

行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

子計畫四：焚化灰渣之健康風險評估、風險管理與再利用決策系統之研發：不確定性分析與資訊價值評估方法之研擬
(II)

計畫類別：整合型計畫

計畫編號：NSC93-2621-Z-002-023-

執行期間：93年08月01日至94年07月31日

執行單位：國立臺灣大學環境工程學研究所

計畫主持人：馬鴻文

計畫參與人員：陳彥全、王朝民

報告類型：完整報告

處理方式：本計畫可公開查詢

中 華 民 國 94 年 10 月 30 日

摘要

在進行風險評估時，不確定性是難以避免的重要課題。雖然風險評估提供一套系統化的科學方法與程序，在實際的評估中，由於考量範疇的全面性、因素的複雜性，以及知識的不完全與資訊的不足，評估的結果必然存有不確定性。伴隨著不確定性的評估結果常混淆決策，產生在不確定性下做決策的困難。本研究探討較少且較為不易處理的模式不確定性問題。風險評估依賴模式連結污染源與受體，而各種已發展的統計或理論模式，可能因為考量情境、簡化程度及計算方法的不同，而有相異之評估結果；對決策者而言，模式的不確定性便實化成為模式的選擇。藉由篩除不適的模式，以及選擇有助於決策的模式，即能降低模式不確定性。本研究一方面針對灰渣掩埋場進行滲出水及地下水之戴奧辛採樣並進行風險評估，一方面發展模式之選擇方法以降低模式不確定性。

Abstract

It is inevitable to involve uncertainty in performing risk assessment. While risk assessment provides systematic method and procedure to assess environmental and health impact, uncertainty exists because of the great scope, complex factors, imperfect knowledge and insufficient information associated with the problem situation. The assessment results accompanied by uncertainty confuse decisions, making the decision under uncertainty difficult. This research explores the issue of model uncertainty that is rarely and is not easily treated. Risk assessment relies on the use of modeling in relating risk source to receptors. However, the results of different models are usually different due to differences of considered scenario, simplification degree, and calculation algorithms. For decision makers, the issue of model uncertainty has become the issue of model selection. The model uncertainty can be reduced by screening inappropriate models and selecting models that facilitate decision making. This study measures the dioxins content in the leachate and groundwater in the vicinity of ash landfills, and subsequently estimates the associated risk. The methodology of reducing model uncertainty based on the selection of models has also been developed.

前言

焚化灰渣之健康風險評估、風險管理與再利用決策系統之研發計劃，第二年的研究主題為掩埋焚化飛灰中戴奧辛風險評估之不確定性分析與資訊價值評估方法之研擬。研究內容包括將風險分析以至風險管理各步驟中所含的不確定性來源加以確定與分類，然後，規劃具效率之不確定性降低方法，以建立未來執行戴奧辛實地多介質風險評估的全盤不確定性分析、量化與有效降低流程，同時計算不確定性降低時所產生的資訊價值。因此，今年的研究成果分為四部份，第一部份為焚化灰渣掩埋之戴奧辛風險評估，包括國內灰渣掩埋之概況分析、選取適當掩埋場進行採樣分析，以及根據檢測結果進行戴奧辛風險評估；第二部份為不確定性的來源與分類，除了將風險評估中的不確定性來源重新分類之外，同時回顧近年風險評估中不確定性的量化與分析方法；第三部份為模式不確定性降低之灰渣掩埋風險案例研究，以今年山豬窟監測井的檢測資料為基礎，驗證第一年建立的比較各模式暴露途徑與情境適合度之模式選擇方法，確定灰渣掩埋風險評估中的不確定性可有效降低；第四部份為決策不確定性降低之案例研究，同樣以模式選擇比較為基礎，結合決策目標與不確定性分析方法，透過比較各模式為降低參數不確定性至不干擾決策所需花費的成本，選擇出有助於決策且成本最小之最佳模式，藉以有效降低決策不確定性。

第一部份、焚化灰渣掩埋之戴奧辛風險評估

關於國內目前焚化灰渣掩埋的狀況，雖然自從民國 89 年後，已陸續針對焚化後飛灰進行固化處理以達安定化之效果，但是經過調查了解之後，仍然可以發現國內在焚化後的灰渣管理上，有許多的進步空間，從表 1-1 中，以后里焚化廠飛灰產生推估量與處理量的比較為例，后里焚化爐從 89 年到 91 年焚化後飛灰產生推估量為 33,811 公噸，但實際統計之處理量卻僅有 23,125 公噸，代表這三年之間，約佔總量 31.6% 之 10,686 公噸飛灰未妥善掌握其流向，這些焚化飛灰可能是於進入掩埋場時統計錯誤，或是根本未經妥善處理處置，甚至是否直接隨意棄置而嚴重污染當地土壤與地下水，則無法確知，但是根據之前的文

獻整理，已知飛灰中重金屬的溶出與移動，以及戴奧辛在有機含量高的環境也可能溶出移動的可能性，必須加強焚化灰渣的流向管理，以確保環境生態與人體健康不會受到灰渣釋出污染物更進一步的傷害。

表 1-1 后里焚化廠飛灰產生推估量與處理量比較表

年度	灰渣產生量（依垃圾量推估）		灰渣處理量	
	底灰	飛灰	底灰	飛灰
89 年	20,907	5,227	28,745	1,779
90 年	55,752	13,938	72,095	9,242
91 年	58,580	14,645	51,199	13,940
合計	135,239	33,811	152,039	24,961

資料來源：行政院環保署，92 年 4 月

除了上述灰渣可能沒有經由適當的最終處理處置所造成的傷害，進一步也必須了解灰渣掩埋後，是否會釋出污染物而污染掩埋場周圍的土壤地下水，因此，從表 1-2 再進一步以后里焚化廠的灰渣管理為例，分析后里焚化爐灰渣於各掩埋場的掩埋資料得知，截至 92 年 4 月為止，除了石岡鄉以外，其餘掩埋場仍未封閉，持續開放垃圾與灰渣混埋，這樣的處置方式，由之前戴奧辛與重金屬之溶出與移動之相關文獻證明，是屬於容易溶出戴奧辛與重金屬，甚至污染土壤地下水的危險處置方式；除了東勢鎮外，其餘掩埋場全無進場規範；僅有龍井梧棲與神岡兩場設有雙層不透水布；除了大里市外，各掩埋場不曾定期檢驗滲出水，而且各掩埋場多無設監測井。雖然以上只是單一焚化爐灰渣的掩埋情形，並無法代表國內所有焚化灰渣的掩埋狀況，但是以較保守的角度考量，對於灰渣中有毒物質可能造成環境之風險，的確有學術上與實務上研究之必要性與價值。因此，必須進一步選擇適當的掩埋場，了解灰渣掩埋後是否會釋出高量的污染物，進而造成週遭環境與人體的風險。

表 1-2 后里焚化爐之灰渣掩埋場概況

場址	累計底渣 (公噸)	累計飛灰 (公噸)	衛生 掩埋	封 閉	進場 規範	飛灰 獨立 掩埋	雙層 不透 水布	定期滲 出水檢 驗	監測 井數 量
后里鄉	7,926	—	是	否	無	—	否	否	0
東勢鎮	3,386	—	是	否	有	—	否	否	0
新社鄉	1,561	—	是	否	無	—	否	否	1
太平市	21,400	—	是	否	無	—	否	否	0
大里市	4,285	—	是	否	無	否	是	是	0
龍井梧棲	19,315	9,106	是	否	無	是	是	否	2
神岡鄉	36,505	14,079	是	否	無	—	否	否	0
豐原市	11,399	—	否	否	無	—	否	否	0
大雅鄉	6,214	—	否	否	無	—	否	否	0
潭子鄉	6,370	—	是	否	無	—	否	否	0
石岡鄉	201	—	否	是	無	—	否	否	0
清水鎮	5,229	—	是	否	無	—	否	否	0
和平鄉	565	—	是	否	無	—	否	否	1
大甲鎮	6,930	—	是	否	無	—	否	否	4

資料來源：行政院環保署，92年4月

表 1-3 是全國公有垃圾掩埋場掩埋焚化灰渣之彙整總表，雖然所有的掩埋場都表示底層有鋪設不透水布，但是本研究計劃仍將選擇數個具有代表性的場址，進行滲出水儲留池與地下水監測井之採樣，以確實了解焚化灰渣掩埋是否會有戴奧辛溶出的危險，由於考量採樣的方便性，以及該場址近年是否有掩埋大量的焚化灰渣，因此選擇台北市山豬窟、台北縣樹林市與八里鄉三個具有代表性之掩埋場，進行地下水戴奧辛與重金屬採樣分析，由表 1-3 可以發現，其中山豬窟掩埋場是生垃圾與底渣和飛灰固化物混合掩埋，八里掩埋場是生垃圾與底渣混合掩埋，樹林掩埋場則是純飛灰固化物掩埋場，檢測分析所得到的濃度結果，將進行相關的風險評估，以及驗證第一年計畫所建立模式選擇以降低模式不確定性方法之強度與適用性，同時可篩選出適合此案例情境之多介質模式，並有效降低模式不確定性。

