

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



以區域 CGE 模型評估建築廢棄物循環利用

對溫室氣體排放及經濟之影響

Assessing the Effect of Construction and Demolition Waste

Recycling on Greenhouse Gas Emissions and Economy

with Regional Computable General Equilibrium Model

郭翰霖

Han-Lin Kuo

指導教授：馬鴻文 教授

Advisor: Hwong-Wen Ma, Ph.D

中華民國 111 年 7 月

July 2022

誌謝



這篇碩士論文得以順利完成，需要感謝很多貴人對我的幫助與支持。首先，最感謝的就是從小用心栽培我的爸爸媽媽、爺爺奶奶、外公外婆以及其他家人，他們對我的照顧總是無微不至，給予我許多精神上與物質上的支持，讓我能無後顧之憂的讀書、做研究。

在兩年的碩士班求學期間，我特別感謝我的指導教授馬鴻文老師。馬老師總是給予我很多的鼓勵，並指點我研究上的迷津，讓我能順利完成碩士論文。此外，也很感謝馬老師讓我們有很多的時間可以自主學習，讓我在碩一時就考到環工技師。更感謝馬老師總是支持我們的想法，讓我們有很大的發揮空間。真的很慶幸自己的指導教授是馬鴻文老師。

感謝秀靜學姊對我的指導，學姊總是能在研究上給予我許多不一樣的想法、指引我研究的方向、解答我在研究中遇到的問題。沒有學姊的協助，我的研究不可能進行得如此順利。感謝筠婷學姊教我使用 CGE 模型，並在 CGE 模型的操作上給予我許多寶貴的建議、幫我找出許多的 bug，讓我能快速上手陌生的 CGE 模型。感謝口試委員鄒倫老師與楊浩彥老師對我論文的肯定，並不藏私地與我分享他們累積數十年的專業知識，提供許多寶貴的建議給我，使本論文更加完善。

感謝馬老師研究室的所有成員，對我的關懷與協助。感謝培群學長給予我研究上的協助，並提供很多口試報告的建議給我。感謝睿安學長、富威學長常常與我一起在研究室奮戰到深夜，時常關心我的研究狀況，並與我分享做研究的方法以及論文的撰寫技巧，讓我的研究進行得更加順利。感謝彥廷學長、軒佑學長、曼潔學姊對我的照顧、幫我解答很多的疑惑，並給予我勉勵。感謝同儕詠惠、昀辰、家凱、韋堯常常關心我的狀況以及幫忙我許多事情。感謝儻潔姐在行政事務上的協助，讓我們能專心進行研究。



感謝室友政睿、易謹對我的照顧，並時常關心我的身心狀態、與我分享各種生活上的點點滴滴，很開心能與你們當兩年的室友。感謝空氣組的夥伴們思瀚、睿紜、淳珍、智宇、俊發陪我修了一年的課，並時常互相關心彼此的狀況、相互勉勵，能夠認識你們真的很開心。

碩士班兩年的期間，所幸承蒙許多貴人的照顧與支持，使我在這段充滿挑戰與未知的旅程，得以堅持到最後，順利畢業。

中文摘要



循環經濟被認為是重要的減碳策略，能以此減緩氣候變遷。而都市地區人口集中，並消耗大量的自然資源，因此都市地區的循環經濟潛力相當大。由於各個區域的社會文化背景、環境問題存在著相當大的差異，因地制宜的管理方式可能相對有效。因此以都市為主體的區域性循環經濟策略近年來日益受到重視。然而，都市制定的循環經濟策略對於經濟方面的影響以及減碳的效果，充滿著不確定性。因此政策評估模型的角色就顯得相當重要，透過政策評估模型的輔助，可事先評估政策的效果，以確保政策的有效性。然而，目前可用於都市層級循環經濟政策的政策評估模型卻寥寥無幾。

因此，本研究以區域可計算一般均衡模型(區域 CGE 模型)，搭配碳盤查模型，建立區域性循環經濟政策評估模型。將全國劃分成七個區域，分別是六個直轄市，以及六都以外的其他地區。並以建築廢棄物為例，進行地方層級的循環經濟政策評估，以供決策者作為制定政策時之參考。

研究結果顯示，對於台北而言，實施補貼再生建築材料業之政策以及實施補貼再生建築材料業並向污染整治業課徵環境特別公課之政策能有效促進建築廢棄物的資源循環，且前者為最佳之循環經濟促進政策。然而台北實施補貼再生建築材料業之政策時，會因為再生建築材料業的擴張而帶動台北地區其他產業的發展，導致台北的溫室氣體排放量上升，無法實現循環經濟預期的減碳效果。但是對於整個國家而言，台北實施補貼再生建築材料業之政策卻能使全國的溫室氣體排放總量減少，且 GDP 增加，達成最理想的脫鉤情況。因此循環經濟的推動並不一定只會造成減碳的效果，也有可能反而會使碳排增加。而政策效果究竟如何，需仰賴區域性循環經濟政策評估模型來評估。

本研究建立之區域性循環經濟政策評估模型，最大的優點在於其將評估的對象從國家層級擴展到地方層級，可模擬區域性的政策、評估地方層級的影響效果、

呈現各個區域的個別產業受政策影響之情形。此為多數政策評估模型所無法評估之項目。



關鍵字：循環經濟、建築廢棄物、溫室氣體、區域 CGE 模型、碳盤查、政策評估

Abstract

The circular economy is regarded as an important carbon reduction strategy, and it has recently been applied for climate change mitigation. For the circular economy, urban areas are high potential because of their high-density population and consumption of many natural resources. Effective urban managements have to suit the city's measures to local conditions according to the sociocultural context and environmental issues. Hence, circular economy strategies at the city level have received more and more attention in recent years. However, the effect of the circular economy strategy, which is developed by the city to reduce greenhouse gas and improve the economy, is unexpected. Ensuring the effectiveness of the policy can be projected by models in advance to decrease the cost and mistakes when implementing policy. However, few policy evaluation models are currently available for circular economy policies at the city level. Therefore, this study establishes a regional circular economy policy evaluation model consisting of a regional computable general equilibrium model and carbon inventory model to assess the effectiveness of circular economy policies at the city level.

Taking construction and demolition waste recycling as an example, subsidizing the recycled building materials industry and levying special common levies for the environment on pollution control industries are applied for promoting the reuse of construction and demolition waste only in Taipei. As a result, subsidizing the recycled building materials industry can promote not only the development of the recycled building materials industry but also the decoupling indicator for Taipei. Conversely, subsidizing the recycled building materials industry will increase greenhouse gas emissions in Taipei due to repercussions between industries. But for the whole of Taiwan, the action in Taipei can reduce the national greenhouse gas emissions and increase the



GDP, which achieves the ideal decoupling situation. The effectiveness of the circular economy may be unexpected in decreasing or increasing greenhouse gas emissions; hence the effect of the policy needs to be assessed through a regional circular economy policy evaluation model.

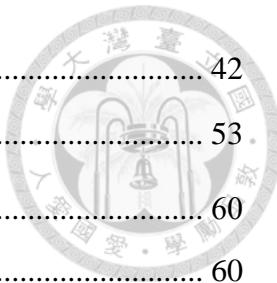
The most significant advantage of the regional circular economy policy evaluation model established in this study is that this model increase resolution from the national level to the city level. High resolution can simulate regional policies, assess impacts at the city level, and present the effect of individual industries in each region affected by the policy, which most policy evaluation models are not available.

Keywords: Circular Economy, Construction and Demolition Waste, Greenhouse Gas, Regional CGE Model, Carbon Inventory, Policy Evaluation

目錄



誌謝	i
中文摘要	iii
Abstract	v
目錄	vii
圖目錄	ix
表目錄	xi
第一章 緒論	1
1.1 研究緣起	1
1.2 研究目的	4
1.3 研究架構	4
第二章 文獻回顧	6
2.1 溫室氣體所造成之氣候風險	6
2.2 循環經濟模式	12
2.2.1 循環經濟策略對碳排放量之影響	13
2.2.2 循環經濟策略對經濟之影響	15
2.2.3 促進資源循環之經濟誘因	18
2.2.4 都市層級的循環經濟	23
2.3 建築廢棄物之循環利用潛力	25
2.4 以 CGE 模型評估循環政策	30
第三章 研究方法	35
3.1 研究流程	35
3.2 情境設定	37
3.3 區域 CGE 模型	39
3.3.1 模型簡介	39



3.3.2 社會會計矩陣(SAM 表)之建立.....	42
3.3.3 CGE 模型經濟數學方程式	53.
3.4 碳盤查模型	60
3.4.1 模型簡介	60
3.4.2 碳盤查模型之建立.....	62
第四章 結果與討論	63
4.1 循環經濟策略對建築材料業之影響	65
4.2 補貼再生建築材料業政策之效果	68
4.3 課徵環境特別公課政策之效果	81
4.4 補貼再生建築材料業政策加課徵環境特別公課政策之效果	90
4.5 循環經濟策略之比較	98
4.5.1 經濟及環境影響之比較.....	98
4.5.2 再生資源生產力及環境衝擊影響之比較.....	99
4.6 循環經濟策略之波及效果	102
第五章 結論與建議	108
5.1 結論	108
5.2 建議	111
參考文獻	115

圖目錄



圖 1-1 研究架構圖	5
圖 2-1 全球二氧化碳排放與大氣中二氧化碳濃度走勢圖	7
圖 2-2 溫室效應示意圖	8
圖 2-3 近兩千年全球溫度變化	9
圖 2-4 臺灣 2050 淨零轉型的十二項關鍵戰略	11
圖 2-5 歐盟重工業導入循環經濟模式的減碳潛力	15
圖 2-6 全球的 GDP 和材料足蹟趨勢	16
圖 2-7 營建工程相關廢棄物分類圖	26
圖 2-8 108 年營建工程剩餘土石方流向	28
圖 2-9 1965 年至 2014 年台北市的建築材料存量推估	30
圖 3-1 研究流程圖	36
圖 3-2 小 SAM 表架構圖	43
圖 3-3 大 SAM 表架構圖	44
圖 3-4 分區域大 SAM 表架構圖	44
圖 3-5 砂類建築材料部門拆分流程	52
圖 3-6 水泥類建築材料部門拆分流程	53
圖 4-1 Vehmas 脫鉤指標概念圖	64
圖 4-2 各政策情境下台北建築材料業總產出變化率	66
圖 4-3 各政策情境台北再生建築材料業占比變化比例	68
圖 4-4 台北地區補貼再生建築材料業情境下各區域總產出變化量	69
圖 4-5 產業關聯效果四象限圖	72
圖 4-6 台北地區補貼再生建築材料業情境下各區域溫室氣體排放變化量	74
圖 4-7 台北地區補貼再生建築材料業情境下各區域 GDP 變化量	77



圖 4-8 台北地區補貼再生建築材料業 10%情境之脫鉤指標.....	80
圖 4-9 台北地區向污染整治業課徵環境特別公課情境下各區域總產出變化量 ...	82
圖 4-10 台北地區向污染整治業收費 10%情境下各區域溫室氣體排放變化量.....	85
圖 4-11 台北地區向污染整治業收費 10%情境下各區域 GDP 變化量.....	87
圖 4-12 台北地區向污染整治業收費 10%情境之脫鉤指標.....	89
圖 4-13 台北地區補貼並收費 10%情境下各區域總產出變化量.....	91
圖 4-14 台北地區補貼並收費 10%情境下各區域溫室氣體排放變化量.....	93
圖 4-15 台北地區補貼並收費 10%情境下各區域 GDP 變化量.....	95
圖 4-16 台北地區補貼並收費 10%情境之脫鉤指標.....	96
圖 4-17 各政策情境台北地區脫鉤指標比較.....	99
圖 4-18 各政策情境台北地區資源效率指標比較.....	101
圖 4-19 補貼情境下各地區資源效率指標之比較.....	103
圖 4-20 補貼情境下各產業資源效率指標之比較.....	106

表目錄



表 2-1 臺灣六都人口及人口密度統計表	24
表 2-2 營建工程剩餘土石方種類	29
表 2-3 臺灣 105 年期間六都地區的 B5 類營建工程剩餘土石方產出量	29
表 3-1 本研究之情境設定	39
表 3-2 臺灣地區 105 年小 SAM 表	45
表 3-3 臺灣地區 105 年大 SAM 表	47
表 4-1 台北補貼再生建築材料業 10%情境下各區域及基本金屬業總產出變化...	69
表 4-2 台北實施補貼政策情境下各區域及基本金屬業溫室氣體排放變化.....	74
表 4-3 台北實施補貼政策情境下各區域 GDP 及基本金屬業附加價值變化.....	77
表 4-4 台北向污染整治業收費 10%情境下各區域及基本金屬業總產出變化.....	83
表 4-5 台北實施收費政策情境下各區域及基本金屬業溫室氣體排放變化.....	86
表 4-6 台北實施收費政策情境下各區域 GDP 及基本金屬業附加價值變化.....	88
表 4-7 台北地區補貼並收費 10%情境下各區域總產出變化.....	92

第一章 緒論

1.1 研究緣起

自工業革命以來，人類對於化石燃料的需求日益提升，化石燃料的使用產生了大量的二氧化碳排放到大氣中，導致大氣層中二氧化碳濃度由工業革命以前的 280 ppm 上升至 2021 年的 416 ppm(NOAA, 2022)。而且，世界人口總數自 1950 年代起快速增加，近幾十年來全球資源耗用量及二氧化碳排放量也跟著人口總數的激增而飛快地增長。因此大氣層中溫室氣體的濃度快速升高，使得溫室效應加劇，造成全球氣溫以前所未見的速度上升，出現明顯的全球暖化現象(Hawkins, 2020; IPCC, 2021)。全球暖化使得地表中的熱含量顯著地增加，地表中額外的熱量造成全球氣候發生變化，並導致層出不窮的氣候災害，例如：乾旱、熱浪、寒流、水患、暴雨、暴風雪、熱帶氣旋出現強度與的頻率增加；冰川融化使得海平面上升，淹沒低海拔地區(IPCC, 2007)。

有鑑於全球暖化所造成的氣候風險，政府間氣候變化專門委員會(IPCC)疾呼：全球須將平均升溫控制在 1.5°C 以內，以減少對生態系統、人類健康和福祉的不利影響。而欲達成升溫控制在 1.5°C 以內的目標，則全球須在 2050 年以前達成淨零碳排(IPCC, 2018)。世界各國透過環境公約的制定與執行，共同努力減緩全球暖化，例如：《聯合國氣候變化綱要公約》旨在維持大氣中溫室氣體的濃度，使氣候系統不致產生不可逆的影響。《京都議定書》其目標是將大氣中的溫室氣體濃度維持在一個合適的水準，以確保永續發展。《巴黎協定》旨在加強對氣候變遷威脅的應對作為，透過各國相互合作，將全球平均升溫控制在 2°C 以內，並致力於將全球平均升溫控制在 1.5°C 以內，以降低氣候變遷的風險和影響。《格拉斯哥氣候協定》明確訂出：締約國應提出更積極的 2030 年減碳目標(NDC)，以達成全球 2030 年較 2010 年減碳 45% 之目標。



臺灣亦於 2022 年 3 月公布《臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明》，展現與國際社會共同減碳以對抗氣候變遷的決心。我國規劃十二項關鍵戰略，藉由政府政策及預算的支持，期望加大關鍵領域的減碳貢獻，關鍵戰略中提及「資源循環零廢棄」，顯現推動循環經濟為減碳的重要策略。

循環經濟的理念為資源在封閉的循環系統中不斷地循環使用，使資源效率極大化、廢棄物產出極小化，減輕環境污染的問題。已有許多研究證實了循環經濟的減碳效益，例如：每回收一公斤的廢鋼可減少 1.5 公斤的二氧化碳排放(Broadbent, 2016)；使用不同種類的再生水泥產品相較於使用原生水泥產品，可減少 26%~42% 的二氧化碳排放(Sousa & Bogas, 2021)；都市生活垃圾的回收率每增加 1%，可以減少 0.209% 的碳排放(Razzaq et al., 2021)；歐盟重工業若從現在開始導入循環經濟模式，到 2050 年時歐盟重工業預估可減少 56% 的溫室氣體排放量(Material Economics, 2018)。也因此，循環經濟越來越受到重視，各國政府為了減少自然資源的耗用並削減溫室氣體的排放量，紛紛推出循環經濟策略，以政策促進循環經濟的發展。經濟誘因制度為政府在環境相關政策中常採用之政策工具，經濟誘因制度以市場機制為基礎，以經濟手段間接引導人民之行為選擇，使人民在自身經濟利益極大化的考量下，自發地採取促進資源循環的行為模式。常用於促進循環經濟之經濟誘因制度包括課徵環境公課與補貼，課徵環境公課是依據污染者付費原則來訂定，以價制量；補貼則是針對採取循環措施者給予經濟上的獎勵。上述經濟誘因制度在國內外已有相當多執行的案例，部分為中央政府所執行，部分則由地方政府所執行。

由於一個國家中各個行政區的社會文化背景、環境問題可能存在著相當大的差異。因此，因地制宜的區域化環境政策越來越受到重視(Gibbs & Jonas, 2000)。例如：我國各地區混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物的產出量，就呈現相當大的差異，各縣市產出的建築廢棄物量分布極其不均。在六都中，人均混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物產出量最高者為台北市、最低者為台中市。台北市的人均混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物產出量是台中市的 6 倍以上。因此，台北市所實施之建築廢棄物資源循

環促進政策，可能相較於其他縣市或全國所實施之建築廢棄物資源循環促進政策來的有效。

都市地區被視為是最具潛力的循環經濟執行標的，因為都市地區僅占全球總陸地面積的 2% (Paiho et al., 2020)，卻容納了世界上 55% 的人口 (UN Department of Economic Social Affairs, 2018)，並貢獻了全球溫室氣體排放量的 70% 以上 (Kongboon et al., 2022)。人類過度集中於都市，導致都市地區消耗大量的自然資源，並造成嚴重的環境問題。因此近年來以都市為主體的循環經濟策略日益受到重視。而在產業方面，由於建築產業為全球資源耗用、碳排放與固體廢棄物產出的主要產業之一，因此建築產業的循環經濟潛力最大 (Brambilla et al., 2019)。建築產業占全球資源消耗量的 50% (Gallego-Schmid et al., 2020)，產生了全球約 30% ~ 40% 的固體廢棄物量 (Jin et al., 2019)，並占全球總碳排量的 20% 左右 (Gallego-Schmid et al., 2020)。因此建築廢棄物在許多地方所規畫之循環經濟策略中，被訂為循環政策執行的關鍵項目 (Bao & Lu, 2020)。

循環經濟為減碳的重要策略，其中又以都市為主體所執行的區域性循環經濟策略可能帶來最大的減碳效果。而在都市的產業中，又以建築業最具循環經濟潛力。然而，循環經濟策略的減碳效果，受許多因素所影響，相異的政策情境、實施標的、實施地點、時空背景、系統邊界，策略所造成的效果可能大相逕庭。都市制定的循環經濟策略能否達成其預期目標，減少溫室氣體排放量，在很大程度上是未知的。此外，循環經濟策略對於經濟方面之影響也有待評估。因此需藉由政策評估模型的輔助，在策略施行以前，量化環境及經濟方面的影響，以確保策略的有效性。雖然如此，但是回顧相關文獻，當前對於都市層級循環經濟政策之影響評估的研究不多，可用於都市層級循環經濟政策的政策評估模型也寥寥無幾 (Petit-Boix & Leipold, 2018)。



1.2 研究目的

由於政策評估為確保循環經濟策略有效性的重要方式，但是當前可用於都市層級循環經濟政策的政策評估模型不多。因此本研究之目的為建立區域性循環經濟政策評估模型，以評估地方政府所執行之促進循環經濟的政策，是否真的能達成減碳之目標、政策對於環境及經濟方面之影響以及產業的變動情形，探討的層面包含全國、各區域、個別產業，可供決策者作為政策訂定之參考。

可計算一般均衡模型(CGE 模型)，為常見的政策模擬工具，其發展歷史悠久，技術已相當成熟。CGE 模型相較於其他經濟模型，較能解釋經濟體中各個產業部門間之互動關係以及資源配置情形，故在政策評估領域中扮演著重要角色(楊浩彥, 2017)。CGE 模型常用於模擬國家層級的政策，評估整個國家之經濟狀態及資源配置情形。區域 CGE 模型則是以 CGE 模型為基礎所發展出來的經濟模型，其擴展了 CGE 模型的應用範圍，將模擬的對象由國家層級延伸至地方層級，可評估特定區域之經濟狀態及資源配置情形。故本研究選擇建立區域 CGE 模型來評估地方層級的循環經濟政策。

1.3 研究架構

本研究之研究架構圖如圖 1-1 所示，本研究先針對研究緣起與研究目的進行相關文獻蒐集，以釐清研究脈絡，回顧之文獻包括：溫室氣體所造成之氣候風險、循環經濟策略對碳排放量及經濟方面之影響、促進資源循環之經濟誘因(課徵環境公課、補貼)、地方層級的循環經濟策略、建築廢棄物的循環潛力、CGE 模型的發展現況。而後說明區域性循環經濟政策評估模型之建立方法，本研究所建立之政策評估模型包含兩個部分，第一部分為區域 CGE 模型，由此模型評估地方層級循環經濟政策對於經濟方面之影響，經濟影響評估所涉及的層面包含全國經濟、都市經濟及個別產業的發展。第二部分為碳盤查模型，此模型接續區域 CGE 模型使用，以評估政策對於溫室氣體排放量之影響，溫室氣體排放量影響評估所涉及的層面



亦包含全國、都市及個別產業。區域性循環經濟政策評估模型之模擬結果將呈現於結果與討論章節，並將模擬結果進行分析與比較。最後則是總結本研究的結論以及提出建議。

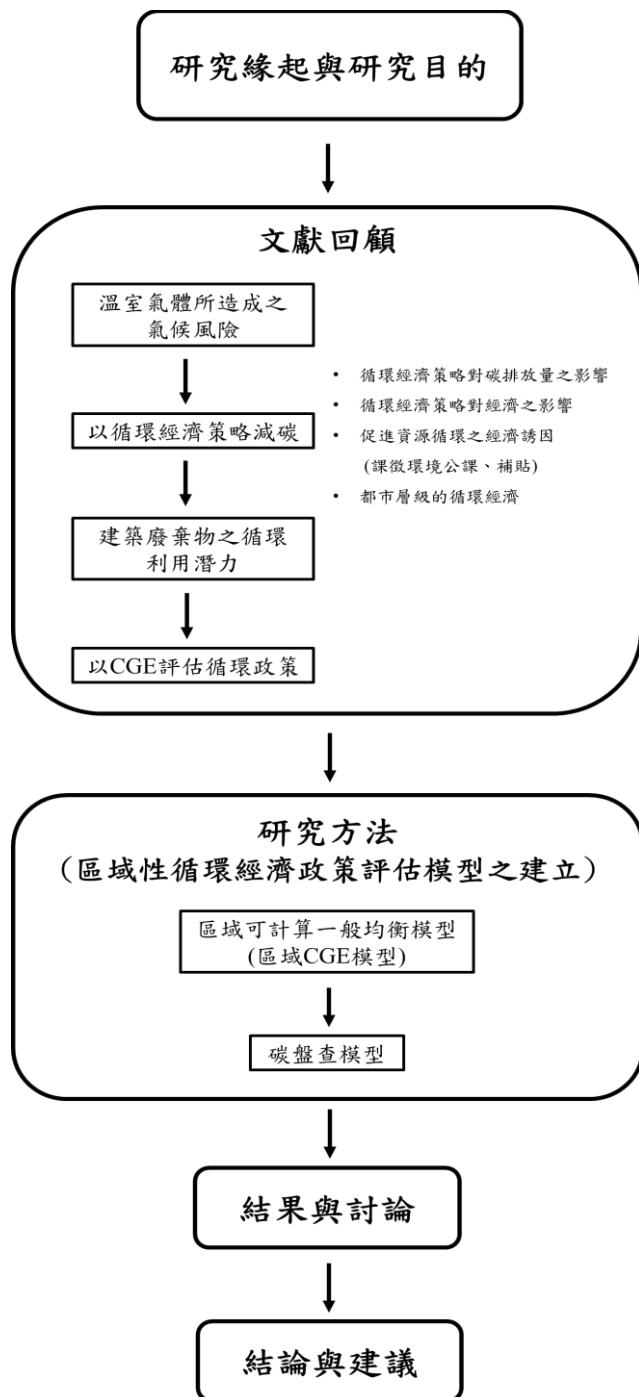


圖 1-1 研究架構圖

第二章 文獻回顧



本章節針對研究緣起及研究目的蒐集相關文獻，以釐清各項議題的發展脈絡，並確認其重要性。而後針對政策評估模型相關文獻進行探討，作為後續建立區域性循環經濟政策評估模型之參考。本章節先於 2.1 節說明溫室氣體所造成之氣候風險，以釐清減少溫室氣體排放的重要性，並確認循環經濟為重要的減碳策略。而後於 2.2 節說明循環經濟策略，內容包含 2.2.1 節循環經濟策略對碳排放量之影響，2.2.2 節循環經濟策略對經濟之影響，先定性描述循環經濟策略可能帶來之影響。2.2.3 節則是回顧國內外之資源循環促進策略，釐清各項策略的歷史脈絡與執行狀況，以作為本研究情境設定之參考。2.2.4 節說明以都市為主體推動循環經濟的重要性。接著 2.3 節闡明建築廢棄物之循環利用潛力，透過相關文獻來確認建築廢棄物循環利用對於循環經濟與減碳的重要性與可行性。最後於 2.4 節針對 CGE 模型進行探討，回顧其發展狀況與應用，作為區域性循環經濟政策評估模型建立之參考。

2.1 溫室氣體所造成之氣候風險

自從 18 世紀工業革命以來，人類的生產與製造方式逐漸以機械設備取代人力、畜力，改變了人們的文化與生活方式。機械設備需仰賴燃燒化石燃料所產生的能量來提供動力，但在燃燒化石燃料以獲取能源的同時，也產生了大量的二氧化碳和其他溫室氣體。大量的人為溫室氣體排放導致大氣層中二氧化碳的濃度由工業革命以前的 280 ppm 上升至 2021 年的 416 ppm(NOAA, 2022)。

人們一直在追求經濟發展、提高生活水準，且世界人口自 1950 年代起開始快速增長，2020 年世界的總人口數已達 77.6 億人(World Bank, 2022)。因此近幾十年來，全球資源耗用量及二氧化碳排放量增長速度越來越快，如圖 2-1 所示。圖 2-1 中二氧化碳的排放量呈現成長的趨勢，且在 1950 年代以後急劇地增長。大氣層中



二氧化碳的濃度一直呈現穩定成長的趨勢，並於 1950 年代以後快速地增加，與二氧化碳排放量的增長趨勢一致。

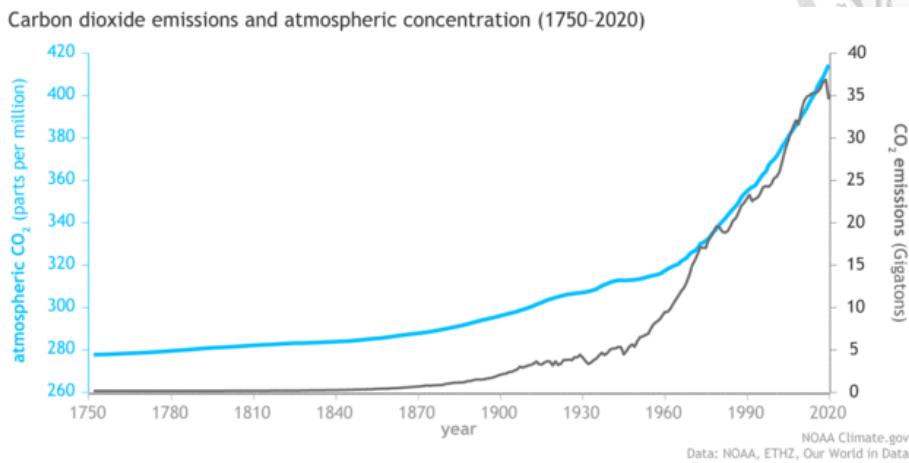


圖 2-1 全球二氧化碳排放與大氣中二氧化碳濃度走勢圖

資料來源：(Lindsey, 2021)

溫室氣體(Greenhouse Gas, GHG)指大氣中能夠吸收地表輻射能量，促成溫室效應，使地球維持一定溫度的氣體，常見的溫室氣體包括水氣、二氧化碳、甲烷、氧化亞氮、氟氯碳化物、臭氧。水氣是最主要的溫室氣體，但水氣為水循環的一部分，大氣中的水氣含量以長時間尺度來看變動不大，且不像其它溫室氣體在大氣層中有累積的現象，因此現今討論溫室氣體時，並不考慮水蒸氣的影響。二氧化碳在大氣層中的壽命可達 50~200 年，排除水氣對溫室效應的影響後，二氧化碳所產生的溫室效應大約占溫室效應的 80%(Vadikkeettil et al., 2022)，因此近年來二氧化碳成為備受關注的溫室氣體。

太陽輻射照射到地球時，有一部分的輻射會被大氣和地球反射回去，另一部分則被地表吸收，成為地球的能量來源。吸收太陽輻射後的地表會發射紅外線而釋放熱量，這些紅外線一小部分會穿透大氣層，回到太空中，大部分則為大氣中的雲和溫室氣體所吸收並放射能量，使地表大氣維持一定溫度，此現象即為「溫室效應」，溫室效應的示意圖如圖 2-2 所示。

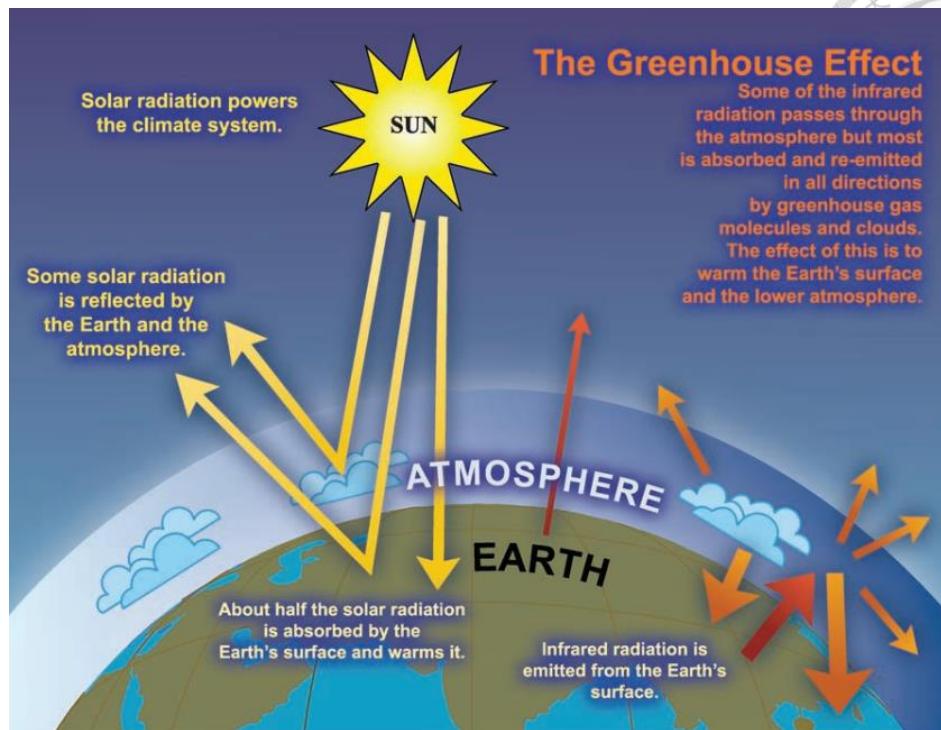


圖 2-2 溫室效應示意圖

資料來源：(IPCC, 2007)

人類大量使用化石燃料，排放大量溫室氣體至大氣中，使得大氣層中溫室氣體的濃度快速升高，加劇了溫室效應。加劇的溫室效應造成全球氣溫反常地快速上升，出現全球暖化的現象。圖 2-3 為西元 1 年至西元 2019 年的全球溫度變化圖，該圖以西元 1850~1900 年前工業時代之平均溫度為基準。由圖中的溫度變化曲線可見，全球氣溫在最近百年上升的趨勢相當明顯，與過去兩千多年的溫度自然變化相比，已經超出正常變化的區間。與中世紀溫暖時期和小冰河期的溫度變化量相比，近百年的溫度變化可謂相當劇烈(Hawkins, 2020)。政府間氣候變化專門委員會(IPCC)在第六次評估報告(AR6)中也明確指出，人類活動所造成的溫室氣體排放，使得全球的氣溫以前所未見的速度變暖(IPCC, 2021)。

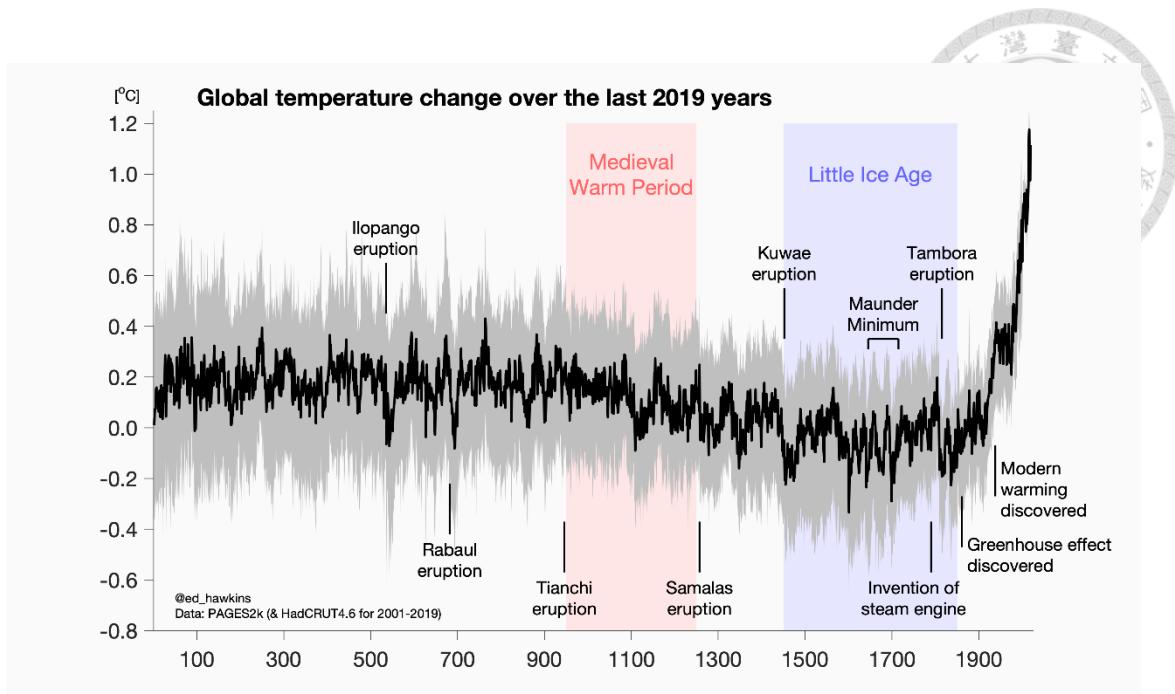


圖 2-3 近兩千年全球溫度變化

資料來源：(Hawkins, 2020)

自前工業時代(西元 1850~1900 年)以來，全球平均溫度大約增加攝氏 1.2 度。雖然 1.2°C 看似不大，但全球的海洋與地表範圍龐大，並且有著相當大的熱容量，因此些微的升溫，背後代表的意義為全球的熱含量已經顯著地增加。地表中額外的熱量正使得全球氣候發生變化。全球氣候變遷已經導致層出不窮的氣候災害，例如：乾旱、熱浪、寒流、水患、暴雨、暴風雪、熱帶氣旋出現的強度與頻率增加；冰川融化使得海平面上升，淹沒低海拔地區(IPCC, 2007)。氣候災害的加劇除了對人類造成直接的生命及財產損失以外，也會間接影響全球的糧食供給(Feliciano et al., 2022)、造成生物多樣性的喪失(Rogora et al., 2018)、危害自然生態系統(Scheffers Brett et al., 2016)。氣候變遷對都市地區亦產生了許多負面影響，例如：都市地區熱浪、洪水發生的強度與頻率一直在增加(Hunt & Watkiss, 2011)；氣候風險對都市地區的公共衛生和能源供應造成嚴重的威脅(He et al., 2022)。Chan 等人在香港地區研究與氣溫相關之死亡率，該研究發現，當日均溫高於 28.2°C 後，日均溫每升高 1°C ，估計會增加 1.8% 的死亡率(Chan et al., 2012)。

政府間氣候變化專門委員會(IPCC)於 2018 年時出版《全球暖化 1.5°C 特別報告》(Special Report on Global Warming of 1.5°C)，報告中指出：將全球平均升溫控制在 1.5°C 以內相較於控制在 2°C 以內，能顯著減少對生態系統、人類健康和福祉的不利影響。此外，平均溫度上升 2°C ，將加劇極端天氣，造成海平面上升、北極融冰、珊瑚白化和生態系統喪失等影響。而欲將全球平均溫度上升控制在 1.5°C 以內，則全球須在 2030 年時，將二氧化碳淨排放量削減至 2010 年時二氧化碳淨排放量的 55%，並在 2050 年以前達成淨零碳排(IPCC, 2018)。

溫室氣體所造成之氣候風險日益受到重視，因此各國透過環境公約的制定與執行，共同努力減緩氣候變遷。1992 年簽訂，並於 1994 年生效的《聯合國氣候變化綱要公約》(United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) 旨在維持大氣中溫室氣體的濃度，使人為排放的溫室氣體對氣候系統不致造成不可逆的影響，同時兼顧糧食生產與經濟的永續發展。該公約的原則為各締約方依照經濟發展的程度承擔不同的溫室氣體減量責任，但沒有具體規定各國需承擔的義務，因此缺乏法律上的約束力。1997 年簽訂，並於 2005 年生效的《京都議定書》(Kyoto Protocol) 是《聯合國氣候變化綱要公約》的補充條款，其目標是將大氣中的溫室氣體濃度維持在一個合適的水準，以確保生態系統的適應、糧食的安全生產和經濟的永續發展。該公約的管制目標是工業化國家在 2008 年至 2012 年間，溫室氣體排放量平均較 1990 年削減 5.2%，且締約方可以透過協助其他國家執行溫室氣體減量活動來獲得溫室氣體減量配額，以達到自身承諾的減排目標。2015 年聯合國氣候峰會中通過的《巴黎協定》(Paris Agreement)，旨在加強對氣候變遷威脅的應對作為，期望全球能攜手合作，共同遏阻全球暖化的趨勢。《巴黎協定》中明確指出目標為把全球平均溫度的上升幅度控制在 2°C 以內(相較於工業革命前)，並致力於將平均溫度的上升幅度限制在 1.5°C 以內，以降低氣候變遷的風險與其所造成之負面影響。2021 年舉行的聯合國氣候變化綱要公約第 26 屆締約國大會(COP 26)，其工作目標之一為：確保 2050 年達成全球淨零碳排，控制全球平均溫度上升



