

目 錄

表 目 錄.....	iii
圖 目 錄.....	iv
一、前 言.....	1
1.1 研究源起.....	1
1.2 研究目的.....	2
二、文 獻 回 顧.....	4
2.1 研究案例背景說明.....	4
2.1.1 新竹市 VOCs 排放概況說明.....	4
2.1.2 新竹科學園區產業特性.....	4
2.2 經濟誘因制度之定義與說明.....	5
2.2.1 環保經濟誘因工具.....	6
2.3 我國空氣污染管制策略規劃.....	8
2.3.1 行政管制.....	9
2.3.2 經濟誘因.....	10
2.4 各種 VOCs 管末控制技術的比較.....	11
2.4.1 沸石吸附濃縮焚化系統.....	14
2.5 控制技術的成本與效率.....	15
2.6 排放交易制度相關之研究整理.....	16
2.7 排放交易影響因素.....	17
2.7.1 市場規模.....	17
2.7.2 排放權起始分配.....	18
2.7.3 交易成本.....	19
2.8 國內有關不同政策工具混搭之相關研究.....	19
2.9 政策工具可行性之評估.....	20
三、研 究 方 法.....	23
3.1 資料收集與分析.....	23
3.2 不同政策之研擬與設定.....	23
3.2.1 空污費徵收政策.....	23
3.2.2 空污費與排放交易合併政策.....	24
3.3 選擇案例研究區域與規劃說明.....	24
3.4 政策工具成本與減量比較分析.....	25
3.4.1 空污費徵收政策.....	25
3.4.2 空污費與排放交易合併推行政策.....	25

3.5 政策工具的減量與經濟評估.....	26
3.5.1 空污費費率的減量效益.....	26
3.5.2 未來減量與成本分析.....	26
3.5.3 工廠成本衝擊.....	26
3.5.4 政府收入變化情形.....	26
四、結果與討論.....	27
4.1 案例基本資料分析.....	27
4.2 空污價格變動之影響 (設定固定交易價格為空污費之 85%).....	28
4.2.1 不同政策下之成本與減量效益分析.....	28
4.2.2 工廠之成本衝擊.....	32
4.2.3 政府空污費收入.....	33
4.3 交易價格變動之影響 (設定交易價格為空污費之 75%、85%、95%).....	34
4.3.1 當空污費為 15 (kNTD/ton)時.....	34
4.3.2 當空污費為 20 (kNTD/ton)時.....	35
4.3.3 當空污費為 25 (kNTD/ton)時.....	35
4.4 當排放交易價格隨市場機制變化之影響.....	36
4.4.1 交易價格變動下之成本與減量效益分析.....	36
4.4.2 交易價格變動下各廠家之成本變化.....	37
4.5 不同政策工具之優缺點比較.....	38
五、結論與建議.....	40
5.1 結論.....	40
5.2 建議.....	41
參考文獻.....	42

表 目 錄

表 2.1 新竹市各季 VOCs 排放量及空污費繳費金額統計表	46
表 2.2 直接管制、污染稅、補貼、與排放交易之分析	47
表 2.3 揮發性有機物空污費率	48
表 2.4 各廠商運作中之濃縮轉輪焚化設備之操作現況調查表	49
表 2.5 各種 VOCs 管末控制技術之效率與成本	50
表 2.6 不同排放權分配原則優缺點比較	51
表 3-1 實廠運作沸石濃縮轉輪焚化設備之成本數據	52
表 4.1 規劃區域內各廠最大削減量時之所需成本資料	53
表 4-2 本研究分析各政策工具之優缺點比較	54



圖目錄

圖 1.1 1993 年至 2009 年臭氧排放量	55
圖 3.1 研究流程圖.....	56
圖 3.2 空污費與排放交易合併推行政策示意圖.....	57
圖 4.1 初設成本與操作維護成本函數圖.....	58
圖 4.2 光電半導體業與非光電半導體業之處理成本差異.....	59
圖 4.3 不同政策下空污費率與區域總成本之關係.....	60
圖 4.4 不同政策下空污費率與區域削減量之關係.....	61
圖 4.5 當空污費費率為 15(kNTD/ton)時各廠家成本變化.....	62
圖 4.6 當空污費費率為 20(kNTD/ton)時各廠家成本變化.....	63
圖 4.7 當空污費費率為 25(kNTD/ton)時各廠家成本變化.....	64
圖 4.8 當空污費費率為 30(kNTD/ton)時各廠家成本變化.....	65
圖 4.9 不同空污費率下政府之收支影響.....	66
圖 4.10 在 41%去除率下區域中各廠家之成本變化(APF=15 kNTD/ton).....	67
圖 4.11 在 48%去除率下區域中各廠家之成本變化(APF=20 kNTD/ton).....	68
圖 4.12 在 48%去除率下區域中各廠家之成本變化(APF=25 kNTD/ton).....	69
圖 4.13 不同交易價格下空污費率與區域總成本之關係	70
圖 4.14 不同交易價格下空污費率與區域削減量之關係	71
圖 4.15 在市場機制下區域中各廠家之成本變化(APF=20 kNTD/ton)	72
圖 4.16 在市場機制下區域中各廠家之成本變化(APF=25 kNTD/ton)	73

一、前言

1.1 研究源起

新竹市位處臺灣西北部，土地面積約為104平方公里，人口近40萬人；轄內除有國際知名大學與研究機構外，新竹科學園區之高科技發展亦有臺灣矽谷著稱；因高科技產業一直為國家工業發展重心，由於發展快速，產能與產量亦日趨放大，再加上高科技產業之群聚現象，對於環境造成相當大之負荷，甚至可能造成局部地區空氣品質惡化，如圖1.1所示，由環保署空氣品質監測資料顯示(環保署, 2008)，揮發性有機物 (Volatile Organic Compounds, VOCs) 及氮氧化物 (Nitrous oxide, NO_x) 等臭氧前驅物質與光反應所產生的臭氧，有取代懸浮微粒，成為影響空氣污染指數(Pollutants Standards Index, PSI)中主要污染物的趨勢。有鑑於此，加強管制VOCs排放乃是改善空氣品質之重要課題。

環保署近年來積極針對國內VOCs相關製造與使用之產業進行管末排放、處理之現況調查，並陸續研訂了半導體製造業與光電製造業之排放標準來管制VOCs排放；此外，於空氣污染防治法中引進空氣污染總量管制制度，係指在一定地區內，為有效改善空氣品質，對於該區域不符合標準的空氣污染物，進行總容許排放數量的限制措施。中央主管機關得依地形與氣象條件劃定總量管制區實施總量管制，當符合空氣品質標準之總量管制區有新增或變更一定規模的固定污染源，必須先經模擬，證明其排放量不超過該區之污染容許增量限值。對於未符合空氣品質標準之總量管制區之既存固定污染源，應向當地主管機關申請認可其污染物排放量，並依主管機關指定的目標與期限進行削減。而新增或變更一定規模的固定污染源，應採用最佳可行控制技術(Best Available Control Technology, BACT)，

並取得足夠抵換污染物增量的排放量。若既存固定污染源因採行污染防制措施致實際削減量較指定的量為多時，其差額經主管機關認可後得保留、抵換或交易。

由於我國之空污費徵收制度已行之有年，其所建立之制度完善，且實施情形良好，普遍為廠商所接受；然在未來減污要求漸增時，如何繼續在具經濟誘因前提下，能妥善運用空污費政策與排放交易制度兩個政策工具，來建立一個完善可行的制度，實有研究探討之必要性。故本研究將進行針對空污費徵收制度與排放交易制度合併推行之評估比較後，藉以確認此政策方案之可行性，並可提供未來施政決策之參考。

1.2 研究目的

本研究希望從政府減污政策與企業永續經營的思維，找出一個可以雙贏的污染控制方式，如何當政府推動減污政策下，又能使工廠之污染源排放減量行為具有經濟誘因，以獲得最低之減污成本；分別將現行實施之空污費政策與本研究規劃可行之空污費與排放交易制度合併推行政策間進行成本效益之分析比較，進而確知其是否可行。

本研究預期達成之目標如下：

1.空污費政策與排放交易制度合併推行之規劃與驗證

本研究利用空污費與排放交易制度兩個經濟誘因工具，規劃可行的合併推行方式，並藉由案例分析方式，選擇以新竹市為一整體規劃區域，探討區域內年排放量前二十大之廠家進行研究分析，模擬其推行方式與實施後可能的減量與成本效益，以為空污費徵收政策與排放交易制度合併推行之參考依據。

2.政策工具之評估比較

本研究將以可行之合併推行政策，來與現行單獨實施空污費徵收政策進行比較。經過計算與分析後，以案例研究之規劃結果，分別針對不同政策工具之區域總成本、減量成效、廠商之成本衝擊、政府空污費收入情形等各方面進行分析比較，由比較結果分析各政策工具之差異與優缺點，以做為空污費與排放交易制度是否合併推行之評估依據。



二、文獻回顧

2.1 研究案例背景說明

2.1.1 新竹市 VOCs 排放概況說明

新竹市轄內之固定污染源主要集中於香山工業區及新竹科學園區，其中香山工業區早期以金屬製品表面處理業、塑膠製品製造業等傳統產業為主，近年來亦追隨科學園區之發展，新設許多電子科技產業；自 96 年 1 月 1 日起開始徵收 VOCs 空污費，各季 VOCs 排放量及空污費繳費金額統計(新竹市環保局，2009)，如表 2.1 所示，96 年 VOCs 排放量約為 423 噸，空污費繳費總額約為 324 萬元，97 年 VOCs 排放量約為 422 噸，空污費繳費總額約為 332 萬元。

2.1.2 新竹科學園區產業特性

為促進國內高科技產業發展，民國 69 年 12 月行政院國家科學委員會於新竹地區設立新竹科學工業園區，園區地跨新竹市縣，98 年 4 月底科學園區統計資料顯示，新竹科學園區核准高科技廠商共計有 413 家，97 年實收資本額 1 兆元，營業額累計 1 兆元；產業類型包括：積體電路、電腦及週邊通訊、光電、精密機械及生物技術等六大類。

由於半導體和光電產業因其產品製程上之特性要求，使用大量之揮發性有機化合物，加上近年來之研究發現 VOCs 對臭氧潛勢發展和民眾健康皆有顯著影響；因此，環保署近年來陸續制定了許多關於適用於光電半導體業之排放標準；如半導體產業之「半導體製造業空氣污染管制及排放標準」和光電業之「光電材料及元件製造業空氣污染管制及排放標準」。

以目前光電半導體業在 VOCs 污染防制設備之選擇上，若以處理效率

而言，仍以沸石轉輪之效果最高，可達 90% 以上之處理效率。沸石濃縮轉輪系統技術引進國內已逾十年，在不斷的更新與改進過程中，其系統技術目前已趨於穩定且成熟。沸石濃縮轉輪主要的作用是把大風量低濃度(約為 100~300 mg/NM³)的 VOCs 廢氣濃縮成小風量高濃度的氣體，用以節省廢氣焚化過程中之燃料費用。

在其他非光電半導體業之 VOCs 污染防制設備之選擇上，在法規尚未制定其行業之 VOCs 空氣污染管制及排放標準前，廠家多採用成本上相對低廉許多之活性炭吸附設備，由於其 VOCs 排放特性相較光電半導體業為低風量高濃度(約為 300~500 mg/NM³)，若活性炭未定期在未破出前更換，將造成排放削減率遠低於光電半導體業之情形發生。

2.2 經濟誘因制度之定義與說明

隨著環境政策之發展趨勢，以經濟誘因為基礎的政策工具已被廣泛地應用於污染的防制工作上，許多文獻對「經濟誘因之政策工具」所作之定義(Hobbs, 1995； Austin,1999； Hahn, 2000)等學者，認為此乃一種手段，可增加解決環境問題的經濟效率，並可提供自主性與選擇彈性，讓業者可自行決定其最適成本效益之方式去達成環境目標的行為。蕭(2000)認為在充分的訊息、市場完全與嚴格的執行下，經濟誘因工具能以較經濟之手段達到設定之環境目標，其與傳統行政管制主要有兩點不同之處：

- (1) 經濟誘因工具的總污染防制成本較小。
- (2) 經濟誘因工具之長期動態效率較高，且有較高的誘因鼓勵廠商創新污染防制技術。

世界各國解決環境污染問題採行之經濟誘因政策工具主要包括排放

費或稅 (Emissions fee or tax)、排放交易 (Emissions trading) 與補貼 (Subsidies) 等。(Hobbs and Centolella, 1995; Hung, 1998; Austin, 1999)。此三項工具皆利用市場機能進行運作，其中排放費或補貼是由政府控制價格，使廠商自行決定污染防制量；而排放交易則由政府控制排放許可數量，交由市場決定許可之價格。

環保署(2008)提出經濟誘因制度，可鼓勵業者積極投資做好空氣污染防制工作，可減少空氣污染及改善空氣品質，透過政府提供減免空氣污染防制費的實質幫助，將可減少業者在空氣污染防制費上支出及降低營運成本。

2.2.1 環保經濟誘因工具

經濟誘因乃以市場為導向的環境管理方式，透過經濟誘因工具污染者可尋求對自己較有利的方式達到排放標準，達到環境品質要求。經濟誘因工具包括；補貼、徵收排放費或課稅、排放交易等三項，相關工具分述如下：

1. 補貼:

補貼政策可分為兩類，其一是對於工廠在從事污染防制時，給予適當的津貼補助；另一為針對污染防制減量訂定費率進行補貼；此二種補貼方式都能達到降低總防制成本，並具有較高之創新誘因。

Hung (2005) 研究認為污染防制設備的補貼工具可能有其重大之缺點：

- (1) 因為有補貼，所以廠商可由污染防制獲得利潤，致使產業結構調整與技術進步減緩。
- (2) 短期內補貼雖然可以減少個別廠商的污染量，但因有利可圖，所以長期補貼後將導致廠商個數增加，反使得總污染量增加。
- (3) 高污染性產業相對於低污染性產業受到更多的補貼，而這些政府的補貼金額，部分來自於低污染性產業的稅賦增加，因此有反淘汰的作用，

有違產業結構改善之目標。

2.徵收排放費或課稅

蕭(1999)對課稅所作的解釋，認為污染物課稅或收費之方式即是將污染視為一種負的外部效果，進一步將其內部化，以反映社會成本。在此經濟誘因工具下，污染者的誘因在於避免污染費用的繳交。污染者會衡量其防制成本和繳交污染費的成本情形；若單位防制成本較污染費小時，污染者會選擇自行污染減量；相反地，若單位防制成本較大，則污染者可選擇繳費替代。

在整體經濟誘因制度上，污染者擁有彈性選擇對自己有利的方式進行防制工作。對社會而言，最大的好處則在於成本較低者，減量較大而成本較高者，則減量較少；整個社會的防制污染工作從成本較低的污染者做起，符合經濟效率的原則。我國的空污費政策即是一個很好的例子，不但提供污染者經濟誘因減少污染量，且為政府提供收入運用於環保相關工作上。

3.排放交易制度

可交易環境權之觀念首先由 Dales (1968) 所提出，Crocker (1971) 並指出此抵換或交易之概念可以彈性減少工廠對污染防制之負擔，而後 Montgomery (1972) 證明排放交易相較於傳統管制方式，更為成本有效性之政策工具。

Aslam(2001)認為排放交易制度是限制污染源的排放量，並允許污染源之間可以進行交易，因此排放交易是結合了上述兩者的優點並提高交易的選擇權及彈性以達到成本最小化。此外 Aslam 也提出排放交易在執行前的準備工作將是相當繁雜的。Aslam 針對直接管制、污染稅、補貼、排放交易等四種制度作了簡單的優缺點分析如表 2-2 所示，由表可知，排放交易是結合了直接管制與污染稅兩者的優點，且可提高交易的選擇權及

彈性以達到成本最小化。

2.3 我國空氣污染管制策略規劃

環保署（2001）規劃總量管制主要實施策略上，將採三管齊下：（1）總量管制法規制度建制：包括對新設污染源、既存污染源及交易制度等法規建置；（2）污染物削減對策：針對懸浮微粒、硫氧化物、氮氧化物及揮發性有機物減量對策等，由政府先推動各項污染減量措施，再要求企業自動配合減量；（3）經濟誘因策略：包括獎勵、減免、補貼、減稅、差別費率、抵換及交易措施。

空氣污染防制法（環保署，2002）中，有關總量管制相關內容分列於第八條至第十二條：第八條訂定空氣品質模式模擬規範、最佳可行控制技術(BACT)及符合與不符合空氣品質標準區域之總量管制方式，並規定削減量差額保留、抵換或交易；第九條：規定取得提供抵換污染物增量之排放量的來源；第十條：規定符合與未符合空氣品質標準之總量管制區的總量管制計畫內容；第十一條：地方應依總量管制計畫訂(修)定空氣污染防制計畫；第十二條：總量管制實施前應先建立排放量查核系統及交易制度。

隨著管制政策之演變，空氣污染防制法已進行數次修訂。從過去管制空氣污染，以排放標準管制為主，由於民眾環境意識日漸提高，必須配合空氣品質管理策略才能符合民眾需求，進而依空氣品質需求及空氣品質標準劃定各級防制區、空氣污染預警制度、防止空氣品質惡化等規定，為有效管制污染源，除引進固定污染源事先許可及自行檢測申報制度，車型審驗制度，更依污染者付費精神，徵收空污費制度，並增訂總量管制制度，引進污染泡、排放抵換、儲存等，以達到維護國民健康的立法目的。

依據空氣污染防治法的授權已完成訂定有固定污染源、移動污染源及各行業別排放標準、固定污染源設置與操作許可、空氣品質惡化防制、空氣污染防治費等相關子法數十種，行政院環保署近年針對 VOCs 之管制動作相當頻繁，主要之管制策略包括採取行政管制，以及經濟誘因等措施，分述如下：

2.3.1 行政管制

行政管制部分，環保署以訂定固定污染源 VOCs 管制排放標準、排放許可申請，以及排放量申報等管制方式，來作為降低 VOCs 排放量最直接之管制措施。固定污染源 VOCs 之排放標準管制，除了適用各產業之「固定污染源空氣污染物排放標準」中訂有部分 VOCs 物種與臭味之排放標準外，並針對不同行業別訂定加嚴之 VOCs 排放標準。目前已陸續公告之行業別 VOCs 排放標準主要包括以石化產業為主要管制對象之「揮發性有機物空氣污染管制及排放標準」，以及汽車製造業表面塗裝作業、半導體製造業、聚氨基甲酸酯(PU)合成皮業、光電材料及元件製造業等之空氣污染管制及排放標準。許可制度截至去(95)年為止，已公告至「第八批公私場所應申請設置、變更及操作許可之固定污染源」，管制對象在規定限期內完成許可申請後，應依第一、二批公私場所應申報年排放量之固定污染源規定，進行空氣污染排放量申報。

由於 VOCs 未來將朝向全面納管之管制方向進行，且使用有機溶劑之相關產業及製程相當多，因此若要完全仰賴各個行業別之排放標準訂定，以每年1~2個相關管制標準之研訂速度，恐須相當長之時間。因此，環保署近年預計將先訂定適用各產業之「固定污染源揮發性有機物排放管制標準」，以補足現行「固定污染源空氣污染排放標準」中對於VOCs管制之不足，也可提早將所有排放 VOCs 之產業全面進行管制及減量工

