

用過核子燃料最終處置計畫  
潛在處置母岩特性調查與評估階段一  
98年度計畫  
(修訂一版)

成果報告

台灣電力公司

中華民國九十九年四月

## 摘要

本年度主要成果為達成「用過核子燃料最終處置計畫書」(2006年7月核定版)規劃之近程目標，完成我國「用過核子燃料最終處置初步技術可行性評估報告(SNFD2009)」之編撰工作，並提送原子能委員會審查。其內容涵蓋「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」、「用過核子燃料處置的功能安全評估」等研究成果。

在處置環境條件的調查研究方面，彙整現有資料顯示除離島具備千萬年長期穩定之花崗岩外，近來GPS與無震帶監測資料，以及大地構造演化史研究，均顯示本島東部花崗岩有部分可能位於趨於地質穩定的區域，其作為潛在母岩的合適性，仍須待後續之進一步地下調查與坑道實驗室來加以驗證。

在處置技術的研究發展方面，本年度利用TPS及熱探針試驗進行代表性花崗岩樣品熱傳導係數的量測，數據範圍介於2.3-3.0 W/mK之間。另外，本年度分析測試區東部1號鑽孔抽水試驗數據，加上自2007年至2008年完整一年之地下水位與降雨量變化趨勢，應用水位洩降直線理論計算貯水係數約為0.83，單位面積補注量為0.1743m，若以花崗岩體面積約 $3 \times 10^7 \text{ m}^2$ 估算東部花崗岩裂隙含水層的地下水年補注量約為 $5 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{yr}$ 。本年度接續過去實驗工作，獲得Cs及Se核種在厭氧環境下之吸附動力學參數，並完成90°C恆溫對核種吸附之影響探討，以及持續資料庫核種傳輸參數Kd值之更新，以提供功能評估案例說明所需的基礎模式及本土數據。

在用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物之源項特性部分，各式萃取再處理方法(如PUREX、UREX及UREX+系列)之方法探討與差異分析、HLW物化特性研究、HLW數量推估與HLW活度推估均於本年度進行研析。本研究之成果可提供將來我國於核燃料循環與用過核子燃料再處理方法瞭解與應用。在國外HLW相關處置資料分析方面，本年度係針對國際原子能總署各國現況資訊報告與33國之國家報告

進行彙評，並進行SNF及HLW各類型處置概念差異之比較，且依據SNF處置概念需求以及國際HLW處置系統功能需求分析資料，研擬我國HLW處置概念之功能需求。

針對用過核子燃料最終處置系統整合模式評估與案例分析工作，在基本情節案例之近場、遠場及生物圈計算與分析方面，本年度進行SNFD 2009報告所需之系統整合模式(近場、遠場及生物圈)基本案例的分析與評估，進而完成我國用過核子燃料長程處置之階段性目標。在安全評估模式之機率式分析方面，則建立全系統功能安全評估架構，並配合本土性現地調查及實驗數據，據以進行近場、遠場及生物圈之機率式分析，最後比較確定式生物圈劑量率分析結果與法規值(0.25 mSv/yr)。

總體而言，SNFD2009報告的完成，顯示目前具備初步處置技術的可行性，並利用離島地區所進行之小規模水力試驗所得資料，完成本土化之地質概念模式及必要之地質環境參數，進行初步功能安全分析模式的建置，經由簡化條件下的水井飲水情節完成了本土化的案例分析工作。SNFD2009報告已於98年9月底提送物管局審查。

## ABSTRACT

This report represents the tasks carried out in 2009 according to the “Spent Nuclear Fuel Final Disposal Program Plan (approved by the Atomic Energy Council in July, 2006)”, in which the “Preliminarily Technical Feasibility Report for Final Disposal of Spent Nuclear Fuel-2009 Progress Report (SNFD2009 Report)” was submitted to the AEC for review. The SNFD2009 report contains “Potential Host Rocks Characterization and Investigation,” “Development of Disposal Technology,” and “Performance and Safety Assessment of Repository Facilities,” which briefly reviewed results of research and development conducted over the past two decades.

In the potential host rocks characterization and investigation, this report demonstrates that off-shore granitic islands exhibit long-term tectonic stability over tens of millions years. On the other hand, similar extensional structures were found in the East Taiwan granitic bodies, raising arguments on tendency of stable characters existing for potential host rocks with aseismic and GPS subsident records. However, the East Taiwan granitic host rocks needs further underground investigation as well as testing in tunnel laboratory for evaluation on its suitability.

In the development of disposal technology, the TPS and needle tests for thermal conductivity have been carried out on granitic samples, which presented results in a range from 2.3 to 3.0 W/mK. Data obtained from hydraulic testing in Well No. 1 were analyzed. The analysis results coupled with the groundwater table data and precipitation during 2007-2008 were used for further evaluation by applying Cooper–Jacob method, which indicates a storage coefficient of 0.83 as well as a recharge per unit area of 0.1743m. If it is the case

for an area of  $3 \times 10^7 \text{ m}^2$  in granitic bodies, groundwater recharge is about  $5 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{yr}$  within a fractured groundwater reservoir. Besides, sorption and diffusion behaviours of selenium (Se) and cesium (Cs) on granitic samples under aerobic and anaerobic conditions at various temperatures (e.g. 90 degree C) have been studied for radionuclide transport with buffer/backfill materials in laboratory scale. These domestic data, including  $K_d$ , provide fundamental parameters for establishing basic model for development of the performance assessment.

Researches on characteristics of HLW from spent nuclear fuel reprocessing in 2009 was conducted, which touched upon the following topics: First, the various processes available for spent nuclear fuel reprocessing and their differences are studied, such as the prevailing PUREX process, the improved separating technologies and processes of UREX and UREX+ series and Pyrochemical reprocessing. Second, the physical and chemical characteristics of high level waste generated from different reprocessing methods. Finally, the amount and activities of high level waste based on calculated or analyzed data of spent nuclear fuel will be predicted. On the analysis of the overseas HLW disposal information in 2009, IAEA status information report and thirty-three countries report were studied. Various SNF and HLW disposal concepts were evaluated for developing the concept of Taiwan HLW disposal system.

The basic cases of the total system performance assessment established from 2001 to 2007 was analyzed, of which the results were incorporated into the content of the SNFD 2009 report. In the future, the domestic data obtained from investigation and experiment will be compiled for probabilistic analysis by integrating the components of near-field, far-field and biosphere. The dose rate in biosphere as

calculated from deterministic analysis will be compared with the current regulation limit of 0.25 mSv/yr.

In sum, the SNFD2009 report illustrates that this project has established preliminary ability for repository technology development. A case study of drinking water scenario presents competence of performance/safety assessments on simplified condition. Moreover, using data from small-scale hydraulic testing in the off-shore area, domestic geological conceptual models and corresponding parameters have been constructed to develop such preliminary performance/safety assessments. The SNFD2009 report was submitted to the AEC in Oct 2009 for review.

# 目錄

頁次

## 摘要

目錄.....	i
圖目錄.....	iii
表目錄.....	vi
1. 概述.....	1-1
2. 計畫目的.....	2-1
3. 計畫執行成果.....	3-1
3.1 處置環境條件的調查研究.....	3-1
3.1.1 花崗岩地質穩定性分析.....	3-1
3.1.2 花崗岩深層地質調查.....	3-8
3.1.3 花崗岩體分布特性分析.....	3-26
3.2 處置技術的研究發展.....	3-30
3.2.1 岩塊熱傳導試驗.....	3-30
3.2.2 區域性地下水量估算技術發展.....	3-39
3.2.3 實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗.....	3-41
3.2.4 近、遠場評估參數之敏感度分析與影響程度探討.....	3-54
3.2.5 近場二維程式參數取樣及多重運跑技術建立.....	3-60
3.2.6 用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物源項特性分析.....	3-75
3.3 用過核子燃料處置的功能評估.....	3-176
3.3.1 近場.....	3-177
3.3.2 遠場.....	3-185
3.3.3 生物圈.....	3-191
3.4 SNFD2009報告.....	3-193
3.5 各國高放處置計畫資訊分析.....	3-195
3.5.1 日本.....	3-195
3.5.2 韓國.....	3-202
3.5.3 瑞典.....	3-203
3.5.4 芬蘭.....	3-205
3.5.5 美國.....	3-207

3.5.6 中國.....	3-209
<b>4. 結論.....</b>	<b>4-1</b>
<b>5. 參考文獻.....</b>	<b>5-1</b>



## 圖目錄

	頁次
圖 2-1：近程工作規劃流程示意圖 .....	2-4
圖 3-1：中央山脈東側剝蝕率與造山帶平均剝蝕率之比較 .....	3-5
圖 3-2：裂隙水質長期監測第一次封塞抽水水質記錄 .....	3-7
圖 3-3：裂隙地下水水質長期監測結果 .....	3-7
圖 3-4：斷層帶跨孔追蹤稀釋試驗監測結果 .....	3-10
圖 3-5：斷層帶跨孔追蹤稀釋試驗監測結果 .....	3-10
圖 3-6：斷層帶跨孔追蹤稀釋試驗監測結果 .....	3-13
圖 3-7：KMBH01-02-04自然梯度示追蹤試驗結果.....	3-17
圖 3-8：Direct TDPT模擬流程圖 .....	3-18
圖 3-9：小規模試驗場址之裂隙頻率隨深度變化之特性 .....	3-19
圖 3-10：1號-2號-4號孔附近之裂隙網路模擬結果.....	3-20
圖 3-11：通過2號-4號孔附近之裂隙網路模擬結果.....	3-21
圖 3-12：1號-4號孔剖面上第二裂隙區之二維裂隙網路模擬結果.....	3-22
圖 3-13：1號-4號孔剖面上第二裂隙區中之流路徑演算結果.....	3-22
圖 3-14：1號-2號孔剖面於320 ~ 360 m之二維DFN模擬結果.....	3-23
圖 3-15：1號-2號孔剖面於320 ~ 360 m之連通裂隙網路.....	3-23
圖 3-16：以Direct TDPT套配圖 3-7(c)之模擬結果 .....	3-24
圖 3-17：斷層構造尤拉解三維展示圖 .....	3-29
圖 3-18：TPS試驗儀器配置概念圖 .....	3-33
圖 3-19：TPS試驗量測示意圖 .....	3-33
圖 3-20：不同溫度岩心TPS試驗結果(國內量測).....	3-34
圖 3-21：不同溫度岩心TPS試驗結果(國外量測).....	3-34
圖 3-22：不同溫度岩塊TPS試驗結果 .....	3-35
圖 3-23：熱探針試驗，樣品溫度上升與時間關係曲線 .....	3-36
圖 3-24：不同溫度岩塊熱探針試驗結果 .....	3-36
圖 3-25：岩塊熱效應試驗儀器配置示意圖 .....	3-38
圖 3-26：應用WTF方法計算1號孔地下水位之抬升量 .....	3-40
圖 3-27：1號孔抽水試驗計算貯水係數(S)之分析結果圖 .....	3-40
圖 3-28：膨潤土(MX-80)在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之pH分析.....	3-42
圖 3-29：膨潤土(MX-80)在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之Eh分析.....	3-43
圖 3-30：膨潤土(MX-80)在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之K <sub>d</sub> 分析.....	3-44

圖 3-31：膨潤土(MX-80)在好氧及厭氧環境Cs及Se批次等溫吸附曲線實驗分析	3-46
圖 3-32：溫度90°C膨潤土於合成海水、合成地下水中對Cs及Se動力吸附實驗	3-48
圖 3-33：溫度90°C膨潤土於合成海水、合成地下水中對Cs及Se動力吸附實驗	3-49
圖 3-34：銻銲離子在室溫及高溫條件下之動力吸附結果	3-52
圖 3-35：近、遠場總外釋率峰值之CCDF圖	3-57
圖 3-36：近場與遠場之總外釋率峰值對應比較	3-57
圖 3-37：近場核種外釋率敏感度分析之散亂圖	3-59
圖 3-38：ART-NV模式之核種外釋途徑	3-62
圖 3-39：均一分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果	3-63
圖 3-40：對數均一分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果	3-63
圖 3-41：常態分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果	3-64
圖 3-42：對數常態分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果	3-64
圖 3-43：三角型分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果	3-65
圖 3-44：對數三角型分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果	3-65
圖 3-45：隨機排列之樣本散佈圖	3-66
圖 3-46：原始樣本群組與隨機排列後樣本群組之對應(擷取27組為例說明)	3-67
圖 3-47：相關性係數之設定畫面	3-68
圖 3-48：特定相關排列之樣本散佈圖(相關性係數設定為1.0)	3-69
圖 3-49：特定相關排列之樣本散佈圖(相關性係數設定為0.5)	3-70
圖 3-50：特定相關排列之樣本散佈圖(相關性係數設定為-0.5)	3-71
圖 3-51：特定相關排列之樣本散佈圖(相關性係數設定為-1.0)	3-72
圖 3-52：無相關排列之樣本散佈圖	3-73
圖 3-53：樣本群組與程式參數之連結畫面	3-74
圖 3-54：熱化學程序再處理示意圖	3-76
圖 3-55：2007年國際核能發電各國運轉中機組數量比較	3-122
圖 3-56：概念1 - 隧道內垂直處置孔	3-147
圖 3-57：瑞典KBS-3V處置概念	3-147
圖 3-58：芬蘭處置概念	3-148
圖 3-59：英國之處置設施概念	3-148
圖 3-60：英國之處置孔斷面設計圖	3-149
圖 3-61：概念2 - 隧道內水平處置孔	3-151
圖 3-62：法國ANDRA處置隧道配置概念	3-152
圖 3-63：概念3、4 - 隧道內軸向處置	3-154
圖 3-64：瑞士Opalinus黏土地層HLW與SNF之處置孔設計概念	3-155
圖 3-65：比利時SAFIR2 HLW處置孔設計概念	3-155

圖 3-66：概念5 - 隧道內軸向處置含小尺寸超級廢棄物罐 .....	3-157
圖 3-67：KBS-3V與KBS-3H處置概念比較 .....	3-157
圖 3-68：KBS-3H處置概念之超級廢棄物罐設計 .....	3-158
圖 3-69：概念6 - 隧道內軸向處置含混凝土緩衝材料超級廢棄物罐 .....	3-159
圖 3-70：比利時超級廢棄物罐設計概念 .....	3-160
圖 3-71：概念7 - 隧道內軸向處置含大尺寸超級廢棄物罐 .....	3-162
圖 3-72：概念8 - 坑道含鋼製多用途容器或混凝土處置桶 .....	3-163
圖 3-73：概念9 - 深鑽孔陣列處置 .....	3-164
圖 3-74：德國Gorleben場址處置孔配置之概念設計 .....	3-165
圖 3-75：概念10 - 導水箱 (坑道處置場) .....	3-166
圖 3-76：概念11 - 超深鑽孔 .....	3-167
圖 3-77：測試區地理位置 .....	3-172
圖 3-78：測試區東部花崗岩體半地塹模式剖面 .....	3-173
圖 3-79：測試區東部淺層地下水流向分佈 .....	3-174
圖 3-80：小規模試驗場址之深層地下水主要流向 .....	3-174
圖 3-81：虛擬處置場水文地質模式剖面 .....	3-175
圖 3-82：近場核種外釋率不確定性分析結果 .....	3-184
圖 3-83：裂隙岩體傳輸概念模型 .....	3-189
圖 3-84：核種於裂隙岩體之傳輸 .....	3-189
圖 3-85：虛擬處置場水文地質模型 .....	3-189
圖 3-86：遠場核種外釋率不確定性分析結果 .....	3-190
圖 3-87：生物圈輻射劑量率不確定性分析結果(BIOMOD-1 模式) .....	3-192
圖 3-88：水平連絡橫坑貫通 .....	3-198
圖 3-89：幌延町北進地區河川流域量測範圍 .....	3-200
圖 3-90：河川流量測定 .....	3-200
圖 3-91：東豎坑附近SAB-1鑽孔位置圖 .....	3-201

## 表目錄

	頁次
表 3-1：我國潛在處置母岩長期穩定性比較表 .....	3-6
表 3-2：小規模試驗場斷層帶跨孔追蹤稀釋試驗之傳輸參數估算結果 .....	3-14
表 3-3：以Direct TDPT套配圖 3-7 (c)後所得之傳輸參數值 .....	3-25
表 3-4：重力及磁力三維尤拉解迴旋對應構造因子之模型 .....	3-28
表 3-5：國際知名功能評估案例熱傳導係數與本計畫試驗比較表 .....	3-37
表 3-6：銻離子在室溫及高溫條件下之動力吸附結果 .....	3-53
表 3-7：評估參數代號 .....	3-58
表 3-8：核種外釋機率式分析之重要評估參數 .....	3-58
表 3-9：PUREX、UREX+與Pyrochemical等再處理方法之優、缺點與差異比較 .....	3-77
表 3-10：國際間常見的玻璃固化程序與玻璃固化裝置性能比較 .....	3-82
表 3-11：玻璃各種組成分對玻璃體性能的影響 .....	3-84
表 3-12：典型高放射性廢棄物固化體比較 .....	3-92
表 3-13：主要再處理國家玻璃固化體處置容器規格設計 .....	3-93
表 3-14：UREX+系列再處理方法所產生高/低放射性廢棄物型態基本性質一覽表 .....	3-94
表 3-15：Pyrochemical再處理方法所產生高/低放射性廢棄物型態基本性質一覽表 .....	3-95
表 3-16：PUREX(美國西谷示範計畫)產出硼矽酸鹽玻璃化學組成表 .....	3-98
表 3-17：UREX+系列產物中鏷系硼矽酸鹽玻璃(LaBS)化學組成表 .....	3-99
表 3-18：經熱化學程序後產生之玻璃-陶瓷結合廢棄物之化學組成表 .....	3-99
表 3-19：PUREX(美國西谷示範計畫)產出硼矽酸鹽玻璃核種活度分佈 .....	3-100
表 3-20：UREX+系列產物中鏷系硼矽酸鹽玻璃(LaBS)核種活度分佈 .....	3-101
表 3-21：經熱化學程序後產生陶瓷型態廢棄物與金屬型態廢棄物核種活度分佈 .....	3-102
表 3-22：我國用過核子燃料數量統計表 .....	3-106
表 3-23：不同再處理方法產生之廢棄物差異比較表 .....	3-106
表 3-24：美國CDBS資料庫、瑞士NAGRA報告與日本H12報告之再處理後核種與活度列表 .....	3-110
表 3-25：重要核種篩選多數交集結果之比較 .....	3-116
表 3-26：半衰期超過25年的重要核種篩選結果之比較 .....	3-118
表 3-27：建議HLW重要核種 .....	3-119
表 3-28：日本之國家處置現況資訊彙整表 .....	3-123
表 3-29：各國國家報告分析結果比較表 .....	3-125

表 3-30：各國處置場型式之比較 .....	3-132
表 3-31：各國工程障壁系統組成 .....	3-134
表 3-32：各國工程障壁系統預期功能比較 .....	3-138
表 3-33：廢棄物體之主要功能比較 .....	3-140
表 3-34：廢棄物容器/外包裝之功能比較 .....	3-141
表 3-35：緩衝/回填材料之功能比較 .....	3-142
表 3-36：其他工程障壁元件之功能比較 .....	3-144
表 3-37：計算之主要核種初始存量表(核一、二、三廠).....	3-181
表 3-38：緩衝材料之分配係數上下限值 .....	3-182
表 3-39：有效擴散係數上下限值 .....	3-182
表 3-40：核種之溶解度限值上下限值 .....	3-183
表 3-41：花崗岩之核種分配係數上下限值 .....	3-183
表 3-42：遠場機率式分析之參數上下限值 .....	3-188

## 1. 概述

依據「放射性物料管理法施行細則」第37條第一項規定：高放射性廢棄物產生者或負責執行高放射性廢棄物最終處置者，在每年二月及十月底前，應分別向主管機關提報前一年之執行成果及次一年之工作計畫。另，依據原能會2006年7月核定之「用過核子燃料最終處置計畫書」規劃內容，台電公司自2005年起開始進行「潛在處置母岩特性調查與評估階段(2005~2017年)」之工作，其近程目標為：於2009年提出「用過核子燃料最終處置初步技術可行性評估報告」(Preliminarily Technical Feasibility Report for Final Disposal of Spent Nuclear Fuel- 2009 Progress Report，簡稱SNFD 2009報告)，以作為後續最終處置計畫工作推動之基礎。

針對2009年提出SNFD2009報告之近程目標，台電公司持續就「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」、「用過核子燃料處置的功能安全評估」等執行相關研究工作，並依「放射性物料管理法施行細則」第37條第一項規定，提報98年度計畫執行成果，簡要說明「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」、「用過核子燃料處置的功能安全評估」及「SNFD2009報告」之工作內容及成果。

## 2. 計畫目的

「用過核子燃料最終處置計畫」之整體目標，旨在依「放射性物料管理法」之規定，經由持續進行地質調查與評估技術之發展，尋找適合的地質環境，妥善進行我國用過核子燃料之最終處置(深層地質處置)。

目前，在我國用過核子燃料現有管理政策下，本計畫仍按「最終處置計畫書」擬定時程，持續推動境內最終處置之技術發展。因考量用過核子燃料最終處置工作，涉及複雜的地質、鑽探、地物、水文、地化、岩力、核種傳輸等調查與資料綜合解析及評估之技術，不但專業程度需求極高，且需視各國之地質與環境之不同而因地制宜；故有必要先行對國內潛在處置地質環境進行相關調查與技術研發的工作。為確保處置場功能，須在進行實際選址與建造前，根據處置場處置概念，配合用過核子燃料之物理、化學特性及處置場之水文地質、熱傳、地下水化學及情節發展等，進行核種外釋模擬分析。由於處置系統的長期安全性無法以實際實驗直接驗證，故須以工程及科學的數據為基礎進行預測性的分析，再將分析結果與法規標準比較，以確認處置場長期功能與安全評估結果之適合性。

對國內潛在處置環境調查與處置技術研發上，「最終處置計畫書」規劃的近程目標為：彙整研發成果與蒐集國內外相關資料，提出我國「SNFD2009報告」，其內容涵蓋「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」、「用過核子燃料處置的功能安全評估」等技術發展成果。為達成此一目標，「用過核子燃料最終處置計畫-潛在處置母岩特性調查與評估階段」規劃工作流程的關係圖如圖 2-1所示。本計畫為掌握大範圍地下潛在處置母岩可能的分布，及瞭解主要地質構造特徵，以篩選出較適合的潛在處置母岩區域，95年度開始透過國際合作進行空中磁測調查工作，是掌握潛在處置母岩分布區域的關鍵。依本計畫過去已蒐集得的潛在處置母岩相關調查資料顯示，國內西南部人口密集度高，活動構造多、災害性地震頻率高，其泥岩分布區域之砂泥質組成不均、又有泥火山噴發。相較之下，國內花崗岩特性方面，現有花崗岩技術發展測試區已具備千萬年來的長期地質穩定特性；此外，對過去認為位於板塊邊界較不

穩定之本島花崗岩體，本計畫也進行初步的地表踏勘與資料分析，而根據最新文獻資料顯示，本島花崗岩體可能近百萬年來亦已邁入較為穩定的地塊條件。綜上所述，本計畫初步推論國內花崗岩質潛在處置母岩具有比泥岩較高的安全性，故有必要進一步調查花崗岩質的岩體規模、分布與主要構造帶延伸等資訊，同時透過功能安全評估之案例分析後，其安全性可進一步獲得驗證。

為取得深層地質特性與參數，已進行花崗岩質潛在處置母岩技術發展測試區深層地質調查的重磁力逆推線形構造解析、六孔深達500公尺的地質探查孔、超過一萬四千公尺大地電磁法探測、以及一系列有系統的井下地質、構造、地球物理、水文地質、地球化學特性等現地調查與試驗工作；上述所獲得地下地質之特性資訊，將作為SNFD2009報告驗證案例中裂隙構造模式所需的重要數據，並整合成初步地質概念模式，以提供建立初步功能/安全評估之核種傳輸模擬的重要資訊。由於國外這類花崗岩已有進行最終處置功能與安全評估之案例，故國內花崗岩類作為潛在處置母岩的選擇，其安全性無論就岩體特性或是岩體穩定性方面均值得期待，並進一步加以深入調查。

因此，本計畫近期將以過去所累積的花崗岩質潛在處置母岩特性資料為基礎，並參考國際經驗，進行初步案例分析後，做為初步評估本土花崗岩質潛在處置母岩安全性之依據，以達成於2009年提報SNFD2009報告之重要目標。

在現有成果累積的基礎下，考量階段性目標與年度工作內容及時程需要，98年度預定執行項目包括：

(1) 處置環境條件的調查研究：

- (a) 花崗岩地質穩定性分析
- (b) 花崗岩深層地質調查
- (c) 花崗岩體分布特性分析

(2) 處置技術的研究發展：

- (a) 岩塊熱傳導試驗
- (b) 區域性地下水量估算技術發展
- (c) 實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗
- (d) 近、遠場評估參數之敏感度分析與影響程度探討
- (e) 近場二維程式參數取樣及多重運跑技術建立



- (f) 用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物源項特性分析
- (3) 用過核子燃料處置的功能評估：
  - (a) 近場
  - (b) 遠場
  - (c) 生物圈
- (4) SNFD2009報告：

綜合「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」、「用過核子燃料處置的功能安全評估」研究成果，完成「SNFD2009報告」。
- (5) 各國高放處置計畫資訊分析：
  - (a) 日本
  - (b) 韓國
  - (c) 瑞典
  - (d) 芬蘭
  - (e) 美國
  - (f) 中國

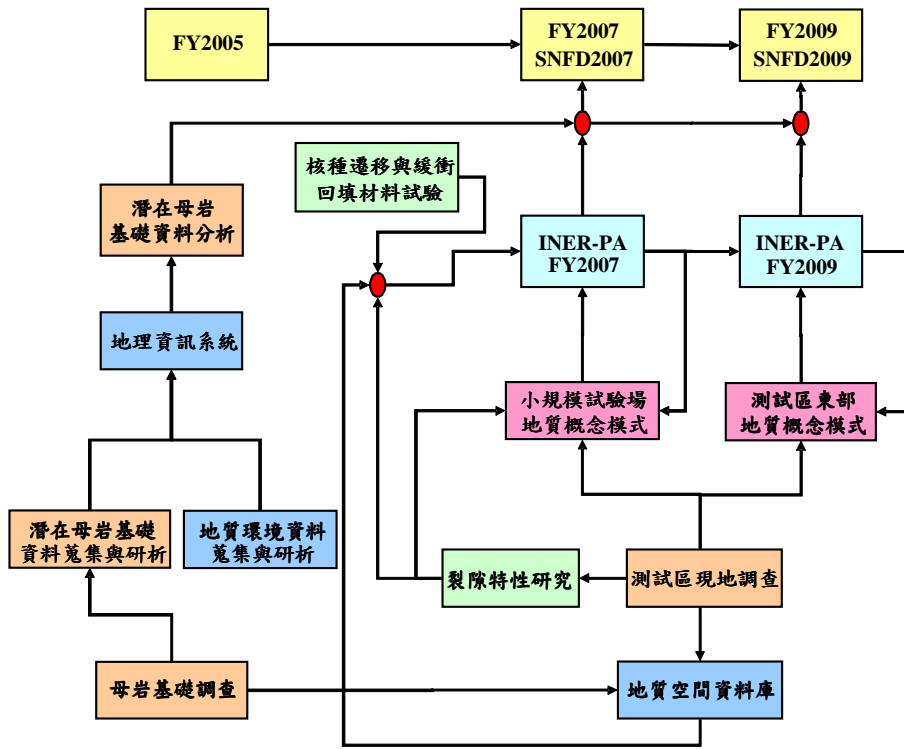


圖 2-1：近程工作規劃流程示意圖

### 3. 計畫執行成果

#### 3.1 處置環境條件的調查研究

目前我國用過核子燃料最終處置計畫，對於潛在處置母岩特性的調查，以花崗岩為優先評估對象，進行區域分布、深層地質特性等調查工作。為了解花崗岩體分布、岩性、主要構造帶分布、圍岩接觸關係與地質演化史等特性，擬展開資料蒐集與現地勘查，以建構初步基礎地質特性資料，作為後續岩體特性之地質、構造、水文地質、地球物理、地球化學及岩石力學等調查工作規劃參考，並作為花崗岩質潛在處置母岩評估的依據。98年度規劃之「處置環境條件的調查研究」相關工作，分成花崗岩地質穩定性分析(3.1.1節)、花崗岩深層地質調查(3.1.2節)、花崗岩體分布特性分析(3.1.3節)等三大部分：

##### 3.1.1 花崗岩地質穩定性分析

綜合現有文獻資料顯示，離島地區花崗岩體分布於歐亞大陸板塊內部，位於少地震、無活動構造、具備相當低的地殼抬升率與剝蝕率、且最近之火山噴發活動為一千萬年前，因此，離島花崗岩體具備長期地質穩定特性，長期以來僅受海水面升降所影響，海平面下降為陸地，近五千年來海平面上升時為島嶼。

相較之下，台灣地區雖處於歐亞大陸與菲律賓海板塊交界，受「弧陸碰撞」作用影響的地質不穩定帶，但活動構造、地震、火山活動及地質災害均有其侷限分布的特性。特別是本島東部花崗岩體，主要位於中央山脈東翼，並非位在其東側菲律賓海板塊隱沒帶的主要地震帶上，屬於地震較少的地區(馬國鳳，2000)；亦非中央山脈近期構造活動的褶衝帶與隆升地區(主要發生在中央山脈西翼及台灣西部，Beyssac et al., 2007)，根據最新大地構造相關研究顯示(Teng and Lin, 2004; 鄧屬予，2007;)，近百萬年來主要受到張裂構造影響，未來可能山脈坍塌、沉陷後形成盆地(如蘭陽平原)。

以下分別針對本島花崗岩分布地區之地震活動、斷層活動、地殼上升與剝蝕作用、火成活動、氣候變遷及海平面變化等地質災害與環境變遷資料進行長期穩定性說明：

### (1) 地震活動

台灣地震的成因主要來自於斷層錯動，災害性地震主要發生於台灣西部，主要原因是西部地區開發較早、經濟建設發達、人口集中，另一方面是西部地區地震的震源較淺；相較之下，台灣東部地區地震的震源較深，特別是中央山脈東翼地震較少(馬國鳳，2000)。根據近二十年來氣象局地震資料顯示，中央山脈東翼下方地殼深部，靠近板塊邊界存在一「無震帶」(Lin, 2000; Lin, 2002)。本計畫96年度報告中，已根據氣象局地震資料與東部花崗岩空間分布，發現花崗岩體亦屬於地震較少區域。

### (2) 斷層活動

李元希(1997)將大南澳變質帶的構造演化分為五期，由老至新為：

- (a) 韌性剪切帶及伴生的緊密褶皺；
- (b) 具伸張線理的韌性走向滑移剪切帶；
- (c) 偃臥褶皺及伴生的夾皺劈理；
- (d) 韌性正斷層及伴生的葉理；
- (e) 脆性正斷層及伴生的重力褶皺、走向滑移斷層及節理。

中央山脈北部高聳的山勢，未來將因張裂構造長期剝蝕而低平，甚至陷落成盆地(鄧屬予，2007)。

### (3) 地殼上升與剝蝕作用

對台灣造山運動之中央山脈形成模式，大多數研究支持中央山脈曾因菲律賓海板塊與歐亞大陸板塊斜向碰撞，發生弧陸碰撞作用，發生快速抬升與剝蝕作用(如Huang et al., 2006)，使中央山脈東翼屬於深層變質岩的岩層剝蝕出露(Lo et al., 1995; Pulver et al., 2002)。近來構造地質調查發現，後造山期的張裂性斷層遍佈於中央山脈(Crespi et al., 1996; 李元希，1997)，顯示近期構造活動反映山脈已由造山期的快速隆升，轉變為後造山期坍塌沉陷(Teng et al., 2000; 鄧屬予，2007)，此一大地構造演化模式仍需要更多調查資料來檢驗。Fuller et al. (2006)根據溫度定年資料(Thermochronology)分析及抬升模式推算，台灣造山帶已達穩定侵蝕狀態(Steady State Erosion)，另由中央山脈東翼平均侵蝕率約3.3 mm/yr，最高侵蝕率位於中央山脈東翼最高處達6~8 mm/yr(圖 3-1)，因此推論中央山脈東翼地形低處

存在一低侵蝕率區域，就地理位置研判含花崗岩體，故需規劃後續調查工作。相較之下，近2 Ma來台灣西部的構造活動劇烈且岩層剝蝕厚度也高了許多(Beyssac et al., 2007)。Johnson et al. (2005)就數十年來全球衛星定位系統的監測資料模擬，也發現中央山脈東部未來十年具備沈陷的趨勢(圖3-1c)。

#### (4) 火成活動

由於弧陸碰撞的關係，屬於北呂宋島弧火山活動最北端的海岸山脈，已經脫離原來的隱沒帶，與台灣東部大南澳片岩帶接合一起，應不致再發生火山活動。但屬於呂宋島弧東邊年輕火山島鏈的綠島及小蘭嶼，則尚處於隱沒帶中，受到隱沒作用影響，仍具有潛在噴發活動的可能性，但此距離不致影響中央山脈東翼花崗岩體。此外，北部大屯山至龜山島的火山岩最新火山學及地震學研究證實具有活火山的特徵，因受到菲律賓海板塊向北隱沒及沖繩海槽向西張裂的影響，未來仍可能發生火山活動，可能影響到中央山脈東翼北端的花崗岩體。

#### (5) 氣候變遷及海平面變化

以台灣地區未來15萬年尺度之可能氣候變遷而言，最高的海水面可能比現在高7m，最低的海水面可能比現在低130m。因台灣東部花崗岩體位於山區，較不受海水淹沒的情境影響。

此報告目前彙整的研究成果，綜合比較了我國各潛在處置母岩長期穩定性(表3-1)，以泥岩形成年代最短、地質不穩定條件最多，因此未來調查技術的挑戰也最大；相較之下，西部離島及本島東部花崗岩均有千萬年以上或至少百萬年的長期穩定潛力。以現有調查資料看來，西部離島及本島東部花崗岩體相較於其他潛在處置母岩(如泥岩、中生代基盤岩)，較具備調查技術的可行性及地質環境變化的可預測性，建議後續加強岩體穩定性的研究，未來亦必須拓展更多本島花崗岩規模、分布與主要構造帶延伸等相關研究，累積足夠調查資料才能提供我國最終處置技術可行性評估之用。

除了前述蒐集影響花崗岩特性之因素，進行區域性的地質穩定性分析外，本計畫選定少震地區、無斷層活動、具非常低上升與剝蝕作用的花崗岩測試

區，進行井下試驗(參見3.1.2節)與長期監測技術發展。有鑑於在用過核子燃料地質處置系統中，地下水是影響核種釋放、遷移最主要的媒介。核種在地下水中的遷移行為，不僅取決於地下水的流動狀態，也深受地下水化學特性的影響和控制。其中氧化還原電位(Eh)、酸鹼值(pH)與主要離子濃度等水質參數，在影響核種傳輸的化學反應/作用中，更是扮演著重要的支配角色。因此，本項目規劃針對深層花崗岩的導水裂隙段，進行裂隙地下水水質之長期監測，以瞭解該裂隙段地下水水質的變化趨勢與可能影響因素。

根據前一年度對6號鑽井孔內調查與裂隙特性試驗結果，本項工作規劃在深度498-501公尺處之裂隙段，進行封塞間距約2.5公尺的裂隙地下水水質長期監測工作。並於98年2月起陸續展開各項現場工作。迄今本項工作已完成相關設備的安裝與測試、監測前之封塞抽水洗井及取樣，以及第一個月份之水質敏感性參數監測數據下載與分析。

圖 3-2為監測前所進行的封塞抽水洗井及取樣過程之水質敏感性參數變化情形。由圖中可知，經10倍封塞段體積之抽水洗井量(約192公升)後，各項水質敏感性參數已逐漸趨於穩定，顯示此時自封塞段所抽取出之地下水，在某種程度上已可代表該處之裂隙地下水。因此，在水質敏感性參數已逐漸趨於穩定並達到環保署所規範之採樣條件(3倍井管水體積)。圖 3-3為該裂隙段在3月12日至4月7日期間，水質敏感性參數連續監測資料。在監測期間的前50小時，除氧化還原電位有略微下降外，酸鹼度及導電度並無明顯變化。之後的第50~500小時間，氧化還原電位、酸鹼度及導電度幾乎呈現穩定之狀態，直到第550小時附近，上述三者水質敏感性參數才同時有些微之波動現象，但隨後又回復至原來的穩定狀態。本項工作所使用的水質敏感性參數量測儀器，於98年4月20日凌晨，因測試地區大雷雨影響，而導致訊號轉換器及儀器主機板損壞。待相關零組件自國外引進、組裝、並完成測試後，再持續進行水質長期監測工作。

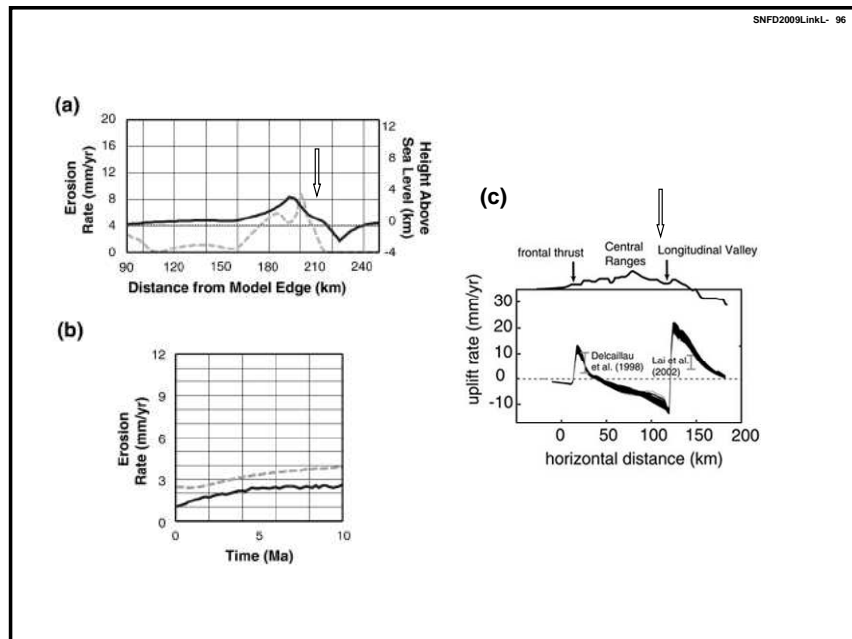


圖 3-1：中央山脈東側剝蝕率與造山帶平均剝蝕率之比較

- (a) 約5 Ma前的推測地形高度(實線標示)與侵蝕率(虛線標示)之關係(摘自Fuller et al., 2006; Fig. 14) , 顯示台灣東部花崗岩所在(箭頭標示)之地形與侵蝕率均屬較低的地區 ;
- (b) 中央山脈東側(含台灣東部花崗岩)侵蝕率(虛線標示)與造山帶平均侵蝕率(實線標示)的時間演變圖(摘自Fuller et al., 2006; Fig. 14) , 顯示台灣東部花崗岩所在之大南澳變質帶侵蝕率數百萬年來有逐漸降低的趨勢 ;
- (c) 由數十年來全球定位系統的記錄模擬未來抬升率的趨勢(摘自Johnson et al., 2005) , 顯示台灣東部花崗岩及中央山脈均較台灣其他地區相對具有沈陷的趨勢
- 說明：空心箭頭所指處為台灣東部花崗岩之概略位置

表 3-1：我國潛在處置母岩長期穩定性比較表

潛在處置母岩		花崗岩		泥岩	中生代基盤岩
		西部離島	本島東部	西南部	台灣海峽～西部
岩性		花崗岩/片麻岩	花崗岩/片麻岩	粉砂岩/泥岩	火山岩/變質沉積岩
形成年代		100～140 Ma	80～90 Ma	1～2 Ma	60 Ma
地質史	千萬年前	13 Ma (海岸)	10 Ma 深海	淺海或陸地	10 Ma (海岸)
	百萬年穩定性	無沉陷(海岸)	6.5～3.5 Ma 快速隆升造山	6.5～3.5 Ma 快速沉陷	無沉陷(澎湖海岸); 快速沉陷(台灣西部中生代基盤岩深度>2000m)
			待調查	3.5～0.5 Ma 沉陷	
1.5 Ma 張裂沉陷	0.5 Ma 快速隆升				
萬年穩定性	待調查	待調查	活動斷層	5千年來不動	
大地構造環境		板塊內部	板塊邊緣	板塊內部	板塊內部
		張裂 (遠離變形前緣)	擠壓轉張裂 (變形帶)	擠壓 (變形前緣)	張裂 (遠離變形前緣)
地震		無震	待調查「無震帶」	地震帶	無震
活動構造		待調查	待調查	密集區	無
海平面升降/ 環境變遷		海平面上升/島嶼; 海平面下降/陸地	山地	海平面上升/海濱; 海平面下降/陸地	海平面上升/島嶼; 海平面下降/陸地



KMBH06 in POZ (packed-off zone) = 498.5~501.0m ; 2009/03/06~2009/03/11

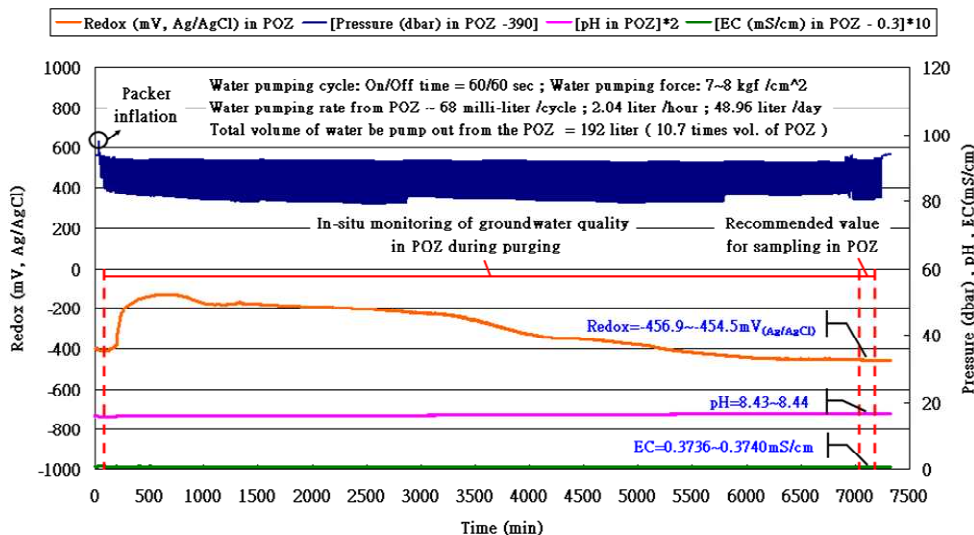


圖 3-2：裂隙水質長期監測第一次封塞抽水水質記錄

KMBH06 in POZ (packed-off zone) = 498.5~501.0m ; 2009/03/12~2009/04/07

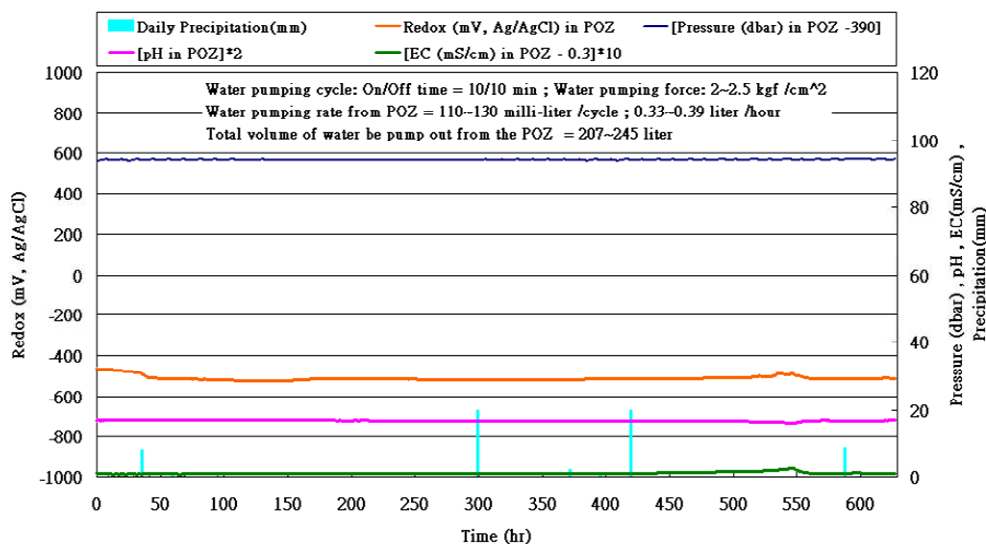


圖 3-3：裂隙地下水水質長期監測結果

### 3.1.2 花崗岩深層地質調查

深層地質調查之目的在獲取深層地質相關參數，用以判讀岩層地質、構造、岩性、水文、地化等特性，供地質概念模式建立之用。本項目針對小規模試驗場斷層帶進行跨孔追蹤稀釋試驗，並進行自然梯度追蹤稀釋試驗數據分析，提供建立地下水傳輸模式、裂隙統計分析及地質概念模式等工作之參考。本年度現地試驗完成之成果簡要說明如下：

#### (1) 小規模試驗場斷層帶進行跨孔追蹤稀釋試驗：

前一年度工作利用2號及4號鑽孔主要裂隙帶及斷層帶進行跨孔干擾試驗，以確認兩鑽井間之聯通性(Connectivity)，本年度接續進行斷層帶跨孔追蹤稀釋試驗，主要是將裝於壓力桶內之定量(約200公升)追蹤劑(即NaCl)，以氮氣將其擠入4號孔內深度450m~560m間斷層帶之封塞段(Pack-off zone)；並於2號鑽孔內深度340m~400m主要裂隙段之封塞段，利用承壓500m以上之CTD (Conductivity Temperature and Depth)監測設備，持續自動監測追蹤劑濃度變化，同時亦於2號及4號鑽孔約100m處裝設承壓100m之CTD，監測追蹤劑濃度在次裂隙通路之可能變化。

當追蹤劑於2008年12月6日自4號鑽孔深度450m~560m封塞段注入後，約經過10日左右，已可於2號鑽孔深度100m處監測到零星追蹤劑濃度的變化(如圖 3-4中之紅色實圓點)，最高約有1500mg/l，再經過20~30日(即第30~40日之間)後則有較大集團的追蹤劑濃度出現，但大多是不規則的跳動，最高濃度可達2500mg/l，約為初始濃度的3.6%，之後則有較趨於穩定的濃度上升，濃度維持在500mg/l附近，直至第100日後追蹤劑濃度則迅速回歸至原背景濃度值，至第180日前其濃度則多維持於背景濃度值，期間則偶有零星追蹤劑濃度釋出。

圖 3-5係追蹤劑注入4號鑽孔450m~560m封塞段後在此鑽孔深度100m處所監測追蹤劑濃度變化結果。在追蹤劑注入次日後，追蹤劑濃度隨即竄升至1400 mg/l，隨後則緩慢上升，在第34日時濃度已接近2000mg/l，約為初始濃度的2.9%，此濃度約維持至第76日，而後則下降至1200~1500 mg/l之間作不規則跳動，持續至第180日，顯示其尾端效應(Tailing effect)非常明顯。

圖 3-4為2號鑽孔在深度340m處監測追蹤劑濃度變化結果。追蹤劑濃度經過180日後才緩慢上升至50 mg/l，約為初始濃度的0.07%，初步顯示斷層帶追蹤劑移動速度較其他裂隙緩慢許多，可能受斷層帶充填物或圍岩分子擴散效應所影響。

2號鑽孔在深度100m處追蹤劑濃度監測成果(即追蹤劑突破曲線，Tracer Breakthrough Curve, TBC)，經SFDM (Single Fracture Dispersion Model)模式 (Chiang et al., 2005或Maloszewski and Zuber, 1990)模擬分析後(忽略裂隙周圍岩層分子擴散機制，如圖 3-4中之藍色實線)，其移動距離(Travel Length, L)約1300m，水力傳導係數(Hydraulic conductivity, K)為 $8.64 \times 10^{-3}$  m/day，裂隙孔隙率(Porosity,  $\eta_f$ )為0.01%，一般裂隙孔隙率約介於0.001%~0.01%之間(Singhal and Gupta, 1999)，延散度(Dispersivity,  $\alpha$ )為100m，裂隙有效流速(Effective Flow Velocity,  $v_{effect}$ )為17m/day，因此水力擴散係數(Hydraulic Dispersion Coefficient, D)經計算為1700 m<sup>2</sup>/day，至於佩克萊數(Peclet number,  $Pe=L/\alpha$ )計算值為13，代表次裂隙對流率(Advection rate)與擴散率(Diffusion rate)之比值(Freeze and Cherry, 1979, p.392)。

4號鑽孔在深度100m處追蹤劑濃度突破曲線，無法符合SFDM模式模擬的分析結果(如圖 3-5中之藍色實線)，亦即追蹤劑擴散稀釋行為恐無法應用單一裂隙特性去探討。

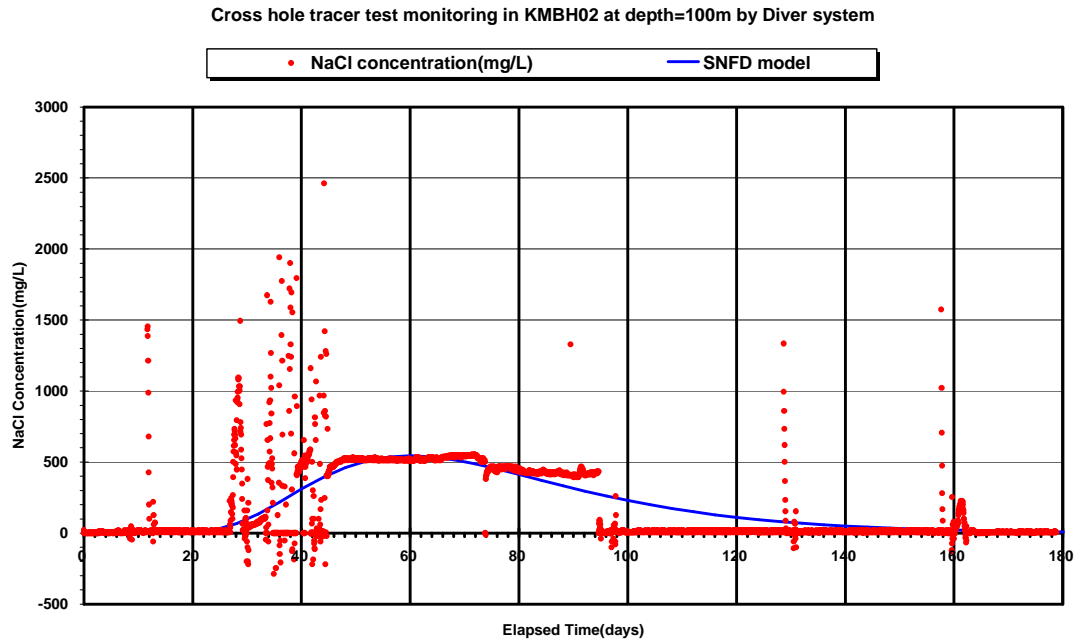


圖 3-4：斷層帶跨孔追蹤稀釋試驗監測結果  
(2號鑽孔深度100m處)

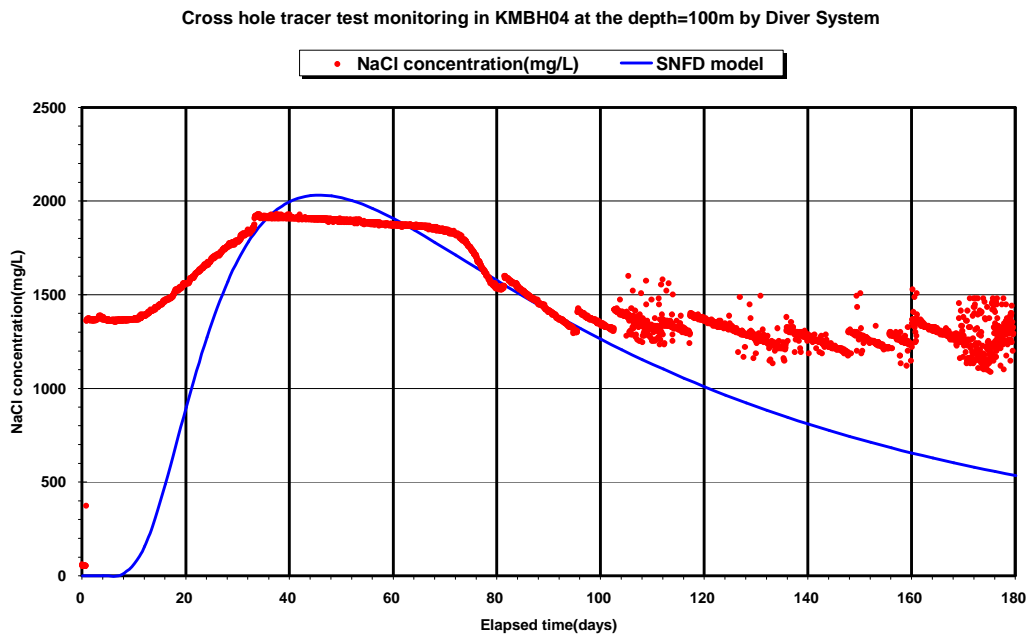


圖 3-5：斷層帶跨孔追蹤稀釋試驗監測結果  
(4號鑽孔深度100m處)

至於2號鑽孔在深度340m處追蹤劑濃度變化曲線，似可符合SFDM模式模擬的分析結果(如圖 3-6中之藍色實線)，但若要完成突破曲線，其監測時間需長達500日以上，這已超過計畫期限，因此須暫停此項工作。初步估算其移動距離(Travel Length, L)約1000m，水力傳導係數(Hydraulic conductivity, K)為 $8.64 \times 10^{-4}$  m/day，較前述次裂隙K值少一數量級，裂隙孔隙率(Porosity,  $\eta_f$ )為0.01%，延散度(Dispersivity,  $\alpha$ )為100m，裂隙有效流速(Effective Flow Velocity,  $v_{effect}$ )為1.73m/day，因此水力擴散係數(Hydraulic Dispersion Coefficient, D)經計算為173 m<sup>2</sup>/day，至於佩克萊數(Peclet number,  $Pe=L/\alpha$ )計算值為10，代表斷層帶對流率(Advection rate)與擴散率(Diffusion rate)之比值。監測2號鑽孔在各深度追蹤劑濃度變化，利用SFDM模式可取得示蹤劑濃度突破曲線者，所估算出之次裂隙及斷層帶溶質傳輸參數，彙整如表 3-2所示。

(2) 自然梯度追蹤稀釋試驗數據分析：

1號、2號和4號鑽孔構成的小規模試驗場址，已完成了五組自然梯度示蹤劑試驗，包含(1)於1號孔之170~200 m注入示蹤劑；(2)於2號孔之80 m及4號孔之180 m處觀測及採樣；以及(3)於1號孔之320~350 m注入示蹤劑，於1號孔之158 m、以及(4)於2號孔之150 m、與(5)於4號孔之350 m處觀測與採樣。其中第(3)組(1號孔於320~350 m注入，於1號孔158 m處觀測)之目的在觀測注入井中垂直方向之示蹤劑傳輸之外，其餘四組可視為跨孔自然梯度示蹤劑試驗結果，其原始數據如圖 3-7 (a)~(d)所示，縱軸為示蹤劑(NaCl)之電導度，橫軸為試驗時間。圖 3-7的原始試驗數據顯示，在不同深度段觀測之示蹤劑電導度值均不一樣。發生此現象的主要原因，極可能因為岩體本身在不同深度段，具有不同的裂隙構造及裂隙網路連通性，故為岩體異質性所導致的自然現象。比較四個深度段示蹤劑的EC值可明顯發現，圖 3-7 (c)及(d)兩組數據的示蹤劑反應較為明顯。但圖 3-7 (d)的結果，到試驗結束前(約50天)仍為完全捕獲示蹤劑的反應，故無法確定穿透曲線尾

部的拖曳現象造成傳輸特性的影響，故報告中以圖 3-7 (c)的數據進行分析。

Cross hole tracer test monitoring in KMBH02 at depth about 340m by RBR system

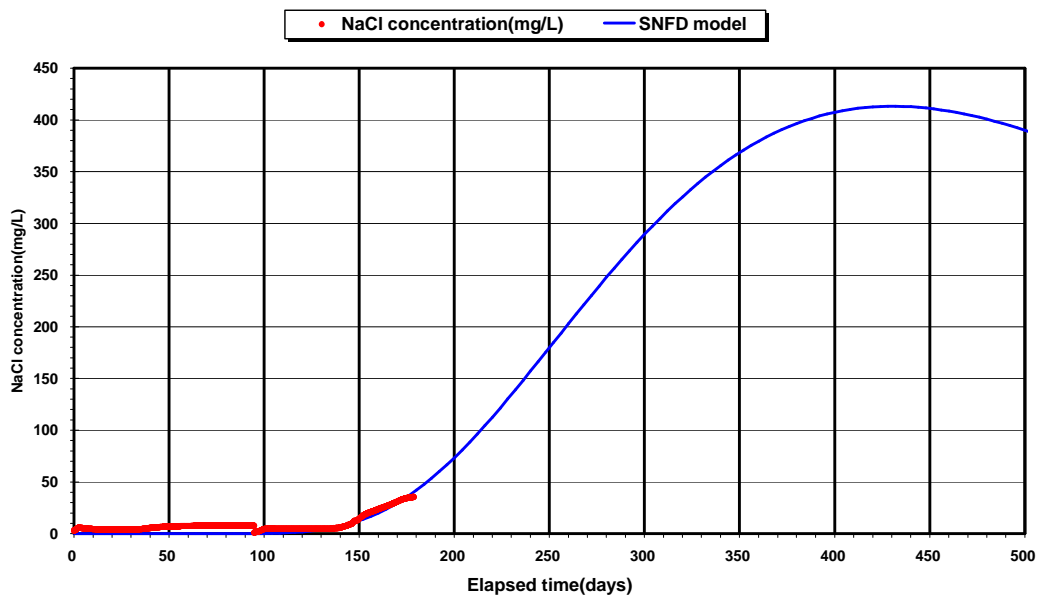


圖 3-6：斷層帶跨孔追蹤稀釋試驗監測結果  
(2號鑽孔深度340m處)

表 3-2：小規模試驗場斷層帶跨孔追蹤稀釋試驗之傳輸參數估算結果

追蹤劑 監測孔號	監測深度	傳輸參數					
		移動距離(L,m)	孔隙率 ( $\eta$ ,%)	有效 流速 ( $v_{effect}$ , m/day)	延散度 ( $\alpha$ , m)	水力擴 散係數 ( $D$ , m <sup>2</sup> /day)	佩克 萊數 ( $Pe=L/\alpha$ )
2號鑽孔	100m	1300	0.01	17	100	1700	13
2號鑽孔	340m	1000	0.01	1.73	100	173	10



本工作前一年度已產生符合小規模試驗場現場裂隙頻率特性的二維裂隙網路結構，並應用連通裂隙網路演算法，模擬連通路徑，本年度擬應用於現場自然梯度試驗結果，將DFN (Discrete Fracture Network)傳輸理論應用模擬此二維裂隙網路中之溶質傳輸，藉以分析現地岩體之傳輸特性。工作內容如下：

- (a) 依據現場的自然水力梯度，求解二維連通裂隙網路的穩態地下水流場。
- (b) 應用DFN傳輸理論，求解通過1號-4號孔剖面上的連通裂隙網路中的溶質分布，並求得下游邊界的溶質穿透曲線。
- (c) 比對模擬結果與現場試驗結果，討論邊界條件及傳輸參數對模擬結果的影響，以分析小規模試驗場址在試驗深度段的岩體傳輸特性。

本研究參考Painter *et al.*(2008)的時間域粒子追蹤法(Time-domain particle tracking method, TDPT)，並加強粒子通過任一裂隙段所需走時機率密度函數之計算效率，以進行二維DFN之溶質傳輸模擬(Painter *et al.*, 2008)，修正之模式稱為直接性TDPT (Direct TDPT)。也就是說，溶質傳輸模擬是將溶質視為數目眾多的粒子，每一粒子攜帶部分溶質質量，在上游釋放粒子後，則每個粒子根據傳輸模式中考慮的所有傳輸機制(包含裂隙中的平流、延散與吸附，圍岩中的分子擴散及吸附等)，可計算出該粒子通過一個裂隙段所需之走時，並在裂隙交點處，根據穩態地下水流量的大小，隨機決定進入那一個下游裂隙段。此外，考慮現場岩體中，溶質可能因為分子擴散效應，使得溶質從裂隙擴散至周圍岩體，故本研究的Direct TDPT法中，利用參數 $L_m$ 代表分子擴散進入岩體的最大深度。 $L_m$ 愈大，則代表裂隙與圍岩間的分子擴散效應愈強；反之則愈小。將以上模擬步驟重複至每一個粒子，整合所有粒子到達下游面所需的走時，則可建立出溶質穿透曲線(Breakthrough curve, BTC)，模擬流程圖可見圖 3-8。

根據前一年度針對小規模試驗場址之裂隙量測資料，所獲得1號、2號及4號鑽孔的裂隙頻率隨深度變化之情形(圖 3-9)，呈現三個裂隙區(10~80 m、330~360 m及450 m以下)，其中第二段裂隙區為現場示蹤劑試驗主要考

慮的裂隙區段。基於此裂隙頻率特性，前一年度已利用地質統計的機率場模擬法，模擬出1號、2號及4號孔附近的裂隙構造(圖 3-10)，330-360 m第二段裂隙區與450 m以下斷層帶，在通過2號-4號井剖面裂隙網路分布情形如圖 3-11所示。若考慮通過1號-4號孔之剖面，則圖 3-12為該剖面上在第二個裂隙區的二維裂隙網路分布情形。應用前述連通路徑演算法，則在此裂隙區的連通裂隙路徑如圖 3-13所示；而若考慮通過1號-2號孔之剖面，則圖 3-14及圖 3-15分別為該剖面上的二維裂隙網路分布情形及相對應的連通裂隙路徑。

以Direct TDPT套配圖 3-7(c)之模擬分析結果(如圖 3-16及表 3-3所示)，套配參數顯示圍岩孔隙率為0.4%，平均的圍岩穿透深度為0.01 m (即1 cm)，套配所得的延散度約為1.2 cm。此延散度為離散裂隙網路中的平均延散度，若乘上裂隙內之地下水流速，則水力延散係數(Hydrodynamic dispersion coefficient)約在72.7 m<sup>2</sup>/day以下。

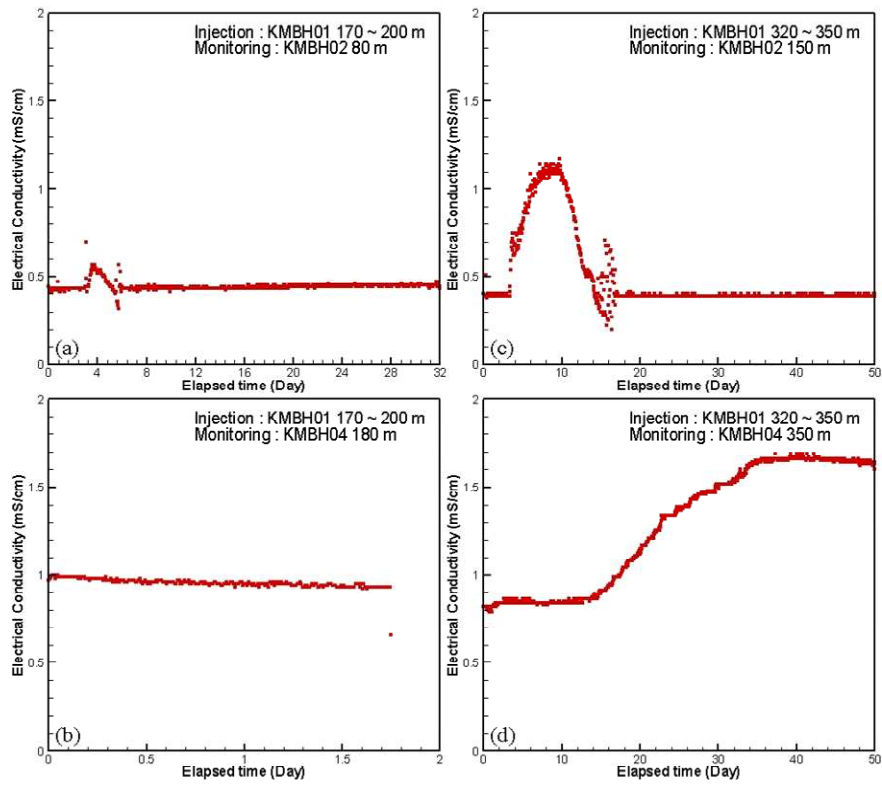
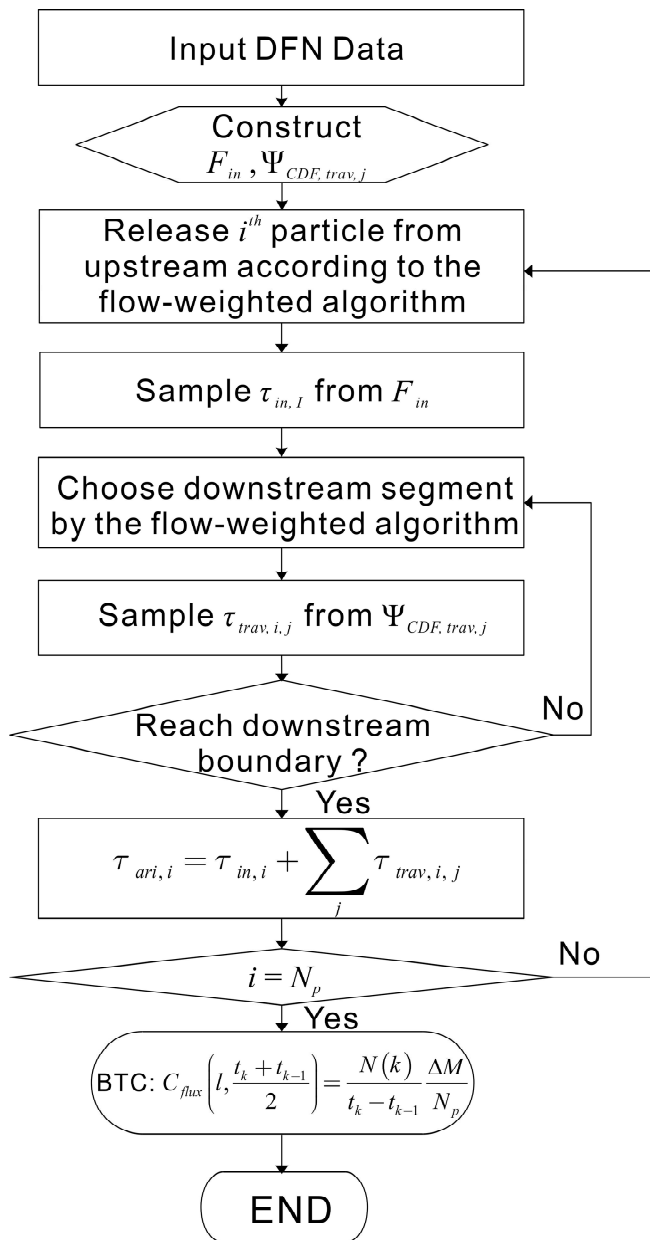


圖 3-7：KMBH01-02-04自然梯度示追蹤試驗結果



Note that  $F_{in}$  = injection time ( $t_{in}$ ) CDF  
 $\Psi_{CDF, trav}$  = travel time ( $t_{trav}$ ) CDF

