

行政院原子能委員會
放射性物料管理局
委託研究計畫研究報告

109 年低放射性廢棄物處置方案
之安全管理研究
期末總報告

委託單位：行政院原子能委員會放射性物料管理局
執行單位：國立中央大學
計畫主持人：董家鈞
子項主持人：楊長義、李明旭、林文勝
計畫編號：109FCMA003
報告日期：中華民國 109 年 12 月 21 日

109 年低放射性廢棄物處置方案 之安全管理研究

受委託單位：國立中央大學

研究主持人：董家鈞

協同主持人：楊長義、李明旭、林文勝

研究期程：中華民國 109 年 2 月至 109 年 12 月

研究經費：新臺幣 2,770,000 元

放射性物料管理局 委託研究

中華民國 109 年 12 月

(本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見)

目 錄

一、 摘要(中、英文)	1
二、 計畫目標.....	2
三、 重要成果.....	2
四、 展望.....	7
五、 附件.....	7
子計畫 1：「低放射性廢棄物處置場址特性管制研究」期末報告.....	7
子計畫 2：「低放射性廢棄物處置無意闖入情節管制要項研析」期末 報告.....	7
子計畫 3：「低放射性廢棄物處置岩體裂隙研究方法研析」期末報告...7	
子計畫 4：「低放射性廢棄物坑道處置長期安全驗證評估之研究」期 末報告.....	7

計畫名稱：109 年低放射性廢棄物處置方案之安全管制研究

一、摘要

(一) 中文摘要

原能會物管局為確保我國放射性廢棄物處置安全，精進本土化之低放處置審查技術，爰提出「109 年低放射性廢棄物處置方案之安全管制研究」，以強化我國低放處置管制技術與管制法規，提升安全管制能量。本計畫針對低放射性廢棄物處置貯存設施之場址安全管制要項與無意闖入者情節進行研究，透過蒐集與研析國際相關法規資訊，並探討我國處置環境與現況，提出適合於我國之低放處置安全管制要項建議。並進行低放射性廢棄物處置安全審查技術的精進，針對處置岩體裂隙特性與現地應力對處置坑道結構穩定性進行研析，協助管制單位持續提升對於坑道處置安全審查及分析驗證之能力。

(一) 英文摘要

Taiwan government is actively promoting the disposal of low-level radioactive waste. It is necessary for the safety control agency, Fuel Cycle and Materials Administration (FCMA), to ensure the safety of low-level radioactive waste disposal. Because site selection of the final disposal for the low-level radioactive waste is currently blocked, an alternative backup plan was proposed to solve the problem of decommissioning waste and the relocation of the Lanyu Storage Facility. In order to assist the FCMA to improve their regulation technology, this proposal focused on "Research on Safety Control of Low Radioactive Waste Disposal Scheme" to study the site safety control of low-level radioactive waste disposal and storage facilities, scenarios of unintentional intruders, and regulation suggestions to enhance . safety review technology for low-level radioactive waste disposal. The characteristics of rock fractures and the in-situ stress on the stability of the tunnel structure will be analyzed.

二、 計畫目標

我國有許多使用核技術的單位，並且產生低放射性廢棄物。因此，經濟部與台電公司持續的推動低放射性廢棄物處置作業。然而，目前仍因選址作業不順遂而難以推動，因此需規劃集中貯存之應變方案，以解決除役廢棄物及蘭嶼貯存場遷場問題。爰此，本計畫提出「109 年低放射性廢棄物處置方案之安全管制研究」，針對低放射性廢棄物處置貯存設施之場址安全管制要項以及無意闖入者情節進行相關法規的蒐集及研析，探討我國目前現狀並提出相關建議。另外，為提供我國管制單位針對低放射性廢棄物處置審查技術持續精進之能量，本計畫針對處置岩體裂隙特性與現地應力對處置坑道結構穩定性之影響進行研析，針對上述課題分為：(1) 低放射性廢棄物處置場址特性管制研究；(2) 低放射性廢棄物處置無意闖入情節管制要項研析；(3) 低放射性廢棄物處置岩體裂隙研究方法研析；(4) 低放射性廢棄物坑道處置長期安全驗證評估之研究等四個子計畫進行研究，期能協助管制單位持續針對我國低放射性廢棄物處置審查技術進行精進，並在還未找到處置場前，提供集中貯存應變方案之相關建議。

三、 重要成果

(一) 子計畫一：低放射性廢棄物處置場址特性管制研究

- 1、研析 IAEA 安全相關叢書及世界各國低放射性廢棄物貯存及處置場址之法規與管制要項。選址過程主要透過區域準則、篩選準則及排序準則，選定合適場址。
- 2、IAEA 及世界各國場址管制項目經由納入考量的國家數目分為關鍵要項(10 國以上)、具影響力項目(5~9 國)及較少提及項目(少於 4 國)三類。貯存設施關鍵要項為地震、洪水、火災；近地表處置關鍵要項為地震、地質構造特性、水文地質、氣象事件，地質處置為地震、地質構造特性、水文地質、社會影響(人口密度/分布)。

- 3、荷蘭 COVRANV 公司所營運之集中式貯存設施及澳大利亞 Napandee 場址候選過程之案例分析中，荷蘭案例為已運轉之場址，透過其安全分析報告之內容了解不同場址管制項目的風險高低，進而了解運轉中場址風險管理策略及以工程手段克服之方法。澳洲則著重在選址過程，其利用風險燈號法清楚界定管制項目不同的風險等級，以提供選址時的各項評比依據，挑選出綜合風險最低之場址，其方法值得國內參考採用。
- 4、檢視我國「集中式放射性廢棄物貯存設施場址規範」及「低放射性廢棄物最終處置設施場址禁置地區之範圍及認定標準」等法規內容，例如近年陸續公告的山崩與地質地滑敏感區如何納入，參考國際案例在集中式貯存設施場址規範中提及之人為活動與自然作用，可進一步研議是否定義相關細項內容，以精進場址安全管制要求。

(二) 子計畫二：低放射性廢棄物處置無意闖入情節管制要項研析

- 1、完成「美國 10CFR61 對於人類無意闖入事件的管制考量與沿革」、「國際原子能總署提出之低放處置人類無意闖入管制要項進行研析」、「LLRW 設施之人類無意闖入事件的分析」，並提出「我國 LLRW 處置設施之人類無意闖入事件的管制建議」。
- 2、研究發現擬議的 10 CFR 61(案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003)有關無意闖入條文包括：闖入者評估的修訂和新定義(61.2)、修訂的闖入者評估概念(61.7)、新的技術分析要求(61.13)、要求在封閉時更新闖入者評估(61.28)、修訂的闖入者評估功能目標(61.42)。
- 3、低放處置人類無意闖入管制之建議，包括：處置場封閉後 10,000 年時間內，對任何無意闖入者其年劑量不得超過 5 毫西弗；處置場封閉後 10,000 年時間之後，應盡力合理抑低

對任何無意闖入者造成的曝露。但是由於美國採淺地層地表處置 LLRW，與我國坑道處置方式不同，未來是否需要採用 5 mSv/yr 作為無意闖入者劑量限值仍需進一步討論。

- 4、場址鄰近居民之管制，若附近居民年劑量低於 1 mSv，則無需降低闖入機率或限制其劑量後果；若場址附近居民年劑量超過 20 mSv，則應考慮廢棄物處置的替代方案；若年劑量在 1 - 20 mSv 範圍內，則在處置設施開發階段，透過優化設施設計來降低闖入機率或限制其劑量後果。
- 5、對於 SR-PSU 無意闖入的評估程序與方法與國際評估經驗相一致，可以做為我國人類無意闖入事件分析及管制參考。計畫成果可提供原能會物管局 LLRW 安全評估審查之應用，適時提升該項管制技術議題之技能與規範的精進。

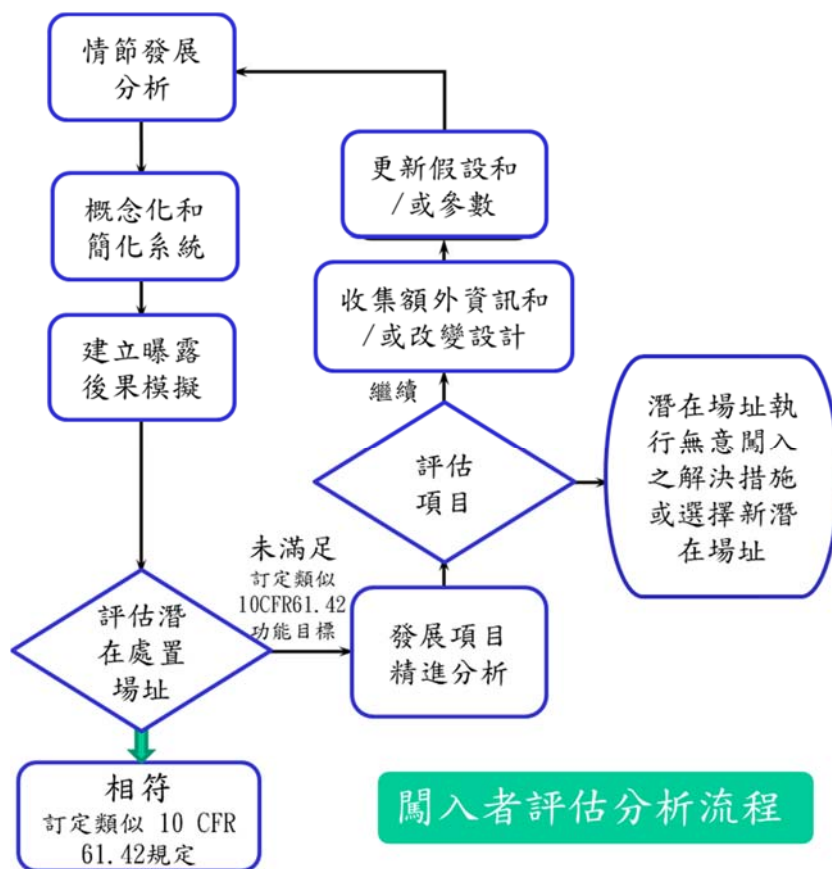


圖 1 我國低放處置無意者闖入分析流程

(三) 子計畫三：低放射性廢棄物處置岩體裂隙研究方法研析

- 1、 SKB 針對瑞典 Forsmark 及 Laxemar 兩處建立場址描述模型。攸關低放射性廢棄物處置之水文地質模型透過離散破裂網路(DFN)進行建模，並將場址劃分為水力土壤區(HSD)、水力通導區(HCD)及水力岩體區(HRD)。其中，水力岩體區(HRD)為變形區以外的裂隙岩體，此區域抑或資料有限，抑或是相鄰區域之間特性不具統計差異性。因此，建模時考慮其統計特性包含：(1)次要變形區；(2)破裂面形狀；(3)破裂面位態和分組；(4)破裂面密度尺度化、空間分布和終止的概念；(5)破裂面密度和破裂面尺度；(6)破裂面網路的連通性和水力特性；(7)破裂面存儲特性；(8)破裂面傳輸特性等。
- 2、 現地量測的破裂面尺寸分布判定可能會遭遇「截斷」和「邊界」效應，以及「分段」作用的影響，造成破裂面尺寸-密度分布失真。透過破裂面密度隨幂定律分布之特性進行地形校正以及分段連接，將不同破裂面尺度之資料進行整合，解決破裂面尺寸-密度分布失真的問題。
- 3、 水力岩體區(HRD)建模之不確定性包含破裂面量測不確定性以及破裂面先天變異性。SKB 透過 Forsmark 和 Laxemar 場址之資料進行分析發現，破裂面變異性之影響大於不確定性，即量測造成之誤差影響有限。不過，兩個場址之不確定性與變異性之標準偏差皆不大，可證明 DFN 地質模型是有效的。
- 4、 現地量測得到之破裂面導水係數資料與作用在其破裂面上之正向應力之間的分析發現，對於高傾角破裂面，導水係數與正向應力之間較無關，與室內試驗結果相符。低傾角破裂面的部分，由於導水係數與破裂面密度均隨深度而降低，因此無法證明導水係數隨應力變化之趨勢之相對關係。另外，室內試驗與現地量測之結果差距甚大，應考慮其他因素對導水係數造成之影響。

(四) 子計畫四：低放射性廢棄物坑道處置長期安全驗證評估之研究

- 1、 針對(1)現地應力量測策略；(2)量測技術與量測品質控制須審核的議題；(3)現地應力量測結果之不確定性暨影響因素；(4)如何透過嚴謹的實驗室試驗與平行驗證等方法以降低不確定性；(5)最終岩石應力模型建置流程等課題進行文獻蒐整，並整理提出各種現地應力量測方法之優缺點、限制條件與適用性，詳表 1。
- 2、 蒐整國際間處置技術先進國家有關處置場現地應力調查技術，及場址現地應力特性對處置設施之影響等技術報告，以瞭解現地應力量測可能的誤差來源與注意事項。
- 3、 整理國內近年有關現地應力量測之施作經驗並進行綜合分析與比較。
- 4、 根據我國二處低放射性廢棄物處置建議候選場址之地質概念模型，及可能採用的處置坑道型式，透過數值分析工具建置坑道結構穩定分析模型，並探討現地應力對坑道開挖引致的坑道斷面變形與襯砌結構受力之影響。

表 1 各種現地應力量測方法之優缺點與適用性

Method	2D/3D	優點	限制	適用性
鑽孔法(Overcoring)	2D/3D	所發展的技術兼具理論基礎與實務應用	1. 屬小範圍的量測，獲得的資料較具離散性(scattering) 2. 須配合鑽機(drill rig)	量測深度可達 1000 m
門止法(Doorstopper)	2D	可在承受高應力與含有節理的岩體中施作	1. 僅能獲得 2D 應力態 2. 須配合鑽機(drill rig)	弱岩(weak rock)與承受高應力之岩體
水力破裂法(Hydraulic fracturing)	2D	1. 可利用既有的孔洞(例如坑道、觀測井)進行施測 2. 獲得的資料較具較低的離散性	1. 僅能獲得 2D 應力態 2. 無法獲得最大水平應力 σ_H 3. 會干擾水化學(water chemistry)	1. 適用於淺層至深層的現地應力量測 2. 可獲得應力分布(stress profiles)
既存裂隙之水力試驗(Hydraulic test on pre-existing fracture, HTPF)	2D/3D	1. 可利用既有的孔洞(例如坑道、觀測井)進行施測 2. 可在高應力條件下進行施測	1. 施測較費時 2. 必須以既有的裂隙進行施測，且不同的試驗裂隙必須具有明顯的位態差異	由於施測較費時，通常在鑽孔法與水力破裂法施測失敗時採用
岩芯餅裂(Core discing)定性描述法	2D	可利用既有的鑽探資料進行先期研判	僅能提供定性的評估	僅能作為初期評估現地應力之參考
井孔崩落(Borehole breakouts)評估法	2D	1. 可利用既有的鑽探資料進行先期研判 2. 相對快速	1. 無法獲得現地應力方向 2. 如何從觀測結果推算應力值，尚待進一步的理論發展	主要發生在深層的孔洞
震源機制(Focal mechanisms)	2D	針對深地層的現地應力估算	僅適用於深地層之現地應力	
Kaiser effects/ASR/DSC/RACOS	2D/3D	1. 屬簡易的現地應力量測法 2. 適用於深地層現地應力評估	1. 可靠度相對較低 2. 屬較複雜的量測方法，且受諸多因素影響	1. 屬粗略評估 2. 可評估深地層現地應力
反算分析法(Back calculation)	2D	1. 快速且簡單 2. 有較高的確定性(certainty)	理論上沒有唯一解	僅適用於於岩石隧道、孔洞建造期間之現地應力計算
Analysis of geological data	2D/3D	成本較低	1. 屬非常粗略的評估 2. 可靠度較低	適用於計畫先期評估

四、展望

本年度為因應推動集中貯存之應變方案，針對低放射性廢棄物處置貯存設施之場址安全管制要項與無意闖入者情節進行研究。貯存設施安全管制方面，整理分析國際低放貯存設施與處置場址之場址特性管制要項，可提供國內低放貯存及處置場址在場址特性管制相關法規之定量規範精進參考；荷蘭貯存設施案例，其評估過程可做為國內貯存設施場址特性安全評估之參考；而澳洲貯存及處置案例之選址過程，其系統性方法論可供國內貯存設施與處置場址在選址策略精進參考。無意闖入者情節部分，IAEA 於 2017 年提出無意闖入作為處置安全案例的一部分，進行安全評估時必須考慮未來人類行為對處置庫造成一定程度的破壞。因此，針對處置場封閉後管理及安全分析將是效管理處置場安全之重要研究課題。

另一方面，針對低放射性廢棄物處置審查技術之精進，岩體裂隙特性研究針對破裂面域之水力岩體區(HRD)建模重點研析國際之技術報告。然而，水力通導區(HCD)為地下水流動性較高之區域，核種有較大的機會透過這些區域傳輸至地表。我國是否有能力特徵化水力通導區(HCD)是一個重要的課題，未來可朝向較大破裂面的水力特性研究方向進行精進。現地應力對處置坑道結構穩定性分析方面，有鑑於現地應力為重要之場址特性，且量測結果受諸多不確定性因素影響，未來除可透過統計分析以掌握量測結果之可靠度外，亦可透過嚴謹的室內試驗、平行驗證技術、現地應力量測策略的制定、量測技術與量測品質控制之先期評估與審議，以確保現地應力評估之品質。

五、附件

- 子計畫 1 「低放射性廢棄物處置場址特性管制研究」期末報告
- 子計畫 2 「低放射性廢棄物處置無意闖入情節管制要項研析」期末報告
- 子計畫 3 「低放射性廢棄物處置岩體裂隙研究方法研析」期末報告
- 子計畫 4 「低放射性廢棄物坑道處置長期安全驗證評估之研究」期末報告



原子能委員會放射性物料管理局
Fuel Cycle and Materials Administration, AEC

行政院原子能委員會放射性物料管理局 委託研究計畫研究報告

109 年低放射性廢棄物處置方案之安全管制 研究

子計畫一、低放射性廢棄物處置場址特性 管制研究 期末報告

計畫編號：109FCMA003

計畫主持人：董家鈞

子計畫一主持人：李明旭

受委託機關(構)：國立中央大學

報告日期：中華民國 109 年 12 月

109 年低放射性廢棄物處置方案之安全

管制研究

子計畫一：低放射性廢棄物處置場址特性

管制研究

受委託單位：國立中央大學

計畫主持人：董家鈞

子計畫一主持人：李明旭

研究期程：中華民國 109 年 2 月至 109 年 12 月

研究經費：新臺幣 64 萬元(子計畫一經費)

行政院原子能委員會放射性物料管理局

委託研究計畫研究報告

中華民國 109 年 12 月

(本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見)

摘要

低放射性廢棄物源自於核電廠之運轉與除役，以及醫學、工業、教學研究、農業產出，為保障人類健康與環境永續，放射性廢棄物的存放應經由審慎評估，現階段國際先進國家已發展出一系列之流程，各國之管制機關更制定相關法規，藉此提升場址安全性，增加民眾對場址之信心與接受度。本子計畫研析國際原子能總署所制定之安全標準叢書，包含與放射性廢棄物貯存相關之 No. SSR-1 Site Evaluation for Nuclear Installations (IAEA, 2019)與 No. SSG-35 Site Survey and Site Selection for Nuclear Installations (IAEA, 2015)，以及與放射性廢棄物處置相關之 No. SSG-14 Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste (IAEA, 2011a)、No. SSG-23 The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste (IAEA, 2012)、No. SSG-29 Near Surface Disposal Facilities for Radioactive Waste (IAEA, 2014)等報告，透過比對 IAEA 安全標準叢書及國際先進國家相關法規，綜整發現與放射性廢棄物貯存設施場址管制相關之關鍵要項為地震、洪水、火災；與放射性廢棄物近地表處置設施場址管制相關之關鍵要項為地震、地質結構特性、水文地質、氣象事件；與放射性廢棄物地質處置設施場址管制相關之關鍵要項為水文地質、地質結構特性、地震、社會影響(人口的密度與分布)。透過比較各國評估標準與細項論述，在貯存、近地表與地質處置設施場址三者共同排除與裁量指標及其差異之處。並分析荷蘭 COVRANv 已運轉之貯存場址，及澳大利亞透過系統性評估選出作為低放處置及中階貯存之 Napandee 場址，荷蘭案例之安全分析在管制規範中的評估方法值得參考，澳大利亞利用風險燈號法，以大項目區分主要標準，再以子項目深入探討候選場址風險等級、成因及緩解措施，以綜合評估各場址在不同因子的風險高低，系統性論述為何選擇出綜合風險最低之 Napandee 場址。最後審視國內貯存與處置場址相關法規及管制規範，建議未來可進一步調整法規內容與順序，先列出需排除的限制條件，再列舉可透過工程手段處理的裁量項目，並強化定性與定量論述不足處，例如近年陸續公告的山崩與地質地滑敏感區如何納入，集中式放射性廢棄物貯存設施場址規範中提及之人為活動與自然作用，可參考國際作法，研議是否進一步定義相關細項內容，以強化場址安全管制要求。

Abstract

Low-level radioactive waste comes from nuclear power plants and medical practices, industrial productions, education and research, and agriculture. Some countries have proposed evaluation procedures for selections of storage and disposal facilities to ensure safety and protect environments. To enhance public confidence, it is important to improve regulations of radioactive waste storage facilities and disposal facilities site in Taiwan. This project studies No. SSR-1 Site Evaluation for Nuclear Installations (IAEA, 2019), No. SSG-35 Site Survey and Site Selection for Nuclear Installations (IAEA, 2015), No. SSG-14 Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste (IAEA, 2011a), No. SSG-23 The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste (IAEA, 2012), No. SSG-29 Near Surface Disposal Facilities for Radioactive Waste (IAEA, 2014) related to storage facilities and disposal facilities published by the IAEA Safety Standards Series. By examining both IAEA products and the existing relevant regulations of other countries, we found that key items of storage facility site considered are earthquake, flood, and fire. The key items for near-surface disposal facilities are earthquakes, geological structural characteristics, hydrogeology, and meteorological events. The key items for geological disposal facilities are hydrogeology, geological structure characteristics, earthquake, social impact (density and distribution of population). Storage facilities of Netherland and Australia were analyzed. Risk rating method was adopted by the Australia to evaluate various risk factors of three candidate sites and the Napandee site was selected with the lowest comprehensive risk. We further reviewed our current regulations with findings in this study to propose some improvements in contents and structures. The exclusive criteria should be listed before screening criteria for clarity. Recently announced regulations of landslide and geological sensitive areas should be adopted. Human activities and nature processes considered for possible engineering activities to be considered as screening criteria should be more clearly defined in our regulations. Qualitative and quantitative descriptions should be further examined.

目錄

摘要	I
ABSTRACT	II
圖目錄	V
表目錄	VII
第一章 前言	1
第二章 國際放射性廢棄物貯存設施場址管制要項研析	3
2.1 國際原子能總署貯存設施場址選址及評估流程	3
2.1.1 IAEA No.SSG-35 選址過程	4
2.1.2 IAEA 核子設施場址評估	7
2.2 國際放射性廢棄物貯存設施管制規範	10
2.3 國際放射性廢棄物貯存設施管制要項	33
第三章 國際低放處置場址規範管制要項研析	37
3.1 國際原子能總署處置設施場址評估流程	37
3.2 國際放射性廢棄物處置設施場址管制規範	44
3.3 國際放射性廢棄物處置設施場址管制要項	64
第四章 低放貯存設施與處置場址管制要項比較	69
4.1 貯存設施與處置場址管制要項之評估標準	69
4.1.1 貯存設施管制要項評估標準	69
4.1.2 處置設施場址管制要項評估標準	82
4.2 貯存設施與處置場址管制要項之異同	93
第五章 國際集中貯存設施場址管制之案例分析	96
5.1 荷蘭 COVRA _{NV} 場址選址與評估項目	96
5.1.1 場址設施	99
5.1.2 選址與評估要項	101
5.2 澳大利亞集中貯存設施場址介紹	115
5.2.1 候選場址之評估方法	116
第六章 國內低放貯存設施與處置場址規範管制建議	123
6.1 集中式放射性廢棄物貯存設施場址規範	123

6.2 低放射性廢棄物最終處置設施場址禁置地區之範圍及認定標準.....	126
第七章 結論與建議.....	129
參考文獻.....	132

圖目錄

圖 2.1 貯存場址選址評估過程示意圖(IAEA, 2015; IAEA, 2019).....	4
圖 2.2 選址過程架構示意圖(修改自 Fig. 3 in IAEA, 2015).....	4
圖 2.3 澳大利亞選址過程示意圖(修改自 Fig. 1 in ARPANSA, 2014)	12
圖 2.4 澳大利亞選址及場特性評估流程圖(修改自 Fig. 2 in ARPANSA, 2014).....	12
圖 3.1 處置設施開發、運轉、封閉後階段之時間軸圖示(修改自 Fig. 1 in IAEA, 2014).....	37
圖 3.2 安全論證的組成、管理系統的應用、管制機關與利害關係的相關性 (修改自 Fig. 3 in IAEA, 2014).....	39
圖 3.3 安全評估項目(修改自 Fig. 4 in IAEA, 2014).....	39
圖 5.1 社會風險限制圖(修改自 Fig. 5.1 in COVRA, 2014)	97
圖 5.2 COVRA _{NV} 所營運之集中貯存場址建築物分布(Fig. 10.1 in COVRA, 2014).....	99
圖 5.3 2011 年工業區土地利用示意圖(修改自 Fig. 2.3 in Plan-MER, 2011)....	103
圖 5.4 區域分布圖(Fig. 4.2 in COVRA, 2014)	103
圖 5.5 風險等值線示意圖(Risicokaart, 2020).....	105
圖 5.6 COVRA 場址周遭管路示意圖(Risicokaart, 2020).....	107
圖 5.7 Vlissingen-Oot 工業區陸地交通示意圖(修改自 Risicokaart, 2020)	107
圖 5.8 場址周圍最高水深示意圖(修改自 Risicokaart, 2020)	108
圖 5.9 1971-2000 年間 Vlissingen 觀測站的風向的風向圖(Fig. 4.5 in COVRA, 2014)	109
圖 5.10 1904-2004 年間荷蘭地震分布圖(Fig. 4.6 in COVRA, 2014).....	111
圖 5.11 緊急應變計畫主要結構示意圖(修改自 P.20 in VRZ, 2017)	113
圖 5.12 除役與拆卸作業流程圖(修改自 Fig. 17.1 in COVRA, 2014)	114
圖 5.13 選址流程示意圖.....	115
圖 5.14 評估風險等級區分-場址適宜性規範一(Table 1 and 3 in NRWFMF, 2020).....	116
圖 5.15 評估風險等級區分-場址適宜性規範二(Table 5 in NRWFMF, 2020) ...	116

圖 5.16 評估風險等級區分-場址適宜性規範三(Table 7 in NRWFM, 2020) ...	116
圖 5.17 各場址之成本差異長條圖(單位 :百萬美元)(Fig. 10 in NRWFM, 2020)	120
圖 5.18 澳大利亞各場址風險級別圖(P.8 in NRWFM, 2020)	122

表目錄

表 2.1 篩選與排序準則分類(IAEA, 2015)	5
表 2.2 篩選與排序準則(修改自 Table I-1 in IAEA, 2015).....	6
表 2.3 核子設施場址評估之要項(IAEA, 2019)	9
表 2.4 國際放射性廢棄物貯存設施管制項目列表.....	34
表 3.1 IAEA 處置設施場址管制項目(IAEA, 2014; IAEA, 2011a)	42
表 3.2 國際放射性廢棄物近地表處置設施場址管制項目列表.....	65
表 3.3 國際放射性廢棄物地質處置設施場址管制項目列表.....	67
表 4.1 地震評估指標與細項說明.....	70
表 4.2 洪水評估指標與細項說明.....	70
表 4.3 火災評估指標與細項說明.....	71
表 4.4 大地工程評估指標與細項說明.....	72
表 4.5 極端氣象事件評估指標與細項說明.....	73
表 4.6 人為誘發危害評估指標與細項說明.....	73
表 4.7 內部危害評估指標與細項說明.....	74
表 4.8 入侵評估指標與細項說明.....	75
表 4.9 人口密度/分布評估指標與細項說明	75
表 4.10 監測與控制評估指標與細項說明.....	76
表 4.11 非安全相關評估指標與細項說明.....	77
表 4.12 外部危害：天然危害評估指標與細項說明.....	78
表 4.13 外部危害：人為誘發危害評估指標與細項說明.....	80
表 4.14 內部危害評估指標與細項說明.....	80
表 4.15 核種遷移評估指標與細項說明.....	80
表 4.16 非安全相關評估指標與細項說明.....	81
表 4.17 緊急應變計畫之可行性評估指標與細項說明.....	81
表 4.18 近地表處置設施關鍵要項之評估指標與細項說明.....	82
表 4.19 地質處置設施關鍵要項之評估指標與細項說明.....	84
表 4.20 近地表處置設施具影響力項目之評估指標與細項說明.....	86
表 4.21 地質處置設施具影響力項目之評估指標與細項說明.....	87

表 4.22 近地表處置設施較少提及項目之評估指標與細項說明.....	91
表 4.23 地質處置設施較少提及項目之評估指標與細項說明.....	92
表 5.1 兒童和成人的劑量標準與機率區間的關係(修改自 Table 5.1 in COVRA, 2014)	97
表 5.2 人類活動(修改自 Section 5.5 in COVRA, 2014).....	97
表 5.3 內部與外部危害(修改自 Section 5.6 in COVRA, 2014).....	98
表 5.4 COVRA 場址半徑約 5 km 內之人口分布(修改自 Table 4.1 in COVRA, 2014)	104
表 5.5 COVRA 場址與各機場的距離(修改自 Table 4.3 in COVRA, 2014).....	107
表 5.6 Western Scheldt 河水位特性(修改自 Table 4.4 in COVRA, 2014).....	108
表 5.7 Vlissingen seiwens-和 jaal gernkfdel.den 的氣象數據，1981 年-2010 年 (修改自 Table 4.5 in COVRA, 2014).....	109
表 5.8 Vlissingen 之氣象數據最小值和最大值(修改自 Table 4.6 in COVRA, 2014)	110
表 5.9 Mercalli 地震震級與特徵(修改自 Table 4.7 in COVRA, 2014)	111
表 5.10 澳大利亞場址適宜性規範一：風險評估結果示意圖(修改自 Table 2 and 4 in NRWFMF, 2020).....	119
表 5.11 澳大利亞場址適宜性規範二：各場址之成本差異(修改自 Table 14 in NRWFMF, 2020).....	120
表 5.12 澳大利亞場址適宜性規範三：風險評估結果示意圖(修改自 Table 17 in NRWFMF, 2020).....	121

第一章 前言

國內低放射性廢棄物是由核能電廠、醫療院所、農業、工業與學術研究機構所產生，其中以核能電廠在運轉及除役過程中所產生的低放射性廢棄物為主要來源，包括運轉維護及除污作業中受放射性物質污染的廢樹脂、濃縮液、廢棄零組件、設備、或是淨化水質所產生的殘渣，核電廠除役拆除作業產生的低放射性污染混凝土、金屬等廢棄物，以及工作人員作業過程中遭低放射性物質污染的衣物、手套、工具等。

低放射性廢棄物的貯存與處置，貯存為暫時存放，為核電廠除役與最終處置前的緩衝解決方案，我國環保意識抬頭、民眾對於核電認知不足及民眾對於開發安全之疑慮，諸多因素導致最終處置未完成選址與興建，為了因應核電廠除役與最終處置前的緩衝時期，需進行中期貯存方案的規劃。貯存與處置因存放時間與目標的不同，在安全及設施設計要求也都有差異，本計畫將深入探討各國規範與案例，做為我國參考之依據。

放射性廢棄物貯存設施場址及處置設施場址的安全是經由場址探勘、場址選擇、場址特性調查等各階段之安全評估得以確認並提高公眾信心，為確保設施場址於其壽命期間以及封閉後之可能輻射外釋劑量在人類與環境所能承受的風險值內，國際先進國家考量經濟效益、土地利用、工程設計之可行性、非放射性的環境影響等項目，制定安全原則及安全要求規範設施場址，藉此增進民眾之接受度。其中國際原子能總署 IAEA 於 1985 年起開始執行安全標準計畫，其所制定之安全標準叢書涵蓋設計、選址、工程安全性、運轉安全性、放射性廢棄物的安全運輸、放射性廢棄物的安全管理等，鑒於 IAEA 與時俱進的增進品質以及安全標準的適用性，此安全標準叢書已廣泛性的應用於世界各國 (IAEA, 2015)，本報告所研析之貯存設施場址及處置設施場址管制規範，以 IAEA 安全標準叢書中與放射性廢棄物貯存相關之 No. SSG-35 核子設施之場址探勘與場址選擇 (Site survey and Site Selection for Nuclear Installations, IAEA, 2015) 與 No. SSR-1 核子設施場址評估 (Site Evaluation for Nuclear Installations, IAEA, 2019)，以及放射性廢棄物處置相關之 No. SSG-14 (Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste, IAEA, 2011a)、No. SSG-23 (The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste, IAEA, 2012)、No. SSG-29 (Near Surface Disposal Facilities for

Radioactive Waste, IAEA, 2014)，所提出之場址規範項目為基準，輔以其他國家所訂定與貯存設施場址及處置設施場址相關之規範，綜整出國際放射性廢棄物貯存設施場址與處置設施場址之管制要項，並進一步將貯存設施場址與處置設施場址的管制要項進行比較，探討關注要項之差異性。而國際先進國家現有之集中貯存設施場址，為參考其成功設置之作法，蒐集並整理國際集中貯存設施場址管制案例，分析場址相關資訊，探討我國貯存設施管制規範之充足性。最後整合所研析之國際原子能總署安全標準叢書以及各國管制規範，分析之各國貯存設施場址管制案例，提出適合我國國土環境之低放射性廢棄物貯存設施場址與處置設施場址規範管制建議，以期增加民眾對貯存設施場址及處置設施場址之信心。

第二章 國際放射性廢棄物貯存設施場址管制要項研析

放射性廢棄物相關的設施場址不論是場址的選擇、設施之規劃、興建團隊之核定，皆須謹慎評估並極力避免放射性核種外釋影響人類與環境，其中場址的選擇應具備妥善的規劃、完整的資訊與國際安全標準的知識，考量設施場址安全性與外部事件造成之可能危害事故，建立一套明確之準則進行篩選與排除，藉此評選具高度安全性之貯存場址，增進放射性廢棄物設施場址相關決策的可信度及可行性，促使民眾增加對場址存在之接受度。為釐清現階段貯存場址相關之國際規範，本章節研析國際原子能總署貯存設施場址相關之安全標準叢書 No.SSG-35 核子設施之場址探勘與場址選擇(IAEA, 2015)與 No.SSR-1 核子設施場址評估(IAEA, 2019)，以及澳大利亞、韓國、日本、美國、阿根廷、亞美尼亞、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、立陶宛、羅馬尼亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士、烏克蘭、英國等 19 國與貯存設施場址相關之規範，將國際上與貯存場址相關的管制條例進行綜整，以供國內管制單位參考。

2.1 國際原子能總署貯存設施場址選址及評估流程

本節研析 No.SSR-1 與 No.SSG-35 報告，源自於 IAEA 安全標準叢書編號 NS-R-3 核子設施場址評估安全要求(IAEA, 2006)，主要涵蓋核子設施的幾項安全要求，針對核子設施的選址與評估，提出外部事件、場址設置地點、周圍環境特性等皆為影響核子設施放射性核種外釋之因素，場址選擇及評估的完整流程，涵蓋自場址探勘階段開始至運轉階段之相關準則，如圖 2.1 架構圖所示，以下將分別陳述各階段之要項，而 2.1.1 節及 2.1.2 節分別為選址過程及場址評估過程。

1. 場址探勘階段：篩選與排除不適宜之地點，以判定潛在區域、潛在場址、候選場址。
2. 場址選擇階段：候選場址的排序與評估，選擇出適宜場址。
3. 場址特性調查階段：確認可接受度與完成場址特性調查，並推導場址相關的設計基準。
4. 運轉前階段：驗證與監測。
5. 運轉階段：依定期安全審查進行驗證與監測工作再評估。

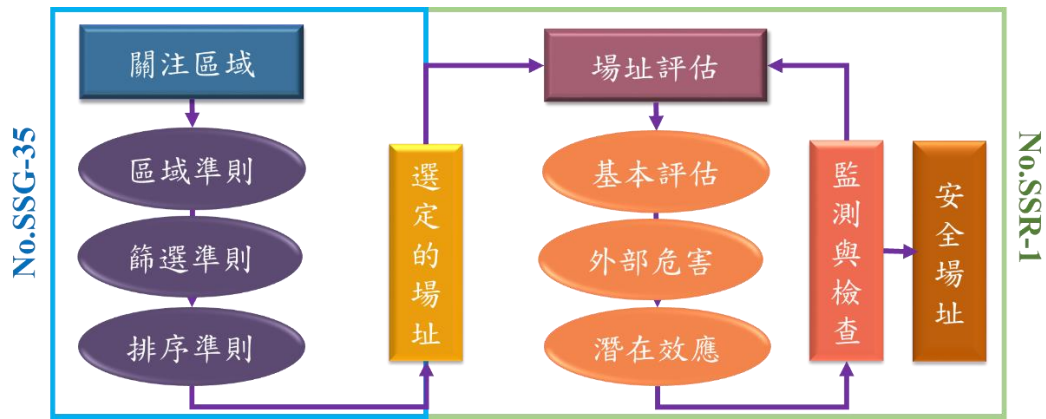


圖 2.1 貯存場址選址評估過程示意圖(IAEA, 2015; IAEA, 2019)

2.1.1 IAEA No. SSG-35 選址過程

核子設施選址過程是由一系列的相關選址作業組成，旨在為預定設施選擇合適地點，以工程保護措施防患可能之場址特性與外部事件對環境和人類造成的危害，以達到必要之安全程度。此外，周圍人口統計與散布特性應限制任何狀態下的核子設施輻射外釋於可接受範圍，並考慮核子設施運轉壽命期間任何放射性核種釋出的影響，採取適當措施予以抑低，如圖 2.2 所示，由關注區域開始，選址過程可分為三個主要的選址準則，用以評估與場址相關之特定議題、事件、現象、危害與其他考量，分別為判定區域是否符合國家政策及環境保護的區域準則，以及辨別工程手段是否能解決問題之篩選準則，最後由排序準則評估候選場址之順位，取得選定的場址，以下詳細介紹各項準則之要點及選址過程中應符合之要項：

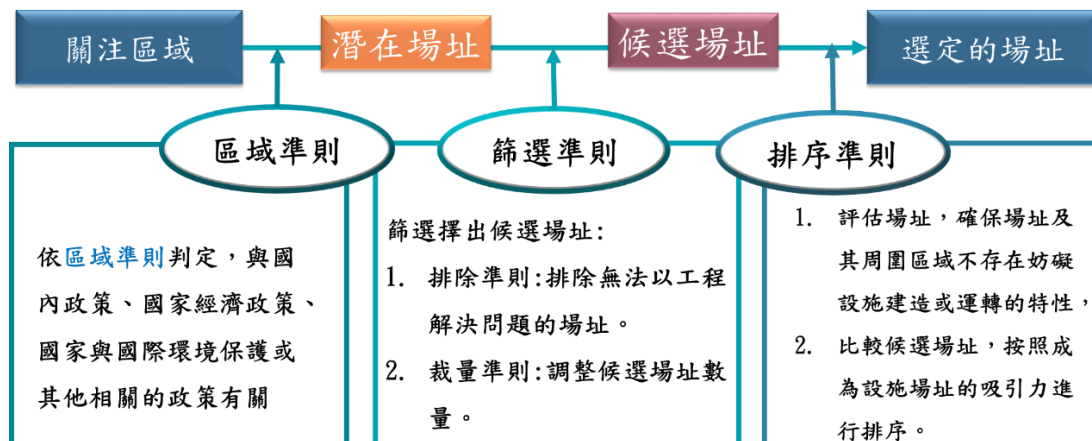


圖 2.2 選址過程架構示意圖(修改自 Fig. 3 in IAEA, 2015)

1. 區域準則

此步驟之目的為識別所有可能之潛在場址，並以正當理由刪除無法作為潛在場址之關注區域，判別項目為：國家發展政策、國家經濟政策、國家和國際環境保護或國家其他相關政策、區域本身的技術限制與區域本身可應用資源。

2. 篩選準則

篩選潛在場址以擇出適宜之候選場址，可分為依據與輻射曝露相關的安全相關因素及非放射性曝露相關的非安全相關因素之篩選與排序準則(表 2.1)，透過排除與裁量的方式將不適宜場址進行排除，並確保餘下之候選場址可供選擇。

(1) 排除準則：排除準則是根據議題、事件、現象或危害相關的屬性(attributes)，排除不可接受之場址，且這些場址特性通常無法利用工程方案進行解決，如表 2.2 所示。

(2) 裁量準則：裁量準則與議題、事件、現象、危害或其他相關考量事項的屬性有關，可利用這些屬性提供防護性工程解決方案，以反覆篩選的方式維持候選場址數量，促進場址選擇過程，如表 2.2 所示。

3. 排序準則

此步驟有兩項目的：

- (1) 評估場址，確保場址及其周圍區域不存在妨礙設施建造或運轉的特性
- (2) 比較候選場址，並按照其可能成為設施場址的優勢進行排序，其排序所考慮因子如表 2.2 所示，篩選值與裁量準則相關。

表 2.1 篩選與排序準則分類(IAEA, 2015)

類別	評估方法
安全相關準則	天然危害、人為誘發危害、放射性物質自設施釋出、緊急計畫之可行性
非安全相關準則	地形、非放射性的環境影響、社會經濟影響

表 2.2 篩選與排序準則(修改自 Table I-1 in IAEA, 2015)

準則		類別		
主要	類型	篩選		排序
		排除	裁量	
地震	地動		V	V
	地表破裂	V		
工程地質	邊坡不穩定(大規模山崩)	V		
	邊坡不穩定(小規模)		V	V
	地層下陷(沉陷)		V	V
	大規模土壤液化	V		
	土壤液化		V	V
	喀斯特地形(大範圍)	V		
火山作用	熔岩流	V		
	火山碎屑水流	V		
	地表變形	V		
	火山碎屑落塵		V	V
	火山氣體		V	V
	大規模火山泥流	V		
洪水	河流		V	V
	潰壩		V	V
	海岸		V	V
	海嘯(暴潮、波浪)		V	V
	海嘯		V	V
極端氣象	高速直風		V	V
	龍捲風		V	V
	熱帶暴風雨		V	V
	降水		V	V
	沙暴與沙塵暴		V	V
人為誘發	飛機撞擊		V	V
	爆炸		V	V
	氣體釋出		V	V
	外部火災		V	V
	電磁干擾		V	V
人口	人口密度		V	V
	人口中心距離		V	V
核子安全事件	核子保安事件		V	V
輻射外釋	空氣與水		V	V
實施緊急計畫之可行性	實施緊急計畫之可行性	V		
實施緊急計畫	實施緊急計畫		V	V
非安全相關	地形		V	V
	冷卻水可用性	V	V	V
	取得用水		V	V
	運輸的可用性		V	V

準則		類別		
主要	類型	篩選		排序
		排除	裁量	
	連接國家或區域的電網		V	V
	非放射性的環境影響	V	V	V
	社會經濟影響		V	V
	土地利用規劃		V	V

2.1.2 IAEA 核子設施場址評估

IAEA No. SSR-1 報告中，核子設施場址評估之安全要求，遵循 IAEA SF-1 基本安全原理(IAEA, 2006)，主旨係保護作業人員、民眾與環境，使其免於游離輻射的危害，No. SSR-1 報告中所涵蓋的評估項目與場址安全相關的場址特性以及場址與設施間的交互作用相關，例如：外部危害、監測作業、運轉狀態、事故情形、緊急應變行動等(IAEA, 2019)，包含核子設施場址評估方法與核子設施場址評估要項，如表 2.3 所示。

1. 場址與區域特性評估：場址與區域特性評估指在調查可能影響核子設施安全或放射性可能造成對人類及環境影響之場址與區域特性，若考量外部危害則調查區域大小應涵蓋危害來源到場址的距離。調查項目包括：區域天然環境特性、人類活動、場址與區域可預測之未來演變特性。
2. 外部危害評估：外部危害評估應使用適當方法調查場址與核子設施設計相關的危害，考量可能影響核子設施安全的外部事件頻率與嚴重性，以及發生複合型事件的可能，主要可分為天然事件產生的外部危害跟人為誘發事件產生的外部危害。
 - (1) 天然危害：地震、火山、氣象、洪水、工程地質、其他天然危害。
 - I. 地震：斷層活動性(具顯著的地表變形或錯動的性質)、地動。
 - II. 火山：活火山。
 - III. 氣象：極端氣候事件(風、降水、雪、冰、氣溫、水溫、濕度、暴潮、沙塵暴)、少見氣候事件(閃電、龍捲風、氣旋)。

- IV. 洪水：降水等天然因素誘發洪水(暴潮、風浪)、地震或其他地質因素誘發洪水(地震、海底山崩、海嘯)、水工結構物損毀造成洪水(上游水壩等水工結構物、河川堵塞)。
 - V. 工程地質與地質：邊坡不穩定(山崩、落石、雪崩)、崩陷(collapse)、地表沉陷、地表抬升、土壤液化。
 - VI. 其他天然危害：野火、乾旱、冰雹、凍霜、河川分流、土石流、生物危害(水母、動物、藤壺)。
- (2) 人為誘發危害：運輸交通(飛機碰撞、爆炸)、工業設施(火災、爆炸、拋射物、釋出有害氣體)、電磁干擾、造成天然危害(資源開發、顯著的地貌或水域改變)、化學危害(熱、超高壓、毒性)。
3. 場址保護措施評估：如果設施的預計設計不能安全承受自然和人為外部危害的影響，則必須對場址保護措施的必要性進行評價。
4. 緊急應變行動之可行性：緊急應變行動的規劃範圍涵蓋場址與外部區域，應考量外部事件、外部基礎建設，以及位於同場址或鄰近位置的核子設施同時發生事故之可能性，確保緊急應變行動有效並具可行性。
5. 核子設施對區域的潛在效應評估：
- (1) 放射性物質之大氣散布：應在場址內或鄰近區域的適當高程及位置，使用儀器取得氣象參數(風速、風向、降水、氣溫、濕度、大氣穩定度參數等)，應用於大氣散布分析。
 - (2) 放射性物質經地表水、地下水散布：應發展區域地表水調查計畫以及區域水文地質調查計畫，了解可能外釋放射性核種的曝露途徑。
 - (3) 人口分布與公眾曝露：應調查核子設施壽命期間區域內既有與預測未來的人口分布，並評估若發生事故導致放射性核種外釋，對民眾之潛在影響。
 - (4) 土地與水源之利用：應調查區域內是否具有可供人為利用或作為生物棲地的土地與水資源。

6. 監測與定期檢查：應監測外部危害與場址特性，並定期進行管制要求更新、檢查防患外部危害的設計、更新資訊與所發生的事件。

表 2.3 核子設施場址評估之要項(IAEA, 2019)

類別		要項	細項
外部 危害 評估	天然危害	地震	斷層活動性 地動
		火山	活火山
		氣象	極端氣候事件 少見氣候事件
		洪水	天然因素誘發洪水 地質因素誘發洪水 水工結構物損毀造成洪水
		工程地質與地質	邊坡不穩定 崩陷 地表沉陷 地表抬升 土壤液化
	其他天然危害	野火、乾旱、冰雹、凍霜、河川分流、土石流、生物危害	
	人為誘發 危害	運輸交通	飛機碰撞 爆炸
		工業設施	火災/爆炸 拋射物 有害氣體
		電磁干擾	
		造成天然危害	資源開發 地貌或水域改變(顯著)
化學危害		熱、超高壓、毒性	
緊急應變計畫		緊急應變行動之可行性	
區域的潛在效應評估	放射性物質之大氣散布	氣象參數	
	放射性物質經地表水、地下水散布	地表水調查計畫 水文地質調查計畫	
	人口分布與公眾曝露	既有與未來預測的人口分布	
	土地與水源之利用	人為利用之可能 成為生物棲地之可能	
監測與定期檢查	監測	外部危害 場址特性	
	定期檢查	管制要求更新 檢查防患外部危害的設計 更新資訊與事件案例	

2.2 國際放射性廢棄物貯存設施管制規範

放射性廢棄物的管理可分為處理、貯存、運送及最終處置四個階段，比起最終處置的永久存放，貯存設施場址屬於暫時存放，放置的放射性廢棄物部分具有再取出性，並於貯存設施場址年限到達後可進行運送，轉移至最終處置場址，因此貯存設施的興建及管理要求與最終處置場址所需不同，下列以國家作為區隔，分別陳述各國對放射性廢棄物貯存設施的管制要項。

1. 澳大利亞：2014 年澳大利亞核安全局（ARPANSA）根據 1998 年澳大利亞輻射防護與核安全法(ARPANS)制定管制設施選址及評估場址特性的導則－選擇可控制的設施（Siting of Controlled Facilities），用以規範核子設施及受規範的輻射相關設施，其中，核子設施泛指用於研究、醫療或工業生產的核子反應器，以及放射性廢棄物貯存或處置設施，其選址過程如圖 2.3 所示（ARPANSA, 2014），以下介紹選址方法及評估標準，並說明應提出之場址特性。

(1) 選址：圖 2.4 澳大利亞之選址流程係參照 IAEA No. SSG-35 核子設施之場址探勘與場址選擇報告(IAEA, 2015)進行改編，同樣以區域準則、篩選準則、排序準則進行評估。

I. 區域準則：自感興趣區域中選擇多個潛在的場址，並根據篩選準則進行評估。

II. 篩選準則：此標準主要用於排除不適宜之場址，含括明顯損害安全性的場址與區域特性、現有及未來的土地利用、文化價值、經濟價值，以及人口考量等安全相關方面之問題，提出候選場址。

III. 排序準則：將候選場址依成為最終選擇場址之吸引力進行比較排序，此準則以最優之安全性與效率作為標準，可針對特定場址的問題，如人口統計學、環境標準之敏感性問題、社會問題、技術之安全性問題等進行考量。

(2) 潛在場址評估：

I. 場址特性：

- a. 地質學：地震、洪水、極端條件（表面斷層、火山活動、山崩、永凍層（permafrost）、侵蝕過程(erosion processes)、沉陷(subsidence)、塌陷(collapse)、土壤類型與深度、岩石類型、承载力、裂隙(fracturing)、穩定性、液化潛力、地下水位與水位。
- b. 地形學(Geomorphology)：地表水文特性(河流)、地形(山脈、山谷)，以及任何可能影響放射性廢棄物自空氣擴散、延散的特性。
- c. 生態：植被類型與生物多樣性、野生動植物、瀕危物種。
- d. 氣象事件：風速與風向、氣溫、降水(雨、雪、霰(sleet))、濕度、氣壓、鋒面系統(frontal systems)。
- e. 人口統計(Demographics)：人口分布、土地利用(農業、畜牧業、酪農業、濕地、商業、住宅與休閒用地，以及水資源的利用)。
- f. 特殊群體：醫院、養老院、監獄、育幼院。
- g. 營運期間：可能影響場址評估之項目。
 - 電力、天然氣與水源的供應。
 - 排水系統。
 - 通訊。
 - 運輸(公路、鐵路、輪船、航空)。
 - 緊急措施(消防、警察、救護車)。
 - 含有危險物質的設施(儲存化學物品或彈藥)、其他危險設施(化工廠、燃料儲存廠、發電廠)。
 - 附近的其他可能導致緊急事件發生或受到緊急事件影響而增加民眾風險的設施或環境。
- h. 監測：應建立場址、周圍區域與自然環境的監測系統，有助於在設施退役後恢復現場環境。

II. 事件：

- a. 極端氣象事件：雷暴、閃電、渦流(turbulence)、氣旋(cyclones)、冰雹、風暴潮、水龍捲、森林大火、乾旱、塵埃(dust)、沙塵暴(sand storms)。
- b. 洪水：排水(drainage)、水壩故障、地下水位變化、河道堵塞、河流改道。
- c. 極端降水事件：雪、冰雹。
- d. 海嘯及相關的沉積、侵蝕與洪水。

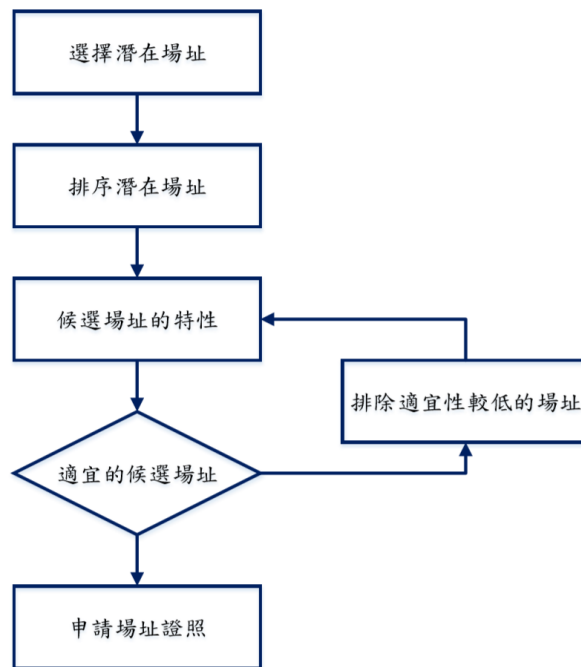


圖 2.3 澳大利亞選址過程示意圖(修改自 Fig. 1 in ARPANSA, 2014)

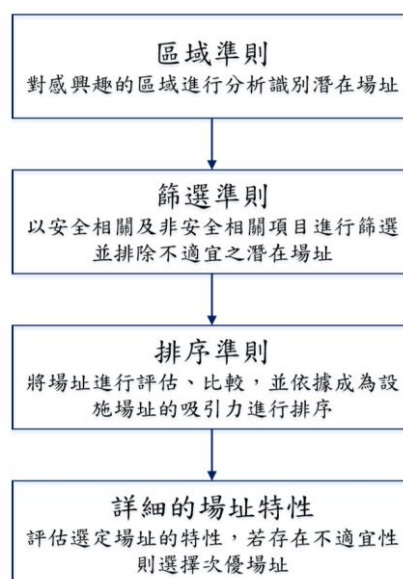


圖 2.4 澳大利亞選址及場址特性評估流程圖(修改自 Fig. 2 in ARPANSA, 2014)

2. 韓國：2019 年起韓國原子能安全委員會輻射安全部訂立「輻射安全管理等技術標準規則」，管理防止輻射外釋所需之障壁技術標準(原子能安全委員會輻射安全部，2019)，並以「用過核子燃料中間貯存設施位置的技術標準」訂定用過核子燃料貯存設施之選址及場址評估規範(核安全委員會放射性廢物安全處，2017)。

(1) 國家政策：文化財產保護法、國家土地規劃和使用法。

(2) 用過核子燃料貯存設施選址：不得於下列具有疑慮之位置設置場址。

I. 人口：應遠離人口稠密地區。

II. 地震地質特性：

- a. 活動斷層不應位於以貯存設施為中心之半徑 8 公里內。
- b. 貯存設施不應位於地震事件頻率、規模、震度相對較高或預測可能有地震事件的區域。
- c. 貯存設施應位於不受氣候變化、風蝕、侵蝕、沉積、抬升、風化、山崩和土壤液化等影響之位置。
- d. 貯存設施之地表應盡可能為均質母岩，若非均質母岩應透過工程方法證明無影響。

III. 外部人為誘發事件：

- a. 不得鄰近機場，且應考量飛機運輸交通避免飛機失事影響設施安全。
- b. 應確認場址周圍之工業與軍事設施及相關活動不會造成安全性問題。
- c. 應位於不會受到氣體、石油、爆炸物等危險物質危害之地區。

IV. 外部天然事件：降雨、降雪、閃電、海嘯、龍捲風、強風、颱風。

V. 河道洪水：應位於低水位且不受到水壩、降雨或其他人為事故等影響，受到洪水淹沒。

VI. 水文特性：

- a. 可能補注地下含水層的地表水體不應靠近貯存設施。
- b. 設施場址周圍的地下水位不應受到海水位變化、斷層等自然現象造成較大波動或季節性波動。

c. 應調查地表水與地下水水文特徵，貯存設施應位於不受周圍水文環境影響的地方。

VII. 放射性核種外釋：放射性物質自設施外釋至大氣時，經擴散作用稀釋後不應對周圍的空氣環境造成影響。

(3) 用過核子燃料貯存設施場址評估：

I. 保持冷卻能力，避免燃料因衰減熱而融化。

II. 外部天然現象(海嘯、旋風、颱風、洪水、暴雪、暴雨、地震等)不應造成公眾輻射曝露。

III. 即使發生火災或爆炸亦應保持設施安全性。

IV. 避免事故引發放射性物質外釋，民眾之個人輻射劑量不宜超過 1 mSv。

V. 緊急應變計畫的可行性。

3. 日本：原子力管制委員會(Nuclear Regulation Authority (NRA))係透過對核電的合理監管以保護人員和環境，並按照決策獨立原則、行為有效原則、透明公開原則、責任與志向原則、緊急應變原則，把人民安全置於首位，追求世界最高安全水準。以下簡易陳述其制定與貯存設施相關之用過核子燃料貯存技術標準規定(NRA, 2013)。

(1) 用過核子燃料貯存設施標準：

I. 防止用過核子燃料達到臨界值：應採取適當措施確保用過核子燃料不會達到臨界狀態。

II. 用過核子燃料貯存設施地面型：用過核子燃料貯存設施應設置於可承載用過核子燃料貯存設施的地面上。

III. 防止地震造成破壞：

a. 用過核子燃料貯存設施不得因地震的作用力對公眾造成輻射危害，應確保地震不會造成傾斜或倒塌損害其安全功能。

b. 防止海嘯造成危害：用過核子燃料貯存設施應確保其安全功能不會因海嘯而受到損害。

IV. 防止因外部因素造成危害：

- a. 天然事件：考量除地震及海嘯外可能損害安全功能的天然事件，應提供保護措施改良地基及其他設備。
 - b. 人為誘發事件：應考量鄰近區域之營業場所、鐵路、道路、發生火災、爆炸事故、產生有害物質的可能性，亦應評估人為車輛、船舶、飛機事故等人為誘發事件可能造成的影響，採取適當措施防範。
- V. 防止民眾非法闖入用過核子燃料貯存設施：考量人為非法入侵及其攜帶爆炸或易燃物質造成的影響，採取適當措施防範。
- VI. 防止火災造成危害：用過核子燃料貯存設施可能會因火災或爆炸影響其基本安全功能，故必須安裝火災警報器、自動檢測系統。
- VII. 具安全功能的設備：應安裝具獨立安全功能的設施，倘若具安全功能的設施與另一核子設施共用安全功能，則會損害其安全性，應避免。
- VIII. 材料和結構：容器應具有抗壓力、溫度、水池、輻射、負載以及適當的機械強度與耐腐蝕性，而管道及其支撐結構應通過機械測試、耐壓測試及洩漏測試，以確保不會造成外釋。
- IX. 運輸及接收設備：應具有安全運輸及接收裝有用過核子燃料桶的能力。
- X. 監測系統：應配備監測設備，監測氣體排放及外部輻射劑量。
- XI. 輻射控制設備：確認受控區域的內外部輻射劑量。
- XII. 防止用過核子燃料污染：避免藉由直接或間接碰觸用過核子燃料而遭受污染。
- XIII. 障壁系統：為防止外部輻射造成輻射危害，應設置具有屏蔽能力之障壁設施，若障壁設施具有開口、管道或其他穿透性物品，為防止輻射危害，應採取工程措施以防止輻射外釋。
- XIV. 通風設備：應防止用過核子燃料貯存設施中受污染之空氣自通風設施外釋，以過濾裝置及進氣口等防止空氣倒流。
- XV. 備用電源：應配備備用電源，當外部電源系統停止供電時，可用於監視設備與維持其他必要設備運轉。

XVI. 通訊設備：應配備警報裝置及通信通訊設備，以便於發生緊急事故時可與外部機構通訊或通信，且用過核子燃料貯存設施應配備疏散作業人員之設施。

4. 美國：美國核能管制委員會（Nuclear Regulatory Commission (NRC)）制定規則以保護民眾健康及安全，其中 10CFR72 係為規範高放射性廢棄物、用過核子燃料的獨立貯存，以及與反應器相關的超 C 類放射性廢棄物的貯存，提出執照頒發所應遵守之相關規則（NRC, 2020）。
 - (1) 選址評估：考量場址特性、外部人為誘發事件及天然事件、外部複合性事件、人口特徵及其分佈、區域環境(含括歷史及觀光價值)、洪患區域、未來土地及水資源的利用、設施場址壽命期間可能影響放射性物質釋放的潛在特性等一般注意事項。
 - (2) 場址特性：人口、土地使用、水資源等可能影響安全的場址特性。
 - (3) 地質勘測：適當區域內無不穩定的地質特性、土壤穩定性問題、地動。應避免位於可能引起大型斷層之歷史地震範圍內(設計地震的水平地表加速度至少 $\geq 0.10g$)，並評估場址母岩之土壤液化潛能，以及因震動等地表運動造成土壤不穩定之可能性，經調查分析後須說明土壤特性足以滿足承載荷重。評估替代場址時，應選取較少工程性防護措施之場址。
 - (4) 正常輻射劑量限值：個人年輻射劑量不得超過全身 0.25 mSv，甲狀腺不得超過 0.75mSv，關鍵器官不得大於 0.25 mSv。
 - (5) 設計基準事故輻射劑量限值：位於控制區域邊界之人類，有效劑量總和不得超過 50 mSv，而個別器官或組織（眼睛的水晶體除外）亦不得超過有效劑量 50 mSv，其中水晶體有效劑量不得超過 150 mSv，皮膚或任何肢體的有效劑量不得超過 500 mSv。
 - (6) 高放貯存設施到控制區邊界的最小距離必須至少為 100 公尺。另，可經由高速公路、鐵路或水路橫向穿越控制區域，只要作出適當且有效的措施以控制交通，並確保民眾健康和 safety。
 - (7) 緊急應變計畫。

5. 阿根廷：阿根廷核監管局(Autoridad Regulatoria Nuclear(ARN))為保障放射性不擴散，制定基本輻射安全規則，並針對放射性廢棄物貯存設施於 2014 年提出「放射性廢棄物貯存導則」(Almacenamiento de Residuos Radiactivos(GUÍA AR 13))，以下概略說明貯存設施之管制要項(ARN, 2014)。
- (1) 場址評估：放射性廢棄物貯存設施之安全評估可分為設計階段、建造階段及作業階段，應考量外部事件（洪水、地震、火災或其他發生可能性較低之事件）發生之可能性。
 - (2) 放射性物質外釋：若發生事故公眾個人年有效劑量亦不得超過 1 mSv，水晶體的有效劑量不得超過 15 mSv，皮膚或四肢的年有效劑量不得超過 50 mSv。
 - (3) 緊急應變計畫之可行性：應考量設施特性、場址與周邊環境（基礎設施與人口），以及可能影響緊急應變計畫的外部事件。
6. 亞美尼亞：亞美尼亞訂定新核電廠的場址安全要求(N 708-N)，以符合安全使用核能用於和平目的之法律，規範興建新核電廠應評估的各項場址要求（ANRA, 2013）。
- (1) 場址評估：考量核電廠周圍區域 800 公尺內可能存在影響場址之外部事件，評估自然事件與人為誘發事件造成的影響及潛在危害。
 - I. 考量區域之物理特性：地震、氣象、地質、水文(最大可能洪水及放射性核種的遷移途徑)。
 - II. 考量現有及未來的土地利用。
 - III. 緊急應變計畫的可行性：應考量事故發生後放射性核種超出反應堆半徑 800 公尺之緊急保護措施，以及低人口密度區(距反應爐半徑 3 公里)之延遲放射性核種外釋影響的行動，必要時應採取措施以維持輻射曝露的合理抑低。
 - IV. 場址外圍地區的人口密度、人口分布及其他特性，並評估對個人及群體的輻射曝露風險。
 - V. 應評估可能影響外釋之放射性物質向環境及人類遷移的場址及環境特性。

- VI. 外部危害應根據最新情況及該地區的場址特性進行評估。
- VII. 若要增加設施容量應重新評估場址適宜性。
- VIII. 電路系統：場址評估應考量場址外部傳輸網絡的可用性、容量、可靠性、穩定性、耐用性、易損性，並考量減輕危害之解決方案，若評估後表明危害為不可接受且無可能之解決方案，則該場址為不適宜場址。

(2) 放射性物質外釋：

- I. 放射性物質的大氣擴散：評估場址的大氣擴散特性，應於適當海拔高度位置蒐集氣象量測基本參數。
- II. 放射性物質通過地表水擴散：應確認該地區的地表水文特性，包括自然水體與人工水體。
- III. 放射性物質通過地下水擴散：應確認該地區的地下水文特性，包括含水層與地表水、地下水的相互作用。
- IV. 對環境的放射性影響：在運轉期間或事故狀態下，場址對作業人員的潛在放射性影響，例如：採取緊急措施的影響，應考量人口分布、飲食習慣、土地和水的使用等。

(3) 非地震事件對場址安全的危害：

- I. 氣象事件：應調查場址周圍地區的氣象及氣候特性，例如：風、水、降雨、降雪、溫度、風暴潮，以及可能發生的罕見氣候現象。
- II. 洪水：評估一種或多種自然原因造成洪水的可能性(如降雨或積雪融化而產生的逕流造成洪水)。水工結構設施故障而引起的洪水和海浪，應對上游水工控制結構進行分析，確認設施是否能承受一個或多個上游結構失效的影響。
- III. 地工危害：土壤及岩石的穩定性、液化潛能、自然和人工邊坡的穩定性。
 - a. 邊坡不穩：坡度不穩定的可能性(土地和岩石山崩及雪崩)。
 - b. 地表塌陷(Collapse)、抬升、沉陷：是否存在喀斯特地形、洞穴或人為形成的特性(礦山、油井、水井)。
 - c. 土壤液化：辨別地下材料液化之可能性。

d. 基礎材料：檢查地下材料岩石特性，評估母岩在靜態及地震荷載狀態下的穩定性。

IV. 外部人為事件：附近運輸路線、工業和軍事設施的潛在危害。

a. 飛機墜毀：撞擊、火災和爆炸。

b. 化學爆炸：評估該區域是否有可能爆炸或藉由爆炸間接引爆氣體的化學物質處理、加工、運輸、貯存活動。

c. 其他重要人為事件：易燃、易爆、窒息、有毒、腐蝕性、放射性等物質的貯存、加工、運輸等，以及導彈裝置、電磁干擾、地面中的渦流、雜物堵塞空氣或入水口的潛在影響。

V. 其他危害：火山作用、沙塵暴、嚴重降水、雪、冰、冰雹及過冷的地下凍結等潛在危害。

(4) 地震危害：地震、地表斷層。

(5) 緊急應變計畫之可行性：人口密度、緊急計畫區域、其他應急考量因素。

(6) 監視與控制：場址特性、外部危害。

7. 巴西：巴西國家核能委員會(National Commission for Nuclear Energy (CNEN))，主要的職責是規範巴西的核能利用，促使放射性物質與設施的運轉皆具有安全性，其制定「貯存設施選址」(CNEN,1990)，用以規範中低放射性廢棄物的貯存場址。

(1) 場址的適宜性：

I. 具有可長期發展的特性：保護人類、物品、環境免受放射性廢棄物汙染，並防止個人及動物的無意闖入。

II. 維護自然資源。

III. 排水良好，不受到洪水影響。

IV. 防止上游流域水體侵蝕或淹沒設施。

V. 符合水文地質標準。

VI. 場址位置無構造運動。

VII. 遠離可能對環境監測計畫造成不利影響的環境、設施。

- (2) 放射性核種的外釋：腐蝕作用、地下水傳輸、土壤表面毛細作用、生物作用產生氣體、動植物入侵、人為入侵。
 - (3) 水文地質標準：無地表水，且地質應能防止或遲滯核種遷移，若放射性核種外釋至地下水應受到遲滯，如上述條件無法滿足應以工程設施彌補。
 - (4) 場址選擇：生態因素、社會經濟因素、地質因素、氣象因素。
 - I. 生態因素：考量獨特或稀有物種或生態系統的存在。
 - II. 社會經濟因素：人口統計學、土地和水的管轄權和使用、農牧活動、工業活動、路線和交通工具、聯邦和州土地、周圍人口的資料、周圍人口的直接和間接利益。
 - III. 地質因素：地表水和地下水的可用性、位置和移動、土壤性質、可能導致地形破壞的構造和其他過程、礦物和化學。
 - IV. 氣象因素：水文、氣象和氣候。
 - (5) 放射性物質外釋：空氣擴散、水的延散作用、對植被與動物的影響、對環境的潛在影響。
8. 保加利亞：保加利亞的核能法規署制定放射性廢棄物安全管理(NRA, 2013)用以規範除了用過核子燃料外之放射性廢棄物相關的安全要求，管理放射性廢棄物，避免其輻射曝露導致民眾個人年有效劑量超過限值。
- (1) 選址：
 - I. 天然及人為因素導致設施對動物安全性的影響。
 - II. 設施對人口與環境的放射性影響。
 - III. 區域調查：區域應具有大面積的良好地質結構、地貌（地形）、水文地質、工程地質、水文、氣候等。
 - (2) 設計：
 - I. 放射性物質外釋：正常操作或緊急事件下放射性物質外釋不應超過劑量限值。每個設施每年外釋之輻射劑量不得超過 0.15 mSv，且現有設施每年不得超過 0.25 mSv，倘若發生緊急事故設施周圍人口亦不得超過每年 1 mSv。
 - II. 內部人為失誤、外部天然事件、外部人為誘發事件：

- a. 內部事件：火災、爆炸、重物掉落、撞擊影響、內部流程失誤、內部人為失誤導致洪水、其他影響安全功能之事件。
- b. 外部天然事件：極端氣候事件、地震、外部洪水。
- c. 外部人為誘發事件：客機墜落、周遭工業和運輸活動。

III. 緊急應變計畫。

IV. 監測與控制:主動監控(設施維護)、被動監控(場址特性、設施設計、人口分布)。

9. 芬蘭:用過核子燃料的處理與貯存 YVLD.3 (STUK, 2020)與核電廠選址 YVL A.2 (STUK, 2019)皆是依據核能法所訂定的導則，其目的為盡可能保持高度安全性，並根據操作經驗、安全研究與科學、先進的技術採取措施。

(1) 用過核子燃料的處理與貯存(STUK, 2020)：設施的設計應考量內部或外部事件，如人為作業疏失事件發生的可能性，以及飛機故障、火災等可能造成組件故障影響設施安全功能之事件，並確保在預期事故發生時緊急應變之可行性，確保設施防火、防洪、照明、空調、輻射防護，並於事故發生時具備進入控制設施之可行性。

(2) 核電廠選址(STUK, 2019)：

I. 國家政策對場址的規範：

- a. 環境影響評估程序法 Environmental Impact Assessment Procedure Act (252/2017)。
- b. 土地利用與建築法 Land Use and Building Act (132/1999)。
- c. 環境保護法 Environmental Protection Act (86/2000)。
- d. 環境保護法令 Environmental Protection Decree (169/2000)。
- e. 自然保護法 Nature Conservation Act (1096/1996)。
- f. 自然保護法令 Nature Conservation Decree (160/1997)。
- g. 電力市場法 Electricity Market Act (588/2013)。
- h. 救援法 The Rescue Act (379/2011)。
- i. 警察法 The Police Act (872/2011)。
- j. 航空法 The Aviation Act (864/2014)。

II. 選址：

- a. 附近的地理以及人口的普遍分佈和預測分佈。
- b. 土地和水源的使用以及附近地區的生計（包括農業和漁業）和交通。
- c. 現場氣候和氣象條件。
- d. 場址及其附近的水文因素。
- e. 場址及其附近的地質和地震學。
- f. 冷卻水進出水計畫。
- g. 攝入水源。

III. 場址評估：

- a. 不得置於人口稠密地區：不應有難以實施緊急應變措施的設施或人口中心。
- b. 核電廠面積應延伸至距工廠約 0.5-1 公里。
- c. 緊急應變應於場址周圍區域並延伸至設施約 5 公里的距離。
- d. 影響選址的外部危害：人為誘發的外部危害應檢查陸、海、空運輸以及可能造成危險的工業設施與貯存設施。天然危害應考慮氣候變化對自然現象的影響。

IV. 放射性物質的外釋：

- a. 正常營運下個人年有效劑量不得超過 0.01 mSv (STUK, 1988)。
- b. 事故發生個人年有效劑量不得超過 1-5 mSv (STUK, 2019)。

10. 匈牙利：匈牙利原子能管制機關制定核子設施與放射性廢棄物貯存設施的安全區(HAEA, 2011)法令，以規範核設施、放射性廢棄物貯存設施，以及設施周圍之安全區，並於核設施與安全要求(HAEA, 2005)規範場址評估應遵循之項目。

(1) 放射性廢棄物貯存設施的安全區(HAEA, 2011)

- I. 安全區邊界：核子設施的安全區與放射性廢棄物的安全區不得重疊。

- a. 核電廠：設施周圍 500 公尺以上。
 - b. 反應堆：設施周圍 100 公尺以上。
 - c. 用過核子燃料貯存設施：設施周圍 500 公尺以上。
 - d. 放射性廢棄物貯存設施：設施周圍 100 公尺以上。
- II. 永久居住於安全區邊界之人類，於核子設施與放射性廢棄物貯存設施正常運轉期間，外釋之放射性物質的輻射曝露不得超過個人年有效劑量 100 μSv 。
- III. 安全區內禁止項目：
- a. 除屬於核裝置與放射性廢棄物貯存設施的設施外，建立用於人的長期居住的設施（房屋、度假村、兒童和保健設施、運動場、遊樂場、訓練或射擊場、營地、露營地、遊樂場）。
 - b. 進行不利於設施安全的活動（爆破、航空、工業活動）。
 - c. 確定限制條件時要考慮到環境條件的不利變化（地形與路網）。
- (2) 核設施與安全要求(HAEA, 2005)：
- I. 場址特性：應力、環境條件、地震。
 - II. 場址評估：緊急應變計畫的可行性、電力系統、火災警報系統、土壤力學結構評估。
11. 義大利：義大利放射性廢棄物管理技術導則(ASN, 2014)係為規範放射性廢棄物之蒐集、分類、處理、包件、臨時貯存設施、運輸、處置設施等一連串放射性廢棄物作業流程，藉此保護環境以及民眾與作業人員之健康。
- (1) 選址：
- I. 放射性廢棄物的外釋：周圍人口與作業人員之個體與集體輻射劑量須保持合理抑低，個人年有效劑量應低於 0.1 mSv。
 - II. 經濟與社會：應考量經濟與社會因素，放射性廢棄物可能對後代子孫造成的影響。
 - III. 土地利用：應考量土地當前與未來用途。

- IV. 氣象與洪水：放射性廢棄物貯存設施應避免受到氣象事件與洪水的侵襲。
- V. 火災：放射性廢棄物貯存場址應適當的防範火災並具有防火設施。
- VI. 人類入侵：放射性廢棄物貯存場址應避免除作業人員外之人類入侵。
- VII. 外部事件：應保護放射性廢棄物設施及放射性廢棄物免受外部事件危害，例如：地震、龍捲風。
- VIII. 地面排水系統：應蒐集排水系統排出之液體，控制外釋輻射劑量。
- IX. 火災探測與預防系統：應考量放射性廢棄物貯存場址可能發生火災，根據判斷裝置火災探測系統與預防系統。

12. 立陶宛：用過核子燃料之貯存設施的一般要求(VATESI, 1999)之訂定，係為對用過核子燃料之貯存設施進行規範，制定作業人員、周遭人口與環境之潛在輻射曝露限值，以及貯存設施之相關措施標準。

(1) 場址基本安全原則：

- I. 經濟與社會：考量經濟與社會條件，應減少作業人員和普通民眾接觸貯存場址，以及貯存場址營運期間對環境的影響。
- II. 發生設計基準事故時，應確保作業人員與民眾之輻射劑量不超過個人有效劑量限值。
- III. 放射性物質不應脫離控制外釋至環境中。
- IV. 正常營運期間貯存設施釋放到環境之液態、氣態放射性物質不應超過最大環境允許放射性排放量。
- V. 倘若發生非設計基準之事故，應採取適當措施以控制放射性物質的外釋並減輕其後果。
- VI. 應貫徹縱深防禦原則，阻礙放射性物質或其他物質在貯存設施中遷移，或外釋至環境中的障壁系統，並通過技術與措施確保貯存設施之安全性。

(2) 場址評估：

- I. 外部天然事件：根據場址區域中可能發生之天然事件對設施運轉可能發生之潛在影響進行識別與評估。
- II. 外部人為誘發事件：考量可能危害貯存設施之人類活動與設施，對場址周遭地區進行調查。
- III. 監視與控制：外部危害、現有及未來人口分布、現有與未來土地與水資源之利用、可能影響放射性核種外釋之場址特性。
- IV. 貯存設施周圍之安全區：應根據對輻射狀態之評估確定自貯存設施到安全區之邊界距離。
- V. 緊急應變計畫：應規定貯存設施危害之標準、當地機構應提供緊急支援行動、緊急事故之措施、針對緊急事故之技術設備、作業人員保護計畫。

13. 羅馬尼亞：國家核子作業管制委員會於 2006 年制定放射性廢棄物近地表貯存規範(CNCAN, 2005)，其目的為確保作業人員、民眾與環境之安全，並提供安全評估所需之內容與格式導則，以下將簡介貯存設施管制要項。

(1) 場址特性：考量地質、水文地質、地球化學、結構與地震活動、地表特性(影響土壤穩定性之項目：洪水、侵蝕、山崩(alunecărire))、氣象事件與氣候變化(降水、蒸發、極端氣象事件)、影響場址的人類行為。

(2) 場址評估：

- I. 放射性物質的外釋：貯存設施營運階段，放射性物質藉由場址之液體與氣體排放外釋，可能導致作業人員與民眾遭受輻射曝露，應限制放射性物質外釋至環境，以維持作業人員與民眾個人年有效劑量低於 0.3 mSv。
- II. 經濟與社會：應於合理範圍內考量經濟與社會因素。
- III. 監測與控制。
- IV. 事故與事件：貯存設施應足以承受相異環境造成之事故與事件造成的影響。
- V. 人口分布與設施：應考量貯存設施周遭人類活動與機構的存在。
- VI. 緊急應變計畫。

14. 斯洛伐克：斯洛伐克核子管制機關制定核設施的安全要求(UJD SR, 2006)，列出有關核設施在選址、貯存、建造、運轉、退役和封閉期間對核設施的安全要求規範。

(1) 選址：

- I. 放射性物質外釋：應確保設施運轉期間發生事故時，區域內之個人年有效劑量不超過規定限值。
- II. 地震：最高震度達到或超過歐洲地震震度等級表 8 級，則不應設置核子設施。
- III. 採礦作業：倘若場址區域範圍內具有天然氣/石油開採、地下水資源，則不應設置核子設施。
- IV. 地質：場址區域內具有喀斯特地形，或可能改變地表坡度危及該地區岩體穩定性之事件(山崩(zosuvy)、地震活動斷層、土壤液化、構造運動)，若無法以工程措施克服，則不宜作為核子設施場址。
- V. 資源：該地區具有天然藥物資源、地下水與地表水保護區，則不宜設置核子設施。
- VI. 礦場：該地區具有已宣布即將開採之礦場，則不宜設置核子設施。
- VII. 經濟與社會：場址區域具有工業設施或其他經濟保護區則不宜設置核子設施場址。

(2) 場址評估：

- I. 外部危害：考量天然事件(風、極端溫度、極端降雨、局部洪水、地震)與人類誘發事件(飛機墜毀、人類活動與工業設施)造成之外部危害。
- II. 內部事件：考量洪水、火災、爆炸、碎屑、管道破裂等可能導致裝置故障的事件，提供適當的防禦與緩解措施。
- III. 防火設施：具備火災識別系統、滅火措施。
- IV. 監視與控制：外部事件、檢查與操作核子設施。
- V. 緊急應變計畫：應具備緊急控制中心，並與其他重要場所保持通訊，以確保周遭人員免受緊急事故危害。

15. 斯洛維尼亞：輻射與核安全因素規則(SNSA, 2016a)係根據電離輻射防護與核安全法進行訂定，其主要規定與輻射或核子設施相關的範圍、類型、安全報告等文件內容，其附件中低放射性廢棄物貯存設施設計依據(SNSA, 2016b)及高放射性廢棄物貯存設施設計依據(SNSA, 2016c)提出應以工程措施克服之事件。

(1) 輻射與核安全因素規則：

- I. 選址：場址區域周圍環境、自然或人為特性，包括：火災、溫度、壓力、輻射、相對濕度、化學環境、洪水程度、地震。
- II. 場址評估：考量內部事件、外部事件(天然事件、人為誘發事件)、人類活動相關事件。
- III. 緊急應變計畫：緊急照明、通風設施、防火等。

(2) 中低放射性廢棄物貯存設施設計依據：

- I. 須能以工程設施克服地震、龍捲風、雷擊、洪水等天然現象的影響。
- II. 防止內部火災。

(3) 高放射性廢棄物貯存設施設計依據：

- I. 須能以工程設施克服內部事件、外部事件(天然事件：地震、洪水、極端氣象事件，如低溫、雪、冰、強降雨、陣風等)、人類活動的影響。
- II. 防止內部火災。

16. 西班牙：用過核子燃料貯存設施安全準則 IS-29 (CSN, 2010)之管理目標為採取適當措施保護人民、事物與環境，使輻射曝露風險降至最低。

(1) 選址：場址特性、環境。

(2) 場址評估：

- I. 放射性物質外釋：正常運轉或事故發生期間，距離設施周圍半徑 100 公尺的安全區之外的民眾個人年有效劑量不得超過 0.25 mSv，而作業人員之有效劑量不得超過 50 mSv，皮膚之有效劑量不得超過 500 mSv，水晶體之有效劑量不得超過 150 mSv。

II. 緊急應變計畫。

III. 內部事件：

- a. 動力或流體供應中斷：電、空氣、壓縮空氣、真空、水、水蒸氣、冷卻劑、化學試劑或通風。
- b. 濫用電力、化學測試。
- c. 機械設備故障：墜落的負載(la caída de cargas)、破裂、洩漏、組件斷裂。
- d. 控制儀表故障與人為疏失。
- e. 內部火災和爆炸：產生氣體或危險過程。
- f. 淹水。

IV. 外部事件：

- a. 自然危害：
 - 極端環境條件：降水、雨、雪、冰、冰雹、風、雷擊、高溫、低溫等。
 - 洪水：水壩故障、河川洪水。
 - 地震。
 - 結構沉陷。
 - 颶風、颱風。
 - 天然火災。
 - 動植物影響：損壞空氣入口或出口、土製結構等。
- b. 人類誘發危害：
 - 火災、爆炸、釋放物質：危險或腐蝕性設備、工業、軍事或基礎設施、運輸。
 - 飛機失事影響。
 - 由於結構故障或自身原因而對導彈造成影響。
 - 外部電力供應與電力損失。
 - 內部：基礎設施故障、阻塞、停擺、補給等。

17. 瑞士：瑞士聯邦核子安全檢查署 Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate (ENSI)制定核能條例(ENSI, 2004)用以規範核子設施之建築許可與營業執照，以及放射性廢棄物貯存、處置之規範等，並以防止核設施事故之危害假設與評估條例(ENSI, 2009)提出可能對核設施造成損害之事件。

(1) 核能條例(ENSI, 2004)：核電廠預防事故要求。

- I. 內部事故：反應爐故障、冷卻液損失、散熱器損失、火災、水災、機械故障、處理燃料組件時燃料包件或管路損壞、操作系統故障、安全系統功能故障，以及人員失誤。
- II. 外部事件：地震、洪水、民用和軍用飛機失事、陣風、閃電、壓力波、火災、外部電源中斷和外部電源損壞導致冷卻水供應中斷。
- III. 放射性物質外釋：個人年有效劑量限值可依照事故發生頻率進行區隔，發生頻率為 $1 \cdot 10^{-3}/\text{yr}$ 的個人年有效劑量限值為 1 mSv，發生頻率為 $1 \cdot 10^{-4}/\text{yr}$ 的個人年有效劑量限值為 100 mSv。
- IV. 緊急應變計畫。

(2) 防止核子設施事故之危害假設與評估條例(ENSI, 2009)：核子設施場址評估。

- I. 內部危害：
 - a. 反應爐故障：輻射外釋。
 - b. 火：熱氣，煙和熱輻射。
 - c. 洪水：電氣系統的短路。
 - d. 組件故障：對結構和設施部件的機械影響。
 - e. 人員不當行為：直接釋放放射性物質，引發事故並加劇事故。
 - f. 放射性物質處理不當：污染。
 - g. 操作系統故障或故障：觸發故障。
 - h. 安全系統的故障或故障：觸發事故並破壞障壁的完整性。
 - i. 爆炸：壓力波，熱輻射和火。
 - j. 承載過大碰撞 (Absturz schwerer Lasten)：損壞結構或組件。

II. 外部危害：

- a. 地質：地面振動，塌陷，山崩，附近設施的破壞，可能危及核子設施安全以及非防震輔助和供應系統的損失，並導致火災和洪水。
- b. 洪水：洪水對建築物的影響，水滲入建築物和建築物排水能力不足。
- c. 飛機墜毀：由於墜毀，燃油燃燒（包括煙霧產生），爆炸和碎屑引起的系統零件振動。
- d. 極端氣象事件：非針對極端氣象事件所設計的輔助和供應系統發生事故導致受損，或是建築物上的壓力和溫度負荷不足以承受極端氣象事件。
- e. 雷擊：電氣設備中的電壓輸入。
- f. 爆炸：壓力和熱波。
- g. 火災：熱氣體，煙霧和熱輻射。

18. 烏克蘭：烏克蘭國家核子管制委員會 State Nuclear Regulatory Inspectorate of Ukraine (SNRC)制定放射性廢棄物貯存場址選址要求(SNRC, 2008)，此規定適用於核能相關運轉設施，以及貯存設施場址。

(1) 場址特性一般要求：

- I. 地質特性：穩定的地質結構、外部影響（冰川、冰川週期、海平面變化、地下水與地表水方向、侵蝕或沉積過程等）、內部構造運動影響（第四紀新構造、地震、火山作用、貫入作用(діапіризм; diapirism)等)、遠離斷層、母岩的長期穩定性。
- II. 水文地質特性：防止水體進入貯存設施、限制地下水流過貯存設施、周圍岩層應有較低的水力梯度與滲透性、地質貯存母岩應不具含水層或僅具少量斷裂帶。
- III. 地球化學特性：地質環境中的地球化學特性應提供地球化學障壁，遲滯放射性核種自貯存設施外釋，例如：工程障壁系統。
- IV. 地表特性：近地表貯存設施應避免位於侵蝕、洪水、河水、山崩、喀斯特地形，並防止因降水、融雪、水工結構事故等導致設施遭受

洪水或淹沒。地質貯存設施的建造與作業安全性的強度與頻率應避免破壞地質貯存設施的地表結構。

- V. 氣象事件與氣候變遷：極端氣候事件(異常降雨、颶風、龍捲風、雷暴、沙塵暴等)、氣候變遷(冰川作用、地下水流量變化、海侵等)。
- VI. 人為的直接或間接影響：
 - a. 應確保貯存設施場址不因現在與未來的人類活動喪失阻隔功能。
 - b. 應優先選擇不受人類活動影響的場址：水工設施損壞導致洪水、火災和爆炸事故導致釋放易燃或有毒且具腐蝕性的物質、危險物質運輸、機場和路網、現有井或鑿井導致地質貯存設施具潛在核種外釋途徑。
- VII. 社會經濟特性：近地表貯存設施優先考量人口稀少地點，且無未來人口增長之疑慮，而地質貯存場則應謹遵安全原則位於工業與交通基礎建設良好之地區。
- VIII. 其他因素：具社會與文化意義或自然保護對象、長期土地利用規劃與土地所有權、現有工業與農業基礎建設、調查公眾對貯存場址的態度。

(2) 不應設置場址之情形：

- I. 關鍵群體之預期輻射劑量或風險高於安全標準。
- II. 具有活動斷層或構造運動的地帶。
- III. 地震活動規模之地震震度超過 8 級。
- IV. 火山地質活動與泥活山活動。
- V. 可用於供水的地下水或礦泉水來源，並可能因貯存設施存在而遭受污染。
- VI. 現有與具可能性之礦場。
- VII. 具保護區、國家公園、文化與歷史古蹟、醫療設施、軍事防禦設施、娛樂設施。
- VIII. 可能因水庫結構損毀造成洪水之區域。
- IX. 其他烏克蘭法律禁止的情形。

(3) 不應設置近地表貯存設施之地區：

- I. 具喀斯特地形可能影響岩體穩定性之地區。
 - II. 山崩、土石流、雪崩等可能影響設施施工之不穩定坡面。
 - III. 沿海區域。
- (4) 不宜設置場址之地區：
- I. 地震活動達到或超過 MSK-64(Medvedev-Sponheuer-Karnik scale) 震度分級 7 級的地區。
 - II. 第四紀新構造運動(Quaternary neotectonics)中已形成差異之構造運動地區。
 - III. 礦場與已開採完畢之礦場，僅部分可用於地質貯存。
 - IV. 具結構不穩定之土壤特性的地區。
 - V. 具有影響貯存設施系統安全之地區(液壓、火災與爆炸性物體、機場等)。
 - VI. 具有發展前景之居住地區。
 - VII. 運轉期間與封閉期間發生緊急事故難以撤離之機構所在地(醫院、監獄等)。
 - VIII. 適合農業生產的地區。
 - IX. 倘若貯存設施可提供工程解決方案解決對貯存設施安全功能造成影響的問題，則可將貯存設施場址置於條件不利之地區。

19. 英國：核子管制辦公室 Office for Nuclear Regulation (ONR)針對高放射性廢棄物的貯存制定高放射性廢棄物的貯存管理 (ONR, 2011a)，基本保護目標是確保所有的固體放射性廢棄物貯存設施應以保護人民健康與利益為主，並確保民眾信心。

- (1) 國家政策：放射性物質法規(環境原則) (ONR, 2011b)。
- (2) 選址：人類入侵、野生動物入侵、地下水、雨水、洪水。
- (3) 場址評估：內部危害、外部危害(地震，洪水、強風，以及氣候變遷等其他長期趨勢，例如海平面上升、地下水位變化、洪水、沿海侵蝕等)、監視系統與警報(大氣溫度與相對溼度異常、累積易燃氣體、水與地下水的入侵、火災、未經授權的人類入侵)、貯存設施運轉年限、放射性物質的外釋(通風系統)、緊急應變計畫。

2.3 國際放射性廢棄物貯存設施管制要項

IAEA No.SSG-35 與 No.SSR-1 報告以及國際上與貯存設施相關法規皆遵循保護人類生命、健康與環境的原則進行制定，IAEA No.SSG-35 報告是以規範核子設施之選址的方式，促使所建置之核子設施場址位置之安全性，足以達到安全要求成為適宜之場址，而 No.SSR-1 報告則是評估核子設施之外部危害、內部危害、緊急應變措施等，以降低未來核子設施放射性物質外釋之風險，其餘國際上之貯存設施相關法規則同樣著重於場址之選擇以及評估，並輔以國家政策以期建置符合國情之貯存設施。

為綜整探討國際上放射性廢棄物貯存設施場址相關之管制要項，將以考量項目最為完整之 IAEA No.SSG-35 報告作為基準進行列表，如表 2.4 所示。並且將表中之關鍵要項(10 個國家以上)、具影響力的項目(6-9 個國家)、較少被提及的項目(少於 5 個國家)陳述如下：

1. 關鍵要項：地震、洪水、火災。
2. 具影響力的項目：
 - (1) 外部危害評估
 - I. 天然危害：工程地質(山崩、土壤液化)、極端氣象事件(降雨)。
 - II. 人為誘發危害：飛機墜毀、工業設施、運輸交通。
 - (2) 內部危害：火災/爆炸。
 - (3) 人類入侵。
 - (4) 人口密度/分布。
 - (5) 監測與控制。
 - (6) 非安全相關：土地利用、社會與經濟。
 - (7) 緊急應變計畫之可行性。
3. 較少被提及的項目：
 - (1) 外部危害評估
 - I. 天然危害：地震(斷層)、工程地質(喀斯特地形、基岩荷載)、火山作用、洪水(水工結構故障)、極端氣象事件(降雪、龍捲風、閃電、強風、溫度、颱風/颶風、海嘯)、氣候變遷(海平面變化、地下水位變化)。

II. 人為誘發危害：軍事設施、導彈影響。

- (2) 內部危害評估：水災、人為疏失、系統故障、重物掉落撞擊。
- (3) 輻射外釋：空氣、液體。
- (4) 非安全相關：可利用資源、地形。

表 2.4 國際放射性廢棄物貯存設施管制項目列表

類別	項目		重要程度分級	國家名稱
外部危害評估	地震	地震	關鍵要項	IAEA、澳大利亞、韓國、日本、美國、阿根廷、亞美尼亞、保加利亞、芬蘭、匈牙利、羅馬尼亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士、烏克蘭、英國
		斷層	較少被提及的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、美國、亞美尼亞、斯洛伐克、烏克蘭
	工程地質	山崩	具影響力的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、美國、亞美尼亞、羅馬尼亞、斯洛伐克、瑞士、烏克蘭
		土壤液化	具影響力的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、美國、亞美尼亞、斯洛伐克、烏克蘭
		喀斯特地形	較少被提及的項目	IAEA、亞美尼亞、斯洛伐克、烏克蘭
		基岩荷載	較少被提及的項目	IAEA、澳大利亞、美國、亞美尼亞、斯洛伐克、烏克蘭
	火山作用		較少被提及的項目	IAEA、澳大利亞、亞美尼亞、烏克蘭
	火災		關鍵要項	IAEA、韓國、日本、阿根廷、芬蘭、匈牙利、義大利、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士、烏克蘭、英國
	洪水	天然洪水	關鍵要項	IAEA、澳大利亞、韓國、日本、美國、阿根廷、亞美尼亞、巴西、保加利亞、義大利、羅馬尼亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士、烏克蘭、英國
		水工結構	較少被提及的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、

類別	項目	重要程度分級	國家名稱	
	故障		亞美尼亞、西班牙、烏克蘭	
	極端氣象事件	降雨	具影響力的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、亞美尼亞、羅馬尼亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、烏克蘭
		降雪	較少被提及的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、亞美尼亞、西班牙、烏克蘭
		龍捲風	較少被提及的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、義大利、斯洛維尼亞、烏克蘭
		閃電	較少被提及的項目	IAEA、韓國、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士
		強風	具影響力的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、亞美尼亞、義大利、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士、烏克蘭、英國
		溫度	較少被提及的項目	IAEA、澳大利亞、亞美尼亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙
		颱風/颶風	較少被提及的項目	IAEA、韓國、西班牙、烏克蘭
		海嘯	較少被提及的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、日本
		氣候變遷	海平面變化	較少被提及的項目
	地下水位變化		較少被提及的項目	IAEA、烏克蘭、英國
	人為誘發危害	飛機墜毀	具影響力的項目	IAEA、韓國、日本、亞美尼亞、保加利亞、芬蘭、斯洛伐克、西班牙、瑞士
		工業設施	具影響力的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、日本、亞美尼亞、保加利亞、芬蘭、匈牙利、斯洛伐克、西班牙
		運輸交通	具影響力的項目	IAEA、日本、保加利亞、芬蘭、匈牙利、西班牙、烏克蘭
		軍事設施	較少被提及的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、西班牙
導彈影響		較少被提及的項目	IAEA、亞美尼亞、西班牙	
內部危害	火災/爆炸	具影響力的項目	IAEA、保加利亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙	

類別	項目	重要程度分級	國家名稱
			牙、瑞士
	水災	較少被提及的項目	IAEA、保加利亞、斯洛伐克、西班牙、瑞士
	人為疏失	較少被提及的項目	IAEA、保加利亞、西班牙、瑞士
	系統故障	較少被提及的項目	IAEA、西班牙、瑞士
	重物掉落撞擊	較少被提及的項目	IAEA、保加利亞、瑞士
入侵	人類入侵	具影響力的項目	IAEA、日本、巴西、羅馬尼亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、義大利、烏克蘭、英國
	動、植物入侵	較少被提及的項目	IAEA、巴西、西班牙、英國
人口密度/分布		具影響力的項目	IAEA、澳大利亞、韓國、美國、亞美尼亞、巴西、保加利亞、芬蘭、立陶宛、羅馬尼亞、烏克蘭
核種遷移	空氣	較少被提及的項目	IAEA、韓國、亞美尼亞、巴西、立陶宛、羅馬尼亞
	液體	較少被提及的項目	IAEA、亞美尼亞、巴西、義大利、立陶宛、羅馬尼亞
緊急應變計畫之可行性		具影響力的項目	IAEA、韓國、阿根廷、亞美尼亞、芬蘭、匈牙利
監測與控制		具影響力的項目	IAEA、澳大利亞、日本、亞美尼亞、巴西、保加利亞、立陶宛、羅馬尼亞、斯洛伐克、英國
非安全相關	土地利用	具影響力的項目	IAEA、澳大利亞、亞美尼亞、巴西、芬蘭、義大利、立陶宛、羅馬尼亞、烏克蘭、英國
	社會與經濟	具影響力的項目	IAEA、巴西、義大利、立陶宛、羅馬尼亞、斯洛伐克、烏克蘭
	可利用資源	較少被提及的項目	IAEA、美國、巴西、斯洛伐克、烏克蘭
	地形	較少被提及的項目	IAEA、保加利亞、芬蘭

第三章 國際低放處置場址規範管制要項研析

放射性廢棄物處置為放射性廢棄物管理之最終步驟，為促使放射性廢棄物處置設施場址之設計可容納放射性廢棄物，達到環境隔離、避免對人體健康與環境造成危害，國際間以法律規範制定處置設施自選址到處置設施封閉後期壽命期間(圖 3.1)之審核標準，並考量設施場址之安全性問題，進行一系列之安全論證，提高民眾信心與可接受度，其中 IAEA 所制定之高質量安全標準已在全世界廣泛使用，故本章節將研析國際原子能總署處置設施場址相關之安全標準叢書 No.SSR-5 放射性廢棄物處置安全要求(IAEA, 2011b)，以及遵循 No.SSR-5 所制定的處置設施相關之安全指引，No.SSG-14 放射性廢棄物地質處置設施(IAEA, 2011a)、No.SSG-23 放射性廢棄物處置設施場址(IAEA, 2012)、No.SSG-29 放射性廢棄物近地表處置設施(IAEA, 2014)。另外，為探討各國法規之共通性，3.2 節研析加拿大、韓國、日本、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、德國、匈牙利、義大利、立陶宛、墨西哥、烏克蘭、英國等 14 個國家所訂定之處置設施規範，並於 3.3 節進行綜整提出處置設施場址之管制要項，供予本國相關單位參考。

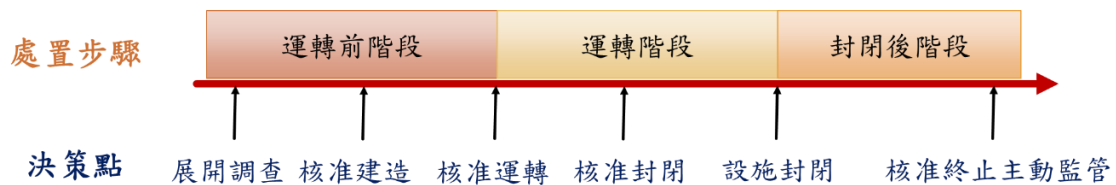


圖 3.1 處置設施開發、運轉、封閉後階段之時間軸圖示(修改自 Fig. 1 in IAEA, 2014)

3.1 國際原子能總署處置設施場址評估流程

本小節所研析之 IAEA 系列報告 No.SSG-14 放射性廢棄物地質處置設施、No.SSG-23 放射性廢棄物處置設施場址、No.SSG-29 放射性廢棄物近地表處置設施等處置設施相關導則，皆依循 No.SSR-5 放射性廢棄物處置安全要求報告，其安全要求係專為放射性廢棄物處置設施場址訂定，係用以確保作業人員、周遭民眾，以及未來環境之安全性。處置設施之場址特性、設計等倘若無法符合安全要求所提出之安全標準，則應採取措施解決問題，亦或者將其評估為不適宜場址(IAEA, 2011b)，以下將簡述 No.SSR-5 報告中處置設施場址應符合之安全要求，

並將放射性廢棄物處置設施場址、放射性廢棄物近地表處置設施場址、放射性廢棄物地質處置設施場址之管制要項陳列於表格 3.1。

1. No.SSR-5 安全要求(IAEA, 2011b)

(1) 安全標準：

- I. 民眾個人年有效劑量限值 1 mSv。
- II. 處置設施設計個人年有效劑量限值 0.3 mSv。
- III. 封閉後人類無意闖入的個人年有效劑量限值 1 mSv。

(2) 安全作法：

安全作法係指在處置設施壽命期間，為確保處置設施可容納與放射性核種相關之放射性廢棄物，並將其與生物圈隔離，而採取的所有行為，例如多重安全功能、圍阻、隔離、被動安全功能等。多重安全功能是透過多種物理和化學方法達到封閉與隔離，以主動控制天然障壁與工程障壁之方式實現安全功能。圍堵是以工程設計、環境特性、地質特性等，對氣態放射性核種及少部份易遷移的核種進行阻撓，確保人類之輻射曝露合乎限值。隔離是根據場址位置、處置深度等方式促使放射性廢棄物遠離危險區域，間接減少外部事件意外干擾設施的可能性，並可避免具有價值的資源無法利用。被動安全功能則是以監視與控制之方式，限制人類與動物之入侵，並監測進出人員之身體狀況。

(3) 安全論證與安全評估：

安全論證構成要素(圖 3.2)包含安全評估(圖 3.3)所提出之可靠證據與推理，是為說明處置設施場址之安全性，透過安全論證解決場址設計、工程、品質管理，以及建置管理系統等，處置設施場址壽命期間存在或尚未解決的問題，證明可能發生之演化以及可能影響處置設施的事件已被充分考量，且放射性廢棄物對人類及環境的影響已受控管。

(4) 安全性的保證：

處置設施之放射性廢棄物接收標準、監控程序的進行、核子保安措施、品質管理系統之保證等各項措施皆係為增加處置設施的安全性。

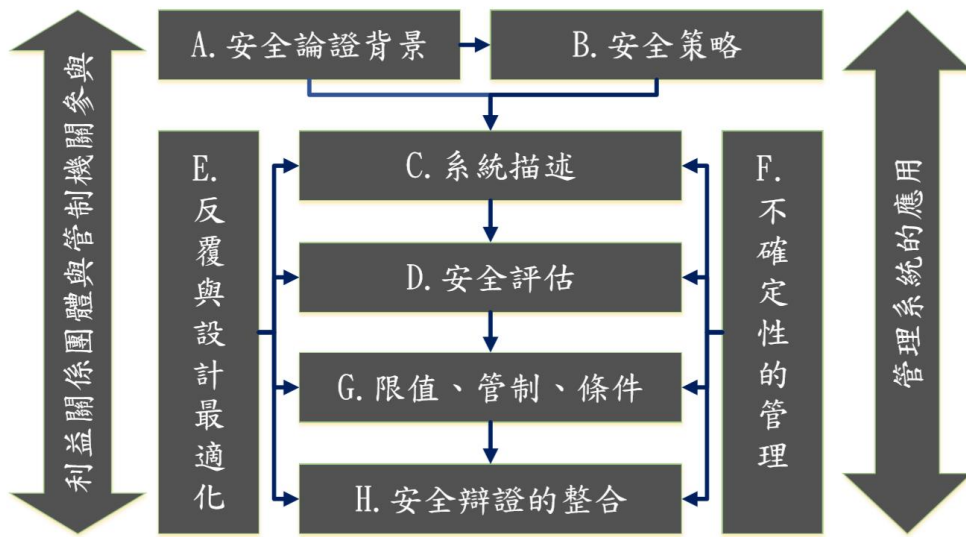


圖 3.2 安全論證的組成、管理系統的應用、管制機關與利害關係的相關性(修改自 Fig. 3 in IAEA, 2014)

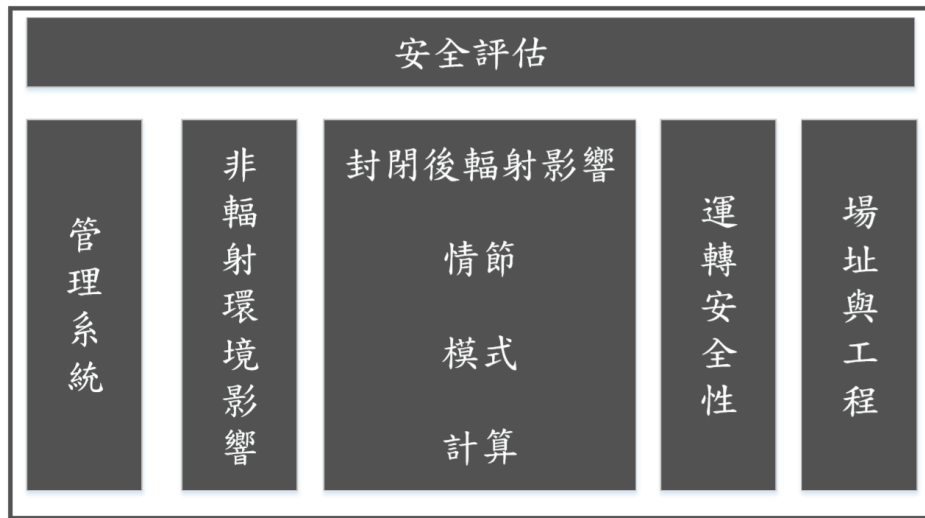


圖 3.3 安全評估項目(修改自 Fig. 4 in IAEA, 2014)

2. 地質處置設施(IAEA, 2011a)

(1) 地質環境：

- I. 母岩的深度與尺寸應足以容納處置設施，相對單純地質環境中的均勻岩層可優先考慮。
- II. 母岩之力學性質應能確保處置設施周圍地質障壁的長期穩定性，
- III. 若放射性廢棄物會產生衰變熱，母岩的熱與熱力學性質須加以考量。

- IV. 考量處置設施產生氣體的可能性，地質障壁的氣體傳輸性質。
- (2) 未來的自然變遷：
- I. 冰河循環：海平面變動、侵蝕或沉積作用的速率改變、冰緣與冰河周圍條件變化、地表與地下水文平衡變化。
 - II. 構造運動：斷層、地震相關的地動、第四紀新構造運動、陸地沉陷與抬升、火山活動、褶皺、溫泉。
- (3) 水文地質：
- I. 含水層與低透水層等水文地質特性。
 - II. 水文地質單元的補注與流出。
 - III. 母岩的水文地質特性。
 - IV. 地質環境中之地下水水流(方向與流速)。
 - V. 地下水與母岩的物理與化學特性。
 - VI. 場址古水文地質演變。
- (4) 地球化學：地下水化學、地質介質的礦物學、岩石學成分，以及地球化學性質。
- (5) 人類活動導致的事件：
- I. 場址區域過去或現有的鑽探、採礦。
 - II. 場址鄰近能源或礦物資源。
 - III. 地表水庫潰決導致洪水。
 - IV. 邊坡設施潛在人為破壞邊坡造成岩石崩移(slump)。
- (6) 建造與工程情況：
- I. 地質與水文地質資料。
 - II. 場址周圍地形。
 - III. 洪水氾濫區域範圍。
 - IV. 潛在山崩、潛在不穩定邊坡、低承载力，以及高土壤液化潛能等區域。
 - V. 不利於開挖的情況(高氣體濃度、高岩石溫度、高岩石應力對岩石強度的比值、既有剪裂帶)。
 - VI. 區域歷史地震活動。
 - VII. 母岩的地質力學(Geomechanical)與熱性質。

- (7) 環境保護：
 - I. 國家公園、科學或文化關注地區、歷史古蹟。
 - II. 地表水與地下水資源。
 - III. 陸生與水生植物及野生動物，特別是瀕危物種。
 - (8) 土地利用：預期的區域發展與規劃。
 - (9) 放射性廢棄物的運輸。
 - (10) 社會影響：
 - I. 人口組成、密度、分布與趨勢。
 - II. 經濟領域的勞力分布與趨勢。
 - III. 社區服務業與基礎建設(休閒設施)。
 - IV. 住宅供需。
 - V. 工業基礎與展望。
 - VI. 農業基礎與展望。
 - (11) 內部危害、外部危害(火災、淹水、爆炸)。
 - (12) 核子保安：應採取安全措施防止人員擅自進入處置設施，並且不得未經授權移除放射性廢棄物。
 - (13) 監管：主動監管環境、核種釋出量 (外部輻射強度、空氣與地下水污染)，被動監管障壁安全功能。
3. 近地表處置設施評估要項(IAEA, 2014)
- (1) 地質：地層學、岩石學、礦物學、地質結構特性、工程地質特性。
 - (2) 水文地質：水文地質單元的補注與流出地點、地下水的流向與流速、區域與局部水位的季節性變動。
 - (3) 地球化學：
 - I. 地下水流系統的礦物與岩石組成，以及地球化學性質。
 - II. 地下水化學。
 - (4) 地質構造與地震：
 - I. 場址的歷史地震與最大潛在地震。
 - II. 場址周圍的第四紀新構造斷層與其最近活動時期。
 - III. 活動的構造運動，例如火山運動。

- (5) 地表作用：洪水(降雨、融雪、水工結構物故障、溝渠堵塞或山崩造成集水區上游積水)、山崩、侵蝕、常氾濫或常態積水的區域。
- (6) 氣象：極端氣象事件(降雨、降雪、熱帶或溫帶氣旋與颶風、龍捲風、暴風雪、沙塵暴)。
- (7) 人類活動：危害性設施(煉油廠、化學工廠、貯存倉庫、管線與其他設施)、機場與重要航線、有害物質的運輸路線、具地質資源或未來潛在資源的地區(含括可灌溉或飲用的地下水)。
- (8) 放射性廢棄物的運輸：放射性廢棄物運輸的輻射曝露與事故潛能，以及緊急應變之可行性。
- (9) 土地利用：既有即可預期的土地利用與使用權限。
- (10) 人口分布：避免位於高人口密度地區。
- (11) 環境保護：
- I. 國家公園、歷史古蹟、考古遺址位置。
 - II. 既有地表水、地下水資源。
 - III. 既有的陸域、水域植物與野生動物，特別是瀕危物種。
- (12) 危害評估：
- I. 內部危害：廢棄物作業失誤導致廢棄物包件墜落。
 - II. 外部危害：外部爆炸、強風、洪水、地震、人類無意闖入。
- (13) 監管：主動監管放射性物質的釋出，被動監管障壁的安全功能。
- (14) 核子保安：應採取安全措施防止人員擅自進入處置設施，並且未經授權移除放射性廢棄物。

表 3.1 IAEA 處置設施場址管制項目(IAEA, 2014; IAEA, 2011a)

項目	近地表處置設施	地質處置設施
地質環境	地層學 岩層學 礦物學 <u>地質結構特性</u> 工程地質特性	均勻岩層 處置設施深度 <u>地質障壁的穩定性</u> 母岩的熱力學性質
水文地質	<u>補注與流出地點</u> <u>地下水流速與流向</u> 水位的季節性變動	含水層及難透水層 <u>補注與流出地點</u> 母岩的水文地質特性 <u>地下水流速與流向</u> 地下水與母岩的物理、化學特性

項目	近地表處置設施	地質處置設施
		古水文地質
地球化學	<u>地下水流系統的礦物與岩石組成</u> <u>地下水化學</u>	<u>地下水化學</u> <u>地質介質的礦物學</u> <u>岩石學成分</u>
地質構造與地震	<u>地震</u> <u>第四紀新構造斷層</u> <u>構造運動(火山活動)</u>	<u>斷層</u> <u>地震</u> <u>第四紀新構造運動</u> 陸地沉陷與抬升 <u>火山活動</u> 褶皺
氣象與未來氣候變遷	極端氣象事件	冰河循環
人類活動	危害性設施 機場與重要航線 有害物質的運輸路線 <u>潛在資源的地區(能源)</u>	鑽探、採礦 <u>能源或礦物資源</u> 地表水庫潰決導致洪水 邊坡遭受破壞岩石崩移
地表作用	<u>洪水</u> <u>山崩</u> 侵蝕 常態積水	
建造與工程情況		地形 <u>洪水</u> <u>潛在山崩</u> 、潛在不穩定邊坡、低承载力、高土壤液化潛能區域 地震 不利開挖的地區
土地利用	<u>預期的土地利用與使用權限</u>	<u>區域發展與規劃</u>
環境保護	<u>國家公園、歷史古蹟/遺址</u> <u>地表水與地下水資源</u> <u>野生動物棲地(瀕危物種)</u>	<u>國家公園、歷史古蹟</u> <u>野生動物棲地(瀕危物種)</u> 科學或文化關注地區 <u>地表水與地下水資源</u>
社會影響	<u>避免位於高人口密度地區</u>	<u>人口組成、密度、分布與趨勢</u> 勞力分布與趨勢 基礎建設 住宅供需 工業基礎與展望 農業基礎與展望
放射性廢棄物的運輸	<u>避免輻射曝露</u>	<u>避免輻射曝露</u>
危害評估	<u>內部危害</u> <u>外部危害</u>	<u>內部危害</u> <u>外部危害</u>
監管	<u>主動監測放射性釋出</u> <u>被動監管障壁安全功能</u>	<u>主動監管放射性核種外釋</u> <u>被動監管障壁安全功能</u>
核子保安	<u>採取安全措施防止人員擅自進入處置設施</u>	<u>採取安全措施防止人員擅自進入處置設施</u>

3.2 國際放射性廢棄物處置設施場址管制規範

放射性廢棄物處置設施為放射性廢棄物管理之最終階段，目的為促使放射性廢棄物遠離生物圈進行永久封存，並確保人類健康與環境不受輻射曝露影響，其處置方式可簡易分為近地表處置方法及位於地質深層的地質處置方法，各國因應其地貌、社會經濟等特性制定處置設施之場址規範，本小節將介紹各國針對放射性廢棄物所提出之管制要項。

1. 加拿大：加拿大核能安全委員會所制定之深層地質處置設施場址特性導則(CNSC, 2019) 係為放射性廢棄物的深層地質處置設施選址及評估場址特性所制定的導則，其與放射性廢物管理的長期安全性(CNSC, 2006)並無衝突，以下將呈現與地質處置相關之管制要點。

(1) 場址特性：

- I. 地質環境：大地構造、構造地質學、地層學、母岩(形式、可預測性、範圍)、裂隙特性(頻率、方向、礦物學(mineralogy)、間距)、冰川的歷史週期、岩石學、地質力學性質、自然資源潛力。
 - a. 地質穩定性：地震、土壤液化、火山作用、冰川作用。
 - b. 地質力學特性：應力的大小和方向、岩石的應力-應變-強度特性。
 - c. 水文地質體系：區域水文地質體系和/或單位的定義、地下水(流動狀況、流量、方向)、岩石相關的水文地質(孔隙率、水力傳導係數、壓力水頭與梯度)、現有和預計的重要水資源區域(地下水井)。
 - d. 地球化學：礦物學(岩石學研究)、地下水/孔隙水地球化學、地球化學對放射性核種的影響(溶解度、化學物種、遲滯)、地下水對工程障壁的腐蝕性、產生氣體的潛力、水體與岩的交互作用。

II. 地表環境

- a. 氣象事件：降水、降雪、溫度、極端氣象事件(颶風，龍捲風和嚴重的冬季風暴)、地面霜雪覆蓋、蒸散、湖泊與溪流的冰動力學、空氣質量。
- b. 水域與陸域環境：
 - 水域生態：地表水水質、沉積物質量、浮游植物群落、水生植物、浮游動物群落、底棲大型無脊椎動物、魚棲息地、瀕危物種。
 - 陸域生態：土壤質量、植被、野生動物、陸域棲息地、瀕危物種。
- c. 地形、水文和洪水：場址的地形和排水特性(流域限制的範圍)、洪水的範圍和頻率、地表水體的位置、陸地表面的坡度、排水系統的密度、主要河道的坡度、地下水補給區和出水區、流域水平衡、地下水特性(季節性變化)、海嘯、蕩漾波(seiches)、潮差。
- d. 地形特性：地貌的分佈和表層物質的厚度、表層沉積物以及任何現有或潛在的資源、第四紀新構造地質歷史。
- e. 表層沉積物的岩土特性：山崩或其他可能不穩定的邊坡的存在、土壤性質(顆粒尺寸，塑性，分散性，凝聚性等)、抗剪強度參數、基礎材料的承載力、液化潛能、夯實特性(compaction properties)、透水係數(hydraulic conductivity)、其他場址或設施設計的特定屬性。

III. 人類活動與土地利用：

- a. 具有經濟價值的資源(例如，地下水井，礦產資源)。
- b. 當前或預期具有土地利用規劃。
- c. 當前和歷史上的礦物勘探和採礦活動，可能代表潛在的不穩定性或潛在放射性核種遷移途徑。

IV. 監管系統：場址特性之資料管理、審驗所蒐集之場址特性數據，並進行整合。

(2) 場址評估：

- I. 時間範圍：放射性廢棄物具有危險性的時限、處置設施營運時間、工程障壁設計時效、主動與被動監管持續時間、環境變化發生頻率（例如地震發生，洪水，乾旱，冰川消融，氣候變化等）。
- II. 外部危害：天然危害(火災，洪水，地震活動，火山活動)、人為誘發危害(人類入侵)。

2. 韓國：核子安全與保防委員會訂定輻射安全管理等技術標準規則(NSSC, 2019)之目的為定義與放射性物質相關之設施的管理標準，其提出處置設施相關之規範，而高放射性廢棄物地質處置設施通用標準(NSSC, 2017)，則為地質處置設施之細項規範，以下僅陳列處置設施相關之要點。

(1) 輻射安全管理等技術標準規則(NSSC, 2019)

- I. 中低放射性廢棄物近地表處置設施位置應符合下列標準：
 - a. 遠離人口稠密的地區。
 - b. 應考慮天氣、水文條件、地表和地質條件選擇適宜之場址。
 - c. 盡可能遠離地表水和地下水，其分佈狀況不應影響場址安全功能。
 - d. 地震、生態特性、水資源利用和其他環境條件不應影響場址安全功能。
- II. 高放射性廢棄物地質處置位置應符合下列標準：
 - a. 遠離人口稠密的地區。
 - b. 倘若場址位於沿海地區，則場址之安全功能不應受海水嚴重影響。
 - c. 為確保處置設施的安全功能，周邊地區地質應具有穩定性。
 - d. 處置場址應位於不受氣候變化嚴重影響處置設施的安全功能之區域。
 - e. 地層中的岩石之透水性、孔隙率與擴散作用，應具有抑制放射性物質的遷移的特性。

- f. 放射性物質的衰變熱不應嚴重影響地質處置設施周圍介質的安全功能。
- g. 處置場址應遠離地表水和地下水。
- h. 必須遠離石油和天然氣等易燃礦物資源儲備區。

III. 中低放射性廢棄物近地表處置設施之結構設計標準：

- a. 考慮到周圍的地質特性與土壤中的離子交換，處置設施之結構設計應最大化遲滯功能，以便保持障壁功能直至設施封閉。
- b. 確保處置場所周圍沒有積水的可能性。
- c. 處置設施位置地表應加厚，以防止淹水。
- d. 處置場址周圍應安裝放射性物質監測設施。
- e. 確保在發生火災或地震時，放射性物質無法從處置設施直接外釋。

IV. 高放射性廢棄物地質處置設施之結構設計標準：

- a. 確保可以控制放射性廢棄物產生的衰變熱與壓力。
- b. 確保處置設施中的放射性廢棄物不達到設施規劃之臨界值。

(2) 高放射性廢棄物地質處置設施通用標準(NSSC, 2017)

- I. 地質處置位置應以不影響自然環境與人文社會特性為主，例如：氣象事件、地表、地表水與地下水的分佈，以及該地區的生態特性。
- II. 地質處置位置應避免位於未來可能進行地下資源探勘、地下開發、考古挖掘活動之地區。
- III. 地質穩定性：
 - a. 地質處置設施的場址應位於地質穩定之地區。
 - b. 地質處置設施的場址不應位於活動斷層帶，且歷史上地震發生的頻率、規模應較低。
 - c. 地質處置設施的場址之安全功能不應受到地殼的抬升或沉陷，以及地熱釋放等影響。
- IV. 天然障壁：
 - a. 地質處置設施應位於母岩中，且避免位於石灰岩或非均質性較大之不穩定岩層。

- b. 地質處置設施之深度應位於足以避免受到未來地表變化、氣候變遷的影響，並限制未來人類入侵的可能性。
- c. 地質處置設施的天然障壁之機械性質、水文地質與地球化學應具有遲滯放射性廢棄物中長半化期放射性核種遷移的功能，限制放射性物質流入生態系統。

V. 工程障壁：

- a. 工程障壁應能承受處置設施營運期間與封閉後因放射性廢棄物與周圍壓力所引起之坍塌熱。
- b. 地質處置設施封閉後，地下水的特性應能限制放射性廢棄物遷移至天然障壁。

VI. 監測：設備檢查與措施、輻射監測、結構監測、場址監測、環境監測。

VII. 場址評估：

- a. 應評估天然事件及人為誘發事件造成的外部危害。
- b. 放射性物質外釋：發生事故或人為入侵事件應確保個人年有效劑量低於限值 10 mSv。

3. 日本：日本之放射性廢棄物可分為兩級，第一類廢棄物為與用過核子燃料相關之廢棄物，而第二類廢棄物則概括除第一類外之其餘放射性廢棄物，原子力管制委員會為規範第二級放射性廢棄物之近地表處置規則，制定第 2 類放射性廢棄物處置設施位置、結構、設備標準(NISA, 2013)。

(1) 選址要項：

- I. 具有安全功能的地表特性。
 - a. 應設置在即使發生變形也不會損害安全功能的地表上。
 - b. 應設置在無位移風險的地表上。
 - c. 防止地震造成破壞。
 - d. 預防海嘯造成損害。
 - e. 防止因外部危害造成損害：天然事件、人為誘發事件。
 - f. 防止火災或爆炸造成危害。

- g. 障壁系統應可充分遲滯放射性物質外釋。
- h. 防止設施故障造成輻射曝露。
- i. 化學物質不得損害安全功能。
- j. 監控系統：設置監測與控制設備以保護作業人員免受輻射曝露。

4. 美國：美國核能管制委員會針對放射性廢棄物處置，分別制定放射性廢棄物近地表處置許可要求(NRC, 2001)，以及高階放射性廢棄物地質處置規範(NRC, 2004)。

(1) 放射性廢棄物近地表處置許可要求(NRC, 2001)

I. 一般要求：

- a. 保護周遭民眾免受放射性物質外釋影響：放射性物質可能透過地下水、地表水、空氣、土壤、植物或動物外釋至環境，但不得使人體個人年有效劑量超過 0.25 mSv，甲狀腺有效劑量限值為 0.75 mSv，人體任何器官之有效劑量限值為 0.25 mSv。
- b. 近地表處置設施於設計、運轉、封閉後應確保撤銷主動監管後，避免人類無意入侵。
- c. 近地表處置設施應位於排水良好且無洪水或經常性積水的區域，例如以 100 年為週期之洪水、沿海高危險性地區、濕地。
- d. 應選擇上游流域面積較小的區域，減少逕流量可能侵蝕或淹沒廢棄物處置設施的可能性。
- e. 近地表處置設施應與地下水具有一定之距離，且不允許設施位於地下水季節性波動範圍內，防止地下水長期浸沒設施或以其他方式入侵廢棄物處置設施。
- f. 近地表處置設施所在區域不得受到水文地質因素影響導致地下水排放至處置場址地表。

- g. 近地表處置設施場址應避開構造運動(斷層、褶皺、地震、火山噴發)的頻率與程度已足以影響場址安全功能之地區。
- h. 近地表處置設施場址應避開地表地質過程(塊體崩壞、侵蝕、塌陷、山崩、風化)的頻率及程度已足以影響場址安全功能之地區。
- i. 處置設施場址不得位於附近機構或人類活動可能影響環境監測計畫之地區。
- j. 監測計畫：監測場址特性(生態、氣象事件、氣候、水文、地質、地球化學和地震學)等基本環境資訊，以及監測設施建置期間與營運期間的放射性物質外釋。

(2) 高階放射性廢棄物地質處置(NRC, 2004)

I. 選址準則：

a. 有利的選址條件：

- 人類活動與自然狀況不得影響地質處置設施隔離放射性廢棄物的安全功能。
- 第四紀新構造時期之地質環境的構造運動、水文地質、地球化學、地貌過程等性質與速率不得影響地質處置設施場址的安全功能。
- 飽和區水文地質條件：水平與垂直滲透係數低的母岩。
- 非飽和水文地質條件：地下水位低於處置設施。
- 地球化學條件：應增進放射性核種的沉澱或吸附，抑制可能加速放射性核種遷移的微粒、膠體、無機或有機絡合物的形成。
- 礦物組成可能受熱改變影響放射性核種遷移速率。
- 地質處置設施允許位於距地面 300 公尺之地下深處。
- 地質處置之環境應位於人口密度低的位置，且封閉後控制區域應遠離人口中心。
- 封閉處置設施前，放射性核種藉地下水遷移至環境之最快路徑應超過 1000 年。

b. 不利的選址條件：

- 洪水。
- 人類活動對地下水系統的不利影響：地下水抽取，大量灌溉，地下注水，地下水抽蓄發電(underground pumped storage)，軍事活動或大型地表水庫的建設。
- 天然事件：大規模山崩、塌陷或火山活動等可能形成大規模堰塞湖或改變地下水系統的事件。
- 結構變形：抬升、沉陷、褶皺或斷層等可能影響地下水系統的事件。
- 水文條件變化：可能影響放射性核種遷移的水文條件變化，例如水力梯度、水力傳導係數等。
- 氣候變化：可能引起水文改變之氣候變化。
- 地下水條件：母岩中的地下水條件如化學成分、高離子強度等，可能影響工程障壁之溶解度與化學反應。
- 地球化學過程：可能導致岩石強度降低、減少放射性核種吸附、對工程障壁特性產生不利影響之地球化學過程。
- 第四紀新構造時期的構造變形：抬升、沉陷、褶皺與斷層。
- 歷史上曾發生過地震，且若再次發生將影響場址安全功能的地點。
- 根據地震構造過程與特性的相關性，證明未來地震發生的頻率或震級可能會增加。
- 自第四紀新構造時期開始有火山活動的痕跡。
- 場址存在經濟資源。
- 曾開採地下資源的地區。
- 曾進行鑽探作業的地區。
- 處置設施場址設計與建造需應用複雜的工程措施解決岩石、地下水問題的地區。
- 地質力學特性不利於地下洞口的設計。
- 地下水位具有升高之潛能，可能促使非飽和區域的地下設施轉變為飽和。

- 氣態放射性核種透過不飽和的地質介質孔隙遷移至環境的潛力。

II. 一般設計準則：

- a. 放射性物質外釋：限制空氣中放射性物質濃度、監測與控制放射性物質擴散、控制進入高輻射區域的途徑、輻射警報系統。
- b. 基準事件：倘若發生設計基準事故應確保安全相關之重要結構、系統與組件的設計足以執行必要的安全功能。
- c. 設備故障等事件：設備故障而引起的導彈撞擊。
- d. 火災和爆炸：作業區域應使用不易燃與耐熱的材料，以及爆炸與火災探測警報系統。
- e. 緊急應變能力：可於緊急情況時迅速終止運行並撤離人員。
- f. 設備運轉：主電源故障時警報系統等安全相關之操作系統應能正常運作。
- g. 檢驗、測試與維護：安全相關之重要結構、系統、組件，應定期進行檢查、測試、維護。
- h. 聯邦礦山安全與健康法(USDOL, 1977)：約束地質處置場址之建設與營運，應保護作業人員。
- i. 放射性廢棄物的運輸：應防止自由跌落，且具有可靠的定位系統。

5. 巴西：國家核能委員會 National Commission for Nuclear Energy (CNEN)所制定之中低級放射性廢棄物處置設施許可證(CNEN, 2014)規範，目的為審核放射性廢棄物處置設施場址之環境特性、設計與作業之一般特性、事故對環境之影響等，以下將簡述重要項目：

(1) 選址：應避開以下項目。

- I. 地理地形與人口：軍事、工業、交通、機構、商業、娛樂設施、設施周圍居民住宅區。
- II. 放射性物質外釋影響範圍：放射性物質藉由空氣擴散外釋、導致事故發生之源頭、場址周圍人類活動可能發生造成的重大變化。
- III. 穿越場址或位於場址周圍之公路、鐵路、水路、電力系統、水道、氣體管道、通訊系統等。
- IV. 氣象事件：強風、降水、暴風雨、龍捲風、閃電、冰雹、洪水。
- V. 地質、地震：工程地質、地貌(地形)、構造運動、地震，以及歷史上該地區曾發生過的地質與構造特性。
- VI. 水文地質：地表水與地下水分布、地下水位變化、地下含水層(深度、厚度、水力梯度、方向)、地下水位的季節性變化、潛在滲透能力。
- VII. 環境監測計畫：監測自然環境與人員可能受到輻射曝露之空氣、水、土壤。
- VIII. 土地、水、環境的利用：評估場址之放射性物質藉由生物或食物載體造成周圍人類輻射曝露之可能。
- IX. 場址周圍不得有稀有、受保護或瀕危的物種。
- X. 場址周圍之農業用途資訊。
- XI. 緊急應變計畫。
- XII. 內部危害：人為作業失誤、設備故障、與外部事件結合的危害。
- XIII. 外部危害：極端氣象、地質事件、地震、極端洪水事件(河道阻塞、海嘯、水利建設損壞)。

6. 保加利亞：保加利亞核能法規署訂定放射性廢棄物安全管理規定(NRA, 2013)，以規定適用於放射性廢棄物管理的作業與設施之安全要求，在此僅陳述處置設施相關之管制要項。