不超過 1.5°C。COP 26 會中簽訂《格拉斯哥氣候協定》(Glasgow Climate Pact)，協定中寫明：締約國應提出更積極的 2030 年減碳目標(NDC)，以達成全球 2030 年較 2010 年減碳 45% 之目標。

臺灣雖非《聯合國氣候變化綱要公約》之締約方，但仍然積極參與全球的減碳行動，與國際社會共同對抗氣候變遷。2021 年的世界地球日時，蔡總統宣示：「2050 淨零轉型是全世界的目標，也是臺灣的目標。」行政院國家發展委員會於 2022 年 3 月公布《臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明》，闡明我國為了達成 2050 淨零排放目標所作之減碳規劃。我國 2050 淨零排放路徑採四大策略(能源轉型、產業轉型、生活轉型、公正轉型)及兩大治理基礎(科研基礎、法制基礎)來推動轉型與制定行動計畫。此外，由於單靠現有技術與策略尚無法實現 2050 淨零排放之目標，故我國規劃十二項關鍵戰略(如圖 2-4 所示)。藉由預算的投入，以加大關鍵領域的減碳力道，並整合跨部會資源，由政府投入預算帶動民間投資，促進減碳技術的發展，以加速減碳工作的進行。



圖 2-4 臺灣 2050 淨零轉型的十二項關鍵戰略

資料來源：(行政院國發會, 2022)

我國淨零轉型的十二項關鍵戰略中，第八項為資源循環零廢棄，該項的行動計畫為：從產品設計、資源再生、產業鏈結及技術創新四大面向，打造零廢棄的資源永續循環社會。在產品設計面向，鼓勵綠色設計，從源頭減少廢棄物量，並使用易

循環利用的材料。在資源再生面向，透過將廢棄資源物質能源化、資源化，促進資源循環利用。在產業鏈結面向，鏈結上、中、下游產業，形成資源循環產業鏈，以暢通資源循環再利用的途徑。在技術創新面向，透過新技術的開發與制度的配合，提升資源循環率。資源循環零廢棄為我國邁向淨零排放的關鍵戰略，在淨零排放的路徑中占有一席之地，顯現循環經濟的推動對於減碳來說相當重要。

2.2 循環經濟模式

循環經濟(Circular Economy)是一種新型態的經濟發展模式，其概念為讓物質在一個再生系統中，持續循環利用，進而使資源效率極大化、廢棄物產出極小化，以減輕經濟發展所帶來之環境問題。

與循環經濟概念相反的是線性經濟。傳統的線性經濟模式為獲取(take)、製造(make)、使用(use)、丟棄(dispose)，意即將開採的原物料經加工程序，製成商品賣給消費者使用，使用後則直接丟棄進行最終處置。而循環經濟模式則強調資源的有效利用，重視資源效率，藉由產品重新設計、製程改善及循環的商業模式，設法讓資源循環利用，形成由資源、產品、再生資源三個元素組成的封閉迴圈。商品的壽命結束以後，透過維修、再使用、再製造、回收再利用的方式，再延長商品的壽命。循環經濟模式會盡可能地維修損壞的商品，無法維修者則進行再使用，無法再使用者則進行再製造，無法再製造者則進行回收，以此延長資源的生命週期。在循環經濟模式下，製程中產生的副產物並非直接廢棄，而是作為其他製程的輸入，使資源的效用極大化，減少原物料的開採，確保日益稀少的地球資源能被妥善地運用。循環經濟透過資源的重複使用，讓資源創造更多的經濟價值，此外，為了因應循環體系所需，產品維修服務、逆物流體系、靜脈產業……等之就業機會也應運而生。



2.2.1 循環經濟策略對碳排放量之影響

循環經濟力求資源效率極大化、廢棄物產出極小化，期望資源在封閉的循環系統中不斷循環利用，減少自然資源的開採、減輕環境負擔，而「減碳」常被認為是推動循環經濟所能產生之效益。

循環經濟策略對於減碳的效益已在很多的研究中被提及。一項針對歐洲七個國家的研究發現，實施循環經濟策略將使每個國家的溫室氣體排放量最多可減少達 70%(Stahel, 2016)。Broadbent 使用生命週期評估方法評估了回收鋼鐵之環境效益，結果顯示每回收一公斤的廢鋼可減少 1.5 公斤的二氧化碳排放(Broadbent, 2016)。Sousa 等人針對原生水泥產品和再生水泥產品產製過程中，產生之碳排放進行比較，再生水泥產品依照廢水泥的含水量、水泥漿的添加比例……等因素的不同而有相異之碳排放量，不同種類再生水泥產品的二氧化碳排放量介於原生水泥產品的 58%~74%，可見將廢混凝土塊循環利用具有環境效益(Sousa & Bogas, 2021)。

在國家層級的循環經濟方面，一項針對中國塑料回收行業的分析研究指出：中國透過廢塑料的回收，在 2016 年期間減少了 1,457 萬噸的溫室氣體排放(Liu et al., 2018)。Razzaq 等人研究美國的都市生活垃圾進行回收後，對於當地環境之影響，結果表明，都市生活垃圾的回收率每增加 1%，則可以減少 0.209%的碳排放(Razzaq et al., 2021)。亦有文獻針對西班牙廢棄混凝土的循環利用進行分析研究，在該研究中，廢棄混凝土循環利用的方式為加工成再生粗骨材，用於結構和非結構的混凝土。該研究評估不同的廢棄混凝土替代比例(20%、30%或 100%)，以及不同的分類與回收方式(現場或場外)。研究結果顯示，在不同替代比例與分類、回收方式情境下，用於結構的再生混凝土，其溫室氣體排放量為原生混凝土的 91.20%~93.64%，再生混凝土的溫室氣體排放量較原生混凝土少；用於非結構的再生混凝土，其溫室氣體排放量亦皆較原生混凝土少，為原生混凝土的 89.40%~92.58%，亦顯示將廢混凝土塊循環利用具有環境效益(Alberto López Ruiz et al., 2022)。

在地方層級的循環經濟方面，根據 Hashimoto 等在日本川崎進行的案例研究指出，將廢棄物循環利用，作為水泥生產時的輔助燃料可減少產品約 15%的碳足跡(Hashimoto et al., 2010)。一份在中國廣西柳州的研究顯示，該城市的工業透過使用循環材料，每年可減少超過 200 萬噸的二氧化碳排放(Sun et al., 2017)。Peng 等人以生命週期評估方法針對中國華南的粵港澳大灣區之建築和拆遷廢棄物(Construction and Demolition Waste, C&D Waste)進行案例研究。根據研究估計，2018 年中國華南的粵港澳大灣區產生的 128.49 百萬噸的建築和拆遷廢棄物具有 92.26 百萬噸的溫室氣體減排潛力，該研究亦進一步模擬未來的建築和拆遷廢棄物產量及其溫室氣體減排潛力。根據不同的建設發展情境，該區域 2060 年的溫室氣體減排潛力最少為 166.34 百萬噸，而最高可達 894.80 百萬噸(Peng et al., 2021)。

一份由一家管理諮詢公司 Material Economics 執行的研究計畫，調查了循環經濟的減碳效益。該研究計畫聚焦在溫室氣體排放量較多的鋼鐵、塑膠、鋁、水泥四大類材料上，以及使用上述材料的兩大主要產業(汽車產業與建築業)，以分析循環經濟策略對於減少二氧化碳排放的貢獻。該研究報告的結論指出，強化循環的經濟模式可以大幅度地減少鋼鐵、塑膠、鋁、水泥四大類材料的溫室氣體排放。在三種循環策略的加成下，2050 年時歐盟的四大類材料可減少其溫室氣體排放量的 56%，如圖 2-5。根據推估，歐盟各國在基線情境下，2050 年時的鋼鐵、塑膠、鋁、水泥四大類材料之溫室氣體年排放量為 530 百萬噸二氧化碳當量。透過材料的循環利用，溫室氣體年排放量可減少 178 百萬噸，與原生產品相比，再生的材料其碳排係數較低，且所需之能源也比較少。改進產品物質效率可使溫室氣體年排放量減少 56 百萬噸，產品物質效率的提升可透過減少製成中的材料損失、使用更先進的材料或技術來達成。發展循環商業模式，可使溫室氣體年排放量再減少 62 百萬噸，歐盟各國境內約有 2%的汽車與 40%的辦公室，使用率非常的低，藉由共享的模式，可以讓車輛和建築物更密集地被使用，減少對組成車輛和建築物之材料的需求，以降低溫室氣體排放量(Material Economics, 2018)。

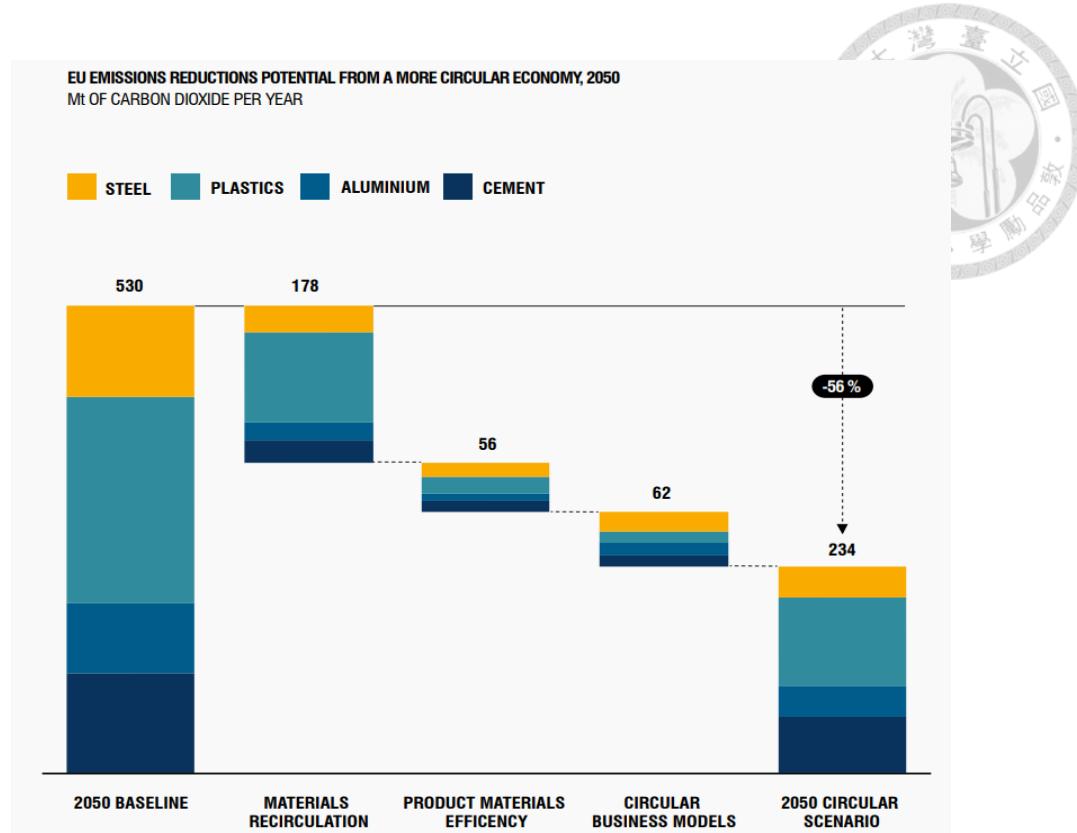


圖 2-5 歐盟重工業導入循環經濟模式的減碳潛力

資料來源：(Material Economics, 2018)

2.2.2 循環經濟策略對經濟之影響

循環經濟的推動能減少原物料的使用量，並減少廢棄物的產生，改變「大量生產、大量消費」的線性經濟思維。而上述轉變，可能造成經濟的萎縮。但循環經濟亦強調資源效率，資源的循環使用能讓資源創造更多的經濟價值，且為了因應循環體系所需，產品維修、逆物流、靜脈產業……等產業也會蓬勃發展，故循環經濟的推動也可能促進經濟的發展。

循環經濟的推動對經濟發展的影響情形在學術研究中有兩派不同的主張，第一種為後增長型循環(Post-growth Circularity)，持此看法的學者認為循環經濟的推動會造成經濟的萎縮；第二種則是增長型循環(Growth Circularity)，持此看法的學者認為循環經濟推動的同時，能促進經濟的發展，達成環境與經濟發展脫鉤之情形 (Schultz, 2022)。

後增長型循環的論點為：沒有足夠的經驗證據可以表明，在經濟持續成長的背景條件下，可以實現經濟與資源使用量絕對脫鉤的情形。到目前為止，全球的經濟增長與資源使用規模緊密關聯(如圖 2-6)，尚觀察不到全球的 GDP 增長與資源消耗量絕對脫鉤之情形(Bauwens, 2021; Hickel & Kallis, 2020)。

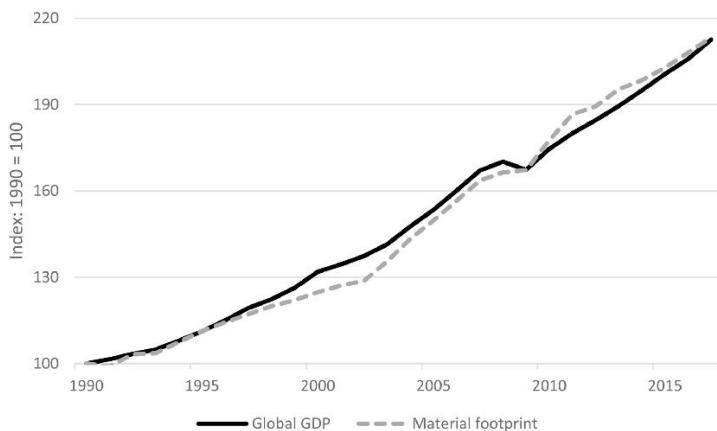


圖 2-6 全球的 GDP 和材料足蹟趨勢

資料來源：(Bauwens, 2021)

後增長型循環的觀點認為應縮小經濟規模，以確保地球永續發展。Bauwens 認為社會需要重新定位經商的真正意涵：經商必須以合作、關懷、分享和團結的價值觀為中心，而不是為了資本的積累而獲利(Bauwens, 2021)。商業應奉行循環經濟的核心理念，即永續、效率和節儉原則(Khmara & Kronenberg, 2018)，並致力於提升人類與其他生物的福祉(Nesterova, 2020)。企業以小規模、在地化經營，企業所提供的服務以滿足當地的需求為主(Bauwens et al., 2020)。透過適當的政策，引導企業以後增長型循環理念為核心價值，例如，不再盲目地追求 GDP 的上升，而是改以社會福祉和環境永續指標作為經濟績效的新衡量標準；禁止計畫性報廢，延伸生產者責任至產品的整個生命週期。

綜上所述，後增長型循環的觀點認為社會不應再以經濟發展為首要目標，而是將循環的資源用於提升人類與其他生物的福祉(Bauwens, 2021)。

增長型循環的概念與綠色成長(Green Growth)的概念相似，指在促進經濟發展的同時，仍能確保地球的永續，不過度消耗自然資本。自然資本包括環境和資源類的資產，例如：生態系統、生物多樣性、宜居的氣候型態、土壤肥力和礦產資源。綠色成長為一種環境永續的經濟增長方式，因此，其與資源循環、低碳、永續發展的概念密切相關。根據經濟合作與發展組織、世界銀行、聯合國等國際組織訂定的綠色成長策略，綠色成長仍以經濟成長為主要目標，而在此目標下欲維持環境品質與人類福祉，則需透過創新技術，使環境方面的負面影響與經濟成長脫鉤。故綠色成長模式需藉由技術革新與服務創新來達成，提升資源效率，強化資源循環，降低能源及資源的消耗，開發新型態的商業模式，方能持續提供綠色成長所需之動能，最終使資源耗用、環境污染與經濟成長脫鉤，並將全球平均溫度的上升控制在 1.5 °C 以內(Bowen & Hepburn, 2014; OECD, 2011; Smulders et al., 2014)。

增長型循環的擁護者認為經濟擴張能與永續發展兼容並蓄，因為技術的創新、制度的變革將使 GDP 的增長與環境壓力完全脫鉤。透過綠色政策的引導，以及對於人力資本、創新技術的研發、基礎設施之綠色投資可以促成綠色成長(Wang et al., 2022)。Kirchherr 認為只有循環商業模式持續地擴張，才能替代原本的線性經濟模式。現今的循環商業模式中，不乏相當有發展前景的技術和創新思維，而這些技術和創新思維的發展可能有助於讓經濟發展與永續發展的目標同時達成。當循環商業模式取代了線性經濟模式之後，市面上多數的產品耐用度和資源效率皆提升。故若以 GDP 指標來看，經濟規模可能會變小，但消費者會傾向於將循環經濟模式下所節省的資金用於再投資，讓經濟規模更大(Kirchherr, 2022)。

增長型循環的觀點認為健全的永續發展政策可以促進循環商業模式的發展，並使經濟、循環性和永續性都同時增長(Kirchherr, 2022)。



2.2.3 促進資源循環之經濟誘因

政策的引導是循環經濟發展的重要關鍵之一。當今主流的環境污染防治政策大致上可分為兩大類，分別是命令與管制(Command and Control)以及經濟誘因(Economic Incentives)。命令與管制制度為政府以法律或行政命令，制定各項污染之管制標準，直接引導受規範者之行為，並以處罰做為達成環境品質目標的手段。而命令與管制制度之缺點為較缺乏彈性。經濟誘因制度則為較晚發展出之政策工具，其以市場機制為基礎，以經濟手段間接引導人民的行為。政府透過制度設計，使人民在採取符合自身經濟利益之行為的同時，也解決了環境問題，達成提升環境品質之目標。經濟誘因制度包括課徵環境公課、可轉讓排放許可證制度、總量管制與補貼等措施(張其祿, 2002)。其中課徵環境公課是依據污染者付費原則來訂定；補貼則是針對減少污染者給予經濟上的獎勵。經濟誘因制度納進了市場機制，故和命令與管制制度相比，更具成本有效性。經濟誘因制度能以較經濟的方式解決環境污染的問題，使得經濟誘因制度在各國的環境政策中廣泛地被運用。值得一提的是，命令與管制以及經濟誘因兩類政策工具，可以同時存在，兩者並不互相衝突。例如：工廠即便已經繳交空污費，但仍不能無限制地排放廢氣，其所排放之廢氣仍要符合法規之空氣污染物排放標準。

經濟誘因制度在各國的環境保護法規中屢見不鮮，我國的環保法規中亦有不少經濟誘因的例子。例如，《環境基本法》第 28 條：「環境資源為全體國民世代所有，中央政府應建立環境污染及破壞者付費制度，對污染及破壞者徵收污染防治及環境復育費用，以維護環境之永續利用。」環境污染及破壞者付費制度即屬於一種經濟誘因，促使污染者減少污染的排放。《廢棄物清理法》第 16 條第一項：「依前條第二項公告之應負回收、清除、處理責任之業者（以下簡稱責任業者），應向主管機關辦理登記；製造業應按當期營業量，輸入業應按向海關申報進口量，於每期營業稅申報繳納後十五日內，依中央主管機關核定之費率，繳納回收清除處理費，作為資源回收管理基金，並應委託金融機構收支保管；其收支保管及運用辦法，由

中央主管機關定之。」回收清除處理費屬於一種經濟誘因。《空氣污染防治法》第 16 條第一項：「各級主管機關得對排放空氣污染物之固定污染源及移動污染源徵收空氣污染防治費，其徵收對象如下……」徵收空氣污染防治費即是提供污染者減少排放污染量的經濟誘因。《水污染防治法》第 11 條第一項：「中央主管機關對於排放廢（污）水於地面水體之事業及污水下水道系統（不含公共污水下水道系統及社區專用污水下水道系統），應依其排放之水質水量或依中央主管機關規定之計算方式核定其排放之水質水量，徵收水污染防治費。」徵收水污染防治費亦是對污染者提供污染減排的經濟誘因。《海洋污染防治法》第 12 條第一項：「經中央主管機關核准以海洋為最終處置場所者，應依棄置物質之種類及數量，徵收海洋棄置費，納入中央主管機關特種基金管理運用，以供海洋污染防治、海洋污染監測、海洋污染處理、海洋生態復育、其他海洋環境保護及其研究訓練之有關事項使用。」海洋棄置費亦屬於經濟誘因。《土壤及地下水污染整治法》第 28 條第一項：「中央主管機關為整治土壤、地下水污染，得對公告之物質，依其產生量及輸入量，向製造者及輸入者徵收土壤及地下水污染整治費，並成立土壤及地下水污染整治基金。」徵收土壤及地下水污染整治費亦可視為對污染者提供污染減量的經濟誘因。

課徵環境公課與補貼兩項制度為常用於固體廢棄物減量及促進資源循環之經濟誘因。課徵環境公課(例如：掩埋稅、焚化費)除了能落實污染者付費，也能提升掩埋及焚化的處理成本，以抑制採用掩埋及焚化處理方式的廢棄物量，促使廢棄物進行循環利用。補貼則是對於廢棄物的循環利用給予經濟上的利益，降低將廢棄物再製成產品所花費的成本，提升再生物料之市場競爭性，進而提升再生物料之供給量。此外，減稅也可以達成與補貼類似之效果。以下針對環境公課與補貼進行較詳盡之介紹：

● 環境公課

公課指政府為獲取收入之目的，對人民強制課予之金錢給付。公課的類型可分為稅、規費、受益費及特別公課四種。稅為中央或地方政府為滿足政務需要所強制



課徵之金錢，以獲得收入為主要目的或附隨目的，一般為統收統支，無特定對待給付關係。規費為中央或地方政府依據受益者付費原則，向特定人所課徵之金錢，以支應因對該特定人提供服務所產生之費用，具有對價關係。受益費亦為依據受益者付費原則所課徵，為中央或地方政府向受益人所課徵之金錢，以支應因公共設施興建、改良所花費之費用(鄧為元, 2008)；特別公課與稅不同，並不是為了滿足中央或地方政府財政需要，而對全部人民所課徵，特別公課是為了達成特定目的，而向與該目的有關連之特定人士所課徵的金錢。特別公課經常流入特別基金，專款專用於達成特定目的，而不流入國庫作為他用(蔡琮浩, 2020)。

環境公課是政府基於維持環境品質之目的，以污染者付費原則，向污染行為人收取費用，促使污染行為人減少污染，屬於一種經濟誘因制度。環境公課之課徵在經濟學的觀點上，為將環境污染所造成之外部成本，轉移到污染者身上，使污染者在降低成本讓本身利益最大化的考量下，減少污染之排放，使環境問題獲得改善。環境公課之課徵可改變廠商的成本結構，使污染較嚴重之廠商，其所負擔之成本變多，進而使其失去競爭優勢，漸漸退出市場。污染較輕的廠商會因為其所負擔之成本相對低而具競爭優勢，漸漸取代污染較重者(王毓正, 1999)。我國現行的環保法規中，亦可看到徵收環境公課的案例。前述列舉之我國環保法規中經濟誘因的例子(回收清除處理費、空氣污染防治費、水污染防治費、海洋棄置費、土壤及地下水污染整治費)皆屬之，且皆以環境特別公課之型式課徵。

除了前述之出現於我國環保法規中之環境公課外，尚有掩埋稅(費)以及焚化稅(費)……等國外常見之環境公課，其主要目的皆為促進廢棄物循環利用。掩埋為常見的廢棄物最終處置方式，起初，掩埋稅的課徵是為了將掩埋廢棄物所產生之外部成本(例如：噪音、臭味、空氣污染、土壤及地下水污染)內部化。隨著時空的演變，課徵掩埋稅的目的除了是原本的單純希望減少廢棄物的掩埋量之外，也發展出另一個目的：促進廢棄物循環利用。掩埋稅稅率的提升會使得掩埋處理的成本提升，減少廢棄物其他處理方式與掩埋處理之間的成本差距，進而使其他的廢棄物處理



方式變得更具吸引力，促使更多的廢棄物採用再利用的處理方式，有利於廢棄物再利用產業的發展，使資源循環產業更具競爭優勢(Hoogmartens et al., 2016; Withana, 2014)。

焚化為常見的廢棄物中間處理方式，課徵焚化稅的目的與課徵掩埋稅的目的相似，為使廢棄物焚化處理的成本提高。廠商在降低成本的考量下，會自發地採用替代方案處理廢棄物，進而促進廢棄物循環利用，使資源循環產業更具競爭優勢。此外，以瑞典為例，該國對化石燃料的燃燒課徵能源稅及碳稅，但焚化爐燃燒石油所提煉出來的物品(例如：塑膠)而產生能源時，並不會被課徵能源稅及碳稅，是故焚化稅可以補足能源稅及碳稅徵收的漏洞。根據文獻所估計，當瑞典的焚化稅訂為每噸 400 瑞典克朗(約 1200 新台幣)時，資源回收量可增加 7 萬噸，採生物處理之廢棄物量則增加 50 萬噸；當瑞典的焚化稅訂為每噸 700 瑞典克朗(約 2100 新台幣)時，資源回收量可增加 25 萬噸，採生物處理之廢棄物量可增加 80 萬噸(Hoogmartens et al., 2016; Sahlin et al., 2007)。

根據安永聯合會計師事務所於 2022 年 4 月發布之綠色稅收追蹤報告，該報告針對全球 45 個國家進行環境相關稅收調查。該報告所調查的國家橫跨全球五大洲，並包含已開發國家、開發中國家。報告中指出，其所調查的 45 個國家中，計有 33 個國家有針對固體廢棄物處理課徵環境相關稅收，顯現固體廢棄物相關之環境公課在世界各地相當常見(Ernst & Young Global Limited, 2022)。

由於一個國家中各個行政區的社會文化背景、環境問題可能存在著相當大的差異，因此，因地制宜的區域化環境政策越來越受到重視(Gibbs & Jonas, 2000)。安永聯合會計師事務所發布之綠色稅收追蹤報告指出：針對固體廢棄物處理所課徵之環境相關稅收，可由中央政府所課徵，亦可由地方政府所課徵。在 33 個有針對固體廢棄物處理課徵環境稅收的國家中，有澳洲、比利時、加拿大、德國、義大利、日本、荷蘭、西班牙、瑞士、美國共 10 個國家具有地方層級的固體廢棄物相關環



境稅收，可見由地方政府針對固體廢棄物處理課徵環境公課在國外並不罕見(Ernst & Young Global Limited, 2022)。

● 補貼

補貼是另一種促進資源循環的經濟誘因，其與課徵環境公課的手段正好相反，補貼是藉由給予再利用行為者經濟上的利益，誘導人民進行資源再利用，以促進資源循環。補貼的實施可降低生產者生產再生物料的成本，並降低再生物料的價格，提升再生物料之市場競爭性，進而提升再生物料之供給量。

成本、資金、技術和政策支持是資源循環產業發展的主要瓶頸。此外，再生物料在市場上還要和原生物料競爭，更不利於資源循環產業的發展。為了扶植資源循環產業的發展，以歐洲為主的已開發國家相繼推出一系列鼓勵資源循環的補貼政策，可見政府的補貼是促進資源循環的重要動力(Feng et al., 2021; Wong et al., 2012)。

補貼政策依其目的以及補貼的事物不同，可分為四類：

1. 初期補貼(Initial Subsidy)

為一次性的補貼，主要目的是吸引企業擴大再生物料的產能，在企業投入新的再生物料產製相關設備時，給予金錢的資助，從而促進資源循環產業的發展。

2. 回收補貼(Recycling Subsidy)

指政府依照每一種回收物的補貼費率，以及回收物的數量，給予回收商對應的補貼。回收補貼的目的是促使回收商收購更多的回收物，以供應資源循環產業所需。

3. 研發補貼(Research and Development Subsidy)

為政府定期提供資源循環產業用於研究及發展新技術、設備的補貼，幫助資源循環產業跨越再利用技術的門檻，並降低再生物料生產成本。

4. 生產補貼(Production Subsidy)

是政府為了激勵資源循環產業提高再生物料品質、生產效率和產能，向資源循環產業提供的補貼。

上述僅是補貼政策理論上的分類，實際上執行的補貼，並不一定能很明確的歸類，可能會跨兩個以上的類別。而補貼也可以透過其他的型式來執行，例如：減稅、低利貸款。雖然執行的方式不一樣，但可以達成一樣的目的(Wang et al., 2014)。

根據安永聯合會計師事務所於 2022 年 4 月發布之綠色稅收追蹤報告，內容指出：其所調查的 45 個國家中，計有 24 個國家有針對廢棄物回收、資源循環進行補貼。顯現促進資源循環的補貼政策在世界各地相當常見。此外，促進資源循環的補貼，可由中央政府所執行，亦可由地方政府所執行。在 24 個有針對資源循環進行補貼的國家中，有澳洲、巴西、墨西哥、美國共 4 個國家具有地方級別之資源循環補貼。雖然各國中地方級別之資源循環補貼的案例相對少，但仍有案例可循，顯示地方級別之補貼仍為可行的選項之一(Ernst & Young Global Limited, 2022)。

2.2.4 都市層級的循環經濟

循環經濟被視為是重要的減碳策略之一，世界各地已有越來越多的中央與地方政府推動循環經濟政策的案例，其中在都市地區所執行的循環經濟策略在近年來日益受到重視。因為世界上有 55% 的人口居住在都市地區，且到 2050 年之時，預計居住在都市的人口比例將增加到 66%(UN Department of Economic Social Affairs, 2018)。都市地區僅占全球總陸地面積的 2%，卻創造了全球約 70% 的 GDP(Paiho et al., 2020)。由於人類過度集中於都市地區，導致都市消耗大量的自然資源，並產生大量的廢棄物，造成嚴重的環境問題，例如：資源耗竭、生態系統退化、空氣污染、水污染(Bai, 2007; Satterthwaite, 2011)。此外，都市為全球暖化的主要驅動力，都市地區的人類活動所造成之溫室氣體排放占全球溫室氣體排放量的 70% 以上(Kongboon et al., 2022)。

在文獻資料中，以都市為主體推動循環經濟或其他減碳措施的重要性亦不斷地被強調，聯合國環境署在一份報告書中提到：都市在採購、加工和資源使用方面所做的選擇，對地球未來的永續發展具有深遠的影響(UNEP, 2012)。Heidrich 等人

在一篇關於氣候變遷的研究中指出：都市在全球減緩和調適氣候變遷的行動中扮演著重要角色(Heidrich et al., 2013)。Reckien 等人在另一篇關於氣候變遷的研究中亦說明了都市地區在全球調適和減緩工作的重要性(Reckien et al., 2014)。Yang 等人指出：都市是達成全球溫室氣體減量目標的重要參與者(Yang et al., 2018)。Christis 等人在研究中指出：國家和地方政府日益重視循環經濟，因此關於都市所實施的循環經濟策略對減緩氣候變遷的效果之研究，顯得越來越重要(Christis et al., 2019)。Gao 等人認為：都市是推廣循環經濟策略的關鍵政策執行者(Gao et al., 2021)。Papageorgiou 等人在研究中提及：學界和政界一致認為都市是使全球邁向永續發展的關鍵(Papageorgiou et al., 2021)。

臺灣有接近 70% 的人口居住在六都地區，高於世界平均都市人口比例(55%)。我國詳細的六都人口數，以及該地區人口數占全國人口數的比例如表 2-1 所列。由於我國的人口高度集中於六都地區，人口數越多，消耗的自然資源也越多，產生的廢棄物也越多。因此六都地區相當有推動循環經濟的潛力，以都市為主體推動的循環經濟策略可能較易有成效。此外，全臺人口密度最高的縣市為台北市，其人口密度高達 $9089.78 \text{ 人}/\text{km}^2$ ，比人口密度次高的新北市高出許多。台北市人口密度約為新北市人口密度的 4.7 倍，且為全國人口密度的 14 倍以上，如表 2-1 所示。

表 2-1 臺灣六都人口及人口密度統計表

區域別	人口數(人)	人口數全國占比	人口密度(人/ km^2)
台北市	2,470,599	10.65%	9089.78
新北市	3,972,841	17.13%	1935.55
桃園市	2,262,765	9.75%	1853.28
台中市	2,799,312	12.07%	1263.86
臺南市	1,851,483	7.98%	844.79
高雄市	2,724,134	11.74%	922.86
六都合計	16,081,134	69.33%	1010.75
全國合計	23,196,178	100.00%	640.83

資料來源：(內政部戶政司, 2022)



2.3 建築廢棄物之循環利用潛力

建築產業是增長經濟與增進社會福利的重要產業之一(Bao & Lu, 2020)，然而其也造成許多環境問題，例如：粉塵污染、噪音污染、大量耗用自然資源、產生大量固體廢棄物。建築產業是造成環境品質惡化的元兇之一(Esa et al., 2017; Shen et al., 2007)。資源效率低為全球的建築產業普遍的問題(Shooshtarian et al., 2022)，建築產業消耗了全球約 40%的能源(Herczeg et al., 2014)，占全球資源消耗量的 50%(Gallego-Schmid et al., 2020)，產生了全球約 30%~40%的固體廢棄物量(Jin et al., 2019)，並占全球總碳排量的 20%左右(Gallego-Schmid et al., 2020)。

由於建築產業為全球資源耗用、碳排放與固體廢棄物產出的主要產業之一，因此其為循環經濟推動上，不可不納入的部門(Rios et al., 2022)。建築產業採用循環經濟的潛力最大(Brambilla et al., 2019)，因為建築產業循環經濟的推動不僅可以帶來社會和經濟方面的效益，並增加就業機會，使 GDP 提升，還可以減少自然資源的開採(Liu et al., 2021)。因此建築和拆除廢棄物(Construction and Demolition Waste；C&DW)在許多循環經濟政策中，被訂為循環政策執行的關鍵項目(Bao & Lu, 2020)。

建築和拆除廢棄物簡稱建築廢棄物，為建造、改建和拆除作業中所產生的固體廢棄物。回收的建築廢棄物可以再製成建築材料，例如：廢混凝土可以經再製程序，成為再生混凝土骨材(Recycled Concrete Aggregates；RCA)，用於製作混凝土(Zhao et al., 2020)。Coelho 與 de Brito 對一個處理量為每小時 350 噸的建築廢棄物回收處理廠進行實廠案例研究，分析其能源消耗量與碳排放量，並與原生建築材料相比。該研究將建築廢棄物的收集、處理廠的操作和再生物料的運輸階段都納入考量，並針對處理廠設備的規模、運輸所使用的燃料種類和建築廢棄物的品質等因素進行敏感度分析。根據分析結果，生產單位重量的原生建築材料所造成之溫室氣體排放量至少為再生建築材料之 4 倍，原生建築材料之能源消耗量則至少為再生建築材料之 2.2 倍(Coelho & de Brito, 2013)。

我國環保署廢管處指出：目前國內建築廢棄物的主要組成為金屬、木材、土石、磚瓦、陶瓷、混凝土塊、塑膠、玻璃等。金屬可直接送往工廠熔鑄，再利用率幾乎達百分之百。木材主要作為燃料使用。土石、混凝土塊、磚瓦等，約占建築廢棄物總量的 60%~70%，其中約 72% 製成回填料、路基填料及再生級配料等，約 3% 製成再生產品（環保署廢管處，2010）。土石、混凝土塊、磚瓦類之物質為建築廢棄物的最大宗，占總量一半以上。然而土石、混凝土塊、磚瓦類之建築廢棄物再利用率相對低，尚有提升空間。若土石、混凝土塊、磚瓦類之建築廢棄物再利用之比例提高，能有效提升整體建築廢棄物的再利用率。因為金屬、木材、塑膠、玻璃類之建築廢棄物，其再利用管道已經相當通暢，幾乎已全數循環再利用，再利用率幾乎已無提升之空間，故本研究不將其納入評估範圍，僅針對數量龐大但再利用率有待提升的土石、混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物進行循環策略評估。

在法規上以及口語中，描述營建工程所產生之廢棄物的相關名詞繁多，營建工程相關廢棄物的分類圖如圖 2-7 所示，以下分別說明之（行政院環境保護署，2014）：

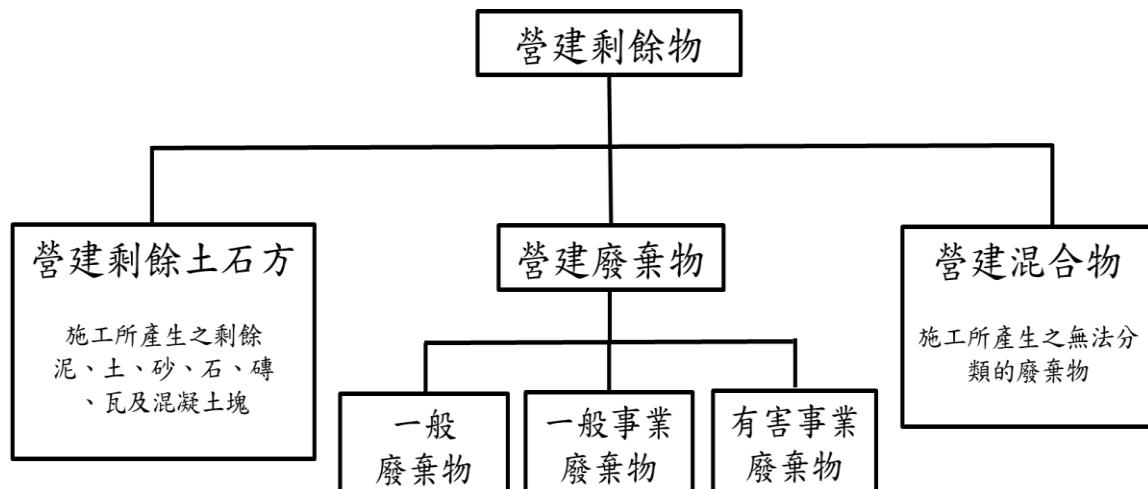


圖 2-7 营建工程相關廢棄物分類圖

1. 建築廢棄物：法律上無明確定義，為口語用法。一般指建築物在建造、改建和拆除作業中所產生的固體廢棄物，與營建剩餘物概念相似。



2. 營建剩餘物：泛指建築物及土木工程在興建、拆除、裝修等作業中所產生之固體廢棄物，可分為營建工程剩餘土石方、營建廢棄物及營建混合物。
3. 營建工程剩餘土石方：根據內政部《營建剩餘剩餘土石方處理方案》所定義，為建築工程、公共工程及建築物拆除工程施工所產生之剩餘泥、土、砂、石、磚、瓦及混凝土塊，經暫屯、堆置可供回收、分類、加工、轉運、處理、再利用者，屬有用之土壤砂石資源。
4. 營建廢棄物：指建築物新建、拆除、裝修等作業中所產生之一般廢棄物、一般事業廢棄物及有害事業廢棄物。
5. 營建混合物：根據內政部《營建事業廢棄物再利用種類及管理方式》所定義，為工程施工建造、建築拆除、裝修工程及整地刨除所產生之混合性事業廢棄物，屬營建廢棄物的一環。

