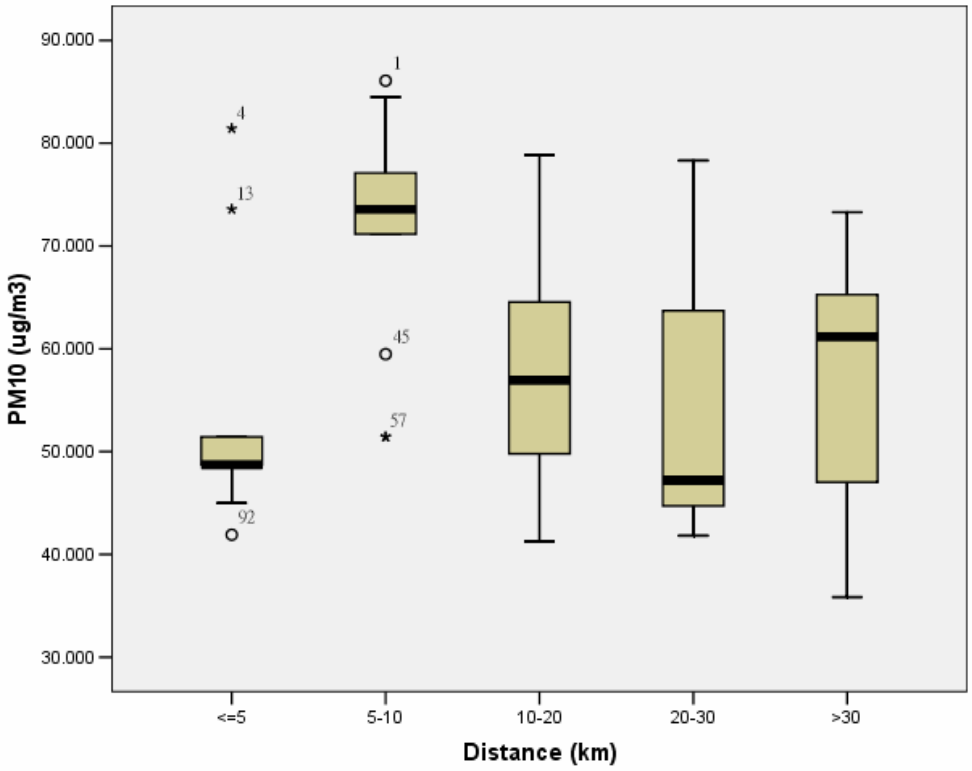


圖 3-23(a) 距離火力發電廠遠近與 PM10 年平均濃度分布

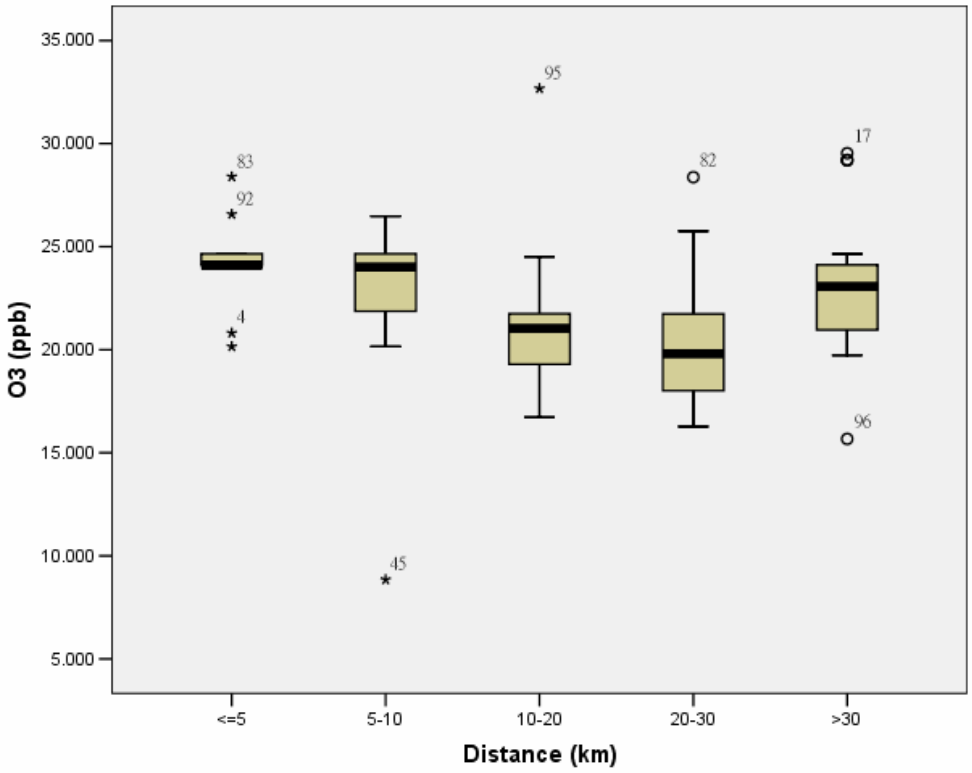


圖 3-23(b) 距離火力發電廠遠近與 O_3 年平均濃度分布

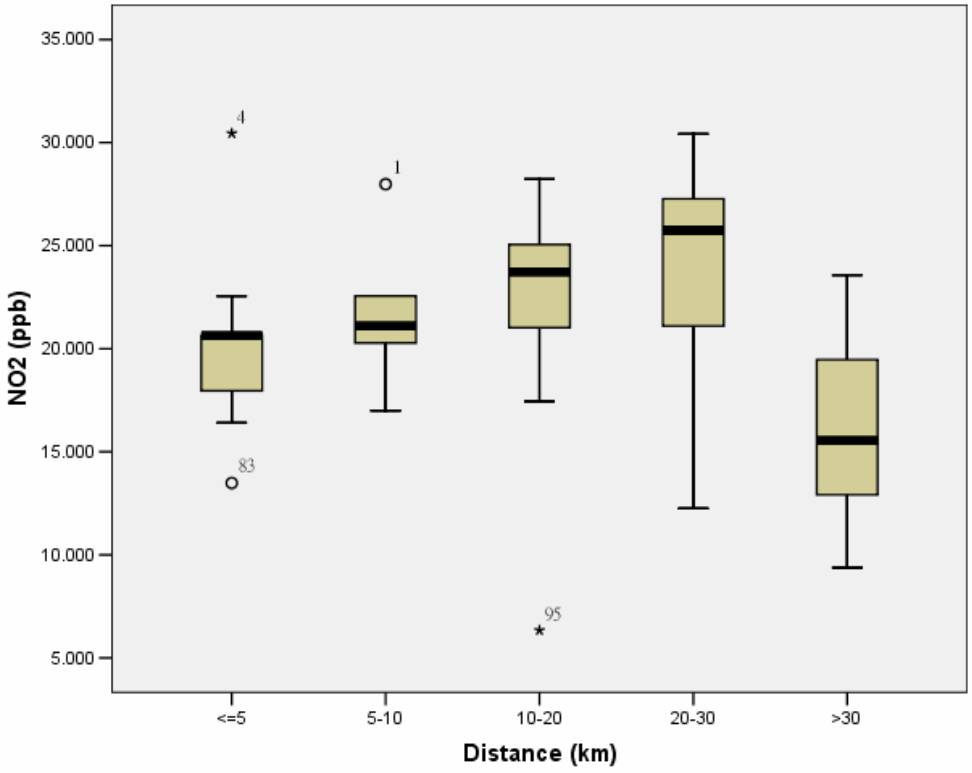


圖 3-23(c) 距離火力發電廠遠近與 NO_2 年平均濃度分布

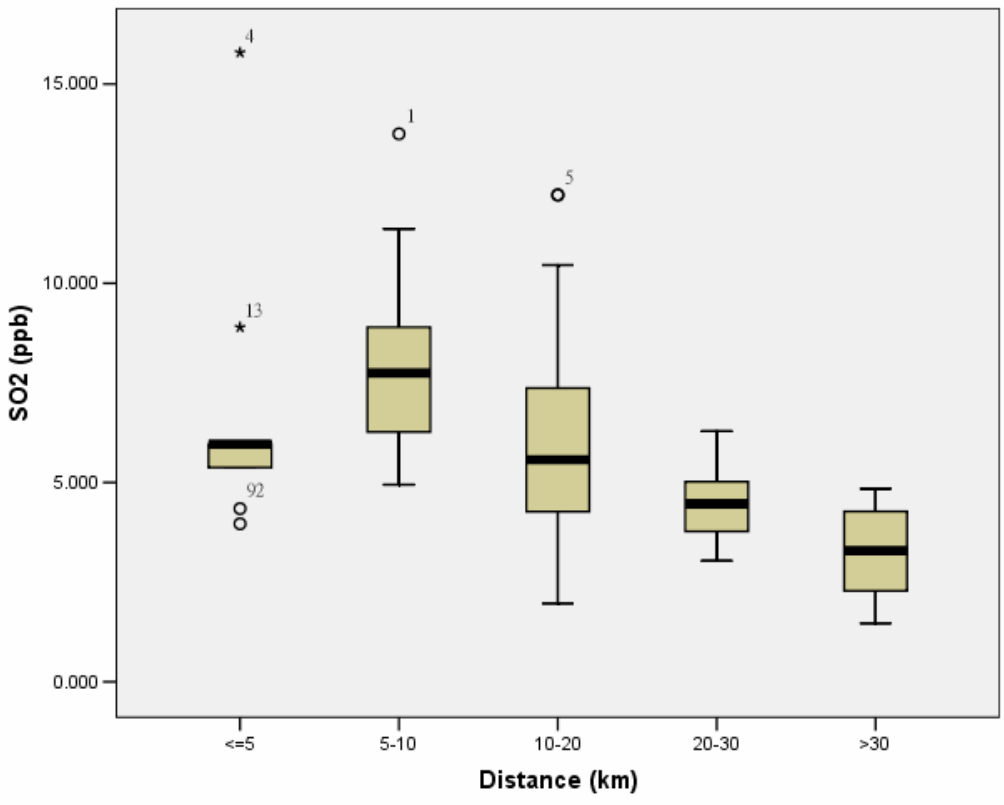


圖 3-23(d) 距離火力發電廠遠近與 SO_2 年平均濃度分布

