

南華大學

環境管理研究所碩士論文

Master Thesis

Graduate Institute of Environmental Management

Nanhua University



產品環保性評估之研究

- 建構環境衝擊之生態足跡換算機制

A Study on the Environmental Performance of Products- Establishing an
Ecological Footprints Conversion Framework for Environmental Impacts

研究生：謝又民

指導教授：胡憲倫

Graduate Student: Yu-Min Hsieh

Advisor: Dr. Allen Hu

中華民國九十二年六月

June, 2003

南 華 大 學

碩 士 學 位 論 文

環 境 管 理 研 究 所

產 品 環 保 性 評 估 之 研 究

— 建 構 環 境 衝 擊 之 生 態 足 跡 換 算 機 制

研 究 生：謝 又 民

經 考 試 合 格 特 此 證 明

口 試 委 員：李 永 展
胡 志 倫
蔣 志 堅

指 導 教 授：胡 志 倫

所 長：陳 中 吃

口 試 日 期：中 華 民 國 九 十 二 年 六 月 二 十 三 日

誌謝

學習的路是無止盡的，而學習的研究、心得的表現，即在於論文的寫作上，研究所這兩年的時間由於胡憲倫教授的引導、給予意見，如師亦友的討論過程中，使得又民個人的論文得以順利完成。論文寫作期間，曾經因為資料取得困難或思路有所頓塞而感到迷惘與挫折，也因有所新發現與突破而雀躍不已，這所有的滋味胡憲倫教授皆陪同又民一一品嚐，亦給予許許多多的鼓勵與支持，而能在學術的研究上有所精進。

今日又民能進入研究所而有所成，實要感謝文化大學市政暨環境規劃學系李欽漢教授的支持與勉勵，讓又民發現己之所長與賦予繼續研究長進的信心。此外，口試委員李永展教授及蔣志堅教授，針對又民論文的架構不吝匡正，使得論文的品質與內容更加充實與豐富，令我銘謝在心。此外，對於陳所長中獎的關懷與照顧，亦感激在心。因為有你們的鼓勵與意見，又民的學習所得，才能如此完整的呈現。

求學期間，承蒙啟賢、建維、慧文與聖文等學長姐的照顧與指導，與同窗好友筱帆在其學業最繁忙時，不吝惜援手，給予我在研究資料上相當多的協助與意見，玉萍、孝屏、旭惠、佑青、英成、欣儀、哲佑、心皓、榮福、雯萍等在研究過程的切磋，亦使我獲益良多，在論文寫作與其他課業相煎熬時，才能順利的度過與完成所有作業，在枯燥的研究生活中，也因為有你們的陪伴增添了幾分歡樂的色彩，亦深深的感謝。另外，也謝謝專科好友仁彰與嘉昌在論文構想給予我許多的建議與支持。最後，還要對大林豪宅的家人婉菁、小婉、麗美、綠蘋、莉芳、佑佑在生活上彼此關照與鼓勵說聲謝謝。研究生活因為有你們的陪伴而更顯得多姿多采與耀眼。

論文的寫作決不是一人能獨立完成的，有人說學習學問、研究科學的道路，是孤獨的，是艱辛的，但慶幸的是在研究生涯中，又民有你們的陪伴與鼓勵，能愉快的學習與成長，在此僅以此誌謝再次感謝胡憲倫教授、李欽漢教授、李永展教授及蔣志堅教授其他曾給予我意見的老師、同學們。最後，感謝爸爸、媽媽及老姐的支持與信任，與一路陪伴著我的莉芳，是促使我努力完成學業的動力，僅以本論文獻給所有關心與幫助過我的朋友們。

又民 謹致

2003 仲夏

產品環保性評估之研究

- 建構環境衝擊之生態足跡換算機制

摘要

在永續發展與環境保護的理念下，企業界嘗試利用相關的指標評估工具，針對所提供的產品與服務進行環保性與永續性的評估。而傳統利用 LCA 對產品的衝擊分析，其評估結果往往因人為的判斷，帶有主觀性的權重而產生爭議。應用生態足跡分析於產品上，可合理且真實反映生態的現實而並非任意的權重，克服此爭議問題。但生態足跡分析相較於污染更著重在計算資源的消費，並未包括許多環境衝擊的足跡分析。因此為完成產品的生態足跡分析，本研究著重在建構污染所造成環境衝擊的足跡換算機制。利用植物淨化污染的效益與環境涵容能力的概念，推估出空氣污染中全球暖化、酸性氣體、光化學煙霧氣體；水中優養化；土壤重金屬及有機污染物的足跡換算因子。最後引用鉛酸電池的生命週期評估個案，利用本研究推估出的污染足跡換算因子，試算出鉛酸電池每年的全球暖化足跡為 3.58 公頃、酸性氣體足跡為 28.55 公頃、光化學煙霧氣體足跡為 1.01 公頃；水中優養化 0.0003 公頃；土壤重金屬 0.05 公頃。期望從具體的土地面積呈現評估的結果，使企/產業或消費者在生產或購買時能夠具體的感受環境的負荷，藉此土地限制的概念，避免過度的資源使用與污染排放，以減低對環境所造成的衝擊。

關鍵字：生態足跡分析、環境衝擊、換算因子、產品環保性

A Study on the Environmental Performance of Products- Establishing an Ecological Footprints Conversion Framework for Environmental Impacts

Abstract

For achieving business sustainability, enterprises are looking for suitable tools to evaluate product's sustainability. Traditionally, life cycle assessment (LCA) is using for assessing product's environmental attributes. However, LCA suffers from the subjective weighting judgment when environmental impact assessment is involved. Using the concept of ecological footprint (EF), which is a conversion of resource consumption to land, to assess the product could resolve the controversy mentioned above. In the past, EF assessments were concentrated on evaluating resources consumption rather than pollution or environmental impact. In order to appraise the environmental attributes of products, a framework based on the carrying capacity of lands and the purification capacity of vegetations to convert pollution into land was developed. Using the methodology developed, several environmental impacts are able to convert into EF, these include global warming, atmospheric acidification, photochemical ozone (smog), eutrophication and heavy metal contamination of soil. Results from a LCA study of lead acid battery were utilized to estimate the EF of environmental impacts mentioned above, they are 3.58ha, 28.55ha, 1.01ha, 0.0003ha and 0.05ha for global warming, atmospheric acidification, photochemical ozone (smog), eutrophication and heavy metal contamination of soil, respectively. It is believed that the conversion framework developed in this study should be able to boost the study of evaluating the sustainability of products, and to differentiate the products based on the environmental attributes.

Keyword: Ecological footprint analysis, environmental impact, conversion factors, product evaluation, environmental attributes

目錄

第一章 緒論	1
1.1 研究動機與目的.....	1
1.2 研究方法與流程.....	3
1.3 研究範圍與主軸.....	5
1.4 研究限制.....	7
第二章 文獻回顧	9
2.1 永續性衡量工具.....	9
2.1.1 永續性指標.....	10
2.1.2 產品評估工具.....	11
2.2 生態足跡理論與相關研究.....	15
2.2.1 生態足跡之意涵.....	15
2.2.2 生態足跡之消費項目與土地使用分類.....	16
2.2.3 生態足跡之計算程序.....	18
2.2.4 生態足跡理論之相關研究與應用.....	19
2.2.5 生態足跡永續性使用假設之限制.....	23
2.3 環境負荷理論.....	24
2.3.1 環境負荷之介紹.....	24
2.3.2 環境負荷評估之步驟.....	24
2.3.3 環境負荷之公式.....	24
2.3.4 潛值因子.....	25
2.3.5 環境衝擊種類之介紹.....	25
第三章 環境衝擊之生態足跡評估	27
3.1 植物淨化作用.....	30
3.1.1 植物淨化之機制.....	30
3.1.2 植物淨化之效益.....	31
3.1.3 影響植物淨化效益之因素.....	32
3.2 空氣污染.....	33

3.2.1 溫室效應.....	33
3.2.2 酸性氣體.....	34
3.2.3 光化學煙霧氣體.....	37
3.3 水污染.....	39
3.3.1 優養化.....	40
3.4 土壤污染.....	42
3.4.1 重金屬.....	42
3.4.2 有機物質.....	47
3.4.3 小結.....	50
3.5 台灣地區空氣污染足跡之試算.....	51
第四章 產品個案試算分析.....	53
4.1 個案之研究限制與假設.....	53
4.2 鉛酸電池之生命週期盤查.....	55
4.3 鉛酸電池之生態足跡換算.....	57
4.3.1 空氣污染.....	57
4.3.2 水污染.....	59
4.3.3 土壤污染.....	59
4.4 個案分析結果與討論.....	60
第五章 結論、建議與後續研究構想.....	61
5.1 研究結論.....	61
5.1.1 環境衝擊之足跡換算部分.....	61
5.1.2 產品分析之個案部分.....	62
5.2 後續研究建議.....	64
5.3 後續研究構想.....	65
參考文獻.....	69
中文部分.....	69
英文部分.....	72
參考網站.....	74

附錄.....76

附錄一	空氣污染之環境負荷潛值因子與其污染物質之生態足跡換算因子表.....	76
附錄二	水污染的環境負荷潛值因子與其污染物質之生態足跡換算因子表.....	85
附錄三	個案 - 6V4An 鉛酸電池生命週期盤查資料	88

表目錄

表 2-1 永續性指標之比較表.....	10
表 2-2 生態足跡之 8 種主要土地使用分類表.....	17
表 2-3 土地使用消費矩陣表.....	18
表 2-4 尿布的資源使用與生態足跡換算表.....	20
表 2-5 不同的飲料包裝材質之生態足跡比較表.....	21
表 2-6 個人電腦的生態足跡分析結果表.....	22
表 2-7 環境衝擊的類別說明表.....	25
表 3-1 全球與台灣溫室效應氣體之生態足跡推估表.....	34
表 3-2 二氧化硫之生態足跡推估表.....	37
表 3-3 酸性氣體污染物質之生態足跡推估表.....	37
表 3-4 光化學煙霧氣體污染物質之生態足跡推估表.....	38
表 3-5 布袋蓮野外試驗之淨化效益推估表.....	40
表 3-6 優養化之污染物質生態足跡推估表.....	41
表 3-7 國內外土壤重金屬污染管制標準彙整表.....	43
表 3-8 台灣地區土壤重金屬含量等級區分表.....	44
表 3-9 台灣地區土壤重金屬含量等級區分表說明.....	45
表 3-10 土壤中重金屬涵容能力標準與生態足跡之推估表.....	46
表 3-11 世界各主要國家對土壤有機物質污染管制標準表.....	48
表 3-12 台灣土壤有機物質污染管制標準與足跡推估表.....	49
表 3-13 台灣地區酸性氣體 SO _x 足跡試算表.....	51
表 3-14 台灣地區溫室效應氣體足跡試算表.....	52
表 4-1 鉛酸電池原料盤查資料表.....	55
表 4-2 鉛酸電池製造盤查資料表.....	55
表 4-3 鉛酸電池運輸盤查資料表.....	55
表 4-4 鉛酸電池回收盤查資料表.....	56
表 4-5 鉛酸電池之酸性氣體足跡表.....	57
表 4-6 鉛酸電池之溫室效應氣體足跡表.....	58
表 4-7 鉛酸電池之光化學煙霧氣體足跡表.....	58
表 4-8 鉛酸電池之優養化足跡表.....	59
表 4-9 鉛酸電池之土壤重金屬污染足跡表.....	59
表 4-10 鉛酸電池之環境衝擊生態足跡推估表.....	60
表 5-1 產品生態足跡之綜合評估矩陣表.....	67

圖目錄

圖 1-1 研究流程圖.....	4
圖 1-2 研究範圍.....	6
圖 2-1 生態足跡示意圖.....	16
圖 3-1 環境衝擊換算生態足跡之推估示意圖.....	28
圖 3-2 環境衝擊類別示意圖.....	29
圖 3-3 林分密度之求解圖.....	36
圖 5-1 產品生態足跡評估構想示意圖.....	66

第一章 緒論

1.1 研究動機與目的

在永續發展的思潮下，國際間儼然各自發展出一系列評估永續發展的工具或指標，童翔新（1991）認為永續性指標可將環境及自然資源的限制，反映在指標上，藉以修正人類經濟活動（引自李永展、林伯勳，2000）。全球便積極推動永續發展指標系統的建置，藉以評估國家內部的永續性，以瞭解邁向永續發展之整體進展。

企業界亦順應此潮流，在推動永續發展時，提供許多有助於改善生活品質的產品與服務。但同時也在消耗自然資源與產生廢棄物，對環境直接或間接地造成衝擊(Chambers & Lewis, 2001)。對此企業也積極的利用相關指標評估工具，來鑑別本身的產品與服務對環境造成的衝擊，進而推出環境化設計(Design for Environment, DfE)以及對環境友善(Environmentally Friendly)的產品，標榜著產品的環保性與永續性(sustainability)，能對環境所造成的衝擊減到最低。但在產品製程中原料開採、生產製造、產品使用及棄置等各階段，自然資源的消耗與廢棄物、污染的產生，亦對環境造成衝擊，此為多數企業所忽略（謝又民、胡憲倫，2002）。事實上產品環境衝擊的分析不再只是著重在工廠的管末處理，應該是以全面性利用產品「生命週期評估」(Life Cycle Assessment, LCA)的概念，藉由整合各階段對環境產生之不良影響，評估產品的生命週期中對環境的衝擊程度。

為順應永續發展理念的趨勢，永續發展評估工具 - 生態足跡(Ecological Footprint, EF)分析理論可以有效分析自然資源的損耗，並且探索不同環境衝擊之間的關係，合理且真實反應生態的現實而並非任意的權重。因此，本研究嘗試應用生態足跡的概念於產品的評估，主要就是要避開傳統 LCA 進行衝擊評估時主觀權重的爭議。在評估產品時，並非使用主觀性的權重評估，而是將每種環境衝擊轉換成共同單位的生態足跡，加總後成為該產品的總環境衝擊，其單一指標的特性，能夠立即地進行評估和比較。而當所有產品生命週期的環境衝擊，均能轉換成生態足跡之後，未來各國對於產品的永續性與環保性的認知將更為容易。

遂本研究進行產品的生態足跡分析時，首要評估的環境衝擊便是資源使用與污染排放兩大項目的足跡計算。而其中在污染排放的足跡分析，Wackernagel and Rees（1996）除了能夠計算出排入大氣中 CO₂ 所需「碳沉澱」的土地面積外，其他污染所造成環境衝擊的足跡計算，其相關文獻可說是墨跡寥寥。在 Frey, Harrison and Billett(2000)與楊開忠、楊詠、陳潔(2000)的研究結論也提及到此一問題。因此生態足跡分析相較於污染更著重在計算資源的消費，並不包括許多環境衝擊（污染、非生物資源、環境風險）的足跡分析(Chambers & Lewis, 2001; ECOTEC-U.K., 2001)。所以目前的生態足跡分析，尚未將廢棄物吸收和污染所造成的環境衝擊計算入生態足跡中(Wackernagel & Rees, 1996)。

然而自然環境對於污染的吸收與淨化，如氮、硫和諸如此類的化合物，皆因地區的易變性與非線性的吸收涵容能力(non-linear assimilation capacities)，而影響生態生產力(Chambers &

Lewis, 2001)。所以諸如土壤污染、水污染和空氣污染不但會減低自然的生產力，污染到達某個程度時甚至會不適合人類的消費，顯然土地與生產力的損失應該成為廢棄物處理足跡的一部份。同樣地，當大氣中臭氧消耗達到某個程度，它最後將減低生物生產力（UVB 輻射的增加對光合作用造成損害），這樣的損失同樣應該加到生態足跡的面積裡(Wackernagel & Rees, 1996/2000)。所以事實上，由於酸雨、工業廢水等導致資源條件的惡化，世界上的生態生產性土地及水域面積是在不斷地縮減的。換一個角度來說，目前實際所佔有的生態足跡要比計算的結果還大（楊開忠、楊詠、陳潔，2000）。

由於 Wackernagel and Rees 並未完整建立一套關於污染造成環境衝擊的生態足跡計算方法，因此並無污染物質的足跡換算因子資料庫。而加拿大生態研究小組目前也正在研究如何將環境污染的生態影響納入生態足跡的計算表格中（楊開忠、楊詠、陳潔，2000）。本研究在回顧國內外生態足跡的研究文獻後，發現僅提及到此一缺點，並沒有污染方面的足跡資料，但可以確定的是對於全球性環境污染所造成的環境衝擊仍不可忽略計算，仍然必須在這個領域裡進行更多的研究。因此為了使生態足跡分析的計算能更為完備，如何將污染轉換成生態足跡，與建立一套污染物質的足跡換算因子資料庫，在這個領域仍有相當大的研究空間。

有鑑於此，為使產品的評估結果能以土地面積的概念來表示，首要突破的課題便是生態足跡未考慮污染排放所造成環境衝擊的分析。故本研究的思考面向，將著重在污染所造成的環境衝擊，該如何合理換算成生態足跡，即污染所造成環境的衝擊將需要多少的土地面積來分解與淨化。本研究嘗試針對環境衝擊的影響，建構污染物質的生態足跡換算因子(conversion factors)，即為本文最主要的研究動機與目的。

因此為達成產品永續性與環保性評估的目的，本研究透過相關文獻的回顧，將生態足跡分析與生命週期評估相結合並應用在產品評估上，並針對環境衝擊換算成生態足跡的部分，則是嘗試利用植物淨化與分解污染的特性，依據 Wackernagel and Rees (1996) 對生態足跡所定義之基礎意涵，將污染的生態足跡定義為：單位重量的污染物能夠被若干的土地面積所吸收與淨化，藉由此概念推估出各種環境衝擊的生態足跡。

最後，在研究的過程中，有許多不同的議題與新的發現，但由於時間上等相關之限制，致使本研究無法加以一一的深入探討，在此階段僅著重在建構污染物質的生態足跡換算因子。此外在文末，針對產品環保性之評估方面，提出研究過程中所未加以深入研析之部分，即產品的生態足跡評估可結合 LCA 的架構成為評估矩陣表，作為本研究的後續研究構想，提供研究者後續研究的參考方向與建議，俾能使生態足跡在產品分析的應用層面更為寬廣。

1.2 研究方法與流程

本研究將以生態足跡理論為基礎，評估產品的環保性與永續性。對於環境衝擊分析的部分，利用植物可以淨化與分解污染的概念，嘗試將環境衝擊換算成生態足跡，最後引用 6V4An 鉛酸電池的生命週期評估案例，進行產品的生態足跡試算。因此採用文獻分析法與個案分析法，其研究方法說明與流程如圖 1-1 所示：

1. 文獻分析法

蒐集國內外學術期刊、博碩士論文等相關研究，包含生態足跡理論與計算方式，及其在產品分析上應用之研究；與探討植物淨化與分解環境污染之效益；整理 ICI 環境負荷理論對於環境衝擊影響程度的潛值分析，與略述環境衝擊形式與種類；並蒐集相關植物對污染淨化效益之數據，合理推估污染物質的生態足跡。

2. 個案分析法

本研究引用羅文正（2001）的碩士論文中研究的個案 - 6V4An 鉛酸電池的 LCA 案例，針對其鉛酸電池的生命週期盤查資料，將環境衝擊亦即污染排放的部分，進行生態足跡的試算。

3. 研究流程

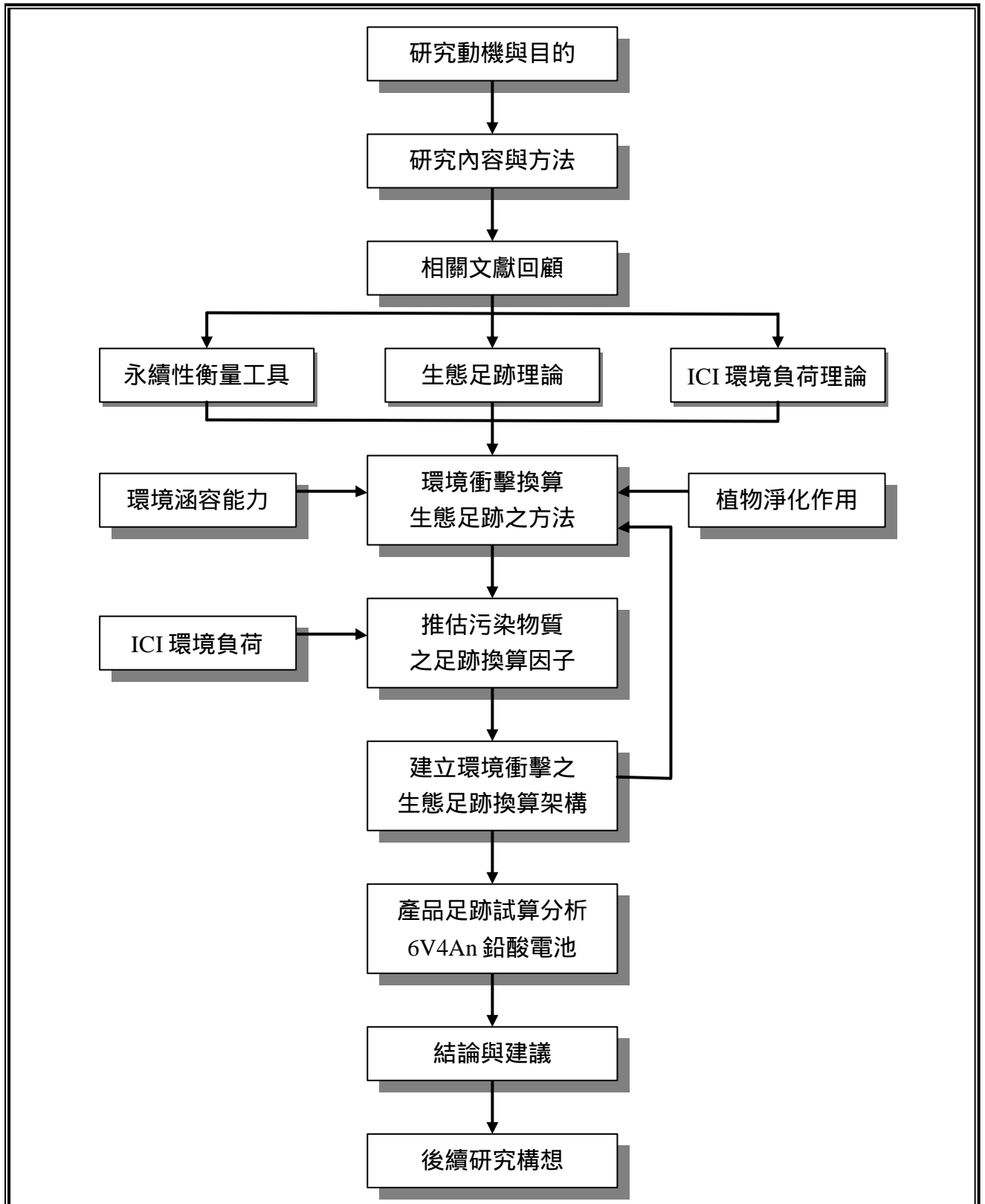


圖 1-1 研究流程圖
資料來源：本研究整理

1.3 研究範圍與主軸

一般來說，透過產品的消費過程可得知，當消費行為發生時，將會造成資源耗損與污染產生。傳統上的評估往往是在污染產生時，運用涵容能力的概念，著重於估算污染排放至土地上的負載力計算。而生態足跡的概念，便是反轉涵容能力的概念，著重在回溯資源使用的層面，利用土地生產力的概念，去計算負責提供生產的土地面積，所以當生態足跡變小時也意味著資源的使用也逐漸變少，因此生態足跡評估的價值在於從源頭就開始探討環境的負荷，Chambers and Lewis (2001) 也認為任何資源使用的減少就是污染產生的減少，因此將減低對環境的衝擊，此優勢將更有利於應用在產品環保性的評估上。

雖然生態足跡告訴大家應該避免過度的消費，但只要有人類存在，環境資源的消費將會不斷地發生，因此污染的產生與排放是不可避免的。然而生態足跡顧慮到龐大資料的可及性與準確度，所以儘管在污染的產生和吸收方面有些資料是已經被完成的，但是現在大多數生態足跡計算仍然有所忽略不計 (Krotscheck and Narodoslowsky 1996, Folke et al. 1997; 引自 Chambers and Lewis, 2001)。

然而許多高度工業化國家，雖然利用科技的方法達到資源使用減量的目的，但對於產品製程方面，以及現今的消費方式而言，污染的產生與排放對於環境造成相當大的負荷，實在是難以不去考量污染造成的環境衝擊。因此，為達成以生態足跡評估產品永續性與環保性的目的，污染排放所造成的環境衝擊是必須要慎重考慮的。

Wackernagel and Rees (1996) 所創導出的生態足跡理論，是以「自然」的生態生產力概念進行環境衝擊的分析。因此本研究根據 Wackernagel and Rees 所利用「自然」的概念，對於污染所造成的環境衝擊足跡分析，本研究構想是嘗試利用植物淨化與分解污染的特性，以「環境自淨」的概念去估算污染的生態足跡。將污染的生態足跡定義為：單位重量的污染物能夠被若干的土地面積所吸收與淨化，即污染所造成環境的衝擊將需要多少的土地面積來分解與淨化，藉由此概念推估出各種環境衝擊的生態足跡。因此本研究的範圍與主軸的界定，將著重在污染所造成的環境衝擊，合理換算成生態足跡。本研究主軸與範圍如圖 1-2。

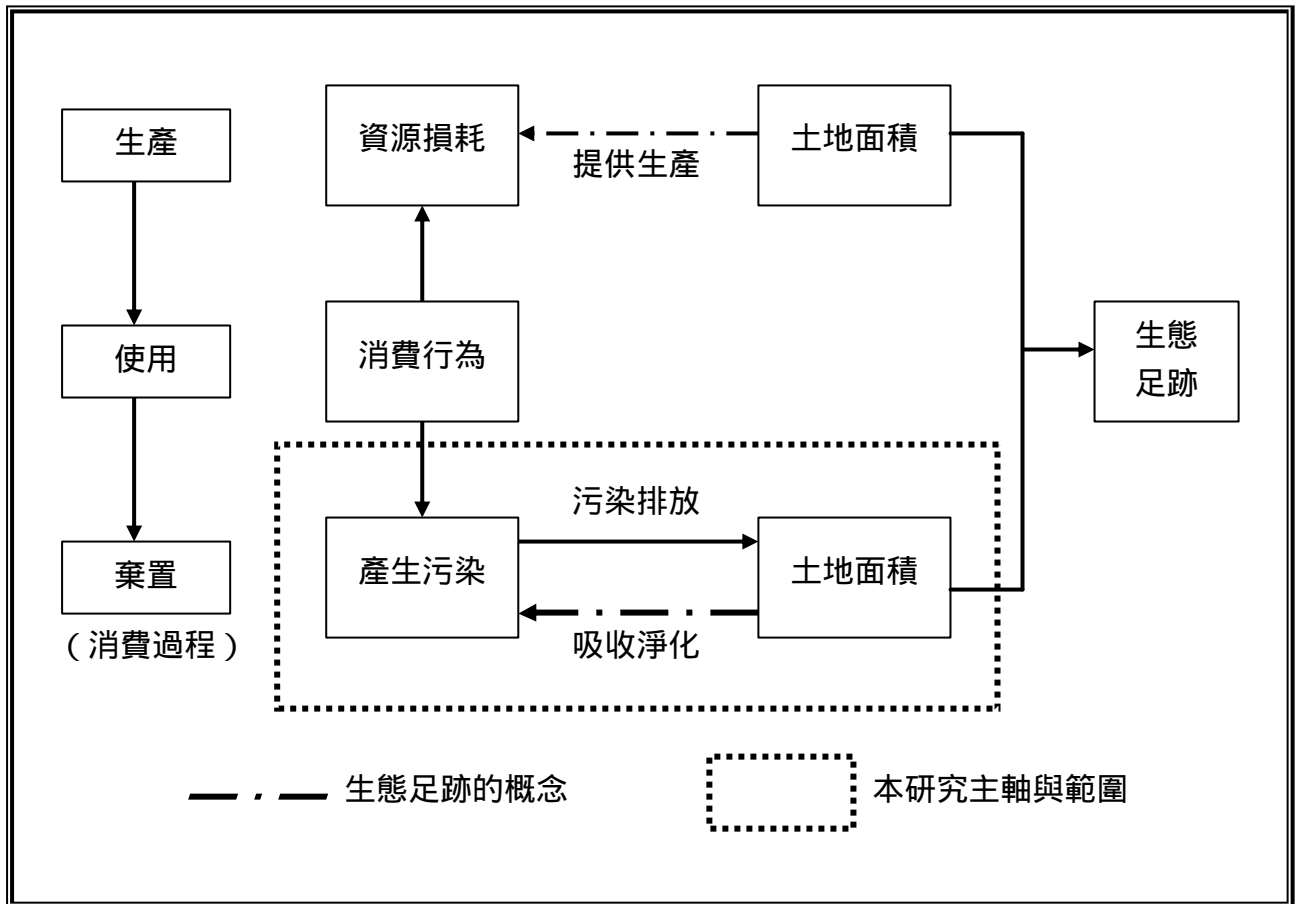


圖 1-2 研究範圍
 資料來源：本研究整理

1.4 研究限制

1. 生態足跡本身之限制

本研究根據 Wackernagel and Rees (1996) 的研究假設，所計算出的生態足跡是具有排他性的，意味著一旦物質能源被一族群挪用後，便不能對其他族群發生效用。同樣地，在本研究利用植物淨化污染物的概念，雖然植物是具有淨化多種污染物的能力，但也相對地對植物造成相當大的負荷，故本研究假設植物僅能吸收與淨化單一的污染物質，如此才能真實地反映出環境衝擊的程度，但卻可能造成足跡重複計算之爭議。