表 1-3 全國公有垃圾掩埋場掩埋焚化灰渣彙整表

場址	90 年至 93 年 6 月 掩埋數量累計(公噸)		掩埋方式	不透水 布鋪設	監測井 數目	監測井 定期監測
	底渣	飛灰固化物				
基隆市天外天	54,262	—	衛生	是	3	是
台北市山豬窟	264,035	31,241	衛生	是	6	是
新竹市	125,949	28,889	衛生	是	4	是
蘆竹鄉	4,397	12	衛生	是	2	否
龍潭鄉	4,976	1,367	衛生	是	2	否
新屋鄉	4,955	250	衛生	是	2	否
平鎮市	30,889	3,990	簡易	辦理遷移作業中		
龜山鄉	7,427	13,660	衛生	是	1	否
大園鄉	6,474	1,117	衛生	是	2	否
桃園市	79,708	1,562	衛生	是	2	否
中壢市	21,841	11,699	衛生	是	2	否
八德市	73	8,999	衛生	是	3	否
楊梅鎮	14,899	2,069	衛生	是	設置中	否
大溪鎮	4,077	3,645	衛生	是	1	是
觀音鄉	2,819	333	衛生	是	設置中	否
八里鄉	666,504	—	衛生	是	6	是
樹林市	—	98,005	衛生	是	3	是
台中市	106,123	16,243	衛生	是	4	是
豐原市	6,525	—	簡易	已辦理封閉		
潭子鄉	3,114	—	簡易	已辦理封閉		
石岡鄉	201	—	簡易	已辦理封閉		
后里鄉	2,723	—	衛生	是	設置中	否
東勢鎮	2,292	—	衛生	是	設置中	否
新社鄉	435	—	衛生	是	1	否
太平市	19,194	—	衛生	是	2	否
大里市	8,146	24	衛生	是	2	是
龍井梧棲	28,535	19,573	衛生	是	2	是
神岡鄉	32,473	18,991	衛生	是	設置中	否
大雅沙鹿	4,284	—	衛生	是	2	是
外埔鄉	129	—	衛生	是	2	是
清水鎮	11,084	—	衛生	是	1	否
和平鄉	565	—	衛生	是	1	否
大甲鎮	13,780	—	衛生	是	4	是
鹿港鎮	19,607	16,391	衛生	是	設置中	否
埤頭鄉	12,810	372	衛生	是	設置中	否
田尾鄉	9,116	4,943	衛生	是	設置中	否
芳苑福興區域場	55,522	4,402	衛生	是	2	是
溪洲區域場	29,555	12,648	衛生	是	1	否

二林鎮	7,143	4,622	衛生	是	3	是
竹塘鄉	254	—	衛生	是	0	否
和美鎮	12,304	23	衛生	是	2	是
南投縣草屯鎮	926	3,583	衛生	是	2	否
嘉義市崎頂	13,738	—	衛生	已辦理封閉		
竹崎鄉	51,099	—	衛生	是	2	是
溪口鄉	9,636	—	衛生	是	2	是
太保市	—	12,953	衛生	是	4	是
六腳	7,210	—	衛生	是	2	是
札子市	16,980	—	衛生	是	4	是
水上鹿草區域場	13,897	3,585	衛生	是	4	是
東石六腳區域場	90	11,188	衛生	是	2	是
鹿草掩埋場	14,842	—	衛生	是	2	是
義竹鄉	11,974	—	衛生	是	1	是
台南市城西里	97,074	—	衛生	是	14	是
高雄市大林埔	212,376	117,470	衛生	是	4	是
湖內鄉	17,625	—	衛生	是	2	否
梓官鄉	10,199	—	衛生	是	2	是
永安鄉	393	—	衛生	是	2	否
岡山區域場	18,881	—	衛生	是	2	是
燕巢鄉	296,305	72,510	衛生	是	2	是
大寮鄉	42,671	—	衛生	是	2	是
路竹鄉	10,728	1,089	衛生	是	2	是
枋寮區域場	91,491	33,377	衛生	是	2	是
南州區域場	8,492	—	衛生	是	2	是
東港區域場	19,612	—	衛生	是	2	是
恆春鎮	1,292	—	衛生	是	3	是

資料來源：行政院環保署，93年9月

在進行灰渣掩埋之戴奧辛風險評估之前，必須回顧近年重要的環境多介質模式，以選取出數個適合進一步作為模式選擇方法的候選模式，目前的環境多介質模式，均為結合多介質傳輸與多途徑暴露模式之複合模式，其模擬情境可同時考慮多種污染物、多種傳輸途徑（包括土壤、地下水、地表水、空氣與食物鏈等）、多重暴露途徑（包括攝食、呼吸與皮膚吸收等），來針對不同的暴露族群（包括成人與小孩等）了解其接近實際狀況的健康風險，所以，必須針對焚化飛灰中戴奧辛釋出後，選擇適當的環境多介質模式，以幫助進行後續的模式驗證、不確定性分析、敏感度分析與資訊價值評估方法等工作，以及風險管理與決策支援系統之建立，所以，在進行灰渣掩埋戴奧辛風險評估與模式選

擇方法建立之前，本子計畫先針對國外近年被廣泛採用且具有一定可信度與實用性的環境多介質模式，進行回顧與研究分析，以初步選取數個適合本子計畫情境設定之風險評估模式，各個環境多介質模式之回顧與彙整分析如下表 1-4。

表 1-4 各多介質模式比較總表

模式簡稱	模式全名	研發單位	模式簡介	模式來源	相關論文
MEPAS	Multimedia Environmental Pollutant Assessment System	Pacific Northwest National Laboratory	採用較高階的數學模式，整合污染物之傳輸與暴露途徑，以推估環境濃度及環境暴露導致之慢性健康衝擊。	http://mepas.pnl.gov/earth/mepasbuy.html 需要購買	Buck et al., 1995
MMSOILS	The Multimedia Contaminant Fate, Transport, and Exposure Model	USEPA 的 Office of Research and Development	主要用以估算各種有害廢棄場址所釋放之化學污染物質，經由多介質環境傳輸後，造成周遭居民之污染暴露量與健康風險值，以作為比較各有害廢棄場址之相對危害性的篩選工具。	http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/msoils/index.htm 免費下載	US EPA, 1996
CalTOX	A Multimedia Total Exposure Model for Hazardous Waste Sites	Lawrence Berkeley National Laboratory	主要用於量化土壤污染，與造成人體負面健康效應風險之間的關係，因此，此模式可以由土壤污染計算出受體風險，也可以由可接受的風險標準反推出土壤清除標準。	http://eetd.lbl.gov/ie/ERA/caltox/ 免費下載	Mckone, 1993a, b, and c
3MRA	Multimedia, Multipathway, Multireceptor Risk Assessment	USEPA 的 Office of Research and Development 和 Office of Solid Waste	用來估算已受管理之工業廢棄物，其可能經由多介質傳輸、多途徑暴露而釋放出污染物質，而造成各個不同暴露族群(包括人類及生態暴露族群)的風險。為一全國性的尺度，提供資訊給管理者做決策。	http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/3mra/index.htm 免費下載	Marin et al., 1999; Saleem et al., 1999
TRIM	Total Risk Integrated Methodology	USEPA 的 Office of Air Quality Planning and Standards	主要作為估算有毒氣體與法規規定的氣體濃度標準，是否會對人體與生態造成衝擊的評估模式	http://www.epa.gov/tn/fera/fate_download.html 免費下載	USEPA, 2002a, 2002b

為了建立風險評估中不確定性降低之方法，以灰渣掩埋中戴奧辛的風險評估作為案例模擬，因此，經由上表有關環境多介質模式的回顧分析後，首先初步選取三個適用於土壤與地下水污染的多介質模式，包括 MEPAS、MMSOILA

和 CalTOX 模式，進行風險評估的計算，然後進行三個模式之間的比較驗證，規劃具效率之不確定性降低方法。

本研究計畫選取台北地區三個有掩埋灰渣的掩埋場，包括山豬窟、樹林與八里三個掩埋場，進行各掩埋場之監測井水與滲出水中戴奧辛的採樣工作，水樣則交由正修科技大學進行檢測分析，以了解戴奧辛釋出的可能性與危險性，其中山豬窟與八里掩埋場是灰渣與生垃圾混合掩埋，樹林則是純飛灰固化物掩埋場，另外，每一個掩埋場所選取的監測井，都是各掩埋場地下水流方向之監測井，所採出的樣本因此具有代表性；檢測出戴奧辛濃度之後，再分別以三個多介質模式，包括 MEPAS、MMSOILA 和 CalTOX 模式，進行風險評估的計算，同時配合蒙地卡羅方法進行不確定性分析，結果如下表 1-5。

表 1-5 各掩埋場滲出水與監測井水中戴奧辛濃度與其致癌風險

場址名稱	地下水戴奧辛濃度 (pg-TEQ/L)	各模式累積機率 95% 風險值		
		MEPAS	MMSOILS	CalTOX
山豬窟監測井	0.011	8.00E-11	3.01E-11	1.48E-08
山豬窟滲出水	0.321	2.19E-09	9.05E-10	4.60E-07
樹林滲出水	0.057	3.94E-10	1.61E-10	8.25E-08
八里監測井	0.006	4.01E-11	1.71E-11	8.77E-09
八里滲出水	2.48	1.71E-08	7.10E-09	3.51E-06

