

國立臺灣大學工學院環境工程學研究所



博士論文

Graduate Institute of Environmental Engineering

College of Engineering

National Taiwan University

Doctoral Dissertation

台灣政策環境影響評估制度分析:以台灣能源政策為

例

An Analysis of Taiwan Strategic Environmental  
Assessment: A Case Study of Taiwan Energy Policy

吳衍諭

Yen-yu Wu

指導教授：馬鴻文博士

Advisor: Hwong-Wen Ma, Ph.D.

中華民國 108 年 7 月

July 2019

## 誌謝



謝謝很多人，包含各位老師、學長姐、各位同學、學弟妹以及好朋友

還有我爸媽

從各位身上，能學到方法、技能、態度以及陪伴的親情及友情

本以為博士是不斷探索的旅程

但越到後來發現

這不是探索之旅 因為探索是將博士視為一個終點 是在路途中去累積所需要的

知識與能力

但我認為 博士不是終點 也不只是學位 對我來說 她是一個起點 一個自我同意

自己就是個能夠有自信地在每個旅程都活出自我道路的標誌 或說象徵

博士應該以開展自我生命為期許 將豐盛的能量灌注在往後的生命中

社會應該是因為多了一位博士而越來越幸福 而不只是多了一位會發表期刊的專

業人士 或是反而因為知識的堅持而增加許多單純辯論的機會

我很開心得到了學位

我也很開心能夠在這段時間 找到信心之道 悅能之道(各自解讀吧哈哈)

希望往後能與這世界繼續分享 這好玩的一切

包含環境議題、策略思考與靈感創意

我是一個擁有環境覺察力的人 期待未來能陪伴各位看透環境問題根源 並發展

出解決環境問題的好點子!不要只聚焦在污染 應該多發展有趣的環境管理模式!

## 摘要

政策環境影響評估制度(簡稱政策環評)在歐盟制定了政策環評指令後(2001 年),被各國應用在更多的實際案例上。政策環評制度目前在台灣已累計一些經驗(實施過 30 個案例),包含作成徵詢意見、補正中還有已退回的案件。其中,能源開發政策環評屬於少數的全國性,牽涉利益相關人甚廣的案例。從一開始政策研擬,到福島核災後的撤回,以及撤回後相關單位仍然在做許多的準備工作,包含了各種替代方案研擬、數場專家會議、範疇界定會議以及公開說明會。本研究選取的案例為福島核災後,能源局於內部已完成的能源開發政策環評報告書(包含 2015 年開完分區說明會)的版本,但並無送進環保署。此版本為目前能源政策環評的最新版本(至 2019 年)。研究的主要目標為探討目前政策環評在應用上的限制,包含兩大層面,一為衝擊評估方法的不成熟,二為政策規劃中環境思考與整合的挑戰。第一個層面本研究整合生命週期評估法於政策環評流程,並探討政策規劃、範疇界定會議以及衝擊評估上的整合效益。第二個層面則利用深度訪談及模板分析法,訪談 21 位能源開發政策環評的利益關係人,探討目前政策環評程序中,環境思考的挑戰以及如何進一步強化環境思考的效益。

## Abstract

Strategic environmental assessment (SEA) has been implemented in many policies in the European Union since 2001. In Taiwan, SEA has been implemented for 28 cases since 2001, which includes various types of policies. National energy policy is the most challenging type. There are three most important steps in SEA process: alternative planning, scoping, and impact assessment. However, the current limitation of method application affects the effectiveness of SEA. In this case, life cycle assessment (LCA) is integrated with SEA for clarifying the role of LCA in whole SEA process. The method of combining LCA and SEA has been developed and is applied in a case of Taiwan's energy policy. Benefits from LCA in alternative planning, scoping, and impact assessment steps are explored. However, integrating SEA and policy planning processes is challenging owing to institutional challenges and/or political problems. We aimed to explore the challenges of this integration process through in-depth interviews with core stakeholders in Taiwan energy policy making. Our results reveal three main types of challenge related to policy planning, SEA implementation, and difficulties in dealing with environmental issues. The first includes the policy planning model, transparency in the policy planning process, and controversial issues clarification; the second includes the different types of SEA purposes, unclear feedback on policy planning, and public participation limitation; the third includes a lack of knowledge of brokerage processes, scientific uncertainty, the role of the Taiwan EPA (TEPA) for environmental thinking, and the influence of local information in policy planning. The results of this study can be applied to countries that use impact-oriented SEA (currently the most common type of SEA) and consider environmental issues during the energy policy planning process

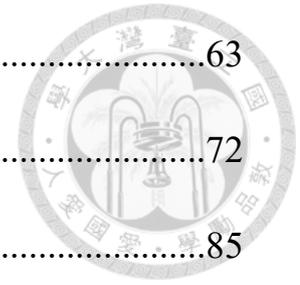
# 目錄



一、研究背景.....	1
1.1 台灣政策環評推動現況及問題.....	2
1.2 研究架構與流程.....	5
二、文獻回顧.....	6
2.1 政策環評現況及其程序.....	6
2.2 衝擊評估 (impact assessment).....	8
2.3 政策環評之衝擊評估方法考量.....	9
2.4 生命週期評估簡介.....	9
2.5 生命週期評估應用於衝擊評估.....	14
2.6 政策環評中的環境思考(environmental thinking in SEA).....	16
2.6.1 不同的政策規劃模式.....	16
2.6.2 衝擊評估導向政策環評的環境思考.....	18
2.6.3 策略導向政策環評的環境思考.....	20
2.6.4 政策規劃中的環境思考.....	26
2.6.5 環境思考的挑戰.....	27
三、研究方法.....	32
3.1 生命週期衝擊評估方法與政策環評流程的整合.....	32
3.1.1 政策環評流程主要程序.....	32

3.1.2 生命週期評估整合政策環評程序.....	33
3.2 深度訪談法：如何促進政策環評的環境思考於政策規劃過程.....	36
四、案例分析.....	41
五、結果與討論：衝擊評估改善 .....	45
5.1 政策規劃步驟.....	45
5.1.1 環境影響評估法規規範.....	45
5.1.2 政策環評操作現況.....	45
5.1.3 LCA 對替代方案的貢獻 .....	48
5.2 範疇界定 .....	50
5.2.1 環境影響評估法規規範.....	50
5.2.2 政策環評操作現況.....	51
5.2.3 LCA 對於範疇界定的效益 .....	52
5.3 衝擊評估階段：環境面向.....	54
5.3.1 環境影響評估法規規範.....	54
5.3.2 政策環評操作現況.....	54
5.3.2.1 生命週期盤查資料分析.....	55
5.3.2.2 生命週期衝擊評估.....	56
5.3.2.3 生命週期衝擊評估結果闡釋 .....	57
六、結果與討論：整合環境思考在規劃過程的挑戰.....	63

6.1 政策規劃面向 .....	63
6.2 政策環評操作面向 .....	72
6.3 環境議題面向 .....	85
6.4 政策規劃整合環境思考之探討：可能的改善方向.....	93
七、討論與政策建議 .....	108
參考文獻.....	112



## 圖目錄

圖 1.1 研究架構流程圖.....	5
圖 2.1 生命週期評估架構(ISO 14040 定義) .....	11
圖 3.1 生命週期評估方法整合於政策環評之流程圖.....	35
圖 3.2 研究方法流程圖.....	39
圖 3.3 訪談文本模板式分析流程圖.....	40
圖 5.1 電力高需求情境下 LCA 結果與基線年之比較.....	60
圖 5.2 電力低需求情境下 LCA 結果與基線年之比較.....	61
圖 7.1 兼具量化衝擊與環境思考整合之政策環評流程.....	111

## 表目錄

表 2.1 SEA Protocol 中應包含政策環評之元素.....	7
表 2.2 ISO 14040 系列彙整.....	10
表 2.3 常見的衝擊類別與類別指標.....	13
表 2.4 不同政策模式與解決手段差異.....	20
表 2.5 環境思考相關文獻分析.....	24
表 3.1 本研究的受訪者.....	36
表 4.1 2016 年至 2035 年能源需求情境設計.....	42
表 4.2 六個能源政策替代方案內容與能源排序.....	44
表 5.1 政策目標、替代方案及環境思考.....	46
表 5.2 因應不同方案目標不同能源之排序.....	48
表 5.3 能源政策環評關鍵衝擊評估項目及細項.....	52
表 5.4 生命衝擊汙染盤查資訊及評估指標.....	55
表 5.5 LCA 量化及質化結果.....	59

## 一、研究背景



目前台灣最上位能源政策的大方向會參考三種來源，一是全國能源會議，二是行政院的政策方向(或是執政黨的能源政策方向)，三是能源相關法規(主要為能源管理法以及依法訂定之能源發展綱領)。其中最接近一次的全國能源會議為2015年的舉辦最後全體大會的第四次全國能源會議(2014年底為分區會議蒐集意見及釐清意見)，會議主軸聚焦於「未來電力哪裡來？」，就「需求有效節流」、「供給穩定開源」、「環境低碳永續」等三項核心議題邀請民眾一同參與提出欲討論之意見，經過開會共同討論後，作成共同意見及其他意見。會後並依照共同意見形成139項具體行動計畫來執行。因此全國能源會議的結論可說是能源政策規劃的重要基礎，而從最近這次的會議主題之一「環境低碳永續」，也可以發現如何在規劃能源政策時，考量提供足夠電力外，也同時考量環境議題是近期國家能源政策主軸。

同時，依據環評法規正面表列出能源政策為可能重大影響環境之虞的政策之一，因此能源政策也於2007年進入正式的政策環境影響評估(strategic environmental assessment, SEA)程序。政策環境影響評估(簡稱政策環評)為一適當的工具來評估並提升計畫、方案(EU, 2001)或政策的永續性(Illsley, 2014; Partidario, 2007)，然而國際上在2000年時，對於政策環評的定義仍然是模糊的(Brown and Thérivel, 2000)，例如：政策環評要如何與其他規劃工具整合？其跟決策與政策形成的關係又為何？而在近幾年，則有越來越多實際的案例探討(應用在土地政策、廢棄物政策、能源政策等政策層級，或是都市區域規劃層級等案例)，完成許多政策環評報告書(Tetlow and Hanush, 2012)。因此如何從做中學，並探討各國的制度特性，以及探討政策環評的效益成為目前趨勢。且由於政策環評為程序性方法，因此每個步驟皆有許多操作空間，或整合不同的評估方法(Jeswani et al., 2010)。

政策環評在操作程序中會有數個步驟。第一步驟通常為範疇界定會議，或者是開始於政策規劃階段，這要視採用的政策環評的類型而定，目前主要分類有衝擊導向政策環評(impact-oriented SEA)以及策略導向政策環評(strategic-oriented SEA)兩類(Noble and Nwanekezie, 2017)。由於政策環評目標以及政策目標的不同，

政策環評類型的選擇也會不同(Noble and Nwanekezie, 2017; World Bank, 2012)。目前應用於台灣能源開發政策的是衝擊導向式政策環評 (impact-oriented SEA)，也是目前國際上最普遍的應用型式。此類型政策環評目標為評估政策、計畫或方案的物理性衝擊面向，通常會包含環境衝擊，而社會或經濟衝擊則視情況而定。因此，在政策環評流程中，最主要的功能就是衝擊評估此步驟，這步驟的操作方式與一般的個案環評非常相似，當然選用的評估方法因為評估主體、時間空間尺度都差異甚大，因此會與環評不同。也由於此類型的政策環評在操作邏輯上與個案環評相似，且環評在台灣的經驗豐富，因此政策環評操作者(本案例為能源局)也會更傾向於操作此類型。目前環評法規，也可以滿足目前的政策環評操作方式，法規設計是以衝擊評估為主軸，因此規範中提供相當多的評估項目類別供操作者參考。

## 1.1 台灣政策環評推動現況及問題

而台灣從 1994 年環境影響評估法公佈實行後，環保署即開始著手政策環境影響評估作業辦法的研擬。然在台灣立法過程中，缺乏對個案開發行為的環評與政策環評的差異性進行細緻討論(葉俊榮，2001)，因此，雖然立法時認知兩者確有不同，但卻缺乏規範來引導出政策環評執行上與個案環評的先天差異。因此在執行政策環評時，其實存在許多模糊空間。也因此，目前政策環評說明書的實際操作情形，其實跟相關單位(政府單位或智庫)如何對政策環評的認知息息相關，並無統一的規範。

目前環評法規中對於政策環評流程有所規範主要有兩條，其規範中的元素大致上與歐盟政策環評指令 (SEA Directive) 相符，包含：1. 政策篩選：由法律規定應納入可能影響環境之政策類型、2. 製作評估說明書與、3. 公眾參與。一為環評法 26 條，二為政策環境影響評估說明書操作辦法。前者主要規定何種政策類型應該進行政策環評，以正面表列方式列出；後者則涵蓋應描述於政策環評報告書的細節，包含政策環評報告的內容，衝擊評估項目及內容，以及評估結果呈現方式。

另外製作評估說明書包含以下元素：一、政策研提機關及其他相關機關之名稱；二、政策之名稱及其目的；三、政策之背景及內容；四、替代方案分析；五、政策可能造成環境影響之評定；六、減輕或避免環境影響之因應對策；七、

結論及建議。另外公眾參與則規定：政策研提機關作成之評估說明書，應徵詢中央主管機關意見，並得徵詢相關機關或團體意見，予以參酌修正。因此台灣的政策環評多在評估報告完成後舉行公開說明會，以能源政策為例，分別在台灣東部、西部、南部及北部舉行四場。而通常在衝擊評估之前，也會舉行範疇界定會議，以搜集各方意見。

進一步來說，法規上雖然對於何種政策需要政策環評有交待，然而其他規範細節較為缺乏。例如對於衝擊評估方法的選用，公眾參與的人數以及舉行方式、範疇界定會議的規範與場次……等並沒有明確的規範可循。

目前政策環評的定義及應用範疇尚在探索階段，其應用潛力尚未完全展現。以衝擊評估階段來說，由於大部分政策環評案例皆是使用衝擊評估導向的政策環評，因此探索何種衝擊評估方法適合整合到政策環評相當重要(Finnveden et al., 2003)。此部分對於改善評估結果的不確定性，以及提供決策者的資訊參考相當重要，尤其早期的政策環評是以質性評估方法為主，缺少量化衝擊評估數據的支持，決策者很難仔細比較各方案評估結果優劣。

而國際上目前雖仍以應用於衝擊評估結果估算為政策環評主要目的，然而單純評估各方案的環境衝擊，不一定能實質的改變政策具有的永續性，也通常無法重新規劃出一個具永續性的政策。同時在 2010 年後，越來越多政策環評案例的實際應用出現(Sadler et al., 2010)，因此許多研究開始評估政策環評的效益(SEA effectiveness)為何(Bina, 2008; Tetlow and Hanusch, 2012)。這些研究包含政策環評影響政策的程度有多少，以及如何改善影響性 (Runhaar and Driessen, 2007; Stoeglehner et al., 2009)，以及主要影響政策環評的效益的因子有哪些 (Li et al., 2016)。另一些研究則定義何謂效益，甚至是擴大效益的定義，因此執行後產生效益的認知隨著不同研究可能有不同解讀。舉例而言，直接效益 (direct effectiveness)意謂政策環評是否有直接強化政策的環境思考效果，使政策規劃納入環境考量；而間接效益 (indirect effectiveness)則代表政策環評產生了強化政策規劃以外的效果，例如學習上的效果、治理、發展或是價值觀轉型等 (Cashmore et al., 2008)。因此討論執行政策環評過程所產生的優點及限制是必要的，可以據此強化政策環評執行的效益 (Nitz and Brown, 2001)，且不會讓每個案例因為操作者的不同產生效益上的差距。

上述研究發現目前普遍的衝擊導向政策環評效益不佳，原因不只是評估方法

本身，還有政府體制(Slootweg and Jones, 2011; Jiliberto, 2012)、政策規劃模式(Ahmed and Sánchez-Triana, 2008)、公眾參與深度(Illsley et al., 2014; Rega and Baldizzone, 2015)、利益相關人的溝通過程等因素(Vicente and Partidario, 2006; Gao et al., 2013; Monteiro and Partidário, 2017)。

也因此，除了上述的衝擊評估方法的整合研究，另一部分則是著重政策環評策略性的本質，也就是如何真正提供具環境意義的方案，使政策規劃的結果相較於沒有使用政策環評更具永續性。此部分的研究，由於偏向的重點與衝擊評估核心有所不同(也與個案環評的核心不同)，因此可以被歸類為策略性導向政策環評類型，這類型探討牽涉到政策環評流程與政策規劃過程的整合，通常策略型政策環評會較衝擊導向是政策環評有更大機會在政策規劃階段，及早整合政策環評流程，因此政策環評的核心理念，也就是在政策規劃過程納入環境思考，有較佳機會整合在政策規劃過程。

總結來說，當政策環評整合於能源政策，以及在政策規劃過程考量環境因素實目前存在許多挑戰。這些困難不只是量化及科學事實上的挑戰，包括衝擊評估方法的選擇以及如何精確的反應衝擊評估結果。也同時包含操作機制上、法規上或政治上的議題。因此在後續的研究結果中，會針對兩面向作探討：

因此本研究會探索兩個主題：

- 一、**政策環評衝擊評估改善**：生命週期衝擊評估方法與政策環評流程的整合
- 二、**政策環評環境思考改善**：如何促進政策環評的環境思考於政策規劃過程



## 1.2 研究架構與流程

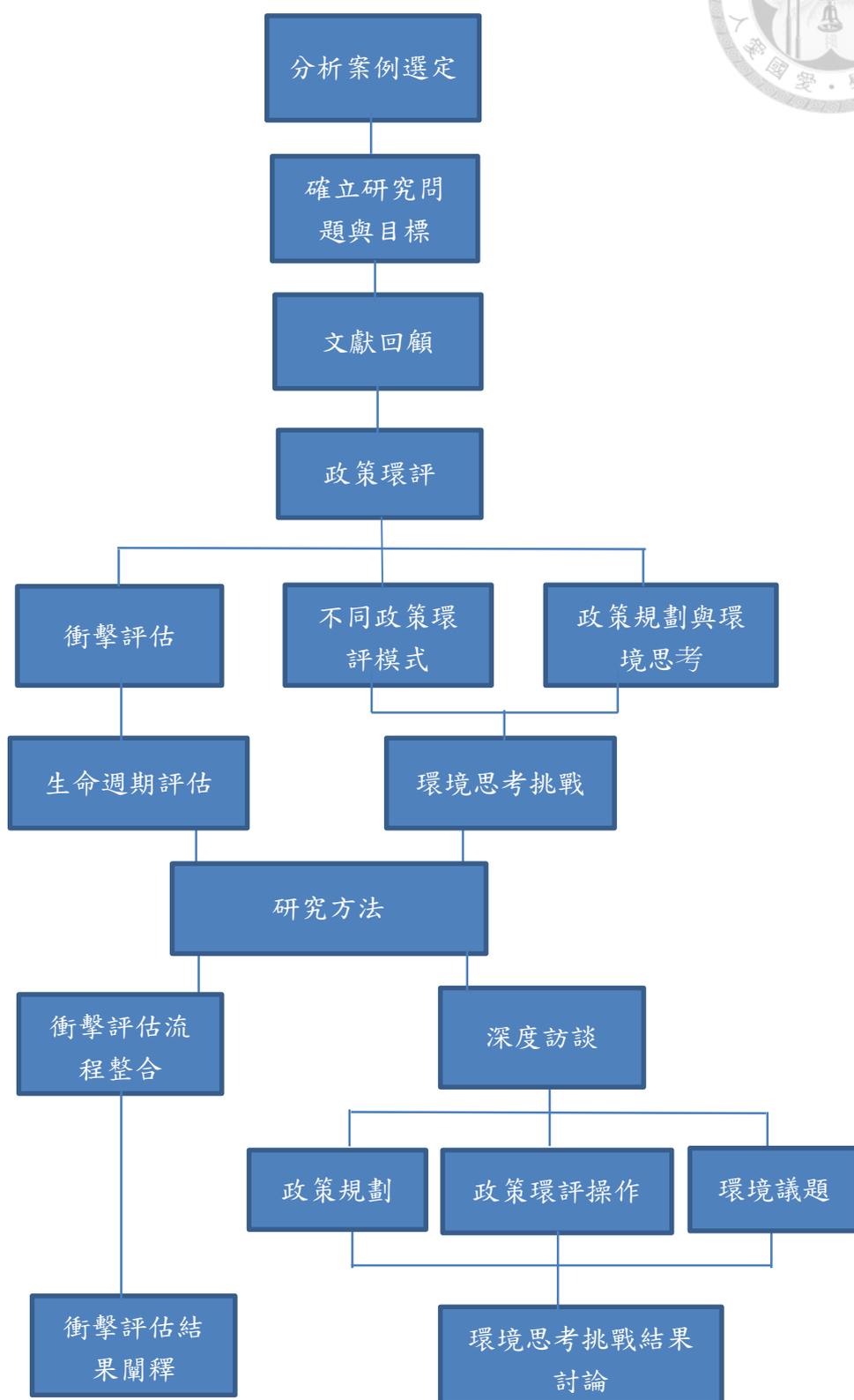


圖 1.1 研究架構流程圖

## 二、文獻回顧



### 2.1 政策環評現況及其程序

政策環評以評估焦點可分為衝擊導向政策環評 (impact-oriented SEA) 與機制回饋政策環評 (institution-centered approach to SEA) (World bank, 2012)。世界銀行綜合報告顯示政策環評實施後，各國認為過去對政策環評的認知為一種環境評估的方法，目的在於提出伴隨著計劃及方案所衍生的環境衝擊；此概念可視為 SEA 最初的想法，此想法衍生自個案環評而來，且已被廣泛使用，此種較適用於計畫或方案層級，即為衝擊導向政策環評。而另一種理解 SEA 的方式則以機制為焦點，較適用於政策層級的 SEA，因此層級的應用需要處理到更多跨領域，或是政府治理機制上的問題，而非僅僅是衝擊上的預測，即為機制回饋政策環評 (World bank, 2012)。由於大多數的文獻皆將第二類的政策環評名稱作策略導向式政策環評(strategic-oriented SEA)，因此本研究在後續的研究中，依據 Noble and Nwanekezie (2017)的分類，將上述世界銀行報告中的機制回饋政策環評，通稱為策略導向政策環評(strategic-oriented SEA)，以做名詞上的統一。

目前大多數國家對於政策環評的應用仍屬於衝擊導向政策環評，因此如何結合不同的衝擊評估方法，以減少預測衝擊上的不確定性顯得相當重要。由於本研究亦以衝擊導向政策環評為探討重點，因此提出整合生命週期評估方法於政策環評程序中可有效降低預測衝擊之不確定性。於此，首先說明目前國際上政策環評的程序主要涵蓋哪些元素，並說明元素的內涵，以瞭解這些元素於整個政策環評程序中扮演的角色。

目前國際上對於政策環評並較缺乏一致性的細部規範，但有大綱可依循，尤其自 2001 年歐盟政策環評指令發佈以及 2003 年政策環評議定書(SEA Protocol) 簽署後，上述兩文件皆有提到政策環評實施於計畫及方案時應包含的元素項目極為相似。以政策環評議定書的規範為例，關鍵元素如下表所示，包括：適用範圍 (field of application)及篩選(screening)、範疇界定、環境報告書、公眾參與、環境及健康部門協商、跨境諮詢、決策及監測。

政策環評議定書與歐盟政策環評指令發佈後，各國逐漸將議定書與指令內的精髓納入各國法令中，並為計畫及方案建構了政策環評的適當步驟。但是政策環評對於改善政策施行時可能造成的環境衝擊評估效用不大；原因為目前國際上對

於政策環評並無一致性的細部規範，也就是每一個步驟該如何執行並無通用指引可參考，且各個案例特性，政策目標，國家決策流程也差異甚大，因此評估結果也常有爭議。相關研究指出政策環評施行多年以來，遭遇了多項的困難，包括評估的範疇界定、替代方案的合理性、環境報告書的品質及監測政策實施的效果。研究中也提到可以透過加強現有政策環評步驟中的不足(範疇界定、監測及後續行動)以及方法學建立(評估累積性影響，及將健康因素考量於政策環評過程)等提高政策環評的效果。總合上述困難與改善，本研究認為可以藉由融合政策環評與生命週期評估強化政策目標與替代方案階段的合理性、範疇界定階段的完整性與衝擊評估階段的豐富與客觀性。

**表 2.1 SEA Protocol 中應包含政策環評之元素**

項目	內涵
1. 適用範圍(field of application)及篩選(screening)	政策會被決定是否進行政策環評，由於成本關係，無法對每個政策都進行評估。
2. 範疇界定(Scoping)	此過程決定應被納入環境報告書(environmental report)的元素(包括衝擊的種類、替代方案)及之後的評估過程如何被進行(時間架構、方法學)。此過程應及早進行，且應該與主管機關、相關可能受影響之團體，及大眾諮詢。
3. 環境報告書(Environmental Report)	依據範疇界定結果，提供大眾及當局(authorities)商議政策可能造成環境及健康之影響。
4. 公眾參與(Participation of the public)	此過程可能在範疇界定或篩選過程中就已開始。在政策草案及環境報告書中，公眾意見需被採納。
5. 環境及健康部門協商(Consultation of the environmental and health authorities)	在政策草案及環境報告書中，需諮詢環保及健康部門的意見，此過程可能與大眾諮詢一起發生。
6. 跨境諮詢(transboundary consultation)	如果此政策可能造成跨境的衝擊，在政策草案及環境報告書中需要與受影響的(議定書)成員及大眾協商。
7. 決策(Decision)	決策者在決策過程中需要參考環境報告書、公眾諮詢及相關當局的意見(包括國內及任何受影響之成員)。最後作成之決定及判斷理由需要公開。
8. 監測(Monitoring)	決策後仍要持續監測可能造成環境及健康之衝擊，需要對事先沒有預測到的衝擊作補救，並將監測結果公開。

資料來源：Sadler et al. (2011)

## 2.2 衝擊評估 (impact assessment)

衝擊評估 (Impact assessment) 為一個程序(process)，用以定義現在或預期行動可能發生的未來結果；並且提供各層級的決策單位修正行動的建議，上自政策下至開發計畫。衝擊評估主要的目標包含 1.分析預期行動的生物物理、社會、經濟及制度面的結果作為決策資訊，2.提高決策過程中公眾的參與與意見的透明度，3.建置政策、計畫與方案(policy,planning and project)內因果關係(監測到減緩策略)步驟與方法，4.提供以環境保護與永續發展為基礎的行動策略建議。自 1969 年美國 NEPA 提出衝擊評估後，衝擊評估的方法及重要性不斷由歷年研究者所探討，更將衝擊評估視作為邁向永續發展關鍵元素之一。

以衝擊評估的定義與目標可以知道，程序的建立、因行動可能發生的衝擊結果與結果的因果定論皆為衝擊評估內的重點。綜觀上述三項重點，環境影響評估(簡稱個案環評)與政策環境影響評估(簡稱政策環評)皆屬於廣義上的衝擊評估方法的範疇(Pope, 2013)。自 1970 年起，各國應用個案環評(Environmental impact assessment, EIA)處理開發個案(project)的環境衝擊，此評估對於國家發展的同時仍考量環境衝擊已有明顯的成效。但由於個案環評多以單一開發案為評估目標，因此評估範疇僅定量或定性開發行為的直接環境衝擊，個案的尺度處於整體決策過程的下游階段，僅能就現有已提出的開發案量化或定性評估其衝擊大小，而無法進一步提供上游階段政策予近一步環境面的改善空建議。

為了改善上述限制，政策環評(Strategic environmental assessment, SEA)被研究者提出可視為個案環評的進一步延伸工具。政策環評早期是由個案環評演化而來，1990 年代開始受到國際重視；其旨為冀望在政府政策形成初期，即可針對潛在的環境影響與衝擊預做評估與判斷，採行適當的政策替代方案或措施，並據此指導相關個案開發行為環評制度之續行。政策環評在問題發生前，就已經可以先看到問題可能的發生原因，並有機會提出更佳的替代方案並做修正。對於決策過程的影響較個案環評更為提前，因此一旦政策環評完成後，可進一步作為個案環評的指導原則。相較於個案環評因評估範疇較小，缺乏與決策機制連結；反之，政策環評更有極大潛力作為完整的衝擊評估方法。2001 年歐盟發布 SEA 指令(SEA Directive)更為政策環評一里程碑，各國紛紛響應，且根據指令中對於政策環評流程內容要求，並依據各自國內情形制定相關政策環評法律制度，並已實

際應到許多案例(Chaker et al., 2006; Sadler et al., 2011)。

政策環評是一個程序性工具，然為了達到完整評估一個政策、計畫或方案其永續性的目的，需要依政策的目的不同，而搭配不同的分析性工具，以作定性與定量完整的評估。



### 2.3 政策環評之衝擊評估方法考量

而針對 SEA 在環境面向適用之分析工具包含矩陣表法、疊圖與地理資訊系統、集體專家判斷法、生命週期評估(LCA)、成本效益分析、多準則分析、環境經濟綜合帳系統 (SEEA)、物質流分析、投入產出分析、環境管理系統、能源與能值分析等方法，均兼具衝擊評估與方案比較之功能，但其在場址特定性、量化程度、成本與時間需求和資料需求量等方面，仍有所差異(Finnveden et al., 2003; Finnveden and Moberg, 2005; Gasparatos et al, 2008)。然而於政策環評評估方法中，部份研究認為應用的方法應以簡單與通用為主，例如檢查表或矩陣表，如此才易於推廣 (UNEP, 2002)。但隨著各國在政策環評的應用越加普遍，各個政策所著重的評估項目也有不同，因此所使用的衝擊評估方法也越加多樣，不再以定性評估為主。上述這些方法、工具與指標可進一步依評估的對象（如：自然資源、污染衝擊項目、經濟或社會面向）、評估的空間尺度（例如：元素、物質、產品、企業、區域、國家或國與國間）、時間尺度作區分 (Finnveden et al., 2003; Finnveden and Moberg, 2005)。而 Therivel & Partidario (1996) 與 Liou and Yu (2004) 曾指出，沒有任何單一政策環評方法學可以應用在所有政策類型。因此過去研究常以工具箱 (toolbox) 或指引 (guidance) 的方式列出執行政策環評各步驟時適合的工具 (UNEP, 2002 與 OECD, 2006)。有時為了提供更完整的評估結果，整合各工具的優點，工具或方法上的整合也是必須的。整合不同工具的特色，最大優點即為未來在決策上，可以使方法學與決策過程更加整合，並使決策結果更具永續性 (Jeswani, 2010)。

### 2.4 生命週期評估簡介

為了達成永續發展目的，我們需要方法及工具來量化社會上的貨品 (goods) 或服務 (services) 所帶來的環境衝擊 (Rebitzer et al., 2004)。而每一個滿足我們生活需求的產品 (products) 都有其生命，自產品的設計及發展階段開始，接著為資

源的開採，材料及產品的製造過程，使用、消耗階段，生命的終點階段（包括：搜集、分類、再利用、回收、廢棄）。由於資源的消耗或排放至環境的物質，上述所有生命過程皆可能造成環境的衝擊。

而生命週期評估（Life Cycle Assessment, LCA）方法即是一種工具以評估產品的生命週期中可能帶來的資源耗用及環境衝擊(ISO, 2006a; UNEP, 2005)。其針對一個產品(或服務)自搖籃至墳墓等不同生命階段之能資源投入與污染物排放進行盤查 (life cycle inventory, LCI),並使用衝擊評估模式進行產品生命週期之環境衝擊評估(life cycle impact assessment, LCIA)以做為環境化設計與決策之參考。依據ISO的定義，產品包含貨品及服務 (ISO, 2006a)。

環境毒理化學協會 (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC)將LCA程序定義如下：

“生命週期評估是一個客觀的過程，以評估產品、製程或活動相關的环境負荷，透過確認與量化所使用的能源與物質與排放到環境，並且評估與執行可增進環境改善的機會。這評估包括產品、製程或活動的整個生命週期，包含開挖與處理原始材料；製造運輸與分配；使用再使用維護回收與最終處置”

國際標準組織 (International organization for standardization, ISO)則於1996年起發表一系列針對生命週期評估的標準及科技報告，也就是14040系列。此系列標準於2006年為最近期更新，並取代原有14041、14042及14043標準，將各文件整理如下。文件中定義LCA的相關執行步驟，將於下節敘述。

表2.2 ISO 14040系列彙整

編號	類型	標題	年份
14040	國際標準	原則及架構	1996, 2006
14041	國際標準	目標及範疇定義及盤查分析	1998
14042	國際標準	生命週期衝擊評估	2000
14043	國際標準	生命週期闡釋	2000
14044	國際標準	需求及綱要	2006
14047	科技報告	ISO 14042 應用範例	2003
14048	科技報告	資料文件格式	2001
14049	科技報告	ISO 14041 應用範例	2000

## LCA 評估步驟：

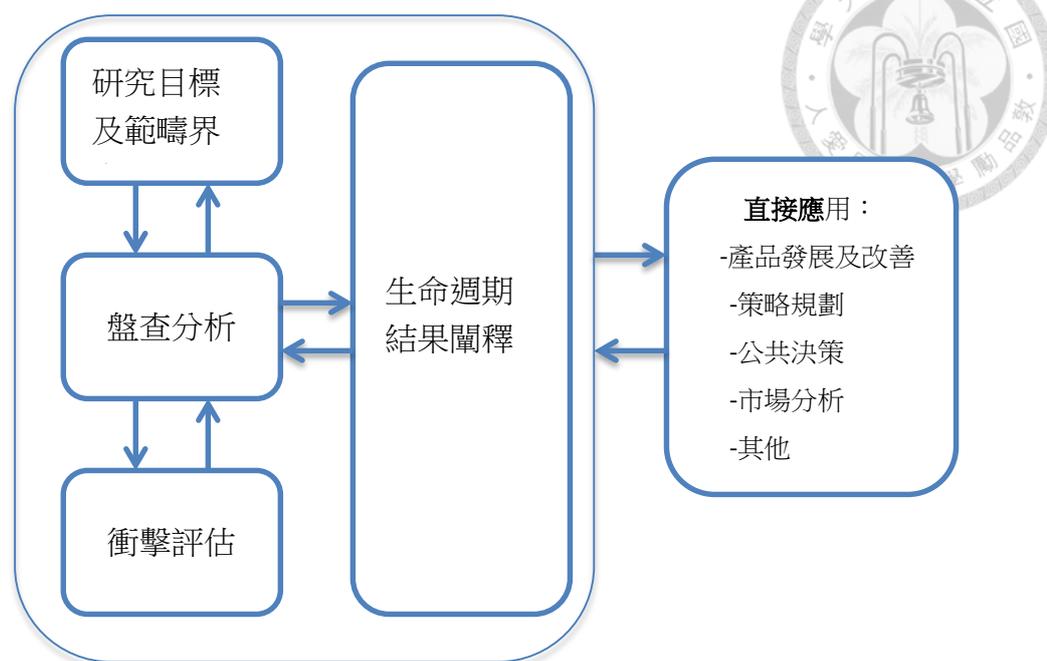


圖2.1 生命週期評估架構 (ISO 14040定義)

一般來說，生命週期評估分為四大步驟：研究目標及範疇界定、盤查分析、衝擊評估及闡釋共四大階段，而各步驟間的相互關係如上圖所示。基本上，一個完整生命週期評估會從目標及範疇界定開始，最後終止於闡釋步驟，但實際執行上仍有可能為一個反覆 (iterative)的過程。以下針對四個步驟分別描述：

### 1. 研究目標及範疇界定 (goal and scope identification)

對於此階段 ISO 中並無明確定義，然而此階段要盡量使計畫的研究問題定義明確，並使閱讀報告者能快速了解問題及後續評估原則選定的理由。方法類別有描述型 (attributional)及預測型 (consequential)，此階段應針對下列主題作考量：

- ✓ 預期的應用 (如：產品或公共政策)
- ✓ 執行此研究的理由
- ✓ 預期的目標觀眾

除了研究目標外，系統邊界 (system boundary)、功能單位 (functional unit) 訂定、衝擊類別 (impact categories)及不確定性的處理方式也應在此階段作網

要性的討論，並於後續的步驟在做細節上的描述。訂定功能單位通常是系統最後產出的實用單位，並同時可便於標準化之參數或量化基底。實際應用舉例如下：

2006 年聯合國環境發展署(UNEP)所贊助之計劃 TREI-C(Tracking Environmental Impacts of Consumption)，其中便以全球成衣業做為跨國生產-消費鏈的評估對象，該研究以「一件上衣」做為功能單位，進行印度生產之一件 t-shirt 與中國生產之一件人纖上衣在德國使用、廢棄之完整生命週期評估。另外，林鼎傑（2010）曾分析國產 PVC 從搖籃至工廠的環境衝擊熱點，並評估不同技術更新因子所帶來之環境效益，其中以 2008 年台灣 PVC 總生產量作為功能單位。

## 2. 盤查分析(life cycle inventory analysis, LCI)

將系統之投入和產出加以彙整及量化，包括數據收集與計算程序。系統之投入產出包括如能源的耗用、物料的使用、以及排放至空氣、水體及土地之污染等。方法類別包括製成導向 (process-based)、投入產出分析(input-out analysis) 及混合型方法(hybrid approach)。

