

國立臺灣大學工學院環境工程學研究所

碩士論文

Graduate Institute of Environmental Engineering

College of Engineering

National Taiwan University

Master Thesis



以 AQI 衡量空氣品質改善的健康與經濟效益

Using Air Quality Index to Evaluate Health Benefits and  
Economic Benefits of Air Quality Improvements.

龔芝瑩

Zhi-Ying Kung

指導教授：闕蓓德 博士

Advisor: Pei-Te Chiueh, Ph.D.

中華民國 111 年 7 月

July, 2022

# 國立臺灣大學碩士學位論文

## 口試委員會審定書

(以 AQI 衡量空氣品質改善的健康與經濟效益)

(Using Air Quality Index to Evaluate Health Benefits and  
Economic Benefits of Air Quality Improvements.)

本論文係龔芝瑩君(學號:R09541206)在國立臺灣大學環境工程學研究所完成之碩士學位論文，於民國 111 年 7 月 14 日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明

論文審查委員：

關蔭德

關蔭德博士  
國立台灣大學環境工程學研究所教授兼所長

馬鴻文

馬鴻文博士  
國立台灣大學環境工程學研究所教授

丁育韻

丁育韻博士  
國立台灣大學環境工程學研究所助理教授

指導教授：關蔭德

所 長：關蔭德

## 誌謝



碩班這兩年過得十分踏實，鮮少有可以好好放鬆的一段日子，碩一被各種作業和報告追著跑；碩二專心於研究，因為很早就決定要於碩三出國交換，因此不敢懈怠，戰戰兢兢又全心全意地進行研究。這兩年最感謝的莫非為指導教授闕蓓德老師，很謝謝老師在極為忙碌的生活中撥冗和我討論研究，總是很認真、很溫暖地給我許多建設性的建議和新的研究角度，令我受益良多。除了研究上，老師也十分關心我的生活，永遠記得在讀書會上被老師發現我神情失落，還有每次個人 meeting 快結束時與老師小聊近況的那份溫馨，非常謝謝老師所有的指導、鼓勵和關心。能在闕老師實驗室學習實在滿幸福的。

還要感謝子羿、子琦、學姁學姐們，怎麼人都這麼好又這麼溫柔啦！謝謝子羿和學姁學姐給我論文的建議，每個建議都超棒，讓我的論文如虎添翼，謝謝子琦學姐計畫上與生活上的指點，我超愛妳送的畢業花花；感謝美辰和凡宇兩位助理學姐幫助我大大小小的事情，研究室有妳們很安心；感謝世界上最棒的研究夥伴：亦蕪、政睿、詩雅，我超愛你們！對你們的喜歡和感謝在這裡說不完，有你們一起努力、討論、聊天和玩樂很幸運，我很常會浮現「碩班兩年雖然辛苦，但最大的收穫就是認識你們」的感想，希望等我明年回台灣，我們四個可以一起去小旅行！感謝大學好友們(桃園群組)的愛護，久久一次的聚會都好珍貴、放鬆和快樂；感謝直男男友世杰的悉心照顧，謝謝在 105 教室找到我，有你真的很好；感謝家人們的愛，這兩年我突然變得好戀家，雖然回家的頻率比大學時期高，但如果能更常和你們相處就好了。

最後，感謝一直都如此努力的自己，走過許多酸甜苦辣，尤其是 6 月中到 7 月中，面對研究和準備出國的事情超級兩頭燒、經歷換宿爭議和阿嬤過世的悲傷等等，只想說聲：芝瑩，妳好棒！！辛苦了。

**本論文獲財團法人日月光環保永續基金會 110 年度環保學術碩、博士論文獎助**

龔芝瑩 謹誌於中華民國 111 年 7 月



## 摘要

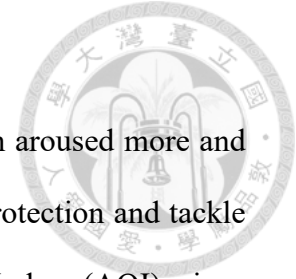
空氣品質對人體健康影響的議題不分國內外都越來越受到關注。為提升國民健康保障和改善空氣污染，我國政府於 2016 年 12 月起實施空氣品質指標(Air Quality Index, AQI)，並制定空氣品質保護相關政策和規劃；然而多數研究以特定空氣污染物的濃度減量來評估空氣品質改善成效，不易民眾理解。本研究係考量民眾在日常生活中多以易於理解的 AQI 判定空氣污染情形，且我國空污防制方案和計畫皆將 AQI 不良率作為空氣品質目標，故針對 AQI 等級之間的改善和 AQI 不良率每下降 1% 對應之健康風險進行分析。首先以我國近年與空氣污染有關之重點死因和疾病作為健康效應指標，利用基於健康影響評估架構建立的空氣品質改善效益評估流程，探討 AQI 改善對於全國、七大空品區和以性別與年齡別分的族群帶來多少健康效益，並將其量化成貨幣價值，藉以進一步探尋易受空氣污染影響的高風險族群，並檢視空污防制相關政策下，空氣品質改善之淨效益。

研究結果顯示全國總健康效益隨著 AQI 改善程度越多而增加，自情境 1(AQI 由普通改善至良好等級)的 79.6 萬件到情境 5(AQI 由危害改善至良好等級)的 506.7 萬件；而將健康效益貨幣化後，具最多全因死亡變化量的情境 3(AQI 由對所有人不健康改善至良好等級)有最高總貨幣效益約達 923,308 億元。心腦血管疾病患者、>65 歲年長者皆為敏感性族群，需多加注意空氣品質狀態。此外，對於 AQI 重點改善區域，即高屏空品區的《空氣污染防制計畫》進行成本效益分析後發現，若高雄市與屏東縣每年皆達到 AQI 不良率改善目標，前者年均淨效益現值為 172,400 億元，後者則為 37,296 億元，兩者淨效益現值皆大於零，《空氣污染防制計畫》具經濟可行性。

本研究使用 AQI 衡量我國空氣品質改善之健康與經濟效益，以期提升大眾對空氣品質的理解和意識，並以更貼近國人健康狀況和更全面的角度提供政府單位空品管理決策參考。

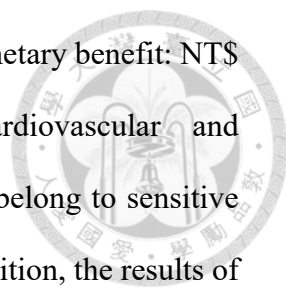
**關鍵字：**空氣品質指標、健康影響評估、健康效益、貨幣化、成本效益分析

## Abstract



Issues related to human health impacts of air quality has been aroused more and more attention throughout the world. In order to improve health protection and tackle air pollution, our government has implemented Air Quality Index (AQI) since December 2016, and formulated policies and plans involved with air quality protection. However, most studies evaluate effectiveness of air quality improvement by decreasing concentration of specific air pollutants, which is difficult for the public to understand. This study considers that people often use AQI to determine air pollution levels in their daily lives. Moreover, air pollution control programs and plans in Taiwan take AQI nonconformance proportion as air quality targets. Accordingly, it aims at using health risks corresponding to each level of AQI and the 1% drop in the AQI nonconformance proportion to analyzes. First of all, we start with regarding the significant causes of death and diseases concerning air pollution in Taiwan in recent years as health indicators. Then, using evaluation process of benefits of air quality improvement based on the framework of health impact assessment, we examine the impact of AQI improvement on all Taiwanese, seven air quality zones, populations by gender and age. Meanwhile, those health benefits are converted into monetary values. Finally, this study explores high-risk groups who is vulnerable to air pollution, and furthermore, investigates the net present value of air quality improvements under air pollution control policies.

The results of the research show that total domestic health benefits increase 1 with the degree of AQI improvement, from 0.796 million cases in scenario 1 (AQI improves from moderate category to good category) to 5.067 million cases in scenario 5 (AQI improves from hazardous category to good category). Moreover, after monetizing the health benefits, scenario 3 with greatest change in all-cause mortality (AQI improves



from **unhealthy** category to **good** category) has the highest total monetary benefit: NT\$ 92,330.8 billion. In addition, patients suffering from cardiovascular and cerebrovascular diseases and the elderly over 65 years old are all belong to sensitive groups, who needs to pay more attention to air quality levels. In addition, the results of cost-benefit analysis of Air Pollution Control Plan for the crucial area of AQI improvement: Kao-ping air quality zone indicates that if Kaohsiung City and Pingtung County both reach air quality targets of AQI nonconformance proportion every year, the former's average annual present value of net benefit is NT\$ 17,240 billion, and the latter's is NT\$ 3,729.6 billion. Both present value of net benefits are greater than zero; therefore, Air Pollution Control Plans are economically feasible.

To summarize, this study utilizes AQI to measure health and economic benefits of air quality improvements in Taiwan. It anticipates to enhance public understanding and awareness of air quality; besides, to provide government agencies with a more localized, diverse and comprehensive perspective on air quality management in decision-making.

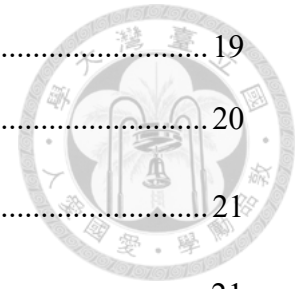
**Keywords: air quality index, health impact assessment, health benefits, monetization, cost-benefit analysis**

# 目錄



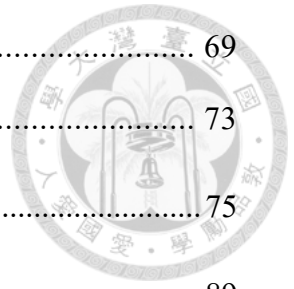
誌謝 .....	II
摘要 .....	III
ABSTRACT .....	IV
圖目錄 .....	IX
表目錄 .....	XI
第一章 前言 .....	1
1.1 研究背景與動機 .....	1
1.2 研究目的 .....	2
1.3 研究架構 .....	2
第二章 文獻回顧 .....	5
2.1 空氣污染對健康的危害 .....	5
2.2 我國 AQI .....	6
2.3 AQI 與人體健康、經濟效益的關係 .....	9
2.3.1 AQI 與人體健康的關係 .....	9
2.3.2 AQI 與經濟效益的關係 .....	10
2.4 衝擊路徑評估與健康影響評估 .....	10
2.4.1 污染物排放改變導致的污染物濃度變化 .....	12
2.4.2 計算健康事件變化量 .....	13
2.4.3 貨幣化空污減量的健康效益 .....	14
2.5 成本效益分析 .....	16
2.6 空氣品質保護政策 .....	18
2.6.1 空氣污染防制策略 .....	18

2.6.2 空氣污染防制方案 .....	19
2.6.3 空氣污染防制基金 .....	20
第三章 研究方法 .....	21
3.1 研究區域 .....	21
3.2 研究資料 .....	22
3.2.1 AQI .....	22
3.2.2 空氣污染物 .....	23
3.3 研究方法 .....	24
3.3.1 計算 AQI 改善之空氣品質變化 .....	27
3.3.2 蒐集各健康事件對應的劑量效應函數和其參數 .....	27
3.3.3 計算健康事件變化量 .....	39
3.3.4 貨幣化 AQI 改善導致的健康效益 .....	42
3.3.5 空氣品質保護策略效益評估 .....	48
第四章 結果與討論 .....	52
4.1 AQI 等級之間的改善效益 .....	52
4.1.1 全臺灣的健康事件變化量與貨幣效益 .....	52
4.1.2 各空品區的健康事件變化量與貨幣效益 .....	56
4.1.3 以性別和年齡別分的健康事件變化量與貨幣效益 .....	61
4.2 空氣品質保護策略效益評估 .....	63
4.2.1 重點空品區空品不良率降低 1% 之效益計算 .....	63
4.2.2 《空氣污染防制策略》與《空氣污染防制計畫》之淨效益現 值 .....	66
4.2.3 淨效益現值之敏感度分析 .....	68
第五章 結論與建議 .....	69





5.1 結論 .....	69
5.2 建議 .....	73
第六章 參考資料 .....	75
附錄 .....	89
附錄一 劑量效應係數( $\beta$ ) .....	89
附錄二 全臺灣的健康事件變化量與貨幣效益 .....	105
附錄三 空品區的健康事件變化量與貨幣效益 .....	107
附錄四 高雄市與屏東縣空氣品質保護策略效益評估 .....	109



## 圖目錄

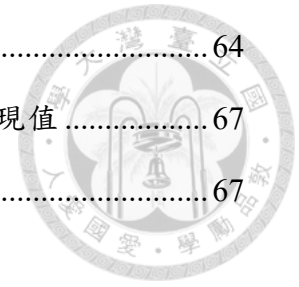


圖 1-1 研究方法之簡易架構.....	4
圖 2-1 2018 年全臺 AQI 站日數比率.....	9
圖 2-2 健康影響評估流程.....	11
圖 2-3 BenMAP 分析流程.....	14
圖 2-4 14 項主要空氣污染防制策略.....	19
圖 2-5 空氣污染防制方案對策執行架構.....	20
圖 3-1 臺灣空氣品質區域分佈.....	22
圖 3-2 2018 年全臺即時 AQI 敘述性統計.....	23
圖 3-3 本研究之健康影響評估流程.....	26
圖 3-4 2018 年全臺 AQI 指標污染物占比.....	27
圖 3-5 PM <sub>10</sub> 或 O <sub>3</sub> 在特定 AQI 等級作為指標物染物下 PM <sub>2.5</sub> 之平均濃度.....	40
圖 3-6 PM <sub>2.5</sub> 或 O <sub>3</sub> 在特定 AQI 等級作為指標物染物下 PM <sub>10</sub> 之平均濃度.....	41
圖 3-7 PM <sub>2.5</sub> 或 PM <sub>10</sub> 在特定 AQI 等級作為指標物染物下 O <sub>3</sub> 之平均濃度.....	41
圖 3-8 AQI 改善所帶來的總經濟價值.....	42
圖 4-1 各情境下全臺灣的總健康事件變化量與其貨幣價值.....	53
圖 4-2 各情境下全臺灣的健康事件變化量與其貨幣價值.....	54
圖 4-3 各情境下全臺灣的十大死因相關疾病死亡事件變化量與其貨幣價值.....	55
圖 4-4 不良 AQI 改善後各空品區的每人平均總健康事件變化量與貨幣效益....	57
圖 4-5 不良 AQI 改善後各空品區的每人平均健康事件變化量與貨幣效益.....	59
圖 4-6 不良 AQI 改善後各空品區的十大死因相關疾病每人平均死亡事件變化量 與其貨幣價值.....	60
圖 4-7 以性別和年齡別分之健康事件變化量占比.....	61
圖 4-8 以性別和年齡別分之貨幣效益占比.....	61
圖 4-9 105 至 109 年各空品區空品不良率變化趨勢.....	63

圖 4-10 高雄和屏東的空氣品質不良指標污染物站日數比率.....64

圖 4-11 高雄市、屏東縣空氣污染防制相關政策之年均淨效益現值.....67

圖 4-12 邊際防制成本曲線與邊際防制效益曲線.....67



## 表目錄



表 2-1 AQI 與健康影響及活動建議.....	7
表 2-2 即時 AQI 的即時空氣污染物濃度之計算方式.....	8
表 2-3 健康風險評估與健康影響評估之比較.....	12
表 3-1 2018 年全臺即時 AQI 之敘述性統計.....	23
表 3-2 健康事件.....	29
表 3-3 全臺五種情境的主要指標污染物濃度變化量( $\Delta x$ ).....	32
表 3-4 PM <sub>2.5</sub> 、PM <sub>10</sub> 和 O <sub>3</sub> 於各 AQI 等級作為指標污染物的總時數.....	32
表 3-5 各空品區五種情境的主要指標污染物濃度變化量( $\Delta x$ ).....	33
表 3-6 全臺灣總人口的健康事件背景發生率.....	35
表 3-7 全臺灣特定族群的健康事件背景發生率.....	36
表 3-8 107 年全臺灣依族群和各空品區分之人口數.....	37
表 3-9 全國和各空品區的特定年齡層人口數.....	38
表 3-10 劑量效應函數與其參數之定義和參考來源.....	39
表 3-11 本研究使用的 VSL 公式之參數定義與參考來源.....	43
表 3-12 全臺灣和按空品區、性別、年齡別分的健康事件門急診醫療支出與 未工作損失(NT\$/件).....	46
表 4-1 106 至 108 年主要指標污染物總站日數與空氣污染防制策略施行前後年均 指標污染物濃度差值.....	65
表 4-2 高雄市和屏東縣之空氣品質改善目標.....	65
表 4-3 敏感度分析表.....	68

# 第一章 前言



## 1.1 研究背景與動機

長期暴露於空氣污染會對人體健康造成危害，例如肺功能下降、呼吸性疾病與心血管疾病惡化以及過早死亡(Kim et al., 2015)；然而透明化和普及空氣品質資訊可以提升大眾對空氣污染的意識，並減少暴露於有害健康的環境中。

我國於 2016 年實施空氣品質指標(Air quality index, AQI)，使大眾了解空氣品質與其對應的健康風險，並提供日常生活上之行動建議。AQI 相較於空氣污染物監測數據，優點為指標明顯，更易於民眾理解和辨識，且與健康成本連結後可以評估空氣污染對人體的健康風險。

多數研究以降低特定空氣污染物的濃度顯示改善空氣污染的價值(Bayat et al., 2019; Liou, 2019a)，且現今的空氣品質維護及改善工作績效成果報告中也多以污染物濃度減量、空氣污染事件數的減少來表示空氣品質改善工作之績效，然而這些敘述較為專業和非生活化，且民眾大多習慣參考簡單明瞭的 AQI 評斷空氣品質，因此本研究提出貨幣化 AQI 等級之間的風險影響差異來呈現空污改善效益，並利用 AQI 不良改善率分析空污防制相關政策的淨效益現值，以期更佳詮釋空污減量成效，提升大眾對空氣品質的理解和意識，使社會共同努力解決和預防空氣污染問題。

有關貨幣化空品改善效益的本土研不足，且發表時間彼此相隔甚遠，本研究使用近五年的相關研究資料進行研究，以期完備我國空品改善效益評估。此外，我國文獻多直接使用美國法規衝擊評估報告或國外文獻的健康效應指標，缺乏針對國人健康狀況的貨幣化空污改善效益研究。因此本研究參考我國近十年的前十大死因、門診醫療費用前二十大疾病和門診就醫次數前二十大疾病等，將與空氣污染危害相關的國內重點死因和疾病作為健康效應指標，以期更貼近國人的健康狀況。多數空品改善效益研究之研究對象為全年齡層(0-99 歲)的民眾，未考量不同族群之特性。本研究不僅對於全臺灣，還針對不同性別與年齡之族群(男

性、女性、<65 歲和≥65 歲)和空品區進行探討，希望能以更全面的角度協助中央和地方政府建立決策。

總體來說，本研究欲使用 AQI 等級之間的風險差異呈現空污改善的貨幣價值，此外，本研究不僅提供以空品不良率的降低來衡量空氣品質保護政策的成效之方法，研究結果亦能供政府單位空品管理決策參考。

## 1.2 研究目的

本研究目的如下：

1. 使用環保署發布的易於理解的空氣品質資訊——AQI 來評估空氣品質改善導致的健康效益，並將其量化成貨幣價值，除了能提供政府空品管理決策參考，還能使民眾更佳理解空氣品質改善成效，進而促進社會採取空氣品質保護行動。
2. 以空品不良率每下降 1%之貨幣價值，與政策投入資金進行比較，分析政府實施空氣品質保護的相關政策是否具經濟可行性。此方法提供後續研究以 AQI 不良改善率衡量健康與經濟效益的簡便計算方式，並強化空氣污染防治相關政策的成本效益分析實務操作的可行性。
3. 探討何種空氣品質區、性別與年齡層之族群較容易受空氣品質改善影響(亦即空氣品質惡化時較容易受影響)，對於敏感族群給予建議和討論。
4. 建構我國更貼近國人健康狀況和更全面性的空氣品質改善效益評估流程。

## 1.3 研究架構

研究架構如圖 1-1，包含研究背景與動機、研究目的、文獻回顧、研究方法、結果與討論、以及結論與建議。

其中，本研究方法基立於健康影響評估架構，由 AQI 改善出發，依據 AQI 改善方式與研究目標的不同可分為兩大部份：第一部分為探討 AQI>50 之等級分

別改善至良好等級，對於全臺、各空品區、以性別和年齡別分之族群所代來的健康與貨幣效益，並以五種 AQI 改善程度(即五種 AQI 等級之間的風險差異)設定為情境；第二部分則探討高雄市、屏東縣分別在《空氣污染防制計畫》的施行下，欲降低空品不良率至空氣品質改善目標所導致之貨幣化的健康效益，並將其與政府投入資金進行成本效益分析，藉以瞭解政府實施《空氣污染防制計畫》是否能對社會產生淨效益，提供政府決策參考。





## 第二章 文獻回顧



本章首先概述空氣污染對人體健康之危害，隨後彙整臺灣 AQI 作業規範；並且回顧 AQI 與大眾健康和經濟效益的關係之文獻；接著梳理健康影響評估與成本效益分析之原理和方法；最後介紹我國空氣污染防治相關政策。

### 2.1 空氣污染對健康的危害

空氣品質為各國人民關注之議題，2019 年世界上幾乎所有人口(99%)暴露於超過空氣品質標準超過世界衛生組織規範的環境(WHO, 2021)，暴露於過高的空氣污染物濃度下會對人體健康造成危害，例如呼吸性疾病和心血管疾病的惡化、使肺功能下降(Kim et al., 2015)，2016 年全球約 420 萬人因此過早死亡(WHO, 2021)。空氣污染除了會誘發長期的全身系統性發炎(空氣污染物進入肺部後，體內發炎因子先是容易使呼吸系統發炎，接著隨血液循環至身體各處，導致血管和器官發炎)，大幅增加多種慢性疾病風險；還會造成短期的急性健康影響，如張書豪(2015)針對臺北市和新北市，發現 PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 和 NO<sub>2</sub> 在污染發生之當天(Lag0)和隔天(Lag1)對每日心血管疾病門診數影響最大；且 Zeng (2017)也指出空氣污染物(PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub> 和 NO<sub>2</sub>)與寧波 15 歲以下孩童之每日上呼吸道疾病、下呼吸道疾病就診數有顯著相關(超額風險值[excess risk, ER]高達 2.81 至 15.17)。

國際癌症研究機構(International Agency for Research on Cancer, IARC)(2013)已經將室外空氣污染物列入一級致癌物，且六種 AQI 指標污染物(PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、CO、SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>)均會對人體健康(尤其心血管系統與呼吸系統)造成負面影響，進而增加健康照護支出，因此不良的空氣品質將對國家的經濟與社會帶來巨大成本(Hadian et al., 2020; Jaafar et al., 2018; Karimi et al., 2020; Niu et al., 2017)，阻礙經濟發展。將空氣污染成本貨幣化可以協助政府最佳地分配有限資源(World Bank, 2016)，還有助於了解空氣品質改善之效益。



## 2.2 我國 AQI

我國於 2016 年 12 月 1 日實施空氣品質指標(Air quality index, AQI)，作為空氣品質監測標準，並提供民眾簡單易懂的空氣品質資訊，不僅結合過去的空氣污染指標(Pollutant standards Index, PSI)與細懸浮微粒(PM<sub>2.5</sub>)兩指標，還增加 O<sub>3</sub> 八小時值，使空氣品質標準更加完整。將 PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、CO、SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>-8hr 和 O<sub>3</sub>-hr 之污染物監測濃度分別換算出副指標值，取其中最大值作為該測站之空氣品質指標值(如式 1)，且當 AQI >50 時，具最大副指標值的空氣污染物即為指標污染物。污染物監測濃度轉換為副指標值之公式如式 2 (She et al., 2017; Shen et al., 2017)。

$$AQI = \max(I_1, I_2, \dots, I_n) \quad (式 1)$$

$$IAQI_p = \frac{I_{High} - I_{Low}}{C_{High} - C_{Low}} (C_p - C_{Low}) + I_{Low} \quad (式 2)$$

IAQI<sub>p</sub>：空氣污染物 p 的副指標值

C<sub>p</sub>：空氣污染物 p 濃度值

C<sub>Low</sub>：包含 C<sub>p</sub> 之最低的濃度值斷點

C<sub>High</sub>：包含 C<sub>p</sub> 之最高的濃度值斷點

I<sub>Low</sub>：C<sub>Low</sub> 對應的 AQI 值

I<sub>High</sub>：C<sub>High</sub> 對應的 AQI 值

此外，空氣品質指標值依據對人體健康的影響程度分為六個等級，並搭配六種顏色方式呈現，分別為良好、普通、對敏感族群不健康、對所有族群不健康、非常不健康和危害，使民眾了解特定空氣品質等級下，其對應的人體健康影響、一般民眾活動建議和敏感性族群活動建議，進而參考並規劃和調整活動，不僅讓民眾可以掌握空氣品質狀況，更能有效採取防護措施以保障健康。AQI 對應的健康影響及活動建議如表 2-1。另外，當 AQI 三日預報系統之 AQI 預報值 >100 時，環保局將進行空氣品質不良通報作業，發布空氣品質預報不良或即時不良通報，

通報各污染源管制計畫以加強各污染物管制，並利用新聞稿等媒體對大眾進行相關提醒通報，敏感族群即應注意是否有不適症狀並採取因應行動。



表 2-1 AQI 與健康影響及活動建議

AQI	良好	普通	對敏感族群不健康	對所有族群不健康	非常不健康	危害
指標值	0-50	51-100	101-150	151-200	201-300	301-500
狀態色塊	綠	黃	橘	紅	紫	褐紅
人體健康影響	污染程度低或無污染	對非常少數之極敏感族群產生輕微影響	可能會對敏感族群的健康造成影響	對所有人的健康開始產生影響，對於敏感族群可能產生較嚴重的健康影響	健康警報，所有人都可能產生較嚴重的健康影響	健康威脅達到緊急，所有人都可能受到影響
一般民眾活動建議	正常戶外活動	正常戶外活動	若身體有不適，應考慮減少戶外活動；學生建議減少長時間劇烈運動	若身體有不適，應減少體力消耗並減少戶外活動；學生應避免長時間劇烈運動和多加休息	應減少戶外活動；學生應立即停止戶外活動並於室內進行課程	應避免戶外活動、緊閉門窗、外出配戴口罩；學生應立即停止戶外活動，並於室內進行課程

AQI	良好	普通	對敏感族群不健康	對所有族群不健康	非常不健康	危害
敏感性族群活動建議		特殊敏感族群建議注意咳嗽或呼吸急促症狀，仍可正常戶外活動	建議減少體力消耗活動及戶外活動，外出應配戴口罩；氣喘患者可能需增加吸入劑的使用率	建議留在室內並減少體力消耗活動，外出應配戴口罩；氣喘患者可能需增加吸入劑的使用率	應留在室內並減少體力消耗活動，外出應配戴口罩；氣喘患者可能需增加吸入劑的使用率	應留在室內並避免體力消耗活動，外出應配戴口罩；氣喘患者可能需增加吸入劑的使用率

修改自：環保署(2021)

因由當日污染物濃度計算的日 AQI 相對於空氣品質的小時變化具一定的滯後性，為解決此問題，並提供預警參考，我國環保署每小時發布一次即時 AQI 值。計算即時 AQI 時，污染物的監測濃度先依各公式(表 2-2)換算為即時濃度，再將即時濃度對照為即時副指標值，取其中最大值為即時 AQI 值。

表 2-2 即時 AQI 的即時空氣污染物濃度之計算方式

空氣污染物	即時濃度計算方式
CO	取最近連續 8 小時移動平均值
PM <sub>2.5</sub>	$0.5 \times$ 前 12 小時平均 $+ 0.5 \times$ 前 4 小時平均 (前 4 小時 2 筆有效，前 12 小時 6 筆有效)
PM <sub>10</sub>	$0.5 \times$ 前 12 小時平均 $+ 0.5 \times$ 前 4 小時平均 (前 4 小時 2 筆有效，前 12 小時 6 筆有效)
NO <sub>2</sub>	取即時濃度值
O <sub>3, 8h</sub>	取最近連續 8 小時移動平均值
O <sub>3</sub> <sup>註</sup>	取即時濃度值
SO <sub>2</sub>	取即時濃度值
SO <sub>2, 24h</sub>	取最近連續 24 小時之濃度平均值

<sup>註</sup> AQI  $\geq$  301 之指標值，以 O<sub>3</sub> 小時值計算，不以 O<sub>3, 8h</sub> 值計算。

修改自：環保署(2021)

AQI 站日數比率之定義為區內各測站特定 AQI 日數之總和占總有效監測站日數之比率。因此空品良好率為 AQI<50 的站日數比率，又為區內各測站 AQI<50 日數之總和占總有效監測站日數之比率；空品不良率為 AQI>100 的站日數比率，又為區內各測站 AQI>100 日數之總和占總有效監測站日數之比率。2018 年 AQI 站日數比率如圖 2-1，良好等級(AQI ≤ 50)占 43.8%；普通等級(51 ≤ AQI ≤ 100)占 43.4%；對敏感族群不健康等級(101 ≤ AQI ≤ 150)占 10.7%；對所有族群不健康等級(151 ≤ AQI ≤ 200)占 2.1%；非常不健康等級(201 ≤ AQI ≤ 300)和危害等級(301 ≤ AQI ≤ 500)皆占 0.0%。2018 年我國空品良好率為 87.2%，空品不良率為 12.8%。