同理，土地亦具有同時涵容多種污染物的能力，在生態足跡排他性的假設下，亦僅能假設在某一時間只能涵容某一污染物，同樣可能產生足跡重複計算之爭議。此外，土地自然淨化與復育的年限，因污染面積的範圍大小與嚴重性而有所不同，卻也往往需要數年至數十年的時間，經由植物淨化的機制將污染物代謝與移除。故在本研究中足跡的計算將可能因上述原因而有所誤差，但受限於專業領域的不同，而將此誤差預設在生態足跡的假設之中。

此外，由於生態足跡的計算是假設土地可以永續性的使用，能不斷地生產提供被消耗的資源與能吸收所有產物的廢棄物，但事實上並非如此。所以在考慮「永續性因子¹」的影響後，我們可以發現生態足跡將變得更大（李永展，2002）。故本研究受到生態足跡預設的假設，在假設土地可以「永續性淨化」污染，同樣地若考量到「永續性因子」影響後，真實的生態足跡亦將變得更大。

2. 植物淨化效益推估之限制

本研究認為利用植物吸收與淨化污染的特性，進而換算成污染之生態足跡的概念是可行的，但若要完整的推估出所有環境衝擊污染物質的生態足跡，亦必須針對所有植物之淨化效益的相關試驗，投入更多的研究與資料蒐集，方能正確地推估出平均的淨化效益之數據。但礙於研究上之限制，若要完整的推估實在並非該階段本研究所及。

此外，不同的植物種類對於不同污染物質有著程度不同的淨化能力。因此植物對污染物的吸收是有選擇性的，不同植物對同一污染物的吸收速率不同；同類植物對不同污染物有不同的吸收速率（陳英謙，1997）。就其植物本身與外在環境影響淨化能力的因素相當多，也相當複雜，如樹種生長狀況、季節、氣候、土壤等等諸多的影響因子，在在影響著其淨化的效益，所以不同的森林涵容能力也不一致，會因為森林的樹種與所生長區位的不同而有所不同，故對此本研究無法將淨化效益精準的定量，這也是難以克服的研究限制。

3. 文獻引用之限制

生態足跡的計算是必須建構在許多的文獻資料統計上，因此容易受限於統計資料不足的

¹ 李永展（2002）解釋「永續性因子」為：亦即將計算生態足跡時之「永續性使用」假設條件去除，而將非永續性使用部份亦加以計算，並以因子加權方式表示。

窘境。而本研究著重在提供一個污染足跡之換算概念的方法，僅僅參考並引用國內學者所做的試驗，假設性的以此試驗數據為代表，以推估出環境衝擊的生態足跡。故本研究所推估出環境衝擊之生態足跡的數據並非絕對值，僅是以有限的文獻資料，從中引用較為合理的數據，因此本研究引用的文獻資料數據準確性與代表性，將影響本研究所推估的足跡換算因子。倘若要實際應用在跨國性的足跡比較，就必須檢視不同區域的環境條件狀況，將隨著時間、區域與假設條件等的不同而有所不同，故必須重新推估出適用於該區域的足跡換算因子，方能提升足跡分析結果的信度與效度。

4. 個案分析之限制

針對本研究實證分析的部分，礙於產業界的產品盤查分析資料多半基於商業機密，資訊並不便公開，故始終無法取得任一產品完整的盤查資料，致使本研究無法利用 SimaPro 軟體進行產品分析與評估。因此必須參考與引用國內產品 LCA 的相關論文與報告，藉由文獻的實證分析後之結果進行生態足跡的換算。但許多的研究報告與資料，就其內容或分析結果也常受限於某些因素而不盡完備，這也是本研究進行產品足跡試算的阻力之一。

第二章 文獻回顧

由於都市發展迅速，經濟高度發展，雖各種資源豐富、資訊完備，但人口的集中，自然資源的不當擷取與消費，使得全球的環境品質隨著人類高度的經濟發展而逐漸的惡化，生活環境品質儼然下降，所造成的環境危機，讓人們警覺到若不採取若干的補救措施，未來全球將陷入無法想像的困境。因此，所謂永續性的追求，可定義為：「確保現在與未來世世代代的每一個人，有更好的生活品質」，亦即確保環境、經濟及社會的永續發展(黃正忠, 2000)。故為在經濟發展與環境保護上能夠兼籌並顧，永續發展的理念逐漸被世界各國所認同與倡導。

本章主要在回顧從永續發展理念下，衍生出許多衡量永續性的工具，與評估永續性的指標或產品評估工具；接著回顧生態足跡的意涵與其相關研究應用，了解該理論之基礎；並且介紹 ICI 環境負荷理論對於環境衝擊影響程度的潛值分析，與略述環境衝擊形式與種類。藉由理論基礎與文獻回顧的整理，將可了解產品分析的方式與環境衝擊評估之相關研究。

2.1 永續性衡量工具

永續發展(Sustainable Development)理念的演進，最早的永續性概念屬加拿大「保育委員會」(Commission on Conservation)在 1915 年所倡議的：「每一世代均有使用自然資本的權利，但是必須恪遵不減損自然資本的原則」(Sitarz, 1998；引自李永展, 1999)。而 Rachel Carson 在 1962 年所發表的「寂靜的春天」(Silent Spring)一書中，早已強烈警示人類需重視對環境破壞的問題與產生的危機息息相關。

聯合國「世界環境及發展委員會」(WCED)更進一步在 1987 年於布蘭特報告(the Brundtland Report)中「我們共同的未來」提出，其基本的涵意為「在滿足當代需要的同時，而不減損後世代子孫追求其本身需要的能力」(WCED, 1987；引自李欽漢, 1999)，首次將永續發展的觀念引進世界各國，進而引起熱烈的迴響與廣泛地討論。1992 年「地球高峰會議」中各國一致支持永續發展的理念，其中以「二十一世紀議程」(Agenda 21)做為全球推動永續發展的工作藍圖，永續發展遂成為一股全球性的潮流。

因此為了邁向永續發展之路，國際間無論在官方、企業與學術界都各自發展出一套評估永續發展的評估工具，所發展出衡量永續性的評估工具有：自然的步驟(The Natural Step)、環境空間(ES)、系統模型(Systems Models)、環境衝擊評估與臨界負荷(EIA and CL)、組織的環境績效評估(CEPE)、生命週期評估(LCA)、能源與能值分析法(Energy and “eMergy” Analysis)、單位服務之物質強度(MIPS)、生態足跡(EF)等工具(Chambers, Simmons & Wackernagel, 2001)，藉以評估本身是朝向或是遠離永續性。而為追求達成永續發展的最高目標，因此也建立出一系列具有評估永續性的指標，來衡量與評估邁向永續發展的績效，除可提供其綜合訊息外，亦是與決策者和不同專業領域溝通之橋樑(於幼華、張益誠, 1999)。

2.1.1 永續性指標

目前所發展出永續性的指標多半是以國家、社會或組織的層級作一整體性的評估。例如：整合環境帳的國家會計(NAMEA)、永續發展指標(SDI)、人類發展指數(HDI)、物質流程分析(MFA)、全物質需求(TMR)、真實儲蓄(GS)與永續發展福利指數(ISEW)、生態足跡(EF)等等一系列永續指標。

ECOTEC-U.K. (2001) 彙整國際常用的 8 種永續性指標並且進行比較，如表 2-1 所示。

表 2-1 永續性指標之比較表

理論	單一指標	尺度	範圍	創導機構	評估結果單位
EF		全國性,次全國性,地方,企業,產品	資源,污染,土地	非政府組織,學術界	土地面積
NAMEA	-	全國性	資源,污染,土地	官方	金錢等許多種
SDI	-	全國性,地方,企業	資源,污染,土地,經濟,社會	官方	許多種
HDI		全國性	經濟,社會	跨國機構	指數
MFA	-	全國性,次全國性	資源,污染	非政府組織,學術界	物質
ES	-	全國性	資源	非政府組織	許多種
TMR		全國性,次全國性	資源	非政府組織	物質
GS/ISEW		全國性	資源,污染,土地,經濟,社會	世界銀行,非政府組織,學術界	金錢

註：「尺度」為可被應用的區位架構層級；「範圍」為架構下所涵蓋之範圍。

“ ”表示單一指標；“- ”表示非單一指標。

資料來源：ECOTEC-U.K., 2001

由表 2-1 可知，生態足跡是以土地面積為評估的單位，相較於其他永續性的指標，不需再經由權重或其他換算方式，轉換成為單一的評估指標，能夠清楚的呈現評估結果，並且因單位的一致性，具有可立即評估比較的特色；而在尺度層級上與評估範圍上，相較於其他的指標均能夠廣泛地應用在全國性、區域性、企業與產品評估上，更具有實用性；並且能夠針對資源的損耗與對環境的衝擊進行評估。單就永續性的評估而言，生態足跡分析具有簡單易懂與能廣泛評估的特性，因此 Wackernagel and Rees (1996) 在討論產品永續性的課題上，認為應用生態足跡分析的概念，可以結合個人消費與全球生態的限制性，更能達到產品的環保

性與永續性。

2.1.2 產品評估工具

永續發展的一個主要目的是「確保生活的品質而不超過自然的負荷」(IUCN, UNEP, WWF, 1991; 引自 Chambers & Lewis, 2001)。因此企業在推動永續發展時他們也提供許多產品與服務，有助於改善生活品質。然而，企業在滿足對產品與服務的需求以提升生活品質的同時，也在消耗自然資源與產生廢棄物，在環境中直接或間接地造成衝擊(Chambers & Lewis, 2001)。對此企業也積極的利用相關指標評估工具，來鑑別本身的產品與服務對環境造成的衝擊。

傳統在產品製程中的評估並未充分考量環境衝擊的層面，故企業很少採取以生命週期的方式來說明原料和能源的流程。但他們所使用自然資源與產生的廢棄物，將在環境中直接或間接地造成衝擊(Chambers & Lewis, 2001)。近年來隨著環保意識高漲與法規的管制，企業界為落實污染預防以減低整體的環保成本，已經逐漸採用環境化設計的概念，有效降低生產活動對環境的衝擊(黃國寶, 2002)。因此企業界針對產品的生產製造，為達到環境保護的目的，也實際發展許多產品評估工具，將透過評估分析的結果充分了解產品的環保性，藉此冀望取得「環保標章」(Environmental Labeling)的認證。

1. 產品評估工具之介紹

目前國際間有一些方法可讓企業去評估他們的產品或服務所造成的環境衝擊，常用的評估方法有：

(1) 單位服務之物質強度 (MIPS)

MIPS 結合了生命週期評估與物質帳目(material accounting)的概念，計算整個物質轉換的過程，並且融合「生態背包」(ecological rucksack)原料投入的觀念，是一個直接評估工業製程與產品的方法，意味著原料流程的每單位服務兼顧永續性的標準：生活價值（服務）的品質和環境衝擊(Chambers & Lewis, 2001)。

(2) 能源和物質流程分析 (EMFA & MBA)

EMFA 與 MBA 皆注重在投入、產出(input/output)和相關的消費過程。建立一套可衡量資源能源物質使用及需求情形的指標與物質流帳(material flows)，以追蹤物質從自然環境至經人類消費回歸自然環境過程。此計算方法主要地被運用在重要的宏觀標準或在總體經濟上(Chambers & Lewis, 2001)。

(3) 生命週期評估 (LCA)

LCA 是分析產品從搖籃到墳墓整個的過程，即從一開始原料及能源的取得、產品的製造過程、產品的使用階段及產品廢棄後再回收或最終棄置為止，在各階段分析對環境所產生的衝擊與影響。國際標準組織(ISO)也將 LCA 列為 ISO 14040 系列中，作為產品環保性的評估工

具，ISO (1997) 將生命週期評估架構分為四個階段：

- 目標及範疇之界定(Goal and scope definition)
- 生命週期盤盤查分析(Life Cycle Inventory Analysis)
- 生命週期盤衝擊評估(Life Cycle Impact Assessment)
- 生命週期盤結果闡釋(Interpretation)

(4) 生態效益 (Eco-Efficiency)

生態效益簡單來說這是一種改善經濟與環境的績效評估概念，描述企業在創造經濟價值的同時，能兼顧減少對生態環境的衝擊及資源的使用，為同時結合環境和經營資訊以量化生態效益理念，發展出的通式可用來計算各種不同的生態效益指標值，故生態效益的量測，即是投入與產出的比值（胡憲倫等，2001）。其公式為：

$$\text{生態效益比值} = \frac{\text{產品或服務之價值}}{\text{對環境之衝擊}}$$

(5) 永續製程指標 (SPI)

SPI 被設計運用在整個工業製程的規劃階段中分析與比較環境的衝擊，這個方法是在服務傳遞過程中加總提供資源、污染排放與廢棄物所需的土地面積，SPI 的組成因子(Krotscheck & Narodoslowsky, 1996)：

$$A_{tot} = A_R + A_E + A_I + A_S + A_P$$

SPI 的計算方式是總面積 A_{tot} 的計算，這個總面積 A_{tot} 所組成的因子是，所需的生產原料 A_R 面積，所需供給能源的面積 A_E ，提供製程中機械設備的面積 A_I ，所需員工的面積 A_S 和容納產品和副產物（包括污染排放與廢棄物）消散的稀釋面積 A_P ，單位為 m^2 。

2. 產品評估工具之限制

(1) 生命週期評估之限制

生命週期評估是從產品面的角度出發，為目前主要評估產品之環境衝擊的主要工具，也是目前在產品環保性評估研究應用最廣的方法。然而LCA仍有些限制與爭議問題，影響評估的作業與結果。其最主要的限制為（楊致行，1999；羅文正，2001；張又升，2002）：

- 在 LCA 的應用中，因為涉及許多的選定和條件假設的限制，如系統界限假設、數據來源、衝擊種類之選擇等，故結果可能帶有若干的主觀。
- 每一種衝擊種類與盤查數據資料不能加總。
- 評估的結果相當複雜，以技術性的客觀角度而言，並無法獲得一個全面性的單一結論。

- 同一個系統可能只是因為定義和建構的衝擊種類不同，就會產生不同的結果。
- 同一項衝擊種類可能只是因為使用不同的模式運算，就會得到不同的特徵化指標。
- 由於各系統所建構之衝擊類別的差異和特徵化方法本身的不確定性，使得 LCA 的結果差異性極大。

一般來說，在討論產品的環境衝擊面時，LCA 進行生命週期衝擊評估，是採用生命週期盤查分析的結果，相同的衝擊類別中分類(Classification)，然後透過一連串量化環境衝擊的方法，將環境負荷或汙染排放對環境衝擊的大小加以特徵化(Characterization)，最後將各項環境問題類別特徵化之衝擊結果加總，利用非市場價格方法之評價(Valuation)賦予相對的權重(Weighting)，提供完整的考量所有面相之環境衝擊 (ISO, 1997；引自邱信欽，1999；單啟明，1999；張又升，2002)。

而在本研究所提 LCA 的主觀權重問題，就是在進行生命週期衝擊評估時，不同環境衝擊類別之間彼此並沒有特定的連結，也沒有市場價格來作為比較的基礎。在特徵化的步驟後，得到的是單項環境問題類別的衝擊加總值，再經由評價將這些不同的各類別環境衝擊問題給予相對的權重，以得到整合的衝擊指標。雖然可使決策者在決策的過程中，能夠一次完整的捕捉及考量所有面向的環境衝擊，不會因資訊的偏頗、差異或缺乏比較而被蒙蔽。但目前所使用的評價方式，如願付價格法、分析層級程序法、衝擊分析矩陣法等，都牽涉到人為主觀價值的判斷，而賦予一相對價值的權重。由於評價牽涉到主觀價值判斷，因此整合型的環境指標性數值在應用上會有其爭議性 (丁執宇，1998)。

(2) 生態效益之限制

生態效益雖為企業間重要實施的指標與管理工具之一，但其比值的應用及說明，仍然存在著混淆及解釋乏力的限制。胡憲倫等人 (2001) 與胡憲倫、鍾啟賢 (2002) 明確地指出生態效益可能的缺失：

- 其簡單、具有彈性等優點，其實也造成使用者不知該如何選定指標的缺點。
- 由於環境衝擊指標的項目繁多，企業規模以及評估範圍的不同，均會有不一樣的指標選擇。
- 國內企業由於大多沒有完善的環境資訊管理，因此最後指標的決定，往往不是取決於指標的重要性，而是在乎企業能否提供完整的數據。特別是上下游供應商所提供的資料準確性，將會對於整個結果的呈現有決定性的因素。
- 生態效益存在著比值之經濟與環境兩種指標選用的問題，所形成組合的生態效益比值不具有真正的意義。
- 其次對於價值指標的選定，大部分的財務指標，均會受外部因素的變動影響，例如匯率波動及景氣好壞等因素。
- 歐盟委託研究的生態效益指標計劃(Anite, 1999)，認為附加價值(value-added)最能呈現企業的經濟效益，並建議使用附加價值當成生態效益評估的價值指標，然而大多數的企業並未真正依照此一建議來從事生態效益的評估 (引自胡憲倫、鍾啟賢，2002)。

(3) 應用生態足跡分析克服傳統產品評估之限制

因此產品的生命週期評估往往受限本身的限制，無法獲得一個全面性單一的結論，且評估結果往往都帶有若干主觀的權重，影響評估的準確性。而永續發展評估工具 - 生態足跡分析，具有簡單易懂與能廣泛評估的特性，能夠避免生命週期評估與生態效益的缺失，更具有下列的優勢(Chambers & Lewis, 2001; ECOTEC-U.K., 2001)：

- 土地的使用和不足之概念，且為單一指標可容易地被了解，容易傳達給一般大眾。
- EF 以完整資料收集為基礎，並且每年更新資料，具有較高的國際可比較性。
- EF 多使用資料數據的加總，比起其他指標較清晰，不容易有爭議。
- 整合原料的資源使用、能源使用與土地使用。
- 在 EF 的全球層級，地球表面上的總生態生產力建立了可信賴的環境限制。
- 許多產品、活動和服務能夠立即地評估和比較，能夠將當地和全球的消費量相連結。
- 為合理的永續性評估；並且能夠探索不同衝擊之間的關係。
- 評估價值是基於生態的現實而非任意的權重。
- 生態足跡具有永續發展指標的特色。

由此可知，生態足跡分析應用於產品評估，在衝擊評估的結果上可以克服 LCA 的限制，有效地將環境衝擊分析的結果加總化為單一的指標，又能避免 LCA 在進行衝擊評估時主觀權重的判斷，以及生態效益中價值指標選定的爭議問題。且生態足跡的概念，著重於回溯資源的使用，因此生態足跡評估的價值就在於從源頭就開始探討環境資源使用所造成的負荷，Chambers and Lewis (2001) 認為任何資源使用的減少就是污染產生的減少，如此更將有利於應用在產品的評估上。此外，Wackernagel and Rees (1996) 認為應用生態足跡分析在產品評估上，更能夠兼顧產品的環保性與永續性。因此綜合生態足跡分析具有改進傳統產品評估的各種優勢，故本研究認為生態足跡分析能夠在產品評估上有相當良好的應用。

2.2 生態足跡理論與相關研究

在 1960 年代開始，環境規劃師以環境涵容能力或稱容受力(Carrying Capacity)的觀點出發，探討都市及區域在不危及環境體系的前題下，所能容納人口成長與都市發展。人類在土地使用型態與使用強度若超過自然資源的容受力，即對土地及相關資源做不適當或不相容開發使用時，將會破壞人與資源體系間之平衡發展，降低地區的環境品質。所以觀念上，容受力可被應用於探討自然環境對土地使用行為之承受力，分析土地的永續性，合理導引土地使用型態(黃書禮，1977，1986；引自李欽漢，1999)；若以生態管理系統的觀點，容受力可定義為：「生態環境所能支持生物品種的最大量」(Odum, 1983;引自李欽漢，1999)李永展(1996)則建構在永續發展的理念下將其定義為：「在未永久減損某個集居地人口維生生態系統的生產力下，該集居地所能永久支持的最大人口數」(引自李永展，1999)。

生態足跡分析理論的觀念起源於以生態經濟學為基礎的涵容能力分析，將環境涵容能力的概念反轉，但並非推翻涵容能力分析的理論，而僅將環境涵容能力分析轉換為較容易理解的概念(李欽漢，1999)。因此簡單的說，生態足跡在衡量每人所需的土地面積，而非每單位面積之人口(Wackernagel & Rees, 1996/2000)。

而生態足跡理論目前在國內的學術界或企業界仍屬於啟蒙階段，而生態足跡一詞會隨個人的認知、需求、學術和文化背景不同而有所差異。因此，本文獻回顧即對此一關鍵詞及相關應用作一詳盡說明。

2.2.1 生態足跡之意涵

在永續發展的思潮下，加拿大學者 Wackernagel and Rees (1996) 以生態經濟學為基礎的容受力分析，將其轉換成較容易理解的概念。所創導出的生態足跡概念是指，以相對應的生產力土地估算特定人口或經濟體的資源消費與廢棄物吸收之面積(Wackernagel, 1994; Wackernagel & Rees, 1996)；亦即只要有任何物質或資源被消耗，就必須要從另外一個或數個生態系中提供一些土地，這些土地負責提供與這些消費有關的資源或廢棄物分解的功能(Wackernagel & Rees, 1996/2000)，其概念如圖 2-1。意味著生態足跡的大小與環境衝擊成正比，足跡越大，環境衝擊也越大；而足跡的大小與每人可使用的生態生產力土地面積成反比，足跡越大，每人可使用的生態生產力土地面積也就越小。

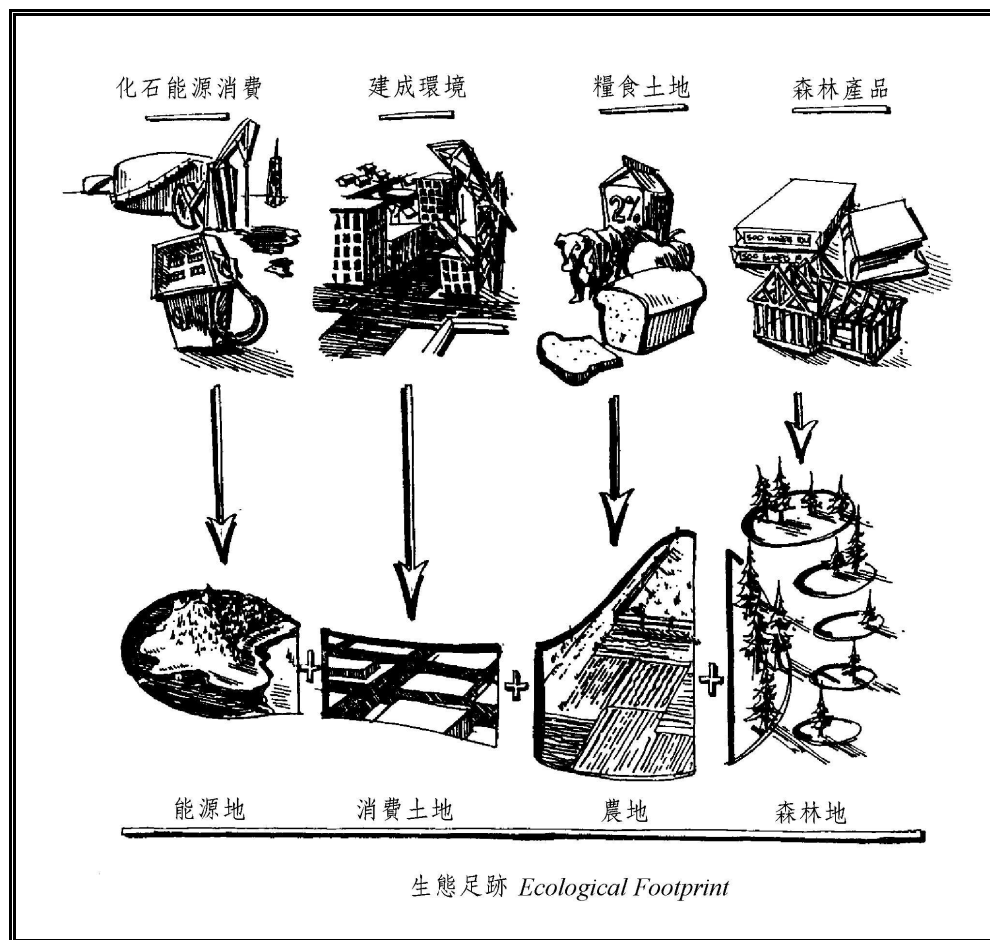


圖 2-1 生態足跡示意圖

資料來源：Wackernagel & Rees, 1996/2000

由於生態足跡分析特別考量到地球「涵容力」的永續性課題，因此利用生態足跡分析進行地區性及全國性的生態足跡計算，連結個體行為到群體、區域到全球的「地球公平分配」(earth share)使用觀念，藉以評估永續發展程度及目前人類消費行為對地球生態環境造成之影響（李欽漢，1999）。因此，生態足跡為幫助我們朝向永續發展的指示工具 - 在追求生活最高品質的同時減少對資源的需求。

2.2.2 生態足跡之消費項目與土地使用分類

1. 生態足跡主要之消費項目

生態足跡的概念是基於將資源的消費與廢棄物的吸收換算成相對應的生產力土地的面積，但是 Wackernagel and Rees (1996/2000) 認為從準備、維持、到丟棄各個環節來評估數以千計的消費項目是十分複雜及繁瑣的，便將計算範圍限制在幾個主要的分類與個別的项目上。主要可以分為 5 種消費項目的類別：

- (1) 糧食
- (2) 住宅

- (3) 運輸
- (4) 消費品
- (5) 服務

2. 生態足跡之土地使用分類

主要土地使用分類與世界保育組織(IUCN)所使用的類似，Wackernagel (1994) 與 Wackernagel and Rees (1996) 將生態足跡換算的土地分類如表 2-2：

表 2-2 生態足跡之 8 種主要土地使用分類表

主要土地	土地使用分類	備 註
(1)能源土地	a.化石能源所使用的土地	能源或二氧化碳土地 註：如果將燃料視為作物，它將從分類 c, d, e 或 f 中移出一些土地面積。
(2)被消費的土地(consumed land)	b.建成地	惡化的土地
(3)目前被使用的土地	c.花園	可恢復的建成地
	d.農地	耕作的系統
	e.牧場	被調整的系統
	f.有管理的森林	
(4)有限度提供的未來開發土地	g.野生森林	具生產性的自然生態系
	h.非生產地	沙漠、冰帽

