

由 APEC 區域組織邁入國際社會參與 碳排放交易之結果——對台灣的啟示

吳珮瑛

台灣大學農業經濟學系教授

林宗昱

台灣大學農業經濟學系碩士班畢業生

劉哲良

台灣大學農業經濟學系博士班畢業生

摘要

本文目的是以國內生產毛額（GDP）變動的經濟成本解釋的邊際減量成本，設想在 2020 年當排放權交易機制將發展日漸成熟後，台灣因而可能得以由亞太經濟合作組織（Asian-Pacific Economic Cooperation, APEC）開始參與碳排放交易，循序漸進的參與 2030 年全世界國家一起進行之排放權交易。比較分析 APEC 成員國及全世界 107 國，於二種情境下之均衡交易價格與買賣方國家及其交易價格水準的差異。結果顯示，以 GDP 為代表之邊際減量成本，排放量愈高的國家，面臨減量所需付出的邊際減量成本也會愈高。在目標為總減量成本最小之考量下，2020 年與 2030 年兩種交易情境皆顯示，經濟發展程度愈高的國家，均為交易結果下的買方。在 2020 年 APEC 成員國的均衡交易價格每公噸為 1,005.69 美元，而 2030 年全世界一起交易的均衡價格每公噸為 1,208.29 美元。且台灣在兩種交易情境下均為買方。而台灣將由 APEC 之區域組織而至及全世界的參與，因邊際減量成本及初始所分配到應減之二氧化碳的增加，傾向由交易中購入更大的比例。在 2020 年的 APEC 情境，台灣有 21.16% 的排放權是購自交易市場；然到 2030 年全世界一起交易後，購自交易市場的排放權則提升至 39.08%。

關鍵詞：邊際減量成本、初始排放權分配、影子價格模型、方向產出距離函數、長期追蹤資料

壹、前言

近年來，人類爲了促進經濟發展而大量使用化石能源，進而引發氣候變遷造成如海平面上升、豪雨等災害。而大氣中溫室氣體（greenhouse gas, GHG）的逐年增加，又以二氧化碳（carbon dioxide, CO₂）所佔的比例最大。進而，Keeling 與 Whorf（2004）的長期研究調查也發現，自 1959 年起，大氣中 CO₂ 的濃度從 310ppm 上升至 2003 年的 375ppm，若再不對 CO₂ 的排放進行管制，以此一速度持續下去，大氣中 CO₂ 濃度於 2050 年將提高至 500ppm，人類生存將面臨危機。

爲因應此一問題，1988 年乃成立了氣候變遷政府間專家委員會（Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC）。此外，爲了減緩因過度排放 CO₂ 對全球所造成的環境破壞，世界各國在 1992 年巴西里約共同簽署『聯合國氣候變化綱要公約』（*United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC*）；又於 1997 年通過具有約束力之『京都議定書』（*Koyto Protocol*），要求其中的附件 B 國家必須在 2008 年至 2012 年間，將各國溫室氣體的排放平均減少到比 1990 年的水準低 5.2%。然而，國家爲了追求更好的經濟發展，勢必要增加 CO₂ 的排放以發展各種工業，因此，在面臨必須減少 CO₂ 排放的今日，一定要審慎評估 CO₂ 排放減量對國家經濟發展的影響，以免造成國家整體經濟受到重創。於是，各國紛紛開始針對各種減量政策進行探討，以尋求有效的減量方式。

屬於京都議定書中三種主要減量機制之一的排放權交易制度（emission trading），則是各政府與學者十分關注的政策，這主要是由於排放權交易制度已被廣泛運用在其他如區域性的廢水污染、二氧化硫等污染物的控制上（Cramton & Kerr, 2002; Dinan & Rogers, 2002; Kuik, 2003; Klepper & Peterson, 2004; Parry, 2004; Pizer, *et al.*, 2006）。過去排放權交易制度應用在區域性污染物的控制上，初使排放權之分配即爲此一制度能否成功之重要課題。而當排放權交易擴大至國與國時，各國經由排放權交易制度共同執行 CO₂ 的減量，此時如何分配各國之初始排放權，更是此一制度能否運行

得宜的關鍵。而初始排放權所強調公平性的內涵除了有主張應考量「責任」(responsibility)與「能力」(capability)兩項原則外(Cramton & Kerr, 2002; Dinan & Rogers, 2002; Kuik, 2003; Klepper & Peterson, 2004; Parry, 2004; Pizer, *et al.*, 2006);尚有主張應考慮「需求」(need)原則者,亦即考量公平性時,也必須顧及國家對經濟發展與基本維生能源排放的需求(Rose, *et al.*, 1998; Berk & den Elzen, 2001; Höhne, *et al.*, 2003),因此,此三項原則便成爲國際上討論公平性分配的主要依據。

然而透過排放權交易制度達到 CO₂ 減量,各國爲避免因減量而使整體經濟受到重創,則必須審慎評估減量所付出之代價,而減量代價最具代表之指標則爲邊際減量成本(marginal abatement cost)。爲估算 CO₂ 之邊際減量成本,各國於 1992 年簽署 UNFCCC 之前,即有些研究致力於評估溫室氣體減量所需的減量成本(Edmonds & Reilly, 1983);而在 1997 年簽署京都議定書之後,許多附件 B 國家即藉由各種經濟模型,評估爲達到承諾之減量目標所帶來的成本及經濟衝擊(Criqui, *et al.*, 1999; Barker, *et al.*, 2002; Bernard & Vielle, 2003; Klepper & Peterson, 2006; Stankeviciute, *et al.*, 2008; Kuik, *et al.*, 2009)。

用以評估減量成本之經濟模型,依其內涵可分爲二大類,分別是由上而下模型(top-down model)與由下而上模型(bottom-up model)。一般由上而下模型所衡量出的減量成本是所謂的社會成本(social cost),亦稱爲經濟成本(economic cost),其本質乃兼顧經濟體中所有要素與產品市場,因此,此類模型所估算的減量成本包含執行減量政策後,所有市場剩餘(market surplus)變動的總和,亦即爲了減少排放 CO₂,整個國家經濟體所必須犧牲的部份。在實證上,通常是以如國民生產毛額(gross national product, GNP)、國內生產毛額(gross domestic product, GDP)或國民所得(national income, NI)之改變,以表示 CO₂ 減量所需付出的代價(Bruce, *et al.*, 1996; Klinge Jacobsen, 1998)。

進而,IPCC(Intergovernmental Panel on Climate Change)評估京都議定書之減量成本(Bruce, *et al.*, 1996),強調減量技術由下而上模型,是以

能源支出最小化為目標；其對於能源市場上的能源使用技術效率雖有非常詳盡的探討，然所評估出的減量成本屬於技術成本，亦即為了減少排放 CO₂，國家必須投入研發新技術、或更新廠房設備所需付出的成本，並未能考慮各種市場障礙的潛在成本。由此可知，採用由上而下模型所估算的減量成本，相對能反映站在社會整體立場之產業結構改變及整體經濟的損害（Bernstein & Pan, 2000）。故只考慮技術內涵的邊際成本往往會低估各國為 CO₂ 減量所需付出的代價。因此，在討論 CO₂ 減量的邊際減量成本時，應以經濟成本為考量。

然而，也因使用如國民所得變動的經濟成本作為 CO₂ 邊際減量成本之詮釋，對解釋其與一國經濟發展程度間的關係，與採用技術的邊際成本之詮釋結果正好相反。亦即，經濟發展程度愈高的國家，擁有愈好的技術以進行 CO₂ 之減量，所以減量之技術成本愈低。因此，各國 CO₂ 邊際減量成本之內涵若以技術成本來考量，則經濟發展程度較高的國家由於減量成本低，將會比經濟發展程度較低的國家多減量。反之，如果各國之邊際減量成本內涵是以經濟成本為詮釋時，要經濟發展程度愈高的國家減少排放 CO₂，所付出以 GDP 表示的邊際減量成本會比經濟發展程度愈低的國家來得高。為了能更確切地反映各國在進行減量所付出之代價，使用經濟成本詮釋邊際減量成本，是較能契合各國面臨交易市場以進行 CO₂ 減量時的成本考量。

目前以經濟成本詮釋邊際減量成本的研究，多選用一般均衡模型（computable general equilibrium model, CGE）來進行分析。例如 Bernard 與 Vielle（2003）曾以 GEMINI-E3 模型估算歐盟、美國與日本等國 CO₂ 之邊際減量成本，此一模型強調經濟、能源與環境三方面的整合。而 Criqui 等人（1999）及 Stankevicius 等人（2008）即以預期展望長期能源系統模型（prospective outlook on long-term energy systems, POLES）估算 CO₂ 之邊際減量成本。Klepper 與 Peterson（2006）則運用各種不同 CGE 模型進行 CO₂ 之邊際減量成本的估算與比較。

然除了選用 CGE 分析外，亦有學者利用影子價格模型（shadow price model）估算 CO₂ 之邊際減量成本（Maradan & Vassiliev, 2005; Marklund &

Samakovlis, 2007)。相對於使用 CGE 模型，影子價格模型更能呈現國家同時顧及 GDP 之增加與 CO₂ 排放減少的情形，也就是說，經由影子價格模型衡量出之 CO₂ 邊際減量成本，不僅內涵為經濟成本的概念，亦符合國家面臨提升經濟發展的同時亦須減少 CO₂ 排放之現象。

而以影子價格模型推估各國 CO₂ 邊際減量成本的研究中，Maradan 與 Vassiliev (2005) 曾使用 76 國在 1985 年的橫斷面資料 (cross-section data) 進行分析，其所推估的邊際減量成本內涵主要是用 GDP 或國內消費的犧牲做為衡量標準 (亦即減少一噸 CO₂ 的排放，必須犧牲多少 GDP 或多少國內的消費)。之後 Marklund 與 Samakovlis (2007) 同樣利用影子價格模型推估邊際減量成本，不同於 Maradan 與 Vassiliev (2005)，其選用歐盟當中 15 國在 1990 至 2000 年間的長期追蹤資料 (panel data)，並以 GDP 為衡量標準，推估出平均邊際減量成本約為每噸 670 歐元，其中邊際減量成本最高者為丹麥的 1,360 歐元，最低則為西班牙的 140 歐元。然而，這些研究都僅止於計算出 CO₂ 之邊際減量成本，並未對這些成本有任何的分析，更遑論應用於排放全交易市場的分析上。