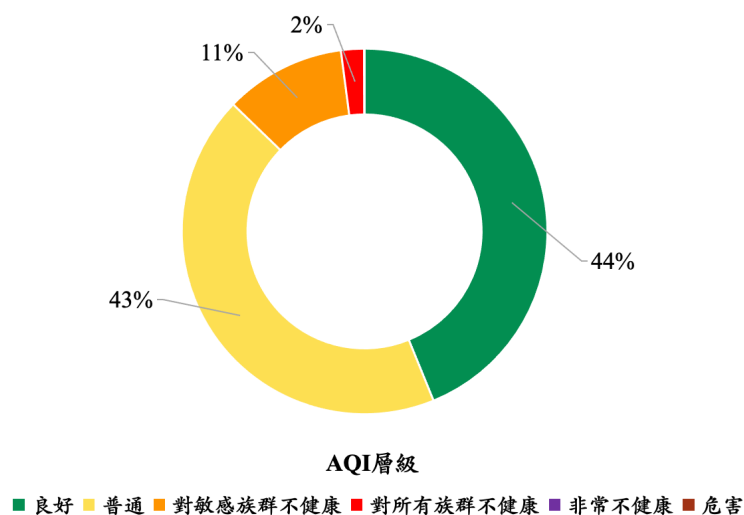


圖 2-1 2018 年全臺 AQI 站日數比率

## 2.3 AQI 與人體健康、經濟效益的關係

### 2.3.1 AQI 與人體健康的關係

美國環保署(U.S. Environmental Protection Agency, U.S. EPA) (2016) 建議敏感族群察看每日 AQI，避免於高 AQI 環境下從事戶外活動，以減少空氣污染的暴露。An & Heshmati (2019)也提出政府單位若提供會危害健康的相關空氣污染資訊，大眾將會採取行動來預防空氣污染。

Mirabelli et al. (2020)指出空氣品質意識(air quality awareness)會隨著 AQI 資料的可取得性(availability)提升而增加,如有接受 AQI 資訊的美國成年受試者具有空氣品質意識之百分比無接受 AQI 資訊的受試者高(盛行率[prevalence ratio, PR]為 1.23),空氣品質意識可以直接影響人體健康和暴露行為。因此 AQI 資訊和空氣品質警訊可以促使人們採取行動以保護健康。

### 2.3.2 AQI 與經濟效益的關係

Maji et al. (2020) 發現AQI每增加100個單位,每日非創傷死亡率增加3.7%,且對於 65 歲以上的人影響最大,其每日增加的非創傷死亡率高達 13%。Liu & Ao (2021) 則使用我國每日空污數據和健保資料,發現 AQI 若下降 1 單位,呼吸性疾病的就診支出每年可以省下約 23 億元,占我國每年減排成本的 40%。最後,An & Heshmati (2019)指出 AQI 為健康醫療支出重要的影響因子。健康醫療支出為一種機會成本(opportunity cost),當健康醫療支出在個人支出的占比增加時,民眾減少投資於空氣品質的提升,因此將對政府預算帶來更大的壓力。

綜上所述,AQI 因易於理解且為高度明顯的指標,與潛在的成本相聯後,可以使大眾更佳了解空氣污染對人體健康的危害,正面影響大眾的戶外活動行為,進而促進健康風險溝通;還可以提供空氣品質對人體健康影響的資訊,並協助決策者制定空氣污染的管理對策。

## 2.4 衝擊路徑評估與健康影響評估

衝擊路徑評估(impact pathway approach, IPA)已被廣泛應用於空氣污染造成的外部性之研究或空氣品質管理政策中,由污染物為起點,清楚地描述和評估所有可能受到影響的受體與其暴露途徑,並將污染造成的環境衝擊貨幣化。該方法主要由三個評估步驟串結而成:



1. 對污染物擴散的變化加以模擬，推估導致的污染物濃度變化。
2. 估算污染物濃度變化帶來的健康事件變化量。
3. 計算健康事件變化對應的健康或環境衝擊結果，以貨幣單位表示。

健康影響評估(health impact assessment, HIA)則由衝擊路徑評估延伸和改良而來，其涉及到更多領域(multidisciplinary)，與標的健康影響有關的任何資料都應被考慮和整合。HIA 以逐一步驟的架構探討在擬議的環境決策或模擬之下，污染物濃度變化可能在族群的暴露上造成之潛在正面或負面健康影響，提供決策者和利害關係人(stakeholders)對於健康政策或計畫的「全面性資訊」，進而保護、促進大眾健康，並減少健康不平等(WHO, 2009; Schuchter, et al., 2014)。健康影響評估流程如圖 2-2。

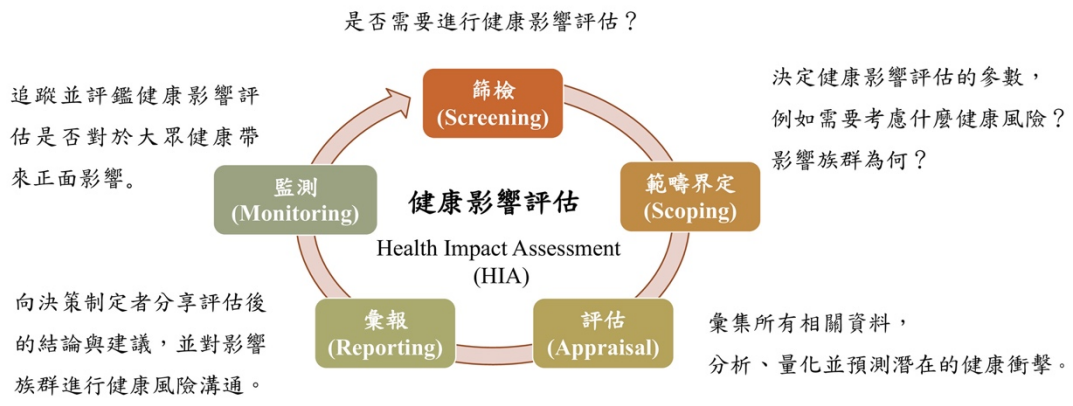


圖 2-2 健康影響評估流程

HIA 除了可用以評估污染物變化對人體的健康衝擊(Hubbell et al., 2005; Tagaris et al., 2009; Fann et al., 2018)，還可以預測施行環境保護政策後帶來的健康效益多寡，如 U.S. EPA 以 HIA 為基礎，制定「法規衝擊評估」(regulatory impact analysis, RIA)用以支持國家空氣污染法規。該報告不僅描述推動空氣污染法規的潛在社會成本與效益，亦羅列空氣污染物之劑量效應係數，以作為健康衝擊評估的計算基礎。

值得注意的是，HIA 與健康風險評估(health risk assessment, HRA)略有不同。HIA 關注的是何種暴露水平(exposure level)會損害健康或導致疾病負擔；而 HRA 的目標是找出人類可接受的暴露水平(沒有任何健康影響或沒有相關的可接受健康風險)。因此，HIA 通常關注臨床疾病的明顯健康影響(evident clinical effect)；而 HRA 著重於決定臨界效應(critical effect)，即第一個不良健康影響(tur Berg et al., 2015; U.S. EPA, 2021)。HIA 與 HRA 之比較如表 2-3。

表 2-3 健康風險評估與健康影響評估之比較

	健康風險評估 (health risk assessment, HRA)	健康影響評估 (health impact assessment, HIA)
目的	保護性； 獲得人體健康的安全水平(safe levels)	預測性； 測定對目標族群造成的影響
評估方法	假設最糟的情況下，對高暴露族群 或敏感性族群之影響	實際假設對研究族群造成的實質 風險(realistic risk)
毒性終點 (toxicology endpoint)	不良反應(adverse effect)或臨界效應 (critical effect)	臨床反應(clinical effect)
應用	由動物實驗的毒性終點外推人體健 康的安全水平	由實際的動物臨床疾病資料外 推對人體健康的影響

資料來源：tur Berg et al. (2015)

#### 2.4.1 污染物排放改變導致的污染物濃度變化

模擬污染物擴散的改變對污染物濃度之影響，可利用兩種主流方法(Liou, 2019a)：

1. 以統計計量方法(statistical methods)：以統計學原理和充足的歷史數據推估污染排放量與污染物濃度之間的關係。其優點為不需了解污染物的生成及擴散機制，投入資源較少，然而無法詳細描繪污染物的傳輸機制。



2. 擴散模式(dispersion model)：依據污染物的生成及擴散機制建構方程式，並利用基於數學模擬的三維模型(three dimension model)推估污染物濃度的變化。其優點為可以完善地敘述污染物傳輸機制，且可以進行細微尺度的模擬，然而需要先驗機理且投入成本較高。

#### 2.4.2 計算健康事件變化量

計算健康事件變化量常以劑量效應函數(dose-response function)來計算受體的健康衝擊。劑量效應函數又可分為兩種形式，其使用時機依據流行病學研究的統計模型而不同：當研究使用廣義加成模型(generalized additive model, GAM)或卜瓦松迴歸(Poisson regression)時，適合套用對數線性回歸(log-linear)的劑量效應函數，如式 3；當研究使用羅吉斯迴歸(logistic regression)時，則適合套用羅吉斯迴歸的劑量效應函數，如式 4(行政院環保署, 2013)。

$$I = (1 - e^{-\beta \Delta x}) \times y_0 \times \text{pop} \quad (\text{式 3})$$

$$I = \{1 - [(1 - y_0) \times e^{\beta \Delta x} + y_0]^{-1}\} \times y_0 \times \text{pop} \quad (\text{式 4})$$

I：污染狀態改變所帶來的健康事件變化量

pop：受污染狀態改變的人口數

$y_0$ ：健康事件的背景發生率

$\Delta x$ ：污染物的濃度變化量

$\beta$ ：劑量效應函數的估計係數

在估算健康事件變化量時，可以使用 Mapping and Analysis Program (BenMAP)軟體來協助我們更快地計算和繪製結果。BenMAP 為 U.S. EPA 於 2003 年所開發的軟體，其應用 IPA 進行評估。不僅可以靈活應用內建的多種劑量效應關係和風險參數，還可以根據目的和需求進行不同的加總方式來計算空氣品質變化帶來的健康影響及經濟成本，探討對於整體或以區域、年齡層分之族群的衝擊，是 HIA 上常使用的利器。BenMAP 的分析流程與參數資料如圖 2-3。

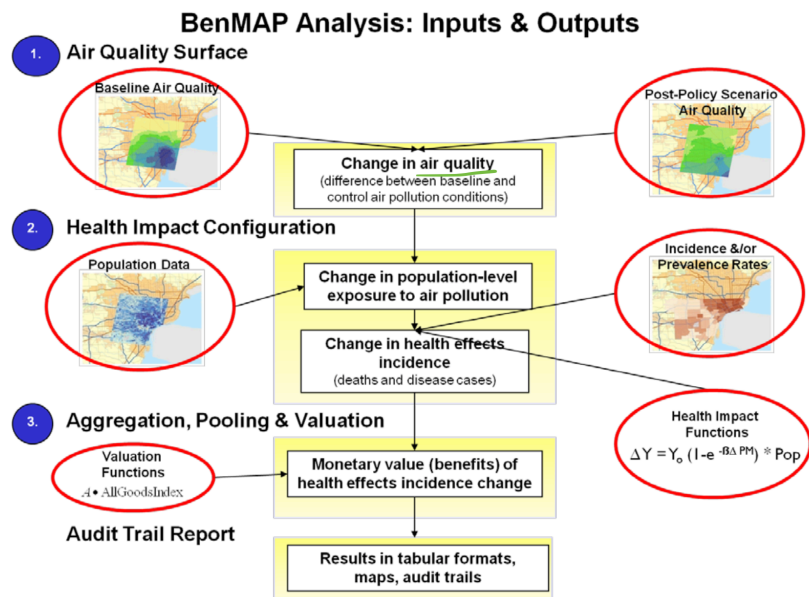


圖 2-3 BenMAP 分析流程

資料來源：BenMAP (2022)

### 2.4.3 貨幣化空污減量的健康效益

以貨幣單位量化的健康效益與技術成本(technical costs)可用於成本效益評估，進而探討環境法規或政策的經濟可行性。

推算出空氣污染狀況改變導致的健康事件變化量後，將健康事件變化量乘上每單位健康事件變化量的貨幣價值，即可貨幣化空污減量的健康效益。以下詳述貨幣化死亡風險、罹病風險之經濟價值的原理和方法：

#### 1. 貨幣化死亡風險的經濟價值：

統計生命價值(value of statistical life, VSL)和生命年價值(value of a life year, VOLY)為量化過早死亡成本之兩種常用方法，皆利用貨幣價值來對應失去或獲得之壽命。

VSL 為「降低死亡風險」的個人支付意願(Willing to pay, WTP)，將當地 VSL 估計值乘以預測的死亡人數即可以貨幣化死亡風險。估計 VSL 主要有兩種方法：假設市場評估法(Contingent Valuation Method, CVM)和特徵薪資法(Hedonic Wage

Method, HWM)。假設市場評估法為設定虛擬市場，透過問卷或訪談調查多數人在假設市場情境或風險變動下的願付價值。此方法的優點除了能精準地設計願付價格調查中直接的因果關係，還可以針對特定的族群特徵(如經濟狀況、教育程度等)或特定環境危害造成的死亡案例(行政院環保署，2013)；特徵薪資法則利用特徵薪資函數來推估職災傷病或死亡風險和勞工薪資之間的抵換關係(wage-risk tradeoff relationship)，也就是高風險工作會給多少補償薪資，再由補償薪資去計算隱含的統計生命價值，例如當環境的空氣污染較嚴重，工作風險較高，當地工廠為了吸引人力而提升薪資，因此死亡風險的差異會造成工資的差異。特徵薪資法使用的實證資料相對容易取得，操作成本較低，因此為目前 VSL 研究文獻採用的主要方法(Liou, 2019a)。

VSL 容易受個人特徵(如教育程度、性別、年齡、社會經濟背景)、工作特徵(如工作性質和地點)、疾病和風險特徵(如死亡風險機率、傷害風險機率、罹病的恐懼程度、罹病時間)影響，而依據歷年國內外文獻，「所得」和「年齡」為探討 VSL 時最常被討論的影響因子。Liou (2019a)指出臺灣的所得異質性對 VSL 存在顯著影響，且工資所得越高，降低死亡風險的 WTP 也較高，可能因為降低死亡風險是一種正常財(normal good)，使 WTP 大致上隨著所得升高而提升。然而，年齡異質性對 VSL 的影響至今仍無定論，部分研究認為年齡越大，VSL 就越低；也有其他研究認為年齡越大，VSL 越高；李汶洙(2010)以臺灣研究為例，其研究結果顯示 VSL 和年齡之間的關係可能呈遞增、倒 U、U 型或其他更複雜之曲線，兩者關係模糊不清；Evans et al. (2006)則認為沒有必要根據年齡層進行 VSL 的調整，因為任何年齡的人皆應該受到政策上平等的待遇。撇除多種因素對 VSL 的影響，不可否認的是，VSL 估計值會隨時間、國人身處之社會背景或經濟狀況而變動，因此估算 VSL 時應抱持謹慎的態度，且應以採用最新的 VSL 資料為選用文獻之原則。

VOLY 為願意「增加一年預期壽命」所付出的意願，VOLY 除了可以由 WTP 的相關研究決定，也可以依照人均國內生產毛額(Gross domestic product, GDP)的

倍數來衡量(Bertram et al., 2016)，WHO 建議選用等於人均 GDP 為 1 的倍數之 VOLY(Marseille et al., 2015)。將 VOLY 乘以因暴露於危害造成的生命損失人年數(Years of Life Lost, YLLs)，即可推得貨幣化的死亡風險。



## 2. 貨幣化罹病風險的經濟價值：

可以透過願付價值及疾病成本兩種方法來評估罹病風險的經濟價值，願付價值為避免一場疾病發生所願意支付的價值，然而因缺乏願付價值之資料，故一般研究多採用疾病成本法(cost of illness, COI)進行估算。

疾病成本法的疾病成本除了考慮資源成本(resource costs)，如病患接受不同醫療服務(例如門診、住院、急診)的總實際醫療支出；還包含機會成本(opportunity costs)，如因罹病而無法從事經濟生產的未工作損失。將醫療資源成本與疾病機會成本加總即可推估各疾病之單位疾病成本。另外，效用損失成本(如因病痛而感受到的活動不便和減損的愉悅感、對於未來計畫受影響的焦慮等)由於不易量化，故疾病成本法不包含效用損失成本相關的社會成本與經濟成本。

## 2.5 成本效益分析

在市場失靈和政府介入的情況下，為有效運用資金，可以透過成本效益分析(Cost-Benefit Analysis, CBA)作為政策評估工具，對法規的立法與執行、政策推動、加強或解除管制等進行系統性評估，以確保全民福祉增進，並提升政府效能、決策可信度和責任感。因此 CBA 的分析結果也常被用於 HIA 的評估和建議中。

CBA 的評估方法主要可利用三種指標(孫克難，2015；宋雅珍，2019)：

1. 淨效益現值(net present value, NPV)：將各期效益減去成本之淨效益折成現值(轉換為基年的貨幣價值)並加總，符合政府追求社會淨效益極大的假設。當  $NPV > 0$ ，法規或政策值得採行；反之則有損社會福利，法規或政策不值得

投資。另外，NPV 也可用於最小成本原則，即若有兩種為達到同樣目的(所達效益相同)的替選方案，應選擇成本現值較低之方案，然而此最小成本替選方案的 NPV 仍須為正(駱尚廉、蕭代基，2007)。此方法的評估基本架構為：

$$NPV = \sum_{t=0}^T \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} = PV(B) - PV(C) \quad (\text{式 5})$$

NPV：淨效益現值；

PV：現值；

B：效益；

C：成本；

t：時間；

T：計畫受益與成本付出終期；

r：社會折現率(social rate of discount)

2. 益本比(benefit-cost ratio, BCR)：將各期效益現值總和減去成本，除以各期成本現值總和，可顯現投入成本的單位效益。當  $BCR > 1$ ，法規或政策值得採行，反之則投資不利。其評估基本架構為：

$$\frac{B}{C} = \frac{\sum_{t=0}^T \frac{B_t}{(1+r)^t}}{\sum_{t=0}^T \frac{C_t}{(1+r)^t}} \quad (\text{式 6})$$

3. 內部報酬率(internal rate of return, IRR)：解方程式並尋求使得淨效益現值總和為 0(產生的未來效益等於成本投入時)的折現率，即內部報酬率( $\lambda$ )，且  $\lambda$  需大於社會折現率(r)。  $\lambda$  相當於可行計畫效益的最低收益率，而 r 為必要報酬率或資金成本率。當  $\lambda$  大於 r 時，法規或政策具經濟可行性，若小於則法規或政策不值得採行。內部報酬率法方程式：

$$\sum_{t=0}^T \frac{B_t - C_t}{(1+\lambda)^t} = 0 \quad (\text{式 7})$$

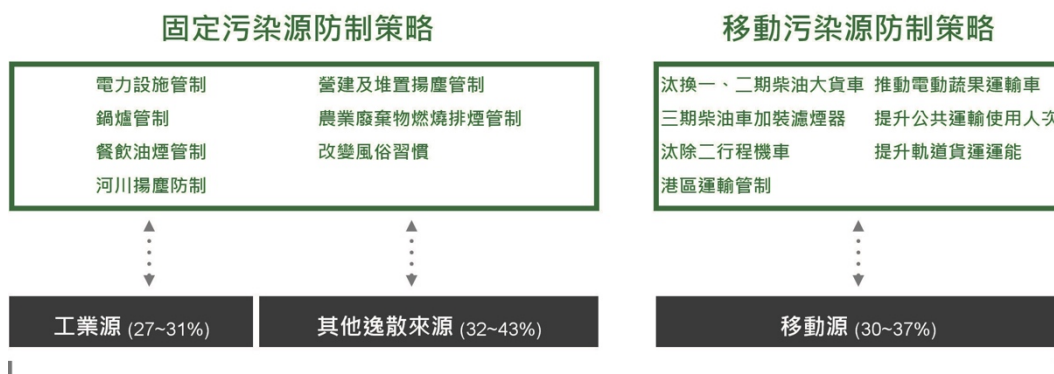


以上三種評估準則皆普遍獲得採用，然而淨效益現值法更能呈現社會福祉的增進情形(孫克難，2015)。此外，益本比因為對成本或效益的處理方式不同，計算出的益本比不同，使得益本比容易被操控；而內部報酬率法當效益和成本非持續性時，會有求算出多種數值的問題(駱尚廉、蕭代基，2007)，在使用上易有其限制。因此本研究選用淨效益現值法，進行空氣品質保護策略的成本效益評估。

## 2.6 空氣品質保護政策

### 2.6.1 空氣污染防制策略

為改善空氣品質，維護國民健康與生活環境，於 106 年通過《空氣污染防制策略》，採獎勵與限制並行的方式，對於三大主要污染來源(工業源、移動源、其他逸散來源)規劃 14 項防制措施(如圖 2-4)，預計在三年內由政府投入 365 億(含空污基金與公務預算)、臺電投入 101 億元、民間投入 1684 億元，總計 2150 億元之經費預算(陳文姿，2017)。從各層面務實地強化空氣污染管制力道，全力改善空氣品質，以降低境內 PM<sub>2.5</sub> 及衍生性 PM<sub>2.5</sub> 前驅物，希望於 108 年底將 PM<sub>2.5</sub> 年平均濃度由 22 μg/m<sup>3</sup> 降至 18 μg/m<sup>3</sup>(改善比率 18.2%)，且全年 PM<sub>2.5</sub> 紅色警戒站日數由 997 站/日降至 499 站/日(改善比率 50%)。



資料來源：行政院環保署(2017a)

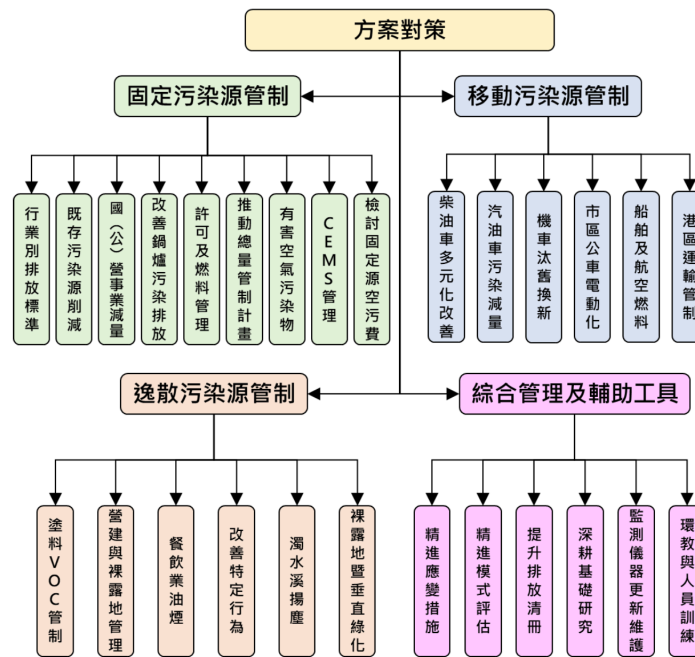
圖 2-4 14 項主要空氣污染防制策略



### 2.6.2 空氣污染防制方案

為持續精進空氣污染管制策略和加速空氣品質改善，我國依據 107 年空氣污染防制法修正案，109 年由行政院核定《空氣污染防制方案》(109 至 112 年)，進行 4 大面向、27 項推動措施(如圖 2-5)，作為各縣市主管機關擬訂《空氣污染防制計畫》之依據，中央與地方政府持續共同合作，希望採取「更多元」的空氣污染改善措施，全面改善國內空氣污染問題和提升空氣品質。該方案以目標管理之方式，定期滾動式檢討和修正空氣品質改善成效，四年預計投入經費 511 億元，期望 112 年 PM<sub>2.5</sub> 年平均濃度符合國家空氣品質標準 15 µg/m<sup>3</sup>，並兼顧臭氧改善，削減揮發性有機物排放量。

各地方政府提出之《空氣污染防制計畫》中，以符合空氣品質標準為原則，除了進行空氣品質監測、污染源管制、設置空氣品質淨化區等空氣污染防制工作，還需訂定達成空氣品質標準之達標年限和階段性目標，定期追蹤空氣品質監測結果與統計污染減量執行現況，滾動式地確認《空氣污染防制計畫》之達成率。各地方政府執行空氣品質維護及改善之工作成果將納入年度績效考評，做為調整空污費撥交比率及年度補助計畫審查之參考(行政院環保署，2020)。



資料來源：行政院環保署(2020a)

圖 2-5 空氣污染防制方案對策執行架構

### 2.6.3 空氣污染防制基金

依《空氣污染防制法》第十八條規定，設置空氣污染防制基金，以期防制空氣污染，維護國民健康和生活環境，提高生活品質，該基金的主要任務為執行空氣污染之防制和改善、國際環保工作事項、空氣品質監測、空氣污染之健康風險評估及管理等相关工作。各縣市空污基金之收支運用依照主管機關訂定之空氣污染防制基金收支保留及運用辦法規定辦理，並由空氣污染防制基金管理會審議基金年度預算、決算、保管及運用，考核基金運用執行情形。

各縣市為落實執行各項空氣污染防制工作，需規劃充足的經費和人力，因此在《空氣污染防制計畫》中亦概估和編列 109 至 112 年的年度空污基金歲入及各項項目需用經費。



## 第三章 研究方法



### 3.1 研究區域

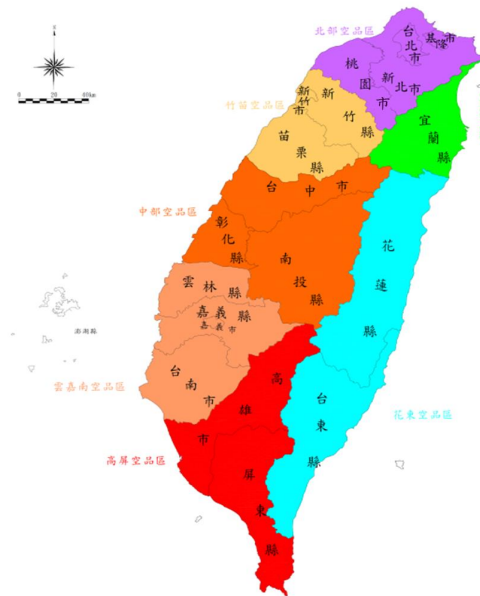
本研究的研究區域為全臺灣(包含離島)。北臺灣的空氣品質普遍較佳，AQI 多為良好和普通等級，南臺灣的空氣品質相對來說則較不良，AQI 多為普通和對敏感族群不健康等級，因此研究區域若涵蓋全國，可提升研究中空氣品質資料的多元性。

臺灣土地面積約 3.6 萬平方公里。以 2018 年來說，全臺人口密度 651.7 人/平方公里(內政部戶政司，2021)；全臺死亡人數 172,859 人，死亡率(死亡人數除以年中人口數)為每十萬人口 733.1，以 2000 年世界衛生組織的世界人口年齡結構為基準的標準化死亡率則為每十萬人口 415.0(衛福部國民健康署，2021)；臺灣平均每人國內生產毛額(gross domestic product per capita)為 779,260 元，平均每人所得 677,201 元(行政院主計總處，2021)。

就 2018 年氣候而言，全臺年均溫為 24.2°C，平均年總雨量 2062.3 mm(交通部中央氣象局，2018)，AQI 年平均值為 65。此外，依據近十年監測數據，PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub> 及 CO 之年平均濃度均呈下降趨勢，O<sub>3</sub> 則呈上升趨勢(行政院環保署，2019)。

自民國 83 年，為了探討空氣品質趨勢，以更加了解空氣污染物傳輸情形和訂定控制對策，環保署根據空氣品質狀況及空氣品質監測站分佈，並參考地形、氣象條件、風向及污染擴散特性，將臺灣劃分為七個「空氣品質區」(以下簡稱空品區)。各空品區包含一個或多個縣市，其空氣污染物互相流通且地理位置及氣象條件相關聯，分為北部空品區(基隆市、新北市、臺北市、桃園市)、竹苗空品區(新竹縣市及苗栗縣)、中部空品區(臺中市、彰化縣、南投縣)、雲嘉南空品區(雲林縣、嘉義縣市及臺南市)、高屏空品區(高雄市及屏東縣)、宜蘭空品區、花東空品區(花蓮縣及臺東縣)，如圖 3-1 所示。對於空氣污染分布特性和人口分布相近的各空品區進行探討可以更佳合理，且《空氣污染防治方案》中，污染物的減

量主體以空品區為單位，因此本研究除了對於全臺灣，還針對各空品區探討 AQI 的改善效益。



資料來源：行政院環保署(2020b)