作。未來將逐年研訂行業別之 VOCs 排放標準，包括膠帶、印刷電路板、凹凸版印刷，以及機車表面塗裝、光碟...等行業，都將可能是下一波法規管制之對象。

2.3.2 經濟誘因

環保署為提昇空氣污染之減量成效，參考國外先進國家之作法，除行政管制外，輔以經濟誘因之管制策略，藉以落實污染者付費之精神，自 84 年 7 月起開徵空氣污染防制費，先後依據燃料使用量及實際排放量開徵硫氧化物、粒狀污染物及氮氧化物空氣污染防制費。環保署為解決我國日益嚴重之臭氧污染問題，自 96 年 1 月 1 日起徵收 VOCs 空污費，希望鼓勵業者能自主動進行 VOCs 排放之減量及改善，並達到降低整體 VOCs 排放量為目標。

依據我國環保署規劃，VOCs 空污費將分兩時期進行徵收：

1. 第一階段 (96~98 年)：僅徵收一般性 VOCs 空污費，不分排放量高低之差異級距，起徵門檻為 VOCs 之排放量大於 1 (公噸/季)，並以公告「行業製程排放係數」操作單元簡化計量方式，且規劃採單一費率為 12 (元/公斤) VOCs 排放量。一般製程之計算方式如下：

$$\text{VOCs排放量/季} = \text{排放係數} \times \text{活動強度} \times (1 - \text{控制因子})$$

2. 第二階段 (99 年後)：將規劃加徵 13 種有害 VOCs，並回歸「質量平衡」計量原則，藉由收費制度提高排放量之掌握度及正確性，規劃分三級累進費率徵收，並納入防制區差別費率。(如表 2.3 所示)

除了對污染源徵收空污費外，另外環保署依空污法第 19 條第 2 項訂定「公私場所固定污染源空氣污染防制設備空氣污染防制費減免辦法」中針對 VOCs 防制設備購置成本與耗材費用亦有補助獎勵措施，使業者為減少繳交空污費之費額，而進行自發性之製程改善及加裝污染防制設

備等削減措施，進而提昇整個制度之執行成效。

針對第一階段開徵固定點源部分，基於有效減緩業者之經濟衝擊，並給予業者緩衝時間進行排放量計量技術之建立及積極進行污染防制工作等考量，又將徵收作業分為兩期程，第一期程為民國 96 年至 98 年，採用簡化之申報方式，以公告之行業製程別均化係數乘上活動強度計算排放量，而費率部分採單一最低費率，有害物種部分則緩至第二期程一併再行徵收；此外，第二期程起部分製程考量納入結合實際物料含量資訊、流布情形等影響參數，以較複雜方式計算排放量，且依據排放量級距差別進行費率計算，以藉此機制提高污染排放量大者之減量誘因。

2.4 各種 VOCs 管末控制技術的比較

揮發性有機物之控制方法除減少逸散性排放量外，主要為管末排氣處理。管末排氣處理方法規劃的考量因素有：(1) 排氣量及其隨時間的變化情形，(2) 排氣中 VOCs 濃度及其隨時間的變化情形，(3) VOCs 性質，(4) 排氣品質要求，及 (5) 成本及效率。

國內常見可行之控制技術(經濟部工業局，2004)有冷凝法、吸附法、吸收法、焚化法以及生物處理法等，分述如下：

1. 冷凝法

冷凝法是將廢氣導入幾個串熱交換器中進行熱交換，或以液態氮或超冷溶劑直接接觸，使廢氣之溫度低於其中成份溶劑之露點 (Dew point)，使其凝結成為液態並加以回收的方法。由於冷凝法回收 VOCs 之成本較高，故一般用於具高回收價值且成分單純、濃度高之 VOCs。

冷凝法依廢氣與冷媒接觸的方式，可區分為直接接觸 (Direct-connect condenser) 與間接接觸 (Surface heat exchanger)。雖然直接接觸冷凝之

效果較佳，但由於會產生白煙，且冷煤與 VOCs 混合，需加以分離以避免造成二次污染，故通常採用間接接觸冷凝方式較為普遍。

2. 吸附法

吸附法係藉由流體和固體（吸附劑）之接觸有機物或其他物質去除之方法。被吸附劑附者，稱為吸附質（Adsorbate）。常用之吸附劑包括有活性碳、矽膠粒（Silica gel）或活性鋁（Alumina）。吸附效率之高低取決於接觸面及吸附氣體之物理性質，吸附劑具有較大之表面積/體積比，及對吸附成分具有較大之親和力時，則能有較良好之吸附能力。

以吸附原理處理 VOCs，一般較常用活性碳，其中包括粒狀活性碳和活性碳纖維兩種做為吸附劑。對揮發性有機物而言，若具備較大之分子量、較低之蒸氣壓及環狀結構（Cyclical compound）者，將有利於吸附作用，在較低之操作溫度及較高之濃度之狀態下，亦可增強吸附容量，藉由此方法達到去除 VOCs 或除臭效果。在操作時通常包括有吸附及再生兩大步驟。

對於高風量低濃度揮發性有機廢氣，可採用沸石吸附濃縮處理技術，疏水性沸石，對揮發性有機物有高效率吸附能力，製程排氣 VOCs 經過處理即可被吸附去除。此處理技術為目前高科技產業製程廢氣最常見之方式，且適用於處理廢氣成分複雜且高風量低濃度之有機廢氣。

3. 吸收法

吸收法係利用液體（吸收液）之溶解作用以去除廢氣中之溶解成分。當吸收液氣體濃度低於平衡濃度時，即可對氣體發生吸收作用，平衡濃度和實際濃度之差值提供了吸收作用之推動力。

目前較常用之吸收作用系統，有包括填充塔（Packed tower）、噴霧板狀塔（Spray chamber）及文式洗滌器等。填充塔式洗滌器在塔內裝設填

充物質以提供氣體之濕接觸面。廢氣從洗滌器底部流進，首先受填充床之溶液洗滌，然後再經噴灑器 (Spray) 或液體分散器 (Liquid distributor) 洗滌之液粒後，再排至大氣。

4. 焚化法

揮發性有機溶劑廢氣或臭味有機物質，其成份一般概含碳、氫、氧、氮、硫、鹵素等元素，在高溫下如供給足夠的氧即可將之完全燃燒，將有機廢氣轉化成二氧化碳與水。利用焚化法來處理 VOCs 或臭味氣體，為一最有效的控制處理方法，其方法包括直熱式焚化 (Thermal incineration) 與觸媒焚化 (Catalytic incineration) 等兩種。

(1) 直熱式焚化

直熱式焚化系統為在高溫下氧化揮發性有機物，設計之主要考慮因素包括燃燒溫度、停留時間及焚化器中之擾動程度 (Turbulence) 與混合效果，目前直熱式焚化爐之處理效果可達到 90% 至 99% 。

焚化器中所產生高溫之煙道氣，具有較高之熱能，因此可在煙道氣 (或燃燒空氣) 之間裝置熱交換器以作熱交換，利用這些熱能產生熱蒸氣而作熱能回收。

(2) 觸媒焚化

觸媒焚化法係藉由觸媒作用，以低於直熱式焚化之反應溫度氧化廢氣中之 VOCs。觸媒在焚化時僅加速反應速率，本身並未發生改變。在 VOCs 焚化時，較常採用之觸媒床結構為金屬製網墊 (Metalmesh-mat) 或陶製蜂巢式 (Ceramic honey-comb)，這些結構設計可加大觸媒之接觸面積。觸媒可為球狀或粒狀式，而廢氣在進入觸媒床之前須預先加熱。

影響觸媒焚化器操作效能之因素，主要包括有：操作溫度、置換速度

(Space velocity, 停留時間之倒數)、VOCs 之組成與濃度、觸媒特性以及在進氣中是否有對觸媒產生毒害性之物質。置換速度可定義為進氣(包括進流廢氣、輔助燃料及燃燒空氣等)之體積流速除以觸媒床之體積。一般而言,增加觸媒焚化器之燃燒溫度或減低其置換速度,可增加破壞去除效率。觸媒焚化器對 VOCs 之破壞去除效率可達 98%。

5. 生物處理法

生物處理法為污染物(如 VOCs 等)通過生物處理系統的過程中、藉由微生物之分解、氧化、轉化等機制、將污染物完全分解氧化成 CO_2 、 H_2O 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 等無害性之無機物。雖然生物處理法具有無二次污染的特性,然而與其它污染防治技術相較下,該技術是否已充分落實本土化及國內具有相當的成熟性,亦直接影響後續的處理效率及操作維護費用。

2.4.1 沸石吸附濃縮焚化系統

白(2001)研究結果顯示沸石吸附濃縮焚化系統處理揮發性有機廢氣,其處理效率可穩定達到大於 90%。沸石吸附轉輪組合(Cassette) 為一中心軸承與軸承周圍之支撐圓形框架支撐著轉體,轉體由沸石吸附介質與陶瓷纖維製成。轉輪上包含用以分開處理廢氣及處理後釋出乾淨氣體之密封墊,其材質為需能承受 VOCs 腐蝕性及高操作溫度之柔軟材料製成(一般為 silicon)。密封墊將蜂巢狀沸石吸附轉輪組合隔離成基本之吸附區(Adsorption zone) 及再生脫附區(Regeneration zone; desorption zone),但為提升轉輪之吸附處理能力,則常見於前二區間加一隔離冷卻區(Cooling zone or Purge zone)。通常吸附區為較大,而脫附區及冷卻區則為兩個較小且面積相等之處理側。有時在特殊需求下亦可分成更多串聯區;而吸

附轉輪由一組電動驅動設備用以旋轉轉輪，故轉輪處理時為可變速、且可控制每小時旋轉 2 至 6 轉之能力。工廠所排放出之 VOCs 廢氣進入系統後，第一階段係經過疏水性沸石所組成之轉輪，VOCs 污染物質首先於轉輪上進行吸附；第二階段之脫附程序是由與後端焚化系統熱交換後預熱之經冷卻區處理後廢氣(約 180 至 250 °C)，使其通入轉輪內利用高溫將有機物脫附下來，此時出流污染物濃度大約可控制為入流廢氣之 5 至 20 倍左右，而脫附下來之有機物則可於第三階段進行溫度於 700°C 以上之焚化或進行冷凝回收再利用等程序，如此可以減少後續之廢氣處理單元尺寸、操作經費及設備初設費用。

根據中部科學工業園區各廠商運作中之濃縮轉輪焚化或是單一焚化設備之操作現況調查(中部科學工業園區，2008)表如 2-4 所示，濃縮轉輪焚化之控制技術，對 VOCs 管末控制可獲得較高去除效率約 95%。

由此可知，沸石吸附濃縮焚化系統處理技術為目前高科技產業製程 VOCs 廢氣最常見之處理方式，且適用於成分複雜且高風量低濃度之有機廢氣，故本研究將假設規劃區域中各廠家以該設備為最佳可行控制技術(BACT)，其最佳去除效率為 95%。

2.5 控制技術的成本與效率

成本及效率為 VOCs 排氣處理方法選擇時之最重要考量因素。表 2-5 為劉(2002)個別比較了各種 VOCs 排氣處理技術在適合 VOCs 之濃度範圍下之效率與成本。由表可知，低濃度廢氣(10~20 mg/Nm³)適合以活性炭吸附處理，中高濃度廢氣(500~5,000 mg/Nm³)則以觸媒焚化較為經濟，高濃度廢氣(>5,000~10,000 mg/Nm³)則可以火焰焚化、冷凝、或活性炭吸附回收處理。生物法適合處理中低濃度廢氣(500~1,000 mg/Nm³)，其相對處理費用較其他方法為低。

2.6 排放交易制度相關之研究整理

吳(1999)認為一個完整的總量管制制度，應納入排放許可交易制度。根據，華(1997)針對排放許可交易制度台灣產業之經濟影響評估，考量我國國情與實際狀況，提出實施排放交易制度可能需克服之因素，相關因素分述如下：

- 1.為訂定完整之排放總量限制，有必要裝設持續排放監測系統以建立排放量資料，然而此系統之裝設成本高，可能增加工廠之成本負擔。
- 2.排放交易制度之成功，需要無障礙之排放權交易與轉移，而事實上參與者要擁有完全之資訊並非易事，因此在資訊無法獲得之情況下要進行自由市場之排放交易需要進一步考量之。

另外，張(1997)之研究中探析污染排放許可權交易市場，在環境品質管制下，結合污染廠商利潤最大化與居民效用水準等觀念建構出均衡之許可權交易價格與廠商之最適決策行為；其研究結果認為，污染排放許可權交易市場較命令式管制更具成本有效性，且於此系統下，資源管理機關僅須發行適當之許可權配額與協助市場建立，其餘工作則交由市場機能運作，相當具彈性。且依個別廠商產量佔產業總產量比例此原始許可權配額方式最符合效率與公平原則。然而可能之缺點在於污染排放管制標準、許可權發行數量、產品價格等影響因子，攸關許可權交易市場建立之成敗。此外，該研究並建議，實施跨區域交易之污染排放許可權市場將具有提高區域居民效用與縮短區域間差異發展程度之功能。

彭(2000)針對國內廠商排放許可權制度的看法及配合意願等意見進行探討。研究中透過問卷調查方式，透果所蒐集相關資料，設計模式進行實證分析。

吳（1999）對國內施行污染排放交易制度的相關問題作探討，透過制度比較與美英兩國實施經驗、國內廠商訪問調查、計量模型分析與污染行為比較等方式獲得下列幾項重要結果：

- 1.制度的推展除排放量需確定、排放總量必須適當分配、交易市場必須存在及有效的監測系統外，尚需注意原則、文化、行政與立法間的問題。
- 2.廠商參與意願調查中發現大部份受訪廠商滿意目前政府所實施的空污費制度。多數廠商認為實施可交易排放許可權制度，且基準排放量之認定應以制度實施前一年為基準，並有過半數的廠商表示將多餘的差額排放量予以保留供未來使用。
- 3.在計量分析方面發現，空污費繳交金額愈高的廠商愈有意願自願加入排放交易制度。污染防制設備維護操作成本較高的廠商或污染源總數越多的廠商傾向將差額排放量保留於廠內供未來使用，而擁有越多控制設備的廠商傾向將差額排放量與其他廠商進行交易。

2.7 排放交易影響因素

2.7.1 市場規模

排放權市場的獨佔已被認為是影響排放權市場效率的不利因素(Hahn, 1989)，並有許多學者(Koutstaal, 1997； Misioiek, 1989； Hahn, 1984)認為市場上因壟斷而掌控市場價格的結果，將導致排放交易制度失去其應有之效率水準。美國成功之經驗是有賴其廣大而完整的交易市場，市場的獨佔力對排放交易效率的影響，亦是環境學者所關心的課題。李（2002）研究認為獨佔力和參與廠商人數及涵蓋的產業部份有關，若涵蓋的範圍愈大，則將能納入更多部門於交易體系內而提高排放交易制度的效率性，才能有效降低排放權價格受到少數廠商掌控，達到改善環境品質之

目標。

2.7.2 排放權起始分配

排放權分配機制之成功與否為排放交易制度是否成功之重要因素。可交易排放權證的分配方式隨其依據原則不同而產生種類繁多的分配方式，表 2.6 為不同排放權分配原則下進行優缺點比較 (Rose and Stevens, 1993; Sartzetakis, 1997; Fischer, 1999; Corburn, 2001)，由表可知在不同的分配方式下將產生不同的效益與成本，對經濟影響的程度亦將有所差異。就國內部門間排放權分配原則而言，不同分配原則，將導致部門（或事業單位）間不同的福利分配效果，此外，各分配準則存在其特有的優點與限制，例如溯往原則的分配方式考量既得利益的事實，而分配其較多的排放量，使得分配政策執行容易，例如美國的 Acid rain 計劃與 Reclaim 計劃均採此分配原則 (Rose and Steven, 1993)。但由於此分配方式缺乏社會正義，因而可能增加進入的障礙 (Tietenberg, 1998)。

而市場分配原則可以使排放權分配達到有效率的分配之外，還可以大幅降低防制成本 (Goulder et.al., 1998)。然而，卻可能導致排放權由大財團壟斷，增加其獨佔性。此外，在此原則下，只要有足夠的資金，競標獲得排放權均可參與生產活動，具有降低潛在競爭者進入市場的障礙。另外，依產值分配之原則，雖然有利於國家的經濟成長，但產業間財富分配惡化現象將更趨嚴重 (Johnson, 1996)。公平是均等分配原則的主要特色，然而其是依據人口數分配排放權，因此勞力密集產業將獲得較多的排放權，產業發展有趨向於勞力密集發展的傾向，產生反淘汰現象的困擾。達到總防制成本最低是成本有效性原則的最主要優點，然而，個別事業單位的邊際防制成本的資料不易獲得，執行的困難度高。

折衷原則可以妥協各方之歧見，使得政策執行容易，但是其權數的選取涉及主觀評價，容易引起爭議。

由於缺乏評定上述各原則優劣之客觀準則，因此，分配原則的選取必須考量主管機關所欲達到之主觀目標、以及客觀資訊的獲取等因素，而做最佳的選擇。然而排放權分配的公平性問題，在政策擬定上仍是一個重要指標，且對政策執行成效有顯著的影響，因此若政策能略過此一步驟，將能有效避免潛在不利因素來影響執行成效。

2.7.3 交易成本

交易成本是影響排放交易制度成本節省的重要變數，如果交易成本高，不僅增加廠商非生產性成本，也會使排放交易制度之許多潛在利益無法展現。Stavins (1995) 區分交易成本為：(1) 搜尋資訊成本 (Information cost)；(2) 決策成本 (Decision cost)；(3) 監督執行成本 (Enforcement cost) 三種。根據 Koutstaal (1997) 估算，美國執行排放交易制度之交易成本平均高達總成本的 10~30%。Klaassen (1995) 估計美國酸雨計劃下的交易成本僅佔總成本的 5% 左右，顯示降低交易成本將有助於制度執行的成功。

2.8 國內有關不同政策工具混搭之相關研究

近年來各國對於環境問題的改善，提出不少有效的政策工具，但多數仍專注於單一經濟誘因工具之研究，有少數的學者之研究認為，將兩種以上經濟誘因工具混搭實施亦具備不錯之成本與減量效益。林 (1998) 以空污費與差額排放權並行的模式進行研究，認為可有效降低整體區域成本，使其防制技術更具經濟可行性。Bai (2002) 探討空污費與補貼制度並行之混和政策，研究結果顯示將有助於增加工廠削減氮氧化物之誘

因，可減少約 74% 的排放量。劉(2003)以氮氧化物為例評估空污費與排放交易制度合併推行政策，研究認為合併政策可在較經濟之削減成本下達到最大之污染減量結果。

排放稅與排放交易制度是目前各國最廣為應用的兩個政策，有文獻針對此兩種政策合併推行的方式進行研究；Hervery (1995) 提出了結合排放許可與污染稅 (Combine permits and tax) 的實施方式，認為若工廠排放的污染物超過排放許可的數量，此時必須付污染稅，其可有效限制排放許可的最高價格，使污染者具有選擇彈性，具此稅率亦具有罰則的作用。

Austin (1999) 以混和課稅與許可政策做研究，規劃內容為：由政府釋出沒有限制數目的碳排放權，並訂定一個價格，則市場交易將會趨於此價格，此方式可避免交易價格過高而對經濟產生衝擊，研究結果認為此實行方式類似於收碳稅。

此外，Bahn (2001) 針對溫室氣體之控制策略進行研究，以徵收碳稅 (National tax) 以及國際間進行排放交易 (International trading) 之方式為政策手段，使政府可利用碳稅收入進行國際間的碳排交易，達到雙重利益的效果。