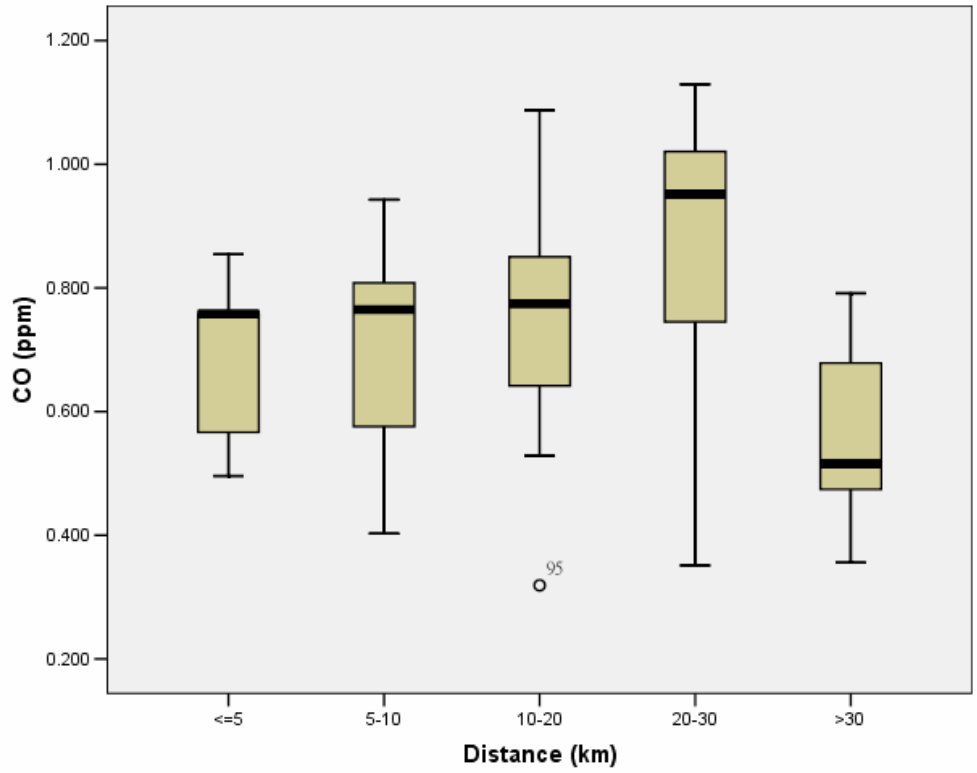
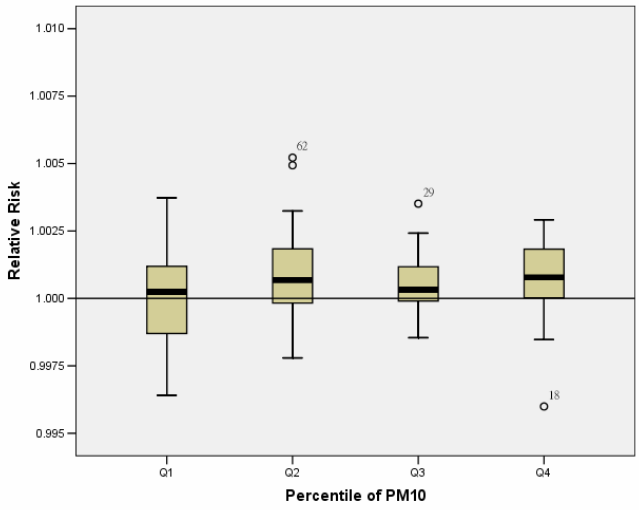
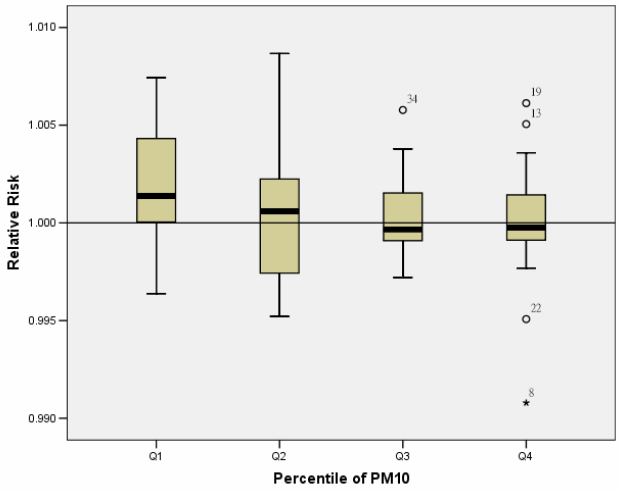
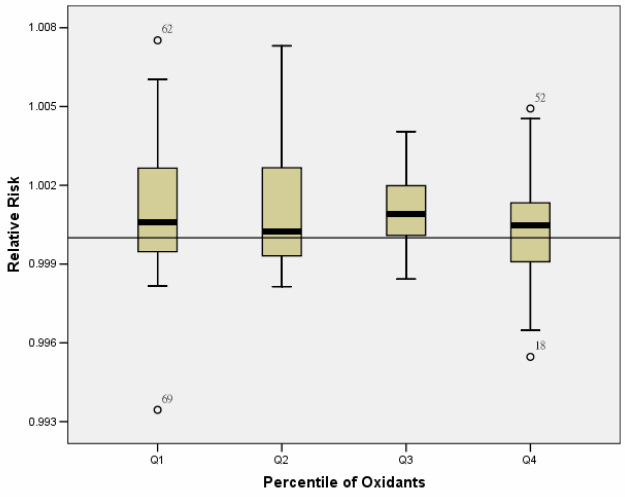
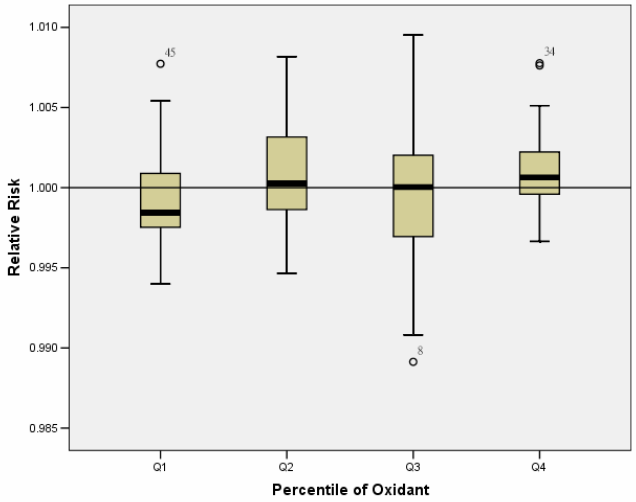
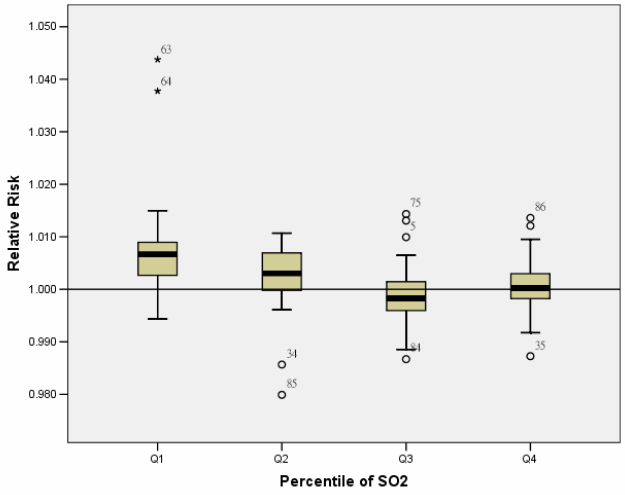
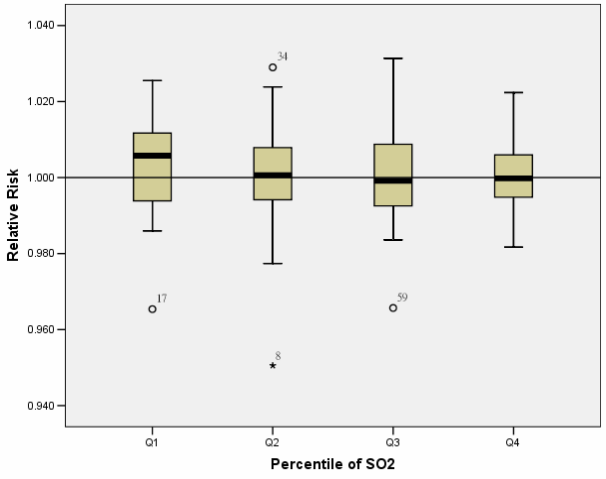