圖 3-1 臺灣空氣品質區域分佈

## 3.2 研究資料

### 3.2.1 AQI

本研究使用 2018 年一整年的即時 AQI 數據，資料取自環保署環境資料開放平臺。因民眾在環保署網站或是空氣品質手機應用程式所查詢的 AQI 值多為政府每小時發布之即時 AQI 值，且即時 AQI 具預警性，因此取用即時 AQI 資料可以比日 AQI 資料更貼近民眾日常生活，並以更嚴謹的角度進行探討。另外，An & Heshmati. (2019)指出即時 AQI 除了可以更好地避免環境因素的干擾，還可以更佳強調空氣品質趨勢變化。

AQI 資料中，全臺灣包括離島共 77 個測站，刪除缺失的資料後共計 669717 筆數據，總遺缺資料量只占總資料量之 0.7%。我國 2018 年之各即時 AQI 等級的敘述性統計如表 3-1 和圖 3-2。

表 3-1 2018 年全臺即時 AQI 之敘述性統計

即時 AQI	良好	普通	對敏感族群 不健康	對所有族群 不健康	非常不健康	危害
平均值	34.6	70.6	118.8	157.2	224.9	416.5
標準差	9.1	13.8	13.3	6.7	31.5	66.8
最小值	6	51	101	151	201	305
25th	28	59	107	153	203.8	361.3
50th	35	68	116	155	209.5	408.5
75th	42	81	128	159	233.3	495
最大值	50	100	150	200	299	500
資料數量	279894	277032	68249	13142	54	24

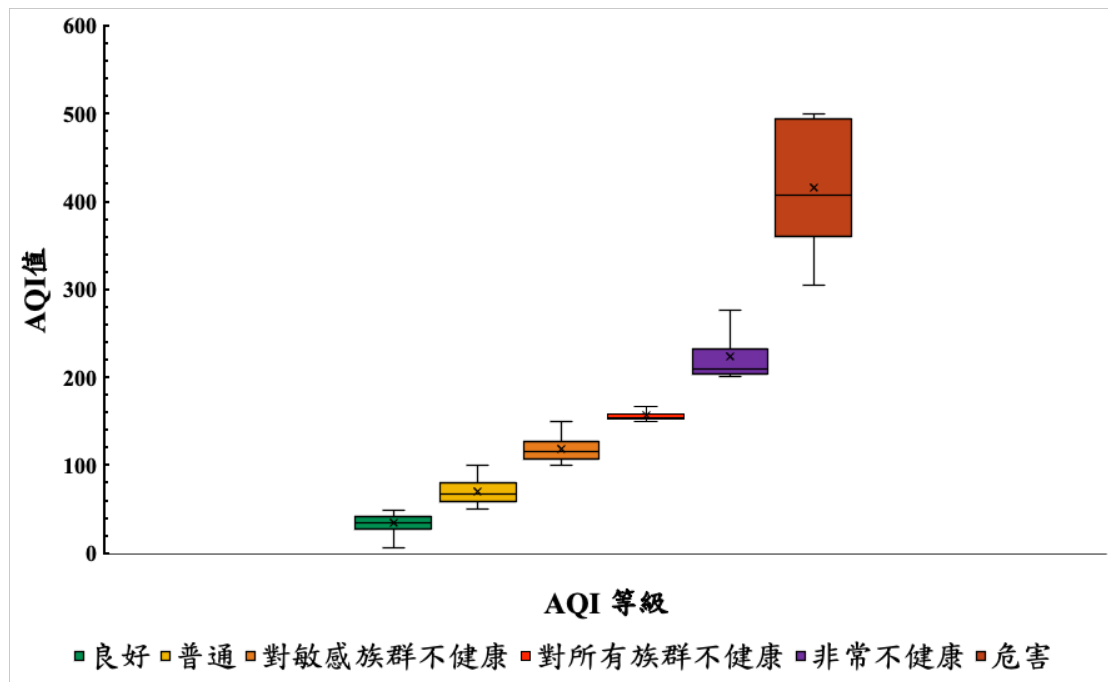


圖 3-2 2018 年全臺即時 AQI 敘述性統計

### 3.2.2 空氣污染物

2018 年即時空氣污染物濃度數據亦從我國環保署環境資料開放平臺取得。全臺(包含離島)所有監測站之資料合併後，計算各 AQI 等級中，六種指標污染物 (PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、CO、SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub> 及 O<sub>3</sub>) 之平均即時濃度。此外，本研究的 O<sub>3</sub> 除了 AQI ≥ 301 之指標值以 O<sub>3</sub> 小時值計算，其餘皆指 O<sub>3</sub> 的八小時移動平均值。




### 3.3 研究方法

本研究方法以健康影響評估為基礎架構，如圖 3-3，來量化改善空氣品質後可避免的不良健康衝擊和對應的貨幣價值。另外，為探討不同空氣品質改善程度下的影響，使用五種 AQI 等級之間的風險影響差異作為空氣品質改善情境，分別為情境 1：AQI 由普通改善至良好等級；情境 2：AQI 由對敏感族群不健康改善至良好等級；情境 3：AQI 由對所有族群不健康改善至良好等級；情境 4：AQI 由非常不健康改善至良好等級；情境 5：AQI 由危害改善至良好等級。以下概述研究方法流程。

首先，在推估污染物濃度變化時，因研究標的為 AQI，無特定的點、線、面污染排放源和傳遞路徑，且缺少相關的先驗機理，因此不使用三維模型進行數值模擬，而利用統計計量方法和充足的 2018 年數據推算不同情境下的污染物濃度變化量：

1. 起初分析 AQI>50 之五種等級中，各指標污染物之占比(特定污染物作為某 AQI 等級的指標污染物之總時數，占該 AQI 等級的有效監測站總時數之比率；若針對 AQI 不良率探討，則為日數比率)，將占比>1%之指標污染物作為該情境下的主要指標污染物。
2. 計算各情境的主要指標污染物平均即時濃度差，來代表空氣品質變化。  
接著，計算主要指標污染物濃度變化致使的健康事件變化量：
  1. 設定健康效應指標(健康事件)，本研究考慮呼吸性與心血管性疾病的門急診就診事件和死亡事件。
  2. 蒐集和計算各健康事件對應的劑量效應函數參數，按性別、年齡別、空品區別分。參數包含：劑量效應係數、主要指標污染物濃度變化量、健康事件背景發生率、受空氣品質變化影響的人口數。

- 
3. 將所有參數代入各健康事件對應的劑量效應函數，計算每種情境下，各主要指標污染物濃度變化帶來的健康事件變化量，按性別、年齡別、空品區別分。
  4. 各情境中，相加其主要指標污染物濃度變化帶來的健康事件變化量(假設空氣污染物的健康風險之間具加成效應)。

最後，使用統計生命價值法與疾病成本法來貨幣化空氣品質改善下的健康事件變化量：

1. 需蒐集和計算各健康事件對應的風險成本，如死亡的經濟成本和單位疾病成本，按性別、年齡別、空品區別分。
2. 將健康事件變化量與對應的風險成本相乘，推得各情境中 AQI 改善對人體健康帶來的貨幣價值。
3. 可比較 AQI 改善的貨幣效益與空污防制相關政策投入成本，並進行成本效益分析，以預估政策是否具經濟可行性。

不良空氣品質會造成健康危害，具進行健康影響評估的必要性。

未來相關空品保護策略可使用本研究基於健康影響評估之研究方法，觀察並追蹤是否可以對大眾帶來如期的健康效益。

給予政府單位空品管理決策參考，如本研究第五章(結論與建議)。

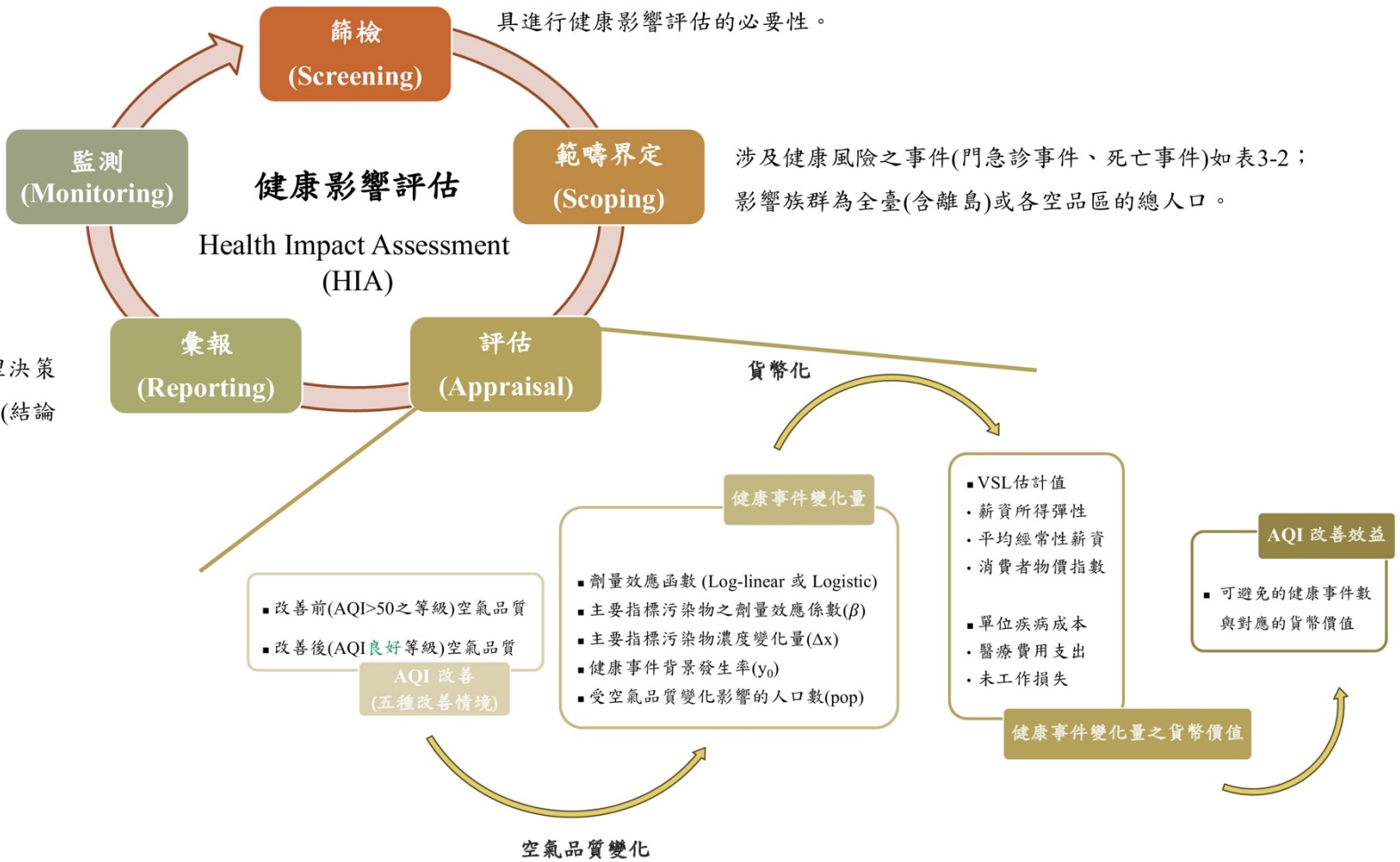


圖 3-3 本研究之健康影響評估流程

### 3.3.1 計算 AQI 改善之空氣品質變化

首先分析和計算 2018 年各 AQI 等級的指標污染物占比，本研究只考慮占比>1%的指標污染物，作為主要指標污染物。如圖 3-4，PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>和 O<sub>3</sub>為 2018 年我國的 AQI 主要指標污染物(SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、CO 指標污染物占比皆<1%)，普通等級的主要指標污染物為 PM<sub>2.5</sub> (87.3%)、PM<sub>10</sub> (5.5%)和 O<sub>3</sub> (7.2%);對敏感族群不健康等級的主要指標污染物為 PM<sub>2.5</sub> (83.4%)、PM<sub>10</sub> (2.8%)和 O<sub>3</sub> (13.7%);對所有族群不健康等級的主要指標污染物為 PM<sub>2.5</sub> (86.8%)和 O<sub>3</sub> (12.7%);非常不健康等級的主要指標污染物為 PM<sub>2.5</sub> (13.0%)、PM<sub>10</sub> (27.8%)和 O<sub>3</sub> (59.3%);危害等級的主要指標污染物為 PM<sub>10</sub> (95.8%)和 O<sub>3</sub> (4.2%)，因此本研究只針對 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>和 O<sub>3</sub>的健康風險進行探討。

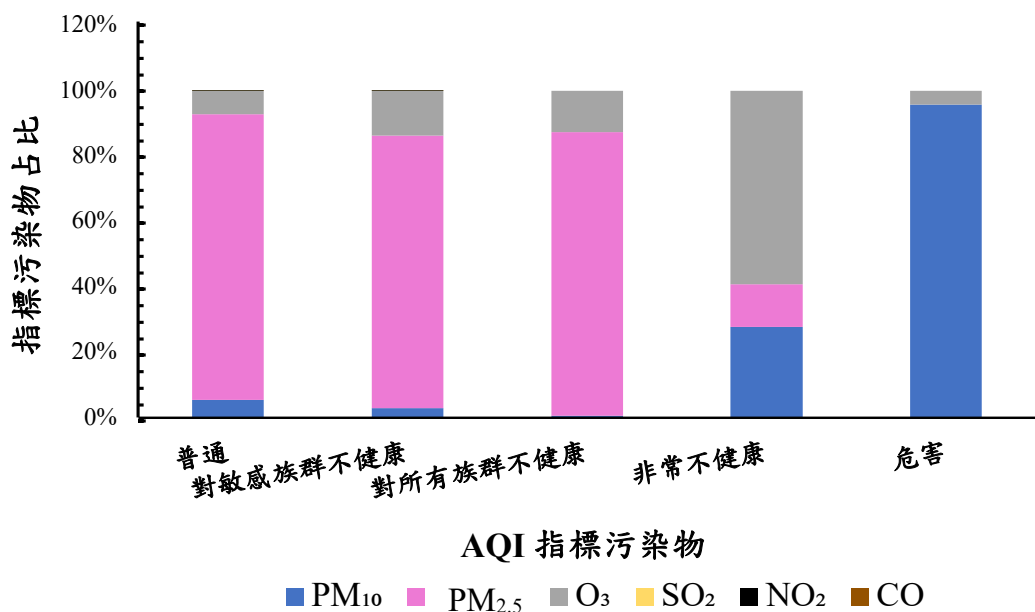


圖 3-4 2018 年全臺 AQI 指標污染物占比

### 3.3.2 蒐集各健康事件對應的劑量效應函數和其參數

#### 1. 健康資料：

如表 3-2，本研究參考我國與空氣污染危害相關的重點疾病和死因作為健康事件，其中又可分為兩大類：門急診就診事件和死亡事件。



疾病的診斷依據與分類標準依據國際疾病分類代碼(International classification disease, ICD)第十版，同時使用健保之《2014 年版\_ICD-9-CM2001 年版與 ICD-10-CM/PCS 對應檔》轉換為第九版(ICD-9)，以利於疾病對照(ICD-9 和 ICD-10 兩種編碼系統之間的一致性超過 90%)。

本研究不考慮住院事件，因為短時間的空污改變對呼吸性疾病的住院無顯著影響，且患者可選擇在病情惡化前至診所或醫院門診就醫，使得空氣品質對住院的影響難以識別而低估(Liu. & Ao., 2021；Chen, F. & Chen, Z., 2021)。因此本研究只考慮門診(outpatient visits)和急診(emergency department visits)兩者合計之健康事件，包含七種循環與呼吸系統疾病，分別為高血壓性疾病、急性心肌梗塞、腦血管疾病、上呼吸道其他疾病、慢性阻塞性肺疾病和支氣管擴張症(以下皆簡稱為 COPD)、氣喘，以及氣管、支氣管和肺癌(以下皆簡稱為肺癌)。慢性阻塞性肺疾病和支氣管擴張症(J40 - J44, J47)、氣喘(J45)皆屬於慢性下呼吸道疾病(J40 - J47)之疾病。為了只針對空氣污染的健康危害進行探討，排除主要病因為病毒或細菌所引起的流行性感冒、肺炎和呼吸道感染疾病，因此本研究的上呼吸道其他疾病為不包括急性上呼吸道感染和扁桃腺及腺樣體之慢性疾病的上呼吸道相關疾病。根據《107 年全民健康保險醫療統計年報》(衛福部統計處，2021b)：就 107 年全臺平均每人就醫次數而言，高血壓性疾病和上呼吸道其他疾病分別為第三和第八大疾病；就 107 年全臺門診醫療費用而言，高血壓性疾病與腦血管疾病分別為第五和第六大之疾病。《107 年癌症登記報告》(健保署，2020)顯示肺癌為 107 年發生率第三高的癌症，亦為國人十大癌症中發生率成長最多、醫療支出最高、死亡率最高(連續 12 年蟬聯國人癌症死亡率之首)的癌症，已漸漸取代肝癌成為新國病。Keoni Everington (2019)指出我國肺癌發生率高居全球第 15 名，然而相較於其他國家約 85%的肺癌患者為吸菸族群，臺灣的肺癌患者卻近半數不吸菸，顯示我國空氣污染、油煙等吸菸以外的致癌因子不容忽視。

死亡事件除了考慮全因死亡，還考慮腦血管疾病、慢性下呼吸道疾病和高血壓性疾病所導致之死亡，《107 年死因統計結果分析》(衛福部統計處，2019b)



指出三者近年來(99年至109年)皆為國內十大死因之一，且分別為107年第四、七、八大死因。



表 3-2 健康事件

健康事件		ICD - 10	ICD - 9	備註
門急診 合計	高血壓性疾病	I10 - I15	401 - 405	107 年全臺門診醫療費用第五大疾病、 107 年平均每人門診就醫次數第三大疾病
	急性心肌梗塞	I21 - I22	410	
	腦血管疾病	I60 - I69	430 - 438	107 年全臺門診醫療費用第六大疾病
	上呼吸道其他疾病	J30 - J39	470 - 478.9	107 年全臺平均每人就醫次數第八大疾病
	慢性阻塞性肺疾病和 支氣管擴張症	J40 - J44, J47	490 - 496	
	氣喘	J45	493	
死亡	肺癌	C34	162.9	107 年發生率第三高的癌症、 醫療支出和死亡率皆最高的癌症
	全因死亡	All (A00 - Y98)	All (001 - 999)	
	高血壓性疾病	I10 - I15	401 - 405	107 年全臺第八大死因
	腦血管疾病	I60 - I69	430 - 438	107 年全臺第四大死因
	慢性下呼吸道疾病	J40 - J47	490 - 494.1	107 年全臺第七大死因

2. 劑量效應函數(Concentration response function)或健康衝擊函數(Health impacts function)：

各健康事件依據其劑量效應係數所參考的流行病學研究，當研究中的統計方法使用廣義加成模型或卜瓦松迴歸時，採用對數線性回歸形式的劑量效應函數；當統計方法使用羅吉斯迴歸時，採用羅吉斯迴歸形式的劑量效應函數。兩種形式的劑量效應函數如式 3 和式 4。

3. 劑量效應係數( $\beta$ )：

蒐集多篇國內外流行病學文獻，以計算和彙整 PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub> 各健康事件對應的劑量效應係數( $\beta$ )，按性別和年齡分。文獻的優先蒐集順序為本土研究、整合型研究(劑量效應函數可能因研究設計、地區和目標族群等條件不同而有所差異，因此採用整合多篇文獻的研究結果更具代表性)、其他較符合我國狀況的實證研究。其中， $\beta$  值引用本土流行病學文獻者包含 PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub> 之慢性阻塞性肺疾病、氣喘，以及 O<sub>3</sub> 的腦血管疾病。

因多數研究僅以勝算比(odds ratio, OR)、超額風險值(excess risk, ER)或相對風險值(relative risk, RR)呈現結果，其中，ER 相近於 OR-1 (Bhaskaran et al., 2011)，且當疾病的發病率很小時，RR 相近於 OR。極少數研究直接羅列出  $\beta$ ，因此本研究推導  $\beta$  與 OR 的關係，由 OR 值、RR 值或 ER 值推算  $\beta$  (如式 8)。將 Liou (2019a)的參考文獻之 OR 值結果代入本研究推導的計算式進行計算和驗證，兩者的  $\beta$  值相同，顯示本研究的計算式合理正確。

$$\beta = \frac{\ln(OR \text{ or } RR)}{\Delta x} = \frac{\ln(ER+1)}{\Delta x} \quad (\text{式 } 8)$$

$\beta$  值的推導過程如下：

勝算比的定義為(在病例對照研究中)實驗組中發生疾病的勝算與控制組中發生疾病的勝算比值，其中，實驗組發生疾病的勝算為  $\frac{e^{f(x)}}{1+e^{f(x)}}$ ，控制組發生疾病的勝算為  $\frac{1}{1+e^{f(x)}}$ ， $f(x) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_k x_k$ 。實驗組與控制組之

發生疾病的勝算相除後根據定義即為 OR 值，列式運算後又等於  $\exp(\beta\Delta x)$ ；因此 OR 值取上自然對數，再除以污染物的變化值( $\Delta x$ )即可推得 $\beta$ ，如式 9。

$$OR = \frac{\frac{e^{f(x)}}{1+e^{f(x)}}}{\frac{1}{1+e^{f(x)}}} = e^{f(x)} = e^{\beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_k x_k} = e^{\beta\Delta x}$$
$$\ln OR = \beta\Delta x \quad (\text{式 9})$$

$\beta$  結果如附表 1-1 至附表 1-3。除了彙整各流行病學文獻的 OR 結果之外，還需蒐集各研究的統計方法與濃度變化值。其中， $O_3$  的濃度單位需換算為  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $O_3$ : 1 ppb = 2.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )，且已先確定文獻中的  $O_3$  為八小時平均值(而非八小時最大值或小時平均值)後才進行蒐集。所有污染物的慢性下呼吸道死亡(以性別、年齡分層)，以及  $O_3$  的高血壓性疾病死亡(以性別、年齡分層)之  $\beta$  因為無相關流行病學之研究，以 NA (Non available)表示。另外，因缺乏支氣管擴張症之流行病學研究，因此以慢性阻塞性肺疾病的  $\beta$  作為慢性阻塞性肺疾病和支氣管擴張症之  $\beta$ 。

本研究亦探討何種族群受空氣品質的改善影響較大，因此對族群的性別、年齡(<65 歲和  $\geq 65$  歲)進行分層，分別如附表 1-4 至附表 1-6、附表 1-7 至附表 1-9。其中，臺灣的氣喘發生年齡有雙高峰現象，10 至 14 歲與 65 歲以上者患有氣喘的比率最高(衛福部國民健康署，2016)，因此氣喘雖然對兒童與青年人是常見的慢性疾病，但老年人的氣喘問題也不可以忽略，於是本研究仍以 65 歲作為分界，進行年齡的分層。

#### 4. 污染物濃度變化量( $\Delta x$ ):

由於本研究只考慮主要指標污染物的健康風險，因此以 AQI >50 之五種等級改善至良好等級的主要指標污染物濃度變化作為污染物濃度變化量( $\Delta x$ )。

其中，AQI >50 之等級以  $\text{PM}_{2.5}$ 、 $\text{PM}_{10}$ 、 $O_3$  「作為指標污染物時」的每小時平均濃度表徵各等級的指標污染物平均濃度；而 AQI 為良好等級因為無指標污染物，則以  $\text{PM}_{2.5}$ 、 $\text{PM}_{10}$ 、 $O_3$  的「平均」每小時濃度代表良好等級的指標污染物

平均濃度。將兩者相減後，由於本研究的時間尺度設定為一年，因此需再分別乘以 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 和 O<sub>3</sub> 於 2018 年、特定 AQI 等級中作為指標污染物的總時數(如表 3-4)，即可計算全臺灣每種情境下，各主要指標污染物的濃度變化量( $\Delta x$ )，如表 3-3。

表 3-3 全臺五種情境的主要指標污染物濃度變化量( $\Delta x$ )

即時 AQI	PM <sub>2.5</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	PM <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	O <sub>3, 8h</sub> (ppb)
普通-良好	14.55	54.76	36.97
對敏感族群不健康-良好	33.34	127.00	50.74
對所有族群不健康-良好	56.47	-	64.85
非常不健康-良好	135.76	377.66	85.26
危害-良好	-	526.42	372.00

表 3-4 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 和 O<sub>3</sub> 於各 AQI 等級作為指標污染物的總時數

	普通	對敏感族群 不健康	對所有族群 不健康	非常不健康	危害
PM <sub>2.5</sub>	241841	56934	11348	7	
PM <sub>10</sub>	15109	1941	71	15	23
O <sub>3</sub>	19819	9360	1663	32	1

全臺和各空品區使用的健康影響函數雖然相同，但唯有兩參數不同：空氣品質變化( $\Delta x$ )和受空氣品質變化影響人口數(pop)。若對空品區進行分析，各空品區在每種情境下，主要指標污染物的平均減少濃度( $\Delta x$ )如表 3-5。

表 3-5 各空品區五種情境的主要指標污染物濃度變化量( $\Delta x$ )

		北部	竹苗	中部	雲嘉南	高屏	宜蘭	花東
PM <sub>2.5</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	普通-良好	12.57	12.53	13.46	14.14	15.47	9.41	9.32
	對敏感族群 不健康-良好	31.52	31.35	31.48	31.88	33.11	30.55	40.92
	對所有族群 不健康-良好	53.6	39.07	54.38	54.07	41.97	-	-
	非常不健康- 良好	-	-	-	362.45	-	-	227.2
	危害-良好	-	-	-	-	-	-	-
	普通-良好	55.67	64.41	52.68	49.82	52.17	54.52	46.54
	對敏感族群 不健康-良好	120.33	113.8	130.11	128.48	114.02	108.49	133.0
PM <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	對所有族群 不健康-良好	-	-	-	270.97	283.27	-	-
	非常不健康- 良好	-	-	-	191.36	-	-	-
	危害-良好	-	-	-	521.13	-	-	-
	普通-良好	34.34	35.54	38.86	42.15	40.99	32.48	37.45
	對敏感族群 不健康-良好	48.67	49.65	52.17	54.81	53.62	47.57	51.59
O <sub>3</sub> (ppb)	對所有族群 不健康-良好	61.75	64.18	67.26	67.99	67.8	58.96	-
	非常不健康- 良好	-	-	-	-	86.52	-	-
	危害-良好	-	382.90	-	-	-	-	-

5. 健康事件背景發生率( $y_0$ ):

$y_0$  為 2018 年一整年中，特定健康事件的背景發生率。對於門急診事件，使用行政院衛生福利部《107 年全民健康保險醫療統計年報》的門急診合計之就診率資料，以每十萬人口就診率為衡量指標。就診率的定義為經過歸戶之就診人數乘以十萬後，再除以年中人口數，計算公式如式 10；對於死亡事件，使用行政院衛生福利部《107 年死因統計年報》的粗死亡率資料，即每十萬人中死亡人口比率，計算公式如式 11。

$$\text{就診率} = \frac{\text{就診人數} \times 100,000}{\text{年中人口數}} \quad (\text{式 } 10)$$

$$\text{粗死亡率} = \frac{\text{死亡數} \times 100,000}{\text{年中人口數}} \quad (\text{式 } 11)$$

健康事件對應的背景發生率依據對應的劑量效應研究之涵蓋年齡層進行彙整，如表 3-6 和表 3-7。按年齡層別分的健康事件背景發生率為按特定年齡層別分之背景發生率相加後取平均；按空品區別分的健康事件背景發生率為將各空品區所涵蓋的戶籍縣市別分之背景發生率相加後取平均。然而值得注意的是，因為缺乏按戶籍縣市別、年齡別、疾病別的背景發生率資料，因此對於空品區進行分析時，背景發生率皆使用全年齡層(0-99 歲)之數據，未依據對應的劑量效應研究之涵蓋年齡層。

表 3-6 全臺灣總人口的健康事件背景發生率

	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>	O <sub>3</sub>
高血壓性疾病	0.160	0.201 (18-74 歲)	0.201 (18-74 歲)
急性心肌梗塞	0.002	0.002	0.003 (35-64 歲)
腦血管疾病	0.024	0.024	0.095 (50-99 歲)
上呼吸道其他 疾病	0.347 (5-14 歲)	0.347 (9-11 歲)	0.195 (18-99 歲)
慢性阻塞性肺 疾病和支氣管 擴張症	0.109 (50-99 歲)	0.078 (40-89 歲)	0.042
氣喘	0.038	0.038	0.040 (27-87 歲)
肺癌	0.003	0.003	0.006 (30-99 歲)
全因死亡	0.032 (25-99 歲)	0.007	0.007
高血壓性疾病 死亡	0.0003	0.0003	0.001 (5-99 歲)
腦血管疾病 死亡	0.0005	0.003 (35-99 歲)	0.0005
慢性下呼吸道 疾病死亡	0.002 (45-99 歲)	0.0003	0.002 (45-99 歲)