(1) 放射性廢棄物外釋：

- I. 設計基準事故發生時處置設施場址邊界之民眾個人年有效劑量不得超過 1 mSv。
- II. 處置設施營運期間個人年有效劑量不得超過 0.15 mSv，總量不得超過 0.25 mSv。
- III. 地質處置設施封閉後，外部人口總年有效劑量不得超過 0.3 mSv。

(2) 選址：

- I. 現有之放射性廢棄物數量、特性、位置，以及未來可能產生的放射性廢棄物。
- II. 可能影響放射性廢棄物遷移或遲滯之場址特性。
- III. 自然與人為因素等可能影響設施安全功能之事件。
- IV. 放射性廢棄物處置設施之放射性物質對人口與環境的影響。
- V. 倘若發生設施事故，緊急應變計畫可對人群所採取之保護措施。

(3) 區域分析：進行國家/區域調查，排除不適宜之地區，選取具有大面積良好構造之地質、地貌(地形)、水文地質、工程地質、水文、氣候等特性。

(4) 近地表處置設施應符合下列要項：

- I. 地質結構：應有助於遲滯放射性核種向生物圈外釋，且應提供穩定之地表結構。
- II. 水文地質特性：地下水應具有低流速之特性，旨在減緩放射性核種藉由地下水遷移。
- III. 地球化學特性與地質環境：地下水的地球化學特性與地質環境應有助於遲滯放射性核種自設施中外釋，且不應損害工程障壁。
- IV. 外部事件：處置設施外部發生之事件，例如侵蝕、山崩、洪水，以及極端氣象事件不應影響處置設施之安全功能。

(5) 場址評估：

- I. 人類活動：處置設施場址位置選擇應考量當下及未來可能發生之人類活動，應避免處置設施場址周圍具有人類活動。

- II. 地質處置設施處置高放射性廢棄物時，應確保 10 萬年內放射性物質不得外釋至生物圈與人類。
 - III. 交通設施：選址評估應考量現有交通路線，以確保可將放射性廢棄物運送至設施。
 - IV. 場址探勘：進行場址探勘時不應降低天然障壁之封閉性與阻隔功能，且不宜改變場址特性。
 - V. 外部危害：天然事件(極端氣象事件、地震、外部洪水)或人為誘發危害(飛機墜落、工業活動、交通運輸)。
 - VI. 內部危害：人為操作失誤、火災/爆炸、重物掉落/撞擊、內部流程錯誤、管道/水泵/閘門破裂造成淹水。
7. 芬蘭：芬蘭輻射與核子安全管制機構制定放射性廢棄物處置導則(STUK, 2018)用以規範處置設施之場址探勘、設計、建造、營運、封閉之安全性，並進行論證，以下將僅陳述處置設施之管制要項。
- (1) 放射性物質外釋限制：處置設施必須保證個人年有效劑量低於 0.1 mSv 之限值，倘若發生意外事故應低於個人年有效劑量 5 mSv。
 - (2) 危害處置設施長期安全之事件：人類無意闖入、自然事件引起的岩層破壞。
 - (3) 保護其他生物：應避免放射性物質之輻射曝露量對陸生與水生生物造成重大影響。
 - (4) 場址設計：
 - I. 處置設施周圍的母岩為阻擋放射性物質外釋之天然障壁。
 - II. 天然障壁之長期安全特性：岩石之穩定性與緊密度(tiiviys)、低地下水流量、能有效遲滯放射性核種外釋之地球化學反應、防止天然事件與人為誘發事件影響處置設施。
 - III. 高放射性廢棄物處置設施應以技術性之工程障壁，遲滯放射性廢棄物外釋至生物圈至少 10,000 年。

(5) 選址：

- I. 處置深度：應確保處置設施設置位置具有足夠大且完整之岩盤，且具有有利於處置設施長期安全之其他場址特性。
- II. 不適合之場址特性：
 - a. 周圍具有可利用資源。
 - b. 具有大過岩石強度之應力。
 - c. 地震或構造活動過於頻繁。
 - d. 地下水具有不適宜之特性，例如缺乏還原功能以及高濃度物質等可能影響遲滯作用的特性。
 - e. 母岩的特性必須有天然障壁之功能。
 - f. 處置設施建置位置之地下水流動路徑應避免放射性物質外釋。
 - g. 地質穩定性：考量地質結構與水的傳導性，地下水的化學特性與岩石的機械穩定性必須有利於處置設施長期安全。
 - h. 高放射性廢棄物處置設施應位於地下幾百公尺深度，以減免地表外部事件之影響，例如冰川作用、人類活動。
 - i. 中低放射性廢棄物應位於地下至少十幾公尺的深度。

(6) 處置設施之建設、營運、封閉評估：

- I. 開挖區域的岩層特性。
- II. 設施周圍之母岩應力、移動(movements)、變形。
- III. 設施周圍母岩的水文地質監測。
- IV. 監測地下水化學物質。
- V. 監測障壁系統狀態。
- VI. 監測地表環境。
- VII. 內部事件：火災、洪水、爆炸、電磁輻射、重物墜落，以及各種岩石形成和其他可能的內部事件。
- VIII. 外部事件：閃電、氣象事件、洪水、地震。
- IX. 人為誘發事件：飛機墜落、周圍工業事故、環境或人類活動引起的其他因素。
- X. 緊急應變計畫。

8. 德國：德國聯邦輻射防護辦公室制定高放射性廢棄物處置設施選址(BfS, 2017)用以規範最終地質處置之選址程序，以下將陳述其處置設施選址要項。

(1) 國家政策：聯邦採礦法、環境影響評估法、空間規劃法。

(2) 排除準則：

I. 大規模垂直運動：於 100 萬年之探測期間，預期每年均有超過一毫米之大規模地質抬升。

II. 活動斷層帶：距今 340 萬年內所發生之變動，其已被證實具有明顯岩層錯移的岩層斷裂，以及地殼隆起所延伸出之破碎地帶，可能造成處置設施安全功能問題。

III. 過去或現在曾有採礦活動：採礦活動對山區造成破壞，影響山脈之應力狀態與透水性。

IV. 地震：區域內地震危害大於 DIN EN 1998-1/NA 2011-11 標準中一級震區者(DIN EN：歐洲標準之德國化學會標準；DIN NA 國際標準之德國化學會標準)。

V. 火山作用：未來可能發生火山活動之地區。

VI. 蓄水區或是年代較輕的地下水。

(3) 基本要求：

I. 放射性核種外釋：障壁應能有效遲滯放射性核種外釋。

II. 山區厚度應至少具有 100 公尺。

III. 深度應至少距離地表 300 公尺。

IV. 山區應具備足以承受最終處置設施場址之平面延伸區，其應可進行放射性廢棄物儲存容器再取出措施、救援坑道挖掘，並維持狀態供予使用。

V. 應確保 100 萬年內不具有任何影響障壁完整性之事件。

9. 匈牙利：匈牙利原子能管制機關制定放射性廢棄物臨時貯存設施與處置設施之安全要求(HAEA, 2014)，以規範放射性廢棄物相關之貯存與處置設施的選址。

- (1) 選址：社會經濟特性、地理(地形)、人為與自然事件、場址地表之地質特性、潛在的自然資源、水文地質環境、構造運動、母岩的力學強度
- (2) 地質要求：
 - I. 地質環境特性、事件不應危害工程障壁系統。
 - II. 地質環境應提供保護措施，防止地表氣候變化、侵蝕、水資源、人類活動對設施造成不利影響。
 - III. 岩石範圍應足以建立地質處置設施場址。
 - IV. 水文地質條件應確保自處置設施外釋之放射性核種經歷長的時間後才到達地表，並確保其濃度降低。
 - V. 地質天然障壁具有抑制或遲滯放射性核種外釋的能力。
- (3) 地理與社會經濟要求：
 - I. 應考量民眾居住地點、人口密度、人口分布、人口趨勢、當前與未來土地利用、運輸交通、通訊網絡、場址環境等可能影響放射性核種外釋之特性。
 - II. 處置設施的地面設施不得安裝於危險的工業、農業、商業、軍事、運輸交通設施附近，該設施可能發生火災、爆炸、有毒氣體(雲、煙、熱)，當其可能造成輻射曝露，應檢查半徑至少 10 公里內之潛在危害設施與活動，以及半徑至少 20 公里內的機場。
 - III. 評估場址之適宜性時，應考量放射性廢棄物運輸的可行性，以及運輸的安全性。
 - IV. 應檢查該地區當前及未來土地與水的利用。
- (4) 地表處置設施的天然與人為要求：
 - I. 設置處置設施地表設施時，應考量地形、水文氣象事件、逕流影響等。
 - II. 倘若為單一岩石組成，不應於坡度高於 15 度的坡度上建立地質處置設施的地表設施，倘若岩石組成鬆散，不得於高於 5 度的坡度上，或是具有侵蝕、山崩、大地震等危險區域建置地質處置設施的地表設施。

III. 極端水文氣象事件與水工設施故障時易發洪水的危險區域，不得建立處置設施的地表設施，亦不得建立進入地質處置設施的井道與溝渠。

IV. 地質處置設施的地表設施不應設置於可能突然沉陷、塌陷、抬升、喀斯特地形、地下天然或人為的空洞、礦場、未經紀錄的深層鑽探區域。

(5) 地質要求：

I. 若無工程解決方案不應於地表承载力低、土壤液化或具有特殊土壤機械行為的危險沉積物區域設置地質處置的地表設施。

II. 應評估靜態與動態的荷重下，土層的穩定性及土壤液化的可能。

III. 地下水不得通過水-岩相互作用形成侵蝕性、腐蝕性風化產物與溶液，亦不得危害工程障壁之安全功能。

(6) 地質環境要求：

I. 根據採礦安全法，不得於有坍塌、注水、爆炸、撞擊或具有內源性/外源性火災風險之地質環境開發地質處置的地下設施。

II. 應考量潛在的自然資源(礦場、可飲用之地下水補注區、現有或潛在生產礦泉水/溫泉水的地區、現有或潛在二氧化碳/碳氫化合物或其他氣體的地質儲存結構)，其當前或未來可能被開採影響安全功能。

(7) 水文地質條件的要求：

I. 處置設施可接納之岩石特性為水平與垂直低水力傳導係數，水力梯度下降。

II. 應於地下水物理特性與化學成分有利於處置設施安全功能的地區設置處置設施。

(8) 構造運動過程的要求：

I. 應考量地殼抬升、沉陷、地震、構造運動、火山作用對放射性廢棄物處置設施的影響。

(9) 母岩性質的要求：

I. 應研究母岩裂縫之閉合能力，以及其對處置設施安全功能的影響。

10. 義大利：義大利核能安全署專為放射性廢棄物制定放射性廢棄物管理(ASN, 2009)，其規範內容涵蓋放射性廢棄物處理設施、放射性廢棄物處置設施等，在此僅提出處置設施場址規範要項。

(1) 場址特性要求：

- I. 水文地質特性應能減緩放射性核種外釋。
- II. 氣象事件、地理、地貌特性應考量降雨，排除明顯的侵蝕痕跡。
- III. 場址應排除山崩、洪水區域。
- IV. 應排除重大構造變化、地震、火山作用地區。
- V. 處置設施設置地點之地質與水文地質特性應為均質。
- VI. 應考量場址是否具有土地利用或存在危險活動。
- VII. 應避免在發生事故時可能會影響場址安全功能之場址特性。
- VIII. 監測與控制：應監測場址環境特性。

11. 立陶宛：國家核能安全稽核局批准低放射性廢棄物處置設施要求（VATESI, 2003）用以規範放射性廢棄物處置設施之安全要求。

(1) 場址評估：

- I. 應考量場址區域的地理、地形與地質特性。
- II. 場址區域之人口統計數據。
- III. 地震與構造。
- IV. 水文：地下水位、流量。
- V. 氣象事件與氣候變化資料。
- VI. 自然資源（礦場、水資源、糧食資源與其他可利用資源）。
- VII. 機場、工業、軍事設施，以及可能影響安全的其他建設。
- VIII. 緊急應變計畫。

12. 墨西哥：國家核子安全與保防委員會制定近地表處置設施要求(CNSNS, 1997)，用以提出近地表處置設施場址應遵守之規範。

(1) 放射性物質外釋：全身之個人年有效劑量應低於 0.25 mSv，甲狀腺之個人年有效劑量應低於 0.75 mSv，體內之任何器官的個人年有效劑量應低於 0.25 mSv。

(2) 選址：

- I. 當前及未來的人口發展不應影響處置設施之安全功能。
- II. 具自然資源的地區，應考量其場址適宜性。
- III. 場址應位於排水良好，無洪水或經常性淹水、洪水重現期低於 100 年的地區。
- IV. 沿海之高風險或沼澤地區不宜設置處置場址。
- V. 應選擇上游集水區較小之地區設置場址。
- VI. 地下水位置應夠深，防止地下水與放射性廢棄物接觸，亦或是可證明地下水不影響放射性核種遷移。
- VII. 水文地質特性應避免地下水流入處置場址。
- VIII. 場址周圍不得具有斷層、褶皺、地震、火山活動。
- IX. 場址周圍不得有表面地質過程，例如侵蝕、山崩或不利的氣象事件。
- X. 地下水的地球化學與地質環境不應具有劣化工程障壁，使其安全功能受到影響。
- XI. 不得將場址設置於地下水補給區。
- XII. 場址應位於低侵蝕、降水雨量低與高蒸發量的區域。
- XIII. 場址不應位於國家公園與具有歷史古蹟和考古區的位置。
- XIV. 場址設置區域不應具有瀕危物種。

13. 烏克蘭：烏克蘭國家核子管制委員會制定中級放射性廢棄物地質處置安全規範(SNRC, 2007)，以規範地質處置之選址及評估要項。

- (1) 選址：地震、構造運動、海平面變化、侵蝕、裂隙、水文地質(地下水遷移方向、流速)、地球化學特性、人口密度、地理、社會經濟。
- (2) 選址評估：極端自然現象(地震、洪水、颱風等)、外部危害(天然事件、人為誘發事件)、內部危害(火災、爆炸)、經濟、環境、社會和政治因素。
- (3) 緊急應變計畫。

14. 英國：蘇格蘭廢棄物處置導則(ONR, 2003)係用以規範所有廢棄物的掩埋作業標準，其所提及之廢棄物包含放射性廢棄物，故放射性廢棄物處置設施場址的選址、建立應依循此規範。

(1) 蘇格蘭廢棄物處置導則所規範之廢棄物不包含下列項目：

- I. 任何液態廢棄物，含括廢水，但不包括污泥。
- II. 放置於處置設施中會具有爆炸性、腐蝕性、氧化性，以及易燃或高度易燃的廢棄物。
- III. 醫療機構或獸醫機構所產生具有傳染性的醫療廢棄物與其他臨床廢棄物。
- IV. 研究開發或教學活動所產生的未知化學物質，無法得知其對環境與人類之影響。
- V. 廢棄輪胎：除用於工程材料的輪胎、已切碎之自行車輪胎與外徑大於 1400 mm 的輪胎外皆不得用於此法。

(2) 設置處置設施的條件：監測與控制程序、緊急應變計畫(應採取措施並限制事故影響)。

(3) 選址：廢棄物處置場址位置應考量下列相關要求。

- I. 應考量場址邊界與民眾居住娛樂區域、水道、水域，以及其他農業或城市人口密集區的距離。
- II. 該地區是否有地下水、沿海水域或自然保護區(野生動植物與鄉村法 the Wildlife and Countryside Act (1981))。
- III. 該地區的地質或水文地質條件。
- IV. 該地區之工程地質是否有洪水、沉陷、山崩、雪崩之風險。
- V. 該地區是否有應保護之自然或文化遺產。
- VI. 滲流水(leachate)之管理控制：
 - a. 應考量處置場址的特性以及氣象事件，做出適當應對。
 - b. 控制雨水進入處置場。
 - c. 防止地表水或地下水進入廢棄物處置場。
 - d. 蒐集受污染之滲流水，並將其以適當之標準進行處理。
- VII. 保護土壤：
 - a. 廢棄物處置場址應防止土壤、地下水或地表水受污染。

- b. 土壤、地下水與地表水應於處置設施的底部及側面加一層礦物層，以地質天然障壁方式加以保護，若為工程障壁厚度應至少 0.5 公尺。

VIII. 氣體控制：

- a. 應採取適當措施控制廢棄物處置設施氣體累積與遷移。
- b. 應蒐集可生物降解的廢棄物氣體，並以最小風險進行處理、利用減免輻射曝露對環境破壞或影響人類健康。

IX. 干擾與危害：

- a. 應採取措施減少處置場址造成之干擾與危害：異味與粉塵的排放、噪音與交通、鳥類、害蟲與昆蟲、氣體與煙霧的形成、火災。
- b. 廢棄物處置場址應採取措施確保不會將場址產生之廢土棄置於公共道路或周圍土地。

X. 穩定性：

- a. 應確保廢棄物置放的場址與相關結構之穩定性，避免廢棄物滑動。
- b. 工程障壁之設計應考量廢棄物處置場的型態與地質層，確保其足夠穩定，防止發生沉陷損壞工程障壁。

XI. 場址安全：

- a. 場址應設置防護以避免無意闖入。
- b. 非處置場址運轉時間應將大門入口上鎖。
- c. 採取措施監控場址，阻止非法傾倒廢棄物。

3.3 國際放射性廢棄物處置設施場址管制要項

現階段國際間放射性廢棄物處置設施場址依各國地區環境等個別因素需求，可分為近地表處置設施場址以及地質處置設施場址，考量兩者處置設施場址位置及類型之差異，本小節所整理之要項亦分為兩種，一種是以 No.SSG-29 報告為列表基準之放射性廢棄物近地表處置設施場址規範，另一種則是以 No.SSG-14 報告為列表基準之放射性廢棄物地質處置設施場址規範，將各國之法規以列表的方式進行統整，並以關鍵要項(10 個國家以上)、具影響力的項目(6-9 個國家)、較少被提及的項目(少於 5 個國家)三種分別進行區隔，如下所示。

1. 近地表處置設施

(1) 關鍵要項：地震、地質結構特性、水文地質、氣象事件。

(2) 具影響力的項目：

- I. 地質環境(地球化學)。
- II. 地質構造(構造運動與火山作用)。
- III. 地表作用(山崩、侵蝕、洪水)。
- IV. 外部危害：人為誘發事件(潛在資源)。
- V. 內部危害。
- VI. 社會影響(人口密度/分布/趨勢)。
- VII. 環境保護(野生動物棲地與瀕危物種)。
- VIII. 監測與定期檢查。

2. 地質處置設施

(1) 關鍵要項：水文地質、地質結構特性、地震、社會影響(人口密度/分布)。

(2) 具影響力的項目：

- I. 地質環境(地球化學)。
- II. 地質構造(陸地沉陷與抬升、火山作用)。
- III. 地表作用(山崩、洪水)。
- IV. 外部危害：天然危害(氣象事件、未來氣候變遷)、人為誘發事件(潛在資源)。
- V. 內部危害。
- VI. 環境保護(野生動物棲地(瀕危物種)、地表水與地下水資源)。

VII. 土地利用(區域發展與規劃)。

VIII. 監測與定期檢查。

表 3.2 國際放射性廢棄物近地表處置設施場址管制項目列表

類別	項目	重要程度分級	國家	
外部危害	地質環境	地質結構特性	關鍵要項	IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、立陶宛、英國
		水文地質	關鍵要項	IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、墨西哥、英國
		地球化學	具影響力的項目	IAEA、韓國、日本、保加利亞、芬蘭、墨西哥
	地質構造與地震	地震	關鍵要項	IAEA、韓國、日本、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、立陶宛、墨西哥
		第四紀構造/斷層	較少被提及的項目	IAEA、美國、巴西、義大利、墨西哥
		構造運動(火山作用)	具影響力的項目	IAEA、日本、美國、巴西、芬蘭、匈牙利、義大利、墨西哥
	地表作用	山崩	具影響力的項目	IAEA、美國、保加利亞、匈牙利、義大利、墨西哥、英國
		侵蝕	具影響力的項目	IAEA、美國、保加利亞、匈牙利、義大利、墨西哥
		洪水	具影響力的項目	IAEA、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、墨西哥、英國
		常態積水	較少被提及的項目	IAEA、韓國、美國、墨西哥
	天然危害	氣象事件	關鍵要項	IAEA、韓國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、立陶宛、墨西哥、英國
		氣候變遷	較少被提及的項目	IAEA、保加利亞、芬

				蘭、立陶宛
人為誘發危害	危害性(工業)設施	較少被提及的項目	IAEA、保加利亞、芬蘭、立陶宛	
	機場與重要航線	較少被提及的項目	IAEA、保加利亞、芬蘭、立陶宛	
	有害物質的運輸路線	較少被提及的項目	IAEA、巴西、保加利亞	
	潛在資源的地區(能源)	具影響力的項目	IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、立陶宛、烏克蘭、英國	
內部危害		具影響力的項目	IAEA、韓國、日本、巴西、保加利亞、芬蘭	
社會影響	人口密度/分布/趨勢	具影響力的項目	IAEA、韓國、匈牙利、立陶宛、墨西哥、英國	
土地利用	區域發展與規劃	較少被提及的項目	IAEA、巴西、匈牙利、義大利	
環境保護	國家公園	較少被提及的項目	IAEA、墨西哥、英國	
	歷史古蹟/遺址	較少被提及的項目	IAEA、墨西哥、英國	
	地表水與地下水資源	較少被提及的項目	IAEA、韓國、英國	
	野生動物棲地(瀕危物種)	具影響力的項目	IAEA、韓國、巴西、芬蘭、墨西哥、英國	
放射性廢棄物的運輸		較少被提及的項目	IAEA、美國、匈牙利	
核子保安		較少被提及的項目	IAEA	
監測與定期檢查		具影響力的項目	IAEA、韓國、日本、美國、巴西、芬蘭、義大利、立陶宛、英國	

表 3.3 國際放射性廢棄物地質處置設施場址管制項目列表

類別	項目		重要程度分級	國家
外部危害	地質環境	地質結構特性	關鍵要項	IAEA、加拿大、韓國、美國、保加利亞、芬蘭、匈牙利、立陶宛、英國
		水文地質	關鍵要項	IAEA、加拿大、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、德國、匈牙利、義大利、立陶宛、烏克蘭、英國
		地球化學	具影響力的項目	IAEA、加拿大、韓國、美國、保加利亞、芬蘭、德國、烏克蘭
	地質構造與地震	地震	關鍵要項	IAEA、加拿大、韓國、美國、巴西、芬蘭、德國、義大利、立陶宛、烏克蘭
		斷層	較少被提及的項目	IAEA、韓國、美國、德國
		第四紀構造運動	較少被提及的項目	IAEA、加拿大、美國、巴西
		陸地抬升與沉陷	具影響力的項目	韓國、美國、德國、英國
		火山作用	具影響力的項目	IAEA、加拿大、韓國、美國、巴西、芬蘭、德國、義大利、烏克蘭
		褶皺	較少被提及的項目	IAEA、美國
	建造與工程情況	洪水	具影響力的項目	IAEA、加拿大、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、義大利、英國
		山崩	具影響力的項目	加拿大、美國、保加利亞、義大利、英國
		邊坡穩定性	較少被提及的項目	IAEA、加拿大
		土壤液化	較少被提及的項目	IAEA、加拿大
		承载力	較少被提及的項目	IAEA、加拿大
		不利開挖的土地	較少被提及的項目	IAEA、美國
		氣象事件	具影響力的項目	加拿大、韓國、巴西、保加利亞、芬蘭、義大利、立陶宛、烏克蘭、英國
		氣候變遷	具影響力的項目	IAEA、加拿大、韓國、美國、保加利亞、芬蘭、立陶宛、烏克蘭
	人	岩石崩移	較少被提及的項目	IAEA

	為誘發危害	鑽探、採礦	較少被提及的項目	IAEA、美國、德國
		能源或礦物資源	具影響力的項目	IAEA、加拿大、韓國、美國、芬蘭、德國、匈牙利、立陶宛
		內部危害	具影響力的項目	IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、烏克蘭
社會影響		人口密度/分布/趨勢	關鍵要項	IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、立陶宛、烏克蘭、英國
土地利用		區域發展與規劃	較少被提及的項目	IAEA、加拿大、巴西、匈牙利、義大利
環境保護		國家公園	較少被提及的項目	IAEA、英國
		歷史古蹟/遺址	較少被提及的項目	IAEA、韓國、英國
		地表水與地下水資源	具影響力的項目	IAEA、加拿大、韓國、美國、德國、匈牙利、立陶宛、英國
		野生動物棲地(瀕危物種)	具影響力的項目	IAEA、加拿大、韓國、巴西、芬蘭、英國
		放射性廢棄物的運輸	較少被提及的項目	IAEA、美國、匈牙利
		核子保安	較少被提及的項目	IAEA
		監測與定期檢查	具影響力的項目	IAEA、加拿大、韓國、美國、巴西、芬蘭、義大利、英國

第四章 低放貯存設施與處置場址管制要項比較

國際上之低放射性廢棄物於包件封裝後，通常立即輸送至暫時性貯存設施或最終處置設施進行存放管理，這需要貯存設施與處置設施之技術發展完善。近年來許多國家及地區都使用經過專業設計規劃的臨時性貯存設施或地下貯存設施，藉此安全的存放放射性廢棄物直至最終處置方案完成，最終處置方面，捷克共和國、芬蘭、法國、日本、荷蘭、西班牙、瑞典、英國、美國等國家皆已選擇近地表處置的方式，將低放射性廢棄物置於地表或地下約 30 公尺區域之設施場址，而法國、瑞典、芬蘭與美國等則選擇將高放射性廢棄物置於地層深處，範圍約為 300 到 1000 公尺間，進行深層地質處置(WNA,2020)。國際上之貯存設施與處置設施管制法規具有一定程度完整性。本章節將於 4.1 節綜整第二章節之貯存設施相關規範與第三章節之處置設施場址規範，並於 4.2 進行異同比較，分析貯存設施與處置場址之規範差異，以回饋國內審查端。

4.1 貯存設施與處置場址管制要項之評估標準

貯存設施與處置場址除了存放放射性廢棄物時間的差異外，設施建築的設計規劃、存放地點的安全性評估、放射性廢棄物包件的設計等，都具有一定的差異性，根據兩者的差異，各國根據不同設施所訂定的規範亦有所不同，其根本目的皆為促使設施與場址能合適地存放放射性廢棄物，並且確保場址的安全功能防護人民與環境，此小節將整理貯存設施及處置設施管制要項的內容，汲取每個國家對評估項目主要要求進行彙整，以利後續 4.2 小節進行貯存設施與處置設施場址的差異性比較。

4.1.1 貯存設施管制要項評估標準

貯存設施因位處地表，且放射性廢棄物僅多貯存少於百年，故管制要項及評估標準都與處置場址有所不同，以下將會把要項分為關鍵要項、具影響力項目、較少被提及項目作大分類，從各大要項探討子項目，並列出各個國家具體定性及定量的敘述，藉以分析各個國家間做法之異同與原因，對後續第六章與國內貯存設施管制要項進行比較時，能有更清楚地判別與建議。

1. 貯存設施場址之關鍵要項

- (1) 地震：綜整此項指標，IAEA、澳大利亞、韓國、日本、美國、阿根廷、亞美尼亞、保加利亞、芬蘭、匈牙利、羅馬尼亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士、烏克蘭、英國都考量地震所帶來之危害，貯存設施主要是以震度上限作為排除標準如表 4.1，從細項說明中可清楚看到各國管制的差異。

表 4.1 地震評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
地動		V	日本 ：確保地震不會造成設施傾斜倒塌。 美國 ：無地動 巴西 ：場址無構造運動。 斯洛維尼亞 ：應能以工程措施克服地震。
地表破裂	V		烏克蘭 ：建造與作業安全性的強度和頻率應避免破壞地表結構。
震度	V	V	韓國 ：不應位於地震事件頻率、規模、震度相對較高或預測可能有地震事件區域。 斯洛伐克 ：規定地震震度最高達到或超過歐洲地震震度等級表8級，應排除。 烏克蘭 ：地震震度超過8級，應排除。 地震活動達MSK-64(Medvedev-Sponheuer-Karnik scale)震度分級7級地區不宜設置場址。

- (2) 洪水：綜整此項指標，IAEA、澳大利亞、韓國、日本、美國、阿根廷、亞美尼亞、巴西、保加利亞、義大利、羅馬尼亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士、烏克蘭、英國都將其納入初期評估指標進行選址，主要考量天然洪水所造成之影響，如表 4.2 所示，並且注重排水能力與工程方法克服此項危害。

表 4.2 洪水評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
河流		V	澳大利亞 ：河道堵塞或改道引起洪水。 韓國 ：應位於低水位且不受到水壩、降雨或其他人為事故等影響，造成洪水淹沒。 西班牙 ：考量河川洪水。
海岸		V	IAEA 。

海嘯 (暴潮、 波浪)		V	<u>IAEA</u> 、 <u>澳大利亞</u> 、 <u>韓國</u> 、 <u>日本</u> 。
海嘯		V	<u>日本</u> ：確保不會因海嘯影響安全功能。
天然洪水		V	<u>亞美尼亞</u> ：評估一種或多種自然原因造成洪水可能性。 <u>巴西</u> ：排水應良好，不受洪水影響。防止上游流域水體侵蝕或淹沒場址。 <u>義大利</u> ：避免受到洪水的侵襲。 <u>斯洛維尼亞</u> ：需能以工程克服天然洪水影響。 <u>瑞士</u> ：考量洪水對建築物影響，避免水滲入及排水能力不足。
地質洪水		V	<u>IAEA</u> 。

- (3) 火災：綜整此項指標，IAEA、韓國、日本、阿根廷、芬蘭、匈牙利、義大利、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士、烏克蘭、英國皆納入考量，如表 4.3 所示，多數國家都採取設置火災警報系統或者在設施設計納入防火需求，以避免人為誘發之外部火災發生。

表 4.3 火災評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
人為誘發外部火災		V	<u>韓國</u> ：發生火災或爆炸亦應保持設施安全性。 <u>日本</u> ：火災警報器、自動檢測系統。 <u>芬蘭</u> ：防火設計。 <u>匈牙利</u> ：火災警報系統。 <u>義大利</u> ：防火設施、火災探測及預防系統。 <u>斯洛伐克</u> ：火災識別系統、滅火措施。 <u>斯洛維尼亞</u> ：防火設施。 <u>瑞士</u> ：考量熱氣體、煙霧和熱輻射造成火災。 <u>英國</u> ：火災警報系統。

2. 貯存設施場址之具影響力的項目

- (1) 大地工程（山崩/塌陷、土壤液化）：綜整此項指標，IAEA、澳大利亞、韓國、美國、亞美尼亞、保加利亞、芬蘭、匈牙利、羅馬尼亞、斯洛伐克、西班牙、瑞士、烏克蘭皆有納入評估。如表 4.4 所示，多數國家考量邊坡穩定性及大規模山崩，韓國規定貯存設施應位於不受山崩和土壤

液化影響之位置；美國地質探勘在適當區域內無不穩定的地質特性及土壤穩定性問題；亞美尼亞排除邊坡不穩定可能性。土壤液化也是多個國家考量評估的重要指標，對於評估大地工程穩定性為重要要素。

表 4.4 大地工程評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
邊坡不穩定(大規模山崩)	V		<u>澳大利亞</u> ：評估山崩。 <u>韓國</u> ：不受山崩影響。 <u>美國</u> ：無不穩定地質特性及土壤穩定性問題。 <u>亞美尼亞</u> ：排除坡度不穩定可能性（土地和岩石山崩及雪崩）。 <u>烏克蘭</u> ：山崩、土石流、雪崩等可能影響設施之不穩定坡面，應排除
邊坡不穩定(小規模)		V	<u>亞美尼亞</u> ：考量800公尺內地質特性。 <u>烏克蘭</u> ：評估母岩長期穩定性。具結構不穩定之土壤特性地區，不宜設置場址。
崩陷		V	<u>斯洛伐克</u> ：若無法以工程措施克服，不宜設置場址。
地層下陷(沉陷)		V	<u>澳大利亞</u> ：評估沉陷、塌陷。
地表抬升	V	V	<u>韓國</u> ：不受沉積、抬升影響。
大規模土壤液化	V		<u>IAEA</u> 。
土壤液化		V	<u>澳大利亞</u> ：評估土壤類型與深度、岩石類型、液化潛力。 <u>韓國</u> ：不受土壤液化影響。 <u>美國</u> ：評估母岩之土壤液化潛能。 <u>亞美尼亞</u> ：判別土壤液化可能性。 <u>匈牙利</u> ：評估土壤力學結構。 <u>斯洛伐克</u> ：若無法以工程措施克服，不宜設置場址。

(2) 極端氣象事件（降雨、強風）：IAEA、澳大利亞、韓國、亞美尼亞、保加利亞、義大利、羅馬尼亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士、烏克蘭、英國皆有考量，如表 4.5 所示。

表 4.5 極端氣象事件評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
降雨		V	澳大利亞 ：雨、雪、霰(sleet)、冰雹。 韓國 ：暴雪、暴雨。 亞美尼亞 ：嚴重降水、雪、冰、冰雹。 斯洛伐克 ：極端降雨。 斯洛維尼亞 ：須以工程克服低溫、雪、冰、強降雨。 西班牙 ：降水、雨、雪、冰、冰雹。 烏克蘭 ：異常降雨、雷暴。
強風		V	澳大利亞 ：風速與風向、渦流(Turbulence)、氣旋(Cyclones)、風暴潮、水龍捲、沙塵暴。 韓國 ：龍捲風、旋風、颱風。 亞美尼亞 ：風暴潮、沙塵暴。 義大利 ：龍捲風。 斯洛維尼亞 ：須以工程克服陣風及龍捲風。 西班牙 ：颶風、颱風。 瑞士 ：陣風。 烏克蘭 ：颶風、龍捲風、沙塵暴。

(3) 人為誘發危害(飛機墜毀、工業設施、運輸交通): 綜整此項指標, IAEA、澳大利亞、韓國、日本、亞美尼亞、保加利亞、芬蘭、匈牙利、斯洛伐克、西班牙、瑞士、烏克蘭皆納入考量。如表 4.6 所示, 不管是飛機墜毀抑或是工業設施爆炸或產生有害氣體的危害, 多個國家都有明確細項說明, 可見貯存設施位在地表上有諸多人為誘發危害需考量。

表 4.6 人為誘發危害評估指標與細項說明

評估指標		評估分類		國家與細項說明
		排除	裁量	
運輸交通	飛機撞擊/墜毀		V	韓國 ：不得鄰近機場, 考量飛機失事。 日本 ：防範人為車輛、船舶及飛機事故, 採取適當措施防範。 亞美尼亞 ：考量飛機墜毀產生撞擊、火災及爆炸。 保加利亞 ：設計場址時考量客機墜落。 芬蘭 ：設計場址時考量飛機故障。 瑞士 ：考量民用和軍用飛機失事(考量

				由於飛機墜毀、燃油燃燒、爆炸和碎屑引起的系統零件震動)。
工業設施	爆炸	V	V	<p>澳大利亞：評估含有危險物質的設施(儲存化學物品或彈藥)、其他危險設施(化工廠、燃料儲存廠、發電廠)。</p> <p>韓國：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 確認周圍工業設施及相關活動部會造成安全性問題。 ● 不會受到石油、爆炸物等危險物質影響。 <p>日本：考量鄰近區域之營業場所發生爆炸事故，採取適當措施防範。</p> <p>亞美尼亞：評估爆炸或藉由爆炸間接引爆氣體的化學物質處理、加工、運輸及貯存活動。</p> <p>芬蘭：評估可能造成危險的工業設施。</p> <p>匈牙利：禁止工業活動及爆破。</p>
	有害氣體釋出	V	V	<p>韓國：不會受到危險氣體影響。</p> <p>日本：考量鄰近區域之營業場所產生有害物質可能性，採取適當措施防範。</p> <p>西班牙：評估危險或腐蝕性設備及工業。</p>
	電磁干擾		V	IAEA 、 亞美尼亞 。

(4) 內部危害(火災/爆炸)：綜整此項指標，IAEA、保加利亞、斯洛伐克、斯洛維尼亞、西班牙、瑞士，如表 4.7 所示，火災或爆炸可能從設施內部直接造成損害，因此多數設施與設計時即進行考量。

表 4.7 內部危害評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
火災/爆炸		V	<p>保加利亞：設計場址時考量內部火災、爆炸。</p> <p>斯洛伐克：考量內部洪水、火災、爆炸、碎屑、管道破裂等導致裝置故障事件，採取防禦與緩解措施。</p> <p>斯洛維尼亞：防止內部火災。</p> <p>西班牙：產生氣體或危險過程造成的內部火災及爆炸。</p> <p>瑞士：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 熱氣、煙和熱輻射造成之火災。 ● 壓力波、熱輻射和火造成之爆炸。

- (5) 入侵：非法入侵除闖入人員的輻射曝露問題外，亦可能造成核子保安相關問題，如表 4.8 所示，IAEA、日本、巴西、義大利、斯洛維尼亞、烏克蘭皆考量人類入侵，並採取適當措施防止闖入。

表 4.8 入侵評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
人類入侵		V	<p>日本：考量人為非法入侵及其攜帶爆炸或易燃物質造成影響，須採取適當措施防範。</p> <p>巴西：防止個人及動植物的無意闖入。</p> <p>義大利：避免除作業人員外之人類入侵。</p> <p>烏克蘭：確保不因現在與未來的人類活動喪失阻隔功能。</p> <p>優先選擇不受人類活動影響的場址。</p>

- (6) 人口密度/分布：綜整此項指標，IAEA、澳大利亞、韓國、美國、亞美尼亞、巴西、保加利亞、芬蘭、立陶宛、羅馬尼亞、烏克蘭皆納入考量，如表 4.9 所示，多數國家重視人口密度及分布，盡量遠離人口稠密之處，以減少外部人員輻射曝露之可能性。

表 4.9 人口密度/分布評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
人口密度/分布		V	<p>澳大利亞：人口統計(Demographics)、人口分布。</p> <p>韓國：遠離人口稠密地區。</p> <p>美國：考量人口特徵及其分佈</p> <p>亞美尼亞：評估外圍地區的人口密度、分佈及其他特性，及對個人及群體輻射曝露風險。</p> <p>巴西：人口統計學、周圍人口的資料、直接及間接利益。</p> <p>保加利亞：被動監控人口分佈。</p> <p>芬蘭：不得置於人口稠密地區。</p> <p>立陶宛：考量周圍人口變化。</p> <p>羅馬尼亞：考量周遭人類活動與機構的存在。</p> <p>烏克蘭：優先考量人口稀少地點且無增長疑慮。</p>
人口中心距離		V	<p>芬蘭：不得置於難以實施緊急應變措施之人口中心。</p>

未來預測 人口分布		V	<u>芬蘭</u> ：考量附近地理及人口的普遍分佈和預測分佈。 <u>立陶宛</u> ：考量預期人口變化。
--------------	--	---	--

(7) 監測與控制：綜整此項指標，IAEA、澳大利亞、日本、亞美尼亞、巴西、保加利亞、立陶宛、羅馬尼亞、斯洛伐克、英國，皆有包含監測與控制。如表 4.10 所示，日本建置監測系統、輻射控制設備、障壁系統、通風設備、備用電源及通訊設備以監測及控制設施安全；亞美尼亞考量核電廠周圍 800 公尺可能影響場址之外部危害，且外部危害應根據最新情況及該地區場址特性進行評估，另外也考量電路系統的可用性、容量、可靠性、穩定性等以減輕危害之解決方案；保加利亞以設施維護進行主動監控，可以從此看出監測與控制為重要裁量項目，各國也都設立許多設備以利監控。

表 4.10 監測與控制評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
外部危害		V	<u>亞美尼亞</u> ：考量800公尺內之外部危害。 <u>立陶宛</u> ：監視與控制外部危害。 <u>斯洛伐克</u> ：監視與控制外部事件、檢查與操作核子設施。
場址特性		V	<u>澳大利亞</u> ：應建立場址、周圍區域與自然環境的監測系統，有助於除役後場址恢復現場環境。 <u>亞美尼亞</u> ：監視與控制場址特性。 <u>巴西</u> ：遠離不利監測的環境和設施。 <u>立陶宛</u> ：現有與未來土地與水資源應用，及可能影響放射性核種外釋之場址特性。
管制要求更新		V	<u>IAEA</u> 。
檢查防患外部危害的設計		V	<u>日本</u> ： ● 監測系統—監測氣體排放及外部輻射量。 ● 輻射控制設備—受控區域內外部輻射劑量。 ● 備用電源—當外部電源停止供電，可用於維持監視設備運轉。 <u>亞美尼亞</u> ：電路系統—考量外部傳輸網絡的可用性、容量、可靠性、耐用性及易損性。

			<u>保加利亞</u> ：設施維護主動監控。 <u>英國</u> ：監視系統與警報(大氣溫度與相對溼度異常、易燃氣體累積、水與地下水入侵、未經授權的人類入侵)。
更新資訊 與事件案 例		V	<u>IAEA</u> 。

(8) 非安全相關(土地利用、社會與經濟)：綜整此項指標，IAEA、澳大利亞、日本、美國、亞美尼亞、巴西、保加利亞、芬蘭、義大利、立陶宛、羅馬尼亞、斯洛伐克、瑞士、烏克蘭皆有考量。如表 4.11 所示，其中多數國家考量現有及未來的土地利用規劃，藉此減免經濟損失並考量退役後土地用途，例如土地和水源的利用，可視為影響貯存設施選址的評估指標。

表 4.11 非安全相關評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
地形		V	<u>澳大利亞</u> ：地表水文特性(河流)、地形(山脈、山谷)，以及任何可能影響放射性廢棄物自空氣擴散、延散的特性。
冷卻水可用性	V	V	<u>芬蘭</u> ：冷卻水進出計畫。 <u>瑞士</u> ：外部電源中斷和損壞導致冷卻水供應中斷。
取得用水		V	<u>巴西</u> ：水的管轄權和使用。 <u>芬蘭</u> ：攝入水源。 <u>立陶宛</u> ：水資源利用。
運輸的可能性		V	<u>澳大利亞</u> ：公路、鐵路、輪船、航空。 <u>日本</u> ：安全運輸及接收放射性廢棄物能力。 <u>美國</u> ：控制高速公路、鐵路、水路交通。 <u>巴西</u> ：考量農牧、工業活動路線及交通工具。
連接國家區域的電網		V	<u>亞美尼亞</u> ：考量外部電路傳輸網路的可用性、容量、可靠性、穩定性、耐用性及易損性。
非放射性的環境影響		V	<u>IAEA</u> 。
社會經濟影響		V	<u>義大利</u> ：考量經濟及社會因素，放射性廢棄物對後代子孫的影響。 <u>立陶宛</u> ：考量經濟及社會條件，減少作業

			人員與普通民眾接觸，以及營運期間對環境的影響。 斯洛伐克 ：區域具有工業設施或其他經濟保護區不宜設置設施場址。
土地利用 規劃		V	澳大利亞 ：土地利用(農業、畜牧業、酪農濕地、商業、住宅與休閒用地，以及水資源利用)。 亞美尼亞 ：考量現有及未來土地利用。 巴西 ：聯邦和州土地。 芬蘭 ：土地和水源的使用、附近地區生計(農業和漁業)。 義大利 ：考量土地當前與未來用途。 立陶宛 ：現有與未來土地利用。 烏克蘭 ：適合農業生產地區不宜設置場址。

3. 貯存設施場址之較少被提及的項目

(1) 外部危害評估：

I. 天然危害

如表 4.12 所示，此項目包含多樣子項目，也是少數國家會提及的指標，基本上為避免設施受到地震危害所考量的斷層項目，對於我國的參考價值較高，後續能與我國管制要項做比較與修正。

表 4.12 外部危害：天然危害評估指標與細項說明

評估指標		評估分類		國家與細項說明
		排除	裁量	
地震	斷層	V		IAEA、斯洛伐克 。 澳大利亞 ：表面斷層。 韓國 ：場址中心半徑8公里內沒有活動斷層。 美國 ：避免大型斷層(地震水平地表加速度 $\geq 0.1g$)。 亞美尼亞 ：表面斷層。 烏克蘭 ：排除活動斷層及地球動力學地帶。
大地工程	喀斯特地形	V		IAEA 。 亞美尼亞 ：調查是否存在喀斯特地形。 斯洛伐克 ：場址內有喀斯特地形，不宜設置設施。 烏克蘭 ：排除喀斯特地形。
	基岩荷載		V	IAEA、斯洛伐克、烏克蘭 。

				<p><u>澳大利亞</u>：考量岩石類型及承載力。 <u>美國</u>：分析土壤說明足以承載荷重。 <u>亞美尼亞</u>：評估母岩在靜態及地震荷載狀態下之穩定性。</p>
火山作用	活火山	V		<p><u>IAEA</u>、<u>澳大利亞</u>、<u>亞美尼亞</u>。 <u>烏克蘭</u>：火山地質活動與泥火山活動，應排除。</p>
	熔岩流	V		
	火山碎屑水流	V		
	地表變形	V		
	火山碎屑落塵		V	
	火山氣體		V	
	大規模火山泥流	V		
洪水	水工結構物損毀	V	V	<p><u>IAEA</u>。 <u>澳大利亞</u>：水壩故障。 <u>韓國</u>：位於低水位且不受水壩影響而洪水淹沒。 <u>亞美尼亞</u>：應對上游水工控制結構進行分析。 <u>西班牙</u>：水壩故障。 <u>烏克蘭</u>：水庫結構損毀造成洪水，應該除。</p>
極端氣象事件	降雪		V	<u>IAEA</u> 、 <u>澳大利亞</u> 、 <u>韓國</u> 、 <u>亞美尼亞</u> 、 <u>斯洛維尼亞</u> 、 <u>西班牙</u> 。
	龍捲風		V	<u>IAEA</u> 、 <u>澳大利亞</u> 、 <u>韓國</u> 、 <u>義大利</u> 、 <u>斯洛維尼亞</u> 、 <u>烏克蘭</u> 。
	閃電		V	<u>IAEA</u> 、 <u>韓國</u> 、 <u>斯洛維尼亞</u> 、 <u>西班牙</u> 、 <u>瑞士</u> 。
	溫度		V	<u>IAEA</u> 、 <u>澳大利亞</u> 、 <u>亞美尼亞</u> 、 <u>斯洛伐克</u> 、 <u>斯洛維尼亞</u> 、 <u>西班牙</u> 。
	颱風/颶風		V	<u>IAEA</u> 、 <u>韓國</u> 、 <u>西班牙</u> 、 <u>烏克蘭</u> 。
	海嘯		V	<u>IAEA</u> 、 <u>韓國</u> 、 <u>日本</u> 。
	沙暴與沙塵暴		V	<u>IAEA</u> 、 <u>澳大利亞</u> 、 <u>亞美尼亞</u> 、 <u>烏克蘭</u> 。
氣候變遷	海平面變化		V	<u>IAEA</u> 、 <u>烏克蘭</u> 、 <u>英國</u> 。
	地下水位變化	V		<u>IAEA</u> 、 <u>烏克蘭</u> 、 <u>英國</u> 。

II. 人為誘發危害

表 4.13 外部危害：人為誘發危害評估指標與細項說明

評估指標		評估分類		國家與細項說明
		排除	裁量	
軍事設施	導彈影響		V	<u>IAEA</u> 、 <u>澳大利亞</u> 、 <u>韓國</u> 、 <u>亞美尼亞</u> 、 <u>西班牙</u> 。

- (2) 內部危害評估：綜整此項指標，IAEA、保加利亞、斯洛伐克、西班牙，瑞士皆有考量，如表 4.14 所示，為防止核子事故之危害，訂定內部危害評估項目以檢視及評估。

表 4.14 內部危害評估指標與細項說明

評估指標		評估分類		國家與細項說明
		排除	裁量	
水災		V		<u>IAEA</u> 、 <u>斯洛伐克</u> 、 <u>西班牙</u> 。 <u>保加利亞</u> ：人為失誤導致洪水。 <u>瑞士</u> ：電氣系統短路造成內部洪水。
人為疏失			V	<u>IAEA</u> 、 <u>保加利亞</u> 、 <u>西班牙</u> 。 <u>瑞士</u> ：人員行為不當直接釋放放射性物質引發污染事故。
系統故障			V	<u>西班牙</u> ：機械設備及控制儀表故障。 <u>瑞士</u> ：考量組件、操作及安全系統故障。
重物掉落 撞擊			V	<u>IAEA</u> 、 <u>保加利亞</u> 。 <u>瑞士</u> ：承載過大碰撞損壞結構或組件。

- (3) 核種遷移（空氣、液體）：綜整此項指標，IAEA、韓國、亞美尼亞、巴西、立陶宛、羅馬尼亞皆有考量，如表 4.15 所示，主要應學習各國建置系統定期蒐集氣體及液體的監測資料，以免放射性核種大量外釋造成危害。

表 4.15 核種遷移評估指標與細項說明

評估指標		評估分類		國家與細項說明
		排除	裁量	
空氣			V	<u>IAEA</u> 、 <u>立陶宛</u> 、 <u>羅馬尼亞</u> 。 <u>韓國</u> ：外釋至大氣時，經擴散作用稀釋不應對空氣環境造成影響。 <u>亞美尼亞</u> ：於適當海拔高度位置蒐集氣象量測基本參數。 <u>巴西</u> ：生物作用產生之氣體。 <u>立陶宛</u> ：正常營運期間，氣態放射性物質

			不應超過最大環境允許排放量。
液體		V	<u>IAEA</u> 、 <u>羅馬尼亞</u> 。 <u>亞美尼亞</u> ：應確認地表水文及地下水擴散特性。 <u>巴西</u> ：考量地下水傳輸。 <u>義大利</u> ：蒐集排水系統排出之液體，以控制外釋劑量。 <u>立陶宛</u> ：正常營運期間，液態放射性物質不應超過最大環境允許排放量。

- (4) 非安全相關(可利用資源、地形)：綜整此項指標，IAEA、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、斯洛伐克、烏克蘭考量此項目，如表 4.16 所示，主要是在於水資源的利用須納入排除項目。

表 4.16 非安全相關評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
可利用資源	V		<u>IAEA</u> 。 <u>美國</u> ：水資源利用。 <u>巴西</u> ：考量地表水和地下水的可用性、位置和移動。 <u>斯洛伐克</u> ：天然藥物資源、地下水與地表水保護區。 <u>烏克蘭</u> ：用於供水的地下水或礦泉水來源，應排除。
地形		V	<u>IAEA</u> 、 <u>保加利亞</u> 、 <u>芬蘭</u> 。

- (5) 緊急應變計畫之可行性：綜整此項指標，IAEA、韓國、阿根廷、亞美尼亞、芬蘭、匈牙利皆有考量，如表 4.17 所示。

表 4.17 緊急應變計畫之可行性評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
緊急應變計畫之可行性	V		<u>IAEA</u> 、 <u>韓國</u> 、 <u>芬蘭</u> 、 <u>匈牙利</u> 。 <u>阿根廷</u> ：應考量設施特性、場址與周邊環境(基礎設施與人口)，以及可能影響緊急應變計畫的外部事件。 <u>亞美尼亞</u> ：應考量事故發生後放射性核種超出反應堆半徑800公尺之緊急保護措施，以及低人口密度區之延遲放射性核種外釋影響的行動，必要時應採取措施以維持輻射曝露的合理抑低。

4.1.2 處置設施場址管制要項評估標準

低放射性廢棄物處置設施因位於地層之下，且存放時間近萬年，幾乎是不再取出，故評估標準與只存放近百年且位於地表之貯存設施有差異，以下會以表格方式列出各國家在不同評估標準的細項說明，以便了解彼此間說明的異同，藉以推測及觀察出訂定的原因，以在 4.2 節進行參考及綜整。

1. 處置設施場址之關鍵要項

(1) 近地表處置設施：如表 4.18 所示。

- I. 地震：IAEA、韓國、日本、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、立陶宛、墨西哥。
- II. 地質結構特性：IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、立陶宛、英國。
- III. 水文地質：IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、墨西哥、英國。
- IV. 氣象事件：IAEA、韓國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、立陶宛、墨西哥、英國。

表 4.18 近地表處置設施關鍵要項之評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
地震	V		日本 ：防止地震造成破壞。
地質結構特性	V		芬蘭 ：考量地質結構與水的傳導性，地下水化學特性與岩石的機械穩定性比需有利處置設施長期安全。 匈牙利 ：倘若岩石組成鬆散，不得於高於5度的坡度上，或是具有侵蝕、山崩、大地震等危險區域建置地質處置設施的地表設施。 英國 ：土壤、地下水與地表水應於處置設施底部及側面加一層礦物層，以地質天然障壁方式加以保護，若為工程障壁厚度應至少0.5公尺。
水文地質	V		韓國 ：盡可能遠離地表水和地下水。 美國 ：與地下水具有一定之距離，不允許設施位於地下水季節性波動範圍內，防止地下水長期浸沒設施。 不得受水文地質因素影響導致地下水排放至設施地表。

			<p>巴西：地表水與地下水分布、地下水位變化、地下含水層(深度、厚度；水力梯度、方向)、地下水位季節性變化、潛在滲透能力。</p> <p>保加利亞：地下水應具低流速，減緩放射性核種藉由地下水遷移。</p> <p>芬蘭：地下水不適宜特性，如缺乏還原功能及高濃度物質等可能影響遲滯作用之特性。</p> <p>義大利：水文地質特性應能減緩放射性核種外釋，且應為均質。</p> <p>墨西哥：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 地下水位應夠深，防止地下水與放射性廢棄物接觸，水文地質特性應避免地下水流入場址。 ● 不得將場址設置於地下水補給區。
氣象事件		V	<p>巴西：強風、降水、暴風雨、龍捲風、閃電、冰雹、洪水。</p> <p>義大利：考量降雨，排除明顯的侵蝕痕跡。</p>

(2) 地質處置設施：如表 4.19 所示。

- I. 地震：IAEA、加拿大、韓國、美國、巴西、芬蘭、德國、義大利、立陶宛、烏克蘭。
- II. 地質結構特性：IAEA、加拿大、韓國、美國、保加利亞、芬蘭、匈牙利、立陶宛、英國。
- III. 水文地質：IAEA、加拿大、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、德國、匈牙利、義大利、立陶宛、墨西哥、烏克蘭、英國。
- IV. 社會影響（人口密度/分布）：IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、立陶宛、烏克蘭、英國。

表 4.19 地質處置設施關鍵要項之評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
地震	V		<p>韓國：歷史上地震發生的頻率、規模較低。</p> <p>美國：排除根據地震構造過程與特性的相關性，證明未來會增加地震發生的頻率或震級。</p> <p>德國：排除區域性地殼威脅，大於 DIN EN 1998-1/NA 2011-11 標準中的一級震區者；(譯注：DIN：德國化學會標準，即一般所稱之德國標準；EN：採用歐洲標準之德國標準；NA：採用國際標準之德國標準。</p>
地質結構特性	V		<p>加拿大：應力的大小和方向、岩石應力-應變-強度特性。</p> <p>韓國：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 確保周邊地區地質穩定性。 ● 位於母岩中，避免位於石灰岩或非均質性較大之不穩定岩層。 <p>芬蘭：考量地質結構與水的傳導性，地下水化學特性與岩石的機械穩定性比需有利處置設施長期安全。</p> <p>匈牙利：倘若為單一岩石組成，不應於坡度高於15度的坡度上建立地質處置設施的地表設施。</p> <p>英國：土壤、地下水與地表水應於處置設施底部及側面加一層礦物層，以地質天然障壁方式加以保護，若為工程障壁厚度應至少0.5公尺。</p>
水文地質	V		<p>加拿大：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 地下水流動狀況、流量、方向。 ● 岩石孔隙率、水力傳導係數、壓力水頭梯度。 <p>韓國：遠離地表水及地下水。</p> <p>美國：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 飽和區-水平與垂直滲透係數低的母岩。 ● 非飽和區-地下水位低於處置設施。 ● 水力梯度、水力傳導係數等影響放射性核種遷移之條件變化。 <p>巴西：地表水與地下水分布、地下水位變化、地下含水層(深度、厚度；水力梯度、方向)、地下水位季節性</p>

			<p>變化、潛在滲透能力。</p> <p><u>芬蘭</u>：地下水不適宜特性，如缺乏還原功能及高濃度物質等可能影響遲滯作用之特性。</p> <p><u>德國</u>：考慮成為具有效封閉作用之山區範圍或處置場範圍，經證實含有年輕地下水者。</p> <p><u>匈牙利</u>：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 可接納岩石特性為水平與垂直低水力傳導係數及水力梯度下降。 ● 地下水物理特性與化學成分有利於處置設施安全功能。 <p><u>義大利</u>：水文地質特性應能減緩放射性核種外釋，且應為均質。</p> <p><u>立陶宛</u>：考量地下水位、流量。</p> <p><u>烏克蘭</u>：地下水遷移方向、流速。</p>
社會影響（人口密度/分布）		V	<p><u>韓國</u>：遠離人口稠密地區。</p> <p><u>美國</u>：應位於人口密度低的位置，且封閉後控制區域應遠離人口中心。</p>

2. 處置設施場址之具影響力的項目

(1) 近地表處置設施：如表 4.20 所示。

- I. 地質環境（地球化學）：IAEA、韓國、日本、保加利亞、芬蘭、墨西哥。
- II. 地質構造（構造運動與火山作用）：IAEA、日本、美國、巴西、芬蘭、匈牙利、義大利、墨西哥。
- III. 地表作用（山崩、侵蝕、洪水）：IAEA、日本、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、義大利、墨西哥、英國。
- IV. 人為誘發事件（潛在資源）：IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、立陶宛、烏克蘭、英國。
- V. 內部危害：IAEA、韓國、日本、巴西、保加利亞、芬蘭。
- VI. 社會影響（人口密度/分布/趨勢）：IAEA、韓國、匈牙利、立陶宛、墨西哥、英國。
- VII. 環境保護（野生動物棲地與瀕危物種）：IAEA、韓國、巴西、芬蘭、墨西哥、英國。
- VIII. 監測與定期檢查：IAEA、韓國、日本、美國、巴西、芬蘭、義大利、立陶宛、英國。

表 4.20 近地表處置設施具影響力項目之評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
地質環境（地球化學）	V		保加利亞 ：地下水的地球化學特性與地質環境應有助於遲滯放射性核種外釋，且不應損害工程障壁。 墨西哥 ：地下水的地球化學與地質環境不應劣化工程障壁。
地質構造（構造運動與火山作用）	V		日本 ：應設置在無位移風險之地表、使發生變形也不會損害安全功能。 美國 ：避開構造運動（斷層、褶皺、地震、火山噴發）。 義大利 ：排除重大構造變化、地震、火山作用地區。
地表作用（山崩、侵蝕、洪水）	V		美國 ：選擇上游流域面積較小區域，減少逕流量侵蝕或淹沒場址的可能性避開地表地質過程（塊體崩壞、侵蝕、塌陷、山崩、風化）。 墨西哥 ：應位於低侵蝕、降水雨量低與高蒸發量區域。
人為誘發事件（潛在資源）	V		IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、匈牙利、立陶宛、烏克蘭、英國 。
內部危害	V		巴西 ：人為作業失誤、設備故障、與外部事件結合的危害。 芬蘭 ：火災、洪水、爆炸、電磁輻射、重物墜落、岩石形成。
社會影響（人口密度/分布/趨勢）		V	韓國 ：遠離人口稠密地區。
環境保護（野生動物棲地與瀕危物種）	V		巴西 ：不得有稀有、受保護或瀕危的物種。 墨西哥 ：不應具有瀕危物種。
監測與定期檢查		V	韓國 ：放射性物質監測設施。 日本 ：設置監測與控制設備以保護作業人員免受輻射曝露。 美國 ：監測場址特性（生態、氣象事件、氣候、水文、地質、地球化學、地震學）等基本環境資訊，以及監測放射性物質外釋。 巴西 ：監測自然環境與人員可能受到輻射曝露之空氣、水、土壤。 芬蘭 ：監測設施周圍母岩水文地質、地下水化學物質、障壁系統狀態、地表環境。

(2) 地質處置設施：如表 4.21 所示。

- I. 地質環境（地球化學）：IAEA、加拿大、韓國、美國、保加利亞、芬蘭、德國、烏克蘭。
- II. 地質構造（陸地沉陷與抬升、火山作用）：IAEA、加拿大、韓國、美國、巴西、芬蘭、德國、義大利、英國。
- III. 地表作用（山崩、洪水）：IAEA、加拿大、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、義大利、英國。
- IV. 氣象事件：IAEA、加拿大、韓國、巴西、保加利亞、芬蘭、義大利、立陶宛、烏克蘭、英國。
- V. 未來氣候變遷：IAEA、加拿大、韓國、美國、保加利亞、芬蘭、立陶宛、烏克蘭。
- VI. 人為誘發事件（潛在資源）：IAEA、加拿大、韓國、美國、芬蘭、德國、匈牙利、立陶宛。
- VII. 內部危害：IAEA、韓國、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、烏克蘭。
- VIII. 環境保護（野生動物棲地（瀕危物種）、地表水與地下水資源）：IAEA、加拿大、韓國、美國、巴西、芬蘭、德國、匈牙利、立陶宛、英國。
- IX. 監測與定期檢查：IAEA、加拿大、韓國、美國、巴西、芬蘭、義大利、英國。

表 4.21 地質處置設施具影響力項目之評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
地質環境（地球化學）	V		<p>加拿大：礦物學、岩石學研究、地下水/孔隙水、放射性物種溶解度、化學物種、遲滯、地下水對工程屏障的腐蝕性、產生氣體的潛力、水體與岩石的交互作用。</p> <p>韓國：地層岩石之透水性、孔隙率與擴散作用，應具抑制放射性物質遷移特性。</p> <p>美國：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 應增進放射性核種的沉澱或吸附，抑制可能加速核種遷移的微粒、膠體、無機或有機絡合物形

			<p>成。</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 礦物組成可能受熱改變並影響何種遷移速率。 ● 排除可能導致岩石強度降低、減少放射性核種吸附、對工程障壁特性產生不利影響之地球化學過程。 <p>德國：原則上應顧及礦鹽、黏土岩及結晶岩等母岩。</p>
地質構造（陸地沉陷與抬升、火山作用）	V		<p>加拿大：地貌分布和表層物質厚度、表層沉積物、第四紀新構造地質歷史。</p> <p>韓國：安全功能不應受到地殼抬升或沉陷，以及地熱釋放等影響。</p> <p>德國：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 於超過一百萬年之可評估期間，預期每年有平均超過一毫米之大規模地質抬升。 ● 存在第四紀發生的火山現象，或於未來可預見之火山活動。 <p>義大利：排除重大構造變化、地震、火山作用地區。</p>
地表作用（山崩、洪水）	V		<p>加拿大：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 場址地形與流域範圍內的排水特性、洪水範圍及頻率、地表水體位置、陸地表面坡度、排水系統密度、主要河道的坡度、地下水補給區和出水區、流域水平衡、地下水季節性變化、海嘯、蕩漾波、潮差。 ● 山崩或其他可能不穩定邊坡的存在、土壤（顆粒尺寸、塑性、分散性、凝聚性）、抗剪力強度參數、基礎材料承载力、液化潛能、夯實特性、透水係數。 <p>美國：大規模山崩、塌陷、或火山活動等可能形成大規模堰塞湖或改變地下水系統的事件。</p>
氣象事件	V		<p>巴西：強風、降水、暴風雨、龍捲風、閃電、冰雹、洪水。</p> <p>義大利：考量降雨，排除明顯的侵蝕痕跡。</p> <p>烏克蘭：洪水、颱風。</p>
未來氣候變遷	V		<p>IAEA、加拿大、韓國、美國、保加利亞、芬蘭、立陶宛、烏克蘭。</p>
人為誘發事件	V		<p>美國：人類活動對地下水系統的不利</p>

(潛在資源)		<p>影響-地下水抽取、大量灌溉、地下注水、地下水抽蓄發電、軍事活動或大型地表水庫建設。</p> <p>德國：過去或現在採礦活動，對山區造成破壞，影響山脈之張力狀態與滲透性。</p> <p>匈牙利：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 不得於有坍塌、注水、爆炸、撞及或具有內源性/外源性火災風險之地質環境開發地。 ● 應考量潛在的自然資源(礦場、可飲用之地下水補注區、現有或潛在生產礦泉水/溫泉水的地區、現有或潛在二氧化碳/碳氫化合物或其他氣體的地質儲存結構)，其當前或未來可能被開採影響安全功能。
內部危害	V	<p>美國：作業區域應使用不易燃與耐熱材料，避免火災及爆炸。</p> <p>巴西：人為作業失誤、設備故障、與外部事件結合的危害。</p> <p>保加利亞：人為操作失誤、火災/爆炸、重物掉落/撞擊、內部流程錯誤、管道/水泵/閘門破裂造成內部洪水。</p> <p>芬蘭：火災、洪水、爆炸、電磁輻射、重物墜落、岩石形成。</p> <p>烏克蘭：火災/爆炸。</p>
環境保護(野生動物棲地(瀕危物種)、地表水與地下水資源)	V	<p>加拿大：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 水域生態—地表水水質、沉積物質量、浮游植物群落、水生植物、浮游動物群落、底棲大型無脊椎動物、魚棲息地、瀕危物種。 ● 陸域生態—土壤質量、植被、野生動物、陸域棲息地、瀕危物種。 <p>韓國：避免未來可能進行地下資源探勘、地下開發、考古挖掘活動之地區。</p> <p>巴西：不得有稀有、受保護或瀕危的物種。</p>
監測與定期檢查	V	<p>韓國：</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 確保控制放射性廢棄物產生的衰變熱及壓力。 ● 設備檢查與措施、輻射監測、結

			<p>構監測、場址監測、環境監測。</p> <p><u>美國</u>：監測與控制放射性物質擴散、控制進入高輻射區域的途徑；輻射警報系統、火災及爆炸探測警報系統。</p> <p><u>巴西</u>：監測自然環境與人員可能受到輻射曝露之空氣、水、土壤。</p> <p><u>芬蘭</u>：監測設施周圍母岩水文地質、地下水化學物質、障壁系統狀態、地表環境。</p>
--	--	--	---

3. 處置設施場址之較少被提及的項目

(1) 近地表處置設施：如表 4.22 所示。

- I. 地質構造與地震（第四紀構造/斷層）：IAEA、美國、巴西、義大利、墨西哥。
- II. 地表作用（常態積水）：IAEA、韓國、美國、墨西哥。
- III. 氣候變遷：IAEA、保加利亞、芬蘭、立陶宛。
- IV. 人為誘發危害（危害性設施、機場與重要航線、有害物質的運輸路線）：IAEA、巴西、保加利亞、芬蘭、立陶宛。
- V. 土地利用（區域發展與規劃）：IAEA、巴西、匈牙利、義大利。
- VI. 環境保護（國家公園、歷史古蹟/遺址、地表水與地下水資源）：IAEA、韓國、墨西哥、英國。
- VII. 放射性廢棄物的運輸：IAEA、美國、匈牙利。
- VIII. 核子保安：IAEA。

表 4.22 近地表處置設施較少提及項目之評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
地質構造與地震 (第四紀構造/ 斷層)	V		<u>IAEA</u> 、 <u>美國</u> 、 <u>巴西</u> 、 <u>義大利</u> 、 <u>墨西哥</u> 。
地表作用 (常態 積水)	V		<u>韓國</u> ：沒有積水可能性、地表加厚以防止淹水。 <u>美國</u> ：應位於排水良好且無洪水或經常性積水的區域。
氣候變遷		V	<u>IAEA</u> 、 <u>保加利亞</u> 、 <u>芬蘭</u> 、 <u>立陶宛</u> 。
人為誘發危害 (危害性設施、 機場與重要航 線、有害物質的 運輸路線)	V		<u>IAEA</u> 、 <u>巴西</u> 、 <u>保加利亞</u> 、 <u>芬蘭</u> 、 <u>立陶宛</u> 。
土地利用 (區域 發展與規劃)	V		<u>義大利</u> ：考量場址是否有土地利用或存在危險活動。
環境保護 (國家 公園、歷史古蹟 /遺址、地表水 與地下水資源)	V		<u>墨西哥</u> ：不應位於國家公園及具有歷史古蹟和考古區位置。 <u>英國</u> ：是否有自然保護區及應保護之自然或文化遺產。
放射性廢棄物的 運輸		V	<u>美國</u> ：應防止廢棄物自由跌落，且具有可靠的定位系統。
核子保安)		V	<u>IAEA</u> 。

(2) 地質處置設施：如表 4.23 所示。

- I. 地質構造與地震 (第四紀構造/斷層、褶皺)：IAEA、加拿大、韓國、美國、巴西、德國。
- II. 建造與工程情況(邊坡穩定性、土壤液化、承载力、不利開挖的土地)：IAEA、加拿大、美國。
- III. 人為誘發危害 (岩石崩移、鑽探/採礦)：IAEA、加拿大、韓國、美國、德國。
- IV. 土地利用 (區域發展與規劃)：IAEA、加拿大、巴西、匈牙利、義大利。
- V. 環境保護 (國家公園、歷史古蹟/遺址)：IAEA、韓國、英國。
- VI. 放射性廢棄物的運輸：IAEA、美國、保加利亞、匈牙利。
- VII. 核子保安：IAEA。

表 4.23 地質處置設施較少提及項目之評估指標與細項說明

評估指標	評估分類		國家與細項說明
	排除	裁量	
地質構造與地震 (第四紀構造/ 斷層、褶皺)	V		<u>美國</u> ：排除第四紀新構造變形(抬升、沉陷、褶皺、斷層)。
建造與工程情況 (邊坡穩定性、 土壤液化、承载力、不利開挖的 土地)	V	V	<u>IAEA</u> 、 <u>加拿大</u> 、 <u>美國</u> 。
人為誘發危害 (岩石崩移、鑽 探/採礦)	V		<u>加拿大</u> ：當前和歷史上的礦物探勘和採礦活動。 <u>韓國</u> ：遠離石油或天然氣等易燃礦物資源儲備區。 <u>美國</u> ：場址存在經濟資源、地下資源或曾進行鑽探作業。 <u>德國</u> ： ● 該區域受現有或過往礦業行為之影響而受損，於可預見之受影響山脈區域或最終處置地之範圍內，對山脈之應力狀態及透水性造成需考量之負面影響。 ● 既存之老舊鑽探，在封閉作用下，不應實質影響確保安全封鎖之最終處置場障壁。
土地利用(區域 發展與規劃)	V		<u>加拿大</u> ： ● 具有經濟價值的資源(如地下水井、礦產資源)。 ● 當前或預期具有土地利用規劃。 <u>義大利</u> ：考量場址是否有土地利用或存在危險活動。
環境保護(國家 公園、歷史古蹟/ 遺址)	V		<u>英國</u> ：是否有自然保護區及應保護之自然或文化遺產。
放射性廢棄物的 運輸		V	<u>保加利亞</u> ：應考量現有交通路線，確保可將放射性廢棄物運送至設施。
核子保安		V	<u>IAEA</u> 。

4.2 貯存設施與處置場址管制要項之異同

此章節將以各項目為出發點進行比較，比較貯存與處置場址管制要項之間的異同，藉以釐清其各自重要的考量要項、需求及原因，因貯存場址為在地表上且運行近百年後需再取出作最終處置，而處置基本上是要放置數萬年於地層中，兩者之間的要求及功能都有差異，其中處置又分為近地表與地質處置，故共存在三種不同情況的考量優先順序及內容，以下將各大要項綜整後，分別列出其中的異同供為後續國內場址管制要項內容修改或建議之參考，其順序分別為

1. 地震：不管是貯存、近地表處置或地質處置皆有納入評估，其中又存在著定量上敘述差異，如斯洛伐克和烏克蘭在貯存場址是以震度來進行評估與排除，而在地質處置方面，德國是以 DIN/EN 1998-1 此標準來規定一級震區為排除標準，換算成規模為強度 I 在 $6,5 \leq I < 7$ 之間，地面加速度參考峰值為 $0.4m/s^2$ ，一是以震度；一是以強度做區分，在地表上之貯存場址以震度判斷標準較為合適，而在深地層之處置場址則改以強度判別較為合適。
2. 地質：在貯存方面，邊坡穩定性和土壤液化為重要指標，兩者皆會影響場址地質結構穩定性，若是大規模產生山崩與土壤液化都是必須排除項目，在處置方面較被多數國家共同考量，其中近地表處置之地質特性中，地質結構為重要指標，岩石組成與穩定性為主要考量，地質處置則關注母岩的穩定性、機械性質與力學性質。
3. 水文：水文地質方面，主要為處置設施所考量，在近地表處置中，非常強調地下水的分布、深度與流速對放射性核種遲滯的影響，必須避免兩者接觸以免造成核種外釋的危害，地質處置方面則有多個國家考慮水力傳導係數，也強調其地下水物理及化學特性都應助於放射性核種的遲滯。
4. 洪水：貯存場址會考量天然因素所造成之洪水，近地表處置也考量洪水侵蝕或淹沒場址之可能性，地質處置方面，加拿大則詳細列出定性之考量說明，如排水特性、洪水發生範圍及頻率、河道坡度、地下水特性等，並加以排除此項危害。
5. 火災：貯存場址特別考量火災此項指標，多個國家都在設施中建立火災警報系統及防火設施，更在設計場址初期就納入防火考量，處置設施因位處地

下，故火災並非特別著重考量之指標。

6. 人口密度/分布：人口密度/分布、距人口中心之距離及未來人口預測分布對於貯存與處置場址皆具影響力，多個國家要求場址需位於人口稀少處及遠離人口稠密中心，並且預測未來人口分布以遠離人群。
7. 監測與控制：貯存場址根據外部危害及場址特性去建立檢查防患外部為害的設計，多數國家採設置監測系統，用以監測及控制設施安全；近地表處置方面，多個國家採設置放射性物質監測系統，以保護人員和環境免受輻射曝露，同時也偵測環境特性數值以監測放射性物質的外釋；地質處置方面，同樣著重在輻射的監測與環境數值監測，韓國則考量放射性廢棄物產生的衰變熱和壓力建立設備監測，由此可知，監測與控制是在場址運行期間非常重要的項目，以免放射性物質外釋而危害環境及人類。
8. 土地利用規劃：貯存場址方面，多數國家考量現有及未來的土地利用，原因為場址在地表上需運行近百年，若是中途有土地利用需求，則難以進行土地開發，相反地在處置方面，考量此項目的國家數較少，但依然考量當前或預期的土地利用規劃，由此推測為地質處置位於深地層，表面的土地利用若是不影響障壁完整性，土地則可以被利用與開發。
9. 極端氣象事件：貯存與處置皆易受降雨及強風影響容易造成危害，故多個國家共同考量此項指標。
10. 人為誘發為害：貯存場址位於地面之上，人為誘發危害容易發生且具影響力，運輸中的飛機墜毀、工業設施爆炸或有害氣體釋出之危害為重要考量項目，而軍事設施及資源開發所造成危害較少考量，但在地質處置中，人為潛在資源開發所誘發的危害為多數國家考量且具影響力項目，由此可知，由於位處地表或地下之差異，潛在資源開發之考量有所差異。
11. 內部危害：在貯存與處置設施的考量中，內部火災和爆炸為多數國家考量項目，此外在處置場址中，人為操作失誤也是被提及的細項原因之一，由表格相互比較可看出內部危害主要在貯存及處置設施中都必須排除，以免造成重大危害。
12. 非安全相關：主要貯存設施聚焦在社會經濟影響及土地利用規劃，澳大利亞、亞美尼亞、巴西、芬蘭、義大利、立陶宛、烏克蘭皆有細項說明考量現有與未來的土地利用，相反地在近地表與地質處置中較少國家提到土地利用

規劃的影響，推測因位於地層中，地表上的土地利用較無危害或疑慮，只有義大利特別全部納入考量。

以上為貯存、近地表處置及地質處置設施場址管制要項中，關鍵要項與具影響力項目的比較與異同，可以發現當中可能因為位處地上或地下、存放時間的長短及其他因素等都會影響各國的規定，有些多數國家都有共同規定的項目，可以在後續檢視我國管制要項法規時，檢視並比較細項說明的完整性，差異項目則可以考量我國本身所處條件，參考相近條件國家之規範，藉以修改並完整我國管制要項。

第五章 國際集中貯存設施場址管制之案例分析

本章蒐集國際集中貯存設施場址案例，著重在分析與場址特性相關之管制要項，以荷蘭放射性廢棄物集中貯存設施及澳大利亞 Napandee 場址作為案例進行研析，荷蘭的貯存設施研析是根據其參照拉卡基金會(核能文獻研究中心)所提出之安全分析報告，針對選址評估項目進行說明，而澳大利亞之放射性廢棄物集中貯存設施的研析主要說明一系列的選址過程，呈現 Napandee 場址自三個候選場址脫穎而出之原因。

5.1 荷蘭 COVRA_{NV} 場址選址與評估項目

COVRA 放射性廢物管理設施的選址是在 1980 年代進行的，最終選址是在 1986 年。荷蘭建立了選址標準清單，其中包括工業區的位置(放射性廢物管理在荷蘭被認為是正常的工業操作)，不直接與居民住宅區相鄰的位置，存在用於排放的地表水及冷卻水和良好的基礎設施(P.41 in IAEA, 2009)。

COVRA 場址的基本安全目標是確保人員(員工、當地居民人口、周圍公司的員工)以及環境，免受放射性廢棄物的蒐集、加工、貯存等造成不可接受的後果，其設計遵循合理抑低、縱深防禦、IBC (IBC, isolate-control-check)等原則，且為確保 COVRA 場址符合法規劑量限值，已評估正常情節之風險，以及可能發生事件的非正常情節之風險，而事故風險之劑量限值標準在此透過表 5.1 列出，可藉由表中的事件發生頻率與年齡得知，當年齡越小且事件發生頻率越高時，則應採用較低有效劑量限值，此外，發生重大事故的社會風險因荷蘭的政策不允許圖 5.1 所示之急性死亡風險限制圖中紅色區域之風險出現，亦受到限制。COVRA 公司為符合基本安全目標保衛人民，COVRA 場址之設計除考量結構穩定度外，亦評估人類活動及內/外部危害，如表 5.2、5.3，並設置安全相關設施輔以監控區域參數，藉此確保場址之安全性 (COVRA, 2014)，5.1.1 小節簡介場址設施分布以及與安全性相關之設計考量，並於 5.1.2 小節說明場址選址與評估之要項。

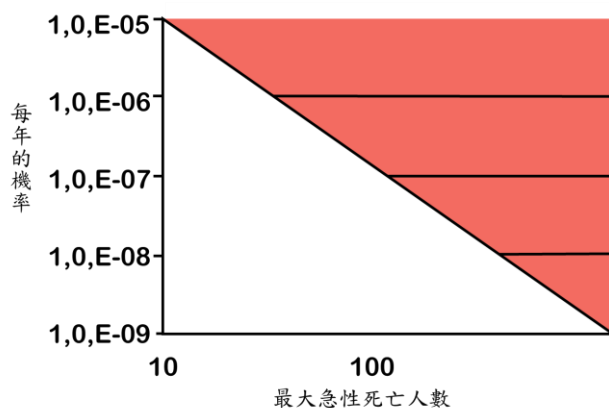


圖 5.1 社會風險限制圖 (修改自 Fig. 5.1 in COVRA, 2014)

表 5.1 兒童和成人的劑量標準與機率區間的關係 (修改自 Table 5.1 in COVRA, 2014)

事件發生頻率 (F)		有效劑量(mSv) ²		
每年		成年(從 16 歲開始)	兒童(至 16 歲為止)	
	$F \geq$	10^{-1}	0.1	0.04
10^{-1}	$> F \geq$	10^{-2}	1	0.4
10^{-2}	$> F \geq$	10^{-4}	10	4
10^{-4}	$> F \geq$	10^{-6}	100	40

表 5.2 人類活動 (修改自 Section 5.5 in COVRA, 2014)

項目	方法
設計	<ul style="list-style-type: none"> 所有的裝置設計皆應符合合理抑低、縱深防禦、IBC (IBC, isolate-control-check)原則，盡可能減低處理及貯存外釋放射性物質，影響人員與環境，並於設計中考量人體工學，減少人員操作失誤的機會。
組織	<ul style="list-style-type: none"> 藉由品質保證確保營運期間的作業安全，並規定設備狀態(運行中/停止運行/故障)的作業說明。
程序	<ul style="list-style-type: none"> 應將正常作業期間的操作與維護，以及事故發生後的作業中斷/偏差等措施均列於導則進行說明，以便進行控制與協調。
培訓	<ul style="list-style-type: none"> 人員資格應透過培訓要求、技術培訓計畫、公司培訓計畫、管理培訓計畫，以及進修培訓計畫等，確保人員的適用性及品質。

行為	<ul style="list-style-type: none"> · 人員於放射性廢棄物蒐集的過程中應採取的態度：警惕設施的安全操作、致力於提高操作的安全性使其安全、不斷的學習與自我改進以增進內部與外部的經驗。
----	--

表 5.3 內部與外部危害（修改自 Section 5.6 in COVRA, 2014）

天然危害	<ul style="list-style-type: none"> · 極端氣象事件：暴風雨、龍捲風、閃電、雨、冰雹、雪、濕度與鹽度。 · 洪水。 · 地震。 · 地基不穩。 · 其他：森林火災、甲烷爆炸。
人類誘發危害	<ul style="list-style-type: none"> · 爆炸：氣雲爆炸。 · 火。 · 飛機失事。 · 周遭工業設施零件故障的襲擊。 · 破壞。 · 竊盜。 · 工業活動：釋放有毒或腐蝕性物質。 · 運輸事故。 · 電磁干擾。

5.1.1 場址設施

COVRA 場址共具備 7 座設施，如圖 5.2 所示，兼具處理行政事務的辦公大樓與各類別之放射性廢棄物貯存場所，其中放射性廢棄物處理大樓(AVG)在此是為方便進行廢棄物的處理與減量，各設施介紹如下 (COVRA, 2014)：

1. 辦公大樓(KG)
2. 廢棄物處理大樓(AVG)
3. 貯存中低放射性廢棄物的設施(LOG)-具四個隔室(compartment)。
4. 放射性廢棄物包件的集中貯存設施(COG)-具兩個隔室，亦可進行擴展為六個。
5. 耗乏鈾的貯存設施-VOG1 有六個貯存隔室；VOG2 有三個貯存隔室。
6. 高放射性廢棄物處理和貯存設施(HABOG)-五個貯存隔室用於放置高熱量廢棄物，三個貯存隔室用於非發熱廢棄物。
7. 運輸和物流設施(TLG)。

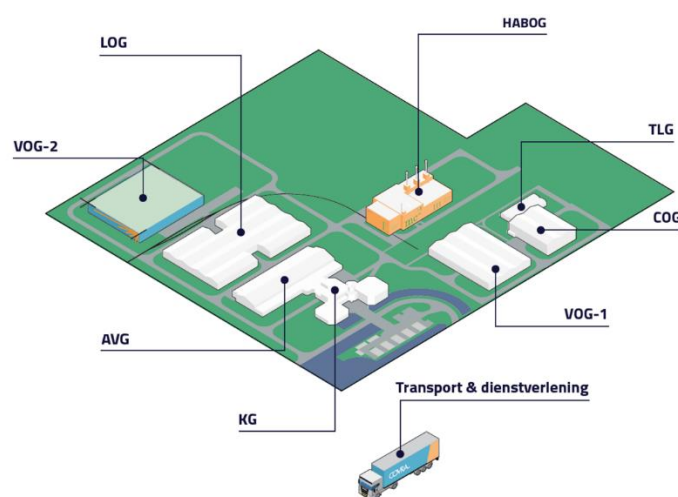


圖 5.2 COVRA_{NV} 所營運之集中貯存場址建築物分布 (Fig. 10.1 in COVRA, 2014)

1. 安全相關設計：COVRA 場址之中低放射性廢棄物相關設施與高放射性廢棄物相關設施藉由監視區域、通風、地面排水系統、防火等級、防爆等級，以及核安全等級，對系統與組件設置進行要求 (COVRA, 2014)，其中，核安全等級之區分及設施所具備之安全性監測系統說明如下所示。

(1) 核安全等級 (COVRA, 2014)：

- I. 第一級代表倘若系統未有作用，則安全功能可防止大部分的輻射物質外釋至環境。
- II. 第二級具備減輕輻射物質於環境中釋放造成事故所需之安全功能，亦包含防止操作事件造成事故的功能，且僅在其他安全功能失效後才考量安全等級二的後果。
- III. 第三級的存在可視為輔助等級一跟二的安全功能，目的為確保公眾與作業人員的輻射曝露低於法定限值，例如高放射性廢棄物貯存設施中的屏閉門、樓梯門、窗戶等。
- IV. 第四級包括不在等級一、二、三中的所有安全功能，涵蓋故障發生時不會造成民眾或作業人員超出曝露劑量限值的結構、系統、組件，例如 COVRA 設施中的通風系統、緊急電源系統、不間斷系統、防雷接地、滅火系統、液體洩漏裝置、污水處理廠等，或是 HABOG 設施中的廢棄物運輸設備，起重機。

(2) 安全性監測系統 (COVRA, 2014)：儀器和監控系統

- I. Klmaat 系統：已安裝許多區域性的濕度計，設施內的濕度和室內溫度通過 AVG 中央控制室中的自動化系統進行監控。
- II. Stralingsmonitorings 系統：採樣設備安裝在可連續抽取樣品的貯存區域中，定期對這些空氣灰塵和冷凝水樣品進行活性測量，在處理完放射性廢棄物後，輻射檢查人員進行控制測量，如果超過極限值，則放射性防護系統開始生效，對污染源進行研究，並採取預防和糾正措施。
- III. 電氣系統：用於貯存中低放射性廢棄物的建築物已連接至照明、起重設備和設備的電源，倘若建築物未即時連接緊急電源，起重機斷電時負載亦不會下降，並且具備輔助設施可手動完成抬升工作，不會造成危害。
- IV. 火警系統：中低層放射性廢棄物貯存建築物裝有火災報警系統(煙霧探測器、手動探測器)，並設有局部防火板，第一時間會將報告轉發到 AVG 的中央控制室，而消防設備則具備滅火介質，如大型粉末滅火器和 CO₂ 滅火器，以及由管道網路組成的滅火水網，各區

域之水帶可立即插入消防栓，通過三個消防泵從低窪水池吸水保持加壓，且泵浦已連接到應急電源系統並啟動，當消防水網絡中的壓力下降到設定值以下時，將自動運轉。

- V. 其他安全系統：中低階放射性廢棄物貯存建築物已連接到電腦網路、電話設備和呼叫系統，呼叫系統也用於火災報警和疏散信號，並通過 AVG 的中央控制室進行操作。

5.1.2 選址與評估要項：

選址的方法主要可分為場址特性以及場址評估，場址特性是利用場址本身的地域條件、自然環境、區域未來規劃等，進行篩選，藉此確認此區域適合興建場址，且對國家未來經濟發展不會有較大的影響力，並藉此避免人群於場址周遭聚集，而場址評估則是利用一系列的科學研究、歷史考證等進行論證，確保場址的適宜性，並考量場址在外部事件與內部事件影響下，是否具備充足的安全性，保護設施作業人員以及周圍民眾輻射曝露低於法規限值。

1. 法令規範

COVRANV 公司之設施安全評估驗證主要依循核能法(KEW, Kernenergiewet)、環境管理法、水利法、工作條件法，以及 1998 年所制定的自然保護法和建築法令。其中，1963 年所制定的核能法是為專門授予從事核能專業的組織、放射性物質和游離輻射發射裝置等相關許可證 (COVRA, 2014)，所衍生之法條如下：

(1) 輻射防護法令

- I. 核能裝置、可分裂材料和礦石法令
- II. 關於易剝裂材料、礦石和放射性材料運輸法令
- III. 關於輻射防護行政和組織措施的法規
- IV. 關於自然游離輻射的部級法規(Ministeriële regeling) (NABIS, Ministeriële regeling NATuurlijke Bronnen van Ioniserende Straling)
- V. 游離輻射部級分析效應(AGIS, Ministeriële regeling Analyse Gevolgen van Ioniserende Straling)
- VI. 核子設施和核子燃料安全條例(Regeling beveiliging nucleaire inrichtingen en splijtstof)

2. 環境政策

環境政策旨在消除企業建設對環境造成的衝擊，不斷改善環境保護績效，其主要針對設備與建築物的設計及營運相關方面，要求定期實施環境保護計畫、環境審核，並訂定環境風險清單進行評估，若無法從根源適當管控已知的環境風險，應運用 ALARA 原則(As Low As Reasonably Achievable)降低已存在的環境問題 (COVRA, 2014)，包括：

- (1) 防止環境破壞的系統性報告。
- (2) 有關環境保護和輻射防護的資訊系統。
- (3) 透過環境系統不斷地改善環境績效。
- (4) 已執行的環境政策、事件及事故的報告系統。

3. 地質

- (1) 場址特性：荷蘭屬北海盆地中的沉積盆地，此區域之地殼會逐漸下降，西部沿海區域表面覆有源自第三紀的沉積物，厚度數十至數百米不等，而新世紀之沉積物位於沿海地區約為數十米厚，在 Walcheren 和 ZuidBeveland 區域的表層沉積物上層為砂，底層為薄黏土，形成適宜耕作的土層 (COVRA, 2014)，故該地點雖為工業區但被農業區包圍。
- (2) 場址評估：土壤液化是一種土壤嚴重流失的現象，土壤會形似液體，造成土壤液化的因素除地震中所施加的壓力會令土壤受到壓力與凝聚力，土壤壓實和地下水位亦是造成土壤液化的重要因素。根據 NVR(Nucleaire VeiligheidsRegel)的資料，COVRA 場址位置之地震強度需低於震度分級表 5.9 中 VI 級，確保地震水平峰值加速度小於 1 m/s^2 ，同時垂直加速度會減小 2 倍，故具有土壤液化的風險很小。藉由監管 VOG 和 COG 設施，並對 HABOG，AVG 和 LOG 設施周遭土壤進行改良，栽種特殊草種，以防淋洗作用不足而產生危害 (COVRA, 2014)。

4. 土地利用：

- (1) 場址特性：南貝弗蘭(Zuid Beveland)半島之景觀區可稱為“小型海景觀”，其舊式海上防禦系統，例如 Zuid-Beveland 堤防，已被列為自然保護區，並由 Zeeuws Landschap 基金會進行管理，而河岸堤防外的區域被用於休閒娛樂，Wester schelde 與 Saefthinghe 地區已被認定為須進行保護的地區 (COVRA, 2014)。除此之外，COVRA 場址所在之工業區受到農業區包圍，其工業區土地利用示意圖如圖 5.3。

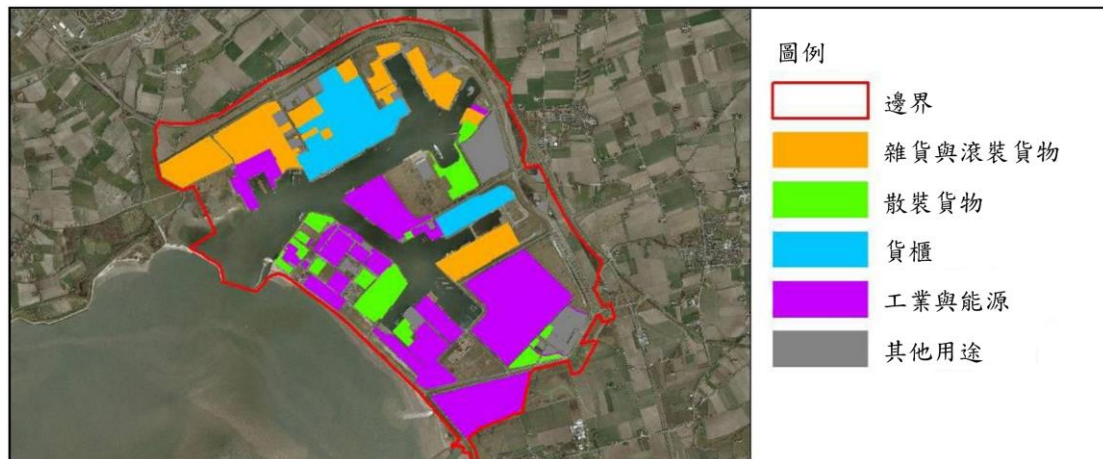


圖 5.3 2011 年工業區土地利用示意圖(修改自 Fig. 2.3 in Plan-MER, 2011)

5. 人口

(1) 場址特性：COVRA 場址周遭之居住地以半徑六公里與半徑十公里進行區分，半徑六公里以內之居住地為較為小型的 Borssele's-Heerenhoek 和 Nieuwdorp，而位於十公里邊界上之 Vlissingen、Middelburg 和 Oost-Souburg 則為較大型的居住區，其周圍半徑五公里內總人口數為 9817 人，可依圖 5.4 進行分布調查，表 5.4 呈現之調查結果得知，主要人口密集區域為 1、2、4，另外，根據工業園區之大型公司網站數據，2012 年時員工總數（包括供應商員工）約為 6,200 人，評估其輪班作業時間，同時間在場之員工數量約為 4,200 人（COVRA_{NV}, 2014）。



圖 5.4 區域分布圖 (Fig. 4.2 in COVRA, 2014)

表 5.4 場址半徑約 5 km 內之人口分布 (修改自 Table 4.1 in COVRA, 2014)

區域	人口
1	2185
2	2560
3	576
4	1512
5	0
6	0
7	348
8	2636
Total	9817

6. 周圍的公司

- (1) 場址特性：執行放射性廢棄物的處理與貯存的 COVRA 場址位於 Vlissingen 工業區，周圍公司行業含括金屬相關行業(焊接、金屬科技)、混凝土砂漿廠、電氣設備公司、運輸相關行業(鐵路運輸、貨運轉運、煤炭轉運)、煉油廠、廢棄物處理、污水處理廠、工業清洗公司、化學相關(塑料、磷)，以及能源相關(高壓配電站、燃煤電廠、核電廠、天然氣發電廠、風能、儲煤)等 (COVRA, 2014)。
- (2) 場址評估：藉由圖 5.5 風險評估圖，得知 COVRA 場址周圍環境與公司相關的風險，此公共風險圖係由安全區域、緊急服務機構，以及水務局進行編制，黑色虛線表示 10^{-6} /year 死亡的風險等高線，其中可能對 COVRA 場址造成風險的公司如下所示 (COVRA, 2014)：
 - I. 丙烷儲存罐公司：可容納多達 18,000 升的液化氣體的丙烷儲存罐公司，風險等高線涵蓋 COVRA 場址，但其僅圍繞場址邊緣的池塘，並無接近設施，故若該丙烷儲存罐發生意外事故，爆炸壓力波對場址僅能造成微弱影響。
 - II. 腐蝕性物質的釋放：鑒於 COVRA 場址周遭環境空氣成分可能對建築物或設施材料形成腐蝕作用或降解作用，已使用壽命較長或可進行更換之材質進行建設。

- a. 氯離子：COVRA 場址位於 Wester schelde 河川周圍，僅距離河川 1-2km，與北海的距離則約為 16km，故場址區域空氣中鹽度含量較高，其氯離子可能對場址之建築物和設施造成腐蝕作用。
 - b. 煤塵、化合物形成的鹽類等：COVRA 場址緊臨重工業工廠，因此空氣成分混雜，鹵素基團、硫、磷等化合物形成的鹽，可能成為建築物與設施壽命的變因。
- III. 有毒物質的釋放：場址附近具有大量可能儲存爆炸/易燃/有毒物質的公司，因此不排除可能於場址周圍釋放有毒物質，造成安全性相關作業人員撤離，各部門針對此情形皆已進行評估並採取建設、程序、系統技術相關措施解決問題，故安全性作業人員無需永久待在崗位上，安全性撤離無須增加特殊條款保護設施安全性。



圖 5.5 風險等值線示意圖(Risicokaart, 2020)

7. 交通運輸

(1) 場址特性：

- I. 管路運輸：如圖 5.6 之紅色線條所示，COVRA 場址周遭具有運輸天然氣、磷氣，以及煤氣的管道，其中高壓(80 bar)煤氣管路距離

COVRA 場址邊界約 200m，期造成危害之可能性甚小，此外，此港口周圍石油相關管道分布如下：

- a. 原油通過鹿特丹的 Maasvlakte 石油碼頭管路輸送至 Zeeland 煉油廠。
 - b. 石油產品自 Western Scheldt 延伸管道通往海中的碼頭(此管路於 400m 處通過 COVRA 場址)。
 - c. 石油自 Western Scheldt 下方延伸管路通往 Terneuzen。
- II. 道路與鐵路： Vlissingen-Oot 工業區主要運輸道路為 A58 高速公路，連接歐洲貨運的鐵路路線則為 Europaweg-Zuld，場址藉由 COVRA-terreln 鐵路支線與 Europaweg-Zuld 鐵路進行連接運送貨物，如圖 5.7 所示。
- III. 航空交通：Midden Zeeland 機場為最接近場址的機場(8.25km)，僅供民航機等小型飛機使用，其餘機場與場址之距離約為 43.3-120.6 km，如下表 5.5 所示，而接近場址之航線飛行高度皆達到 7.5km。

(2) 場址評估：

- I. 管路運輸：由圖 5.5 公共風險等值線，得知因為運輸管路較小，並沒有對 COVRA 場址造成額外風險。
- II. 道路與鐵路：Western Scheldt 河面上的液化石油氣運輸船倘若發生事故，其爆炸之氣體於空氣中的濃度可能點燃天然氣輸送管道及 Zeeland 煉油廠，應將其列入風險評估，另外，道路或鐵路運輸危險物品亦可能發生爆炸或是有毒氣體濃度上升超過極限值，也應列入風險評估。
- III. 航空交通：為評估飛機墜毀影響場址之風險，將飛機依照大小及性能區分為重量超過 5700 公斤的大型客機(Rotterdam 機場、Antwerpen 機場、Zaventem 機場)、質量小於或等於 5700 公斤的小型滑翔機/輕型運動飛機/直升機(Midden-Zeeland 機場)、Mititafre 戰鬥機三種類別，荷蘭航空航天實驗室(NLR)調查飛機墜毀風險後得出結論，F16 獵鷹戰鬥機墜機影響場址的風險最大，鑑於 F16 獵鷹戰鬥機的質量可能導致損壞建築物，間接造成放射性物質外釋，

故 HABOG 設施實施建設性和系統性的技術防範措施，以確保環境安全 (COVRA, 2014)。

表 5.5 COVRA 場址與各機場的距離 (修改自 Table 4.3 in COVRA, 2014)

機場	與場址的距離(km)
Vliegveld Midden-Zeeland	8.25
Vliegbasis Woensdrecht	43.3
Antwerpen	58.6
Oostende-Brugge	65.5
Rotterdam Airport	76.0
Zaventem	80.2
Schiphol	120.6



圖 5.6 COVRA 場址周遭管路示意圖(Risicokaart, 2020)



圖 5.7 Vlissingen-Oot 工業區陸地交通示意圖(修改自 Risicokaart, 2020)

8. 水文

- (1) 場址特性：COVRA 場址位於堤防外部，建築物高度約為 5.75 公尺，周圍最高水深深度如圖 5.8 所示，在 Western Scheldt 方向已根據表 5.6 水位特性對海浪採取工程保護措施，若未來 Western Scheldt 的水位高於場址地面，則場址將會淹水（COVRANV, 2014）。
- (2) 場址評估：建築物周圍區域高度約為 5.6m +NAP，內部高度則為 5.75m +NAP，Rijkswaterstaat (RWS) 指出，Vlissingen-Oost 工業區每年水位超過基準水位(5.55m+NAP)的機率為 2.5×10^{-4} ，應增加 1.2m 的額外高度以保護設施，將機率降低至 10^{-6} ，故該地區之基礎水位則更改為 6.75 m + NAP，每年超過的概率為 10^{-6} 。

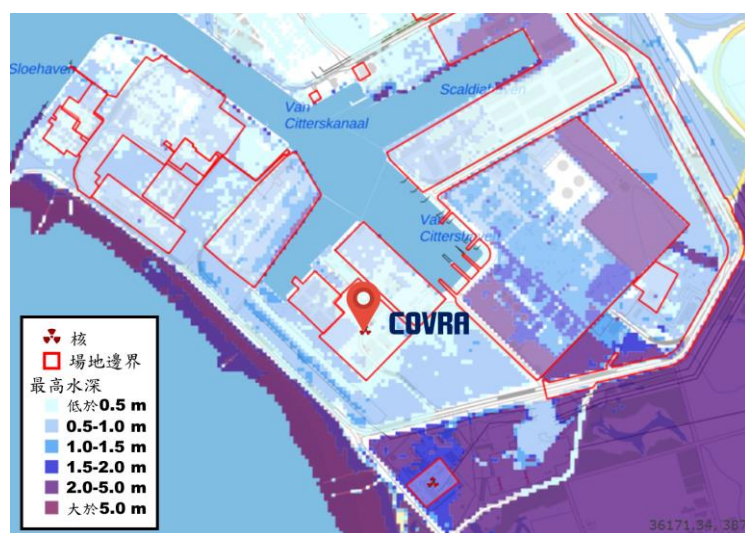


圖 5.8 場址周圍最高水深示意圖(修改自 Risicokaart, 2020)

表 5.6 Western Scheldt 河水位特性 (修改自 Table 4.4 in COVRA, 2014)

	高水位	低水位
平均潮流	2.05 m + NAP	1.81 m - NAP
平均潮汐	1.55 m + NAP	1.47 m - NAP
平均春季潮流	2.43 m + NAP	2.04 m - NAP
1953 年 2 月 1 日 Borssele	4.70 m + NAP	

9. 氣象事件

- (1) 場址特性：COVRA 場址的氣象數據可由 KNMI(Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut)網站之 Vlissingen 觀測站取得，圖 5.9 為 1971-2000 年期間主要風力和風向的年頻率，主要風向為南南西，平均最高日

風速發生在 10 月- 12 月 (6.7-7 m/s) 和一月-三月 (6.6-7.5 m/s)，而表 5.7 則列出了 1981-2010 年期間其他氣象方面的平均季節性和年度值，表 5.8 列出該地區氣象數據的最大及最小值，從上述數據判斷該地區沒有發生極端的天氣情況。

- (2) 場址評估：鑒於 COVRA 場址無極端氣象事件，僅評估風與雪可能對建築物造成的損壞 KNMI 以現有資料推測出最大風速為 125m/s，每年發生頻率為 10^{-6} ，且 COVRA 場址已考量建築物屋頂最大雪荷載，根據建築標準規定屋頂最大雪荷載為 0.7kN/m^2 ，約為 0.7 厚度的雪量。

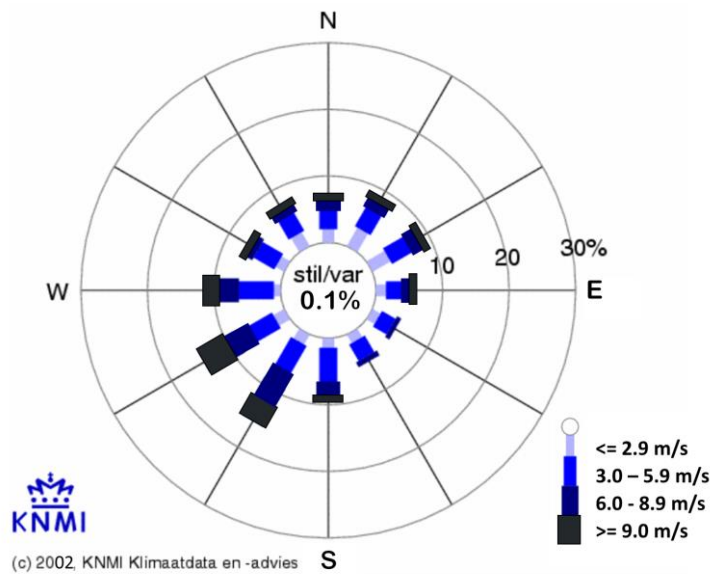


圖 5.9 1971-2000 年間 Vlissingen 觀測站的風向圖(Fig. 4.5 in COVRA, 2014)

表 5.7 Vlissingen seiwens-和 jaal gernkfdel.den 的氣象數據，1981 年-2010 年

(修改自 Table 4.5 in COVRA, 2014)

	冬季	春季	夏季	秋季
平均溫度(°C)	4.4	9.5	17.3	12
平均最低溫度(°C)	2.4	6.8	14.3	9.7
平均最高溫度(°C)	6.3	12.7	20.7	14.4
相對濕度(%)	86	80	78	83
蒸氣壓(hPa)	7.4	9.6	15.4	12.0
大氣壓(hPa)	1016.6	1015.1	1016.2	1015

降雨持續時間(hr)	186	133.8	104.6	166.7
降雨量(mm)	176.5	142.4	202.2	222.7
蒸發量(mm)	34.5	189.7	291.1	99.3
全球輻射(J/cm ²)	28303	128217	167477	62113
日照(hr)	210.6	539.7	646	338.2
日照(%)	27	43	45	35

表 5.8 Vlissingen 之氣象數據最小值和最大值(修改自 Table 4.6 in COVRA, 2014)

變量	極端值	測量日期
每小時最高平均風速	35 m/s	1944/09/07
1 小時內最大降雨量	36.9 mm	1971/07/23
1 天內最大降雨量	80.9 mm	2005/07/04
最高溫度	35.5 °C	2006/07/20
最低溫度	-19.6 °C	1956/02/21

10. 地震

- (1) 場址特性：藉由 KNMI(Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut)於 1904 年設置之 De Biit、Witteveen、Winterswijk 和 Epen 地震測站，蒐集 1904-2004 年間的地震資料得知，在此期間約發生 1200 次地震，如圖 5.10 所示，其中對 COVRA 地區影響最大的地震為 1992 年 Roermond 事件，Mercalli 震度範圍在表 5.9 之 IV-V 等級，而 Richter 地震規模為 5.8，呈現物體晃動掉落擺動之狀態，此地震亦為 2012 年前荷蘭與比利時所發生的最大地震。
- (2) 場址評估：COVRA 場址地區地震發生的頻率非常低，故地震評估首先考量當地觀察到最大的地震，並將其強度增加一級作為設計依據。

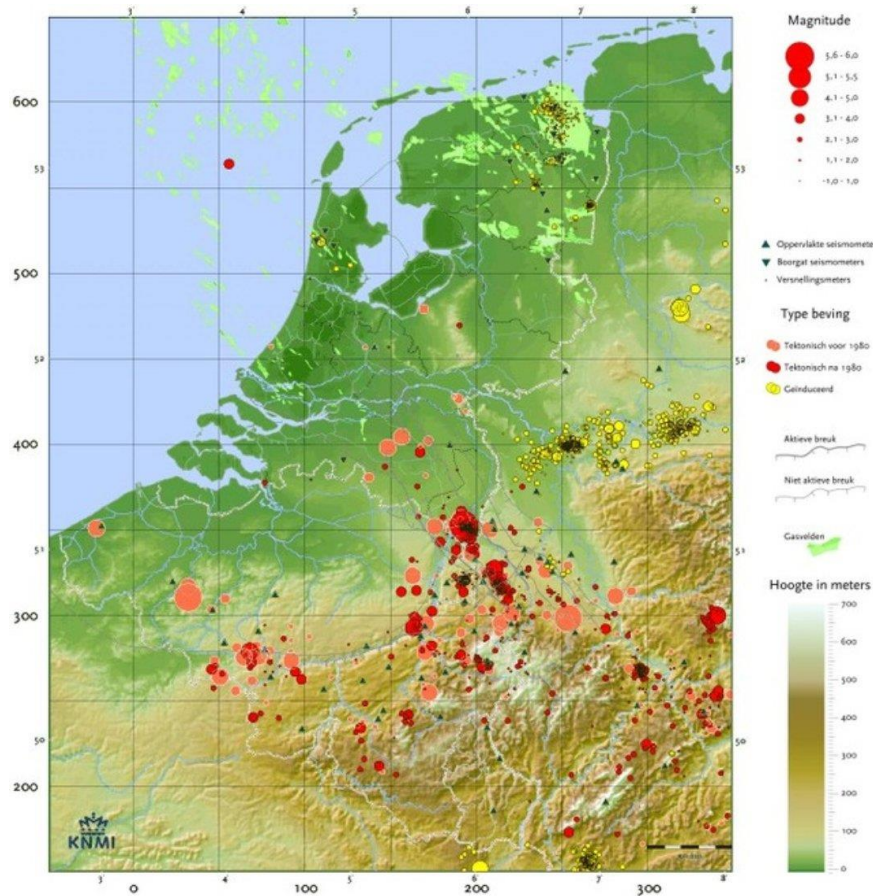


圖 5.10 1904-2004 年間荷蘭地震分布圖 (Fig. 4.6 in COVRA, 2014)

表 5.9 Mercalli 地震震級與特徵 (修改自 Table 4.7 in COVRA, 2014)

震度 (Mercalli)	現象	規模 (Richter)
I	僅由地震學家註冊。	1.9
II	非常輕：僅在良好條件下才能感覺到。	2.5
III	輕：經過車輛時行駛，有人感覺到。	3.1
IV	中等：許多人感到門窗嘎嘎作響，如同交通繁忙聲。	3.7
V	相當強：通常在室內感覺懸掛的物體擺動，時鐘停止運轉。	4.3
VI	強烈：驚嚇的反應，物體從外殼掉落、樹木移動、少許堅固的螺母損壞。	4.9
VII	非常強烈：許多建築物損壞、煙囪破裂、池塘中產生波浪、教堂的鐘聲給予警示。	5.5
VIII	破壞性：恐慌，建築物一般損壞、弱結構被部分破壞。	6.1
IX	毀滅性的：許多建築物嚴重受損、對地基的一般損害、打破地下管線。	6.7
X	破壞性的：許多建築物被破壞、土表和大地產生裂縫、大壩和堤防被破壞。	7.3
XI	災難性的：建築物被普遍破壞、軌道強烈彎曲、地下管	7.9

	線被毀。	
XII	極具災難性：普遍破壞、岩石裂縫、景觀變化、無數的山崩。	8.5

11. 緊急應變計畫

COVRA 場址所在區域之緊急應變計畫共有三個，第一個為安全機構 Veiligheidsregio Zeeland(VRZ) 所制定的 Zeeland 地區危機計畫 (Regionaal Crisisplan)，其取代 13 個城市原有的緊急應變計畫，發展出涵蓋整個省分的佈局，其主要結構可分為三個層次，行政、戰術(tactical)、戰略(Strategic)，如圖 5.11 所示；第二個為 COVRA 場址所制定的國家緊急應變計畫，範圍涵蓋周圍的 Borssele 和 Doel 核電廠，連結風暴浪潮警報電路(stormvloed waarschuwingkring)、暴雨洪水預警服務 (SVSD, Stormvloedwaarschuwingdienst)，以及緊急應變中心，而另一個國家核子事件緊急應變計畫，則是針對原子反應爐與核子裝置的相關事故進行制定 (COVRANV, 2014)。以下，將簡易介紹事故發生後 COVRA 場址所採取之緊急應變行動程序。

(1) 事故和緊急狀況的程序：

COVRA 場址之緊急應變程序，首先將事故與事件嚴重程度考量特定區域或基於該區域與當地建築物的條件，根據其適用性進行區別，可區分為 A、B、C、D 四大類別，緊急應變計畫根據每種事故類別的適用設備與工作方法提出組織結構相關的程序與協議、參與人員的責任與權利、法規與其他組織的協調、將採取的行動與措施(例如：疏散計畫)。

- I. A 類：沒有安全功能受損風險，無放射性污染或人員過度輻射曝露的風險。
- II. B 類：沒有安全功能受損風險，但有放射性污染或人員過度輻射曝露的風險。
- III. C 類：放射性廢棄物丟失、被盜竊、意外排放，或場址邊界處的輻射劑量增加超過 0.20 $\mu\text{Sv/hr}$ 的事故，以及裝有對環境有害物質的氣瓶和儲罐的事故。
- IV. D 類：極端（內部/外部）事件，應提高警惕採取內部措施，維護 COVRA 設施的環境安全。

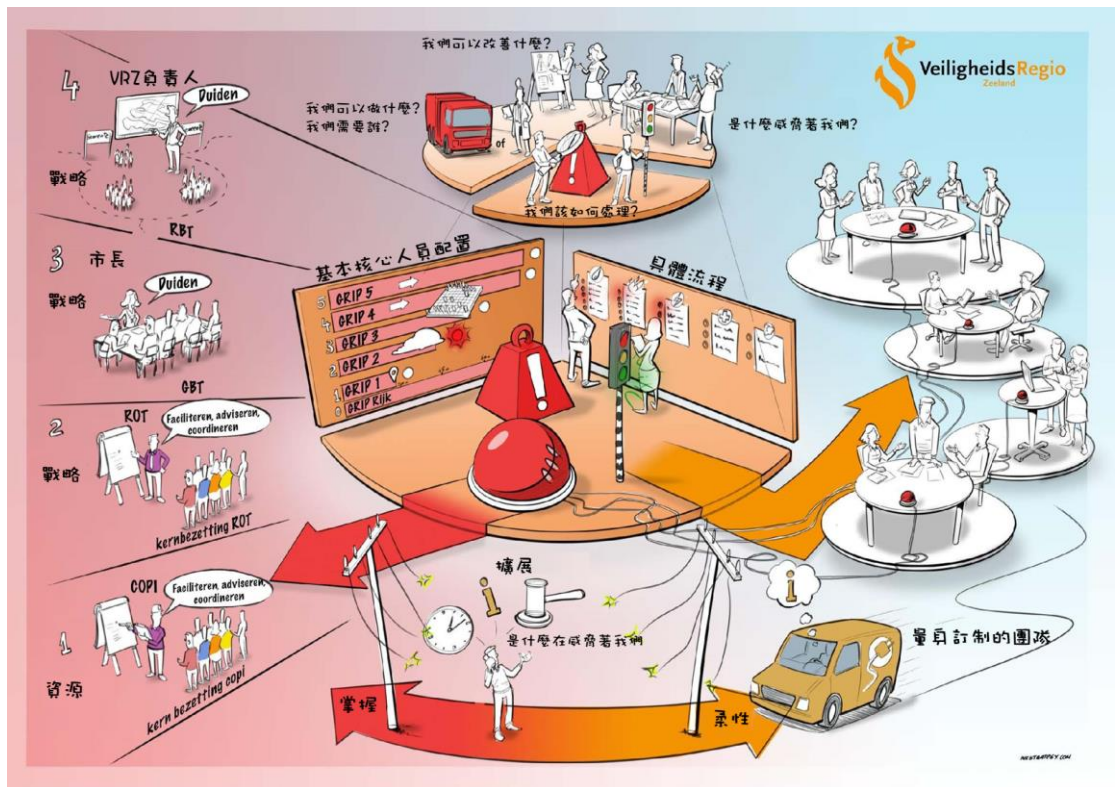


圖 5.11 緊急應變計畫主要結構示意圖(修改自 P.20 in VRZ, 2017)

12. 場址的監測與控制

由於自然界和周圍地區的輻射源，在自然的場址邊界處已經存在一定的劑量，COVRA 場址之放射性廢棄物的處理與貯存，應確保場址邊界的輻射劑量保持合理抑低，且以不超過每年 0.04mSv 為基準，且當環境中的活動、場址的鋪路、建築結構等緊鄰場址的建築發生變化時，應確定這些變化的影響率為零(COVRA_{NV}, 2014)。另外，COVRA 場址透過濾袋清潔 AVG 建築與 HABOG 建築的空氣，並將 AVG 建築的排水輸送至水處理廠進行處理，確保採樣及線上監控數值皆合乎標準，為確保邊界處之安全性，COVRA_{NV} 於邊界處設置伽馬輻射監測儀進行連續性量測，並於場址周圍設置 RIVM 量測系統進行監控 (COVRA, 2014)。

13. 場址未來考量：

《核能法》規定，每個核設施必須有一個退役計畫，該退役計畫應每五年進行更新並提交給經濟事務部長(EZ)批准，而拆除計畫則是一份持續性的文件，涵蓋整個場址的生命週期，於場址之壽命初期，重點將置於營運中設施的設計以及進行中的作業，以期簡化拆卸工作，而場址之退役期間則主要描述此期間的作業活動以及拆卸作業本身的內容，根據現有荷蘭政策規定，未來 2130 年 COVRA 場址設施將繼續用於放射性廢棄物的處理與貯存，故應考量維修及更換安裝零件的問題，確保於 100 年後仍可續處理和貯存放射性廢棄物。最後，倘若荷蘭不再生產放射性廢棄物，可將該場址用於其他目的，於營運結束後完全拆除所有設施，並剩餘的放射性廢棄物轉移至最終處置設施，使場址區域復原為綠色草地 (COVRA, 2014)。



圖 5.12 除役與拆卸作業流程圖(修改自 Fig. 17.1 in COVRA, 2014)

5.2 澳大利亞集中貯存設施場址介紹

澳大利亞的放射性廢棄物來源於核子相關之醫學產業，分布於全國 100 多個地點，例如科學設施、大學、醫院，鑒於現階段國際上對放射性廢棄物的處理方法是以專門的場址將廢棄物進行集中貯存或處置(澳大利亞政府網站, 2020)，澳大利亞政府於 2015 年考量國內中低放射性廢棄物的擁有量，提出設置國家放射性廢棄物管理設施(National Radioactive Waste Management Facility, NRWMF)。

澳大利亞之國家放射性廢棄物管理設施將創造 45 個工作崗位，並提供 3100 萬美元的社區發展計畫，故其潛在設施場址須滿足土地所有者需自願提供土地、技術的適宜性，且應取得設施附近居民的支持等基本要求，選址流程如圖 5.14 所示，自 2015 年 5 月起，各地的土地所有人提出 28 個地點，藉技術、經濟、社會與環境標準等評估後取得 6 個潛在場址地點，並透過地震學、水文學、地質學等方面進行技術研究，得知於 Hawker 區域 Wallerberdina 場址，以及 Kimba 區域的 Napandee、Lyndhurst 場址皆可藉由適當的措施確保場址貯存放射性廢棄物的安全性，將其視為候選場址，在經歷 4 年的社區諮詢及 3 年的技術性評估後，得知各場址的緩解措施複雜性與成本由優至劣依序為 Napandee 場址、Lyndhurst 場址、Wallerberdina 場址，而社區投票的支持率由高至低依序為 Napandee 場址、Lyndhurst 場址、Wallerberdina 場址，最終於 2020 年 02 月宣布建設技術性要求最低且社區支持度最高的 Napandee 場址，將提供 160 公頃的土地用於建設國家放射性廢棄物管理設施(澳大利亞政府網站, 2020)。



圖 5.13 選址流程示意圖

5.2.1 候選場址之評估方法

鑒於核設施為澳大利亞監管最嚴格的行業之一，永久性處置低放射性廢棄物並臨時貯存中低放射性廢棄物的國家放射性廢棄物管理設施(NRWMF)之候選場址主要以四階段的規範進行評估，以下將簡述個階段之主要訴求，並以此說明各場址的評估風險，藉此佐證 Napandee 場址符合各項要求，得成為最終場址地點。

場址適宜性規範一：此規範為根據 EPBC、ARPANSA、ASNO 和 IAEA 法規所進行的技術性評估，此評估使用 ANSTO 風險評估方法以及矩陣，透過顏色區分各場址特性之風險等級（圖 5.14）。

Table 1: Technical assessment (ARPANSA, ASNO and IAEA) ratings definitions




	N/A	Very low	Low	Medium	High	Very high
Traffic light						

Table 3: EPBC assessment ratings definitions

Risk rating	N/A	Very low	Low	Medium	High	Very high
Traffic light						

圖 5.14 評估風險等級區分-場址適宜性規範一(Table 1 and 3 in NRWFM, 2020)

場址適宜性規範二：成本評估，此規範用以評估設施建設所需之成本，以及購買場址土地或財產所需之相關補償費用，為得知各場址所需成本之差異性，同樣採取圖 5.15 之顏色分級的方式進行評估。

Table 5: The department's colour code for rating the risk that proposed expenditure would not result in a fit-for-purpose facility.




Rating	Low	Medium	High
Traffic light			

圖 5.15 評估風險等級區分-場址適宜性規範二(Table 5 in NRWFM, 2020)

場址適宜性規範三：此規範主要用於評估設施建立、營運、退役期間法規未考量之項目，例如利益關係人、社區居民情緒等，透過圖 5.16 的分級方式進行評估。

Table 7: The following colour code from the department's risk management framework represents risk ratings assigned to factors.