圖 3-8 : Direct TDPT模擬流程圖

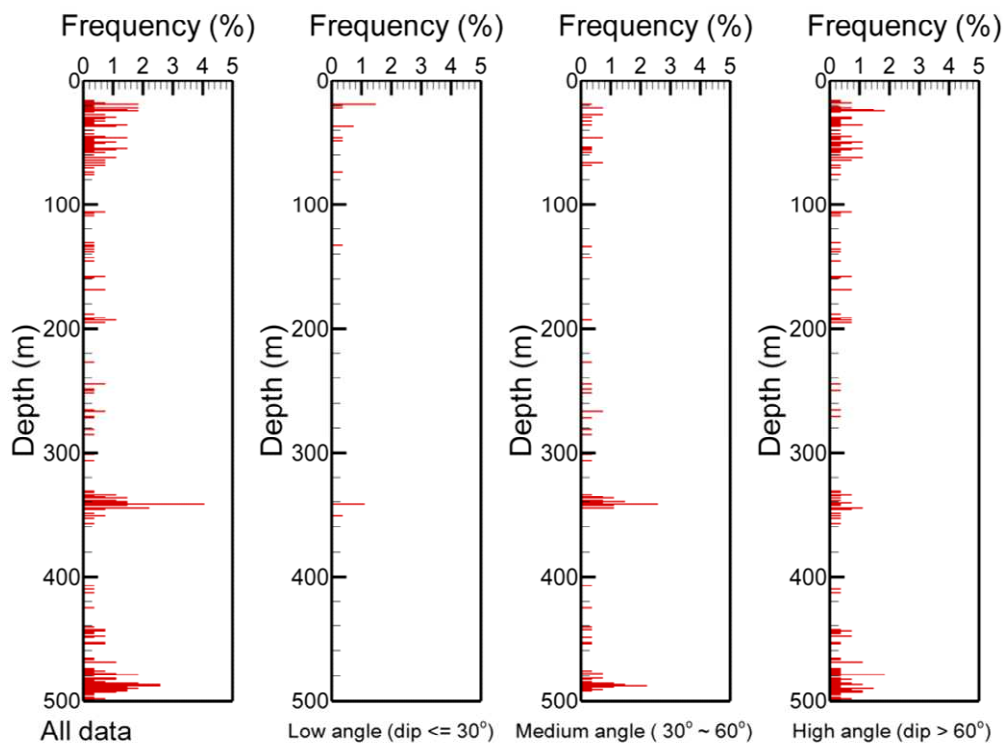


圖 3-9：小規模試驗場址之裂隙頻率隨深度變化之特性

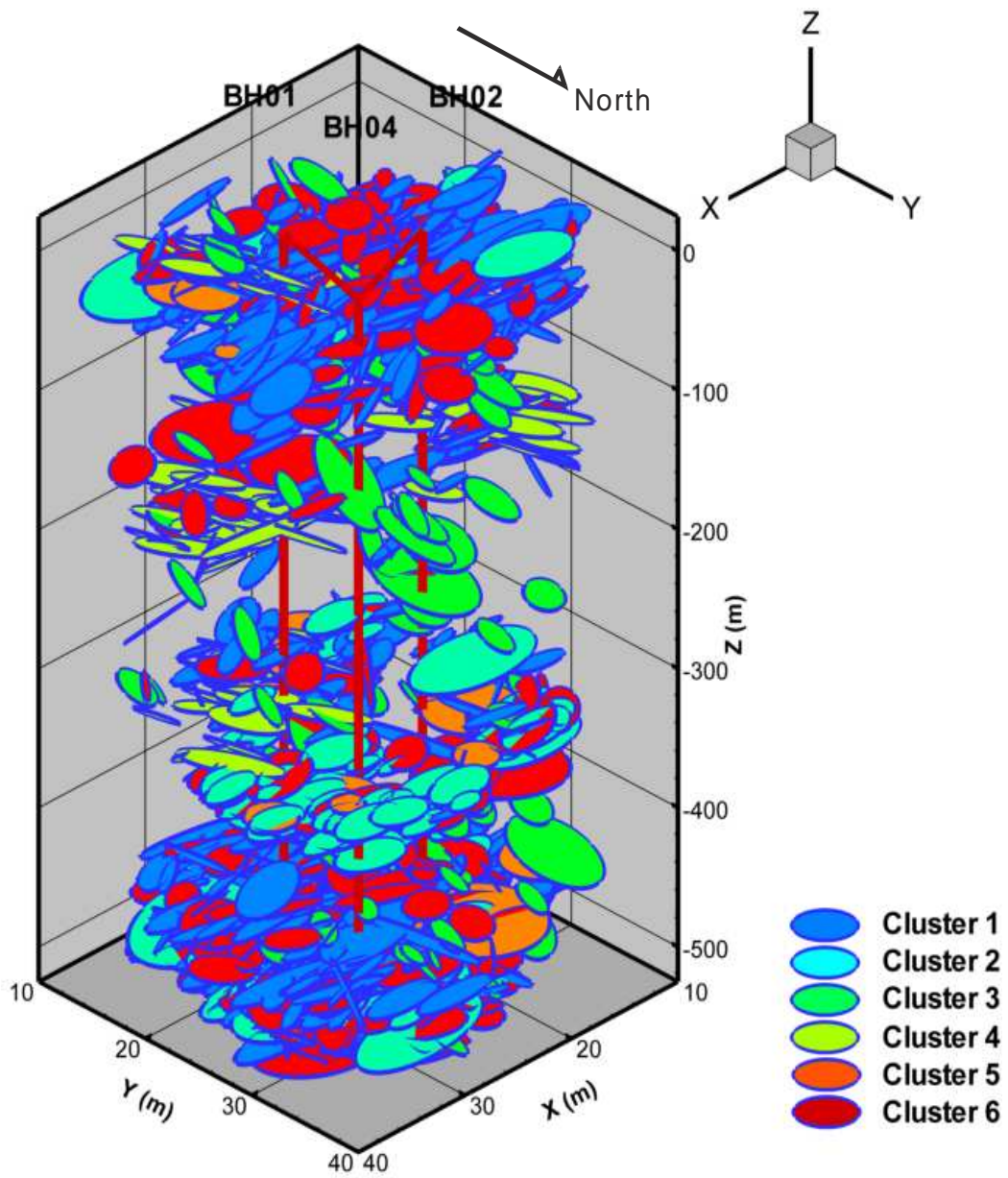


圖 3-10：1號-2號-4號孔附近之裂隙網路模擬結果

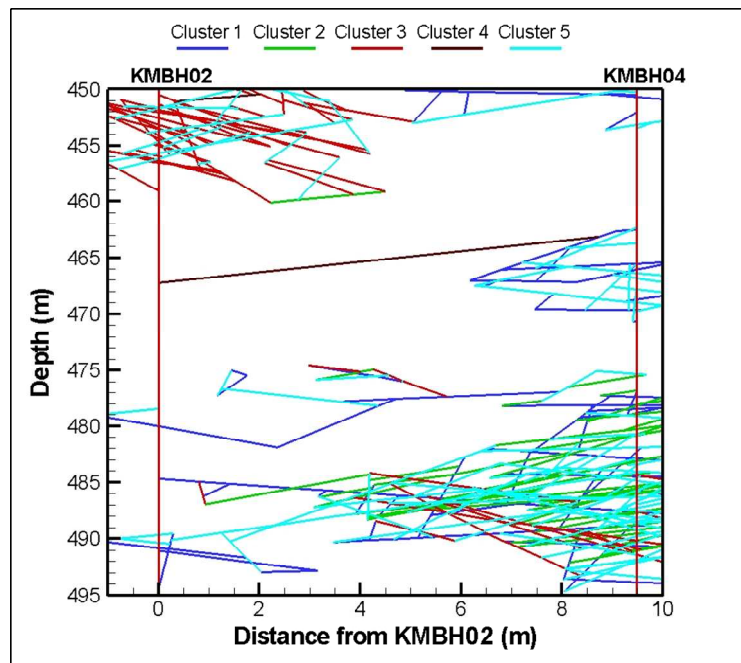
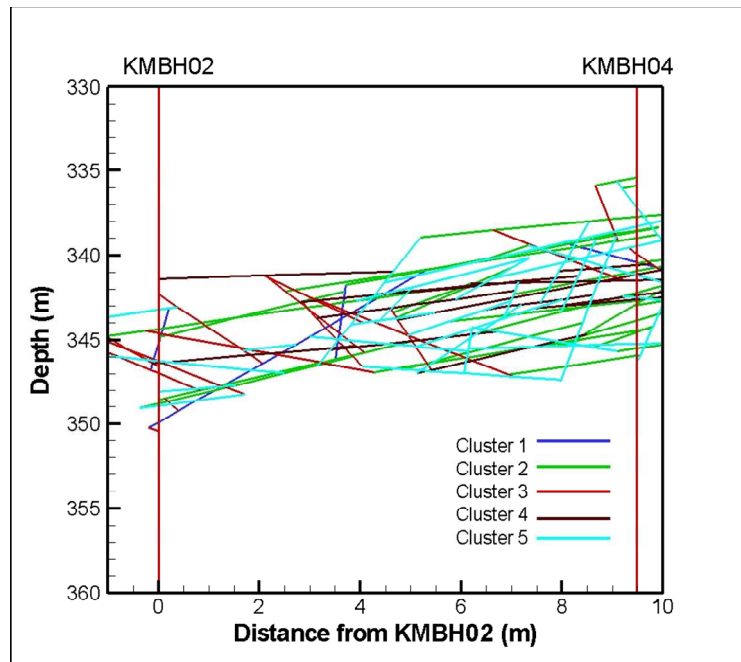


圖 3-11：通過2號-4號孔附近之裂隙網路模擬結果  
(上圖：通過330-360m裂隙帶；下圖：通過450m以下斷層帶)

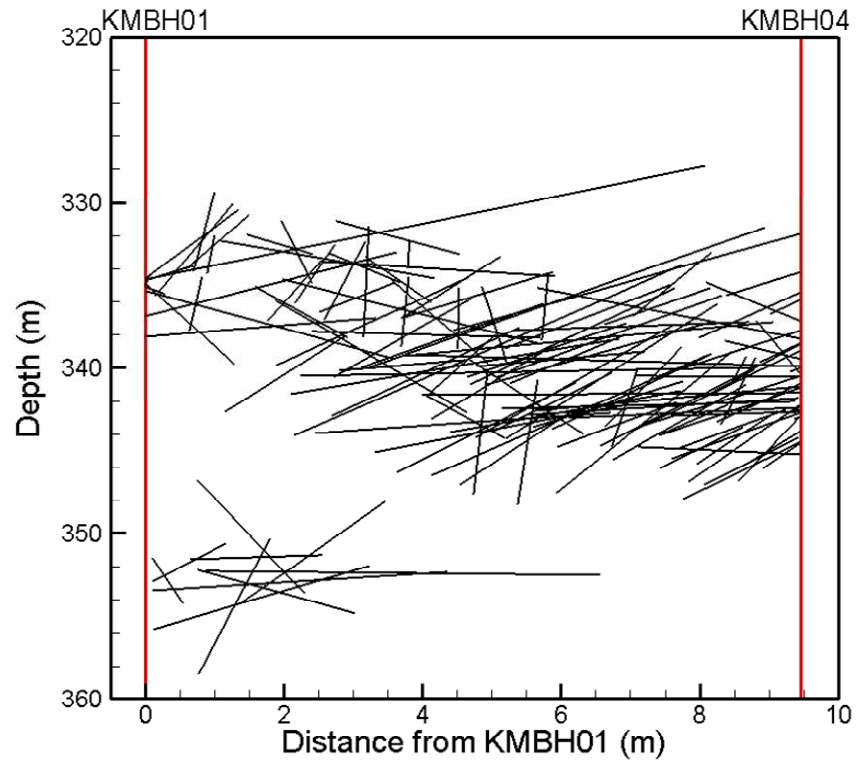


圖 3-12：1號-4號孔剖面上第二裂隙區之二維裂隙網路模擬結果

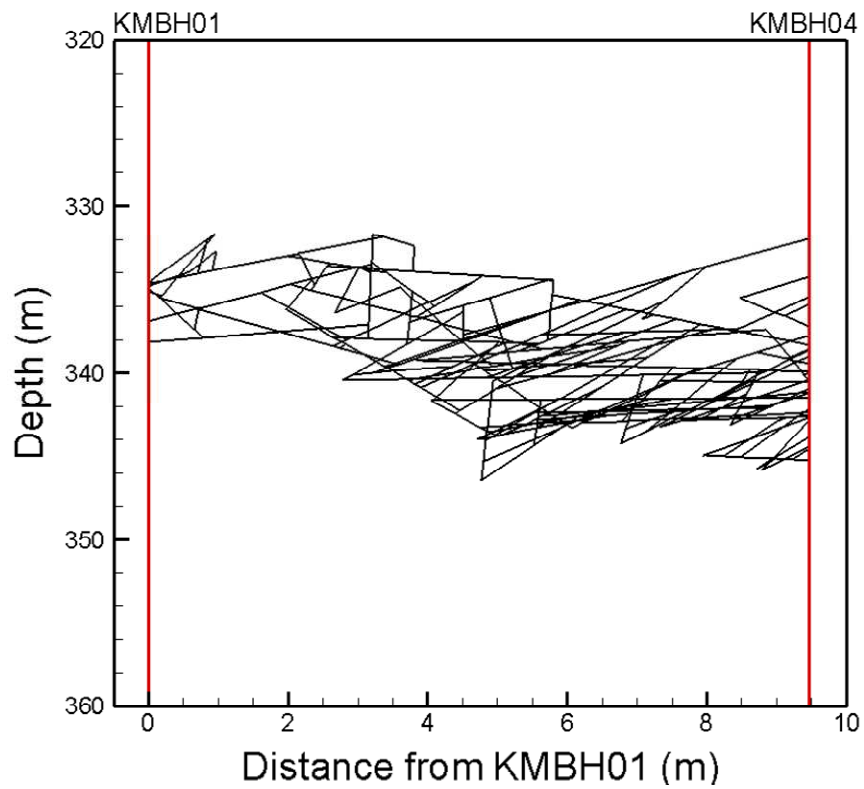


圖 3-13：1號-4號孔剖面上第二裂隙區中之流通路徑演算結果



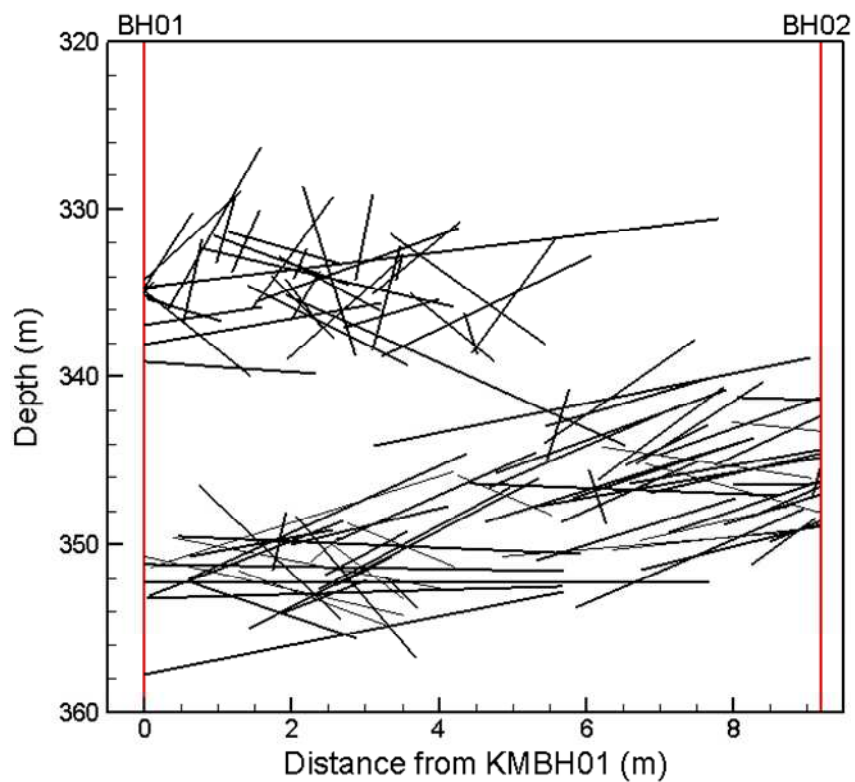


圖 3-14：1號-2號孔剖面於320 ~ 360 m之二維DFN模擬結果

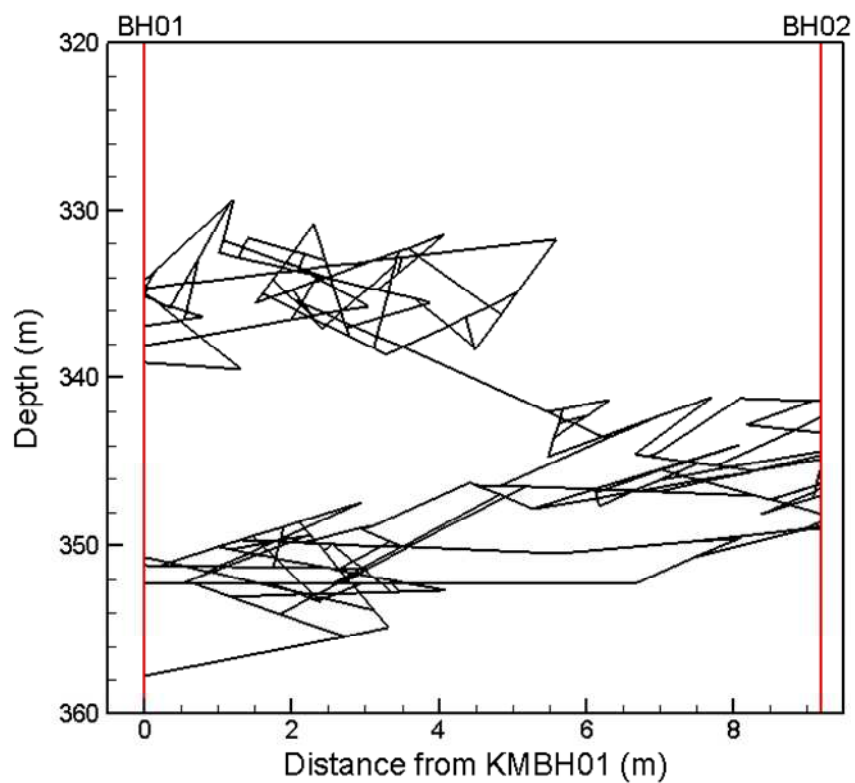


圖 3-15：1號-2號孔剖面於320 ~ 360 m之連通裂隙網路

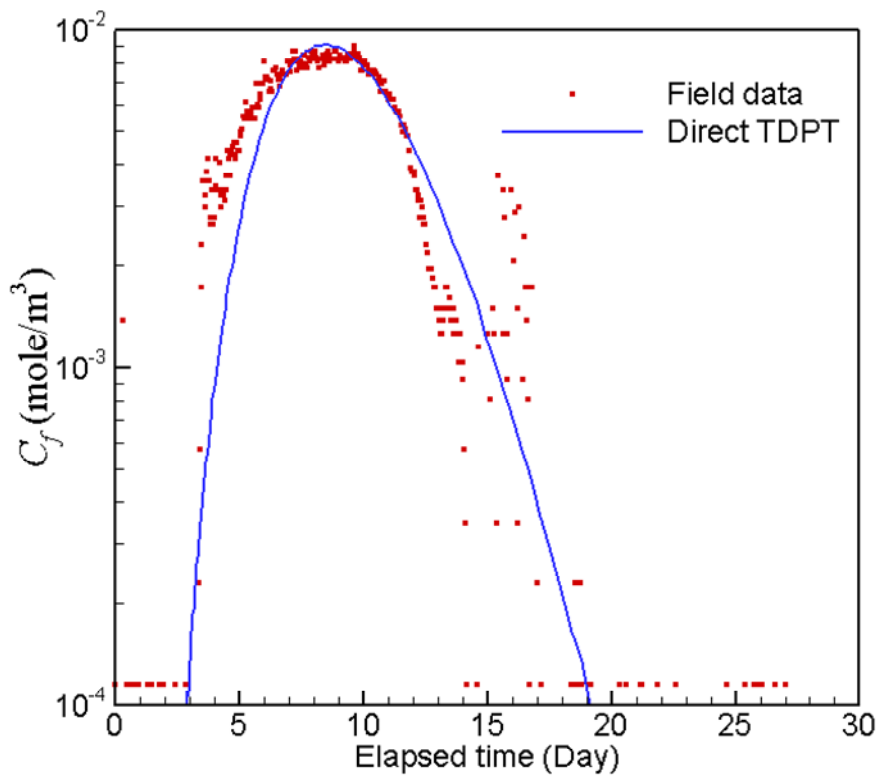


圖 3-16：以Direct TDPT套配圖 3-7(c)之模擬結果

表 3-3：以Direct TDPT套配圖 3-7 (c)後所得之傳輸參數值

參數	配套值
m，圍岩孔隙率	0.40 %
$L_m$ ，圍岩滲透深度	0.01 m
f，裂隙內延散度	0.012 m
$D_m$ ，圍岩分子擴散係數	$8.0 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{day}$

### 3.1.3 花崗岩體分布特性分析

進行潛在處置母岩調查工作，必需掌握較大尺度地下潛在處置母岩分布，及主要地質構造特徵，篩選出較適合的潛在處置母岩區域之後，再依據岩體特徵及地形、地物等資訊，研擬後續之精密調查。為掌握國內幾個潛在處置母岩的大尺度分布情形，及其鄰近區域地質構造資訊。本分項計畫於96年已經由中興航空及Fugro公司的技術合作完成飛航作業，並於97年取得對花崗岩、泥岩、及中生代基盤岩等潛在處置母岩部份地區的高精度空中磁力探測全磁力網格(TMI Grid)初步成果，本年度計畫擬進行磁力資料解釋與逆推處理，建置調查區內構造之點狀分布圖。

分析地下磁體的邊界及其型態是磁力解釋中重要的一環。去年度工作利用微分處理等方式，使磁體邊界易於辨認，但需人為勾繪磁體邊界的位置，不僅耗時較久且需有經驗的研究人員方能勝任。本年度工作擬針對過去完成的磁力資料，採用目前已廣泛應用在輔助磁力資料構造解釋的尤拉解迴旋(Euler Deconvolution; Thompson, 1982)技術(Reid *et al.*, 1990; Tong *et al.*, 2008)，用以解析出調查區內構造之點狀分布圖。

本報告使用標準尤拉解迴旋法(Reid *et al.*, 1990)，磁場的尤拉齊次方程式(Euler's Homogeneous Equation)可寫成下式：

$$(x-x_0)\frac{\partial B}{\partial x}+(y-y_0)\frac{\partial B}{\partial y}+(z-z_0)\frac{\partial B}{\partial z}=N(C-B) \quad (3-1)$$

其中 $(x_0, y_0, z_0)$ 為磁體座標， $(x, y, z)$ 為地表觀測點座標，其對應之磁場以 $B$ 表之， $C$ 為區域磁力基準面， $N$ 為構造指標(Structure Index；表 3-4)用以代表磁體的特性。應用電腦計算時，必需先計算區域磁力基準面 $C$ ，並假設一個待求解的構造指標 $N$ 後，設定特定大小的窗制(Window)，並自磁力網格圖中將對應窗制內各網格點的磁力資料擷取出來，假設窗制內共有 $n$ 個網格點，則代入公式(3-1)後可以得到一組矩陣方程式，如下：

$$\begin{bmatrix} \frac{\partial B_1}{\partial x} & \frac{\partial B_1}{\partial y} & \frac{\partial B_1}{\partial z} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ \frac{\partial B_n}{\partial x} & \frac{\partial B_n}{\partial y} & \frac{\partial B_n}{\partial z} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_0 \\ y_0 \\ z_0 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} (x_1 \frac{\partial B_1}{\partial x} + y_1 \frac{\partial B_1}{\partial y} + z_1 \frac{\partial B_1}{\partial z}) - N(B_1 - C) \\ \vdots \\ (x_n \frac{\partial B_n}{\partial x} + y_n \frac{\partial B_n}{\partial y} + z_n \frac{\partial B_n}{\partial z}) - N(B_n - C) \end{bmatrix} \quad (3-2)$$

該矩陣方程式有三個未知數 $(x_0, y_0, z_0)$ ，但有 $n$ 組方程式，屬於超定方程式(Over-determined Equation)，故透過最小平方法可求解一組磁體座標(稱為尤拉解；Euler Solution)，該尤拉解可視為代表該窗制及對應構造指標的最適解。

此外，若尤拉解的分布與所假設的構造指標一致，則該組尤拉解是可信的。應用時，必需反覆設定不同窗制大小與構造指標進行交叉分析比對，並參考現有地質構造資訊，才能逐步架構出地下構造的型貌，協助描繪地下構造的走向與空間分布等特性。為展現斷層的三度空間分布情形，採用Golden Software公司開發的Voxler軟體，將斷層尤拉解與地形圖及磁力異常圖套疊，並依據斷層尤拉解的空間分布，以代表構造特性的點狀數據，呈現出在地下三度空間的分布特性，如圖 3-17所示。調查區磁力異常圖磁體分布方位與斷層尤拉解數據的分布，均反映出此區深層岩層與構造以東北-西南向分布為主。

表 3-4：重力及磁力三維尤拉解迴旋對應構造因子之模型

SI	磁力構造
0	Contact
0.5	Thick step
1	Sill/dyke
2	Pipe
3	Sphere

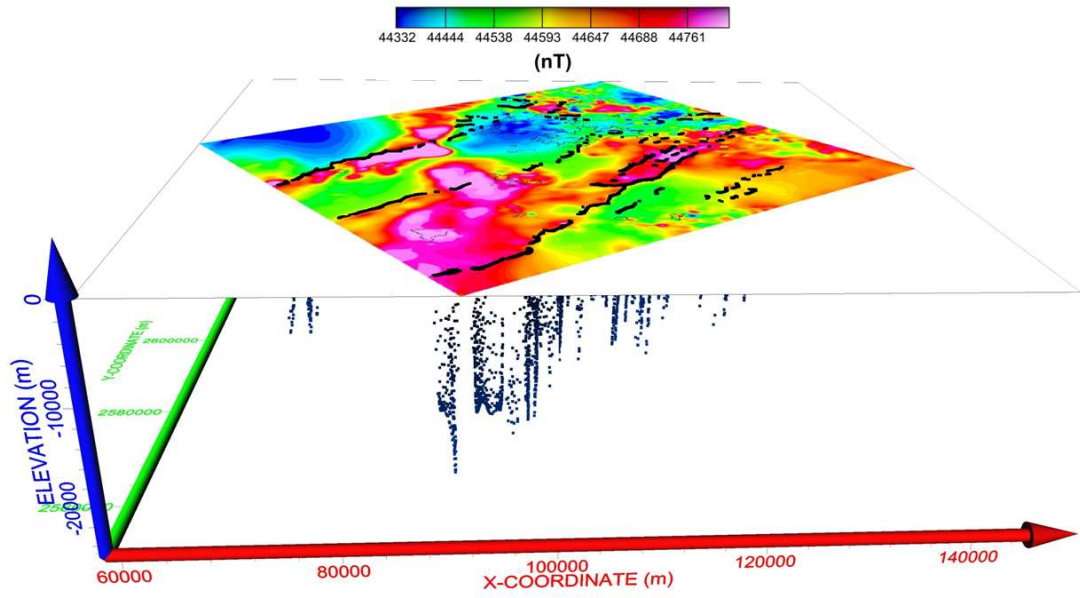


圖 3-17：斷層構造尤拉解三維展示圖

## 3.2 處置技術的研究發展

98年度處置技術的研究發展工作，包括岩塊熱傳導試驗(3.2.1節)、區域性地下水量估算技術發展(3.2.2節)、實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗(3.2.3節)；此外，為因應用過核子燃料再處理未來發展可能之需求，進行用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物源項特性分析(3.2.4節)。

### 3.2.1 岩塊熱傳導試驗

在我國的處置概念中用過核子燃料衰變熱的傳遞，主要由金屬包封容器、緩衝回填材料及周圍母岩，將熱量由設施往外傳遞。此核種衰變所釋放出之熱能，將對深層處置場周圍岩體產生熱效應之溫度場改變。本分項工作將採用暫態平面熱源法(Transient Plane Source Method, TPS)及熱探針法，進行花崗岩岩塊的熱傳導係數量測。此外，本年度將建立熱能對岩塊溫度場變化量測所需試驗設施，提供後續年度探討小比例之花崗岩塊，在受單一固定熱源狀況下的溫度傳導性質與溫度場分布情形，以提供未來近場環境溫度分布模擬參考。簡要說明成果如下：

#### (1) 鑽井岩心熱傳導係數

以花崗岩測試區4號鑽井462公尺深之岩心樣品，進行TPS法熱傳導係數量測工作，其儀器配置圖見圖 3-18。探針為一平面的探頭(圖 3-19)，係由導電金屬鎳經刻蝕處理後形成的連續雙螺旋結構薄片，外層為雙層Kapton保護層，而外層Kapton保護層主要目能在於使探頭具有一定的機械強度，同時保持探頭與樣品之間的電絕緣性(探頭直徑可配合樣品從 1 mm 到 60 mm)。在測試過程中，電流通過鎳時，產生一定的溫度上升，產生的熱量同時向探頭兩側的樣品進行擴散，熱擴散的速度依賴於材料的熱傳導特性。通過記錄溫度與探針的反應時間，即可計算出材料的熱傳導係數(Thermal conductivity)。

實驗時利用烘箱與冰箱調整並保持岩心溫度，在恆溫狀況下進行量測，試驗溫度為10、20、40、60、80以及90℃，每個溫度點量測4次，並取其平均值，試驗結果如圖 3-20所示。由結果顯示，隨溫度變動，岩心樣品的



熱傳導係數在各溫度的平均值約在2.85-2.94W/mK左右，但沒有明顯的趨勢可描述其與溫度之關聯。

為求謹慎，相同岩心樣品特運送至瑞典TPS儀器原廠HOT DISK公司委託量測，因代測費用高昂，僅針對20、60與80°C三個溫度點進行試驗，試驗結果整理如圖 3-21，量測結果顯示岩心樣品的熱傳導係數在各溫度的平均值約在2.77-2.80W/mK左右，無具體趨勢可描述溫度與熱傳導係數之關聯性。

## (2) 岩塊試樣熱傳導係數

岩塊熱傳導係數量測分兩部份進行，其一為TPS法，其二為熱探針法，分述如下：

### (a) TPS法

採用與岩心樣品相同的TPS法分別對溫度10、20、40、60、80以及90°C的岩塊進行試驗，實驗時利用烘箱與冰箱調整並保持岩心溫度，在恆溫狀況下進行量測，實驗結果如圖 3-22所示，所量得的岩塊樣品的熱傳導係數在各溫度的平均值約在2.58-3.04W/mK左右，NO.2、3、4樣品顯示溫度升高，傳導係數有些微下降趨勢，但並不明顯。

### (b) 熱探針法

熱探針法最早是在1888年由Schleiermacher提出，原理是利用熱探針內具相當長徑比之線熱源加熱時，間接量測熱傳導係數。其實驗乃將熱探針插入樣本中，利用已知的電壓與電流，藉由熱探針內部加熱元件與溫度感測元件，對應出時間與樣本的溫度變化關係，利用其關係曲線中直線段斜率，推求而得熱傳導係數值。如圖 3-23所示，理論值與實際值會有誤差，是由於剛開始時熱尚未傳導致物體上，僅在熱探針本身上加熱，溫度上升較快，故會有一上升的曲線，但隨著時間的經過，熱開始傳導至樣本上，就有直線段的產生。

熱傳導係數的量測方式，根據ASTM D5334熱探針量測法規範，其儀器設備包括有熱探針、資料擷取系統及電源供應器。

岩塊共取4組樣品，試驗溫度分別為20、40、60以及80°C，為確定試驗於恆溫環境下進行，樣品浸入恆溫水槽以控制溫度，每個樣品在每

一個溫度點各進行5次量測，並求取熱傳導係數之平均值如圖 3-24所示。實驗結果顯示在不同溫度下各樣品所量得之熱傳導係數平均值約為2.34-2.41W/mK，樣品溫度對於量測結果並沒有太大的影響。

本計畫不論利用TPS或熱探針試驗，均以我國代表性花崗岩樣品進行量測，其熱傳導係數約介於2.3-3.0 W/mK之間(熱探針試驗所得數據略低於TPS試驗)，此數據範圍與國際知名功能評估案例所使用之熱傳導係數值相近(表 3-5)。

### (3) 岩塊熱效應試驗儀器設計組裝

本工作項目為後續岩塊熱效應(溫度)試驗之前置工作，試驗用花崗岩質岩塊長、寬各約50 cm厚度約25 cm，擬安裝加熱元件、資料擷取器、溫度感應元件(熱耦)以及恆溫水槽，達到加熱量測岩塊溫度分布狀況之目的。由於本試驗並沒有標準方法，但ASTM D5334熱探針試驗法與本試驗之概念相似，因此試驗之規劃將參考ASTM D5334進行，整個試驗配置如圖 3-25所示。



圖 3-18：TPS試驗儀器配置概念圖

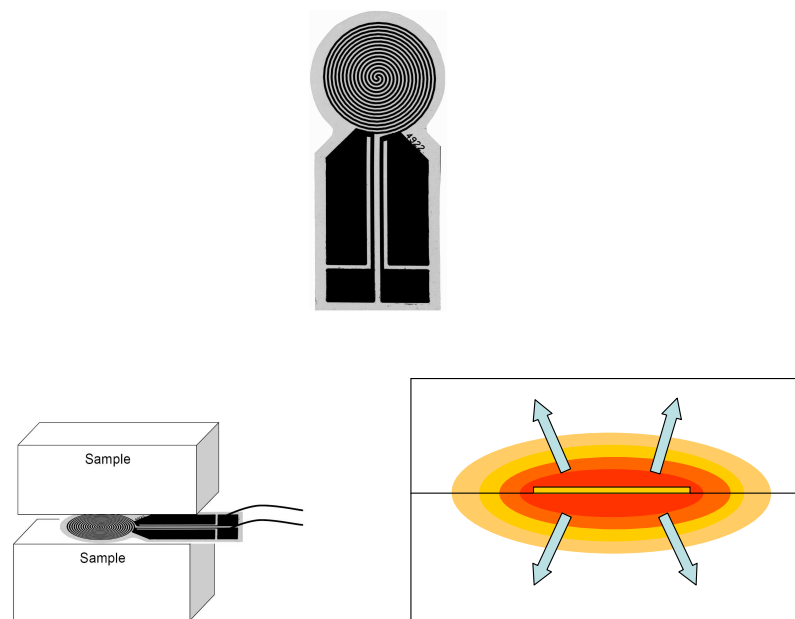
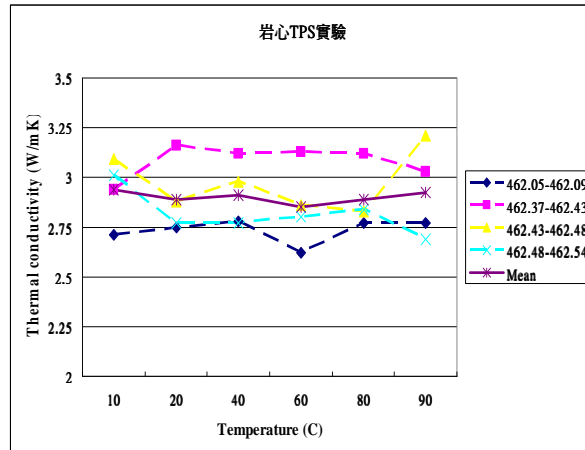


圖 3-19：TPS試驗量測示意圖

上圖：探頭；左下圖：樣品置放；右下圖：熱傳導示意

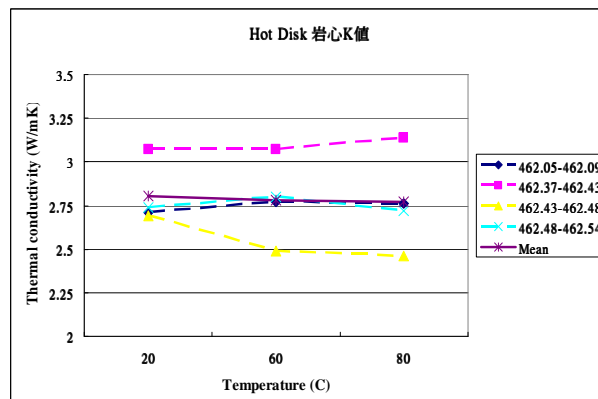
深度(m)/溫度(C)	10	20	40	60	80	90
462.05-462.09	2.71	2.75	2.78	2.62	2.77	2.77
462.37-462.43	2.94	3.16	3.12	3.13	3.12	3.03
462.43-462.48	3.09	2.88	2.98	2.86	2.83	3.21
462.48-462.54	3.01	2.77	2.77	2.8	2.84	2.69
Mean	2.94	2.89	2.91	2.85	2.89	2.93



每一個溫度點測量四次，取其平均值

圖 3-20：不同溫度岩心TPS試驗結果(國內量測)

深度(m)/溫度(C)	20	60	80
462.05-462.09	2.71	2.77	2.76
462.37-462.43	3.07	3.07	3.14
462.43-462.48	2.69	2.49	2.46
462.48-462.54	2.74	2.8	2.72
Mean	2.80	2.78	2.77



每一個溫度點測量四次，取其平均值

圖 3-21：不同溫度岩心TPS試驗結果(國外量測)

編號/溫度(C)	10	20	40	60	80	90
NO.1	3.07	2.92	2.58	2.67	2.87	2.82
NO.2	2.89	2.66	2.59	2.68	2.5	2.49
NO.3	3.17	3.04	2.47	2.45	2.5	2.56
NO.4	3.02	2.96	2.68	2.63	2.63	2.65
Mean	3.04	2.90	2.58	2.61	2.63	2.63

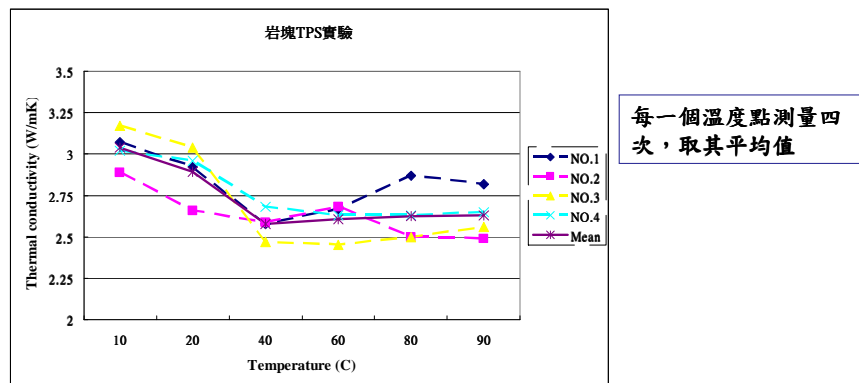


圖 3-22：不同溫度岩塊TPS試驗結果

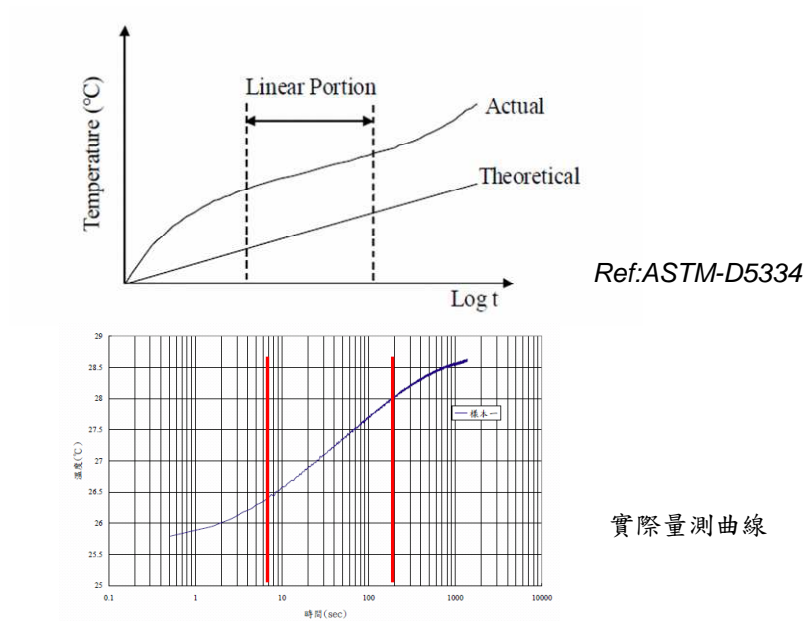
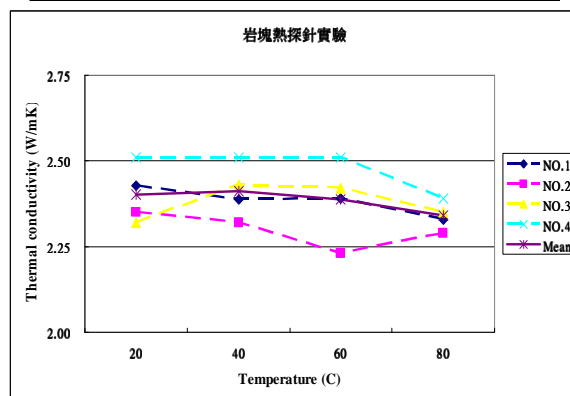


圖 3-23：熱探針試驗，樣品溫度上升與時間關係曲線

編號/溫度(C)	20	40	60	80
NO.1	2.43	2.39	2.39	2.33
NO.2	2.35	2.32	2.23	2.29
NO.3	2.32	2.43	2.42	2.35
NO.4	2.51	2.51	2.51	2.39
Mean	2.40	2.41	2.39	2.34



每一個溫度點測量五次，取其平均值

圖 3-24：不同溫度岩塊熱探針試驗結果

表 3-5：國際知名功能評估案例熱傳導係數與本計畫試驗比較表

國家(PA program)	熱傳導係數(W/mK)
瑞典(SR 97)	3.48
瑞典(SITE 94)	3.00
芬蘭(TILA 99)	3.00
日本(H 12)	2.80
KMBH04 花崗岩心(不同溫度TPS試驗)	2.85-2.94
花崗岩塊(不同溫度TPS試驗)	2.58-3.04
花崗岩塊(不同溫度熱探針試驗)	2.34-2.41

(加底色文字為本計畫試驗結果)

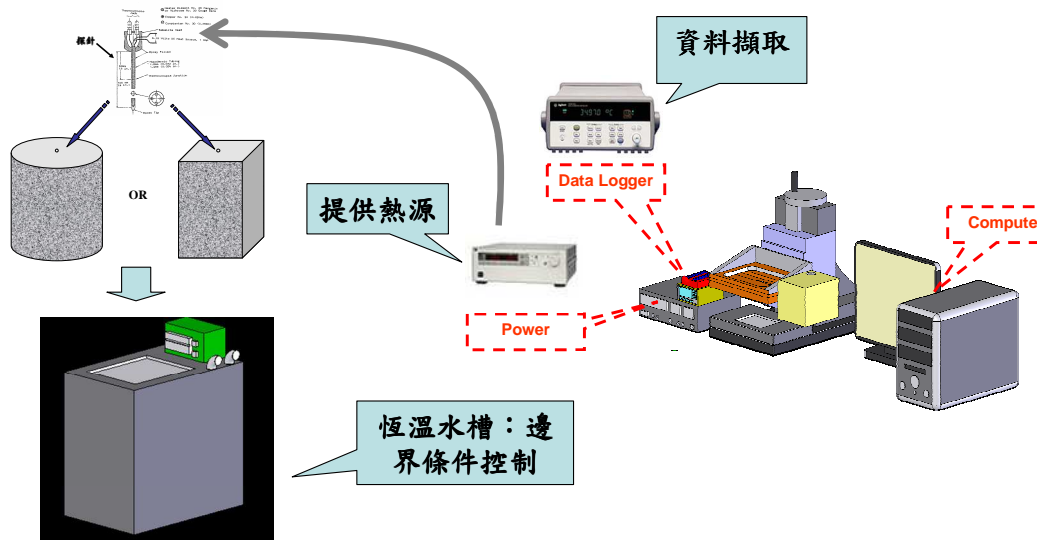


圖 3-25：岩塊熱效應試驗儀器配置示意圖  
 熱探針圖摘自 ASTM D5334-05 圖A1.1



### 3.2.2 區域性地下水量估算技術發展

區域性地下水量主要研究議題可包含區域地下補注量及蘊藏量兩個水文地質重要內容，本項目利用97年度蒐集分析之區域性地下水量評估技術，擬以花崗岩技術發展測試區之地質鑽孔所涵蓋之範圍為例，進行花崗岩測試區地下水量估算技術發展。

測試區地下主要含水層大致上可區分為第四紀沖積層及第三紀沉積層及白堊紀花崗岩裂隙岩層含水層。主要沖積層及沈積層含水層大多分布於測試區西部，東部多為花崗岩質裂隙含水層。測試區目前有12口沖積層及沈積層之地下水觀測井的設置，沖積層及沈積層地下含水層之水力傳導係數值約介於 $5 \times 10^{-6} \sim 1.5 \times 10^{-4}$  m/sec之間，含水層厚度則約介於5~90m之間(Liu et al., 2006)。

本計畫長期建立調查花崗岩深層地質特性所需之井下地質、地物、地化及水文地質整合性調查技術，於測試區東部地質鑽孔1號自2007年至2008年完整一年之地下水位與降雨量變化趨勢圖，如圖 3-26所示，顯示地下水位均隨降雨入滲發生而抬升，但其降雨強度(Intensity)須達30mm以上。

應用美國地質調查所(USGS)針對估算地下水補注量所發展出之WTF方法，初步計算1號鑽孔長期(2007年)地下水位變化抬升總量(Water level rise,  $\Sigma\Delta H_i$ )，其間在消退曲線之上共有7個抬升量及1個消退(Recession)量(圖 3-26)，抬升總量為 $\Sigma\Delta H_{1-7}=421\text{cm}$ ，實際消退量則約為100cm，兩者相減後淨抬升總量為321cm。

另由1號鑽孔抽水試驗數據及Cooper and Jacob (1946)水位洩降直線理論(如圖 3-27)，可計算出其貯水係數約為0.83，因此單位面積補注(入滲)量(m)= $0.83 \times 0.321\text{m}=0.1743\text{m}$ ，若考慮所有鑽孔所涵蓋之花崗岩體面積約 $3 \times 10^7 \text{m}^2$ ，則東部花崗岩裂隙含水層地下水年補注量約為 $5 \times 10^6 \text{m}^3/\text{yr}$ 。後續計畫工作擬應用地質構造及地球物理等地下地質資料估算花崗岩體體積，應用體積法提供地下水量估計值，以供功能安全評估技術發展之用。

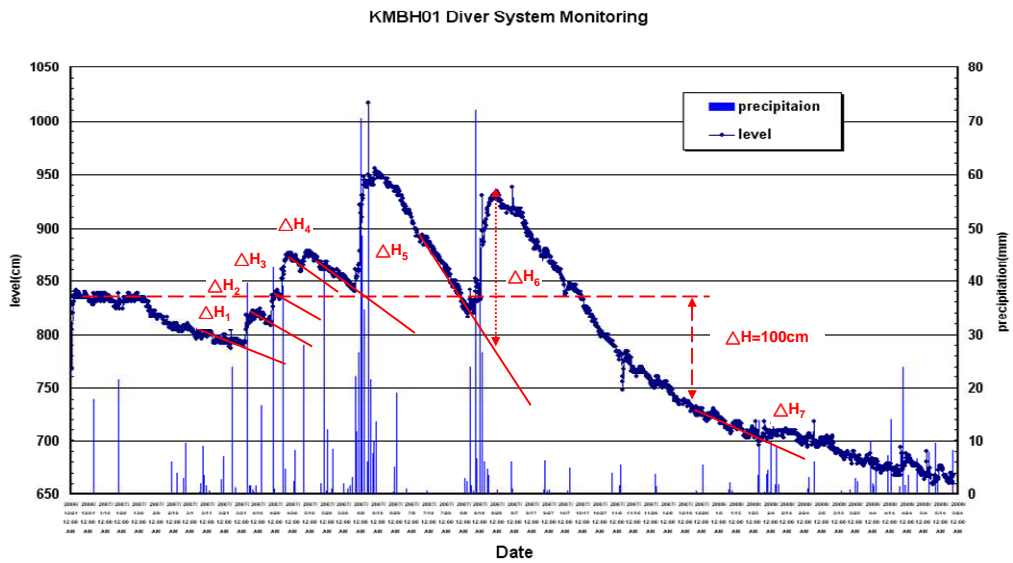


圖 3-26：應用WTF方法計算1號孔地下水位之抬升量

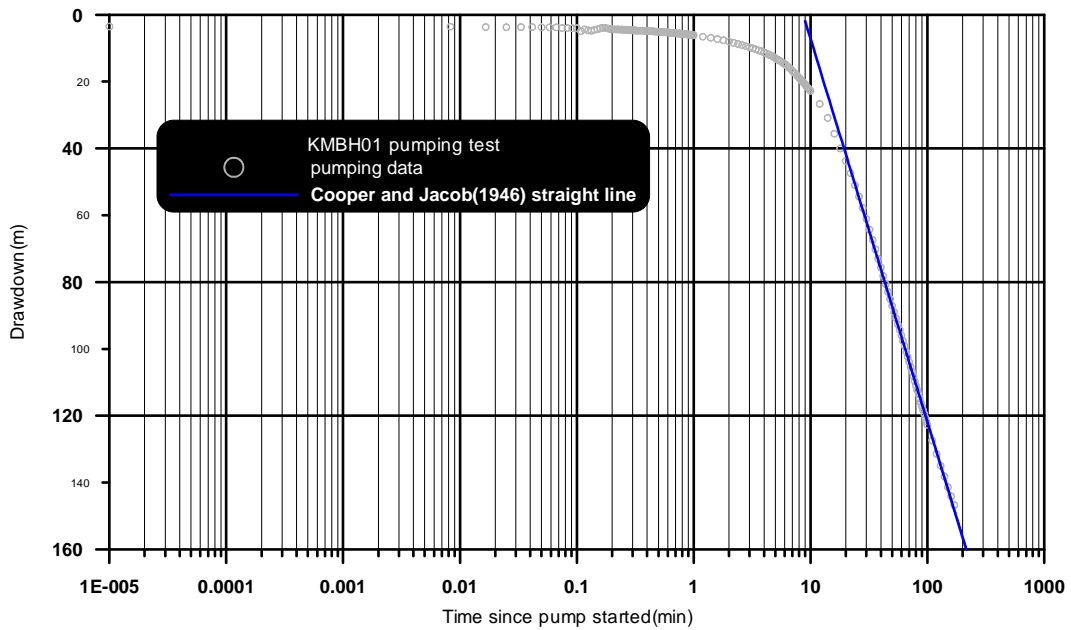


圖 3-27：1號孔抽水試驗計算貯水係數(S)之分析結果圖

### 3.2.3 實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗

核種遷移及工程障壁緩衝回填材料的研究，是用過核子燃料或高放射性廢棄物最終處置計畫中不容漠視的工作，而未來處置計畫將潛在母岩鎖定為花崗岩，以進行處置功能安全評估，則這些研究大多在實驗室內進行模擬實驗。本年度工作乃接續過去實驗工作，擬獲得Cs及Se核種在厭氧環境下之吸附動力學參數、完成90°C恆溫對核種吸附之影響探討，以及持續資料庫核種傳輸參數Kd值之更新，其成果簡要說明如下：

#### (1) 批次動力實驗：

參考過去膨潤土材料對核種之動力吸脫附行為研究，進行在厭氧(<200ppm)環境進行核種(Cs及Se)之批次動力吸脫附實驗，以觀察不同吸附時間核種的吸附Kd值，探討不同核種之間的競爭機制。實驗環境以厭氧環境為主，並進行好氧環境之對照實驗。實驗用水為合成海水及合成地下水。厭氧環境實驗在實驗用達到平衡後，於97年12月底已開始陸續進行無氧環境之批次動力吸脫附實驗，至98年5月已完成第1年Cs及Se在MX-80膨潤土於合成海水及合成地下水之所有批次動力實驗數據分析。有關pH及Eh數據分析結果分別如圖 3-28及圖 3-29。圖 3-28顯示實驗溶液pH值在7.5-8.5之間，厭氧環境pH值一般均較好氧環境為高。若將吸附與脫附相對環境條件比較，則兩者之pH並無明顯差異變化。同樣的在圖 3-29中吸附與脫附間之Eh亦無明顯差異變化，好氧環境水樣Eh呈現平穩，約在200 mV上下。厭氧環Eh變動較好氧環境大，但均維持在-100 mV以下狀態。Kd值分析結果如圖 3-30，顯示對Cs而言，膨潤土在合成地下水中對Cs的吸附量要高於合成海水，而就膨潤土對Cs與Se兩核種吸附量的比較，Cs會高於Se。至於好氧與厭氧之間對Kd影響的差異性，在不同實驗條件下，似乎難以找出規則性。另外，本次計畫進行批次實驗規劃取樣的最短時間為10分鐘，然就數據分析，顯示各實驗組在開始試驗後10分鐘，幾乎都已達平衡狀態，表示膨潤土對Cs及Se的吸附為快速反應。

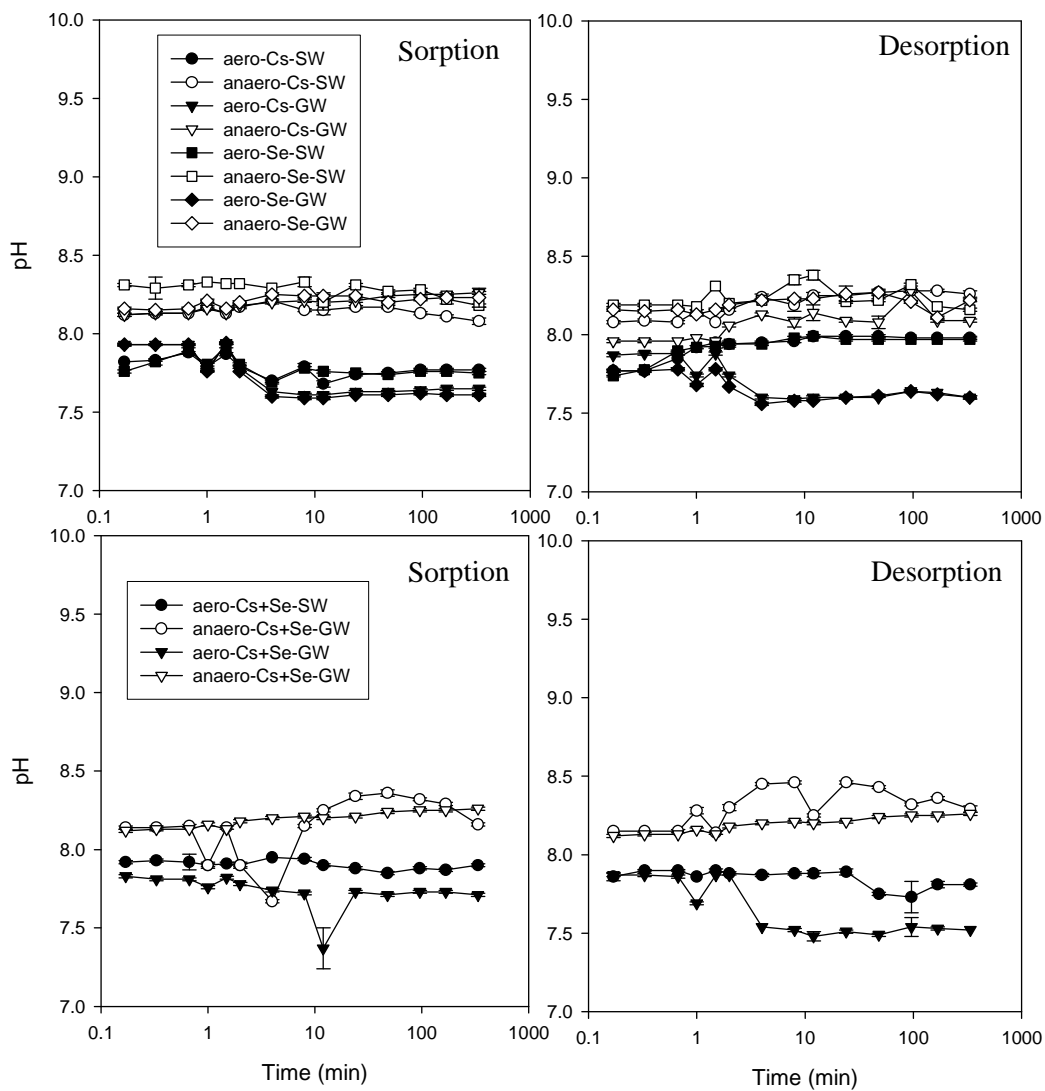


圖 3-28：膨潤土(MX-80)在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之pH分析  
aero：好氧；anaero：厭氧；SW：合成地下水；GW：合成海水

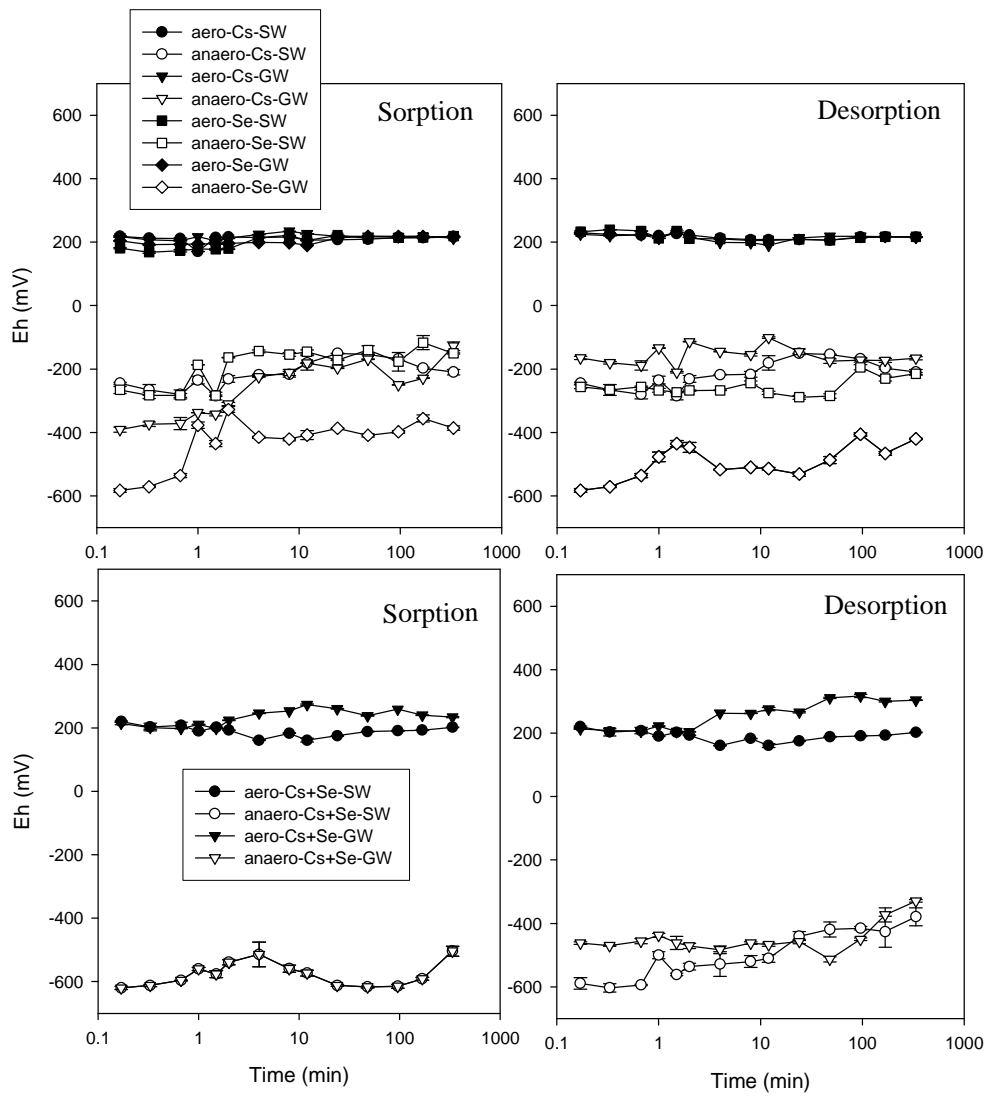


圖 3-29：膨潤土(MX-80)在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之Eh分析  
aero：好氧；anaero：厭氧；SW：合成地下水；GW：合成海水

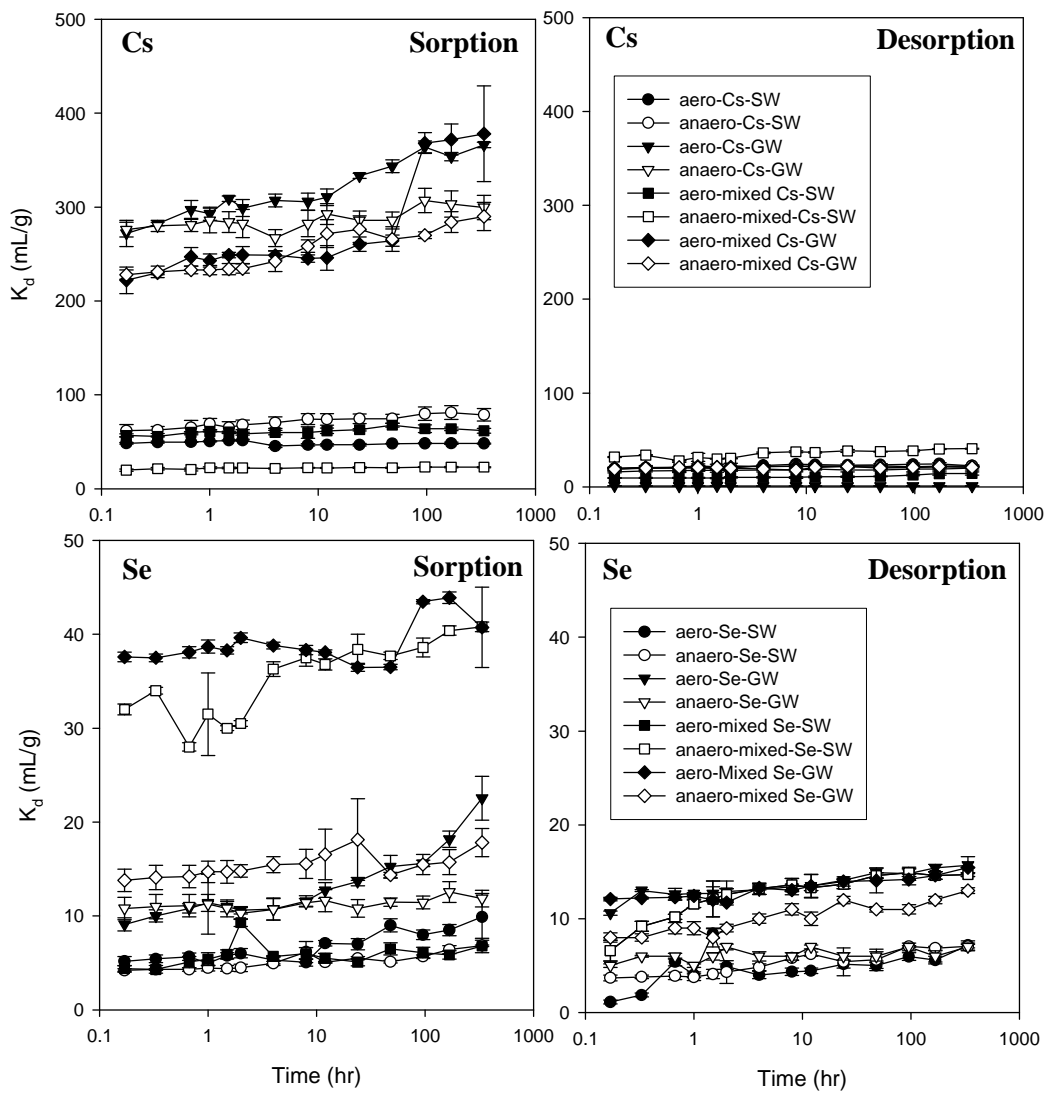


圖 3-30：膨潤土(MX-80)在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之 $K_d$ 分析  
aero：好氧；anaero：厭氧；SW：合成地下水；GW：合成海水

(2) 批次等溫吸附曲線實驗：

本實驗將在厭氧(<200ppm)環境下，以固液比1g：30mL，核種濃度為 $10^{-2}$ 、 $10^{-3}$ 、 $10^{-4}$ 、 $10^{-5}$ 及 $10^{-6}$ M。實驗結果將以Freundlich 及Langmuir吸附模式來進行擬合，探討膨潤土不同濃度的核種吸附特性。核種選用Cs及Se，液相包括合成海水及合成地下水。無氧手套箱內實驗用水，於98年2月達無氧平衡後，即陸續展開實驗。初步的結果如圖 3-31。等溫吸附實驗數據經由數學處理後，可提供固體與溶質間吸附作用定量上的描述，因此，由實驗結果未來將進一步進行Langmuir及Freundlich吸附模式擬合分析。

(3) 溫度對核種吸附之影響

由於考慮核種吸附反應受到溫度的影響，本實驗是以90°C的高溫進行吸附實驗，並與室溫的結果做比較，藉由兩種不同溫度的吸附實驗值，來推算出核種吸附反應的一些基本熱力學參數。

本實驗採取兩種不同的實驗技術，一為本實驗室傳統批次方法，也就是利用血清瓶取代PP塑膠離心管，直接進行三重複實驗；第二種方法為化學反應槽方法。

(a) 傳統批次方法

實驗條件與以往室溫實驗相同，但是在好氧環境下以90°C水浴模擬高溫環境。實驗過程必須先克服高溫所衍生的問題，如何維持恆溫，如何避免高溫水蒸氣散逸及選用適當容器。傳統批次法以往使用離心管直接進行實驗，探討90°C的高溫實驗發現高溫會使離心管軟化，密封效果降低，造成外漏，因此改用血清瓶取代PP塑膠離心管進行實驗。實驗準備兩台恆溫水浴震盪器，先將已置入秤好1g膨潤土的血清瓶以及配好濃度 $10^{-4}$ M的水樣各別置入恆溫水浴震盪器內，預熱至90°C，而後再將30 mL水樣加入血清瓶內，於特定時間點取出，將水樣土樣混合液迅速倒入離心管中，由血清瓶倒入離心管之後，溫度會降至約70°C，再將離心管至於離心管架放入加熱至90°C之恆溫水浴槽中維持溫度，量測溫度、pH值及Eh值後以12000rpm離心三分鐘後取樣量測活度。

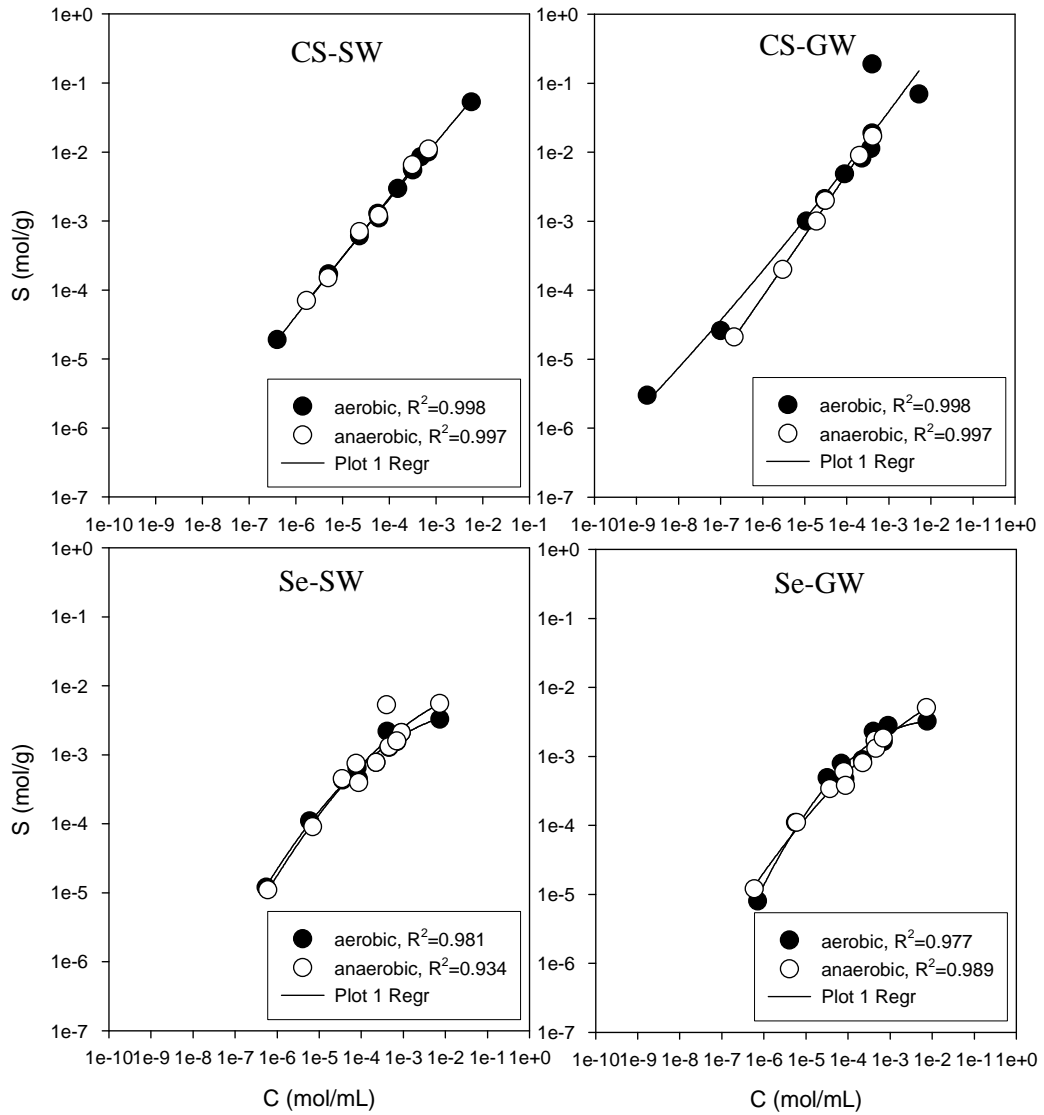


圖 3-31：膨潤土(MX-80)在好氧及厭氧環境Cs及Se批次等溫吸附曲線實驗分析  
SW：合成地下水；GW：合成海水



由於水在90°C時的蒸氣量非常大，蒸散速度快，數度設計更改恆溫水浴震盪器，減少外洩蒸氣量以及補充水量。另外，因為血清瓶瓶底較窄，左右震盪空間不大，在較低的震盪速度下發現水樣以層流形式左右流動，土樣還是沉在瓶部。為了讓水樣土樣能均勻混合增加震盪頻率至200rpm，雖然完成實驗，但是提高震盪速度對震盪器的活動部件有相當大的耗損，這部份仍有待改善。