表 3-7 全臺灣特定族群的健康事件背景發生率

	男性	女性	< 65 歲	≥ 65 歲
高血壓性疾病	0.165	0.155	0.219	0.592
急性心肌梗塞	0.004	0.001	0.003	0.010
腦血管疾病	0.027	0.021	0.022	0.134
上呼吸道其他 疾病	0.204	0.231	0.607	0.180
慢性阻塞性肺 疾病和支氣管 擴張症	0.045	0.040	0.071	0.144
氣喘	0.036	0.401	0.105	0.061
肺癌	0.003	0.003	0.003	0.011
全因死亡	0.009	0.006	0.003	0.037
高血壓性疾病 死亡	0.0003	0.0003	0.00004	0.002
腦血管疾病 死亡	0.0006	0.0004	0.00009	0.003
慢性下呼吸道 疾病死亡	0.0004	0.0001	0.00002	0.002

註：按性別分的背景發生率僅列出全年齡層之數據；按年齡別分的背景發生率僅列出 <65 歲或 >65 歲之數據，在計算健康事件發生率時，仍需依照各污染物對應的劑量效應係數，使用特定年齡層之背景發生率。



6. 受空氣品質變化影響的人口數(pop)：

探討全臺灣的健康事件變化時，假設空氣品質變化和受影響人口在全臺均勻分佈，然而實際情況上兩者皆是分佈不均的，因此進一步對於空氣污染分布特性和人口分布相近的空品區進行探討，除了更佳合理，還可以針對目標區域分析。

本研究假設全國或同一空品區內的人皆會受到空氣品質變化影響，因此 pop 使用 2018 年全國或空品區的人口數(各空品區人口數為其所涵蓋的戶籍縣市人口之總和)，人口數需依據各健康事件對應的劑量效應研究之涵蓋年齡層，如表 3-8 和表 3-9。pop 資料取自內政部戶政司人口統計資料庫的《107 年度縣市及全國人口統計資料》(內政部戶政司，2021)，依性別和年齡分。

表 3-8 107 年全臺灣依族群和各空品區分之人口數

地區	人口數
全國(0-99 歲)	23,588,932
男性	11,712,913
女性	11,876,019
< 65 歲	20,155,415
≥ 65 歲	5,053,317
北部空品區	9,255,316
竹苗空品區	1,551,508
中部空品區	4,578,749
雲嘉南空品區	3,447,076
高屏空品區	3,598,939
宜蘭空品區	455,221
花東空品區	546,887



表 3-9 全國和各空品區的特定年齡層人口數

涵蓋年齡	全國	北部空品區	竹苗空品區	中部空品區	雲嘉南空品區	高屏空品區	宜蘭空品區	花東空品區
5-14	2,039,248	804,786	162,573	417,215	271,328	123,482	37,583	44,714
9-11	600,350	236,261	53,779	122,438	80,375	84,244	11,038	13,109
18-74	18,415,025	7,258,577	1,165,868	1,754,758	2,603,774	2,856,666	352,330	427,085
27-87	16,812,868	6,619,684	1,224,039	3,188,424	1,056,058	2,619,309	324,288	391,417
35-64	10,985,485	4,371,586	803,652	2,072,555	1,552,837	1,705,213	206,944	253,357
40-89	12,405,100	4,813,276	764,279	2,279,305	1,800,103	295,688	242,070	295,688
5-99	22,579,953	8,833,236	1,477,399	4,370,166	3,041,450	3,464,605	438,441	526,547
18-99	19,810,412	7,752,499	1,261,583	1,922,700	2,848,605	3,071,174	386,635	464,649
25-99	17,669,331	6,948,308	1,118,872	3,357,791	2,404,805	2,745,533	342,678	412,879
30-99	16,071,940	6,334,254	1,016,241	3,030,263	2,192,056	2,503,695	309,844	375,593
35-99	14,419,002	5,681,137	911,023	2,694,875	1,974,773	2,257,919	279,588	340,740
45-99	10,491,052	4,098,114	642,758	1,940,822	1,471,925	1,663,584	211,177	258,050
50-99	8,695,802	3,384,300	523,611	1,604,761	1,237,732	1,382,726	176,704	215,105

### 3.3.3 計算健康事件變化量

配合各健康事件適用的劑量效應函數與參數，即可計算健康事件變化量。參數之定義和參考來源整理於表 3-10。



表 3-10 劑量效應函數與其參數之定義和參考來源

	定義	參考來源
劑量效應函數	用以計算族群因空氣品質變化影響而受到的健康衝擊之函數	Liou (2019a)
$\beta$	由流行病學研究得出的劑量效應係數	流行病學研究、本研究計算結果
$\Delta x$	因政策或情境改變導致的污染物濃度變化量	環保署(2018c)、 本研究計算結果
$y_0$	健康事件背景發生率，如門急診事件的就診率和死亡事件的死亡率	《107 年全民健康保險醫療統計年報》(衛福部統計處，2021b)、 《107 年死因統計年報》(衛福部統計處，2021e)
pop	受空氣品質變化影響的人口數	《107 年度縣市及全國人口統計資料》(內政部戶政司，2021)

將參數( $\beta$ 、 $\Delta x$ 、 $y_0$ 、pop)代入對應的劑量效應函數，分別計算出 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 和 O<sub>3</sub> 在 2018 年各情境中貢獻的健康事件變化量。最後將三者加總，以代表 2018 年各情境下因 AQI 改善所帶來的健康事件變化量。Perlmutter & Cromar. (2019a)指出空氣污染物的健康風險之間具加成效應(additive effect)，因此可以相加不同主要指標污染物的健康事件變化量。

然而當某指標污染物的濃度減少至**良好**等級時，同時間的其他污染物濃度不一定也都會降至**良好**等級，如當指標污染物  $PM_{2.5}$  的濃度降至**良好**等級，同時間的  $PM_{10}$ 、 $O_3$  之濃度仍很高，則還是會對人體健康造成傷害，因此需進行後續分析。本研究仍以 107 年全臺的 AQI 和空氣污染物資料進行剖析，圖 3-5、圖 3-6 及圖 3-7 分別為當  $PM_{10}$  或  $O_3$ 、 $PM_{2.5}$  或  $O_3$ 、 $PM_{2.5}$  或  $PM_{10}$  在特定 AQI 等級作為指標物染物時， $PM_{2.5}$ 、 $PM_{10}$ 、 $O_3$  之平均濃度。

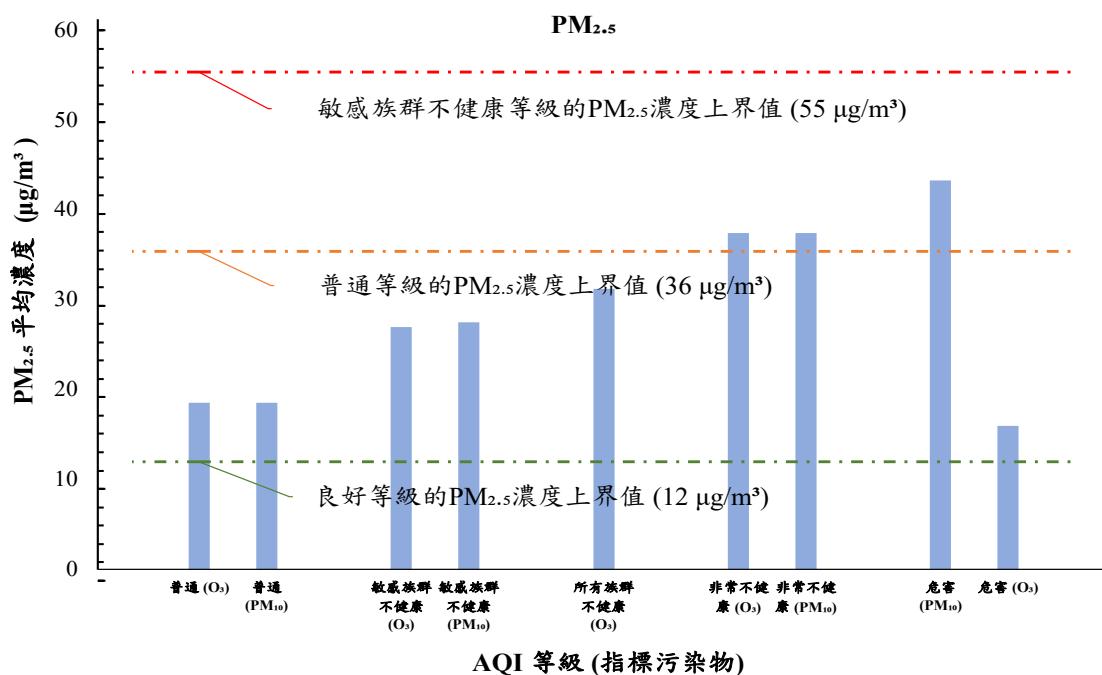


圖 3-5  $PM_{10}$  或  $O_3$  在特定 AQI 等級作為指標物染物下  $PM_{2.5}$  之平均濃度

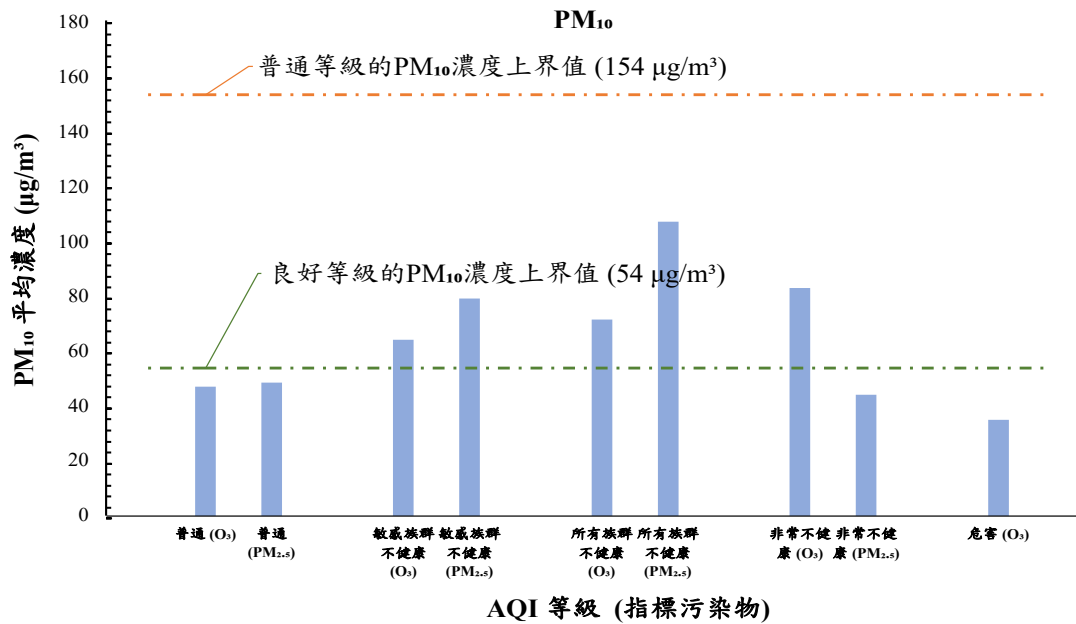


圖 3-6 PM<sub>2.5</sub> 或 O<sub>3</sub> 在特定 AQI 等級作為指標物染物下 PM<sub>10</sub> 之平均濃度

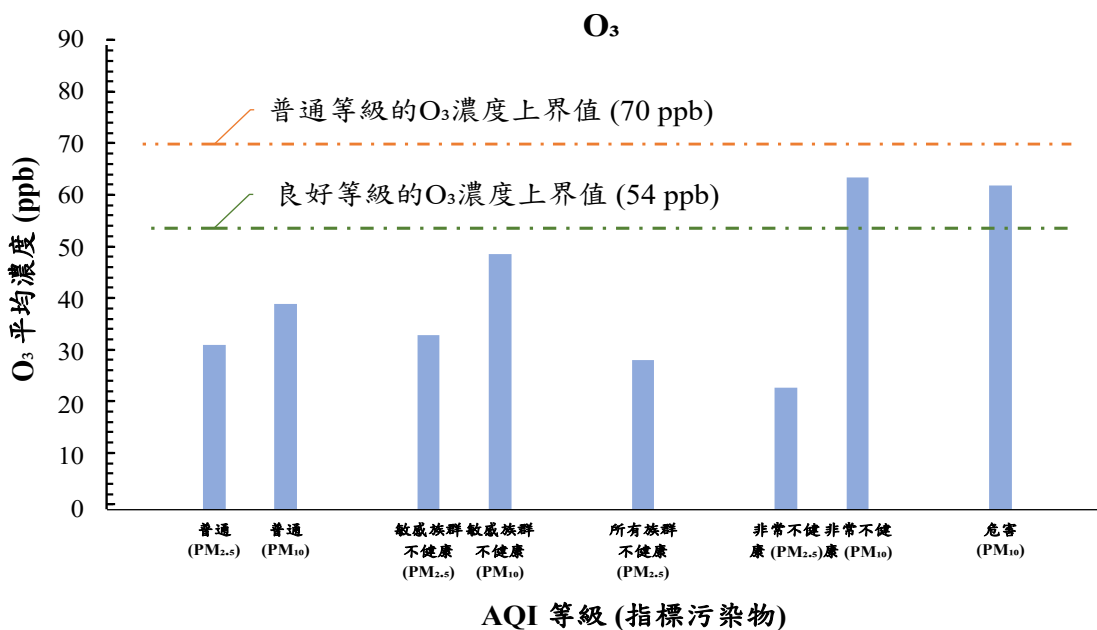


圖 3-7 PM<sub>2.5</sub> 或 PM<sub>10</sub> 在特定 AQI 等級作為指標物染物下 O<sub>3</sub> 之平均濃度

由錯誤! 找不到參照來源。至圖 3-7 可發現，當指標污染物濃度減少至良好等級時，其他污染物的濃度大多落於良好或普通等級(低於良好或普通等級的濃度上界值)，不會對多數族群造成健康危害，因此本研究假設可以忽略非指標污染物的影響，只考慮所有指標污染物降低所導致的健康事件變化量。



### 3.3.4 貨幣化 AQI 改善導致的健康效益

貨幣化健康風險為法規衝擊評估的最後一環，提高政府決策可信度和透明度，並確保增進全民福祉和合乎社會正義。在進行公共建設計畫或管理政策的成效評估時，往往量化相關的外部性影響，而健康風險又為政府單位最關注的外部性，因此貨幣化死亡或罹病風險可以提供政策上成本或效益的重要參考依據。

本研究將 AQI 改善後帶來之健康效益換算為具體的貨幣價值，其效益包含可避免的(減少的)過早死亡與門急診就診(以下皆簡稱為就診)，因此，AQI 改善所帶來的總經濟價值(NT\$)為可避免的死亡風險成本與可避免的疾病支出之總和。其中，可避免的死亡風險成本為「死亡事件變動量(件數)」乘以「死亡的經濟成本(NT\$/件)」；可避免的疾病支出則為「就診事件變動量(件數)」乘以「單位疾病成本(NT\$/件)」，如圖 3-8。

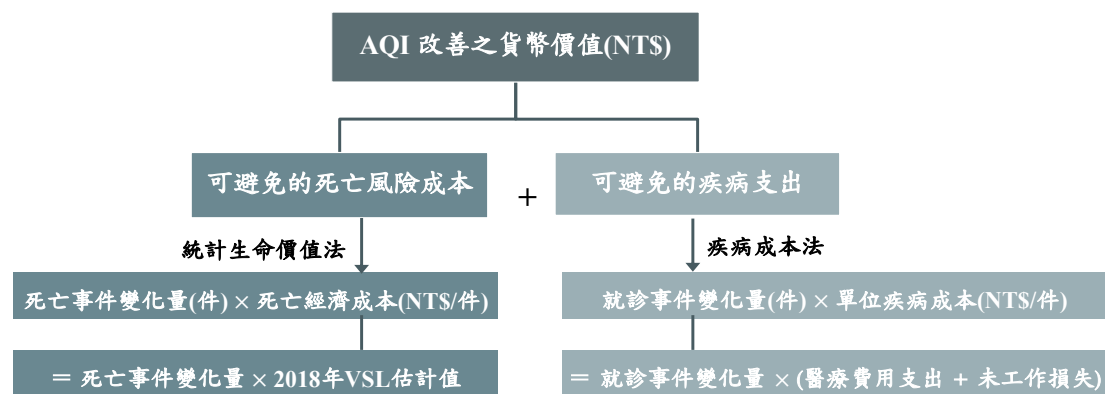


圖 3-8 AQI 改善所帶來的總經濟價值

然而死亡的經濟成本和單位疾病成本之計算方法不同，本研究對於前者利用統計生命價值(value of statistical life, VSL)，後者使用疾病成本法(cost of illness, COI)，以下分別以兩小節進行說明。



1. 可避免的過早死亡(avoidable premature deaths)：

本研究使用 VSL 方法衡量死亡風險的經濟價值，VSL 的定義為一個人願意接收或支付多少金額來增加或降低死亡風險。本研究利用效益移轉法(benefit-transfer method)，選用 Liou (2019a)的研究結果作為 VSL 之移轉基礎，以推論死亡風險的經濟價值，該文獻使用臺灣 2014 年的實證資料，以特徵薪資法建構特徵工資函數並推估 VSL，為我國目前資料年份最新的研究。

由 2014 年的 VSL 移轉至 2018 年的 VSL 之過程中，需要 VSL 薪資所得彈性 (E)和 2018 年的每月經常性薪資，以推算調整薪資所得後的 VSL 估計值。此外，還需考慮物價水準的影響，因此藉由消費者物價指數(Consumer Price Index, CPI)進行調整。

VSL 的計算式如式 13 (Liou, 2019a)，參數的定義和參考來源整理如表 3-11。

$$VSL_{2018} = VSL_{2014} \times \left[ 1 + \frac{E \times \left( \frac{W_{2018} - 40,000}{40,000} \right)}{100} \right]$$

$$rVSL_{2018} = VSL_{2018} \times \left( \frac{CPI_{2014}}{CPI_{2018}} \right) \quad (式 13)$$

表 3-11 本研究使用的 VSL 公式之參數定義與參考來源

參數	意義	價值	參考來源
VSL <sub>2018</sub>	2018 年 VSL 估計值	NT\$358.0117 百萬	本研究
VSL <sub>2014</sub>	對應每月經常性薪資為 40,000 的 2014 年 VSL	NT\$357.99 百萬	(Liou, 2019a)
rVSL <sub>2018</sub>	考量 CPI 影響的 2018 年 VSL	NT\$347.304 百萬	本研究
E <sup>註</sup>	月薪為 NT\$40,000 至 NT\$48,000 之所得彈性	0.2476	(Liou, 2019b)
W <sub>2018</sub>	2018 年平均每月經常性薪資	NT\$40,980	行政院主計總處，2019a
CPI <sub>2018</sub>	2018 年消費者物價指數年平均	101.98	行政院主計總處，2021
CPI <sub>2014</sub>	2014 年消費者物價指數年平均	98.93	行政院主計總處，2021

<sup>註</sup> Liou (2019b)推估 9 組不同每月經常性薪資所得對應之 VSL，並進一步推算 8 個薪資區間的 VSL 薪資所得彈性。由於 2018 年的平均每月經常性薪資為 40,980 元，比對 Liou (2019b)

的推算結果，落於 40,000 元至 48,000 元的月薪區間，因此使用該區間的 VSL 薪資所得彈性 (E 為 0.2476)。


Ananthapavan et al. (2021)指出當尚未有針對族群或不同風險類型的研究時，建議所有風險類型都使用固定的 VSL 估計值，且未來需要不同風險類型(如健康、交通、職業場所、環境之相關死亡風險)的 VSL 相關研究。我國至今無高血壓性疾病死亡、腦血管疾病死亡、慢性下呼吸道死亡的 VSL 之相關研究，因此本研究所有死亡事件的 VSL 皆使用全因死亡的 VSL 估計值。依據式 8 和本研究蒐集和計算之參數，VSL 估計值約為每人 358.01 百萬元。

## 2. 可避免的就診事件(avoidable outpatient visits and emergency department visits)：

因國內缺乏願付價值法的資料，使用疾病成本法來推算疾病風險改變所帶來的效益，特定疾病的單位疾病成本為門急診醫療支出和未工作損失之相加。

門急診醫療支出即實際的看診費用，將門急診醫療支出除以門急診就診件數(因每位患者的就診次數可能不只一次，因此計算時不可以除以就醫人數，應除以門急診就診件數)，即可計算各健康事件下，健保就診者平均每件健康事件醫療費用。就診件數係根據主要疾病碼，所計算出的健保申報件數。醫療費用與就診件數之資料皆取自行政院衛生福利部《107 年全民健康保險醫療統計年報》(衛福部統計處，2021b)，其中，年報中的醫療費用之單位為千點，因此需將點數(全民健保特約醫事機構向健保署申請支付醫療費用的使用單位)換算為新台幣，又 107 年平均單位醫療點數支出約為 0.928 元/點(衛福部統計處，2021b)。對於空品區進行分析時，使用按疾病別及戶籍縣市別分的門急診就診人數、醫療費用；對於族群進行分析時，則使用按疾病別、性別及年齡別分的門急診就診人數、醫療費用。





因罹病而無法工作的未工作損失成本為時間機會成本，採用當年度的「受雇人員(含本國籍、外國籍之全時員工及部分工時員工)經常性平均薪資」作為衡量指標。此外，對於門急診事件，假設因病造成的未工作日數(或又稱工作損失天數, lost work days)皆為 1 天，因此同空品區各疾病之未工作損失成本相同，皆為該區域的平均日薪，資料取自《107 年薪資與生產力統計》(行政院主計總處，2019a)，而以空品區別、性別和年齡別分的 107 年未工作損失成本參照《各縣市工業及服務業企業僱用員工薪資統計說明》(行政院主計總處，2019b)、《107 年工業及服務業受僱員工全年總薪資中位數及分布統計結果》(行政院主計總處，2019c)。

門急診醫療支出和未工作損失如表 3-12。兩者相加後，即為特定疾病的門急診事件之單位疾病成本。

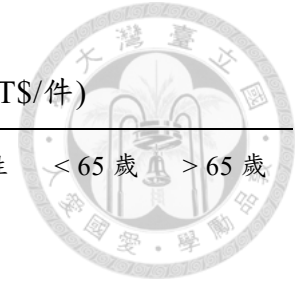
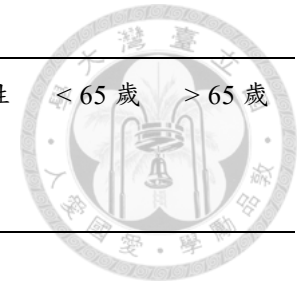


表 3-12 全臺灣和按空品區、性別、年齡別分的健康事件門急診醫療支出與未工作損失(NT\$/件)

		全臺灣	北部空 品區	竹苗空 品區	中部空 品區	雲嘉南 空品區	高屏空 品區	宜蘭空 品區	花東空 品區	男性	女性	< 65 歲	> 65 歲
健康事件	高血壓性疾病	3806	1284	1256	1219	1221	1256	1152	1272	1248	1173	1177	1323
醫療支出													
(門急診 合計)	急性心肌梗塞	3074	3534	3045	2727	3068	2990	3049	3381	3062	3122	3171	3168
	腦血管疾病	2243	2332	2433	2318	2269	186	2231	263	2254	2227	2300	2320
	上呼吸道其他 疾病	549	588	551	571	531	548	538	549	562	537	556	648



	全臺灣	北部空 品區	竹苗空 品區	中部空 品區	雲嘉南 空品區	高屏空 品區	宜蘭空 品區	花東空 品區	男性	女性	< 65 歲	> 65 歲
慢性阻塞性肺 疾和支氣管擴 張症	1415	1530	1470	1375	1379	1441	1628	1625	1650	1069	1092	1774
氣喘	1208	1206	915	1337	1395	1438	1296	979	1170	1244	1107	1675
肺癌	8465	3620	14430	8800	9057	8275	9254	1505	8383	8540	8896	8590
未工作損失 <sup>註</sup>	1347	1855	2180	1487	1593	1542	1496	1499	1427	1249	1328	1090

<sup>註</sup>：門急診事件的未工作損失假設為因病造成的未工作 1 天之時間機會成本。

### 3.3.5 空氣品質保護策略效益評估

本研究欲利用本研究結果——各空品區的健康事件變化量與貨幣效益，針對改善 AQI 的重點空品區所涵蓋之縣市進行空氣品質保護策略效益評估。首先對環保署提出之 106-108 年《空氣污染防制策略》，探討空品不良率每降低 1% 帶來之效益，進而預測和評估 109-112 年《空氣污染防制計畫》的經濟可行性。

空氣品質保護策略效益評估之所需資料和評估流程如下。

#### 1. 空氣品質改善目標：

在《空氣污染防制策略》(行政院環保署，2017b)和《空氣污染防制方案》(行政院環保署，2020a)中，防制目標又可分為空氣品質改善目標(target of air quality)和空氣污染物排放減量目標(target of emissions reduction)。空氣品質改善目標如空氣污染防制區的降級、提升空品良好率、降低空品不良率等，可作為各縣市主管機關的環境保護基金附屬單位決算中的「年度關鍵績效指標」，以評估業務計畫實施績效，如《空氣污染防制策略》執行配合國家環境保護計畫中程目標，達成 109 年提升空氣品質健康戶外活動日數(AQI <100)比率至 85%以上(亦等同空品不良率需降至 15%以下)。然而雖然此改善目標已順利達標，仍須衡量計畫所引發之效益是否大於其投資成本，期望以最少的公共投資成本獲得最大社會淨效益。因此貨幣化空品不良率的改善，例如分析政府欲「降低空品不良率至空氣品質改善目標」之淨效益現值，可瞭解實施空氣品質保護相關政策是否能對社會產生淨效益。

#### 2. 找出空氣品質不良主要指標污染物：

為了符合空品不良率的定義(區內各測站 AQI>100 日數之總和占總有效監測站日數之比率)，使用 106 至 108 年之日 AQI 資料，資料取自環保署空氣品質監測網(行政院環保署，2018d)。本研究只考慮站日數比率 $\geq 1\%$ 的指標污染物作為空氣品質不良的主要指標污染物，以進行後續健康風險的探討，此外，指標污染物的原始資料皆以 AQI 副指標值呈現，因此計算健康事件變化量需先透過式 2 轉換為污染物濃度值。

3. 計算空品不良率每下降 1%之健康事件變化量和其貨幣價值：

使用式 3 或式 4 計算空品不良率每下降 1%之健康事件變化量。假設同縣市內的人受到均質的空氣污染影響，pop 使用縣市人口數，資料取自內政部戶政司人口統計資料庫的《108 年度縣市及全國人口統計資料》(內政部戶政司，2022)，特定年齡層的人口數依據各健康事件對應的劑量效應研究之涵蓋年齡。 $y_0$  為健康事件背景發生率，門急診事件使用《108 年全民健康保險醫療統計年報》(衛福部統計處，2021c)的門急診合計就診率；死亡事件使用《108 年死因統計年報》(衛福部統計處，2021f)的死亡率，因缺乏按戶籍縣市別、年齡別、疾病別的背景發生率資料， $y_0$  使用全年齡層之數據。 $\Delta x$  則為《空氣污染防制策略》施行前後的主要指標污染物平均濃度之差值。

配合各健康事件的劑量效應函數與參數，分別計算各主要指標污染物(如 3.3.3 節，可忽略非指標污染物的影響)改善所導致的健康事件變化量後，因健康事件變化量以每日為單位，需再分別乘以各主要指標污染物於 106 至 108 年作為指標污染物的總站日數。將主要指標污染物的健康事件變化量相加，可推得空品不良率由 106 年降至 108 年所導致的健康事件變化量。

基於 VSL 和 COI 方法，將死亡事件變動量乘以 VSL 估計值，就診事件變動量乘以單位疾病成本，求得減少的死亡風險成本與疾病支出後加總，即可獲得空品不良率改善之總貨幣效益。所有死亡事件皆使用全因死亡的 VSL 估計值，依據式 8 和本研究蒐集與計算之參數，108 年 VSL 估計值約為每人 358.01 百萬元。單位疾病成本中的門急診醫療支出取自《108 年全民健康保險醫療統計年報》的醫療費用與就診件數，108 年未工作損失成本參照《各縣市工業及服務業企業僱用員工薪資統計說明》(行政院主計總處，2019b)、《108 年工業及服務業受僱員工全年總薪資中位數及分布統計結果》(行政院主計總處，2020)。

最後，計算 AQI 改善之重點縣市分別在《空氣污染防制策略》、《空氣污染防制計畫》施行前後之空品不良改善率。若不考慮健康事件變化量和人口數隨時間的些微變動，將《空氣污染防制策略》施行下所改善的不良空氣品質之貨幣效

益除以空品不良改善率，即可推得該縣市空品不良率每下降 1%之經濟效益；而若將此空品不良率每下降 1%之經濟效益乘上《空氣污染防制計畫》施行前後的目標空品不良改善率，即可推估《空氣污染防制計畫》帶來的經濟效益。