有鑑於此，本文目的是以經濟成本做為邊際減量成本之詮釋，想像 2020 年時排放權交易機制將日漸發展成熟，屆時台灣因而可能得以由亞太經濟合作組織 (Asian-Pacific Economic Cooperation, APEC) 進行碳排放交易開始，循序漸進地於 2030 年達成與全世界國家一起進行排放權交易。為達此一目的，乃使用 107 國在 1990 年至 2005 年間之長期追蹤資料，比較分析此二種情境設定下之均衡交易價格與買賣方國家及其交易價格水準，及在不同交易情境下對台灣的可能影響。

貳、排放權交易制度與邊際減量成本

一、排放權交易制度概述

排放權交易制度自 1970 年代開始發展，至今已將近 40 年，在這段期

間，交易制度經過不斷的修正以符合各研究所需。從早期研究區域間污染物的交易制度，發展到現今全球性的溫室氣體排放權交易制度，交易模型相關議題的理論與實證研究也漸趨完善。此一制度的理論始於 1960 年的寇斯定理（Coase theorem），該定理主要是用於當經濟體系產生外部性¹（externality）問題時，例如空氣污染等，可以藉由市場機制來解決外部性問題，以達到最適污染水準。此外，Coase（1960）認為主管機關只要確立污染財產權的所有者，在無交易成本的假設下，透過雙方的協商談判所達到之最適污染水準，不會因財產權是設定給污染方或是被污染方而有所不同。

而排放權交易市場的概念，則為 Dales 於 1968 年首度提出，主要的觀念是根據寇斯定理的精神，認為經由市場機制的運作可達到最適污染水準，於是 Dales（1968）創造一個排放權的市場，使污染者可經由市場機制的運作達到降低污染的目標。其運作方式是由主管機關決定適切的环境品質標準，然後據此標準，訂定可容許的污染總量及對應的污染權利數量，隨之決定污染者間最初污染許可權的分配，之後污染者在公開市場交易其污染許可權，當買賣雙方達成交易共識後，污染許可權可轉讓，購得污染許可權者可以增加污染量，反之出售者就必須減少其污染量。一般來說，邊際減量成本較高的污染者，可藉由購買污染權來增加排放污染以降低其成本，而邊際減量成本較低的污染者，則會選擇販賣多餘的污染權來獲得利潤。

Montgomery（1972）曾證明利用排放權交易市場的方法來控制排放污染物，是一種可以達到成本有效性的政策工具，亦即在排放權交易制度下，所有參與此一制度之污染者可以用最低的成本來達到主管機關所制定之環境品質標準，而且各污染者之均衡污染量與其原始污染許可權配額量之間是相互獨立的，也就是說，最初污染許可權的分配並不會影響最終污染者的均衡污染量，因此，主管機關在處理原始污染許可權分配時，公平性等因素將會是主要的考量依據。

¹ 外部性又稱為外部效應，指在經濟活動中，有些產品的消費或生產行為，會直接或間接影響他人的福祉，但卻不需要負擔成本或沒有獲得效益。

基本上，排放權交易的價格是由排放權供需市場決定，所以必須是財產權明確的財貨，環境管理機構方可控制污染許可權的數量，以達到改善環境品質的目標（魏國棟，2003）。因此，完善的污染排放權交易市場機制應該包含減量目標與可允許排放權利的配置；此外，排放權交易之污染者間的邊際減量成本各不相同，一般而言，參與交易之污染者的邊際減量成本差異愈大，交易的行為愈易發生，並且參與排放權交易市場之污染者數目也應大到足以建立具競爭性的交易市場。

二、跨國 CO₂ 排放權交易之初始權排放分配

在討論利用排放權交易制度進行跨國性 CO₂ 減量時，曾遭到許多環保團體的反對，理由為若一國 CO₂ 減少的數量超過達成承諾減量的目標，應屬環境本質的利得，不應視為一國的資產而予以販售；反之對於無法達到減量目標的國家而言，透過此一政策，可以規避減量的責任，因為只要有錢，便可於市場上購入足夠的排放許可權，以逃避原有承諾的減量責任。

特別當此一制度若擴大其排放權至國與國時，由於各國經由排放權交易機制共同執行 CO₂ 的減量，於是初始排放權的分配將成為此一制度是否能成功的關鍵，於是該分配給各國多少的初始額度乃成為有錢沒錢國家爭論的焦點，這除了是參與交易的相關國家關切的所謂的公平性議題外，也正是環保團體對於此一制度的質疑焦點之一。

而關於排放權分配的公平性內涵，由過去文獻可歸納出符合跨國交易制度初始排放權公平分配的原則，認為公平性原則應包含「責任」、「能力」與「需求」三個面向，其中「責任」表示累積 CO₂ 排放量愈多的國家，減量的責任愈大，而必須承擔愈高的減量水準；而「能力」指愈高所得水準的國家由於具有較好的技術與能力進行減量工作，因而需負擔較高的減量水準；最後「需求」則為考量公平性之時，也必須顧及國家對經濟發展與基本維生的能源排放需求（Rose, *et al.*, 1998; Berk & Elzen, 2001; Höhne, *et al.*, 2003），此三項原則便成為國際上討論公平性分配的主要依據。

文獻上 Gupta (2003) 曾提出「維持簡化模式」(Keep It Simple, Stupid, KISS) 具體使用上述三項原則來呈現初始排放權的分配，但是其中除了以累積 CO₂ 排放量來代表「責任」是具較佳的代表性外，「能力」與「需求」則分別以所得與人力發展指標 (Human Development Index) 來詮釋，難以反應原本所欲表示的意涵；此外，Gupta (2003) 所提出的分配方式，是先由各國擬定自身的減量計畫與目標，然後提交給國際上管理 CO₂ 排放量的機構，而此一機構將視各國的減量目標加總而訂定最後的總減量目標，在本質上是一種由下而上的分配機制，此乃有別於目前國際上是先確立世界總量目標之後，再向下分配給各國由上而下的方式，因而無法確保各國的減量總和能夠與世界目標一致。而之後 Heinrich Böll、Christian Aid、EcoEquity 與 Stockholm Environment 四個機構在 2008 年聯合發布的「溫室氣體發展權利架構」(Greenhouse Development Rights Framework, GDR) 第二版報告書中，即以由上而下的方式來分配各國的初始排放權，各國的初始排放權即是在世界總減量的水準下，依據公平性的三項原則計算而來。

此一報告書是以結合各國責任、需求與能力考量的「責任與能力指標」(responsibility and capability indicator, RCI) 做為分配各國初始排放權的依據。RCI 是指該國在進行全球 CO₂ 減量，所必須承擔的減量比例，主要概念是從保障一國發展 (需求) 的角度出發，並利用責任指標與能力指標來計算。在方法上先訂立「發展門檻值」(development threshold) 來保障各國的維生需求，而其定義發展門檻值為所得 7,500 美元；之後能力指標根據該國在發展門檻值以上的每人所得 (national per-capita income) 與基尼係數 (Gini coefficient) 估算而來，而責任指標則是依據每人累積 CO₂ 排放量來計算，兩項指標的計算皆用「人均」的方式表現，也就是加入人口數 (population) 作為修正因子，以避免因國家大小而影響分配的公平性，主要是因為人口數多的國家能源消耗相對較大，國家維生所需的能源總量也較大。最後 RCI 即將此兩項指標平均後而得。由此可發現相對於 KISS，RCI 除了是由上而下的分配模式外，更能呈現公平性三項原則的內涵。

三、跨國 CO₂ 排放交易制度的擬定

Dales (1968) 之跨國性 CO₂ 排放權交易市場制度可以表示如圖 1，橫軸為 CO₂ 的減量。當有兩國參與排放權交易市場時，其中第一國之邊際減量成本較低為 MAC_1 ，而第二國之邊際減量成本較高為 MAC_2 ，在一個雙方都能接受的分配原則下，分配兩國之初始排放權，進而兩國初始分配到必須減少的 CO₂ 量分別設定為 \overline{R}_1 與 \overline{R}_2 ，即圖 1 中之 $\overline{O_1A}$ 與 $\overline{O_2A}$ 。此時，若兩國以追求全體減量成本最小化為目標，且整體 CO₂ 所減少的數量絕不會超過全體分配之減量目標數量的限制 (Montgomery, 1972; Atkinson & Tietenberg, 1982; Stavins, 1995)，則此一關係可表示如下：

$$\text{Min } TC = \sum_{k=1}^K C_k + p(\overline{R}_k - R_k) \quad (1)$$

$$\text{s.t. } \sum_{k=1}^K R_k = \sum_{k=1}^K \overline{R}_k \quad (2)$$

其中 C_k 表示一國減量所必須付出之經濟成本，而 p 表示交易市場上排放權的價格， \overline{R}_k 與 R_k 分別代表各國初始分配到必須減少的 CO₂ 量和該國在均衡 CO₂ 時之排放量。因此，第 k 國之減量成本即可表示為該國施行減量政策所必須付出之經濟成本 C_k ，加上該國在均衡時的 CO₂ 量不足其初始分配到的數量時，則必須進入交易市場購買不足的部份 $p(\overline{R}_k - R_k)$ 。後續將配合邊際減量成本函數之估計，而求算各國為 CO₂ 減量所必須付出的經濟成本 C_k 。而假設在完全競爭市場，且沒有交易成本的情況下，排放交易市場的均衡價格 p 出現在各國 MAC 相等時。

而當未實行排放權交易制度時，兩國將依初始分配進行減量，亦即兩國必須分別直接減量至 $\overline{O_1A}$ 與 $\overline{O_2A}$ 。然實施排放權交易制度，兩國在交易市場進行交易之後，CO₂ 排放權之均衡價格將落在雙方之邊際減量成本相等時，並且兩國在此一價格下之減量分別為 $\overline{O_1Q}$ 與 $\overline{O_2Q}$ 。此時第一國的均衡減量為 ($\overline{O_1Q}$) 超過其初始分配到必須減少的 CO₂ 量 ($\overline{O_1A}$)；而第二

國的均衡減量為 ($\overline{O_2Q}$) 不及其初始分配到必須減少的 CO_2 量 ($\overline{O_2A}$)，表示第一國將出售排放權給第二國由此獲得利潤，而第二國將花錢購買排放權以達成初始必須減少的 CO_2 量。