由表 1-5 發現，地下水中的戴奧辛濃度，從最小的 0.006pg-TEQ/L，到最大的 2.48pg-TEQ/L，以這些水中戴奧辛濃度為基礎，各模式計算出累積機率 95% 下之致癌風險值的範圍，則介於 1.71×10^{-11} 到 3.51×10^{-6} 之間，比較各模式的計算結果，在相同的情境下，CalTOX 所計算出的風險值是三個模式中最高的，其次是 MEPAS 模式，MMSOILS 模式最小，因此，只有 CalTOX 模式在計算八里滲出水的風險是大於 10^{-6} ，顯示大部份的情況下，無論經由任何模式的計算，所得到的風險都是小於安全值的，換句話說，只要掩埋場在正常管理的情形下，焚化灰渣經由掩埋後，所產生戴奧辛風險的可能性與危害性並不高。另外，樹林掩埋場的監測井，因為井內水位太深而無法經由幫浦將水抽入採樣器，雖然如此，以樹林掩埋場滲出水的濃度進行相對保守的風險計算（合理假設同一掩埋場之監測井的濃度小於滲出水的濃度），結果發現三個模式所計算的風險值分別為 MEPAS 的 3.94×10^{-10} 、MMSOILS 的 1.61×10^{-10} 和 CalTOX 的

8.25×10^{-8} ，都遠遠小於 10^{-6} ，因此，可推斷樹林掩埋場之監測井的風險值小於安全值。

接下來有關不確定性的研究，分別為三部分，第一部份針對近年風險評估中不確定性的來源，進行分析與重新分類，同時回顧不確定性的量化分析方法；第二部份以山豬窟監測井為案例，以本計劃第一年建立的模式選擇方法為基礎，進行各模式之間各暴露途徑之比較分析，以篩選出適合執行掩埋場中戴奧辛風險評估之多介質模式，同時有效率降低模式不確定性；第三部份繼續以第一年之地下水污染案例，建立結合決策目標與不確定性分析的模式選擇方法，透過比較各模式為降低參數不確定性至不干擾決策所需花費的成本，選擇出對決策有幫助且成本最小之最佳模式，藉以有效降低決策不確定性。

第二部份、不確定性的來源與分類

風險評估方法在納入實地、多介質與機率性等概念考量後，已漸趨成熟，但是隨之而增加的複雜度，使得完整的風險評估架構中，存在著許多的不確定性，導致風險評估可信度的降低，因此，近年風險評估的研究都聚焦於不確定性的研究，因為無論是不正確的參數或參數本身的變異性、模式簡化過程中產生的錯誤與選擇不適當的模式，以及不同的情境設計所產生的不確定性等，都會造成評估者與風險管理者在進行風險評估時的困擾。

回顧與統整歷年來各學者針對風險評估中不確定性的分類相關文獻後，本研究計畫重新將不確定性分為參數、模式、決策三大類不確定性，並說明各不確定的來源如下（Finkle, 1990; USEPA, 1992; Moschandreas and Karuchit, 2002; Dubus et al., 2003）：

- 一、參數不確定性來源：所有參數不確定性的來源都與模式中的參數有關，包括有（1）原始資料：包括透過田野調查或實驗室實驗時，因為量測錯誤或採樣數不足等原因，所造成的不確定性；（2）替代資料：無論從原始資料代入參數，或是由文獻報告中所找到的參數資料，都存在與真實值之間的誤差；（3）變異性：參數本身具有物理上與時空上的變異性。
- 二、模式不確定性來源：所有模式不確定性的來源都與模式本身的架構有關，包括有（1）模式差異：不同模式之間本身就具有因為結構與組成公式的不同而有差異；（2）模式簡化：模式本身設計時，即忽略重要的傳輸或暴露途徑；（3）模式錯誤：模式本身的結構與公式有錯誤；（4）模式限制：各模式通常只適用於某些特定情境與某類污染物；（5）關係錯誤：因為模式參數之間存在相關係數所導致的錯誤。
- 三、決策不確定性來源：整合各分類方法中的情境與決策規則不確定性，總稱為決策不確定性，此部份不確定性主要都因為不同的模式評估者之主觀性考量不同所造成的，包括有（1）情境設計：包括不同的系統邊界、傳輸途徑選取與暴露情境組合設計的不當、選擇不適合或錯誤的模式進行模擬等；（2）模式模擬：包括不同人模擬所造成的主觀差異、執行模擬過程中產生錯誤或定義不清等；（3）結果呈現：包括沒有適當處理不合理之結果，以及用不同的機率風險值呈現結果。

以上的分類方式，只有參數不確定性的來源是清楚明確的，而且在一般研究中廣泛被接受的，但是模式選擇卻可能同時是模式不確定性與決策不確定性的來源。將模式選擇細分，選擇出不適合案例情境的模式產生的是模式不確定性，因為每人主觀差異選擇出不適合決策的錯誤模式，以及因此模擬出不同結果屬於決策不確定性。在本研究計畫中，後續將探討模式選擇造成模式不確定性與決策不確定性的差異與影響。

在一般的不確定性問題的分析量化中，最為被廣泛討論的是參數不確定性的分析與量化，而且使用的方法眾多。根據以上的分類方式，參數不確定性主要有兩個來源，一是資料缺乏或資訊錯誤時所造成的不確定性（Uncertainty），一是時空與物理中自然存在之隨機變異（randomness）的變異性（Variability）。其中變異性無法透過更多的資料收集予以降低，另外，雖然不確定性可以經由更多的資料收集來降低，當資料不足以進行統計分析時，就必須有適當的方法來表現不確定性。目前有許多相關的理論與方法用來處理參數不確定性的問題，包括機率理論（probability theory）、貝氏理論（Bayesian theory）、證據理論（evidence theory）、可能性理論（possibility theory）、區間計算理論（interval arithmetic theory）等（Klir and Wierman, 1999）。機率理論是最早發展也依舊是處理參數不確定性最受歡迎的方法，其中又以蒙地卡羅模擬方法（Monte Carlo simulation method）是最為普遍應用的變異性繁衍方法（Smith et al., 1992; Taylor, 1993; Mckone, 1994; Maddalena et al, 2001）。

Helton 在 2004 年歸納出參數不確定性分析的方法，提出不確定性分析的結果可以 $y(x) = [y_1(x), y_2(x), \dots, y_{nY}(x)]$ 表示，其同時為不確定性分析之輸入參數 $x = [x_1, x_2, \dots, x_{nX}]$ 的函數，因此，不確定性分析方法，即是由輸入參數 x 中的不確定性，產生 $y(x)$ 中的不確定性；另外，敏感度分析可以將影響 $y(x)$ 中不確定性的每一個輸入參數 x 的重要性進行排序。因此，綜合參數不確定性分析與敏感度分析可分為以下五大步驟與主題：（1）定義與建立每一個輸入參數 x 的分布；（2）產生輸入參數 x 的採樣集合；（3）繁衍輸入參數 x 的不確定性；（4）不確定性分析結果 $y(x)$ 的呈現；（5）敏感度分析的進行。其中，在第一個建立輸入參數分步的步驟中，雖然通常這些輸入參數分布的建立是經由專家判斷所決定的（Budnitz et al., 1998; Mckay and Meyer, 2000; Helton and Davis, 2003），但是由於參數分布的建立過程可能花費大量的時間與金錢，所以一般

以敏感度分析初步搜尋出對結果不確定性有重要影響之參數，然後再將有限資源集中在降低這些參數的不確定性，因此，以上參數不確定性分析的流程方法，可以在本研究計畫中，幫助以模式選擇方法，選取出花費最少參數蒐集成本之最佳模式，進而降低決策不確定性之研究。

相較於參數不確定性量化的研究眾多，在 Hertwich 等人的研究（2000），以及 Moschandreas 和 Karuchit（2002）提出 SMP 法之前，文獻中卻沒有提出針對模式與決策不確定性進行整體的系統性分析，以及量化分析的特定流程方法。以下段落回顧與討論近年關於模式與決策不確定性的初步分析方法，以支持本研究計畫降低模式與決策不確定性研究的創新性與重要性。

經由 Hertwich 等人（2000）的研究發現，模式不確定性可透過與替代模式公式進行比較的案例研究，以及經過實驗上的檢驗來探討其對總不確定性的影響。因此，近年許多模式比較的相關研究已經了解模式之間具有差異性，尤其以 Mill 和 Laniak 等人從 1997 年開始一系列有關 MEPAS、MMSOILS 和 RESRAD 三個多介質模式之間比較的研究最為完整。雖然這些研究經由一些案例模擬，發現不同模式之間都具有某種程度的一致性來適應相同的案例（Maddalena et al., 1995; Tell and Parkerton, 1997），同時也證明模式之間的確會因為不同的環境流程、數學方程式與情境假設，產生明顯的風險結果差異，甚至相差 100 至 1000 倍（Laniak et al., 1997; Mill et al., 1997; Whelan et al., 1999a, 1999b），但是這樣的模式比較結果，卻只能證明整個多介質模式是難以驗證的，卻無法深入了解模式之間內部細部差異所造成的影響。因此，有些研究將數個模式模擬結果差異的範圍，定為模式不確定性範圍的大小（EPA, 1992; Hoffman and Hammonds, 1994）。然而，透過適當的量測與實驗仍然能改善模式內部的組成，而提高整個模式預測的可信度。

近年更有研究提出分布型方法（distributional approach）來處理決策與模式不確定性，這個新方法是透過模式結構與替代的假設或情境來進行不確定性的分析研究（Fayerweather et al., 1999; Evans et al., 1994），主要是將風險評估與決策樹方法結合來產生最後的分布結果，但是這樣的方法最大的缺點是有太多專家判斷的主觀因素在內，造成結果缺乏客觀的可信度，但是仍不失為分析模式與情境不確定性的一個可行方法。

經由以上的文獻回顧發現，關於模式與決策的不確定性，都只發展到透過數個不同的模式、決策與情境所得到的風險範圍大小，來量化其不確定性大小的階段，對於如何降低模式與決策不確定性則無具體方法，所以，在這樣的觀念與結論的基礎下，本研究計畫將透過建立適當的模式選擇方法，達成有效降低模式與決策不確定性的目標。