#### 4. 計算政策淨效益現值：

進行政策經濟效益評估時，淨效益現值中的效益為 106-108 年《空氣污染防制策略》或 109-112 年《空氣污染防制計畫》的施行下，可避免的全因死亡風險成本(不考慮十大死因相關疾病死亡風險成本)與疾病支出(醫療費用支出和未工作損失)之總和，使用本研究估計的空品不良率每下降 1%之貨幣價值進行計算；投資成本則為縣市政府推動空污防制政策所投入之資金，利用環保統計查詢網的各級環保單位附屬單位決算——106-108 年空氣污染防制基金(含溫室氣體管理基金)(環保署，2022)，以及 109-112 年《空氣污染防制計畫》之空氣污染防制基金總預算編列。

另外，計算淨效益現值時因考量未來物價波動的影響，還需考慮折現率與物價上漲率。社會折現率為將不同年期之成本及效益，折合為基年價值之轉換率，採用《108 年交通建設計畫經濟效益評估手冊》(交通部運輸研究所，2019)的社會折現率建議值：4%(且建議區間為 3.7% - 4.2%)，該折現率依據十年期公債的二十年年平均利率水準加上 1.5% - 2%的風險溢酬。為避免受到特定年度(短期)物價的大幅波動影響，《108 年交通建設計畫經濟效益評估手冊》建議物價上漲率參考臺灣過去十年移動平均水準(即過去十年之間，各年度的十年平均值之平均數)作為物價上漲率的設定值(交通部運輸研究所，2019)，又本研究的空品改善效益來自可避免的健康事件數，因此利用主計總處公布之醫藥保健類消費者物價指數(行政院主計總處，2022)，以 92 年 5 月至 111 年 5 月為計算區間，計算式如式 14，將計算出的該區間之十年移動平均 1.3%設定為物價上漲率，作為每年物價增加之調整比率。

$$X_i = \frac{CPI_i - CPI_{(i-1)}}{CPI_{(i-1)}} , Y_i = \frac{\sum_{i-9}^i (x_i)}{10} , Z_i = \frac{\sum_{i-9}^i (Y_i)}{10} \quad (\text{式 14})$$

i：年度

$X_i$ ：物價上漲率

$Y_i$ ：十年平均

$Z_i$ ：十年移動平均



將各年度考慮物價上漲率之效益、成本和折現率代入式 5，即可分別計算《空氣污染防制策略》、《空氣污染防制計畫》之淨效益現值。本研究方法具重要的參考價值，提供政府機關就空品不良率目標的達成情形，評估欲施行相關的空氣品質保護策略是否具經濟可行性。

#### 5. 敏感度分析：

由於 109-112 年《空氣污染防制計畫》的經濟可行性由淨效益現值評估，且經濟效益評估年限長達四年，評估年期內多項參數可能因外在環境變動而改變，如物價的巨幅波動，且折現率的微小變化也可能會造成資產評估結果的巨大差異，進而影響經濟可行性，因此有必要進行敏感度分析。

本研究考慮之變數為：折現率以及物價上漲率，以瞭解其變動後分別對淨效益現值之影響方向，並檢視《空氣污染防制計畫》對於不確定性因素的變動程度。參考《108 年交通建設計畫經濟效益評估手冊》(交通部運輸研究所，2019)中的敏感度分析基本變數之變動幅度建議，本研究各項敏感度參數之變動如下：

- (1) 折現率：提高 1%、降低 1%。
- (2) 物價上漲率：提高 0.1%、降低 0.1%。

## 第四章 結果與討論



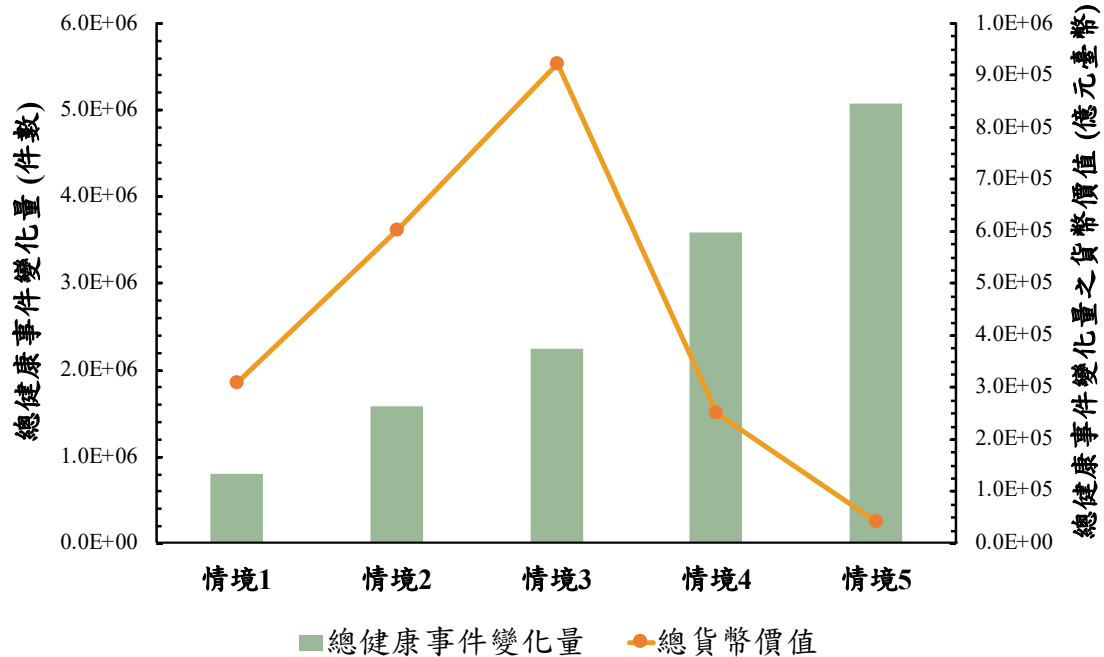
### 4.1 AQI 等級之間的改善效益

#### 4.1.1 全臺灣的健康事件變化量與貨幣效益

計算總健康事件變化量與其貨幣價值時，不考慮高血壓疾病死亡、腦血管疾病死亡與慢性下呼吸道疾病死亡，以避免和全因死亡重複計算，即只考慮所有的就診事件與全因死亡事件。如圖 4-1，各情境的總健康事件變化量與其貨幣價值分別為情境 1(AQI 由普通改善至良好等級)：79.6 萬件與 308,961 億元；情境 2(AQI 由對敏感族群不健康改善至良好等級)：157.7 萬件與 602,274 億元；情境 3(AQI 由對所有族群不健康至良好等級)：224.0 萬件與 923,308 億元；情境 4(AQI 由非常不健康改善至良好等級)：357.8 萬件與 250,625 億元；情境 5(AQI 由危害改善至良好等級)：506.7 萬件與 41,194 億元。總健康事件變化量隨著情境增加而增加，意味著 AQI 改善越多，減少的總健康事件變化量越多。

當 AQI 改善時，雖然情境 5 減少的總健康事件量最多，然而情境 3 有最高的總貨幣效益。由於情境 3 的全因死亡變化量是所有情境中最多的(如圖 4-2)，又全因死亡的單位風險成本遠遠高於其他健康事件，不僅使得總健康事件變化量之貨幣價值曲線近似於全因死亡的貨幣價值曲線，所有情境中全因死亡事件的貨幣效益更是皆占 AQI 改善導致的總貨幣效益 99.9%以上，與 Liou(2019a)的研究相符，全因死亡率下降帶來的健康效益高達空污減量總效益的 98%以上。因此將健康事件變化量貨幣化後，擁有最多全因死亡變化量的情境 3 可避免的總風險成本(亦即增加的總貨幣效益)最多。





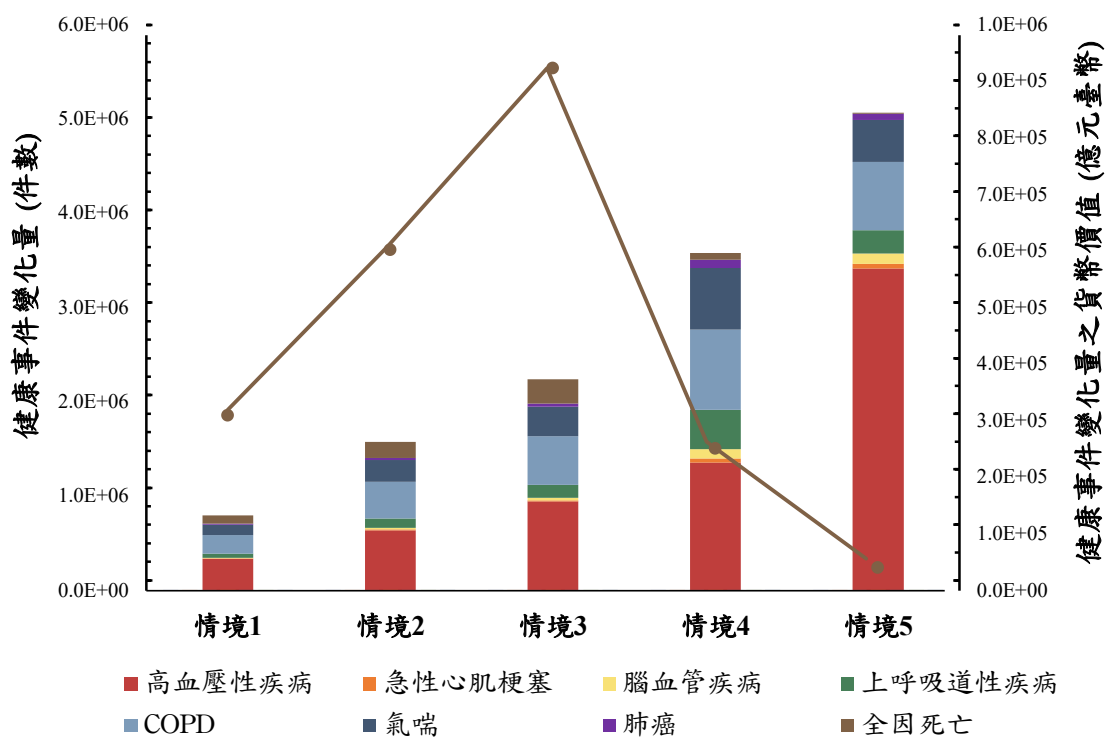
註：長條圖為健康事件變化量；折線圖為健康事件變化量之貨幣價值。

圖 4-1 各情境下全臺灣的總健康事件變化量與其貨幣價值

針對特定健康事件，結果如圖 4-2(數值詳見附表 2-1 和附表 2-2)所示。AQI 改善對於就診事件，「所有情境下皆以高血壓就診事件有最大的健康事件變化量」，由情境 1 的 3.36E+05 件至情境 5 的 3.42E+06 件。另外，將非全因死亡之死亡事件獨立計算，即高血壓疾病死亡、腦血管疾病死亡、慢性下呼吸道疾病死亡，如圖 4-3(數值詳見附表 2-3 和附表 2-4)，為 AQI 改善後對我國十大死因相關疾病死亡事件之正面影響。可以發現慢性下呼吸道疾病死亡在情境 4 有最高的效益：1.8 萬件健康事件變化量與 66,219 億元；腦血管疾病死亡和高血壓疾病死亡都隨著 AQI 改善越多而效益越高，分別在情境 5 有最高的效益：3.8 萬件健康事件變化量與 136,184 億元、0.6 萬件健康事件變化量與 20,719 億元，其中又以「腦血管疾病死亡的增加量最為顯著」，即隨著 AQI 改善越多，可避免的腦血管疾病死亡件數明顯多過於高血壓疾病死亡數和慢性下呼吸道疾病死亡數。

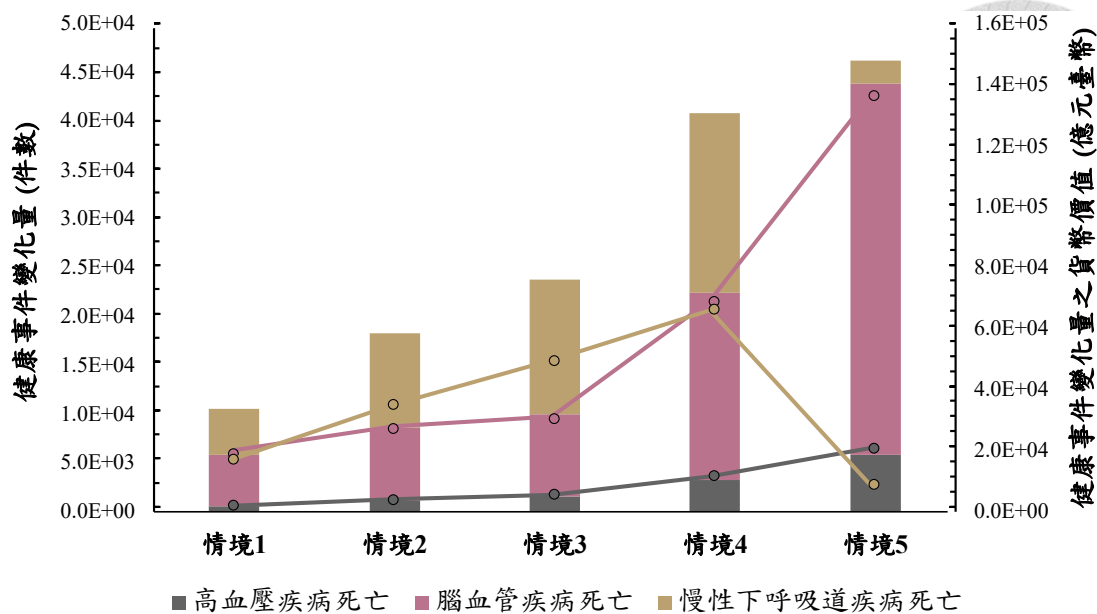
以上結果顯示當空氣品質惡化，高血壓性疾病就診數和腦血管疾病死亡數之上升值得注意，空氣污染對心腦血管的傷害不容忽視。當空氣污染物微粒進入人

體血液，不僅會增加血液中的發炎因子濃度、提升血管內皮細胞破損機率使血管硬化和變得更窄，還會大幅增加血栓生成機率，最終導致血壓升高、腦中風、缺血性心臟病、心律不整等多項心腦血管疾病(American heart association, 2021)。此外，Raaschou-Nielsen et al. (2012)的研究結果指出：空氣污染在動脈粥狀硬化(atherogenesis)的慢性惡化過程中扮演重要的影響因子，使得空氣污染對心腦血管疾病死亡率比全因死亡率有更強的關聯性。Al-Kindi et al. (2020)強調空氣污染物是最重要的環境心血管危險因子，且又以 PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub> 為最受多數研究關注的空氣污染物。因此心腦血管疾病患者應多加留意空氣品質的惡化，避免暴露於空氣污染中，並採取自我保護措施如戴口罩、減少戶外活動時間和使用空氣清淨機。



註：長條圖為健康事件變化量；折線圖為健康事件變化量之貨幣價值。

圖 4-2 各情境下全臺灣的健康事件變化量與其貨幣價值



註：長條圖為健康事件變化量；折線圖為健康事件變化量之貨幣價值。

圖 4-3 各情境下全臺灣的十大死因相關疾病死亡事件變化量與其貨幣價值

綜觀上述結果和圖 4-1 至圖 4-3，可發現雖然總健康事件變化量隨著情境增加而增加，然而並非所有的健康事件都如此，例如全因死亡、上呼吸道就診、COPD 就診、肺癌就診、慢性下呼吸道死亡等無因為 AQI 改善越多而減少越多。這可能因為五種 AQI 等級之主要指標污染物的種類和占比不盡相同，各指標污染物對健康事件的風險又不一，使得 AQI 與特定大眾健康風險不一定一致 (inconsistence)。Perlmutter & Cromar. (2019a) 指出以 AQI 作為風險溝通工具的準確性，取決於假設各污染物在 AQI 每一單位的超額健康風險相同，然而 AQI 每一單位的超額呼吸性疾病風險 (excess respiratory risk per 1-AQI unit) 不均，如 O<sub>3</sub> (0.16%)、SO<sub>2</sub> (0.09%)、NO<sub>2</sub> (0.07%) 和 PM<sub>2.5</sub> (0.07%)，使得 AQI 越高風險越高的假設 (U.S. EPA, 2014) 不一定永遠正確，就算其他天的 AQI 值相同，其健康風險也不一定相同。Cromar et al. (2020) 結果則顯示 AQI 與單一種污染物 (尤其 PM<sub>2.5</sub>) 高度相關時，AQI 通常具有良好的風險溝通效果，然而在污染物更為複雜的地區和時期，AQI 可能無法完全反映健康風險，此外，區域性和季節性的變異皆會影響 AQI 與健康風險之間的關係。因此就算 AQI 污染物與特定健康風險相關，也無法保證 AQI 會如此。基於以上敘述，Liu & Ao (2021) 指出 AQI 每降低一單位，

我國每年可節省 23 億的呼吸性疾病醫療支出之結果可能不夠精準，因為呼吸性  
疾病風險不會隨著 AQI 每降低一單位而「等量」減少。本研究根據結果認為 AQI  
為**危害**或**非常不健康**等級，其每改善一單位 AQI 所節省的呼吸性疾病醫療支出  
將遠大於 AQI 為**普通**或**良好**等級的。

AQI 結構中不一致的風險資訊造成風險溝通上的限制，大眾若要獲得更好、  
更準確的行為活動建議(optimal behavior modification decisions)，可以搭配參考  
AQI 的污染物監測濃度值。此外，後續研究可以進一步評估和改善 AQI，或是探  
討其他替代的空氣品質指標，讓大眾獲得更準確的健康資訊。例如 Perlmutter &  
Cromar. (2019b) 指出基於單一指標污染物的 AQI 可能無法在特定的時間或空間  
呈現全面的健康風險，因此利用呈常態分佈的多污染物指標值，建立修正的基於  
健康的指標(adjusted health-based index)，可以更佳呈現污染物更為複雜時的健康  
風險。只要某空氣品質指標可以合理地讓較高的指數值與增加的健康風險呈正相  
關，就可以一定程度上地保護大眾健康，且考慮污染物的健康風險差異有助於建  
立更準確的風險溝通指數。

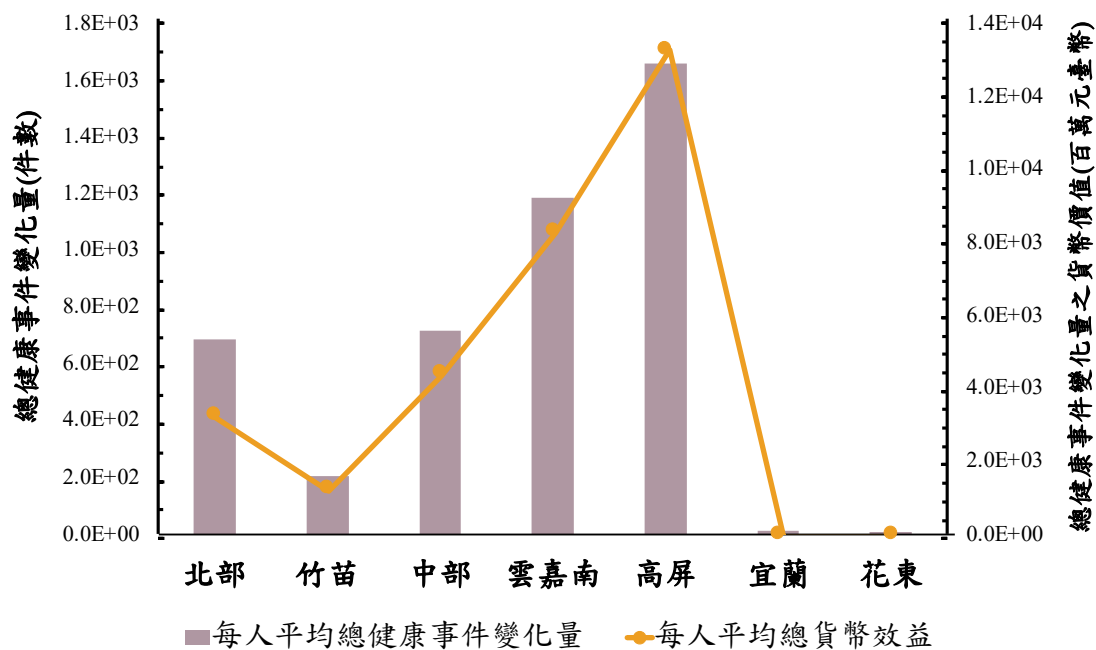
最後，本研究在計算健康事件變化量時亦發現當 O<sub>3</sub> 作為 AQI 指標污染物，  
其每小時減少的總健康事件變化量遠遠大於 PM<sub>2.5</sub> 或 PM<sub>10</sub> 的總變化量，呼應  
Perlmutter & Cromar. (2019a)的結果：AQI 污染物中，O<sub>3</sub> 的總呼吸性疾病急診超額  
風險最高，約為 NO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub> 和 SO<sub>2</sub> 的兩倍。O<sub>3</sub> 對健康風險的影響遠高於其他污  
染物，且其濃度未能長期維持改善趨勢，因此 O<sub>3</sub> 將為未來空氣品質改善的重點。

#### 4.1.2 各空品區的健康事件變化量與貨幣效益

為了有更精準的空污減量效益結果，對於地形、氣象條件、風向及污染擴散  
特性相近的空品區進行分析。另外，本研究欲進一步聚焦於「對人體健康有不良  
影響之空氣品質」帶來的健康衝擊，因此在推算空氣品質改善對於各空品區的健  
康事件變化量與貨幣效益時，針對 AQI>100 (不良 AQI)等級(**對敏感族群不健康**、  
**對所有族群不健康**、**非常不健康**、**危害**等級)之改善。然而七大空品區的人口數

和特定健康事件人數懸殊，具較多人數、就診人數或死亡人數之空品區可能擁有較多的 AQI 改善效益，因此首先將各空品區情境 2 至情境 5 的總健康事件(所有的就診事件與全因死亡事件)變化量、貨幣價值分別加總，再除以空品區人口數(亦即受空氣品質變化之影響人數)，即可計算 2018 年一整年中，若「所有 AQI>100 之等級皆改善至良好等級」，平均「每人」可獲得的總健康與貨幣效益。

如圖 4-4，不良 AQI 改善後，各空品區的每人平均總健康事件變化量與其貨幣價值分別為北部：684.7 件與 3,293 百萬元；竹苗：202.6 件與 1,273 百萬元；中部：715.9 件與 4,436 百萬元；雲嘉南：1184.0 件與 8,319 百萬元；高屏：1659.4 件與 13,284 百萬元；宜蘭：12.8 件與 15 百萬元；花東：9.5 件與 15 百萬元。就每人平均總健康事件變化量而言，高屏空品區最多，其次為雲嘉南空品區，而花東空品區最少；每人平均總貨幣效益而言亦然。



註：長條圖為健康事件變化量；折線圖為健康事件變化量之貨幣價值。

圖 4-4 不良 AQI 改善下各空品區的每人平均總健康事件變化量與貨幣效益

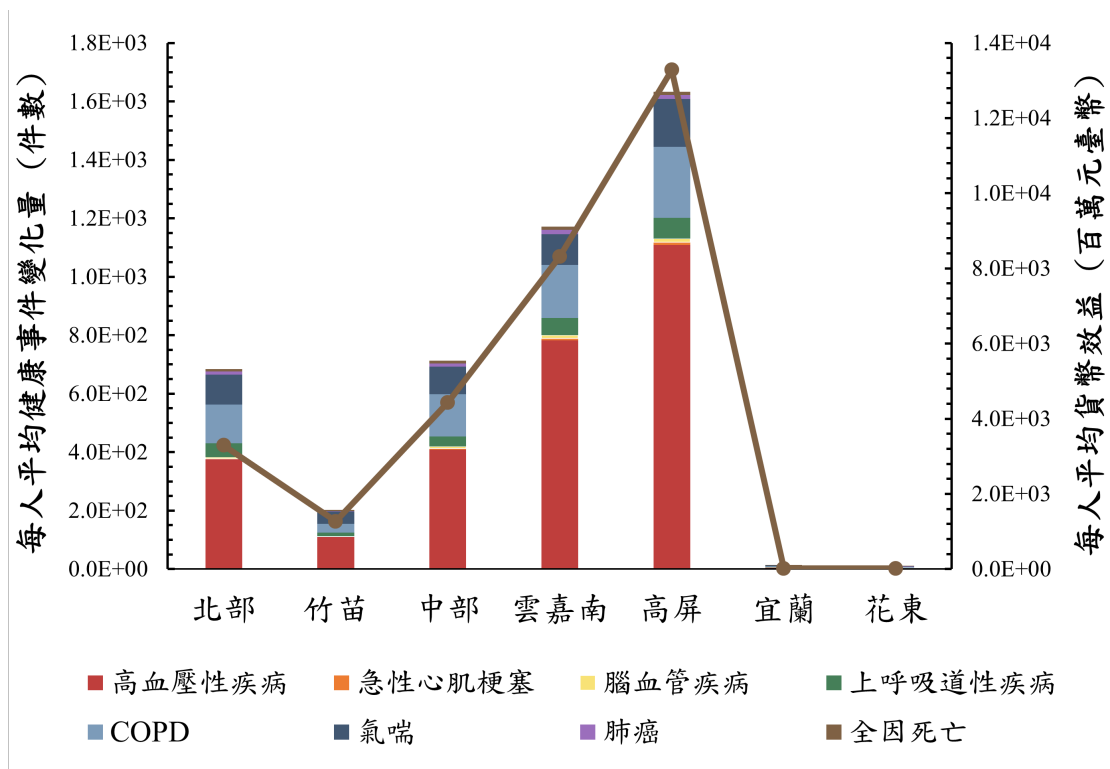


若觀察特定健康事件，如圖 4-5(數值詳見附表 3-1 和附表 3-2)，可發現 2018 年對人體健康有不良影響的 AQI 改善後，大部分的健康事件中(僅除了肺癌就診事件)，高屏空品區每人平均所獲得的健康和貨幣效益皆最多，其次為雲嘉南空品區，而最少為花東空品區；對於肺癌就診事件，雲嘉南空品區有最高的每人平均健康和貨幣效益(15.2 件肺癌就診事件變化量與 0.2 百萬元)。上述結果均顯示南臺灣相較於其他區域每人平均所獲效益較高，Lai et al. (2020)也指出《空氣污染防制策略》的實行下，PM<sub>2.5</sub> 的減量對台灣中南部區域可避免最多的死亡數，健康風險改善最為顯著。本研究認為其關鍵因素可能為：

1. 南臺灣尤其高屏空品區，於 2018 年的情境 2 至情境 5 之總件數明顯高於其他空品區(如高屏空品區：29627；雲嘉南空品區：20033；花東空品區：46)，因此若 AQI>100 之等級改善至良好等級，其可帶來的健康和經濟效益自然明顯較高。
2. 就算在相同情境下，高屏空品區與雲嘉南空品區的主要指標污染物濃度變化量( $\Delta x$ )大多仍略高於其他空品區(如表 3-5，對於情境 1 中 PM<sub>2.5</sub> 的 $\Delta x$ ，高屏空品區高達 15.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，雲嘉南空品區為 14.1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；而宜蘭和花東空品區卻只有<10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )，使得計算出的每人平均所獲效益較高。
3. 南臺灣的老年人口比率甚高且逐年增加，又老年人為易受空氣污染影響之危險族群(Jiyeon & Almas., 2019)，因此南臺灣地區受空氣污染危害之風險較高。另外，仍可發現所有空品區中 AQI 改善對高血壓就診事件均帶來最大的事件變化量，因此若空氣品質趨於不良，高血壓疾病患者應做好自我保護措施，以避免空污危害和減少醫療支出。因此改善空氣品質是促進健康必須要做的事。

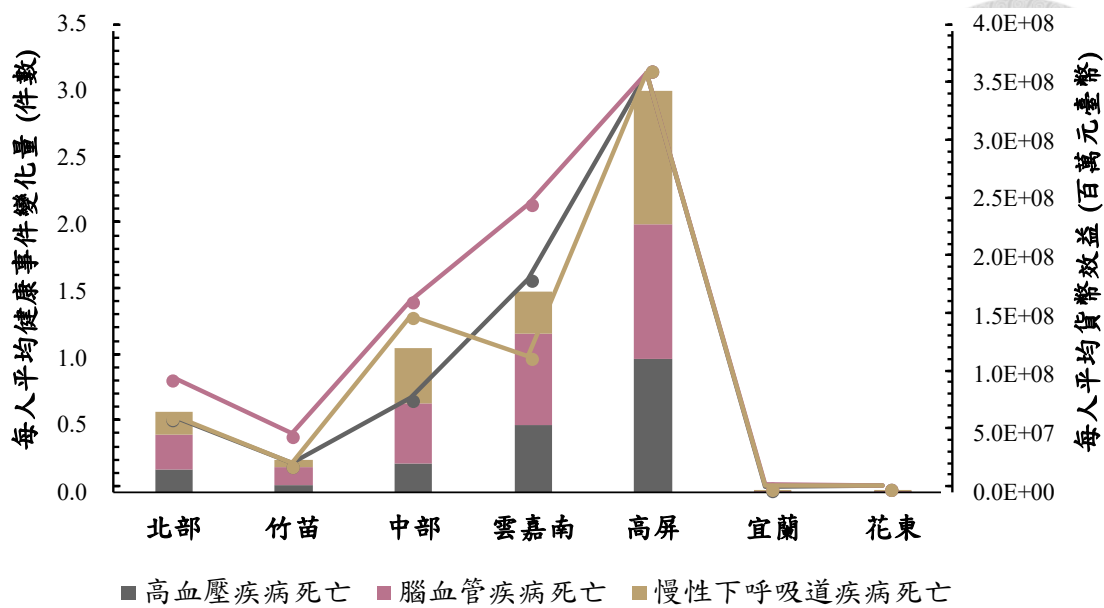
圖 4-6(數值詳見附表 3-3 和附表 3-4)為不良 AQI 改善後，對各空品區的十大死因相關疾病每人平均死亡事件之正面影響，對於高血壓疾病死亡、腦血管疾病死亡與慢性下呼吸道疾病死亡，高屏空品區皆有最高效益，且每人平均健康事件變化量與其貨幣價值均為 1.0 件與 358.0 百萬元；花東空品區則皆有最低效益，每人平均健康事件變化量與其貨幣價值分別為：0.02 件與 7.5 百萬元、0.3 件與