2.9 政策工具可行性之評估

政策可行性評估之目的在提供各項證據或數據證明該政策工具之價值，透過客觀之分析，藉以具體提供可行性之政策，供決策者參考。

(California Air Pollution Control Laws, 1997) 控制對策之評估除需考量成本有效性外，亦可加入的考量因素包括：排放削減量潛勢、技術可行性、公眾接受度、行政可執行性、以及排放削減率等。而余 (2002) 以

高屏地區為例，對國內空氣污染防治對策執行優先性評估方法進行研究，認為可作為台灣地區之政策評估指標有五項：「成本有效性」、「排放污染物削減潛勢」、「技術可行性」、「行政可行性」、「公眾接受度」。

此外，美國經濟合作發展組織（Organization for Economic Cooperation and Development，OECD，1991）提出一套政策工具之評估準則如下：

1.環境有效性

環保政策目標在降低污染集中度或達到局部與廣泛地區之環境標準，亦可對區域或全球性污染物限定其排放量。明顯地，經濟誘因工具之有效性必須針對環境之標準來判斷，而環境之有效性則由污染者可恢復環境原貌之能力來決定，如果經濟誘因工具可提供污染防制與技術創新之誘因，則可使環境帶來更大之效益。

2.經濟效率

廣義的經濟效率在於達成資源之最適分配，可以從污染防制成本與效益相對大小予以衡量。狹義之經濟效率是指在一定的環境效益下達到成本之最小化。決策者認清污染防制策會對產業結構與科技發展有很大的影響，所以必須在這方面審慎評估。當污染者間之邊際污染防制成本差異十分明顯時，或當污染性產品之需求彈性及替代性較高時，經濟誘因工具比較容易達到高度的經濟效率。

3.公平性

不同政策工具有不同的所分配效果，污染費會對污染物之排放增加額外的支付，總量管制和排放交易制度之初分配也隱含者不同的分配效果，同時這些費收之使用也會造成不同的分配效果。此外，公平性之意義不容易定義，例如相同的排放標準對不同的污染者而言，可能代表不同的邊際或總防制成本，因此可能是不公平的。

4.行政可行性與成本

所有形式的政策工具都牽涉執行及實施機制，尤其牽涉到監測排放之難易程度及其成本，以及主要遵循者之接受度。

5.可接受性

目標團體（繳費的汙染者）接受環境保護政策工具是相當重要，目標團體之抵抗會使工具之執行變得較無效率。一般而言，任何經濟工具的成效與該工具之確定性與穩定性有密切關係。因此，事前提供足夠資訊給目標團體，並與目標團體進行諮商，採漸進式實施，皆有助於政策之推動。



三、研究方法

本研究流程如圖3.1 所示。依收集之國內外空氣污染防制設備去除技術與防制策略相關資料，選擇合適之空氣污染防制設備（Air Pollution Control Device, APCD）並建立其成本函數以做為後續針對揮發性有機物建立其空污費政策與排放交易制度合併推行方式之規劃與研究，再將其套用在本研究選定之案例中分析。步驟說明如下：

3.1 資料收集與分析

本研究所需之資料收集可分為下列方向：

1. 收集研究區域內較大工業污染源於 97 年之 VOCs 空污費申報情形，依據不同產業之排放濃度特性並加上起徵量(1 公噸/季)逕行推估換算其排風量，以利做為研究區域內計算各廠家年總排放資料之依據。
2. 收集現行實廠運作中之濃縮轉輪焚化設備之相關成本數據，如表 3-1 所示，進一步建立 VOCs 控制成本之線性推估函數公式，以為本研究推估各廠家 VOCs 去除成本資料之依據。
3. 依據收集國內外相關文獻，並針對合併兩種以上經濟誘因之可行政策工具進行研究，以探討空污費徵收政策與排放交易制度合併推行之參考依據。

3.2 不同政策之研擬與設定

本研究將比較單純實行空污費徵收制度與合併排放交易推行制度等具經濟誘因之政策工具。以下分別說明各項政策之規劃進行方式。

3.2.1 空污費徵收政策

以現行無交易單純推行空污費制度 (Air Pollution Fee, APF) 下，工廠之削減誘因將受空污費率與 APCD 單位去除成本之費用評估所影響，廠家進而決定採行裝設 APCD 或直接繳交空污費。例如：當空污費率大於廠家自行裝設之 APCD 單位去除成本時，廠家則選擇裝設 APCD；當空污費率小於廠家自行裝設之 APCD 單位去除成本時，廠家則直接繳交空污費。

3.2.2 空污費與排放交易合併政策

本研究規劃之空污費與排放交易制度合併推行 (Air Pollution Fee plus Emissions Trading, APF+ET) 的實施方式是在現行空污費之架構下，進行污染削減之工廠將可售出其全部的削減量，並可增加額外的經濟回饋作為沖抵其設置 APCD 之成本，因此不需預先分配削減目標量即可進行排放交易，排放交易行為之誘因是由空污費率與工廠交易價格間比較而提供，因此藉由費率的調整即可達污染減量的效果，交易價格只要低於空污費費率即具有誘因，可讓其他工廠在交易價格低於空污費費率時，願意購買排放量來減少其空污費之支出，因此在考量交易平衡的情況，假設區域內售出的排放許可量應等於買入的排放許可量。

有關此合併推行政策的策略規劃方式如圖 3.2 所示，既存污染源 1 於裝設 APCD 所削減之污染量經獲得“削減量認可”後，可做為他廠(Ex.既存污染源 2)或新設工廠污染源之許可排放量。

3.3 選擇案例研究區域與規劃說明

本研究選定新竹市作為案例區域並假設廠家都未裝設任何 APCD 之前提下進行分析研究；在 VOCs 污染防制設備之選擇上，若以處理效率而言，目前仍以沸石濃縮轉輪加焚化處理之效果最高，約可達 95% 之處理

效率。由於沸石濃縮轉輪系統技術引進國內已逾十年，在不斷的更新與改進過程中，其系統技術目前已趨於穩定且成熟。故本研究規劃採用沸石濃縮轉輪加焚化處理設備為最佳可行控制技術(BACT)，以做為代表 VOCs 控制技術之成本，利用實廠裝設空氣污染防制設備 APCD 之成本數據，所建立的成本函數，進而計算規劃區域內各廠家之成本與減量分析，以經濟目的為考量，防制成本低者將優先削減，以利計算該區域之總削減成本；在分配排放許可方面，本研究考量各種許可分配方式之優缺點與規劃之可行性，假設採 APCD 成本高者優先分配原則進行排放交易。

本研究規劃之削減誘因為原空污費支出與裝設 APCD 並轉賣排放權之間成本利益進行比較，由於裝置 APCD 進行污染減量對工廠而言是一個選擇性之決策問題，當廠家選擇減量時，可將削減量視為排放權售出；當廠家選擇不減量，則只可選擇繳交空污費或選擇排放交易(買入排放權)。

3.4 政策工具成本與減量比較分析

3.4.1 空污費徵收政策

在現行空污費徵收政策 (APF) 規劃中，依據現行空污法規定空污費費率為 12 (仟元/公噸)。在假設排放削減量直接受空污費率與設置 APCD 成本間相互比較所影響的前提下，在此空污費徵收政策中，總成本計算之原則為：

區域總成本 = 裝置防制設備削減 VOCs 之成本 + 繳交空污費之成本

3.4.2 空污費與排放交易合併推行政策

在空污費與排放交易合併推行政策 (APF+ET) 中，本研究以現在和未來將實施之空污費率各別進行規劃，且在交易價格只要略低於空污費

費率即有誘因之前提下，去假設各廠家買賣之市場交易可能之價格。在此政策下，總成本計算原則為：

$$\text{區域總成本} = \text{裝置防制設備削減 VOCs 之成本} \pm \text{排放交易之成本} \\ + \text{繳交空污費之成本}$$

3.5 政策工具的減量與經濟評估

為說明空污費制度合併推行政策之可行性評估，本研究根據各成本支出分析的結果，評估不同政策工具之減量效果、工廠成本衝擊以及政府空污費之收入變化，做為比較政策優缺點之依據。

3.5.1 空污費費率的減量效益

根據現行與未來可能實施之空污費率，針對不同政策工具，進一步分析其空污費費率與整體減量成效的關係。

3.5.2 未來減量與成本分析

為了解空污費與排放交易合併政策工具在未來實施後對整體經濟的變化，將進一步針對交易價格變動下對減量成效與成本變化進行探討。

3.5.3 工廠成本衝擊

規劃區域工廠的成本的變化，將會對整體產業結構產生調整與衝擊，且對政策的實施成功與否有絕對的影響，因此針對經濟效益較佳的合併政策與總量管制排放交易制度進行評估比較。

3.5.4 政府收入變化情形

由於既行的空污費徵收政策下，空污費收入的運用是採取「專款專用」的方式，提供政府足夠的經費來進行環保相關工作，因政策轉變而造成的經費增減，將對政府後續施政造成經濟上的衝擊。因此考量政府在各政策實施後的收入變化情形，作為行政可行性的參考指標之一。

四、結果與討論

4.1 案例基本資料分析

為了對不同政策工具的實際應用成效進行評估，本研究以 97 年新竹市前二十大 VOCs 排放量之固定污染源，作為案例研究對象，其基本排放資料如表 4.1 所示。根據新竹市” 98 年度固定污染源稽查暨連續自動監測系統查核計劃” 資料，將規劃區域內之廠家依其 97 年 VOCs 空污費申報量還原成該區域之年總排放量為 2,662 公噸，藉由進行不同政策上之評估與比較來獲得有利於未來針對 VOCs 污染排放管制政策之參考方向。

根據半導體及光電產業各廠商實際運作中之 VOC_s 沸石濃縮焚化設備(以下簡稱:APCD)之現況調查資料，來建立之 APCD 成本函數後，進一步計算區域內各工廠去除 VOCs 之削減成本資料。有關成本函數之建立，是收集國內實廠設施 APCD 設備經費，設定 20 年為該設備初設費用攤提年限並考量政府獎勵投資 APCD 可減免 30%(減免金額上限為 500 萬元)初設費用方案，與其操作維護費用等資料，在不同之廢氣流量之初設成本與操作維護成本數據，以線性迴歸方式建立成本函數如圖 4-1 所示，此結果應能反應國內應用濃縮轉輪焚化設備去除 VOCs 所需成本之現況。

成本函數式如下:

$$FC_i \text{ (NTD/yr)} = 1.2236 * Q_i \text{ (CMM)} + 871.32, R^2 = 0.8902 \quad (\text{a})$$

$$MC_i \text{ (NTD/yr)} = 0.1499 * Q_i \text{ (CMM)} + 158.23, R^2 = 0.7879 \quad (\text{b})$$

式中,

$FC_i \text{ (NTD/yr)}$: i 廠在 APCD 上投入之初期設置總成本.

$MC_i \text{ (NTD/yr)}$: i 廠在 APCD 上投入之年操作維護成本.

$Q_i \text{ (CMM)}$: i 廠在 APCD 處理之廢氣流量.

由於規劃區域內有分光電半導體業與非光電半導體業，基於產業之 VOCs 排放特性差異，依新竹市環保局針對轄區光電半導體業之排放管道之檢驗結果得知，光電半導體業之 VOCs 排放特性多為高風量且低濃度有別於其他行業，假設排放濃度若屬光電半導體業之廠家為 $200\text{mg}/\text{NM}^3$ ；而非光電半導體業則為 $400\text{mg}/\text{NM}^3$ ，如圖 4-2 所示，來描述光電半導體業與非光電半導體業其處理成本上之差異，非光電半導體業因無法規之削減壓力下，廠家多數選擇成本較低之 APCD(例如活性炭吸附設備)，去除效率亦相對較低；但現況卻是光電半導體業在法規之削減壓力下其濃度與排放量雖然可能較低，卻反而必須裝設成本較高之 APCD(例如沸石濃縮轉輪焚化設備)。

依環保署依空污法第 19 條第 2 項訂定「公私場所固定污染源空氣污染防制設備空氣污染防制費減免辦法」中針對 VOCs 防制設備購置成本補助 30% 之獎勵措施以及減免額度不得超過新臺幣五百萬元等相關資料，並依不同之廢氣流量下之初設成本與操作維護成本，採本研究所建立之成本函數進行各別計算，並將各廠家之年排放量、與應用 APCD 所相對應之最大削減量、個別所需之削減成本以及削減每公噸之 VOCs 平均成本整理如表 4-1 研究區域各廠最大削減成本資料。

4.2 空污價格變動之影響 (設定固定交易價格為空污費之 85%)

4.2.1 不同政策下之成本與減量效益分析

在不同政策(APF 與 APF+ET)下，探討空污費變動時，區域總成本之影響，如圖 4.3 所示，當空污費費率為 12 (kNTD/ton)時，以現行無交易單純推行空污費制度(APF)下，工廠之排放削減誘因可受空污費率與

APCD 單位去除成本間之比較評估所影響，進而決定採行裝設 APCD 或直接繳交空污費。以現行空污費政策(APF)下之 VOCs 空污費率為 12 (仟元/公噸)時，區域之總成本為 31,950 仟元；在合併實施的模式(APF+ET)下，區域減量總支出約為 25,972 仟元，相較現行無交易且單純推行空污費制度下之區域減量總支出約為 31,950 仟元，費差多達 5,978 仟元。

若以 99 年以後將可能施行之 VOCs 空污費率探討空污費變動時，APF 與 APF+ET 政策下區域總成本之影響，若在 VOCs 空污費率為 15(仟元/公噸)時，以現行空污費政策(APF)下，則區域之總成本為 39,693 仟元；在合併實施的模式(APF+ET)下，區域減量總支出約為 27,500 仟元，相較無進行交易之單純空污費政策下，費用減少達 12,193 仟元。

當 VOCs 空污費率為 20(仟元/公噸)時，以現行空污費政策(APF)下，則區域之總成本為 50,105 仟元，若在合併實施的模式(APF+ET)下，區域減量總支出約為 28,027 仟元，相較無進行交易之單純空污費政策下，費用減少達 22,078 仟元。

當 VOCs 空污費率為 25(仟元/公噸)時，以現行空污費政策(APF)下，區域之總成本為 59,348 仟元；在合併實施的模式(APF+ET)下，區域之總成本為 28,534 仟元，相較無進行交易之單純空污費政策下，費用減少達 30,814 仟元之多。

當 VOCs 空污費率為 30(仟元/公噸)時，以現行空污費政策(APF)下，區域之總成本為 67,312 仟元；在合併實施的模式(APF+ET)下，區域之總成本為 29,041 仟元，相較無進行交易之單純空污費政策下，費用減少高達 38,271 仟元之多。

若以未來可能施行較高之 VOCs 空污費率為 40(仟元/公噸)計算時，以現行空污費政策(APF)下，則區域之總成本為 78,036 仟元；在合併實施的

模式(APF+ET)下，區域之總成本為 64,274 仟元，相較無進行交易之單純空污費政策，費用亦減少 13,762 仟元。

當 VOCs 空污費率為 50 仟元/公噸作為案例計算時，以現行空污費政策(APF)下，則區域之總成本為 80,498 仟元；在合併實施的模式(APF+ET)下，區域之總成本為 78,299 仟元，相較無進行交易之單純空污費政策雖經濟誘因相較不明顯，但費用亦可減少 2,199 仟元。

在不同政策(APF 與 APF+ET)下，探討空污費變動時，區域總削減量之影響，如圖 4.4 所示，當空污費費率為 12 (kNTD/ton)時，以現行無交易單純推行空污費制度(APF)下，工廠之排放削減誘因在空污費率與 APCD 單位去除成本間之比較評估後，採行直接繳交空污費，故區域總削減量為 0 公噸(削減率為 0%)；若在合併實施的模式(APF+ET)下，有兩個廠家具有經濟誘因而裝設 APCD 進行 VOCs 的減量，使區域總削減量達 708 公噸，約佔區域總排放量的 27%。

若以 99 年以後將可能施行之 VOCs 空污費率來探討空污費變動時，APF 與 APF+ET 政策下區域總削減量之影響，若在 VOCs 空污費率為 15(仟元/公噸)時，以現行無交易單純推行空污費制度(APF)下，工廠之削減誘因在比較評估下,只有一個廠家決定裝設 APCD，此時區域削減量為 454 公噸(總削減率為 17%)；若在合併實施的模式(APF+ET)下，有五個廠家決定裝設 APCD，區域總削減量為 1,096 公噸(總削減率為 41%)。

當 VOCs 空污費率為 20(仟元/公噸)時，以現行空污費政策(APF)下，工廠之削減誘因在比較評估下,只有兩個廠家決定裝設 APCD，此時區域總削減量為 708 公噸(總削減率為 27%)；若在合併實施的模式(APF+ET)下，有七個廠家決定裝設 APCD，區域總削減量為 1,281 公噸(總削減率為 48%)。

當 VOCs 空污費率為 25(仟元/公噸)時，以現行空污費政策(APF)下，工廠之削減誘因在比較評估下，只有四個廠家決定裝設 APCD，此時區域總削減量為 708 公噸 (總削減率為 27%)；若在合併實施的模式(APF+ET)下，區域總削減量為 1,281 公噸(總削減率可達 48%)。

當 VOCs 空污費率為 30(仟元/公噸)時，以現行空污費政策(APF)下，工廠之削減誘因在比較評估下，有六個廠家決定裝設 APCD，此時區域總削減量為 1,195 公噸(總削減率為 45%)；若在合併實施的模式(APF+ET)下，區域總削減量為 1,281 公噸 (總削減率為 48%)。

若以未來可能施行較高之 VOCs 空污費率為 40(仟元/公噸)計算時，以現行空污費政策(APF)下，工廠之削減誘因在比較評估下，有 15 個廠家決定裝設 APCD，此時區域總削減量為 2,202 公噸(總削減率為 83%)；若在合併實施的模式(APF+ET)下已無推行之誘因，因為此空污費率已高出多數廠家之 APCD 成本，區域總削減量與現行空污費政策(APF)相同為 2,202 公噸(總削減率為 83%)。

當 VOCs 空污費率為 50 仟元/公噸作為案例計算時，以現行空污費政策(APF)下，工廠之削減誘因在比較評估下，有 19 個廠家決定裝設 APCD，此時區域總削減量為 2,488 公噸(總削減率為 93%)；若在合併實施的模式(APF+ET)下已無推行之誘因，因為此空污費率已高出多數廠家之 APCD 成本，區域總削減量與現行空污費政策(APF)相同為 2,488 公噸(總削減率為 93%)。

在空污費率變動與區域總成本之變化關係發現，單純推行空污費制度(APF)下，區域總成本將隨著空污費率增加而提高；而在合併實施的模式(APF+ET)下，廠家可因排放交易所提供之額外經濟誘因，使得所需成本因而降低，區域總成本將低於單純推行空污費制度(APF)，顯示合併實施

的模式(APF+ET)較優於單純推行空污費制度(APF)。

在空污費率變動與區域總削減量之變化關係中發現，在合併實施的模式(APF+ET)下，可不先設定總量削減目標，亦即由 APF 設定來調整，且當空污費費率為 12 (kNTD/ton)時，即使空污費費率低於廠家之 APCD 成本，仍有廠家願意進行減量，而在單純推行空污費制度(APF)下，除非空污費費率高於廠家之 APCD 成本，否則廠家無意願進行減量。