在改善設備達到穩定完成14天的實驗要求後，先進行澎潤土在模擬海水中吸附鉍離子的實驗，首先先測試離心管及血清瓶在室溫下的吸附實驗，觀察比較離心管與血清瓶做實驗的結果是否有差異，而後進行高溫(90°C)條件下的動力吸附實驗。實驗結果如圖 3-32。由實驗結果顯示，離心管與血清瓶用於澎潤土吸附批次實驗來說沒有明顯的差異，而高溫與室溫的可明顯的看出高溫時Kd值較室溫來的小，然而沒有如同理論預期的曲線出現，可能原因是在一小時之內吸附已經接近平衡。而後進行Cs在模擬地下水、Se在模擬海水及地下水中的高溫吸附動力實驗，結果如圖 3-33。由圖顯示Eh值皆是隨時間增加有上升的趨勢，而pH值則相反，隨時間增加有減小的趨勢，而Kd值的部分，水樣的不同對於Cs吸附有很大的影響，對於Se的吸附量沒有影響，另外發現，Kd有隨時間減小的趨勢，尤其在地下水中的Cs吸附，此現象與理論預測並不符合，文獻尋找後尚未發現有類似條件情形發生，猜測可能原因為澎潤土因高溫隨時間增加而改變吸附量，另一觀察趨勢與pH同樣是隨時間增加而降低，可能因為氫離子濃度增加造成競爭而使吸附量減少。這部份仍待進一步研究。

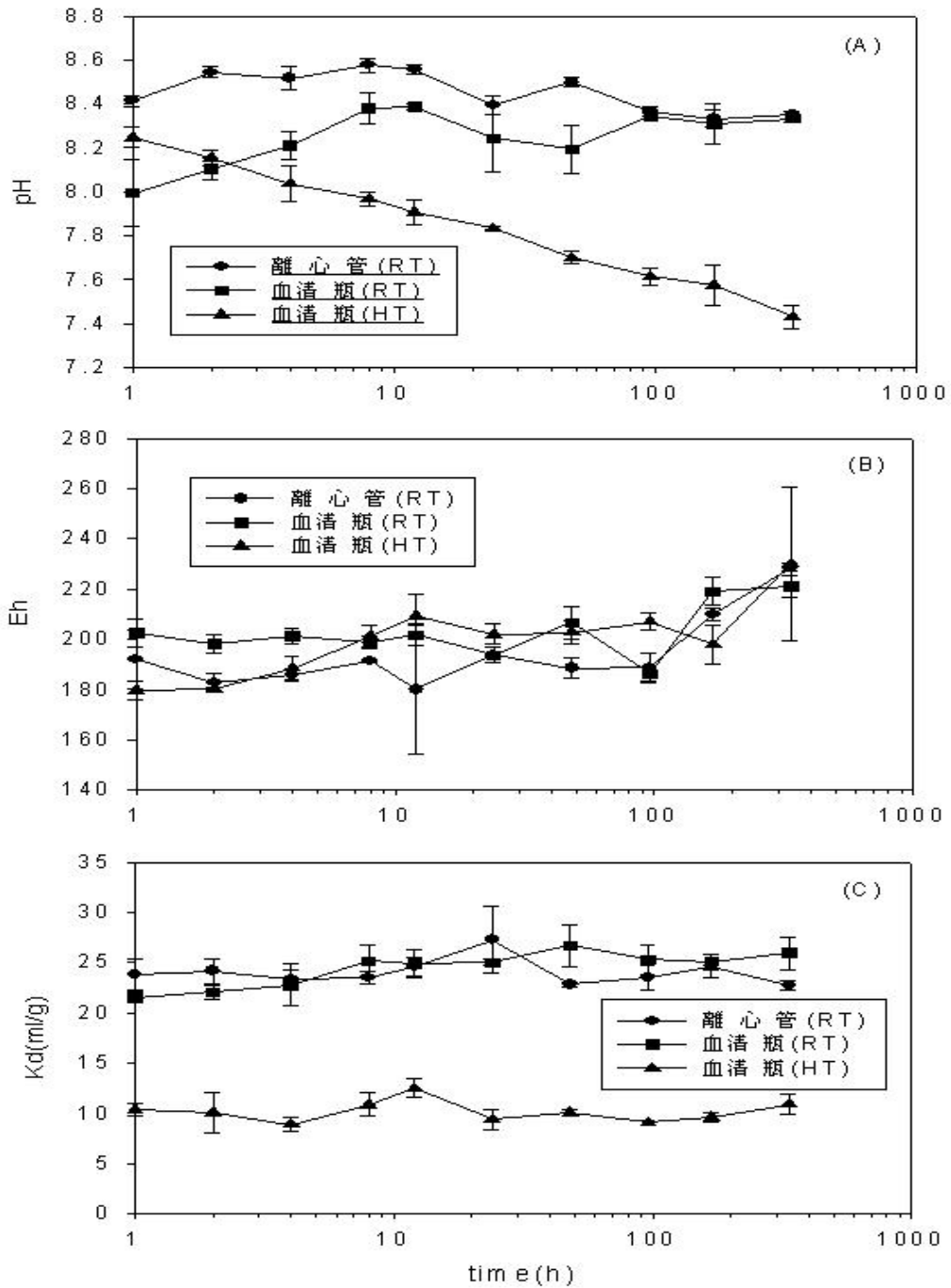


圖 3-32：溫度90°C膨潤土於合成海水、合成地下水中對Cs及Se動力吸附實驗  
(A)pH；(B)Eh；(C)Kd

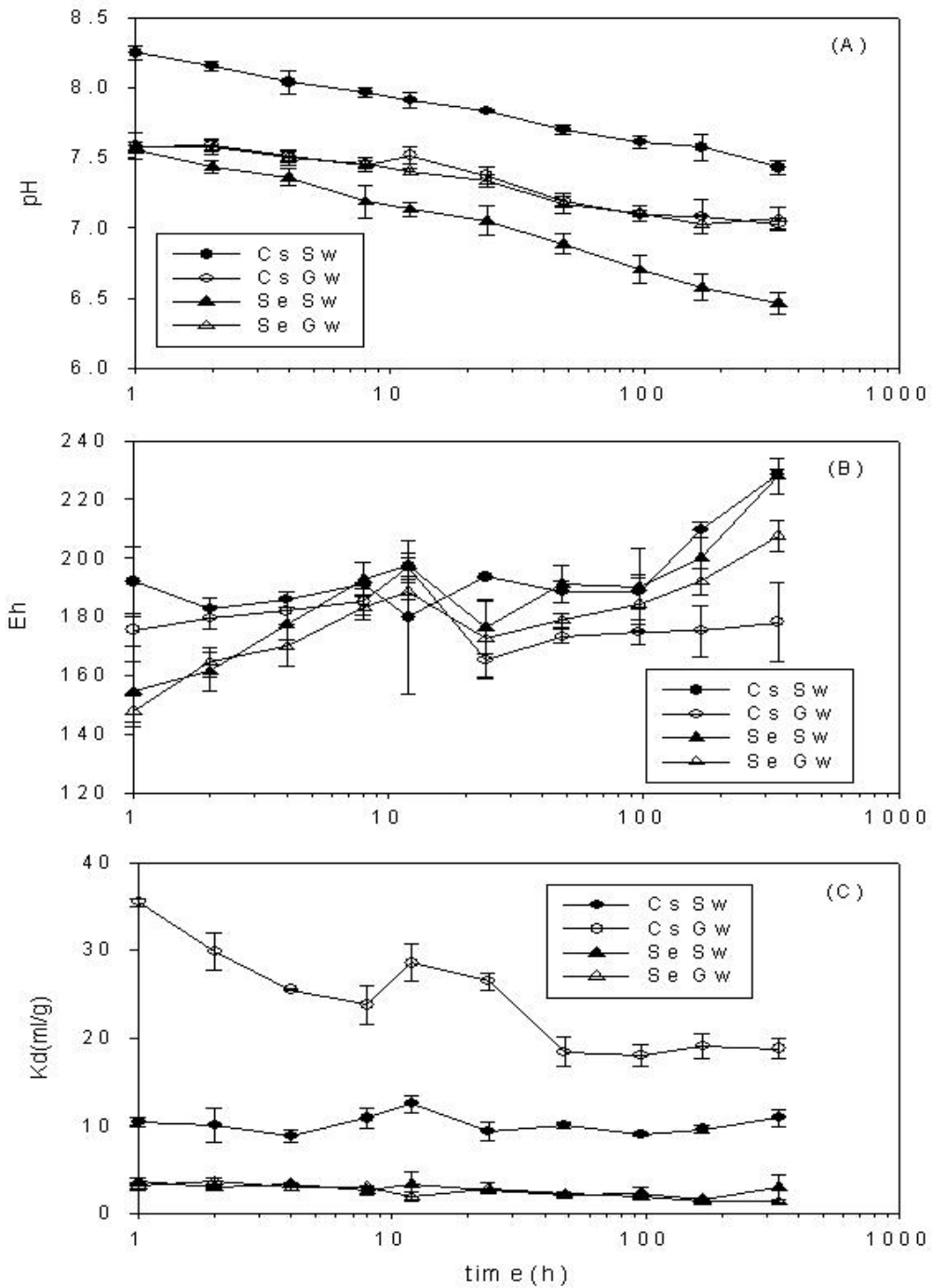


圖 3-33：溫度90°C膨潤土於合成海水、合成地下水中對Cs及Se動力吸附實驗  
(A) pH；(B)Eh；(C)Kd

(b) 化學反應槽方法

化學反應槽的方式主要為利用一5公升之玻璃雙頸化學反應槽，維持相同之固液比(100g/3L)，利用血清塞密封住其中一頸口，而另一頸口則利用溫度計密封，使整體化學反應槽維持一獨立實驗條件。進行高溫實驗時，先將整個系統利用加熱器加溫到90°C並維持一小時後，再加入100g之MX-80土樣後，以激烈之攪拌達到均勻混合之目的。在特定時間以不銹鋼針頭取樣，由於每次取樣之體積為1 mL，整體實驗下來總共取樣15~20次，因此在此忽略取樣過程對於實驗之固液比的改變(20 mL/3000 mL, < 0.66 %)。使用化學反應槽的好處在於：

- (i) 在化學反應槽中可以容納大量之固相，可以幫助得到更均勻分布之固相，尤其針對於混合物樣品，例如第二年計畫中的粉碎花崗岩樣品，大量的固相可以盡可能減少因為樣品本身之不均勻所造成之實驗誤差。
- (ii) 由於取樣方式採用不銹鋼針頭取樣，且為單一鍋之反應，相較於傳統之批次方式，化學反應槽方式可以較方便得到短時間內之反應數據(例如一小時內之數據)，因此可以幫助探討快反應之動力學行為。
- (iii) 由於在化學反應槽中採取非放射性之Cs離子來研究銫核種之吸附行為，因此利用化學反應槽方式也幫助本實驗室發展利用非放射性技術討論核種遷移與吸附行為，除了可以與放射性示蹤劑結果作交叉比對外，更可以開發新的研究方式，對於提升本計畫之深度與完整性有極大之幫助。此外，此方法開發建立後，由於使用非放射性元素，因此可以避免操作放射性實驗之相關要求，例如實驗場地之限制，因此日後也可以將此技術轉移到現場實驗室，或是環境檢測公司操作，藉此分工可以在最短之時間內得到最大量之數據。
- (iv) 由於可以在化學反應槽內建立獨立之反應系統，藉此可以嘗試在化學反應槽內透過反覆的收真空與灌氮氣，並在實驗過程中持續

灌入氮氣，使化學反應槽內維持厭氧之環境，因此發展化學反應槽技術可以作為測試日後之厭氧高溫環境實驗之條件。

鑒於這些優勢，本計畫前三個月之執行重點主要在於建立與測試化學反應槽之系統穩定性，同時並測試以火焰原子吸收光譜儀測試鉍硒兩種離子之測定區間。實驗結果顯示，鉍離子在100 ppm以下的濃度都有著很好的線性關係，因此可以確保在鉍離子濃度 < 100ppm時都可以得到準確的分析結果，此成果確保了使用非放射性鉍離子分析方式之可行性與準確性。在確定了化學反應槽系統之穩定性以及使用非放射性鉍離子分析方式之可行性後，先進行在室溫(25°C)及高溫(90°C)條件下，鉍離子吸附在地下水及海水環境在MX-80之吸附實驗，成果如圖 3-34所示。實驗結果發現，鉍離子吸附在MX-80是屬於快反應，吸附反應會在10分鐘內達到平衡，此結果也展示了化學反應槽方式的優點，也就是可以探討短時間內(< 1小時)的反應，此外，藉由三重複過程中刻意錯開部分取樣時間，得到共多的實驗數據點，藉此得到更完整之吸附動力反應之反應函數。因為實驗結果顯示，無論在室溫或是高溫條件下，鉍離子的吸附行為都是屬於快反應。因此，利用線性回歸方式，降低實驗過程中數據跳動的影響，並回歸出平衡時候的kd值，並將此平衡時之kd值代入下列熱力學方程式(3-3)至(3-5)，以推導出鉍離子吸附在MX-80的相關熱力學常數，其數據整理如表 3-6所示。

$$\Delta H^0 = R \ln \frac{Kd(T2)}{Kd(T1)} \times \frac{(T1T2)}{(T1-T2)} \quad (\text{kJ/mol}) \quad (3-3)$$

$$\Delta G^0 = -RT \ln Kd \quad (\text{kJ/mol}) \quad (3-4)$$

$$\Delta S^0 = \frac{\Delta H^0 - \Delta G^0}{T} \quad (\text{J/mol K}) \quad (3-5)$$

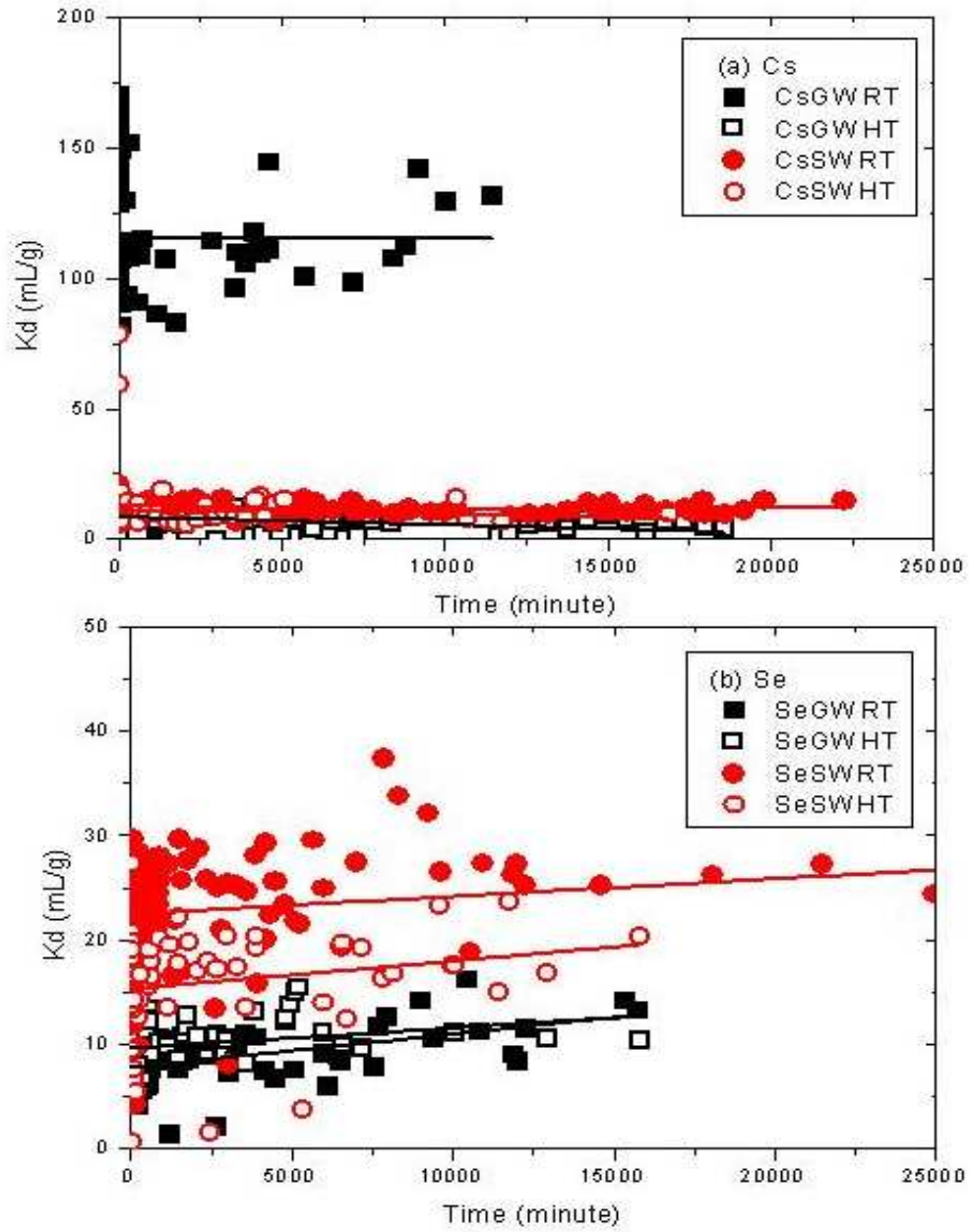


圖 3-34：鉯硒離子在室溫及高溫條件下之動力吸附結果

表 3-6：鉍硒離子在室溫及高溫條件下之動力吸附結果

	<b>Kd (mL/g)</b>	$\Delta H^0$ (kJ/mol)	$\Delta G^0$ (kJ/mol)	$\Delta S^0$ (J/mol K)
CsGWRT	115.64	36.26	-11.77	161.19
CsGWHT	8.41		-6.43	117.61
CsSWRT	10.71	2.69	-5.87	10.68
CsSWHT	13.01		-7.74	13.92
SeGWRT	7.76	-2.92	-5.08	7.25
SeGWHT	9.58		-6.82	10.76
SeSWRT	22.45	5.33	-7.71	-14.39
SeSWHT	15.27		-8.23	-3.14

由表 3-6可知，鉍硒離子吸附在MX-80上，幾乎都是放熱反應( $\Delta H^0 > 0$ )。雖然硒離子在地下水的條件下呈現了吸熱反應的結果，但考量到此數值的量(-2.92 kJ/mol)，此數量級所呈現的物理意義表示此吸附反應是由凡德瓦力所貢獻，也就是說鉍硒離子與MX-80的吸附反應只是單純的物理吸附，吸附反應的過程中並沒有化學鍵的形成。而無論是在室溫或是高溫條件下，鉍硒離子的吸附行為都是屬於自發性的吸附反應( $\Delta G^0 < 0$ )，因此溫度的改變對於吸附行為的發生從熱力學的角度上來說是沒有影響的。就亂度變化量( $\Delta S^0$ )而言，除了硒離子在海水環境下的吸附行為外，無論在地下水或是海水環境，無論是室溫還是高溫條件，鉍硒離子吸附在MX-80表面均會造成整體吸附系統亂度的增加，也就是以亂度變化角度而言，吸附反應是傾向於發生的。雖然有負值的亂度變化，但因為其數量值上太小，因此數據的解讀上，仍需要更多的數據與光譜證據證明此吸附反應在熱力學角度上的意義。

### 3.2.4 近、遠場評估參數之敏感度分析與影響程度探討

當執行近、遠場評估參數之敏感度分析與影響程度探討時，其中近場概念模式為考慮廢棄物罐為垂直置放，而核種傳輸方向為廢棄物罐徑向方向；而遠場概念為考慮核種隨地下水流在裂隙介質中傳輸之水平平行板裂隙模式，以此進行外釋率之不確定性計算，及為不確定性計算結果進行量化說明。藉由機率分佈型態來表示，一般有三種方式可將機率分佈以圖形來表示計算之結果，(1) 機率密度函數(Probability Density Function, PDF)；(2) 累積機率函數(Cumulative Distribution Function, CDF)；及(3) 互補式累積分佈函數(Complementary Cumulative Distribution Function, CCDF)(張福麟，2005)。而對於核種外釋之機率式分析結果，以探討外釋率之尖峰值及其對應時間、或重要時刻之外釋率值較為常用。本文採用以CCDF來分析外釋率峰值之機率分佈情形，對四種特性核種之100組多重運跑外釋率曲線，擷取其近場及遠場時之外釋率峰值，繪製CCDF圖如圖 3-35。CCDF 的圖形表示在CCDF 曲線上一點(x, P)而言，P



代表著實際上大於  $x$  之機率值。經由機率式評估後，以核種總外釋率峰值進行不確定性及敏感度分析，由CCDF圖(圖 3-35)可看出總外釋率峰值之發生機率現象，在累積機率值為 1 時，近場外釋率峰值為 $1.047E+5$  (Bq/yr)，遠場則為 $6.227E+4$  (Bq/yr)；當累積機率值為 0.5 時，近場外釋率峰值為 $1.743E+5$  (Bq/yr)，遠場則為 $1.216E+5$  (Bq/yr)；當累積機率值為 0 時，近場外釋率峰值為 $3.897E+5$  (Bq/yr)，遠場則為 $3.546E+5$  (Bq/yr)，可發現對同一發生機率而言，近場外釋率峰值均比遠場大。

而以同一次運跑相對應之近場與遠場總外釋率峰值繪圖(圖 3-36)看出，散落點均位於假想參考線之下方，說明著由於遠場母岩發揮吸附效應，致使遠場總外釋率峰值較近場時有降低的現象。

近場總外釋率峰值數據經由階位轉換迴歸分析後，得下式之迴歸關係式：

$$\begin{aligned} \text{Rank(PeakRate)} = & 3.1959E+01 + 5.1106E-01 \times \text{Rank(DCBENT)} \\ & - 4.2350E-01 \times \text{Rank(RAKDBEN)} \\ & + 2.5466E-01 \times \text{Rank(SESOL)} \\ & + 1.7240E-01 \times \text{Rank(CMKDROCK)} \\ & - 1.6242E-01 \times \text{Rank(SRKDROCK)} \\ & + 1.5915E-01 \times \text{Rank(RASOL)} \\ & - 1.4423E-01 \times \text{Rank(CSKDROCK)} \end{aligned}$$

各參數變化值對近場釋出率之散亂圖(scatter plot；圖 3-37)，圖中每個小圖就是每個參數對外釋率峰值的散亂圖，小圖中的縱軸都為總外釋率峰值，而橫軸則為各個參數之數值，小圖上的標籤為參數代表符號，參數代號說明列於表 3-7。對於被挑選上的參數而言，圖 3-37之小圖以由左而右、由上而下之順序，代表與總外釋率峰值之影響程度的大至小，即左上角第一個參數對近場釋出率最敏感，然後往右遞減至最右端，再往下一列之最左側而依序遞減，圖上紅色曲線者就是被挑選上的參數，而紅色線就是迴歸線。

由此可知在所設定的迴歸分析條件下共有 7 個參數被選上，其優先順序由前往後依序為：DCBENT、RAKDBEN、SESOL、CMKDROCK、SRKDROCK、

RASOL、CSKDROCK。式中參數前的數字代表迴歸曲線的斜率，若為正，則表示該參數與外釋率峰值呈現正相關，反之則為負相關，數字越大，代表參數影響愈明顯。由於 DCBENT 參數(緩衝材料擴散係數)排在第 1 位，因此 DCBENT 是最需要優先釐清與縮小不確定性範圍的參數。分析結果顯示緩衝材料擴散係數(DCBENT)及 Ra 在緩衝材料之分配係數(RAKDBEN)與對近場核種釋出率最敏感。除了上述兩個最敏感參數外，後續五個影響參數分別為 Se 核種溶解度、Cm 及 Sr 核種在母岩之分配係數、Ra 核種溶解度、Cs 核種在母岩之分配係數。由分析結果可知，緩衝材料擴散係數對近場核種外釋率影響最為顯著，為降低評估結果的不確定性，須特別加強此參數試驗結果的精確性。

而遠場總外釋率峰值數據以階位轉換後經迴歸分析，可得迴歸關係式：

$$\begin{aligned} \text{Rank(PeakRate)} = & 2.4720\text{E}+01 + 5.7359\text{E}-01 \times \text{Rank(DARCYVEL)} \\ & + 3.3309\text{E}-01 \times \text{Rank(DCBENT)} \\ & - 3.1906\text{E}-01 \times \text{Rank(RAKDROCK)} \\ & + 2.0982\text{E}-01 \times \text{Rank(RASOL)} \\ & + 2.0262\text{E}-01 \times \text{Rank(TCSOL)} \\ & - 1.8438\text{E}-01 \times \text{Rank(RAKDBEN)} \\ & - 1.5973\text{E}-01 \times \text{Rank(THKDBEN)} \\ & - 1.4545\text{E}-01 \times \text{Rank(TCKDROCK)} \end{aligned}$$

由此可知在所設定的迴歸分析條件下共有 8 個參數被選上，其優先順序由前往後依序為：DARCYVEL、DCBENT、RAKDROCK、RASOL、TCSOL、RAKDBEN、THKDBEN、TCKDROCK。顯示影響遠場外釋率較明顯者有達西流速(DARCYVEL)、緩衝材擴散係數(DCBENT)、Ra 溶解度(RASOL)、Tc 溶解度(TCSOL)，以上呈正相關。Ra 於母岩之 Kd(RAKDROCK)、Ra 於緩衝材之 Kd(RAKDBEN)、Th 於緩衝材之 Kd(THKDBEN)、Tc 於母岩之 Kd(TCKDROCK)，以上呈負相關。表 3-8 分別列出影響近場及遠場核種總外釋率峰值之重要敏感參數。由此可知影響核種於遠場外釋最重要參數為達西流速

(DARCYVEL)，即水流於母岩中之傳導能力，故母岩滲透性質與導水能力，將是造成遠場核種外釋率的主因。

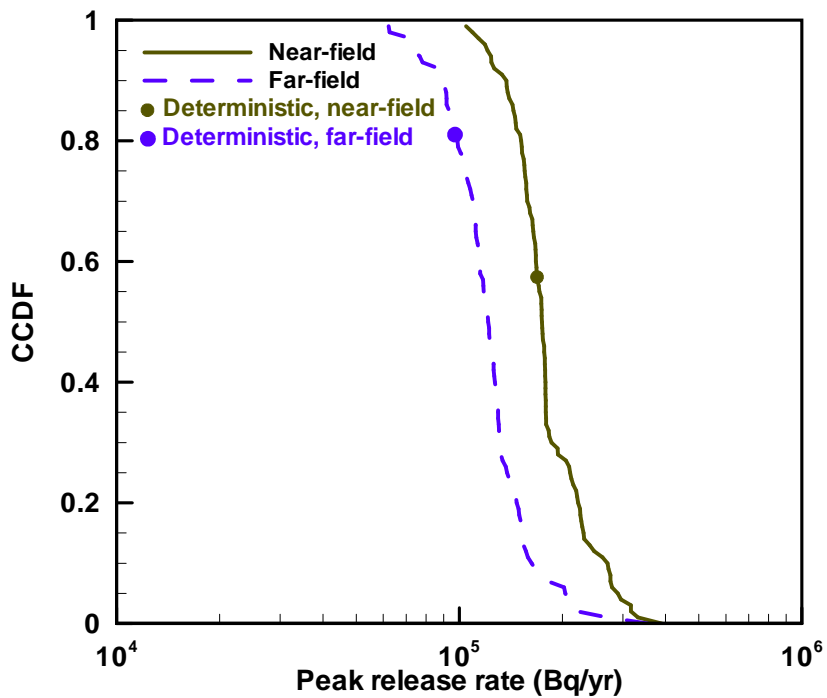


圖 3-35：近、遠場總外釋率峰值之CCDF圖

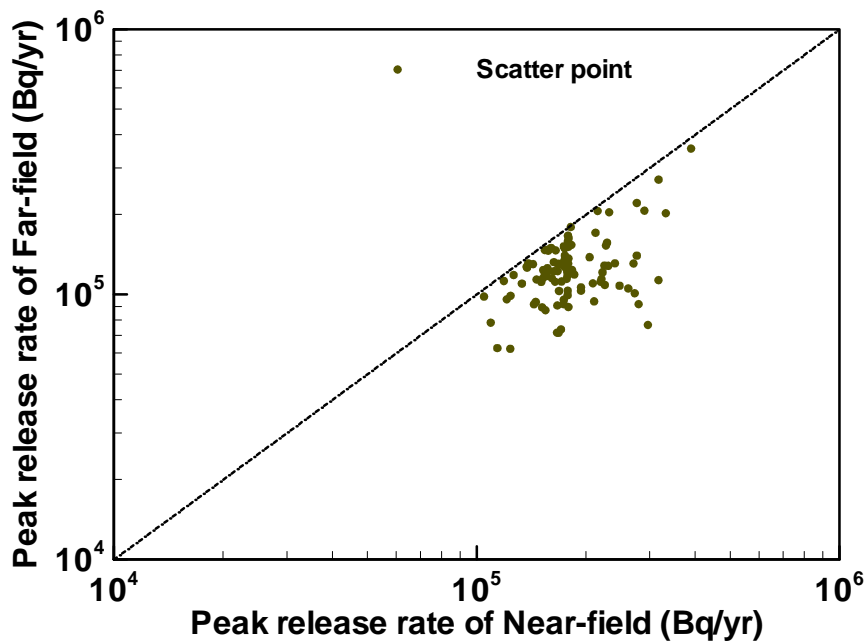


圖 3-36：近場與遠場之總外釋率峰值對應比較

表 3-7：評估參數代號

評估參數	代號	使用區域	註
裂隙內寬	APERTURE	近、遠場	
達西流速	DARCYVEL	近、遠場	
核種在膨潤土中之擴散係數	DCBENT	近場	
核種在母岩中之擴散係數	DCROCK	遠場	
膨潤土之密度	DENBENT	近場	
母岩之密度	DENROCK	近、遠場	
延散度	DISPERSITY	遠場	
膨潤土之孔隙率	POROBENT	近場	
EDZ之孔隙率	POROEDZ	近場	
母岩之孔隙率	POROROCK	近、遠場	
裂隙間距	SPACING	近、遠場	
評估參數	代號	使用區域	
核種溶解度	(Nuclide)-SOL	近場	*
核種在膨潤土中之分配係數	(Nuclide)-KDBEN	近場	*
核種在母岩中之分配係數	(Nuclide)-KDROCK	近、遠場	*

(\*與各別核種特性有關)

表 3-8：核種外釋機率式分析之重要評估參數

區域	正相關影響	負相關影響
近場	膨潤土之擴散係數 Se核種溶解度 Cm核種於母岩之分配係數 Ra核種溶解度	Ra核種於膨潤土之分配係數 Sr核種於母岩之分配係數 Cs核種於母岩之分配係數
遠場	母岩達西流速 膨潤土之擴散係數(N) Ra核種溶解度(N) Tc核種溶解度(N)	Ra核種於母岩之分配係數 Ra核種於膨潤土之分配係數(N) Th核種於膨潤土之分配係數(N) Tc核種於母岩之分配係數
備註：(N)標示為近場參數		

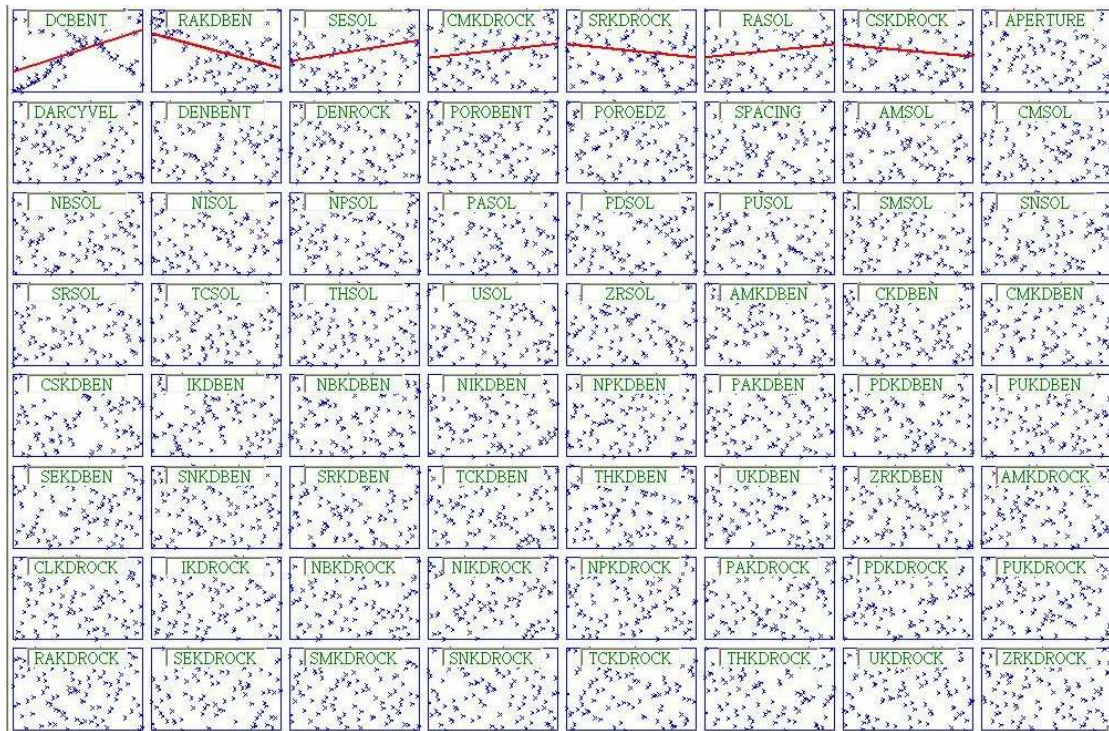


圖 3-37：近場核種外釋率敏感度分析之散亂圖

### 3.2.5 近場二維程式參數取樣及多重運跑技術建立

前述之近場一維逕向外釋模式(RT-NV模式)已可於全系統安全評估模式架構上正常執行機率式分析、敏感度及不確定分析等技術，為進一步探討並評估外釋概念模式對核種於近場環境外釋的影響，2005至2007年發展廢棄物罐垂直置放之軸向/徑向/坑道多途徑釋出(Zhou, 2004; Ju, 2006)，建立了考慮近場廢棄物罐垂直置放之軸徑向核種外釋之確定式評估分析能力。在考慮核種經由軸徑向外釋概念模型下，以評估近場的核種外釋，能更貼近核種於真實情況之工程障壁與近場母岩環境下的釋出行為。

ART-NV 模式 (Axial and Radial Transport Model for Radionuclide Near-field Release with Canister Vertical Emplacement)：廢棄物罐為垂直處置，考慮核種傳輸方向為沿著廢棄物罐軸向與徑向方向(如圖 3-38)，所採用之評估程式為INPAG-NV2(Zhou, 2004)。相較於RT-NV模式之使用參數，ART-NV模式則新增坑道回填材料特性(回填材料密度、及孔隙率等)及垂直分率等參數以進行水流與核種傳輸模擬。

為了建立ART-NV模式下核種外釋之機率式分析技術，本年度著重於開發新增參數之參數取樣及排列功能之副程式，並經檢核確認可納入全系統功能安全評估(TSPA)架構中，及順利執行近場二維傳輸之多重運跑及不確定性分析。

#### (1) 開發及檢核參數取樣功能

因二維軸/徑向評估程式較一維徑向評估程式增加軸向之傳輸途徑，故需增加視窗介面操作系統之參數陣列數量，納入坑道回填材料密度及孔隙率、與垂直分率等參數之取樣功能，並完成拉丁超立體及蒙地卡羅取樣鏈結與測試。首先針對九種分佈型態(均一、對數均一、常態、對數常態、三角型、對數三角型、Gamma、Beta、Weibull)，進行參數取樣副程式與函數數學式之檢核，以確認參數取樣副程式正確性。

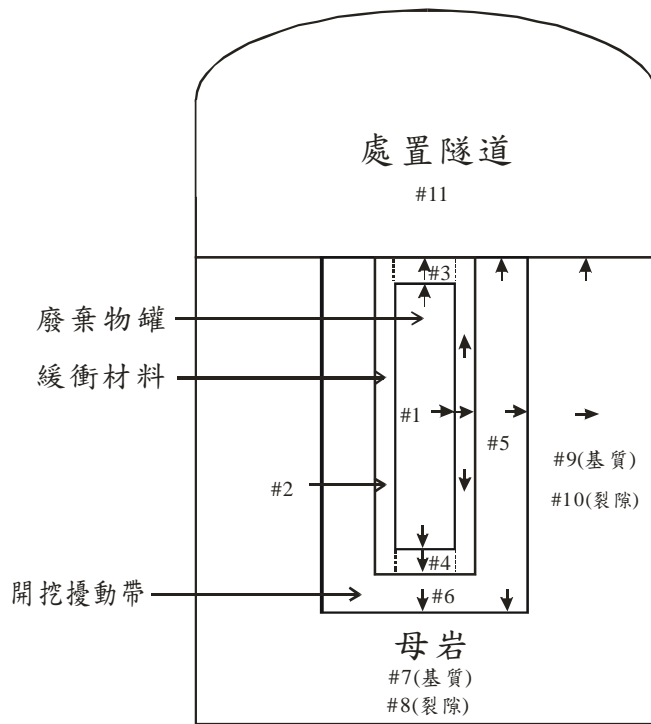
運用垂直分率參數進行拉丁超立體取樣100次，以較為常見之均一、對數均一、常態、對數常態、三角型、對數三角型分佈型態做為測試範例，並利用視窗操作介面系統之繪圖功能，以檢核確認取樣結果。圖 3-39~圖 3-44分別為均一、對數均一、常態、對數常態、三角型、對數三角型分佈

型態之取樣結果累積機率分佈曲線，由視窗介面操作系統之繪圖功能結果，可知取樣結果符合使用者之輸入條件。

## (2) 開發及檢核參數樣本群組排列功能

運用回填材料密度(參數代號：DENBF)、孔隙率(參數代號：POROTUNNEL)、及垂直分率(參數代號：DIVERSIONF)等新增參數，以拉丁超立體取樣法(Latin Hypercube Sampling, 簡稱 LHS)取樣100組樣本後進行樣本排列方式的測試。LHS之原始樣本群組為由小到大依序排列，需藉由不同排列方式以探討其對核種傳輸結果之不確定性。

以三種案例進行檢核與說明：第一種案例為垂直分率樣本群組進行隨機排列、第二種案例為以坑道回填材料之密度及孔隙率樣本群組進行特定相關排列(執行特定相關排列時須引用文獻資料或實驗數據來獲得其相關性係數，本處僅以假設相關性係數來檢核樣本群組排列結果)、第三種案例為以坑道回填材料之密度、孔隙率、及垂直分率樣本群組進行無相關排列。第一種案例對垂直分率(參數代號：DIVERSIONF)進行LHS取樣100樣本後，記錄其原始樣本，經隨機排列後記錄其排列後樣本，圖 3-45顯示其樣本散佈情形，橫座標為原始樣本，縱坐標為排列後樣本，由圖中散佈型式可看出其屬於隨機排列型態，而圖 3-46顯示為原始樣本群組與隨機排列後樣本群組之對應(擷取27組為例說明)，圖中第一欄為原始樣本群組，顯示經取樣後之樣本群組屬於由小至大的排列，圖中第二欄為隨機排列後樣本群組，其數據後之括號內數字為原始樣本群組由小至大之排序，以垂直分率值為0.1405為例說明，在原始取樣樣本群組由小至大之排序中，此0.1405值位於第15順位，但經隨機排列後，此0.1405值在新的樣本群組中之排序變為落於第26順位，前後對照可驗證其隨機排列之正確性。



#：區塊編號

圖 3-38：ART-NV模式之核種外釋途徑



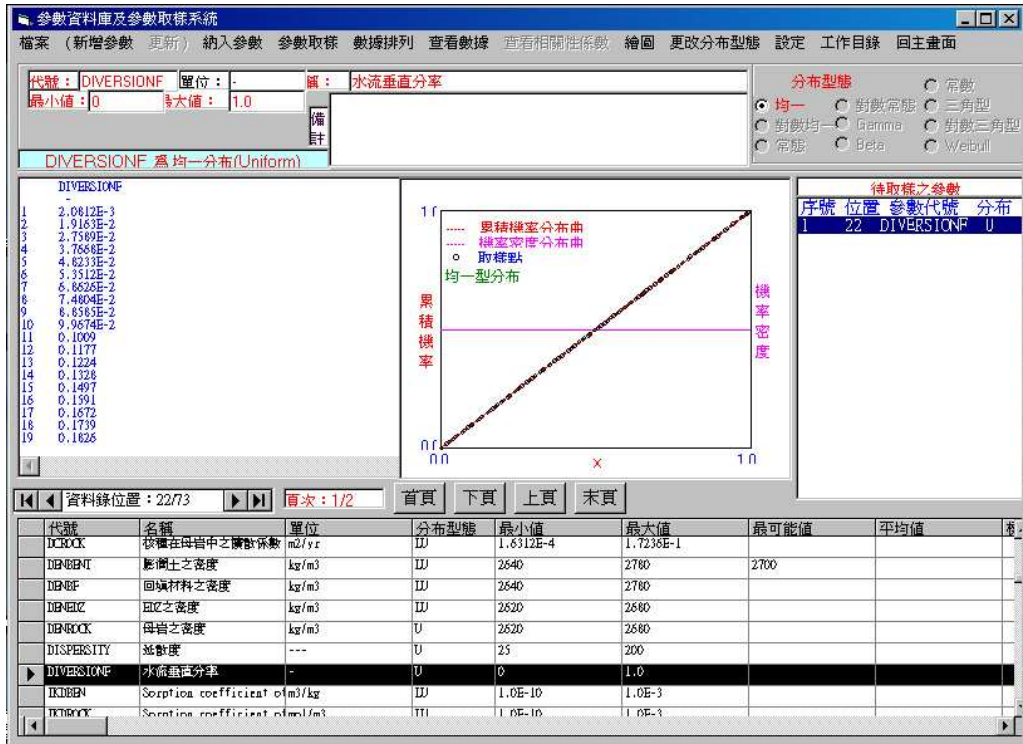


圖 3-39：均一分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果

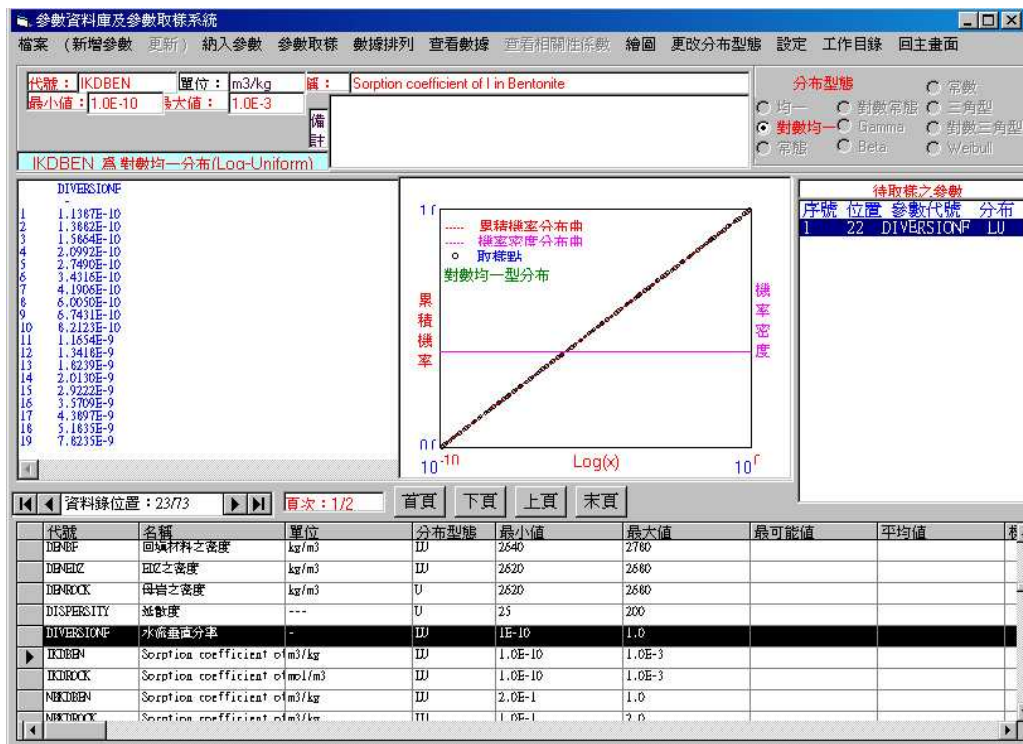


圖 3-40：對數均一分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果

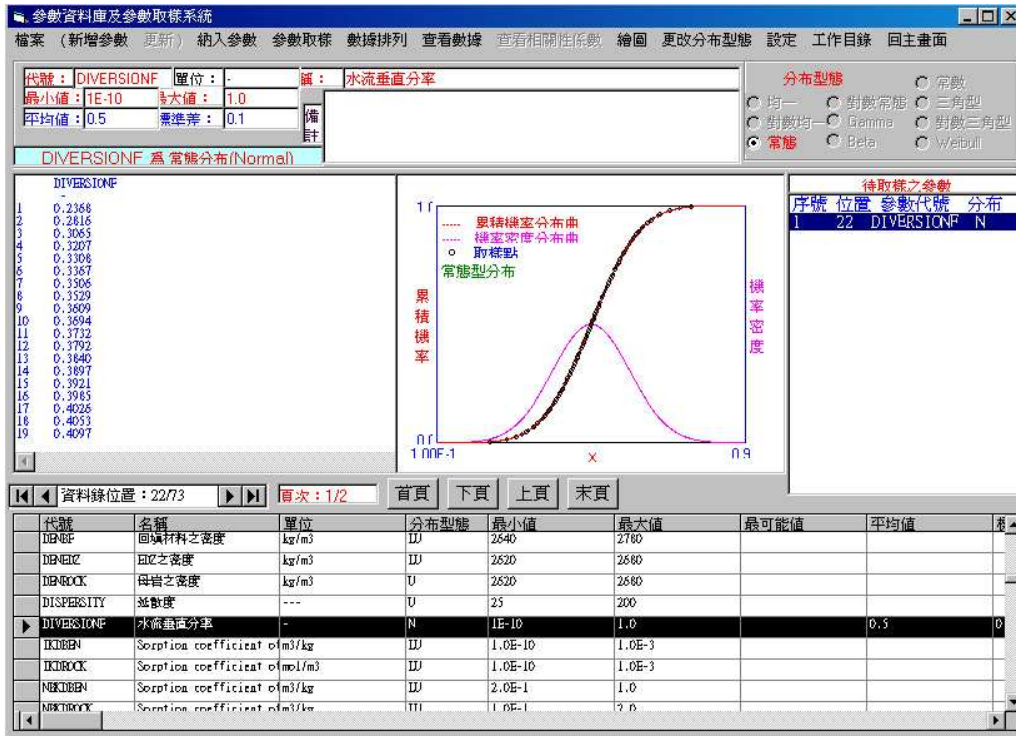


圖 3-41：常態分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果

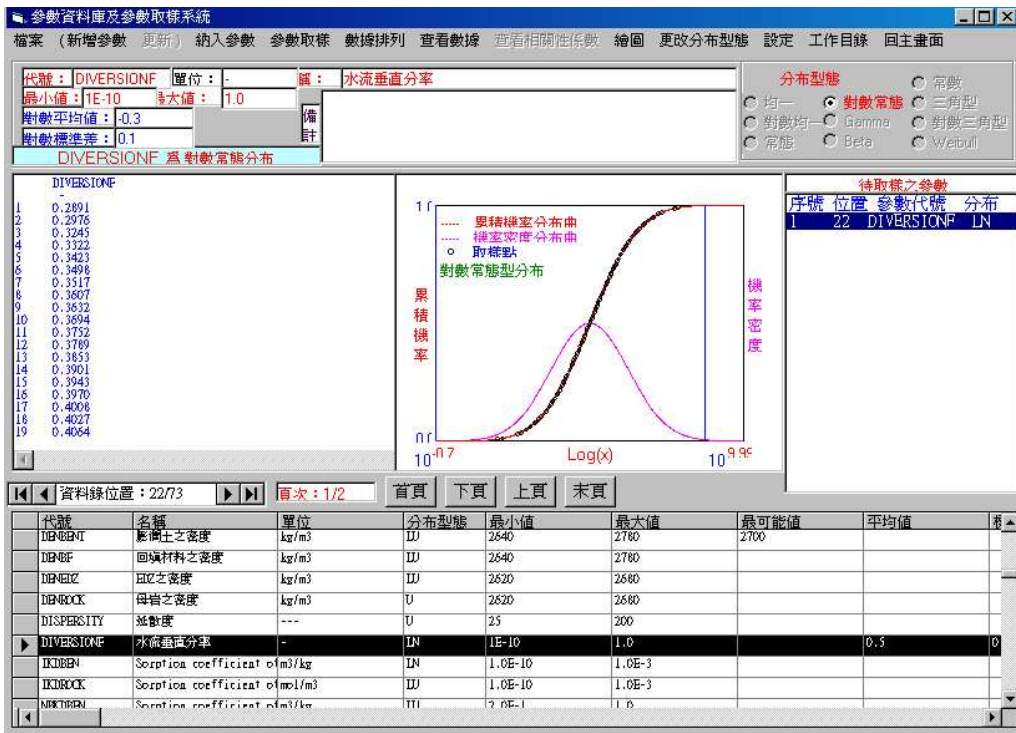


圖 3-42：對數常態分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果

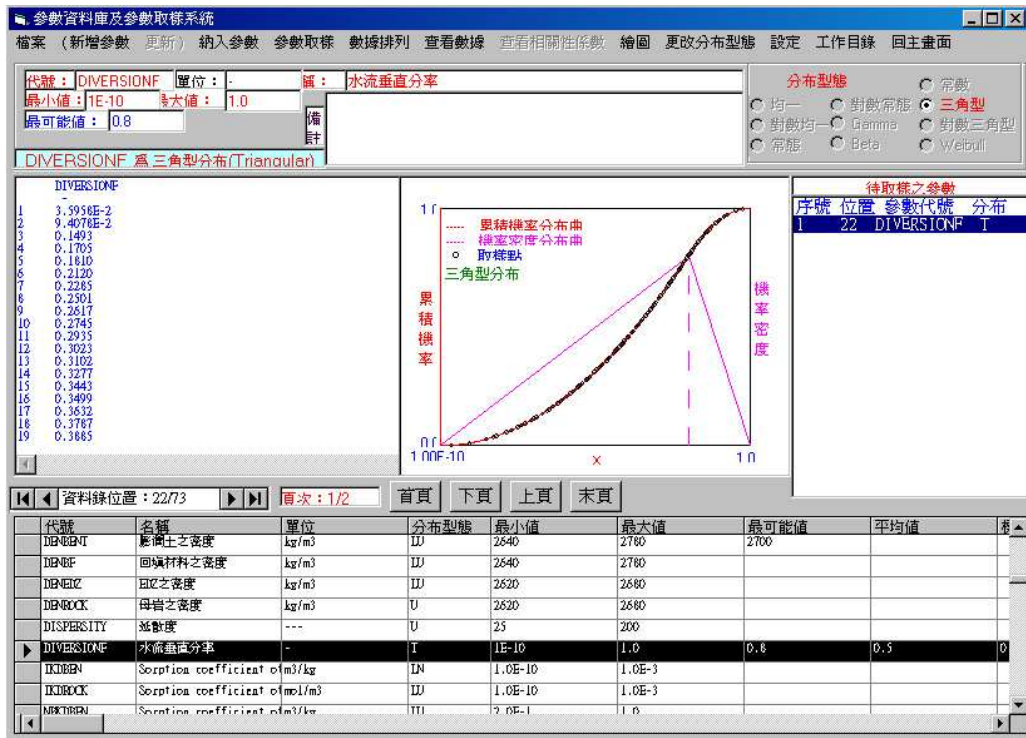


圖 3-43：三角型分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果

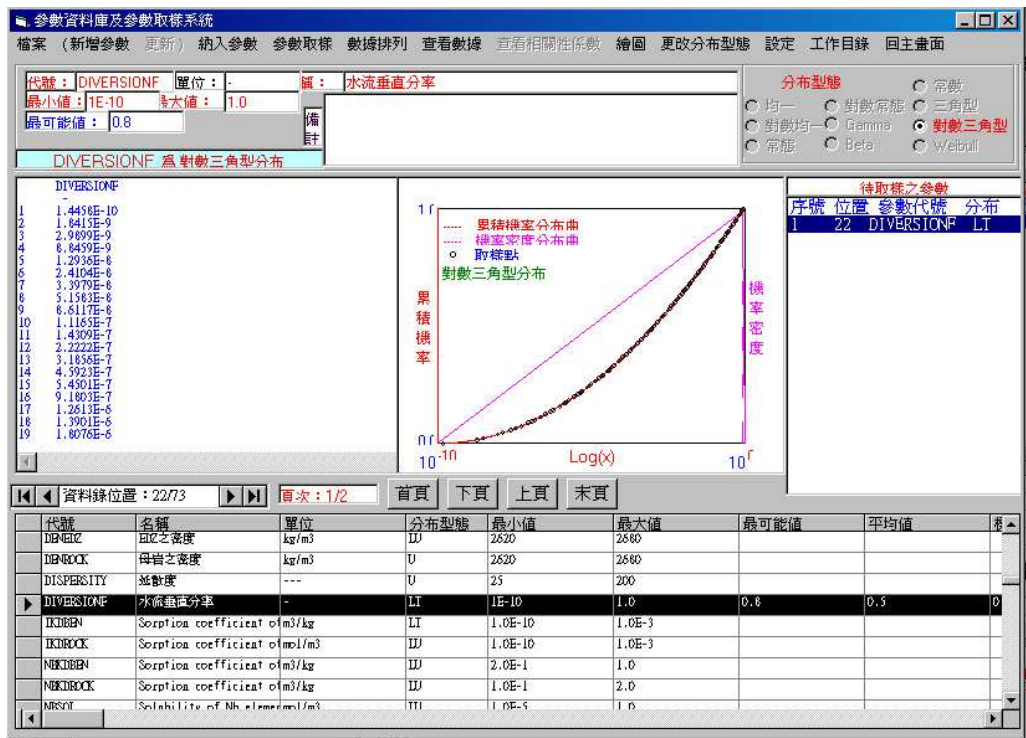


圖 3-44：對數三角型分佈型態之垂直分率參數數據取樣結果

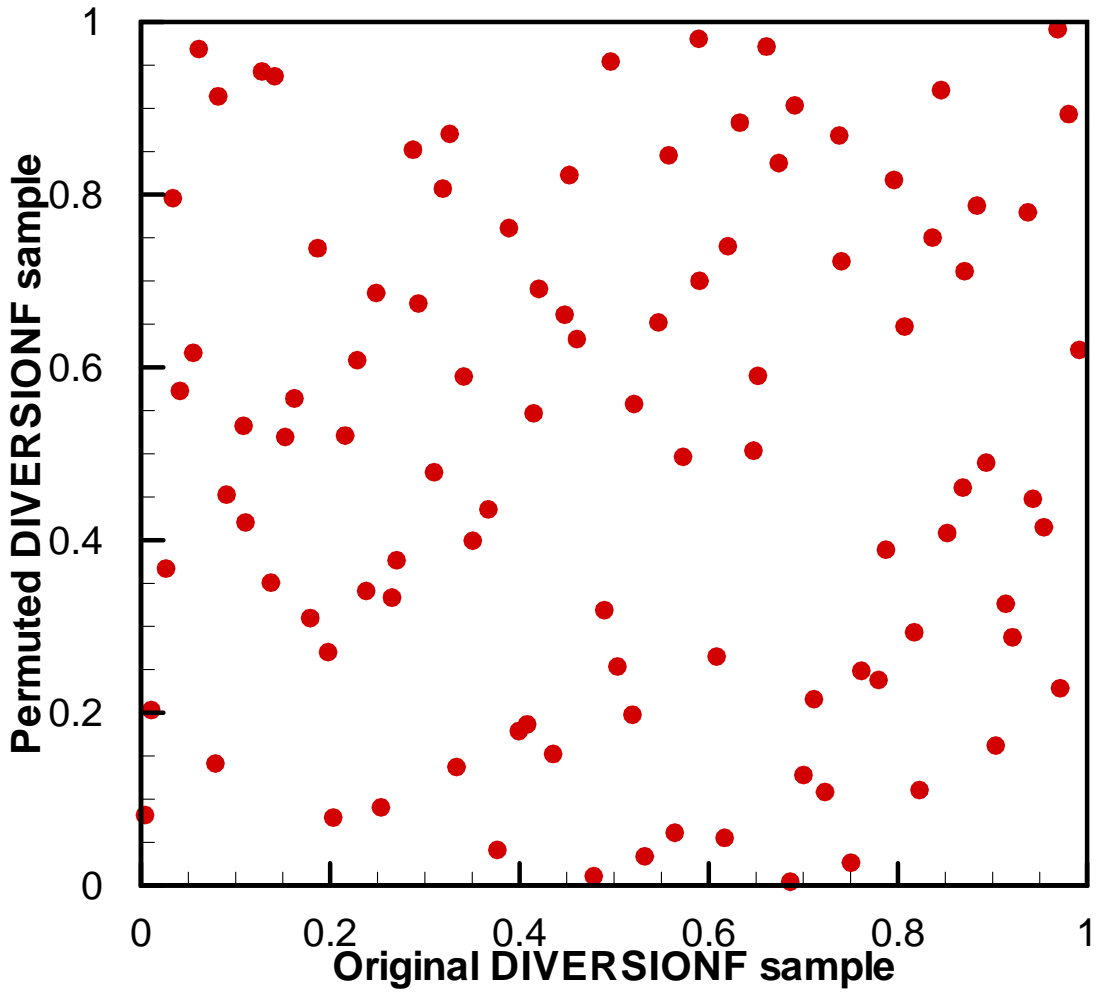


圖 3-45：隨機排列之樣本散佈圖

原始取樣樣本群組		經隨機排列後之樣本群組	
	DIVERSIONF		DIVERSIONF
	---		---
1	5.3887E-3	1	0.3708(38)
2	1.0668E-2	2	0.4055(41)
3	2.0666E-2	3	0.5872(59)
4	3.0035E-2	4	0.9293(93)
5	4.3210E-2	5	0.6196(62)
6	5.1716E-2	6	0.8966(90)
7	6.6479E-2	7	0.4886(49)
8	7.8226E-2	8	0.4973(50)
9	8.4255E-2	9	0.7725(78)
10	9.4228E-2	10	0.1612(17)
11	0.1045	11	0.4311(44)
12	0.1199	12	0.9497(95)
13	0.1240	13	0.2502(26)
14	0.1323	14	0.2122(22)
15	0.1405	15	0.1240(13)
16	0.1534	16	0.3107(32)
17	0.1612	17	0.8463(85)
18	0.1705	18	0.9535(96)
19	0.1890	19	2.0666E-2(3)
20	0.1910	20	0.9115(92)
21	0.2015	21	0.5554(56)
22	0.2122	22	0.6279(63)
23	0.2280	23	0.5680(57)
24	0.2341	24	0.8777(88)
25	0.2443	25	0.3999(40)
26	0.2502	26	0.1405(15)
27	0.2671	27	0.9785(98)

圖 3-46：原始樣本群組與隨機排列後樣本群組之對應(擷取27組為例說明)

第二種案例執行回填材料密度(參數代號：DENBF)及孔隙率(參數代號：POROTUNNEL)等兩樣本群組特定相關排列之驗證，須先設定兩樣本群組之相關性係數(圖 3-47)，依序設定相關性係數為1.0、0.5、-0.5、及-1.0等，其樣本散佈情形依序如圖 3-48~圖 3-51，由程式內部檢核排列後之相關性係數(數據群與數據階位)，分別有輸出如矩陣陣列型式，矩陣中正對角線為相同參數，其相關性係數均為1.0，而不同參數間之相關性係數列於參數對應之位置，當設定相關性係數為1.0時，程式計算出之樣本群組相關性以9.9990E-01(相當趨近於1.0)顯示；當設定相關性係數為0.5時，程式計算出之樣本群組相關性以4.8768E-01(趨近於0.5)顯示；當設定相關性係數為-0.5時，程式計算出之樣本群組相關性以-4.7761E-01(趨近於-0.5)顯示；當設定相關性係數為-1.0時，程式計算出之樣本群組相關性以-9.9989E-01(相當趨近於-1.0)顯示；可驗證其特定相關排列之正確性。

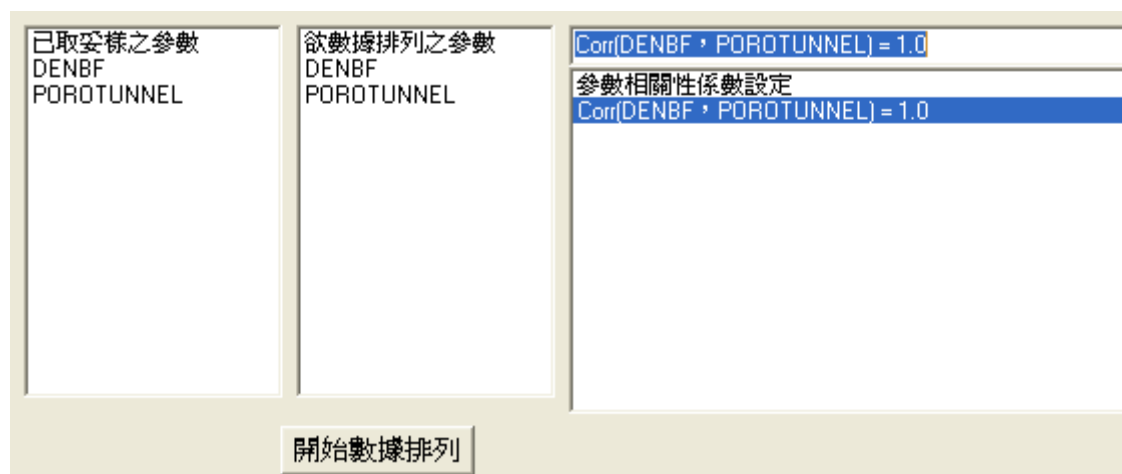


圖 3-47：相關性係數之設定畫面

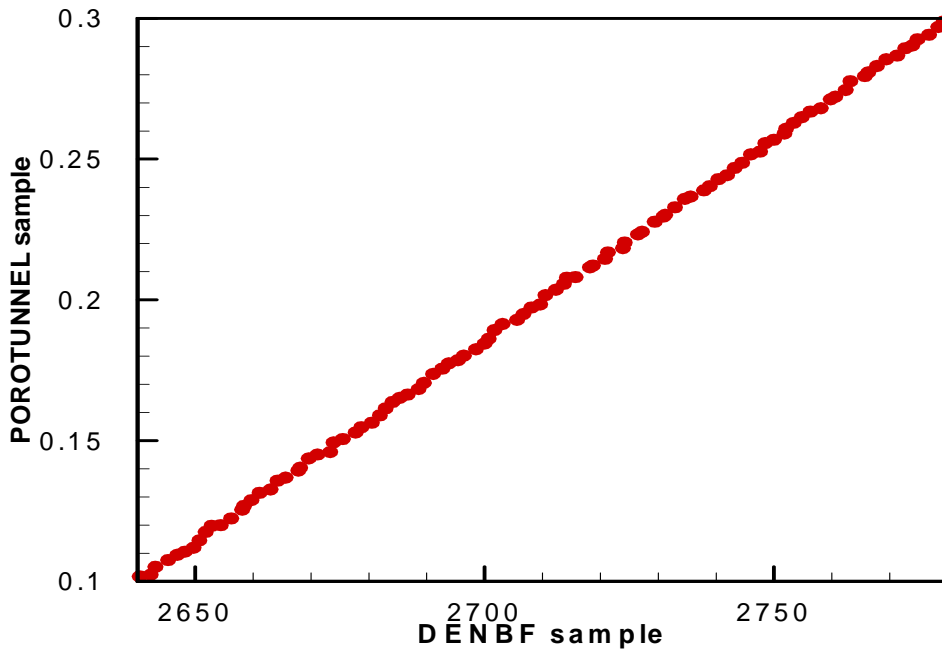


圖 3-48：特定相關排列之樣本散佈圖(相關性係數設定為1.0)

\*\*\*\*\* 特定相關排列 \*\*\*\*\*

\*\*\* 數據群之相關性係數 \*\*\*

	DENBF	POROTUNNEL
DENBF	1.00	9.9990E-01
POROTUNNEL	9.9990E-01	1.00

\*\*\* 數據階位之相關性係數 \*\*\*

	DENBF	POROTUNNEL
DENBF	1.00	1.00
POROTUNNEL	1.00	1.00

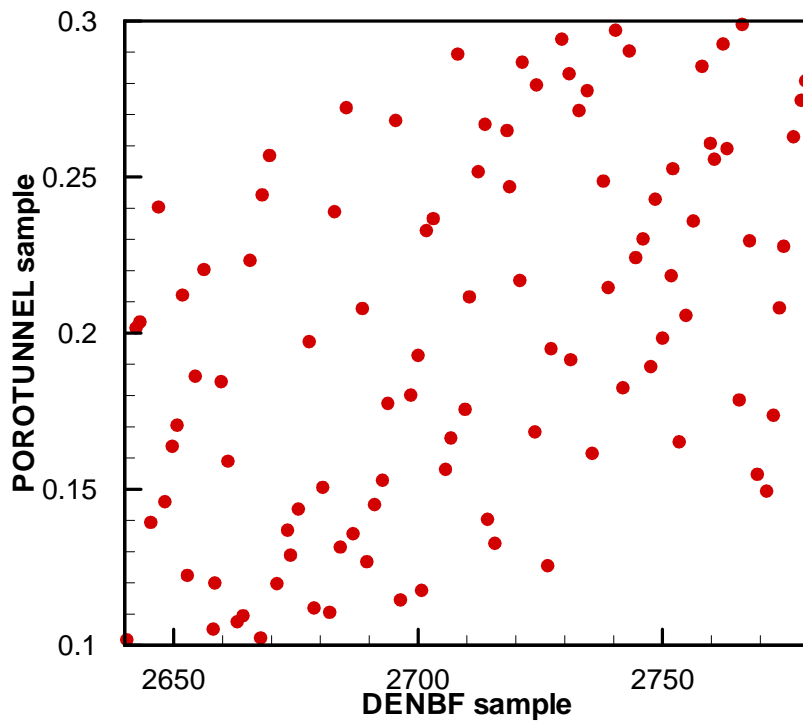


圖 3-49：特定相關排列之樣本散佈圖(相關性係數設定為0.5)