圖 3-23(e) 距離火力發電廠遠近與 CO 年平均濃度分布

	心臟血管疾病	呼吸道疾病死亡率
PM10	 (a)ANOVA p=0.270	 (b)ANOVA p=0.076
O3+NOx	 (c)ANOVA p=0.668	 (d)ANOVA p=0.244
SO2	 (e)ANOVA p=0.002	 (f)ANOVA p=0.849

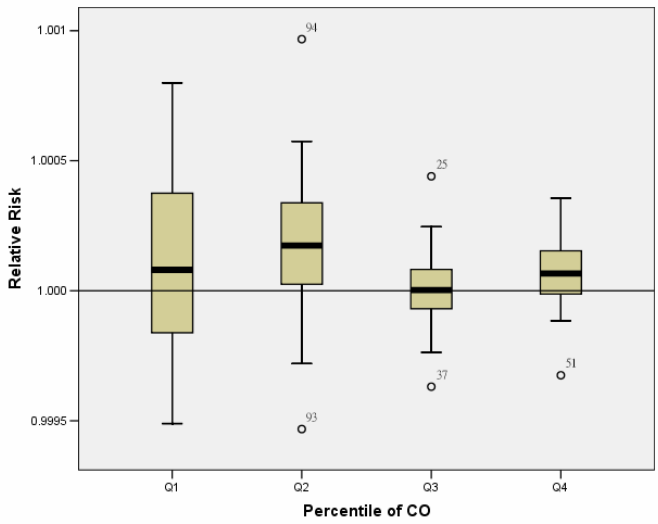
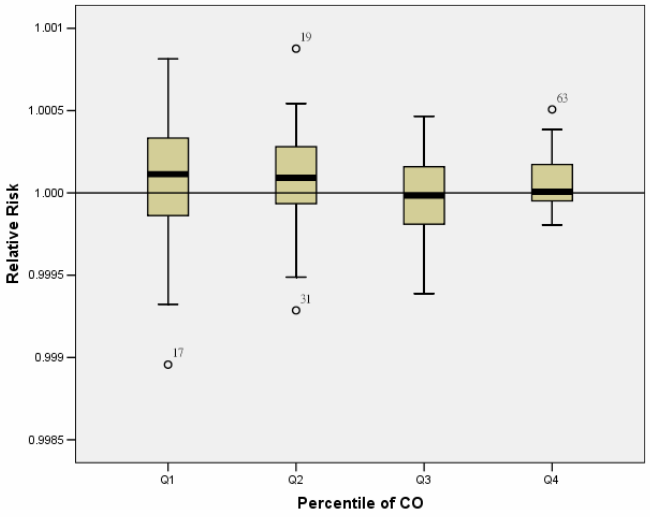
CO		
	(g)ANOVA p=0.076	(h)ANOVA p=0.578

圖 3-24 各鄉鎮年平均空氣污染濃度分布與相對危險性之關連性

3-3-4 火力電廠之健康成本初估

由於各鄉鎮之每日各類空氣污染濃度均有一定程度以上之相關性(如圖 3-25 所示)，此現象與世界各國在相關研究及模式運算上面臨的困難點相同，各城市各類污染物濃度分布均呈現良好相關性，意即我們若暴露到較高濃度的 PM_{10} 也同時暴露到較高濃度的其他污染物，在其影響疾病或死亡率的表現上，我們無法區別其個別影響程度。另外，在模式推估上，面臨的難題是"共線性"的問題，而如何有效進一步探討其"交互作用"或"加乘作用" 現階段則有待更進一步之數值模式之發展與應用。所以包含美國、歐洲及亞洲各地之研究在評估空氣污染對健康危害的衝擊上，大多僅以單一主要污染物為代表。

由於本研究僅以空氣污染測站監測資料用以連結各區域之死亡率，在此研究中無法釐清包含火力發電廠或是其他污染源對該地區污染濃度之相對貢獻，但經由前述結果發現若以距離火力發電廠遠近污染物濃度分布看來，火力發電廠對於鄰近 5-10 公里範圍內主要影響最大之污染物為 SO_2 及 PM_{10}，其中尤以 SO2 與火力發電廠之關聯性最佳，另外，每增加每上升 1μg/m3 SO_2 所導致之損害含數亦較 PM_{10} 高，推算得之平均人年損失亦較高。因此，本研究在不考慮其他污染物共同影響，並以各距離內最大損害函數估算距離火力發電廠不同距離範圍內老年人之每增加 1μg/m^3 SO2 平均增加的死亡人次。人年損失的估算是以我國內政度統計資料公佈之「94 年臺灣地區簡易生命表」，65 歲老年人口之平均餘命 18.12 年進行估算。如表 3-8 所示，本研究以進一步距離火力發電廠 30km 公里以上之鄉鎮區之 SO_2 平均濃度作為背景值(3.30μg/m^3)，計算鄰近火力發電廠之鄉鎮因增加之 SO2 濃度而增加之 65 歲老年人死亡之健康成本損失。結果顯示，以距離火力發電廠 5-10 公里範圍內之民眾因 SO2 濃度增加而平均增加的生命損失最高，平均每個老年人減少約 993 天之生命，其次則為 5 公里內之鄉鎮區(653 天)。