根據上述法規對於建築廢棄物的分類方式，土石、混凝土塊、磚瓦陶瓷類建築廢棄物在法規的定義中，屬於營建工程剩餘土石方。圖 2-8 為我國 108 年營建工程剩餘土石方產出、處理及利用平衡圖。在 108 年度，我國營建工程剩餘土石方總產出量為 3445 萬方，其中有 21.67% 進行直接再利用，即土方產出後直接提供給需土工程作使用；有 2.5% 掩埋，未進行再利用；其他多數為送至收容處理場所暫置，或處理後進行再利用，此部分稱為間接再利用。

108 年營建工程剩餘土石方整體再利用率為 82.41%，尚有增長空間。進行再利用的 82.41% 中，部分的再利用方式屬於低階再利用，例如：以填海造陸、需土及填土等填埋方式進行再利用。土石方一旦採用上述低階再利用方式，日後就不太可能再被循環利用了。真正可以替代自然資源的耗用，即投入建材市場的營建工程剩餘土石方僅占 34.68%。因此，建築廢棄物作為再生建材循環利用尚有很大的增長空間。投入建材市場進行再利用的土石方較符合資源循環的概念，故尚須提升此再利用方式的比例以促進循環經濟。

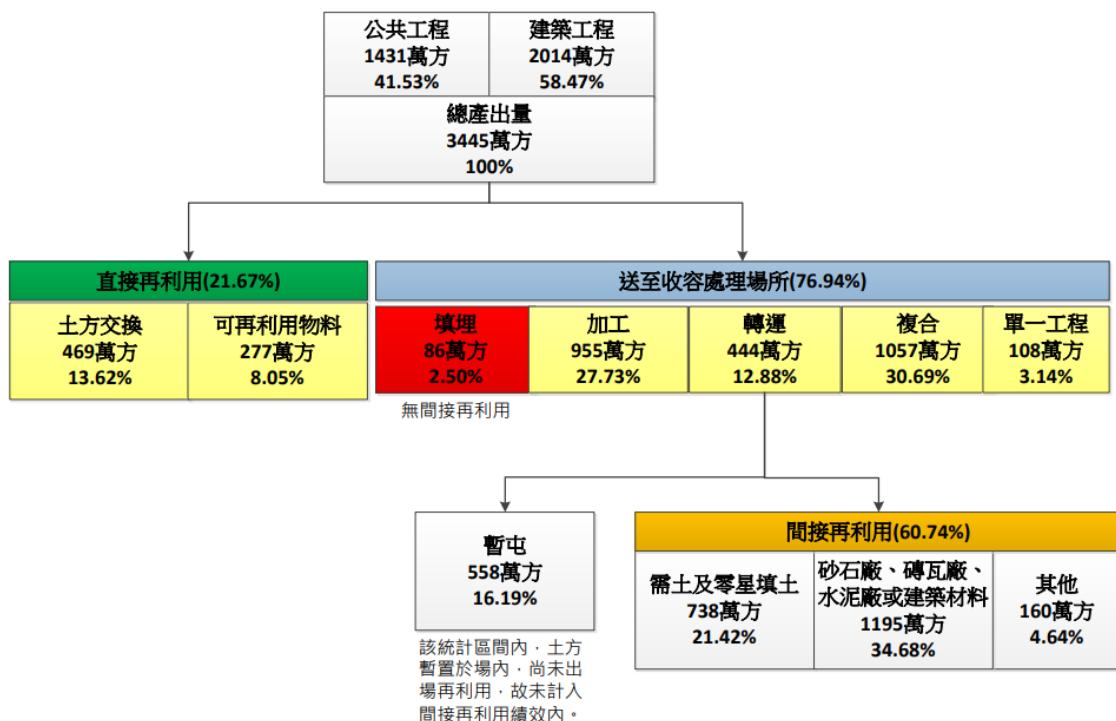


圖 2-8 108 年營建工程剩餘土石方流向

資料來源：(黃榮堯, 2020)

營建工程剩餘土石方依據其土質的不同，可再細分成九類，我國營建剩餘土石方資訊服務中心對於營建工程剩餘土石方的分類方式如表 2-2 所示(黃榮堯, 2020)。根據該分類原則，本研究所針對的混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物，屬於土質代碼為 B5 的營建工程剩餘土石方。我國在民國 105 年期間中，全國的 B5 類營建工程剩餘土石方產出量為 1,453,901 立方公尺。在全國各縣市中，B5 類營建工程剩餘土石方產出量最多的地區為台北市，其產出量為 329,929 立方公尺，台北市的產出量占全國產出量的 22.69%。次多者為高雄市，其產出量為 247,837 立方公尺，高雄市的產出量占全國產出量的 17.05%。其他地區的 B5 類營建工程剩餘土石方產出量及其占全國產出量的比例如表 2-3 所示(營建剩餘土石方資訊服務中心, 2022)。

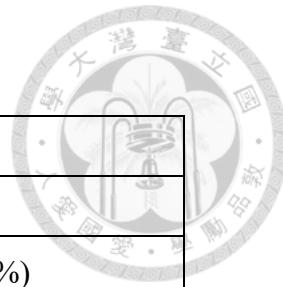


表 2-2 營建工程剩餘土石方種類

土質代碼	土質種類
B1	岩塊、礫石、碎石或沙
B2-1	土壤與礫石及沙混合物(土壤體積比例少於 30%)
B2-2	土壤與礫石及沙混合物(土壤體積比例介於 30%至 50%)
B2-3	土壤與礫石及沙混合物(土壤體積比例大於 50%)
B3	粉土質土壤(沉泥)
B4	黏土質土壤
B5	磚塊或混凝土塊
B6	淤泥或含水量大於 30%之土壤
B7	連續壁產生之皂土

表 2-3 臺灣 105 年期間六都地區的 B5 類營建工程剩餘土石方產出量

區域別	B5 類營建剩餘土石方產出量(m^3)	產出量占比	人均產出量($m^3/人$)
台北市	329,929	22.69%	0.1335
新北市	134,849	9.27%	0.0339
桃園市	172,516	11.87%	0.0762
台中市	61,161	4.21%	0.0218
臺南市	150,005	10.32%	0.0810
高雄市	247,837	17.05%	0.0910
六都以外 縣市合計	357,604	24.60%	0.0503
全國合計	1,453,901	100.00%	0.0627

資料來源：(營建剩餘土石方資訊服務中心, 2022)

若將表 2-3 中各區域 B5 類營建剩餘土石方產出量除以表 2-1 中各區域的人口數，計算各區域人均 B5 類營建剩餘土石方產出量，可以發現各區域的人均混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物產出量差距相當大。人均混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物產出量最高的區域為台北市，平均每人產出 0.1335 立方公尺的混凝土塊、磚瓦類建

築廢棄物。人均產出量次高者為高雄市，平均每人產出 0.0910 立方公尺的混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物。而全國人均混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物產出量為 0.0627 立方公尺。六都中人均混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物產出量最低者為台中市，平均每人僅產出 0.0218 立方公尺的混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物，台中市的人均混凝土塊、磚瓦類建築廢棄物產出量僅為台北市六分之一，如表 2-3 所示。

Cheng 等人之研究針對台北市的都市礦含量進行分析，該研究推估了 1965 年至 2014 年台北市的建築材料累積量，推估結果如圖 2-9 所示。由圖 2-9 可以看出台北市的建築材料存量呈現逐年增加的趨勢。根據該研究的估算，截至 2014 年，全台北市的建築物中，總共累積了約 15,000 萬噸的混凝土材料量、1530 萬噸的磚材料量(Cheng et al., 2018)。可觀的建築材料存量，使得台北市未來在建築廢棄物循環利用方面具有相當的潛力。

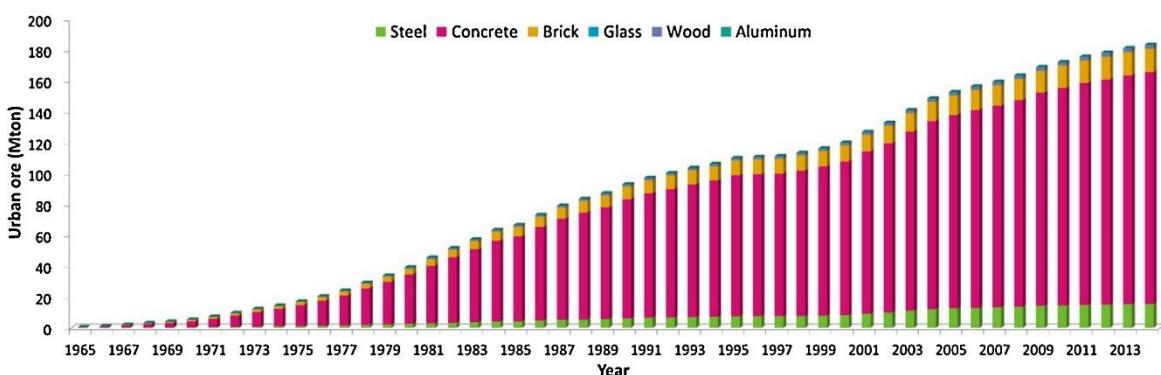


圖 2-9 1965 年至 2014 年台北市的建築材料存量推估

資料來源：(Cheng et al., 2018)

2.4 以 CGE 模型評估循環政策

先前 2.2.1 節與 2.2.2 節分別描述了循環經濟策略對溫室氣體排放與經濟方面可能造成之影響。一個政策對溫室氣體排放與經濟方面之影響，由許多因素所決定，不同的實施標的、實施地點、時空背景、系統邊界，受到政策的影響效果可能會大

不相同。是故在政策實施前宜先進行模擬，以評估預期的目標達成與否，以及政策可能造成之影響。

政策模擬是指在政策實施之前，先利用模型來評估不同政策的效果，以評價政策，作為決策之考量。模型的選擇是根據欲評估之效果所決定，舉例來說：欲評估經濟之影響，則使用經濟模型；欲評估環境之影響，則選用環境相關之模型。值得一提的是，不同種類的模型可以連結使用，以使評估之項目更加廣泛。模型之建立是以過去與現在的資料為基礎，進行相關參數設定，並依據不同政策情境，設定政策變量的數值。接著經由模型計算，求出各政策情境之內生變數數值，得出模擬結果。

常見的經濟政策分析工具有計量經濟模型、投入產出模型、社會會計矩陣模型及可計算一般均衡模型等(劉春初, 2005)。計量經濟模型以統計方法來描述經濟活動，其以一區域過去和現在經濟活動的統計資料，預測未來的經濟變化。然而，計量經濟模型為以歷史資料為基礎所建立的模型。對於不曾發生的經濟事件或未曾執行的政策，則難以利用計量經濟模型進行模擬(林晉勗, 2019)。投入產出模型與社會會計矩陣模型則是假設產業結構固定、價格固定，但實際狀況卻往往不是如此。而可計算一般均衡模型結合計量經濟模型、投入產出模型與社會會計矩陣模型的優點，將產業結構變動、價格變動都納入考量，較能反映經濟體中各個產業部門間互動的真實情況(劉春初, 2005)。

可計算一般均衡模型 (Computable General Equilibrium Model, 簡稱 CGE)，為常見的政策模擬工具，主要用來分析市場經濟中資源分配和收入分配之情形，以及部門間的互動關係。CGE 模型的發展歷史悠久，技術已相當成熟。CGE 模型為經濟模型，以經濟學的一般均衡理論為基礎，除了用於經濟方面之評估外，自 1990 年代以來，CGE 模型已廣泛應用於分析環境政策和自然資源管理議題(Bergman, 2005)。

在先前的研究中，已有以 CGE 模型評估環境與資源政策之案例，Freire-González 等人以 CGE 模型評估西班牙的循環經濟促進政策，對經濟和環境方面之影響。該研究以課徵焚化稅和掩埋稅做為模擬情境，其所評估的項目在經濟方面包含 GDP、各部門總產出，在環境方面則包含全球暖化潛勢、海洋優養化潛勢、光化學臭氧形成潛勢、粒狀物污染、人類毒性(癌症和非癌症)、生態毒性和資源耗用(Freire-González et al., 2022)。Jiang 等人以 CGE 模型評估中國鐵礦砂資源稅的改革，對於社會經濟和環境方面所造成之影響(Jiang et al., 2020)。Xie 等人以 CGE 模型評估中國的環境政策，對污染減量的成效及對經濟的影響，該研究所評估的環境政策包含污染排放稅和污染削減補貼(Xie & Saltzman, 2000)。

許多研究認為都市層級循環經濟的推動，能有效減少溫室氣體的排放量、減緩氣候變遷，具有環境效益。因此有越來越多的都市制定了循環經濟策略。然而，對於都市層級循環經濟政策之影響的相關研究不多，可用於都市層級循環經濟政策的政策評估模型也很少。都市制定的循環經濟策略是否真的能實現其原先設定的目標，減少溫室氣體排放量，在很大程度上是未知的。因此需要藉由政策評估模型來量化環境、經濟方面的影響，以確保策略的有效性(Petit-Boix & Leipold, 2018)。綜上所述，都市層級循環經濟之政策評估模型尚有發展空間，而不像國家層級的循環經濟，其政策模擬工具已發展得相當成熟。

先前對於都市層級環境相關政策之政策評估的研究文獻如下：Liu 等人以區域 CGE 模型，評估湖北碳排放交易機制(Emission Trading Schemes, ETS)，對於當地 GDP、消費者物價指數、就業率和投資率等經濟方面之影響，以及碳排放量之變化。該研究的區域 CGE 模型以省層級的投入產出表為基礎，其包含 30 個省、42 個行業別。雖然中國官方有公布省層級的投入產出表，且該研究旨在分析湖北碳排放交易機制對湖北全省經濟及碳排的影響，理應可僅以湖北省的投入產出表為基礎建立模型，使用一般 CGE 模型進行政策評估，而不需用到區域 CGE 模型。但該研究為了進一步探究省際貿易量等省際影響，故採用區域 CGE 模型進行政策評估(Liu

et al., 2017)。Li 等人以區域 CGE 模型，評估空氣污染削減政策對北京、天津、河北三地區經濟和環境的影響。該研究的區域 CGE 模型包含四個地區：北京、天津、河北和中國其他地區，而環境的影響則聚焦在 PM_{2.5}、二氧化硫、氮氧化物和揮發性有機化合物四種空氣污染物的排放量。該研究採用區域 CGE 模型而非一般 CGE 模型，並將全國拆分成四個地區的原因為，其所研究的目標區域為北京、天津、河北，而一般 CGE 模型僅能模擬國家層級的政策對於全國之整體影響，無法分析出地方層級的影響。需使用區域 CGE 模型才能分別模擬各地區所實施之空氣污染削減政策情境，對於各個地區的經濟和環境影響(Li et al., 2019)。Zhao 等人以動態區域 CGE 模型，評估中國的碳定價(Carbon Pricing)政策和稅收再使用機制(Revenue Recycling Schemes)，對於全國及各個省份 GDP、碳定價收入、所得分配、碳排放量之影響。該研究的區域 CGE 模型以中國 2017 年多區域投入產出(MRIO)表為基礎，其包含 30 個省級地區，並將生產部門數量濃縮成 12 個。該研究欲分析之項目包含各個省份的經濟與碳排放量之影響，故須採用區域 CGE 模型方可進行政策評估(Zhao et al., 2022)。Zeller 等人建立多區域廢棄物投入產出(WIO)模型，以該模型從布魯塞爾地區的廢棄物流、廢棄物產出強度和廢棄物處理方式分析都市廢棄物代謝。該研究旨在分析布魯塞爾地區廢棄物管理系統的現狀，以訂定廢棄物減量措施和評估循環經濟的潛力。該研究的多區域廢棄物投入產出模型以比利時的區域間供應和使用表以及投入產出表為基礎所建立，以模擬布魯塞爾地區、比利時的其他兩個地區(the Walloon and Flemish region)、歐洲和非歐洲之間的經濟流動。由於該研究以評估布魯塞爾地區都市廢棄物代謝情況為目標，而非以比利時全國為評估對象，故使用多區域廢棄物投入產出模型(Zeller et al., 2019)。

相較於投入產出模型，CGE 模型能解釋經濟體中各個產業部門間之互動關係以及資源配置情形，故為政策評估常用之模擬工具。CGE 模型通常進行國家層級的模擬，評估整個國家之經濟狀態及資源配置情形。而後為了擴展 CGE 模型的應用層面至地方層級，故發展出了區域 CGE 模型。區域 CGE 模型是以 CGE 模型為

基礎所發展出，可用於地方層級的政策評估，模擬特定區域之經濟狀態及資源配置情形。近年來區域 CGE 模型越來越常用於地方層級的分析，逐漸取代常先前常用於地方層級分析的投入產出(IO)模型之地位(Ghaith et al., 2021)。然而回顧國內外文獻，雖有以區域 CGE 模型評估碳排放交易機制、空氣污染削減政策、碳定價政策等環境相關政策，但未有以區域 CGE 模型來評估都市層級循環經濟政策之案例。而都市層級循環經濟的推動被認為是溫室氣體減量的重要策略，因此，評估都市層級循環經濟策略的區域 CGE 模型亟待建立。

第三章 研究方法

本章節主要說明區域性循環經濟政策評估模型之建構方法。首先於 3.1 節綜觀本研究之研究流程，於 3.2 節說明本研究之情境設定，並依序於 3.3 節與 3.4 節說明本研究所使用的區域可計算一般均衡模型(區域 CGE 模型)與碳盤查模型之基礎理論與建構方法。



3.1 研究流程

本研究的主要目的是建立區域性循環經濟政策評估模型，以評估當一地區實施循環經濟促進政策時，對於全國各個區域溫室氣體排放及經濟之影響。本研究的研究流程主要可分為四個部分，分別為：政策情境設定、區域 CGE 模型模擬、碳盤查模型模擬以及結果闡釋，研究流程如圖 3-1 所示。前述四個步驟之說明如下：

1. **政策情境設定**：本研究以補貼及課徵環境特別公課兩種國內外常用的資源循環促進政策，組合出三種政策情境，並設定低額、中額、高額三種經濟誘因金額進行模擬，以評估促進建築廢棄物循環利用的政策對於全國各個區域溫室氣體排放及經濟之影響。
2. **區域 CGE 模型模擬**：循環經濟促進政策的實施會使原來的經濟體發生變動。變動的發生會使區域 CGE 模型中的方程式改變，使模型不再是原本的平衡狀態。因此區域 CGE 模型會重新演算以達成新的平衡狀態，而後產出一張新的 SAM 表。新的 SAM 表將呈現經濟體受政策影響後各部門間之互動情形與資源重新分配的狀態。三種政策情境藉由區域 CGE 模型的模擬後，得出各個區域各個產業的總產出與附加價值，可以此評估該政策對於經濟之影響。
3. **碳盤查模型模擬**：藉由區域 CGE 模型模擬不同政策情境下各個產業的總產出變化後，以總產出作為碳盤查模型的輸入變數。經由模型運算後，得出各個區域各個產業溫室氣體的排放量，可以此作為評估環境影響的指標。

4. 結果闡釋：根據各個政策情境所模擬出來之經濟方面的變化以及溫室氣體排放量的變化，對各個政策情境進行綜合評估與討論。

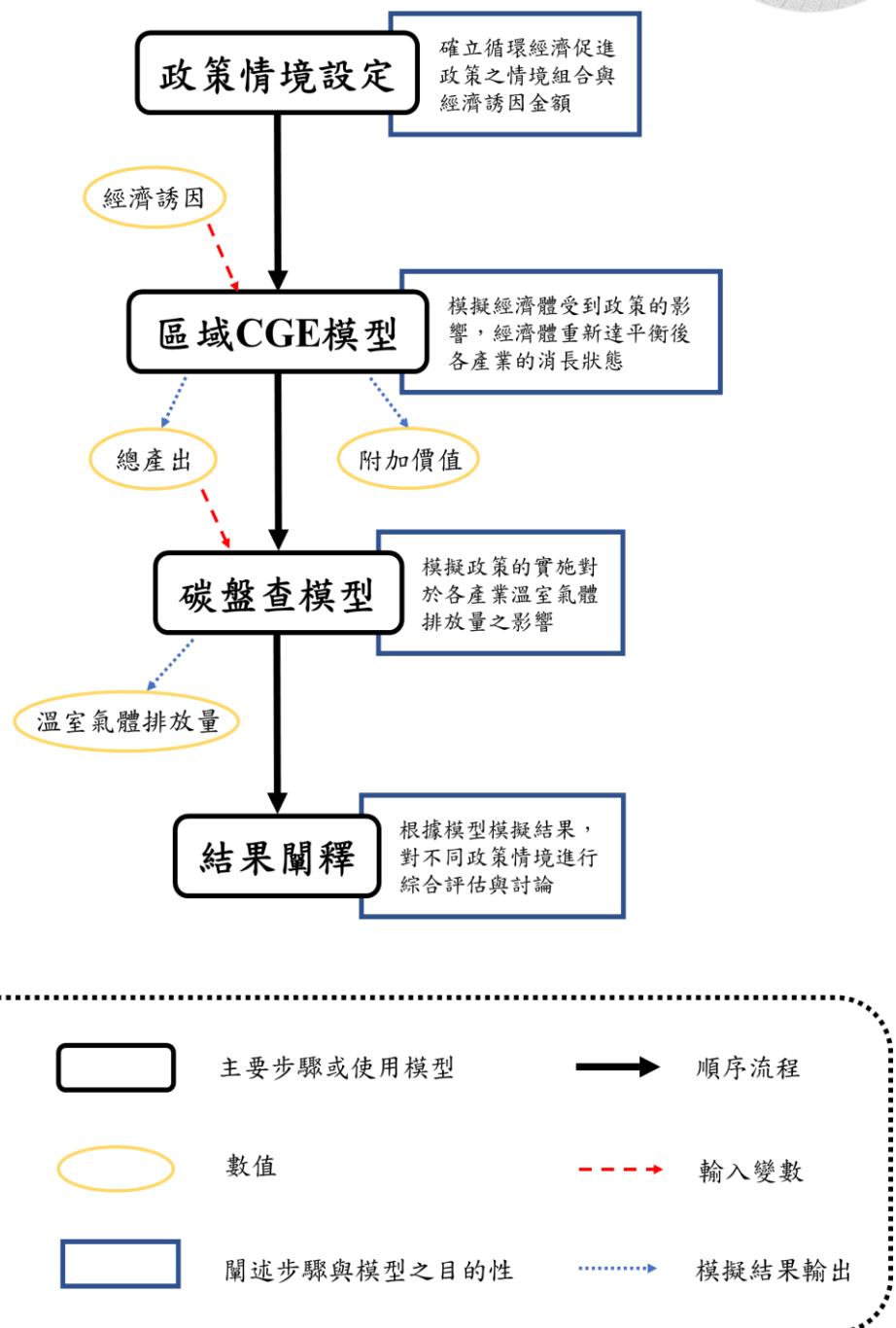


圖 3-1 研究流程圖



3.2 情境設定

本研究以自然資源耗用量大、溫室氣體排放量多、固體廢棄物產出量多的建築產業為例，作為循環經濟策略的標的產業，因為建築產業實施循環經濟的潛力相當大。本研究所有的循環經濟促進政策，皆是以提升建築產業的資源循環為目標。

補貼與課徵環境特別公課為國內外常用之資源循環促進政策，故本研究以「對再生建築材料業實施補貼」、「向污染整治業課徵環境特別公課」為提供經濟誘因之政策，以上述政策組合出三種政策情境。三種政策情境分別為僅實施補貼再生建築材料業政策、僅實施向污染整治業課徵環境特別公課政策、同時實施補貼再生建築材料業並向污染整治業課徵環境特別公課政策。本研究以台北市實施上述政策為例，進行模擬及分析。在本研究的情境設定中，假設僅台北市政府在其所管轄的區域內實施上述政策，而其他地方之政府則未實施上述政策。

本研究參考 OECD 環境處的統計資料設定經濟誘因費率，該資料統計了世界上 123 個國家的環境稅占該國總稅收的比例。根據該統計資料，世界各國中環境稅率前三分之二高的國家，環境稅占該國總稅收的比例為 6.8%以上；世界各國中環境稅率中間三分之一的國家，環境稅占該國總稅收的比例為 4.1%至 6.8%；世界各國中環境稅率前三分之二低的國家，環境稅占該國總稅收的比例為 4.1%以下。本研究參考臺灣鄰近國家之環境稅收制度，訂定模擬情境。日本的環境稅占該國總稅收的比例為 4.08%，為低環境稅率的國家；而韓國的環境稅占該國總稅收的比例為 11.39%，為高環境稅率的國家(OECD, 2020)。另根據我國財政部統計處所公佈之 105 年各項稅收比例資料，我國 105 年之間接稅總額占總稅收的比例為 37.5%(侯永盛, 2020)。

根據上述資料，可推算出若本研究情境設定之環境稅率欲與低環境稅率的日本相當，則環境稅約占間接稅總額的 10.9% (即 $4.08\% \div 37.5\%$)。本研究取接近之整數，設定環境稅占間接稅總額的 10%為低環境稅率情境。本研究情境設定之環境稅率若欲與高環境稅率的韓國相當，則環境稅約占間接稅總額的 30.3% (即 11.39%)

÷ 37.5%)，因此本研究的高環境稅率情境設定為環境稅占間接稅總額的 30%。另取 10%與 30%之中間值，環境稅占間接稅總額的 20%為中環境稅率情境。

本研究的模擬對象以都市為主體，地方制度法第 18 條第 9 款第 2 目與第 19 條第 9 款第 2 目分別明定環境保護事項為直轄市、縣(市)之自治事項。基於地方自治法理，地方立法機關得制定自治條例，根據該地區特殊之環境問題，課徵地方性質的環境公課。環境公課常以稅或特別公課的型式課徵，稅的特徵是政府為支應政務支出及達成其他行政目的，基於憲法第 19 條規定之租稅法定原則，向人民強制課徵之金錢，一般為統收統支；特別公課則為基於滿足特定目的之財政需要，對於特定群體所課徵之金錢，並非為了滿足政府一般財政需要而對全國國民所課徵，其經常流入特別基金，專款專用，而不流入國庫。我國目前環保法規中的經濟誘因，多是以特別公課的型式收取，如：空氣污染防治費、水污染防治費、海洋棄置費……等(蔡琮浩, 2020)。故本研究之情境設定採用與環境稅概念相似但具有專款專用特徵的環境特別公課，作為促進資源循環的經濟誘因。本研究分別以環境特別公課占間接稅總額的 10%、20%、30%來模擬低環境稅率、中環境稅率、高環境稅率之情境。而補貼的金額，則比照環境特別公課，分別以補貼金額為間接稅總額的 10%、20%、30%來模擬低額、中額、高額補貼的情境。

本研究的情境設定採用三種政策組合，搭配三種經濟誘因費率，組成九種情境，詳如表 3-1 所列。表 3-1 的縱軸為實施之政策，本研究之政策情境為台北市政府僅實施補貼再生建築材料業政策、僅實施向污染整治業課徵環境特別公課政策、同時實施補貼再生建築材料業與向污染整治業課徵環境特別公課政策。表 3-1 的橫軸為經濟誘因之費率，本研究參考臺灣鄰近國家之環境稅率，設定 10%、20%、30% 三種經濟誘因費率。



表 3-1 本研究之情境設定

政策 費率	低經濟誘因(10%)	中經濟誘因(20%)	高經濟誘因(30%)
台北市政府補貼 再生建築材料業	<u>補貼 10%情境</u> 政府補貼再生建築 材料業，補貼金額為 該產業所繳之間接 稅總額的 10%	<u>補貼 20%情境</u> 政府補貼再生建築 材料業，補貼金額為 該產業所繳之間接 稅總額的 20%	<u>補貼 30%情境</u> 政府補貼再生建築 材料業，補貼金額為 該產業所繳之間接 稅總額的 30%
台北市政府向污 染整治業課徵環 境特別公課	<u>收費 10%情境</u> 政府向污染整治業 課徵環境特別公課， 課徵金額為該產業 所繳之間接稅總額 的 10%	<u>收費 20%情境</u> 政府向污染整治業 課徵環境特別公課， 課徵金額為該產業 所繳之間接稅總額 的 20%	<u>收費 30%情境</u> 政府向污染整治業 課徵環境特別公課， 課徵金額為該產業 所繳之間接稅總額 的 30%
台北市政府同時 實施補貼再生建 築材料業與向污 染整治業課徵環 境特別公課	<u>補貼+收費 10%情境</u> 政府補貼再生建築 材料業並向污染整 治業課徵環境特別 公課，補貼及課徵 之金額皆為該產業 間接稅總額的 10%	<u>補貼+收費 20%情境</u> 政府補貼再生建築 材料業並向污染整 治業課徵環境特別 公課，補貼及課徵 之金額皆為該產業 間接稅總額的 20%	<u>補貼+收費 30%情境</u> 政府補貼再生建築 材料業並向污染整 治業課徵環境特別 公課，補貼及課徵 之金額皆為該產業 間接稅總額的 30%

3.3 區域 CGE 模型

3.3.1 模型簡介

可計算一般均衡模型 (Computable General Equilibrium Model) 簡稱 CGE 模型，其發展的歷史悠久，已逐漸成為各國進行政策模擬的主要工具之一。CGE 模型的原理奠基于經濟學的一般均衡理論架構，該模型主要是用來分析消費者、生產者與政府的行為，對於經濟個體及各種資源配置之相互影響關係，以及經濟體內各產業部門間的互動情形，可視為一地區經濟社會的縮影(楊浩彥, 2017)。CGE 模型可評估當政府施行一項政策而對原本的經濟體產生外生衝擊(例如：補貼、課徵環境公

課)時，對於產業之影響，其模擬結果可呈現包含產業面及總體經濟面的變化(林晉勗, 2019)。

本研究情境設定之補貼與課徵環境特別公課政策屬於一種價格政策，而 CGE 模型在為數眾多的用於政策評估之經濟模型中，擅長於反映價格的變化，故本研究以 CGE 模型作為經濟評估模型。

CGE 模型運作所需的基本資料為社會會計矩陣(Social Accounting Matrix，簡稱 SAM 表)，SAM 表以最常用來代表整體經濟資源流向關係的投入產出表(IO)為基礎，並將其延伸展開，以展示經濟體內各部門的互動關係及資源配置情形。SAM 表主要分為六個帳目，分別為：活動帳、商品帳、要素帳(含勞動、資本兩種要素)、機構帳(含企業、家計、政府三個部門)、資本帳、貿易帳。前述帳目可視模擬評估的需要，將一個帳目拆分成數個部門，例如：將活動帳與商品帳欄位，根據我國 105 年投入產出表(IO)的產業部門分類方式，拆分成 63 個產業部門，則可評估每個產業受政策影響後，部門間經濟流向的改變與資源重新配置之情形。

CGE 模型以多組經濟數學方程式描述各個部門間之交互關係，並以 SAM 表作為輸入模型之初始條件。當實施新的政策時(即對模型產生「衝擊」)，模型中的經濟數學方程式便會改變，產生一組新的聯立方程式，故模型也會求解出一組新的解。本研究之 CGE 模型經濟數學方程式以 GAMS (General Algebraic Modeling System) 軟體編輯求解。

將原始 SAM 表匯入 CGE 模型，而後對 CGE 模型中的多組聯立方程式進行求解，求解完成後會產出一張新的 SAM 表。原始 SAM 表所呈現的是經濟體受衝擊前，各部門間的關係與資源配置狀態，其匯入 CGE 模型後作為模型之初始條件使用。當衝擊發生時，CGE 模型的經濟數學方程式將改變，原始 SAM 表中的值已不再是模型中新的經濟數學方程式之解，故需重新對新的經濟數學方程式進行求解的動作。經軟體演算完成後，新求出的解會組成一張異於原始 SAM 表的新 SAM 表，新 SAM 表所呈現的是經濟體受衝擊後，經濟體內各部門間的互動關係與資源

重新配置的狀態。而在未受任何衝擊的情況下，由於 CGE 模型的經濟數學方程式未發生變動，原始 SAM 表中的值即為方程式的解。故軟體演算完成後，匯出的 SAM 表將與原始 SAM 表完全相同，意即經濟體內各部門的相互關係與資源配置狀態未變動。進行情境模擬前，可先檢視在未受衝擊的情況下，模型匯出的 SAM 表是否與原始 SAM 表完全相同，以此方式確認模型的正確性(李昀晨, 2019; 楊浩彥, 2017; 賴彥廷, 2021)。

CGE 模型的運作，從 SAM 表的編制到經濟數學方程式的使用，均有其假設。透過假設將現實經濟體中複雜的狀況簡化，使模型得以運用來進行政策模擬。本研究的 CGE 模型，其主要假設如下：

1. 生產者追求最大利潤。
2. 消費者追求最大效用。
3. 市場藉由價格的調整，達到均衡狀態。
4. 各產業部門的生產技術為巢式李昂鐵夫函數型態(nested Leontief function form)。
5. 各產業投入的資本與勞動間的關係符合柯布-道格拉斯生產函數(Cobb-Douglas production function)型態。
6. 為完全競爭市場。
7. 同一產業的進口品和國產品具有不完全替代的特性。
8. 出口品的需求由出口品之世界價格和出口品之國內價格的相對比率來決定。
9. 家計消費的效用函數為 Cobb-Douglas 函數型態。
10. 投資由儲蓄來決定，所有儲蓄均用於投資財的購置。
11. 在 CGE 模型「價值=價格 \times 量」的關係式中，僅「價值」代表真實數值，「價格」和「量」皆為相對變化率，且所有產品價格的起始值皆設為 1 (並非設為真實價格)。

12. 除了能源的成本外，原生建築材料業及再生建築材料業的成本結構相同。
13. 全國各地區的同一產業部門，其成本結構相同。
14. 全國各地區的再生建築材料業，占建築材料業的比例皆相同。

3.3.2 社會會計矩陣(SAM 表)之建立

社會會計矩陣(SAM 表)描述了一特定地區於市場均衡的狀態下，經濟體內各部門間的經濟流向及資源配置情形，前述「特定地區」通常為國家，但也可以是包含多個國家之地區，例如：東南亞地區、歐盟。SAM 表以活動帳、商品帳、要素帳(分為勞動、資本兩要素)、機構帳(分為企業、家計、政府三部門)、資本帳、貿易帳六個主要帳目來呈現價值流動，SAM 表中每一格數字的意義為： i 部門(表中左方直行的部門)與 j 部門(表中上方橫列的部門)間之價值轉移，對 i 部門而言，該值為流入 i 部門的價值，即該值為 i 部門收入；對 j 部門而言，該值為流出 j 部門的價值，即該值為 j 部門的支出。

匯入 CGE 模型的 SAM 表，其主要帳目可再拆分成數個部門，以評估一特定地區(例如：國家)內各個產業受政策衝擊時，產業部門間的價值流動。若將主要帳目拆分出的部門進一步劃分小區域(例如：城市)，拆分出特定地區內各個小區域之各個部門，以評估一特定地區內每個小區域的各個產業受政策衝擊時，部門間的價值流動，此進一步細分小區域的 SAM 表，可用於「區域 CGE 模型」。

區域 CGE 模型相較於一般 CGE 模型，最大的優勢在於其可評估地方層級的政策。一般的 CGE 模型只能呈現全國性的政策衝擊發生時，國內各個產業部門間的價值流動。一般的 CGE 模型可評估政策對於全國經濟之影響及資源配置情形，但無法看出該政策對於各個城市之影響，亦無法用以評估地方層級的政策。區域 CGE 模型可評估政策衝擊發生時，國內每個城市之各產業部門間的價值流動，其可模擬地方層級的政策對於各個城市之經濟影響及資源配置情形，亦可模擬政策對整體經濟產生的影響。

SAM 表架構圖如圖 3-2 到圖 3-4 所示，圖中背景為橙色之區塊為 SAM 表的主要帳目，背景為藍色之區塊為主要帳目所細分出的部門，紅色框線所圍之儲存格則為 IO 及 SAM1~SAM6 之範圍。最簡化的 SAM 表，即未將主要帳目拆分，僅呈現全國各帳目間價值轉移的 SAM 表(以下稱為「小 SAM 表」)，其架構如圖 3-2 所示。將小 SAM 表的主要帳目展開成數個部門的 SAM 表(以下稱為「大 SAM 表」)，其架構如圖 3-3 所示，圖 3-3 將小 SAM 表之活動帳與商品帳細分成農業、工業、服務業三個部門，而要素帳、機構帳、資本帳、貿易帳也需配合著活動帳與商品帳的變更進行欄位的擴充。將大 SAM 表的產業部門進一步依區域劃分之 SAM 表(以下稱為「分區域大 SAM 表」)，其架構如圖 3-4 所示，圖 3-4 將大 SAM 表之農業、工業、服務業三個產業部門依城市別區分，假設該國的行政區劃分僅有 A、B 兩個城市，故活動帳與商品帳細分成 A 城市農業、A 城市工業、A 城市服務業、B 城市農業、B 城市工業、B 城市服務業六個部門，要素帳、機構帳、資本帳、貿易帳欄位亦配合著活動帳與商品帳的變更而進行欄位的擴充。

		活動帳	商品帳	要素帳		機構帳			資本帳	貿易帳
				勞動	資本	企業	家計	政府		
活動帳										
商品帳										
要素帳	勞動									
	資本									
機構帳	企業									
	家計									
	政府									
資本帳										
貿易帳										

圖 3-2 小 SAM 表架構圖

		活動帳			商品帳			要素帳		機構帳			資本帳		貿易帳			
		農業	工業	服務業	農業	工業	服務業	勞動	資本	企業	家計	政府						
活動帳		I01	I02	I03	SAM3	I01	I02	I03							Sexport 出口			
	農業	I01			I01			I01										
	工業	I02			I02			I02										
商品帳	服務業	I03			I03			I03										
		IO	I01	I02	I03	SAM4	I01	I02	I03				Sconsum 民間消費	Sgovern 政府消費	Sinvest 固定資本形成	Sinvant 存貨變動		
	農業	I01			I01			I01										
要素帳	工業	I02			I02			I02										
	服務業	I03			I03			I03										
		SAMI	I01	I02	I03	SAMS	I01	I02	I03	SAM6	A01	A02	A03	A04	A05	A06	A07	A08
機構帳	勞動	Swage 勞動報酬								A01								
	資本	Sprofit 營業盈餘								A02								
	企業									A03								
政府	家計									A04								
		Sindtax 間接稅				Simptax 進口稅				A05								
	資本帳	Sdeprat 資本消耗								A06								
貿易帳						Simport 進口				A07								

