

行政院原子能委員會放射性物料管理局

委託研究計畫研究報告

計畫名稱：建立低放射性廢棄物最終處置近場(Near
Field)安全評估審查規範與平行驗證方法

**Establishment of the guidelines for safety plan review on the
final disposal of low-level radioactive waste in near field and
methodology of parallel validation**

計畫編號：98FCMA002

執行單位：國立中正大學 機械工程學系

計畫主持人：任春平 副教授

聯絡電話：05-2720411 轉 33322

E-mail address：imecpi@ccu.edu.tw

目錄

目錄.....	1
圖目錄.....	2
壹、緣起與目的	3
貳、研究方法與過程	8
參、結果與分析	20
3-1 建立低放射性廢棄物最終處置近場安全評估之審查規範.....	20
3-2 核種於處置場設施各障壁外釋機制之分析及其審查重點.....	20
3-2.1 低放射廢棄物處置各障壁功能安全基本概念	20
3-2.2 核種外釋途徑分析	24
3-3 低放處置「近場」安全審查平行驗證模式	37
3-3.1 平行驗證程式簡介	37
3-3.2 核種外釋分析及理論	40
3-3.3 案例分析	51
肆、總結與建議	53
參考文獻.....	56
附錄一.....	58

圖目錄

圖 2-1 低放射性廢棄物最終處置之放射源釋出分析建議流程	13
圖 2-2 低放射性廢棄物處置設施核種可能釋出之機制及介質	15
圖 2-3 低放射性廢棄物處置設施地下水與地表水傳輸途徑之 功能評估分析程序.....	16
圖 2-4 低放射性廢棄物最終處置設施分析示意圖.....	17
圖 3-1 低放射性廢棄設施結構示意圖.....	21
圖 3-2 不同時間下，核種 (Tc-99) 於空間中之濃度分佈...52	
圖 3-3 深度為 300 及 600 公分時，核種 (Tc-99) 濃度之穿越 曲線.....	52

壹、緣起與目的

隨著人類生活日益進步，對於能源的需求亦與日俱增，在所有能源中，電力可說與人類有密不可分的關係，除了傳統的火力、水力、天然氣發電外，二十世紀又發展出一新的電力產生方式，也就是核能發電，對於地球上日益消耗殆盡的資源，核能發電不啻提供了一個新的電力產生途徑，對於天然資源並不充分的國家，也大大降低對其他國家資源的依賴性。

然而，核能發電就像是一把雙鋒的劍，一方面其可供應比火力發電穩定且乾淨的電源，故發展初期，世界各國莫不爭相發展各式的核能電廠，以供應國內電力所需，但另一方面核能電廠所產生的放射性廢棄物問題，因其處理複雜，且若處理不當放射性物質將對人體產生傷害。不論擁有核能電廠的國家對未來核能發電所抱持的態度為何，放射性廢棄物的處理與處置卻是每個國家都必須面對的問題。放射性廢棄物的主要來源為核能電廠，以我國而言，佔所有放射廢棄物的 90%以上，放射性廢棄物可以廣義的區分為高放射性廢棄物及低放射性廢棄物。高放射性廢棄物為用過核燃料及其經再處理所產生之萃取液或產物，通常包括半衰期較長的核種。低放射性廢棄物則包含了高放射性廢棄物以外的所有放射廢棄物，內含污染衣服、紙張、木材、塑膠等低放射污染物質（劉東山等，1993）。

放射性廢棄物處理的基本目的，為使暴露率及輻射劑量盡可能合理化的抑低，並且在任何環境下，其劑量率小於年劑量限值，其處理原則包括了氣體濾淨技術、液態廢棄物的吸附、過濾、沈澱、蒸發及離子交換，與固態廢棄物的除污、壓縮、焚化、固化儲存及處置等。上述對放射性廢棄物的處理，本質上並無法使放射性物質的放射活度減少，處理的目的，只是使放射性廢棄物的體積減少、穩定、以利於搬運與儲存，並對未來的處置工作做一準備。處置是使含有放射核種的放射性廢棄物將來對人類的影響，達到某種可容許限度下的狀態。其作法有兩種。一是使其強度減低至標準以下而排放於大氣或海洋等環境中的分散稀釋。另一種是給予適當的阻擋，使其與生物圈長期隔離 (IAEA, 1984a, b)。

放射性廢棄物處置工作的核心課題為處置場能否提供足夠的障壁 (barrier)，以避免或降低生物圈遭受來自處置場的輻射傷害。一般而言，處置場的安全設計採用多重障壁概念 (multi-barrier)，所謂多重障壁，就是在處置場區周圍設計一系列的障壁設施以阻絕或緩和可能的核種釋出，這些設施包括工程的以及天然的。工程障壁系統通常包括：固化體、廢棄物盛裝容器以及回填/緩衝材等，主要提供以下三樣功能/特性：1.力學穩定性；2.低透水性以及 3.核種遲滯性。在安全評估時，工程障壁的這些特性對核種的影響顯得格外重

要，因為它直接影響到核種後續在地質圈的傳輸以及核種在生物圈可能造成的劑量。低放射性處置場運轉時程長達數百年甚至千年，其中牽涉的天然、人為因素極廣且雜，因此有極高的不確定性。在這段期間內，需確保人類以及其他生物不受放射性物質的傷害。為了達到此一原則，安全評估為重要的工具之一，根據國際概念，一個處置場在建造前、運轉中以及封閉後等階段都應進行安全評估，這些安全評估可預測處置場對周圍環境的影響，協助決定處置概念的可行性、協助場址調查、初期決策的進行以及改善處置場設計等。

以我國目前狀況尋找一個天然條件絕佳的處置場址並不容易，且由於天然環境中，水文地質條件多變且不易預測，對低放射廢棄物處置而言，工程障壁系統（engineered barrier system, EBS）功能設計顯得格外重要，因為工程障壁系統是可因現地狀況不同而改變設計的，同時，工程障壁系統也是阻擋核種傳輸的第一道防線。對低放射性廢棄物最終處置，行政院原子能委員會已訂定「放射性物料管理法」、「放射性物料管理法施行細則」及相關行政命令，以有效管理放射性廢棄物。「低放射性廢棄物最終處置設施場址選定條例草案」經立法院三讀通過後，國內低放處置場的選址與興建，已正式進入實務的執行階段。根據放射性物料管理法的精神，放射性廢棄物的產生機關或單位對於放射性廢棄物需負完全的管理責任，如前

所言，我國大部分的放射性廢棄物來自核能發電廠，台灣電力公司身為核能電廠的擁有者，根據法規，勢必在處置工作上需盡最大之責任，以確保處置工作能順利進行，放射性物料管理局為國內放射性廢棄物主要管理機關，對於台電公司後續對於處置場申照、運轉以及封閉等各個階段所提出之功能安全評估需具備獨立審查之能力並提出具體的建議。因此，本計畫將著重在低放射性處置場工程障壁（或稱為近場）的安全/功能評估，以建立低放射性廢棄物最終處置近場安全評估審查規範，及其平行驗證之模式，並協助主管機關進行安全審查工作為目標。低放射性廢棄物處置設施之子系統分析，一般可分為近場、遠場及生物圈。遠場包含地質圈與地下水系統；生物圈以人類活動可及範圍為主；核種離開遠場後經過各種傳輸途徑，例如飲用水、或者人類食用動、植物，因而產生劑量。近場部分則以工程設施為主，包含處置設施上蓋之入滲(近地表處置)、源項、廢棄物包封容器以及其他各種人為工程障壁。本年度擬延續上一年度的工作成果，針對低放射性廢棄物處置場近場功能安全評估，提供審查單位建立最終處置安全審查導則之建議。

- (1) 建立低放射性廢棄物最終處置近場安全評估之審查規範。
- (2) 分析研究核種在處置場設施各障壁外釋機制之定性描述與定量分析建議方法及其審查重點。

(3) 研析 A, B, C 或超 C 類廢料體之核種外釋機制分析計算，並建立低放處置「近場」安全審查平行驗證模式。

經濟部已於 97.08.29 公告三處低放射性廢棄物最終處置設施潛在場址。處置設施之型式依處置場址特性，將在坑道處置方式或近地表處置方式之間擇一進行安全設計及安全分析。未來台電公司申請低放處置設施建照時，物管局將本於職責對處置設施設置的安全性進行專業審查。其中針對處置設施之近場功能評估建立審查技術與導則，供低放處置設施申請者執行處置計畫依循，並且做為審查人員之審查作業之指引乃為當務之急，也是物管局低放處置審查專案現階段精進之主軸。藉由上述工作之進行，可培養國內處置工作專業人才，且藉由建立處置場評估審查技術，協助主管機關執行未來處置工作開始進行時對業者之審查工作；同時，藉由參與國內外會議以及發表相關論文，使世界各國瞭解我國處置工作進行之概況，進而謀求國際合作之可能性，不但可擷取國外研發經驗，同時亦可將我國技術輸向國外，達到雙贏之最佳利益。

貳、研究方法與過程

低放射性廢棄物處置設施之子系統分析，一般可分為近場、遠場及生物圈。遠場包含地質圈與地下水系統；生物圈以人類活動可及範圍為主；核種離開遠場後經過各種傳輸途徑，例如飲用水、或者人類食用動、植物，因而產生劑量。近場部分則以工程設施為主，包含處置設施上蓋之入滲(近地表處置)、源項、廢棄物包封容器以及其他各種人為工程障壁。本年度擬延續上一年度計畫『低放射性廢棄物最終處置功能安全評估模式審查技術之建立』的工作成果，針對低放射性廢棄物處置場近場功能安全評估，提供審查單位建立最終處置安全審查導則之建議。本年度計畫執行項目、方法以及步驟分述如下：

1. 建立低放射性廢棄物最終處置近場安全評估之審查規範。

功能安全評估為針對可能之低放處置場址，進行場址功能結構之事先預測，以確保處置系統能正常運作與維持安全，在進行場址選擇時需先進行概括性的安全評估，場址決定後就必須進行細部的各子系統功能評估，而在往後的運轉期間，仍須藉由運轉經驗的累積、監測數據的回饋，來評斷處置場的實際運轉功能。

由於各國國情不同，因此針對處置工作進行之策略與方法，亦不盡相同，美國為世界核能先進國家之前瞻，在進行低放射性

廢棄物處置上具有實務經驗，國內低放射性廢棄物處置場的選址與興建，已正式進入實務的執行階段。根據放射性物料管理法的精神，放射性廢棄物的產生機關或單位對於放射性廢棄物需負完全的管理責任，物管局在處置工作中，扮演監督與審查之角色，除參考國外之經驗，也應針對我國之民情與水文地質特性，積極進行相關研究以利後續審查工作之進行。由去年度所執行之委託研究計畫案『低放射性廢棄物最終處置功能安全評估模式審查技術之建立』，透過各國文獻資料之研析，美國核能管制委員會（NRC）所出版之 NUREG-1200 與 NUREG-1573 報告內容完整，包括低放射性廢棄物處置工作之法規面與技術面的規劃與建議皆有詳盡的敘述，非常適合我國低放處置現階段工作之參考。因此，將列為本年度研究之主要參考對象，輔以國際原子能總署對低放射性廢棄物最終處置近場安全評估之審查要求做進一步之研析，針對國內低放最終處置可能場址之特定水文地質條件，提出適合我國實際情況之技術審查規範草案，提供放射性物料管理局參採。