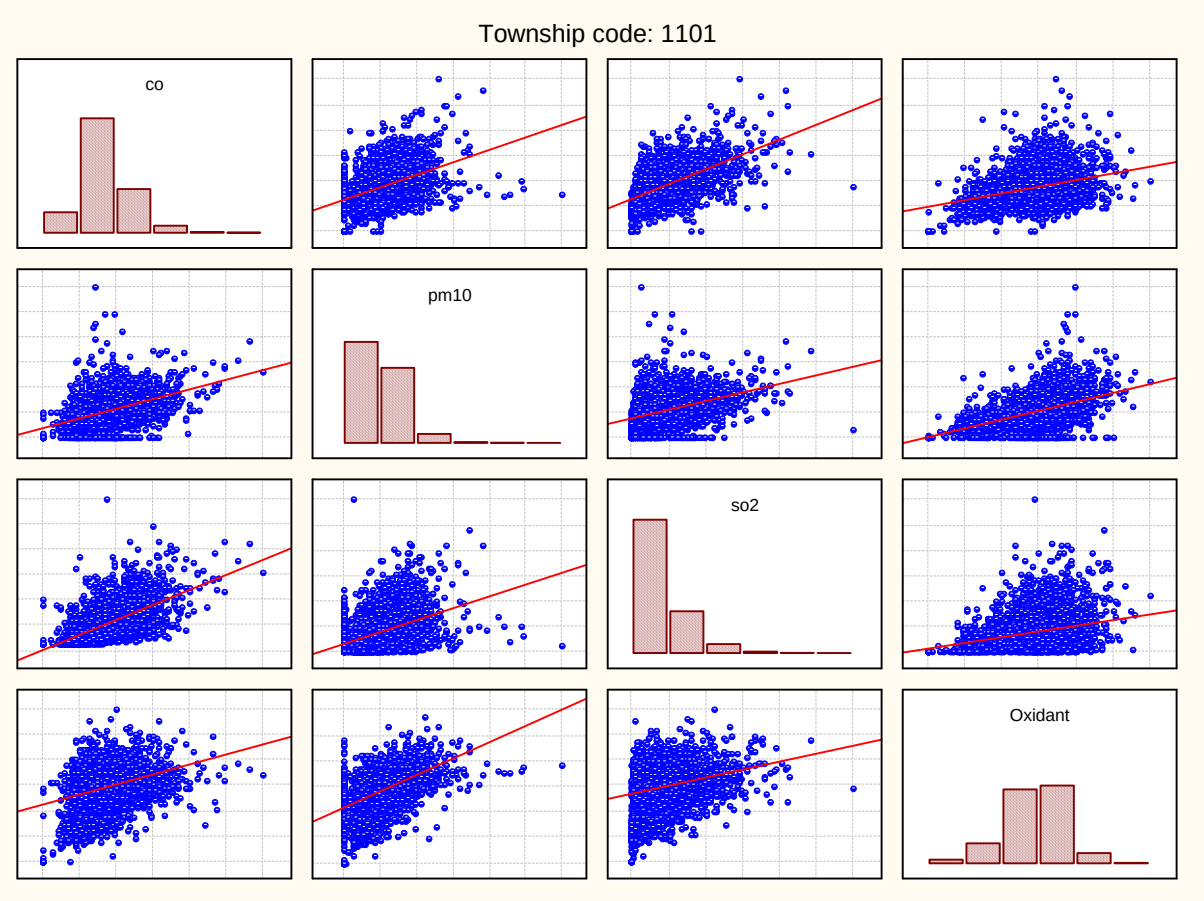


圖 3-25 基隆市中正區每日空氣污染物濃度分布圖

而每一個生命損失的經濟價值是多少？或者每一個人年損失的經濟價值又是多少呢? 世界各國依據經濟狀況及國情的不同均有不同的調查與推算，大多的研究是調查勞工市場中，一般人願意負擔多少貨幣價值(willing to pay; WTP)來避免一個生命損失。以健康成本效益分析應用最普遍的美國而言，美國環保署在 1988 年估算臭氧層破洞對人命造成的經濟損失使用的統計上的人命價值(value of a statistical life; VSL)為 4.8millions 美金(2000 年貨幣價值)，到了 1999 年用以估算大氣臭氧汙染的 VSL 又提升為 6.3 millions 美金(2000 年貨幣價值)。臺灣地區僅有 Liu 與 Hammitt 在 1997 及 1999 年對於一般勞工及石化工業區勞工生命損失的貨幣價值進行估算，分別為 0.2-0.9 及 0.7 million 美金。相較於美國的生命價值，以 Liu 與 Hammitt 的估算而言，台灣的生命價值相對而言少得可憐。所以，使用哪一個生命價值作為健康成本上之估算，在倫理上及學理上均有相當爭議之處。2003 年 Viscusi 對於全球期刊文獻中各國進行的 value of a statistical life; VSL 進行文獻回顧及 meta-analysis，在回顧 60 個相關於死亡率的 VSL 後，結合各國的平均

所得等資訊彙整運算的結果，認為對於美國人而言取一中位數估算一般美國人的 VSL 為 6.7 millions 美金(2000 年貨幣價值)左右，若單純校正兩國年平均所得之差異，以主計處公告之台灣民國 96 年每人年平均所得 15,080 美元估算，台灣人的 VSL 約為 3.9 百萬美元。VSL 應會受到年齡差異之影響，但若不考慮年齡差異對 VSL 之影響，以台灣人平均餘命 77.41 歲為估算，平均每人年的價值為 0.05038 百萬美元。以此估算鄰近火力發電廠之鄉鎮區，因二氧化硫濃度增加導致之老年人因呼吸道疾病及心臟血管疾病人年損失之貨幣價值。在 5 公里內增加之貨幣損失約為 5,620 百萬美金、5-10 公里內增加之貨幣損失約為 32,335 百萬美金、10-20 公里範圍內增加之貨幣損失約為 47,270 百萬美金、20-30 公里內增加之貨幣損失約為 24, 708 百萬美金，總計相較於>30km 之鄉鎮區之 SO2 濃度，鄰近火力發電廠 30 公里以內之鄉鎮由於 SO2 濃度增加導致之總貨幣損失約為 109, 934 百萬美金。後續仍需要相關研究進一步確認各火力發電廠空氣污染物排放，特別是 SO2 排放，及影響其影響範圍，以確認火力發電廠及其他相關污染源對於各地區污染物濃度之貢獻，用以估量火力發電廠排放之貢獻比例。

表 3-8 增加之 SO2 對於距火力發電廠不同範圍內老年人所造成之人年損失估算

距離 (km)	鄉鎮區數目	疾病類別	損害常數 (B)	65 歲以上老年人口數	每增加 1μg/m^3 增加之 65 歲以上老年人死亡人數	高於>30km 鄉鎮濃度值	[a]增加之死亡人數	[a]增加之人年損失 (YLL)	[a]平均每人增加之人年損失	[a]平均每人增加之損失天數
<=5	13	Cav	0.0083	62331	516.47	3.61	1863.32	33763.30	0.54	197.71
		Res	0.0191	62331	1190.02	3.61	4293.32	77794.95	1.25	455.55
5-10	34	Cav	0.0093	235745	2186.77	4.91	10739.79	194604.91	0.83	301.30
		Res	0.0213	235745	5025.38	4.91	24680.90	447217.85	1.90	692.42
10-20	59	Cav	0.0140	439061	6156.95	2.63	16169.03	292982.76	0.67	243.56
		Res	0.0309	439061	13560.84	2.63	35612.68	645301.69	1.47	536.45
20-30	68	Cav	0.0129	542841	6980.39	1.20	8401.55	152236.07	0.28	102.36
		Res	0.0286	542841	15507.34	1.20	18664.52	338201.10	0.62	227.40
>30	178	Cav	0.0429	671898	28833.16	0	--	--		
		Res	0.0252	671898	16911.00	0	--	--		

Cav: 心臟血管疾病死亡

Res: 呼吸道疾病死亡

[a] 相較於>30 公里以外之鄉鎮

表 3-9 美國與台灣 VSL 的比較

	美國	台灣
VSL (百萬美元)	6.7	3.9
年平均所得(美元)	26,006	[a]15,080

[a] 主計處公告之 2007 年我國每人年平均所得(http://www.stat.gov.tw/ct.asp?xItem=14616&CtNode=3564)

表 3-10 增加之 SO2 濃度對於距火力發電廠不同範圍內老年人所造成之貨幣損失估算

距離 (km)	鄉鎮區數目	疾病類別	[a]增加之死亡人數	[a]增加之人年損失 (YLL)	[a]增加之支出成本 (百萬美元)	[a]增加之總損失 (百萬美元)
<=5	13	Total	6156.636	111558.3	5620.305	**109,934**
		Cav	1863.317	33763.3		
		Res	4293.32	77794.95		
5-10	34	Total	35420.68	641822.8	32335.03	
		Cav	10739.79	194604.9		
		Res	24680.9	447217.9		
10-20	59	Total	51781.7	938284.5	47270.77	
		Cav	16169.03	292982.8		
		Res	35612.68	645301.7		
20-30	68	Total	27066.07	490437.2	24708.22	
		Cav	8401.549	152236.1		
		Res	18664.52	338201.1		

Cav: 心臟血管疾病死亡

Res: 呼吸道疾病死亡

[a] 相較於>30 公里以外之鄉鎮

參考文獻

Abbey, D. E., F. Petersen, et al. (1993). "Long-term ambient concentrations of total suspended particulates, ozone, and sulfur dioxide and respiratory symptoms in a nonsmoking population." Archives of Environmental Health 48(1): 33-46.