由兩國邊際減量成本的高低來看，由於第一國相較於第二國的邊際減量成本較低，於是，第一國願意用較低的成本多減量，並將超過其初始分配到必須減少 CO_2 的部份，以高於自己減量成本的價格出售，藉此獲得利潤。而第二國由於邊際減量成本較第一國高，所以透過交易市場，選擇比自己進行減量所付出之成本較低的價格購買排放權，藉此達成均衡時所必須減少的 CO_2 量。由此可知，在進行 CO_2 排放權交易時，邊際減量成本相對的大小將成為各國在市場上買賣方決定的關鍵。

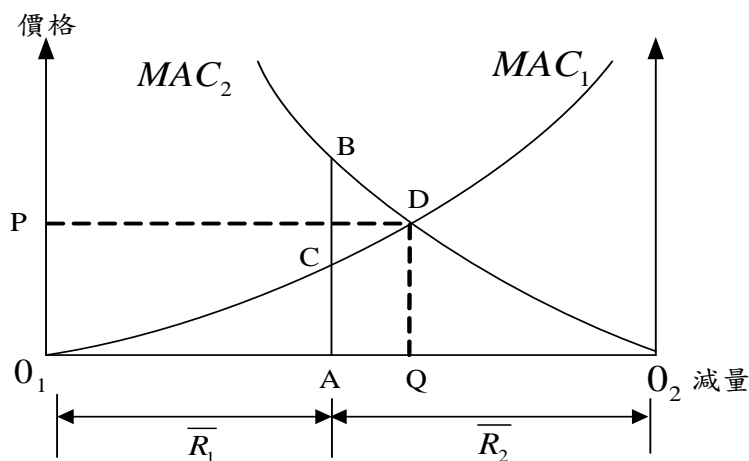


圖 1：各國初始分配減量與排放權交易均衡價格與數量之關係

四、邊際減量成本之估算

為了估算由上而下模型評估之 CO_2 的邊際減量成本，利用影子價格模型結合方向產出距離函數 (directional output distance function) 來加以推估。如此，不僅考慮了該國的產品市場，亦將經濟體中要素市場考量進去，尚可以呈現一國為了提升經濟發展，同時另一方面亦減少 CO_2 排放的取舍關係。

影子價格模型由最早期 Pittman (1981) 衡量 1976 年美國威斯康辛州 (Wisconsin) 和密西根州 (Michigan) 造紙業者所排放之污染物的邊際減量成本起，此後，Färe 等人 (1993) 採相對寬鬆的 Shephard 多產出距離函數 (Shephard multi-output distance function) 進行估算，並帶動了後續採用此模型推算各種污染物邊際減量成本之研究 (Coggins & Swinton, 1996; Coelli & Perelman, 1999; Reig-Martínez, *et al.*, 2001; Misra & Kant, 2005; van Ha, *et al.*, 2008)。

進而，以處理產出中有非意欲產出 (undesirable output) 之情形，方向距離函數方可以呈現意欲產出增加與非意欲產出減少同步發生的狀況。Maradan 與 Vassiliev (2005) 根據 Färe 等人 (2002) 的建議，在使用影子價格模型上結合方向距離函數以呈現意欲產出增加與非意欲產出減少同步發生的狀況。之後 Marklund 與 Samakovlis (2007) 同樣利用影子價格模型與方向距離函數，評估歐盟中 15 國在 1990 至 2000 年以 GDP 為衡量的 CO₂ 邊際減量成本。

以影子價格模型推估 CO₂ 之邊際減量成本，必須先估算由 Chambers, *et al.* 在 1996 年所提出，結合處理非意欲產出之 Shephard 投入距離函數 (input distance function) 與 Luenberger 的利潤函數 (benefit function) 之方向性距離函數，其概念式建立如(3)式：

$$\bar{D}_0(x, y, b; g_y, g_b) = \text{Max}_{\beta} \{ \beta : (y + \beta g_y, b - \beta g_b) \in P(x) \} \quad (3)$$

其中 x 是生產所需的要素投入， y 是一個國家之生產活動所創造的意欲產出， b 則是生產過程中無法避免的非意欲產出， $P(x)$ 為生產可能集合，而 $(g_y, -g_b)$ 是方向產出距離函數中所要衡量距離的方向，由(3)式可知，國家皆以追求提升經濟發展，以及減少排放 CO₂ 為目的。

若使用傳統研究的方法，亦即採用 Shephard 產出距離函數衡量生產效率時，任一國家會同時追求經濟發展(y)與多排放 CO₂ (b)，以達到具有生產效率的生產邊界；而如果用 Chung、Färe 與 Grosskopf (1997) 定義

之方向產出距離函數衡量生產效率，則國家將根據 $(g_y, -g_b)$ 之方向來提升該國的生產效率，也就是該國追求經濟發展之時，會同時減少CO₂的排放，藉以達到具有生產效率的生產邊界。最後，在假定該國GDP的價格已知之情況下，CO₂邊際減量成本即可表示為(4)：

$$MAC = - \left(\frac{\partial \bar{D}_0(x, y, b; g) / \partial b}{\partial \bar{D}_0(x, y, b; g) / \partial y} \right) p \quad (4)$$

由(4)式可知，使用影子價格模型所推估之CO₂邊際減量成本的內涵為經濟成本，亦即減少CO₂排放之邊際減量成本是以GDP的犧牲來衡量。

叁、資料來源與檢視

想像台灣以參與APEC²的碳排放交易為出發，長期後將加入整體國際社會的碳排放交易市場。而為了使用方向距離函數進行CO₂邊際減量成本推估，則須先決定可採用何種指標衡量一國之意欲產出、非意欲產出與投入要素。又依過去文獻對各種指標的挑選，尚必須考量各國各種指標資料的完整性、可信度與可及性。

一、代表意欲產出之指標

對一個國家來說，經常用來衡量經濟發展所追求的指標有GNP、GDP或NI三項，過去文獻在進行CO₂的相關議題，多使用GDP表現一國之意欲產出，所以選用GDP做為國家意欲產出指標是適當的（Maradan & Vassiliev, 2005; Marklund & Samakovlis, 2007）。然而，必須使用實質GDP（real GDP）方能去除物價的影響。

² APEC共有21個會員國，其中香港及巴布雅紐幾內亞因資料不齊全故不包含在本文的分析中。

關於 GDP 的資料來源，主要是選用世界銀行的世界發展指標（World Development Indicators, WDI）資料庫中的資料（The World Bank, 2008），因此，將直接採用 WDI 資料庫以美元計價之 2000 年物價水準平減的實質 GDP 當作意欲產出之指標。但是此資料庫並不包含台灣的資料，有關台灣實質 GDP 的資料是來自中央政府總預決算查詢及統計資料庫中的總體經濟資料庫，再利用中華民國統計資訊網（2008）中各年度的消費者物價指數（consumer price index, CPI）進行平減。進而爲了使台灣資料與 WDI 的資料具一致性，則根據總體經濟資料庫中的每日美元銀行間之收盤匯率之即期匯率資料換算成美元，依此求得以美元計價之 2000 年平減的台灣實質 GDP。

二、代表非意欲產出之指標

由於 CO₂ 的排放量是國家在提升經濟發展的同時，無法避免的非意欲產出。所以爲了計算各國 CO₂ 的排放量，IPCC 公佈計算 CO₂ 排放量的方法有兩種，一種爲基準方法（reference approach）另一種爲部門方法（sectoral approach）。其中基準方法是由能源面進行 CO₂ 排放量的計算，而此方法是由最終能源使用（end use）所消耗的化石能源數量計算 CO₂ 的排放量，由於一國的能源供應資料較易於掌握，且可經由國際能源交易記錄複核，所以 IPCC 爲了使各國均能應用此一方法，故採行由能源供應面計算 CO₂ 的排放量。而部門方法則是由最終使用部門計算使用能源所排放的 CO₂ 量，亦即按國家各個部門分別計算 CO₂ 的排放量（經濟部能源局，2009）。

至於 CO₂ 排放量之資料，則取自 CO₂ 資訊分析中心（Carbon Dioxide Information Analysis Center, CDIAC），此資料庫是由 Marland、Boden 與 Andres（2008）彙編而成，包含了將近全世界所有國家 CO₂ 排放量的資料，所涵蓋的年份依各國的國情各不相同，其中時間最長的國家資料涵蓋了從 1751 年至 2005 年，是目前可得的資料中，最完整的 CO₂ 排放量資料庫，此外，CDIAC 計算 CO₂ 排放量所使用的方法是利用各國氣體燃料（gas

fuels)、液體燃料 (liquid fuels) 與固體燃料 (solid fuels) 之化石燃料的消耗等資料的加總，以推估各國每年 CO₂ 之排放量，此方法為 IPCC 所公佈兩種計算 CO₂ 方法中之基準方法。

三、代表投入要素之指標

在投入要素指標的選取上，一般通常是使用勞動與資本，然為了使所推估的 CO₂ 邊際減量成本能反應該國在能源面上的考量，且符合減量之經濟成本概念，因此在投入要素指標的選擇上，除了一般常考慮的勞動市場與資本市場外，更加入能源市場進行探討。此外，參考過去有關 CO₂ 減量成本的文獻在投入要素之選擇 (Maradan & Vassiliev, 2005; Marklund & Samakovlis, 2007)，得知對要素指標之挑選，可分別從勞動市場、資本市場與能源市場三方面著手。其中勞動市場的指標是使用總勞動力 (total labor force) 來表示，而資本市場以國內資本形成毛額 (gross capital formation) 指標代表，最後能源市場則以化石能源消費 (fossil fuel energy consumption) 的指標衡量。此外，考量資料的一致性與完整性，WDI 資料庫正好有前述三種指標的資料，所以除了台灣的資料外，各國這三種指標將直接取自於 WDI 資料庫。而台灣各年度之總勞動力資料則取自於中央政府總預決算查詢及統計資料庫 (2008) 中的總體經濟資料庫。