4.2.2 工廠之成本衝擊

廠家 VOCs 排放量越大者其經濟誘因越大，各廠家之成本變化，如圖 4.5 所示。當空污費為 15 (kNTD/ton)時，對於具經濟誘因而設置 APCD 之廠家(1~5 廠)，由於可將自家之 VOCs 削減量轉為排放權賣出因而抵扣其投資在 APCD 上之成本，因此反應自身之成本上較為明顯，其費差分別為 5,788 仟元、3,243 仟元、1,800 仟元、1,790 仟元及 1,353 仟元；另一方面，對於無設置 APCD 之廠家(9~20 廠)，由於市場上有因工廠削減而產生較空污費便宜之排放交易權時，對 VOCs 削減成本較高之工廠，亦有助於廠家在污染排放成本降低(約為 99~273 仟元不等)。當市場已無排放交易權可購入之廠家(6~8 廠)，工廠之排放削減成本可直接評估空污費率與 APCD 單位去除成本間之費用，進而決定裝設 APCD 或直接繳交空污費。

如圖 4.6 所示。當空污費提高為 20 (kNTD/ton)時，對於具經濟誘因而設置 APCD 之廠家可再增加至 7 個工廠(1~7 廠)，由於可將自家之 VOCs 削減量轉為排放權賣出因而抵扣其投資在 APCD 上之成本，因此反應自身之成本上又更為明顯，在此費率下，甚至有廠家 1 因設置 APCD 而獲利達 674 仟元，其費差分別為 7,718 仟元、4,324 仟元、2,399 仟元、2,387 仟元、1,804 仟元、1,682 仟元以及 1,455 仟元；另一方面，對於無設置

APCD 之廠家(8~20 廠)，由於市場上有因工廠削減而產生較空污費便宜之排放交易權時，對 VOCs 削減成本較高之工廠，亦有助於廠家在污染排放成本降低。

如圖 4.7 所示。當空污費提高為 25 (kNTD/ton)時，對於具經濟誘因而設置 APCD 之廠家(1~7 廠)並無增加，係因市場供需平衡而維持不變，由於廠家排放權售出之價格因隨著空污費提高而增加，因此反應在廠家自身之成本上更為明顯，在此費率下，甚至有 2 個廠家因設置 APCD 而獲利分別達 2,484 仟元、615 仟元；另一方面，對於無設置 APCD 之廠家(8~20 廠)，由於市場上有因工廠削減而產生較空污費便宜之排放交易權時，對 VOCs 削減成本較高之工廠，亦有助於廠家在污染排放成本降低。

如圖 4.8 所示。當空污費為 30 (kNTD/ton)時，對於具經濟誘因而設置 APCD 之廠家(1~7 廠)並無增加，係因市場供需平衡而維持不變，由於廠家排放權售出之價格因隨著空污費提高而增加，因此，在此費率下反應在廠家自身之成本上更加明顯，甚至增加到 4 個廠家因設置 APCD 而獲利分別達 4,294 仟元、1,629 仟元、117 仟元、107 仟元；另一方面，對於無設置 APCD 之廠家(8~20 廠)，由於市場上有因工廠削減而產生較空污費便宜之排放交易權時，對 VOCs 削減成本較高之工廠，亦有助於廠家在污染排放成本降低。

由此可知，對於污染排放量較大之廠家在空污費與排放交易合併政策推行下，將更能突顯其經濟誘因。

4.2.3 政府空污費收入

在空污費徵收政策下，減量誘因是直接受空污費費率以及污染防制之單位去除成本間互相比較而影響，當削減量增加時即表示工廠投資在防

制設備的支出增加了，因而政府的收入會隨削減量的增加而逐漸減少。

在合併推行政策中，工廠的削減誘因分別由空污費費率與排放交易價格比較所影響，因此，若在空污費費率較低時，將無法刺激達到足夠削減量供售出以平衡區域排放量時，多數的工廠將選擇繳交空污費來符合排放標準，反之當市場上有足夠之排放權供售出時，則政府收入會逐漸減少。

有關政府在空污費收入之差異，以單純空污費與合併政策之比較下，如圖 4.9 所示，當空污費為 12 (kNTD/ton)，區域總削減率為 27% 時，區域內可供交易之排放量為 708 公噸，政府收入相較單純推行空污費減少為 8,496 仟元；空污費為 15 (kNTD/ton)，區域總削減率為 41% 時，區域內可供交易之排放量增加為 1,096 公噸，政府收入相較單純推行空污費減少為 16,446 仟元；當空污費達 20 (kNTD/ton) 時，區域總削減率為 48% 時，區域內可供交易之排放量增加為 1,281 公噸，政府收入相較單純推行空污費大幅減少為 25,611 仟元；而當空污費為 30 (kNTD/ton) 以上時，由於區域總削減率並未增加，區域內已無可供交易之排放量下，政府收入將只隨空污費率提高而漸增。

4.3 交易價格變動之影響 (設定交易價格為空污費之 75%、85%、95%)

4.3.1 當空污費為 15 (kNTD/ton) 時

以空污費合併排放交易制度下的結果顯示，區域總去除率可達 41% (削減量為 1,096 公噸)，廠家 VOCs 排放量越大者其經濟誘因越大，各廠家之成本變化，如圖 4.10 所示。

對於有設置 APCD 之廠家(1~5 廠)，由於可將自家之 VOCs 削減量轉為排放權賣出因而抵扣其投資在 APCD 上之成本，因此反應在區域總成

本上之比較(由低到高)為 95% > 85% > 75%；另一方面，對於無設置 APCD 之廠家(9~20 廠)，由於其 VOCs 削減成本較高，當市場上有較便宜之排放權時，將有助於廠家在污染排放成本降低，因此反應在區域總成本上之比較(由低到高)則為 75% > 85% > 95%，相對其成本差異亦隨其廠家自身之排放量越小而成本差距縮小。其他對於既無設置 APCD 之廠家(6~8 廠)，於市場上也無排放權可購入時，則只能選擇繳交空污費。

4.3.2 當空污費為 20 (kNTD/ton)時

以空污費合併排放交易制度下的結果顯示，區域總去除率可達 48% (削減量為 1,281 公噸)，廠家 VOCs 排放量越大者其經濟誘因越大，各廠家之成本變化，如圖 4.11 所示。

對於有設置 APCD 之廠家(1~7 廠)，由於可將自家之 VOCs 削減量轉為排放權賣出因而抵扣其投資在 APCD 上之成本，因此反應在區域總成本上之比較(由低到高)為 95% > 85% > 75%；其中在 1,2 兩廠削減成本已低於空污費，當有較高(95%)之交易賣權時，甚至因裝置 APCD 而獲利 169.1 萬元，在次高(85%)之交易賣權時，亦有 1 家工廠因而獲利 67.4 萬元；另一方面，對於無設置 APCD 之廠家(8~20 廠)，由於其 VOCs 削減成本較高，當市場上有較便宜之排放權時，將有助於廠家在污染排放成本降低，因此反應在區域總成本上之比較(由低到高)則為 75% > 85% > 95%，相對其成本差異亦隨其廠家自身之排放量越小而成本差距縮小。

4.3.3 當空污費為 25 (kNTD/ton)時

以空污費合併排放交易制度下的結果顯示，區域總去除率可達 48% (削減量為 1,281 公噸)，廠家 VOCs 排放量越大者其經濟誘因越大，各廠家之成本變化，如圖 4.12 所示。

對於有設置 APCD 之廠家(1~7 廠)，由於可將自家之 VOCs 削減量轉

為排放權賣出因而抵扣其投資在 APCD 上之成本，因此反應在區域總成本上之比較(由低到高)為 95% > 85% > 75%；其中，由於廠家 1 之削減成本最低，故在較高之空污費率下，皆可因而獲利。在較高(95%)之交易賣權時，甚有兩家工廠因裝置 APCD 而獲利 486.9 萬元，在次高(85%)之交易賣權時，亦有兩家工廠因裝置 APCD 而獲利 309.9 萬元，至於在較低(75%)之交易賣權時，廠家 1 也可因而獲利 134.9 萬元；另一方面，對於無設置 APCD 之廠家(8~20 廠)，由於其 VOCs 削減成本較高，當市場上有較便宜之排放權時，將有助於廠家在污染排放成本降低，因此反應在區域總成本上之比較(由低到高)則為 75% > 85% > 95%，相對其成本差異亦隨其廠家自身之排放量越小而成本差距縮小。

4.4 當排放交易價格隨市場機制變化之影響

基於合理之市場機制考量下，排放交易價格可能反應在該廠家至少大於或等於其平均 VOCs 削減成本，亦或當 APCD 之供應商在技術成熟及同業競爭下而降價求售等可能之市場機制變化，本研究分別設定以各廠家自己之 VOCs 削減成本與加、減 15% 削減成本為排放交易價格等三種狀況來與空污費折扣 15% 為交易價格比較其成本與減量效益並且分別描述各廠家之成本變化。

4.4.1 交易價格變動下之成本與減量效益分析

如圖 4.13 所示，在交易價格變動下空污費率與區域總成本之關係顯示，空污費折扣 15% 為交易價格較優於其他三種狀況之變動。若以各廠家 APCD 削減成本與加、減 15% 削減成本為排放交易價格等三種狀況來比較時，則以廠家 APCD 削減成本減 15% 為排放交易價格為優；各廠家 APCD 削減成本為排放交易價格時，在有限之交易量下而造成空污費費率

為 20(kNTD/ton)時，區域之總成本卻高於空污費費率為 25 (kNTD/ton)時之總成本現象。由此可知，不論交易價格以空污費費率或廠家自設之 APCD 削減成本設定，終需滿足買方小於或等於其削減成本為誘因導向。

如圖 4.14 所示在交易價格變動下空污費率與區域削減量之結果顯示，空污費折扣 15%為交易價格較優於其他三種狀況之變動。以部份廠家自設之 APCD 削減成本設定，當價格比空污費率高時，交易行為便停止，致使區域削減量並無增加。

4.4.2 交易價格變動下各廠家之成本變化

由於在空污費費率為 15 (kNTD/ton)下，無論依各廠家 APCD 削減成本與加、減 15%削減成本為排放交易價格等三種狀況下顯示，並無廠家有設置 APCD 之誘因，故亦無交易行為產生。

如圖 4.15 所示，在空污費費率為 20 (kNTD/ton)時，廠家(1~2 廠)具經濟誘因而設置 APCD 使區域削減率為 27%，廠家可將自家之 VOCs 削減量轉為排放權賣出因而抵扣其投資在 APCD 上之成本，因此在 APCD 削減成本加 15%為排放交易價格下，廠家(1~2 廠)因此即可獲利分別為 507 仟元、401 仟元，廠家(12~20 廠)亦因在較高之交易價格下而付出較高之削減成本；若以 APCD 削減成本為排放交易價格下交易，雖然廠家(1~2 廠)未能因此獲利，但其亦可獲得相對較低之削減成本，廠家(12~20 廠)也可因此獲得較低之交易價格而減少其削減成本。

如圖 4.16 所示，當空污費費率為 25 (kNTD/ton)時，廠家(1~4 廠)具經濟誘因而設置 APCD 使區域削減率為 37%，廠家可將自家之 VOCs 削減量轉為排放權賣出因而抵扣其投資在 APCD 上之成本，因此在 APCD 削減成本加 15%為排放交易價格下，廠家(1~4 廠)因此即可獲利分別為 388 仟元、334 仟元、303 仟元、303 仟元，廠家(12~20 廠)亦因在較高之交易

價格下而付出較高之削減成本；若以 APCD 削減成本為排放交易價格下交易，雖然廠家(1~4 廠)未能因此獲利，但其亦可獲得相對較低之削減成本，廠家(10~20 廠)也可因此獲得較低之交易價格而減少其削減成本。

4.5 不同政策工具之優缺點比較

本研究根據案例研究對象進行分析之成本與減量結果，分別對現況推行之空污費徵收政策 (Air Pollution Fee, APF) 與空污費合併排放交易制度 (Air Pollution Fee plus Emissions Trading, APF+ET) 等兩個不同的政策工具做比較，在本研究中選擇之評估因子包括：區域減量效益、工廠成本衝擊、政府收入變化等因子進行比較，並將各政策工具之優缺點彙整於表 4.2。

1. 區域減量效益:

在單純之空污費政策下，區域之減量效果將隨空污費率提高而增加，若以合併推行政策推行下，在相同空污費率時即可獲得較大之削減量。

根據不同空污費率下之區域削減量關係發現，僅實行空污費徵收制度時，空污費率與廠家裝設 APCD 之單位削減成本直接比較，對削減成本高於空污費率之工廠將會無誘因進行減量，若採合併排放交易政策，則因有額外的收入提供減量的誘因，而將促使廠家有意願進行減量工作。

2. 工廠成本衝擊:

在單純之空污費政策下，廠家成本直接受空污費率影響而較高；當實施空污費合併排放交易政策時，廠家在可依交易價格做為選擇是否進行交易進而使其成本衝擊減低。交易價格的變動若考量採行市場機制，並以廠家裝設 APCD 之單位成本作為交易價格時，對整體區域內多數廠

家之成本衝擊較小。

3.政府收入變化:

不論採行何種政策，當削減量增加時就表示廠家投資在 APCD 成本增加了，因而政府的收入亦會隨削減量的增加而逐漸減少。若採合併排放交易政策時，因另有提供交易的誘因，廠家在成本考量下選擇以購入價格低於空污費之排放權時，政府收入又將會大幅減少。



五、結論與建議

5.1 結論

本研究所探討之空污費與排放交易制度合併推行政策，與現行空污費徵收政策，經案例模擬結果之可行性評估後，可以歸納出以下結論：

- 1.空污費徵收政策與合併政策之 VOCs 削減量可因空污費率提高而逐漸增加，如此顯示該二項政策皆可藉由調整空污費費率逐漸達成減量目標；在現行空污費率 12(kNTD/Ton)，區域減量成本最低時，削減率可達 27%，若在空污費率 15(kNTD/Ton)，區域減量成本最低時，削減率可達 41%。若在空污費率 20(kNTD/Ton)，區域減量成本最低時，削減率可達 48%。因此，空污費與排放交易制度合併推行政策，優於單獨實施空污費徵收政策。
- 2.交易價格變動之影響方面，當在區域之總去除率為 48% 時，單獨執行排放交易制度中的小廠可能會因大廠排放權的壟斷而增加其交易成本；但對大廠而言，合併政策中當空污費率增加時，有較多的經濟回饋因而減量誘因亦增加，因此政府若欲增加空污費率，大廠比較會支持而減少阻力。
- 3.在政府空污費收入方面，空污費徵收制度仍為較佳之政策工具，惟當採行合併政策將會使政府空污費收支驟減許多，而政府空污費之規劃運用方向亦為鼓勵業者投資污染防制設備進行減量工作，因此在政府減污策略下，經費並無短少之問題。
- 4.合併政策與現行空污費徵收制度之減量成效比較方面，實行合併政策時（配合現行空污費率 12 仟元/公噸），即可使得案例研究區域內達到 27% 之污染減量，而實行空污費徵收制度卻無法使得案例研究區域有任何削減；因此，就初期實行之減量成效，亦屬合併政策為優。

5.在合併推行政策制度下，可利用空污費費率的調整達成總量削減之目的；不論在延續空污費執行或未來政策推動上，皆以合併政策優於單獨執行空污費制度。

5.2 建議

- 1.在工廠之整體污染防制成本中，仍以污染防制設備初設與操作費用為主，任何具經濟誘因之工具亦需以減污為導向，若未來可以在推動合併政策下，藉由空污費費率評估與調整，將可促使工廠自行決定污染防制對策或優化操作來使污染控制成本降低，亦能加快污染防制設備之技術發展。
- 2.由於本論文中僅針對新竹市主要之揮發性有機污染物排放工廠進行模擬，探討其空污費與排放交易合併推行的可行性，未來亦可考量以更大的範圍進行研究(如一整個空品區為例)，並配合實際監測數據來評估整體的改善成效。
- 3.本研究因受限於污染源排放資料之取得困難，在數據之推估上(如工廠之原始排風量等)可能會造成一些誤差，但不影響整體之研究結果。

參考文獻

Austin, D., “Economic Instruments for Pollution Control and Prevention-A Brief Overview”, *World Resources Institute*, 1999.

Aslam, M.A., “International Greenhouse Gas Emissions Trading and Issues Related to Voluntary Participation by Developing Countries”, United Nations Foundation, Project A006 TAD GLO 98 025,P.121-144, 2001.

Bahn, O., “Combining Policy Instruments to Curb Greenhouse Gas missions”, *European Environ.*11,163-171, 2001.

Corburn, J., “Emissions trading and environmental justice: distributive fairness and the USA’s acid rain program”, *Environmental Conservation* 28,323-332, 2001.

California Air Pollution Control Laws , <http://www.arb.ca.gov> , 1997 .

Dales, J.H., “Pollution, Property and Prices,” University of Toronto Press, 1968.

Fischer, C., “Note on incentive for innovation under different emissions permit allocation schemes: Grandfathering, and output-based”, Washington, DC: Resources for the Future, 1999.

Hahn, R. W., “The Impact of Economics on Environmental Policy”, *J. Environ. Econom. Management* 39, 375-399, 2000.

Hobbs, B.F. and Centolella,P., “ Environmental Policies and their effects on utility

planning and operations”, *Energy* 20,255-271, 1995.

Hung, M. F., “A trading-ratio system for trading water pollution discharge permits”, *J. Environ. Econom. Management* 49, 83-102, 2005.

Harvey, L. D., “Creating a global warming implementation regime”, *Global Environmental Change* 5, 415-432,1995.

Rose, A.. and Stevens, B., “The efficiency and Equity of Marketable Permits for CO₂ Emissions”, *Resource and Energy Economics* 9, 65-81, 1993.

Sartzetakis, E. S., “Tradable Emission Permits Regulations in the Implications”, *Environmental and Resource Economics* 9, 65-81, 1997.

Stavins,R.N., “Transaction Cost and Tradable Permits,”*Journal of Environmental Economics and Management* 29,133-148,1995.

Montgomery W. D., “Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs”, *Journal of Economic Theorty* , 5, 395-418,1972.

Lin, Y. C. and Bai, H., “Evaluation of the economic instruments on nitrogen oxides removals: an example of the implementation of the selective catalytic reduction process”, *Journal of the Chinese Institute of Environmental Engineering* 10, 2002.