Abt Associations, Power plants emissions: particulate matter-related health damages and the benefits of alternative emission reduction scenarios (June 2004). Available online at: www.catf.us/publications/index.php.

Ajmal M. and Khan MA. 1986. Effects of coal-fired thermal power plant discharges on agricultural soil and crop plants. Environmental Research. 39(2):405-17.

Andersson, J. A., R. Uddman, et al. (2002). "Increased carbon monoxide levels in the nasal airways of subjects with a history of seasonal allergic rhinitis and in patients with upper respiratory tract infection.[see comment]." Clinical & Experimental Allergy 32(2): 224-7.

Angeles R. A.(1990). 段德智 等譯（1999）.*The Harper Collins Dictionary of Philosophy Harper Collins Publish-ersLimited* .哲學辭典。台北：貓頭鷹出版社。

Atkinson, R. W., H. R. Anderson, et al. (2001). "Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions: results from APHEA 2 project. Air Pollution and Health: a European Approach." American Journal of Respiratory & Critical Care Medicine 164(10 Pt 1): 1860-6.

Aunan, K., G. Patzay, et al. (1998),Health and environmental benefits from air pollution reductions in Hungary, Science of the Total Environment. 212 (2-3):245-68

Bell, M. L., A. McDermott, et al. (2004). "Ozone and short-term mortality in 95 US urban communities, 1987-2000." JAMA 292(19): 2372-8.

Bergh, O., K. Y. Borsheim, et al. (1989). "High abundance of viruses found in aquatic environments.[see comment]." Nature 340(6233): 467-8.

Borsheim, K. Y., G. Bratbak, et al. (1990). "Enumeration and biomass estimation of

planktonic bacteria and viruses by transmission electron microscopy." Applied & Environmental Microbiology 56(2): 352-6.

Bourdeau P. 2004. The man-nature relationship and environmental ethics. Journal of Environmental Radioactivity. 72(1-2):9-15.

Brunekreef, B., G. Hoek, et al. (2000). "Relation between airborne pollen concentrations and daily cardiovascular and respiratory-disease mortality.[see comment]." Lancet 355(9214): 1517-8.

Burge, H. A. (2002). "An update on pollen and fungal spore aerobiology." Journal of Allergy & Clinical Immunology 110(4): 544-52.

Burge, H. A. (2002). "An update on pollen and fungal spore aerobiology." Journal of Allergy & Clinical Immunology. 110(4): 544-52.

Burge, H. A. and C. A. Rogers (2000). "Outdoor allergens." Environmental Health Perspectives 108 Suppl 4: 653-9.

Burnett, R. T., J. R. Brook, et al. (1997). "Association between ozone and hospitalization for respiratory diseases in 16 Canadian cities." Environmental Research 72(1): 24-31.

Burnett, R. T., M. Smith-Doiron, et al. (2001). "Association between ozone and hospitalization for acute respiratory diseases in children less than 2 years of age." American Journal of Epidemiology 153(5): 444-52.

Burnett, R. T., R. E. Dales, et al. (1994). "Effects of low ambient levels of ozone and sulfates on the frequency of respiratory admissions to Ontario hospitals." Environmental Research 65(2): 172-94.

Burnett, R. T., R. E. Dales, et al. (1997). "Association between ambient carbon monoxide levels and hospitalizations for congestive heart failure in the elderly in 10 Canadian cities." Epidemiology 8(2): 162-7.

Burnett, R. T., S. Cakmak, et al. (1998). "The association between ambient carbon monoxide levels and daily mortality in Toronto, Canada." Journal of the Air & Waste Management Association 48(8): 689-700.

Burr, M. (1999). "Grass pollen: trends and predictions." Clinical and Experimental Allergy 29: 735-738.

Cakmak, S., R. E. Dales, et al. (2002). "Effect of airborne allergens on emergency visits by children for conjunctivitis and rhinitis." Lancet. 359(9310): 947-8.

Celenza, A., J. Fothergill, et al. (1996). "Thunderstorm associated asthma: a detailed analysis of environmental factors.[comment]." Bmj. 312(7031): 604-7.

Chauhan, A. J., M. T. Krishna, et al. (1998). "Exposure to nitrogen dioxide (NO2) and respiratory disease risk." Reviews on Environmental Health 13(1-2): 73-90.

Clean Air Task Force, Children at risk: How air pollution from, power plants threatens the health of America's children, 2002.

Clean Air Task Force, Dirty air, dirty power: mortality and health damage due to air pollution from power plants, 2004.

Crimi, P., P. Minale, et al. (2001). "Asthma and rhinitis in schoolchildren: the impact of allergic sensitization to aeroallergens." Journal of Investigational Allergology & Clinical Immunology. 11(2): 103-6.

Dales, R. E., S. Cakmak, et al. (2000). "Influence of ambient fungal spores on emergency visits for asthma to a regional children's hospital." American Journal of Respiratory & Critical Care Medicine. 162(6): 2087-90.

Dales, R. E., S. Cakmak, et al. (2003). "The role of fungal spores in thunderstorm asthma." Chest 123(3): 745-50.

Dales, R. E., S. Cakmak, et al. (2003). "The role of fungal spores in thunderstorm asthma." Chest. 123(3): 745-50.

Delfino, R. J., A. M. Murphy-Moulton, et al. (1997). "Effects of air pollution on emergency room visits for respiratory illnesses in Montreal, Quebec." American Journal of Respiratory & Critical Care Medicine 155(2): 568-76.

Delfino, R. J., R. S. Zeiger, et al. (1997). "The effect of outdoor fungal spore concentrations on daily asthma severity." Environmental Health Perspectives. 105(6): 622-35.

Desjardins, J. R. （1993）. *Environmental Ethics*, Wadsworth Publishing Co.

Dockery, D. W., C. A. Pope, 3rd, et al. (1993). "An association between air pollution and mortality in six U.S. cities.[see comment]." New England Journal of Medicine 329(24): 1753-9.

Dominici, F., A. McDermott, et al. (2002). "On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health.[see comment]." American Journal of Epidemiology 156(3): 193-203.

Dwyer, E. M., Jr. and G. M. Turino (1989). "Carbon monoxide and cardiovascular disease.[comment]." New England Journal of Medicine 321(21): 1474-5.

Eilers, H., J. Pernthaler, et al. (2000). "Culturability and In situ abundance of pelagic bacteria from the North Sea." Applied & Environmental Microbiology 66(7): 3044-51.

Energy Information Administration: www.eia.doe.gov/cneaf/electricity/page/at_a_glance/epatab5.html

Environmental Protection Administration, Technical Addendum: Methodologies for the benefit analysis of the clear skies act of 2003. available online at: www.epa.gov/air/clearskies/tech_addendum.pdf

Fogelmark, B., M. Sjostrand, et al. (1994). "Pulmonary inflammation induced by repeated inhalations of beta(1,3)-D-glucan and endotoxin." International Journal of Experimental Pathology 75(2): 85-90.

Galizia, A. and P. L. Kinney (1999). "Long-term residence in areas of high ozone: associations with respiratory health in a nationwide sample of nonsmoking young adults [dsee comments][see comment]." Environmental Health Perspectives 107(8): 675-9.