## 3. 衝擊評估(life cycle impact assessment, LCIA)

將盤查結果，以特徵化模式歸類至項潛在環境衝擊，方法類別分為損害導向 (damage- oriented)、衝擊導向 (impact- oriented)及結合型 (combined-approach)。

此階段重點在於彙整前一階段的盤查資料，並以各種方法學了解產品系統整個生命週期的環境衝擊。衝擊類別 (impact category)是此步驟的核心元素，由於盤查分析的數據結果通常極為繁雜並不好了解，且需要大量不同領域專家瞭解不同結果的重要性，因此需要挑選幾個關鍵的環境議題（衝擊類別），將盤查結果作整合性的評估及分析。

以暖化作用作為環境議題為例，在分析過程首先要考量到有許多溫室氣體皆會造成此效應，例如二氧化碳、甲烷及一氧化二氮等（第二階段盤查結果）。而暖化作用是一系列的機制所串聯，包括了溫室氣體造成大氣組成改變，導致輻射作用平衡被破壞，接著使大氣溫度上升，最後改變了生態系統及人類的活動。因此後續的評估過程中，需要在這一系列過程選擇評估的關

鍵點作為評估指標，例如可以選擇發生於前端的輻射作用的變化或是較後端的生態系統改變。前者通常稱作中點類別指標 (midpoint category indicator)，其具有較少爭議性假設的優點，結果不確定性較低；後者為終點類別指標 (endpoint category indicator)，可提供較為直覺性的觀點(如：損失多少壽命)。而連結盤查結果與類別指標(impact category indicator)為特徵因子 (characterization factor)，這部分的建立需要倚靠各領域的專家。

選擇衝擊類別的基礎通常會參考現有的LCA指引，或是已發展的套裝軟體，而一些衝擊評估方法常被包含其中，例如 IMPACT2002+, TRACI, CML-IA, ReCiPe, ILCD等方法，這些方法都各自包含建議的衝擊類別、衝擊類別指標及特徵因子。下表為常見的的衝擊類別及衝擊類別指標。

表 2.3 常見的衝擊類別與類別指標

衝擊類別	中點類別指標	終點類別指標
氣候變遷	紅外線輻射作用	壽命損失年,物種消失率
臭氧層破壞	對流層臭濃度變化	壽命損失年
酸化	氫離子濃度	物種消失率
優養化	生物量潛勢	物種消失率
人體毒性 (有時細分為致癌、非致癌效應與呼吸道效應等)	Time-integrated exposure, corrected for hazard	壽命損失年
生態毒性 (有時細分為水域、陸域生態毒性與海洋生態毒性等)	Time-integrated exposure, corrected for hazard	物種消失率
能源載體(energy carriers)使用	初級能源需求	Decreased availability
物質資源使用	物質使用量	Decreased availability
土地利用衝擊	土地佔用或使用方式改變量	物種消失率
水資源衝擊	水資源耗用或取代量	Decreased availability

資料來源：Curran (2012)

根據 ISO 的定義(ISO, 2006a)，衝擊評估步驟包含盤查分析資料之分類 (classification)、特徵化 (characterization)、常態化(normalization)、給予權重 (weighting)、排序(ranking)、群組(grouping)、資料品質分析(data quality

assessment)等步驟。



#### 4. 生命週期闡釋 (interpretation)

闡釋階段將 LCI與 LCIA的結果進行分析，確認主要環境負荷與衝擊來源以做為生產流程改善、選用污染性較低之原料或改善產品設計等決策參考。研究者可使用敏感度分析與不確定分析來進一步了解整個系統。ISO規範中提到此過程應包含下列原素：

- ✓ 重要議題確認
- ✓ 評估過程考量到完整性敏感度及一致性
- ✓ 結論、限制及建議
- ✓ 系統功能、功能單位及系統邊界的適合度
- ✓ 提出研究限制，如資料品質評估及敏感度分析

### 2.5 生命週期評估應用於衝擊評估

早期的政策環評發展階段，大部分使用定性的方法來評估替代方案的衝擊大小，像是專家判斷法或是矩陣法，但是這種方式可能造成評估結果過於主觀以及不確定性過大，因此近年來許多案例也結合了地理資訊系統(GIS)、多準則決策分析或是生命週期評估。

整合不同的評估方法以強化不同方法的優點，並提供更完的評估結果是必要的(Jeswani et al., 2010; Tajima, Fischer, 2013)。LCA曾經應用於個案環評的工業計畫，來解決傳統環評評估過程缺乏通用場址特性(site-generic)衝擊的問題(Cornejo et al., 2005)。另外，Morero et al. (2015)曾針對個案環評的以及生命週期評估兩種方法作出比較，其認為LCA可以提供完整的生命週期評估以及擁有完整系統邊界的優點，而環評程序則是針對社會經濟面以及環境面的衝擊皆作出完整評估。Manuilova et al. (2009)則認為上述兩種方法在形式及本質上並不相同，個案環評是程序式的方法，而生命週期評估則是分析式的方法。

上述研究證實了生命週期評估可以被應用並輔助個案環評程序中的衝擊評估步驟，然而此方法也可以對個案環評其他程序有所貢獻(Larrey-Lassalle et al., 2017)。舉例來說，在範疇界定階段，生命週期評估可以對關鍵的衝擊評估議題釐清及驗證，另外中點指標與終點指標間的連結關係也可以被清楚理解。在衝擊

評估階段，貢獻度分析(contribution analysis) 可以被應用找出各種衝擊資訊的差異，例如前景(foreground)及背景(background)衝擊資訊、當地(local)、區域性或是全球的衝擊占比。

除了上述文獻顯示生命週期評估可以被應用在個案環評除了衝擊評估以外的步驟，其也可以被用在提出改善策略上。衝擊熱點分析(Impact hot spot analysis) 可以被用來找出整個產品生命週期的衝擊熱點(Židonienė and Kruopienė, 2014)，因此當核心問題被找出後，相關改善策略可以被提出，並透過情境分析來找出好的替代方案。

上面研究顯示，生命週期評估方法用於程序性的方法：個案環評相當適合。相較於將生命週期評估用於個案環評層級，由於政策環評在操作上，其透明度或公眾參與比重都較個案環評來的高，因此生命週期評估的應用也可以考慮與公眾參與作連結，Thabrew et al. (2009)曾探討生命週期評估與公眾參與的結合是否會對衝擊評結果有所幫助，其提出以公眾參與為基礎的生命週期評估流程(Stakeholder-based life cycle assessment)，試圖讓更多參與者可以在政策目標與範疇階段、現況分析階段、方案評估階段、策略提出以及監測階段扮演共同規劃的角色。研究者認為生命週期評估的各階段可以與政策規劃與後續的評估、與策略研擬整合，且參與者可以在專家帶領下共同規劃與確認政策目標、範疇與評估邊界。

另外由於政策環評在理想上會有多個替代方案需要評估，因此在決策階段也可以將生命週期評估結合不同工具，以因應選擇較佳方案的需求，例如將環境衝擊評估結果結合成本效益分析或多準則分析應用在選擇較佳的替代方案上。在2000年時，有研究者開始探討生命週期評估整合個案環評或政策環評的架構(Tukker, 2000; Finnveden and Moberg, 2005)。而之後開始有案例嘗試將生命週期評估應用在實際案例，如：Björklund (2012)與Bidstrup et al. (2015)分別將生命週期評估應用在市政能源規劃以及土地利用規劃上。前者主要將生命週期評估應用於衝擊評估階段，訂定了評估項目與指標來評估各方案的環境衝擊；後者則提出將LCA整合於SEA步驟的流程，包括：1. 規劃變數分析：提出與規劃目標相關的變數；2. 提出功能單位並建立LCA模式；3. 建立政策情境；4. 衝擊評估計算；5. 提出政策建議。

在本案例中，一個全新的衝擊評估流程被建立來解決政策環評流程中衝擊評估所遇到的挑戰，包括過於主觀的問題，以及替代方案的衝擊評估結果無法被精確比較並作出改善等問題。也由於生命週期評估方法的特性，可以完整的與政策環評程序作連結，並且這個整合的流程並非只是單純的改善衝擊評估的精確度，也同時對政策環評的政策規劃以及範疇界定步驟有絕佳的貢獻。本研究選擇的評估案例為台灣的能源開發政策環評，其中的政策規劃內容為馬英九政府主政時代所規劃的能源政策，政策的細節將在第四章案例分析章節中詳述。另外方法整合的流程細節也於第三章研究方法一節中說明。

## 2.6 政策環評中的環境思考(environmental thinking in SEA)

### 2.6.1 不同的政策規劃模式

近年許多政策環評研究會探討政策規劃過程的問題 (Nilsson and Dalkmann, 2001; Slunge et al., 2009)，也就是把衝擊評估研究，擴大到政策科學或公共事務議題上。原因在於政策環評必然會牽涉到政策規劃過程，因此在政策規劃過程中如何整合環境議題或永續議題過程，需要進一步研究。而整合過程中，政策環評角色定位也可能因此不再只是衝擊評估，或是環境專業諮詢，而是扮演主動與政府政策制定單位合作或溝通的角色，而在這過程可能出現轉型的挑戰。然而如何克服這些挑戰，對於進一步改善政策環評的效益是需要釐清的。

根據Slunge et al (2009)的描述，目前政策規劃過程的幾個主要模式如下：1. 理性政策規劃；2. 循環性政策規劃；3. 政策網絡分析模式；4. 行動流之政策規劃

#### 1. 理性政策規劃過程：

將政策規劃過程視為理性線性模型 (linear model)，而分為幾個階段。從問題定義開始，政策形成，決策以及最終執行階段。目前許多衝擊評估流程會以理性規劃觀點操作。理性理論關注一致性、透明度及遞移性(Transitivity)，但不關注隱藏的價值觀偏好。當環境評估方法在1960年代開始發展時，理性規劃典範正好主導那個時代(Kørnøv & Thissen, 2000; Nitz & Brown, 2000)，因此目前環境評估概念(個案環評以及大部分政策環評的操作的核心理念)背後的動機及基礎基本上圍繞在理性決策的概念。

然而決策科學家認為，真正的決策過程，特別是在策略層面(strategic levels)，其特點是理性規劃會受到認知、資源的限制，以及廣泛的行為約束，還有許多本質上屬於政治性或直覺性的元素皆會造成理性規劃的障礙。因此政策環評若具有策略性性質，其在設計流程上應該考慮上述的限制。

另外，理性主義(Rationalism)在解釋有關權力、衝突、信任感、不平等、溝通以及合理性等議題上存在缺陷(Zey, 1998)，Green & Shapiro (1994)則認為理性主義在實際執行上有個盲點，也就是常被領導者或是政治團體作為護航其論點的工具而已，取其理性評估的結果來合理化其觀點

## 2. 循環式過程:

政策文件透過一系列的過程：準備、執行、評估以及更新，此過程與政治過程緊密連結。並且此過程需要定期的評估及審視，是個循環的過程。

## 3. 政策網絡分析模式

相較於理性政策規劃模式探討的是，從問題建構、政策形成，決策以及最終執行階段的探討，政策網絡分析模式更重視“人”在政策規劃所扮演的角色。其強調政策的完成不是由單一的參與者所完成，而是由不同賦有資源的在不同層級及尺度的行動者的合作關係，來影響決策過程 (Kickert e.al., 1997)。政策網路途徑不再視政策規劃為單純的行政部門的理性規劃活動，而是行動者間權力互動結果。

## 4. 行動流之政策規劃(Policy-making as action-flow):

另有學者從詮釋Kingdon (1995)政策規劃過程屬於較無脈絡可循的觀點指出，在議程設定的過程，一個議題能夠進入到議程，是受到一系列的流程、情境、或公共政策制度與過程的行動影響，包括問題流、政治流、以及方案流的交互影響，使政策窗(Policy windows)的開啟和政策中人的媒合結果(林水波、莊順博，2009)

此多元流(multiple-streams)的理論概念是基於垃圾桶決策模式 (Garbage Can Model)，這個由Cohen et al (1972)所提出「組織性的無秩序」(organized anarchies)的模式。Kingdon的政策流研究途徑將政策變遷視之為持續進行，並將政策的形成視之為問題流、政策流、以及政治流彼此互動的結果。雖然政府不一定能夠完全掌控政策過程，然而卻可以刺激社會流中(social streams)機會之窗的開啟，使參與者交流並產生解決方案。而促進參與者可以利用社會學習或是建立彼此信任的方式來達到。

除了理性的政策規劃過程，上述其餘三種政策規劃模式較不認同政策規劃過程是可以完全掌握在少數政策規劃者手上，且規劃結果也不是絕對可以預期的，這也比較接近真實世界中的政策規劃過程。

垃圾桶決模式與理性規劃模式可說是決策模式光譜中的兩個極端(World Bank, 2008)。以政策目標及問題定義來說，前者假設人們無法確實了解自己的偏好，且也不知道如何達成自己的偏好選擇，因此問題定義相當模糊；而後者則是認為問題定義相當清楚而簡單，達成目標過程中所需要的資訊也能夠完備，參與者的偏好也相當一致。

目前的各國以及台灣實行政策環評程序，比較接近理性規劃過程的程序與假設，也就是在2.6.2衝擊評估導向政策環評的環境思考所提到的內容，以下將詳細說明。

## 2.6.2 衝擊評估導向政策環評的環境思考

在這類型的政策環評流程中，首先透過篩選階段確認何種政策環評類型需要進行政策環評，接著在範疇會議前政府政策規劃單位內部會有政策規劃階段，接著至範疇會議討論評估範疇、評估方法、項目或指標。範疇界定是整個政策環評中的關鍵步驟，也代表了核心衝擊評估的基礎(Polido and Ramos, 2015)。而範疇會議完成後，則由環境評估專家以及社經評估專家完成政策的衝擊評估結果，會同相關單位完成報告書。最終篩選替代方案，則是以各面向的衝擊評估結果，排序出各個替方案的優劣，以供決策參考。

目前衝擊評估導向的政策環評流程屬於以理性規劃的內涵來制定政策環評的步驟(Nilsson& Dalkmann, 2001)。於政策環評整個流程中，透過範疇界定以及衝擊評估階段製作的報告書，而政府在各個替代方案中據以作出好的決策。因此政府單位事實上，認為衝擊評估結果已經可以提供其充足的資訊，作為理性決策的基礎，並且認為政策問題的本質是清晰的，因此在流程中也不會利用公眾參與流程並在前政策規劃前期共同針對問題作探討，並討論核心問題是否改變的可能性。也因此可以說，政策環評中，對於問題的本質是由政府單位獨立確認，且其認為由其自行確認即可。

對照政策環評相關規範的設計，在範疇會議前，或是更早於政府單位已有研提政策的動機時，並沒有相關得制度設計來針對政策問題及目標作研商。因此目

前不論是政府單位本身看待政策設計，以及看待政策環評制度的目的，或是政策環評流程本身的設計，均是以理性規劃思考為出發點，將政策環評的核心視為衝擊評估資訊的提供工具。然而諸多研究認為，以理性規劃來設計政策環評流程會限制政策規劃流程對於環境思考的整合及想像。例如Kørnøv and Thissen (2001)認為理性規劃過程較無法處理具有多重價值觀或是具多樣化的意見的政策問題，並且多數時候決策者在真實世界時無法在理性規劃的條件下作出決策(Petts, 1999)，有限理性(bounded rationality)的情況是多數。

上述的衝擊評估導向政策環評可以應用於具有政策環評案例具有簡單以及清楚的政策目標時(Nilsson and Dalkmann, 2001; World Bank, 2012)。並且此政策具有高度社會共識、相似的價值觀時，或是低度的衝突風險，此時政策的問題可以由專家或理性方法解決(Nilsson and Dalkmann, 2001; World Bank, 2012)，政策目標並不需要被進一步釐清。然而，若是政策目標有高度不確定性，長期無法達到共識或是擁抱不同的價值觀，此時衝擊評估導向政策環評較無效益。

如下表2.4所描述，不同的決策模式可能針對的是不同的政策問題狀況，以及相對應的社會共識度。理性解決方式，也就是透過單純的專家解決，應該用於社會共識度高，且其具有強的知識作為基礎的政策問題；調解及協商方式，則適用於社會共識低，價值觀無法統一，但仍有強的知識背景的政策問題；另外，當社會價值觀統一，但不具有相關知識背景的政策問題時，則需要引用風險評估方式作為解決手段；最後，當此政策問題既不具有社會共識，也無相關知識基礎可以解決，則需要公眾審議參與，或透過政治程序來做決定。

換句話說，無論哪一種政策問題解決手段，以及其適用性，主要代表著幾個面向的差異：

1. 資訊的掌握程度差異，對於理性規劃來說，認為決策者可以完全掌握資訊全部面向，並依此作出最的決策判斷。然而其他模式並不這麼認為，而不同的模式代表決策者對於資訊可以掌握的程度不同
2. 利益相關人參與程度的差異，對於理性規劃來說，因為對於資訊的完全掌握，因此參與覺得過程的只要少數人即可，或少數專家。而其他模式則多會利用利益相關人協商的方式來擴大決策參與程度，目的在於輔助理性規劃的限制。
3. 對於政策所解決的問題認知差異，理性規劃認為問題的核心本質是容易理解

的，可以掌握的，因此單靠所蒐集到的資訊可以完美處理。而其餘政策規劃方式適用於具不確定性或模糊性問題，而垃圾桶決策模式及是對於問題兼具高度模糊性與不確定性的極端模式。



表2.4 不同政策模式與解決手段差異

	社會共識度高 - 價值觀相近衝突風險低	社會共識度低 - 價值觀有差異導致可能有衝突
較強的知識基礎造成決策不確定性低	理性解決 - 透過單純工程手段或專家諮詢	調解及協商
缺乏知識基礎造成決策不確定性高	需要研究 - 透過風險評估方法	公眾審議參與，或透過政治程序

資料來源：Kørnøv and Thissen (2001)

### 2.6.3 策略導向政策環評的環境思考

從2.6.2一節可以理解，目前對於常使用的衝擊評估導向政策環評或許可以解決政策問題本質上較簡單的狀況，然而不一定有助於面對更複雜的政策問題或是社會共識不同的情況。因此，在理解不同策規劃模式之後(表2.4)，我們也確實需要不同的政策環評流程，其在功能上可以適用於每一種層級(政策、計畫或方案)，更多的政策問題或政策目標，並且在政策環評操作上，可以強化政策規劃過程中的環境思考，以及整合環境議題這塊。因此後續有許多研究針對從面向作探討，試圖回應政策規劃過程加強環境思考可以環境議題整合此核心本質。

因此探討的重點開始漸漸不再於評估結果，而更多著墨於環境議題(或是更廣泛的永續議題)的考量，以及思考整合環境思考這議題(Bina, 2001)。如何整合?或是整合有何效益?以及整合的困難點為何?其意義在於，開始將環境這面向，漸漸認同於也是政策規劃應該考量的一部份，以及政策環評這工具的目的，以及基於環境面向也是政策規劃一部份時應該如何被使用，或是還能加強政策環評哪個面向?藉助於政治科學領域，各種的政策規劃過程的可能性，代表說政策規劃在實際面上，不能僅侷限於一種模式，而應該有更多的可能性。

相較於衝擊評估導向，策略性政策環評是本質上在光譜的另一端(依據 Noble and Nwanekezie (2017)分類結果)。此類型政策環評是為提供加強政策規劃的環境效益的方法，並且聚焦於政策規劃過程，關心的是政策目標如何融入環境或永續

性思考，以及有沒有回應關鍵的問題。因此策略性政策環評會試圖透過各種方法來達成此目標，並不會建構一個既定的政策環評程序或步驟，如同衝擊導向一樣。單純的衝擊評估可以是由線性的流程來達成目標，然而策略型政策環評較具彈性，整合性，會依照不同政策規劃流程做調整。不同的政策規劃模式，以及不同的政策規劃參與者可能需要不同的方法或流程來強化環境上的思考(Partidário, 2007)。

事實上，策略性導向政策環評研究對於環境思考上的議題上，Partidário (2007) 認為提升政策環評策略性本質是關鍵，因此提出幾點參考方向：

1. 政策環評與政策規劃之間的關聯性應該更具有彈性，並在早期的決策時間點有兩者有強烈的互動
2. 整合相關生物物理性、社會性、機制以及經濟相關議題，並策略性的聚焦在少數卻關鍵的主題上
3. 評估策略性方案的環境及永續性的機會以及風險，來達成與永續性路徑的驅動
4. 確保利益相關人透過對話過程以及合作過程主動參與，來減少彼此間衝突並且達成雙贏目標

為了能夠加強政策規劃過程的環境思考，上述研究結果發現面對的不只是技術面的問題，有更多確實是制度上的問題。因此 Partidário (2007) 發表策略性思考政策環評模型的指引鼓勵更多的不同政策環評概念包括：具制度性的導向 (institutional)、整合性(integrated)，或策略導向(strategic-oriented)的政策環評方法，其實不外乎要探討的是整個治理架構的挑戰。

在這之前，有研究者質疑目前通用的政策環評流程是否能夠強化政策規劃過程的環境考量，其認為有幾個理由無法強化此面向(Dalkmann et al., 2004)。1. 通常公眾參與的時間太晚，因此提出的看法很難直接回饋至政策目標 2. 環境價值通常會與經濟價值以及社會價值互相矛盾 3. 通常政策的環境面價值並不精確，也通常不是公眾在意的焦點。並且此研究提出分析式政策環評(ANSEA)方法雖然提出了程序性的政策環評步驟，並引用決策窗的概念，確保策規劃過程那如更完善的環境規劃(Dalkmann, 2004)。然而此方法仍然屬於步驟性的方式，因此有些限制無法解決。而 Vicente 及 Partidário 於 2006 年也針對政策環評能否強化溝通效果，以達到加強決策上的環境效益做探討，且特別關注價值觀的溝通此面向。

研究者認為政策環評可以扮演調節的角色，並關注科學事實以外的社會政治過程(socio-political process)。政策環評過程，尤其在建構方案過程中，對於問題的瞭解、問題的根源以及問題的多重感知面向需要發展出溝通元素。對於一個客觀的問題，但不同利益相關人對於其看法不盡相同，甚至衍生出不同的問題角度，且這些已經超過科學事實的範疇。因此政策環評作為調節問題與方案之間的平台，且政策環評可以強化以下溝通面向(Vicente and Partidário, 2006)：

1. 整合問題的不同面向，以及建立相應的溝通管道以促進學習互動
2. 對於溝通策略的指引應該強調提高科技面與科學知識與社會的關聯性，並以新的態度來面對科學事實
3. 在決策者的價值觀以及其對環境的態度上做相應行動，以調整決策者對於現實的感知，因此提高其對於必要的行動背後的环境理由的接受意願
4. 衝擊評估者及決策者之間必須展開對話，以激發建構性的合作及產出具共同意義的結果

換句話說，以往衝擊評估者與決策者之間是獨立的單位，然而政策環評若要強化溝通功能的角色，環境評估專家要及早並且嘗試大量的與決策者間做互動，這也是政策環評流程與政策規劃流程整合後，所應具備的內涵之一。不只是流程的整合，實質上也是拉近不同單位間，以及科學事實與政策規劃間的距離。事實上，這也有助於讓以往的掌握科學的事實的客觀專家角色，在此協商過程表達對於政策規劃具價值觀或主觀的元素表達意見。

因此後續在世界銀行所出版的政策環評報告(World Bank, 2008)，進一步提到了社會學習(social learning)、課責性(accountability)相關議題。而 Slunge 等人於 2009 年進一步有系統性的提出機制導向政策環評概念模式(Institution-centered SEA) (Slunge et al., 2009)，此模式透過強化一系列的機制，來達成政策的永續性。其強調政策規劃過程的機會之窗(windows of opportunity)，因此首先要了解那些機制是達成機會之窗的關鍵，包含：了解政策規劃過程、確認環境優先性此步驟，加強利益相關人參與及代表性、分析及強化機制的量能(analyzing and strengthening institutional capacities)並減少機制上的障礙、加強社會課責性以及確保社會學習過程。

緊接著在 2010 年，Sheate 及 Partidário 也提出應該強化單純的資訊輸入，透過學習過程，進化到形成決策者心中的知識，才真的有助於強化決策上納入環

境思考，因此透過案例提出可行的策略性技巧。例如：地理資訊系統圖示法(GIS mapping)、區域性的工作坊(regional workshops)、策略性方案討論(strategic options discussion)、信任感建立(trust development)、標示風險及機會(mapping risks and opportunities)，並且與規劃過程做連結(link to planning) (Sheate and Partidário, 2010)。由於科學資訊以及決策間的常有鴻溝，因此透過強化知識仲介過程(knowledge brokerage)，政策環評有機會成為一個平台，作為資訊交換的媒介，以促進社會性及溝通的量能，並且強化學習以及分享的目的。也由於政策環評過程雖然有公眾參與的程序，然而目的不明確或是操作技術的限制，公眾參與效益常常並不明顯。若以知識仲介以及知識交換為目的，以及更進一步創意性的發想新方案，也有機會強化公眾參與效益。然而這樣的知識仲介需要有一定條件下較可能達成(Sheate and Partidário, 2010)：

1. 政策規劃過程需要一定程度的廣泛性的公眾參與
2. 要為知識交換過程(knowledge exchange)提供資源、時間以及空間
3. 易於傳達, 開放性對話以及非主觀性判斷的環境較有機會產生知識交換
4. 需要有意願使用種形式的知識

另外，對於政策環評擁有所有權(ownership)代表政策規劃者對於此制度或是此外加的元素，必須有意願，想要使用他，並且將政策環評所考量的層面整合到政策規劃過程(Stoeglehner et al, 2009)。因此整合就不再只是單純的表面的要做到政策環評以及政策規劃流程的整合，而是要在整合過程中，將政策環評視為原本規劃活動的一部分。但上述意見不代表操作政策環評流程的操作者，必須與政策規劃單位相同，也可以獨立兩個單位來執行。政策規劃者將政策環評視為規劃過程一部分，可以在政策規劃過程與政策環評流程整合後的幾個階段融入環境面思考：準備階段、探索階段、草稿階段、決策階段以及執行階段。

例如在準備階段，此階段代表著政策環評的篩選以及範疇界定會議兩階段，以及政策規劃的問題定義及規劃範疇兩階段。在此時間點，可以制定總體環境目標，並將環境問題納入規劃過程的範疇。而在之後的探索階段，可以針對環境資產(environmental assets)作調查並基於上階段的問題分析後相關的环境議題考量其環境價值。而在草稿階段，則可以針對環境保護、環境管理或是建立環境資產建立較細節的環境目標，以及評估政策或計畫的實施可能造成的環境衝擊。並且透過具有合作式學習過程的政策規劃方式，較容易強化政策規劃者對政策環評的

所有權，使其實質上成為規劃活動一部分。

研究者建議雙迴圈學習較單迴圈學習更能夠促進此目標(Stoeglehner et al, 2009)。雙迴圈學習屬於組織學習領域的概念，因為在規劃過程中，環境目標及價值需要一再的被探索及確認，然後重新發現，而雙迴圈學習有機會重新確認政策規劃中的環境價值並改變原本的政策觀點(Rega and Baldizzone, 2015)。而參與者也應該包括決策單位以外的環境專業單位，可能包含環保署甚至一般大眾。另外單迴圈學習與雙迴圈學習都可能藉由不斷回饋的過程來影響決策，然而單迴圈學習主要關注效用，也就是再不牽涉原本組織的價值觀的情況下，思考何種方式能夠達成既定目標。而後者則關注何種價值觀需要被改變，因此雙迴圈學習是牽涉價值觀轉變的學習，相較於單迴圈學習更能夠進一步探索問題的”為什麼”，而有機會發展出突破性的方法來解決問題(World Bank, 2008)

表 2.5 環境思考相關文獻分析

相關研究	如何增加環境思考	有無提出新的政策環評類型
Kørnøv & Thissen (2000)	改善理性規劃模型的政策規劃流程，透過合作式規劃以及更多的公眾參與，或是審議式民主過程	無提出新型政策環評流程，就衝擊評估導向政策環評的限制作改善
Stoeglehner (2004)	整合政策環評流程與政策規劃流程，並認為流程的整合以及不同面向的整合是提升效益的必要步驟	無提出新型政策環評流程，但提出政策環評以及政策規劃整合的流程
Dalkmann et al (2004)	建立 ANSEA 分析式政策環評步驟，並建構程序性準則，以及整合決策窗的概念	以衝擊評估導向政策環評為基礎，提出分析式的政策環評流程
Vicente& Partidário (2006)	強調政策環評應該強化溝通面向，以及科學專家以及決策者的互動	策略式政策環評
Partidário (2007)	比要衝擊評估導向與策略導向政策環評的差異，並且提出後者所需要具備的元素，以提升環境	策略式政策環評

	思考	
Runhaar& Driessen (2007)	認為政策環評流程與政策規劃脈絡整合、公眾參與以及政策環評流程透明度是三個主要政策環評能夠對政策規劃過程產生影響關鍵因素	無提出新型政策環評流程
Stoeglehner et al (2009)	再次強調整合的重要性，並認為政策規劃者對於政策環評擁有所有權 (ownership)是提升效益的關鍵	延續 2004 年的研究，提出政策環評以及政策規劃整合的流程
Slunge et al (2009)	其強調政策規劃過程的機會之窗，並透過一系列機制達成此目的。例如：了解政策規劃過程、確認環境優先性此步驟，加強利益相關人參與及代表性等。	機制導向政策環評概念模式
Sheate& Partidário (2010)	強調知識仲介對於決策納入環境思考的重要性	策略式政策環評
McCluskey and João (2011)	提出政策環評應該整合正面環境效益概念於環境思考，並非只是對於衝擊提出減緩措施或賠償	無提出新型政策環評流程
Tetlow and Hanusch (2012)	政策環評可以擴大環境議題思考：氣候變遷議題包含：減輕及適應概念；韌度思維；生態系統服務；環境限制	無提出新型政策環評流程
Bonifazi et al (2011)	關注政策環評是否帶來政策規劃過程民主化面向。主要議題為：公眾參與、單一部門內合作、跨部門合作、公民賦權、政策環評目的、世代間及世代內的公平問題	無提出新型政策環評流程
Gao et al (2013)	評估指標的選取不只是	無提出新型政策環評流

	基於科學理由，也有政治上的判斷	程
Lobos& Partidário (2014)	不同利益關係人對於政策環評操作認知不同。例如：政策環評目標、政策環評對政策規劃的貢獻、衝擊評估的焦點等。	無提出新型政策環評流程，但提出目前政策環評理論與實際的操作差距來自於：多數操作者仍從理性模型觀點目的看待政策環評
Noble& Nwanekezie (2017)	歸納政策環評主要的四種類型，偏向衝擊導向兩種。包含： compliance-based, EIA-like; 以及策略導向：strategic-futures, strategic-transition	強調如何使用政策環評類型，應該視決策脈絡 (decision contexts)而定
Monteiro& Partidário (2017)	認為提升環境治理面相於政策環評流程對於提升政策環評的環境思考有必要	無提出新型政策環評流程

資料來源：本研究彙整

## 2.6.4 政策規劃中的正面環境思考

McCluskey and João (2011)也認為說，政策環評的目的，除了傳統意義上的幫助決策者了解環境衝擊，進而研擬減緩衝擊的對策或方案外，促進公眾參與以及增加政策的決策透明度外，在積極意義上，應該考量環境強化 (environmental enhancement) 的效益，也就是辨識正面的環境效益並強化。相較於傳統針對環境提供補償措施，並且僅具有延緩環境保護與經濟發展的對立狀態，政策環評應該提出有效的策略行動及方案，並強調正面的環境效益。因此在替代方案研擬過程，政策單位應該要會同相關專家確認環境強化的機會，並且擬定策略行動。當然在前期的目標設定上，就要帶入環境強化概念，例如確認政策目標有生物多樣性保育的機會。Therivel (2004)也提倡在政策環評程序中，衝擊評估過程完成後，衝擊減緩策略階段應該要涵蓋正面環境衝擊 (positive environmental impacts) 的策略研擬。Tetlow and Hanusch (2012)也進一步擴大政策規劃中納入環境思考的思維，其認為氣候變遷議題已經廣泛的被政策環評社群所認識，未來應可深入的

整合在政策規劃過程。針對氣候變遷的衝擊減輕議題( climate change mitigation )，其認為在政策規劃設計中，就技術面的角度應該是容易達成的，尤其在衝擊評估階段的計算並不困難。然而對於氣候變遷的調適議題( climate change adaptation )，則需要翻轉政策環評目的的思考。其認為OECD (2010) 的資訊可以參考：

一、根據新的氣候變遷預測，政策環評能夠針對目前以及未來的政策、計畫或方案作出獨立性的評估其可能伴隨的衝擊結果

二、政策環評應該要整合不同的氣候變遷情境預測，並據此產生不同的替代方案

三、針對給定的區域，政策環評能夠評估及量化衝擊結果

另外對於政策規劃過程可以思考的環境面向，其認為韌度思維 (resilient thinking) 是需要被整合在規劃過程的，其提供決策者結構性的方式思考社會與環境對於外在的衝擊能力，而能夠再回復到原先狀態的能力的規劃角度。因此未來可以將韌度思維整合在政策環評程序中，並且整合生態系統服務以及環境限制 (environmental limits) 的概念 (Tetlow and Hanusch, 2012 ; Slootweg and Jones, 2011) 。

## 2.6.5 環境思考的挑戰

政策環評制度即是希望政策規劃者能夠在政策規劃過程中，納入環境思考面向，因此環境思考(甚至是永續性思考)如何整合至政策規劃過程相當重要。除了原本的政策目標以外，如何整合環境面的議題？

事實上，環境思考如何整合於政策規劃過程是影響政策環評效益的關鍵因素 (Runhaar and Driessen, 2007; Sadler, 2011; Stoeglehner et al., 2009; Stoeglehner, 2010; Tetlow and Hanusch, 2012; White and Noble, 2013)。整合過程相當重要，且受到決策者對永續性議題的理解、機制、政治脈絡以及政策環評法規的影響 (Stoeglehner et al., 2009)以及公眾參與。

除了2.6.1至2.6.4章節所分析的目前政策環評現況，以及因為不同的政策環評類型，包含衝擊評估導向以及策略導向政策環評之差異所造成之環境思考挑戰外，以下進一步分析其餘可能因素。

### 1. 政策環評操作

在政策環評操作過程中，除了政策規劃過程的限制，公眾參與是另一個挑戰。

在衝擊評估導向的政策環評程序中，範疇界定會議相當重要(Polido and Ramos, 2015)，且是整個衝擊評估程序的起始步驟，並且針對衝擊評估的範疇、項目與指標也都在此步驟完成(World Bank, 2012)。另外，政策環評中的公眾參與也是從此步驟開始，可能會邀請專家或是其餘利益關係人(World Bank, 2012)。換句話說，範疇界定是整個衝擊評估的基礎，並且對於政策規劃者來說，其也是接受參與者意見回饋的好的時間點。因此溝通及公眾參與對於提升範疇界定會議的效益相當重要(Polido and Ramos, 2015)。

然而，根據 Polido and Ramos (2015)對 20 個政策環評案例的調查，目前範疇界定此步驟的效益非常有限，尤其是有限的溝通以及公眾參與的功能，不論是諮詢式工具的應用、公眾參與或是參與者的貢獻，皆很少在政策環報告書上出現。這個研究結論也被其餘研究者(McLauchlan and João, 2012)所支持，其研究發現目前範疇界定中的公眾參與，特別是一般大眾的參與非常有限。整體來說，目前政策環評程序確實包含了公眾參與程序的要求，但是目前其效益是偏低的或不明顯(Rega and Baldizzone, 2015)，且對於計畫的影響也不顯著。

環境問題的解決與公眾參與間的關聯性已被提及(Dryzek, 2000)。根據 Bond 等人研究(Bond et al., 2013)，更多的公眾參與對於元主義(pluralism)是需要的，用以整合不同面向的問題。而在環境評估領域，O'Faircheallaigh (2010)及 Rega and Baldizzone (2015)等人皆認為公眾參與可以讓資訊蒐集變得多元，這個功用在範疇界定會議顯得相當重要。另外談到公眾參與的實質效益(substantive effectiveness) (Gluker et al., 2013)，蒐集的資訊及形成的知識也是形成一個較佳的決策所需要的(O'Faircheallaigh, 2010; Gluker et al., 2013)，例如當地人可以提供的在地環境資訊常常可補足資訊缺口。另外經驗性及具價值觀基礎的知識(Experimental and value-based knowledge)也常能夠用以補足專家知識的缺陷(Connelly and Richardson, 2005; Bina, 2008)。因此為了提升政策規劃中的環境面向思考，政策環評程序應該整合適當的公眾參與，並改善目前公眾參與的功效。

## 2. 環境議題

### ● 環境議題複雜性

目前對於永續性(sustainability)的定義其實並不清楚，不同的利益關係人對此主題常有不同看法。目前有兩種解釋永續性的途徑，一為 three pillar approach 另

一為 integrated concept of sustainability (Dalal-Clayton and Sadler, 2011; Pope et al., 2004)。