由於國內資本形成毛額指標必須和前述所選取的 GDP 指標一致，皆以美元計價且用 2000 年物價水準平減，所以將選用 WDI 資料庫中的國內資本形成毛額占 GDP 之比例，乘上以美元計價之 2000 年平減的實質 GDP，得到以美元計價之 2000 年平減實值國內資本形成毛額 (real gross capital formation)，而台灣此一指標之資料，同樣來自於中央政府總預決算查詢及統計資料庫中的總體經濟資料庫，再利用中華民國統計資訊網中各年度的 CPI 進行平減，最後根據總體經濟資料庫中的每日美元即期匯率——銀行間收盤匯率的資料進行換算，依此可計算出台灣以美元計價之 2000 年平減之實質國內資本形成毛額的資料。

根據過去有關 CO₂ 議題分析的文獻發現，在能源市場上，大多選擇化石能源消費（fossil energy consumption）做為投入要素的指標（Maradan & Vassiliev, 2005; Marklund & Samakovlis, 2007），然而 WDI 資料庫並無此一指標，只有化石能源消費佔能源使用（energy use）比例這一項指標，所以將 WDI 資料庫中化石能源消費佔能源使用比例與能源使用相乘，即可得到化石能源消費的資料來做為能源市場上要素投入之指標。而有關台灣化石能源消費的資料，則取自於經濟部能源局（2007）之《台灣能源統計手冊》，其中由於台灣對化石能源消費的單位是用千公秉油當量與 WDI 的千公噸油當量不同，故必須經過單位換算³，使資料具一致性。

依據資料的完整性以及參考過去文獻的內容（Maradan & Vassiliev, 2005; Marklund & Samakovlis, 2007），最後篩選 1990 至 2005 年 107 個國家共 8,560 筆的實質 GDP、CO₂ 排放量、總勞動力、實質國內資本形成毛額與化石能源消費資料進行分析。最終以全世界進行碳排放權交易的前提下，所選擇的 107 個樣本國中，涵蓋了五大洲，其中亞洲 27 國、歐洲 35 國、美洲 23 國、非洲 20 國、大洋洲 2 國。又根據世界銀行（World Bank, 2009）以經濟發展程度之分類顯示，這 107 國屬高所得國家（high income）者有 39 國、中高所得國家（upper middle income）23 國、中低所得國家（lower middle income）29 國、低所得國家（low income）16 國。但由於台灣並非世界銀行的會員國，因此，不在此所得分類群中，然而，世界銀行（2009）的附註將台灣歸類為高所得群國家，於是在此乃將台灣歸類於高所得群國家。另外，所選取之 107 國在 1990 年之 CO₂ 總排放量佔全球排放量的 87.16%，而 2005 年之 CO₂ 總排放量佔全球排放量的 89.10%，若以 1990 至 2005 年的 16 年平均來看，CO₂ 排放量平均佔全世界的 89.36%。

而為了分析 APEC 國家，進而至全世界參與碳排放交易的結果，有必要先檢視各個國家在 1990 至 2005 年間平均 GDP 與平均 CO₂ 排放量之關

³ 1 千公秉油當量（10³ kloe）約等於 0.862069 千公噸油當量（Kt of oil equivalent）（經濟部能源局，2007）。

係，為避免因國家大小而造成離群值以致影響分析，所以將平均 CO₂ 排放量取對數之後，依平均 GDP 的大小由小至大排列，高所得國家結果如圖 2、中高所得國家如圖 3、中低所得國家與低所得國家則分別如圖 4 與圖 5。由各圖可發現不論是何種所得群的國家，大致上呈現平均 GDP 愈高的國家，平均 CO₂ 排放量亦愈高的趨勢。而屬於這 107 國局部國家的 APEC 國家，其 GDP 與平均 CO₂ 排放量在高所得、中高與中低所得也呈現相同的關係。

肆、實證模型設定

一、CO₂ 邊際減量成本之實證模型設定

對於 CO₂ 邊際減量成本的推估，本文依據 Chambers (1998) 的建議，選擇方向產出距離函數為二次方程式的函數形式，並且設定方向產出距離函數中衡量距離的方向 $g = (1, -1)$ ，因此，一個以 GDP 表示的意欲產出、以 CO₂ 排放量來表示之非意欲產出與三個投入要素之方向產出距離函數可表示為(5)式：

$$\begin{aligned} \bar{D}_0(x_n^{kt}, y^{kt}, b^{kt}; 1, -1) &= \alpha + \sum_{n=1}^3 \alpha_n x_n^{kt} + \beta_1 y^{kt} + \gamma_1 b^{kt} \\ &+ \frac{1}{2} \sum_{n=1}^3 \sum_{n'=1}^3 \alpha_{nn'} x_n^{kt} x_{n'}^{kt} + \frac{1}{2} \beta_2 y^{kt} y^{kt} + \frac{1}{2} \gamma_2 b^{kt} b^{kt} \\ &+ \sum_{n=1}^3 v_n x_n^{kt} b^{kt} + \sum_{n=1}^3 \delta_n x_n^{kt} y^{kt} + \mu y^{kt} b^{kt} \end{aligned} \quad (5)$$

(5)式中 k 表示國家、t 表示年份、第 k 國在第 t 年之 GDP 以 y^{kt} 表示、CO₂ 排放量以 b^{kt} 表示、而 x_n^{kt} ， $n = 1, 2, 3$ ，則分別表示投入要素中之總勞動力、國內資本形成毛額與化石能源消費。

利用線性規劃估算出(5)式之各係數後，根據影子價格模型，在以 GDP 表示的邊際成本，同時將各國於各時期的 GDP 與 CO₂ 之資料標準化後，(4) 式的具體估算為(6)式如下：

$$MAC^{kt} = - \frac{\gamma_1 + \gamma_2 b^{kt} + \sum_{n=1}^3 v_n x_n^{kt} + \mu y^{kt}}{\beta_1 + \beta_2 y^{kt} + \sum_{n=1}^3 \delta_n x_n^{kt} + \mu b^{kt}} \times \frac{\overline{y^k}}{b^k} \quad (6)$$

式中 γ_1 、 γ_2 、 v_n ， $n=1,2,3$ ， β_1 、 β_2 、 δ_n ， $n=1,2,3$ 及 μ 為待估計係數， $\overline{y^k}$ 及 b^k 分別為第 k 國 GDP 與 CO₂ 排放量的平均數。

二、CO₂ 邊際減量成本與排放量之實證模型設定

為得知台灣如果由 APEC 開始參與排放交易，而後擴展至全世界相關國家均加入之交易情境下之結果，必須估算 APEC 於 2020 年，及全世界於 2030 之未來時間點上之邊際減量成本曲線，才能建構後續排放權交易的實證模型。根據前一階段所估算的邊際減量成本，將各國各年份之 CO₂ 邊際減量成本與 CO₂ 排放量進行迴歸分析，此舉除了可以瞭解邊際減量成本與排放量間的關係外，更有助於推估各國在未來時間點上之邊際減量成本。

而在模型設定方面，邊際減量成本除了受到排放量多寡的影響外，生產效率亦是影響邊際減量成本的重要因素 (Lansink, 2003)。一般來說，站在純技術的角度而言，一國的生產效率愈高，該國的邊際減量成本愈低，然生產效率越高的國家，可能也就是所得水準較高的國家，故值得探索在考量生產效率下，所得之變動以作為衡量 CO₂ 減量代價之關係。因此，將排放量與生產效率的相互關係納入估計式中，可以幫助強化排放量與生產效率對邊際減量成本影響之連結，因此，實證模型設定如(7)式：

$$MAC^{kt} = \beta_0 + \beta_1 CO_2^{kt} + \beta_2 eff^{kt} + \beta_3 CO_2^{kt} eff^{kt} + \varepsilon^{kt} \quad (7)$$

(7)式中 MAC^{kt} 表示由前一階段所估算之第 k 國在第 t 年的 CO₂ 邊際減量成本， CO_2^{kt} 表示第 k 國在第 t 年之 CO₂ 排放量， eff^{kt} 為前一階段推算出來

的第 k 國在第 t 年之生產效率值，亦即 $\vec{D}_0(x_n^{kt}, y^{kt}, b^{kt}; 1, -1)$ ，而 ε^{kt} 為隨機誤差項。另外，由於本文採長期追蹤資料，因而(7)式中必須處理國家效果（country effect）與時間效果（time effect）。

三、CO₂ 排放權交易市場之實證模型設定

經由前一階段所推估出之 CO₂ 減量與邊際減量成本之關係，此一階段將建構碳排放權交易的實證模型，以探討在未來各時間點上，台灣在 APEC 與全世界之交易情境下的結果。根據前面對 CO₂ 排放權交易制度的闡述，一國在面對減量政策時，該國的減量成本主要可以分為兩個部份，其一為該國施行減量政策所必須付出以 GDP 為代價的經濟成本，此一部份的減量成本可以表示為下式：

$$\int_0^{(CO_2')^k} MAC^k((CO_2')^k) d(CO_2')^k \quad (8)$$

(8)式中 $(CO_2')^k$ 為第 k 國的 CO₂ 減量，當該國必須減少的 CO₂ 量不足其初始分配到的數量時，則必須進入交易市場購買不足的部份，而此一部份的減量成本可以表示為下式：

$$p\left(\overline{(CO_2')^k} - (CO_2')^k\right) \quad (9)$$

其中(9)式中的 p 表示交易市場上一單位 CO₂ 排放權的價格，而 $\overline{(CO_2')^k}$ 表示第 k 國初始分配到必須減少的 CO₂ 減量數額。

至於各國初始應分配多少 CO₂ 之減量數額，乃選擇 Heinrich Böll、Christian Aid、EcoEquity 與 Stockholm Environment 四個機構在 2008 年聯合發布的 GDR 架構第二版報告書中之 RCI，做為分配各國初始 CO₂ 減量數量之依據，由此計算出 2020 年與 2030 年各國的 RCI，以該國在進行全球 CO₂ 減量的工作中，所必須承擔起的減量比例來呈現，因此，將當年度減量目標的總額乘上該國的 RCI，即可得到當年度該國所分配到 CO₂ 的減量數量，此即 $\overline{(CO_2')^k}$ 。

而在 GDR 架構第二版報告書中，EcoEquity 與 Stockholm Environment (2009) 建立了一個資料庫「Greenhouse Development Rights Online Calculator」，其中有各國於 2020 年與 2030 年 CO₂ 排放量之預測值，其值是以各國在未來這兩個年份 CO₂ 排放量佔該國 1990 年排放量之比例來呈現，因此，各國 CO₂ 排放量在這些年份之預測值，即以該資料乘上該國在 1990 年 CO₂ 排放量而來，以推算出各國在 2020 年與 2030 年之邊際減量成本。