資料來源：Wackernagel, 1994; Wackernagel & Rees, 1996/2000

3. 土地使用消費矩陣

依據 Wackernagel(1994) 定義的 5 種主要消費項目與 8 種主要土地使用分類，將可組成土地使用消費矩陣，如表 2-3。然而每項分類的資料不僅反映直接被個別消費單項所佔用的空間，也包括了為了生產與維持這些消費單項而「消費」的土地面積。事實上，這已成為消費土地的生命週期分析(Wackernagel & Rees, 1996/2000)。

表 2-3 土地使用消費矩陣表

生態生產力 土地(ha/cap)	能源地	惡化地	園地	農耕地	牧地	森林	總計
糧食							
住宅							
運輸							
消費品							
服務							
總計							

資料來源： Wackernagel & Rees, 1996

2.2.3 生態足跡之計算程序

生態足跡以國家性層級的估算步驟簡述如下 (Wackernagel & Rees, 1996 ; 李永展, 1997 ; 李永展、陳安琪, 1998 ; 李欽漢, 1999) :

1. 首先從區域或國家統計資料 (包括產量與貿易數據) 在特定項目中平均每個人的年消費量，應取得經過修正後的消費量：

$$\text{經貿易修正後的消費量} = \text{產量} + \text{進口量} - \text{出口量}$$

2. 估計每項主要消費項目(i)，亦即為生態足跡所估算的項目，平均每人所佔用的土地面積(aa)。該項目每人的平均年消費(c_i)除以該項目的平均年產量(p_i)：

$$aa_i = c_i / p_i$$

(單位：公斤/公頃；kg/ha)

3. 將每人平均消費的各項服務或財貨(n)所挪用的生態系面積(aa_i)加總，就可以算出平均每人的總生態足跡(ef)，即為平均每人的生態足跡：

$$ef = \sum aa_i$$

i = 1 to n

4. 最後，將平均每人的足跡乘上人口總數(N)，就得到該特定人口的生態足跡(EF_p)：

$$EF_p = N \times ef$$

2.2.4 生態足跡理論之相關研究與應用

1. 生態足跡理論應用在各個領域之研究

雖然生態足跡分析的應用仍屬於起步階段，但其觀念卻廣為各界所接受，許多的研究學者與單位紛紛投入這個領域進行研究，利用此一工具或觀念進行評估國家性、區域性或地方性的環境衝擊相關研究。本研究整理國內外應用生態足跡理論之相關研究，生態足跡的研究與應用方向有：

- 國家層級或區域性：Wackernagel and Rees (1995, 1997) , Wackernagel et al. (1999) , Simmons, Lewis and Barrett(2000), WWF(2000), Barrett and Scott(2001), BFF(2002a), 鄭春發 (1996) , 李永展、陳安琪 (1998) , 葉佳宗 (1998)
- 企/產業方面的分析：Roth, Rosenthal and Burbridge(2000), Chambers and Lewis(2001) , 陳進田 (2001)
- 學校的足跡分析：Flint (1999) , Venetoulis (2001)
- 產品分析評估：Lewis, Simmons and Chambers(1998), Frey, Harrison and Billett(2000) , Chambers, Simmons and Wackernagel (2001)
- 農業足跡估算：李欽漢 (1999) , 范振基 (2002) , 楊振榮、林婉菁 (2002)

其他的應用面向如：Hansson and Wackernagel(1999)在討論生態空間的極限；BFF(2002b)應用在生態旅遊分析；王俊秀 (1998)以社會性的角度探討；李永展，陳安琪 (1999)探討台灣生態足跡與貿易對永續發展之影響；馮君君 (2002)分析台灣能源足跡等等研究。

2. 生態足跡理論應用在產品分析上之研究

針對在產品分析上，生態足跡分析流程與LCA整體的原理大致相同，但重要的是生態足跡分析能聚集一系列的環境衝擊，而成為一個單一的指標。因此，生態足跡分析能幫助不同類型的環境負荷作一比較，連結當地與全球的消費，合理的評估永續性。基於生態足跡分析的特性，國內外亦有越來越多的學者利用生態足跡的概念進行區域性的足跡分析，而在產品方面的分析並不算多，目前只有國外學者進行研究，其研究成果如下：

(1) BFF (Best Foot Forward), 1998

BFF根據Vizcarra在1995年用LCA分析尿布的數據為基礎，分析「每年每個嬰兒」(per baby year)的基本環境衝擊，此研究比較不同的尿布形式：紙尿布、家庭清洗的布尿布與送洗的布尿布 (如表2-4)，雖然Vizcarra使用加拿大的數據，但該數據也可能相似於許多工業化國家。

表 2-4 尿布的資源使用與生態足跡換算表

	EF 換算值 (低估值)	EF 換算值 (高估值)	紙尿布			家庭清洗的布尿布			送洗的布尿布		
			原始值	EF 低估值 (ha)	EF 高估值 (ha)	原始值	EF 低估值 (ha)	EF 高估值 (ha)	原始值	EF 低估值 (ha)	EF 高估值 (ha)
能源 製造階段	0.0164 ha/GJ	0.027 ha/GJ	8.216GJ	0.135	0.222	0.832GJ	0.014	0.023	1.768GJ	0.029	0.048
能源 使用階段	-	-	0	0	0	8.788GJ	0.154	0.238	4.88GJ	0.08	0.132
水 製造階段	0.0002 ha/m ³	0.0009 ha/m ³	21.58m ³	0.004	0.02	8.008m ³	0.002	0.008	10.97m ³	0.002	0.01
水 使用階段	-	-	0	0	0	41.65m ³	0.008	0.039	17.06m ³	0.003	0.016
紙張	0.0019 ha/kg	0.0035 ha/kg	159.64kg	0.3	0.558	0	0	0	0	0	0
棉布	0.0033 ha/kg	0.0058 ha/kg	-	0	0	2.6kg	0.009	0.015	4.16kg	0.014	0.024
合計	-	-	-	0.44	0.8	-	0.18	0.32	-	0.13	0.23

註：“-”表示無此項資料。

資料來源：Chambers, Simmons & Wackernagel, 2001

由表 2-4 可知，三種尿布的生命週期資料清單與生態足跡的評估，但僅限於評估資源的損耗，並未考量污染排放的部分。其評估結果為紙尿布的足跡最大（0.8 公頃），其次為家庭清洗的布尿布（0.32 公頃），而送洗的布尿布足跡最小（0.23 公頃）。

(2) Lewis, Simmons & Chambers, 2000

Lewis, Simmons and Chambers(2000)利用生態足跡理論，以 LCA 的架構與資料為基礎，分析不同的飲料包裝材質，並且用生態足跡分析(EFA)與永續製程指標(SPI)兩種分析方法進行比較。研究中指出兩種不同的指標評估同樣的包裝材質，會有不同的結果產生。兩種評估比較如表 2-5，第一種(EF 1)的計算方式是由 BFF 所發展的生態足跡分析；第二種(EF 2)用的評估方式是 Krotscheck and Narodoslowsky (1996) 所發展的永續製程指標。

表 2-5 不同的飲料包裝材質之生態足跡比較表

	EF 1 每千公升的足跡(m ² - year)	EF 2 每千公升的足跡(m ² -year)
25 & 33 毫升		
補充式玻璃罐 33 cl	1,535	10,877
用完即丟玻璃罐 33 cl	1,653	19,921
補充式玻璃罐 25 cl	1,703	12,436
用完即丟玻璃罐 33 cl	2,014	21,775
鋁罐 33 cl	2,514	22,134
鐵罐 33 cl	3,898	27,804
50 毫升		
補充式寶特瓶	489	7,392
用完即丟寶特瓶	1,496	28,391
鋁罐	1,994	17,837
鐵罐	3,945	21,714
150 毫升		
補充式寶特瓶	388	6,043
用完即丟寶特瓶	799	16,596

資料來源：Lewis, Simmons & Chambers, 2000

研究結果為 EF 2 均大於 EF 1，即應用 SPI 分析方法所計算出來的面積大於 EFA，Chambers 歸納為兩個原因：第一，SPI 分析增加了衝擊的強度，以及著重在不同的污染類型；第二，SPI 計算土地面積是採累加的方式，有可能重複計算(double counting)衝擊。故本研究在考量污染對環境衝擊的層面下，著重在合理的將環境衝擊以土地面積來表示，並且避免不當重複計算衝擊之爭議。

(3) Frey, Harrison & Billett, 2000

Frey, Harrison and Billett (2000) 的研究以生態足跡理論分析電子產品，以 LCA 評估架構為基礎，利用從個別項目到整體(bottom-up)的方式評估個人電腦所需的資源與污染排放的生物生產力空間(bioproductive space)。將電腦分為螢幕、主機與鍵盤三個部分，進行生態足跡分析，如表 2-6：

表 2-6 個人電腦的生態足跡分析結果表

項 目	原料足跡(m ²)	能源足跡(m ²)	個人電腦 的生態足 跡 0.18 公頃
主機	0.687	699	
螢幕	0.579	1,070	
鍵盤	0.0327	7.11	
合 計	1.3	1,770	

資料來源：Frey, Harrison & Billett, 2000

研究結果電腦的生態足跡為 0.18 公頃，絕大部分是佔化石能源所使用的土地，差不多佔全球平均值的 9%，就單一的产品而言是相當大的，其中又以在产品使用的階段足跡最大，其次是在製造的過程與材料生產階段。

由上述的研究案例可知，在產品的分析上，生態足跡受限本身對於消費的分類與項目過於簡化，著重在自然資源消費的分析，忽略污染所造成的環境衝擊，且並未建立相關原料物質的資料庫，因此得到的足跡僅僅限於資源損耗的部分。

在本研究的文獻回顧中，應用生態足跡分析產品的研究並不多，但 Wackernagel and Rees (1996) 在討論產品永續性的課題上，認為應用生態足跡分析的概念，可以結合個人消費與全球生態的限制性，更能達到產品的環保性與永續性；Chambers, Simmons and Wackernagel (2001) 認為任何產品都可以利用「生命週期」各階段分析的概念，再利用「生態足跡」計算，換算產品對環境所造成的衝擊；Frey, Harrison and Billett (2000) 在研究結論中也提到應用生態足跡理論分析產品對於連結產品的消費與人類的「地球公平分配」是非常有效的，因為生態足跡能傳達一個產品的資源消費連結到全球的平均資源消費；而陳進田 (2001) 的後續研究建議，指出生態足跡分析納入生命週期的觀念，更可以完整的呈現出經濟活動與自然環境的關聯。

因此一個產品生態足跡計算的要素，是基於生命週期消費類型的衝擊然後被應用，最後所加總的足跡則是必須提供這些資源與廢棄物吸收的總生產面積(Chambers & Lewis, 2001)。所以歸納國內外研究學者的研究建議，若以生態足跡理論進行產品分析，必須利用 LCA 的分析架構與原料物質的資料庫。但重要的是污染所造成的環境衝擊如何以生態足跡的概念來表示，將是本研究所探討的主軸，如此才能透過 LCA 分析後所得的數據資料進行生態足跡的換算。

2.2.5 生態足跡永續性使用假設之限制

由於 Wackernagel and Rees (1996) 對生態足跡的計算是假設土地可以永續性的使用，土地能夠不斷地提供被消耗的資源與吸收所有產物的廢棄物，但在事實上會產生爭議的。就資源使用的面向來看，如此永續性生產的假設並未考量目前人們超限利用地力的狀況，若仍將目前這種生產狀況視為永續，顯然與事實不符 (范振基, 2002); 在污染排放部分，過量的污染將導致減低整體的土地生產力，甚至影響土地在一段時間內無法使用，故以此假設條件進行生態足跡的估算，將會低估了環境的衝擊。

故在此永續性條件假設下，生態足跡的估算僅能看出同世代間資源使用的不平均，無法呈現出在永續性生產假設下因超限利用而影響跨世代使用自然資源的現象。因此目前應用於農產足跡的估算，土地的實際生產力是否可以長期地持續，則視目前生產方式是否屬於超限利用而定 (范振基, 2002)。

范振基 (2002) 在研究中明確指出，永續性生產假設並未考量目前人們超限利用地力的狀況，因此有關資源使用的生態足跡估算值，很可能因永續生產假設的規範，導致估算結果不能表達資源超限利用而波及未來世代人們資源基礎的情形，故較難反映永續發展中追求跨世代間公平之目的。

然而，就污染排放的足跡估算，在范振基 (2002) 的研究中提及到一個重要的觀點，他認為目前在能源足跡估算中，是估計人們生產與消費活動實際排放的 CO₂ 所需之碳固存土地，並未受到生態足跡預設的永續生產之限制，而較能符合真實的生態足跡，實際反映出人類對自然環境淨化功能之依賴程度。因此，實際考量人為 CO₂ 排放量在假設完全被固存的情形下所需的森林面積，是較屬於能夠真實呈現在永續發展下人們對自然資源的依賴 (范振基, 2002)。也就是利用植物吸收與淨化污染的觀點，進行污染的足跡換算更能夠充分反映環境的衝擊，因此本研究利用此概念對於污染的足跡估算是具有可行性與合理性的。

2.3 環境負荷理論

2.3.1 環境負荷之介紹

英國化學工業(Imperial Chemical Industries, ICI)在 1990 年發展了一個方法，用以評估化學物質排放到環境上潛在的危害，稱之為環境負荷(Environmental Burden, EB)。環境負荷是一個以合乎環境科學的方法來估計環境的衝擊，不只是敘述廢棄物與排放物的數量，並具有量化國際性企業環境績效的能力，以及設立與監控改善的目標，藉此改善企業的環境績效，為一套廣泛地使用在環境管理中的工具。

環境負荷提供一個方法來排列不同排放物的潛在環境衝擊，此方法可以幫助改善企業的環境管理與環境報告書，並且有良好的應用。因為(ICI, 1996)：

- 它將會提供我們所排放之潛在衝擊的一個更有意義的描述，從我們的營運與慣常的實施相比較，只是報告排放物質的權重。
- 它將會幫助我們鑑定最有害的排放物與優先減少它們。
- 它將會給與公眾一個關於排放物之潛在問題的更好理解，而且告訴我們如何去減少我們所排放的潛在衝擊。

2.3.2 環境負荷評估之步驟

執行環境負荷有 3 個關鍵的步驟(ICI, 1996)：

1. ICI 鑑定一套被全球認定的衝擊種類，包括排放到空氣與水體，可能會產生的影響，其種類有：酸雨、全球暖化、人體健康影響、臭氧層破壞、光化學煙霧的產生、水中的需氧量、生態毒性與對水中生態的影響。
2. 指定一個因子到個別的排放，反映出它可能造成衝擊的潛值(potency)，並從被認定的科學文獻中得到這些因子(factor)。
3. ICI 應用一個準則，以每個物質的排放乘以它的潛在因子為基礎，來計算其環境負荷。

2.3.3 環境負荷之公式

環境負荷分析能夠去估算不同排放物中相關的潛在環境衝擊，它反映了每個物質排放物的重量與潛值，去發揮它可能的衝擊。每個環境衝擊種類的環境負荷是使用以下的公式來計算(ICI, 1996)：

$$EB_i = \sum W_N \times PF_{i,N}$$

W 是以噸表示每個物質排放物的重量，而 PF 是特定的潛值因子(potency factors)，以已知的與已建立的環境風險為基礎，由一個個別的物質到特定的種類在考慮下所提出。

環境負荷可以被使用來比較先前幾年的環境績效，與比較其他污染物質造成環境影響的潛值，最後能夠設立目標並且加以改善。

2.3.4 潛值因子

潛值因子(PF)反映了單一排放物在一個特定的環境種類上，具有一個負面衝擊的潛值。關於潛值因子，ICI (1996) 是使用由科學家們所研究分析的資料與成果來決定最適合的潛值因子，以適用於每個個別的排放物在每個環境的衝擊種類。ICI 已經從 Brixham 環境實驗室、Zeneca plc 得到一些公開資訊且認可的潛值因子，以及尚未建立數據的潛值因子建議值。

潛值因子的概念為一個物質被認定為基準或是用於每個種類的標準，而給與 1 的潛值因子。如在大氣中的酸雨，其基準物質是 SO₂，在這個種類中用於其他物質的潛值因素是藉由比較它們對應於基準物質的潛值來決定。所以，就大氣中的酸雨而言，1 公噸的氮會有較大的潛值來產生大氣中的酸雨，與 1 公噸的 SO₂ 比較其潛值因子為 1.88，相比之下，相同重量的 NO₂ 只有較低的潛值來影響在大氣中的酸雨，它的潛值因子為 0.7。

每個物質排放物都有潛值來影響一個或多個環境衝擊種類，舉例來說，它可能造成煙霧而且有能力來破壞臭氧層，其潛值也就是潛值因子，根據在考慮下特別的衝擊種類，可能會有變化。ICI 已經將空氣污染與水污染的環境衝擊潛值因子彙整成表格（參見附錄一與附錄二）。

2.3.5 環境衝擊種類之介紹

ICI 雖然建立一套在國際間被採用的環境衝擊類別，但是僅著重在空氣與水體上的評估分析，並未包括土壤部分。故本研究將 LCA 所鑑別的環境衝擊種類一併加入，作一整理說明，如表 2-7：

表 2-7 環境衝擊的類別說明表

衝擊類別	衝擊種類	環境衝擊說明
水污染	水中酸化	酸性物質釋放到水中可能導致地區的 pH 降低，可能會有害於水中的植物與動物。
	重金屬	對人類及生態皆能造成持久的毒害，而且無法將之消滅。
	水中需氧量	水中需氧量物質的釋放進入水域導致減低水中氧氣層的溶解 (dissolve)，這是對魚和水中其他生命的一種威脅。
	水質優養化	氮、磷類之營養源過多，會讓陸上植物物種單樣化，水中藻類大量繁殖，形成嚴重生態的破壞。

(續後頁)

(接前頁)

衝擊類別	衝擊種類	環境衝擊說明
空氣污染	酸性氣體 (酸雨)	大氣中的酸性氣體形成酸性物質(酸雨)沉澱在地球的表面；而硫氧化物、氮氧化物、農業用氨，造成土壤之酸化，對於植物會造成嚴重的傷害
	溫室效應	逐漸的全球暖化有改變氣候與棲息地條件的危險。由大氣中過多的紅外線阻隔物質所造成的現象。由人類燃燒所產生的 CO ₂ 及其他有相同作用的物質正大量的產生之中，干擾了地球的熱平衡，造成氣候及生態的改變。雖然這個現象尚未證實，不過預測若屬實，則其災難後果難以估計。另外 1997 年世界各國在日本京都的會議達成某一程度之 CO ₂ 削減協定。
	致癌物質	空氣中傳播的物質排放物是與潛在的致癌物有關連的，對人類及生態有很大的影響，例如殺蟲劑、多氯聯苯等。
	光化學煙霧	冬季煙霧：空氣中的懸浮微粒、二氧化硫會造成人類呼吸器官的問題，據稱倫敦 1952 年的冬季煙霧便造成 4000 人的死亡，而在歐洲現在為東歐及中歐受害最嚴重。夏季煙霧：空氣中氮氧化物及碳水化合物在陽光的照射下，會產生超量的臭氧，牽連到呼吸問題，對人、對動植物皆有傷害，經濟農作物的嚴重損失總是伴隨而來。
	臭氧層破壞	臭氧層位於大氣層上空約 10 公里處，雖然臭氧具有毒性，但它可以吸收來自於太陽的紫外線幅射，人類目前正生產大量的臭氧層破壞物質，透過大氣的傳播將臭氧層破壞，造成地表遭受過量紫外線幅射，對於動植物生態破壞性很高，對於人類更可能造成皮膚癌致死的可能性增加。
土壤污染	重金屬	破壞生態，經由農作物影響至人類，造成持久的毒害，而且無法將之消滅。
	有機污染物	過量的有機物質，將使土地的生產力下降。
其他衝擊	能源消耗	可再生能源如風力、水力、太陽能等使用成本極高，障礙重重。而地球上的化石燃料及核能鈾礦的存量是有限的，因此能源的消耗通常會被視為一種環境衝擊。
	廢棄物產生	全世界文明水準較高的國家，大都面臨無法處置大量廢棄物的嚴重問題。
	其他	噪音、景觀破壞、幅射污染、不可再生資源之消耗等等。

資料來源：SimaPro User manual, 2001；董瑞安等，1999；羅文正，2001

第三章 環境衝擊之生態足跡評估

Wackernagel and Rees (1996) 創導出的生態足跡概念為：以相對應的生產力土地估算特定人口或經濟體的資源消費與廢棄物吸收之面積；亦即只要有任何物質或資源被消耗，就必須要從另外一個或數個生態系中提供一些土地，這些土地負責提供與這些消費有關的資源或廢棄物分解的功能(Wackernagel & Rees, 1996/2000)。

對於將污染換算成足跡的方法，本研究參考自 Wackernagel and Rees 的換算概念。在 Wackernagel and Rees (1996) 的研究中，對於能源生態足跡的換算方法，為推估每年消費的化石燃料約為 1,000 億焦耳，約產生 1.8 公噸的碳，其利用森林在單位面積將 CO₂ 吸收、淨化與累積的概念，將此負荷換算是相當於使用 1 公頃的生態生產力土地面積。故本研究從此概念推導出 CO₂ 的生態足跡為：產生 1.8 公噸的碳是需要 1 公頃的生態生產力土地面積來淨化與吸收的。

所以就估算污染的生態足跡而言，若依照環境涵容能力的觀點為：單位面積之土地上的植物可以在容許範圍內，吸收與淨化若干重量的環境污染物質；而 Wackernagel and Rees (1996) 所創導生態足跡就是反轉涵容能力的概念，因此本研究將污染的生態足跡定義為：單位重量的污染物能夠被若干的林地面積所吸收與淨化，該林地面積即視為污染物質的生態足跡。

此外，范振基 (2002) 的研究中提及到目前在能源足跡估算中，計算人們生產與消費活動實際排放的 CO₂ 所需之碳固存土地，並未受到生態足跡預設的永續生產之限制，而較能符合真實的生態足跡，實際反映出人類對自然環境淨化功能之依賴程度。也就是本研究利用植物吸收與淨化污染的觀點來進行污染的足跡換算是具有合理性的。

故本研究將根據 Wackernagel and Rees (1996) 的概念與原則，嘗試利用植物吸收與淨化污染的特性，著重在蒐集植物淨化污染效益的文獻資料，從中大致可知淨化的情形與效益，而推估出一般的森林單位面積可淨化的污染量，並且以環境涵容能力的概念與 ICI 環境負荷理論，針對污染排放的部分進行足跡換算，推估出負責吸收與淨化污染之土地面積，合理的將污染所造成的環境衝擊換算成生態足跡，換算構想與步驟如圖 3-1。

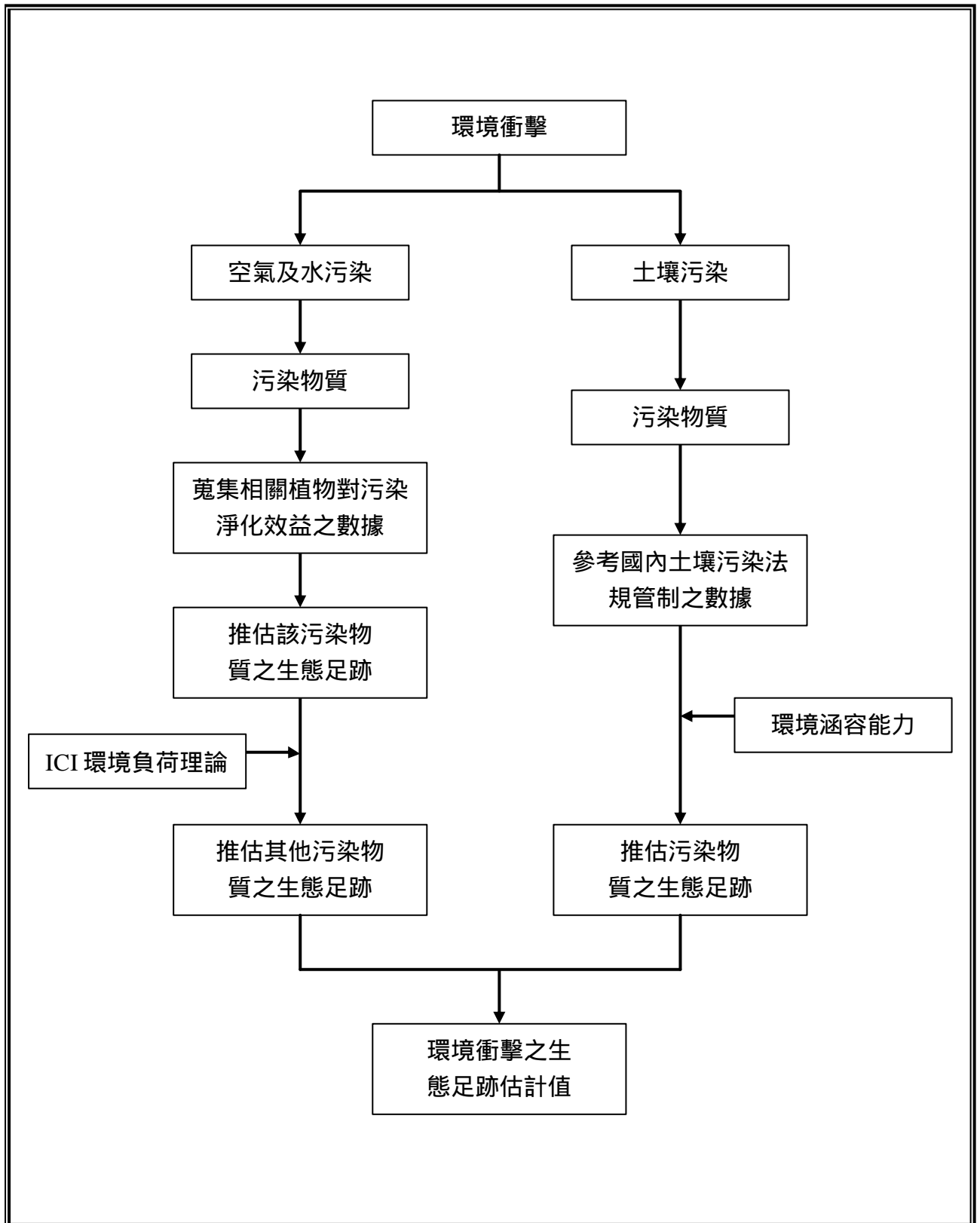


圖 3-1 環境衝擊換算生態足跡之推估示意圖

資料來源：本研究整理

在空氣污染方面，本研究推估出全球暖化、酸性氣體與光化學煙霧氣體污染物質的足跡；水污染方面，則推估出優養化的足跡；土壤污染方面，則推估出重金屬與有機污染物的足跡。但礙於研究時間上的限制，其他環境衝擊之足跡推估有待後續研究。故本研究已經完成的環境衝擊換算因子如圖 3-2。