圖 3-3 大 SAM 表架構圖

		活動帳						商品帳						要素帳		機構帳		資本帳		貿易帳			
		A城市農業	A城市工業	A城市服務業	B城市農業	B城市工業	B城市服務業	A城市農業	A城市工業	A城市服務業	B城市農業	B城市工業	B城市服務業	勞動	資本	企業	家計	政府					
活動帳		I01	I02	I03	I04	I05	I06	SAM3	I01	I02	I03	I04	I05	I06							Sexport 出口		
	A城市農業	I01						I01						I01									
	A城市工業	I02						I02						I02									
商品帳	A城市服務業	I03						I03						I03									
	B城市農業	I04						I04						I04									
	B城市工業	I05						I05						I05									
要素帳	B城市服務業	I06						I06						I06									
		IO	I01	I02	I03	I04	I05	I06	SAM4	I01	I02	I03	I04	I05	I06			Sconsum 民間消費	Sgovern 政府消費	Sinvest 固定資本形成	Sinvant 存貨變動		
	A城市農業	I01						I01						I01									
機構帳	A城市工業	I02						I02						I02									
	A城市服務業	I03						I03						I03									
	B城市農業	I04						I04						I04									
政府	B城市工業	I05						I05						I05									
	B城市服務業	I06						I06						I06									
		SAMI	I01	I02	I03	I04	I05	I06	SAMS	I01	I02	I03	I04	I05	I06	SAM6	A01	A02	A03	A04	A05		
資本帳	勞動	Swage 勞動報酬							SAMS							A01					A06	A07	A08
	資本	Sprofit 營業盈餘														A02							
貿易帳	企業															A03							
	家計															A04							
政府		Sindtax 間接稅							Simptax 進口稅							A05							
		Sdeprat 資本消耗							Simport 進口							A06							
貿易帳																A07							

圖 3-4 分區域大 SAM 表架構圖

本研究參考「政策評估：多部門分析法」(楊浩彥, 2017)及「投入產出分析：理論與實務」(王塗發, 2020)兩文獻中所述之方法，編制我國民國 105 年期間之 SAM 表，以作為匯入區域 CGE 模型之原始 SAM 表。臺灣地區 105 年 SAM 表編制步驟如下：

1. 建立小 SAM 表

小 SAM 表中大部分的數據資料可由「107 年國民所得統計年報」中查得，本研究為配合投入產出表(IO)之編制資料的年度(105 年)，故取其 105 年的統計值。國內銷售、勞動所得、資本所得、對外貿易欄位之數據則透過各帳目收

支平衡而得。若小 SAM 表中各帳目縱行之加總不等於其橫列加總，則透過調整項欄位調整，使各帳目之縱行加總等於橫列加總。本研究所建立之小 SAM 表，其資料皆盤點自「107 年國民所得統計年報」，因此小 SAM 表不須透過調整項調整，各帳目縱向總支出即等於橫向總收入，為平衡狀態。

表 3-2 為本研究所建立之 105 年臺灣地區小 SAM 表，表中每一儲存格中的中文字代表該格數據之意義，每一儲存格中的數字則為盤點資料或平衡而來之價值移轉金額，單位為新台幣百萬元。表中背景為淺綠色之儲存格代表其數據來源為國民所得統計年報，背景為紫色之儲存格則代表其為透過帳目收支平衡而得之值。

表 3-2 臺灣地區 105 年小 SAM 表

		活動帳	商品帳	要素帳		機構帳			資本帳		貿易帳	調整項	加總		
				勞動	資本	企業	家計	政府			出口				
活動帳			國內銷售 25781835								11808128		37589963		
商品帳		中間需求 20234575							民間消費 9082075	政府消費 2482242	固定資本形成 3807567	存貨變動 -10001		35596458	
要素帳	勞動	勞動報酬 7740858										國外勞動報酬 淨額 4590		7745448	
	資本	企業盈餘 6154164										國外財產所得 淨額 446551		6600715	
機構帳	企業				資本所得 6600715									6600715	
	家計				勞動所得 7745448		總盈餘分配 3861193			轉移支付淨額 1293881			國外移轉支付 淨額 -101988		12798534
	政府	間接稅淨額 759410	進口稅 199880			總直接稅 578524	總直接稅 2524851					國外移轉支付 淨額 -484		4062181	
資本帳		固定資本消耗 2700956				企業儲蓄 2160998	民間儲蓄 1191608	政府儲蓄 286058						6339620	
貿易帳			進口 9614743							對外貿易 2542054				12156797	
調整項		37589963	35596458	7745448	6600715	6600715	12798534	4062181			6339620	12156797			
加總															

(單位：新台幣百萬元)

2. 建立大 SAM 表

(1) 盤點大 SAM 表所需之資料：105 年「生產者價格交易表(含進口稅淨額)」及「國民所得統計年報」。

(2) 將小 SAM 表之活動帳與商品帳欄位，根據 105 年生產者價格交易表的產業部門分類，細分成 63 個部門，要素帳、機構帳、資本帳、貿易帳欄位

亦配合著活動帳與商品帳的變更而進行欄位的擴充，形成大 SAM 表，表 3-3 為本研究所建立之 105 年臺灣地區大 SAM 表。

(3) 將盤點而來的資料填入大 SAM 表中相對應的位置，如表 3-3 所示，表 3-3 中以黃色標示資料來源為「生產者價格交易表(含進口稅淨額)」者；以粉紅色標示資料來源為「國民所得統計年報」者；綠色之儲存格則表示其數據為透過平衡關係計算得出。大 SAM 表中的 IO、SAM3 中的出口、SAM4 及 SAM5(表 3-3 中的黃色儲存格)，其資料來自於 105 年「生產者價格交易表(含進口稅淨額)」；SAM1 的數據來自於「國民所得統計年報」中的「國內生產毛額及要素所得依行業分」。

(4) 設定活動帳對商品帳(IO)欄位之新邊界條件，IO 任一直行之總和為中間投入，中間投入的資料來自於「國民所得統計年報」中的「國內生產毛額及要素所得依行業分」。

(5) 將大 SAM 表中擴充的欄位加總，並與小 SAM 表中相對應之欄位進行比較，其數值理應相同。若二者相對應之欄位數值不相同，則需對大 SAM 表中相對應之數值進行調整，調整方式為將大 SAM 表中相對應之數值皆乘上調整係數，調整係數以小 SAM 表數值為分子，以大 SAM 表中相對應之擴充的欄位之總和為分母。

(6) IO 中任一橫列之總和為中間需要，國產內銷與中間需要(表 3-3 中的綠色儲存格)可透過各部門的縱向總支出等於橫向總收入之平衡關係計算得出。



表 3-3 臺灣地區 105 年大 SAM 表

		活動帳					商品帳					要素帳			機構帳			資本帳		貿易帳	調整項	加總Y
活動帳			農產品	...	未分類 其他服務	加總		農產品	...	未分類 其他服務	加總		勞動	資本	企業	家計	政府					
			I01	...	I63			SAM3	I01	...	I63	Scommod 國內銷售								Sexport 出口	adj1	部門總需求
	農產品	I01						I01				I01										
	:	:						:				加總X1 -出口								生產者價格交易表 [商品及服務輸出]		加總X1
	未分類 其他服務	I63						I63				I63										
商品帳	小計							國產品內銷														
		IO	I01	...	I63	中間需要	SAM4	I01	...	I63											adj2	
	農產品	I01					加總X2 -民間消費 -政府消費 -固定資本 形成-存貨 變動	I01				I01										
	:	:					生產者價格交易表															加總X2
	未分類 其他服務	I63					I63				I63											
要素帳	小計	中間投入	國內生產毛額及要素所得依行業分 [中間消費]																			
		SAM1	I01	...	I63		SAM5	I01	...	I63		SAM6	A01	A02	A03	A04	A05	A06	A07	A08	adj3	
	勞動	Swage 勞動報酬	國內生產毛額及要素所得依行業分 [受僱人員報酬]									A01									國外勞動	
	資本	Sprofit 營業盈餘	國內生產毛額及要素所得依行業分 [營業盈餘]									A02									國外財產	
	企業											A03		資本所得				轉移支付				
機構帳	家計											A04	勞動所得		總盈餘			轉移支付			國外轉移	
	政府	Sindtax 間接稅	國內生產毛額及要素所得依行業分 [間接稅]				Simptax 進口稅	生產者價格交易表 [進口稅淨額]				A05		總直接 稅	總直接稅						國外轉移	
	資本帳	Sdeprat 資本消耗	國內生產毛額及要素所得依行業分 [固定資本消耗]									A06		企業儲 蓄	民間儲蓄	政府儲蓄						
	貿易帳						Simport 進口	生產者價格交易表 [商品及服務輸入]				A07							對外貿易			
	調整項	調整項																				
加總 X	sectoral output 部門總產出	加總X1=中間投入+勞動報酬+營業盈餘+間接稅+資本消耗					加總X2=國產品內銷+進口稅+進口															



3. 建立分區域大 SAM 表

- (1) 盤點分區域大 SAM 表所需之資料：各縣市 105 年「工業及服務業企業單位生產淨額—按細行業別分」及 105 年「生產者價格交易表(含進口稅淨額)」。
- (2) 將大 SAM 表之活動帳與商品帳欄位的 63 個部門，每一產業部門從原來的全國總和拆分成七個區域，七個區域分別為：台北、新北、桃園、台中、台南、高雄、其他(全台六都以外的其他縣市)，活動帳與商品帳欄位從原本的 63 個部門擴展成 441 個部門(即 63 部門 × 7 個區域)。要素帳、機構帳、資本帳、貿易帳欄位亦配合著活動帳與商品帳的變更而進行欄位的擴充，形成分區域大 SAM 表。
- (3) 根據各縣市 105 年「工業及服務業企業單位生產淨額—按細行業別分」資料，算出台北、新北、桃園、台中、台南、高雄、其他地區 63 個產業部門，其勞動報酬、經營營餘、間接稅、折舊、中間投入、原始投入、生產總額，分別占全國該產業之總和的比例。接著將大 SAM 表中 SAM 1、SAM3 中的出口、SAM4 及 SAM5 之全國 63 個部門的數據資料，細分成七個區域的數據，並填入分區域大 SAM 表中相對應之位置。將大 SAM 表 SAM 1 中的勞動報酬數據，乘上一地區該產業勞動報酬占全國該產業之總和的比例，即可得該地區該產業之勞動報酬數據。將大 SAM 表 SAM 1 中的企業盈餘數據，乘上一地區經營營餘占全國該產業之總和的比例，即可得該地區該產業之企業盈餘數據。以此類推，大 SAM 表 SAM 1 中的間接稅淨額、固定資本消耗則分別乘上該地區該產業之間接稅、折舊全國占比，求得區域數據。分區域大 SAM 表之出口數據，為將大 SAM 表 SAM3 中的出口數據，乘上一地區生產總額占全國該產業之總和的比例而得。大 SAM 表 SAM 4 中的民間消費、政府消費、固定資本形成、存貨變動資料，乘上一地區該產業原始投入之全國占比，即可得該地區之數

據。將大 SAM 表 SAM 5 中的進口稅資料，乘上一地區該產業間接稅占全國總和的比例，則可得該地區之進口稅數據。大 SAM 表 SAM 5 中的進口資料，乘上一地區該產業生產總額之全國占比，可得該地區之進口數據。大 SAM 表 IO 中的中間投入資料，則乘上一地區該產業中間投入在全國該產業中間投入所占之比例，求得該地區之中間投入資料。

(4) 以簡單區位商數法(Simple Location Quotients，簡稱 SLQ)編制區域投入產出表，作為分區域大 SAM 表中活動帳對商品帳欄位(IO)之資料。

a. 根據各縣市 105 年「工業及服務業企業單位生產淨額—按細行業別分」資料，盤點第 i 產業部門在第 r 區域的產值(x_i^r)，並求出第 r 區域第 i 產業產值占全國第 i 產業產值之比例，將 105 年「生產者價格交易表(含進口稅淨額)」的第 i 產業產值(X_i)乘上該比例，即可得到各區域各產業的推估產值(X_i^r)，如(式 3-1)所示：

$$X_i^r = X_i \times \frac{x_i^r}{\sum_{r=1}^7 x_i^r} \quad (i = 1 \sim 63) \quad (\text{式 3-1})$$

b. 以簡單區位商數法建立台灣各區域的區位商數指標(lq_i^r)，其算法如(式 3-2)所示：

$$lq_i^r = \frac{\frac{X_i^r}{\sum_{i=1}^{63} X_i^r}}{\frac{X_i}{\sum_{i=1}^{63} X_i}} \quad (\text{式 3-2})$$

c. 以區位商數指標調整全國投入係數。當區位商數指標大於或等於 1 時，代表第 r 區域第 i 產業之推估產值，占第 r 區域總產值之比例，大於或等於生產者價格交易表中第 i 產業之產值占所有產業之產值總和的比例。區位商數指標大於或等於 1 的意義為第 i 產業較集中於第 r 區域生產，此時 LQ_i^r 取其上限，即 1。反之，當區位商數指標小於 1 時，

代表第 i 產業於第 r 區域之生產低於全國平均，此時 LQ_i^r 取其實際比值，即 lq_i^r 。由此可推估第 r 區域內的投入係數(a_{ij}^{rr})，公式如(式 3-3)所示：

$$a_{ij}^{rr} = a_{ij} \times LQ_i^r \quad (i = 1 \sim 63) \quad (j = 1 \sim 63)$$

$$LQ_i^r = \begin{cases} 1 & (lq_i^r \geq 1 \text{ 時}) \\ lq_i^r & (lq_i^r < 1 \text{ 時}) \end{cases}$$

(式 3-3)

d. 將全國投入係數與區域內投入係數之差值，依比例分配至全國其餘區域，以此方法計算 s 對 r 區域間投入係數(a_{ij}^{sr})，其算法如(式 3-4)所示：

$$a_{ij}^{sr} = a_{ij} \times (1 - LQ_i^r) \times \frac{lq_i^s}{\sum_{s \neq r} lq_i^s} \quad (s = 1 \sim 7)$$

(式 3-4)

e. 以步驟 c 所求得之區域內投入係數與步驟 d 所求得之區域間投入係數，乘上步驟 a 所得之各區域各產業產值，即可推估區域投入產出表之中間需求矩陣(Z_{ij}^{sr})，其算法如(式 3-5)所示：

$$Z_{ij}^{sr} = a_{ij}^{sr} \times X_j^r \quad (s, r = 1 \sim 7) \quad (i, j = 1 \sim 63)$$

(式 3-5)

(5) 透過各部門的縱向總支出等於橫向總收入之平衡關係，計算中間需要與國產內銷。

(6) 將步驟(4)所計算出之區域投入產出表中間需求矩陣，以中間投入資料為下邊界條件，以中間需要為右邊界條件，執行雙比例調整法(RAS)，調整區域投入產出表之中間需求矩陣。使中間需求矩陣符合所設定之邊界條件，並將其填入活動帳對商品帳的欄位。



(7) 確認各部門之縱向總支出是否等於橫向總收入，若分區域大 SAM 表不平衡，則透過調整項欄位調整。

4. 拆分出建築材料部門

本研究僅針對再利用率較低之砂石及水泥類建築廢棄物進行循環策略評估，其他再利用率已相當高之建築廢棄物(例如：鋼筋)，則不在本研究之系統邊界內。本研究從分成 441 部門的分區域大 SAM 表，拆分出兩個建築材料部門與兩個再生建築材料部門，形分成 445 部門的 SAM 表。拆分出砂石類及水泥類建築材料部門之步驟如下：

- (1) 盤點拆分出建築材料部門所需之資料：「生產者價格交易表(含進口稅淨額)」。生產者價格交易表依據產業部門分類數，共有三種版本，分別為：63 部門、164 部門、487 部門。本研究大 SAM 表中之 IO 以分成 63 部門之生產者價格交易表為基底，而為了釐清更細部的產業資訊，需以分成 164、487 部門者輔助。本研究從「礦產品」部門(分成 63 部門之部門分類)中拆出「建築用砂石」部門(分成 487 部門之部門分類)，計算「建築用砂石」部門在 IO 表中各項目所占「礦產品」部門之比例。另從「非金屬礦物製品」部門(分成 63 部門之部門分類)中拆出「水泥」、「水泥製品」、「其他非金屬礦物製品」部門(分成 164 部門之部門分類)，計算「水泥」、「水泥製品」、「其他非金屬礦物製品」部門總和在 IO 表中各項目所占「非金屬礦物製品」部門之比例。
- (2) 將分區域大 SAM 表中的「台北礦產品」部門，乘以步驟(1)求出之「建築用砂石」占「礦產品」部門之比例，拆分出「台北建築材料-砂」部門(含原生砂及再生砂)，並在分區域大 SAM 表中新增「台北建築材料-砂」欄位，「台北礦產品」部門則減去「台北建築材料-砂」之值，以維持 SAM 表的平衡。

(3) 根據經濟部的統計資料，105 年臺灣地區的砂石原料供應，有 21%來自循環再利用的建築廢棄物(經濟部礦務局, 2017)。故本研究將「台北建築材料-砂」部門乘以 21%，作為「台北再生建築材料-砂」之值，並在分區域大 SAM 表中新增「台北再生建築材料-水泥」欄位。而「台北建築材料-砂」部門則減去「台北再生建築材料-砂」，成為僅包含原生砂之「台北建築材料-砂」部門。本研究之砂類建築材料部門拆分示意圖如圖 3-5 所示。

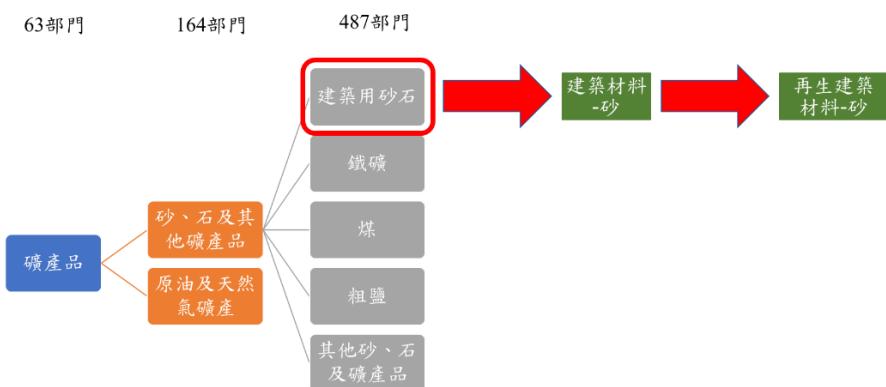


圖 3-5 砂類建築材料部門拆分流程

(4) 根據 Coelho 等人之研究，原生建築材料業生產單位產品所使用之能源至少為再生建築材料業生產單位產品所使用能源的 2.2 倍(Coelho & de Brito, 2013)。故本研究設定原生與再生建築材料業單位產品使用之能源比為 2.2：1，以此比例修正能源相關部門對「台北建築材料-砂」及「台北再生建築材料-砂」之中間投入。

(5) 將分區域大 SAM 表中的「台北非金屬礦物製品」部門，乘以步驟(1)求出之「水泥」、「水泥製品」、「其他非金屬礦物製品」三部門總和占「非金屬礦物製品」部門之比例，拆分出「台北建築材料-水泥」部門(含原生製品及再生製品)，並在分區域大 SAM 表中新增「台北建築材料-水泥」欄位，「台北非金屬礦物製品」部門則減去「台北建築材料-水泥」之值，以維持 SAM 表的平衡。

(6) 將「台北建築材料-水泥」部門乘以 21%，作為「台北再生建築材料-水泥」之值，並在分區域大 SAM 表中新增「台北再生建築材料-水泥」欄位，而「台北建築材料-水泥」部門則減去「台北再生建築材料-水泥」，成為僅包含原生製品之「台北建築材料-水泥」部門。本研究之水泥類建築材料部門拆分示意圖如圖 3-6 所示。

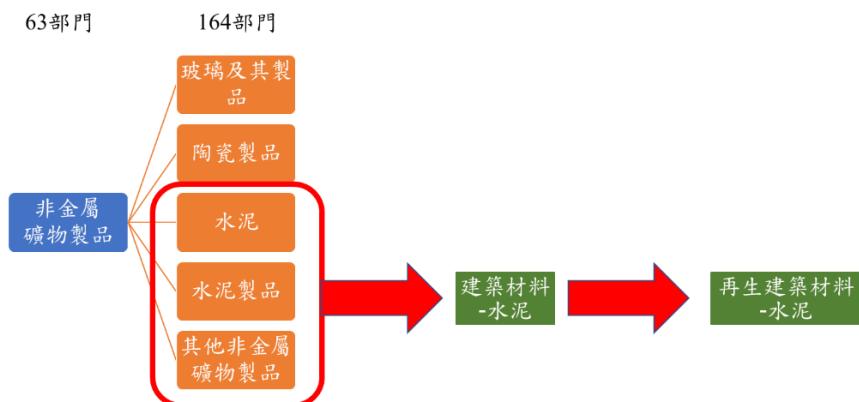


圖 3-6 水泥類建築材料部門拆分流程

(7) 以原生與再生建築材料業單位產品使用之能源比為 2.2:1，修正能源相關部門對「台北建築材料-水泥」及「台北再生建築材料-水泥」之中間投入。

(8) 確認 445 個部門之縱向總支出是否等於橫向總收入，若 SAM 表不平衡，則透過調整項欄位調整。

3.3.3 CGE 模型經濟數學方程式

本研究之 CGE 模型經濟數學方程式主要參考自「政策評估：多部門分析法」，前述文獻以 Dervis, de melo, Robinson, Grais, Corbo 等學者在世界銀行贊助的研究計劃下所建構之 CGE 模型為基礎。世界銀行模型主要採用非線性求解技術，而非線性求解技術常用 GAMS(General Algebraic Modeling System)軟體執行運算(楊浩彥, 2017)，故本研究之 CGE 模型經濟數學方程式以 GAMS 軟體編撰與進行運算。

CGE 模型以多組經濟數學方程式描述經濟體內各部門間之相互影響關係，當經濟體內有新政策的加入時，各部門的互動關係與資源配置的狀態將改變。對於 CGE 模型而言，新政策的加入即是對模型產生一外生衝擊(例如：補貼、課徵環境公課)，而外生衝擊可以 CGE 模型經濟數學方程式來描述。外生衝擊會使經濟數學方程式發生變化，而新的經濟數學方程式求解後所匯出之新 SAM 表，呈現的即是經濟體受政策影響後各部門間的互動關係與資源重新配置的狀態。

本研究之政策情境於 CGE 模型經濟數學方程式中，反映外生衝擊之參數為第 i 產業間接稅淨額(td_i)。在實施補貼再生建築材料業政策之情況下，「台北再生建築材料-砂」與「台北再生建築材料-水泥」產業之間接稅淨額(td_i)，分別在低額、中額、高額補貼的情境中下降 10%、20%、30%，即間接稅淨額(td_i)變為原來的 0.9、0.8 及 0.7 倍。在實施向污染整治業課徵環境特別公課政策之情況下，「台北污染整治」產業之間接稅淨額(td_i)在低環境稅率、中環境稅率、高環境稅率的情境中分別提高 10%、20%、30%，即間接稅淨額(td_i)增為原來的 1.1、1.2 及 1.3 倍。

間接稅淨額的改變，將使 CGE 模型經濟數學方程式脫離原來的平衡狀態，並產生一組新的經濟數學聯立方程式來描述經濟體，以下說明主要受衝擊影響的經濟數學方程式：

- 附加價值價格計算函數

$$PN_i = PD_i(1 - td_i) - \sum_j P_j a_{ji} \quad (式 3-6)$$

在(式 3-6)中， PN_i 為 i 產業附加價值價格， PD_i 為 i 產業國產品價格， td_i 為 i 產業間接稅淨額， P_j 為 j 產業綜合商品價格， a_{ji} 為技術係數(j 產業產出用於 i 產業生產的投入比例係數)。

因外生衝擊的影響，使得產業間接稅淨額發生變動，首當其衝的變數即為附加價值價格。由(式 3-6)可知，附加價值價格(PN_i)與間接稅淨額(td_i)呈反向關係，當某個產業之間接稅淨額下降時，可能會讓該產業之附加價值價格提升，進而使該產業之附加價值變多。

- 勞動需求函數

$$L_i = \frac{\alpha_i \cdot PN_i \cdot X_i}{\lambda_i^w \cdot w} \quad (式 3-7)$$

(式 3-7)中， L_i 為 i 產業勞動需求量， α_i 為 i 產業生產替代參數， PN_i 為 i 產業附加價值價格， X_i 為 i 產業總產出， λ_i^w 為 i 產業勞動要素價格調整係數， w 為勞動市場均衡價格。(式 3-7)的假設為完全競爭市場。

附加價值價格受間接稅淨額的影響而變動，進而影響勞動需求量，由(式 3-7)可知，附加價值價格(PN_i)與勞動需求量(L_i)呈正相關，某產業之附加價值價格提升，可能會讓該產業之勞動需求量亦提升。

- 資本需求函數

$$K_i = \frac{(1 - \alpha_i) \cdot PN_i \cdot X_i}{\lambda_i^r \cdot r} \quad (式 3-8)$$

在(式 3-8)中， K_i 為 i 產業資本需求量， α_i 為 i 產業生產替代參數， PN_i 為 i 產業附加價值價格， X_i 為 i 產業總產出， λ_i^r 為 i 產業資本要素價格調整係數， r 為資本市場均衡價格。(式 3-8)的假設為完全競爭市場。

資本需求量亦受附加價值價格影響，由(式 3-8)可知，附加價值價格(PN_i)與資本需求量(K_i)呈正相關，某產業之附加價值價格提升，可能會讓該產業之資本需求量亦提升。



● 企業所得函數

$$Y^E = \sum_i \lambda_i^r \cdot r \cdot K_i + F_k + TR^{GE}$$

(式 3-9)

(式 3-9)中， Y^E 為企業所得， λ_i^r 為 i 產業資本要素價格調整係數， r 為資本市場均衡價格， K_i 為 i 產業資本需求量， F_k 為國外財產及企業所得支付淨額， TR^{GE} 為政府對企業的移轉性支出淨額。

資本需求量的變動會影響企業所得，由(式 3-9)可知，資本需求量(K_i)與企業所得(Y^E)呈正相關，若經濟體中多數產業的資本需求量提升，則企業所得可能亦會提升。

● 生產函數

$$\left(1 - \sum_j a_{ji}\right) \cdot X_i = A_i \cdot L_i^{\alpha_i} \cdot K_i^{(1-\alpha_i)}$$

(式 3-10)

在(式 3-10)中， a_{ji} 為技術係數， X_i 為 i 產業產業總產出， A_i 為 i 產業效率參數， L_i 為 i 產業勞動需求量， K_i 為 i 產業資本需求量， α_i 為 i 產業生產替代參數。生產函數的假設為：產業部門的生產技術為巢式李昂鐵夫函數型態(nested Leontief function form)，且資本與勞動間的關係為柯布-道格拉斯生產函數(Cobb-Douglas production function)型態。

勞動需求量與資本需求量受附加價值價格的影響而產生變動，然後進一步影響產業總產出，如(式 3-10)所示，勞動需求量(L_i)及資本需求量(K_i)均與產業總產出(X_i)呈正向關係，當某產業之勞動需求量及資本需求量均提升時，可能會使該產業之總產出亦提升。



- 家計所得函數

$$Y^H = \sum_i \lambda_i^W \cdot w \cdot L_i + F_L + (1 - s^E)(1 - t^E)Y^E + TR^{GH} + TR^{WH} \quad (式 3-11)$$

在(式 3-11)中， Y^H 為家計所得， λ_i^W 為 i 產業勞動要素價格調整係數， w 為勞動市場均衡價格， L_i 為 i 產業勞動需求量， F_L 為國外受雇人員報酬淨額， s^E 為企業儲蓄率， t^E 為企業直接稅率， Y^E 為企業所得， TR^{GH} 為政府對家計的移轉性支出淨額， TR^{WH} 為國外對家計的移轉性支付淨額。

勞動需求量與企業所得的變動會影響家計所得，如(式 3-11)所示，勞動需求量(L_i)與家計所得(Y^H)呈正相關，企業所得(Y^E)與家計所得(Y^H)亦呈正相關，企業所得增加，且經濟體中多數產業的勞動需求量也增加時，則家計所得可能會跟著提升。

- 家計消費效用函數

$$P_i C_i = \beta_i^H (1 - s^H)(1 - t^H) Y^H \quad (式 3-12)$$

(式 3-12)中， P_i 為 i 產業綜合商品價格， C_i 為家計部門對 i 產業商品的消費， β_i^H 為家計部門對 i 產業商品消費占總消費的比例， s^H 為家計儲蓄率， t^H 為家計直接稅率， Y^H 為家計所得。此處假設家計消費效用函數為 Cobb-Douglas 型式。

家計部門對 i 產業商品的消費會受家計所得之影響，由(式 3-12)可知，家計所得(Y^H)與家計部門對 i 產業商品的消費(C_i)呈正相關，若家計所得提升，則家計部門對各產業商品的消費可能會因而變多。



- 綜合商品需求函數

$$Q_i = \sum_j a_{ij} X_j + C_i + \sum_j \Psi_{ji} \cdot I + \varphi_i \cdot INV + \bar{G}_i \quad (式 3-13)$$

在(式 3-13)中， Q_i 為 i 產業綜合商品需求， a_{ij} 為技術係數， X_j 為 j 產業總產出， C_i 為家計部門對 i 產業商品的消費， Ψ_{ji} 為固定資本組成係數矩陣， I 為總固定資本形成， φ_i 為 i 產業存貨變動分配參數， INV 為總存貨變動， \bar{G}_i 為政府部門對 i 產業商品的消費。(式 3-13)的意義為：綜合商品的需求由中間投入、家計消費、投資、政府消費等項目組成。

綜合商品需求受家計部門對 i 產業商品的消費與 j 產業總產出影響，如(式 3-13)所示，家計部門對 i 產業商品的消費(C_i)與 i 產業綜合商品需求(Q_i)呈正相關，j 產業總產出(X_j)與 i 產業綜合商品需求(Q_i)亦呈正相關。若家計部門對 i 產業商品的消費提升，則可能會使 i 產業綜合商品需求跟著提升。若各產業總產出提升，將導致各產業對於 i 產業產品的中間需要跟著提升，則 i 產業綜合商品需求也會跟著提升。

- 綜合商品供給函數

$$Q_i = \bar{B}_i \left(\mu_i M_i^{-v_i} + (1 - \mu_i) D_i^{-v_i} \right)^{-\frac{1}{v_i}} \quad (式 3-14)$$

在(式 3-14)中， Q_i 為 i 產業綜合商品， \bar{B}_i 為 i 產業商品移動參數， μ_i 為 i 產業進口品及國產品分配參數， M_i 為 i 產業進口品， v_i 為 i 產業進口品及國產品替代參數， D_i 為 i 產業國產品。(式 3-14)的意義為：綜合商品的供給為國產品與進口品之和，且假設兩者在同一產業內具有不完全替代關係。

綜合商品量的變動將會影響到國產品的量，由(式 3-14)可見，i 產業綜合商品需求量(Q_i)與 i 產業國產品需求量(D_i)呈正相關，當某產業的綜合商品需



求量增加時，則該產業國產品需求量也可能會跟著增加。

- 市場供需均衡方程式

$$X_i = D_i + E_i$$

(式 3-15)

在(式 3-15)中， X_i 為 i 產業總產出， D_i 為 i 產業國產品， E_i 為 i 產業出口品。(式 3-15)的意義為：國內產業的產出供給國產品需求及出口品需求，且國產品與出口品具有完全替代關係。

總產出與國產品需求量會互相影響，如(式 3-15)所示， i 產業國產品的需求量(D_i)與 i 產業總產出(X_i)呈正相關，當某產業的國產品需求量增加時，則該產業總產出也可能會增加。此外， i 產業總產出(X_i)增加時，又會影響到綜合商品需求(Q_i)，使其增加，如(式 3-13)所示。

上述說明僅列出間接稅淨額(td_i)變動時，主要受到影響的經濟數學方程式，尚有一些 CGE 模型求解時會用到的經濟數學方程式未列出。CGE 模型中各個變數之間的關係，並非一對一的單向影響，而是多對一的相互影響。各個變數之間的關係盤根錯節，故無法用單一經濟數學方程式來決定某一變數的變化情形。前述之主要方程式剖析，僅能用來預測變數可能的走勢或試圖解釋模擬結果，但預測並非絕對準確，須待多條聯立方程式重新求解後，才能確定各個內生變數之值。意即經濟體受到政策衝擊時，其所產生的現象，無法用單一方程式、幾個變數來闡釋之，而是整個經濟體重新平衡的結果。



3.4 碳盤查模型

3.4.1 模型簡介

碳盤查模型之目的為評估政策在環境方面之影響，本研究以溫室氣體排放量作為環境影響之指標。由於 CGE 模型為經濟模型，適合用於經濟方面之分析，卻不擅長於環境方面之分析，故本研究以碳盤查模型接續在 CGE 模型之後，評估政策情境對於環境方面的影響。

本研究之碳盤查模型以生命週期評估(Life Cycle Assessment, LCA)方法為基礎概念而建立。生命週期評估為一種發展成熟的系統分析方法，其為評估產品或服務，從原物料的開採到最終處置階段(即從搖籃到墳墓)，整個生命週期中的能源、資源使用與潛在之環境衝擊。生命週期評估之損害類別大致上可分為人體健康、生態品質與資源三大面向。以生命週期評估方法為基礎所建立之生命週期評估模型為環境、資源系統分析之研究中常用的工具之一。

ISO 14040 標準為國際標準組織(International Organization for Standardization, ISO)所公佈之生命週期評估的原則和框架，根據 ISO 14040，生命週期評估可分成四個步驟，分別為：目標與範疇界定、盤查分析、衝擊評估與結果闡釋，各步驟之說明如下：

1. 目標與範疇界定(Goal and Scope Definition)：旨在明確定義研究之目的與範圍，本步驟需劃定系統邊界，以及決定功能單位(Functional Unit)，並說明衝擊類別。
2. 盤查分析(Inventory Analysis)：透過資料收集，量化系統邊界內單位物質的產出所投入之資源以及產生之環境衝擊。
3. 衝擊評估(Impact Assessment)：利用盤查分析資料，量化生命週期中的總資源耗用以及所產生之環境衝擊，並可將上述影響，進一步歸納為人體健康、生態品質和資源三大損害類別。



4. 結果闡釋(Interpretation)：呼應研究目標，彙整盤查分析及衝擊評估之結果，找出生命週期中各損害類別之主要來源，提出有系統性的結論與建議，供決策者參考。

本研究之溫室氣體排放估算，主要為全國、區域、產業尺度的溫室氣體排放，而非聚焦在單一產品或服務。故本研究簡化生命週期評估方法，形成碳盤查方法，並以此建立碳盤查模型。以下根據生命週期評估的步驟，說明碳盤查的架構。各步驟之說明如下：

1. 目標與範疇界定：進行碳盤查之目的在於評估政策對於溫室氣體排放之影響，本研究之環境衝擊類別聚焦於全球暖化。本研究參考 2006 IPCC 國家溫室氣體清冊指南(2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories)之方法，劃定研究範疇。本研究所盤查之溫室氣體，為各產業部門燃料燃燒所造成之直接溫室氣體排放，以及在製程中所產生之直接溫室氣體排放。
2. 盤查分析：收集 105 年之「能源平衡表」與 110 年之「中華民國國家溫室氣體排放清冊報告」兩項統計資料，以建立各個產業的溫室氣體排放係數。溫室氣體排放係數之單位為： $\text{kg CO}_2 \text{ eq}$ (二氧化碳當量)/總產出新臺幣百萬元。
3. 衝擊評估：利用盤查分析所得到之溫室氣體排放係數，計算各政策情境之環境衝擊。本研究僅討論全球暖化這一項環境衝擊，而評估全球暖化之衝擊類別指標為 $\text{CO}_2 \text{ eq}$ 。
4. 結果闡釋：根據各產業部門之衝擊評估結果，彙整區域、全國之總環境衝擊，分析各政策情境對於七個區域之環境影響，以作為決策者之施政參考依據。



3.4.2 碳盤查模型之建立

本研究建立碳盤查模型所使用之資料為我國 105 年之「能源平衡表」與 110 年之「中華民國國家溫室氣體排放清冊報告」(取其 105 年之資料)。碳盤查模型建立之步驟如下：

1. 根據「能源平衡表」資料，盤點投入產出表中 63 個部門的各項燃料使用量。將燃料使用量乘上該燃料燃燒之溫室氣體排放係數，得出 63 個部門燃料使用所造成之溫室氣體排放量。
2. 根據「中華民國國家溫室氣體排放清冊報告」資料，盤點投入產出表中 63 個部門中的製造業部門，其製程中所產生之直接溫室氣體排放量。
3. 根據 Coelho 等人之研究，原生建築材料業生產單位產品所產生之溫室氣體排放量至少為再生建築材料業生產單位產品所產生之溫室氣體排放量的 4 倍 (Coelho & de Brito, 2013)。故本研究設定生產一單位的原生建築材料與一單位的再生建築材料，其所產生之溫室氣體排放量比例為 4：1，以此比例修正原生與再生建築材料之溫室氣體排放量。
4. 假設全國各地區的同一產業部門，其溫室氣體排放結構相同(即各地區同一產業之溫室氣體排放係數相同)。故依產業部門別區分，將燃料使用之溫室氣體排放量與製程中所產生之溫室氣體排放量相加(單位： $\text{kg CO}_2 \text{ eq}$)，並除以 105 年「生產者價格交易表(含進口稅淨額)」中該產業部門之總產出(單位：新臺幣百萬元)，計算出該產業之溫室氣體排放係數(單位： $\text{kg CO}_2 \text{ eq/新臺幣百萬元}$)。
5. 將情境模擬所得出之各產業總產出，乘上該產業之溫室氣體排放係數，即可算出各產業之溫室氣體排放量。將同一區域之各產業的溫室氣體排放量相加，即為該區域的溫室氣體排放量，可以此評估政策對於各區域環境方面之影響，供決策者作參考。