2. 分析研究核種在處置場設施各障壁外釋機制之定性描述與定量分析建議方法及其審查重點。

而近場評估主要重點在工程障壁對核種所能提供的遲滯作

用，以數學的觀點來看，近場模式的輸出是遠場模式的輸入，由於近場的輸出通常以時間序列方式連續呈現，在數學的處理上須以重疊相加的技巧處理之，以適當反應各個時間點或時間帶的濃度效應，遠場的濃度輸出可經由設計各種途徑進入生物圈，最常見的情節為井水情節，搭配 ICRP 所建議之劑量轉換因子計算輻射劑量，並與現行法規互相比較。模式驗證與確認則建議以分段方式進行，即透過簡單的程式（可為數值解或解析解），先驗證近場模式之可用性與正確性，其次擴充到遠場模式，生物圈需視所設計的攝入情節設計驗證規範與作法，並兼顧法規面的規定，以符合保守與安全原則。放射性核種自處置容器釋出後，其傳輸現象依傳輸介質不同可大致分為兩階段。首先是近場傳輸，所謂近場指的是因放射性廢棄物存放而受到改變的區域，包括所有的工程障壁及一小部分的母岩。近場是一個化學性質極為複雜的區域，受到廢棄物體及母岩性質的影響極巨。廢棄物體存放完成後，近場的環境隨時間漸漸改變，以安全評估的角度來看，最重要的為地下水穿透處置容器的時間點。因為在此時間點後，地下水開始接觸廢棄物本體，此時，核種可能被溶解，並隨著地下水開始傳輸。本計畫將參考美國德州低放處置場安全分析報告案例與我國可能採取之處置方式，分析核種經由地下水、地表水及大

氣等外釋途徑之定性描述與定量分析之建議方法，及其審查重點。

美國 NRC 針對低放射性廢棄物處置場之標準審查計畫 (Standard Review Plan, SRP)，建議在近場方面，安全評估作業內容應包括：

(1) 放射源項及廢棄物型態 (Source term and waste type)

放射源項的分析，其目的在於估算核種由低放射性廢棄物處置設施單位中隨時間釋出的量，此核種釋放量可作為由處置場址釋出後，其傳輸分析的輸入值。核種可以液相形態釋出，其傳輸過程可由流進處置單元的水流量，有效的控制，然而，核種亦有可能以氣體方式釋出，相對而言，氣體的核種釋出較不易控制，具有較高的流傳 (advection) 及擴散 (diffusion) 率。一般而言，考慮到氣體及液體的傳輸特性不同，進行功能評估時，氣液相的釋出採用分別分析的方式進行。美國 NRC 所出版之 NUREG-1573 報告建議如圖 2-1 所示。具體而言，在雨水入滲包封容器 (container) 的過程中，廢棄物包封層因接觸地下水而開始腐蝕，當廢棄物包封層產生穿透性蝕孔或全面性蝕穿時，廢棄物體即開始與地下水接觸。在廢棄物體與地下水的接觸過程中，廢棄物體中之放射性核種逐漸釋出，並以流傳及擴散等機制隨地下水向外

界遷移。放射性核種從廢棄物體中釋出之機制可概分為如下三種：(a) 洗刷 (rinse) 釋出：當廢棄物體與地下水接觸的初期，位於廢棄物體表面的核種會很快溶解於水中並釋出，這一部分的釋出又稱為瞬間釋出 (instant release)；(b) 擴散(diffusion)釋出：當廢棄物體全面浸潤了地下水後，廢棄物體內部的核種也會溶於水中，並以擴散機制沿著廢棄物體的貫通孔隙通道，穿透廢棄物體而向外遷移；以及(c) 溶解 (dissolution) 釋出：當廢棄物體基質 (matrix) 逐漸溶解於地下水中的同時，廢棄物體基質中所緊緊包裹之核種也隨著釋出。一般而言，擴散與溶解等兩種釋出是一種相對比較緩慢的機制，而且持續的時間也相對的比較長久；而洗刷釋出則相當快速，在相當短的時間內即完成，對於高溶解度、低吸附性的核種會瞬間大量釋出，造成峰狀釋出現象。

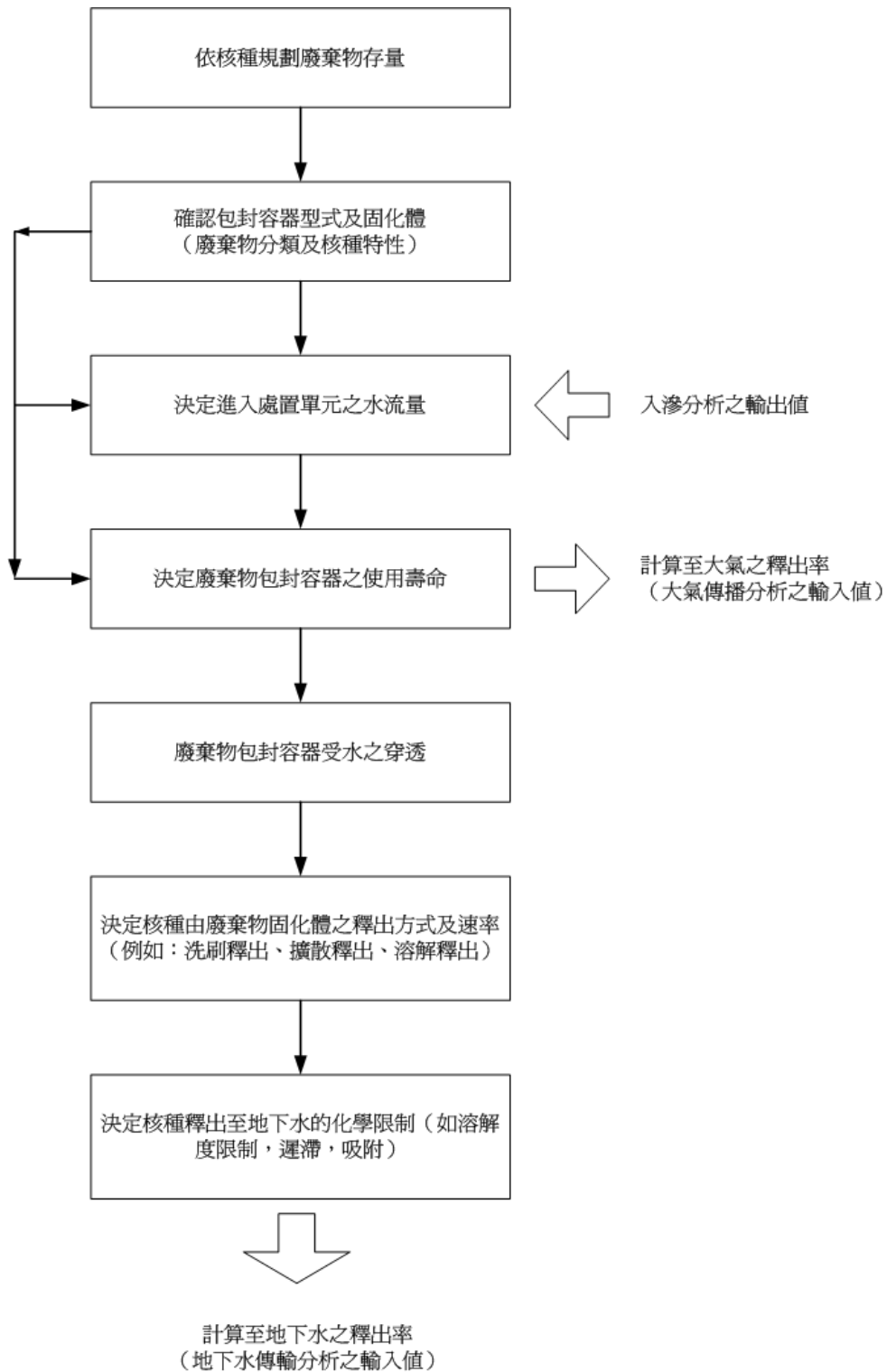


圖 2-1 低放射性廢棄物最終處置之放射源釋出分析建議流程

(2) 入滲(Infiltration)

當處置設施完成封閉後，部分雨水會穿過地表層入滲至地下

水系統中，所謂的入滲在處置方面，意指處置場之上蓋（cap）失效或部分失效導致雨水入侵至處置場區，進而影響核種之穩定性。入滲現象由氣候、土壤特性、植被等因素所影響，其中包含兩重要部分，首先是由場址情況、過程及事件直接影響抑或透過工程障壁設計所造成的暫態滲透率；其次為穩態水流量滲透率之計算分析。入滲的水文分析，首先需採用多維度的計算，以此估算上蓋累積之水量，然而，一旦求得流進處置設施的入滲率後，其後的影響，可適用簡化的一維或二維分析以進行功能評估。

(3) 工程障壁

工程障壁的存在，其目的在於加強處置設施對核種外釋的防堵能力。因此，進行處置設施功能評估時，需瞭解工程障壁材料特性、組成以及與其他設施的交互作用，來估算工程障壁的使用壽命及隨時間變化的相關材料參數。需要考慮的因素包括：(a) 材料直接或間接接觸下的相容性；(b) 處置設施的建構方式，如建築接合處、幾何變化、穿透深度等影響因子；(c) 材料失效或工程障壁的突出物等會影響系統整體表現的因素，以及(d) 材料隨時間劣化後會影響工程障壁功能的參數。

(4) 核種傳輸途徑

核種傳輸的途徑可以分為：(a) 地下水(groundwater)；(b) 地表

水(surface water)；以及(c)大氣傳播(air transport)。傳輸過程的分析旨在估算水流(或空氣流動)流率，評估特定位置的核種濃度，需考慮水文及地質環境，而大氣傳播則需考慮氣態核種。低放射性廢棄物處置設施核種可能釋出之機制及介質如圖 2-2 所示。大氣傳播部分，可以 GENII 程式分析，一般考慮較簡化的 Gaussian-plume 模型，或將較仔細的大氣資訊列入考慮。而低放射性廢棄物處置設施中，而地下水與地表水傳輸途徑之功能評估分析程序如圖 2-3 所示。