Risk rating	Low	Minor	Medium	High	Very high
Traffic light					

圖 5.16 評估風險等級區分-場址適宜性規範三(Table 7 in NRWFM, 2020)

場址適宜性規範四：此規範用於呈現社區對設施場址的支持程度，為主要的社區情緒指標，內容包括社區投票結果、商業調查、鄰居調查、意見書等相關團體觀點分析。

一、場址適宜性規範一：此規範評估涵蓋火山、地質、氣象事件、水文、人為事件、人口特性、實施緊急應變計畫、生態與非放射性對環境的影響等各細節項目，總共為 26 項，鑒於多數項目之風險值過低，故僅考量具有風險分級中級(黃燈)及以上等級的項目進行細部說明，並綜整為表 5.10 進行呈現。

1. 地質—(地震和活動斷層、洪水、大地工程、地下水)：

地震和活動斷層：此項目評估後發現 Wallerberdina 場址區域可能因地面震動而造成建築物變形，具極高等級的風險，故須增加額外的工程措施進行緩解。

洪水：洪水的發生頻率與強度可利用氣候變化預測、集水區面積等進行推估，經氣候變化推估得知，未來降雨事件強度將會增加，而 Lyndhurst 場址、Napandee 場址、Wallerberdina 場址的集水區面積分別為 21、5、1700km²，在 Lyndhurst 場址、Napandee 場址周圍並無溪流，Wallerberdina 場址周圍具有河道的情況下，Napandee 場址具最低的風險。



















大地工程：邊坡穩定度、土壤液化等皆包含於大地工程評估，藉此評估得知 Lyndhurst 場址、Wallerberdina 場址皆不存在大地工程風險，而 Napandee 場址的風險可透過工程措施進行緩解，且 Napandee 場址與 Wallerberdina 場址下方的地下水為深層地下水，故僅 Lyndhurst 場址具中等風險。













地下水：此項目考量地下水位置、地下水質、水於土壤中遷移的可能性、核種的吸附功能等，經評估後得知 Lyndhurst 場址與 Napandee 場址皆具有黏土可限制地下水垂直遷移，且水質含鹽用途有限，而 Wallerberdina 場址雖地下水位較深，同樣具有黏土，但其所含的礫粒與淤泥可能發生垂直遷移，且此水源現用於蓄水灌溉，故 Wallerberdina 場址風險值為高。

2. 實施緊急應變計畫：雖然 3 座設施皆遠離主要人口，但是因為 Wallerberdina 場址在地震與活動斷層和洪水的風險評估中顯示較高的風險性，故針對地震及洪水事件，緊急應變計畫的執行可能受到阻礙，可能須以設計的方式工程措施以進行緩解。

3. 地表水水質：因洪水事件發生時地表水可能流經場址，但場址中任何水的排出皆須進行管控，否則會影響地表水水質，故根據突發性洪水發生的可能及洪水水量的評估，具最大集水區的 Wallerberdina 場址風險等級為極高，而具第二大集水區的 Lyndhurst 場址的風險等級為高。
4. 地下水：鑒於核種可能藉由地下水進行遷移，因此所有的場址皆須評估地下水的深度以及造成污染的可能性，經評估後得知 Lyndhurst 場址、Napandee 場址、Wallerberdina 場址的地下水深度至少達到 10m、24m、20m，在 3 座場址中僅有 Wallerberdina 場址可能用於家庭用水，所以此場址的危險程度為高。
5. 地震風險：若發生地震可能對設施結構造成破壞，因此調查場址位置是否有潛在斷層或曾經發生過地震是很重要的，在現有的三座候選場址中，僅有 Wallerberdina 場址周遭具有潛在活動斷層，風險值為中等，其餘場址皆位於穩定區，沒有地震發生的疑慮。
6. 原住民文化遺產：Lyndhurst 場址與 Napandee 場址皆以進行全面性的考古調查，並透過諮詢與實地考察，制定原住民文化遺產的管理計畫，而 Wallerberdina 場址無現有已註冊的原住民文化遺產，但在其南部邊界附近具有大量的歷史遺跡，故風險值為中等。
7. 服務和基礎設施：此項目主要用於評估設施取得電力、水、通訊，以及進行運輸與污水處理的可行性，此評估結果顯示，3 座設施的差異在於電力及與水源管路的距離，電力方面 Lyndhurst 場址連接較為困難，須經多座調節站，水源則為 Napandee 場址的 24km 距離最遠，而 Wallerberdina 場址的中度風險是源自於洪水氾濫後可能對工程造成的影響。

表 5.10 場址適宜性規範一：風險評估結果示意圖(修改自 Table 2 and 4 in NRWMF, 2020)

	Lyndhurst	Napandee	Wallerberdina
地質—地震和活動斷層	 低	 低	 非常高
水文/轉移過程—地表水溢淹和放射性核種擴散的風險	 高	 中等	 非常高
地質—大地工程方面考量	 中等	 低	 低
地質/轉移過程—地下水風險	 非常低	 非常低	 高
實施緊急應變計畫	 低	 低	 高
服務及基礎設施	 非常低	 非常低	 中等

	Lyndhurst	Napandee	Wallerberdina
地表水水質及水文	 高	 非常低	 非常高
地下水	 非常低	 非常低	 高
地震危險	 低	 低	 中等
原住民文化遺產	 非常低	 非常低	 中等

二、場址適宜性規範二：此項目所評估之成本涵蓋設施所須具備之建設、工程緩解措施，以及場址置換、營運、維護等，鑒於將放射性核種透過地表水/洪水/水文進行遷移的風險、大地工程風險，以及執行緊急應變計畫的風險皆涵蓋後，Napandee 場址為 3 座場址中所需成本最低的場址，故以此為基準進行比較說明，金額及示意圖如表 5.11 及圖 5.17。

成本差異：表 5.11 顯示出 Lyndhurst 場址成本較 Napandee 場址高的主要原因是在於設施設計的建築物與緩解風險的成本超出較多，而 Wallerberdina 場址在運輸方面及設施建築的成本皆高於 5 千萬美元，另外還有高洪水風險的問題使其需付出 3 千 5 百多萬美元的金額，故此場址的相對總成本高達 1 億 5 千萬美元，為三者中最高。

表 5.11 場址適宜性規範二：各場址之成本差異(修改自 Table 14 in NRWFMF, 2020)

單位:百萬美元	Lyndhurst	Napandee	Wallerberdina
運輸	-22.7	-	+69.0
通訊網絡	-0.8	-	+2.8
水	-0.7	-	+1.7
電力	+0.1	-	-51.7
設施建築	+42.3	-	+88.7
原有風險	+3.3	-	+35.7
具可能性的風險	+1.0	-	+4.7
相對成本(總)	+22.5	-	+150.9

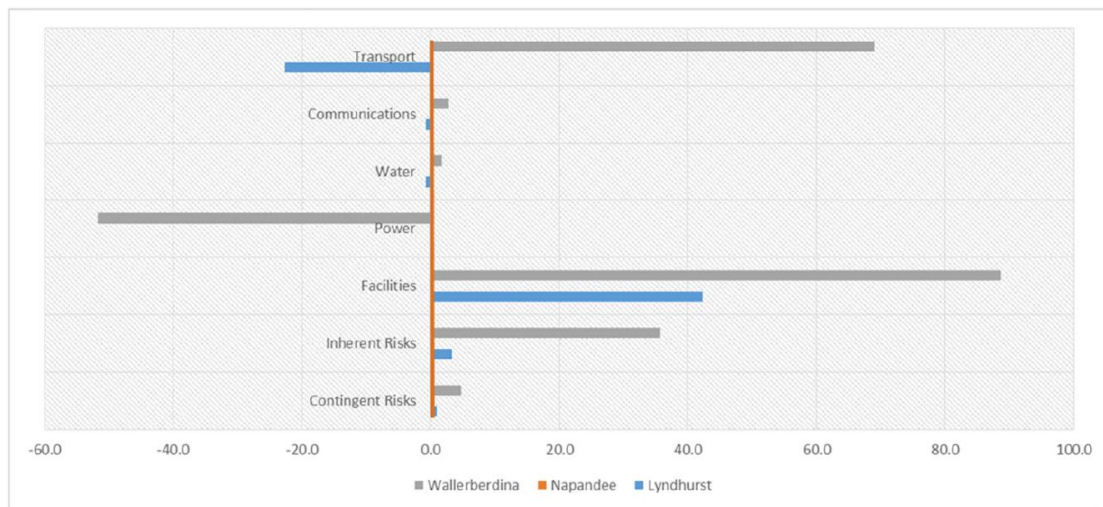


圖 5.17 各場址之成本差異長條圖(單位:百萬美元)(Fig. 10 in NRWFMF, 2020)

三、場址適宜性規範三：

1. 原住民文化遺產

中等風險等級反映出對原住民文化遺產的適當管理至關重要。所有站點都需要進一步的針對特定站點進行評估工作，以識別可能存在的任何原住民文化遺產並制定文化遺產管理計劃。澳洲政府致力於最大限度地減少和減輕設施活動對文化遺產的影響。

2. 公共設施供應

中等風險等級表示這些場址將需要使用當地的供水。需要採取適當的管理措施，以確保對當地社區的供應沒有不利影響。













3. 額外的土地或財產收購

高風險等級反映了該場址緊急道路通道所需的額外土地收購的程度。

4. 社區關係

非常高風險和中等風險等級反映了利益相關者對設施的強烈興趣和觀點，以及需要適當管理這些觀點的事實。

表 5.12 場址適宜性規範三：風險評估結果示意圖(修改自 Table 17 in NRWf, 2020)

	Lyndhurst	Napandee	Wallerberdina
原住民文化遺產	 中等	 中等	 中等
公共設施供應	 中等	 中等	 低
額外的土地或財產收購	 次要	 次要	 高
社區關係	 非常高	 中等	 中等

四、場址適宜性規範四：

歷屆部長都承諾將在社區得到廣泛支持的社區建立該設施。為了協助部長考慮此標準，在進行社區投票後，提供了一份關鍵的社區情緒指標報告，以補充現場評估報告。該指標包括：社區投票的結果，商業調查和鄰居調查，對公共意見書和部長函件的分析以及傳統所有者團體的觀點。

最後整合前面所有的進行統整說明，如圖 5.18 所示，可以看出以下狀況。

Lyndhurst 場址具有 3 個高/非常高的風險等級，包括監管機構對洪水的潛在擔憂。有 3 個中等風險等級和 35 個低/非常低風險等級。

Napandee 場址沒有高/非常高的風險等級，有 4 個中等風險等級和 37 個低/非常低風險等級。

Wallerberdina 場址有 7 個高/非常高風險等級，包括監管機構對洪水的潛在關注、地震活動、緊急計劃的執行和地下水進入。有 6 個中等風險等級和 28 個低/非常低風險等級。

儘管可以通過適當的緩解措施來管理所有已確定的風險，但是在不同站點之間，實現此目標的複雜性和成本差異很大，而從三者之中只有 Napandee 場址沒有高/非常高的風險等級項目，因此在 2020 年 2 月澳洲政府宣布確定在 Napandee 場址建立貯存設施，由澳洲的案例具備系統性選址過程及方法，可供應用在我國選址過程中及規範制定，並比較出我國目前規範所欠缺考量的項目與法規的詳細程度，進而提出適當的建議與方向，使我國在放射性廢棄物貯存與處置整體流程中更加完善而周詳。

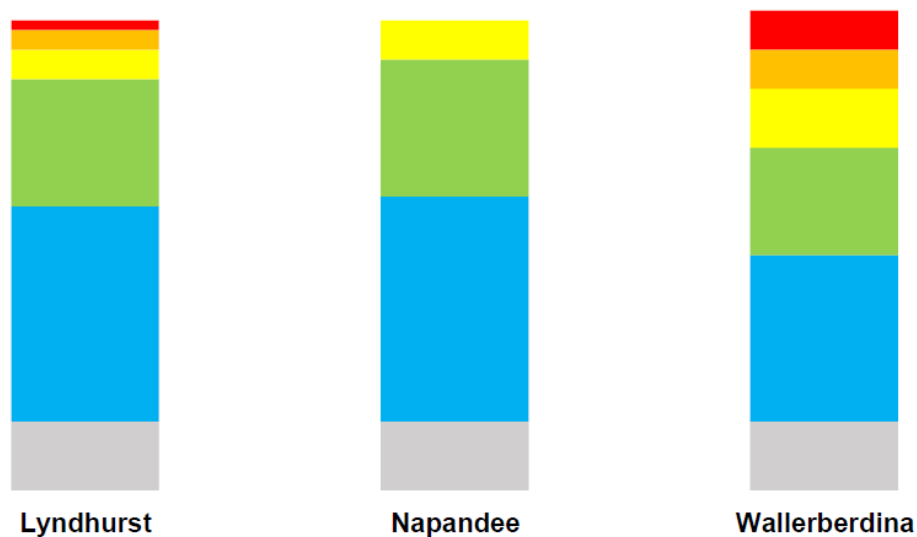


圖 5.18 澳大利亞各場址風險級別圖(P.8 in NRWFM, 2020)

第六章 國內低放貯存設施與處置場址規範管制建議

本章整合本年度研析之國際原子能總署安全標準叢書(包含 No. SSG-35、No.SSR-1、No. SSG-14、No. SSG-23 與 No. SSG-29)與其他國家貯存設施場址管制案例成果，審視目前國內現有相關法規，以提出適合我國環境之低放貯存設施與處置場址規範管制建議。本章針對「集中式放射性廢棄物貯存設施場址規範(中華民國 106 年 03 月 29 日)」及「低放射性廢棄物最終處置設施場址禁置地區之範圍及認定標準(中華民國 106 年 03 月 23 日)」二項法規進行比較及建議。

6.1 集中式放射性廢棄物貯存設施場址規範管制建議

本節針對「集中式放射性廢棄物貯存設施場址規範」提出管制建議，原能會參考國內外相關法規與技術報告制定，加以修正以適合國內狀況。主要考量國內不利環境地質，除參考國際管制法規提出一般性規範，另外考量國內常見之地質災害類型，如活動斷層、崩塌地及泥火山等提供場址選擇依據及量化標準，以利台電公司未來進行場址調查作業時，應審慎保守評估各項環境地質條件，以確保場址安全。法規條文如下：

- 一、為確保集中式放射性廢棄物貯存設施場址（以下簡稱場址）之安全，並利於場址評選與管制作業依循，特訂定本規範。
- 二、本規範所稱集中式放射性廢棄物貯存設施，指於核能電廠外新增設置可集中貯存管理放射性廢棄物之設施。
- 三、場址不得位於活動斷層之主要斷層帶兩側各一公里及兩端延伸三公里之帶狀地區。
- 四、場址不得位於泥火山噴出點半徑一公里範圍內之地區。
- 五、場址不得位於單一崩塌區面積大於零點一平方公里以上，且工程無法整治克服之地區。
- 六、場址不得位於水道，包括河川、湖泊、水庫蓄水範圍、排水設施範圍、運河、疏洪道、滯洪池或越域引水路水流經過之地域。
- 七、場址不得位於現有、興建中及規劃完成且經核准興建之水庫集水區。
- 八、場址不得位於地下水管制區。
- 九、場址避免位於易受人為活動與自然作用影響，且工程無法克服之地區。

- 十、場址避免位於有山崩、地陷、火山活動之虞，且工程無法克服之地區。
- 十一、場址避免位於有土壤液化之虞，且工程無法克服之地區。
- 十二、場址避免位於百年洪水平原，且工程無法克服之地區。
- 十三、場址避免位於歷史海嘯高程影響範圍，且工程無法克服之地區。
- 十四、場址不得位於其他依法不得開發之地區，其範圍及認定標準依各該其他法律之規定。
- 十五、場址之選定，應符合原住民族基本法第三十一條，不得違反原住民族意願，在原住民族地區內存放放射性廢棄物。

根據上述法規內容，雖然原能會提供相對嚴謹之量化參考標準，但仍有部分內容及標準有進一步研議空間，以下將「集中式放射性廢棄物貯存設施場址規範」之法條內容，參考國際各國法規以客觀地審視並提出相關法規建議如下：

1. 國際上斷層為較少被提及項目，但少數國家主要還是將其列入排除項目中，譬如韓國提及場址中心半徑八公里內沒有活動斷層，在標準嚴格度上較我國嚴格，澳大利亞、亞美尼亞及烏克蘭是直接排除活動斷層帶。惟我國位處於板塊交接帶，斷層較廣泛分佈，有關斷層退縮距離，建議可再評估研議。
2. 烏克蘭明確排除泥火山活動，我國是否完全排除建議可再評估研議。
3. 大地工程為具影響力的項目，其中多數為裁量項目，評估後須以工程克服，邊坡不穩定導致大規模山崩應排除，此項敘述上並無不妥，惟崩塌面積的數值可參考國際作法，再進一步研議評估。
4. 水道之評估標準應歸納在水工結構損毀造成之洪水，內容所涵蓋之排除區域為較佳之方案，烏克蘭也同樣排除水庫結構損毀造成之洪水，我國更擴及蓄水及排水範圍，較國際規定完善。
5. 水庫集水區應歸納在核種遷移(液體)及資源利用，放射性物質容易藉由地表及地下水體擴散造成環境危害，同時也造成水資源無法被利用，故此排除法條適宜。
6. 地下水管制區是由中央主管機關考量地層下陷、地下水位變化、地質條件及其他相關因素，區分為第一級及第二級管制區劃定公告，應屬非安全相關中可利用資源，為較少提及項目，其中包括地表水與地下水資源，美國、巴西、

斯洛伐克、烏克蘭都將地下水資源列入排除項目，同時也可以避免放射性物質透過地下水進行核種遷移，故此法條適宜。

7. 人為活動與自然作用提及的範圍廣泛，人為活動牽涉到人為誘發危害、人類入侵及人口密度與分佈等，自然作用更是廣泛，其中牽涉到多個細項排除與裁量，建議可參考國際作法列舉細項說明。
8. 山崩及地陷，屬大地工程之項目，其中大規模山崩被各國列為排除項目，建議應改成排除而非避免。
9. 地陷則是屬於裁量評估項目，屬適宜。
10. 火山作用建議應列於排除項目而非避免，此內容可再進一步研議。
11. 土壤液化在各國項目中屬於大地工程項目，多數國家為裁量評估項目，須以工程方法克服，屬適宜。
12. 百年洪水平原可歸納在天然洪水此項指標中，多數國家考量排水能力及工程方法使否能克服，建議法條中應提及排水能力或是在設計設施時考量排水，使敘述更佳完善。
13. 海嘯屬於引發洪水之要素，其中日本評估並確保不會因海嘯影響安全功能，故此項敘述與日本相近無不妥，惟歷史文件記錄是否有足夠參考價值，及歷史海嘯調查程序可再進一步研議。
14. 原住民相關在國際上雖無參考之評估標準，但以民眾及社會影響考量下並無任何不妥，在處置設施評估標準中則有提及文化遺產之保存為排除標準，屬適宜，但因此法條為排除項目，建議可移到本規範較前段。

6.2 低放射性廢棄物最終處置設施場址禁置地區之範圍及認定標準 管制建議

本節針對「低放射性廢棄物最終處置設施場址禁置地區之範圍及認定標準」提出管制建議，低放射性廢棄物之最終處置是社會民眾關注之焦點，為確保處置設施運轉安全，選擇最終處置場址時，須考量地質、水文、地球化學及人口與社會發展等自然及社會環境特性。原能會經商會內政部、經濟部、農委會、原民會及環保署等相關機關，並參考國內相關法令及國際原子能總署相關規範。法規條文如下：

第 1 條

本標準依低放射性廢棄物最終處置設施場址設置條例（以下簡稱本條例）第四條第二項規定訂定之。

第 2 條

本條例第四條第一項第一款所定活動斷層或地質條件足以影響處置設施安全之地區，其範圍及認定標準如下：

- 一、活動斷層之主要斷層跡線兩側各一公里及兩端延伸三公里之帶狀地區。
- 二、後火山活動地區。
- 三、泥火山噴出點半徑一公里範圍內之地區。
- 四、單一崩塌區面積大於○·一平方公里以上，且工程無法整治克服之地區。

第 3 條

本條例第四條第一項第二款所定地球化學條件不利於有效抑制放射性核種污染擴散，並足以影響處置設施安全之地區，其範圍及認定標準如下：

- 一、地下水體氫離子濃度指數（pH、值）小於四之地區。
- 二、地質介質對鈷及銫之分配係數小於每公克三毫升之地區。

第 4 條

本條例第四條第一項第三款所定地表或地下水文條件足以影響處置設施安全之地區，其範圍及認定標準如下：

- 一、水道，包括河川、湖泊、水庫蓄水範圍、排水設施範圍、運河、減河、滯洪池或越域引水路水流經過之地域。

二、現有、興建中及規劃完成且經核准興建之水庫集水區。

三、地下水管制區。

第 5 條

本條例第四條第一項第四款所定高人口密度地區，其範圍及認定標準為人口密度高於每平方公里六百人之鄉（鎮、市）。

第 6 條

本條例第四條第一項第五款所定其他依法不得開發之地區，其範圍及認定標準，依其他各該法律之規定。

第 6 條之一

原住民族地區為處置設施候選場址，非經徵得原住民族同意，符合原住民族基本法第三十一條規定者，為前條依法不得開發之地區。

第 7 條

本標準自發布日施行。

根據上述法規內容，雖然原能會以相對嚴謹之量化參考標準，但仍有一些內容及標準有進一步研議的空間，以下將「低放射性廢棄物最終處置設施場址禁置地區之範圍及認定標準」之各法條內容，參考國際各國法規以客觀地審視並提出相關法規建議如下：

1. 斷層在處置設施中也屬於較少提及之項目，只有美國在地質處置設施中排除第四紀新構造變形(抬升、沉陷、褶皺、斷層)，以我國狀況如同貯存法規中提及，位處於地震帶上，境內斷層無法避開，建議參考貯存設施以距場址中心半徑距離作為評估標準確保場址的安全性。
2. 同烏克蘭明確排除泥火山活動，我國是否完全排除建議可再評估研議。
3. 單一崩塌區面積數值建議可再進一步評估研議合宜數值，以裁量可工程克服之面積。
4. 考量山崩與地滑地質敏感區，根據地質法第 8 條規定，「若土地開發行為之基地有全部或部分位於地質敏感區內者，應於申請土地開發前，進行基地地質調查及地質安全評估。」主要目的為告知地質資訊，要求位於地質敏感區範圍內未來新的土地開發行為須加強調查評估，並無限制或禁止開發

的相關規定。

5. 關於核種遷移，近地表與地質處置皆採監測與定期檢查，設置監測設備定期監測環境與人員可能受到輻射曝露之空氣、水及土壤，其認定標準建議可再進一步評估研議合適數值。
6. 關於水文地質，主要考量地表水和地下水，故此法條認定標準並無不妥，建議可以新增調查地表水和地下水的分布及流量，地下含水層的深度、厚度、水力梯度、方向、季節性變化、潛在滲透能力、減緩放射性物質外釋等，以更加精確排除水文地質不適當之場址。
7. 地下水管制區由中央主管機關考量地層下陷、地下水位變化、地質條件及其他相關因素，區分為第一級及第二級管制區劃定公告，其定義可再進一步確認與研究，其涵蓋範圍是否合宜。
8. 人口密度/分布屬社會影響層面，多數國家說明須遠離人口稠密地區卻無定量敘述，我國法規則有明確指出每平方公里六百人為評估指標，此定量數值是否合宜可再研議評估。
9. 環境保護方面，為較少提及之項目，但英國特別排除應保護之自然或文化遺產，故此法條適宜。

第七章 結論與建議

1. IAEA 安全標準叢書 No.SSG-35 核子設施之場址調查與場址選擇報告之選址過程係使用區域分析判定關注區域中與國家經濟、環境保育政策並無衝突的潛在場址，而藉此取得之潛在場址，再以篩選準則排除無法以工程方法解決場址問題之不適宜場址，最終將候選場址依排序準則進行排序，選出最適宜場址作為選定場址。
2. 藉由研析 IAEA 安全標準叢書 No.SSG-35、No.SSR-1，以及澳大利亞、韓國、日本、阿根廷、亞美尼亞、巴西、西班牙、羅馬尼亞、匈牙利、義大利、立陶宛、芬蘭、瑞士、斯洛維尼亞、斯洛伐克、英國、烏克蘭、保加利亞、美國等共 19 個國家的管制規範，國際放射性廢棄物貯存設施管制之關鍵要項分別為地震、洪水、火災，而次等具影響力之項目則分別為：工程地質（山崩、土壤液化）、極端氣象事件（降雨）、外部人為誘發危害（飛機墜毀、工業設施、交通運輸）、內部危害（火災/爆炸）、人類入侵、人口密度與分布、監測與控制、土地利用、社會與經濟。
3. 藉由研析 IAEA 安全標準叢書中與處置設施場址規範相關之 No. SSG-14、No. SSG-23、No. SSG-29 報告，以及加拿大、韓國、日本、美國、巴西、保加利亞、芬蘭、德國、匈牙利、義大利、立陶宛、墨西哥、烏克蘭、英國等，共 14 個國家與處置設施場址規範相關之管制項目，在近地表放射性廢棄物處置設施場址管制規範關鍵項目為地震、地質結構特性、水文地質、氣象事件，而地質處置設施場址管制規範之關鍵項目為地震、地質結構特性、水文地質、社會影響(人口密度與分布)。
4. 低放貯存設施與處置場址管制要項比較，從世界各國的低放貯存設施與處置場址的管制要項中，可以發現各國的評估指標與細項間的異同，藉以了解及推測背後的原因與考量。從比較中可以發現三者共同的排除項目：地震、斷層、土壤液化、火山作用、潛在資源開發、可利用資源、區域發展規劃；共同裁量項目：氣象事件、氣候變遷、基岩荷載、人口密度/分布/趨勢、監測與定期檢查、核子保安、放射性廢棄物的運輸。建議在審視我國排除項目與裁量項目時，能重點歸納這些指標，並從中比較我國與國際各國間細項內容

之異同，相異之處可反思我國評估的合宜性，或是檢視同樣評估架構是否適宜我國。

5. 國際集中貯存設施場址管制之案例分析，報告中採用的是荷蘭與澳大利亞兩個國家，荷蘭為集中式貯存設施案例 COVRANV，是設施已在運轉的案例，因此場址安全分析報告內容非常完整，其場址設置於沿海地區，除山崩及人類入侵不在其中，其餘皆納入考量。以下建議可借鑑之內容，譬如地質方面有明確考量土壤液化，並種植植被作為改善工程克服此項危害；優先在選址時提出工程克服具體方法可讓專家學者評估可行性；人口方面有調查場址周圍半徑 5 公里內的總人口數，多數國家裁量人口都是以當地人口密度為概念，人口密度取決於總人口數與計算之面積，荷蘭明確調查場址中心限定半徑內之人口總數，相對於只訂定人口密度數值有更精確的裁量標準；工業活動危害面也是國際裁量項目之一，因場址位於工業區內，且周圍產業之風險危害高於貯存設施本身，是我國選址時可避免的重要項目，其除役計畫也是每隔五年更新一次，隨著時間及技術演進，定時更新計畫也是值得效法。
6. 澳大利亞案例則是三個候選場址擇一的過程，著重在選址的方法及過程分析，利用風險燈號的方法，清楚明瞭各個場址在各項評估指標之風險等級，藉以選擇出綜合風險最低之場址，是我國選址時可參考之極佳案例。其中列出四個大方向選擇標準，分別為技術與環境評估、成本評估、設施建立、營運、退役期間法規未考量之項目、社區支持等，由大方向選擇標準訂定各子評估指標是有效率且明瞭的作法，在各評估指標中則以風險等級、剩餘風險、區分標準、總結、風險緩解列出細項說明及比較，由此可知各項評估之風險嚴重程度、產生原因、評斷標準、採用何種工程方法克服等，綜觀場址間的區別以綜合評估，是一套可以效法的評選方法。
7. 國內低放貯存設施與處置場址規範管制建議，所選擇的我國法規分別是「集中式放射性廢棄物貯存設施場址規範」及「低放射性廢棄物最終處置設施場址禁置地區之範圍及認定標準」等法規，且根據本計畫研析國際資訊發現，對於法規內容逐條審視，建議在架構與內容上需調整：(1)排除項目建議統一放在裁量項目條文之前；(2) 近年陸續公告的山崩與地滑地質敏感區，應考慮如何納入條文；(3) 集中式放射性廢棄物貯存設施場址規範中提及之人為活動與自然作用應更明確定義；(4)應變計畫可行性應考慮；(5)地下水管制

區雖有納入條文，但地下水管制區的劃定有其不同目的，建議應考慮增加地下含水層深度相關資訊；(6)部分細項之數值例如人口密度或距離是否合宜，建議進一步研議數值合宜性。

參考文獻

1. ASN, 2009, Gestione Dei Rifiuti Radioattivi.
2. ASN, 2014, Gestione Dei Rifiuti Radioattivi. GUIDA TECNICA n. 26.
3. Агенцията за ядрено регулиране, 2013, Regulation for Safe Management of Radioactive Waste.
4. ARPANSA, 2014, Regulatory guide-siting controlled of facilities.
5. Autoridad Regulatoria Nuclear(ARN), 2014, Almacenamiento de Residuos Radiactivos(GUÍA AR 13).
6. CNCAN, 2005, Privind Depozitarea La Suprafață A Deșeurilor Radioactive.
7. CNEN, 1990, SELEÇÃO E ESCOLHA DE LOCAIS PARA DEPÓSITOS DE REJEITOS RADIOATIVOS.
8. CNEN, 2014, Gerência De Rejeitos Radioativos De Baixo e Médio Níveis De Radiação.
9. CNSC, 2006, ASSESSING THE LONG TERM SAFETY OF RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT. Regulatory Guide G-320.
10. COVRA, 2014, VEILIGHEIDSRAPPORT.
11. CSN, 2010, Instrucción IS-29, sobre instalaciones de almacenamiento temporal de combustible gastado y residuos radiactivos de alta actividad.
12. IAEA, 2006, Fundamental Safety Principles. Safety Fundamentals No. SF-1.
13. IAEA, 2006, Site Evaluation for Nuclear Installations. Specific Safety Requirements No. NS-R-3.
14. IAEA, 2009, IAEA Safety Standards Applications Series No. 8
15. IAEA, 2011a, Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste. Specific Safety Guide No. SSG-14.
16. IAEA, 2011b, Disposal of Radioactive Waste. Specific Safety Requirements No. SSR-5.
17. IAEA, 2012, The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste. Specific Safety Guide No. SSG-23.
18. IAEA, 2014, Near Surface Disposal Facilities for Radioactive Waste. Specific Safety Guide No. SSG-29.
19. IAEA, 2015, Site Survey and Site Selection for Nuclear Installations. Specific Safety Guide No. SSG-35.

20. IAEA, 2019, Site Evaluation for Nuclear Installations. Specific Safety Requirements No. SSR-1.
21. NRWMF, 2020, site-assessment.
22. ONR, 2011, The management of higher activity radioactive
23. ONR, 2011a, The management of higher activity radioactive waste on nuclear licensed sites. Part 3c Storage of Radioactive Waste.
24. ONR, 2011b, Radioactive Substances Regulation – Environmental Principles.
25. Plan-MER Sloegebied, 2011, Notitie reikwijdte en detailniveau.
26. SNSA, 2016b, Priloga 3: Projektne osnove za skladišče nizko in srednje radioaktivnih odpadkov.
27. SNSA, 2016c, Priloga 4: Projektne osnove za skladišče izrabljenega goriva ali visoko radioaktivnih odpadkov.
28. STUK, 2019, Site for a nuclear facility. YVL A.2.
29. STUK, 2020, Handling and storage of nuclear fuel. YVL D.3
30. VRZ, 2017, regionaal_crisisplan_2018-2021.
31. ANRA, 2013, Site Safety Requirements to New NPP Unit(s). Retrieved from <https://www.arlis.am/DocumentView.aspx?docID=84434> (Jun 03, 2020)
32. ASN, 2009, Gestione Dei Rifiuti Radioattivi.
33. Australia enacts, 2012, National Radioactive Waste Management Act 2012. Retrieved from <https://www.legislation.gov.au/Details/C2012A00029> (Jun 03, 2020)
34. BfS, 2017, Gesetz zur Suche und Auswahl eines Standortes für ein Endlager für hochradioaktive Abfälle (Standortauswahlgesetz - StandAG). Retrieved from https://www.gesetze-im-internet.de/standag_2017/BJNR107410017.html (Jun 03, 2020)
35. CNSC, 2019, Guidance on Deep Geological Repository Site Characterization. Retrieved from <http://nuclearsafety.gc.ca/eng/acts-and-regulations/consultation/comment/regdoc1-2-1.cfm> (Jun 03, 2020)
36. CNSNS, 1997, Requerimientos para una instalación para el almacenamiento definitivo de desechos radiactivos de nivel bajo cerca de la superficie. Parte 1, sitio. Retrieved from http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4893502&fecha=05/09/1997 (Jun 03, 2020)
37. ENSI, 2004, Kernenergieverordnung. Retrieved from

- <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20042217/index.html> (Jun 03, 2020)
38. ENSI, 2009, Verordnung des UVEK über die Gefährdungsannahmen und die Bewertung des Schutzes gegen Störfälle in Kernanlagen. Retrieved from <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20090231/index.html> (Jun 03, 2020)
 39. HAEA, 2005, A Nukleáris Létesítmények Nukleáris Biztonsági Követelményeiről És Az Ezzel Összefüggő Hatósági Tevékenységről. (v. 5.) Korm. Rendelet. Retrieved from <http://www.pecel-hivatal.hu/ppmh/kornyezet/07024.htm> (Jun 03, 2020)
 40. HAEA, 2011, a nukleáris létesítmény és a radioaktív hulladék-tároló biztonsági övezetéről. Retrieved from <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a1100246.kor> (Jun 03, 2020)
 41. HAEA, 2014, A Radioaktív Hulladékok Átmeneti Tárolását Vagy Végleges Elhelyezését Biztosító Tároló Létesítmények Biztonsági Követelményeiről És Az Ezzel Összefüggő Hatósági Tevékenységről. Retrieved from https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=A1400155.KOR&celpara=#_blank (Jun 03, 2020)
 42. NRA, 2013, Regulation for safe management of radioactive waste. Retrieved from <https://www.informea.org/en/legislation/regulation-safe-management-radioactive-waste> (Jun 03, 2020)
 43. NRC, 2001, NRC Regulations Title 10, Code of Federal Regulations Part 61— Licensing Requirements For Land Disposal Of Radioactive Waste. Retrieved from <https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part061/> (Jun 03, 2020)
 44. NRC, 2004, NRC Regulations Title 10, Code of Federal Regulations Part 60— Disposal of High-level Radioactive Wastes In Geologic Repositories. Retrieved from <https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part060/> (Jun 03, 2020)
 45. NRC, 2020, NRC Regulations Title 10, Code of Federal Regulations part 72— Licensing Requirements for the Independent Storage of Spent Nuclear Fuel, High-Level Radioactive Waste, and Reactor-Related Greater than Class C Waste. Retrieved from <https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part072/> (Jun 03, 2020)
 46. ONR, 2003, The Landfill (Scotland) Regulations 2003. Retrieved from <http://www.legislation.gov.uk/ssi/2003/235/contents/made> (Jun 03, 2020)

47. OGL, 1981, Wildlife and Countryside Act. Retrieved from <http://www.legislation.gov.uk/ukpga/1981/69/contents> (Jun 03, 2020)
48. Risicokaart. nl. Retrieved from <https://flamingo.bij12.nl/risicokaart-viewer/app/Risicokaart-openbaar> (Oct. 27, 2020)
49. SNRC, 2007, Про затвердження Загальних положень забезпечення безпеки захоронення радіоактивних відходів у геологічних сховищах. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0605-07> (Jun 03, 2020)
50. SNRC, 2008, Про затвердження Вимог до вибору майданчика для розміщення сховища для захоронення радіоактивних відходів. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1166-08/conv> (Jun 03, 2020)
51. SNSA, 2016a, Pravilnik o dejavnih sevalne in jedrske varnosti. Retrieved from <http://www.pisrs.si/Pis.web/pregledPredpisa?id=PRAV12796> (Jun 03, 2020)
52. STUK, 1988, Nuclear Energy Decree. Retrieved from <https://www.stuklex.fi/en/haku/ls/19880161?allWords=Nuclear+Energy+Decree> (Jun 03, 2020)
53. STUK, 2018, Ydinjätteen loppusijoitus. Retrieved from <https://www.stuklex.fi/fi/ohje/YVLD-5> (Jun 03, 2020)
54. STUK, 2019, Limitation and monitoring of radioactive releases from a nuclear facility. Retrieved from <https://www.stuklex.fi/en/ohje/YVLC-3> (Jun 03, 2020)
55. UJD SR, 2006, ktorou sa ustanovujú podrobnosti o požiadavkách na jadrovú bezpečnosť jadrových zariadení pri ich umiestňovaní, projektovaní, výstavbe, uvádzaní do prevádzky, prevádzke, vyradovaní a pri uzatvorení úložiska, ako aj kritériá pre kategorizáciu vybraných zariadení do bezpečnostných tried. 50/2006 Z.z. Retrieved from <https://www.noveaspi.sk/products/lawText/1/62147/1/2> (Jun 03, 2020)
56. USDOL, 1977, Federal Mine Safety & Health Act. Retrieved from <https://arlweb.msha.gov/REGS/ACT/ACTTC.HTM> (Jun 03, 2020)
57. VATESI, 1999, Dėl Bendrųjų Reikalavimų Panaudoto Branduolinio Kuro Sausojo Tipo Saugykloms, Vd-b-03-99, Patvirtinimo. Retrieved from <https://e-seimasx.lrs.lt/portal/legalAct/lt/TAD/TAIS.83070?jfwid=-wwk4ola0y> (Jun 03, 2020)
58. VATESI, 2003, Dėl Labai mažo aktyvumo radioaktyviųjų atliekų laidojimo reikalavimų patvirtinimo. Retrieved from <https://e->

- seimas.lrs.lt/portal/legalAct/lt/TAD/TAIS.217029?jfwid=-9dzqnu8o5 (Jun 03, 2020)
59. WNA, 2020, Storage and Disposal of Radioactive Waste. Retrieved from <https://www.world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/nuclear-waste/storage-and-disposal-of-radioactive-waste.aspx> (Jul 15, 2020)
 60. 원자력안전위원회(방사선안전과), 2019, 방사선 안전관리 등의 기술기준에 관한 규칙。檢自 <https://reurl.cc/qdXWKy> (Jun 03, 2020)
 61. 원자력안전위원회(방사성폐기물안전과), 2017, 고준위방사성폐기물 심층처분시설에 관한 일반기준。檢自 <https://reurl.cc/oLXjLQ> (Jun 03, 2020)
 62. 원자력안전위원회(방사선안전과), 2017, 방사선 안전관리 등의 기술기준에 관한 규칙。檢自 <https://reurl.cc/qdXWKy> (Jun 03, 2020)
 63. 原子力規制委員会, 2019, 第二種廃棄物埋設施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則。檢自 https://elaws.e-gov.go.jp/search/elawsSearch/elaws_search/lsg0500/detail?lawId=425M60080000030 (Jun 03, 2020)
 64. 原子力規制委員会, 2013, 使用済燃料貯蔵施設の技術基準に関する規則。檢自 https://elaws.e-gov.go.jp/search/elawsSearch/elaws_search/lsg0500/detail?lawId=502M60080000008 (Jun 03, 2020)
 65. 澳大利亞政府網站, 2020。檢自 <https://www.industry.gov.au/strategies-for-the-future/australian-radioactive-waste-agency>
 66. 集中式放射性廢棄物貯存設施場址規範。檢自 <https://erss.aec.gov.tw/law/LawContent.aspx?id=GL000073>
 67. 低放射性廢棄物最終處置設施場址禁置地區之範圍及認定標準。檢自 <https://erss.aec.gov.tw/law/LawContent.aspx?id=FL041151>



行政院原子能委員會
放射性物料管理局

行政院原子能委員會放射性物料管理局

委託研究計畫研究報告

109 年低放射性廢棄物處置方案
之安全管制研究

子計畫二：低放射性廢棄物處置無意闖入
情節管制要項研析
期末報告

計畫編號：109FCMA003

計畫主持人：董家鈞

子計畫二主持人：林文勝

受委託機關（構）：中央大學

報告日期：中華民國 109 年 12 月

109 年低放射性廢棄物處置方案

之安全管制研究

子計畫二：低放射性廢棄物處置無意闖入

情節管制要項研析

期末報告

受委託單位：中央大學

計畫主持人：董家鈞

子計畫二主持人：林文勝

研究期程：中華民國 109 年 2 月至 109 年 12 月

研究經費：新臺幣 640,000 元（子計畫二經費）

行政院原子能委員會放射性物料管理局

委託研究計畫研究報告

中華民國 109 年 12 月

（本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見）

目錄

摘要	V
ABSTRACT	VI
第 1 章 前言	1
第 2 章 美國 10CFR61 對於人類無意闖入事件的管制考量與沿革	5
2.1. 10 CFR 61 現行法規與無意闖入有關章節及管制重點	5
2.2. 10 CFR 61 與無意闖入有關之擬議法規修正重點及差異	8
2.2.1. 10 CFR 61 擬議法規 (案號 ID NRC-2011-0012) 修正重點	8
2.2.2. 10 CFR 61 擬議法規 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003) 修正重點	10
2.3. 10 CFR 61 與無意闖入有關法規修改之管制考量	15
2.3.1. 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012) 版本	15
2.3.2. 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003) 版本	18
2.4. 10 CFR 61 有關法規修改之現況	25
第 3 章 IAEA 對於人類無意闖入事件的管制考量	27
3.1. IAEA 人類無意闖入計畫 (HIDRA)	27
3.2. 人類無意闖入為處置安全案例的一部分內容	29
3.3. 人類無意闖入的情節	30
3.4. IAEA 對人類無意闖入評估及劑量標準	38
第 4 章 低放處置設施之人類無意闖入事件的分析	41
4.1. 無意闖入管理法規	41
4.1.1. SR-PSU 提出之廢棄物管理原則及國際建議和指南	41
4.1.2. 瑞典有關未來人類行為法規要求和說明	44
4.1.3. 瑞典有關無意闖入之研究	45
4.1.4. 各國對未來人類行為的管理和評估	47
4.2. SR-PSU 有關未來人類行為之研究方法	48
4.2.1. 安全功能和 FHA FEPs 分析	48
4.2.2. FHA 情節選擇和計算案例的識別以供進一步考慮	49
4.3. 安全功能和 FEP 分析	50
4.3.1. 封閉後安全評估對未來人類行為之一般考慮	50
4.3.2. 安全功能和其他關閉後安全相關因素	51
4.3.3. 與未來人類行為有關之 FEPs	54
4.4. FHA 情節	69
4.4.1. 情節選擇依據	69
4.4.2. 鑽入處置庫情節	72
4.4.2.1. 情節描述	72
4.4.2.2. 鑽探過程中現場人員計算案例 (FHACC1)	73
4.4.2.3. 鑽屑掩埋場施工期曝露計算案例 (FHACC2)	82
4.4.2.4. 鑽屑掩埋場耕作曝露 (FHACC3)	86
4.4.3. 水管理情節	89
4.4.4. 地下建造情節	90
4.4.4.1. 對處置庫附近道路或鐵路隧道的定性考慮 (FHACC5)	90

4.4.4.2. Forsmark 場址附近礦井的定性考慮 (FHACC6)	90
4.5. SR-PSU 人類無意闖入事件分析結論.....	91
第 5 章 我國低放處置設施之人類無意闖入事件的管制建議.....	93
5.1. 無意闖入事件的管制建議.....	93
5.1.1. 對於闖入者.....	93
5.1.2. 對於鄰近居民.....	95
5.2. 無意闖入者劑量限值討論.....	95
5.3. 闖入者評估情節分析建議.....	96
第 6 章 結論與建議.....	98
參考文獻.....	103
附錄 A 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012) 法規條文內有關人類無意闖入及重要影響之相關章節.....	103
附錄 B SSG-23 有關無意闖入之條文.....	130
附錄 C 國際上對於人類闖入評估工作整理.....	134

圖目錄

圖 1 處置設施兩層分析時間示意圖	10
圖 2 處置設施三層時間尺度框架示意圖	11
圖 3 處置設施三層分析時間示意圖	12
圖 4 情節發展分析闖入者評估流程示意圖	21
圖 5 假設的近地表處置鑽井情節	32
圖 6 假設近地表處置開挖（住宅）情節	33
圖 7 假設近地表處置開挖（道路）情節	34
圖 8 假設地質處置鑽井情節	36
圖 9 假設地質處置地下採礦情節	37
圖 10 假設地質處置開採情節。	38
圖 11 IAEA 提出之無意闖入之評估方法	39
圖 12 SR-PSU 安全評估對於 FHA 處理方法之步驟	49
圖 13 兩種鑽井技術（空氣旋轉鑽探和金剛石岩心鑽探）於四種處置庫單元（筒倉、1BMA、2BMA 和 1BLA）現場鑽井人員於西元 3000 年至 100000 年間劑量變化	80
圖 14 使用空氣旋轉鑽探於各種處置庫單元（筒倉、1BMA、2BMA 和 1BLA）之不同核種所貢獻的劑量變化：(A) FHACC1_RA_CO_D_SILO, (B) FHACC1_RA_CO_D_1BMA, (C) FHACC1_RA_CO_D_2BMA, (D) FHACC1_RA_CO_D_1BLA	80
圖 15 施工工人在筒倉、1BMA、2BMA 和 1BLA 四種處置庫的鑽井碎屑作為掩埋場施工期間受到的外部輻射、吸入和攝食的劑量。	85
圖 16 含鑽井碎屑的掩埋場中建造時之不同放射性核種所貢獻的劑量變化及總劑量：(A) FHACC2_RA_CO_D_SIL, (B) FHACC2_RA_1BMA, (C) FHACC2_RA_2BMA, (D) FHACC2_RA_1BLA	85
圖 17 使用包含鑽井碎屑之污染土壤耕作後耕作人員曝露劑量隨時間變化	88
圖 18 於帶有鑽屑掩埋場耕作人員受到不同放射性核種所貢獻的劑量變化及總劑量：(A) FHACC3_RA_CO_D_SILO, (B) FHACC3_RA_CO_D_1BMA, (C) FHACC3_RA_CO_D_2BMA, (D) FHACC3_RA_CO_D_1BLA	88
圖 19 我國低放處置無意者闖入分析流程	94

表目錄

表 1	10 CFR PART 61 現行法規與擬議法規（案號 ID NRC-2011-0012）版本之比較表.....	9
表 2	10 CFR 61 現行法規與擬議法規（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）版本之比較表.....	14
表 3	10 CFR 61 修訂後法規（案號 ID NRC-2011-0012）與無意闖入者有關之內容.....	17
表 4	10 CFR 61 修訂後法規（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）與無意闖入者有關之內容.....	19
表 5	兩種處置設施類型功能的一般人類無意闖入事件.....	30
表 6	SFR 處置庫單元、安全功能和安全功能指標.....	51
表 7	在評估 SFR 處置場未來人類行為時確定的相關處置場單元及指標。.....	52
表 8	可能對 SFR 封閉後安全產生影響之未來人類行為 FEP.....	52
表 9	與未來人類行為相關的技術 FEP 對應可能影響處置庫的安全功能.....	53
表 10	未來人類可能進行的地質鑽探種類、鑽探深度和鑽鑿地質.....	62
表 11	當前鑽井技術的特點.....	63
表 12	聯結 FHA FEP 對應選定的 FHA 情節.....	70
表 13	SR-PSU 中的 FHA 情節的計算案例和定性分析.....	71
表 14	計算外部輻射曝露（ <i>Dext</i> ）有效劑量的參數數據.....	75
表 15	計算吸入有效劑量（ <i>Dinh</i> ）的參數資料.....	75
表 16	計算意外攝食（ <i>Ding</i> ）有效劑量的參數資料.....	76
表 17	SR-PSU 中不同 FHA 計算案例中使用的劑量轉換因子.....	76
表 18	SFR 封閉後四個考慮的廢棄物處置單元物放射性核種活度.....	77
表 19	在西元 3000 年時不同放射性核種於 FHACC1 案例的劑量貢獻百分比.....	82
表 20	在西元 3000 年時不同放射性核種於 FHACC2 案例的劑量貢獻百分比.....	84
表 21	在西元 3000 年時不同放射性核種於 FHACC3 案例的劑量貢獻百分比.....	87

摘要

本計畫係針對低放射性廢棄物(LLRW)處置無意闖入情節管制要項進行研析，已完成「美國 10CFR61 對於人類無意闖入事件的管制考量與沿革」、「國際原子能總署提出之低放處置人類無意闖入管制要項進行研析」、「LLRW 設施之人類無意闖入事件的分析」、提出「我國 LLRW 處置設施之人類無意闖入事件的管制建議」。研究發現 10 CFR 61 擬議法規（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）有關無意闖入條文包括：闖入者評估的修訂和新定義（61.2）、修訂的闖入者評估概念（61.7）、新的技術分析要求（61.13）、要求在封閉時更新闖入者評估（61.28）、修訂的闖入者評估功能目標（61.42）。對闖入者而言，建議低放處置人類無意闖入管制，包括：處置場封閉後之 10,000 年時間內對任何無意闖入者其年劑量不得超過 5 毫西弗；及在處置場封閉後之 10,000 年時間之後，應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。但是由於美國採淺地層地表處置 LLRW，與我國坑道處置方式不同，未來是否需要採用 5 mSv/yr 作為無意闖入者劑量限值仍需進一步討論。對於場址鄰近居民而言，建議參考 IAEA 劑量標準，若附近居民年劑量低於 1 mSv，則無需努力降低闖入概率或限制其劑量後果；若場址附近居民年劑量超過 20 mSv，則應考慮廢棄物處置的替代方案；若年劑量在 1 - 20 mSv 範圍內，則在處置設施開發階段，應採取合理措施，透過優化設施設計來降低闖入概率或限制其劑量後果。對於 SR-PSU 無意闖入的評估程序與方法與國際評估經驗相一致，可以做為我國人類無意闖入事件分析及管制參考。計畫成果可提供原能會物管局 LLRW 安全評估審查之應用，適時提升該項管制技術議題之技能與規範的精進。

ABSTRACT

This project aims to study and analyze the key points of inadvertent intrusion control in low-level radioactive waste (LLRW) disposal. The project has completed "Consideration evolution and potential revision in rulemaking of human inadvertent intrusion events for 10 CFR Part 61 regulation", "Research and analysis on the key points of human intrusion in LLRW disposal proposed by IAEA ", "Analysis of human inadvertent intrusion events in LLRW facilities", and "Regulatory recommendations for human inadvertent intrusion events in Taiwan's LLRW disposal facilities". It is found that the proposed rule of 10 CFR Part 61 (Docket ID NRC-2011-0012 and ID NRC-2015-0003) concerning inadvertent intrusion include: revised and new definitions for intruder assessment (10 CFR 61.2), revised concept on intruder assessment (10 CFR 61.7), new technical analyses requirements (10 CFR 61.13), requirement to update intruder assessment at closure (10 CFR 61.28), and revised performance objective for intruder assessment (10 CFR 61.42). For intruders, it is suggested that the low-level disposal of human inadvertent intrusion control should include: the annual dose of any inadvertent intruder should not exceed 5 mSv within 10,000 years after the closure of the disposal site; and the exposure to any inadvertent intruder should be as low as reasonably achievable at any time after 10,000 years of closure of the disposal site. However, the United States uses shallow land disposal of LLRW, which is different from the tunnel disposal of LLRW in Taiwan. Whether it is necessary to adopt 5 mSv/yr as the dose limit for inadvertent intruders in the future still needs further discussion. For the residents near the site, it is recommended to refer to IAEA dose standard. If the annual dose of nearby residents is less than 1 mSv, there is no need to try to reduce the probability of intrusion or limit the dose consequences; if the annual dose of residents near the site exceeds 20 mSv, the alternative scheme of waste disposal should be considered; if the annual dose is in the range of 1 – 20 mSv, reasonable efforts are warranted at the stage of development of the facility to reduce the probability of intrusion or to limit its consequences by means of optimisation of the facility's design. The procedure and method of SR-PSU inadvertent intrusion assessment are consistent with international assessment experience, which can be used as reference for the analysis and control of human inadvertent intrusion in Taiwan. The project results can provide the application of LLRW safety assessment review by the AEC, and can also timely improve the skills and standards of control technology issues.

第1章 前言

1.1. 研究背景

低放射性廢棄物最終處置場，係選擇適當地質條件且社會大眾能接受的地區進行掩埋處置，以工程與天然地層母岩（Rock matrix）之材質所形成的多重障壁，來圍阻與遲滯核種的外釋與遷移，將低放射性廢棄物與人類生活環境之生物圈隔離起來，確保在足夠時間內使放射性核種的強度衰變減弱至對人類無害之劑量，防止重返及污染人類之生活環境。低放射性廢棄物最終處置場之多重障壁，係從廢棄物的固化桶開始，經由封裝的容器、固化桶包封模組、低滲透性高吸附性填充物、混凝土、回填材料等處置設施達到穩定阻滯核種的目的。經濟部已於 101 年 7 月 3 日核定公告「台東縣達仁鄉」南田村及「金門縣烏坵鄉」小坵村為建議候選場址，該部後續選址工作將進行地方溝通宣導、公投取得地方同意、地質探勘調查與辦理環境影響評估等作業。

為增進放射性廢棄物最終處置安全，近年來重要技術發展方向，依安全管制需求，須逐步建立相關安全管制規範及管制技術，使設施設計、安全評估及施工營運，能確保安全無虞。本年度計畫（109 年度）針對低放射性廢棄物處置無意闖入情節管制要項進行研析，蒐集美國核能管制委員會於 2015 及 2016 年提出 10 CFR 61 對於人類無意闖入事件的管制考量與沿革，與國際原子能總署 IAEA 提出之低放處置人類無意闖入管制要項進行研析，以及瑞典對於 SR-PSU 安全評估提出未來人類行為之情節分析技術，並提出我國低放處置設施之人類無意闖入事件的管制建議，以提供原能會物管局低放射性廢棄物處置安全評估審查之應用，適時提升該項管制技術議題之技能與規範的精進。

1.2. 研究目的

為針對低放射性廢棄物處置無意闖入情節管制要項進行研析，國際原子能總署於 2012 年推出 SSG-23，提出低放射性廢棄物（LLRW）處置無意闖入之重要性，提出經由管制能充分降低人類無意闖入設施的可能性。美國核能管制委員會（NRC）正在修訂《聯邦法規彙編》標題第 10（10 CFR）第 61 部分，修訂現場特定技術分析，以允許根據這些分析的結果制定 LLRW 接收標準，以更適切的安全標準一致。新修訂要求規定

為：

- 1.證明符合公眾劑量限值的技術分析
- 2.證明符合無意闖入者防護劑量限值的技術分析
- 3.制定場址特定廢棄物接收標準的要求
- 4.輻射劑量技術分析應用
- 5.對安全論證的要求，包括識別和描述深度防禦保護

針對 10 CFR Part 61 現行法規與擬議法規的比較，無意闖入出現於 10 CFR 61.42 內，現行法規提出四點要求事項；而修改 10 CFR Part 61 之擬議法規，提出五點要求事項，包括：無意闖入評估，估計在符合時期內發生的年度峰值劑量；年劑量限制為 5 mSv (500 mrem)；為了在符合時期後保護無意闖入者，盡可能減少其曝露量之分析；分析只適用於含有大量長半化期放射性核種廢棄物的處置場；分析表明如何設計處置場以限制無意闖入者的長期曝露。(USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)

IAEA 於 2017 年提出無意闖入作為處置安全案例的一部分，根據安全案例和安全評估的原子能總署安全標準叢書 (SSG-23) 為放射性廢棄物處置的安全案例方法的實施提供指導 (IAEA, 2012; 2017)，並強調人類無意闖入作為處置設施整體安全評估案例的一部分，人類無意闖入是提供處置場址額外深度防禦安全條件所需要考慮的，而不是在遵守劑量限制的背景條件下。IAEA 提出處置系統優化原則需要採取一些措施，包括：降低人類無意闖入的可能性以及人類無意闖入的後果（即放射性影響和對安全功能的影響）。對於近地表處置之無意闖入包括：鑽孔、住宅開挖和道路開挖；對於地質處置之無意闖入包括：鑽探、常規和非常規性採礦。IAEA 提出無意闖入之評估方法可對處置系統的特定情境和/或措施，假設人類無意闖入下進行安全評估。評估方式可定量也可以定性方式，這取決於具體的法規規定。

另外瑞典對於 SR-PSU 安全評估已提出未來人類行為 (FHA) 無意闖入之情節分析技術及要求事項，該 TR-14-08 報告提出：(1) 有關 FHA 的一般注意事項，包括：放射性廢棄物管理原則和國際建議與指南，其他國家的管制和評估方法及執行方式，以及瑞

典的管制要求和準則。(2) SR-PSU 應用 FHA 評估方法，與 FHA 有關的特徵、事件和作用 (FEPs) 及其篩選程序，提供 SR-PSU 進一步考慮，作為封閉後安全評估的一部分。

(3) 選擇和分析有代表性的 FHA 情節，據此分析可能對人體產生輻射劑量。(4) 依據人類曝露劑量評估進行分析。(5) SFR 提供有關 FHA 安全評估的討論和結論。

依據前述說明，子計畫二本年度主要工作項目如下：

1. 美國10CFR61對於人類無意闖入事件的管制考量與沿革

本工作將針對USNRC於2015及2016年提出10 CFR Part 61法規修改歷程相關文獻 (USNRC, 2015a; 2015b; 2015c; 2016a; 2016b; 2016c; 2016d) 進行低放射性廢棄物處置無意闖入情節管制要項研析，包括：10 CFR 61現行法規與無意闖入有關章節及管制重點、10 CFR 61與無意闖入有關之擬議法規修正重點及差異，及10 CFR 61與無意闖入有關法規修改之管制考量。

2. IAEA對於人類無意闖入事件的管制考量

本工作將針對 IAEA 於 2017 出版之 The International Project On Inadvertant Human Intrusion in the context of Disposal of RadioActive Waste (- HIDRA -) 進行研析，提出IAEA對於人類無意闖入事件的管制考量，包括：IAEA 人類無意闖入計畫 (HIDRA)、人類無意闖入為處置安全案例的一部分內容、人類無意闖入的情節、IAEA對人類無意闖入評估及劑量標準。

3. 低放處置設施之人類無意闖入事件的分析

本工作將針對SKB於2014出版之”Handling of future human actions in the safety assessment SR-PSU (TR-14-08) 進行研析，包括：瑞典及ICRP無意闖入管理法規分析、SR-PSU提出之廢棄物管理原則及國際建議和指南、SR-PSU有關未來人類行為之研究方法、安全功能和FEP分析方法、未來人類行為情節及SR-PSU人類無意闖入事件分析結論。

4. 我國低放處置設施之人類無意闖入事件的管制建議

依據前述三項工作內容成果，有關未來人類行為 (FHA) 無意闖入之放射性廢

棄物管理原則和國際建議與指南，其他國家的管制和評估方法及執行方式，以及瑞典的管制要求和準則等方法，提出國內低放處置設施之人類無意闖入事件的管制建議，包括：無意闖入事件的管制建議、無意闖入者劑量限值討論、闖入者評估情節分析。

第2章 美國 10CFR61 對於人類無意闖入事件的管制考量與沿革

2.1. 10 CFR 61 現行法規與無意闖入有關章節及管制重點

美國核能管制委員會(NRC)已訂定近地表處置設施處置低放射性廢棄物(LLRW)的申照許可要求，該許可要求稱為《聯辦法規》第 10 標題第 61 部分 (10 CFR 61)「美國放射性廢棄物陸地處置的申照許可要求」。NRC 於 1982 年 12 月 27 日開始執行 10 CFR 61 (47 FR 57446) 對於 LLRW 處置設施相應法規和許可條件。(USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)

現行 10 CFR 61 強調處理 LLRW 的綜合系統方法，包括選址、處置設施的設計和操作、LLRW 特性以及處置設施封閉後的監管。為了減少對監管時期的依賴，當前 10 CFR 61 強調被動監管（例如場址穩定性）而不是以主動系統限制和阻止 LLRW 處置場之核種外釋至環境中。這種整合的系統方法類似於深度防禦概念，該概念在 NRC 對於核電廠反應爐安全設計和許可活動已很明確規定並已執行。但是，現行 10 CFR 61 沒有明確討論深度防禦規定，深度防禦概念隱含於 10 CFR 61 的規定（例如，要求處置場的設計補充並改進該場址的自然特徵以確保將達到功能目標的能力；對廢棄物分類實施濃度限制，透過廢棄物分類要求分出高危害性的核種；將不穩定的廢棄物與危險性較大的廢棄物隔離，並應對廢棄物進行穩定處理，以利妥善處置；對廢棄物的形態和包件特性提出要求；無法在 100 年內衰變至對闖入者危害程度達可接受劑量之處置廢棄物（如 C 類廢棄物），須使用闖入者障壁。

現行 10 CFR 61 涵蓋一般條款和程序許可事項；功能目標；近地表處置技術要求；財務保證；各州和印地安部落參與；以及記錄、報告、測試和檢查。該法規涵蓋範圍，從場址選擇到設施設計、申照許可、運轉、關閉，封閉後穩定以及主動監管結束的近地表 LLRW 處置的所有階段。10 CFR 61.7 “概念”中提供構成 10 CFR 61 法規要求基礎的整體理念。

以下是當前 10 CFR 61 中的關鍵條款：

- 適用於以下方面的標準：(1) 10 CFR 61.41 保護一般公眾，保護公眾免於處置場輻射

危害；(2) 10 CFR 61.42 保護無意闖入者，保護個人免因無意闖入造成輻射危害；(3) 10 CFR 61.43 保護作業人員，運轉過程中對個人的保護；(4) 10 CFR 61.44 場址穩定，維持處置場封閉後長期穩定。這些標準在 10 CFR 61 subpart C 統稱為「功能目標」。

- 10 CFR 61.50 之陸地處置的處置場址適宜性要求，指定可接受作為近地表 LLRW 處置設施的最少量場址特性（如：地質和地貌特徵）。
- 10 CFR 61.55 基於某些放射性核種濃度進行廢棄物分類，對於 LLRW 的分類系統（LLRW 被分類為 A 類、B 類、C 類或超 C 類四種廢棄物）。
- 10 CFR 61.56 的廢棄物特性，LLRW 的廢棄物形體必須能在近地表處置場處於穩定，建立 LLRW 特性的規範。
- 10 CFR 61.59 監管要求，要求對 LLRW 處置設施在封閉後 100 年進行主動監管，以看護場址。

若要核發 LLRW 執照許可，申照者必須獲得 NRC 合理確保執照申請者所提出的設施可以符合功能目標之審查結論。然而，為證明執照申請人可達到這些功能目標，10 CFR 61 要求的執照申請人需準備 10 CFR 61.13 技術分析所要求的分析內容。

為了證明保護公眾免受於處置場輻射釋出危害，要求執照申請者準備對公眾潛在輻射劑量的曝露途徑分析。當前的 10 CFR 61 沒有在分析中強加特定的執行時間表來保護公眾，並且各州政府之間在分析時間表上，目前係存在差異。例如，某些州政府要求執照申請人僅對處置設施進行 500 年分析，而另一些州政府則要求對最大劑量進行分析，並分析至最大劑量之時間。對於某些含有長半化期的 LLRW 處置場，較短的分析時間範圍可能會導致執照申請者的分析中未充分確定處置長半化期有關 LLRW 的長期影響。相反，長時間相關的不確定性增加可能會降低技術分析結果，提供給申請人、監管機關和其他利益相關者之資料價值。NRC 起草並擬修改法規，以平衡 LLRW 處置長期的風險，與可能與長期分析相關重大不確定性之考慮。

執照申請者必須證明 LLRW 處置設施對潛在無意闖入者將具有防護作用，當 LLRW 處置設施已不再監管，並且社會上可能已不知道內部 LLRW 的輻射危害之後，無意闖

入者可能會隨時佔用該場址。根據當前法規，係透過遵守 LLRW 廢棄物分類（10 CFR 61.55）和隔離要求（10 CFR 61.52 “陸地處置設施運轉與處置場址封閉”），並透過設置適當的障壁來保護無意闖入者的闖入，NRC 制定 LLRW 分類要求，將其作為原始 10 CFR 61 法規制定的一部分，10 CFR 61 目前未提供無意闖入者的明確劑量限值，因此不需要進行闖入者劑量評估，但 10 CFR 61.55 內表 1 和表 2 中的放射性核種的 LLRW 分類濃度限值，是根據每年 5 毫西弗（mSv/yr）（每年 500 毫侖目（mrem/yr））對無意闖入者劑量之分析而得。建立 LLRW 分類表係假設僅處置一部分 LLRW 會接近 LLRW 分類極限，須注意的是，若處置的廢棄物屬於 C 類分類極限至超 C 類且屬大量已處置的 LLRW，對於此類廢棄物處置設施的闖入者，其劑量可能會超過 5 mSv/yr（500 mrem/yr）；然而，若確認遵守 LLRW 分類和隔離要求，如果不違反基本假設，則可以保護無意闖入者。

現有 10 CFR 61 法規中，10 CFR 61.13（a）至（d）要求進行必要的技術分析，以證明達到功能目標。10 CFR 61 中的法規是基於風險和功能，並確保在任何 LLRW 處置設施運轉中能保護公共健康和​​安全。執照申請者可以證明其申請報告的處置建議如何滿足所選特定近地表處置方法（47FR 57446）的功能目標。

由於依據 10 CFR 61 要處置所考慮的廢棄物來源，發現來自濃縮設施的耗乏鈾(DU)、來自美國能源部運轉的 LLRW 及混合的 LLRW 廢棄物，其數量大於先前預期，所以 NRC 建議修改當前法規，由於現有 10 CFR 61 許可之 LLRW 處置設施所處置的廢棄物種類，與前述 DU 及美國能源部產生屬於新的來源種類之廢棄物，有顯著差異，為確保這些差異的廢棄物能良好處置，除原本需要執照申請者明確標識如何處置、場址的特徵和設計如何提供深度防禦，並確保滿足 10 CFR part 61 的功能目標，以安全處置這些 LLRW 廢棄物外，需要修改相關法規條文（擬議條文）以適合廢棄物來源的差異。

本計畫蒐集美國 10 CFR 61 法規條文內低放射性廢棄物處置場選址、設施設計安全評估中，有關人類無意闖入及重要影響相關章節之現行條文及擬議條文（案號 ID NRC-2011-0012）修改內容並摘於附錄 A。（USNRC,2016a; 2016b; 2016c; 2016d）

2.2. 10 CFR 61 與無意闖入有關之擬議法規修正重點及差異

NRC 於 1982 年 12 月 27 日公布 10 CFR 61 (47 FR 57446) 法規，開始執行處置設施申請執照要求之規定，現有的 LLRW 處置設施申請係對各州政府進行申請，按照 10 CFR 61 規定許可範圍進行審查，並再納入各州相應之法規作為許可條件。該法規強調處置的綜合系統方法，包括選址、處置設施設計和營運、處置的特點和場址封閉。《美國聯邦法規彙編》10 CFR 61 的規定包含深度防禦概念（例如：(1) 處置場設計的補充要求和提高場址自然特性的功能，以確保達到安全功能目標；(2) 透過廢棄物分類要求，對危害較大的廢棄物實施濃度限制；(3) 要求將不穩定廢棄物與危害較大的廢棄物分開，並應保持穩定，以便妥善處置；(4) 對廢棄物形態和封裝特性提出要求；以及 (5) 要求在 100 年內不會衰變到對無意闖入者造成可接受危害程度的廢棄物（通常是指 C 類廢棄物）需使用闖入者障壁。NRC 透過修改 10 CFR 61，確保低放射性廢棄物 (LLRW) 安全處置，與原 10 CFR 61 監管基礎所考慮的有些不同，修改的 10 CFR 61 將要求 LLRW 處置設施許可證持有人和許可證申請人制定安全論證案例，確定深度防禦保護措施，準備新的和更新場址特定技術分析，以證明符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標，並確定場址特定廢棄物接收標準。(USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)

2.2.1. 10 CFR 61 擬議法規（案號 ID NRC-2011-0012）修正重點

NRC (USNRC; 2015a; 2015b; 2015c; 2016a; 2016b; 2016c; 2016d) 新修訂條文可看出 LLRW 處置設施，對於處置及分析 LLRW 所採取的謹慎措施。表 1 針對 10 CFR 61 現行法規與擬議法規（案號 ID NRC-2011-0012）(USNRC, 2016a; 2016b; 2016c) 的比較，無意闖入之規定出現於 10 CFR 61.42 內，現行法規對於無意闖入提出四點要求事項；而修改 10 CFR 61 之擬議法規（案號 ID NRC-2011-0012），提出五點要求事項，包括：無意闖入評估，估計在符合時期內發生年劑量峰值；年劑量限制為 5 mSv(500 mrem)；分析在符合時期後為了保護無意闖入者，盡可能減少其曝露量；分析適用於含有大量長半化期放射性核種廢棄物的處置場；分析證明如何設計處置場以限制無意闖入者的長期曝露。(USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)

表 1 10 CFR Part 61 現行法規與擬議法規（案號 ID NRC-2011-0012）版本之比較表

	現行 10 CFR 61 法規	修改 10 CFR 61 之擬議法規
保護一般公眾防止放射性外釋之劑量影響（10 CFR 61.41）	<ul style="list-style-type: none"> -途徑分析 -未定義功能評估期 -年劑量限值為 0.25 mSv (25 mrem)，以保護一般群體防止放射性外釋之劑量影響 -合理抑低 (ALARA) 概念。(ALARA; as low as reasonably achievable) 	<ul style="list-style-type: none"> - 功能評估，評估符合時期內發生的年劑量峰值 - 保護一般公眾，於符合時期內發生的放射性外釋之年劑量限值為 0.25 mSv (25 mrem) -ALARA 概念 - 分析證明在符合時期後之放射性外釋在合理範圍內應最小化，以保護一般公眾。 - 分析適用於含有大量長半化期放射性核種的廢棄物處置場 - 分析證明如何設計處置場以限制長期外釋
防止個人無意闖入之防護(10 CFR 61.42)	<ul style="list-style-type: none"> -符合 LLRW 第 61.55 條分類和隔離要求 -提供足夠的障壁以防止無意闖入 -不確定的符合時期 -無年劑量限制 	<ul style="list-style-type: none"> -無意闖入評估，估計在符合時期內發生的年劑量峰值 -年劑量限制為 5 mSv (500 mrem) -為了在符合時期後保護無意闖入者，將盡可能使其減少曝露量之分析 -分析適用於含有大量長半化期放射性核種的廢棄物處置場 -分析表明如何設計處置場以限制無意闖入者的長期曝露
封閉後處置場的穩定性長期分析（10 CFR 61.44）	對活躍自然作用的分析證明，封閉後將不需要對處置場進行持續的積極維護	對活躍自然作用的分析證明，處置場的長期穩定性可以得到保證，並且在符合時期內不需要對處置場進行持續的積極維護

修改內容（案號 ID NRC-2011-0012）引入符合時期概念，該符合時期考慮所處置廢棄物的半化期危害時間。如果處置設施僅處置短半化期或處置極少數量長半化期核種 LLRW，被許可方（場址運轉者）應在場址封閉後進行 1,000 年的安全分析。但是，如果處置設施處置大量長半化期放射性核種，被許可方必須進行場址封閉後 10,000 年內之安全分析，並證明處置場如何在 10,000 年後的功能時期內限制潛在的長期放射性的影響（圖 1）

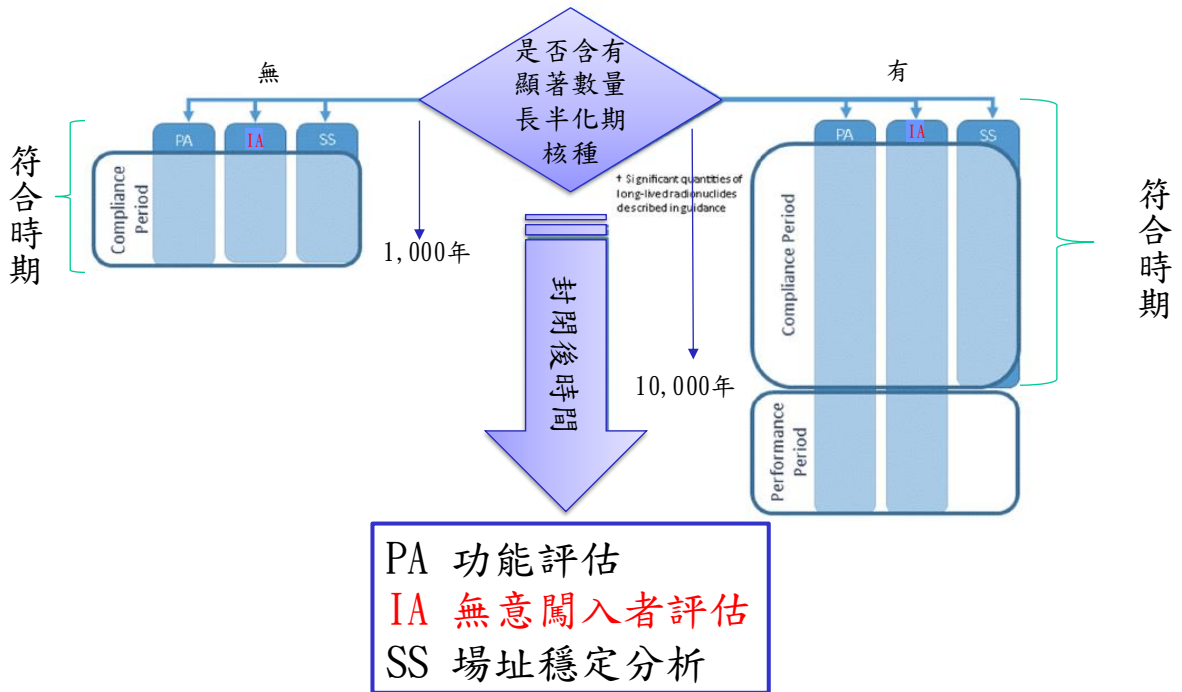


圖 1 處置設施兩層分析時間示意圖

2.2.2. 10 CFR 61 擬議法規(案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003)

修正重點

NRC 於 2015 年再提出擬議條文 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003) 對於原本的擬議法規 (案號 ID NRC-2011-0012)，修改提出的方案是基於三層概念的時間框架分析方法，如圖 2 所示。擬議法規 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003) 包括 1000 年的符合時期，適用於證明符合 10 CFR 61.41 的功能評估和證明符合 10 CFR 61.42 的闖入者評估 (USNRC, 2015a; 2015b; 2015c)。

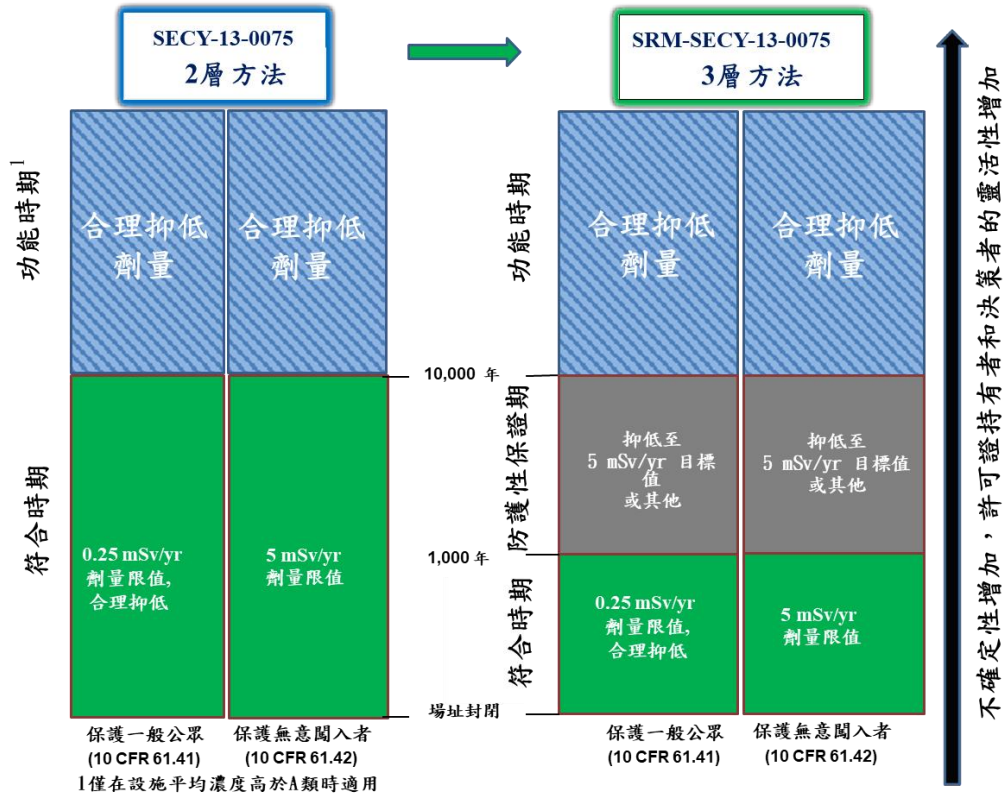


圖 2 處置設施三層時間尺度框架示意圖

NRC 建議修訂 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003) 對於無意闖入者有關之內容，主要是針對原本的擬議法規 (案號 ID NRC-2011-0012) 版本，修改或增加以下內容：

61.2 名詞定義

- 符合時期 (Compliance period) 是指處置場封閉到封閉後 1,000 年之間的時間。
- 防護保證期 (Protective assurance period) 是指從符合時期結束後到場址封閉後 10,000 年之間的時間段。

61.42 保護無意闖入者

- (b) 陸地處置設施之設計、運轉、與封閉，應儘量減少無意闖入處置場的任何人的曝露，根據許可證確定的年劑量應低於 5 毫西弗 (500 毫侖目) 或基於技術和經濟方面的考慮，送交核管會進行審核和批准資料中，合理獲得的劑量

值。藉由符合 61.13 (b) 要求的分析得以證實符合本段。

NRC 建議修訂之 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003)，要求 LLRW 處置執照持有者和申請者準備安全案例，其中包括深度防禦分析以及針對場址新修訂的技術分析，以確保 LLRW 來源廢棄物與現行 10 CFR 61 中所考慮進行處置 LLRW 之不同放射性污染物，可以被安全處置，並達到 10 CFR 61 C 子部分中的功能目標，該概念如圖 3 處置設施三層分析時間示意圖。與原本的擬議法規 (案號 ID NRC-2011-0012) 版本之差異，主要是再切出「防護保證期」時間段(從符合時期結束後到場址封閉後的 10,000 年之間)之評估分析。

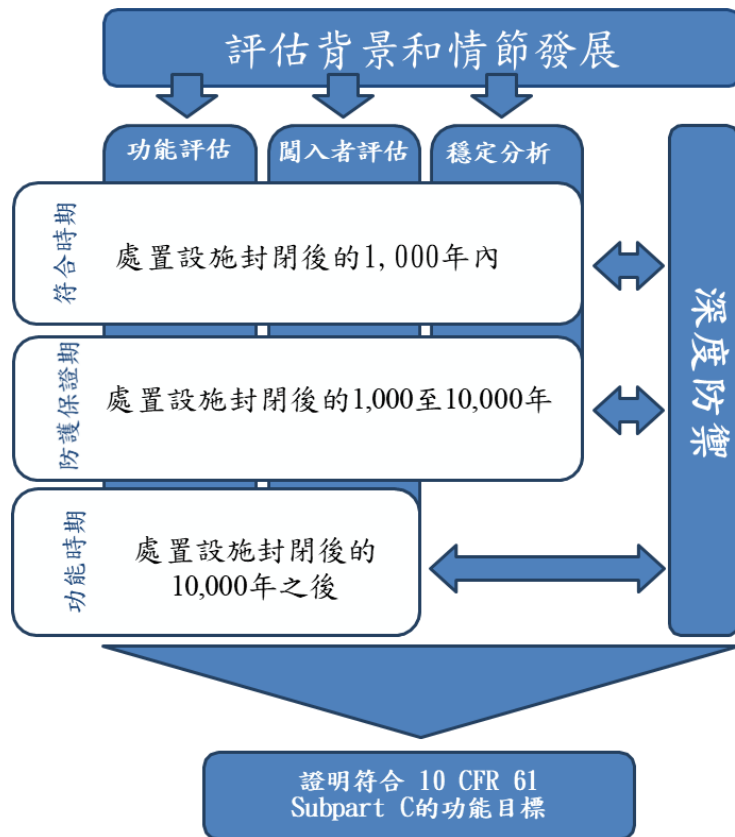


圖 3 處置設施三層分析時間示意圖

於修訂 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003) 中，NRC 提議要求 LLRW 處置設施的執照持有者或申照者制定針對 LLRW 可接受處置的特定場址標準。這些法規修改維持現有的 LLRW 分類系統，但允許處置設施的執照持有者或申照

者考慮設施設計、處置執行和場址特性，以確定廢棄物能符合未來裝運到場址處置時的標準。由於執照持有者或申照者需要製定特定場址的 LLRW 接收處置標準，因此 NRC 還提議修訂 10 CFR 20 “輻射防護標準”的附錄 G，以符合接收 LLRW 的擬議要求。NRC 再提議對法規進行其他修訂，以促進法規實施並將修改的要求與當前的健康和安安全標準保持一致。表 2 針對 10 CFR 61 擬議的新技術和修訂技術分析（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）與當前的 10 CFR 61 要求進行比較。根據 10 CFR 61.13，無意闖入者評估係為新要求，以證明其符合保護 10 CFR 61.42 的無意闖入者的功能目標。

對於無意闖入者評估必須證明，在目前定義的 1,000 年符合時期內，年劑量不會超過建議的 5 mSv (500 mrem) 限制。並且需要進行功能評估，以保護一般公眾免受放射性釋出。該分析將更新當前的曝露途徑分析，根據 10 CFR 61 要求利用更先進的功能評估方法，以及核管會在核法規分析中使用概率風險評估方法進行分析（60 FR 42622；1995 年 8 月 16 日）。功能評估將使用新定義的 1,000 年符合時期，保留當前的 0.25 mSv (25 mrem) 的年度劑量限值和合理抑低劑量 (ALARA) 概念，但劑量方法應與現行 10 CFR 20 的輻射防護標準規定的劑量方法一致。

考慮到在很長一段時間內證明符合功能目標含有的重大不確定性，需要進行防護保證期分析，以證明年劑量應最小化至低於 5 mSv (500 mrem) 或是從符合時期結束到 10,000 年，可以基於技術和經濟考慮，合理抑低輻射劑量。此外，該分析還需要考慮場址出現不同於符合時期時間內場址新特徵和新作用。

最後，在 10 CFR 61.13 中，對於處理長半化期廢棄物的場址或因場地特定條件而有必要，還需要對場址封閉後 10,000 年或更長時間內的功能進行定性分析。需要進行這項分析，以評估處置設施和現場特徵如何根據現有資料和當前的科學認識，限制潛在的長期輻射影響，以保護一般公眾和無意闖入者。

深度防禦是處置執照持有者或申照者提出的安全案例的組成部分，如表 2 所示，在每個被分析的階段都需要進行深度防禦分析。

表 2 10 CFR 61 現行法規與擬議法規(案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003) 版本之比較表

	保護一般公眾免於放射性外釋的危害 (10 CFR 61.41)	保護無意闖入者 (10 CFR 61.42)	封閉後處置場的穩定性長期分析 (10 CFR 61.44)	深度防禦
10 CFR 61 現行法規	<ul style="list-style-type: none"> -途徑分析 -未定義功能評估期 -年劑量限值為 0.25 mSv (25 mrem), 以保護一般公眾防止放射性外釋之劑量影響。 -合理抑低 (ALARA) 概念 (ALARA; as low as reasonably achievable) 	<ul style="list-style-type: none"> -符合第 61.55 條 LLRW 分類和隔離要求 -提供足夠的障壁以防止無意闖入 -未定義功能時期 -無年劑量限制 	對活躍自然作用的分析證明, 封閉後將無需對處置場進行持續的主動監管維護	隱含 10 CFR 61 法規 D 子部分陸地處置設施的技術要求中
10 CFR 61 擬議法規	處置設施封閉後的 1,000 年內 (符合時期)。			
	<ul style="list-style-type: none"> -功能評估, 計算處置設施封閉後 1,000 年內出現的峰值年劑量。 -保護一般公眾, 於符合時期內發生的放射性外釋之年劑量限值為 0.25 mSv (25 mrem)。 -ALARA 概念。 	<ul style="list-style-type: none"> -符合 LLRW 接收標準。 -提供足夠的障壁以防止無意闖入。 -對無意闖入者進行評估, 以估計處置設施封閉後 1,000 年內出現的峰值年劑量。 -5 mSv (500 mrem) 年劑量限值。 	對活動自然作用的分析證明, 可以確保處置場的長期穩定性, 並且在封閉後無需對處置場進行持續的主動監管維護。	分析證明擬議的處置系統包括深度防禦防護 (修改條文之第 61.7 (d) 規定深度防禦防護)。
	處置設施封閉後的 1,000 至 10,000 年 (防護保證期)			

	保護一般公眾免於放射性外釋的危害 (10 CFR 61.41)	保護無意闖入者 (10 CFR 61.42)	封閉後處置場的穩定性長期分析 (10 CFR 61.44)	深度防禦
10 CFR 61 擬議法規	-功能評估，計算處置設施封閉後 1,000 至 10,000 年之間出現的峰值年劑量。 -年劑量應低於 5 mSv (500 mrem) 或基於技術和經濟方面的考慮可以合理達到的水平，以保護一般公眾在處置設施封閉後可能在 1,000 至 10,000 年之間發生的放射性釋放引起的危害。	-闖入者評估，計算在封閉處置設施後的 1,000 至 10,000 年之間出現的峰值年劑量。 -年劑量應低於 5mSv(500 mrem)或基於技術和經濟方面的考慮可以合理達到的水平，以保護無意闖入者在處置設施封閉後可能在 1,000 至 10,000 年之間的劑量曝露。	對活動自然作用的分析證明，可以確保處置場的長期穩定性，並且在封閉後無需對處置場進行持續的主動監管維護。	分析證明擬議的處置系統包括深度防禦防護（修改條文之第 61.7 (d)規定深度防禦防護）。
10 CFR 61 擬議法規	處置設施封閉後的 10,000 年之後（功能時期）			
	-分析證明處置設施封閉後的 10,000 年之後，為最小化之放射性釋出，以在合理範圍內達到保護一般公眾目的。 -分析僅適用於含有長半化期放射性核種且濃度超過 10 CFR 61.13 (e) 表 A 所列放射性核種濃度，或是在場址特定的條件下必須進行的分析。 -分析證明設施是如何設計以限制長期的外釋。	-分析證明處置設施封閉後的 10,000 年之後，為抑低的輻射曝露程度，以達到合理保護無意闖入者的目的。 -分析僅適用於含有長半化期放射性核種且濃度超過 10 CFR 61.13 (e) 表 A 所列放射性核種濃度，或是在場址特定的條件下必須進行的分析。 -證明該設施是如何設計的，以限制無意闖入的長期曝露。		分析證明擬議的處置系統包括深度防禦防護（修改條文之第 61.7 (d)規定深度防禦防護）。

2.3. 10 CFR 61 與無意闖入有關法規修改之管制考量

2.3.1. 10 CFR 61（案號 ID NRC-2011-0012）版本

針對無意闖入分析係屬於安全評估之一部分，要達到核發執照的標準，必須合理確

保所提出的設施能符合 10 CFR 61 Subpart A 一般規定、10 CFR 61 Subpart C 的功能目標，與 Subpart D 陸地處置設施的技術要求。為證明可符合 10 CFR 61 的功能目標，及無意闖入者於主動監管結束後的任意時間內無意闖入場址者，將會受到保護及潛在劑量符合安全限值，所以執照申請者必須提出申請文件證明符合 10 CFR 61 之規定。惟 10 CFR 61 內並未明確指出有哪些人類無意闖入者的情節，係只要求估計：符合時期內無意闖入評估發生的年劑量峰值（年劑量限制為 5 mSv）；符合時期後保護無意闖入者，將盡可能使其減少曝露量之分析；分析含有大量長半化期放射性核種廢棄物的處置場之無意闖入評估，分析證明如何設計處置場以限制無意闖入者的長期曝露。

美國核管會在 10 CFR 61.55 規定三個廢棄物類別 A 類、B 類、與 C 類。考慮其長半化期核種濃度，其潛在危害在採取如監管、改善廢棄物形體、處置位置較深等預防措施失效後，仍因長半化期存在可能的曝露危害，所以需要考慮長時間安全分析。修訂後法規（案號 ID NRC-2011-0012）之符合時期定義為封閉後 10,000 年時間，所以進行場址封閉後 10,000 年內之安全分析，證明處置場在 10,000 年後功能期內限制潛在的長期放射性的影響；考慮短半化期核種濃度，可藉由監管、廢棄物形體與處置方法等加以有效要求，在場址封閉後進行 1,000 年的安全分析。

依據無意闖入者與處置設施核種外釋造成曝露，A 類廢棄物通常並不含有足夠數量的核種而需要進一步考慮外釋曝露。若 A 類廢棄物仍有危害，但於主動監管時期有 100 年的時間，已可保護闖入者以避免無意入侵。B 類或 C 類廢棄物必須符合更嚴格的廢棄物特性要求，這些規定於 10 CFR 61.56 (b)，以確保處置後穩定性。此外，C 類廢棄物，因其活度較高，亦要求處置設施額外措施以保護防止無意闖入，10 CFR 61.52(a)

(2) 規定需要額外作業要求以保護防止無意闖入。於 10 CFR 61.55 指定的 C 類廢棄物處置方式，應使廢棄物上部位在覆蓋層上部表面以下至少 5 公尺，或須設計闖入者障壁，以防止無意闖入者的侵入至少持續 500 年時間。廢棄物放射性濃度超過 C 類廢棄物限值規定者通常不可接受於近地表處置。整理 NRC 建議修訂 10 CFR 61（案號 ID NRC-2011-0012）法規內容與無意闖入有關之管制考量及內容概要如下表 3：

表 3 10 CFR 61 修訂後法規 (案號 ID NRC-2011-0012) 與無意闖入者有關之內容

10 CFR 61 修訂節次	重要內容概要
61.2 名詞定義	符合時期 (一萬年)、闖入者評估、長半化期廢棄物、功能評估、功能時期 (一萬年後)、安全案例的名詞定義。
61.13 技術分析 (b) 無意闖入者評估	(1) 據以建立接收準則。 (2) 應設置闖入者障壁。 (3) 無意闖入者評估方法規定。
61.13 技術分析 (e) 功能時期分析	新增表 A：需要進行功能時期分析的長半化期核種平均濃度。
61.41 保護一般公眾免於放射性釋出的危害	(a) 符合時期規定。限值 0.25 毫西弗。 (b) 功能時期規定。合理抑低，無限值規定。
61.42 保護無意闖入者	(a) 符合時期內對任何無意闖入者其年劑量不得超過 5 毫西弗。 (b) 在功能時期的任意時間應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。
61.52 陸地處置設施運轉與處置場址封閉	C 類廢棄物處置方式，應使廢棄物上部位在覆蓋層上部表面以下至少 5 公尺，或須設計闖入者障壁，以防止無意闖入者的侵入至少 500 年。
61.7 概念 (c) 技術分析	(1) 特定場址分析原則規定：須分析保護一般公眾免於放射性釋出的危害、保護無意闖入者。 (2) 功能評估原則規定。 (3) 無意闖入者保護之管制原則。 (4) 闖入者評估原則規定。 (5) 劑量計算方法規定。 (6) 長半化期廢棄物視個案進行功能時期 (即 10,000 年後) 評估的原則說明。

10 CFR 61 修訂節次	重要內容概要
61.7 概念 (f) 廢棄物分類與近地表處置	<p>(1) 本段新增對長半化期者應進行技術分析，以證明其符合功能目標。</p> <p>(2) 進入場址的主動監管要求達 100 年，如此可使處置 A 類或 B 類廢棄物無須對闖入者防護有特殊規定，因為這些廢棄物所含核種的類型與含量大致可於 100 年期間衰變，其後對闖入者造成的危害是可接受的。然而，61.55 (a) (6) 的 A 類廢棄物有可能在 100 年內尚未衰變到可接受的程度。對於 61.55 (a) (6) 所分類的廢棄物，安全的提供來自限制物質的含量與濃度，以符合處置場址的設計。安全處置 61.55 (a) (6) 分類的廢棄物需藉由技術分析與符合功能目標加以證實。</p> <p>(3) C 類廢棄物處置，使後來闖入者的地表活動不會干擾廢棄物。當場址狀況無法處置較深時，得使用闖入者障壁例如混凝土覆蓋層。闖入者障壁的有效壽命應為至少 500 年。使 500 年結束時殘餘的放射性程度不至於對無意闖入者造成危害。</p> <p>(4) 依據功能評估與無意闖入者評估結果必要時應強化管制與限制的規定。</p>
61.7 概念 (g) 劑量方法論的履行	允許使用 ICRP 的理論方法進行劑量評估。

2.3.2. 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003) 版本

NRC 針對原本 10 CFR 61 擬議法規 (案號 ID NRC-2011-0012)，修改為三層概念的時間框架分析方法為 10 CFR 61 擬議法規 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003)，該版本之內容除了三層概念的時間框架，基本上與原本 10 CFR 61 擬議法規 (案號 ID NRC-2011-0012) 幾乎相同，主要差別是選擇三層概念的時間框架及時間框架內其對應之安全評估分析措施，NRC 選擇三層概念的時間框架選項的理由為：

- 時間分層分析，可根據所需的問題進行分析及調整。
- 1,000 年的符合時期適用於處理短半化期的 LLRW，將確保各州監管機構之間的一致性。
- 透過 1,000 年的符合時期，將可限制固定時間範圍內的評估推測，並限制不確定性對符合時期決策的影響。
- 透過防護保證期，可確保在封閉後的 10,000 年內將輻射影響降至最低。透過場址設計

及情節模擬分析將劑量抑低在 5 mSv/year (500 mrem/year) 以下，從而為公眾提供保護，使其免受所處置的長半化期 LLRW 危害。

- 第二層時間（即 1,000 年至 10,000 年）所提供是一個目標而不是一個限制，將可認識到未來社會和環境特性的不確定性，並允許考慮經濟和技術論點，以證明將劑量減至合理可達到的劑量目標水準。經濟和技術上，將劑量降低到遠低於目標值的水準是合理的。
- 保證監管靈活性過程，亦具有選擇性限制。

經整理 NRC 建議修訂 10 CFR 61（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）法規內容與無意闖入有關之管制考量及內容概要如下表 4（劃有底線係針對原本案號 ID NRC-2011-0012 版本所修改或增加之內容，未畫線的文字屬於與原本案號 ID NRC-2011-0012 版本相同）：

表 4 10 CFR 61 修訂後法規（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）與無意闖入者有關之內容

10 CFR 61 修訂節次	重要內容概要
61.2 名詞定義	符合時期（一千年）、闖入者評估、長半化期廢棄物、功能評估、功能時期（一萬年後）、 <u>防護保證期</u> 、安全案例的名詞定義。
61.13 技術分析 (b) 無意闖入者評估	(1) 據以建立接收準則。 (2) 應設置闖入者障壁。 (3) 無意闖入者評估方法規定。
61.13 技術分析 (e) 功能時期分析	新增表 A：需要進行功能時期分析的長半化期核種平均濃度。
61.41 保護一般公眾免於放射性釋出的危害	(a) 符合時期規定。年劑量限值 0.25 毫西弗。 (b) <u>防護保證期規定。年劑量應低於 5 毫西弗或基於技術和經濟方面的考慮可以合理達到的水平。</u> (c) 功能時期規定。合理抑低，無限值規定。
61.42 保護無意闖入者	(a) 符合時期內對任何無意闖入者其年劑量不得超過 5 毫西弗。 (b) <u>防護保證期規定。年劑量應低於 5 毫西弗或基於技術和經濟方面的考慮可以合理達到的水平。</u> (c) 在功能時期的任意時間應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。

10 CFR 61 修訂節次	重要內容概要
61.52 陸地處置設施運轉與處置場址封閉	C 類廢棄物處置方式，應使廢棄物上部位在覆蓋層上部表面以下至少 5 公尺，或須設計闖入者障壁，以防止無意闖入者的侵入至少 500 年。
61.7 概念 (c) 技術分析	<p>(1) 特定場址分析原則規定：須分析保護一般公眾免於放射性釋出的危害、保護無意闖入者。</p> <p>(2) 功能評估原則規定。</p> <p>(3) 無意闖入者保護之管制原則。</p> <p>(4) 闖入者評估原則規定。</p> <p>(5) 劑量計算方法規定。</p> <p>(6) 長半化期廢棄物視個案進行功能時期（即 10,000 年後）評估的原則說明。</p>
61.7 概念 (f) 廢棄物分類與近地表處置	<p>(1) 本段新增對長半化期者應進行技術分析，以證明其符合功能目標。</p> <p>(2) 進入場址的主動監管要求達 100 年，如此可使處置 A 類或 B 類廢棄物無須對闖入者防護有特殊規定，因為這些廢棄物所含核種的類型與含量大致可於 100 年期間衰變，其後對闖入者造成的危害是可接受的。然而，61.55 (a) (6) 的 A 類廢棄物有可能在 100 年內尚未衰變到可接受的程度。對於 61.55 (a) (6) 所分類的廢棄物，安全的提供來自限制物質的含量與濃度，以符合處置場址的設計。安全處置 61.55 (a) (6) 分類的廢棄物需藉由技術分析與符合功能目標加以證實。</p> <p>(3) C 類廢棄物處置，使後來闖入者的地表活動不會干擾廢棄物。當場址狀況無法處置較深時，得使用闖入者障壁例如混凝土覆蓋層。闖入者障壁的有效壽命應為至少 500 年。使 500 年結束時殘餘的放射性程度不至於對無意闖入者造成危害。</p> <p>(4) 依據功能評估與無意闖入者評估結果必要時應強化管制與限制的規定。</p>
61.7 概念 (g) 劑量方法論的履行	允許使用 ICRP 的理論方法進行劑量評估。

本計畫經整理擬議 10 CFR 61（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）版本法規內容與無意闖入有關之管制考量及情節發展分析，擬定無意闖入者評估流程示意，如圖 4，該流程圖係根據情節發展進行闖入者評估分析，先將系統概念化並簡化系統，再建立曝露後果模擬，若未滿足 10CFR61.42 之功能目標，則再針對情節發展項目

進行精進分析，選擇評估項目，再對現有場址執行無意闖入之解決措施或選擇新場址。若依原場址情節分析再收集額外資訊和/或改變設計，再更新假設和/或參數，並再重新執行案例模擬，最後若符合 10 CFR 61.42 規定，則完成闖入者評估。

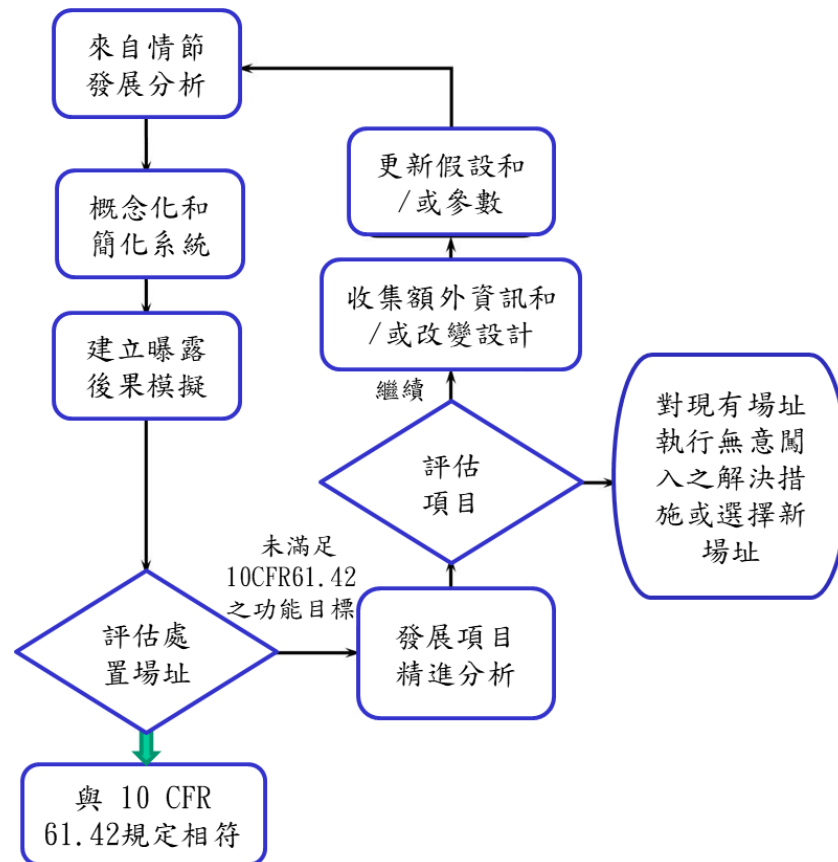


圖 4 情節發展分析闖入者評估流程示意圖

擬議的 10 CFR 61（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）有關無意闖入條文包括以下修改及補充，並將修改（劃有底線為修改文字）之相關條文說明如後：（原能會物管局，2013；USNRC, 2015a; 2015b; 2015c）

- 闖入者評估的修訂和新定義（61.2）
- 修訂的闖入者評估概念（61.7）
- 新的技術分析要求（61.13）
- 要求在封閉時更新闖入者評估（61.28）

- 修訂的闖入者評估功能目標 (61.42)

§ 61.2 名詞定義 (闖入者評估的修訂和新定義)

符合時期 (Compliance period) 是指處置場封閉到封閉後 1,000 年之間的時間。

深度防禦 (Defense-in-depth) 是指使用多個獨立的防禦層，並在可能的情況下使用多層防禦層，不會完全依賴無論多麼堅固的單層保護。陸地處置設施的深度防禦包括但不限於場址、廢棄物形式和放射性核種含量，以及處置場的工程特徵和自然地質特徵，以增強陸地處置設施的彈性。

無意闖入者 (Inadvertent intruder) 是指關閉後可能佔用處置場並從事正常活動的人，如農耕、築舍、資源勘探或開發 (例如，鑽井) 或其他合理可預見的活動，人員可能在不知情的情況下暴露在低放射性廢棄物設施中或產生的廢棄物的輻射中。

闖入者評估 (Intruder assessment)：指分析：(1) 假設無意闖入者佔用場址從事一般活動或其他合理可預見的工作，而可能不知其已曝露於廢棄物的輻射中；(2) 檢測闖入者障壁抑制闖入者接觸到廢棄物或限制輻射曝露的能力；(3) 考慮所伴隨的不確定性，推估來自處置單元對闖入者產生的潛在年劑量。

防護保證期 (Protective assurance period) 是指從符合時期結束後到場址封閉後 10,000 年之間的時間段。

安全案例 (Safety case) 是證明廢棄物處置設施安全性評估的資訊集合。這包括技術分析，如功能評估和闖入者評估，但也包括深度防禦的資訊，以及關於技術分析和其中所作假設的強度和可靠性的支援證據和推理。安全案例還包括場址安全相關方面的描述、設施的設計、管理控制措施和監管控制。

§ 61.7 概念 (修訂的闖入者評估概念)

(c) 技術分析

(3) 無意的闖入者將來可能會佔用處置場址，並未知已受到輻射曝露的情況下

從事正常活動。保護無意闖入者可以涉及兩個主要管制措施：監管作業以確保無佔用或不當使用場址情事發生；或認定哪些廢棄物對闖入者可能造成無法接受的劑量，並以提供某種形式的闖入者障壁的方式處置該廢棄物，以防止闖入者與廢棄物接觸。這些法規結合了兩種類型的保護管制。

(4) 欲保護無意闖入者，應評估封閉後監管結束無意闖入者佔用處置場址的潛在輻射曝露。由於闖入者擾動廢棄物導致放射性物質釋出，亦或者殘存於處置場址環境中的廢棄物輻射照射，闖入者可能受到已經外釋到環境的輻射曝露的影響。闖入者評估的結果可與 10 CFR 61 Subpart C 適當的功能目標進行比較。闖入者評估可使用類似於功能評估的方法，但闖入者評估須假設處置場封閉後結束監管，闖入者佔用處置場址，並從事活動，而不知其已曝露於廢棄物的輻射中。

(5) 劑量方法論的履行。用於證實符合 10 CFR 61 功能目標的劑量方法論必須符合 10 CFR 20 輻射防護標準所指定者。前述法規生效日期之後，申請人與執照持有人得使用環保署納入聯邦輻射防護導則中的更新參數因子或亦得使用最新的科學模型與方法論（例如被國際輻射防護協會所接受者），適用於特定場址狀況以計算劑量。劑量計算所使用的權種因子必須符合用於執行計算的方法論。

(6) 廢棄物含有顯著濃度與數量的長半化期核種者，可能需要特別的處理、設計、或場址條件以利處置。處置此類廢棄物欲證實能保護一般公眾與無意闖入者免於放射性釋出的危害則應評估長期的影響性。視個案進行功能時期分析以評估處置此類廢棄物的適當性。一般而言，若處置設施僅含有限數量的長半化期廢棄物，較短的功能時期就已足夠了，不必進行功能週期分析，以證明保護一般公眾免受放射性物質外釋的影響，也不必對無意闖入者進行保護。然而，可能存在特定場址條件，要求持照人在符合時期後評估處置設施，即使是在長半化期廢棄物有限的情況下，應根據具體情況對這些條件進行評估，以確

定是否需要超出符合時期的分析。

(f) 廢棄物分類與近地表處置

(4) 不管分類，某些廢棄物對於特別的陸地處置設施可能須強化管制或限制。功能評估與闖入者評估可用於判別這些強化管制與限制，這些評估係基於特定場址與特定廢棄物考量。強化管制或限制可包含對廢棄物濃度或總活度的額外限制、更強健的闖入者障壁、更深的掩埋深度、與特定廢棄物的穩定性要求。這些強化管制或限制可減輕自然環境變遷效應與符合時期的處置設施功能所伴隨的不確定性。

§ 61.13 技術分析 (新的技術分析要求)

(b) 無意闖入者分析，須證明有合理保證下列事項：

(1) 將滿足根據§61.58 制定的廢棄物接收準則。

(2) 應提供足夠的障壁防止無意闖入。

(3) 任何無意闖入者經闖入者評估後，都不會受到超過第 61.42 條規定的限制的劑量。闖入者評估應：

(i) 假設在監管期結束後的任何時候，無意闖入者佔用了處置場址，並從事正常活動（如築舍、農耕、鑿井取水）和其他合理可預見之場址封閉時場址內和周圍相一致的活動，並且在闖入者未知情況下曝露在廢棄物的輻射。

(ii) 確認對無意闖入的適當障壁，以抑制與廢棄物接觸或限制接觸廢棄物的輻射，並為障壁有效的時間段提供依據。

(iii) 說明不確定性和可變性。

§ 61.28 封閉申請書內容 (要求在封閉時更新闖入者評估)

(2) 測試、實驗、或其他開挖或回填地區相關分析、封閉與密封、廢棄物遷移及與置放介質的交互作用等有關者，或其他測試、實驗、或分析與長期圍阻處

置場址所置放的放射性廢棄物相關者。包含使用最終封閉計畫與廢棄物存量
詳細資訊對 61.13 節所做的更新分析。

§ 61.42 保護無意闖入者 (修訂的闖入者評估功能目標)

(a) 陸地處置設施之設計、運轉、與封閉，處置場址主動監管撤除後的任何時間，
須保證對無意闖入之任何個人侵入處置場址與佔用場址或接觸廢棄物提供保護。
符合時期內對任何無意闖入者其年劑量不得超過 5 毫西弗 (500 毫侖目)。藉由
符合 61.13 (b) 要求的分析得以證實符合本段。

(b) 陸地處置設施之設計、運轉、與封閉，應儘量減少無意闖入處置場的任何人的
曝露，根據許可證確定的年劑量應低於 5 毫西弗 (500 毫侖目) 或基於技術和
經濟方面的考慮，送交核管會進行審核和批准資料中，合理獲得的劑量值。藉由
符合 61.13 (b) 要求的分析得以證實符合本段。

(c) 在功能時期的任意時間應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。藉由
符合 61.13 (e) 要求的分析得以證實符合本段。

2.4. 10 CFR 61 有關法規修改之現況

NRC 工作人員於 2015 年 3 月 26 日發布了有關低放射性廢棄物處置的 10 CFR 61 擬議法規(即 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003) 版本)以及 10 CFR 61 進行技術分析的指南草案，為期 120 天的公眾意見徵詢期。擬議法規和指導文件草案的意見徵詢期於 2015 年 8 月 27 日重新開放，並於 2015 年 9 月 21 日關閉。(USNRC, 2020a; USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)

NRC 經過前述公眾意見徵詢共收到 2,401 封評論信 (包括大約 2,300 封信函)，代表個人、公共利益團體、美洲印第安部落政府、行業團體，申照者以及州和聯邦機構。在考慮並回應了利益相關者的意見後，工作人員制定最終規則。由於 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003) 版本經過公眾意見討論，NRC 收到支持這一具體方法的意見寥寥無幾；許多評論指出，提議的方法過於複雜和不明確。評論人士認為，防護保證期的劑量目標大大放寬這時期的標準。所以 NRC 工作人員於 2016 年，恢

復原本 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012) (符合時期:10,000 年), 並做成 2016 版最終規則。NRC 工作人員於最終規則, 刪除擬議法規§61.13 「技術分析」中表 A“需要進行功能時期分析的長半化期放射性核種的平均濃度”, 將該表內容放入 NUREG-2175 中, 該 NUREG-2175 技術報告主要在支援實施技術分析和廢棄物接收要求, 以證明符合 10 CFR Part 61 之功能目標。(USNRC, 2020a; USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)

NRC 工作人員於 2016 年 9 月 15 日將該最終規則提交給 NRC 委員會審核, 其文件名稱為 SECY-16-0106: 最終規則: 低放射性廢棄物處置 (10 CFR Part 61)。(USNRC, 2020b)。NRC 工作人員於 2017 年收到委員會指示: 對 2016 版最終規則進行實質性修訂並重新公布, 相關指示重點如下。(USNRC, 2020a; 2020b)

1. 恢復使用逐案處理 (即“適用舊法”), 僅對計畫接受大量耗乏鈾進行處置的地點適用新的要求。
2. 恢復擬議法規規定 1000 年符合時期, 劑量限值為 25 mrem/年, 並採用更長功能評估期, 將 1000 年符合時期應用於 10 CFR 61.42 中的無意闖入者功能目標和 10 CFR 61.44 中的場址穩定性功能目標。
3. 工作人員應按照 SRM-SECY-15-0094“與處理超 C 類低放射性廢棄物有關的歷史和當前問題”的指示, 為處置超 C 類廢棄物準備法規依據。

NRC 工作人員於 2020 年 10 月 21 日, 在 SECY-20-0098 號文件 - 低放射性廢棄物處置法規制定的前進路徑和建議中, 向 NRC 委員會提供關於該提議法規制定之前進路徑選擇和建議。工作人員建議將 10 CFR 61 擬議法規之制定與 SECY-20-0098 號文件 提出之擬議法規內容相結合, 以合併法規制定及頒布有關超 C 類 (GTCC) 廢棄物之近地表處置的要求, 目前正在進行審查及討論中。(USNRC, 2020a)

第3章 IAEA 對於人類無意闖入事件的管制考量

3.1. IAEA 人類無意闖入計畫 (HIDRA)

國際原子能機構 (IAEA) 的基本安全原則 (IAEA 2006) 將放射性棄廢棄物管理納入其範圍。基本安全目標是保護人和環境避免受到游離輻射的有害影響。包括：

原則 5：必須優化保護以提供可以合理實現的最高安全級別。

原則 6：控制輻射風險的措施必須確保沒有任何個人遭受不可接受的傷害風險。

原則 7：必須保護當前和未來的人類與環境免受輻射風險。

廢棄物處置方面，可能會以多種方式遵守這些安全原則。危險廢棄物的處置策略通常可分為兩種概念方法 (EC, 1993; IAEA, 2011a)：

- 稀釋和分散。
- 集中和控制。

處置固體放射性廢棄物通常採用的策略是控制廢棄物並加以保留，以便透過地質處置使其遠離可進入的生物圈。其目的是盡可能長時間地將廢棄物與人類和生物圈隔離開來。放射性廢棄物在處置庫中的濃縮和沉積，是放射性物質潛在曝露的必然結果。因此，開發和處理此類處置系統的安全性評估過程中，必須考慮可能影響隔離和人類闖入的自然過程。

IAEA 上述對於放射性廢棄物管理的主要方法通常被稱為“延遲和衰變”、“集中和控制”和“稀釋和分散”。透過處置廢棄物並將其與人類環境隔離開，被認為是提高安全性的方法，並普遍被接受為管理放射性廢棄物的首選方法。然而，這種方法會導致放射性廢棄物的集中來源並控制在一個地點，如果該設施在未來受到人類行為的干擾，可能會造成危險。國際輻射防護委員會 (ICRP)、國際原子能總署 (IAEA)，經濟合作與發展組織/核能機構 (OECD/NEA) 同意，需要考慮某種形式的人類無意闖入 (HI)，以解決人類對處置設施之監管喪失和記憶喪失的潛在後果。(Seitz et al., 2014)

這些要求反映在有關放射性廢棄物處置的國家法規中。然而，在實際執行中，這些

要求往往因國家而異，這反映在 HI 作為安全案例的一部分的實際分析中。放射性廢棄物處置的背景下，國際原子能總署對人類無意闖入計畫 (HIDRA) 已經開始執行，考慮人類無意闖入的情況下為改善連貫一致性而查明潛在領域。預期的結果是就如何在未來的安全案例中應對人類行為提供建議，以及如何在安全案例的背景下使用安全案例來展示穩健性並優化選址、設計和廢棄物接收標準。

為了就安全評估中潛在人類無意闖入的提出問題立場和一般方法，首先重要的是要認識到集中和控制放射性廢棄物處置的原理，以及在確定範圍時適用於此目的的潛在情節範圍時，需要如何考慮這概念及原理。了解 IAEA、ICRP 和 OECD/NEA 關於審議未來人類行為的現有要求、建議和指導也很重要。總結關鍵點，包括有助於確定潛在人類無意闖入和國際建議。處置設施運轉期間，基本原則包括：

- 採用集中和控制放射性廢棄物的概念，使得有人在未知情況下，破壞處置系統導致潛在的更大危害，但這仍是管理放射性廢棄物的最佳方法。
- 考慮會破壞處置場障壁的未來人類行為在某種程度上是放射性廢棄物處置所獨有的（例如，通常危險化學廢棄物處置是不考慮人類無意闖入），並且可以在進一步的深度防禦和建立信任的背景下加以考慮。
- IAEA (IAEA, 2011b)，ICRP (ICRP, 1998) 和 OECD / NEA (NEA, 1995a) 同意於去監管的情況下，應考慮某種形式的無意闖入（人類未來的行為）以應對後果（值得注意的是，同意不考慮故意闖入及故意破壞處置設施的行為）。
- 無意闖入的後果是在優化的背景下考慮的，而不是與劑量限制進行比較（目的是增強處置系統的穩健性，並考慮減少無意闖入的可能性和潛在後果的機會，這不是一個“是或否”的結果，它本身就可能使處置設施的功能喪失）。

2012 年 9 月，國際原子能總署設立 HIDRA 專案，將人類無意闖入的審查作為安全案例的一部分。該專案的目標是：

- 處置設施運轉期的安全案例中，分享經驗和實際考慮，以便發展和監管未來人類行為（主要是人類無意闖入）影響評估。

- 提供有關技術，社會和設計注意事項的具體資訊，支持結構化過程或方法的開發，以識別和選擇適用於特定地點應用的保護性措施和/或情節。
- 在安全案例的背景下，描述評估未來人類行為對選址、設計和制定廢棄物接收標準的作用。
- 為溝通交流策略提供建議，以描述評估未來人類行為的理由並為公眾解釋這些評估的結果。
- 向 IAEA 提供建議，以澄清原子能總署現有的要求和與評估未來人類行為和 HI 有關的指導。

3.2. 人類無意闖入為處置安全案例的一部分內容

關於 IAEA 安全案例和安全評估的安全指南 (SSG-23) (IAEA, 2011) 係為放射性廢棄物處置的安全案例方法的實施提供指導，包括審議 HI 的具體指導。重點還應放在 HI 的相對作用上，將其作為處置設施整體安全案例的一部分。也就是說，HI 是在穩健性和提供額外深度防禦的背景下考慮的，而不是在遵守劑量限制的背景下。從這個角度來看，與 HI 相關的考慮通常用於優化設施條件背景（例如，確定設計和/或廢棄物驗收標準的潛在改進）。

IAEA SSG-23 分別強調近地表和地質處置設施有關 HI 考慮因素的差異，“HI 與地表或其附近的處置設施特別相關”。需要強調的是，大多數人類行為（例如建築作業、耕作等）可能會導致人類無意闖入廢棄物處置設施，發生的深度有限，可達數十公尺（可能深達 30 至 50 公尺）。人類行為的深度超過 30 公尺的可能性要小得多，但包括鑽探（例如水、石油或天然氣）、勘探和採礦活動、地熱開採或儲存石油、天然氣或二氧化碳。因此，在定量框架中要考慮的情節具體發展更針對近地表處置。

IAEA SSG-23 對不直接干擾處置設施的人類行為作用作具體說明：

“只有那些直接干擾處置設施的人類行為（即廢棄物、受污染的近場或工程障壁）才被視為人類闖入。造成處置設施及其附近母岩環境干擾的人類行為不屬於人類闖入，

因為它們不會導致對處置設施的直接闖入。應在用於評估長期風險的情節中考慮此類行動。”

這表示除了對設施的直接影響之外，人類的行為將作為正常演化情節的一部分來處理。IAEA SSG-23 強調，應假定意外 HI 發生在對現場及其危險內容失去瞭解之後的某個時間。這意味著，侵入處置設施的個人或群體（闖入者）將至少在短期內直接暴露在輻射下，而不知道相關的潛在危險。闖入還可能導致放射性物質的外釋增加，以及處置設施周圍個人或群體的長期曝露增加。

符合 ICRP 建議（ICRP, 1998; 2013）和 IAEA 關於放射性廢棄物處置的安全要求（SSR-5）（IAEA, 2011a），如果不能將 HI 排除在某些處置設施中，則應考慮一種或多種合理闖入情節的後果。然而，闖入的可能性尚不確定，根據 ICRP 60（ICRP, 1991），安全性評估應設法評估可能發生的與 HI 相關的劑量，但不應嘗試使用基於風險的概念作為評估風險的基礎，該概念將闖入概率和闖入引起的劑量乘積作為評估的基礎，以作為安全案例的一部分。

3.3. 人類無意闖入的情節

IAEA（2017）三種代表性事件來表示人類無意闖入情節（表 5），包括：鑽探、開挖、採礦。考慮到這三個具有代表性的人類無意闖入事件，兩種處置設施（近地表處置設施及地質處置設施）將產生六種方式的人類無意闖入情節（表 5）。以下將針對該六種人類無意闖入情節的潛在傳輸和曝露途徑描述這些典型的人類無意闖入情節。

表 5 兩種處置設施類型功能的一般人類無意闖入事件

處置設施類型	人類無意闖入事件	注意事項
近地表處置設施	鑽探	近地表處置設施有許多變化，可能在地表之上，也可能在地表之下。道路是用來表示較大規模的地表開挖。
	住宅開挖	
	道路開挖	
地質處置設施	鑽探	非常規開採包括溶浸開採和水力壓裂等技術。
	傳統採礦	
	非常規開採	

◆ 近地表處置設施：

近地表處置的人類無意闖入情節與安全案例的相關性和影響更大，因為地質處置設施人類無意闖入適當位置的可能性較低（主要是由於處置庫的深度）。近地表處置的情節通常必須足以支持對潛在曝露的定量分析，而這對地質處置來說並不重要。在近地表處置設施中，特別是在較淺的情節中，廢棄物相對靠近地面，因此更容易通過人類無意闖入被破壞。與地質處置不同，由於處置系統的性質，近地表處置的人類無意闖入通常考慮廢棄物被帶到地表的可能性。

無意闖入的實際可能性取決於許多因素，如處置庫所在區域的人類行為強度、處置庫的設計特點（例如，處置單元的深度、防護措施的存在）和評估所涵蓋的時間長度。由於近地表處置不能排除人類無意闖入，大多數安全評估假設在機構控制結束後的某個時間發生人類無意闖入。通常認為的一般無意闖入事件包括鑽探和某種形式的挖掘。

◆ 地質處置設施：

對於位於母岩中的地質處置設施，最常見的一般侵入事件是勘探鑽探。假定透過鑽探設施的鑽探孔洞並鑿取通往廢棄物的直接通道，或在近場中與污染物團流相交的鑽孔會干擾廢棄物的隔離和控制。自然過程和/或人類無意闖入突破工程障壁後，由於廢棄物和地下水之間的相互作用，可能形成污染團流。在這兩種情況下，鑽孔都可能是通向生物圈的通道，導致人類曝露。考慮到地質處置的性質，特別是對於容器之間有較大間距的處置設施，應將重點放在定量評估涉及廢棄物被帶到地面的極低機率的情節上。

一些評估中考慮一般無意闖入事件是透過地質處置設施的無意採礦。對於可溶岩層中的地質處置設施，包括水進入處置區和母岩溶解開採的事件可能是評估的一部分。

1. 近地表處置-鑽探

● 情節描述：

這種情況涉及到人類闖入近地表處置設施（圖 5）。無意闖入事件包括透過近地表處置設施在下面含水層（較暗線）鑽孔。放射性岩屑和/或鑽芯被帶到地表。主要的曝露接受者可能是鑽孔機操作者，其他曝露的人員可能是其他鑽井成員，包括工作者和現場科學家，以及調查岩屑和/或鑽芯的實驗室工作人員。主要的群體曝露接受者可能是

附近的農民。其他曝露在外的公眾曝露接受者可能是居住在含水層地下水流下游方向的農民。儘管本描述側重水流，但這種情況也代表可用於任何其他目的的鑽探（即，假設有人可能無意中鑽探並將廢棄物帶到地表）。

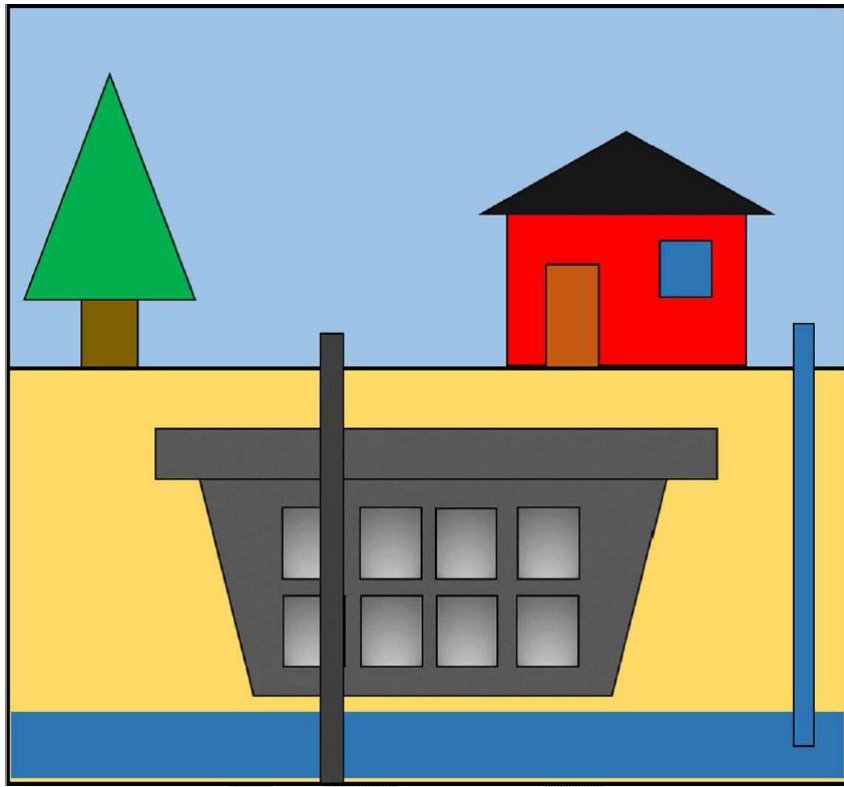


圖 5 假設的近地表處置鑽井情節

- 潛在的傳輸和曝露途徑：

工作者的主要傳輸途徑可能是直接接觸岩屑或鑽芯並吸入粉塵。其他的傳輸途徑可能包括攝入被污染的顆粒物。預計工作者的接觸時間相對較短。由於廢棄物與表層土壤（食用受污染穀物或草的蔬菜、牛奶或牛肉）混合，經常性的曝露接受者攝取受污染的食物，也可能攝取或吸入受放射性核種污染的土壤，並造成外部輻射曝露。從含水層中獲得的飲用地下水也可能造成曝露，該含水層以前曾被處置設施的排放物污染，受污染的水也可能用於農業或牲畜（攝入），預計對常住農民的接觸將是相對長期的。

2. 近地表處置-開挖（住宅）

- 情節描述：

這種情況涉及到人類闖入近地表處置設施。無意闖入事件涉及挖掘近地表處置設施以建造住宅（圖 6）。放射性物質在開挖過程中曝露在地表，放射性物質環繞著住宅樓的地下室地基。主要曝露接受者可能是挖掘工作者。其他曝露在外的工作者可能是測量員、現場科學家、建造住宅樓的建築工作者。主要的公眾曝露接受者可能是住宅樓的居住者。

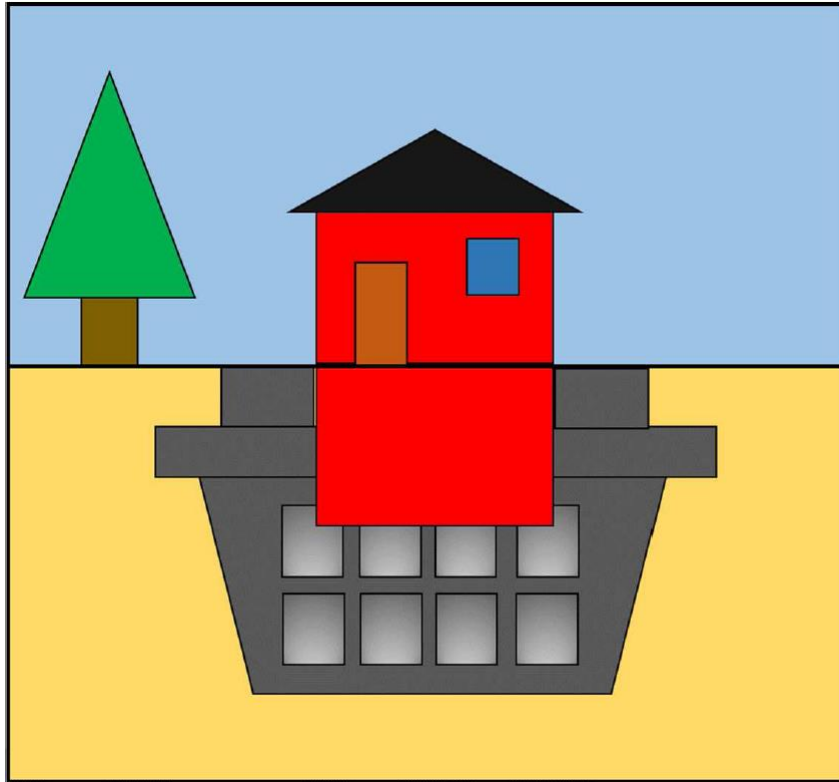


圖 6 假設近地表處置開挖（住宅）情節

- 潛在的傳輸和曝露途徑：

工作者主要接觸途徑可能是直接接觸放射性物質和吸入粉塵，而實際是存在廢棄物的環境中工作。其他的傳輸途徑可能包括攝入被污染的顆粒物。預計主要工作者的接觸時間相對較短。經常性的曝露接受者的主要曝露途徑與鑽探情節類似，但也可能包括與廢棄物附近的地下室地板相關的曝露，以及將用作地下室牆壁周圍回填的挖掘廢棄物和土壤的混合物（例如，外部曝露）。通常可以通過在廢棄物材料上包括足夠的未受輻射污染的覆蓋物來防止地下室達到掩埋廢棄物的深度來緩解這種情況。

3. 近地表處置-開挖（道路）

- 情節描述：

這種情況涉及到人類闖入近地表處置設施。無意闖入事件涉及挖掘近地表處置設施以修建道路（圖 7），還可能包括其他更大規模的公共工程。開挖時地表有放射性物質曝露，道路建成後路邊仍有放射性物質曝露。主要曝露接受者可能是挖掘工作者。其他曝露的工作者可能是測量員、現場科學家、建造住宅樓的建築工作者或任何調查挖掘材料的實驗室工作人員。主要的公眾曝露接受者可能是附近住宅樓的住戶。請注意，假定保留公共記錄和許可要求的時間範圍內，此類涉及主要公共工程項目的情況可能被認為不太可能發生。

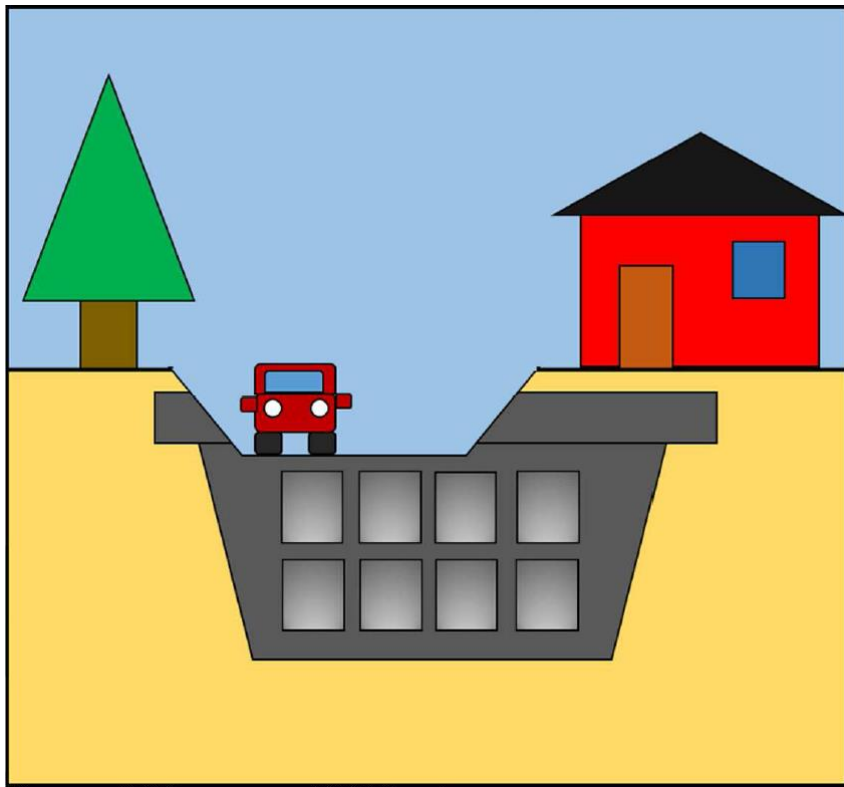


圖 7 假設近地表處置開挖（道路）情節

- 潛在的傳輸和曝露途徑：

主要工作者的主要傳輸途徑可能是直接接觸放射性物質和吸入粉塵。其他的傳輸途徑可能包括攝入被污染的顆粒物。預計工作者的接觸時間相對較短，經常性的曝露接

受者的潛在曝露途徑與鑽探情節中考慮的途徑相似，對公眾曝露接受者的接觸預計是相對長期的。

4. 地質處置-鑽探

- 情節描述：

這種情況涉及到人類闖入地質處置設施，無意闖入事件涉及在地質處置設施附近或穿過其地下空間的鑽孔（圖 8 中較暗的線）。對於已分散於處置容器的高放射性廢棄物，人類直接進入處置窖接觸處置容器內放射性核種，是極不可能發生。處置設施外釋出放射性核種污染的岩屑可能被帶到地面，放射性核種也可能污染含水層。主要的曝露接受者可能是鑽孔機操作者，其他曝露的人員可能是其他鑽井成員，包括工作者和現場科學家，以及研究鑽屑或岩心的實驗室人員。主要的公眾曝露接受者可能是附近的居民。其他曝露的公眾接受者可能是居住在地下水含水層下游端的居民。請注意，鑽到如此深的深度通常意味著一個相對較大的計劃（例如礦山或其他資源勘探），可能需要獲得當局的許可和批准。因此，在假定存在公共記錄的時間範圍內，可能認為這種活動不太可能。

- 潛在的傳輸和曝露途徑：

工作者的主要接觸途徑是直接接觸鑽井過程中產生的污染土壤和在鑽井過程中吸入粉塵。其他的傳輸途徑可能包括攝入被污染的顆粒物。預計工作者的曝露風險是短期的。公眾曝露接受者的主要傳輸途徑可能是從受污染井的飲用水中攝取。如果地下水作為農作物灌溉或牲畜飲用，其他傳輸途徑可能因食物鏈關係由攝食進入人體。放射性核種可能經由含水層往水力梯度低的方向遷移，以影響其他水井，但影響可能較小。對主要公眾曝露接受者的接觸預計是相對長期的。

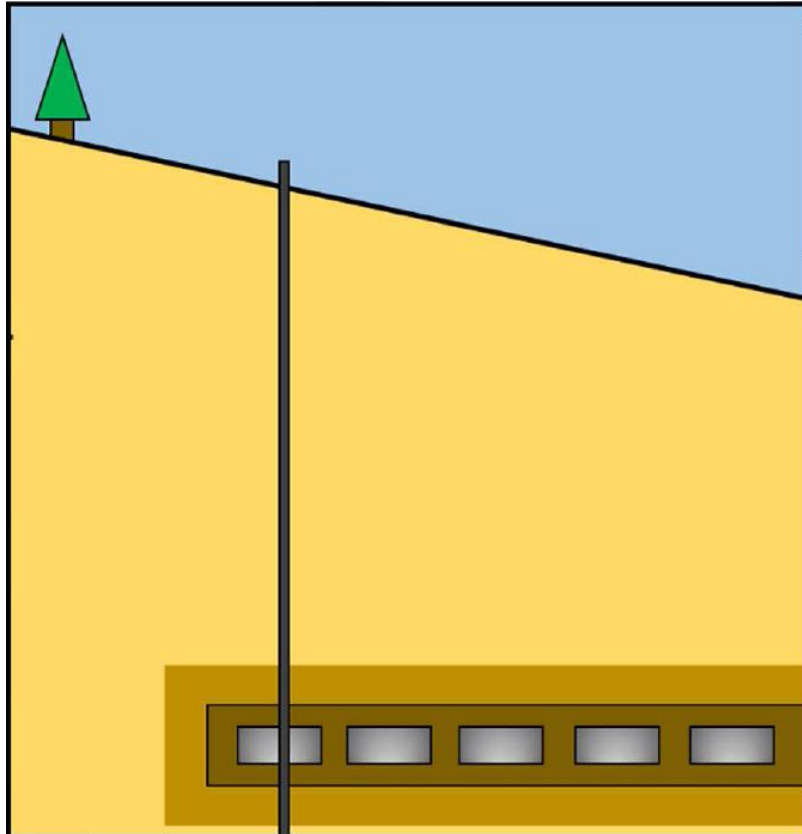


圖 8 假設地質處置鑽井情節

5. 地質處置-地下採礦

- 情節描述：

這種情況涉及到人類闖入地質處置設施。無意闖入事件涉及地下開挖至地質處置設施（圖 9）。無意闖入仍持持續著，直到發現一個廢棄物罐，主要的曝露接受者可能是地下挖掘機操作者，有些計畫認為工作者們將重新密封礦井。主要的公眾曝露接受者被認為是附近的農民，其他曝露在外的公眾曝露接受者可能是居住在含水層下游處的農民。請注意，挖掘到這種深度通常意味著一個相對重要的計畫，可能涉及當局的許可和批准。因此，在假定存在公共記錄的時限內，這種活動可能被視為不太可能。

- 潛在的傳輸和曝露途徑：

主要工作者的主要接觸途徑可能是在識別之前直接接觸密封廢棄物罐。地下挖掘機的曝露風險預計是短期的。公眾曝露接受者的主要接觸途徑可能是從受污染井的飲

用水中攝取。如果水被用於農作物或牲畜，其他接觸途徑可能包括攝入。放射性核種可能經由含水層往水力梯度低的方向遷移，以影響其他水井，但影響可能較小。對主要公眾曝露接受者的接觸預計是相對長期的。

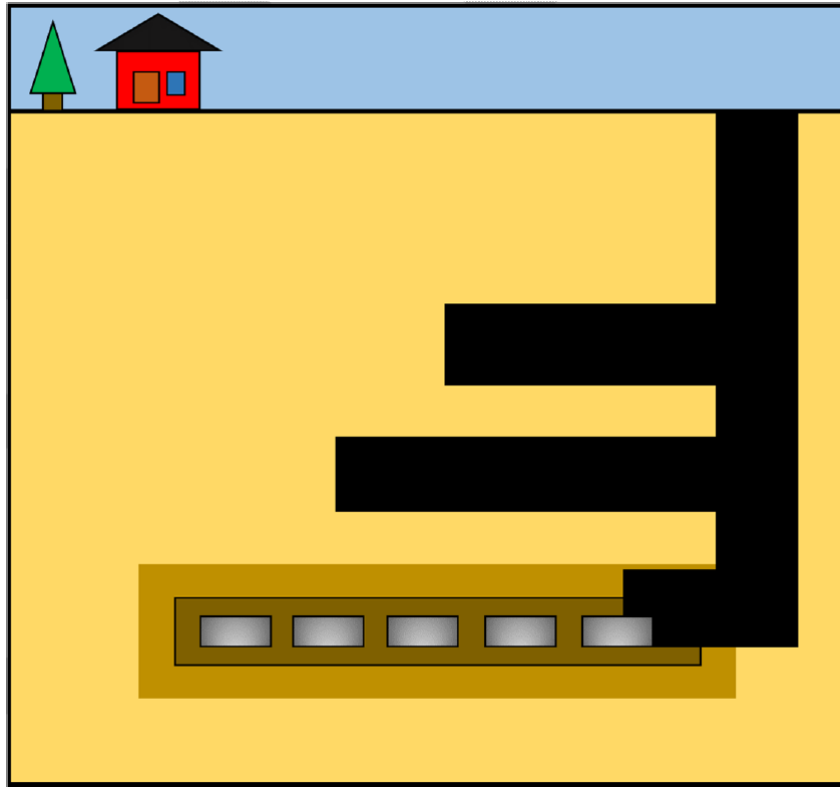


圖 9 假設地質處置地下採礦情節

6. 地質處置-非常規開採（鹽岩）

- 情節描述：

這種情況涉及到人類闖入地質處置設施。闖入事件涉及溶浸開採可溶性岩石（鹽岩），破壞地質處置設施（圖 10）。放射性溶液可能被帶到地表，主要的曝露接受者可能是鑽孔機操作者。其他曝露的工作者可能是由工作者和現場科學家組成的鑽井隊，主要的公眾曝露接受者被認為是附近的農民。其他曝露在外的公眾曝露接受者可能是居住在含水層下的農民或鹽的食用者。請注意，鑽到這種深度通常意味著一個相對重要的計畫（如礦山或其他資源勘探），可能涉及當局的許可和批准。因此，在假定存在公共記錄的時間範圍內，這種活動可能被認為不太可能發生。

- 潛在的傳輸和曝露途徑：

工作者的主要接觸途徑可能是直接接觸放射性溶液，其他接觸途徑可能包括攝入或吸入蒸發過程中的受污染顆粒。地下挖掘機的曝露風險預計是短期的，公眾曝露接受者的主要曝露途徑可能包括攝入或吸入蒸發過程中的污染顆粒。公眾曝露接受者的其他接觸途徑可能包括從受污染井的飲用水中攝取，如果水被用於農作物或牲畜，接觸途徑可能包括攝入或攝取鹽。