行政院環保署，空氣污染防制法規。 <http://ivy3.epa.gov.tw/epalaw/index.aspx>

白曠綾，「新竹科學園區半導體及光電製造業空氣污染防制設施績效提升輔導」，2001。

林育旨，「選擇性觸媒還原法脫硝技術應用於台灣地區經濟可行性研究」，國立交通大學碩士論文，1998。

行政院環保署，空氣品質監測資料，2009。

<http://edw.epa.gov.tw/reportInspectAirT.aspx>

經濟部工業局，綠色技術資訊平台。

http://www.ftis.org.tw/eta/tech_platform/item2a.asp

吳再益、李堅明，「建立溫室氣體排放權交易制度之規劃研究」，行政院經濟委員會研究報告，1999。

呂鴻光、簡慧貞，「空氣污染減量策略分析及探討」，工業污染防治第 87 期，2003。

張桂華，「二氧化硫總量管制及排放交易分析」，國立交通大學碩士論文，1997。

彭美心，「可交易排放許可權制度-台灣地區廠商之證實研究」，國立中央大學碩士論文，2000。

華健，「以可轉讓排放許可防制空氣污染之可行性分析」，行政院環境保護署研究報告，1997。

新竹市環保局，「98 年度固定污染源稽查管制暨連續自動監測系統(CEMS)查核計劃」，2009。

劉妙生，「高科技電子業揮發性有機污染物管制理論與實務」，元智大學碩士論文，2002。

劉志陞，「空氣污染總量管制政策對廠商防治設備投資行為之影響」，國立成功大學碩士論文，2007。

劉惠綺，「台灣地區空污費政策與排放交易制度合併推行之可行性評估：以氮氧化物為例」，國立交通大學碩士論文，2003。

蕭代基，「環境經濟與政策之研討教材」，環保署，1999。

余雅蕙，「空氣污染控制對策執行優先性評估方法研究」，國立成功大學碩士論文，2001。

祁祥玉，「排放交易制度融入我國政策環境影響評估制度之研究」，國立高雄師範大學碩士論文，2004。

張明芳，「污染排放許可權交易市場之經濟效果分析」，國立中興大學，碩士論文，1997。

中部科學工業園區管理局，「行業自主性管理計畫」期末報告，2008。

石俊賢，「排放交易、環境績效與政府執行策略分析」，國立臺北大學碩士論文，2004。

表 2.1 新竹市各季 VOCs 排放量及空污費繳費金額統計表

年度	季別	VOCs(公斤)	繳費金額(元)
96年	第1季	102,225.00	747,266
	第2季	106,541.36	794,030
	第3季	111,456.35	946,088
	第4季	102,735.25	749,844
97年	第1季	106,636.56	830,656
	第2季	114,247.07	911,078
	第3季	113,941.10	910,551
	第4季	86,978.91	666,201
98年	第1季	85,737.64	629,954
	第2季	108,762.29	904,525
	第3季	125,568.21	995,967

(資料來源: 98 年度新竹市固定污染源稽查管制暨連續自動監測系統(CEMS)查核計劃)



表 2.2、直接管制、污染稅、補貼、與排放交易之分析

方法	優點	缺點
直接管制	<ul style="list-style-type: none"> ● 確保管制成效 ● 對單一禁令有效 	<ul style="list-style-type: none"> ● 未達到成本有效性 ● 未必適合於各種情況 ● 若不強制執行將是不公平的
污染稅	<ul style="list-style-type: none"> ● 在最小成本下達到環境水準 ● 政府收益的來源 ● 鼓勵技術創新 	<ul style="list-style-type: none"> ● 設立最適水準是複雜且高成本的 ● 政府的負擔較小 ● 除非稅夠高才能達到管制標準
補貼	<ul style="list-style-type: none"> ● 促進環境目標的達成 ● 若控制得當將是有效的 	<ul style="list-style-type: none"> ● 實際上逐漸被淘汰 ● 政府的誤用
排放交易	<ul style="list-style-type: none"> ● 結合確保成效及鼓勵技術創新 ● 具有彈性、選擇性及可交易性 ● 而誘使達到最小成本的承諾 	<ul style="list-style-type: none"> ● 高執行成本 ● 初期許可權較難分配 ● 基線排放資料的可信度問題

(資料來源：修改自 Aslam(2001), "International Greenhouse Gas Emissions Trading and Issues Related Voluntary Participation by Developing Countries".)

表 2.3 揮發性有機物空污費率

自 97/10/1~98/12/31 止				
揮發性有機物空污費率			12 元/公斤	
自 99/1/1 起				
揮發性有機物空污費率		二級防制區	一、三級防制區	適用之公私場所
		25 元/公斤	30 元/公斤	第一級: 季排放量扣除起徵量後 > 49 公噸
		20 元/公斤	25 元/公斤	第二級: 6.5 公噸 < 季排放量扣除起徵量後 ≤ 49 公噸
		15 元/公斤	20 元/公斤	第三級: 季排放量扣除起徵量後 ≤ 6.5 公噸
個別物種	甲苯	5 元/公斤		排放揮發性有機物中含本項個別物種者，加計本項空氣污染防制費
	苯、乙苯、苯乙烯、二氯甲烷、1,1-二氯乙烷、1,2-二氯乙烷、三氯甲烷(氯仿)、1,1,1-三氯乙烷、四氯化碳、三氯乙烯、四氯乙烯	30 元/公斤		
<p>1.防制區等級係以臭氧分級為基準。</p> <p>2.起徵量：每季一公噸。</p>				

(資料來源:修改自空氣污染防制法之『固定污染源空氣污染防制費收費率』)

表 2.4 各廠商運作中之濃縮轉輪焚化設備之操作現況調查表

廠商 編號	相關 參數	轉輪尺寸 (直徑：寬度) (m)	吸附前濃度 (ppm)	吸附後濃度 (ppm)	吸附處 理效率 (%)	焚化溫度 (°C)	破壞 效率 (%)
9701 廠		NA	132.6-137.0	3-23	97.0-99.3	819-881	92.9-98.6
9702 廠		-	-	-	-	800-820 (A001) 980 (A002)	97.4-98.3
9703 廠		3.5:0.4	204.0-335.7	2.83-11.35	94.4-98	777-850	94.7-98.4
9704 廠		4.2:0.4	300	10	96.7	790-820	98.3
9706 廠		3.95:0.4	213.8-246.5	9.96-11.79	95-95.1	699-734	98

註：¹ NA 表廠家未提供相關資料。

² 9702 廠僅設置脫臭焚化爐，故以“-”表示之。

(資料來源：白曠綾、鄧宗禹等，中部科學工業園區事業自主性管理計畫期末報告，2008)



表 2.5 各種 VOCs 管末控制技術之效率與成本

控制技術	低濃度廢氣		高濃度廢氣		備註
	效率	成本	效率	成本	
熱焚化	高	高	高	中	適合高濃度廢氣
觸媒焚化	高	中	中	中	適合已知成分的低濃度廢氣
活性碳吸附	高	高	中	中	適合變異成分的低濃度廢氣
洗滌	非常低	高	高	中	適合變異成分的高濃度廢氣
冷凝	非常低	高	中	低	適合已知成分的非常高濃度廢氣
生物處理	中高	低	低	低	適合低濃度生物可分解性的廢氣
<p>【註】</p> <p>1. 廢氣濃度 (mgC/m³): 低 <300, 高 >5000</p> <p>2. 效率 (%): 低 <80, 中 =80~95, 高 >95</p> <p>3. 成本 (元新台幣/噸 VOCs): 低 <5000, 中 =5000~15000, 高 >15000</p>					

(資料來源:劉妙生,高科技電子業揮發性有機污染物管制理論與實務,2002)

表 2-6 不同排放權分配原則優缺點比較

分配原則	說明	優點	缺點
溯往原則	依事業單位過去排放量資料分配	1.分配、執行容易 2.可維持競爭力	1.不符社會正義 2.增加進入市場障礙 3.有既得利益問題
拍賣原則	主管機關以標售方式分配	1.可有效配置 2.雙贏策略 3.減低進入市場障礙	排放權易為大場獨佔，造成不完全競爭
產值原則	依各單位生產總值所佔率配置	可提昇國家整體經濟	產業發展失衡
平均原則	依管制之總量平均分配	符合公平原則	產業發展趨向勞力密集產業
成本有效性原則	依各單位實際排放成本資料分配	可達總防制成本最低	邊際防制成本的資料不易取得，執行困難
折衷原則	依權數分配	可行性高	權數的選取涉及主觀評價

(資料來源:Rose and Stevens, 1993;Sartzetakis,1997;Fischer, 1999;Corburn, 2001)

表 3-1 實廠運作沸石濃縮轉輪焚化設備之成本數據

廠商代號	處理流量(CMM)	初設金額(萬元)	操作成本(萬元/年)
A	800	2,000	301.5
B	1,417	2,500	311.3
C	1,527	3,000	401.7
D	1,833	3,000	458.3
E	833	1,700	279.2

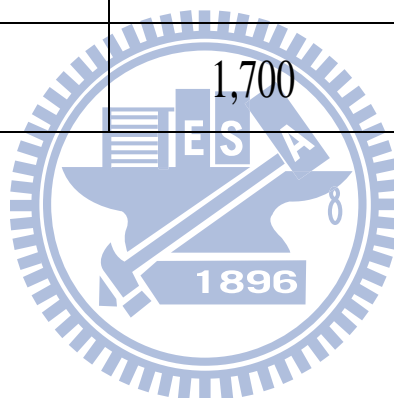


表 4-1 規劃區域內各廠最大削減量時之所需成本資料

Plant	Gas Flow Rate (CMM)	Original VOCs Emissions (tons/yr)	Maximum Amount of VOCs Removal (tons/yr)	Total annual cost of BACT (kNTD/yr)	Average cost (kNTD/ton)
1	2273	478	454	6566	14.5
2	1274	268	254	4456	17.5
3	707	149	141	3260	23.1
4	703	148	140	3252	23.2
5	531	112	106	2911	27.4
6	495	104	99	2842	28.7
7	429	90	86	2713	31.7
8	1484	156	148	4900	33.1
9	1209	127	121	4320	35.8
10	1155	121	115	4206	36.5
11	1151	121	115	4197	36.5
12	1123	118	112	4138	36.9
13	1087	114	109	4062	37.4
14	1028	108	103	3937	38.4
15	992	104	99	3863	39.0
16	909	96	91	3686	40.6
17	890	94	89	3646	41.0
18	277	58	55	2422	43.7
19	252	53	50	2373	47.1
20	209	44	42	2291	54.8

(資料來源: 98 年度新竹市固定污染源稽查管制暨連續自動監測系統(CEMS)查核計劃)

表 4-2 本研究分析各政策工具之優缺點比較

評估因子	現行空污費政策		合併排放交易政策	
	優點	缺點	優點	缺點
區域減量效益	-	在較低之空污費率下減量較少	可獲得較低之成本來達到減量目的	-
工廠成本衝擊	成本直接受空污費率影響而較高	廠家所支出之環保成本，缺乏彈性空間故對經濟之衝擊較高	在可進行交易下對廠家之衝擊較低	-
政府收入變化	收入直接受空污費率影響而較高且穩定	-	-	政府收入較低

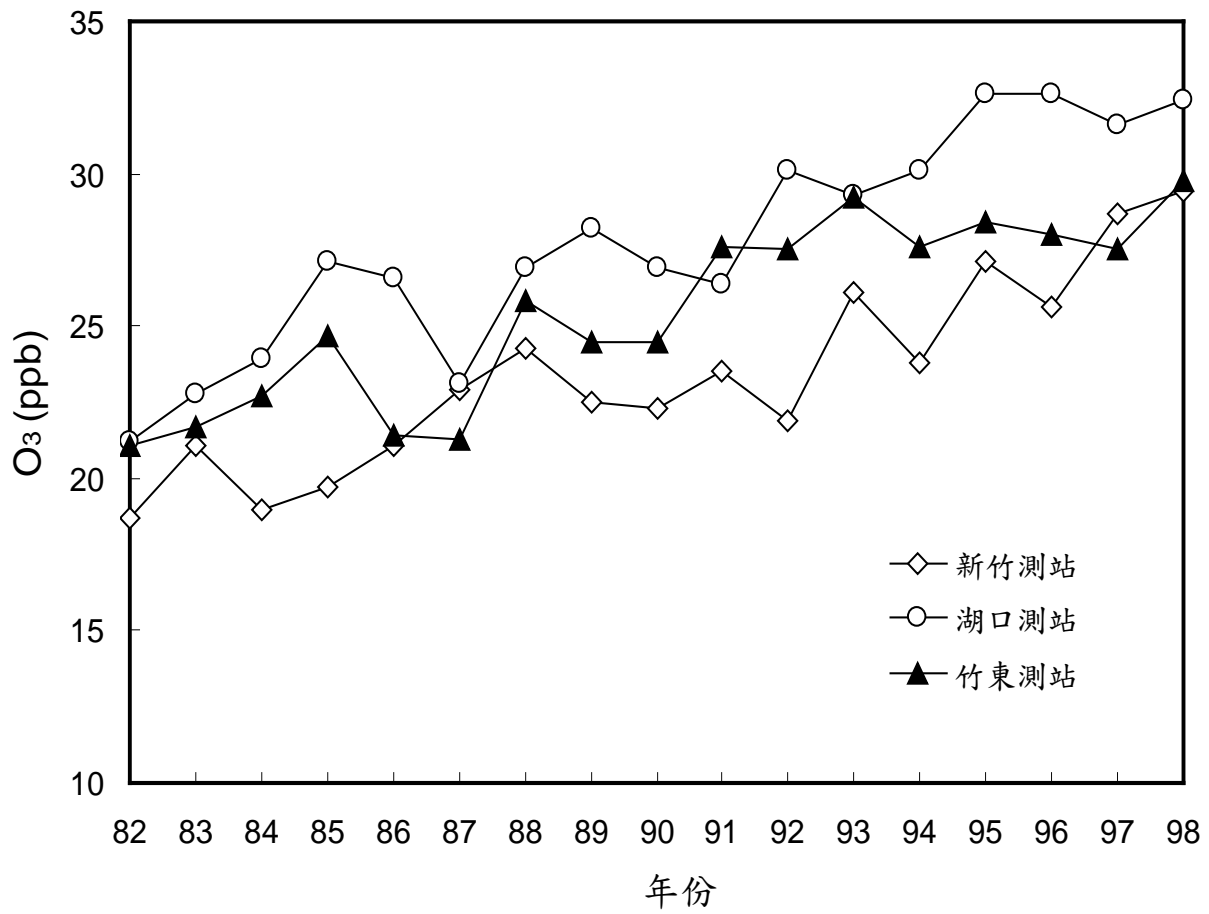


圖 1.1 1993 年至 2009 年臭氧排放量

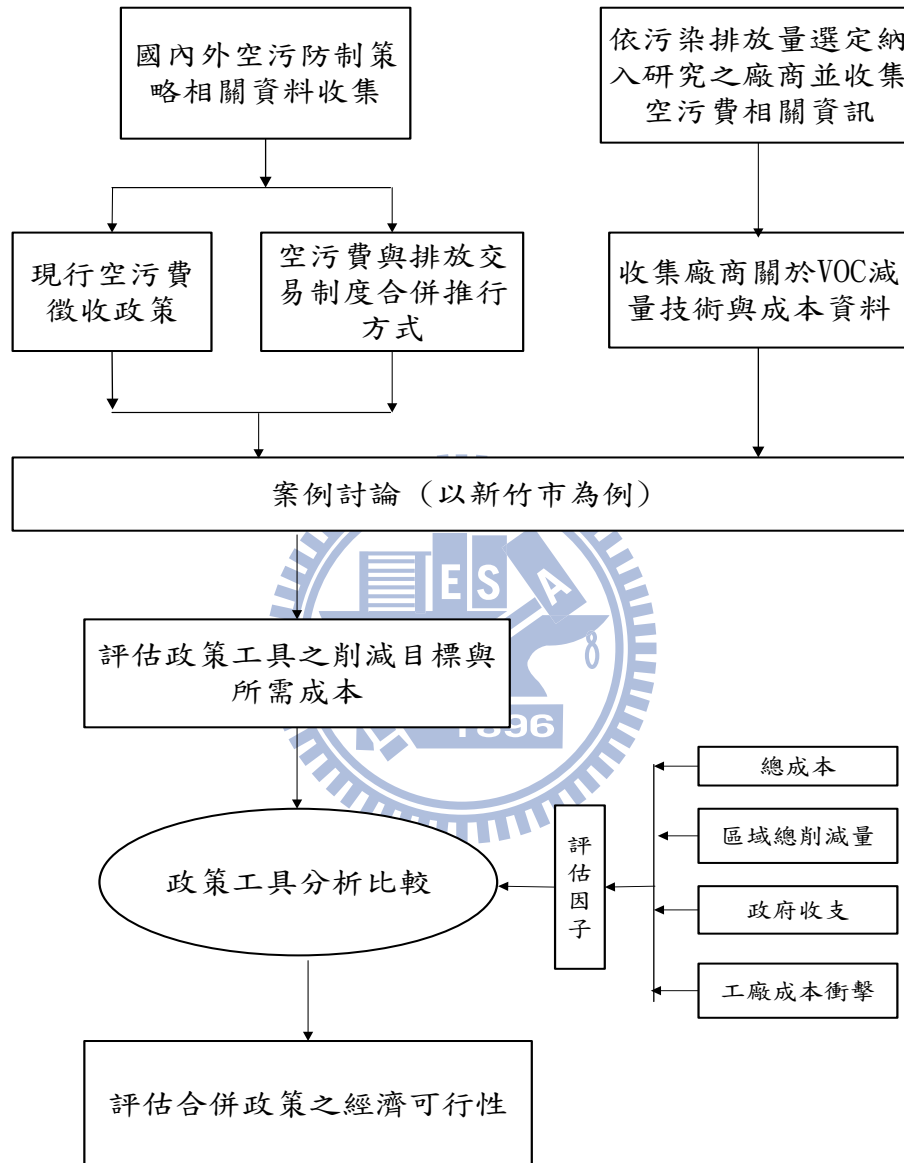
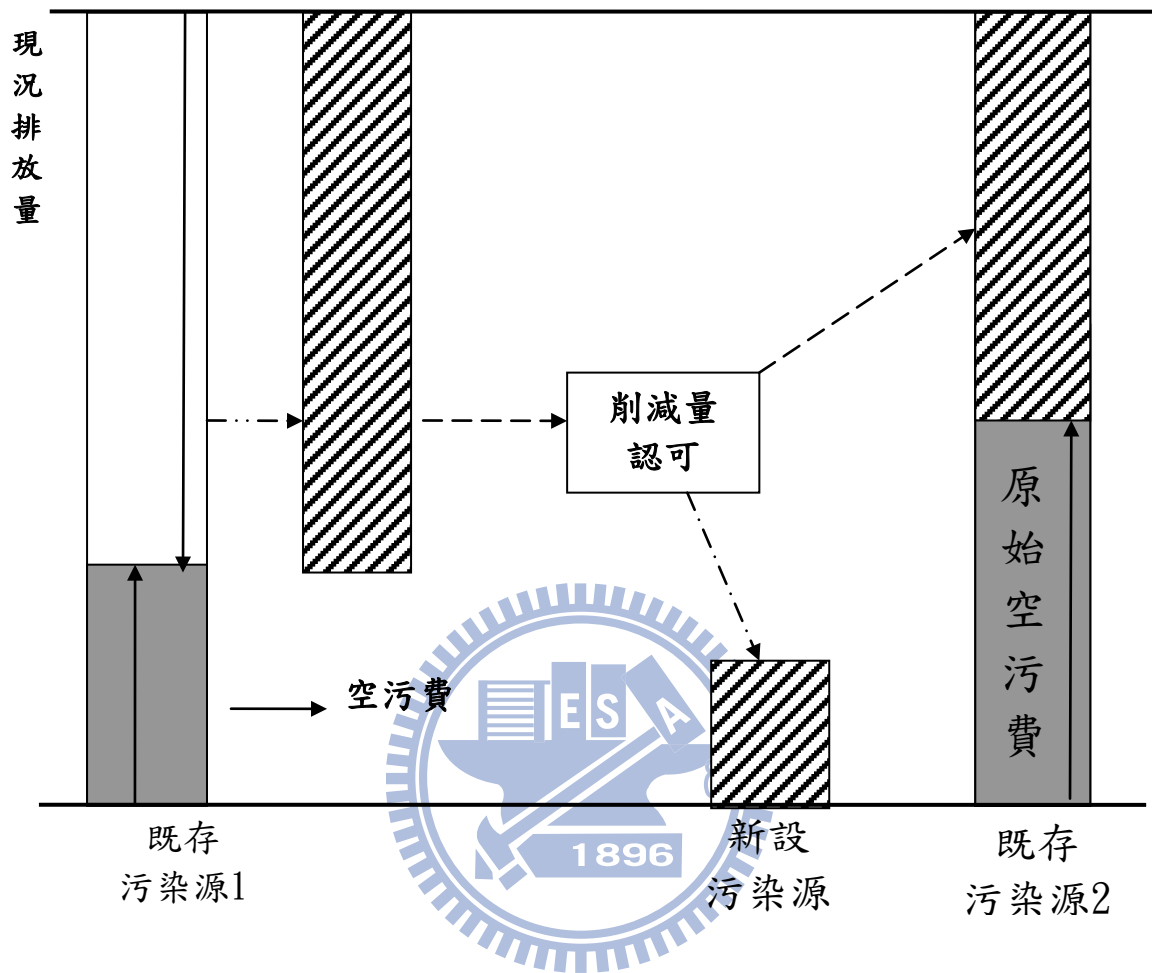