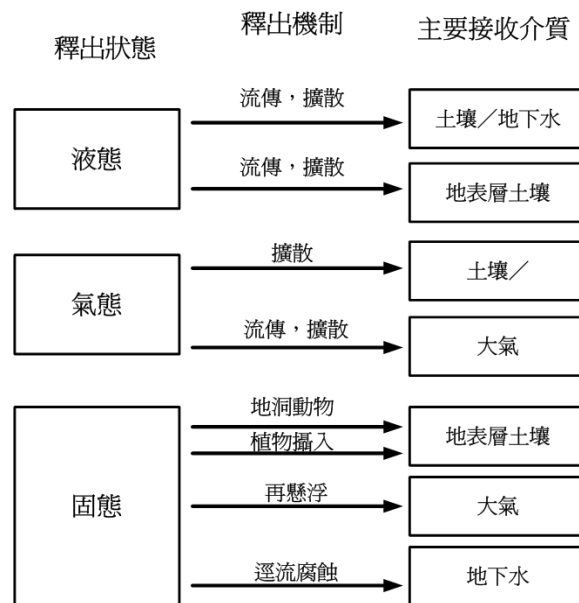


圖 2-2 低放射性廢棄物處置設施核種可能釋出之機制及介質

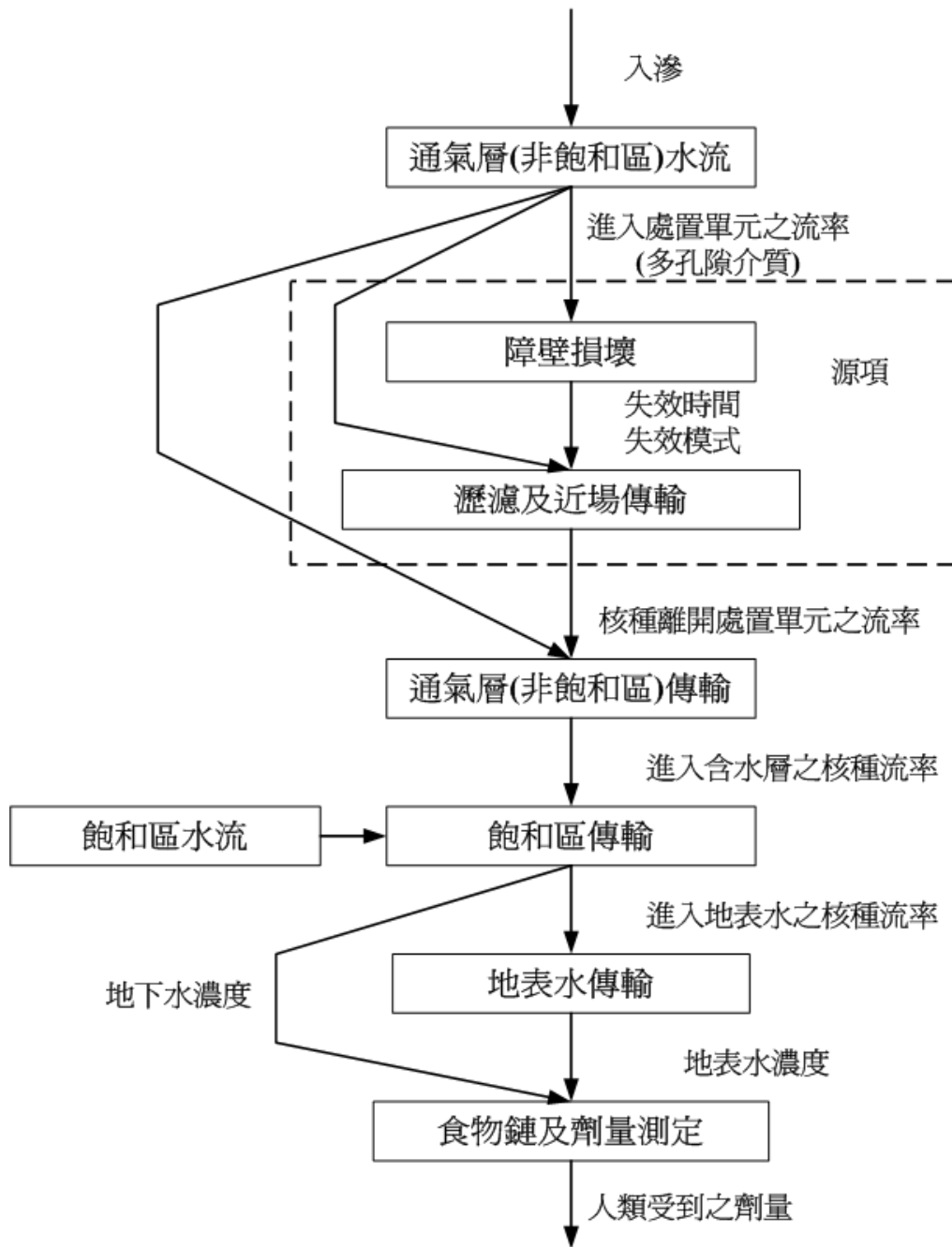


圖 2-3 低放射性廢棄物處置設施地下水與地表水傳輸途徑之功能評估分析程序

3. 研析 A, B, C 或超 C 類廢料體之核種外釋機制分析計算，並建立低放處置「近場」安全審查平行驗證模式。

低放射性廢棄物處置設施之子系統分析，可分為近場、遠場

及生物圈。近場部分包含處置設施上蓋之入滲、源項、廢棄物包封容器與工程障壁。就技術審查部分，去年度研究成果建議物管局，在接受處置單位提供之審查資料後，可自行或委託學者專家透過保守假設下之解析解，抑或數值程式（可採用與執行單位使用之相同或不同數值程式）進行功能評估，並與執行單位提交之資料比較，建議流程如圖 2-4 所示。

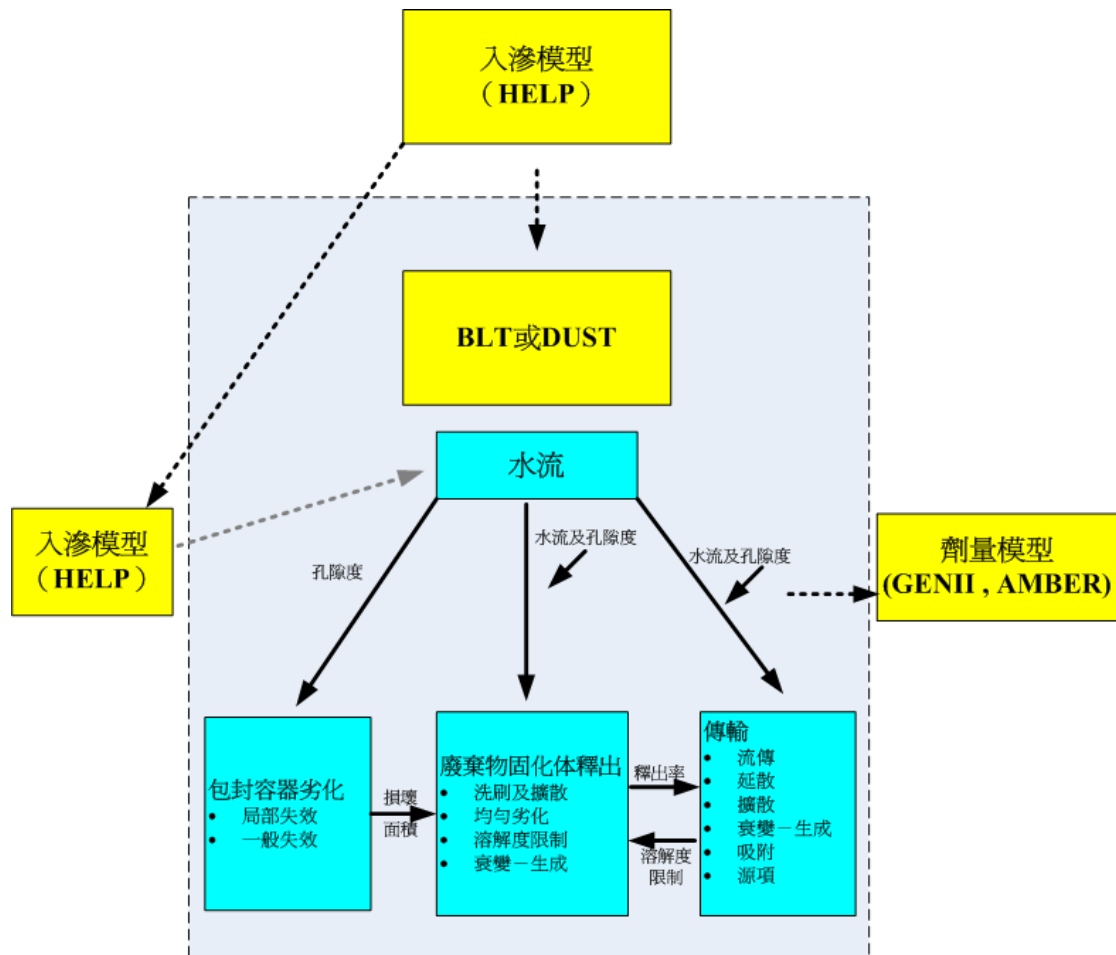


圖 2-4 低放射性廢棄物最終處置設施分析示意圖

本計畫為建立一套低放射性廢棄物處置場工程障壁安全評估模式以管制單位進行審查工作為目標，本年度擬針對美國

Brookhaven National Laboratory 針對低放處置所開發之 DUST (Disposal Unit Source Term) 程式進行研究，DUST 是一個針對低放射性廢棄物處置的近場安全評估數值模式，其功能主要為：

(1) 容器劣化：分為局部與均勻，局部模式主要用於容器製作過程的瑕疵，或者在運送過程發生碰撞，抑或產生麻點腐蝕，這些原因，都可能造成核種的提早外釋，至於均勻劣化，則表示容器會隨時間逐漸消失，最後廢棄物暴露於地下水，並開始傳輸，局部與均勻劣化得不同點在於，均勻劣化在預設的容器年限內，核種不會有外釋的情況，局部劣化會隨著時間，累積外釋量逐漸增加。這兩種劣化模式，在功能安全評估上常被使用，有助於瞭解核種的外釋過程。

(2) 核種從固化體外釋：分為洗刷、擴散以及溶解，洗刷是最保守的外釋方式，但常常過度保守，因為核種會在瞬間一併釋出，一般而言，適合用於模式測試，以及高度保守的狀況。至於擴散釋出則常用於水泥固化體，溶解釋出則用於玻璃或高溫熔融固化方式。