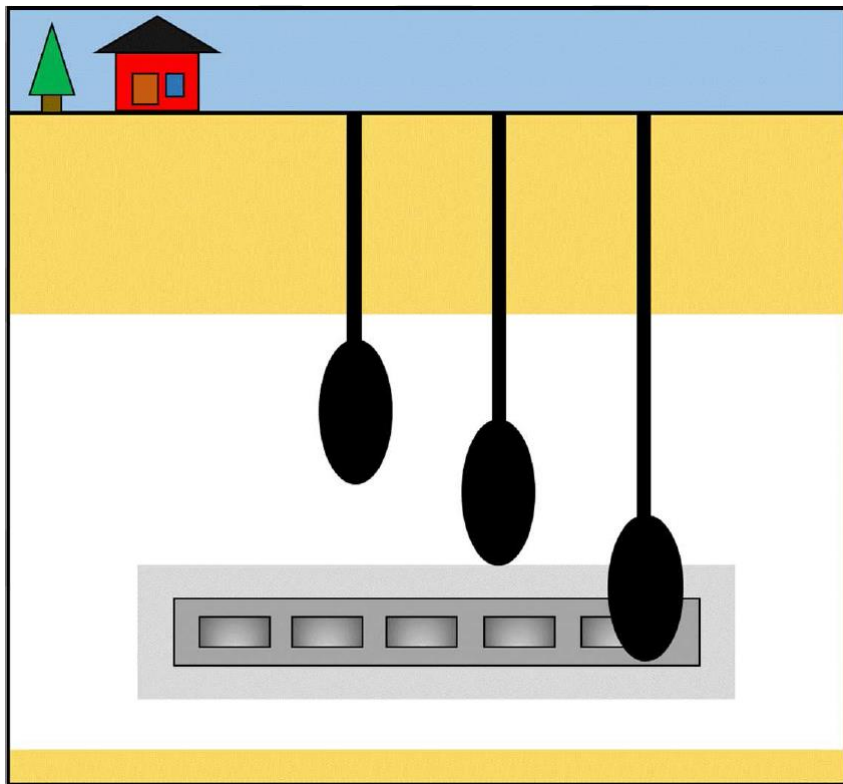


圖 10 假設地質處置開採情節。

3.4. IAEA 對人類無意闖入評估及劑量標準

根據前述 IAEA 於 2017 年提出無意闖入作為處置安全案例的一部分，及 IAEA 根據安全案例和安全評估的原子能總署安全標準叢書（SSG-23）為放射性廢棄物處置的安全案例方法的實施提供指導，包括審議人類無意闖入並強調人類無意闖入作為處置設施整體安全評估案例的一部分，SSG-23 有關無意闖入之條文如附錄 B。IAEA 提出處置系統優化原則需要採取一些措施，包括：降低人類無意闖入的可能性以及人類無意闖

入的後果（即放射性影響和對安全功能的影響）。對於近地表處置之無意闖入包括：鑽孔、住宅開挖和道路開挖；對於地質處置之無意闖入包括：鑽探、常規和非常規採礦。其提出之無意闖入評估方法如圖 11，該評估程序方法可對處置系統的特定情境和/或措施，對於人類無意闖入進行安全評估。評估方式可定量，也可以定性方式，這取決於具體的法規規定。

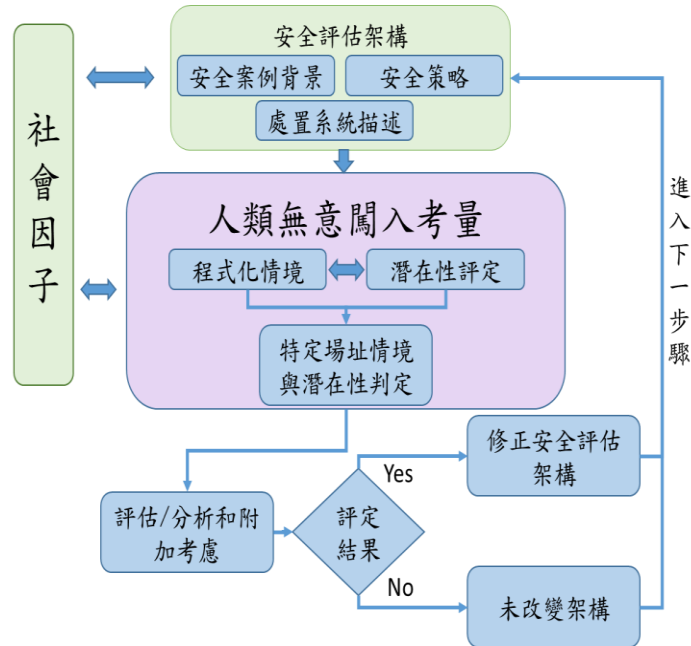


圖 11 IAEA提出之無意闖入之評估方法

國際原子能總署在 SSR-5 (IAEA, 2011a) 中對放射性廢棄物的處置，提出不同的國際準則。關鍵文字如下：

- 對於所有計劃的曝露情況下的劑量，公眾的劑量限制為每年 1 mSv 的有效劑量。該風險及其等效風險被認為是將來不會超過的標準。
- 為了遵守此劑量限制，處置設施（被視為輻射來源）的設計應確保不會因可能的自然作用影響處置設施，而在未來曝露給代表性人員計算劑量或風險，該標準為每年的劑量限制不得超過 0.3 mSv，或每年的風險限制不得超過 10^{-5} 。
- 關於封閉後人類無意闖入的影響，如果預計此類闖入會導致場址周圍居民的年劑量低於 1 mSv，則無需努力降低闖入概率或限制其劑量後果。

- 如果預期人類無意闖入會導致周圍居民每年的劑量超過 20 mSv，則應考慮廢棄物處置的替代方案。例如，將廢棄物處置在地表以下或分離產生更高劑量的放射性核種含量。
- 如果闖入分析結果的年劑量在 1 - 20 mSv 範圍內，則在處置設施開發階段，應採取合理措施，透過優化設施設計來降低闖入概率或限制其劑量後果。

這些 IAEA (2011a) 標準允許人類無意闖入情節之劑量高於自然作用情節之劑量 (或相對應之風險)。根據 IAEA，這些人類無意闖入劑量標準僅適用於“居住在場址附近的人”。例如，它們不適用於地質調查人員，因為他們可能會在工作中曝露。在沒有任何解釋的情況下，考慮到地質調查人員在工作中曝露的這種情節，在人類闖入研究歷程的重要性，排除這種曝露情況可能很難理解闖入情節，例如 NEA (1989;1995b)。此外，ICRP (2013) 在第 63 條中指出，人類的無意闖入可能會將廢棄物帶到地表，從而導致闖入者和附近居民直接曝露。這表示 ICRP (2013) 比 IAEA (2011a) 要求更廣泛地考慮定型曝露情節。

以上關於無意闖入的指南是，由於它被認為超出了當前保護蓄意闖入者的範圍，因此應將其排除在安全和安全評估之外。但是，處置在地質處置場中係被認為可以提供長期被動的核安全防護 (IAEA 2011a)。顯然，與留在地表的材料相比，深處處置的廢棄物也較少受到惡意活動的影響，處置概念與上述 IAEA 原則 5 (IAEA, 2006) 是一致的。

另一本相關出版物是 IAEA《放射性廢棄物地質處置設施安全指南》(IAEA 2011b)，它沒有詳細討論安全評估，但是以下引用與人類無意闖入評估有關：

“在地質處置設施封閉後的一段時間內，也可實施積極的監管控制，例如監測，以解決公眾關注的問題和許可證要求，或作為防止人類無意闖入的保護措施。”

“安全評估應包括對人類無意闖入封閉處置設施所造成劑量後果的一些程式化計算。”

第4章 低放處置設施之人類無意闖入事件的分析

4.1. 無意闖入管理法規

4.1.1. SR-PSU 提出之廢棄物管理原則及國際建議和指南

SKB 對於放射性廢棄物處置安全評估工作考慮瑞典法規和國際建議。目前，國際一致認為，進行安全評估時必須考慮到未來人類行為對處置庫造成一定程度的破壞，作為放射性廢棄物處置場安全評估案例的一部分。一些國際計畫已有人類無意闖入的研究經驗，例如 PAMINA 和 BIOPROTA (Galson et al., 2009; Bailey et al., 2011; Smith et al., 2013)。然而，如何將未來人類行為納入安全評估，國際上還沒有達成一致的立場。目前 SKB 已參與 IAEA 正在進行的 HIDRA 專案計畫。

本計畫第三章已介紹 HIDRA 專案，該專案目標是根據 IAEA 的共同安全原則、要求和建議，描述在封閉後安全評估中處理未來人類行動的考慮因素，包含 ICRP 和 OECD/NEA 以及不同國家的經驗，並確定和共用與這些要求應用的相關資訊。然而，目前 SR-PSU 已經將國際提出原則納入 FHA 評估的基礎。

國際上已有長期共識 (例如，IAEA, 1995; 1997; NEA, 1995a)，獲得利益的社會，或更具體地說，是獲得利潤的電力生產和產生放射性廢棄物的核電生產者，應該承擔開發安全處置系統的責任。必須盡可能合理地考慮到後代的行動自由和安全，即符合上述原則。基於這種考慮，在放射性廢棄物處置庫的設計和安全評估中，僅需考慮人類的無意行為，即在不了解處置庫的情況下執行的行為。NEA 的早期建議將無意的行為定義為 (NEA, 1995b)：

“由於處置庫的位置未知、用途被遺忘或行動的後果未知，而意外闖入處置庫或其障壁系統或損害其功能系統。”

多年來，人類闖入被認為是固體放射性廢棄物處置場封閉後安全性的一個問題。將 HI 情節納入放射性廢棄物安全評估的困難在於證明相關時間段內有關人類行為的假設是合理的。風險評估通常包括考慮輻射曝露的可能性以及由於該輻射造成傷害的可能性。與曝露有關的風險是劑量大小和該劑量水平引起傷害可能性的函數。在遠離自然資

源的地方進行選址可能會減少人類闖入的可能性，但是在未來是否將其視為資源的情況並不明顯。因此，得出的結論是，對放射性廢棄物管理做出決定時，不應忽略發生 HI 的可能性 (Smith et al., 1999)。

因此，在過去十年左右的時間裡，針對 FHA 和 HI 的防護目標的發展一直著重於輻射曝露，而不是試圖估計風險。ICRP 第 81 號出版物關於長半化期放射性廢棄物處置的建議 (ICRP, 2000) 指出了估計 HI 概率的困難，但是不能完全排除它的發生。因此，國際輻射防護協會建議 (第 62 條)，決策者應考慮“一個或多個典型的程式化情節”，以評估處置庫對假定事件或情節的復原力。

ICRP 有關長半化期放射性廢棄物地質處置的最新指南中也提供了類似的指導 (ICRP, 2013)：

第 62 條：

“為了控制和隔離廢棄物而在地質處置設施中進行處置的 (一方面是避免人類闖入)。有必要區分故意和無意的人為闖入設施。本報告不進一步討論前者，因為它被認為超出了當代人保護蓄意闖入者 (即瞭解設施性質的人) 的責任範圍。設施的設計和選址必須包括減少人類無意闖入的可能性的特徵。”

第 63 條：

“人類無意闖入造成的外釋，如鑽入設施，可能會穿過地質圈和生物圈，導致與闖入事件間接相關或附帶的曝露。也有可能是人類無意的闖入而將廢棄物帶到地表，從而導致闖入者和附近居民直接曝露。這就導致了曝露量和劑量增加的可能性，這是決定以隔離和集中處置廢棄物而不是稀釋或分散廢棄物之不可避免的後果。”

第 64 條：

“雖然在特定地點發生人類無意闖入的實際概率很大程度上是不可知的，因為這是基於未來的人類行為，但假設在直接和間接監管期間，意外闖入的概率極低，如果發生，可以採取適當的對策加以避免重大影響。”

第 65 條：

“在遙遠的將來，如果已經停止間接監管，就不能排除人類無意闖入的發生。因此，決策者應考慮一個或多個合理的程式化闖入情節的後果，以評估處置系統對潛在無意闖入者的恢復力。任何闖入風險大小的估計，都必然依賴于對未來人類行為的假設。由於不存在預測未來人類行為的性質或概率的科學依據，ICRP 委員會繼續認為，與劑量或風險限制相比較的定量功能評估中，納入此類事件的概率是不適當的。在規劃階段，如果需要，可將程式化或簡化計算的結果與劑量數值進行比較，作為系統穩健性的指標。如果採用這種方法，建議應用針對緊急情況和/或現有曝露情況確定的參考水準。”

國際輻射防護協會建議，對於存在曝露狀態的參考劑量水準應為每年幾個毫西弗，而對於緊急曝露狀態，第一年的曝露水準應在 20-100 毫西弗之間 (ICRP, 2013)。然而，ICRP 他們也注意到，一個完全優化的系統可能也會導致外釋劑量，並包括一些高於參考水準的劑量。

IAEA 在 SSR-5 (IAEA, 2011a) 中對放射性廢棄物的處置，亦提出不同的國際準則，已於第三章 (3.4) 進行詳細說明，有關封閉後人類無意闖入的影響，若人類無意闖入會導致場址周圍居民的年劑量低於 1 mSv，則無需努力降低闖入概率或限制其劑量後果；但若導致周圍居民每年的劑量超過 20 mSv，則應考慮廢棄物處置的替代方案；若闖入分析結果的年劑量在 1 - 20 mSv 範圍內，則在處置設施開發階段，應採取合理措施，透過優化設施設計來降低闖入概率或限制其劑量後果。

SKB (SKB, 2014) 指出：NEA (1989, 1995b) 指出地質調查人員可能會在工作中曝露。ICRP (2013) 第 63 條中指出，人類的無意闖入可能會將廢棄物帶到地表，導致闖入者和附近居民直接曝露。SKB (SKB, 2014) 再指出 ICRP (2013) 比 IAEA (2011a) 要求更廣泛地考慮定型曝露情節。SKB 為了更多考慮，在 SR-PSU 研究採用 ICRP 的情節分析方法，並包括直接接觸現場的鑽井人員和工人。SKB (SKB, 2014)

基於上述說明，所以 SR-PSU 係引入 ICRP (2013) 概念，進行人類無意闖入安全評估分析。

4.1.2. 瑞典有關未來人類行為法規要求和說明

安全評估報告的結構和內容受瑞典輻射安全局（SSM； Swedish Radiation Safety Authority）頒布的法規所規定。SSM 於 2008 年 7 月 1 日取代了之前的兩個轄管當局 SKI（瑞典核電監管局； Swedish Nuclear Power Inspectorate's）和 SSI（瑞典輻射防護研究所； Swedish Radiation Protection Institute），其所頒佈法規最重要的是《核活動法》（1984：3）和《輻射防護法》（1988：220）。此外，許多國際機構還提供有關輻射防護事項的指南，而且與瑞典一樣，國家立法經常受到國際建議的影響。瑞典《1984 年核能發電法》明確規定，核能電廠生產商應承擔更多的安全生產利益。

關於放射性廢棄物處置場封閉後的安全，有兩項具體規定：

- “瑞典輻射安全局關於核物料和核廢料處置安全的法規和一般建議”，SSMFS 2008:21（SSM, 2008a）。
- “瑞典輻射安全局關於在用過核子燃料和核廢料最終管理方面，保護人類健康和環境的法規和一般性建議”，SSMFS 2008:37（SSM, 2008b）。

瑞典針對未來人類行為（FHA）相關的法規和指南部分，及 SR-PSU 納入應用之解釋及說明，如下：

- SSMFS 2008:37 法規之第 9 節規定，“應報告闖入處置庫的後果”。在法規的背景和建議中，闖入被定義為“損害處置庫保護能力的人類無意行為”。闖入也在 SSMFS 2008:21 的一般性建議中提到，其中指出可能性較小的情節應包括：“考慮到未來人類行為影響的情節，例如對障壁造成的損害”（SSM, 2008a）。

SR-PSU 認為 FHA 的本質不是導致闖入的行為，而是闖入後對處置庫安全功能的影響。

- 在 SSMFS 2008:37 法規的一般指南中，規定：“應提出若干未來人為無意影響處置庫的情節。這些情節應包括與處置庫鑽井相關的直接闖入案例，以及間接導致處置庫保護能力劣化的其他闖入活動實例，例如：透過改變處置庫或其周圍的水文條件或地下水

化學性質。闖入情節的選擇應基於當前的生活習慣和技術前提，並考慮到處置庫的屬性。”

由於無法預見未來人類行為、技術和目標，因此不可能涵蓋所有未來人類的可能行為。相反，SKB 包含一組程式化的情節，以描述基於當前生活環境和技術發展的一系列未來人類可能的行動。直接闖入處置庫是其中一種情況，SR-PSU 的人類未來行為之無意闖入分析報告還討論水文水流通量變化和化學沉積的可能影響。

•在 SSMFS 2008:21 第 2 節和第 3 節的一般指南中，規定“處置庫場址應位於與當前開採或未來可能開採的自然資源，保持安全距離的位置”。

選址時考慮自然資源，SR-PSU 的人類未來行為之無意闖入分析報告，亦最最近的自然資源的潛在影響進行調查。

•關於闖入後果的報告，SSMFS 2008:37 的指南規定，“擾動對處置庫保護能力的影響應透過計算曝露最嚴重群體中個人的劑量來說明，並與未擾動處置庫的風險分析進行分開報告。”和“無需考慮個人闖入處置庫的直接後果。”進行說明。

在 SSMFS 2008:2 的指南中，剩餘情節中應說明：“……說明對人類闖入處置庫有害的案例……”。SSM 當局在審查 SR-Can（用過核子燃料處置庫的初步安全案例）時指出，應“...對闖入處置庫的人類傷害進行程式化計算”（Dverstorp and Strömberg, 2008, 14.2 節，第 105 頁）表示對鑽井工作人員的影響也應在安全評估中進行評估。

所以，SR-PSU 中針對未來人類行為闖入處置庫之研究，係以處置庫防護能力受到擾動後，分析曝露最嚴重的群體的劑量，包括鑽井人員的劑量分析。

4.1.3. 瑞典有關無意闖入之研究

Charles 和 McEwen (1991) 為 SSI 執行透過鑽探直接進入用過核子燃料處置庫的人類闖入及其劑量後果之研究，該研究考慮鑽孔直接鑽入用過核子燃料廢棄物罐，以及潛在污染的回填層和圍岩，考慮現場鑽井工作人員和地質調查人員的劑量。其結果指出，這些事件中任何一次的年發生率極低，劑量亦低，但卻又指出亦可能發生。

SKI 在對 1995 年以來瑞典科學院的研究、開發和示範計畫 (SKB, 1995) 進行審查時指出 (SKI, 1996, 第 87 頁) SKB: “..... 必須為未來安全評估中如何處理與人類闖入有關的問題制定自己的策略。”，SKI 當時進一步指出，於 OECD/NEA (NEA, 1995a) 內已開展制定未來人類行為 FHA 處理策略具有充分基礎。

可能影響處置庫安全性的 FHA 涉及有關社會和人類行為演變的問題。這些是常規科學方法無法回答的問題。例如，不可能預測目前不存在的知識，並且在這種情況下，知識被認為是關鍵因素。必要時，該策略必須基於從目前學有專精的專家那獲得的目前有關 FHA 的知識。為廣泛了解 FHA 的多方面問題，其展望方向是根據 NEA 工作組的建議，請相關廣泛領域學有專精的專家參與策略的制定 (NEA, 1995a)。並召開舉辦三個研討會如下。

1. 1997 年 12 月在 Skebo 舉行：目的是支援將涉及 FHA 的情節選擇納入安全評估，並為制定處理 FHA 的策略提供依據。
2. 1998 年 3 月在 IVA 舉行：根據現有技術知識和對最終處置庫的描述，列出可能影響最終處置庫安全的人類行為清單，並用技術術語描述和證明這些行為的合理性。
3. 1998 年 5 月在 Frösunda 舉行：構建框架情節 (框架條件)，描述 FHA 可能影響深層地質處置庫輻射安全的可行的社會背景。

Skebo 研討會的結果以及 NEA 工作組 (NEA, 1995a) 的建議構成了 SR 97 (SKB, 1999a) 中所述策略的制定基礎。後兩次研討會上，進一步制定並部分執行了這項策略 (Morén et al., 1998)。SR 97 安全評估 (SKB, 1999b) 中，制定的策略以及在 IVA 和 Frösunda 的研討會上進行的技術和社會分析的結果被用於選擇 FHA 情節，並對其後果進行分析。

1998 年的 FHA 研究用於 SR 97 安全評估，後來從瑞典語翻譯成英語，並在下一次對用過核子燃料處置 SR-Can 進行安全評估之前，再進行內容更新 (SKB, 2006a; 2006b)。2006 年發布的最新 FHA 報告 (SKB, 2006b) 中提到並考慮管制當局及其國際專家組對 SR-97 的審查 (SKI, 2000; SKI/SSI, 2001)。除其他事項外，處理 FHA 的策略根據評審

者的意見進行了修改。SR-Can 安全評估可以透過呈現和評估三種不同的說明性案例來說明人類闖入。管制當局在審查 SR-Can 時對此發表評論(Dverstorp and Strömberg, 2008)。因此，根據審查意見，對 SR-Site 利用該方法進行分析以進一步修改，說明性案例也已修改。例如，增加對鑽井人員的劑量，並在分析中增加未密封處置庫的後果(SKB, 2010)。

在之前的 SFR 處置設施安全評估中，已完成對直接鑽入處置庫的井水進行定量分析(SKB, 2008)。瑞典對於 SR-PSU 安全評估已提出未來人類行為無意闖入之情節分析技術及要求事項(SKB, 2014)，提出：(1) 有關 FHA 的一般注意事項，包括：放射性廢棄物管理原則和國際建議與指南，其他國家的監管和評估方法及執行方式，以及瑞典的監管要求和準則。(2) SR-PSU 應用 FHA 評估方法，與 FHA 有關的特徵、事件和作用(FEPs)及其篩選程序，提供 SR-PSU 進一步考慮，作為封閉後安全評估的一部分。

(3) 選擇和分析有代表性的 FHA 情節，據此分析可能對人體產生輻射劑量。(4) 依據人類曝露劑量評估結果進行結果分析和其他定性考慮，介紹這些代表性案例的分析結果。(5) SFR 提供有關 FHA 安全評估的討論和結論。

4.1.4. 各國對未來人類行為的管理和評估

FHA 情節的監管方法和評估前述之討論雖得到廣泛認可，但並沒有整體一致的法規或評估方式。目前公認的是，必須對人類闖入進行評估，並分析劑量是否符合法規要求，但該結果需要與其他安全考慮因素一起考慮。如何進行人類無意闖入評估需要國際合作，目前已有 IAEA 正在進行的 HIDRA 項目內進一步工作開展，而各國對於未來人類行為的管理和評估說明，如附錄 C 國際上對於人類闖入評估工作整理，從各國的工作成果可以看出，目前全球沒有採用單一的監管或評估方法來解決未來人類行為問題，一般認為，人類闖入的可能性是擬定及考量多種可能情節和評估的一些特殊情況，但需要將結果與其他安全考慮因素一起考慮。關於如何進行這種評估的國際指導一直缺乏。如 Smith 等人(2013)之研究報告發現，這種情況引起了國際上在深地質處置中人類闖入者劑量評估研究的合作。目前國際間正進行關於深度地層處置有關人類闖入者劑量評估的合作，如本報告第三章提出的 IAEA 的 HIDRA 專案。

針對 SKB 應用於解決封閉後安全評估中 FHA 的方法，最初係為 SR 97 安全評估 (SKB, 1999b) 所發展和執行，並已於 Morén 等人 (1998) 報告詳細說明。此後，該方法在 SR Can (SKB, 2006a; 2006b) 和 SR-Site (SKB, 2011; 2010) 發展和執行，並進一步在 SR-PSU 安全評估中發展。在 SAR-08 (SKB, 2008) 係假設鑽井鑽入處置庫及地下水流之影響，並對於 FHA 情節進行分析，SR-PSU 評估該類似的情節，此外，還進行 FEP 分析以考慮完整的情節發展。底下介紹 SR-PSU 處置設施之人類無意闖入事件的分析。

4.2. SR-PSU 有關未來人類行為之研究方法

SR-PSU 對 FHA 研究方法的核心係為情節發展。在許多國外放射性廢棄物處置計畫有兩種分析方法，並選擇其一。該兩種方法為：(1) 由下而上的方法，其中情節由 FEP 建構；(2) 由上而下的方法，首先確定安全功能，然後聚焦於可能影響這些安全功能的單一或組合作用的 FEP (NEA, 2012)。這兩種方法也在國際原子能總署安全標準系列第 SSG-23 號 (IAEA, 2012) 中提出。SR-PSU 對於 FHA 研究情節發展係前述第 2 種由上而下的方法。圖 12 說明 SR-PSU 安全評估對於 FHA 處理方法之步驟。

4.2.1. 安全功能和 FHA FEPs 分析

未來人類行為之 FEPs (特徵、事件、作用) 分類為社會 FEPs 或技術 FEPs。描述社會和技術 FEPs 的方法可概括如下：

- 社會 FEPs：描述未來人類行為的可行性社會背景，可能影響地質處置場的輻射安全。情節視為可信的敘述，即它們應作為具有安全相關和/或輻射影響的有限人類行為的可信社會背景。
- 技術 FEPs：與未來人類行為相關的技術 FEPs 的描述，包括技術執行行為，從技術的角度以及對處置場功能潛在影響的評論。

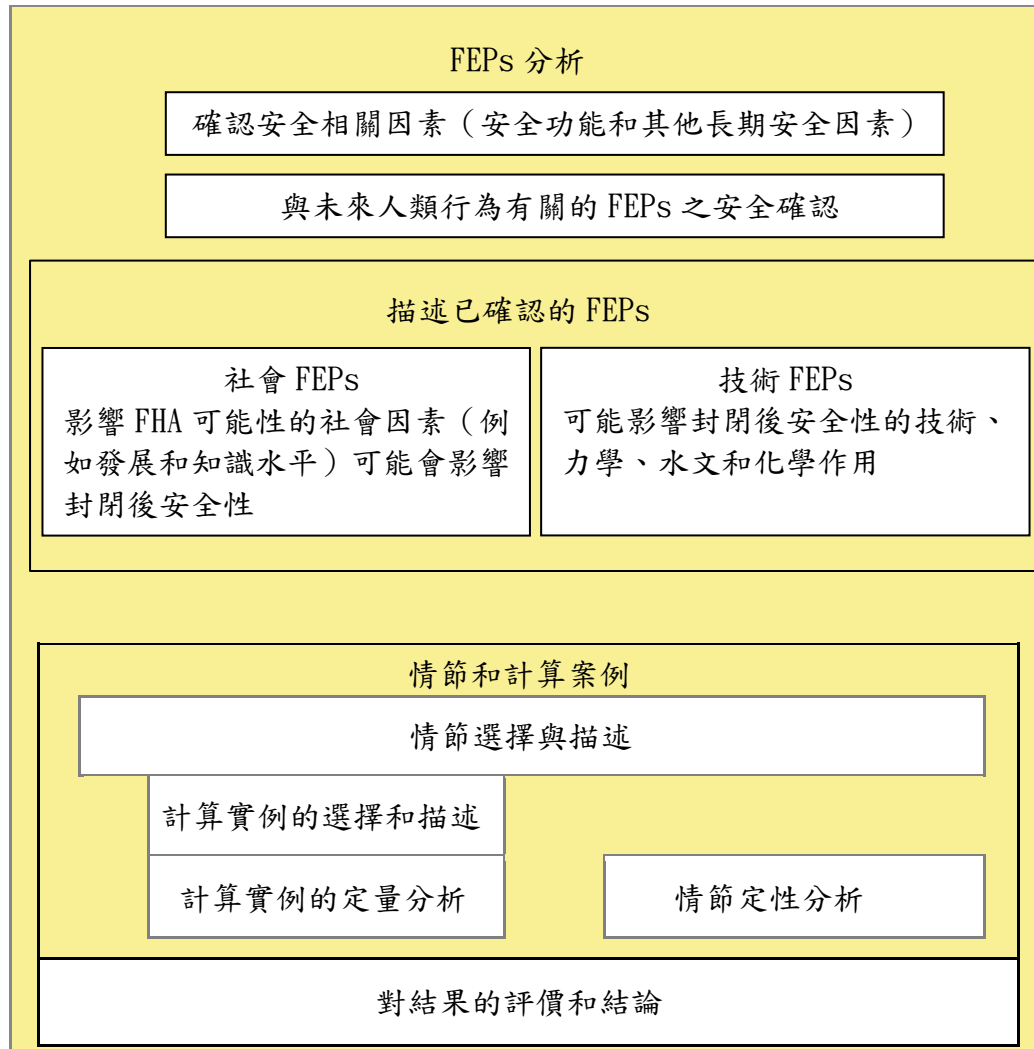


圖 12 SR-PSU 安全評估對於 FHA 處理方法之步驟

4.2.2. FHA 情節選擇和計算案例的識別以供進一步考慮

結合技術和社會 FEPs 的分析結果，選擇並描述一組針對未來人類行為型態的情節，選定的一組情節將組成一組具有代表性、可信的未來人類行為。

所選的 FHA 情節可透過計算得出適當定量評估結果或透過定性討論進行分析，包括：

- 定量分析：確定一個或多個計算案例，進行 FHA 情節的定量分析。特定情節條件選擇合適的模型和資料，得到評估結果。

- 定性分析：透過推理評估 FHA 情節的潛在影響，對於情節進行特性分析討論與比較，這些定性分析不直接進行 FHA 情節計算。

4.3. 安全功能和 FEP 分析

SR-PSU 安全評估計畫對於 FHA 之一般考慮和假設。並由 SFR 處置場之安全功能及處置場封閉後其他重要安全因素之 FEP 分析，之後再確定可能影響封閉後之安全性與 FHA 相關的 FEP。再針對選取之進行 FEP 列表並與其他相關 FEP 進行交叉檢查，以確認沒有忽略任何相關的 FEP。

4.3.1. 封閉後安全評估對未來人類行為之一般考慮

對於 FHA 的個人劑量係假設當障壁系統發生變化，導致 SFR 放射性核種的釋放量高於一般安全評估主要計算案例中的假設值，和/或放射性核種被帶到地表，造成直接或間接曝露。SR-PSU (Maint report, 2014；主報告，TR-14-01) 的主要計算案例中係考慮人類使用處置場地區鑽井井水。SR-PSU 對未來人類行為之無意闖入評估，主要是因鑽井活動本身，而不是從井水中飲用或灌溉農作物攝食的輻射劑量。

SFR 位於 60–120 m 深的區域，目前沒有重要的公認礦產資源，即便如此，對於利用區域自然資源行為的潛在影響也被考慮在內。

FHA 分析不包括將土地用於農業之用途。這個地點區域現在被人類使用，將來也很可能如此。對當地正在進行的人類行為和土地利用的描述，主要內容包括在生物圈評估報告，並於當放射性核種向生物圈外釋的主要計算案例中 (TR-14-06 生物圈綜合報告內)。生物圈評估考慮到未來可能的土地利用，其中評估生態系統的開發和利用，還考慮到海岸線發展、氣候變化、不同類型的生態系統和土地利用 (Biosphere synthesis report, 2014；生物圈綜合報告，TR-14-06; Werner et al., 2014; 以及生態系統報告：Andersson, 2010; Aquilonius, 2010; Löfgren, 2010 等)。

SR-PSU 指出還有一些正在進行的全球人類行為可能會影響處置場，例如空氣和水的污染和溫室氣體的排放。以封閉後安全評估的時間角度而言，預計會出現重大氣候變化，與氣候有關的變化，如海岸線移動，以及永久凍土和冰蓋的變化，是從幾百年到幾

十萬年的時間角度影響處置場之自然發生外部因素。在安全評估中，氣候變化作為參考演變和主要情節的一部分。溫室氣體的排放可能會影響氣候，從而間接影響處置場，這一問題被視為主要情節的一個變量。因此，SR-PSU 對未來人類行為之無意闖入評估，不包括溫室氣體的排放，而考慮可能對處置場產生直接影響的污染，如空氣和水的酸化。

4.3.2. 安全功能和其他關閉後安全相關因素

為了詳細和定量評估處置庫安全性，需要理解處置庫系統中的各個處置單元特性和系統長期演變，安全功能定義為處置庫單元能促使場址具有安全作用之功能，表 6 列出 SR-PSU 主報告中 SFR 安全功能和安全性能指標。

表 6 SFR 處置庫單元、安全功能和安全功能指標

安全功能	安全功能指標	處置單元
安全原則：限制放射性庫存		
活度限量	每個廢棄物處置窖中每個放射性核種的活度	1BMA、2BMA、1BTF、2BTF、筒倉、1BLA、2-5BLA 和 BRT 中的廢棄物
安全原則：遲滯放射性核種的傳輸		
處置庫內低流速	水力對比	● 1-2BMA，1-2BTF
	導水率	● 筒倉和緩衝材料膨潤土
	氣體壓力	● 筒倉
基岩低流速	水力梯度	● 地質圈
	導水率	● 地質圈
維持處置場良好狀態	酸鹼度	● 廢棄物包件中的水泥化材料 ● 1-2BMA、1-2BTF、筒倉和 BRT 的混凝土障壁
	氧化還原電位	● 廢棄物包件中的水泥化材料 ● 1-2BMA、1-2BTF、筒倉和 BRT 的混凝土障壁 ● 地質圈
	絡合濃度	● 廢棄物包件中的水泥化材料 ● 1-2BMA、1-2BTF、筒倉和 BRT 的混凝土障壁
	有效吸附表面積	● 廢棄物包件中的水泥化材料

		● 1-2BMA、1-2BTF、筒倉和 BRT 的混凝土障壁
	腐蝕速率	反應爐壓力容器
避免無意闖入	鑽井 井水流經區域	生物圈

SR-PSU 中確定三個特別關注的社會 FEP (FHA01、FHA02 和 FHA03)，並提出共有 14 個技術 FEP (FHA04 至 FHA17)。為了確定與 FHA 有關並對處置庫安全有潛在影響的 FEP，SR-PSU 已經考慮安全功能 (表 6) 和封閉後安全相關的其他問題，表 7 列出在評估 SFR 處置場未來人類行為時確定的相關處置場單元及指標。表 8 列出 SFR 封閉後對安全產生影響之未來人類行為 FEP。依據 FEP 與社會或技術方面相關性進行分類，技術方面分為熱力、水文、力學和/或化學對封閉後安全的影響，社會性 FEP 主要影響人為無意闖入發生的可能性，並不會直接影響障壁系統的安全功能或功能。對技術 FEP 的評估，SR-PSU 指出 FHA 不會影響已儲存在處置庫中的廢棄物量，但可能會影響處置庫所有其他安全功能，表 9 列出與未來人類行為相關的技術 FEP 對應可能影響處置庫的安全功能。

表 7 在評估 SFR 處置場未來人類行為時確定的相關處置場單元及指標。

處置場單元	指標
廢棄物	廢棄物包裝的完整性
工程障壁	工程障壁的完整性
地質圈	深度 自然資源 母岩適宜性
生物圈	與海岸線相關的位置、在封閉時以及之後一段重要時間內

表 8 可能對 SFR 封閉後安全產生影響之未來人類行為 FEP

FEP 編號	名稱	描述	關於				
			社會方面	熱衝擊	水文衝擊	力學衝擊	化學衝擊
FHA01	知識狀態	處置技術知識	X				
FHA02	社會發展	社會發展狀態	X				

FEP 編號	名稱	描述	關於				
			社會方面	熱衝擊	水文衝擊	力學衝擊	化學衝擊
FHA03	技術發展	社會的技術發展	X				
FHA04	熱儲存	建立熱儲存蓄熱		X	X	X	
FHA05	熱泵系統	建立熱泵系統		X	X	X	
FHA06	地熱能	提取地熱能		X	X	X	
FHA07	加熱/冷卻場	在處置場上方的地表面建置產生加熱/冷卻場		X			
FHA08	鑽井	建置水井			X	X	
FHA09	水管理	地表水和地下水管理，包括水壩、水力發電廠、灌溉系統及排水系統等建置			X	X	
FHA10	土地利用變化	透過土地利用變化來改變地下水補注條件			X		
FHA11	鑽鑿	鑽鑿岩石			X	X	
FHA12	地下建造	建造岩洞、隧道、豎井等			X	X	
FHA13	採石場	挖掘露天礦山或採石場			X	X	
FHA14	掩埋場	建造垃圾場或掩埋場					X
FHA15	炸彈爆炸和墜毀	在處置場附近故意或意外爆炸和墜毀				X	
FHA16	危害廢棄物處理設施	將危害廢棄物儲存/處置在岩石中			X	X	X
FHA17	化學物質或化學條件污染的污染物	建造衛生掩埋場（垃圾場），對空氣、水、土壤和基岩酸化，表土消毒、土壤污染事故或殺蟲劑控制等					X

表 9 與未來人類行為相關的技術 FEP 對應可能影響處置庫的安全功能

安全功能	FHA04	FHA05	FHA06	FHA07	FHA08	FHA09	FHA10	FHA11	FHA12	FHA13	FHA14	FHA15	FHA16	FHA17	FHA18
活度限量															
處置庫內低流速	X	X		X	X	X		X	X	X		X	X		
基岩低流速	X	X		X	X	X	X	X	X						
維持處置場良好狀態	X				X	X		X	X		X		X	X	X
避免無意闖入	X	X	X	X	X		X	X			X	X			X

4.3.3. 與未來人類行為有關之 FEPs

● 認知狀態 (FHA01)

1. 特性說明

ICRP (2013) 指出，對處置庫的監管或監管等級影響著處置系統保護的應用。必須考慮三個主要時間框架：(1) 直接監管的時間，處置設施的運轉和積極監管的時間；(2) 間接監管的時間，當處置設施被部分或完全封閉時，可能會繼續間接監管，以行政或社會管理措施進行監管；(3) 當處置場存在記憶失去時，無需進行監管。除任何故意行為外，破壞處置庫安全功能的未來人類行為之無意闖入僅在當失去處置場有關認知（尤其是其用途）時才被認為是可能的。

在這種情況下，認知的知識保存重要性已得到國際認可，儘管 NEA 跨代保存記錄、知識和記憶 (RK&M) 計畫正在進行中。共識性文件中 (NEA, 2011)，需要記錄、知識和記憶來支援放射性廢棄物處置場長時間運轉和複雜的決策過程。任何性質的長期計畫項目都容易遭受到記錄、知識和記憶損失的風險。導致記錄、知識和記憶損失的原因和機制是多樣性的，但保持記錄、知識和記憶是建立和運轉任何長期計畫品質的一個基本論點。NEA (2011) 指出，執行放射性廢棄物處置計畫時必須考慮記錄、知識和記憶，以便進行下列事項：

- 透過允許管制機關進行準確而可靠的審查，並在整個時間段內對處置計畫進行明顯和透明的監管，從而保持對系統安全性的信心。
- 解決公眾（特別是當地社區）的關切和要求。
- 確保子孫後代能夠根據相關的資料作出決定。
- 提高對過去活動的認識。

當前情況下的關鍵問題是，依據多長時間的制度措施來消除 FHA 破壞處置場安全功能的任何可能性。SKB (2010) 對用過核子燃料處置場評估中，假設該知識至少須保存 300 年。Jensen (1993) 總結說，今天的檔案方法可以實現對書面資訊長達 1000 年

的保存，但在現場的標記可能會帶來解釋問題。Beuth 和 Navarro (2010) 指出，德國的經驗表明，有關地質工作的資訊可以保存幾百年。SR-PSU 指出德國經驗採礦經驗建議，人類無意闖入應該假設至少在 500 年後發生，並再指出法國地質處置管理指南 (ASN, 2008) 第 A2.2.2.1 條，處置場存在的記憶失去可以合理地超過 500 年，並以 500 年作為人類無意闖入發生的最短時間，定義人類闖入情況的特徵是基於以下保守假設：(1) 忘記處置場的存在和位置 (2) 技術水平與目前是相同。

2. 包含/排除情節開發中

由於 FHA 分析中只包括無意中的行為，因此處置場的認知知識是情節發展中需要包含的重要 FEP。對於這項評估，雖然在其他國家評估建議更長的時間段，但假設 FHA 發生在 300 年或之後，則認為已經失去該認知知識。值得注意的是，300 年的時間尺度比整個地下處置庫位於陸地而非海底之前的時間更短。事實上，儘管勘探鑽探在技術上可以在海底進行，但由於該地區缺乏自然資源，因此在處置庫位於陸地下之前，即西元 3000 年左右，FHA 才可能發生。

● 社會發展 (FHA02)

1. 特性說明

社會發展包括政府的合法性和社會的相對可治理性。合法性描述了民眾在多大程度上給予當權者認可和支持。IAEA (2003) 指出，對社會假設的一種普遍接受的方法是使用當前條件，既涉及影響輻射曝露的人類行為，也涉及行為如何成為技術發展的一部分。如果必須考慮某一地點的變化，例如，由於氣候變化，則可以使用其他地點目前反映假定變化條件的資料，這是基於不同地點當前條件的可變性是代表任何特定單一地點未來變化的一種方式。

2. 包含/排除情節開發中

社會發展是以當前持續的社會條件和技術能力為基礎的。

● 技術發展 (FHA03)

1.特性說明

已包括在社會發展的討論中。

2.包含/排除情節開發中

技術發展是基於當前持續的社會條件和技術能力，這對考慮技術性 FEP 具有重要意義，如後面敘述 FHA04 至 FHA17。

● 熱儲存 (FHA04)

1.特性說明

由於其熱容量和均勻的溫度，岩石可用於存儲熱能。均勻的溫度條件也可用於需要低溫或穩定溫度的設備的位置。儲熱器中的熱量被供應並儲存在熱水中，這些水可能已被太陽加熱，或者是某些工業工廠產生的廢熱。相對於深度較大的區域而言，大容量的大型儲存具有最大的潛力，但這樣的設置需要進行大量的挖掘。

2.技術

熱水可以儲存在可能裝有巨石的岩洞中或鑽孔中。鑽孔儲存系統由許多鑽孔組成，熱水被抽送泵入其中。鑽孔周圍的岩石可能會因爆破而破裂。這項技術現在已經存在，並且已經建立了試驗系統。

儲熱的岩洞建在離地表較近的地方，深幾十公尺，隨著深度的增加，溫度的升高對系統的效率不是至關重要的。但是，在較大深度處溫度梯度較低，導致損耗較小，因此儲存深度的選擇是一個優化問題。鑽孔儲存系統中鑽孔的數量和深度取決於儲存的熱量。對於大型社區，可能需要鑽到幾百米深的大量鑽孔。

3.對處置庫及其功能的潛在影響

儲熱設施將影響地質圈中的熱、水、力和熱狀態變數和作用，改變的程度和性質取決於設計和建造方式。建造蓄熱系統可能會導致鑽探和侵入處置庫。附近的儲熱設施也可能影響地質圈而提供有利的水力和傳輸條件的能力。

4.包含/排除情節開發中

由於儲熱設備的開發需要對特定地點的應用進行廣泛的鑽探調查，因此存在侵入處置庫的風險，因此在情節選擇中考慮該 FEP。假設此類鑽探和其他調查將導致發現並確認鑽探材料中有任何重大放射性污染和/或處置庫呈現的異常情況，這可能會導致帶到地表面的污染物質（作為鑽井方案的一部分）造成輻射曝露，所以在鑽入處置庫帶出輻射物質後將進一步考慮開發蓄熱系統，因為這將涉及故意闖入。

● 熱泵系統（FHA05）

1. 特性說明

地下熱泵系統是透過迴路流動水流或其他傳熱流體流路通過岩石中的鑽孔（閉環系統），或抽取地下水（開環系統）來提取熱能。閉環系統之溫度梯度會向井壁發展，直接將地下水用作熱源的開環系統，則地下水流量必須夠大。開環系統僅在有大型含水層（如 eskers）或石灰岩地區使用地下水。因此，Forsmark 開環系統僅適用於 Börstilsåsen，而其餘的花崗岩區僅適用於閉環的熱泵系統。

2. 技術

這項技術在目前是常使用的，許多系統都在運行。小型建築物的系統，其鑽孔中的傳熱流體在閉合迴路中流動，是很常見的。一個 100-200 公尺深的鑽孔可以滿足一個家庭的能源需求，但更大的房屋可能需要兩個這樣的鑽孔。在人口稠密的地區，有幾個深洞支撐幾個家庭的系統是可能的，儘管這在目前並不常見。鑽孔深度與能源需求和鑽井設備的能力有關。

3. 對處置庫及其功能的潛在影響

地源熱泵系統在一定程度上影響著地質圈的熱作用過程和狀態變數。如果抽水，將直接影響水文過程。上述類型的小型系統的水文影響被認為是有限的。然而，由於熱泵系統包括 100-200 公尺深度的鑽孔，因此可能會包括鑽入處置庫，從而影響處置庫的障壁。

4. 包含/排除情節開發中

由於熱泵系統將包括鑽探，因此存在闖入處置庫的風險，因此在情節選擇時屬於應考慮 FEP。假設此類鑽探可能會導致帶到地表的鑽屑材料帶有輻射曝露，並納入作為鑽探情節一部分進行處理。在 FHA 評估中沒有進一步考慮熱泵系統的發展，因為只有封閉式的閉環熱泵系統適合 Forsmark 地區，並沒有抽取地下水，因此放射性核種不會透過熱泵系統帶到地表。

● 地熱能 (FHA06)

1. 特性說明

指可以直接使用的地熱能源，不需要儲存或集中在熱泵中。由於選址過程已避免可能開採地熱能的地點，但根據目前的技術，此類地熱能源系統要求的溫度至少為 150–200°C。Forsmark 這種地熱高溫預計在深度約 10,000 公尺處，可以抽取高溫地下水或經由地表抽出通過熱岩石中自然和/或爆裂誘發裂隙水來吸取地熱能。由於結晶岩深層的地下水通量有限，因此後一種可能性更大。

2. 技術

這項技術現在已經存在，但還無法在 Forsmark 所要求的深度進行應用。地熱開採系統中，至少要鑽兩個鑽孔，並通過裂隙系統連接。水從裂隙系統的一側向下泵送，並在另一側向上泵送。水在通過裂隙系統時被加熱。這種類型的系統存在於溫度隨深度迅速增加的區域。然而，Forsmark 所需的地熱深度，目前還不存在任何系統。為了勘探目的，在這些深度鑽幾個孔，如果 Forsmark 要利用地熱能，就必須大力發展鑽探技術，使之成為常規技術活動。

3. 對處置庫及其功能的潛在影響

如果仍然要建立上述類型的系統，它可能不會對處置庫產生任何重大影響，因為操作區將位於處置庫的更低位置。附近的鑽孔會局部影響裂隙的產生頻率和流通性，但對地質圈提供有利的水文和傳輸條件能力的影響被認為是低的。但是，若是直接鑽入處置庫的鑽孔會影響處置庫的安全功能。

4.包含/排除情節開發中

該 FHA FEP 已在選址中考慮，因此在情節選擇中不需要考慮該 FEP。然而，即使是一個失敗的地熱能計畫也可能涉及勘探及鑽探，這也包含在鑽探情節中。

● 加熱/冷卻廠 (FHA07)

1.特性說明

溫度梯度是地下水流動的驅動力，儘管通常不如壓力梯度重要，假設地表加熱/冷卻廠的溫度變化影響處置庫的安全，並讓處置庫深度處產生低於凝固點或高於沸點的溫度。根據 SR-PSU 分析指出難想像出有個地表廠區產生的加熱/冷卻作用，影響到地質處置深度位置的處置庫，目前還沒有此類地表廠區的實例。

2.技術

對於產生加熱或冷卻作用到處置庫深度的技術不是當前技術的一部分。

3.包含/排除情節開發中

由於此 FEP 屬於當前不可利用的技術，在情節發展中不考慮。

● 鑽井 (FHA08)

1.特性說明

抽取地下水作為飲用水或灌溉水源的鑽井，鑽鑿至含水層位置的水井深度一般不超過 50 至 100 m，但有些水井的深度可達 130–150 m。根據目前陸地地景的水井深度，認為不太可能有鑽井進入處置庫。處置庫空間區域目前是在海床下。即使陸地抬升導致該處置庫區域成為陸地部分 (SR-PSU 於主報告指出大約發生在 1000 年後)，SR-PSU 指出該區域也不會是未來陸地地景鑽鑿水井的有利位置，然而，也不能完全排除這種可能性。

2.技術

這項技術是存在的，而且在 Forsmark 和該國其他區域都有水井存在。

3.對處置庫及其功能的潛在影響

鑽入處置庫的水井將影響處置庫的安全功能，並可能導致放射性核種隨著地下水流外釋到水井內。

4.包含/排除情節開發中

封閉後安全評估包括井水的抽取和使用，在 SR-PSU 研究主報告之放射性核種遷移報告，已討論 FHA FEP。鑽探的輻射曝露包含在 FHA11 的處理。

● 水管理 (FHA09)

水資源管理包括一系列影響水文的措施，如修建水壩、改變地表水體的流向或範圍、修建水力發電站和修建排水/入滲系統。

1.特性說明

如果地形和其他地面條件合適，建造水壩是為了建造水庫。水庫可用於養魚、飲用水、灌溉、水力發電等，水壩也可用於娛樂或景觀目的，並可與土地利用相關，可另見 FHA10。

地表水體可因農業、林業或任何類型的建設等土地利用的變化而改變。河流的流動和流向可以改變；運河可以用來連接河流、湖泊和海洋。海灣可以築堤；濕地可以排水等等。

建設水力發電站需要有高差(水頭)的水流。水力發電站包括大壩，通常還有隧道。現場的水文也會受到隧道施工的影響，因為這需要排水，因此隧道不會充滿地下水，而且排水會改變地面水文條件。

灌溉系統需要水源，水源可能是水井、水庫或地表水體。地表水可以直接或透過修建運河或溝渠來利用。而灌溉會影響地下水入滲的條件。

2.技術

築壩和改變地表水體狀態的技術已經成熟。此外，修建水力發電站和灌溉/排水系統的技術也已廣為應用，需要與大壩相同的技術，但也可能包括地下施工技術，可見 FHA12。

3.對處置庫及其功能的潛在影響

水管理活動可能會局部影響水力梯度，從而影響基岩低流量的安全功能。以前是地下水補注區的區域可以變成排水區，反之亦然。地下水入滲條件發生變化。對於與該 FEP 相關的大多數措施，如修建水壩或改變河流路線，對岩石提供有利水文和傳輸條件能力的影響被認為是很小的。然而，影響水文的大型施工活動可能會對處置庫所處深度產生影響，例如，關於 SFR 人造消波塊陸地的碼頭是否將保留或拆除的討論。

4.包含/排除情節開發中

小規模的活動，如建造水壩，不致影響處置庫深度的水文條件。然而，大型活動（如現場大型施工）可能會產生影響，並包含在情節開發中。

● 土地利用變化（FHA10）

1.特性說明

土地利用是指人類利用環境的不同方式，如林業或農業。土地利用的變化會影響地下水補注的條件，影響的大小取決於土地利用的改變狀態，例如：如果濕地排水並改為農業利用，地下水位將會改變，或者如果陸地表面被建造和/或覆蓋一些相對不透水的鋪面，地下水補注將減少。這種土地利用變化在瑞典有些地方在進行中，但目前在 Forsmark 地區還沒有發生這種土地利用變化。

2.技術

長期以來，人類透過改變土地利用和必要的技術來影響環境。

3.對處置庫及其功能的潛在影響

土地利用的變化可能會影響放射性核種在生物圈中的遷移。但由於 SFR 的深度，目前該變化對處置系統的安全功能影響不大。

4.包含/排除情節開發中

土地利用變化是生物圈描述（SR-PSU 生物圈綜合報告）的一部分，但由於對處置庫的安全功能沒有預期影響，因此不需要將其納入 FHA 情節。

● 鑽探 (FHA11)

1. 特性說明

研究 FHA 對處置庫的潛在影響時，SKB 將鑽探視為關鍵的 FEP，儘管認為不太可能發生，但在封閉後和未來對於處置場認知記憶失去後，FHA FEP 將是直接闖入處置庫最可能原因。

多個放射性廢棄物管理組織也認同這一觀點。BIOPROTA 的國際合作論壇研究放射性廢棄物核種外釋所產生的長期輻射劑量評估之關鍵不確定性，其結論指出：人類最有可能無意闖入形式，是經由鑽孔進行地質鑽探或其他調查形式 (Smith et al., 2013)。

未來人類決定在 Forsmark 場址進行鑽探的原因尚無法可靠預測。表 10 列出未來人類可能進行的地質鑽探種類、鑽探深度和鑽鑿地質，但不一定局限於 Forsmark 場址。這些鑽探行為與鑽井 (FHA08)、地下採礦 (FHA12、FHA13)、地熱能 (FHA06)、油氣勘探與開採、科學研究的地質調查和特殊建造 (如未來危害廢棄物處理 (FHA16)) 有關。

特別是對於 Forsmark 地區的礦石和工業用礦物的潛力評估顯示，該地區包含一些可能在未來進行探勘的小礦區。這些區域距處置庫附近約有數公里。另外，該處置庫區域岩石具異質性，如果未來該地區開始進行礦物探勘，則可以經由調查發現存在處置庫。儘管有認為應用處置場選址標準，這種情況極不可能發生，但人們已經承認很難預測未來哪些資源可以被視為經濟可開採資源，或具有研究價值。

表 10 未來人類可能進行的地質鑽探種類、鑽探深度和鑽鑿地質

人類行為	深度	鑽鑿地層
採礦探勘/開採	淺與深	結晶岩或沉積環境。
供水	通常只有 100 公尺左右	裂隙岩石或多孔岩石/地層。
地熱能探勘/開發	深	沉積岩和結晶岩 (是否具有裂隙)。
油氣探勘	深	具有低滲透性地層 (儲層) 的裂隙或多孔岩層。

未來廢棄物處置地點 (有毒物質和/或放射性物質)	淺與深	非裂隙性結晶岩和低滲透性沉積地層。
油氣探勘開發	淺與深	岩層。
油氣地下儲存	淺與深	沉積地層(主要是蒸發岩中的老洞穴)和結晶岩。
二氧化碳封存	深	沉積地層。
科學研究	淺與深	一般任何地層
建築與施工	除非常特殊的例子(例如深隧道和安全設施)外,通常小於50公尺	一般任何地層
注鹽水井(礦業)	從淺到中。一般小於100公尺	裂隙岩石或多孔岩石/地層。

2.技術

岩石鑽深孔的技術已經存在。目前常用的鑽探方法見表 11。雖然目前的技術可以達到很深的深度，但在 Forsmark 地區，水井的地層深度估計為 60 m。

表 11 當前鑽井技術的特點

方法	深度	材料適用於
纜線工具鑽井	<600 公尺	鬆散地層：泥、砂、礫石。半固結軟質和少量壓實材料：粘土、壤土、石灰石等。 緻密材料：裂隙或喀斯特岩溶地形。
旋轉鑽井	<12000 公尺	半固結和固結地層，從軟到硬和磨蝕性。
逆循環鑽井	<500 公尺	半固結和固結地層，從軟到硬和磨蝕性。
衝擊旋轉	<1500 公尺	堅硬的岩石，緻密且具磨蝕性。
金剛石岩心鑽探	<1800 公尺	各種構造。

3.對處置庫及其功能的潛在影響

如果將來在 Forsmark 地區鑽取深孔，則不能排除鑽在處置庫區域範圍內且鑽到處置庫深度。如果廢棄物包件被鑿穿，放射性物質可能會被帶到地表，導致在鑽井現場工作的人員的輻射曝露，將來也可能造成公眾的輻射曝露。鑽孔亦可能形成放射性核種的傳輸通道，從而削弱工程障壁和地質圈的功能，並將提供有利的水文和傳輸條件。

即使鑽孔沒有直接碰到處置庫，也可能對處置庫的功能產生影響，這將取決於鑽孔

的深度和用途。至少在井孔與處置庫接觸的導水裂隙相交的情況下，鑽入處置庫附近的井孔會影響熱力或水力變量或作用，從而可能影響地質圈提供有利的水文和傳輸條件的能力。

4. 包含/排除情節開發中

在選擇 FHA 情節時，應考慮鑽入處置庫。

● 地下建造 (FHA12)

1. 特性說明

岩石中建造隧道和豎井的一個原因是為了採礦，即開採岩石中的礦物。岩洞也可以用來儲存或處理某些物料。選擇岩石作為儲存介質是因為它適合於主要條件（溫度、壓力、化學環境等）。其目的是保護儲存的材料免受外界影響，或保護周圍環境免受儲存材料的影響。將設施置於地下的原因還可能是地面上沒有足夠的空間，或者由於某種原因土地被認為非常有價值。在人口稠密的地區，修建隧道供車輛通行、電力和電話線以及下水道。岩石也可以用來建造各種防禦工事和避難所。岩洞也可用於武器試驗或儲存危險廢棄物。

由於在岩石中建造是昂貴的，至少在今天，岩石洞穴通常盡可能靠近地表。在許多情況下，幾十公尺的岩石覆蓋層就足夠了。在某些情況下，深度越大，情況就越好。例如，利用基岩深處的水文、力學和化學條件的危險廢棄物儲存庫。另一個例子是在更深的地方利用升高的溫度梯度（見 FHA 06）。

2. 技術

技術是已知的，在採礦作業常有深部建造岩洞的例子。通常利用爆破進行岩石開挖，而某些情況則使用鑽鑿。

3. 對處置庫及其功能的潛在影響

處置庫附近的岩洞將影響地質圈提供有利水文和傳輸條件的能力，即影響基岩低流量的安全功能。如果岩洞保持乾燥，水流量和隨地下水一起傳輸物質的條件將受到影

響。廢棄的岩洞、隧道、豎井和鑽孔是有害物質進出處置庫的潛在傳輸通道。岩石洞穴也可能影響地質圈提供化學有利條件的能力，例如，在靠近處置庫的地下設施運轉期間，處置庫深度處的鹽度會增加，母岩中的溫度也會受到影響，但據判斷，溫度不太可能降到 0°C 以下或上升到 100°C 以上。岩洞距所在的處置庫越靠近，處置庫受到的影響就越大。

4. 包含/排除情節開發中

選擇 FHA 情節時，應考慮處置庫附近的岩洞。

● 採石場 (FHA13)

1. 特性說明

Forsmark 的母岩由常見的結晶岩組成，如果未來想開採岩石作為資源，採石場是最有可能的選擇。由於石料較重，採石場和使用地點之間的良好運輸條件是一個重要的選址因素。排水需求也是選擇採石場場址因素。例如，採石場可以建在高處，由於在地表附近開採更容易，而且結晶岩石豐富，採石場的深度很可能被限制在幾十公尺以內。

地層岩石具高品質條件，例如：高強度、美麗顏色和紋理，或者容易分裂會使原材料具有更高的價值。在這種情況下，採石場很可能會挖得更深，可能會挖到幾百公尺。在處置庫選址過程中就應避免此類區域。

2. 技術

開採岩石技術是存在的，最有可能使用的開採技術取到想要的尺寸是利用炸藥進行爆破。

3. 對處置庫及其功能的潛在影響

地質圈提供有利水文和傳輸條件的能力可能會受到影響。由於岩石表面會裸露出來，地下水滲透的條件會改變。地下水成分，至少在地表附近，也會發生改變。如果化學環境發生改變，這主要是水文和傳輸條件改變的結果。如上所述，大多數採石場僅達數十公尺，對處置庫安全功能的影響較小。

4.包含/排除情節開發中

在處置庫選址過程中，避免有高品質礦石（例如高強度、美麗的顏色和紋理，或容易分裂）的採石場，並且 SFR 所在深度位置比採石場更深，因此，在 FHA 情節的選擇中不必進一步包括該 FEP。

● 掩埋場（FHA14）

1.特性說明

不需要的廢棄物通常被存放在密閉的場區（掩埋場）。土石材料也可以傾倒在掩埋場。掩埋場通常位於被認為價值較低的土地上，但是又基於運輸目的的有利位置。

2.技術

廢棄物可直接存放在掩埋場，在某些情況下，掩埋場土地是經過排水或於底部鋪設不透水層設置的。

3.對處置庫的潛在影響

掩埋場包括力學荷載，與岩石應力的自然變化相比，荷載可忽略不計。掩埋場影響地下水滲透的條件，地下水成分受到影響，至少在局部和地表附近。然而，目前尚不確定是否會改變處置庫深度的化學有利環境，這取決於掩埋材料的成分以及排水、不透水鋪層密封形式等措施。然而，掩埋場外釋的物質必須非常廣泛散布，才能影響處置庫中的化學條件，而且掩埋場的外釋物質可能會對人類健康和環境產生重大影響。

4.包含/排除情節開發中

由於 SFR 的深度，掩埋場不太可能對處置庫的力學負荷產生影響。掩埋場對地下水化學成分的影響也極不可能達到這樣的程度，即在處置庫深度化學條件改變，從而影響安全功能。如果發生此類外釋作用，與地表面外釋相關的其他健康問題相比，很可能讓 SFR 的任何進一步外釋可以忽略不計。然而，該 FEP 的輻射劑量上限可根據「障壁功能喪失-處置庫中無吸附」（在 SR-PSU 主報告和放射性核種傳輸報告中）進行估算。因此，該 FHA FEP 在評估中被間接處理，在 FHA 情節中不再進一步考慮。

● 處置庫上方的炸彈爆炸和墜毀 (FHA15)

1. 特性說明

表面爆破通常與各種結構一起進行。這可能是炸掉一些擋在道路上的岩石，或者開挖地下室或道路開挖。認為此類措施不會影響處置庫的安全性。在戰時或如果該地點被用作武器測試地點，炸彈可能會在其地表面爆炸。在地面附近引爆的炸彈可能會產生彈坑，岩石會局部破裂。

2. 技術

除爆破外，該 FEP 主要與事故有關，即現場發生墜毀在技術層面風險相當低，但目前不時發生撞車和爆炸等事故，儘管很少發生重大破壞性事故。

3. 對處置庫的潛在影響

推測處置庫的安全通常不會受到影響，因為變化只會滲透到幾公尺或最多幾十公尺。一枚可能威脅到處置庫的炸彈必須有非常強大的壓力波，如果這種炸彈在地表引爆，無論是否導致放射性核種從處置庫外釋，後果都將是災難性的。在和平時期試驗這種大型炸彈是不可想像的。如果在戰時投放這種規模的炸彈，其後果很可能是，與轟炸造成的損害相比，從深處置庫外釋出的任何放射性核種的影響都可以被視為輕微的。

4. 包含/排除情節開發中

由於 SFR 深度較深，爆炸和碰撞被認為不太可能對處置庫產生任何影響，因此不包括在 FHA 情節發展中。

● 危險廢棄物處理設施 (FHA16)

1. 特性說明

如果選擇該場址處置某種類型的廢棄物，則應仔細考慮選擇，以符合安全處置廢棄物的要求。放射性廢棄物處置庫的選址、設計、建造和運轉為這種危險廢棄物處置方法的發展做出貢獻，目前已經開發了評估廢棄物處置庫安全性的技術和方法。

2. 技術

廢棄物可以放在岩洞中或注入基岩中，如果將廢棄物放置在岩洞中，則可以設置各種障壁。廢棄物的形式可能被認為在岩石環境中是穩定的。如果注入廢棄物，則必須為液態。如果鑽探技術變得比現在便宜且更容易獲得進行，則可以想像將以這種方式處理廢棄物。放射性廢棄物地質處置設施正在運轉中，並計畫在一些國家處置用過核燃料，也有計畫在岩洞中處理汞，注入放射性廢棄物的技術已經存在，並已在美國和前蘇聯採用。鑽孔到合適的深度，廢棄物被直接注入基岩的滲透層中，也可以透過爆破或水力壓裂增加岩石的滲透性。

3. 對處置庫及其功能的潛在影響

如果鑽出鑽孔以注入廢棄物，則取決於注入物質的性質以及鑽孔的位置和特性，會影響地質圈為放射性廢棄物處置庫提供化學上有利的條件的能力，岩石提供有利的水文和傳輸條件的能力也可能受到影響，特別是在廢棄物處置庫的施工和營運過程中。注入的物質或從封閉的廢棄物處置庫中外釋的物質也可能會影響岩石遲滯放射性核種的能力。

4. 包含/排除情節開發中

由於廢棄物處置庫的現場調查將包括鑽探，因此存在闖入廢棄物處置庫的風險，因此在情節選擇時應考慮該 FEP。假設此類鑽探將導致識別鑽孔材料中的任何重大放射性污染和/或處置庫呈現的異常情況，這可能會導致放射性物質被帶到地表造成直接曝露（鑽井情節的一部分），但不會進一步考慮開發處置庫，因為這將涉及故意闖入。

● 化學物質或化學條件變化的污染物（FHA17）

1. 特性說明

該 FEP 可包括許多最終影響化學條件的活動，如建造衛生掩埋場（垃圾場），對空氣、水、土壤和基岩酸化。導致化學污染或化學條件變化的事故，如石灰化或害蟲防治。來自表面的化學物質的污染必須非常廣泛，才能影響處置庫的安全。

2. 對處置庫及其功能的潛在影響

如果化學物質的外釋量足以影響近場的吸附，則可減少放射性核種從處置庫外釋的速度。然而，如上所述，化學物質的外釋必須非常廣泛散布，才能影響處置庫中的化學條件，而污染本身可能會對人類健康和環境造成更嚴重的後果。

3. 包含/排除情節開發中

化學物質的外釋量不太可能使處置庫深度的化學條件達到影響安全功能的程度。如果處置庫因為這種因素發生外釋，與表面化學物質外釋有關的其他健康問題相比，極有可能讓 SFR 的外釋可以忽略不計。然而，該 FEP 的輻射劑量上限可根據「障壁功能喪失-處置庫中無吸附」(在 SR-PSU 主報告和放射性核種傳輸報告中)進行估算。因此，該 FHA FEP 在評估中被間接處理，在 FHA 情節中不再進一步考慮。

4.4. FHA 情節

4.4.1. 情節選擇依據

前述 FEP 分析確定 17 個 FHA 對處置庫的封閉後安全的潛在影響，並分析 FHA 情節發展中是否將將其考慮在內。對於情節的選擇將依據情節識別，或者定義計算情節評估後果、假設和參數，或者提供解決情節的定性討論，其目的是選擇一組可管理的 FHA 情節，這些情節涵蓋最有可能損害處置庫功能和/或對人類造成放射性劑量的行為。

這符合國際建議和法規 SSMFS 2008:37 (SSM, 2008b) 的一般指南。SSMFS 2008:37 說明如下：

“應該提出一些未來人類無意中對處置庫造成影響的情節。這些情節應包括與在處置庫中鑽井相關的直接闖入案例……”

IAEA、ICRP 和 NEA 都建議制定一個或多個程式化的情節，以證明處置系統的穩健性，而不是推測可能發生的所有類型的意外闖入，例如 ICRP 出版物 81 (ICRP, 2000) 指出：

“由於無法完全排除人類闖入的發生，決策者應考慮一個或多個典型的貌似合理的程式化闖入情節的後果，以評估處置庫對潛在闖入的適應及恢復力。”

因此，情節選擇不是為確定 FHA 的原因，而是為了確定潛在的後果。表 12 總結前述的 FHA FEP 並與選定的 FHA 情節進行聯結。表 13 對情節進行總結，彙整 SR-PSU 的 FHA 情節的計算案例和定性分析，底下對三類（鑽入處置庫、水管理及地下建造）情節進行說明。

表 12 聯結 FHA FEP 對應選定的 FHA 情節

FEP 編號	名稱	情節	說明
FHA01	知識狀態	所有情節	假設已在 300 年後喪失對處置場記憶內容。可以從正在進行的 NEA 記錄、知識和記憶 (RK&M) 專案計畫 (NEA 2011) 中獲得對此處所做假設的持續支持。
FHA02	社會發展	所有情節	與知識狀態密切相關。假設社會發展已喪失處置場存在的記憶內容。
FHA03	技術發展	所有情節	與社會發展息息相關。假設目前的技術水準適用於所有情節。
FHA04	熱儲存	鑽入處置庫	儲熱系統只能在地質調查（可能包括鑽探）之後建造。在當今的技術條件下，這將導致發現放射性污染和 SFR。此後，任何闖入都是故意的，闖入者要對自己的行為負責。
FHA05	熱泵系統	鑽入處置庫	根據目前的技術，水不會被帶到地表，但鑽探情節中包含鑽屑產生。
FHA06	地熱能	鑽入處置庫	不太可能發生，但可以進行探索性鑽探。
FHA07	加熱/冷卻場	未選擇情節	需要比現在更先進的技術。
FHA08	鑽井	沒有抽取和使用井水的 FHA 情節 FHA11 包含鑽井	主要計算案例（主報告）中已包含了井水的抽取和使用，此情節不再考慮。
FHA09	水管理	水資源管理	考慮大尺度作業活動。
FHA10	土地利用變化	未選擇情節	在生物圈分析中處理（生物圈綜合報告）。
FHA11	鑽鑿	鑽入處置庫	FHA 的關鍵案例。
FHA12	地下建造	鑽入處置庫的地下建造	包括直接鑽入處置庫的探索性鑽探，還包括處置庫附近的岩石洞穴的影響。
FHA13	採石場	未選擇情節	幾十公尺以外的採石場不太可能對處置庫產生影響。此外，在選址時考慮了基岩的品質，以避免使用適合採石場的場地。FHA 12 中考慮了採礦。

FEP 編號	名稱	情節	說明
FHA14	掩埋場	未選擇 FHA 情節	掩埋場的排放物不太可能對處置庫深度產生影響。儘管如此，該 FEP 的劑量結果上限值可根據“障壁功能喪失-處置庫中無吸附”的情節進行估算，因此無需在 FHA 分析中進行進一步評估。
FHA15	炸彈爆炸和墜毀	未選擇情節	由於 SFR 深度較大，爆炸和碰撞被認為不太可能對處置庫產生任何影響。
FHA16	危害廢棄物處理設施	鑽入處置庫	類似於熱儲存的觀點。
FHA17	化學物質或化學條件污染的污染物	未選擇 FHA 情節	化學品的釋出不太可能對處置庫深度產生影響。儘管如此，該 FEP 的劑量結果的上限可根據“障壁功能喪失-處置庫中無吸附”的情節進行估算，因此無需在 FHA 分析中進行進一步評估。

表 13 SR-PSU 中的 FHA 情節的計算案例和定性分析

情節	未來人類行為計算案例 (FHACC) 及編號	說明
1. 鑽入處置庫	FHACC1 鑽探過程中的現場工作人員	此計算案例假設鑽井鑽到廢棄物包件。經由計算鑽井過程中現場工作人員直接曝露劑量來評估潛在後果。
	FHACC2 含有鑽探碎屑的掩埋場建造施工	該計算案例假設鑽井鑽到廢棄物包件，鑽井碎屑內含有廢棄物被帶到地表，並留在掩埋場施工處。經由計算在含有廢棄物鑽井碎屑的垃圾掩埋施工期間對工人的劑量來評估潛在後果。
	FHACC3 含有鑽探碎屑的掩埋場農作栽種	該計算案例假設鑽井鑽到廢棄物包件，鑽探碎屑內含有廢棄物被帶到地表，並留在掩埋場。利用掩埋場種植農作物，經由計算一個農民在含有鑽井碎屑的垃圾掩埋工作和食用作物的劑量來評估潛在後果。
	鑽探井進入計算案例 (主報告中 CC 10 計算案例)	這個計算案例假設後代人使用鑽孔直接將地質井進入到處置庫。計算實例評估抽取之地下水造成的劑量後果。該計算案例包含在 SR-PSU 的主要計算案例中，未在當前 FHA 報告中進行描述。
2. 水管理	FHACC4 移除 SFR 上方的碼頭	現有 SFR 設施 (SFR 1) 以及 SFR 擴展的建議區域 (SFR 3)。兩條 SFR 1 隧道上方的人造消波塊陸地帶被稱為“SFR 碼頭”。水文模擬評估碼頭變更或拆除的水力條件變化對 SFR 的影響。

情節	未來人類行為計算案例 (FHACC) 及編號	說明
3.地下建造	FHACC5 在處置庫附近建造公路/ 鐵路隧道	在處置庫附近建造一條隧道，從而影響地下水流通量。
	FHACC6 Forsmark 附近的一個礦 井可能會影響地下水流 通量	處置庫附近的礦井可能會影響地下水流通量。

4.4.2. 鑽入處置庫情節

鑽探(FHA11)是一種可能導致直接闖入儲存庫的行為，係屬無意的且技術上可行，在社會背景下可以想像可能會發生的情節。鑽探原因可能不同（如表 12），除 FHA11 外，還包括 FHA04、FHA05、FHA06、FHA12 和 FHA16 的一部分。

4.4.2.1. 情節描述

未來人類在 Forsmark 場址進行鑽探的確切原因並不是情節描述的重要驅動因素，無論鑽探原因是什麼，對處置庫功能的影響都是相似的。因此，所有可能涉及鑽探的未來人類行動都包含在一個鑽探情節中。這種情況下的前提係對處置庫位置和用途瞭解已全失去，闖入者最初無法識別可能接觸到的鑽探材料具放射性性質。假設對儲存庫進行一次完整的鑽探不會對 SFR 處置庫安全功能產生重大影響，但在這種情況下，主要關注的是未來人類是否會曝露在帶回地表的放射性廢棄物中。

1. 假設

鑽探情節主要假設是鑽孔直接鑽入處置庫，並將放射性物質帶到地表。為降低對人類的潛在劑量影響，假設鑽孔穿透已處置的放射性廢棄物包件。對於任何鑽探方法，很可能會發現在鑽探岩屑出現不明物質（這些是 SFR 處置庫中廢棄物包件內之廢棄物），並停止鑽探以進行進一步調查，從而確定地下設施（SFR）的用途。帶到地面的材料可能會導致井隊工人曝露，認識到其危險性之前，他們可能會檢查鑽孔內的物質。

在封閉後的最初階段，SFR 仍位於海洋之下，海岸線的演變預計在西元 3000 年左

右不會將 SFR 提高到海岸線以上（詳細說明見 SR-PSU 主要報告 TR-14-01 及生物圈綜合報告 TR-14-06）。儘管探勘鑽探可以在海底進行，但由於該區域缺乏自然資源，因此在處置庫位於海岸線以上之前，透過鑽探進行闖入的可能性很小。因此，在西元 3000 年之前沒有對這種情況進行評估。

2. 確定用於分析鑽探情節的計算案例

在確定分析鑽探情節的計算案例時，考慮與鑽入處置庫導致的輻射曝露相關的四個部分：(1) 鑽探事件期間鑽探隊工人的曝露；(2) 使用受污染的鑽探碎屑掩埋場進行施工的人員的曝露，(3) 在已處理受污染鑽探碎屑掩埋場之耕種地耕作人員的曝露，以及 (4) 將鑽孔用作地質井的人類之直接曝露，即確定了四種計算案例：

- FHAC1：鑽井過程中現場人員的曝露

- FHAC2：鑽屑掩埋場施工期曝露

- FHAC3：鑽屑掩埋場耕作曝露

- 闖入井計算案例：由於使用進入處置庫的水井而曝露。SR-PSU 對於未來人類人類行為安全報告沒有對這一計算情況進行評估，該案例係在主報告（TR-14-01）和放射性核種遷移報告（TR-14-09）中進行評估。

4.4.2.2. 鑽探過程中現場人員計算案例（FHACC1）

假設鑽鑿一個深孔，鑽頭穿透處置庫中的廢棄物包件，可能鑽入筒倉或 1BMA，1BLA 或 2BMA 處置窖之一。因此，放射性物質碎屑被帶至地表，這導致工人在鑽探現場造成曝露。考慮外部輻射、吸入可能經由含放射性物質的粉塵以及無意中攝入該放射性物質的情況。

此案例下，假定所鑽探技術是使用水利用金剛石岩心鑽探（這是在結晶岩進行深孔鑽探最可能技術之一），或者是使用空氣進行旋挖（這可能導致最高劑量）。實際處理的廢棄物包括各種性質各異的材料，例如鋼桶、ISO 容器、混凝土塊等（在 SR-PSU 初始狀態報告中有進一步描述，SKB TR14-02）。假定處置庫沒有影響鑽鑿過程，鑽探作業

發現放射性危險之前已將岩心帶回地面。實際上放射性核種及其在處置庫內分佈存在明顯的異質性，但在分析時簡化假設為處置庫內放射性核種均勻分佈。

1.模型和資料應用

本計算案例估計使用金剛石岩心鑽探技術或旋轉鑽探技術估算對鑽探工人的劑量。包含有關的放射性核種，假設存在於 1 公尺長的岩心中，並帶到地表，由鑽探工人接觸和檢查 1 小時，計算單位放射性濃度 (1 Bq/g) 引起的劑量後果，這些標準化因數可用作劑量轉換因數 (DCF)，並乘以特定評估廢棄物中的放射性濃度。假設用水鑽金剛石岩心且挖掘出的材料由混凝土組成，表示為 DCW_CO_D ；假設用空氣進行旋轉鑽探的情況下，表示為 RA_CO_D 。考慮的三個接觸途徑中估算該途徑的有效劑量：外部輻射 (D_{ext})，吸入 (D_{inh}) 和意外攝食 (D_{ing})。然後，根據以下三種途徑劑量總和計算總有效劑量：

$$D = D_{ext} + D_{inh} + D_{ing} [\text{Sv}]$$

$$D_{ext} = 1.4 \times 10^{-13} \times f_1 \times f_2 \times \frac{1}{x^2} \times \rho \times V \times t_{exp} \times \sum_i (E_i + S_i)$$

$$D_{inh} = t_{exp} \times R \times d \times \sum_i (I_{inh,i} \times S_i)$$

$$D_{ing} = t_{exp} \times m \times \sum_i (I_{ing,i} \times S_i)$$

值得注意的是，如果整個岩心被帶到地面，會增加來自外部輻射的潛在劑量。含有核種的鑽屑微粒容易被吸入，造成體內輻射劑量。鑽井人員的劑量由以下公式計算：

$$D_{RA_CO_D} = DCF_{FHACC1RA_CO_D} \times A_i \quad \text{或} \quad D_{DCW_CO_W} = DCF_{FHACC1DCW_CO_W} \times A_i$$

其中：

$D_{RA_CO_D}$ 使用空氣旋轉鑽井技術的鑽井人員之劑量，Sv

$D_{DCW_CO_W}$ 使用金剛石取岩心鑽探技術的鑽井人員之劑量，Sv

$DCF_{FHACC1RA_CO_D}$ 和 $DCF_{FHACC1DCW_CO_W}$ 為劑量轉換因數

A_i 為樣品中放射性核種的平均放射性濃度

計畫這些劑量換算之公式、假設和參數值如上文和表 14 至表 16 所述。

表 17 列出應用的 DCF 因子，放射性核種的平均放射性濃度彙總於表 18，係為 2075 年時筒倉、1BMA、2BMA 和 1BLA 中放射性核種的存量和濃度，所包括的放射性核種是指在上述任何 SFR 處置單元中庫存量超過 1MBq 的放射性核種。

表 14 計算外部輻射曝露 (*D_{ext}*) 有效劑量的參數數據

參數或常數		單位	
$1.4 \cdot 10^{-13}$	曝露率與源項大小和距離相關。R 指的是曝露量，單位為倫琴	$1.4 \cdot 10^{-13}$	(100R m ²) / (MeV h Bq)
f_1	曝露到有效劑量的換算係數	0.7	Sv100R ⁻¹
f_2	自屏蔽因子	1	—
x	與震源的距離	1	公尺
E_i	放射性核種每次衰變的平均伽馬能	依放射性核種	MeV
S_i	樣品中放射性核種 <i>i</i> 的平均活度濃度	依 SR-PSU 調查結果	Bqg ⁻¹
ρ	樣品密度 (本分析中所有材料所用混凝土的值)	2,400	kgm ⁻³
V	樣品體積 (m ³)，其中， $V = \pi r^2 h$	0.34 (RA_CO_D) 0.02 (DCW_CO_D)	立方公尺
	r 鑽孔半徑	0.33 (RA_CO_D) 0.07 (DCW_CO_D)	公尺
	h 岩心長度	1	公尺
t_{exp}	曝露時間	1	h

表 15 計算吸入有效劑量 (*D_{inh}*) 的參數資料

參數		值	單位
t_{exp}	曝露時間	1	h
R	呼吸速率	3	m ³ h ⁻¹
D	空氣粉塵濃度，其中粉塵來自鑽井材料	$1 \cdot 10^{-2}$ (RA_CO_D) $2.0 \cdot 10^{-3}$ (DCW_CO_D)	gm ⁻³
$I_{inh,j}$	每單位吸入放射性核種 <i>i</i> 的劑量	依放射性核種而定	SvBq ⁻¹

S_i	樣品中放射性核種 i 的平均活度濃度	依 SR-PSU 調查結果	Bqg^{-1}
-------	--------------------	---------------	------------

表 16 計算意外攝食 (D_{ing}) 有效劑量的參數資料

參數	值	單位
t_{exp}	曝露時間	1
m	攝食率	$8 \cdot 10^{-4}$ (RA_CO_D) $1.7 \cdot 10^{-2}$ (DCW_CO_D)
$I_{ing,j}$	每單位攝食放射性核種 i 的劑量	依放射性核種而定
S_i	樣品中放射性核種 i 的平均活度濃度	依 SR-PSU 調查結果

表 17 SR-PSU 中不同 FHA 計算案例中使用的劑量轉換因子

	FHACC1 鑽井案例		FHACC2 施工案例	FHACC3 耕作案例
	DCF_FHACC1_DCW_CO_D	DCF_FHACC1_RA_CO_D	DCF_FHACC2_RA_CO_D	DCF_FHACC3_RA_CO_D
Ba-133	4.4E-11	9.4E-11	3.1E-06	2.1E-06
Am-243	2.5E-07	1.2E-06	1.0E-04	2.6E-06
C-14-	2.2E-11	6.1E-11	3.1E-06	9.8E-07
C-14-ind	2.2E-11	6.1E-11	3.1E-06	9.8E-07
Ag-108m	5.9E-09	1.3E-07	1.1E-03	1.4E-05
Ac-227	3.4E-06	1.7E-05	1.4E-03	3.1E-05
Am-	2.3E-07	1.1E-06	1.0E-04	1.1E-06
Am-241	2.6E-07	1.3E-06	1.0E-04	1.2E-06
Ra-226	3.2E-08	2.4E-07	7.6E-04	2.5E-04
Pu-242	2.9E-07	1.4E-06	1.2E-04	7.8E-07
Pu-241	5.5E-09	2.7E-08	2.1E-06	6.1E-09
Pu-240	3.0E-07	1.5E-06	1.2E-04	8.2E-07
Pu-239	3.0E-07	1.5E-06	1.2E-04	8.3E-07
Pu-238	2.8E-07	1.4E-06	1.1E-04	6.3E-07
Po-210	4.0E-08	1.0E-07	1.4E-05	1.2E-06
Pd-107	1.1E-12	2.6E-12	2.3E-09	3.6E-08
Pb-210	1.9E-08	3.7E-08	6.5E-06	6.0E-04
Pa-231	8.5E-07	4.2E-06	3.4E-04	3.5E-05
Np-237	1.4E-07	7.1E-07	1.2E-04	3.3E-05
Ni-63	5.4E-12	1.5E-11	2.3E-09	1.2E-07
Ni-59	2.9E-12	2.8E-11	2.3E-09	6.1E-08
Nb-94	5.8E-09	1.3E-07	1.1E-03	1.5E-05
Nb-93m	5.1E-12	1.5E-11	6.1E-08	9.0E-09
Mo-93	5.6E-11	2.1E-11	2.3E-09	2.5E-05
Ho-166m	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.6E-05
I-129	2.1E-09	1.2E-09	3.1E-06	1.8E-05
Eu-152	4.3E-09	9.1E-08	1.1E-03	3.9E-06
H-3	5.8E-13	1.4E-12	2.4E-12	3.9E-15
Cs-135	3.8E-11	2.3E-11	3.1E-06	2.4E-06

	FHACC1 鑽井案例		FHACC2 施工案例	FHACC3 耕作案例
	DCF_FHACC1_DCW_CO_D	DCF_FHACC1_RA_CO_D	DCF_FHACC2_RA_CO_D	DCF_FHACC3_RA_CO_D
Cs-137	2.3E-09	4.5E-08	2.4E-04	1.2E-05
Cm-246	2.3E-07	1.1E-06	1.2E-04	2.9E-06
Co-60	9.2E-09	2.0E-07	1.1E-03	4.8E-06
Cm-244	1.6E-07	8.1E-07	3.1E-06	7.4E-07
Cm-245	2.3E-07	1.1E-06	1.2E-04	3.4E-06
Cm-242	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.1E-09
Cm-243	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.7E-06
Cd-113m	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.9E-04
Cl-36	6.0E-11	2.3E-10	3.1E-06	9.0E-05
C-14-org	2.2E-11	6.1E-11	3.1E-06	9.8E-07
Ca-41	3.8E-12	3.9E-12	2.3E-09	1.3E-06
Zr-93	7.9E-11	3.0E-10	6.1E-08	1.8E-07
Th-230	8.8E-08	4.2E-07	3.4E-05	2.7E-06
Th-232	1.5E-07	7.5E-07	5.9E-05	3.0E-06
U-232	5.2E-08	2.3E-07	1.2E-04	5.5E-05
U-233	2.2E-08	1.1E-07	8.7E-06	1.1E-05
U-234	2.2E-08	1.1E-07	8.4E-06	1.0E-05
U-235	2.0E-08	1.1E-07	5.3E-05	1.1E-05
U-236	2.0E-08	9.6E-08	7.6E-06	9.9E-06
U-238	1.8E-08	8.9E-08	1.8E-05	1.0E-05
Ra-228	3.1E-08	1.5E-07	4.1E-04	9.7E-05
Se-79	5.6E-11	3.5E-11	6.1E-08	1.4E-06
Sm-151	2.6E-11	1.2E-10	1.1E-08	3.9E-09
Sn-126	7.1E-09	1.5E-07	1.1E-03	1.8E-05
Sr-90	7.6E-10	1.3E-09	3.1E-06	1.3E-04
Tc-99	3.5E-11	1.2E-10	6.1E-08	1.9E-06
Th-228	2.7E-07	1.4E-06	7.8E-04	9.7E-07
Th-229	5.3E-07	2.6E-06	2.8E-04	1.0E-05

附註：DCF_FHACC1_DCW_CO_D：DCF 用於使用金剛石取岩心鑽探的鑽井人員，DCF_FHACC1_RA_CO_D：DCF 用於空氣旋轉鑽探的鑽井人員；DCF_FHACC2_RA_CO_D：DCF 用於使用受污染鑽探碎屑掩埋場的施工人員；DCF_FHACC3_RA_CO_D：DCF 用於受污染鑽探碎屑掩埋場的耕種地耕作人員。

表 18 SFR 封閉後四個考慮的廢棄物處置單元物放射性核種活度

核種	筒倉 [Bq]	A_i	1BMA	A_i	2BMA	A_i	1BLA	A_i
		[Bq/g]	[Bq]	[Bq/g]	[Bq]	[Bq/g]	[Bq]	[Bq/g]
H-3	8.97E+09	3.75E-01	8.09E+08	6.28E-02	3.31E+12	1.87E+02	2.00E+08	3.54E-02
Be-10	9.89E+05	4.14E-05	2.21E+05	1.71E-05	2.19E+04	1.24E-06	6.53E+02	1.15E-07
C-14-org	7.56E+11	3.16E+01	1.47E+11	1.14E+01	3.96E+09	2.24E-01	7.91E+07	1.40E-02
C-14-inorg	2.72E+12	1.14E+02	1.90E+12	1.47E+02	1.44E+10	8.13E-01	4.03E+09	7.12E-01
C-14 ind	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.09E+09	2.87E-01	0.00E+00	0.00E+00

核種	筒倉	A_i	1BMA	A_i	2BMA	A_i	1BLA	A_i
	[Bq]	[Bq/g]	[Bq]	[Bq/g]	[Bq]	[Bq/g]	[Bq]	[Bq/g]
Cl-36	8.94E+08	3.74E-02	3.34E+08	2.59E-02	2.02E+08	1.14E-02	2.17E+07	3.83E-03
Ca-41	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.56E+10	8.80E-01	0.00E+00	0.00E+00
Fe-55	2.73E+12	1.14E+02	5.35E+10	4.15E+00	1.05E+11	5.91E+00	8.78E+06	1.55E-03
Co-60	1.29E+13	5.38E+02	4.08E+11	3.16E+01	1.99E+12	1.12E+02	1.03E+09	1.81E-01
Ni-59	6.85E+12	2.87E+02	2.10E+12	1.63E+02	9.50E+11	5.37E+01	3.99E+09	7.06E-01
Ni-63	5.48E+14	2.29E+04	1.47E+14	1.14E+04	9.23E+13	5.21E+03	3.04E+11	5.37E+01
Se-79	1.05E+09	4.40E-02	2.10E+08	1.63E-02	7.29E+06	4.12E-04	4.00E+05	7.07E-05
Sr-90	3.61E+12	1.51E+02	5.49E+11	4.26E+01	3.60E+11	2.03E+01	7.42E+08	1.31E-01
Zr-93	4.48E+09	1.87E-01	3.68E+08	2.85E-02	1.06E+09	5.99E-02	1.09E+06	1.92E-04
Nb-93m	9.33E+12	3.91E+02	1.73E+10	1.34E+00	1.31E+13	7.39E+02	7.68E+07	1.36E-02
Nb-94	8.67E+10	3.63E+00	3.67E+09	2.85E-01	9.12E+10	5.15E+00	3.14E+07	5.54E-03
Mo-93	1.96E+10	8.20E-01	1.46E+09	1.13E-01	4.52E+09	2.54E-01	1.01E+08	1.79E-02
Tc-99	5.00E+10	2.09E+00	6.22E+09	4.83E-01	1.42E+09	8.03E-02	1.85E+09	3.28E-01
Pd-107	2.75E+08	1.15E-02	5.25E+07	4.07E-03	2.55E+09	1.44E-01	1.00E+05	1.77E-05
Ag-108m	2.30E+11	9.62E+00	1.95E+10	1.51E+00	4.06E+10	2.30E+00	1.94E+08	3.42E-02
Cd-113m	9.58E+09	4.01E-01	7.98E+08	6.19E-02	9.32E+07	5.27E-03	1.96E+06	3.47E-04
Sn-126	2.05E+08	8.59E-03	2.62E+07	2.03E-03	1.75E+07	9.87E-04	5.00E+04	8.84E-06
Sb-125	1.32E+11	5.53E+00	4.37E+07	3.39E-03	2.62E+08	1.48E-02	4.74E+05	8.37E-05
I-129	9.84E+08	4.12E-02	1.46E+08	1.13E-02	7.67E+06	4.34E-04	4.35E+05	7.68E-05
Cs-134	2.20E+11	9.20E+00	1.45E+08	1.12E-02	2.26E+08	1.27E-02	1.58E+04	2.79E-06
Cs-135	4.47E+09	1.87E-01	8.41E+08	6.52E-02	5.33E+07	3.01E-03	3.07E+06	5.42E-04
Cs-137	5.97E+13	2.50E+03	8.15E+12	6.32E+02	8.95E+11	5.06E+01	1.84E+10	3.24E+00
Ba-133	6.16E+08	2.58E-02	4.89E+07	3.79E-03	1.43E+08	8.07E-03	2.20E+05	3.89E-05
Pm-147	3.59E+11	1.50E+01	3.71E+08	2.88E-02	4.06E+08	2.30E-02	3.02E+05	5.34E-05
Sm-151	4.63E+11	1.94E+01	8.26E+10	6.40E+00	3.55E+10	2.01E+00	1.68E+08	2.97E-02
Eu-152	8.64E+08	3.62E-02	9.47E+07	7.34E-03	1.33E+11	7.53E+00	1.02E+08	1.80E-02
Eu-154	5.24E+11	2.19E+01	2.33E+10	1.81E+00	6.83E+09	3.86E-01	4.01E+07	7.08E-03
Eu-155	9.96E+10	4.17E+00	1.02E+09	7.93E-02	3.74E+08	2.11E-02	1.54E+06	2.73E-04
Ho-166m	6.83E+09	2.86E-01	1.41E+09	1.09E-01	5.22E+08	2.95E-02	4.18E+06	7.39E-04
U-232	6.20E+05	2.59E-05	8.85E+04	6.86E-06	1.46E+05	8.26E-06	2.34E+03	4.14E-07
U-234	3.58E+07	1.50E-03	6.66E+06	5.16E-04	3.04E+06	1.72E-04	1.33E+05	2.35E-05
U-235	1.42E+07	5.92E-04	3.00E+06	2.33E-04	7.82E+04	4.42E-06	2.98E+08	5.26E-02
U-236	1.58E+07	6.63E-04	2.64E+06	2.05E-04	6.00E+06	3.39E-04	3.99E+04	7.05E-06
U-238	3.28E+07	1.37E-03	5.95E+06	4.61E-04	1.23E+06	6.94E-05	7.33E+08	1.30E-01
Np-237	5.36E+08	2.24E-02	2.73E+07	2.11E-03	7.68E+06	4.34E-04	6.75E+04	1.19E-05
Pu-238	7.29E+10	3.05E+00	7.52E+09	5.83E-01	4.42E+10	2.50E+00	3.47E+08	6.13E-02
Pu-239	1.70E+10	7.11E-01	2.77E+09	2.15E-01	6.78E+09	3.83E-01	6.60E+07	1.17E-02
Pu-240	2.39E+10	9.99E-01	3.87E+09	3.00E-01	9.21E+09	5.20E-01	6.74E+07	1.19E-02
Pu-241	3.07E+11	1.28E+01	2.40E+10	1.86E+00	1.66E+11	9.38E+00	1.29E+09	2.28E-01
Pu-242	1.23E+08	5.14E-03	2.00E+07	1.55E-03	5.02E+07	2.84E-03	3.99E+05	7.04E-05
Am-241	2.32E+13	9.69E+02	2.91E+10	2.25E+00	4.12E+10	2.33E+00	5.23E+08	9.25E-02
Am-242m	3.22E+08	1.35E-02	4.46E+07	3.46E-03	1.83E+08	1.04E-02	1.02E+06	1.81E-04
Am-243	1.60E+09	6.68E-02	2.02E+08	1.56E-02	6.62E+08	3.74E-02	4.00E+06	7.07E-04
Cm-243	1.89E+08	7.89E-03	1.85E+07	1.43E-03	1.03E+08	5.80E-03	7.58E+05	1.34E-04
Cm-244	9.26E+09	3.88E-01	6.73E+08	5.22E-02	1.07E+10	6.05E-01	5.39E+07	9.53E-03
Cm-245	1.49E+07	6.23E-04	1.99E+06	1.54E-04	1.01E+07	5.71E-04	3.97E+04	7.01E-06
Cm-246	4.29E+06	1.80E-04	5.27E+05	4.09E-05	3.34E+06	1.89E-04	1.05E+04	1.86E-06

利用空氣旋轉鑽探 (RA) 和金剛石岩心鑽探 (DCW) 和兩種不同鑽井技術以及四種處置庫單元 (筒倉、1BMA、2BMA 和 1BLA) 的現場鑽井人員的劑量進行評估，共 8 種不同計算案例：

- FHACC1_RA_CO_D_SILO (旋轉鑽探鑽入筒倉)
- FHACC1_DCW_CO_W_SILO (金剛石岩心鑽探鑽入筒倉)
- FHACC1_RA_1BMA (旋轉鑽探鑽入1BMA)
- FHACC1_DCW_1BMA (金剛石岩心鑽探鑽入1BMA)
- FHACC1_RA_2BMA (旋轉鑽探鑽入 2BMA)
- FHACC1_DCW_2BMA (金剛石岩心鑽探鑽入2BMA)
- FHACC1_RA_1BLA (旋轉鑽探鑽入1BLA)
- FHACC1_DCW_CO_W_1BLA (金剛石岩心鑽探鑽入 1BLA)

在西元 3000 年,使用空氣旋轉鑽探鑽入筒倉時,現場鑽井人員的劑量最高(圖 13)。鑽井闖入處置庫的最高劑量出現在西元 3000 年的筒倉和 BMA 岩石處置窖中。在 BLA 中由於 Ac-227 和 Pa-231 的增加,在評估期結束時達到最高劑量。對於所有處置單元 (BLA 除外),最高劑量將在處置庫封閉後發生。最初的 45000 年, FHACC1_RA_CO_D_SILO 的劑量最高。此後,鑽井闖入案例 FHACC1_RA_1BLA 將產生最高劑量。然而,在這個時間點上,劑量比西元 3000 年低幾個數量級。

在西元 3000 年時, FHACC1_RA_CO_D_SILO 的劑量為 0.25 mSv。在這個計算案例中,在西元 3000 年左右以及此後幾千年的劑量主要由 Am-241 (圖 14a) 決定。隨著時間的變化及 Am-241 的衰變後,變成 Pu-239、Np-237 和 Th-229 對總劑量的貢獻增加,但如圖 14a 所示,劑量一直在減少,並沒有顯示出總劑量增加。對於金剛石岩心鑽探鑽入, SR-PSU 表示不同放射性核種對總劑量的貢獻方式相似,但劑量較低。

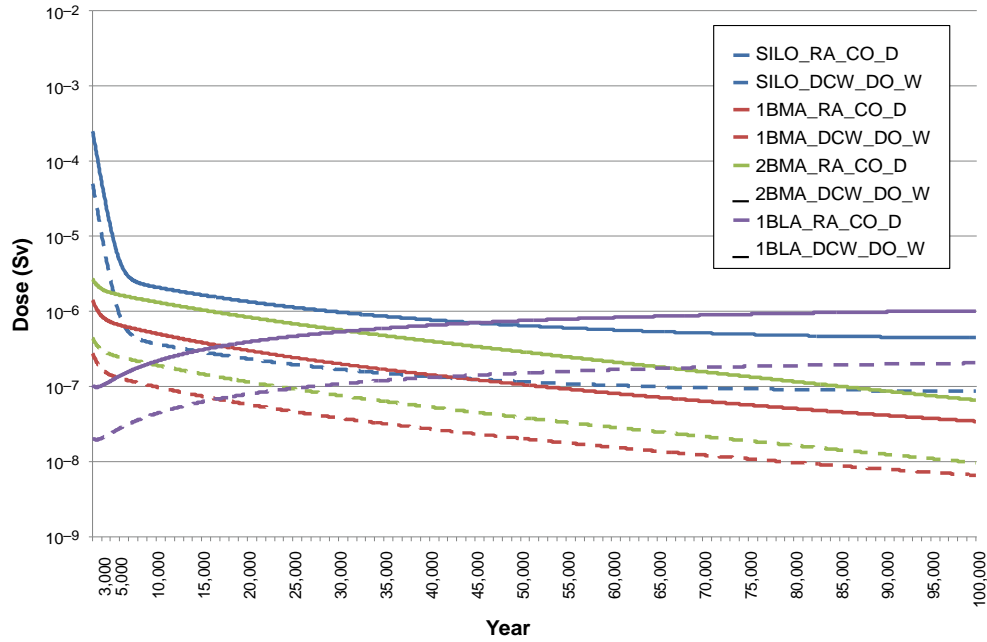


圖 13 兩種鑽井技術（空氣旋轉鑽探和金剛石岩心鑽探）於四種處置庫單元（筒倉、1BMA、2BMA 和 1BLA）現場鑽井人員於西元 3000 年至 100000 年間劑量變化

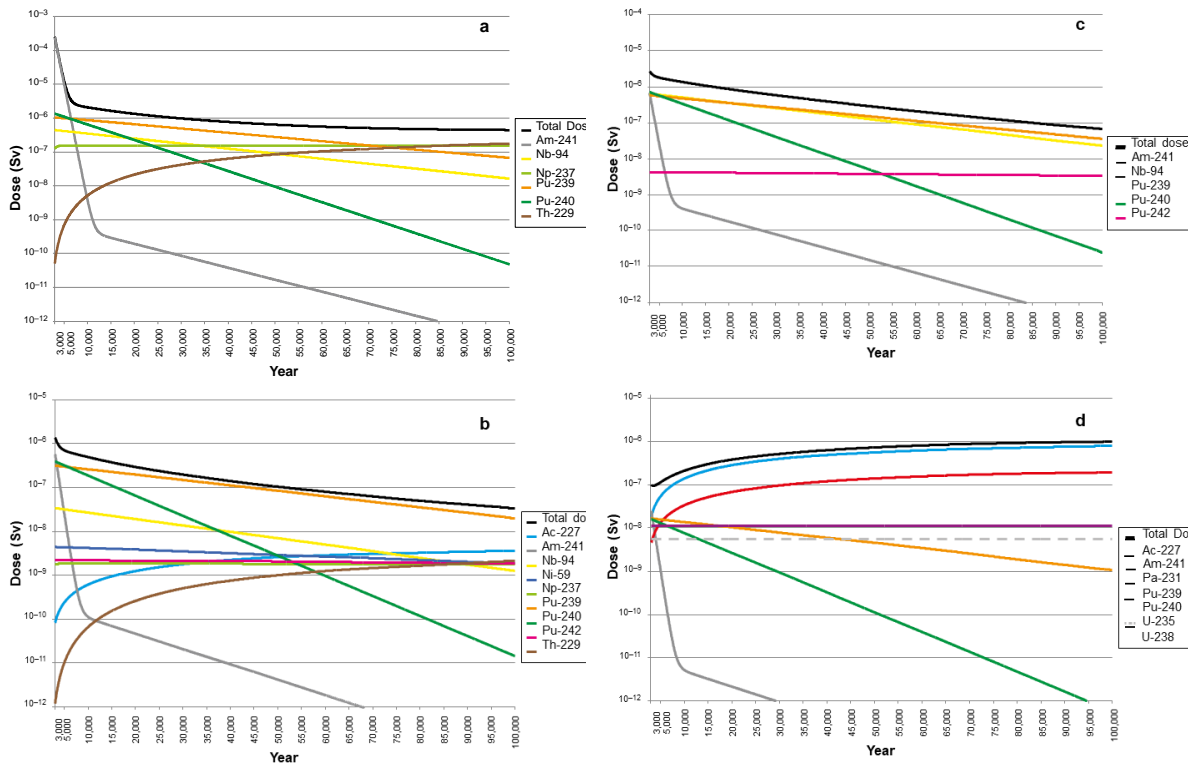


圖 14 使用空氣旋轉鑽探於各種處置庫單元（筒倉、1BMA、2BMA 和 1BLA）之不同核種所貢獻的劑量變化：（ a ） FHACC1_RA_CO_D_SILO, （ b ） FHACC1_RA_CO_D_1BMA, （ c ） FHACC1_RA_CO_D_2BMA, （ d ） FHACC1_RA_CO_D_1BLA

在西元 3000 AD 時，FHACC1_DCW_CO_W_SILO 的劑量為 0.05 mSv，即比 FHACC1_RA_CO_D_SILO 低一個數量級。這結果顯示與主要放射性核種相似的特徵，但由於金剛石岩心取樣技術係以較少的碎屑或岩芯材料帶到地表面，因此劑量降低。

使用 RA 和 DCW 鑽探技術鑽入 1BMA、2BMA 和 1BLA 導致的劑量比西元 3000 年時鑽入筒倉的劑量低 2 到 3 個數量級（表 19）。從圖 14 中可以看出，隨著時間的推移，其他核種可能變得更加重要。

由於各廢棄物中放射性核種的比例不同，結果顯示出不同的特徵。由於筒倉是含有高濃度放射性核種的廢棄物而設計的，因此與筒倉相比，預計劑量會更低。在 1 BMA 中，Am-241、Pu-240 和 Pu-239 在西元 3000 年左右為劑量主要核種，但隨著 Am-241 濃度的下降，在評估期的大部分時間內，Pu-239 形成劑量的主要部分，但如圖 14b 所示，沒有任何劑量顯著性。在 2BMA 中，Am-241、Pu-239、Pu-240 和 Nb-94 大約占西元 3000 年總劑量的四分之一（表 19）。Pu-239 和 Nb-94 構成評估後期劑量的主要部分，但如圖 14c 所示，劑量一直在減少，並沒有顯示出總劑量增加。

鑽入 1BLA 的劑量與鑽入 BMA 處置窖的劑量大致相同，比西元 3000 年鑽入筒倉的劑量低兩個數量級（圖 14d，表 19）。在西元 3000 年，Pu-240、Pu-239、Am-241 和 Ac-227 占主要劑量。來自 Pu-240、Pu-239 和 Am-241 的劑量隨著時間的推移而減少，而 Ac-227 和 Pa-231 的劑量隨著時間的推移而增加（圖 14d），由於 Ac-227 和 Pa-231 的增加，FHACC1_RA_1BLA 和 FHACC1_DCW_1BLA 在整個評估期間的劑量都增加，並且劑量沒有像其他處置窖一樣下降。

在上述所有計算案例中，如果曝露時間增加，或如果取較長已受污染之岩心材料帶到地表面，例如 5 公尺而不是 1 公尺，則劑量可能更大。然而，根據目前該地區的記錄，最有可能的鑽探原因是鑽井，然後鑽探到較淺的深度。因此，1 公尺的岩心可以看作是一個謹慎的假設。而且鑽探可能會擊中一個或多或少含有放射性的廢棄物處置單元，產生的劑量可能會相應地高或低。

表 19 在西元 3000 年時不同放射性核種於 FHACC1 案例的劑量貢獻百分比

核種	處置窖		1BMA		2BMA		1BLA	
	RA	DCW	RA	DCW	RA	DCW	RA	DCW
總劑量[Sv]	2.50E-05	5.05E-05	1.42E-06	2.77E-07	2.68E-06	4.35E-07	1.01E-07	2.02E-08
劑量貢獻[%]								
Am-241	99	99	41	43	25	31	25	25
Pu-240	1	1	29	30	26	33	16	16
Pu-239	<1	<1	22	23	21	26	17	17
Ag-108	<1	<1	3	<1	2	<1	<1	<1
Nb-94	<1	<1	2	1	24	7	<1	<1
Am-243	<1	<1	1	1	2	2	<1	<1
C-14	<1	<1	<1	1	<1	<1	<1	<1
Ac-227	<1	<1	<1	<1	<1	<1	18	18
U-238	<1	<1	<1	<1	<1	<1	11	12
U-235	<1	<1	<1	<1	<1	<1	6	5
Pa-231	<1	<1	<1	<1	<1	<1	5	5

8 種不同計算案例最重要結果：所有結果（即使是最悲觀的鑽井行為）都低於 ICRP 於 2013 年提出之劑量標準範圍 (ICRP, 2013)，即對於現有的曝露情況，每年為數 mSv，對於緊急曝露，為 20 - 100 mSv。與 IAEA (2011a) 的建議相比，也可以得出類似的結論，即使是最大劑量也低於 1 - 20 mSv，因此在設施開發階段，應採取合理措施，透過優化處置系統的設計來降低無意闖入概率或限制其後果。

4.4.2.3. 鑽屑掩埋場施工期曝露計算案例 (FHACC2)

假設鑽孔穿透了處置庫中的廢棄物包件 (如 FHACC1 所示)，假設鑽井岩心碎屑含有放射性物質並被帶到地表，假設在鑽探現場地表處設置鑽屑掩埋場進行處置。計算案例對於已含有放射性物質掩埋場施工期間之施作人員，接受的潛在劑量後果進行評估。

對於不同處置窖和筒倉鑽探岩屑中的鑽探技術和活度濃度，採用與 FHACC1 相同的假設，但計算僅限於空氣旋轉鑽井。該計算案例僅取決於帶到地表並與掩埋場土壤混合的放射性物質的數量，且僅包括旋轉鑽探技術就已足夠，因為每鑽一公尺的鑽屑量大約是金剛石岩心鑽探技術的 20 倍。考慮到來自地面的外部輻射、吸入受放射性污染的粉塵、放射性污染土壤對皮膚的外部曝露以及無意中攝食放射性污染物質。

1. 應用的模型和資料

施工期間之施作人員之情節依據 Oatway and Mobbs (2003) 中的“施工情節”。假設 1 公尺岩心鑽出碎屑的放射性物質被均勻地分佈在 2,000 立方公尺的掩埋場中。基本上

採用與 Oatway 和 Mobbs (2003) 中相同的假設，並使用 Oatway 和 Mobbs (2003) 提出之劑量轉換因子計算對施工人員的劑量。

此案例中需要假設受污染掩埋場的體積、開挖料中放射性核種的放射性濃度及一年工作中的曝露量。雖然可以假設施工場地較大，但假設受污染的鑽井碎屑均勻地混合在面積為 140 公尺、深度為 1 公尺的小型掩埋場範圍，因此污染土地的體積為 140 立方公尺（選擇相對較小的施工區域，以便與 FHACC3 耕作曝露計算案例互相比較）。然後假設該掩埋場連同其他周圍土地一起被重新開發做為住宅或商業用途。假設一名施工人員一年內在該區域停留的時間不超過 200 小時。在這種情況下，計算施工人員在現場工作一年的劑量可以表示為：

$$D_{con} = DCF_{con} \times \text{Exp_frac} \times A_{i,core} \times \frac{V_{excavated}}{V_{mixed}}$$

其中：

DCF_{con} ：劑量轉換因數，單位：Sv/y/Bq/g。DCF 值取自 Oatway 和 Mobbs (2003)，列如表 17 所示。

Exp_frac ：假定建築人員在現場曝露的時間除以 Oatways 和 Mobbs (2003) 中假設的時間，即 200 小時除以 2000 小時 ($\text{Exp_frac}=0.1$)。

$A_{i,core}$ ：鑽井岩屑（即鑽芯）中的放射性核種濃度

$V_{excavated}$ ：受污染鑽井碎屑體積（0.34 m，如表 14）

V_{mixed} ：混合碎石的掩埋場體積（140 立方公尺）

2.核種存量

核種存量和濃度與 FHACC1 相同，見表 18。

3.分析結果

對施工人員由空氣旋轉鑽井取用自筒倉、1BMA、2BMA 和 1BLA 共四種處置單元的鑽井碎屑影響進行評估，共 4 個計算案例的結果，分別是：

•FHACC2_RA_CO_D_筒倉（旋轉鑽井鑽入筒倉帶出來的鑽屑）。

- FHACC2_RA_1BMA (旋轉鑽井鑽入 1BMA 帶出來的鑽屑)。
- FHACC2_RA_2BMA (旋轉鑽井鑽入 2BMA 帶出來的鑽屑)。
- FHACC2_RA_1BLA (旋轉鑽井鑽入 1BLA 帶出來的鑽屑)。

與現場鑽井人員評估的劑量相比，含有鑽井碎屑的掩埋場的施工人員在一年工作中所獲得的劑量很小。與 FHACC1 類似，在 3000 年時，FHACC2 與筒倉相關的計算案例的劑量最高，即 FHACC2_RA_CO_D_筒倉，一年劑量為 6×10^{-3} mSv，主要是由於 Am-241 所貢獻，但隨後下降。在西元 4900 時與 2BMA (FHACC2_RA_2BMA) 有關的劑量超過 FHACC2_RA_CO_D_SILO 的劑量(如圖 15)。與 FHACC1 相似，FHACC2 中來自筒倉、1BMA 和 2BMA 的鑽屑造成的最高劑量出現在西元 3000 年。但對於 1BLA，由於蛻變為子核種，在評估末期，來自 1BLA 的鑽屑產生最高劑量。FHACC2 中的主要放射性核種與 FHACC1 的不同，對於筒倉，Am-241 在西元 3000 時屬於主要劑量核種，但在隨後的評估時間，Nb-94 在評估期的其餘時間對劑量的貢獻最大(圖 16a)。對於 1BMA、2BMA 和 1BLA 處置窖，西元 3000 年的劑量分別為 C-14、Nb-94 和 Ag-108m 核種為主要來源(表 20，圖 16b 至圖 16d)。

表 20 在西元 3000 年時不同放射性核種於 FHACC2 案例的劑量貢獻百分比

核種	SILO	1BMA	2BMA	1BLA
總劑量	6.5E-06	2.9E-07	1.5E-06	6.7E-09
劑量貢獻[%]				
Am-241	75	4	<1	7
Nb-94	15	26	89	22
Ag-108m	8	29	8	28
C-14	1	36	<1	7
Pu-240	<1	3	<1	5
Pu-239	<1	2	<1	5
U-238	<1	<1	<1	8
U-235	<1	<1	<1	10
Ac-227	<1	<1	<1	6
Pa-231	<1	<1	<1	1

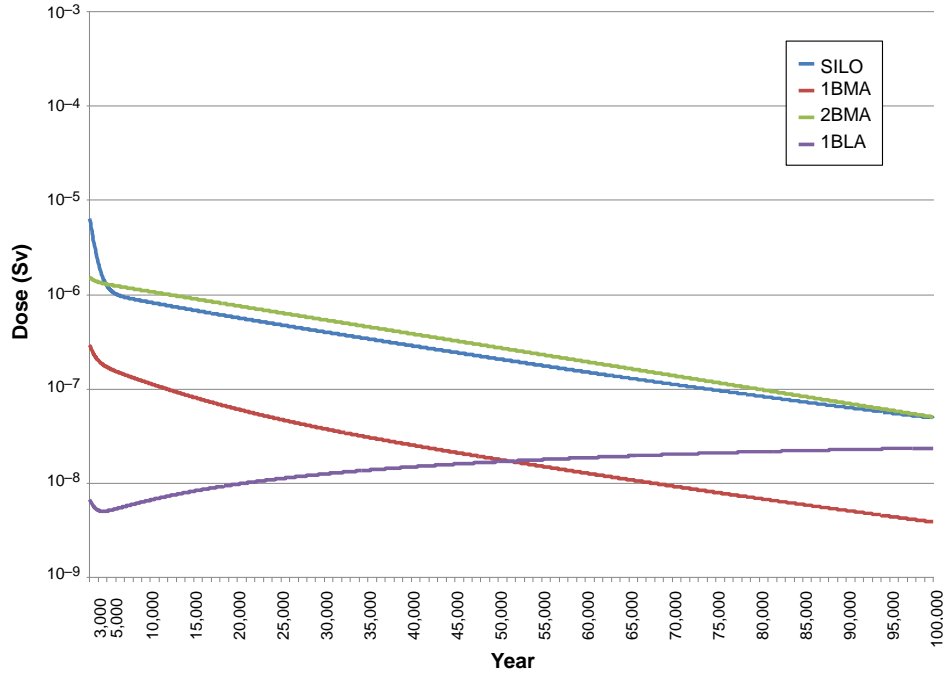


圖 15 施工工人在筒倉、1BMA、2BMA 和 1BLA 四種處置庫的鑽井碎屑作為掩埋場施工期間受到的外部輻射、吸入和攝食的劑量。

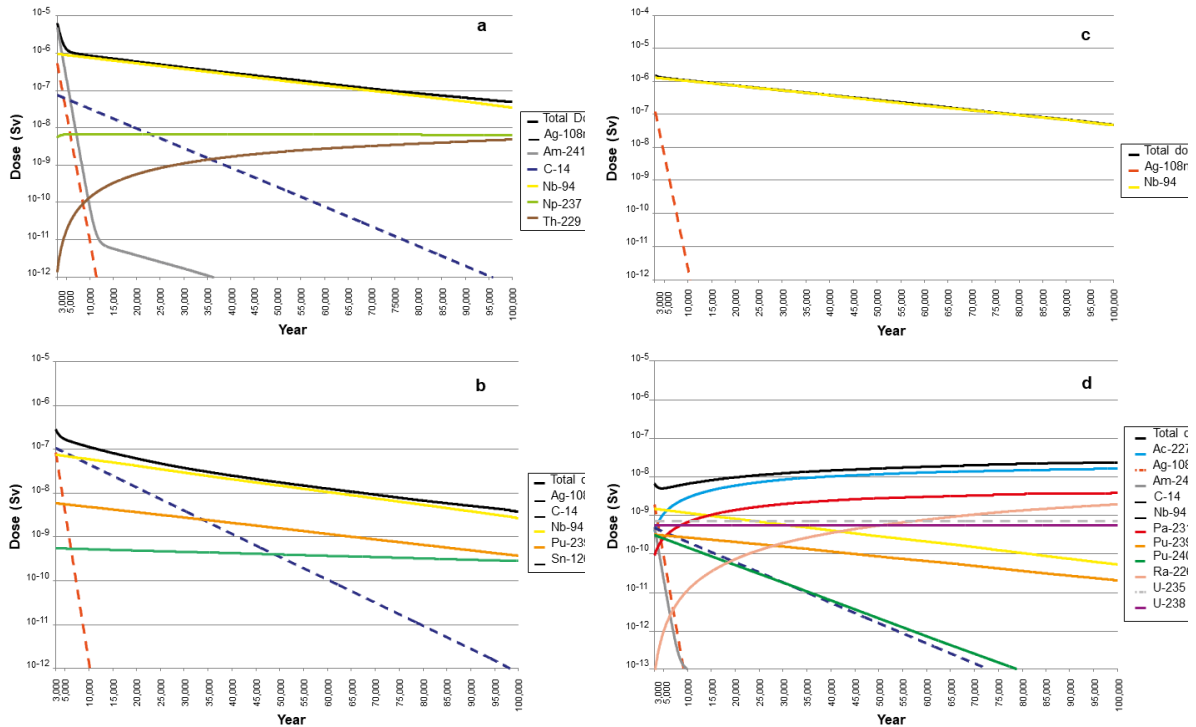


圖 16 含鑽井碎屑的掩埋場中建造時之不同放射性核種所貢獻的劑量變化及總劑量：
 (a) FHACC2_RA_CO_D_SIL, (b) FHACC2_RA_1BMA, (c) FHACC2_RA_2BMA, (d) FHACC2_RA_1BLA

4.4.2.4. 鑽屑掩埋場耕作曝露 (FHACC3)

本案例與 FHACC2 具有相同掩埋場及放射性核種濃度。假設在 50 年內該掩埋場土地進行耕作，計算耕作者使用受污染掩埋場種植農作蔬菜的潛在劑量後果。與案例 FHACC2 相同，本計算案例僅包括旋轉鑽井技術。

1. 應用的模型和資料

假設鑽井碎屑混合的填埋深度為 1 公尺。並使用 Saetre et al. (2013) 有關生物圈農作物耕作相同的模型，與該生物圈模型相比，唯一的區別是土壤最初含有鑽孔岩芯中的放射性核種，但在 Saetre et al. (2013) 有關生物圈農作物耕作模型中，最初不含放射性核種，係經由含放射性核種的物料和水源進行施肥或灌溉，而將放射性核種素添加到耕作土地中。

FHA 花園地塊的 DCF 是通過首先計算上層土壤中的綜合濃度得出的，假設花園地塊使用了 50 年。SR-PSU 定義 FHA 耕作土地模型和輸入參數，詳見 Saetre et al. (2013) 及 SKB (2014)，並利用下式計算人類在含有鑽屑掩埋場進行耕作後的曝露劑量：

$$D_{GP} = DCF_{GP} \times A_{i,core} \times \frac{V_{excavated}}{V_{mixed}}$$

其中

DCF_{GP} ：劑量換算因子，列如表 17 所示

$A_{i,core}$ ：鑽芯中各放射性核種的平均放射性濃度

$V_{excavated}$ ：受污染鑽井碎屑體積 (0.34 m，如表 14)

V_{mixed} ：混合碎石的掩埋場體積 (140 立方公尺)

2. 核種存量

核種存量和濃度與 FHACC1 相同，見表 18。

3. 分析結果

分為四種計算案例，分別是旋轉鑽井取自筒倉、1BMA、2BMA 和 1BLA 鑽井碎屑之掩埋場，耕作人員於掩埋場形成耕種地進行耕作後之曝露劑量，4 個計算實例如下：

- FHACC3_RA_CO_D_筒倉（旋轉鑽井鑽入筒倉帶出來的鑽屑形成耕地）。
- FHACC3_RA_1BMA（旋轉鑽井鑽入1BMA帶出來的鑽屑形成耕地）。
- FHACC3_RA_2BMA（旋轉鑽井鑽入2BMA帶出來的鑽屑形成耕地）。
- FHACC3_RA_1BLA（旋轉鑽井鑽入1BLA帶出來的鑽屑形成耕地）。

與 FHACC 1 相比，案例 FHACC3 耕作人員一年內的所獲得的劑量較低。對於筒倉計算案例，FHACC3 的最高劑量出現在西元 3000 年（計算案例 FHACC3_RA_CO_D_筒倉，劑量值為 1×10^{-3} mSv/year）。由於核種衰變，FHACC 計算案例中的筒倉、1BMA 及 2BMA 的劑量下降。另外，對於 1BLA，由於具有較高 DCF 的衰變子核種產生，所以劑量隨時間增加（如圖 17 所示），在評估結束時，FHACC3_RA_1BLA 的劑量率仍低於 FHACC3_RA_CO_D_筒倉的劑量率。

FHACC3_RA_CO_D_筒倉的主要放射性核種在開始時（最大劑量時）為 Am-241、C-14 和 Nb-94。但後來 Am-24 的劑量快速下降，在評估期結束時，Ni-59 和 Np-237 為劑量貢獻最多之核種（如表 21 及圖 18a）。對於 1BMA、2BMA 及 1BLA 處置窖，在西元 3000 年時的主要放射性核種分別是 1BMA 的 C-14、2BMA 的 Nb-94 和 1BLA 的 U-238（如表 21 及圖 18b-圖 18d）。

表 21 在西元 3000 年時不同放射性核種於 FHACC3 案例的劑量貢獻百分比

核種	SILO	1BMA	2BMA	1BLA
總劑量	1.2E-06	4.1E-07	2.4E-07	1.0E-08
劑量貢獻[%]				
Am-241	48	<1	<1	<1
C-14	25	83	1	15
Nb-94	10	3	78	2
Ag-108m	5	3	7	2
Ni-59	3	6	3	1
Mo-93	3	1	6	9
Cl-36	1	1	1	8
Np-237	1	<1	<1	<1
Tc-99	<1	1	<1	14
Ca 41	<1	<1	1	<1
Ac-227	<1	<1	<1	1
Pa-231	<1	<1	<1	1
U-238	<1	<1	<1	32

核種	SILO	1BMA	2BMA	1BLA
U-235	<1	<1	<1	14
U-235	<1	<1	<1	14

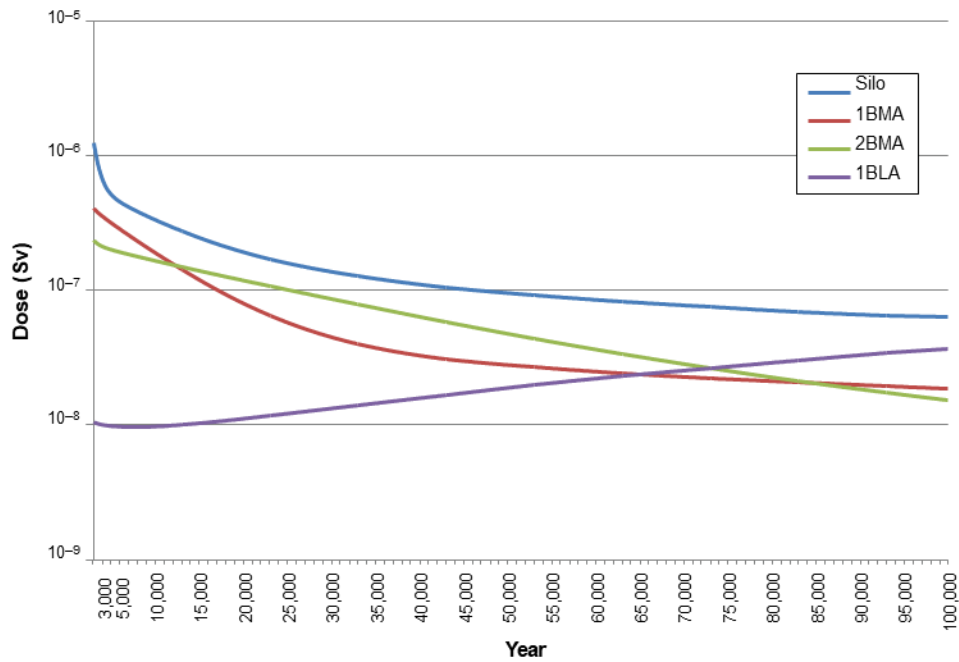


圖 17 使用包含鑽井碎屑之污染土壤耕作後耕作人員曝露劑量隨時間變化

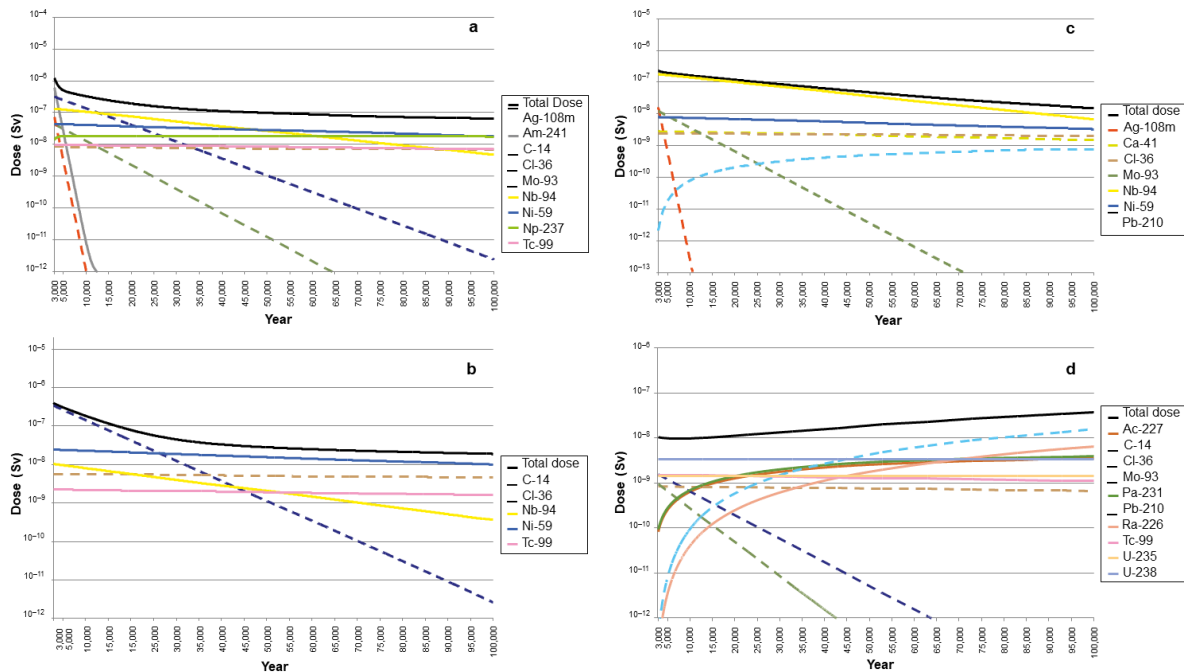


圖 18 於帶有鑽屑掩埋場耕作人員受到不同放射性核種所貢獻的劑量變化及總劑量：
 (a) FHACC3_RA CO_D_SILO, (b) FHACC3_RA CO_D_1BMA, (c)
 FHACC3_RA CO_D_2BMA, (d) FHACC3_RA CO_D_1BLA

4.4.3. 水管理情節

水管理 (FHA09) 係為可能導致處置庫內地下水通量發生變化的情節，可能會局部影響水力坡度。SR-PSU 提出，現有 SFR 設施 (SFR 1) 以及 SFR 擴展的建議區域 (SFR 3)，兩條 SFR 1 隧道上方的人造消波塊陸地帶被稱為“SFR 碼頭”。對於 FHA09 係指利用水文模擬以評估該 SFR 碼頭變更或拆除的水力條件變化對 SFR 的影響。

1. 假設

這種情況下的主要假設是，SFR 上方的 SFR 碼頭被拆除，這項工作將改變水文地質條件。

2. 分析水管理情節的計算案例

拆除 SFR 碼頭非屬於水管理活動，而是對 SFR 碼頭的拆除或變更將影響水力條件及水流方向改變，並影響地下水流通量的變化。SFR 碼頭由粗糙、高滲透性材料 (砂、礫石和砌塊) 建造而成，該碼頭並非完全是人工建造的，而是建在自然地形的山脊上。地下水位非常接近海平面，沒有資料表明未來 SFR 碼頭的地下水位應顯著高於海平面或天然山脊。因此，移除或整平 SFR 碼頭的高滲透性填充物預計不會對 SFR 處的局部地下水流態產生顯著影響。

透過比較兩個模型表示，證明 SFR 碼頭地下水位對 SR-PSU 功能指標的重要性：

- (1) SFR 碼頭的高地下水位 (悲觀): SFR 碼頭被建模為將地下水保持在未來海平面以上，並且假定其與下層母岩的水力接觸不受限制及連通狀態。
- (2) SFR 碼頭真實的地下水位 (真實): SFR 碼頭被建模為保持較低的地下水位，並且假定其與下層母岩的水力接觸受到天然沉積物的限制及隔離。

3. 結果

拆除碼頭的作用會導致水文水流有所改變 (Oden et al., 2014)。但是，這種差異是有限的，因此，由於這種和其他水管理措施而引起的水流變化的影響，可以假設為 SR-PSU 安全評估主報告中描述的母岩情節中的高地下水流。而 SR-PSU 並沒有為 FHA09

的拆除碼頭情節設定特定的 FHA 劑量計算案例。

4.4.4. 地下建造情節

SR-PSU 認為地下建造 (FHA12) 可能導致水文通量變化。

主要假設是在 SFR 附近進行大型地下開挖，如下所示：

- FHACC5–在處置庫附近建造公路/鐵路隧道。探勘鑽探及建造的隧道可能進到 SFR 處置庫的上方或下方區域，因此將會發現處置庫並因為建造隧道而影響處置庫附近的地下水流通量。

- FHACC6–Forsmark 場址附近的礦井可能會影響地下水流量。

4.4.4.1. 對處置庫附近道路或鐵路隧道的定性考慮 (FHACC5)

處置庫附近建造的隧道對處置庫的影響將取決於隧道的位置、深度和大小。Singö 變形帶以西的隧道不會對 SFR 處置庫產生負面影響，因為水力梯度是從西向東，並且在兩者之間存在區域變形帶。處置庫以北、以南或以東的附近隧道可能會導致較大的水力梯度，從而導致流經處置庫的地下水流更大。但是，灌漿將大大限制隧道對周遭母岩地下水文地質的影響。

從上面的討論可以看出，Forsmark 附近的隧道可能不會對 SFR 處置庫產生負面影響。然而，不能排除在處置庫以南或以東的隧道會影響水力坡度。隧道施工對地下水流的影響可以假設為主報告中描述的母岩情節中的高地下水流，該 FHA 情節未作進一步分析。