Gent, J. F., E. W. Triche, et al. (2003). "Association of low-level ozone and fine particles with respiratory symptoms in children with asthma.[see comment]." JAMA 290(14): 1859-67.

Gold, D. R., A. I. Damokosh, et al. (1999). "Particulate and ozone pollutant effects on the respiratory function of children in southwest Mexico City.[see comment][erratum appears in Epidemiology 1999 Jul;10(4):470]." Epidemiology 10(1): 8-16.

Griffin, D. W., C. A. Kellogg, et al. (2003). "Atmospheric microbiology in the northern Caribbean during African dust events." Aerobiologia 19: 143-157.

Gryparis, A., B. Forsberg, et al. (2004). "Acute effects of ozone on mortality from the "air pollution and health: a European approach" project." American Journal of

Respiratory & Critical Care Medicine 170(10): 1080-7.

Hale, S., S. Lewis, et al. (1998). "Prevalence of adult asthma symptoms in relation to climate in New Zealand." Environmental Helath Perspectives 106(9): 607-610.

Herbert, A., M. Carvalheiro, et al. (1992). "Reduction of alveolar-capillary diffusion after inhalation of endotoxin in normal subjects." Chest 102(4): 1095-8.

Huang SL. Cheng WL. Lee CT. Huang HC. Chan CC. Contribution of endotoxin in macrophage cytokine response to ambient particles in vitro. Journal of Toxicology & Environmental Health Part A. 65(17):1261-72, 2002.

Huang SL. Hsu MK. Chan CC. Effects of submicrometer particle compositions on cytokine production and lipid peroxidation of human bronchial epithelial cells. Environmental Health Perspectives. 111(4):478-82, 2003.

Hungerford H.R. (1988) Investigating and Evaluating Environmental Issues and Actions. Champaign Stipes Publishing.

Hwang, J. S. and C. C. Chan (2002). "Effects of air pollution on daily clinic visits for lower respiratory tract illness.[see comment]." American Journal of Epidemiology 155(1): 1-10.

Hwang, J. S., Y. J. Chen, et al. (2000). "Subject-domain approach to the study of air pollution effects on schoolchildren's illness absence." American Journal of Epidemiology 152(1): 67-74.

Ilabaca, M., I. Olaeta, et al. (1999). "Association between levels of fine particulate and emergency visits for pneumonia and other respiratory illnesses among children in Santiago, Chile." Journal of the Air & Waste Management Association 49(9 Spec No): 154-63.

Imrich A. Ning YY. Koziel H. Coull B. Kobzik L. Lipopolysaccharide priming amplifies lung macrophage tumor necrosis factor production in response to air particles. Toxicology & Applied Pharmacology. 159(2):117-24, 1999.

Karavu M. Aker A. Cebeci D. Tademir M. Bayram N. Cali S. 2002. Respiratory complaints and spirometric parameters of the villagers living around the Seyitomer coal-fired thermal power plant in Kutahya, Turkey. Ecotoxicology & Environmental Safety. 52(3):214-20.

Katsouyanni, K., G. Touloumi, et al. (2001). "Confounding and effect modification in

the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project.[see comment]." Epidemiology 12(5): 521-31.

Knobel, H. H., C. J. Chen, et al. (1995). "Sudden infant death syndrome in relation to weather and optimetrically measured air pollution in Taiwan.[see comment]." Pediatrics 96(6): 1106-10.

Krewski, D., R. T. Burnett, et al. (2003). "Overview of the reanalysis of the Harvard Six Cities Study and American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality." Journal of Toxicology & Environmental Health Part A 66(16-19): 1507-51.

Krewski, D., R. T. Burnett, et al. (2004). "Validation of the Harvard Six Cities Study of particulate air pollution and mortality.[see comment][comment]." New England Journal of Medicine 350(2): 198-9.

Lin, M. C., H. F. Chiu, et al. (2001). "Increased risk of preterm delivery in areas with air pollution from a petroleum refinery plant in Taiwan." Journal of Toxicology & Environmental Health Part A 64(8): 637-44.

Lin, M., Y. Chen, et al. (2003). "Effect of short-term exposure to gaseous pollution on asthma hospitalisation in children: a bi-directional case-crossover analysis.[see comment]." Journal of Epidemiology & Community Health 57(1): 50-5.

Lin, M., Y. Chen, et al. (2004). "Gaseous air pollutants and asthma hospitalization of children with low household income in Vancouver, British Columbia, Canada." American Journal of Epidemiology 159(3): 294-303.

Linaker, C. H., D. Coggon, et al. (2000). "Personal exposure to nitrogen dioxide and risk of airflow obstruction in asthmatic children with upper respiratory infection." Thorax 55(11): 930-3.

Linn, W. S., T. G. Venet, et al. (1983). "Respiratory effects of sulfur dioxide in heavily exercising asthmatics. A dose-response study." American Review of Respiratory Disease 127(3): 278-83.

Logan, W. (1953). "Mortality in London fog incidenct." Lancet 1: 336-338.

Long CM. Suh HH. Kobzik L. Catalano PJ. Ning YY. Koutrakis P. A pilot investigation of the relative toxicity of indoor and outdoor fine particles: in vitro

effects of endotoxin and other particulate properties. Environmental Health Perspectives. 109(10):1019-26, 2001.

Menetrez MY. Foarde KK. Ensor DS. An analytical method for the measurement of nonviable bioaerosols. Journal of the Air & Waste Management Association. 51(10):1436-42, 2001.

Monn C. Becker S. Cytotoxicity and induction of proinflammatory cytokines from human monocytes exposed to fine (PM2.5) and coarse particles (PM10-2.5) in outdoor and indoor air. Toxicology & Applied Pharmacology. 155(3):245-52, 1999.

Mueller-Annelling L. Avol E. Peters JM. Thorne PS. Ambient Endotoxin Concentrations in PM10 from Southern California. Environmental Health Perspectives. 112(5):583-588, 2004.

Naess A. (1985) Ecosophy T : Deep Versus Shallow Ecology. in L. P. Pojman (eds.)（1994）Environmental Ethics. Jones and Bartlett Publishers,Inc.

Nash, R. F.（1989）. *The Rights of Nature*, The University of Wisconsin .

Norton（1998）.Erikson, Erik. *The Life Cycle Completed*. New York.

Ostro, B. and L. Chestnut (1998), Assessing the health benefits of reducing particulate matter air pollution in the United States, Environmental Research. 76 (2):94-106.

Panella, M., L. Palin, et al. (2000). "The role of atmospheric nitrogen dioxide in the risk of hospital admission in the patient with respiratory pathology.[comment]." Epidemiology 11(3): 367-8.

Park JH. Spiegelman DL. Burge HA. Gold DR. Chew GL. Milton DK. Longitudinal study of dust and airborne endotoxin in the home. Environmental Health Perspectives. 108(11):1023-8, 2000.

Park JH. Spiegelman DL. Gold DR. Burge HA. Milton DK. Predictors of airborne endotoxin in the home. Environmental Health Perspectives. 109(8):859-64, 2001.

Peng, R. D., F. Dominici, et al. (2005). "Seasonal analyses of air pollution and mortality in 100 US cities." American Journal of Epidemiology 161(6): 585-94.

Pirie RS. Collie DD. Dixon PM. McGorum BC. Inhaled endotoxin and organic dust particulates have synergistic proinflammatory effects in equine heaves (organic dust-induced asthma). Clinical & Experimental Allergy. 33(5):676-83, 2003.

Pope, C. A. (1998). "Epidemiology investigations of the health effects of particulate air pollution: strengths and limitation." Apply and Occupational Environmental Hygiene 13(6): 356-363.

Pope, C. A., 3rd (1991). "Respiratory hospital admissions associated with PM10 pollution in Utah, Salt Lake, and Cache Valleys." Archives of Environmental Health 46(2): 90-7.

Pope, C. A., 3rd (2000). "Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk?" Environmental Health Perspectives 108 Suppl 4: 713-23.

Pope, C. A., 3rd, D. W. Dockery, et al. (1991). "Respiratory health and PM10 pollution. A daily time series analysis." American Review of Respiratory Disease 144(3 Pt 1): 668-74.

Pope, C. A., 3rd, J. Schwartz, et al. (1992). "Daily mortality and PM10 pollution in Utah Valley." Archives of Environmental Health 47(3): 211-7.