圖 3.1 研究流程



(資料來源: 劉惠綺, 2003)

圖 3.2 空污費與排放交易合併推行示意圖

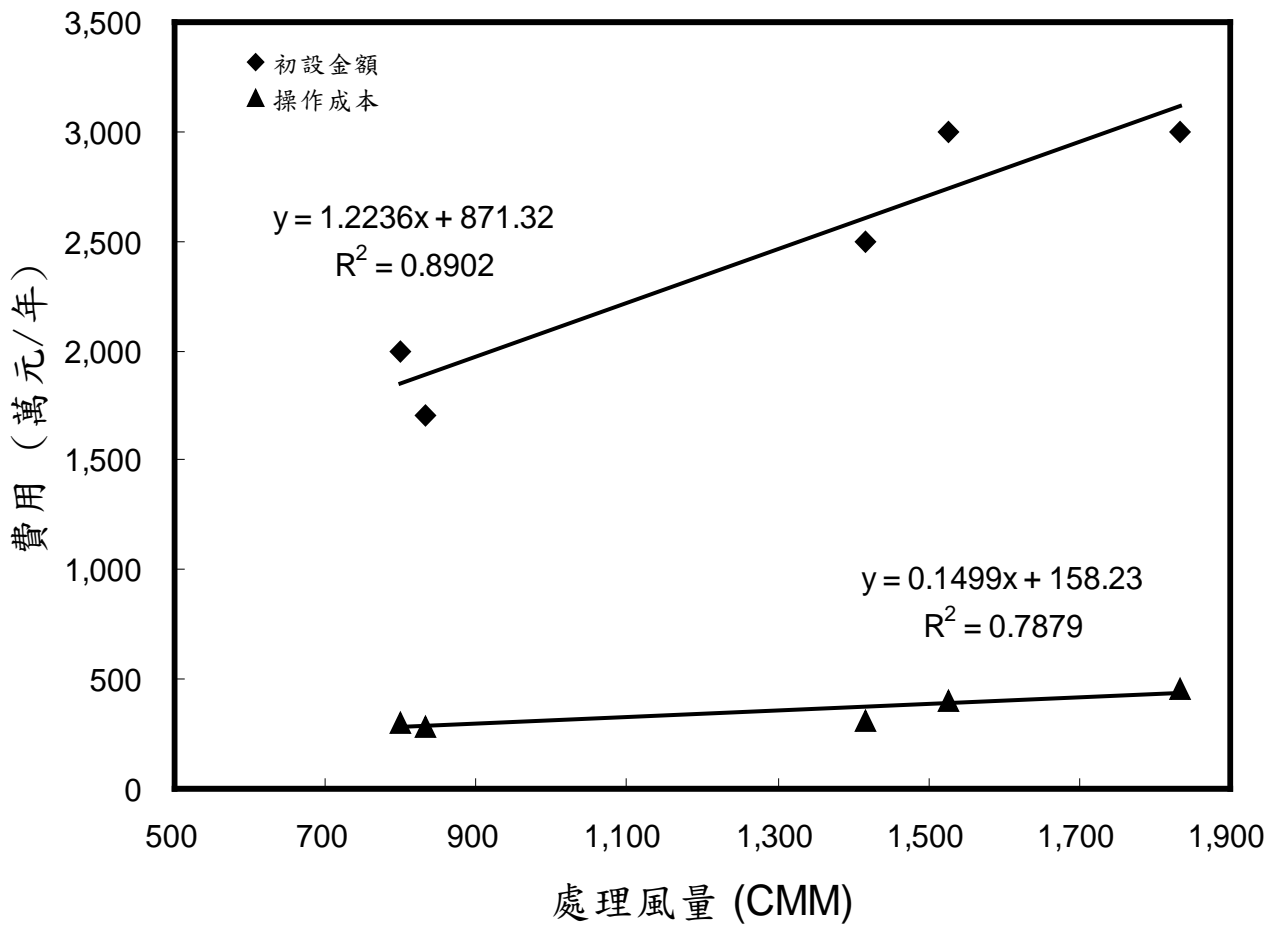


圖 4-1 初設成本與操作維護成本函數圖

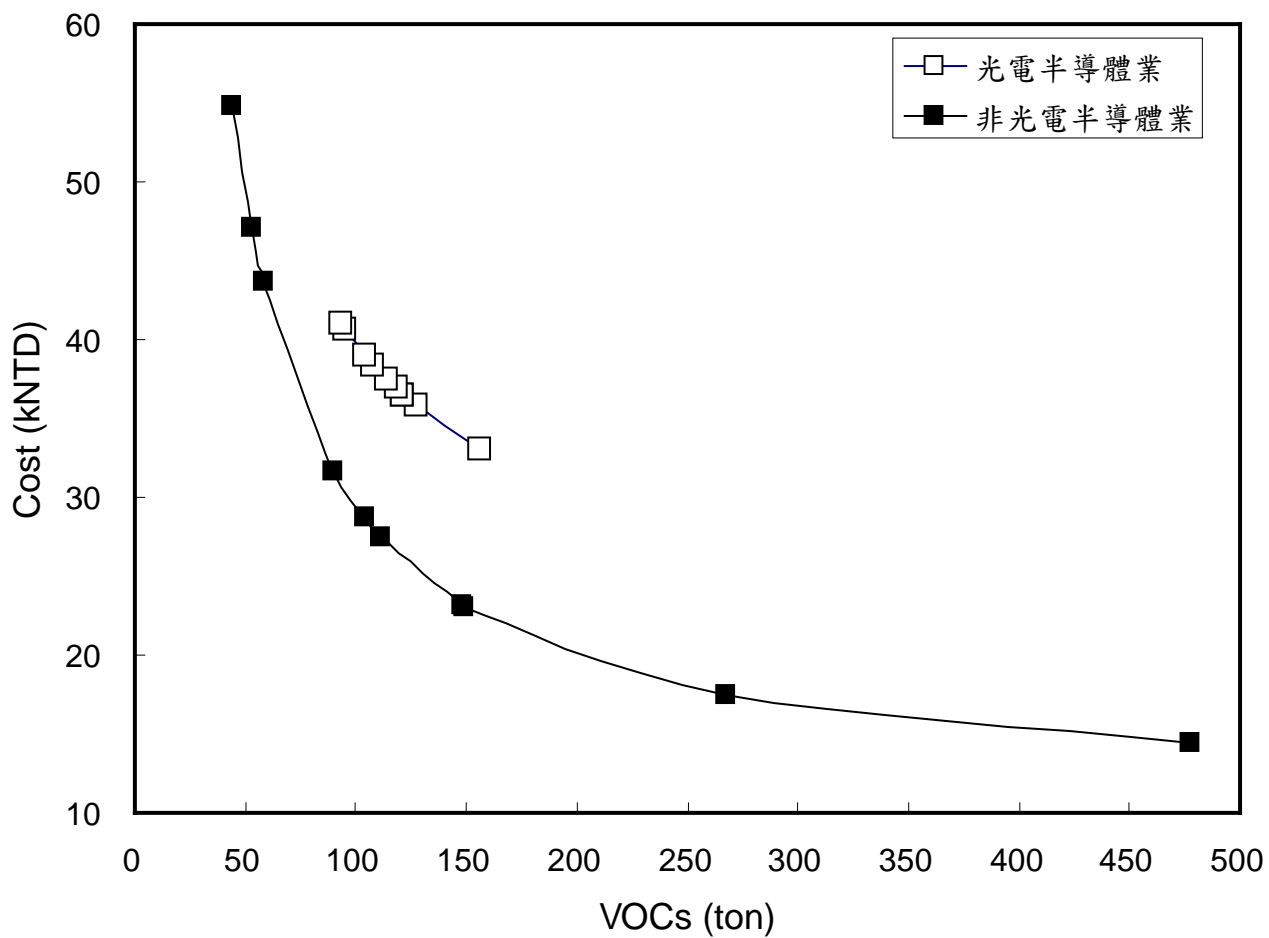


圖 4-2 光電半導體業與非光電半導體業之處理成本差異

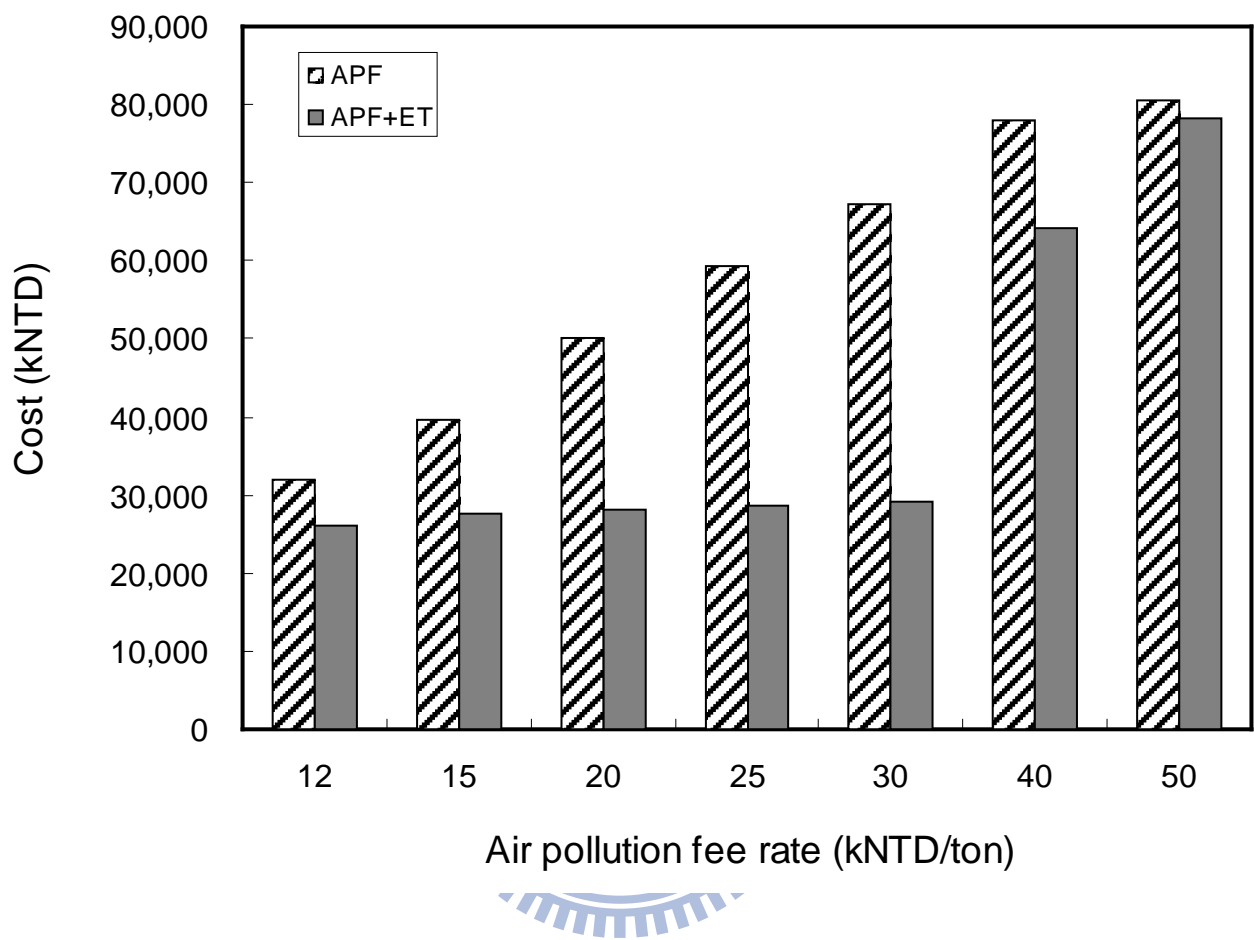


圖 4.3 不同政策下空污費率與區域總成本之關係

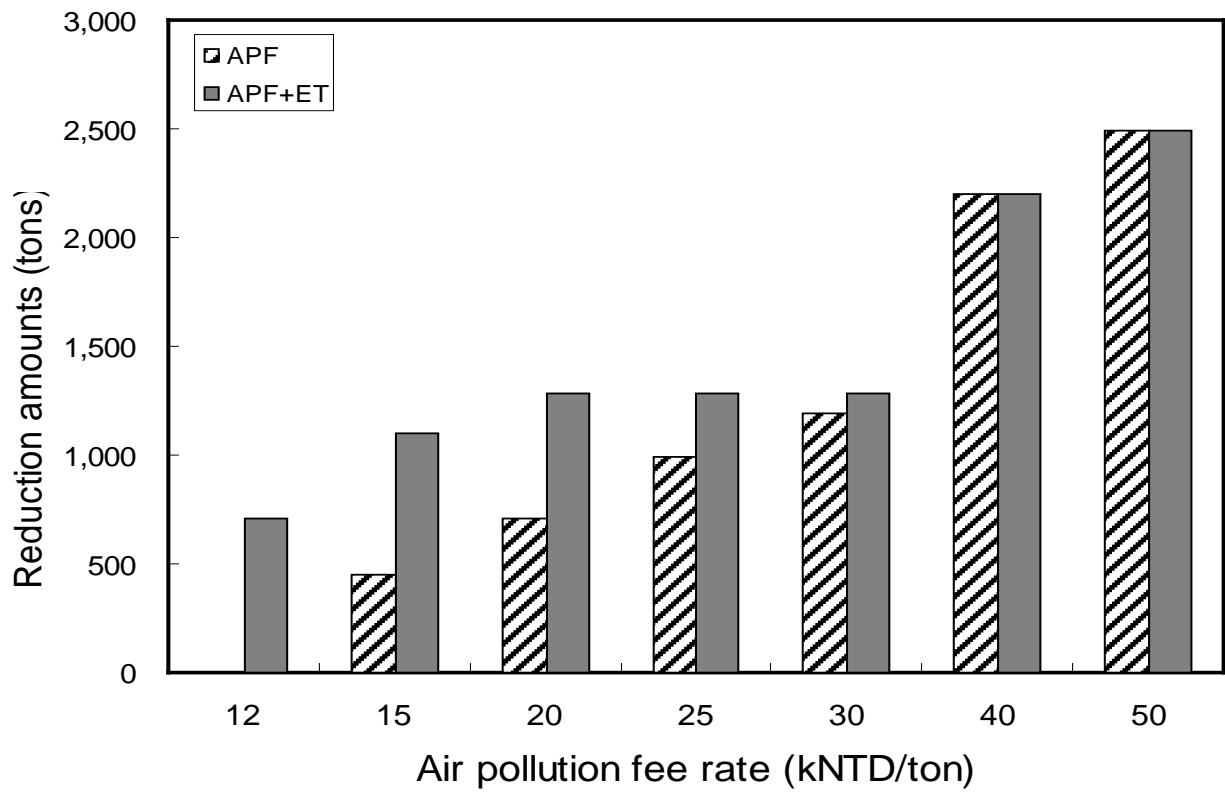


圖 4.4 不同政策下空污費率與區域削減量之關係

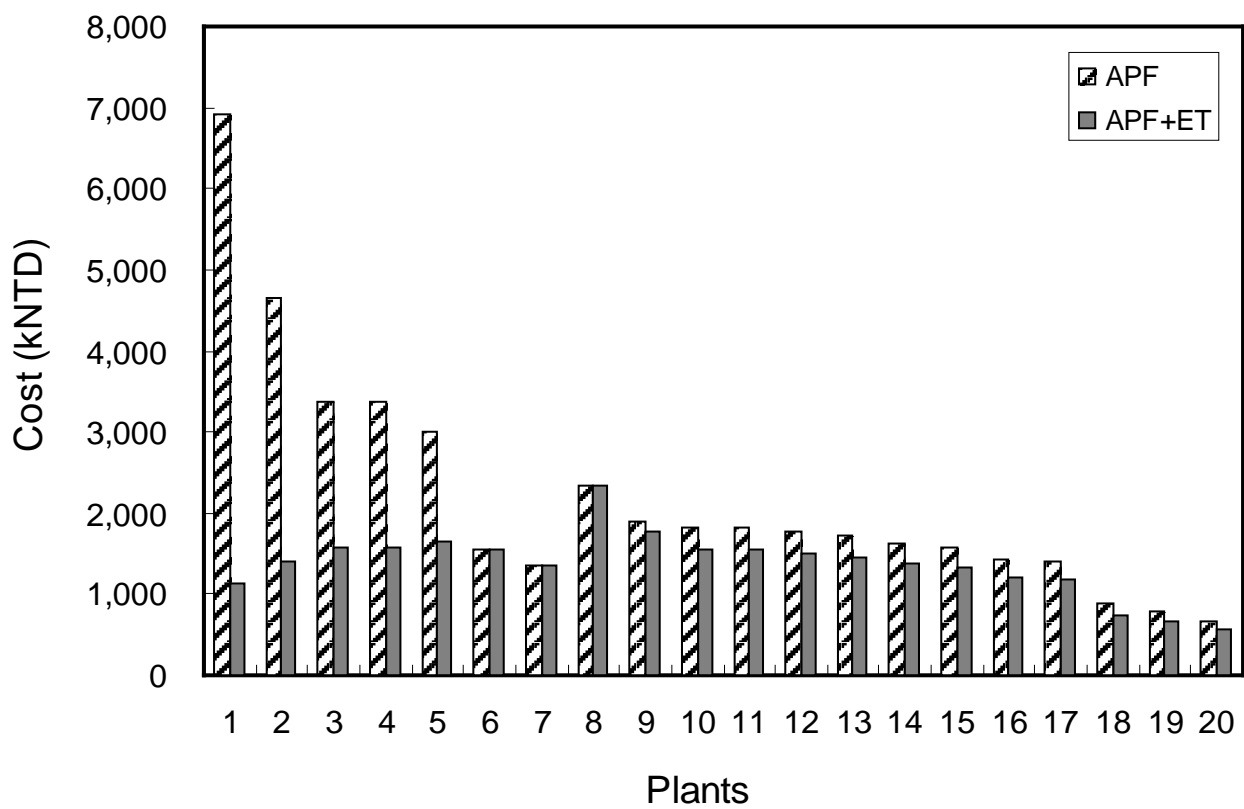


圖 4.5 當空污費費率為 15 (kNTD/ton)時各廠家成本變化

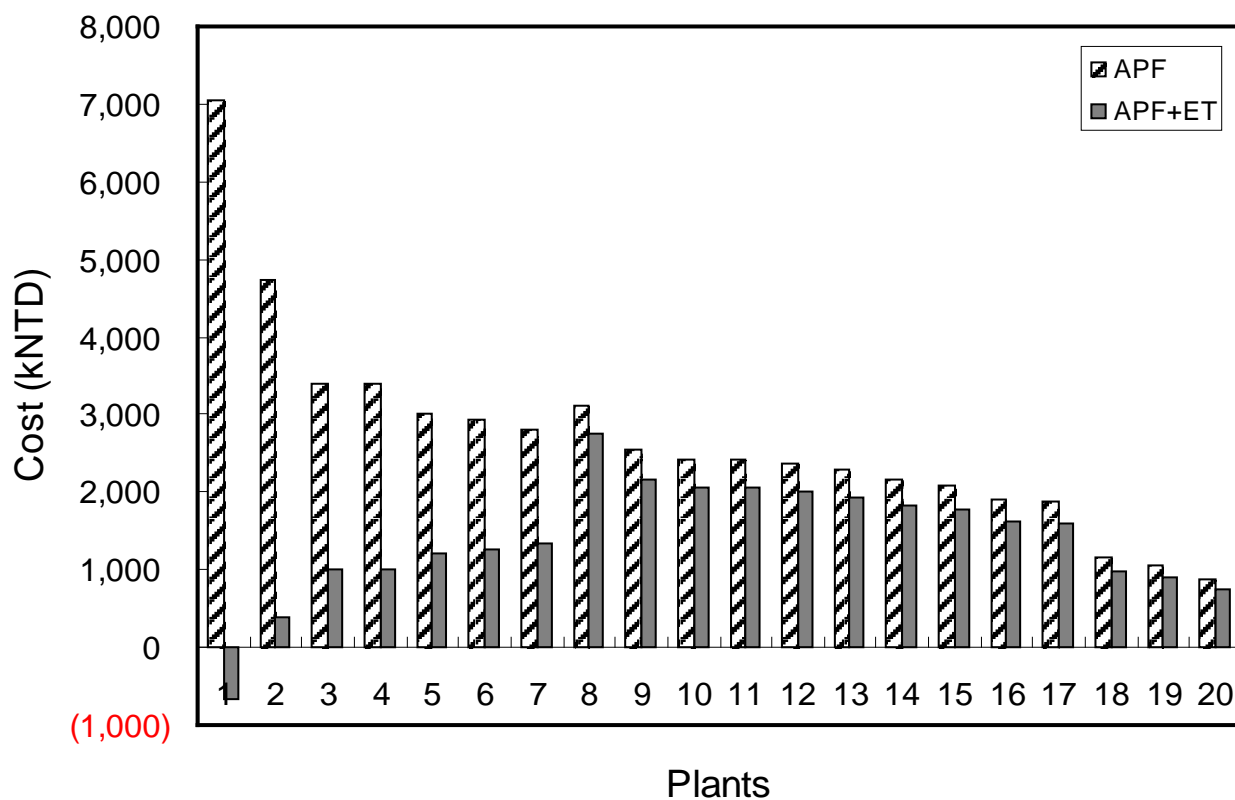