在設定全體參與交易排放權買賣交易的國家，是以追求全體減量成本最小之前題下，又全體 CO₂ 所減少的數量絕不會超過全體分配到之減量目標數量的限制 (Montgomery, 1972; Atkinson & Tietenberg, 1982; Stavins, 1995)，則參與排放權交易即可設定如下：

$$\underset{p, (CO_2')_k}{Min} TC = \sum_{k=1}^K \left\{ \int_0^{(CO_2')_k} MAC^k \left((CO_2')^k \right) d(CO_2')^k + p \left(\overline{(CO_2')^k} - (CO_2')^k \right) \right\} \quad (10)$$

$$s.t \quad \sum_{k=1}^K (CO_2')^k = \sum_{k=1}^K \overline{(CO_2')^k} \quad (11)$$

對(10)與(11)式進行求解，即可得出市場均衡價格 p^* 與各國均衡 CO₂ 減量為 $(CO_2')^{k*}$ ，而如果該國的均衡減量 $(CO_2')^{k*}$ 小於初始分配 CO₂ 之減量 $\overline{(CO_2')^k}$ 時，則該國在此交易市場上為買方，反之則為賣方。最後將均衡價格與各國之均衡減量帶入(10)式，即可求出參與交易國為達到該情境之減量目標所付出之經濟成本。

伍、實證結果分析

對應於前述各實證所設定之模型，同時模擬 2020 年 APEC 在此一時期所進行的排放權交易，與 2030 年時全世界 107 個樣本國所完成的排放權交易，所有相關結果分述如下。

一、CO₂ 邊際減量成本與生產效率之估算結果

各國在 1990 至 2005 年間之生產效率值與 CO₂ 的邊際減量成本如表 1 所示，依國家經濟發展程度與邊際減量成本的大小，依序呈現 107 個樣本國在 16 年間平均的邊際減量成本與生產效率值。而各所得群組的的國家，為因應一公噸 CO₂ 的減量所需付出的成本的大小，也一如各群組所得的高低大小。即最高所得群組，需付出最高的減量單位成本，最高所得群組平均每減一公噸 CO₂ 所需付出的邊際減量成本為 1,329.75 美元，而中高、中低及低所得群組則平均各需付 551.00 美元、536.88 美元及 62.86 美元，此乃符合以經濟成本詮釋邊際減量成本的結果。

而如果觀察個別國家，以美國為例，在 1990 至 2005 年間，該國平均每減一公噸 CO₂ 的排放量，必需付出的邊際減量成本為 2,789.05 美元，也就是說美國為了減少一公噸 CO₂ 排放量，必須犧牲 2,789.05 美元的 GDP；而生產效率值愈小表示該國生產效率愈高，美國的生產效率為 0.0006，代表該國可同時減少總勞動力、實質國內資本形成毛額與化石能源消費三種投入要素 0.06%，來達到目前 GDP 與 CO₂ 排放量的水準，然生產效率是相對於同一所得群組的國家間的相互比較，其他各國的邊際減量成本及生產效率則可以相同方式解讀。

二、CO₂ 排放量與邊際減量成本之關係

由前一階段求得之各國 CO₂ 邊際減量成本與生產效率值，將用於 CO₂ 的排放量進行長期追蹤資料之迴歸分析，以建立 CO₂ 排放量與邊際減量成本關係之用。由資料初步的分析可知，CO₂ 排放量與 GDP 之間呈現正相關，表示經濟發展程度愈好的國家，CO₂ 的排放量就愈多，於是以經濟成本為降低 CO₂ 之代價的考量時，經濟發展程度愈高的國家，理論上邊際減量成本較高。因而由(7)式也將得到 CO₂ 排放量愈高而邊際減量成本愈大的結果如表 2 所示。

表 1：107 國在 1990-2005 年間平均邊際減量成本與生產效率

國 家	MAC ^a	生產效率	國 家	MAC ^a	生產效率
美國	2789.05	0.0006	法國	1102.35	0.0413
日本	2359.94	0.0013	義大利	1074.34	0.0650
阿拉伯聯合大公國	1521.50	0.0531	高 匈 牙 利	1037.31	0.2225
盧森堡	1495.31	0.0000	所 捷 克 共 和 國	1022.29	0.2488
汶萊	1475.38	0.1156	得 加 拿 大	990.61	0.0706
巴林	1471.66	0.0306	群 南 韓	983.82	0.3269
冰島	1467.70	0.0350	國 西 班 牙	812.61	0.1806
馬爾他	1462.84	0.1844	家 葡 萄 牙	789.02	0.0344
新加坡	1457.66	0.2144	台 灣	751.87	0.0000
千里達及托巴哥	1445.01	0.1094	平 均	1329.75	0.0886
挪威	1441.01	0.0000	巴 西	678.04	0.0906
愛爾蘭	1430.05	0.0619	南 非	669.31	0.0000
阿曼	1416.85	0.0413	羅 馬 尼 亞	652.11	0.2500
高 愛 沙 尼 亞	1406.55	0.0600	阿 根 廷	642.36	0.0000
所 以 色 列	1396.73	0.0669	得 哈 薩 克	634.08	0.0000
群 斯 洛 維 尼 亞	1385.28	0.1588	國 保 加 利 亞	607.62	0.1075
家 比 利 時	1380.13	0.0613	中 烏 拉 圭	599.49	0.0000
瑞 士	1372.36	0.0000	高 哥 斯 大 黎 加	581.67	0.0381
丹 麥	1361.40	0.0288	所 巴 拿 馬	573.50	0.1425
紐 西 蘭	1324.80	0.1425	得 波 蘭	566.88	0.1344
奧 地 利	1321.29	0.0894	群 克 羅 埃 西 亞	566.37	0.1106
芬 蘭	1292.46	0.0500	國 加 彭	565.89	0.0131
英 國	1292.18	0.0119	家 立 陶 宛	565.74	0.1913
沙 烏 地 阿 拉 伯	1285.74	0.0500	牙 買 加	565.21	0.2838
澳 大 利 亞	1255.54	0.1031	拉 脫 維 亞	561.76	0.2113
德 國	1242.73	0.0763	白 俄 羅 斯	561.27	0.2725
荷 蘭	1203.46	0.0944	波 黎 那	555.10	0.1444
斯 洛 伐 克	1200.47	0.2938	黎 巴 嫩	554.95	0.0681
瑞 典	1187.96	0.0000	智 利	538.21	0.1106
希 臘	1152.82	0.1319	委 內 瑞 拉	514.91	0.0288

表1(續)

國 家	MAC ^a	生產效率	國 家	MAC ^a	生產效率
馬來西亞	436.08	0.2100	亞塞拜然	541.10	0.2088
墨西哥	324.20	0.0194	中 埃及	539.84	0.0269
俄羅斯聯邦	158.21	0.0325	低 阿爾及利亞	538.56	0.0000
平 均	551.00	0.1069	所 泰國	530.04	0.0681
印度	634.08	0.0100	得 烏克蘭	434.28	0.0000
菲律賓	561.33	0.0131	群 巴拉圭	402.13	0.1219
哥倫比亞	560.17	0.0256	國 中國	291.62	0.1038
蘇丹	560.08	0.0625	家 平 均	536.88	0.0751
喀麥隆	558.97	0.0000	烏茲別克斯坦	321.13	0.0000
斯里蘭卡	558.23	0.1244	孟加拉共和國	182.69	0.1519
安哥拉	557.57	0.0756	剛果民主共和國	106.34	0.0106
瓜地馬拉	557.10	0.0000	越南	81.25	0.1019
中 摩洛哥	556.43	0.0544	莫三比克	45.50	0.0981
低 薩爾瓦多	556.17	0.0000	迦納	44.31	0.2513
所 祕魯	555.38	0.0725	低 尼泊爾	43.50	0.0994
得 剛果	555.06	0.0000	所 肯亞	31.05	0.0463
群 宏都拉斯	554.62	0.1663	得 尚比亞	27.17	0.0988
國 尼加拉瓜	554.49	0.2425	群 巴基斯坦	24.23	0.0013
家 玻利維亞	554.32	0.0700	國 多哥	23.38	0.0981
厄瓜多爾	553.47	0.0844	貝南	22.82	0.0594
多明尼加共和國	553.45	0.0344	塞內加爾	20.28	0.0613
亞美尼亞	552.33	0.2069	海地	17.97	0.0000
突尼西亞	551.69	0.0019	辛巴威	10.48	0.0000
約旦	550.79	0.0000	象牙海岸	3.63	0.0000
摩爾達維亞	550.38	0.1788			
印尼	545.92	0.2244	平 均	62.86	0.0674

資料來源：本文估算。

註 a：CO₂邊際減量成本的單位為美元／公噸。

於是針對此一長期追蹤資料之檢定結果，無論是檢定固定效果模型的 F 值或檢定隨機效果模型之 LM 值，其檢定結果均呈現顯著性，表示各國間異質性的差異是顯著的；進而，由 Hausman χ^2 檢定顯示此一長期追蹤資料使用固定效果模型來解釋會優於隨機效果模型，據此，乃選取固定效果模型進行後續的相關分析。

由表 2 可以發現，固定效果模型中 CO₂ 排放量與生產效率值兩個解釋變數均呈現非常顯著的影響邊際減量成本，且排放量與邊際減量成本間呈正向關係，表示 CO₂ 排放量愈高的國家，邊際減量成本愈高，此結果符合以經濟成本詮釋邊際減量成本時的現象。據此利用所估計出之結果，將 Greenhouse Development Rights Online Calculator 資料庫中各國在未來時間點上 BAU 之 CO₂ 排放量代入固定效果模型，即可推算出該國在 BAU 排放水準下之平均邊際減量成本。

表 2：CO₂ 排放量與邊際減量成本之估計結果

變 數	固定效果模型	隨機效果模型
截距項		661.58 *** (12.04)
CO_2^{kt}	1.95E-06 *** (7.656)	1.53E-06 *** (7.76)
eff^{kt}	11.0198 (0.121)	10.88425 (0.12)
$CO_2^{kt} eff^{kt}$	-1.50E-06 *** (-3.016)	-1.42E-06 *** (-2.90)
Adj R^2	0.83000	0.66D+09
F 值	77.64	
LM		8,165.25
Hausman χ^2		15.71
樣本數	1,712	1,712