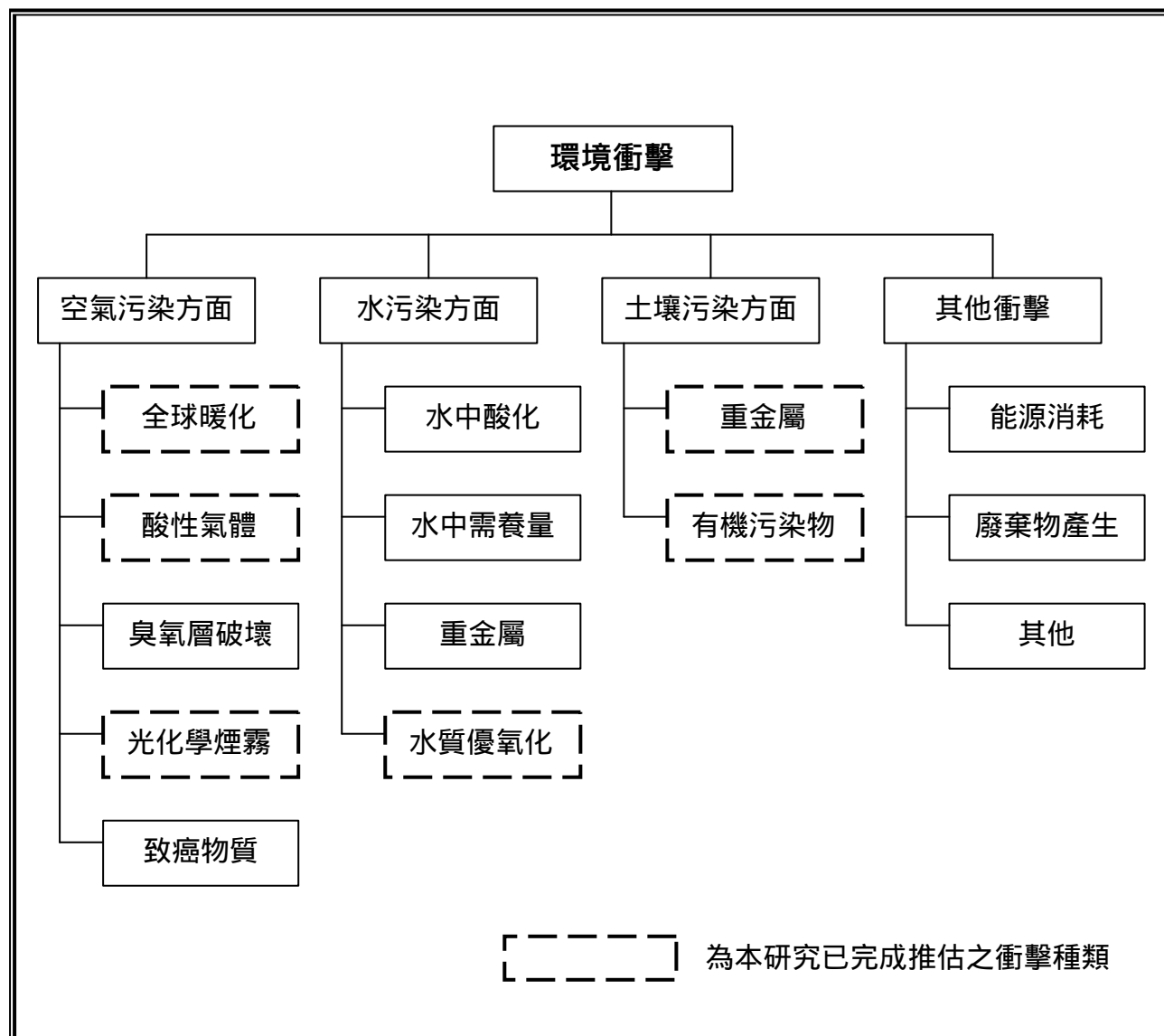


圖 3-2 環境衝擊類別示意圖

資料來源：本研究整理

至此，本章節分別從環境衝擊的種類，論述其相關植物吸收與淨化污染的效益，合理的推估出一般森林單位面積可淨化的污染量，並且以環境涵容能力的概念與 ICI 環境負荷理論，將污染所造成的環境衝擊換算成生態足跡。

3.1 植物淨化作用

自然資源包括空氣、陽光、水、土地，以及在大地上生存的各種動物與植物，可透過自然循環作用的機制在自然界循環而生生不息。在這些循環系統的作用下，產生了自然環境的自淨能力，當環境受到污染後，在物理、化學和生物的作用下，空氣、水和土地均能靠自淨能力，逐步消除污染物達到自然淨化，使其受到傷害後能夠恢復原來的面貌，因此對於自然環境的破壞常靠自然的自淨能力來恢復。

自然界吸收人造廢棄物與有毒物質的涵容能力是有限的，當有毒物質產生速度大於環境自淨速度時，便形成有毒物質堆積現象，因此產生嚴重的環境污染問題。在以往的人類文明發展過程中，由於人口稀少，都市規模小，科技不發達，人類對環境的破壞還在環境自淨的能力範圍內，因而沒有環境污染的問題。但是自工業革命以來由於人口不斷增加，都市快速擴張，科技高度發展，工業生產的污染排放，使得許多地區環境品質惡劣到幾乎不適人居住的地步，人類種種營生活動對環境的破壞，已到超出了環境自淨的能力，雖然在環保法規的規範與污染整治的技術等多方努力下，許多都市與河川湖泊經過整治也均能恢復清澈的原貌。但是酸雨、臭氧層破壞、溫室效應等全球性環保問題，對於環境的破壞已超出地球環境自淨能力的範圍且成為不可修復的情況，才引起世人注意而發出永續發展的呼聲（陳陵援，1999）。

對於環境污染的整治，以往傳統上多半使用物理或化學的方法處理，但只是將污染物改變成另一個形態或成分而已，並未真正將污染物完全消除掉，甚至在處理過程中，其中的產物或衍生物比原污染物更對環境有害（王正雄，2001），因此為避免與減低再次的環境衝擊，利用植生復育(Phytoremediation)的整治方法越來越受到重視。

3.1.1 植物淨化之機制

植物在新陳代謝的過程中，會從環境中吸收空氣、水分與營養物質，卻也將大氣、水、土壤中的污染物一併吸收，因此植物與環境污染防治有著密切的關係。於是有學者專家利用某些植物對污染物的反應靈敏度及表現形式（植物效應 effect of plant）之敏銳特性，作為污染早期的指標植物（許明倫，1998）。指標植物可以廣泛應用於診斷污染物對植物所造成的傷害，進一步監測環境污染的狀況。

有越來越多的研究顯示，綠色植物對於改善環境有著極重要的作用。根據許多研究學者對於森林、樹林與一般植物所作的試驗與研究，已經可以證明植物具有釋放氧氣、防風固沙、除塵殺菌、消音減噪、蓄水保土、調節氣候、淨化空氣、過濾各種有害物質的功能（何林等，1989；孫岩章，1993）。植物經由異化和同化等代謝作用，使環境中的污染物質無害化，進而降低污染物的濃度及含量，也就是植物淨化作用（許明倫，1998），故植物對於污染物的特殊生態反應具有改善與淨化環境的效益。

因此在各個領域的專家學者也積極地投入研究，進行植物淨化污染的吸收能力試驗。經

由相關研究文獻的整理，許多研究試驗的做法均為研究陸生植物分別對空氣污染與土壤污染之淨化的能力與效益，以及試驗水生植物對水體污染物淨化的能力。主要在探討與分析植物各部位對於污染吸收與累積毒性的情況，與吸收污染的速率與淨化能力。

3.1.2 植物淨化之效益

1. 空氣污染方面

- 二氧化硫：據研究，松林每天可從每立方公尺的空氣中吸收 20mg 的 SO_2 ，1 公頃柳杉林平均每年每公頃可吸收 720 公斤（何林等，1989），柑橘林的吸收量比柳杉林還高一倍，其他樹種如垂柳、臭椿、洋槐等吸硫能力與抗性均較強（殷學波，年份不詳）。
- 氟化物：刺槐林與銀樺林每年每公頃可吸收 12 公斤的氟化物（殷學波，年份不詳），在含氟化氫 $5.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的空氣中，西紅柿葉可吸收 $3000\mu\text{g}/\text{kg}$ 的氟化氫，扁豆可吸收 $12000\mu\text{g}/\text{kg}$ 的氟化氫，桔樹、女貞、洋槐等樹木也能吸收氟化氫（何林等，1989）。
- 氯氣：垂柳、銀樺、女貞、漠補、黑棗、蘭按、洋槐、桃樹、銀樺與蘭按等都具有強淨化力（何林等，1989；郭瓊瑩，1997），其中每公頃刺槐林與銀樺林每年可吸收 42 公斤的氯氣（殷學波，年份不詳）。
- 臭氧：光化學煙霧的主要成分為臭氧、醛類、過氧乙硝酸鹽、烷基硝酸鹽、酮等氧化劑，其中臭氧佔 90% 左右。實驗證明，樹木對臭氧有吸收與淨化作用。吸收光化學煙霧抗性強的植物計有：白菜、黃瓜、洋白菜、花椰菜、橡樹、洋槐等。此外栓櫟、桂香柳、加拿大楊等樹木能吸收醛、酮、醇、醚以及致癌物質安息香吡淋等（何林等，1989）其他如楓香、黃金榕、茄苳、樟樹等為耐臭氧且吸收力較大之樹種（許明倫，1998）。
- 粒狀污染物：每公頃森林每年可聚集塵埃 32~80 公噸，闊葉樹林如水青岡、楓樹和櫟樹混生林一年塵埃捕集量可達 68 公噸/ha，針葉樹如松林為 36.4 公噸/ha（日本研究）。一般來說，闊葉樹比針葉樹吸塵能力強，例如每公頃山毛櫸林阻塵量為 68 公噸，雲杉林僅 32 公噸（何林等，1989）。無林木地區平均落塵量每天超過 $850\text{mg}/\text{m}^2$ ，德國漢堡市森林區外圍或公園內低於 $100\text{mg}/\text{m}^2$ ，故林木具有良好的集塵效益（郭瓊瑩，1997）。

2. 水污染方面

據研究指出，水中重金屬污染的淨化，1 公頃的布袋蓮一晝夜能從水中吸收錳 4 公斤，鈉 34 公斤，鈣 22 公斤，汞 89 克，鎳 297 克，鋇 321 克，鉛 104 克等（殷學波，年份不詳）；浮萍、金魚藻、黑藻等亦有吸收水中重金屬的作用（許明倫，1998）；蘆葦和大米草對水中懸浮物、氟化物、有機氮、硫酸鹽等均有一定的淨化能力；水蔥能淨化水中酚類（許明倫，1998）；在溫暖的月份，每公頃的溼地每日去除的硝酸鹽氮在 3 公斤以上（科技日報，1999）。

3.1.3 影響植物淨化效益之因素

本研究根據相關研究與文獻顯示，影響植物淨化效益之因素大致有：

- 植物對有害污染物質具有不同程度的吸收或指示作用。對於不同的污染物質，會因植物種類不同，而淨化效益皆不一致。如成長的樹木較具有大量的葉片及葉面積，其淨化空氣污染物質的能力也越強，惟不同樹種對同一種有害氣體的吸收能力不一致，且不同大小的樹木也各有不同淨化空氣的能力。故不同的植物種類對於不同污染物質有著程度不同的淨化能力。
- 植物對污染物的吸收是有選擇性的，同類植物對不同污染物有不同的吸收速率；不同植物對同一污染物的吸收速率不同（陳英謙，1997），故其毒性的累積量與累積的部位皆有所不同。
- 而植物對污染物質的危害具有一定的抗性，但並不表示抵抗性佳的植物具備有良好吸收污染的能力。
- 其他影響植物淨化能力的因素相當多。如區位、季節、氣候、土壤等等影響因素，都將是影響淨化效益的不穩定因子。

故理論上，不同植物種類對各種污染物之防治效果則需分別予以評估，需經過個別樹種的調查後才能得到全面性的淨化量資料（鄭文彥，1997）。但事實上，若要完整的調查將是曠日廢時的工作。

因此，本研究僅從國內試驗植物淨化污染的相關文獻中得知其淨化之能力，從諸多的研究試驗中推估淨化量，並且將之假設成在自然環境中一般林木的淨化效益，故本研究所推估出的數據將是一個參考值。由於各種不同的污染物質均會造成不同的環境衝擊，故本研究在下一節以環境衝擊的類別為劃分，推估出在單位面積下植物所能夠吸收污染的淨化量。

3.2 空氣污染

植物的表面是由角質層、臘質與氣孔(Stomata)所包覆，氣體主要是經由葉片表面組織上的氣孔開啟時而進出，故當氣體開啟時，葉片內外的氣體分子藉由濃度梯度產生擴散，污染物便經由擴散作用進入植物體內，而植物體內之水及氧氣則散發出孔外，換言之污染的氣體分子多由氣孔與葉表所吸收(謝慶芳，1991；孫岩章，1993；呂宜玲，1997；郭瓊瑩，1997；謝翁維，1998)

由於植物的呼吸作用，因此植物氣孔幾乎可以吸收任何化性活潑的污染氣體。例如二氧化硫(SO₂)、氮氧化物(NO_x)、臭氧(O₃)、氟化氫(HF)、氯化氫(HCl)、氨(NH₃)、過氧硝酸乙醯酯(Peroxyacetyl nitrate，簡稱 PAN)、乙烯(C₂H₄)、甲醛(Formaldehyde)、硫化氫(H₂S)、醋酸，氰酸(HCN)、氯氣(Cl₂)、苯(Benzene)、甲苯(Toluene)、二甲苯(Xylene)、丙烯(C₃H₆)、丙烯醛(Acrolein)、丙烯腈(Acrylonitrile)、硝酸(HNO₃)、硫酸(H₂SO₄)、二氧化碳、一氧化碳等(孫岩章，1993)。

3.2.1 溫室效應

地球最主要的溫室效應氣體為 CO₂，隨著 CO₂ 的增加，將導致長期的氣候發生變化，兩極冰山消融，海岸水位上升，並引發新的氣候型式與極端乾旱、降雨等聖嬰現象，嚴重干擾地球原本的自然規律，對於地球上動植物生存的空間將面臨嚴重的危機。

森林為大氣 CO₂ 主要的吸存者，藉行光合作用吸收大氣中的 CO₂，並將之轉化為有機碳的形式存於植物體內。近年來已有跡象顯示，合理的森林經營可利用森林吸存 CO₂ 的策略，提高森林對碳吸存的能力，藉此改善全球暖化的現象，因此世界各國紛紛簽署京都議定書，共同達成 CO₂ 減量之目標，以減緩氣候變遷的衝擊。

1. 森林吸收與淨化 CO₂ 之情況

Wackernagel and Rees (1996) 便是利用森林吸收 CO₂ 的概念應用在能源的換算上，將其碳沉澱之面積換算成能源生態足跡。根據農委會引用國內外學者專家計算資料顯示，台灣本島土地面積為 3,591,500 公頃，其中森林地面積為 2,102,400 公頃佔 59%，森林平均每年每公頃可吸收 37 公噸 CO₂ (行政院主計處，1998；引自李永展、張曉婷，1999)；而森林的吸收與累積 CO₂ 效益是隨著生長緯度而有所不同的。根據資料顯示，每年每公頃森林吸收碳量，熱帶林為 4.5~16 噸，溫帶林為 2.7~11.2 噸，寒帶林為 1.8~9 噸 (<http://www.pzhsteel.com.cn/pglys/hjr.htm>)；在 Wackernagel and Rees (1996) 的研究中則以全球性的角度來看，依據相關資料指出，新生到中年的森林可以有 50 到 80 年的時間，以最高的效率吸收 CO₂，在溫帶、北方與熱帶，推估一般的森林每年每公頃可以累積約 1.8 公噸的碳。

2. 推估 CO₂ 之生態足跡

若根據 Wackernagel and Rees (1996) 的研究，假設全球森林每年可以承受與淨化 1.8 公噸/公頃的碳，則換算每公噸 CO₂ 的生態足跡為 0.56 公頃；而台灣的森林以每年可吸收 37 公噸/公頃 CO₂ 來計算，則每公噸 CO₂ 的生態足跡為 0.03 公頃。本研究所推估出台灣 CO₂ 的生態足跡是比全球還小，歸因為本研究所引用 CO₂ 淨化效益統計的資料，可能因原研究者計算、推估與假設的方法不同，因此農委會所統計的方式亦可能與 Wackernagel and Rees (1996) 不同，故統計出的淨化資料也有所不同。此外，甚至在引用的統計資料上，亦有資料信度及效度上之問題，而這些因素皆有可能造成台灣與全球的 CO₂ 淨化資料產生較大的差異性。但從推估過程可知，若森林對 CO₂ 的淨化與累積效益較佳時，將可減輕環境的衝擊與負荷，因此生態足跡也隨之變小。故區域的不同與森林面積的多寡均影響 CO₂ 淨化的效益，也因此計算出 CO₂ 的生態足跡也有所不同。

3. 推估其他溫室效應物質之生態足跡

在 ICI 環境負荷的理論中，ICI (1996) 假設溫室效應氣體以 CO₂ 為基準，對環境衝擊的潛值為 1，則其他的物質相較於 CO₂ 會有不同的潛值，潛值的大小即代表相對於 CO₂ 對環境衝擊程度的大小。因此只要換算出每公噸 CO₂ 的生態足跡，則可依此環境衝擊的潛值負荷概念，推估出其他在產生溫室效應氣體物質的生態足跡。全球與台灣溫室效應氣體的污染物質之生態足跡推估如表 3-1 (僅列出部分物質，詳細參見附錄一)：

表 3-1 全球與台灣溫室效應氣體之生態足跡推估表

物質	潛值因子 PF	生態足跡 (公頃/噸·年) - 全球	生態足跡 (公頃/噸·年) - 台灣
二氧化碳	1	0.56	0.03
一氧化碳	3	1.68	0.09
四氯化碳	1,400	784	42
三氯甲烷	4	2.24	0.12
甲烷	21	11.76	0.63
氯化亞甲基	9	5.04	0.27
氧化亞氮	310	173.6	9.3
氮氧化物(NO _x)	40	22.4	1.2
揮發性有機化合物 (VOC)	11	6.16	0.33

資料來源：ICI, 1996; IChemE, 2002；本研究整理

3.2.2 酸性氣體

隨著工業的高度發展，煤及石油等石化原料大量的被利用，故在燃燒或製程中產生許多的 SO₂ 與 NO_x，成為空氣中最常見與含量較大之污染物 (鄭文彥, 1997；林芳立, 1999)，

此為酸性氣體的主要形成物質之一。酸性氣體亦隨著降雨沉澱於地表上，一般在 pH 值 5.6 以下均稱為酸雨（林昭榮，1995）。

1. 植物淨化 SO₂ 之機制

植物吸收與淨化 SO₂ 的機制為 SO₂ 進入葉片後，可與水合成毒性強的亞硫酸和亞硫酸根離子，繼而被氧化成毒性較小的硫酸根離子，這樣植物就能自行中和解毒，免受其害（鄭文彥，1997；林芳立，1999）。

2. 植物吸收與淨化 SO₂ 之情況

根據日本方面的資料指出，1 公斤的柳杉葉子在生長季每日可吸收 3 克的 SO₂（林昌善、吳聿民，1993；引自鄭文彥，1997），按每公頃柳杉生長乾葉 20 公噸計算，平均每年每公頃可吸收 720 公斤（何林等，1989）；松林每天可從每立方公尺的空氣中吸收 20mg 的 SO₂，柑橘林的吸收量比柳杉林還高一倍，其他樹種如垂柳、臭椿、洋槐等吸硫能力與抗性均較強（殷學波，年份不詳）。大陸方面的調查也指出，女貞、夾竹桃、梧桐、臭椿、懸鈴木及合歡等樹木，每克乾葉中 SO₂ 之含量可達 3.5~7.5mg 的程度，此即樹木淨化 SO₂ 的明證（葉鏡中，1991；引自鄭文彥，1997）。

由此可知不同的樹種吸收與淨化的能力並不一致，而因受到資料、時間之不足與專業分工不同的限制，本研究無法作全面性的調查所有林木淨化量的資料，進而作出合理的推估。因此本研究在推估林木對 SO₂ 之淨化量，引用國內鄭文彥（1997）所作的試驗得出的數據，直接推估並假設為 SO₂ 之生態足跡，因此所推估出的足跡並非準確，僅為參考值。故有待全面性的了解所有林木的淨化效益，方能估算出較為合理且精確之足跡值。

3. 推估 SO₂ 之淨化量

鄭文彥（1997）係針對榕樹、垂榕、茄苳與樟樹四個樹種進行試驗，探討對空氣中粒狀污染物、氮氧化物及二氧化硫之淨化效益。其做法是選定位於南部某工業區為試驗樣區，另選定屏東科技大學之相同樹種作為對照組。樹種的採樣是以該工業區的空氣品質監測站為中心，採集範圍 100 公尺試驗樹種之葉片；在樹種選擇方面，選擇樹高 4~8 公尺，樹徑約 10-20 公分之樹木。每個樹種分別各採集 5 株相同部位（樹冠中上層）之成熟葉片 100 片，並在民國 85 年的夏（6 月）、冬（12 月）兩季進行採樣。

經由兩次採集之上壤、植體及葉表粒狀污染物樣本之分析結果顯示，四個樹種（合計 27,432 株）平均每株每年淨化量分別為：粒狀污染物約為 2.16 公斤/株、氮氧化物約為 0.837 公斤/株、二氧化硫約為 20.41 克/株；以此四樹種之淨化量，推估該試驗樣區內所有喬、灌木（共計 162,151 株）之淨化量，則粒狀污染物約為 1,285 公噸/年，氮氧化物約為 140.4 公噸/年，二氧化硫約為 5.5 公噸/年。

透過鄭文彥（1997）的試驗，可得到四個樹種的平均單株淨化量，在此本研究暫且不分樹種、不考慮樹齡等等影響淨化能力的因素，假設所有林木的 SO₂ 淨化能力是一致的，並以鄭文彥的試驗數據為代表，進行 SO₂ 之足跡推估。但是在鄭文彥的研究中並未提及該試驗區

的面積大小狀況，因此無法得知單位面積之淨化效益，遂本研究需了解樹木之最佳生長空間狀況，獲得一般森林的最適密度，即林分密度(stand density)。

4. 推估森林之林分密度

在 Farnden (1996), B.C. Ministry of Forests (1997a, 1997b, 2001) and Mitchell (2000) 的研究中，對於不同林木的最適密度管理有圖解的方法，如圖 3-3 (天然的海灘松為例)，藉此規範樹種的間距。該方法主要考量在樹蔭之遮蔽不影響其他植物生長的因素，利用樹高與樹徑推算每公頃之密度，故樹木高度與其林分密度成反比。在 Wackernagel and Rees (1996) 的研究中，已知 50~80 年的樹齡有較佳之淨化作用，但由於欠缺相關平均樹高與樹徑的資料，因此無法進行林木最佳生長空間密度之推估。但一般來說，林木之栽植間距在 2 公尺以下，根群與樹冠將無法獲得充足之生長空間，致使生長緩慢，長期緩生生長及同種激烈競爭下來，終陷死亡 (王子定, 1966)。Lamb and Borschmann (1998) 比較不同林木的種植間距成長狀況，與監測林木的密集度對牧場生產的影響，其最後結論建議林木每株應至少間隔 3 公尺 (約 1100 株/公頃) 較為適當。故本研究以此推估為假設，其林木最適生長空間密度約為 1,100 株/公頃。

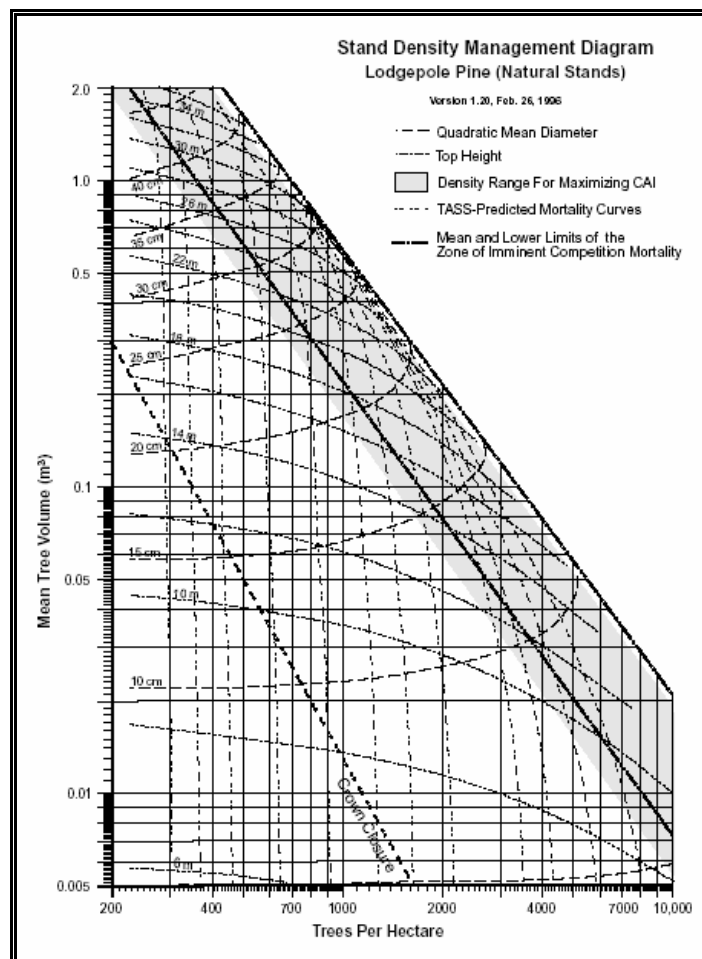


圖 3-3 林分密度之求解圖

資料來源：Farnden, 1996

5. 推估 SO₂ 之生態足跡

鄭文彥(1997)分析出四個樹種平均單株每年的淨化量，假設林分密度為 1,100 株/公頃，因此可以推估出 SO₂ 每公頃之淨化量，故 SO₂ 之生態足跡推估如表 3-2 所示：

表 3-2 二氧化硫之生態足跡推估表

物質	單株之淨化量 公斤-年/株	林分密度 (株-年/公頃)	每公頃之淨化量 (公斤/公頃)	生態足跡 (公頃/公斤-年)
粒狀污染物	2.16	1,100	2,376	0.00042
NO _x	0.84	1,100	924	0.0011
SO ₂	0.02	1,100	22	0.045

資料來源：鄭文彥，1997；本研究整理

6. 酸性氣體之生態足跡推估

同理應用 ICI 環境負荷的潛值概念，以 SO₂ 為基準，推估出其他產生酸性氣體物質的生態足跡，如表 3-3：

表 3-3 酸性氣體污染物質之生態足跡推估表

物質	潛值因子 PF	生態足跡 (公頃/公斤-年)
SO ₂	1	0.045
HCl	0.88	0.04
NO ₂	0.7	0.032
Ammonia	1.88	0.085
HF	1.6	0.072
H ₂ SO ₄ mist	0.65	0.029

資料來源：ICI,1996; IChemE, 2002；本研究整理

3.2.3 光化學煙霧氣體

針對酸性氣體，本研究已經推估出 SO₂ 的生態足跡，同樣在光化學煙霧氣體中，SO₂ 也是其形成物質之一。因為鄭文彥的試驗是針對空氣中的 SO₂ 進行淨化量分析，故所推估出的 SO₂ 之生態足跡應該僅侷限在空氣污染上。在酸性氣體上 SO₂ 的生態足跡是 0.045 公頃/公斤，根據 ICI (1996) 環境負荷在光化學煙霧氣體上 SO₂ 的潛值因子是 0.048，乙烯的潛值因子為 1，約相差 20.83 倍，所以乙烯在光化學煙霧氣體上的生態足跡為 0.045×20.83=0.94 公頃/公斤。因此利用 ICI (1996) 環境負荷理論的潛值概念，推估其他光化學煙霧氣體物質的生態足跡，如表 3-4 (僅列出部分物質，詳細參見附錄一)：

表 3-4 光化學煙霧氣體污染物質之生態足跡推估表

物質	潛值因子 PF	生態足跡 (公頃/公斤-年)
SO ₂	0.048	0.045
Ethylene	1	0.94
Toluene	0.771	0.725
CO	0.027	0.025
Methane	0.034	0.032
Acetaldehyde	0.65	0.611

資料來源：ICI,1996; IChemE, 2002；本研究整理

3.3 水污染

溼地乃指陸地與水域間全年或間歇地被水淹沒的土地（邱文彥，2001；引自林瑩峰等，2001），其獨特性正是由於它的水文條件，以及在陸棲和水生生態系統之間扮演群落交錯(ecotone)的角色（陳有祺，2002）。它可提供鳥類庇護、覓食及生育時的棲息地，也是魚類、甲殼類及其他野生動物的棲息處。溼地另具有孕育生物、淨化水質、防範洪水、保護海岸線、補注地下水含水層、調節洪流、遊憩性、社會性及教育性等功能（林瑩峰等，2001；許文明，2002；陳有祺，2002）。由於濕地多位於河川下游地帶，必需承受來自上游因自然或人為因素所產生的廢水，再加上濕地在水文以及化學循環上的功能，因此濕地也有「大地之腎」的美譽（陳有祺，2002）。