4.4.4.2. Forsmark 場址附近礦井的定性考慮 (FHACC6)

場址調查中已對 Forsmark 的礦石潛力進行了分析，才找到用過核燃料的處置庫。Forsmark 場址西南部的一個地區，已經確定一種長英質到變質火山岩，被認為具有氧化鐵礦化的潛力。礦床已被評估為沒有經濟價值，然而，將來由於經濟原因可能會修改此判斷，因此注意該礦床的潛在開發。

由於目前判斷出的礦化沒有價值，因此不可能根據當前的採礦標準來描述利用該

礦化的礦山的設計。它可能是一個採石場或一個礦山，深度可能從幾十公尺到幾百公尺，或者是一千公尺甚至更深的礦井。

如果要在 SFR 處置庫附近建造一座礦井，則可以假設在緊鄰處置庫的地方進行建造，則對處置庫的影響最大。SR-PSU 指出 SKB (2010) 曾規劃用過核子燃料處置庫，該處置庫和潛在礦化區域中的一個假設礦山的距離約為 3 km，且提出因該距離太遠，該潛在礦化區域中的礦山無法影響處置庫。而 SFR 與 Forsmark 的曾規劃之用過核子燃料處置庫的距離約為 2 km，因此 SFR 離假設礦山的距離更遠。所以 SR-PSU 提出可以假設未來礦山對 SFR 產生的潛在影響小於規劃用過核子燃料處置庫的潛在影響。

4.5. SR-PSU 人類無意闖入事件分析結論

1. 未來人類行動有關問題的回顧

由於 FHA 可能導致處置庫系統的安全功能受損或喪失，因此多年來一直將 FHA 納入地質處置場安全評估中。FHA 可能會導致 SFR 處置設施安全功能退化，在極端情況下，會導致放射性廢棄物（如透過鑽井活動）帶至地表。無意闖入事件仍有 FHA 不可預測性的相關問題，SR-PSU 在 FHA 研究能充分利用國際合作工作的開展，同時考慮技術和社會因素。自 1989 年以來，透過與 OECD/NEA、BIOPROTA 等國際專案計畫，和 IAEA 以及 ICRP 發佈的最新指南，該國際工作仍持續在進行中。

監管要求以及為證明符合保護目標而進行的闖入者評估，目前各核能國家沒有採用單一的監管或評估方法來解決 FHA 問題。一般認為，人類無意闖入的可能性是為了制定標準和安全評估的特殊情況，其評估結果需與其他安全因素考慮結果一起納入。

2. 未來人類行為情節分析結果

SR-PSU 根據處置系統安全功能和系統行為理解，對 FHA 進行 FEP 分析。根據 FEPs 結果進行識別和描述，並篩選出適合的情節進行安全定性分析及定量分析。對於與 SFR 鑽探相關的 FHA 情節進行劑量計算，假設放射性物質被帶到地表，導致鑽井工作人員、參與施工作業的人員或攝食鑽井現場受輻射污染區域種植的農產品。以保守假設計算輻射曝露劑量，這些評估方法與國際評估經驗相一致。

計算得出的 FHA 情節，SFR 場址預計在西元 3000 年左右時，最保守的估算，鑽井工作人員的最高劑量小於 1mSv。

水管理、處置庫附近的地下建造施工或鑽井工作人員鑽入處置庫等情節，對處置設施安全影響都很小。最保守假設下，預期在西元 3000 年發生最高劑量，劑量皆低於 1 mSv/year，並認為係極不可能發生的情況。如果將含有鑽井碎屑的掩埋場作為農作後栽種或將鑽屑做為建築工作或農作物栽種，產生的劑量甚至比鑽井人員還要小。

在與鑽探有關的 FHA 中，唯一產生大劑量率（每年 1 mSv 以上）係利用鑽井抽取地下水作為飲用水和灌溉用水（包括在主報告之計算案例中，可參見主報告(Main report, 2014) 和放射性核種傳輸報告 (Radionuclide transport report, 2014)）。本報告中包括的所有進入鑽入處置庫的 FHA 分析結果低於 ICRP (2013) 提出處置系統穩健性的參考水平範圍，即對於現有曝露情況，每年為數個 mSv/year；對於緊急曝露為 20 - 100 mSv/year。目前分析的劑量並沒有超過 ICRP 在現有情況或緊急情況下設定的劑量參考值。並更低於 ICRP 關於計畫中情況下的一般公眾劑量限值（1 mSv/year）的建議。

第5章 我國低放處置設施之人類無意闖入事件的管制建議

5.1. 無意闖入事件的管制建議

5.1.1. 對於闖入者

由於美國係採淺地層地表處置低放廢棄物，與我國坑道處置不同。依據 10 CFR 61 修訂後法規（案號 ID NRC-2011-0012）與無意闖入者有關內容，並刪除 10 CFR 61 修訂後法規有關近地表處置相關要求，參考 10 CFR 61 修訂後法規其技術分析要求，對我國低放處置人類無意闖入管制建議如下：

1. 闖入者曝露劑量

- (1) 對任何無意闖入者於處置場封閉後之 10,000 年時間內，其年劑量不得超過 5 毫西弗。
- (2) 在處置場封閉後之 10,000 年時間之後，應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。
- (3) 但是由於美國採淺地層地表處置 LLRW，與我國坑道處置方式不同，未來是否需要採用 5 mSv/yr 作為無意闖入者劑量限值仍需進一步討論。

2. 闖入者分析概念

- (1) 在監管期後，須考量無意闖入者的劑量分析。包括農耕、居住、鑽井、或其他合理可預見的活動。並確認能抑制無意闖入者與廢棄物接觸或受到廢棄物輻射曝露影響的障壁措施，並提供障壁有效性的時間基準。
- (2) 技術分析概念應提出保護無意闖入者，評估封閉後監管結束，無意闖入者佔用處置場址的潛在輻射曝露；闖入者評估的結果可與場址的功能目標進行比較；長半化期廢棄物視個案於封閉後之 10,000 年時間之後進行分析，以評估此類廢棄物之適當性。

3. 闖入者評估分析流程

本計畫修改 10 CFR 61 修訂後法規有關之情節發展分析及闖入者評估流程，以符合我國低放處置之概念精神，提出「無意者闖入分析流程」（如圖 19），建議可參照該流

程發展無意者闖入情節，並依據情節發展進行闖入者評估分析，先將系統概念化並簡化系統，再建立曝露後果模擬，若未滿足我國訂定類似 10CFR61.42 之功能目標，則再針對情節發展項目進行精進分析，選擇評估項目，再對潛在場址執行無意闖入之解決措施或選擇新潛在場址。若依原潛在場址情節分析再收集額外資訊和/或改變設計，再更新假設和/或參數，並再重新執行案例模擬，最後若符合我國訂定類似 10 CFR 61.42 規定，則完成闖入者評估。

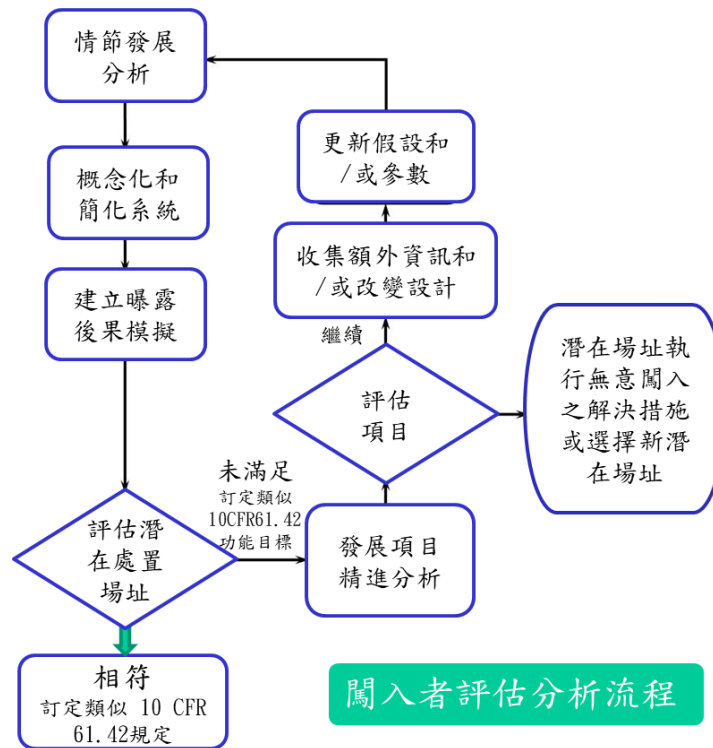


圖 19 我國低放處置無意者闖入分析流程

參考第三章「2.3 10 CFR 61 與無意闖入有關法規修改之管制考量」有關 10 CFR 61 擬議法規（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）無意闖入條文，納入我國審查導則安全分析報告內容。包括如下標題及內容（詳見第三章）

- 闖入者評估的修訂和新定義（61.2）
- 修訂的闖入者評估概念（61.7）
- 新的技術分析要求（61.13）
- 要求在封閉時更新闖入者評估（61.28）

- 修訂的闖入者評估功能目標 (61.42)

5.1.2. 對於鄰近居民

由於 ICRP (2013) 第 63 條中指出，人類的無意闖入可能會將廢棄物經由鑽屑帶到地表，導致闖入者和鄰近居民直接曝露。所以除了闖入者本身外，尚需考慮鄰近居民直接曝露。根據 IAEA 在 SSR-5 (IAEA, 2011a) 中對放射性廢棄物的處置對於周遭鄰近居民的劑量影響，提出的標準：

- 關於封閉後人類無意闖入的影響，如果預計此類闖入會導致場址周圍居民的年劑量低於 1 mSv，則無需努力降低闖入概率或限制其劑量後果。
- 如果預期人類無意闖入會導致周圍居民每年的劑量超過 20 mSv，則應考慮廢棄物處置的替代方案。例如，將廢棄物處置在地表以下或分離產生更高劑量的放射性核種含量。
- 如果闖入分析結果的年劑量在 1 - 20 mSv 範圍內，則在處置設施開發階段，應採取合理措施，透過優化設施設計來降低闖入概率或限制其劑量後果。

參考以上標準，建議我國可以作為人類無意闖入情節之劑量標準，這些人類無意闖入劑量標準僅適用於居住在場址附近的居民。

5.2. 無意闖入者劑量限值討論

NRC 修改當前 10 CFR 61 法規緣由，係因為：1. 新增加濃縮設施的耗乏鈾 (DU) 與來自美國能源部運轉 LLRW 及混合 LLRW 廢棄物，廢棄物來源數量大於先前預期；2. 已許可 LLRW 處置設施廢棄物種類與新的廢棄物來源種類有顯著差異；3. 為確保這些差異的廢棄物能有效妥善處置。由於美國係採淺地層地表處置低放廢棄物，與我國坑道處置方式不同，我國是否需要採用 5 mSv/yr 作為無意闖入者的劑量限值，仍須進行討論確認。

執照申請者須證明對 LLRW 處置設施的潛在無意闖入者將受到保護，當對 LLRW 處置設施已不再監管，並且可能已不了解 LLRW 的輻射危害之後，無意的闖入者可能

會隨時佔用該場址。我國同樣依據 10 CFR 61 之 LLRW 廢棄物分類 (10 CFR 61.55) 和隔離要求 (10 CFR 61.52 “陸地處置設施運轉與處置場址封閉”) 訂定我國 LLRW 廢棄物分類及隔離要求, 所以須透過設置適當的障壁來保護無意闖入者的闖入。由於 10 CFR 61 目前未提供無意闖入者的明確劑量限值, 因此不需要進行闖入者劑量評估, 但 10 CFR 61.55 內表 1 和表 2 中的放射性核種的 LLRW 分類濃度限值, 是根據每年 5 毫西弗 (mSv/yr) 對無意闖入者的劑量, 由於我國亦是參考該法規訂定放射性核種的 LLRW 分類濃度限值。若我國在建立 LLRW 分類時已嚴格遵守 LLRW 分類和隔離要求, 如果不違反基本假設, 則可以保護無意闖入者, 則無需訂定每年 5 毫西弗之限值。若我國在建立 LLRW 分類時處置部分 LLRW 會接近 LLRW 分類極限 (如接近 C 類上限), 若此分類極限下已處置大量該類 LLRW 之場址設施, 在闖入後其接觸曝露的劑量可能超過 5 mSv/yr, 依照 NRC 擬議之 10 CFR 61 條文精神, 可能需要訂定每年 5 毫西弗 (mSv/yr) 限值。

若參考 IAEA 無意闖入劑量值及作法, 同以上對於場址周遭鄰近居民的劑量。對於封閉後無意闖入的影響, 如果闖入導致場址周圍居民年劑量低於 1 mSv, 則無需努力降低闖入概率或限制其劑量後果。無意闖入若導致周圍居民每年劑量超過 20 mSv, 則應考慮廢棄物處置的替代方案。若闖入者分析結果年劑量在 1 - 20 mSv 範圍內, 則在處置設施開發階段, 應採取合理措施。

5.3. 闖入者評估情節分析建議

根據 NEA (1989, 1995b) 指出地質調查人員可能會在工作中曝露。ICRP (2013) 第 63 條中指出, 人類的無意闖入可能會將廢棄物帶到地表, 導致闖入者和附近居民直接曝露。SKB (SKB, 2014) 再指出 ICRP (2013) 比 IAEA (2011a) 要求更廣泛地考慮定型曝露情節。所以闖入者分析情節可參考 SKB 在 SR-PSU 研究採用 ICRP 的情節分析方法, 進行人類無意闖入安全評估分析。

本計畫研究 SR-PSU 安全評估提出未來人類行為 (FHA) 無意闖入之情節分析技術及要求事項, 包括: (1) SR-PSU 應用 FHA 評估方法, 與 FHA 有關的特徵、事件和作

用 (FEPs) 及其篩選程序，提供 SR-PSU 進一步考慮，作為封閉後安全評估的一部分；

(2) 選擇和分析有代表性的 FHA 情節，據此分析可能對人體產生輻射劑量；(3) 依據人類曝露劑量評估結果進行結果分析和其他定性考慮，介紹這些代表性案例的分析結果；(4) SFR 提供有關 FHA 安全評估的討論和結論。該 SR-PSU 根據處置系統安全功能和 FHA 未來行為及 FEP 分析，再根據 FEPs 結果進行識別和描述，篩選出適合的情節進行安全定性分析及定量分析。這些評估程序與方法與國際評估經驗一致，可以做為我國人類無意闖入事件分析及管制參考。

第6章 結論與建議

本報告針對低放射性廢棄物處置無意闖入情節管制要項進行研析，蒐集美國核能管制委員會提出之美國 10CFR61 對於人類無意闖入事件的管制考量與沿革，與國際原子能總署 IAEA 於 2017 年提出之低放處置人類無意闖入管制要項進行研析，以及瑞典對於 SR-PSU 安全評估提出未來人類行為之情節分析技術，提出我國低放處置設施之人類無意闖入事件的管制建議。以提供原能會物管局低放射性廢棄物處置安全評估審查之應用，適時提升該項管制技術議題之技能與規範的精進。本計畫報告完成下列工作：

1. 美國 10CFR61 對於人類無意闖入事件的管制考量與沿革

本研究從美國 10 CFR 61 法規條文內對於低放射性廢棄物處置場選址、設施設計安全評估中，整理有關人類無意闖入及重要影響之相關章節。針對 10 CFR Part 61 現行法規與擬議法規的比較，無意闖入出現於 10 CFR 61.42 內，修改 10 CFR Part 61 之擬議法規，提出五點要求事項，包括：無意闖入評估，估計在符合時期內發生年劑量峰值；年劑量限制為 5 mSv (500 mrem)；符合時期後保護無意闖入者，盡可能減少其曝露量之分析；分析適用於含有大量長半化期放射性核種廢棄物的處置場；分析證明如何設計處置場以限制無意闖入者的長期曝露。

本報告研析美國核管會在 10 CFR 61.55 規定三個廢棄物類別 A 類、B 類與 C 類。依據無意闖入者與處置設施核種外釋造成曝露，A 類廢棄物通常並不含有足夠數量的核種而需要進一步考慮。A 類廢棄物仍有危害時但於 100 年的主動監管時期，已可保護闖入者。B 類或 C 類廢棄物必須符合更嚴格的廢棄物特性要求，規定於 10 CFR 61.56 (b)，以確保處置後穩定性。此外，C 類廢棄物，因其活度較高，亦要求處置設施額外措施以保護防止無意闖入。10 CFR 61.52 (a) (2) 規定需要額外作業要求以保護防止無意闖入，即於 10 CFR 61.55 指定的 C 類廢棄物處置方式，應使廢棄物上部位在覆蓋層上部表面以下至少 5 公尺，或須設計闖入者障壁，以防止無意闖入者的侵入至少 500 年。廢棄物放射性濃度超過 C 類廢棄物限值規定者通常不可接受於近地表處置。整理 NRC 建議修訂 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012) 法規內容與無意闖入有關內容如

表 3。

蒐集 NRC 提出擬議修改條文（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）之三層概念框架的時間框架分析方法。該提議的方案包括 1000 年的符合時期，情節發展分析闖入者評估流程示意圖，如圖 4，係根據情節發展進行闖入者評估分析，先將系統概念化並簡化系統，再建立曝露後果模擬，若未滿足 10CFR61.42 之功能目標，則再針對情節發展項目進行精進分析，選擇評估項目，再對現有場址執行無意闖入之解決措施或選擇新場址。若依原場址情節分析再收集額外資訊和/或改變設計，再更新假設和/或參數，並再重新執行案例模擬，最後若符合 10 CFR 61.42 規定，則完成闖入者評估。擬議的 10 CFR 61（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）有關無意闖入條文包括：闖入者評估的修訂和新定義（61.2）、修訂的闖入者評估概念（61.7）、新的技術分析要求（61.13）、要求在封閉時更新闖入者評估（61.28）、修訂的闖入者評估功能目標（61.42）。

針對 10 CFR 61（案號 ID NRC-2011-0012）及（案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003）兩種版本進行比較說明，以及進一步說明 NRC 工作人員於 2016 年，恢復原本 10 CFR 61（案號 ID NRC-2011-0012）（符合時期:10,000 年），並做成 2016 版最終規則。整理說明 NRC 工作人員於 2016 年 9 月 15 日將該最終規則提交給 NRC 委員會審核，並於 2017 年再收到委員會指示：對 2016 版最終規則進行實質性修訂並重新公布，該指示重點為恢復擬議法規規定 1000 年符合時期，劑量限值為 25 mrem/年，並採用更長功能評估期，將 1000 年符合時期應用於 10 CFR 61.42 中的無意闖入者功能目標和 10 CFR 61.44 中的場址穩定性功能目標。以及工作人員應按照 SRM-SECY-15-0094“與處理超 C 類低放射性廢棄物有關的歷史和當前問題”的指示，為處置超 C 類廢棄物準備法規依據。目前 NRC 工作人員於 2020 年 10 月 21 日向 NRC 委員會提出，在 [SECY-20-0098 號文件](#) - 低放射性廢棄物處置規則制定的前進路徑和建議中，將 10 CFR 61 擬議的法規制定與 [SECY-20-0098 號文件](#) 提出之擬議法規結合起來，該合併法規制定及頒布有關超 C 類(GTCC)廢棄物之近地表處置的要求，目前正在進行審查及討論中。

2. IAEA 對於人類無意闖入事件的管制考量

本研究根據IAEA於2017年提出無意闖入作為處置安全案例的一部分，並依IAEA根據安全案例和安全評估的原子能總署安全標準叢書（SSG-23）為放射性廢棄物處置的安全案例方法的實施提供指導之內容，包括審議人類無意闖入的具體指導。該報告強調人類無意闖入作為處置設施整體安全評估案例的一部分。IAEA提出處置系統優化原則需要採取一些措施，包括：降低人類無意闖入的可能性以及人類無意闖入的後果（即放射性影響和對安全功能的影響）。對於近地表處置之無意闖入包括：鑽孔、住宅開挖和道路開挖；對於地質處置之無意闖入包括：鑽探、常規和非常規採礦。其提出之無意闖入評估方法如圖11，該評估程序方法可對處置系統的特定情境和/或措施，對於人類無意闖入進行安全評估。評估方式可定量，也可以定性方式，這取決於具體的法規規定。

參考 IAEA 無意闖入劑量值及作法，封閉後人類無意闖入的影響，如果預計此類闖入會導致場址周圍居民的年劑量低於 1 mSv，則無需努力降低闖入概率或限制其劑量後果。人類無意闖入會導致周圍居民每年的劑量超過 20 mSv，則應考慮廢棄物處置的替代方案。如果闖入分析結果的年劑量在 1 - 20 mSv 範圍內，則在處置設施開發階段，應採取合理措施。

3. 低放處置設施之人類無意闖入事件的分析

本計畫針對瑞典SR-PSU安全評估已提出未來人類行為（FHA）無意闖入之情節分析技術及要求事項，該TR-14-08報告提出：（1）有關FHA的一般注意事項，包括：放射性廢棄物管理原則和國際建議與指南，其他國家的監管和評估方法及執行方式，以及瑞典的監管要求和準則；（2）SR-PSU應用FHA評估方法，與FHA有關的特徵、事件和作用（FEPs）及其篩選程序，提供SR-PSU進一步考慮，作為封閉後安全評估的一部分；（3）選擇和分析有代表性的FHA情節，據此分析可能對人體產生輻射劑量；（4）依據人類曝露劑量評估結果進行結果分析和其他定性考慮，介紹這些代表性案例的分析結果；（5）SFR提供有關FHA安全評估的討論和結論，SR-PSU根據處置系統安全功能和FHA未來行為及FEP分析，再根據FEPs結果進行識別和描述，篩選出適合的情節進行安

全定性分析及定量分析。這些評估程序與方法與國際評估經驗相一致，可以做為我國人類無意闖入事件分析及管制參考。

4. 我國低放處置設施之人類無意闖入事件的管制建議

對於闖入者的管制建議，係參考10 CFR 61修訂後法規（案號ID NRC-2011-0012）與無意闖入者有關內容，由於美國係採淺地層地表處置低放廢棄物，與我國坑道處置不同，經刪除10 CFR 61修訂後法規有關近地表處置相關要求，參考10 CFR 61修訂後法規其技術分析要求，對我國低放處置人類無意闖入管制提出闖入者曝露劑量及分析概念之建議。包括：處置場封閉後之10,000年時間內對任何無意闖入者其年劑量不得超過5毫西弗；及在處置場封閉後之10,000年時間之後，應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。但是由於美國採淺地層地表處置LLRW，與我國坑道處置方式不同，未來是否需要採用5 mSv/yr作為無意闖入者劑量限值仍需進一步討論。

另再參考擬議的10 CFR 61（案號ID NRC-2011-0012及ID NRC-2015-0003）版本已提出之情節發展分析闖入者評估流程，本計畫修改符合我國低放處置無意者闖入分析流程（如圖19），未來可依該流程發展無意者闖入情節，並依據情節發展進行闖入者評估分析，先將系統概念化並簡化系統，再建立曝露後果模擬，若未滿足我國訂定類似10CFR61.42之功能目標，則再針對情節發展項目進行精進分析，選擇評估項目，再對潛在場址執行無意闖入之解決措施或選擇新潛在場址。若依原潛在場址情節分析再收集額外資訊和/或改變設計，再更新假設和/或參數，並再重新執行案例模擬，最後若符合我國訂定類似10 CFR 61.42規定，則完成闖入者評估。

對於根據IAEA在SSR-5（IAEA, 2011a）中對放射性廢棄物的處置對於周遭鄰近居民的劑量影響，提出的標準：關於封閉後人類無意闖入的影響，如果預計此類闖入會導致場址周圍居民的年劑量低於1 mSv，則無需努力降低闖入概率或限制其劑量後果；如果預期人類無意闖入會導致周圍居民每年的劑量超過20 mSv，則應考慮廢棄物處置的替代方案。例如，將廢棄物處置在地表以下或分離產生更高劑量的放射性核種含量；如果闖入分析結果的年劑量在1 - 20 mSv範圍內，則在處置設施開發階段，應採取合

理措施，透過優化設施設計來降低闖入概率或限制其劑量後果。參考以上標準，建議我國可以作為人類無意闖入情節之劑量標準，這些人類無意闖入劑量標準僅適用於居住在場址附近的居民。

本計畫提出由於美國係採淺地層地表處置低放廢棄物，與我國坑道處置方式不同，我國是否需要採用5 mSv/yr作為無意闖入者的劑量限値之仍需進一步討論。由於10 CFR 61 目前條文未提供無意闖入者的明確劑量限値，因此不需要進行闖入者劑量評估，但10 CFR 61.55內表1和表2中的放射性核種的LLRW分類濃度限値，是根據每年5毫西弗對無意闖入者的劑量，由於我國亦是參考該法規訂定放射性核種的LLRW分類濃度限値。若我國在建立LLRW分類時已嚴格遵守LLRW分類和隔離要求，如果不違反基本假設，則可以保護無意闖入者，則無需訂定每年5毫西弗。若我國在建立LLRW分類時處置部分LLRW會接近LLRW分類極限（如C類上限），若闖入至具有此分類極限且為多量廢棄物處置系統的闖入者，其曝露劑量可能超過5 mSv/yr，所以可能需要訂定每年5毫西弗限値。若參考IAEA無意闖入劑量值及作法，同以上對於場址周遭鄰近居民的劑量。

闖入者分析情節可參考 SKB 在 SR-PSU 研究採用 ICRP 的情節分析方法，進行人類無意闖入安全評估分析。本計畫研究 SR-PSU 安全評估提出未來人類行為（FHA）無意闖入之情節分析技術及要求事項，包括：（1）SR-PSU 應用 FHA 評估方法，與 FHA 有關的特徵、事件和作用（FEPs）及其篩選程序，提供 SR-PSU 進一步考慮，作為封閉後安全評估的一部分；（2）選擇和分析有代表性的 FHA 情節，據此分析可能對人體產生輻射劑量；（3）依據人類曝露劑量評估結果進行結果分析和其他定性考慮，介紹這些代表性案例的分析結果；（4）SFR 提供有關 FHA 安全評估的討論和結論。該 SR-PSU 根據處置系統安全功能和 FHA 未來行為及 FEP 分析，再根據 FEPs 結果進行識別和描述，篩選出適合的情節進行安全定性分析及定量分析。這些評估程序與方法與國際評估經驗一致，可以做為我國人類無意闖入事件分析及管制參考。

參考文獻

- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，2013，「美國低放射性廢棄物處置法規 10 CFR 61 變革之研究」研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- Anderson D R, Hunter R L, Bertram-Howery S G, Lappin A R, 1989. WIPP performance: Impacts of human intrusion. In Risks associated with human intrusion at radioactive waste disposal sites: proceedings of an NEA Workshop, Paris, 5–7 June 1989. Paris: OECD/NEA.
- Andersson E (ed), 2010. The limnic ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SKB TR-10-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Aquilonius K (ed), 2010. The marine ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SR-Site Biosphere. SKB TR-10-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- ATW (2008). Position of the Working Group on “Scenario Development“: Handling of human intrusion into a repository for radioactive waste in deep geological formations. Sonderdruck aus Internationale Zeitschrift für Kernenergie Jahrgang LIII (2008), Heft 8/9 August/September
- Bailey L, Becker D, Beuth T, Capouet M, Cormenzana J L, Cuñado M, Galson D A, Griffault L, Marivoet J, Serres C, 2011. PAMINA Performance assessment methodologies in application to guide the development of the safety case. European Handbook of the state-of-the-art of safety assessments of geological repositories – Part 1. Deliverable 1.1.3, European Commission, Chapter 9.
- Beuth T, Navarro M, 2010. Treatment of human intrusion into a repository for radioactive waste in deep geological formations. In Proceedings of WM2010 Conference, Phoenix, Arizona, 7–11 March, 2010. American Nuclear Society. Available at: <http://www.wmsym.org/archives/2010/pdfs/10010.pdf>
- Biosphere synthesis report, 2014. Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Charles D, McEwen T J, 1991. Radiological consequences of drilling intrusion into a deep repository for high level waste. A study made for the Swedish National Institute for radiation protection, Intera Siences, 12446-1, Henley, UK.
- Dverstorp B, Strömberg B, 2008. SKI's and SSI's review of SKB's safety report SR-Can. SKI Report 2008:23, Statens kärnkraftinspektion (Swedish Nuclear Power Inspectorate), SSI Report 2008:04 E, Statens strålskyddsinstitut (Swedish Radiation Protection Authority).
- EC, 1993. Post-disposal safety assessment of toxic and radioactive waste: Waste Types, disposal practices, disposal criteria, assessment methods and post-disposal impacts. EUR 14627, European Commission.
- Galson D A, Klos R A, Serres C, Mathieu G, Beuth T, Cormenzana J L, 2009. PAMINA Performance assessment methodologies in application to guide the development of the safety case. Task reports for the third group of topics: biosphere, human intrusion, criteria for input and data selection. Deliverable 1.1.3, European Commission.
- Hirse Korn R P, 1989. Post-operational leakage of a storage cavern constructed by solution mining in a former HLW repository area in a salt dome. In Risks associated with human intrusion at radioactive waste disposal sites: proceedings of an NEA Workshop, Paris, 5–7 June 1989. Paris: OECD/NEA, 159–170.
- IAEA, 1995. The principles of radioactive waste management. Vienna: International Atomic

- Energy Agency. (IAEA Safety Series 111-F)
- IAEA, 1997. Joint convention on the safety of spent fuel management and on the safety of radioactive waste management. INFCIRC/546, International Atomic Energy Agency.
- IAEA, 2006. Fundamental safety principles. Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA Safety Standards Series SF-1)
- IAEA, 2011a. Disposal of radioactive waste. Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA Safety Standards Series SSR-5)
- IAEA, 2011b, “The Safety Case and Safety Assessment for Disposal of Radioactive Waste,” Draft Safety Guide DS 355, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 2012. The safety case and safety assessment for the disposal of radioactive waste. Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA Safety Standard Series SSG-23)
- IAEA, 2017, The International Project On Inadvertant Human Intrusion in the context of Disposal of RadioActive Waste (HIDRA) , Version 2.1, International Atomic Energy Agency (IAEA) , Vienna.
- ICRP, 1991, “1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection,” ICRP Publication 60, Annals of the ICRP 21 (1-3) .
- ICRP, 1998, “Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste,” ICRP Publication 81, Annals of the ICRP 28 (4) .
- ICRP, 2000. Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste. Oxford: Pergamon Press. (ICRP Publication 81; Annals of the ICRP 28)
- ICRP, 2013. Radiological protection in geological disposal of long-lived solid radioactive waste. Amsterdam: Elsevier. (ICRP Publication 122; Annals of the ICRP 42)
- Jacquier P and Raimbault P (1989). Consequences radiologiques associees a une intrusion humaine dans une formation salifere contenant un stockage de dechets radioactifs. In NEA (1989), Risks Associated with Human Intrusion at Radioactive Waste Disposal Sites. Proceedings of an NEA Workshop. Nuclear Energy Agency, Paris.
- Jensen M, 1993. Conservation and retrieval of information – elements of a strategy to inform future societies about nuclear waste repositories. Final report of the Nordic Safety Research Program project KAN-1.3. Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1993:596, Nordic nuclear safety research (NKS) .
- Main report, 2014. Safety analysis for SFR. Long-term safety. Main report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Morén L, Ritchey T, Stenström M, 1998. Scenarier baserade på mänskliga handlingar. Tre arbetsmöten om metod- och säkerhetsanalysfrågor [Scenarios based on human actions. Three workshops on issues related to method and safety assessment]. SKB R-98-54, Svensk Kärnbränslehantering AB. (In Swedish.)
- NEA, 1989. Risks associated with human intrusion at radioactive waste disposal sites: proceedings of an NEA Workshop, Paris, 5–7 June 1989. Paris: OECD/NEA.
- NEA, 1995a. The environmental and ethical basis of geological disposal of long-lived radioactive wastes: a collective opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency. Paris: OECD/NEA.
- NEA, 1995b. Future human actions at disposal sites: a report of the NEA Working Group on Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites. Paris: OECD/NEA.

- NEA, 2011. Preservation of Records, Knowledge and Memory across Generations. An International Project of the NEA /RWMC. Paris: OECD/NEA.
- NEA, 2012. Methods for safety assessment of geological disposal facilities for radioactive wastes: outcomes of the NEA MeSA Initiative. Paris: OECD/NEA.
- Nirex, 2003. Generic repository studies: generic post-closure performance assessment. Nirex Report N/080, United Kingdom Nirex Ltd.
- Oatway W B, Mobbs S F, 2003. Methodology for estimating the doses to members of the public from the future use of land previously contaminated with radioactivity. NRPB-W36, National Radiological Protection Board, UK.
- Odén M, Follin S, Öhman J, Vidstrand P, 2014. SR-PSU Bedrock hydrogeology. Groundwater flow modelling methodology, setup and results. SKB R-13-25, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Prij J and Glasbergen P (1989). The role of human intrusion in the Dutch safety case. In NEA (1989), Risks Associated with Human Intrusion at Radioactive Waste Disposal Sites. Proceedings of an NEA Workshop. Nuclear Energy Agency, Paris.
- Quintessa and SENES, 2011. OPG's deep geologic repository for low & intermediate level waste. Postclosure safety assessment: analysis of human intrusion and other disruptive scenarios. NWMO DGR-TR-2011-27, Nuclear Waste Management Organization, Canada.
- Radionuclide transport report, 2014. Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Rickertsen L D, Alexander D H, 1989. Treatment of human interference in U.S. DOE repository system postclosure performance assessments. In Risks associated with human intrusion at radioactive waste disposal sites: proceedings of an NEA Workshop, Paris, 5–7 June 1989. Paris: OECD/NEA, 59–67.
- Saetre P, Nordén S, Ekström P-A, Keesmann S, 2013. The biosphere model for radionuclide transport and dose assessment in SR-PSU. SKB R-13-46, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Seitz, R., Kumano Y., Bailey L., Markley C., Andersson E., and Beuth T., 2014, Considerations Related to Human Intrusion in the Context of Disposal of Radioactive Waste – The IAEA HIDRA Project, WM2014 Conference, March 2-6, 2014, Phoenix, Arizona, USA.
- SKB, 1995. RD&D-Programme 95. Treatment and final disposal of nuclear waste. Programme for encapsulation, deep geological disposal, and research, development and demonstration. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 1999a. SR-97. Processes in the repository evolution. SKB TR-99-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 1999b. Deep repository for spent nuclear fuel. SR 97 – Post-closure safety. Main report – Vol. I, Vol. II and Summary. SKB TR-99-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2006a. Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation. Main report of the SR-Can project. SKB TR-06-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2006b. Handling of future human actions in the safety assessment SR-Can. SKB TR-06-24, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2008. Project SFR 1 SAR-08. Update of priority of FEPs from Project SAFE. SKB R-08-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2010. Handling of future human actions in the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-

- 53, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2011. Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project. SKB TR-11-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2014. Handling of future human actions in the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKI, 1996. SKI's evaluation of SKB's RD&D Programme 95. Review report. SKI Report 96:57, Statens kärnkraftinspektion (Swedish Nuclear Power Inspectorate) .
- SKI, 2000. Internationell fristående expertgranskning av Säkerhetsrapport 97: säkerhet efter förslutning av ett djupförvar för använt kärnbränsle i Sverige. [International independent expert review of safety assessment report, SR 97] (in Swedish) . SKI Rapport 00:45, Statens kärnkraftinspektion (Swedish Nuclear Power Inspectorate) .
- SKI/SSI, 2001. SKI's and SSI's Joint Review of SKB's Safety Assessment Report, SR 97. Summary. SKI Report 01:03, Statens kärnkraftinspektion (Swedish Nuclear Power Inspectorate) , SSI Report 2001:02, Statens strålskyddsinstitut (Swedish Radiation Protection Institute) .
- Smith G M, Apted M J, Chapman N A, 1999. Human intrusion and effects on multi-barrier disposal systems. In Proceedings of the International Symposium on Radioactive Waste Disposal: Health and environmental criteria and standards, Stockholm, 31 August – 4 September 1998. Stockholm: Stockholm Environment Institute.
- Smith G M, Molinero J, Delos A, Valls A, Conesa A, Smith K, Hjerpe T, 2013. Human intruder dose assessment for deep geological disposal. Posiva Working Report 2013-23, Posiva Oy, Finland.
- SSM, 2008a. The Swedish Radiation Safety Authority's regulations and general advice concerning safety in connection with the disposal of nuclear material and nuclear waste. Stockholm: Strålsäkerhetsmyndigheten (Swedish Radiation Safety Authority) . (SSMFS 2008:21)
- SSM, 2008b. The Swedish Radiation Safety Authority's regulations and general advice concerning the protection of human health and the environment in connection with the final management of spent nuclear fuel and nuclear waste. Stockholm: Strålsäkerhetsmyndigheten (Swedish Radiation Safety Authority) . (SSMFS 2008:37)
- USNRC, 2015a, Proposed Rule Federal Register Notice on 10 CFR Parts 20 and 61, Low-Level Radioactive Waste Disposal [NRC-2011-0012; NRC-2015-0003], U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/docs/ML1428/ML14289A152.pdf>
- USNRC, 2015b, 10 CFR parts 20 and 61 Low-Level Radioactive Waste Disposal Proposed Rule, Federal Register, vol. 80, No. 58,16082-16125., U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/waste/llw-disposal/llw-pa/uw-streams/proposed-rule-frn.pdf>
- USNRC, 2015c, Comparison between Current Rule Language and Rule Language in Proposed Rule, "Low-Level Radioactive Waste Disposal" (80 FR 16082) [10 CFR Part 61 Language Comparison Only] (3/26/15) , U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/waste/llw-disposal/llw-pa/uw-streams/10-cfr-part-61.pdf>
- USNRC, 2016a, Final Rule: Low-Level Radioactive Waste Disposal (10 CFR Part 61)

- (RIN 3150-AI92) , U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC.,
<https://www.nrc.gov/docs/ML1618/ML16188A307.pdf>
- USNRC, 2016b, Final Rule: 10 CFR Part 61 Low-Level Radioactive Waste Disposal (RIN 3150-AI92) , U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC.,
<https://www.nrc.gov/docs/ML1618/ML16188A371.pdf>
- USNRC, 2016c, Draft Regulatory Analysis for Final Rule: Low-Level Radioactive Waste Disposal (10 CFR Part 61) , U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/docs/ML1618/ML16188A371.pdf>
- USNRC, 2016d, Redline Strikeout Version Comparing September 15, 2016 Draft Final Part 61 to Current Part 61 Rule Language, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/docs/ML1629/ML16293A112.pdf>
- USNRC, 2020a, Low-Level Radioactive Waste Disposal Rulemaking, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/waste/llw-disposal/llw-pa/uw-streams.html#2020staff>
- USNRC, 2020b, STAFF REQUIREMENTS – SECY-16-0106 – FINAL RULE: LOW-LEVEL RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL (10 CFR PART 61) (RIN 3150-AI92), , U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC.,
<https://www.nrc.gov/docs/ML1725/ML17251B147.pdf>
- van Dorp F, Vigfusson J O, 1989. Overview of Swiss work concerning human effect scenarios. In Risks associated with human intrusion at radioactive waste disposal sites: proceedings of an NEA Workshop, Paris, 5–7 June 1989. Paris: OECD/NEA, 105–111.
- Werner K, Sassner M, Johansson E, 2014. Hydrology and near-surface hydrogeology at Forsmark – synthesis for the SR-PSU project SR-PSU Biosphere. SKB R-13-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.

附錄 A 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012) 法規條文內有關人類無意闖入及重要影響之相關章節

本研究從美國 10 CFR 61 法規條文內對於低放射性廢棄物處置場選址、設施設計安全評估中，有關人類無意闖入及重要影響之相關章節架構說明如下：(原能會物管局，2013b；USNRC, 2016a, 2016b, 2016c, , 2016d)

依據美國 10 CFR 61 法規條文擬議法規共分為 7 個次部份 (subparts)，包含 84 個小節 (sections)，其中與人類無意闖入有關之部分分別為 Subpart A、Subpart B、Subpart C、Subpart D：(底下名詞定義及條文，劃有底線文字，係針對擬議之 10 CFR 61 條文 (案號 ID NRC-2011-0012) 增加之文字敘述，劃有~~刪除文字~~係指對現行 10CFR61 條文刪去該文字敘述，以提出擬議之 10 CFR 61 條文，未劃線文字敘述為現行條文保留至擬議之 10CFR 61 條文內容。)

Subpart A 說明申請低放射性廢棄物處置的一般規定

包括目的與範疇、名詞定義、取得執照的要求、通訊、解釋、豁免、概念、資訊蒐集要求、雇員的法令保護等。

§ 61.2 名詞定義

10 CFR 61 所使用之名詞與人類無意闖入有關部分之定義：

主動維護 (Active maintenance)：指為合理確保能維持符合 61.41 節與 61.42 節功能目標，於監管期間必須採行的任何顯著改善行為。此主動維護包括持續行為，例如抽取與處理來自處置單元的水；或一次性措施，例如更換處置單元覆蓋層。主動維護不包括保管行為，例如修理圍牆、修理或更換監測設備、再種植、少量增添土壤覆蓋層、少量修理處置單元覆蓋層、與一般處置場址保養例如除草。

緩衝區 (Buffer zone)：屬於處置場址的一部分，受到執照持有人管制，位在處置單元下方，以及處置單元與場址邊界之間的地區。

符合時期 (Compliance period) 是指對於沒有大量長半化期放射性核種的處置場，從完成處置場封閉到封閉後的 1,000 年之間的時間。對於包含或計畫接受大量長半化期

放射性核種的處置場，符合時期結束時間為處置場封閉後的 10,000 年

深度防禦 (Defense-in-depth) 是指使用多個獨立的防禦層，並在可能的情況下使用多層防禦層，不會完全依賴無論多麼堅固的單層保護。陸地處置設施的深度防禦包括但不限於場址、廢棄物形式和放射性核種含量，以及處置場的工程特徵和自然地質特徵，以增強陸地處置設施的彈性。

處置單元 (Disposal unit)：指處置場址分開的部分，於其內進行廢棄物的置放或處置。對近地表處置而言，處置單元通常為壕溝。

一般環境 (General environment)：是指處置場址邊界之外的區域。

無意闖入者 (Inadvertent intruder)：指處置場址封閉後可能佔用地表從事日常活動，例如農耕、築舍、鑿井取水和或其他可合理預見活動的人們所進行的鑽探，人員可能在不知情的情況下曝露在低放射性廢棄物設施中或產生的廢棄物的輻射中。

闖入者評估 (Intruder assessment)：指分析：(1) 假設無意闖入者佔用場址從事一般活動或其他合理可預見的工作，而可能不知其已曝露於廢棄物的輻射中；(2) 檢測闖入者障壁抑制闖入者接觸到廢棄物或限制輻射曝露的能力；(3) 考慮所伴隨的不確定性，推估來自處置單元對闖入者產生的潛在年劑量。

闖入者障壁 (Intruder barrier)：指廢棄物上方有充分深度的覆蓋層，可以限制無意闖入者接觸廢棄物，並確保輻射曝露符合 10 CFR 61 設定的功能目標、或工程結構物能提供無意闖入者相當的防護。

長半化期廢棄物 (Long-lived waste)：指廢棄物所含核種：(1) 10,000 年後核種仍留存高於 10% 的初始活度 (例如長半化期母核種；(2) 子核種的尖峰活度發生在 10,000 年後 (例如長半化期母核種- 短半化期子核種；或 (3) 10,000 年內高於 10% 的尖峰活度 (含子核種) 仍持續到 10,000 年後 (例如 短半化期母核種-長半化期子核種。

監測 (Monitoring)：指觀察與進行量測以提供資料用於評估處置場址的功能 與特性。

近地表處置設施 (Near-surface disposal facility)：指將放射性廢棄物處置於地表或地下 30m 範圍內之陸地處置設施。

功能評估 (Performance assessment)：指分析：(1) 判定可能影響處置系統的特徵、事件、與作用；(2) 檢測這些特徵、事件、與作用對處置系統功能的效應；(3) 推估顯著特徵、事件、與作用對公眾個人所造成的年劑量。

功能時期 (Performance period)：指在符合時期後考慮廢棄物與場址特性以評估場址功能因而建立的時間尺度。

廢棄物 (Waste)：指含有射源、特殊核子物料、或副產物，適於陸地處置設施接收與處置之低放射性廢棄物。依本定義的目的，低放射性廢棄物指非高放射性廢棄物、超鈾廢棄物、用過核子燃料、或副產物。副產物依 10 CFR 20.1003 (2) (3) (4) 各段定義。儘管 1982 年核廢棄物政策法案已有規定，根據 2013 會計年度國防授權法案，低放射性廢棄物亦包括來自醫療同位素製造但已永久自反應器移出的放射性物質，或不再使用的次臨界組件，且其處置方式符合 10 CFR 61 規定者。

監視 (Surveillance)：指以目視偵查進行處置場址觀察，以達到維護、保管看護、察覺闖入跡象、與符合其他執照與法規要求的目的。

§ 61.7 概念

(a) 處置設施

(1) 10 CFR 61 適用於放射性廢棄物陸地處置，並不適用於其他處置方法，例如：海域處置或外太空處置。10 CFR 61 包含適用於任何陸地處置方法之程序要求與功能目標。其中包含對放射性廢棄物近地表處置之特定技術要求。近地表處置為陸地處置分支，係在地表上部約 30m 範圍內進行處置。近地表處置將廢棄物處置於全部或部分構築地面上的工程設施中，上方由±覆蓋層提供保護。近地表處置不包含部分或全部位於地面上，而無±覆蓋層保護的處置設施，即所謂的「地面處置」。10 CFR 61 可能亦符合掩埋深度超過 30m 者，此替代方法之技術要求將來另訂定之。處置的替代方法依 61.6 節得依個案情況核准。

(2) 放射性廢棄物近地表處置在近地表處置設施執行，設施包含所有進行處置所必須的土地與建築物。處置場址為設施的一部分，用來進行廢棄物處置，包含處置單元與緩衝區。處置單元為處置場址內分開的部分，廢棄物置放其內以進行處置。~~對近地表處置而言，處置單元通常為壕溝。~~緩衝區為處置場址的一部分，受執照持有人管制，位於場址下方及處置場址邊界與任一處置單元之間。緩衝區提供管制空間以建立監測位置，用來提供核種遷移的早期預警~~與必要時採取改善措施~~，早期預警可使執照持有人進行必要的改善措施。處置場址選擇時，應根據不確定的未來考慮場所特徵，應考量廢棄物的放射性特性，考慮評估至少 500 年的時間範圍，以確保可以達到功能目標。

(b) ~~廢棄物分類與近地表處置~~功能目標

~~(1) 放射性廢棄物近地表陸地處置設施之安全目標如下：保護一般公眾免於放射性物質釋出的危害、保護無意闖入的個人、與保護運轉期間的個人、以及第四個目標保證場址封閉後的穩定性。~~達成這些目標須取決於多項因素，包含陸地處置設施的設計、運轉程序、設施周圍的環境特性、以及所接收進行處置的放射性廢棄物。

(c) 技術分析

(1) 欲證實符合功能目標則須評估特定場址因素，包含工程設計、運轉實務、場址特性、以及所接收進行處置的放射性廢棄物。技術分析須評估特定場址因素對處置設施功能與場址環境的影響，包含分析運轉期間對作業人員的保護，以及更重要的對長時間處置放射性廢棄物，須分析保護一般公眾免於放射性釋出的危害、保護無意闖入者、以及處置場址封閉後的穩定性。

(2) 功能評估係用於證實保護一般公眾免於放射性釋出危害所進行的分析。功能評估可判識處置場址特定的特性（例如水文、氣象、地球化學、生物、與地形等）；工程障壁退化、劣化、或變質作用（包含廢棄物形體與容器）；與可能影響處置場址功能的場址特性與工程障壁之間的交互作用。功能評估可以檢驗這

些作用的效應以及與處置場址限制廢棄物釋出能力的交互作用，並且推估對公眾個人的年劑量，以便與 10 CFR61 Subpart C 子部分適當的功能目標進行比較。

(3) 無意的闖入者將來可能會佔用處置場址，並未知已受到輻射曝露的情況下從事正常活動。保護無意闖入者可以涉及兩個主要管制措施：監管作業以確保無佔用或不當使用場址情事發生；或認定哪些廢棄物對闖入者可能造成無法接受的劑量，並以提供某種形式的闖入者障壁的方式處置該廢棄物，以防止闖入者與廢棄物接觸及限制廢棄物的輻射曝露。這些法規結合了兩種類型的保護管制。

(4) 欲保護無意闖入者，應評估封閉後監管結束無意闖入者佔用處置場址的潛在輻射曝露。由於闖入者擾動廢棄物導致放射性物質釋出，亦或者殘存於處置場址環境中的廢棄物輻射照射，闖入者可能受到已經外釋到環境的輻射曝露的影響。闖入者評估的結果可與 10 CFR 61 Subpart C 適當的功能目標進行比較。闖入者評估可使用類似於功能評估的方法，但闖入者評估須假設處置場封閉後結束監管，無意闖入者佔用處置場址，並從事活動，而不知其已曝露於廢棄物的輻射中。

(5) 劑量方法論的履行。用於證實符合 10 CFR 61 功能目標的劑量方法論必須符合 10 CFR 20 輻射防護標準所指定者。在前述法規生效日期之後，申請人與執照持有人得使用環保署納入聯邦輻射防護導則中的更新參數因子或亦得使用最新的科學模型與方法論（例如被國際輻射防護協會所接受者），適用於特定場址狀況以計算劑量。劑量計算所使用的權種因子必須符合用於執行計算的方法論。

(6) 廢棄物含有顯著濃度與數量的長半化期核種者，可能需要特別的處理、設計、或場址條件以利處置。處置此類廢棄物欲證實能保護一般公眾與無意闖入者免於放射性釋出的危害則應評估長期的影響性。視個案進行功能時期分析以評估處置此類廢棄物的適當性。一般而言，若處置設施僅含有限數量的長半化期廢棄物，較短的功能時期就已足夠了，不必進行功能時期分析，以證明保護一般公眾免受放射性物質外釋的影響，也不必對無意闖入者進行保護。

(d) 深度防禦

(1) 深度防禦和技術分析對於確保複雜設施在面臨重大不確定性時的安全非常重要。深度防禦與技術分析和科學判斷相結合，是陸地處置設施許可執照安全案例的基本組成部分。瞭解深度防禦保護的能力和這些能力的基礎，可以確保沒有任何一層是專門用於安全的，確保保護與土地處置設施相關風險的重要性是相當的，並增加實現功能目標的信心。

(2) 當執照持有人處理廢棄物時，陸地處置設施的深度防禦保護可能與陸地處置設施封閉後不同。在廢棄物處理過程中，陸地處置設施封閉之前，與操作活動（如廢棄物處理）相關的深度防禦保護包括主動安全保護（如設備、程序和監管）和被動安全保護（如物理屏障）。用於陸地處置設施運轉活動的主動和被動安全防護，與 NRC 許可的其他運轉核設施的深度防禦保護具同效性重要防護，並與運轉活動的風險和複雜性之重要性相當。當陸地處置設施封閉後，由於與廢棄物處置相關的時間較長，透過基本被動安全保護所提供之深度防禦保護，處置場提供的被動安全防護能力的多樣性（例如：廢棄物體、容器、工程特性、地表以下處置單元的深度，處置場的水文和地球化學特徵），提高了處置場對意外失效或外部造成損害的恢復能力，並部分補償處置場長期功能評估的不確定性。

(e) 廢棄物接收

欲證實符合功能目標亦須決定廢棄物接收的準則。對於任何陸地處置設施可以藉由證實符合功能目標的技術分析結果來決定接收準則。對於近地表處置設施其廢棄物分類要求則依 10 CFR 61 Subpart D。

(2f) 廢棄物分類與近地表處置

(1) 分類系統的基礎為廢棄物與處置場址的穩定性，因此一旦安置和覆蓋，就可以儘量減少水進入廢棄物。因此，放射性核種的遷移被最小化，可以避免長期的主動維護，並減少對闖入者的潛在曝露，穩定性有助於確保放射性的外釋（例如通過滲透水）降至最低，從而避免對實際主動維護的需求。從操作和管理的角度來看，所有廢棄物都需要穩定的材料。但是，從健康和安全的角度出發，根據放

射性組成，對於某些廢棄物來說可能沒有必要。如果將不穩定廢棄物與需要穩定性的廢棄物一起處置，不穩定廢棄物的劣化可能會導致處置場的功能下降。~~雖然穩定性是所有廢棄物的一個理想特性，但從這些觀點來看，許多放射性廢棄物並不含有足夠數量的放射性核種；然而，這種廢棄物往往不穩定，例如普通垃圾類廢棄物，如果與高活度廢棄物混合，其劣化可能導致系統失效，並導致水滲透到處置設施中，造成高活度廢棄物的問題。~~因此，為了避免對相對無害的已被分類為 A 類廢棄物施加穩定廢棄物形態的要求，不穩定的 A 類廢棄物將在處置場的單獨處置單元中進行處置。然而，穩定的 A 類廢棄物可與其他類別的廢棄物混合進行處置。~~那些活度較高的廢棄物應該必須保持穩定才能妥善處置，這些廢棄物被分類為 B 類和 C 類廢棄物。~~在可行的範圍內，B 和 C 類廢棄物或容器的設計應在 300 年以上穩定（即，保持整體物理性質和特性）。處置長半化期廢棄物的處置場址穩定性，可能有更多的不確定性，且需要更強健的技術評估，因為影響的作用可能不同於隔離短半化期廢棄物的處置系統能力。對長半化期廢棄物與某些易於遷移的核種，可根據處置場的特點確定處置場可處置之最大容量，以限制潛在曝露，並緩解與處置場長期穩定性相關的不確定性。如果無法透過技術分析充分解決不確定性，則根據其輻射特性，某些廢棄物可能不適合處置。

~~(3) 人們將來有可能但不太可能在不知道自己正在接受輻射的情況下佔用該場址並從事正常活動，這些人被稱為無意闖入者，對此類闖入者的保護可以包括兩個主要控制措施：由場址所有者在運轉後對場址進行監管，以確保不會發生此類佔用或對場址不當使用；或者，指定哪些廢棄物可能對闖入者造成不可接受的風險，並以提供某種形式的闖入者障壁的方式處置該廢棄物，以防止與廢棄物接觸，該法規結合了兩種類型的保護管制。~~

(24) 進入場址的監管要求達 100 年。如此可使處置 A 類與 B 類廢棄物無須對闖入者防護有特殊規定，因為這些廢棄物所含放射性同位素核種的類型與含量一般可於 100 年期間衰變，其後對無意闖入者造成的危害是可接受的。然而，61.55

(a)(6) 的 A 類廢棄物有可能在 100 年內尚未衰變到可接受的程度。對於 61.55

(a)(6) 所分類的廢棄物，安全的提供來自限制物質的含量與濃度，以符合處置場址的設計。安全處置 61.55 (a)(6) 分類的廢棄物需藉由技術分析與符合功能目標加以證實。掌管主動監管計畫的政府土地所有人有管制場址出入的彈性，包含在不影響場址完整性與長期功能的前提下，允許土地生產利用。

(35) 廢棄物無法於 100 年內衰變至對闖入者危害程度達可接受者，通常指定為 C 類廢棄物。C 類廢棄物應穩定並比其他類別廢棄物處置更深，以使後來闖入者的地表活動不會干擾廢棄物。當場址狀況無法處置較深時，得使用闖入者障壁例如混凝土覆蓋層。闖入者障壁的有效壽命應為至少 500 年。所有廢棄物核種的最大濃度規定於 61.55 節表 1 與表 2，以使 500 年結束時殘餘的放射性程度不至於對無意闖入者或對公眾健康與安全造成無法接受的危害。廢棄物核種濃度高於前述限值者，一般不被近地表處置接受。某些情況下，核種濃度大於 C 類廢棄物者，經特殊處理或設計可被近地表處置接受。處置此類廢棄物將依 61.13 節技術分析要求進行個案評估。~~C 類廢棄物亦必須穩定。~~

(4) 不管分類，某些廢棄物對於特別的陸地處置設施可能須強化管制或限制。功能評估與闖入者評估可用於判別這些強化管制與限制，這些評估係基於特定場址與特定廢棄物考量。強化管制或限制可包含對廢棄物濃度或總活度的額外限制、更強健的闖入者障壁、更深的掩埋深度、與特定廢棄物的穩定性要求。這些強化管制或限制可減輕自然環境變遷效應與符合時期的處置設施功能所伴隨的不確定性。

(ge) 執照申請程序

(1) 在運轉前階段，可能的申請人應進行處置場址選址程序，從選擇可能區域，到測試該區域內的數個可能處置場址，到縮小範圍選定預定場址。經由詳細的處置場址特性調查，可能的申請人獲得處置場址資料，並據以分析處置場址適宜性。潛在申請人使用這些資料和分析來制定一個安全案例，描述現場的安全相關方

面、設施的設計、管理控制措施和監管控制措施。安全案例展示了對人類和環境的保護水準，並為實現功能目標提供了合理保證。藉此資料與分析，申請人連同其他一般資訊，以申請書型式向核管會申請陸地處置執照。核管會依據法令建立之行政程序審查申請書，必要時會同受到影響的州政府或印地安部落進行審查。儘管在核管會核發執照前，預定處置場址須由州或聯邦政府擁有。但在運轉前階段仍允許私人擁有，只要在執照核發前州或聯邦政府適當安排完成土地繼承取得所有權即可。

- (2) 在運轉階段，執照持有人依據 10 CFR 61 要求與執照核可條件進行處置作業。核准執行的地表運轉與廢棄物處置須週期性進行執照更新，到該時間將審查營運過程，以決定是否許可或拒絕持續運轉。當終止處置運轉時，執照持有人得提出其執照修正案，以取得場址封閉許可。審查執照持有人最終場址封閉與穩定計畫後，核管會將核准處置場址最後的必要準備作業，以使監管期間無須於場址進行持續主動維護。
- (3) 在最終場址封閉與穩定作業期間，執照持有人處於處置場址封閉階段。隨後 5 年的時間，執照持有人須在處置場址進行封閉後觀察與維護，以確保處置場址是穩定的且準備好進行監管。封閉後觀察與維護的時間係用來確保最終場址的封閉與穩定作業，不會造成處置場意想不到的不穩定。若狀況合理，核管會可核准較短或要求較長的時間。本階段結束時，執照持有人應申請將執照移轉給處置場址所有人。
- (4) 處置場址封閉獲得滿意的結論後，核管會將移轉執照給擁有處置場址的州或聯邦政府。若能源部為代表聯邦政府作為管理土地的聯邦機關，則執照將終止，因核管會對此一行為欠缺管制的法規。在移轉執照條件下，土地所有人應進行監測計畫，以確保持續符合處置場址功能，監視限制出入場址與進行少量保管措施。本期間在不影響場址穩定與符合功能目標能力之前提下，可允許進行土地生產使用。在規定的監管期間結束時，執照將由核管會終止。

Subpart B 說明申請執照所需的資訊

包括申請書內容、一般資訊、特定技術資訊、技術分析、監管資訊、財務資訊、其他資訊、申請書提交與分發、重複性資訊的排除、申請書的更新、執照核發的標準、執照條件、變更、執照的修正、更新或封閉申請、封閉申請書內容、封閉後觀察與維護、執照移轉、執照終止、保防協定、設施資訊與驗證等。

§ 61.13 技術分析

特定技術資訊須包括下列分析以證明能符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標^二。技術分析是安全案例的要素之一。陸地處置設施有效執照的執照持有人於[法規公佈日，即在聯邦註冊 (FEDERAL REGISTER) 公佈]法規公佈日後 1 年生效，必須在下一可更新時或在[公佈日後 6 年內]，視何者先屆期，提交下列分析。

(a) 功能評估需證明可合理確保從輻射外釋到人體的曝露將符合§61.41 中規定的功能目標。功能評估應：

(1) 考慮可能影響證實符合§ 61.41 (a) 的特徵、事件、與作用。所考慮的特徵、事件、與作用須能代表一定範圍的現象對功能有益或不利的效應，且必須考慮 §61.12 (a) 到 (i) 指定的技術資訊。必須提供納入或排除特定特徵、事件、與作用的技術基準。

(2) 考慮將破壞性的或其他不太可能發生的特徵、事件與作用之可能性機率與 §61.41 節中規定的限制進行比較。

(3) 為功能評估中使用的模型提供技術基礎（例如，與詳細的作用等級模式或經驗觀察，例如：實驗室測試，現場調查或天然類比的輸出結果進行比較）。

(4) 評估環境介質（例如：空氣、土壤、地下水及地表水）中的污染物傳輸途徑和過程，包括但不限於平流、擴散、植物吸收和與掘穴動物挖掘。

(5) 考慮到處置場址和一般環境的預期行為以及人類接受者的人口統計學和行為

的不確定性和可變性。

(6) 確定並區分天然處置場址特性和陸地處置設施的設計特徵，在阻滯輻射外釋到一般公眾所造成的作用。

(7) 包括符合時期，如果使用 1000 年的符合時期，則應包括技術理由，說明為什麼在無意的闖入者評估中不需要考慮 10,000 年的符合時期。

(b) 無意闖入者評估，證明有合理保證任何無意闖入者不會曝露在超過§61.42 規定的限值的劑量下。無意闖入者評估應：

(1) 假設無意闖入者佔用了處置場址，並從事正常活動（如築舍、農耕、鑿井取水）和其他合理可預見的活動。以及在進行無意闖入者評估時，與該場址內及其周圍發生的活動。根據第 61.28 節的規定，執照持有人應在封閉前更新無意闖入者評估，以反映對該場址及其周圍發生的活動和任何重大變化。

(2) 確定防止無意闖入的障壁，這些障壁可抑制與廢棄物的接觸或限制廢棄物輻射曝露，並為障壁有效的時間段提供依據。

(3) 考慮到處置場和一般環境的預計行為的不確定性和可變性。

(4) 包括符合時期，如果使用 1000 年的符合時期，則應包括技術理由，說明為什麼在無意的闖入者評估中不需要考慮 10,000 年的符合時期。

~~(a) 途徑分析證實能防護一般群體免於放射性釋出影響。須包括空氣、土壤、地下水、地表水、植物、與掘穴動物挖掘等途徑分析。分析須明確的判明與區別處置場址天然特性與設計特徵在隔離與分離廢棄物所扮演的功能角色。分析須明確的證明能合理的確保放射性釋出對人類的曝露未超過第 61.41 節規定的限值。~~

~~(b) 分析防護無意闖入的個人。須包括證明能合理的確保符合廢棄物分類與分離處置要求，且對無意闖入者提供適當的障壁。~~

(c) 分析防護運轉期間的個人。須包括評估操作、貯存、與處置廢棄物期間，例行運轉與意外情況下預期的曝露。分析須能合理的確保控制曝露，以符合 10 CFR 20

要求。

(d) 分析處置場址長期穩定性與場址封閉後持續主動維護的需求。須根據處置場址特性進行分析，包括活動中的天然作用如侵蝕、塊體崩壞、邊坡破壞、廢棄物與回填材料沉陷、處置地區上方覆蓋層與鄰近土壤的入滲、與地表排水。分析須提供合理的保證，即可以確保符合時期內處置場的長期穩定性，並且在場址封閉後無需對處置場進行持續的主動維護。

(e) 分析處置場址如何限制潛在長期放射性影響的評估，符合可取得資料與最新科學認知。處置場址其廢棄物所含核種的平均濃度超過本節表 A 所列數值者或因特定場址情況所必需者，則應進行本分析。對於含有表 A 混合核種的廢棄物，總濃度應依 61.55 (a) (7) 的分率規則總計。分析需判別與說明設計特徵與場址特性，可證實符合 61.41 (c) 與 61.42 (c) 的功能目標。

表 A：需要進行功能時期分析的長半化期核種平均濃度

核種	濃度 (Ci/m ³) [註 1]
C-14	0.8
在活化金屬中的 C-14	8
在活化金屬中的 Ni-59	22
Tc-99	0.3
I-129	0.008
長半化期放射阿伐核種 ^[註 2]	10 ^[註 3]
Pu-241	350 ^[註 3]
Cm-242	2,000 ^[註 3]

註 1：數值由 61.55 的 A 類廢棄物限值推導。

註 2：包含放射阿伐超鈾核種及其他長半化期放射阿伐核種。

註 3：單位為 nCi/g。

(f) 證明擬議處置設施的分析包括深度防禦防護。

§ 61.28 封閉申請書內容

(a) 處置場址在最終封閉前，或應核管會指示，申請人應提交申請書進行執照修

訂以進行封閉。封閉申請書須包含最終版次與特定細節的處置場址封閉計畫，以及依據 61.12 (g) 執照申請案提送的封閉計畫，內容如下：

- (1) 運轉期間所獲得的額外處置場址地質、水文、或其他數據，而與長期圍阻所置放的放射性廢棄物相關者。
- (2) 測試、實驗、或其他開挖或回填地區相關分析、封閉與密封、廢棄物遷移及與置放介質的交互作用等有關者，或其他測試、實驗、或分析與長期圍阻處置場址所置放的放射性廢棄物相關者。包含使用最終封閉計畫與廢棄物存量詳細資訊對 61.13 節所做的更新分析。
- (3) 下列計畫的任何建議修訂：
 - (i) 地表設施之除污與/或拆除；
 - (ii) 開挖地區之回填；或
 - (iii) 處置場址之穩定化以作封閉後之看護。
- (b) 申請書應檢附依據 10 CFR 51 Subpart A 完成之環境報告書或其補充。
- (c) 核管會審查與考慮依據本節 (a) 所提出的執照修訂申請，若其能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 的長期功能目標，則將核准進行封閉。

Subpart C 說明處置設施的功能目標

包括一般要求、保護一般群體免於放射性外釋的危害、保護無意闖入者、保護作業期間之人員、處置場址封閉後之穩定性等。

§ 61.41 保護一般公眾免於放射性釋出的危害

(a) 放射性物料的濃度，其可能釋出於一般環境如地下水、地表水、空氣、土壤、植物、或動物者，不得在符合時期內對公眾的任何個人造成超過全身相當 0.25 毫西弗 (25 毫侖目) 甲狀腺 75 毫侖目、與其他器官 25 毫侖目之年劑量。並應在符合時期內採取合理措施以維持排放釋出到一般環境 的放射性被合理抑低。藉

由符合 61.13 (a) 要求的分析得以證實符合本段。應做出合理的努力，以將釋放到一般環境中放射性物質的釋出量保持在符合時期內合理可達到的最低水平。必須通過符合§61.13 (a) 規定要求的分析證明以符合本款的規定。

(c) 在功能時期的任意時間應盡力合理抑低放射性從處置設施釋放到一般環境。藉由符合 61.13 (e) 要求的分析得以證實符合本款的規定。

§ 61.42 保護無意闖入者

(a) 陸地處置設施之設計、運轉、與封閉，在處置場址主動監管撤除後的任何時間，須保證對無意闖入之任何個人侵入處置場址與佔用場址或接觸廢棄物提供保護。在符合時期內對任何無意闖入者其年劑量不得超過 5 毫西弗 (500 毫倫目)。藉由符合 61.13 (b) 要求的分析得以證實符合本段。

(b) 在功能時期的任意時間應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。藉由符合 61.13 (e) 要求的分析得以證實符合本段。

§61.44 處置場址封閉後之穩定性

陸地處置設施之選址、設計、使用、運轉、與封閉，須達成符合時期處置場址的長期穩定性，以儘可能消除處置場址封閉後持續主動維護的需要，便於僅須進行監視、監測、或少量保管看護。

Subpart D 說明陸地處置設施技術要求

包括陸地處置的處置場址適宜性要求、陸地處置的處置設施設計、陸地處置設施運轉與處置場址封閉、環境監測、設計與運轉的替代要求、廢棄物分類、廢棄物特性、標示、廢棄物分類與特性的替代要求、監管要求等。

§ 61.51 陸地處置的處置場址設計

(a) 近地表處置的處置場址設計。

(1) 場址設計特徵須導向長期隔離與避免場址封閉後需要持續主動維護。

(2) 處置場址設計與運轉須與處置場址封閉及穩定化計畫相容，且使處置場址

封閉時能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。

(3) 處置場址之設計應視需要補強與改善處置場址的天然特性，確保符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。

(4) 覆蓋層之設計應儘可能減少水的入滲，導引滲流水或地表水遠離處置的廢棄物，並且能抵抗地表地質作用與生物活動造成的剝蝕影響。

(5) 地表特徵須能導引地表水排水遠離處置單元，且其流速與坡度不得造成侵蝕，以免未來需要持續主動維護。

(6) 處置場址之設計須儘量減少貯存期間水與廢棄物接觸、處置期間積水與廢棄物接觸、以及處置後滲流水或積水與廢棄物接觸。

(b) 近地表以外陸地處置的處置場址設計（保留）。

§ 61.52 陸地處置設施運轉與處置場址封閉

(a) 近地表處置設施運轉與處置場址封閉

(1) 61.55 節指定的 A 類廢棄物須與其他類廢棄物分離置放於處置單元，這些處置單元須與其他類廢棄物的處置單元充分分離，以避免 A 類廢棄物與其他廢棄物發生交互作用，因而無法符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。若 A 類廢棄物符合 10 CFR 61.56 (b) 的穩定要求則無需分離。

(2) 61.55 節指定的 C 類廢棄物處置方式，應使廢棄物上部位在覆蓋層上部表面以下至少 5 公尺，或須設計闖入者障壁，以防止無意闖入者的侵入至少 500 年。

(3) 所有類別廢棄物的處置應遵守本款 (a) (4) 至 (13) 規定。

(4) 廢棄物置放時應維持包件的完整性、包件之間的空隙應減至最少，且允許空隙被填充。

(5) 廢棄物包件之空隙須以土或其他材料填充，以減少未來填充材料內可能的下陷。

- (6) 廢棄物之置放與覆蓋應使覆蓋層表面的輻射劑量率減至最小，使執照持有人在按照 10 CFR 61.30 移轉執照時符合 10 CFR 20.1301 與 20.1302 之所有規定。
- (7) 處置單元（如壕溝）的邊界與位置，須以土地測量方式準確定位與測繪。近地表處置單元須加以標示，使各單元的邊界均能容易認定。應利用 美國地質調查所或國家測量所的測量控制點，在場址建立三個永久性測量標示控制點，以利測量。美國地質調查所或國家測量所的測站須查對其水平與垂直控制的紀錄檔。
- (8) 任何埋藏的處置廢棄物與處置場址邊界之間，以及處置的廢棄物下方，應維持緩衝區。緩衝區應有適當的範圍，以科允許執照持有人執行 10 CFR 61.53 (d) 指定的環境監測作業，以及必要時的改善措施。
- (9) 應依照核准的場址封閉計畫所述，對任一已填滿並覆蓋的處置單元（如任一壕溝），進行封閉與穩定化措施。
- (10) 進行中的廢棄物處置作業不得對已完成的封閉與穩定化措施有不利的影響。
- (11) 僅有放射性廢棄物或受放射性污染的廢棄物可以在處置場址進行處置。
- (12) 僅有符合接收準則的廢棄物可以在處置場址進行處置。
- (13) 符合 61.12 (f) 節提出說明與 61.13 節技術分析要求的廢棄物，才能夠被處置。

(b) 近地表以外陸地處置的設施運轉與處置場址封閉（保留）。

§ 61.53 環境監測

- (a) 提出執照申請時，申請人應執行運轉前監測計畫，以提供處置場址特性的基本環境數據。申請人應取得處置場址的生態、氣象、氣候、水文、地質、地化、與地震資訊。數據特性受到季節性變化影響者，則至少須涵蓋 12 個月的時間。

- (b) 若核種遷移顯示可能無法符合 Subpart C 功能目標時，執照持有人應有改善核種遷移措施的計畫。
- (c) 陸地處置設施場址建造與運轉期間，執照持有人應維持監測計畫。須進行量測與觀察並作成紀錄，以提供數據作為設施建造與運轉期間評估可能的健康與環境影響，並使能評估長期效應及減輕措施之需要。監測系統應能提供核種從處置場址釋出，且離開場址邊界前的早期預警。
- (d) 處置場址封閉後，負責處置場址運轉後監視的執照持有人應依據處置場址的運轉歷史及處置場址的封閉與穩定化來維持監測系統，以負責運轉的監視。監測系統應能提供核種從處置場址釋出，及在離開場址邊界前的早期預警。

§ 61.55 廢棄物分類

(a) 近地表處置的廢棄物分類

(1) 考慮因素。決定放射性廢棄物的分類牽涉到兩個考慮因素。首先，須考慮長半化期核種（及其較短半化期的母核種）濃度，因其潛在危害可能長期持續至監管、改善廢棄物形體、與較深處置等預防措施終止之後。這些預防措施可以延遲長半化期核種核種造成曝露的時間。此外，潛在劑量的大小亦受到曝露發生時，核種的濃度與可得性所限制。其次，須考慮較短半化期核種濃度，這些能藉由監管、廢棄物形體、與處置方法作有效的要求。

(2) 廢棄物分類。

(i) A 類廢棄物在處置場址通常與其他廢棄物分離處置。A 類廢棄物的實體與特性須符合 61.56 (a) 的最低要求。若 A 類廢棄物能符合 61.56 (b) 的穩定性要求則無需與其他類別廢棄物分離處置。

(ii) B 類廢棄物之廢棄物形體應符合更嚴格的要求，以保證處置後的穩定性。B 類廢棄物實體與特性須符合 61.56 的最低與穩定性要求。

(iii) C 類廢棄物不僅廢棄物形體應符合更嚴格的要求以確保穩定性外，亦要求

於處置設施採取額外措施以防止無意闖入。C 類廢棄物實體與特性須符合 61.56 的最低與穩定性要求。

(iv) 一般不適於近地表處置的廢棄物，其廢棄物形體與處置方法與前述有所不同，甚至比 C 類廢棄物之規定更為嚴苛。10 CFR 61 未對此類廢棄物提出特定規定，此類廢棄物應處置於 10 CFR 60 或 63 所定義之地質處置場。依據 10 CFR 61 核發的處置場址執照，除非經核管會核准計畫否則不得處置此類廢棄物。

(3) 依長半化期核種決定的分類。若放射性廢棄物僅包含表 1 的核種，其分類認定如下：

(i) 若濃度未超過表 1 數值 0.1 倍，則為 A 類廢棄物。

(ii) 若濃度超過表 1 數值 0.1 倍但未超過該值，則為 C 類廢棄物。

(iii) 若濃度超過表 1 數值，則該廢棄物不適於近地表處置。

(iv) 廢棄物若混合含有表 1 所示核種，則總濃度依本款 (a)(7) 分量規則之加總計算。

表 1：

核種	濃度 Ci/m ³
C-14	8
C-14 活化金屬內	80
Ni-59 活化金屬內	220
Nb-94 活化金屬內	0.2
Tc-99	3
I-129	0.08
半化期大於 5 年之超鈾阿伐放射核種	100 (註)
Pu-241	3,500 (註 1)
Cm-242	20,000 (註 1)

註 1：單位為 nCi/g。

(4) 依短半化期核種決定的分類。若放射性廢棄物不含表 1 列示的核種，則依

表 2 濃度分類。儘管如此，如本款 (a) (6) 所指定，若放射性廢棄物不含任何表 1 或表 2 核種者，則為 A 類廢棄物。

- (i) 若濃度未超過第 1 行數值，則為 A 類廢棄物。
- (ii) 若濃度超過第 1 行數值，但未超過第 2 行數值，則為 B 類廢棄物。
- (iii) 若濃度超過第 2 行數值，但未超過第 3 行數值，則為 C 類廢棄物。
- (iv) 若濃度超過第 3 行數值，則該廢棄物不適於近地表處置。
- (v) 廢棄物若混合含有表 2 所示核種，則總濃度依本款 (a) (7) 分量規則之加總計算。

表 2：

核種	濃度 Ci/m ³		
	第 1 行	第 2 行	第 3 行
半化期小於 5 年之所有核種總和	700	(註 1)	(註 1)
H-3	40	(註 1)	(註 1)
Co-60	700	(註 1)	(註 1)
Ni-63	3.5	70	700
Ni-63 活化金屬內	35	700	7000
Sr-90	0.04	150	7000
Cs-137	1	44	4600

註 1：B 類廢棄物或 C 類廢棄物並無此核種濃度限制。實務上可從運輸、裝卸，與處置作業時，考慮廢棄物外部輻射與內部衰變熱，而加以限制其核種濃度。除非表 2 其他核種決定廢棄物歸屬於 C 類廢棄物，否則視為 B 類廢棄物。

- (5) 同時含有長與短半化期核種的分類。若放射性廢棄物同時混合含有某些表 1 與表 2 的核種，其分類認定如下
 - (i) 若表 1 所列核種的濃度未超過表 1 數值的 0.1 倍，則其分類由表 2 所列核種的濃度決定。
 - (ii) 若表 1 所列核種的濃度超過表 1 數值的 0.1 倍但未超過該數值，且表 2 所列核種的濃度亦未超過第 3 行數值，則為 C 類廢棄物。

- (6) 不含本款表 1 與表 2 核種的廢棄物分類，若放射性廢棄物不含任何本款表 1 或表 2 核種者，則為 A 類廢棄物。
- (7) 混合核種總濃度之分量規則。混合含有不同核種的廢棄物分類、須為各核種實際濃度除以適當限值後的分量加總。適當限值須為同一表的同一行。若廢棄物分類由同一行限值決定時，同一行的分量總和須小於 1.0。例如：某廢棄物含 Sr-90 濃度為 50 Ci/m³，且含 Cs-137 濃度為 22 Ci/m³。二者濃度均超過表 2 第 1 行數值，因此須與第 2 行數值比較。Sr-90 分量為 50/150=0.33；Cs-137 分量為 22/44=0.5；分量總和為=0.83。此總和小於 1.0，所以此廢棄物為 B 類廢棄物。
- (8) 廢棄物濃度的決定。核種濃度得使用間接方法決定，例如使用比例因子將推論的某一核種的濃度關聯到另一量測的核種，或核種物料的可計量性，但應合理確保該間接方法能與實際量測進行比對。廢棄物核種濃度若以 nCi/g 為單位時，則可由體積或重量予以平均。

§ 61.58 廢棄物分類與特性的替代要求

~~針對特定個案，核管會得應要求或主動核准廢棄物分類與特性的其他規定，若在評估此廢棄物的特定特性、處置場址及處置方法之後，發現能合理保證符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標的話。~~

(a) 廢棄物接收準則。各申請人應提出廢棄物處置接收準則供核管會核准，以合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 的功能目標。廢棄物接收準則至少應說明下列資訊：

- (1) 許可活動與特定核種的濃度。許可活動與濃度應根據 61.13 節對各種陸地處置設施的技術分析或 61.55 節對近地表處置設施的廢棄物分類要求。
- (2) 可接收的廢棄物形體特性與容器規格。特性與規格應符合 61.56 (a) 對所有廢棄物特性的最低要求，以及 61.56 (b) 對廢棄物穩定性的要求，以證實符合 10 CFR 61 Subpart C 功能目標。

- (3) 限制或禁止接收可能影響設施能力致無法符合 10 CFR 61 Subpart C 功能目標者的廢棄物、物料、或容器。
- (b) 廢棄物特性。各申請人應提出廢棄物接收時可被接受的特性調查方法供核管會核准。這些方法應能判別特性參數以及特性資料有可被接受的不確定性。廢棄物特性調查至少應說明下列資訊：
- (1) 物理化學特性。
 - (2) 體積，包含廢棄物與任何安定化或吸附介質。
 - (3) 容器與內容物重量。
 - (4) 識別身分、活度、與濃度。
 - (5) 特性分析日期。
 - (6) 產生來源。
 - (7) 廢棄物特性所需的任何其他資料，以證實符合依據 61.58 (a) 所訂定的廢棄物接收準則。
- (c) 廢棄物驗證。各申請人應提出廢棄物驗證計畫供核管會核准，以便在運往處置設施之前證明符合接收準則。驗證計畫應：
- (1) 處置設施負責驗證與接收廢棄物的指定機構。
 - (2) 提供符合廢棄物接收準則的廢棄物驗證程序。
 - (3) 指定廢棄物接收所需文件，包含廢棄物特性、交運清單（含 10 CFR 20 Appendix G 的規定）、與驗證。
 - (4) 遵照 61.80 規定提出所需紀錄、報告、測試、與稽核文件。
 - (5) 提供經驗證並符合廢棄物接收準則並持續維持的廢棄物管理作法。
- (d) 陸地處置設施有效執照的執照持有人須於本 Subpart 生效後，在下次執照更新時或生效日期 5 年內，視何者先屆期，完成遵守本節 (a)、(b)、與 (c)。
- (e) 對於執照申請人，廢棄物接收準則將併入設施執照。對於陸地處置設施有效

執照的執照持有人執照持有人在本 Subpart 生效後，須由核管會核准抑或符合適用的州與聯邦法律，核管會將發給變更執照，將廢棄物接收準則併入現有的執照中。

(f) 各執照持有人應每年審視廢棄物接收準則、廢棄物特性調查方法、驗證計畫的內容與履行情形。

(g) 已獲核准廢棄物接收準則的修訂申請需依 61.20 節提出文件。

(h) 核管會將根據 61.23 節的準則來決定廢棄物接收準則是否被核准。

附錄 B SSG-23 有關無意闖入之條文

人類的闖入

- 6.52 人類未來的活動可能會破壞一個廢棄物處理系統。人類行動影響處置設施的完整性，並可能引起放射線後果的被稱為人類的闖入。人類的闖入對於在表面或接近表面的處置設施是特別相關的。大多數人類行為（如建造作業，養殖等）可能導致人類無意侵入廢棄物處置設施在有限的深度下（通常為地表下的30~50 m）。在較長的時間架構中，人類侵入設施是相當可能的。人類行為達到更大的深度超過30米是不太可能的，但包括鑽孔（例如水，油或氣），探勘，開採活動，地熱開採及油、氣或二氧化碳儲存。在這方面，提出以下意見主要是針對處置設施接近表面。在人類闖入的情節對於較深處的處置設施的相關討論，在第 6.65節提出。
- 6.53 只有人類的行為直接干擾處置設施（如廢棄物，污染的場址或工程障壁）在安全導則中才被認定為人類的闖入。人類的行為干擾了環境而超出了處置設施，就算其是緊鄰的也並非歸類為人類的闖入，因為這不是直接侵入處置設施。這些行動應該使用長期風險評估的情節加以考慮（見第5節）。段落6.54-6.64的假設提供了進一步的指導和適當的方法解決在安全評估中人類的闖入。這與所有靠近表面的處置設施之人類闖入所產生的安全問題有關。
- 6.54 在操作該設施及制度管控的任何後續期間，假設了各種措施以確保人類的行為對安全處置系統不會構成不利的影響。這些措施將不僅是基於安全的考慮，同時也能滿足安全相關的要求，如果有關，可要求有關的清算帳目與放射性廢棄物的控制權。然而，在此期間可能發生人類故意的侵擾，有意的人為侵擾可以被定義為侵入或干擾，而進行侵入的人其實都對該設施的存在及其內容有一定的了解。因此，闖入者可以將採取措施以限制其闖入所產生的潛在影響，例如與廢棄物的接觸時間最小化。即使不是這種情況下，該闖入者將承擔自己的責任和後果，因為他們的行為是故意的。

- 6.55 雖然可以意識到，第三方可能會不知不覺地被曝露在輻射中由於故意侵犯他人所造成的結果，這在參考文獻[39]中說明了有關“故意侵入性的行為不應該被視為在安全評估”。為了支持這一立場，文獻[39] 還特別說明到，雖然目前社會所產生的放射性廢棄物應考慮到未來社會而負有制定安全處置系統的責任，即使未來社會是預先警告自己行為的後果，但現在的社會所做的行動仍然不能保護未來社會。
- 6.56 總之，對於一個廢棄物處置設施的安全評估，無意的人為闖入應被考慮，但對於故意闖入的潛在風險量化是不必進行的。因此，人類非故意的闖入有時應假設是場址與有害內容知識的缺乏。這意味著，個人或群體闖入處置設施，至少在短期內，直接曝露於輻射而沒有意識到相關的潛在危害。而闖入也可能導致增加放射性物質的釋放和增加處置設施周圍的個人或群體之長期曝露。
- 6.57 如果人類的闖入在特定的處置設施不能排除，一個或多個合理的闖入情節應進行假設。然而，估計闖入的機率是不確定的，因此可以參考文獻[20]的建議，認為安全評估應設法估計人類闖入可能產生的劑量，但不應使用基於風險的概念作為評估闖入依據的可能性以及闖入所產生的劑量。
- 6.58 雖然評估人類闖入所採取的方法可能是對於特定種類的廢棄物和有問題的處置設施，方法應該與在第5節中所描述的一般方法一致。第5.22節中有提供該評估的標準。
- 6.59 根據參考文獻[22]，“住在場址附近的居民”應被視為人類闖入的情節受體，但這不意味著闖入者應自動不予考慮，所以在闖入者與居民之間不應該進行區別。事實上，這些可能是同一群人在失去知識的情況而生活在舊址上。相反的應該區分住在場址附近正常行為的人以及在短時間和低機率影響小部分人（例如道路建設活動）。關於後者稱為“工業事故”，則不需要使用相同的劑量標準對於闖入者在這種情況下接近場址附近的居民。按照這種區分，受體與廢棄物的實際接觸應被考慮在情節之中，而闖入的劑量標準載於文獻[2]中，可被應用於所造成的曝露，如果該事件被認為是可能在一個正常的居住的情況。

- 6.60 在擬定人類闖入的情節，有兩種不同的方法可以採用。其中少數通用的情節是為所有或大多數情況下開發的。另一種方法是，情節是基於特定的場址所被發展。這兩種方式的選擇（通用或特定場址）皆有優缺點，應按照特定的評估目的來選擇。即使判斷為通用情節的發展，某些特定場址的特徵（如設施的深度和設計、地質環境和廢棄物的性質）應該被考慮進去。
- 6.61 人類闖入的情節，也應該基於闖入和闖入者的行動的性質，透過程式化的描述發展起來，並且應該意識到有無法避免的不確定性對於人類的闖入。人類的闖入的情節並不代表任何可信賴的說法關於場址和未來的社會活動發展的演變。而其目的在於提供人類闖入造成潛在影響的例證。如果使用程式化的情節，也應根據現今的技術和程序為前提。
- 6.62 對於接近地表處置設施，可能受到相關曝露人員應進行劑量評估的計算（見第6.57節）。而評估應該要假設對於場址知識的遺失後會立即發生闖入。如果制度管控的時期考慮了安全的情況，則知識的遺失應假設在制度管控撤出後立即發生。在許多國家的法規中，採取制度管控可信賴的期間最大限制為幾百年。雖然規定被動的管控（如記錄、設施標誌）應鼓勵，但在安全評估應假設這種保守的管控將不能有效地防止或減少人類闖入[39]的機率。
- 6.63 在評估人類闖入的影響，應考慮到的廢棄物的數量可能會受到不同的闖入類型和廢棄物的非均質性（heterogeneity）影響。例如潛在的顯著非均質性（“熱點”）可能會發生且其所造成的影響需加以評估。對於大的規模，這些廢棄物活度濃度的差異可能來自多種因素，其中包括：隨著不同時期廢棄物處理趨勢所造成的放置活動，可能會改變廢棄物的接受準則。對於小的規模，一些廢棄物包可能包含特定項目，比起一般的廢棄物有更大的活度濃度（如密封射源）。對於廢棄物的非均質性，應執行一系列的計算方法，並充分考慮活度的範圍和廢棄物之成分來進行評估。廢棄物的體積也可能受到對於闖入事件的影響也應進行評估。
- 6.64 可以用多項措施，以減輕人類的闖入可能對於放射性廢棄物處置設施所造成的後

果。這些措施包括積極的制度管控和耐用的物理障壁系統。此外，廢棄物的分隔（compartmentalization）可減少闖入事件的後果。而大幅度減少估算的劑量也可透過把廢棄物放置到更深處來達到。在某些情況下，替代的場址也應考慮，特別是在人類闖入風險高的地方，由於場址存在水或礦物等資源可能在未來會被利用。這些措施應被視為最佳化防護的一部分。雖然這些措施是不可能完全排除由於人類的闖入所造成劑量的吸收，但可以降低闖入及其後果發生的可能性。

6.65 如上所述，在人類的闖入情節對於地質處置設施的相關性是有限的，由於這些設施的深度和位置使得不太可能發生。令人關注的時間尺度也遠遠大於有意義的評估關於闖入事件所造成的影響。然而，也可以根據後果進行評估，以證明處置系統的強健性。而考慮的情節是推測及武斷的，由於邊界條件或參數等是不確定性，例如假設該事件在何時發生，以及在闖入時設施與環境當時的狀態。因此對於地質處置設施需謹慎的定量人類闖入情節所造成的結果，特別是與其他情節進行比較（例如為了最佳化的防護和設計為目的）。防止意外侵入最有效的措施涉及到地層深處處置設施建立，並提供長期知識的維護。

附錄 C 國際上對於人類闖入評估工作整理

1. 歐盟 PAMINA 專案

人類闖入評估係歐盟 PAMINA 專案安全案例方法的一部分，PAMINA 專案目的是提供當前安全評估方法之全面概述，並總結參與成員的研討結果和參與組織的貢獻（Galson, 2009）如下：

歐盟將人類闖入視為安全評估的一個環節，人類闖入具有潛在直接危害處置系統障壁的隔離能力，並且可能會對闖入者造成輻射劑量曝露的後果。歐洲各國對於人類闖入安全評估方法有多不同，並依各國管制機關訂定之法規與指南而定，包括：人類闖入情節分析的架構、調查範圍、限制和條件等。由於無法對人類闖入進行系統性發展，因此以程式化的基礎確立人類無意闖入的情節。無意闖入本身的不確定性可視為時間範圍和情節發生概率可能性，對於在安全案例分析必須在何處及如何納入分析人類無意闖入，存在不同的意見。

與會者指出，制止未來人類無意闖入的潛在可能性是極為有限的。而且對於安全優化要求，足夠的處置庫深度和資訊保存（透過監管措施）被認為是足夠的措施。防止人類無意闖入的措施不得折損處置庫其他安全功能的要求。對於是否可在所考慮的長久時間內，真正降低人類無意闖入事件的可能性，與會者存在一些保留意見。關於導致人類無意闖入的相關活動，得出的結論是，探勘鑽井實際上是採礦或開採等所有其他作業的初始事件。最後，參與研討成員一致認為，在基於當今知識和技術的評估中，應考慮到由於處置庫引起的異常而對處置庫進行的檢測。

2. 加拿大 L/ILW 的深地質處置

安大略省電力公司擬建的處置場位於泥質石灰岩地層中 680 m 的深度（Quintessa and SENES, 2011），地下水位約在 200 m 以下並處於高鹽分狀態，而岩層在處置庫層位附近處於承壓中狀態（相對於靜水壓力），而在處置庫層以下處於過壓狀態。該地區的地質及其歷史一致性顯示，該處置場區沒有明顯的天然氣和石油，但在幾百公里之外有發現這些天然資源。處置庫並沒有回填，預計將大部分處於乾燥狀態，並且由於廢棄物

退化降解，在地下靜水壓力下包含著氣體。

考慮人類無意闖入情節，因為探勘鑽探而破壞處置庫內的廢棄物包件。假定 300 年後可能會鑽探闖入，鑽入至處置庫的可能性很低，建議採用每年每平方公尺發生率 10^{-10} 指示估計值，該估計值部分基於過去歷史深鑽探速率在每 100 年在 10 平方公里區域進行 1 口深鑽孔的概念估計值。

考慮以下曝露途徑：

- 廢棄物退化降解產生的氣體，在地下靜水壓力下包含著該氣體，因鑽探作用直接釋放到地面上鑽井人員和附近居民；
- 岩心檢測技術人員取樣和檢查含廢棄物的岩心；
- 遺留在現場的鑽取岩心的碎屑對鑽探人員和將來現場的居民造成曝露
- 處置庫中受污染地下水經由勘探鑽孔長期滲透外釋到地質圈及地表面。

對於鑽井人員，考慮了以下曝露途徑：

- 吸入釋出的氣體；
- 現場殘留的鑽芯碎屑污染土壤造成的外部輻射；
- 誤食土壤；和
- 吸入懸浮的灰塵。

對於現場居民，考慮的曝露途徑為：

- 吸入釋放的氣體；
- 現場殘留的鑽芯碎屑污染土壤造成的外部輻射；
- 誤食土壤；
- 食用在污染土壤上種植的蔬菜；和
- 吸入懸浮的灰塵。

對於鑽井人員或附近居民，計算出的峰值劑量約為 1 mSv。但是，要注意的是，由

於假設鑽井泥漿未達到當前的鑽井標準，並且在闖入事件發生後受污染的土壤立即進行耕種，因此發生現場居民曝露情節的可能性非常低。

3. 英國 ILW 地質處置

在英國不適合處置到近地表處置庫的中放廢棄物 (ILW) 和低放廢棄物 (LLW) 的處置管理屬於放射性廢棄物管理公司核除役管理機構 (NDA RWMD) 的職權範圍，該機構前身為英國 Nirex 有限公司 (Nirex)。目前還沒有選定處置此類廢棄物的地點，NDA RWMD 就位置和地質處置概念進行的研究都是通用的。儘管如此，作為一般性封閉後功能評估的一部分，已經考慮到人類無意闖入深地質處置庫對公眾造成的潛在劑量後果。(Nirex, 2003)

根據當前的經濟需求和技術，並基於當前的資源開發模式以及人類活動的評估，認為無意中的人類直接闖入情節是合理的。假定的闖入方式是在處置庫的位置和/或其用途的知識已失去之後，對自然資源進行探索性鑽探。假定鑽井作業會貫穿到工程障壁系統 (EBS)，而放射性廢棄物被帶到陸地地面。闖入處置庫的頻率取決於處置庫的佔地面積，以及根據煤炭、碳氫化合物和礦物開採行業於當前執行可能發生的鑽探頻率。雖然考慮到放射性衰變，但假定先前沒有因放射性核種的遷移而喪失放射性。

基於以下假設，考慮兩種曝露情節：大地工程工作人員和現場居住者的曝露；這種假設是無法識別帶到地面的物質的性質，並且沒有考慮闖入事件對 EBS 完整性的影響。

在鑽井過程取樣的岩心於實驗室進行分析工作過程會導致地工工作人員的曝露，從而導致：在靠近岩心的短期工作期間造成外部曝露，在更遠的距離造成長期的放射性；處理岩心後的意外攝入；吸入由於實驗室分析操作而產生的粉塵，以及由於岩心內部存在 Ra-226 而產生的氡氣。該情節的結果以個人具有最高風險的形式提出，對應於封閉後 100 年發生的闖入事件，計算得出的風險為每年 6.6×10^{-9} ，風險是曝露劑量、每單位劑量的風險以及一年內發生該劑量的機率之乘積。後者是根據調查區域之鑽探頻率的中間值（每年每平方公尺鑽 10^{-10} 個孔）所確定的，該區域是英國在低起伏地形之堅硬岩石地區進行礦物勘探的適當平均值。

現場居住者的情節是假設鑽井廢棄土所含的放射性物質散佈在探勘井周圍，之後有人居住並將土地做為農業利用。資源區域（用作耕地）的面積假定為 10,000 平方公尺，所考慮的接觸途徑包括外部接觸表層土壤中的污染物質、攝食在污染土壤中生長的食物、吸入污染土壤產生的粉塵以及取出岩心土壤中存在的氬氣。現場居住者的風險是隨時間累積的，所以由於前幾年的鑽探事件，曝露的可能性較為增加，計算出的最高風險為每年 9.3×10^{-7} ，發生在處置庫封閉後 200,000 年時間。在此劑量的可能性相對較高，因為在曝露年份之前的前幾年有可能闖入，並且至少有一些放射性核種被帶到地表土壤中的停留時間較長。因此，雖然風險較高，但劑量不高於實驗室工作人員的劑量。

4. 德國深地層高放廢棄物處置

在德國，已經考慮了人類無意闖入位於鹽丘中的高放廢棄物處置庫的潛在後果（Hirse Korn, 1989 年）。據推測，闖入發生在封閉後 1000 年。已經考慮了三種情況：常規採礦、鑽孔和溶浸採礦。

（1）常規採礦

在失去對高放廢棄物設施的記憶瞭解後，可能會因開採鹽或建造儲存石油等資源的設施或最終隔離有害化學或放射性廢棄物的採礦活動而闖入高放廢棄物處置設施。但是，與高放廢棄物處置設施接觸後，因為要人為製造鹽，不太可能不被發現。因此，這種形式的闖入被排除在進一步評估之外。

（2）鑽井

即探勘鑽井導致與高放廢棄物罐接觸。在撞擊容器時，鑽井活動會受到影響，不會被忽視，並可能導致對產生的岩心和/或細粒進行更仔細的檢查，而導致地質調查人員或鑽井工人受到輻射。一旦被確認為高放廢棄物設施，則假設鑽孔將被完整密封或放棄鑽孔，這將造成水進入處置設施，從而從廢棄物包件浸出放射性物質。

另一種情節認為鑽頭可以與受污染的鹽水夾雜物接觸，而不是撞擊廢棄物包件，從而最多可以將 1 立方公尺的鹽水帶到地面。鹽水的污染可能會被忽視，從而導致生物圈曝露途徑。

(3) 溶浸採礦

溶浸採礦是一種透過注入流體和隨後控制提取含礦溶液，從地下地層中提取可溶礦物（如鹽）的過程。該工法既可用於鹽的開採（如供人類食用），也可用於在鹽岩層中形成洞穴，以儲存石油或天然氣。

Hirsekom [1989]考慮了一種方案，即由於溶浸開採而導致有缺陷的廢棄物罐被移位溶出，掉入挖掘的區域並被埋在洞穴底部不溶性物質的貯槽中，隨後造成放射性核種外釋。

如果採用溶浸開採作為產生儲存洞穴的一種方式，則洞穴開挖所需時間短（約 1 年）和低溫將導致廢棄物罐的浸出率非常低，從而使挖掘期間的鹽水污染降至最低。然而，在較長時間內（即在儲存洞室的運行階段），缺陷罐的持續腐蝕可能導致洞室集水坑區域內鹽水的放射性核素污染水準相對較高。在操作階段之後，儲存的石油或天然氣很可能被鹽水或水代替，此時，集水坑內的污染物會擴散到更大的洞穴區域。然後假設隨著時間的推移，由於鹽壓力的增加，洞室密封被破壞。這導致了一條通往覆蓋層的通道，導致地下水受到核種污染。

作為溶浸採礦法形成儲存洞穴的替代方法，該技術可用於開採鹽。在這種情況下，採礦過程可能會延長幾十年。如果開採的鹽是為人類消費而生產的，那麼人體劑量方面的後果可能是相關的，在這種情況下，鹽廠工人攝入鹽和吸入鹽塵都需要評估。法國的 Jacquier 和 Raimbault [1989] 和荷蘭的 Prij 和 Glasbergen [1989] 也考慮過類似的情況。

(4) 最近的考慮

ATW (2008) 根據 1997 年成立的“情節發展”工作組的考慮，就如何應對高風險提供了最新的立場。根據德國礦業檔案館保存的資料，工作組認為，只有在封閉後 500 年或更長的時期內才會發生人類闖入。工作組還得出結論認為，由於邊界條件和其他參數缺乏可預測性，不可能量化與人類闖入有關的後果，因此，不應透過輻射限值來評估人類闖入的後果。最後，工作組建議，應考慮的人類闖入情節範圍應限於，例如，在主鹽岩中進行勘探鑽探、礦山建設和溶洞溶浸開採，這與以前的考慮一致（例如 Hirsekorn

等人[1989])。

5. 瑞士 LLW/ILW 深地層地質處置

已經對人類活動對 LLW/ILW 和 HLW 處置庫的影響進行了一些評估，包括直接和間接影響，這些影響可以追溯到很久以前 (van Dorp 和 Vigfuson 1989)。已經確定了一系列可能對處置庫的功能有影響的人類活動，包括：

- 用於勘探和生產飲用水、礦產資源、碳氫化合物、地熱能和/或用於儲存和廢棄物注入的鑽孔
- 用於開採礦產資源、儲存、公路隧道和/或軍事或工業目的的洞穴開挖

對於特定情節，是否應該考慮這些操作取決於場址位置和處置庫的深度。有人認為，為了評價人類活動的後果，需要考慮到以下方面：

- ✓ 直接從處置庫或周圍受污染的地質圈提取受污染物質的可能性。
- ✓ 從處置庫、母岩或較遠的受污染含水層開採受污染地下水造成的曝露。
- ✓ 障壁特性和/或水文地質變化對放射性核種遷移的影響。

6. 美國深地質處置

關於擬議的 Yucca Mountain HLW 處置庫，美國能源部認為人類闖入事件的影響應關注在可靠的情節上，包括探勘鑽探、地下水開採、採礦以及礦井排水 (Rickertsen 和 Alexander 1989)。最有可能的人類闖入情節主要是探勘鑽井，並根據鑽井規模制定了兩個情節：

- 小規模鑽探，每一萬年每平方公里鑽探三個或更少鑽孔。
- 大規模鑽探，每一萬年每平方公里可產生三至三十個鑽孔。

鑽探會導致廢棄物包件被貫穿，造成放射性核種從廢棄物包件經由鑽井地下水遷移到地表面，也會導致貫穿至處置庫下面的含水層，並為放射性核種遷移到生物圈創造一條優勢路徑。從地下水流速、單個放射性核種的溶解度限值和廢料體估算廢棄物包件中放射性核種的外釋率。到達生物圈的遷移時間是流動速度和所傳輸的放射性核種的

化學和力學阻滯特性的函數。

關於廢棄物隔離試驗工廠 (WIPP)，廣義地說，是一系列的 LLW 和 ILW，考慮與 WIPP 有關的無意人類闖入事件，包括鑽井和採礦活動 (Anderson et al. 1989 年)。在鑽探的情況下，已經確定了幾種可能導致放射性核素轉移到生物圈的情況。

- 鑽探可能會導致貫穿和連接 WIPP 底層下的受壓鹽水儲層。鑽井後，將封填井孔，但該井孔會隨時間推移而退化，從而導致已與放射性物質接觸的加壓鹽水外釋到 WIPP 上方的地下水，並隨後流入水井中。
- 鑽井會導致貫穿處置庫，從而導致鑽井內的地下水與和廢棄物料之間的接觸。放射性物質可以存在於鑽井地下水或岩屑並傳輸到地表。岩屑會造成地質調查工作人員的最大曝露量。鑽井內地下水沉積在一個沉澱池中，該沉澱池在停止鑽井活動後由於乾旱的氣候而乾燥成土壤顆粒，然後該含放射性物質的土壤顆粒透過空氣被順風傳送到一個假設的農業家庭。
- 或者，多個鑽孔可能會產生放射性物質從處置庫遷移至地面環境的傳輸路徑。

在考慮的所有情節下，透過假設在鑽井活動發生之前沒有發生放射性衰變，對劑量曝露後果分析採取保守的方法。

7. 芬蘭用過核子燃料處置

研究為什麼會發生以及如何發生深層地層闖入的技術，考慮有關人員將如何以及在多大程度上產生輻射曝露，發展並制定一套評估 HI 所導至之劑量量化方法。其假設放射性廢棄物已進行陸基地層處置 (深度大於 50 m)，廢棄物被帶至地表後，對於人員產生的劑量。計算方法採用簡化模型 (simple and stylised models)，設定 58 種情節，定量分析於封存 100 至 100,000 年後，HI 所造成的劑量多寡。

芬蘭最近對於用過核子燃料的處置的研究 (Smith et. al., 2013) 表示：各國尚未開展國際合作以制定在深地質處置背景下評估人類闖入的研究方法。這項研究的重點是人類無意闖入，並沒有涉及未來人類行為更廣泛的背景分析，其目的是：

- 研究為什麼和如何發生深地質闖入的技術方面
- 考慮如何以及在多大程度上對已發生闖入之人員分析其其輻射曝露劑量
- 確定限制不確定性的作用
- 制定並記錄一種評估直接人類闖入產生的劑量的方法，該方法符合 IAEA 採用的標準，並考慮到其他國際指導和人類評估經驗。

研究範圍包括：

- 各種放射性廢棄物的陸地深地質處置（即.深度大於 50 m），以及
- 對直接參與闖入和直接受污染物質影響人員的劑量後果。

這項研究考慮可用鑽探技術的範圍以及採用簡單且程式化的模型，分析參與該活動的鑽井工人和地質調查工作者可能接觸曝露風險，從而對人類闖入提出最可能的機制。該方法涵蓋了 58 種不同的情節。對數據進行審查和選擇，特別是考慮到無意攝入和吸入受污染的粉塵，因為發現這些接觸途徑的資料範圍很廣。標準化曝露結果也可能適用於其他評估。概念和數據假設是在保守、合理、符合現實的基礎上進行。由於處置場進行監管作業，因此假設在封閉後 100 年之前不會發生人類闖入。闖入的可能性尚未納入研究範圍，但應注意，廢棄物在處置庫中垂直而不是水平移動，將減少鑿井之井孔與廢棄物相交的機會。主要部分分析了採用不同鑽井技術的鑽井情況以及封閉後 100 至 100,000 年的闖入可能的曝露劑量後果分析。

所述方法和資料被認為符合當前國際上關於深部地質處置的建議和指南的評估要求。

8. 荷蘭廢棄物處置

荷蘭考量了 FHA 對於 HLW 封存於鹽化地層（salt formation）中可能造成的影響，相關情節設定與德國相似，但特別考量了鑽探或挖礦人員於地下廊道（gallery）作業時，因為廊道可能沒有直接穿過儲存槽或封存孔，所以表面沒有偵測到輻射，但人員可能受到長期輻射曝露。



行政院原子能委員會
放射性物料管理局

行政院原子能委員會放射性物料管理局
委託研究計畫研究報告

109 年低放射性廢棄物處置方案
之安全管制研究
子計畫三：低放射性廢棄物處置岩體裂隙
研究方法研析
期末報告

計畫編號：109FCMA003

計畫主持人：董家鈞

子計畫三主持人：董家鈞

受委託機關(構)：國立中央大學

報告日期：中華民國 109 年 12 月

**109 年低放射性廢棄物處置方案
之安全管制研究
子計畫三：低放射性廢棄物處置岩體裂隙
研究方法研析**

受委託單位：國立中央大學

計畫主持人：董家鈞

子計畫三主持人：董家鈞

研究期程：中華民國 109 年 2 月至 109 年 12 月

研究經費：新臺幣 85 萬元(子計畫三經費)

**行政院原子能委員會放射性物料管理局
委託研究計畫研究報告**

中華民國 109 年 12 月

(本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見)

中文摘要

本計畫「109 年低放射性廢棄物處置方案之安全管制研究」除對低放處置重要管制議題進行探討外，另因應台電公司因未能順利推動低放處置計畫，因此規劃推動集中貯存應變方案乙事，針對其相關法規進行研析。本子計畫針對低放射性廢棄物坑道處置有關岩體破裂相關議題持續精進。研究中主要參考瑞典 SKB R-12-04、R-09-38 及 R-08-69 三本之技術報告，報告中將針對岩體破裂之建模方法、破裂統計及校正之議題進行研析，並透過技術報告中的兩處場址探討量測的不確定性及破裂面先天變異性對建模的影響。最後，透過實驗室的經驗探討現地的破裂面導水特性與現地應力之關係。研析成果包含：有關低放射性廢棄物處置之水文地質模擬，SKB 透過離散破裂網路(DFN)針對水力通導區(HCD)進行較確定性的建模，並針對較無法精確得到破裂資訊的水力岩體區(HRD)進行隨機建模。因此，水力岩體區(HRD)的模擬有較高之不確定性。對於水力岩體區(HRD)建模而言，開口破裂面為重要之導水通道。因此，報告重點整理有關特徵化水力岩體區(HRD)中相連通之導水破裂面，需考慮的因素包含次要變形區、破裂面之空間分布、破裂面密度與尺度之關係，以及破裂間的連通性等。岩體破裂面統計及校正方面，破裂面的採樣資料常因「截斷」和「邊界」的效應造成誤差。SKB 透過地形校正並對可能為同一破裂面之「分段」的破裂面進行重新連接，利用破裂面尺寸的分布特性(冪定律分布)，以及使用最大概度估計(maximum likelihood estimation)進行擬合確認校正結果的合理性。對於不確定性和變異性分析，破裂面先天變異性之影響大於因測量而產生的不確定性，即量測造成之誤差影響有限。但兩者造成之標準誤差皆不大，表示建模過程不會造成重大的影響。現地應力對於裂隙導水特性方面，Forsmark 場址之高傾角破裂面結果與實驗室試驗相符，但於低傾角破裂面的部分，由於破裂面密度隨深度(正向應力)增加而降低，因此較難判定導水係數與應力之間的相關性。另外，由經驗公式計算出之導水係數與正向應力之關係(γ 值)發現，實驗室試驗結果與現地資料差距甚大，研判除了應力因素之外，可能還受到破裂面之粗糙度、破裂面間的導水通道或填充材料等其他因素影響。

Abstract

The research plan not only focuses on the research of low-level radioactive waste disposal technology, but also investigates and analyzes the laws and regulations of centralized storage schemes. The plan was developed in response to the failure of the Taiwan Power Company to successfully promote its low-level radioactive disposal program. This work draws on the following technical reports from the Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company (SKB): R-12-04, R-09-38, and R-08-69. This project continues a study of bedrock fracture and focuses on the methods for modeling bedrock fracture, estimating fracture statistics, and corrections necessary for estimating fracture size distributions. The paper discusses the relationship between the conductive characteristics of in-situ fractures and confining pressure through the results of laboratory tests. For discrete fracture network (DFN) modeling of hydrogeology, SKB established a deterministic hydraulic conductor domain (HCD) and a random hydraulic rock mass domain (HRD). However, open fractures are important water channels. Therefore, an important aspect of the present study is to characterize connected fractures with water flow in the HRD. The factors under consideration include the secondary deformation zone, the spatial distribution of fractures, the relationship between the density and scale of fractures, and the connectivity between fractures. For bedrock fracture statistics and correction, SKB made corrections for the effects of topography and reconnects fractures in order to reconstruct the original fracture system. The validity of the corrected results is determined through the power law distribution of fracture size. An analysis of uncertainty and variability indicates that the natural variability of fractures is greater than the uncertainty resulting from the measurement. However, the standard deviations indicate that the two cases are not statistically different, so this does not have a significant impact on the modeling process. In analyzing in-situ stresses and the hydraulic conductivity of fractures at the Forsmark site, Sweden, SKB found the hydraulic conductivity of steeply dipping fractures to be consistent with experimental results. However, the density of gently dipping fractures decreases with increasing depth (because of the normal stress), so it is difficult to determine the correlation between hydraulic conductivity and stress. In addition, application of the empirical relationship between hydraulic conductivity and normal stress (γ value), showed that the

experimental results vary widely from in-situ data. The results may be affected by other factors beyond to the normal stress factor.