第四章 結果與討論



本研究以區域可計算一般均衡模型(區域 CGE 模型)評估一地區實施循環經濟促進政策，對於全國各個區域經濟方面之影響，並搭配碳盤查模型，評估實施的政策在環境方面之影響，企圖衡量促進循環的政策是否確實對於減少溫室氣體的排放有所助益，並評估為了減少溫室氣體排放所帶來的經濟效益或所需付出的經濟代價。本研究以建築廢棄物作為循環經濟的標的，以政策促使建築材料更加循環，並以人口密度最高、建築物密度最高、人均混凝土塊與磚瓦類建築廢棄物產出量最高的台北地區為例，模擬該地區實施循環經濟促進政策後，對環境及經濟方面之影響。

本研究選擇三個指標以評估各個政策情境對經濟方面之影響，三大經濟指標分別為(經濟部統計處, 2015)：

- (1) 總產出：為中間投入與原始投入之和，亦稱為生產總額。其值為以市場價格計算各產業所生產的商品與服務之總產出額，可視為產業規模大小的指標。
- (2) 附加價值(Value Added)：將產業的產出額扣除其所投入的原材料、半成品的成本後，即為該產業所創造出的額外價值，此額外價值稱為附加價值，可視為該產業獲利能力的指標。
- (3) 國內生產毛額(GDP)：特定區域內所有產業的附加價值總和，即為該特定區域的 GDP，可視為該特定區域經濟規模大小的指標。GDP 越高，通常可代表景氣越好、經濟活動愈活躍。

在環境影響方面，本研究選擇以溫室氣體排放量做為環境指標，並以脫鉤指標做為環境與經濟之綜合評估指標。本研究選用 J. Vehmas 所提出之脫鉤指標來進行環境與經濟之綜合分析，Vehmas 脫鉤指標以 GDP 的變化比例為 X 座標，以環境壓力的變化比例為 Y 座標，並將 X 軸和 Y 軸所組成的二維平面區分成六大區塊，以評估環境壓力與經濟之相對變化情形。六大區塊分別代表擴張型負脫鉤、強負脫

鈎、弱負脫鈎、衰退型脫鈎、強脫鈎、弱脫鈎六種類型(Vehmas & Luukkanen, 2003)，如圖 4-1 所示。圖 4-1 中綠色文字的三個區塊(衰退型脫鈎、強脫鈎、弱脫鈎)為相對較佳之脫鈎情況，弱脫鈎為 GDP 與環境壓力均增加，但 GDP 增加的程度較環境壓力增加的程度大；強脫鈎為 GDP 增加且環境壓力減少，為最好的脫鈎情況；衰退型脫鈎為 GDP 與環境壓力均減少，但 GDP 減少的程度較環境壓力減少的程度小。

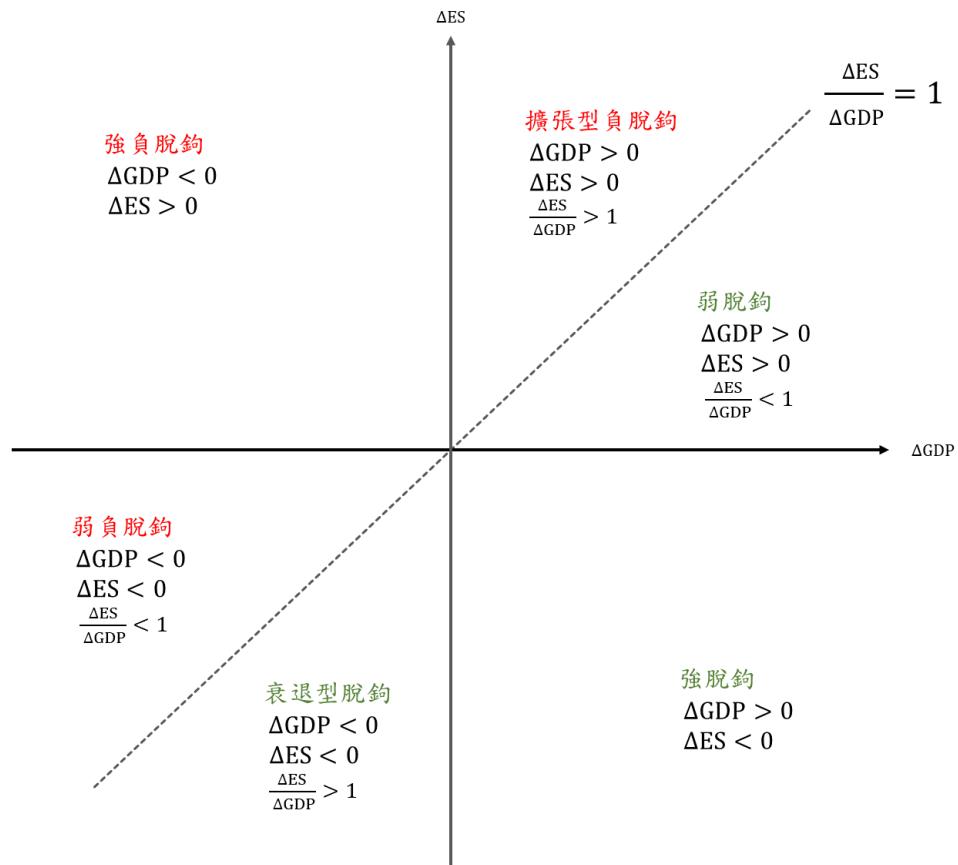


圖 4-1 Vehmas 脫鈎指標概念圖

資料來源：本研究繪製，參考自(Vehmas & Luukkanen, 2003; 吳炳玟, 2018)

本研究之脫鈎指標以區域 GDP 的變化比例為 X 座標，以溫室氣體排放量的變化比例為 Y 座標來繪製 XY 座標圖，並把每一個座標點與原點的距離調整成單位長度(即與原點的距離改變但斜率不變)，以方便觀察與比較各區域的脫鈎情形。本



研究之脫鈎指標，欲傳達的訊息為同一地區 GDP 與溫室氣體排放量相對的增減情形，例如：假設在實施補貼政策的情境下，A 地區的脫鈎指標落在弱脫鈎區域，則代表在補貼政策的影響下，A 地區的 GDP 會較受政策影響前的 GDP 增加，但 A 地區的溫室氣體排放量也會較受政策影響前的溫室氣體排放量增加，惟 GDP 增加的比例大於溫室氣體排放量增加的比例。

本研究以兩種促進資源循環之政策組合出三類政策情境進行模擬，本章節先於 4.1 節呈現三類政策情境對於建築材料產業之影響，於 4.2 節到 4.4 節依序呈現台北地區實施補貼再生建築材料業政策、向污染整治業課徵環境特別公課政策、同時實施補貼再生建築材料業與向污染整治業課徵環境特別公課政策時，對於我國各個區域、各個產業在環境及經濟方面之影響，並於 4.5 節進行三類政策情境之比較，以做為中央及地方政府政策制定時之參考依據。最後於 4.6 節探討循環經濟策略對於其他地區、其他產業的波及效果。

4.1 循環經濟策略對建築材料業之影響

台北地區實施補貼再生建築材料業政策(以下簡稱為補貼)、向污染整治業課徵環境特別公課政策(以下簡稱為收費)、同時實施補貼再生建築材料業與向污染整治業課徵環境特別公課政策(以下簡稱為補貼+收費)三類政策情境對於台北建築材料業總產出的影響，如圖 4-2 所示，圖 4-2 以藍色代表台北原生建築材料業的總產出(「台北建築材料-砂」與「台北建築材料-水泥」之和)；以橙色代表台北再生建築材料業的總產出(「台北再生建築材料-砂」與「台北再生建築材料-水泥」之和)。

在僅實施補貼台北再生建築材料業的情境，台北再生建築材料業的總產出有較大的上升比例。台北原生建築材料業的總產出也因為台北地區經濟發展狀況變好而略微上升。補貼政策成功達成促進再生建築材料業發展的效果。在僅實施向台北污染整治業課徵環境特別公課的情境，台北再生建築材料業與原生建築材料業的總產出皆下降，兩者的下降比例在伯仲之間，收費政策雖然抑制原生建築材料業

的發展，但也抑制了再生建築材料業的發展。在實施補貼台北再生建築材料業並向台北污染整治業課徵環境特別公課的情境，台北再生建築材料業的總產出也有較明顯的上升，惟上升比例略低於僅實施補貼之情境。台北原生建築材料業的總產出則略微下降。補貼加收費政策成功達成促進台北再生建築材料業發展與抑制台北原生建築材料業發展的效果。

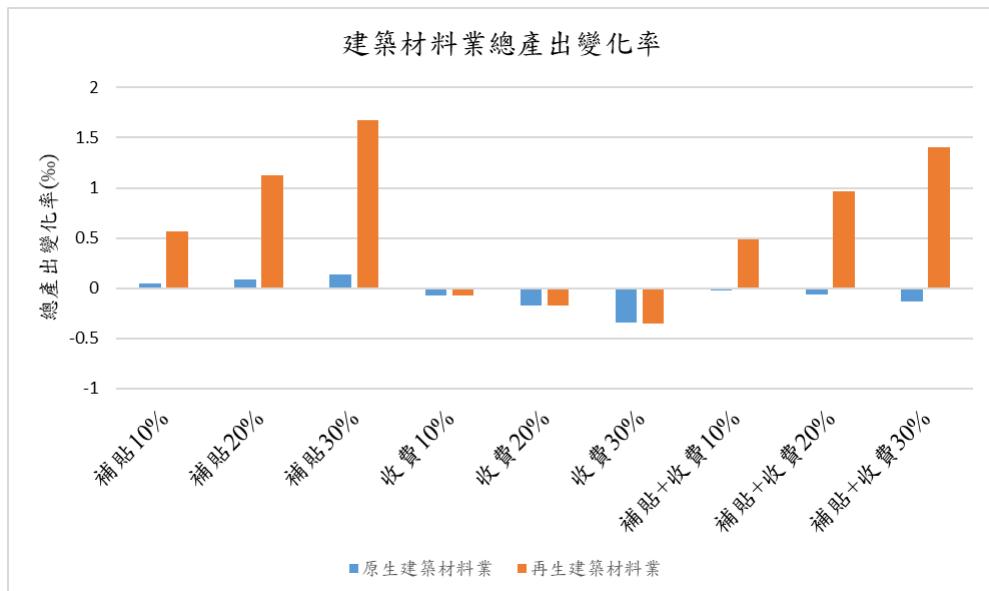


圖 4-2 各政策情境下台北建築材料業總產出變化率

再生建築材料業的溫室氣體排放係數僅原生建築材料業的四分之一，因此若再生建築材料業總產出上升的比例較原生建築材料業上升的比例多，則建築材料業中再生建築材料業的占比就會提升(即再生建築材料的市占率提高)，有助於降低整體建築材料業的溫室氣體排放係數。「再生建築材料業占比的變化比例」可反映政策對於再生建築材料業之影響，若「再生建築材料業占比變化比例」為正值，則代表該政策有利於再生建築材料業的發展，能提升再生建築材料業總產出占建築材料業總產出的比例，「再生建築材料業占比變化比例」之計算式如(式 4-1)及(式 4-2)所示。



再生建築材料業占比變化比例

$$= \frac{\text{政策實施後再生建材占比} - \text{初始再生建材占比}}{\text{初始再生建材占比}} \times 100\% \quad (式 4-1)$$

其中

$$\text{再生建材占比} = \frac{\text{再生建築材料業總產出}}{\text{原生建築材料業總產出} + \text{再生建築材料業總產出}} \quad (式 4-2)$$

各政策情境下台北的「再生建築材料業占比變化比例」如圖 4-3 所示。在僅實施補貼台北再生建築材料業的情境，台北再生建築材料業在台北建築材料業中的占比較政策實施前的初始狀態上升。且補貼的金額翻倍，台北再生建築材料業占比的上升比例也翻倍。而在僅實施向台北污染整治業課徵環境特別公課的情境，台北再生建築材料業在台北建築材料業中的占比則略為下降。在實施補貼台北再生建築材料業並向台北污染整治業課徵環境特別公課的情境，台北再生建築材料業在台北建築材料業中的占比亦較初始狀態上升，惟上升比例略低於僅實施補貼之情境。而補貼與收費的金額翻倍，台北再生建築材料業占比的上升比例也翻倍。

綜上所述，能促進建築材料的資源循環，並降低整體建築材料業的溫室氣體排放係數的政策情境為「補貼」以及「補貼+收費」，且「補貼」政策促進台北再生建築材料業發展之效果略勝於「補貼+收費」政策。而「收費」情境則使台北再生建築材料業的占比略為下降，無法促進台北再生建築材料業的發展，無益於廢棄建築材料的資源循環。

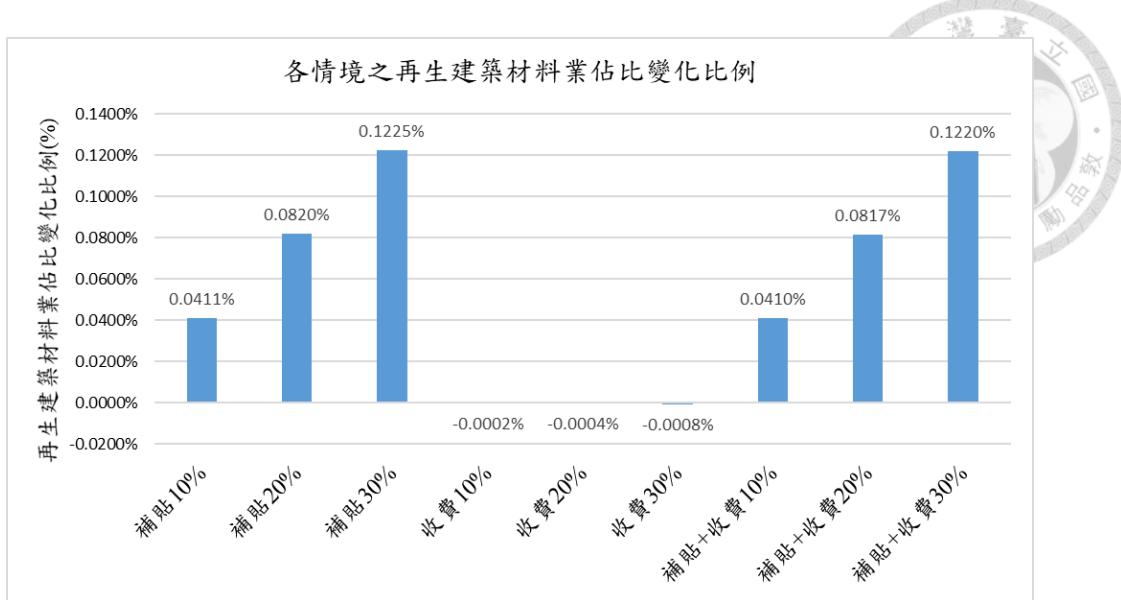


圖 4-3 各政策情境台北再生建築材料業占比變化比例

4.2 補貼再生建築材料業政策之效果

本小節之情境設定為：台北市政府補貼台北市的再生建築材料業，以期透過提供經濟誘因的方式，促使建築廢棄物循環利用。本研究分別模擬台北再生建築材料業受補貼之金額為該產業所繳納之間接稅淨額的 10%(低經濟誘因)、20%(中經濟誘因)、30%(高經濟誘因)。

補貼再生建築材料業政策對各區域總產出(生產總額)之影響，如圖 4-4 所示，圖 4-4 分別以藍色、橙色、灰色來代表政府補貼金額為台北再生建築材料業間接稅淨額之 10%、20%、30% 三種情境。在三個情境的模擬結果中可以發現：越高的補貼金額會使得各區域總產出的變化量越多，且從補貼 10% 之情境至補貼 30% 之情境，變化量幾乎呈等差關係發展。由於在不同補貼金額的情境下，各區域總產出變化量的正負值一致，不同補貼金額並不會使變化量由正轉負或由負轉正。因此後續段落僅以補貼 10% 之情境作代表，對模擬結果進行更進一步的分析。

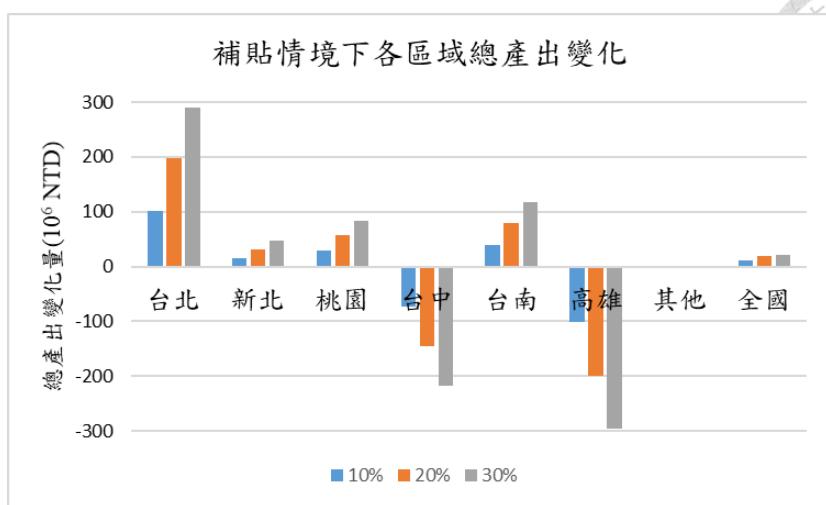


圖 4-4 台北地區補貼再生建築材料業情境下各區域總產出變化量

在補貼 10%的情境中，實施補貼再生建築材料業政策的台北市，其總產出增加量為七個區域中最多者。台北的總產出增加新臺幣 100.9 百萬元；台南、桃園、新北地區的總產出亦增加；而總產出減少量最多者為高雄，其總產出減少 100.9 百萬元；台中地區的總產出亦是減少，但減少量相對較少；其他地區的總產出則幾乎不變。詳細模擬結果如表 4-1 所示，表 4-1 左半部列出各區域總產出變化量以及總產出變化比例。全國七個區域的總產出有消有長，七個區域總產出變化量之和即為全國總產出的變化量，全國總產出的增加量為 11.3 百萬元。

表 4-1 台北補貼再生建築材料業 10%情境下各區域及基本金屬業總產出變化

地區	區域中所有產業 總產出變化量之和 (NTD 百萬元)	區域中所有產業 總產出之和變化 比例(%)	基本金屬業 總產出變化量 (NTD 百萬元)	基本金屬業 總產出變化 比例(%)
台北	100.9	0.0008%	57.9	0.0334%
新北	16.0	0.0003%	0.9	0.0015%
桃園	28.6	0.0009%	3.1	0.0030%
台中	-73.0	-0.0018%	-44.2	-0.0221%
台南	40.2	0.0021%	27.4	0.0143%
高雄	-100.9	-0.0032%	-86.2	-0.0143%
其他	-0.5	-0.00001%	4.6	0.0028%



進一步分析七個區域中各個產業部門之總產出變化情形，可以發現：當台北地區對再生建築材料業實施補貼，最直接受惠的是台北地區的再生建築材料業。「台北再生建築材料-水泥」的總產出增加 0.0563%，是全國 445 個產業部門中增加比例最高者。「台北再生建築材料-砂」的總產出增加比例亦在全國名列前矛，其總產出增加 0.0229%。當台北再生建築材料業發生變動時，會因為產業關聯效果，而使得其他產業的總產出也有所變動。

台北再生建築材料業由於受到政府的補貼，因此其成本變低，產品價格也隨之變低。台北再生建築材料價格變低使得台北再生建築材料業的下游增加購買量。台北再生建築材料業產品的需求增，供給量也配合著需求提升。對於台北再生建築材料業的產品需求較大者為台北化學材料、台北非金屬礦物製品、台北基本金屬、台北營建工程、台北專業科學及技術服務、「台北建築材料-水泥」、「台北再生建築材料-水泥」、新北營建工程、桃園營建工程、高雄營建工程，台北再生建築材料業產品對於上述產業的中間投入皆大於 200 百萬元。其中台北再生建築材料業產品對於台北營建工程產業的中間投入更是高達 9,020.1 百萬元，台北營建工程產業為台北再生建築材料業產品的最大需求者。若是把台北再生建築材料業產品對於七個區域中相同產業之中間投入相加，則對於台北再生建築材料業產品需求較大的前四個產業分別為營建工程、非金屬礦物製品、化學材料、基本金屬。且營建工程對於台北再生建築材料業產品的中間需要高達 10,365.1 百萬元，為排序第二的非金屬礦物製品 2,974.2 百萬元的三倍以上，排序第三的化學材料為 462.8 百萬元、排序第四的基本金屬為 348.6 百萬元。

由於台北營建工程產業是台北再生建築材料業最主要的下游產業，台北營建工程產業占台北再生建築材料業產品中間需要的 60.0%。因此當台北再生建築材料業受到補助，而使得其產品價格下降時，台北營建工程產業成了間接受益者。台北營建工程產業因為購買台北再生建築材料業產品的成本變低，也使得其生產成本變低，並促使其從事更多的生產，讓該產業總產出增加。台北營建工程產業的總產

出變多時，會向其上游產業購買更多的產品，帶動其上游產業的發展。台北營建工程產業主要的上游產業為：台北基本金屬、台北金屬製品、台北電力設備及配備、台北批發、台北零售、「台北建築材料-水泥」、「台北再生建築材料-水泥」，其中「台北再生建築材料-水泥」總產出上升比例為 0.0563%、台北基本金屬總產出上升比例為 0.0334%、台北金屬製品總產出上升比例為 0.0075%、「台北建築材料-水泥」總產出上升比例為 0.0045%，其餘三個產業的總產出也是上升，但上升比例較低。上述現象可由產業的向後關聯程度、向前關聯程度來解釋。

產業關聯效果的分析如圖 4-5 所示，台北基本金屬業的感應度指數(向前關聯程度)為 1.5640，代表其易受其他產業影響而被帶動。因此當台北基本金屬業下游的台北營建工程產業之總產出增加時，台北基本金屬業也跟著被帶動，增加生產以供給更多的產品給台北營建工程產業作為投入原料。此外，「台北再生建築材料-水泥」的感應度指數為 4.5404、「台北建築材料-水泥」的感應度指數為 4.4001、台北金屬製品業的感應度指數為 1.3841，皆大於 1，因此這些產業較易受其下游的台北營建工程產業帶動，而有較高的總產出上升比例。

台北基本金屬業的影響度指數(向後關聯程度)為 3.0329，代表台北基本金屬業易帶動其他產業發展。當台北基本金屬業增加生產時，其對上游產業產品的購買量也將增加，進而刺激其上游產業增加生產。此外，台北批發業的影響度指數為 5.4236、台北零售業的影響度指數為 3.3842、「台北建築材料-水泥」的影響度指數為 1.7234、台北電力設備及配備業的影響度指數為 1.2070，皆大於 1，這些產業易帶動其上游產業的發展。由於產業連動關係，因此全國 445 個產業部門中，大多數產業的總產出增加。而台北為補貼政策實施的地點，故台北的產業受到政策的影響較大，且台北的總產出又居全國之冠，故圖 4-4 中台北總產出的增加量較多，新北、桃園、台南的增加量則較少。

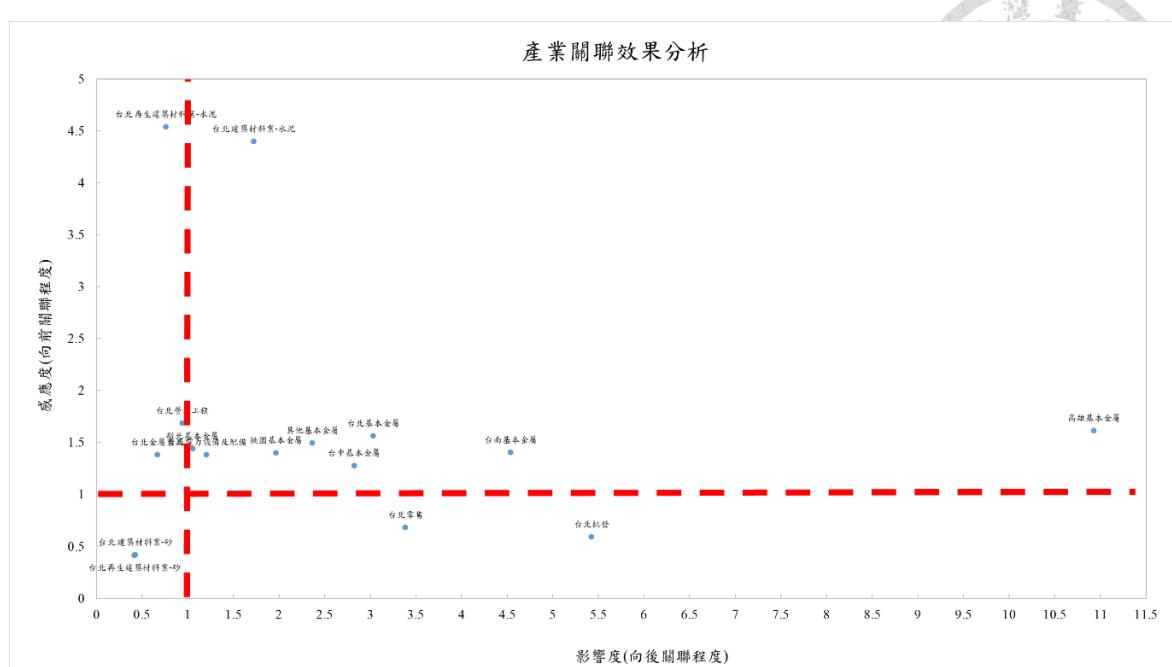


圖 4-5 產業關聯效果四象限圖

台北基本金屬業的影響度指數與感應度指數皆大於 1，在產業關聯效果四象限圖中位於第一象限，易受其他產業影響，也易影響其他產業，為推動經濟發展的關鍵產業。除了台北之外，其他地區的基本金屬業也都位於第一象限，如圖 4-5 所示。由於基本金屬業具有產業關聯效果強、總產出金額大的特性，因此可視為影響各區域總產出的重要指標產業。表 4-1 的右半部列出全國七個區域的基本金屬業總產出變化量與變化比例。若把表 4-1 右半部的數據和左半部區域中所有產業總產出變化量之和進行比較，可以發現除了其他地區之外，台北、新北、桃園、台中、台南、高雄的區域總產出和該地區基本金屬業總產出的正負變化一致，且基本金屬業總產出的變化量占區域中所有產業總產出變化量很大的份額。基本金屬業總產出變化比例也較區域中所有產業總產出變化比例大好幾倍，此現象代表基本金屬業為一個很敏感的指標產業。

台北市政府補貼台北再生建築材料業，且由於產業連動關係，使得台北地區的產業蓬勃發展，而增加向上游產業購買原料的量。因此台中基本金屬業、高雄基本金屬業對台北地區產業的中間投入增加。而從原始投入產出(IO)表分析，台中基本

金屬業和高雄基本金屬業皆未向其他地區的基本金屬業購買原料，其基本金屬原料皆為當地自給。因此本研究推論，台中基本金屬業和高雄基本金屬業總產出下降的原因為：由於其增加產品的供應給台北地區的產業，導致供給本身產業的中間投入變少，使得台中基本金屬業和高雄基本金屬業的總產出下降。又由於基本金屬業的產業關聯效果強，當一地區的基本金屬業總產出下降時，也會造成當地大多數的產業萎縮，由此可解釋台中和高雄地區總產出下降的模擬結果。

其他地區的基本金屬業總產出微幅上升，該地區多數產業總產出亦微幅上升。但其他電子零組件產業總產出大幅下降 15.49 百萬元，因此其他地區的區域總產出變化量為-0.5 百萬元。其他地區電子零組件產業總產出占了全國電子零組件產業總產出的六成以上，且有不小一部分供應給台中、高雄地區的產業，故本研究推論其他電子零組件產業總產出下降的原因為：當台中、高雄地區多數的產業萎縮時，對於其他電子零組件產業的購買量也降低許多，因此使得其他電子零組件產業的總產出下降。

台北實施的補貼再生建築材料業政策對各區域溫室氣體排放之影響，如圖 4-6 所示，圖 4-6 分別以藍色、橙色、灰色代表政府補貼金額為台北再生建築材料業間接稅淨額之 10%、20%、30% 三種情境。從圖 4-6 中可以觀察到：越高的補貼金額會使得各區域溫室氣體排放量的變化量越大，且從補貼 10% 之情境至補貼 30% 之情境，變化量幾乎呈等差關係發展，與總產出之模擬結果特徵相同。因此後續段落與總產出之模擬結果分析相同，僅以補貼金額為台北再生建築材料業間接稅淨額之 10% 的情境作代表，對模擬結果進行更進一步的分析。

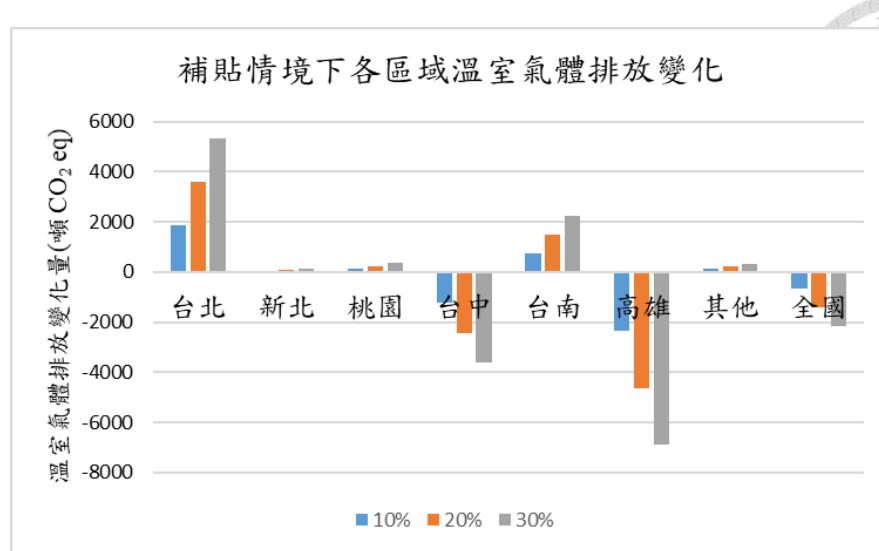


圖 4-6 台北地區補貼再生建築材料業情境下各區域溫室氣體排放變化量

在補貼 10%的情境中，實施補貼再生建築材料業政策的台北市，其溫室氣體排放增加量亦為七個區域中最多者，溫室氣體排放量增加 1,844.7 噸 CO₂ eq；台南、桃園、其他、新北地區的溫室氣體排放量亦增加；而高雄與台中的溫室氣體排放量減少，高雄大幅減少 2,359.4 噸 CO₂ eq，台中也減少了 1,222.5 噸 CO₂ eq，高雄、台中兩地區的溫室氣體排放量大幅下降也使得全國的溫室氣體總排放量減少了 683.7 噸 CO₂ eq。詳細的溫室氣體排放量模擬結果如表 4-2 所示，表 4-2 左半部列出各區域溫室氣體排放變化量以及溫室氣體排放變化比例。

表 4-2 台北實施補貼政策情境下各區域及基本金屬業溫室氣體排放變化

地區	區域中所有產業 溫室氣體排放 變化量(噸 CO ₂ eq)	區域中所有產業 溫室氣體排放 變化比例(%)	基本金屬業 溫室氣體排放 變化量(噸 CO ₂ eq)	基本金屬業 溫室氣體排放 變化比例(%)
台北	1844.7	0.0012%	1540.2	0.0334%
新北	50.8	0.0005%	23.7	0.0015%
桃園	122.9	0.0008%	82.4	0.0030%
台中	-1222.5	-0.0085%	-1176.3	-0.0221%
台南	761.6	0.0063%	727.6	0.0143%
高雄	-2359.4	-0.0093%	-2293.3	-0.0143%
其他	118.4	0.0003%	123.3	0.0028%

由於本研究的溫室氣體排放量為將各產業的總產出乘以該產業的溫室氣體排放係數所得出，因此圖 4-6 各區域溫室氣體排放變化量與圖 4-4 總產出變化量的增減趨勢大致相同，只有其他地區總產出略降，但溫室氣體排放量卻增加。總產出與溫室氣體排放反向發展的原因為各產業的溫室氣體排放係數相差甚鉅，區域中 63 個產業的總產出有增亦有減。若總產出增加的多為高溫室氣體排放係數的產業，而總產出減少的多為低溫室氣體排放係數的產業，則有可能出現總產出減而溫室氣體排放增之情形，反之亦然。

若進一步分析七個區域中各個產業部門之溫室氣體排放變化情形，可以觀察到：各區域的溫室氣體排放總量變化主要受到該區域之基本金屬業溫室氣體排放量變化所影響，如表 4-2 所示。表 4-2 的右半部列出全國七個區域中的基本金屬業溫室氣體排放變化量與變化比例。若相互比對表 4-2 右半部之基本金屬業的溫室氣體排放變化與左半部之區域溫室氣體總排放量的變化，可以發現每一地區的區域溫室氣體排放量的變化與該地區基本金屬業溫室氣體排放量的變化正負號一致，且基本金屬業溫室氣體排放的變化量幾乎左右了區域溫室氣體排放的變化量。基本金屬業溫室氣體排放變化比例亦為區域中所有產業溫室氣體排放變化比例的數倍。基本金屬業之所以對整個區域溫室氣體排放變化量有決定性的影響，是因為基本金屬業有溫室氣體排放係數高、總產出金額大且產業關聯效果強的特性。因此基本金屬業除了是影響各區域總產出的指標產業，更是影響溫室氣體排放的指標產業。

台北地區的產業由於受到當地政府補貼政策的刺激而蓬勃發展，總產出增加較多，因此溫室氣體排放量也增加較多。新北、桃園、台南地區的總產出亦是增加，惟增加量較低，因此溫室氣體排放量增加較少。其他地區的總產出雖然微幅下降 0.5 百萬元，但該地區基本金屬業的總產出為增加 4.6 百萬元，因此區域的溫室氣體排放量反而呈現上升的狀態。高雄、台中的總產出減少，且減少量的份額很大一

部分來自基本金屬業的貢獻，因此該區域溫室氣體排放量下降較明顯。由於高雄、台中區域溫室氣體排放量大幅下降，使得全國溫室氣體排放量的總和下降。

值得一提的是，根據 4.1 節台北地區實施補貼再生建築材料業政策對於建築材料業之影響的分析，補貼政策的實施能使再生建築材料業占整體建築材料業的比例提高，使整體建築材料業的溫室氣體排放係數降低。雖然如此，但由於建築材料業的溫室氣體排放量占總溫室氣體排放量的比例不高，且補貼再生建築材料業之政策，會使建築材料業產品的需求提升，並促進產業發展，因此台北的溫室氣體總排放量反而上升。

GDP 常用來評估經濟景氣的程度，是相當受重視的經濟指標，GDP 值等於區域內所有產業附加價值之總和。台北實施補貼再生建築材料業的政策對各區域 GDP 之影響，如圖 4-7 所示，圖 4-7 分別以藍色、橙色、灰色代表政府補貼金額為台北再生建築材料業間接稅淨額之 10%、20%、30% 三種情境。從圖 4-7 中可以觀察到：越高的補貼金額會使得各區域 GDP 的變化量越大，且從補貼 10% 之情境到補貼 20% 之情境再到補貼 30% 之情境，變化量的增量相近，與總產出及溫室氣體排放之模擬結果特徵相同，因此本研究僅以補貼金額為台北再生建築材料業間接稅淨額之 10% 的情境作代表，對模擬結果進行剖析。

在補貼 10% 的情境中，實施補貼再生建築材料業政策的台北市，其 GDP 變化量亦為七個區域中最多者。台北的 GDP 增加 157.0 百萬元；桃園、新北、台南、其他地區的 GDP 亦增加；高雄與台中地區的 GDP 則減少。詳細的各區域 GDP 變化量如表 4-3 所示，表 4-3 左半部列出各區域的 GDP 變化量以及變化比例。

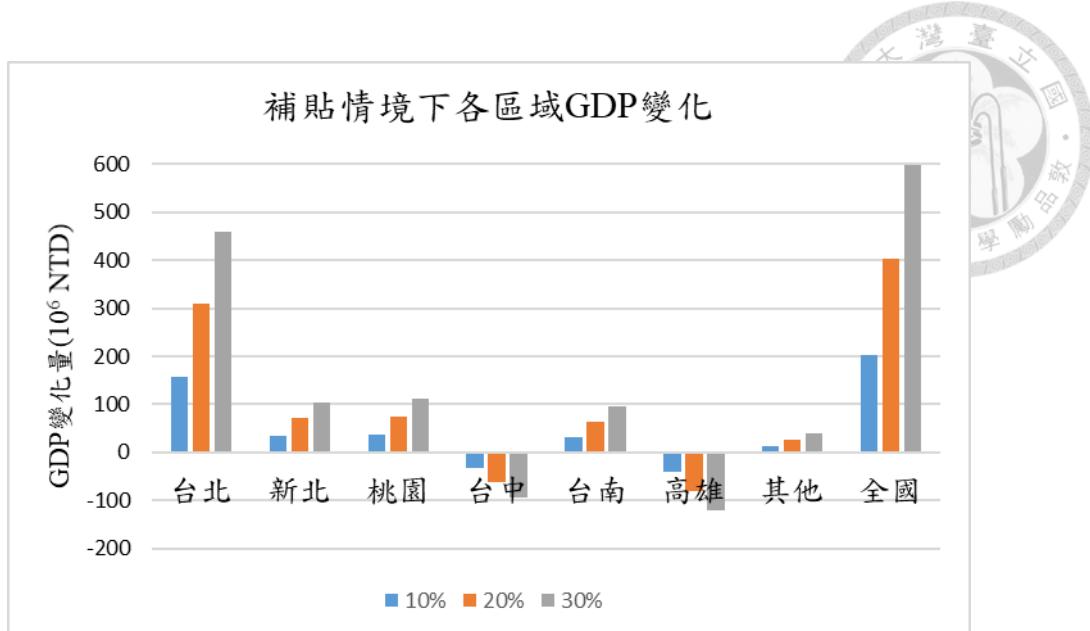


圖 4-7 台北地區補貼再生建築材料業情境下各區域 GDP 變化量

表 4-3 台北實施補貼政策情境下各區域 GDP 及基本金屬業附加價值變化

地區	區域 GDP 變化量 (NTD 百萬元)	區域 GDP 變化比例(%)	基本金屬業附加 價值變化量 (NTD 百萬元)	基本金屬業 附加價值 變化比例(%)
台北	157.0	0.0026%	43.6	0.1516%
新北	35.5	0.0019%	0.6	0.0051%
桃園	37.3	0.0032%	2.0	0.0100%
台中	-31.6	-0.0017%	-30.6	-0.0764%
台南	32.7	0.0045%	14.7	0.0440%
高雄	-41.1	-0.0034%	-48.4	-0.0461%
其他	13.9	0.0004%	2.9	0.0100%