資料來源：本文估算。

註 a：括號內為各估計係數之標準差；係數旁之標示***表示係數在 1%顯著水準下顯著。

三、APEC 組織及全世界樣本國參與碳排放交易下的結果

由不同情境之設計配合 GDR 可計算出未來 2020 年與 2030 年之 BAU 的排放量與初始排放權的分配，進而，由碳排放權交易市場的概念架構可知，當進行交易時，邊際減量成本高的國家，該國在交易市場上會擔任買方的角色，反之則為賣方；而實證結果亦愈符合此一預期。以下將分 2020 年的 APEC 與 2030 年全世界兩種情境，呈現排放權交易市場陳述交易結果。

(一) 2020 年 APEC 參與排放權交易結果

因至 2020 年進行碳權交易的組織為 APEC，而 CO₂ 排放量總量的設定，則參考聯合國氣候變化綱要公約第 14 屆締約國大會 (14th Conference of Parties, COP14) 所討論的內容。根據 IPCC 第四版評估報告，建議於 2020 年 CO₂ 排放量應低於 1990 年排放水準的 25% 至 40%，做為第二階段減量承諾協商的基礎。因此，在 2020 年情境下，CO₂ 排放總量設定為必須減至 1990 年排放量水準之 25%，也就是說在 2020 年的 CO₂ 排放總量必須是 1990 年總量的 75%。

其中 APEC 組織的交易結果如表 3，均衡價格為每公噸 1,005.69 美元，所付出之總經濟成本為 1,969,970 百萬美元，一樣呈現買方多為該組織中經濟發展較高的國家，而經濟發展較差的國家則為賣方。其中在買方國家中，日本交易量佔初始排放權之比例最高，但其並非為邊際減量成本最高的國家，反而是中國之邊際減量成本最高，但其交易量佔初始排放權之比例只有 41.22%，又由於中國在 2020 年初始分配之 CO₂ 減量相當大，因此中國交易量佔初始排放權之比例較日本低。

此外，台灣在此一交易情境下為買方，而初始分配的 CO₂ 減量，在邊際交易成本每公噸 1,011 美元時，有 21.16% 是自交易市場購買排放權，換言之有 78.84% 是自行減量。而在所有 APEC 成員國的買方中，台灣的邊際減量成本算是最低一個。此也反應大部分國家不是所得比台灣高，不然就是初始所分配到的減量遠大於台灣所致，比如中國即是其中之一。因而，台灣如果得以由 APEC 的區域組織參與此種排放權交易機制，在尚可以掌握較低邊際減量成本、初始分配之減量相對不高的雙重優勢下，善加運用此一制度以達到相關的承諾或是自我的減量期許。

表 3：2020 年 APEC 組織之 CO₂ 排放權交易結果

買 方						
國家	交易量	交易量佔初始 排放權之比例	CO ₂ 排放量 ^a	MAC	初始分配之 CO ₂ 減量 ^a	均衡減量 ^a
美國	154,326	85.46%	163,196	3,125	180,590	26,263
日本	35,602	86.82%	32,113	2,988	41,006	5,404
中國	26,490	41.22%	296,660	3,949	64,270	37,780
加拿大	8,383	50.61%	17,541	1,078	16,564	8,181
澳大利亞	4,775	49.98%	12,576	1,323	9,554	4,778
南韓	3,413	28.36%	17,231	1,005	12,035	8,622
新加坡	2,820	63.13%	4,967	1,516	4,467	1,647
台灣	2,047	21.16%	15,341	1,011	9,678	7,630
紐西蘭	680	64.48%	990	1,329	1,055	375
汶萊	153	49.29%	463	1,481	310	157
總量	238,691					
賣 方						
俄羅斯聯邦	187,432	701.00%	43,443	102	26,738	214,170
越南	16,327	6579.45%	4,563	138	248	16,575
印尼	9,932	355.77%	18,175	718	2,792	12,724
墨西哥	9,679	101.31%	17,657	462	9,554	19,232
泰國	9,281	191.81%	13,675	487	4,839	14,120
馬來西亞	2,592	59.69%	6,770	491	4,343	6,934
菲律賓	2,505	252.39%	4,237	609	993	3,498
智利	689	37.05%	2,863	564	1,861	2,551
祕魯	253	29.15%	1,276	572	869	1,122
總量	238,691					
			均衡價格 每公噸 1005.69 美元			
			總成本 1,969,970 百萬美元			

資料來源：本文估算。

註 a：CO₂ 排放交易量的單位為萬公噸。

(二) 2030 年全世界參與排放權交易之結果

假定到了 2030 年全部 107 個樣本國均參與 CO₂ 排放權之交易，而此時 CO₂ 排放之總量，為參考國際能源總署（International Energy Agency, IEA）在 2008 年所發布之「能源技術展望 2008」（Energy Technology Perspectives 2008）的報告，IEA 提出為了維持 CO₂ 在適當的濃度範圍內以避免全球氣候變遷所帶來的損害，在 2030 年之 CO₂ 排放總量設定達到減量至 2000 年的 50%。

而 107 國達到減量至 2000 年 50% 目標之交易結果呈現如表 4，均衡價格為每公噸 1,208.29 美元，所付出之總經濟成本為 \$5,209,350 百萬美元。此一結果同樣呈現買方多為經濟發展較高的國家，而經濟發展較差的國家則為賣方。台灣因為邊際減量成本由在 APEC 之區域組織的每公噸 1,011 美元提升至 1,208 美元，主因初始分配到的 CO₂ 減量，由 9,678 萬噸提升至 15,281 萬噸，因而，促使台灣由外購入的排放權之比例由 21.16% 提升至 39.08%，然在 APEC 及全世界的兩種情境下，台灣均是維持買方的國家，表示台灣是所得高到特定水準，而每減一單位 CO₂ 所需付出的成本也是相當的可觀，因而當面臨減量分配的壓力下時，對外購買所需減量的配額將是使得總成本相對低的理性抉擇。

表 4：2030 年 107 樣本國達到減量至 2000 年之 50% 之交易結果

國 家	交易量	交易量佔初始 排放權之比例	CO ₂ 排放量 ^a	MAC	初始分配之 CO ₂ 減量 ^a	均衡減量 ^a
美國	196,071	86.15%	170,080	3,259	227,600	31,529
中國	83,673	61.44%	343,241	4,012	136,185	52,511
日本	42,895	87.60%	29,535	3,038	48,969	6,074
德國	25,733	72.54%	22,770	1,412	35,476	9,743
英國	18,116	75.93%	14,762	1,553	23,859	5,743
法國	16,380	79.70%	10,519	1,523	20,553	4,173
義大利	15,010	73.67%	12,332	1,389	20,374	5,364
加拿大	11,212	51.42%	19,556	1,115	21,804	10,592
西班牙	9,469	66.23%	9,376	1,173	14,298	4,829
沙烏地阿拉伯	6,467	43.60%	21,286	1,537	14,834	8,366
澳大利亞	6,402	51.55%	13,317	1,337	12,421	6,019
南韓	6,347	38.60%	18,248	1,092	16,442	10,096
台灣	5,972	39.08%	18,612	1,208	15,281	9,308
荷蘭	5,303	71.50%	4,235	1,210	7,417	2,114
新加坡	4,596	65.95%	6,026	1,534	6,970	2,374
阿拉伯聯合大公國	4,253	68.00%	5,210	1,572	6,255	2,002
巴西	4,066	26.15%	15,813	832	15,549	11,483
比利時	3,593	74.45%	2,818	1,381	4,825	1,233
希臘	2,936	68.45%	2,596	1,159	4,289	1,353

表 4 (續)

國 家	交易量	交易量佔初始 排放權之比例	CO ₂ 排放量 ^a	MAC	初始分配之 CO ₂ 減量 ^a	均衡減量 ^a
奧地利	2,560	73.45%	2,033	1,327	3,485	925
捷克共和國	2,471	55.31%	3,376	1,021	4,468	1,997
瑞典	2,304	78.15%	1,266	1,187	2,949	644
瑞士	2,148	80.14%	1,211	1,374	2,681	533
波蘭	2,052	20.51%	9,157	695	10,008	7,956
挪威	1,981	82.09%	1,032	1,442	2,413	432
丹麥	1,829	75.81%	1,312	1,358	2,413	584
以色列	1,776	55.21%	3,416	1,432	3,217	1,441
匈牙利	1,646	63.50%	1,626	1,038	2,591	946
芬蘭	1,610	72.09%	1,395	1,352	2,234	624
愛爾蘭	1,451	73.82%	1,222	1,434	1,966	515
葡萄牙	1,407	56.23%	1,822	1,005	2,502	1,095
斯洛伐克	958	66.97%	937	1,199	1,430	472
紐西蘭	864	64.48%	1,048	1,330	1,340	476
阿曼	596	51.27%	1,342	1,432	1,162	566
巴林	520	52.91%	1,138	1,485	983	463
斯洛維尼亞	520	72.68%	448	1,386	715	195
千里達及托巴哥	377	35.18%	1,684	1,464	1,072	695
愛沙尼亞	370	69.05%	386	1,404	536	166
盧森堡	339	75.87%	267	1,495	447	108
立陶宛	336	53.66%	270	563	626	290
克羅埃西亞	317	35.50%	540	566	894	576
巴拿馬	256	57.39%	181	574	447	190
亞塞拜然	238	66.48%	1,078	544	357	120
汶萊	217	48.64%	563	1,483	447	229
拉脫維亞	184	51.43%	161	561	357	174
馬爾他	138	77.06%	99	1,463	179	41
羅馬尼亞	115	3.79%	3,178	657	3,038	2,923
波黎那	114	42.46%	142	556	268	154
冰島	59	66.45%	73	1,468	89	30
烏拉圭	25	9.20%	242	602	268	243
加彭	22	8.26%	232	569	268	246
總量	498,297					

表4(續)