第三部份、模式不確定性降低之灰渣掩埋風險案例研究

由於近年風險評估方法已經發展為實地多介質機率性風險評估，但是評估過程中所產生的不確定性問題仍然會大大影響評估結果的可信度，所以近年許多風險評估的研究都著眼於不確定的分析與量化，期望能找出有效降低不確定性的方法。

一般在風險評估中的不確定性可分為參數不確定、模式不確定性和情境不確定性三大類，其中以參數不確定性是最被廣泛研究也比較容易分析量化的，相較之下，模式與情境不確定性的研究就顯得相當的缺乏。雖然有許多不確定性的研究都將模式與情境不確定性直接忽略不考慮，但是 Moschandreas 和 Karuchit 在 2002 年的研究中，已經發現同時考慮參數、模式與情境不確定性實，會比只考慮參數不確定性時大三倍，另外，Pollock 等人在同年的研究中也發現，選擇不同模式會產生大量的模式不確定性，遠比參數所造成的不確定性還大，以上研究雖然已經證實模式與情境不確定性的重要性，但是對於如何降低模式與情境不確定性的方法仍是相當缺乏的，因此，本計劃研究以各多介質模式之間在暴露途徑與風險結果對應關係的比較為基礎，進行模式比較驗證以篩選出較適於情境之模式，藉以有效降低模式不確定性。

本子計劃雖以探討焚化灰渣掩埋中戴奧辛之風險評估為主，但是在第一年計劃尚未取得完整的戴奧辛掩埋相關實場環境與監測資料之前，已初步完成以資料完整之 RCA 場址作為案例，探討模式之間比較驗證後篩選出較佳模式方法之可行性，今年則配合焚化灰渣掩埋中戴奧辛之採樣檢測資料後，選取其中的山豬窟掩埋場資料作為案例，驗證第一年所建立之模式選擇方法的適用性，以完成第二年以模式選擇方法降低灰渣掩埋風險評估中不確定性之研究。

3.1 研究方法

以山豬窟監測井為案例，多介質模式則選擇 MEPAS、MMSOILS 與 CalTOX 三個模式，原因在於這三個模式都是被廣泛使用且適用於地下水污染的環境多介質模式，因此，也符合本研究案例的情境設定為居民直接抽取受污染的地下水，作為家用水與農牧用水。在此情境下，MEPAS 模式所考量的暴露途徑最為完整，包括有飲水、誤食洗澡水、食用家畜肉、飲用牛奶、食用蔬菜、食用作物、誤食土壤、土壤皮膚吸收、洗澡皮膚吸收、洗澡呼吸與室內空

氣呼吸等 11 個暴露途徑，詳見圖 3-1；相較於 MEPAS 模式，MMSOILS 模式沒有考慮誤食洗澡水、洗澡呼吸與室內空氣呼吸等三個途徑；而 CalTOX 則比 MEPAS 少了誤食土壤與皮膚吸收兩個途徑。雖然三模式所考量的暴露途徑有明顯差異，但是基本上在計算暴露量與人體風險的數學公式是相似的，以下為三模式在風險計算（US EPA, 1989）上的通式：

$$CancerRisk = \sum_k [1 - \exp(-ADI_k \times CSF_k)] \approx \sum_k ADI_k \times CSF_k$$

其中 ADI_{ijk} 為經由暴露途徑 k 的每日平均暴露量，單位為 $mg/kg\text{-day}$ ， CSF_k 則是暴露途徑 k 的致癌斜率因子，單位為 $kg\text{-day}/mg$ 。在實際應用上，多以 $ADI \times CSF$ 表示較小的風險值，其中 ADI 為暴露劑量（Mckone, 1993a）的計算公式如下：

$$ADI_{ijk} = C_i \times \left[\frac{C_j}{C_i} \right] \times \left[\frac{CR_{ijk}}{BW} \right] \times \frac{EF \times ED}{AT}$$

ADI_{ijk} 為人體經由環境介質 i 、暴露介質 j 與暴露途徑 k 所攝取到的平均每日暴露量， C_i 為環境介質中的污染濃度， C_j 為暴露介質中的污染濃度， CR_{jk} 為經由暴露途徑 k 於暴露介質 j 中每日的暴露率， EF 為暴露頻率， ED 為暴露時間， AT 為終身平均時間， BW 為受體的體重。

其中暴露介質中的污染濃度 C_j 會因為不同模式中的不同暴露途徑，以及其不同的數學公式計算出不同的污染暴露量，導致最終估算之風險結果的不同，而這些暴露途徑與風險結果的差異，可作為不同模式之間比較分析的基礎，以及作為篩選出較佳模式的依據。

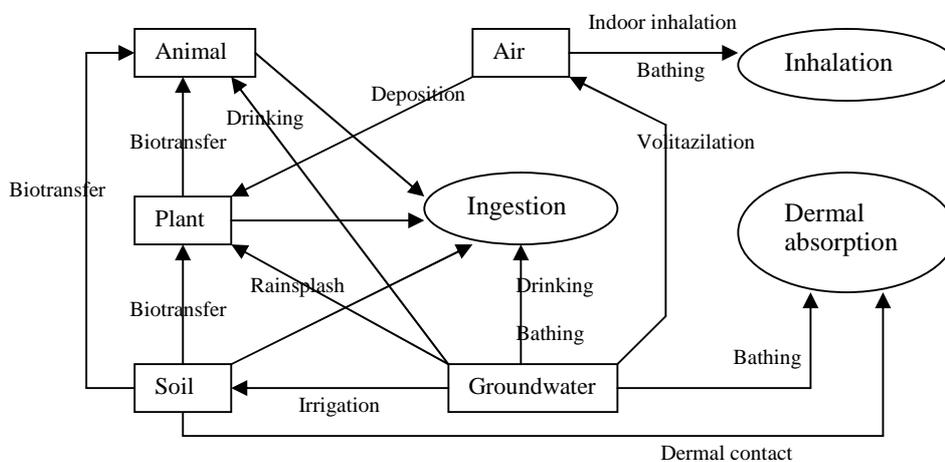


圖 3-1 地下水污染情境下之多介質傳輸與多途徑暴露流程圖

本子計劃之案例研究，使用蒙地卡羅方法來繁衍參數變異性，以估算出包含不確定性的風險值。每一個被認為不確定的輸入參數，都以已知或估計的累積機率函數來表示，然後從每一個參數隨機取樣出一個值來得到一組輸入參數集合後，透過多介質模式計算出風險值，在本案例中，蒙地卡羅重複模擬 5000 次以得到估算風險的累積機率函數。此外，在此情境之下，MEPAS 模式總共有 55 個參數，其中有 33 個需要機率處理，22 個設為定值；CalTOX 共有 43 個參數，28 個需要機率處理，15 個設為定值；MMSOILS 共有 33 個參數，24 個需要機率處理，9 個設為定值。

當使用蒙地卡羅方法繁衍變異性時，結合敏感度分析可以找出對風險結果的變異性/不確定貢獻量最大的重要資訊，在本研究中計算每一個輸入參數與風險結果之間的排序相關係數以得出每個參數對整體不確定性的重要性，相較於其他只以線性關係為基礎的敏感度分析方法，更能清楚排序出輸入參數對整體不確定性的貢獻。

為了降低選擇不當模式所造成的模式不確定性，所以建立以下模式篩選的方法，同時結合敏感度分析以篩選出對風險結果不確定性有重要貢獻的參數，以進一步降低參數不確定性：

- (1) 根據實際案例所設定的情境，來選取各環境多介質模式中相關的暴露途徑進行模擬，並輸入各暴露途徑之數學公式中所有相關物化特性、場址特性與暴露情境等參數，以計算出最後具有機率性的風險值。
- (2) 選取步驟(1)所計算出的風險分布中適當的累積機率百分比值(例如累積機率 95%之值)，比較各模式之間所選取的累積機率百分比值與暴露途徑之間的異同，找出對風險結果有重要貢獻的暴露途徑。
- (3) 進一步比較並分析三個模式之間重要暴露途徑的差異，相較之下，暴露途徑較少的模式如果有因此忽略重要的暴露途徑時，則表示在此情境下為較不適用之模式。
- (4) 針對步驟(3)未排除的模式，進一步結合蒙地卡羅與排序相關係數方法，找出各模式的重要參數，即可得到較適當模式之更具代表性的重要參數。

3.2 結果與討論

3.2.1 特定情境下之各模式風險差異比較

各模式之各暴露途徑計算所得累積機率 95% 風險值結果，詳列於表 3-1，同時也計算出各暴露途徑於各模式中對總風險值的貢獻量，以及各風險途徑之間的差異。由表 3-1 中可以發現，總風險最大的 CalTOX 模式之值與總風險最小的 MMSOILS 模式之值相差 1.48×10^{-8} ，此即為此案例中模式不確定性之大小。