圖 4.6 當空污費費率為 20 (kNTD/ton)時各廠家成本變化

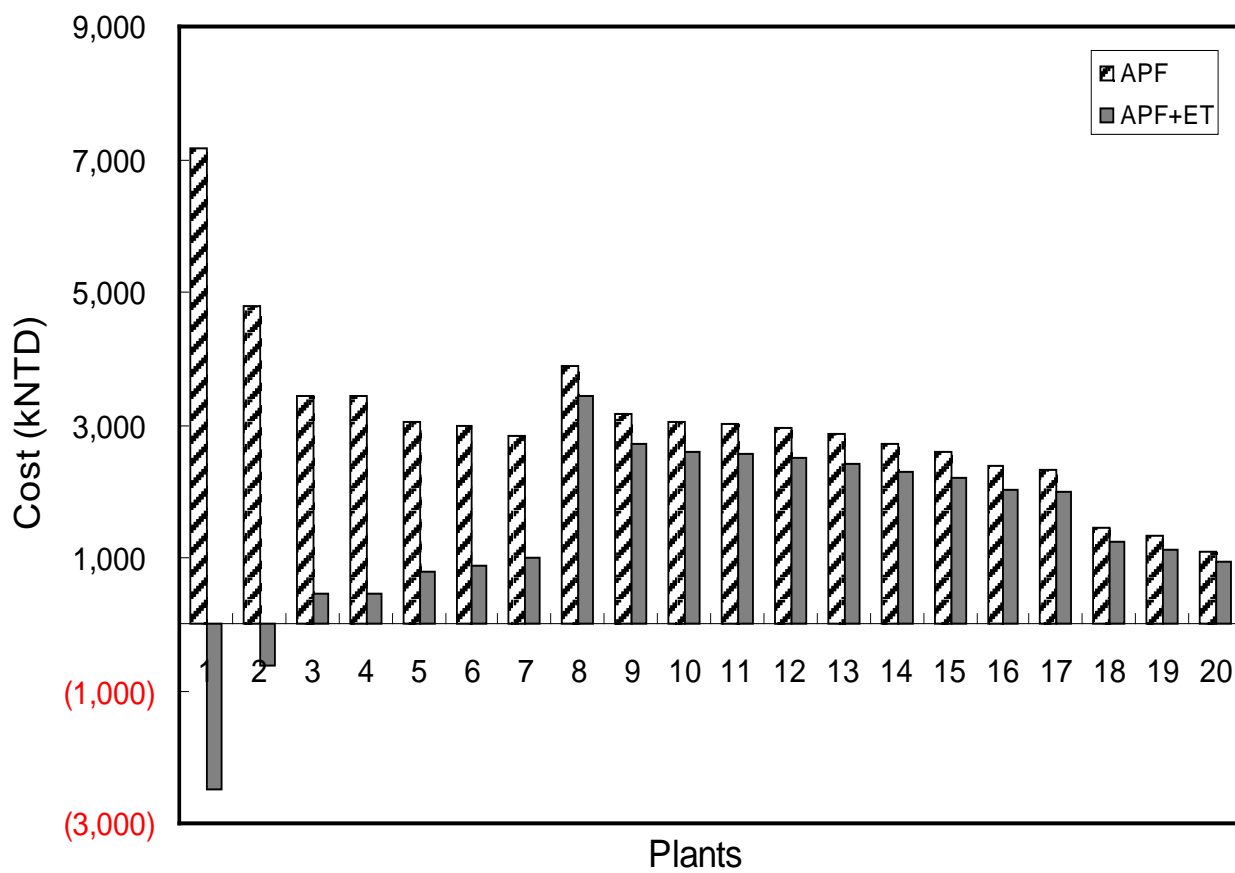


圖 4.7 當空污費費率為 25 (kNTD/ton)時各廠家成本變化

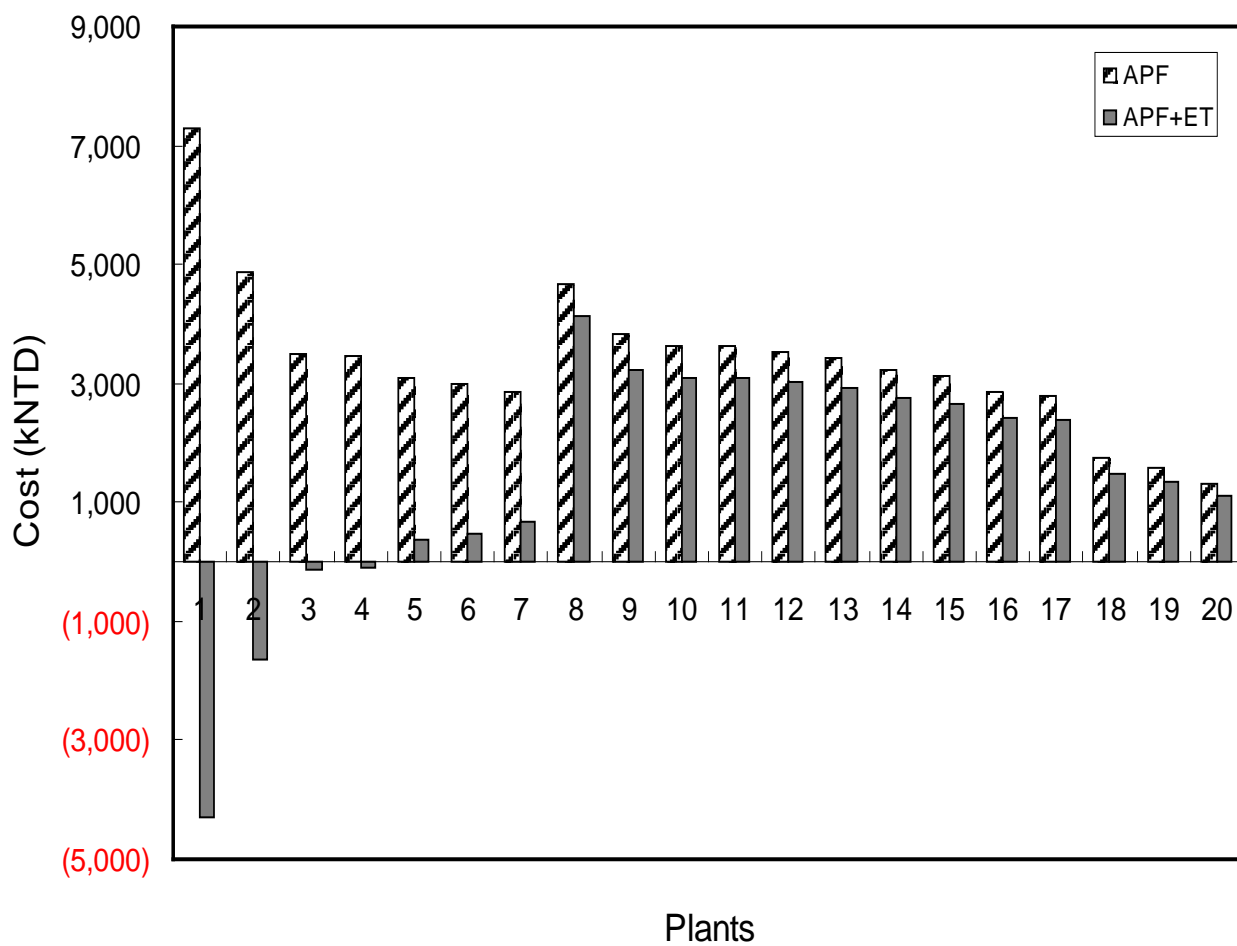


圖 4.8 當空污費費率為 30 (kNTD/ton)時各廠家成本變化

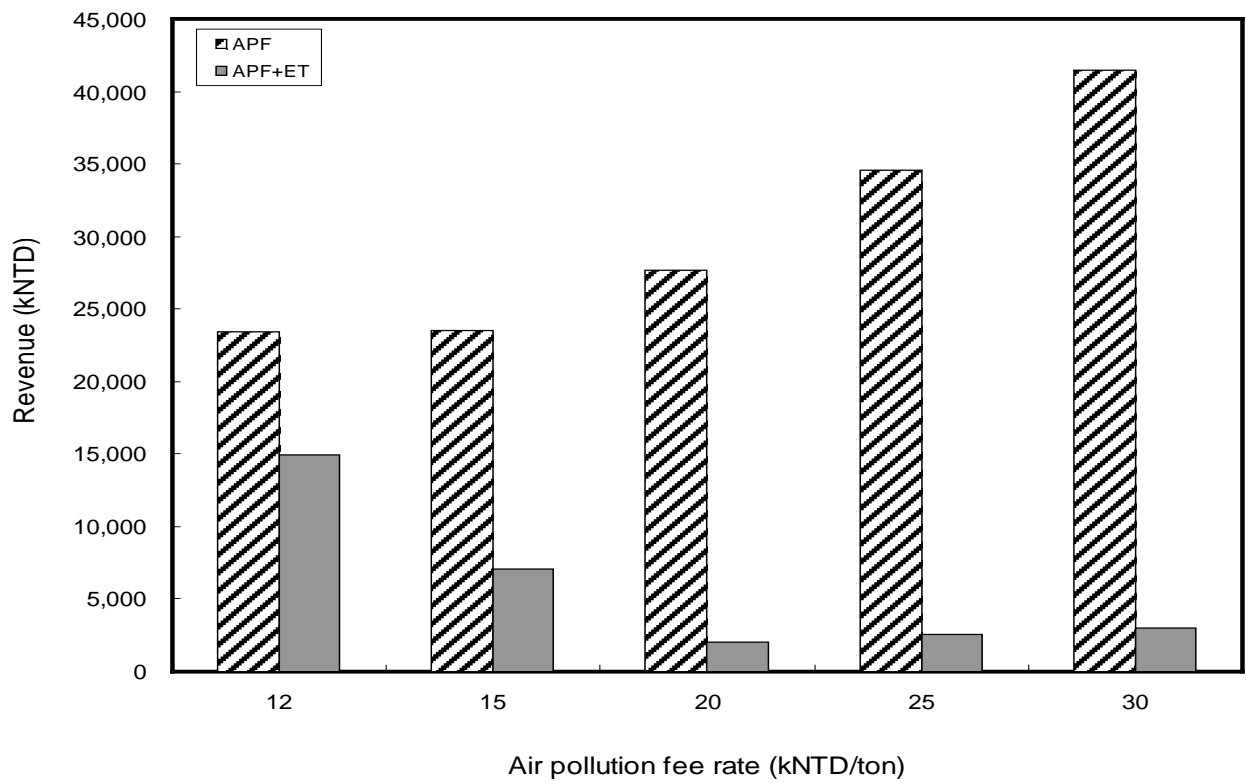


圖 4.9 不同空污費率下政府之收支影響

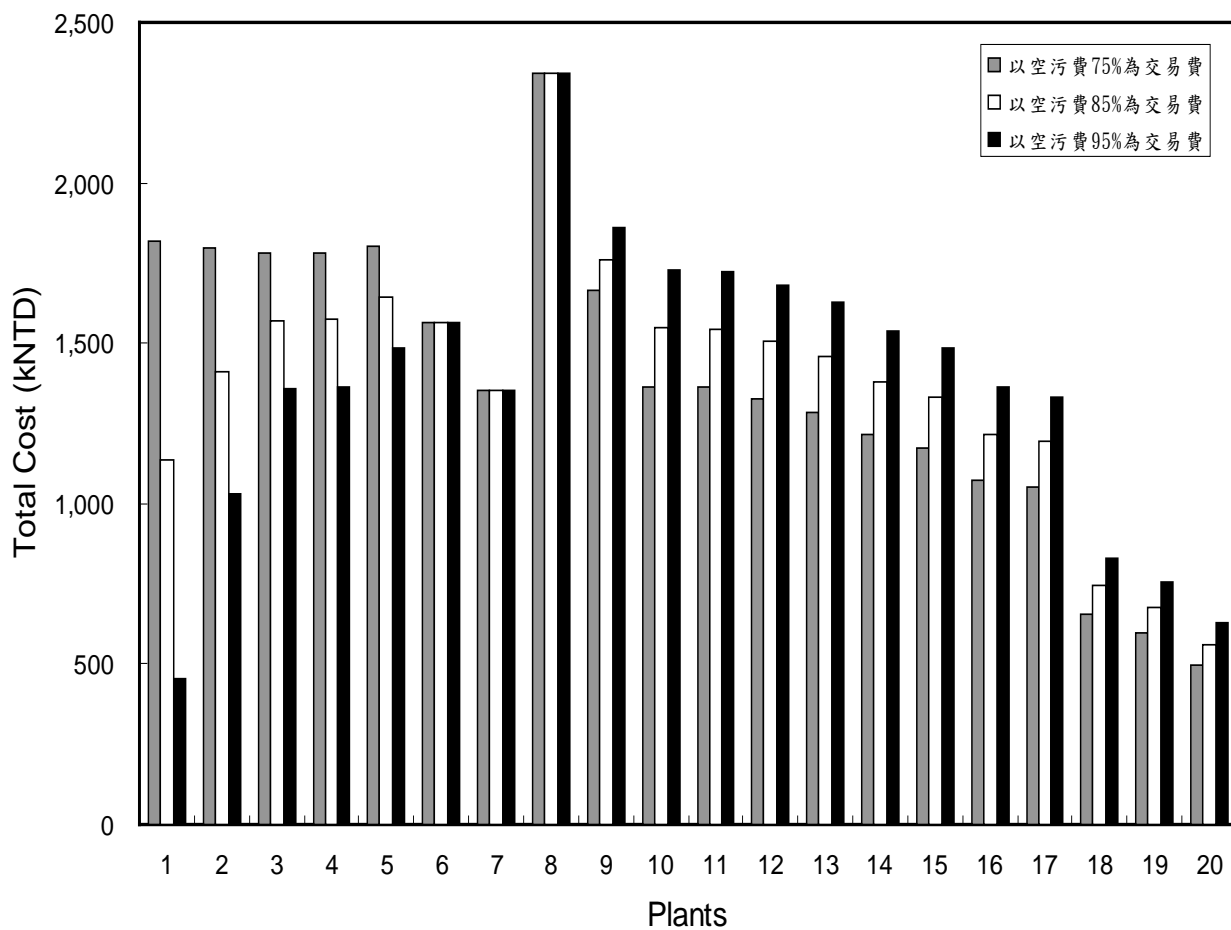


圖 4.10 在 41% 去除率下區域中各廠家之成本變化(APF=15 kNTD/ton)

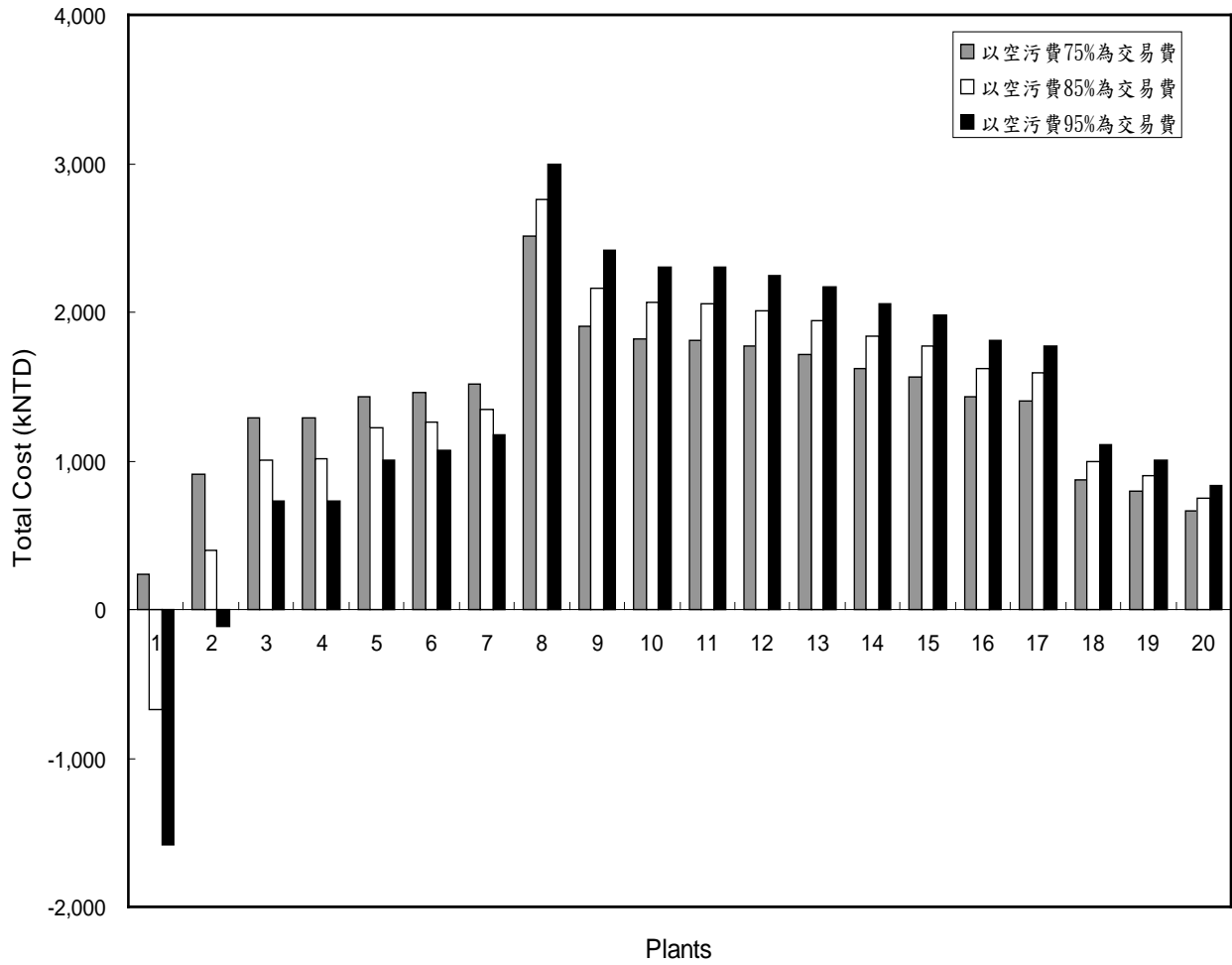


圖 4.11 在 48% 去除率下區域中各廠家之成本變化(APF=20 kNTD/ton)