\*\*\*\*\* 特定相關排列 \*\*\*\*\*

\*\*\* 數據群之相關性係數 \*\*\*

	DENBF	POROTUNNEL
DENBF	1.00	4.8768E-01
POROTUNNEL	4.8768E-01	1.00

\*\*\* 數據階位之相關性係數 \*\*\*

	DENBF	POROTUNNEL
DENBF	1.00	4.8694E-01
POROTUNNEL	4.8694E-01	1.00



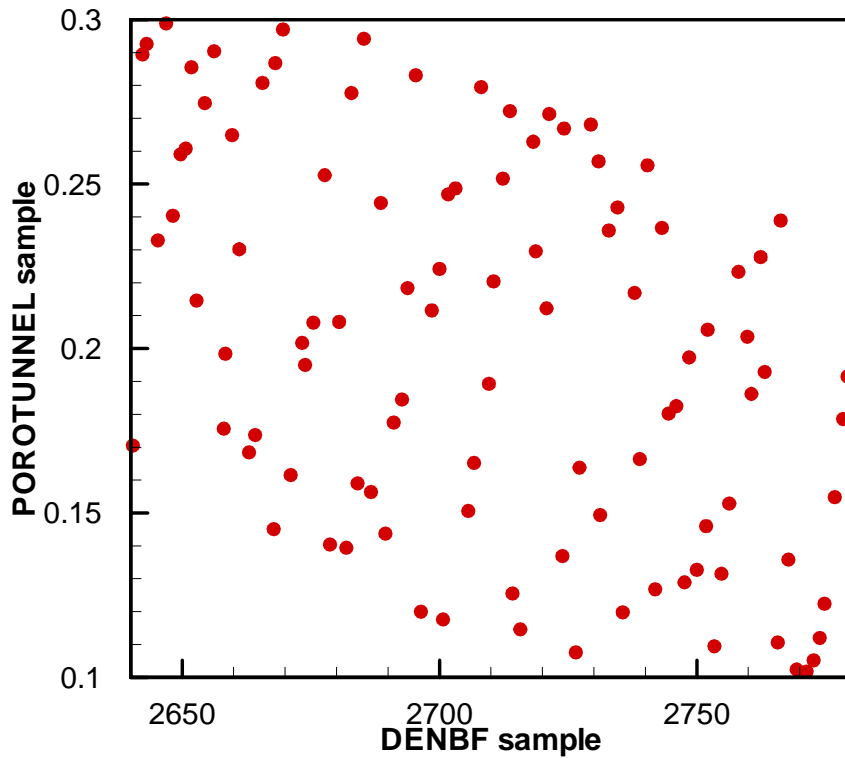


圖 3-50：特定相關排列之樣本散佈圖(相關性係數設定為-0.5)

\*\*\*\*\* 特定相關排列 \*\*\*\*\*

\*\*\* 數據群之相關性係數 \*\*\*

	DENBF	POROTUNNEL
DENBF	1.00	-4.7536E-01
POROTUNNEL	-4.7536E-01	1.00

\*\*\* 數據階位之相關性係數 \*\*\*

	DENBF	POROTUNNEL
DENBF	1.00	-4.7761E-01
POROTUNNEL	-4.7761E-01	1.00

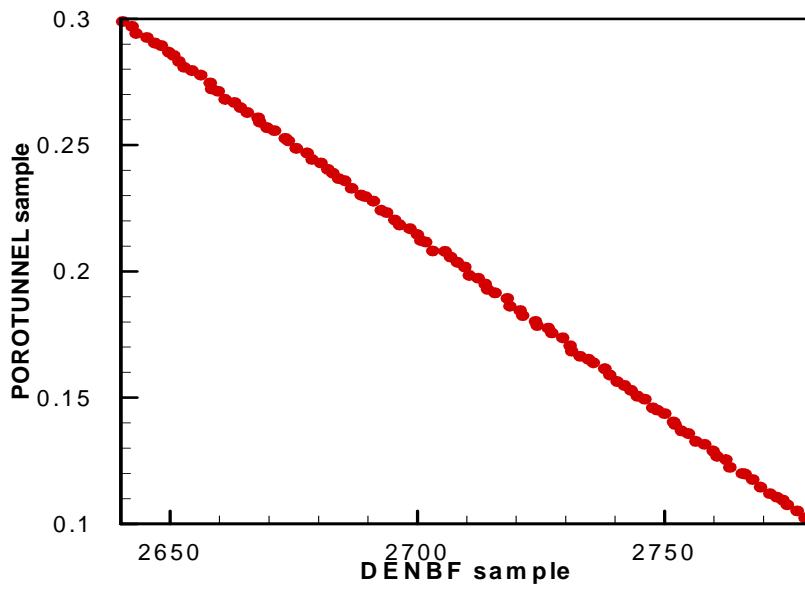


圖 3-51：特定相關排列之樣本散佈圖 (相關性係數設定為-1.0)

\*\*\*\*\* 特定相關排列 \*\*\*\*\*

\*\*\* 數據群之相關性係數 \*\*\*

	DENBF	POROTUNNEL
DENBF	1.00	-9.9989E-01
POROTUNNEL	-9.9989E-01	1.00

\*\*\* 數據階位之相關性係數 \*\*\*

	DENBF	POROTUNNEL
DENBF	1.00	-1
POROTUNNEL	-1	1.00

第三種案例執行回填材料密度(參數代號：DENBF)、孔隙率(參數代號：POROTUNNEL)、及垂直分率(參數代號：DIVERSIONF)等三樣本群組無相關排列之驗證，其樣本散佈情形如圖 3-52，檢視其程式計算之相關性係數矩陣，三樣本間對應之相關性係數均為散亂，有正有負，且其值均為趨近於0，顯示其樣本群組間相關性極微，由其樣本散佈特性可驗證無相關排列之正確性。

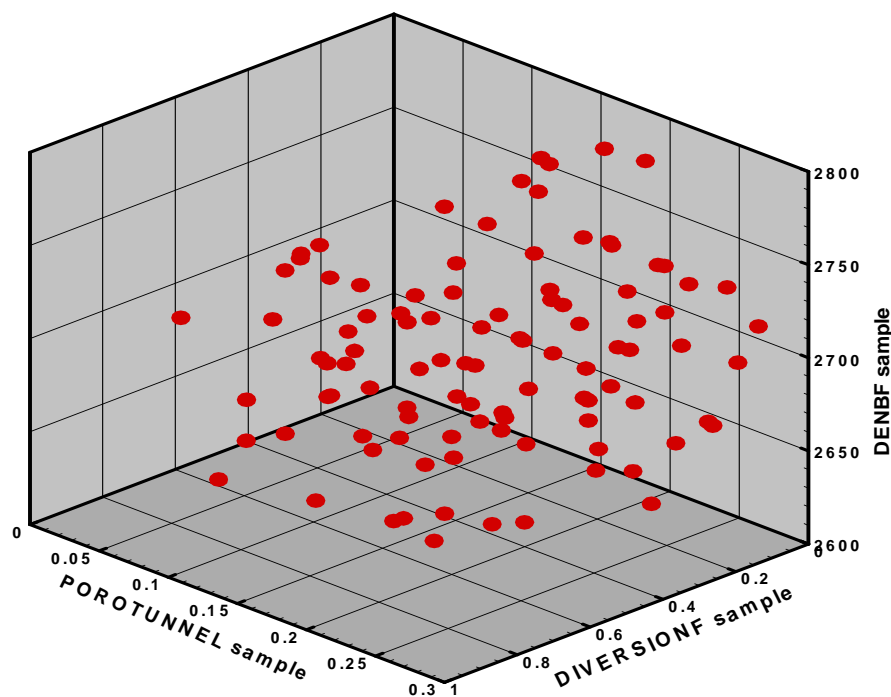


圖 3-52：無相關排列之樣本散佈圖

\*\*\*\*\* 無相關排列 \*\*\*\*\*

\*\*\* 數據群之相關性係數 \*\*\*

	DENBF	POROTUNNEL	DIVERSIONF
DENBF	1.00	-3.9041E-03	1.0999E-03
POROTUNNEL	-3.9041E-03	1.00	-1.3257E-02
DIVERSIONF	1.0999E-03	-1.3257E-02	1.00

\*\*\* 數據階位之相關性係數 \*\*\*

	DENBF	POROTUNNEL	DIVERSIONF
DENBF	1.00	-3.2043E-03	1.2721E-03
POROTUNNEL	-3.2043E-03	1.00	-1.2637E-02
DIVERSIONF	1.2721E-03	-1.2637E-02	1.00

(3) 建立近場二維評估模式參數樣本群組輸入檔之連結功能，以提供使用者進行參數數據輸出入之檢核

對於近場二維評估程式新增回填材料密度(參數代號：DENBF)、孔隙率(參數代號：POROTUNNEL)、及垂直分率(參數代號：DIVERSIONF)參數，須執行連結功能程式之新增與修正，以確認樣本群組與程式參數之連結，圖 3-53 為程式執行連結功能之畫面，畫面左邊欄位為參數樣本群組，右邊欄位為程式內可執行多重運跑的參數列表，中間欄位即為執行連結程式後之情況，意指此三個樣本群組已置入相關程式參數之位置，確認此三項新增參數可正確執行連結程式，以備進行後續多重運跑功能。

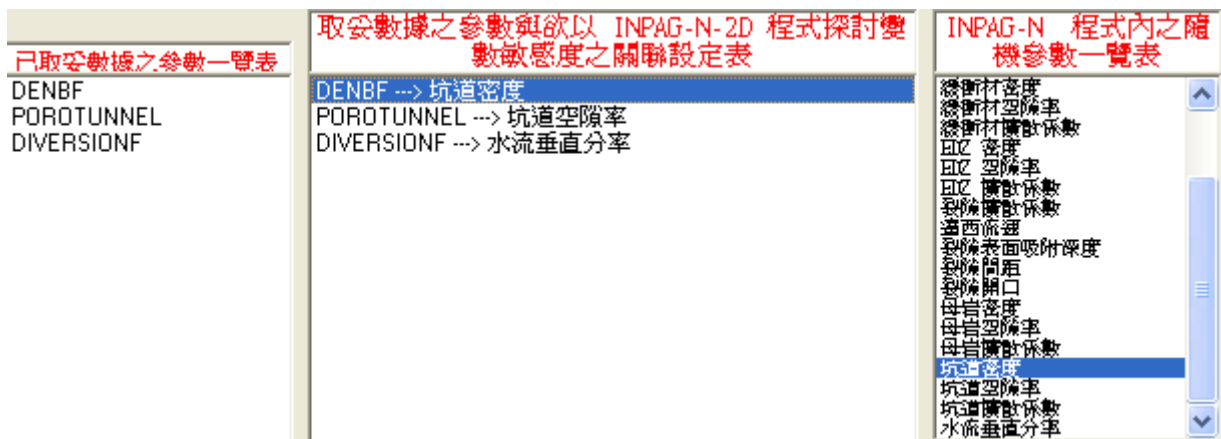


圖 3-53：樣本群組與程式參數之連結畫面

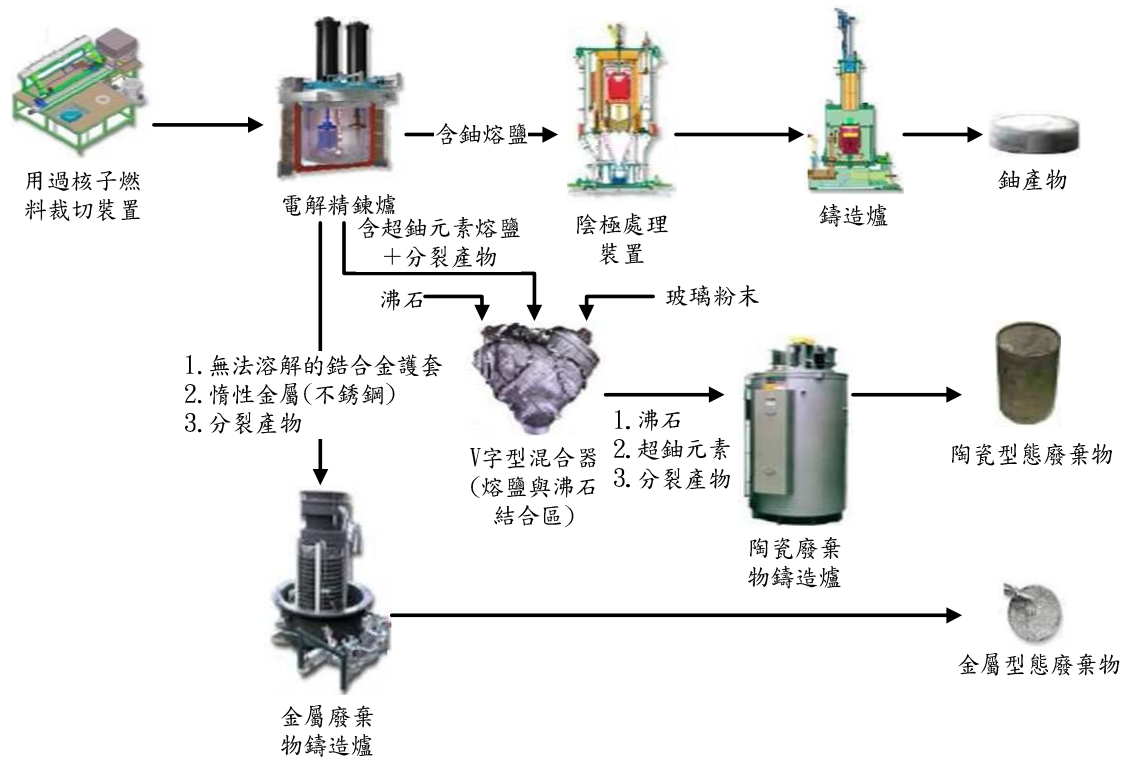
### 3.2.6 用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物源項特性分析

#### 3.2.6.1 國際間再處理方法研究

本分項研究主要目的在於了解國際間用過核子燃料再處理方法，如法國、英國與日本使用的PUREX方法，美國發展中之UREX及UREX+系列再處理方法，以及熱化學(Pyrochemical/Pyroprocessing)再處理程序。前述PUREX、UREX及UREX+系列再處理方法已於97年度成果報告呈現。上述熱化學再處理程序英文開頭「Pyro-」字義為「高溫、高熱」之意，因熱處理(Pyro-processing)方法絕大部分均超過室溫(約在500°C以上)，並採用來自電化學等分離動力進行處理，故國際上亦泛稱熱化學(Pyro-chemical)再處理方法。

熱化學再處理程序概念(Mcpheters et al., 1997)可分成下列六個步驟：(1) 拆除SNF設備及鋁合金護套；(2)用適當的還原性氧化態金屬在熔鹽中將氧化態燃料還原成金屬型態；(3)利用電解精鍊法(Electrometallurgical Technology/EMT)在熔鹽中再產生還原性氧化態金屬以減少廢棄物量；(4)從鈾元素中分離出其他超鈾元素；(5)純化鈾；(6)固化超鈾元素廢棄物，以利快滋生反應器循環再利用。

其根據不同的處理方式大致區分成以下兩種方法：(1)鹽運法(Salt-Transport Process)－以鈣金屬元素當還原劑，熔鹽為氯化鈣、鎂與銅混合物，還原反應溫度800°C；(2)鋰元素法(Lithium Process)－以鋰金屬元素當還原劑，熔鹽為氯化鋰(還原反應溫度650°C)或其與氯化鉀(還原反應溫度500°C)的混合物為熔鹽。目前ANL已具備以熱化學程序再處理該國實驗性快滋生反應器二號機(Experimental Breeder Reactor No.2/EBR-II)燃料與硬體設施之經驗，其再處理程序如圖 3-54所示(Sackett, 2006)。其廢棄物型態分為陶瓷型態廢棄物(Ceramic Waste Form/CWF)及金屬型態廢棄物(Metallic Waste Form/MWF)兩大類。其中陶瓷型態廢棄物以沸石(zeolite 4A)與玻璃材料為基質，煅燒包裹超鈾元素及分裂產物，而金屬型態廢棄物則以不銹鋼與鋁金屬(通常為15wt%組成)同為基質(SS-15Zr)煅燒包裹分裂產物。



(重繪自 Sackett, 2006)

圖 3-54：熱化學程序再處理示意圖

美國目前已針對YMP分別以PUREX、UREX+與Pyrochemical等再處理方法進行優、缺點與差異評比(表 3-9；USDOE，2003b)。其評估結果顯示PUREX相較於直接處置雖擁有豐富的商業運轉經驗與一定程度經濟效益的優點，但仍無法防止核武擴散風險與大量的液態廢棄物之缺點。而UREX+與Pyrochemical再處理方法則分別擁有良好的經濟效益，唯純粹以Pyrochemical為再處理程序時，無法分離熱負載主要核種(鈾與鋇)。

因此未來我國如考慮以各式再處理程序處理SNF為未來能源政策參考選項之一時，三類不同之再處理方法程序於技術面上均具技術與經濟可行性，但屆時仍有須相對應的國際合作政策配套而行。

表 3-9：PUREX、UREX+與Pyrochemical等再處理方法之優、缺點與差異比較

美國YMP 評估案例	Once-Through 一次性直接處置 (基準案例)	PUREX	UREX+	PYROX (All Pyrochemical)
高放射性 廢棄物	2,000 Mt 用過核子燃料	490 Mt 玻璃固化體 1,890 Mt 含鎔的鈾	232 Mt玻璃固化體	490 Mt陶瓷型態廢 棄物
低放射性 廢棄物	0 Mt	350 Mt 低放射性廢 棄物 660 Mt 燃料護套	1,892 Mt 鈾(暫存) 660 Mt 燃料護套	1,720 Mt 鈾(暫存) 660 Mt 燃料護套
目前現況	即將取得運轉執 照階段(YMP)	商業運轉中	Lab Scale 示範階段	Engineering Scale示 範階段
優點	不需要發展任何 新技術	廣泛的商業運轉 經驗及驗證程序	1.不會分離純鈾 2.幾乎無廢液產生 3.固態廢棄物熱負 載相當小	不分離個別的超鈾 元素，未來當廢棄物 處置或直接供給給 新式反應爐燃料使 用
缺點	直接且大量的高 放射性廢棄物	1.可分離純鈾 2.大量的液態廢棄物	相較於PUREX需 求較小但相當複 雜的再處理設備	PYRO不能分離熱負 載主要核種鈾與鈾

### 3.2.6.2 HLW特性研究

由於SNF經由再處理程序後，會產生許多HLW廢液(如萃餘液所含的各式分裂產物)，故必須將其固化以防止核種遷移。因此HLW固化最主要的目的是將放射性核種結合到穩定且惰性的基材結構中，使其能中長期貯存或進行處置。

PUREX再處理方法為主要再處理國家(美國、法國、日本及英國等)廣泛應用且已商業運轉多年，故其所產生HLW之物理、化學特性探討最為完整(IAEA, 1979; IAEA, 1981; IAEA, 1985; Zyryanov等, 1996; 羅上庚, 2007)。UREX+再處理方法系列歷經UREX+、UREX+2、UREX+1a與UREX+3等不同再處理程序的持續改進，以及目前因仍處於大型實驗室尺度試驗階段且其七大類廢棄物產物型態仍在概念研析階段，故其廢棄物特性文獻收集最為困難且缺乏(USDOE, 2008)。熱化學再處理方法之廢棄物特性則可由美國ANL以此程序再處理該國實驗性快滋生反應器二號機組(Experimental Breeder Reactor No.2/EBR-II)經驗可得(Mcpheters et al., 1997; NRC, 1997; USDOE, 2005a; USDOE, 2005b; USDOE, 2008)。

HLW常見的固化方法可分成下列兩種：

#### (1) 煅燒法

美國曾在艾達華化學處理廠(Idaho Chemical Processing Plant/ICPP)採用煅燒法來處理高放射性廢液。其使用流體化床煅燒或噴霧煅燒於300°C~500°C條件下，將高放射性廢液轉化成粉狀氧化物。雖然煅燒工法擁有簡單且成本低之優點，唯其產品為固態粉狀物且放射性核種之滲濾率極高，故擁有無法直接進行處置之缺點。

#### (2) 玻璃固化法

目前玻璃固化法為最常見的高放射性廢液固化方法。玻璃基材是化學性質不活潑的物質，在高溫狀態下有液態性質，能溶解很多氧化物，使得高放射性廢液的核種包容固定於玻璃網路結構中。一般而言玻璃固化體可包容的核種氧化物範圍約在15%wt~30%wt(重量百分率)。適合固化高放射性廢液的玻璃大致上可分成兩大類：硼矽酸鹽玻璃與磷酸鹽玻璃。硼矽酸鹽玻璃主要是以二氧化矽及氧化硼為主要成分。磷酸鹽玻璃的主要成分則為五



氧化二磷，它以正磷酸根四面體相互連接構成網路結構。其中硼矽酸玻璃接納硫、鉬、鉻的量有限，會分離出第二相(所謂的黃相)。而磷酸鹽玻璃熔製溫度較低(約1000°C)，可接納較多的硫、鉬、鉻。但高溫時磷酸鹽玻璃的腐蝕性大，熱穩定性差，容易析晶，核種滲濾率亦高。而硼矽酸鹽玻璃的熔鑄溫度約在1100°C~1200°C。提高熔鑄溫度，玻璃固化體穩定性提高，但揮發組成損失增加，廢氣處理要求提高，同時對爐體腐蝕加大，所以通常熔鑄溫度均控制在1200°C範圍內。

目前國際間常見的玻璃固化程序與工法大致上可分成下列幾種方法(表3-10)：

(1) 罐式法：

罐式法(pot process)的方法是將高放射性廢液與玻璃形成劑批次加入到鉻鎳鐵合金所製的金屬熔爐中，並由中頻加熱器分段加熱與控制溫度。廢液在熔爐蒸發、乾燥、煅燒、熔融與澄清，最後由爐體底部出料。此玻璃固化法的優點為工法簡單、投資少；缺點為生產量小、熔爐壽命短，約30批次要更換一個爐體罐。

(2) 煅燒-感應熔融兩步法

煅燒-感應熔融(calcinations-induction melting)兩步法第一步是將高放射性廢液加入到回轉煅燒爐中，並進行蒸發、乾燥與煅燒。第二步則將第一步所得煅燒物與玻璃形成劑分別加入中頻加熱的金屬熔爐裡進行熔融與澄清，最後由爐體底部出料。煅燒-感應熔融兩步法的優點為連續生產、處理能力大；缺點為工法複雜，熔爐壽命短，生產約1000~6000小時就要更換熔爐。

法國於1978年建立第一套兩步法裝置AVM(Atelier de Vitrification de Marcoule/Marcoule Vitrification Facility)處理UP-1後處理廠產生的高放射性廢液，處理能力40L/hr。1978至1999年間共產生11400罐玻璃固化體。目前法國在拉阿格(La Hague)分別有建立於1989年AVH-R7(處理UP-2再處理廠所產生的HLW)玻璃固化工廠，其處理能力為100L/hr，以及1992年開始營運的AVH-T7(處理UP-3再處理廠所產生的HLW)玻璃固化工廠，其處理

能力為100L/hr。英國則於1991年引進法國煅燒-感應熔融技術在薩拉費爾德(Sellafield)為文斯蓋(Windscale)後處理廠建立一座WVP(Windscale Vitrification Plant)玻璃固化工廠。

### (3) 焦耳加熱陶瓷熔爐法

焦耳加熱陶瓷熔爐法(Joule-heated Ceramic Melter/JCM)也稱電熔爐法或液體進料陶瓷熔爐(Liquid Feed Ceramic Melter/LFCM)。其原理是在爐中不同位置裝置上加熱用途的對電極，材料為可抗氧化耐腐蝕的鈿或鐵鉻鎳合金-690(Incoel-690)。爐體內部為耐火陶瓷材料，外層為不銹鋼殼體。熔池溫度達到1150°C~1200°C。連續加料(高放廢液與玻璃形成劑)且在爐體同時完成蒸發、乾燥、煅燒、熔融與澄清。其熔池表面大部分為煅燒物所覆蓋(俗稱冷帽)以降低排氣溫度、減少夾帶與蒸發損失。此技術為美國太平洋西北國家實驗室(Pacific Northwest National Laboratory, PNNL)所研發，且電熔爐法目前為國際上最廣泛使用的玻璃固化技術。此法的優點為處理量大、工法較簡單、爐體壽命長(可達5年)。但缺點為爐體體積大，除役較麻煩。日本1994年於東海村玻璃固化工廠TVF(Tokai Vitrification Facility)亦建立此玻璃固化技術，處理能力為40L/hr。

美國1996年在薩凡那河場址(Savannah River Site, SRS)建立DWPF(Defense Waste Processing Facility)玻璃固化工廠，處理能力為225L/hr。而西谷示範工廠WVDP(West Valley Demonstration Plant)電熔爐玻璃固化工廠，處理能力為150L/hr。

### (4) 冷乾坩熔爐法

冷乾坩熔爐法(Cold Crucible Melter/CCM)採用高頻加熱(105~106Hz)感應加熱，爐體外壁為水冷套管與感應圈而不用耐火材料與電極加熱。由於水冷套管連續流過冷卻水，在進冷卻套管溫度低(<200°C)的區域會形成一層3~4cm厚的固態玻璃殼(俗稱冷壁)，故稱之為冷坩埚。由於熔融的玻璃包容在冷壁之內，所以大大減少對熔爐的腐蝕作用。冷乾坩熔爐法的優點為腐蝕性小、熔爐壽命長、爐溫可到1600°C，除高放射性廢液外亦可處理廢金屬、燃料包殼，且除役容易，除役廢棄物少。其缺點為熱效率低、耗能大(比陶瓷電熔爐多耗50%電)、多以煅燒物進料，無液體進料之經驗。

目前法國於拉阿格在AVH-R7(處理UP-2再處理廠所產生的HLW)玻璃固化工廠亦規劃建立冷坩堝生產線。

表 3-10：國際間常見的玻璃固化程序與玻璃固化裝置性能比較

項目	罐式法	鍛燒-感應熔爐法	焦耳加熱 陶瓷熔爐法	冷坩鍋法
進料	一步法	二步法	一步法	一步法 (或二步法)
加熱方式	中頻分段感應加熱	鍛燒與中頻感應加熱	電極加熱	高頻感應加熱
處理能力	小	可大可小	可大可小	較小
熔爐溫度	約1100°C	熔爐1100~1200°C	1100~1200°C	可達1600°C甚 至更高
熔爐壽命	短	鍛燒爐可達2年， 熔爐罐平均5000h	約5年	20年或更長
熱效率	高	較高	高	低
除役廢棄物	少	較多	較多	較少

在玻璃固化體配方與特性部分，玻璃固化體廢棄物最主要的功能是能夠長期包容和隔離HLW，且應擁有良好的滲濾率、機械穩定性、熱穩定性和輻照穩定性。由於固化體受地下水浸泡後，放射性核種會被浸出，並經由地下水輸運進入生物圈是最有可能的途徑，所以滲濾率是玻璃固化體第一重要特性。其他重要特性依次是機械穩定性、熱穩定性和輻照穩定性。

關於玻璃的結構有許多學說，如網路學說、凝膠學說、五角形對稱學說、高分子學說等。根據網路學說，玻璃是矽氧四面體的三維網路結構物。但是其排列是無序的，缺乏對稱性和週期性。因此所謂的玻璃固化是將放射性核種包容固定在玻璃的三維網路結構中，使得核種滲濾率相當低。

硼矽酸鹽玻璃固化體的廢棄物氧化物包容量約為15%wt~30%wt(重量百分率)，其餘70%wt~85%wt為基礎玻璃(玻璃形成劑)。又基礎玻璃氧化物可分為三大類：

(1) 網路生成體(又稱玻璃形成劑，formers)氧化物

如 $\text{SiO}_2$ ， $\text{B}_2\text{O}_3$ ， $\text{P}_2\text{O}_5$  等，能形成各自特有的網路體系，單獨生成玻璃。

(2) 網路外體(又稱玻璃修飾劑，modifiers)氧化物

如 $\text{Li}_2\text{O}$ ， $\text{Na}_2\text{O}$ ， $\text{CaO}$ ， $\text{ZrO}_2$  等，不能單獨生成玻璃，不參加網路，一般處於網路之外。

(3) 中間體(又稱玻璃中間劑，intermediates)氧化物

如 $\text{Al}_2\text{O}_3$ ， $\text{MgO}$ ， $\text{ZnO}$ ， $\text{TiO}_2$  等，一般不能單獨生成玻璃，其作用介於網路生成體和網路外體之間。

玻璃結構強度取決於氧多面體、其他存在的網路調整劑的性質和他們的連結方式。玻璃組份對玻璃的結構和性能影響很大，每種組份對玻璃的性質有不同的作用(表 3-11)。例如提高 $\text{SiO}_2$ 的含量，對降低核種滲濾率和析晶有利，但使熔鑄溫度升高，高溫黏度變大。熔鑄溫度升高，熔爐壽命縮短，揮發進廢氣系統的核種增加，增加設備維修和能源損耗。而提高鹼金屬的含量，可降低熔鑄溫度，但使核種滲濾率提高。

表 3-11：玻璃各種組成分對玻璃體性能的影響

組成	熔鑄溫度	熱穩定性	機械強度	高溫黏度	滲濾率	析晶傾向
SiO <sub>2</sub>	提高	提高	提高	提高	降低	降低
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	提高	提高	提高韌性	提高	降低	降低
B <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	降低	提高	提高韌性	降低	提高	降低
Na <sub>2</sub> O	降低	降低	提高韌性	降低	提高	降低
K <sub>2</sub> O	降低	降低	提高韌性	降低	提高	降低
CaO	降低	降低	提高	降低	-	提高
MgO	降低	降低	提高	降低	含量5%時 浸出率最低	提高
BaO	降低	-	-	降低	-	-
ZnO	提高	提高	-	-	降低	提高
PbO	降低	-	-	降低	-	降低
Li <sub>2</sub> O	降低	-	-	降低	-	提高

備註：浸出率定義為單位時間內，於浸泡樣品總表面積中溶濾出物種量與原始物質中物種量含量之比例。

玻璃固化體備製的相關基本性質可分成下列幾個部分：

(1) 黏度

黏度是玻璃非常重要的性質，其會影響下列備製時的現象與品質：(A)玻璃的澄清和均化；(B)有效除氣和熔製玻璃產品的均勻性；(C)玻璃的澆注過程；(D)結晶的形成和生長；(E)對爐體的腐蝕作用。

黏度一般而言以Pa·s為單位，其與另一常見單位泊(Poise, P)單位關係為1 Pa·s = 10 P。玻璃黏度隨溫度變化很大，1150°C時黏度約為 50 dPa·s，流動性很好；而950°C時黏度約為 500 dPa·s，流動性變差。對於高放射性廢棄物玻璃固化時，通常希望在1100°C時黏度為100至400 dPa·s，以期產生最佳化的玻璃固化體品質。

(2) 導電率

玻璃在室溫下是電絕緣體，隨著溫度升高，導電率上升，成為導電物質。適當的導電率對焦耳熔爐的設計和運行有非常重要的意義。熔融態玻璃的導電率是鹼金屬離子濃度的函數，且隨廢棄物的包容量增加，熔融玻璃的電導值上升。玻璃熔融體的導電率常用鉑電極測定。

(3) 析晶

析晶又稱失透或反玻璃化(devitrification)。玻璃態物質較相對應的結晶物質具有較大的內能，因此它有降低內能向晶態轉變的趨勢。析晶使玻璃變成不均勻物質，性質發生較大變化。結晶相中一般含有較多的分裂產物且比較易溶於水，所以析晶往往會降低玻璃固化體的抗浸出性，一般要求析晶量應小於5% vol (體積百分率)。影響析晶的主要因素是組份和溫度。某些HLW氧化物是玻璃析晶的晶核，而TiO<sub>2</sub>和ZrO<sub>2</sub>都是析晶的成核劑。HLW玻璃固化體的析晶作用比普通玻璃強烈，且磷酸鹽玻璃的析晶傾向大於硼矽酸鹽玻璃。

玻璃中析出晶體會先後經過形成晶核與晶核長大兩個步驟。一般而言玻璃在400°C~800°C範圍內，發生晶核形成和晶核長大成為晶核相，最大析晶的溫度範圍約為700°C~750°C。有些玻璃析晶可使滲濾率提高2~3個數量級，有些玻璃的析晶則對滲濾率影響不大。

玻璃的析晶過程由三個因素決定：第一為晶核形成速率；第二為晶體生長速率；第三為玻璃的黏度。當溫度過高時，玻璃黏度小，晶體生長速率雖大，但晶核形成速率卻很小，不利於析晶作用。當溫度過低時，玻璃黏度很大，晶核形成速率較大，但生長速率很小，也不利於析晶作用。為了防止析晶，玻璃固化體制成便於散熱的圓柱體和儲存在有通風冷卻的儲存庫中。在玻璃固化體產生後的頭幾百年內，保證玻璃固化體的中心溫度低於 $450^{\circ}\text{C}$ ，表面溫度低於 $300^{\circ}\text{C}$ 。

#### (4) 相分離

相分離是指在玻璃固化體表面或深處形成第二相。如玻璃在熔鑄過程、冷卻過程由於內部質點遷移，某些組份集中(或偏聚)形成化學組份不同的兩相。

硫、鉻、鉬等元素易在玻璃中形成第二相。鹼金屬和鹼土金屬的硫酸鹽、鉬酸鹽和鉻酸鹽容易在玻璃中分離出來，形成黃色第二相(簡稱黃相)。硫的主要來源是在再處理過程中如有加入還原劑氨基磺酸亞鐵( $\text{Fe}(\text{NH}_2\text{SO}_3)_2$ )所引起的；鉻主要由腐蝕作用溶入；而鉬主要由燃料元件鈾鉬合金引入。

硫在玻璃固化體中的溶解度較低，影響了含 $\text{SO}_4^{2-}$ 多的高放廢液的包容量。一般認為玻璃中 $\text{SO}_2$ 最大包容量約為 $0.6\% \text{wt} \sim 0.8\% \text{wt}$ (重量百分率)，過多的硫會以黃相析出。由於黃相具有吸附Sr-90與Cs-137等核種且容易溶於水，導致瀝濾率提高，所以黃相的出現是必須避免的。目前已提出解決的方法有：

- (a) 提高熔鑄溫度，增大 $\text{SO}_3$ 的揮發量。但如果提高太多熔鑄溫度，會增加熔爐的腐蝕而縮短熔爐的壽命，且如果廢氣的冷凝液返回熔爐的話，驅出的 $\text{SO}_2$ 又會返回熔爐中來。
- (b) 盡量攪動玻璃熔融體使得混合均勻，提高 $\text{SO}_2$ 的溶解度，減少黃相出現和貴金屬沉積。
- (c) 改進配方，如添加 $\text{PbO}$ ， $\text{BaO}$ 等使其形成硼矽酸鉛玻璃、硼矽酸鉍玻璃。如典型硼矽酸鉍玻璃的主要成分如下： $\text{SiO}_2$ 為 $30.5\% \text{wt}$ (重量百分



率)， $B_2O_3$ 為20% wt， $Na_2O$ 為9.5% wt， $BaO$ 為19% wt，高放射性廢棄物氧化物21% wt，其中廢棄物內可包容5% wt的 $SO_2$ 。

#### (5) 揮發性

有些元素具有高揮發性，如碘、鉍、鈳、等；有些元素具有半揮發性，如砷、銻、鋅等。因此在熔鑄過程中會造成廢氣處理的問題，亦得考慮在儲存過程中由於衰變熱溫度上升所引起的揮發問題，所以處置容器和儲存庫的設計，要保證釋出熱量所引起的升溫不超過限定溫度。

此外，影響包容和固定放射性核種的玻璃固化體性質為：

#### (1) 孔隙率

有關不同再處理程序之HLW孔隙率物理性質部分，早期美國Argonne國家實驗室曾對磷酸鈉鋯(sodium zirconium phosphate/NZP)成分的玻璃固化體做過一連串的測試(Zyryanov等，1996)，其範圍約在1.5%~3.8%之間。由於HLW孔隙率可視為瀝濾率測試中的濕氣孔隙率(open porosity)，故目前有關玻璃固化體孔隙率的研究大多直接改以瀝濾率(因可透度為影響因子之一)測試結果來探討。

#### (2) 密度

玻璃固化體的密度與組成有十分密切的關係。廢物包容量高，玻璃固化體的密度大，廢物固化體的體積小，所佔的處置場地小。此外玻璃密度與熱處理條件、玻璃析晶狀況亦有關連，玻璃析晶使密度增加。

#### (3) 瀝濾率

玻璃對水、酸、鹼、鹽、氣體及其他化學試劑侵蝕作用的流失速率稱為瀝濾率(leaching rate/durability)。不同玻璃對不同介質的抵抗能力是不同的。抗水的浸出性是玻璃固化體最重要的特性。研究玻璃固化體的配方、檢驗固化能力和處置安全性，都必須要做浸泡試驗測定玻璃固化體的核種瀝濾率。浸泡試驗主要有三大類：

##### (a) 靜態浸泡：

浸泡液(也稱浸出劑)呈靜止狀態，不更換或定期更換浸泡液。如MCC-1法。

(b) 動態浸泡：

浸泡液呈流動狀態，連續流經固化體。如 MCC-4(低流速浸泡試驗)，索克利特法(Soxhlet)等。

(c) 快速浸泡：

固化體粉碎成小粒，增加浸泡表面積。如PCT法(product consistency test，產品一致性檢驗)。

目前國際上使用較多的是MCC-1法、Soxhlet法和PCT法。浸泡試驗時間短者約7天，時間長者可持續好幾年。美國材料特性中心(Material Characterization Center/MCC)建立了很多檢測玻璃固化體方法，其中MCC-1法已被廣泛採用。Soxhlet法是一種動態浸出試驗法，一般的試驗溫度有100℃、98℃、95℃、90℃等。

用浸泡實驗採集的浸出液，可測定樣品的質量損失和元素(核種)的滲濾率。因為浸出元素(核種)濃度很低，需用高靈敏的方法進行測定。因此常用誘發耦合電漿質譜法(ICP/MS)，誘發耦合電漿發射光譜法(ICP/AES)，原子吸收光譜法(AAS)等量測浸出元素的濃度。對浸泡之後玻璃固化體的微結構變化，則採用X射線繞射分析儀(XRD)、掃描式電子顯微鏡(SEM)、掃描穿透式電子顯微鏡(TEM)等進行分析。如需模擬缺氧還原態的處置環境，則浸泡試驗可選擇在缺氧環境試驗工作箱中進行。

硼矽酸鹽玻璃的主要骨架是  $\text{SiO}_2$ ，它約佔玻璃組份的一半，控制著玻璃在水中的溶解行為。在低溫下硼矽酸鹽玻璃與水反應很慢，但溫度和壓力提高後反應加快。在較低溫度浸泡時，玻璃固化體的浸出由水分子擴散與離子交換反應控制速率；在較高溫度浸泡時，則以網路溶解反應控制速率。通常低價和離子半徑小的元素滲濾率較高且核種滲濾率受溫度變化的影響很大，由室溫提高到100℃，滲濾率約可增加10~100倍。玻璃固化體的浸出試驗開始時核種滲濾率較高，然後滲濾率迅速降低，最後逐漸趨於穩定。

另外浸出實驗後玻璃樣品表面會形成一層凝膠層(或稱水化層)。在水化層中有些核種(如鹼金屬、鹼土金屬元素)大大減少，顯示這些元素容易浸出；

有些元素則變化不大(如Si)。凝膠層有幾微米至幾十微米厚度，它有阻止進一步侵蝕和抑制核種浸出的保護作用。

#### (4) 機械強度

玻璃固化體的機械強度對運輸、貯存有重要意義。玻璃是一種脆性物質，硬度高、抗折和抗張強度低、脆性大。其如受衝擊或熱應力則易破碎成各種大小的碎片，增加表面積後促進核種的浸出。另如果生成小於  $10\mu\text{m}$  粉末，易形成危害性很大的氣溶膠污染。

測定玻璃固化體抗衝擊能力，通常採取如下方法：將2kg或4kg的重錘沿導管自由落體撞擊放於鋼鉢中的樣品上，收集碎粒過篩，計算各種篩分的比例和表面積，求出單位撞擊能量所引起的表面積的增加。

此外玻璃固化體遇到熱衝擊也易破碎，如：儲存設施冷卻系統因事故突然停止通風冷卻，或者儲存設施失火，用水滅火時冷水沖玻璃固化產品罐等皆會產生熱衝擊。抗熱衝擊的試驗方法，是在一定溫度加熱過的玻璃樣品掉進室溫水中，測定溫升和觀察樣品破碎情況，並將破碎的樣品過篩，稱量各組份。

#### (5) 熱穩定性

設計玻璃配方，確定容器尺寸、儲存和處置環境，應考慮玻璃固化體的熱穩定性，包括比熱、導熱係數、熱膨脹係數等。

##### (a) 比熱：

玻璃固化體比熱值範圍約在  $1000\sim 1500\text{ J/kg}\cdot^{\circ}\text{C}$ 。

##### (b) 熱傳導係數：

玻璃組成對導熱係數影響較小，溫度升高，導熱係數降低，在  $100\sim 600^{\circ}\text{C}$  範圍內，導熱係數為  $1.0\sim 1.5\text{ W/(m}\cdot^{\circ}\text{C)}$ 。

##### (c) 熱膨脹係數：

玻璃固化體中心到表面之間存在著溫度梯度。要保持固化體的完整性，不因熱應力而破碎，玻璃固化體需要有合適的熱膨脹係數。玻璃熱膨脹係數可用高溫膨脹儀測定。從熱膨脹曲線上還可求得玻璃的轉變溫度  $T_g$  和液化溫度  $M_g$ 。

#### (6) 輻射穩定性

玻璃固化體包容著很多核種，經受著 $\alpha$ 、 $\beta$ 、 $\gamma$ 和中子的照射。玻璃固化體的 $\alpha$ 、 $\beta$ 輻照試驗，可用鈷源的 $\gamma$ 射線做照射，但擁有高照射劑量不易達到的缺點，故國際間較多採用加速器電子束照射。玻璃樣品輻照之後，和未照射的樣品相比較，測定玻璃的物化特性(例如瀝濾率、析晶、微結構等)的改變。

一般而言，硼矽酸鹽玻璃固化體耐 $\beta$ 、 $\gamma$ 輻照性能是良好的，而對於 $\alpha$ 輻照的破壞影響是不可忽視的， $\alpha$ 輻照對玻璃固化體的危害影響有下列兩個主要因素：

(a) 儲存能：

$\alpha$ 衰變能量引起原子位移，被位移的原子比原來平衡位置的原子有較高的能量，這種能量的差別稱為儲存能(80~400J/g玻璃)。儲存能釋放會引起玻璃固化體約150°C以內的溫差。

(b) 氦釋放：

氦釋放促使玻璃固化體產生裂紋和膨脹，釋放到固化體之外，引起固化罐內壓力升高。氦釋放可用質譜儀測定，玻璃固化體裂紋或結構改變可用電子顯微鏡與X射線繞射等測定。氦釋放亦使玻璃固化體的瀝濾率有提高趨勢。

欲在較短時間內能觀察到輻照對長期儲存過程的影響，輻射實驗多用快速試驗法。所選用的輻照條件往往是模擬最不利的情況，短期內受到的劑量等於固化體在長時期所接受的劑量，因此輻照劑量率比實際情況高的多，輻照效應的復原機會比實際情況小的多。

(7) 均勻性

玻璃固化產品的不均勻性源自玻璃孔隙(裂紋和汽孔)、玻璃中不熔物(如銻、鈮等)、出現第二相(如黃相、析晶相等)、離析效應和重力沉降等。

不同再處理程序之高放射性廢棄物相關物理性質中，PUREX再處理程序所產生的HLW，一般而言絕大部分以玻璃固化體型態貯存，其各類HLW玻璃固化體之基本物理性質則如表 3-12所示(羅上庚，2007)。又因貯存過程中牽涉化學變化、衰變熱及防止所含核種遷移的影響，故需有可靠安全的處置容器作為

障壁。由主要再處理國家玻璃固化體處置容器規格設計(表 3-13)可知玻璃固化體處置容器均以不銹鋼為材質，其除具有耐熱抗腐蝕之特性外，處置容器形狀皆設計為圓柱狀俾利均勻散熱。UREX+系列與Pyrochemical再處理方法所產生各類型HLW之基本性質如表 3-14與表 3-15所示(USDOE, 2008)。由上述不同再處理程序之HLW相關性質分析可知，目前因PUREX再處理程序已商業化多年，其HLW相關物理性質已廣泛探討與解析；UREX+系列與Pyrochemical再處理方法仍處在持續改進程序及示範尺度的階段，產生之各類廢棄物型態與處置策略，美國能源部皆有建議(表 3-14與表 3-15)，可供未來我國之參考。

表 3-12：典型高放射性廢棄物固化體比較

固化體	典型組成	包容量 (Waste Loading) wt%	密度 g/cm <sup>3</sup>	強度	導熱率 W/(cm • °C)	長期 穩定性	滲濾率 g/(cm <sup>2</sup> • day)	備註
鍛燒物	CaF <sub>2</sub> Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ZrO <sub>2</sub>	高	1.0~1.7	粉末	0.13~0.2	不穩定	0.1~1	不適用於 長期儲存 和處置
硼矽酸 鹽玻璃	SiO <sub>2</sub> B <sub>2</sub> O <sub>3</sub> Na <sub>2</sub> O Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	15~30	2.5~2.8	硬而脆	1.0~1.5	有黃相生 成，有析 晶傾向	10 <sup>-6</sup> ~10 <sup>-4</sup>	工業規 模，許多國 家採用
磷酸鹽 玻璃	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> Na <sub>2</sub> O	15~30	2.5~3.0	硬而脆	1.0~1.5	析晶傾向 大	10 <sup>-5</sup> ~10 <sup>-3</sup>	工業規 模，僅俄羅 斯採用，對 設備腐蝕 性大

(羅上庚，2007)

表 3-13：主要再處理國家玻璃固化體處置容器規格設計

場址國家	外徑外高(mm)	容積(L)	材料	最大重量(kg)
比利時	298.5×1200	60	不銹鋼	250
Pamela再處理場	430×1346	150	不銹鋼	500
法國 COGEMA 公司	430×1338	150	不銹鋼	500
英國 BNFL公司	420×1330	150	不銹鋼	550
美國WVDP 西谷再處理場	610×3048	650	不銹鋼	1700
日本JVF 六個所村再處理場	430×1335	150	SS(304L)	500

表 3-14：UREX+系列再處理方法所產生高/低放射性廢棄物型態基本性質一覽表

廢棄物種類	廢棄物 g/MTIHM	廢棄物型態	密度 MT/m <sup>3</sup>	含量 wt%	廢棄物本體重 MT	廢棄物體積 m <sup>3</sup> /MTHM	處置方式
氫	5.90E+00	HTO泥漿固化體	2.1~2.5	25~30	1.8E-04~2.1E-04	7.1E-05~1.0E-04	以LLW廢棄物型態處置衰變
碘	3.92E+02	鍍銀沸石包裹廢棄物	2.1~2.5	2~6.9	5.7E-03~2.0E-02	2.3E-03~9.3E-03	超C類廢棄物
氬	5.31E+02	氣體 1~50atm	0.004~0.185	9~100	5.3E-04~5.7E-03	2.9E-03~1.5E+00	衰變
碳	1.31E+03	碳酸鈣泥漿固化體	2.1~2.5	6~10	4.8E-02~8.0E-02	1.9E-02~3.8E-02	超C類廢棄物
方案一 分離出鈷/鋇廢棄物且金屬元素分裂產物處理成金屬合金型態廢棄物							
鈷/鋇	7.99E+03	玻璃固化體/陶瓷廢棄物	1.5~4.0	20~50	1.6E-02~4.0E-02	4.0E-03~2.7E-02	衰變/HLW或LLW廢棄物
鎔/不溶解固體/分裂產物	4.33E+04	金屬合金	7.6~8.2	40~85	5.1E-02~1.1E-01	6.2E-03~1.4E-02	HLW廢棄物/超C類廢棄物
錒系元素	1.59E+04	玻璃固化體	3.0~4.0	30~60	2.6E-02~5.3E-02	6.6E-03~1.8E-02	HLW廢棄物/超C類廢棄物
方案二 金屬元素分裂產物不處理成金屬合金型態廢棄物而與錒系元素形成玻璃固化體型態(因此導致玻璃固化體體積增為約6到8倍體積)，鎔分佈於鎔合金燃料護套與不銹鋼硬體設備內							
錒系元素/分裂產物	4.84E+04	玻璃固化體	2.5~3.2	20~30	1.6E-01~2.4E-01	5.0E-02~9.7E-01	HLW廢棄物/超C類廢棄物
燃料護套	2.51E+05	金屬廢棄物	4.6~6.6	93~100	2.5E-01~2.7E-01	3.8E-02~5.9E-02	HLW廢棄物/超C類廢棄物
硬體設備	5.65E+04	金屬廢棄物	4.6~6.6	93~100	5.7E-02~6.1E-02	8.6E-03~1.3E-02	超C類廢棄物
1. 使用20年且燃耗度50 GWd/MTHM之用過核子燃料為評估廢棄物產生來源與基準							

(USDOE, 2008)



表 3-15：Pyrochemical再處理方法所產生高/低放射性廢棄物型態基本性質一覽表

廢棄物種類	燃料質量 MT/MTHM	分離過程 產生質量	廢棄物 型態	密度 MT/m <sup>3</sup>	包含量 wt%	廢棄物 本體重 MT	廢棄物 體積 m <sup>3</sup>	處置 方式
方案一 鈾/鋇廢棄物與鈾系元素廢棄物可個別分離								
金屬	8.79E-01	1.10E-01	金屬合金	7.75	100	9.88E-01	1.27E-01	HLW 廢棄物/超C 類廢棄物
鈾/鋇	1.88E-02	4.54E-01	玻璃- 陶瓷結 合廢棄 物	2.4	33	1.43E+00	5.97E-01	HLW 廢棄物/超C 類廢棄物
鈾系元 素	2.47E-02	0.00E+00	玻璃固 化體	4	50	4.95E-02	1.24E-02	HLW 廢棄物/超C 類廢棄物
方案二 鈾/鋇與鈾系元素結合同一廢棄物型態								
鈾/鋇/ 鈾系元 素	4.36E-02	4.72E-01	方鈉石 玻璃- 陶瓷結 合廢棄 物	2.4	33	1.56E+00	6.51E-01	HLW 廢棄物/超C 類廢棄物
不銹鋼 硬體設 備	1.75E+00	0.00E+00	壓縮活 化金屬	5.5	100	1.75E+00	3.18E-01	超C類 廢棄物
1. 使用5年且燃耗度107 GWd/MTHM之用過核子燃料為評估廢棄物產生來源與基準 2. 氣相核種廢棄物型態則與UREX+再處理程序類似								

有關不同再處理程序之HLW化學組成性質部分，對玻璃固化體而言，其佔整體質量百分率5%~10%以上即隸屬於硼矽酸鹽玻璃類型。表 3-16至表 3-17則分別列出美國CDBS資料庫(USDOE, 1992)內所提供WVDP中PUREX產出硼矽酸鹽玻璃，以及美國PNNL與INL製備UREX+系列產物之一的鑷系硼矽酸鹽玻璃(LaBS)化學組成(USDOE, 2003a)。而ANL處理EBR-II中SNF經熱化學程序後會產生金屬型態廢棄物與玻璃-陶瓷結合廢棄物等兩類廢棄物。金屬型態廢棄物(內含不銹鋼與15wt%鈦金屬為組成基質，簡稱SS-15Zr)，以及玻璃-陶瓷結合廢棄物之化學組成如表 3-18(USDOE, 2005)。上述各類HLW的化學組成可看出除鑷系硼矽酸鹽玻璃之外，有將近一半的質量比例皆由網絡生成體氧化物(glass framework former)如SiO<sub>2</sub>等為硼矽酸鹽玻璃固化體主要成分，而鑷系硼矽酸鹽玻璃則廣括鑷、釷、鈾等氧化物，符合防止如鈾核種等可能造成核武擴散風險之要求。

PUREX、UREX+與Pyrochemical等再處理方法產生HLW之核種活度分佈解析結果(表 3-19至表 3-21)可看出WVDP中PUREX產出之硼矽酸鹽玻璃中，每廢棄物罐內總活度約為1.10E+05Ci，其主要核種為Sr-90、Y-90(為Sr-90子核種，半化期約64小時)、Cs-137與Ba-137m(為Cs-137子核種，半化期約2.6分鐘)，故Sr與Cs則為起始短期貯存時大量衰變熱之貢獻核種。另外美國PNNL與INL所製備的鑷系硼矽酸鹽玻璃則含有大量比例的鈾元素(主要核種)，亦符合UREX+系列鈾元素回收的規範要求。至於美國ANL處理EBR-II中SNF經熱化學程序與美國YMP的TSPA-LA(Total System Performance Assessment for the License Application)案例評估後產生之陶瓷型態廢棄物與金屬型態廢棄物，其各包件核種總活度分別為1.26E+04Ci與8.12E+01Ci。陶瓷型態廢棄物中主要核種為Sr-90、Y-90(為Sr-90子核種，半化期約64小時)與Pu-239，而金屬型態廢棄物主要核種則為Co-60、Ni-63(兩者皆為不銹鋼材質組成經活化而成)與Tc-99。

在各式再處理方法產生HLW特性之差異比較部分，分析PUREX、UREX+與Pyrochemical等再處理方法產生之HLW特性後可知，不同再處理方法會產生不同成分與特性之HLW玻璃固化體。其中玻璃固化體的物理特性(如密度、孔隙率、滲透率等)與化學特性(如成分、核種活度等)會依各類再處理方法製程之目標產物或廢棄物之不同有所差異性，其中可看出UREX+系列與Pyrochemical

再處理方法因仍處在持續改進程序及示範尺度的階段，故產生之各類廢棄物型態與處置策略未來仍須持續評估。現階段商業運轉的PUREX再處理程序所產生之硼矽酸鹽玻璃除製程技術成熟與已有廣泛的再處理案例驗證外，其瀝濾率為最小，應最為符合未來我國再處理時處置安全性之需求。

表 3-16：PUREX(美國西谷示範計畫)產出硼矽酸鹽玻璃化學組成表

氧化物	公稱比例 wt%	比例範圍wt%	氧化物	公稱比例wt%	比例範圍wt%
AgO	0.0001	-	NiO	0.3358	0.22~0.52
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2.8295	1.19~7.15	NpO <sub>2</sub>	0.0224	0.01~0.03
AmO <sub>2</sub>	0.0073	-	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	2.5084	0.21~3.16
BaO	0.054	0.04~0.08	PdO	0.0062	-
B <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	9.9516	9.33~10.66	Pm <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.0003	-
CaO	0.5993	0.39~0.93	Pr <sub>6</sub> O <sub>11</sub>	0.0321	0.02~0.05
CdO	0.0003	-	PuO <sub>2</sub>	0.0076	-
CeO <sub>2</sub>	0.067	0.04~0.1	Rb <sub>2</sub> O	0.0005	-
CmO <sub>2</sub>	0.0001	-	RhO <sub>2</sub>	0.0136	0.01~0.02
CoO	0.0002	-	RuO <sub>2</sub>	0.0759	0.05~0.12
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.3112	0.21~0.48	SO <sub>3</sub>	0.2164	0.14~0.33
Cs <sub>2</sub> O	0.0826	0.05~0.13	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.0001	-
CuO	0.0001	-	SeO <sub>2</sub>	0.0005	-
Eu <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.0014	-	SiO <sub>2</sub>	44.877	42.08~48.1
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	12.157	8.32~18.5	Sm <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.0267	0.02~0.04
Gd <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.0003	-	SnO <sub>2</sub>	0.0006	-
In <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.0001	-	SrO	0.0269	0.02~0.04
K <sub>2</sub> O	3.5733	3.36~3.84	Tc <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	0.0021	-
La <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.0337	0.02~0.05	ThO <sub>2</sub>	3.5844	1.83~6.56
Li <sub>2</sub> O	3.0315	2.84~3.25	TeO <sub>2</sub>	0.0028	-
MgO	1.3032	1.22~1.39	TiO <sub>2</sub>	0.98	0.92~1.05
MnO <sub>2</sub>	1.3107	0.84~1.96	UO <sub>2</sub>	0.5605	0.37~0.87
MoO <sub>3</sub>	0.0088	-	Y <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.0177	0.01~0.03
NaCl	0.0183	0.01~0.03	ZnO	0.001	-
NaF	0.0013	-	ZrO <sub>2</sub>	0.2943	0.19~0.45
Na <sub>2</sub> O	10.934	10.25~11.71	Other	0.0084	-
Nd <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.1209	0.08~0.19	合計	100	

(USDOE, 1992)

表 3-17：UREX+系列產物中鑷系硼矽酸鹽玻璃(LaBS)化學組成表

氧化物	質量百分率
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	19.3
B <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	9.69
Gd <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	8.01
La <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	11.3
Nd <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	12.4
PuO <sub>2</sub>	11.9
SiO <sub>2</sub>	25.0
SrO	2.36
ZrO <sub>2</sub>	1.2
合計	100

(USDOE, 2003)

表 3-18：經熱化學程序後產生之玻璃-陶瓷結合廢棄物之化學組成表

氧化物	質量百分率
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	7.6
B <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	19.65
BaO	0.02
CaO	1.33
K <sub>2</sub> O	0.45
Na <sub>2</sub> O	6.64
SiO <sub>2</sub>	64.29
SrO	0.02
合計	100

(USDOE, 2005)

表 3-19：PUREX(美國西谷示範計畫)產出硼矽酸鹽玻璃核種活度分佈

核種種類	公克/罐	Ci/罐	核種種類	公克/罐	Ci/罐
Fe-55	1.10E-03	2.76E+00	Rn-219	2.48E-12	3.23E-02
Co-60	2.68E-03	3.03E+00	Rn-220	3.83E-11	3.53E-02
Ni-59	5.49E+00	4.16E-01	Fr-221	4.65E-12	8.25E-04
Ni-63	4.90E-01	3.02E+01	Fr-223	1.12E-11	4.32E-04
Se-79	1.98E-01	1.38E-02	Ra-223	6.31E-07	3.23E-02
Sr-90	1.93E+02	2.63E+04	Ra-224	2.22E-07	3.53E-02
Y-90	4.83E-02	2.63E+04	Ra-225	2.10E-08	8.25E-04
Zr-93	4.26E+02	1.07E+00	Ra-228	2.55E-05	5.97E-03
Nb-93m	2.53E-03	7.15E-01	Ac-225	1.42E-08	8.25E-04
Tc-99	2.52E+01	4.28E-01	Ac-227	4.46E-06	3.23E-04
Ru-106	1.66E-05	5.54E-02	Ac-228	2.66E-09	5.97E-03
Rh-106	1.56E-11	5.54E-02	Th-227	1.03E-06	3.18E-02
Pd-107	8.42E+01	4.33E-02	Th-228	4.31E-05	3.53E-02
Cd-113m	3.85E-02	8.34E+00	Th-229	3.88E-03	8.25E-04
Sn-121m	1.16E-03	6.86E-02	Th-230	1.17E-02	2.36E-04
Sn-126	1.44E+01	4.09E-01	Th-231	6.66E-10	3.54E-04
Sb-125	2.77E-02	2.86E+01	Th-232	5.88E+04	6.45E-03
Sb-126	6.85E-07	5.73E-02	Th-234	1.36E-07	3.14E-03
Sb-126m	5.21E-09	4.09E-01	Pa-231	1.26E+00	5.97E-02
Te-125m	3.89E-04	7.00E+00	Pa-233	4.42E-06	9.18E-02
Cs-134	1.57E-02	2.03E+01	Pa-234m	4.57E-12	3.14E-03
Cs-135	5.51E+02	6.34E-01	U-232	1.27E-03	2.72E-02
Cs-137	3.25E+02	2.83E+04	U-233	3.67E+00	3.55E-02
Ba-137m	4.98E-05	2.68E+04	U-234	2.64E+00	1.65E-02
Ce-144	8.02E-07	2.56E-03	U-235	1.64E+02	3.54E-04
Pr-144	3.39E-11	2.56E-03	U-236	1.70E+01	1.10E-03
Pm-146	9.57E-05	4.26E-02	U-238	9.34E+03	3.14E-03
Pm-147	3.72E-01	3.45E+02	Np-236	2.82E+00	3.72E-02
Sm-151	1.26E+01	3.31E+02	Np-237	1.30E+02	9.18E-02
Eu-152	8.27E-03	1.43E+00	Np-239	5.86E-06	1.36E+00
Eu-154	1.39E+00	3.75E+02	Pu-236	6.21E-06	3.30E-03
Eu-155	2.01E-01	9.37E+01	Pu-238	1.90E+00	3.26E+01
Tl-207	1.69E-10	3.22E-02	Pu-239	1.03E+02	6.39E+00
Tl-208	4.31E-11	1.27E-02	Pu-240	2.05E+01	4.68E+00
Pb-209	1.82E-10	8.25E-04	Pu-241	3.08E+00	3.17E+02
Pb-211	1.31E-09	3.23E-02	Pu-242	1.67E+00	6.37E-03
Pb-212	2.54E-08	3.53E-02	Am-241	6.12E+01	2.10E+02
Bi-211	7.72E-11	3.23E-02	Am-242	1.44E-06	1.16E+00
Bi-212	2.41E-09	3.53E-02	Am-242m	1.20E-01	1.17E+00
Bi-213	4.27E-11	8.25E-04	Am-243	6.82E+00	1.36E+00
Po-212	1.27E-19	2.26E-02	Cm-242	2.91E-04	9.63E-01
Po-213	6.23E-20	7.86E-04	Cm-243	1.02E-02	5.27E-01
Po-215	1.10E-15	3.23E-02	Cm-244	3.71E-01	3.00E+01
Po-216	1.01E-13	3.53E-02	Cm-245	2.02E-02	3.46E-03
At-217	5.12E-16	8.25E-04	Cm-246	1.28E-03	3.93E-04
			合計	7.03E+04	1.10E+05

(USDOE, 1992)

表 3-20：UREX+系列產物中鐳系硼矽酸鹽玻璃(LaBS)核種活度分佈

核種種類	公克/包件	Ci/包件
Am-241	584	2.03E+03
Np-237	10	7.19E-03
Pu-238	72	1.23E+03
Pu-239	73008	4.53E+03
Pu-240	6528	1.48E+03
Pu-241	264	2.72E+04
Pu-242	128	5.04E-01
Th-232	328	3.61E-05
U-234	89	5.55E-01
U-235	5496	1.19E-02
U-238	18024	6.06E-03
合計	104531	3.65E+04

(USDOE, 2005)

表 3-21：經熱化學程序後產生陶瓷型態廢棄物與金屬型態廢棄物核種活度分佈

核種種類	陶瓷型態廢棄物 (Ci/罐)	金屬型態廢棄物 (Ci/罐)	核種種類	陶瓷型態廢棄物 (Ci/罐)	金屬型態廢棄物 (Ci/罐)
Ac-225	1.15E-08	3.41E-08	Po-214	1.23E-06	4.05E-07
Ac-227	3.37E-07	1.55E-06	Po-215	3.37E-07	1.55E-06
Ac-228	2.50E-11	4.75E-12	Po-216	1.89E-05	1.40E-05
Am-241	1.89E+01	5.64E-03	Po-218	1.23E-06	4.06E-07
Am-243	2.88E-03	7.95E-07	Pr-144	1.89E-13	-
At-217	1.15E-08	3.41E-08	Pr-144m	2.65E-15	-
Ba-137m	3.31E+03	-	Pu-238	2.72E+00	8.09E-04
Bi-210	6.04E-07	1.27E-07	Pu-239	1.75E+02	5.52E-02
Bi-211	3.37E-07	1.55E-06	Pu-240	1.55E+01	4.85E-03
Bi-212	1.89E-05	1.40E-05	Pu-241	1.64E+01	4.66E-03
Bi-213	1.15E-08	3.41E-08	Pu-242	1.28E-03	3.37E-07
Bi-214	1.23E-06	4.05E-07	Ra-223	3.37E-07	1.55E-06
C-14	-	7.12E-01	Ra-224	1.89E-05	1.40E-05
Ce-142	2.35E-06	-	Ra-225	1.15E-08	3.41E-08
Ce-144	1.89E-13	-	Ra-226	1.23E-06	4.06E-07
Cm-243	6.31E-04	1.92E-07	Ra-228	2.50E-11	4.75E-12
Cm-244	4.28E-03	1.13E-06	Rb-87	3.85E-06	-
Co-60	-	2.73E+00	Rh-106	-	5.19E-09
Cs-134	1.19E-04	-	Rn-219	3.37E-07	1.55E-06
Cs-135	1.66E-01	-	Rn-220	1.89E-05	1.40E-05
Cs-137	3.51E+03	-	Rn-222	1.23E-06	4.06E-07
Eu-154	8.56E-01	-	Ru-106	-	5.19E-09
Eu-155	5.37E-01	-	Sb-125	-	8.92E-02
Fr-221	1.15E-08	3.41E-08	Sb-126	-	6.55E-02
Fr-223	4.65E-09	2.14E-08	Sb-126m	-	4.68E-01
H-3	0.00E+00	-	Sm-147	9.34E-07	-
I-129	3.52E-03	-	Sm-148	8.19E-12	-
K-40	4.26E-05	-	Sm-149	7.99E-12	-
La-138	1.02E-08	-	Sn-126	-	4.68E-01
Nb-93m	-	8.75E-01	Sr-90	2.77E+03	-
Nb-94	-	4.54E-01	Tc-99	-	2.12E+01
Nd-144	4.16E-10	-	Te-125m	-	2.18E-02
Ni-59	-	1.78E+00	Th-227	3.32E-07	1.53E-06
Ni-63	-	5.21E+01	Th-228	1.89E-05	1.40E-05
Np-237	1.41E-02	4.07E-06	Th-229	1.15E-08	3.41E-08
Np-238	-	-	Th-230	5.90E-05	4.71E-05
Np-239	2.88E-03	7.95E-07	Th-231	9.21E-04	4.22E-03
Pa-231	7.76E-07	3.57E-06	Th-232	2.54E-11	5.98E-12
Pa-233	1.41E-02	4.07E-06	Th-234	2.88E-03	1.62E-02
Pa-234	3.74E-06	2.11E-05	Tl-206	7.97E-13	1.67E-13
Pa-234m	2.88E-03	1.62E-02	Tl-207	3.36E-07	1.55E-06
Pb-209	1.15E-08	3.41E-08	Tl-208	6.81E-06	5.02E-06
Pb-210	6.04E-07	1.27E-07	Tl-209	2.41E-10	7.17E-10
Pb-211	3.37E-07	1.55E-06	U-232	1.84E-05	1.36E-05
Pb-212	1.89E-05	1.40E-05	U-233	4.49E-06	9.72E-06
Pb-214	1.23E-06	4.05E-07	U-234	2.92E-02	1.28E-01
Pm-147	1.20E-01	-	U-235	9.21E-04	4.22E-03
Po-210	6.04E-07	1.27E-07	U-236	6.78E-04	3.03E-03
Po-211	9.27E-10	4.27E-09	U-237	3.92E-04	1.12E-07
Po-212	1.21E-05	8.94E-06	U-238	2.88E-03	1.62E-02
Po-213	1.13E-08	3.34E-08	Y-90	2.78E+03	-
合計				1.26E+04	8.12E+01

(USDOE, 2005)



### 3.2.6.3 HLW數量推估

我國用過核子燃料數量推估部分，台灣電力公司(台灣電力公司，2006)以我國四座核電廠(八部機組)皆運轉40年作為計算基準，SNF數量統計如表 3-22所示。在假設龍門廠ABWR之燃料型態與核一廠或核二廠之BWR燃料型態一樣，則BWR型態之SNF數量，合計有32,284束，約5,714.69 tU。PWR型態之SNF數量，合計有3,842束，約1,632.23 tU；總計約7,346.92 tU。

而高放射性廢棄物再處理之國際經驗，彙整國際間SNF經再處理後產生之HLW體積之相關文獻，包括：美國西谷示範計畫(West Valley Demon Project, WVDP)的再處理結果(USDOE, 1992)、瑞士NAGRA的SNF最終處置研究計畫(McGinnes, 2002)、以及日本H12的HLW最終處置研究報告(JNC, 2000)、核研所過去執行核一、二廠SNF運送國外進行再處理之可行性評估成果(核研所, 1998)分述如下，以作為HLW數量推估之基礎。

- (1) 美國WVDP使用約660 Mt的SNF，並經核子燃料服務公司(Nuclear Fuel Services, Inc., NFS)以PUREX再處理方法進行約2,270 m<sup>3</sup>鹼性HLW之處理，並以THOREX再處理方法進行約45 m<sup>3</sup>酸性HLW之處理，最後做成玻璃固化體以備未來進行處置。HLW總體積約為2,315 m<sup>3</sup>，參考之玻璃固化體密度在25°C為2.7 g/cm<sup>3</sup>，則固化後體積約為180 m<sup>3</sup>，體積減容比約為0.27 m<sup>3</sup>/tU。
- (2) 瑞士NAGRA計畫曾在NTB 01-01(McGinnes, 2002)報告中，針對SNF經再處理之數量與核種活度進行評估，其假設有1,195 T<sub>IHM</sub>的SNF進行再處理，再處理程序假設由法國COGEMA公司以及英國BNFL公司一起進行，預計由COGEMA公司進行再處理的部份將會產生640 m<sup>3</sup>的HLW，而BNFL公司進行再處理的部份將會產生375 m<sup>3</sup>的HLW，共產生1,015 m<sup>3</sup>的HLW。由於此報告並未說明假設分別交由COGEMA公司與BNFL公司的SNF數量，因此無法得知COGEMA公司與BNFL公司其處理後之SNF與HLW的體積減容比為何。
- (3) 日本的SNF經再處理後才將玻璃固化之HLW進行最終處置，並以ORIGEN 2.1計算核種活度，其HLW的核種活度基本假設來自SNF鈾濃縮比為4.5 %