表 3-1

各模式中各個暴露途徑之累積機率 95% 風險值以及其差異

暴露途徑名稱	多介質模式名稱						模式間各途徑的差異	
	MEPAS		MMSOILS		CalTOX		絕對差異 ¹	相對差異 ²
	各途徑風險	各途徑貢獻量	各途徑風險	各途徑貢獻量	各途徑風險	各途徑貢獻量		
飲用水	5.33E-11	66.62%	2.59E-11	86.05%	5.41E-11	0.36%	2.82E-11	0.6347
誤食洗澡水	3.19E-13	0.40%	—	—	—	—	3.19E-13	1.0000
食用牛肉	3.09E-12	3.86%	2.20E-12	7.31%	2.37E-10	1.60%	2.35E-10	2.9073
飲用牛奶	4.18E-13	0.52%	3.07E-13	1.02%	3.08E-11	0.21%	3.05E-11	2.9018
食用蔬菜	1.74E-12	2.17%	1.27E-14	0.04%	5.16E-10	3.47%	5.16E-10	2.9898
食用作物	1.46E-12	1.82%	7.26E-13	2.41%	1.40E-08	94.28%	1.40E-08	2.9994
誤食土壤	3.54E-15	0.00%	4.39E-18	0.00%	—	—	3.54E-15	1.9950
洗澡皮膚吸收	1.76E-11	22.00%	7.29E-13	2.42%	1.02E-12	0.01%	1.69E-11	2.6167
土壤皮膚吸收	1.75E-13	0.00%	2.23E-13	0.74%	—	—	4.80E-14	0.2412
室內空氣呼吸	1.52E-12	1.90%	—	—	2.26E-12	0.02%	7.40E-13	0.3915
洗澡空氣呼吸	3.78E-13	0.47%	—	—	8.14E-12	0.05%	7.76E-12	1.8225
總風險	8.00E-11	—	3.01E-11	—	1.48E-08	—	1.48E-08	2.9718

¹絕對差異為每一暴露途徑於各模式之間最大值與最小值之差。

²相對差異為絕對差異除以每一途徑於各模式中風險值之平均值。

在相同情境下，MEPAS 模式的重要途徑對總風險的貢獻比例依序為：飲用水風險 66.62%、洗澡皮膚吸收風險 22.00% 與食用牛肉風險 3.86%（詳見表 3-1）；而 MMSOILS 模式的重要途徑對總風險的貢獻比例依序為：飲用水風險 86.05%、食用牛肉風險 7.31% 與洗澡皮膚吸收風險 2.42%（詳見表 3-1）。由以上風險值比較的結果發現，雖然 MEPAS 與 MMSOILS 兩模式前三重要的暴露途徑都相同，但是因為其數學公式的不同，因此所計算出來的各途徑風險值，以及重要暴露途徑的排序都不相同。

相較之下，CalTOX 模式模擬得到的總風險結果就明顯比其他兩模式大很多，其中又特別集中在食物鏈四個途徑明顯大於其他兩模式，光是食用作物風險就佔去總風險的 94.28%，其他次重要的風險途徑為食用蔬菜風險 3.47%與食用牛肉風險 1.60%。因此，從表 3-1 的風險模擬結果可以發現，即使在相同的案例與情境之下，不同的多介質模式確實會產生不同的重要暴露途徑與風險結果。在本案例中，如此明顯的差異在於 CalTOX 模式在計算作物中戴奧辛的濃度明顯偏高，因此，導致食用作物風險，以及相關的食用牛肉風險與飲用牛奶風險，都明顯比其他兩模式高許多，因此，這代表 CalTOX 模式的公式與假設在這樣的情境下，可能會高估食物鏈途徑所造成的風險，因而造成總風險極大的誤差。

3.2.2 模式差異分析

相較於 MEPAS 與 MMSOILS 模式的總風險值相差在一個 order 的範圍之內，CalTOX 模式計算出來的總風險則分別是 MEPAS 模式的 185 倍與 MMSOILS 模式的 492 倍，表 3-2 中，深入比較各途徑風險值之間的絕對差異與相對差異，其中食用牛肉風險、飲用牛奶風險、食用蔬菜風險與食用作物風險，是造成 CalTOX 總風險值偏高的主要途徑，由於食用牛肉與飲用牛奶途徑是源於食用蔬菜與作物途徑，因此，在此情境下，進一步探討各模式在灌溉水中污染物傳輸到植物體模式中數學公式的差異，以確定造成不同風險結果的原因。

MEPAS 模式計算污染物從灌溉水到植物的模式，主要有污染物從灌溉水直接沉降到植物體可食用的部分，以及污染物從灌溉水污染土壤後，再由植物體根部吸收污染物兩個傳輸途徑，最後再將這兩個傳輸途徑計算得到的濃度相加以得到植物體因灌溉所造成的污染總濃度，其中灌溉水造成污染物長年於土壤中的累積量，可經由土壤累積因子 (soil accumulation factor, 簡稱 SAF) 表示，土壤累積因子是由沉降與衰減的微分方程式對時間積分後，再除以單位沉降量與平均沉降時間之後所得的標準化參數 (Buck et al., 1995)。SAF 的計算詳見表 3-2 的公式(1)與(2)，其中表 3-2 中所有的參數符號說明詳見附錄 A。計算出土壤累積因子後，就能進一步計算植物體的濃度，以表 3-2 的公式(3)與(4)計算葉類蔬菜濃度 C_{lvi} 為例。計算作物濃度 C_{ovi} 只要將公式(3)中 CWD 葉面沉降

吸收的部分去掉即可。

MMSOILS 模式相較於 MEPAS 模式，並沒有考慮灌溉水沉降至蔬菜葉面所造成的傳輸，僅僅考慮灌溉水造成土壤污染後，再由植物體根部吸收污染物的單一途徑，在計算土壤受灌溉水污染的濃度，同時還考慮地表逕流、沖刷與生物降解的影響（USEPA, 1996）。根部吸收造成蔬菜與作物污染濃度 C_{vu} 計算公式詳見表 3-2 的公式(5)。

CalTOX 模式則計算噴灑污染灌溉水造成植物體污染，以及直接計算植物體經由根部吸收污染物（Mckone, 1993c），重要的是 CalTOX 模式並不計算中間所造成的土壤污染，因此，相較於 MEPAS 與 MMSOILS 模式，CalTOX 模式在暴露途徑的部分，就不考慮皮膚接觸灌溉污染土壤，與誤食灌溉污染土壤兩個重要的途徑。CalTOX 從灌溉水到植物的公式如表 3-2 的公式(6)所示。

以上分析比較的結果正好說明，三個模式在灌溉水污染土壤到植物體的傳輸途徑與數學公式上都有明顯的不同，因此，導致這些數學公式相關的所有食物鏈暴露途徑所模擬得到的風險結果也有明顯不同。

表 3-2 各模式在灌溉水中污染物傳輸到植物體模式中數學公式的差異

模式名稱	數學公式
MEPAS	$(1) \frac{dC_{awi}}{dt} = UD_{wi} - C_{awi} \lambda_{di}, \text{ and } (2) SAF_i = \frac{\int_0^{ED_{KK} 365,25} C_{awi} dt}{UD_{wi} ED_{KK} 365,25}$ $(3) C_{lvi} = (CWD_{lvi} + CWR_{lvi}) e^{-\lambda_{gi} TH_{lv}} = \left[DP_{wi} TV_{lv} r_{lv} \frac{(1 - e^{-\lambda_{ei} TC_{lv}})}{\lambda_{ei} Y_{lv}} + \frac{FI_{lv} SAF_i B_{vi} DP_{wi}}{P} \right] e^{-\lambda_{gi} TH_{lv}}$ $\text{and } (4) DP_{wi} = \frac{C_{iri} IR}{30}$
MMSOILS	$(5) C_{vu} = B_v f_{dw} C_{as} = B_v f_{dw} \frac{C_{irr} D_{irr} XF6}{\rho_b D_m \lambda_s}$
CalTOX	$(6) C_{fvg}^{abgw} = C_q TF(q \rightarrow ep) = C_q f_q^w (K_{ps}^{rain} + K_{ps}) K_D f_{ir}$

3.2.3 篩選較適當之模式與模式不確定性之降低

經由先前的模式比較可以發現，CalTOX 模式在此情境下的風險模擬結果是明顯偏高的，相較於 MEPAS 與 MMSOILS 模式在此情境下相差不到一個 order，CalTOX 模式則因為食物鏈途徑的過分高估，相較之下成為不適合此情

境下模擬的模式。另外，MMSOILS 模式雖然比 MEPAS 與 CalTOX 模式少掉了室內空氣呼吸與洗澡空氣呼吸兩個途徑，但是這兩個途徑在 MEPAS 與 CalTOX 模式中都是相對貢獻量非常小的途徑，在 MEPAS 模式中室內空氣呼吸與洗澡空氣呼吸途徑風險分別只佔總風險的 1.90% 與 0.47%，而在 CalTOX 模式中室內空氣呼吸與洗澡空氣呼吸途徑風險則分別只佔總風險的 0.02% 與 0.05%，因此，MMSOILS 模式雖然省略了室內空氣途，但是在此情境下影響並不大，反而相較之下，CalTOX 因為高估食物鏈途徑風險而造成總風險明顯偏高，更加證明在此情境下，MEPAS 與 MMSOILS 是相較於 CalTOX 是更適合的模式。

原本此案例下模式不確定性大小為 1.48×10^{-8} ，去掉不合適的 CalTOX 模式之後，模式不確定性大幅降為 4.99×10^{-11} ，因此模式不確定性降低 99.66%，由此證明經由有效的模式比較，刪去不適合此情境的模式，可以有效將低模式不確定性。