124.7 百萬元、0.04 件與 13.6 百萬元。另外，所有空品區中，AQI 改善對腦血管疾病死亡的正面影響都大於慢性下呼吸道疾病死亡與高血壓疾病死亡，再次顯示我國不分區域，空氣品質對腦血管疾病死亡之影響需要被重視，腦血管疾病患者為空氣污染的高危險族群，政府機關應提供腦血管疾病患者不佳空氣品質下的活動建議，促進相關的空氣污染自我防護衛生教育，並加嚴空氣品質標準。Chung et al.(2017)認為在空氣污染較為嚴重的時期，心源栓塞性腦中風(cardioembolic stroke)之患者需要受到更多的照護，且空污防制相關的環境政策有助於減緩全球的心源栓塞性腦中風之增加趨勢。



註：長條圖為健康事件變化量；折線圖為健康事件變化量之貨幣價值。

圖 4-5 不良 AQI 改善下各空品區的每人平均健康事件變化量與貨幣效益



註：長條圖為健康事件變化量；折線圖為健康事件變化量之貨幣價值。

圖 4-6 不良 AQI 改善後各空品區的十大死因相關疾病每人平均死亡事件變化量與其貨幣價值

最重要的是，高屏空品區應作為我國改善 AQI 的重點區域。高屏地區之工業以重工業和製造業為主，污染排放量高，且與全國其他空品區的車輛負荷相較下，高屏空品區之機車密度全國最高(《高雄市空氣污染防制計畫》)，加上該區域受中央山脈阻隔，每當東北季風盛行時因位於背風面弱風區，且東北季風過山後易形成下沉的逆溫大氣狀態，形成不利空氣污染擴散之環境，綜合上述原因，使得空氣品質容易不佳。高屏空品區不僅空品不良比率長年全國最高，也是 AQI 改善後每人平均總健康和貨幣效益皆最高之空品區，更是十大主要死因相關疾病死亡事件變化量和貨幣效益最多之區域。因此本研究建議政府需對高屏空品區加強空污減量，並加嚴管制措施，進一步積極改善空氣品質。



### 4.1.3 以性別和年齡別分的健康事件變化量與貨幣效益

本研究亦對於不同性別和年齡層族群進行分析。AQI 改善所帶來的效益可以視為 AQI 惡化所造成的危害，進而探討空氣品質不良的敏感族群。圖 4-7、圖 4-8 分別為以性別和年齡別分之健康事件變化量占比、貨幣效益占比。

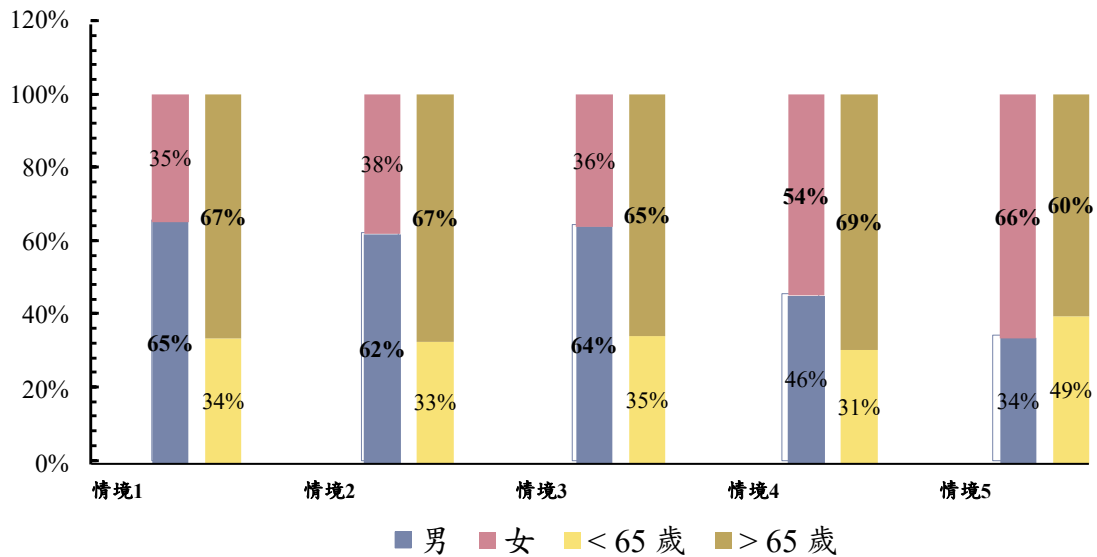
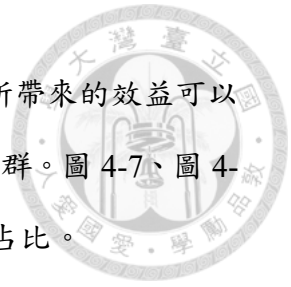


圖 4-7 以性別和年齡別分之健康事件變化量占比

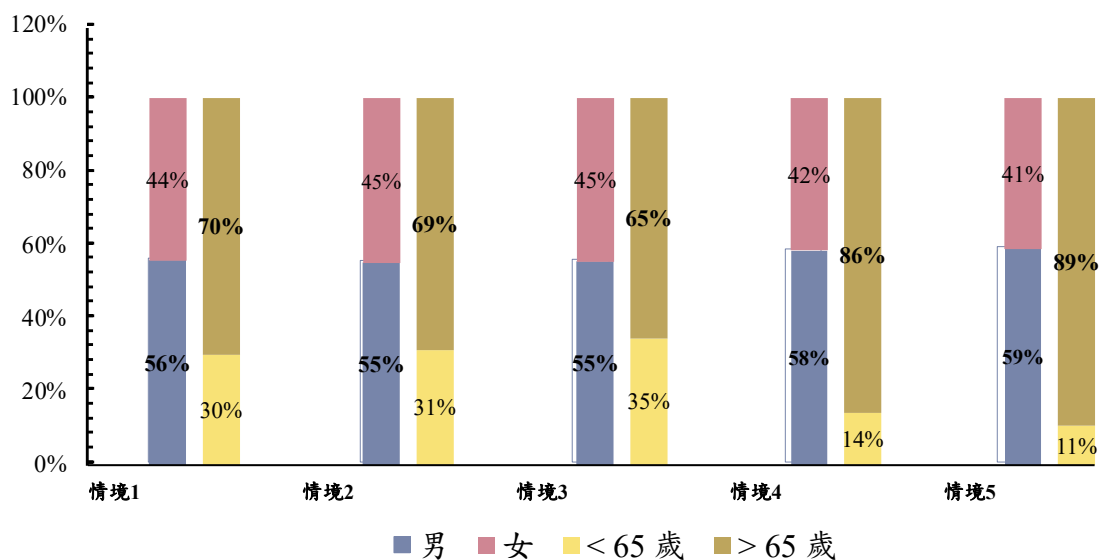



圖 4-8 以性別和年齡別分之貨幣效益占比



就健康事件變化量而言，性別上無明顯的趨勢；然而老年族群(> 65 歲)在所有情境中皆明顯多於青壯年族群(< 65 歲)，約為青壯年族群的 1.5 至 2.2 倍，且占 AQI 改善導致的整體健康事件變化量約 60%至 69%。就貨幣效益而言，男性皆高於女性，約為女性的 1.2 至 1.4 倍，占 AQI 改善帶來的整體經濟效益約 55%至 59%；老年族群皆多於青壯年族群，約為青壯年族群的 1.9 至 8.4 倍，占 AQI 改善帶來的整體經濟效益約 65%至 89%，尤其在情境 4 和情境 5 皆達到近九成。

男性的健康事件變化量在所有情境中雖然沒有皆多於女性，然而進行貨幣化後，男性的貨幣效益在所有情境中皆高於女性，可能因為男性的平均薪資高於女性：兩性薪資差距為 12.5%(行政院主計總處，2019c)，使得男性的未工作損失較高，單位疾病成本明顯高於女性。

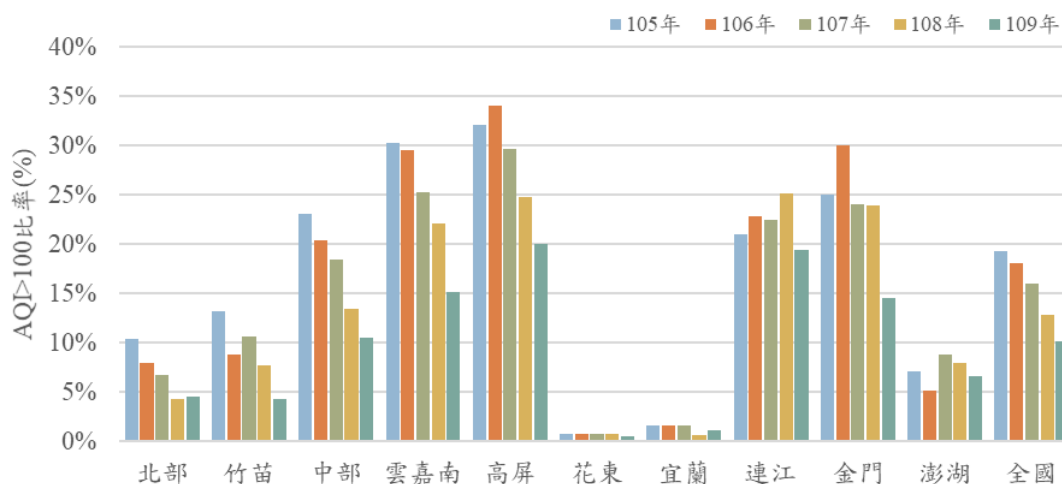
由結果可得知>65 歲年長者為空氣品質危害的高危險族群，暴露於空氣污染時具較高健康風險，除了對應 Maji et al. (2020)：AQI 每增加 100 個單位，對於 65 歲以上族群影響最大(每日增加的非創傷死亡率高達 13%，約印度全國人口所增加的非創傷死亡率之 3.5 倍)；還呼應 Jiyeon & Almas (2019)：老年族群(> 60 歲)相較於其他年齡層，當空氣污染惡化時需花費更多健康照護支出，對於環境性疾病(environmental disease)更為敏感，因此老年族群人口越多，空氣品質惡化帶來的疾病成本越高。臺灣推估將於 2025 年邁入超高齡社會(國家發展委員會，2020)，不良空氣品質對年長者健康與經濟成本的負面影響將不容小覷，政府應立即加強實施和訂定對於年長者的相關空氣品質保護政策，以應對高齡化社會的挑戰。老年族群也須多加留意空氣品質狀態，避免暴露於空氣污染中。



## 4.2 空氣品質保護策略效益評估

### 4.2.1 重點空品區空品不良率降低 1%之效益計算

除了離島地區，全國各空品區的空品不良率(AQI>100 的站日數比率)呈逐年下降之趨勢(如圖 4-9)；然而高屏空品區為 105 至 109 年空品不良率皆最高的空品區，且依據本研究第一階段的研究結果(4.1.2 節)，高屏空品區在空品改善時，具最高的健康和貨幣效益，高屏空品區為改善 AQI 的重點區域。因此在第二階段的空氣品質保護策略淨效益現值分析中，「針對高雄市和屏東縣」進行探討。



資料來源：行政院環境保護署(2020b)

圖 4-9 105 至 109 年各空品區空品不良率變化趨勢

105 年和 108 年高雄市及屏東縣的主要(站日數比率>1%)指標污染物皆為 PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub>(如圖 4-10)，因此以兩者進行後續健康風險的探討，且 PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub> 仍皆屬三級防制區之管制，為重點改善之空氣污染物。另外，還可以由圖 4-10 發現《空氣污染防制策略》施行前後，高雄市與屏東縣的空品不良指標污染物由 PM<sub>2.5</sub> 轉以 O<sub>3</sub> 為主，PM<sub>2.5</sub> 的不良指標污染物站日數下降，O<sub>3</sub> 的不良指標污染物站日數上升，除了呼應《屏東縣空氣污染防制計畫》中：高屏空品區 O<sub>3</sub> 空品不良日

有逐年增加之趨勢，也顯示著重於改善 PM<sub>2.5</sub> 的《空氣污染防制策略》有極為顯著的防制成果。

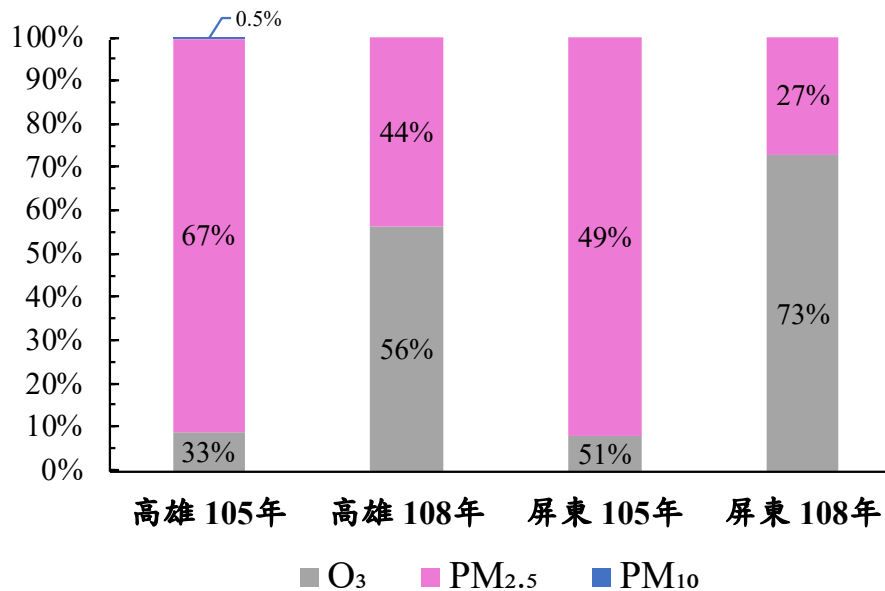


圖 4-10 高雄和屏東的空氣品質不良指標污染物站日數比率

本研究計算 PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub> 於 106 年至 108 年的空品不良日作為指標污染物之總站日數，以及《空氣污染防制策略》施行前後的平均指標污染物濃度之差值( $\Delta x$ )如表 4-1。可發現 O<sub>3</sub> 的濃度差值較小，呼應《109 年度空氣污染防制總檢討報告》中：105 至 109 年 O<sub>3</sub> 的改善率是所有污染物中最小的，濃度未能長期維持改善趨勢，是唯一無每年穩定減少的 AQI 污染物。

另外，106-108 年《空氣污染防制策略》和 109-112 年《空氣污染防制計畫》施行前後之空品不良改善率彙整如表 4-2，對於前者，高雄空品不良改善率為 8.9% (34.4%–25.5%)，屏東空品不良改善率為 3.1% (26.0%–22.9%)；對於後者，高雄目標空品不良改善率為 3% (25.5%–22.5%)，屏東目標空品不良改善率為 2% (22.9%–20.9%)。

表 4-1 106 至 108 年主要指標污染物總站日數與空氣污染防制策略施行前後年均  
指標污染物濃度差值

	指標污染物總站日數		年均指標污染物濃度差值( $\Delta x$ )	
	高雄	屏東	高雄	屏東
PM <sub>2.5</sub>	1,657	327	3.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
O <sub>3</sub>	1,248	499	2.5 ppb	0.5 ppb

表 4-2 高雄市和屏東縣之空氣品質改善目標

空品不良 改善前 率(%)	106-108 年				109-112 年			
	《空氣污染防制策略》				《空氣污染防制計畫》			
	105 年	106 年	107 年	108 年	109 年	110 年	111 年	112 年
高雄市	34.4	35.3	30.1	25.5	26.0	25.4	23	22.5
屏東縣	26.0	29.7	23.5	22.9	22.4	21.9	21.4	20.9

資料來源：行政院環保署(2018b)、屏東縣政府環保局(2021)、高雄市政府環保局(2021)、本研  
究彙整

#### 4.2.2 《空氣污染防制策略》與《空氣污染防制計畫》之淨效益現值

AQI 不良率每下降 1%，高雄市增加的總貨幣效益為 238,747 億元，屏東縣增加的總貨幣效益為 78,866 億元。乘上空品不良改善率後，如圖 4-11 所示，高雄市《空氣污染防制策略》的年均淨效益現值為 652,587 億元，屏東縣則為 73,505 億元；高雄市《空氣污染防制計畫》的年均淨效益現值為 219,388 億元，屏東縣則為 36,456 億元。淨效益現值皆大於零，整體效益大於整體成本，高雄市與屏東縣的兩空氣污染防制相關政策均值得投資。對於本研究之健康事件，高雄市 106 至 108 年年均健保醫療費用與全因死亡統計生命價值之總和(衛福部統計處，2021a，2021b，2021c，2021d，2021e，2021f)為 77,254 億元；屏東縣為 30,101 億元，因此《空氣污染防制策略》可以為高雄市帶來之經濟效益約為實際風險成本的 8.5 倍，屏東縣則約為 2.8 倍；而《空氣污染防制計畫》可以為高雄市帶來之經濟效益約為實際風險成本的 2.4 倍，屏東縣則約為 1.2 倍，兩政策在空品改善上的經濟效益顯著。

無論是高雄市或屏東縣，106-108 年《空氣污染防制策略》之淨效益現值皆大於 109-112《空氣污染防制計畫》之淨效益現值，符合典型情況下，邊際防制成本(marginal cost of control)隨污染排放量的減少而遞增，因為污染濃度越低，去除單位污染質量所需的能量越高；而邊際防制效益(marginal benefit of control)通常隨污染排放量的減少而遞減，即每增加一單位污染減量，受污染者之福利增加程度下降，如圖 4-12。因此當現今空氣品質比過去良好，隨著邊際防制效益下降而邊際防制成本上升，實行中的《空氣污染防制計畫》之淨效益現值自然較小。

Lai et al. (2020) 以臺灣空氣品質決策支援系統(Taiwan Air Benefit and Control Assessment System, ABaCAS-Taiwan)同樣探討《空氣污染防制策略》對大眾健康帶來的貨幣效益，其利用三維模型進行數值模擬，推估出《空氣污染防制策略》導致的 PM<sub>2.5</sub> 濃度減量，可節省我國全因死亡事件的年均淨效益現值 22,751 億元。本研究結果略高於該結果的可能原因有三：(1) 不只考慮全因死亡事件，還考慮其他 6 種健康事件；(2) 因針對 AQI 不良率進行探討，除了 PM<sub>2.5</sub> 亦考量

O<sub>3</sub>之減量；(3) 高雄市與屏東縣為我國空氣品質相對較差之區域，其年均淨效益現值將高於全臺平均的年均淨效益現值。

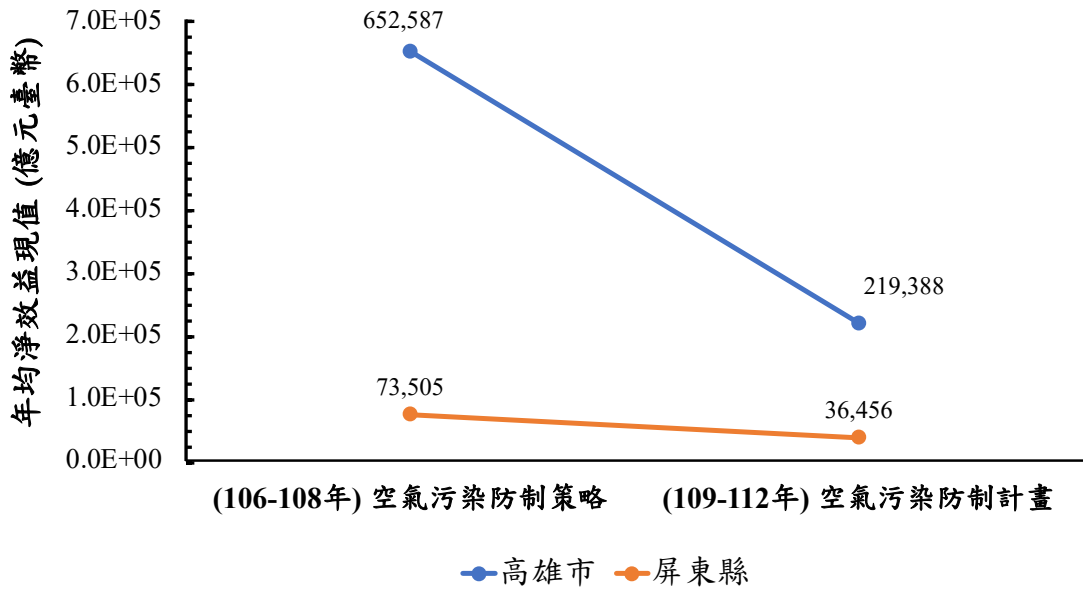


圖 4-11 高雄市、屏東縣空氣污染防制相關政策之年均淨效益現值

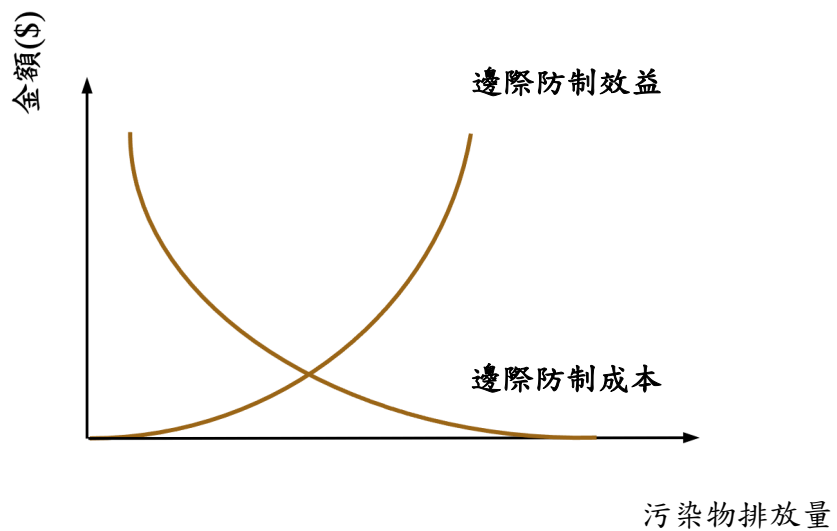


圖 4-12 邊際防制成本曲線與邊際防制效益曲線



### 4.2.3 淨效益現值之敏感度分析

對影響淨效益現值的變數(折現率、物價上漲率)進行敏感度分析，各項參數變動之情境結果彙整於表 4-3。結果顯示《空氣污染防制計畫》若未來面對不確定情況，如折現率變動、通貨膨脹或通貨緊縮等，仍具備高度的經濟效率。

對於高雄市和屏東縣的《空氣污染防制計畫》：

- (1) 若兩者的折現率提高至 5%或減少至 3%，淨效益現值皆大於零，仍均具經濟可行性。
- (2) 若兩者的物價上漲率增加為 1.4%或減少為 1.2%，淨效益現值皆大於零，仍均具經濟可行性。

表 4-3 敏感度分析表

敏感度參數		年均淨效益現值 (億元臺幣)	
高雄市	折現率	5%	213,786
		4% (不變)	219,388
		3%	225,207
	物價上漲率	1.4%	219,752
		1.3% (不變)	219,388
		1.2%	219,023
屏東縣	折現率	5%	35,607
		4% (不變)	36,456
		3%	37,337
	物價上漲率	1.4%	36,508
		1.3% (不變)	36,456
		1.2%	36,403



## 第五章 結論與建議



本研究基於健康影響評估架構建立空氣品質改善效益評估流程，以 2018 年為例，將 AQI 作為空氣品質改善的衡量指標，探討 AQI 改善對全臺灣、不同區域及族群之正面影響，並藉以檢視政府單位《空氣污染防制計畫》之績效。本研究依空氣品質改善方式與研究目標可劃分為兩大部分：

第一部分探討五種 AQI>50 之等級分別改善至良好等級所導致的經濟效益。首先以統計計量方法估算主要指標污染物濃度變化量，接著由多篇國內外流行病學文獻計算和彙整出的劑量效應係數、本土健康保險醫療統計資料(門急診的就診率、就診人數、醫療費用)和死因統計資料(死亡率)、人口數、我國 VSL 估計值與經常性平均薪資等資料，進而推算 AQI 改善對於 1. 全臺五種 AQI 等級改善情境、2. 七大空品區、3. 以性別和年齡別分之族群所帶來的健康事件變化量，並將健康事件變化量轉換成貨幣價值。

第二部分探討 AQI 不良率的下降所致使的經濟效益。利用本研究計算的空品不良率每下降 1% 所增加之貨幣效益，對於 AQI 重點改善區域：高雄市與屏東縣，分別將其《空氣污染防制策略》之下的空品不良改善率之貨幣效益，與政府投入成本進行成本效益分析，進而推估正在實施中的《空氣污染防制計畫》是否具經濟可行性。

本研究以可避免的就診量和死亡數、增加的貨幣價值來呈現 AQI 改善效益，不僅顯現加強空氣品質管理的必要性，還提出促進空氣品質保護的政策方向，期望增進大眾對不良空氣品質之意識和環保主管單位對空氣污染防制之重視。


### 5.1 結論

#### 1. AQI 改善效益

- (1) 依據 AQI 的改善程度由少至多劃分為情境 1 至情境 5，總健康事件變化量隨著情境增加而增加，自情境 1(AQI 由普通改善至良好等級)的 79.6 萬件與

到情境 5(AQI 由**危害**改善至**良好**等級)的 506.7 萬件。然而將健康效益貨幣化後，情境 3(AQI 由**對所有人不健康**改善至**良好**等級)因為擁有最多全因死亡變化量，而有最高的總貨幣效益：923,308 億元。

- (2) 並非所有的健康事件都會隨著 AQI 改善越多而減少越多，顯示五種 AQI 等級可能因為其主要指標污染物的種類和占比不盡相同，各指標污染物對健康事件的風險又不一(例如 O<sub>3</sub> 作為 AQI 指標污染物，其每小時減少的總健康事件變化量遠大於 PM<sub>2.5</sub> 或 PM<sub>10</sub> 的總變化量)，使得 AQI 與特定大眾健康風險不一定一致。雖然 AQI 可能無法完全反映健康風險，但仍可以正面地影響大眾戶外活動行為(AirNow-International, n.d.)，例如減少暴露於空氣品質不佳的環境，並提升大眾空氣品質意識與認知。
- (3) AQI 改善後，全臺所有情境下、七大空品區中，高血壓就診事件皆有最大的健康事件變化量；且隨著 AQI 改善越多，可避免的腦血管疾病死亡件數將明顯多過於其他十大死因相關疾病死亡事件數，因此本研究認為空氣污染對心腦血管疾病的高度風險不容忽視。
- (4) 在 2018 年中，當 AQI>100 之等級(對人體健康有不良影響)皆改善至**良好**等級，高屏空品區(1,659.4 件與 13,284 百萬元)、雲嘉南空品區(1,184.0 件與 8,319 百萬元)、花東空品區(9.5 件與 15 百萬元)分別有最高、次高、最少的每人平均總健康事件變化量與經濟效益。南臺灣(尤其高屏空品區)有較高的每人平均總健康與經濟效益，可能因為其情境 2 至情境 5 總件數較多、相同情境下仍有較高的主要指標污染物平均減少濃度( $\Delta x$ )，且老年人口較多。
- (5) 高屏空品區不僅空品不良率長年全國最高；不良 AQI 改善後，所有健康事件僅除了肺癌就診事件，皆具最高每人平均總健康和貨幣效益，也是十大主要死因相關疾病每人平均死亡事件變化量和貨幣效益均最多之區域。因此高屏空品區為我國 AQI 改善之重點區域，政府需加強高屏空品區的空污管制，積極改善空氣品質。

- 
- (6) 各空品區的 AQI 指標污染物之種類與站日數比率不同，使得 AQI 改善導致之健康事件變化量和貨幣效益也存在很大的差異，因此地方政府應剖析並優先削減其重點空氣污染物，依當地空氣品質維護需求，因地制宜研擬空氣污染管制對策。本研究亦肯定各縣市於《空氣污染防制計畫》中提出之區域空氣品質惡化防制措施。
- (7) 就健康事件變化量而言，在性別上無明顯的趨勢；老年族群(>65 歲)則在所有情境中皆明顯多於青壯年族群(<65 歲)。然而就貨幣效益而言，男性皆高於女性，可能因為男性的平均薪資高於女性；老年族群則仍顯著高於青壯年族群，顯示老年族群為空氣品質危害的高風險族群，政府應立即加強實施和訂定對於年長者的相關空氣品質保護政策，以應對未來超高齡社會的挑戰。
- (8) 本研究結果指出心腦血管疾病患者、>65 歲年長者皆為易受空氣品質影響之危險族群，應多加留意空氣品質狀態與預報，做好預防措施，以避免暴露於空氣污染中，政府單位也應對這些敏感族群提供和倡導空污自我防護之相關衛生教育。