前者是較為普遍性對於永續性的理解(Pope et al., 2004)，認為永續性應該均衡且分開獨立考量三種面向，包含了環境、社會及經濟面向在衝擊評估過程中。然而有些倡議者認為這樣的方式等於是認為不同面向間重要性相等，是可以做交換的(trade-off)，這可能犧牲了環境資源來達到社會經濟目標(Rozema et al., 2013; Ekins et al., 2013)。並且這樣的思維下，決策者若要選擇出一個較佳的方案，通常會以多準則決策方式，視各面向權重相等，然而這樣的思維並沒有整合性的考量永續性內涵。因此有研究認為真正的永續性應該更為全面完整的做考量，並有系統性的思考(Morrison-Saunders and Fischer, 2006)。Gibson (2006)提出永續性的數個原則以回應第二種思路，且這些原則並非是獨立的各面向，而是一個原則就已經包含環境、社會或經濟多種面向的意涵以作為永續性評估的參考。例如，社會生態系統整合性(socio-ecological system integrity)作為其中一項原則。

除了永續性定義較為廣泛外，在政策環評過程中如何實際操作永續性也是相當模糊(White and Noble, 2013)。目前政策規劃者及政策環評操作者似乎不知道如何將永續性原則落實於政策環評程序(White and Noble, 2013)。因此一些研究者設計永續性評估架構以作為政策環評的應用參考，Lamorgese and Geneletti (2013)應用七個永續性評估原則以分析義大利的 15 個政策環評案例，這些原則主要修改自 Morrison-Saunders and Hodgson (2009) and Gibson (2006)所發展出的架構，其包含了相當廣泛的永續性原則。然而，也有一些研究認為在政策環評中若涵蓋太多的永續性面向，可能反而會影響環境面向思考的占比，帶來反效果(Morrison-Saunders and Fischer, 2006; Therivel et al., 2009)。

所以究竟永續性的思考是否應該包含極為廣泛的各種定義?包含各種環境、社會或經濟面向，或是在評估時應該首先強調環境的面向? 這問題或許可能會依據不同的政策目的或不同利益關係人的討論而有不同的答案，也就是會依據需求而定。永續性的操作及在政策環評中的體現方式，應該要回應政策目的。White and Noble (2013)，及 Wu and Ma (2018)也同時建議，政策規劃過程及政策環評流程的整合相當重要，並且不論是政策環評的目的還是政策目標都應該在整個程序的前期達成共識，這個過程是程序整合的過程。對於衝擊評估導向的政策環評來說，由於政策規劃過程與政策環評程序是獨立的，因此在程序前期個利益關係人

並沒有討論環境面向或永續面向的機會，也不確定在後續的政策環評要如何整合。然而，策略性導向政策環評有更多潛力來完成這件事，在程序整合的過程中，以納入環境整合規劃的共識。

### ● 機制的挑戰

有研究提及機制或制度上的限制影響環境思考，例如(Jha-Thakur et al., 2009)。例如，政府缺乏將環境思維融入政策規劃過程的意願。此外，在許多政策環評案例中，政策制定者僅將政策環評視為僅僅法規上的需求，沒有思考是否對政策帶來正面的影響。因此這樣的作為並沒有善用政策環評所帶來環境整合的效益。Li 等人 (Li et al., 2016)以中國的政策環評案例調查為例，關於政策環評的效益所遇到的挑戰，其中一項為目前環保部門其聲音或權力相較經濟發展單位來的小，造成環境議題不被重視。而上述這些體制相關的問題，皆不是在短期內發生，並且與每個國家的特定制度脈絡相關，因此也很難在目前政治體制下做大幅度改變。

Fischer (2007)指出，既定的常規、態度或是看法可能會通過互動的公眾參與而改變。Jha-Thakur 等人 (Jha-Thakur et al., 2009)也指出，互動學習是促進上述意見的基礎。另外，Jha-Thakur et al. (2009)及 Stinchcombe and Gibson(2001)建議持續性的改善決策以及於個人或組織上對學習的強化，是兩個有助於將環境思考整合至政策規劃的關鍵元素。雙迴圈學習(Double loop learning)是組織學習中的一個概念，代表著當某個錯誤發生後，因而調整行動背後的治理因素，像是文化因素整個劇烈翻轉。因此政策環評中的學習過程是制度上的限制能夠大幅改變的關鍵因素。

除此之外，學習過程也是政策規劃能否有實質的改變的關鍵因素，Kuldna et al. (2015)及 Sheate and Partidário (2010)談到了知識仲介(knowledge brokerage)的概念來解釋政策規劃改變或納入環境考量的關鍵，也就是從資訊轉移到知識的過程相當重要。

知識仲介的核心功能為促進利益關係人間的知識轉移(knowledge transfer)與知識交換(knowledge exchange)，以政策環評程序來說，相當具有潛力成為此功能發揮的平台(Kuldna et al., 2015; Sheate and Partidário, 2010)。對於政策規劃者來說，單純環境資訊蒐集並不足夠，因為只有轉環城環境知識，才有可能對政策規劃造成效果。知識才是造成政策單位整合環境思考至政策目標，進而改變原有政策目

標的關鍵。而關於知識仲介的技巧，也就是轉換關鍵的方法需要廣泛的公眾參與，包含區域性工作坊、策略性方案討論、信任感建立等(Sheate and Partidário, 2010)。雙向溝通對於公眾參與程序也相當重要(Illsley et al., 2014; Wu and Ma, 2018)，透過好的學習過程，公眾參與才有可能導致政策或是社會選擇的實質改變(Mah and Hills, 2014; Stirling, 2005)。

過去，一般在考量甚麼是好的政策規劃過程中的公眾參與時，多半會從民主以及賦權角度分析(Webler et al., 1995)。然而也以求他研究者認為團體中的學習(group learning)也應該被考慮(Fiorino and Laird, 1990)。另外，Webler et al. (1995)等人則定義學習為社會學習(social learning)，並且強調社會學習過程中的溝通及溝通過程。因此從以上文獻可知，政策規劃中的公眾參與的效益，多半與「人」的因素的影響，尤其是溝通及社會學習效果。

### 三、研究方法

本研究的基於兩個研究目標：目標一、政策環評衝擊評估改善；目標二、政策環評環境思考改善，因此以下內容敘述包含兩個主要研究方法。3.1 章節為生命週期衝擊評估方法與政策環評流程的整合，此章節說明整合性的評估流程應用於目標一之改善；而 3.2 章節為深度訪談法，應用於目標二之促進政策環評的環境思考的探討。

## 3.1 生命週期衝擊評估方法與政策環評流程的整合

### 3.1.1 政策環評流程主要程序

一般衝擊評估導向的政策環評會有數個步驟來實現評估政策、計畫或方案的环境衝擊(或更廣泛的永續性衝擊)為目的。而真正的政策環評啟動時間點依照不同政策環評執行單位有所不同。以能源政策來說，啟動時間點在政策規劃階段，接著依序召開範疇界定會議，衝擊評估階段、以及初稿完成後的公開分區說明會。而政策環評的執行者為能源局。以下主要描述主要步驟的執行內容細節。

#### SEA step 1: 政策規劃階段

政府單位在此階段會同工業研究院及台灣綜合研究院討論政策目標。工研院主要負責未來的發電量估算，台綜院則與能源局就每年的發電量情境分配細部的發電配比。以往在政策環評制度沒有引進之前，能源政策的考量以提供足夠電量為目標，並不太會考量環境議題，也不會實際量化評估各種能源種類的環境衝擊。然而目前在政策規劃的整合環境思考過程中仍存在挑戰，除了政府治理機制以及政策環評程序(Pope et al., 2013; Tetlow and Hanusch, 2012)，缺乏適當的政策規劃方法也是問題。

#### SEA step 2: 範疇界定會議階段

此步驟對於政策環評程序極為關鍵，在台灣政策環評法規規範中有針對不同環境議題列出相關衝擊評估項目、及指標。因此評估方法以及評估範疇應在此時間點決定，而範疇會議會影響後續的衝擊評估的進行方式及內容。此階段也是在政策環評程序中，第一個時間點對外公開的公眾參與會議，雖然名單仍是屬於邀

請性質，也就是由政府單位擬定來邀請，但已經有專家及政府部門以外的人可以共同參與發表意見。目前主要限制為在單次的範疇會議中通常很難聚焦討論，而達成方法、範疇或是評估項目上的共識。且政府通常會簡化範疇會議的操作，以較節省人力方式辦理，而非詳實考慮範疇會議欲達成目的。



### SEA step 3: 衝擊評估階段

接續上一階段範疇會議的結果，此階段開始正式評估各替代方案的環境衝擊，及社經衝擊。評估完成後，依照政策環評規範作成矩陣表比較各方案優劣。有許多質化或量化的評估方法可以在此階段選用，通常可以借助其他領域以發展的成熟評估方法，例如工業生態學領域的生命週期評估，或健康風險評估。以及若空間規劃的需要，可以藉由地理資訊系統作空間上的評估。決策者以及環境評估專家應該依照政策特性、欲達成目標，以及每一種衝擊評估方法的特性來選擇適當的方法(Finnveden et al., 2003)。早期的政策環評常選擇較質化的評估方法，例如：專家判斷或是矩陣法等，然而近來台灣的政策環評案例會希望得到明確的衝擊評估資訊，也較容易或幫助決策，因此量化的評估方法也漸漸整合至政策環評中。

### 3.1.2 生命週期評估整合政策環評程序

以下圖 3.1 為生命週期評估方法與政策環評程序的整合流程，綠色及橘色圓圈分別為政策環評程序以及生命週期評估步驟。左側藍色方塊為生命週期評估整合過程提供的元素，而右側紫色方塊為此各階段的參與者。由於政策環評除了衝擊評估元素，也同時擁有公眾參與元素，因此此整合性流程描述此兩部分內涵。

#### 一、政策規劃階段(Policy planning)：

生命週期評估第一個階段：目標及範疇定義(goal and scope definition)在此階段可以整合除了原本政策目標以外的環境議題或目標的想像，生命週期評估專家在此階段應與政策規劃部門一同在彼此目標下，共同討論及規劃出適合的政策目標。以政府部門以往經驗來說，環境議題是其較不熟悉一塊，因此若此階段政府部門單獨要規劃出具環境思考的政策目標，有其困難度。因此若以目前政府規劃的傳統的政策模式來說，也就是只找專家單位，應至少在原本的能源及經濟專家

外，與環境專家共同合作。而若採用生命週期評估方法，生命週期評估的專家或顧問單位應於此早期階段進入政策規劃程序以擴大環境議題及思考的視野。另外，此階段 LCA 中的功能單位概念也可於此階段引進，擴大對整個政策系統的討論。且功能單位決定後，初步的環境資訊可以開始蒐集。



## 二、範疇界定會議階段(Scoping)：

兩方法整合後，此階段的目標應在於就生命週期評估原本在範疇評估的內涵，以提供範疇會議實質的幫助。事實上，生命週期評估的範疇界定在學術研究上，已建立非常豐富的衝擊評估項目可供選擇與討論。例如早期的美國的 TRACi 資料庫，IMPACT 2002+ 資料庫，以及較近期的 ReCiPe 資料庫，都涵蓋不同環境議題評估時所需要的評估項目以及指標。從代表空氣汙染評估的酸雨、懸浮微粒效應及光化學效應；水汙染的優養化議題；或是造成生態系統衝擊的重金屬危害議題等，數個 LCA 資料庫已提供許多背景資訊可參考。另外，LCA 同時以供範疇界定階段不同的想像，其主要的搖籃到墳墓或搖籃到搖籃概念(cradle-to-gate or cradle-to-cradle)，可以擴充原本可能只限於國內汙染管理的想像。通常在 LCA 操作過程，範疇邊界可能是只由專家來決定，然而在整合程序中，其範疇邊界應可由 LCA 專家、決策，或是其他參與團體來共同決定，此差異也可能增加 LCA 資訊的透明度。

## 三、衝擊評估階段(Impact assessment)：

基於前面兩階段的結果，包括政策規劃階段的政策目標以及功能單位的決定，與範疇界定階段對於評估項目、評估指標及評估邊界的共識。環評評估專家在此階段可以開始蒐集汙染物排放資訊，以及利用生命週期衝擊評估方法來計算其環境衝擊。評估完成後，對於 LCA 衝擊結果的闡釋很重要，應用在政策環評主要是方案的比較、與決策者共同討論出所需要的資訊，以及後續的減輕對策研擬。如果更進一步，也可以將衝擊評估結果往前回饋至政策規劃，以優化或重新設計出新的替代方案。然而回饋評估結果甚至再重新研擬規劃方案可能會有政策推動時間延遲的問題，通常很難以達成。與質化評估結果相比，量化資訊可以提供較多元的資訊，決策者較容易實際判斷各方案優劣。

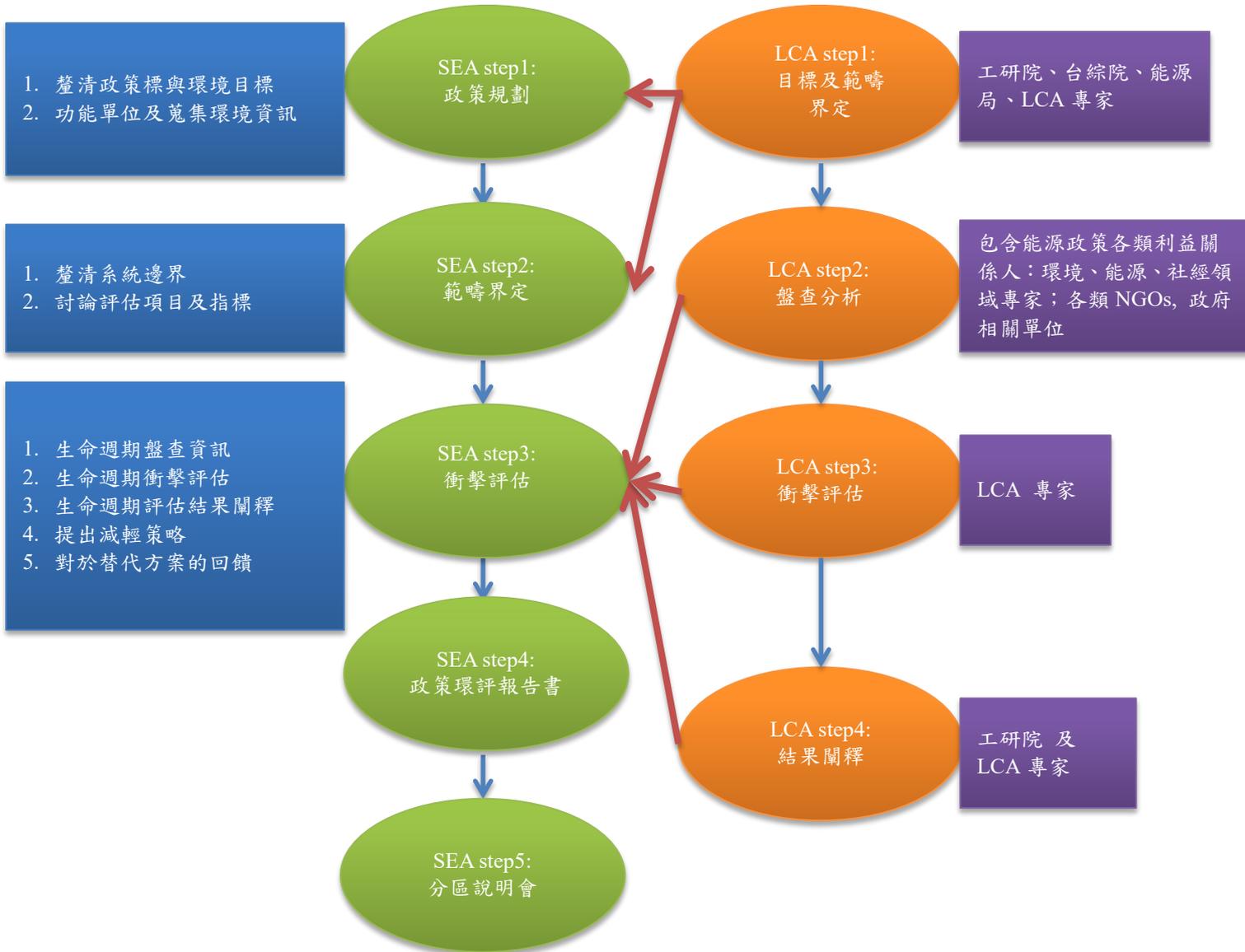


圖 3.1 生命週期評估方法整合於政策環評之流程圖

### 3.2 深度訪談法：如何促進政策環評的環境思考於政策規劃過程

本研究目的為分析整合政策環評與能源政策中可能的挑戰。由於有諸多因素可能影響整合過程，因此探索政策環評操作者以及利益相關人對於過程的想法相當重要。因此，本研究首先決定誰是利益相關團體，誰與本個案分析最為相關，進而篩選出受訪者。接著決定以半結構式訪談(semi-structured in-depth interviews)來進行研究，因為相較於以問卷調查進行，雖然樣本數較少，然而可以獲得更深入的回答，而非僅是較為表面式的數據歸納。此研究方法對於個案分析甚為重要，因為個案分析會以深入探討為目的，而非獲得普遍式的現象。另外此方法適合探索諸如：態度、價值觀、或是受訪者動機等回應(Barriball and While, 1994)，以及對於“為什麼”等問題，但非得到“有多少”數量上的回答(Fylan, 2005)。在半結構式訪談過程中，提問問題可以被允許做改變，且可能因為受訪者的不同背景或當下情況有所差異而不同，會強調基於個別經驗。因此，半結構式訪談適合探索更為複雜的研究問題(Fylan, 2005)。

訪談者包含能源政策以及政策環評相關的利益關係人，總共有21位來自不同領域的人參與訪談。如下表3.1所示，受訪者包含政府部門、法律專家、能源政策專家、環境專家、政策環評專家、社會科學專家、環境NGO團體以及顧問單位。能源政策環評的核心參與者皆受訪，包括了能源政策規劃的專家以及範疇界定會議參與者。訪談時間從30分鐘到兩小時不等，依照當時受訪情況而定。

表 3.1 本研究的受訪者

政府單位 (n=4)	環境 NGO (n=4)	顧問單位 (n=6)	專家學者 (n=7)
1. 政府單位(A)	1. 環境 NGO (E)	1. 政策顧問單位 (I)	1. 能源專家學者 (O)
2. 政府單位(B)	2. 環境 NGO (F)	2. 政策顧問單位 (J, K, L, M)	2. 法律專家學者 (P, Q)
3. 政府單位(C)	3. 環境 NGO (G, H)	3. 顧問公司(N)	3. 環境專家學者 (R, S)
4. 政府單位(D)			4. 政策環評專家學者(T)
			5. 社會科專家學者學(U)

資料來源：本研究彙整

半結構式訪談依循概念架構(conceptual framework)，能源開發政策環評中政策規劃過程所遇到環境思考的挑戰可以分為三大層面：政策規劃過程、政策環評操作過程與環境議題。在半結構式訪談中，訪問問題可以依據不同的訪談者依據當時情況或不同背景作調整，以更貼近訪談目的。以下為四個訪談階段的詳細說明，描述受訪者的篩選理由以及訪談目的。

- 一、先針對核心的能源政策規劃者訪談，包括政府單位(A)，與政策顧問單位(J, K, L, M)(此單位訪談四位)與政策顧問單位(I)的受訪者，了解目前政策規劃的現況，以及政策規劃過程各利益相關人扮演的角色、所遇到問題、對政策環評制度的想法，以及整合環境議題的挑戰。
- 二、針對能源議題訪談相關利益關係人，由於目前能源議題中有爭議性的議題也導致了政策環評流程無法順利進行，因此對相關問題作探討。這階段訪談相關的NGO組織。這三個團體皆有參與過範疇界定會議，並且長期關心能源議題，且與政府皆有相當多的溝通經驗。另外，由於這三個團體立場不同，因此可以就不同的聲音了解其對能源政策以及政策環評的看法。如表3.1的編號所示，環境NGO (E)對於核能持較中立的立場，且比較以自然資源保育方式的角度切入來看能源政策。環境NGO (F)則是長期反對核能，環境NGO (G,H)(此團體訪談二位)則是擁護核能。同時，我們也請教了相關領域的專家，以作為能源領域或政策環評領域不同的聲音(在政府部門以及NGO團體以外)。包含能源、法律、環境、政策環評及社會科學等專家，每個領域至少一位。
- 三、最終，由於政策環評中的環境思考問題與制度流程相關，因此我們也訪談了其他也參與過政策環評經驗的政府部門，包含政府單位(B)、(C)與(D)。了解這些部門在執行政策環評時，是否有與政府單位(A)不同的經驗，以及不同部門間的溝通問題。這些經驗可能包含公眾與經驗、政策規劃經驗、政策環評的理解等不同面向，而這些不同之處也藉由半結構式的訪談於現場作調整。另外，研究中也訪問了顧問公司(N)，這家公司也擁有七個政策環評案例執行的經驗，因此對於政府部門間的制度問題，以及政策環評制度也都了解頗深。
- 四、研究後期也對於政府單位(A)及政策顧問單位(J, K, L, M)(此單位訪談四位)作了第二次訪談，了解政府部門或主要的政策規劃者是否可在政策環評經

驗中有任何的學習效果。特別是此案例從 2007 年開始，中間經過政黨輪替(第二次訪談時，當時的政黨也已經是民進黨政府)，因此政策規劃者對於政策環評制度的未來發展，或許有不一樣的想法。

訪談過程著重在以下幾個議題：

1. 能源政策的規劃過程
2. 政策環評的目的以及理解狀況
3. 政策規劃過程中的環境思考(environmental thinking)
4. 整合環境議題的挑戰
5. 政府部門間的合作及溝通
6. 政策環評中公眾參與的應用
7. 目前政策環評相關規範的挑戰

訪談後，開始謄打逐字稿，並以模板分析法(template analysis)分析訪談內容，整個研究方法流程圖如圖 3.2 所示。

根據 Miller 與 Crabtree 於 1992 年針對資料分析的分類(Miller and Crabtree, 1992)，目前的質性資料分析大分為四大類：準統計式(Quasi-Statistical Analysis)、模板式(Template Analysis)、編輯式(Editing Analysis)以及融入/結晶式(Immersion/Crystallization Analysis)。張芬芬(2010)針對上述四種作法進一步分析，其認為此四種資料分析程序，以「準統計式」標準化最高，由於此分析方式的類目已先預訂，再針對文本作分析，因此架構無法更動。而「模版式」與「編輯式」分析居中，其雖然也有預定的架構，但較具彈性，可以允許在分析內文時依據需要作更動。另「結晶式的分析」方式則是最為直覺，其分析的架構通常不是從邏輯推演中而得，而是以直覺方式浮現。

模板分析方法相較於準統計式(Quasi-Statistical Analysis)分析法來的開放(Miller and Crabtree, 1992)，並且可以在初步模版架構決定後，可依據分析需要再作修正。本研究的模板來自於實際參與能源政策環評過程的觀察、文獻閱讀。完整的訪談文本分析流程請參考圖 3.3，其步驟參考 Brooks 等人於 2015 年之研究的模板分析法內容(Brooks et al., 2015)。

另外 Miller 與 Crabtree(1999)認為，文本要採取何種方式分析並沒有定論，要視研究問題，目前的研究成果而定。若研究成果不多，且分析者的思考較富創意，可以採取更詮釋式或整體直覺式的分析方式；若是目前研究成果較多，已有

既定的架構，則可以採取更為架構的分析方式，如：準統計式。依據張芬芬(2010)對國內質性研究觀察認為，雖然研究文章中不一定會宣稱，然目前大部分的研究採取模板式分析方式為最多。

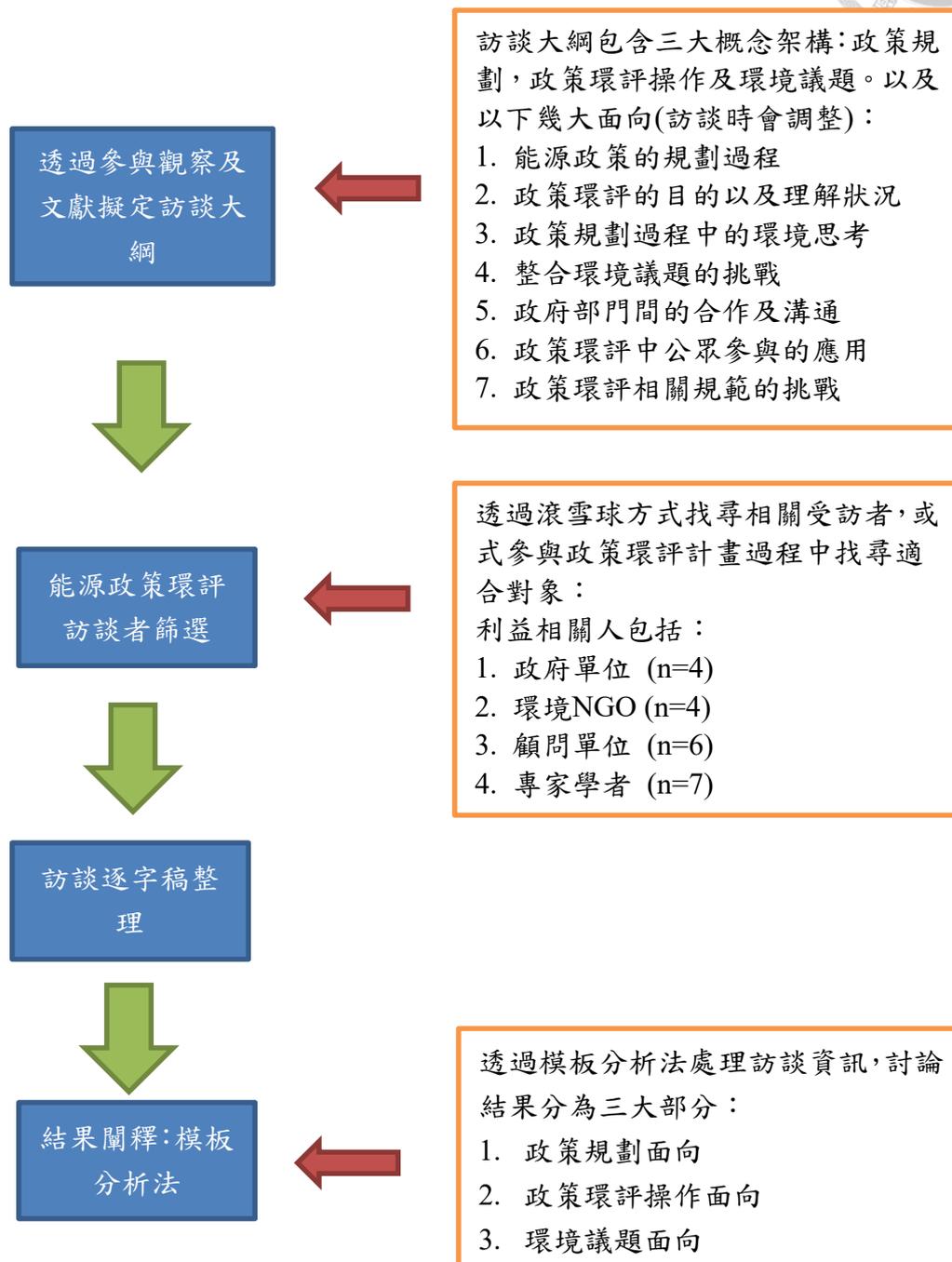


圖 3.2 研究方法流程圖

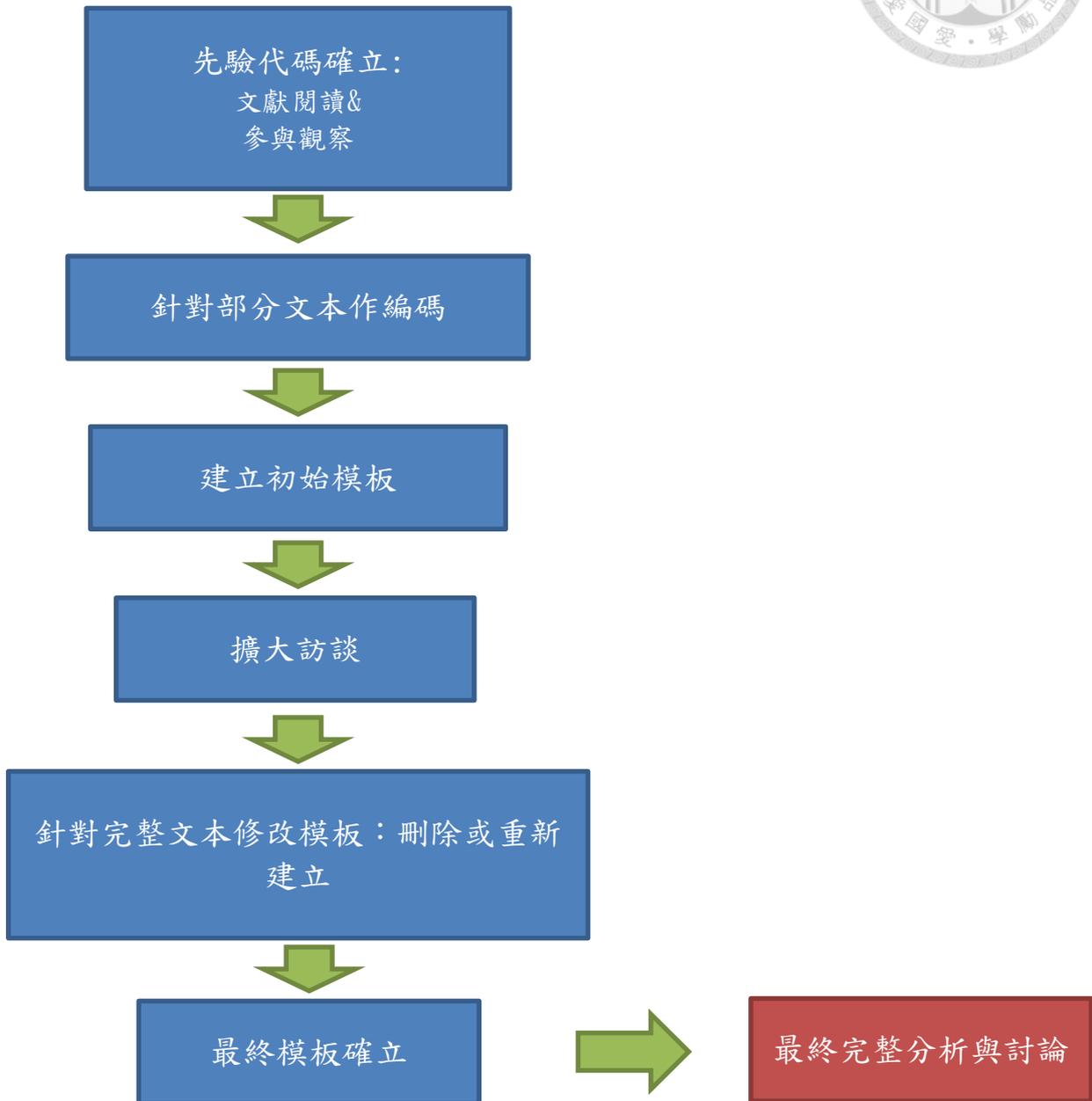


圖 3.3 訪談文本模板式分析流程圖

#### 四、案例分析

本研究選定台灣的能源政策作為政策環評案例分析，雖然能源政策環評啟動時間是 2007 年，但是因為 2011 年福島核災發生，因此在核災疑慮以及國內外核能情勢的氛圍下，當時此案撤回。之後僅持續內部討論方式以及蒐集相關的能源及環境資訊，但一直沒有重新推動能源政策環評程序的規劃。

後來鑒於 2014 年底至 2015 年初進行的全國能源會議無法得到各界共識，因此能源局與相關幕僚單位規劃能源開發政策，擬以不同的能源配比方案，評估其能源、社經及環境各面向之衝擊，以供後續能源政策方向決策參考，並重新推動能源開發政策環評程序。因此此計畫為馬政府時代的能源政策規劃，相比於目前的蔡政府的能源政策，當時核能方向仍未決定，因此是以公投作為核四運轉與否的依據。後續蔡政府時代的能源政策並無進入政策環評程序，也無法作為本案的研究對象，因此本研究是參考馬英九政府時期所規劃之台灣能源政策(最新版本且有進入政策環評程序的能源政策)作為政策環評研究基礎。

此政策設計所包含的政策規劃專家包括能源局，工業研究院 (ITRI) 和台灣研究院 (TRI)。能源局及台綜院主要負責政策方向及目標，本政策也應用了 3E 原則作為政策目標的規劃方式，包含經濟發展(economic development)、能源安全(energy security)及環境保護(environmental protection)。而工研院則是負責未來經濟發展 GDP 的預測以及能源模型的開發，模型用以電力細部裝置容量規劃的計算。而計算完的電力裝置容量與電力配比，會再經過台綜院與能源局的確認跟調整，以作為最終方案內容。第一版的能源開發政策環評報告書於 2015 年完成，並於 2015 年 12 月於北、中、南與東開了分區說明會，民眾於說明會上可以針對說明書內容發表意見。

參考國際上普遍以 20 年進行國家能源開發規劃之作法，本案規劃時程訂為 2016~2035 年，每 5 年為 1 期進行評估，同時參考未來國際火力機組發展趨勢、再生能源可商業化技術進步、市場滲透及成本下降趨勢，規劃能源開發政策技術發展進程與趨勢。

能源為人類活動之衍生性需求，能源消費與人口及經濟成長息息相關，節能措施推動成效大小亦會影響需求。基此，本能源政策考量過去 10 年(2005~2014 年)需電量年均成長率為 1.8%，並考量經濟成長及各界落實節能程度之不確定性，

以 2013 年能源開發政策總體能源需求推估結果為基礎，依高需求、中需求、低需求情境，推估未來能源需求，詳如表 4.1。



表 4.1 2016 年至 2035 年能源需求情境設計

情境	情境意涵	需電量年均成長率
高需求	2005~2014 年需電量年均成長率為 1.8%，考量 GDP 長期樂觀且維持現有節電努力，需電量將會增加，規劃需電量年均成長率規劃為 2%。	2.0%
中需求	2005~2014 年需電量年均成長率為 1.8%，考量 GDP 長期樂觀且積極推動節電措施，預期需電量成長趨緩，規劃為 1.5%。	1.5%
低需求	考量 GDP 長期溫和，且厲行嚴格節能減碳政策及產業結構調整，預估需電量將抑低至 1.0%。	1.0%

資料來源：經濟部能源局(2015)

三種需求情境下，並分別對應六種替代方案(四個政策目標，與公投是否通過)，因此總共包含 18 個替代方案，而最終的替代方案選擇是以中需求情境的電力預測為主，因此與後續的分區說明會時，政策環評報告書中呈現的也是中需求為基礎的六個替代方案。

四個政策目標為：一、穩健減核；二、非核家園；三、最低發電成本；四、最低碳排放。另外由於當時馬政府時代的核能目標尚未定案，決定以公投方式來確認結果。因此政策目標三與政策目標四又分別分出兩個替代方案，也就是公投通過與否，也因此每種電力需求情境底下都有六個替代方案(表 4.2 中以 C1~C6 代表)。

依循 3E 法則作為政策目標設計基礎，所有方案皆是符合能源安全目標，不論是高需求、中需求或低需求均需提供足夠的電力。方案詳述如下表。

以方案一與方案二為例，此兩方案的目標是為了解決核能爭議，也同時各代表不同政黨的能源政策方向。方案一為穩健減核目標，也是馬政府時代的方向，而方案二為非核家園，代表民進黨的能源方向。事實上，兩方案的核一至核三均是以不延役為主要方向，唯一差別是核四是不要作為未來能源選項之一。

方案三與方案四則是以經濟發展為目標，因此力求最小化發電成本。在能源組合選擇上，會以選擇傳統的技術成熟機組作為考量，像是燃煤發電廠等選項，但也可能因此帶來汙染。

最後，方案五與方案六則是以環境保護為目標，因此發電技術會選擇排碳量較少之技術選項，像是新型天然氣電廠來取代燃煤機組的興建，以補足發電缺口，然而這樣選擇發電成本較高。





表 4.2 六個能源政策替代方案內容與能源排序

排序	能源類別	選項內容		選項內容		選項內容	
		方案 1(C1)	方案 2(C2)	方案 3(C3)	方案 4(C4)	方案 5(C5)	方案 6(C6)
1.	再生能源	於 2035 年擴大裝置容量達 18,734MW。		於 2035 年擴大裝置容量達 18,734MW。		於 2035 年擴大裝置容量達 18,734MW。	
2.	核能	既有核電廠		核一、二、三不延役。		核一、二、三延役。	
		核四廠	核四經過公投後，在安全無虞情況下商轉。	核四經過公投後，結果不商轉。	核四經過公投後，在安全無虞情況下商轉。	核四經過公投後，結果不商轉。	核四經過公投後，在安全無虞情況下商轉。
3.	燃氣	依 2014 年穩建減核政策規劃，2030 年天然氣使用量 2,000 萬噸目標下，持續擴大天然氣使用，2035 年供氣上限為 2,600 萬噸。(發電用天然氣達 2,250 萬噸)		維持現有供氣量未新增		參酌 2014 年穩建減核政策規劃，2030 年天然氣使用量 2,000 萬噸目標下，彈性使用天然氣。	
4.	燃煤	彈性使用燃煤發電，以因應新增用電需求。		彈性使用燃煤發電，以因應新增用電需求。		不新增裝置容量。	

資料來源：整理自經濟部能源局(2015)