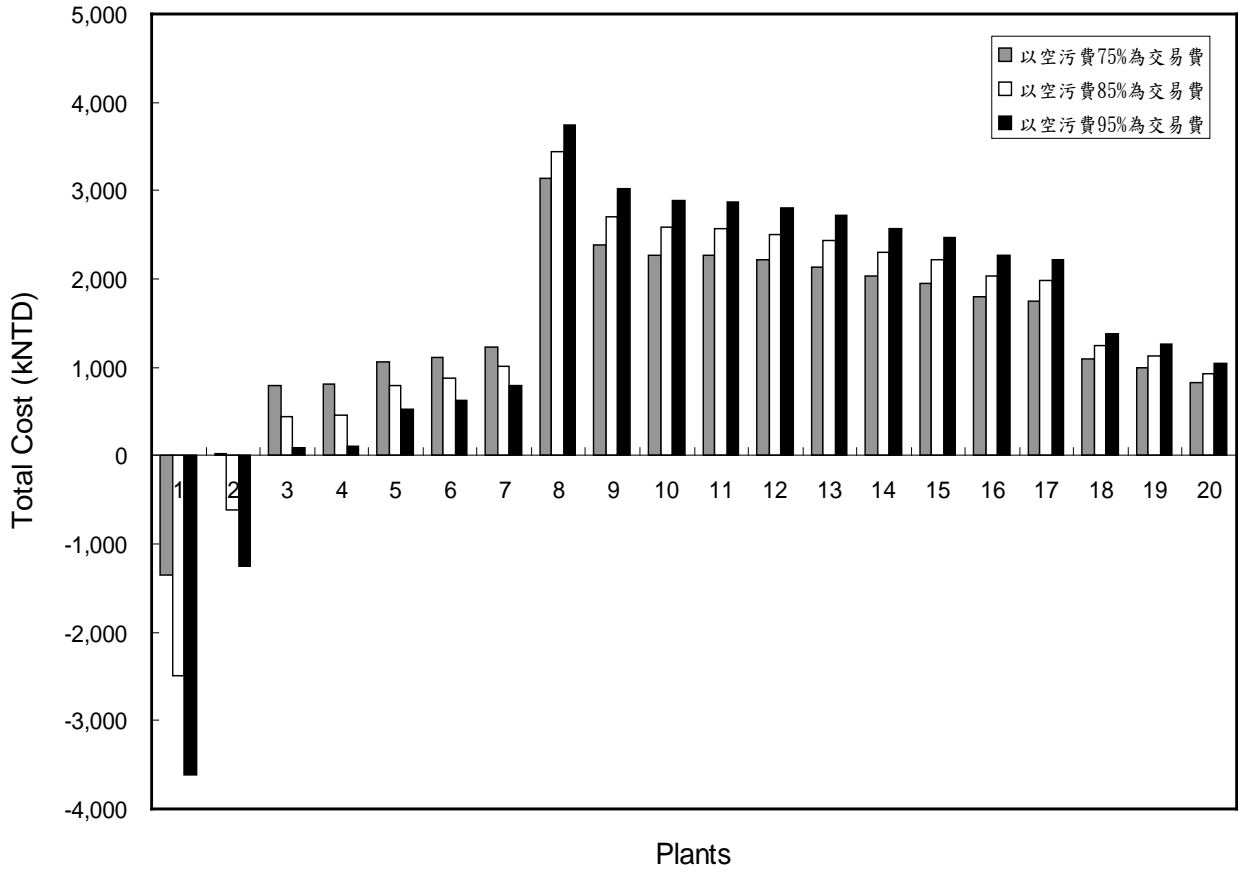


圖 4.12 在 48% 去除率下區域中各廠家之成本變化(APF=25 kNTD/ton)

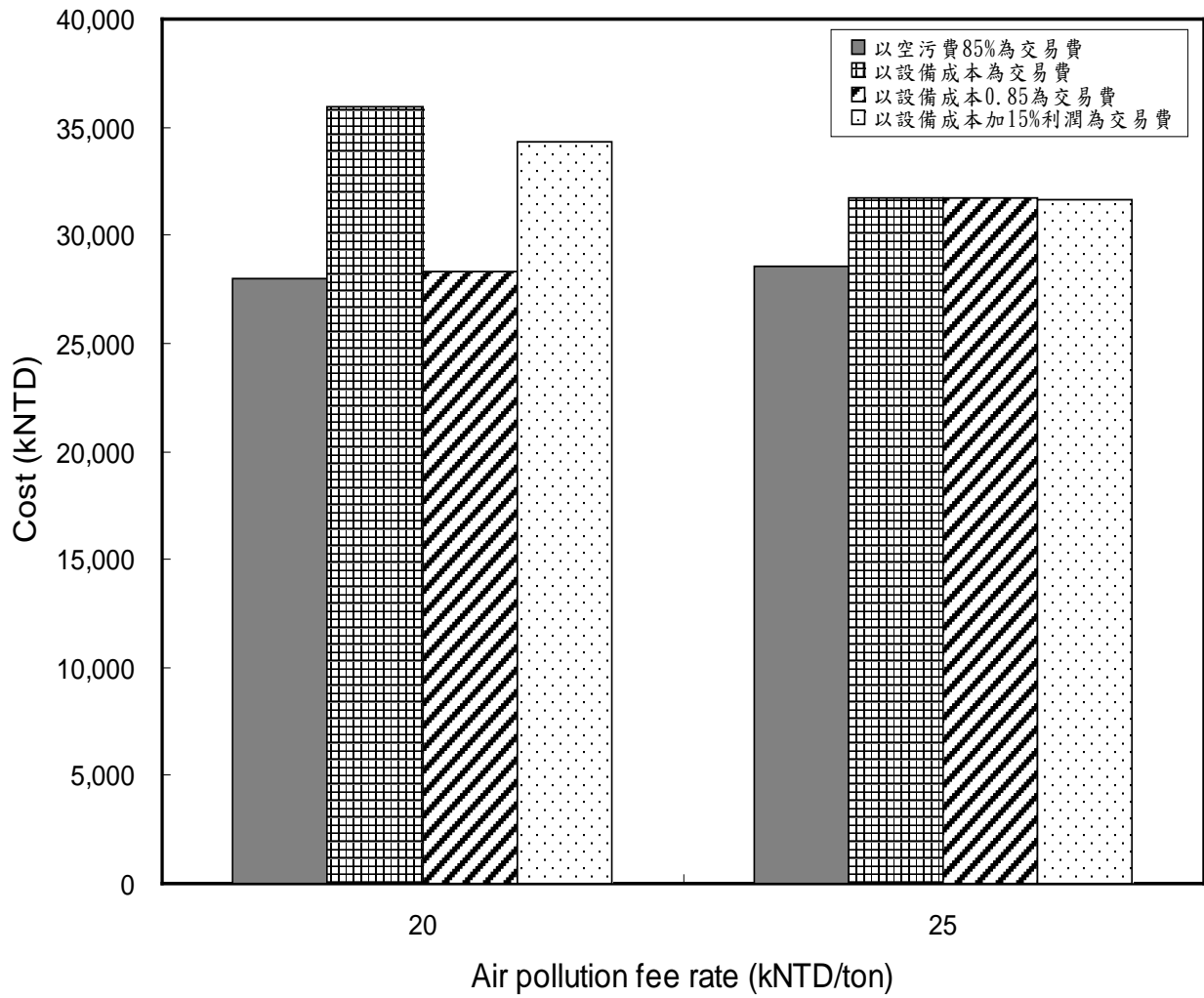


圖 4.13 不同交易價格下空污費率與區域總成本之關係

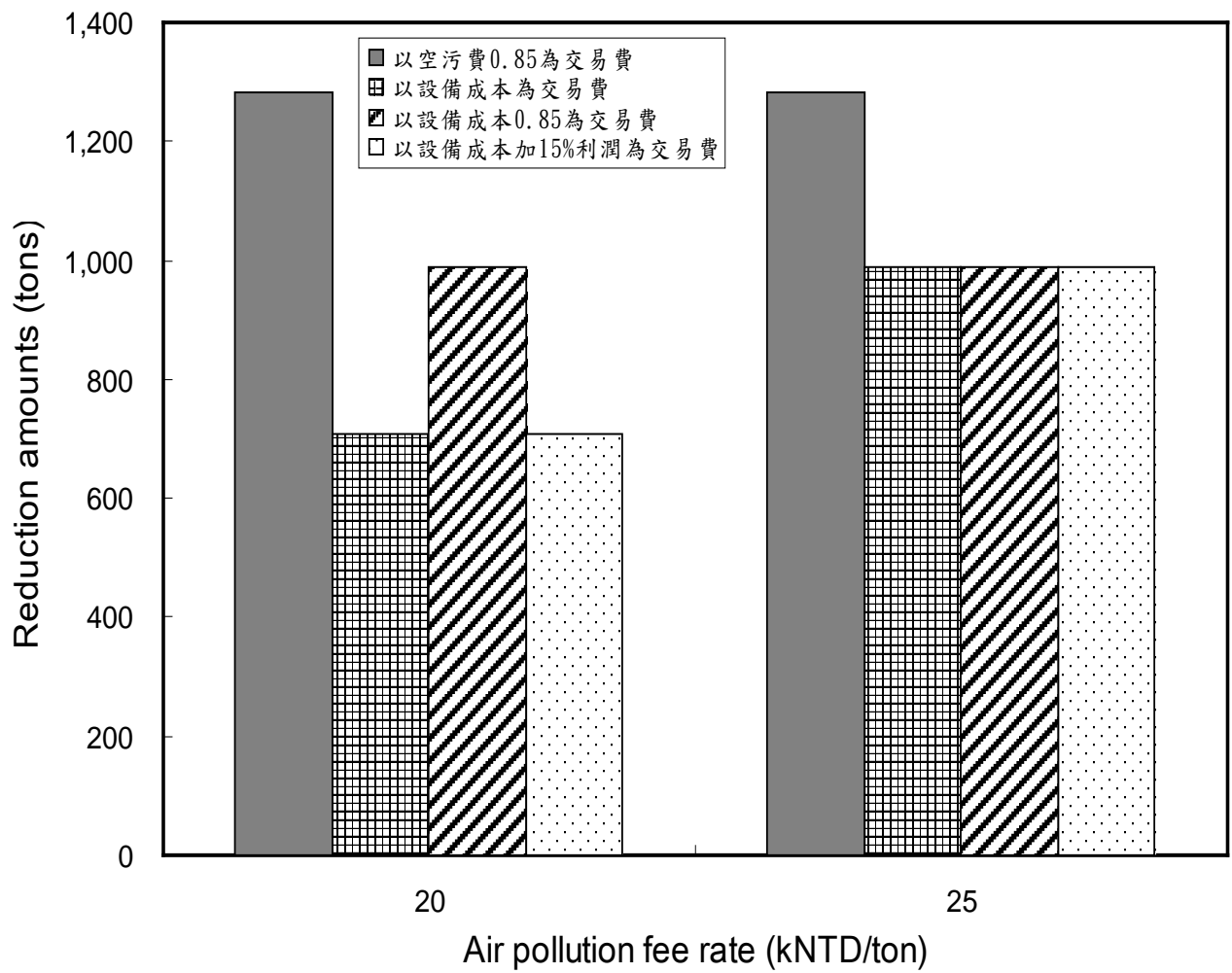


圖 4.14 不同交易價格下空污費率與區域削減量之關係

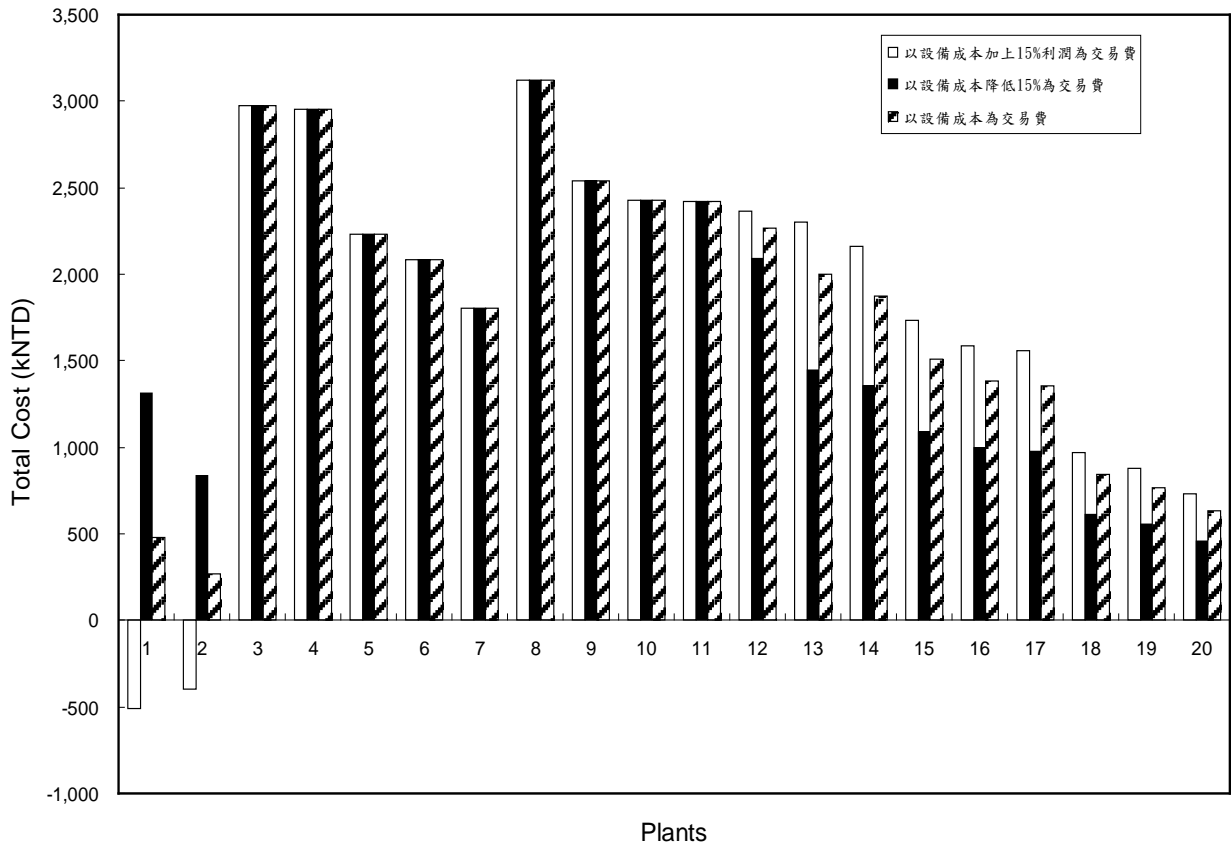


圖 4.15 在市場機制下區域中各廠家之成本變化(APF=20 kNTD/ton)

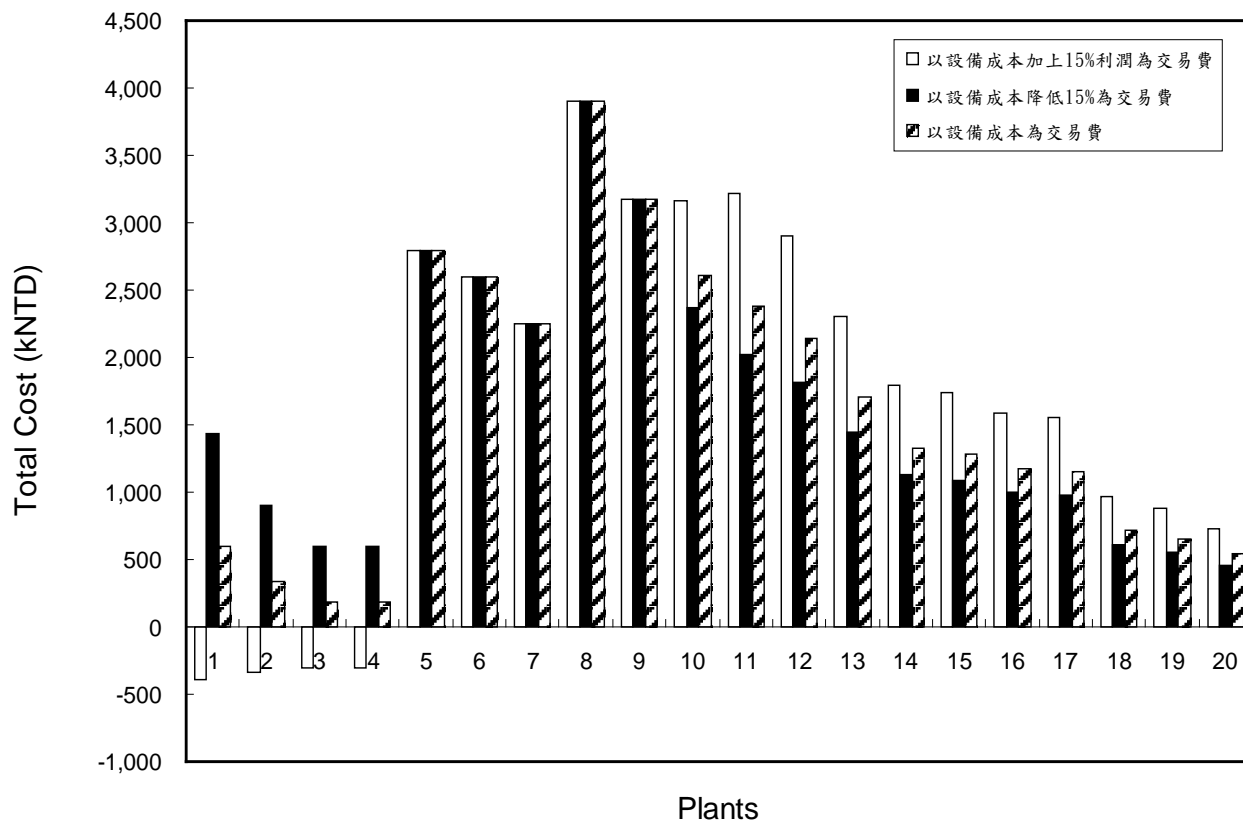


圖 4.16 在市場機制下區域中各廠家之成本變化(APF=25 kNTD/ton)