## 2. 空污防制政策淨效益

- (1) AQI 不良率每下降 1%，高雄市與屏東縣增加的總貨幣效益分別為 245,441 億元與 78,364 億元。
- (2) 高雄市《空氣污染防制策略》的年均淨效益現值為 652,587 億元，屏東縣則為 73,505 億元；《高雄市空氣污染防制計畫》的年均淨效益現值為 219,388 億元，屏東縣則為 36,456 億元。淨效益現值皆大於零，整體效益大於整體成本，兩者政策均值得投資。
- (3) 對淨效益現值進行敏感度分析，調整折現率與物價上漲率後淨效益現值仍皆大於零，高雄市與屏東縣的《空氣污染防制計畫》均具經濟可行性，對社會整體來說利大於弊。

### 3. 本研究之創新與貢獻

- (1) 考量到民眾多以 AQI 判定空氣品質狀況，環保主管單位也使用 AQI 不良率作為空氣污染防治相關政策或計畫之空氣品質改善目標，因此有別於傳統、絕大部分研究以特定空氣污染物之濃度減量探討空氣品質改善成效，本研究利用環保署發布的簡單易懂的空氣品質資訊——AQI 進行探討，以期更佳詮釋空污減量成效，提升大眾對空氣品質的理解和意識。
- (2) 過去多數研究以美國 RIA 報告中的健康效應評估項目直接作為健康效應指標，本研究就國人的實際健康狀況和趨勢著手進行研究。除了依據歷年死因統計與國人全民健康保險就醫疾病資訊，還參考我國近十年的前十大死因、門診醫療費用前二十大疾病和門診就醫次數前二十大疾病等，將與空氣污染危害相關的國內重點死因和疾病作為健康效應指標，由本土化的角度出發，期望對我國大眾健康有更大的研究貢獻。
- (3) 空氣品質改善效益相關之本土研究屈指可數，且幾乎只針對全臺灣和全年齡層人口討論，缺乏就空間差異、族群特徵差異進行比較分析。本研究不僅對於全國，還針對七大空品區、不同年齡與性別之族群，探討其受空氣品質改善的影響，希望找出敏感族群，並以更全面的研究角度協助中央與地方政府建立決策。
- (4) 參考健康影響評估架構，建立我國以 AQI 為衡量指標的空氣品質改善效益評估流程。
- (5) 建立以 AQI 不良改善率評估空氣品質保護政策績效之分析方法，《空氣污染防治計畫》的淨效益結果亦能供政府單位空品管理決策參考。



## 5.2 建議

### 1. 研究及操作限制

- (1) 本研究的健康資料來源受限於健康保險申報資料，其無提供生活型態、遺傳性等個人背景資訊，難以排除非環境因素的干擾因子，因此健康資料的取用上難免會有偏差問題(bias problem)，即病因難以絕對性地判斷為不良空氣品質、其他後天影響因子(acquired)還是天生的遺傳性(inherited)所造成。例如吸煙為 COPD 的危險因子，本研究未針對無吸煙者進行探討，因此可能高估空氣品質改善導致的 COPD 健康效益。然而，本研究在健康事件的訂定上，已盡量篩選出多數研究指出空氣污染會導致顯著健康風險的疾病和死因，此外本研究在搜集劑量效應研究時，其多數流行病學研究已先校正過個人生活型態之干擾因子，因此本研究結果仍然有一定的可信度和參考價值。
- (2) 計算劑量效應係數時，各健康事件只參考一篇最符合我國狀況的實證研究(且又以本土研究、整合型研究為優先搜集之文獻)，因此劑量效應係數為單點評估，無高低值之分，後續健康事件變化量與貨幣化結果也無法以最大、最小可能效益之方式表達。
- (3) 本土參考研究有限。例如缺乏我國空氣污染物對特定健康事件的風險結果，因此研究過程中部分使用國外流行病學研究計算出劑量效應係數；亦缺乏以特定死因、性別、年齡別分的本土 VSL 估計值，是以本研究所有死亡事件的 VSL 皆使用全因死亡的 VSL 估計值，雖然 Ananthapavan et al. (2021) 指出當尚未有針對族群或不同風險類型的研究時，建議所有風險類型都使用相同的 VSL 估計值，然而不同的風險感知、病因、族群等都會影響 VSL 估計值的大小，如癌症的 VSL 估計值比其他死亡風險高出三百多萬臺幣(Alberini & Ščasný, 2013)，孩童的 VSL 估計值皆比成人高(Hammitt & Haninger, 2010)等，因此若有本土不同死亡事件、族群的 VSL 估計值，

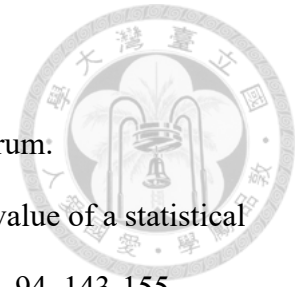
勢必能計算出更準確的死亡風險成本。本研究建議國內學術研究單位、專家團隊進行相關研究，以完備我國流行病學、經濟學的研究資料。

- (4) 尚有不易量化之健康效益，如生病帶來的活動不便、因病痛而減損的愉悅感等，因此研究結果可能低估空污減量效益。
- (5) 本研究利用我國 2018 年 AQI 資料，以其主要(占比>1%)指標污染物：PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>和 O<sub>3</sub>(如圖 3-4)探討 AQI 等級之間改善的效益；然而，若未來大氣污染來源或污染排放情形不同，使得 AQI 指標污染物占比有顯著變化(例如都市化可能增加有機光化前驅污染物的濃度，使得 O<sub>3</sub> 污染問題日趨嚴重)，或主要指標污染物非 PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>和 O<sub>3</sub>等，本研究結果可能將不適用。需重新分析指標污染物之組成和占比後，再進行後續健康風險的相關討論。

## 2. 未來研究建議

- (1) 後續研究可以深入探討為何雲嘉南空品區的肺癌患者，為我國肺癌患者中最容易受不良空氣品質影響之族群。
- (2) 後續研究還可以以更多年齡層劃分研究族群，如探討 AQI 改善對於嬰幼兒(0-2 歲)、兒童(2-12 歲)、青少年(12-18 歲)等族群之影響，進一步討論幼童和青少年是否亦為空氣品質的敏感族群。

## 第六章 參考資料



- AirNow-International. (n.d.). AirNow-International Community forum.
- Alberini, A., & Ščasný, M. (2013). Exploring heterogeneity in the value of a statistical life: Cause of death v. risk perceptions. *Ecological Economics*, 94, 143-155.
- Alexeeff, S. E., Liao, N. S., Liu, X., Van Den Eeden, S. K., & Sidney, S. (2021). Long-term PM<sub>2.5</sub> exposure and risks of ischemic heart disease and stroke events: review and meta-analysis. *Journal of the American Heart Association*, 10(1), e016890.
- Al-Kindi, S. G., Brook, R. D., Biswal, S., & Rajagopalan, S. (2020). Environmental determinants of cardiovascular disease: lessons learned from air pollution. *Nature Reviews Cardiology*, 17(10), 656-672.
- American heart association (2021). Leading cardiovascular organizations call for urgent action to reduce air pollution. Retrieved from <https://newsroom.heart.org/news/leading-cardiovascular-organizations-call-for-urgent-action-to-reduce-air-pollution>
- An, J., & Heshmati, A. (2019). The relationship between air pollutants and healthcare expenditure: empirical evidence from South Korea. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(31), 31730-31751.
- Ananthapavan, J., Moodie, M., Milat, A. J., & Carter, R. (2021). Systematic review to update 'value of a statistical life' estimates for Australia. *International journal of environmental research and public health*, 18(11), 6168
- Bai, L. I., Shin, S., Burnett, R. T., Kwong, J. C., Hystad, P., van Donkelaar, A., ... & Chen, H. (2019). Exposure to ambient air pollution and the incidence of congestive heart failure and acute myocardial infarction: A population-based study of 5.1 million Canadian adults living in Ontario. *Environment international*, 132, 105004.

BenMAP. (2022). BenMAP-CE Manual and Appendices. Retrieved from <https://www.epa.gov/benmap/benmap-ce-manual-and-appendices>.

Bertram, M. Y., Lauer, J. A., De Joncheere, K., Edejer, T., Hutubessy, R., Kieny, M. P., & Hill, S. R. (2016). Cost-effectiveness thresholds: pros and cons. *Bulletin of the World Health Organization*, 94(12), 925.

Bhaskaran, K., Hajat, S., Armstrong, B., Haines, A., Herrett, E., Wilkinson, P., & Smeeth, L. (2011). The effects of hourly differences in air pollution on the risk of myocardial infarction: case crossover analysis of the MINAP database. *Bmj*, 343.

Chan, C. C., Chuang, K. J., Chien, L. C., Chen, W. J., & Chang, W. T. (2006). Urban air pollution and emergency admissions for cerebrovascular diseases in Taipei, Taiwan. *European heart journal*, 27(10), 1238-1244.

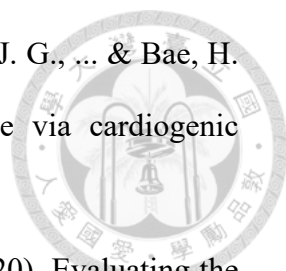
Chang, Q., Liu, S., Chen, Z., Zu, B., & Zhang, H. (2020). Association between air pollutants and outpatient and emergency hospital visits for childhood asthma in Shenyang city of China. *International Journal of Biometeorology*, 64(9), 1539-1548.

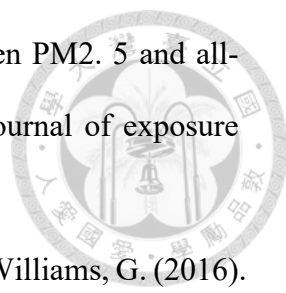
Chen, F., & Chen, Z. (2021). Cost of economic growth: Air pollution and health expenditure. *Science of the Total Environment*, 755, 142543.

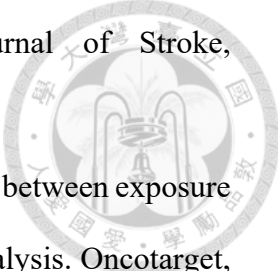
Cheng, B., Zhou, J., Ma, Y., Zhang, Y., Wang, H., Chen, Y., ... & Feng, F. (2022). Association between atmospheric particulate matter and emergency room visits for cerebrovascular disease in Beijing, China. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 1-11.

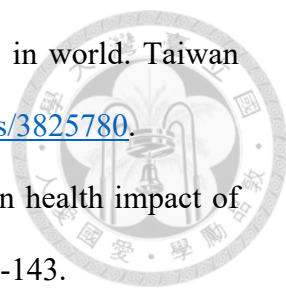
Cheng, J., Su, H., & Xu, Z. (2021). Intraday effects of outdoor air pollution on acute upper and lower respiratory infections in Australian children. *Environmental Pollution*, 268, 115698.

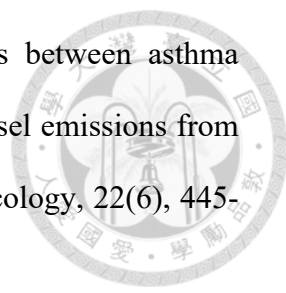


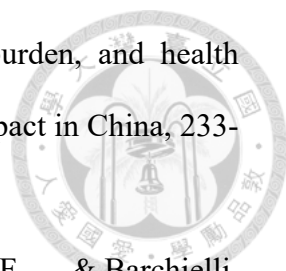
- 
- Chung, J. W., Bang, O. Y., Ahn, K., Park, S. S., Park, T. H., Kim, J. G., ... & Bae, H. J. (2017). Air pollution is associated with ischemic stroke via cardiogenic embolism. *Stroke*, 48(1), 17-23.
- Cromar, K. R., Ghazipura, M., Gladson, L. A., & Perlmutter, L. (2020). Evaluating the US Air Quality Index as a risk communication tool: Comparing associations of index values with respiratory morbidity among adults in California. *PloS one*, 15(11), e0242031.
- Desqueyroux, H., Pujet, J. C., Prosper, M., Le Moullec, Y., & Momas, I. (2002). Effects of air pollution on adults with chronic obstructive pulmonary disease. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 57(6), 554-560.
- Dong, G. H., Qian, Z., Xaverius, P. K., Trevathan, E., Maalouf, S., Parker, J., ... & Simckes, M. (2013). Association between long-term air pollution and increased blood pressure and hypertension in China. *Hypertension*, 61(3), 578-584.
- Elbarbary, M., Oganessian, A., Honda, T., Kelly, P., Zhang, Y., Guo, Y., ... & Negin, J. (2020). Ambient air pollution, lung function and COPD: cross-sectional analysis from the WHO Study of AGEing and adult health wave 1. *BMJ open respiratory research*, 7(1), e000684.
- Evans, M. F., & Smith, V. K. (2006). Do we really understand the age-VSL relationship?. *Resource and Energy Economics*, 28(3), 242-261.
- Fann, N., Alman, B., Broome, R. A., Morgan, G. G., Johnston, F. H., Pouliot, G., & Rappold, A. G. (2018). The health impacts and economic value of wildland fire episodes in the US: 2008–2012. *Science of the total environment*, 610, 802-809.
- Fann, N., Lamson, A. D., Anenberg, S. C., Wesson, K., Risley, D., & Hubbell, B. J. (2012). Estimating the national public health burden associated with exposure to ambient PM<sub>2.5</sub> and ozone. *Risk Analysis: An International Journal*, 32(1), 81-95.

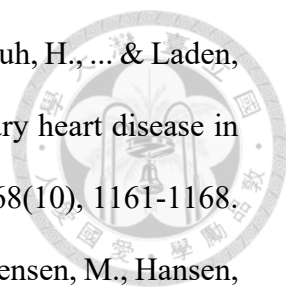
- 
- Franklin, M., Zeka, A., & Schwartz, J. (2007). Association between PM<sub>2.5</sub> and all-cause and specific-cause mortality in 27 US communities. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, 17(3), 279-287.
- Guo, Y., Zeng, H., Zheng, R., Li, S., Barnett, A. G., Zhang, S., ... & Williams, G. (2016). The association between lung cancer incidence and ambient air pollution in China: A spatiotemporal analysis. *Environmental research*, 144, 60-65.
- Hadian, M., Raeissi, P., & Harati Khalilabad, T. (2020). The economic burden of mortality and morbidity due to air pollution in Tehran, Iran: a systematic review. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 13(8), 1001-1011.
- Hajat, S., Haines, A., Goubet, S. A., Atkinson, R. W., & Anderson, H. R. (1999). Association of air pollution with daily GP consultations for asthma and other lower respiratory conditions in London. *Thorax*, 54(7), 597-605.
- Hammit, J. K., & Haninger, K. (2010). Valuing fatal risks to children and adults: Effects of disease, latency, and risk aversion. *Journal of risk and Uncertainty*, 40(1), 57-83.
- Hao, Y., Balluz, L., Strosnider, H., Wen, X. J., Li, C., & Qualters, J. R. (2015). Ozone, fine particulate matter, and chronic lower respiratory disease mortality in the United States. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 192(3), 337-341.
- Henrotin, J. B., Besancenot, J. P., Bejot, Y., & Giroud, M. (2007). Short-term effects of ozone air pollution on ischaemic stroke occurrence: a case-crossover analysis from a 10-year population-based study in Dijon, France. *Occupational and environmental medicine*, 64(7), 439-445.
- Ho, A. F. W., Tan, B. Y. Q., Zheng, H., Leow, A. S. T., Pek, P. P., Liu, N., ... & Aik, J. (2022). Association of air pollution with acute ischemic stroke risk in Singapore:

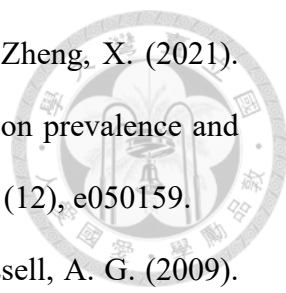
- 
- a time-stratified case-crossover study. *International Journal of Stroke*, 17474930211066745.
- Huang, F., Pan, B., Wu, J., Chen, E., & Chen, L. (2017). Relationship between exposure to PM<sub>2.5</sub> and lung cancer incidence and mortality: A meta-analysis. *Oncotarget*, 8(26), 43322.
- Hubbell, B. J., Hallberg, A., McCubbin, D. R., & Post, E. (2005). Health-related benefits of attaining the 8-hr ozone standard. *Environmental health perspectives*, 113(1), 73-82.
- International Agency for Research on Cancer. (2013, October 17). IARC: Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. Retrieved from: [https://www.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/07/pr221\\_E.pdf](https://www.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/07/pr221_E.pdf).
- Jaafar, H., Razi, N. A., Azzeri, A., Isahak, M., & Dahlui, M. (2018). A systematic review of financial implications of air pollution on health in Asia. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(30), 30009-30020.
- Jie, G. U. O., Mingyue, M. A., Chunling, X. I. A. O., Chunqing ZHANG, J. C., Hong, L. I. N., Yiming, D. U., & Min, L. I. U. (2018). Association of air pollution and mortality of acute lower respiratory tract infections in Shenyang, China: a time series analysis study. *Iranian journal of public health*, 47(9), 1261.
- Kan, H., London, S. J., Chen, G., Zhang, Y., Song, G., Zhao, N., ... & Chen, B. (2008). Season, sex, age, and education as modifiers of the effects of outdoor air pollution on daily mortality in Shanghai, China: The Public Health and Air Pollution in Asia (PAPA) Study. *Environmental health perspectives*, 116(9), 1183-1188.
- Karimi, S. M., Maziyaki, A., Moghadam, S. A., Jafarkhani, M., Zarei, H., Moradi-Lakeh, M., & Pouran, H. (2020). Continuous exposure to ambient air pollution and chronic diseases: prevalence, burden, and economic costs. *Reviews on Environmental Health*, 35(4), 379-399.

- 
- Keoni Everington(2019).Taiwan has 15th highest lung cancer rate in world. Taiwan News. Retrived from <https://www.taiwannews.com.tw/en/news/3825780>.
- Kim, K. H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment international*, 74, 136-143.
- Lai, H. C., Hsiao, M. C., Liou, J. L., Lai, L. W., Wu, P. C., & Fu, J. S. (2020). Using costs and health benefits to estimate the priority of air pollution control action plan: a case study in Taiwan. *Applied Sciences*, 10(17), 5970.
- Lee, Y. M., Lee, J. H., Kim, H. C., & Ha, E. (2020). Effects of PM10 on mortality in pure COPD and asthma-COPD overlap: difference in exposure duration, gender, and smoking status. *Scientific reports*, 10(1), 1-10.
- Lepeule, J., F. Laden, D. Dockery, J. Schwartz (2012), “Chronic exposure to fine particles and mortality: an extended follow-up of the Harvard Six Cities Study from 1974 to 2009,” *Environmental health perspectives*, 120(7): 965.
- Liou, J. L. (2019a). Health Benefit of Particulate Matter Reductuon in Taiwan-Application of Benefits per Ton Method: Chung-Hua Institution for Economic Research.
- Liou, J. L. (2019b), “Effect of Income Heterogeneity on Valuation of Mortality Risk in Taiwan: An Application of Unconditional Quantile Regression Method,” *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(9): 1620.
- Liu, G., Sun, B., Yu, L., Chen, J., Han, B., Li, Y., & Chen, J. (2020). The gender-based differences in vulnerability to ambient air pollution and cerebrovascular disease mortality: evidences based on 26781 deaths. *Global Heart*, 15(1).
- Liu, Y. M., & Ao, C. K. (2021). Effect of air pollution on health care expenditure: Evidence from respiratory diseases. *Health Economics*, 30(4), 858-875.
- Maji, S., Ahmed, S., Ghosh, S., & Garg, S. K. (2020). Evaluation of air quality index for air quality data interpretation in Delhi, India. *Curr Sci*, 119(6), 1019-1026.

- 
- Mar, T. F., Koenig, J. Q., & Primomo, J. (2010). Associations between asthma emergency visits and particulate matter sources, including diesel emissions from stationary generators in Tacoma, Washington. *Inhalation toxicology*, 22(6), 445-448.
- Marseille, E., Larson, B., Kazi, D. S., Kahn, J. G., & Rosen, S. (2014). Thresholds for the cost-effectiveness of interventions: alternative approaches. *Bulletin of the World Health Organization*, 93, 118-124.
- McDonnell, W. F., Abbey, D. E., Nishino, N., & Lebowitz, M. D. (1999). Long-term ambient ozone concentration and the incidence of asthma in nonsmoking adults: the AHSMOG Study. *Environmental Research*, 80(2), 110-121.
- McGuinn, L. A., Ward-Caviness, C. K., Neas, L. M., Schneider, A., Diaz-Sanchez, D., Cascio, W. E., ... & Devlin, R. B. (2016). Association between satellite-based estimates of long-term PM<sub>2.5</sub> exposure and coronary artery disease. *Environmental research*, 145, 9-17.
- Mirabelli, M. C., Ebelt, S., & Damon, S. A. (2020). Air Quality Index and air quality awareness among adults in the United States. *Environmental research*, 183, 109185.
- Næss, Ø., Nafstad, P., Aamodt, G., Claussen, B., & Rosland, P. (2007). Relation between concentration of air pollution and cause-specific mortality: four-year exposures to nitrogen dioxide and particulate matter pollutants in 470 neighborhoods in Oslo, Norway. *American journal of epidemiology*, 165(4), 435-443.
- Nikoonahad, A., Naserifar, R., Alipour, V., Poursafar, A., Miri, M., Ghafari, H. R., ... & Mohammadi, A. (2017). Assessment of hospitalization and mortality from exposure to PM<sub>10</sub> using AirQ modeling in Ilam, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(27), 21791-21796.

- 
- Niu, Y., Chen, R., & Kan, H. (2017). Air pollution, disease burden, and health economic loss in China. *Ambient Air Pollution and Health Impact in China*, 233-242.
- Nuvolone, D., Balzi, D., Pepe, P., Chini, M., Scala, D., Giovannini, F., ... & Barchielli, A. (2013). Ozone short-term exposure and acute coronary events: a multicities study in Tuscany (Italy). *Environmental research*, 126, 17-23.
- Orellano, P., Reynoso, J., Quaranta, N., Bardach, A., & Ciapponi, A. (2020). Short-term exposure to particulate matter (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>), nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>), and ozone (O<sub>3</sub>) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis. *Environment international*, 142, 105876.
- Ostro, B. D., Lipsett, M. J., Mann, J. K., Krupnick, A., & Harrington, W. (1993). Air pollution and respiratory morbidity among adults in Southern California. *American Journal of Epidemiology*, 137(7), 691-700.
- Perlmutter, L. D., & Cromar, K. R. (2019a). Evaluation of the Air Quality Index as a Risk Communication Tool. *Journal of Environmental Health*, 81(6).
- Perlmutter, L. D., & Cromar, K. R. (2019b). Comparing associations of respiratory risk for the EPA Air Quality Index and health-based air quality indices. *Atmospheric Environment*, 202, 1-7.
- Pope, C. A., Dockery, J. D., Spengler, J. D., & Raizenne (1991), "Respiratory health and PM<sub>10</sub> pollution: a daily time series analysis," *American Review of Respiratory Disease*, 144(3 Pt 1): 668-674.
- Puett, R. C., Hart, J. E., Yanosky, J. D., Paciorek, C., Schwartz, J., Suh, H., ... & Laden, F. (2009). Chronic fine and coarse particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the Nurses' Health Study. *Environmental health perspectives*, 117(11), 1697-1701.

- 
- Puett, R. C., Schwartz, J., Hart, J. E., Yanosky, J. D., Speizer, F. E., Suh, H., ... & Laden, F. (2008). Chronic particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the nurses' health study. *American journal of epidemiology*, 168(10), 1161-1168.
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, Z. J., Jensen, S. S., Ketzel, M., Sørensen, M., Hansen, J., ... & Overvad, K. (2012). Traffic air pollution and mortality from cardiovascular disease and all causes: a Danish cohort study. *Environmental Health*, 11(1), 1-12.
- Revich, B., & Shaposhnikov, D. (2010). The effects of particulate and ozone pollution on mortality in Moscow, Russia. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 3(2), 117-123.
- Ruidavets, J. B., Cournot, M., Cassadou, S., Giroux, M., Meybeck, M., & Ferrières, J. (2005). Ozone air pollution is associated with acute myocardial infarction. *Circulation*, 111(5), 563-569.
- Santus, P., Russo, A., Madonini, E., Allegra, L., Blasi, F., Centanni, S., ... & Amaducci, S. (2012). How air pollution influences clinical management of respiratory diseases. A case-crossover study in Milan. *Respiratory research*, 13(1), 1-12.
- Schuchter, J., Bhatia, R., Corburn, J., & Seto, E. (2014). Health impact assessment in the United States: Has practice followed standards?. *Environmental Impact Assessment Review*, 47, 47-53.
- She, Q., Peng, X., Xu, Q., Long, L., Wei, N., Liu, M., ... & Xiang, W. (2017). Air quality and its response to satellite-derived urban form in the Yangtze River Delta, China. *Ecological Indicators*, 75, 297-306.
- Shen, F., Ge, X., Hu, J., Nie, D., Tian, L., & Chen, M. (2017). Air pollution characteristics and health risks in Henan Province, China. *Environmental research*, 156, 625-634.

- 
- Song, J., Gao, Y., Hu, S., Medda, E., Tang, G., Zhang, D., ... & Zheng, X. (2021). Association of long-term exposure to PM<sub>2.5</sub> with hypertension prevalence and blood pressure in China: a cross-sectional study. *BMJ open*, 11(12), e050159.
- Tagaris, E., Liao, K. J., DeLucia, A. J., Deck, L., Amar, P., & Russell, A. G. (2009). Potential impact of climate change on air pollution-related human health effects. *Environmental science & technology*, 43(13), 4979-4988.
- ter Burg, W., Bokkers, B. G. H., Kroese, E. D., & Schuur, A. G. (2015). A First Exploration of Health Impact Assessment of Chemical Exposure: Assigning Weights to Subclinical Effects Based on Animal Studies. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 21(3), 763-780.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2014). Air Quality Index: A guide to air quality and your health (Publication No. EPA-456/F-14-002). Research Triangle Park, NC: Office of Air Quality and Planning Standards. Retrieved from [https://www3.epa.gov/airnow/aqi\\_brochure\\_02\\_14.pdf](https://www3.epa.gov/airnow/aqi_brochure_02_14.pdf)
- USEPA(2014).
- USEPA(2016). Ozone and your patients' health [training course]. Retrieved from <https://www.epa.gov/ozone-pollution-and-your-patients-health>.
- USEPA(2021). Conducting a Human Health Risk Assessment. Retrieved from <https://www.epa.gov/risk/conducting-human-health-risk-assessment>.
- World Bank, & Institute for Health Metrics and Evaluation. (2016). The cost of air pollution: strengthening the economic case for action.
- World Health Organization. (2009, July 16). Health impact assessment: Reasons for using HIA. Retrieved from <https://www.who.int/news-room/questions-and-answers/item/reasons-for-using-health-impact-assessment-hia>.



World Health Organization. (2021, September 21). Ambient (outdoor) air pollution.

Retrieved from [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health).

Yin, P., Chen, R., Wang, L., Meng, X., Liu, C., Niu, Y., ... & Kan, H. (2017). Ambient ozone pollution and daily mortality: a nationwide study in 272 Chinese cities. *Environmental health perspectives*, 125(11), 117006.

Yu, Y., Yao, S., Dong, H., Wang, L., Wang, C., Ji, X., ... & Zhang, Z. (2019). Association between short-term exposure to particulate matter air pollution and cause-specific mortality in Changzhou, China. *Environmental research*, 170, 7-15.

Zafirah, Y., Lin, Y. K., Andhikaputra, G., Deng, L. W., Sung, F. C., & Wang, Y. C. (2021). Mortality and morbidity of asthma and chronic obstructive pulmonary disease associated with ambient environment in metropolitans in Taiwan. *PloS one*, 16(7), e0253814.

Zanobetti, A., & Schwartz, J. (2007). Particulate air pollution, progression, and survival after myocardial infarction. *Environmental health perspectives*, 115(5), 769-775.

Zanobetti, A., Franklin, M., Koutrakis, P., & Schwartz, J. (2009). Fine particulate air pollution and its components in association with cause-specific emergency admissions. *Environmental Health*, 8(1), 1-12.

Zhang, C., Quan, Z., Wu, Q., Jin, Z., Lee, J. H., Li, C., ... & Cui, L. (2018). Association between atmospheric particulate pollutants and mortality for cardio-cerebrovascular diseases in Chinese Korean population: a case-crossover study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(12), 2835.