## 五、結果與討論：衝擊評估改善

本章節的 5.1 至 5.3 部分為能源政策環評案例分析，探討如何將生命週期評估方法納入政策環評流程，著重於方法程序的整合以及評估結果探討。



### 5.1 政策規劃步驟

#### 5.1.1 環境影響評估法規規範

於“政府政策評估說明書作業規範”第四條針對替代方案作出說明：係指為達成政策目標所規劃各種方案之比較分析。前項之比較分析應考量環境、經濟及社會等因素，選定較可行或較優之方案，並針對各項方案，說明選定結果。

#### 5.1.2 政策環評操作現況

政策環評的主要目的為在政策規劃過程納入環境思考，甚至成為政策目標，因此在能源政策規劃程序中，此目的如何被彰顯是重要的。以下針對政策規劃過程生命週期評估主要貢獻的兩個階段來說明：一、釐清政策目標；二、初步環境資訊蒐集。生命週期評估貢獻在於環境專家可以輔助決策者釐清環境目標的需求，以及環境目標與其他目標的關聯性。目標確定後，基於功能單位的確認，因此整個系統的初步的環境衝擊資訊可以開始蒐集。

##### a. 定義目標及範疇—於政策規劃過程討論關鍵環境目標

對於能源政策規劃，政府在考量電力供應過程，主要考量三點：一、已經在建造的發電廠；二、已經通過個案環評的電廠環評案件；三、在政策規劃的期程內（2016~2035）可能會除役的發電廠。基於電力需求，未來電力缺口由能源政策規劃來填補。由於不同政策目標，不同的替代方案中對於使用的能源科技會有不同的排序。以替代方案一為例，電力需求會優先選擇再生能源（水力發電、太陽能、風力發電及生質能），接著是核能，接著依序為天然氣、及燃煤電廠。

目前政府對於能源政策目標的規劃原則是基於 3E 原則，也就是環境保護、能源安全及經濟發展。且所有替代方案都基於能源安全的目標，也就是滿足基本的電力需求。

替代方案一與替代方案二的規劃目的為解決核能爭議，此兩個方案共同目標是在於未來要將台灣的核能除役，逐漸邁入非核家園。而不同之處在於，核四發

電廠是否成未來的能源選項。這兩個替代方案也分別代表國民黨政府的能源政策方向，以及民進黨主張的能源政策方向。

替代方案三與四則聚焦在 3E 目標中的經濟發展原則，因此在替代方案設計上，是以選取較低發電成本的發電種類選項為主要目標，以發展成熟的能源科技為主。

替代方案五與六聚焦於 3E 目標中的環境保護原則，替代方案設計上，是以選擇對環境較友善的發電種類選項，而本政策對於環境目標則是以低碳排放為核心內容。

核能議題在台灣是個極具社會爭議性議題，其中牽涉到價值觀發展上的爭議，以及科技上的爭議，在當時社會氛圍下，政府決定以公投方式來做出核四未來是啟動發電的決定。因此在替代方案二、四及六，則是以若核四不通過可以啟動的公投結果作為替代方案內容。在替代方案一、二，核一、核二與核三並不規劃延役，而在替代方案三、四、五及六中，核一、核二與核三皆延役以符合政策目標。

而在替代方案中，最低碳排放成為四個政策目標中唯一的環境目標主要原因為近年來溫室氣體排放成為國際上重要議題，從 1994 年生效的聯合國氣候變化綱要公約到 2006 年生效的京都議定書，以及 IPCC 發表的科學報告開始，國內也於 2015 年三讀通過溫室減量管理法，且於 7 月 1 日總統令正式公布施行。因此替代方案五與六為最低碳排放目標。另外基於未來的經濟成長預測、可行的節能措施以及穩定供電的考量下，能源局與相關顧問單位也訂出三種可能的經濟成長，分別為高、中、低成長，而有不同的電力需求量。因此總共為 18 個替方案。

政策中的功能單位為每年的發電量(kwh/yr)，因此可作為方案間的環境衝擊比較基礎。而對於未來電力的預測則是基於未來經濟發展預測以及相關的能源節約措施。

**表 5.1 政策目標、替代方案及環境思考**

政策目標	替代方案	是否整合環境議題
1. 穩健減核	C1: 逐漸減少核能 依賴最終不使用核能	無
2. 非核家園	C2: 於 2025 年建 立非核家園，不使 用核四	無
3. 減少發電成本	C3: 減少發電成	無

	本，同時啟用核四	
	C4: 減少發電成本，不啟用核四	無
<b>4. 達到最低碳排放</b>	C5: 減少碳排放，同時啟用核四	有 LCA could contribute by calculating carbon emissions
	C6: 減少碳排放，不啟用核四	有 LCA could contribute by calculating carbon emissions

資料來源：本研究彙整

#### b. 初步環境資訊蒐集 – 作為選擇對環境衝擊較小的能源技術種類之基礎

六個替代方案中，再生能源皆涵蓋了水力發電(抽蓄水力、水庫式、川流式水力)、生質能源、太陽能、以及風力發電。然而限於台灣土地資源有限，因此未來台灣將不會興建大型水力發電廠，較不會用到土地資源的川流式水力會為微幅增加裝置容量。另外，由於食物供給的挑戰，台灣發展生質能源較為困難，且發展生質能源也牽涉土地資源問題，因此未來生質能源也不會是再生能源的主要來源。

因此，再生能源裝置容量在替代方案 C1-C6 主要由上述提及的太陽能(屋頂式及地面式)及風力(岸上及離岸)供應，少部分為生質能源及水力發電。而本研究在評估再生能源環境衝擊時，排除生質能源的環境衝擊部份，由於此部分主要由另一個環保署執行的政策環評案例評估，且由於每個替代方案的生質能源占比均相同，因此不影響方案間的衝擊評估比較。

於所有替代方案中，二氧化碳排放是目前政府的優先環境議題。基於政策目標，再生能源在發電階段沒有二氧化碳排放，而核能發電在此階段也沒有二氧化碳排放，然而核能有安全上的顧慮以及核廢料處理議題未解決，因此在方案五與六，能源選擇上的排序以再生能源優先，之後為核能發電。另外，由於再生能源為政府面對能源轉型最優先的發展目標，因此在其他方案也都是將再生能源列為排序第一位。預計在 2035 年再生能源的裝置容量為 18734 MW。

在替代方案三與四，目標為最低發電成本，因此核一、核二與核三廠皆會延役，因為核能屬於發電成本較低的能源種類。另外天然氣發電成本較高，因此此兩方案中的天然氣的裝置容量不提升。而發電缺口由燃煤發電補足。

在替代方案五與六，目標為最低碳排放，因此核一、核二與核三廠皆會延役。

由於天然氣發電的碳排放較燃煤發電為低，因此燃氣發電將增加裝置容量，而燃煤發電不增加。

最後在替代方案一與二，唯一的差異為核四廠未來是否營運，而核一、核二與核三廠皆會如期除役。兩個方案的發電缺口皆會由燃煤發電以及燃氣發電來補足，可以預期的是方案二的燃煤或燃氣發電量較方案一來得多。

表 5.2 因應不同方案目標不同能源之排序

替代方案	再生能源	核一、核二、核三	核四	天然氣	燃煤發電
C1	1	2 (不延役)	2 (公投通過)	3 (彈性增加)	4 (彈性增加)
C2	1	2 (不延役)		3 (彈性增加)	4 (彈性增加)
C3	1	2 (延役)	2 (公投通過)	3 (不增加)	4 (彈性增加)
C4	1	2 (延役)		3 (不增加)	4 (彈性增加)
C5	1	2 (延役)	2 (公投通過)	3 (彈性增加)	4 (不增加)
C6	1	2 (延役)		3 (彈性增加)	4 (不增加)

資料來源：本研究彙整

### 5.1.3 LCA 對替代方案的貢獻

#### a. 政策目標的環境思考

在這份 LCA 的貢獻在於將環境衝擊量化，誠如一位台綜院受訪者所說，在沒有引進政策環評制度前，政策規劃雖然因為當時國際對於減碳的氛圍開始慢慢興起(如前所述)，因此能源局的綜合企劃組也就是主要負責整合能源局各組室能源業務，在周全考量後並規劃較完整的能源政策的主要單位，也會有比如說清潔生產的概念，或是使用較低碳能源的規劃。然而受限於當時沒有量化的數據，因此實際上能帶來多少的環境效益並不明確。

而生命週期評估對於能源方面的研究算是各領域中蠻成熟的領域，因此有明確的數據可以在政策規劃初期就參考。當然決策者能否理解，或是要整合這些數據到政策內容多深入是需要更多案例來研究，然而至少是具有足夠的背景資訊可參考。除了對於環境資訊的理解程度，政府單位也應該在此階段著手與 LCA 專家或是其他環境專家開始合作並達到有效的溝通，共同討論出較為永續的政策目標，或是就環境議題討論得更為深入，而非仍以單一面向的政策目標為思考。能源安全是最基本的目標，然而如何有效的將能源安全與其他環境生態目標整合，

掌握關鍵環境議題，應該是在此整個政策環評早期階段政府機關即應開始啟動。如此一來，除了目前的替代方案五與六的減碳方案，可能可以再有其他永續性議題提出，而規劃出其他的替代方案目標。

然而如上述的內容須有賴於未來部門間更多的溝通與合作，並且能夠暫時放下本位主義思考，嘗試將不同部門間自己原先的責任(例如：能源局只負責供電義務，而環保署則是環保義務)整合再一起，畢竟政策環評原先的內涵即在於擴大政策規劃的內容以及思考範疇，而這樣的過程肯定會與原先政府部門的業務責任有一定的相衝突。且政策環評此制度雖與環保署的業務最為相關，然而其政策規劃過程的制定卻是其他政府部門的政策規劃責任，因此單位業務的整合確實是必要的，有助於推動政策規劃的環境思考。

#### b. 功能單位

將”功能單位”納入政策規劃階段中，則可反映決策變數對整體系統之影響。本政策整合 LCA 方法於政策環評，因此功能單位可以在此階段考量，並且相關的環境衝擊資訊可以從此階段初步被蒐集。

有兩個優點將功能單位整合於政策規劃階段：

##### 1. 促進整合替代方案規劃程序以及政策環評程序：

一般來說，政府部門並沒有耐心理解或執行整個政策環評過程，或僅僅將之視為法規必須作到的事情，因此對於政環評的操作，是否該與政策規劃流程整合不會在意。換句話說，目前許多案例政策環評流程與政策規劃流程並沒有整合，然而整合的效益有助於政策規劃納入環境思考。因此，需要一個契機來使得兩個流程有機會在政策規劃早期銜接。而功能單位的討論，有機會成為環境團隊早期與政策規劃單位整合的橋樑，因為功能單位的設定決定整個政策的系統邊界，以及方案間比較的基礎。因此功能單位的討論有助於強調政策規劃策略性的功能，以及加強兩個獨立單位溝通功能。良好溝通的要素在整合的過程中相當需要。

##### 2. 促進替代方案規劃中的環境思考：

決定功能單位後，政策環評團隊可以開始蒐集相關的生命週期評估關於能源技術或是能源政策的研究(如：Hertwich et al., 2013)，並且可以在政策環評早

期階段由政府單位及其於政策規劃團隊共同討論。舉例來說，功能單位為每度發電的環境衝擊，其實很容易為非生命週期評估專家的群眾理解，這便不牽涉複雜的生命週期衝擊評估模式的方法學。因此環境專業團隊可以在此階段提供可理解的環境資訊，甚至進一步透過與決策互動過程，促進學習機制，讓決策者進一步將資訊轉化為知識。也更容易整合環境議題整合至政策目標，甚至發現更深層的環境問題意識。並且，也可以在此階段共同初步決定哪些是能源政策中關鍵的環境議題，也有利於在範疇界定會議上作初步的議程設定，而不會浪費太多時間在每一個但卻不一定是關鍵的環境評估項目上的討論。然而要注意的是，生命週期評估研究雖然以可涵蓋大部分的環境議題，然而由於方法學上的限制，對於自然資源的評估仍有相當的不確定性。

目前在政策規劃過程階段，生命週期評估的角色並不明顯，雖然在此階段 LCA 評估團隊也已經進入與相關決策團隊討論初步的環境資訊，然而因為決策單位對於環境議題的不熟悉，因此其聚焦的議題為不同能源別的台灣發電廠汙染排放細數初步的計算過程，然而此重點無助於環境資訊進一步深化為環境知識，並且整合至政策目標。因此目前最大挑戰其實並非蒐集環境資訊，而是找到有效的溝通方式影響政府單位，其對於環境議題的重視。並且促進生命週期思考此概念，能夠提早於此階段為參與人討論，而不是單由專家單位決定此政策應該涵蓋那些生命週期階段於後續的衝擊評估。

## 5.2 範疇界定

### 5.2.1 環境影響評估法規規範

在環境影響評估法第十條中明列：主管機關應於公開說明會後邀集目的事業主管機關、相關機關、團體、學者、專家及居民代表界定評估範疇。前項範疇界定之事項如下：

- 一、確認可行之替代方案。
- 二、確認應進行環境影響評估之項目；決定調查、預測、分析及評定之方法。

在政府政策評估說明書作業規範中說明：前項評估內容之界定，政策研提機關得邀集有關機關、團體及學者、專家召開評估範疇界定會議決定之。前項是指

規範中列出之政策評估項目之評估內容，包括環境之涵容能力、自然生態及景觀、國民健康及安全、土地資源之利用、水資源體系及其用途、文化資產、國際環境規範及社會經濟。然而目前說明書規範對於範疇會議的規定與環評的法條有相似處，但並非強制性。因此在後續執行上，有很大操作空間。

### 5.2.2 政策環評操作現況

本次範疇界定會議於2015年6月2號舉行，邀請團體包含政府部門（能源局及台電）、學者（經濟、能源、環境及社會科學）與NGO團體（綠色公民行動聯盟、荒野保護協會及主婦聯盟）。先由台灣綜合研究院針對本能源開發政策的規劃作報告，接著由各參與者輪流發言（每三個人次先做討論與回應，再進行下一輪發言）。與會者由能源局邀請，因為能源局為政策環評的操作者。在開會過程中，參與者座位為馬蹄形圍繞，有助於討論的氣氛。

在討論過程中先由台灣綜合研究院針對政府規劃的替代方案構想、衝擊評估採用方法的構想（生命週期評估），以及初步的評估項目與指標規劃。由於評估方法政府規劃採用生命週期評估法，因此在評估項目及指標選擇上，除了列出環保署的法規規範參考內容，也列出生命週期評估常用的評估項目及指標。由台綜院報告完後，再由參與者針對內容作建議。

由於時間及規劃上的限制，討論過程無法針對評估項目一一作確認與討論，然主要的結論：不隨意刪除評估項目，已於後續規劃由相關團隊做慎重考量（針對此結論，後續規劃措施為提出一套準則來評定項目是否進入後續的評估過程）。事實上，由於時間以及會議流程的因素，因此各發言並沒有經過討論，使得會議結果並沒有聚焦。也因此後續相關團隊還要提出準則已篩選項目實為不得已之作法。

發言過程中，以每循環三個人發言為原則，接著由政府單位作回應。一些問題可以當場回應，然而有些較複雜或實質的問題，則需要會後以書面回覆。所以有問題被紀錄後，會後會由相關負責單位作書面回覆。比較有趣的是，雖然範疇會議是以討論評估範疇為目的，然而大部分的問題卻是具焦在政策規劃上，其餘問題則包含環境議題，包含評估邊界、方法選用、評估項目上。比較遺憾的因為開會時間過短，因此討論時間相當少，與會者間也沒有太多互動情形，彼此的問

題無法有更進一步協商機會。下表提供本研究應用的的衝擊評估指標以及內容說明參考。



### 5.2.3 LCA 對於範疇界定的效益

#### a. 評估項目

範疇界定會議的主要目標為針對關鍵的評估項目得出共識，因此利益相關人的主要任務為在一次的範疇會議的時間中聚焦與政策相關的衝擊項目。因此整場會議時間扣除主辦方報告的時間並不充裕，參與者很難在所剩不多的時間發言甚至是討論，甚至政府單位也很難收到有共識性的回饋。很多意見僅僅是單次的問題或發言，而沒有經過多次的凝聚而得到共識。當然這也確實反映了目前操作會議的流程及使用的公眾參與方法不適合範疇會議的問題。

在此情形下，生命週期衝擊評估的評估類別可以提供利益相關人在聚焦或思考相關的評估項目上更快速，因為其已經是完善的資料庫，且每個評估項目有評估指標可量化評估。相較於環保署所提供的項目比較偏向大方向而全面的思考，然因細項太過繁雜，因此要一項項討論是否為能源政策的關鍵議題需要評估並不容易，無法達到聚焦討論的效果。從相關 LCA 研究可知，能源議題的生命週期評估研究已算豐富，且近年的研究量呈現上升趨勢，從單一的能源類別，到總體政策性的研究並不缺乏，因此在範疇會議前已經可以由相關單位做初步蒐集(如針對能源議題相關評估指標作初步歸納)，甚至若政府認為必要，可以會前即提供相關資料供與會者作閱讀，也可以縮短當場討論時間(可參考填海造島(陸)政策環評公民共識會議作法)。而這部分目前研究並沒有做到，事實上這也與政府對於範疇會議的目的認知，以及態度是否積極有關。然而藉由此次經驗，未來於其他案例可再改善細部操作方式。

表 5.3 能源政策環評關鍵衝擊評估項目及細項

評估項目	評估細項	評估項目內容說明
環境涵容能力	空氣	評估空氣污染物造成光化學效應、呼吸效應等項目之影響
	水體	評估相關污染物質造成水體優養化影響
	土壤	評估空氣中的污染物沉降造成土壤酸化影響
自然生態系統	陸域生態系統	評估陸域生態毒性之影響
	水域生態系統	水域生態毒性衝擊之影響
人體健康及毒性	有毒或危害物質傳輸之效應	評估有毒或有害物質對人體造成致癌或非致癌之效應

資料來源：本研究彙整

## b. 系統邊界

LCA 提供另一種的系統邊界的想像給決策者參考，將”研究範圍邊界”納入政策環評範疇界定階段的討論過程中。以能源政策為例，其地理邊界可能是都市、區域或國家，而以往以個案環境影響評估的性質來說，衝擊會聚焦於個別電廠的建造階段與營運階段。而政策環評在地理邊界上則是擴大了空間區域，從單一發電廠到全國區域。LCA 在此階段可以提供大門到大門 (gate-to-gate)、搖籃到大門 (cradle-to-gate)、搖籃到墳墓 (cradle-to-grave) 或搖籃到搖籃 (cradle-to-cradle) 等不同邊界設定在範疇會議中做為討論依據，而採用何種系統邊界基於研究 (政策) 目標而定。以能源系統來說，其完整搖籃到墳墓生命週期思考應至少涵蓋原料開採、提煉、運送、發電及煉製、電力與油品輸配至用戶端使用以及廢棄處理過程。

為了釐清整個能源鏈供應過程完整的環境衝擊，以生命週期思考應該可以提供較佳的決策依據。例如太陽能發電階段於發電過程階段幾乎未造成環境衝擊，然而太陽能板的光電晶片製成階段亦會產生有毒廢棄物；另外核能於發電階段對於溫室效應減緩有極大貢獻，但在發電階段確有高度的輻射意外風險，而核能廢棄物處理階段之核廢料的處理、電廠除役後的土地利用，甚至前端鈾礦開採所造成當地居民的環境危害、社會正義等問題，皆非從單一的系統邊界及能夠思考並作決策。於衝擊評估後的分區說明會議也有參與者提到政府是否應該思考整個生命週期階段的衝擊的疑問。

能源局在範疇會議前曾針對是否以生命週期思考作討論，然而政府僅能對於國內的汙染作管控，因此最後結論為僅計算造成國內環境衝擊的建造與發電兩階段。從範疇會議前的內部討論也可以觀察到，範疇邊界的決定除了受到政府對於管理效力的影響，其實也牽涉到政府的意願。以本研究來說，相較於再生能源提供電力較不穩定，核能可以提供穩定的電力，且核能同時在發電階段是環境相當友善的能源選項。因此國民黨政府時期的能源規劃，核能一直都是相當中意的發電選擇之一，對於核四的是否營運抱持較正面態度。而能源局在制定能源政策時，

也確實考量到此點，因此不希望核電的主要環境衝擊發生階段（鈾礦開採）被放大檢視。



### 5.3 衝擊評估階段：環境面向

#### 5.3.1 環境影響評估法規規範

在“政府政策環境影響評估作業辦法”第六條的子法中訂定：政府政策評估說明書作業規範，子法內容提及說明書應包含之內容。其中關於環境衝擊評估部分，訂定8個評估項目，包括：環境之涵容能力、自然生態及景觀、國民健康及安全、土地資源之利用、水資源體系及其用途、文化資產、國際環境規範，以及社會經濟。另外也明訂說明書中，應包含矩陣表評估對各環境受體之影響，其評估之範圍分地域性、全國性及全球性。矩陣表說明如下：

- (一) 對環境有正面影響者，其符號為+，有顯著正面影響者，其符號為++。
- (二) 對環境有負面影響者，其符號為-，有顯著負面影響者，其符號為--。
- (三) 對環境無影響者，其符號為○

#### 5.3.2 政策環評操作現況

LCA 衝擊評估項目如下表 5.4 所描述，第二欄位為評估中最於第一欄位衝擊項目有關聯性之污染物，而所有能源政策環境影響所相關的污染物有傳統空氣污染物：SO<sub>x</sub>; NO<sub>x</sub>，懸浮微粒：PM<sub>2.5</sub>; PM<sub>10</sub>，溫室氣體：CH<sub>4</sub>; CO<sub>2</sub> 以及燃料燃燒不完全產生之一氧化碳 (CO) 與氨氣 (NH<sub>3</sub>)，以及重金屬：鉛 (Pb); 鎘 (Cd); 汞 (Hg)。水域污染物則因為資料限制，因此僅包含 COD 一項。第三欄位則是生命週期衝擊評估模式選用，於下章節 5.3.2.1 進一步討論。



表 5.4 生命衝擊汙染盤查資訊及評估指標

LCA 衝擊評估項目	汙染物選取	LCIA 模式-中點指標	單位
Photochemical oxidant formation	SO <sub>x</sub> ; NO <sub>x</sub> ; CH <sub>4</sub> ; CO	ReCiPe	kg NMVOC
Particulate matter formation	SO <sub>x</sub> ; PM <sub>2.5</sub> ; PM <sub>10</sub> ; NO <sub>x</sub> ; NH <sub>3</sub>	ReCiPe	kg PM <sub>10</sub> eq
Freshwater eutrophication	COD	Impact2002+	kg PO <sub>4</sub> P-lim
Terrestrial acidification	SO <sub>x</sub> ; NH <sub>3</sub>	ReCiPe	kg SO <sub>2</sub> eq
Terrestrial ecotoxicity	Hg; Pb; Dioxins; Cd		kg 1,4-DB eq
Aquatic ecotoxicity	Hg; Pb; Dioxins; Cd	ReCiPe	kg 1,4-DB eq
Human toxicity	Hg; Pb; Dioxins; Cd	ReCiPe	kg 1,4-DB eq
Greenhouse gas effect	CO <sub>2</sub>	ReCiPe	Kg CO <sub>2eq</sub>

資料來源：本研究彙整

### 5.3.2.1 生命週期盤查資料分析

此研究系統邊界包含建造階段以及發電階段兩階段，因此在此生命週期排放係數蒐集階段針對此兩階段的排放係數蒐集資料。

排放數據來源為環保署列管污染源資料、個案環評報告、研究報告以及國際生命週期評估盤查資料庫(Ecoinvent 3.0.1)之數據。下方是資料庫篩選排序，排序過程由生命週期評估評估者與能源局、工研院及台綜院團隊共同討論所產生。

#### 既有設施之係數篩選原則

既有已商轉設施可選用資料包含環保署監測資料、環評報告以及國際既有設施污染排放係數等，以「實際排放監測值為主要來源，若無監測資料則改採環評報告，其次為國際相同技術類型設施」為原則，規劃資料選取順位如下：

**選取順位 1：**國內既有設施污染排放係數加權平均(依活動強度)

資料來源為國內各技術類型設施環境監測報告(TEDS8.1、環保署列管污染源資料)，若無監測資料則改採環評報告。

**選取順位 2：**若無國內資料則選用國際既有設施污染排放係數

資料來源為國外相同技術類型設施研究報告(含國際生命週期資料庫、監測資料等)。

### **新設設施之係數篩選原則**

新設設施可選用資料包含環評報告、國際研究報告或既有設施排放監測值再進行調整，考量新設設施均須採用較為先進技術，故以「國內各類型設施環評報告為優先，其次為國際研究報告或既有設施排放監測值進行調整」為原則，規劃資料選取順位如下：

**選取順位 1：**以國內新設設施環評報告污染排放係數優先選用

資料來源為國內各技術類型新設設施環評報告。

**選取順位 2：**國際同級技術類型設施污染排放係數

資料來源為國外相同技術類型設施研究報告(含國際生命週期資料庫、監測資料等)。

**選取順位 3：**國內既有設施污染排放係數平均值依理論值進行調整

資料來源為國內設施環境監測報告(TEDS8.1、環保署列管污染源資料)。

**選取順位 4：**國際既有設施污染排放係數依理論值進行調整

資料來源為國外相同技術類型設施研究報告(含國際生命週期資料庫、監測資料等)。

### **5.3.2.2 生命週期衝擊評估**

此階段可說是衝擊評估的核心階段，接續於目標及範疇界定以及盤查資料蒐集之後，將相關的污染排放資訊作整合，並彙整至各種環境議題，以針對不同環境目標作決策上的參考。因此了解污染排放資訊所造成的衝擊程度，是此階段的重要目標 (ISO, 2006a)。再彙整相關盤查資訊至環境議題的過程中，為了瞭解衝擊程度，會有中點指標(midpoint indicators)以及終點指標(endpoint indicators)的評估。而目前生命週期的研究也發展出不同的衝擊評估模式針對不同的污染物所造成不同的環境議題上的需求，例如本研究所採用的ReCiPe (Goedkoop et al.

2009) 及 Impact 2002+ (Jolliet et al. 2003)。此兩者皆有中點及終點指標可供評估者採用，而後者所提供的環境衝擊資訊較為決策者及一般大眾所掌握。在本研究中，有兩個理由導致決策者偏好以中點指標來作為評估指標呈現：1. 終點指標有較高的衝擊結果不確定性，因為其將中點指標的結果整合不同危害模式而導出對人類、或環境的危害結果。在計算過程中，其模式在因果鏈的不確定性可能導致結果不確定性增大。不確定性可能發生在資料盤查階段、暴露模式、或是效應評估階段。2. 危害導向的評估指標因為其理解容易，與人類或生物的死亡率直接相關，又加上政策環評流程需有公眾檢視等因素，因此結果對於政府單位及一般大眾是較敏感的。嚴重的失能調整人年(disability-adjusted life year, DALY)結果可能進一步引起未來新建發電廠的抗爭。因此基於以上兩個原因，於本政策中選擇中點指標呈現結果。

同時，使用中點指標作為結果呈現有幾個優點。例如：Impact 2002+衝擊評估方法對於結果、暴露以及效應評估擁有低不確定性的特質(Humbert et al., 2012)。另外，ReCiPe 衝擊評估方法也被認為是新的，且具有彈性，不斷為專家所改善方法學的衝擊評估方法(Gursel and Ostertag, 2017)。ReCiPe 整合了兩種生命週期衝擊評估方法：中點指標導向的CML 2002以及終點指標導向的Eco-indicator 99方法。而最終於大部分的衝擊評估指標本研究選擇ReCiPe做為評估方法。然於優養化指標一項，因為水汙染資料蒐集上的限制，僅有COD數據較為完備，因此考慮到資料庫是否涵蓋此汙染物，而選擇 Impact 2002+作為衝擊評估方法。

### 5.3.2.3 生命週期衝擊評估結果闡釋

結果與闡釋 1- 選擇較低衝擊之方案

下表 5.5 為電力中需求下生命週期評估結果，以量化結果顯示，並且以 2014 年為基準年，將衝擊結果數字百分比化。因此若其環境衝擊相較基準年為高，則其百分比數字會大於 100。而因為環保署的至政策環評規劃要求評估結果以矩陣表顯示，因此於量化結果欄位旁邊以質化結果的符號“++”、“+”、“o”、“-”、“-”或“-”顯示。依據評估結果，決策者可以選擇較佳的替代方案。

為了減低發電成本，C3 與 C4 情境使用大量的燃煤發電以滿足電力需求，因為其為成熟技術，成本較便宜。而因為 C4 並無包含核四的發電量，其情境中的燃煤發電比率大於 C3。相較於上述的低發電成本替代方案，其餘替代方案使用

較多的天然氣發電，以取代燃煤發電。因此在 C4 情境中，幾乎所有的衝擊評估項目反映了高環境衝擊的事實，例如：懸浮微粒效應、陸域酸化、陸域生態毒性等指標。另外，造成光化學效應的主要污染物為  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$ , 及  $\text{CH}_4$ ，天然氣發電造成光化學衝擊較高的污染物為  $\text{NO}_x$  與  $\text{CO}$ ，燃煤發電則是  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ , 及  $\text{CO}$ ，因此光化學指標衝擊反映在 C2 及 C4 情境較大。

C1~C6 情境在空氣、水體、土壤及水資源項目較基準年的環境衝擊來的低。然而在其他評估項目，如：C3 及 C4 情境在陸域生態系統、水域生態系統以及斯德哥爾摩公約較基準年為高。造成以上衝擊的主要污染物為鉛、鎘、汞以及戴奧辛，會導致人體毒性衝擊、陸域生態毒性、水域生態毒性以及戴奧辛排放等衝擊較高。且這些空氣污染物無法被空氣污染處理設備所移除，而這些設備只能移除  $\text{SO}_x$  及  $\text{NO}_x$  等污染物。在無法由除汙設備控制處理情況下，因此這些污染物只與發電機組的熱效率相關，而顯得衝擊較大。

雖然每一個替代方案皆使用了新技術的燃煤發電，例如超臨界及超超臨界發電技術，然而因為發電量的增加，因此其污染量依然較基準年來的高。這也反映在二氧化碳的排放上，在溫室效應的評估項目中，C1~C6 的情境顯示衝擊評估較基準年來的高。

此外，若以各界最為關注的衝擊評估項目：空氣污染來說。目前本研究包含兩個，光化學污染效應以及呼吸道效應。以光化學效應來說，如前所述，造成此項目衝擊主要污染物為  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$ , 及  $\text{CH}_4$ ，且不論是單位燃煤發電量或單位燃氣發電量造成光化學反應衝擊均大。首先從表 5.5 可以看到有使用核四的 C1 或使用核四並延役核一、核二與核三的 C3 與 C5，其衝擊都較為低，原因為其減少使用燃煤或燃氣的發電量。例如：C1 情境中的核一至核三廠均無延役，但使用核四，而發電量的缺口則主要由新型的超超臨界燃煤發電，以及新型複循環天然氣機組來補足。且其在新型天然氣發電的使用量較 C5 來的大，但在傳統燃煤的發電量則較 C5 來的小很多，因此總衝擊較 C5 來的小，然相差不是很大。

而 C2 非核家園方案相較於其他方案則使用更多的新型天然氣發電機組的發電量來補足不使用任何核電廠的發電缺口，但天然氣會排出較大量  $\text{NO}_x$  與  $\text{CO}$  造成光化學效應，因而 C2 此項目衝擊較為大。

以呼吸道效應來說，以 C4 方案很明顯為衝擊最大之方案， $\text{NO}_x$ 、 $\text{SO}_x$  與  $\text{PM}_{2.5}$  所主要造成此項目的衝擊來源，且衝擊較大的發電機組為燃煤與燃油機組。因此

使用的燃煤發電量(包選傳統燃煤、超臨界燃煤、超超臨界燃煤與汽電共生發電)  
最大的 C4 方案，其在呼吸道效應的衝擊也最大。



表 5.5 LCA 量化及質化結果

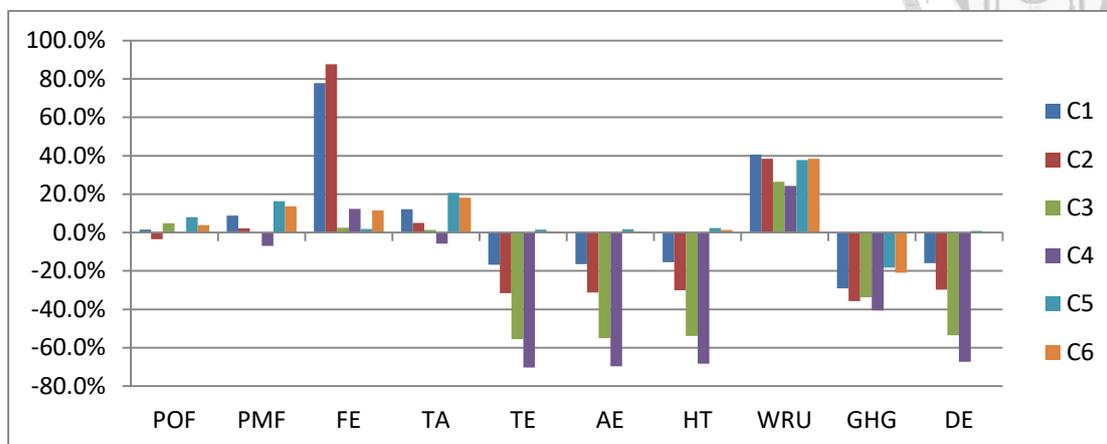
評估項目	評估指標	Comparison standard	量化結果						質化結果					
			C1	C2	C3	C4	C5	C6	C1	C2	C3	C4	C5	C6
空氣	Photochemical oxidant formation	100.0	83.4	<b>90.6</b>	85.3	90.2	83.9	88.0	+	+	+	+	+	+
	Particulate matter formation	100.0	72.7	81.5	87.0	<b>93.6</b>	79.1	81.7	++	+	+	+	+	+
水體	Freshwater eutrophication	100.0	18.9	10.6	97.8	<b>92.1</b>	95.0	89.3	++	++	○	+	+	+
土壤	Terrestrial acidification	100.0	68.9	78.0	84.4	<b>91.5</b>	75.2	77.7	++	+	+	+	+	+
陸域生態系統	Terrestrial ecotoxicity	100.0	84.0	99.7	124.9	<b>139.7</b>	97.7	98.7	+	○	-	--	○	○
水域生態系統	Aquatic Ecotoxicity	100.0	83.9	99.5	124.5	<b>139.2</b>	97.5	98.6	+	○	-	--	○	○
有毒或危害物質傳輸之效應	Human toxicity	100.0	83.3	98.7	123.6	<b>138.2</b>	96.8	97.8	+	○	-	--	○	○
水資源使用	Evaluate water resource use	100.0	40.5	47.3	65.8	<b>67.9</b>	60.5	59.8	++	++	++	++	+	+
氣候變化綱要公約	Greenhouse gas effect	100.0	115.3	121.9	119.7	<b>126.3</b>	112.5	115.1	-	-	-	--	-	-
斯德哥爾摩公約	Dioxin emissions	100.0	85.2	99.8	124.8	<b>138.5</b>	98.8	99.5	+	○	-	--	○	○

\*Note: Bold letters show the greatest impacts.