目錄

中文摘要	1
Abstract	3
目錄	5
圖目錄	7
表目錄	12
第一章 前言	13
第二章 裂隙岩體建模方法研析	16
2.1 地質母岩分類	17
2.2 岩體水力特性分區建模	18
2.2.1 水力土壤區(HSD)模型	20
2.2.2 水力通導區(HCD)模型	20
2.2.3 水力岩體區(HRD)模型	22
第三章 岩體裂隙統計方法研析	32
3.1 破裂面尺寸分布	32
3.2 不同尺度破裂面之資料來源	34
3.3 擬合方法	35
3.4 破裂面資料校正	36
第四章 裂隙岩體建模之不確定性	43
4.1 破裂面量測誤差不確定性 σ_{unc} 對 HRD 建模之影響	43
4.2 破裂面先天變異性 σ_{var} 對 HRD 建模之影響	53
第五章 不同場址之岩體裂隙分析比較	56
5.1 Forsmark 場址	56
5.2 Laxemar 場址	59
5.3 變異性和不確定性比較	60
第六章 現地應力與裂隙岩體水力傳導特性研析	61

6.1 研究區域及其水文地質模型	61
6.2 主要分析資料	66
6.3 分析比較	71
第七章 結論與建議	83
7.1 結論	83
7.2 建議	85
參考文獻	87

圖目錄

- 圖 2.1 SKB 將水文地質模型分成三個水力區域，分類為水力土壤區(HSD)、水力通導區(HCD)及水力岩體區(HRD) (Hartley & David, 2013)..... 19
- 圖 2.2 (上圖)將變形區的破裂資料組合，形成單一的破裂平面，此範圍的所有水力資料也組合成單一破裂面之導水係數值。(下圖)岩體變形區範圍除包含變形區之核心區域外，還包含較外圍之破裂損傷區(Hartley & David, 2013)..... 21
- 圖 2.3 區域尺度的變形區隨深度變化之水力特性模型。上圖為 Forsmark 的確定性建模，以水力傳導係數 k 隨深度變化之 HCD 模型案例。下圖為 Laxemar 的確定性建模，以導水係數 T 隨深度變化之 HCD 模型案例(Hartley & David, 2013) 22
- 圖 2.4 Forsmark 中用於差異流量記錄的井下設備示意圖(Martin & Follin, 2011)..... 24
- 圖 2.5 Laxemar 場址於其中一組 HRD 的開口破裂面透過 DFN 模擬 E-W 向剖面之連通性分析範例。左圖為分析前隨機產生的開口破裂面剖面；右圖為去除孤立的破裂面後的模型剖面(Hartley & David, 2013)..... 26
- 圖 2.6 TCM 構造連續假設模型與 Forsmark 場址 FFM02 破裂面域東北部區域之資料之擬合。圖中黑色實線為構造連續假設的密度-尺寸模型(TCM)；黃色實心紅色圓形資料點為地質局部模型；墨綠色十字資料點為區域模型；白色實心黑色方框資料點為地磁測量；紅色三角形資料點及紫色菱形資料點分別為 AFM001264 和 AFM100201 露頭測量；綠色 x 資料點為露頭跡線的 Geo-DFN 模型(Hartley & David, 2013)..... 28
- 圖 2.7 TCM 構造連續假設模型與 Forsmark 場址 FFM02 破裂面域中次水平破裂面資料集之擬合。圖中黑色實線為構造連續假設的密度-尺寸模型(TCM)；酒紅色圓形資料點為地質局部模型；墨綠色十字資料點為區域模型；紅色三角形資料點及紫色菱形資料點分別為 AFM001264 和 AFM100201 露頭測量；綠色 x 資料點為露頭跡線的 Geo-DFN 模型(Hartley & David, 2013) 28
- 圖 2.8 PFL 檢測時，抽水試驗導致周圍的水流入鑽井，如藍色箭頭所示。第 1 類的流量檢測中，無法檢測到導水路徑，原因是鑽井與破裂的閉合區域(A)相交，或鑽井與水力隔離區域(B)相交。第 2 類的流量檢測中，檢測到了流體傳導路徑，但是卻低估有效導水係數(Hartley & David, 2013)..... 29
- 圖 3.1 從原始露頭跡線資料庫計算出的破裂面跡線長度分布，在資料中間的部分之分布為冪定律行為。分布的右側和左側受「截斷」、「邊界」和「分段」的效應影響偏離冪定律的分布。圖中橫坐標為跡線長度；縱座標為面積分布函數 $n(t)$ (Darcel 等人, 2009) 33
- 圖 3.2 典型的破裂面尺度範圍。露頭破裂面跡線圖用綠色表示，構造線用黑色和紅色表示，確定性變形區用藍色表示(插圖對應於 Laxemar 場址)。橙色所定義的最大比例尺範圍為 10 公里及以上的瑞典構造線尺度(Darcel 等人, 2009) 34

圖 3.3	最小平方擬合(least square fitting)和最大概度估計(maximum likelihood estimation)之間的比較(a)存在異常值時透過最小平方擬合和最大概度估計的典型範例；(b)用於破裂面跡線尺寸分布；最小平方擬合(綠色)與最大概度估計(橙色)的比較 (Darcel 等人，2009) ..35	
圖 3.4	跡線的投影的坐標沿著破裂面方向到平均平面 (Darcel 等人，2009)	37
圖 3.5	(a)非投影和(b)投影跡線之示例(Laxemar 的跡線圖 ASM000208)。低傾角破裂面校正後的跡線被拉直。(c)原始資料(黑色，正方形)和投影資料(紅色，圓形)的破裂面跡線長度分布。投影對冪定律參數的影響不顯著 (Darcel 等人，2009)	37
圖 3.6	分段破裂面跡線進行連接時，兩破裂面跡線重疊的狀況：(a)破裂面跡線投影在虛線範圍內產生交集；(b)兩破裂面輕微的重疊，以及(c)兩破裂面重疊達到 100%(Darcel 等人，2009)	38
圖 3.7	隨應力變化的剪應力曲線，虛線範圍內為依據應力條件計算出可進行連接之範圍 (Darcel 等人，2009)	40
圖 3.8	兩個破裂面跡線重新連接過程的示意圖(Darcel 等人，2009)	41
圖 3.9	露頭 ASM100235 的破裂面跡線連接示意圖(a)整個裂隙網路；(b)重新連接的裂隙網路詳細資訊；(c)用紅色標示 3 條重新連接的跡線；(d)相應的原始分段跡線 (Darcel 等人，2009)	42
圖 4.1	SKB 對破裂面密度進行三種分析的分區，圖中紅色點表示破裂面極點。(a)未進行位態分區之分析，在此情況考慮所有破裂面；(b)根據傾角間距為 10° 定義區域，在此情況下將破裂面分為 9 個區域；(c)將破裂面分為 13 個極區域，其中，傾角以 $[0^\circ, 22.62^\circ]$ 、 $[22.62^\circ, 72.08^\circ]$ 和 $[72.08^\circ, 90^\circ]$ 三個區域分隔，而走向於 0° 和 360° 之間以每 45° 寬度區隔(Darcel 等人，2009)	45
圖 4.2	編號 1-4 之破裂面對於給定範圍 $[\varphi_1; \varphi_2]$ 的貢獻示意圖。此假設情況下，編號 1-3 對給定範圍 $[\varphi_1; \varphi_2]$ 有所貢獻，而編號 4 在給定範圍內對密度的貢獻為零，可忽略不計。每個破裂面的貢獻是透過方程式(4.8)將範圍內之發生機率進行積分而得，如圖中彩色虛線區域，其平均值和標準偏差取決於破裂面資料(Darcel 等人，2009)	47
圖 4.3	比較方程式(4.12)中的 $\sigma_{unc,computed}(\theta, \varphi)$ 和透過蒙地卡羅模擬生成的 $\sigma_{unc,simulated}(\theta, \varphi)$ 。每個不同顏色標記對應於表 4.1 中的子截面 (Darcel 等人，2009)	50
圖 4.4	以 P_{32} 表示不同極區之密度分布 $[\alpha_{3d}(\theta, \varphi); \sigma_{unc}(\theta, \varphi)]$ 範例(Darcel 等人，2009)	51
圖 4.5	鑽井資料 KFM01C。(a)以符號表徵該鑽井資料段；(b)(a)中表徵的各個子集的密度分布，(c)FFM02 之立體投影圖；(d)、(e)及(f)分別為「受 DZ 影響的 FFM02」、「受 DZ 影響的 FFM01」和「FFM02a」的離散立體投影圖(Darcel 等人，2009)	52
圖 4.6	變尺度分析的原理。其中，左圖的 s 為擷取的視窗大小(Darcel 等人，2009)	53

圖 4.7 受變形區(DZ)影響的資料集「KFM01C-FFM01」之變異性分析。(a) $\sigma_{var}(s)/\alpha_{3d}$ 隨視窗截取大小之變化，「卜瓦松等效項」資料集以灰色符號和灰線表示，「真實」資料集以藍色符號和藍線表示($L = 164$)；(b) 「卜瓦松等效項」資料集(灰色符號)和「真實」資料集(藍色符號)之破裂面密度 P_{10} 隨深度變化(Darcel 等人，2009).....	55
圖 5.1 Foremark 場址依據 13 個極區網格(θ, φ)以及整體(單一極區)之 $[\sigma_{unc}/ P_{32}]$ 和 $[\sigma_{var}/ P_{32}]$ 隨密度 P_{32} 之變化(改自 Darcel 等人，2009)	57
圖 5.2 Foremark 場址依據 13 個極區網格(θ, φ)以及整體(單一極區)之 $[\sigma_{unc}/ P_{32}]$ 和 $[\sigma_{var}/ P_{32}]$ 隨破裂面數之變化(改自 Darcel 等人，2009)	57
圖 5.3 Laxemar 場址依 13 個極區網格(θ, φ)以及整體(單一極區)之 $[\sigma_{unc}/ P_{32}]$ 和 $[\sigma_{var}/ P_{32}]$ 隨密度 P_{32} 之變化。(改自 Darcel 等人，2009).....	59
圖 5.4 Laxemar 場址依 13 個極區網格(θ, φ)以及整體(單一極區)之 $[\sigma_{unc}/ P_{32}]$ 和 $[\sigma_{var}/ P_{32}]$ 隨破裂面數之變化。(改自 Darcel 等人，2009)	60
圖 6.1 Forsmark 現地調查期間(2002-2007)產生的 25 個岩心鑽井和 38 個衝擊鑽井，以及鑽井於地面上的投影。橢圓範圍為研究目標區域(Martin & Follin，2011)	62
圖 6.2 Forsmark 確定性建模的區域模型，其中包含 131 個變形區。高傾角變形區(107 個)以不同的顏色表示，並標明其主要走向。低傾角變形區(24 個)用淺灰色表示，走向以 G 標示。候選區域的邊界以紅色顯示，目標區域之模型域以紫色顯示。左上角顯示區域 NW-SE 之最大水平應力方向(Martin & Follin，2011).....	63
圖 6.3 目標區域東西向之三維立體模型，圖中包含變形區 ZFMA2(紅色)與破裂面域 FFM01-03 和 FFM06。剖面 1 和 2 於圖 6.4 中顯示(Martin & Follin，2011)	64
圖 6.4 圖 6.3 中標示之橫剖面，破裂面域 FFM01、FFM02 和 FFM06 出現在 ZFMA2(低傾角)和 ZFMF1 區域的下盤。其中還包含主要的高傾角變形區 ZFMENE0060A 和 ZFMENE0062A(Martin & Follin，2011).....	65
圖 6.5 目標區域與鑽井相對位置示意圖，破裂面域 FFM02 以透明化處理，破裂面域 FFM01 和 FFM06 分別為白色和棕色，NE0060A 和 NE0062A 是兩個主要的變形區。線及編號(1、2、4~8、10)為鑽井於模型中之位置(Martin & Follin，2011).....	65
圖 6.6 透過 PFL 方法檢測鑽井 KFM01D、KFM06A、KFM07A 和 KFM08A 流動破裂面的導水係數資料。其中，不同顏色點代表不同破裂面域或變形區之資料，藍線表示 Forsmark 地區進行的調查報告時檢測極限($1 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$)，其長度對應於 PFL 方法研究的深度(Martin & Follin，2011).....	67
圖 6.7 確定性建模中，變形區的導水係數資料隨深度之散點圖。不同位態之破裂面的導水係數以不同顏色表示。G 為低傾角變形區，高傾角之變形區以其位態方向表示。用 x 表示的資料點來自 KFM08D、KFM11A、KFM12A、HFM34、HFM36 和 HFM37(Martin & Follin，2011)	68

圖 6.8 (上圖)透過 PFL 方法量測並使用 Terzaghi 校正後的開口破裂面和具導水能力之破裂面的密度。(下圖)使用 PFL 方法量測到具導水能力的破裂面比容量。粗線為所有鑽井的平均值，虛線為標準偏差(Martin & Follin, 2011)	69
圖 6.9 Glamheden 等人(2007)提供之 Forsmark 現地應力梯度與深度關係圖。 S_{1H} 及 S_{2h} 分別為最大及最小水平應力， S_{3v} 為垂直應力(Martin & Follin, 2011).....	70
圖 6.10 所有 PFL 破裂面之導水係數資料出現頻率之直方圖(Martin & Follin, 2011)	71
圖 6.11 613 個 PFL 破裂面導水係數資料隨深度變化之直方圖(RHB 70 為瑞典地理坐標高程系統)(Martin & Follin, 2011)	72
圖 6.12 ALL_PFL 資料集(N=613)之半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線) (右下)；以及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011).....	72
圖 6.13 FFM_PFL 資料集(N=193)之半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線) (右下)；以及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011).....	73
圖 6.14 FFM_PFL 資料集中(N=140)低傾角破裂面之半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線) (右下)；以及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011).....	73
圖 6.15 FFM_PFL 資料集 N-SW 走向之高傾角破裂面(N=21)半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)及其擬合結果(左下)(Martin & Follin, 2011)	74
圖 6.16 FFM_PFL 資料集中 NW-SE 走向之高傾角破裂面(N=4)半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線) (右下)及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011).....	74
圖 6.17 ZFM_PFL 資料集(N=70)之半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線) (右下)及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011)	75
圖 6.18 ZFM_PFL 資料集中低傾角區域(N=13)之半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線) (右下)及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011).....	76
圖 6.19 ZFM_PFL 資料集中 NW-SE 走向之高傾角(N=10)半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線) (右下)及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011)	76

圖 6.20 ZFM_PFL 資料集中 NE-SW 走向之高傾角(N = 46)半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011)	77
圖 6.21 Forsmark 場址的岩心鑽井中開口破裂面隨深度的發生頻率(Martin & Follin, 2011)..	79
圖 6.22 分析三種水文地質資料 ALL_PFL(上)、FFM_PFL(中)和 ZFM_PFL (下)之正向應力與高傾角 PFL 破裂面的導水係數比較。其中，實線之趨勢基於式(6.1)(Martin & Follin, 2011)	79
圖 6.23 比較分析了三種水文地質資料 ALL_PFL(上)、FFM_PFL(中)和 ZFM_PFL(下)低傾角 PFL 破裂面的導水係數值比較。其中，實線之趨勢基於式(6.1)(Martin & Follin, 2011)	80
圖 6.24 使用式(6.1)對所分析的三種水文地質資料 ALL_PFL、FFM_PFL 和 ZFM_PFL 的擬合趨勢線與實驗室試驗值進行比較(改自 Martin & Follin, 2011)	81

表目錄

表 3.1 破裂面跡線資料校正和連接算法(點線之間)。	40
表 4.1 根據鑽井 KFM01C-FD FFM01 隨深度定義的破裂面子資料集(Darcel 等人，2009)	49
表 6.1 針對 Forsmark 場址使用 PFL 和 PSS 方法試驗的鑽井列表	62
表 6.2 圖 6.2 中之確定性建模的變形區域的跡線長度資料表	64
表 6.3 Forsmark 目標區域建議的水平和垂直應力大小，其中深度以公尺(m)為單位(Glamheden 等人，2007)	70
表 6.4 實驗室試驗透過式(6.1)確定的 α 值與此技術報告的 Forsmark 現地資料進行比較，括號中的數字表示分析中使用的資料量	81

第一章 前言

全球有許多國家為使用核能之國家，而我國亦不例外。然而，我國民眾對於核能使用存有疑慮，為響應民眾之要求，政府積極推動於 2025 年達成「非核家園」的目標，我國將逐步停止較老舊之核電廠運轉。然而，我國仍有許多使用核技術的單位，並且產生低放射性之廢棄物。因此，經濟部與台電公司仍持續的推動低放射性廢棄物處置作業，原能會物管局為管制單位之角色，亦必須做好相關之安全把關工作。低放射性廢棄物處置經過一些時間的努力推動，目前仍因選址作業不順遂而窒礙難行。因此，在還未順利推動低放射性廢棄物處置計畫之前，有必要規劃推動集中貯存之應變方案，以解決除役廢棄物及蘭嶼貯存場遷場問題。爰此，「109 年低放射性廢棄物處置方案之安全管制研究」針對低放射性廢棄物集中貯存之應變方案進行相關法規的蒐集及研析，探討我國目前現狀並提出相關建議，並由過去長期合作之團隊針對上述之議題進行研究。除前述之研究主題外，有必要針對低放射性廢棄物坑道處置之技術持續精進。為提供我國管制單位相關處置審查之參考，本子計畫(子計畫三，以下簡稱本計畫)針對處置岩體破裂特性相關課題進行回顧與分析，持續針對低放射性廢棄物處置有關場址特性之課題進一步研究探討。

我國低放射性廢棄物處置有關場址特性之研究，本計畫在過去針對相關議題已有許多成果，以下回顧本計畫過去之研究。包含：

- ※ 102 年度物管局計畫「低放射性廢棄物處置場址特性與設施設計審查規範精進之研究」(原能會物管局，2013)：提供審查導則場址及設施設計相關條文之修訂方向建議。
- ※ 103 年度物管局計畫「低放射性廢棄物處置場址特性審查規範精進之研究」(原能會物管局，2014)：針對審查導則場址相關條文，提出「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則(第 0 版)之場址特性修訂草案」。
- ※ 104 年度物管局計畫「低放射性廢棄物處置場址特性審查規範精進之研究」(原能會物管局，2015)：進行場址之特性描述審查規範精進之研究。

105 年度至 108 年度低放射性廢棄物坑道處置之四年期計畫，本計畫針對低放射性廢棄物坑道處置之場址特性進行研究，透過國際資訊研析、審查要項研究、驗證方法評估、審查

規範建立(修正)等四步驟逐年推動，研究成果包含：

- ※ 105 年度物管局計畫「低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術建立之資訊研析」(原能會物管局，2016)：彙整國外放射性廢棄物坑道處置設施安全評估審查技術，研析國內在安全評估審查技術發展所面臨之問題與精進對策。
- ※ 106 年度「低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術之關鍵課題研究」(原能會物管局，2017)：提出場址特徵化工作需精進之關鍵議題，內容包含場址初始狀態定量化，並針對力學-水力耦合量化資訊之不確定性進行深入探討，評估相關參數對地下水流經處置隧道流量之敏感度，最後提出場址特徵化參數不確定性之評估結果。
- ※ 107 年度提出「低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術驗證評估研究」(原能會物管局，2018)：蒐集並研析國際間坑道處置有關水力-力學耦合流場分析之相關技術文獻，並進一步建立近場流場分析之平行驗證技術。另外，主導共同研讀 NUREG-2175 技術報告(NRC，2015)，並提出 NUREG-2175 技術報告之重點，探討與國內處置環境之差異。最後，將過去三年之研究成果回饋至「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則(第 0 版)」(原能會物管局，2012)。
- ※ 108 年度計畫「低放射性廢棄物近岸坑道處置之場址參數驗證技術研究」(原能會物管局，2019)：以台電公司「低放射性廢棄物最終處置技術評估報告」為審驗對象，蒐集我國近岸潛在處置場址之岩盤破裂之重要參數，並透過這些重要參數進一步針對場址之岩盤於不同深度進行計算及評估，並探討各項參數之不確定性。另外，此年度修訂之「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則」提供一個可公告之建議修訂版本。

對於坑道處置而言，掌握處置岩體之特徵越完整，其安全評估之不確定性越低，過去的研究(原能會物管局，2019)也發現，達仁建議候選場址與鄰近地區之草埔隧道工區之不連續面位態有明顯差異，主要原因可能是建議候選場址及其周圍區域之地質構造變化大。研究發現，達仁建議候選場址及其周邊至少就有 3 個時期的之古應力變化，並且在此範圍造成許多複雜之褶皺構造。國外低放射性廢棄物地質處置研究發展有關場址特性方面，瑞典也針對 Laxemar 和 Forsmark 兩處場址進行了數年的調查，結果發現地質構造和破裂面的特性有很大的異質性，並對這些調查資料進行詳盡之分析研究。因此，本年度計畫(子計畫三)重點放在低放射性廢棄

物處置岩體之破裂特性相關技術報告進行研析。國際間一些有關破裂特性之技術報告，例如瑞典 SKB R-09-38(Statistical methodology for discrete fracture model – including fracture size, orientation uncertainty together with intensity uncertainty and variability)(Darcel 等人，2009)、SKB R-12-04(Summary of discrete fracture network modelling as applied to hydrogeology of the Forsmark and Laxemar sites)(Hartley & David，2013)，以及 SKB R-08-69(Review of possible correlations between in situ stress and PFL fracture transmissivity data at Forsmark)(Martin & Follin，2011)等。其中，R-09-38 這本技術報告包含討論在進行模擬前，針對現地所蒐集之資料進行校正，模型中可能遭遇之破裂面之先天變異性及量測造成之不確定性，並以 Laxemar 和 Forsmark 兩處處置場址實際進行分析討論。SKB R-12-04 這本技術報告介紹了運用到 Laxemar 和 Forsmark 兩處場址之離散破裂網路之建模方法。SKB R-08-69 則是在探討室內試驗所得到有關導水係數與正向應力之經驗式是否能真實反應至現地處置岩體的實際情形。前兩本技術報告(R-09-38、R-12-04)屬於高放射性廢棄物處置技術之範疇，但與低放射性廢棄物處置有關之破裂面水力特性之研究亦為低放射性廢棄物處置中重要的議題之一，因此值得做為我國低放處置發展之參考文獻。透過研析相關報告，逐步釐清透過現地量測資料如何判定其破裂特性，並進行破裂面之相關建模作業，期能進一步釐清破裂岩體特徵化相關之課題。

本報告第一章為計畫說明，包含研究目的及與本計畫相關之過去研究成果回顧；第二章將透過研析 SKB R-12-04(Hartley & David，2013)技術報告，並對 SKB 針對岩體破裂建模之研究方法進行彙整；第三章將進一步根據 R-09-38(Darcel 等人，2009)技術報告內容，摘述介紹破裂岩體之統計及校正方法，透過地形校正以及對破裂面進行重新連接，並且利用破裂尺寸的分布特性(冪定律分布)以及最大概度估計(maximum likelihood estimation)進行擬合，確認校正結果的合理性；第四章及第五章則是根據 R-09-38(Darcel 等人，2009)技術報告內容，摘述說明有關水文地質建模使用之破裂面現地資料，因量測造成的不確定性及先天的變異性導致對於建模造成影響，並透過 Laxemar 和 Forsmark 兩處場址實際案例分析進行比較說明；第六章則根據 SKB R-08-69(Martin & Follin，2011) 技術報告，摘述透過實驗室試驗得到導水係數與正向應力相關之經驗公式，比對實驗室之經驗是否能反映至現地量測之結果；最後，第七章提出本計畫之結論與建議。

第二章 裂隙岩體建模方法研析

國際間有關破裂岩體之建模，SKB 已針對瑞典 Forsmark 及 Laxemar 兩處處置場址進行詳細的場址特徵研究，並分別建立了「SDM-Site Forsmark」和「SDM-Site Laxemar」場址描述模型，這些模型整合了地質、熱學、岩石力學、水文地質、水文地球化學、母岩傳輸特性及表面系統的描述(SKB, 2008; 2009)。上述所考慮的模型當中，水文地質建模亦是低放射性廢棄物處置之重要考慮項目之一，因此本研究將重點研析此建模之方法。瑞典 SKB 的 R-12-04 技術報告(Hartley & David, 2013)中提及，地下水流動和傳輸的建模方法有不同的方式來表示破裂面，SKB 已考慮了三種可能的概念方法，包含連續多孔介質(CPM)、離散破裂網路(DFN)和通道網路(Channel Network, CN)方法：

- ※ 連續多孔介質(CPM)模型：岩體之破裂面可以表示為等效均質的多孔介質，其地下水流受達西定律控制，模型的每個元素可能具有不同的水力特性。
- ※ 離散破裂網路(DFN)模型：地下水的流動和傳輸主要發生在破裂面內。此類模型可以明確設定破裂面的幾何概念，例如破裂面的大小、形狀和位態，以及每種破裂面的水力和傳輸特性。
- ※ 通道網路(CN)模型：達西水流流經一維的通道網路。通常將不連續的流動通道建置於規則的網格上，但可以對網格進行扭曲，以符合更實際的幾何形狀。

其中，SKB 用於水文地質建模關鍵之一是離散破裂網路(DFN)概念的發展，此概念為地下水流通過岩體中的破裂面進行流動。離散的破裂網路模型可明確設定破裂面的某些特徵，例如破裂的位態、密度、大小、空間分布、形狀和滲透率。此方法適合用於解釋場址調查中所得之資料，並且能夠透過隨機模擬提供處置窖周圍流量和傳輸的統計資訊。因此，DFN 方法是 SKB 為支持現地調查和安全評估項目而執行的水文地質建模的基礎。有關水文地質建模的概念模型，SKB 將場址之地下水系統分為三個不同的水力區域，包含(1)水力土壤區(HSD)；(2)水力通導區(HCD)；以及(3)水力岩體區(HRD)，透過場址調查得到之現地資料針對這些分區進行建模。因此，本章首先描述母岩的地質分類方法，如何將場址分類為水力土壤區(HSD)、水力通導區(HCD)及水力岩體區(HRD)之標準進行介紹；第 2.2 節將分別描述這些模型在建模過程中需要考慮之因素。

2.1 地質母岩分類

為了要進行 DFN 建模，本節首先介紹 SKB 對於場址之母岩進行分類，透過定義場址區域中之岩石域、變形區以及破裂面域，進一步區分建模所需之水力土壤區(HSD)、水力通導區(HCD)及水力岩體區(HRD)，這三類分區水力特性之定義已於過去的研究報告(原能會物管局，2005)中介紹，本研究將針對這些分區如何的建模進行研析彙整。母岩分類透過以下方法進行定義，包含岩石域、變形區以及破裂面域。

1. 岩石域定義

母岩分類中針對岩石域以岩性為基礎進行定義。岩石域的識別首先為透過地表觀測，然後進一步透過鑽井的單孔解釋，針對地表下岩體之岩石單元進行判別。分類的基礎包含：

- ※ 主要岩石類型的組成、晶粒大小和質地。
- ※ 母岩同質性。

2. 變形區的定義

變形區基本上呈片狀的構造分布於岩體中，構造中存在脆性、韌性或結合脆性和韌性的變形。因此，母岩分類中變形區的識別工作，透過包含利用地球物理資料(空中磁力測量(airborne magnetic)資料、高分辨率地磁(high-resolution ground magnetic)資料，以及反射震測(seismic reflection)資料的綜合評估來構建三維確定性構造模型，透過鑽井和衝擊式鑽孔(percussion boreholes)的單孔解釋判定可能的變形區，並解釋該場址地質構造的變形歷史。

3. 破裂面域的定義

為了描述岩體的脆性區域，除識別出較小尺度的變形區外，並將岩體進一步劃分為破裂面域。破裂面域為一大尺度的概念架構描述岩石破裂的空間分布非均質性，其判定的概念以透過破裂面密度或位態統計的變化表示不同岩體中不同變形歷史，目的是找到具有類似破裂特徵的岩體，使岩體之間的變異性大於岩體內的變異性，以區分不同之破

裂面域。破裂面域的識別和描述也為 Geo-DFN 破裂面和較小變形區的隨機建模提供了基礎。破裂面域的定義以下列為基礎：

- ※ 變形區之間岩體的構造背景。
- ※ 破裂礦物學。
- ※ 岩石域模型。
- ※ 破裂面位態的變化及其關係場址變形歷史的概念模型。
- ※ 不同破裂面集的相對密度。
- ※ 應力狀態。
- ※ 水文地球化學。

2.2 岩體水力特性分區建模

SKB 用於 Forsmark 和 Laxemar 場址之母岩水文地質建模的概念模型中，地下水系統分為三個不同的水力區域，如圖 2.1 所示，其水力特性分區概念詳見董家鈞和陳瑞昇(2005)之研究。分別為：

- ※ 水力土壤區(HSD)：風化層，即未固結的沉積物，通常以土壤之地質分區以及於土壤層進行之水力試驗為基礎。不同的土壤單元(Soil units)即可根據給定之水力特性區分為不同之水力土壤分區。
- ※ 水力通導區(HCD)：透過地質分析確定的變形區，水文地質概念模型中以水力通導區表示。
- ※ 水力岩體區(HRD)：由非屬水力通導區之岩石單元(Rock units)所組成，此區域為變形區外含有較小破裂面的母岩，以及較小變形區(MDZ)。此分區之判定基礎也是透過地質分析確定。

DFN 概念中，如果破裂面的幾何和水力特性受到現地資料的合理佐證，則可以確定性地建模單一個破裂面，如果沒有足夠的現地資料，則對未發現的破裂面進行隨機建模。破裂網路模型通常至少有部分參數是透過隨機方式產生，因為無法確定目標岩體中每個破裂面的位置和範圍，有些破裂面可能只有部分資料，例如只有幾何形狀，但缺少水力特性。對於隨機方法，需要對破裂系統的特定特徵進行統計描述，並使用與物理系統具有相同統計量的 DFN 模型進行建模。進行 DFN 參數化實際上是透過機率分布函數的公式，用於隨機產生破裂網路。因此，需要產生多組破裂面系統，並對每個破裂面集所預測的結果之間的差異進行量化。另一方面，這些模型可能會因為缺乏精確破裂位置和幾何形狀而產生不確定性。SKB 採用的 DFN 建模方法將相對較確定的 HCD 模型與隨機產生相對較不確定的 HRD 模型相結合，相較於 HCD 模型，HRD 模型的不確定因素較大，因此 R-12-04 技術報告之主要內容將放在 HRD 模型的特性說明，本節將根據此報告對於 HRD 模型有較詳細的敘述。

Hydrogeological description

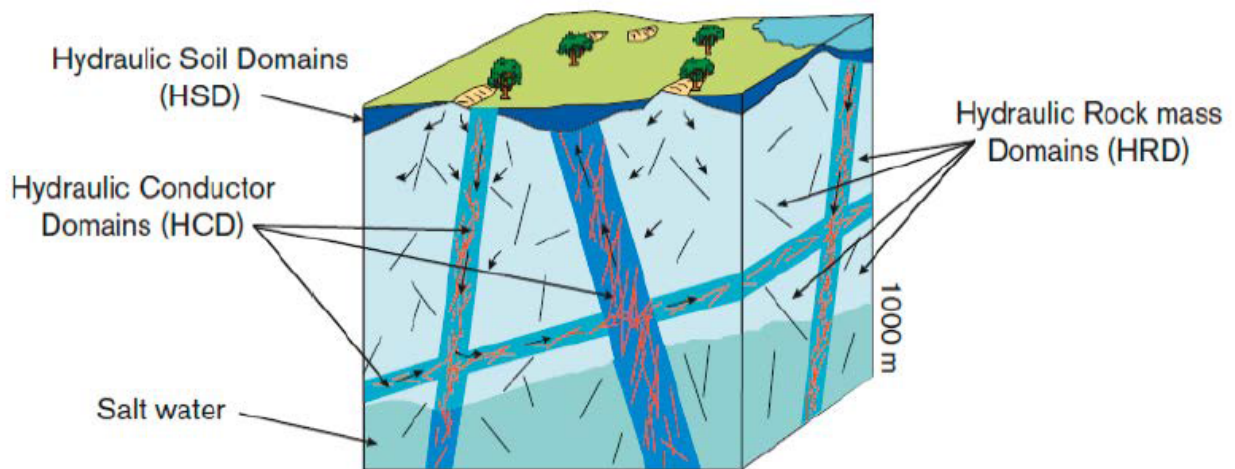


圖 2.1 SKB 將水文地質模型分成三個水力區域，分類為水力土壤區(HSD)、水力通導區(HCD)及水力岩體區(HRD) (Hartley & David, 2013)

2.2.1 水力土壤區(HSD)模型

有關水力土壤區(HSD)模型，SKB 透過淺層單孔研究特徵化場址區域之淺層表面，為主要成分為風化層的 HSD 模型提供輸入資料，並確定地下水位和季節變化。Forsmark 場址在風化層鑽了約 70 個鑽孔。Laxemar 場址鑽了約 40 個近地表鑽孔。HSD 建模資料的使用於 Bosson 等人(2008；2009)研究中進行描述。

2.2.2 水力通導區(HCD)模型

變形區由較小的破裂面群組成，其概念如圖 2.2(上圖)所示。水文地質學上將這些較小的破裂面群之特徵定義為單一破裂面的總導水係數，變形帶區間之總導水係數是由每個鑽井截距上下限之間的導水係數測量值求得。以 Forsmark 場址為例，水力岩體區(HRD)的整體破裂密度約為水力通導區(HCD)的三分之一，而於 HRD 可傳輸且相連通的開口和部分開口的破裂面數量，接近 HCD 的數量之四分之一，表示 HRD 中開口破裂面的機率較小。總體而言，HRD 中具有導水功能之破裂面，其密度約為 HCD 中導水破裂面的 20%。再者，變形區的寬度包括變形核心外的破裂損傷區，如圖 2.2(下圖)所示。因此，可能導水的破裂面涵蓋範圍比變形區之核心區域更寬廣，進一步在包含破裂損傷區的這些區域內得到更多的流量測量值。

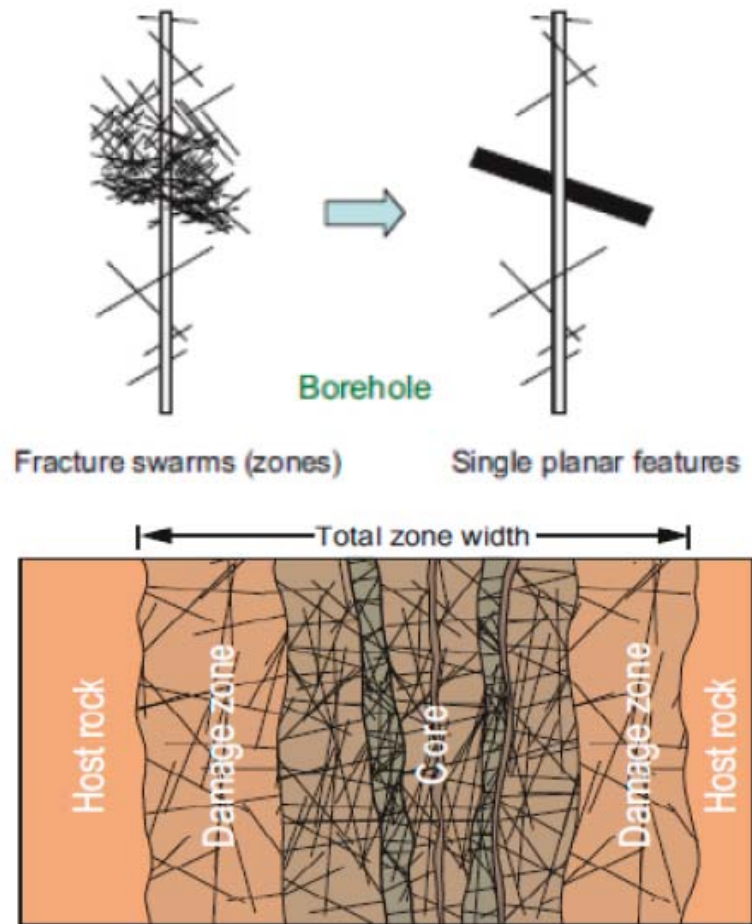


圖 2.2 (上圖)將變形區的破裂資料組合，形成單一的破裂平面，此範圍的所有水力資料也組成單一破裂面之導水係數值。(下圖)岩體變形區範圍除包含變形區之核心區域外，還包含較外圈之破裂損傷區(Hartley & David，2013)

由於很少有能充分特徵化 HCD 水力特性的模型，因此需要透過單獨的導水係數與深度趨勢函數描述 HCD 中之導水係數與深度的相關性。以 Laxemar 場址為例(圖 2.3(下圖))，HCD 模型根據位態和尺度分為四個主要類別，將水力特性分配給模型中不同變形區，然後以深度趨勢迴歸分析對場址範圍內多個單孔導水係數資料進行了分析，同一場址區域不同位置進行多次測量，最後將計算值進行幾何平均生成 HCD 模型，如圖 2.3 所示(上圖為 Forsmark 場址變形區水力傳導係數隨深度變化之 HCD 模型，下圖為 Laxemar 場址變形區導水係數隨深度變化之 HCD 模型)。

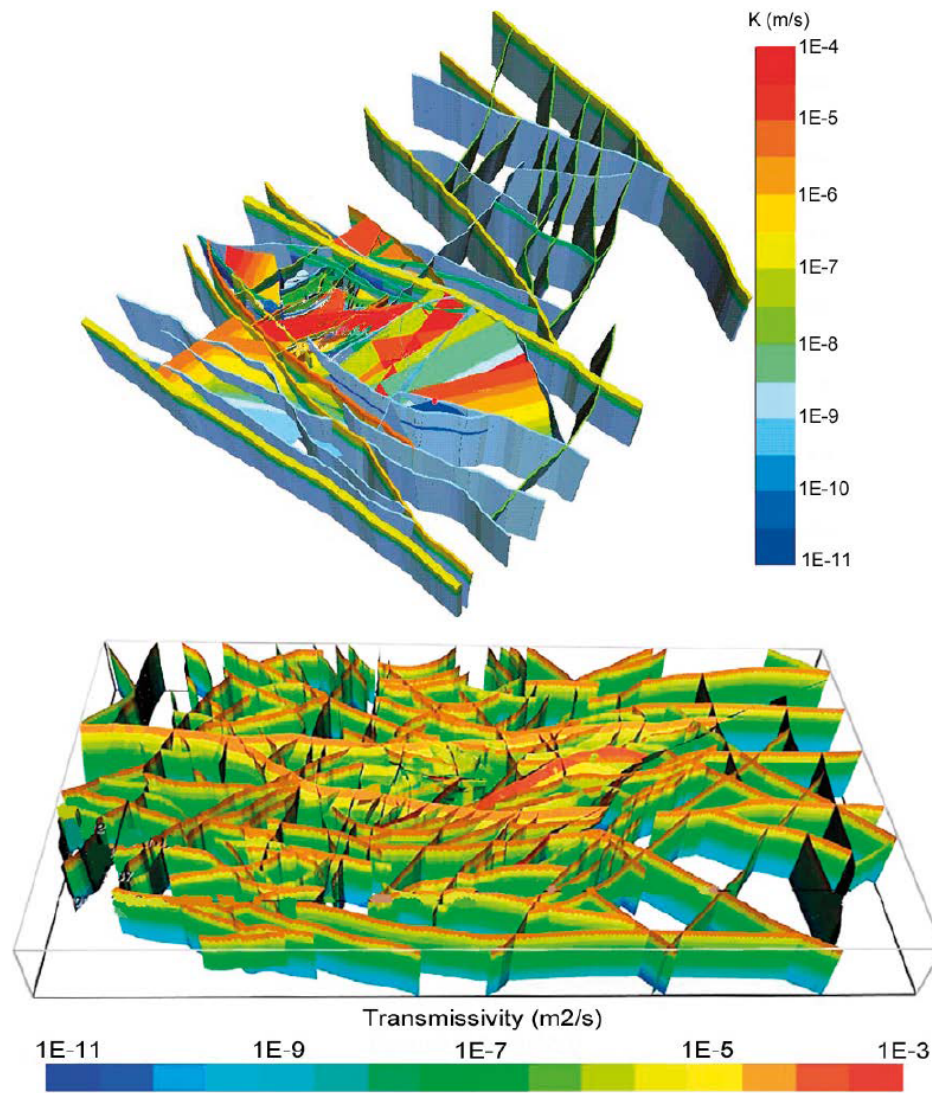


圖 2.3 區域尺度的變形區隨深度變化之水力特性模型。上圖為 Forsmark 的確定性建模，以水力傳導係數 k 隨深度變化之 HCD 模型案例。下圖為 Laxemar 的確定性建模，以導水係數 T 隨深度變化之 HCD 模型案例(Hartley & David, 2013)

2.2.3 水力岩體區(HRD)模型

如果有足夠充足的破裂面位置和特性，則可以隨機或確定性地對破裂面進行建模。SKB 針對 Forsmark 和 Laxemar 兩處場址的建模中，針對水力通導區(HCD)的幾何特性進行了確定性建模，以及水力特性進行隨機或確定性建模，通常對水力岩體區(HRD)的破裂面進行完全隨機建模。對於隨機建模的破裂面，每個特性都從機率分布中取得，包含：位態、密度、尺寸、

空間分布和導水係數。這些破裂面具有水力和幾何特性，有些破裂面或破裂面內的區域具有傳輸流動的潛力，有些則無法流動，例如，破裂面表面凹凸、接觸緊密閉合或因礦物沉積。SKB 在處理 Hydro-DFN 模型中，如果將開口破裂作為滲流網路的一部分進行連接，則假定該破裂具傳輸功能。更準確地說，目標在於特徵化具有傳輸性質之開口破裂面。另一種方法是明確的模擬單個破裂面，並為這些破裂面分配水力開口和閉合的區域。

再者，報告中還介紹了「密度」，即 P_{32} 「單位體積的破裂面表面積」的簡寫。但由於 P_{32} 較難判定，因此實際上必透過沿鑽井方向的線性破裂面密度(P_{10})量測資料進行估算，但此方法缺點是與鑽井方向垂直的破裂會被優先發現，進一步使破裂面密度的估計產生誤差。為了解決這個問題，以加權總和方式累積破裂面密度的估計值，計算幾何加權因子並將其應用於每個測量的破裂面，此修正為 Terzaghi 校正(Terzaghi, 1965)。破裂面資料分析中，最大加權為 7，以避免對高角度破裂面過度校正。以下將針對 SKB 認為影響水力岩體區(HRD)模型之因素進行說明。

1. 水力岩體區的定義(HRD)

為了進行水文地質建模，將岩體細分為水力岩體區(HRD)，細分的基礎與地質(即破裂面域)密切相關。但對於這些破裂面域而言，資料非常有限，亦或是相鄰區域之間的水力資料差異不大，則考慮合併破裂面域。SKB 用於判斷並分類破裂面域的主要方法為透過 Posiva 氏流率井測(PFL)，將破裂面進行足夠的水力測量，在每個 HRD 中校準特定於該區域的 Hydro-DFN 模型。其中，PFL 方法是一種差異流量記錄裝置(圖 2.4)，將流量差 $DQ [L^3T^{-1}]$ 除以水頭差 $Dh [L]$ ，其比值為該破裂面於鑽井上下截距處的比容量 $DQ/Dh [L^2T^{-1}]$ 。使用 PFL 方法確定的比容量(specific capacity)後，在透過 Thiem 方程式(Thiem, 1906)將比容量轉換為導水係數：

$$T = (Q/\Delta h)[\ln(r_e/r_w)/2\pi] \quad (2.1)$$

其中 $r_e [L]$ 是水力試驗的影響半徑， $r_w [L]$ 是岩心鑽井的半徑。

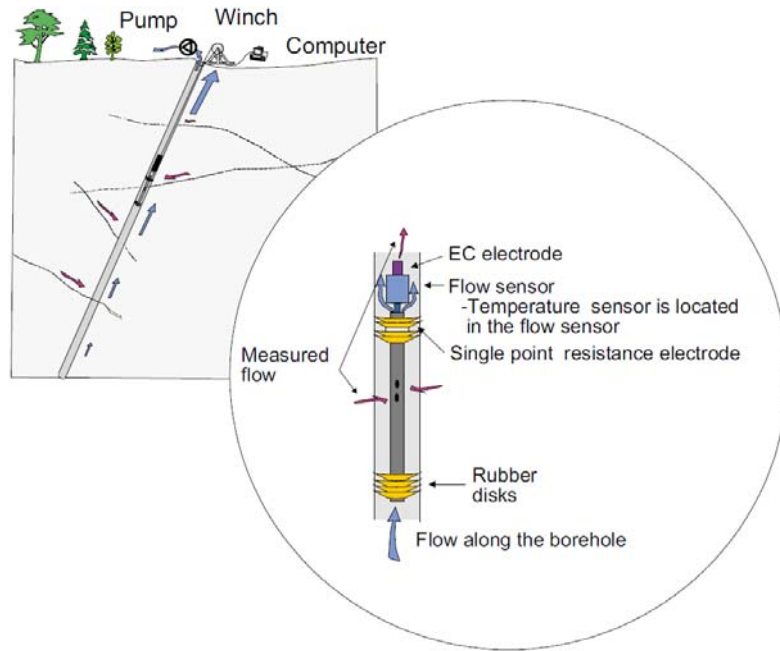


圖 2.4 Forsmark 中用於差異流量記錄的井下設備示意圖(Martin & Follin, 2011)

2. 次要變形區

SKB 將破裂面跡線長度小於 1000 m 的變形區稱為次要變形區(MDZ)。水文地質發展基礎的 DFN 概念模型中，通常將每一較小的變形區視為整體中的單一破裂面特性。因此，次要變形區(MDZ)被包含在水文地質 DFN 模型中之隨機建模。水文地質 DFN 模型模擬中，不可能明確識別出某一破裂面是否為次要變形區。但可以預料較小尺寸的變形區可能會被視為模型中較大的破裂面之一。次要變形區(MDZ)的處理如下：

- ※ 將次要變形區(MDZ)合併為一個有效導水破裂面，用於水文地質 DFN 模型中之 HRD。由於將 MDZ 視為單一的破裂面，因此 HRD 的破裂面密度略有降低。
- ※ 為了計算開口破裂面的密度，假定所有 MDZ 都是開口破裂面。
- ※ 如果 MDZ 包含任何 Posiva 氏流率井測(PFL)檢測到之破裂，則其 MDZ 對於水文地質上很重要。其指定的導水係數是 PFL-f 測得之破裂的導水係數之和。
- ※ 如果 MDZ 不包含任何 PFL 檢測到之破裂，那麼只會增加開口破裂面的密度。

以 Forsmark 為例，SKB 確定了約 28 個較小的變形區，將其視為 HCD，另有 43 個小於一公里被稱為「可能變形區」(PDZ)，將其視為隨機建模的一部分進行處理。

3. 破裂面形狀

儘管理論上單一破裂面可能呈橢圓形，但實際的破裂面之形狀則不然，因為沈積岩中存在力學分層。此外，相交、截斷、剪切和地質演化通常使理想化的橢圓形破裂面產生形狀變化。因此，對於 Forsmark 或 Laxemar 兩處場址而言，都沒有足夠的資料來特徵化破裂面的形狀。Geo-DFN 模型中，隨機破裂被假定為圓面，而變形區則以相鄰多面形破裂群組成。Hydro-DFN 模型中，由於使用數值破裂組的方式，因此以方形隨機破裂代替，三角形網(Triangulated surfaces)用於模擬 HCD 的幾何形狀。

4. 破裂面位態和分組

利用球極平面投影(stereonet)顯示每個破裂面位態，主要目的在確定接近特定位態聚集的破裂面，進一步將其定義為適當的破裂面集，並使用集中度圖(Concentration plots)識別特定位態方向之破裂面集。對於每個破裂面域，集中度圖曲線顯示所有破裂面、開口破裂面和透過 PFL 檢測得到之破裂面。於破裂面域中，未發現破裂面位態隨深度變化的明顯趨勢，因此破裂面集的定義和位態分布不會隨深度變化。

5. 破裂面密度尺度化、空間分布和終止的概念

破裂面密度尺度化、密度結構、空間分布和終止行為的概念是相互關聯的。水文地質建模中，重點將這些概念應用於開口破裂面集，因為這些破裂面是水文地質 DFN 建模的基礎。透過使用鑽井、露頭和構造線形圖提供的各種尺度的破裂面，可以最容易地分析 Geo-DFN 中所有破裂，因為通常只能使用鑽井資料嘗試將開口破裂面與閉合破裂面進行區分。為了設定開口破裂面的特性，必須進行其他假設。與開口破裂面集相比，連通的開口破裂面具有不同的密度尺度和空間分布特性。例如，Follin 等人(2006)證明，按照卜瓦松過程(Poissonian point-process, 隨機過程)隨機產生破裂面，並且去除隨機產生破裂面中被孤立的破裂面，其餘連通的破裂面空間分布呈現碎形的分布。如此一來，較小的破裂面就不太可能被連接，因此連接的破裂面往往會聚集在較大的破裂面周圍而形成碎形特徵。以 Laxemar 場址之 HRD 模型為例，圖 2.5 為 Laxemar 場址之開口破裂面的 DFN 模擬垂直剖面連通性的例子，左圖為包含未連通之開口破裂面，右圖為去除孤立的開口破裂面後之結果。

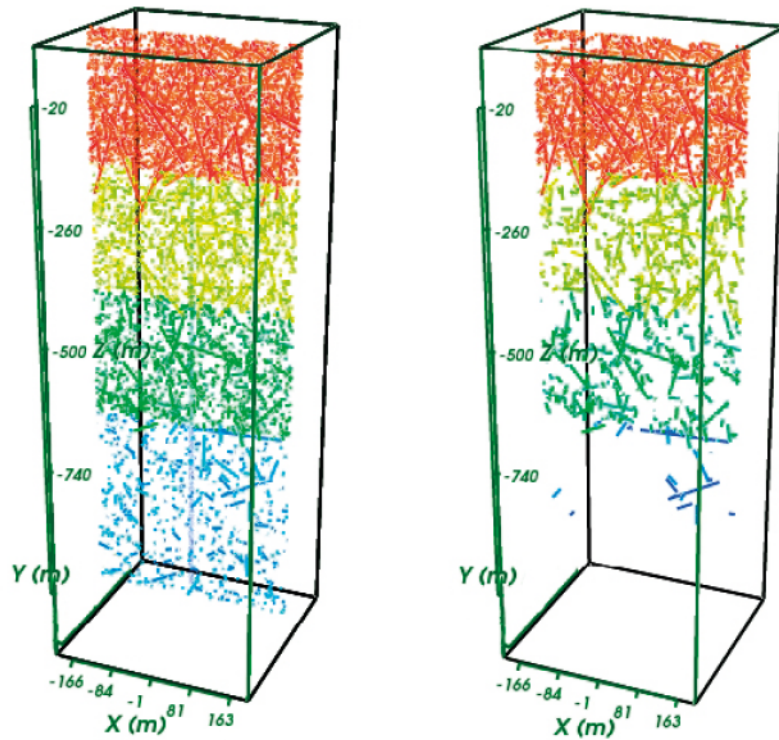


圖 2.5 Laxemar 場址於其中一組 HRD 的開口破裂面透過 DFN 模擬 E-W 向剖面之連通性分析範例。左圖為分析前隨機產生的開口破裂面剖面；右圖為去除孤立的破裂面後的模型剖面(Hartley & David, 2013)

破裂面的空間分布描述破裂面的分布方式。例如，破裂面可能是獨立分布(卜瓦松過程)，也可能會聚在一起形成具有連通性的破裂面，破裂面聚集方式取決於該場址及其周圍的應力歷史和岩體的力學特性。

破裂面密度尺度化是指觀察到的破裂面密度取決於觀察的尺度。某些類型的空間模型，其破裂面密度將隨尺度變化而增加、不變或減小。破裂面密度隨尺度變化是碎形破裂面集的特徵，因此，密度尺度化對於量化非常重要，因為破裂面資料的細緻程度攸關後續建模或計算之結果。

破裂終止行為可以解釋為破裂面呈非卜瓦松分布。例如，可以透過產生一定比例的破裂面來模擬破裂終止行為，使其終止於另一組破裂。可以預料破裂終止模型的其他實現方式，例如透過相交的位置截斷破裂面，但這也會影響破裂面的尺寸分布。

6. 破裂面密度和破裂面尺度

破裂面密度可以透過幾種方法來測量和表示，通常取決於繪製破裂面的方法。密度的主要量度定義為：

- ※ P_{10} [m^{-1}]：沿鑽井或測線的岩體平均破裂密度。
- ※ P_{21} [m/m^2]：單位面積岩體的平均破裂痕跡長度。
- ※ P_{32} [m^2/m^3]：每單位體積岩體的平均破裂表面積。

前兩項通常用於分析場址資料，因為它們很容易計算。如前所述，測量方向相對於破裂面位態存在偏差，因此使用 Terzaghi 校正方法進行校正。 P_{32} 通常被認為是無偏差的破裂面密度統計資料，但很難甚至不可能直接於現地進行測量。 P_{32} 用於模型中參數化和特徵化的破裂面密度，因為 P_{32} 與資料取得方式無關，是由 P_{10} 再透過 Terzaghi 校正根據校正後 $P_{10,corr}$ 值估算而得。但值得注意的是 P_{32} 取決於破裂面尺寸，而不是 Terzaghi 校正方法。

為了將模擬破裂面密度，使用構造連續的假設(tectonic continuum hypothesis)(Fox 等人，2007； Darcel 等人，2009)，此方法允許單一破裂面具有較大的尺寸。構造連續的模型中，破裂面群可以包括公尺尺度的露頭破裂面與具有幾千公尺尺度的變形區，表示模型中可允許組合多個不同尺度範圍的資料集，但需進行分析以避免相同的破裂面被重複計算。構造連續的概念的適用性來自對破裂面跡線長度的分析，破裂面長度從最小尺度的露頭量測至最大長度幾公里。例如 Forsmark 進行構造連續體概念分析如圖 2.6 和圖 2.7 所示，兩張圖中橫軸為破裂面跡線的長度，縱軸為經歸一化之不同尺度破裂面密度，不同顏色的資料點代表來自不同的資料來源，圖中顯示地質局部模型和區域模型、地磁測量、AFM001264 和 AFM100201 露頭測量以及露頭跡線的 Geo-DFN 模型，其破裂面密度與破裂面跡線長度之趨勢皆與構造連續假設的密度-尺寸模型(TCM)結果一致。但可以發現每個不同的資料集，其資料的頭部和尾部皆偏離破裂面構造連續假設模型的結果，這個現象將於下一章節進行討論。

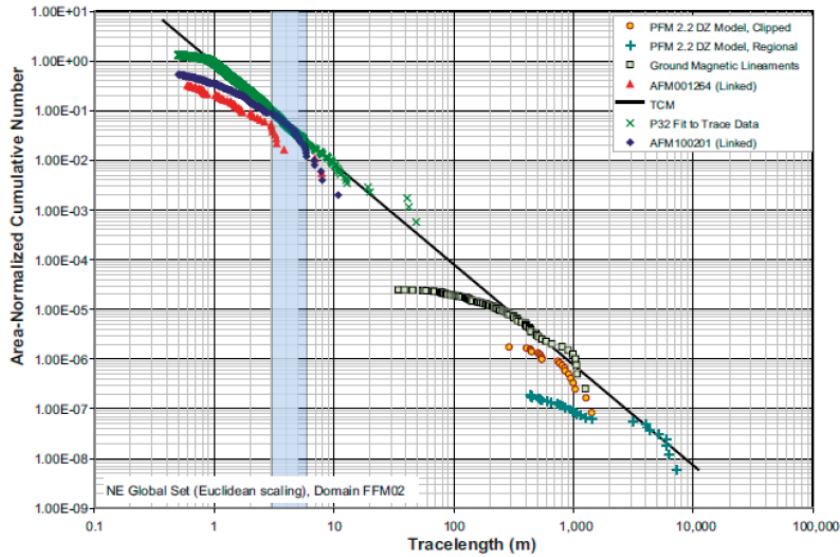


圖 2.6 TCM 構造連續假設模型與 Forsmark 場址 FFM02 破裂面域東北部區域之資料之擬合。圖中黑色實線為構造連續假設的密度-尺寸模型(TCM)；黃色實心紅色圓形資料點為地質局部模型；墨綠色十字資料點為區域模型；白色實心黑色方框資料點為地磁測量；紅色三角形資料點及紫色菱形資料點分別為 AFM001264 和 AFM100201 露頭測量；綠色 x 資料點為露頭跡線的 Geo-DFN 模型(Hartley & David, 2013)

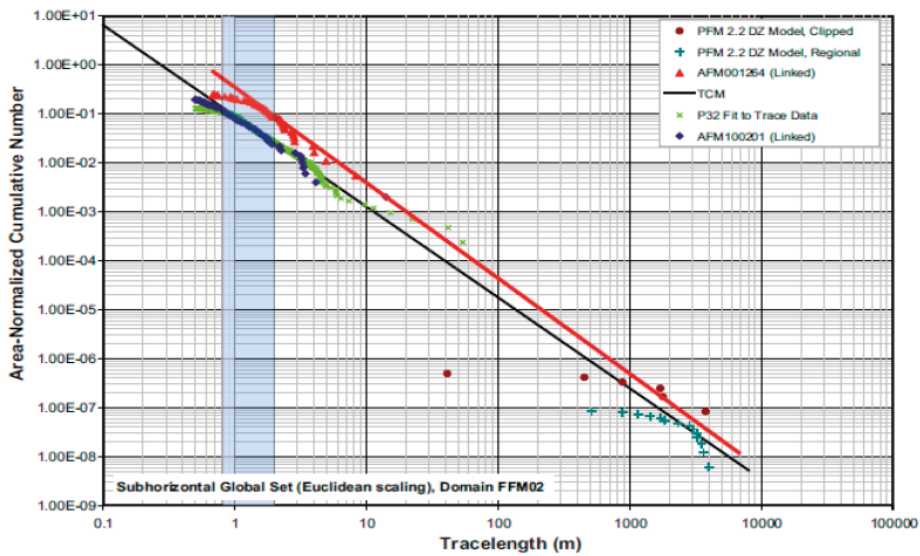


圖 2.7 TCM 構造連續假設模型與 Forsmark 場址 FFM02 破裂面域中次水平破裂面資料集之擬合。圖中黑色實線為構造連續假設的密度-尺寸模型(TCM)；酒紅色圓形資料點為地質局部模型；墨綠色十字資料點為區域模型；紅色三角形資料點及紫色菱形資料點分別為 AFM001264 和 AFM100201 露頭測量；綠色 x 資料點為露頭跡線的 Geo-DFN 模型(Hartley & David, 2013)

7. 破裂面網路的連通性和水力特性

(1) 破裂面內的流動通道

破裂面內部或相交處會形成優先流動路徑，原因是破裂面之表面可能不平坦或礦化，導致地下水流和污染物濃度在破裂面中分布不均勻。另一方面，假設裂隙岩體中具有導水特性之破裂面狹窄且呈稀疏分布，導水破裂面可能與鑽井相交的機會降低，進一步於量測過程低估岩體中導水破裂面的發生頻率，R-12-04 技術報告 (Hartley & David, 2013) 中將此稱之為第 1 類流量檢測結果。另外，水力試驗成功地檢測到附近存在流動通道，該鑽井也有可能未與導水破裂面直接相交，導致有效導水係數可能會被低估，此類為第 2 類流量檢測結果，示意圖如圖 2.8 所示。

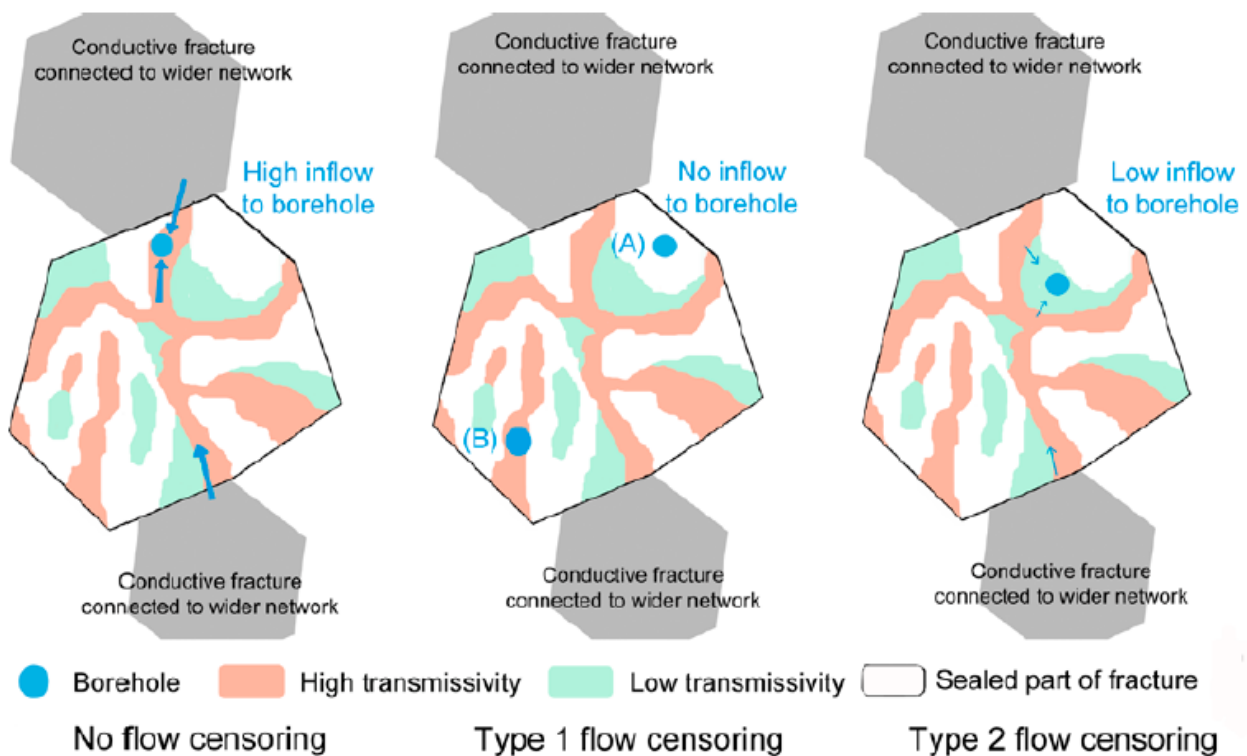


圖 2.8 PFL 檢測時，抽水試驗導致周圍的水流入鑽井，如藍色箭頭所示。第 1 類的流量檢測中，無法檢測到導水路徑，原因是鑽井與破裂的閉合區域(A)相交，或鑽井與水力隔離區域(B)相交。第 2 類的流量檢測中，檢測到了流體傳導路徑，但是卻低估有效導水係數(Hartley & David, 2013)

在 DFN 模型中，破裂面通常表示為均質的平面結構。原因是可以透過為單個破裂面分配有效的導水係數值來充分表示預設定範圍的流量導水，此有效導水係數值表示通過破裂面在其區域上的總體流速。使用此方法是因為破裂面內的流動通道既難以特徵化，且模擬計算量大。Hydro-DFN 模型中的破裂面缺乏流動通道，可能使這些模型的預測產生偏差，因此必須對其進行評估。因此，破裂面內流動通道可能會造成 Hydro-DFN 模型的不確定性，包含：

- A. 破裂面內的流動通道可能太窄，導致井測時破裂面密度可能被低估(第 1 類)。
- B. 如果水力試驗成功地檢測到附近存在導水通道，但鑽井不太可能直接與導水通道相交，因此導水係數可能被低估(第 2 類)。
- C. 除以上兩點，Hydro-DFN 模型預測的分布可能與安全評估有關，例如流動的傳播時間(travel time)、流量相關的傳輸阻力、忽略破裂平面內的異質性或破裂面相交帶，仍可能會產生偏差。

這些問題可透過綜合論證得到解決。第 A 和 B 點可透過通用範圍計算和對鑽井水力試驗的壓力影響分析進行了量化。為解決第 C 點而進行的工作包括對導水係數的破裂面內非均質性和破裂相交帶影響的建模進行研究。

(2) 流動通道網

流動通道網是指假設岩體中存在非均質的破裂面，這些破裂面具有較差的水力連通特性，但在這些破裂面中存在優先的流動路徑。換句話說，當整個破裂面網路內各個破裂面的導水係數具有較大差異時，地下水流將尋找水力阻力最小的路徑流動。這種流動通道網路被用於 HCD 變形區內的局部導水通道，以及 HRD 局部破裂面群的尺度。結晶岩的流動特性取決於破裂網路的連通性和破裂面的水力特性。原因是破裂面較稀疏的岩體其破裂面之間的連通性以及其導水係數可能是流動的限制因素。因此，對兩破裂面連通性的處理都取決於開口破裂面的幾何特性和水力特性。流動通道網的概念模型有效地確定模擬低流量的破裂面網路時網路連通性與導水係數之間的關係。

8. 破裂面存儲特性(Fracture storage properties)

很難直接從水力試驗中評估在 HRD 中之結晶岩的存儲特性，然可以從岩石力學參數獲得粗略的估計。一種替代方法是使用水力特徵的導水係數以及干擾試驗資料，分析估算 HCD 的存儲係數。但是，以 Laxemar 場址為例，導水係數範圍 $<1 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ 的試驗中，沒有存儲係數資料。這使得水文地質 DFN 模型中低導水係數特徵的儲水係數(storage coefficient)評估不確定。因此，Forsmark 和 Laxemar 兩處場址乃透過干擾試驗資料進行校準來估計破裂面的存儲特性。

9. 破裂面傳輸特性

裂隙岩體的傳輸主要發生在破裂面和變形帶內的流動路徑上。有機物的擴散與吸附被認為是主要的延遲過程，該過程限制了流質沿這些流動路徑的傳輸速率。用於模擬傳輸的參數取決於模擬中使用的模型概念(即 DFN 或 CPM 模型概念)。但關鍵變量是破裂面的傳輸開口寬 e_t ，假定它遵循破裂面導水係數的冪定律：

$$e_t = a \cdot T^b \quad (2.2)$$

其中，a、b 將依據不同場址有不同的值。以瑞典兩處場址為例，對於 SDM-Site Forsmark 而言，Hydro-DFN 模型假定 $a = 0.46$ ， $b = 0.5$ (Follin, 2008)。對於 SDM-Site Laxemar 而言，Hydro-DFN 模型假定 $a = 0.404$ ， $b = 0.705$ (Rhén 等人, 2009)。

第三章 岩體裂隙統計方法研析

岩體中破裂面之破裂過程與許多因素有關，諸如地質因素、應力歷史、斷層、深度或岩體本身的特性等現地條件，且這些因素會相互影響，這些條件於整個空間或時間的變化，可能造成破裂網路的幾何空間變化產生差異。然而，破裂過程會進一步導致空間變異性。因此，岩體破裂特性複雜的空間變異性是建模的關鍵問題。再者，原始的現地量測資料到最終用於模擬的破裂面，其破裂面之尺寸分布判定可能會遭遇到幾個問題，例如取樣區之邊界效應，或是實際取樣的尺寸涵蓋範圍不全面導致破裂面跡線遭「截斷」。另外，風化和局部地形因素都直接影響破裂面長度之分布。因此，本工作項目將蒐集並研析瑞典 SKB 技術報告 R-09-38 (Darcel 等人，2009)，透過現地蒐集後之資料，進行與破裂面尺寸分布判定相關之研究方法介紹，掌握有效之岩體破裂特性，可進一步做為模擬之重要參考依據。對於低放射性廢棄物處置而言，處置岩體破裂之特性攸關處置窖內之放射性廢棄物是否會透過岩體中破裂面之水力特性傳輸至地表，進一步造成人類健康之危害，因此，此報告雖為高放射性廢棄物處置之範疇，但仍值得做為低放處置技術發展之參考資訊。

為了解決上述有關破裂面尺寸之判定的問題，3.1 節首先介紹不同破裂面尺寸於地表下的破裂特性，再將可用的不同(尺度)來源之破裂面資料進行整理(3.2 節)，並且透過 3.3 節中不同的擬合方法將 3.2 節中的可用資料與 3.1 節中描述破裂面尺度分布特性進行擬合，判定這些不同來源之破裂面資料是否符合 3.1 節中介紹之破裂面尺度分布。假設擬合狀況不盡理想，將進一步對資料進行校正(3.4 節)，並且透過 3.3 節之擬合方法針對校正後之資料進行擬合判定，使破裂面資料能符合實際破裂狀況。

3.1 破裂面尺寸分布

對於瑞典放射性廢棄物處置而言，SKB 已針對 Laxemar 和 Forsmark 場址進行非常詳細之地質調查，但與地質系統的自然異質性相比，它仍然很有限。例如，兩鑽井間無法獲得小尺度破裂面的詳細資訊，可能造成大量的破裂面未被發現。因此，首先要證明將用於評估破裂面參數的 DFN 模型的合理性。DFN 場址模型定義過程提出了許多問題，其中，破裂面的分段作用(segmentation)是 DFN 模型的基本問題，雖然分段作用可能是破裂過程的固有特徵，例如雁行形狀的雷氏構造(Riedel structures)，但更有可能是露頭(池塘、草、露頭風化)的採樣品

質較差而產生的假象。分段作用可能會造成小尺度的破裂面被過度採樣，進一步改變破裂面的長度分布。分段作用也有可能產生高度相關的破裂面配置(分段對齊)，因此，需對破裂面尺寸調查結果進行校正。SKB 考慮了 Laxemar 和 Forsmark 場址的所有可用的資料，這些資料涵蓋了廣泛的範圍，突顯出破裂面尺寸的多尺度性質。基於 Bonnet 等人(2001)的研究以及以前對 SKB 場址進行露頭規模的分析的結果，破裂面跡線分布採冪定律方式分布。

從原始資料導出的 DFN 模型參數到最終的可供使用的尺寸分布確實需要進行一些校正。過程中考慮到兩個方面，破裂面模型定義和現地觀測資料之間的採樣誤差和充分性。破裂面採樣資料的常見誤差例如破裂面遭「截斷」和「邊界」效應 (Pickering 等人 1995)。「邊界」效應主要因為破裂面的跡線可能會超過取樣區邊界而干擾跡線長度的判定，「截斷」效應為取樣尺度涵蓋範圍不全面(小於露頭量測可分辨之破裂面)而使破裂面遭切割，造成破裂面尺寸分布小於實際上所覆蓋的尺寸範圍。另外，風化和局部地形的影響，也會造成破裂面跡線量測產生誤差，這些因素都直接影響破裂面分布的形狀(圖 3.1)。此外，當多個分段(segmentation)的跡線合併為一個破裂面時，也會影響破裂面尺寸分布的形狀。

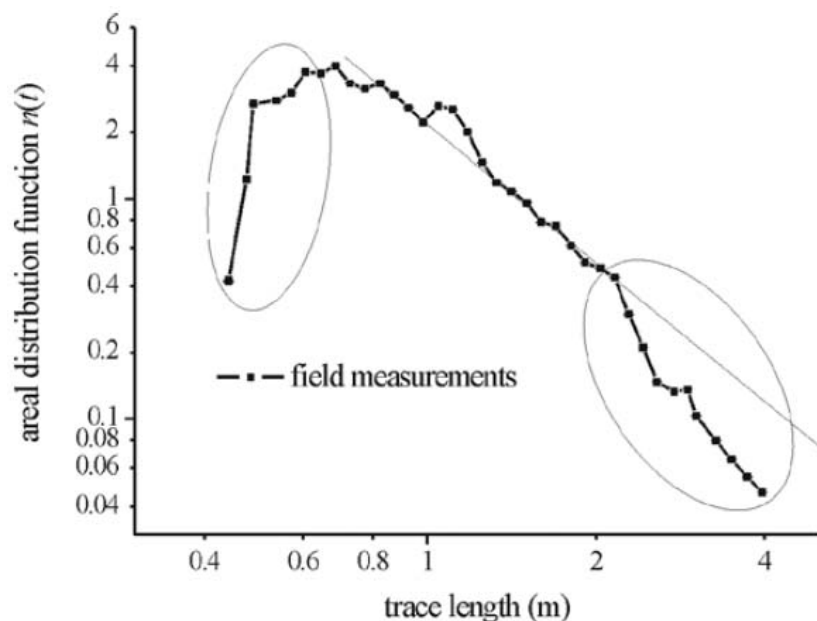


圖 3.1 從原始露頭跡線資料庫計算出的破裂面跡線長度分布，在資料中間的部分之分布為冪定律行為。分布的右側和左側受「截斷」、「邊界」和「分段」的效應影響偏離冪定律的分布。圖中橫坐標為跡線長度；縱座標為面積分布函數 $n(t)$ (Darcel 等人，2009)

3.2 不同尺度破裂面之資料來源

SKB 整理了有關 Forsmark 及 Laxemar 兩處場址之可用的各種破裂面資料尺度，如圖 3.2 所示。這些資料包含了幾個破裂面尺寸：(a)不到 1 公尺至幾公尺的露頭或破裂面跡線圖資料 (圖 3.2 中綠色)，(b) 破裂面跡線尺度約一百公尺左右，以及(c) 幾千公尺尺度的變形區資料 (圖 3.2 中之黑色、紅色和深藍色)。最後，(d) 包含全瑞典的 10 公里及 10 公里以上之尺度資料 (圖 3.2 中的橙色)。由於資料的尺度不同，可能會有 3.1 節中所提到之破裂面「截斷」和「邊界」效應的問題。因此，從離散資料導出破裂面尺寸分布之前，需要進一步的解釋與校正。對於較大的尺度，不可能進行直接觀測，因此需要透過解釋才能從多個地球物理資料庫 (例如：地磁、地形分析、地震學等)中推斷出破裂面跡線。此外，解釋過程中最後必需識別構造線型中的變形區(DZ)。

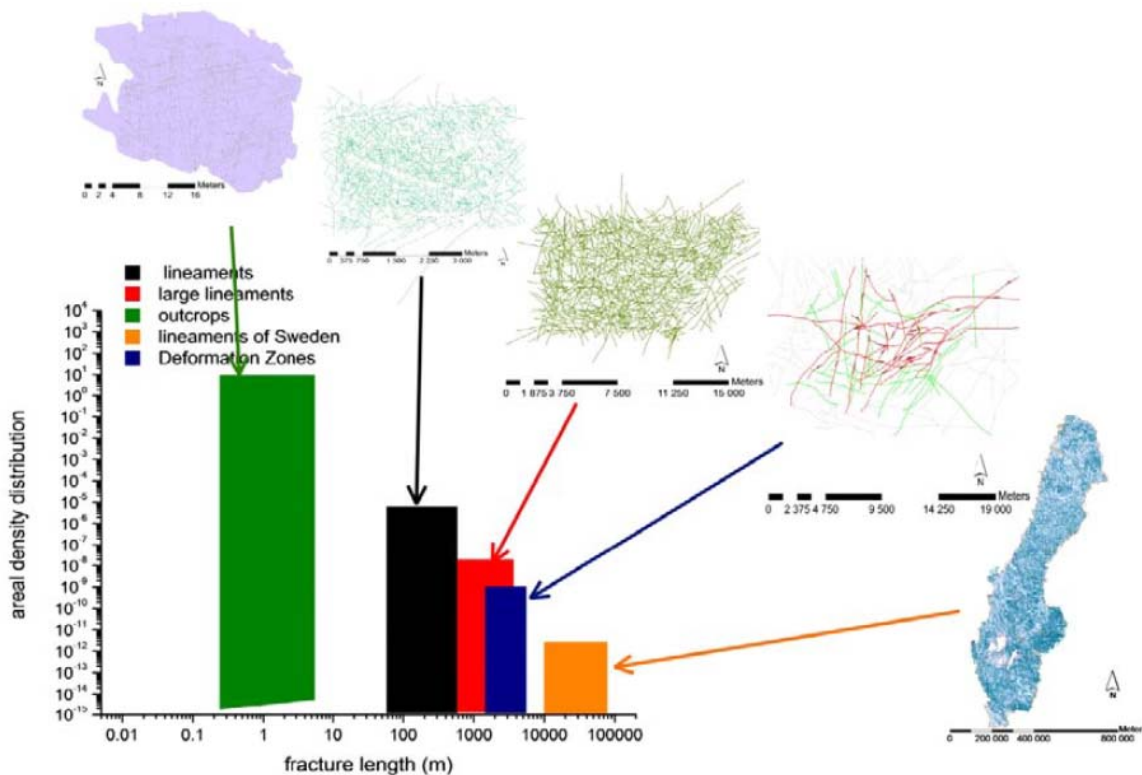


圖 3.2 典型的破裂面尺度範圍。露頭破裂面跡線圖用綠色表示，構造線用黑色和紅色表示，確定性變形區用藍色表示(插圖對應於 Laxemar 場址)。橙色所定義的最大比例尺範圍為 10 公里及以上的瑞典構造線尺度(Darcel 等人，2009)

3.3 擬合方法

冪定律(power-law)模型於 Newman(2005)論文中完整說明。確定冪定律行為的標準策略是創建分布的直方圖，當以對數-對數刻度繪製時，該直方圖顯示為一條直線。冪定律分布的機率密度函數(pdf)通常表示為：

$$f(x) = \frac{k \cdot x_{min}^k}{x^{k+1}} \quad (3.1)$$

其中 x_{min} 是 x 的最小值，而 $(k + 1)$ 是縮放指數。在 DFN 建模框架中，當分布是指破裂面直徑分布時， x_{min} 等效於位置參數 r_0 ，而 k 稱為形狀參數，如 Munier (2004) 中所定義。

分布參數可以從對數-對數圖上的直方圖分布圖直觀擬合。但是，手動擬合容易出現錯誤和主觀偏見，以圖 3.1 為例，破裂面跡線長度與單位面積之分布呈冪定律分布，但圖中右側破裂面跡線較長的部分明顯偏離了冪定律分布。為了避免由於手工擬合而引起的潛在誤差，考慮使用基於最小平方擬合(least square fitting)或最大概度估計(maximum likelihood estimation)的系統擬合。兩種擬合方法的比較如圖 3.3 所示。最大概度估計對異常值不那麼敏感(圖 3.3(a))。因此，我們選擇在分析中使用最大概度法進行量化估計。

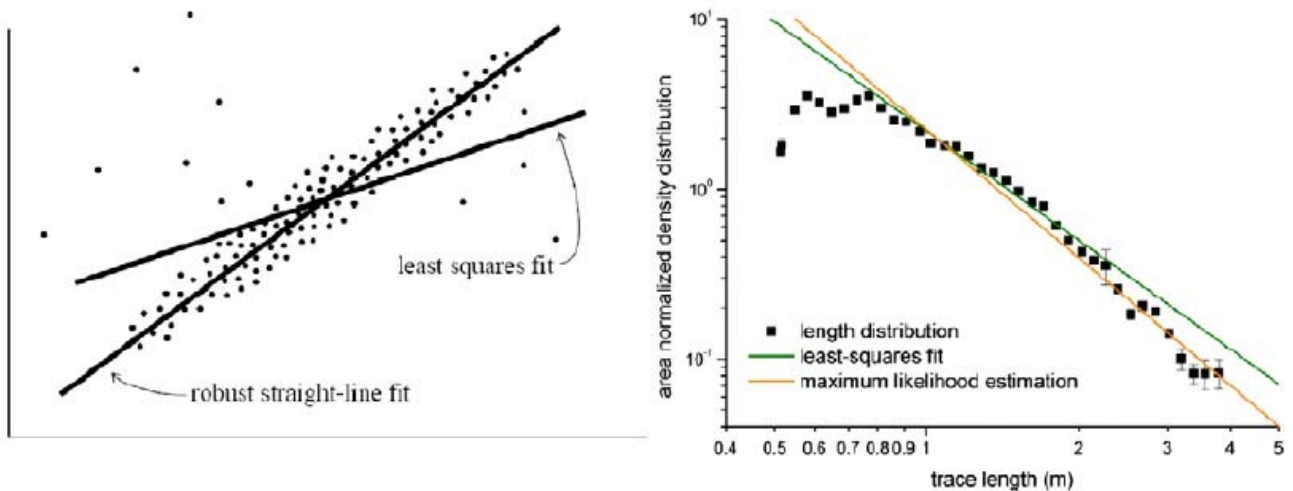


圖 3.3 最小平方擬合(least square fitting)和最大概度估計(maximum likelihood estimation)之間的比較(a)存在異常值時透過最小平方擬合和最大概度估計的典型範例；(b)用於破裂面跡線尺寸分布；最小平方擬合(綠色)與最大概度估計(橙色)的比較 (Darcel 等人，2009)

3.4 破裂面資料校正

1. 地形校正

校正程序的第一步是減少由地形所引起的誤差。用於測繪的破裂面跡線採樣不是完美的平面，而是自然不規則的。這種採樣資料可能會造成一些誤差，對於近水平的破裂影響自然會更加明顯，進一步影響破裂面跡線連接過程。

基本想法是將所有破裂面跡線投影在平面上，以減少由於地形引起的擾動。SKB 選擇 $\Pi: z = z_{\text{mean}}$ 作為參考平面，其中 z_{mean} 是破裂面跡線坐標的平均高程。破裂面跡線是透過平面建模，其位態透過走向(strike)和傾角(dip)表示。每個跡線段都沿破裂面傾角方向的平面投影，如圖 3.4 所示，投影的方向向量可表示為

$$\vec{v} = \begin{pmatrix} -\sin(\theta) \cdot \cos(\varphi) \\ \cos(\theta) \cdot \cos(\varphi) \\ -\sin(\varphi) \end{pmatrix} \quad (3.2)$$

其中 θ 是破裂面走向，而 φ 是破裂面傾角。

以圖 3.5(a)和圖 3.5(b)為例，圖中提供了一個非投影和投影跡線的範例，對於小傾角的破裂面，透過地形校正的破裂面將原有的彎曲跡線趨於拉直。圖 3.5(c)顯示，透過地形校正的處理，對最終破裂面跡線尺寸分布的影響不大，經過投影校正後縮短的破裂面跡線不會對破裂面跡線長度分布的估計有顯著影響。通常對於破裂面跡線測繪的分析，地形幾乎對尺寸分布形狀沒有直接影響。但在破裂面跡線連接中具有更重要的作用。

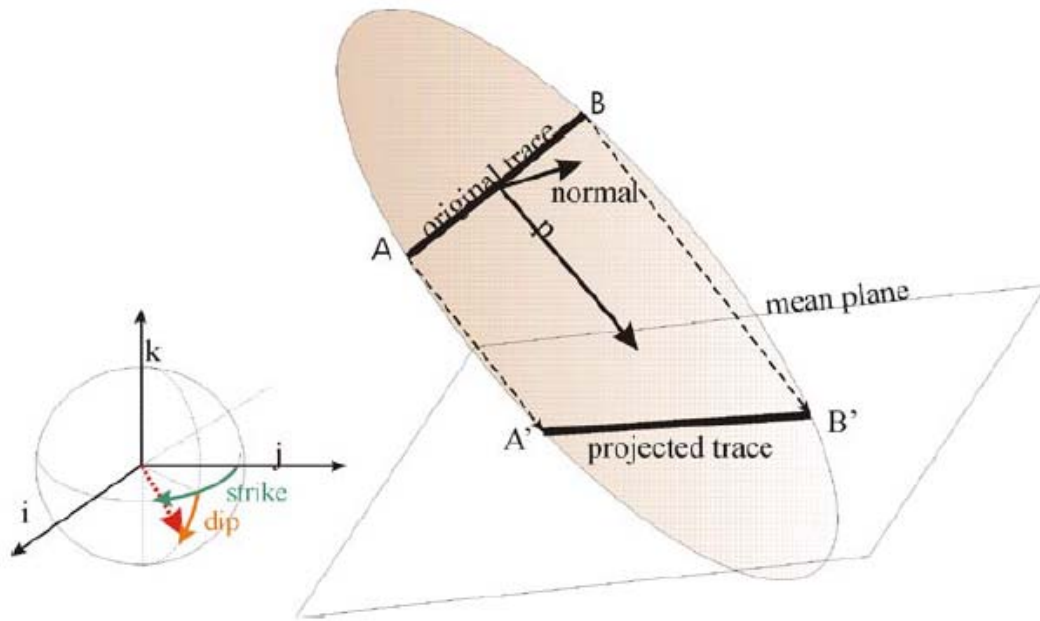


圖 3.4 跡線的投影的坐標沿著破裂面方向到平均平面 (Darcel 等人, 2009)

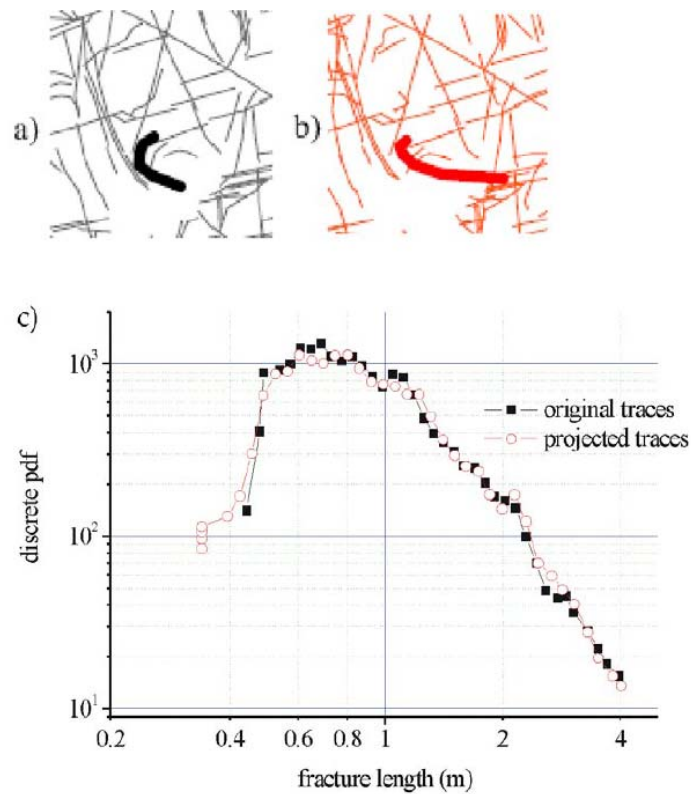


圖 3.5 (a)非投影和(b)投影跡線之示例(Laxemar 的跡線圖 ASM000208)。低傾角破裂面校正後的跡線被拉直。(c)原始資料(黑色, 正方形)和投影資料(紅色, 圓形)的破裂面跡線長度分布。投影對冪定律參數的影響不顯著 (Darcel 等人, 2009)

2. 分段破裂面跡線的連接

破裂面資料校正第二步針對明顯分段的破裂面跡線進行判別和連接，示意圖如圖 3.6 所示。如前面所述，這些構造由於風化或破裂過程（例如：雁行形狀的雷氏構造(Riedel structures))導致的整體採樣受到限制。當分段破裂面跡線要進行連接時，首先假設兩破裂面跡線之端點距離足夠近，其中，兩破裂面重疊的程度反映了連接的可能範圍，可透過考慮破裂面跡線尖端在另一條破裂面跡線上的正交投影來計算。兩破裂面跡線重疊的狀況如圖 3.6 所示，隨著重疊程度的提高，破裂面跡線投影最初在虛線範圍內產生交集(圖 3.6(a))，接下來是兩破裂面輕微的重疊(圖 3.6(b))，當兩破裂面重疊足夠大時進一步產生雁行形狀的雷氏構造(Riedel structures)。最後，兩破裂面重疊達到 100% (圖 3.6(c))，但此狀況發生機率小於 1%，此情況不會發生破裂面跡線的合併，並且破裂面跡線將保持不變。綜上所述，破裂面跡線的連接應根據兩個直觀的標準：破裂面跡線各自方向的相似性和尖端附近的距離。

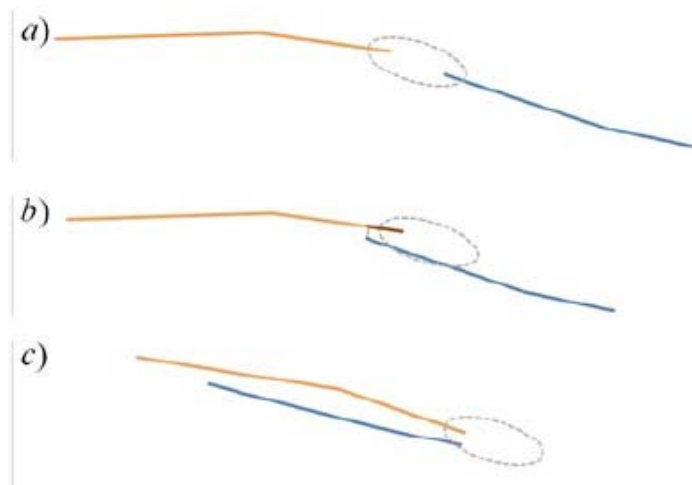


圖 3.6 分段破裂面跡線進行連接時，兩破裂面跡線重疊的狀況：(a)破裂面跡線投影在虛線範圍內產生交集；(b)兩破裂面輕微的重疊，以及(c)兩破裂面重疊達到 100%(Darcel 等人，2009)

連接方向的標準主要取決於破裂面之間的連接角度，其角度不得超過所設定的臨界值(ω_{max})。每個破裂面尖端周圍定義一個影響區域，如圖 3.7 中的灰色虛線，若另一破裂面跡線落在該區域則考慮將破裂面進行連接。每個破裂面尖端影響區域為一橢圓，以極坐標定義。其大小原則上與應力條件和破裂面長度(t_{frac})有關(Atkinson, 1989)：

$$\frac{\Delta\sigma_l}{\tau} = \sqrt{\frac{t_{frac}^2}{4 \cdot r^2} \times f(\theta)} \quad (3.3)$$

其中($r; \theta$)是觀察點的極坐標(破裂尖端處的原點)， τ 是破裂尖端處由破裂引起的剪應力(Atkinson, 1989)，並根據：

$$\tau = \frac{1}{2} \sqrt{(\sigma_{22} - \sigma_{11})^2 + 4\sigma_{12}^2} \quad (3.4)$$

當應力張量的分量為 σ_{11} 、 σ_{22} 和 σ_{12} 時， $\Delta\sigma_l = (\sigma_{11}^r - \sigma_{11}^c)$ ，即遠離破裂面處之應力(σ_{11}^r)與破裂面端點之應力(σ_{11}^c)之差。

假設一破裂面跡線端點與另一破裂面跡線端點於透過式(3.3)計算出的範圍內相交，則選擇將兩破裂面跡線進行連接。連接過程中考慮了兩個連接標準：(1)連接時，兩破裂面端點連接之角度不得超過臨界值(ω_{max})；(2)應力條件反映了連接距離的臨界值 $(\tau/\Delta\sigma_l)_{max}$ ，臨界值 $(\tau/\Delta\sigma_l)_{max}$ 的增加而可連接的範圍也增加。基於上述兩個標準執行整個連接過程。破裂面跡線連接方法於表 3.1 列出。

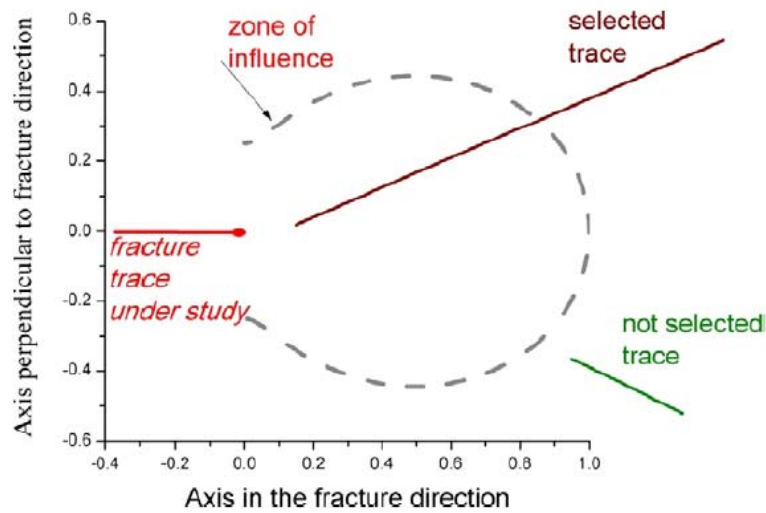


圖 3.7 隨應力變化的剪應力曲線，虛線範圍內為依據應力條件計算出可進行連接之範圍
(Darcel 等人，2009)

表3.1 破裂面跡線資料校正和連接算法(點線之間)。

- (1) 將破裂面跡線投影在平均平面上。
- (2) 設定兩破裂面連接的方向和距離之標準。
- (3) 處理所有成對的破裂面跡線：
- (4) 計算較大破裂尖端附近的橢圓以及跡線之間的方向。
- (5) 滿足距離和方向標準並且跡線不相交。
- (6) 將可能重新連接的破裂面跡線保留。
- (7) 處理所有可能的重新連接：
- (8) 如果一破裂面跡線同時有兩組相互競爭之破裂面跡線競爭之破裂面跡線待連接，只選擇兩組破裂面跡線中距離最近的那一組。
- (9) 重新連接。
- (10) 如果有效的重新連接數大於零，則返回步驟(3)。
- (11) 目視檢查產生的破裂面跡線網路：
- (12) 如果破裂網路是相容且協調的狀況，則增加 ω_{\max} 和 $(\tau / \Delta \sigma I)_{\max}$ 並返回步驟(2) 或轉到步驟(13)，否則減小 ω_{\max} 和 $(\tau / \Delta \sigma I)_{\max}$ 並返回到步驟(2)。
- (13) 計算跡線長度分布參數。

圖 3.8 顯示重新連接的執行方式，當兩破裂面跡線之間沒有重疊時，將添加一個新的線段加入兩破裂面之間(圖 3.8(a))。當兩破裂面跡線重疊時，將添加連接投影點的線段，同時相應地調整破裂面尖端(圖 3.8(b))。連接過程的關鍵點在於為方向和距離標準找到最合適的臨界值，並且在重新連接後目視檢查破裂面跡線，檢查所連接的破裂面跡線是否有不合理的情況，添加的連接段不能改變破裂面跡線的總體形狀，如表 3.1 中的第(12)步驟。

此外，破裂面跡線其端點選取的連接角度範圍反映了破裂面跡線連接的方向變化，每個破裂面跡線都會計算其端點的連接角度範圍。以 Laxemar 場址為例，其連接的角度值(ω_{\max})落在 20° 和 25° 之間。SKB 最終選擇 $\omega_{\max} = 20^\circ$ ，這個臨界值可以最大程度地減少錯誤連接的次數。最後，設定一個標準將連接過程停止。圖 3.9 為連接過程的示意圖。

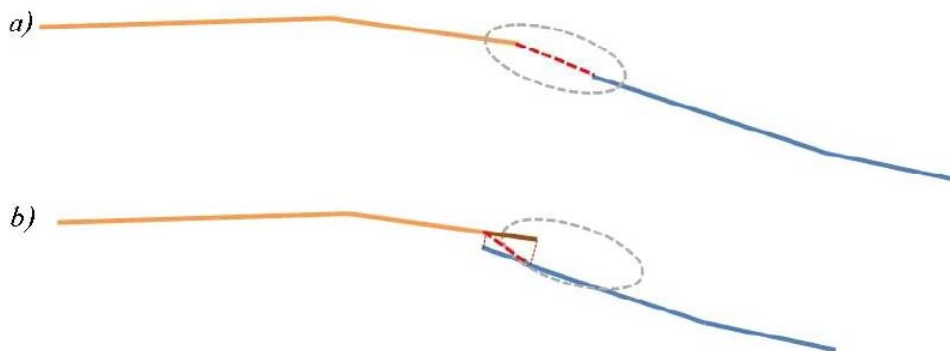
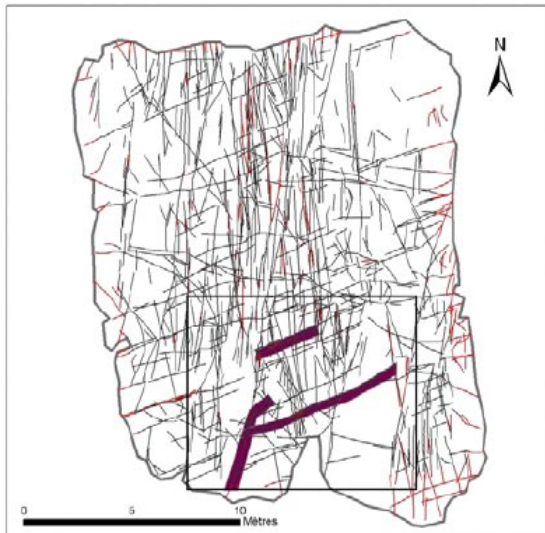
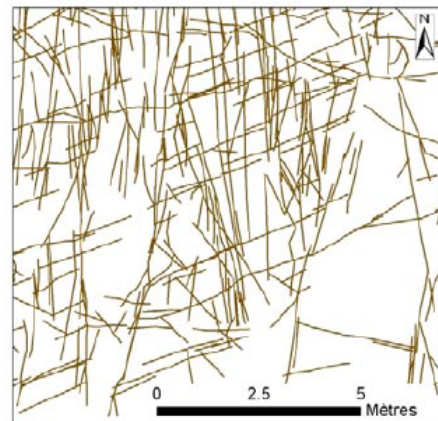


圖 3.8 兩個破裂面跡線重新連接過程的示意圖(Darcel 等人，2009)

a) Fracture trace map ASM100235



b) Zoom of the corrected trace map ASM100235



c) Reconnected traces



d) Original traces selected for reconnection

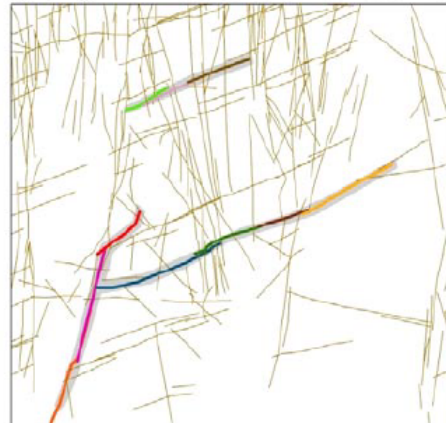


圖 3.9 露頭 ASM100235 的破裂面跡線連接示意圖(a)整個裂隙網路；(b)重新連接的裂隙網路
詳細資訊；(c)用紅色標示 3 條重新連接的跡線；(d)相應的原始分段跡線 (Darcel 等
人，2009)

第四章 裂隙岩體建模之不確定性

本章將討論兩個因素對於破裂面模型建立的影響，其一為破裂面先天的變異性對於建模的影響，以及現地量測時，量測誤差造成的不確定性對於建模的影響。本章將接續前面章節，參考瑞典 SKB 技術報告 R-09-38(Darcel 等人, 2009)為研析對象，進一步整理有關破裂面先天變異性及量測不確定性對於建模造成之影響相關之資訊。

為了評估可用資料是否足以真實地特徵化破裂面之特性並用於場址 DFN 模型，SKB 開發定量工具來特徵化與 DFN 相關之資料的變異性和不確定性，且將重點放在破裂面的密度和位態。為了分析變異性和不確定性對 DFN 模型的影響，將與密度分布相關的不確定性 σ_{unc} 和變異性 σ_{var} 考慮至建模框架中。本章將分別針對破裂面量測的不確定性 σ_{unc} (4.1 節)和破裂面先天之變異性 σ_{var} (4.2 節)進行說明，詳如下。

4.1 破裂面量測誤差不確定性 σ_{unc} 對 HRD 建模之影響

本節將討論現地破裂面量測時，其位態量測誤差造成的不確定性因素對於 HRD 建模的影響，特別是對於破裂面密度之影響。首先，先介紹 SKB 所使用的三維 DFN 模型，以及如何將鑽井得到的一維破裂面轉換成三維 DFN 模型；另外，也針對這些破裂面進行分組計算其密度分布，以利後續分析討論。再者，將破裂面之走向和傾角量測的不確定性，以及破裂面密度的不確定性考慮至模型中。

1. 模型架構

(1) 1D 鑽井模型/3D-DFN 模型破裂面密度轉換

SKB 所使用之三維 DFN 模型 $N_{3d}(L, l, \theta, \varphi)$ 包含岩體中破裂面的尺寸(l)和位態(走向(θ)和傾角(φ))。其關係式可表示為(Darcel 等人, 2006)：

$$N_{3d}(L, l, \theta, \varphi) = \alpha_{3d}(\theta, \varphi) \cdot l^{-(k_r+1)} \cdot L^{D_{3d}} \quad (4.1)$$

其中， L 為模型系統的尺寸； l 為破裂面直徑； $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ 為密度項，表示破裂面尺寸為 l 時的破裂面密度； k_r 為模型參數； D_{3d} 為與 DFN 模型有關之三維碎形維度 (Fractal dimension)。

場址範圍中之鑽井得到的破裂面資料集可建立一維模型，將其記為 $n_{1d}(\theta, \varphi)$ 。然而，此模型僅提供每單位鑽井深度的破裂面數，無法直接從鑽井資料中測量破裂面的大小，但這些資料是建製三維 DFN 模型的一部分基礎，可以透過此觀察模型與三維 DFN 模型之間的立體關係。並且在三維破裂面為冪定律分布情況下，一維模型 $n_{1d}(\theta, \varphi)$ 和破裂面密度項 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ 關係式可表示為 (Davy 等人，2006)：

$$n_{1d}(\theta, \varphi) = \alpha_{3d}(\theta, \varphi) \cdot f(r_{min}, k_r, h, d) \cdot P(k_r, \hat{a}) \quad (4.2)$$

其中 r_{min} 是 DFN 模型參數， h 是鑽井深度， d 是鑽井直徑， \hat{a} 為破裂面極方向與鑽井方向之間的夾角。 $P(k_r, \hat{a})$ 表示為破裂面位態的校正項， $f(r_{min}, k_r, h, d)$ 為結合三維 DFN 模型和鑽井資料之間的交點因數。

密度項 α_{3d} 可以替換為更常用的密度參數 P_{32} ：

$$P_{32}(\theta, \varphi; l_c) = \frac{1}{L^3} \frac{\pi}{4} \int_{l_c}^L (\alpha_{3d}(\theta, \varphi) \cdot l^{-(k_r+1)} \cdot L^D) \cdot \pi \cdot \left(\frac{1}{2}\right)^2 dl \cong \frac{\pi}{4} \cdot \alpha_{3d}(\theta, \varphi) \cdot L^{D-3} \cdot \frac{[l_c^{-k_r+2}]}{k_r-2} \quad (4.3)$$

(2) 破裂面資料分組

上面提到的密度項是位態的函數，即 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ 中的 (θ, φ) 指的是破裂面資料集根據位態進行細分。破裂面位態的分組反映了破裂面密度與位態間之關係，可以用來區分不同位態的破裂面。SKB 考慮了三種不同的分區方法。第一種情況考慮涵蓋單個破裂面量測資料集內的所有位態，如圖 4.1(a) 所示。在此情況下之破裂面密度 α_{3d} 為：

$$\alpha_{3d} = \iint_{\theta, \varphi} \alpha_{3d}(\theta, \varphi) \cdot d\theta \cdot d\varphi \quad (4.4)$$

第二個狀況考慮不同傾角破裂面具有不同破裂面密度，此情況根據傾角(dip)範圍進行分區，其密度為：

$$\alpha_{3d}(\varphi) = \int_{\theta} \alpha_{3d}(\theta, \varphi) \cdot d\varphi \quad (4.5)$$

最後，第三個狀況同時考慮破裂面之走向及傾角，SKB將破裂面區分為13個區域，稱為「極區」，如圖4.1(c)所示之分布。

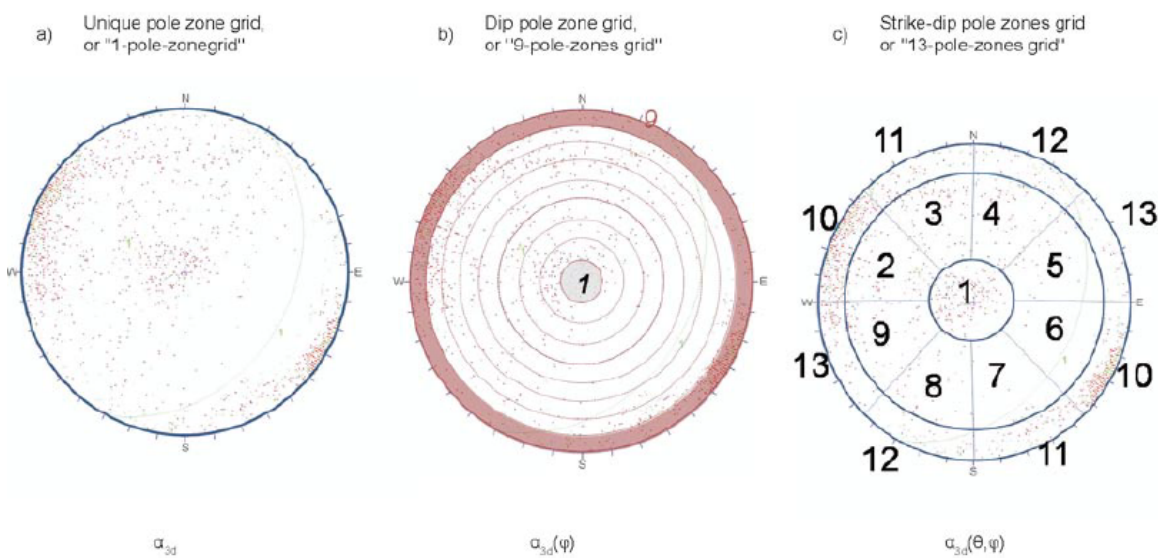


圖 4.1 SKB 對破裂面密度進行三種分析的分區，圖中紅色點表示破裂面極點。(a)未進行位態分區之分析，在此情況考慮所有破裂面；(b)根據傾角間距為 10° 定義區域，在此情況下將破裂面分為9個區域；(c)將破裂面分為13個極區域，其中，傾角以 $[0^\circ, 22.62^\circ]$ 、 $[22.62^\circ, 72.08^\circ]$ 和 $[72.08^\circ, 90^\circ]$ 三個區域分隔，而走向於 0° 和 360° 之間以每 45° 寬度區隔(Darcel 等人，2009)

2. 模型中破裂面密度及其不確定性計算

此處說明 SKB 如何將不確定性考慮至 DFN 密度分布模型中。假設密度項為 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ ，相關之不確定性可記為 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 。因此，計算有效密度可記為 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi) \pm \sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 。 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ 和 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 透過兩個步驟進行計算。包括：

(1) 破裂面的走向和傾角不確定性計算

首先，如何將鑽井資料轉換為模型可用之資料，SKB 透過 Munier & Stigsson(2007) 之方程式進行推導，將鑽井與破裂面之間的 α 和 β 角，以及鑽井實際深度對應之方位角 (B) 和傾角 (I) 轉換為模型可用的破裂面極方位之走向和傾角 (θ, φ)，並進一步得到走向和傾角的不確定性 ($\sigma_\theta, \sigma_\varphi$)，其關係式如下：

$$\langle f \rangle = f(\hat{\alpha}_i, \beta_i, I_i, B_i)$$

$$\sigma_f^2 = \frac{1}{2} \cdot \left[\left(\frac{\partial f(\hat{\alpha}, \beta, I, B)}{\partial \hat{\alpha}} \Big|_{\hat{\alpha}_i, \beta_i, I_i, B_i} \cdot \sigma_\alpha \right)^2 + \left(\frac{\partial f(\hat{\alpha}, \beta, I, B)}{\partial \beta} \Big|_{\hat{\alpha}_i, \beta_i, I_i, B_i} \cdot \sigma_\beta \right)^2 + \left(\frac{\partial f(\hat{\alpha}, \beta, I, B)}{\partial I} \Big|_{\hat{\alpha}_i, \beta_i, I_i, B_i} \cdot \sigma_I \right)^2 + \left(\frac{\partial f(\hat{\alpha}, \beta, I, B)}{\partial B} \Big|_{\hat{\alpha}_i, \beta_i, I_i, B_i} \cdot \sigma_B \right)^2 \right] \quad (4.6)$$

其中， f 可代表破裂面的走向 θ 或傾角 φ ，每個與鑽井截切的破裂面以下標“ i ”表示。

(2) 計算三維密度模型

透過鑽井資料計算出模型所需之走向及傾角，以及其不確定性後，可進一步計算三維密度模型及其不確定性。首先，將每個破裂面度量 ($\varphi_i, \theta_i, \hat{\alpha}_i, \sigma_{\varphi_i}, \sigma_{\theta_i}, \sigma_{\hat{\alpha}_i}$) 進行歸一化，並且每個破裂面分布符合高斯定律之關係。其中， φ_i, θ_i 和 $\hat{\alpha}_i$ 代表平均值，而 $\sigma_{\varphi_i}, \sigma_{\theta_i}$ 和 $\sigma_{\hat{\alpha}_i}$ 代表標準偏差，下標 i 為資料集中第 i 個與鑽井截切的破裂面。離散數據的不確定性 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi) \pm \sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 允許以機率方式定義，如圖 4.2 所示，假設給定傾角值之範圍 ($\varphi_1; \varphi_2$)，則每個資料的傾角值在 $[\varphi_1; \varphi_2]$ 之範圍內只有兩種可能性，即破裂面極點 φ 在此範圍內或範圍外，其事件以 C 表示：

$$C = 1 \text{ if } \varphi \in [\varphi_1, \varphi_2]$$

$$C = 0 \text{ if } \varphi \notin [\varphi_1, \varphi_2]$$

因此，事件(C)的平均值及其標準偏差 σ_c 即可表示為：

$$\langle C \rangle = p_{\varphi \in [\varphi_1, \varphi_2]}$$

$$\sigma_c = \sqrt{p(1-p)} \quad (4.7)$$

其中， p 是給定傾角範圍內破裂面 i 發生的機率。綜合考慮第 i 個破裂面走向之高斯分布，以及給定範圍邊界 $[\varphi_1; \varphi_2]$ ，其機率為：

$$p(\varphi_i \in [\varphi_1, \varphi_2]) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot \frac{1}{\sigma_{\varphi_i}} \int_{\varphi_1}^{\varphi_2} e^{-\left(\frac{\varphi - \varphi_i}{\sqrt{2} \cdot \sigma_{\varphi_i}}\right)^2} \cdot d\varphi \quad (4.8)$$

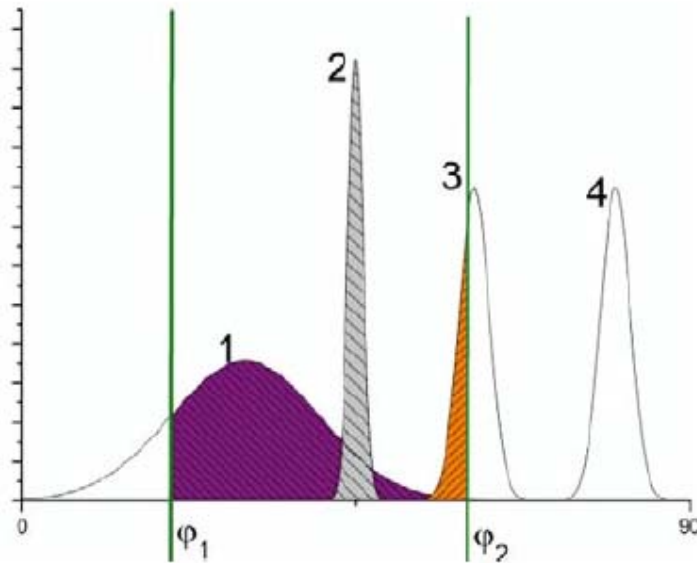


圖 4.2 編號 1-4 之破裂面對於給定範圍 $[\varphi_1; \varphi_2]$ 的貢獻示意圖。此假設情況下，編號 1-3 對給定範圍 $[\varphi_1; \varphi_2]$ 有所貢獻，而編號 4 在給定範圍內對密度的貢獻為零，可忽略不計。每個破裂面的貢獻是透過方程式(4.8)將範圍內之發生機率進行積分而得，如圖中彩色虛線區域，其平均值和標準偏差取決於破裂面資料(Darcel 等人，2009)

在此，進一步考慮破裂面極方位的走向及傾角，事件⟨C⟩的平均值及其標準偏差 σ_c 可表示為：

$$\begin{aligned}\langle C_{\theta,\varphi} \rangle &= p_\theta \cdot p_\varphi = p_{\theta,\varphi} \\ \sigma_c^2 &= p_{\theta,\varphi} \cdot (1 - p_{\theta,\varphi})\end{aligned}\quad (4.9)$$

因此，給定完整位態範圍 $\{\theta_1, \theta_2; \varphi_1, \varphi_2\}$ 的第 i 個破裂面之機率 p_i 可表示如下：

$$p_i = p(\varphi_i \in [\varphi_1, \varphi_2] \cap \theta_i \in [\theta_1, \theta_2]) = \frac{\left(\frac{\varphi_2 - \varphi_i}{\sigma_{\varphi,i}\sqrt{2}}\right) - \left(\frac{\varphi_1 - \varphi_i}{\sigma_{\varphi,i}\sqrt{2}}\right)}{2} \cdot \frac{\left(\frac{\theta_2 - \theta_i}{\sigma_{\theta,i}\sqrt{2}}\right) - \left(\frac{\theta_1 - \theta_i}{\sigma_{\theta,i}\sqrt{2}}\right)}{2} \quad (4.10)$$

最後，進行位態偏差校正。事件⟨J⟩是指一個破裂面對母體密度分布的貢獻。⟨F⟩為針對事件⟨C⟩的位態偏差校正，則事件⟨J⟩可表示為：

$$\begin{aligned}\langle J \rangle &= \langle C \rangle \cdot \langle F \rangle \\ \sigma_J^2 &= F^2 \sigma_C^2 + C^2 \sigma_F^2\end{aligned}\quad (4.11)$$

因此，可對含有 N 個記錄的資料集進行計算，透過上述計算機率之方法，計算每個破裂面對密度分布的貢獻，並可得到：

$$\alpha_{3d}([\varphi_1, \varphi_2][\theta_1, \theta_2]) = \sum_{i=1}^N [p_i \cdot \psi(\hat{a}_i)]$$

$$\sigma_{nuc}^2([\varphi_1, \varphi_2], [\theta_1, \theta_2]) = \sum_1^N \left[p_i(1 - p_i) \cdot \psi(\hat{a}_i)^2 + \left(p_i \cdot \frac{d\psi}{d\hat{a}} \cdot (\hat{a}_i) \sigma_{\hat{a}_i} \right)^2 \right] \quad (4.12)$$

$$\text{其中， } p_i = p((\varphi_i \in [\varphi_1, \varphi_2]) \cap (\theta_i \in [\theta_1, \theta_2])) \quad (4.13)$$

綜上所述，破裂面位態/密度有關的不確定性可透過上述方法進行計算。並計算出 3D 密度/位態分布模型 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ 。

3. 方法驗證

上述方法透過理論計算模型中破裂面密度之平均值及其標準偏差，其結果與數值模擬進行比較。SKB 透過使用蒙地卡羅方法(The Monte Carlo process)直接進行模擬，重新計算破裂面密度 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ 及其標準偏差 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 。此研究報告以 Forsmark 場址之鑽井 KFM01C-FD FFM01 資料為例，以此說明驗證過程。此案例之鑽井之截取範圍始於深度 170 m，終止於深度 371m，並且將資料劃分為多個大小不同的子截面，進一步得到不同資料總數和破裂面密度(資料總數除以子截面尺寸)的子資料集，如表 4.1。此外，所選的極區範圍同於圖 4.1(c)中根據走向和傾角之 13 個極區範圍。

圖 4.3 為透過理論計算所得到的標準偏差 $\sigma_{unc,computed}(\theta, \varphi)$ 及透過蒙地卡羅方法模擬得到之標準偏差 $\sigma_{unc,simulated}(\theta, \varphi)$ 。由蒙地卡羅方法模擬的結果沿 x 軸繪製，由前述之理論方法得到的結果沿 y 軸繪製。如圖 4.3 所示， $\sigma_{unc,computed}(\theta, \varphi)$ 和 $\sigma_{unc,simulated}(\theta, \varphi)$ 之間反映了良好的兼容性，驗證了該報告中所開發出的定量方法所導出的不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 結果的可信度。

表4.1 根據鑽井KFM01C-FD FFM01隨深度定義的破裂面子資料集(Darcel等人，2009)

極區	深度最小值(m)	深度最大值(m)	截面尺寸(m)	該截面內的破裂面數
1	170	221	51	609
2	170	271	101	1,258
3	170	321	151	1,662
4	170	344	177	1,746
6	220	271	51	660
7	220	321	101	1,064
8	220	344	124	1,148
10	270	321	51	421
11	270	344	74	733
13	320	344	24	89

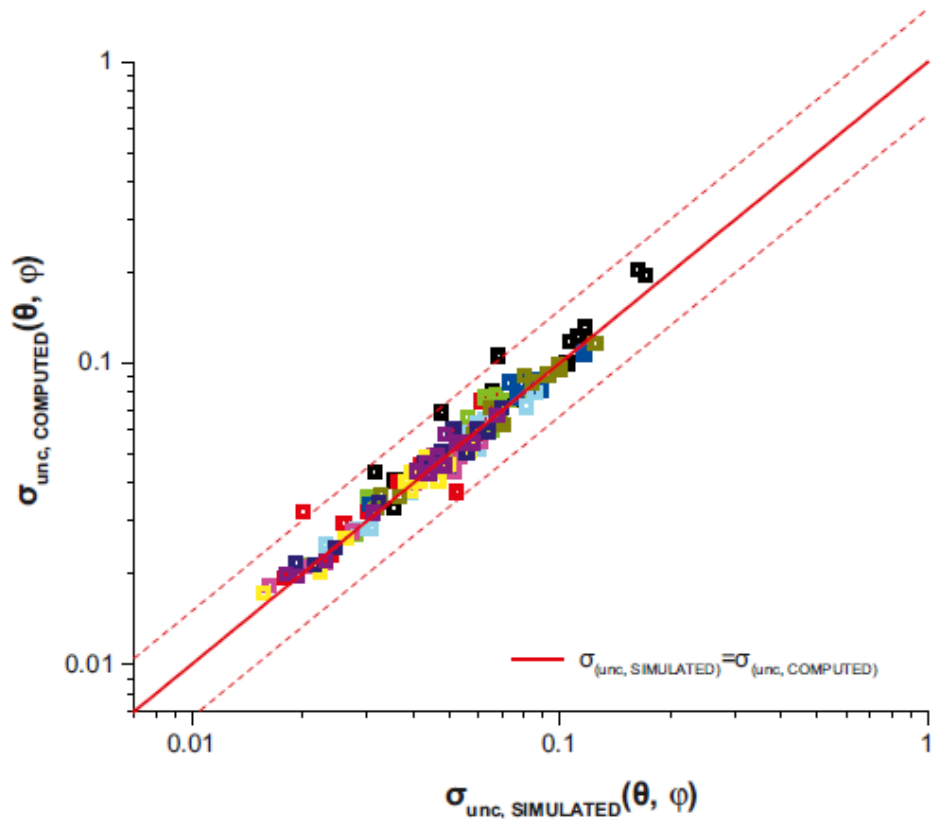


圖 4.3 比較方程式(4.12)中的 $\sigma_{unc,computed}(\theta, \varphi)$ 和透過蒙地卡羅模擬生成的 $\sigma_{unc,simulated}(\theta, \varphi)$ 。每個不同顏色標記對應於表 4.1 中的子截面 (Darcel 等人, 2009)

4. 應用範例

如圖 4.4 所示，透過上述理論方法計算得到之結果 $[\alpha_{3d}(\theta, \varphi); \sigma_{unc}(\theta, \varphi)]$ ，並將破裂面依位態分為 13 個極區。另外，破裂面之密度分布 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ 可以轉換為更常用的密度項 P_{32} 代替。此範例中(圖 4.4)，以 13 個極區域之網格上計算其密度分布，為了能夠直接比較各個極區之間的密度，將所有密度和標準偏差都以 x-y 圖顯示。其中，x 軸為極區，y 軸為密度項 P_{32} 。以極區 12 為例， P_{32} 接近 1.16，標準偏差等於 0.23。該報告中之其餘部分以此方式進行做圖表示。

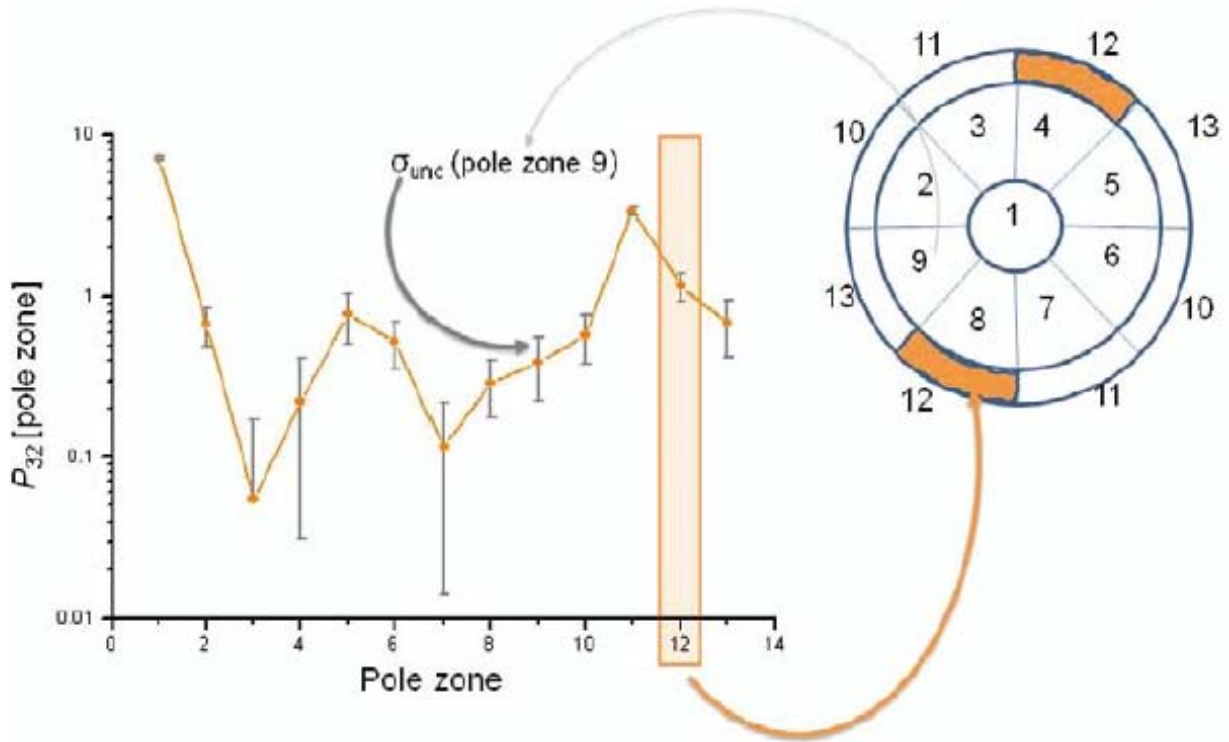


圖 4.4 以 P_{32} 表示不同極區之密度分布 $[\alpha_{3d}(\theta, \varphi); \sigma_{unc}(\theta, \varphi)]$ 範例 (Darcel 等人, 2009)

再者，該報告以鑽井資料 KFM01C 為例，提供了編號 KFM01C 之鑽井資料中的幾個部分，並且根據破裂面域(FD)和變形區(DZ)進行細分，如圖 4.5(a)所示。其中，受變形區(DZ)影響的子資料集分別為 KFM01C-FFM02a、KFM01C-FFM02b、KFM01C-FFM02 和 KFM01C-FFM01。如預期結果所示，具有最高密度的網格極區(KFM01C-FFM02b)的極區 11 和 1)對應於 x-y 軸表示之極區-密度(P_{32})關係圖有最高的值，如圖 4.5(b)粉紅色折線和圖 4.5(c)中的等值線立體投影圖。另外，圖 4.5 (d)、圖 4.5 (e)及圖 4.5 (f)分別為「受 DZ 影響的 FFM02」、「受 DZ 影響的 FFM01」和「FFM02a」的離散立體投影圖。透過這些極區-密度(P_{32})之關係圖可以在資料集之間直接進行密度/方位比較。第五章將針對 Forsmark 和 Laxemar 場址的每個資料集上計算對應之 $\{\alpha_{3d}(\theta, \varphi); \sigma_{unc}(\theta, \varphi)\}$ 。

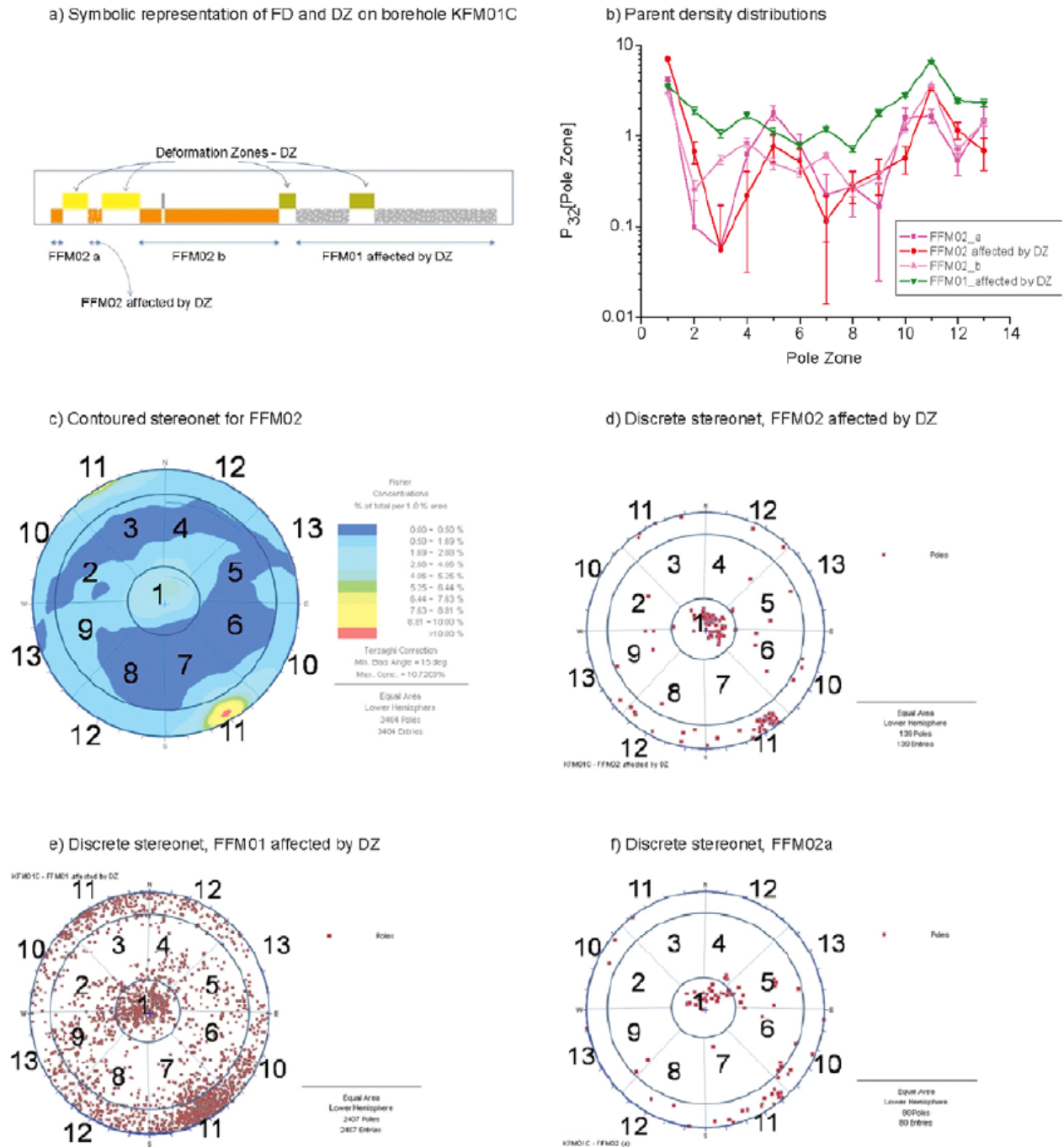


圖 4.5 鑽井資料 KFM01C。(a)以符號表徵該鑽井資料段；(b)(a)中表徵的各個子集的密度分布，(c)FFM02 之立體投影圖；(d)、(e)及(f)分別為「受 DZ 影響的 FFM02」、「受 DZ 影響的 FFM01」和「FFM02a」的離散立體投影圖(Darcel 等人，2009)

4.2 破裂面先天變異性 σ_{var} 對 HRD 建模之影響

本節將討論破裂面先天的變異性對於建模過程的影響。假設暫不考慮量測造成的不確定性因素，仍可對場址區域內所收集到的資料集進行破裂面密度之計算。但是，在此所計算出的破裂面密度與破裂面具體位置和破裂面之尺寸有關。為了將這先天的變異性因素反應至模型中，本節將接續研析 R-09-38(Darcel 等人，2009)技術報告，評估破裂面先天的變異性對於建模過程的影響。

1. 分析方法

此節中將參考 SKB 提供的一個框架，透過特徵化樣本的局部密度變化和樣本數相關的平均值之間的差距來量化破裂面先天變異性，如圖 4.6 所示。另外，透過卜瓦松過程產生出隨機分布的資料也具有先天的變異性。例如，單一的卜瓦松過程產生的兩種結果顯示，隨機過程也會產生一些變化。比較透過隨機過程產生出的兩個結果時，也必須量化並考慮由隨機過程產生的變異性，否則，此變異性將是特定一次隨機過程的結果，而不是反應真實地質環境下的結果。實際上，我們不可能直接測量樣本數的變異性，因此，必須對資料集進行不同尺度的分析來進行變異性的 $\sigma_{var}(L)$ 判定。

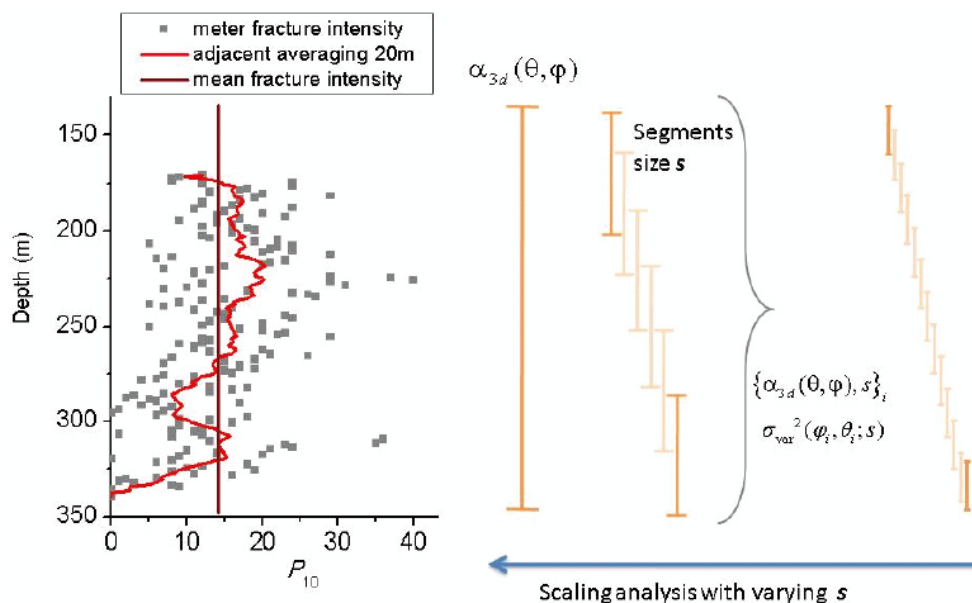


圖 4.6 變尺度分析的原理。其中，左圖的 s 為擷取的視窗大小(Darcel 等人，2009)

為了量化 DFN 破裂面密度的先天變異性，在此考慮相對於觀測尺度的破裂面密度分布標準偏差 $\sigma_{var}(\theta, \varphi; s)$ ，計算如下：

$$\sigma_{var}(\varphi, \theta; s) = \sqrt{\overline{(\alpha_{3d}(\varphi, \theta; s))^2} - \left(\overline{\alpha_{3d}(\varphi, \theta; s)}\right)^2} \quad (4.14)$$

其中

$$\overline{\alpha_{3d}(\varphi, \theta; s)} = \frac{1}{N_w} \sum_{m=1}^{N_w} [\alpha_{3d,m}(\varphi, \theta; s)]$$

$$\overline{(\alpha_{3d}(\varphi, \theta; s))^2} = \frac{1}{N_w} \sum_{m=1}^{N_w} (\alpha_{3d,m}(\varphi, \theta; s))^2$$

$\sigma_{var}(\theta, \varphi; s)$ 是與破裂面密度分布 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi; s)$ 相關的標準偏差，因此，假設整個資料集的視窗大小為 L ，此標準偏差為資料集 L 的範圍內分段截取視窗大小為 s 之子資料集進行計算分析而得，其中， N_w 是在整個資料集 L 中，以視窗大小為 s 進行分析的視窗數，示意圖如圖 4.6(左)所示。

2. 應用範例

SKB 在此透過比較「真實」資料集及其「卜瓦松等效項」來說明變異性分析，以「受變形區(DZ)影響的 KFM01C-FFM01」之資料集為例，而透過「卜瓦松等效項」得到之結果可視為修正「KFM01C-FFM01」後的資料集。透過卜瓦松過程，所有破裂面將重新分布，因此，卜瓦松過程得到之結果將原始資料集中較分散的資料點刪除。兩個資料集之密度(P_{10})隨深度變化如圖 4.7(b)所示。其中，深度以公尺為單位進行破裂面密度 P_{10} 之繪製。由圖 4.7(b)可知，卜瓦松等效項之結果比原始資料集更規則。此差異反應至圖 4.7(a) 中先天變異性 σ_{var} 之趨勢，即卜瓦松等效項因先天變異性導致之不確定性較小於「真實」資料(KFM01C-FFM01)。另外，截取視窗尺寸越大，由於先天變異性導致的模型不確定性 $\sigma_{var}(s)$ 越小。

由於無法直接測量破裂面密度 α_{3d} 的標準偏差，因此，可根據破裂面先天變異性 σ_{var} 的比例變化將資料集尺度之變異性 $\sigma_{var}(L)$ 外推至場址尺度。圖 4.7 中所示之情況，「真

實」的資料集之標準偏差比「卜瓦松等效項」得到之標準偏差來的大。結果顯示，破裂面密度因先天變異性較大而導致不確定性較大時，對於後續場址評估之工作較為困難。

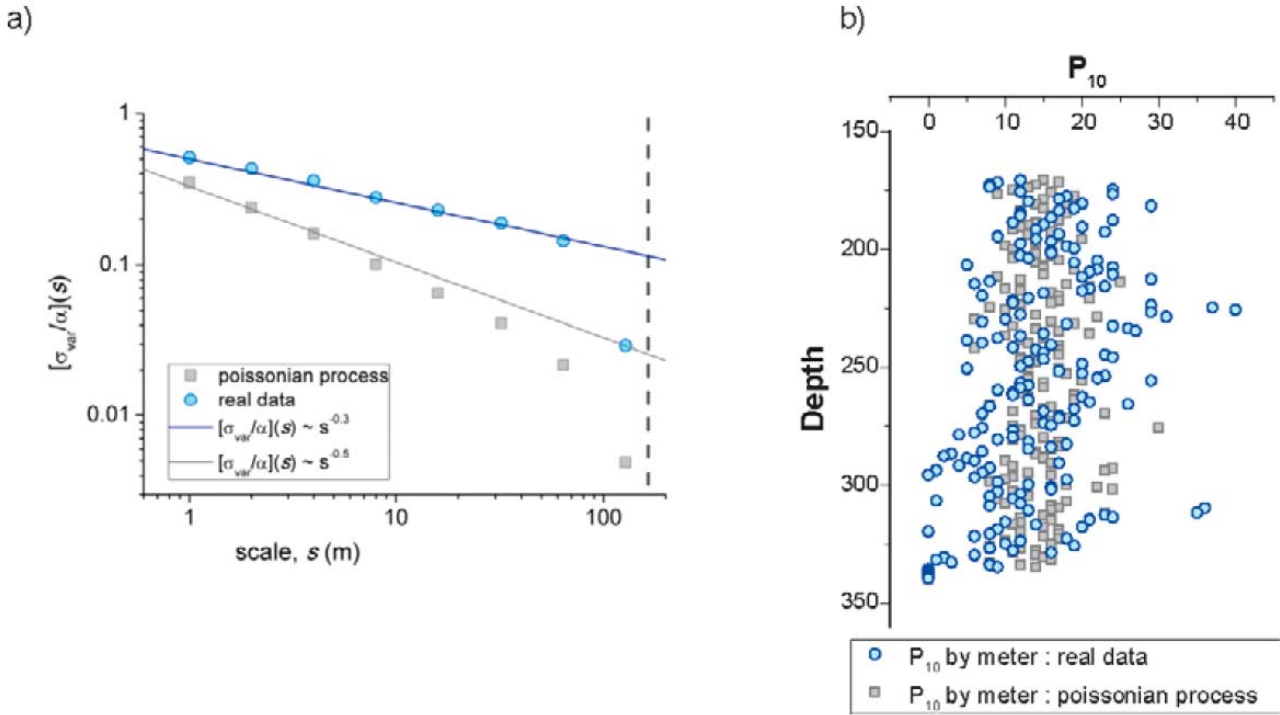


圖 4.7 受變形區(DZ)影響的資料集「KFM01C-FFM01」之變異性分析。(a) $\sigma_{var}(s)/\alpha_{3d}$ 隨視窗截取大小之變化，「卜瓦松等效項」資料集以灰色符號和灰線表示，「真實」資料集以藍色符號和藍線表示($L=164$)；(b) 「卜瓦松等效項」資料集(灰色符號)和「真實」資料集(藍色符號)之破裂面密度 P_{10} 隨深度變化(Darcel 等人，2009)

第五章 不同場址之岩體裂隙分析比較

前一章透過研析 SKB R-09-38 技術報告，介紹因量測造成的不確定性($\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$)和破裂面之先天變異性($\sigma_{var}(\theta, \varphi)$)概念標準偏差導入破裂面密度分布 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi) \pm \max(\sigma_{unc}(\theta, \varphi), \sigma_{var}(\theta, \varphi))$ ，此標準偏差也稱為模型不確定性。以下將接續透過 SKB R-09-38(Darcel 等人, 2009)技術報告，將不確定性和變異性概念定量化引入建模過程。透過第四章介紹之方法，SKB 將實際計算兩個不同場址得到之破裂面密度 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ 、不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 和變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ ，從而評估對於建模過程中至關重要的因素。

SKB 將上述概念應用於 Forsmark 場址和 Laxemar 場址，根據鑽井和參考破裂面域(FD)，將 Laxemar 場址定義了 51 個資料集，Forsmark 場址定義了 60 個資料集，將這些可用資料集計算破裂面密度 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ 、不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 和變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ ，並將破裂面密度 $\alpha_{3d}(\theta, \varphi)$ 之計算結果皆轉換為 $P_{32}(\theta, \varphi)$ 。

計算結果以點簇的形式呈現，如圖 5.1 至圖 5.4 所示，圖中顯示每個點簇對應於計算出的 $\{P_{32}(\theta, \varphi); \sigma_{unc}(\theta, \varphi)\}$ 或 $\{P_{32}(\theta, \varphi); \sigma_{var}(\theta, \varphi)\}$ 。另外，將每個資料集依據破裂面之角度或極區進行分區，如圖 4.1 之示意圖。因此，計算所得到的每一個點簇皆反應某個分區的密度狀態。其中，兩個不同分區的密度可透過以下方程式進行計算：

$$\alpha_{3d} = \sum_{zone(\theta, \varphi)=1}^{13} [\alpha_{3d}(\theta, \varphi)] \quad (5.1)$$

5.1 Forsmark 場址

Forsmark 場址之計算結果如圖 5.1 及圖 5.2 所示，此研究透過這些結果整理出以下幾點結論：

1. 不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ ：

(1) $\sigma_{unc}(\theta, \varphi) / P_{32}(\theta, \varphi)$ (空心棕色方點)隨著 $P_{32}(\theta, \varphi)$ 的增加而減小，整體趨勢如下：

$$\frac{\sigma_{unc}}{P_{32}} |_{(\theta, \varphi)} \propto P_{32}^{-0.5}$$

- (2) 以 13 個極區計算的網格之整體趨勢如褐色直線，與密度較大之單一極區網格 (藍色實心褐色外框之圓點) 相比，其 σ_{unc}/P_{32} 值呈現的趨勢一致。

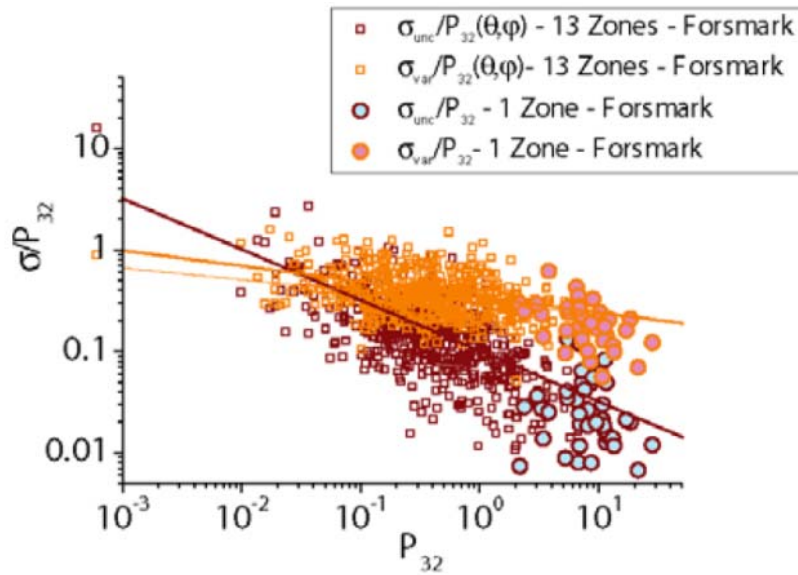


圖 5.1 Foremark 場址依據 13 個極區網格 (θ, φ) 以及整體(單一極區)之 $[\sigma_{unc}/P_{32}]$ 和 $[\sigma_{var}/P_{32}]$ 隨密度 P_{32} 之變化(改自 Darcel 等人，2009)

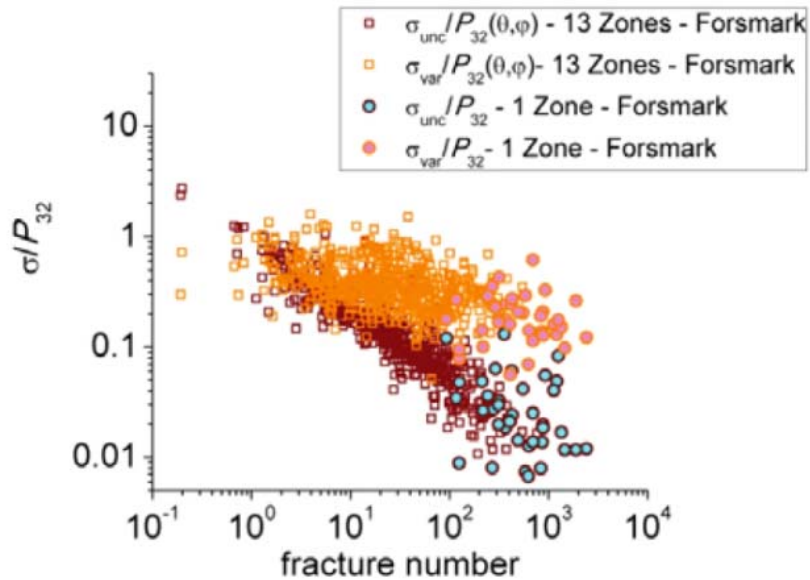


圖 5.2 Foremark 場址依據 13 個極區網格 (θ, φ) 以及整體(單一極區)之 $[\sigma_{unc}/P_{32}]$ 和 $[\sigma_{var}/P_{32}]$ 隨破裂面數之變化(改自 Darcel 等人，2009)

2. 變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$:

(1) $\sigma_{var}(\theta, \varphi)/P_{32}(\theta, \varphi)$ (空心橙色方點)隨著 $P_{32}(\theta, \varphi)$ 的增加而減小，總體趨勢如下：

$$\frac{\sigma_{var}}{P_{32}}|_{(\theta, \varphi)} \propto P_{32}^{-0.15}$$

(2) 以 13 個極區計算的網格之整體趨勢如橙色直線，與密度較大之單一極區網格(粉紅色實心橙色外框之圓點)相比，其 σ_{var}/P_{32} 值呈現的趨勢一致。

(3) P_{32} 接近 0.03 時，不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 與變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ 之趨勢相交。由此結果可知，對於密度較小之資料集，因量測的精度而導致資料的不確定性是造成偏差的主要因素；而對於密度較大之資料集而言，岩體破裂面之先天變異性為主要造成誤差之因素。

(4) 無論是不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 與變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ 於不同極區之計算結果，大部分 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)/P_{32}(\theta, \varphi)$ 或 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)/P_{32}(\theta, \varphi)$ 值都小於 1，表示透過此方法計算出的標準偏差不會過大，而具有可信度。

$$\frac{\sigma_{unc}}{P_{32}} < 1 \quad ; \quad \frac{\sigma_{var}}{P_{32}} < 1$$

(5) SKB 嘗試找出控制不確定性和變異性因素之關鍵，發現這些資料集中，破裂面的數量是不確定性的關鍵要素，如圖 5.2 所示，由圖可知，這些 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)/P_{32}(\theta, \varphi)$ 隨破裂面數變化之結果是以冪定律趨勢分布。

5.2 Laxemar 場址

按照相同的過程將 Laxemar 場址之資料庫進行分析，計算結果如圖 5.3 及圖 5.4 所示，此研究透過這些結果整理出以下幾點結論：

1. 由結果得知，Laxemar 場址鑽井資料計算出的密度(圖 5.3)比 Forsmark 場址(圖 5.1)小。其中，Laxemar 場址之密度(P_{32})於 10^{-2} 至 10^{-1} 範圍內的值很少，且單一極區(藍色實心褐色外框之圓點)之整體密度(P_{32})大部分大於 10，而上述之 Forsmark 場址的整體密度(P_{32})小於 10。
2. Laxemar 場址與 Forsmark 場址的變異性計算結果非常相似。
3. Laxemar 場址資料計算出的不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 值顯示出更複雜的結果，資料點的群集可分為兩部分，其中一部分趨勢與 Forsmark 場址資料觀察到的趨勢相同，即 $(\sigma_{unc}/P_{32}) \propto (P_{32})^{-0.5}$ ，其他部分與變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ 資料之範圍相似。此外，以整體資料集計算之單一極區網格得出之 σ_{unc}/P_{32} 值(藍色實心褐色外框之圓點)顯示出不同的趨勢。
4. 無論是不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 與變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ 於不同極區之計算結果，大部分 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)/P_{32}(\theta, \varphi)$ 或 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)/P_{32}(\theta, \varphi)$ 值都小於 1。

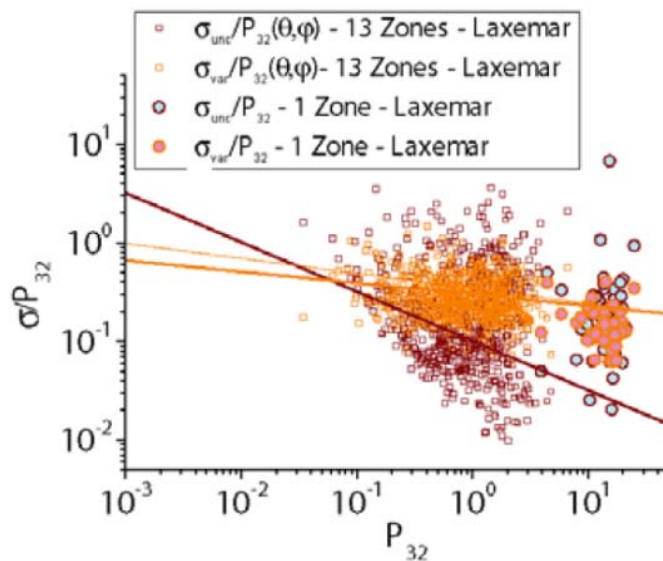


圖 5.3 Laxemar 場址依 13 個極區網格(θ, φ)以及整體(單一極區)之 $[\sigma_{unc}/P_{32}]$ 和 $[\sigma_{var}/P_{32}]$ 隨密度 P_{32} 之變化。(改自 Darcel 等人，2009)

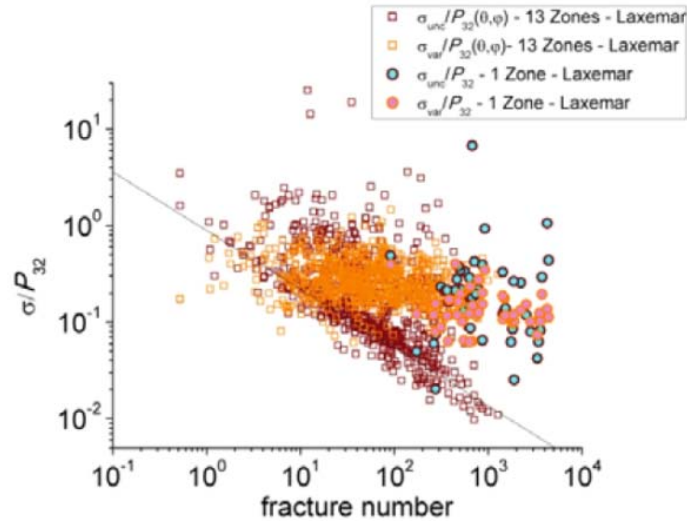


圖 5.4 Laxemar 場址依 13 個極區網格(θ, φ)以及整體(單一極區)之 $[\sigma_{unc}/P_{32}]$ 和 $[\sigma_{var}/P_{32}]$ 隨破裂面數之變化。(改自 Darcel 等人, 2009)