國 家	交易量	交易量佔初始 排放權之比例	CO ₂ 排放量 ^a	MAC	初始分配之 CO ₂ 減量 ^a	均衡減量 ^a
賣 方						
俄羅斯聯邦	257,280	627.26%	45,334	103	41,016	298,296
巴基斯坦	36,981	5173.03%	7,679	123	715	37,696
象牙海岸	29,283	---	342	7	0	29,283
辛巴威	26,095	5840.39%	582	14	447	26,542
越南	20,643	2566.78%	5,536	156	804	21,447
印尼	10,179	147.93%	22,050	781	6,881	17,059
墨西哥	10,170	74.88%	19,685	501	13,583	23,753
烏克蘭	9,150	213.33%	8,651	389	4,289	13,440
印度	9,028	43.18%	110,668	2,233	20,910	29,939
塞內加爾	7,575	---	299	24	0	7,575
南非	7,462	69.01%	21,235	702	10,813	18,275
孟加拉共和國	7,115	7961.65%	2,559	215	89	7,204
肯亞	6,737	7538.90%	384	34	89	6,826
烏茲別克斯坦	5,360	1199.71%	3,089	321	447	5,807
迦納	5,056	---	403	48	0	5,056
泰國	4,418	48.47%	16,590	741	9,115	13,532
埃及	3,826	171.27%	5,934	592	2,234	6,060
委內瑞拉	3,728	88.77%	7,762	592	4,200	7,928
海地	3,483	---	112	20	0	3,483
多哥	3,244	---	136	25	0	3,244
貝南	3,052	---	123	24	0	3,052
菲律賓	2,746	133.61%	5,141	647	2,055	4,801
哈薩克	2,733	80.47%	6,848	675	3,396	6,128
尼泊爾	2,437	---	184	46	0	2,437
馬來西亞	2,405	33.23%	8,213	515	7,238	9,643
尚比亞	2,148	---	99	28	0	2,148
哥倫比亞	1,680	75.19%	3,913	604	2,234	3,914
阿爾及利亞	1,561	64.68%	3,652	555	2,413	3,973
剛果民主共和國	1,425	---	260	110	0	1,425
黎巴嫩	1,191	190.33%	1,743	580	626	1,816
莫三比克	1,138	---	88	46	0	1,138
智利	1,013	37.80%	3,523	576	2,681	3,694

表 4 (續)

國 家	交易量	交易量佔初始 排放權之比例	CO ₂ 排放量 ^a	MAC	初始分配之 CO ₂ 減量 ^a	均衡減量 ^a
阿根廷	909	16.68%	7,596	722	5,451	6,360
約旦	908	508.21%	1,013	563	179	1,087
蘇丹	624	698.69%	673	570	89	714
瓜地馬拉	567	317.45%	699	566	179	746
保加利亞	538	26.17%	2,710	631	2,055	2,593
多明尼加共和國	536	119.99%	915	562	447	983
突尼西亞	459	73.39%	1,008	562	626	1,085
白俄羅斯	440	32.79%	1,643	558	1,340	1,780
厄瓜多爾	437	48.87%	1,244	565	894	1,330
安哥拉	364	135.79%	591	565	268	632
牙買加	347	129.41%	578	568	268	615
祕魯	289	21.58%	1,571	583	1,340	1,630
宏都拉斯	259	290.13%	322	558	89	349
玻利維亞	219	49.01%	619	562	447	666
尼加拉瓜	200	223.26%	266	557	89	289
薩爾瓦多	166	93.06%	320	560	179	345
摩洛哥	166	30.95%	641	552	536	702
巴拉圭	160	178.52%	190	462	89	249
亞美尼亞	117	130.78%	189	554	89	206
斯里蘭卡	66	12.35%	563	564	536	602
喀麥隆	65	72.86%	143	560	89	154
摩爾達維亞	64	71.10%	139	548	89	153
剛果	29	32.95%	109	556	89	119
哥斯大黎加	27	10.09%	285	584	268	295
總量	498,297					
		均衡價格	每公噸 1,208.29 美元			
		總成本	5,209,350 百萬美元			

資料來源：本文估算。

註 a：CO₂ 排放交易量的單位為萬公噸。

至於中國的邊際減量成本在參與全世界的排放將交易，邊際減量成本將由每公噸的 3,949 美元提升至 4,012 美元，主要是因隨其經濟發展而配

置到的初始分配減量提升近一倍有餘，由在 APEC 必須減量 64,270 萬公噸，增加全世界時的 136,185 公噸，如此也使得其交易量佔初始分配的比例由 APEC 的 41.22% 大幅提昇至 61.44%。

而在 APEC 區域組織中為買方的十個國家，於參與全世界的排放交易時依然為買方的國家，因為這些國家，一則不是相對高所得群組的國家，不然就是當集結了全世界各國後，所加入的國家相對是不需承擔較多減量配額的國家，因此造成原來在 APEC 為買方的十個國家，可能是來自於其高所得所反應的高邊際減量成本，或者是較多的初始分配減量，因而在考量最後為減量所需付出的總經濟成本時，由購買他國的排放權比起自身減量所需付出的總經濟成本相對較低。只是各國在 APEC 的區域組織及全世界的交易比例，依其所分配到的排放初始減量及所相對照的交易國家的邊際減量成本而各有不同的變動。

陸、結論

排放權交易是各政府或學者近來十分關注的課題，本文採用影子價格模型結合方向性距離函數，從要素面與生產面兩方面分析以經濟成本為詮釋之 CO₂ 邊際減量成本，進而建構碳權的交易模型得出 APEC 在 2020 年，而全世界在 2030 年所有樣本國進行交易之價格，及交易後 CO₂ 排放權之買賣結果。

結果發現若是以經濟成本為代表之邊際減量成本，排放量愈高的國家，面臨減量所需付出的邊際減量成本也會愈高。而在排放權交易制度的模型設計中，初始排放權之分配，考量選用 2008 年 GDR 之「責任」、「能力」與「需求」三項原則做為初始分配的依據。在目標為總減量成本最小之考量下，2020 年的 APEC 區域組織與 2030 的全世界情境皆顯示出，經濟發展程度愈高的國家會擔任買方的角色，主要是因為經濟發展程度愈高的國家，邊際減量成本愈大，所以在進行交易時，在自行減量的部分，會

減較少的量來降低減量成本，並且透過購買較低價格的 CO₂ 排放權來補足該國所分配到必須減少的 CO₂ 之排放量；反之，若該國經濟程度較低，邊際減量成本相對較小，此時該國會願意減少超出必須減少的量，以出售 CO₂ 排放權以賺取收益。

在 2020 年 APEC 成員國的 CO₂ 排放總量設定為必須減至 1990 年排放量水準之 25%，此時的均衡價格為每公噸 1,005.69 美元，而 APEC 成員國所付出之總經濟成本為 1,969,970 百萬美元。而 2030 年全世界 107 個樣本國的 CO₂ 排放總量設定達到減量至 2000 年的 50% 的目標，此時的均衡價格為每公噸 1,208.29 美元，而所付出之總經濟成本為 5,209,350 百萬美元。而台灣將由 APEC 區域組織而至及全世界之參與，因初始所分配到應減之 CO₂ 的增加，使得邊際減量成本提升，於是當全世界一起交易時，傾向由交易購入的排放權比例將更大，以能維持較小的總減量成本。

本文在初始 CO₂ 排放權的分配上，是採用 RCI 指標推算而來，然在國際間初始分配的討論仍有許多意見，因此，未來在設定初始分配權時，或可改採其他的分配方式。而在建構 CO₂ 排放權交易的實證模型中，是以總減量成本最小為基礎，其中並未考量到 CO₂ 具有儲存性，因此在之後的分析上，尚可納入排放權的跨期機制，以使 CO₂ 排放權交易機制有更完善的考量。

參考文獻

- 中央政府總預決算查詢及統計資料庫。2008。《總體經濟資料庫》（<http://nplbudget.ly.gov.tw/>）（2008/10/20）。
- 中華民國統計資訊網。2008。《消費者物價指數及其年增率》（<http://www.stat.gov.tw/public/data/dgbas03/bs3/inquire/cpispl.xls>）（2008/10/20）。
- 經濟部能源局。2007。《台灣能源統計手冊》（<http://www.moeaboe.gov.tw/opengovinfo/Plan/all/files/EnergyStatisticalDataBook.pdf>）（2008/10/20）。
- 經濟部能源局。2009。《我國燃料燃燒之二氧化碳排放統計與分析》（[http://www.moeaboe.gov.tw/promote/greenhouse/files/我國CO₂排放趨勢.pdf](http://www.moeaboe.gov.tw/promote/greenhouse/files/我國CO2排放趨勢.pdf)）（2008/5/1）。
- 魏國棟。2003。〈氣候變遷與因應經濟政策工具——文獻回顧〉《經濟研究》39卷，1期，頁27-69。
- Atkinson, Scott E., and T. H. Tietenberg. 1982. "The Empirical Properties of Two Classes of Designs for Transferable Discharge Permit Markets." *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 9, No. 2, pp. 101-21.
- Barker, Terry, Jonathan Köhler, and Marcelo Villena. 2002. "Cost of Greenhouse Gas Abatement: Meta-analysis of Post-SRES Mitigation Scenario." *Environmental Economics and Policy Studies*, Vol. 5, No. 2, pp. 135-66.
- Berk, M. M., and M. G. J. den Elzen. 2001. "Options for Differentiation of Future Commitments in Climate Policy: How to Realize Timely Participation to Meet Stringent Climate Goals?" *Climate Policy*, Vol. 1, No. 4, pp. 465-80.
- Bernard, Alain L., and Marc Vielle. 2003. "Measuring the Welfare Cost of Climate Change Policies: A Comparative Assessment Based on the Computable General Equilibrium Model GEMINI-E3." *Environmental Modeling and Assessment*, Vol. 8, No. 3, pp. 199-217.
- Bernstein, Lenny, and Jiahua Pan. 2000. *Sectoral Economic Costs and Benefits of GHG Mitigation*. Eisenach, Germany: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Bruce, James P., Hoesung Lee, and Erik F. Haites. 1996. *Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions of Climate Change: Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Chambers, Robert G. 1998. "Input and Output indicators," in Rolf Färe, Shawna Grosskopf, and R. Robert Russell, eds. *Index Numbers: Essays in Honour of Sten*