Pope, C. A., 3rd, M. J. Thun, et al. (1995). "Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults." American Journal of Respiratory & Critical Care Medicine 151(3 Pt 1): 669-74.

Reynolds SJ. Black DW. Borin SS. Breuer G. Burmeister LF. Fuortes LJ. Smith TF. Stein MA. Subramanian P. Thorne PS. Whitten P. Indoor environmental quality in six commercial office buildings in the midwest United States. Applied Occupational & Environmental Hygiene. 16(11):1065-77, 2001.

Rolston, H. (1988) Environmental Ethics. Temple University Press.

Rosas, I., H. A. McCartney, et al. (1998). "Analysis of the relationships between environmental factors (aeroallergens, air pollution, and weather) and asthma emergency admissions to a hospital in Mexico City." Allergy. 53(4): 394-401.

Rylander, R. (1995). "Endotoxins in the environment." Progress in Clinical & Biological Research 392: 79-90.

Rylander, R., B. Bake, et al. (1989). "Pulmonary function and symptoms after inhalation of endotoxin." American Review of Respiratory Disease 140(4): 981-6.

Samet, J. M., F. Dominici, et al. (2000). "The National Morbidity, Mortality, and Air

Pollution Study. Part I: Methods and methodologic issues." Research Report - Health Effects Institute(94 Pt 1): 5-14; discussion 75-84.

Samet, J. M., S. L. Zeger, et al. (2000). "The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States." Research Report - Health Effects Institute 94(Pt 2): 5-70; discussion 71-9.

Samoli, E., A. Analitis, et al. (2005). "Estimating the exposure-response relationships between particulate matter and mortality within the APHEA multicity project." Environmental Health Perspectives 113(1): 88-95.

Samoli, E., G. Touloumi, et al. (2003). "Investigating the dose-response relation between air pollution and total mortality in the APHEA-2 multicity project." Occupational & Environmental Medicine 60(12): 977-82.

Samoli, E., J. Schwartz, et al. (2001). "Investigating regional differences in short-term effects of air pollution on daily mortality in the APHEA project: a sensitivity analysis for controlling long-term trends and seasonality." Environmental Health Perspectives 109(4): 349-53.

Schwartz J. Dockery DW. Neas LM. Is daily mortality associated specifically with fine particles?. Journal of the Air & Waste Management Association. 46(10):927-39, 1996.

Shima, M. and M. Adachi (2000). "Effect of outdoor and indoor nitrogen dioxide on respiratory symptoms in schoolchildren." International Journal of Epidemiology 29(5): 862-70.

Smith, G. W. (1996). "Caribbean sea-fan mortalities." Nature 383: 487.

Stern, B. R., M. E. Raizenne, et al. (1994). "Air pollution and childhood respiratory health: exposure to sulfate and ozone in 10 Canadian rural communities." Environmental Research 66(2): 125-42.

Stone, R. (2002). "Air pollution. Counting the cost of London's killer smog." Science 298(5601): 2106-7.

Su, H. J., P. C. Wu, et al. (2001). "Exposure Assessment of indoor allergens, endotoxin, and airborne fungi for homes in southern Taiwan." Environmental Research 85: 135-144.

Su, H. J., P. C. Wu, et al. (2005). "The biological response of asthmatic children with exposure to domestic dust mite and fungal allergens." Mediators of Inflammation (accepted in Mar. 21, 2005).

Sunyer, J., C. Puig, et al. (2004). "Nitrogen dioxide is not associated with respiratory infection during the first year of life." International Journal of Epidemiology 33(1): 116-20.

Sunyer, J., F. Ballester, et al. (2003). "The association of daily sulfur dioxide air pollution levels with hospital admissions for cardiovascular diseases in Europe (The Aphea-II study)." European Heart Journal 24(8): 752-60.

Tamura, K., W. Jinsart, et al. (2003). "Particulate air pollution and chronic respiratory symptoms among traffic policemen in Bangkok." Archives of Environmental Health 58(4): 201-7.

Tiittanen, P., K. L. Timonen, et al. (1999). "Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children." European Respiratory Journal 13(2): 266-73.

Tsai SS. Yu HS. Chang CC. Chuang HY. Yang CY. 2004. Increased risk of preterm delivery in women residing near thermal power plants in Taiwan. Archives of Environmental Health. 59(9):478-83.

Voorhees, A. S., S. Araki, et al. (2000), An ex post cost-benefit analysis of the nitrogen dioxide air pollution control program in Tokyo, Journal of the Air & Waste Management Association 50 (3):391-410

Wiley J.A., Robinson J.P., Cheng Y.T., Piazza T., Stork L., Pladsen K., 1991. Study of children's activity patterns. Final report cpmtract No. A733-149; Survey Research Center, University of Californa, Burkeley, September 1991.

Witek, T. J., Jr., E. N. Schachter, et al. (1985). "Respiratory symptoms associated with sulfur dioxide exposure." International Archives of Occupational & Environmental Health 55(2): 179-83.

World Health Organization, The world health report 2002 - Reducing Risks, Promoting Healthy Life, Geneva, 2002

Wu, P. C., J. C. Tsai, et al. (2004). "Increased levels of ambient fungal spores in Taiwan are associated with dust events from China." Atmospheric Environment

38: 4879-4886.

Yang, C. Y., B. H. Cheng, et al. (2000). "Female lung cancer mortality and sex ratios at birth near a petroleum refinery plant." Environmental Research 83(1): 33-40.

Yang, C. Y., B. H. Cheng, et al. (2002). "Association between petrochemical air pollution and adverse pregnancy outcomes in Taiwan." Archives of Environmental Health 57(5): 461-5.

Yang, C. Y., Y. T. Tseng, et al. (2003). "Effects of air pollution on birth weight among children born between 1995 and 1997 in Kaohsiung, Taiwan." Journal of Toxicology & Environmental Health Part A 66(9): 807-16.

Yang, Q., Y. Chen, et al. (2003). "Association between ozone and respiratory admissions among children and the elderly in Vancouver, Canada." Inhalation Toxicology 15(13): 1297-308.

Zevin, S., S. Saunders, et al. (2001). "Cardiovascular effects of carbon monoxide and cigarette smoking." Journal of the American College of Cardiology 38(6): 1633-8.

方鴻源、李樹華（民 90）。**環安衛實務概論。**教育部環保小組。

王從恕（民 90）：西方環境倫理概要，科學教育月刊，241，頁 26-34。台北：國立台灣師範大學科學教育研究所。

莊慶信（民 91）。**中西環境哲學：一個整合的進路**。台北：五南。

郭實渝（民 89）。環境倫理與生態道德教育。上網日期：92 年 8 月 22 日。網址：http://www.nioerar.edu.tw:82/basis1/708/a5.htms