資料來源：本研究彙整



## 結果與闡釋 2 - 比較電力高需求與低需求之環境衝擊結果

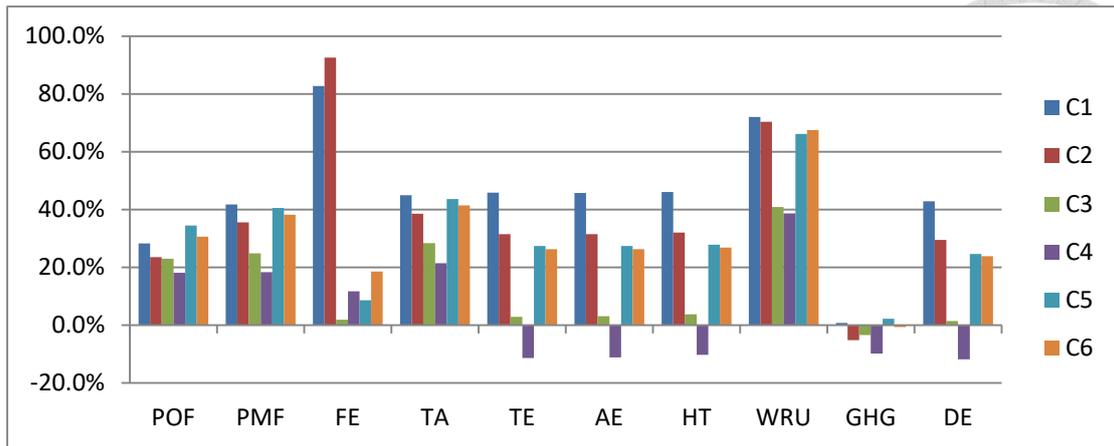


資料來源：本研究彙整

### 圖5.1 電力高需求情境下LCA結果與基線年之比較

POF: photochemical oxidant formation; PMF: particulate matter formation; FE: freshwater eutrophication; TA: terrestrial acidification; TE: terrestrial ecotoxicity; AE: aquatic ecotoxicity; HT: human toxicity; WRU: water resource use; GHG: greenhouse gas effect; DE: dioxin emissions

上圖5.1說明電力高需求的生命週期評估結果，橫軸為各個生命週期衝擊評估指標，縱軸為2035年時各項衝擊評估結果與基準年，也就是2014年相較的結果。此圖涵蓋10項生命週期衝擊類別。C1~C6情境以不同顏色代表不同的替代方案目標。此圖描述兩種比較結果，若是正向的百分比代表2035年此情境的環境衝擊較小，原因可能為再生能源裝置容量提高以及傳統發電的技術更新。而若是負向的百分比代表此情境的環境衝擊變大。陸域生態毒性、水域生態毒性、人體毒性以及溫室效應、戴奧辛排放目前相比於基準年皆顯示為較高的環境衝擊。造成人體毒性、生態毒性的主要污染物為重金屬，包含鉛、鎘、汞以及戴奧辛排放(如表5.4所示)。



資料來源：本研究彙整

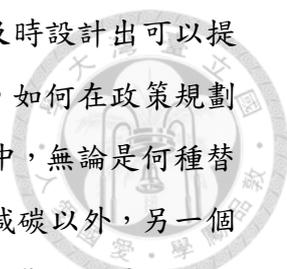
圖 5.2 電力低需求情境下LCA結果與基線年之比較

LCA results for the low energy demand scenario compared to baseline year. POF: photochemical oxidant formation; PMF: particulate matter formation; FE: freshwater eutrophication; TA: terrestrial acidification; TE: terrestrial ecotoxicity; AE: aquatic ecotoxicity; HT: human toxicity; WRU: water resource use; GHG: greenhouse gas effect; DE: dioxin emissions

替代方案四的燃煤發電佔比所有替代方案中最高的，因此C4情境的人體、陸域與水域生態毒性、溫室效應以及戴奧辛排放，相較於基準年呈現較高衝擊的比率。另外，由於每個替代方案皆在未來規劃興建新型燃煤發電機組，以及C1與C5有較低的燃煤發電佔比，因此這兩情境的上述衝擊結果皆較基準年來的低。C1情境包含核四未來的發電量，雖然核一至核三廠不延役，然而補上電力缺口的是新型天然氣複循環廠，環境衝擊較傳統天然氣發電來的低。另外，C5情境同樣擁有高比例的新型天然氣複循環發電量，並且延役了核一到核三廠；而C6情境與C5同樣屬於低碳目標的替代方案，然其並無涵蓋核四發電量，因此其碳排放較C5與C1來的稍高，C5情境則有最低的碳排放量。

● 高低需求生命週期評估結果對本政策規劃的啟發：

總的來說，低能源需求情境下可以確保幾乎所有的衝擊評估項目相較於基準年下降(也包括三個毒性類別，戴奧辛排放以及溫室氣體排放)。換句話說，調整不同的電力需求情境，也是一種策略性思考的方式來降低污染物的排放。由於台



灣能源政策最核心或最初期的目標，也是能源局的主要業務，及時設計出可以提供足夠電力，確保供電安全的情境。而在整合政策環評制度後，如何在政策規劃納入環境思考成了另一項思維。因此我們可以看到在各個情境中，無論是何種替代方案目標，再生能源都必須達到開發上限，此為目前除了在減碳以外，另一個較具環境意涵的實際政策規劃。雖然此一規劃引起許多團體懷疑裝置容量上限的數字是如何計算的，背後可能有相當大的不確定性，因此有政治口號之嫌疑。然而從圖5.1與圖5.2的評估結果可以進一步發現，光是目前的能源技術別選擇較具環境友善的再生能源，而且在裝置容量已達上限情況下，仍然無法將一些評估項目的衝擊降至較基準年為低。若衝擊評估的結果能夠有效回饋至政策規劃，政府單位應該修改或新增其他新的路徑。

因此上述提供的政策意涵在於，如果政府單位對於環境的議題能有更廣泛深度的討論與思考，且在規劃過程中認為毒性類別指標(或是重金屬排放)、戴奧辛排放與溫室氣體排放對於能源政策是重要的，或是對能源轉型是不可或缺的環境目標，應該在目前的減碳替代方案目標外(顯然是不夠的)，再整合以上評估項目至政策目標，並且慎重討論進一步節能幅度，並將節能目標也公開的整合至政策內容中。目前的節能目標是隱含在政府內部對於未來電力需求中的預測計算，且環境團體也曾在不同會議體挑戰過這個數字。

目前在政策環評過程，政府是將節能幅度作為內部自己的參考資料，作為未來三種電力的需求預測基礎，且沒有彈性的供公眾檢視其合理性。然從上述的環境衝擊計算可知，節能幅度事實上與政策環評的衝擊核心意涵具高度關聯性，因此政府就目前的政策規劃方式並非全然合理。雖然目前政策環評名為能源開發政策環評，然節能目標幅度以及相應策略，也應可以作為其中一個替代方案目標，使降低電力需求以降低環境衝擊，也成為政策替代方案內容之一。如此也可以擴大政策規劃的環境思考意涵，讓環境思考的想像更多元性。

## 六、結果與討論：整合環境思考在規劃過程的挑戰

透過深度訪談以及模板分析法分析(template analysis)資料，以下將分別就 6.1「政策規劃面向」、6.2「政策環評操作面向」以及 6.3「環境議題面向」說明目前政策環評中環境思考的挑戰，以及就訪談內容討論目前政策規劃無法有效納入環境思考的挑戰的因素。而 6.4 章節則就未來針對未來政策環評可以改善的方向提出討論與建議。

### 6.1 政策規劃面向

#### 1. 理性政策規劃過程無法滿足政策規劃環境目標整合的需求

透過專家等討論在政策規劃的最初階段，包含工研院、台綜院以及能源局，替代方案的六個目標被設計出以滿足三種政策目標需求。

在目前的3E目標設計上，政策規者將環境的重要性，與其他目標放在權重平衡的位置，並沒有特別突出環境面的重要性，並不是特別為了強調環境思考而作出目前的低碳目標設計。然而有趣的是，在政策目標設計完成後，當我們訪談了顧問單位(J)，他們認為未來在政策目標設計上，可以整合更多環境面的考量，可能包含人體健康目標或生態系統考量等議題。而顧問單位(J)認為目前對於環境面的考量確實過於狹窄，因為目前只考量低碳目標。然而，目前台灣在空氣汙染議題上，對於PM<sub>2.5</sub>議題也是相當關注，民眾也擔心這會傷害他們的呼吸效應，因此對於政策目標的設計或許可以納入此目標，以帶動能源政策的修訂，來減少PM<sub>2.5</sub>的危害。本研究的訪談結果顯示，相關單位也認為目前的環境議題考量並不足夠，但在最初政策規劃設計時，他們也並沒有積極的來說服能源局作此考量。

除了顧問單位的專家認為目前環境想像過於狹窄，其也認為政策規劃應該可以找環保署單位合作討論，或許可以討論出不錯的建議。另外顧問單位(I)也認為目前的環境議題並沒有涵蓋跨世代議題(cross-generational issues)，然而此議題對於核能議題也是有重要性。如果不開放民眾討論，確實很難由單一個政策規劃單位決定其未來可能性。

先不論政策環評的不同目的，以及目前的政策環評流程對於能源政策規劃是

否適合，目前能源政策及各替代方案的規劃有幾項缺失：

#### 一、政策規劃中環境面向思考不足

目前在能源政策的環境目標規劃上，只有一項“達成最低碳排放量”，其餘政策目標為以“經濟需求”或是“核能爭議需求”為主軸。因此可說在替代方案的規劃上，環境思考的整合是不足夠的。此政策目標要以替代方案達成的行動，及是選擇各種能源技術別中，相對排碳量較少的能源類別，例如：再生能源、核能或是天然氣發電。在量化評估上容易做到，甚至可以由能源相關單位來執行，而不需要由環境專業單位來蒐集數據。本研究認為，對於此議題的深度廣度不足，其中最主要因素是為目前的政策規劃過程偏向理性的政策規劃，此模式造成兩個限制：

一、能源政策的政策目標是由專家單位所決定，並沒有開放民眾參與或是其餘環境專家來共同討論。因此政策環評並沒有促進相關團體的主動合作，包括：能源單位、專家學者、環境 NGO 團體或其他負責環境事務相關部門（如：環保署）。Kornov and Thissen (2000) 認為，理性的政策規劃模式，並不適用於處理多種價值觀或是多樣化的意見，然而能源政策確實是屬於高度複雜性的政策，且環境議題常常是隱含多元價值觀。例如，政策應涵蓋更多元的永續性議題還是環境議題的思考，如果是前者是否應該就與永續性的範疇作討論，例如需不需要涵蓋經濟面，以及更廣的公平正義等議題。而 White and Noble (2013) 認為目前政策環評社群對於政策環評是應涵蓋的面向是否應涵蓋更廣的永續性面向尚未有定論，多數研究者仍傾向以環境面向為重。不論如何，目前在政策規劃過程缺乏對於此範疇的探討。且因為專家人數過於偏重能源領域，理性規劃的結果缺乏導致將政策環評的功能限縮於衝擊資訊的提供，無法就更廣面向討論。

二、理性政策規劃過程聚焦在資訊蒐集、分析，以及如何客觀的評估決策結果，做出理性決策 (Kornov and Thissen, 2000)。此種政策規劃模式聚焦於衝擊評估的結果，並且認為政策會逐步改善基於 step-wise approach (Wallington et al, 2007)。因此，理性規劃程序對於政策環評的貢獻並不明顯，因為其只聚焦在衝擊評估階段的“衝擊評估資訊”。理性規劃可以簡單的整合於衝擊評估導向的政策環評程序，讓政策環評步驟較為線性。然而，其忽視政策環評與政策規劃過程間的整合，以及可能的互動過程。在真實世界中，單純的理性規劃有其疑問，因為大部分的規劃程序都牽涉到協商互動及妥協 (Wallington et al, 2007)。然而，目

前個案環評與政策環評背後所隱含的政策理性模型機於兩種基礎：決策過程是單純理性的，另外假設所有需要的資訊是都是可以取得的(Dalkmann et al., 2004)。

對於替代方案的影響，當整合政策環評時至政策規劃時，理想是希望政策環評能夠發揮以下功能(Therivel, 2004)：

一、政策環評能夠輔助政策規劃看到更遠的目標，而非限制在回應當下的問題。因此政策環評扮演的是主動積極的角色(proactive)，而非僅是反應當下狀況(reactive)

二、政策環評應該作策略性思考，而不僅僅是太細節作具體方案規劃

三、政策環評制度能夠降低替代方案選擇上的政治性

另外根據決策過程的不同層次，Therivel (2004)認為政策環評主要處理的是“WHY”以及“IF”的問題，也就是在政策設計上，政策環評應該要提供決策者不只是作為回應現況的被動式工具，更應該是提供決策者在做政策目標規劃時能夠有回到原點“為什麼”的思考想像。例如進一步思考說這個政策是否真的有必要執行？以及真的這樣的需求嗎？或是能否不要新的開發就能滿足未來的需求等等更策略式的思考。而不是馬上跳到下一個層次也就是“WHERE”及“HOW”思考方向，如何制定政策目標來滿足未來的需求，或是思考開發區域。

然而以目前能源政策的政策規劃過程來說，政策環評並沒有轉變決策者想法的功能，也就是改變其原本的政策規劃流程。限於原本對於政策環評理性規劃概念的認知，因此政策環評也無法完全且有效的整合至政策規劃過程，進而改變政府的政策規劃模式。能源局依其原本業務將能源安全視為核心政策目標，雖然在規劃過程因為對於核能的爭議有所疑慮，但依據替代方案所規劃的結果，很明顯地對此爭議處理方式沒有進一步想像“為什麼”或是“如果(有沒有其他可能性)”的角度，來提出主動且有效的策略回應。僅僅以HOW的層次，在方案中列出公投通過與否的各種可能性，而無法藉此過程擴大討論核能的優點與缺點，也因此無法作政策目標的討論，因此政府已經認定政策目標是明確的(各政黨目標)，此議題時由政府單位認定。

另有能源專家學者(O)指出，針對新政府的能源政策(指民進黨政府，本案例主要針對國民黨政府的版本，然訪談時新政府已經上台，因此受訪者提及新版本)政府單位應該要羅列出各種能源類別的優缺點，就算是依靠辯論方式亦無不可，而不是擅自決定。這也反應了不論是舊政府或是新政府對於政策環評的執行中，

對於政策規劃的過程都是較為忽視的，缺乏對於環境面的深度討論。

就是說事實上是對環境還是有衝擊，就好像，好像現在政策定了，就就，反正，照說你決定一個政策之前，照說你講的這種東西，你講的政策環評必須要做的，因為它影響層面很多，當然應該是政策環評，現在好像沒有政策環評就已經決定這樣做，你假設覺得這個覺得對環境本來就沒有什麼衝擊，對環境是友善的，你根本可能是這麼想，但是好像沒有，政見之下，然後政策就這樣定了……我覺得非常重要，但是看起來政府好像，打算就是政策定了就做，但是這部分好像跳過了，就是漏過了，跳過了這個程序。(能源專家學者(O))

Stoeglehner et al. (2009) 則提到環境目標可以在政策規劃過程中的幾個階段扮演角色，包括準備 (preparation)、探索(investigation)、草稿 (drafting)、決策 (decision-making)以及執行(implementation)等階段。並且對於環境價值的自主性 (ownership of environmental values)是政策環評整合至政策規劃過程的關鍵。然而一個獨立的政策環評程序(standalone SEA)(指政策規劃程序與政策環評程序沒有整合)難以達成雙迴圈學習(double loop learning)，因為其平行於政策規劃過程，彼此間並沒有整合。程序間缺乏互動，也減少規劃者對於環境價值的自主性的掌握。合作式學習及規劃(collective learning and planning)使得政策規劃者透過雙迴圈學習有更多的機會增加環境價值的自主性的掌握。且雙迴圈學習是牽涉價值觀轉變的學習，相較於單迴圈學習更能夠進一步探索問題的”為什麼”，而有機會發展出突破性的方法來解決問題。若未來的政策規劃過程，能夠整合雙迴圈學習的精神較能有效的提出具環境意義的政策目標。

有研究者提到環境思考應該被考量整合在每個政策環評(SEA)的階段 (McCluskey and João, 2011)，而其中最為關鍵的是政策規劃階段，因為此階段需要有實際的策略行動提出來回應更前期的環境目標設定。而前期的環境目標設定，較強的環境思考應為建立實際的環境保護目標，因此在替代方案階段可以明確提出生物多樣性保育政策規劃；而較弱的環境思考為減緩每個替代方案的環境衝擊，此目標較為接近傳統的衝擊評估導向政策環評流程，因此在政策規劃階段沒有明確整合環境議題思考。

## 2. 政策規劃過程的透明度：對於再生能源裝置容量評估上的不確定性

為了鼓勵再生能源發展，目前各個替代方案皆把再生能源的發展順序列為首位，並且將再生能源的裝置容量盡力最大化。然而這個裝置容量數字仍然遭受許多質疑。一位環境NGO (E)人士提到：

(再生能源裝置容量)這個數字很難預測，不同的方法可能有不同的答案.....

我認為奇怪的是，外國報告是在一個範圍內寫的，但我們的報告列出了一個固定的數字。這是不明白，也很有趣。因為我的專長是機械工程，我知道這個東西本質上不是一個固定的價值..... 而不是告訴一個固定的價值，最好告訴範圍。這種方式讓每個人都接受它。(環境NGO (E))

雖然此數字已經被政府及專業智庫單位所確認過。但在目前能源開發政策環評報告書中，此數字的產生過程，並沒有被詳細描述。雖然此數字已經被政府及專業智庫單位所確認過。但在目前能源開發政策環評報告書中，此數字的產生過程，並沒有被詳細描述。此目標的上限值與科技的進步幅度、自然資源(例如土地資源)、成本考量、環境涵容能力、能源轉型方向(例如核能在未來能源轉型扮演的角色，以及其與再生能源是否有競合的問題)都有相關。其中一位受訪者提到：更多的資源投入會使得再生能源發展的更快，因此將再生能源的上限目標設為定值並不合理。若設為一個區間，可能更為合適。

事實上，再生能源發展的預測相較於傳統能源更為困難，在計畫的初期，對於化石燃料的發電如：燃煤發電、天然氣發電以及燃油發電因為技術成熟度高，因此未來的裝置容量已經可以預期，然而再生能源的技術仍有其不確定性。例如地熱、海洋能相較於風力與太陽能其技術成熟度更低。有NGO團體認為，在做政策環評前，應該先完成全國土地資源盤點，將其作為資料再來討論未來再生能源發展的範圍，因為地面型太陽能、風力發電、地熱等能源都是屬於及占用土地資源得新興能源，而在目前政策環評版本，卻沒有針對國土資源做深入調查，也未在範疇會議上作深入討論。因此雖然範疇會議是個專家以及各種團體皆可參與的平台，然而對於再生能源未來的發展在討論上缺乏廣度及深度。

未來再生能源的評估過程應該可納入更多的合作式規劃，此對重建信任度，增加政策接受度也有幫助。例如，目前離岸風機的發展牽涉到能源議題、漁業發展、旅遊及自然保育等不同議題，而這些議題間的合作或是競爭，都可能讓再生能源的發展充滿不確定性。在訪談過程中，發現其實環境NGO往往對於當地議

題更熟悉，而他們對於與政府機關合作也有意願，並非全然處於對抗的狀態。如以下環境NGO (E)提到：

我覺得有一塊很重要是調查這個過程，需要很多非政府單位參與。在做調查、盤點的過程，就要納進公民參與。我舉個簡單例子，在某一塊溼地做這樣資源調查還有環境衝擊，在當地有NGO團體，原本就在保護那塊地。如果調查時不讓他們參與，他們會對報告質疑。可是當初在做調查和整合的時候，就請他們一起來，他們的觀點參與進來的話，做出來的資料至少他們可以接受，因為他們有參與。如果他們不接受就自打嘴巴。(環境NGO (E))

因此像風力發電、地熱、太陽能等此種新興議題，其未來展又牽涉多種議題的連結，政府應該在政策規劃初期，就考慮擴大政策參與者以討論出關鍵的問題，作為政策目標規劃的基礎，也提高規劃上的政策接受度。

### 3. 爭議性議題未適當處理

目前六個替代方案包含四個政策目標：1. 穩健減核；2. 非核家園；3. 最少發電成本；4. 最低碳排放目標。政策目標一與二主要為國內兩個政黨的能源政策主張，目標一為國民黨，而目標二為民進黨。這兩個政策目標最終方向都是一致的，也就是將核能發電廠完全除役，因此在兩政策中，核一到核三均不延役。最大不同為核四廠的處理方式，因此方案一使用核四作為發電選項之一，而方案二不使用核四。因此民進黨主張，核四的發電缺口可以由提高天然氣發電量來代替。

目前在替代方案規劃過程，政策規劃的相關單位有認知到核能確實是一個在未來發電配比中的爭議，尤其擁核者與反核者雙方已成了自己堅固的立場情況下，加上各政黨也都擁護自對於核能的方向，此議題顯然不是只是單純科學的問題，以及是否為一個合適的能源選項問題。因此政策研提單位認為將各種核能情境都列出的方式，應該可以達到公平解決的問題。然而從後續的範疇界定會議以及分區說明會與會者對於方案目標的反應可知，目前看似理性的規劃方式無法有效達成共識及弭平爭議。並且，由於爭議的存在，甚至進一步影響了環境議題的討論，以及整合至政策規劃的過程。

#### ✓ 核能的爭議與課責性

此爭議由來自上層的政治意向決定了未來能源方向，這也同時影響環境衝擊議題並無法在政策規劃過程被完整被考量。舉例來說，在替代方案一與二中，核

能議題與受到政治脈絡的影響。因為政治上的爭議，超過了政策規劃對環境議題考量的需求，使得目前核能無法受到理性且完整的正反面衝擊評估，也無法在政策環評程序中納入協商的方式而直接就作為方案目標的結果。本案例中，能源政策是由能源局來負責規劃，而能源政策也同時受到政府部門的影響，特別是來自於更高層級的行政院實質的壓力。一旦政策規劃機關的政治層級較低，其規劃結果極容易依據上層的政治決定，而沒有依據各方專業的意見。因此，核能作為未來的能源政策的一個能源選項是否適當，單純只是依據政黨的方向，而沒有依據電力供給安全角度、核廢料如何處理角度或是跨世代正義等議題，經過實質討論而決定。而在內部會議中，也曾經決議不要在衝擊階段對於核廢料評估項目作評估，因此在範疇界定會議上初步的簡報資料沒有放入核廢料選項，此考量是因為評估結果可能影響最後方案的衝擊優先排序而不利於核能占比大的方案。雖然表面的理由是核廢料已經於另一個核廢料政策環評案例作評估，因此排除於本政策範疇之外，然而實際原因其實仍是政治上考量居多。

目前來說，環境衝擊是在政策規劃階段完成之後的工作，也就是在政府政策目標訂定後，例如核能方向已經確定，再來討論後續的核能造成的環境影響(而且是限縮後的)。因此，環境衝擊評估的部分幾乎是無法再回去影響政策目標，回饋的部分較弱，而且政府因為已經預先認為核能有很大爭議性，因此也沒有意願在規劃過程開放更多人討論。因此這議題已經並非是純的能源議題，或是環境議題的考量，而是加入了政治考量。而且在這樣政治考量下，政策的課責性成為一個問題，另一個法律專家學者(P)認為：

就是說另外還有一問題，這個問題你雖然沒有提到，你剛剛在描述問題的時候也算是有提到，就是在講，以後阿，這政策到底是研提機關的政策還是行政院的政策.....

對阿，所以，我是覺得，這既然是政府政策，就不能只有去看那麼那技術性的環節，你必須要去考慮到一件事情，政策所對應背後的政治責任，對，這個，這個我們叫做，不知道你有沒有聽過，這叫課責性。(法律專家學者(P))

因為政治治理體制，除了導致在政策規劃過程中，核能爭議無法完整納入各方評估數據來決定其方向外，另一位政府的受訪者提到能源政策是否能作修改，或是與擁有更多討論空間主要依賴於政策規劃單位的本身意願。

✓ 政策環評操作者意願以及釐清關鍵議題是關鍵

實際上，討論空間也可能牽涉到能源局對於解決核能爭議性議題的態度。一位政府單位受訪者(C)提到台灣的另一個2006年的政策環評案例：台北與東部地區間運輸系統發展政策環評，當行政院想透過政治決定來操作東部的交通運輸方式時，操作此案例的領導者反而清楚的跟行政院說明其機關立場。行政院的立場是建立一條全新的高速公路是必須的，然而政策環評的操作者卻認為這議題還有爭議。因此在政策環評前期，甚至在政策規劃還未開始時，團隊邀請不同的NGO團體(不只是環境NGO團體)、當地的原住民以及其他專家來討論各自的立場為何，以及主要的關鍵問題是甚麼？並且了解各自的需求，以作為規劃的參考。同時主導者很明確告知主管單位，如果評估出來的目標與行政院想法不同，也不會照行政院想法去執行。換句話說，主導者希望政策環評是完全能夠就所以可能性進行評估，不要先預設任何立場。

於評估初期，政策目標都處於未定狀態，而在數場協商會議之後，關鍵議題開始形成。"如何打造一條安全回家的路"變成各方可接受的核心議題，這也是當地人的迫切需求。若只是討論要不要新的高速公路，其出發點變成從需求端去思考，究竟運量是否需要這條道路，而爭執常常會變成環保團體認為不需要，因為影響沿線生態甚巨。若只是從行政院立場，就是要蓋高速公路，或許對於經濟發展是正向卻很難獲得各方共識。而由於當地的地形氣候，導致原本連結東部到台北的台九線經常中斷坍方，因此討論到後來，決策者發現各方所爭執的點不能僵化在傳統思考的運輸供給與需求這塊，也就是要達到一定的量，這個道路建造才有意義。而是應該放在有一條安全的道路，而這個口號也成為大家的共識。因此在獲得關建議共識後，後續的替代方案規劃就有個合理的出發點，而非從政治運作為基礎。政府單位受訪者(C)提及：

對我們連政策方案都還沒出來就先去拜訪一些意見領袖。但我覺得這一塊也是後來我們真正把東西報出去的時候，各方比較沒有意見的有一個關鍵。為什麼？我事先已經跟這些意見領袖做溝通了，沒有寫在報告，私底下我們有到花蓮出差。那時候花蓮有兩派一派要蓋一派不蓋.....

要蓋的是說通常希望觀光發展產業，讓地方交通方便的。那反對的通常都是NGO，通常都是環保團體。但是我們都會先去大概知道他們的意見所以大概知道心裡有個底，可能後續攻防就是在那些點。我們就一直在思考說以往公部門在做這些交通建設都是埋著頭做，做完了才會去說明會，他們叫說明會不是公聽會。說明會其實是單向的，什麼是單向，就是我講給民

眾聽我要這樣做。那民眾當然會很多意見，制式的因應我意見會帶回來研究。(政府單位受訪者(C))

反觀能源政策案例，雖然相關顧問單位以及能源局也在替代方案列出了多元化的替代方案，在三種需求目標下，各列出了四個政策目標以及六個替代方案，總共18個替代方案。然而因為在規劃替代方案初期，並沒有像交通部此案開過數次協商會議，討論出大多數人可以接受的關鍵議題作為替代方案的基礎，因此也造成雖然替代方案表面數量很多，然而環境NGO接受度並不高的情況。也就是在關鍵問題沒有共識下，政府即開始規劃各種替代方案。從後續反應可知，政府對於未來能源政策的想像，與其他方的想像存在差距，特別是在經濟發展以及能源如何轉型的目標。核能即是一個反應各方存在發展想像差距的例子，由於無法取得共識，因此在各替代方案設計中看似已中立的立場，列出各種目標，包含各政黨意向，以及公投可能結果。然而這樣的規劃仍然因為缺乏協商，而且是早期協商的情形下，沒有獲得各方可接受的共同價值觀。因此方案設計以電力配比为主要策略，然而這樣策略缺乏共同可接受的價值觀的內涵在裡面。價值觀差異至少包含未來經濟發展策略是否改變（產業結構調整或對GDP的依賴程度），能源的風險管理認知、節能策略力道多強（要花多少成本）、電力市場是否自由化、社會公平正義是否也包含在永續發展概念等複雜面向。表面上環境NGO反對的是電力需求不斷成長，然而更深的一層卻是上述提到等對於未來發展路徑想像根本的差異造成電力需求認知的不同。相較於傳統能源規劃強調的能源開發思維（也是能源局單純的任務），只強調開發成本和技術是否成熟，而沒有納入上述考量。而上述這些差異並非單純為技術理性可以解決的，因為沒有對錯，但卻是一個政策規劃爭執的焦點。某位環境NGO (F)在訪談中提及：

我最近曾在一個能源轉型的小型公民會議裡，參與者包括NGO、政府官員、智庫、業者、學術界，我分享一個看法：雖然我們的觀點不近相同，可是我建議我們不要爭辯對未來「能源配比」的想像，而是來探討社會有哪些觀念和原則應該被建構起來。大家覺得新鮮，結果居然有了下面的一些共同可接受的部份：

「先確定未來價值的共識，例如說未來能源政策應該『不能犧牲弱者，甚至讓弱勢者相殘』，『充分揭露政策變遷過程各式各樣利益相關方得到什麼好處、受了什麼樣的剝奪』，『能源問題需要社會集體承擔，但企業需承擔多企業社會責任』，『各式資訊充分公開』，『讓全民對能源問題認知更全面』等等....」(環境NGO (F))

目前能源政策面臨能源轉型的問題，但顯然政府在此次的能源開發政策的策略設計上，並非以諸多面臨轉型的議題為出發點來提供策略，而仍然是以電力配比為方案設計策略。此策略面的限制，也反映出早期的協商確實相當重要。從上面訪談可知，縱使不同利益關係人對於電力配比的觀點差異甚大，然而對於一些關鍵議題如果在良好的公眾參與設計情況下，還是有可能取得共識(或至少部分共識)，並非全然的無法討論。假設這些未來共識能夠於能源政策環評被討論，應也會對於替代方案的設計起到關鍵作用。

由此不同案例的經驗可知，在政策規劃前期舉行相關的釐清關鍵議題會議確實有其必要性，除可對政策中的爭議關鍵獲得共識有幫助，增加後續政策規劃的合理性，也可以減少到政策規劃後期的反對聲浪。從從交通的案例也知道，“一條安全回家的路”其實並非是理性規劃下的思考，也就是以供給需求概念來決定到底要不要執行這件事情，而是以利益相關人可以共同接受的價值觀為核心，作為政策規劃的基礎。換句話說，很多政策上的爭議，其實不是表面的問題，而是造成那個問題背後有不同價值觀的問題。所以以能源政策來說，核能以及核能發電到底可以貢獻台灣多少發電量顯然表面上是個電力需求的爭執，但是如果單純又以傳統能源局的業務，也就是從調整不同種類的能源發電配比來取代核能或是補足核能的部分電力缺口，或是認為核能就是一個選項其爭議還是會存在(事實上，環境NGO除了反核團體，也有以核養綠理念的團體，或是擁戴核能的團體)。因此此案例也說明政策環評其實是有機會扮演新的角色，也就是打開討論空間，補足以往沒有政策環評程序時，政策規劃都是以內部的規劃，較為封閉式討論的理性方式為主。但若是採用更為開放的規劃不同方式，有機會看到表面問題背後的其他不同理念，並在尋求共識後重新塑造新的政策目標。如此政策環評也有機會成為一個討論的平台，而不僅僅是蒐集利益相關者的意見。

## 6.2 政策環評操作面向

### 1. 對於政策環評的目的認知差異造成執行過程的不同

政策環評的定義為在“政策規劃過程中思考並納入環境議題”，然而不同利益關係人對於政策環評的想像與目標不同，也造成政策環評執行狀況的差異。在本案例中，政府單位(A)對於政策環評目的的認知為衝擊評估導向式的政策環評，而此政策環評流程並沒有整合政策環評流程以及政策規劃過程，兩個程序為

獨立的 (standalone)，因此要達成政策環評的定義此目標相當困難。此種政策環評特點在於評估政策所造成的物理性的衝擊，而非把焦點放在形塑較永續的政策或是何種機制脈絡對於規劃出較永續的政策有幫助上。因此，衝擊導向式的政策環評其政策規劃完全由政府單位來研擬，且靠著理性政策規劃的方式，因此政策環評專家或是其他環境專業單位在此政策前期階段並無法提供專業的環境意見。

而除了上述單位外，不同的政府單位間，有可能對於政策環評目的認知完全不同，一位政府單位(C)官員提到其認為的政策環評目的：

你到底政策方案的研提單位到底希望做什麼事情，或是你要針對哪些政策措施做評估，所以你一定有一個想法。不管一個或五個，所以那個才是重點。要把那些方案的優缺點講清楚。所以政策本身的論述我認為才是整個政策環評的核心。(政府單位(C))

也因此操作政策環評時，政府單位(C)會把整個後續的焦點放在前期的政策規劃上，甚至在政策方案都還沒出來就先去拜訪東部當地意見領袖，並且其認為在前期的不只一次溝通，使得大家對於方案的核心問題有初步的共識，也讓之後的政策方案規劃較為順利。雖然在沒有引進政策環評之前，政策規劃也是政府單位一定會做的事情，然而通常沒有透明化的過程，且評估著重在方案可行性上，包括工程的可行性評估以及財務的可行性。而工程性的可行性評估裡面會有一個小章節說明環境的影響，但是描述通常為定性且是很粗淺的描述。且因為沒有政策環評，因此環境的描述通常只會說有影響但是會有減輕對策。真正有詳細的量化評估要到個案環評階段。

上述官員的執行案例雖然較政府單位(A)的案例來的更早期，然而其對於政策環評的認知反而並不侷限在衝擊評估的目的，其認為在政策環評程序中，政府應將政策論述透明化，講清楚。此目的也較為接近環境 NGO 團體的認知。

本案例中，與政府單位(A)對於政策環評目的認知最大不同為環境 NGO (F) 團體，尤其在政策規劃階段的政策目標以及方案的確認上，有很大爭議，此情形在範疇界定會議的 NGO 所提的意見中可知。此目的認知的不同，造成政府在範疇會議上的議題限縮，幾乎固定了方案討論的框架。對政府來說，在政策環評報告書盡量列出所有可能的替代方案並非必要，其認為這反而可能混淆了一般大眾對於日後政府政策的方向，並且民眾也無法得知哪一個政策目標是較佳的。因此在政府的觀點來說，當政策完成後再來評估政策的環境衝擊即可，這也是其認知

的政策環評目的，但前面的政策規劃就不是政策環評的重點。相反對環境 NGO (F) 來說，政策環評可做為一個政策討論的平台，因此能源政策的規劃過程應在上便做討論，提出不同意見以規劃出較永續的政策方案。例如，達成電力零成長目標可能相當困難，需要有不同的配套措施才有可能達成，然而相對於經濟成長與電力成長期掛鉤的情況下，電力零成長是可以被討論的，且較為永續的政策目標。當然，在電力零成長中，節能的角色就相當關鍵，並且牽涉時間、成本、人力，然而節能卻是能源轉型關鍵的元素(Dixson et al., 2010; Steg et al., 2015)

另外透過長期協助政府辦理政策環評單位的顧問公司(N)經驗中發現(其協助過至少科學園區政策環評、石化政策環評、離岸風力政策環評以及未來的水泥業政策環評)。就其觀察，在推動離岸風力案例過程中，政府認為執行政策環評過程時，環保署可以幫助其溝通政策方向。此認知代表著政府對於政策環評中政策規劃環保署有參與的空間，甚至可以幫助其溝通政策爭議。然而從後續對於環保署的訪談以及顧問公司的經驗，卻認為環保署應該是站在諮詢的角色，提供政策上的環境資訊，因此政策制定的責任最終還是落在政府機關。也就是說，政策環評過程，環保署對於政策規劃是比較偏被動提供資訊，而主動權是在政府機關上。這也反映不同單位，對於政策環評的目的認知上有差異，甚至因為政策環評是跨單位的業務，若相關單位對於本身的責任沒有共識，也可能導致執行上的溝通不良。

而科學園區政策環評案例，政府單位(B)因為答應立法委員要執行政策環評(其實是要幫科學園區個案環評解套)，因此在不得不情況下，提出政策環評。然而也因為政策規劃不周全，因為是在不是主動意願情況下，顧問單位也無法提供太多幫助，最後此案也被環評審查委員認為政策規劃不完整。這案例反映了個案環評與政策環評間的關聯思考相當不周全，也由於個案環評發展較政策環評來的早，因此在許多個案已先執行強況下，政策環評與個案環評的關係變得相當政治性。例如環保團體可以利用政策環評明明還沒做的理由，來阻擋個案的開發以及個案環評。或是政府部門本身對於政策環評目的根本不清楚，導致只是依循法規或是外在因素而請相關顧問單位幫忙，然而對於政策研擬方向卻是付之闕如。諸如此類的政策環評目的雖然看似荒謬，且造成執行上的效益不彰，然而目前有些執行政策環評的目的確實是如此。

除了離岸風力政策環評外，能源局另一個能源政策環評，也就是本研究案例在推動政策環評過程，較沒有將環保署視為可以輔助其政策溝通的想法，不過可惜的是能源局本身也沒有透過政策環評程序，來達到政策溝通的效益，導致規劃出來的政策仍然只是依照少數專家的理性規劃結果。從顧問公司的訪談，以及能源局的訪談，甚至同一個部門但不同的案子，可能對於其他部門政策環評的角色定位有不同認知。此差異可能是跟不同案子的周圍壓力，相關計畫的不同有關係。例如離岸風力是共識度非常高的計畫，因此較沒有環境 NGO 反對大方向的問題，有的是計畫細部區塊的調整，環境的影響，因此政府會把環保署視為可以合作溝通的對象，因為利益相關人的共識度高，外在的政策爭議風險低。因為重點不是政策目標，而是開發區塊的環境影響。但能源政策目標很發散，因此政府可能不傾向再擴大利益相關人，以免政策目標無法聚焦。也就是政策目標的確定性，是否被政府掌握，影響政府對於政策環評角色的變動，連帶影響環保署或是其他利益相關人的角色。而一位長期與政府合作的政策顧問單位受訪者(M)認為政策環評目的：

目前感覺是這樣子，然後，因為有前面講的政策環評的目的，只是讓主管機關把他明白的環境衝擊把它補足這樣，去說明，所以環保署應該他的功能是，告訴我提醒主管機關你考慮的，或是環評委員告訴你們就是說，你們政策環評，有哪些應該是被加強或是，沒有補足到應該把那些，就是目前推的規範都寫得很清楚。(政策顧問單位(M))

此單位對於政策環評目標即是以衝擊評估導向為主，然而後來此單位也提到，如果往後朝政策規劃過程更開放以整合更廣的環境議題時，政府機關本身的態度，以及其對於政策開放後的風險認知，爭議大不大等問題都會影響政策規劃過程是朝向更多的討論，還是只是有限制的專家規劃進行。換句話說，目前的法規規範並沒有針對此塊作出說明，因此政府並沒有一定要主動去擴大政策規劃過程。然而若要更加強政策環評的原始目的，此過程不單只是技術上的問題。顧問公司(N)也認為目前的政策環評目的其實並沒有很認真的反應政策環評的功能，因為法規沒有嚴謹規範：