5.3 變異性和不確定性比較

將不確定性和變異性概念定量化引入建模過程，確定密度分布的標準偏差，從而評估何種因素對於建模過程最重要。透過 Forsmark 場址和 Laxemar 場址之資料進行分析，其中 Laxemar 定義了 51 個資料集，Forsmark 定義了 60 個資料集。結論如下：

1. 破裂面先天變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ 之影響大於因測量而產生的不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 。表示進行現地量測時，量測造成之誤差影響有限。
2. Forsmark 的不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 與資料集內資料的數量密切相關。資料數量越大，其不確定性越小。但是，Laxemar 的某部分計算出的結果與此趨勢不太吻合。對於我國低放處置之後續發展而言，建議可將建議候選場址進行不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 與變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ 分析。透過 SKB 之研究結果得知，不同的場址所分析出的結果不盡相同。因此，針對我國建議候選場址之地質環境而言，不一定會有相同結果。
3. 整體而言，Forsmark 和 Laxemar 兩個場址之不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 與變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ 分析，其標準偏差皆不大。因此，可證明瑞典這兩個場址所建立的 DFN 地質模型是有效的，即不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 與變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ 兩個因素造成的標準偏差不會給 DFN 模型造成重大的影響。我國低放處置建議候選場址亦應確認不確定性與變異性造成的標準偏差對 DFN 模型造成之影響。

第六章 現地應力與裂隙岩體水力傳導特性研析

實驗室試驗中，隨著圍壓的增加，破裂面的導水係數顯著降低。如 Raven & Gale(1985)所觀察到的關係可以表示為：

$$T = T_0 \sigma_n^\gamma \quad (6.1)$$

其中 T_0 是正向應力為 1 MPa 時的導水係數， γ 是 $\log(T)$ 與 $\log(\sigma_n)$ 之間關係的斜率，即：

$$\log T = \log T_0 + \gamma \log \sigma_n \quad (6.2)$$

根據 Indraratna 等人(1999)的研究，當圍壓超過 10 MPa 時，無論介質是氣態或液態，導水係數幾乎都不會降低。儘管實驗室試驗所得到的關係已被廣泛接受並驗證，但上述之結果是否與現地相同，或此結果是否可以從實驗室試驗的尺度放大至現地破裂面的尺度，尚有待討論。本章即透過研析 SKB R-08-69(Martin & Follin, 2011)技術報告針對 Forsmark 場址之分析研究，評估深孔岩心中得到的水力資料與其應力狀態之間的關係。

6.1 研究區域及其水文地質模型

1. 研究範圍

此報告選擇研究範圍為 Forsmark 場址西北部作為研究之目標區域，如圖 6.1 中紅色圈之範圍。表 6.1 列出了圖 6.1 中所示的 25 個岩心鑽井，並透過 Posiva 氏流率井測(PFL)方法和管柱系統(PSS)方法進行研究，獲得的水力資料用於參數化確定性的變形區和破裂面網路。如前面章節所述，變形區之建模稱為水力通導區(HCD)，而破裂面域則稱為水力岩體區(HRD)。

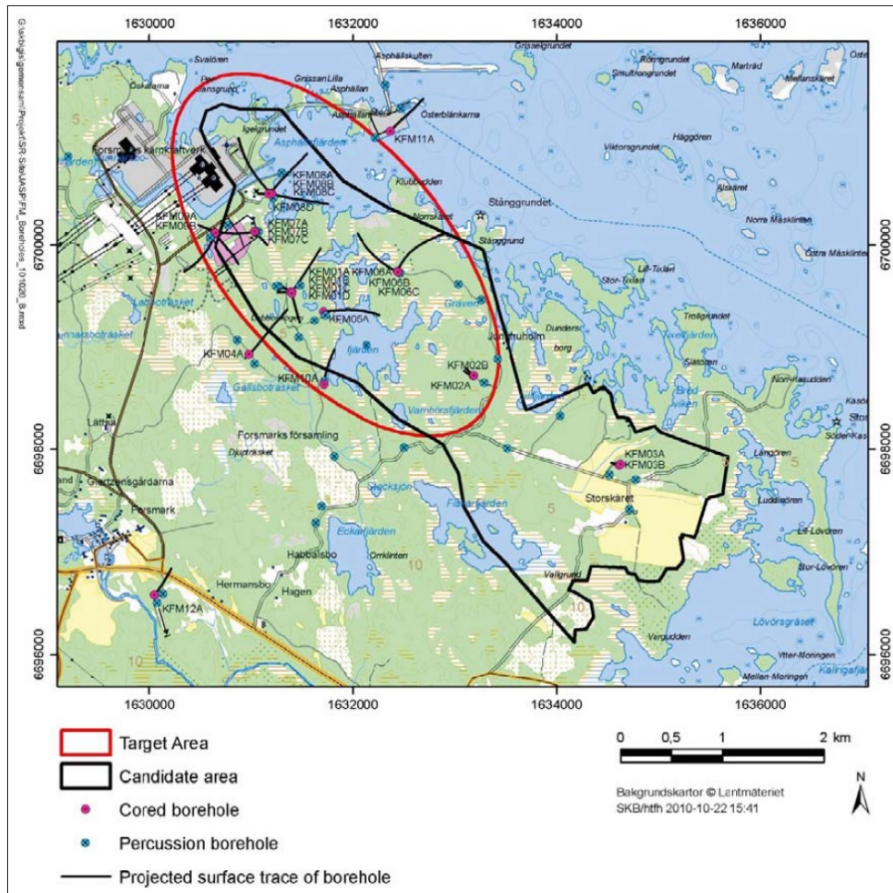


圖6.1 Forsmark現地調查期間(2002-2007)產生的25個岩心鑽井和38個衝擊鑽井，以及鑽井於地面上的投影。橢圓範圍為研究目標區域(Martin & Follin, 2011)

表6.1 針對Forsmark場址使用PFL和PSS方法試驗的鑽井列表

Borehole	PFL	PSS	井底深度 (m)	Borehole	PFL	PSS	井底深度 (m)
KFM01A	◎	◎	-982	KFM07A	◎		-819
KFM01B		◎	-479	KFM07B		◎	-238
KFM01C		◎	-333	KFM07C	◎		-494
KFM01D	◎	◎	-612	KFM08A	◎	◎	-759
KFM02A	◎	◎	-987	KFM08B		◎	-166
KFM02B	◎	◎	-555	KFM08C	◎		-781
KFM03A	◎	◎	-987	KFM08D	◎		-751
KFM03B		◎	-88	KFM09A		◎	-621
KFM04A	◎	◎	-796	KFM09B		◎	-472
KFM05A	◎	◎	-825	KFM10A	◎	◎	-338
KFM06A	◎	◎	-826	KFM11A	◎	◎	-716
KFM06B	◎	◎	-93	KFM12A		◎	-511
KFM06C		◎	-781				

2. 水文地質模型

圖 6.2 顯示 Forsmark 水文地質確定性建模中的 131 個變形區(Follin 等人, 2007b)。此模型域包含了目標區域, 表 6.2 顯示模型的統計資訊, 其中包含:

- (1) 131 個變形區, 其中 59 個主要變形區於目標區域內, 43 個於目標區域外, 29 個主要變形區於目標區域內部和外部均發生。
- (2) 39 個變形區的跡線長度小於 1 公里, 45 個長於 3 公里。

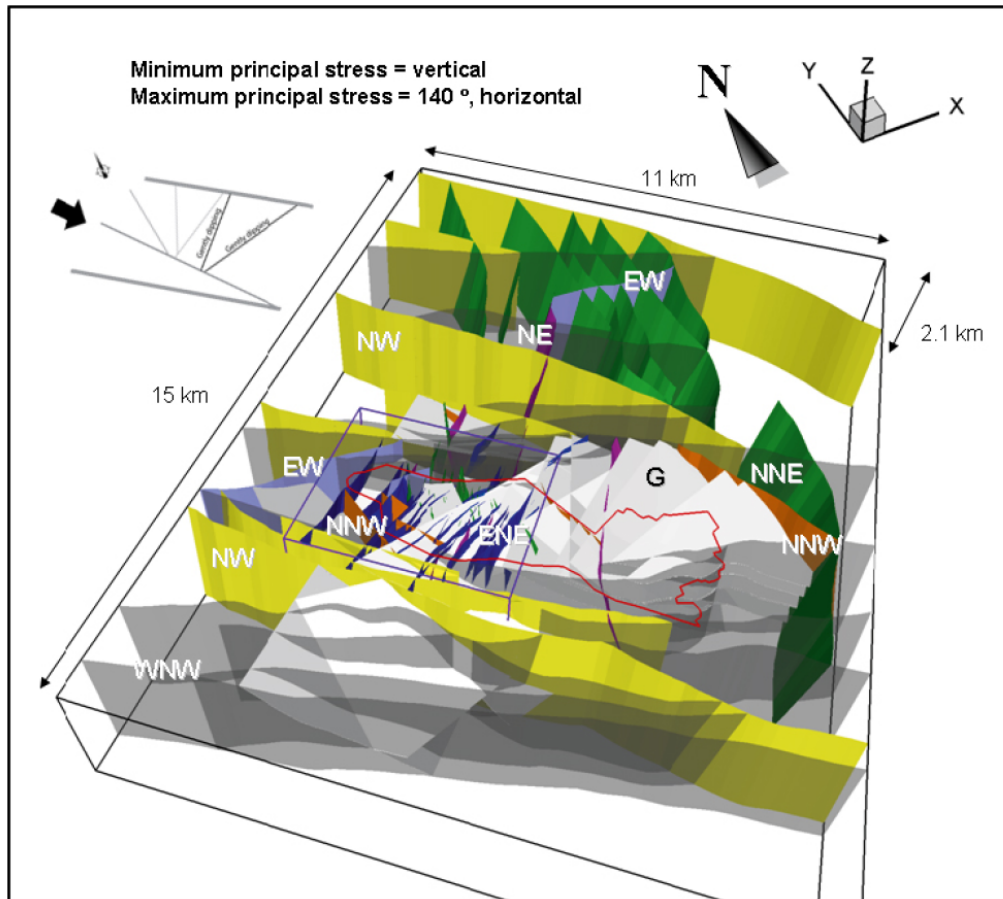


圖6.2 Forsmark確定性建模的區域模型, 其中包含131個變形區。高傾角變形區(107個)以不同的顏色表示, 並標明其主要走向。低傾角變形區(24個)用淺灰色表示, 走向以G標示。候選區域的邊界以紅色顯示, 目標區域之模型域以紫色顯示。左上角顯示區域NW-SE之最大水平應力方向(Martin & Follin, 2011)

表6.2 圖6.2中之確定性建模的變形區域的跡線長度資料表

方向類別	No. of DZ major/minor	No. of DZ $L \geq 3$ km	No. of DZ $3 \text{ km} > L \geq 1$ km	No. of DZ $L < 1$ km major/minor
G	24/-	6	6	2/-
WNW	23/1	15	7	1/1
NW	9/-	9	0	0/-
NNW	4/3	1	2	1/3
NNE	13/10	8	4	1/10
NE	4/6	2	1	1/6
ENE	24/7	2	17	5/7
EW	2/1	2	0	0/1
Total	103/28	45	37	11/28

根據所有破裂面的破裂密度，將確定性建模之變形區之間的岩體分為六個破裂面域，即 FFM01 – FFM06，如圖 6.3。圖中之兩條剖面如圖 6.4 所示。目標區域的詳細水文地質建模中，使用了十二個岩心鑽井資料(Follin 等人, 2007a)，圖 6.5 顯示了鑽井的相對位置，為了方便觀看，將最上層 FFM02 透明化處理。

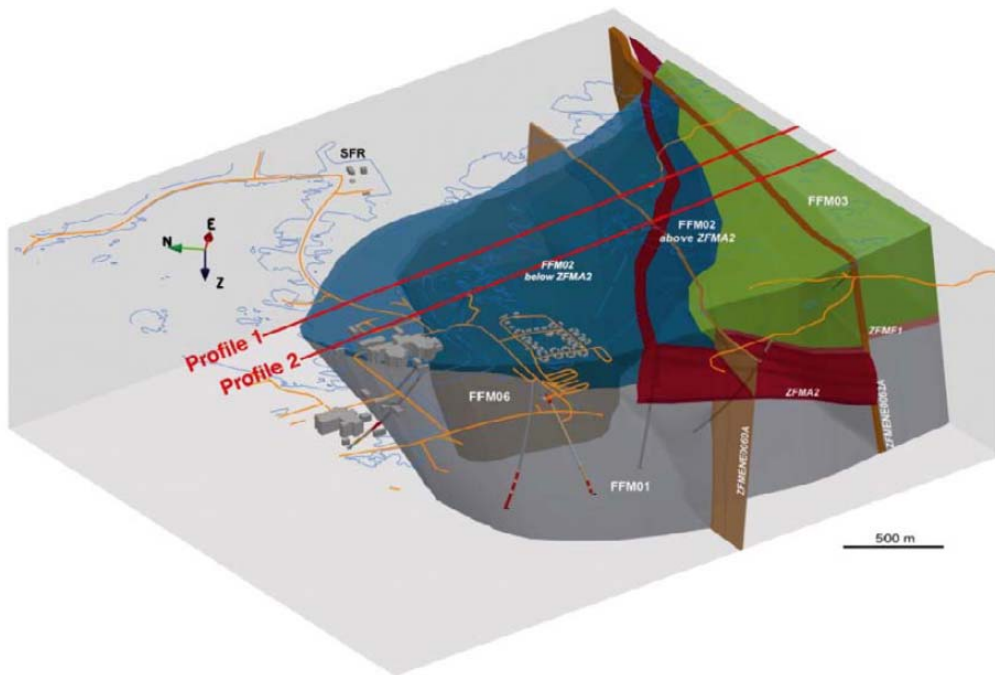


圖6.3 目標區域東西向之三維立體模型，圖中包含變形區ZFMA2(紅色)與破裂面域FFM01-03和FFM06。剖面1和2於圖6.4中顯示(Martin & Follin, 2011)

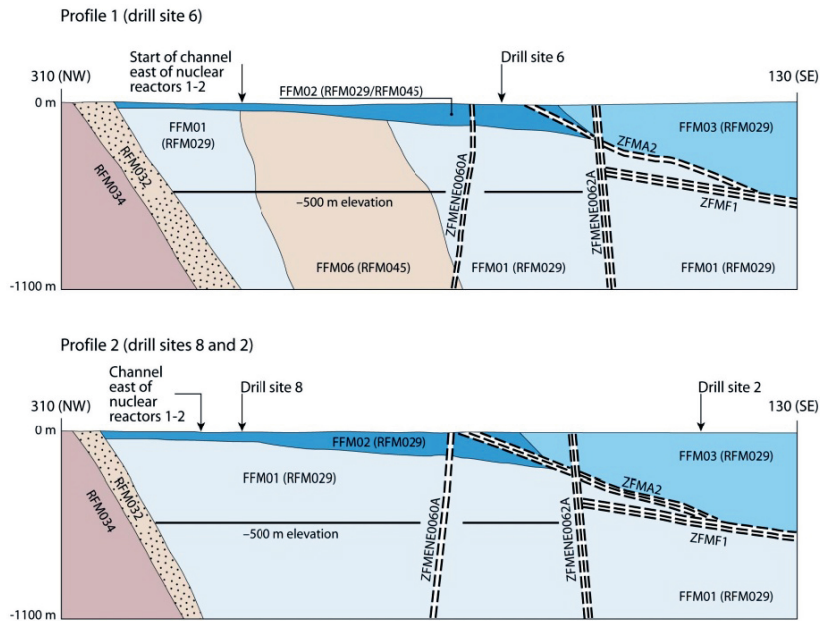


圖6.4 圖6.3中標示之橫剖面，破裂面域FFM01、FFM02和FFM06出現在ZFMA2(低傾角)和ZFMF1區域的下盤。其中還包含主要的高傾角變形區ZFMENE0060A和ZFMENE0062A(Martin & Follin, 2011)

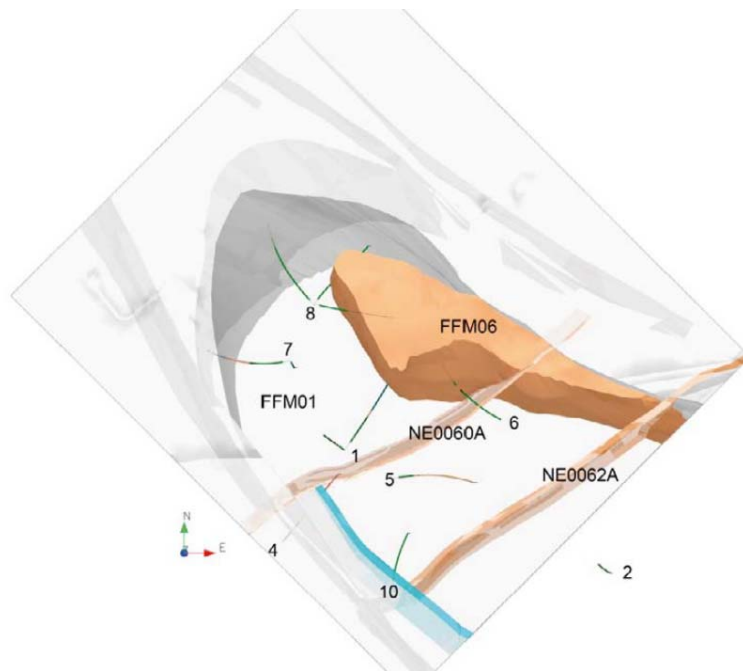


圖6.5 目標區域與鑽井相對位置示意圖，破裂面域FFM02以透明化處理，破裂面域FFM01和FFM06分別為白色和棕色，NE0060A和NE0062A是兩個主要的變形區。線及編號(1、2、4~8、10)為鑽井於模型中之位置(Martin & Follin, 2011)

6.2 主要分析資料

此節將介紹 SKB R-08-69 技術報告中，破裂面之導水係數資料、破裂面位態以及現地應力之關係。

1. 破裂面導水係數

(1) 鑽井資料

報告中用於分析之水文地質資料為深孔岩心與破裂面相交處所記錄的比容量 (specific capacity) 值。主要方法是使用 Posiva 氏流率井測(圖 2.4)進行量測。圖 6.6 顯示 KFM01D, KFM06A、KFM07A 及 KFM068A 四個岩心鑽井的 PFL 資料。由圖可知，深度於 200 m 以上時，具導水性之破裂面發生頻率高，當深度於 400 m 以下時，具導水性的破裂面發生頻率顯著降低。

(2) 變形區的水力特性(HCD)

確定性建模的變形區之導水係數為與鑽井相交之破裂面所量測 PSS 和 PFL 測量值的總和。結果如圖 6.7 所示，不同位態之破裂面的導水係數以不同顏色表示。其中，G 為低傾角變形區，高傾角之變形區以其位態方向表示。未測到流量的變形區之導水係數值設定為 $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ 。由圖可知，導水係數存在很大的非均質性，但導水係數也隨深度而顯著降低，其中低傾角區域具有較高的導水係數。

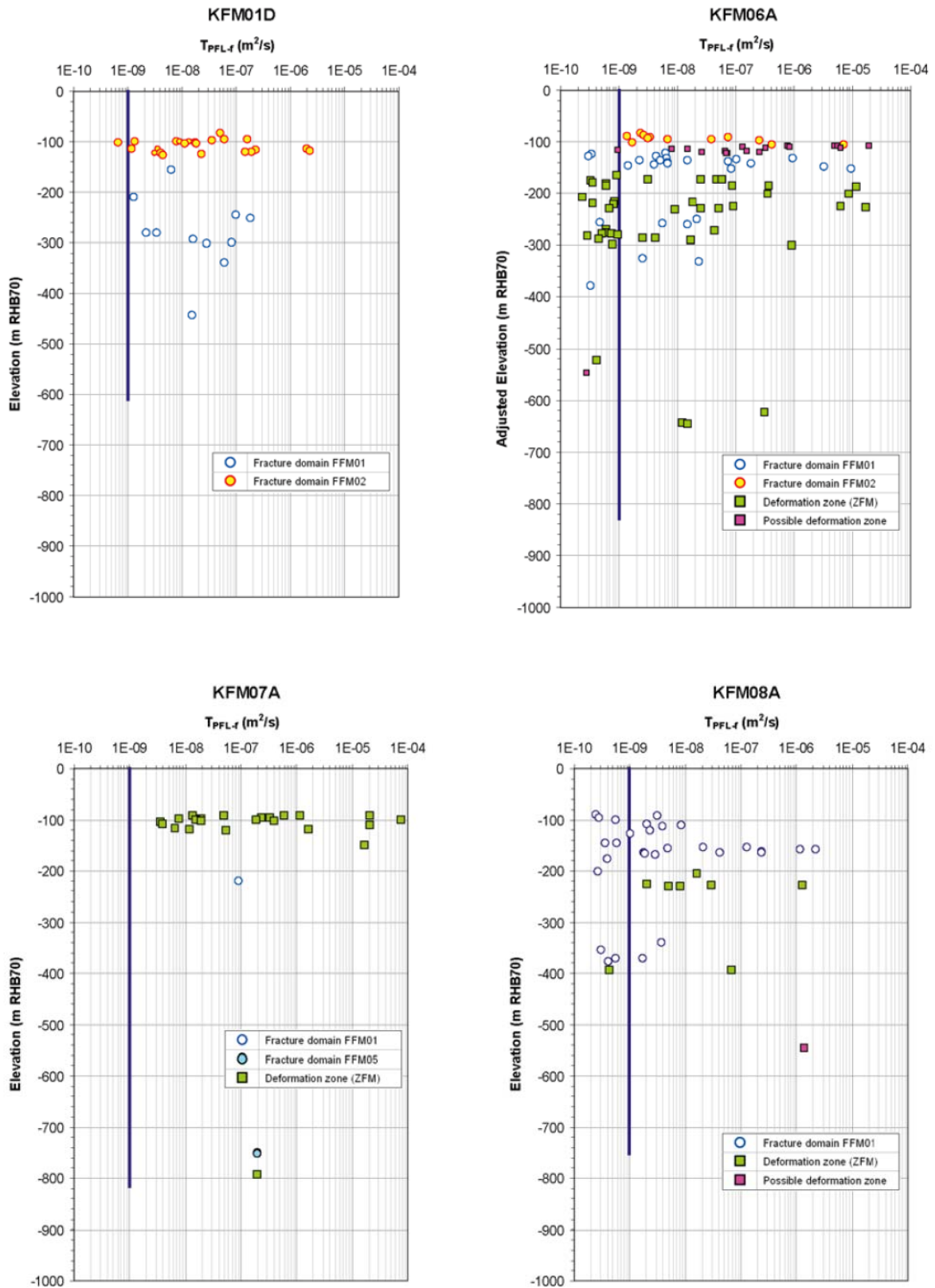


圖6.6 透過PFL方法檢測鑽井KFM01D、KFM06A、KFM07A和KFM08A流動破裂面的導水係數資料。其中，不同顏色點代表不同破裂面域或變形區之資料，藍線表示Forsmark地區進行的調查報告時檢測極限($1 \times 10^{-9} m^2/s$)，其長度對應於PFL方法研究的深度 (Martin & Follin, 2011)

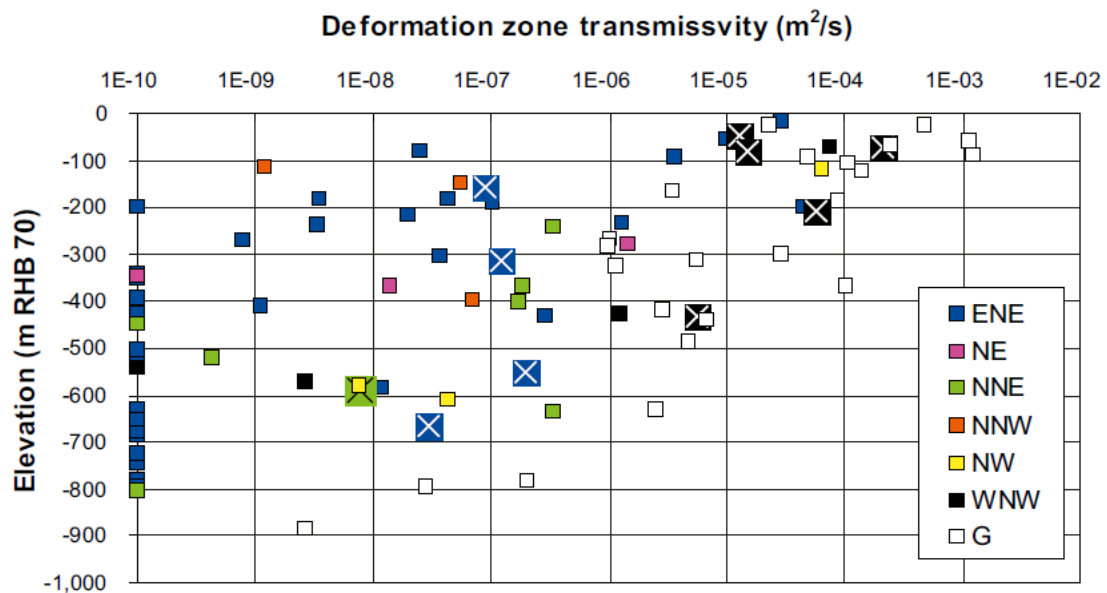


圖6.7 確定性建模中，變形區的導水係數資料隨深度之散點圖。不同位態之破裂面的導水係數以不同顏色表示。G為低傾角變形區，高傾角之變形區以其位態方向表示。用x表示的資料點來自KFM08D、KFM11A、KFM12A、HFM34、HFM36和HFM37(Martin & Follin, 2011)

(3) 破裂面域的水力特性(HRD)

根據 PFL 方法進行測量和 Terzaghi 校正後估算出的導水係數 T ，圖 6.8(上圖)顯示了目標區域透過 Terzaghi 校正後的兩種破裂面密度，其中包含 PFL 方法檢測到的開口破裂面和具有導水能力之破裂面，圖 6.8(下圖)顯示了測得的具有導水能力之破裂面的比容量。由圖可知，於處置深度處，使用 PFL 方法檢測並透過 Terzaghi 校正具導水能力之破裂面密度非常低，每公尺大約有 0.005 個破裂面(5 / km)。比容量也很低，約為 $6.5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 。在透過式(2.1)，即 Thiem 方程式將比容量轉換為導水係數，計算得知深度 400 m 以下的岩體，等效導水係數約為 $3.3 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ 。

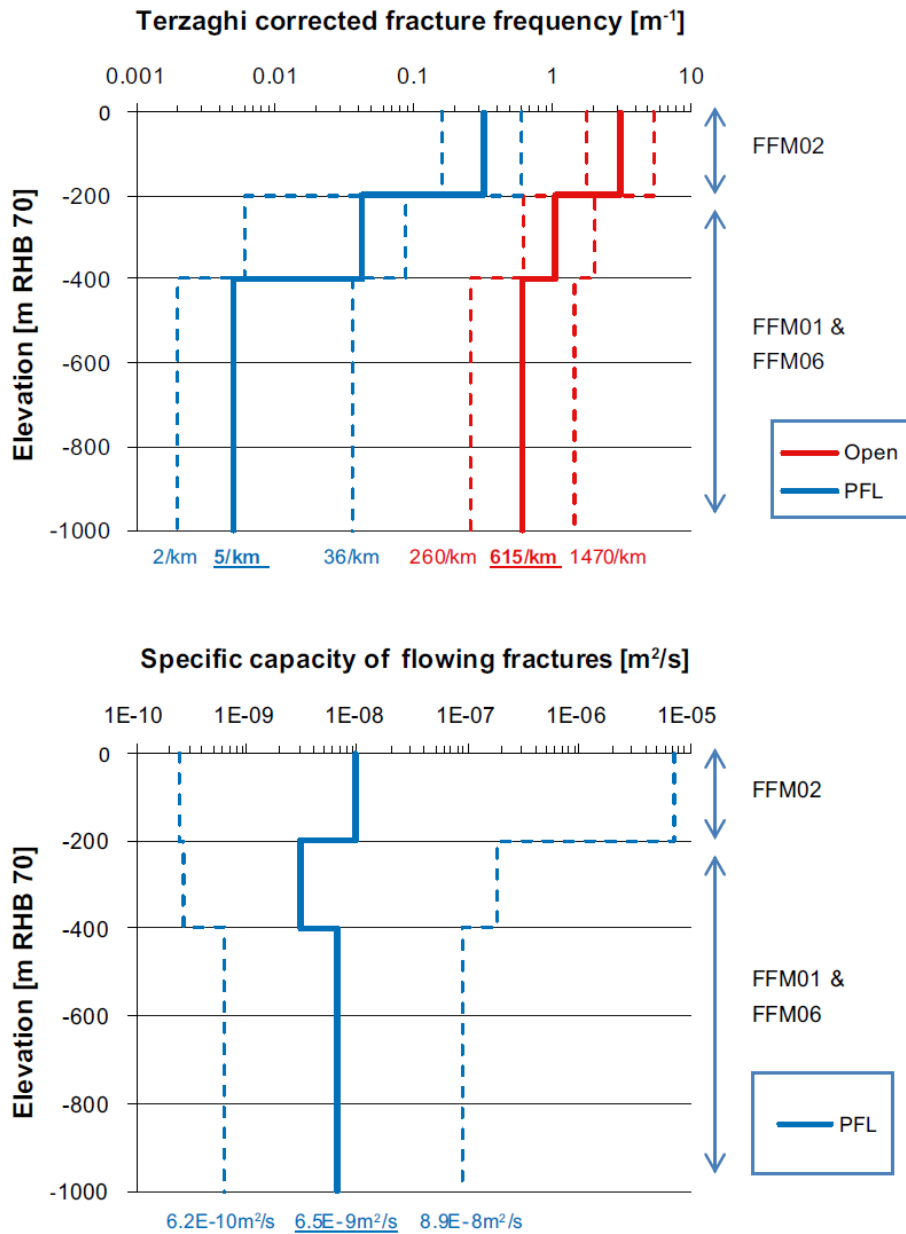


圖6.8 (上圖)透過PFL方法量測並使用Terzaghi校正後的開口破裂面和具導水能力之破裂面的密度。(下圖)使用PFL方法量測到具導水能力的破裂面比容量。粗線為所有鑽井的平均值，虛線為標準偏差(Martin & Follin, 2011)

2. 破裂面位態

具有導水能力之破裂面位態的判定，主要是透過岩心測繪(鑽井圖)和孔內數位影像處理系統(BIPS)而得。在此技術報告中主要透過 Forssman 等人(2004；2008)和 Teurneau 等人(2008)將 PFL 資料進行的相關分析提供了正確的破裂面位態。

3. 現地應力

使用 Glamheden 等人(2007)的現地應力梯度確定作用在此處每個破裂面上的正向應力。表 6.3 和圖 6.9 給出了 Forsmark 建議的現地應力梯度與深度的關係。

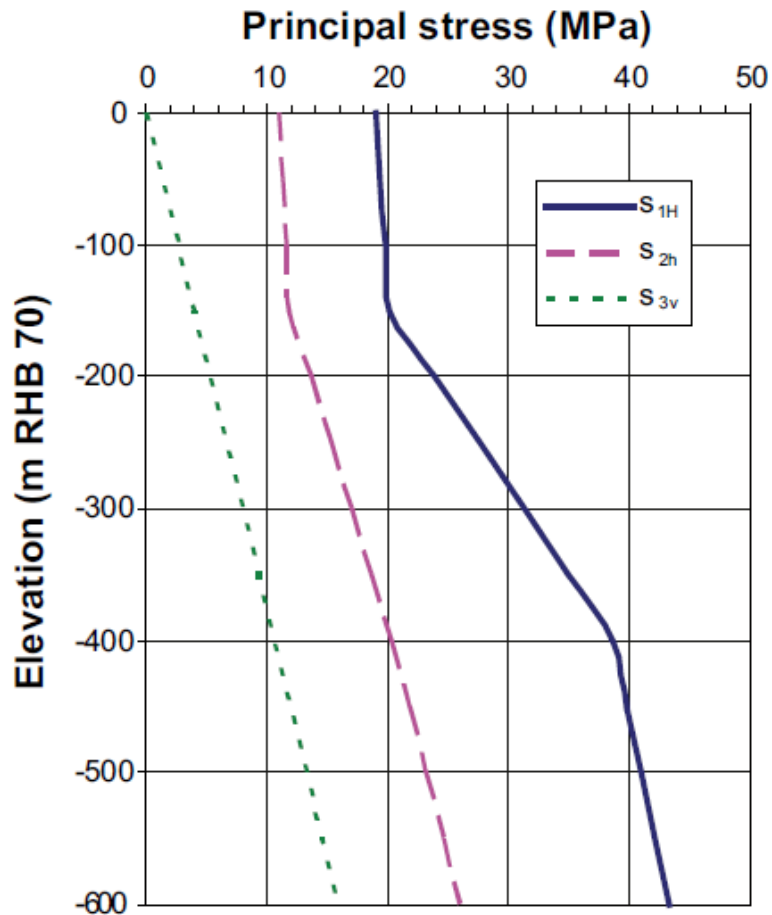


圖6.9 Glamheden等人(2007)提供之Forsmark現地應力梯度與深度關係圖。 S_{1H} 及 S_{2h} 分別為最大及最小水平應力， S_{3v} 為垂直應力(Martin & Follin，2011)

表6.3 Forsmark目標區域建議的水平和垂直應力大小，其中深度以公尺(m)為單位(Glamheden 等人，2007)

深度 [m]	最大水平應力, σ_{1H} [MPa]	角度 [°]	最小水平應力, σ_{2h} [MPa]	角度 [°]	垂直應力 σ_{3v} [MPa]
0-150	19+0.008d±20%	145±20	11+0.006d±25%	055	0.0265d±2%
150-400	9.1+0.074d±15%	145±15	6.8+0.034d±25%	055	0.0265d±2%
400-600	29.5+0.023d±15%	145±15	9.2+0.028d±20%	055	0.0265d±2%

6.3 分析比較

在此，整理上述之工作流程。首先，使用 PFL 方法量測特定比容量(specific capacity)，並進一步透過式(2.1)計算出破裂面的導水係數。第二，透過 Forssman 等人(2004;2008)和 Teurneau 等人(2008) 分析提供正確的破裂面位態。第三，將資料分為三個水文地質類別，包含 ALL_PFL、FFM_PFL 及 ZFM_PFL：

1. ALL_PFL

該資料集用於評估所有 PFL 資料的整體趨勢，即目標區域內外均不受空間位置或地質環境的影響。它由 613 個 PFL 資料組成。整體趨勢而言，圖 6.10 顯示了 Forsmark 場址之 613 個 PFL 破裂面導水係數資料的直方圖。圖 6.11 顯示 PFL 破裂面導水係數資料集的數量隨深度之關係，由圖可知，導水係數隨深度顯著減小。

圖 6.12(左上)顯示了破裂面法線向量的半球立體投影圖。由圖可知，許多破裂面位態為次水平，圖 6.12(右上)顯示了導水係數隨深度之分布。再者，分別使用 Glamheden 等人(2007)和 Follin 等人(2007a)提供之應力梯度和位態計算得作用在每個破裂面上的正向應力。這些應力計算的結果與導水係數之關係顯示在圖 6.12(右下)。其中，使用式(6.2)將正向應力和 PFL 破裂面導水係數之間的關係建立了一條趨勢線，如圖 6.12(右下)藍色曲線，擬合的趨勢線基於原始資料之移動平均(moving median)進行計算而得，如圖 6.12(左下)所示。

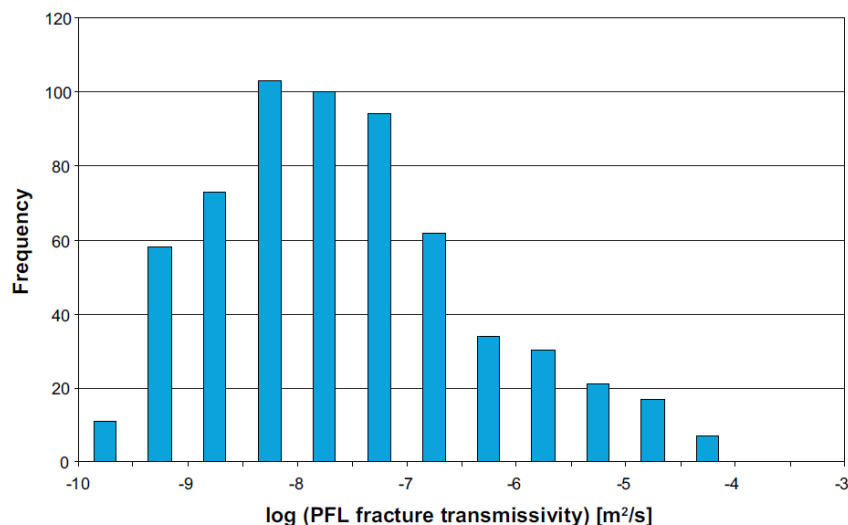


圖6.10 所有PFL破裂面之導水係數資料出現頻率之直方圖(Martin & Follin，2011)

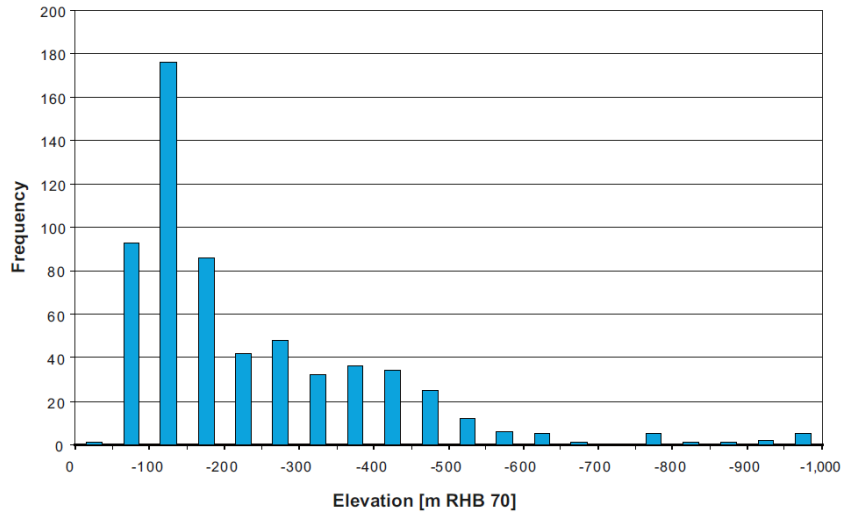


圖6.11 613個PFL破裂面導水係數資料隨深度變化之直方圖(RHB 70為瑞典地理坐標高程系統)(Martin & Follin, 2011)

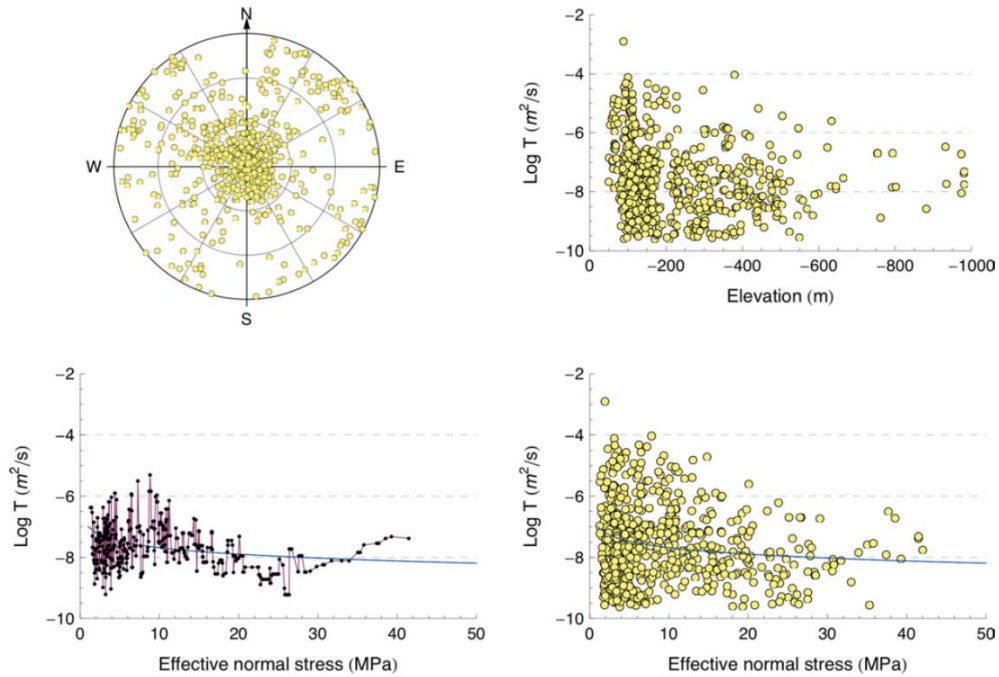


圖6.12 ALL_PFL資料集(N = 613)之半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)；以及其擬合結果(左下)(Martin & Follin, 2011)

2. FFM_PFL

該資料集用於評估目標區域內 PFL 的趨勢，包含在破裂面域 FFM01、FFM02 和 FFM06 中的 193 個 PFL 破裂面導水係數。分析結果如圖 6.13 至圖 6.16 所示。

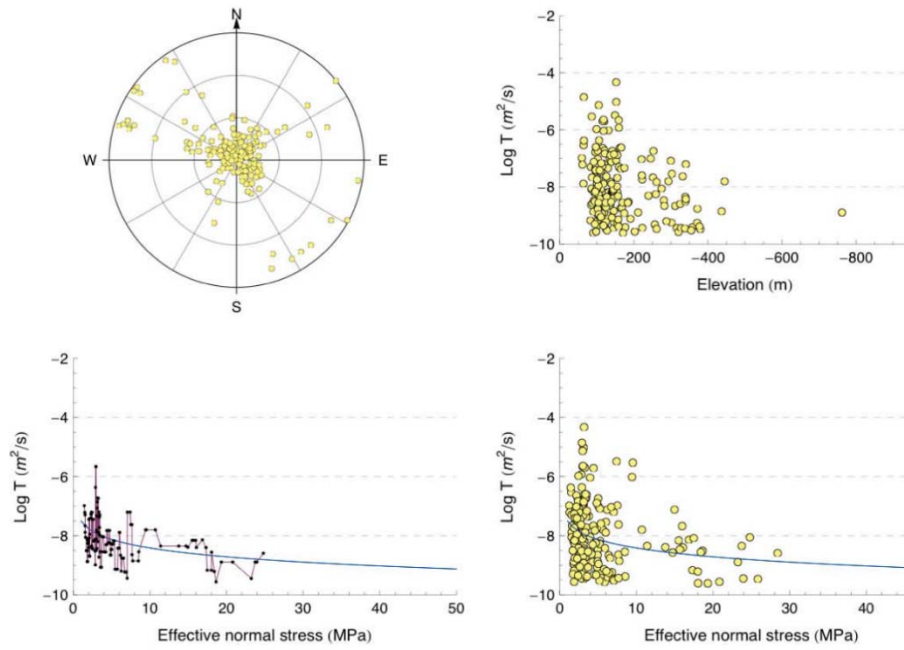


圖6.13 FFM_PFL資料集(N = 193)之半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)；以及其擬合結果(左下)(Martin & Follin, 2011)

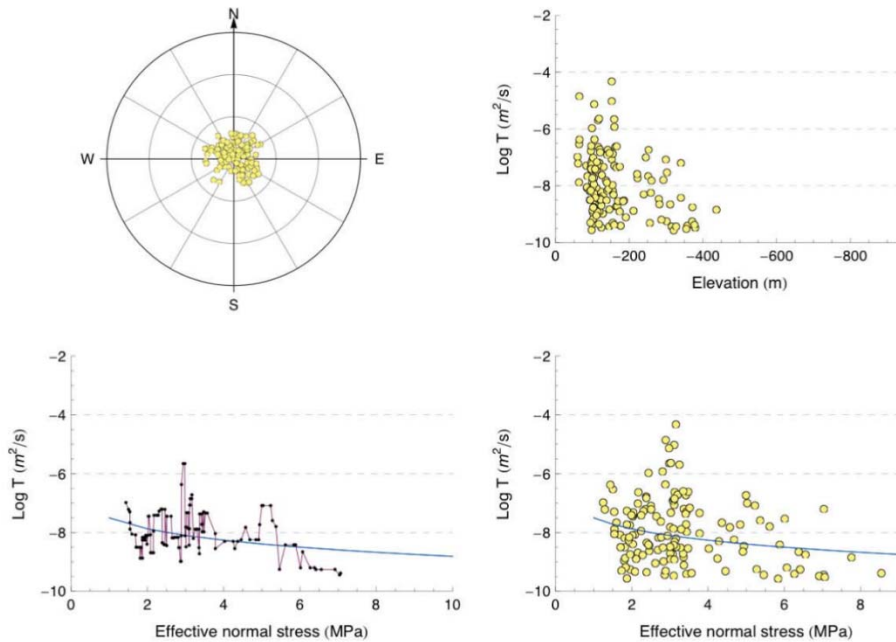


圖6.14 FFM_PFL資料集中(N = 140)低傾角破裂面之半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)；以及其擬合結果(左下)(Martin & Follin, 2011)

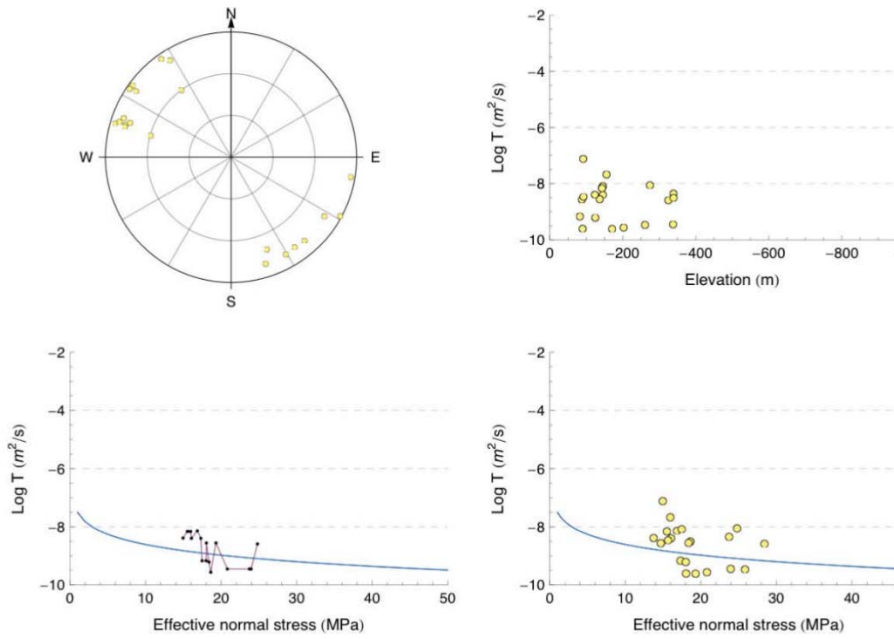


圖6.15 FFM_PFL資料集N-SW走向之高傾角破裂面(N=21)半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)及其擬合結果(左下)(Martin & Follin, 2011)

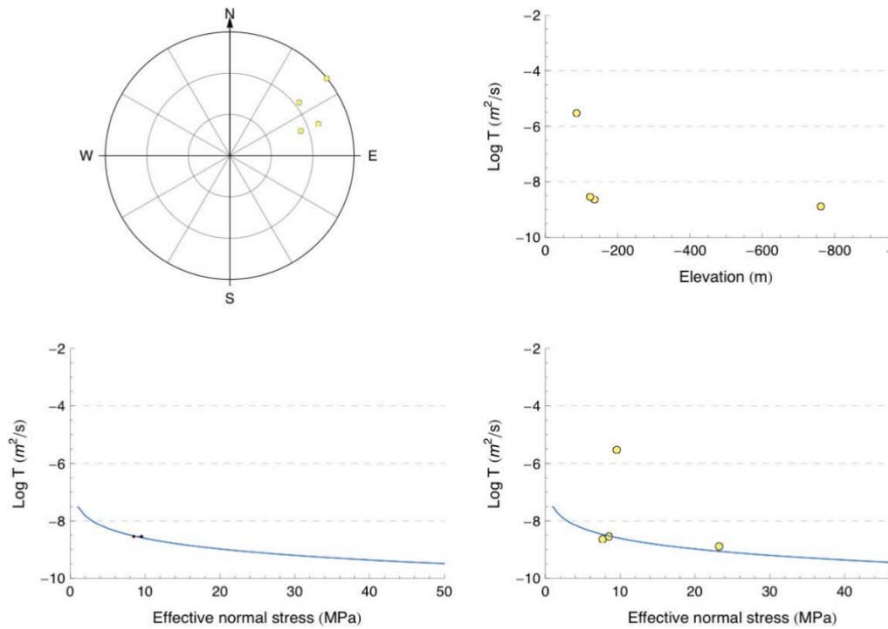


圖6.16 FFM_PFL資料集中NW-SE走向之高傾角破裂面(N=4)半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)及其擬合結果(左下)(Martin & Follin, 2011)

3. ZFM_PFL

ZFM_PFL 資料集用於評估在目標區域內部或緊鄰目標區域的 70 個確定性建模的變形區之趨勢。確定性建模的變形區之導水係數值是透過將每個變形區的所有單個導水係數值相加而得。沒有或幾乎沒有流動的變形區其導水係數值設定為 $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ 。其中，70 個變形區包含了以下位態類別：G(低傾角; 13)、ENE(36)、NE(3)、NNE(8)、NNW(3)、NW(3)和 WNW(4)。其中，依據最大水平應力方向，將分析統計資料分為三組，包含(1)低傾角變型區，傾角角度 $\leq 20^\circ$ ；(2)NE-SW 走向之高傾角變型區，傾角角度 $\geq 60^\circ$ ，走向範圍在 0° 至 90° 之間以及 180° 至 270° 之間；(3)NW-SE 走向之高傾角變型區，傾角角度 $\geq 60^\circ$ ，走向範圍在 90° 至 180° 之間以及 270° 至 360° 之間。分析結果如圖 6.17 至圖 6.20 所示。

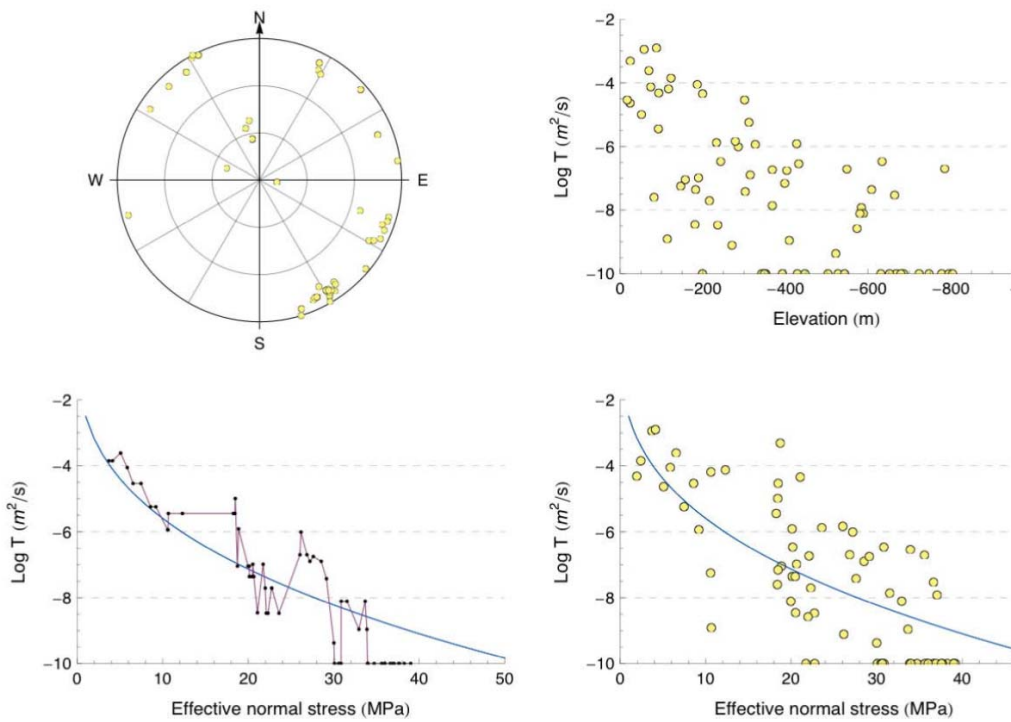


圖6.17 ZFM_PFL資料集(N=70)之半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)及其擬合結果(左下)(Martin & Follin, 2011)

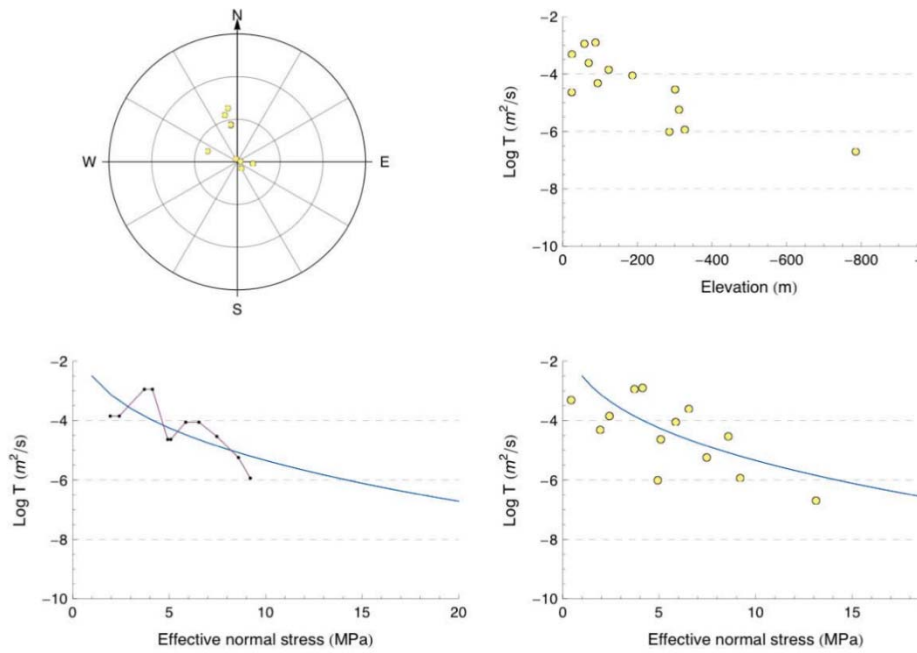


圖6.18 ZFM_PFL資料集中低傾角區域(N = 13)之半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011)

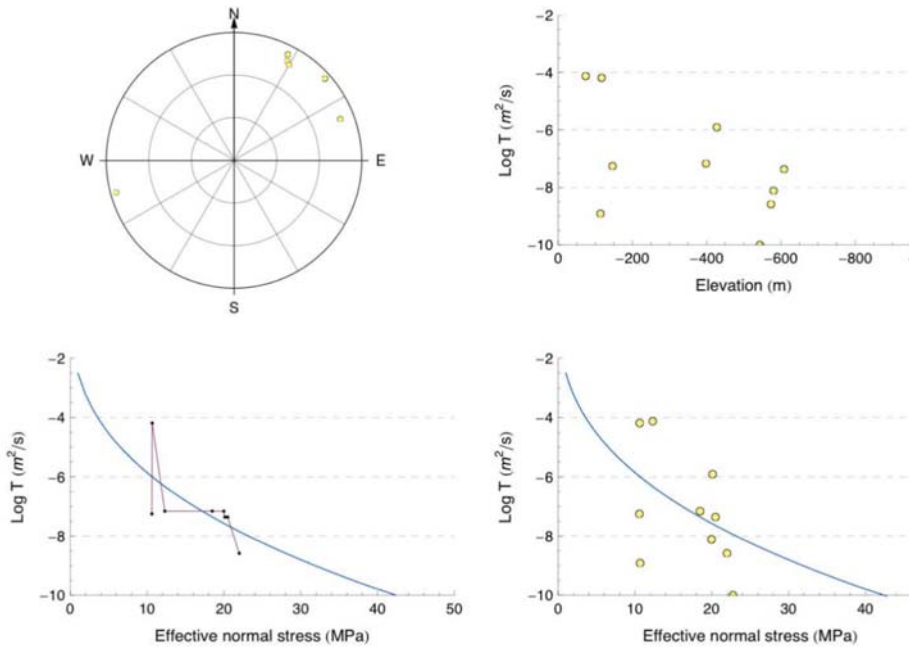


圖6.19 ZFM_PFL資料集中NW-SE走向之高傾角(N = 10)半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011)

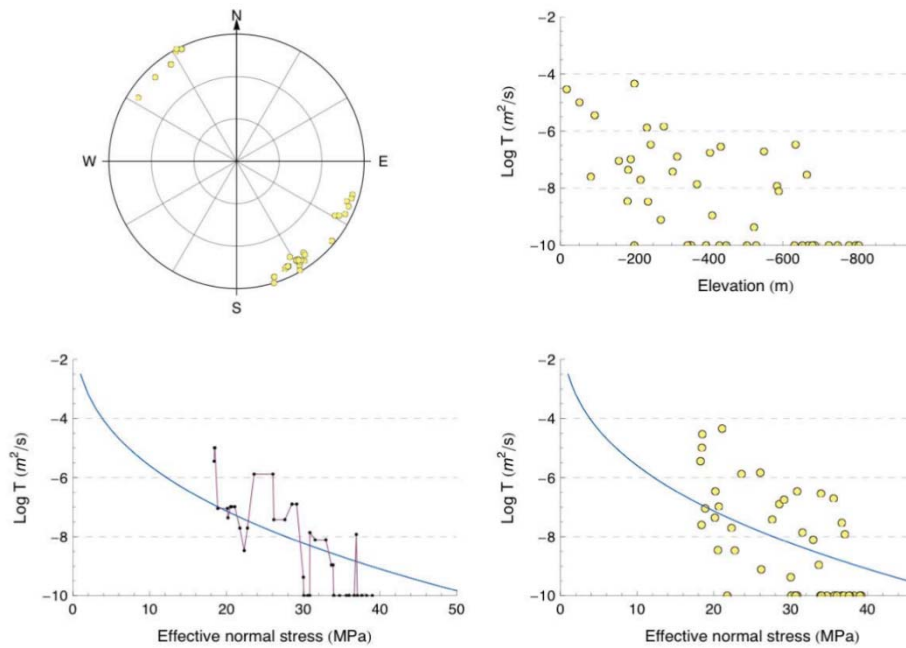


圖6.20 ZFM_PFL資料集中NE-SW走向之高傾角(N=46)半球立體投影圖(左上)；導水係數隨深度之分布(右上)；導水係數隨正向應力之分布和透過式(6.2)而得之趨勢線(藍線)(右下)及其擬合結果(左下) (Martin & Follin, 2011)

4. 討論

由圖 6.7 和圖 6.8 顯示的資料以及圖 6.11 至圖 6.20 之分析表明，PFL 破裂面的導水係數值隨深度降低。應力大小隨深度而增加，導致位態因素影響變小，因此可以推斷出 PFL 破裂面之導水係數值的降低與作用在具導水功能之破裂面上的應力有關。但是，Forsmark 場址之岩心鑽井中測得的破裂面密度也隨深度而降低，如圖 6.21 所示。因此，岩心鑽井中被記錄到的開口破裂面不代表該破裂面具有水力傳導功能。例如：Follin 等人 (2007a) 注意到，100 m 至 1,000 m 深之間的有芯鑽孔中，約有 24% 的破裂面是開口破裂面，但只有約 7% 的開口破裂面具有流動特性。

針對高傾角破裂面的部分，Forsmark 的最大水平應力約在 145° 方向，最大水平應力、最小水平應力及垂直應力隨深度之變化如圖 6.9，由圖可知最大水平應力值約為最小水平應力的兩倍。因此，高傾角的破裂面可能會因其方向而承受明顯不同的正向應力。圖 6.22 比較了分析的三類水文地質資料 ALL_PFL，FFM_PFL 和 ZFM_PFL 的高傾角 PFL 破裂面的 PFL 破裂面導水係數值，並沒有發現任何證據證明正向應力與導水係數之間存在相

關性。但可發現，NE-SW 走向之高傾角 PFL 破裂面在所有三個類別中導水係數值多低於 $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 。ZFM_PFL 資料集中尤為明顯，大量變形區域的導水係數值為 $10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (Posiva 氏流量井測的檢測下限)。

針對低傾角破裂面的部分，根據 Indraratna 等人(1999)之研究發現，當實驗室試驗圍壓超過 10 MPa 時，導水係數幾乎不會再降低。前述高傾角 PFL 破裂面的應力範圍為 10 至 40 MPa，因此導水係數值可能與正向應力無關。但大多數低傾角破裂面承受的正向應力範圍約僅在 1 至 15 MPa 之間，如圖 6.23 所示結果顯示，正向應力與 PFL 破裂面導水係數值之間可能有關係。但如圖 6.21(b)顯示，由於開口破裂面發生的頻率隨深度的增加而降低，因此導水係數趨勢可能也會因破裂面數量減少而產生偏差。ZFM_PFL 隨著有效正向應力的增加，導水係數顯著下降，根據 Indraratna 等人(1999)，正向應力應產生重大影響(圖 6.23)。

再者，進一步將上述分析結果與 Olsson(1998)的 Äspö 閃長岩和 Iwano & Einstein(1995)以及 Raven & Gale(1985)的火成岩岩石的室內試驗值進行比較。圖 6.24 為表 6.4 中「全部」現地資料與 Olsson(1998)報告的室內試驗值的比較。 T_0 值已經歸一化，因此 T_0 的所有初始值均為 1。圖 6.24 所顯示室內試驗之單一節理應力-流量試驗關係(Olsson, 1998)和 Forsmark 試驗關係之間有顯著的差異。如 Indraratna 等人(1999)指出，作用於破裂面的應力超過 10 MPa 以上，應力對流量值的影響就不明顯了。由表 6.4 可知，現地資料之 γ 值均未高於室內試驗值($\gamma=2.145$)。實驗室中雖發現，破裂面越平滑， γ 值越低。但 Forsmark 的 PFL 破裂面的尺度遠大於實驗室樣本尺寸，因此現地測得的資料具有較低 ϕ 值可能不能代表光滑破裂面所引起，應考慮其他影響因素。

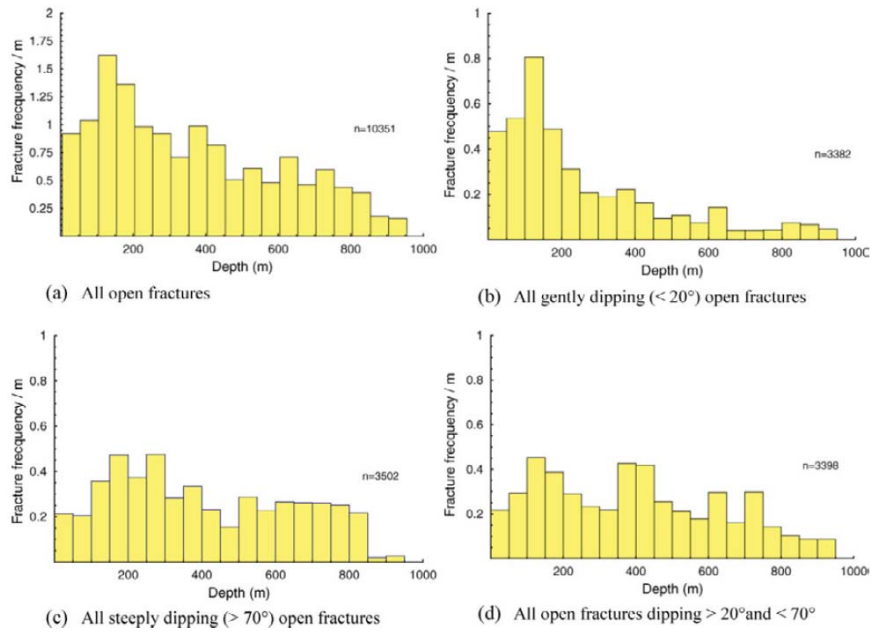


圖6.21 Forsmark場址的岩心鑽井中開口破裂面隨深度的發生頻率(Martin & Follin, 2011)

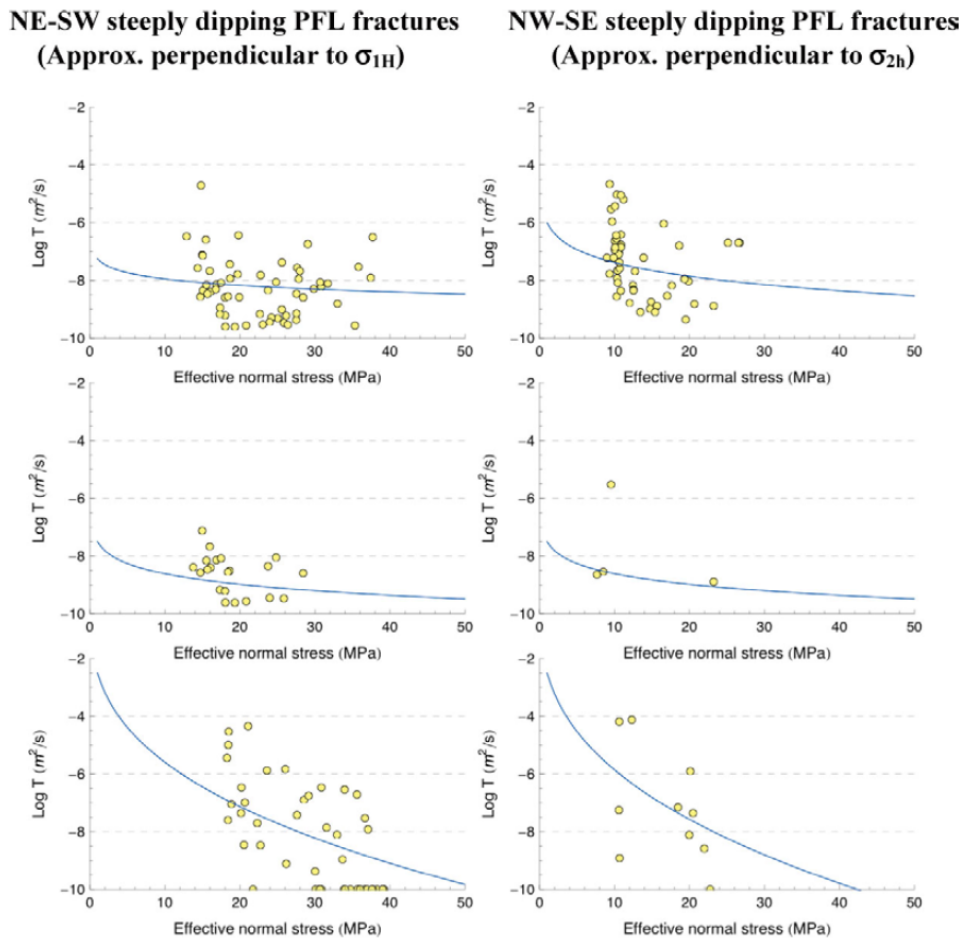


圖6.22 分析三種水文地質資料ALL_PFL(上)、FFM_PFL(中)和ZFM_PFL(下)之正向應力與高傾角PFL破裂面的導水係數比較。其中，實線之趨勢基於式(6.1)(Martin & Follin, 2011)

**Gently dipping PFL fractures
(Approx. perpendicular to σ_{3v})**

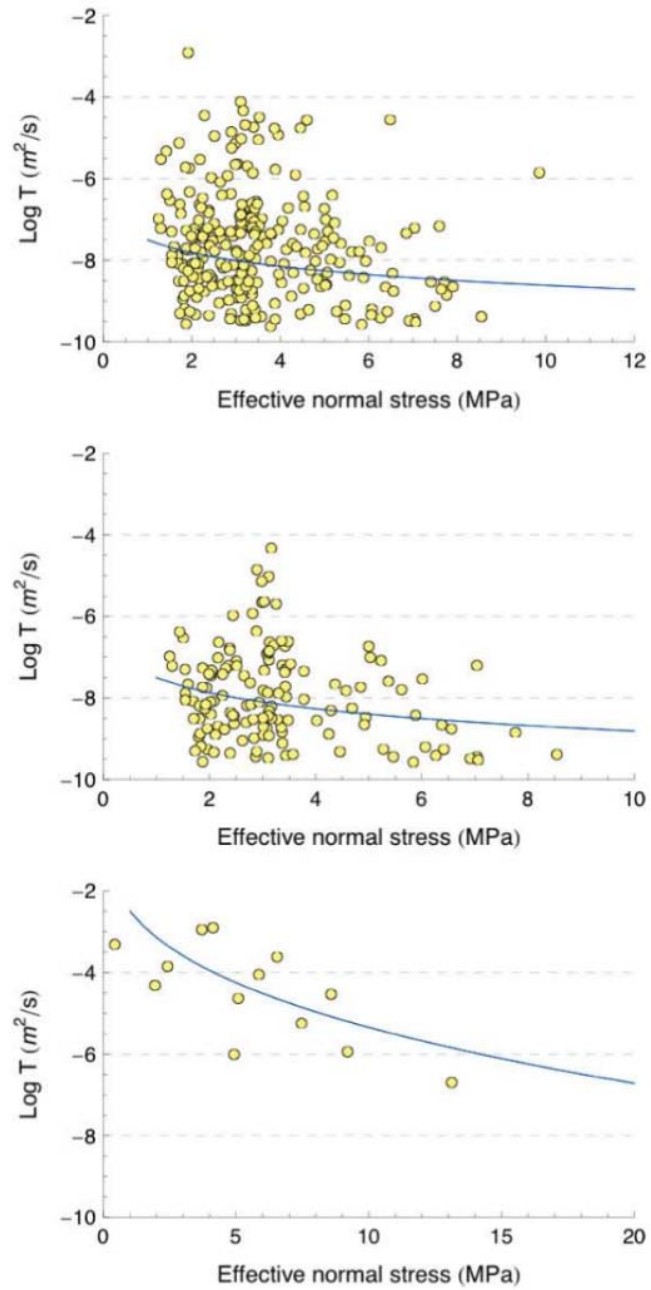


圖6.23 比較分析了三種水文地質資料ALL_PFL(上)、FFM_PFL(中)和ZFM_PFL(下)低傾角PFL破裂面的導水係數值比較。其中，實線之趨勢基於式(6.1)(Martin & Follin, 2011)

表6.4 實驗室試驗透過式(6.1)確定的 γ 值與此技術報告的Forsmark現地資料進行比較，括號中的數字表示分析中使用的資料量

	γ 值			
	Entire Volume	Target Volume		
		ALL_PFL	FFM_PFL	ZFM_PFL
Field: All	-0.04(613)	-0.04(457)	-0.05(193)	-0.35(70)
Field: Gently dipping (<20°)	-0.06(282)	-0.06(256)	-0.07(140)	-0.33(13)
Field: NE-SW steeply dipping	-0.04(71)	-0.04(58)	-0.06(21)	-0.35(47)
Field: NW-SE steeply dipping	-0.08(73)	-0.09(52)	-0.06(4)	-0.37(10)
Lab: Olsson 1998	-2.145			
Lab: Iwano and Einstein 1995	-1.344 to -1.703			
Lab: Raven and Gale 1985	-1.09 to -1.89			

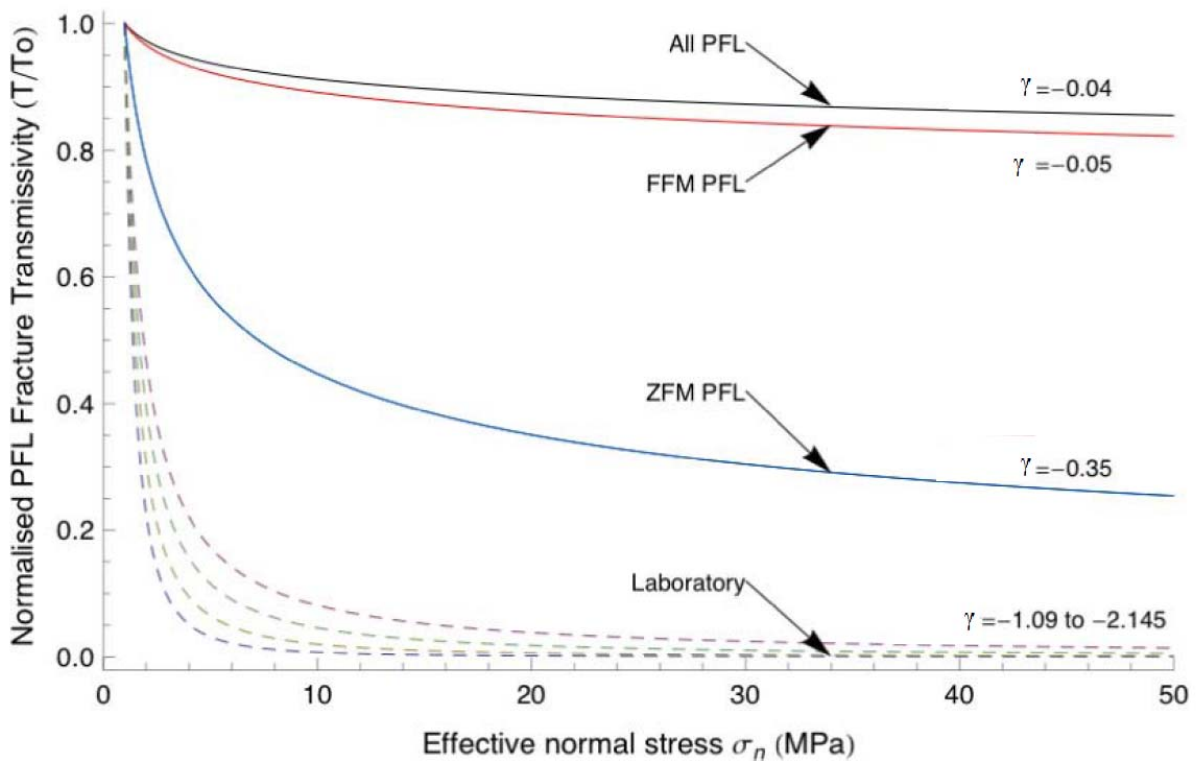


圖6.24 使用式(6.1)對所分析的三種水文地質資料ALL_PFL、FFM_PFL和ZFM_PFL的擬合趨勢線與實驗室試驗值進行比較(改自Martin & Follin, 2011)

5.小結

透過上述 PFL 方法得到之破裂面導水係數資料與作用在其破裂面上之正向應力之間的分析結論如下：

- (1) 對於高傾角破裂面，導水係數與正向應力之間較無關(因其所受正向應力範圍高達 10 至 40 Mpa)。此與 Indraratna 等人(1999)於室內試驗結果相符。
- (2) 對於低傾角破裂面，導水係數隨深度而降低。但由於破裂面密度亦隨深度而降低，因此無法確定哪個因素較有關。但在低傾角的 ZFM_PFL 顯示出應力與導水係數之間有高相關性(其所受正向應力範圍約為 1 到 13 MPa)。
- (3) 透過經驗公式(6.1)得到之 γ 值之比較，現地(-0.04 至-0.28)與室內試驗(-1 至-2.15)之結果兩者之間幾乎沒有一致性。
- (4) 目前沒有足夠的證據支持破裂面的水力流動特性受作用於破裂面上的正向應力所控制。導水係數值可能尚受其他因素控制，例如破裂面的粗糙度、破裂面內的開口通道和破裂面填充材料等影響。

第七章 結論與建議

本計畫重點針對岩體之破裂特性進行研析，其中瑞典 SKB 之技術報告 R-12-04 介紹了運用於瑞典 Laxemar 和 Forsmark 兩處場址之離散破裂網路之建模方法，重點針對水文地質建模相關之要項進行研究。R-09-38 技術報告則包含討論在進行模擬前，針對現地所蒐集之資料進行校正，在模型中可能遭遇之變異性及不確定性，以及實際分析運用至 Laxemar 和 Forsmark 兩處處置場址。SKB R-08-69 則是在討論實驗室試驗所得到的正向應力與導水係數之經驗式是否能真實反應至現地處置岩體的實際情形。其中，前兩本技術報告屬於 SKB 針對高放射性廢棄物處置技術之研究範圍，但與低放射性廢棄物處置有關之破裂水力特性之研究亦值得我國低放處置參考。相關結論及建議如下。

7.1 結論

1. SKB 針對瑞典兩處處置場址 Forsmark 及 Laxemar 進行詳細的場址特徵研究，並分別建立場址描述模型，其中同樣攸關低放射性廢棄物處置之水文地質建模，SKB 透過離散破裂網路(DFN)進行建模，並將場址區域內劃分為水力土壤區(HSD)、水力通導區(HCD)及水力岩體區(HRD)。
 - (1) 水力土壤區(HSD) 建模：通常以土壤之地質分區以及於土壤層進行之水力試驗為基礎，SKB 透過淺層單孔研究特徵化場址區域之淺層表面。其中，Forsmark 場址在風化層鑽了約 70 個鑽孔。Laxemar 場址鑽了約 40 個近地表鑽孔。
 - (2) 水力通導區(HCD)建模：透過地質分析決定出確定的變形區空間位置，變形區由較小的破裂面群組成，並將破裂面群之特徵定義為單一破裂面的總導水係數，然而，透過現地資料很少能充分特徵化 HCD 模型的水力特性，因此需要透過單獨的導水係數與深度趨勢函數輔助 HCD 建模。
 - (3) 水力岩體區(HRD) 建模：此區含有較小破裂面的母岩，以及較小變形區(MDZ)的破裂面域，判定基礎也是透過地質分析確定。HRD 為隨機建模，每個破裂面之特性都從機率分布中取得，包含：位態、密度、尺寸、空間分布和導水係數。SKB 用於判斷並分類破裂面域的主要方法為透過 Posiva 氏流率井測(PFL)，進行破裂面的水力試驗。

2. 水力岩體區(HRD)主要是將變形區以外的裂隙岩體(破裂面域)進行建模，這些破裂面域特性抑或資料有限，抑或是相鄰區域之間特性不具統計差異性。因此，SKB 針對水力岩體區(HRD)建模時考慮其統計特性建模，建模時包含：(1)次要變形區；(2)破裂面形狀；(3)破裂面位態和分組；(4)破裂面密度尺度化、空間分布和終止的概念；(5)破裂面密度和破裂面尺度；(6)破裂面網路的連通性和水力特性；(7)破裂面存儲特性；(8)破裂面傳輸特性等。
3. 水力岩體區(HRD)之建模時，現地量測的資料分布判定可能會遭遇到「截斷」和「邊界」效應，以及「分段」作用的影響，造成破裂面尺寸-密度分布失真。透過破裂面密度隨幂定律分布之特性，針對破裂面資料進行地形校正以減少由於地形引起的誤差，以及分段連接的方法，將不同破裂面尺度之資料源進行整合，解決取樣區之邊界效應，或是實際取樣的尺寸涵蓋範圍不全面導致破裂面跡線遭截切之效應。
4. 有關水力岩體區(HRD)建模之不確定性包含：
 - (1) 破裂面之不確定性：破裂面量測的不確定性包含鑽井與破裂面之間交角的量測誤差，此誤差將傳遞至破裂面走向和傾角以及造成密度評估之不確定性，透過可用的鑽井資料轉換為模型可用的資料，並進一步進行資料分區分析，以評估不確定性對於模型的影響。
 - (2) 破裂面之變異性：處置岩體之破裂面先天的變異性，透過特徵化樣本的局部密度變化和與樣本數的平均值之間的差距來量化破裂面之變異性。
5. 透過 Forsmark 場址和 Laxemar 場址之資料針對其量測的不確定性與破裂面先天變異性之影響進行分析，發現破裂面先天變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ 之影響大於因測量而產生的不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ ，表示進行現地量測時，量測造成之誤差影響有限。然而，不同的場址所分析出的結果不盡相同。不過，兩個場址之不確定性 $\sigma_{unc}(\theta, \varphi)$ 與變異性 $\sigma_{var}(\theta, \varphi)$ 標準偏差皆不大，可證明瑞典這兩個場址所建立的 DFN 地質模型是有效的。

6. 透過現地量測得到之破裂面導水係數資料與作用在其破裂面上之正向應力之間的分析。獲得重要結果如下：
 - (1) 對於高傾角破裂面，導水係數與正向應力之間較無關(正向應力範圍為 10 到 40 Mpa)，與 Indraratna 等人(1999)於室內試驗結果相符。對於低傾角破裂面，導水係數隨深度而降低，但由於低傾角的破裂面密度均隨深度而降低，因此無法證明低傾角的破裂面之導水係數隨應力變化之趨勢之相對關係。
 - (2) 室內試驗之正向應力與導水係數經驗公式與現地量測得到的結果差距甚大，應考慮其他因素對導水係數造成之影響。

7.2 建議

1. 本研究分別針對水力土壤區(HSD)、水力通導區(HCD)及水力岩體區(HRD)建模進行研析，其中本研究又以水力岩體區(HRD)之建模考慮因素佔較大之篇幅進行國際間相關之技術報告研析。然而，水力通導區(HCD)建模中，變形區為地下水流動性較高之區域，對於坑道處置而言，核種有較大的機會透過這些變形區傳輸至地表，我國是否有能力特徵化水力通導區(HCD)以及如何決定次要變形區是一個重要的課題。未來亦可朝向較大的破裂面，例如變形區，甚至更大尺度之斷層的水力特性研究方向進行精進。
2. 我國未來在進行場址建模時，有關破裂面密度與破裂面跡線長度的決定時，可能會遭遇現地資料「截斷」和「邊界」效應，以及「分段」作用等相關問題，造成破裂面跡線長度-密度失真的問題，建議可以透過地形修正，以及破裂面跡線連接等方式針對資料進行修正。
3. 研究發現，進行測量不確定性與破裂面先天變異性之影響分析時，不同的場址所分析出的結果不盡相同，因此，針對我國建議候選場址之地質環境而言，分析結果不一定相同。我國低放處置建議候選場址未來在進行分析時，可以考慮將不確定性與變異性造成的標準偏差對所使用之模型之影響納入。

4. 本研究結果得之，現地水力試驗之水力流動特性結果與室內試驗之經驗有顯著知差異，推測受到其他因素影響，例如破裂面的粗糙度、開口通道或是填充材料等影響，因此，未來我國在進行相關研究時，建議考慮現地水力試驗之重要性。

參考文獻

1. Atkinson, 1989. Chapter 8. Fracture Mechanics of Rocks, Academic Press, Incorporated.
2. Bonnet et al, 2001. Scaling of fracture systems in geological media. *Reviews of Geophysics* 39 (3): 347–383.
3. Bosson et al, 2008. Numerical modelling of surface hydrology and nearsurface hydrogeology at Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
4. Bosson et al, 2009. Numerical modelling of hydrology and near-surface hydrogeology at Laxemar-Simpevarp. Site descriptive modelling, SDM-Site Laxemar. SKB R-08-72, Svensk Kärnbränslehantering AB.
5. Darcel et al., 2006. Alternative DFN model based on initial site investigations at Simpevarp. SKB R-04-76, Svensk Kärnbränslehantering AB.
6. Darcel et al., 2006. Discrete fracture network for the Forsmark site. SKB R-06-79, Svensk Kärnbränslehantering AB.
7. Darcel et al., 2009. Statistical methodology for discrete fracture model – including fracture size, orientation uncertainty together with intensity uncertainty and variability. SKB R-09-38, Svensk Kärnbränslehantering AB.
8. Davy et al., 2006. A note on the angular correction applied to fracture intensity profiles along drill core. *J. Geophys. Res.* 111: B11408.
9. Follin et al., 2007a. Hydrogeological characterisation and modelling of deformation zones and fracture domains, Forsmark modelling stage 2.2. SKB R-07-48, Svensk Kärnbränslehantering AB.
10. Follin et al., 2007b. Hydrogeological conceptual model development and numerical modelling using CONNECTFLOW, Forsmark modelling stage 2.2. SKB R-07-49, Svensk Kärnbränslehantering AB.
11. Follin, 2008. Bedrock hydrogeology Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-95, Svensk Kärnbränslehantering AB.

12. Forssman et al., 2004. Correlation of Posiva Flow Log anomalies to core mapped features in Forsmark (KFM01A to KFM05A). SKB R-04-77, Svensk Kärnbränslehantering AB.
13. Forssman et al., 2008. Forsmark site investigation. Correlation of Posiva Flow Log anomalies to core mapped features in KFM02B, KFM 08D and KFM 11A. SKB P-07-128, Svensk Kärnbränslehantering AB.
14. Fox et al., 2007. Statistical geological discrete fracture network model Forsmark modelling stage 2.2. SKB R-07-46, Svensk Kärnbränslehantering AB.
15. Glamheden et al., 2007. Rock Mechanics Forsmark. Site descriptive modelling, Forsmark stage 2.2. SKB R-07-31, Svensk Kärnbränslehantering AB.
16. Hartley and David, 2013. Summary of discrete fracture network modelling as applied to hydrogeology of the Forsmark and Laxemar sites. No. SKB-R-12-04.
17. Indraratna et al., 1999. Single phase water flow through rock fractures. *Geotechnical and Geological Engineering*, 17, pp 211–240.
18. Iwano & Einstein, 1995. Laboratory experiments on geometric and hydromechanical characteristics of three different fractures in granodiorite. In: Fujii T (ed). *Proceedings of the 8th ISRM Congress on Rock Mechanics, Tokyo, 25–29 September 1995. Vol 2. Rotterdam: Balkema, pp 743–750.*
19. Martin & Follin, 2011. Review of possible correlations between in situ stress and PFL fracture transmissivity data at Forsmark. No. SKB-R--08-69.
20. Munier R, Stigsson M, 2007. Implementation of uncertainties in borehole geometries and geological orientation data in Sicada. SKB R-07-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.
21. Munier, 2004. Statistical analysis of fracture data, adapted for modelling Discrete Fracture Networks-Version 2. SKB R-04-66, Svensk Kärnbränslehantering AB.
22. Newman, 2005. Power laws, Pareto distributions and Zipf's law. *Contemporary Physics* 46: 323–351.
23. NRC, 2015. Guidance for Conducting Technical Analyses for 10 CFR Part 61, Draft Report for Comment (NUREG-2175).

24. Olsson, 1998. Mechanical and hydromechanical behaviour of hard rock joints: a laboratory study. PhD thesis. Department of Geotechnical Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden.
25. Pickering et al, 1995. Sampling power-law distributions. *Tectonophysics* 248: 1–20.
26. Raven & Gale, 1985. Water flow in a natural rock fracture as a function of stress and sample size. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences & Geomechanics Abstracts*, 22, pp 251–261.
27. Rhén et al., 2009. Bedrock hydrogeology Laxemar. Site descriptive modelling, SDM-Site Laxemar. SKB R-08-92, Svensk Kärnbränslehantering AB.
28. SKB, 2008. Site description of Forsmark at completion of the site investigation phase. SDM-Site Forsmark. SKB TR-08-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.
29. SKB, 2009. Site description of Laxemar at completion of the site investigation phase SDM-Site Laxemar. SKB TR-09-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.
30. Terzaghi, 1965. Sources of error in joint surveys. *Geotechnique* 15, 287–304.
31. Teurneau et al., 2008. Forsmark site investigation. Correlation of Posiva Flow Log anomalies to core mapped features in KFM01D, KFM07C, KFM08A, KFM08C and KFM10A. SKB P-07-127, Svensk Kärnbränslehantering AB.
32. Thiem, 1906. *Hydrologische Methoden*. Leipzig: Gebhardt.
33. 原能會物管局，2005，低放射性廢棄物隧道處置水文地質概念模式審查技術之建立，942005FCMA002。
34. 原能會物管局，2012，低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則(第0版)。
35. 原能會物管局，2013，低放射性廢棄物處置場址特性與設施設計審查規範精進之研究，102FCMA009。
36. 原能會物管局，2014，低放射性廢棄物處置場址特性審查規範精進之研究，103FCMA002。
37. 原能會物管局，2015，低放射性廢棄物處置場址特性審查規範精進之研究，104FCMA002。
38. 原能會物管局，2016，低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術建立之資訊研析，104FCMA019。
39. 原能會物管局，2017，低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術之關鍵課題研究，105FCMA011。

40. 原能會物管局，2018，低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術驗證評估研究，107FCMA002。
41. 原能會物管局，2019，低放射性廢棄物近岸坑道處置之場址參數驗證技術研究，108FCMA002。



行政院原子能委員會
放射性物料管理局

行政院原子能委員會放射性物料管理局
委託研究計畫研究報告

109 年低放射性廢棄物處置方案之安全管制
研究

子計畫四：低放射性廢棄物處置現地應力對
處置坑道結構穩定影響研析

期末報告

計畫編號：109FCMA003

計畫主持人：董家鈞

子計畫四主持人：楊長義、李宏輝

受委託機關(構)：國立中央大學

報告日期：中華民國 109 年 12 月

**109 年低放射性廢棄物處置方案之安全
管制研究**

**子計畫四：低放射性廢棄物處置現地應力對
處置坑道結構穩定影響研析**

受委託單位：國立中央大學

計畫主持人：董家鈞

子計畫四主持人：楊長義、李宏輝

研究期程：中華民國 109 年 2 月至 109 年 12 月

研究經費：新臺幣 64 萬元(子計畫四經費)

**行政院原子能委員會放射性物料管理局
委託研究計畫研究報告(期末報告)**

中華民國 109 年 12 月

(本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見)

摘要

岩石現地應力對地下工程的規劃設計、力學分析與開挖工作，為重要且不可或缺的參數，尤其是長隧道、地熱能源調查與開發、軍事地下掩體與放射性廢棄物地下處置設施等重大地下工程，岩石現地應力的量測與評估，實屬規劃與設計階段之重要工作。有鑑於我國的低放射性廢棄物最終處置可能採用坑道式處置方式，其在設計、建造、運轉與封閉等各階段，所需之工程技術遠較其他處置方式複雜，且坑道長軸走向的最佳化配置、開挖方法、支撐方式及坑道結構長期穩定性深受岩盤現地應力所影響。因此，瞭解現地應力量測方法、確保量測資料的品質與掌握量測結果之不確定性，進而探討現地應力對處置坑道結構穩定性之影響，為發展我國低放射性廢棄物坑道式處置技術之重要課題。爰此，本計畫蒐整國內外有關現地應力量測技術相關研究文獻與技術報告，及根據前期研究已建立之「台東縣達仁鄉」與「金門縣烏坵鄉」二處建議候選場址處置坑道數值分析模型，持續探討現地應力對坑道結構穩定性之影響。研究成果包括：(1)整理了各種現地應力量測方法之優缺點、限制條件與適用性，及現地應力量測策略、量測結果之不確定性與最終岩石應力模型建置流程等；(2)蒐整 Äspö 硬岩實驗室有關套鑽法現地應力量測經驗，與 SFR 為降低各種不確定性對現地應力評估結果的影響所提出的現地應力評估流程；(3)根據國內近年施作的現地應力量測經驗進行綜合分析與比較，並整理了國內現地應力梯度圖與水平側壓係數隨深度之變化，可供未來有關場址現地應力描述與處置設施地下結構安全分析之參考；(4)透過數值分析，達仁建議候選場址部分，其處置坑道在具有一次襯砌之條件下，襯砌結構最大軸力與最大彎矩均隨側向壓力係數增加而遞增，且 A 類處置坑道的襯砌結構受力普遍高於 B、C 類處置坑道；在烏坵建議候選場址部分，處置坑道屬無襯砌坑道結構，其在頂拱與仰拱處的最大位移量均隨側向壓力係數增加而減少，但在側壁處的最大位移量則隨之增加。

關鍵詞：現地應力、低放射性廢棄物、處置坑道

Abstract

In-situ rock stress is important and indispensable for planning design mechanical analysis and excavation of underground projects such as long tunnels, geothermal energy investigation and development, military bunkers, and underground disposal facilities for radioactive waste engineering. Since the final disposal of low-level radioactive waste in Taiwan may adopt a tunnel disposal, the required engineering technology is much more complicated than other disposal methods in the stages of design construction, operation, and closure. The optimization of the long axis excavation and support method and long-term stability of the tunnel structure are deeply affected by the existing in-situ stress of the rock. Therefore, understanding the method of measuring in-situ stress, ensuring the quality of the measurement data and grasping the uncertainty of the measurement results and the estimating the effect of in-situ stress on the stability of the disposal tunnel structure are the key issues for the developments of tunnel-type low-level radioactive waste disposal technology. The research results include: (1) the advantages, limitations, and applicability of various in-situ stress measurement methods, and the strategies and uncertainties of the in-situ stress measurements and the process of the final rock stress model are summarized; (2) the experience of Äspö Hard Rock Laboratory about in-situ stress measurement by overcoring method, and the process proposed by SFR to reduce the influence of various uncertainties on the in-situ stress assessment results; (3) comprehensive analysis and comparison based on the domestic field stress measurement experience in recent years, and sorted out the domestic field stress gradient map and the horizontal lateral pressure coefficient changes with depth; (4) the influences of the in-situ stress on the possible disposal tunnel type were studied by using UDEC commercial software.

Keywords: in-situ stress, low-level radioactive waste disposal, disposal tunnel

目錄

摘要	I
Abstract.....	II
目錄	III
表目錄	V
圖目錄	VII
第一章、前言	1
1.1 計畫背景.....	1
1.2 計畫目的與重要性.....	1
1.3 報告內容.....	2
第二章、現地應力量測技術研析	4
2.1 現地應力的重要性及分類.....	4
2.2 現地應力隨深度之變化.....	7
2.3 現地應力量測方法.....	8
2.4 現地應力量測試驗之品質控制.....	25
2.5 現地應力量測的不確定性.....	33
2.6 最終岩石應力模型.....	38
第三章、國際間有關放射性廢棄物處置場址現地應力特性之研究.....	41
3.1 Äspö 硬岩實驗室(Hard Rock Laboratory, HRL).....	41
3.2 SFR Forsmark 中、低放射性廢棄物最終處置場.....	43
第四章、國內有關現地應力相關研究課題之回顧.....	47
4.1 案例一—花蓮和平地區以非彈性應變回復法(ASR)量測.....	47
4.2 案例二—彰化彰濱地區以非彈性應變回復法(ASR)量測.....	55

4.3 案例三—宜蘭紅柴林地區以非彈性應變回復法(ASR)量測.....	61
4.4 案例四-錦水氣田資料推估現地應力.....	67
4.5 案例五—坪林隧道沿線以水力破裂法量測.....	72
4.6 國內有關現地應力相關研究課題綜整.....	77
第五章、場址現地應力對坑道處置結構穩定之數值分析.....	81
5.1 我國處置坑道數值模型之建置與坑道結構穩定性分析.....	81
5.2 UDEC 數值模擬與分析.....	86
第六章、結論與建議.....	95
6.1 結論.....	95
6.2 建議.....	96
參考文獻.....	97

表目錄

表 2.3-1 常見之套鑽法應變量測設備-三軸應變套筒.....	13
表 2.3-2 常見之套鑽法應變量測設備-孔壁位移量測裝置.....	14
表 2.3-3 各種現地應力量測方法之優缺點與適用性.....	22
表 2.3-4 現地應力量測方法之分類及試驗涵蓋的岩石體積.....	24
表 2.4-1 現地應力量測須審核的議題.....	26
表 2.4-2 現地應力評估及量測程序-重點審查項目表.....	28
表 2.4-3 建立品質驗證程序要考慮的問題項目表.....	30
表 2.4-4 某特定位置或深度的應力量測的可行性要考慮的問題項目表.....	31
表 2.4-5 量測及數據處理過程應考慮項目表.....	32
表 2.4-6 審查結論要考慮的項目表.....	33
表 3.2-1 現地應力量測鑽孔清單.....	45
表 4.1-1 和平地區現地應力量測參數統計表.....	49
表 4.1-2 和平地區 ASR 量測結果彙整表.....	54
表 4.2-1 彰濱地區鑽井地層層位表.....	56
表 4.2-2 彰濱地區現地應力量測參數統計表.....	58
表 4.2-3 彰濱地區 ASR 量測結果彙整表.....	60
表 4.4-1 井下現地應力各參數與資料取得方式彙整表.....	69
表 4.5-1 一號豎井(PH-19)應力量測結果.....	74
表 4.5-2 二號豎井(PH-20)應力量測結果.....	75
表 4.6-1 綜合分析與比較表.....	78
表 5.1 本研究採用之建議候選場址現地應力與岩石力學參數.....	81
表 5.1-2 UDEC 數值分析所採用之現地應力條件.....	85
表 5.1-3 不同深度條件下之垂直應力與水平應力.....	86

表 5.1-4 UDEC 模擬所採一次襯砌之輸入參數..... 90

圖目錄

圖 2.1-1 現地應力的分類	5
圖 2.1-2 無襯砌坑道之穩定性與破壞模式	6
圖 2.2-1 深度現地應力回歸關係	7
圖 2.3-1 水力破裂法與 HTPF 現地試驗設備配置圖	8
圖 2.3-2 水力破裂法與 HTPF 現地試驗與鑽孔中設置雙封填塞器	9
圖 2.3-3 水力破裂試驗各階段壓力與時間之關係	10
圖 2.3-4 水力破裂試驗之裂隙發展方向與最大、最小主應力之關係	10
圖 2.3-5 現地應力量測試驗	11
圖 2.3-6 現地應力量測試驗-表面應力釋放法示意圖	12
圖 2.3-7 套鑽法現地應力試驗步驟	13
圖 2.3-8 門止法現地應力試驗步驟	14
圖 2.3-9 套鑽法現地應力試驗-門止法量測設備	15
圖 2.3-10 實驗儀器	16
圖 2.3-11 ASR 法岩心包覆準備流程圖	17
圖 2.3-12 應變規章貼示意圖	18
圖 2.3-13 平鈹千斤頂現地應力試驗示意圖	19
圖 2.3-14 平鈹千斤頂現地應力試驗之加載與參考點相對距離變化示意圖	19
圖 2.3-15 平鈹千斤頂現地應力試驗之測點距離變化示意圖	20
圖 2.3-16 各種現地應力試驗所涵蓋之代表性體積	21
圖 2.5-1 長英麻粒岩(LEPTITE)進行現地應力量測試驗	34
圖 2.5-2 沿鑽孔深度變化之花崗岩彈性模數	34
圖 2.5-3 柏松比對現地應力之影響	37
圖 2.6-1 最終岩石應力模型(FRSM)之建構流程	40

圖 3.1-1 ÄSPÖ 硬岩實驗室地理位置與地下實驗室配置示意圖.....	41
圖 3.1-2 ÄSPÖ 硬岩實驗室進行之套鑽法現地應力量測試驗.....	42
圖 3.1-3 ÄSPÖ 硬岩實驗室於地下深度 34.77 M 與 35.48 M 處之現地應力量 測試驗資料.....	43
圖 3.2-1 瑞典 SFR 所處地理位置示意圖與鑽探位置圖.....	45
圖 3.2-2 現地應力評估流程圖.....	46
圖 4.1-1 花蓮和平地區地質圖.....	47
圖 4.1-2 非彈性應變回復法量測流程圖.....	48
圖 4.1-3 和平地區樣本 8 應變與水溫時間關係圖.....	50
圖 4.1-4 和平地區樣本 8 之應變與時間關係圖.....	51
圖 4.1-5 和平地區樣本 8 之主應變與時間關係圖.....	52
圖 4.1-6 和平地區樣本 8 非彈性主應變方向投影圖.....	52
圖 4.1-7 和平地區 ASR 應變主軸之下半球投影圖.....	53
圖 4.1-8 和平地區三軸主應力規模隨深度之變化.....	54
圖 4.2-1 彰濱井場位置圖.....	55
圖 4.2-2 彰濱地區樣本 6 應變與水溫時間關係圖.....	57
圖 4.2-3 彰濱地區樣本 6 應變與時間關係圖.....	57
圖 4.2-4 彰濱地區樣本 6 主應變與時間關係圖.....	58
圖 4.2-5 彰濱地區樣本 6 非彈性主應變方向投影圖.....	58
圖 4.2-6 彰濱地區應變主軸之下半球投影圖.....	59
圖 4.2-7 彰濱地區三軸主應力與深度關係圖.....	59
圖 4.2-8 彰濱地區 K 值與深度關係圖.....	61
圖 4.3-1 宜蘭紅柴林地區井位分布圖.....	62
圖 4.3-2 三星與蘇澳地區地質圖.....	62

圖 4.3-3 結元井樣本 A2 之應變與水溫時間關係圖	63
圖 4.3-4 結元井樣本 A2 之應變與時間關係圖	64
圖 4.3-5 結元井樣本 A2 之主應變與時間關係圖	64
圖 4.3-6 結元井樣本 A2 之非彈性主應變方向投影圖	65
圖 4.3-7 結元井應變主軸下半球赤平投影圖	66
圖 4.3-8 養鴨場應變主軸下半球赤平投影圖	66
圖 4.3-9 岩心包覆圖	67
圖 4.4-1 研究區域地表地質圖	68
圖 4.4-2 錦水背斜構造剖面圖	68
圖 4.4-3 由聲波電測推求孔隙液壓示意圖	70
圖 4.4-4 錦水氣田中地塊與南地塊之現地應力場與深度關係圖	72
圖 4.5-1 坪林隧道沿線地質剖面圖	73
圖 4.5-2 裂縫拓印結果圖	74
圖 4.5-3 鑽孔 PH-19 現地應力與深度之關係	75
圖 4.5-4 鑽孔 PH-19 現地應力方位	75
圖 4.5-5 鑽孔 PH-20 現地應力與深度關係圖	76
圖 4.5-6 鑽孔 PH-20 現地應力方位	76
圖 4.5-7 隧道地區量測大地應力比與深度關係圖	76
圖 4.6-1 本文整理得台灣彰濱地區、花蓮和平地區與坪林隧道現地應力量測之應力梯度圖	79
圖 4.6-2 本文以圖 4.6-1 數據結合台灣中部與東部 180 處隧道檢測之水平側壓係數之深度分布圖	80
圖 5.1-1 模擬我國處置坑道 UDEC 數值模型之坑道斷面形狀與各部位尺寸	83
圖 5.1-2 達仁場址之 UDEC 數值模型尺寸與邊界條件	84

圖 5.1-3 烏坵場址之 UDEC 數值模型尺寸與邊界條件	85
圖 5.1-4 UDEC 數值模型之初始應力狀態	86
圖 5.1-5 達仁鄉建議候選場址處置坑道	87
圖 5.1-6 達仁鄉建議候選場址處置坑道	88
圖 5.1-7 有、無襯砌條件下之坑道斷面變形	89
圖 5.1-8 襯砌結構在不同的側向壓力係數條件下之最大軸力與最大彎矩..	91
圖 5.1-9 襯砌結構在不同的側向壓力係數條件下之最大軸力與彎矩分布..	92
圖 5.2-1 襯砌結構在不同的側向壓力係數條件下之主應力分布	93
圖 5.2-2 烏坵鄉建議候選場址處置坑道斷面變形模擬結果	94

第一章、前言

1.1 計畫背景

岩石現地應力對地下工程的設計、分析與開挖工作，為重要且不可或缺的參數，尤其是長隧道、地熱能源調查與開發、軍事地下掩體與放射性廢棄物地下處置設施等重大地下工程，岩石現地應力的量測與評估，實屬規劃與設計階段之重要工作項目。有鑑於我國的低放射性廢棄物最終處置可能採用坑道式處置方式(經濟部，2011；台灣電力公司，2017)，在設計、建造、運轉與封閉等各階段，所需之工程技術遠較其他處置方式複雜，且坑道長軸走向的最佳化配置、開挖方法、支撐方式及坑道結構長期穩定性深受岩盤現地應力所影響。因此，瞭解現地應力量測方法、確保量測資料的品質與掌握量測結果之不確定性，進而探討現地應力對處置坑道結構穩定性之影響，為我國發展低放射性廢棄物坑道式處置技術之重要課題。

本子計畫於107年執行之「低放射性廢棄物坑道處置結構穩定驗證評估技術之研究」(楊長義與李宏輝，2018)與108年執行之「低放射性廢棄物近岸坑道處置之坑道結構穩定驗證技術研究」(楊長義與李宏輝，2019)計畫，已完成蒐整及研析國際間處置技術先進國家之技術報告，與國內工程界之隧道結構穩定分析技術。此外，根據「台東縣達仁鄉」與「金門縣烏坵鄉」二處建議候選場址之地質概念模型(台灣電力公司，2017)，及可能採用的處置坑道型式，透過數值分析工具建置了坑道結構穩定數值分析模型。有鑑於現地應力對坑道式低放射性廢棄物處置之重要性，本子計畫延續前期研究成果，持續探討現地應力對坑道結構穩定性之影響。

1.2 計畫目的與重要性

本子計畫旨在探討現地應力對處置坑道結構穩定之影響，透過蒐整國際間有關現地應力量測技術之專書與文獻，與處置技術先進國家之技術報告，整理國際間有關現地應力量測技術之發展現況，與現地應力模型建置流程，相關成果期能作為我國未來在執行場址特性調查及建構現地應力模型之參考。其次，根據前期計畫已建立之「台東縣達仁鄉」與「金門縣烏坵鄉」二處建議候選場址之處置坑道數值模型，透過參數研析探討現地應力對處置坑道結構穩定性之影響。

1.3 報告內容

本研究之工作項目細分為「現地應力量測技術研析」、「國際間有關放射性廢棄物處置場址現地應力特性之研究」、「國內有關現地應力相關研究課題之回顧」及「場址現地應力對坑道處置結構穩定之數值分析」等四項，除本章前言外，依計畫擬定之工作項目內容提列各章標題，其內容摘述如後。

第二章 現地應力量測技術研析

以往國內使用過的岩石現地應力量測方法主要有套鑽法(overcoring method)與水力破裂法(hydraulic fracturing)，惟此二者因需配合坑道開挖或深鑽孔，施作成本高且費時；近年國外已發展之簡易量測技術，係以鑽孔岩心進行應力量測，並反推岩心所處現地應力狀態，相關技術亦已引進國內。考量現地應力量測技術對建構場址應力模型之重要性，本項工作根據 [Amadei 與 Stephansson \(1997\)](#) 所著之「岩石應力與量測(Rock Stress and Its Measurement)」一書，蒐整並比較目前已發展的岩石現地應力量測技術。此外，亦整理 [Zang 與 Stephansson \(2010\)](#) 提出的最終岩石應力模型(Final Rock Stress Model, FRSM)製作流程，期能做為我國未來在執行場址特性調查及建構現地應力模型之參考。

第三章 國際間有關放射性廢棄物處置場址現地應力特性之研究

本章蒐整國際間處置技術先進國家有關處置場現地應力調查技術，及場址現地應力特性對處置設施之影響等相關技術報告，期能瞭解各種現地應力調查方法對不同場址特性之適用性，及現地應力特性對坑道開挖穩定性之影響。

第四章 國內有關現地應力相關研究課題之回顧

國內有關現地應力量測已具備一定的施作經驗與分析能力，相關之應用亦見於隧道工程、二氧化碳地質封存、天然氣與地熱資源開發等領域，本項工作將蒐整國內有關現地應力量測技術在上述研究課題的應用現況，並就適合國內地質條件之現地應力調查方法提出建議。

第五章 場址現地應力對坑道處置結構穩定之數值分析

本子計畫先期研究-「低放射性廢棄物近岸坑道處置之坑道結構穩定驗證技術研究」([楊長義與李宏輝，2019](#))已根據台電公司(2017)修訂第二版之「低放射

性廢棄物最終處置技術評估報告」第四章處置設施概念設計與作業規劃，分別針對達仁與烏坵二處低放射性廢棄物處置建議候選場址之岩石力學特性、坑道岩覆深度、斷面形狀與尺寸建構坑道結構穩定分析模型，本項工作進一步針對不同的現地應力條件，分析並探討現地應力對坑道結構穩定性之影響。

第六章 結論與建議

綜整本研究結果並提出結論，供未來相關研究與應用之參考。

第二章、現地應力量測技術研析

現地應力係指岩石圈受到工程開挖擾動前的初始應力狀態，影響現地應力的因子，包括有上覆岩層形成的重量、區域構造、地形條件、溫度分布、侵蝕作用、抬升作用、岩體的不均質性與異向性等(Amadei and Stephansson, 1997)。由於現地應力的大小與方向對地下工程的幾何配置、施工與支撐方法、結構穩定性具關鍵性影響，故如何準確量測及評估現地應力實為一重要課題。本章針對現地應力的重要性、量測方法、現地應力量測的準確性與不確定性、最終岩體應力模型之建立流程分別加以介紹。

2.1 現地應力的重要性及分類

2.1.1 現地應力的重要性

現地應力係指岩石圈受到工程開挖擾動前的初始應力狀態，可視為上覆岩層擠壓或板塊構造運動等作用產生之應力，其對坑道、採礦、石油開採與能源發展，及工程地質與地球物理知識等領域均屬相當重要之參數。以坑道與採礦工程為例，現地應力控制了開挖面周圍應力的分布與作用方向，在工程的開挖擾動作用下，可能造成開挖面產生超額的變形，及引致坑道斷面一定範圍內存在岩體損傷，稱為開挖損傷區(excavation damaged zone, EDZ)，亦或稱開挖擾動帶(excavation disturbed zone, EDZ)。對坑道式放射性廢棄物處置設施而言，岩體損傷將導致岩體強度、變形性與滲透性等工程性質的改變，進而影響圍岩的力學穩定性，及阻絕與遲滯核種外釋與遷移的功能。

2.1.2 現地應力的分類

岩體中的應力可區分為現地應力(in situ stress)與誘發應力(induced stress)；現地應力為岩體尚未受到擾動前的初始應力，誘發應力為人為擾動(例如開挖、鑽探、抽水與工程加載)，或是自然條件(包括地下水位變化引起的乾縮、回脹與壓密現象等)改變所引起的應力。有關現地應力的分類，Voight(1966)將現地應力分為重力(gravitational)應力與板塊(tectonic)應力二大類，在板塊應力部分又區分為當前應力(current stress)與殘餘應力(residual stress)。Obert(1968)將現地應力分為外應力(external stress)與內應力(internal stress)，外應力係指自重應力與板塊應力，內應力主要是指殘餘應力。Amadei 與 Stephansson(1997)綜整 Barron(1971)、Hyett、Dyke與Hudson(1986)、Price與Cosgrove(1990)

的研究，將現地應力分類整理如圖2.1-1。Amadei與Stephansson(1997)的分類中，另外將季節性的溫度變化、潮汐應力、科氏力(Coriolis force)與日循環應力(diurnal stress)歸類至地應力(terrestrial stress)，並指出此類現地應力對淺地層之應力量測相當重要，但卻經常被忽略。

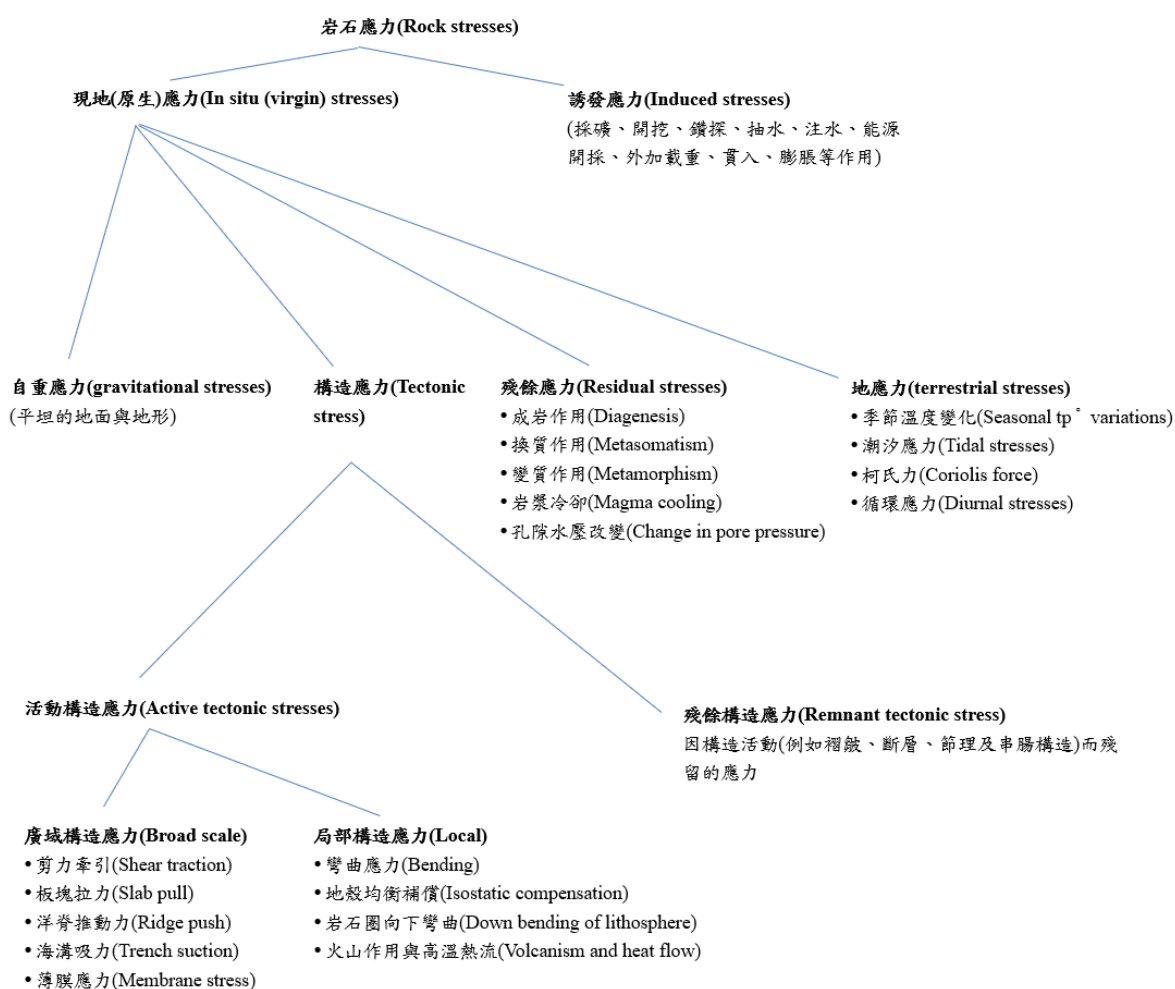


圖2.1-1 現地應力的分類(Amadei and Stephansson, 1997)

2.1.3 現地應力對坑道穩定性與破壞模式的影響

現地應力對坑道穩定性與破壞模式具有決定性的影響，參考 Hoek 等人(1980)之研究，在現地應力值相對較低之淺層坑道，可能發生重力引致之岩塊滑動破壞，屬地質構造主控之破壞(gravity-induced structurally controlled block movement)；但就深層坑道而言，其現地應力值相對較高，則可能發生應力引致之剝落破壞(stress-induced spalling)，詳圖2.1-2。按地質強度指數(GSI)可區分為完整岩體($GSI > 75$)、中度裂隙分佈岩體($50 < GSI$

< 75)與高度裂隙分佈岩體(GSI < 50)。圖2.1-2中， D_i 為損傷指數(damage index)，其定義為開挖面最大切線應力 σ_{max} (maximum tangential stress)與岩石室內試驗單壓強度 σ_c 之比值，亦即 $D_i = \sigma_{max}/\sigma_c$ 。若現地應力之最大主應力(σ_1)與岩石單壓強度(σ_c)之比值 $\sigma_1/\sigma_c < 0.15$ 或是損傷指數 $D_i < 0.4(\pm 0.1)$ ，則屬地質構造主控之破壞。

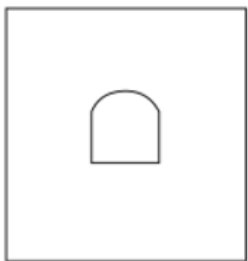
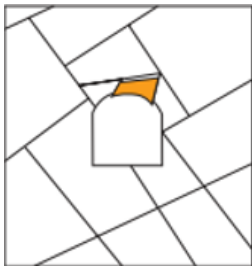
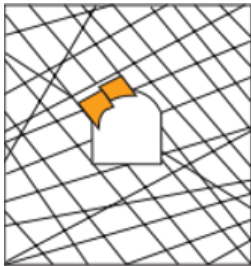

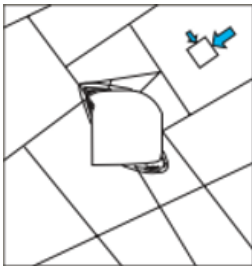
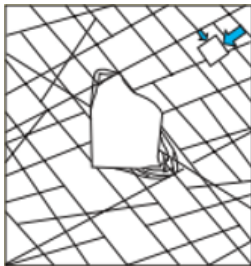
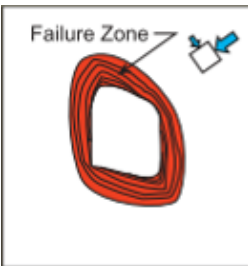

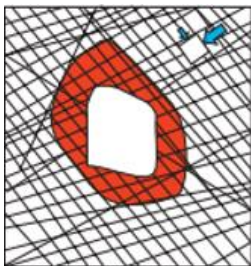
	Massive (GSI > 75)	Moderately Fractured (50 < GSI < 75)	Highly Fractured (GSI < 50)	
Low In-Situ Stress $\sigma_1/\sigma_c < 0.15$	 Linear elastic response.	 Falling or sliding of blocks and wedges.	 Unravelling of blocks from the excavation surface.	$D_i < 0.4(\pm 0.1)$
Intermediate In-Situ Stress $0.15 < \sigma_1/\sigma_c < 0.4$	 Brittle failure adjacent to excavation boundary.	 Localized brittle failure of intact rock and movement of blocks.	 Localized brittle failure of intact rock and unravelling along discontinuities.	$0.4(\pm 0.1) < D_i < 1.1(\pm 0.1)$
High In-Situ Stress $0.4 < \sigma_1/\sigma_c$	 Brittle failure around the excavation.	 Brittle failure of intact rock around the excavation and movement of blocks.	 Squeezing and swelling rocks. Elastic/plastic continuum.	$1.1(\pm 0.1) < D_i$

圖2.1-2 無襯砌坑道之穩定性與破壞模式(整理自 Hoek et al. , 1980)

2.2 現地應力隨深度之變化

若於天然岩體中設置處置坑道，在規劃與設計階段必須根據現地應力條件，包括垂直應力與水平應力建立其初始應力條件，始能進行後續之坑道幾何配置、斷面形狀、開挖方法與支撐方式之分析。初始應力主要來自岩體自重及其黏彈性性質、大地應力、地形及地質構造、殘餘應力及水壓力等(黃燦輝，1985)。岩體自重形成坑道垂直應力，大地應力則因地質構造區域特性不同而異，可能使岩體水平壓力大於垂直壓力。大致上，可假設垂直正向應力等於岩覆壓力(Goodman，1989)，即：

$$\sigma_v = \gamma Z \quad (2.2-1)$$

Brown 與 Hoek (1978)根據採礦與土木工程等現地量測資料，建立深度與垂直應力之回歸關係，分別如圖2.2-1與式(2.2-2)所示，其中 Z 為深度(m)，亦即每增加 100 m 岩層覆蓋深度，垂直應力將增加 2.7 MPa。

$$\sigma_v = 0.027Z \text{ (MPa)} \quad (2.2-2)$$

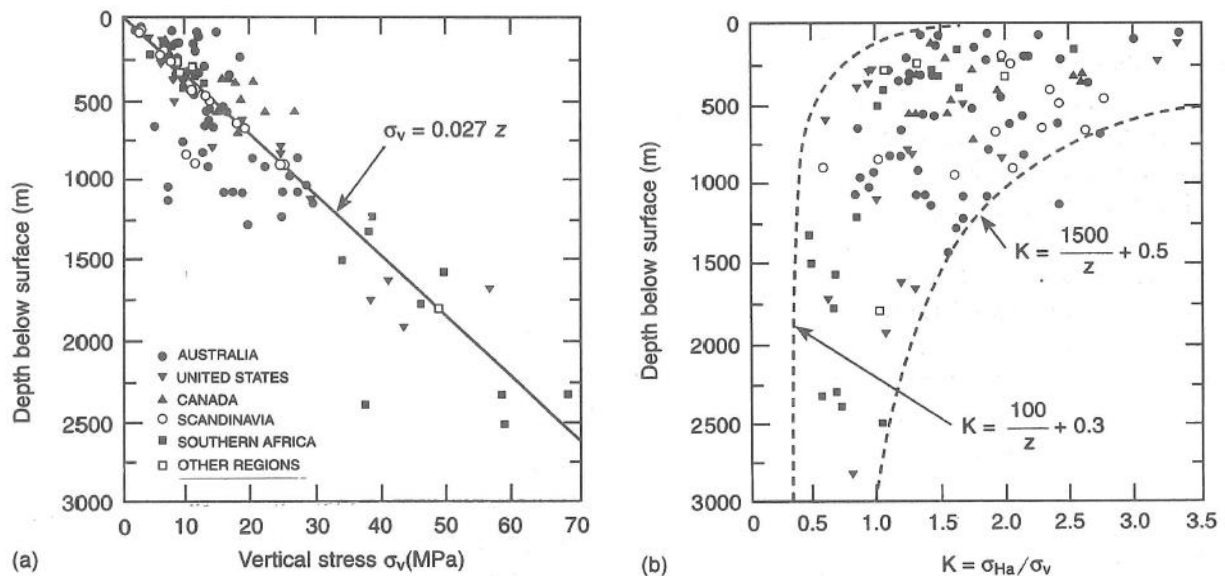


圖2.2-1 深度現地應力回歸關係(Brown and Hoek，1978)

2.3 現地應力量測方法

現地應力的量測方法，可根據是否會造成現地岩石的擾動概分為兩大類：第一類的量測方法其在施測過程中，可能引起岩石的應變、變形與裂隙的張開，計有水力法(hydraulic methods)、鑽孔應力釋放法(borehole relief methods)、表面應力釋放法(surface relief methods)與千斤頂法(jack method)；第二類的量測方法其在施測過程中並不會造成現地岩石的擾動，包括既有資料的統計分析、岩心餅裂(core discing)定性分析、井孔崩落(borehole breakouts)評估法、反算分析法(back analysis)、音射法(acoustic methods)、應變回復法(strain recovery methods)、地質觀察法(geological observational methods)與震源機制(earthquake focal mechanisms)。僅分別針對上述方法中較常使用的水力法、應力釋放法與千斤頂法分別介紹如後。

2.3.1 水力法(Hydraulic methods)

水力法包括了水力破裂法(hydraulic fracturing, HF)與既存裂隙水力試驗(hydraulic test on pre-existing fracture, HTPF)，其地上試驗設備詳如圖2.3-1，包括：①可調節工作平台與多管水管轉向輪、②多管水管轉盤、③流量計歧管和栓塞壓力歧管、④資料擷取設備、⑤高壓水泵及⑥液壓泵和油箱。水力破裂法是在鑽孔內選擇一無裂隙之孔壁作為試驗段，其上、下兩端利用雙封填塞器(straddle packer)予以封閉，詳圖2.3-2，經注入水壓使孔壁產生裂隙，記錄破裂壓力與閉合壓力以計算現地應力。水力破裂法僅能獲得水平向之最大主應力 $\sigma_{h, max}$ 與最小主應力 $\sigma_{h, min}$ ，屬二維的現地應力量測方法。

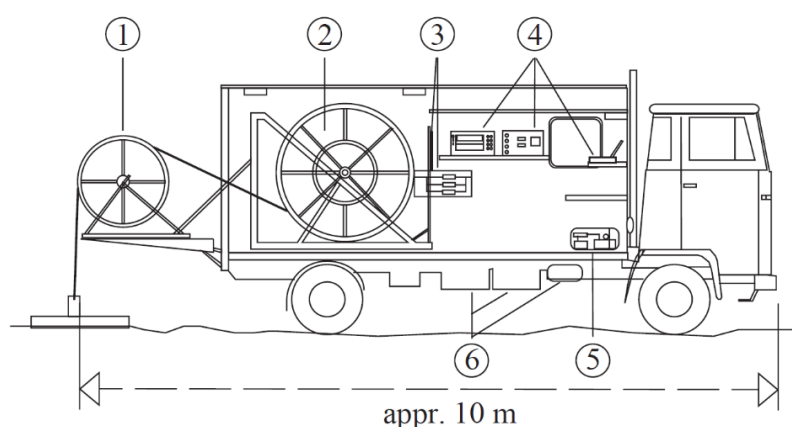


圖2.3-1 水力破裂法與 HTPF 現地試驗設備配置圖：①可調節工作平台與多管水管轉向輪、②多管水管轉盤、③流量計歧管和栓塞壓力歧管、④資料擷取設備、⑤高壓水泵、⑥液壓泵和油箱(Amadei and Stephansson, 1997)

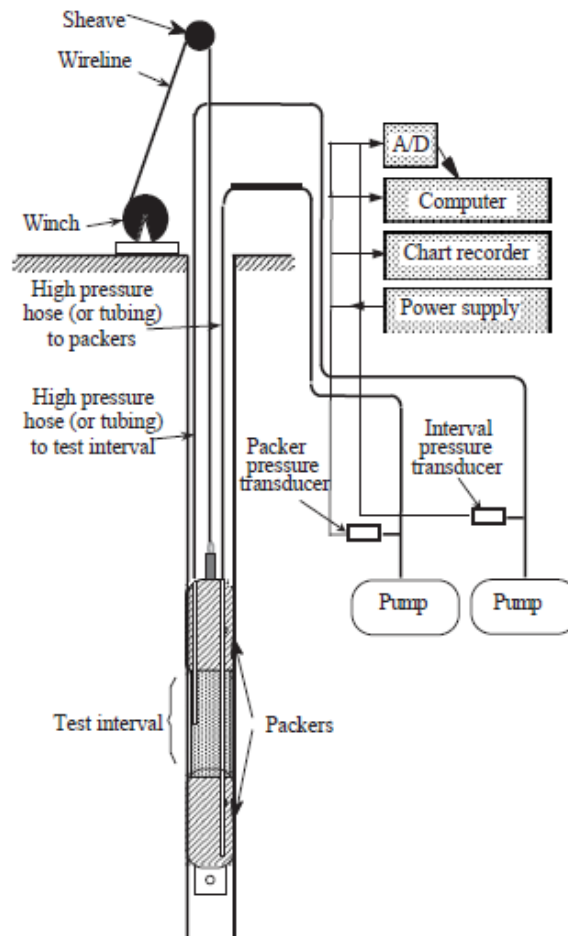


圖2.3-2 水力破裂法與 HTPF 現地試驗與鑽孔中設置雙封填塞器(Amadei and Stephansson, 1997)

執行水力破裂現地試驗時，可根據加壓-解壓循環之壓力與時間圖，獲得第一次破裂壓力(P_{C1})、第二次與第三次破裂壓力(P_{C2} 與 P_{C3})，詳圖2.3-3，並根據圖2.3-4及下列各式分析水平向最大主應力 $\sigma_{h, max}$ 與最小主應力 $\sigma_{h, min}$ ：

$$P_{C1} = 3\sigma_{h, min} - \sigma_{h, max} + T \quad (2.3-1)$$

$$P_{C2} = 3\sigma_{h, min} - \sigma_{h, max} \quad (2.3-2)$$

$$T = P_{C1} - P_{C2} \quad (2.3-3)$$

$$\sigma_{h, min} = P_S \quad (2.3-4)$$

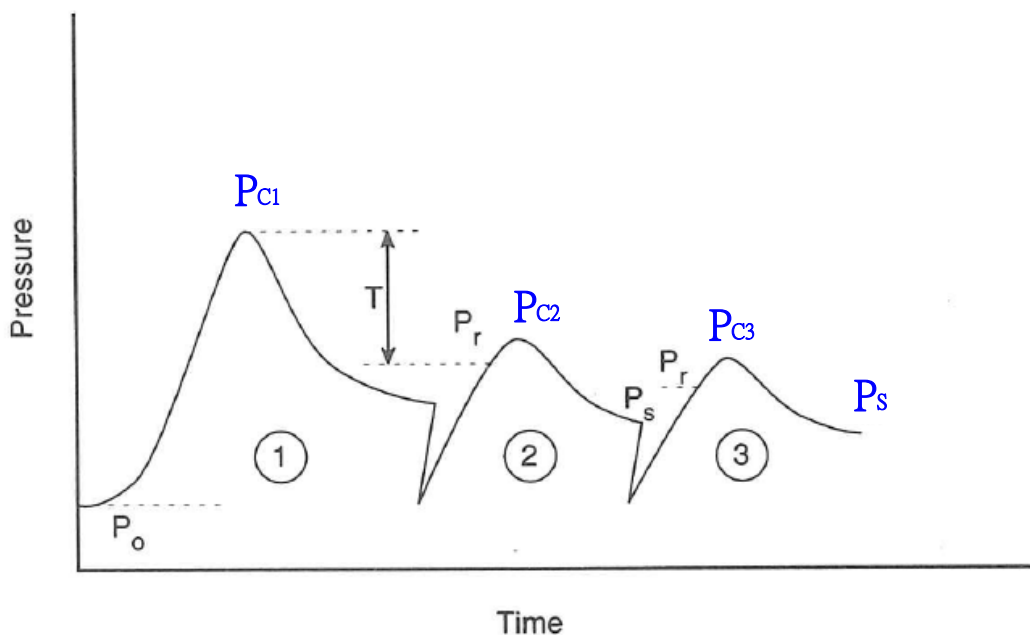


圖2.3-3 水力破裂試驗各階段壓力與時間之關係： P_{C1} 、 P_{C2} 與 P_{C3} 分別是第一、第二與第三次破裂壓力， P_s 是裂隙閉合壓力(Amadei and Stephansson, 1997)