楊冠政（民 88）：永續發展的倫理，**環境教育季刊，37，**頁 82-86。台北：國立台灣師範大學環境教育中心。

劉錦添、陳宜廷，1996。「罹病減輕的願付金額估計－台灣都會區與石化專業區的比較」，『經濟論文』。第 24 卷，第 3 期，頁 397-431。

蕭代基、陳淑華，1993。「空氣污染防治對家庭清潔之效益－趨避行為法之應用」，『中國經濟學會年會論文集』，67-88

附表一、具有空氣測站資料且在火力電廠周邊(10 公里、20 公里與 30 公里)之鄉鎮分類

10km 以內	27	基隆市 中正區, 基隆市 仁愛區, 基隆市 中山區, 基隆市 安樂區, 基隆市 信義區, 台南市 南區, 高雄市 鹽埕區, 高雄市 鼓山區, 高雄市 左營區, 高雄市 三民區, 高雄市 新興區, 高雄市 前金區, 高雄市 苓雅區, 高雄市 前鎮區, 高雄市 旗津區, 高雄市 小港區, 台北縣 林口鄉, 台中縣 沙鹿鎮, 台中縣 梧棲鎮, 台中縣 龍井鄉, 彰化縣 和美鎮, 彰化縣 線西鄉, 彰化縣 伸港鄉, 台南縣 仁德鄉, 高雄縣 鳳山市, 高雄縣 大寮鄉, 高雄縣 林園鄉
20km 以內	59	台北市 南港區, 台北市 內湖區,, 台北市 北投區, 台中市 西區, 台中市 南區, 台中市 北區, 台中市 西屯區, 台中市 南屯區, 基隆市 中正區, 基隆市 仁愛區, 基隆市 中山區, 基隆市 安樂區, 基隆市 信義區, 台南市 東區, 台南市 南區, 台南市 北區, 台南市 中西區, 高雄市 鹽埕區, 高雄市 鼓山區, 高雄市 左營區, 高雄市 楠梓區, 高雄市 三民區, 高雄市 新興區, 高雄市 前金區, 高雄市 苓雅區, 高雄市 前鎮區, 高雄市 旗津區, 高雄市 小港區, 台北縣 新莊市, 台北縣 林口鄉, 台北縣 五股鄉, 台北縣 蘆洲市, 台北縣 三重市, 台北縣 泰山鄉, 台北縣 板橋市, 台北縣 鶯歌鎮, 台北縣 萬里鄉, 台北縣 汐止市, 桃園縣 桃園市, 桃園縣 中壢市, 苗栗縣 苗栗市, 苗栗縣 三義鄉, 台中縣 沙鹿鎮, 台中縣 梧棲鎮, 台中縣 神岡鄉, 台中縣 龍井鄉, 彰化縣 彰化市, 彰化縣 和美鎮, 彰化縣 線西鄉, 彰化縣 伸港鄉, 台南縣 仁德鄉, 高雄縣 鳳山市, 高雄縣 鳥松鄉, 高雄縣 仁武鄉, 高雄縣 大社鄉, 高雄縣 大寮鄉, 高雄縣 林園鄉, 高雄縣 橋頭鄉, 高雄縣 梓官鄉
30km 以內	82	台北市 松山區, 台北市 大安區, 台北市 中正區, 台北市 萬華區, 台北市 大同區, 台北市 中山區, 台北市 文山區, 台北市 南港區, 台北市 內湖區, 台北市 士林區, 台北市 北投區, 台北市 信義區, 台中市 中區, 台中市 東區, 台中市 西區, 台中市 南區, 台中市 北區, 台中市 西屯區, 台中市 南屯區, 基隆市 中正區, 基隆市 仁愛區, 基隆市 中山區, 基隆市 安樂區, 基隆市 信義區, 台南市 東區, 台南市 南區, 台南市 北區, 台南市 安南區, 台南市 中西區, 高雄市 鹽埕區, 高雄市 鼓山區, 高雄市 左營區, 高雄市 楠梓區, 高雄市 三民區, 高雄市 新興區, 高雄市 前金區, 高雄市 苓雅區, 高雄市 前鎮區, 高雄市 旗津區, 高雄市 小港區, 台北縣 新莊市, 台北縣 林口鄉, 台北縣 五股鄉, 台北縣 蘆洲市, 台北縣 三重市, 台北縣 泰山鄉, 台北縣 板橋市, 台北縣 鶯歌鎮, 台北縣 中和市, 台北縣 土城市, 台北縣 萬里鄉, 台北縣 汐止市, 台北縣 永和市, 桃園縣 桃園市, 桃園縣 中壢市, 桃園縣 平鎮市, 桃園縣 觀音鄉, 苗栗縣 苗栗市, 苗栗縣 三義鄉, 台中縣 豐原市, 台中縣 沙鹿鎮, 台中縣 梧棲鎮, 台中縣 神岡鄉, 台中縣 潭子鄉, 台中縣 龍井鄉, 台中縣 大里市, 彰化縣 彰化市, 彰化縣 和美鎮, 彰化縣 線西鄉, 彰化縣 伸港鄉, 台南縣 仁德鄉, 台南縣 永康市, 高雄縣 鳳山市, 高雄縣 鳥松鄉, 高雄縣 仁武鄉, 高雄縣 大社鄉, 高雄縣 大寮鄉, 高雄縣 林園鄉, 高雄縣 橋頭鄉, 高雄縣 梓官鄉, 屏東縣 屏東市, 屏東縣 麟洛鄉
30km 以上	26	宜蘭縣 宜蘭市, 宜蘭縣 壯圍鄉, 宜蘭縣 冬山鄉, 桃園縣 龍潭鄉, 嘉義市 東區, 嘉義市 西區, 新竹縣 竹東鎮, 新竹縣 湖口鄉, 新竹縣 新豐鄉, 新竹縣 芎林鄉, 苗栗縣 竹南鎮, 苗栗縣 頭份鎮, 南投縣 南投市, 新竹市 東區, 新竹市 北區, 雲林縣 斗六市, 雲林縣 崙背鄉, 雲林縣 東勢鄉, 雲林縣 臺西鄉, 雲林縣 四湖鄉, 嘉義縣 朴子市, 嘉義縣 新港鄉, 嘉義縣 水上鄉, 台南縣 新營市, 高雄縣 美濃鎮, 台東縣 台東市

附件一　初審意見回覆

No	初審意見	初審意見回覆
1	請補英文摘要	英文摘要已補上。
2	p.1 之 43%及 p.14 之 8 家應指台電而非全台(p.14 之 40%亦然)、燃油佔 6%與圖 1-1 不一致，請確認	感謝指正，p.1 及 p.14 已將"全台"修正為"台電"，並修正百分比。
3	p.12 之 1673 億美元僅僅考慮發電廠在懸浮微粒上之排放污染，並未考量其他同時排放或衍生之二次污染物，請補述其他污染物之健康成本。	此文獻參考自美國 EPA 的研究報告,估算中僅以 PM_{10} 做為指標污染物進行估算，並無進行其他二次衍生汙染物之推估數據，故無法加以補充。細究其源由主要為其參考引用之 NMMAPS study 在估算全美 90 個城市的健康損害上僅以 PM_{10} 做為推估指標。而選用 PM10 做為推估指標之主要原因與世界各國在相關研究及模式運算上面臨的困難點相同，各城市各類污染物濃度分布均呈現良好相關性，意即我們若暴露到較高高濃度的 PM_{10} 也同時暴露到較高濃度的其他污染物，在其影響疾病或死亡率的表現上，我們無法區別其個別影響程度。另外，在模式推估上，面臨的難題是共線性的問題，而如何有效進一步探討其"交互作用"或"加乘作用"現階段則有待更進一步之數值模式之發展與應用。所以包含美國、歐洲及亞洲各地之研究在評估空氣污染對健康危害的衝擊上，大多僅以單一主要污染物為代表。
4	p.18 之△PE 未說明	已補充說明，感謝指正。
5	p.47 火力電廠周邊 30 公里以內的鄉鎮平均死亡率比全島的平均來得高。同樣的趨勢也呈現在呼吸系統相關疾病的粗死亡率分析。但 10 及 20km 內則無此趨勢，請說明。	影響死亡率之因素極為眾多，無法簡單僅以火力發電廠遠近加以說明，P47 之表 3-6 僅為初步呈現距離火力發電廠範圍 10km、20km 及 30km 內鄉鎮區之所有疾病與呼吸道疾病之粗死亡率整體而言均高於全台死亡率。已於 p47 頁補充論述不清楚之部分(10km 與 20km 內仍有一致趨勢)。
6	p.72 a.僅提到 SO2 對 65 歲以上，5km 內之損失估算，未考慮其他污染物，其他距離及其他年齡，似與該節標題及本年度工作目標	本期末報告修訂本中，已經完成距離火力發電廠不同距離包含 5km 內、5-10、10-20、20-30 及>30km 內所有俱有完整資料之 99 個鄉鎮損害函數之估算，並進一步針對本年度工作目標 5 進行"健康成本與火力空

	5 不盡相符，請修訂。 b.15482 美元與主計出之 NI 及 GDP 均不同，請確認。	污分佈研究評估”，詳細內容請參見 3-3-3 及 3-3-4 小節。另，本研究僅估算 65 歲以上年齡層之損失，主要是因為模式分析顯示 65 歲以上族群為空氣污染變化衝擊死亡率之易感性族群。關於每人年平均所得部分也依據 96 年度主計處之公告加以修正之。
7	計算之火力電廠健康成本是否已扣除其他污染源，報告似無清楚說明。	此部份描述不足之處 3-3-4 小節加以補充說明。