(3) 傳輸：核種外釋之後，開始在近場傳輸，一般而言，除非處置設施有裂隙產生或該區域水流速度極快，否則近場的主要

傳輸機制為擴散，核種在不同材質中的擴散係數相異，使用數值模式將不同介質的區域劃分出來，並賦予不同的核種傳輸特性。

基本上，DUST 雖為一維數值模式，但已足可描述上述物理現象的發生過程，其輸出結果為時間序列的活度分佈，可當作遠場模式的輸入值，之後進入生物圈，並經由不同途徑計算人體的劑量值。由於一般低放射性廢棄物處置功能安全咸認為近場為防止核種外釋的第一道防線，同時也是人類可控制的區域，藉由 DUST 模式技術的建立，可研究 A, B, C 或超 C 類廢料體之核種外釋機制分析計算之應用，及瞭解各近場參數對核種遷移之影響程度，以供物管局未來進行安全審查平行驗證模式之用。

參、結果與分析

3-1 建立低放射性廢棄物最終處置近場安全評估之審查規範

本研究針對美國 NRC 所出版之 NUREG-1200 報告中功能安全評估部分參照國際原子能總署對低放射性廢棄物最終處置近場安全評估之審查要求，併同考量國內低放最終處置可能場址之特定水文地質條件後，已於期中報告中提出近場安全審查規範草案-『近場安全審查要項及核廢料體核種外釋機制』，NUREG-1200 中第六章有關功能評估之標準審查計畫中譯列於附錄。

3-2 核種於處置場設施各障壁外釋機制之分析及其審查重點

3-2.1 低放射廢棄物處置各障壁功能安全基本概念

安全評估之目的在於將可能的風險量化，供場址選擇及設計時之參考。低放射性廢棄物處置設施結構示意如圖 3-1。NRC 建議的功能評估之方法(Performance assessment methodology)為將處置場址分為數個模擬區塊，包含：

- (1) 入滲及非飽和區水流；
- (2) 工程障壁功能評估(與入滲計算結果耦合後估算進入處置單元的水流量)；
- (3) 介質中的傳輸包含：地下水、地表水及大氣傳播；
- (4) 動植物攝入(食物鏈)；

(5) 人類受到之劑量。

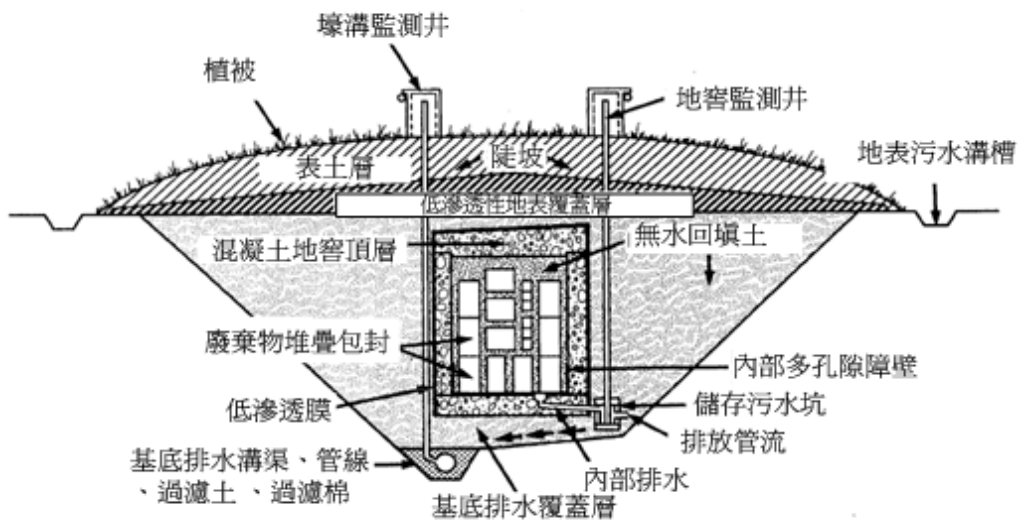


圖 3-1 低放射性廢棄設施結構示意圖

目前各國對於低放射性廢棄物陸地處置方式主要以地表及坑道處置方式。地表處置係將廢棄物置放於地表或地表下 10 公尺左右或最深不超過 30 公尺處作業方式，為目前廣為使用之低放射性廢棄物處置法，依工程設計概念不同可分為以下幾種方式：

(a) 淺層掩埋

即在地表面開挖壕溝(trenches)，將放射性廢棄物置於內的處置方式，廢棄物包封容器間或容器與壕溝壁間的空隙再以某種土壤填充，當廢棄物塞滿壕溝後再填以覆土。通常壕溝底部位於地下水水位面以上，並維持一定的傾斜度，以重力方式收集自由水，此種處置方式，核種的屏蔽只能靠回填材料及周圍的土壤。美國早期利用此種處置方式，至 1984 年，已處置了將近一百萬立方公

尺的低放射性廢棄物。當處置地質、水文環境不佳時，加強工程障壁的設計為此類處置方式的必要手段(事實上亦為其它低放射性廢棄物的基本處置概念)。加拿大 Chalk River 國家實驗室用來貯存放射性廢棄物壕溝及我國蘭嶼貯存場即利用淺地層掩埋的類似概念設計之。

(b) 地面式貯存

放射性廢棄物外圍以鋼筋混凝土遮擋，最上層再以混凝土蓋板密封，此種概念之最主要特色為能讓雨水迅速流走，減少與廢棄物接觸的機會。此種設計方式之最佳範例當屬法國 ANDRA 於 Aube 縣內設立之 Centre de la Aube 處置場係於 1992 年開始啟用，位於巴黎東方約 200 公里、海拔 160 公尺之森林內，處置場占地約一平方公里，其中處置區域佔地約 0.3 平方公里，有一條溪穿越過場址，其周圍 20 公里半徑內有天然泉、水庫及古蹟等，設計處置容量為 100 萬立方公尺，其營運年限將超過 50 年。

坑道處置係將廢棄物至於距地表數十公尺以下的岩盤內的處置方式，典型的例子為芬蘭的地下坑道及瑞典的海床下坑道處置。芬蘭有兩座核能電廠，所產生之低放射性廢棄物先暫貯於核電廠內，再送往集中貯存設施貯存一段時間，最後再送往處置場。其中芬蘭的 VLJ 處置場位於 Olkiluoto，於 1980 年 Olkiluoto

核電廠開始運轉以後，立即展開低放射性廢棄物處置場之場址調查，選擇 VLJ 處置場現址為低放射性廢棄物處置場。VLJ 處置場距離核電廠不到一公里，處置窖建於基岩下 70 至 100 公尺處，廢棄物經坑道送往處置區。1986 年完成建場之相關報告後，經 Eurajoki 市政府與芬蘭輻射與核能安全中心審核通過後發照，並於 1988 年開始進行處置場之開挖作業，1992 年設施建造完成後開始營運。處置場處置容量為九萬立方公尺，必要時得予以擴充。VLJ 處置場封閉後將予以密封，且密封後將不必進行監管。

另外，瑞典 SFR 低放射性廢棄物處置場位於斯德歌爾摩北方約 160 公里歐納馬鎮東之 Forsmark 核電廠場址內，為世界上第一座建於海床下岩洞式低放射性廢棄物處置場，於 1988 年 4 月開始接收低放射性廢棄物。SFR 以結晶岩床為天然屏障，建於海床下 50 公尺處，海水深約 6 公尺，其設計處置容量為六萬立方公尺(可擴充至 10 萬立方公尺)，足供處置瑞典 12 部核能機組運轉 40 年所生之低放射性廢棄物。其工程障壁包括水泥牆、水泥漿填充物及黏土護層等，經過 300 至 500 年後，廢棄物之放射性將與天然岩石中之背景輻射相同。SFR 封閉之後，將用特殊設計之混凝土予以密封，不必採取監管措施。

3-2.2 核種外釋途徑分析

核種傳輸的途徑可以分為：(a)地下水(groundwater)；(b)地表水(surface water)；以及(c)大氣傳播(air transport)。傳輸過程的分析旨在估算水流（或空氣流動）流率，評估特定位置的核種濃度，需考慮水文及地質環境，而大氣傳播則需考慮氣態核種。

(1) 地下水：

應針對低放射廢棄物處置場址之地下水環境阻隔、延散或稀釋核種釋放之能力，並強調現階段及未來對水資源利用而對此機制產生之影響，進行地下水途徑分析之安全報告：

- (a) 地質及水文系統之概念模型，描述可能的地下水途徑及核種遷移。
- (b) 用於預估核種於地下水之時間與空間分佈的核種傳輸模型。
- (c) 用於污染物傳輸模型之輸入參數，所採用水文地質、地質化學及核種釋出的數據。
- (d) 於適當的接收位置，由核種傳輸模型所估算之濃度，而用來評估以劑量形式之核種釋出。

地下水途徑分析首先應從場址之地質水文、地質、大地工程及地質化學特性的審查開始。需注意場址之一般地層及岩石特

性、地區延伸及含水層厚度、回灌及排水區域、流率及流動時間、地質水文性質及污染物傳輸特性。經由場址特性調查程序中所得到有關地下水途徑的場址資訊，用於複審申照者提出之概念模型，其模型以圖表方式描繪核種由處置單位到場址邊界之核種遷移，以及目前已知與未來人類活動區域。申照者需描述所以可能之核種可能成為接觸到人類之地下水途徑，包含所有地表與基岩間之透水層。其概念模型應包含物理環境與傳輸介質與規劃工程設計之關係。其概念模型應完整並清楚定義核種傳輸之所有可能的地下水途徑。

(2) 地表水：

應檢視其地表水環境是否有能力稀釋正常或意外發生時，輻射以液態方式由低放射廢棄物處置場址釋出，尤其是這些釋出對於現有或未來之地表水資源利用的影響，進行地表水途徑分析之安全報告：

- (a) 描述核種遷移所有可能地表水途徑之概念模型。
- (b) 用於分析距場址下游適當距離之核種濃度於空間與時間分佈的地表水傳輸模型。
- (c) 用於地表水傳輸模型之源項輸入參數，尤其是釋出率與地下水介面之源項。

(d)由地表水傳輸模型計算所得之核種濃度估算值。

地表水途徑之分析，應進行獨立之保守計算於地表水使用位置，其年平均及最大值之濃度（意外釋出下）。使用傳輸模型時，在係數選擇與參數使用上採用保守原則。並驗證在未來所有可能的改變（由沉澱量或未來可能井的結構、儲水槽、攝入變異所導致），確認能於計算中反應。在部分外釋情節中，地表水途徑分析可能與地下水途徑分析一併執行。