若將圖 4-7 與圖 4-4 進行比較，可看出各區域 GDP 變化量與總產出變化量的增減趨勢大致相同，惟其他地區總產出略降，但 GDP 却增加。總產出與 GDP 反向發展的原因為各產業的附加價值率不盡相同，區域中 63 個產業的總產出有消有長。若總產出增加的多為附加價值率高的產業，而總產出減少的多為附加價值率低的產業，則有可能出現總產出減少而 GDP 增加之情形，反之亦然。

進一步分析七個區域中各個產業部門之附加價值變化情形，可以發現：基本金屬業仍是影響區域 GDP 變化的重要產業，如表 4-3 所示。表 4-3 的右半部為各區域中基本金屬業附加價值變化量與變化比例。各區域基本金屬業附加價值變化比例也都遠大於區域 GDP 的變化比例，且台北、台南地區的基本金屬業，為該區域的產業中，附加價值增加最多者；台中、高雄地區的基本金屬業，為該區域的產業中，附加價值減少最多者。基本金屬業之所以對區域 GDP 的變化有較大之影響，是因為基本金屬業的總產出金額大且產業關聯效果強，受政策影響時相較於其他產業易有較大的變動。

台北地區的產業由於受到當地政府補貼再生建築材料業政策的影響而蓬勃發展，總產出增加較多，因此 GDP 也增加較多。新北、桃園、台南地區的總產出亦是增加，惟增加量較低，因此 GDP 增加較台北少。新北、桃園、台南三地區中，台南的總產出增加量最多，但 GDP 增加量最少，其原因為台南的總產出增加量有很大一部分來自基本金屬業的貢獻，而基本金屬業的附加價值率相對低，因此台南的 GDP 增加量較新北、桃園少。其他地區的總產出微幅下降 0.5 百萬元，但該地區多數產業的總產出為增加，而附加價值也增加，因此區域的 GDP 也呈現上升的狀態。高雄、台中的總產出減少，且減少量的份額很大一部分來自附加價值率相對低的基本金屬業，因此高雄和台中區域的 GDP 虽下降，但下降的程度較輕微，例如：台北地區的區域總產出上升 100.9 百萬元，台北的 GDP 增加 157.0 百萬元，而高雄地區的區域總產出下降 100.9 百萬元，但高雄的 GDP 僅減少 41.1 百萬元。由於高雄、台中的 GDP 並未大幅減少，但其他區域的 GDP 大增，因此全國的 GDP 上升 203.6 百萬元。

在台北地區補貼再生建築材料業其間接稅淨額之 10% 金額的情境下，在全國七個區域中，溫室氣體排放變化量與 GDP 變化量皆為同向發展，並未發生溫室氣體排放量減而 GDP 增之理想脫鉤情況。因此本研究使用脫鉤指標作為環境及經濟方面之綜合指標，分析各區域的相對脫鉤情況，以評估補貼情境下之受益區域。補

貼 10%情境之脫鉤指標分析如圖 4-8 所示，圖 4-8 的 X 軸為 GDP 變化率，Y 軸為溫室氣體排放變化率。

台北、新北、桃園、台南、其他區域的 GDP 與溫室氣體排放皆增加，故落在圖 4-8 的第一象限。台南地區的溫室氣體排放增加比例較 GDP 增加比例高，屬於擴張型負脫鉤情況，為相對較差之負脫鉤情況。台北、新北、桃園、其他區域的溫室氣體排放增加比例較 GDP 增加比例低，屬於弱脫鉤情況，為相對佳之脫鉤情況。且脫鉤指標的座標與原點所連成的直線之斜率越低，代表在相同的 GDP 增加比例下，溫室氣體排放量的增加比例越少，為人們所樂見之情況，故台北、新北、桃園、其他四個區域的脫鉤情況由優到劣依序為：新北、桃園、台北、其他。台中、高雄區域的 GDP 與溫室氣體排放皆減少，故落在圖 4-8 的第三象限，且兩區域的溫室氣體排放減少比例皆較 GDP 減少比例高，屬於衰退型脫鉤情況。而全國總和的溫室氣體排放減少，但 GDP 增加，故落在第四象限，屬於強脫鉤，為最佳之脫鉤情況。

此外，在台北補貼再生建築材料業其間接稅淨額的 20%、30% 金額之情境，脫鉤指標分析的結果與圖 4-8 極為接近，各區域的相對位置不變，點也未移動至不同象限，僅小角度地左右移動。此現象代表補貼金額的不同，雖會影響區域總產出、溫室氣體排放量、GDP 量值的多寡，但在脫鉤指標方面，各地區的受益情形仍不改變。

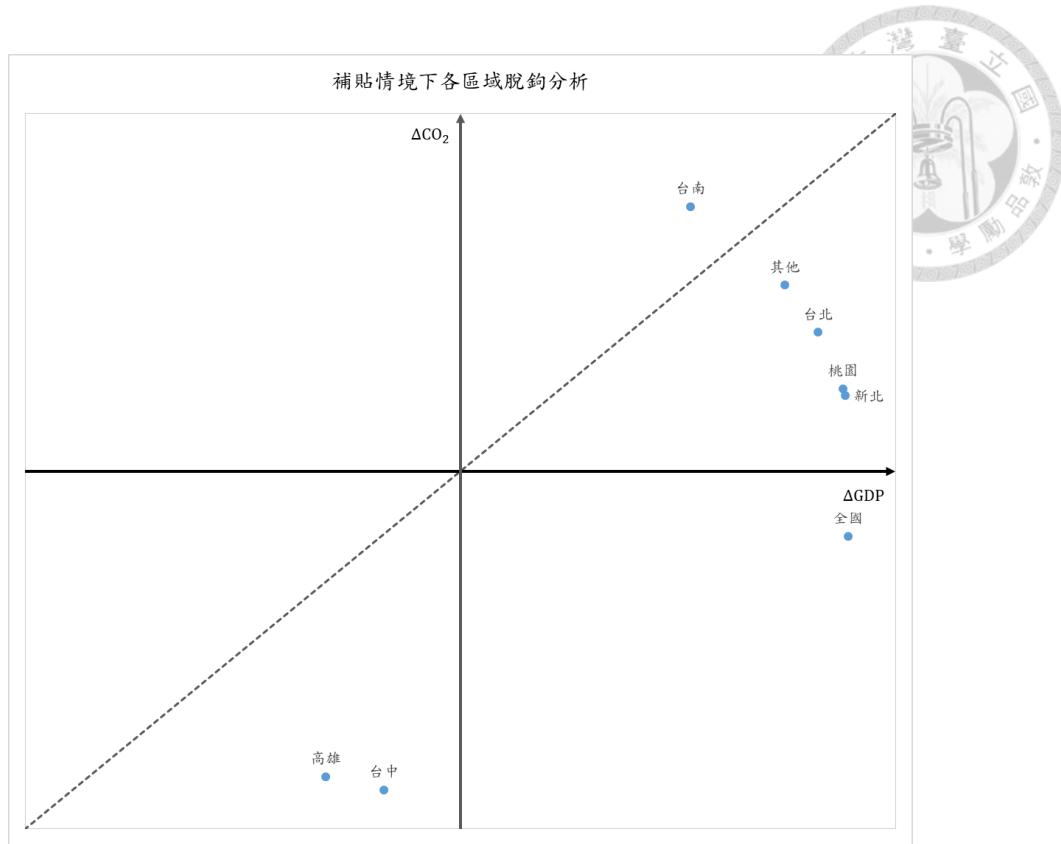


圖 4-8 台北地區補貼再生建築材料業 10%情境之脫鉤指標

台北地區實施補貼再生建築材料業之政策，會使台北地區的 GDP 與溫室氣體排放量皆增加，但該地區 GDP 增加的比例較溫室氣體排放量增加的比例高。以脫鉤指標分析的結果而言，台北地區的脫鉤指標雖不是最好，但也不是最差。整體而言，該政策對台北地區本身來說，還算是可以接受的結果。此外，台北地區實施補貼再生建築材料業之政策除了會影響到台北市自己本身以外，其餘的地區也會因為產業連動的關係而受到影響。在台北實施之補貼政策的影響下，新北、桃園、台南、其他區域的溫室氣體排放量會因而增加，故上述地區宜加強減碳作為，以使溫室氣體排放量降低。尤其是對於台南而言，更應密切注意台北市政府是否執行補貼再生建築材料業之政策，因為該政策一旦執行，台南會出現擴張型負脫鉤之情形，為全國唯一出現負脫鉤之地區，故更應強化減碳措施。台中與高雄在台北的補貼政策之影響下，會使 GDP 下降，故上述地區宜加強刺激經濟之作為，尤其是對於該地區受影響較大的產業更應該給予輔助，以減輕該地區之產業受到的負面影響。而



對於全國而言，台北實施補貼政策可以使得全國的總溫室氣體排放量減少，但 GDP 却增加，出現最理想的強脫鉤情況。故台北實施的補貼政策對於國家整體而言，是一個理想的政策。

前述模擬結果，可以對台北市政府傳達的資訊為：補貼再生建築材料業可以刺激整個台北地區的經濟發展，且 GDP 增加的比例較溫室氣體排放增加的比例高，達成弱脫鉤之情形。若台北進一步加強減碳作為，則有可能出現強脫鉤之狀況。模擬結果可以對新北、桃園、台南、其他區域的地方政府傳達的資訊為：若台北市政府補貼再生建築材料業，則上述區域應加強減碳作為，以降低溫室氣體排放量。模擬結果可以對台中、高雄市政府傳達的資訊為：若台北市政府補貼再生建築材料業，則應加強刺激經濟之作為，以確保該地區的經濟發展水準。可以對中央政府傳達的資訊為：只要補貼台北的再生建築材料業，就可以使全國的總溫室氣體排放量下降，但 GDP 却可以增加，達成強脫鉤之情形。

4.3 課徵環境特別公課政策之效果

本小節之情境設定為：台北市政府向台北市的污染整治業課徵環境特別公課，以期透過經濟誘因的方式，促使建築廢棄物循環利用。本研究分別模擬台北市政府向台北污染整治業，課徵該產業間接稅淨額的 10%、20%、30% 金額之環境特別公課。

台北市政府向污染整治業課徵環境特別公課政策對於各區域總產出之影響，如圖 4-9 所示，圖 4-9 分別以藍色、橙色、灰色代表台北市政府課徵環境特別公課之金額為污染整治業間接稅淨額之 10%、20%、30% 三種情境。在三個情境的模擬結果中可以發現：越高的收費金額會使得各區域總產出的變化量越多，且從收費 10% 之情境至收費 30% 之情境，變化量的差額有越來越大的趨勢。由於在不同收費金額的情境下，各區域總產出變化量的正負值一致，不同的收費金額並不會使變化



量由正轉負或由負轉正，因此後續段落僅以收費 10% 之情境作代表，對模擬結果進行更進一步的分析。

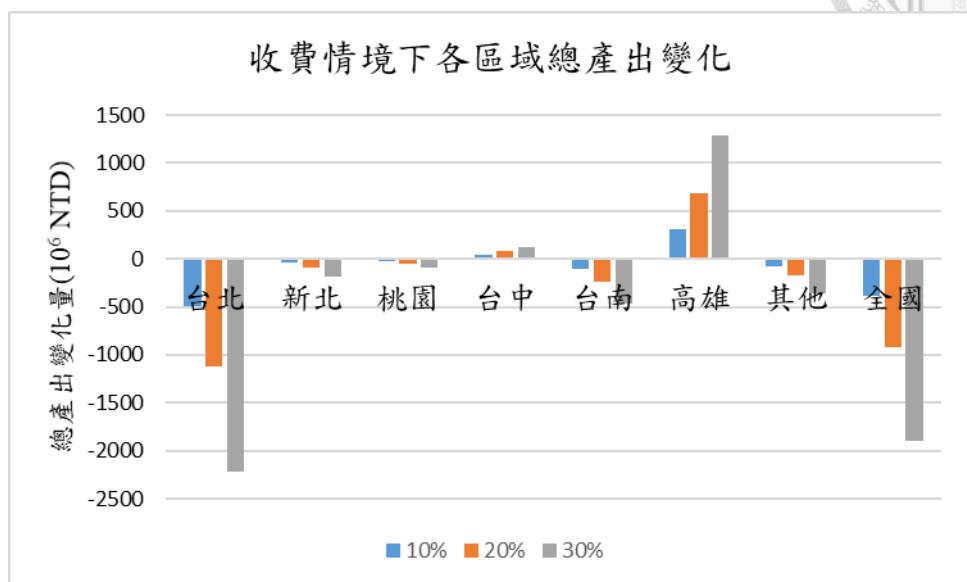


圖 4-9 台北地區向污染整治業課徵環境特別公課情境下各區域總產出變化量

在收費 10% 的情境中，實施向污染整治業課徵環境特別公課政策的台北，其總產出下降量為七個區域中最多者，總產出下降 494.2 百萬元。台南、其他、新北、桃園地區的總產出亦下降。而高雄與台中地區的總產出增加，總產出增加量最多的是高雄，其總產出增加 306.6 百萬元。詳細模擬結果如表 4-4 所示，表 4-4 左半部列出台北向污染整治業收費 10% 情境下各區域總產出變化量以及總產出變化比例。該情境下全國總產出為下降 391.9 百萬元。

當台北市政府向污染整治業課徵環境特別公課，最直接受影響的台北污染整治業，其總產出下降 0.0276%，其總產出下降比例是全國 445 個產業部門中下降比例相對高者。而其他產業的總產出也會因為產業關聯效果跟著變動。台北污染整治業由於被政府課徵環境特別公課，因此其生產成本變高，其產品及服務價格也隨之變高。台北污染整治業產品及服務價格變高會使得台北污染整治業產品及服務的需求者減少購買。台北污染整治業產品及服務需求減少，其供給量也配合著需求減少。

表 4-4 台北向污染整治業收費 10%情境下各區域及基本金屬業總產出變化

地區	區域中所有產業 總產出變化量之和 (NTD 百萬元)	區域中所有產業 總產出之和變化 比例(%)	基本金屬業 總產出變化量 (NTD 百萬元)	基本金屬業 總產出變化 比例(%)
台北	-494.2	-0.0041%	-332.9	-0.1921%
新北	-42.0	-0.0009%	-4.9	-0.0081%
桃園	-27.6	-0.0009%	-10.6	-0.0103%
台中	45.7	0.0011%	58.9	0.0295%
台南	-108.9	-0.0056%	-76.2	-0.0397%
高雄	306.6	0.0099%	252.4	0.0417%
其他	-71.6	-0.0008%	-19.5	-0.0117%

台北基本金屬業的影響度指數與感應度指數皆大於 1。易受其他產業影響的台北基本金屬業，為台北污染整治業產品及服務的第三大需求者，即台北污染整治業產品及服務對於台北基本金屬業的中間投入為第三大者。台北污染整治業萎縮使得台北基本金屬業也萎縮。台北基本金屬業總產出大幅下降 0.1921%，總產出下降比例為全國 445 個產業部門中最多者。台北污染整治業與台北基本金屬業的萎縮，連帶影響大多數產業的總產出減少。而台北為收費政策實施的地點，故台北的產業受到政策的影響較大，且台北的總產出值又居全國之冠，故圖 4-9 中台北總產出的減少量較多，新北、桃園、台南、其他地區的減少量則較少。

各地區基本金屬業的影響度指數與感應度指數皆大於 1，在產業關聯效果四象限圖中位於第一象限。基本金屬業與其他產業的產業關聯效果強，且基本金屬業又具有總產出金額大的特性，因此為影響各區域總產出的重要指標產業。表 4-4 的右半部列出全國七個區域中的基本金屬業總產出變化量與變化比例。若將表中基本金屬業總產出變化量和區域中所有產業的總產出變化量之和進行比對，可以發現各區域總產出和該地區基本金屬業總產出的變化方向一致。在台北、台中、台南、高雄地區的基本金屬業總產出之變化量幾乎左右了區域總產出的變化量。在新北、



桃園、其他地區的基本金屬業總產出之變化量也占了區域總產出變化量不小的比
例。由此可知基本金屬業在台北向污染整治業課徵環境特別公課的情境中，仍為一
個很敏感的指標產業。

台北市政府向台北污染整治業課徵環境特別公課，且由於產業連動關係，使得
台北地區的產業萎縮，進而減少向上游產業購買原料的量。因此台中基本金屬業、
高雄基本金屬業對台北地區產業的中間投入減少。而從原始投入產出(IO)表分析，
台中基本金屬業和高雄基本金屬業皆未向其他地區的基本金屬業購買原料，其基
本金屬原料皆為自給。因此本研究推論，台中基本金屬業和高雄基本金屬業總產出
增加的原因為：由於該產業減少供應其產品給台北地區的產業，所以供給本身產業
的中間投入得以變多，使得該產業總產出上升。又由於基本金屬業為一個很敏感之
產業，因此總產出的變動量也容易較大，基本金屬總產出大幅上升使得該區域總產
出也上升，由此可解釋台中和高雄地區總產出上升的模擬結果。上述模擬結果恰與
補貼情境之產業發展趨勢呈反向發展。

由於台北市政府向污染整治業課徵環境特別公課，使得多數產業總產出下降。
在多數產業萎縮的影響下，建築材料業產品的需求也下降，「台北建築材料-砂」總
產出下降 0.0019%；「台北再生建築材料-砂」的總產出也下降 0.0019%；「台北建築
材料-水泥」總產出下降 0.0075%；「台北再生建築材料-水泥」總產出下降 0.0077%。
原生建築材料業與再生建築材料業總產出下降的比例相當。

台北市政府向台北污染整治業課徵環境特別公課政策對各區域溫室氣體排放
之影響，如圖 4-10 所示，圖 4-10 分別以藍色、橙色、灰色代表台北市政府收費
之金額為台北污染整治業間接稅淨額之 10%、20%、30% 三種情境。從圖 4-10 中
可以觀察到：越高的收費金額會使得各區域溫室氣體排放的變化量越大，且從收費
10% 之情境至收費 30% 之情境，變化量幾乎呈等比關係發展，與總產出之模擬結果
特徵相似。因此後續段落將仿照總產出模擬結果之分析方式，僅以收費 10% 之情
境作代表，對模擬結果進行更進一步的分析。

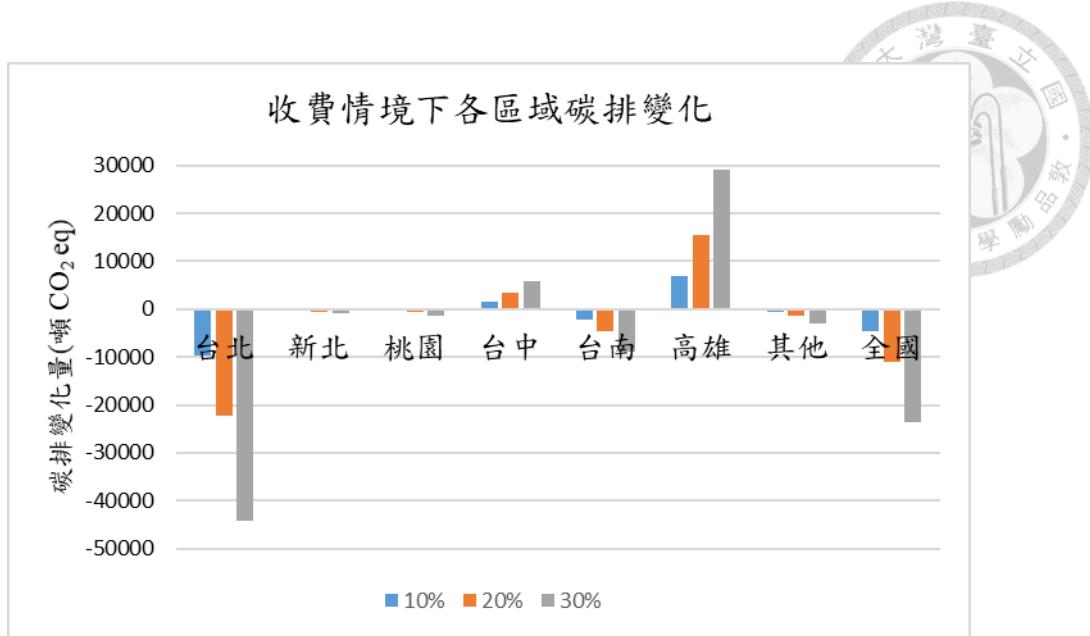


圖 4-10 台北地區向污染整治業收費 10%情境下各區域溫室氣體排放變化量

在收費 10%的情境中，實施向污染整治業課徵環境特別公課政策的台北，其溫室氣體排放減少量為七個區域中最多者。台北溫室氣體排放量減少 9,810.8 噸 $\text{CO}_2 \text{ eq}$ ；台南、其他、桃園、新北地區的溫室氣體排放量亦減少；而高雄與台中的溫室氣體排放量增加，高雄的溫室氣體排放量增加最多，為 6,900.8 噸 $\text{CO}_2 \text{ eq}$ 。全國的總溫室氣體排放量則減少了 4,640.9 噸 $\text{CO}_2 \text{ eq}$ 。詳細的溫室氣體排放量模擬結果如表 4-5 所示，表 4-5 左半部列出各區域溫室氣體排放變化量以及溫室氣體排放變化比例。

比較圖 4-9 與圖 4-10，可發現各區域溫室氣體排放變化量與總產出變化量的增減趨勢相同，其原因為溫室氣體排放量為將各產業的總產出乘以該產業的溫室氣體排放係數所計算出。惟區域中 63 個產業的總產出有增亦有減，每個產業的溫室氣體排放係數亦不相同，因此區域中所有產業總產出之和的變化比例與區域總溫室氣體排放量的變化比例並不會完全相同，區域總溫室氣體排放的變化量由該區域中各個產業總產出的變化所決定。

表 4-5 台北實施收費政策情境下各區域及基本金屬業溫室氣體排放變化

地區	區域中所有產業 溫室氣體排放 變化量(噸 CO ₂ eq)	區域中所有產業 溫室氣體排放 變化比例(%)	基本金屬業 溫室氣體排放 變化量(噸 CO ₂ eq)	基本金屬業 溫室氣體排放 變化比例(%)
台北	-9810.8	-0.0066%	-8852.8	-0.1921%
新北	-206.1	-0.0019%	-129.8	-0.0081%
桃園	-325.7	-0.0022%	-281.5	-0.0103%
台中	1557.2	0.0108%	1567.4	0.0295%
台南	-2122.3	-0.0177%	-2025.3	-0.0397%
高雄	6900.8	0.0271%	6712.6	0.0417%
其他	-634.0	-0.0014%	-518.1	-0.0117%

若進一步分析七個區域中各個產業部門之溫室氣體排放變化情形，可以觀察到：區域溫室氣體排放變化主要也是受到該區域之基本金屬業溫室氣體排放變化所影響，如表 4-5 所示。表 4-5 的右半部列出全國七個區域中的基本金屬業溫室氣體排放變化量與變化比例。若相互比對表 4-5 右半部的基本金屬業之溫室氣體排放變化量和左半部的區域之溫室氣體排放變化量，可以發現基本金屬業溫室氣體排放的變化量幾乎左右了區域溫室氣體排放的變化量。因此在收費情境中，基本金屬業仍是影響區域溫室氣體排放的指標產業。

台北地區的產業由於受到當地政府實施向污染整治業課徵環境特別公課政策的影響而萎縮，總產出減少較多，且減少量的份額很大一部分來自基本金屬業的貢獻。因此台北的溫室氣體排放量減少較多。台南、其他、桃園、新北地區的總產出亦是減少，惟減少量較低，因此溫室氣體排放量下降較少。高雄、台中區域的總產出增加，因此這兩個區域的溫室氣體排放量增加。由於台北的溫室氣體排放量大幅下降，使得全國的總溫室氣體排放量得以下降。

台北市政府向台北污染整治業課徵環境特別公課政策對各區域 GDP 之影響，如圖 4-11 所示，圖 4-11 分別以藍色、橙色、灰色代表台北市政府收費之金額為

台北污染整治業間接稅淨額之 10%、20%、30%三種情境。從圖 4-11 中可以觀察到：越高的收費金額會使得多數區域 GDP 的變化量越大，且從收費 10%之情境至收費 30%之情境，變化量幾乎呈等比關係發展，僅有桃園地區較為例外，但由於桃園的 GDP 變化量相較於其他區域，幾乎可以忽略，因此後續段落仍仿照總產出模擬結果之分析方式，僅以收費 10%之情境作代表，對模擬結果進行更進一步的分析。

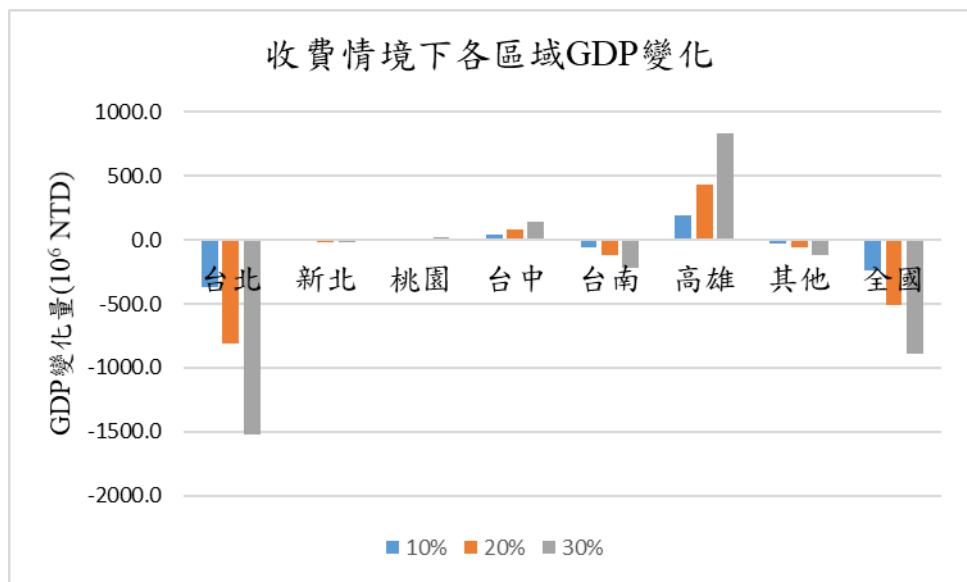


圖 4-11 台北地區向污染整治業收費 10%情境下各區域 GDP 變化量

在收費 10%的情境中，實施向污染整治業課徵環境特別公課政策的台北，其 GDP 變化量亦為七個區域中最多者，台北的 GDP 減少 367.5 百萬元。詳細的各區域 GDP 變化量如表 4-6 所示，表 4-6 左半部列出各區域的 GDP 變化量以及變化比例。

進一步分析七個區域中各個產業部門之附加價值變化情形，可以發現：基本金屬業仍是影響區域 GDP 變化的重要產業，如表 4-6 所示，表 4-6 的右半部為各區域中基本金屬業附加價值變化量與變化比例。各區域基本金屬業附加價值的變化比例皆遠大於區域的 GDP 變化比例，且台北、桃園、台南、其他地區的基本金屬業，為該區域的產業中，附加價值減少量最多者；台中、高雄地區的基本金屬業，



為該區域的產業中，附加價值增加量最多者。基本金屬業之所以對區域 GDP 的變化有較大之影響，是因為基本金屬業的總產出金額大且產業關聯效果強，因此受政策影響時相較於其他產業易有較大的變動。

表 4-6 台北實施收費政策情境下各區域 GDP 及基本金屬業附加價值變化

地區	區域 GDP 變化量 (NTD 百萬元)	區域 GDP 變化 比例(%)	基本金屬業附加 價值變化量 (NTD 百萬元)	基本金屬業 附加價值 變化比例(%)
台北	-367.5	-0.0061%	-246.9	-0.8589%
新北	-12.8	-0.0007%	-2.4	-0.0193%
桃園	-4.6	-0.0004%	-5.6	-0.0285%
台中	38.9	0.0021%	41.9	0.1048%
台南	-55.5	-0.0077%	-39.4	-0.1176%
高雄	190.6	0.0155%	147.1	0.1402%
其他	-28.2	-0.0007%	-10.2	-0.0353%

台北地區的產業由於受到向污染整治業課徵環境特別公課政策的影響而萎縮，總產出減少較多，因此 GDP 也減少較多。新北、桃園、台南、其他地區的總產出亦是下降，惟下降量較低，因此 GDP 下降量較台北少。高雄、台中的總產出則是增加，因此 GDP 也增加。由於各區域的 GDP 減少的多、增加的少，因此全國的 GDP 下降 239.2 百萬元。

在台北市政府向台北污染整治業課徵其間接稅淨額之 10% 的環境特別公課情境，脫鉤情況分析如圖 4-12 所示，圖 4-12 的 X 軸為 GDP 變化率，Y 軸為溫室氣體排放變化率。台中、高雄地區的 GDP 與溫室氣體排放皆增加，故落在圖 4-12 的第一象限，且該兩區域的溫室氣體排放增加比例較 GDP 增加比例高，屬於擴張型負脫鉤情況，為相對較差之脫鉤情況。台中、高雄地區的溫室氣體排放增加比例較 GDP 增加比例高的原因為：該區域總產出的增加有很大一部分來自基本金屬業的貢獻，而基本金屬業的溫室氣體排放係數高，但附加價值率較低。因此台中、高雄

區域的溫室氣體排放增加比例才會較 GDP 增加比例高。台北、新北、桃園、台南、其他區域的 GDP 與溫室氣體排放皆減少，故落在圖 4-12 的第三象限，且上述區域的溫室氣體排放減少比例皆較 GDP 減少比例多，屬於衰退型脫鉤情況，為相對佳之脫鉤情況。第三象限中的座標與原點所連成的直線之斜率越大，代表在相同溫室氣體排放減少比例下，GDP 減少的比例越少，為較佳之情況，故上述五個區域的脫鉤情況由優到劣依序為：桃園、新北、台南、其他、台北。而全國總和的溫室氣體排放減少，GDP 也減少，故落在第三象限，全國的溫室氣體排放減少比例較 GDP 減少比例多，屬於衰退型脫鉤之情況。

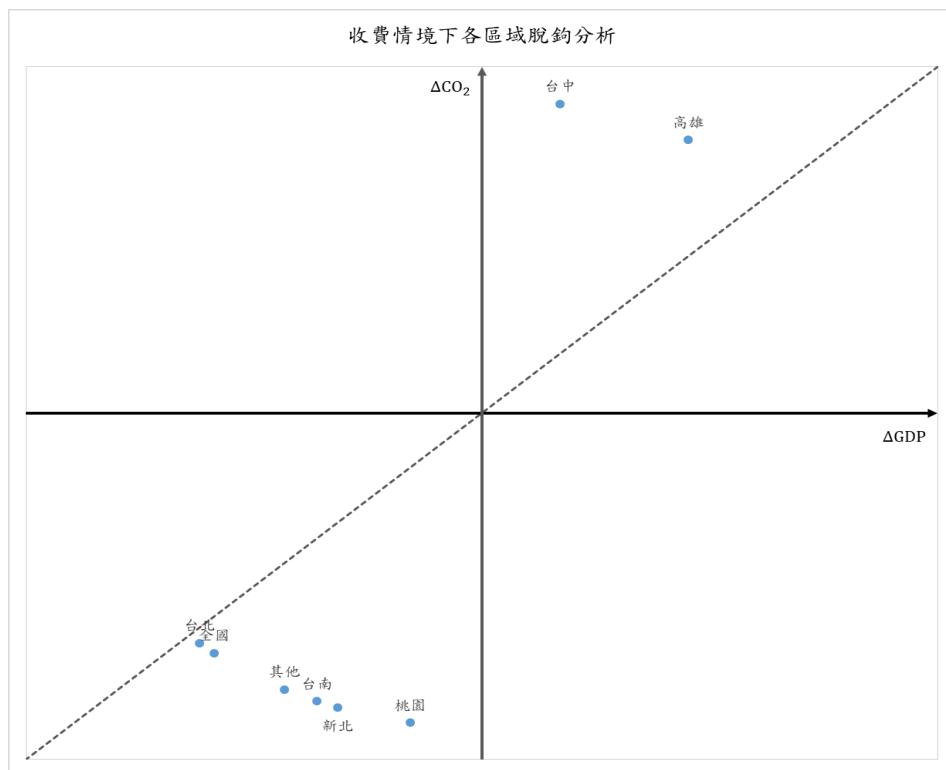


圖 4-12 台北地區向污染整治業收費 10%情境之脫鉤指標

台北地區實施向台北污染整治業課徵環境特別公課之政策，能使台北地區的溫室氣體排放量下降，但該地區的 GDP 也下降，惟 GDP 下降的比例較溫室氣體排放量下降的比例低。由脫鉤指標分析的結果來看，台北地區的脫鉤指標算是 GDP 與溫室氣體排放量皆下降的五個地區中最差者，但優於出現負脫鉤情形的台中、高雄。整體而言，可說是以較小的經濟代價來換取較大的溫室氣體減量效果。此外，



台北地區實施向台北污染整治業課徵環境特別公課政策之政策除了會影響到台北市自己本身以外，其餘的地區也會因為產業連動的關係而受到影響。在台北實施收費政策的影響下，新北、桃園、台南、其他區域的 GDP 會下降，故上述地區宜加強刺激經濟發展之作為，尤其是對於該地區受影響較大之產業，更應該給予協助、輔導其轉型，以減輕該地區經濟受到的負面影響。台中與高雄在台北實施收費政策的影響下，溫室氣體排放會因而增加，且會出現擴張型負脫鉤之情形。故台中與高雄應加強減碳策略，使溫室氣體排放量降低。對於全國而言，全國的溫室氣體排放量下降，但全國的 GDP 也下降，惟 GDP 下降的比例較溫室氣體排放量下降的比例低，故也算是用較小的經濟代價來換取較大的溫室氣體減量效果。

前述模擬結果，可以對台北市政府傳達的資訊為：向台北污染整治業課徵環境特別公課的政策，能使台北的溫室氣體排放量下降。雖然台北需要付出一點經濟代價，但可以用較小的 GDP 下降比例來換取較大的溫室氣體減量比例。模擬結果可以對新北、桃園、台南、其他區域的地方政府以及中央政府傳達的資訊為：若台北實施向污染整治業課徵環境特別公課之政策，則應加強刺激經濟發展之作為，以確保該地區經濟的發展水準。模擬結果可以對台中、高雄市政府傳達的資訊為：若台北實施向污染整治業課徵環境特別公課之政策，則應加強減碳作為，以使溫室氣體排放量降低。

4.4 補貼再生建築材料業政策加課徵環境特別公課政策之效果

本小節之情境設定為：台北市政府補貼台北市的再生建築材料業，並向台北市的污染整治業課徵環境特別公課，即 4.2 節與 4.3 節之政策同時進行，以期透過經濟誘因的方式，促使建築廢棄物循環利用。本研究模擬台北再生建築材料業受補貼與台北污染整治業被課徵環境特別公課之金額，皆為該產業間接稅淨額的 10%、20%、30% 三種情境。

台北補貼再生建築材料業並向台北的污染整治業課徵環境特別公課之政策對各區域總產出之影響，如圖 4-13 所示，圖 4-13 分別以藍色、橙色、灰色來代表政府補貼台北再生建築材料業與向台北污染整治業課徵環境特別公課之金額皆為該產業間接稅淨額之 10%、20%、30% 三種情境。在三個情境的模擬結果中可以發現：越高的補貼與收費金額，會使得各區域總產出的變化量越多。由於在不同的補貼與收費金額影響下，多數區域總產出變化量的正負值一致，不同補貼與收費金額並不會使變化量由正轉負或由負轉正。僅有桃園地區較為例外，但由於桃園地區的總產出變化量相較於其他區域，幾乎微乎其微，因此後續段落僅以補貼與收費 10% 之情境作代表，對模擬結果進行更進一步的分析。

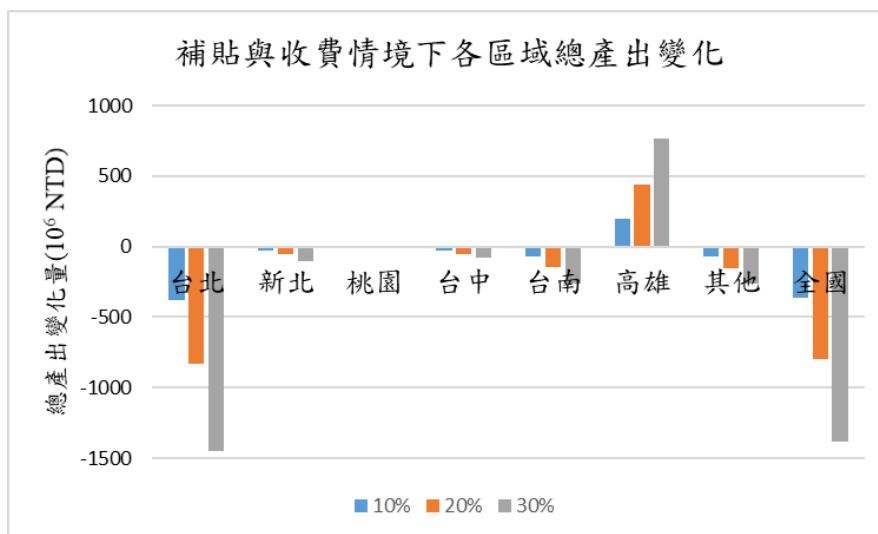


圖 4-13 台北地區補貼並收費 10% 情境下各區域總產出變化量

在補貼與收費 10% 的情境中，實施政策的台北地區，其總產出下降量為七個區域中最多者，台北的總產出下降 376.0 百萬元。另外還有四個區域總產出下降，下降量由多至少依序為其他、台南、台中、新北地區。而高雄與桃園地區的總產出增加，總產出增加量最多的是高雄，其總產出增加 198.5 百萬元。詳細模擬結果如表 4-7 所示，表 4-7 左半部列出台北補貼再生建築材料業並向污染整治業課徵環

境特別公課 10%情境下各區域總產出變化量以及總產出變化比例。在補貼與收費 10%情境下全國總產出為下降 360.4 百萬元。



表 4-7 台北地區補貼並收費 10%情境下各區域總產出變化

地區	區域中所有產業 總產出變化量之和 (NTD 百萬元)	區域中所有產業 總產出之和變化 比例(%)	補貼情境與收費情境 區域總產出變化量 合計(NTD 百萬元)
台北	-376.0	-0.0031%	-393.2
新北	-24.4	-0.0005%	-26.0
桃園	0.9	0.0000%	1.0
台中	-25.1	-0.0006%	-27.2
台南	-66.1	-0.0034%	-68.7
高雄	198.5	0.0064%	205.7
其他	-68.3	-0.0008%	-72.1