3.2.4 經由較佳模式篩選重要參數

經由敏感度分析得到重要參數的結果詳見表 3-3，結果發現三個模式中對風險結果的不確定性有重要影響的參數（即便異性貢獻量大於 1.0% 者），其中 MEPAS 共有 5 個、MMSOILS 有 4 個、CalTOX 有 6 個，其中，地下水戴奧辛濃度與個人體重這兩個參數，更是在三個不同模式中重覆出現，但是重要順序不同；另外，在 MEPAS 與 MMSOILS 兩模式除了先前的兩個重要參數之外，還有每日喝水量參數也重複出現，而 CalTOX 卻有戴奧辛土壤到作物之生物累積因子、表土有機碳含量、灌溉水轉換土壤水因子、每日食作物量等四個參數，是與其他兩個模式之重要參數完全不同的，而 CalTOX 這四個不同的重要參數都屬於食物鏈途徑的參數，也反應出 CalTOX 與其他兩模式在食物鏈途徑有明顯差異的事實，因此，去除不合適的 CalTOX 模式，更可以確定經由 MEPAS 與 MMSOILS 模式，所篩選出地下水戴奧辛濃度、個人體重與每日喝水量這三個參數的重要性。

3.3 結論與建議

在本子計劃中，以第一年建立的模式比較方法，來篩選出適用於焚化灰渣掩埋之戴奧辛風險評估的較佳模式。由於模式選擇會產生大量的不確定性，所

以經由這樣的篩選流程，證明確實可以有效降低不確定性。另外，以較適當的模式為基礎，可進一步辨識出重要的暴露途徑與參數，並有效設計後續的風險管理方法。在本研究案例中，不同模式由於考量不同的暴露途徑與其不同的數學公式確實會導致風險結果的不同，同時經由重要暴露途徑的比較可以顯示出模式是否適合。而且，經由較佳模式進行敏感度分析，同時可以證明出在較差模式中，可能篩選出不適合的重要參數。

表 2-4
各模式經由敏感度分析所得之重要參數

參數	定義	總風險變異性貢獻百分比			分布型態與數值
		MEPAS	MMSOILS	CalTOX	
Udw	每日飲用水量(L d ⁻¹)	67.7%	37.5%	—	Lognormal (mean=2.0, GSD=1.7)
BW	個人體重 (kg)	14.2%	45.7%	6.1%	Normal (mean=59.9, SD=10.6)
Kp	戴奧辛皮膚吸收率 (cm hr ⁻¹)	7.4%	—	—	Lognormal (mean=0.0103, GSD=2.0)
Cwd	地下水中戴奧辛濃度 (mg L ⁻¹)	5.5%	13.7%	1.7%	Normal (mean=1.10E-14, SD=1.10E-15)
τd	戴奧辛皮膚延滯時間 (hr)	1.8%	—	—	Lognormal (mean=8.05, GSD=2.0)
Fm	戴奧辛土壤到牛肉生物 轉換因子(day/kg)	—	1.7%	—	Lognormal (mean=0.24, GSD=2.0)
Kps	戴奧辛土壤到作物生物 累積因子(kg/kg)	—	—	74.5%	Lognormal (mean=0.301, GSD=2.0)
foc_s	表土有機碳含量 (dimensionless)	—	—	7.6%	Lognormal (mean=0.005, GSD=1.2)
fir	灌溉水轉換土壤水因子 (dimensionless)	—	—	6.5%	Lognormal (mean=0.25, GSD=1.2)
Ulr	每日食作物量 (kg/day)	—	—	3.0%	Lognormal (mean=0.21, GSD=1.15)

第四部份、決策不確定性降低之案例研究

模式不確定性有兩個主要的來源，一是選擇不同的環境多介質模式時，會因為各模式本身組成的數學公式不同而有推估風險結果上的差異（Laniak et al., 1997; Mills et al., 1997; Regens et al., 2002），二是有些模式在設計的過程中，可能忽略了重要傳輸或暴露途徑，產生模式簡化過程中的不確定性（Hertwich et al., 2000），然而，對於許多初入風險評估領域的初學者來說，如何依據每個模式的設計與限制、模式與問題情境之間相容的程度等條件，來選擇適當的模式，往往造成當事人相當大的困擾（Del Re and Trevisan, 1995; Garen et al., 1999），因此，導致選擇了不適合該案例情境的錯誤模式而產生大量的不確定性，所以在本計劃今年報告的第三部份，已建立一套有系統的模式選擇方法，以選擇出適合案例情境的正確模式，降低以上描述的模式不確定性。

接下來本計劃第四部份更進一步分析與降低決策不確定性，包括源於從選擇錯誤或不適合決策程序之模式，以及不同模式評估者進行模擬所造成的主觀差異。從近年的研究發現，目前仍缺乏從決策的角度，考量風險以外的決策因子，來探討決策不確定性的影響，以地下水污染為例，除了以風險危害的程度，作為是否需要進一步整治的基準之外，在決定是否整治所花費的資訊蒐集成本，也是重要的決策考量因子，換句話說，如何以花費最少的錢，來決定一場址是否需要進一步整治，就是除了風險之外可行的決策目標。另外，模式評估者會因為選擇決策目標的不同、個人本身經驗的不同、個人對某些模式的偏好，以及對各模式了解程度深淺不同等因素考量上的主觀差異，造成同一模式的不同模擬結果，甚至選擇了不適合案例決策的錯誤模式，因此，本計劃將建立結合決策目標與不確定性分析的模式選擇方法，比較不同多介質模式為了降低參數不確定性至不干擾決策程序所需花費的成本，選擇出最少花費的最佳決策模式，因此，此流程方法可以降低因為選擇不適合決策的錯誤模式，以及不同人主觀差異所模擬出不同結果的決策不確定性。

4.1 研究方法

本計劃希望能具體地建立適當方法，來降低模式評估者因為選擇了錯誤模式所造成的不確定性，以及降低因為不同模式評估者因主觀考量的差異而模擬出不同結果的不確定性。在這些不確定性中，因為模式評估者本身經驗的不

同、個人對某些模式的偏好，以及對各模式了解程度深淺的不同都是難以量化分析的，但是因為錯誤的模式選擇，以及不同人模擬出不同結果的不確定性，可以透過建立一個結合決策目標與不確定性分析的模式選擇方法來降低。

對一個風險管理決策者而言，除了希望透過適當的多介質模式來推估得到正確的風險結果之外，在執行風險評估的過程中，必定會考量其他的決策因子，其中最重要的就是成本上的考量，因為，只要是為了降低參數不確定性而必須進一步蒐集參數資料時，無論是透過實地採樣分析、實驗室模擬實驗、或是更完整的文獻蒐集等方法，都會有大大小小的成本花費，所以，本研究中的方法，不僅可以得到有助於決策的適當模式，又可以有效且有效率地降低不確定性。

在參數不確定性的部分，可分為不確定性與變異性，其中因為資訊不足所產生的不確定性，的確是可以透過進一步的採樣與研究來降低，但是參數本身在時空與物理上差異所造成的變異性，則無法進一步降低，在本研究中，物化特性參數與環境場址參數歸類於不確定性參數，剩下的暴露參數則分屬於變異性參數，因此，本研究也將討論不確定性參數與變異性參數對結果的影響。

在成本的考量下，會衍伸出參數不確定性要降低到多少的程度，以及隨之而花費多少的參數資訊蒐集成本是最適當的問題。所以，在不同的風險決策目標下，相同的多介質模式會因此有不同的資訊蒐集成本，進一步就可以探討在相同的風險決策目標下，比較各模式蒐集參數資訊的成本而選擇出花費最少的模式，這樣的模式不僅是有效率地降低參數不確定性，同時也降低了不同決策目標所造成模式選擇的主觀差異。

所以本研究將在特定的風險決策目標下，比較不同模式為降低參數不確定性所需花費的成本。MEPAS、MMSOILS 和 CalTOX 三個多介質模式，因為適用於地下水污染問題且廣泛被使用而被本研究選用，但是本方法之案例，因為第一部份算出各灰渣掩埋場的戴奧辛風險，都明顯小於 10^{-6} （詳見表 1-5），所以，無法顯現此方法的強度與優點，所以，選擇以第一年計畫所使用的地下水 TCE 與 PCE 污染場址作為案例。

其中參數不確定性降低的降低方式，是先以蒙地卡羅方法結合敏感度分析方法篩選出各模式的重要參數後，然後透過實地採樣分析、實驗室模擬實驗等方法，得到更完整的參數資訊以降低參數不確定性至不干擾決策目標。最後，

依據不同的參數資訊取得方法就會有不同的成本，選擇出特定決策目標下花費最少的最佳模式，並降低決策不確定性。

本案例使用蒙地卡羅來繁衍參數變異性，重複模擬 5,000 次以避免干擾結果，並繁衍以得到估算風險的累積機率函數。在此情境之下，MEPAS、CalTOX 與 MMSOILS 模式分別有 55、43 與 33 個參數，三個模式依序有 33、28 和 24 個參數需要機率處理，詳細情境流程請參考第三部份。以蒙地卡羅方法進行參數不確定性時，同時結合敏感度分析以找出對風險結果的不確定貢獻量最大參數的重要資訊。