及45,000 MWD/MTU燃耗的LWR，其中並未包括L/ILW，再處理過程中鈾的回收率為99.875 %而鈾的回收率為99.452 % (JNC，2000)。日本使用的不銹鋼材質廢棄物容器，容量為0.15 m<sup>3</sup>。玻璃固化體密度為2.7 g/cm<sup>3</sup>。由於此報告亦未說明所假設的SNF數量並經再處理後產生之HLW數量，因此無法得知其可能之體積減容比為何。

- (4) 核研所過去進行核一、二廠SNF運送國外進行再處理之可行性研究時曾針對SNF國際間處理成玻璃固化體之體積減容比進行探討(核研所，1998)，報告中亦委請法國COGEMA與英國BNFL公司，針對核一、二廠共有3707 tU經再處理後的玻璃固化體數量進行評估，法國COGEMA評估將產生419 m<sup>3</sup>的玻璃固化體，而英國BNFL公司評估將產生445 m<sup>3</sup>的玻璃固化體。以上述資料換算法國COGEMA公司的體積減容比約為0.113 m<sup>3</sup>/tU，而英國BNFL公司的體積減容比則約為0.12 m<sup>3</sup>/tU。

故彙整以上文獻研究成果，歸納如下：

- (1) 美國WVDP的SNF再處理成果體積減容比約為0.27 m<sup>3</sup>/tU。
- (2) 瑞士NAGRA計畫報告NTB 01-01中未區分COGEMA與BNFL的處理數量比例，因此無法根據其處理結果推算COGEMA與BNFL的處理體積減容比。
- (3) 日本的成果(JNC，2000)未提供相關體積減容比。
- (4) 核研所過去的研究資料中有較為完整的體積減容比。
- (5) 法國COGEMA公司的體積減容比約為0.113 m<sup>3</sup>/tU。
- (6) 英國BNFL公司的體積減容比則約為0.12 m<sup>3</sup>/tU。

參考以上SNF與HLW之體積減容比，可計算我國電廠可能的營運狀況下產生的HLW體積。我國SNF數量以7,347 tU計算，參考美國WVDP的體積減容比(0.27 m<sup>3</sup>/tU)可得HLW體積約為1,984 m<sup>3</sup>；若由法國COGEMA公司(體積減容比為0.113 m<sup>3</sup>/tU)進行再處理產生的HLW體積約為830 m<sup>3</sup>；若由英國BNFL公司(體積減容比為0.12 m<sup>3</sup>/tU)進行再處理產生的HLW體積約為882 m<sup>3</sup>。

由於美國WVDP、法國COGEMA公司、英國BNFL公司，以及日本自行再處理或日本運往法國再處理所使用的容器，皆為0.18 m<sup>3</sup>的不銹鋼材質或碳鋼材

質之處置容器，但通常僅裝填 $0.15 \text{ m}^3$ 的HLW玻璃固化體。因此，推算處置容器數量亦假設每罐僅裝填 $0.15 \text{ m}^3$ 。根據此假設可推算我國SNF經再處理後HLW的數量。若由美國WVDP進行再處理產生的HLW數量約為13,227罐；若由法國COGEMA公司進行再處理產生的HLW數量約為5,534罐；若由英國BNFL公司進行再處理產生的HLW數量約為5,880罐。

至於不同再處理方法HLW數量差異比較部分，美國能源部(USDOE, 2003b)曾經對不同再處理方法(PUREX、UREX+與Pyrochemical)產生之HLW進行其數量差異比較(表 3-23)。其評估以SNF每年2,000 Mt為基準，HLW部份(A)以PUREX進行再處理將產生490 Mt的HLW玻璃固化體並1,890 Mt的鈾、(B)以UREX+進行再處理將產生232 Mt的玻璃固化體並1,892 Mt的鈾，這些鈾在UREX+程序中視為LLW(low level waste)、(C)以Pyrochemical再處理程序將產生490 Mt的HLW水泥固化體並1,720 Mt的鈾，這些鈾亦被視為LLW。LLW部份以PUREX進行再處理將另外產生350 Mt的LLW，並三種再處理方法皆會產生660 Mt的燃料護套(cladding)，以及不同數量的二次廢棄物分別有PUREX: 2.12 Mt、UREX+: 3.52 Mt與Pyrochemical: 2.12 Mt。上述不同再處理方法產生之廢棄物總重量超過2,000 Mt，主要原因可能來自於不同處理方法中添加不同的安定劑。

根據以上不同再處理方法所產生之HLW數量比例，推算我國SNF (7,346.92 tU)經不同再處理方法可能產生之HLW數量為：(A)若以PUREX進行再處理將產生約1,800 Mt的HLW玻璃固化體、(B)以UREX+進行再處理將產生852 Mt的玻璃固化體、(C)以Pyrochemical再處理程序將產生1,800 Mt的HLW陶瓷型態廢棄物。其他產生之鈾、LLW與二次廢棄物暫不討論。

再以玻璃固化體平均密度約為 $2.65 \text{ Mt/m}^3$ (羅上庚, 2007)，(A)推算PUREX再處理程序產生之1,800 Mt HLW體積約為 $679 \text{ m}^3$ ，(B)推算由UREX+再處理程序產生之852 Mt HLW體積約為 $322 \text{ m}^3$ ，以陶瓷型態廢棄物平均密度約為 $3.2 \text{ Mt/m}^3$ (USDOE, 2008)推算Pyrochemical再處理程序產生之1,800 Mt HLW體積約為 $563 \text{ m}^3$ 。處置容器數量亦假設每罐僅裝填 $0.15 \text{ m}^3$ ，則(A)PUREX再處理程序約產生4,528罐、(B)UREX+再處理程序約產生2,144罐、(C)再處理程序約產生3,750罐。

表 3-22：我國用過核子燃料數量統計表

電廠	燃料量(束)		鈾燃料重量(kgU)	
	1號機	2號機	1號機	2號機
核一廠 (BWR)	3,760	3,772	669,280	671,529
核二廠 (BWR)	5,772	5,772	969,350	974,256
核三廠 (PWR)	1,917	1,925	815,032	817,201
龍門廠 (ABWR)	6,604	6,604	1,215,136	1,215,136
合計	36,126		7,347 tU	

(台灣電力公司，2006)

表 3-23：不同再處理方法產生之廢棄物差異比較表

		PUREX	UREX+	Pyrochemical
HLW	固化體	490 Mt (玻璃)	232 Mt (玻璃)	490 Mt (陶瓷)
	U	1,890 Mt		
LLW	LLW	350 Mt	1,892 Mt U	1,720 Mt U
	cladding	660 Mt	660 Mt	660 Mt
二次廢棄物		2.12 Mt	3.52 Mt	2.12 Mt

(USDOE，2003b)

最後，我國SNF數量與再處理後之HLW數量比較可分成下列兩個案例分別說明：

(1) 直接處置案例

以我國四座核電廠(八部機組)皆運轉40年作為計算基準，SNF數量統計如表 3-17所示(台灣電力公司，2006)。假設龍門廠ABWR之燃料型態與核一廠或核二廠之BWR燃料型態一樣，則BWR型態之SNF數量，合計有32,284束。PWR型態之SNF數量，合計有3,842束。SNF直接處置容器尺寸定為高4.91 m，直徑1.05 m，銅殼厚度5 cm，內裡為具有容納燃料組件空間之鑄鐵模。每個處置容器可放入12個BWR燃料組件(燃料束)或四個PWR燃料組件。BWR燃料組件計有32,284束，需2691個處置容器。PWR燃料組件計有3,842束，需961個處置容器。總計所需處置容器共3,652個。

(2) 再處理後處置案例

如表 3-17所列，SNF之總鈾重約為7,347 tU，以國際間SNF經再處理後之容積轉換比約為0.12 (m<sup>3</sup>/tU)計算，則我國SNF經再處理後之HLW體積約為882 m<sup>3</sup>。再處理後HLW貯存容器為不銹鋼桶，每罐可盛裝0.15 m<sup>3</sup>HLW。進行處置時，貯存容器外部再以鑄鐵進行處置外包裝，其尺寸為高1.73 m，直徑0.82 m。HLW體積約為882 m<sup>3</sup>，則約需5,880個處置容器。

#### 3.2.6.4 HLW活度分析

本研究擬先研析國際間SNF重要核種篩選準則，並擬定出HLW重要核種篩選原則。

國內學者(蔡世欽，1999)綜合過去相關研究(Benedict et al., 1981；Brookins, 1984)，以核種半衰期(half-life)、輻射效應與熱效應為重要核種主要篩選原則：(A)半衰期：剔除半衰期在10年以下之分裂產物與活化核種，及根據Ionescu et al.(1999)的建議剔除子核半衰期小於1年和衰變結束時子核半衰期小於25年者；(B)輻射效應：剔除毒性指數低於1的核種(保留Cl-36, Ni-59, Ni-63, Se-79, Zr-93, Nb-93m, Tc-99, Pd-107, I-129, Sm-151)；(C)熱效應：根據國外文獻(Ionescu et al., 1999)的建議保留在處置初期熱效應顯著之核種(Sr-90,

Cs-134, Cs-137, Pm-147, Eu-152)。本計畫歷年成果源項特性分析中已進行我國核一廠和核二廠(皆為BWR)，以及核三廠(PWR)用過核子燃料重要核種篩選與活度分析，其重要核種篩選乃根據以下原則：(A)分裂／活化產物：不考慮1,000年後到達生物圈的輻射活度可忽略的核種；(B)衰變鏈放射性核種：不考慮半衰期短且質量小於子核種之1/1000的母核種，以及半衰期小於1年的中間核種及小於25年的最後核種。瑞士NAGRA(2003)重要核種的篩選原則主要剔除活度低於1 GBq的核種。SR 95(SKB, 1995)篩選原則(適用於用過核子燃料與其他形式廢料)：(A)分裂／活化產物毒性(劑量因子與總質量的乘積)：剔除在任何時間內低於0.01 %總毒性的核種；(B)鈾系核種及其子核：所有鈾系核種及其子核皆含括。德國安全評估(GRS, 2000)考量的重要核種篩選原則區分成分裂活化核種與鈾系核種，分裂活化核種篩選主要假設(A)處置場封閉後對生物圈的影響最快在103年後發生；(B)處置場封閉後107年的核種活度不再對生物圈造成影響；(C)在處置場劑量評估的103~107年之前，生物圈不受處置場劑量影響。鈾系核種篩選主要假設(A)剔除母核種活度低於100倍子核種活度，並短半衰期的母核種；(B)剔除在衰變鏈中半衰期低於1年的核種；(C)剔除在衰變鏈終端半衰期低於25年的核種。

綜合以上重要核種篩選原則各有不同的考量並無一固定原則，唯半衰期是一個較為通用的篩選原則，另一個需注意的是衰變熱的影響；因此基於此兩點，HLW重要核種篩選方式主要以(A)採取多數交集原則，保留至少兩個文獻皆考量的核種；(B)篩除半衰期低於25年之核種；(C)保留主要提供衰變熱的重要核種(如Sr-90, Cs-134, Cs-137, Pm-147, Eu-152)；(D)保留毒性指數較高的核種(如Cl-36, Ni-59, Ni-63, Se-79, Zr-93, Nb-93m, Tc-99, Pd-107, I-129, Sm-151)。

而國際間HLW重要核種彙整部分以美國CDBS資料庫(美國西谷示範計畫、美國塞芬拿河場址、美國漢福場址、美國愛德華國家工程實驗室)、瑞士與日本等國際間HLW重要核種為參考依據。

西谷示範計畫(WVDP)根據ORIGEN 2推估每罐中含有HLW主要核種與活度如表 3-24所示，共有90個核種，總活度約 $4.06E+15$  Bq。塞芬拿河場址(SRS)的HLW主要來自處理國防反應器燃料，其酸性高放射性廢棄物經

DWPF(Defense Waste Processing Facility)處理成玻璃固化體。SRS根據ORIGEN 2推估每罐中含有HLW主要核種與活度如表 3-24所示，共有91個核種，總活度約 $8.67E+15$  Bq。漢福場址(Hanford Site)儲存之廢棄物混雜包括HLW、LLW與TRU且各類廢棄物無法區分，其中可能可被再處理固化的廢棄物主要有：中和過程的酸液(Neutralized Current Acid Waste, NCAW)、中和過程的護套移除廢液(Neutralized Cladding Removal Waste, NCRW)、鈾完成場廢液(Plutonium Fin-ishing Plant waste, PFP)以及螯合劑濃縮廢液(Complexant Concentrate, CC)。NCRW主要來自PUREX處理廠之第一次循環以溶解鈾合金護套之溶劑廢液，為一鹼性固-液廢棄物。根據ORIGEN 2推估每罐中含有HLW主要核種與可能最大活度如表 3-24所示，共有69個核種，總活度約 $1.10E+16$  Bq。愛德華化學處理廠(ICPP)位於愛德華國家工程實驗室(Idaho National Engineering Laboratory, INEL)內，主要處理海軍潛艇推進用核子燃料與其他研究用反應器燃料，並回收其中的鈾等有用元素，其核子燃料包括鈾、不銹鋼與鈾合金護套燃料，且HLW主要來自於溶解與有機萃取這些燃料之廢液，並以流體化床鍛燒程序(Fluidized-Bed Calcining Process)進行處理，再利用玻璃陶瓷(Glass-Ceramic)固化方式進行HLW廢液的固化處理，其推估每罐中含有HLW主要核種與可能最大活度如表 3-24所示，共有38個核種，總活度約 $4.03E+15$  Bq。

瑞士Nagra計畫曾在其NTB 01-01報告中，針對用過核子燃料經再處理之數量與核種活度進行評估(McGinnes, 2002)，其以ORIGEN 2並參考COGEMA公司及BNFL公司所提供的資料，分析每個HLW處置容器中的核種與活度，並依COGEMA與BNFL不同的處理結果進行區分，COGEMA公司與BNFL公司的分析結果分列於表 3-24。比較其結果可知核種種類與數量皆相同為79個核種，COGEMA公司的固化容器每罐活度為 $2.92E+16$  Bq；而BNFL公司的處置容器每罐活度則為 $3.64E+16$  Bq，兩者相差不大。而日本的用過核子燃料經再處理後才將玻璃固化之HLW進行最終處置，並以ORIGEN 2.1計算核種活度，其HLW的核種活度基本假設來自SNF鈾濃縮比為4.5 %及45,000 MWD/MTU燃耗的LWR，其中並未包括L/ILW，再處理過程中鈾的回收率為99.875 %，而鈾的回收率為99.452 % (JNC, 2000)。日本進行HLW最終處置考量的重要核種與活度如表 3-24共32個重要核種，總活度為 $7.71E+12$  Bq。

表 3-24：美國CDBS資料庫、瑞士NAGRA報告與日本H12報告之再處理後核種與活度列表

RNs	SRS	Hanford	INEL	WVDP	COGEMA	BNFL	H12
Be-10					2.00E+05	3.20E+05	
C-14					1.90E+08	7.10E+07	
Ca-41					6.80E+06	6.90E+07	
Ca-45					4.60E+07	1.10E+09	
Cr-51	3.45E-06						
Mn-54					6.30E+09	1.20E+11	
Fe-55		5.22E+12		1.02E+11	5.10E+11	3.40E+12	
Co-58					2.60E+06	3.40E+05	
Co-60	6.29E+12	1.59E+11		1.12E+11	5.50E+12	1.50E+13	
Ni-59	8.87E+08	5.03E+09		1.54E+10	2.40E+09	6.70E+08	
Ni-63	1.10E+11	5.81E+11		1.12E+12	3.40E+11	9.30E+10	
Zn-65					9.80E+10	9.30E+09	
Se-79	6.29E+09	1.44E+08	3.02E+09	5.11E+08	1.22E+09	1.60E+09	1.64E+10
Rb-87	3.23E+04		1.70E+05				
Sr-89	1.58E+06	2.41E+09					
Sr-90	1.73E+15	1.55E+15	6.14E+14	9.73E+14	3.50E+15	4.10E+15	
Y-90	1.77E+15	1.55E+15	6.14E+14	9.73E+14	3.50E+15	4.10E+15	
Y-91	2.80E+07	2.69E+10					
Zr-93	4.13E+10	4.77E+10	1.46E+10	3.96E+10	9.40E+10	1.30E+11	7.39E+10
Zr-95	3.72E+08	1.02E+11			1.10E+10	1.80E+14	
Nb-93m		2.13E+10	3.54E+09	2.65E+10	2.00E+10	5.00E+10	7.02E+10
Nb-94	3.57E+06				6.80E+08	9.90E+06	1.83E+08
Nb-95	7.83E+08	2.10E+11					
Nb-95 m	4.61E+06						
Mo-93					5.10E+07	5.00E+07	
Tc-99	1.14E+11	3.46E+11	9.92E+10	1.58E+10	8.40E+11	9.40E+11	5.14E+11
Ru-103	6.23E+02	1.10E+07					
Ru-106	8.33E+13	1.85E+14	4.58E+13	2.05E+09	2.10E+15	2.40E+15	
Rh-102					2.00E+10	1.00E+09	
Rh-103 m	6.05E+02	9.95E+06					
Rh-106	8.36E+13	1.85E+14	4.58E+13	2.05E+09	2.10E+15	2.40E+15	
Pd-107	5.45E+08	1.51E+09	9.45E+07	1.60E+09	6.50E+09	7.50E+09	4.16E+09
Ag-108m					5.80E+08	5.00E+08	
Ag-110 m	4.65E+09	5.88E+10			3.00E+12	6.30E+12	
Cd-109					7.00E+09	2.00E+07	
Cd-113	1.85E-03						
Cd-113 m		5.40E+11		3.09E+11	2.20E+12	2.00E+12	
Cd-115 m	4.49E+01	3.25E+05					
In-113 m		9.32E+08					
Sn-113		9.32E+08					
Sn-119 m		2.01E+11			3.90E+11	4.50E+11	
Sn-121 m	2.92E+09	3.92E+09		2.54E+09	8.80E+09	1.10E+10	
Sn-123	9.43E+09	1.07E+11			6.90E+10	2.80E+12	
Sn-126	1.63E+10	1.70E+10	1.51E+09	1.51E+10	3.70E+10	5.10E+10	2.97E+10
Sb-124	2.64E+03	1.30E+06			3.10E+06	3.10E+10	
Sb-125	3.14E+13	6.51E+13		1.06E+12	2.50E+14	1.80E+14	
Sb-126	2.28E+09	2.40E+09	1.51E+09	2.12E+09			
Sb-126 m	1.63E+10	1.70E+10	1.51E+09	1.51E+10			



RNs	SRS	Hanford	INEL	WVDP	COGEMA	BNFL	H12
Te-123m					1.30E+08	8.00E+08	
Te-125 m	1.02E+13	1.59E+13		2.59E+11	5.90E+13	4.20E+13	
Te-127	4.45E+09	1.09E+11					
Te-127 m	4.54E+09	1.11E+11			8.40E+10	8.50E+12	
Te-129	1.13E-01	1.39E+04					
Te-129 m	1.76E-01	2.13E+04					
I-129		6.03E+05			1.60E+06	2.10E+06	
Cs-134	1.25E+13	4.44E+13	1.56E+14	7.51E+11	2.00E+15	9.10E+14	
Cs-135	3.68E+09	9.29E+09	3.54E+09	2.35E+10	2.00E+10	3.90E+10	1.83E+10
Cs-136	2.90E-29						
Cs-137	1.61E+15	1.89E+15	6.14E+14	1.05E+15	4.80E+15	5.70E+15	
Ba-136 m	3.18E-28						
Ba-137 m	1.54E+15	1.78E+15	5.67E+14	9.92E+14	4.50E+15	5.40E+15	
Ba-140	3.79E-26						
La-140	1.59E-26						
Ce-141	1.33E+00	4.18E+05					
Ce-142	3.56E+05						
Ce-144	3.65E+14	1.10E+15	3.87E+14	9.47E+07	1.70E+15	3.90E+15	
Pr-143	4.43E-24						
Pr-144	3.65E+14	1.10E+15	3.87E+14	9.47E+07	1.70E+15	3.90E+15	
Pr-144 m	4.39E+12	1.32E+13					
Nd-144	1.80E+01						
Nd-147	4.67E-34						
Pm-146				1.58E+09	6.70E+10	1.40E+10	
Pm-147	8.95E+14	1.47E+15	5.67E+14	1.28E+13	2.40E+15	2.50E+15	
Pm-148	2.58E+00						
Pm-148 m	3.73E+01	4.88E+05					
Sm-147	7.40E+04						
Sm-148	2.14E-01						
Sm-149	6.59E-02						
Sm-151	9.17E+12	3.09E+13	8.03E+12	1.22E+13	1.90E+13	2.30E+13	4.71E+09
Eu-152	1.36E+11	1.01E+11		5.29E+10	2.80E+11	3.30E+11	
Eu-154	2.29E+13	1.24E+13	8.51E+12	1.39E+13	3.20E+14	2.30E+14	
Eu-155	1.76E+13	1.52E+13		3.47E+12	1.60E+14	1.30E+14	
Eu-156	1.94E-21						
Gd-153		4.26E+08			1.20E+12	6.30E+11	
Tb-160	4.14E+04	4.07E+06			4.90E+08	4.20E+10	
Ho-166m					1.80E+08	1.50E+08	
Tl-207				1.19E+09			
Tl-208	4.17E+07			4.70E+08			
Pb-209				3.05E+07			
Pb-210							2.07E+06
Pb-211				1.20E+09			
Pb-212				1.31E+09			
Bi-211				1.20E+09			
Bi-212				1.31E+09			
Bi-213				3.05E+07			
Po-212				8.36E+08			
Po-213				2.91E+07			
Po-215				1.20E+09			

RNs	SRS	Hanford	INEL	WVDP	COGEMA	BNFL	H12
Po-216				1.31E+09			
At-217				3.05E+07			
Rn-219				1.20E+09			
Rn-220				1.31E+09			
Fr-221				3.05E+07			
Fr-223				1.60E+07			
Ra-223				1.20E+09			
Ra-224				1.31E+09			
Ra-225				3.05E+07			
Ra-226							2.16E+06
Ra-228				2.21E+08			
Ac-225				3.05E+07			
Ac-227				1.20E+07	1.10E+05	4.70E+05	8.98E+05
Ac-228				2.21E+08			
Th-227				1.18E+09			
Th-228				1.31E+09	3.40E+08	6.70E+08	
Th-229				3.05E+07			4.52E+06
Th-230				8.73E+06	3.10E+06	1.10E+07	9.23E+06
Th-231				1.31E+07			
Th-232				2.39E+08			6.13E+06
Th-234				1.16E+08			
Pa-231				2.21E+09	8.30E+05	2.00E+06	8.99E+05
Pa-233				3.40E+09			
Pa-234 m				1.16E+08			
U-232	4.95E+08			1.01E+09	1.10E+06	2.70E+05	
U-233	5.86E+04		5.67E+01	1.31E+09	8.30E+04	1.20E+05	9.75E+07
U-234	1.27E+09	1.78E+08	2.03E+04	6.11E+08	7.20E+07	1.90E+07	8.14E+08
U-235	5.82E+06	7.29E+06	8.51E+04	1.31E+07	1.20E+06	3.00E+05	2.74E+06
U-236	4.17E+07	1.76E+07	4.72E+05	4.07E+07	1.70E+07	3.50E+06	5.94E+07
U-237			2.27E+02				
U-238	3.89E+08	1.38E+08	4.72E-01	1.16E+08	1.90E+07	6.00E+06	3.89E+07
Np-235					1.90E+07	2.80E+06	
Np-236	6.45E+02			1.38E+09			
Np-237	3.29E+08	7.36E+09	2.27E+06	3.40E+09	1.70E+10	1.90E+10	2.31E+10
Np-239				5.03E+10			
Pu-236	4.52E+09			1.22E+08	1.00E+07	1.60E+06	
Pu-237	3.31E-01						
Pu-238	5.49E+13	2.84E+10	3.31E+12	1.21E+12	2.10E+11	3.50E+11	9.79E+09
Pu-239	4.78E+11	5.22E+10	3.31E+10	2.36E+11	2.00E+10	6.60E+10	8.79E+10
Pu-240	3.21E+11	2.01E+10	3.07E+10	1.73E+11	3.60E+10	1.10E+11	3.59E+11
Pu-241	6.18E+13	9.55E+11	7.56E+12	1.17E+13	6.10E+12	1.50E+13	1.13E+10
Pu-242	4.53E+08	4.85E+06	8.51E+07	2.36E+08	9.80E+07	3.30E+08	3.82E+08
Am-241	4.08E+11	2.13E+13	4.30E+10	7.77E+12	3.30E+13	1.10E+14	5.75E+12
Am-242	5.31E+08	1.53E+10		4.29E+10			
Am-242 m	5.35E+08			4.33E+10	7.30E+11	1.50E+12	5.04E+09
Am-243	2.14E+08	2.50E+09	3.92E+08	5.03E+10	7.60E+11	8.80E+11	7.18E+11
Cm-242	1.29E+09	1.85E+10	3.07E+10	3.56E+10	4.10E+12	5.80E+13	
Cm-243	2.06E+08			1.95E+10	6.90E+11	7.60E+11	
Cm-244	3.98E+12	4.63E+11	2.46E+10	1.11E+12	7.10E+13	5.40E+13	
Cm-245	2.48E+05			1.28E+08	5.90E+09	6.50E+09	1.13E+10

RNs	SRS	Hanford	INEL	WVDP	COGEMA	BNFL	H12
Cm-246	1.98E+04			1.45E+07	1.10E+09	1.20E+09	2.32E+09
Cm-247	2.44E-02						
Cm-248	2.54E-02						
Total	8.67E+15	1.10E+16	4.03E+15	4.06E+15	2.92E+16	3.64E+16	7.71E+12

有關SNF經不同再處理方法後產生HLW之重要核種差異分析部分，國際間SNF再處理方法，如法國、英國與日本使用的PUREX方法、美國實驗室研發階段中之UREX及UREX+系列再處理方法，及工程示範規模之熱化學(Pyrochemical)再處理方法程序。其中(A)PUREX是把有用的鈾與鈾個別分離後，剩餘無利用價值高活度產物以玻璃固化的方式形成HLW；(B)進步型鈾萃取再處理程序(UREX+，Advanced UREX)則以UREX再處理方法為前導程序，進而加入多個階段處理程序，俾利分離鈾、鎔外的產物(或廢棄物)，其依序產物如：鈾(U)回收率須高於90%、鎔(Tc)回收率須超過95%、碘(I)回收率在燃料溶解過程須超過95%、銫(Cs)與銣(Sr)的回收率須達97%以降低處置場中的熱負載、鈾(Pu)與銻(Np)的回收率須超過99%、銂(Am)與錒(Cm)的回收率須達99.5%等，及其他所含有可溶的分裂產物(除銫、銣、鎔、碘和鏷系元素)殘留液需固化以便於進行處置；(C)熱化學程序(Pyrochemical Process)其廢棄物型態中陶瓷型態廢棄物以沸石(zeolite 4A)與玻璃材料為基質，煅燒包裹超鈾元素及分裂產物，而金屬型態廢棄物則以不銹鋼與鈷金屬(通常為15wt%組成)同為基質(SS-15Zr)煅燒包裹分裂產物。由於UREX+系列及熱化學之再處理方法目前兩者仍處於實驗室與工程示範研析階段，離再處理商業化運轉仍有很長的時間需要試車與驗證。故後續研析工作將以國際主要再處理國家(美國、法國、日本及英國等)廣泛應用且已商業運轉多年的PUREX再處理方法為評估基準。

我國SNF可能再處理後產生重要核種之分析則依據上述說明，彙整美國WVDP研究報告(USDOE, 1992)、瑞士NAGRA計畫(McGinnes, 2002)與日本H12研究報告(JNC, 2000)的HLW核種種類，並以多數交集原則(至少兩個文獻皆有)篩選考量納入分析之核種，如表 3-25所示。美國WVDP研究報告考量的核種共90個；瑞士NAGRA計畫考量的核種共79個，其中COGEMA與BNFL考量的核種是一樣的；日本H12研究報告考量的核種共32個，多數交集結果共有58個核種。

倘若考慮半衰期，將多數交集的結果排除半衰期低於25年之核種，結果如表 3-26所示。排除半衰期低於25年的核種後，共保留34個重要核種。

倘若考慮衰變熱與毒性，將排除半衰期低於25年後的34個重要核種，再考量加入具有衰變熱的核種及有較高毒性的核種。具衰變熱的核種主要有Sr-90,

Cs-134, Cs-137, Pm-147, Eu-152五個，其中Sr-90, Cs-137已包含於34個重要核種，Cs-134, Pm-147, Eu-152則未包含於34個重要核種中，Cs-134曾出現於交集核種中，雖然其半衰期僅2.06年，然而此核種為提供衰變熱的主要核種之一，故應予以納入；Pm-147, Eu-152與Cs-134也有類似的情形，其半衰期分別為2.62年與13.3年，但考量皆為具有衰變熱的主要核種之一，故亦應予以納入。較高毒性的核種則有Cl-36, Ni-59, Ni-63, Se-79, Zr-93, Nb-93m, Tc-99, Pd-107, I-129, Sm-151。其中Ni-59, Ni-63, Se-79, Zr-93, Tc-99, Pd-107, Sm-151已含括於34個重要核種裡。Cl-36儘管有較高的毒性，但此核種在美國WVDP研究報告、瑞士NAGRA計畫與日本H12研究報告中皆未出現，故此核種原則上不列入考量。Nb-93m曾出現於交集核種中，雖然其半衰期僅13.6年，然此核種亦為較高毒性的主要核種之一，故應予以納入。此外，I-129雖然僅在瑞士NAGRA計畫中出現，但因其具長半衰期( $1.57E+07$ 年)，且具有高溶解度和低吸附性之特性，因此仍為重要的核種，故將其納入。綜合以上分析結果列於表 3-27中，建議考量的HLW重要核種共39個。

表 3-25：重要核種篩選多數交集結果之比較

WVDP	NAGRA	H-12	交集核種	WVDP	NAGRA	H-12	交集核種
	Be-10					Pb-210	
	C-14			Pb-211			
				Pb-212			
	Ca-41			Bi-211			
	Ca-45			Bi-212			
	Mn-54			Bi-213			
Fe-55	Fe-55		Fe-55	Po-212			
	Co-58			Po-213			
Co-60	Co-60		Co-60	Po-215			
Ni-59	Ni-59		Ni-59	Po-216			
Ni-63	Ni-63		Ni-63	At-217			
	Zn-65			Rn-219			
Se-79	Se-79	Se-79	Se-79	Rn-220			
Sr-90	Sr-90		Sr-90	Fr-221			
Y-90	Y-90		Y-90	Fr-223			
Zr-93	Zr-93	Zr-93	Zr-93	Ra-223			
	Zr-95			Ra-224			
Nb-93 m	Nb-93m	Nb-93m	Nb-93m	Ra-225			
	Nb-94	Nb-94	Nb-94			Ra-226	
	Mo-93			Ra-228			
Tc-99	Tc-99	Tc-99	Tc-99	Ac-225			
	Rh-102			Ac-227	Ac-227	Ac-227	Ac-227
Rh-106	Rh-106		Rh-106	Ac-228			
Ru-106	Ru-106		Ru-106	Th-227			
Pd-107	Pd-107	Pd-107	Pd-107	Th-228	Th-228		Th-228
	Ag-108m			Th-229		Th-229	Th-229
	Ag-110m			Th-230	Th-230	Th-230	Th-230
	Cd-109			Th-231			
Cd-113 m	Cd-113m		Cd-113m	Th-232		Th-232	Th-232
	Sn-119m			Th-234			
Sn-121 m	Sn-121m		Sn-121m	Pa-231	Pa-231	Pa-231	Pa-231
	Sn-123			Pa-233			
Sn-126	Sn-126	Sn-126	Sn-126	Pa-234 m			
	Sb-124			U-232			U-232
Sb-125	Sb-125		Sb-125	U-233	U-233	U-233	U-233
Sb-126				U-234	U-234	U-234	U-234
Sb-126 m				U-235	U-235	U-235	U-235
	Te-123m			U-236	U-236	U-236	U-236
Te-125 m	Te-125m		Te-125m	U-238	U-238	U-238	U-238
	Te-127m				Np-235		
	I-129			Np-236			
Cs-134	Cs-134		Cs-134	Np-237	Np-237	Np-237	Np-237
Cs-135	Cs-135	Cs-135	Cs-135	Np-239			
Cs-137	Cs-137		Cs-137	Pu-236			Pu-236
Ba-137 m	Ba-137m		Ba-137m	Pu-238	Pu-238	Pu-238	Pu-238
Ce-144	Ce-144		Ce-144	Pu-239	Pu-239	Pu-239	Pu-239
Pr-144	Pr-144		Pr-144	Pu-240	Pu-240	Pu-240	Pu-240
Pm-146	Pm-146		Pm-146	Pu-241	Pu-241	Pu-241	Pu-241
Pm-147	Pm-147		Pm-147	Pu-242	Pu-242	Pu-242	Pu-242
Sm-151	Sm-151	Sm-151	Sm-151	Am-241	Am-241	Am-241	Am-241
Eu-152	Eu-152		Eu-152	Am-242			
Eu-154	Eu-154		Eu-154	Am-242 m	Am-242m	Am-242m	Am-242m
Eu-155	Eu-155		Eu-155	Am-243	Am-243	Am-243	Am-243
	Gd-153			Cm-242	Cm-242		Cm-242
	Tb-160			Cm-243	Cm-243		Cm-243

WVDP	NAGRA	H-12	交集核種	WVDP	NAGRA	H-12	交集核種
	Ho-166m			Cm-244	Cm-244		Cm-244
Tl-207				Cm-245	Cm-245	Cm-245	Cm-245
Tl-208				Cm-246	Cm-246	Cm-246	Cm-246
Pb-209							
				<b>90</b>	<b>79</b>	<b>32</b>	<b>58</b>

表 3-26：半衰期超過25年的重要核種篩選結果之比較

交集核種	半衰期(年)	半衰期超過25年的核種	交集核種	半衰期(年)	半衰期超過25年的核種
Fe-55	2.73E+00		Eu-154	8.59E+00	
Co-60	5.27E+00		Eu-155	4.96E+00	
Ni-59	7.60E+04	Ni-59	Ac-227	2.18E+01	
Ni-63	1.00E+02	Ni-63	Th-228	1.91E+00	
Se-79	6.50E+04	Se-79	Th-229	7.34E+03	Th-229
Sr-90	2.88E+01	Sr-90	Th-230	7.70E+04	Th-230
Y-90	7.30E-03		Th-232	1.41E+10	Th-232
Zr-93	1.53E+06	Zr-93	Pa-231	3.28E+04	Pa-231
Nb-93m	1.36E+01		U-232	7.20E+01	U-232
Nb-94	2.03E+04	Nb-94	U-233	1.59E+05	U-233
Tc-99	2.13E+05	Tc-99	U-234	2.45E+05	U-234
Rh-106	9.44E-07		U-235	7.04E+08	U-235
Ru-106	1.02E+00		U-236	2.34E+07	U-236
Pd-107	6.50E+06	Pd-107	U-238	4.47E+09	U-238
Cd-113m	1.36E+01		Np-237	2.14E+06	Np-237
Sn-121m	1.00E+05	Sn-121m	Pu-236	2.85E+00	
Sn-126	1.00E+05	Sn-126	Pu-238	8.77E+01	Pu-238
Sb-125	2.76E+00		Pu-239	2.41E+04	Pu-239
Te-125m	1.57E-01		Pu-240	6.54E+03	Pu-240
Cs-134	2.06E+00		Pu-241	1.44E+01	
Cs-135	2.30E+06	Cs-135	Pu-242	3.87E+05	Pu-242
Cs-137	3.01E+01	Cs-137	Am-241	4.32E+02	Am-241
Ba-137m	2.13E-01		Am-242m	1.52E+02	Am-242m
Ce-144	7.80E-01		Am-243	7.38E+03	Am-243
Pr-144	1.44E+00		Cm-242	4.46E-01	
Pm-146	5.53E+00		Cm-243	2.85E+01	Cm-243
Pm-147	2.62E+00		Cm-244	1.81E+01	
Sm-151	9.00E+01	Sm-151	Cm-245	8.50E+03	Cm-245
Eu-152	1.33E+01		Cm-246	4.73E+03	Cm-246
			<b>58</b>		<b>34</b>



表 3-27：建議HLW重要核種

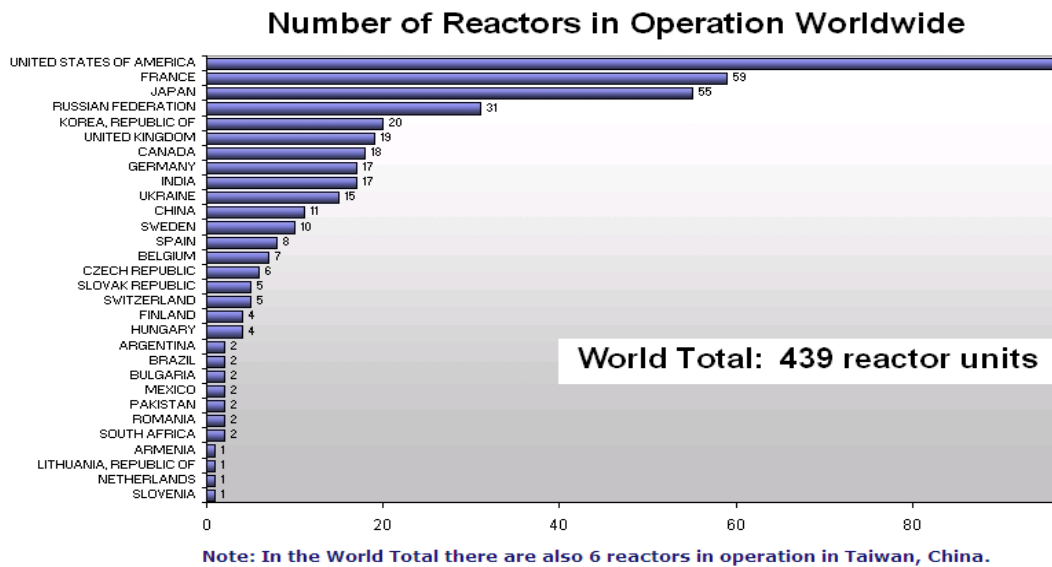
半衰期超過25年的核種	熱效應核種	毒性效應核種	HLW重要核種
		Cl-36 (×)	
Ni-59		Ni-59	Ni-59
Ni-63		Ni-63	Ni-63
Se-79		Se-79	Se-79
Sr-90	Sr-90		Sr-90
Zr-93		Zr-93	Zr-93
		Nb-93m	Nb-93m
Nb-94			Nb-94
Tc-99		Tc-99	Tc-99
Pd-107		Pd-107	Pd-107
Sn-121m			Sn-121m
Sn-126			Sn-126
		I-129	I-129
	Cs-134		Cs-134
Cs-135			Cs-135
Cs-137	Cs-137		Cs-137
	Pm-147		Pm-147
Sm-151		Sm-151	Sm-151
	Eu-152		Eu-152
Th-229			Th-229
Th-230			Th-230
Th-232			Th-232
Pa-231			Pa-231
U-232			U-232
U-233			U-233
U-234			U-234
U-235			U-235
U-236			U-236
U-238			U-238
Np-237			Np-237
Pu-238			Pu-238
Pu-239			Pu-239
Pu-240			Pu-240
Pu-242			Pu-242
Am-241			Am-241
Am-242m			Am-242m
Am-243			Am-243
Cm-243			Cm-243

Cm-245			Cm-245
Cm-246			Cm-246
34	5	10	39

### 3.2.6.5 國外HLW相關處置資料分析

依據國際原子能總署(International Atomic Energy Agency, IAEA)動力反應器資訊系統(Power Reactor Information System, PRIS)(IAEA, 2008a), 及IAEA「Nuclear Power Reactors in the World, 2007 Edition」報告(IAEA, 2008b), 彙整國際間核能發電資訊。在2007年底全球共有439部核能發電機組運轉中, 分別屬於31個國家(圖3-55)。前十名國家依次為美國(104部機組)、法國(59部機組)、日本(55部機組)、俄國(31部機組)、韓國(20部機組)、英國(19部機組)、加拿大(18部機組)、德國(17部機組)、印度(17部機組)、烏克蘭(15部機組)。台灣目前有6部機組, 排在第15名。若將建造中與停機中的能發電機組列入統計則共有598部機組, 分別屬於34個國家。變動的三個國家包括伊朗興建中的一部機組; 義大利永久停機四部機組; 哈薩克永久停機一部機組。

依據國際原子能總署各國現況資訊報告, 本分項製作資料彙整表格, 內容包含(1)國名(2)法規主管機關(3)核能電廠型式(4)電廠運轉年限(5)廢棄物管理機構(6)再處理與貯存現況(7)處置數量、時程及處置母岩(8)核能處置發展等主要欄位。將國際原子能總署各國現況資訊, 彙整為各國HLW處置資訊彙整表, 成果之範例(以日本為例)如表3-28。



(IAEA, 2008a)

圖 3-55：2007年國際核能發電各國運轉中機組數量比較

表 3-28：日本之國家處置現況資訊彙整表

國名	日本Japan
法規主管機關	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Nuclear and Industrial Safety Agency</li> <li>● Ministry of Economy, Trade and Industry(NISA/METI)</li> <li>● Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology(STPB/MEXT)</li> <li>● Ministry of Health, Labour and Welfare(MHLW)</li> <li>● Nuclear Safety Commission, Cabinet Office(NSC)</li> <li>● Japan Nuclear Energy Safety Organization(JNES)</li> <li>● Nuclear Safety Technology Center(NUSTEC)</li> </ul>
核能電廠型式	33BWR,24PWR,1GCR,2其他
電廠運轉年限	-
廢棄物管理機構	Nuclear Waste Management Organization of Japan(NUMO)
再處理	與英國及法國簽約處理的數量包括輕水式反應器SNF 5,600 t U及氣冷式反應器SNF 1,500 t U。再處理後產生的鈾與鈾及衍生廢棄物均運回日本。
貯存現況	<p>貯存主要地點在Rokkasho 的Japan Nuclear Fuel Limited(JNFL)公司。設施情形包括：</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● Uranium Enrichment Plant</li> <li>● Vitrified Waste Storage Center：貯存國外運回之再處理後玻璃化HLW廢棄物，目前1995年啟用的乾式貯存坑(pits)容量有1,440個包件，已放1,160桶(每桶170L)(體積共197.2 m<sup>3</sup>)。另有150桶檢查準備中。相同容量的新廠房自2004年6月開始興建，預計2009年落成。總貯存量將達2,880個包件。</li> <li>● Reprocessing Plant：運轉量800 tU/y。目前進行運轉前測試。貯存建築包括三個貯存水池有3,000 tU的貯存量。從2000年起已開始接收SNF。</li> <li>● MOX fuel Fabrication Plant：於2005年提出興建申請。運轉量MOX fuel 130 tHM/y。2007年開始興建，預計2012年完成。</li> </ul>
處置數量	-
處置時程	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 初步調查區域選址(PIAs)：2009~2013</li> <li>● 細部調查區域選址(DIAs)：2013~2023</li> <li>● 處置場選址：2023</li> <li>● 處置場設計與申照：2023~2027</li> <li>● 開始興建：2027</li> <li>● 開始運轉：2033~2038</li> </ul>
處置母岩	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 處置玻璃固化之HLW，規劃處置容量約40,000罐，每罐150L相當6000 m<sup>3</sup>。</li> <li>● 處置深度大於300 m</li> <li>● 場址尚未選定，母岩未確定(結晶岩/黏土岩)</li> </ul>
核能與處置發展	開始初步調查區域選址與細部調查區域選址階段(2009-2013)。

34個核能發電國家中，其中26個有簽署「用過核子燃料及放射性廢棄物安全管理聯合公約」且有國家報告，包括阿根廷、比利時、巴西、保加利亞、加拿大、中國、捷克、芬蘭、法國、德國、匈牙利、義大利、日本、韓國、立陶宛、荷蘭、羅馬尼亞、俄羅斯、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞典、瑞士、烏克蘭、英國、美國。

本節以聯合公約國家報告資訊為主，並增補相關文獻，將33個核能發電國家(不含台灣)HLW之國家管理體系、反應器類型、貯存量、預估處置數量、再處理與否、處置政策現況等結果，彙整為比較表呈現於表 3-29。由目前之分析結果可知除美、日、法等具有自主再處理能力之國外，多數國家(含我國)目前採觀望態度，以直接處置為基本方案，但不排除再處理之可能性，如阿根廷、比利時、巴西、捷克、匈牙利、哈薩克、韓國、墨西哥、巴基斯坦、斯洛伐克、烏克蘭。處置場型式之決策則未有太大之變化，無論用過核子燃料或是再處理之高放射性廢棄物，仍採用深地層處置場之共識。處置母岩部分，則同樣視各國地理、地質條件以及對工程障壁系統的功能規劃，可能採取粘土岩或結晶岩，部分國家如德國及荷蘭則採取鹽岩作為處置母岩。

表 3-29：各國國家報告分析結果比較表

	反應器 數量類型	貯存量/ 年度	預估處置 數量	直接處置/ 再處理	開始處置	處置政策現況
阿根廷	3 PHWR	3223tU/2004	-	2030決定是 否再處理	2050	在2030年決定用過核子燃料要再處理或直接處置前，不會選定場址。若決定再處理，則產生的高放射性廢棄物，仍須於深層地質處置場進行處置。若不再處理，則用過核子燃料將連同電廠運轉及同位素應用產生的高放射性廢棄物一併於深層地質處置場進行最終處置。
亞美尼亞	2 PWR	-	-	目前未再處 理	未定	用過核子燃料進行乾貯前於電廠水池進行貯存至少5年，乾貯設施預計運轉50年，乾貯後再決定直接處置或再處理。
比利時	8 PWR	2668束/2004	5000tHM & 75 m <sup>3</sup>	再處理至 2001，目前未 再處理	未定	ONDRAF/NIRAS現階段(2004-2008)的研發計畫注重處置設施設計、工程障壁系統功能、母岩長期穩定性等，以釐清相關技術問題。預定2012年提出安全與可行性案例分析報告。依據目前的規劃，比利時在2025年以前不會開始建造高放射性廢棄物處置場。
巴西	2 PWR	943束/2005	-	視未來國際 情勢而定	未定	最終處置尚未進行決策，目前用過核子燃料均於電廠貯存。
保加利亞	8 PWR	871tHM/2008	-	再處理	未定	預計2012年完成高放射性廢棄物處置概念、廢棄物特性與地質條件調查工作。
加拿大	24 PHWR, 1 其他	33859tU/2004	-	直接處置	未定	2005年NWMO 提出的規劃報告草案，建議採用調適性階段管理方法進行工作。亦即全程工作可能長達三百年，劃分三階段推動處置工作。
中國	15 PWR, 2 PHWR	740 tHM/2003		再處理	2050s	1999年起在甘肅北山進行初步場址特性調查研究。初步規劃為研發選址、地下實驗、設計建造三個階段。預估在21世紀中期可以完成深層地質處置場興建。

	反應器 數量類型	貯存量/ 年度	預估處置 數量	直接處置/ 再處理	開始處置	處置政策現況
捷克	6 PWR	2396束/2004	3310 tU	保留再處理 可能性	2065	2065年之後運轉，2009年以前暫不進行現地調查。
芬蘭	2 BWR, 3 PWR	1378tU/2004	5640tU	直接處置	2020	處置場建造執照申請時程預定於2012年底。處置場運轉執照申請時程約於2020年。
法國	60PWR,9GC R,2其他	10800t & 1639 m <sup>3</sup> /2004	-	再處理	2025	在2001年與2005年針對位於Bure 地下實驗室450公尺深設施，Callovo-Oxfordian黏土岩地層提出研究報告。
德國	20PWR,11B WR, 1GCR,1PHW R,3其他	3,441tHM & 489m <sup>3</sup> /2007	-	再處理至 2005，目前未 再處理	2030	高放射性廢棄物處置在Gorleben岩坵(salt dome)的調查於2000年10月1日起暫停。德國政府將在三到十年內重新檢討選址準則與安全概念。規劃在2030年重新選出一個可以容納各類放射性廢棄物之處置場，並開始進行處置。
匈牙利	4 PWR	-	1286tHM	直接處置為 參考情節保 留再處理可 能性	2040s末 期	1995年起即在Boda地區的黏土岩層進行探查研究，預定2012年完成地下實驗室。規劃2040年代末期完成處置場的興建與運轉。
印度	2PWR,2BWR ,18PHWR, 1 其他	-	-	再處理	未定	深層地質處置場的母岩以結晶岩為考慮方向。處置概念為垂直孔處置。
伊朗	1 PWR	-	-	未定	未定	尚未進行決策。
義大利	1PWR,2BWR ,1GCR	236.8tHM & 16.3 m <sup>3</sup> /2005	-	再處理	未定	尚未進行決策。
日本	33 BWR, 24 PWR, 1 GCR, 2 其他	13000tHM & 1,100 package & 400 m <sup>3</sup> liquid /2005	-	再處理	2030s後 期	開始初步調查區域選址與細部調查區域選址階段(2009-2013)。
哈薩克	1 其他	-	-	未定	未定	尚未進行決策。



	反應器 數量類型	貯存量/ 年度	預估處置 數量	直接處置/ 再處理	開始處置	處置政策現況
韓國	19 PWR, 4 PHWR	PWR 3397tU, CANDU 3889tU /2004	-	延後再作政 策決定	未定	KAERI從1997年起執行為期10年的國家型計畫，包括處置系統開發、系統功能與安全評估、系統驗證等，以研訂韓國的參考處置系統。2005年5月KAERI在Daejeon興建地下研究坑道進行相關現地試驗。
立陶宛	2 其他	16087束/2004	2436tU	直接處置	未定	已開始執行深層地質處置可能性研究。可能處置母岩以結晶岩優先，黏土岩次之。
墨西哥	2 BWR	-	-	未定	未定	尚未進行決策。
荷蘭	1 BWR, 1 PWR	5 m <sup>3</sup> /2004	-	再處理	未定	採行長期貯存(long-term storage)政策，雖然將放射性廢棄物處置需求延後至少100年，但相關的配套措施仍持續進行研發。可回收式處置(retrievable disposal)即為其中一種概念。依目前的研發進度建議未來可能的處置母岩為荷蘭境內的鹽岩地層。
巴基斯坦	2 PWR, 1 PHWR	-	-	未定	未定	尚未進行決策。
羅馬尼亞	2 PHWR	1071tU/2007		直接處置	未定	1993年至2007年間針對有潛力的調查區域進行水文、地質、地震等資訊進行資料彙整。預定2010年ANDRAD將提出針對三種潛在母岩花崗岩、岩鹽與綠色片岩的潛在場址調查計畫。
俄羅斯	22 PWR, 19 LWGR, 2 其他	18500tHM /2005	-	再處理	未定	尚未進行決策。
斯洛伐克	6 PWR, 1 GCR	1337tHM/2004	-	未定	未定	尚未進行決策，考慮國際區域合作。
斯洛維尼亞	1 PWR	830束/2007	620 tU	直接處置	2065	1999所有用過核子燃料運往美國進行處置。

	反應器 數量類型	貯存量/ 年度	預估處置 數量	直接處置/ 再處理	開始處置	處置政策現況
南非	2 PWR	-	-	原則採直接處置，再處理為替代方案	-	尚未進行決策。
西班牙	7 PWR, 2 BWR	-	6700tU & 13 m <sup>3</sup>	直接處置，1989年前少量再處理	2050	2010前不作決策。
瑞典	3 PWR, 9 BWR, 1 PHWR	4913tHM /2004	12000tU	少量再處理至1982，現決定直接處置	2017	從2002年起在Osthammar市的 Forsmark與Oskarshamn的 Laxemar進行場址調查。預定於2009年選出或其中一處作為用過核子燃料處置場。2009年6月選定Forsmark為場址，處置場規劃於2017年開始運轉。
瑞士	3 PWR, 2 BWR	HLW56t/2004	4400t，其中1200t再處理	2006年7月起10年內不准再處理	2040	Nagra針對Opalinus黏土母岩，2002年底提出處置可行研究。政府在2006年6月底同意前述研究成果，但不同意在原地直接進行深入調查，規定選址應依Nuclear Energy Ordinance(KEV)指定的Sectoral Plan程序，基於安全、空間規劃、公眾參與等考量，至少應有兩處候選場址。
烏克蘭	17 PWR, 4 其他	-	-	早期再處理，目前未定	未定	2010前不作決策。

	反應器 數量類型	貯存量/ 年度	預估處置 數量	直接處置/ 再處理	開始處置	處置政策現況
英國	1 PWR, 41 GCR, 3 其他	SNF: AGR5500tU; PWR1200tU HLW: Magnox 55000tU; AGR 3300tU /2007	-	再處理	未定	2008年6月英國政府發布放射性廢棄物安全管理白皮書，針對高放射性廢棄物深層地質處置問題進行架構規劃。並責成NDA負責相關工作的推動與公眾溝通。
美國	82 PWR, 45 BWR, 1 PHWR, 5 其他	58,370tHM & 275 packages	YMP 70000tH M	直接處置	2017	2002年國會通過以Yucca Mountain為場址進行調查，但於2009年5月將Yucca Mountain處置計畫之2010年預算刪減至執照申請所需，並刪除所有處置場設施開發相關經費。GNEP計畫於2009年6月相關預算已被刪除，但增加先進再處理技術之研發預算，並將重新檢討長期營運策略。

### 3.2.6.6 SNF與HLW處置概念差異比較

依據各國國家報告分析結果可知，採用SNF或HLW處置方案乃依各國國情決定。採行再處理的國家多為核能產業規模較大之國家，如日、法。美國於2009年6月將GNEP相關預算刪除，但增加先進再處理技術之研發預算，並重新檢討長期營運策略，因此後續國際情勢演變值得觀察。其它核能發電國家多數採觀望態度，以直接處置為基本方案，但未來不排除再處理之可能性。

SNF與HLW處置方案差異分析大致歸納為以下四點：

- (1) 處置期程的差異：直接處置通常於SNF退出反應器後，進行40-50年的中期貯存，再予處置。再處理後處置的期程則大致如下：
  - (a) SNF退出反應器後於電廠水池貯存約1-6年。
  - (b) SNF運往國外再處理。
  - (c) SNF再處理後約20-25年HLW及L-ILW送回國內。
  - (d) HLW暫貯10-25年。
  - (e) HLW進行最終處置。
- (2) 處置標的數量的差異：直接處置的對象為SNF；再處理後處置的對象為玻璃固化HLW，以及二次低放射性廢棄物，另可能包含重製後的MOX燃料。SNF經再處理後之體積及包封後之廢棄物罐數量均不相同。
- (3) 處置標的特性的差異：HLW依各國再處理流程的不同，產生的廢棄物型態與盛裝容器稍有差異。再處理後的高放射性萃餘液以硼矽酸玻璃固化，裝入不銹鋼容器中，進行處置時，外部考慮另加鑄鐵外包裝。HLW單一廢棄物罐衰變熱較用過核子燃料為低，因此佈設處置場罐與罐間之距離將較用過核子燃料之設計更具餘裕。

各國處置場型式及所選擇之天然障壁概念比較如表 3-30，除尚未決定處置時程之國家外，無論SNF或是經再處理之HLW，皆採用深地層處置場。處置母岩部分，則視各國地理、地質條件以及對工程障

壁系統的功能規劃，採取結晶岩、沈積岩或鹽岩。結晶岩通常指的是花崗岩與凝灰岩等火成岩類，其特性為核種傳輸以裂隙流為主。沉積岩一般以低透水性之泥岩為主，核種以擴散型式之質傳為主，對核種具有吸附能力為其優點。鹽岩目前僅有德國採用，採用鹽岩質母岩之原因為(Nina, M-H., 2007)：(1)未受擾動之鹽岩為相當緊緻之障壁系統；(2)未受擾動之鹽岩通常相當乾燥；(3)鹽岩具有良好黏彈性，因此開挖裂隙容易閉合；(4)鹽岩具有高的熱傳導特性。

表 3-30：各國處置場型式之比較

國名	處置母岩	處置場型式
阿根廷	花崗岩	深地層處置場
亞美尼亞	未定	未定
比利時	黏土岩	深地層處置場
巴西	未定	未定
保加利亞	未定	未定
加拿大	花崗岩	深地層處置場
中國	未定	深地層處置場
捷克	花崗岩	深地層處置場
芬蘭	花崗片麻岩	深地層處置場
法國	黏土岩	深地層處置場
德國	鹽岩	深地層處置場
匈牙利	黏土岩	深地層處置場
印度	結晶岩	深地層處置場
伊朗	未定	未定
義大利	未定	未定
日本	結晶岩/黏土岩	深地層處置場
哈薩克	未定	未定
韓國	花崗岩	深地層處置場
立陶宛	結晶岩/黏土岩	深地層處置場
墨西哥	未定	未定
荷蘭	鹽岩	深地層處置場
巴基斯坦	未定	未定
羅馬尼亞	花崗岩、鹽岩與綠色片岩	深地層處置場
俄羅斯	未定	未定
斯洛伐克	未定	未定
斯洛維尼亞	結晶岩	深地層處置場
南非	未定	未定
西班牙	結晶岩/黏土岩	深地層處置場
瑞典	花崗岩	深地層處置場
瑞士	黏土岩	深地層處置場
烏克蘭	未定	未定
英國	未定	深地層處置場
美國	凝灰岩	深地層處置場

工程障壁系統概念依據NEA的文獻以及各國文獻之補充(NEA, 2003; NIREX, 2005; Baldwin, 2008; ANDRA, 2005), 對於工程障壁系統之組成, 依廢棄物類別、廢棄物體型態、廢棄物罐/包封材料、緩衝/回填材料以及其他工程障壁元件整理如表 3-31。分析各國SNF與HLW工程障壁系統之組成, 可知:

- (1) SNF廢棄物大部分則是將燃料束裝入碳鋼(或鑄鐵)內罐中, 外在多覆蓋一層銅製外罐(除法國、美國採用鋼材質)。
- (2) HLW廢棄物體皆以玻璃固化體方式處理, 而承裝玻璃固化體為制式不鏽鋼容器, 部分國家會額外加上不鏽鋼或碳鋼包封材料。
- (3) 緩衝/回填材料則不分SNF或HLW大部分皆採用純膨潤土或膨潤土-砂(或碎石)混合物, 除美國採遠高於地下水位面之乾燥凝灰岩地區, 因此不使用緩衝回填材料設計作為工程障壁。

表 3-31：各國工程障壁系統組成

國家	廢棄物類別	廢棄物體之處理	廢棄物罐/包封材料	緩衝材料/回填材料	其他
比利時	高放射性廢棄物 (HLW)	玻璃體	304不銹鋼罐/碳鋼包封材料	SAFIR2設計： 緩衝材料：FoCa黏土	處置隧道襯砌
	用過核燃料(SNF)	UO <sub>2</sub>	碳鋼外罐-碳鋼內裡	回填材料：60% 鈣膨潤土、35% 石英砂、5% 石墨 Super Container設計： 緩衝材料：波特蘭混凝土	
加拿大	用過核燃料(SNF)	UO <sub>2</sub>	碳鋼內罐 銅製外殼	緩衝材料：砂-膨潤土 回填材料：碎石-膨潤土	橫坑與豎井封存
捷克	用過核燃料(SNF)	UO <sub>2</sub>	鋼	膨潤土緩衝材料	黏土封存
	高放射性廢棄物 (HLW)	玻璃體			
芬蘭	用過核燃料(SNF)	UO <sub>2</sub>	銅-鐵	膨潤土緩衝材料/碎石-膨潤土回填材料	膨潤土與混凝土封存
法國	C類(HLW)	玻璃體	不銹鋼內罐/鋼製包封材料	無	膨潤土封存
	CU類(SNF)	UO <sub>2</sub> and MOX	嵌入鑄鐵之鋼製包封材料	膨潤土緩衝材料與鑄鐵管	膨潤土封存
德國	高放射性廢棄物 (HLW) 用過核燃料(SNF)	不考慮為工程障壁	不考慮為工程障壁	鹽岩	封存



國家	廢棄物類別	廢棄物體之處理	廢棄物罐/包封材料	緩衝材料/回填材料	其他
日本	高放射性廢棄物 (HLW)	玻璃體	碳鋼包封材料	砂-膨潤土混和物	隧道封存
韓國	用過核燃料(SNF)	UO <sub>2</sub>	碳鋼內罐/銅製或不銹鋼外罐	膨潤土或砂-膨潤土混和物	-
西班牙	用過核燃料(SNF)	UO <sub>2</sub>	碳鋼	膨潤土	混凝土與膨潤土封存
瑞典	用過核燃料(SNF)	UO <sub>2</sub>	銅-鐵	膨潤土	隧道回填材料
瑞士	高放射性廢棄物 (HLW)	玻璃體	不銹鋼內罐/碳鋼包封材料	膨潤土	-
	用過核燃料(SNF)	UO <sub>2</sub>	碳鋼	膨潤土	-
英國	高放射性廢棄物 (HLW)	玻璃體	不鏽鋼廢棄物罐/銅-鐵包封材料	緩衝材料：膨潤土 回填材料：碎石-膨潤土	
	PWR用過核燃料 (SNF)	UO <sub>2</sub>	銅外罐-鑄鐵內裡		
	AGR用過核燃料(SNF)	UO <sub>2</sub>	銅外罐-鑄鐵內裡		
美國	商業用過核燃料(SNF)	燃料束、不銹鋼內襯、UO <sub>2</sub> 廢棄物	不銹鋼/鎳合金	無	鈦合金防滴罩
	軍事用過核燃料(SNF)	250型，如MOX、陶瓷-鈾、Pu/U合金	不銹鋼/鎳合金	無	
	高放射性廢棄物 (HLW)	硼玻璃固化體	不銹鋼/鎳合金	無	

(NEA, 2003 ; Nirex, 2005 ; Baldwin, 2008 ; ANDRA, 2005 ; NEA, 2004)

國際主要核能國家HLW與SNF處置工程障壁系統預期功能與個別元件功能差異，比較如表 3-32至表 3-36所示(NEA, 2003)。

(1) 工程障壁系統功能差異比較

比較各國HLW與SNF工程障壁系統預期作用差異，HLW與SNF工程障壁系統預期作用與功能與其廢棄物型式關連不大。各國對於工程障壁系統主要預期所發揮之作用為：「提供廢棄物之物理、化學、水力與生物隔離、控制氣體產生與傳輸，以及控制放射性核種在長時間後外釋至地質圈的量至最少」。

(2) 各國工程障壁系統組成元件之功能

(a) 廢棄物體主要功能

各國對於廢棄物體主要預期功能為：「在正常情節發展以及大部分選擇情節發展下，預期保證在控制時間內能抵抗瀝濾(Leaching)作用、低滲透性以及停留放射性核種」。此控制時間，各國之考量不一，約為10,000年(比利時、捷克)-150,000年(瑞士)，但也有如德國不將廢棄物體本身視為工程障壁系統的一部分。

(b) 廢棄物容器/外包裝主要功能

各國對於廢棄物容器/外包裝主要預期之功能為：「預期能長期不透水狀態、長時間提供核種吸附的介質，以及提供物理性圍堵」。此控制時間，各國之考量有短壽命與長壽命容器，為300-1,000年(捷克、日本、韓國、西班牙、英國)，以及100,000年(加拿大、芬蘭、瑞典)，但也有如德國不將廢棄物容器視為工程障壁系統的一部分。

(c) 緩衝/回填材料主要功能

各國對於緩衝/回填材料主要預期之功能為：「在正常情節發展下，預期能保證提供廢棄物物理性、化學性、水力與生物隔離，以及保證長期放射性核種外釋至地質圈至最少」。此控制時間，各國之考量分歧，如捷克為1,000年，也有如瑞典、

英國等考量1,000,000年。但也有如美國(YMP)，設計並未包含緩衝/回填材料。

(d) 其他工程障壁元件功能

各國對於工程障壁系統分別有不同之額外設計概念，如隧道襯砌之設計(比利時、法國)以及封塞(seals)材料(加拿大、捷克、芬蘭、法國、德國、日本、英國)。主要提供功能為提供力學支撐以及避免成為地下水以及污染物傳輸通路主要途徑。

表 3-32：各國工程障壁系統預期功能比較

國家	廢棄物類別	EBS之主要功能
比利時	HLW、SNF	1. 釋放衰變熱階段，提供放射性核種圍阻功能；後期提供遲滯核種外釋功能。 2. 對圍岩造成的擾動最小。
加拿大	SNF	1. 提供廢棄物之物理、化學、水力與生物隔離。 2. 放射性核種在長時間後外釋至地質圈的量至最少。
捷克	HLW、SNF	1. 提供化學性障壁、物理性圍阻、保留與延遲核種。 2. 控制氣體產生與傳輸。
芬蘭	SNF	提供隔離與限制廢棄物，及放射性核種外釋的量至最少。
法國	HLW、SNF	1. 廢棄物容器保證在貯存、運送與處置場運作之安全性。 2. 在一定時間內限制氣體傳輸。 3. 外包裝與緩衝材料在處置場中控制熱-水-力狀態以及保護母岩不受力學破壞。 4. 封阻材料降低放射性核種由開挖擾動帶(EDZ)傳輸及阻止至地質圈形成最短路徑。
德國	HLW、SNF	提供核子安全以及其他安全目標(例如沈澱量最小、保護地下水)。
日本	HLW	1. 工程障壁具備高圍阻、遲滯效能，以減少依賴所放置的地質圈之效能。 2. 增加選址之母岩種類。
韓國	SNF	1. 地下水之進入至最少。 2. 遲滯放射性核種外釋。 3. 消散核種衰變熱。 4. 支撐廢棄物及保護廢棄物不受額外應力之影響。
西班牙	SNF	1. 控制放射性核種於初始圍阻階段。 2. 確保於隨後的控制外釋階段保持可接受的低量外釋率。
瑞典	SNF	1. 用於隔離廢棄物之長壽命廢棄物罐，如果隔離失效，其餘處置系統保證勝任功能性由於廢棄物體仍為穩定。 2. 膨潤土緩衝材料與地質圈保證提供放射性核種遷移之進一步障壁。
瑞士	SNF	保證圍阻所有處置物之活動。
英國	HLW、SNF	1. 短期物理圍阻多數分裂活化產物於廢棄物容器中，而後限制放射性核種由廢棄物容器外釋。 2. 限制放射性核種溶解以及提供近場化學緩衝，排除因開挖導致核種外釋之優勢路徑。
美國	HLW、	補足天然障壁之功能，利用長壽命防滴遮罩、廢棄物容

	SNF	器保證廢棄物隔離與利用保留、延遲與擴散方式限制外釋。
--	-----	----------------------------

表 3-33：廢棄物體之主要功能比較

國家	廢棄物類別	廢棄物體之主要功能
比利時	HLW、SNF	在正常情節發展以及大部分選擇情節發展下，預期保證在10,000年內能抵抗滲濾作用。
加拿大	SNF	預期放射性核種外釋速率緩慢。
捷克	HLW、SNF	在正常情節發展下，預期之貢獻為放射性核種能停留10,000年。
芬蘭	SNF	預期放射性核種外釋速率緩慢。(廢棄物體不考慮為工程障壁的一部分)
法國	HLW、SNF	在所有情節發展下，預期保證抵抗滲濾作用100,000年。
德國	HLW、SNF	不考慮為工程障壁的一部分。
日本	HLW	預期能穩定以及保證10,000年內圍堵與放射性核種緩慢外釋。
韓國	SNF	在正常情節發展下，預期保證抵抗滲濾作用。
西班牙	SNF	預期放射性核種外釋速率緩慢。
瑞典	SNF	預期放射性核種外釋速率緩慢。
瑞士	SNF	在所有情節發展(除人類直接入侵情節)下，預期在150,000年內能確保低放射性核種外釋率。
英國	HLW、SNF	於地下水外釋情節下，預期保證低滲透性以及限制放射性核種外釋300-500年。
美國	HLW、SNF	降低放射性核種外釋率。