溼地的生態豐富，所以也孕育許多的水生植物，如挺水性植物(emergent macrophytes)：香蒲、蘆葦、燈心草、臺草等；浮水性植物(free-floating macrophytes)：布袋蓮、浮萍、水芙蓉等；根浮葉性植物(floating-leaved, bottom-rooted)：睡蓮、荷花等。國內已有越來越多的學者針對水生植物淨化污染的能力進行研究試驗，且植物淨化污染的概念，已經發展出人工溼地應用於水污染防治上(constructed wetlands for water pollution control)之基礎研究及技術建立。學者模擬自然溼地環境並結合廢水工程之知識，成功地處理來自家庭、工業、礦業、畜牧養殖業、農地等之廢排水及受污染水體（地下水及河川水），有效去除了水中的固體物質、有機性物質、氮磷營養鹽、重金屬及病原菌等污染物，並證實人工溼地為一種省能源、低成本、容易操作維護之廢水處理技術（Metcalf & Eddy, Inc., 1991; IWA, 2000；引自林瑩峰等，2001）。

在水污染方面，水生植物對此的吸收途徑多為莖與根部（何子潔，2002；許文明，2002）。此外溼地的物理作用（沉澱過濾及吸附作用）化學作用（氧化還原、吸附、離子交換與錯合反應）及生物作用（生物與植物的同化吸收作用與礦化分解作用）達到將污水的水質予以淨化（許文明，2002）。

由此可知，當水體受到污染時，溼地與水生植物具有某一程度的淨化作用，故本研究對水中污染物質的足跡概念為，水中的污染物能夠被單位面積的溼地或水生植物所淨化，再藉由此概念推估出其他水體污染物質的生態足跡。此外，溼地或水生植物的生長環境多為水域空間，故水體污染物質的生態足跡，其面積為水域面積。本研究所估算的範圍僅侷限在湖泊與河川，並不包含海洋的部分，原因是海洋具有龐大且未知的稀釋作用，故難以去界定出一個淨化的範圍（Wackernagel & Rees, 1996/2000）。

3.3.1 優養化

由於合成清潔劑、肥料與動物的排泄物不當的排入河流或湖泊中，使得湖水中的氮化物和磷酸鹽的濃度愈來愈高，藻類因而得以大量的繁殖。大量繁殖的結果會產生許多植物的遺骸，接著細菌需要耗用水中的氧氣來進行分解，因此水中的溶氧量大幅降低，可能導致棲息在當地水體中的魚類窒息而死，更進一步降低水體的品質，產生優養化的現象。

針對水生植物在淨化水中優養化之足跡推估，則引用國內劉玉雪（1998）所作的試驗得出的數據，直接推估與換算並且假設為 PO_4^{3-} 之生態足跡，因此所推估出的數據並非準確，僅為 PO_4^{3-} 足跡之參考值。

1. PO_4^{3-} 之生態足跡推估

劉玉雪（1998）的研究在探討三種水生植物：布袋蓮、浮萍與水芙蓉對廢水的淨化效益，為了得知在自然的情況下水污染的自淨能力，故本研究引用劉玉雪（1998）在野外所進行試驗的這部分。劉玉雪（1998）試驗出布袋蓮在高密度生長（ $22.5\text{kg}/\text{m}^2$ ）時淨化的效益最佳，若為低密度生長（ $5\sim 12.5\text{kg}/\text{m}^2$ ）則效果並不穩定。從劉玉雪（1998）的研究結論中，針對布袋蓮種植在野外的試驗，對污染物質的單位面積淨化效益為每日：T-N 為 $1.34\text{g}/\text{m}^2\text{-day}$ ； $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 為 $0.99\text{g}/\text{m}^2\text{-day}$ ； $\text{PO}_4^{3-}\text{-N}$ 為 $0.31\text{g}/\text{m}^2\text{-day}$ ；BOD 為 $6.47\text{g}/\text{m}^2\text{-day}$ ；SS 為 $18.1\text{g}/\text{m}^2\text{-day}$ 。

本研究假設所有水生植物的淨化能力是一致的，並且假設其淨化的效益呈穩定的線性規律，從單日的淨化量再推估到每年的淨化量則為：T-N 為 $4,891\text{kg}/\text{ha}\text{-year}$ ； $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 為 $3,613.5\text{kg}/\text{ha}\text{-year}$ ； $\text{PO}_4^{3-}\text{-N}$ 為 $1,131.5\text{kg}/\text{ha}\text{-year}$ ；BOD 為 $23,615.5\text{kg}/\text{ha}\text{-year}$ ；SS 為 $66,065\text{kg}/\text{ha}\text{-year}$ 。

本研究假設以此淨化數據作為所有水生植物對於優養化污染物質的淨化量，因此推估出 PO_4^{3-} 之生態足跡，如表 3-5。

表 3-5 布袋蓮野外試驗之淨化效益推估表

物質	單日之淨化量 (公克-日/平方公尺)	每公頃之淨化量 (公斤-年/公頃)	生態足跡 (公頃/公斤-年)
T-N	1.34	4,891	0.0002
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	0.99	3,613.5	0.00028
$\text{PO}_4^{3-}\text{-N}$	0.31	1,131.5	0.00088
BOD	6.47	23,615.5	0.00004
SS	18.1	66,065	0.00002

資料來源：劉玉雪，1998；本研究整理

2. 優養化之污染物質生態足跡推估

應用 ICI 環境負荷的潛值概念, 以 PO_4^{3-} 為基準, 推估出其他產生優養化物質的生態足跡, 如表 3-6 :

表 3-6 優養化之污染物質生態足跡推估表

物質	潛值因子 PF	優養化之生態足跡 (公頃/公斤-年)
NO_2	0.2	0.00018
NO	0.13	0.00012
NO_x	0.13	0.00012
Ammonia	0.33	0.00029
Nitrogen	0.42	0.00037
PO_4^{3-}	1	0.00088
Phosphorus	3.06	0.00271
COD	0.022	0.00002

資料來源：ICI, 1996; IChemE, 2002 ; 本研究整理

3.4 土壤污染

土壤中之污染物質會經由許多途徑被人體吸收而造成健康上的危害，例如在受污染的土地上工作而吞食了飛揚起來之塵土，或是飲用流經受污染區之地下水。若是在已遭污染之土地上種植農作物，則土壤污染物質也可能藉由植物經食物鏈而危害人體之健康，這類污染物質包括重金屬中的鋅、銅、鎳、鎘及其他有機物質，多由植物的根部吸收而累積在體內（李銘全、盧虎生、朱鈞，1999），重金屬在土壤中含量過高時，可使植物受到重金屬的毒害而致產量減少或死亡，此時可認為此土壤已遭污染（吳先琪，1998）。

另外一種情形則是土壤中含有高量的重金屬，雖然植物仍能生長，但是重金屬經農作物吸收後進入作物體內，使得農產品中重金屬含量過高，人畜食用之後引起中毒及各種疾病，這時也可以說土壤已經受到污染，鎘污染就是屬於此種類型的最佳例子。第三種情形，則是因土壤中污染物含量過高，而間接污染了空氣或地下水等。例如土壤中過量的氮肥滲入地下水，使得地下水中硝酸鹽濃度太高而影響飲用者之健康，也算是一種土壤的污染。除了重金屬之外，過量酸鹼進入土壤，使土壤喪失了緩衝能力及適合植物生長之條件（吳先琪，1998）。

雖然土壤容易受到污染的傷害，但是對於污染物仍有其涵容能力。本研究考量到土壤污染對生物與農作物的影響相當大，將使得在一段時間內將無法再利用，影響的範圍更可能遍及到地下水而向外擴散，造成整治的成本相當龐大。

為防止土壤污染惡化，許多國家的環保法規皆會訂定土壤污染管制的最低限度，以確保土壤及地下水資源能永續利用。故在進行將土壤污染之環境衝擊轉換成生態足跡時，本研究嘗試從環保法規的管制層面著手，藉由法規中規範每一種污染物質的最小容許濃度值，即是土壤可承受污染的最低限度涵容力，再利用涵容能力轉換成生態足跡成的概念，將土壤污染之環境衝擊以土地面積表示。

因此本研究對於土壤污染所造成環境衝擊的足跡分析，將有別於 Wackernagel and Rees 利用生產力土地的概念換算成生態足跡，而是直接考量土地所能承受的涵容力。故本研究對此轉換足跡的構想是，藉由法規嚴格規範土地的涵容能力，本研究將假設土地是不被允許超過法規的最低限度涵容力，因此在不允許土地有過量的污染條件下，轉換成生態足跡。

3.4.1 重金屬

關於土壤重金屬污染涵容能力的推估方面，國內學者周聖炫（1997）與謝添進（2002）針對台灣部分地區進行土壤重金屬污染實驗分析，且納入風險評估的概念，反推土壤的涵容能力，並與台灣現行的法規作比較。但由於土壤的種類繁多，且屬性均有所不同，國內學者透過實驗所研究推估的土壤涵容能力僅限於特定區域，且對於涵容能力的建議值均不一致，世界各國針對土壤重金屬污染的管制標準也不盡相同（表 3-7），因此本研究仍以目前國內法規管制的標準為主，以國內的土壤重金屬含量等級表（表 3-8）為換算的準則，國內等級區分表之意義說明如表 3-9。

1. 各國土壤重金屬污染管制標準（單位：mg/kg）

表 3-7 國內外土壤重金屬污染管制標準彙整表

國家		砷	銅	鉻	銅	汞	鎳	鉛	鋅	
丹麥	農業區	20	-	100	200	-	-	40	-	
澳洲及 紐西蘭	農業區	20	1	100	100	1	60	150	200	
	非農業區	20	5	250	375	4	125	150	700	
比利時	農業區	砂土	-	1	100	50	1	30	50	150
		粘壤土	-	3	150	140	1.5	75	300	300
荷蘭	農業區	55	12	380	190	10	210	530	720	
挪威	農業區	-	1	100	50	1	30	50	150	
南非	農業區	2	2	80	100	0.5	15	56	185	
瑞典	農業區	-	0.4	30	40	0.3	30	40	75	
瑞士	農業區	-	0.8	25	50	0.8	50	50	200	
英國	農業區	5.0<pH<5.5	50	3	400	80	1	50	300	200
		5.5<pH<6.0				100		60		250
		6.0 pH 7.0				135		75		300
		pH>7.0				200		110		450
美國各 州（註 1）	農業區	5-75	10-85	1,000 -3,000	1,000 -4,300	10-57	200-420	300 -1,000	2,000 -7,500	
歐盟	農業區	-	1-3	100-500	50-140	1-1.5	30-75	50-300	150-300	
德國	農業區	50	5	500	200	50	200	1,000	600	
	住宅/公園區	80	15	600	600	15	250	2,000	3,000	
	商業/工業區	150	20	800	1,000	20	500	2,000	3,000	
加拿大	農業區	20	3	750	150	0.8	150	200	600	
	住宅/公園區	30	5	250	100	2	100	2,000	500	
	商業/工業區	50	20	800	500	10	500	1,000	1,500	
中國大 陸	農業區	pH<6.5	75	5	600	250	15	5	300	500
		pH>6.5	75	20	1000	500	-	20	1,000	1,000
義大利	農業區	-	1.5	-	100	1	75	100	300	
國內研 究建議 值（一） （註 2）	農業區	20	4	100	300	1	1,500	120	300	
	住宅區/公園	40	20	200	500	5	1,000	500	1,000	
	商業區/工業	50	60	625	500	10	1,000	1,000	1,000	

（續後頁）

(接前頁)

國家		砷	鎘	鉻	銅	汞	鎳	鉛	鋅	
國內研究建議值(二) (註3)	農業區	PH 5.5	40	5	400	200	2	200	500	500
		PH 5.5	30	5	300	150	1	150	400	400
	住宅區/公園		50	5	250	400	2	200	2,000	1,000
	商業區/工業區		50	20	800	500	10	500	2,000	1,500
土水法管制標準	農業區		-	5	-	200	5	-	500	600
	一般用地		60	20	250	400	20	200	2,000	2,000
土水法監測基準	農業區		-	2.5	-	120	2	-	300	260
	一般用地		30	10	175	220	10	130	1,000	1,000

註：美國各州包括 New Hampshire, Vermont, Massachusetts, New York, Rhode Island, Maine, Connecticut

資料來源：王銀波等人，1994；葉俊榮等人，1999；引自謝添進，2002

2. 台灣土壤重金屬污染管制標準 (單位：mg/kg)

表 3-8 台灣地區土壤重金屬含量等級區分表

重金屬項目	第一級	第二級	第三級	第四級	第五級	
					監測值	農地優先整治值
砷 (As)		表土 < 4	4~9	10~60	> 60	> 60
		裡土 < 4	4~15	16~60	> 60	> 60
鎘 (Cd)		< 0.05	0.05~0.39	0.40~10*	> 10	> 10*
鉻 (Cr)		< 0.10	0.10~10	11~16	> 16	> 40
銅 (Cu)	< 1	1~11	12~20	21~100	> 100	> 180
汞 (Hg)		< 0.10	0.10~0.39	0.40~20*	> 20	> 20*
鎳 (Ni)		< 2	2~10	11~100	> 100	> 200
鉛 (Pb)		< 1	1~15	16~120	> 120	> 200
鋅 (Zn)	< 1.5	1.5~10	11~25	26~80	> 80	> 300

註一：As 及 Hg 為全量，Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 及 Zn 為 0.1N 鹽酸抽出量；重金屬含量以三位有效數字表示為原則。

註二：*表栽種稻米之農地土壤，其鎘與汞含量大於 1mg/kg 時，應比照第五級地區，進行監測與整治事宜。

資料來源：行政院環保署網站，<http://ww2.epa.gov.tw/soilgw/page01/台灣地區土壤重金屬含量標準與等級區分表.asp>

表 3-9 台灣地區土壤重金屬含量等級區分表說明

等級		意義說明
第一級		土壤中缺乏銅、鋅等農作物生長所需元素，尚無重金屬污染問題。
第二級		土壤重金屬含量低於環境背景值，尚無重金屬污染問題。
第三級（背景值）		係大部份土壤重金屬含量之正常範圍，為環境背景值。
第四級（觀察值）		<ul style="list-style-type: none"> 除農地之鎘與汞應考量隊稻米之影響外，應確認重金屬之污染來源，並加強污染源之調查與管制。 栽種稻米之農地土壤，其鎘與汞含量大於 1mg/kg 時，應比照第五級地區，列為土壤污染防治重點地區，優先進行監測與整治事宜。
第五級	監測值	<ul style="list-style-type: none"> 土壤中有外來重金屬介入，應列為土壤污染防治重點地區。 本地區應加強污染源稽查管制、污染物移除並進行土壤定期監測，以遏止污染源惡化並避免污染影響。 本地區如有環境特殊需要，得辦理土壤污染整治事宜。
	農地優先整治值	<ul style="list-style-type: none"> 土壤重金屬含量列為此範圍之農地，應進行監測值範圍所為之管制與監測工作。 本地區應依環境需要與農民意願，優先辦理土壤污染整治事宜。

資料來源：行政院環保署網站，<http://ww2.epa.gov.tw/soilgw/page01/台灣地區土壤重金屬含量標準與等級區分表.asp>

由表 3-7 可知，國外有些國家針對不同的土地使用方式（土地使用分區）有不同的管制標準，所以土壤的涵容能力是依不同的使用方式而有所不同的，一般來說農業區的管制標準相較於工業區更為嚴格，本研究考量到土壤污染不僅僅只有土地無法利用而已，甚至於影響到農作物、生物等因素，因此本研究選擇較為嚴格的標準，也就是當土壤污染的管制值越小，所換算出的足跡就越大，故以農業區的標準當成土壤涵容能力的基準。台灣土壤重金屬含量等級標準（表 3-8），等級越大表示污染濃度越大，污染的程度也越嚴重，故本研究以第四級觀察值的下限值為底限，將土壤重金屬污染的生態足跡定義在，土壤重金屬含量若超過此底限，將造成環境的衝擊與負荷，使得該土地在自然的狀況下，於一段時間內將無法使用或再利用。而土地自然淨化復育的年限，將視污染面積的範圍大小與嚴重性而有所不同，但也往往需要數年至數十年的時間，經由植物淨化的機制將污染物代謝與移除。

3. 土壤重金屬污染之涵容能力與生態足跡推估

根據周聖炫（1997）與謝添進（2002）的研究指出由於重金屬在土壤中之移動非常緩慢，大部分之重金屬會停留在0~30公分的表土層，所以對於地下水之污染之潛勢非常小，故本研究在此暫不考慮污染至地下水的部分。根據Hillel（1998）的研究，他假設大部分土壤的平均比重約在2,650 kg/m³，故本研究假設土壤的比重皆為2,650kg/m³。不同重金屬的濃度管制標準，可以得到不同重金屬的土壤涵容能力，也就是單位體積土壤之重金屬容許重量。利用此一概念，可以定義土壤重金屬污染的生態足跡是土壤中單位深度的表面積所含的重金屬重

量，超過容許值則該土地在一段時間內無法使用或再利用。

依照台灣地區土壤重金屬第四級下限的含量為標準，土壤重金屬涵容能力推估如下：

$$\text{土壤重金屬涵容能力}(\text{mg}/\text{m}^3) = \text{土壤重金屬濃度污染管制標準}(\text{mg}/\text{kg}) \times \text{土壤比重}(\text{kg}/\text{m}^3)$$

若以銅為例，土壤中銅之重金屬涵容能力如下所示：

$$21 (\text{mg}/\text{kg}) \times 2,650 (\text{kg}/\text{m}^3) = 55,650 (\text{mg}/\text{m}^3) = 556.5 (\text{kg}/\text{ha})$$

以此類推，推估其他土壤中所含的重金屬涵容能力，接著反轉涵容能力的概念，推估出其他重金屬的生態足跡如表 3-10：

表 3-10 土壤中重金屬涵容能力標準與生態足跡之推估表

重金屬項目	第四級(觀察值) mg/kg	土壤比重 kg/m ³	重金屬涵容能力 kg/ha	重金屬生態足跡 ha/kg
砷 (As)	10 (表土)	2,650	265	0.0038
	16 (裡土)	2,650	424	0.0024
鎘 (Cd)	0.4	2,650	10.6	0.0943
鉻 (Cr)	11	2,650	291.5	0.0034
銅 (Cu)	21	2,650	556.5	0.0018
汞 (Hg)	0.4	2,650	10.6	0.0943
鎳 (Ni)	11	2,650	291.5	0.0034
鉛 (Pb)	16	2,650	424	0.0024
鋅 (Zn)	26	2,650	689	0.0015

資料來源：本研究整理

3.4.2 有機物質

過量的有機物質，例如家庭污水，進入土壤後經微生物的分解及消耗大量的氧氣，使土壤中的氧氣濃度降低，甚至為無氧的狀態，小動物及植物的根部因缺氧而死亡；或是鹽分入侵，使土壤鹽分過高，植物無法生長，而且破壞團粒構造，使土壤通氣不良，均可視為土壤污染（吳先琪，1998）。

化學的肥料不當使用也使得農作物的生產量減低，許多研究均指出過量的化學肥料會造成地力衰竭。Reganold et al. (1987) 指出無論在土壤厚度、有機質含量、土壤破碎程度以及沖蝕的狀態，化學肥料明顯地使土地生產力下降（引自范振基，2002）；此外如美國農學會、土壤學會和作物學會曾聯合發表著重化學肥料的施用將導致土壤表土嚴重流失，並且僅能暫時提高農產量而未能補充土壤中枯竭的元素，其並指出農民不當使用土地，將破壞後代子孫的享受（雷通明，1987；引自范振基，2002）。

參考國內外對於土壤有機污染物的管制標準（表 3-11），各國對於管制的標準均不一致，本研究遂根據我國環保署公佈的土壤及地下水污染整治法中土壤污染管制標準，以此管制標準作為土壤有機污染物生態足跡的底限，嘗試進行換算。換算的概念與重金屬相同，土壤的比重假設皆為 $2,650 \text{ kg/m}^3$ ，其土壤對有機污染物的涵容能力與足跡推估如表 3-12：

表 3-11 世界各主要國家對土壤有機物質污染管制標準表

有機化合物 (ppm)	加拿大			荷蘭	美國各州	美國 RCRA 清理標準	澳洲及 紐西蘭	英國	國內研究 建議值	土水法管 制標準值
	農業區	住宅區/公園	商/工業區							
單環芳香族 碳氫化合物										
苯	0.05	0.5	5	1	0.5-20	-	1	-	1	5
乙苯	0.1	5	50	50	70-500	8,000	-	-	100	250
甲苯	0.1	5	30	-	100-500	20,000	-	-	100	500
二甲苯	0.1	5	50	25	500-1,000	200,000	-	-	500	500
多環芳香族 碳氫化合物										
2,4-二硝基酚	-	-	-	-	1-10	200	-	-	10	-
聯苯	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-
氯化碳氫化合物										
多氯聯苯	0.5	5	50	1	0.05-1	0.09	1	-	1	0.09
三氯乙烯	-	-	-	60	1-60	60	-	-	60	60
五氯酚	-	-	-	5	5-25	2,000	-	-	5	200
酚類化合物										
酚	-	-	-	40	20-100	50000	-	200	40	-
農藥										
阿特靈	-	-	-	-	0.04	0.04	-	-	-	0.04
地特靈	-	-	-	-	0.04	0.04	0.02	-	-	0.04
其他污染物										
甲醛	-	-	-	-	4-100	-	-	-	100	-

資料來源：謝添進，2002

表 3-12 台灣土壤有機物質污染管制標準與足跡推估表

有機化合物	法規管制值 mg/kg	土壤比重 kg/m ³	涵容能力 kg/ha	生態足跡 ha/kg
苯	5	2,650	132.5	0.00755
四氯化碳	5	2,650	132.5	0.00755
氯仿	100	2,650	2,650	0.00038
1,2-二氯乙烷	8	2,650	212	0.00472
順-1,2-二氯乙烯	7	2,650	185.5	0.00539
反-1,2-二氯乙烯	50	2,650	1325	0.00075
1,2-二氯丙烷	0.5	2,650	13.25	0.07547
1,2-二氯苯	100	2,650	2,650	0.00038
1,3-二氯苯	100	2,650	2,650	0.00038
3,3'-二氯聯苯胺	2	2,650	53	0.01887
乙苯	250	2,650	6,625	0.00015
六氯苯	500	2,650	13,250	0.00008
五氯酚	200	2,650	5,300	0.00019
四氯乙烯	10	2,650	265	0.00377
甲苯	500	2,650	13,250	0.00008
總石油碳氫化合物 (TPH)	1,000	2,650	26,500	0.00004
三氯乙烯	60	2,650	1,590	0.00063
2,4,5-三氯酚	350	2,650	9,275	0.00011
2,4,6-三氯酚	40	2,650	1,060	0.00094
氯乙烯	10	2,650	265	0.00377
二甲苯	500	2,650	13,250	0.00008
農藥				
阿特靈	0.04	2,650	1.06	0.94340
可氯丹	0.5	2,650	13.25	0.07547
二氯二苯基三氯乙烷 (DDT)及其衍生物	3	2,650	79.5	0.01258
地特靈	0.04	2,650	1.06	0.94340
安特靈	20	2,650	530	0.00189
飛佈達	0.2	2,650	5.3	0.18868
毒殺芬	0.6	2,650	15.9	0.06289
安殺番	60	2,650	159	0.00629

(續後頁)

(接前頁)

有機化合物	法規管制值 mg/kg	土壤比重 kg/m ³	涵容能力 kg/ha	生態足跡 ha/kg
其他有機化合物				
戴奧辛	0.001	2,650	0.0265	37.74
多氯聯苯	0.09	2,650	2.385	0.41929

資料來源：行政院環保署網站，<http://w3.epa.gov.tw/EpaLaw/doc/140120.doc>；本研究整理

經過推估與換算的結果，由表 3-12 可知，戴奧辛的生態足跡相對其他物質，對於環境的衝擊是相當的大。

3.4.3 小結

由於生態足跡的計算是假設土地可以永續性的使用，能不斷地生產提供被消耗的資源與能吸收所有產物的廢棄物，但事實上並非如此。在資源使用方面，永續性生產的假設並未考量目前地力超限利用的問題，故有所疑慮；然而污染排放方面，如本節所討論的土壤重金屬污染問題，將影響土地在一段時間內無法使用與再利用，本研究不禁質疑環境即便能夠符合「永續性淨化」所有的污染，但也必定需要一段時間的恢復。因此受到時間上的限制，所以事實上在短時間內仍然是屬於不永續的狀態。

所以在考慮「永續性因子」(亦即將計算生態足跡時之「永續性使用」假設條件去除，而將非永續性使用部份亦加以計算，並以因子加權方式表示。)的影響後，我們可以發現生態足跡將變得更大(李永展，2002)。因此嚴格的說，本研究在推估土壤重金屬污染的足跡換算因子，若依據此考量永續性因子，理論上目前所推估出的足跡是應該要加權的，以改進目前環境永續性淨化受到時間的限制，這才能足以充分且真實地呈現環境衝擊的程度。然而加權因子的客觀性與否以及是否經過科學性的驗證，也將在此埋下主觀性的伏筆。唯有後續更多深入研究的輔助，方能修正其原有假設性的限制，俾使生態足跡的應用更為完善。

3.5 台灣地區空氣污染足跡之試算

本研究已經推估出上述的足跡換算因子，至此更企圖將足跡換算因子應用於試算台灣污染的生態足跡。為避免淨化效益因年份的不同有所差異，理應蒐集同一時間與同一區域之相關資料來進行試算，但由於時間與相關資料有限，僅以本研究目前所蒐集到的資料進行試算。在空氣污染方面，本研究引用的淨化效益數據，為國內鄭文彥（1997）在1996年所做的研究試驗，來進行足跡換算因子的推估。但環保署所做的統計年報，在國際性環保資料的比較上，台灣的溫室效應氣體與空氣污染排放量之統計數據，是從1998年才開始統計的，因此並無1996年的統計資料。故礙於統計資料上的不足，僅以本研究推估出1996年的足跡換算因子為基礎，進行台灣1998~2001年空氣污染足跡的試算，有待後續推估出不同年份之足跡換算因子，方能計算出正確的污染生態足跡，如此進行每年的污染足跡比較才更具有意義。

1. 台灣地區酸性氣體 SO_x 足跡之試算

本研究根據環保署（1999，2000，2001，2002）所出版的「中華民國臺灣地區環境保護統計年報」資料顯示，已針對不同年份的 SO_x 污染物，統計出平均每人的排放量，2000年與2001年統計資料是相同的。礙於統計資料上的不足，僅以本研究推估出1996年的足跡換算因子進行足跡試算，對於 SO_x 本研究採用酸性氣體中的 SO_2 足跡換算因子 0.045(ha/kg)。本研究對污染物質的生態足跡計算方式如下，1998~2001年試算每人的 SO_x 生態足跡如表 3-13：

$$\text{污染物質之生態足跡(EF)} = \text{污染物質排放的重量(W)} \times \text{污染足跡換算因子(CF)}$$

表 3-13 台灣地區酸性氣體 SO_x 足跡試算表

年份	每人平均排放量 W (kg/cap.)	足跡換算因子(1996年) CF (ha/kg)	每人之生態足跡 EF= W×CF (ha/cap.)
1998	18.4	0.045	0.83
1999	19.4	0.045	0.87
2000	15.7	0.045	0.71
2001	15.7	0.045	0.71

資料來源：環保署（1999，2000，2001，2002）；本研究整理

根據計算結果， SO_x 的足跡自1998~2001年，從0.83減少至0.71公頃。由此可知，台灣地區每人的 SO_x 生態足跡從0.83減少至0.71公頃，顯示對於整體空氣污染有逐漸改善的趨勢

2. 台灣地區溫室效應氣體足跡之試算

同樣地，本研究僅以1996年的足跡換算因子進行足跡試算， NO_x 、CO、 N_2O 與 CO_2 的溫室效應氣體足跡換算因子分別為1.2、0.09、9.3與0.03(ha/ton)，由於溫室效應氣體的足跡換算因子是以每公噸來做換算，故需一致性地將平均每人排放量的單位換成公噸。