本流程方法將能找出蒐集參數資訊時，花費最少的最佳模式，同時能降低因為選擇不利於決策之錯誤模式與人為模擬差異所產生之不確定性。流程方法的步驟如下：

- (1) 根據案例真實狀況下的污染與場址特性，以及情境假設，來選取各環境多介質模式中相關的暴露途徑以建立概念模式。針對每一個模式，以及其每一個暴露途徑，進行風險計算與參數不確定性分析，以得到具有分佈形式的風險結果。
- (2) 以蒙地卡羅方法結合敏感度分析方法，決定出各模式中對風險結果變異性與不確定性的貢獻量大於 1.0% 者。
- (3) 以特定的風險目標為基準，進一步找出對風險結果決策目標具有重要影響的參數，例如以 10^{-6} 風險為目標。每次以一個步驟(2)中所得到的參數分布中的最大值與最小值輸入，其餘參數固定不變時，以得到其個別相對應的風險結果。
- (4) 將步驟(2)中各模式之各重要參數重複步驟(3)，以確定該參數是否為影響決策之重要參數。假如一個參數在步驟(3)中所得到的相對應最大與最小的風險值，有橫跨決策目標之值時，即代表此參數對決策有重要的影響力，需要對此參數有更進一步的了解。然後，可以得到重要參數的集合，且將其分為不確定參數與變異性參數。
- (5) 計算出各模式的重要參數群中，為降低各模式總風險不確定性至不干擾特定風險目標時，各參數分布所需收斂的程度，稱為收斂率，可作為推算降低參數不確定性所需花費參數蒐集成本大小的基礎。
- (6) 進一步比較與分析各模式中降低各參數不確定性所需花費成本的差異，無

論是透過實地採樣分析、實地問卷調查、實驗室模擬實驗等方法，都應該仔細分析比較，因此，可得到特定風險目標下最小參數資訊成本的多介質模式。注意各模式中，由步驟(4)得到不確定性參數與變異性參數，其分別對結果的影響。

4.2 結果與討論

首先，計算出本案例中各模式的總風險值，以累積機率 95% 之值表示，MEPAS 為 5.76×10^{-6} ，MMSOILS 為 1.35×10^{-6} ，CalTOX 為 1.89×10^{-6} ，三個模式的總風險值皆大於一般定為 10^{-6} 安全風險標準。然後，以敏感度分析方法，找出各模式中對總風險變異性貢獻量大於 1.0% 的參數，並將其列表於表 4-1。我們可以發現，各模式重要參數群相似度極高，只是其對總風險變異性的重要影響程度排序不同，代表在相同的案例情境之下，影響不同模式之風險結果變性的重要參數是相對應的。另外，各模式的重要參數中，只有地下水中 TCE 與 PCE 濃度是不確定性參數，其餘皆為變異性參數。

表 4-1 各個多介質模式經由敏感度分析所得之重要參數

參數	定義	總風險變異性貢獻百分比			分布型態與數值
		MEPAS	MMSOILS	CalTOX	
Cwt	地下水中 TCE 濃度 (mg L ⁻¹)	42.5%	10.2%	27.4%	Normal (mean=1.78E-3, SD=6.35E-4)
TEs	洗澡暴露時間 (hr)	25.9%	—	9.6%	Lognormal (mean=0.167, GSD=1.7)
BW	個人體重 (kg)	16.0%	9.3%	7.2%	Normal (mean=59.9, SD=10.6)
Udw	每日飲用水量 (L d ⁻¹)	7.1%	74.6%	45.5%	Lognormal (mean=2.0, GSD=1.7)
Usi	每日洗澡時呼吸量 (m ³ d ⁻¹)	3.1%	—	—	Lognormal (mean=2.0, GSD=1.2)
Cwp	地下水中 PCE 濃度 (mg L ⁻¹)	1.5%	5.2%	6.1%	Normal (mean=3.32E-4, SD=1.01E-4)

接下來，選擇以總風險 10^{-6} 作為是否需要進一步整治的決策目標時，依照 4.1 節步驟(3)與(4)的流程，代入表 4-1 中各模式重要參數的極小值與極大值，計

算出相對應的總風險值，由此判斷各參數是否會對決策目標造成影響，計算結果見表 4-2。

表 4-2 各模式中各參數分布最大值與最小值對應下的累積機率 95% 風險值

參數	各模式風險值					
	MEPAS		MMSOILS		CalTOX	
	最小值	最大值	最小值	最大值	最小值	最大值
Cwt	8.34E-07	9.37E-06	6.67E-07	2.34E-06	7.59E-07	2.92E-06
TEs	3.16E-06	1.10E-05	—	—	1.65E-06	2.79E-06
BW	1.11E-05	3.38E-06	3.10E-06	1.04E-06	3.40E-06	1.36E-06
Udw	4.88E-06	7.58E-06	4.01E-07	3.53E-06	8.98E-07	4.00E-06
Usi	3.22E-06	3.37E-06	—	—	—	—
Cwp	2.47E-06	6.38E-06	7.54E-07	2.16E-06	1.29E-06	2.45E-06

經由表 4-2 可以發現，每個模式進一步篩選出對決策有重要影響的參數略有不同，其中 TCE 地下水濃度 Cwt 同時在三個不同的模式中，都是會影響決策目標的重要參數，另外，CalTOX 模式還多了每日喝水量 Udw 這個參數，MMSOILS 模式則除了每日喝水量 Udw 之外，PCE 地下水濃度 Cwp 也是影響決策目標的重要參數。其中因為每日喝水量 Udw 是屬於變異性參數，所以無法透過更多的參數資訊蒐集，以降低其變異性，因此，後續比較各模式降低參數不確定性所需花費的成本，則須考慮可能無法降低其變異性的情況，來進一步分析討論。

接下來更進一步比較各模式為了使結果不干擾決策目標所需的資訊蒐集成本，在計算參數資訊蒐集成本之前，必須先計算出各模式中各個影響決策的重要參數（表 3.2 粗體字者）的分布，為了不干擾決策而必須收斂的程度，由於在此案例下的三個模式計算出的總風險值（累積機率 95% 之值）皆大於 10^{-6} ，所以，必須找出各參數分佈中，代入後會使累積機率 5% 之總風險值剛好大於 10^{-6} 時，參數所需收斂的程度為多少，收斂的程度以標準差的收斂率（convergence ratio）表示之，即原參數標準差減去收斂後的標準差，再除以原標準差所得之值，因此，收斂率越小，代表參數需要降低的不確定性越小，所需花費的參數資訊成本也越小，如此可以比較出各模式需要多少蒐集參數資訊

的成本，以降低參數分布的不確定性至不干擾決策的程度。影響決策參數至不干擾決策數值之計算結果見表 3.3。

表 4-3 參數分布收斂至不干擾決策目標

參數內容			MEPAS		MMSOILS		CalTOX	
參數	平均值	原標準差	收斂後標準差	收斂率	收斂後標準差	收斂率	收斂後標準差	收斂率
Cwt	1.78E-03	6.35E-04	5.34E-04	0.16	3.49E-04	0.45	4.31E-04	0.32
Udw	2.0	1.14	—	—	0.553	0.51	0.755	0.34
Cwp	3.32E-03	1.01E-04	—	—	6.20E-05	0.39	—	—

表 4-3 左端顯示三個會影響決策目標的重要參數，包括地下水中 TCE 與 PCE 濃度、每日喝水量 Udw 的平均值與標準差，首先比較 TCE 地下水濃度在各模式所需收斂程度的差異，其分布平均值為 1.78×10^{-3} ，原標準差為 6.35×10^{-4} ，結果計算出在 MEPAS 模式中，只要 TCE 地下水濃度 Cwt 的標準差收斂到小於 5.34×10^{-4} 時，所得到的總風險分布之累積機率 5% 值就可以完全大於標準值 10^{-6} ，所以，MEPAS 模式中的地下水濃度 Cwt 分布只要收斂 0.16 個原標準差，就能將總風險值分布收斂至不干擾決策目標。因此，若取 TCE 地下水濃度 Cwt 作為三模式資訊蒐集成本的比較基準，則 MMSOILS 模式需要收斂 0.45 個原標準差代表所需參數資訊最多，CalTOX 次之（需收斂 0.32 個原標準差），MEPAS 模式所需參數資訊最少，所以，MEPAS 則為參數不確定性降低至不干擾決策，所需最少成本之最佳模式。

若考慮 PCE 地下水濃度 Cwp 對 MMSOILS 模式的影響，計算結果也發現，該參數的標準差也需要收斂到與 TCE 地下水濃度 Cwt 相當高的 0.39 個原標準差，才能使結果不擾決策，由於 TCE 與 PCE 的採樣成本接近，所以這樣的結果只是更確定 MMSOILS 所需花費蒐集資訊的成本是偏高的，所以依舊是不利於決策的模式。

最後，若考慮每日喝水量 Udw 的影響，即使 TCE 地下水濃度 Cwt 在 MEPAS 模式只要收斂 0.16 個原標準差，遠小於每日喝水量 Udw 在 CalTOX 模式中需要收斂 0.34 個原標準差與在 MMSOILS 模式中需要收斂 0.51 個原標準差，但是 CalTOX 模式有可能因為透過問卷調查的方式，來蒐集每日喝水量

Udw 所需的參數成本，遠小於 MEPAS 為了收斂 TCE 地下水濃度 Cwt 參數分布而必須採樣分析的巨額成本，變成所需成本最小的最佳模式，因此，可以發現，不同參數之不同蒐集成本，的確會影響選擇出對決策有幫助的最佳模式。但是，進一步考慮每日喝水量 Udw 本身是屬於變異性參數時，則可能出現耗再多成本都無法降低其變異性的情況，因此無法透過每日喝水量 Udw 來決定哪一個模式是成本最低之有助於決策的最佳模式，因此，參數不確定性的分類，也會嚴重影響此方法選擇有助於決策之最佳模式的結果。

4.3 結論與建議

本研究計畫為了嘗試降低風險評估中不易降低的決策不確定性，首先，蒐集回顧近年風險評估中不確定性相關的論文，進一步分析與研究各個不確定性分類方式與不確定性量化方法後，重新彙整分類風險評估中的不確定性為參數、模式與決策三大類不確定性，除了作為本研究後續方法建立的基礎，也可提供作為未來風險評估中不確定性其他相關研究的參考。