Zhang, P., Dong, G., Sun, B., Zhang, L., Chen, X., Ma, N., ... & Chen, J. (2011). Long-term exposure to ambient air pollution and mortality due to cardiovascular disease and cerebrovascular disease in Shenyang, China. *PloS one*, 6(6), e20827.

Zhang, S., Li, G., Tian, L., Guo, Q., & Pan, X. (2016). Short-term exposure to air pollution and morbidity of COPD and asthma in East Asian area: A systematic review and meta-analysis. *Environmental research*, 148, 15-23.

Zhao, M., Xu, Z., Guo, Q., Gan, Y., Wang, Q., & Liu, J. A. (2022). Association between long-term exposure to PM<sub>2.5</sub> and hypertension: A systematic review and meta-analysis of observational studies. *Environmental Research*, 204, 112352.

Zheng, P. W., Wang, J. B., Zhang, Z. Y., Shen, P., Chai, P. F., Li, D., ... & Chen, K. (2017). Air pollution and hospital visits for acute upper and lower respiratory infections among children in Ningbo, China: a time-series analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(23), 18860-18869.

Zou, L., Zong, Q., Fu, W., Zhang, Z., Xu, H., Yan, S., ... & Lv, C. (2021). Long-term exposure to ambient air pollution and myocardial infarction: a systematic review and meta-analysis. *Frontiers in medicine*, 8, 616355.

中華民國內政部戶政司(無日期)。人口統計資料 – 年度縣市及全國統計資料 – 107 年全國人口統計資料，內政部戶政司全球資訊網。2021，取自 <https://www.ris.gov.tw/app/portal/346>。

中華民國內政部戶政司(無日期)。人口統計資料 – 年度縣市及全國統計資料 – 108 年全國人口統計資料，內政部戶政司全球資訊網。2022，取自 <https://www.ris.gov.tw/app/portal/346>。

交通部中央氣象局(2018)。2018 年臺灣季節氣候分析。

交通部運輸研究所(2019)。108 年交通建設計畫經濟效益評估手冊。

行政院主計總處(2019a)。107 年薪資與生產力統計。

行政院主計總處(2019b)。各縣市工業及服務業企業僱用員工薪資統計說明。

行政院主計總處(2019c)。107 年工業及服務業受僱員工全年總薪資中位數及分布統計結果。

行政院主計總處(2020)。108年工業及服務業受僱員工全年總薪資中位數及分布統計結果。

行政院主計總處(2021)。物價指數－統計表，中華民國統計資訊網，取自 <https://www.stat.gov.tw/ct.asp?xItem=35375&CtNode=487&mp=4>。

行政院主計總處(2022)。最新統計指標－消費者物價基本分類指數，取自 <https://nstatdb.dgbas.gov.tw/dgbasall/webMain.aspx?sys=210&funid=A0301010>

10

行政院環境保護署(2013)。《我國細懸浮微粒空品標準效益評估工具及實證研究》，環保署 / 國科會空污防制科研合作計畫，計畫編號: NSC102-EPA-F-002-001，執行單位: 國立臺灣大學、財團法人中華經濟研究院。

行政院環境保護署(2017a)。空氣污染防制新作為，國土及公共治理季刊，第五卷，第三期。

行政院環境保護署(2017b)。空氣污染防制策略。

行政院環境保護署(2018a)。空氣污染防制法。

行政院環境保護署(2018b)。中華民國空氣品質監測報告 105 年年報。

行政院環境保護署(2018c)。空氣品質指標(AQI)(歷史資料)，環保署環境資料開放平臺，取自 [https://data.epa.gov.tw/dataset/detail/AQX\\_P\\_488](https://data.epa.gov.tw/dataset/detail/AQX_P_488)。

行政院環境保護署(2018d)。日空氣品質指標(AQI)，環保署環境資料開放平臺，取自 [https://data.epa.gov.tw/dataset/detail/AQX\\_P\\_434](https://data.epa.gov.tw/dataset/detail/AQX_P_434)。

行政院環境保護署(2019)。中華民國空氣品質監測報告 107 年年報。

行政院環境保護署(2020a)。空氣污染防制方案(109 年至 112 年)。

行政院環境保護署(2020b)。中華民國 109 年度空氣污染防制總檢討。

行政院環境保護署(無日期)。各級環保單位附屬單位決算－空氣污染防制基金，環保統計查詢網，2022，取自 <https://statis91.epa.gov.tw/epanet/>。

行政院環境保護署(無日期)。空氣品質指標，空氣品質監測網，2021a，取自 <https://airtw.epa.gov.tw/CHT/Information/Standard/AirQualityIndicator.aspx>。



- 宋雅珍(2019)。公共建設計畫效益評估之研究，經濟研究，第 19 期。
- 李汶洙(2010)。生命價值與年齡關係之實證分析—以台灣為例，碩士論文，國立中央大學，產業經濟研究所，桃園市。
- 屏東縣政府環保局(2021)。屏東縣空氣污染防制計畫(109 年至 112 年)。
- 孫克難(2015)。法規或政策影響評估(RIA)之成本效益分析，財稅研究，第 44 卷，第 3 期。
- 高雄市政府環保局(2021)。高雄市空氣污染防制計畫(109 年至 112 年)。
- 國家發展委員會(2020)。人口推估 — 5. 高齡化時程，取自 [https://www.ndc.gov.tw/Content\\_List.aspx?n=695E69E28C6AC7F3](https://www.ndc.gov.tw/Content_List.aspx?n=695E69E28C6AC7F3)
- 張書豪(2015)。以非線性分布遞延模型評估 AQI 指標對心血管疾病的影響 — 以台北盆地為例，碩士論文，國立陽明大學，生物醫學資訊學研究所，臺北市。
- 陳文姿(2017)。2150 億救空污 林全拍版 2019 年 PM<sub>2.5</sub> 降 18%。環境資訊中心。取自：<https://e-info.org.tw/node/204215>。
- 衛生福利部中央健康保健署(2020)。107 年癌症登記報告。
- 衛生福利部中央健康保健署(2020)。107 年癌症登記報告。
- 衛生福利部中央健康保健署(2020)。2014 年版\_ICD-9-CM2001 年版與 ICD-10-CM/PCS 對應檔。
- 衛生福利部國民健康署(2016)。2013 年「國民健康訪問調查」結果報告。
- 衛生福利部統計處(2019b)。107 年死因統計結果分析，取自 <https://www.mohw.gov.tw/cp-16-48057-1.html>。
- 衛生福利部統計處(2021a)。全民健康保險醫療統計 — 106 年全民健康保險醫療統計年報。
- 衛生福利部統計處(2021b)。全民健康保險醫療統計 — 107 年全民健康保險醫療統計年報。
- 衛生福利部統計處(2021c)。全民健康保險醫療統計 — 108 年全民健康保險醫療統計年報。

衛生福利部統計處(2021d)。106 年死因統計年報。

衛生福利部統計處(2021e)。107 年死因統計年報。

衛生福利部統計處(2021f)。108 年死因統計年報。

駱尚廉與蕭代基 (2007)。「環境經濟分析」。臺北：曉園出版社。



## 附錄

### 附錄一 劑量效應係數( $\beta$ )



附表 1-1 PM<sub>2.5</sub> 之劑量效應係數( $\beta$ )

健康事件	ICD-10	引用之文獻	年齡範圍	$\beta$ 係數值	函數形式	
門急診合計	高血壓性疾病	I10-I15	Zhao et al. (2022)	0-99	0.00583	Log-linear
	急性心肌梗塞	I21-I22	Zanobetti et al. (2009)	0-99	0.0022	Log-linear
	腦血管疾病	I60-I69	Cheng et al. (2022)	0-99	0.0005349	Log-linear
	上呼吸道其他疾病	J30-J39	Pope (1991)	5-14	0.0036	Logistic
	慢性阻塞性肺疾病和 支氣管擴張症	J40-J44, J47	Elbarbary et al. (2020)	50-99	0.0115	Log-linear
	氣喘	J45	Mar et al. (2010)	0-99	0.0056	Log-linear
	肺癌	C34	Huang et al. (2017)	0-99	0.00862	Log-linear
死亡	全因死亡	All (A00-Y98)	Lepeule et al. (2012)	25-99	0.013103	Log-linear
	高血壓性疾病死亡	I10-I15	Yu et al. (2019)	0-99	0.00514	Log-linear
	腦血管疾病死亡	I60-I69	Alexeeff et al. (2021)	0-99	0.0215	Log-linear
	慢性下呼吸道死亡	J40-J47	Hao et al. (2015)	45-99	0.0135	Log-linear

附表 1-2 PM<sub>10</sub> 之劑量效應係數( $\beta$ )

健康事件	ICD-10	引用之文獻	年齡範圍	$\beta$ 係數值	函數形式	
門急診合計	高血壓性疾病	I10-I15	Dong et al. (2013)	18-74	0.005965	Log-linear
	急性心肌梗塞	I21-I22	Zou et al. (2021)	0-99	0.003	Log-linear
	腦血管疾病	I60-I69	Cheng et al. (2022)	0-99	0.00034	Log-linear
	上呼吸道其他疾病	J30-J39	Pope (1991)	9-11	0.0036	Logistic
	慢性阻塞性肺疾和 支氣管擴張症	J40-J44, J47	Lee et al. (2020)	40-89	0.00266	Logistic
	氣喘	J45	Zhang et al. (2016)	0-99	0.0012	Log-linear
	肺癌	C34	Huang et al. (2017)	0-99	0.0207	Log-linear
死亡	全因死亡	All (A00-Y98)	Nikoonahad et al. (2017)	0-99	0.0006	Logistic
	高血壓性疾病死亡	I10-I15	Yu et al. (2019)	0-99	0.00556	Log-linear
	腦血管疾病死亡	I60-I69	Zhang et al. (2011)	35-99	0.04	Log-linear
	慢性下呼吸道死亡	J40-J47	Jie et al. (2018)	0-99	0.00018	Log-linear



附表 1-3 O<sub>3</sub> 之劑量效應係數( $\beta$ )

健康事件	ICD-10	引用之文獻	年齡範圍	$\beta$ 係數值	函數形式	
門急診合計	高血壓性疾病	I10-I15	Dong et al. (2013)	18-74	0.00555	Log-linear
	急性心肌梗塞	I21-I22	Ruidavets et al. (2005)	35-64	0.0059	Logistic
	腦血管疾病	I60-I69	Chan et al. (2006)*	50-99	0.000348	Log-linear
	上呼吸道其他疾病	J30-J39	Ostro et al. (1993)	18-99	0.000994	Logistic
	慢性阻塞性肺疾病和 支氣管擴張症	J40-J44, J47	Desqueyroux et al. (2002)	0-99	0.0365	Logistic
	氣喘	J45	McDonnell et al. (1999)	27-87	0.0137	Logistic
	肺癌	C34	Guo et al. (2016)	30-99	0.00834	Log-linear
死亡	全因死亡	All (A00-Y98)	Orellano et al. (2020)	0-99	0.000429	Log-linear
	高血壓性疾病死亡	I10-I15	yin et al. (2017)	5-99	0.000598	Log-linear
	腦血管疾病死亡	I60-I69	Revich & Shaposhnikov (2009)	0-99	0.0247	Log-linear
	慢性下呼吸道死亡	J40-J47	Hao et al. (2015)	45-99	0.00488	Log-linear



附表 1-4 PM<sub>2.5</sub> 之劑量效應係數( $\beta$ )——以性別分層

健康事件		性別	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式
門急診合計	高血壓性疾病	男	Song et al. (2021)	0.00583	Log-linear
		女		0.000996	
	急性心肌梗塞	男	McGuinn et al. (2016)	0.00122	Logistic
		女		0.00166	
	腦血管疾病	男	Cheng et al. (2022)	0.000618	Log-linear
		女		0.000576	
	上呼吸道其他疾病	男	Cheng et al. (2021)	0.166	Logistic
		女		0.0198	
	慢性阻塞性肺疾病和 支氣管擴張症	男	Zafirah et al. (2021) *	0.00128	Log-linear
		女		0.00103	
	氣喘	男	Zafirah et al. (2021) *	0.00153	Log-linear

健康事件	性別	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式
死亡	女	Huang et al. (2017)	0.00153	Log-linear
	男		0.0207	
	女	Franklin et al. (2006)	0.014	Logistic
	男		0.0105	
	女	Yu et al. (2019)	0.0133	Log-linear
	男		0.0038	
	女	zhang et al. (2018)	0.00648	Logistic
	男		0.0247	
	女	NA	0.0237	
	男			
慢性下呼吸道死亡	男	NA		
	女	NA		

NA：無相關流行病學文獻和資料(Non available)

\*：引用本土流行病學研究

附表 1-5 PM<sub>10</sub> 之劑量效應係數( $\beta$ )——以性別分層

健康事件		性別	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式
門急診合計	高血壓性疾病	男	Dong et al. (2013)	0.00826	Log-linear
		女		0.00307	
	急性心肌梗塞	男	Bhaskaran et al. (2011)	0.0166	Logistic
		女	Puett et al. (2009)	0.0278	
	腦血管疾病	男	Cheng et al. (2022)	0.000618	Log-linear
		女		0.000576	
	上呼吸道其他疾病	男	Cheng et al. (2021)	0.104	Logistic
		女		0.166	
	慢性阻塞性肺疾病和 支氣管擴張症	男	Elbarbary et al. (2020)	0.00715	Log-linear
		女		0.00689	
	氣喘	男	Chang et al. (2020)	0.00344	Log-linear
		女		0.00649	
	肺癌	男	Naess et al. (2007)	0.00677	Logistic

健康事件		性別	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式	
死亡	全因死亡	女	Kan et al. (2008)	0.024	Log-linear	
		男		0.0285		
	高血壓性疾病死亡	女	Yu et al. (2019)	0.0157	Log-linear	
		男		0.00257		
	腦血管疾病死亡	女	zhang et al. (2018)	0.00432	Logistic	
		男		0.0012		
	慢性下呼吸道死亡	女	NA	0.0011		
		男		NA		
			女	NA		



NA：無相關流行病學文獻和資料(Non available)

附表 1-6 O<sub>3</sub> 之劑量效應係數( $\beta$ )——以性別分層

健康事件		性別	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式
門急診合計	高血壓性疾病	男	Dong et al. (2013)	0.00866	Log-linear
		女		0.00308	
	急性心肌梗塞	男	Nuvolone et al. (2013)	0.05	Logistic
		女		0.0663	
	腦血管疾病	男	Henrotin et al. (2007)	0.00564	Logistic
		女		0.00354	
	上呼吸道其他疾病	男	Cheng et al. (2021)	0.464	Logistic
		女		0.131	
	慢性阻塞性肺疾病和 支氣管擴張症	男	Zafirah et al. (2021)*	0.00278	Log-linear
		女		0.00732	
	氣喘	男	Zafirah et al. (2021)*	0.00154	Log-linear
		女		0.00217	
	肺癌	男	Guo et al. (2016)	0.0088	Log-linear

健康事件		性別	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式	
死亡	全因死亡	女		0.0077	Log-linear	
		男	Kan et al. (2008)	0.0174		
	高血壓性疾病死亡	女		0.0337		
		男	NA			
	腦血管疾病死亡	女		NA		
		男	Liu et al. (2020)	0.027		
	慢性下呼吸道死亡	女		0.0482	Log-linear	
		男	NA			
			女	NA		

NA：無相關流行病學文獻和資料(Non available)

\*：引用本土流行病學研究



附表 1-7 PM<sub>2.5</sub> 之劑量效應係數( $\beta$ )——以年齡分層

健康事件	年齡	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式	
門急診合計	高血壓性疾病	Song et al. (2021)	< 65 歲	0.00198	Log-linear
			≥ 65 歲	0.00676	
	急性心肌梗塞	Bai et al. (2019)	< 65 歲	0.022	Log-linear
			≥ 65 歲	0.0112	
腦血管疾病		Cheng et al. (2022)	< 65 歲	0.000754	Log-linear
			≥ 65 歲	0.00131	
上呼吸道其他疾病		Santus et al. (2012)	< 65 歲	0.00276	Logistic
			≥ 65 歲	0.0004	
慢性阻塞性肺疾病和 支氣管擴張症		Zafirah et al. (2021) *	< 65 歲	0.00128	Log-linear
			≥ 65 歲	0.00153	
氣喘		Zafirah et al. (2021) *	< 65 歲	0.00368	Log-linear
			≥ 65 歲	0.000521	



健康事件		年齡	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式
	肺癌	< 65 歲	Guo et al. (2016)	0.00714	Log-linear
		$\geq$ 65 歲		0.0105	
死亡	全因死亡	< 65 歲	Franklin et al. (2006)	0.0161	Logistic
		$\geq$ 65 歲		0.0165	
	高血壓性疾病死亡	< 65 歲	Yu et al. (2019)	0.00498	Log-linear
		$\geq$ 65 歲		0.00535	
	腦血管疾病死亡	< 65 歲	zhang et al. (2018)	0.0237	Logistic
		$\geq$ 65 歲		0.0247	
	慢性下呼吸道死亡	< 65 歲	NA		
		$\geq$ 65 歲	NA		

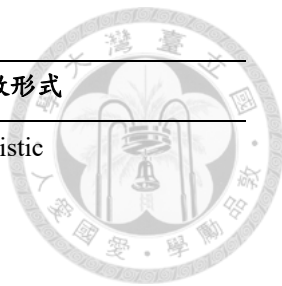
NA：無相關流行病學文獻和資料(Non available)

\*：引用本土流行病學研究



附表 1-8 PM<sub>10</sub> 之劑量效應係數( $\beta$ )——以年齡分層

健康事件	年齡	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式	
門急診合計	高血壓性疾病	< 65 歲	Dong et al. (2013)	0.005965	Log-linear
		≥ 65 歲		0.0069	
	急性心肌梗塞	< 65 歲	Puett et al. (2008)	0.003	Logistic
		≥ 65 歲	Zanobetti et al. (2007)	0.0157	
	腦血管疾病	< 65 歲	Cheng et al. (2022)	0.000535	Log-linear
		≥ 65 歲		0.000754	
	上呼吸道其他疾病	< 65 歲	Santus et al. (2012)	0.00305	Logistic
		≥ 65 歲		0.0013	
	慢性阻塞性肺疾病和 支氣管擴張症	< 65 歲	Elbarbary et al. (2020)	0.00841	Log-linear
		≥ 65 歲		0.00584	
	氣喘	< 65 歲	Hajat et al. (1999)	0.0444	Log-linear
		≥ 65 歲		0.0651	



健康事件	年齡	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式	
死亡	肺癌	< 65 歲	Naess et al. (2007)	0.00356	Logistic
		$\geq$ 65 歲		0.00405	
	全因死亡	< 65 歲	Kan et al. (2008)	0.0157	Log-linear
		$\geq$ 65 歲		0.0231	
	高血壓性疾病死亡	< 65 歲	Yu et al. (2019)	0.00335	Log-linear
		$\geq$ 65 歲		0.00363	
	腦血管疾病死亡	< 65 歲	zhang et al. (2018)	0.0012	Logistic
		$\geq$ 65 歲		0.0012	
慢性下呼吸道死亡	< 65 歲	NA			
	$\geq$ 65 歲	NA			

NA：無相關流行病學文獻和資料(Non available)

附表 1-9 O<sub>3</sub> 之劑量效應係數( $\beta$ )——以年齡分層

健康事件	年齡	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式	
門急診合計	高血壓性疾病	< 65 歲	Dong et al. (2013)	0.00555	Log-linear
		≥ 65 歲		0.00635	
	急性心肌梗塞	< 65 歲	Bai et al. (2019)	0.00381	Log-linear
		≥ 65 歲		0.00306	
	腦血管疾病	< 65 歲	Ho et al. (2022)	0.00687	Log-linear
		≥ 65 歲		0.00236	
	上呼吸道其他疾病	< 65 歲	Santus et al. (2012)	0.464	Logistic
		≥ 65 歲		0.131	
	慢性阻塞性肺疾病和 支氣管擴張症	< 65 歲	Zafirah et al. (2021)*	0.00732	Log-linear
		≥ 65 歲		0.00196	
	氣喘	< 65 歲	Zafirah et al. (2021)*	0.00217	Log-linear
		≥ 65 歲		0.00217	
	肺癌	< 65 歲	Guo et al. (2016)	0.008	Log-linear

健康事件	年齡	引用之文獻	$\beta$ 係數值	函數形式
死亡	全因死亡		0.0112	Log-linear
		$\geq 65$ 歲	0.0385	
		$< 65$ 歲	0.0278	
	高血壓性疾病死亡	$< 65$ 歲	NA	Logistic
		$\geq 65$ 歲	NA	
	腦血管疾病死亡	$< 65$ 歲	Henrotin et al. (2007)	
		$\geq 65$ 歲	0.131	
	慢性下呼吸道死亡	$< 65$ 歲	NA	
		$\geq 65$ 歲	NA	



NA：無相關流行病學文獻和資料(Non available)

\*：引用本土流行病學研究

附錄二 全臺灣的健康事件變化量與貨幣效益

附表 2-1 各情境按健康事件別分之全臺灣健康事件變化量

	情境 1	情境 2	情境 3	情境 4	情境 5
高血壓性疾病	3.36E+05	6.40E+05	9.48E+05	1.36E+06	3.42E+06
急性心肌梗塞	3.87E+03	8.33E+03	1.07E+04	3.95E+04	4.72E+04
腦血管疾病	8.46E+03	1.97E+04	2.71E+04	1.00E+05	1.10E+05
上呼吸道性疾病	4.14E+04	9.67E+04	1.37E+05	4.17E+05	2.47E+05
COPD	2.00E+05	3.91E+05	5.17E+05	8.49E+05	7.28E+05
氣喘	1.07E+05	2.28E+05	3.11E+05	6.57E+05	4.44E+05
肺癌	1.30E+04	2.51E+04	3.18E+04	8.55E+04	6.31E+04
全因死亡	8.63E+04	1.68E+05	2.58E+05	7.00E+04	1.14E+04

附表 2-2 各情境按健康事件別分之全臺灣貨幣效益(億元臺幣)

	情境 1	情境 2	情境 3	情境 4	情境 5
高血壓性疾病	1.7E+01	3.3E+01	4.9E+01	7.0E+01	1.8E+02
急性心肌梗塞	1.7E-01	3.7E-01	4.7E-01	1.7E+00	2.1E+00
腦血管疾病	3.0E-01	7.1E-01	9.7E-01	3.6E+00	3.9E+00
上呼吸道性疾病	7.9E-01	1.8E+00	2.6E+00	7.9E+00	4.7E+00
COPD	5.5E+00	1.1E+01	1.4E+01	2.3E+01	2.0E+01
氣喘	2.7E+00	5.8E+00	7.9E+00	1.7E+01	1.1E+01
肺癌	1.3E+00	2.5E+00	3.1E+00	8.4E+00	6.2E+00
全因死亡	3.1E+05	6.0E+05	9.2E+05	2.5E+05	4.1E+04

附表 2-3 各情境按十大死因相關疾病死亡事件別分之全臺灣健康事件變化量

	情境 1	情境 2	情境 3	情境 4	情境 5
高血壓疾病死亡	5.4E+02	1.1E+03	1.5E+03	3.2E+03	5.8E+03
腦血管疾病死亡	5.3E+03	7.5E+03	8.5E+03	1.9E+04	3.8E+04
慢性下呼吸道疾病死亡	4.7E+03	9.7E+03	1.4E+04	1.8E+04	2.4E+03

附表 2-4 各情境按十大死因相關疾病死亡事件別分之全臺灣貨幣效益(億元臺幣)

	情境 1	情境 2	情境 3	情境 4	情境 5
高血壓疾病死亡	1.9E+03	3.8E+03	5.5E+03	1.1E+04	2.1E+04
腦血管疾病死亡	1.9E+04	2.7E+04	3.0E+04	6.9E+04	1.4E+05
慢性下呼吸道疾病死亡	1.7E+04	3.5E+04	4.9E+04	6.6E+04	8.8E+03

附錄三 空品區的健康事件變化量與貨幣效益

附表 3-1 各空品區按健康事件別分之健康事件變化量

	北部	竹苗	中部	雲嘉南	高屏	宜蘭	花東
高血壓性疾病	3.8E+02	1.1E+02	4.1E+02	7.8E+02	1.1E+03	5.9E+00	4.2E+00
急性心肌梗塞	2.5E+00	6.9E-01	3.7E+00	6.1E+00	8.3E+00	3.9E-02	3.4E-02
腦血管疾病	4.5E+00	1.4E+00	6.4E+00	1.2E+01	1.4E+01	5.9E-02	3.9E-02
上呼吸道性疾病	4.8E+01	1.2E+01	3.4E+01	5.9E+01	7.0E+01	8.8E-01	6.6E-01
COPD	1.3E+02	3.0E+01	1.5E+02	1.8E+02	2.4E+02	3.7E+00	2.8E+00
氣喘	1.0E+02	4.2E+01	9.4E+01	1.1E+02	1.6E+02	2.0E+00	1.5E+00
肺癌	1.0E+01	2.0E+00	1.1E+01	1.5E+01	1.4E+01	1.4E-01	7.8E-02
全因死亡	9.2E+00	3.6E+00	1.2E+01	2.3E+01	3.7E+01	4.3E-02	4.1E-02

附表 3-2 各空品區按健康事件別分之貨幣效益(萬元臺幣)

	北部	竹苗	中部	雲嘉南	高屏	宜蘭	花東
高血壓性疾病	1.2E+02	3.8E+01	1.1E+02	2.2E+02	3.1E+02	1.6E+00	1.2E+00
急性心肌梗塞	1.3E+00	3.6E-01	1.6E+00	2.8E+00	3.8E+00	1.8E-02	1.7E-02
腦血管疾病	1.9E+00	6.6E-01	2.4E+00	4.6E+00	2.3E+00	2.2E-02	6.8E-03
上呼吸道性疾病	1.2E+01	3.4E+00	7.1E+00	1.2E+01	1.5E+01	1.8E-01	1.4E-01
COPD	4.5E+01	1.1E+01	4.2E+01	5.4E+01	7.2E+01	1.1E+00	8.9E-01
氣喘	3.1E+01	1.3E+01	2.7E+01	3.2E+01	4.9E+01	5.7E-01	3.8E-01
肺癌	5.7E+00	3.4E+00	1.1E+01	1.6E+01	1.4E+01	1.5E-01	2.3E-02
全因死亡	3.3E+05	1.3E+05	4.4E+05	8.3E+05	1.3E+06	1.5E+03	1.5E+03

附表 3-3 各空品區按十大死因相關疾病死亡事件別分之健康事件變化量

	北部	竹苗	中部	雲嘉南	高屏	宜蘭	花東
高血壓疾病死亡	1.7E-01	5.6E-02	2.2E-01	5.0E-01	1.0E+00	1.3E-03	1.6E-03
腦血管疾病死亡	2.6E-01	1.3E-01	4.5E-01	6.8E-01	1.0E+00	4.9E-03	3.6E-03
慢性下呼吸道疾病死亡	1.7E-01	5.8E-02	4.1E-01	3.1E-01	1.0E+00	3.1E-03	2.4E-03

附表 3-4 各空品區按十大死因相關疾病死亡事件別分之貨幣效益(億元臺幣)

	北部	竹苗	中部	雲嘉南	高屏	宜蘭	花東
高血壓疾病死亡	6.0E+05	2.0E+05	7.7E+05	1.8E+06	3.6E+06	4.6E+03	5.6E+03
腦血管疾病死亡	9.5E+05	4.6E+05	1.6E+06	2.4E+06	3.6E+06	1.8E+04	1.3E+04
慢性下呼吸道疾病死亡	6.2E+05	2.1E+05	1.5E+06	1.1E+06	3.6E+06	1.1E+04	8.6E+03



附錄四 高雄市與屏東縣空氣品質保護策略效益評估

附表 4-1 空氣污染防制基金年度預算



		高雄市					屏東縣				
		109 年	110 年	111 年	112 年	109-112 年合計	109 年	110 年	111 年	112 年	109-112 年合計
專業服務費	固定源	163,685	209,317	209,317	209,317	791,636	37,700	23,000	23,000	23,000	106,700
	移動源	91,161	88,380	88,380	88,380	356,301	30,000	30,900	36,900	30,900	128,700
	逸散源	77,685	60,104	60,104	60,104	257,997	42,730	60,029	60,029	60,029	222,817
	空品淨 化區	4,485	5,573	5,573	5,573	21,204	0	0	0	0	0
	其他	39,446	79,257	79,257	79,257	277,217	31,114	48,460	47,460	47,460	174,494
人事費	35,977	35,977	35,977	35,977	143,980	23,702	26,977	26,977	26,977	104,633	
獎勵及捐補助費	60,932	60,932	60,932	60,932	243,728	170,674	66,270	54,186	54,186	345,316	
購置固定資產	180	180	180	180	720	150	248	248	248	894	
其他	43,672	43,673	43,673	43,673	174,691	7,152	6,810	6,810	6,810	27,582	
合計		517,223	583,392	583,392	583,392	2,267,399	343,222	262,794	255,710	249,710	1,111,436

參考來源：屏東縣政府環保局(2021)、高雄市政府環保局(2021)