表 4-7 的右半部列出 4.2 節之補貼情境下各區域總產出變化量與 4.3 節之收費情境下各區域總產出變化量相加之值，若將該值與補貼並收費 10%情境中之區域總產出變化量相比(即表 4-7 中的第二欄與第四欄相比)，可以發現兩欄之值相近。該現象代表補貼與收費政策雙管齊下對於總產出變化的效果約略等於補貼與收費政策單獨進行時對於總產出變化的效果之和。補貼再生建築材料業使總產出上升的量值相較於向污染整治業課徵環境特別公課使總產出下降的量值小很多，因此補貼並收費 10%情境中之總產出變化趨勢，與收費 10%情境之總產出變化趨勢較為相近，即收費政策對總產出之影響效果比補貼政策對總產出之影響效果大上許多。

台北市政府補貼台北再生建築材料業的政策，會使得最直接受惠的台北再生建築材料業總產出有較大的上升比例，而台北市政府向污染整治業收費的政策，又會造成多數產業萎縮，使得再生建築材料業總產出稍微下降，因此在兩政策的同時影響下，「台北再生建築材料-水泥」總產出上升 0.0490%、「台北再生建築材料-砂」

總產出上升 0.0212%，相較於 4.2 節僅實施補貼政策的情境，本情境的再生建築材料業總產出上升比例略低。而對台北建築材料業而言，補貼台北再生建築材料業的政策，會使得台北建築材料業總產出微幅上升，而向台北污染整治業收費的政策，會造成建築材料業總產出有較明顯的下降，因此「台北建築材料-水泥」總產出下降 0.0026%；「台北建築材料-砂」總產出下降 0.0002%。

台北市政府補貼再生建築材料業並向污染整治業課徵環境特別公課之政策對各區域溫室氣體排放之影響，如圖 4-14 所示。圖 4-14 分別以藍色、橙色、灰色代表政府補貼台北再生建築材料業與向台北污染整治業課徵環境特別公課之金額皆為該產業間接稅淨額之 10%、20%、30% 三種情境。在三個情境的模擬結果中可以發現：越高的補貼與收費金額，會使得各區域溫室氣體排放的變化量越多。由於在不同的補貼與收費金額影響下，各區域溫室氣體排放變化量的正負值一致，不同補貼與收費金額並不會使變化量由正轉負或由負轉正，因此後續段落僅以補貼與收費 10% 之情境作代表，對模擬結果進行更進一步的分析。

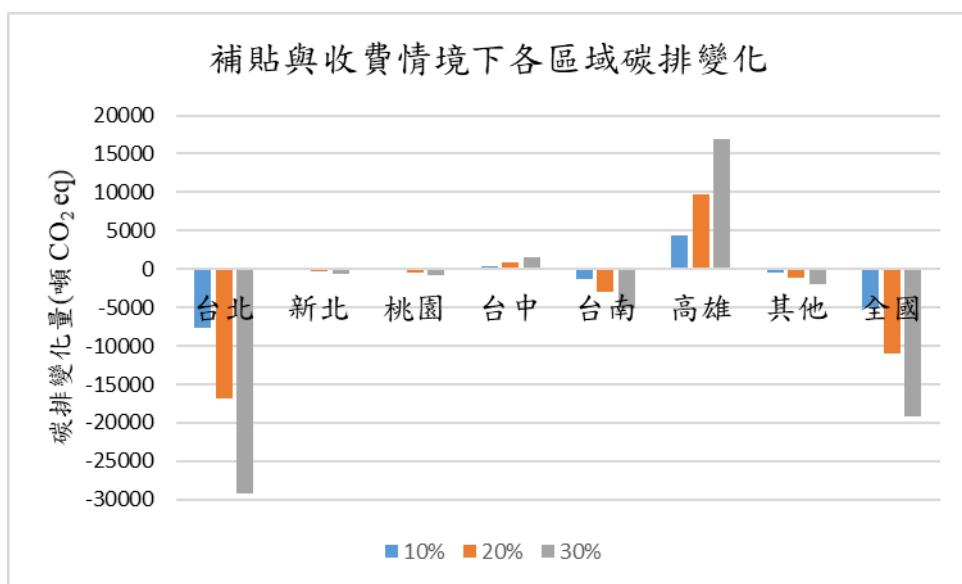


圖 4-14 台北地區補貼並收費 10% 情境下各區域溫室氣體排放變化量

在補貼與收費 10% 的情境中，實施政策的台北地區，由於其總產出下降最多，故其溫室氣體排放下降量亦為七個區域中最多者。台北地區溫室氣體排放量減少



7,618.5 噸 CO_2 eq，減少比例為 0.0051%；溫室氣體排放下降量次多的為臺南，其減少 1,310.5 噸 CO_2 eq；另外還有三個區域溫室氣體排放量下降，下降量由多至少依序為其他、桃園、新北地區。而高雄與台中地區的溫室氣體排放量增加，溫室氣體排放量增加最多的是高雄，其溫室氣體排放量增加 4,379.2 噸 CO_2 eq。而全國的溫室氣體排放量總和則為下降 5,044.2 噸 CO_2 eq。

比較圖 4-13 與圖 4-14，可以發現各區域溫室氣體排放變化量與總產出變化量的增減趨勢大致相同，惟桃園與台中的總產出變化量與溫室氣體排放變化量呈反向發展。該現象的原因為雖然桃園地區區域總產出上升 0.9 百萬元，但桃園基本金屬業總產出為下降，而因為基本金屬業溫室氣體排放係數較高，因此桃園地區的溫室氣體排放量為下降。台中地區雖然區域總產出下降 25.1 百萬元，但台中基本金屬業總產出為上升 14.5 百萬元，因此台中地區的溫室氣體排放量反而上升。

台北市政府補貼再生建築材料業並向污染整治業課徵環境特別公課之政策對各區域 GDP 之影響，如圖 4-15 所示，圖 4-15 分別以藍色、橙色、灰色代表政府補貼台北再生建築材料業與向台北污染整治業課徵環境特別公課之金額皆為該產業間接稅淨額之 10%、20%、30% 三種情境。由於在不同的補貼與收費金額影響下，各區域 GDP 變化量的正負值一致，因此後續段落僅以補貼與收費 10% 之情境作代表，對模擬結果進行更進一步的分析。

補貼與收費兩政策對於各區域 GDP 的影響，與對於總產出之影響相似，兩政策同時施行對於 GDP 的影響效果約略等於補貼與收費政策單獨進行時對於 GDP 的影響效果之和。在補貼與收費 10% 的情境中，實施政策的台北地區，由於其總產出下降最多，故台北的 GDP 下降量亦為七個區域中最多者。台北地區 GDP 減少 202.0 百萬元，減少比例為 0.0034%；臺南及其他兩區域的 GDP 亦下降；高雄、桃園、新北、台中地區的 GDP 則增加，GDP 上升最多的是高雄，其 GDP 增加 143.9 百萬元。而全國的 GDP 則為下降 32.7 百萬元。

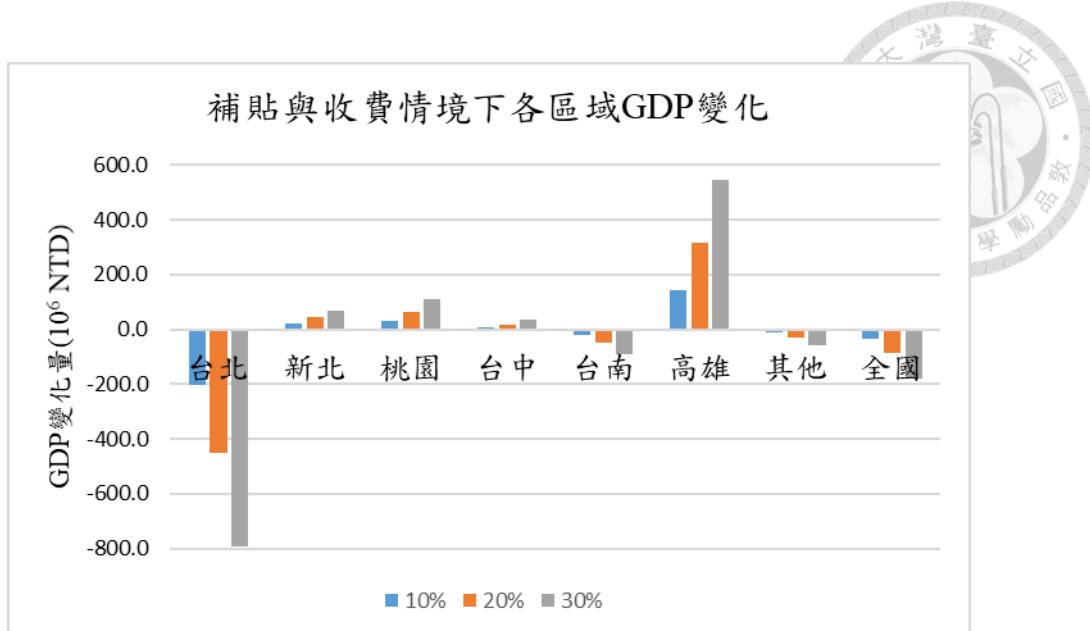


圖 4-15 台北地區補貼並收費 10%情境下各區域 GDP 變化量

台北市政府補貼再生建築材料業並向污染整治業課徵環境特別公課之情境下，脫鉤情況分析如圖 4-16 所示，圖 4-16 的 X 軸為 GDP 變化率，Y 軸為溫室氣體排放變化率。台北、台南、其他區域的 GDP 與溫室氣體排放皆減少，故落在圖 4-16 的第三象限。台北、台南、其他區域的溫室氣體排放減少比例皆較 GDP 減少比例多，屬於衰退型脫鉤情況，為相對佳之脫鉤情況，而三者的脫鉤情況由優到劣依序為：台南、其他、台北。台中、高雄地區的 GDP 與溫室氣體排放皆增加，故落在圖 4-16 的第一象限。台中、高雄兩區域的溫室氣體排放增加比例皆較 GDP 增加比例高，屬於擴張型負脫鉤情況，為相對較差之脫鉤情況。台中、高雄的溫室氣體排放增加比例皆較 GDP 增加比例高的原因為：其 GDP 的增加，有很大一部分來自高溫室氣體排放係數、低附加價值率的基本金屬業所貢獻，因此才會出現溫室氣體排放增加比例較 GDP 增加比例高之情況。桃園、新北地區的 GDP 增加，而溫室氣體排放卻減少，故落在圖 4-16 的第四象限，屬於強脫鉤情況，為最理想之脫鉤情況。桃園與新北為本情境之最大受益者。而全國總和的溫室氣體排放減少，GDP 也減少，故落在第三象限，溫室氣體排放減少比例較 GDP 減少比例多，屬於衰退型脫鉤情況。



此外，在台北市政府補貼再生建築材料業與向污染整治業收費皆為其間接稅淨額的 20%、30% 之情境，脫鉤指標分析的結果與圖 4-16 極為接近。各區域的脫鉤指標相對位置不變，僅小角度地左右移動，且各區域的脫鉤指標也未移動至不同象限，此現象代表補貼與收費金額的不同雖會影響各區域總產出、溫室氣體排放量、GDP 的量值，但在脫鉤指標方面，各地區受影響的情形仍未改變。

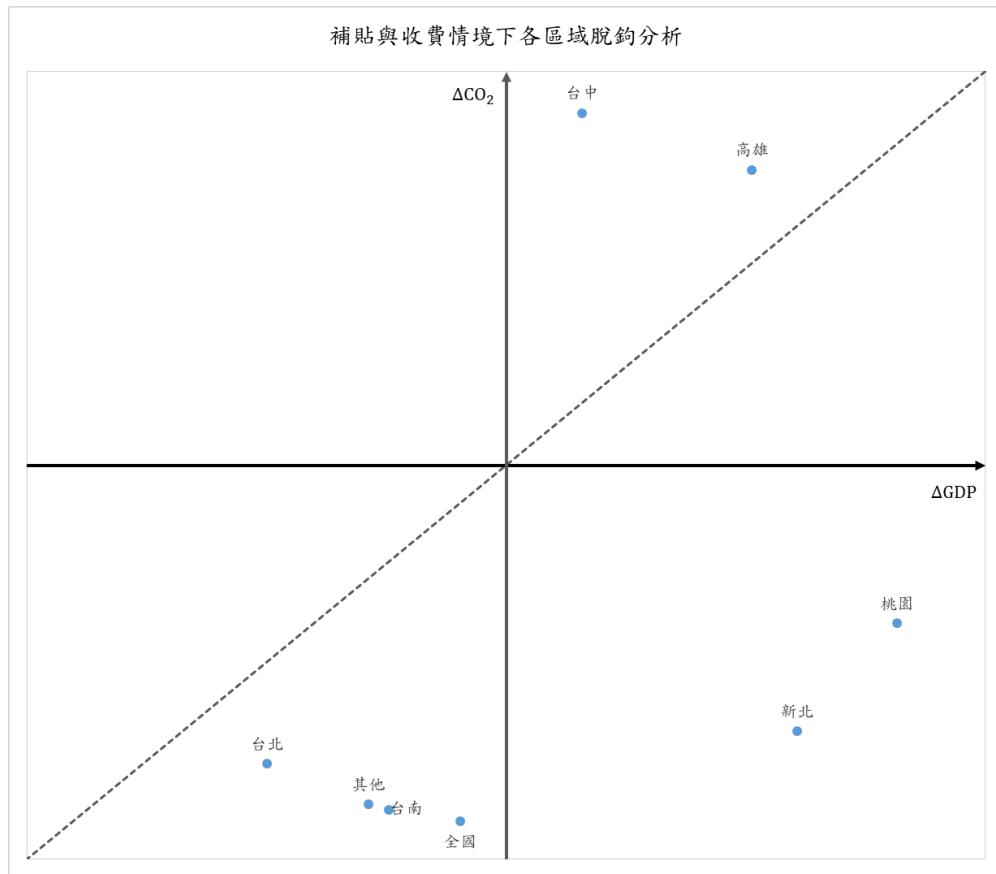


圖 4-16 台北地區補貼並收費 10% 情境之脫鉤指標

台北地區實施補貼再生建築材料業並向污染整治業課徵環境特別公課政策，使得台北地區的溫室氣體排放量下降，但該地區的 GDP 也下降，惟 GDP 下降的比例較溫室氣體排放量下降的比例低。以脫鉤指標分析的結果而言，台北地區的脫鉤指標算是 GDP 與溫室氣體排放量皆下降的五個地區中最差者，但台北的脫鉤指標仍優於台中、高雄。整體而言，台北算是以較小的經濟代價來換取較大的溫室氣



體減量效果。此外，對於台北而言，相較於單獨執行向污染整治業收費的政策，補貼再生建築材料業與向污染整治業收費的政策同時執行，可以獲得較佳之脫鉤效果。補貼與收費的政策同時執行相較於僅實施收費政策，台北地區的脫鉤指標會往逆時鐘方向移動，意即台北可用更小的經濟代價來換取更大的溫室氣體減量效果。此外，台北地區實施的政策除了會影響到台北市自己以外，其餘的地區也會因為產業關聯效果而受到影響。在台北實施的補貼加收費政策之影響下，台南、其他區域的GDP會下降，故上述地區宜執行刺激經濟之措施，尤其是針對該地區受影響較大的產業，更應該給予協助、輔導其轉型，以減輕該地區的經濟所受之傷害。台中與高雄在台北實施補貼加收費政策的影響下，溫室氣體排放量會因而增加，且屬於擴張型負脫鉤之情形，故台中與高雄應加強減碳策略，以降低溫室氣體的排放量。對於全國而言，在台北實施補貼加收費政策的影響下，全國的溫室氣體排放量會下降，但全國的GDP也會下降，惟GDP下降的比例較溫室氣體排放量下降的比例低。雖然全國的脫鉤指標落在第三象限，但其位置相當接近Y軸，即只需要付出很小的經濟代價，就可以換取很大的溫室氣體減排量。而中央政府若進一步執行刺激經濟之措施，甚至有可能達成溫室氣體排放量減少而GDP增加的強脫鉤情形。

前述模擬結果，可以對台北市政府傳達的資訊為：補貼台北再生建築材料業並向台北污染整治業課徵環境特別公課的政策，能使台北的溫室氣體排放量下降。雖然台北需要付出一點經濟代價，但可以用較小的GDP下降比例來換取較大的溫室氣體減量比例。此外，相較於單獨執行向污染整治業課徵環境特別公課的政策，補貼再生建築材料業、向污染整治業課徵環境特別公課的政策同時執行，能以更小的經濟代價來達成溫室氣體減量的效果。模擬結果可以對臺南、其他區域的地方政府傳達的資訊為：若台北實施補貼台北再生建築材料業並向台北污染整治業課徵環境特別公課之政策，則應加強刺激經濟發展之作為，以免該地區之產業受到經濟上的傷害。模擬結果可以對台中、高雄市政府傳達的資訊為：若台北實施補貼台北再生建築材料業並向台北污染整治業課徵環境特別公課之政策，則該地區應加強減

碳作為，以使溫室氣體排放量降低。模擬結果可以對中央政府傳達的資訊有兩個層面：其一為若台北實施補貼台北再生建築材料業並向台北污染整治業課徵環境特別公課之政策，則全國只需要付出很小的經濟代價，就可以換取很大的溫室氣體減排量，且中央政府若進一步執行刺激經濟之措施，甚至有可能達成強脫鈎之情形。其二為若台北市政府僅實施向台北污染整治業課徵環境特別公課的政策時，則中央政府可以再額外補貼台北的再生建築材料業，使全國的 GDP 下降比例變少，並以較小的經濟代價換取較大的溫室氣體減量效果。

4.5 循環經濟策略之比較

前面 4.2 節至 4.4 節分別說明了三種循環經濟策略對於環境及經濟方面之影響，而本小節將針對三種循環經濟策略進行比較。本研究將從兩個層面來比較三種循環經濟策略對於台北地區的有效性，分別為經濟及環境層面，以及再生資源生產力及環境衝擊層面，以下 4.5.1 節及 4.5.2 節將分別說明之。

4.5.1 經濟及環境影響之比較

本研究以脫鈎指標來比較三種循環經濟策略對於台北經濟及環境之影響，本小節的脫鈎指標與 4.2 節至 4.4 節所呈現的脫鈎指標概念相同，計算方法也相同，唯一的差別在於 4.2 節至 4.4 節的脫鈎指標為針對同一情境不同地區做比較，而本小節的脫鈎指標乃針對同一地區不同情境進行比較，將三種情境的台北脫鈎指標繪製在同一張圖上做比對。各政策情境對於台北地區經濟及環境影響之比較如圖 4-17 所示。由於在三種情境中不管費率為 10%、20% 或 30%，脫鈎指標分析的結果都相當接近，在圖上的位置也僅小角度地左右移動，因此圖 4-17 中，僅以費率為 10% 之情境作為各項政策之代表，呈現分析結果。

圖 4-17 中的虛線，其斜率為 1，代表的意義為 GDP 增加比例與溫室氣體排放量增加比例相等，或 GDP 減少比例與溫室氣體排放量減少比例相等。而脫鈎指標



若位於弱脫鉤區或衰退型脫鉤區，則該點與原點所連成的直線，其與虛線所夾的銳角角度越大，為越佳之狀況，即以較小的經濟代價換取較大的溫室氣體減量效果(衰退型脫鉤區)，或以較小的環境代價換取較大的經濟增長效果(弱脫鉤區)。

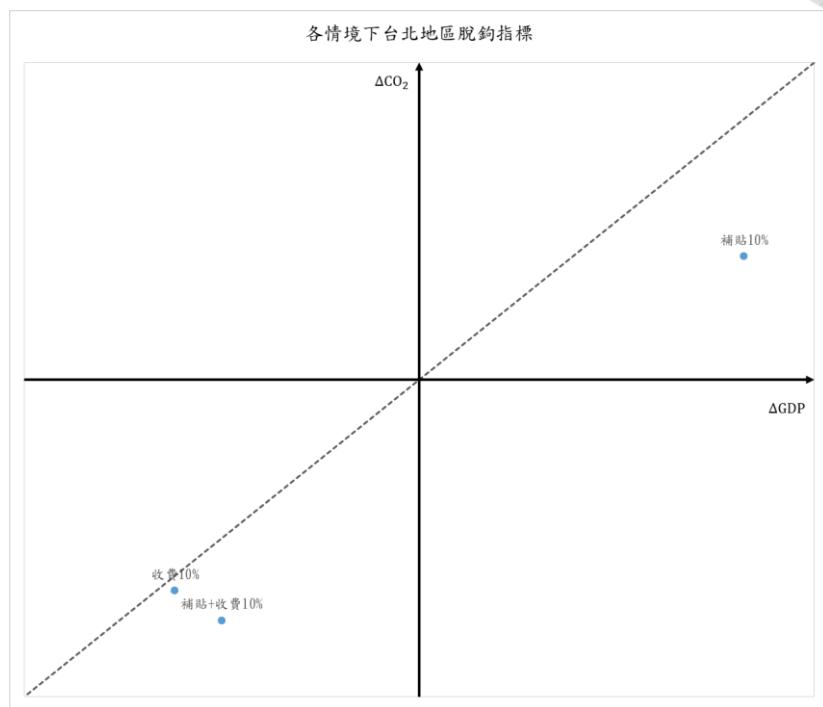


圖 4-17 各政策情境台北地區脫鉤指標比較

根據圖 4-17 脫鉤情形分析的結果，補貼情境落在弱脫鉤區，收費與補貼+收費情境則落在衰退型脫鉤區，而進一步分析其與原點所連成的直線與虛線所夾的角度，補貼情境為 19.7° ；補貼情境為 2.1° ；補貼+收費情境為 11.6° 。補貼情境所夾的角度最大，故為經濟及環境影響綜合考量下，較佳之政策情境。

4.5.2 再生資源生產力及環境衝擊影響之比較

本研究以資源效率指標來比較三種循環經濟策略對於台北地區再生資源生產力及環境衝擊之影響。以下先針對特殊名詞加以定義，本研究所稱之「再生資源生產力」為某地區 GDP 除以再生建築材料業總產出，此項為參考文獻中對於資源生產力之定義加以調整所訂定，文獻中對於資源生產力之定義為「產業 GDP 除以產

量」(中技社, 2016), 其主要是針對單一產業, 而本研究欲探討的尺度不同, 故本研究將分子調整成某地區的 GDP, 以針對整個區域的經濟狀況加以探討；本研究欲探討的產業為再生建築材料業, 且以再生建築材料業總產出來代表再生建築材料業的產量, 故本研究將分母的部分調整成再生建築材料業總產出, 其所代表的意義為因為再生建築材料業的變動所驅動的 GDP 變化。本研究所稱之「再生資源環境衝擊」為某地區溫室氣體排放量除以再生建築材料業總產出。本研究之「資源效率指標」, 其概念與脫鉤指標相似, 僅 X 軸、Y 軸代表的意義不同, 本研究之「資源效率指標」以再生資源生產力變化率為 X 軸、以再生資源環境衝擊變化率為 Y 軸, 再生資源生產力變化率的計算式如(式 4-3)所示, 再生資源環境衝擊變化率的計算式如(式 4-4)所示, 兩式中「後來」指政策實施後的狀態；「初始」指政策實施前的狀態。

$$\text{再生資源生產力變化率} = \frac{\frac{\text{後來台北 GDP}}{\text{後來再生建材業總產出}} - \frac{\text{初始台北 GDP}}{\text{初始再生建材業總產出}}}{\frac{\text{初始台北 GDP}}{\text{初始再生建材業總產出}}}$$

(式 4-3)

$$\text{再生資源環境衝擊變化率} = \frac{\frac{\text{後來台北總碳排}}{\text{後來再生建材業總產出}} - \frac{\text{初始台北總碳排}}{\text{初始再生建材業總產出}}}{\frac{\text{初始台北總碳排}}{\text{初始再生建材業總產出}}}$$

(式 4-4)

各政策情境對於台北地區再生資源生產力及環境衝擊影響之比較如圖 4-18 圖 4-17 所示, 由於補貼 10%、補貼 20%、補貼 30%三個情境的資源效率指標極其接近, 故在圖 4-18 中, 補貼的三個情境看起來只有一個點, 但其實其是三個點重

疊。由於補貼+收費 10%、20%、30%三個情境的資源效率指標也相當接近，故在圖 4-18 中，補貼+收費的三個情境看起來也只有一個點。根據圖 4-18 資源效率指標分析的結果，補貼情境落在衰退型脫鉤區，代表補貼政策會導致台北地區再生資源生產力及再生資源環境衝擊皆下降，但再生資源生產力下降的比例小於再生資源環境衝擊下降的比例；收費情境落在擴張型負脫鉤區，代表收費政策會導致台北地區再生資源生產力及再生資源環境衝擊皆上升，而再生資源生產力上升的比例大於再生資源環境衝擊上升的比例；補貼+收費情境則落在弱負脫鉤區，代表補貼+收費政策會導致台北地區再生資源生產力及再生資源環境衝擊皆下降，且再生資源生產力下降的比例大於再生資源環境衝擊下降的比例。補貼情境是唯一落在脫鉤區的情境，其餘兩者皆落在負脫鉤區，故在再生資源生產力及再生資源環境衝擊影響的綜合考量下，補貼為較佳之政策情境。

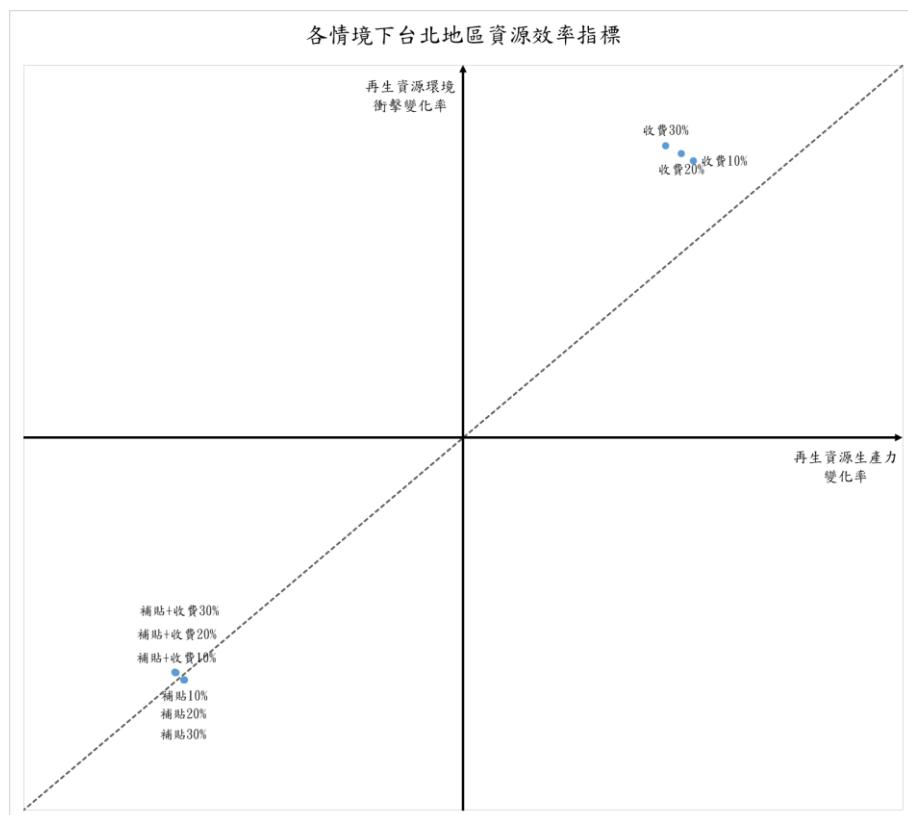


圖 4-18 各政策情境台北地區資源效率指標比較



循環經濟策略小結

根據 4.1 節循環經濟策略對建築材料業之影響的分析結果，補貼與補貼+收費兩種情境皆可促進建築材料業的資源循環，而收費情境則否。根據 4.5.1 節循環經濟策略對於台北地區經濟及環境之影響的分析結果，補貼為經濟及環境影響綜合考量下，較佳之政策情境。而根據 4.5.2 節循環經濟策略對於台北地區再生資源生產力及再生資源環境衝擊之影響的分析結果，補貼為再生資源生產力及再生資源環境衝擊影響綜合考量下，較佳之政策情境。綜上所述，對於台北而言，補貼為相對佳之循環經濟促進政策。

4.6 循環經濟策略之波及效果

本節進一步以前述相對佳之循環經濟促進政策為例，探討台北補貼再生建築材料業之政策情境，對於其他區域、其他產業之波及效果。

首先，本研究以資源效率指標，評估台北實施補貼再生建築材料業之政策時，政策對於全國各個區域的波及效果。資源效率指標的 X 軸為再生資源生產力變化率，計算式如(式 4-5)；Y 軸為再生資源環境衝擊變化率，計算式如(式 4-6)。

$$\text{再生資源生產力變化率} = \frac{\frac{\text{後來某地區 GDP}}{\text{後來再生建材業總產出}} - \frac{\text{初始某地區 GDP}}{\text{初始再生建材業總產出}}}{\frac{\text{初始某地區 GDP}}{\text{初始再生建材業總產出}}}$$

(式 4-5)

$$\text{再生資源環境衝擊變化率} = \frac{\frac{\text{後來某地區總碳排}}{\text{後來再生建材業總產出}} - \frac{\text{初始某地區總碳排}}{\text{初始再生建材業總產出}}}{\frac{\text{初始某地區總碳排}}{\text{初始再生建材業總產出}}}$$

(式 4-6)

台北實施補貼再生建築材料業之政策情境下，政策對於各地區再生資源生產力及再生資源環境衝擊影響之比較如圖 4-19 所示，圖 4-19 為以補貼 10% 之情境為例進行分析之結果。圖 4-19 中的八個點所代表的區域，由上(綠色方塊)而下(藍色圓圈)依序為臺南、其他、台北、全國、新北、桃園、高雄、台中。各區域的資源效率指標相差不大，在圖 4-19 中的座標相當接近，此現象代表台北實施的補貼政策，對於全國各區域在資源效率方面的影響狀況相近，各區域皆呈現再生資源生產力下降，再生資源環境衝擊也下降之情形。台北、新北、桃園、高雄、台中地區的資源效率指標屬於衰退型脫鉤情形，代表台北實施補貼再生建築材料業的政策時，對於台北、新北、桃園、高雄、台中地區的資源效率指標而言尚屬有利。但臺南、其他地區的資源效率指標則是屬於弱負脫鉤情形，代表台北實施補貼再生建築材料業的政策時，對於臺南、其他地區的再生資源生產力有較不利之影響。

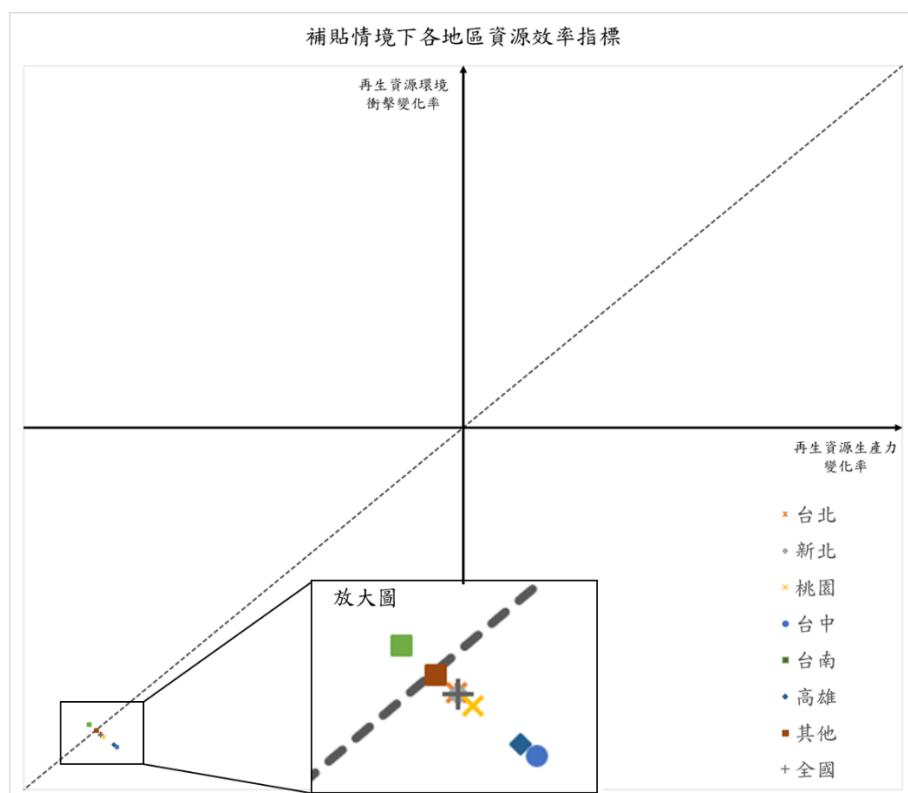


圖 4-19 補貼情境下各地區資源效率指標之比較

若將圖 4-19 與圖 4-8 補貼 10%情境之脫鉤指標相比，可以發現台南、其他、台北、新北、桃園地區的脫鉤指標在圖 4-8 中位於第一象限，但資源效率指標在圖 4-19 中變到第三象限，即上述區域 GDP 與溫室氣體排放量皆增加，而再生資源生產力與再生資源環境衝擊皆下降。另外，全國的脫鉤指標在圖 4-8 中位於第四象限，但資源效率指標在圖 4-19 中變到第三象限，即全國 GDP 增加、溫室氣體排放量減少，而再生資源生產力與再生資源環境衝擊皆下降。所有地區的資源效率指標皆位於第三象限的原因為：再生建築材料業由於受到補貼政策的激勵，因此再生建築材料業的總產出有較大程度的提升。而多數產業也因為產業關聯效果使得總產出有所提升，進而使得多數區域的 GDP 也提升，惟 GDP 上升的程度相較於再生建築材料業總產出上升的程度低，因此(式 4-5)中政策實施後的再生資源生產力(後來某地區 GDP/後來再生建材業總產出)會小於政策實施前的再生資源生產力(初始某地區 GDP/初始再生建材業總產出)，所以前者減後者為負數，故再生資源生產力變化率為負數。同理，碳排上升的比例相較於再生建築材料業總產出上升的比例低，因此(式 4-6)算出來的分子亦為負數，故再生資源環境衝擊變化率亦為負數。因此台南、其他、台北、新北、桃園地區以及全國的脫鉤指標以及資源效率指標位於不同象限。

本研究亦以資源效率指標，進一步評估台北實施的補貼再生建築材料業政策對於全國各個產業的波及效果。資源效率指標的 X 軸為再生資源生產力變化率，計算式如(式 4-7)；Y 軸為再生資源環境衝擊變化率，計算式如(式 4-8)。

$$\text{再生資源生產力變化率} = \frac{\frac{\text{後來某產業附加價值}}{\text{後來再生建材業總產出}} - \frac{\text{初始某產業附加價值}}{\text{初始再生建材業總產出}}}{\frac{\text{初始某產業附加價值}}{\text{初始再生建材業總產出}}}$$

(式 4-7)

$$\text{再生資源環境衝擊變化率} = \frac{\frac{\text{後來某產業碳排量}}{\text{後來再生建材業總產出}} - \frac{\text{初始某產業碳排量}}{\text{初始再生建材業總產出}}}{\frac{\text{初始某產業碳排量}}{\text{初始再生建材業總產出}}}$$

(式 4-8)

台北實施的補貼再生建築材料業政策對於各產業再生資源生產力及再生資源環境衝擊影響之比較如圖 4-20 所示，圖 4-20 為以補貼 10% 之情境為例進行分析之結果。為了避免資源效率指標圖上有太多的產業而擠在一起不易觀察，故圖 4-20 中將多個產業合併成一個，將台北再生建築材料業、台北原生建築材料業、各地區基本金屬業以外的產業，合併成「其餘產業」。台北再生建築材料業(包含：台北再生建築材料-砂、台北再生建築材料-水泥)為最直接受惠於台北實施的補貼政策之產業；台北原生建築材料業(包含：台北建築材料-砂、台北再生建築材料-水泥)為與台北再生建築材料業關係相當密切之產業；基本金屬業為產業關聯效果很強的產業，故圖 4-20 中特別將上述產業獨立出來，將其資源效率指標呈現於圖上。

在圖 4-20 中，多數的產業(台南基本金屬、其他基本金屬、桃園基本金屬、新北基本金屬、台北原生建築材料、其餘產業)，資源效率指標落在衰退型脫鉤區域，意即台北實施補貼再生建築材料業的政策時，對於多數產業的資源效率指標而言尚屬有利。上述分析結果與圖 4-19 各地區的資源效率指標，多位於衰退型脫鉤區域的分析結果相呼應。台中基本金屬業、高雄基本金屬業的資源效率指標則是屬於弱負脫鉤情形，代表台北實施補貼再生建築材料業的政策時，對於台中基本金屬業、高雄基本金屬業在再生資源生產力方面有較不利之影響。而台北基本金屬業的資源效率指標落在強脫鉤區域，意即台北實施補貼再生建築材料業的政策會使台北基本金屬業的再生資源生產力上升，但再生資源環境衝擊卻下降，為最理想之變化情形。台北再生建築材料業的資源效率指標位於弱脫鉤區域，但相當接近強脫鉤區域，此現象代表台北實施補貼再生建築材料業的政策會使台北再生建築材料業的