- Malmquist*, pp. 241-72. Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Chambers, Robert G., Yangho Chung, and Rolf Färe. 1996. "Benefit and Distance Functions." *Journal of Economic Theory*, Vol. 70, No.2, pp. 407-19.
- Chung, Y. H., R. Färe, and S. Grosskopf. 1997. "Productivity and Undesirable Outputs: A Directional Distance Function Approach." *Journal of Environmental Management*, Vol. 51, No.3, pp. 229-40.
- Coase, Ronald H. 1960. "The Problem of Social Cost." *Journal of Law and Economics*, Vol. 3, pp. 1-44.
- Coelli, Tim, and Sergio Perelman. 1999. "A Comparison of Parametric and Non-parametric Distance Functions: With Application to European Railways." *European Journal of Operational Research*, Vol. 117, No. 2, pp. 326-39.
- Coggins, Jay S., and John R. Swinton. 1996. "The Price of Pollution: A Dual Approach to Valuing SO₂ Allowances." *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 30, No. 1, pp. 58-72.
- Cramton, Peter, and Suzi Kerr. 2002. "Tradeable Carbon Permit Auctions How and Why to Auction not Grandfather." *Energy Policy*, Vol. 30, No.4, pp. 333-45.
- Criqui, Patrick, Silvana Mima, and Laurent Viguiet. 1999. "Marginal Abatement Cost of CO₂ Emission Reductions, Geographical Flexibility and Concrete Ceilings: An Assessment Using the POLES Model." *Energy Policy*, Vol. 27, No. 10, pp. 585-601.
- Dales, John H. 1968. *Pollution, Property and Prices*. Toronto: University of Toronto Press.
- Dinan, T., and D. L. Rogers. 2002. "Distributional Effects of Carbon Allowances Trading: How Government Decisions Determine Winners and Losers." *National Tax Journal*, Vol. 55, No. 2, pp. 199-221.
- EcoEquity and Stockholm Environment Institute. 2009. *Greenhouse Development Rights Online Calculator* (http://www.gdrights.org/calc_basic/basic.Rpad) (2010/3/12).
- Edmonds, Jae, and John Reilly. 1983. "A Long-term Global Energy-economic Model of Carbon Dioxide Release from Fossil Fuel Use." *Energy Economics*, Vol. 5, No.2, pp. 74-88.
- Färe, Rolf, Shawna Grosskopf, C. A. Knox Lovell, and Suthathip Yaisawarng. 1993. "Derivation of Shadow Prices for Undesirable Outputs: A Distance Function Approach." *Review of Economics and Statistics*, Vol. 75, No. 2, pp. 374-80.
- Färe, Rolf, Shawna Grosskopf, and William L. Weber. 2002. "Shadow Prices and

- Pollution Costs in U.S Agriculture,” Paper presented at the Second World Congress of Environmental and Resource Economists. Monterey, California, June 24-27.
- Gupta, Joyeeta. 2003. “Engaging Developing Countries in Climate Change: (KISS and Make-up!),” in Michel David, ed. *Climate Policy for the 21st Century: Meeting the Long-Term Challenge of Global Warming*, pp. 233-64. Washington, D.C.: Center for Transatlantic Relations.
- Heinrich Böll, Christian Aid, EcoEquity, and Stockholm Environment. 2008. *The Greenhouse Development Rights Framework*. Berlin: Heinrich Böll, Christian Aid, EcoEquity, and Stockholm Environment.
- Höhne, Niklas, Carolina Galleguillos, Komelis Blok, Jochen Harnisch, and Dian Phylipsen. 2003. “Evolution of Commitments under the UNFCCC: Involving Newly Industrialized Economies and Developing Countries.” (<http://www.chem.uu.nl/nws/www/publica/Publicaties2003/e2003-155.pdf>) (2009/6/30).
- International Energy Agency. 2008. *Energy Technology Perspectives 2008*. Paris: International Energy Agency.
- Keeling, C. D., and T. P. Whorf. 2004. “Atmospheric CO₂ Concentrations (ppmv) Derived from in Situ Air Samples Collected at Mauna Loa Observatory, Hawaii.” (<http://cdiac.esd.ornl.gov/ftp/maunaloa-co2/maunaloa.co2>) (2009/6/30).
- Klepper, Gernot, and Sonja Peterson. 2004. “The EU Emissions Trading Scheme Allowance Price, Trade Flows and Competitiveness Effects.” *European Environment*, Vol. 14, No. 4, pp. 201-18.
- Klepper, Gernot, and Sonja Peterson. 2006. “Marginal Abatement Cost Curves in General Equilibrium: The Influence of World Energy Prices.” *Resource and Energy Economics*, Vol. 28, No.1, pp. 1-23.
- Klinge Jacobsen, Henrik 1998. “Integrating the Bottom-up and Top-down Approach to Energy-economy Modelling: The Case of Denmark.” *Energy Economics*, Vol. 20, No. 4, pp. 443-61.
- Kuik, Onno. 2003. “Climate Change Policies, Energy Security and Carbon Dependency: Trade-offs for the European Union in the Longer Term.” *International Environmental Agreement: Politics, Law and Economics*, Vol. 3, No. 3, pp. 221-42.
- Kuik, Onno, Luke Brander, and Richard S. J. Tol. 2009. “Marginal Abatement Costs of Greenhouse Gas Emissions: A Meta-analysis.” *Energy Policy*, Vol. 37, No. 4, pp. 1395-403.
- Lansink, Alfons Oude. 2003. “Technical Efficiency and CO₂ Abatement Policies in the

- Dutch Glasshouse Industry.” *Agricultural Economics*, Vol. 28, No. 2, pp. 99-108.
- Maradan, David, and Anatoli Vassiliev. 2005. “Marginal Costs of Carbon Dioxide Abatement: Empirical Evidence from Cross-country Analysis.” *Swiss Journal of Economics and Statistics*, Vol. 141, No. 3, pp. 377-410.
- Marklund, Per-Olov, and Eva Samakovlis. 2007. “What is Driving the EU Burden-sharing Agreement: Efficiency or Equity?” *Journal of Environmental Management*, Vol. 85, No. 2, pp. 317-29.
- Marland, G., T. A. Boden, and R. J. Andres. 2008. Global, Regional, and National Fossil Fuel CO₂ Emission: Trends - A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Environmental Sciences Divisions, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. (<http://cdiac.ornl.gov/trends/emis/overview.html>) (2010/3/6).
- Misra, Dinesh, and Shashi Kant. 2005. “Economic Efficiency and Shadow Prices of Social and Biological Outputs of Village-level Organizations of Joint Forest Management in Gujarat, India.” *Journal of Forest Economics*, Vol. 11, No. 3, pp. 141-60.
- Montgomery, W. David. 1972. “Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs.” *Journal of Economic Theory*, Vol. 5, No. 3, pp. 395-418.
- Parry, Ian W. H. 2004. “Are Emissions Permits Regressive?” *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 47, No. 2, pp. 364-87.
- Pittman, Russell W. 1981. “Issue in Pollution Control: Interplant Cost Differences and Economies of Scale.” *Land Economics*, Vol. 57, No. 1, pp. 1-17.
- Pizer, William, Dallas Burtraw, Winston Harrington, Richard Newell, and James Sanchirico. 2006. “Modeling Economy-wide vs. Sectoral Climate Policies.” *Energy Journal*, Vol. 27, No. 3, pp. 135-68.
- Reig-Martínez, Ernest, Anres Picazo-Tadeo, and Frencesc Hernández-Sancho. 2001. “The Calculation of Shadow Prices for Industrial Wastes Using Distance Functions: An Analysis for Spanish Ceramic Pavements Firms.” *International Journal of Production Economics*, Vol. 69, No. 3, pp. 277-85.
- Rose, Adam, Brandt Stevens, Jae Edmonds, and Marshall Wise. 1998. “International Equity and Differentiation in Global Warming Policy.” *Environmental and Resource Economics*, Vol. 12, No. 1. pp. 25-51.
- Stavins, Robert N. 1995. “Transaction Costs and Tradeable Permits.” *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 29, No. 2, pp. 133-48.

- Stankeviciute, Loreta, A. Kitous, and Patrick Criqui. 2008. "The Fundamentals of the Future International Emissions Trading System." *Energy Policy*, Vol. 36, No. 11, pp. 4272-86.
- Van Ha, Nguyen, Shashi Kant, and Virginia Maclaren. 2008. "Shadow Prices of Environmental Outputs and Production Efficiency of Household-level Paper Recycling Units in Vietnam." *Ecological Economics*, Vol. 65, No. 1, pp. 98-110.
- World Bank. 2008. *Institutional Subscribers to WDI Online*. (<http://ddp-ext.worldbank.org/ext/DDPQQ/member.do?method=getMembers&userid=1&queryId=6>) (2008/10/20).
- World Bank. 2009. *World Bank List of Economies (April 2009)*. (<http://siteresources.worldbank.org/DATASTATISTICS/Resources/CLASS.XLS>) (2009/5/1).

The Influence of Emission Trading from APEC Regional Organization to the World Market: Some Implications to Taiwan

Pei-Ing Wu

*Professor, Department of Agricultural Economics
National Taiwan University, Taipei, TAIWAN*

Tsung-Yu Lin

*Graduated Student, Master of Science, Department of Agricultural Economics
National Taiwan University, Taipei, TAIWAN*

Je-Liang Liou

*Doctor of Philosophy, Department of Agricultural Economics
National Taiwan University, Taipei, TAIWAN*

Abstract

The purpose of this paper is to construct two scenarios for countries in the Asian-Pacific Economic Cooperation in the year of 2020 and for 107 countries around the world in the year of 2030 and to observe the emission trading prices and the amounts of emission trading for each scenario. The idea of economic cost is used as the measurement of marginal abatement cost for the determination of trading. The results show that country with the higher amount of emission will have higher marginal abatement cost. With minimum total emission reduction cost as the objective, the scenarios of APEC and all over the world shows that most of the developed countries will be the buyers in the trading market and Taiwan is one of such countries. The trading price for APEC in the

year of 2020 is US \$1,005.69 per ton and that for all the world is US \$1,208.29 per ton. More share of emission reduction will be purchased from the trading market while Taiwan joins this mechanism in APEC than that in the world market due to the increasing of the marginal abatement cost and the allocated emission reducing amounts. That is, in the APEC scenario there are 21.16% of permits for Taiwan will be purchased from the trading market. While in the world scenario there are 39.08% of the permits are purchased from the trading market.

Keywords: marginal abatement cost, initial endowment, shadow price model, directional output distance function, panel data