(3)大氣傳播：

大氣傳輸及擴散模型應包括：

(a)模擬時間與頻率變化釋出之計算方式，例如：噴出釋出與連續釋出。

(b)模擬地平面釋出與決定有效釋出高度之計算方式，例如：由於火災導致之高處釋出。

(c)模擬不同射源幾何形狀之計算方式，例如：點射源、面射源、與射源形狀。

(d)再懸浮模型之射源排放率及基準，以及再懸浮率之計算模式。

(e)射源與監測點間之地勢及結構影響的計算模擬。

(f)最大個人暴露、關鍵人口與其他鄰近場址外監測點之位置

及高度。

(g) 適用於模型之下風距離範圍，以及決定距離射源相對短程

位置之煙羽濃度的計算方式。

(h) 以處置場址中心，十六個 22.5 徑度扇形區域中，每個區域

之人口分佈。

(i) 大氣傳輸與擴散模擬考慮之移除機制與微粒沉積速率。

(j) 用於量化移除機制、乾濕沉積速率及單位面積沉積量之計

算模式。

參考美國德州低放處置場安全分析報告案例，其建議可能之外釋

途徑如下表所示：

途徑	途徑縮寫	接收者：工作人員 (<u>W</u> orker)，處置場址 邊界 (<u>D</u> isposal Site <u>B</u> oundary)， 最接近之居民 (<u>N</u> earest resident)，場址內居民 (<u>O</u> n-site resident)	相關之期間：運轉 期 (<u>O</u> perations)， 監管期 (<u>I</u> nstitutional control)，後監管期 (<u>P</u> ost-institutional control)
大氣途徑	大氣		
來自開放的大量廢料室之空 浮塵埃	A1	W, B, N	O
來自負載和輸 送的大量廢料 之空浮塵埃	A2	W, B, N	O
來自廢料室之 空浮氣體(H-3, C-14, Kr-85, I-129, radon)	A3	W, B, N	O
來自大量廢料 室的處置單位	A4	W, B, N	O

污水坑之蒸發水			
在封閉後殘餘污染土壤之懸浮物	A5	W, B, N, O	I, P
穿過完成遮蓋物的放射性氣體(H-3, C-14, Kr-85, I-129, radon)	A6	W, B, N, O	I, P
由穴居動物和根深植物傳輸的污染物	A7	O	P
與廢棄容器掉落破裂相關之空氣釋出	A8	W, B, N	O
與卡車火災相關之空氣釋出	A9	W, B, N	O
與颶風相關之空氣釋出	A10	W, B, N	O
土壤途徑	土壤		
工作者疏忽使土壤吸收	S1	W	O
場址外懸浮土壤污染之吸入(灰塵沉積造成之污染)	S2	B, N	O
場址外體外輻射(灰塵沉積造成之污染)	S3	B, N	O
地下水途徑	地下水		
瀝濾和地下水傳輸至紅色岩層上方之井	G1	B, O	O, I, P
透過 125 英尺砂層瀝濾和地下水傳輸至紅色岩層上方之井	G2	B, O	O, I, P

透過 225 英尺 含水層區域之 瀝濾和地下水 傳輸至井	G3	B, O	O, I, P
瀝濾和地下水 傳輸至 Trujillo 沙岩之井	G4	B, O	O, I, P
瀝濾和地下水 傳輸至聖羅莎 岩層之井	G5	B, O	O, I, P
地表水途徑	地表水		
由大量沉澱或 洪水造成之廢 棄物於場址外 之傳輸	W1	B, N	O
地表沉積灰塵 由地表水傳輸 至低窪區域	W2	B, N	O
地表水添加及 污染物傳輸	W3	B, N	O
植物途徑	植物		
場址關閉後由 場址收集豆科 灌木材用於柴 火	P1	O	P
於根深草皮牛 隻放牧	P2	O	P
穴居動物途徑	穴居		
由穴居動物挖 掘出之廢料	B1	O	P
直接體外途徑	直接		
運轉期間高活 性廢棄物包裝 對於場址外民 眾之直接暴露	D1	W, B	O
封閉後完成之 上蓋對於場址 工作人員之直 接暴露	D2	W	I

不經意之闖入者於污泥坑受到污染之鑽頭切割器具之直接暴露	D3	W, O	P
-----------------------------	----	------	---

美國德州低放處置場安全分析報告案例指出，透過初步安全分析後，篩選發現較重要的傳輸途徑為 A1、A3、A6、A8、A9、S1、S3、G1、G2、G3、W2、D1、D3，再作進一步估算分析。

途徑	途徑縮寫	接收者：工作人員 (<u>W</u> orker)，處置場址邊界 (<u>D</u> isposal Site <u>B</u> oundary)，最接近之居民 (<u>N</u> earest resident)，場址內居民 (<u>O</u> n-site resident)	相關之期間：運轉期 (<u>O</u> perations)，監管期 (<u>I</u> nstitutional control)，後監管期 (<u>P</u> ost-institutional control)
大氣途徑	大氣		
來自開放的大量廢料室之空浮塵埃	A1	W, B, N	O
來自廢料室之空浮氣體(H-3, C-14, Kr-85, I-129, radon)	A3	W, B, N	O
穿過完成遮蓋物的放射性氣體(H-3, C-14, Kr-85, I-129, radon)	A6	W, B, N, O	I, P
與廢棄容器掉落破裂相關之空氣釋出	A8	W, B, N	O
與卡車火災相關之空氣釋出	A9	W, B, N	O
土壤途徑	土壤		
工作者疏忽使土壤吸收	S1	W	O
場址外體外輻	S3	B, N	O

射(灰塵沉積造成之污染)			
地下水途徑	地下水		
瀝濾和地下水傳輸至紅色岩層上方之井	G1	B, O	O, I, P
透過 125 英尺砂層瀝濾和地下水傳輸至紅色岩層上方之井	G2	B, O	O, I, P
透過 225 英尺含水層區域之瀝濾和地下水傳輸至井	G3	B, O	O, I, P
地表水途徑	地表水		
地表沉積灰塵由地表水傳輸至低窪區域	W2	B, N	O
直接體外途徑	直接		
運轉期間高活性廢棄物包裝對於場址外民眾之直接暴露	D1	W, B	O
不經意之闖入者於污泥坑受到污染之鑽頭切割器具之直接暴露	D3	W, O	P

以上傳輸途徑定量分析，詳述如下：

(1) 大氣途徑：

以 A1 傳輸途徑而言，對於處置場址邊界之個人及最鄰近居民，空浮塵埃濃度的計算，基於高斯煙羽模式(Gaussian plume model)求得，劑量之計算假設處置場址邊界之個人每天花兩個小

時於邊界處觀察場址運轉，而最鄰近居民受到一年 365 天，一天 24 小時之暴露。而工作人員假設一年受到 125 小時之暴露。對於在廢棄物室工作人員吸入塵埃之劑量計算為：

$$\text{Dose} = C_{\text{air}} \times U \times f \times \text{DCF} - \text{inh}$$

$$\text{Dose} = \text{塵埃吸入劑量 (Sv/yr)}$$

$$C_{\text{air}} = \text{廢棄物室空浮核種濃度 (Bq/m}^3\text{)}$$

$$U = \text{吸入速率 (8,400 m}^3\text{/year)}$$

$$f = \text{工作人員暴露於塵埃之年分率 (0.014 或 125 hr/year)}$$

$$\text{DCF} - \text{inh} = \text{吸入劑量轉換因子 (Si/Bq)}$$

而廢棄物室空浮核種濃度之計算，可由再懸浮因子決定，空浮濃度為：

$$C_{\text{air}} = C_{\text{surf}} \times R$$

$$C_{\text{surf}} = \text{地面表面濃度 (Bq/m}^2\text{)}$$

$$R = \text{再懸浮因子 (設為 } 1.7 \times 10^{-7} \text{ m}^{-1}\text{)}$$

$$C_{\text{surf}} = C_{\text{waste}} \times d$$

$$C_{\text{waste}} = \text{廢料之核種濃度 (Bq/m}^3\text{)}$$

$$d = \text{塵埃懸浮發生所造成之土壤活化深度 (設為 0.001 m, 且粒子大於 1 mm 時不懸浮)}$$

處置場址及最鄰近居民之劑量估算，仍以下式求得：

$$\text{Dose} = C_{\text{air}} \times U \times f \times \text{DCF} - \text{inh}$$

$$\text{其中, } f = \text{居民暴露於塵埃之年分率 (場址邊界為 0.083 或 2}$$

hr/day；最鄰近居民為 1)。

$$C_{\text{air}} = Q \times (X/Q)$$

Q=再懸浮塵埃之源項(Bq/s)

(X/Q)=大氣延散因子 (Bq/m³ 每 Bq/s 源項)

$$Q = C_{\text{waste}} \times d \times \alpha \times A$$

其中 α 為再懸浮率 (設為 $6.3 \times 10^{-10} \text{ s}^{-1}$)，A 為廢料體之暴露面積 (m²)。

$$(X/Q) = f_{\text{wind}} / (\pi \times u \times \sigma_y \times \sigma_z)$$

f_{wind} = 在接收處之風頻率

u = 平均風速 (m/s)

σ_y 、 σ_z = 側向及垂直方向之大氣延散距離(m)

對傳輸途徑 A3 而言，依據 NUREG-1573 建議，氣相核種考慮 H-3、C-14、Kr-85、I-129 與氡氣(Radon, Rn)。然而，除了氡氣以外，其餘核種皆來自長時間廢料分解，在運轉期間，廢料分解效應並不重要，因此於該報告中，僅考慮氡氣。劑量估算為：

$$\text{Dose} = C_m \times 0.001 \times f \times \text{DCF} - \text{m}$$

其中 0.001 為單位轉換常數(m³/L)，f=暴露於塵埃之年分率對工作人員而言為 0.228 或 2,000 hr/year，場址邊界為 0.083 或 2 hr/day；最鄰近居民為 1。DCF-m 為氡氣劑量轉換因子(Sv/Bq)。就工作人員而言，以簡單箱型模型 (Box model) 估算氡氣暴露，此模型可提供氡氣之上限值，假設氡氣被侷限在廢料上方兩公尺

厚的空間，因此，濃度可表示為：

$$C_m = J \times A / [\text{sqrt}(A) \times u \times h]$$

其中，J 為氬氣於廢料表面之通率(Bq/m²-s)，h 為箱型模型中之混合高度（2 公尺）。

$$J = R_a \times E \times \text{sqrt}(\lambda \times D)$$

其中，E 為氬氣放射係數（0.2），λ 為氬氣衰變常數（2.1×10⁻⁶ s⁻¹），D 為擴散係數（0.03 cm²/s）。

而場址邊界及最鄰近居民之氬氣濃度，則表示為：

$$C_m = J \times A \times (X/Q)$$

而傳輸途徑 A6，屬於監管期與後監管期，則依據 NUREG-1573 建議，氣相核種考慮 H-3、C-14、Kr-85、I-129 與氬氣。而場址維護工作人員，場址邊界及最鄰近居民之劑量則由下式估算：

$$\text{Dose} = C_{\text{air}} \times U \times f \times \text{DCF} - \text{inh}$$