但是我覺得是說你到底把政策環評當作什麼事情來做，如果你當作一個很認真我要來解決問題，我要在這邊討論所有的事情，你有這種心理準備的話就 ok 就這樣做吧!很嚴謹的把它完成，但是其實你今天目的已經很明確了，我這個政策就是這樣子……如果是要想要快點把它完成他的程序的話，那就是另外這作法……我認為是用我自己的認知去做這些事情……但是我

不認為這個叫做政策環評的標準作法，而是我了解這個法規在做什麼，我順這這個法規去做，讓他順利完成這個程序，真正的政策環評不應該這樣子做……其實政策環評是我在形成的過程之中的想法，應納入環境上的考量，但很不幸的是並沒有，本來就沒有。(顧問公司(N))

事實上，政策環評目前的規範確實影響政策環評的目的很大，因為從諸多訪談者經驗看起來，大家對於政策環評的想像以及效益確實存在差異。有政策顧問單位受訪者(I)提到：

政策環評變得有點奇怪，變成是說到底是定了之後 就是要照那樣去走，還是他只是說我去做這樣的環評能夠知道這些政策不同的方案下面對環境的影響是甚麼……那至於說就是跟決策到底不會作修正 影響程度並不一定會那麼大，假設這次做完了，那政黨輪替之後那他會不會去做新的政策環評?(政策顧問單位受訪者(I))

也就是政策環評目的目前看起來與政策的規劃並不存在極強烈的連結，不論是目前的以衝擊導向為主的政策環評，雖然評估相當多的量化數據，然而是否會回饋至替代方案是一個問題，另外則是說由於能源政策是最上位的政策，因此此層級的政策就不再只是各機關的提出計畫或方案，而是與行政院或是總統、政黨的政治主張有關。那假設每四年政黨輪替，則輪替後對於政策環評的影響為何?目前來看，政策環評在受到上位政黨主張的影響下，很難推翻政黨的結論，或回饋政策目標的修改。因此在此版本也僅僅是羅列出各種政黨主張及其餘非爭議性的政策目標，而更近期的民進黨主張要推非核家園，雖然未來政策環評制度繼續推動，但還是在非核家園往下推各種組合納入環境面向考慮的路徑。因此政策環評制度無法去推翻非核家園，所以政策環評目的進淪為完善能源局幕僚對於能源路徑規劃工具。能源局路徑規劃會更完善，因為納入環境面考量，可是對整個政策目標上，只能當作參考。

#### ✓ 政策環評目的與個案環評

政府單位(B)則認為以石化政策來說，其在國光石化環評以及提出的“質在內量在外”的石化產業策略後，石化業在台灣幾乎沒有太多的發展空間，因此要作政策環評是很奇怪的事情，其也同時質疑環保署一直要求其單位要即刻辦理政策環評，然而除了上述的理由外，受訪者也認為在此氛圍下辦理政策環評無非造成石化業者加速離開台灣。因此政府單位(B)確實找不到辦理政策環評的目的是

甚麼，尤其石化產業在台灣幾乎沒有新的業者、沒有新的投資，頂多只是內部的製程的改善，那跟政策環評有甚麼關係？反而跟個案環評較相關。

從訪談中可以發現，對於政策環評的目的及效益，環保署的認知顯然跟政府單位(B)存在溝通不良的情況，政府單位(B)也認為其職責就是要輔助相關產業發展，但認為政策環評的操作顯然會危害其原本職責。政府單位(B)對於政策環評的認知顯然從過往的(不好的)環評經驗而來，在石化業被認為是高污染的產業下，環評的參與過程顯然成為一波波的經濟與環保的對立。然而，目前雖然可理解因為政府單位(B)沒有意識到政策環評的目的跟個案環評並不同，而使得其並不願意正面回應政策環評的情況，然而另一方面政策環評制度的內涵以及效益也明顯的太多分歧，導致不同的政府機關只能從其自身經驗來回應。相較於政府單位(A)，其環境議題以及環境意識的融入對於能源政策規劃，其所受的挑戰可能相較於政府單位(B)的石化政策來的小，且政府也熟悉溫室效應與能源科技的關係，這也導致後者對於政策環評的態度產生更為排斥或是裹足不前的情況。

有環境專家學者受訪者(R)認為政策環評太著重環境面向，當然這也跟目前的環評制度設計賦予環評委員對於個案環評有反對權力有關。也就是說，環評委員依照其環境專業，可以反對個案的開發。然而這樣的目的卻似乎也影響了對於上位政策環評的審查，也就是說一個政策因為政策環評應該更能夠整合環境面向考量，但卻不應該只包含環境面向，環境面向不應該成為拖延政策實行的理由。受訪者(R)也提到，目前許多政策環評案件或環評案件速度審查太慢，非常不合理。其提到：

你開玩笑，你給我審三年才讓我做，我都已經下台了，我這個行政院長，總統還可以幹四年，行政院長可以幹多久我都不曉得，你還給我搞三年，所以我覺得這就變成說，你可以想像的到，你不要說院長，因為部長，就跟院長他們抗衡不了多久，那院長是能維持多久，那連局長隨時都會被換掉，那誰想要做政策環評，那政策上這樣子我就是，這政策搞不好人家會說我做得很好，就算我想法很好，結果程序上搞了那麼久。(環境專家學者受訪者(R))

這其實相當弔詭，由於個案環評的經驗，使得政策環評的目的與個案環評重疊了。許多政策具有時效性，然目前雖然政策環評法規上是屬於徵詢性質，沒有反對權，但是許多案件送進環保署後其後續的意見回覆與修正的時程拖太長，這也是讓許多單位不敢將政策環評報告書送進環保署原因。也就是說，部分環評委員對於政策環評的定位似乎視之為個案環評，導致政策環評的審查結果似乎有過

於著重在後續的衝擊，使得討論會不斷延長。從上述的訪談可以發現，個案環評的經驗似乎混淆了政策環評的實行目的，這不只發生在部分的政府機關，也發生在部分的環評委員的認知。

對於上述的政策環評與個案環評間的奇妙關係，有幾位訪談者認為政策環評的重點為程序，也就是在這個層級就要先解決個案可能會碰到的問題，先在上位就先擬定出大方向，這樣對於個案環評的推動也會更順利。政策環評的定位應該是要對下位個案環評有所助益，因為先討論出關鍵的議題。而且政策環評該考慮的面向要更為全面性，不只是環境面向，也應該考量經濟效益、社會面向等永續面向。政府單位(D)的受訪者也提到環保署應該扮演的是單純的徵詢意見，以及提供環境專業建議的角色，不應該對於政策同意或反對與否表示看法：

(政策環評中環保署角色)你可以提供他資訊，計畫有這個甚麼甚麼影響，然後你這個目的基於環境、經濟、社會，做一個的判斷是甚麼?外界不服就用選票來制裁他，本來就這樣子阿，本來就應該這樣子阿!怎麼可能環保署說的算。(政府單位(D))

不論是上述提到的目前政策環評的目的與政策規劃間缺乏關聯性與整合，以及目前政策環評制度上的問題導致政策環評的目的失焦，甚至導致部分政府機關不願意執行政策環評，皆顯示未來對於政策環評的目的性有進一步討論及強化的必要。此部分於後續建議中進一步討論。

## 2. 政策環評程序缺乏程序間互相回饋機制

在本案例中，公眾參與主要為範疇界定會議以及政策環評報告書完成後的分區說明會議。在範疇會議中，參與的人包括政府以外的專家、其他部會官員以及 NGO 團體，而在分區說明會中，參與人主要是一般民眾。

在範疇會議中，參與者可以討論系統邊界以及評估項目及指標，這些討論項目都會影響後續的衝擊評估。然而，政策規劃以及範疇界定會議之間並沒有明顯的回饋情形，也就是說，與會者在範疇會議間所發表的意見，並沒有在政策上得到回饋，而對於後續的評估項目以及指標的選擇也沒有實質的調整效果。

目前在環評規範中，也沒有正式的溝通回饋機制相關規範，因此意見的發表多數屬於單向式的溝通(one-way communication)，與意見蒐集。根據一些環境 NGO 看法，他們通常不滿意政府的回覆，特別是關於政策的設計部分，同時他們也不相信政府會表現真誠的態度。有環境 NGO(F)提到：

我最關心去年的範疇界定會議，我建議的許多策略方向在技術上被敷衍了事。我說雖然這個政策是針對能源開發的，但我認為節能和能源管理是能源發展規劃中的一種替代方案。能源開發不僅考慮發電，還考慮節能和管理。顯然，最後一次範疇界定會議很受歡迎，但這個建議並沒有考慮進去。我認為這實際上是小池中找到答案，而不是在廣闊的海洋中找到答案。(環境 NGO(F))

另外，一位環境 NGO(E)在範疇會議提到當地地景(landscape)在台灣是個關鍵議題，而國土規劃應該要在政策環評前期被整合考量，因為許多能源設施(尤其是再生能源)的開發都需要大量的土地資源。然而後續在替代方案設計時，並沒有針對土地資源做考量。目前也沒有在政策規劃前期，將盤點台灣的整體土地資源作為開放式的討論過程，而是由少數專家來評估作為未來再生能源用地的參考。前面已有提及再生能源的裝置容量是個爭議，而裝置容量的範圍又與土地資源高度相關，可見此項視為關鍵的環境議題。然而目前在範疇會議中，雖然被與會者提出，後續此議題沒有獲得應有的重視與深度討論。事實上，由於能源政策的範疇會議時間較限縮(開會次數只有一次，開會時間為三小時)。有受訪者認為較無法在會議中完整陳述意見。

也有顧問公司(M)受訪者提到，政府機關會把政策環評的結果只是做一個附加的證據。也就是，政策環評的結果出其實無法作為影響政策方向的一個決定性的因素。就好像是一個政策方向決定之後，後面評估只是做一個說明，除非有一個太極端的影響，你才會把它拿掉。

#### ✓ 沒有良好回饋可能因素

而在會議場合沒有良好回饋可能因素可能在政官員擔心較複雜的問題，如果回應不好，反而會引起衝突不好收尾。另外也會擔心意見無法收斂問題，因此多數抱著比較保守心態在面對提問。除了範疇會議外，另一個案例的政府單位(C)受訪者也提到公開說明會也有類似狀況：

以前的說明會很多都沒有 feedback，頂多寫個回應表，再報告書附在後面。從 a 提了什麼意見然這說明後，我有一些說通常說明講白一點就是打回去就說民眾怎樣怎樣說什麼原因沒辦法甚麼甚麼大概會說這樣或者是說民眾提了一些意見真的很不錯他不影響整個計畫的執行我們就會寫遵照辦理、參考辦理但是執行上的效果不會有當下的互動。(政府單位(C))

除了政府官員在面對提問的心態，以及意見收斂性外，另一位訪談者也提到關於開會回應的問題，就是參加分區說明會(範疇界定會議)的政府官員的層級不

夠高，而造成回應不夠理想。政府應該派出具有實際決策權力的人參公聽會或分區說明會才能有實質的回應。

另外議程設定也會影響與會者能夠討論議題的範圍，在本案例中，由於政府並不打算開放能源開發政策目標的空間，從在範疇會議前，政策目標即幾乎底定可以看的出來。然而能源政策影響的利益關係人範圍很大，例如核能的未來角色、能源轉型的時間表、政策規劃中的環境思考等都是屬於政策規劃的範圍，因此許多參與範疇會議的提的意見都是與政策相關，反而不是與評估項目或指標相關。

本研究進一步認為，政策鴻溝的差異來自於雙方對於共同的未來經濟發展想像不一致。

本政策是以工研院團隊的 MARKAL 模型預測電力需求是作為電力要開發到多少裝置容量的一個標準，而對於電力能源需求要如何訂定？這是個頗具不確定性的問題。一般來說，會以未來幾年的經濟發展 GDP 指標預測作為標準值，以及搭配可行的節能措施，以推估未來的可能能源需求。因此這過程的變數不少，至少包含節能情境、以及未來 GDP 預測。本政策先經由模型計算，並由能源局、台電相關單位確認後，以高、中、低三種需求作為替代的方案基準，藉此各產生出六個情境，最終產生出 18 個能源情境。然而，以 GDP 預測是否是唯一合理的方式，有許多人提出疑問，也常被 NGO 所挑戰。

過往沒有政策環評制度時，能源需求情境是單一的，而因為政策環評納入多方意見的結果，因此本研究擴大到三個情境，可說政策環評解放了能源政策。然而在增加透明度的情況下，政府部門沒有以積極的態度來面對公眾參與，以較開放交流的心態面對立場差異甚大的意見，而是採取保守的態度來面對，因此雙方的挫折感都很大。政府單位一直認為無法與環境 NGO 團體達成意見上的共識，而同時 NGO 團體也不斷在一次次的公眾參與過程中從積極提供意見轉為消極，因為其認為政府沒有積極的面對建議。

本研究認為這樣心態的差異來自於雙方對於共同的未來經濟發展想像不一致，因此雙方在前提上已經沒有共識，更難說後續的能源規劃細節。通常環境 NGO 對於環境方面議題都相當有熱誠，且對許多在地性環保議題都有深入研究以及實際參與。以能源議題來說，其對於未來能源政策應涵蓋的永續性議題，以及能源轉型的想像至少包含了減少碳排放、世代正義（尤其核廢料處理議題）以及

經濟發展轉型(包含產業結構轉型以及電力自由化)的理念,也就是涵蓋環境、以及社會的目標,也包含對於經濟架構及產業結構的轉型想像。而對於未來電力或能源的需求無法達成共識,例如前面所述的問題,以及較極端的未來電力零成長(也就是電力需求與經濟成長這兩件事能否達成脫鉤目標)都是建立在這些永續性議題之上。人民仍然享有進步生活,然而透過種措施減少電力依賴。甚至對於進步生活的目標也不再只是與 GDP 成長所造成的經濟繁榮單一想像,甚至包含幸福指標或其他各種指標,來取代單一種經濟繁榮的社會架構。過去此種經濟發展方式會造成大量排放汙染物,造成環境負荷,甚至超過生態足跡的上限。因此透過種種能源政策的轉型目標(因為能源政策與所有公共政策是密不可分的關係),來翻轉根本的發展結構是部份環境 NGO 團體所關心的。有此可知,部分環境團體所關注的根本結構上的轉型所涵蓋的議題之廣,絕對是超出一個能源局所能負責業務範圍之外,在此前提下,很多根本上的議題是需要很多長時間的討論。

### 3. 政策環評中公眾參與效益有限

回顧能源政策中的公眾參與程序主要有兩個,一個是範疇界定會議,另一個則是後期的分區說明會。然而目前政策環評流程中的不論是哪一種公眾參與機制,皆無法對不同的價值觀的議題有產生實質討論的效果,也無法提供一個有效的不同價值觀的利益關係人對話的場域。

#### ✓ 議程設定限制:不同價值觀無法討論

以範疇會議來說,政府目前在開會前主動了限制會議的目的,尤其是政策規劃目標上,其限制了意見蒐集的方向。根據參與範疇會議的專家觀察,目前在範疇會議上的公眾參與方式限制於政府對於議程的設定,也就是通常報告者因為其目的,而會有只講某些能源好處的情形,並不全面。有能源專家學者(O)認為,應該在範疇會議上比較各種能源的優缺點。

基本上是這樣子啦!就說我們通常在討論的時候,要麼很大的盲點啦!要麼只是再講某種能源的缺點,就是說沒有講,其他能源有優點也有缺點,阿這個能源給你罵得很慘的那種,不要的那種,他不是只有缺點,他也是有優點,彼此的優缺點,那都要考量。(能源專家學者(O))

目前在範疇會議上,是以討論評估範疇、評估項目指標以及方法適用性為主,因此若要討論各種能源優缺點,勢必要在範疇會議前對於能源科技的衝擊已經有

初步評估或蒐集資料。確實已目前來說，因為是採用生命週期評估方法，而國際上對於能源科技有豐富的研究，因此雖然其衝擊數據並非國內真實的監測數據，然而初步的趨勢還是可以參考的。目前雖然在開範疇會議前，相關單位也已經蒐集了初步的能源技術的環境數據，然而政府並沒有想要針對這塊作進一步討論。政府單位在未來，除了可邀請環境專家，先蒐集環境衝擊的資訊提供予規劃者參考，更可以開放與與會者就這塊思索環境議題面向，有助於達到環境思考及早整合的目標。

由於政策環評有公眾參與程序，政策環評操作者在政策環評程序中需要處理不同意見的呈現的差異性，牽涉到提供公眾參與機會、討論、互動以及整合彼此不同的觀點。並且除了科學的事實，決策者也會面臨價值觀如何取捨的問題。Richardson (2005) 也認為政策環評本質上是極具價值觀的(inherently valuable)，因此政策環評社群對於如何處理互相衝突的價值觀應該要有更多討論。事實上，每個決定都涉及到價值觀 一個便宜但是汙染高，另一個很貴但是汙染很少，因此每一個決斷都涉及價值，就要取捨。就像有些人相信科技可以解決問題，有些人認為環境價值勝於一切。有政策顧問單位(I)提到能源政策中的價值觀與決策的問題，以及為什麼價值觀需要納入政策規劃過程：

我覺得以能源來講，我講白一點，就能源議題就台灣還是比較多還是在核能的部分。因為他包括整個核廢料或是什麼，或者我是電廠，我可以去做實驗，核廢料要擱著，那一個代價的問題。到底全民員不願意去付這樣的代價，我覺得那應該是全民來決定，並不是是你說靠專業去做決定，你憑什麼決定？就像你憑什麼去幫他人決定他未來要怎麼樣，我說他一定是一個跨世代的問題，你跨世代問題，你竟然只有丟給只有少數專家去做決定。(政策顧問單位(I))

✓ 公眾參與意見無法聚焦及方法限制

以分區說明會為例，目前在公開場合上，彼此無法針對不同面相議題說出真心話，顧問公司也對於目前政府處理不同聲音的做法有疑義。依照其經驗，他們甚至需要私底下分開的找利益相關人士，才比較容易聽見真正的聲音，因為在政策環評的正式場參與合中，參與者很難有討論及互動的機會，也不容易表達真正的想法。而且有時候環境團體為了達成政治訴求(例如要求政府退回政策)，會故意高分貝的製造場面，然而那些場面卻不一定可以反應其想表達的意見。若主持

人無法控制，參與的場合容易變成互相爭吵的場合，無法進行真誠的交流，或是理性的辯論。顧問公司(N)提到：

應該這樣講因為 NGO 團體他們盤算的事情，事實上各有不同，他們能夠接受與不能接受都各有不同，連他們自己主張都不理解，那我們只能私底下去找，找他們的好處是說他們確實是關心這個議題的，他們真正的想法在哪裡，因為真正的想法有時候不見得在臺面上會說明。(顧問公司(N))

許多文獻提到政策環評或環評需要公眾參與(Rega and Baldizzone, 2015)，以及其帶來的效益。事實上，除了提升實質參與是必要外，由於參與時所發表的意見相當多元，若無法有實質的討論協商過程，其實很難有聚焦的結論。而公眾參與的深度也很重要，如果只有單向溝通是無法對於爭議性問題有所交流。因此，面對深具價值觀的本質，以及各種不同利益相關人的意見，政策環評的如何提升實質協商是很重要的，這與政府如何選擇參與方法，以及是否有適合的場域，或是政府對於公眾參與的態度意願皆有關。O'Faircheallaigh (2010)提到環評實踐時對於公眾參與的目的是提供一個場域給不同利益團體追求所希望的結果並解決彼此間衝突，而不僅是產生決策的成本效益資訊。

另外政策環評中的公眾參與方法並不允許參與者能夠深度的交換意見作進一步的交流，也因此無法在彼此不同價值觀上有深度的討論，這點其實與溝通方式極度相關，是單純的單向蒐集意見，或是雙向的交流協商會有不同的效益。

#### 4. 政策環評操作時間不足

對於政策規劃者來說，因為有政策執行上的壓力，因此政策規劃時間表相當重要，而在此案例發現，在時間壓力此狀況下，政策規劃者會傾向選擇較簡便的方式讓政策環評的諸多可能效益，簡化至單純的“評估環境影響的任務”，並且把此任務外包給其他環境專業團隊，因此可以省略彼此互相溝通的時間，以及整合彼此工作的時間。政府通常會認為這樣的方式可以讓整個政策環評流程進行得更為快速。

選擇以衝擊評估導向政策環評的原因有兩個。一個為政府熟悉環評的運作方式，而衝擊評估導向政策環評與環評的操作邏輯是接近的；另一個原因為操作具策略導向政策環評的不確定性太大，其可能會牽涉更多且更深入的公眾參與、開放更多的協商空間、更多的時間成本及人力成本等問題。以及最重要的，實行策略導向政策環評的結果，可能讓替代方案規劃的方案結果更不能預測。換句話說，

衝擊評估導向政策環評對於目前政府的制度面衝擊是較小的，也不會與目前的政策規劃流程發生衝突，因為沒有流程整合上的問題。

對於政策規劃者來說，如何在有限時間操作政策環評其實有兩難的困境，一來現有的環評規範下，將政策環視為衝擊評估導向的工具，只專注在政策的環境衝擊面的影響評估，因此只將政策環評限縮在衝擊評估功能其實已經滿足法規要求。但其實以能源政策為例子來說，最大的爭議點是在於前期的政策規劃階段。因此對於決策者來說，當其認為的政策環評的目的與政策規劃的目的性沒有明顯的交集，政策環評的位置就會在後面的階段，也就是政策規劃完成後，而不是在前期的階段。因為政策規劃者想的是我要怎麼設計出一個能夠快速獲得共識且沒有爭議的政策，並且在法規一定要做政策環評的前提規範下，盡量不讓政策環評能夠延遲到政策規劃的時間表。

當政策規劃者將政策環評視為額外的工具時(並且其可能同時也不熟悉如何操作此一流程)，而僅僅滿足法規要求時，政策環評無法整合其實質功能於政策規劃過程，也就是促進環境思考，並在前期邀請環境面的專家進行溝通以擴大政策目標討論及設定。其實就東部交通政策環評一案來看，會延遲整個政策規劃以及政策環評時間表的完成，擴大公眾參與在政策環評的操作絕對不是主因，反而如何採取有效的公眾參與方法才能降低政策規劃過程中利益相關人的反彈。雖然目前在本案例發現能源局因為時間的考量而無法進行這樣操作，然未來操作政策環評者(或決策者)應該可循此經驗邀請利益相關人來政策規劃前期即討論政策的相關議題，甚至在認知政策環評有不同的模式後，進一步在此階段決定接下來何種政策環評形式應該被使用，而此可能會牽涉到政策複雜性、金錢成本、時間以及預期達到目標。

有受訪者確實提到，目前許多案例因為法規規定，因此對於政策環評的操作屬於只是滿足於法規要求，而沒有投入時間真正達到政策環評的最初定義，也就是確實的在政策規劃過程中，將環境思考納入，而這樣的操作方式，確實對於縮短時間比較有幫助。因此若是政策規劃單位想要翻轉目前的操作方式，認真考量為什麼要執行政策環評，政策環評與規劃的政策連結點在哪，如何整合有效的環境思考，甚至在政策環評過程中化解相關政策爭議達到利益相關人共識，要有長期抗戰的準備。

其實政策最麻煩一點是，需要考慮多面向的事情，因此以能源局業務來說，

以往只要考量能源安全即可，但是若其慢慢認知到政策環評其實會讓能源政策的面向更廣闊，甚至行政院對於性別平等的推動，甚至未來如果整合健康衝擊評估(Health impact assessment)或是永續性評估制度(sustainability impact assessment)，則未來公共政策的規劃將會納入更多面向的思考，政策規劃者勢必要考量時間對於決策品質的關聯性，以及當利益關係人更多，如何有效的整合在決策過程，降低政策爭議。

## 6.3 環境議題面向

### 1. 對於環境議題缺乏學習效果

本研究發現，對於環境議題的熟悉度，相較於原本政府職責的業務，並非那麼熟悉。然而這也確實反映在政策環評的操作上。

一位政策顧問單位(J)提及碳排放議題為國際性的共通議題，然而目前決策者對於其他環境議題卻不那麼熟悉，而這也可能是在能源政策中減低碳排放成為唯一的能源政策替代方案目標的主要原因。此外，對於政策規劃者來說，相對於在方案中的環境議題，較上位的政策或計畫層級其環境思考顯得較為難以想像。舉例來說，離岸風力發電政策環評在政策規劃上是以區塊規劃為目標，劃定適合未來發展風力發電的區域，因此較接近個案層級的環境衝擊對於能源局是較好想像的，並且容易反映在設計階段，因為其對周邊的環境影響很容易界定及評估。然而在政策規劃層級，由於本案例中設計方案者是以規劃各種能源配比為目標，因此無法直接將相關的環境目標整合於能源的政策目標上。受訪者政府單位(A)提到：

像我覺得政策環評是比較像是一個配比性，比較沒實際講到區塊配置，這就比較難去反映到環境面的，如二氧化碳 CO<sub>2</sub> 那一塊那是可以去算的，就可以比較去做想像跟處理，其他個案的部分還是回到個案，譬如說太陽光電他依到定發散到各地，那個風力他就固定在某些工廠……(政府單位(A))

在本研究發現對於環境議題的不熟悉，因為常久以來政府機關在制定政策上，以經濟發展目標以及滿足電力需求為主，因此對於政府部門內部並沒有專門負責環境議題的小組來提供環境資訊給決策者(環保署常為相關政策規劃部門的平行機關)。在一般決策為內部決策的情況下，環境目標不會被擴大深入考量。而另一個原因可能為訪談者提到的層級間需要考量環境議題的差異，也就是當政策內容屬於太上位的層級時，例如本能源政策考量的是電力配比結構為主，則較難直接與環境議題整合再一起。然而，雖然上位政策目標較抽象，受談者也提到對

於能源造成的二氧化碳排放量是較容易想像及計算的目標，因此這也顯示雖然政策是上位的，但政策目標仍是有整合其他更廣的環境議題的可能性。只是因為目前政策規劃者對於國際熱門議題較為熟悉關係，而使得最低碳排放，成為唯一的环境目標。

另外，目前在政策環評機制中，除了傳統的專家會議外，範疇界定會議以及分區說明會會議中，都有不同領域的專家、環境 NGO 團體，甚至一般大眾的豐富意見，然而這些意見表達是否只是單純的資訊，或是這些外來的資訊輸入到政府內部後，能夠進一步轉化為知識學習過程，也是一個影響政府是否能熟悉環境議題，甚至進一步納入後續決策的主要因素。Sheate 與 Partidario (2010)提及單純的資訊(information)輸入很難影響政策規劃，也就是說如果決策者或政策規劃者沒有將資訊進一步轉換成知識(knowledge)，則原本的信仰或價值觀是很難改變的。事實上，以目前政府對於公眾參與的態度，多半是以資訊蒐集為目的來說(例如：範疇界定會議或說明會的單向操作而無深入討論的方式)，也確實無法造成深化的學習效果，因此在資訊的提供與政府規劃決策間，永遠造成鴻溝。而這個鴻溝除了本身政策環評的操作機制問題以外(例如沒有要求意見回饋至決策規範)，政策環評能否進一步提供政府內部的學習效果是主因。否則，多次以資訊蒐集為主的說明會也只是蒐集更多的意見，但是這些意見因為無法有機會轉換成知識(以政策環評來說，需要轉換決策者可理解的环境知識)，因此很難在決策過程中納入更進一步的環境思考。Kuldna 等人於 2015 年在探討政策環評的學習機制時也提到政策環評的政策規劃過程對於永續性議題應該更要加強知識仲介(knowledge brokerage)或是知識轉移(knowledge transfer)，以強化政府的學習效果(learning effects)，且其對於政策環評的不同階段也提供可參考的促進學習效果的參與方式。而在目前永續性議題或是永續性的範疇仍極為模糊(Thissen, 2000; Noble, 2002; White and Noble, 2013)，不同研究者有不同論點的狀況下，甚至在政策環評領域中，對於應該在政策規劃過程納入環境面向，或是整合環境、社會以及經濟面向還未有定論，因此這些爭議其實更應該在政策環評各個階段，進一步由每個案例的利益相關人共同討論，促進對於環境議題有更深入的了解再來作進一步的規劃。未來也應該更加深政府部門內部對於不同領域的資訊學習效果，應有助於提升在政策規劃時納入環境或永續性的考量。也就是說當單純的資訊轉變為知識，讓決策者感到熟悉，才較有可能引發其政策規劃的動機。

有政策環評專家學者(T)提及，現在政府機關普遍性的去認為說政策環評是一個施政的障礙，也不認為去保護、環境重視生態是他施政的責任。然而這些議題更應該內化成本身的環境的價值觀，且這個價值觀在政策規劃時，不應該受到因為不同政府部門的變動，甚至是政權的輪替而改變，其提到：

他牽涉到的一個價值 那麼這個價值呢在民主政治裡面 我們跟一般的集合政治不一樣 就是說我們每四年就是有最新民意的反應，那今天就是現在這個政府做了什麼事實上，某一種程度代表就是民意這就．．．．．以目前這個情況來看他就是這樣。但是我總是認為說有一些東西 他是一個普世的價值 他不應該去受到所謂的政權輪替的影響。(政策環評專家學者(T))

同時政府單位(D)也認為，政策環評中，環保署應該是站在一個被諮詢環境建議的角色，也就是最終的政策規劃方向還是應該由政策研提機關自己來決定。換句話說，每個政府機關應該自己在政策規劃時，即將環境議題考量其中，而不是被動的在完成報告書後由環保署決定報告書是否有需要修正。事實上，如此作法反而是政策規劃永遠無法納入環境的主因，因為政府機關本身有其惰性，皆認為我依然照我的意思來完成這份報告，那再由環保署來審查即可。但弔詭的是，政府機關本身也常認為目前的審查制度太過冗長，不利於政策的研擬，因為環評委員以及環境 NGO 團體的意見通常很難回覆，要數次的修正。但這結論是否也恰恰呼應環保署的長期經驗，也就是政策規劃機關自己應該主動的看待政策環評，並且在早期階段考量環境議題？若依照此邏輯，如何主動的提升政策規畫機關的內部學習效果，以創造整合環境議題的機會至政策，是未來應該提升的方向。

## 2. 環境議題中科學正確性的評估結果存疑

在第二次對於政府單位(A)訪談，決策者提到在考量政策的環境衝擊時，科學資訊的重要性。然而不論是能源局規劃的能源政策或工業局規劃的石化政策都提及了科學數據不確定的問題，而造成決策上的困難。例如當專家選用不同大氣擴散模式時可能產生不同的評估結果，也因此石化案例時，也額外召開專家會議針對某一位專家的評估結果，判斷數據適不適合採用。對於模式結果的不確定性，很可能造成參與決策的人在判斷時採用其價值觀而非依據評估結果作決策。Li 等人 (Li et al., 2016)以結構方程式(SEM)做出的研究結果，提到資訊及資料的分享不足對於政策環評效益是個問題，問題可能出現在部門與部門之間，部門間的資訊不一致，第三則是資料的品質不足。政府單位(A)認為：

現在唯一的困境就是說，很多環境影響最主要是資訊……資料庫，資訊那個科學的 data 不夠能夠做決策，沒辦法做評估，我覺得問題在這裡……就你講的那個空汙的擴散曲線，那個幾乎不同人做的不一樣，健康的影響對那個，沒有特定的那個科學數據，認可的科學數據，應該是說那個結果差異很大，這個要有一個比較好的科學研究跟評估，可信賴的啦！工具以後模擬也好，未來的工具模擬跟資料庫，比較有公信力的應該先去建置再來談，不然就像你講的大家都是在用意識形態再談。(政府單位(A))

另外，在能源政策中關於核能的不確定性的爭議，也反映在福島核災的死亡人數估計上，由於不同的報告其對於死亡人數的來源選取不同，因此數字不一樣。或許或擴大核能災害的影響。有環境 NGO (H)提到：

福島核災就像車諾比核災一樣，死亡人數各方說法都不一，就看你比較相信誰說的話，國際機構的話比較客觀。但你提到的說服是比較主觀的，但作為公眾議題的討論，我們會選擇客觀的那一方，像引用聯合國或 WHO 的報告。福島核災值得我們深入地去剖析為什麼死亡人數不一，因為有些把地震、海嘯都算進去，像是宋 XX 把震災和核災的死亡人數都混在一起，其實他是有意這樣做，因為這樣對他的主張有說服力，對他來講是一種理性的選擇。(環境 NGO (H))

目前政策環評中環境思考的困境，除了上面提到模式不確定性所造成的決策不確定性外，基礎資料不足也是一個讓決策或政策產生過程產生困難的因素。顧問公司(N)以另一個離岸風力政策環評為例，當時以區塊開發作為離岸風力政策環評策略的考量點有兩個方向。一為告訴別人哪一個區塊為適當的離岸風力開發區域，另一個告訴別人我們的離岸風力政策主軸是以區塊開發為主要概念：

我說現在這個狀況在所有基礎資料調查不夠，你怎麼證明這區塊是 okay 的，根本不可能的事情，好那你如果你有長期打算你要做很多研究，像英國很多那你可以搞個 10-20 年，如果你有這種心理打算的話我就跟你玩。沒有，他就是要拿來端出來當作政策溝通的平台，那這下就死了，你怎麼溝通，沒有基礎下可以去 support 你溝通甚麼東西，當別人反對你時候你要拿什麼去說明？根本不可能的事情，所以我就跟他講說你不能現在指定哪些區塊，而是到底要用區塊開發這個概念去做這個事情，才是我們政策的主題要主張，而不是說你去討論哪幾塊區塊是最好的，你現在沒有那個條件，等你做了 10 年的調查我就承認你有，你現在沒有這個條件不能這樣做，這就是政策的目的是在哪邊，那假設他真的要研究，那研究區塊最適合，好那我就建議你，你就花時間好好地做調查，慢慢來吧！(顧問公司(N))

由於政府在前期並沒有長年的風力基礎開發資料，但由於當時政府的政策是以大力推廣離岸風力作為未來能源轉型的重點方向之一，因此此案例在推行的速度上並沒有太大的政治阻力。而顧問公司在輔助政府計畫推動的角色下，很自然的建議政府必須以區塊開發概念作為政策主軸，而非以另一個方案作為推動方向。

然而顧問在受訪時認為這並非正常的政策環評的作法，因為這代表著台灣政府在操作政策環評上是先有政策方向，而政策環評只是因為法律規定要做，但事實上政府單位完全沒有在事前就在政策規劃階段納入完整的環境考量的規劃，這點從相關基礎資料非常不足夠，但卻要在短時間內推動離岸風力政策環評看得出來。

另外，相較於個案環評只針對單一開發案做衝擊評估，累積性效應(cumulative effect)的評估被認為較適合在政策環評層級做評估。然而目前在政策環評案例中，沒有案例實質上對此評估單一個政策對於全國污染涵容能力的影響。並且目前環保署也沒有相關規範訂定污染總量的上限，因此在單一的政策環評中，也不可能去討論每個政策的污染量分配有多少。對於累積性效應的管制，除了每個政策本身的衝擊應做評估，對於污染量的上限分配，也應該進一步部門在規劃政策時應就此議題作協商。

### 3. 忽略環保署的角色可能阻礙環境思考

以目前政府架構來說，環保署為行政院及其他經濟部等部會的下屬單位。然而，因為台灣的特殊政策環評流程，這樣的架構也讓其他的部會的政策在完成政策環評報告書送進環保署後，環保署對於個案環評有審查的權力，也同時對政策環評有提供意見諮詢的義務。雖然環保署對於政策環評僅是諮詢的角色，然而在實際操作經驗上多少還是受到個案環評的制度與經驗的影響，導致政策環評的操作上，與個案審查非常相似。尤其在意見的提供上，一來一往常常耗費許多時間，且此場合也會受到其他利益相關團體的壓力。

而目前的趨向個案環評的操作，也讓環保署無法順理成章的在政策環評或政策規劃初期，以提供專業的環保建議角色出場，且其意見能平行的整合到其它政府政策中，目前僅是發揮後期諮詢的功能。並且這樣的操作也常令外界誤會成環保署可以反對政府的政策推動，也讓政府在推動政府政策時(把報告書送進環保署前)，就已經開始設想送進後這政策會不會受到百般刁難，而在制定政策及衝擊評估時動輒得咎不敢送進去。並且這樣的尷尬，也造成政策環評操作時，政策單位根本不會將環保署視為合作夥伴，將其意見整合到政策目標中，甚至成為眾多政策目標或策略之一。如此一來，環保署的角色變得相當被動。有顧問公司(N)提到：

我們的機關的架構就是有問題啊!你不覺得很奇怪嗎?這個根本沒有邏輯的一個架構，就是說怎麼可能從一個從行政院會端出來，理論上行政院會端

出來的政策環保署要參與才對，這才是一個成熟的國家需要這樣子，你有環保機關，既然待在他下面，所以這個應該是已經經過討論過的，成熟的环境考量政策，那怎麼還會有環保署反對你的問題呢?(顧問公司(N))

對於部門間的溝通合作，主要發生在政策規劃議題上。從能源政策環評案例以及石化政策案例皆發現政策規劃部門並不會因為政策環評需要考量環境議題，而主動找專業的環境部門(環保署)來溝通如何納入環境思考。而在另一個最近的東部觀光政策環評，環保署認為相關部門確實有在政策前期開過諮商會議，然而在政策目標相當不明確的情況下，環保署無法有具體的環境建議。以下進一步說明政策規劃單位與環保署的互動不良狀況：