表 3-34：廢棄物容器/外包裝之功能比較

國家	廢棄物類別	廢棄物容器/外包裝之主要功能
比利時	HLW、SNF	廢棄物承裝功能。
加拿大	SNF	預期能保證圍堵放射性核種至少100,000年。
捷克	HLW、SNF	在正常情節發展下，預期能保證圍堵放射性核種500-1,000年。
芬蘭	SNF	預期能保證長期(100,000年)不透水狀態。當廢棄物罐有缺陷時，依然能預期提供限制放射性核種外釋之功能。
法國	HLW、SNF	預期能使廢棄物容易置放與取出，在所有情節下能保護廢棄物阻絕水與長時間限制核種外釋。
德國	HLW、SNF	不考慮為工程障壁的一部分。
日本	HLW	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 預期能提供保護於所處之化學環境。</li> <li>2. 長時間提供核種吸附的介質。</li> <li>3. 提供物理性圍堵至少 1,000 年。</li> </ol>
韓國	SNF	在正常情節發展下，預期能保證圍堵放射性核種～1,000年。
西班牙	SNF	在正常情節發展下，預期能保證圍堵放射性核種～1,000年。
瑞典	SNF	在所有情節發展下，預期能保證隔離放射性核種～1,000,000年。
瑞士	SNF	在所有情節發展(除人類直接入侵情節)下，預期能於處置場升溫期間保證完全圍堵放射性核種。
英國	HLW、SNF	在經地下水外釋情節發展下，預期能保證物理完整性以及限制放射性核種外釋300-500年。
美國	HLW、SNF	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 在未擾動情節(undisturbed scenarios)發展下，預期能保證抵抗腐蝕大於 10,000 年。</li> <li>2. 於擾動情節(disturbed scenarios)發展下(如岩漿入侵、地震情節)，保證部分功能性。</li> </ol>

表 3-35：緩衝/回填材料之功能比較

國家	廢棄物類別	緩衝/回填材料之主要功能
比利時	HLW、SNF	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 預期能保證於運轉階段提供生物屏障。</li> <li>2. 提供適合的化學環境使包封容器之腐蝕減至最小。</li> <li>3. 提供足夠的導熱能力。</li> </ol>
加拿大	SNF	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 預期能保證提供廢棄物物理性、化學性、水力與生物隔離。</li> <li>2. 保證長期放射性核種外釋至地質圈至最少。</li> </ol>
捷克	HLW、SNF	在正常情節發展下，預期能提供放射性核種長期保留於處置場封閉後1000年內。
芬蘭	SNF	<p>緩衝材料：</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. 將廢棄物罐與母岩隔離以及保護廢棄物罐避免地盤位移之影響。</li> <li>2. 提供水流與傳輸作用的緩衝空間予廢棄物罐與圍岩。</li> <li>3. 並限制廢棄物罐周遭的質流產生。</li> </ol> <p>回填材料：</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. 防止處置隧道以及連接通道成為地下水主要傳輸途徑之屏障。</li> <li>2. 維持廢棄物罐周遭之緩衝材料於處置孔內維持其固定位置，提供處置隧道維持力學穩定性。</li> </ol>
法國	HLW、SNF	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 控制熱-水-力(T-H-M)之環境。</li> <li>2. 限制核種外釋。</li> </ol>
德國	HLW、SNF	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 保護處置場開挖後長期穩定性。</li> <li>2. 利用減少孔隙體積及減少入滲，於鹽岩母岩中限制滲濾作用。</li> </ol>
日本	HLW	<p>緩衝材料於超過100,000年下，預期能保證：</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. 低水力傳導度。</li> <li>2. 高放射性核種吸附性。</li> <li>3. 低放射性種擴散。</li> <li>4. 膠體過濾。</li> <li>5. 低放射性核種溶解度。</li> </ol>
韓國	SNF	<p>在正常情節發展下，預期能提供：</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. 地下水入滲程度最小化。</li> <li>2. 阻滯放射性核種。</li> <li>3. 保證化學緩衝性。</li> </ol>
西班牙	SNF	在正常情節發展下，預期能於控制外釋階段提供阻滯放射性核種功能。
瑞典	SNF	<p>在所有情節發展下，預期能：</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. 提供力學保護。</li> <li>2. 作為擴散障壁超過 1,000,000 年。</li> </ol>
瑞士	SNF	預期能保證於廢棄物罐破壞後，放射性核種之傳輸相



		當緩慢。
英國	HLW、 SNF	在經地下水外釋情節發展下，坑內之回填材料預期能： 1. 保證一個高 pH 環境。 2. 以吸附作用限制放射性核種外釋至 1,000,000 年。
美國	HLW、 SNF	設計並未包含緩衝/回填材料。

表 3-36：其他工程障壁元件之功能比較

國家	廢棄物類別	其他工程障壁元件之主要功能
比利時	HLW、SNF	1. 外包裝(overpack)保證阻絕功能。 2. 處置場隧道襯砌提供岩石支撐。
加拿大	SNF	1. 當處置場監測階段，隧道與豎井封塞材料提供力學支撐。 2. 當處置場封閉後提供阻水功能。
捷克	HLW、SNF	在正常情節發展下，封塞(seal)元件預期能在處置場封閉後1000年內，提供放射性核種長期滯留功能。
芬蘭	SNF	封塞結構： 1. 阻絕處置隧道、連接通道與處置場之通路，以及環繞開挖面四周之開挖擾動帶，避免其成為地下水以及污染物傳輸通路之主要途徑。 2. 阻止意外入侵處置場。
法國	HLW、SNF	1. 處置隧道襯砌在運轉期間支撐圍岩。 2. 隧道內回填材料與封塞材料阻止處置場內通行、阻隔放射性核種在隧道內傳輸。 3. 維持緩衝材料於固定位置。
德國	HLW、SNF	豎井封塞材料： 1. 將處置場與生物圈隔絕。 2. 限制海水經由豎井流入。
日本	HLW	隧道封塞材料以及噴凝土預期能限制地下水移動數百至數千年。
韓國	SNF	-：無相關資訊
西班牙	SNF	在控制外釋階段，限制潛在外釋途徑。
瑞典	SNF	在所有情節發展下，處置隧道回填材料預期能提供緩衝材料與母岩力學支撐1,000,000年
瑞士	SNF	-
英國	HLW、SNF	1. 地工條件非穩定情節發展下，回填材料預期能穩定處置場開挖面至 1,000,000 年。 2. 經地下水外釋情節發展下，封塞材料預期能保證低水力傳導度以及限制放射性核種外釋至少 1,000,000 年。
美國	HLW、SNF	1. 表面支撐系統設計為保證在運轉 50 年期間之開挖面穩定性。 2. 鈦合金防滴遮罩設計為防止岩石墜落之影響以及限制地下水滴落至廢棄物；此防滴遮罩之設計功能需大於 10,000 年。

國際HLW與SNF處置系統基本概念及其技術發展，大致上可區分為：

- (1) 隧道內鑽孔處置(垂直與水平鑽孔)
  - (a) 概念1：隧道內垂直處置鑽孔(長壽命或短壽命廢棄物容器)
  - (b) 概念2：隧道內水平處置鑽孔(長壽命或短壽命廢棄物容器)
- (2) 隧道內軸向處置
  - (a) 概念3：隧道內軸向處置(短壽命廢棄物容器與緩衝材料)
  - (b) 概念4：隧道內軸向處置(長壽命廢棄物容器與緩衝材料)
  - (c) 概念5：隧道內軸向處置含小尺寸超級廢棄物罐(supercontainer)
  - (d) 概念6：隧道內軸向處置含混凝土緩衝材料超級廢棄物罐(supercontainer)
  - (e) 概念7：隧道內軸向處置含大尺寸超級廢棄物罐(supercontainer)
- (3) 大斷面坑道處置
  - (a) 概念8：坑道含鋼製多用途容器(Multi-Purpose Containers, MPCs) 或混凝土處置桶(Concrete Disposal Casks, CDCs)
  - (b) 概念10：導水箱(hydraulic cage)
- (4) 深鑽孔處置
  - (a) 概念9：深鑽孔陣列(deep borehole matrix)
  - (b) 概念11：超深鑽孔(very deep boreholes)

隧道內垂直處置鑽孔概念(概念1)為於處置隧道內向下鑽取垂直鑽孔，通常為短(6-8公尺)、中等至大直徑(0.6-1.5公尺)鑽孔。將廢棄物放置於金屬廢棄物罐中(或於HLW處置中為金屬外包裝)，廢棄物罐垂直放置於垂直處置孔內並由環狀緩衝材料包覆，如圖 3-56所示。此概念基本用於長壽命廢棄物罐(或外包裝)、耐蝕材料(如銅製外殼、鑄鐵內裡)；但在無需強調長期廢棄物罐完整性的環境條件下，短壽命廢棄物容器(數百年至一兩千年)亦可採用。緩衝材料通常為高度夯

壓之膨潤土塊體，但也可採不同材料，如於鹽岩處置母岩條件時採用碎鹽塊作為緩衝材料。

此概念由SKB(瑞典)於1970至1980年代初期提出，稱之為KBS-3處置概念，最初用於穩定結晶岩處置用過核子燃料(SNF)(SKB, 1983)。此垂直處置鑽孔方式設計是為避開大斷面處置隧道開挖時，於隧道斷面周圍所產生開挖擾動帶(EDZ)的不確定因素。隧道內垂直處置鑽孔概念之研究主要由SKB(瑞典)與POSIVA(芬蘭)推動，經過三十年的研發，已為國際上廣泛驗證可應用於結晶岩體的SNF與HLW處置。目前並認可拓展至廣泛的岩體種類，以及用於長壽命或短壽命廢棄物容器，為目前國際上最廣為應用的處置概念形式。

圖 3-57 與 圖 3-58 所示為瑞典與芬蘭參考處置概念KBS-3V(Saannio, 2007)，於處置隧道內向下鑽取垂直鑽孔，廢棄物罐垂直放置於垂直處置孔內，緩衝材料採用高度夯壓之預鑄環狀及盤狀膨潤土塊體層層堆疊包覆廢棄物罐。

圖 3-59所示為英國參考瑞典KBS-3V之處置概念(Nirex, 2005)，包含垂直鑽孔、緩衝/回填材料，處置孔之斷面則如圖 3-60所示。單一處置隧道之設計為D型斷面，約為5.5公尺高及5.5公尺寬。緩衝材料採用純膨潤土以及70%碎石/30%膨潤土組成的回填材料。回填材料用於填充垂直處置孔頂端1公尺、未使用的處置孔以及處置隧道等空間。

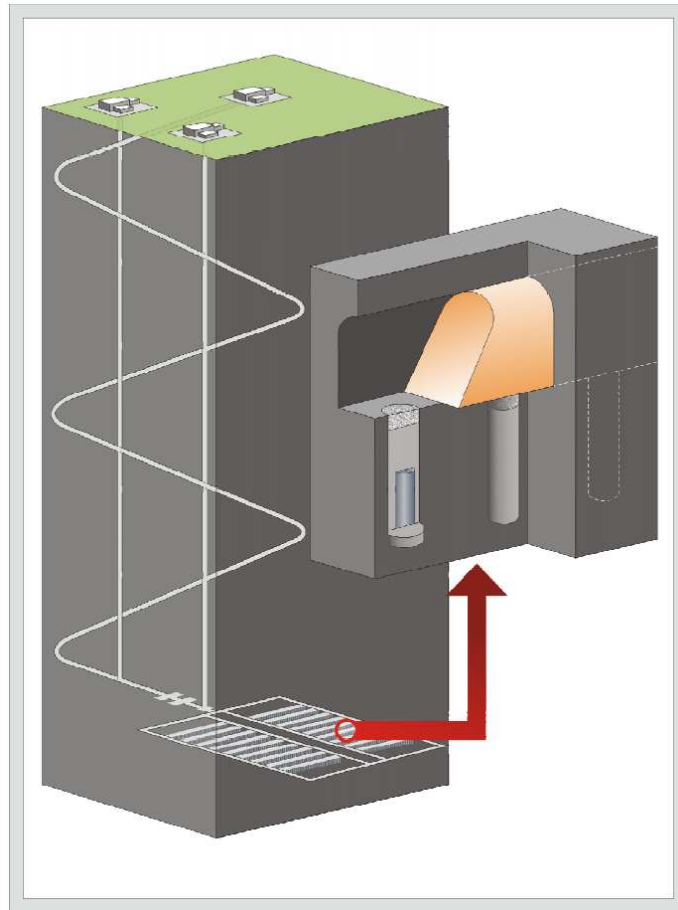


圖 3-56：概念1 - 隧道內垂直處置孔

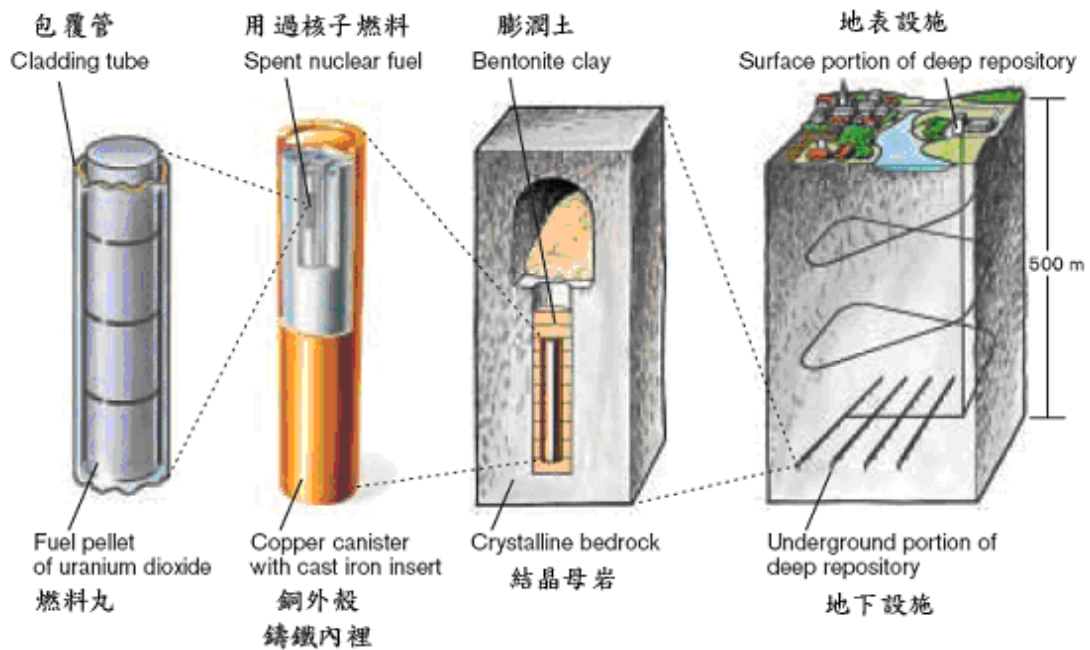
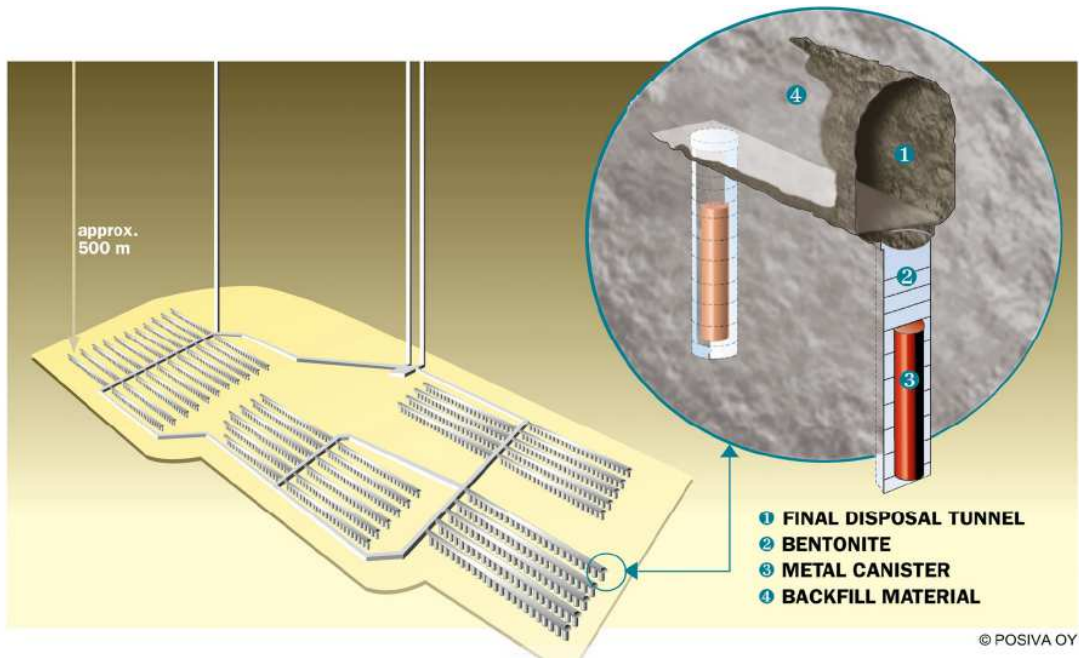


圖 3-57：瑞典KBS-3V處置概念



(1) 處置隧道 (2) 膨潤土 (3) 金屬廢棄物罐 (4) 回填材料

圖 3-58：芬蘭處置概念

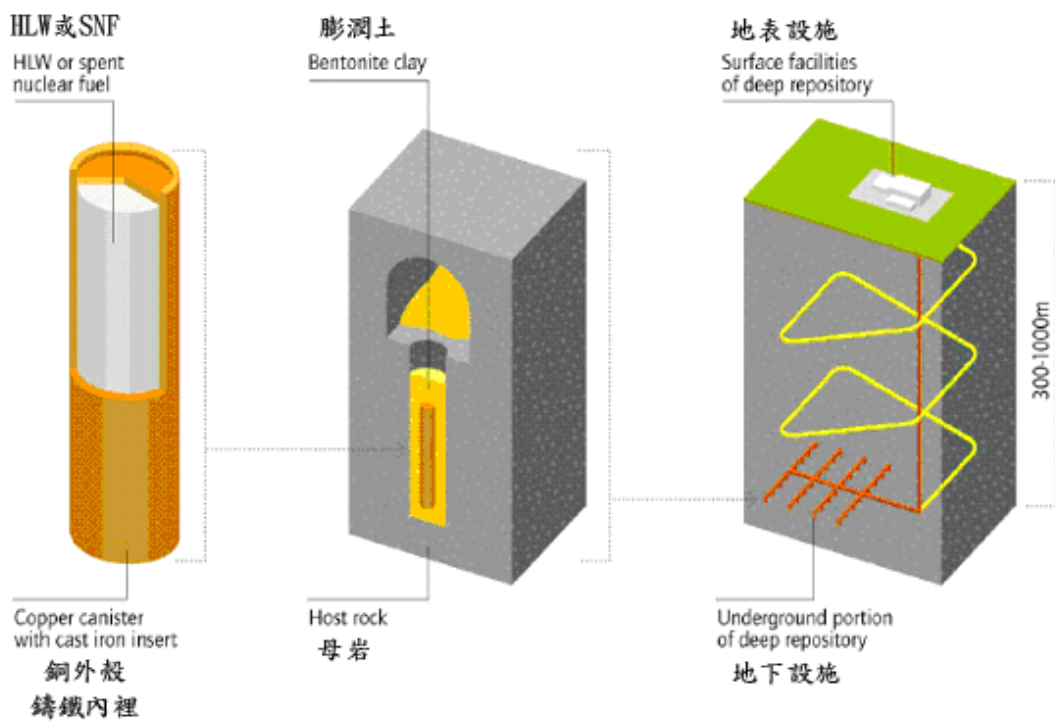


圖 3-59：英國之處置設施概念

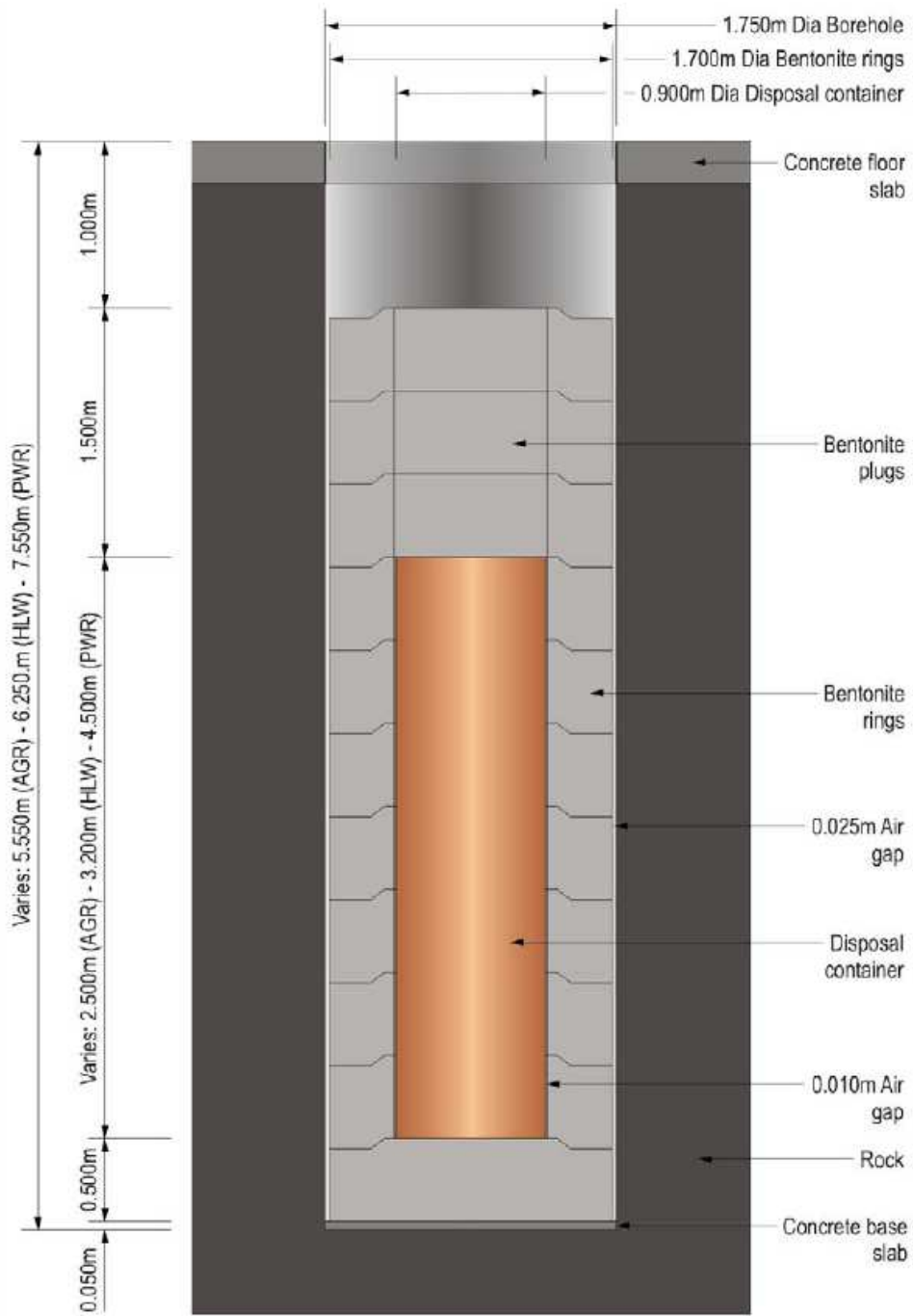


圖 3-60：英國之處置孔斷面設計圖

隧道內水平處置鑽孔概念(概念2)如圖 3-61所示，為一組或多組廢棄物罐(或外包裝)放置於短、水平或接近水平、大直徑(約0.7-1.5公尺)側壁鑽孔，通常位於處置隧道兩側壁。本概念基本用於長壽命廢棄物罐(或外包裝)、耐蝕材料(如銅製外殼、鑄鐵內裡)；但在無需強調長期廢棄物罐完整性的環境條件下，短壽命廢棄物容器(數百年至一兩千年)亦可採用。通常採用襯砌支撐水平處置鑽孔以及緩衝材料填充於廢棄物罐與襯砌之間。

此概念由SCK·CEN(比利時)以及ANDRA(法國)提出，最初用於黏土質母岩處置高放射性廢棄物(HLW)。當使用在結晶岩、裂隙岩體，此概念將會與隧道內垂直處置鑽孔概念相近(Baldwin, 2008)。本概念單一處置孔通常僅考慮放置少組廢棄物罐，因此單一處置孔長度通常至多數十公尺長。

隧道內水平處置鑽孔概念可彈性應用於SNF與HLW處置，因其缺乏現地驗證試驗，無論在應用於結晶岩或沈積岩皆未相當成熟。然而，應用於結晶岩時有相當多的概念來自於KBS-3概念；應用於黏土岩時，許多重要資訊皆來自於其他計畫如法國、比利時、瑞士。

圖 3-62為ANDRA(法國)處置隧道之配置(ANDRA, 2005)，圖 3-62(a)為HLW之配置概念，將外包裝直接推入圓形水平處置隧道中，單一處置隧道直徑0.7公尺、長40公尺，不採用緩衝材料，僅以鋼製環狀襯砌保護。圖 3-62(b)為SNF之配置概念，與前者不同的是採用膨脹性黏土緩衝材料配置於廢棄物罐與鋼環襯砌之間，單一處置隧道直徑2.6-3.3公尺、長43-45公尺。處置隧道以低滲透係數膨潤土( $<10^{-11}$  m/s)封塞，通行隧道以及豎井回填以原開挖粘土，並以膨潤土封塞。



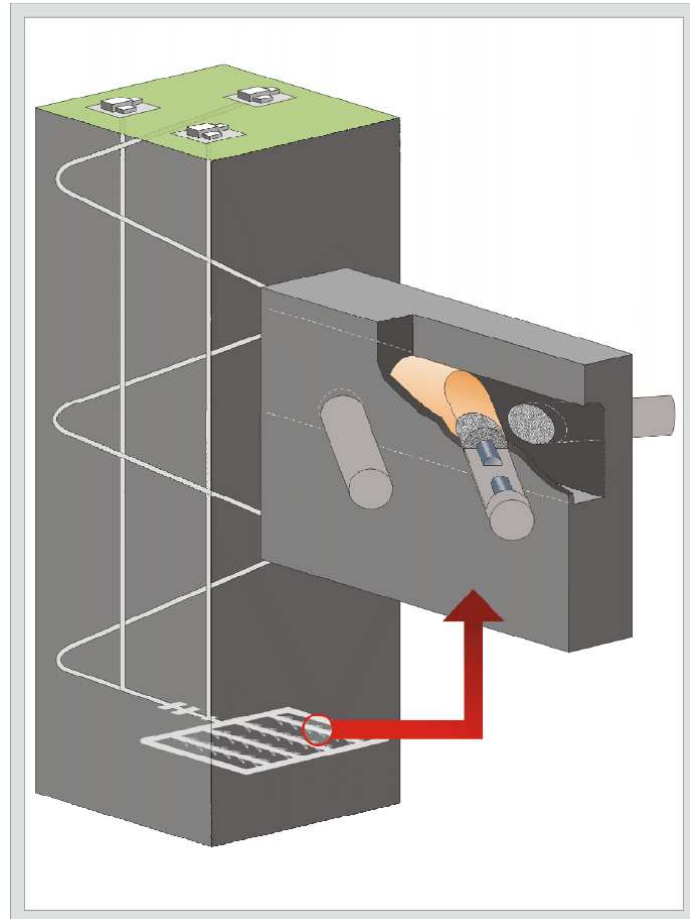
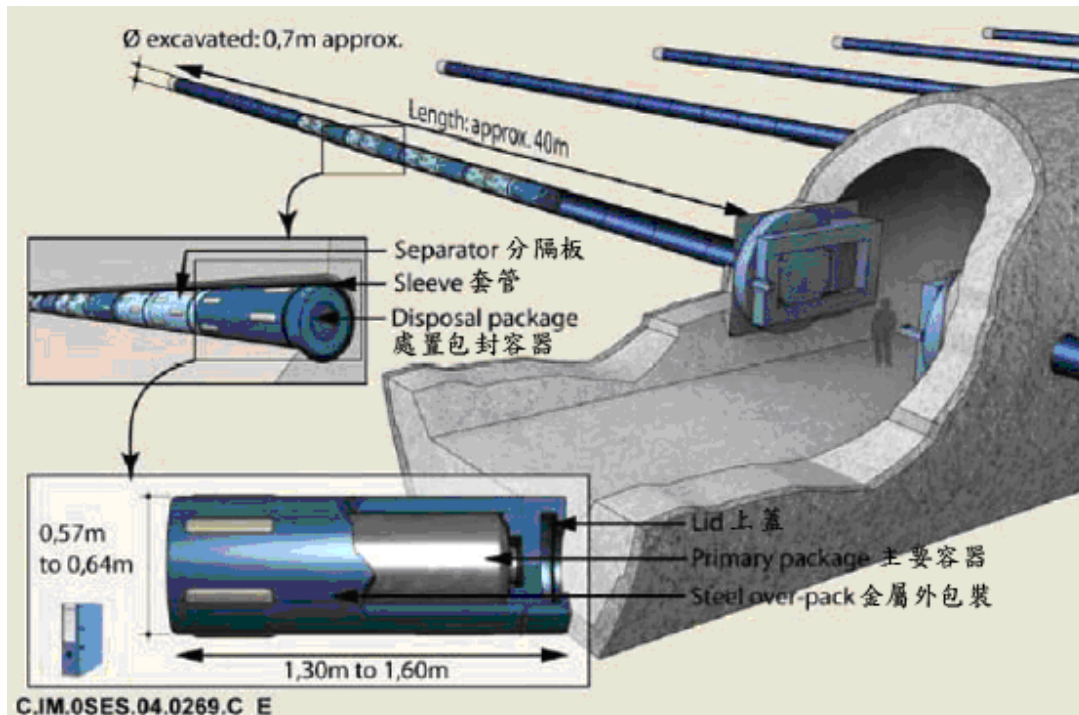
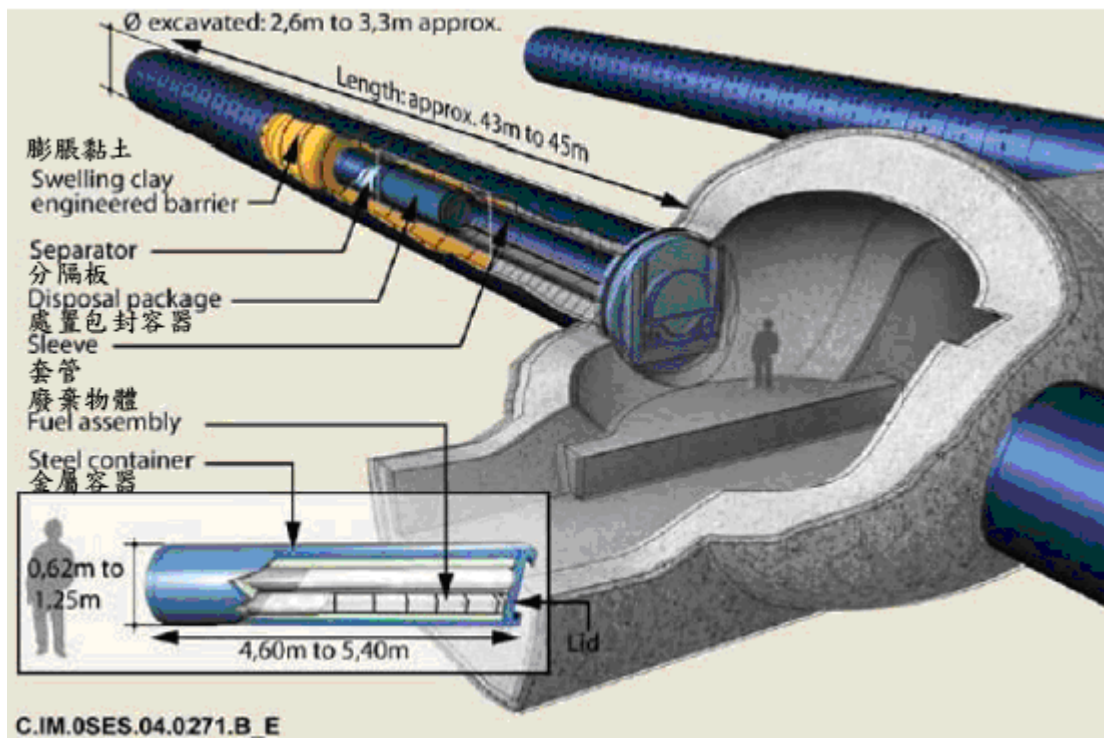


圖 3-61：概念2 - 隧道內水平處置孔



(a) HLW處置隧道配置



(b) SNF處置隧道配置

圖 3-62：法國ANDRA處置隧道配置概念

隧道內軸向處置概念為將廢棄物罐以軸向方向置入主置隧道中，因廢棄物罐設計與材料不同、及緩衝材料使用與否，在處置場概念設計上有些許差異。短壽命廢棄物罐隧道內軸向處置概念(概念3)為廢棄物置於短壽命廢棄物罐(或外包裝)中(維持數百至數千年)，將外包裝軸向置入處置隧道中，外包裝周圍並填滿膨潤土緩衝材料層，兩廢棄物罐間並以膨潤土塊隔開，故無需回填材料(如圖 3-63所示)。當處置隧道內廢棄物罐置放完成後立即封閉防止膨潤土回脹。

此概念於1985年由NAGRA(瑞士)發展用於瑞士北方結晶岩之高放射性廢棄物(HLW)處置，而後由ONDRAF/NIRAS(比利時)於SAFIR2報告中研究應用於膨脹性黏土層之可行性(Baldwin, 2008；ONDRAF/NIRAS, 2001)，經過三十年的研發應用於結晶岩與沈積岩，並由許多國家計畫驗證，如NAGRA(瑞士)、NUMO(日本)、ENRESA(西班牙)、ONDRAF/NIRAS(比利時)、DBE Technology(德國)。本概念可應用於結晶岩體的用過核子燃料(SNF)與高放射性廢棄物(HLW)處置，並可拓展至廣泛的岩體種類，但最好為母岩相對乾燥的區域。圖 3-64為NAGRA(瑞士)應用於Opalinus黏土地層之處置隧道斷面圖(NEA, 2007)，HLW及SNF廢棄物罐皆先置放於特製緩衝材料塊支撐上，其餘空間再由顆粒狀膨潤土塊充填，罐與罐之間距皆為3公尺。其中80%為壓實製非常高密度(乾密度為 $2.1\sim 2.2\text{g/cm}^3$ )之大顆粒狀膨潤土塊以及20%膨潤土粉末所組成，置放完成後所得平均密度約為 $1.5\text{g/cm}^3$ 。圖 3-65所示為比利時SCK·CEN SAFIR2報告(ONDRAF/NIRAS, 2001)設計的處置隧道配置，為FoCa黏土質緩衝材料為主之工程障壁系統，包含廢棄物外包裝、FoCa黏土緩衝材料、隧道襯砌、膨脹性黏土母岩等。

隧道內軸向處置另有採用防蝕銅製(或鈦)廢棄物罐外殼與鑄鐵內裡(增加強度)，取代原有之短壽命容器之概念(概念4)，早期由加拿大Ontario Power Generation(OPG)所提出，用於結晶岩處置SNF(Baldwin, 2008)。採用長壽命容器主要是針對瞬間釋出比例(IRF)較高

之核種，使其停留於廢棄物罐中較長時間，可應用於SNF與HLW處置，並可拓展至廣泛的岩體種類，因廢棄物罐為直接推入處置隧道中，減少廢棄物罐於處置隧道旋轉所需預留之空間，相較於隧道內垂直處置鑽孔概念可有較少的岩體開挖量以及相對尺寸較小的處置場。

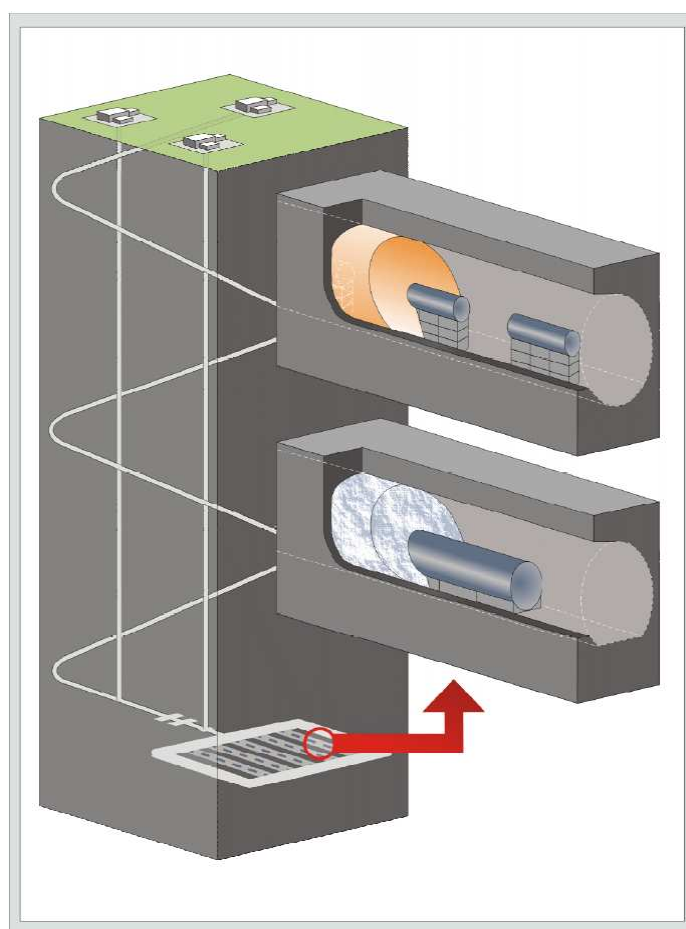
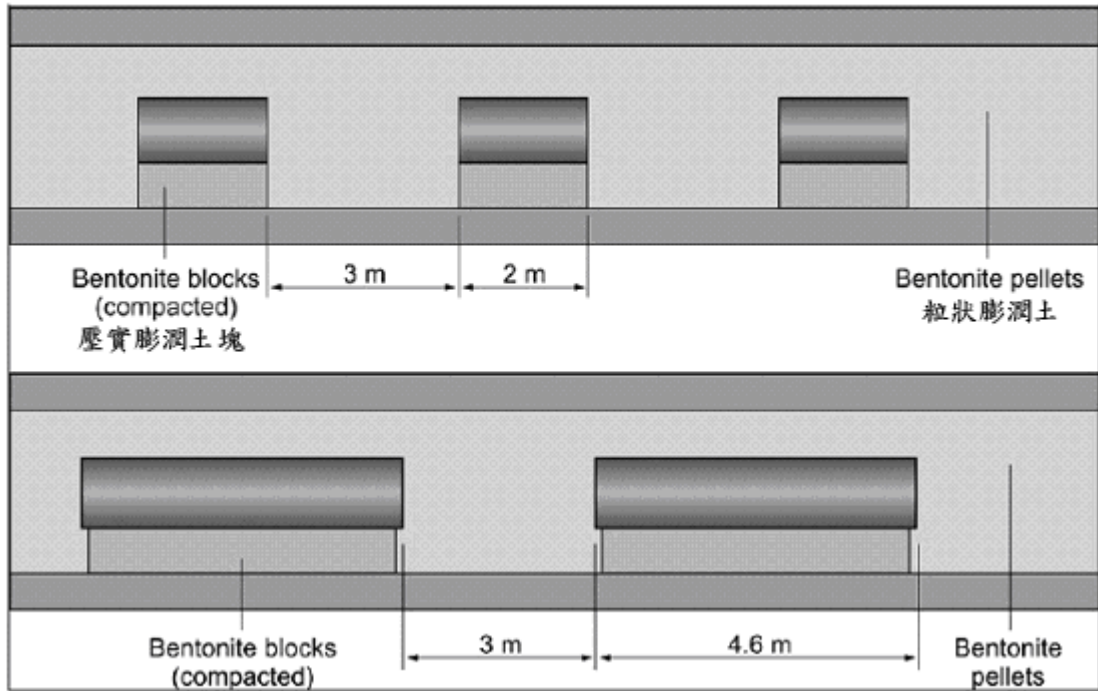


圖 3-63：概念3、4 - 隧道內軸向處置



(NEA, 2007)

圖 3-64：瑞士Opalinus黏土地層HLW與SNF之處置孔設計概念

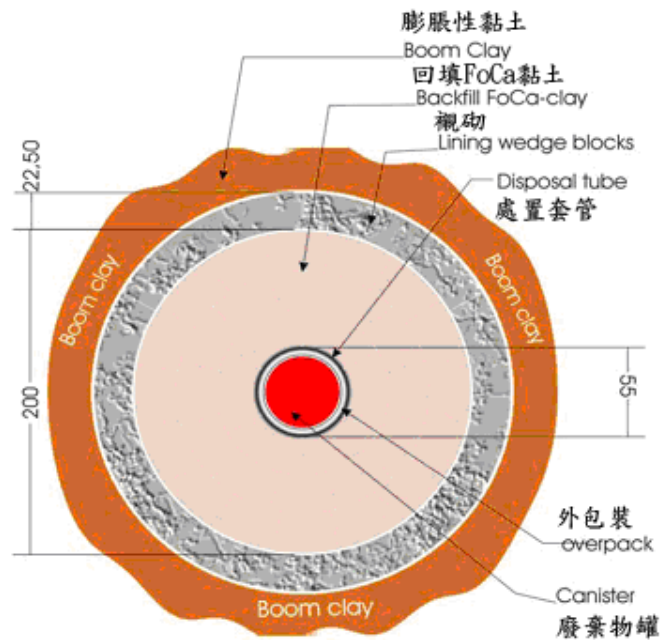


圖 3-65：比利時SAFIR2 HLW處置孔設計概念

隧道內軸向處置含小尺寸超級廢棄物罐(supercontainer)概念(概念5)為SKB(瑞典)與POSIVA(芬蘭)所制定KBS-3的水平置放版本，稱之為KBS-3H，處置方式是將超級廢棄物罐(supercontainer)模組軸向推入圓形處置隧道中，如圖 3-66，超級廢棄物罐模組中包含廢棄物、廢棄物罐(或外包裝)與緩衝材料等元件於地表處置設施內預先封鑄於鋼環中，圓形處置隧道內不再包含回填材料，額外的膨潤土緩衝材料塊體只用於區隔兩超級廢棄物罐。軸向置放於圓形處置隧道的方式，由於所需截斷面小，故以TBM開挖時產生之EDZ亦隨之減小。此外，可避免回填材料的必要性。本概念可應用於SNF與HLW處置，在單位處置容器條件下，有較小之岩體開挖量與較小的處置場空間。因超級廢棄物罐模組為直接推入處置隧道中，減少廢棄物罐於處置隧道旋轉所需預留之空間。

圖 3-67為KBS-3V與KBS-3H處置概念比較，水平置放的KBS-3H概念可降低岩體開挖量、減少回填材料使用量。圖 3-68為目前KBS-3H所採用工程障壁系統的超級廢棄物罐設計組成與配置方式，主要為解決水平置放的置放作業問題以及考慮再取出之可能。超級廢棄物罐模組中包含廢棄物、廢棄物罐與緩衝材料等元件於地表處置設施內預先封鑄於鋼環中。圓形處置隧道內不再包含回填材料，額外的膨潤土緩衝材料塊體只用於區隔兩超級廢棄物罐(Lindgren, 2006)。

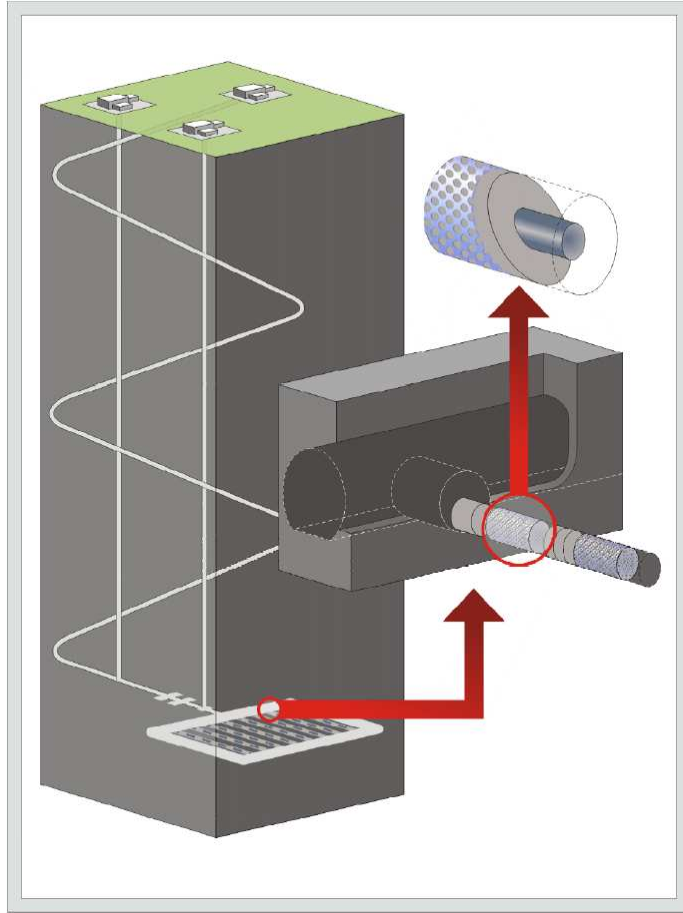


圖 3-66：概念5 - 隧道內軸向處置含小尺寸超級廢棄物罐

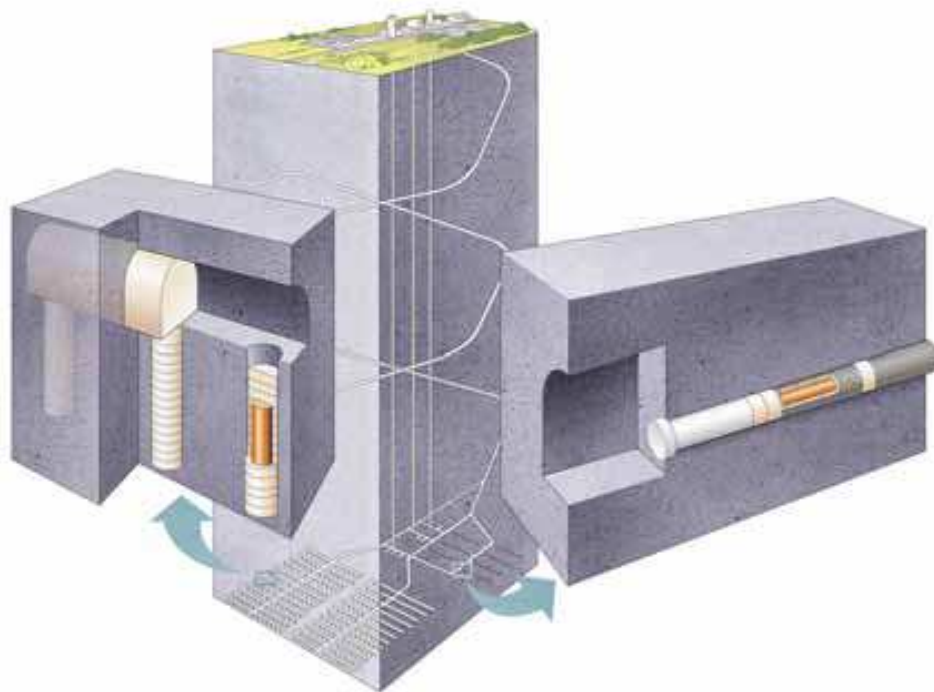


圖 3-67：KBS-3V與KBS-3H處置概念比較

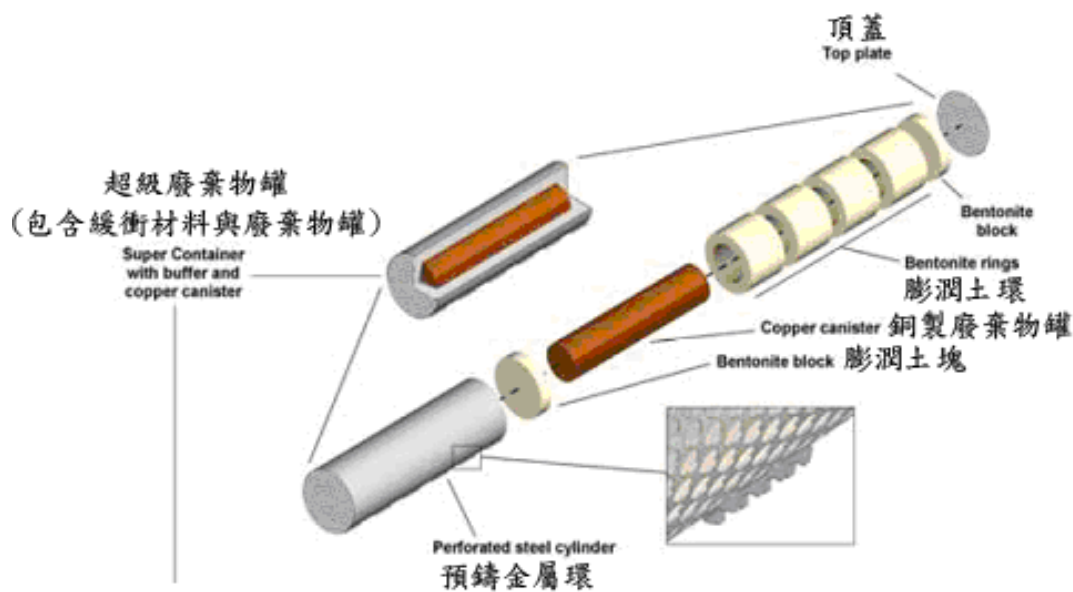


圖 3-68：KBS-3H處置概念之超級廢棄物罐設計

隧道內軸向處置含混凝土緩衝材料超級廢棄物罐 (supercontainer) 概念(概念6)，其廢棄物罐形式為廢棄物、廢棄物罐(或外包裝)與緩衝材料等元件於地表處置設施內預先封鑄於鋼環中，緩衝材料是採用波特蘭水泥系列材料為基礎之混凝土；且處置隧道直徑顯著大於超級廢棄物罐，並將超級廢棄物罐設置於隧道中之座臺上，如圖 3-69所示。由於處置隧道直徑大於超級廢棄物罐，因此需用額外的水泥系回填材料填塞超級廢棄物罐與處置隧道之空間。

本概念由 ONDRAF/NIRAS(比利時)針對 SAFIR2 報告中於膨脹性粘土質母岩，HLW 廢棄物外包裝於膨潤土填充處置隧道中放置於定位之潛在問題(ONDRAF/NIRAS, 2001)，因而提出的備選方案，可應用於用過核子燃料(SNF)與高放射性廢棄物(HLW)處置。與 KBS-3H 處置概念相同，本概念可在單位處置容器條件下，有較小的處置場空間，因超級廢棄物罐模組為直接推入處置隧道中，減少廢棄物罐於處置隧道旋轉所需預留之空間。但由於處置隧道直徑大於超級廢棄物罐，因此岩體開挖量較 KBS-3H 處置概念為大。



本概念經過5年之研究，大部分基於SAFIR-2原始設計之研究資料與膨脹性黏土地層調查成果。詳細的研究發展仍待ONDRAF/NIRAS進一步驗證與安全分析，例如採用水泥系緩衝材料、回填材料之功能性與安全評估等研究仍未詳細進行。

圖 3-70所示為ONDRAF/NIRAS(比利時)之超級廢棄物罐設計，包含超級廢棄物罐(含廢棄物罐及碳鋼外包裝、波特蘭混凝土緩衝材料以及鋼製外環圍束)、水泥系回填材料(材料組成尚未確認，目前預定為波特蘭混凝土與碳酸鹽類膠結物)。每組超級廢棄物罐內可包含兩組HLW廢棄物罐或是四束SNF用過核子燃料，此部分為可於工廠完成之超級廢棄物罐，處置時將其直接推入處置孔中(Baldwin, 2008)。

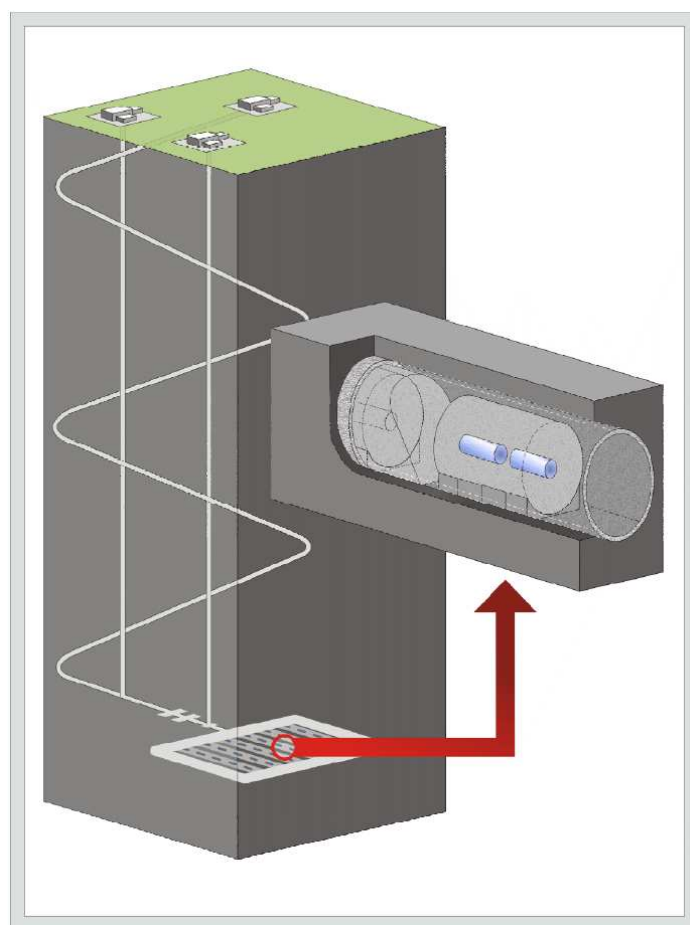
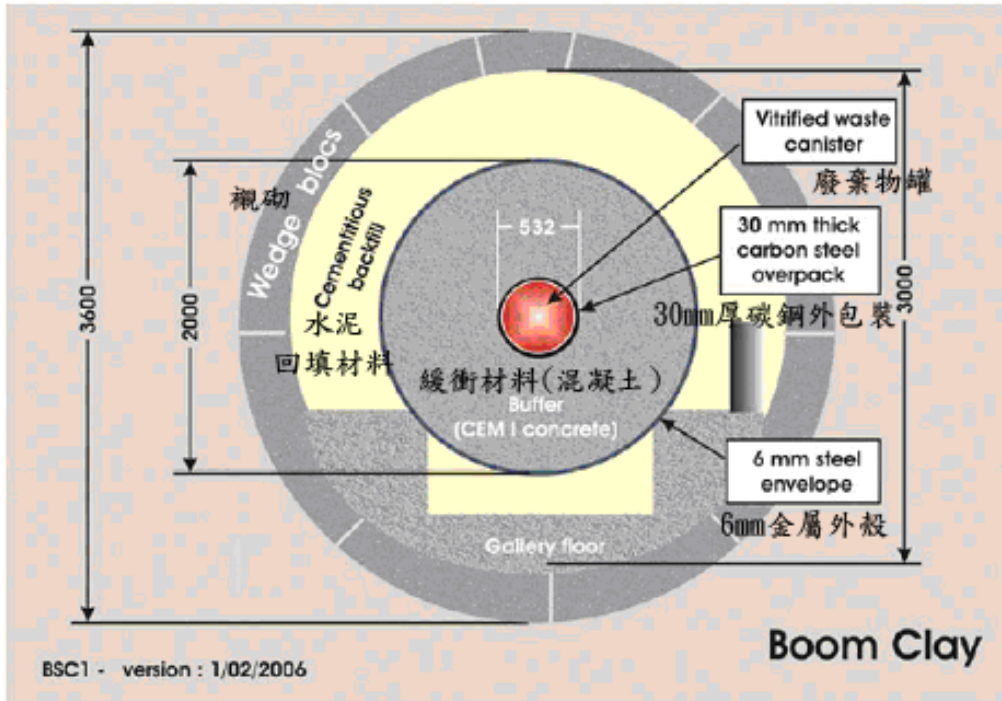
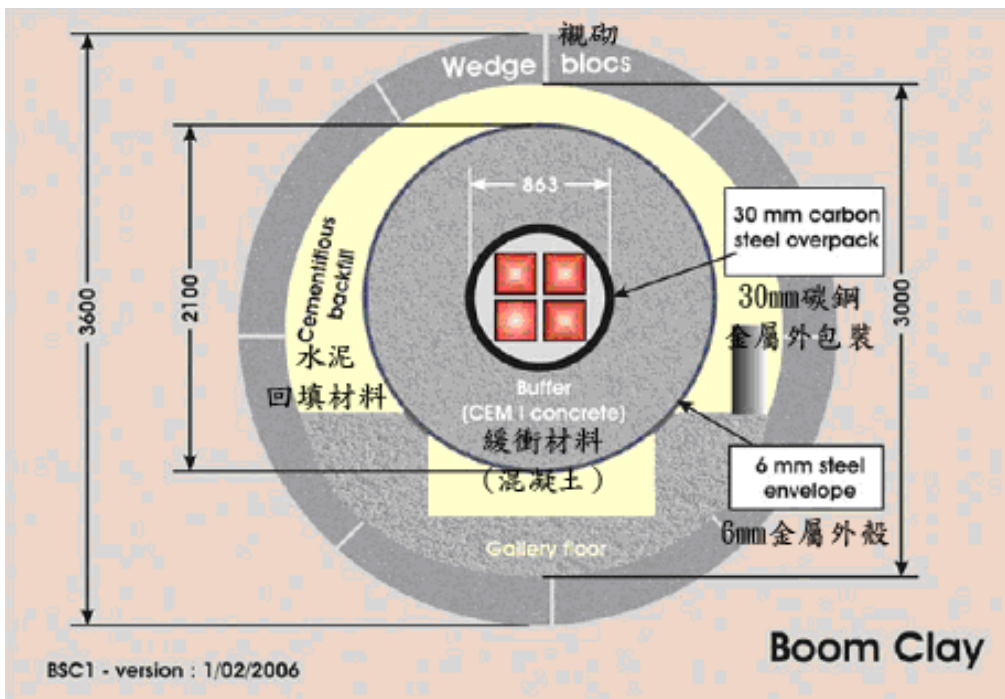


圖 3-69：概念6- 隧道內軸向處置含混凝土緩衝材料超級廢棄物罐



(a) HLW



(b) SNF

圖 3-70：比利時超級廢棄物罐設計概念

隧道內軸向處置含大尺寸超級廢棄物罐(supercontainer)概念(概念7)為將超級廢棄物罐(supercontainer)模組軸向推入圓形處置隧道中，超級廢棄物罐模組中包含廢棄物、廢棄物罐(或外包裝)與壓實膨潤土緩衝材料等元件於地表處置設施內預先封鑄於鋼環中。處置隧道直徑大於超級廢棄物罐1公尺以上以方便置放作業，並將超級廢棄物罐設置於隧道中之座臺上。由於處置隧道直徑大於超級廢棄物罐，因此需用額外的回填材料填塞超級廢棄物罐與處置隧道之空間(圖3-71)。

由於瑞士於 Grimsel Test Site (GTS) 的 FEBEX(Full-scale Engineered Barriers Experiment, FEBEX)試驗中，因試驗熱源(假廢棄物罐)有水平置放上的問題(Baldwin, 2008)，因此，NUMO(日本)提出本概念為備選方案。由於此概念提供較大的隧道置放作業空間，相對的也需採用回填材料，目前對於回填材料之設定尚未定案，可採用較緩衝材料疏鬆之純膨潤土塊。若超級廢棄物罐在可控制的條件下，可較平時所考慮的密度更加提高(如 $>2t/m^3$ )，提高緩衝材料之回脹潛能以彌補回填材料較為疏鬆的孔隙。

與前兩項概念相同之處，本概念可在單位處置容器條件下，有較小的處置場空間，因超級廢棄物罐模組為直接推入處置隧道中，減少廢棄物罐於處置隧道旋轉所需預留之空間。目前本概念仍處於紙上作業階段，尚未有顯著技術發展配合、長期功能性與安全分析。

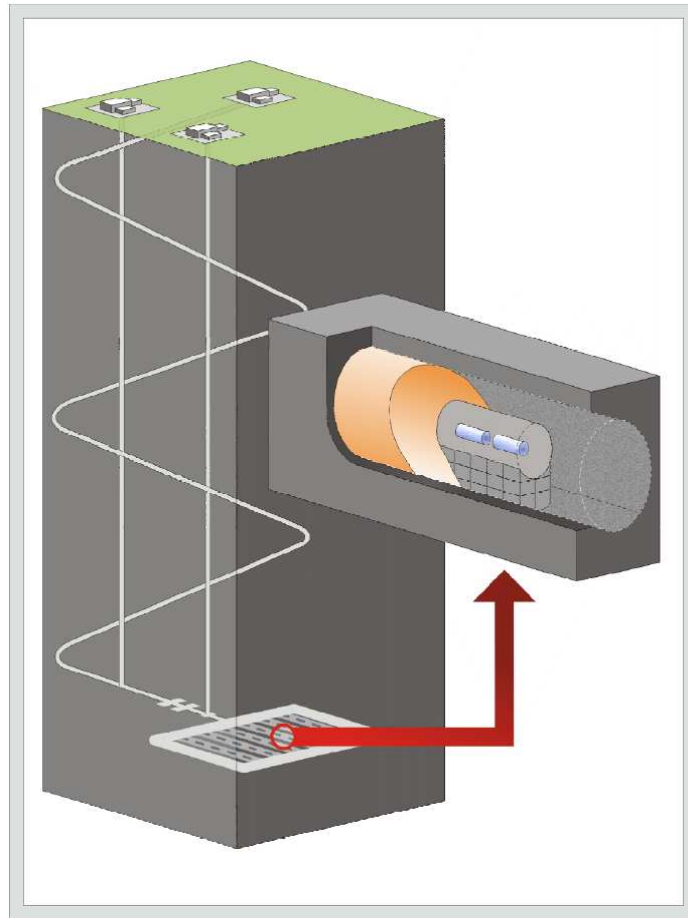


圖 3-71：概念7- 隧道內軸向處置含大尺寸超級廢棄物罐

坑道處置概念方面有採用鋼製多用途容器 (Multi-Purpose Containers, MPCs) 或混凝土處置桶 (Concrete Disposal Casks, CDCs) 等特殊容器，大型、鋼製多用途(含運送、貯存、處置)容器(MPCs)或混凝土處置桶 (Concrete Disposal Casks, CDCs) 可以同時承裝 20 組 HLW 廢棄物罐或多組用過核子燃料束，垂直放置於大型通風坑道內(允許冷卻與檢驗)最多 300 年(概念 8)。此後，以膨潤土或水泥回填材料回填封閉處置坑道(圖 3-72)，本概念可應用於 SNF 與 HLW 處置，對於處置母岩則僅適合用於地質條件良好足以開挖大斷面隧道之處。此坑道式處置概念於多年前已被提出，但近來無進一步詳細發展研究，僅出現於 NUMO(日本)HLW 處置的備選方案之一。本概念仍僅為紙上作業，雖然有許多施工技術已存在(如運送方法、地表暫貯設施等)，但長期功能與安全性仍有許多不確定(Baldwin, 2008)。

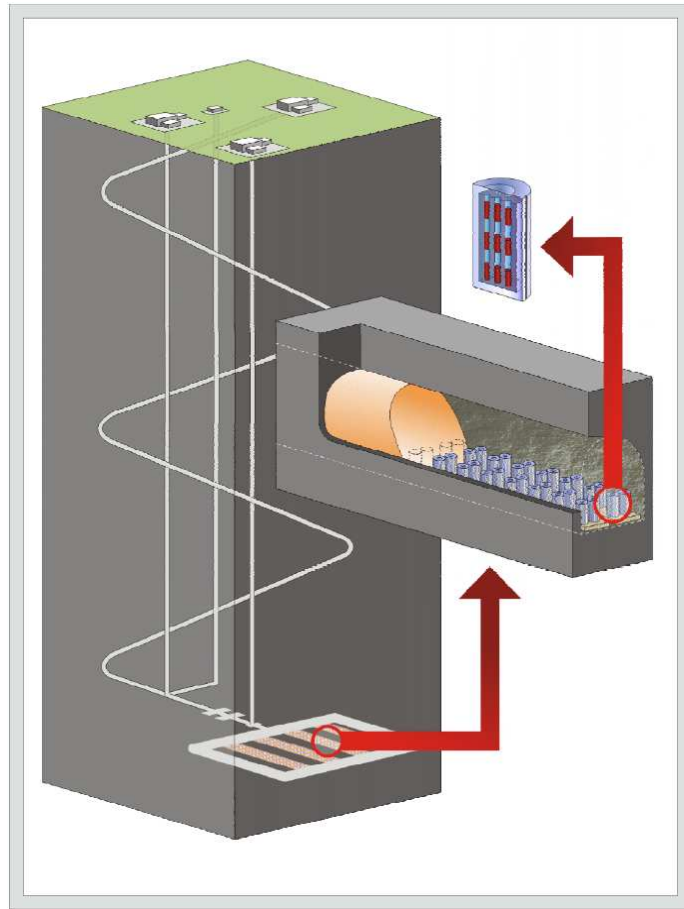


圖 3-72：概念8 - 坑道含鋼製多用途容器或混凝土處置桶

深鑽孔陣列(deep borehole matrix)處置概念(概念9)為廢棄物外包裝層疊於垂直鑽孔中(約200公尺或更長)，該垂直鑽孔位於上下兩處置坑道間，如圖 3-73。置放方式可採用廢棄物罐/外包裝與緩衝材料堆疊方式或直接採用超級廢棄物罐的預鑄方式以方便置放作業進行。

此概念曾為AECL(加拿大)、NUMO(日本)於硬岩處置場的備選方案，以及DBE(德國)應用於鹽岩處置場處置HLW的概念設計(Baldwin, 2008)，可應用於SNF與HLW處置，但對於處置母岩則有所限制，如較為軟弱之岩體，則會限制坑道之尺寸以及深鑽孔之縱長。此概念可在單位處置容器條件下，有較小的處置場空間，若採用更長之深鑽孔，將進一步減少處置場使用面積。此概念並非一成熟之處置概念，對於長期安全性以及功能有許多不確定性尚無進一步研究。

圖 3-74 為德國 Gorleben 場址之概念設計 (Baldwin, 2008)，圖 3-74(a) 水平置放者為用過核子燃料 SNF 之處置隧道，圖 3-74(b) 垂直深鑽孔陣列設計則為處置 HLW 之處置隧道。用過核子燃料 SNF 放置於 POLLUX 廢棄物罐中，水平置放於未襯砌處理之處置隧道中，最後再由碎鹽岩回填。高放射性廢棄物 HLW 則無外包裝之設計，將不鏽鋼廢棄物罐直接置入深 300 公尺之垂直鑽孔中。