氣相核種濃度則可以採用上述之箱型模型估算。

而傳輸途徑 A8 及 A9 則為意外情況之情節，情節發生後，將影響工作人員、場址邊界及最鄰近居民，應以最壞的情況估算其影響。

(2) 土壤途徑；

傳輸途徑 S1，假設工作人員不小心吞入土壤形態的廢棄物 100 mg/yr，其劑量估算為：

$$\text{Dose} = C_w / d_w \times U_w \times \text{DCF} - \text{ing}$$

其中，Dose 為土壤攝入劑量(Sv/year)，C_w 廢料之核種濃度

(Ci/m³)，d 為廢料密度(1,600 kg/m³)，U_w 為攝入廢料量(100 mg 或 1×10⁻⁴ kg/year)，DCF-ing 為攝入劑量轉換因子(Sv/Bq)。

而傳輸途徑 S3 而言，塵埃於地面之沉積速率，可由空浮濃度與沉積速率而得：

$$C_{\text{grnd}} = C_{\text{air}} \times v_d \times T$$

其中，C_{grnd} 為地表面沉積塵埃濃度 (Bq/m³)，v_d 塵埃沉積速率(設為 0.01 m/s)，T 為塵埃沉積累積時間(1 year 或 3.156×10⁷ 秒)。而劑量則為：

$$\text{Dose} = C_{\text{grnd}} \times f \times \text{DCF-ext}$$

其中 DCF-ext 為外部劑量轉換因子(mrem/year 每 Ci/m²)。

(3) 地下水途徑：

對於地下水途徑 G1、G2 以及 G3 計算，美國德州低放處置場安全分析報告採用 HELP 程式，估算入滲水量及流速，再以 RESRAD 程式計算核種釋出。在 RESRAD 程式中，核種於廢料體中均勻分佈，並採用保守之分配係數(Kd 值)，為輸入參數，在此假設中，由於所有核種都會接觸到水並濾瀝出而開始傳輸，因此，所得到的釋出量相對保守。

(4) 地表水途徑：

對於地表水途徑 W2 計算，考慮場址邊界及最鄰近居民，由於

空浮污染塵埃，於該處置設施運轉的 35 年間，飄向低窪處之地表水，而造成之污染。其所造成之劑量由地表水內之污染沉積物之外部暴露估算，由於其劑量低於大氣途徑 A1 之主要煙羽造成之劑量，因此不包含再懸浮塵埃之吸入。

(5) 直接體外途徑：

而傳輸途徑 D1 情節發生於運轉期間，將影響工作人員及場址邊界居民。而 D3 情節發生於後監管期間之意外情況，於處置場址內鑽井所造成之劑量影響，將影響工作人員及場址內居民。

3-3 低放處置「近場」安全審查平行驗證模式

3-3.1 平行驗證程式簡介

低放射性廢棄物處置設施之安全及功能評估，主要針對放射性核種之外釋及遷移速度進行估計。為評估系統對環境影響之衝擊，並與法規要求之限度進行比較，評估程序主要包含下列三個步驟：(1)核種由廢棄物處置單元外釋之速率評估；(2)分析核種由廢棄物處置單元經由傳輸路徑達到環境之過程；(3)求得核種濃度與生物接受劑量間的轉換關係。本計畫針對美國 Brookhaven National Laboratory 用於低放處置所開發之 DUST(Disposal Unit Source Term)，建立一套低放射性廢棄物處置場工程障壁安全評估模式以供管制單位進行審查工作。美國核能管制委員會執行 Branch Technical Position on Performance Assessment 專案，其目的在於發展相關電腦程式來評估核種在處置場的外釋情形，而程式發展有著三項指標：(1)模組化結構以利功能增加；(2)簡化模式以減少運算時間；(3)具有處理低放射性廢棄物處置場廣泛情形之彈性。DUST 即依此精神進行開發，用以處理源項(source term)部份核種外釋之評估。

DUST 程式之發展，依功能之增進，共分為下列三個版本：

(1)DUST：僅可追蹤單一核種，處理廢棄物罐於特定時間點破壞之問題。

(2)DUST-MS (multiple species)：可追蹤多種核種，並增加考慮核種衰變及生成之問題。

(3)DUSTMS-D (distributed container failures)：增加考慮廢棄物罐之破壞時間，可以為一均佈或是高斯(常態)分佈之問題。

源項之分析主要影響因子包括：(1)放射性核廢棄物中核種之存量及來源；(2)廢棄物本體及廢棄物罐之型態；(3)核種外釋之物理現象。由於核種由處置場址外釋之評估，具有高度複雜性，並面臨參數資料之缺乏，因此藉由對處置系統已有之認知，DUST 程式藉由合理之假設對評估模式進行簡化，其功能模組包含下列四項：

(1)水流之流動

(2)廢棄物罐之劣化

程式中評估廢棄物罐之破壞模式計二種：

(a)均勻破壞：廢棄物罐於特定時間完全喪失功能。

(b)部份破壞：廢棄物罐因劣化而部份破裂，以允許核種於更早之時間點開始外釋。

而 DUSTMS-D 版本則增加考量貯存容器之剝蝕速率，可為下列三種情況：

(a)立即破壞。

(b)均佈破壞，即在一時間區間中破壞比例呈線性增加。

(c)高斯分佈破壞，即破壞速率呈一常態鐘型分佈，以平均破壞時

間及標準差來描述。

(3)核種由廢料本體外釋

核種之外釋係經由下列四種機制，其過程皆可考量衰變及生成現象之發生：

(a)表面洗刷，核種藉由與水流之接觸而釋出，經由分配來描述吸附現象。

(b)擴散作用，核種均勻分佈於固化體中以擴散機制外釋，廢棄物之幾何形態可區分為圓柱、圓及矩形等形狀。

(c)溶解作用，核種存量每年以固定比例外釋，來描述廢棄物表面溶解之現象。

(d)溶解度限值，以上三種機制之核種外釋濃度總和，係受到此度限值之限制。

(4)核種與介質中之傳輸，程式係考慮一維模式之傳輸，提供有限差分模式及解析解二種分析方式，而分析中水流經由未飽和層進入含水層之過程，可經由二次分開之分析進行模擬。

DUST 程式利用前節描述之模組功能，有著處理不同核種來源、廢棄物本體及廢棄物罐型態評估工作之彈性，並且維持不需要過大電腦計算量之優點，且為利於模式建立之資料輸入及分析結果之圖形展示，程式發展者亦提供資料介面處理之電腦程式 DUSTWIN、

GRAFMS 供使用者應用。因此程式具有計算及處理迅速之優點，相當利於進行核種篩選之評估及參數敏感度分析，並可提供顯著核種及外釋速率上限之判斷。

DUST 程式如同其它分析軟體，其分析結果之可靠性，除了簡化模式之合理性以外，端賴有效、正確輸入參數之取得。而此程式亦有其模式上之限制，說明如下：

- (1) DUST 程式僅分析一維傳輸模式。
- (2) 地下水流速必須由使用者自行選定、輸入。
- (3) 傳輸介質的化學性質及相關傳輸參數不能隨時間改變。
- (4) 程式無法處理生物衰降及氣體外釋之問題。
- (5) 同位素之溶解度限值無法被正確地模擬。
- (6) 擴散作用之解析解假設廢棄物表面之核種濃度為零，保守高估核種外釋速度。

3-3.2 核種外釋分析及理論

DUST 在進行核種傳輸分析時涵蓋平流-延散傳輸方程式的解析解與數值解，對於一個低放射性廢棄物處置場的模擬評估程式而言，DUST 程式內部所考量的機制主要分為核種傳輸、流場、廢棄物容器劣化作用以及廢料體外釋作用等四大部份。在這四個部份當中，核種傳輸這個部份為預測外釋最主要的方程式，其他部份則負責提供傳輸

分析需要的資訊。DUST 在核種傳輸的運算允許使用者選用兩種模式，一種稱為多混合單元串聯模式(Multi-Cell Mixing Cascade Model, MCMC 模式)，使用的是解析解的運算法；另一種稱為一維有限差分模式(Finite Difference Model, FD 模式)，使用的則是數值解之有限差分法。

核種傳輸之一維平流-延散傳輸方程式可表示為：

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta C) = \frac{\partial}{\partial x}(\theta D \frac{\partial C}{\partial x}) - \frac{\partial}{\partial x}(V_D C) - \lambda(\theta C + \rho S) - \frac{\partial}{\partial t}(\rho S) + q$$

其中

C ：溶液濃度

θ ：區域的體積含水量

D ：延散係數

V_D ：達西流速

λ ：核衰變常數

S ：吸附濃度

ρ ：固體的總體密度

q ：核種源項

假設溶液與固體表面達成吸附平衡(線性吸附模式 $S = K_d C$)，可得

$$\frac{\partial}{\partial t}(R\theta C) = \frac{\partial}{\partial x}(\theta D \frac{\partial C}{\partial x}) - \frac{\partial}{\partial x}(V_D C) - \lambda R\theta C + q$$

其中

$$R = 1 + \frac{\rho K_d}{\theta}$$

R ：遲滯因子

K_d ：吸附分佈係數

以上為 DUST 程式計算核種傳輸所使用之核心控制方程式，FD 模式直接利用此式轉換為有限差分法數值解的代數方程式，而 MCMC 模式則利用此式之特例式以求得解析解。

FD 模式將模擬區域分成有限個特性各異的控制體(control volume)，每一個控制體都能有各自的傳輸特性，如：遲滯因子、擴散-延散項、含水量及核種源項。FD 模式適合用來模擬工程障壁中的多種材質，以及在障壁早期仍能阻隔水流時主導的擴散跟延散作用。

MCMC 模式把模擬域分成多個相同大小、特性的混合單元(Mixing Cell)，為了要簡化傳輸方程式以求得解析解，此模式假設核種隨平流遷移的過程中，只會受到遲滯因子的影響，而且只允許方向“向下”所產生的遷移，因此無法模擬擴散跟延散，更無法向上遷移到地表。另外，每個混合單元大小、特性都一樣，因此整個障壁都視為同一種介質，其流速、含水量、遲滯因子皆假設相同，所以只能選用代表性的參數值。透過以上假設可得出第 i 個混合單元的傳輸公式為：

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -\frac{V_D}{\theta R} \frac{\partial C_i}{\partial x} - \lambda C_i + \frac{q_i}{\theta R}$$

假設整個設施高度為 H、可分成 N 個高度 h 的混合單元，則可得：

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -\alpha N(C_i - C_{i-1}) - \lambda C_i + \beta N Q_i$$