根據環保署(1999, 2000, 2001, 2002)的統計, 已知不同年份的 NO_x 與 CO 的平均每人的排放量, 其中 2000 年與 2001 年的資料是相同的。而環保署對 N₂O 與 CO₂ 僅統計出 1998 與 2000 年的排放總量, 故本研究將其平均每年的人口, 求得平均每人的排放量。1998 年台灣地區人口約為 22 百萬人, CO₂ 的總排放量約為 1.965 億噸(包含能源使用與工業製程), 故平均每人的 CO₂ 排放量約為 8.93 噸; 2000 年台灣地區人口約為 22.3 百萬人, CO₂ 的總排放量為 2.389 億噸(包含能源使用與工業製程), 故平均每人的 CO₂ 排放量約為 10.71 噸。同年, N₂O 的總排放量約為 3.8 萬噸, 平均每人的 N₂O 排放量約為 0.002 噸。

本研究試算 1998~2001 年每人的 NO_x、CO、N₂O 與 CO₂ 的生態足跡如表 3-14 :

表 3-14 台灣地區溫室效應氣體足跡試算表

年份	每人平均排放量 W(ton/cap.)				足跡換算因子(1996年) CF(ha/ton)				每人之生態足跡 EF= W×CF(ha/cap.)			
	NO _x	CO	N ₂ O	CO ₂	NO _x	CO	N ₂ O	CO ₂	NO _x	CO	N ₂ O	CO ₂
1998	0.032	0.045	-	8.93	1.2	0.09	9.3	0.03	0.039	0.004	-	0.268
1999	0.024	0.083	-	-	1.2	0.09	9.3	0.03	0.029	0.007	-	-
2000	0.023	0.073	0.002	10.71	1.2	0.09	9.3	0.03	0.028	0.007	0.186	0.321
2001	0.023	0.073	-	-	1.2	0.09	9.3	0.03	0.028	0.007	-	-

註：“-”表示缺乏該項統計資料

資料來源：環保署(1999, 2000, 2001, 2002); 本研究整理

根據計算結果顯示, N₂O 在 2000 年每人的足跡為 0.186 公頃; NO_x 的足跡自 1998~2001 年, 從 0.039 減少至 0.028 公頃; CO 的足跡自 1998~2001 年, 從 0.004 增加至 0.007 公頃; CO₂ 的足跡自 1998 到 2000 年, 從 0.268 增加至 0.321 公頃。由此可知台灣地區在 NO_x 造成空氣污染有逐漸改善的現象, 而 CO 與 CO₂ 對環境的衝擊則是有逐漸嚴重的趨勢。

經由本研究的試算可以了解生態足跡因子若能準確的推估, 再加上相關統計資料的確實紀錄, 便可以試算出準確度高的生態足跡。而對於台灣其他的污染足跡試算, 如水污染與土地污染等, 皆可以由污染足跡換算因子與污染排放量的統計資料, 進行生態足跡的計算。因此除可看出一個國家每年生態足跡增減的趨勢外, 若能進行各國污染生態足跡的計算, 便可進行跨國性的比較。

第四章 產品個案試算分析

產品在原料取得、生產製造、產品使用及最終棄置等各階段的生命週期盤查分析，包括在各階段中的能源和原料需求，以及排放至環境中之空氣、水中及土壤污染物等資料清單和定量值，是後續計算衝擊評估的主要資料，將其資料輸入至電腦便可計算出產品各階段的環境衝擊。但礙於產業界的產品盤查分析資料多半不便公開，故本研究在此方面的資料始終無法完整取得，在參考過國內產品 LCA 的相關論文與報告，羅文正 (2001) 的碩士論文，利用 SimaPro 軟體對 6V4Ah 鉛酸電池進行生命週期評估，對於該產品的盤查資料，其取得來源與其細部的資料較為詳細，且利用國外生命週期資料庫假設國內的盤查資料也具有合理性，故本研究遂引用羅文正 (2001) 的 6V4Ah 鉛酸電池研究個案，藉由此個案進行產品環境衝擊的生態足跡之試算。

4.1 個案之研究限制與假設

羅文正 (2001) 的研究個案所進行的產品生命週期評估，是以廣隆電池工業股份有限公司所生產之 6V4Ah 鉛酸電池為對象，主要資料來源是由廣隆電池工業股份有限公司所提供，並以其剛完成之 ISO 14001 之環境管理系統資料為盤查數量依據。目前廣隆每月生產 400,000 個電池。

在羅文正 (2001) 的 6V4Ah 鉛酸電池研究個案中，由於本土生命週期資料庫尚未建置完備，且實際資料取得不易，故在產品生命週期階段的盤查仍有若干的限制，說明如下 (羅文正, 2001)：

1. 原料準備階段：

電池的如點膠合蓋用的 Epoxy、包板鐵盒、焊接材料、油封等等週邊材料，由於用量比例不大所以不納入盤查資料之中；另外主原料中有一些金屬像銻(Sb)、砷(As)以及錫(Sn)，則以鉛當量合併計算之。

2. 產品製造階段：

僅考慮投入之用電量與用水量以及所排出的廢水與固廢；其餘像機械維護、作業保養所產生的需求與排放不予盤查。

- 用電：以整個公司的用電除以總功能單位生產量作為用電盤查依據；並選用與台灣相似有火力、水力與核能綜合電力的澳洲為基礎資料來源。
- 用水：主要的用水是電解液與冷卻水塔所使用為主，依總用水量除以總功能單位生產量作為用水盤查依據。
- 固廢：由於廣隆設有鉛熔爐所以由鋸板所產生的鉛均可回收再使用，所以僅計算由鉛熔爐所產生的爐渣及集塵袋所收集的金屬粉塵為主，約計每月 200 公斤。其餘一般廢棄物以每月 600 公斤計算。

3. 產品運輸階段：

運輸方面的盤查，主要以原物料的運入與成品的運出為盤查項目，其它的不予盤查。

- 鉛錠：大部份的鉛錠為國內回收的再生鉛，而大部份由高雄大寮以 28 噸貨櫃車運到南投南崗工業區，設定為 250 公里。
- 硫酸：硫酸供應以當地的供應商為主，設定為 10 噸的柴油槽車，運輸距離為 60 公里。
- ABS 塑膠：距離以台南奇美化工公司到南投南崗工業區為設定值訂為 200 公里，16 噸貨櫃車為運輸工具。
- 成品：廣隆目前的主要市場是外銷，所以以美國西岸當做平均距離，運輸包括了工廠到台中港（60 公里）與洛杉磯到客戶端（假設為 200 公里）的內陸運輸，以 28 噸貨櫃車為基準，每一貨櫃載滿 26,000 個電池，也就是 26 個功能單位，以及 47,000 噸級貨櫃船為海運運輸工具，以到美國西岸 1,250 公里為平均值。
- 固廢與一般廢棄物：固廢每月以清運 200 公斤，一般廢棄物以清運 600 公斤為原則，處理場距離以 50 公里計，均以 13.8 噸貨車為運輸工具。

4. 產品使用階段：

由於鉛酸電池為可回充電池，在使用上最主要的是電力的消耗，充電的方式主要以一般家庭用電為基準，電能轉換率以 60% 為平均值；選用與台灣相似有火力、水力與核能綜合電力的澳洲為基礎資料來源；以回充使用 600 次為原則。

5. 回收棄置階段：

本階段參考工業技術研究院能源與資源研究所所做的「再生鉛冶煉技術」報告為主，並根據澳洲 Simsmetal 工廠生產再生鉛的實例，對鉛酸電池的回收棄置進行盤查。Simsmetal 工廠產能為 20 ton/h，其主要設備如下，其他的設備與功能則不予盤查（再生鉛冶煉技術，1980；引自羅文正，2001）：

- 轉爐：批次生產，每次處理 15 噸，為需使用 360m³/h 天然氣主要燃料，3.1GJ/h 燃油為輔助燃料。
- 精煉爐：共有 2 座 35 噸、一座 15 噸和一座 5 噸之精煉釜共需 8GJ/h 的天然氣加熱。
- 鑄錠機：循環用水 10 ton/h
- 水處理場：每天排出廢水 55 噸，COD=200ppm SS=300ppm 硫酸鹽=1,500ppm Pb=10ppm。
- 除塵設備：排放量為 2,215m³/min，Pb=50μg/m³

4.2 鉛酸電池之生命週期盤查

在該案例中，電池成品是以1,000個鉛酸電池為一基本功能單位，每月約可生產400個功能單位。所有進入系統之原物料、電力及系統排出的污染物質，均是以此一功能單位的負荷為計算及加總的基礎。鉛酸電池成品的重量約800公克，以1,000個為一功能單位(即800公斤)作盤查，故依其比例計算出鉛酸電池在5個生命階段的盤查資料（羅文正，2001）：

1. 原料準備階段：

表 4-1 鉛酸電池原料盤查資料表

盤查項目	每功能單位使用量（公斤）	比例（%）	來源
鉛錠（再生）	600	75	國內
鉛錠	24	3	國內
硫酸	120	15	國內
ABS 塑膠	56	7	國內

資料來源：羅文正，2001

2. 產品製造階段：

表 4-2 鉛酸電池製造盤查資料表

盤查項目		每月使用量	每功能單位使用量
投入	水	1,250ton	3.125ton
	電	700,000度(kwh)	1,750度(kwh)
廢棄物	一般廢棄物	600kg	1.5kg
	固廢(pb)	200kg	0.5kg
	廢水	1,250ton	3.125ton

資料來源：羅文正，2001

3. 產品運輸階段：

表 4-3 鉛酸電池運輸盤查資料表

盤查項目		運輸方式	功能單位平均距離(tkm)
原料運入	鉛錠	28噸貨櫃車	156
	硫酸	柴油槽車	7.2
	ABS塑膠	16噸貨櫃車	8
成品運出	成品	28噸貨櫃車	208
	有害廢棄物	柴油貨櫃船	0.0355
	一般廢棄物	廢棄物清理車	0.025
	鉛錠	廢棄物清理車	0.75

資料來源：羅文正，2001

4. 產品使用階段：

6V4Ah鉛酸電池為封閉型可回充式電池，使用時僅須補充所失去的水份即可，故羅文正（2001）假設其所使用的項目僅有充電的電能。依據其技術規格，其可回充數約為600次，每次平均充電/放電轉換率約為60%，所以所需使用的電能為 $24\text{wh} \times 600\text{times} / 0.6 = 24,000\text{wh/pc}$ ，每功能單位所使用掉的電能為 $24,000 \times 1,000 = 24,000\text{度(kwh)}$ 。

5. 回收棄置階段：

羅文正（2001）依據SimaPro 4中的IDEMAT 96資料庫假設所有使用後有50%的廢電池進入回收廠，並設定鉛的回收率為84.43%，ABS塑膠的回收率為80%。

表 4-4 鉛酸電池回收盤查資料表

盤查項目		處理20噸/時之 使用（排出）量	每功能單位使用量
投入	冷卻水	10ton/h	400kg
	15噸轉爐輔助燃料	3.1GJ/h	0.124GJ
	15噸轉爐燃料	360 m ³ 天然氣	0.514GJ
	55噸精煉釜	4.8GJ/h	0.192GJ
	NaOH	1,000kg/day	16kg
廢水排放	硫酸鹽(1,500ppm)	55tons/day	1.320kg
	鉛(10ppm)	55tons/day	0.5kg
	COD(200ppm)	55tons/day	1.76kg
	SS(300ppm)	55tons/day	2.64kg
空氣排放	鉛(50μg/m ³)	2,215m ³ /min	0.266g
固廢	鉛	0.42%	3.36g

資料來源：再生鉛冶煉技術，1980；引自羅文正，2001

4.3 鉛酸電池之生態足跡換算

根據羅文正(2001)生命週期盤查的結果，鉛酸電池共有 275 個項目(參見附錄三)，其中空氣污染物質有 108 種，水污染物質有 85 種，土壤污染物質有 6 種，固體廢棄物有 9 種，原料有 56 種，物質有 2 種，非物質有 9 種。由於該案例的盤查資料是以「月份」為單位所作的分析數據，其每月約可生產 40 萬個電池，本研究將盤查數據改以「年份」為單位來計算，因此該個案公司每年約可生產 480 萬個電池，故本研究推估出的足跡為該公司鉛酸電池一年的總量所造成的環境衝擊。本研究針對鉛酸電池的污染物質進行環境衝擊的生態足跡計算，其計算方式為：

$$\text{污染物質之生態足跡(EF)} = \text{污染物質排放的重量(W)} \times \text{污染足跡換算因子(CF)}$$

4.3.1 空氣污染

1. 酸性氣體(酸雨)

針對空氣污染的影響，鉛酸電池的盤查資料共有 108 種的污染物質，本研究推算出其中 5 種的酸性氣體物質如表 4-5 所示。鉛酸電池每年之酸性氣體足跡為 28.55 公頃，其中 H₂SO₄ 的足跡為-0.002 公頃，原因是就本案例而言，國內的鉛酸電池具有良好的回收機制，實際上所排放的污染物質可以回收再利用，故能減少污染對環境實際的衝擊。所以部分項目會隨著回收率的提高而減小環境的衝擊(羅文正，2001)。

表 4-5 鉛酸電池之酸性氣體足跡表

物質	污染足跡換算因子 CF (公頃/公斤-年)	污染排放	
		重量 W (公斤-年)	污染物質之生態足跡 EF=W×CF(公頃-年)
SO ₂	0.045	615.6	27.702
NO ₂	0.032	23.99975	0.768
Ammonia	0.085	0.1122	0.01
HF	0.072	1.014	0.073
H ₂ SO ₄ mist	0.029	-0.0852*	-0.002
Total	-	-	28.55

註：*負值表示因回收再利用，故能減小環境衝擊。

資料來源：本研究整理

2. 全球暖化(溫室效應)

針對空氣污染的影響，鉛酸電池的盤查資料共有 108 種的污染物質，本研究推算出其中 6 種的溫室效應氣體物質如表 4-6 所示，本研究引用的是台灣的 CO₂ 足跡換算因子，故推

算出鉛酸電池每年之溫室效應足跡為 3.58 公頃。

表 4-6 鉛酸電池之溫室效應氣體足跡表

物質	污染足跡換算因子 CF (公頃/噸-年)	污染排放	
		重量 W (公噸-年)	污染物質之生態足跡 EF=W×CF(公頃-年)
CO	0.09	0.031	0.003
CO ₂	0.03	105.6	3.17
methane	0.63	0.205	0.13
NO _x	1.2	0.206	0.25
NO _x (as NO ₂)	1.2	0.015	0.02
N ₂ O	9.3	0.001	0.01
Total	-	-	3.58

資料來源：本研究整理

3. 光化學煙霧氣體

針對空氣污染的影響，鉛酸電池的盤查資料共有 108 種的污染物質，本研究推算出其中 8 種的光化學煙霧氣體物質如表 4-7 所示，其中 benzaldehyde 之生態足跡因子為-0.053 公頃，表示具有減少光化學煙霧氣體生成的能力，故能減小環境衝擊。本研究推算出鉛酸電池每年所產生的光化學煙霧氣體足跡為 1.01 公頃。

表 4-7 鉛酸電池之光化學煙霧氣體足跡表

物質	污染足跡換算因子 CF (公頃/公斤-年)	污染排放	
		重量 W (公斤-年)	污染物質之生態足跡 EF=W×CF(公頃-年)
acetaldehyde	0.611	0.03012	0.02
acetic acid	0.147	0.1884	0.03
benzaldehyde	-0.053*	0.0000031	-0.0000002*
ethylbenzene	0.76	0.10212	0.08
propane	0.386	1.0896	0.42
propionic acid	0.033	0.008952	0.0003
vinyl chloride	0.256	0.0001212	0.00003
toluene	0.725	0.6396	0.46
Total	-	-	1.01

註：*負號表示具有減少光化學煙霧氣體生成的能力，故能減小環境衝擊。

資料來源：本研究整理

4.3.2 水污染

1. 優養化

針對水體污染的影響，鉛酸電池的盤查資料共有 85 種的污染物質，本研究推算出其中 1 種的優養化污染物質如表 4-8 所示，本研究推算出鉛酸電池每年之優養化污染物質足跡為 0.0003 公頃。

表 4-8 鉛酸電池之優養化足跡表

物質	污染足跡換算因子 CF (公頃/公斤-年)	污染排放	
		重量 W (公斤-年)	污染物質之生態足跡 EF=W×CF(公頃-年)
COD	0.00002	15.12	0.0003

資料來源：本研究整理

4.3.3 土壤污染

1. 重金屬

針對土壤污染的影響，鉛酸電池的盤查資料共有 6 種污染物質，本研究推算出其中 4 種的重金屬污染物質如表 4-9 所示，鉛酸電池每年之土壤重金屬污染足跡為 0.05 公頃，其中鉛所佔的比例較多，其他重金屬污染物質足跡過小，可忽略不計。

表 4-9 鉛酸電池之土壤重金屬污染足跡表

物質	污染足跡換算因子 CF (公頃/公斤-年)	污染排放	
		重量 W (公斤-年)	污染物質之生態足跡 EF=W×CF(公頃-年)
Cd	0.0943	2.16E-07	2.04E-08
Hg	0.0943	1.81E-06	1.71E-07
Pb	0.0024	20.16	0.05
Zn	0.0015	2.11E-10	3.17E-13
Total	-	-	0.05

資料來源：本研究整理

4.4 個案分析結果與討論

綜合鉛酸電池個案之分析，本研究計算出鉛酸電池之生態足跡如表 4-10 所示。

表 4-10 鉛酸電池之環境衝擊生態足跡推估表

衝擊類別	衝擊種類	生態足跡 (公頃-年)
空氣污染	溫室效應	3.58
	酸性氣體	28.55
	光化學煙霧氣體	1.01
水污染	優養化	0.0003
土壤污染	重金屬	0.05

資料來源：本研究整理

此鉛酸電池之個案的生命週期盤查資料共 275 項，就其中關於污染排放的有 208 種（包括空污、水污、土污、固廢）污染物質，本研究換算出其中的 24 種。由表 4-10 可知，其中酸性氣體的影響佔了大部分足跡的估算值，主要原因為 SO_2 排放至大氣中造成環境的衝擊；土壤重金屬污染的足跡並不算高，原因可能為國內對於鉛酸電池有良好的廢電池回收管道。

就本研究整體對污染物質換算的比例而言，是屬於偏低的。本研究歸納為兩個原因：一為本研究尚未完全把所有的環境衝擊種類的污染物質足跡因子推算出來，因為這是需要完整的調查植物淨化效益的資料，將是一項耗費時間的工作；二為該鉛酸電池的案例中許多的污染物質，並不在 ICI 環境負荷的潛值因子表中，因此必須再與其他環境負荷潛值的評估工具相互配合，完整的分類出各個環境衝擊中的影響物質，方能使產品的足跡分析更能完備。

本研究僅推算出其中約 1/10 的污染物質足跡，且並未包含資源耗用的部分，若再將資源的部分與其他的污染物質足跡計算進去，所得到的鉛酸電池生態足跡也將是相當可觀的。因此本研究所推估出的足跡為粗略的估計值，其主要目的是實際上試算利用生態足跡分析進行產品評估的衝擊結果，故在此僅著重提供一個產品生態足跡估算的概念，有待相關數據資料齊備後方能夠準確地計算出鉛酸電池的足跡值。

第五章 結論、建議與後續研究構想

關於環保性的評估工具，目前不外乎是以 LCA 為主，然而目前 LCA 仍存在著主觀權重的問題，因此透過國內外生態足跡的相關文獻整理，對於生態足跡的應用，提供了許多不同的研究方向，而本研究即是一種新的嘗試。故本研究認為兼顧產品永續性與環保性的評估，生態足跡的概念是可以被應用在產品分析上的，但是首要突破的課題便是將環境衝擊的影響合理的換算成生態足跡。

目前各種的產品評估工具，皆不能盡善盡美，但如何減少評估的誤差並真實的反應生態現實，讓人們明白清楚的了解環境資源的耗損與環境衝擊的影響，是我們所必須努力的目標。因此本研究僅僅提供一個不同於傳統產品分析的評估方向，期望從不同評估結果的呈現方式 - 以具體的空間（土地面積）表達，使企/產業或消費者在生產或購買時能夠具體的感受環境的負荷，藉此土地限制的概念，避免過度的資源使用，以減低對環境所造成的衝擊。

本研究結論與建議分為兩部份，結論的部份為將環境衝擊之生態足跡換算因子的推估方法與結果，以及鉛酸電池案例的足跡推估結果作一概要性的結論；建議的部份則是針對本研究提出後續的研究方向與建議；最後為本研究對於後續產品生態足跡評估的研究構想。

5.1 研究結論

5.1.1 環境衝擊之足跡換算部分

1. 植物對有害污染物質具有不同程度的吸收或指示作用，不同的植物種類對於不同污染物質有著程度不同的淨化能力，所以不同的樹種吸收與淨化的能力並不一致。可能同一種植物可以淨化多種不同的污染物，故其毒性的累積量與累積的部位皆有所不同。
2. 本研究在推估林木的淨化效益，僅引用國內學者所作部分的試驗而得出的數據，直接推估並假設，所以推估出的污染物質足跡換算因子並非準確，僅為參考值。
3. 在空氣污染方面，本研究換算出溫室效應、酸性氣體與光化學煙霧氣體污染物質的足跡換算因子；水污染方面，則換算出優養化的足跡換算因子；土壤污染方面，則換算出重金屬與有機污染物的足跡換算因子。
4. 本研究從 CO₂ 足跡換算的過程中，發現擁有廣大的林地或植栽面積，對於污染的淨化與累積效益是較佳的，所以當污染被淨化與分解時，自然對於環境的衝擊與負荷較小，因此生態足跡也較小。故所屬區域的不同與林地涵蓋面積的多寡，均能影響污染淨化的效益，也因此計算出污染的生態足跡也有所不同。所以本研究所推估出台灣的 CO₂ 足跡換算因子 0.03 公頃小於全球 0.56 公頃。
5. 關於土壤重金屬污染管制的部分，從法規可知不同的土地使用方式（土地使用分區）

有不同的管制標準，所以土壤的涵容能力是依不同的使用方式而有所不同的。一般來說農業區的標準較工業區更為嚴格，也就是當土壤污染的管制值越小，所換算出的足跡因子就越大。故本研究選擇較為嚴格的標準，以農業區的標準當成土壤涵容能力的基準，進而推估出足跡的換算因子。

6. 綜合推估結果，台灣溫室效應氣體污染物質的生態足跡換算因子在 0.03~351ha/ton 間；酸性氣體污染物質的生態足跡換算因子在 0.03~0.09ha/kg 間；光化學煙霧氣體污染物質的生態足跡換算因子在 0.002~1.25ha/kg 間；優養化污染物質的生態足跡換算因子在 0.00002~0.003ha/kg 間；土壤重金屬污染物質的生態足跡換算因子在 0.002~0.1ha/kg 間，土壤有機污染物質的生態足跡換算因子在 0.00004~37.74ha/kg 間。由此可知，當污染物的排放量不大時，且污染物質的生態足跡換算因子值過於微小，所計算出的足跡也就越小。
7. 本研究根據環保署的統計，進行在 1998~2001 年間台灣地區空氣污染足跡的試算。其試算結果在酸性氣體方面， SO_x 每人的足跡自 1998~2001 年，從 0.83 減少至 0.71 公頃，顯示對於整體空氣污染有逐漸改善的趨勢。
8. 同上，在溫室效應氣體足跡試算， N_2O 在 2000 年每人的足跡為 0.186 公頃； NO_x 每人的足跡自 1998~2001 年，從 0.039 減少至 0.028 公頃；CO 每人的足跡自 1998~2001 年，從 0.004 增加至 0.007 公頃； CO_2 每人的足跡自 1998 到 2000 年，從 0.268 增加至 0.321 公頃。由此可知台灣地區在 NO_x 造成空氣污染有逐漸改善的現象，而 CO 與 CO_2 對環境的衝擊則是有逐漸嚴重的趨勢。

5.1.2 產品分析之個案部分

1. 一般企/產業基於商業機密之故，多半不方便公開所有的原料成份與能源使用狀況，而污染排放的真實情況也都會有所保留，甚至企/產業本身對於排放的有毒物質都不清楚，所以其產品盤查的數據取得與真實性，將是評估者所要克服的狀況。
2. 在空氣污染方面，本研究根據盤查資料分析出共 108 種空氣污染物質，推算出其中的 5 種的酸性氣體物質足跡為 28.55 公頃，6 種的溫室效應氣體物質足跡為 3.58 公頃，8 種的光化學煙霧氣體物質足跡為 1.01 公頃，合計 19 種空氣污染物質足跡為 33.14 公頃
3. 經過本研究推估後，酸性氣體物質的影響佔了大部分的衝擊，其中主要是因為 SO_2 排放至大氣中造成環境的衝擊（ SO_2 足跡為 27.7 公頃）；又 H_2SO_4 的足跡為-0.002 公頃，原因是就本案例而言，國內的鉛酸電池有資源回收，因此良好的回收機制能夠有效減少環境衝擊；而光化學煙霧氣體中的 benzaldehyde 之生態足跡換算因子為-0.053 公頃，表示具有減少光化學煙霧氣體生成的能力，故能減小環境衝擊。
4. 水體污染方面，本研究根據盤查資料分析出共 85 種水體污染物質，僅推算出其中的 1 種的優養化污染物質足跡為 0.0003 公頃，由此可知鉛酸電池對優養化的影響較小。

5. 土壤污染方面，本研究根據盤查資料分析出共 6 種土壤污染物質，僅推算出其中的 4 種的重金屬污染物質，其中最主要物質就是鉛的足跡為 0.05 公頃。
6. 綜合分析後，本研究僅推估出鉛酸電池整體環境衝擊的其中約十分之一污染物質的足跡，若再將資源的部分與其他的污染物質足跡計算進去，所得到的鉛酸電池生態足跡將是相當可觀的。
7. 鉛酸電池的案例中，許多的污染物質，並不在 ICI 環境負荷的潛值因子表中，因此必須再與其他環境負荷潛值的評估工具相配合，完整的分類出各個環境衝擊中的影響物質，方能使產品的足跡分析更能完備。

5.2 後續研究建議

本研究仍有諸多的課題並未加以深入討論，僅提供後續研究的方向與建議為：

1. 對於植物淨化污染物的效益實在是難以定量，造成足跡推估之困難，有待後續全面性的了解所有林木的淨化效益，取得合理的平均淨化量數據，方能估算出較為合理之足跡值。
2. 本研究僅換算出部分環境的衝擊足跡因子，尚未換算的部分，在空氣污染方面，有臭氧層破壞與致癌物質的足跡；在水污染方面，則有水中酸化、水中重金屬與水中需氧量污染物質的足跡；以及其他種類對環境造成衝擊之物質，均有待後續研究。
3. 本研究僅試算出台灣地區幾種空氣污染物質的生態足跡，未來生態足跡因子若能準確的推估，再加上相關統計資料的確實紀錄，便可以試算出準確度高的生態足跡。其他如水污染與土壤污染等的足跡試算，皆可由污染足跡換算因子與污染排放量的統計資料，進行各國污染生態足跡的計算，並可進行跨國性的比較。
4. 本研究認為進行產品的永續性與環保性的評估，建議以 SLCA(Streamlined LCA)的分析架構為主，應用其評估軟體工具（如 SimaPro）的輔助，將產品的資源損耗與環境衝擊加以分析量化，並藉由生態足跡、環境涵容能力與環境負荷的概念，合理地資源損耗與將環境衝擊轉換成土地面積。
5. 應積極建置原料與污染的足跡換算因子資料庫，以提升生態足跡估算的信度與效度。
6. 本研究建議最後足跡的表現方式可經由產品生態足跡之綜合評估矩陣表（表 5-1），充分了解該產品在每個生命週期階段所造成的生態足跡，藉此提出相關的改善策略，減低環境的衝擊。
7. 本研究階段僅舉鉛酸電池的足跡試算分析，亦即計算單一產品（鉛酸電池）所耗用的生態足跡。然後續研究建議再繼續針對單一產品的生態足跡與國外做一比較，或調查相關國人消費此產品的量 - 即該產品每年的銷售量，以計算每一消費者所耗費的生態足跡，進而與國外同時期同一產品的每一消費者耗用的生態足跡加以相比對。另一方面，更可做一國際間國與國、區域與區域之間的該項產品產生之總生態足跡（包含資源耗用與污染衝擊兩部分）的總量比較，如此便可做為消費者個人消費時的一個考量；國際間亦可做為貿易時生態足跡總量管制的一個參考依據，亦可瞭解個人或國家的永續性程度。