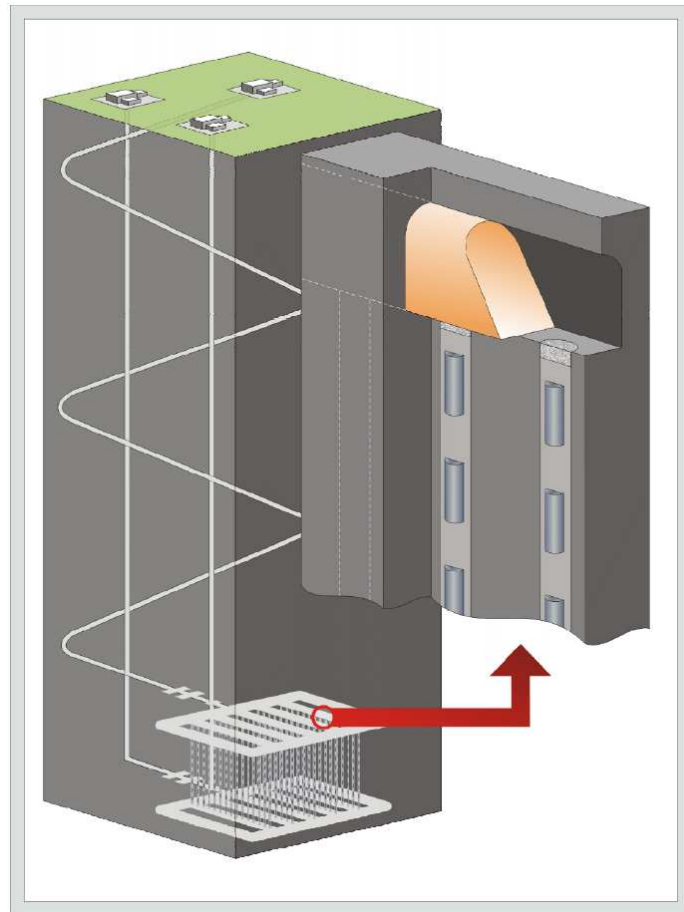
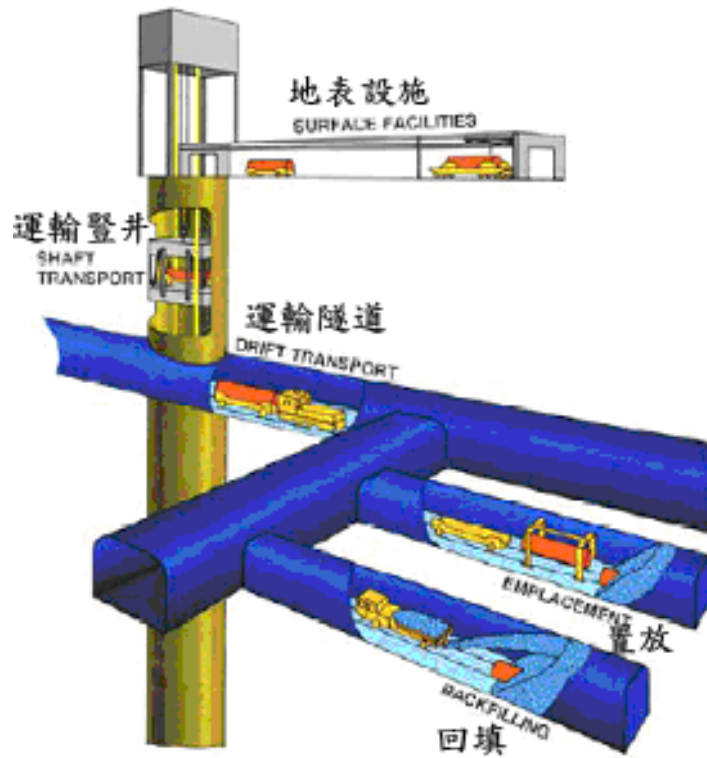
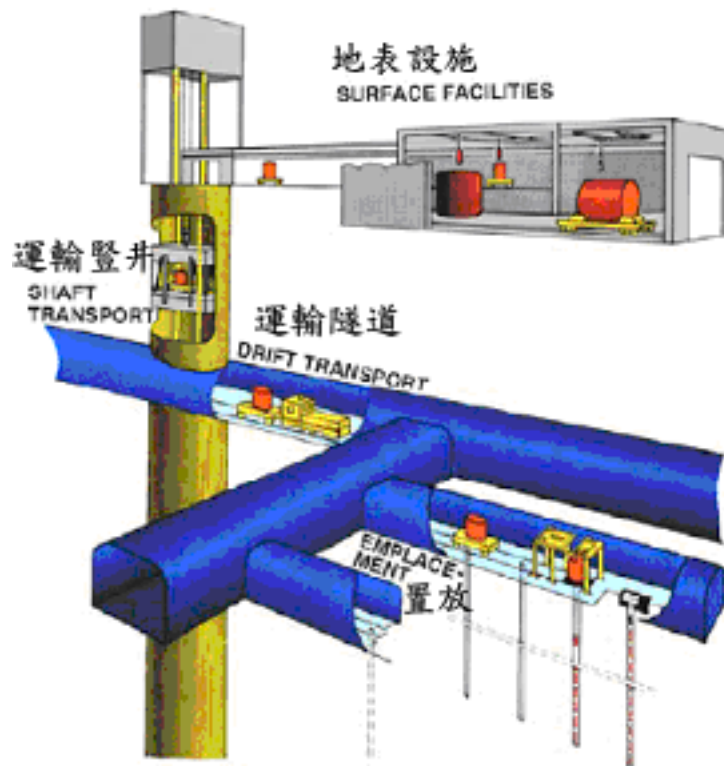


圖 3-73：概念9- 深鑽孔陣列處置



(a) 軸向隧道水平置放概念 (SNF)



(b) 深鑽孔陣列概念 (HLW)

圖 3-74：德國Gorleben場址處置孔配置之概念設計

導水箱(hydraulic cage)(坑道處置場)概念(概念10)為採用導水區圍繞於處置區域外，該區的水力傳導係數需顯著較鄰近母岩與工程障壁材料為高，該區之作用為將地下水由處置區中導出(圖 3-75)。最早出現於SKB(瑞典)之WP坑道概念，目前本概念主要僅應用於中低放射性廢棄物(ILW)處置中(如瑞典、日本)(Baldwin, 2008)。

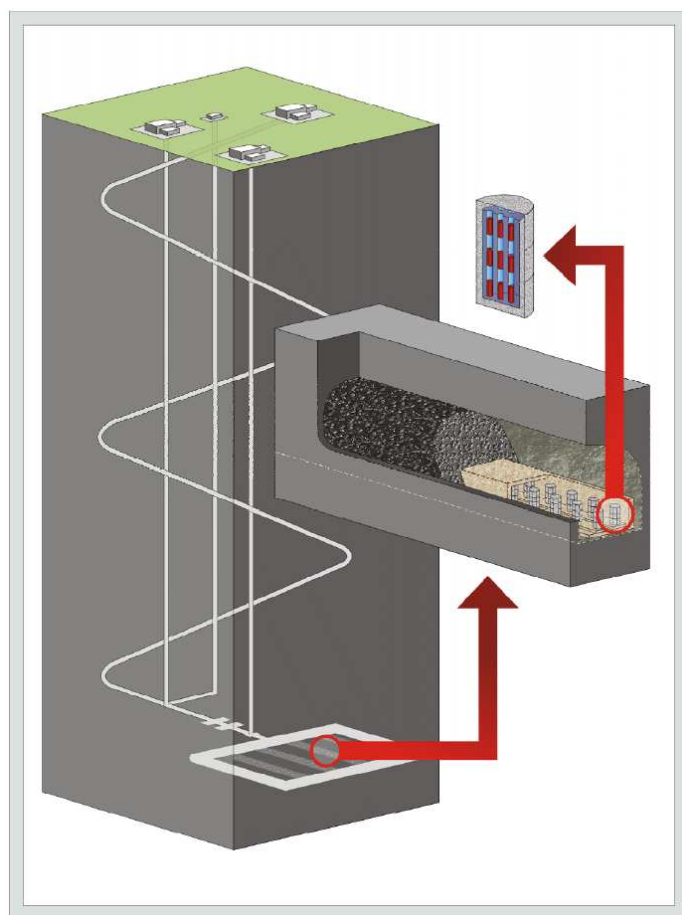


圖 3-75：概念10 - 導水箱 (坑道處置場)

超深鑽孔(very deep boreholes)概念(概念11)為單純以金屬廢棄物罐(未包含外包裝)直接由地表置入約3000~5000公尺超深鑽孔中，該超深鑽孔由金屬襯砌保護，每組鑽孔皆為獨立並有一定間隔(圖 3-76)。本概念出現於早期之地質處置概念中，後來並無詳細之設計資料與功能評估研究(Baldwin, 2008)。



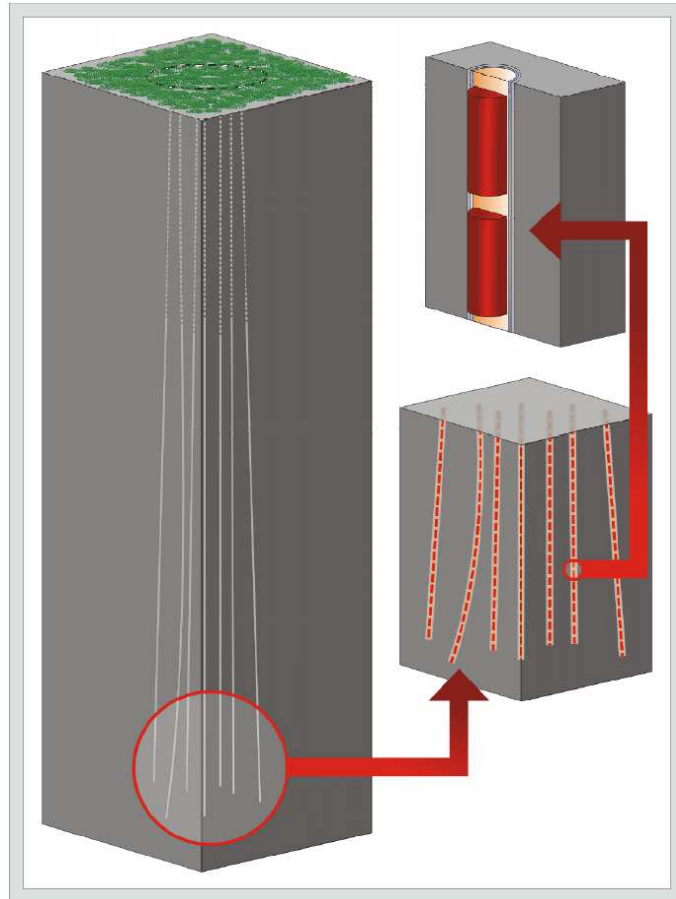


圖 3-76：概念11 - 超深鑽孔

### 3.2.6.7 HLW最終處置概念

依據SNF處置概念需求以及國際HLW處置系統功能需求分析資料，研擬我國HLW處置概念之功能需求，包括天然障壁與工程障壁(廢棄物罐、緩衝材料、回填材料)，茲說明如下：

- (1) 天然障壁功能需求
  - (a) 化學環境安定性
  - (b) 地層與岩體力學穩定性
  - (c) 核種遷移阻滯性
  - (d) 人類侵入防止性
  - (e) 施工可行性
- (2) 廢棄物罐功能需求
  - (a) 初始與長時間保持完整性並提供物理性圍堵
  - (b) 處置化學環境的抵抗力
  - (c) 長期的力學強度
  - (d) 限制近場之熱與輻射劑量
  - (e) 在特定時間內避免地下水與廢棄物直接接觸
  - (f) 對其他障壁不產生不良影響
  - (g) 限制廢棄物罐向下施於膨潤土之壓力
- (3) 緩衝材料功能需求
  - (a) 阻滯地下水流經廢棄物罐，防止腐蝕物質與廢棄物罐接觸
  - (b) 足夠熱傳導性與控制熱-水-力(T-H-M)之環境，以維持處置場穩定狀態
  - (c) 長期包覆廢棄物罐抵抗岩盤之應力作用，以及適當密度與強度以承受廢棄物罐之荷載
  - (d) 具回脹自癒性但回脹壓力不致對廢棄物罐及岩體產生影響
  - (e) 適當塑性以容納岩盤潛變或裂隙錯動位移
  - (f) 允許腐蝕廢棄物罐產生之氣體遷移
  - (g) 具有核種吸附與遲滯效能

- (h) 具有微生物屏障與膠體過濾功能
  - (i) 具有化學緩衝能力
  - (j) 對其他障壁不產生不良影響
- (4) 回填材料功能需求
- (a) 提供力學支撐，包括維持處置隧道開挖面穩定性以及保持緩衝材料安置於處置鑽孔固定位置
  - (b) 阻絕處置隧道、通行隧道之通路，避免其成為地下水以及污染物傳輸通路之主要途徑
  - (c) 具有長期的化學穩定性
  - (d) 阻止意外入侵處置場

處置場設置時，場址選擇需考量場址之適宜性及地質環境長期穩定性，所設定的選址準則大致包括避免位於高人口密度地區、可能發生重大地質災害如山崩、地震或火山活動激烈之地區、水文地質條件易改變且複雜地區、地殼劇烈上升或侵蝕快速地區、已知賦存重要天然資源之地區等。

圖 3-77為測試區地理位置圖，經初步調查顯示測試區東部山區底部具有花崗岩體，且人口分佈較西部地區少，依據測試區現有之地質、水文調查資料及94-96年計畫擬定之場址概念模型，選擇山區東南側地區為虛擬場址，其環境條件描述如下：

(1) 地理與地形

虛擬場址地形平緩，主要地形為低緩之台地，高程約40公尺。

(2) 氣候

虛擬場址屬亞熱帶海洋性氣候，年平均氣溫為20.9°C、年平均降雨量為1074.2mm(劉建宏等，2003)。

(3) 地史

虛擬場址主要岩類以花崗片麻岩體、花崗岩體、英雲閃長片麻岩帶、細粒花崗岩株為主，均受到1億2千萬年前，地體構造(tectonic)

運動導致的斷層帶構造剪切作用所影響，因而形成具混合岩狀或片麻狀特徵的花崗岩體，並構成主要結晶基盤岩。

#### (4) 地質構造

虛擬場址具大型斷層帶，並伴隨發達的破碎帶，經長期風化作用影響，可能形成凹地或峽谷。圖 3-78為測試區東部花崗岩體半地塹模式剖面圖，在山區北側存在一主要斷層為E3斷層，並東部山區受E5斷層截切。

#### (5) 地殼穩定性

彙整虛擬場址花崗岩體各定年法分析結果顯示，虛擬場址之花崗片麻岩體形成年代約在1億3千9百萬年前(Yui et al., 1996)。若以地溫梯度 $30^{\circ}\text{C}/\text{公里}$ 計算，則相對地體抬升與剝蝕率最高在1億年至9千7百萬年前之間高達2.7公釐/年。

升降及侵蝕：上升速率約 $0.02\text{mm}/\text{yr}$ ，侵蝕沉降速率約 $0.007\text{mm}/\text{yr}$  (林朝宗等，1991)。

#### (6) 水文性質特性

##### (a) 地表水

主要河流：面積130.4 (ha)；平均坡度0.0227；集水區狀態丘陵地或森林地70.5%、平坦耕地13.3%、非農業使用16.1%；逕流係數0.65；百年洪峰逕流量 $26.33\text{ (m}^3/\text{s)}$  (劉建宏等，2003)。

地下水深度：5.2公尺(劉建宏等，2003)。

地表水體：蓄水容量 $1,519,510\text{ (m}^3)$ ；集水面積741(ha) (劉建宏等，2003)。

##### (b) 地下水

圖 3-79為淺層地下水流之研究結果，其流向由山區向海岸呈現放射狀分佈(劉建宏等，2003)，流速範圍介於 $-15\text{cm}/\text{min}\sim 10\text{cm}/\text{min}$ 之間，流速正負值代表地下水流動方向，負者為向下流，正者為向上流(劉建宏、蔣立為，2003)。小規模試驗場址之深層地下水主要流向示於圖 3-80。

彙整前述調查資料繪製虛擬場址地形與地質概念剖面圖如圖3-81所示，淺層地下水流向分為兩種，一種是從E3斷層往西北北方向流動，另一種是從E5斷層往東南南方向流動；而深層地下水可能流向為東南往西北方向流動，從E5斷層穿過E3斷層後，繼續往西北北方向流動。假想處置深度為海平面下500m，地表下為約40m厚之沉積岩層，其下為風化之花崗片麻岩，且具有完整的花崗片麻岩體在地表深度80公尺以下。母岩在地表下具有良好的延續性與完整性，足以容納計畫所需之地下處置設施配置。

後續工作將彙整國際間HLW最終處置場設計及場址條件等資料，比較各國處置概念需求之差異，並依據我國參考場址之條件，擬提出現階段HLW參考處置概念。

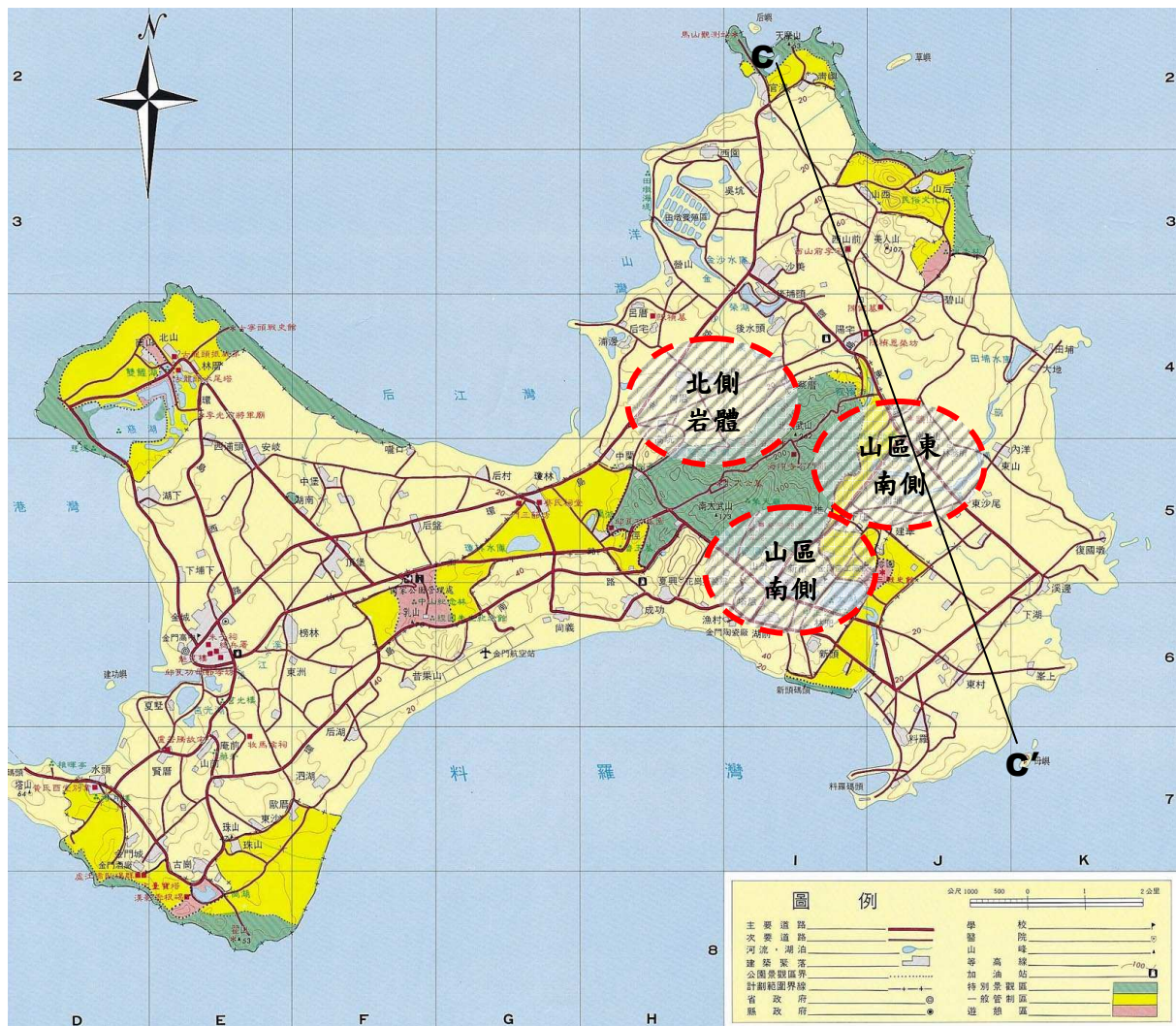
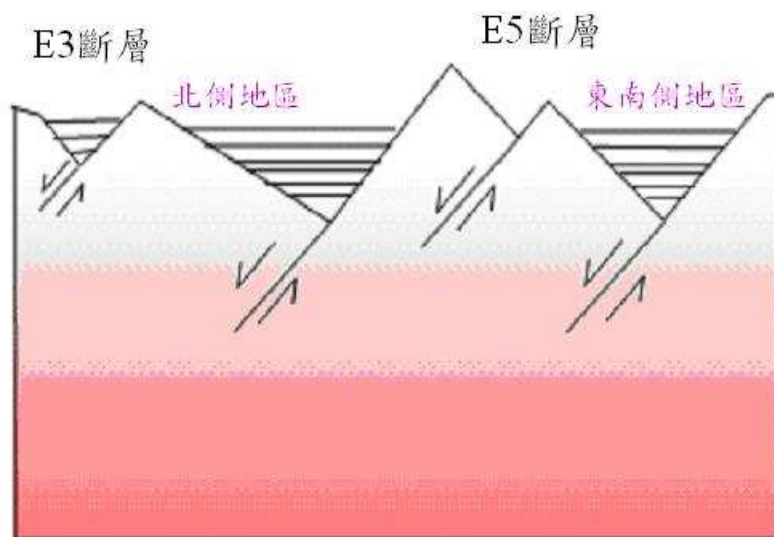
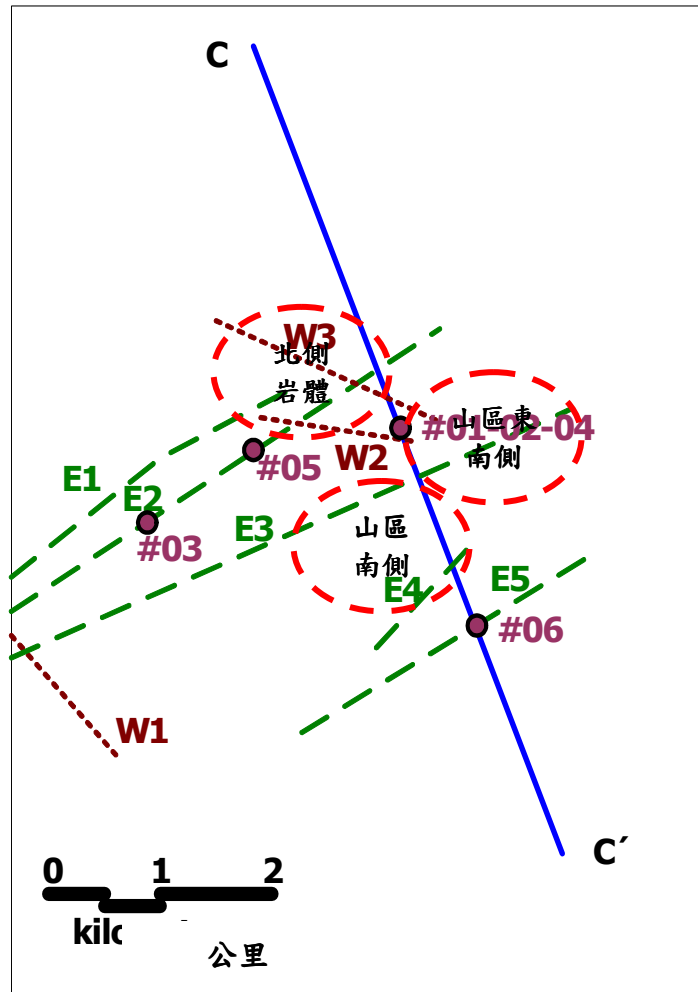
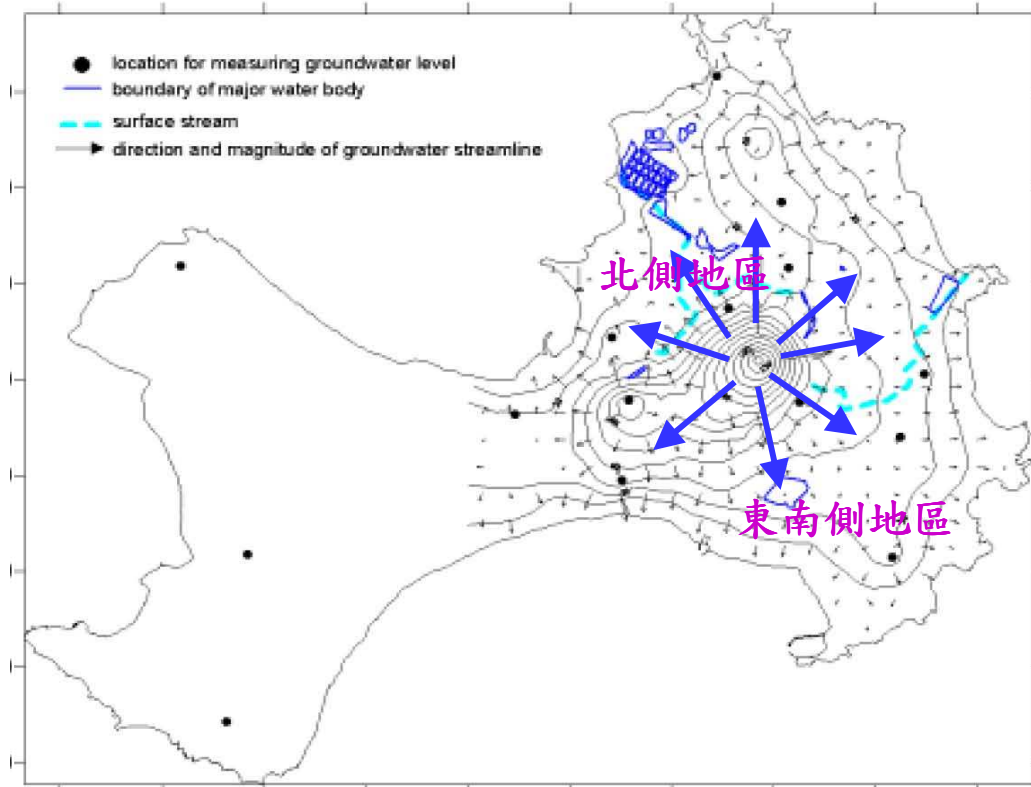


圖 3-77：測試區地理位置



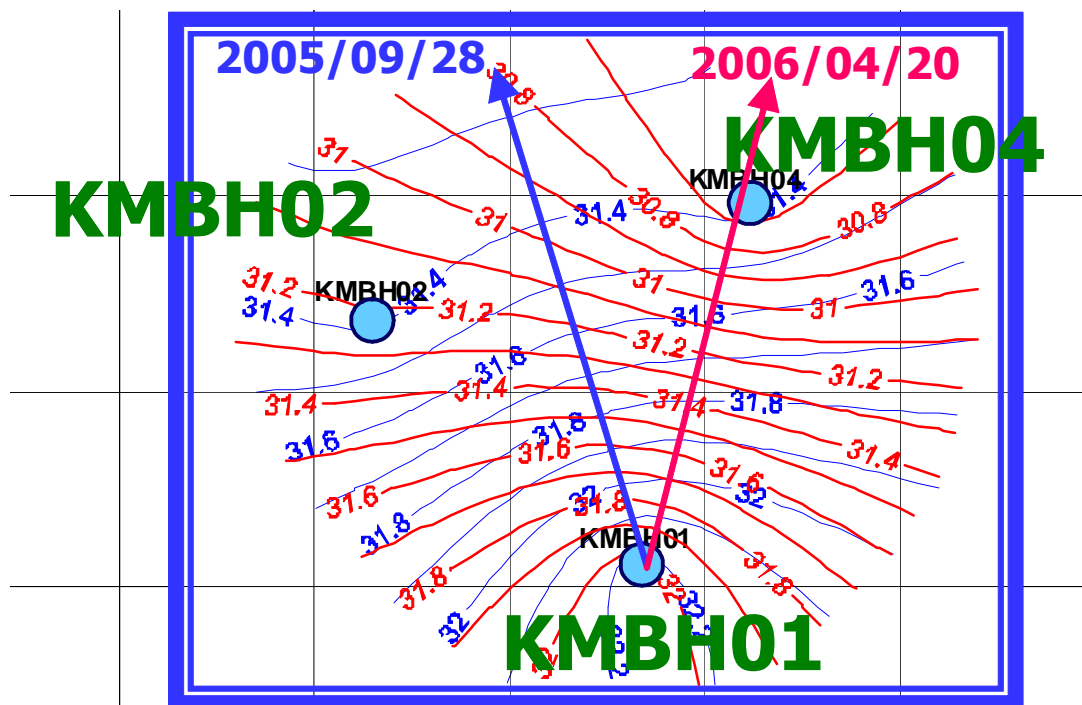
(林蔚等，2005)

圖 3-78：測試區東部花崗岩體半地整模式剖面



(劉建宏等，2003)

圖 3-79：測試區東部淺層地下水流向分佈



(改繪自歐陽湘等，2006a)

圖 3-80：小規模試驗場址之深層地下水主要流向



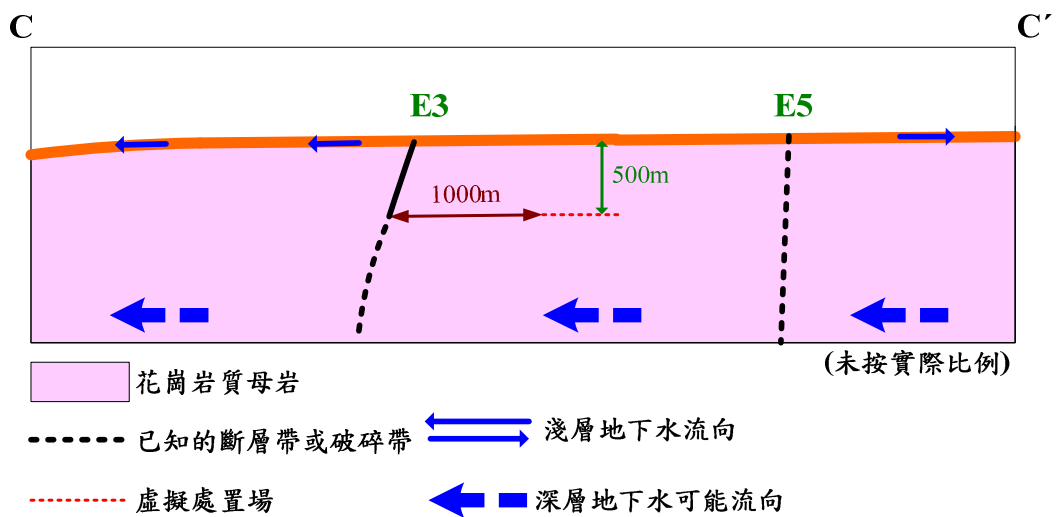
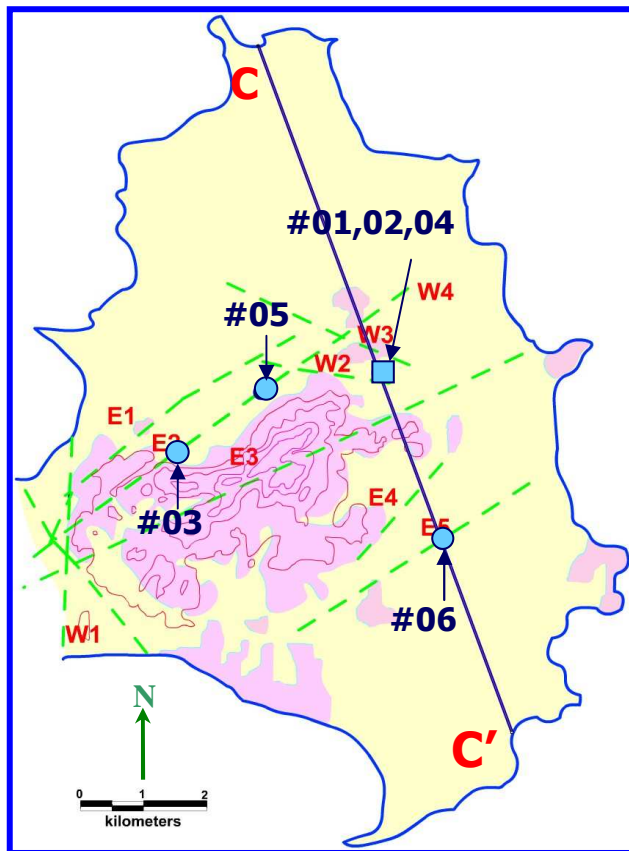


圖 3-81：虛擬處置場水文地質模式剖面

### 3.3 用過核子燃料處置的功能評估

現階段國內之參考處置概念係以用過核子燃料深層地質處置為主，輔以多重障壁系統(包含工程障壁與天然障壁，後者或稱地質圈)，俾便達到最終處置之目的，此種概念是目前國際上一致公認最可行且最為可靠的最終處置方式。整個工程障壁系統由外圍之處置母岩所包圍，處置母岩即所謂之天然障壁，藉由處置母岩極低的地下水流速，及核種與母岩的各種地化作用，形成另一道屏障，達到延遲核種遷移的效果。

處置場系統安全評估架構主要包含近場、遠場及生物圈之三個子系統評估模式。近場(含工程障壁系統及其外圍部分母岩)主要分析核種在工程障壁系統及周圍母岩之開挖擾動帶的近場遷移與傳輸；遠場(即天然障壁之傳輸)則評估核種於處置母岩裂隙之傳輸；生物圈評估模式係採用水井釋出途徑(IAEA, 2003)，分析生物圈劑量率，獲得最終核種外釋評估劑量。為完成用過核子燃料最終處置2009初步可行性評估報告之安全評估案例分析，包含確定式(deterministic)與機率式(probabilistic)分析案例，以達成用過核子燃料最終處置計畫書近期里程碑之要求。本年度以90~93年度計畫所發展之一維模式的系統安全評估模式架構(核能研究所，2002、2003、2005)，此架構涵蓋確定式與機率式分析技術，並以94~96年度計畫所更新源項資料(核能研究所，2008)、測試區水文地質概念模型、測試區現地調查數據及彙整國外評估報告之適用參數數據，作為評估參數的數據引用，其中確定式分析成果已說明於97年工作成果報告中(台灣電力公司，2008)，本年度主要在於進行近場、遠場及生物圈環境之核種外釋率之機率式分析。

### 3.3.1 近場

#### 3.3.1.1 近場環境之概念模式與評估參數

工程障壁系統為處置場多重障壁基本設計之一環，目的在強化放射性廢棄物處置場場址天然障壁之隔離效能，以達到遲滯核種遷移並確保環境與人類安全之最終目的。進行近場環境之核種外釋評估時，須考慮近場環境及工程障壁可能之阻隔作用、釋出與傳輸過程之種種因素，這些因素主要有(1)廢棄物本體之核種存量(2)釋出之化學機制(廢棄物型態)(3)傳輸之機制(在緩衝材料之擴散、開挖擾動帶之傳輸)(4)工程及天然障壁之物理性質(地下水流速/流量、孔隙率、擴散係數、裂隙等)(5)工程及天然障壁之遲滯性質(吸附)等。

國際上許多國家在進行近場安全評估(safety assessment)，大都以概念化之徑向傳輸模式為主要分析方法，如瑞士(NAGRA, 1994)、瑞典(SKI, 1996)、德國(Luhrmann et al., 2000)與日本(JNC, 2000)等。因此，2000至2004年已建立核種自工程障壁徑向釋出之評估技術(Zhou, 2000；張福麟等，2002；林佳蓉等，2003)包括概念模式、數學模式、與電腦程式等之建立，以及確定式(deterministic)與機率式(probabilistic)分析技術(朱信忠和吳典諺，2002；朱信忠和董家寶，2003)、案例分析等(朱信忠，2002；2003；盧俊鼎，2005)。

本年度即以90~93年度計畫發展之近場徑向安全評估模式，進行近場核種外釋機率式分析。近場一維徑向外釋模式(Radial Transport Model for Radionuclide Near-field Release with Canister Vertical Emplacement，模式代號為RT-NV)為當廢棄物罐為垂直置放，考慮核種傳輸方向為沿著廢棄物罐徑向方向，相對應所發展之近場評估程式為INPAG-N。

RT-NV模式所考慮的概念情節為：

- (1) 處置場封閉後，地下水重新侵入處置場，母岩及緩衝重新飽和，廢棄物罐在處置場封閉後100,000年因完全腐蝕掉而喪失了圍阻功能。

依據李瑞益等(2005)研究成果：「估算經十萬年時間，廢棄物罐之腐蝕總厚度分別為1.5及2.6 cm。依據我國處置概念，廢棄物罐外層銅材為5 cm，則在如芬蘭YJT-95及我國KMBH01-W2二者的鹽性還原處置母岩條件下，廢棄物罐的耐蝕性，應可維持廢棄物罐結構完整性達十萬年或更長的時間。」，故本文依據上述研究成果，保守假設廢棄物罐無針孔腐蝕狀況，其壽命為十萬年，進行評估。

- (2) 廢棄物罐因腐蝕而失效("廢棄物罐瞬間消失")，地下水開始接觸到廢棄物本體；
- (3) 廢棄物本體表面、晶格邊界(grain boundary)、及間隙(gap)邊緣等之放射性核種，因溶解之機制及溶解度限制作用而溶解於地下水中。

當廢棄物罐因腐蝕而失效後，地下水接觸到廢棄物本體，存在於燃料與護套間隙及晶格邊界上之核種，隨即溶解於水中而外釋。此瞬間釋出量佔用過核子燃料內該核種存量之比率稱為瞬釋分率(IRF)。根據European Commission SPA project-topical report 2 (1999)說明：揮發性高之核種(volatile species)如I、Cs等具有較高之瞬釋分率。此外，瞬釋分率亦與燃耗度及燃料型態有關。

- (4) 廢棄物本體基質內之放射性核種，隨廢棄物本體基質之溶解而逐漸溶解於地下水中；
- (5) 溶解於地下水的放射性核種因擴散(diffusion)機制而離開廢棄物本體，並往外遷移；
- (6) 溶解於地下水中之核種在工程障壁內以擴散機制而往外遷移；
- (7) 核種在工程障壁之遷移主要機制為分子擴散原理，其核種濃度考慮衰退、滋生、吸附、擴散、及溶解度限制等作用；
- (8) 以單一個廢棄物罐為評估基礎；
- (9) 由於廢棄物罐之設計壽命相當長，處置場溫度分佈已恢復至自然的地溫梯度狀態，故不考慮廢棄物本體溫度對核種遷移的影響。

INPAG-N程式模擬之初始條件皆為用過核燃料處置時之核種存量(mol/canister)，即源項之初始存量，源項核種特性為國內核一、二、三廠在法定商轉年限內估計可能產生之關鍵核種，表 3-37中為37個關鍵核種之活度、半衰期、存量、瞬釋分率等。邊界條件為用過核燃料從廢棄物基質體以固定的溶解率釋出，另一邊界則為平移(advection)出開挖擾動帶之核種外釋量。

本年度進行評析國內外處置母岩特性相近之安全評估應用參數，包含參數上下限值、平均值或標準差、分佈型態、引用文獻出處等。近場評估參數主要有：(1)緩衝材料密度與孔隙率、(2)緩衝材料有效擴散係數與分配係數、(3)溶解度限值、(4)母岩有效擴散係數與分配係數等。

(1) 緩衝材料密度與孔隙率：

根據我國現階段之處置概念，緩衝材料係採用MX-80膨潤土，故參考國內、外以MX-80膨潤土做為緩衝材料的評估報告數據。緩衝材料密度上、下限分別為2,780 kg/m<sup>3</sup>及2,640 kg/m<sup>3</sup>，採用均勻分佈型態；孔隙率上、下限分別0.43及0.36，採用均勻分佈型態。

(2) 緩衝材料之有效擴散係數與分配係數：

因緩衝材料採用MX-80膨潤土，故緩衝材料之分配係數及有效擴散係數則以SITE-94(SKI, 1996)、SR-97(Lindgren et al., 1999)、TILA-99(Vieno et al., 1999)評估報告數據做為評估模式的主要引用來源。分配係數上、下限彙整如表 3-38，採用對數均勻分佈型態；有效擴散係數上、下限分別為2E-10 m<sup>2</sup>/sec及4E-11 m<sup>2</sup>/sec(表 3-39)，採用對數均勻分佈型態。

(3) 溶解度限值：

溶解度限值主要依據國際間相關文獻(SITE-94、SR-97、TILA-99、H12)，這些國家在地化條件大致以高pH值且還原條件之淡水為基本之分析條件，因此以高pH值且還原條件之溶解度限值做為參數數據上、下限值引用來源(表 3-40)，採用對數均勻分佈型態。

(4) 母岩擴散係數與分配係數：

有效擴散係數參數則以評估報告所提供之最大與最小值，各為  $3.17\text{E-}11 \text{ m}^2/\text{sec}$  與  $3.00\text{E-}14 \text{ m}^2/\text{sec}$  (表 3-39)，採用對數均勻分佈型態；分配係數則採處置母岩為結晶岩類之芬蘭TILA-99報告之分配係數(表 3-41)，採用對數均勻分佈型態。

根據前述參數之數據引用，首先於全系統功能安全評估架構中建立參數之上下限值範圍、分佈型態、平均值或標準差等資料庫後，利用拉丁超立體取樣(Latin hypercube sampling)法(Iman et al., 1980；Iman et al., 1984；Helton et al., 2003；朱信忠，2002；朱信忠等，2002)，進行100組取樣，並以數據組排列技術(Scheuer and Stoller，1962；Iman and Conover，1982)將所取得的數據組進行無相關排列後，再行送入電腦程式進行核種外釋率分析。

### 3.2.1.2 近場核種外釋率之機率式分析結果

以INPAGN程式分析近場徑向RT-NV評估模式之100組個別總外釋率(圖 3-82)，其中灰色線為個別總外釋率，另以不同顏色繪出5百分位數(percentile)、50百分位數、95百分位數、及平均值之曲線，圖中又號為確定式分析之總外釋率曲線。若確定式之評估曲線落在5百分位數或95百分位數曲線之外，此則表示運跑確定式時所採用的某些數據是趨向於不保守(non-conservative)。結果可知確定式分析之總外釋率約介於5百分位數~50百分位數之間。

表 3-37：計算之主要核種初始存量表(核一、二、三廠)

RNs (放射性核種)	Ac (Bq) (活度)	$t_{1/2}$ (yr) (半化期)	$N_{\text{canister}}$ (廢棄物罐數目)	mol/canister (每罐莫爾數)	IRF(%) (瞬釋分率)
C-14	1.18E+15	5.73E+03	2486	1.47E-02	5
Cl-36	9.11E+12	3.01E+05	2486	2.31E-03	6
Ni-59	1.86E+15	7.60E+04	2486	7.26E-02	0.5*
Ni-63	2.23E+17	1.00E+02	2486	1.08E-02	0.5*
Se-79	3.88E+14	1.13E+06	2486	1.69E-01	3
Rb-87	1.97E+10	4.75E+10	2486	3.27E-01	5*
Sr-90	2.24E+19	2.88E+01	2486	2.18E-01	0.25
Zr-93	1.48E+15	1.53E+06	2486	7.41E-01	5*
Nb-94	4.85E+13	2.03E+04	2486	3.18E-04	0.5*
Mo-93	1.21E+15	4.00E+03	2486	1.58E-03	0.5*
Tc-99	1.17E+16	2.11E+05	2486	7.58E-01	0.2
Pd-107	1.18E+14	6.50E+06	2486	2.18E-01	0.2
Sn-126	7.69E+14	1.00E+05	2486	1.85E-02	2
I-129	3.01E+13	1.57E+07	2486	1.11E-01	3
Cs-135	5.03E+14	2.30E+06	2486	2.60E-01	3
Cs-137	3.46E+19	3.01E+01	2486	2.31E-01	3
Sm-147	3.15E+09	1.06E+11	2486	6.91E-02	1
Ra-226	4.07E+09	1.60E+03	2486	8.75E-10	—
Th-229	8.08E+08	7.34E+03	2486	7.87E-10	—
Th-230	4.11E+11	7.54E+04	2486	4.09E-06	—
Th-232	517525.8	1.41E+10	2486	9.52E-07	—
Pa-231	3E+10	3.28E+04	2486	1.29E-07	—
U-233	1E+11	1.59E+05	2486	2.08E-06	—
U-234	1.2E+15	2.46E+05	2486	3.84E-02	—
U-235	7.48E+12	7.04E+08	2486	6.81E-01	—
U-236	2.14E+14	2.34E+07	2486	6.46E-01	—
U-238	1.87E+14	4.47E+09	2486	1.07E+02	—
Np-237	4.63E+14	2.14E+06	2486	1.27E-01	—
Pu-238	3.84E+18	8.77E+01	2486	4.30E-02	—
Pu-239	2.58E+17	2.41E+04	2486	7.91E-01	—
Pu-240	4.87E+17	6.56E+03	2486	4.05E-01	—
Pu-241	1.26E+19	1.44E+01	2486	2.27E-02	—
Pu-242	1.83E+15	3.73E+05	2486	8.57E-02	—
Am-241	3E+18	4.32E+02	2486	1.64E-01	—
Am-243	3.09E+16	7.37E+03	2486	2.85E-02	—
Cm-245	8.88E+14	8.50E+03	2486	9.37E-04	—
Cm-246	2.79E+14	4.73E+03	2486	1.63E-04	—

註：IRF為核種之瞬釋分率，主要引用自TILA-99(Vieno et al., 1999)；

上標\*表引用自European Commission (1999)

表 3-38：緩衝材料之分配係數上下限值

元素	K-1	SITE-94	SR-97	TILA-99	Min.	Max.
C	—	0.01	0	0	0	0.01
Cl	—	0	0	0	0	0
Ni	1	1	0.1	0.5	0.1	1
Se	0.005	0.01	0.003	0.005	0.003	0.01
Sr	—	0.02	0.01	0.2	0.01	0.2
Zr	1	1	2	1	1	2
Nb	—	0.5	0.2	1	0.2	1
Tc	0.1	0.05	0.1	0.1	0.05	0.1
Pd	1	0.1	0.01	0.1	0.01	1
Sn	1	0.2	3	0.2	0.2	3
I	—	0.001	0	0.001	0	0.001
Cs	0.01	0.01	0.05	1	0.01	1
Sm	—	—	1	1	1	1
Pu	5	5	3	3	3	5
U	5	5	1	0.5	0.5	5
Th	5	1	3	3	1	5
Cm	5	2	3	3	2	5
Am	5	2	3	3	2	5
Np	5	1	3	1	1	5
Ra	0.01	0.1	0.01	0.5	0.01	0.5
Pa	1	1	0.3	0.2	0.2	1

單位：m<sup>3</sup>/kg

表 3-39：有效擴散係數上下限值

評估報告	SITE-94	SR-97	TILA-99	GRS-SPA	Min.	Max.
緩衝材料有效擴散係數 (m <sup>2</sup> /sec)	4.00E-11	2.00E-10	1.00E-10	-	4.00E-11	2.00E-10
母岩有效擴散係數 (m <sup>2</sup> /sec)	3.00E-14	4.00E-14	1.00E-13	3.17E-11	3.00E-14	3.17E-11



表 3-40：核種之溶解度限值上下限值

元素	SITE-94	SR-97		TILA-99	H-12	Min.	Max.
		Beberg	Ceberg				
C	1.E+06	1.E+06	1.E+06	1.E+06	-	1.E+06	1.E+06
Cl	1.E+06	1.E+06	1.E+06	1.E+06	-	1.E+06	1.E+06
Ni	2.E+00	1.E+06	1.E+06	1.E-01	-	1.E-01	1.E+06
Se	2.E-05	3.E-06	3.E-06	1.E-03	3.E-06	3.E-06	1.E-03
Sr	1.E-03	3.E+00	1.E-01	1.E-02	-	1.E-03	3.E+00
Zr	6.E-07	3.E-06	3.E-06	5.E-05	1.E-03	6.E-07	1.E-03
Nb	1.E-05	1.E+00	1.E+00	1.E+00	1.E-01	1.E-05	1.E+00
Tc	3.E-05	8.E-06	8.E-06	5.E-05	4.E-05	8.E-06	5.E-05
Pd	1.E-03	4.E-06	4.E-06	1.E-05	1.E-06	1.E-06	1.E-03
Sn	2.E-05	4.E-06	5.E-06	5.E-03	5.E-03	4.E-06	5.E-03
I	1.E+06	1.E+06	1.E+06	1.E+06	-	1.E+06	1.E+06
Cs	1.E+06	1.E+06	1.E+06	1.E+06	1.E+06	1.E+06	1.E+06
Sm	-	8.E-04	8.E-04	1.E-02	2.E-04	2.E-04	1.E-02
Pu	2.E-06	5.E-07	1.E-07	5.E-04	3.E-05	1.E-07	5.E-04
U	1.E-02	1.E-04	1.E-04	3.E-04	8.E-06	8.E-06	1.E-02
Th	4.E-03	1.E-06	1.E-06	5.E-04	5.E-03	1.E-06	5.E-03
Cm	7.E-06	2.E-06	9.E-07	5.E-05	2.E-04	9.E-07	2.E-04
Am	7.E-06	9.E-05	9.E-05	5.E-04	2.E-04	7.E-06	5.E-04
Np	2.E-06	1.E-04	6.E-05	5.E-05	2.E-05	2.E-06	1.E-04
Ra	5.E-05	5.E-04	1.E-01	1.E-04	1.E-09	1.E-09	1.E-01
Pa	2.E-05	3.E-04	3.E-04	1.E-05	2.E-05	1.E-05	3.E-04

單位：mol/m<sup>3</sup>

表 3-41：花崗岩之核種分配係數上下限值

元素	SITE-94	SR-97	TILA-99	GRS-SPA	Min.	Max.
C	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Cl	0	0	0.0001	0	0	0.0001
Ni	0.5	0.02	0.2	0.5	0.02	0.5
Se	0.01	0.001	0.0005	0.01	0.0005	0.01
Sr	0.005	0.0002	0.01	0.01	0.0002	0.01
Zr	4	1	0.4	1	0.4	4
Nb	2	1	0.1	1	0.1	2
Tc	0.01	1	0.2	0.5	0.01	1
Pd	0.1	0.01	0.1	0.5	0.01	0.5
Sn	0.1	0.001	0.2	0.5	0.001	0.5
I	0.0005	0	0.0005	0.001	0	0.001
Cs	0.1	0.05	0.1	0.042	0.042	0.1
Sm	—	2	0.04	5	0.04	5
Pu	5	5	2	5	2	5
U	5	5	1	1	1	5
Th	1	5	0.5	1	0.5	5
Cm	5	3	0.5	5	0.5	5
Am	5	3	0.5	5	0.5	5
Np	1	5	0.5	1	0.5	5
Ra	0.5	0.02	0.5	0.5	0.02	0.5
Pa	0.5	1	0.2	1	0.2	1

單位：mol/m<sup>3</sup>

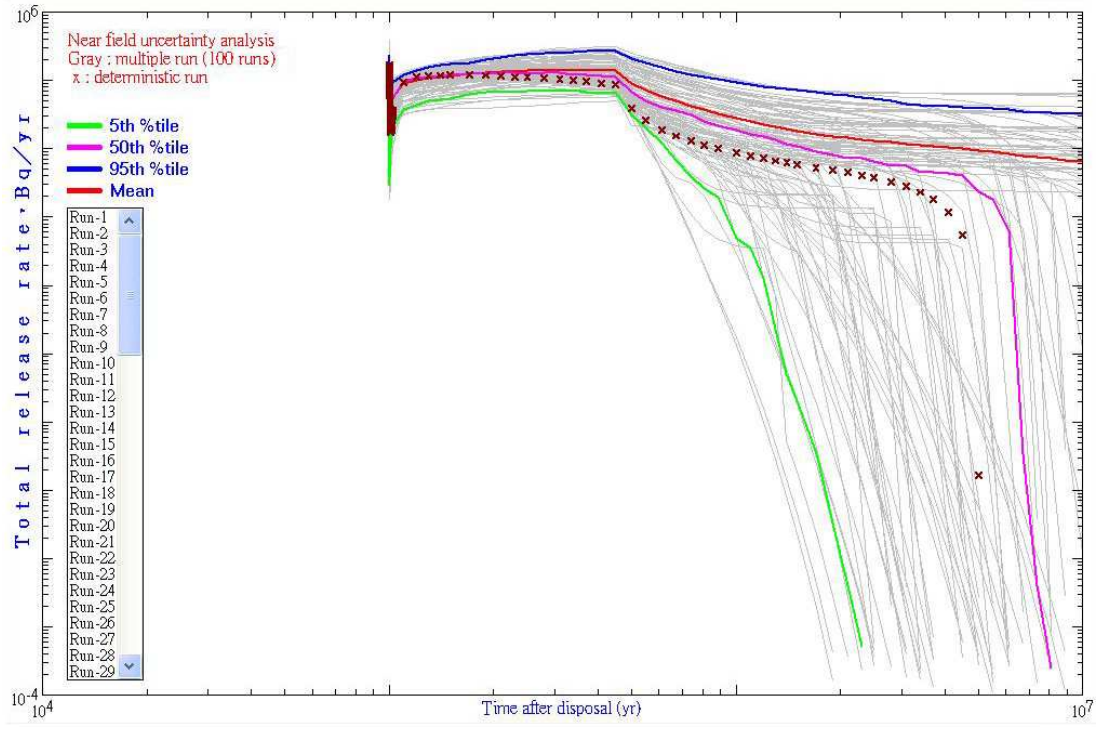


圖 3-82：近場核種外釋率不確定性分析結果

### 3.3.2 遠場

#### 3.3.2.1 遠場水文地質概念及評估參數

對於放射性廢棄物深層處置概念而言，遠場岩體(或稱地質圈)是一個天然的屏蔽系統。當核種從開挖擾動帶中釋出後，會隨著地下水沿著岩體最容易流動的路徑遷移，這些路徑包含了岩石之斷層、裂隙或是滲透率較大的區域。現階段主要考慮處置場及生物圈之間的複雜裂隙網路予以簡單化，將其視為水平的多重等間距之平板(圖 3-83)，以此均勻化之水平平板代表地下水在岩體裂隙中流動，藉著橫向延散作用，使得每一個廢棄物罐釋出之核種會相互混合並隨著水流漸漸遠離處置場。圖 3-84說明核種的遷移方式有平流、擴散及延散，且具有吸附於裂隙壁上及擴散至母岩的孔隙中並吸附在其中的特性。

遠場安全評估即是運用現有花崗岩質水文地質資料與外釋途徑，接續近場核種外釋結果，分析核種於母岩及裂隙區之外釋率及傳輸時間。現階段母岩及裂隙特性係以虛擬處置場為模擬對象，處置母岩選擇為結晶岩類之花崗岩，質地細密且孔隙率極小，因此水流僅在岩層裂隙中流動，具有水流流動能力之裂隙段稱為導水通道，依目前之水文地質概念假設為1000 m的距離後(圖 3-85)，接觸到主要斷層帶或大範圍裂隙帶。主要斷層帶之核種傳輸能力引用芬蘭TILA-99報告中之1%稀釋比例予以評估，因為在考慮生物圈ERB1A飲水情節中，水量為影響關鍵之一，而主要斷層帶上可有各方向之水量湧入，流經處置場而帶出放射性核種之地下水流量僅為主要斷層帶水量之一小部份，造成核種濃度有一定比例的稀釋，此比例值在芬蘭報告中假設為1%。

本年度進行遠場安全評估之機率式分析應用參數，包含參數上下限值、平均值或標準差、分佈型態、引用文獻出處等。遠場評估參數主要有：(1)母岩密度與孔隙率、(2)裂隙內寬及裂隙間距、(3)母岩地下水流速、(4)延散度等。對於上述各項參數之引用，主要參考來源

為工研院能環所於國內測試區執行現地調查及試驗所得之數據，說明如下：

(1) 母岩密度、孔隙率

母岩之密度與孔隙率皆引用國內花崗岩測試區現地調查所得數據，此兩項參數引用最大值各為0.0079、2680 kg/m<sup>3</sup>，採用均勻分佈型態，最小值為0.0038、2620 kg/m<sup>3</sup>(表 3-42) (楊明宗等，2003；林蔚等，2005)，採用均勻分佈型態。

(2) 裂隙內寬、裂隙間距

依據測試區現地調查數據，經統計分析採裂隙內寬最大與最小值各為1.32E-2 m、2.50E-4 m，採用均勻分佈型態，裂隙間距最大與最小值各為0.185 m、0.038 m(表 3-42)採用均勻分佈型態。

(3) 母岩地下水流速

母岩地下水流速由水力傳導係數換算而得，水力傳導係數採58組數據(BH01-02-04裂隙連通性及跨孔追蹤試驗；張傳勝等，2005)，經統計分析後取95%上限及5%下限作為採樣上下限值，以對數常態分佈(log-normal distribution)型態，並假設水力梯度為0.1情況下，換算為母岩地下水流速最大與最小值為46.451 m/yr與1.422 m/yr (表 3-42)。

(4) 延散度

延散度(dispersivity)數值取為傳輸距離之1/40~1/5作為上下限值，引用最大值與最小值各為200 m與25 m (表 3-42)，採用均勻分佈型態。

### 3.3.2.2 遠場核種外釋率之機率式分析結果

接續前述近場100組核種外釋率曲線，以INPAGF程式分析遠場核種外釋之機率式分析，圖 3-86為遠場100 組個別總外釋率曲線，其中灰色線為個別總外釋率，另以不同顏色繪出5百分位數(percentile)、50百分位數、95百分位數、及平均值之曲線，圖中又號

為確定式分析之總外釋率曲線，結果顯示確定式曲線大約落於5th及50th百分位數之間。

表 3-42：遠場機率式分析之參數上下限值

參數	範圍	分佈型態(平均值、標準差)	備註	Reference
裂隙間距	最小值0.038 最大值0.185 單位：m	均勻分佈	間距最小情況 BH01_186-196_(249,82) ：0.081m BH02_158-176_(248,70) ：0.038m BH04_50-75_(43,82)： 0.185m	EEL建議 值： 2/19技術討論會(CCU 提供)
裂隙內寬	最小值2.50E-4 最大值1.32E-2 單位：m	常態分佈 均值：4.73E-3 標準差：5.09E-3		引用 BH-01-02-0 4之裂隙內 寬機率密度 函式分析結 果，張傳聖 等(2005)
水力傳導係數	最小值14.22 最大值464.51 單位：m/yr	對數常態分佈 Log均值：1.91 Log標準差： 0.757	K值採對數常態分佈取 樣後，乘上水力梯度 (0.1)求得母岩地下水流 速	K值引用歐 陽湘等 (2006) BH01、 BH02、 BH04之58 組資料套疊 分佈曲線
延散度	25~200 單位：m	均勻分佈		L/40~L/5， L為遠場傳 輸距離
母岩密度	最大2680 最小2620 單位：kg/m <sup>3</sup>	均勻分佈		楊明宗等， 2003；林蔚 等，2005
母岩孔隙率	最大0.79% 最小0.38%	均勻分佈		楊明宗等， 2003；林蔚 等，2005

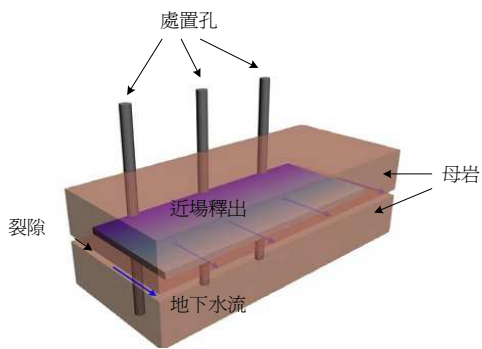


圖 3-83：裂隙岩體傳輸概念模型

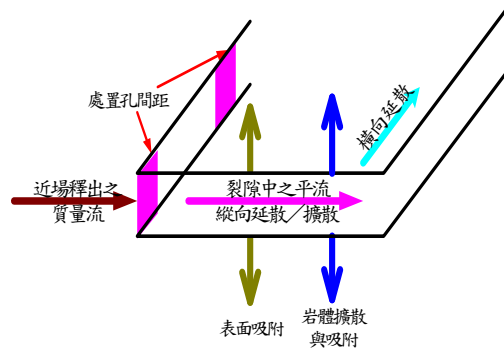


圖 3-84：核種於裂隙岩體之傳輸

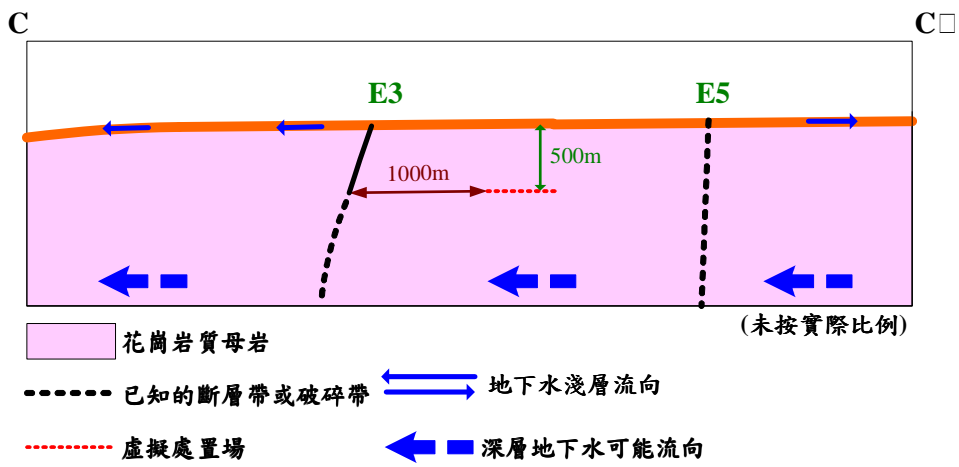


圖 3-85：虛擬處置場水文地質模型

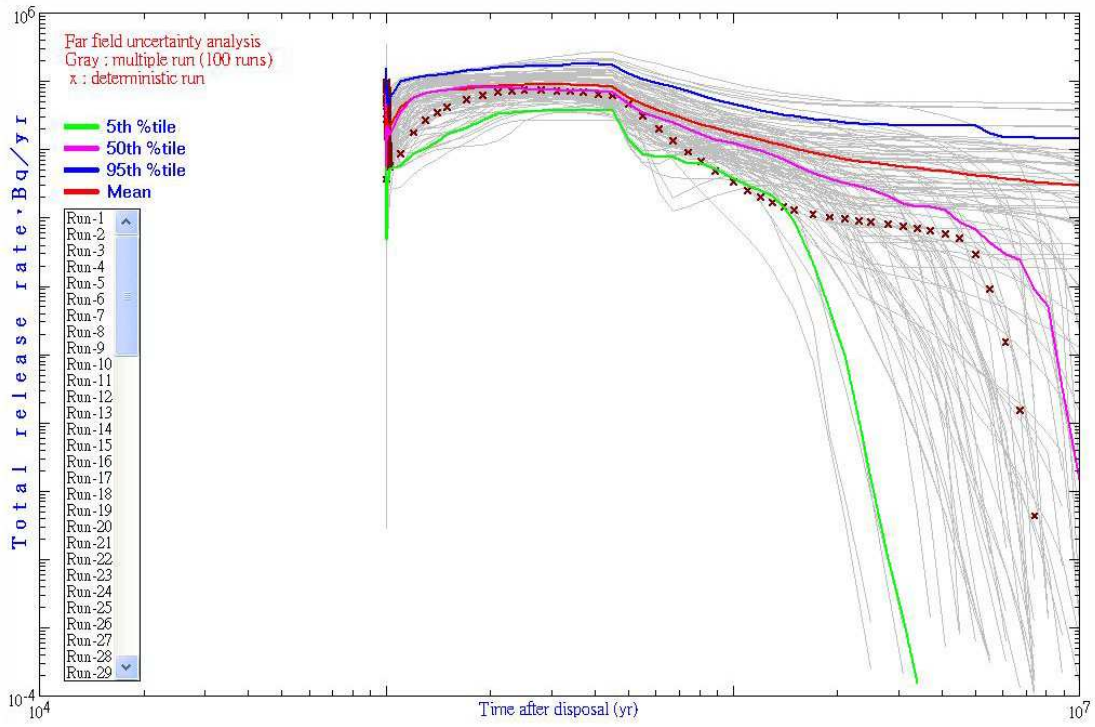


圖 3-86：遠場核種外釋率不確定性分析結果



### 3.3.3 生物圈

本分項98年度工作主要延續94~96年度計畫所更新源項資料、測試區水文地質概念模型、測試區現地調查數據及彙整國外評估報告之適用參數數據，進行生物圈輻射劑量之案例分析。

#### 3.3.3.1 生物圈劑量計算模式

生物圈劑量評估則分析計算從遠場外釋之核種，在生物圈中經由各種傳輸途徑及食物鏈而對人類所造成的輻射劑量，並與法規值比較，以確定該處置場的安全性。假定生物圈核種傳輸主要來自飲用井水，本年度採用飲用井水情節作為生物圈參考模式(BIOMOD-1)，亦即假設地質圈之外釋核種直接提供作為計算井水中之核種濃度，類似於IAEA之參考案例 ERB1A (IAEA, 2003)。

BIOMOD-1 生物圈模式之個人年有效劑量採用下式進行計算：

$$H_{E,i} = C_{w,i} \times I \times DCF_i \quad (3-6)$$

式中：

$H_{E,i}$ ：放射性核種  $i$  的年輻射劑量率(Sv/yr)。

$C_{w,i}$ ：井水中放射性核種  $i$  的濃度(Bq/m<sup>3</sup>)。

$I$ ：飲用水的每人年飲用率(m<sup>3</sup>/yr)。

$DCF_i$ ：放射性核種  $i$  的攝入劑量轉換係數(Sv/Bq)。

#### 3.3.3.2 生物圈劑量率

生物圈評估接續遠場核種外釋結果進行案例分析，以BIOMOD-1 生物圈模式分析 100 回合運跑的輻射劑量率不確定性(圖 3-87)及 5百分位數、50百分位數、95百分位數、平均值及確定式輻射總劑量率峰值，以供比較。結果可知確定式分析之曲線座落在5百分位數與 50百分位數之間，這表示確定式分析之參數數值設定並非保守，因此導致輻射總劑量率峰值曲線出現偏低之現象。

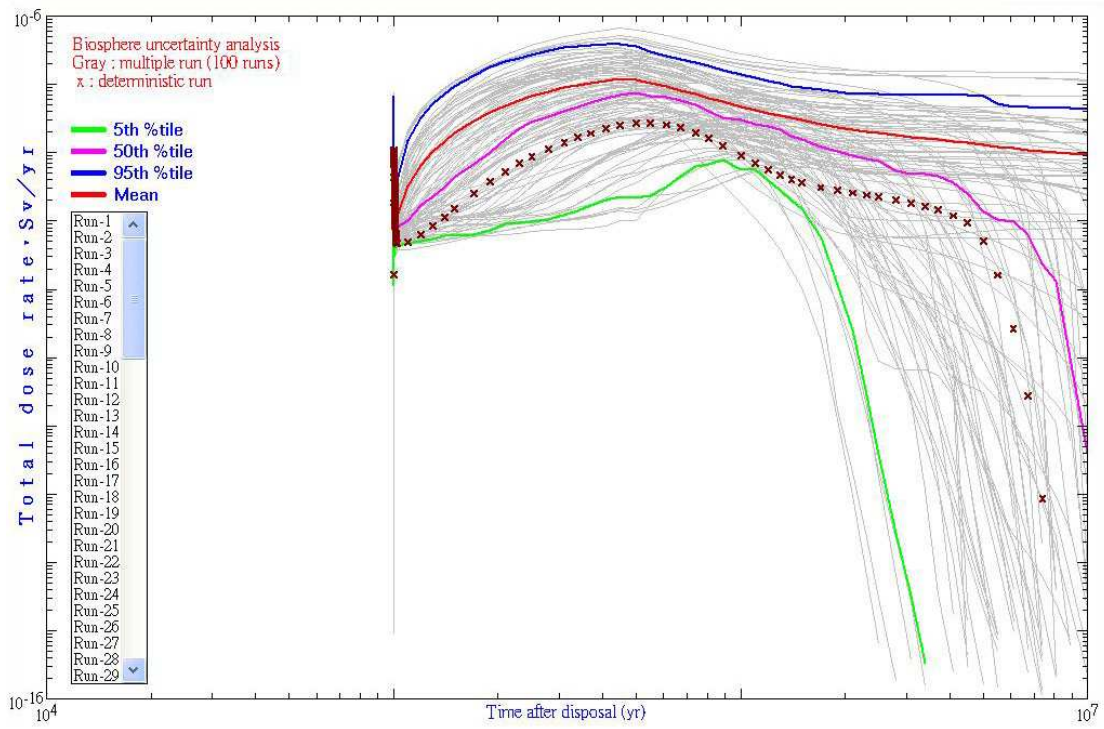


圖 3-87：生物圈輻射劑量率不確定性分析結果(BIOMOD-1 模式)

### 3.4 SNFD2009報告

根據放射性物料管理局2006年7月核定之「用過核子燃料最終處置計畫書」(以下簡稱「最終處置計畫書」)的要求，台電公司應針對「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」，及「用過核子燃料處置的功能評估」等三大議題，於2009年提出「我國用過核子燃料最終處置初步技術可行性評估報告」(SNFD2009報告)。台電公司已於2009年9月將該報告提送放射性物料管理局審查。

根據「最終處置計畫書」第7.1節之規劃，此報告架構分為五章：第一章為前言，第二章說明台灣的地質概況、地質作用、潛在母岩特性等；第三章說明處置設施的概念與設計成果；第四章針對近場環境與地質圈中核種傳輸行為進行說明，並配合第二章之花崗岩母岩特性與第三章之設施設計，進行飲用水基本情節之案例分析；第五章總結報告成果，並評估用過核子燃料最終處置之初步技術可行性。

藉由彙整及評析歷年來我國用過核子燃料最終處置計畫之相關成果，具體說明我國迄今是否具備潛在母岩岩體(花崗岩質岩體)調查之技術、能力與設備，並建立將現地調查數據實際應用於功能與安全的評估模式，並和法規標準進行比較，完成簡化情節下用過核子燃料處置封閉後對民眾之影響評估方法。經由此一系列完整之規劃、調查、試驗、評估與分析的技術與研究以齊備適合我國處置地質環境的自主調查與評估能力，而於2017年提出「我國用過核子燃料最終處置技術可行性評估報告」，並據以建議候選場址調查區域，及建立潛在處置母岩功能/安全評估技術，作為後續「候選場址評選與核定階段(2018-2028)」工作的基礎架構。