以決策目標結合不確定性分析方法所建立的模式選擇方法，有兩大優點，一是能有效率地降低參數不確定性，因為當有決策目標作為基準時，就可以知道參數不確定性需要降低到多少的程度，才不會干擾到決策的進行；第二個優點是能同時降低決策的不確定性，因為這樣的方式可以選擇出花最小的參數蒐集成本就能不干擾決策的適當模式，可避免因為選擇了不適合決策之模式所產生的決策不確定性，同時有這樣一個客觀方法作為基準，也可以降低不同人在評估同一個案例時，可能選擇不同模式之主觀差異所產生的決策不確定性。

雖然本研究計畫有一些具體的成果，但是仍有進一步加強與研究的空間，一是在參數不確定性如何降低的部分，實際應用上可以結合貝式定理更新參數資訊的能力，進一步深入探討需要增加多少的參數資訊，例如如何進一步規劃 TCE 與 PCE 地下水濃度的採樣計畫，增加多少採樣點足以降低參數不確定性至不干擾決策等研究；另外，此方法雖然提出一個降低決策不確定性的具體方法，但是因為決策不確定性本質上是不易量化的，所以本研究仍然沒有提出如何有效量化決策不確定的方法，因此，未來如何量化決策不確定性，甚至清楚計算出所降低的決策不確定性之量有多少，是可以努力研究的方向。

經由本子計畫第一年與第二年的研究，已進行焚化灰渣掩埋相關的風險評

估，同時回顧近年風險評估中不確定性的來源與分析方法，另外，已建立透過數個多介質模式之間的比較驗證，篩選出較適合該情境之模式的方法，以有效降低模式不確定性，並經由焚化灰渣掩埋後戴奧辛污染地下水的案例，證明此模式選擇方法的適用性，最後，同樣以模式選擇方法，結合決策目標與不確定性分析方法，選擇出花費最少資訊成本且不干擾決策目標的最佳模式，以降低決策不確定性，因此，未來一年將以前兩年的研究成果為基礎，進行第三年之灰渣掩埋之戴奧辛風險管理與其決策支援系統之建立。

附錄 A

- B_v, B_{vi} : 土壤到植物轉換因子
- C_{fv}^{abgw} : 灌溉水造成的蔬菜濃度
- C_{as} : 灌溉土壤污染濃度
- C_{awi} : 污染物 I 於土壤中因為灌溉而隨時間改變的濃度
- C_{iri}, C_{irr}, C_q : 灌溉水污染濃度
- C_{lvi} : 污染物 i 於葉類蔬菜內的濃度
- C_{vu} : 根部吸收所造成的蔬菜濃度
- CWD_{lvi} : 灌溉水沉降到蔬菜的污染濃度
- CWR_{lvi} : 根部吸收灌溉水污染物濃度
- D_{irr} : 灌溉水使用率
- D_m : 灌溉土壤混合層厚度
- DP_{wi} : 灌溉水沉降到蔬菜與土壤的污染沉降率
- ED_k : 暴露途徑 k 的暴露時間
- f_{dw} : 蔬菜體內乾濕比
- f_q^w : 灌溉水中地下水使用比率 (本研究假設為 1.0)
- FI_{lv} : 年灌溉率
- f_{ir} : 灌溉水中污染物於土壤水中殘留率
- IR : 灌溉期間的灌溉水使用率
- K_D : 土壤中固液分配係數
- K_{ps} : 根部吸收之土壤分配係數
- K_{ps}^{rain} : 噴灑灌溉水造成之土壤/植物分配係數
- P : 農地土壤面積密度
- r_{lv} : 沉降殘留葉面比率
- SAF_i : 污染物 i 於暴露時間 ED_k 下的土壤累積因子
- TC_{lv} : 蔬菜生長時間
- $TF(q \rightarrow ep)$: 污染物從灌溉水至蔬菜的質量轉換效率因子
- TH_{lv} : 蔬菜收割至人食用時間
- TV_{lv} : 污染物從蔬菜表面到可食部位的位移因子

UD_{wi} ：灌溉水污染土壤的單位沉降率

Y_{lv} ：蔬菜生產量

λ_{di} ：表土的衰減常數

λ_{ei} ：蔬菜種植過程衰減常數

λ_{gi} ：水中衰減常數

ρ_b ：灌溉土壤容積密度

參考文獻

- Andelman JB (1990) Total exposure to volatile organic chemicals in portable water. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Buck JW, Whelan G, Droppo JG, Strenge KL, Castleton KJ, McDonald JP, Sato C, Streile GP (1995) Multimedia Environmental Pollutant Assessment System (MEPAS) Application Guidance, Guidelines for Evaluating MEPAS Input Parameters for version 3.1, PNL-10395, Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA.
- Fayerweather WE, Collins JJ, Schnatter R, Hearne FT, Menning RA, Reyner DP (1999) Quantifying uncertainty in a risk assessment using uncertainty data. Risk Analysis 19(6): 1077-1090
- Hertwich EG, Mckone TE, Pease WS (2000) A systematic uncertainty analysis of an evaluate fate and exposure model. Risk Analysis 20(4): 439-454
- Laniak GF, Droppo JG, Faillance ER, Gnanapragasam EK, Mills WB, Strenge DL, Whelan G, Yu C (1997) An overview of a multimedia benchmarking analysis for three risk assessment models: RESRAD, MMSOILS, and MEPAS, Risk Analysis 17(2): 203-214
- Lyman WJ, Reehl WF, Rosenblall DH (1982) Handbook of Chemical Property Estimation Methods. McGraw-Hill, Inc., New York.
- Ma H (2002) Stochastic multimedia risk assessment for a site with contaminated groundwater. Stochastic Environ. Res. Risk Assess. 16: 464-478
- Marin CM, Guvanasen V, Saleem ZA (1999) A framework for a national multimedia, multipathway, and multireceptor risk assessment (3MRA). Presentation at 20th Annual Meeting, for the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, November 14-18, Philadelphia, PA, USA.
- Maxwell RM, Kastenbergh WE (1999) Stochastic Environmental Risk Analysis: An Integrated Methodology for Predicting Cancer Risk from Contaminated Groundwater. Stochastic Environ. Res. Risk Assess. 13:27-47
- Mckone TE, Bogen KT (1992) Uncertainty in health-risk assessment: an integrated case study based on tetrachloroethylene in California groundwater. Regul. Toxicol. Pharmacol. 15: 86-103.
- Mckone TE (1993a) CalTOX: A Multimedia Total-Exposure Model for Hazardous Waste Sites: Part I : Executive Summary. prepared for the State of California, Department of Toxic Substances Control, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, CA, UCRL-CR-111456PtI.
- Mckone TE (1993b) CalTOX: A Multimedia Total-Exposure Model for Hazardous Waste Sites: Part II : Multimedia Transport and Transformation Model. prepared for the State of California, Department of Toxic Substances Control, Lawrence

Livermore National Laboratory, Livermore, CA, UCRL-CR-111456PtI.

- Mckone TE (1993c) CalTOX: A Multimedia Total-Exposure Model for Hazardous Waste Sites: Part III: Multipathway Exposure Model. prepared for the State of California, Department of Toxic Substances Control, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, CA, UCRL-CR-111456PtI.
- Mills WB, Cheng JJ, Droppo JG, Faillance ER, Gnanapragasam EK, Johns RA, Laniak GF, Lew CS, Strenge DL, Sutherland JF, Whelan G, Yu C (1997) Multimedia benchmarking analysis for three risk assessment models: RESRAD, MMSOILS, and MEPAS. *Risk Analysis* 17(2): 187-201
- Mills WB, Lew CS, Hung CY (1999) Sensitivity of concentration and risk predictions in the PRESTO and MMSOILS multimedia models: regression technique assessment. *Risk Analysis* 19(3): 511-525
- Moschandreas DJ, Karuchit S (2002) Scenarion-model-parameter: a new method of cumulative risk uncertainty analysis. *Environmental International* 28:247-261
- Regens JL, Obenshian KR, Travis C, Whipple C (2002) Conceptual site models and multimedia modeling: comparing MEPAS, MMSOILS, and RESRAD. *Human and Ecological Risk Assessment* 8(2): 391-403
- Saleem ZA, Marin CM, Guvanaseen V (1999) An overview for a national multimedia, multipathway, and multireceptor risk assessment technology development. Presentation at 1999 Annual Meeting, for the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, December 5-8, Atlanta, GA, USA.
- USEPA (1989) Risk assessment guidance for superfund: Human Health Evaluation Manual, vol. 1, (Part A), Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
- USEPA (1996) MMSOILS Model: Multimedia Contaminated Fate, Transport, and Exposure Model: Documentation and User's Manual Version 4.0, Office of Research and Development, Washington, DC.
- USEPA (2002a) TRIM: Total Risk Integrated Methodology: TRIM.FaTE Technical Support Document Volume I : Description of Module, Office of Air Quality Planning and Standards, Washington, DC.
- USEPA (2002b) TRIM: Total Risk Integrated Methodology: TRIM.FaTE Technical Support Document Volume II : Description of Chemical Transport and Transformation Algorithms, Office of Air Quality Planning and Standards, Washington, DC.
- Whelan G, McDonald JP, Gnanapragasam EK, Laniak GF, Lew CS, Mills WB, Yu C (1999) Benchmarking of the vadose-zone module associated with three risk assessment models: RESRAD, MMSOILS, and MEPAS. *Environmental Engineering Science* 16(1): 81-91