本研究屬於一個先驅性的研究，企圖建立不同的產品評估方法，避免傳統評估時人為主觀權重的缺失，並做為今後更多類似研究的基礎。然研究歷程中實感整個環境與產品的評估因子之相關統計資料取得不易，是以提出本研究所發現的創見作為以上後續研究之建議，然而為了讓足跡的計算愈簡易與確切，使以上後續研究發展更深入，其基礎是必須倚賴一更完整的產品相關數據的資料庫，如此方使生態足跡的應用更加完善。

5.3 後續研究構想

本研究在完成以環境自淨、涵容能力與 ICI 環境負荷的概念，將環境衝擊（即污染的部分）換算成生態足跡後，對於後續的研究構想是，若將生態足跡理論運用在產品分析上，可透過 SLCA(Streamlined LCA)的分析評估架構，分別評估各階段的環境衝擊，可將各產品生命階段之環境衝擊轉換為具體的土地面積，並且能將各階段的環境衝擊累加而得到單一的指標。

但產品生命週期衝擊評估往往需要大量的數據及繁瑣的運算才能完成，所以必須藉由電腦分析軟體為輔助工具，將環境資源的使用與對環境造成的衝擊加以評估量化，再利用原料與污染足跡的換算因子資料庫，便能輕易地將量化的資源耗損與環境衝擊換算成土地面積。

因此本研究認為產品的永續性與環保性的評估，是以 SLCA 的分析架構為主，應用其評估軟體工具（如 SimaPro）的輔助，將產品的資源損耗與環境衝擊加以分析量化，並藉由生態足跡、環境涵容能力與環境負荷的概念，合理地資源損耗與將環境衝擊轉換成土地面積。本研究的產品評估後續研究構想如圖 5-1 所示：

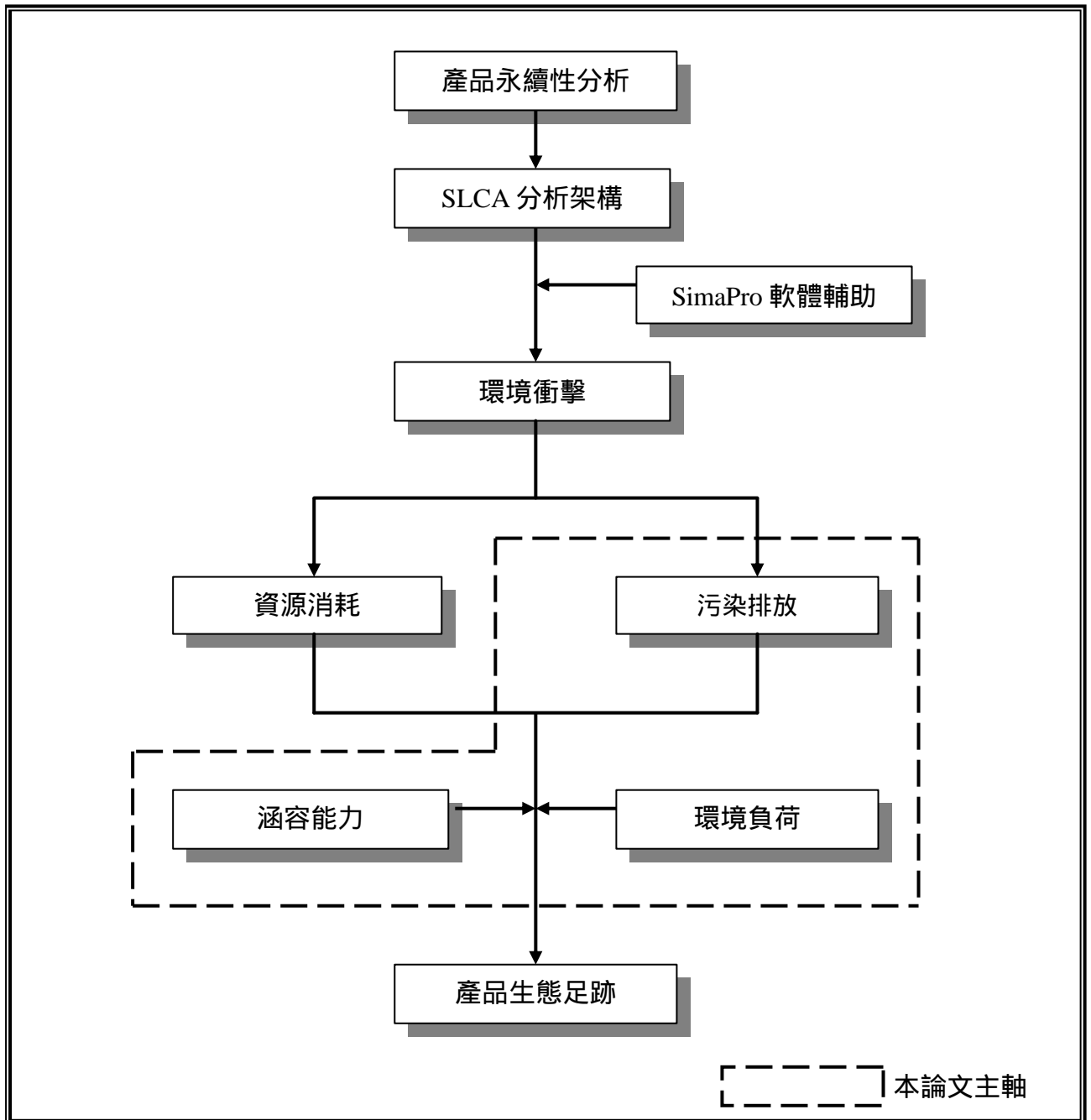


圖 5-1 產品生態足跡評估構想示意圖

資料來源：本研究整理

至此，本研究即是基於國外 Chambers 等人與 Frey 等人所做的研究結論，嘗試以生態足跡土地換算的概念，結合 LCA 的分析產品各階段環境衝擊之架構，將產品分析分為 5 個階段：1.原料準備 2.產品製造 3.產品運輸 4.產品使用 5.回收棄置，各階段的消費與環境衝擊類別為原料使用、能源耗用、固體廢棄物、水中污染物、空氣污染物和土壤污染物，其各類別中之消費項目主要為能源土地、建成地、具有生產力之土地與未開發之土地，則可建立產品的生態足跡計算矩陣（表 5-1），即產品在各階段的所需的生產力土地面積加總，即為該產品之生態足跡，其說明如下：

表 5-1 產品生態足跡之綜合評估矩陣表

	原料 使用	能源 耗用	固體 廢棄物	水中 污染物	空氣 污染物	土壤 污染物	合計
原料準備	1,1	1,2	1,3	1,4	1,5	1,6	A_{1t}
產品製造	2,1	2,2	2,3	2,4	2,5	2,6	A_{2t}
產品運輸	3,1	3,2	3,3	3,4	3,5	3,6	A_{3t}
產品使用	4,1	4,2	4,3	4,4	4,5	4,6	A_{4t}
回收棄置	5,1	5,2	5,3	5,4	5,5	5,6	A_{5t}
合計	A_{i1}	A_{i2}	A_{i3}	A_{i4}	A_{i5}	A_{i6}	EF_{tot}

資料來源：Graedel, 1998；謝又民、胡憲倫，2002；本研究整理

$$A_t = A_r + A_e + A_{waste} + A_{water} + A_{air} + A_{soil}$$

- A ：生態生產力之土地面積
 A_t ：消費（即所需要的生態生產力）之總面積
 A_r ：原料（資源）面積
 A_e ：所需供給的能源面積
 A_{waste} ：固體廢棄物的面積
 A_{water} ：水體中污染物的面積
 A_{air} ：空氣中污染物的面積

$$EF_{tot} = \sum A_{ij}$$

- $i = 1,2,\dots,5$ ；分別為：原料準備，產品製造，產品運輸，產品使用，回收棄置
 $j = 1,2,\dots,6$ ；分別為：原料（資源）使用，能源耗用，水中污染物，空氣污染物，固體廢棄物，土壤污染物

EF_{tot} ：總生態足跡

從表 5-1 的綜合評估矩陣，能充分了解該產品在每個生命週期階段之生態足跡，如此企/產業將可輕易地進行評估與比較，並藉以改善對資源的需求與控制污染的排放，以減少環境的負荷與衝擊；此外，消費者並可藉由足跡的標示，選購對環境友善的產品。因此產品的生態足跡分析能達到同時落實綠色生產與綠色消費的目標。

本研究在產品環保性與永續性的評估，欲以生態足跡分析避免傳統 LCA 主觀「權重」的爭議，而本研究僅僅利用有限的資料，欲以生態足跡為基礎的概念，結合生命週期評估工具，嘗試建立可符合企業產品評估與國際環保標準的評估方式。而透過國外的相關文獻整理，顯然為達成產品生態足跡評估的目的，必須要突破生態足跡在環境衝擊層面分析不足的弱勢。因此本研究的主軸就是在嘗試探索以合理的方法，推估環境衝擊的生態足跡，然而在這個領域仍必須作更多的研究。

由於本研究屬於一個先驅性的研究，至此，必須強調本研究歷程中實感整個環境與產品的評估因子之相關統計資料為建置完善且取得不易，因此僅完成初步的污染足跡換算階段，有待後續研究將繼續針對本文所提出之構想並以前人之研究為基礎，加以深入探究，以建立完整的足跡換算資料庫。最後俾以完整的產品實證分析，以驗證生態足跡理論為基礎的產品評估架構，未來更能透過此一以生態足跡理論為基礎的產品環保性評估方法，作為國際間環保標章相互認證參考之適用性與可行性的評估工具，以解決因標準不同而造成的貿易障礙，進而更為簡易實用。

參考文獻

中文部分

Wackernagel M. and Rees W. (1996/2000). Our Ecological Footprint- Reducing human impact on the earth.

李永展、李欽漢（譯），*生態足跡 - 減低人類對地球的衝擊*，台北：創興。

丁執宇，1998，「衝擊評估方法介紹及如何應用在產業界」，2003年6月6日，取自於生命週期評估網站 http://www.itri.org.tw/homepage/b/t400/lca/conference/87/87_05.doc。

王子定，1966，*應用育林學*，台北：正中。

王俊秀，1998，「綠色消費與生態足跡」，2002年10月21日，取自於行政院環保署環保標章資訊站 http://greenmark.epa.gov.tw/declare/mag_content.asp?Serial=113。

王正雄，2001，「環境污染之植生整治(Phytoremediation)」，2003年5月1日，取自於行政院環保署環境檢驗所資訊網 <http://www.niea.gov.tw/analysis/publish/month/34/34th2-3.htm>。

行政院環保署，1999，「中華民國臺灣地區環境保護統計年報」，台北：行政院環保署。

行政院環保署，2000，「中華民國臺灣地區環境保護統計年報」，台北：行政院環保署。

行政院環保署，2001，「中華民國臺灣地區環境保護統計年報」，台北：行政院環保署。

行政院環保署，2002，「中華民國臺灣地區環境保護統計年報」，台北：行政院環保署。

何林、錢兆裕、朱大庸、李淑琴，1989，*都市環境保護*，台北：科技。

呂宜玲，1997，「植物對過氧硝酸乙醯酯的吸收與反應」，國立台灣大學植物病蟲害學研究所碩士論文。

吳先琪，1998，「土壤污染危害知多少」，2003年2月20日，取自於科學月刊全文資料庫 <http://203.68.20.65/science/content/1998/00050341/0006.htm>。

李永展 陳安琪，1998，「從生態足跡的觀點探討台灣的永續發展」，*經社法制論叢*，22: 437-465。

李永展，1999a，「永續環境規劃之新思維」，*環境教育季刊*，37：25-34。

李永展，1999b，「邁向永續發展的一種可能：環境空間觀念的引介」，*邁向永續台灣 - 環境空間之2030 學術研討會論文*。

李永展 陳安琪，1999，「應用生態足跡分析探討貿易對永續發展」，*都市與計畫*，26：133-151。

李永展、張曉婷，1999，「永續性的生產與消費 - 陸域資源與環境空間」，*邁向永續台灣*。

環境空間之 2030 學術研討會論文。

- 李欽漢，1999，「農業生態足跡之研究 - 以台灣地區稻米及農園特產為例」，國立政治大學地政學系博士論文。
- 李銘全、盧虎生、朱鈞，1999，「重金屬在植物體的累積及其影響」，*科學農業*，47 (7,8): 227-234。
- 邱信欽，1999，「結合產品生命週期評估之廠商自發性能源管理研究 - 以一貫作業鋼鐵廠熱軋鋼品為例」，國立中興大學（台北）資源管理研究所碩士論文。
- 李永展、林伯勳，2000，「都市指標系統對衡量臺北市永續發展之適用性分析」，*永續性與都市指標系統學術研討會論文*。
- 何子潔，2002，「重金屬鎘在布袋連中的隔離與輸送之研究」，國立台灣大學農業化學研究所碩士論文。
- 李永展，2002，「計算你的生態足跡」，2003 年 4 月 16 日，取自於環境資訊中心 <http://e-info.org.tw/column/earthday/2002/ea02072901.htm>。
- 林昭榮，1995，「酸雨對作物生產的影響」，*農田水利*，41 (10): 25-29。
- 周聖炫，1997，「以風險評估反推土壤中銅、鎘、鉛、鋅之涵容能力 - 方法建立與案例研究」，國立中興大學環境工程研究所碩士論文。
- 於幼華、張益誠，1999，「永續發展指標」，*環境教育季刊*，37: 53-74。
- 林芳立，1999，「大頭茶對二氧化硫污染抗性之研究」，國立中興大學森林學研究所碩士論文。
- 林瑩峰、荊樹人、李得元、王姿文，2001，「人工溼地 - 水污染防治之生態工程」，*造園季刊*，40: 17-24。
- 胡憲倫、鍾啟賢、朱美琴、黃正忠，2001，「生態效益概念及其指標應用之研究」，2001 清潔生產與生態效益實務研討會論文。
- 范振基，2002，「農產生態足跡估算方法的改善 - 永續農業假設的刪除與實體單位計算」，國立台北大學資源管理研究所碩士論文。
- 胡憲倫、鍾啟賢，2002，「生態效益指標評論（二）」，*企業永續發展簡訊*，64: 18-23。
- 殷學波，年份不詳，「綠葉奇功 - 植物對環境的作用」，2003 年 4 月 24 日，取自於北京科普之窗 <http://www.bjcp.gov.cn/wskpx/k20348-05.htm>。
- 孫岩章，1993，「綠色植物淨化空氣的機能」，*科學農業*，41 (7,8): 463-176。
- 陳英謙，1997，「行道樹淨化空氣污染及其抗氧化能力之研究」，國立台灣大學植物學研究所

碩士論文。

郭瓊瑩，1997，「區域性空氣品質淨化系統建立暨淨化效益評估-以台北都會區為例(86-FA52-09-74)」，台北：行政院環保署。

許明倫，1998，「植物生理特質在環保領域之應用」，2003年4月30日，取自於行政院環保署環境檢驗所資訊網 <http://www.niea.gov.tw/analysis/publish/month/20/3-1.htm>。

陳陵援，1999，「科技在永續發展中應扮演的角色」，*工程*，72(2): 9-15。

陳進田，2000，「以生態足跡法及 DEA 法探討製造業的生態效益及生產效率」，長庚大學企業管理研究所碩士論文。

許文明，2002，「以現地及小型人工溼地探討數種水生植物淨化養豬廢水之效能比較」，國立屏東科技大學環境工程與科學系碩士論文。

陳有祺，2002，「溼地生態工程之探討」，*永續發展簡訊*，1: 10-23。

單啟明，1999，「生命週期衝擊評估技術比較與量化方法整合」，國立中興大學(台北)資源管理研究所碩士論文。

黃正忠，2000，「企業永續發展協會參與推動永續海洋環境之成果與展望」。2002年7月27日，取自行政院環保署 <http://www.epa.gov.tw/cooperation/mrc/MRC03I.htm>。

黃國寶，2002，「環境管理系統持續改善工具 - 環境化設計介紹」。2003年5月6日，取自工安環保報導 <http://she.moeaidb.gov.tw/issue12/subject12-1.htm>。

張又升，2002，「建築物生命週期二氧化碳減量評估」，國立成功大學建築學系博士論文。

葉佳宗，1998，「以生態足跡觀點探討台灣農業土地資源之保育」，國立中興大學(台北)自然資源研究所碩士論文。

楊致行，1999，「生命週期評估標準及推廣介紹」，2003年4月17日，取自於生命週期評估網站 <http://www.itri.org.tw/homepage/b/t400/lca/report/report3/>。

董瑞安、吳先琪、張淑閔、姜懷之、林政鋒，1999，「廢筆記型電腦回收處理技術之評估研究 - LCD 回收處理技術可行性評估」，台北：行政院環保署資源回收管理基金管理委員會。

楊開忠、楊詠、陳潔，2000，「生態足跡分析理論與方法」，2002年10月30日，取自於中國科學院資源環境科學信息中心 <http://159.226.136.229/cwais/dq000602.htm>。

楊振榮，林婉菁，2002，「台灣農業生態足跡組成因子之變遷及其在永續發展上之意涵」。地政學術研討會論文。

鄭春發，1996，「容受力與都市永續性發展之研究 - 以台北都會區作個案研究」，國立中興大

學（台北）都市計畫研究所碩士論文。

鄭文彥，1997，「綠化樹木對二氧化硫及氮氧化物淨化效益之評估」，國立屏東技術學院環境工程技術研究所碩士論文。

劉玉雪，1998，「水生植物處理豬糞尿廢水之研究」，淡江大學水資源及環境工程學系碩士論文。

謝慶芳，1991，「栽培指標植物監測空氣污染」，*台灣農業*，27（1）：115-119。

謝翁維，1998，「十種植物對二氧化硫、二氧化氮及臭氧的吸收測試」，國立台灣大學植物病蟲害學研究所碩士論文。

謝又民、胡憲倫，2002，「以生態足跡理論作為各國環保標章相互認證依據之初探」，*海峽兩岸環境保護學術研討會論文*。

謝添進，2002，「台北、高屏地區土壤污染涵容能力推估」，國立成功大學環境工程學系碩士論文。

羅文正，2001，「生命週期評估技術於產業之應用 - 以 6V4Ah 鉛酸電池為例」，國立中山大學企業管理研究所碩士論文。

英文部分

B.C. Ministry of Forests. (1997a). *How to use a stand density management diagram: getting the stand and site data*. For. Prac. Br., Victoria, B.C.

B.C. Ministry of Forests. (1997b). *How to use a stand density management diagram: yield predictions for a spacing prescription*. Prac. Br., Victoria, B.C.

B.C. Ministry of Forests. (2001). *Spacing to increase diversity within stands*. Prac. Br., Victoria, B.C.

Barrett, J., and Scott, A. (2001). *An Ecological Footprint of Liverpool: Developing Sustainable Scenarios-A Detailed Examination of Ecological Sustainability*. York: SEI-York.

Best Foot Forward Ltd, BFF (2002a). *City Limits-A resource flow and ecological footprint analysis of Greater London*. London, UK: Chartered Institution of Wastes Management Environmental Body, IWM (EB).

Best Foot Forward Ltd, BFF (2002b). *Holiday Footprinting-A Practical Tool for Responsible Tourism*. World Wide Fund for Nature, WWF-UK.

Chambers, N., and Lewis, K. (2001). *Ecological Footprint Analysis: Towards a Sustainability Indicator for Business*. London, UK: The Association of Chartered Certified Accountants

(ACCA).

- Chambers, N., Simmons, C., and Wackernagel, M. (2001). *Sharing Nature's Interest: Ecological Footprint as a Indicator of Sustainability*. London, UK: Earthscan Publications Ltd.
- ECOTEC-U.K. (2001). *Ecological Footprint* (EP/IV/A/STOA/2000/09/03). Luxembourg : European Parliament.
- Farnden, C. (1996). *Stand density management diagrams for lodgepole pine, white spruce, and interior Douglas-fir* (Info. Rep. BC-X-360). Can. For. Serv., Pac. For. Cent., Victoria, B.C.
- Flint, K. (1999). *Institutional Ecological Footprint Analysis-A Case Study of the University of Newcastle*. University of Newcastle, New South Wales.
- Frey, S. D., Harrison, D. J., and Billett, E. (2000, September). *Environmental Assessment of Electronic Products Using LCA and Ecological Footprint*. Paper presented at the meeting of In: Joint International Congress and Exhibition, Electronics Goes Green 2000, Berlin, Germany.
- Ferng, J. J. (2002). Toward a scenario analysis framework for energy footprints. *Ecological Economics*, 40: 53-69.
- Graedel, T. E. (1998). *Streamlined Life-Cycle Assessment*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice- Hall, Inc.
- Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics; Fundamentals, Applications, & Environmental Considerations*, NY: Academic Press, Inc.
- Hansson, C. B., and Wackernagel, M. (1999). Rediscovering place and accounting space: how to re-embed the human economy. *Ecological Economics*, 29: 203-213.
- Imperial Chemical Industries, ICI (1996). *Environmental Burden: The ICI Approach*. London, UK: Imperial Chemical Industries.
- Institute of Chemical Engineers, IChemE (2002). *Sustainable Development Progress Metrics: Recommended for use in the Process Industries*. UK: Institute of Chemical Engineers.
- Krotscheck, C., and Narodoslowsky, M. (1996). The Sustainable Process Index-A new dimension in ecological evaluation. *Ecological Engineering*, 6 (4): 241-258.
- Lamb, D., and Borschmann, G. (1998). *Agroforestry with high value trees* (Publication No 98/142., Project No. UQ-18A). Australia: Rural Industries Research and Development Corporation (RIRDC).
- Lewis, K., Simmons, C., and Chambers, N. (2000). *An Ecological Footprint Analysis of Different Packaging Systems*. UK: Best Foot Forward Limited.

- Mitchell, S. (2000). *Forest health: preliminary interpretations for wind damage*. For. Prac. Br., B.C. Min. For., Victoria, B.C.
- PRé Consultants, Goedkoop, M., and Oele, M. (2001). *SimaPro 5.0 User Manual: Introduction into LCA methodology and practice with SimaPrp 5*. Netherlands: PRé Consultants.
- Roth, E., Rosenthal, H. and Burbridge, P. (2000). A discussion of the use of the sustainability index: 'ecological footprint' for aquaculture production. *Aquat. Living Resour*, 13: 461-469.
- Simmons, C., Lewis, K., and Barrett, J. (2000). Two feet-two approaches: a component-based model of ecological footprinting. *Ecological Economics*, 32: 375-380.
- WCED (1987). *Our Common Future*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Wackernagel, M. (1994). *Ecological Footprint and Appropriated Carrying Capacity: A Tool For Planning Toward Sustainability*. The University of British Columbia.
- Wackernagel, M., and Rees, W. (1996). *Our Ecological Footprint- Reducing human impact on the earth*. Gabriola Island. B.C., Canada: New Society Publishers.
- Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Linares, A. C., Falfan, I. S. L., Garcia, J. M., Guerrero, A. I. S., and Guerrero, M. G. S. (1999). National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics*, 29: 375-390.
- WWF (2002). *Living Planet Report 2000*. WWF-UK (World Wide Fund for Nature).
- Venetoulis, J. (2001). Assessing the ecological impact of a university-The ecological footprint for University of Redlands. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 2 (2): 180-196.

參考網站

中華民國清潔生產中心 , <http://www.nccp.org.tw>

中崗科技 , <http://www.ixon.com.tw>

行政院環保署全球資訊網 , <http://www.epa.gov.tw/>

財團法人中華民國企業永續發展協會 , <http://www.bcsd.org.tw/>

廣隆光電科技股份有限公司 , <http://www.klb.com.tw/>

Best Foot Forward, <http://www.bestfootforward.com/>

Cleaner Electronics, <http://www.brunel.ac.uk/research/cleaner/index.html>

International Organization for Standardization (ISO), <http://www.iso.ch/iso/en/ISOOnline.frontpage>

Product Ecology Consultants (PRé), <http://www.pre.nl>

Program for Research and Documentation for a Sustainable Society, <http://www.prosus.uio.no>

附錄

附錄一 空氣污染之環境負荷潛值因子與其污染物質之生態足跡換算因子表

一、酸性氣體（酸雨）

物質	潛值因子 PF	污染足跡換算因子 CF (公頃/公斤-年)
SO ₂	1	0.045
HCl	0.88	0.04
NO ₂	0.7	0.032
Ammonia	1.88	0.085
HF	1.6	0.072
H ₂ SO ₄ mist	0.65	0.029

二、全球暖化（溫室效應）

物質	潛值因子 PF	污染足跡換算因子 (公頃/噸-年) - 全球	污染足跡換算因子 (公頃/噸-年) - 台灣
Carbon dioxide	1	0.56	0.03
Carbon monoxide	3	1.68	0.09
Carbon tetrachloride	1,400	784	42
Chlorodifluoromethane, R22	1,700	952	51
Chloroform	4	2.24	0.12
Chloropentafluoroethane, R115	9,300	5,208	279
Dichlorodifluoromethane, R12	8,500	4,760	255
Dichlorotetrafluoroethane, R114	9,300	5,208	279
Difluoroethane	140	78.4	4.2
Hexafluoroethane	9,200	5,152	276
Methane	21	11.76	0.63
Methylene chloride	9	5.04	0.27
Nitrous Oxide	310	173.6	9.3
Nitrogen Oxides (NO _x)	40	22.4	1.2
Pentafluoroethane, R125	2,800	1,568	84

（續後頁）

(接前頁)

物質	潛值因子 PF	污染足跡換算因子 (公頃/噸-年) - 全球	污染足跡換算因子 (公頃/噸-年) - 台灣
Perfluoromethane	6,500	3,640	195
Tetrafluoroethane	1,300	728	39
Trichloroethane (1,1,1)	110	61.6	3.3
Trichlorofluoromethane, R11	4,000	2,240	120
Trichlorotrifluoroethane, R113	5,000	2,800	150
Trifluoroethane, R143a	3,800	2,128	114
Trifluoromethane, R23	11,700	6,552	351
Volatile Organic Compounds	11	6.16	0.33

三、光化學煙霧氣體

物質	潛值因子 PF	污染足跡換算因子 CF (公頃/公斤-年)
Alkanes		
Methane	0.034	0.032
Ethane	0.14	0.132
Propane	0.411	0.386
n-Butane	0.6	0.564
i-Butane	0.426	0.4
n-Pentane	0.624	0.587
i-Pentane	0.598	0.562
n-Hexane	0.648	0.609
2-Methylpentane	0.778	0.731
3-Methylpentane	0.661	0.621
2,2-Dimethylbutane	0.321	0.302
2,3-Dimethylbutane	0.943	0.886
n-heptane	0.77	0.724
2-Methylhexane	0.719	0.676
3-Methylhexane	0.73	0.686
n-Octane	0.682	0.641
2-Methylheptane	0.694	0.652
n-Nonane	0.693	0.651
2-Methyloctane	0.706	0.664

(續後頁)

(接前頁)

物質	潛值因子 PF	污染足跡換算因子 CF (公頃/公斤-年)
n-Decane	0.680	0.639
2-Methylnonane	0.657	0.618
n-Undecane	0.616	0.579
n-Dodecane	0.577	0.542
Cyclohexane	0.595	0.559
Methyl cyclohexane	0.732	0.688
Alkenes		
Ethylene	1.0	0.94
Propylene	1.08	1.015
1-Butene	1.13	1.062
2-Butene	0.99	0.931
2-Pentene	0.95	0.893
1-Pentene	1.04	0.978
2-Methylbut-1-ene	0.83	0.78
3-Methylbut-1-ene	1.18	1.109
2-Methylbut-2-ene	0.77	0.724
Butylene	0.703	0.661
Isoprene	1.18	1.109
Styrene	0.077	0.072
Alkynes		
Acetylene	0.28	0.263
Aromatics		
Benzene	0.334	0.314
Toluene	0.771	0.725
o- Xylene	0.831	0.781
m-Xylene	0.08	0.075
p- Xylene	0.948	0.891
Ethylbenzene	0.808	0.76
n-Propylbenzene	0.713	0.67
i-Propylbenzene	0.744	0.699
1,2,3-Trimethylbenzene	1.245	1.17
1,2,4- Trimethylbenzene	1.324	1.245
1,3,5- Trimethylbenzene	1.299	1.221