- 政府將政策環評僅僅視為一個必須走完的程序或法規需求來操作

政府單位(D)認為在另一個東部觀光政策環評案例中，政府單位確實在政策環評流程前期有找環保署諮詢專業的環境建議，然而因為目前的政策目標並不明確，因此專家很難給予實質意見(尤其在政策目標上)。其認為政策目標應該要由政府單位自己負起責任而非由其他部門給予明確的政策方向。

由上述經驗可知，目前在政策規劃以及應用政策環評上，政府單位確實有點摸不著頭緒。此困難在於一來因為以往的政策規劃過程因為政策環評的介入而似乎出現變動空間(無論政府是否主動願意執行政策環評，或對政策環評抱持正面或無所謂態度)，二來政府對政策環評的掌握，尤其在政策環評對政策規劃的整合上，不知要如何執行，而這可能造成每個案例因為執行者經驗不同造成規劃成果差異。因此在這案例中，出現了環保署認為政府在沒有清楚的政策目標前提下，使得此位專家認為訂定目標的責任落到其身上的狀況(環保署認為其應該是處於被諮詢角色，而非主動規劃政策目標)。而政府將政策環評僅僅視為一個必須走完的程序或法規需求來操作時，此種情況可能特別會發生。West et al (2011) 及 Tetlow and Hanusch (2012)指出政策規劃者有時候容易將政策環評視為法規需求，但沒有再進一步思考整合環境議題的重要性。本研究進一步認為，也就因為如此心態，政府並不會用心花時間在開會討論的議程設定或是溝通方法上，想辦法取得有效實質的建議，因此雖然也在前期辦了參與會議，邀請不同單位甚至環保團體，然而出現環保署有種公親變事主的感覺。

- 意見過於複雜且缺乏協調者

另外一個在部門間溝通合作的挑戰在於，有時候會出現開會意見過於複雜的

情形而難以討論，造成政府也無法解決問題。因此這有待於公眾參與的方法技巧的深入及整合，然而目前這方面確實很有限。

一位政策顧問單位(K)受訪者提到找尋環保署來討論其實實務操作上並不困難，然而關鍵議題是缺乏協調者來協調來自不同機關彼此的意見。因此會議的結論目前無法對政策規劃有實質影響。另外，此受訪者也提到政府(能源局)對於溝通的態度，是採取較為單向溝通且被動的態度，因此溝通的效益不明顯。

能源政策主要規劃者為能源局，而能源局主要的事物為能源議題相關事務，目前在能源局的內部小組中，並沒有環境資訊專責提供單位。有位受訪者提到，當環境責任並非能源局的主要業務時，為什麼能源局要負起相關責任呢?或許唯一的能源局任務是從眾多能源種類中，選擇較為低碳的能源。

因此這個挑戰就牽涉到政府管理架構背景，對於能源局來說，他主要責任為提供足夠的電力還滿足未來電力需求即可，而環境議題仍然是屬於其他部門，也就是環保署的事情。然而這樣的思維可能導致政策規劃上，僅僅能滿足於“減少環境衝擊”此一內涵，因為邏輯上仍然是由能源局先規劃出以舊有思維的能源政策，接著再由環保署來藉由各種行動減少能源設施的排放。例如：藉由制定嚴格的空氣污染排放標準，來限制火力電廠的排放，進而讓發電廠願意不但更新其設備，或是嚴格管控內部汙染處理設備。而這樣的分工，是否能回應能源轉型的需求，翻轉能源政策的規劃，例如，討論集中式與分散式發電的優缺點，或討論節能的路徑進而在政策規劃前來減少未來發電廠開發，是有待懷疑的。若未來政府部門間的架構沒有改變，而在目前部門分工下，部門間的溝通與合作就顯得相當重要。如何加強彼此間的議題整合性，是目前一項挑戰。

一位政策顧問單位(J)受訪者也提到如果能源局能夠與環保署有更多的合作機會，在環境目標的規劃上會變得更多元，例如增加“人體健康”一項作為政策目標，此在能源政策中為眾所關注的議題。

#### ● 與環保署成對立角色

另外在石化政策環評則是較為對立的經驗，在與政府單位(B)訪談過程中，石化政策規劃單位在認知政策環評幾乎等同個案環評功能的情況下，其對於環保署的認知等同反對單位，也就是其並不認為環保署的建議可以來協助其本身的政策規劃目的(帶動石化業者以及幫助經濟發展)，因此對於環保署的態度是負面

的。雖然一般來說還是會舉辦專家會議，然而效益不佳。



#### 4. 不同計畫層級間的环境衝擊沒有確實考量

當操作政策環評時，個案層級(project level)的環境衝擊可能會影響更高計畫層級的政策規劃。台灣在面對能源轉型時的能源政策，再生能源是一個重要配比來源，然而在技術條件未完全成熟情況下，並無法當基載電力來使用。而在其他可當基載電力的能源以補足再生能源發電限制的選項中，天然氣是一種相對於傳統燃煤發電較為潔淨的能源，因此電力缺口需要由新型天然氣複循環機組來補足。然而，天然氣發電需要足夠的接收站來接收原料。在台灣，桃園市原本是良好的地點賴建造接收站，然而後來發現當地的海岸線有保育類的藻礁，此物種可以提供數種生態系統服務(ecosystem services)，其中一項為吸收二氧化碳，因此可減少溫室效應。因此在能源政策案例出現影響原本政策目標的挑戰：

第一個是關於當政策目標已經決定後的情況，也就是當地的生態地景保育與國家層級能源政策間的平衡該如何取捨？以及是否國家能源政策應該要被修正？或是在能源轉型的既定目標下，當地的環境議題可以被犧牲？

第二個挑戰是關於未來的政策環評執行如何改善，也就是政策環評的功能應該重新討論—當地的環境思考或議題是否應該整合在更高層級的能源政策規劃過程？在這個例子。因為當地的環境議題事實上已經可能影響了不只當地的接收站的開發，也繼續影響了政策目標及能源轉型方向。因此當地議題不再僅僅是當地議題，因為其影響範圍可能擴及國家層級的政策設計。接續上述的第二個問題，那是否應該進一步追問如果能源局在規劃政策時可以更全盤的考量各種環境議題出現的可能性，甚至邀請當地的居民或是長期耕耘自然保育的 NGO 團體，就可以避免掉類似的狀況。如果確實找不到其餘好的接收站地點，則天然的配比應該由何種能源取代可以事先被考量，或是產生更多的替代方案在政策規劃過程。

無論如何，此案例反映出目前在能源政策環評中，政策規劃前期沒有確實完整考量所以環境議題，並且當地的環境議題所造成鄰避效應，當議題嚴重性一但擴大，是很有可能回頭影響尚未的政策目標，使其無法落實，或延緩政策推動進度。因此未來國家層級的政策環評，需要在政策規劃前期更完善考量可能造成的鄰避效應。而對於政策環評與個案環評間的連結性，也應更加注意。



## 6.4 政策規劃整合環境思考之探討：可能的改善方向

本研究選取能源政策應用政策環評案例作為探討對象，最主要原因為其為目前國內爭議性最高，利益關係人最廣泛的政策，同時至目前為止，因為核能爭議以及政黨輪替等諸多原因，此案例擱置許久無法送進環保署。因此政策環評此制度未來若應用在這類複雜性高的政策時，流程應該怎麼走？此制度在台灣應該要往何處去？以及應該如何改善，本研究應該可以提供一些建議

### 6.4.1 政策規劃建議

評估結果認為，目前將政策環評與政策規劃整合的過程中，仍有相當多的挑戰需要克服。而以下針對未來可以改善的方向予以討論。

#### 1. 政策規劃模式需要改變

當應用衝擊導向式的政策環評，至政策層級時是不足夠的。無效的地方在於無法整合環境思考、環境議題於政策規劃過程中。因此政策環評對於政策的規劃其實幾乎沒有影響性。這類型的無效其中一個原因為政策規劃過程是沒有遵循一個既定的結果，非理性的模式。而衝擊導向式政策環評是遵循理性規劃的邏輯，有一定的既定流程，然而這樣的既定流程與政策規劃過程顯得格格不入，無法融合。因此政策環評有必要擴張或重新定義自己角色，以反映真實的政策規劃情況。

本研究從訪談經驗以及觀察理解，目前的理性規劃過程限制了環境思考的協商空間，反而只聚焦在依據理性資訊來如何選擇最佳的替代方案。然而，目前的政策規劃過程無法整合更多較具策略性的方式來加強環境思考，例如參與式方法以及合作式規劃方式。然而，當決策者想要加強政策環評效益，其中一個方向即是改變傳統的政策規劃方法。在第二次與能源局官員訪談過程中，受訪者也認為未來政府的角色勢必要調整，應該成為一個平台來提供各產業界所需要的共同的資源，站在輔助的角色。因為不斷進步的能源科技技術變化太快，以至於能源轉型的過程需要依賴於更有彈性的政策規劃過程，而非舊有的線性規劃方式。政府單位(A)提到：

應該是要不一樣(政策規劃方式)，就你講那個思考的週期要變成就是說你可能以前規劃一個產業你可能要一年半，一個季，現在不行了。你搞不好錯過了這一季，你就剛好錯過了商機阿，我們的產業也是一樣啊pv產業阿.....我們現在規劃太陽發電是兩年，風力四年。太陽發電只有兩年意思就是，我兩年做完就開始要檢討了，可能以後又變半年檢討了不知道啦，類似這樣子。就是時間太快的話，他就計畫的檢討就會縮短了.....我是比較覺得(政府)應該是共通的資源平台，就是說大家都需要這個資訊，就不要太多人去花這個資源在這上面，就政府來提供。那要找出那些需要的共通資源，這就政府要做的，其他就是要可能靠產業自己去發揮。那我覺得這樣才是對的啦。(政府單位(A))

因此能源局確實有體認到其角色也因為外在環境的變化，造成其決策模式以及規劃的時間應該要不一樣。不再是以前有自己內部的較為封閉式的專家決策。另外，除了政策規劃本身的模式以及政府的功能要改變外，如何整合政策規劃模式以及政策環評流程也是相當重要。

## 2. 政策規劃與政策環評流程需要整合

在目前台灣的政治脈絡中，可以發現政策環評制度是一個格格不入的制度，而其格格不入的主因還是在於環境議題，此價值觀無法有效的透過政策環評整合在制度與政策規劃中。

簡單來說，雖然全國能源會議以及能源開發政策皆提到環境目標，然而目前環境面向與其他的能源面向或是社經面向，是各自獨立的存在，互不整合。因此未來所需要克服的挑戰在於整合上的挑戰，且涵蓋兩種整合：

一、流程的整合：將政策環評流程應用於政策規劃，對於政策環評流程以及政策規劃過程的整合

二、議題的整合：政策環評主要為在政策規劃過程納入環境面向，因此將政策原本的主軸(例如:能源或經濟面向)與環境面向整合

上述兩種的整合其實又互相支持，也就是許多文獻皆提及流程的整合會加強政策環評的效益，並促進政策規劃中的環境思考。然而不論是哪一種整合，皆會碰到許多的挑戰。包括制度上、政治文化上等非技術性方法的困難。

在流程整合上，不論是誰主導政策環評制度，都要面臨政策規劃過程與政策環評流程的整合，當然如果此兩種程序是由不同團隊操作，則整合的過程還需要考量不同團隊的溝通的挑戰。若達到上述的目標，政策環評有機會達成”單純評

估政策的物理性衝擊”，也就是衝擊導向式的政策環評以外的目標，而具有“策略性本質”的策略式導向環評。

未來如能夠改善政策規劃過程納入環境思考，加強“整合”上的效益是要思考的方向。並且，面對這個核心議題時，有以下五點方向政策環評操作者需要思考：

1. 兩個程序的整合上時機點:政策環評程序以及政策規劃程序
2. 可能面對不同專家群的溝通及合作：對話、如何合作?甚麼時候合作?合作甚麼?
3. 要面對政策規劃的背後的治理體制挑戰：可能包括不同行政部門的政策規劃的模式、行政體制差異、合作方式以及課責性
4. 要面對不同部門的合作：如何合作?甚麼時候合作?要合作甚麼?
5. 思考政策環評更多策略性本質：由於機制是眾多挑戰的核心，機制背後是溝通、合作、規劃，治理等問題。有好的機制是重點，而整合則是眾多挑戰需要的背後態度。

### 3. 在政策規劃前期可納入常態性的獨立平台

由於政策層級較高，因此常存在高度的爭議，不同利益關係人常有不同看法也屬正常。然而在本研究中發現，不同政府單位在同樣面對爭議性高的政策時，若能採取較為主動的作法，在其規劃前期及時討論關鍵議題，尋求共識，可能有機會得到較好的結果。

一位環境專家學者(S)受訪者曾提到美國因應類似爭議的作法，會找尋一個「局外人」角色，來了解局內的每一位利益關係人的想法，並整合大家的意見。此種作法可以讓各種立場的利益關係人較能清楚理解別人真正的意見為何，並且有機會找到共同點，其提到：

是像一個 environmental consultant. 她是像一個類似 public policy consultant. 可是她的角色呢，就是可以有很多不同的立場. 然後他就是進來然後幫...因為她就是 neutral. 然後他幫每一個人，了解，就是大家一起了解每個人立場怎麼樣，然後大家再聽.....就是會有自己的...自己看不到的。所以你需要一個外面的人，大家可以信任的。她進來，然後聽到每個人之後寫下來，聽到你要說這個.....你現在是你一個人在旁邊，然後你問大家問題，然後寫下來，然後你再看，okay。你現在很容易看到哪一個是不一樣的，他們的立場哪一部分是有一樣的。然後再看有沒有哪些共同的點. 然後你會希望也許就是說

有共同的點。(環境專家學者(S))

以台灣為例，如何找尋局外人是一個後續可以思考的方向。若是短期內政策環評法規無法做修正，也就是環評委員會依然在後期才扮演角色，則依照東部運輸政策環評經驗，其實政策規劃部門也可以作為獨立平台的角色，來與各利益關係人做討論，找出目前問題爭議點。然而政策規劃部門在自己角色上的認知轉換就變得十分關鍵，政府單位必須自己體認到政策環評在接下來至少會有範疇會議以及公開說明會等公眾參與程序，因此諸多不同立場的意見是不可避免的，與其等到後期大家在會場上吵成一團，不如在政策目標未定時，及與利益相關人共同討論出可接受的方向。因此做為政府單位，除了原本的政策規劃的職責外，需要有開放的心胸，作為不同利益相關人間彼此溝通的橋樑。

以能源政策為例，由於核能的爭議性，並非能源局可以處理，或是說行政院也不想讓能源局決定其方向或結果，而造成爭議性問題以理性規劃方是由專家單位來確定政策目標。然而這樣做法可能引起利益相關團體的不信任，以及降低政策接受度。因此目前政策環評程序中缺乏可以面對這樣議題的程序。

本研究認為，當政策目標具高度爭議性時，可以參考東部交通政策環評的作法，也就是在政策規劃初期，問題意識的形塑以及政策目標擬定時候，即廣邀利益相關人來共同討論可接受的價值觀以及政策關鍵議題。也由於政策目標的確認是由共同協商的方式確認，問題意識可以討論層次較高的“為什麼”以及“各種行動可能的因果關係”，彈性變動的空間仍然存在，也有助於降低後續的政策爭議。另外時間點相當重要，必須明確的有規範在政策規劃初期，政策環評程序即應該開始操作，因此協商的效果較佳。

不同政府單位的主事者面對上級單位因為不同的態度，而確實可能產生不同的政策規劃方式，也影響政策環評的操作流程，而帶來不同的效果。雖然東部政策環評與能源開發政策環評的政策性質不同，影響區域也不同，然而能源政策可以借鏡從東部案例經驗至少有兩點：

1. 公眾參與的時間點：此時間點應該越早越好，因為越早其才有可能針對尚未決定的事情作討論。以目前來說，最早期的範疇界定會議已有邀請相關專家及 NGO 團體，或政府其他單位，然而因為議程設定不佳，因此無助於政策目標的討論。另外有顧問單位提到，政府可以考慮再政策規劃初期即辦理類似公開說明會的會議，廣泛的理解一般大眾的意見，接著才慢慢收斂至聚焦的目標。換句話

說，目前的分區說明會辦理時間可以提早至政策規劃前，而待報告書完成後再維持現狀再辦理一場。另外與能源政策相關的全國能源會議，也可以考慮整合至政策環評初期階段，作為廣泛蒐集意見的會議，由於全國能源會議為每四年舉辦一次，剛好可以作為能源政策環評滾動式修正的時間點，因此相關程序可以整合。並且此會議也是屬於廣泛邀請人民來提供意見，雖然目前相關規劃已有內入會議的相關結論，甚至相關部門也需要依照會議結論辦理後續相關作業，然而因為與政策環評制度沒有整合，因此在意見的蒐集上，並沒有完全依照能源政策環評政策目標的需求。然而，目前的全國能源會議有參與設計的改善的必要性，尤其在意見收斂上並不佳，導致會議結論較屬於宣導式的，因為不同團體價值觀有衝突。有政策顧問單位(K)提到：

有阿(全國能源會議與政策環評的连接)，因為其結論大家都很重視，應該是有……然而可能是全國能源結論較為發散緣故，所以在政策規劃很難納入……太具體的東西，很難成為共同意見。(政策顧問單位(K))

綜上所述，在未來能源政策環評前期流程，可以進一步考量全國能源會議的目的，以及是否要整合流程。也就是會議目的是要以蒐集意見為主；還是要以促進全民共識為主；還是要提高政策接受度(也就是與能源開發政策作連結)，或是要做為政策規劃的一部分。那前兩塊，不一定與能源政策環評流程相關，但是後兩項目的，則建議可以與政策環評流程作整合，以促進政策規劃目標的共識。總之需要釐清彼此關聯性為何?然後再細緻的設計全國能源會議的流程。

2. 公民協商會議的操作方式：會議過程對於不同立場的雙方採取引導式的提問很重要，除了從單向傳達意見，變成雙向互動外，在操作細節上要讓雙方能夠站在彼此的立場想事情。政府單位(C)提到：

就說你不能只提問題你們要提解方建議的 solution 你只提反對的意見其實無助直解決問題因為 a 方說需要 b 方說不需要 b 方說不需要會提出些問題但是 a 方會覺得這不是問題所以你這樣開會就沒辦法有共識啊所以那時候就是會有關係 10 人要去扮演那個角色就是說 ngo 再提一些反對意見的時後你就要去扮演那個角色那你們一直反對蘇花高可是像台 9 線中斷的問題你們有什麼想法……

我們就這樣引導討論式你講一講 NGO 講到還來想不出比較好的辦法，也不是想不出就會開始講環境衝擊的問題問題是這樣無助於解決問題，人家還是要聯外的需求啊！總不能人家就很需要一條安全回家可靠的路，你又不同意人家蓋路，又常常中斷，你要人家怎麼辦，就是要這種互動式的。(政府單位(C))

事實上，協助能源局的政策顧問單位(J)在私下訪談時也認為：環境 NGO 團體如果能在單單反對政府所提出的看法之外，也可以再詳細論述解決方案的可能性，也有助於雙方能夠開誠佈公的就核心議題作交換意見。就研究者自己的會議場上的觀察，通常環境 NGO 團體確實可能因為長期累積的情緒，以及對於政府不作為的反應，因此在提意見上很容易只是單向的傳達自己不滿的立場，或是沒有詳細論述意見背後的“為什麼”。因此在短短的回應時間裡，因為意見沒有前後脈絡，以及政府也沒有就會議參與設計上，多回合的與環境團體作更深的交流，因此意見常常淪為只是價值觀上的對立。而也有法律專家學者(Q)以其研究歐洲的政策環評經驗，認為公眾參與的意見應該搭配線上問卷調查的方式，相關的政策規劃單位或研究單位應該針對幾個具有爭議性或高度模糊性的問題設計問卷，讓利益相關人可以在線上提出較精確的答案。例如：針對能源政策中，常被環境 NGO 挑戰的再生能源裝置容量應該到多少的問題，與其由政府單位提出一個固定數字而引起透明度的爭辯，不如讓政府單位設計線上表單，讓大家能夠具體提出裝置容量的數字應該多少，或是提出一個範圍，如此一來，大家的討論就能夠更精確聚焦。而且大家說的話也能夠在網站上有個紀錄，不至於日後再回頭推翻過去自己的見解，讓戰場不斷延長或失去焦點。

另外，協商會議上也要盡量邀請相關的政府單位，畢竟雖然政策環評是上位的制度，然而未來在實行時，會牽涉到當地開發的問題。因此環境團體所關注的環境衝擊焦點，有些如果能提早在政策層級時就讓當地政府知道，未來在開發時也會更注意，有提早預防的效果。這也是政策環評與個案環評必須要有連結之處。政府單位(C)認為：

我覺得座談會開了那個座談會不見得消除大家的意見，但是有個好處，至少你要讓對方知道對方有一些論述的理由跟他的核心意見。比如說贊成的一方他 CARE 是甚麼？政府就會知道 NGO 其實 care 這件事。比如說剛講的交通衝擊的問題、環境生態的問題，縣政府可能就會注意到。可能他還是要推啦，以後就會比較注意可能有這個可能性，他以後可能對當地的交通衝擊就要小心。(政府單位(C))

除了政策規劃部門作為獨立單位以外，或許也可以考慮由第三方公正單位來作為彼此溝通意見的管道，例如顧問公司或其他研究單位或顧問單位。由非政府單位做為主持人的好處是，因為政府單位常常要負起引導業者開發行為方向的責任，例如能源局的最主要立場就是負責能源安全，而穩定供電是其義務，因此主

導未來國家能源科技的發展方向，規劃政策主軸過程中，與台電單位或民間電廠業者互動中扮演領頭羊的職責。而工業局在規劃時化政策時，也不斷提起其要負起輔導石化業者的責任。因此若在邀請不同利益相關人討論爭議性議題時，主導者若由第三方來擔任，可以避免主管單位直接反對開發業者立場的狀況發生，不論是討論原本的政府欲推動的發展方向，或是整合環境議題(而這常成為攻防焦點)在政策，或是討論要額外負起較多成本來減輕環境衝擊，政策單位可以不用直接去面對這樣場面，獨立單位也可以更客觀的作為促進並整合議題討論的責任。

整合不同且立場相異的意見，確實是個巨大挑戰。而且可以發現，需要一個獨立平台或單位來整合不同聲音。此單位主要功能為讓各界能夠暢所欲言，並且引導不同的聲音，逐漸聚焦在關鍵問題，最後找到方法來解決。許多訪談時許多曾經參與政策環評的訪談者都談到類似的意見。而且這樣的獨立單位所負責的角色可能是多樣的。

#### 6.4.2 政策環評操作改善建議

綜合前面分析，本研究認為以下兩個面向是未來政策環評操作時應改善的面向：

- 一、會議前明確說明意見回饋機制
- 二、政策環評中的公眾參與流程應有細節規範

##### 1. 會議前明確說明意見回饋機制：

目前政府部門對於環境 NGO 團體在公眾會議上所提的意見較為保守應對，而多數的回覆則是因為 NGO 的意見科學性不足，因此常採取消極的態度面對，沒有整合至實際的政策規劃內容論述的意願。不論真實原因如何，對於意見所採取的消極性，可能會影響政策規劃中的環境面思考。Runhaar 及 Driessen (2009) 建議政策規劃者應該要保持開放的心胸面對不同利益關係人的價值觀，Partidario (2000)也認為釐清相關部門、NGO 團體以及大眾間的價值觀相當重要，然而在本案例中發現政府對於與原本政府的方向牴觸的新的價值觀，是採取相對保守態度。

如前分析，目前在範疇會議中的觀察得知，政策的鴻溝是各方的論戰的焦點，也是造成政策研擬及政策環評程序一直受到挑戰的地方。對於未來的發展想像不同，以及目前政府限定了會議中議程的設定，都顯示無法達成政策目標上的共識。本研究認為，政府不需要特別害怕意見無法收斂，整理原因如下：

- 各方的政策意見差異沒有想像中大：累積溝通經驗縮小彼此歧見是上策

在目前的政策環評程序中，最有可能開放討論政策的時間點是範疇界定會議。然目前的範疇會議屬於單向溝通前提下，要打開政策空間是有困難的。且部份環境 NGO 團體甚至認為就算與採用更適當公眾參與方法，但若是針對此未來發展想像的差異沒有好的處理方式，那也不會有好的討論結果。環境 NGO(F)受訪者提到：

我的意思是說你當然可以談很多公眾參與的機制跟可行性，可是如果有我剛講得那些關鍵問題不去處理的話，那個後面即使有更好的公眾參與技術，都沒有辦法去處理真正核心的問題。(環境 NGO(F))

而另一個環境 NGO(H)，其對於未來能源轉型理念則是偏向務實型，與上述的理念不太相同，當問到在能源政策規劃過程中需不需要考量產業結構轉型在能源轉型過程的議題時，其認為答案是不一定，一位這個問題牽涉太過龐大，很難由某一個能源規劃單位來定調：

產業轉型這四個字非常空泛，而產業要怎麼轉型，他們(指另一派的环境 NGO)絕對回答不出來，事實上，就算是去問郭台銘 張忠謀等真正的企業家，只會給你一個他想像中的產業轉型，也無法保證他們的方向一定會成功，當每一個包括能源政策也好，經濟政策也好，只要把這個東西拿來當做口號，就會陷入一個死胡同，打模糊仗……憑什麼你一個做能源或經濟政策規劃的人，你要把未來產業結構轉型的 big problem 納入考量，才來規劃你的政策，其實我覺得這是超出實務的。(環境 NGO(H))

而面對這樣差異甚大的價值觀時，良好的公眾參與技術(例如審議式民主概念)是否真的能起的作用是未知的。

有趣的是第一個環境 NGO (F)也曾在訪談中認為，雖然其在公開場合提出電力零成長概念，政府單位倒不一定是非得馬上要這麼做不可，但在達成最終目的過程中，需要務實地累積經驗。

我們就是講說你們就把用電零成長的這種思維放在每一場討論裡面，其實就變成是一個隨時要評估這種的可能性，這樣就能慢慢累積實務的經驗和數據，最後要真正拿來談它的可行性的時候才會有意義，否則會太快變成這個意見

很好，但不可能去做等等，或是無從評估起，那我覺得都是很可惜的一件事。  
(環境 NGO (F))

因此本研究發現就算是目前比較有比較強烈主張的環境 NGO 團體，其對於用電零成長比較大的議題，所抱持的態度也是比較偏向理想型務實的想法，並沒有絕對強烈要求政府必須馬上做到，但可惜目前政府確實基於較為保守的原因，沒有讓此類比較大的概念在政策環評的公開程序中開放討論。

本案例的政府單位顯然對於這樣手段是隔離於正常程序之外的，也就是當環境 NGO 提出的意見與現實狀況，或是目前的政策內容差距太大時，並不會因為其聲音非常的響亮，而就將其建議置於政策內容以及正式的討論過程中。也沒有發展出較為務實的做法，例如如環境 NGO 團體所說的不斷累積經驗。

較為可惜的是，在政府採取較為保守態度下，目前環境 NGO 的訴求並無法在範疇會議，也無法在公開說明會中等更公開場合中，開放給更多的利益團體共同討論。換句話說，目前在公開且正式的參與場合中，可以討論的議題是經過政府單位篩選考量過的。政府不太希望在公開場合處理太複雜的議題。事實上，從上述訪談發現，雖然 NGO 擁有不同的立場，然而表面上看起來較為激進的環保團體，在私底下的訪談中透漏的內心想法仍有務實的考量。若政府能夠變心態，未來是有可能在政策環評程序中找到彼此可以接受的政策目標。

- 議程重新設定的可能：明確說明與會者的意見處理方式

從前面分析可知，目前公眾意見與政策的連結相當不足。且 NGO 團體與政府部門間長期在政策環評程序中，缺乏適當的意見處理方式，也造成政策環評無法產生對政策正面的效果。除此之外，也由於本政策各界的關注焦點為政策目標與規劃，因此在範疇界定會議上有諸多意見皆與此相關，然政府的保守應對，阻礙與政策相關的意見進一步更動原本的政策目標，也影響到整體的政策環評操作時間一再延宕。而我們也從前面研究發現，受訪者認為目前這個問題可能並非良好的公眾參與方法就能解決，主要原因為政府在範疇會議前就已經針對討論範疇設定底線。

本研究建議，未來應該於政策環評的範疇界定會議開始前，辦理單位就明確說明與會者的意見處理方式，讓參與者有心理準備。例如：書面回覆、口頭回覆、或是確定納入政策規劃等等。若是確定會納入政策修改規劃，則在範疇會議結束

後，必須明確針對意見作進一步研究，且書面通知與會者意見被整合在何處。如有需要，應該再進行二次會議，討論新的政策。

以本政策環評為例，在進行範疇會議後，當政策規劃者發現有許多意見皆與政策目標內容相關，應該考慮修改政策內容，並在進行下一次的範疇會議。而在修正的過程中，也累積相關與環保團體溝通的經驗，並讓彼此的差距能縮小。

## 2. 政策環評中的公眾參與流程應有細節規範

在訪談幫助能源局辦理範疇會議的顧問單位過程中，當提到政府長期以來對於全國能源會議、分區說明會以及範疇界定會議的操作方式皆是以單向溝通為主，但明明效益也不是很好，為什麼政府不願意改變操作方式呢？而長期與能源局合作的政策顧問單位(K)提到：

我覺得是對評估方法是溝通方法的不熟悉，像他們其實都，據我了解…他們都會傾向開公民咖啡館阿，他知道公民咖啡管的事情，可是他不知道背後的邏輯跟他運作的方論，

不知道怎麼做？

對，…(政策顧問單位(K))

也就是目前政府單位對於公眾參與方法的功能並不熟悉，內部也沒有專責的單位來幫忙辦理。另法律專家學者(P)受訪者提到，之前辦理核廢料處理計畫經驗，其實應在辦理前期就應該有個程序討論出何種方式來討論核廢問題，才有助於接下來真正在執行公眾參與更為順利，而不是一直用不適當的方式在討論或蒐集意見。例如受訪者當時利用願景工作坊的方式來討論要用什麼樣的方式來討論核廢議題。因此認知不同的公眾參與方式的特性及功能十分重要。而另一個台灣的填海造島(陸)政策環案例，也曾利用公民共識會議來讓公民能夠消除對政策的疑問，並與專家共同討論政策中的關鍵議題，並做成公民共識會議的結論建議，以供決策參考(環保署，2012)。正式會議中針對預備會議凝聚出的六大面向討論，包含如何從法規完備、源頭減廢及料源規範落實填海造島(陸)政策可行性，以及從民眾教育與資訊公開、替代方案，與控管監測三大面向作為政策執行的正確性管理(環保署，2012)。比較可惜的是，此次會議的時間點在於政策目標與方向確定之後，因此重點放在專家與民眾間的溝通，較無法處理政策最前端的問題，例如：共同討論出為什麼要研擬此政策？或對全

盤的廢棄物處理方案作檢討。

事實上，另一個政策顧問單位(I)也針對政府運用公眾參與此問題做出說明：也就是政府其實心態上倒不一定是完全排斥所謂的開放公眾參與，然而確實要有機會讓政府不斷去慢慢熟悉各種參與方式的過程，了解其效果，以及了解種的優缺點以及可能風險。也就是要不斷從小型的公眾參與機會去累積其經驗。事實上，就算是單純的蒐集意見，若是對其帶來的效果有不同的認知，也可能在蒐集的過程中，因為為了達成後續提高政策接受效果，雙方產生更多的互動，例如將蒐集的意見與自己科學產生的資料作比對。法律專家學者(P)提到：

或許有人會說這有怎樣了不起嗎(針對公眾參與的意見蒐集)，再怎麼調查的都調查的到，但是，這裏面還有一個原因就是再怎樣還是希望，能夠提高決策的接受度…但是這個聆聽的過程，就是這個提高決策的一個接受度，即便結果還是一樣，你乾脆當驗證，就是我們科學所產出的資料，跟素人所陳述的意見，…是否一致的。(法律專家學者(P))

上述受訪者為蒐集意見的功效並不一定只是單純的蒐集意見，也可以當作驗證政府目前對於議題理解的程度，以及後續的決策接受度。尤其對於多具當地特色的議題來說，平常只接觸政策層級的政府單位不一定比當地的居民更加了解，也不一定比深耕當地的環境 NGO 團體更為熟悉。更有研究提到，如果利益相關者的價值觀沒有有效被整合在(科學)知識產生過程中，這些知識通常很難被利益相關者所接受，或是更進一步應用(Bras-Klapwijk, 1999; De Jong, 2000; Runhaar, 2009)。因此對於政策環評來說，其程序既然包含了一系列的政策規劃過程，又牽涉到不同領域的交集，價值觀的討論以及進一步整合至決策考量確實需要被重視。

目前法規規範了政策環評需要有範疇界定會議(法規規定得辦理，並非強制字眼)，以及分區說明會，但沒有細節規範的前提下，政府對於會議的實質進行方式的細節，以簡單的蒐集意見為原則。在人力以及成本都簡單化的情況下，政府通常會選擇最簡單的方式執行。且上述提到的對於**公眾參與方法不熟悉、議程設定過於保守，以及公眾參與效益不了解**等問題，並非短期內透過學習可以改善。因此本研究認為，未來政策環評的規範可以明訂出公眾參與方法列表，以供政府快速熟悉各種方法，並且選擇適當的方式來達成價值觀溝通的效果是可以考慮的方向。列出每種公眾參與方法的適用性，包含可應用於政策規劃前期的共識會議、範疇界定會議、說明書完成後的公眾參與會議的各種公眾參與方法

假設在政府尚在熟悉公眾參與方式的過渡期間，並且相關的政策規範也一時無法作大更細緻的參與方式細節的情況下，就現有的範疇界定會議或分區說明會方式，有經驗的顧問單位或顧問公司也可以作為的三方的中介平台，來作為政府單位以及環境 NGO 團體間的溝通橋樑。顧問公司(N)談到，其實在目前政府所主導的政策環評會場上，雖然常看到許多不同立場的意見，但其實還有許多"真實的聲音"不一定能夠在當場反應出來，當然背後原因可能有許多，需要深入探討，不過常久以來經濟面發展與環境面保護的互斥，以及與會者彼此的不信任，或是過往發生的政府對於與會者的意見回饋不佳，導致與會者失去動力，都有可能是諸多原因之一。其談到：

大家不要去那邊猜啦，猜是沒有意思的，因為大家都是為了國家好，只是立場不同而已，那之前有共識，把這些問題都排除，畢竟環保署跟能源局才是真正專業的……那我們也去了解 NGO 的訴求，了解現在環保署的想法是什麼，然後跟開發單位去做討論，怎麼樣可以取得一個平衡點，到時候大家在會場上只是一個形式而已，因為大家知道底線在哪裡，這樣就可以很順利做完這些事情，我們是事實上有幾個個案環評也是這樣操作。(顧問公司(N))

顧問公司因為角色較為獨立，因此可以在正式的會議場合外，私底下去拜訪，並了解利益關係人的意見，且在整合後作為會議上溝通的重點。此操作較不會發生正式會議上劍拔弩張的情況。

事實上，以上顧問單位的論述就是中介平台的作法，因為要取得共識相當困難，而且檯面上的公眾參與方式多半行事而已，而顧問公司認為溝通非常重要，有助於大家形成共識。現在是採取私下溝通的作法，然顧問公司有機會在未來持續扮演獨立平台的角色，作為開發業者、NGO、政府以及環保署間的橋樑。

### 6.4.3 環境議題改善建議

在本研究中認為，未來的政策環評方向，政策規劃者應有長期學習的準備，而這樣的學習過程對於政策環評效益過程是重要的。至少有兩部分的學習效益應該被包含在政策環評操作過程中，包括：1. 政府環境意識角色的改善；2. 公眾參與方法與溝通，且這兩塊也在這次的訪談中分別從受訪者分享其他的政策環評案例經驗，以及對能源政策規劃單位做第二次訪談中被提及。

#### 1. 強化學習效益：政府環境意識角色的改善

本研究認為，未來政府如何持續深化環境意識，增進對於環境資訊到知識面的深入可能影響政府部門對於政策環評目的的認知、政策規劃模式如何調整以因應政策環評流程的加入（環境思考的整合以及與環境專家的合作）、如何與其他相關部門（包括政策相關部門以及環境專業部門）的合作等諸多議題。

由於政府責任分工的問題，導致各部門過往很難學習不同領域的知識，雖然如溫室氣體排放議題因為國際上屬於熱門議題，因此能源部門對此領域越來越熟悉，然而環境議題並非只有此議題。例如空氣汙染或人體健康等議題如何內化成為決策中必須要參考的來源，是未來各個機關不斷操作更多政策環評案例後所必須面對的課題。

環保署在此學習過程，除了過往的諮詢角色，是否可進一步扮演指導角色也是值得期待。有政策環評專家(T)受訪者提到：

我們政府的決策者這些角色這可能是政務官或者是高階的文官，他們都應該受到這樣子的訓練。這樣子的訓練是說他在規劃政策，政策要形成的那個應該說政策形成的那個初期過程中，他就必須要導入政策環評的這個思考。(政策環評專家(T))