SNFD2009報告在排除非技術性的議題條件下，根據台電公司長期以來所發展與累積的相關技術資料，及國內外相關文獻資料，就「在台灣的地質環境現況下，是否有適合的岩體，可作為用過核子燃料最終處置母岩的潛能?」、「是否已建立結晶岩體的深地層特性調查與資料解析技術?」、「是否已具備處置概念的設計基礎?」、「是否已

建立地質調查資料及處置設施功能/安全之整合性評估技術？」等技術性議題，進行最終處置初步自我評估。評估內容係透過深層花崗岩地質的特性調查與數據蒐集分析、小規模試驗場之各項試驗，據以建立水文地質概念模式，作為功能與安全評估之具體模擬對象；完成我國現階段之處置設施與多重障壁系統的基本概念、說明各組成物件所具備的功能與特性，據以研擬並設計我國之處置設施的配置，及工程障壁組成材料與尺寸，作為處置概念情節發展的基礎；並發展近場、遠場、生物圈及全系統架構之評估程式，藉由潛在處置母岩之環境特性及調查數據，進行簡化後之基本情節的案例分析與參數敏感度及不確定性之機率式分析，檢視以潛在處置母岩為主體之我國虛擬處置場址的安全性。

依據測試區研究現況建立虛擬處置場與核種外釋概念模式，對處置場全系統之安全評估進行有系統分析，分別就近場、遠場及生物圈等三個子系統程式建立一套全系統評估程式架構，系統地連結三個子系統程式，並處理其間之輸出、入的介面問題。此外，也在全系統評估程式架構中建立參數取樣子系統程式及不確定性與參數敏感度分析子系統程式，以瞭解安全分析結果之不確定範圍及各參數對安全分析結果之敏感程度，並將分析結果回饋給處置場設計人員及場址、參數之調查人員，做為調整未來工作方向之參考。

總體而言，SNFD2009報告彙整過去調查之潛在處置母岩的岩類特性與地質環境成果，以及利用離島地區所進行之小規模水力試驗所得資料，完成本土化之地質概念模式及必要之地質環境參數，提供評估者進行初步功能安全分析模式的建置。本報告經由簡化條件下的水井飲水情節進行了本土化的案例分析工作，透過此案例分析，本報告確認了二大議題的結果：

#### (1) 本島是否存在潛在母岩

本報告就所蒐集之我國現有地質特性資料，透過花崗岩、泥岩及中生代基盤岩基本特性、地質史(穩定性)、大地構造、地震及活動斷層等之比較，結果顯示出泥岩做為潛在處置母岩之條件比不

上花崗岩與中生代基盤岩，而中生代基盤岩在本島西部因深處2000公尺以下，即使在台灣海峽下也深1000公尺餘，調查困難、技術要求層次高，故現階段比較可行的潛在處置母岩係以花崗岩暫為優先。依據所蒐集之資料顯示本島東部花崗岩區域可能趨於地質穩定，而國內研究文獻之GPS調查紀錄亦指出該區之水平垂直速度場變動小，且97年的空中磁測初步結果也顯示該區岩體範圍足敷處置面積需求，故初步可得到之明確結論之一即為本島確實存在一潛在母岩，但其合適性仍須待後續之進一步地下調查與坑道實驗室來加以驗證。

## (2) 我國是否具備初步技術

依據OECD (2003)及歐、美、日核能先進國家之經驗指出處置技術之完整評估應包括調查評估作業流程、全系統評估技術，以及技術驗證等程序。準此，本報告就建置整合調查技術之程序與方法(產出地質概念模式)、處置概念之功能/安全分析技術發展，以及簡化條件下虛擬處置場全系統之初步功能安全分析進行評估。迄今完成之初步評估結果，所建置之整合調查的作業流程可以確切產出功能安全所需之地質概念模式，而評估者也能據此地質概念模式發展全系統評估之近場、遠場、生物圈評估模式，並成功的以模式鏈方式進行全系統的初步案例分析，取得必要之完整評估分析技術。

基於本階段已建立了初步評估技術之基礎，因係簡化條件下之水井飲用情節案例，尚無法瞭解諸如洪水、地震等變動情節對處置場安全之影響，該等變動情節分析技術之建置尚待後續的努力推展。

## 3.5 各國高放處置計畫資訊分析

### 3.5.1 日本

日本高放射性廢棄物最終處置之專責機構為原子力發電環境整備機構(Nuclear Waste Management Organization of Japan, NUMO)，負

責高放射性廢棄物處置場之選址、建造、執照申請、運轉與封閉等工作；而高放射性廢棄物地層處置技術研發則為日本原子力研究開發機構(Japan Atomic Energy Agency, JAEA)執行，主要研究機構有東海核燃料處理研究中心、東濃地球科學研究中心、瑞浪超深地層研究所及幌延深地層研究所，另由電力公司捐助成立之電力中央研究所(Central Research Institute of Electric Power Industry, CRIEPI)亦有從事放射性廢棄物最終處置之環境相關議題研究。

NUMO為依據「特定放射性廢棄物最終處分法律」成立之機構，從事高放射性廢棄物深層地質處置研究之管理與政策溝通，其制定高放射性廢棄物處置規劃時程，在2008年之前評選預定調查之場址；2008至2012年對候選場址進行詳細調查；2012-2023年則進行候選處置設施概念規劃及評估；2023-2027年在選定場址開始建造處置場，此期間亦向政府申請運轉執照；2033-2037年為處置場開始營運。

現規劃裝填高放射性廢棄物玻璃固化體之容器外徑為40 cm，高度1.3 m，總重量約500 kg，於2007年底估計現階段產生之容器罐數為21,300罐，實際已貯存之容器罐數為1,550罐，而至2020年估計所須容器罐數為40,000罐。為順利推動最終處置計畫的進行，NUMO現正積極進行「最終處置設施可能調查地區」之公開徵選，並於網路上公佈「公開徵選要點」，說明最終處置的必要性及安全性，內容有處置場概要，調查地區選定上的考慮事項，及對鄰近地域實施回饋共生的配套措施。其中調查地區選定上的考慮事項規定最終處置場址之限定資格，考慮有地震、活斷層、火山活動、隆起/侵蝕、第四紀未固結沉積物、及礦物資源等限定；而鄰近地域實施回饋共生的配套措施則說明最終處置場設置後對鄰近地域可能產生的經濟效益，充分顯示對鄰近地域發展之重視及關懷。

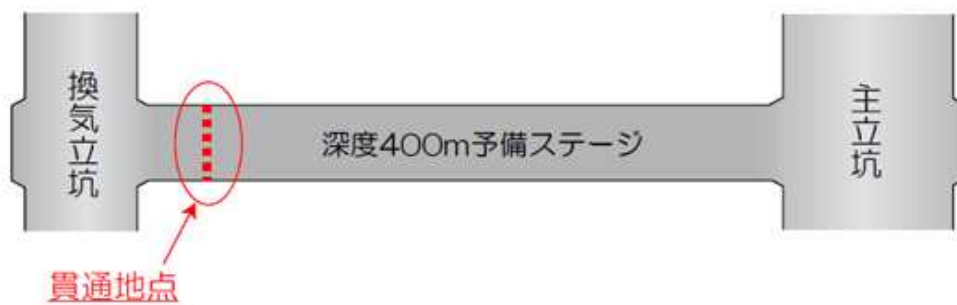
NUMO於2008年11月底已公佈「一般競爭(指名競爭)參加資格審查申請書提出要領」，內容列舉不能作為場址資格審查申請的限制、申請時間及場所、資格及行業區分、「地質處置的技術開發與調查」之申請書表(含物品類及勞務類)等，其中申請時間有區分為定期申請

及隨時申請兩類，定期申請時間為2009年1月7日至1月31日，隨時申請時間為2009年2月1日以後，採郵件書面申請，申請場所為NUMO所在地東京都。而透過如此完善的公眾溝通及資訊公開透明化，NUMO相信一定會得以順利啟動場址詳細調查之階段作業。

JAEA作為原子能科技應用之研究機構，其經營目標為「創新、誠實」，領導著年輕的研究人員不斷創新技術及開發新領域，亦須誠實面對社會大眾對原子能安全的要求。

JAEA的東海核燃料處理研究中心將用過核燃料經再處理後技術，濃縮出可再利用之鈾原料及產生高放射性廢棄物，並利用玻璃固化技術來達到廢棄物減容及安定化。2005年以來有規劃並執行兩期中期計畫，第一期中期計畫期程為2005至2009年，已完成的研究項目有MOX燃料再處理試驗及玻璃固化處理技術開發；第二期中期計畫期程為2010至2014年，所欲達成目標為在高燃燒度再處理試驗中能發揮到最大功率55,000MWd/t、並持續開發其它先進再處理技術。東海核燃料處理研究中心之運轉設施有分離精製場、氬氣回收技術開發中心、鈾脫硝場、煅燒場等，由每日運轉狀況紀錄顯示，目前一切運轉良好。而東濃地球科學研究中心於2008年針對緩衝材料工程障壁之特性進行實驗，項目有凝固、乾燥收縮、熱傳導、透水、力學、膨脹及侵入等特性實驗，並已完成緩衝材料基本特性資料庫(web版)的開發。

瑞浪超深地層研究計畫分為三期研究階段，第一期階段為地表特性調查與預測，利用振動波反射原理探查地下地質空間結構特性，此階段目前已完成；第二期階段為坑道挖掘階段，截至2009年12月18日止已進行主豎井挖掘深度達418.2 m，而通氣井挖掘深度則達441.9 m，兩井之間位於深度400 m處之長度300 m水平連絡橫坑已於2009年10月17日上午5點30分貫通了(圖 3-88)。而其下階段目標為挖掘深度到達500 m及1000 m處進行岩盤和地下水相關測試技術，包含花崗岩盤強度、地下水的流動、水質調查等；第三階段則為坑道實際應用階段，預計於2010年開始進行。



貫通地点



貫通石

圖 3-88：水平連絡横坑貫通



而幌延深地層研究的第一期階段已於2005年(平成17年)結束，現正進行第二期坑道挖掘階段，於2008年在試驗場址設置氣象觀測裝置，量測雨量、溫度/濕度、風向/風速、及河川流量等數據，作為此階段進行之廣域地下水流動研究之前置作業。

為了驗證在幌延地區的廣域地下水流動分析的結果，必須取得有關地質構造，岩盤水理特性及地下水水質等資料方能執行驗證，按照幌延深地層研究之2009年(平成21年)調查研究計畫，JAEA選擇在幌延町北進地區(圖 3-89)中，進行水文調查，調查對象包含河川及泉水的水質及流量等(圖 3-90)。另與產業技術綜合研究所共同執行「有關安全評估方法的適用性研究」，為了取得研究所週邊地下水年代和水質特性，於東豎坑附近挖掘1個深度700m左右的鑽孔(SAB-1孔)，先設置了監測裝置(圖 3-91)，實施地下水水樣的採取，未來可將採集之地下水樣本進行室內試驗，並進行安全評估方法適用性的探討。

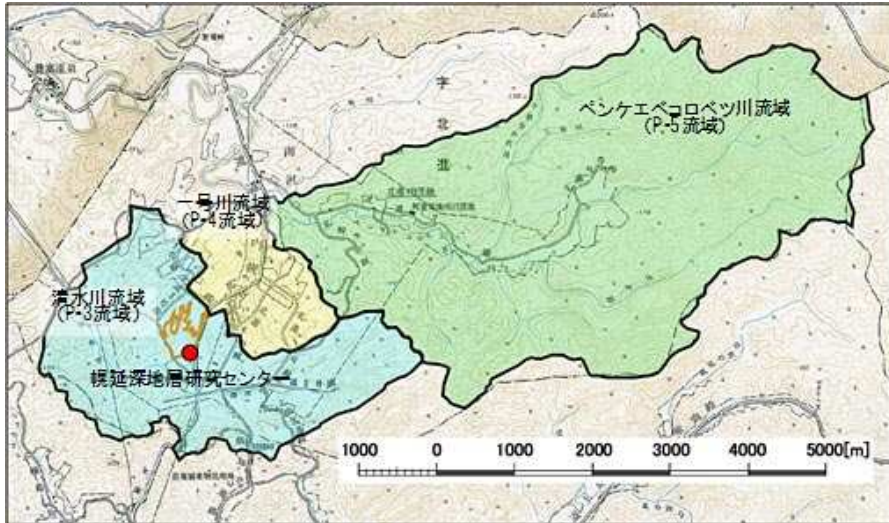


圖 3-89：幌延町北進地區河川流域量測範圍



圖 3-90：河川流量測定



圖 3-91：東豎坑附近SAB-1鑽孔位置圖

CRIEPI成立於1951年，是由各電力公司出資的非營利研究機構，總部設於東京。CRIEPI研究領域含括原子能技術、環境創新技術、風險管理技術等，亦提供NUMO之技術支援，其對高放射性廢棄物處置之研究項目有(1)地質環境特性調察，主要為活斷層區域之地震規模評估及地震時地盤崩壞影響評估；(2)工程障壁長期穩定性研究，主要為測試不同材料組成及地下水質成分影響下之工程障壁效能；(3)放射性核種遷移特性實驗，曾進行I-129在不同透水係數(1.0E-7、1.0E-8、1.0E-9、及1.0E-10 m/s)之沉積岩盤中之濃度遷移試驗，(4)最適化研究，CRIEPI曾於2007年底發表「放射性廢棄物最終處置之技術最適化」研究成果。

CRIEPI長期以來與瑞典SKB公司保持密切之合作，並於2009年8月出版“高放射性廢棄物處置國際共同研究(1999-2008)-地下水環境與水文地質特性評估方法驗證”，研究成果如下：

- (1) 根據場址地域之岩盤地下水流動，並考慮海水的浸入，完成溶質傳輸分析程式FEGM，可執行現地裂隙網路模式溶質傳輸之評估；

- (2) 根據場址地域的熱-水-力耦合特性，完成LOSTUF程式，可分析廢棄物體週邊的溫度分佈，及其對緩衝材的地下水滲透性和回脹壓力等評估；
- (3) 根據應用He濃度評估Aspo Hard Rock Laboratory的地下水年代的成果，提出建議將He濃度與放射性氣同位素為的新式地下水年代測量法。
- (4) 於Aspo Hard Rock Laboratory進行室內地下水實驗，顯示微生物活動會降低地下水內之氧化還原電位。
- (5) 持續收集、更新與應用國際間各種先進實驗與分析技術，作為兩機構之下階段繼續合作之基礎。

### 3.5.2 韓國

韓國廢棄物組織管理架構由總統而下，主要管理機構為韓國工商能源部(Ministry of Commerce, Industry and Energy, MOCIE)，以及韓國科技部(Ministry of Science & Technology, MOST)。韓國工商能源部其下有韓國水力核能電力公司(Korea Hydro and Nuclear Power Co., Ltd., KHNP)，以及所屬專責廢棄物處理機構「核能工程與技術機構」(Nuclear Engineering & Technology Institute, NETEC)。韓國放射性廢物管理有限公司(Korea Radioactive Waste Management Co. Ltd, KRWM)成立於2009年年初，做為庇護組織，以解決韓國的廢物管理和廢物處置的問題，特別是凝聚全國對高放射性廢物的共識。在此之前KHNP負責管理所有的放射性廢棄物，如今KHNP提供每公斤用過燃料90萬韓元(折合美金705元)資金給KRWM(World Nuclear Association, 2009)。韓國科技部其下則轄韓國核能研究機構(KAERI)，並有兩監督單位分別為韓國核能安全協會(The Korea Institute of Nuclear Safety, KINS)及韓國防止核武擴散協會(The Korea Institute of Nuclear Nonproliferation and Control, KINAC)。MOST為主管核能研究發展、核能安全防護等業務，MOCIE為主管能源政策、核能設施建造營運及放射性廢棄物管理。目前低放射性廢棄

物處置場進入建造階段，故MOCIE其下之NETEC為中低放射性廢棄物處置業務之主要機構。而MOST其下之KAERI則主要負責高放射性廢棄物處置之研究發展作業。

韓國20部反應器機組，其中4部為PHWR，其餘為PWR。各電廠貯存用過核子燃料的容量，可達2016年，其後將考慮增建集中式中期貯存設施。到2004年底貯存中的PWR用過核子燃料為3,397tU；CANDU燃料為3,889tU。2004年舉行的原子能委員會議，修訂“國家放射性廢棄物管理政策(National Radioactive Waste Management Policy)”，用過核子燃料管理問題將考慮國內外技術發展情況，延後再作政策決定。

KAERI之用過核子燃料處置規劃時程至2040年。預估於2010~2012年間，政府將對是否興建用過核子燃料最終處置場有所決議，至2020年間為技術準備階段，規劃在2016年將建造一處用過核子燃料中期貯存設施。2020~2040年間則為正式階段，其間將規劃進行地下岩石試驗室(Underground Rock Laboratory, URL)試驗工作以及最終之設計建造階段。KAERI之參考處置場系統與我國現有之處置概念同為深地層廢棄物罐垂直置放系統。KAERI安全評估作業為評估CANDU+GIF系統之用過核子燃料，因韓國初期採用CANDU型式電廠，後期則採壓水式電廠系列，故需評估合適兩種用過核燃料處置之源項。目前第一階段目標為CANDU與GIF系統用過核子燃料之全系統功能評估(以Goldsim為平台)以及多領域耦合。

### 3.5.3 瑞典

目前瑞典的高放射性廢棄物管理計劃是由1972年組成的SKB(瑞典核子燃料供應公司)負責，管理和處置來自瑞典核電廠之用過核子燃料和放射性廢棄物設施，包括系統的發展、計劃、建造和運轉。對於高放射性廢棄物管理之規劃，SKB在1977年、1978年及1983年分別提出了KBS-1、KBS-2與KBS-3報告。

SKB於2008年成功運作CLAB 2，其為新擴增之用過核燃料水池式中期儲存場，而相關之安全評估已送交給管制單位。CLAB 2的啟用使得舊儲存場CLAB 1得以靜空出兩個儲存池，以做檢修與維護。檢修結果顯示運作兩年之CLAB 1 仍維持良好狀況。

SKB針對Forsmark及Laxemar兩處場址的研究已於2009年告一段落，根據2002年至2007年累積之研究結果，SKB整合出兩處場址之描述模型SDM (Site Description Model)。SDM為一完備的模式，針對場址整合了包括地質、熱力、岩石力、水文地質、地下水化學、裂隙岩體溶質傳輸、與地面系統。以此SDM模型為依據，同時根據之前所得初步安全評估報告 (SR-Can)的回應，將可完成場址安全評估報告 (SR-Site)、場址設施設計報告與環境影響評估報告。

SKB於2009年選定Forsmark為最終處置場址，目標地層深度約為500m處的結晶岩床，SKB預定於2010年完成申請許可所需之所有評估報告，包含場址安全評估報告與環境影響評估報告。

於用過核子燃料處置場技術發展部分，除界定出以岩體、緩衝材料、用過核子燃料、廢棄物罐、回填材料及封閉時期等產出界線 (production lines)為基準外，並基於KBS-3及KBS-3H的評估方法與芬蘭Posiva加強合作關係。

至於SR-Can安全評估部分，則以整合式模式考慮熱量、水力(氣相與液相流)、力學(高壓或岩體瞬間移動)及化學反應的交互耦合作用。

SKB亦持續發展下列的研究領域，其包括：矽顆粒裂隙充填技術 (sealing rock with fine silica particle)；群分離及核轉換(partitioning and transmutation, P&T)再處理後及直接處置等差異研究；對於氣候變遷的議題，則與同鄰近西格林蘭冰緣的芬蘭合作共同研究氣候暖化海平面上升及回填材料凍結後對處置場的影響；電廠燃料耗燃度增加後的影響；廢棄物罐的腐蝕效應；廢料罐的摩擦攪拌焊接技術 (friction stir welding, FSW)；緩衝與回填材料可能經由沉積 (deposition)、侵蝕(erosion)、膨脹(swelling)等一連串綜合行為所造成

的材料變形(deform)；甚至未來以生態系統觀點進行生物圈劑量評估等。待上述這些方法及研究成熟後，均將於下階段的SR-Site安全評估中加以考慮。

#### 3.5.4 芬蘭

目前芬蘭國內共有兩座核能電廠，各擁有兩部機組。位於赫爾辛基市東方一百公里處的Loviisa電廠屬Fortum公司，擁有兩部前蘇聯所設計的反應爐壓水式機組VVER-440型（單機容量488 MWe），反應爐所使用的核子燃料也來自俄羅斯。另外，位於赫爾辛基市西方約兩百公里處的Olkiluoto 電廠Teollisuuden Voima Oy公司(TVO)，擁有瑞典設計的兩部反應爐沸水式機組（BWR，單機容量860 MWe），核子燃料則來自加拿大、澳洲、俄羅斯等地，總容量2,696 MWe。目前四部機組的運作效能相當良好，提供全國超過27%的電力。但隨著用電量每年增加，開發新電力成為當務之急。

2000年11月，TVO公司根據核能法規定，向芬蘭政府提出興建第五座機組的申請案，請政府就這個興建案對全民福祉的影響作「原則決策」。第五座機組將興建在現有的兩座核電廠之一，以節省運作成本。芬蘭政府在2002年1月17日作出同意的決策，並將本案送請國會在春季議期審議，國會在同年5月通過。TVO於2004年元月提出申請興建執照，2005年2月17日獲商工部核可興建執照。預料此一興建工程將需要四年的時間。興建完工後，TVO仍需申請營運執照。若一切順利，Olkiluoto電廠第三部機組將在2009年底開始運轉。興建工程於2005年5月開始，其間因遭遇問題致工期延誤，目前預估2012年開始商業運轉。

芬蘭早期對於高放射性廢棄物之處置，乃是採取境外處置方式，將用過核子燃料運往俄羅斯處置，然而1994年國會通過的核能法修正案通過後，芬蘭的核電廠不得再將核廢棄物輸往俄羅斯，由俄羅斯與芬蘭政府簽定的協議中說明，1996年之前Loviisa電廠產生的用過燃料，可全部運返俄羅斯位於Chelyabinsk附近的Mayak再處理廠處理，

但《核能法1994年修正案，1994 Amendment of Nuclear Energy Act》通過後則規定高強度放射性廢棄物必須在境內處置。IVO(Imatran Voima Oy) 及TVO兩家公司於是共同成立Posiva 公司專門處理核廢棄物問題，該公司在1999年5月正式提出處置場場址為Eurajoki地區。主要是由於該處坐落在Olikiluto電廠區域，用過核燃料可就地處置，其他地區的用過核燃料除了一般鐵公路運輸外，亦可經由海運來處置。同時，Eurajoki當地民意的調查結果也說明：有高達60%的地區居民同意將處置場設於該地區，僅有30%的居民反對。同年Eurajoki市議會以20：7的比數同意設置；之後於2001年5月又得國會以159：3的懸殊比數通過。預訂2010年動工興建，2020年正式使用。

Olkiluoto高強度放射性廢棄物處置場容量一開始估計為2,600噸鈾（tU），這是根據其現有4部機組40年營運壽限所推估，至2004年底，已累積1,378 tU的用過核燃料。因為核電機組延壽至60年已成為世界風潮、再加上即將運轉的Olkiluoto-3號機會陸續投入商轉，估計未來全部用過核燃料將到達5,640 tU。

2008年3月，為容納即將商轉的Olkiluoto-3號機的用過燃料量，Posiva Oy提出將處置容量由原先規劃的6,500 tU增加為9,000 tU，因為當初申請設置處置場的環評與安全分析容量都是以9,000 tU為設計基準，所以很順利地獲得勞工與經濟部（Ministry of Employment and the Economy）核准。

2008年5月，因應未來可能增建Olkiluoto-4號機，Posiva Oy再度向政提出《原則性決定申請，Decision-in-principle Application》，將處置容量由9,000 tU擴充至12,000 tU，但因這部分擴充已經超過原先設計處置容量，所以Posiva Oy必須提出新的環評申請。

目前Posiva 公司正在ONKALO 地區進行花崗岩地下實驗室之施工(2004-2009年)，將於深度417公尺處建造運輸隧道，並於200-300公尺深度進行試驗與探查工作。目前已推展至地下290公尺深。



芬蘭處置概念以參考瑞典KBS-3概念為主，適合自身條件為輔，皆使用相同的100 mm厚度純銅包封容器（canister）、且同為直立安置並以夯實的膨潤土（bentonite）為緩衝材質（buffer material）。不同點在於Olkiluoto處置場母岩是結晶花崗岩，而 Forsmark處置場為黏土岩。同樣是以三條豎井與地下連通，分別區隔為人員、作業、與廢棄物運輸用途。一條方形主隧道貫穿處置場，處置隧道由主隧道向兩側展開。

### 3.5.5 美國

核能發展日益普及後，高放射性廢棄物處置即成了重要的課題，1982年美國國會制定「放射性廢棄物政策法(Nuclear Waste Policy Act- NWPA)」，以解決高放射性廢棄物的處置問題。該法案明訂DOE應依據法律程序，擬定處置計畫的預算，並負責規劃推動深層地質處置場與中期貯存場之研究發展計畫。1987年美國國會通過NWPA修正案(即NWPA/AA)，總統並核准以Yucca Mountain進行場址特性調查，稱為雅卡山計畫(YMP)。雅卡山(Yucca Mountain)位於內華達州Great Basin南方，該地區地質屬凝灰岩，非常乾燥，地下水位相當深。美國採用之深地層處置概念所預定處置設施的深度，處於地下水位上之非飽和層中，距離地下水位尚有240公尺。可以預期非飽和層中地下水不易到達處置設施，是相當合適的處置場址。1998年YMP完成了適合性評估報告(Viability Assessment Report)，1999年7月YMP提出環境影響說明書，2001年DOE向NRC提交興建許可申請書。在歷經二十餘年、四十億美金的科技研究經費後，美國參議院於2002年7月9日以60對39票通過內華達州雅卡山為民用高放射性廢棄物最終處置場並進行調查，DOE原本預計於2004年提出建造許可，順利的話處置設施可於2010年開始接收核能相關民間事業所產生的高放射性廢棄物，但於2009年5月將Yucca Mountain處置計畫之2010年預算刪減至執照申請所需，並刪除所有處置場設施開發相關經費。

在安全基準上，美國環保署(EPA)制定的40 CFR Part 197，對輻射防護基準為1萬年遠低於國家研究院(NRC)建議的1百萬年，2004年7月聯邦法院對此裁決該法案無效，因此EPA在2005年8月公告將輻射防護基準設為1百萬年。另外，在2005年3月中旬，美國能源部(DOE)的律師發現美國地質調查所(USGS)進行雅卡山計畫的水文地質模擬工作人員，在1998年至2000年間的約20封電子郵件有疑義，討論到可能有對事實作錯誤表達之處，故影響到處置場執照審核。根據2006年6月18日之發佈通告，DOE將申請建造日期由2004年12月修改為2008年6月30日向NRC提送執照申請，於2006年7月發布執照申請(license application)工作規劃，NRC預計以三年時間詳細審閱相關文件以決定是否同意核發建造與營運執照，於2011年完成請照程序。其中原先預計實際處置場於2016年3月完成建造，並進行先期運轉測試完整流程，於2017年3月開始接受放射性廢棄物，摒棄2004年所訂定之接收時程為2010年。

根據美國電力研究院(Electric Power Research Institute, EPRI) 2006年評估，只要開放法規限制，雅卡山處置場至少可容納286,000至628,000噸用過核燃料與高強度廢棄物，足可容納全美(目前產量58,000噸，年增率2,000噸)、甚至全世界(目前產量270,000噸、年增率12,000噸)現有核電廠全部除役前所有產生的高強度廢棄物。否則依據雅卡山處置場77,000噸的法定容量，且美國民用核電廠的用過核燃料總量已累積55,000噸，數年內將不敷使用。EPRI計畫擬以增加1倍處置面積、並增設處置坑方式，增加處置容量。

此外，位於美國新墨西哥州Carlsbad的聯邦廢棄物隔離先導廠(WIPP)，已於1999年3月26日正式接收由Los Alamos國家實驗室運來之超鈾廢棄物，宣告正式運轉。WIPP係處置與用過核子燃料一樣具有長半化期核種之超鈾(TRU)與混合放射性廢棄物；軍事工業所產生的高放射性廢棄物為其主要來源。該處置場位於地表下650公尺深處的鹽岩層。場內規劃八個處置區，每區設置六個處置室，預期35年內將接收37,000運次的美國國防相關的放射性廢棄物，貯存約16萬5千

立方公尺之廢棄物。至2006年9月為止，WIPP總計接收全美13個試驗位址之廢棄物共達5,000運次。由於WIPP每5年必須重新申請使用執照，故相關的研究與監測仍持續進行。

2006年2月美國能源部推行全球核能伙伴計畫(Global Nuclear Energy Partnership, GNEP)，將原有開放式核燃料循環政策變更為封閉式核燃料循環。全球核能伙伴計畫旨在減小核武擴散威脅同時，擴大全球對於潔淨、安全核能之利用。GNEP計畫將發展新式反應器，大大減低廢棄物的毒性與體積。美國能源部並於2007年1月初宣布啟動「全球核能夥伴」的新策略計畫，新計劃將評估3種設施，包括(1)再處理與燃料製造廠的燃料再循環中心(2)進步型再循環反應器(3)先進核子燃料再循環研究設施。並將2006年11月通過初步審核的11個場址於2007年5月底送交設址研究報告給能源部。目前GNEP計畫於2009年6月相關預算已被刪除，但增加先進再處理技術之研發預算，以及繼續推動防止核子擴散燃料循環（proliferation-resistant fuel cycle）與廢棄物處理策略的研究，並將重新檢討長期營運策略。

### 3.5.6 中國

中國高放廢物地質處置研究始於1985年，在原核工業部組織下制定了初步的研究發展計畫（簡稱SDC計畫），成立了研究協調組，並從國防預研經費中撥出少量經費，安排了工程、地質、化學、安全等四個領域的研究專案。原核工業部的有關研究院所，以及清華大學、南京大學、北京大學、復旦大學、中國地質大學、中國礦業大學、長春地質學院等參與了SDC研究計畫。中國科學院武漢岩土力學研究所、中國科學院地質與地球物理研究所、中國地震局、中國科學院金屬研究所、香港大學、中國科技大學、河海大學、東北大學等研究機構通過國際原子能機構的技術合作（TC）項目、自然科學基金、承接國外研究任務、參與國際合作研究計畫等方式，完成了許多研究工作和技術標準的編制。同時中國國家環保總局及一些環境保護研究機

構針對《中華人民共和國放射性污染防治法》的編制做了大量研究工作。

中國經過近20年的跟蹤研究，建立了少量的技術標準，如地質處置方面，已頒佈《地質處置庫選址》技術標準。在法律層次明確了高放廢物處置的技術路線和基本原則，如2003年全國人大頒佈的《中華人民共和國放射性污染防治法》規定對高放廢物和 $\alpha$ 廢物應當採用集中的深地質處置方法。

在處置地質方面開展了高放廢物處置庫場址預選，對華東、華南、西南、內蒙和西北等5個預選片區進行比較，重點研究了西北預選區（即甘肅北山預選區）；在西北預選區及其舊井地段、野馬泉地段和向陽山地段進行了一些基礎性的工作，如研究了甘肅北山及其鄰區的地殼穩定性、構造格架、地震地質特徵、水文地質條件和工程地質條件等；在舊井地段和野馬泉地段1：50000地面地質調查的基礎上，施工了四口深鑽孔，首次獲得甘肅北山場址的深部岩樣、水樣和相關資料資料，鑽孔電視圖像和鑽孔雷達圖像等；初步建立了一些場址評價的地質學方法；開展了天然類比研究；參與國際DECOVALEX研究計畫，在THM耦合效應理論分析和模擬研究方面取得了一些進展。

在處置化學方面則建立了類比地質處置中化學環境的研究試驗裝置；研究建立了一系列研究試驗方法和分析方法；研究了關鍵核素在甘肅北山真實樣品中的化學行為，如測定了Np、Pu、Tc在特定地質環境下的地下水中的溶解度、價態、擴散係數，在圍岩中的吸附分配比、擴散係數等；對關鍵核素在模擬處置條件下的化學反應和物理作用開展了應用基礎研究及機理研究。

在工程技術方面初步進行了源項調查；初步調研了國外處置庫和地下實驗室的概念設計；選擇了內蒙古高廟子膨潤土礦床作為中國緩衝/回填材料的供應基地，並研究了高廟子鈣基、鈉基膨潤土物質成分、理化、水理、力學性能；對處置庫的熱—水—力耦合現象進行了

很初步的探索；承接國外任務，研究了低碳鋼、鈦及鈦鉬合金、C22合金在模擬條件下的腐蝕行為。

在安全評價方面初步調研國外地質處置的安全目標、安全評價方法和步驟以及相關的研究內容；引進了一些國外的評價模式和電腦程式，並做了少量的消化吸收工作；在緩衝/回填材料的熱—水—力耦合模式方面做了一些研究；中國在中低放廢物處置安全評價研究中積累的經驗也可供借鑒。

中國於高放廢物地質處置研究的研究開發和處置庫工程建設包括三個階段：試驗室研究開發和處置庫選址階段（2006—2020）、地下試驗階段（2021—2040）、原型處置庫驗證與處置庫建設階段（2041—本世紀中葉）。各階段目標是：(1)2020年前後，完成各學科領域試驗室研究開發任務（前期），初步選出處置庫場址，完成地下實驗室的可行性研究，並完成地下實驗室建造的安全審評。(2)2040年前後，完成地下實驗室研究開發任務，初步確認處置庫場址，完成處置庫預可行性研究報告，完成原型處置庫可行性研究和安全審評。(3)本世紀中葉，完成原型處置庫驗證實驗，最終確認處置庫場址，完成處置庫可行性研究和處置庫建造的安全審評。建成處置庫，通過處置庫運營的安全審評。

試驗室研究開發和處置庫選址階段（2006—2020）研究內容摘要如下：

(1) 處置工程研究目標主要為：

大力加強處置工程研究和設計工作，發揮其彙聚成果、牽引帶動的作用；深化、完善廢物源項調查和地下實驗室設計和處置庫概念設計；完成包裝容器、緩衝材料等工程屏障系統的材料篩選、結構及性能驗證；完成多重屏障系統優化配置研究，保障多重屏障系統的有效性，提高可信度；建立處置工程資訊庫和三維設計模型。並包括：廢物源項調查、地下實驗室設計和處置庫概念設

計、工程屏障系統研究、處置工程系統優化，以及處置工程資訊庫建立和三維設計模型開發等。

(2) 處置地質研究目標為：

初步選出高放廢物處置庫場址，針對選址工作的不同階段（①預選地區對比、②預選地段對比、③預選場址對比、④初選場址），開展不同尺度的地質研究工作，提供不同階段所需的地質資料並進行評價。並包括：地質研究、水文地質研究、工程地質研究、處置庫新預選地區的選擇和初步特性評價、處置庫場址特性總體評價方法研究、地質模型和處置庫預選場址地學資訊庫的建立，以及預選區未來氣候和地質變化趨勢研究等。

(3) 處置化學研究目標為：

建立高放廢物處置化學行為模型、資料庫和固化體性能標準，掌握高放廢物中關鍵核素的賦存價態；完成關鍵核素在地下水中的化學反應行為實驗室研究，掌握相應的測試技術和方法；完成關鍵核素在近場處置條件下的化學形態及膠體行為研究；掌握關鍵核素在近場屏障體系的化學反應及遷移機理，完成關鍵核素在近場圍岩及混合回填中的吸附、擴散等遷移參數測定；介面化學及混合擴散滲透研究取得新進展；初步掌握現場試驗技術和方法。並包括：高放廢物與乏燃料及 $\alpha$ 廢物的性能研究、包裝材料長期化學穩定性研究、高放廢物處置水溶液化學研究、膠體和介面化學研究、地質處置環境中氣體釋放、微生物、有機質等作用的研究、核素遷移中的物理與化學機制研究、處置化學模型和資料庫建設。

(4) 處置安全評價研究目標為：

針對高放廢物深地質處置安全和環境評價研究的基礎性問題，強化研發基礎能力和人才隊伍建設，重點加強基礎性研究工作，開展安全評價與環境影響評價方法學研究，構建技術體系框架，建立安全和環境評價資訊系統；配合工程進展開展不同階段的安全分析和環境影響評價，為決策部門提供安全和環境方面的技術支

持。並包括：安全目標、安全與環境影響評價方法學研究、高放廢物地質處置系統的性能評價研究，以及安全與環境影響評價等。

地下試驗階段（2021—2040）研究內容摘要如下：

(1) 地下試驗研究：

開展地下試驗研究工作，對實驗室研究和處置庫選址階段在處置工程、地質、化學、環境安全等方面研究開發的單項或局部成果（部件性或子系統性的硬、軟體）進行驗證，並進行子系統性或分系統性的綜合集成和現場驗證，提供建造處置庫所需的真實條件下的工程、地質、化學、環境安全方面的資料，確認這些技術成果的適用性和不確定度；在實驗室開展必要的補充研究；初步確認處置庫場址；完成處置庫預可行性研究報告；完成原型處置庫可行性研究報告和安全審評。

(2) 處置工程技術研究：

開展工程建造試驗，研究掘進工程對地下實驗室圍岩的影響，擾動區岩體滲透率以及核素在擾動區中的遷移特性；掘進過程中岩石應力的變化測試；掘進過程中水文地質系統的變化，包括水流系統的監測和地下水取樣分析；封閉技術研究與測試；地質處置庫多因素耦合條件下材料的行為，包括固化體、廢物罐、外包裝材料、緩衝材料等的行為研究；灌漿、襯砌、通風技術研究；處置庫的輻射防護技術研究等。

處置地質研究：

(3) 開展現場斷裂和裂隙構造研究：

地震層析成像技術試驗；地下硯室穩定性研究；岩石強度測試；原地應力測量研究；水文地質實驗研究；地質演化特徵研究等。

(4) 處置化學研究：

開展現場地下條件下放射性核素的化學行為研究。如價態、膠體、絡合、溶解、氧化還原；固化體及包裝材料長期穩定性驗證；輻射化學及效應研究等。

(5) 處置安全評價研究：

圍繞建立初選場址評價模式的發展目標，開展實驗和評價技術研發工作。在特徵、事件和過程（FEPs）分析、模式開發與驗證、參數獲取、不確定度分析等關鍵技術研究上取得突破性進展，進一步完善安全和環境評價資訊系統。開展地下實驗室建造、運行和原型處置庫設計階段的安全與環境評價工作。

(6) 綜合試驗研究、論證及評價工作：

開展綜合試驗研究，包括放射性核素的釋放和遷移行為研究、擴散實驗研究、地下水—廢物容器—廢物體—回填/緩衝材料—花崗岩的相互反應實驗研究、加熱試驗、氣體滲透及影響實驗、大規模滲透綜合試驗、多因素耦合綜合試驗、微生物作用研究等；綜合評價各領域技術成果的適用性和不確定度；初步確認處置庫場址；完成處置庫預可行性研究報告；完成原型處置庫可行性研究報告；完成原型處置庫建造的申請和安全審評。

原型處置庫驗證實驗和處置庫建設階段（2041—本世紀中葉）研究內容摘要如下：

(1) 原型處置庫驗證實驗：

完成原型處置庫設計；研究地質處置設施建造施工技術；開展真實高放廢物處置實驗，驗證處置庫全系統的整體性綜合功能，提供在地質處置真實高放廢物情況下完整的、全系統的測試資料，與模式及假設進行全規模的比較和評價；研究安全與環境評價模式驗證技術和模式品質保證技術，獲取關鍵技術參數，建立系統的安全和環境評價技術體系；最終確認處置庫場址；研究高放廢物地質處置庫廢物的可回取、可逆轉技術；完成處置庫可行性研究報告；驗證高放廢物地質處置庫的初步設計；開發並編制建造



處置庫必需的工程標準、品質規範、質保體系；完成處置庫建造的申請和安全審評。

(2) 高放廢物地質處置庫建造研究：

完成高放廢物地質處置庫的施工設計；針對場址和工程設計，分析核素釋放和遷移的特徵、事件和過程，建立和完善場址評價模式，開展設計和建造階段的安全和環境影響評價工作；研究並完善處置庫建造施工技術；研究處置庫接收高放廢物期間的工程運行管理；研究並設計處置庫的關閉和監護方案，完成處置庫關閉方案預可行性研究和安全與環境評價報告；完成高放處置庫正式營運的申請和安全審評。

#### 4. 結論

本年度主要成果為達成「用過核子燃料最終處置計畫書」(2006年7月核定版)規劃之近程目標，並利用離島地區所進行之小規模水力試驗所得資料，完成本土化之地質概念模式及必要之地質環境參數，提供評估者進行初步功能安全分析模式的建置，經由簡化條件下的水井飲水情節進行了本土化的案例分析工作，完成我國「用過核子燃料最終處置初步技術可行性評估報告(SNFD2009)」之編撰工作，內容涵蓋「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」、「用過核子燃料處置的功能安全評估」等研究成果。

在處置環境條件的調查研究方面，經由彙整花崗岩現有地質穩定性資料(包括地震活動、斷層活動、地殼上升與剝蝕作用、火成活動及氣候變遷與海平面變化等)，顯示除離島具備千萬年長期穩定之花崗岩外，近來GPS與無震帶監測資料，以及大地構造演化史研究，均顯示本島東部花崗岩有部分可能位於趨於地質穩定的區域，其作為潛在母岩的合適性，仍須待後續之進一步地下調查與坑道實驗室來加以驗證。在調查岩體分布特性上，本年度應用標準尤拉解迴旋法解析前一年度完成之空中磁測資料，可呈現大範圍岩層與主要構造線的三維分布資訊。此外，本年度持續在花崗岩測試區進行主要裂隙帶及斷層帶之長期水質穩定性監測、跨孔干擾試驗及跨孔追蹤稀釋試驗，取得本土花崗岩深層水文地質參數，並利用現地試驗數據，持續發展溶質傳輸模擬技術，獲致本土調查數據參數化成果，可提供後續建構水文地質概念模式之用。

在處置技術的研究發展方面，本年度利用TPS及熱探針試驗進行代表性花崗岩樣品熱傳導係數的量測，數據範圍介於2.3-3.0 W/mK之間。另外，本年度分析測試區東部1號鑽孔抽水試驗數據，加上自2007年至2008年完整一年之地下水位與降雨量變化趨勢，應用水位洩降直線理論計算貯水係數約為0.83，單位面積補注量為0.1743m，若以花

崗岩體面積約 $3 \times 10^7 \text{ m}^2$ 估算東部花崗岩裂隙含水層的地下水年補注量約為 $5 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{yr}$ 。本年度接續過去實驗工作，獲得Cs及Se核種在厭氧環境下之吸附動力學參數，並完成 $90^\circ\text{C}$ 恆溫對核種吸附之影響探討，以及持續資料庫核種傳輸參數Kd值之更新，以提供功能評估案例說明所需的基礎模式及本土數據。

在用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物之源項特性部分，各式萃取再處理方法(如PUREX、UREX及UREX+系列)方法探討與差異分析、HLW物化特性研究、HLW數量推估與HLW活度推估均於本年度進行研析。唯我國HLW重要核種活度推估計算，以及HLW衰變熱分析將為本計畫後續研究重點，以提供給本計畫論述我國用過核子燃料若採用再處理程序之參考選項。在國外HLW相關處置資料分析方面，本年度係針對國際原子能總署各國現況資訊報告與33國之國家報告進行彙評，並進行SNF及HLW各類型處置概念差異之比較，且依據SNF處置概念需求以及國際HLW處置系統功能需求分析資料，研擬我國HLW處置概念之功能需求，並描述我國參考場址之地質環境條件等資料。

針對用過核子燃料最終處置系統整合模式評估與案例分析，在近場、遠場及生物圈計算與分析方面，本年度利用本所於90~96年度所建立之系統整合評估模式(包含近場、遠場及生物圈)，並以94~96年度計畫所更新源項核種資料、測試區水文地質概念模型、測試區現地調查數據及彙整國外評估報告之適用參數數據，作為評估參數的數據引用，進行近場、遠場及生物圈環境之核種外釋率之機率式分析。於全系統功能安全評估架構中建立參數之上下限值範圍、分佈型態、平均值或標準差等資料庫後，利用拉丁超立體取樣法，進行100組取樣，將所取得的數據組進行無相關排列後，分別進行核種外釋率分析之多重運跑。評估結果顯示，在考慮近場外釋概念為逕向傳輸時，其確定式核種外釋率曲線均落於機率式分析之100組外釋率曲線內，而在生物圈劑量率曲線結果顯示，經由評估參數範圍加大時，其劑量率峰值與法規值比較均遠低於法規值 $2.5\text{E}-4 \text{ Sv}/\text{yr}$ 。並經由參數迴歸分析結果顯示，影響近場及遠場核種總外釋率峰值之重要敏感參數如地下

水達西流速、緩衝材擴散係數、Ra核種溶解度、Tc核種溶解度。Ra核種於母岩之分配係數、Ra核種於緩衝材之分配係數、Th核種於緩衝材之分配係數、Tc核種於母岩之分配係數等，可做為後續現地調查與實驗之參考。

## 5. 參考文獻

- ANDRA(2005), Dossier 2005 - Andra research on the geological disposal of high-level long-lived radioactive waste, France.
- Baisden, P.A. and Choppin, G.R. (2007), Nuclear waste management and the nuclear fuel cycle, in Radiochemistry and Nuclear Chemistry, [Ed. Sándor Nagy], in Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford ,UK; Retrieved 2008/09/17 from <http://www.eolss.net/ebooks/Sample%20Chapters/C06/E6-104-11.pdf>
- Baldwin, T., Chapman, N., Neall, F.(2008), Geological disposal options for high-level waste and spent fuel, UK.
- Benedict, M., Pigford, T.H. and Levi, H.W. (1981), Nuclear chemical engineering, McGraw-hill Book Company.
- Benedict, M., Pigford, T.H. and Levi, H.W. (1981), Nuclear chemical engineering, McGraw-hill Book Company.
- Beysac, O., Simoes, M., Avouac, J.P., Farley, K., Chen, Y.G., Chan, Y.C., and Goffé, B. (2007), Late Cenozoic Metamorphic Evolution and Exhumation of Taiwan, Tectonics, Vol. 26, TC6001, doi:10.1029/2006TC002064.
- Brookins, D. G. (1984), Geochemical Aspects of Radioactive Waste Disposal, Springer-Verlag New York Inc., USA.
- Chair, B.R., Hoffman, D.C., Mtingwa, S., Omber, R.P., Rempe, J.L., and Warin, D. (2006), Report of advanced nuclear transformation technology, Subcommittee of the Nuclear Energy Research Advisory Committee; Retrieved 2008/09/17 from

<http://www.nuclear.gov/neac/neacPDFs/anttReport2006Final3-22-06.pdf>

Chiang, L.-W., Guo, T.-R., Tong, L.-T., and Ouyang, S. (2005), Cross Borehole Tracer and Resistivity Investigation Technology, 2005 Taiwan Atomic Energy Forum (TAEF), INER Longtan, p. 216.

Cooper, H. H., Jr. and Jacob, C. E. (1946), A generalized graphical method for evaluating formation constants and summarizing well field history, EOS Transactions, American Geophysical Union, vol. 27, no. 4, pp. 526-534.

Crespi, J.M., Chan, Y.C., and Swaim, M.S. (1996), Synorogenic Extension and Exhumation of the Taiwan Hinterland, Geology, Vol. 24, pp. 247-250.

DOE, (2002), Yucca Mountain Science and Engineering Report, DOE/RW-0539-1, [http://www.ocrwm.doe.gov/documents/ser\\_b/index.htm](http://www.ocrwm.doe.gov/documents/ser_b/index.htm)

Enviros (2006), AMBER 5.0 Users and Reference, Enviros Consulting Limited, UK.

European Commission, (1999), Spent Fuel Disposal Performance Assessment (SPA project)-Topical report 2: Near-field data and models, Near-field performance assessment.

Freeze, R. A., and Cherry, J. A. (1979), Groundwater, Prentice Hall Inc, pp.392.

Freeze, R.A., and Cherry, J.A., (1979), Groundwater, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

<http://www.eolss.net/ebooks/Sample%20Chapters/C06/E6-104-11.pdf>

Fuller, C.W., Willett, S.D. Fisher, D., and Lu, C.Y. (2006), A Thermomechanical Wedge Model of Taiwan Constrained by Fission-track Thermochronometry, Tectonophysics, Vol. 425, pp. 1-24.

- Fuller, C.W., Willett, S.D., Fisher, D., and Lu, C.Y. (2006) A thermomechanical wedge model of Taiwan constrained by fission-track thermochronometry. *Tectonophysics*, 425, 1-24.
- GRS (Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit) (2000), Spent Fuel Performance Assessment (SPA) for a Hypothetical Repository in Crystalline Formations in Germany, GRS-154.
- Hamm, S.Y., Kim, M.S., Cheong, J.Y., Kim, J.Y., Son, M., and Kim, T.W., (2007), Relationship between hydraulic conductivity and fracture properties estimated from packer tests and borehole data in a fractured granite, *Engineering Geology*, 92, 73-87.
- Helton, J.C., and F.J. Davis (2003), Latin Hypercube Sampling and the Propagation of Uncertainty in Analyses of Complex Systems, *Reliability Engineering and System Safety*, 81.
- Huang, C. Y. , Yuan, P. B., and Tsao, S. J. (2006) Temporal and spatial records of active arc-continent collision in Taiwan: A synthesis. *Bulletin of Geological Society of American*, Vol. 118, pp. 274-288.
- IAEA (1979), Characteristics of solidified high-level waste products, IAEA-TECDOC-187, IAEA, Vienna.
- IAEA (1981), Evaluation of solidified high-level waste forms, IAEA-TECDOC-239, IAEA, Vienna.
- IAEA (1985), Chemical durability and related properties of solidified high-level waste forms, IAEA-TECDOC-257, IAEA, Vienna.
- IAEA (2003), Reference Biosphere for Solid Radioactive Waste Disposal: Report of BIOMASS Theme 1 of BIOSphere Modelling and Assessment Programme, IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (2007), Status and trends in spent fuel reprocessing, IAEA-TECDOC-1467.

- IAEA (2008a), Power Reactor Information System (PRIS), <http://www.iaea.org/programmes/a2/>, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (2008b), Nuclear Power Reactors in the World · 2007 Edition, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- ICRP (1996), ICRP Publication 72: Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides Part 5, Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients, Volume 26/1.
- Iman, R.L., and M.J. Shortencarier (1984), A FORTRAN 77 Program and User's Guide for the Generation of Latin Hypercube and Random Samples for Use with Computer Models, NUREG/CR-3624 (SAND83-2365), Prepared for U.S. NRC by Sandia National Laboratories.
- Iman, R.L., and W.J. Conover (1982), A Distribution-Free Approach to Inducing Rank Correlation Among Input Variables, *Commun. Statist.-Simula. Computa.*, 11(3).
- Iman, R.L., J.M. Davenport, and D.K. Zeigler (1980), Latin Hypercube Sampling (Program User's Guide), SAND79-1473, Sandia National Laboratories.
- Ionescu, A. et al. (1999), Radionuclide selection for the postclosure assessment of the concept for the disposal of spent CANDU fuel in salt formations, Proceedings ENS Topseal'99: 'Commitment to the future environment', Antwerp, Belgium, 1999.
- JNC(2000), H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basics for HLW Disposal in Japan, Project Overview report, JNC-TN1410 -2000-001.



- Johnson, K.M., Segall, P., and Yu, S.B. (2005), A Viscoelastic Earthquake Cycle Model for Taiwan, *Journal of Geophysical Research*, Vol. 110, doi: 10.1029/2004JB003516, pp. 1-15.
- Ju, S.J. (2006), A 3-D Compartment Model for Near-Field Release from a SNF Deep Geologic Repository, *East Asia Forum on Radwaste Management Conference*, Lung-Tan, Taiwan, pp.331-345.
- Lacombe, O., Mouthereau, F., Angelier, J., and Deffontaines, B. (2001), Structural, Geodetic and Seismological Evidence for Tectonic Escape in SW Taiwan, *Tectonophysics*, 333, 323-345.
- Laidler, J.J. (2007), GNEP Spent Fuel Processing; Waste Streams and Disposition Options, Nuclear Waste Technical Review Board; Retrieved 2008/09/30 from <http://www.nwtrb.gov/meetings/2007/may/laidler.pdf>
- Lin, C.H. (2000), Thermal modeling of continental subduction and exhumation constrained by heat flow and seismicity in Taiwan, *Tectonophysics*, Vol. 324, pp. 189-201.
- Lin, C.H. (2002), Active Continental Subduction and Exhumation: The Taiwan Orogeny, *Terra Nova*, Vol. 14, No. 4, pp. 281-287.
- Lindgren, E., Thurner, E., Pettersson, S.(2006), KBS-3H – Development of the horizontal disposal concept, 2006
- Lindgren, M. and Lindström, F.(1999), SR-97:Radionuclide Transport Calculations, SKB Technical Report TR99-23, Swedish Nuclear Fuel And Waste Management Company, Sweden.
- Liu, C.-W., Lin, C.-N., Jang, C.-S., Chen, C.-P., Chang, J.-F., Fan, C.-C., and Lou, K.-H. (2006), Sustainable groundwater management in Kinmen Island, *Hydrological Process*, Vol. 20, pp. 4363–4372.

- Lo, C.H., and Onstott, T.C. (1995), Rejuvenation of K-Ar Systems for Minerals in the Taiwan Mountain Belt, *Earth and Planetary Science Letters*, Vol. 131, pp. 71-98.
- Lu, H.Y., Liu, T.K., Chen, W.F., Peng, T.R., Wang, C.H., Tsai, M.H., and Liou, T.S. (2008), Use of geochemical modeling to evaluate the hydraulic connection of aquifers: a case study from Chianan Plain, Taiwan, *Hydrogeology Journal*, 16, 139-154.
- Luhrmann, L., Noseck, U., and Storck, R.(2000), Spent Fuel Performance Assessment(SPA) for a Hypothetical Repository in Crystalline Formations in Germany, GRS-154.
- Luhrmann, L., Noseck, U., and Storck, R.(2000), Spent Fuel Performance Assessment(SPA) for a Hypothetical Repository in Crystalline Formations in Germany, GRS-154.
- Maloszewski P., and Zuber, A. (1990), Mathematical modeling of tracer behavior in short-term experiments in fissured rocks, *Water Resources Research*, Vol. 26, No. 7, pp. 1517-1528.
- McGinnes, D.F.(2002), Model Radioactive Waste Inventory for Reprocessing Waste and Spent Fuel, Nagra, NTB 01-01.
- Mcpheeters, C.C., Pierce, R.D., and Mulcahey, T.P. (1997), Application of the pyrochemical process to recycle of actinides from LWR spent fuel, *progress in Nuclear Energy*, vol.31. No.1/2,pp.175-186.
- Monica, C.R. (2007), Separations waste/product forms, Argonne National Laboratory, ; Retrieved 2008/09/30 from [www.energetics.com/univworkshopmar07/pdfs/AFC\\_R&D\\_Separations\\_Waste\\_Forms\\_Breakout.pdf](http://www.energetics.com/univworkshopmar07/pdfs/AFC_R&D_Separations_Waste_Forms_Breakout.pdf)
- Moyer, B.A. (2006), Basic research needs for advanced nuclear energy systems, Oak Ridge National Laboratory, Chemical Sciences Division; Retrieved 2008/09/17 from

[http://www.ornl.gov/sci/physical\\_sciences\\_directorate/docs/Moyer.pdf](http://www.ornl.gov/sci/physical_sciences_directorate/docs/Moyer.pdf)

NAGRA (2003), Project Opalinus Clay - Safety Report, NTB 02-05.

NAGRA(1994), Kristalline-I: Safety Assessment Report, Switzerland.

NEA(2003), Engineered barrier system and the safety of deep geological repositories – State-of-the-art report, NEA.

NEA(2004), Engineered barrier system (EBS): Design requirements and constraints, NEA No.4548.

NEA(2007), Engineered barrier systems (EBS) in the safety case: design confirmation and demonstration, NEA No. 6257.

Nina Müller-Hoeppe(2007), Engineering properties of salt and anhydrite formations, Proceeding of Deep Geological Repositories in Sedimentary Environments, Peine, Germany.

NIREX(2005), Outline design for a reference repository concept for UK high level waste/spent fuel, UK.

NRC (1997), Electrometallurgical Techniques for DOE Spent Fuel Treatment: An Assessment of Waste Form Development and Characterization, Committee on Electrometallurgical Techniques for DOE Spent Fuel Treatment, National Research Council; Retrieved 2009/01/15 from [http://books.nap.edu/catalog.php?record\\_id=9694#toc](http://books.nap.edu/catalog.php?record_id=9694#toc)

OECD (2003), Geological Disposal: Building Confidence Using Multiple Lines of Evidence, First AMIGO Workshop Proceedings Yverdon-les-Bains, Switzerland 3-5 June 2003, NEA No. 4309, p. 189.

OECD/NEA, (1991), Review of Safety Assessment Methods, Disposal of Radioactive Waste, A Report of the Performance Assessment Advisory Group of the Radioactive Waste Management Committee.

- Okuda, H., Tsujimoto, K., Ahn, J., and Aoyama, Y., (2005), Development of Fundamental Technology of Large-Scale Simulation for HLW Repository Design, Annual Report of the Earth Simulation Center, pp. 281-284.
- Okuda, H., Tsujimoto, K., and Ahn, J., (2006), Uncertainty Analysis of Multiple Canister Repository Model by Earth Simulator, Annual Report of the Earth Simulation Center, pp.281-284.
- ONDRAF/NIRAS(2001), SAFIR 2 - Safety Assessment and Feasibility Interim Report 2 Belgian agency for radioactive waste and enriched fissile materials, Belgian.
- Painter, S., Cvetkovic, V., Mancillas, J., and Pensado, O. (2008), Time domain particle tracking methods for simulating transport with retention and first-order transformation, *Water Resource Research*, Vol. 44, W01406, doi: 10.1029/2007WR005944.
- Philip, B.B., Hanadi, S.R. and Charles, J.N. (1994), *Groundwater Water Contamination—transport and remediation*, P.122.
- Pulver, M.H., Crespi, J.M., and Byrne, T.B. (2002), Lateral Extrusion in a Transpressional Collision Zone: An Example from the Pre-Tertiary Metamorphic Basement of Taiwan, in Byrne, T.B., and Liu, C.-S. (eds.), *Geology and Geophysics of an Arc-Continent Collision, Taiwan*: Boulder, Colorado, Geological Society of America Special Paper, Vol. 358, pp. 107–120.
- Reid, A. B., Allsop, J. M., Granser, H., Millett, A. J., and Somerton, I. W. (1990), Magnetic interpretation in three dimensions using Euler deconvolution, *Geophysics*, Vol. 55, No. 1, 80–91.
- Sackett, J.I. (2006), *Nuclear Technology for the Future*, Nuclear Power Technology for the Future, American Nuclear Society; Retrieved 2009/01/15 from <http://www.sustainablenuclear.org/PADs/pad0606sackett.pdf>

- Scheuer E.M., and D.S. Stoller (1962), On the Generation of Normal Random Vectors. *Technometrics*;4.
- SKB (1983), Final Storage of Spent Nuclear Fuel – KBS-3, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Sweden (SKB).
- SKB (1995), SR 95 Template for safety reports with descriptive example, TR-96-05, SKB.
- SKI(1996), SKI SITE-94: Deep Repository Performance Assessment Project, Swedish, SKI Report 96:36, Vol. II.
- Teng, L.S., and Lin, A.T. (2004), Cenozoic Tectonics of the China Continental Margin: Insights from Taiwan, in Malpas, J., C.J.N. Fletcher, J.R. Ali, and J.C. Aitchison, eds., *Aspects of the Tectonic Evolution of China*, Geological Society, London, Special Publication, Vol. 226, pp. 313-332.
- Tompson, D. T. (1982), EULDPH: A new technique for making computer-assisted depth estimates from magnetic data, *Geophysics*, Vol. 47, pp. 31–37.
- Tong, L. T., Ouyang S., Guo T. R., Lee C. R., and Hu K. H. (2008), Insight into the Geothermal Structure in Chingshui, Ilan, Taiwan, *Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences*, Vol. 19, No.4, pp. 413–424.
- U.S. Department of Energy Office of Nuclear Energy (2003b), Science and Technology Advanced Fuel Cycle Initiative (AFCI) Comparison Report; Retrieved 2009/01/15 from <http://nuclear.gov/pdfFiles/AFCICompRpt2003.pdf>
- USDOE (1992), Characteristics of potential repository wastes, DOE/RW-0184-R1.
- USDOE (2003a), Accounting for a vitrified plutonium waste form in the Yucca Mountain repository total system performance assessment (TSPA), DEAC09-96SR18500.

- USDOE (2005a), Effects of heat treatment and formulation on the phase composition and chemical durability of the EBR-II ceramic waste form, Argonne National Laboratory, ANL-05/32.
- USDOE (2005b), Testing to evaluate the suitability of waste forms development for electrometallurgically treated spent sodium-bonded nuclear fuel for disposal in the Yucca mountain repository, Argonne National Laboratory, ANL-05/43.
- USDOE (2007), Global Nuclear Energy Partnership Strategic Plan, GNEP-167312, Rev.0.
- USDOE (2008), Global nuclear energy partnership Integrated waste management strategy, GNEP-WAST-WAST-AI-RT-2008-000214; Retrieved 2009/01/15 from <http://www.engconfintl.org/9arIWMS.pdf>.
- Vieno, T. (1997), WELL-97 – A Stylized Well Scenario for Indicative Dose Assessment of Deep Repositories, Espoo, VTT Energy, Technical Report SPAVTT-2/97.
- Vieno, T., and Nordman, H. (1999), Safety Assessment of Spent Fuel Disposal in Hastholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara – TILA-99, POSIVA 99-07.
- You, C.F., Gieskes, J.M., Lee, T., Yui, T.F., and Chen, H.W. (2004), Geochemistry of mud volcano fluids in the Taiwan accretionary prism, Applied Geochemistry, 19, 695–707.
- Zhou, W. (2000), Development of INPAG-N: the Near-Field Code for Total System Performance Assessment Disposal of Taiwanese Geological Disposal of Nuclear Spent Fuel. Report MSC1-2020-1, Rev.0, Monitor Scientific LLC, Denver CO., USA.
- Zhou, W. (2004), Development of INPAG-N Version 2: the Two-Dimensional Compartment Near-Field Model for Total System Performance Assessment Disposal of Taiwanese

Geological Disposal of Nuclear Spent Fuel, Report MSCI-2409-1 Rev.0, Monitor Scientific, LLC, Denver, Colorado, USA.

Zyryanov, V.N., Vance, E.R. (1996), Comparison of sodium zirconium phosphate-structures HLW forms and synroc for high-level nuclear waste immobilization, Material Research Society Symposium, Boston, MA.; Retrieved 2009/01/15 from <http://www.osti.gov/bridge/servlets/purl/475658-eVtF8b/webviewable/475658.pdf>

台灣電力公司(2006)，用過核子燃料最終處置計畫書，2006年7月核定版。

台灣電力公司(2008)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－97年度計畫成果報告。

任風儀、周鎮興編(2006)，國外核燃料後處理，原子能出版社。

朱信忠(2002)，參數取樣系統之設計，核研所對內報告，INER-T2798。

朱信忠(2002)，深層地質處置工程障壁外釋不確定性研究，台電核能月刊，第 235 期。

朱信忠(2003)，深層地質處置工程障壁外釋之參數敏感度分析，台電核能月刊，第 245 期，第64～78頁。

朱信忠、吳典諺(2002)，系統評估及整合技術建立，我國用過核子燃料長程處置-潛在母岩特性調查與評估階段-發展初步功能／安全評估模式(第一年計畫)，SNFD-INER-90-505，原子能委員會核能研究所。

朱信忠、董家寶(2003)，系統評估及整合技術建立，我國用過核子燃料長程處置-潛在母岩特性調查與評估階段-發展初步功能／安全評估模式(91 年計畫)，SNFD-INER-90-531，原子能委員會核能研究所。

李元希(1997)，台灣中央山脈中段在蓬萊運動中的構造演化，國立台灣大學，地質學研究所，博士論文。

- 李元希(1997)，台灣中央山脈中段在蓬萊運動中的構造演化，國立台灣大學地質學研究所博士論文，202頁。
- 李瑞益、吳晃昭(2005)，廢料罐及其材料初步評估-第二年計畫，我國用過核燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段－發展初步功能/安全評估模式，SNFD-INER-93-553。
- 林佳蓉、張福麟(2003)，工程障壁評估模式技術，我國用過核燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段－發展初步功能/安全評估技術(91年計畫)，SNFD-INER-90-533。
- 林蔚、陳文山、楊明宗(2005)，潛在母岩特性調查報告，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段－潛在母岩特性調查(93年計畫)，SNFD-ERL-90-219，工研院能環所。
- 原能會(2007)，放射性物料管理法施行細則，中華民國92年7月30日行政院原子能委員會訂定發布，民國97年01月24日修正。  
<http://law.moj.gov.tw/Scripts/Query1B.asp?no=1J016003418>
- 核能研究所(1998)，核一、二廠用過核子燃料運送國外進行再處理之可行性研究，第二次期中報告。
- 核能研究所(2002)，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段－發展初步功能／安全評估技術(90年計畫)期末成果報告，SNFD-INER-90-505、SNFD-INER-90-507~511，原子能委員會核能研究所。
- 核能研究所(2003)，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段－發展初步功能／安全評估技術(91年計畫)期末成果報告，SNFD-INER-90-531、SNFD-INER-90-533~535、SNFD-INER-90-539，原子能委員會核能研究所。
- 核能研究所(2005)，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段－發展初步功能／安全評估技術(93年計畫)期末摘要報告，SNFD-INER-93-555~560，原子能委員會核能研究所。



核能研究所(2008)，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—發展初步功能／安全評估技術(94~96年計畫)期末成果報告，SNFD-INER-90-570~573，原子能委員會核能研究所。

能源局(2008)，二氧化碳再利用技術及地質封存潛能評估計畫(第二年度)，經濟部能源科技研究發展計畫97年度執行報告，97-D0510，工業技術研究院執行。

馬栩泉編著(2009)，核能開發與應用，21世紀永續能源叢書，新文京開發出版。

馬國鳳(2000)，臺灣地震與震災，台灣地震資料查詢系統地震防災專欄，國立中央大學應用地質研究所；2010/01/04取自[http://volcano.gl.ntu.edu.tw/topic/taiwan\\_earthquake.htm](http://volcano.gl.ntu.edu.tw/topic/taiwan_earthquake.htm)。

張傳聖、郭泰融、林蔚、張育德、李奕亨(2005)，跨孔試驗與量測，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—潛在母岩特性調查(93年計畫)，P.3-P.39，SNFD-ERL-90-220，工研院能環所。

張福麟(2005)，機率式評估模式技術建立，我國用過核燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—發展初步功能/安全評估技術(93年計畫)，SNFD-INER-90-560。

張福麟、吳典諺(2002)，工程障壁評估模式技術，我國用過核燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—發展初步功能/安全評估技術(90年計畫)，SNFD-INER-90-507。

楊明宗、柳志錫、沈振南、林棋財、楊敏順與呂金玉(2003)，K區(BH1及BH2)岩石力學報告，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—潛在母岩特性調查(91年計畫)，SNFD-ERL-90-199，工研院能環所。

劉建宏、尹承遠、張育德與蔣立為，2003，虛擬場址區域水文現況調查與分析報告，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—潛在母岩特性調查計畫(91年計畫)，SNFD-ERL-90-194，工研院能環所。

歐陽湘、林鎮國、蔣立為、董倫道、林蔚、錢正明、郭泰融、陳文山、劉智超、廖啟雯、張育德、楊明宗、李奕亨、張濟權、蘇毓秀、劉台生、衛元耀(2006)，執行成果第一次期中報告，我國用過核燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—潛在母岩特性調查計畫(94～96年計畫)，P.4-42,P.4-100,P.4-168，SNFD-ERL-90-253，工研院能環所。鄧希平、許俊男、蔡世欽、李明旭(2005)，實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗(三)，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—潛在母岩特性調查計畫(93年計畫)，SNFD-NTHU-90-225，清華大學原科中心。

蔡世欽(1999)，用過核子燃料深層地質處置核種含量及其關鍵性分析報告，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段88-89年計畫，SNFD-ERL-90-128，工研院能資所。

鄧屬予(2007)，台灣第四紀大地構造，經濟部中央地質調查所特刊，第18號，1-24頁。

盧俊鼎(2005)，工程障壁評估模式技術，我國用過核燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—發展初步功能/安全評估技術(93年計畫)，SNFD-INER-93-556。

羅上庚編著(2007)，放射性廢棄物處理與處置，中國環境科學出版社。