再生資源生產力上升、再生資源環境衝擊上升，但再生資源生產力上升的程度較再生資源環境衝擊上升的程度大。

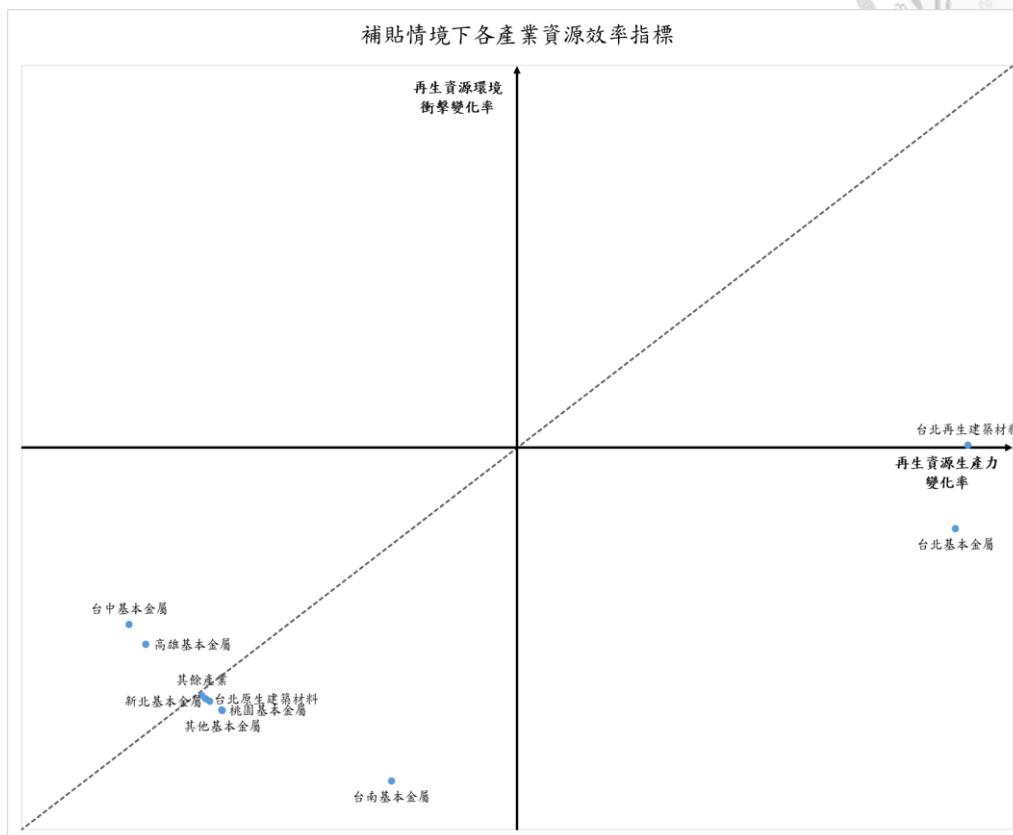


圖 4-20 補貼情境下各產業資源效率指標之比較

圖 4-20 中多數產業的資源效率指標位於第三象限，那些產業再生資源生產力下降的原因為：再生建築材料業受到補貼政策的激勵，因此再生建築材料業的總產出有較大程度的提升。而多數產業也因為產業關聯效果使得總產出有所提升，進而使多數產業的附加價值也提升，惟附加價值上升的比例相較於再生建築材料業總產出上升的比例低，因此(式 4-7)中政策實施後的再生資源生產力會小於政策實施前的再生資源生產力，故再生資源生產力變化率為負數。圖 4-20 中資源效率指標位於第三象限及第四象限的產業，其再生資源環境衝擊下降的原因為：該產業碳排上升的比例相較於再生建築材料業總產出上升的比例低。因此(式 4-8) 中政策實施後的再生資源環境衝擊會小於政策實施前的再生資源環境衝擊，故再生資源環



境衝擊變化率為負數。而台北基本金屬業的資源效率指標落在強脫鉤區的原因為：台北基本金屬業的附加價值上升比例相當高，為 0.1516%(見表 4-3)，高過再生建築材料業總產出上升的比例(0.0562%)，故其落在強脫鉤區域。台北再生建築材料業的資源效率指標位於弱脫鉤區域的原因為：台北再生建築材料業的附加價值上升的比例高過台北再生建築材料業總產出上升的比例，且由於某產業的溫室氣體排放量為該產業的總產出乘以該產業的溫室氣體排放係數而得，故台北再生建築材料業的碳排上升比例與台北再生建築材料業總產出的上升比例相當。因此，台北再生建築材料業的資源效率指標位於弱脫鉤區且相當接近 X 軸。

第五章 結論與建議



5.1 結論

1. 循環經濟策略對於溫室氣體排放及經濟方面之影響的結論

台北實施補貼再生建築材料業政策，在低經濟誘因(10%)的情境，會使台北的 GDP 上升 0.0026%，但台北的溫室氣體排放量也會上升 0.0012%。此外，政策也會造成新北、桃園、台南、其他區域的 GDP 與溫室氣體排放量皆上升；台中、高雄區域的 GDP 與溫室氣體排放量皆減少；而全國的 GDP 增加，但溫室氣體排放量減少。

台北實施向污染整治業課徵環境特別公課政策，在低經濟誘因(10%)的情境，會使台北的 GDP 下降 0.0061%，但台北的溫室氣體排放量也會下降 0.0066%。此外，政策也會造成新北、桃園、台南、其他區域的 GDP 與溫室氣體排放量皆下降；台中、高雄區域的 GDP 與溫室氣體排放量皆上升；全國的 GDP 與溫室氣體排放量皆下降。

台北實施補貼再生建築材料業並向污染整治業課徵環境特別公課政策，在低經濟誘因(10%)的情境，會使台北的 GDP 下降 0.0034%，但台北的溫室氣體排放量也會下降 0.0051%。此外，政策也會造成台南、其他區域的 GDP 與溫室氣體排放量皆下降；新北、桃園區域的 GDP 上升，但溫室氣體排放量下降；台中、高雄區域的 GDP 與溫室氣體排放量皆上升；全國的 GDP 與溫室氣體排放量皆下降。

從各個政策情境的模擬結果可以觀察出：即便在相同的政策情境下，各地區受影響的情形也會呈現相當大的差異，有些地方在政策的影響下，GDP 會上升，但有些地方的 GDP 則會下降；有些地方的溫室氣體排放量會下降，但有些地方的溫室氣體排放量則會上升。此外，政策的實施亦會使各個區域、各個產業的再生資源生產力、再生資源環境衝擊產生變化。綜上所述，循環經濟



政策的實施，除了會使受政策直接影響的產業(例如：補貼再生建築材料業情境下的再生建築材料業)發生變動，也會因為產業關聯效果，進而對其他地區、其他產業產生波及效果。

2. 循環經濟策略有效性之結論

台北實施補貼再生建築材料業之政策，或實施補貼再生建築材料業並向污染整治業課徵環境特別公課之政策，皆能使台北再生建築材料業總產出增加，並使台北再生建築材料業占建築材料業的比例提高。前述兩種政策情境皆可促進建築廢棄物的資源循環，達成促進循環經濟的效果，為有效的循環經濟策略。此外，由於台北再生建築材料業占建築材料業的比例提高，因此整體建築材料業的溫室氣體排放係數降低。然而，台北若僅實施向污染整治業課徵環境特別公課政策，反而會導致台北再生建築材料業占比略微降低，為無效的循環經濟策略。

進一步分析循環經濟策略對於台北地區經濟及溫室氣體排放之影響(脫鉤指標)，還有對於再生資源生產力及再生資源環境衝擊之影響(資源效率指標)，實施補貼再生建築材料業的情境皆為在兩種影響的綜合考量下，較佳之政策情境。綜上所述，補貼為本研究所模擬之三種政策中，最佳之循環經濟促進政策。台北市政府若欲促進台北的建築廢棄物循環利用，則應優先實施補貼台北再生建築材料業之政策。

3. 循環經濟與減碳之結論

補貼再生建築材料業之政策為最佳的循環經濟促進政策，可成功促進建築廢棄物的資源循環，然而該政策卻會導致台北的溫室氣體排放量上升，無法實現循環經濟預期的減碳效果。其原因為補貼台北再生建築材料業之政策會使得台北再生建築材料業成本降低，台北再生建築材料的價格也隨之變低，導致台北再生建築材料業的下游增加購買量並從事更多的生產。而後因為產業

關聯效果，也帶動台北地區其他產業的發展，使台北地區多數產業的總產出增加，進而導致台北的溫室氣體排放量增加。

台北以補貼再生建築材料業的方式促進建築廢棄物的資源循環，對於台北而言無法達到減碳的效果。但是對於整個國家而言，卻能使全國的溫室氣體排放量減少，且 GDP 增加，達成強脫鉤之情況。其原因為補貼再生建築材料業之政策在促進台北再生建築材料業發展的同時，除了影響到台北的產業以外，也因為產業關聯效果而影響到台北以外其他地區的產業，因此其餘地區的產業各有消長，而萎縮較多的產業為台中基本金屬業及高雄基本金屬業。基本金屬業為溫室氣體排放量多但附加價值率相對低的產業，因此基本金屬業萎縮使得 GDP 略降，但溫室氣體排放量顯著下降。而全國多數產業呈擴張的狀態，全國多數產業的溫室氣體排放量略增，但 GDP 較顯著地增加。因此全國的溫室氣體排放量減少，但 GDP 增加。

綜上所述，台北實施補貼再生建築材料業的政策促進建築廢棄物的資源循環，無法對台北造成減碳的效果，但可以使全國的碳排量降低。因此循環經濟的推動是否能達成減碳的效果，端看系統邊界而定。是故決策者在政策實施前，宜先以區域性循環經濟政策評估模型進行政策模擬，以確認該政策是否能達成原先預期的目標。

4. 區域性循環經濟政策評估模型之結論

本研究建立區域性循環經濟政策評估模型，以評估地方層級的循環經濟政策之效果。本研究建立之區域性循環經濟政策評估模型為區域 CGE 模型加上碳盤查模型。區域 CGE 模型相較於一般 CGE 模型，能把評估的對象從國家層級擴展到地方層級，可模擬地方政府所執行的政策，並呈現各個區域的個別產業受政策影響之情形，為進行地方層級政策評估之關鍵。

前述結論中，第 1 點所提到之「台北執行的政策對於各區域溫室氣體排放及經濟方面之影響」、第 2 點所提到之「台北再生建築材料業總產出」、「台北

再生建築材料業占建築材料業的比例」、「各區域脫鉤指標」、「各區域資源效率指標」、第 3 點所提到之「台北再生建築材料的價格變化」、「台北地區各產業總產出的變化」、「其他的地區各產業的變化」，上述指標皆須仰賴區域性的循環經濟政策評估模型才能得出，由此可見區域性循環經濟政策評估模型對於評估地方層級循環經濟政策之效果的重要性。

由於政策對於各地區影響的情形有所不同，因此 GDP 與溫室氣體排放量若僅以全國的總合來看，並無法真實反映出各地區受影響的情形。例如：在某個政策情境下，全國的溫室氣體排放量會下降 0.01%，但並不代表每個地區的溫室氣體排放量都是下降 0.01%。有些地方在政策的影響下，可能溫室氣體排放量反而會上升。若以一般 CGE 模型進行模擬，僅能呈現全國的總合，而區域 CGE 模型則可進一步呈現各區域受影響的情形，讓會受到負面影響的區域，可以及早得知負面影響的程度，並施行相關應對措施。

5.2 建議

1. 對於循環經濟策略造成之溫室氣體排放及經濟方面之影響的建議

台北實施的循環經濟政策會對於部分區域造成一些負面影響，例如：溫室氣體排放量上升、GDP 下降。對於受台北實施的循環經濟政策影響而 GDP 下降者，該地區之政府應執行能刺激該地區經濟發展之應對措施，並針對該地區受影響較大的產業，給予協助或輔導其轉型，以減輕該地區經濟所受到的傷害。對於受台北實施的循環經濟政策影響而溫室氣體排放量上升者，該地區之政府應加強減碳作為，以降低溫室氣體排放量。

補貼台北再生建築材料業的政策，能使全國的 GDP 增加，但溫室氣體排放量減少，達成強脫鉤之情況。因此對中央政府而言，其可以透過補貼台北再生建築材料業，來削減全國的溫室氣體排放量，並同時使全國的 GDP 增加。區域性循環經濟政策評估模型的模擬結果能幫助政府最有效地運用經費，中

央政府只需將經費花在補貼台北再生建築材料業上，就能達成全國強脫鉤之效果，而不需要投入更多的預算針對全國的再生建築材料業都進行補貼。

若未來碳定價(Carbon Pricing)機制建立，將溫室氣體的減排量乘以碳定價，即可將溫室氣體排放量減少所帶來的效益，以貨幣單位來呈現。如此一來單位便與GDP的單位相同，故可將循環經濟策略帶來的減碳效益與經濟效益相加而得到一個總效益，以貨幣單位綜合評估循環經濟策略對於溫室氣體排放及經濟方面的影響，而不須借助脫鉤指標來評估。

2. 對於循環經濟策略有效性之建議

補貼及課徵環境特別公課為世界各地常見的循環經濟促進政策，但並非一旦實施補貼或課徵環境特別公課政策，就一定能達成促進循環經濟之效果。政策的效果會受許多因素所影響，相異的實施標的、實施地區、時空背景，政策所造成的效果可能會大不相同。以本研究為例，台北單獨實施向污染整治業課徵環境特別公課政策，就無法達成促進循環經濟之效果。因此政策在實施之前，應先以區域性循環經濟政策評估模型進行政策模擬，以確保該政策的有效性。

3. 對於循環經濟與減碳之建議

在本研究的三類政策情境中，補貼再生建築材料業之政策為最佳的循環經濟促進政策。然而該政策也會導致台北的溫室氣體排放量上升，無法達成減碳的效果。但是本研究所模擬的三類政策情境，僅是眾多循環經濟促進策略中的一小部分，若訂定其他更合適的政策情境，或許能在促進資源循環的同時，也讓台北的溫室氣體排放量下降。

此外，雖然台北補貼再生建築材料業之政策會導致台北的溫室氣體排放量上升，但是溫室氣體排放量並非衡量環境衝擊的唯一指標。若將循環經濟的實施所帶來的環境效益(例如：減少天然資源耗用)也納入環境指標中一起考量，或許台北補貼再生建築材料業之政策對於環境方面的影響就會從負面影響轉

成正面影響。因此本研究建議，即便是推動循環經濟可能會導致台北的溫室氣體排放量上升，但仍要繼續推行循環經濟以減少資源開採。而台北可另外輔以其他的減碳措施，例如：執行碳捕捉與封存(Carbon Capture and Storage, CCS)，以削減溫室氣體排放量。而除了考量政策對於環境及經濟方面的影響外，未來亦可將社會方面的影響也納入考量，以做出考慮的層面更廣、更具系統性的決策。

根據本研究之區域性循環經濟政策評估模型的模擬結果，台北補貼再生建築材料業之政策會導致台北的溫室氣體排放量上升的原因為該政策帶動了台北地區其他產業的發展，因此若能在其他產業也都推行循環經濟，進而使其他產業的溫室氣體排放係數都下降，則有可能達成經濟狀況變好，但溫室氣體排放量下降之情形。

另外，從區域性循環經濟政策評估模型的模擬結果可以找出各個地區排放溫室氣體的主要產業。因此若欲進一步降低該地區之溫室氣體排放量，可優先對於溫室氣體排放的主要產業進行管制、輔導其技術進步、輔導其轉型，以有效地降低該地區之溫室氣體排放量。

4. 對於區域性循環經濟政策評估模型之建議

本研究建立區域性循環經濟政策評估模型時，礙於某些數值取得不易，因此有許多假設。這些假設可能會造成建立的模型與現實狀況不符。例如：礙於行政院主計處未發布我國之區域投入產出表，因此本研究之區域投入產出表僅能以簡單區位商數法搭配工業及服務業普查中各縣市的資料來編製，但是編製出的區域投入產出表未必能與實際投入產出狀況相符。本研究所使用之工業及服務業普查的資料為企業單位的統計資料，而非場所單位的統計資料。企業單位的統計資料雖然較為完整，但其產值的歸屬方式，是將同一企業在全國各縣市從事生產所創造的產值，都歸屬到企業總部的所在地。而場所單位的統計資料，其產值的歸屬方式，是將企業在各縣市從事生產所創造的產值，歸

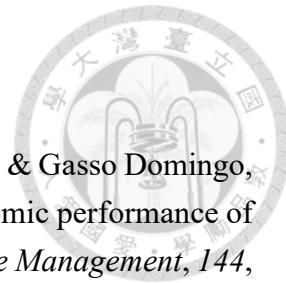


屬到該從事生產的縣市。例如：某企業同時在台北市及新北市設立一家工廠生產建築材料，而該企業總部登記在台北市。若以企業單位的統計方式，則該企業在台北市及新北市的工廠之產值，都會歸屬到企業總部所在的台北市。若以場所單位的統計方式，則該企業在台北市的工廠之產值會歸屬到台北市，在新北市的工廠之產值則歸屬到新北市。而環境污染方面較適合採用場所單位的統計資料，因為場所單位的統計資料才能呈現各地區實際從事的生產行為，並反映各地區工廠在當地從事生產所造成之污染情形。因此，若有較完整之工業及服務業普查場所單位的統計資料，可將編製區域投入產出表所用的企業單位統計資料換成場所單位的統計資料，以更貼近各地區實際的污染物排放情形。

此外，本研究假設除了能源類的成本外，原生建築材料業及再生建築材料業的成本結構相同，但此假設也未必與現實狀況相符。尚待盤點實際原生建築材料業及再生建築材料業的成本結構資料，以使模型更貼近現實狀況。本研究另假設全國各地同一產業的溫室氣體排放係數相同，然而，全國各地即使是同一產業，溫室氣體排放係數也不可能完全相同，此部分尚待盤點更詳細之各個地區的各產業碳排資料，以建立各個地區各產業的溫室氣體排放係數。

由於各區域的社會背景、環境特徵迥異，廢棄物的產出特性也不同，因此資源循環促進政策的區域化有助於解決各區域特殊的環保問題。各地方政府可針對該區域的主要廢棄物，藉由提供經濟誘因的方式，促使該區域的主要廢棄物從最終處置的處理方式轉向資源循環利用。而區域性循環經濟政策評估模型可作為決策時的輔助工具。一般的 CGE 模型僅能呈現全國總合的變化情形，但全國的變化情形，並不等於各地區的變化情形。因此一般的 CGE 模型在進行區域性的政策評估方面有較大的限制。區域 CGE 模型可模擬政策衝擊發生時，各區域受影響的情形，適用於評估區域性循環經濟政策的效果，確保區域性循環經濟政策的有效性。

參考文獻



Alberto López Ruiz, L., Roca Ramon, X., Melissa Lara Mercedes, C., & Gasso Domingo, S. (2022). Multicriteria analysis of the environmental and economic performance of circularity strategies for concrete waste recycling in Spain. *Waste Management*, 144, 387-400. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.04.008>

Bai, X. (2007). Industrial Ecology and the Global Impacts of Cities. *Journal of Industrial Ecology*, 11(2), 1-6. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1162/jie.2007.1296>

Bao, Z., & Lu, W. (2020). Developing efficient circularity for construction and demolition waste management in fast emerging economies: Lessons learned from Shenzhen, China. *Science of The Total Environment*, 724, 138264. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138264>

Bauwens, T. (2021). Are the circular economy and economic growth compatible? A case for post-growth circularity. *Resources, Conservation and Recycling*, 175, 105852. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105852>

Bauwens, T., Hekkert, M., & Kirchherr, J. (2020). Circular futures: What Will They Look Like? *Ecological Economics*, 175, 106703. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106703>

Bergman, L. (2005). Chapter 24 CGE Modeling of Environmental Policy and Resource Management. In K.-G. Mäler & J. R. Vincent (Eds.), *Handbook of Environmental Economics* (Vol. 3, pp. 1273-1306). Elsevier. Retrieved from:
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1574-0099\(05\)03024-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1574-0099(05)03024-X)

Bowen, A., & Hepburn, C. (2014). Green growth: an assessment. *Oxford Review of Economic Policy*, 30(3), 407-422. Retrieved from:
<https://doi.org/10.1093/oxrep/gru029>

Brambilla, G., Lavagna, M., Vasdravellis, G., & Castiglioni, C. A. (2019). Environmental benefits arising from demountable steel-concrete composite floor systems in buildings. *Resources, Conservation and Recycling*, 141, 133-142. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.014>

Broadbent, C. (2016). Steel's recyclability: demonstrating the benefits of recycling steel to achieve a circular economy. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(11), 1658-1665. Retrieved from: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1081-1>

Chan, E. Y. Y., Goggins, W. B., Kim, J. J., & Griffiths, S. M. (2012). A study of intracity variation of temperature-related mortality and socioeconomic status among the Chinese population in Hong Kong. *Journal of Epidemiology and Community Health*,

66(4), 322. Retrieved from: <https://doi.org/10.1136/jech.2008.085167>

Cheng, K.-L., Hsu, S.-C., Li, W.-M., & Ma, H.-W. (2018). Quantifying potential anthropogenic resources of buildings through hot spot analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 133, 10-20. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.02.003>

Christis, M., Athanassiadis, A., & Vercalsteren, A. (2019). Implementation at a city level of circular economy strategies and climate change mitigation – the case of Brussels. *Journal of Cleaner Production*, 218, 511-520. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.180>

Coelho, A., & de Brito, J. (2013). Environmental analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal – Part II: Environmental sensitivity analysis. *Waste Management*, 33(1), 147-161. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.004>

Ernst & Young Global Limited. (2022). *EY Green Tax Tracker*.

Esa, M. R., Halog, A., & Rigamonti, L. (2017). Developing strategies for managing construction and demolition wastes in Malaysia based on the concept of circular economy. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 19(3), 1144-1154. Retrieved from: <https://doi.org/10.1007/s10163-016-0516-x>

Feliciano, R. J., Guzmán-Luna, P., Boué, G., Mauricio-Iglesias, M., Hospido, A., & Membré, J.-M. (2022). Strategies to mitigate food safety risk while minimizing environmental impacts in the era of climate change. *Trends in Food Science & Technology*. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tifs.2022.02.027>

Feng, D., Shen, C., & Pei, Z. (2021). Production decisions of a closed-loop supply chain considering remanufacturing and refurbishing under government subsidy. *Sustainable Production and Consumption*, 27, 2058-2074. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.04.034>

Freire-González, J., Martínez-Sánchez, V., & Puig-Ventosa, I. (2022). Tools for a circular economy: Assessing waste taxation in a CGE multi-pollutant framework. *Waste Management*, 139, 50-59. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.016>

Gallego-Schmid, A., Chen, H.-M., Sharmina, M., & Mendoza, J. M. F. (2020). Links between circular economy and climate change mitigation in the built environment. *Journal of Cleaner Production*, 260, 121115. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121115>

Gao, H., Tian, X., Zhang, Y., Shi, L., & Shi, F. (2021). Evaluating circular economy performance based on ecological network analysis: A framework and application at

city level. *Resources, Conservation and Recycling*, 168, 105257. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105257>

Ghaith, Z., Kulshreshtha, S., Natcher, D., & Cameron, B. T. (2021). Regional Computable General Equilibrium models: A review. *Journal of Policy Modeling*, 43(3), 710-724. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jpolmod.2021.03.005>

Gibbs, D., & Jonas, A. E. G. (2000). Governance and regulation in local environmental policy: the utility of a regime approach. *Geoforum*, 31(3), 299-313. Retrieved from: [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0016-7185\(99\)00052-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0016-7185(99)00052-4)

Hashimoto, S., Fujita, T., Geng, Y., & Nagasawa, E. (2010). Realizing CO₂ emission reduction through industrial symbiosis: A cement production case study for Kawasaki. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(10), 704-710. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.11.013>

Hawkins, E. (2020). *2019 years*. Climate Lab Book. Retrieved from: <https://www.climate-lab-book.ac.uk/2020/2019-years/>

He, W., Zhang, L., & Yuan, C. (2022). Future air temperature projection in high-density tropical cities based on global climate change and urbanization – a study in Singapore. *Urban Climate*, 42, 101115. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101115>

Heidrich, O., Dawson, R. J., Reckien, D., & Walsh, C. L. (2013). Assessment of the climate preparedness of 30 urban areas in the UK. *Climatic Change*, 120(4), 771-784. Retrieved from: <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0846-9>

Herczeg, M., McKinnon, D., Milios, L., Bakas, I., Klaassens, E., Svatikova, K., & Widerberg, O. (2014). Resource efficiency in the building sector: Final report. *European Commission, DG Environment, Rotterdam*.

Hickel, J., & Kallis, G. (2020). Is Green Growth Possible? *New Political Economy*, 25(4), 469-486. Retrieved from: <https://doi.org/10.1080/13563467.2019.1598964>

Hoogmartens, R., Eyckmans, J., & Van Passel, S. (2016). Landfill taxes and Enhanced Waste Management: Combining valuable practices with respect to future waste streams. *Waste Management*, 55, 345-354. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.052>

Hunt, A., & Watkiss, P. (2011). Climate change impacts and adaptation in cities: a review of the literature. *Climatic Change*, 104(1), 13-49. Retrieved from: <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9975-6>

IPCC. (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*.

IPCC. (2018). *Global Warming of 1.5°C*.

IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*.

Jiang, H.-D., Hao, W.-T., Xu, Q.-Y., & Liang, Q.-M. (2020). Socio-economic and

environmental impacts of the iron ore resource tax reform in China: A CGE-based analysis. *Resources Policy*, 68, 101775. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101775>

Jin, R., Yuan, H., & Chen, Q. (2019). Science mapping approach to assisting the review of construction and demolition waste management research published between 2009 and 2018. *Resources, Conservation and Recycling*, 140, 175-188. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.09.029>

Khmara, Y., & Kronenberg, J. (2018). Degrowth in business: An oxymoron or a viable business model for sustainability? *Journal of Cleaner Production*, 177, 721-731. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.182>

Kirchherr, J. (2022). Circular economy and growth: A critical review of “post-growth” circularity and a plea for a circular economy that grows. *Resources, Conservation and Recycling*, 179, 106033. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.106033>

Kongboon, R., Gheewala, S. H., & Sampattagul, S. (2022). Greenhouse gas emissions inventory data acquisition and analytics for low carbon cities. *Journal of Cleaner Production*, 343, 130711. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130711>

Li, N., Zhang, X., Shi, M., & Hewings, G. J. D. (2019). Does China's air pollution abatement policy matter? An assessment of the Beijing-Tianjin-Hebei region based on a multi-regional CGE model. *Energy Policy*, 127, 213-227. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.12.019>

Lindsey, R. (2021). *Climate Change: Atmospheric Carbon Dioxide*. NOAA Climate.gov. Retrieved from:
<https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-atmospheric-carbon-dioxide>

Liu, J., Wu, P., Jiang, Y., & Wang, X. (2021). Explore potential barriers of applying circular economy in construction and demolition waste recycling. *Journal of Cleaner Production*, 326, 129400. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129400>

Liu, Y., Tan, X.-J., Yu, Y., & Qi, S.-Z. (2017). Assessment of impacts of Hubei Pilot emission trading schemes in China – A CGE-analysis using TermCO2 model. *Applied Energy*, 189, 762-769. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.05.085>

Liu, Z., Adams, M., Cote, R. P., Chen, Q., Wu, R., Wen, Z., Liu, W., & Dong, L. (2018). How does circular economy respond to greenhouse gas emissions reduction: An analysis of Chinese plastic recycling industries. *Renewable and Sustainable Energy*

Reviews, 91, 1162-1169. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.038>

Material Economics. (2018). *The Circular Economy - A Powerful Force for Climate Mitigation*.

Nesterova, I. (2020). Degrowth business framework: Implications for sustainable development. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121382. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121382>

NOAA. (2022). *Trends in Atmospheric Carbon Dioxide*. National Oceanic and Atmospheric Administration. Retrieved from:
<https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/global.html>

OECD. (2011). *Fostering Innovation for Green Growth*. OECD. Retrieved from:
<https://doi.org/10.1787/9789264119925-en>

OECD. (2020). *Environmental taxation*. Retrieved from:
<https://www.oecd.org/env/tools-evaluation/environmentaltaxation.htm>

Paiho, S., Mäki, E., Wessberg, N., Paavola, M., Tuominen, P., Antikainen, M., Heikkilä, J., Rozado, C. A., & Jung, N. (2020). Towards circular cities—Conceptualizing core aspects. *Sustainable Cities and Society*, 59, 102143. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102143>

Papageorgiou, A., Henrysson, M., Nuur, C., Sinha, R., Sundberg, C., & Vanhuyse, F. (2021). Mapping and assessing indicator-based frameworks for monitoring circular economy development at the city-level. *Sustainable Cities and Society*, 75, 103378. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103378>

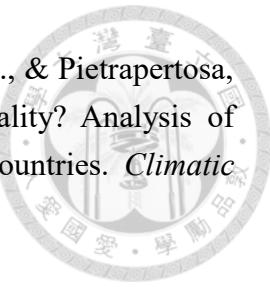
Peng, Z., Lu, W., & Webster, C. J. (2021). Quantifying the embodied carbon saving potential of recycling construction and demolition waste in the Greater Bay Area, China: Status quo and future scenarios. *Science of The Total Environment*, 792, 148427. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148427>

Petit-Boix, A., & Leipold, S. (2018). Circular economy in cities: Reviewing how environmental research aligns with local practices. *Journal of Cleaner Production*, 195, 1270-1281. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.281>

Razzaq, A., Sharif, A., Najmi, A., Tseng, M.-L., & Lim, M. K. (2021). Dynamic and causality interrelationships from municipal solid waste recycling to economic growth, carbon emissions and energy efficiency using a novel bootstrapping autoregressive distributed lag. *Resources, Conservation and Recycling*, 166, 105372. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105372>

Reckien, D., Flacke, J., Dawson, R. J., Heidrich, O., Olazabal, M., Foley, A., Hamann, J.





J. P., Orru, H., Salvia, M., De Gregorio Hurtado, S., Geneletti, D., & Pietrapertosa, F. (2014). Climate change response in Europe: what's the reality? Analysis of adaptation and mitigation plans from 200 urban areas in 11 countries. *Climatic Change*, 122(1), 331-340. Retrieved from:
<https://doi.org/10.1007/s10584-013-0989-8>

Rios, F. C., Panic, S., Grau, D., Khanna, V., Zapitelli, J., & Bilec, M. (2022). Exploring circular economies in the built environment from a complex systems perspective: A systematic review and conceptual model at the city scale. *Sustainable Cities and Society*, 80, 103411. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103411>

Rogora, M., Frate, L., Carranza, M. L., Freppaz, M., Stanisci, A., Bertani, I., Bottarin, R., Brambilla, A., Canullo, R., Carbognani, M., Cerrato, C., Chelli, S., Cremonese, E., Cutini, M., Di Musciano, M., Erschbamer, B., Godone, D., Iocchi, M., Isabellon, M., . . . Matteucci, G. (2018). Assessment of climate change effects on mountain ecosystems through a cross-site analysis in the Alps and Apennines. *Science of The Total Environment*, 624, 1429-1442. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.155>

Sahlin, J., Ekvall, T., Bisaillon, M., & Sundberg, J. (2007). Introduction of a waste incineration tax: Effects on the Swedish waste flows. *Resources, Conservation and Recycling*, 51(4), 827-846. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.01.002>

Satterthwaite, D. (2011). How urban societies can adapt to resource shortage and climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1942), 1762-1783. Retrieved from:
<https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0350>

Scheffers Brett, R., De Meester, L., Bridge Tom, C. L., Hoffmann Ary, A., Pandolfi John, M., Corlett Richard, T., Butchart Stuart, H. M., Pearce-Kelly, P., Kovacs Kit, M., Dudgeon, D., Pacifici, M., Rondinini, C., Foden Wendy, B., Martin Tara, G., Mora, C., Bickford, D., & Watson James, E. M. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science*, 354(6313), aaf7671. Retrieved from: <https://doi.org/10.1126/science.aaf7671>

Schultz, F. C. (2022). The circular economy and economic growth – An irreconcilable tradeoff? *Resources, Conservation and Recycling*, 183, 106351. Retrieved from:
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106351>

Shen, L. Y., Li Hao, J., Tam, V. W. Y., & Yao, H. (2007). A checklist for assessing sustainability performance of construction projects. *Journal of Civil Engineering and Management*, 13(4), 273-281. Retrieved from:



<https://doi.org/10.1080/13923730.2007.9636447>

Shooshtarian, S., Maqsood, T., Caldera, S., & Ryley, T. (2022). Transformation towards a circular economy in the Australian construction and demolition waste management system. *Sustainable Production and Consumption*, 30, 89-106. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.11.032>

Smulders, S., Toman, M., & Withagen, C. (2014). Growth theory and 'green growth'. *Oxford Review of Economic Policy*, 30(3), 423-446. Retrieved from: <https://doi.org/10.1093/oxrep/gru027>

Sousa, V., & Bogas, J. A. (2021). Comparison of energy consumption and carbon emissions from clinker and recycled cement production. *Journal of Cleaner Production*, 306, 127277. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127277>

Stahel, W. R. (2016). The circular economy. *Nature*, 531(7595), 435-438. Retrieved from: <https://doi.org/10.1038/531435a>

Sun, L., Li, H., Dong, L., Fang, K., Ren, J., Geng, Y., Fujii, M., Zhang, W., Zhang, N., & Liu, Z. (2017). Eco-benefits assessment on urban industrial symbiosis based on material flows analysis and emergy evaluation approach: A case of Liuzhou city, China. *Resources, Conservation and Recycling*, 119, 78-88. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.007>

UN Department of Economic Social Affairs. (2018). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. In: United Nations New York, NY, USA.

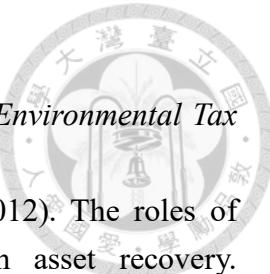
UNEP. (2012). *Sustainable, Resource Efficient Cities - Making It Happen*. Retrieved from: <https://sustainabledevelopment.un.org/index.php?page=view&type=400&nr=1124&menu=35>

Vadikkeetttil, Y., Subramaniam, Y., Murugan, R., Ananthapadmanabhan, P. V., Mostaghimi, J., Pershin, L., Batiot-Dupeyrat, C., & Kobayashi, Y. (2022). Plasma assisted decomposition and reforming of greenhouse gases: A review of current status and emerging trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 161, 112343. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112343>

Vehmas, J., & Luukkanen, J. (2003). Global trends of linking environmental stress and economic growth.

Wang, S., Wang, X., & Lu, B. (2022). Is resource abundance a curse for green economic growth? Evidence from developing countries. *Resources Policy*, 75, 102533. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2021.102533>

Wang, Y., Chang, X., Chen, Z., Zhong, Y., & Fan, T. (2014). Impact of subsidy policies on recycling and remanufacturing using system dynamics methodology: a case of auto parts in China. *Journal of Cleaner Production*, 74, 161-171. Retrieved from:



<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.023>

Withana, S., ten Brink, P., Illes, A., Nanni, S., Watkins, E., (2014). *Environmental Tax Reform in Europe: Opportunities for the future*.

Wong, C. W. Y., Lai, K.-h., Cheng, T. C. E., & Lun, Y. H. V. (2012). The roles of stakeholder support and procedure-oriented management on asset recovery. *International Journal of Production Economics*, 135(2), 584-594. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijpe.2011.05.009>

World Bank. (2022). *Population, total*. The World Bank. Retrieved from: <https://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.TOTL>

Xie, J., & Saltzman, S. (2000). Environmental Policy Analysis: An Environmental Computable General-Equilibrium Approach for Developing Countries. *Journal of Policy Modeling*, 22(4), 453-489. Retrieved from: [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0161-8938\(97\)00076-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0161-8938(97)00076-8)

Yang, X., Wang, X.-C., & Zhou, Z.-Y. (2018). Development path of Chinese low-carbon cities based on index evaluation. *Advances in Climate Change Research*, 9(2), 144-153. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.accre.2018.05.004>

Zeller, V., Towa, E., Degrez, M., & Achten, W. M. J. (2019). Urban waste flows and their potential for a circular economy model at city-region level. *Waste Management*, 83, 83-94. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.034>

Zhao, Y., Wang, C., & Cai, W. (2022). Carbon pricing policy, revenue recycling schemes, and income inequality: A multi-regional dynamic CGE assessment for China. *Resources, Conservation and Recycling*, 181, 106246. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106246>

Zhao, Z., Courard, L., Grolsambert, S., Jehin, T., LÉOnard, A., & Xiao, J. (2020). Use of recycled concrete aggregates from precast block for the production of new building blocks: An industrial scale study. *Resources, Conservation and Recycling*, 157, 104786. Retrieved from: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104786>

中技社(2016)。2016 台灣資源效率暨環境品質報告。

內政部戶政司(2022)。人口統計資料。取自 <https://www.ris.gov.tw/app/portal/346>

王塗發、楊浩彥、林幸君、賴金端(2020)。投入產出分析：理論與實務。財團法人台灣經濟研究院。

王毓正(1999)。環境公課(Umweltabgaben)之研究----以污染物排放費(Emmisionsabgaben)為中心。國立成功大學法律研究所碩士論文，台南市。取自 <https://hdl.handle.net/11296/efc8tx>

行政院國發會(2022)。臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明。

行政院環境保護署(2014)。營建廢棄物管理策略(含營建剩餘土石方管制措施建議)。

吳炳玟(2018)。國家層級能資源消耗與脫鉤效應分析。國立臺灣師範大學地理學系碩士論文，台北市。取自 <https://hdl.handle.net/11296/y7pass>

李昀晟(2019)。產業朝循環經濟商業模式轉型對我國資源利用及經濟之效益評估—以共享汽車為例。國立臺灣大學環境工程學研究所碩士論文，台北市。取自 <https://hdl.handle.net/11296/v8uzkm>

林晉勗、林師模(2019)。「一般均衡模型運用及政策模擬分析」結案報告。國家發展委員會。

侯永盛(2020)。108 年稅收徵起情形分析。財政部統計處。

張其祿(2002)。環境管制：經濟誘因工具的選擇與評估。中國行政評論，11(3)，45-62。取自 [https://doi.org/10.6635/cpar.2002.11\(3\).02](https://doi.org/10.6635/cpar.2002.11(3).02)

黃榮堯、葉禮旭、郭烈銘、陳屏甫、潘榕萱、張煥(2020)。107 年度及 108 年度「營建工程剩餘土石方資源回收處理與資訊交流及總量管制計畫」總結報告。內政部營建署。

楊浩彥(2017)。政策評估：多部門分析法。

經濟部統計處(2015)。常用經濟統計用語解釋。經濟部統計處。

經濟部礦務局(2017)。105 年度砂土石產銷調查報告。經濟部礦務局。

劉春初(2005)。區域性可計算一般均衡模型之建立與應用研究-以南部區域為例。國立成功大學資源工程學系碩博士班博士論文，臺南市。取自 <https://hdl.handle.net/11296/smvvdt>

蔡琮浩(2020)。環境特別公課相關法制問題研析。立法院法制局專題研究報告。

鄧為元(2008)。公課理論之研究—以收取原則為中心。國立臺灣大學法律學研究所碩士論文，台北市。取自 <https://hdl.handle.net/11296/vy7bjk>

賴彥廷(2021)。二次物料競爭模型建立之研究—以廢塑膠為例。國立臺灣大學環境工程學研究所碩士論文，台北市。取自 <https://hdl.handle.net/11296/5s7669>

營建剩餘土石方資訊服務中心(2022)。出土-土質統計。取自 <https://www.soilmovetw.soilmovetw/engQualFlowClass>

環保署廢管處(2010)。化腐朽為神奇—營建廢棄物大變身 環保署實物展示。行政院環境保護署廢管。取自 <https://enews.epa.gov.tw/page/3b3c62c78849f32f/19628dc9-ad21-4615-b091-7962b1254b53>