其也提到國發會有一個公務人員政策參與平臺或可做為參考方向。事實上，在此平臺的參與要點提到：為鼓勵公務人員參與政府政策制定與執行之建議及諮詢，強化多元溝通，善用集體智慧促進政策之周延性，進而激發公務人員主動參與熱情，開創協力創新之組織文化，為設置此平臺的主要原因。因此可發現，此平臺的主要功能有鼓勵各部門一起參與政策規劃的概念，而政策環評未來在政策規劃階段是否能與這樣的平臺整合，並且環保署也夠在此階段提供環境議題上的指導及建議，是一個可以思考的方向。

也就是說，環保署在未來如能夠扮演促進政府其他部門主動學習環境方面思考的功能，對於政策環評的正面效益應有強化作用。而環保署受訪時提及，在台灣早期的高爾夫政策環評案例中，主事者有認知到環境議題的重要性，因此其在政策變動時，皆會主動詢問環保署的意見。政府單位(D)提到：

現在想起來是高爾夫啦，這個 90 年做成徵詢意見，100 年以前做了這個總量，就是當時的總量，這 90 年到 100 年之間，就沒有新的案子，之後我記得每幾年還要再通盤檢討，通盤檢討的過程，都有先來問環保署的意見，這也許是一個比較好的事情，但是我只能說他(指部分機關)沒有這方面的能力與人力(指環境方面)所以就不把環境放在眼裡，我覺得這說法我沒有辦法接受。(政府單位(D))

上面案例其實也反應了政府目前不同的部門的環境思維，以及環境意識是不同的，而這些也都需要時間以及訓練來潛移默化，促成部門內的學習過程，以及部門間的學習過程，甚至是與環境團體對話過程中，不斷交流以及累積環境議題的深度。

## 2. 強化學習效益：公眾參與方法與溝通

以公眾參與技術面來說，本研究也建議政府應該使用更多的公眾參與方法在政策規劃過程，然而目前最大限制是政府機關通常不熟悉於各項公眾參與方法，以及缺乏足夠時間來操作政策環評。因此操作者會選擇操作時間最短或最簡便的方來完成流程，例如公開說明會方式。

然而看似其實最耗費時間的一環，也就是整合大家的意見，並在會場上找出共識或是解決方法這一塊，卻是對日後的政策回饋或是增加政策接受度，甚至是增加彼此的信任感最有效益的一塊(Rega and Baldizzone, 2015)。目前對於上述這塊沒有辦法在政策環評操作上體現。因此政府未來應該多認識不同的操作方法外，而不僅僅限現有最普遍的單向溝通方式會議。這其實並不意味著公眾參與應該都要具備審議式的精神在每個政策環評案例中，也並非代表一定需要耗費許多時間成本或人力成本在各種類型的政策上，這其實是要說明政策環評在公眾參與的操作上應該更有彈性空間，因為每一種公眾參與技巧其實都可能代表不同的目的，以及會導向到不同的結果，因此更應該依據不同的政策特性及操作目的，而選擇最適當的方式。

從這幾年操作政策環評經驗，公眾參與的學習效果也確實體現在政策單位上。從第二次對政府單位(A)的訪談，正向來看在這幾年可以發現能源局關於對於公眾參與的態度相較於第一次訪談是保持更開放的態度，也對於不同公眾參與的方法有較多的了解，例如政府單位(A)談到：

就你講的公民參與方式那就你那個要溝通的事情會有不同的參與方式。譬如講說你舉了哪一個地方的願景，你可能開的就是一個願景的腦力激盪或是怎樣的願景工作坊。

可是你如果假設一個廣泛的題目，譬如說之前環保署開的氣候變遷，大家對氣候變遷的議題的想法，或者他認為該做些什麼事情，但就是非常廣，類似咖啡館之類……然後讓大家去提一些自己的看法想法。沒有特定的主題。

那有些是政策已定，譬如說像我們 2025 非核家園已定，那可能我們開法又是不一樣的……大家為了達到這件事情，你認為該做些什麼事情？你認為要考慮哪些因素？可能那個談法又不一样了。(政府單位(A))

那有些就是說，我還沒要去做決定，那這個可能就是公民審議。可是把你教會了就你講的像是特定的人有公民代表性的比例篩選，就是比較抽選抽樣那個東西就跟你講的那個就是大工程了。第一個那要有代表性，第二個要把他教會因為他對那個議題要有一定的知識……所以會隨著你的政策的議題題目寬度、廣度或者是有沒有已經有從事規劃階段，或是只是想法階段，可能開的公民參與方式又不一樣。

另外也可以發現，能源局目前是持較正向態度看待環境 NGO 的關係，認為 NGO 就他們的角色及立場，可提供給政府建議。且政府也認同一些較具當地性的議題，由於當地長期經營的 NGO 會比政府來的更為熟悉，因此應由他們提供更為完善的建議。

因為沒有辦法取代嘛(NGO 角色)！因為就你講，從事生態保護，從事那個濕地保護的人他們才了解那個濕地的。那當政府的計畫跟他們有連結的時候他們才能比較提供那一方面的專業或怎麼樣來給政府來做計劃的思考，就這個角色應該是替代不了。(政府單位(A))

另外其他長期與能源局合作的政策顧問單位(L)也支持上述的立場，其認為就之前合作的能源局長官，並不認為環境 NGO 是自己的敵人，而是應該為刺激能源局成長的助力。且她也提到，政府單位的想法很重要，會影響開會時對於公眾所提的意見的處理方式，也就是與會者所提的意見接不接受，與操作會議者的想法直接相關。

## 七、討論與政策建議



本研究提出了“生命衝擊評估與政策環評的整合流程”，以解決政策環評目前衝擊評估方法所遇到挑戰。同時，目前的政策環評流程應用於能源政策時，其環境思考的挑戰仍然需要克服，才有可能進一步提升政策環評的效益。

目前的政策環評所遇到的挑戰，反應了從重視“衝擊評估結果”到“執行過程考量的面向”，以及單單重視衝擊評估步驟，轉型到“整合環境考量”或“政策環評的強化及其永續發展”的轉型過程。換句話說，政策環評挑戰的探討，是整個結構性的探討，其來自於這個制度背後的政治脈絡，決策脈絡，政策規劃過程等制度性的問題。

對於政策環評最初的定義，就是在政策規劃過程納入環境面的考量此制度，本研究認為還有須多挑戰有待克服，就如同上述研究所提到的想法，不只是能夠完整的加強環境衝擊結果的準確性，也同時釐清目前政策環評的潛力以及發揮上的限制。因此本研究利用深度訪談架構化訪談資料，針對目前國內的能源政策環評案例作個案探討。目前至少有幾點方向可以改善供決策者及政策環評操作者參考：

### 一、政策規劃改善建議

1. **政策規劃模式需要改變**：若是政策問題並非是理性規劃可解決的高度複雜政策問題時，政府單位應嘗試其他的政策規劃流程，如：審議式的流程、參與式方法以及合作式規劃方式都應考慮，且政府的角色也可能轉換以因應政策目標的需求。例如本研究觀察到，政府單位認為未來應從由上而下的規劃者轉變為平台的角色，來因應能源產業的快速變化，針對產業需要來媒合資源。
2. **政策規劃與政策環評流程需要整合**：包含流程的整合與議題的整合，流程的整合代表政策環評程序應於政策規劃前期就進入程序，換句話說，政策規劃階段應該要包含政府單位以及環境專家(甚是是社會議題專家)。
3. **在政策規劃前期可納入常態性的獨立平台**：則依照東部運輸政策環評經驗，其實政策規劃部門可以作為獨立平台的角色，來與各利益關係人做討論，找出目前問題爭議點，政策爭議應越早期討論越好。



## 二、政策環評操作改善建議

1. **政策環評的目的釐清**：此點相當重要，應在操作政策環評初期邀請利益關係人討論，以凝聚出後續政策環評操作方式的共識。本研究發現，各利益關係人對於政策環評的認知與期待都不盡相同，因此這部分可因應不同政策案例的需求不同而調整。
2. **衝擊評估方法的選用可列成工具庫**：盡量在政策環評規範中列出衝擊評估方法的適用性，以供操作者選用。工具庫中可列出每種衝擊評估方法的優缺點，以及適用的時機點。
3. **政策環評規範列出每種公眾參與方法的適用性**：包含可應用於政策規劃前期的共識會議、範疇界定會議、說明書完成後的公眾參與會議的各種公眾參與方法。
4. **中介平台的需求**：承上一點，若政策規劃單尚在熟悉各種溝通參與方法時，顧問公司可作為中介平台，作為政策方與其他利益關係人間的溝通橋樑。
5. **公眾參與會議前政策單位應明確說明意見回饋機制**：建議若是多數意見與政策規劃內容相關，應適度考慮修改政策目標及內容，並規劃二次會議重新討論。面對爭議性極高的政策時，政策單位切勿在會議前自我限縮討論議程，這反而會影響政策環評的操作時間。

## 三、環境議題改善建議

1. **強化政府環境意識角色的改善**：未來政府如何持續深化環境意識，增進對於環境資訊到知識面的深入可能影響政府部門對於政策環評目的的認知、政策規劃模式的調整以因應政策環評流程的整合（環境思考的整合以及與環境專家的合作）、與其他相關部門（包括政策相關部門以及環境專業部門）的合作等諸多議題。
2. **強化公眾參與方法與溝通學習**：目前政策環評操作者會選擇操作時間最短或最簡便的方來完成流程，這主要原因操作者對方法的不熟悉。然而，從後續的訪談也發覺能源規劃單位從這幾年的經驗，也慢慢對於各種公眾參與方法的適用性有所了解，因此在本研究中認為學習效益的繼續強化也是未來政策環評提升效益的關鍵之一。

#### 四、兼具量化衝擊與環境思考整合之政策環評流程：

透過上述的分析與前三點的建議，由於目前的環評法規中，並沒有對政策環評的流程有很明確的操作步驟，本研究建議未來環評法規中的政策環評流程可做如下修正，以兼具衝擊評估的改善功能以及強化政策規劃中的環境思考整合，如下圖 7.1 所示。此流程雖是以能源政策環評之研究基礎所改良，然可適用於所有政策類型，而不僅限於各層級的能源政策。另外此流程的時間點從政策環評目的以確認及關鍵議題協商開始，到辦理完分區說明會。此程序已包含一個完整的政策環評報告書產出以及公民參與的過程，後續的送進環保署徵詢程序與原本流程並無差異，因此不繪製於圖 7.1。

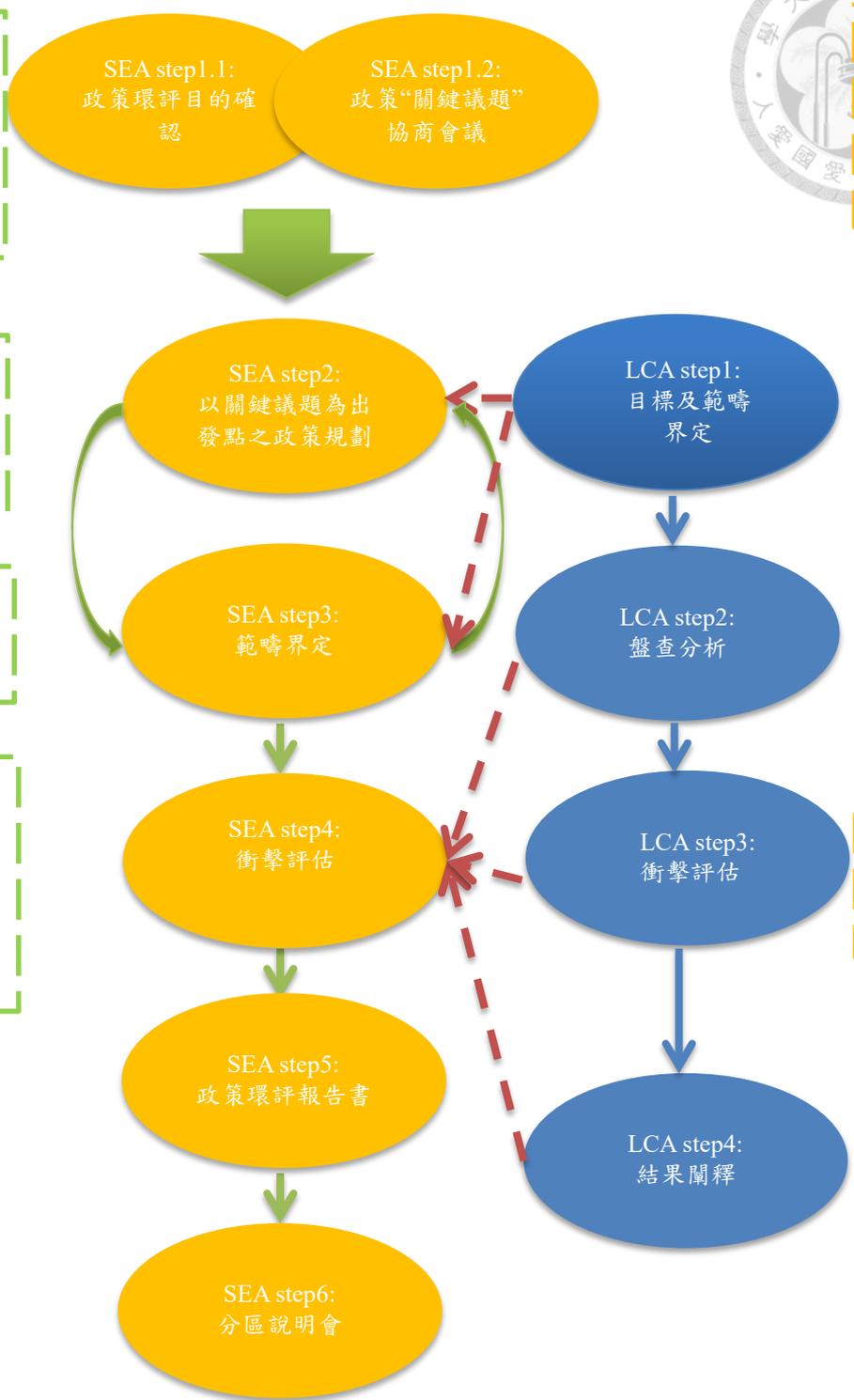


- SEA-LCA Step 1 目的：
1. 政策環評目的取得共識
  2. 決定政策環評的操作方式
  3. 決定政策“關鍵議題”
  4. 政策環評與策規劃流

- SEA-LCA Step 2 目的：
1. 釐清政策標與環境目標
  2. 功能單位及蒐集環境資訊

- SEA-LCA Step 3 目的：
1. 釐清系統邊界
  2. 討論評估項目及指標

- SEA-LCA Step 4 目的：
1. 生命週期盤查資訊
  2. 生命週期衝擊評估
  3. 生命週期評估結果闡釋
  4. 提出減輕策略
  5. 對於替代方案的回饋



SEA-LCA Step1 參與者：  
針對不同政策特性選擇不同利益關係人。且應把爭議性議題的相關人都找齊

SEA-LCA Step2 參與者：  
與政策規劃相關的政府機關與各面向專家單位。如：工研院、台綜院、能源局、環保署、LCA 專家等

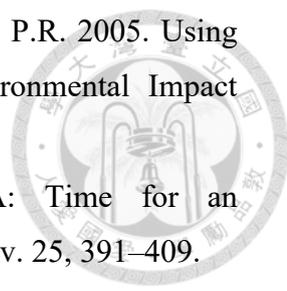
SEA-LCA Step3 參與者：  
與政策相關之各類利益關係人。如：環境、能源、社經領域專家；各類 NGOs, 政府相關單位

SEA-LCA Step 4 參與者：  
LCA 專家或搭配其他面向衝擊評估專家

圖 7.1 兼具量化衝擊與環境思考整合之政策環評流程

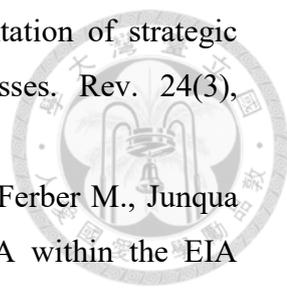
## 參考文獻

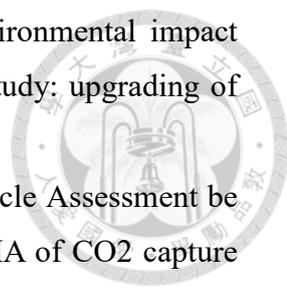
1. Ahmed, K., Sánchez-Triana, E., 2008. Using strategic environmental assessment to design and implement public policy. In: Ahmed, K., Sánchez-Triana, E. (Eds.), *Strategic Environmental Assessment for Policies*. The World Bank, Washington DC.
2. Bina, O. 2008. Context and systems: Thinking more broadly about effectiveness in Strategic Environmental Assessment in China. *Environ. Manag.* 42, 717–733.
3. Bonifazi, A.; Rega, C.; Gazzola, C. 2011. Strategic environmental assessment and the democratization of spatial planning. *J. Environ. Assess. Policy Manag.* 13, 9–37.
4. Barriball, KL., While, A. 1994. Collecting data using a semi-structured interview: a discussion paper. *Journal of Advanced Nursing* 19, 328 – 335.
5. Brown, A L., Thérivel, R., 2000. Principles to guide strategic environmental assessment methodology. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 18(3), 183-190.
6. Bras-Klapwijk, R. M. 1999. *Adjusting Life Cycle Assessment Methodology for Use in Public Policy Discourse*. Delft: Delft University of Technology: 280.
7. Bond, A., Morrison-Saunders, A., Howitt, R. 2013. Framework for comparing and evaluating sustainability assessment practice. In *Sustainability Assessment: Pluralism, Practice and Progress*; Bond, A., Morrison-Saunders, A., Howitt, R., Eds.; Routledge: Abingdon, UK, pp. 117–131.
8. Björklund, A. 2012. Life cycle assessment as an analytical tool in strategic environmental assessment. Lessons learned from a case study on municipal energy planning in Sweden. *Environ. Impact Assess. Rev.* 32, 82–87.
9. Bergesen, J.D., Ramirez, A., Vega, M.I., Shi, L. 2013. Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 112, 6277–6282.
10. Bidstrup, M., Pizzol, M., Schmidt, J.H., 2015. Life Cycle Assessment in spatial planning- a procedure for addressing systemic impacts. *J. Clean. Prod.* 91, 136-144.
11. Chaker, A., K. El-Fadl, L.Chamas and B. Hatjian. 2006. A review of strategic environmental assessment in 12 selected countries. *Environmental Impact Assessment Review* 26:15-56.

- 
12. Cornejo, F., Janssen, M., Gaudreault, C., Samson, R., Stuart, P.R. 2005. Using Life Cycle Assessment (LCA) as a tool to enhance Environmental Impact Assessments (EIA). *Chem. Eng. Trans.* 7, 521–528.
  13. Connelly, S., Richardson, T. 2005. Value-driven SEA: Time for an environmental justice perspective? *Environ. Impact Assess. Rev.* 25, 391–409.
  14. Cohen, Michael D., James G. March, Johan P. Olsen. 1972. A Garbage Can Model of Organizational Choice, *Administrative Science Quarterly*, Vol. 17, No. 1, pp. 1-25
  15. Cashmore, M., A, Bond., D, Cobb. 2008. The role and functioning of environmental assessment: Theoretical reflections upon an empirical investigation of causation. *Journal of Environmental Management.* 1233–1248.
  16. Dixon, R.K., McGowan, E., Onysko, G., Scheer, R.M. 2010. US energy conservation and efficiency policies: challenges and opportunities. *Energy Pol*, 38 (11), pp. 6398-6408
  17. Dryzek, J.S. 2000. *Deliberative Democracy and Beyond: Liberals, Critics, Contestations*; Oxford University Press: Oxford, UK.
  18. Dalal-Clayton, B., Sadler, B. 2011. *Sustainability Appraisal: A source And Reference Guide to International Experience*; Earthacan: London, UK
  19. Dalkmann, H., Jiliberto, R.H., Bongardt, D. 2004. Analytical strategic environmental assessment (ANSEA) developing a new approach to SEA. *Environ. Impact Assess. Rev.* 24, 385–402
  20. DeJong, G.F., 2000. Expectations, gender, and norms in migration decision-making. *Population Studies* 54, 307–319.
  21. Ecoinvent Centre. 2014. Ecoinvent version 3.0.1 [Online]. Available: <http://www.ecoinvent.org/>
  22. European Union (EU). Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 on the Assessment of the Effects of Certain Plans and Programmes on the Environment. *Off. J. Eur. Communities L* 2001, 197, 30–37.
  23. Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., De Groot, R. 2003. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecol. Econ.* 44, 165–185.
  24. Fischer, T.B. 2007. *Theory and Practice of Strategic Environmental*

- Assessment—Towards a More Systematic Approach; Earthscan: London, UK.
25. Fiorino, D. 1990. Citizen participation and Environmental Risk: A survey of institutional mechanism Science. Technol. Hum. Values. 15, 226–243.
  26. Fylan, F. Chapter 6: Semi-structured interviewing. In *A Handbook of Research Methods for Clinical and Health Psychology*, 1st ed.; Miles, J., Gilbert, P., Eds.; Oxford University Press: New York, NY, USA, 2005.
  27. Finnveden, G., Nilsson, M., Johansson, J., Persson, Å., Moberg, Å., Carlsson, T., 2003. Strategic environmental assessment methodologies- applications within the energy sector. *Environ. Impact Assess. Rev.* 23(1), 91-123.
  28. Finnveden, G., Moberg, Å., 2005. Environmental systems analysis tools— an overview. *J. Clean. Prod.* 13(12), 1165–73.
  29. Feldmann and Khademian, 2008. The Continuous Process of Policy Formulation, in *Strategic Environmental Assessment for Policies: An Instrument for good Governance*, ed. Kulsum Ahmed., Ernesto Sánchez-Triana, 37-59. Washington DC: World Bank.
  30. Gluker, A., Driessen, P., Kolhoff, A., Runhaar, H. 2013. Public participation in environmental impact: Why, who and how? *Environ. Impact Assess. Rev.* 43, 104–111.
  31. Gasparatos, A., El-Haram, M., Horner, M., 2008. A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. *Environmental Impact Assessment Review* 28: 286–311
  32. Gibson, R. 2006. Beyond the pillars: Sustainability assessment as a framework for effective integration of social, economic and ecological considerations
  33. Gao, J., Kørnøv, L., Christensen, P., 2013. Do indicators influence communication in Chinese SEA processes. *Environ. Impact Assess. Rev.* 43, 121–128
  34. Gursel, A.P., Ostertag, C., 2017. Comparative life-cycle impact assessment of concrete manufacturing in Singapore. *Int J Life Cycle Assess* 22, 237–255
  35. Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M. A. J., De Schryver, A., Struijs, J. and van Zelm, R., 2009. *ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and endpoint levels*. First edition. Report i: Characterization. The Netherlands, Ruimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

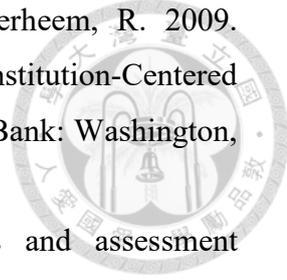
36. Humbert, S., Schryver, A.D., Bengoa, X., Margni, M., Jolliet, O., 2012. IMPACT 2002+: User guide draft for version Q2.21. Quantis. <http://www.quantis-intl.com/index.php>.
37. Hertwich, E. G., Gibon, T., Bouman, E. A., Arvesen, A., Suh, S., Heath, G. A., Bergesen, J. D., Ramirez, A., Vega, M. I., Shi, L., 2013. Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112(20), 6277-82.
38. IMPACT 2002+: User guide draft for version Q2.21. Quantis. <http://www.quantis-intl.com/index.php>.
39. Illsley, B., Jackson, T., Deasley, N. 2014. Spheres of public conversation: Experiences in strategic environmental assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 44, 1–10.
40. ISO, 2006a. ISO 14040:2006. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. International Organization for Standardization.
41. Jiliberto, R. 2012. Recognizing the institutional dimension of strategic environmental assessment. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 29, 133–140.
42. Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., Rosenbaum, R., 2003. IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *Int J Life Cycle Assess.* 8, 324–330.
43. Jeswani, H.K., Azapagic, A., Schepelmann, P., Ritthoff, M., 2010. Options for broadening and deepening the LCA approaches. *J. Clean. Prod.* 18(2), 120-127.
44. Kørnøv, L., Thissen, W. 2000. Rationality in decision- and policy-making: Implications for strategic environmental assessment. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 18, 191–200
45. Kickert, W J., Klijn, E.H., Koppenjan, J.F. 1997. *Managing Complex Networks: Strategies for the Public Sector.* Sage Publications: London.
46. Kingdon J.W. 1995. *Agendas, alternatives and public policies.* Harper Collins: New York.
47. Lobos, V., Partidário, M. 2014. Theory versus practice in Strategic Environmental Assessment (SEA). *Environ. Impact Assess. Rev.* 2014, 48, 34–46.

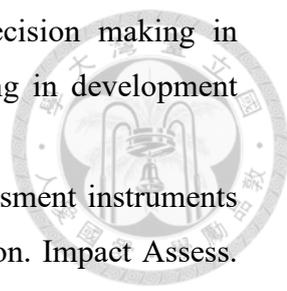
- 
48. Liou, ML., Yu YH., 2004. The development and implementation of strategic environmental assessment in Taiwan. *Environ. Impact Assess. Rev.* 24(3), 337-50.
49. Larrey-Lassalle P., Catel L., Roux P., Rosenbaum R., Lopez-Ferber M., Junqua G., Loiseau E., 2017. An innovative implementation of LCA within the EIA procedure: Lessons learned from two Wastewater Treatment Plant case studies. *Environ. Impact Assess. Rev.* 63, 95–106.
50. Li, T., Wang, H., Deng, B., Ren, W., Xu, H. 2016. Strategic environmental assessment performance factors and their interaction: An empirical study in China. *Environ. Impact Assess. Rev.* 59, 55–60.
51. Lamorgese, L., Geneletti, D. 2013. Sustainability principles in strategic environmental assessment: A framework for analysis and examples from Italian urban planning. *Environ. Impact Assess. Rev.* 42, 116–126.
52. Morrison-Saunders, A., Hodgson, N. Applying sustainability principles in practice: Guidance for assessing individual proposals. In *Proceedings of the IAIA09 Impact Assessment and HumanWell-Being, 29th Annual Conference of the International Association for Impact Assessment, Accra, Ghana, 16–22 May 2009*; Available online: [http://researchrepository.murdoch.edu.au/1707/1/Applying\\_Sustainability\\_Principles\\_2009.pdf](http://researchrepository.murdoch.edu.au/1707/1/Applying_Sustainability_Principles_2009.pdf) (accessed on 24 November 2018).
53. Monteiro, M.B., Partidário, M.R. 2017. Governance in Strategic Environmental Assessment: Lessons from the Portuguese practice. *Environ. Impact Assess. Rev.* 65, 125–138
54. Miller, W.L., Crabtree, B.F. 1992. A template approach to text analysis: Developing and using codebooks. In *Doing Qualitative Research*, 1st ed.; Miller, W.L., Crabtree, B.F., Eds.; Sage: Thousand Oaks, CA, USA. pp. 93–109.
55. Morrison-Saunders, A.; Fisher, T.B. 2006. What is wrong with EIA and SEA anyway? A sceptic's perspective on sustainability assessment. *J. Environ. Assess. Policy Manag.* 8, 19–39.
56. Mah, D., Hills, P. 2014. Participatory governance for energy policy-making: A case study of the UK nuclear consultation in 2007. *Energy Policy.* 74, 340–351.

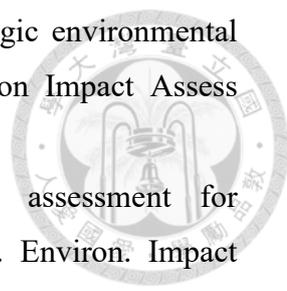
- 
57. Morero, B., Rodriguez, M.B., Campanella, E.A., 2015. Environmental impact assessment as a complement of life cycle assessment. Case study: upgrading of biogas. *Bioresour. Technol.* 190, 402–407.
  58. Manuilova, A., Suebsiri, J., Wilson, M., 2009. Should Life Cycle Assessment be part of the Environmental Impact Assessment? Case study: EIA of CO<sub>2</sub> capture and storage in Canada. *Energy Procedia.* 1, 4511–4518.
  59. McCluskey, D., E. João, 2011. The promotion of environmental enhancement in strategic environmental assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.*, 31: 344-351
  60. McLauchlan, A., João, E. 2012. The inherent tensions arising from attempting to carry out strategic environmental assessments on all policies, plans and programmes. *Environ. Impact Assess. Rev.* 36, 23–33.
  61. Nitz, T., Brown, AL., 2001. SEA must learn how policy making works. *J Environ. Assess. Policy Manag.* 3(3), 329-342.
  62. Nilsson, M., Dalkmann, H. 2001. Decision making and strategic environmental assessment. *J. Environ. Assess. Policy Manag.* 3, 305–327.
  63. Noble, B.F. 2002. The Canadian experience with SEA and sustainability. *Environ. Impact Assess. Rev.* 22, 3–16.
  64. Noble, B., Nwanekezie, K. 2017. Conceptualizing strategic environmental assessment: Principles, approaches and research directions. *Environ. Impact Assess. Rev.* 62, 165–173.
  65. Nooteboom, S. 2006. *Adaptive Networks. The Governance for Sustainable Development.* Eburon, Delft
  66. O’Faircheallaigh, C. 2010. Public participation and environmental impact assessment: Purposes, implications, and lessons for public policy making. *Environ. Impact Assess. Rev.* 30, 19–27.
  67. OECD, 2006. *Applying strategic environmental assessment: good practice guidance for development cooperation.* Organization for Economic Development and Cooperation, Development Assistance Committee
  68. OECD. 2010. *Strategic environmental assessment and adaption to climate change,* Advisory Note New York: OECD
  69. Partidário, M.R. 2000. Elements of an SEA framework – improving the added-value of SEA, *Environmental Impact Assessment Review*, 20: 647-663.
  70. Petts, J. 1999. *Handbook of environmental impact assessment.* Blackwell,

Oxford

- 
71. Partidario, M.R. 2007. Scales and associated data—What is enough for SEA needs? *Environ. Impact Assess. Rev.* 27, 460–478.
72. Pope, J., Annandale, D., Morrison-Saunders, A. 2004. Conceptualizing sustainability assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 24, 595–616.
73. Pope, J., Bond, A., Morrison-Saunders, A., Retief, F., 2013. Advancing the theory and practice of impact assessment: setting the research agenda. *Environ Impact Assess Rev.* 41, 1-9.
74. Rebitzer, G., T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W. Schmidt, S. Suh, B. Weidema and D. Pennington. 2004. Life cycle assessment part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environmental International* 30(5): 701-720.
75. Rega, C., Baldizzone, G. 2015. Public participation in Strategic Environmental Assessment: A practitioners' perspective. *Environ. Impact Assess. Rev.* 50, 105–115.
76. Rozema, J., Bond, A., Cashmore, M., Chilvers, J. 2012. An investigation of environmental and sustainability discourses associated with the substantive purposes of environmental assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 33, 80–90.
77. Runhaar, H., Driessen, P.P.J. 2007. What makes strategic environmental assessment successful environmental assessment? The role of context in the contribution of SEA to decision-making. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 25, 2–14.
78. Richardson, T. 2005. Environmental assessment and planning theory: Four short stories about power, multiple rationality, and ethics. *Environ. Impact Assess. Rev.* 25, 341–365.
79. Stoeglehner, G. 2004. Integrating Strategic Environmental Assessment into community development plans—A case study from Austria. *Eur. Environ.* 14, 58–72.
80. Stoeglehner, G., Brown, A.L., Kørnøv, L. 2009. SEA and planning: 'ownership' of strategic environmental assessment by the planners is the key to its effectiveness. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 27, 111–120.
81. Stoeglehner, G. 2010. Enhancing SEA effectiveness: Lessons learnt from Austrian experiences in spatial planning. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 28, 217–231

- 
82. Slunge, D., Nooteboom, S., Ekstrom, A., Dijkstra, G., Verheem, R. 2009. Conceptual Analysis and Evaluation Framework for Institution-Centered Strategic Environmental Assessment; Working Paper; World Bank: Washington, DC, USA
83. Sheate, W., Partidário, M.R. 2010. Strategic approaches and assessment techniques—Potential for knowledge brokerage towards sustainability. *Environ. Impact Assess Rev.* 30, 278–288.
84. Sadler, B., Aschemann, R., Dusik, J., Fischer, T., Partidario, M., Verheem, R. 2011. *Handbook of Strategic Environmental Assessment*, 1st ed.; Routledge: London, UK.
85. Stinchcombe, K., Gibson, B. 2001. Strategic Environmental Assessment as a means of pursuing sustainability: Ten advantages and ten challenges. *J. Environ. Assess. Policy Manag.* 3, 343–372.
86. Slootweg, R. and Jones, M. 2011. Resilience thinking improves SEA: a discussion paper. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 29(4): 263–276.
87. Stirling, A. 2005. Opening up or closing down? Analysis, participation and power in the social appraisal of technology. In *Science and Citizens: Globalization and the Challenge of Engagement*, 1st ed.; Leach, M., Scoones, I., Wynne, B., Eds.; Zed Books: London, UK. pp. 218–231.
88. Steg, L., Perlaviciute, G., Van Der Werff, E. 2015. Personality and social psychology understanding the human dimensions of a sustainable energy transition. *Front. Psychol.* 6
89. Therivel, R., Partidario, M.R. 1996. *The Practice of Strategic Environmental Assessment*. London: Earthscan Publications Ltd
90. Therivel, R. 2004. *Strategic Environmental Assessment in action*. London: Earthscan
91. Therivel, R., Christian, G., Craig, C., Grinham, R., Mackins, D., Smith, J. 2009. Sustainability focused impact assessment: English experiences. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 27, 155–168.
92. Tetlow, M., Hanusch, M. 2012. Strategic environmental assessment: The state of the art. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 30, 15–24.

- 
93. Thabrew, L., Wiek, A., Ries, R., 2009. Environmental decision making in multi-stakeholder contexts: applicability of life cycle thinking in development planning and implementation. *J. Clean. Prod.* 17, 67–76.
94. Tajima, R., Fischer, TB., 2013. Should different impact assessment instruments be integrated? Evidence from English spatial planning. *Environ. Impact Assess. Rev.* 41, 29-37.
95. Tukker, A., 2000. Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 20(4), 435-56.
96. Thissen, W. 2000. Strategic environmental assessment at a crossroads. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 18, 174–176.
97. Kuldna, P., Peterson, K., Kuhi-Thalfeldt, R. 2015. Knowledge brokering on emissions modeling in Strategic Environmental Assessment of Estonian energy policy with special reference to the LEAP model. *Environ. Impact Assess. Rev.* 54, 55–60.
98. Jha-Thakur, U., Gazzola, P., Peel, D., Fischer, T.B., Kidd, S. 2009. Effectiveness of strategic environmental assessment—The significance of learning. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 27, 133–144.
99. Vicente, G.; Partidario, M.R. 2006. SEA—Enhancing communication for better environmental decisions. *Environ. Impact Assess. Rev.* 26, 696–706.
100. Webler, T., Kastenzholz, H., Renn, O. 1995. Public participation in impact assessment: A social learning perspective. *Environ. Impact Assess. Rev.* 15, 443–463.
101. UNEP. 2005. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Life Cycle Approaches: the Road from Analysis to Practice. <http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx0594xPA-Road.pdf>.
102. UNEP, 2002. Environmental Impact Assessment and Strategic Environmental Assessment: Towards an Integrated Approach.
103. West, C., Borzuchowska, J., Ferreira, A. SEA application in the UK, Poland and Portugal—A consultant’s perspective. In Proceedings of the IAIA Special Conference on SEA, Prague, Czech Republic, 21–23 September 2011.
104. World Bank. 2012. Strategic Environmental Assessment in Policy and Sector Reform-Conceptual Model and Sector Reform. Available online: <http://web.worldbank.org/> (accessed on 16 January 2016).

- 
105. Wallington, T., Bina, O., Thissen, W. 2007. Theorising strategic environmental assessment: fresh perspectives and future challenges. *Environ Impact Assess Rev*, 27, pp. 569-584
106. White, L., Noble, B.F. 2013. Strategic environmental assessment for sustainability: A review of a decade of academic research. *Environ. Impact Assess. Rev.* 42, 60–66.
107. Wu, Y.-Y., Ma, H.-W. 2018. Analysis of strategic environmental assessment in Taiwan energy policy and potential for integration with life cycle assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 71, 1–11.
108. Židonienė, S., Kruopienė, J., 2015. Life cycle assessment in environmental impact assessments of industrial projects: towards the improvement. *J. Clean. Prod.* 106, 533-540.
109. 葉俊榮，2001。環境理性與制度抉擇。台北市：翰蘆圖書出版有限公司。
110. 林水波、莊順博。2009。〈政策利基—以台中縣市合併、台北縣市 合併為例〉。《台灣公共行政與事務系所聯合會（TASPAA）年會暨「全球化下新公共管理趨勢與挑戰—理論與實踐」國際研討會》。2009年5月23-24日。高雄：國立中山大學公共事務管理研究所
111. 林鼎傑，2010。應用空間特殊性生命週期評估於台灣 PVC 供應鏈之環境衝擊與環境債分析，國立台灣大學，環境工程研究所碩士論文。