其中

$$\alpha = V_d / (\theta RH)$$

$$\beta = 1 / (\theta R H A_f)$$

Q ：總廢料體釋出率

A_f ：設施的面積

上式即為 MCMC 模式每個混合單元要滿足的方程式。各混合單元在方程式聯立之後，可得解析解：

$$\text{濃度 } C = f(\text{廢料體外釋速率 } Q)$$

由於在 MCMC 模式中所有障壁只能設定一個遲滯因子，所以若不同介質間的遲滯因子差異很大，不易取代表性的參數值時，便應選用 FD 模式來模擬。

處置場通常設計在地下水水位面以上，但在水位面以下之情況亦需考慮。由於水的滲入會引起許多核種傳輸的現象，進行評估時應考慮到降雨、蒸散或劣化反應對流速的影響，然而水流預測相當複雜，尤其在未飽和帶 (Unsaturated Zone)，若計算水流進入之方向，至少需使用 2-D 程式進行模擬計算。DUST 程式，採用簡化且保守的評估，直接跳過流場分析，讓使用者直接決定並輸入流速隨時間變化的資料 (指 FD 模式)，而在 MCMC 模式中則只能輸入一固定流速值。

廢棄物容器劣化 (canister failure) 的作用於 DUST 程式中，可分為均勻受損 (global/uniform failure) 以及局部受損 (local failure)。均勻破損之定義為容器損壞速度或使用年限，在使用年限到達前，所有外釋皆不發生，一旦使用期限到達，容器瞬間消失，核種以洗刷、擴散或溶

解方式外釋。局部破損意指處置一開始，容器即有破損，原因可能是製作瑕疵或運送時破損，與均勻破損不同的是，在局部破損模式中，核種在一開始即發生外釋，外釋率除與上述三種外釋機制有關外，局部破損面積為另一考量重點，一般而言，局部破損面積會隨時間增加而增加。均勻受損之情況下，FD 模式和 MCMC 模式都可為每個廢棄物容器設定各自受損的時間，而局部受損僅適用於 FD 模式，可在均勻受損前就模擬局部受損。

廢料體外釋作用，於 DUST 程式設定中包含：溶解度受限外釋模式(Solubility-Limited Release)、表面沖刷分離模式(Surface Rinse with Partitioning)、擴散外釋模式(Diffusion Release Model)、均勻外釋模式(Uniform Release Model)以及局部受損外釋模式(Local Failure Model)。分述如下：

(1) 溶解度受限外釋模式

此模式假設與廢料體分離進入液相，但尚未溶解的核種會瞬間溶解到溶液中，直到達到溶解度(Solubility)上限或核種完全溶解為止。由於與廢料體分離的核種必需要溶解在水中才會產生有效的傳輸，所以它可以進一步當作基礎限制，讓以下其他三個分離機制在溶解度的限制下，評估核種外釋的情形。在廢棄物容器劣化的過程中溶解度通常難以準確估計，應以保守為原則，故 DUST

程式內預設溶解度上限為 10 gm/cm^3 。

(2) 表面沖刷分離模式

假設符合此機制的核種在水進入廢棄物容器之前與廢料體是以吸附、化學吸附、附著、離子交換等等的效應結合在一起，在廢棄物容器完整性被破壞、與水接觸後便會立即進入液相，然後再溶解到水中。此後固相為保持平衡，與廢料體分離進入液相，以補充在液相的核種因為溶解而損失的濃度。

此模式用「分離因數」(Partition Factor)來涵蓋上述核種在固/液相間存在的關係：

$$\text{分離因數} = \frac{\text{廢料體內的核種總存量}}{\text{脫離到液相的核種存量}}$$

其中，分離因數會受廢料體的種類以及局部的化性所影響。

假設廢料體內原來的核種量為 M_0 時，在處置場封閉 t 時間後其衰變殘餘的量為：

$$M_d = M_0 e^{-\lambda t}$$

所以當水流入侵時，為達到固液相平衡，則外釋到液相的量即為：

$$M = M_d / \text{分離因數}$$

此機制的外釋速率即為：

$$Q = \frac{M_0 e^{-\lambda t} / \text{分離因數}}{\Delta t}$$

於 MCMC 模式中所有的障壁只能設定一共同遲滯因子，所以在分離模式中，廢料體的分離因數便決定於整個系統的吸附分佈係數。然而，在 FD 模式由於障壁內可以有多種具不同吸附分佈係數的介質存在，所以每個步階(time step)開始運算時，都需保持固/液間平衡。由

於當核種被帶走超過數值積分步階時，平衡就會無法再維持，因此在每個步階重新開始時都會重複此一平衡過程。

(3) 擴散外釋模式

由擴散主導的外釋，在起初會出現相當高的溶濾速率(Leach Rate)，然後隨時間不斷遞減，外釋模式若假設為一定的外釋速率(MCMC 模式)，將很難表現由擴散主導的外釋變化，因此只能在採用 FD 模式時方能進行模擬。

此模式由擴散係數(Diffusion Coefficient)主導整個機制，其關係式如下：

$$Q = J_s \cdot \int dS$$
$$J_s = -D \frac{\partial C(x_s)}{\partial x}$$

其中：

Q ：外釋速率

J_s ：表面質傳通量

D ：擴散係數

x_s ：廢料體表面法線距離

起始條件假設流入的水中原本沒有溶質，以達到最高的外釋速率，來獲得解析解，並假設整個廢料體具有相同的濃度，而邊界條件則假設以廢料體中心作對稱，並且邊界濃度保持為 0。因擴散和幾何形狀有關，DUST 程式中的擴散模式可選用圓柱體和長方體兩種廢棄物容器幾何類型。

(4) 均勻外釋模式

此模式主要是代表活性金屬遭受均勻侵蝕時所發生的分離情

形，其假設外釋速率的減少只受衰變以及溶解度限制的影響，因此外釋速率基本上是固定的，一般的廢料體都存在此機制，普遍適用於這個模式。主導的參數是金屬的比例外釋速率(fractional release rate)，其關係如下：

$$Q = Q_f M_0 e^{-\lambda t}$$

其中：

Q ：外釋速率

Q_f ：金屬的比例外釋速率

M_0 ：廢料體內活性金屬的起始質量

(5) 局部受損外釋模式

一旦廢棄物容器受損時，水才有可能進入並且發生溶解核種的作用，因此無論廢料體在容器內部的各種外釋速率多大，都將受限於離開容器的水流速率。當水進入局部受損的廢棄物容器時，理論上應該會等儲積到高於裂口的最底端時才會開始釋出核種，然而要使用能考慮這種裂口幾何影響外釋的程式，對目前來說仍太困難。因此 DUST 程式保守地假設局部破裂後進入以及流出的水流穩定，而

$$\text{裂口流速} = \text{地下水流速} \times (\text{裂口面積} / \text{廢棄物容器面積})$$

局部受損的廢棄物容器當作一個混合單元，各核種會以各種外釋機制於其中混合。因此，

$$\text{廢棄物容器的外釋速率} = \text{裂口流速} \times \text{混合單元最後平衡濃度}$$

廢棄物體(waste matrix)外釋方式，依其固化方式與廢棄物種類可分為洗刷、擴散及溶解。洗刷外釋機制，係指核種附著於廢棄物體，一旦與水接觸，所有核種瞬間釋出。而擴散主要用於水泥固化體，依照

飛克定律(Fick's law)評估核種外釋通量。而溶解模式用於金屬類核種，溶解速度與化學環境以及廢棄物體雨水接觸的面積有關。

由於廢料體主要的外釋機制不只一種，且廢料體的資料取得有限，因此 DUST 程式針對核種自廢料體外釋的主要機制設計了對應的模式(如表 3-1 所列)，並且讓使用者可以自行依需求決定不同比例(fraction)之廢料體選用其中一種機制，而其他比例廢料體選用另一種機制。

表 3-1 核種自廢料體外釋的模式

外釋模式	主導參數	主要的適用廢料體
溶解度受限外釋	溶解度	皆可
表面沖刷分離	分離係數	乾式放射性廢棄物(dry active wastes) 去水樹脂(dewatered resins)
擴散外釋	擴散係數	水泥固化(cement solidified wastes)
均勻外釋	部份外釋速率	活性金屬(active metals)
局部受損外釋	裂口幾何資料	廢棄物容器局部受損時

低放射性廢棄物依其所含之放射性核種濃度規定分類及處置，分為 A、B、C 及超 C 類。其對應之核種及濃度，依據『低放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則』所規定，A、B、C 及超 C 類主要之核種不同，而就固化方式而言，A 類廢棄物無固化要求，但國內核能電廠採水泥固化為主，未固化之 A 類廢棄物，應盛裝於經主管機關核准至少能維持一百年結構完整之容器或封存於具相同容器功能之工程結構中進行處置。B 類廢棄物應固化包裝，不適合固化或經固化未達品質要求之 B 類廢棄物，得以經主管機關核准耐三百年之高完整性容器盛裝進行處置。C 類廢棄物固化包裝規範與 B 類廢棄物相同，另外，應加強處置區之工程設計，以保障監管後誤入者之安全。超 C 類廢棄物非經主管機關核准，不得於低放處置設施進行處置。因此，分析不同類別之放射廢棄物時，除了核種種類之差異外，不同固化方式應採用不同外釋模式進行分析，因此對於無論是透過水泥固化或無固化之 A 類廢棄物，可採用洗刷或擴散外釋假設，而廢棄物容器受損可假設均勻受損或局部受損，且應至少維持一百年結構完整。而經過水泥固化之 B、C 類廢棄物，可採用擴散或溶解外釋假設，若採用電漿固化之 B、C 類廢棄物，應採用溶解外釋假設，而高完整性容器受損皆可假設均勻受損或局部受損，且應至少維持三百年結構完整。以美國德州低放處置場安全分析報告案例為例，針對廢棄物形

式、種類及數量，依法規提供以下資訊：(a)年產生體積；(b)廢棄物分類；(c)主要組成核種之平均濃度(10 CFR 61.55 表列核種)；(d)化學及物理型態；(e)螯合劑成分；(f)包裝特性(如是否存放於高完整性容器)；(g)固化劑。清楚描述其物理及化學型態可對於預估釋出率提供重要資訊(如廢棄物組成是否含有活化金屬、密封射源、離子交換樹脂等)。而該處置場址預計接收約 90% 的 A 類廢棄物，9% 的 B 類廢棄物與 1% 的 C 類廢棄物，而 B、C 類廢棄物主要來自核電廠，且該處置場不接受超 C 類廢棄物。美國德州低放處置場安全分析報告案例中，就功能評估而言，所有接收之 A、B、C 類廢棄物所包含之核種存量統計後，作為長期功能評估之輸入值，並用於工作人員、居民暴露劑量估算，以及意外事件分析之用。針對不同類別之廢棄物無特殊分析，然而，在處置設計中，將已固化之廢棄物放置於廢料罐處置單元 (Canister Disposal Unit, CDU)，而相對穩定依法規規定未固化之廢棄物則放置於無廢料罐處置單元 (Non-Canister Disposal Unit, NCDU)。一般而言，A、B、C 類廢棄物放置位置之設計，應採取將 B、C 類廢棄物放置於相對穩定，地下水較少之區域，或以工程設計方式強化屏蔽功能。我國在進行處置工作時，應將各類廢棄物之佈局設計完成後，再依位置特性進行核種外釋計算。