(續後頁)

(接前頁)

物質	潛值因子 PF	污染足跡換算因子 CF (公頃/公斤-年)
o-Ethyltoluene	0.846	0.795
m-Ethyltoluene	0.985	0.926
p-Ethyltoluene	0.935	0.879
3,5-Dimethylethylbenzene	1.242	1.167
3,5-Diethyltoluene	1.195	1.123
Aldehydes		
Formalhyde	0.554	0.521
Acetaldehyde	0.65	0.611
Propionaldehyde	0.755	0.71
Butyraldehyde	0.77	0.724
i-Butyraldehyde	0.855	0.804
Valeraldehyde	0.887	0.834
Benzaldehyde	-0.056*	-0.053*
Ketones		
Acetone	0.182	0.171
Methylethylketone	0.511	0.48
Methyl- i -butylketone	0.843	0.792
Cyclohexanone	0.529	0.497
Alcohols		
Methyl alcohol	0.205	0.193
Ethyl alcohol	0.446	0.419
i-Propanol	0.216	0.203
n-Butanol	0.628	0.59
i-Butanol	0.591	0.556
s-Butanol	0.468	0.44
t-Butanol	0.191	0.18
Diacetone alcohol	0.617	0.58
Cyclohexanol	0.622	0.585
Esters		
Methyl acetate	0.046	0.043
Ethyl acetate	0.328	0.308
n-Propyl acetate	0.481	0.452
i-Propyl acetate	0.291	0.274

(續後頁)

(接前頁)

物質	潛值因子 PF	污染足跡換算因子 CF (公頃/公斤-年)
n-Butyl acetate	0.511	0.48
s-Butyl acetate	0.452	0.425
Organic Acids		
Formic acid	0.003	0.003
Acetic acid	0.156	0.147
Propionic acid	0.035	0.033
Ethers		
Butyl glycol	0.629	0.591
Propylene glycol methyl ether	0.518	0.487
Dimethyl ether	0.263	0.247
Methyl- t -butyl ether	0.268	0.252
Halocarbons		
Methyl chloride	0.035	0.033
Methylene chloride	0.031	0.029
Methylchloroform	0.002	0.002
Tetrachloroethylene	0.035	0.033
Trichloroethylene	0.075	0.071
Vinyl chloride	0.272	0.256
1,1-Dichloroethylene	0.232	0.218
cis 1,2- Dichloroethylene	0.172	0.162
trans 1,2- Dichloroethylene	0.101	0.095
Other Pollutants		
Nitric oxide	-0.427*	-0.401*
Nitrogen dioxide	0.028	0.026
Sulphur dioxide	0.048	0.045
Carbon monoxide	0.027	0.025

*負值表示具有減少光化學煙霧氣體生成的能力，故能減小生態足跡。

四、人體健康影響（致癌物質）

物質	潛值因子 PF
Acrylamide	53.3
Acrylonitrile	3.6
Antimony & compounds except stibine, as Sb	32
Arsenic & compounds except arsine, as As	160
Azodicarbonate	16
Benzene	1
Beryllium & Compounds	8,000
Bis (chloromethyl) ether	3,200
Buta-1,3-diene	0.73
Cadmium & Compounds	640
Cadmium oxide fume	640
Carbon disulphide	0.5
1-Chloro-2,3-epoxypropane	8.4
Chromium (VI) compounds	320
Cobalt & Compounds	160
Cotton dust	6.4
1,2-dibromoethane	4.1
1,2-dichloroethane	0.76
Dichloromethane	0.05
2-2'-Dichloro-4,4'-methylene dianiline (MbOCA)	3,200
Diethyl sulphate	50
Dimethyl sulphate	3.8
2-Ethoxyethanol	0.43
2-Ethoxyethyl acetate	0.3
Ethylene oxide	1.7
Formaldehyde	6.4
Grain dust	1.6
Hardwood dust	3.2
Hydrazine	533.3
Iodomethane	1.3
Isocyanates, all	800

（續後頁）

(接前頁)

物質	潛值因子 PF
Maleic anhydride	16
Man-made mineral fibre	3.2
2-Methoxyethanol	1
2-Methoxyethyl acetate	0.64
4-4'-methylenedianiline	200
Nickel & inorganic compounds	160
2-Nitropropane	0.8
Phthalic anhydride	4
Polychlorinated biphenyls	160
Propylene oxide	1.33
Rubber fume	26.7
Rubber process dust	2.6
Silica respirable crystalline	53.3
Softwood dust	3.2
Styrene	0.04
o-Toluidine	18
Triglycidyl isocyanurate (TGIC)	160
Trimellite anhydride	400
Vinylidene chloride	0.4
Wool process dust	1.6

五、臭氧層破壞

物質	潛值因子 PF
CFC - 11	1.0
CFC - 12	1.0
CFC - 113	0.8
CFC - 114	1.0
CFC - 115	0.6
CFC - 13	1.0
CFC - 111	1.0
CFC - 112	1.0
CFC - 212	1.0

(續後頁)

(接前頁)

物質	潛值因子 PF
CFC - 213	1.0
CFC - 214	1.0
CFC - 215	1.0
CFC - 216	1.0
CFC - 217	1.0
halon-1211	3.0
halon-1301	10.0
halon-2402	6.0
Carbon tetrachloride	1.1
1,1,1-trichloroethane	0.1
Methyl bromide	0.7
HCFC-21	0.04
HCFC-22	0.055
HCFC-31	0.02
HCFC-121	0.04
HCFC-122	0.08
HCFC-123 (3)	0.02
HCFC-124 (3)	0.022
HCFC-131	0.05
HCFC-132	0.05
HCFC-133	0.06
HCFC-141	0.07
HCFC-141b (3)	0.11
HCFC-142	0.07
HCFC-142b (3)	0.065
HCFC-151	0.005
HCFC-221	0.07
HCFC-222	0.09
HCFC-223	0.08
HCFC-224	0.09
HCFC-225	0.07
HCFC-241	0.025
HCFC-235	0.033

(續後頁)

(接前頁)

物質	潛值因子 PF
HCFC-225ca (3)	0.1
HCFC-225cb (3)	0.09
HCFC-226	0.1
HCFC-231	0.23
HCFC-232	0.28
HCFC-233	0.52
HCFC-234	0.09
HCFC-242	0.13
HCFC-243	0.12
HCFC-244	0.14
HCFC-251	0.01
HCFC-252	0.04
HCFC-253	0.03
HCFC-261	0.02
HCFC-262	0.02
HCFC-271	0.03

附錄二 水污染的環境負荷潛值因子與其污染物質之生態足跡換算因子表

一、優氧化

物質	潛值因子 PF	污染足跡換算因子 CF (公頃/公斤-年)
NO ₂	0.2	0.00018
NO	0.13	0.00012
NO _x	0.13	0.00012
Ammonia	0.33	0.00029
Nitrogen	0.42	0.00037
PO ₄ ³⁻	1	0.00088
Phosphorus	3.06	0.00271
COD	0.022	0.00002

二、水中需氧量

物質	潛值因子 PF
Acetic acid	1.07
Acetone	2.09
Ammonium nitrate in solution	0.8
Ammonium sulphate in solution	1
Chlorotrifluoroethane	0.54
1,2 – Dichloroethane (EDC)	0.81
Ethylene	1
Ethylene glycol	1.29
Ferrous ion	0.14
Methanol	1.5
Methyl methacrylate	1.5
Methylene Chloride	0.47
Phenol	2.38
Vinyl chloride	1.28

三、水中的生態毒性（海水條件的標準）

重金屬

物質	潛值因子 PF
Arsenic	0.2
Cadmium	2.0
Chromium	0.33
Copper	1
Iron	0.005
Lead	0.2
Manganese	0.1
Mercury	16.67
Nickel	0.17
Vanadium	0.05
Zinc	0.125

其他物質

物質	潛值因子 PF
Ammonia	0.24
Benzene	0.17
Carbon tetrachloride	0.42
Chloride	0.5
Chlorobenzene	1.0
Chloroform	0.42
Cyanide	1.0
1,2-Dichloroethane (EDC)	0.5
Formaldehyde	1.0
Hexachlorobenzene	166.67
Hexachlorobutadiene	50
Methylene chloride	0.5
Nitrobenzene	0.25
Nitrophenol	0.5
Toluene	0.125

（續後頁）

(接前頁)

物質	潛值因子 PF
Tetrachloroethylene (PER)	0.5
Trichloroethylene (TRI)	0.5
Xylenes	0.17

四、水中酸化

物質	潛值因子 PF
Sulphuric acid	0.02
Hydrochloric acid	0.027
Hydrogen fluoride	0.05
Acetic acid	0.02

附錄三 個案 - 6V4An 鉛酸電池生命週期盤查資料

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
1	1,2-dichloroethane	Air	mg	17.6	1.28	17.5	-1.15
2	acetaldehyde	Air	g	2.51	0.184	2.52	-0.203
3	acetic acid	Air	g	15.7	1.13	15.5	-0.928
4	acetone	Air	g	2.46	0.181	2.48	-0.202
5	acrolein	Air	µg	754	54.3	744	-44.4
6	acrylonitrile	Air	g	1.69	1.69	x	x
7	Al	Air	g	76.5	5.63	77.3	-6.43
8	aldehydes	Air	mg	466	170	1.96	293
9	alkanes	Air	g	23	1.69	23.2	-1.88
10	alkenes	Air	g	7.66	0.564	7.73	-0.633
11	ammonia	Air	g	9.35	3.15	13.4	-7.23
12	As	Air	mg	266	23.7	264	-21.6
13	B	Air	g	59.2	4.35	59.7	-4.88
14	Ba	Air	g	1.04	0.0767	1.05	-0.0878
15	Be	Air	mg	10.4	0.768	10.5	-0.874
16	benzaldehyde	Air	µg	259	18.6	256	-15.2
17	benzene	Air	g	38.6	19.3	19.5	-0.208
18	benzo(a)pyrene	Air	mg	7.3	0.508	6.97	-0.181
19	Br	Air	g	3.7	0.273	3.74	-0.315
20	butane	Air	g	64.3	4.55	62.4	-2.71
21	butene	Air	mg	559	41	562	-43.2
22	Ca	Air	g	49.9	3.67	50.4	-4.12
23	cadmium oxide	Air	mg	-76.4	x	x	-76.4
24	Cd	Air	mg	57.7	12.6	103	-57.9
25	CFC (hard)	Air	mg	450	x	x	450
26	CFC-11	Air	mg	125	125	x	x
27	CFC-116	Air	mg	26.6	2.3	31.5	-7.24
28	CFC-12	Air	mg	117	117	x	x
29	CFC-14	Air	mg	212	18.4	252	-57.9
30	Cl ₂	Air	mg	41.1	x	x	41.1
31	CO	Air	lb	5.76	1.79	3.9	0.0693

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
32	CO ₂	Air	kg	8.80E+03	1.93E+03	7.20E+03	-334
33	cobalt	Air	mg	597	43.9	603	-49.1
34	Cr	Air	mg	600	60.7	587	-47.3
35	Cu	Air	g	1.44	0.11	1.45	-0.116
36	CxHy	Air	lb	2.8	2.87	1.59E-06	-0.0618
37	CxHy aromatic	Air	mg	526	351	119	56.7
38	CxHy chloro	Air	ng	389	328	x	61.6
39	CxHy halogenated	Air	ng	121	x	x	121
40	cyanides	Air	mg	10.9	0.757	10.4	-0.246
41	dioxin (TEQ)	Air	ng	165	12.1	166	-13.2
42	dust	Air	g	28.3	23.5	x	4.76
43	dust (coarse)	Air	lb	26	1.87	25.6	-1.46
44	dust (SPM)	Air	g	311	306	x	4.9
45	ethane	Air	g	183	12.7	175	-4.28
46	ethanol	Air	g	4.92	0.362	4.96	-0.405
47	ethene	Air	g	7.65	0.806	7.08	-0.24
48	ethylbenzene	Air	g	8.51	1.57	7.58	-0.631
49	ethyne	Air	mg	236	16.6	227	-7.43
50	Fe	Air	g	41	3.02	41.4	-3.43
51	formaldehyde	Air	g	49.5	4.88	46.1	-1.56
52	H ₂	Air	g	31.2	0.4	x	30.8
53	H ₂ S	Air	g	22.1	1.58	21	-0.473
54	H ₂ SO ₄	Air	g	-7.1	5.06	x	-12.2
55	HALON-1301	Air	mg	83.3	9.89	78.7	-5.25
56	HCl	Air	g	804	62.4	810	-68.6
57	heavy metals	Air	g	5.59	0.41	5.62	-0.432
58	heptane	Air	g	11.8	0.862	11.8	-0.91
59	HF	Air	g	84.5	6.27	85.5	-7.24
60	Hg	Air	mg	143	10.5	143	-10.9
61	I	Air	g	1.81	0.133	1.83	-0.152
62	K	Air	g	9.31	0.686	9.41	-0.785
63	La	Air	mg	30.4	2.24	30.7	-2.52
64	metals	Air	mg	926	891	x	35

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
65	methane	Air	lb	37.6	2.79	36.1	-1.29
66	methanol	Air	g	4.94	0.363	4.98	-0.405
67	Mg	Air	g	27.5	2.03	27.8	-2.3
68	Mn	Air	mg	606	44.2	605	-42.7
69	MO	Air	mg	174	12.8	175	-14.3
70	N ₂ O	Air	g	69.2	6.07	61.5	1.59
71	Na	Air	g	13.2	0.969	13.3	-1.09
72	naphthalene	Air	mg	174	174	x	x
73	Ni	Air	g	5.67	0.446	5.68	-0.455
74	NO ₂	Air	lb	4.41	4.4	x	0.0128
75	non methane VOC	Air	lb	6.78	1.21	5.85	-0.288
76	NO _x	Air	lb	37.9	6.51	33.2	-1.73
77	NO _x (as NO ₂)	Air	lb	2.7	2.26	x	0.436
78	P	Air	mg	894	65.9	903	-75.4
79	PAH's	Air	mg	447	31.6	428	-12.8
80	Pb	Air	g	1.23	0.0827	1.09	0.051
81	pentane	Air	g	81.2	9.01	75.8	-3.6
82	phenol	Air	mg	18.7	1.31	18	-0.585
83	propane	Air	g	90.8	14.1	79.8	-3.15
84	propene	Air	g	13.5	11.6	2.05	-0.142
85	propionic acid	Air	mg	746	51.7	710	-15.6
86	Pt	Air	ng	201	14.2	195	-8.93
87	Sc	Air	mg	-510	0.843	11.6	-0.952
88	Se	Air	mg	11	50.8	696	-57.8
89	silicates	Air	g	197	14.5	199	-16.4
90	slag	Air	g	261	261	x	x
91	SO ₂	Air	kg	51.3	27.5	25.9	-2.19
92	Soot	Air	kg	1.47	1.47	x	x
93	SO _x	Air	lb	8.94	9.22	x	-0.28
94	SO _x (as SO ₂)	Air	g	103	86	x	17.1
95	Sr	Air	g	1.24	0.0915	1.25	-0.105
96	Th	Air	mg	67.8	5	68.6	-5.81
97	Ti	Air	g	3.34	0.247	3.38	-0.283

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
98	Tl	Air	mg	2.82	0.207	2.84	-0.234
99	toluene	Air	g	53.3	39.7	14.3	-0.725
100	U	Air	mg	29.6	2.18	29.9	-2.53
101	unspecified emission	Air	mg	-72	x	x	-72
102	V	Air	g	20.9	1.53	21	-1.71
103	vinyl chloride	Air	mg	10.1	0.729	10	-0.659
104	water	Air	mg	-15.8	x	x	-15.8
105	xylene	Air	g	32.1	2.36	32.4	-2.7
106	zinc oxide	Air	g	-18.7	x	x	-18.7
107	Zn	Air	g	-6.95	3.95	1.87	-12.8
108	Zr	Air	mg	6.21	0.432	5.92	-0.141
109	heat losses to water	Non mat	kWh	1.56E+04	-1.06E+03	-1.46E+04	-31.9
110	heat losses to soil	Non mat	MJ	68.3	2.43	33.3	32.6
111	radioactive substance to air	Non mat	kBq	-5.69E+05	1.67E+04	2.14E+05	-8.00E+05
112	heat losses to air	Non mat	MWh	16.8	1.25	17.1	-1.59
113	radioactive substance to water	Non mat	kBq	-5.27E+03	154	1.98E+03	-7.40E+03
114	land use II-III	Non mat	m ² a	131	10.9	150	-29.4
115	land use III-IV	Non mat	m ² a	7.81	0.554	7.6	-0.345
116	land use II-IV	Non mat	m ² a	12	0.861	11.8	-0.67
117	land use IV-IV	Non mat	cm ² a	133	9.85	135	-11.5
118	additions	Raw	kg	-25	x	x	-25
119	baryte	Raw	lb	6.97	0.497	6.81	-0.339
120	bauxite	Raw	g	731	155	754	-178
121	bentonite	Raw	g	780	64.1	879	-163
122	chromium (in ore)	Raw	g	60.1	4.6	63.1	-7.64
123	clay minerals	Raw	mg	152	440	x	-288
124	coal	Raw	kg	2.12	2.12	x	x
125	coal ETH	Raw	kg	1.53E+03	254	1.38E+03	-103

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
126	cobalt (in ore)	Raw	μg	52.9	3.84	52.7	-3.68
127	copper (in ore)	Raw	g	182	12.5	171	-1.27
128	crude oil	Raw	kg	6.73	x	x	6.73
129	crude oil ETH	Raw	kg	357	45.6	329	-18.1
130	crude oil IDEMAT	Raw	kg	229	229	x	x
131	energy (undef.)	Raw	MJ	633	633	x	x
132	energy from coal	Raw	MJ	-44	x	x	-44
133	energy from hydro power	Raw	kWh	2.21E+04	1.57E+03	2.07E+04	-167
134	energy from natural gas	Raw	MJ	-651	x	x	-651
135	energy from oil	Raw	MJ	-518	x	x	-518
136	energy from uranium	Raw	kWh	374	381	x	-7.22
137	gas from oil production	Raw	m ³	15.9	1.17	16	-1.23
138	iron (in ore)	Raw	kg	27.9	1.98	27.2	-1.26
139	iron (ore)	Raw	g	19.3	22.6	x	-3.27
140	lead (in ore)	Raw	g	2.17	0.131	1.8	0.231
141	lead (ore)	Raw	kg	312	312	x	x
142	lignite ETH	Raw	kg	1.66E+03	122	1.67E+03	-136
143	limestone	Raw	g	16.1	18.8	x	-2.66
144	manganese (in ore)	Raw	g	61.1	4.25	58.2	-1.4
145	marl	Raw	kg	101	7.15	98.1	-4.1
146	methane (kg)	Raw	lb	22.2	1.62	22.2	-1.62
147	molybdene (in ore)	Raw	μg	18.3	1.34	18.4	-1.39
148	NaCl	Raw	g	51.2	51.2	x	x
149	natural gas	Raw	lb	309	309	x	0.00041
150	natural gas (vol)	Raw	m ³	7.03	x	x	7.03
151	natural gas ETH	Raw	m ³	981	68.9	933	-20.5
152	nickel (in ore)	Raw	g	9.08	0.983	13.5	-5.38
153	palladium (in ore)	Raw	μg	1.87	0.132	1.81	-0.0671
154	platinum (in ore)	Raw	μg	3.83	0.27	3.71	-0.151

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
155	pot. Energy hydropower	Raw	kJ	1.01E+03	808	x	202
156	process water	Raw	cm ³	25.2	x	x	25.2
157	rhenium	Raw	μg	1.04	0.0732	1	-0.0351
158	rhodium	Raw	μg	1.56	0.11	1.5	-0.0521
159	rock salt	Raw	lb	109	0.852	2.38	106
160	S	Raw	mg	502	36.8	505	-39.3
161	salt	Raw	lb	-7.2	0.956	13.1	-1.05
162	Sb	Raw	mg	41.6	2.34	32.1	-544
163	Sn	Raw	mg	25.6	1.9	26	-2.28
164	tin (in ore)	Raw	mg	539	39.5	541	-41.6
165	unspecified energy	Raw	MJ	2.5	16.6	x	-14.1
166	uranium (in ore)	Raw	g	-6.57	0.192	2.46	-9.22
167	uranium (ore)	Raw	g	26.4	26.4	x	x
168	water	Raw	ton	206	16.1	210	-19.9
169	water (cooling)	Raw	kg	200	x	x	200
170	water (process)	Raw	ton	3.13	3.13	x	x
171	water (surface, for process.)	Raw	ton	55.2	x	x	55.2
172	wood	Raw	lb	33.2	2.41	33	-2.18
173	zeolite	Raw	g	21	1.54	21.1	-1.71
174	zinc (in ore)	Raw	mg	622	45.8	629	-52
175	zinc (ore)	Raw	kg	-502	x	x	-502
176	carbon	Soil	g	4.13	x	x	4.13
177	Cd	Soil	μg	18	x	x	18
178	Hg	Soil	μg	151	x	x	151
179	N-tot	Soil	mg	32.4	x	x	32.4
180	Pb	Soil	kg	1.68	x	x	1.68
181	Zn	Soil	ng	17.6	x	x	17.6
182	active nuclear waste	Solid	cm ³	-1.12	0.0304	0.417	-1.56
183	chemical waste	Solid	g	175	176	x	-1.02
184	final waste (inert)	Solid	kg	823	63.9	874	-115

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
185	industrial waste	Solid	g	20	20	x	x
186	inorganic general	Solid	kg	1.47	1.47	x	x
187	low, med. act. nucl. waste	Solid	cm ³	977	72.6	996	-91.4
188	mineral waste	Solid	g	108	108	x	x
189	product. waste (inert)	Solid	kg	162	11.4	156	-5.9
190	Sn	Solid	mg	25.7	1.9	26	-2.19
191	Acid as H ⁺	Water	g	1.31	1.07	1.48	-1.24
192	Ag	Water	mg	16	0.721	9.89	5.42
193	Al	Water	lb	4.85	0.355	4.86	-0.368
194	alkanes	Water	g	2.31	0.168	2.31	-0.168
195	alkenes	Water	mg	209	15.3	209	-15.3
196	anorg. dissolved subst.	Water	g	401	336	x	65
197	AOX	Water	mg	61.1	7.59	57.3	-3.74
198	As	Water	g	4.45	0.327	4.46	-0.334
199	B	Water	g	3.33	0.246	3.37	-0.284
200	Ba	Water	g	220	18.1	217	-15.9
201	baryte	Water	g	616	43.9	602	-30
202	Be	Water	mg	2.4	0.00228	0.0312	2.37
203	benzene	Water	g	2.31	0.169	2.31	-0.169
204	BOD	Water	g	3.62	2.72	1.15	-0.26
205	Calcium compounds	Water	lb	5.31	0.388	5.33	-0.411
206	Cd	Water	g	-36.8	0.0106	0.133	-36.9
207	chlorobenzenes	Water	ng	34.3	2.38	32.7	-0.833
208	Cl	Water	kg	23.5	2.15	22.8	-1.46
209	CO	Water	g	4.48	0.321	4.41	-0.251
210	COD	Water	g	1.26E+03	373	22.4	864
211	Cr	Water	g	23.2	1.64	22.4	-0.761
212	Cr (VI)	Water	mg	4.97	0.367	5.03	-0.429
213	crude oil	Water	g	1.09	3.84	1.38	-4.13

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
214	Cs	Water	mg	16.4	1.2	16.5	-1.27
215	Cu	Water	g	8.14	0.811	11.1	-3.75
216	CxHy	Water	g	445	51.5	426	-32.3
217	CxHy aromatic	Water	g	12.2	1.57	11.3	-0.65
218	CxHy chloro	Water	mg	10.2	1.43	9.11	-0.385
219	cyanide	Water	mg	509	39	487	-17.1
220	dichloroethane	Water	mg	8.82	0.638	8.75	-0.575
221	dissolved organics	Water	g	15.6	2.44	13.7	-0.592
222	dissolved substances	Water	g	1.10E+03	122	934	46.1
223	DOC	Water	µg	528	412	x	117
224	ethyl benzene	Water	mg	394	28.8	396	-30.4
225	Fats/oils	Water	mg	136	x	x	136
226	Fe	Water	lb	7.31	0.538	7.36	-0.589
227	fluoride ions	Water	g	6.58	0.482	6.61	-0.509
228	formaldehyde	Water	µg	311	21.8	299	-9.75
229	glutaraldehyde	Water	mg	76	5.41	74.3	-3.7
230	H ₂	Water	g	7.71	7.71	x	x
231	H ₂ S	Water	mg	311	21.6	296	-7.03
232	Hg	Water	mg	7.74	0.43	5.78	1.53
233	HOCL	Water	g	18.3	1.34	18.4	-1.53
234	I	Water	g	1.64	0.12	1.65	-0.127
235	K	Water	g	740	54	741	-55.4
236	Kjeldahl-N	Water	mg	385	323	x	62.5
237	metallic ions	Water	g	51.6	54.9	x	-3.33
238	methylene chloride	Water	mg	29.5	2.1	28.8	-1.44
239	Mg	Water	lb	4.12	0.301	4.13	-0.312
240	Mn	Water	g	46.2	3.37	46.2	-3.33
241	MO	Water	g	5.8	0.423	5.8	-0.424
242	Na	Water	lb	16.1	1.18	16.2	-1.27
243	NH ₄ ⁺	Water	g	3.47	2.77	x	0.697
244	Ni	Water	g	12.3	0.821	11.2	0.314
245	nitrate	Water	g	55	4.53	54.3	-3.87

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
246	N-tot	Water	g	37.4	4.59	36.1	-3.3
247	oil	Water	g	27.6	23.2	x	4.36
248	PAH's	Water	mg	229	27.1	216	-14.3
249	Pb	Water	g	21.7	0.852	11.7	9.23
250	phenol	Water	g	2.74	0.217	2.73	-0.21
251	phenols	Water	mg	137	115	x	22.3
252	phosphate	Water	g	284	9.91	132	142
253	P-tot	Water	µg	385	47.1	646	-308
254	sand	Water	mg	13	x	x	-7.2
255	Sb	Water	mg	11.5	3.06	42	-3.46
256	Se	Water	g	689	0.805	11	-0.838
257	Si	Water	mg	14.7	1.04	14.3	-0.713
258	silver	Water	mg	970	71	974	-74.7
259	SO ₃	Water	mg	855	63.2	867	-74.3
260	Sr	Water	g	126	9.19	126	-9.63
261	sulphate	Water	g	681	16.4	x	664
262	sulphates	Water	kg	4.84	1.17	16	-12.3
263	sulphide	Water	mg	32.6	27.4	x	5.3
264	suspended solids	Water	lb	3.14	0.234	x	2.91
265	suspended substances	Water	lb	4.33	0.413	4.17	-0.254
266	Ti	Water	g	132	9.64	132	-9.86
267	TOC	Water	lb	2.44	0.186	2.31	-0.0499
268	toluene	Water	g	2.22	0.256	2.1	-0.133
269	tributyltin	Water	mg	64.1	4.71	64.5	-5.2
270	trichloroethene	Water	mg	1.51	0.109	1.5	-0.0988
271	unspecified emission	Water	g	1.97	x	x	1.97
272	V	Water	g	11.3	0.809	11.1	-0.634
273	W	Water	mg	20.7	1.53	21	-1.79
274	xylene	Water	g	1.67	0.122	1.67	-0.122
275	Zn	Water	lb	-2.74	0.0037	0.0498	-2.79