運算保守且簡化是 DUST 程式的特色之一，無論是混合單元或是

控制體，都可以節點(Node)來統稱。MCMC 模式只是 FD 模式在每個節點都一樣時的特例，也就是將異質性的障壁視為同質性介質時的特例。由於 DUST 程式具有保守、簡化、運算快的特性，因此可應用於低放射性廢棄物處置場的評估，包含分析外釋最快的核種、參數的敏感度分析，且在選擇適當輸入參數的情況下，可推測外釋速率的上限值。

3-3.3 案例分析

本研究利用 DUST 程式進行初步計算測試，考慮一圓柱形廢料罐，其半徑 40 公分，總體積 5×10^5 立方公分，於 15 年後失效計算區域長十公尺，面積一平方公尺，入滲水速為每年 2 公分，孔隙度 0.15。估算 0.001 居里 (Curies) 之 ^{99}Tc ，以表面沖刷分離模式釋出，延散係數為 10 公分，計算時間為 100 年。計算結果分別繪於圖 3-2 及圖 3-3。圖 3-2 為不同時間下，核種 (Tc-99) 於空間中之濃度分佈，由圖中可看出，隨時間增加，核種透過入滲水傳輸深度越深，而濃度則隨時間增加而衰降。

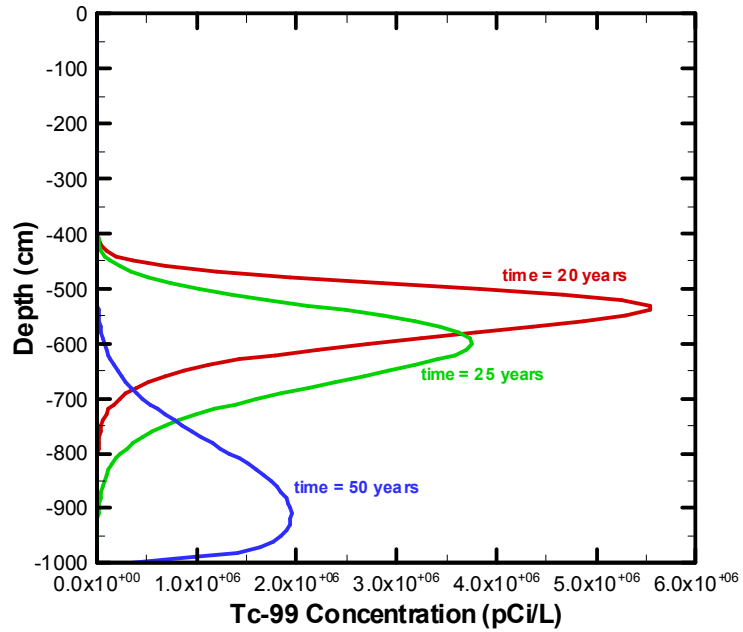


圖 3-2 不同時間下，核種 (Tc-99) 於空間中之濃度分佈

圖 3-3 為深度為 300 及 600 公分時，核種 (Tc-99) 濃度隨時間變化之模擬結果 (穿越曲線, breakthrough curve)。由圖中可看出，隨時間增加，核種濃度逐漸衰降，且延散作用越明顯。

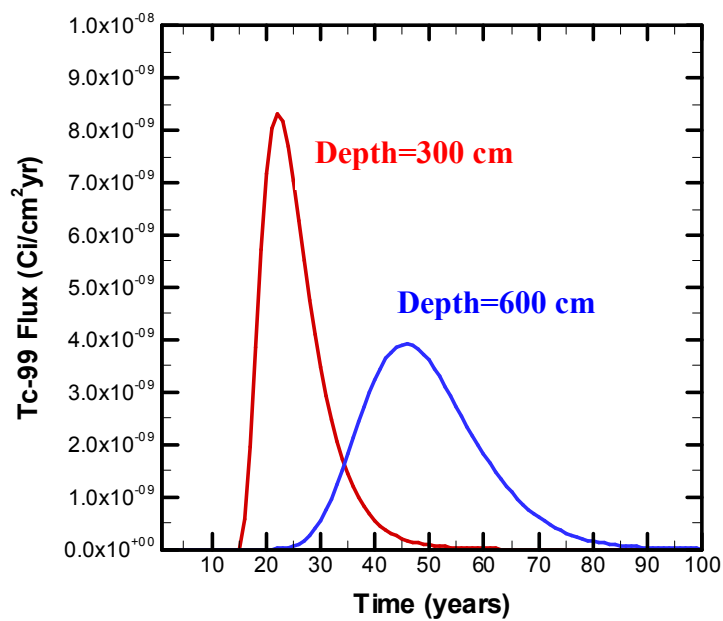


圖 3-3 深度為 300 及 600 公分時，核種 (Tc-99) 濃度之穿越曲線

肆、總結與建議

最終處置是放射性廢棄物管理有效的方法之一，而近場功能安全評估是最終處置的一個重要技術，其目的在提出科學的證據，以增進有關放射性廢棄物最終處置在安全性上的信心。對於一個完整的處置計畫，管制單位必須有能力針對申請者在各個階段所提出的功能安全評估規劃進行獨立審查與提出建議，為了建立此一技術，本計畫根據物管局之委託進行低放射性廢棄物最終處置功能安全評估模式審查技術之建立，目的在於收集國際間對於低放射性廢棄物最終處置近場安全評估之相關資料，並建立相關審查導則與平行驗證模式，以釐清在一個低放射性廢棄物處置近場系統中哪些設施或因子對於處置安全佔了主導性的地位，其成果將有助於我國低放射性廢棄物處置場功能安全評估審查工作之進行。

本研究針對美國NRC所出版之NUREG-1200報告中功能安全評估部分參照國際原子能總署對低放射性廢棄物最終處置近場安全評估之審查要求，併同考量國內低放最終處置可能場址之特定水文地質條件後，已於期中報告中提出近場安全審查規範草案-『近場安全審查要項及核廢料體核種外釋機制』。核種傳輸的途徑可以分為：(a)地下水(groundwater)；(b)地表水(surface water)；以及(c)大氣傳播(air transport)。傳輸過程的分析旨在估算水流（或空氣流動）流率，評估

特定位置的核種濃度，需考慮水文及地質環境，而大氣傳播則需考慮氣態核種。

低放射性廢棄物處置設施之安全及功能評估，主要針對放射性核種之外釋及遷移速度進行估計。為評估系統對環境影響之衝擊，並與法規要求之限度進行比較，評估程序主要包含下列三個步驟：(1)核種由廢棄物處置單元外釋之速率評估；(2)分析核種由廢棄物處置單元經由傳輸路徑達到環境之過程；(3)求得核種濃度與生物接受劑量間的轉換關係。本計畫針對美國 Brookhaven National Laboratory 用於低放處置所開發之 DUST(Disposal Unit Source Term)，建立一套低放射性廢棄物處置場工程障壁安全評估模式以供管制單位進行審查工作。本研究研析 DUST 程式，期望利用此程式進行審查單位平行驗證之用。DUST 程式內部所考量的機制主要分為四大部份：核種傳輸、流場、廢棄物容器劣化作用以及廢料體外釋作用，其中最主要的核種傳輸運算部份，涵蓋了平流-延散傳輸方程式的解析解(MCMC 模式)與數值解(FD 模式)，可讓使用者視需求選用運算簡化的模式或是較高模擬彈性、較廣模擬功能的模式。本研究歸納 DUST 程式各種外釋機制，並針對 A、B、C 及超 C 類放射性廢棄物，提出分析建議，除了核種種類之差異外，不同固化方式應採用不同外釋模式進行分析，因此對於無論是透過水泥固化或無固化之 A 類廢棄物，可採用洗刷

或擴散外釋假設，而廢棄物容器受損可假設均勻受損或局部受損，且應至少維持一百年結構完整。而經過水泥固化之 B、C 類廢棄物，可採用擴散或溶解外釋假設，若採用電漿固化之 B、C 類廢棄物，應採用溶解外釋假設，而高完整性容器受損皆可假設均勻受損或局部受損，且應至少維持三百年結構完整。DUST 程式具有分析保守、操作簡化、運算效率高的特性，可應用於低放射性廢棄物處置場在分析外釋最快的核種、處置參數的敏感度分析、以及核種外釋速率上限推測方面的評估。

經濟部已於民國 97 年八月二十九日公告三處低放射性廢棄物最終處置設施潛在場址。處置設施之型式依處置場址特性，將在坑道處置方式或近地表處置方式之間擇一進行安全設計及安全分析。未來台電公司申請低放處置設施建照時，物管局將本於職責對處置設施設置的安全性進行專業審查。其中針對處置設施之近場功能評估建立審查技術與導則，供低放處置設施申請者執行處置計畫依循，並且做為審查人員之審查作業之指引乃為當務之急，也是物管局低放處置審查專案現階段精進之主軸。

參考文獻

- [1] 劉東山、蔡昭明，1993，放射性廢料管理，曉園出版社，台北。
- [2] GoldSim Technology Group, Contaminant Transport Module, 2008.
- [3] IAEA, 1984a, Safety Analysis Methodologies for Radioactive Waste Repository in Shallow Ground, Safety Series No. 64, Vienna.
- [4] IAEA, 1984b, Design, Construction, Operation, Shutdown and Surveillance of Repositories for Solid Wastes in Shallow Ground, Safety Series No. 63, Vienna.
- [5] IAEA, 2000, Model Formulation, Implementation and Data for Safety Assessment of Near Surface Disposal Facilities, ISAM/MDWG/WD01.
- [6] IAEA, 2004, Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, Volume 1, ISBN 92-0-104004-0.
- [7] Sandia National Laboratories (SNL), 1989, Background Information for the Development of Low Level Radioactive Performance Assessment Methodology, SAND89-2509.
- [8] Sandia National Laboratories (SNL), 1995, Evaluation of a Performance Assessment Methodology for Low Level Radioactive Waste Disposal Facilities, SAND91-2802.
- [9] SKB, 2001, Project SAFE, Radionuclide Release and Dose from the SFR Repository, SKB Rapport R-01-18.
- [10] US NRC, 2000, A Performance Assessment Methodology for Low-Level Radioactive Waste Disposal Facilities: Recommendations of NRC's Assessment Working Group, NUREG-1537.
- [11] Brookhaven National Laboratory, 1996, BLT-MS (Breach, Leach

and Transport-Multiple Species) Data Input Guide: A Computer Model for Simulating Release of Contaminant from Subsurface Low-Level Waste Disposal Facility, NUREG-CR-6492.

- [12] Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), 2007, Regulating the Long-term Safety of Geological Disposal- Towards a Common Understanding of the Main Objectives and Bases of Safety Criteria.

附錄一

NUREG-1200 第六章 Safety Assessment 中文化。