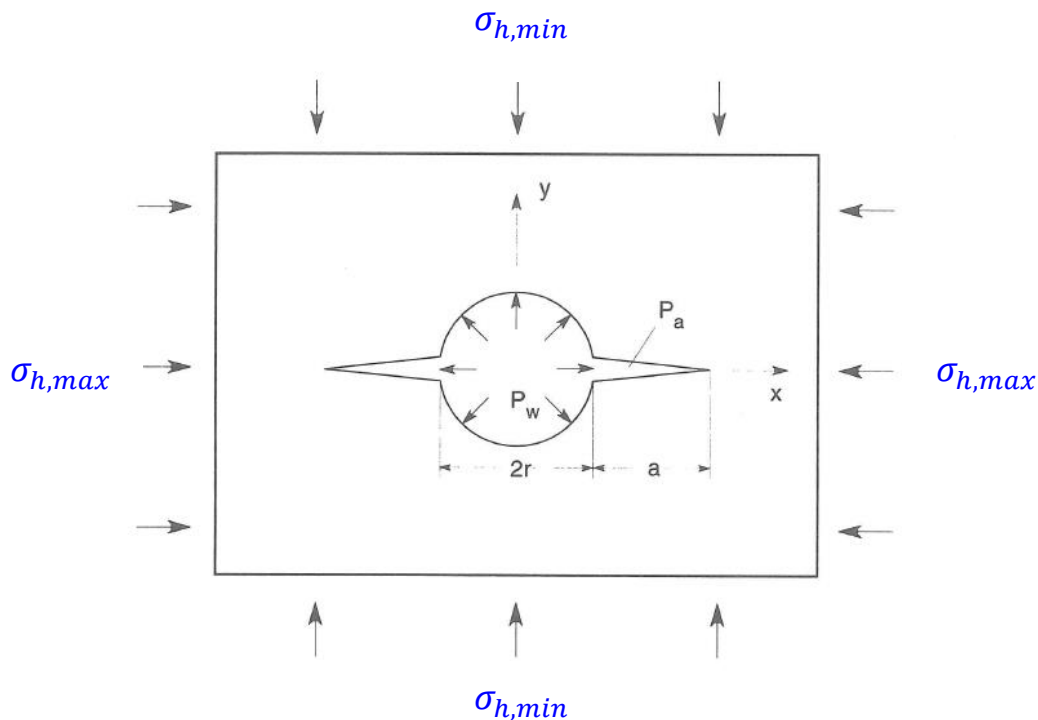


圖2.3-4 水力破裂試驗之裂隙發展方向與最大、最小主應力之關係(Amadei and Stephansson, 1997)

Haimson 與 Cornet (2003) 提出以下幾點有關水力破裂法之注意事項：

- (1) 水力破裂法在測量深度上並沒有限制，只要在預定施測的深度範圍內，鑽孔孔壁穩定且岩石符合彈性與脆性之材料條件。
- (2) 鑽孔方向必須平行於主應力作用方向，例如重力方向；若鑽孔軸線存在偏心，則試驗過程可能發生雁形裂紋(en echelon' fractures)。
- (3) 假設裂縫的位態是遠離鑽孔且往岩層發展，並根據鑽孔壁上的裂縫輪廓判釋主應力方向。
- (4) 假設岩石是均質、等向性與線彈性材料。
- (5) 岩石中的孔隙水壓力影響不易評估。
- (6) 必須掌握岩石的張力強度。

既存裂隙水力試驗(HTPF)則是由水力破裂法延伸發展的，二者所需之試驗設備並無差異，最大不同處在於 HTPF 試驗必須在鑽孔孔壁中挑選預裂隙作為試驗段，詳圖2.3-5，並循水力破裂試驗相同的步驟，求得預裂隙的正向應力。若能針對多處且不同位態之預裂隙進行 HTPF 試驗，可獲得三維的現地應力條件。

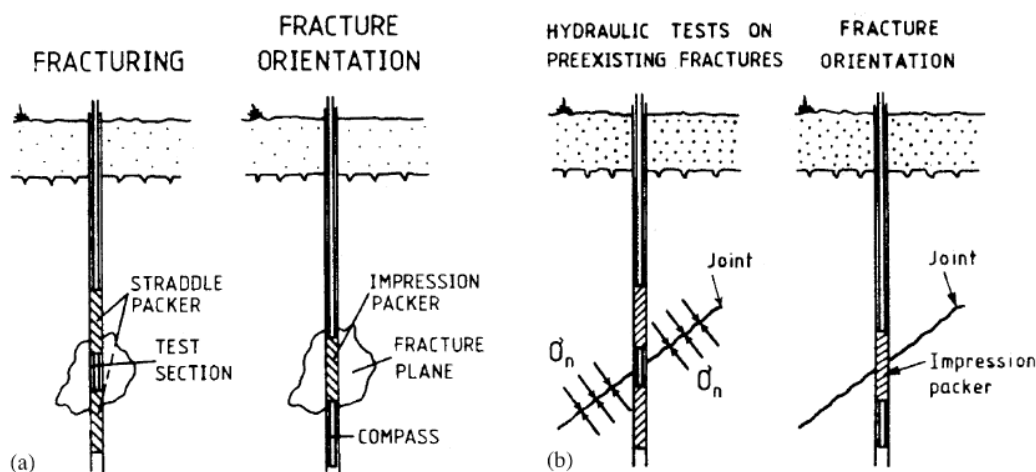


圖2.3-5 現地應力量測試驗：(a)水力破裂法與(b) 既存裂隙水力試驗(Ljunggren et al. , 2003)

2.3.2 應力釋放法(Relief methods)

應力釋放法包括了表面應力釋放法(surface relief method)、套鑽法(overcoring)與外鑽法(undercoring)。其主要是藉由鑽孔使岩體的應力釋放，並透過應變計貼片獲得岩體之應變量，進一步解算現地應力。僅就表面應力釋放法與套鑽法介紹如後：

(1) 表面應力釋放法

以圖2.3-5為例，於坑道壁取一點為圓心，以直徑 20 in (508 mm) 為直徑畫圓，並於圓周上以每 45° 設置一組測點(每組各有兩個參考點)後，再於距離圓心 4 ft (1.22 m)處進行槽切(深度約 762 mm)，期間紀錄參考點的相對位移量；此外，需自切割之岩塊取出岩心試體進行岩石室內力學試驗，以求得岩石材料的變形參數，藉以反算現地應力。

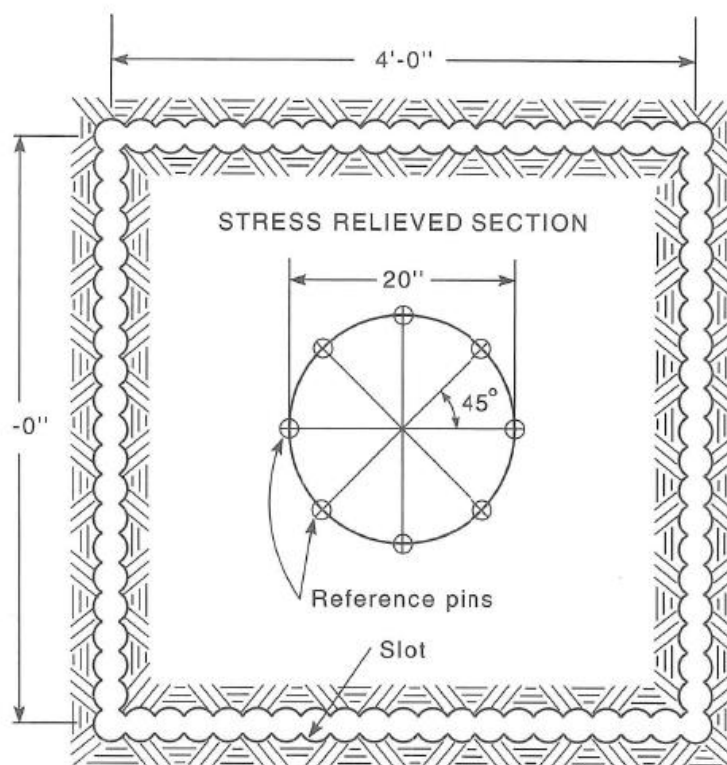


圖2.3-6 現地應力量測試驗-表面應力釋放法示意圖(Amadei and Stephansson, 1997)

(2) 套鑽法

套鑽法屬鑽孔應力釋放法之一種，其施作步驟如圖2.3-7所示：

- ① 以直徑 76 mm 的鑽孔至預定地試驗深度。

- ② 再以較小的鑽孔直徑 36 mm 鑽取導孔(pilot hole)。
- ③ 將探針(probe)與探針安裝設備置入鑽孔。
- ④ 將探針放置導孔底部後予以釋放，且將應變量測設備固定於導孔。
- ⑤ 取出探針安裝設備，並確保探針固定於導孔中。
- ⑥ 進行套鑽。

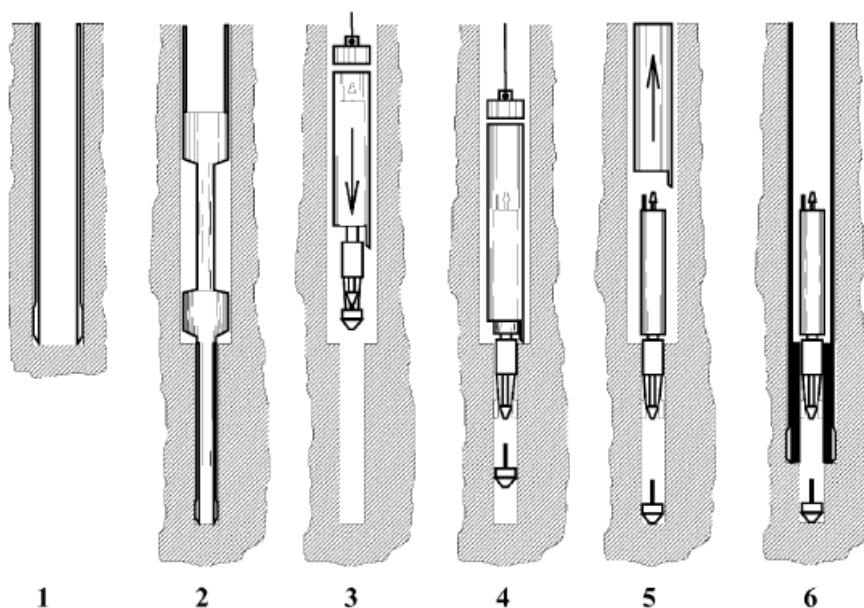


圖2.3-7 套鑽法現地應力試驗步驟：①以直徑 76 mm 的鑽孔至預定地試驗深度；②再以較小的鑽孔直徑 36 mm 鑽取導孔；③將探針與探針安裝設備置入鑽孔；④將探針放置導孔底部後予以釋放，且將應變量測設備固定於導孔；⑤取出探針安裝設備，並確保探針固定於導孔中；⑥進行套鑽。(Ljunggren et al., 2003)

前述之應變量測設備，常用者計有 CSIR、CSIRO與 Borre Probe 三軸應變套筒 (triaxial strain cell)，其所配置的應變計貼片數、允許的量測深度、資料擷取連續性與施作條件詳如表2.3-1。

表2.3-1 常見之套鑽法應變量測設備-三軸應變套筒(Ljunggren et al., 2003)

Instrument	No of active gauges	Measuring depths	Continuous logging	Borehole requirements
CSIR cell	12	Normally: 10–50m, modified versions: up to 1000 m	No	38 mm pilot hole, usually 90 mm drillhole. Modified versions accept water
CSIRO cell	9/12	Normally: up to 30 m	Yes, via cable	38 mm pilot hole, usually 150 mm drill hole. Problems in waterfilled holes
Borre probe cell	9	Practised to 620m. Tested for 1000m	Yes, built in datalogger	36 mm pilot hole, 76 mm drillhole. Accepts water-filled holes

相較於三軸應變套筒以應變進行量測與分析，另有採導孔孔壁位移量測進行分析者，如表2.3-2所列的 USBM 與 Siga in situ stress (IST) 現地應力量測設備。

表2.3-2 常見之套鑽法應變量測設備-孔壁位移量測裝置(Ljunggren et al., 2003)

Instrument	No of active gauges	Measuring depths	Continuous logging	Borehole requirements
USBM	Normally 3; modified versions 4	Normally 10–50 m; modified versions up to 1000 m	No	38 mm pilot hole, usually 90 mm drillhole. Modified versions accept water
Siga IST	3, in two or three levels	Used to 700 m. Designed for 1500 m	Yes, built in datalogger	25 mm pilot hole, 76 mm drillhole. Accepts water-filled holes

除了上述以應變量測設備記錄導孔在套鑽過程中因應力釋放而產生的應變量外，亦可在鑽孔達試驗深度，且將孔底磨平清洗後，於孔底處黏貼孔底式應變計，此種方法又稱為門止法(doorstopper)，其施作步驟詳圖2.3-8，所採用的孔底式應變計詳圖2.3-9。

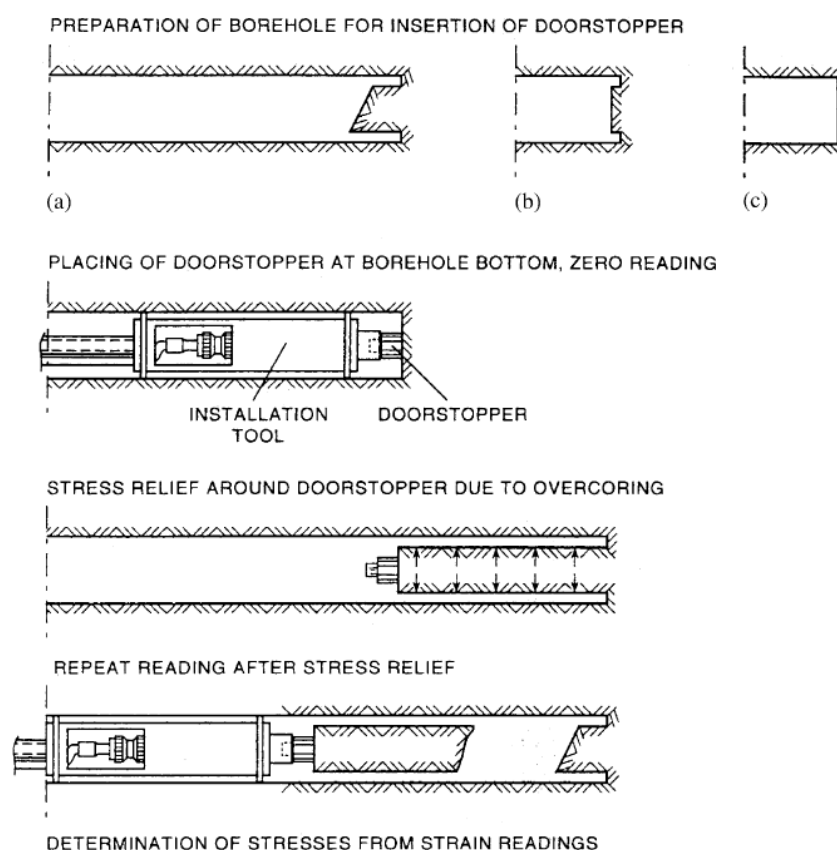


圖2.3-8 門止法現地應力試驗步驟

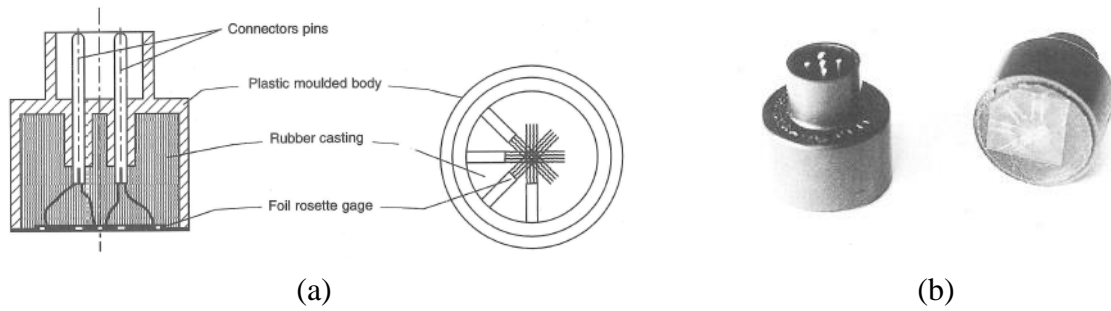


圖2.3-9 套鑽法現地應力試驗-門止法量測設備(Amadei and Stephansson, 1997)

2.3.3 非彈性應變回復法(Anelastic Strain Recovery)

非彈性應變回復法是藉由量測岩心的應變回復來估計岩心於地底下所承受的應力大小與方向，其中應變回復大小與地底下所受的應力大小及材料參數有關，而應變回復的方向則是和岩心於地底所承受的應力方向有關。岩心在地底下所受到三維空間中的現地應力場，可用三維應力張量表示，如式2.3-5：

$$\sigma = \begin{bmatrix} \sigma_{xx} & \sigma_{xy} & \sigma_{xz} \\ \sigma_{yx} & \sigma_{yy} & \sigma_{yz} \\ \sigma_{zx} & \sigma_{zy} & \sigma_{zz} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \sigma_1 & 0 & 0 \\ 0 & \sigma_2 & 0 \\ 0 & 0 & \sigma_3 \end{bmatrix} \begin{pmatrix} l \\ m \\ n \end{pmatrix} \quad (2.3-5)$$

對於均質黏彈性材料而言，當現地應力、水壓與溫度隨時間釋放而改變時，其黏彈性回復變形可分為剪力($J_{as}(t)$)與體積($J_{av}(t)$)變形模式兩個部分(Matsuki, 1991)，並定義為非彈性回復柔量，由相同岩心以三軸加解壓的岩石力學試驗可求得如式2.3-6、2.3-7。在非彈性回復柔量、孔隙水壓、溫度變化量、熱膨脹係數等數據經由量測及計算獲得後，並量取六個以上不同方向的非彈性方向應變，即可計算三維現地應力張量，本研究整理相關運算式如式2.3-8。此外，岩心定向以鑽井的井下電測影像進行岩心定向。

$$e_{ij}(t) = J_{as}(t)S_{ij} \quad (2.3-6)$$

$$\varepsilon_m(t) = J_{av}(t)(\sigma_m - p_f) + \alpha_T \Delta T(t) \quad (2.3-7)$$

$$\sigma_i = \frac{e_i(t)}{J_{as}(t)} + \frac{\varepsilon_m(t)}{J_{av}(t)} + p_0 \quad (2.3-8)$$

其中 S_{ij} 為偏差應力， $e_{ij}(t)$ 非彈性偏差應變， $\varepsilon_m(t)$ 為非彈性平均應變， σ_m 為平均應力， p_f 為孔隙水壓， α_T 為岩石的熱膨脹係數， $\Delta T(t)$ 為溫度變化量， p_0 為靜水壓。

ASR法試驗設備包含：(1)資料擷取器主機(2)資料擷取器副機(3)恆溫水循環系統(4)不斷電系統(5)恆溫水槽(6)一字應變規(7)十字應變規(8)白金電阻測溫棒。

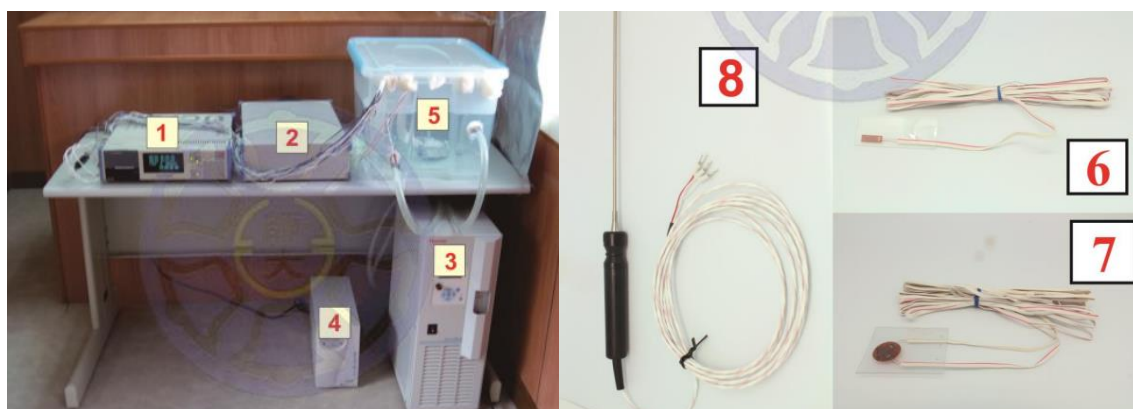


圖2.3-10 實驗儀器

ASR法試驗方法如後：(1)鑽井取得一段長度約20cm實驗樣本(2)在岩心上黏貼應變計，量測非彈性應變回復值(3)量測及校正溫度效應(4)計算三個主要應力軸上的非彈性應變回復量求得應變張量(5)計算求得非彈性應變回復量(6)計算求得三軸之應變偏量(7)利用岩石力學試驗量測其非彈性應變柔度及估計淨水壓值(8)計算求得三軸應力值。岩心的包覆與準備，詳如圖2.3-11；應變規的張貼配置，詳如圖2.3-12。

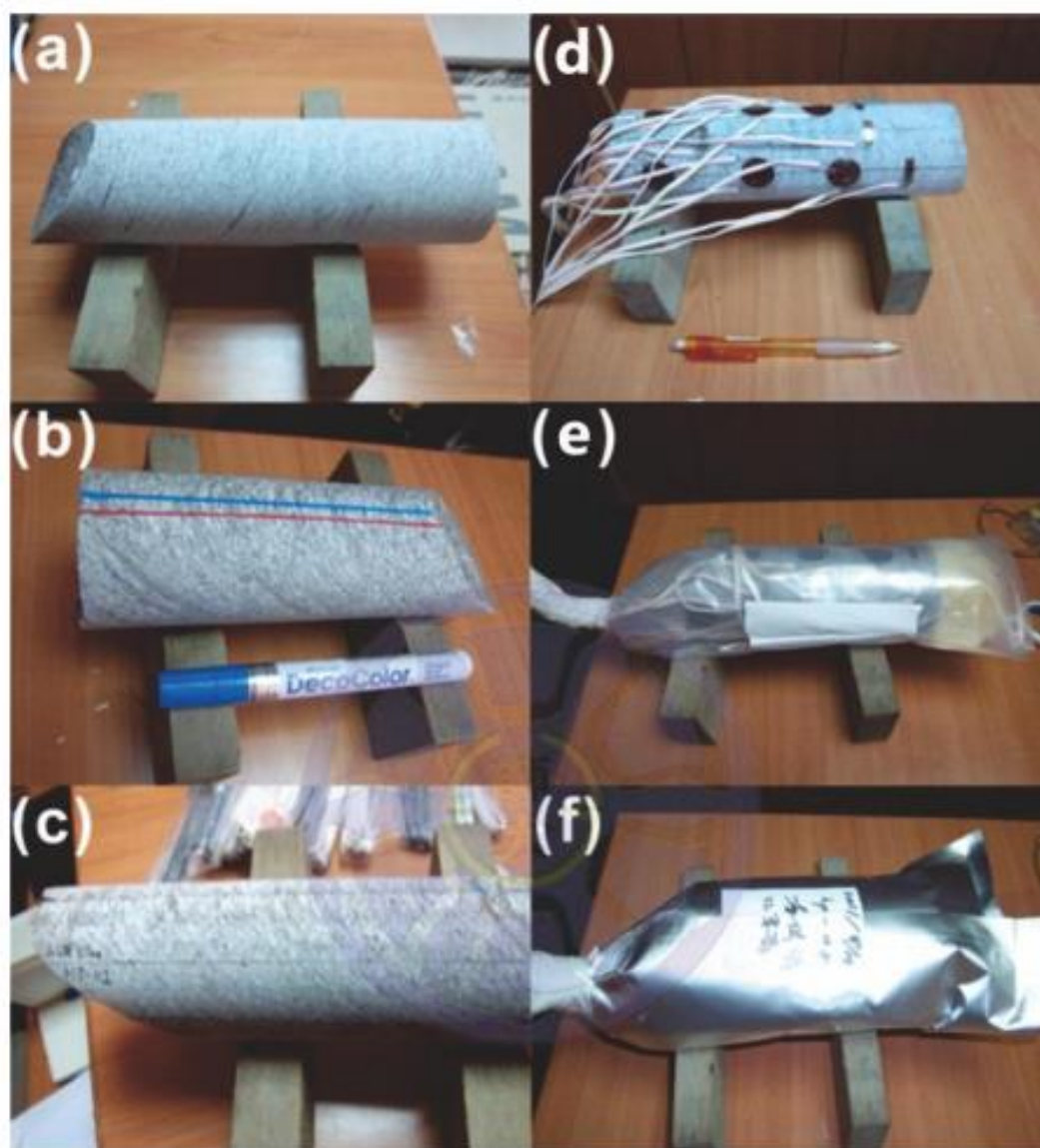


圖2.3-11 ASR法岩心包覆準備流程圖(a)清洗岩心(b)繪製岩心方向線(藍色平行葉理面傾角方向，紅線繪製於右側)(c)繪製ASR參考線(d)黏貼應變計(e)PE塑膠袋密封(f)鋁箔袋密封

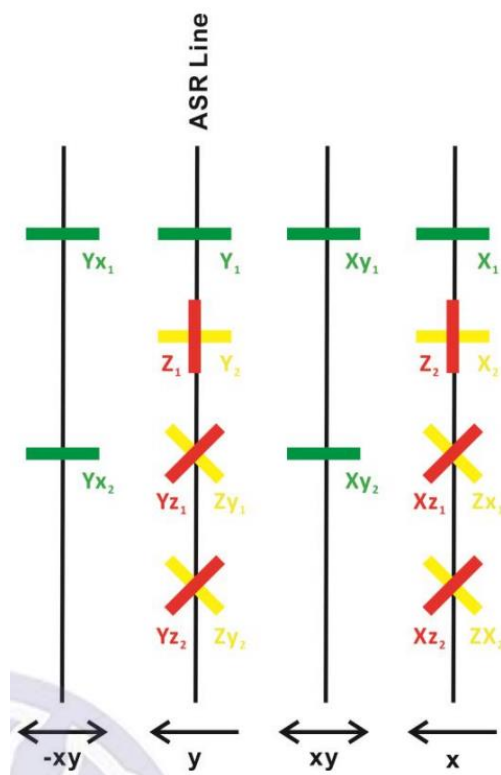


圖2.3-12 應變規章貼示意圖

俞旗文(1997)提出以下幾點有關非彈性應變回復法試驗之注意事項：

- (1) 由於應力釋放後，非彈性應變皆小於彈性應變，因此，明顯的，非彈性應變回復法較適用於高應力的狀況。
- (2) 岩心取出後約50小時內可量測到應變回復量，越快進行量測其結果越可靠。

2.3.4 千斤頂法(Jacking methods)

千斤頂法區分平鈹千斤頂法與曲面千斤頂法，二者施作方法與步驟大致相同。以平鈹千斤頂為例，是在坑道壁取兩個測點，於測點連線中點切一槽溝，槽溝方向與測點連線互為垂直，詳圖2.3-13。於槽溝內置入平鈹千斤頂後施加壓力，藉由紀錄壓力與量測點的位移量，可分析岩石的變形性與現地壓力，詳圖2.3-14。有關平鈹千斤頂現地應力試驗規範，可參考美國材料與試驗協會(American Society for Testing of Materials, ASTM) 試驗規範 ASTM D 4729-87。

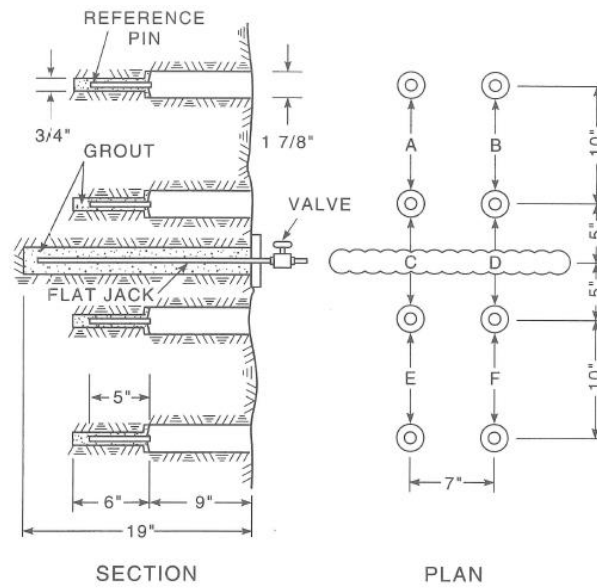


圖2.3-13 平鈹千斤頂現地應力試驗示意圖：於坑道壁切一槽溝並置入平鈹千斤頂，並於坑道壁上設置測點(Amadei and Stephansson, 1997)

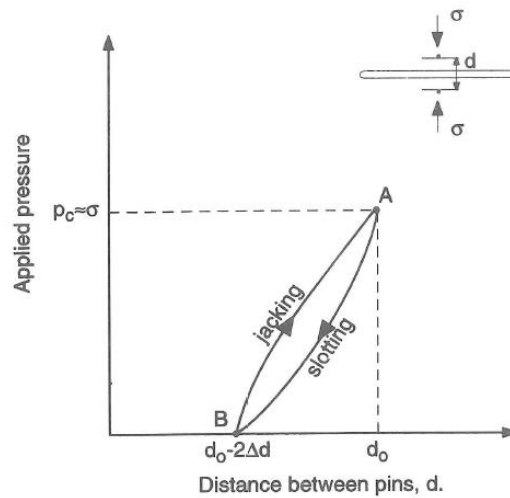


圖2.3-14 平鈹千斤頂現地應力試驗之加載與參考點相對距離變化示意圖(Amadei and Stephansson, 1997)

根據 ASTM D 4729-87 規範，測點與槽溝的垂直距離，不得低於 0.5L (L 為槽溝寬度)，量具必須設置在槽溝中點的垂直線上，位移計的精度為 0.001 mm。圖 2.3-15 為兩測點相對距離在槽溝(slotting)與平鈹千斤頂施加壓力過程中的變化， d_0 為測點初始距離，隨著槽溝的鑽挖，測點因應力釋放致相對位置縮短並趨於穩定；隨後，於槽溝內設置平鈹千斤頂並施加壓力，當測點相對距離增加至初始距離 d_0 ，此時的壓力值 p_c 為相消應

力(cancellation pressure)。以平鈹千斤頂試驗進行現地應力量測時，若欲求完整的三維應力場，必須透過至少六組不同位置與方向之試驗始能獲得。

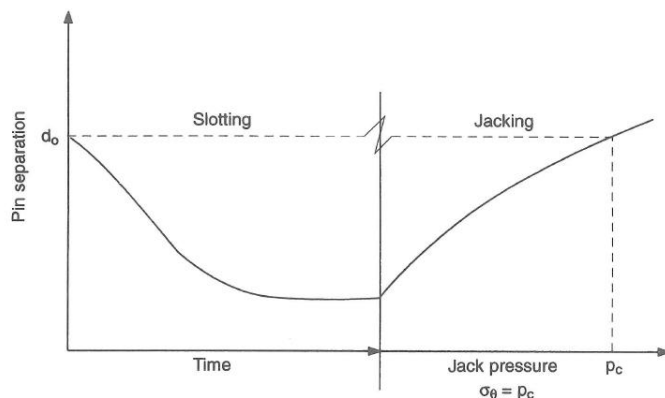


圖 2.3-15 平鈹千斤頂現地應力試驗之測點距離變化示意圖 (Amadei and Stephansson, 1997)

Amadei 與 Stephansson (1997) 提出以下幾點有關平鈹千斤頂試驗之注意事項：

- (1) 平鈹千斤頂試驗僅能在靠近開挖面的岩壁施作，若現場存在開挖面擾動問題，試驗結果將受影響。
- (2) 必須掌握因坑道斷面幾何因素引起的應力集中問題。
- (3) 試驗結果可能受到環境濕度、溫度與粉塵的影響。
- (4) 平鈹千斤頂所量測的應力值與實際的應力值存在差異，最大可達 18% (Rocha et al., 1966)，其原因來自平鈹邊緣約存在 6.3 mm 的焊接寬度；此外，實際的平鈹千斤頂可能不是均勻受力，尤其在高應力區須採用較大面積的平鈹千斤頂時，所產生的誤差可能愈大。
- (5) 在軟岩、膨脹性或片狀岩石中進行平鈹載重試驗時，必須注意固定千斤頂之砂漿或固化材料用水，以避免岩石強度弱化。
- (6) 於軟弱岩石進行平鈹載重試驗時，可能在切槽後、施加平鈹載重前產生潛變現象 (creep)，並造成相消應力的高估。

2.3.4 綜合分析與比較

現地應力量測方法，視其理論發展之假設與實際量測資料之限制，可獲得二維或三維現地應力場。以水力破裂法為例，其僅可獲得水平向之最大與最小主應力，屬二維應

力場分析；相較之下，若能選取多組裂隙進行既存裂隙水力試驗，則可獲得三維應力場。根據 Ljunggren 等人(2003)的研究，整理了各種現地應力量測方法之優缺點、限制條件與適用性，詳如表2.3-3。

此外，各種現地應力試驗視其施作方法與分析之數據來源，例如套鑽法之應變計貼片、應變回復法之岩心試體應變資料，乃至大範圍之地震斷層機制解，其涵蓋之岩石代表性體積(representative volume)範圍各有不同，如圖2.3-16與表2.3-4。

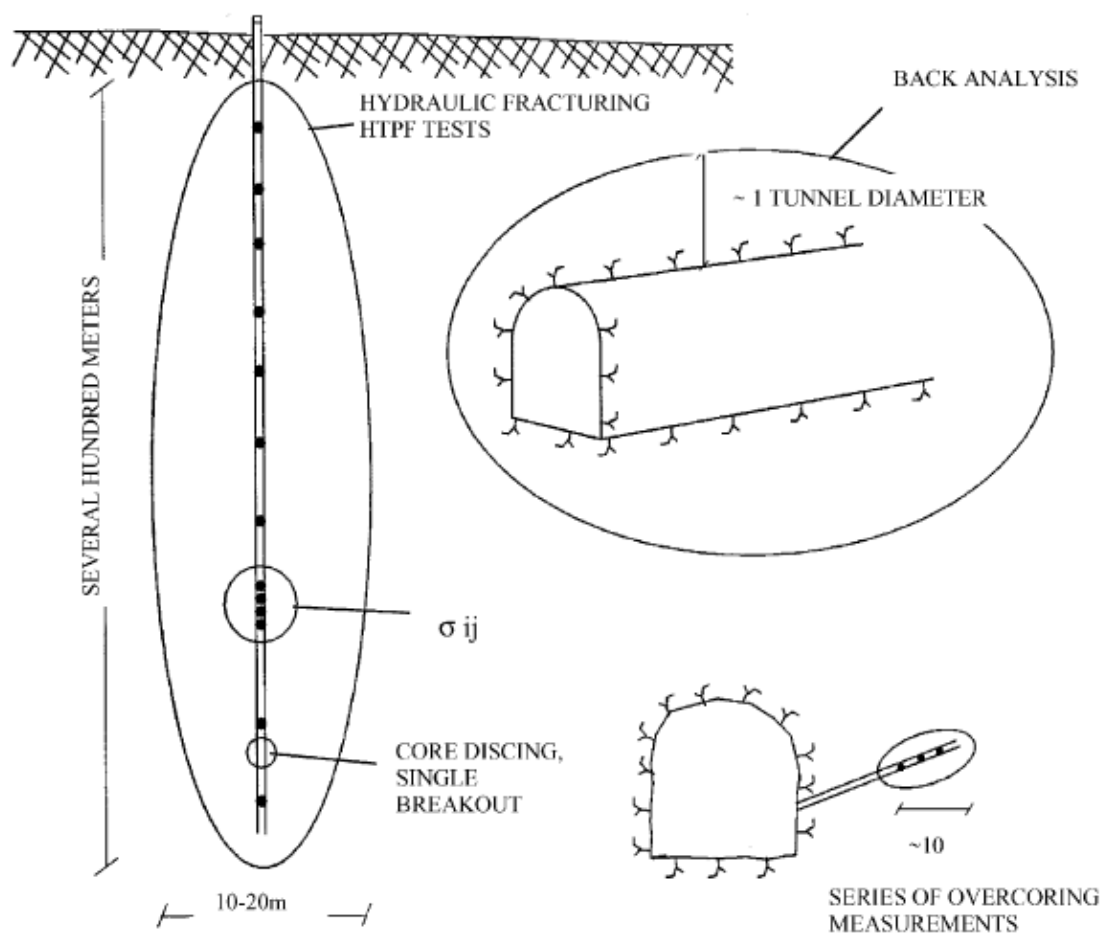


圖2.3-16 各種現地應力試驗所涵蓋之代表性體積(Ljunggren et al. , 2003)

表2.3-3 各種現地應力量測方法之優缺點與適用性(Ljunggren et al., 2003)

Method	2D/3D	優點	限制	適用性
套鑽法(Overcoring)	2D/3D	所發展的技術兼具理論基礎與實務應用	<ol style="list-style-type: none"> 1. 屬小範圍的量測，獲得的資料較具離散性(scattering) 2. 須配合鑽機(drill rig) 	量測深度可達 1000 m
門止法(Doorstopper)	2D	可在承受高應力與含有節理的岩體中施作	<ol style="list-style-type: none"> 1. 僅能獲得 2D 應力態 2. 須配合鑽機(drill rig) 	弱岩(weak rock) 與承受高應力之岩體
水力破裂法(Hydraulic fracturing)	2D	<ol style="list-style-type: none"> 1. 可利用既有的孔洞(例如坑道、觀測井)進行施測 2. 獲得的資料較具較低的離散性 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 僅能獲得 2D 應力態 2. 無法獲得最大水平應力 S_H 3. 會干擾水化學(water chemistry) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 適用於淺層至深層的現地應力量測 2. 可獲得應力分布(stress profiles)
既存裂隙水力試驗(Hydraulic test on pre-existing fracture, HTPF)	2D/3D	<ol style="list-style-type: none"> 1. 可利用既有的孔洞(例如坑道、觀測井)進行施測 2. 可在高應力條件下進行施測 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 施測較費時 2. 必須以既有的裂隙進行施測，且不同的試驗裂隙必須具有明顯的位態差異 	由於施測較費時，通常在套鑽法與水力破裂法施測失敗時採用
岩心餅裂(Core discing)定性描述法	2D	可利用既有的鑽探資料進行先期研判	僅能提供定性的評估	僅能作為初期評估現地應力之參考

Method	2D/3D	優點	限制	適用性
井孔崩落(Borehole breakouts)評估法	2D	1. 可利用既有的鑽探資料進行先期研判 2. 相對快速	1. 無法獲得現地應力方向 2. 如何從觀測結果推算應力值，尚待進一步的理論發展	主要發生在深層的孔洞
震源機制解(Focal mechanisms)	2D	針對深地層的現地應力估算	僅適用於深地層之現地應力	
Kaiser effects/ASR/DSC/RACOS	2D/3D	1. 屬簡易的現地應力量測法 2. 適用於深地層現地應力評估	1. 可靠度相對較低 2. 屬較複雜的量測方法，且受諸多因素影響	1. 屬粗略評估 2. 可評估深地層現地應力
反算分析法(Back calculation)	2D	1. 快速且簡單 2. 有較高的確定性(certainty)	理論上沒有唯一解	僅適用於岩石隧道、孔洞建造期間之現地應力計算
地質資料分析(Analysis of geological data)	2D/3D	成本較低	1. 屬非常粗略的評估 2. 可靠度較低	適用於計畫先期評估

表2.3-4 現地應力量測方法之分類及試驗涵蓋的岩石體積(Ljunggren et al. , 2003)

Method		Volume (m ³)
水力法(Hydraulic methods)	水力破裂法(Hydraulic fracturing)	0.5 – 50
	套筒致裂法(Sleeve fracturing)	10 ⁻²
	既存裂隙水力試驗(Hydraulic test on pre-existing fracture , HTPF)	1 - 10
應力釋放法(Relief methods)	表面應力釋放法(Surface relief methods)	1 - 2
	內鑽法(Undercoring)	10 ⁻³
	套鑽法(Borehole relief methods , e.g. overcoring , borehole slotting , etc)	10 ⁻³ – 10 ⁻²
	Relief of large volumes (bored raise , under-excavation technique , etc.)	10 ² – 10 ³
千斤頂法(Jacking methods)	平板千斤頂法(Flat jack method)	0.5 – 2
	曲面千斤頂法(Curved jack method)	10 ⁻²
應變回復法(Strain recovery methods)	非彈性應變恢復法(Anelastic strain recovery , ASR)	10 ⁻³
	差應變曲線分析(Differential strain curve analysis , DSCA)	10 ⁻⁴
井孔崩落評估法(Borehole breakout method)	井徑儀與傾斜儀分析(Caliper and dipmeter analysis)	10 ⁻² – 10 ²
	孔內攝影分析(Borehole televiewer analysis)	10 ⁻² – 10 ²
其他(Other methods)	斷層滑移資料分析(Fault slip data analysis)	10 ⁸
	地震斷層機制解(Earthquake focal mechanisms)	10 ⁹
	間接法(Indirect methods)	10 ⁻⁴ – 10 ⁻³
	Inclusions in time-dependent rock	10 ⁻² – 1
	殘餘應力量測(Measurement of residual stresses)	10 ⁻⁵ – 10 ⁻³

2.4 現地應力量測試驗之品質控制

有鑑於現地應力量測對坑道、採礦與石油開採等工程之重要性，國際岩石力學與採礦科學期刊(International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences, IJRMMS)於2003 年的特刊中整理了現地應力量測策略、量測技術與量測品質控制等相關文章，作為岩石力學與工程地質等領域在發展現地應力量測技術相關研究或應用議題時之參考：

- Part 1. 岩體應力評估策略(strategy for rock stress estimation) (Hudson et al. 2003)
- Part 2. 套鑽法(overcoring methods) (Sjöberg et al. 2003)
- Part 3. 水力破裂法(hydraulic fracturing, HF)或既存裂隙水力試驗(Hydraulic test on pre-existing fracture, HTPF) (Haimson and Cornet 2003)
- Part 4. 岩體應力評估之品質控制(quality control of rock stress estimation)(Christiansson and Hudson 2003)
- Part 5. 場址現地應力模型建構(establishing a model for the in situ stress at a given site)

在岩體應力評估之品質控制部分，其提出現地應力量測須審核的議題，詳表2.4-1，包括：

- (1) 發展現地應力量測計畫之總體項目(Overall aspects for development of a stress estimation/measurement program)。
- (2) 現地應力量測設備之品質建立(Establishing QA for stress measurement equipment)。
- (3) 已知地點之現地應力量測品質建立(Quality aspects for establishing stress measurements at a given location)。
- (4) 量測與資料處之品質建立(Quality aspects in measurements and data processing)。
- (5) 委託單位的審查程序(The Client's review procedures)

此外，並提供了 10 個審查項目，內容計有應力量測目標與背景、應力量測方法、契約內容、建立品質驗證程序、某特定位置/深度應力量測可行性的品質、量測程序、應力數據濾除與解釋、持續評估過程、驗證及呈現、技術協助結論等，詳如表2.4-2至表2.4-6，相關內容可供我國發展低放射性廢棄物處置場址現地應力特性及調查相關審驗技術之參考。

表2.4-1 現地應力量測須審核的議題

套鑽法	項目	水力破裂法/ 既存裂隙水力試驗
發展現地應力量測計畫之總體項目 (Overall aspects for development of a stress estimation/measurement program)		
	<ul style="list-style-type: none"> 量測目標說明 現地應力量測的背景說明 應力量測方法的規範 確認方法是否適當 量測品質檢驗程序的可行性 現地應力量測協議 時程規劃和所需資源 需求和執行策略審核 合約 	
現地應力量測設備之品質建立 (Establishing QA for stress measurement equipment)		
<ul style="list-style-type: none"> 應力套筒的製作 黏著劑的品質 	<ul style="list-style-type: none"> 設備須符合相關組織律定之品質規範 設備存放與維護之程序 資料擷取系統之品質控制 品質確保相關工作之建立與維持 	<ul style="list-style-type: none"> 填塞器及相關系統組件的製作過程 設備所能承受之最大工作壓力與環境溫度
已知地點之現地應力量測品質建立 (Quality aspects for establishing stress measurements at a given location)		
<ul style="list-style-type: none"> 試驗地點及導孔之程序 	<ul style="list-style-type: none"> 決定試驗地點 試驗設備安裝後之功能測試 資料擷取所需應變計與紀錄器之品質與功能測試程序 	<ul style="list-style-type: none"> 有關試驗地點的詳細說明

表2.4-1 現地應力量測須審核的議題(續)

套鑽法	項目	水力破裂法/ 既存裂隙水力試驗
量測與資料處之品質建立 (Quality aspects in measurements and data processing)		
<ul style="list-style-type: none"> • 組裝程序與黏著劑之使用 • 應力套筒之安裝 • 套鑽與岩心之品質 • 雙軸試驗程序 	<ul style="list-style-type: none"> • 資料擷取 • 數據處理 • 提交執行程序報告(草稿), 以作為繼續或終止現場試驗工作之依據 • 提交執行程序報告 	<ul style="list-style-type: none"> • 雙封填塞器正確設計的步驟 • 填塞器及相關系統的安裝步驟 • 水力破裂法與HTPF之施作程序 • 誘發裂隙之量測程序 • 實驗室測試步驟(選項)
委託單位的審查程序 (The Client's review procedures)		
<ul style="list-style-type: none"> • 檢查所有記錄 • 審查量測工作的實際執行情況 • 量測方法之基本假設是否滿足? • 試驗結果與其他資料(資料庫或其他現地應力量測結果)比對後之一致性 • 試驗結果是否反映了整體地質條件? • 審查結論 		

表2.4-2 現地應力評估及量測程序-重點審查項目表

審查項目1:應力量測目標與背景 (Stress measurement objective and background)
<p>1.量測目標描述</p> <ul style="list-style-type: none"> * 量測目的？ * 需要多少精度？ * 要採用哪種確認程序？ <p>2.應力量測背景說明</p> <ul style="list-style-type: none"> * 是否已經確定岩石應力量測的問題？ * 是否列出問題項目？ * 是否有研讀最相關的參考文獻？ * 是否與具有應力量測實際經驗並具備相關專長的人討論？
審查項目2:應力量測方法 (Stress measurement method)
<p>3.應力量測規範</p> <ul style="list-style-type: none"> * 使用哪種應力量測方法？ * 涉及哪些物理過程？ * 場址條件對於選用方法的結果產生什麼影響？ * 過去發現了什麼問題？ <p>4.確認方法適當性？</p> <ul style="list-style-type: none"> * 依據上述的陳述，應力量測能夠測量到所需的岩石應力嗎？ <p>5.品質驗證的可靠度？</p> <ul style="list-style-type: none"> * 品質驗證可以用於應力量測方法嗎？ * 如果可以，對於客觀且已知的應力量測問題在理論及實務經驗的觀點是否確保品質驗證程序是足夠的？ * 現行的品質驗證程序是否足夠？ * 如果沒有適合的品質驗證程序，是否能自行產出一種足夠的品質驗證程序？ <p>6.應力量測協議？</p> <ul style="list-style-type: none"> * 是否能夠發展成應力量測方法用於技術協助、品質驗證方面的協議？

表2.4-2 現地應力評估及量測程序-重點審查項目表(續)

審查項目3:契約內容 (Contractual aspects)	
7.履約期限及所需資源？	<ul style="list-style-type: none"> * 哪些時間能夠進行應力量測作業？ * 現場工作團隊的要求？ * 需要現場檢核嗎？
8. 審查要求與對策？	<ul style="list-style-type: none"> * 根據審查項目1、2提出審查要求 * 建立審查策略 * 建立審查資源
9. 業主與合約執行者的角色	<ul style="list-style-type: none"> * 施作現場的權責劃分 * 業主能提供的資源 * 審查和評估任務

表2.4-3 建立品質驗證程序要考慮的問題項目表(延續表2.4-2)

審查項目4:建立品質驗證程序
(Establishing QA procedures)

10.採用組織的品質系統

- * 詳細程度？
- * 是否與組織的總體品質驗證系統相容/符合？
- * 要採用哪種確認程序？

11.設備製造/組裝

- * 使用的零件是否適合使用？
- * 是否考慮應力大小、孔隙水壓及水質？
- * 是否使用充足品質的零件以達到目的？
- * 有多餘的零件嗎？
- * 是否掌握可能影響量測的關鍵行為，並建立足夠的程序/品質控制？

12.應力量測設備的存放與維護的例行事項

- * 是否建立重要設備零件的維護程序？
- * 不使用設備時是否安全存放？

13.資料擷取系統的品質控制

- * 是否建立檢核程序？
- * 是否了解零件的使用期限？
- * 是否取得軟體使用資格？

14.品質驗證程序的建立與維護

- * 是否建立系統每日可以觀察的例行事項及程序？
- * 是否建立及維護程序來評估應力量測人員的訓練需求並提供訓練？
- * 是否使用充足且品質良好的零件以達到目的？
- * 零件備料是否充足？
- * 是否掌握可能影響量測的關鍵行為，並建立足夠的程序/品質控制？

表2.4-4 某特定位置或深度的應力量測的可行性要考慮的問題項目表(延續表2.4-3)

審查項目5:某特定位置/深度應力量測可行性的品質
(Quality aspects for establishing the viability of stress measurements
at a given location/depth)

15.決定試驗位置/深度

- * 是否使用近期的地質資訊判斷位置/深度的適當性？
- * 選定位置/深度是否能代表場址/計畫項目？
- * 針對套鑽法，是否在量測前事先對當地地層的岩石品質訂定規範？
- * 針對水力破裂法，是否可以了解異向性對於試驗結果的影響，以及能否找到異向性最少的施作斷面？
- * 對於既存裂隙水力試驗(HTPF)，是否有適合試驗施作的閉合裂隙？

16.安裝工具的功能測試

- * 是否依照程序並利用檢查項目表進行確認？

17.在適當位置/深度安裝儀器的程序

- * 針對套鑽法，施做導孔的程序及可接受的試驗標準為何？
- * 針對水力破裂法，應採取哪些程序來控制填塞器是否放在選定的試驗位置，以及是否記錄相關的程序？

表2.4-5 量測及數據處理過程應考慮項目表(延續表2.4-4)

審查項目6:量測程序
(Measurement procedures)

18. 井下量測及安裝

- * 哪些程序能確保井下鑽孔作業能被完全被追溯？
- * 哪些程序能確保試驗位置之實際地質條件(如:套鑽試體的檢查與填塞器的施壓效果)？

19. 資料擷取

- * 哪些程序用來檢查或檢核使用的壓力表？
- * 哪些程序用來檢查硬體及軟體？
- * 哪些程序用來儲存數據和備份？

審查項目7:應力數據濾除與解釋
(Stress data reduction and interpretation)

20. 數據紀錄、可靠性及濾除

- * 哪些程序能確認數據正確且安全的紀錄？
- * 對於應力量測產生影響是否已經解決？
- * 哪些程序能確保原始數據的可靠性？
- * 數據將如何濾除？
- * 哪些程序能確保數據濾除時不會發生錯誤？
- * 是否有適用於本項目7示範案例的協議？

21. 數據解釋

- * 數據如何解釋並確定趨勢？

審查項目8:持續評估過程
(Continuous evaluation process)

22. 場址評估及草稿報告程序

- * 量測過程中，哪些程序能逐步更新對結果的判釋？
- * 哪些程序能決定持續或暫停現場工作(詳審查項目2)？

審查項目9:驗證及呈現
(Validation and presentation)

23. 資料驗證

- * 結果是否與場址相關數據及趨勢相容？
- * 場址條件是否符合使用方法的假設條件？
- * 岩石彈性材料的確定是否符合實際？

24. 應力量測成果的呈現

- * 應力量測如何以清楚的方式呈現？
- * 討論不確定性評估的過程
- * 不確定性如何呈現？

表2.4-6 審查結論要考慮的項目表(延續表2.4-5)

審查項目10:技術協助結論 (TA conclusions)

25. 適當的應力量測

- * 是否已根據審查項目1所訂目標，及應用現有的科學、實務及場址知識，適當地執行現地應力量測？
- * 量測、數據濾除及數據解釋的資料是否可靠(審查項目5-9)？

26. 整體技術協助陳述

- * 基於1-25項的個別結論，技術協助的總結論是什麼？
- * 對於這項工作有什麼建議？

2.5 現地應力量測的不確定性

如何評估現地應力的量測的準確性，為現地應力量測在實務應用上之重要課題。根據統計分析的觀念，可將現地應力量測結果以平均值及正、負誤差區間呈現，而此誤差區間即來自於各種的不確定性因素所引致，包括了自然條件之不確定性、量測之不確定性、資料分析之不確定性。根據 Amadei and Stephansson (1997) 所著「岩石應力及量測 (Rock stress and its measurement)」專書中，除已整理上述之不確定性外，亦針對瞭解與降低不確定性，及岩石現地應力量測之預期不確定性分別加以介紹，茲整理如後。

2.5.1 自然條件之不確定性

自然界中之岩體，因材料組成具空間之變異性，導致在不同的施測點，或是鑽探獲得的岩心進行力學試驗後，所獲得的力學特性可能因取樣位置不同而存在差異。如圖 2.5-1 所示之長英麻粒岩(leptite)進行現地應力量測試驗結果，最大主應力平均值約 30 MPa，然其隨鑽探深度而有約 ± 10 MPa 之變化。圖 2.5-2 所示之花崗岩彈性模數，其在很短的距離範圍內呈現約 20 - 25% 的變異性，若採用此結果進行套鑽法現地應力分析，所獲得的現地應力亦存在相同的變異性。

不確定性亦會來自岩石的異向性、異質性以及礦物顆粒尺寸。礦物顆粒所承受的應力值，可能與整個岩石試體所承受的應力值存在差異，因此，在使用應變計貼片(strain gage)時，必須考慮岩石組成礦物之顆粒尺寸。

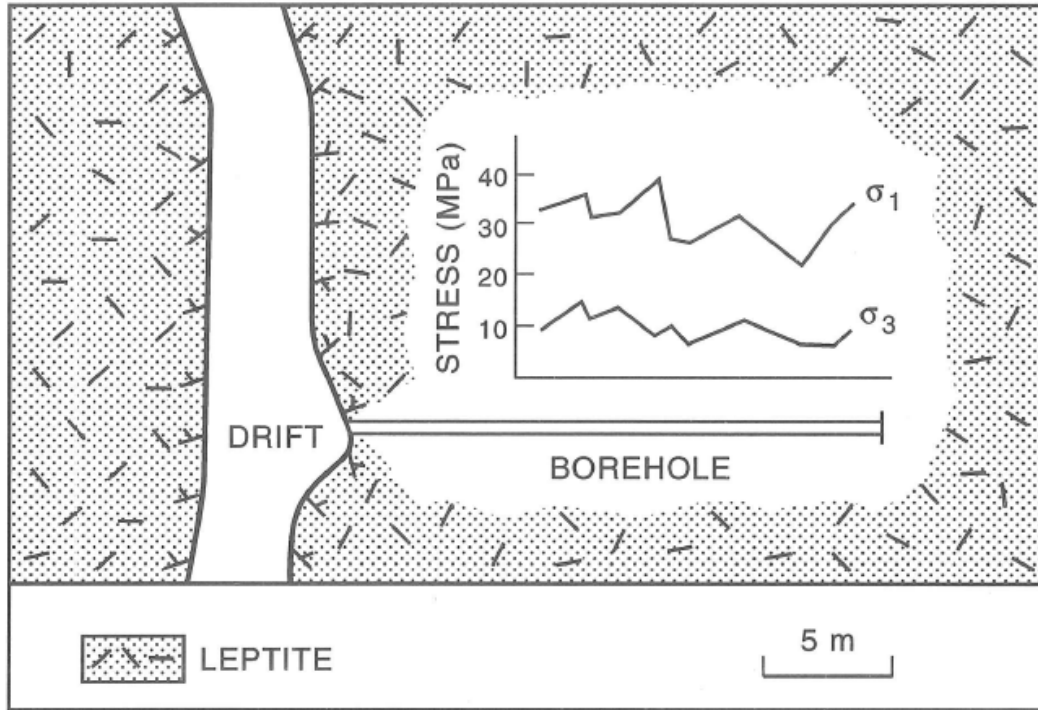


圖2.5-1 長英麻粒岩(leptyte)進行現地應力量測試驗：主應力隨鑽探深度之變化(Amadei and Stephansson, 1997)

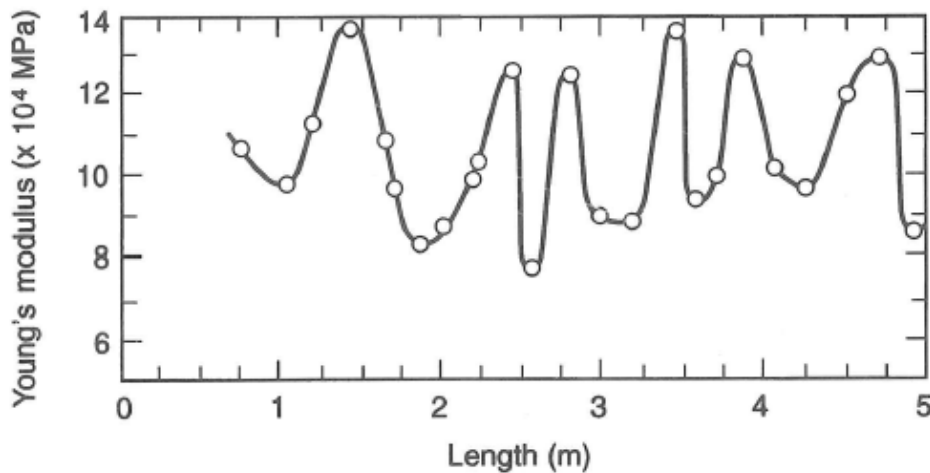


圖2.5-2 沿鑽孔深度變化之花崗岩彈性模數(Amadei and Stephansson, 1997)

2.5.2 量測之不確定性

量測之不確定性係指在量測設備組裝過程或是試驗過程的失誤，亦可能造成試驗結果的誤差。以套鑽法為例，可能的誤差來自於：

- 黏著劑或是量測設備本身的潛變
- 應變計或其他感測元件的失效
- 量測套筒(measurement cell)的晃動
- 設備安裝不夠確實
- 套鑽過程中，因岩石中既存的裂隙導致試體斷裂
- 鑽孔過程注水的溫度影響
- 鑽孔過程引起的溫度變化
- 環境濕度的影響
- 電子設備的穩定性
- 鑽孔的偏心率
- 鑽孔尺寸過大(borehole oversize)

根據 Martin 等人的研究(Martin et al., 1990)，在加拿大地下實驗室(Underground Research Laboratory, URL)進行套鑽法現地應力試驗時，試驗設備安裝過程的誤差若為 $\pm 5\%$ ，將可能導致主應力的誤差值達 $\pm 15\%$ 。以應變計貼片為感測元件之量測設備，必須注意來自岩石、鑽孔注水與環境溫度的影響。若溫度變化低於 2°C ，其對套鑽法的量測結果影響不大；若溫度變化達 8°C ，將可能造成主應力量測結果的誤差值達到 25% 。此類量測設備的準確度，亦與其採用的溫度補償方法，及採用全橋、半橋或四分之一橋的接線方式有關。

針對淺地層的現地應力量測，更需注意所有可能的誤差來源。相較於深地層的應力量測，淺地層的現地應力值相對較小，甚至已接近量測設備所能提供的最大精度，只要試驗條件稍有改變，例如溫度的變化，都將可能影響試驗結果。此外，淺地層的現地應力量測尤須注意季節性的溫度變化、潮汐應力、科氏力與日循環應力等地應力(詳圖2.1-1)的影響。

當使用一個以上的鑽孔進行現地應力量測時，例如使用 USBM gage 或是 CSIR Doorstopper，若鑽孔涵蓋的岩石體積過大時，亦會造成現地應力量測值的誤差。

採水力破裂法進行現地應力量測試驗，若鑽孔呈現傾斜而非垂直，或是垂直鑽孔條件下，初始的裂縫並非是垂直裂縫，而是轉從既存的裂縫、節理發展，此類試驗結果均無法作為現地應力分析之依據。此外，堵塞器的失效亦可能造成試驗的誤差。

2.5.3 資料分析之不確定性

資料分析的不確定性，主要來自不同量測設備其在規格、精度，或是理論假設與實際岩石力學行為之差異。[Natu\(1974\)](#)與[Amadei\(1986\)](#)的研究中指出，CSIR 與 CSIR HI 套筒放入 38 mm 鑽孔時，其量測誤差分別是 2% 與 5%。[Mills與Pender \(1986\)](#)建議採用基長 5 mm 的應變計貼片，其結果優於 10 mm者。進行套鑽法試驗時，應變計基長的選定，必須考量岩石組成礦物顆粒之尺寸、形狀與分布，孔隙率亦必須納入考量。

水力破裂法部分，不確定性通常來自裂隙發展與延伸時，如何從壓力表讀數正確地加以判讀；此外，裂隙閉合壓力(shut-in pressure)、張開壓力(reopening pressure)與岩石的張力強度的選定，亦可能影響現地應力之量測誤差。[Kim\(1987\)](#)利用不同的資料分析方法決定裂隙閉合壓力，其計算之最大主應力變化可達 14.7 MPa(23%)，最小主應力變化值為 4.9 MPa(14%)。

假設與實際之岩石材料行為差異亦可能是誤差來源，例如進行套鑽法試驗時，其基本假設是以岩石為線彈性、均質且等向性，若岩石是非線性，甚至是非彈性、具時間依存性，或是在鑽孔過程中已達材料的降伏強度，或是該試驗條件下之試體尺度特別凸顯了材料的異向性與非均質性。

若是在較高應力之深地層進行平鈹千斤頂試驗(flat jack test)，則必須考量開挖擾動對試驗結果的影響。對套鑽法，岩石材料的彈性模數、柏松比，對水力破裂法，岩石材料的張力強度會影響現地試驗應力量測的結果。

根據 [Leijon與Stillborg\(1986\)](#)研究岩石雙軸試驗(biaxial test)與三軸試驗(triaxial test)所獲得之岩石彈性模數結果，三軸試驗之彈性模數高出雙軸試驗約 20%；此外，雙軸試驗的柏松比高出三軸試驗的 2 倍。以柏松比為例，其對現地應力影響之結果，詳如圖 2.5-3。

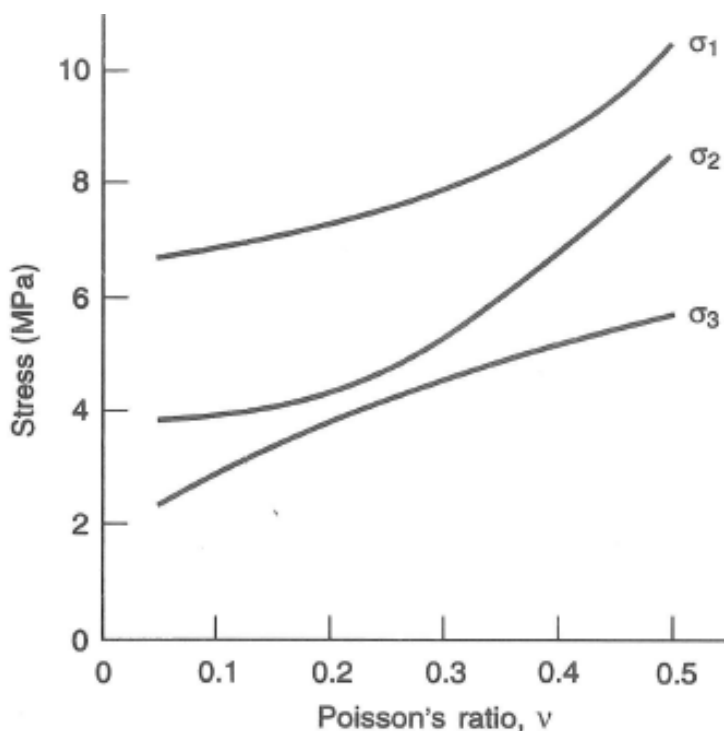


圖2.5-3 柏松比對現地應力之影響(Amadei and Stephansson, 1997)

2.5.4 瞭解與降低不確定性

為確保現地應力量測試驗之數據品質，必須掌握影響試驗結果的不確定因素，並透過嚴謹的實驗室試驗、平行驗證或是統計學分析降低不確定性。

(1) 於實驗室進行儀器設備之測試

透過實驗室既有的設備，並根據現地試驗條件設定測試項目與範圍，如此，可瞭解儀器設備的限制、功能與準確度，及其在不同的地質環境條件下之適用性。

(2) 刪除錯誤的資料

現地試驗過程的失誤，將可能造成資料失去分析的意義，故必須檢核資料的變異性與合理的變化範圍。例如，施作套鑽法時，應變計的資料若呈現不規則的變化，其可能是應變計貼片失效、靈敏度不佳，或是試體斷裂。良好的應力釋放曲線(relief curve)通常是有規律且呈現穩定的變化。

(3) 試驗結果交叉比對

進行重複性試驗，或是多個鑽孔試驗結果之交叉比對，以確保試驗結果的一致性。

(4) 統計分析

利用統計分析的技巧,例如最小平方法(least squares method)與蒙地卡羅法(Monte Carlo method),可輔助判釋中間主應力的大小與方向。

(5) 試驗過程進行環境相關參數之監測與紀錄

包括環境溫度與溼度、岩石的溫度、鑽孔注水溫度等。

(6) 量測資料的解析與比對

現地應力量測資料的變化是否與地形、材料異向性、異質性或地質構造有關,此類的檢核可以配合數值分析加以驗證。

2.5.5 預期的不確定性

現地應力量測結果具有離散性,其精度大約是 $\pm 20\%$ (Gonano and Sharp, 1983)。Herget (1986) 提出的現地應力量測誤差約為 $\pm 10-15\%$ 。Rocha (1986) 歸納了千斤頂現地應力量測法之誤差低於 10%。Pine與Kwakwa (1989) 報導了 Carnmenellis 花崗岩現地應力試驗結果,最大主應力誤差為 $\pm 15\%$,最小主應力誤差為 $\pm 5-10\%$,垂直應力為 $\pm 5\%$ 。Haimson (1990) 報導了石英岩類現地應力試驗結果,最大主應力誤差為 $\pm 25\%$,最小主應力誤差為 $\pm 15\%$,垂直應力為 $\pm 10\%$ 。Leijon (1986)報導了在 Sweden Malmberget 均質花崗岩礦區地下 600 m 處施作 4-5 個套鑽法試驗,其主應力誤差約為 14% (± 3 MPa),應力方向誤差約為 15° ;此外,相同的試驗組數在高度葉理狀及節理分布之長英麻粒岩(leptite)地質條件進行現地應力量測試驗,現地應力誤差約 35% (± 8 MPa),方向誤差約為 40° 。

2.6 最終岩石應力模型

對於地下工程的場址特徵化(site characterization)目的,是要建立場址的三維地質模型,並據以分析岩性邊界(lithology boundaries)、地質構造、斷層與破裂帶對於場址的可能影響。場址的三維地質模型其內容包括地形、土壤條件、岩性、地質構造、水文地質、力學性質與現地應力等資料。雖然無法獲知場址的地質演化細節,但仍值得從場址形態(site morphology)、地形和地質的大量知識中確定現場應力狀態,並透過鑽孔和岩心資料進行驗證。Stephansson 與 Zang (2012) 主張應在最佳估計應力模型(the best estimate

stress model, BESM) 建立後進行應力量測, 並提出數值模型(numerical model)可以幫助評估地質參數變化對建立場地應力模型的影響。

綜合上述, Zang 與 Stephansson (2010) 提出最終岩石應力模型(FRSM)製作流程, 以結合最佳估計應力模型(BESM)、應力量測法(stress measurement methods, SMM) 和綜合應力判定(integrated stress determination, ISD) 等數據來建立最終岩石應力模型(FRSM), 詳圖2.6-1, 其步驟依序為:

① 最佳估計應力模型 (the best estimate stress model, BESM)

蒐集既有資料(existing data) 並選取場址適用範圍之現地應力資料, 包括地形、地質、鑽孔和岩心, 以建立最佳估計應力模型(BESM)。建立的 BESM 可用於選擇適當的應力測量技術, 並有助於訂定量測計畫。

② 應力量測法(stress measurement methods, SMM)

對場址區域進行現地應力量測, 利用鑽孔進行現地試驗 (如水力破裂法或套鑽法等), 以及透過室內試驗對現地採取之岩心進行量測應力(如 ASR、DSA 及 Kaiser effect 等)。

③ 綜合應力判定 (integrated stress determination, ISD)

整合既有資料與現地資料, 建立適合之應力模式(水力破裂法或斷層滑動分析等)及進行數值模擬, 與探討參數包含岩石材料、邊界效應、幾何影響因子, 並選定合適之模擬軟體。

④ 最終岩石應力模型(FRSM)

透過前述之現地應力量測及研究, 建立該場址最終岩石應力模型。



圖2.6-1 最終岩石應力模型(FRSM)之建構流程(Zang 與 Stephansson, 2010)

第三章、國際間有關放射性廢棄物處置場址現地應力特性之研究

本項工作將蒐整國際間處置技術先進國家有關處置場現地應力調查技術，及場址現地應力特性對處置設施之影響等相關技術報告，期能瞭解各種現地應力調查方法對不同場址特性之適用性，及現地應力特性對坑道開挖穩定性之影響。

3.1 Äspö 硬岩實驗室(Hard Rock Laboratory, HRL)

本節內容主要整理自 Posiva 2006-03 技術報告，及岩石力學及採礦科學期刊 (IJRMMS) 於 2003 年刊載之「套鑽法現地應力量測之品質控制」文獻資料。SKB 於 1986 年決定建設 Äspö 硬岩實驗室(HRL)，藉著與深地質處置場相同的環境進行一系列實驗。HRL 位於瑞典的 Oskarshamn 核能電廠附近，且深入地下約 500 公尺，主要是閃長岩(diorite)岩盤，楊氏模數介於 75 - 80 GPa，單壓強度介於 160 - 210 MPa。有關 HRL 在現地應力試驗的施作紀錄如後：

- 1990：於地面施作水力破裂法與套鑽法(使用 Borre probe)
- 1995：坑道開挖階段施作套鑽法(CSIRO-HI cell)
- 1995~ 運轉期間：於坑道內施作套鑽法(CSIRO 與Borre gauges)與水力破裂法

經比較不同的現地應力量測試驗結果，發現主應力視量測深度而有不同的差異，最大達 50%，主應力方向差異為 30° - 40°。

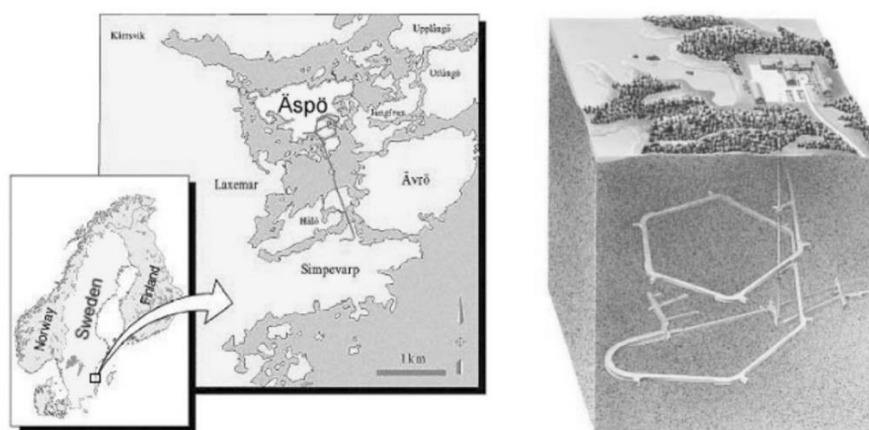


圖3.1-1 Äspö 硬岩實驗室地理位置與地下實驗室配置示意圖(Hakala et al., 2003)

套鑽法現地應力量測試驗，主要是根據應力套筒上的應變計貼片，紀錄岩石應變量並進行解算。以 Äspö 硬岩實驗室進行之套鑽法為例，其採用之 Borre 探針之花瓣應變計有三組，分別配置在套筒的 90° 、 210° 與 330° 位置上，每一組應變計共有三個應變計貼片，如圖 3.1-2。為瞭解試驗過程中量測的應變計貼片設置角度、施鑽期間注水溫度、環境溫度、岩石的材料力學參數對現地應力量測結果的影響，Hakala 等人(2003)利用 Äspö 硬岩實驗室於地下深度 34.77 m 與 35.48 m 處之套鑽法現地試驗資料，如圖 3.1-3，及自行開發之分析程式進行相關影響參數研析。相關結果歸納整理如下：

- (1) 楊氏模數為重要之材料參數，柏松比次之。楊氏模數的變化對現地應力分析結果的影響為 100%，柏松比約 20 - 60%；柏松比對現地應力方向分析結果的影響輕微。
- (2) 應變計貼片角度的誤差，會放大應變分析結果的誤差，例如貼片角度 10° 的誤差，將導致應變分析結果的誤差達 20%。
- (3) 應變計貼片組置入導孔時若有偏移或旋轉，將影響主應力大小與方向的分析結果。
- (4) 應變計貼片若有 5 - 10% 的應變量，會導致主應力量測值 10% 的變化。
- (5) 套筒安裝後進行套鑽，在鑽頭尚未通過應變前，鑽頭若產生 10 MPa 的壓力，對應變計貼片會產生 10% - 20% 的暫態應變(transient strain)。而施鑽過程中引起的剪應力，不會引起暫態應變。所述鑽頭施鑽壓力，不會影響應變計貼片最終應變。
- (6) 鑽探過程中，1 MPa 的注水壓力會造成 5 - 10% 應變量的變化。

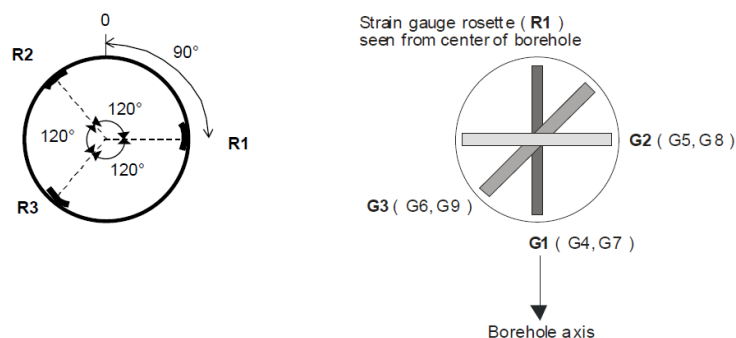
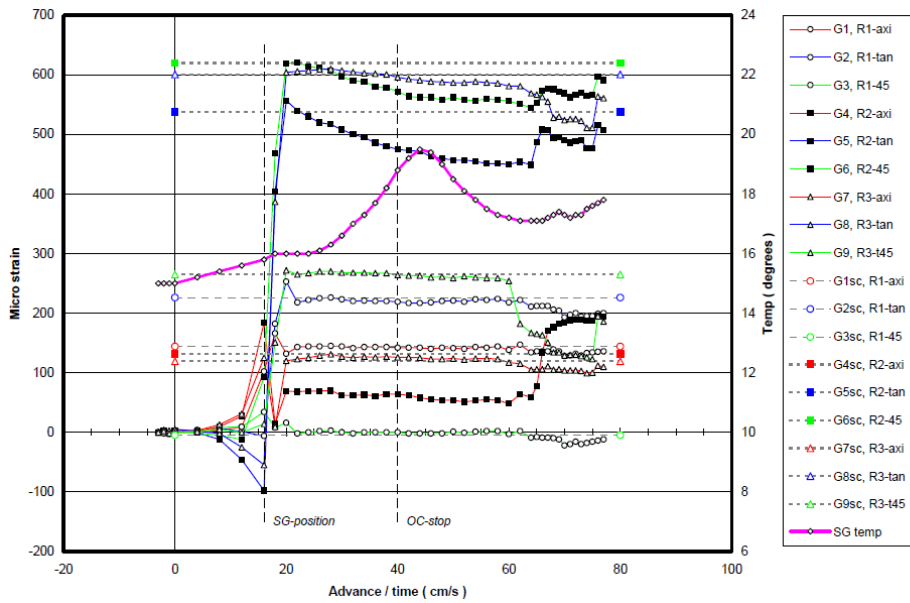
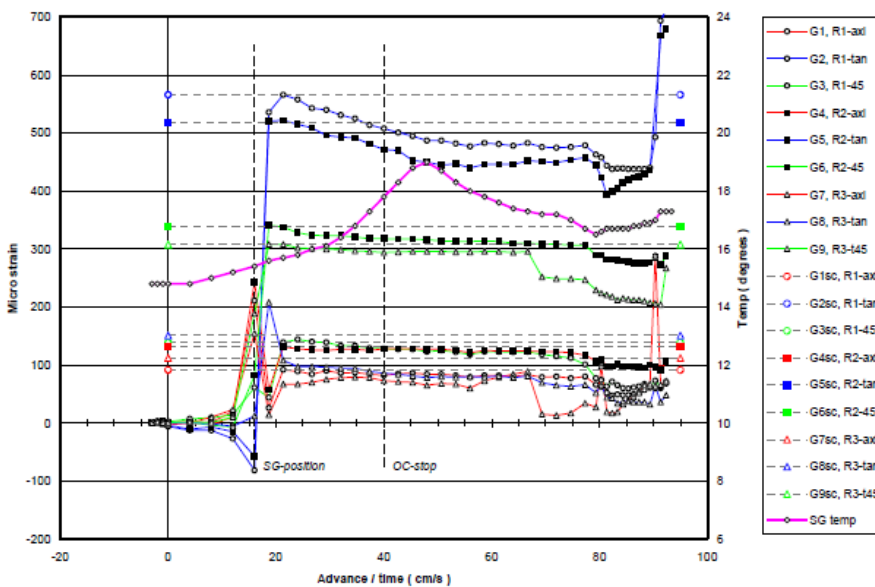


圖 3.1-2 Äspö 硬岩實驗室進行之套鑽法現地應力量測試驗- Borre 探針之花瓣應變計和應變計貼片配置(Hakala et al. , 2003)



(a) 地下深度 34.77 m



(b) 地下深度 35.48 m

圖3.1-3 Äspö 硬岩實驗室於地下深度 34.77 m 與 35.48 m 處之現地應力量測試驗資料 (Hakala et al., 2003)

3.2 SFR Forsmark 中、低放射性廢棄物最終處置場

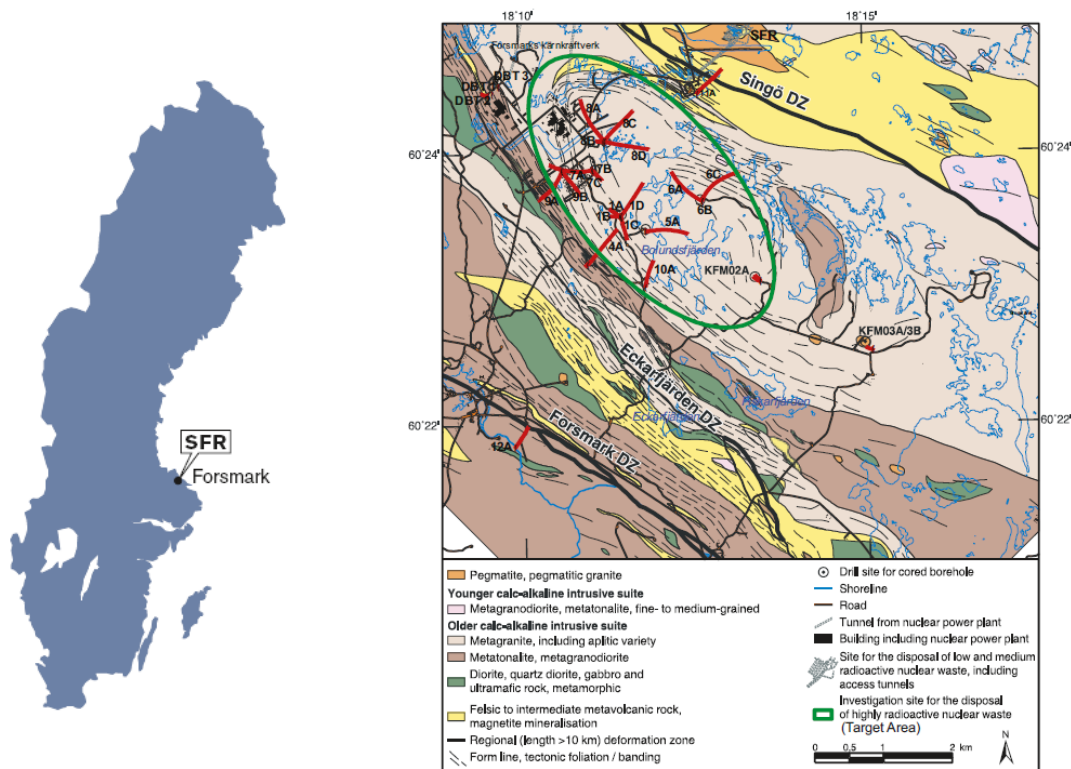
瑞典的中、低放射性廢棄物最終處置場SFR(Swedish Final Repository)位於Forsmark 電廠附近離岸約一公里遠，在波羅的海海面下 50 公尺深的海床內(海水覆蓋深度約 5 公尺)，總開挖量體約 1,200,000 m³，其中的 775,000 m³來自地下岩層開挖，隧道總長將近 11,000 m，開挖深度在海底 50-140 m，自1972年以來，其地下工程興建之寶貴經驗

多次被各界引用討論，並著重於探討開挖、封閉及支撐系統，其地理位置如圖3.2-1(a)所示。

圖3.2-1(b)為處置場候選場址，綠色線段所圍橢圓形區域為試驗目標區，處置母岩種類包括了中等粒度的花崗岩與花崗閃長岩(granodiorite)(75%)、細到中等粒度的偏閃長岩(metagranodiorite)或變長石(metatonalite)(5%)、角閃石(amphibolite)(5%)、斜長花崗岩(pegmatitic granite)或偉晶岩(pegmatite)(10%)和細至中等粒度的花崗岩(2%)。此外，在場址調查階段進行的現地應力量測活動中，其施作的鑽孔清單詳表3.2-1。

為瞭解試驗目標區之現地應力，及盡可能降低各種不確定性對現地應力評估結果的影響，SFR 研究團隊綜整了(i)歷史試驗資料，包括 DBT1 與 DBT3 套鑽法試驗資料與(ii)重新施作之 KFM01A – KFM09B 鑽孔所施作的套鑽法、水力破裂法、既存裂隙水力試驗與井孔崩落評估法等試驗資料，並依圖3.2-2流程進行現地應力評估。該評估程序概述如後：

- (1) 蒐集目標區之地形(topography)、冰期回彈(glacial rebound)與地殼厚度(crustal thickness)等影響現地應力之因素與地質模型(geological model)，地質模型又分別考量了板塊構造、斷層運動學(fault kinematics)、岩性學(lithology)與地震活動度(seismicity)等。
- (2) 除蒐集井孔崩落破壞、岩心餅裂分析與岩心微裂隙觀察等定性之鑽孔資料外，亦蒐整合套鑽法、水力破裂法與既存裂隙水力試驗等現地應力定量數據，並將定性、定量之資料交由專業人員進行技術審議。
- (3) 根據前項技術審議結果進行數值評估與驗證，內容包括區域地質(regional scale geology)、局部地質(local scale geology)、井孔崩落破壞與岩心餅裂等。若驗證成果相符，則進入設計程序，否則進入項次(2)重新檢討。
- (4) 完成設計程序後，進入施工階段，此時將配合坑道開挖斷面之各種監測數據進行反算分析，並將結果回饋至後續之開挖設計。



(a) 地理位置示意圖

(b) 鑽孔位置圖

圖3.2-1 瑞典SFR所處地理位置示意圖與鑽探位置圖(SKB, 2007)

表3.2-1 現地應力量測鑽孔清單(SKB, 2007)

Borehole name	Overcoring (OC)	Hydraulic fracturing (HF & HTPF)	Breakout survey (BS)
KFM01A		P-04-311	P-07-07
KFM01B	P-04-83	P-04-311	P-07-07
KFM02A		P-04-311	P-07-07
KFM02B		P-07-205	P-07-07
KFM04A		P-04-311	P-07-07
KFM05A			P-07-07
KFM06A			P-07-07
KFM07A		P-07-206	
KFM07C	P-07-130	P-07-206	P-07-07
KFM08A		P-07-206	P-07-166
KFM09A		P-07-206	
KFM09B		P-07-206	
Historic data – Data reviewed in P-05-35			
DBT1	P-03-119	TULEA 1984:30	
DBT3	P-03-119		

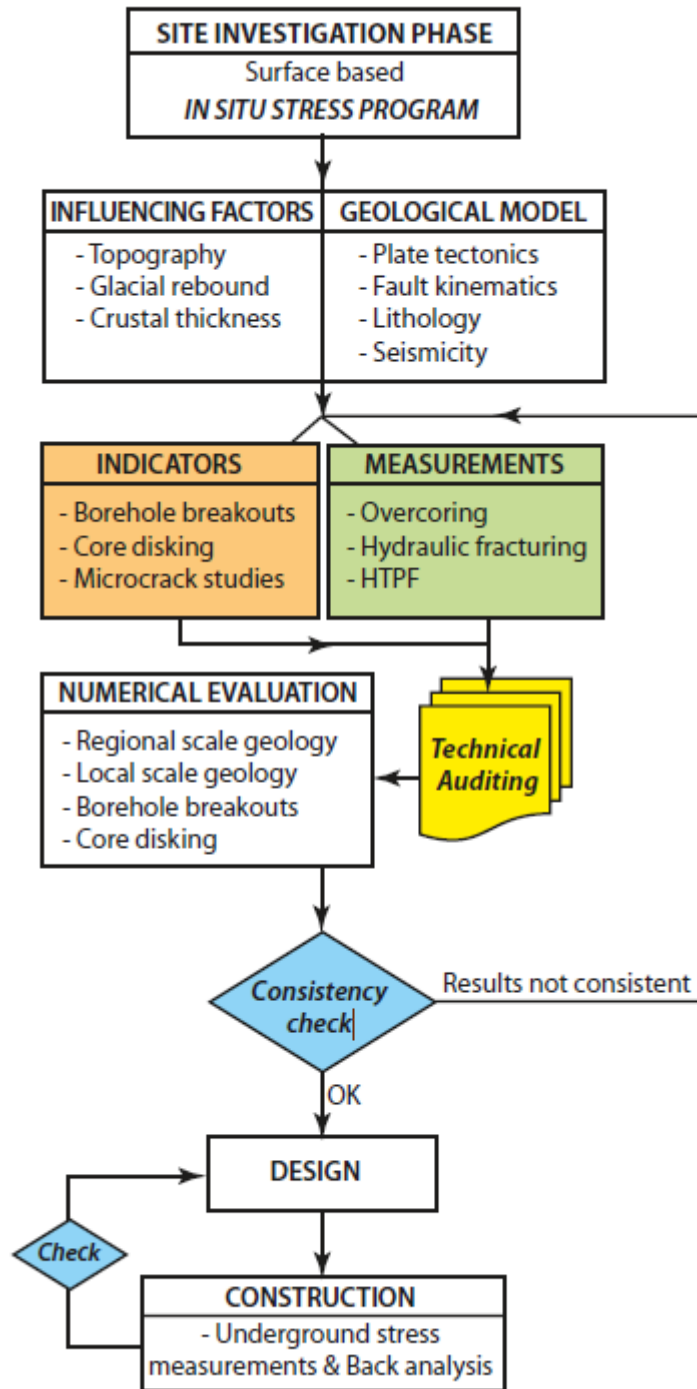


圖3.2-2 現地應力評估流程圖(SKB, 2007)

第四章、國內有關現地應力相關研究課題之回顧

國內傳統量測岩石現地應力，多以水力破裂法及套鑽法為主，但由於量測費時且費用高，量測限制因素多，基於此，近年來透過引進國外方法進行應力量測，利用取得定向鑽孔岩心，依其取樣處之地壓記憶，於實驗室運用物理實驗量測，以反推岩石現地應力及位態等參數(俞旗文，2007)。有關國內現地應力量測技術，已有陳錦清(1994)、宋家宇(2015)、李偉誠(2015)、高子恩(2016)等人，分別以不同方式運用於花蓮和平地區、彰濱工業區、宜蘭紅柴林地區、苗栗縣錦水構造、坪林隧道沿線等不同地域之現地應力量測，並利用量測結果進行推測分析，茲分別介紹如後。

4.1 案例一—花蓮和平地區以非彈性應變回復法(ASR)量測

4.1.1 量測環境概況說明

本案例利用Matsuki(1991，2008)所提出非彈性應變回復法(ASR)來探討量測場址的現地應力方向與大小分布情形。量測地點為花蓮縣和平地區，位於台灣東北地區的脊梁山之太魯閣帶，處於活動碰撞與碰撞後期的轉換帶，現今應力場多為東西向擠壓與南北向拉張的走向滑移力場，岩性為變質花崗岩，井場及周圍岩層分布圖如圖4.1-1，藍色點為井場位置。鑽井取心深度600m，其表層為沖積層，以下均為變質花崗岩，取樣深度為530.39m至530.60m，有效取樣數量為9組，地下水位面為21m，並取樣本8做介紹說明。

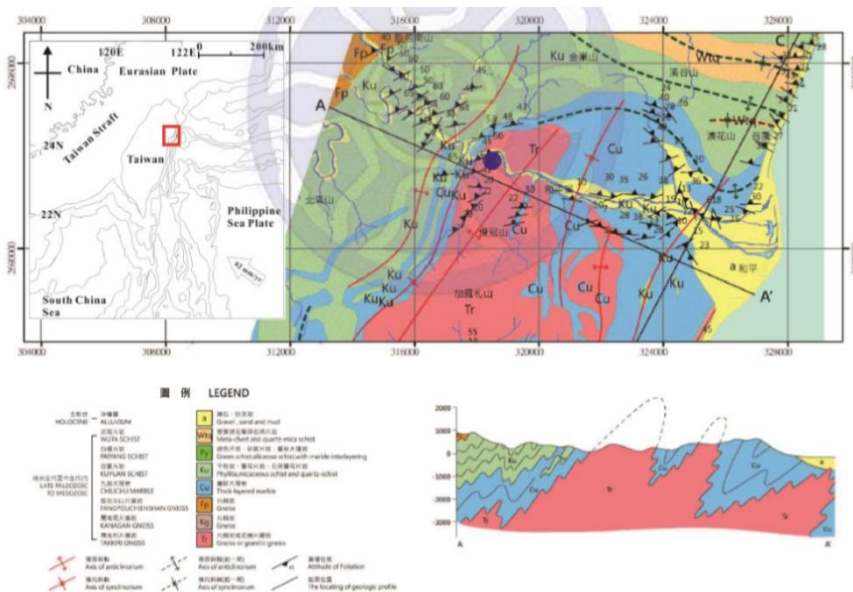


圖4.1-1 花蓮和平地區地質圖(李偉誠，2015)

4.1.2 ASR 法量測流程說明

ASR法量測的流程，依本文第2章2.3.4節整理流程圖說明如下：(流程圖如圖4.1-2)

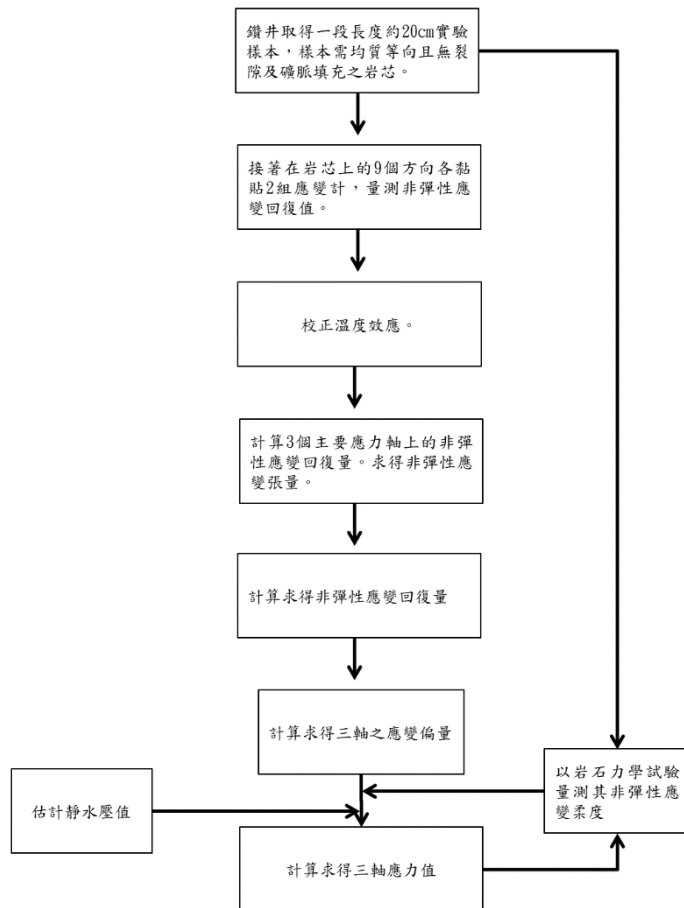


圖4.1-2 非彈性應變回復法量測流程圖(李偉誠，2015)

4.1.3 影響因子與參數

影響非彈性應變回復法的因素取決於現地應力張量、熱膨脹係數、溫度變化量與非彈性柔量等，若由上述影響因素與量取之六個不同方向之應變量，即可計算三維之現地應力張量。相關整理關係式如下，使用參數如表4.1-1：

$$\sigma_v = \frac{\left[l_p^2 e_1(t) + m_p^2 e_2(t) + n_p^2 e_3(t) \right] + e_m(t)}{c J_{av}(t)} + p_f \quad (4.1-1)$$

$$\sigma_i = \frac{e_i(t)}{Jas(t)} + \frac{\varepsilon_m(t)}{Jav(t)} + p_f \quad (4.1-2)$$

表4.1-1 和平地區現地應力量測參數統計表(整理自李偉誠, 2015)

項次	內容	數值	備註
1	剪力與體積柔量比值	1.9	
2	含水量	0.07%	
3	孔隙率	0.95%	
4	比重	2.77	
5	靜水壓	5.0MPa	
6	飽和度	100%	
7	變質花崗岩密度	2.746g/cm ³	地下水位面以上
8	變質花崗岩密度	2.753g/cm ³	地下水位面以下
9	溫度變化	0.13°C	
10	靜岩壓	14.3MPa	

4.1.4 量測結果與分析

本案例實驗結果顯示，由其中樣本8應變數據可以看出，除了在90小時處，由於實驗室電壓不穩造成訊號異常，其他曲線大致上都是呈現平滑增加的趨勢(如圖4.1-3)，於量測時間近乎7天時，大多應變數據可達到穩定釋放完畢的狀況。同時溫度數據顯示，恆溫水槽效用良好，可將水溫變化控制在0.13°C以內。另外，從圖4.1-3可以發現，隨著時間逐漸的增加，樣本8所有方向的非彈性應變都是向外膨脹的，同時其應變回復量的增加率隨著時間的增加而逐漸降低。

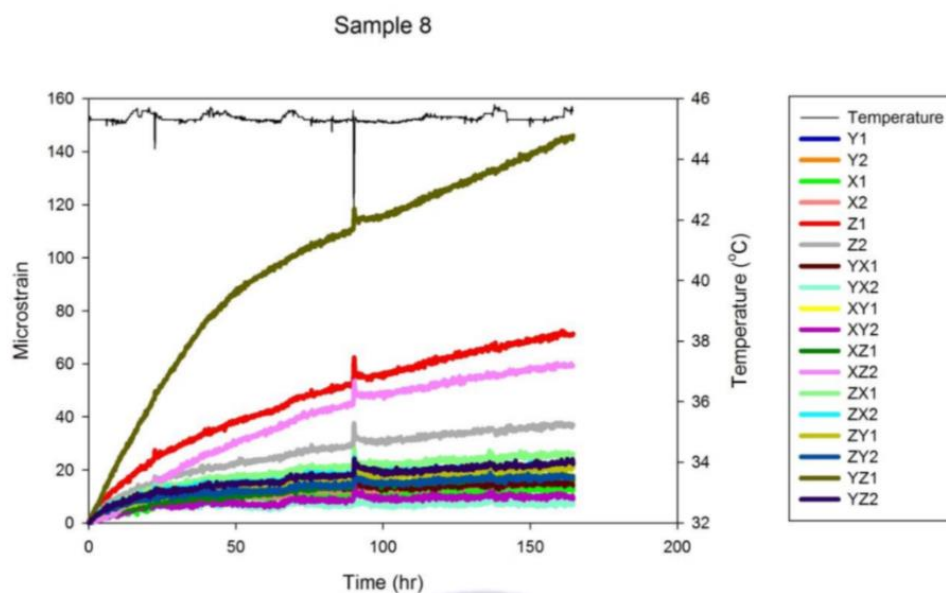


圖4.1-3 和平地區樣本8應變與水溫時間關係圖(李偉誠，2015)

由圖4.1-4可見樣本8的9個方向各2組ASR的應變計資料，排除應變計或樣本不均值等造成數據問題，利用最小平方法將9個方向量測到的非彈性應變回復張量進行數值與方向之解算，樣本8的三個非彈性主應變量與平均應變量如圖4.1-5，並由表4.1-1之參數與組成率相關算式，得到三維現地應力依序為14.5MPa、9.6MPa及9.2MPa。此外，由圖4.1-6顯示此樣本之最大主應力幾乎為鉛直的 $351^{\circ}/77^{\circ}$ ，水平最大主應力位於 $172^{\circ}/12^{\circ}$ ，水平最小主應力位於 $82^{\circ}/0.2^{\circ}$ ，依照安德森斷層理論評估此樣本屬於正斷層應力場。圖4.1-6中紅色、綠色與藍色分別標示最大、次大與最小主應變，圓形與三角形為穩定資料的起點與終點，方形為平均方向。

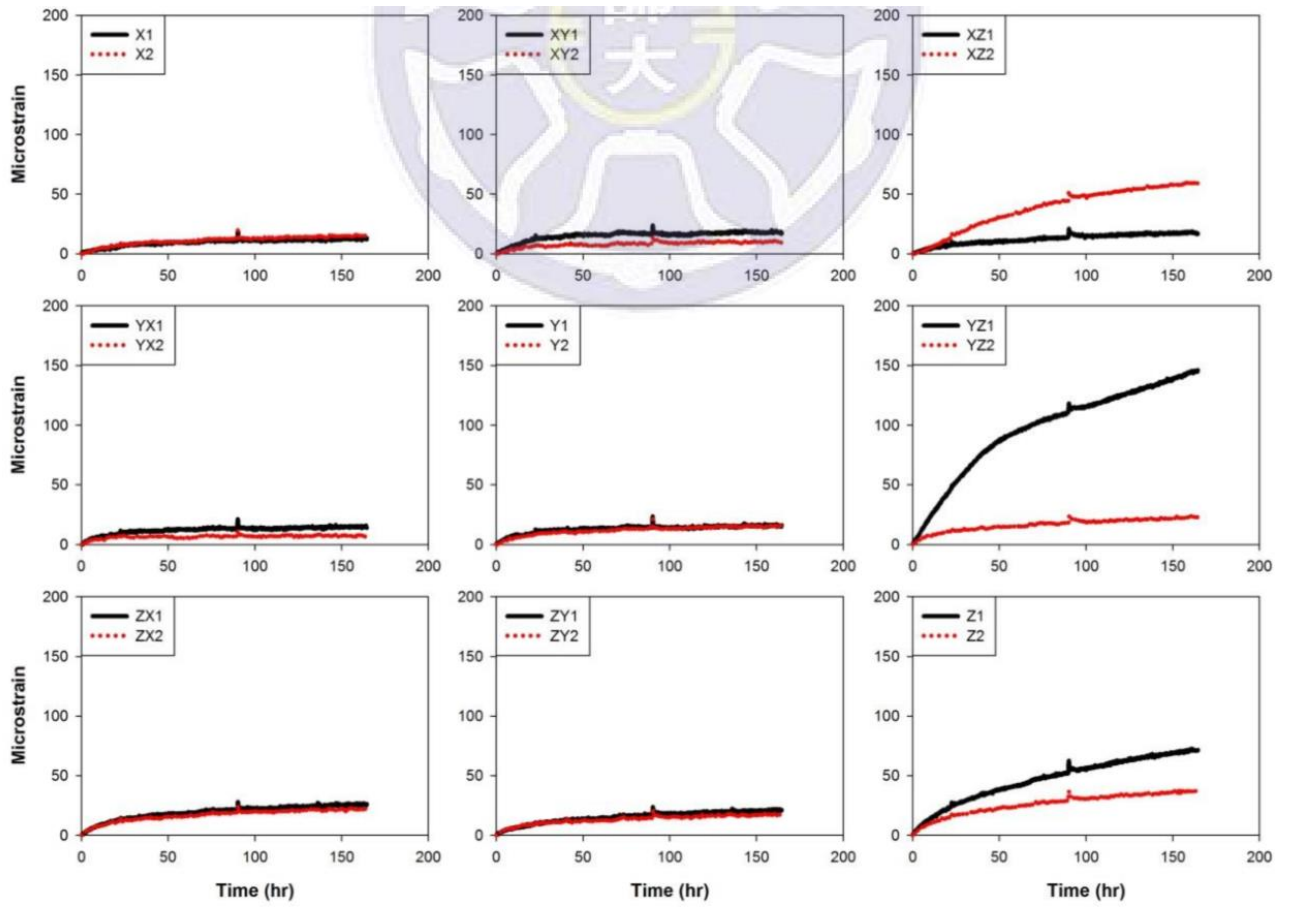


圖4.1-4 和平地區樣本8之應變與時間關係圖(李偉誠, 2015)

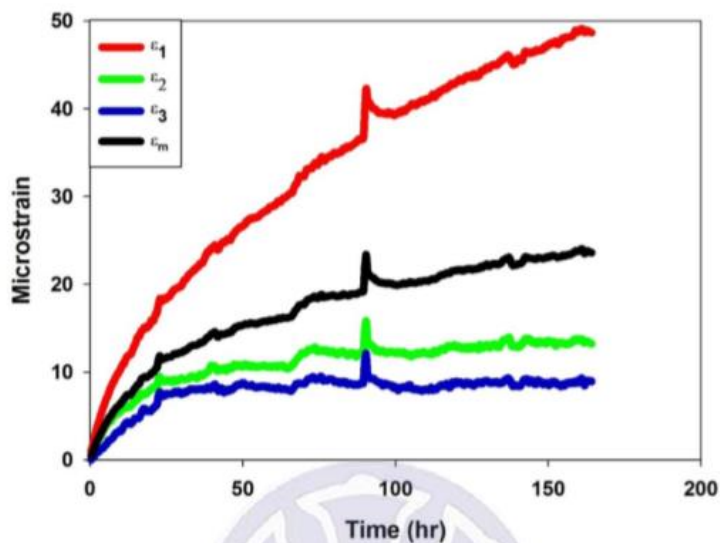


圖4.1-5 和平地區樣本8之主應變與時間關係圖(李偉誠，2015)

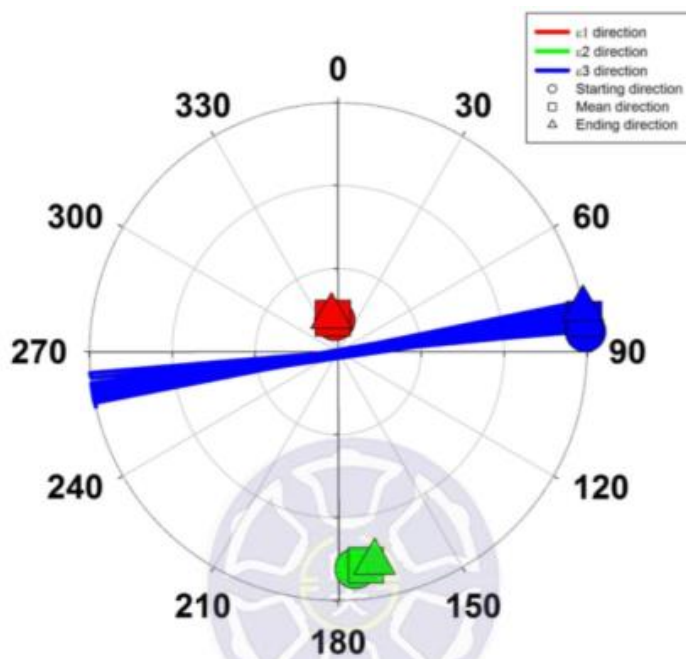


圖4.1-6 和平地區樣本8非彈性主應變方向投影圖(李偉誠，2015)

由花蓮和平地區九個樣本的應力場方向與應力型態所解算出之非彈性應變主軸之空間位態投影圖如圖4.1-7，圖中紅、綠與藍色分別代表空間中最大、次大與最小應變主軸；圓形與三角形為穩定資料的起點與終點，方形為平均方向；藍色箭頭則表示拉張方向。

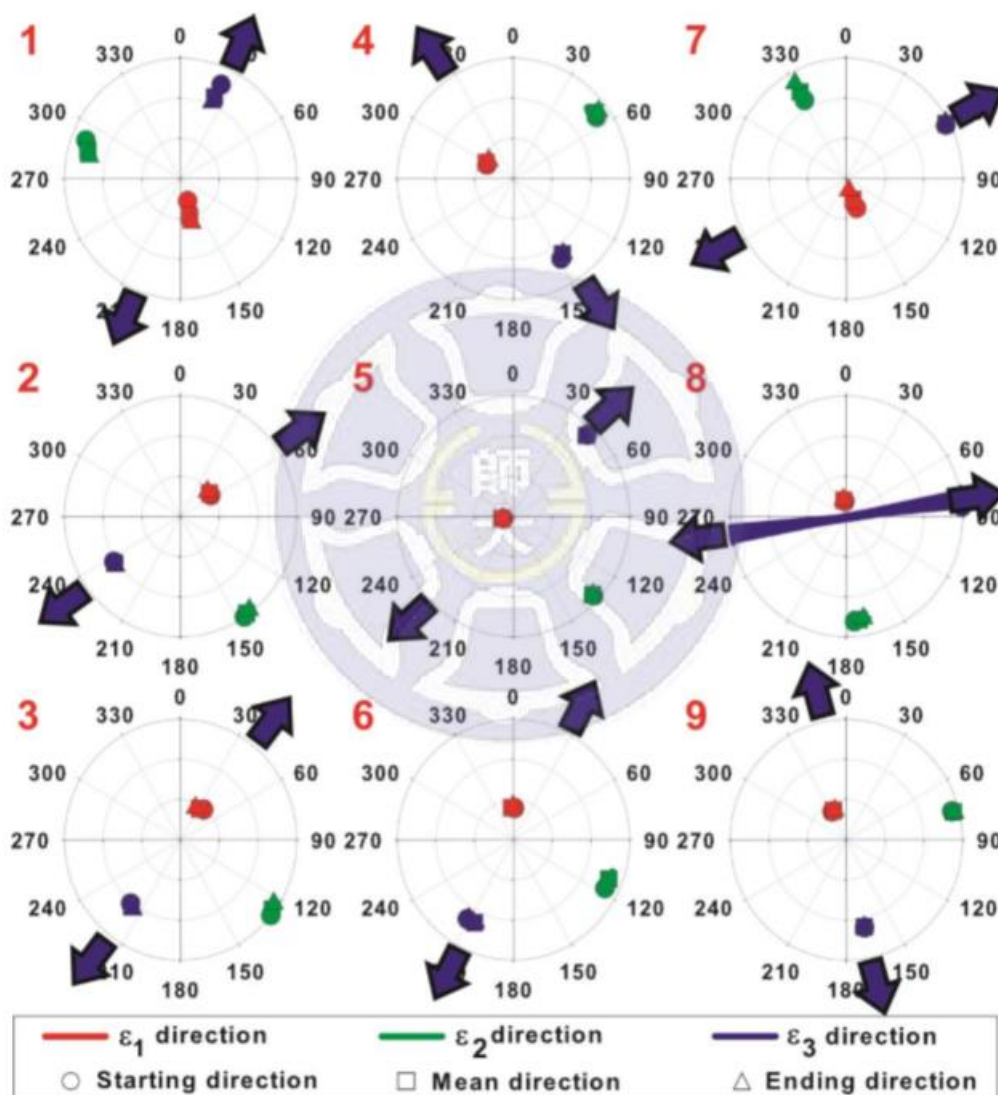


圖4.1-7 和平地區ASR應變主軸之下半球投影圖(李偉誠，2015)

利用實驗取得的非彈性主應變數值來計算三軸主應力規模。估計最大、次大與最小主應力的梯度分別為26 MPa/km、22 MPa/km與19 MPa/km，其回歸係數皆達0.9以上。其9個樣本的主應力規模隨深度之變化如圖4.1-8，三軸應力與水平最大應力和應變場形式如表4.1-2所示。

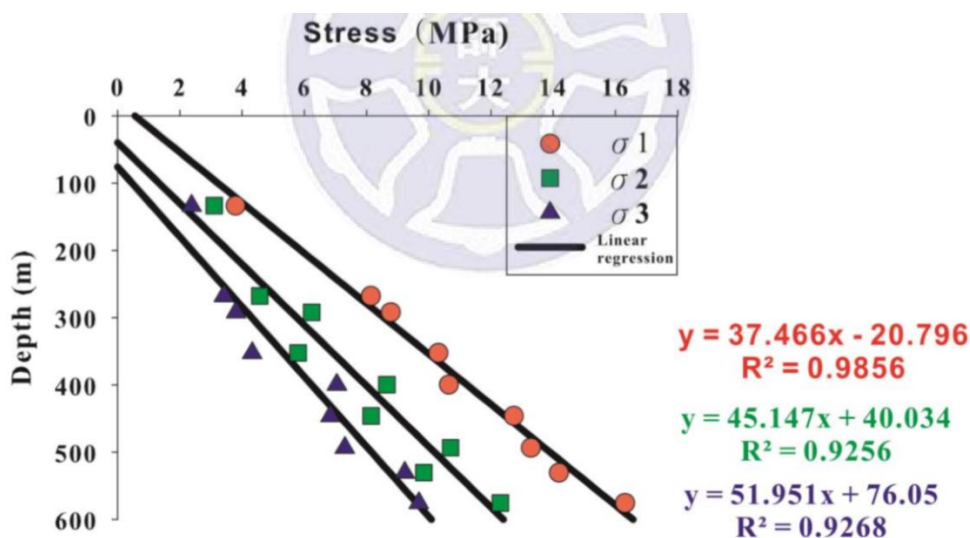


圖4.1-8 和平地區三軸主應力規模隨深度之變化(李偉誠，2015)

表4.1-2 和平地區ASR量測結果彙整表(李偉誠，2015)

Sample	Depth		σ_1			σ_2			σ_3			Blue line direction	σ_v	Stress Ratio	SH direction	Stress regime
	Top	Bottom	Trend	Plunge	Value	Trend	Plunge	Value	Trend	Plunge	Value					
1	133.605	133.805	165.9	61.2	3.8	286.1	15.4	3.1	23.3	23.7	2.4	357.0	3.5	0.51	286.1472	Normal Faulting
2	267.650	267.830	52.1	61.8	8.1	144.8	1.4	4.6	235.6	28.2	3.4	350.1	7.1	0.24	144.7815	Normal Faulting
3	292.000	292.170	32.1	62.7	8.8	126.2	2.1	6.2	217.3	27.3	3.8	348.8	7.7	0.49	126.1808	Normal Faulting
4	352.330	352.570	299.7	65.6	10.3	52.1	9.8	5.8	146.1	22.2	4.3	345.7	9.3	0.25	52.0513	Normal Faulting
5	399.360	399.660	259.3	80.9	10.6	133.8	5.3	8.7	43.1	7.4	7.0	343.3	10.6	0.45	133.7552	Normal Faulting
6	446.130	446.330	356.5	66.1	12.7	111.7	10.7	8.1	205.9	21.2	6.8	340.9	11.8	0.22	111.7293	Normal Faulting
7	493.350	493.600	161.8	73.7	13.3	331.1	16.1	10.7	61.9	2.8	7.3	338.4	13.1	0.57	331.0974	Normal Faulting
8	530.390	530.600	351.0	77.8	14.2	172.5	12.2	9.8	82.5	0.3	9.2	336.5	14.0	0.12	172.5446	Normal Faulting
9	575.440	575.700	335.2	66.0	16.3	75.9	4.7	12.3	168.0	23.5	9.7	334.2	15.2	0.40	75.9135	Normal Faulting

透過非彈性應變回復法測得之三維現地應力，得知花蓮和平地區為垂直方向擠壓，南北向拉張之正斷層應力場，拉張方向有左右偏轉情形。其與外海震源機制解的走向滑移應力場結果不同，但與沖繩海槽地震序列的正斷層應力場較一致，尚評估為目前該地層演化史較複雜，以及相比對之探測深度不同，目前尚在探討與評估。

由本案例之經驗，可得知測試之注意事項與影響因素如下：

- (1) 實驗過程需維持電力不中斷，避免造成實驗過程數據不連續情形發生。
- (2) 儀器擺設應避免陽光直射。
- (3) 實驗材料使用PE袋隔水，應注意接著劑之使用與存放。
- (4) 實驗樣本取樣應注意避免開裂及礦脈等構造。
- (5) 在每個樣本量測結束，卸除樣本與應變計時，需先檢查其應變計是否依然黏貼良好，如果應變計黏貼不良或脫落，此應變計的數據將予以剔除，不進行後續分析使用。

4.2 案例二—彰化彰濱地區以非彈性應變回復法(ASR)量測

4.2.1 量測環境概況說明

本案例與案例一相同，利用Matsuki(1991, 2008)所提出非彈性應變回復法(ASR)來探討量測場址的現地應力方向與大小分布情形。量測地點為彰化縣彰濱工業區，位於台灣西部海岸地區的西部麓山帶，地層深度由淺至深分別為：頭嵙山層、卓蘭層、錦水頁岩、桂竹林層、觀音山砂岩、打鹿頁岩上段、打鹿砂岩、打鹿頁岩下段和北寮層，如表4.2-1所示。岩性為砂岩及頁岩，井場位置如圖4.2-1，圖中紅色點的位置是彰濱現地井場的所在位置。鑽井取心深度為1794.2 m至 1794.43 m，岩層為沖積層，有效取樣數量為9組，地下水位面為 4.775 m。本案例測試方法及測試儀器與案例一相同，並取樣本6做介紹說明。



圖4.2-1 彰濱井場位置圖(摘1/25000 台灣全覽百科地圖集2, 2012)

表4.2-1 彰濱地區鑽井地層層位表(摘自台灣電力公司-期末報告，2014)

Age		Martini's (1971) Zones	TPCS-M1井鑽遇之超微化石帶	TPCS-M1井鑽遇之地層			
Pleistocene	Late	NN20	<i>G. oceanica</i> Zone	頭嵛山層			
	Early	NN19	<i>P. lacunosa</i> Zone				
			<i>P. lacunosa</i> Subzone				
			small <i>Gephyrocapsa</i> Subzone				
			<i>C. dormicoides</i> Subzone	NF-3	1717		
Pliocene	Late	NN17-NN18	<i>C. macintyreii</i> Zone	NF-77	卓蘭層(418m)		
		NN16	<i>Reticulofenestra minutula</i> Zone	NF-246	錦水頁岩(166m)	2135	
	Early	NN15	<i>Sphenoliths abies</i> Zone		NF-274	桂竹林層(117m)	2295
		NN14					
		NN13					
		NN12					
Miocene	Late	NN11					
	Middle	NN10					
		NN9					
		NN8					
		NN7					
		NN6	<i>Cy. floridanus</i> Zone	NF-325	觀音山砂岩(158m)	2450	
		NN5	<i>S. heteromorphus</i> Zone	NF-381	打鹿頁岩上段(104m)	2608	
		NN4	<i>H. ampliperta</i> Zone	NF-404	打鹿砂岩(48m)	2712	
					打鹿頁岩下段(40m)	2760	
	Early		NN3	<i>S. belemnos</i> Zone	NF-447	北寮層	2800
		NN2	<i>H. carteri</i> Zone		井底3001.6m		
		NN1					

4.2.2 量測結果與分析

本案例參照案例一之實驗方法與儀器，由其中樣本6應變數據可以看出，曲線大致上都是呈現平滑增加的趨勢(如圖4.2-2)，於量測時間近乎83小時後數值趨於穩定，大多應變數據可達到穩定釋放完畢的狀況。另外，從圖4.2-2可以發現，隨著時間逐漸的增加，樣本6所有方向的非彈性應變都是向外膨脹的，同時其應變回復量的增加率隨著時間的增加而逐漸降低。

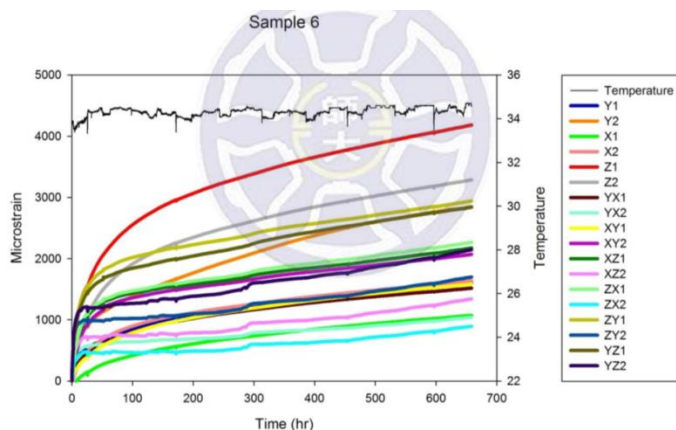


圖4.2-2 彰濱地區樣本6應變與水溫時間關係圖(李偉誠，2015)

由圖4.2-3可見樣本6的9個方向各2組ASR的應變計資料，排除應變計或樣本不均值等造成數據問題，利用最小平方法將9個方向量測到的非彈性應變回復張量進行數值與方向之解算，樣本6的三個非彈性主應變量與平均應變量如圖4.2-4，並由表4.2-2之參數與組成率相關算式，得到三維現地應力依序為39.4 MPa、33.73 MPa及29.37 MPa，此外，由圖4.2-5可見此樣本之最大主應力幾乎為鉛直的 $169^{\circ}/82^{\circ}$ ，水平最大主應力位於 $70^{\circ}/1^{\circ}$ ，水平最小主應力位於 $340^{\circ}/7^{\circ}$ ，依照安德森斷層理論評估此樣本屬於正斷層應力場。

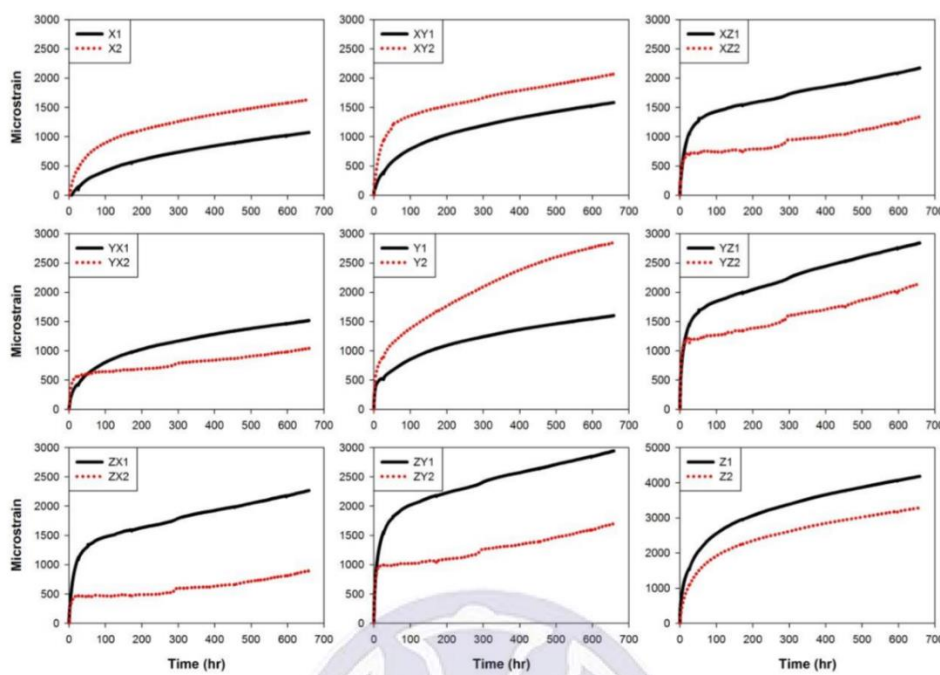


圖4.2-3 彰濱地區樣本6應變與時間關係圖(李偉誠，2015)

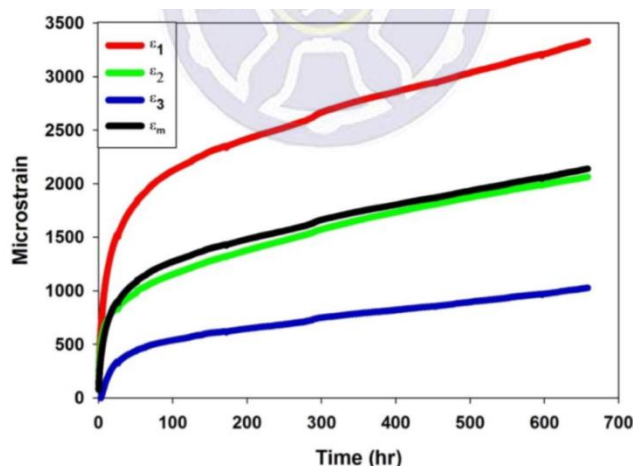


圖4.2-4 彰濱地區樣本6主應變與時間關係圖 (李偉誠, 2015)

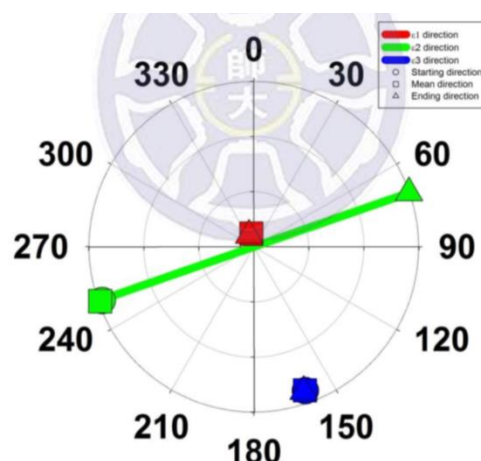


圖4.2-5 彰濱地區樣本6非彈性主應變方向投影圖(李偉誠, 2015)

表4.2-2 彰濱地區現地應力量測參數統計表(李偉誠, 2015)

項次	內容	數值
1	剪力與體積柔量比值	1.9
2	含水量	7.3%
3	孔隙率	29%
4	靜水壓	17.5MPa
5	密度	2.23%
6	靜岩壓	39.2MPa

由彰濱九個樣本的應力場方向與應力型態所解算出之非彈性應變主軸之空間位態投影圖如圖4.2-6。

利用實驗取得的非彈性主應變數值來計算三軸主應力規模。估計最大、次大與最小主應力的梯度分別為 22M Pa/km、18 MPa/km與 17 MPa/km，其回歸係數皆達 0.8 以上。其 9 個樣本的三軸主應力規模隨深度之變化如圖4.2-7，三軸應力與水平最大應力和應變場形式如表4.2-3所示，其中紅色部分為 9 個有效樣本。

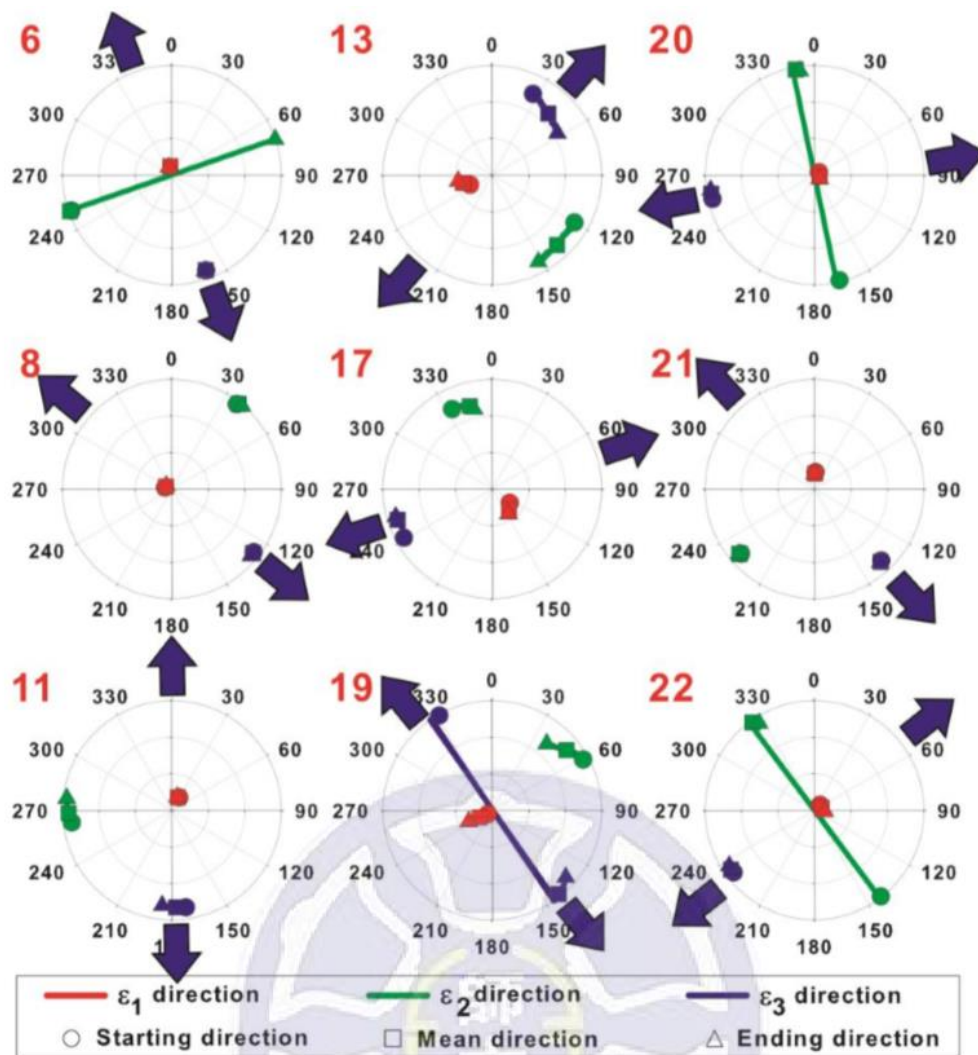


圖4.2-6 彰濱地區應變主軸之下半球投影圖(李偉誠，2015)

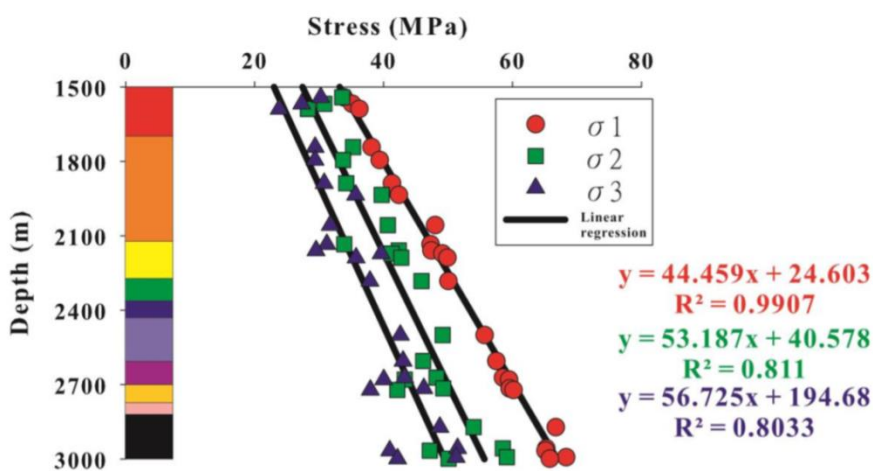


圖4.2-7 彰濱地區三軸主應力與深度關係圖(李偉誠，2015)

表4.2-3 彰濱地區ASR量測結果彙整表(李偉誠, 2015)

Sample	Depth		σ_1			σ_2			σ_3			σ_v	Stress ratio	SH direction
	Top	Bottom	Trend	Plunge	Value	Trend	Plunge	Value	Trend	Plunge	Value			
1	1541.65	1541.89	78.668	62.849	33.827	239.84	25.917	33.601	333.62	7.9016	30.255	33.7	0.9	239.84342
2	1567.90	1568.10	117.26	67.415	35.124	337.63	17.571	30.821	243.19	13.724	27.315	34.3	0.4	337.6320165
3	1588.56	1588.78	8.9523	69.721	36.248	107.85	3.3921	28.278	199.1	19.958	23.829	34.7	0.4	107.8527673
4	1667.24	1667.44												
5	1742.22	1742.44	294.96	84.863	38.129	118.52	5.1337	35.27	28.489	0.3115	29.379	38.1	0.7	118.5211186
6	1794.20	1794.43	349.47	82.784	39.398	70.503	1.1315	33.731	340.36	7.117	29.371	39.2	0.4	70.5029387
7	1887.94	1888.14	115.45	88.162	41.302	217.56	0.3399	34.205	307.57	1.8358	30.802	41.3	0.3	217.5566781
8	1934.92	1935.12	292.26	84.662	42.372	218.14	1.4648	39.71	308.28	5.1387	35.682	42.3	0.6	218.1436708
9	2044.24	2044.38	12.673	3.7544	-50.29	102.81	2.1528	-12.45	222.65	85.675	45.198	44.7	0.6	12.67269133
10	2056.99	2057.11	146.62	63.467	48.006	258.51	10.545	40.673	353.29	24.048	31.743	45.0	0.5	258.5102754
11	2133.74	2133.94	24.875	78.498	47.28	88.552	5.1345	33.896	357.62	10.231	31.203	46.7	0.2	88.55151162
12	2158.84	2159.04	11.492	78.577	47.42	199.32	11.319	42.359	109.01	1.5129	29.525	47.2	0.7	199.3176771
13	2171.13	2171.38	254.69	65.21	49.113	317.22	11.782	41.253	222.36	21.773	39.63	47.5	0.2	317.2167168
14	2188.01	2188.23	11.61	62.071	49.908	229.18	22.794	42.754	132.57	15.245	35.738	47.9	0.5	229.1767317
15	2282.05	2282.28	146.91	82.901	50.049	282.64	5.1054	45.886	13.09	4.8738	37.88	49.9	0.7	282.6390661
16	2294.36	2294.58	93.889	64.235	58.877	355.73	3.917	24.334	263.86	25.471	12.705	50.2	0.3	355.7287603
17	2499.96	2500.13	140.22	68.645	55.673	164.86	19.628	49.161	71.928	8.3129	42.604	54.7	0.5	164.8620538
18	2596.90	2597.08	63.502	56.059	70.704	168.09	9.627	36.088	264.22	32.192	19.73	56.8	0.3	168.0940021
19	2604.57	2604.80	240.33	78.039	57.498	231.09	11.679	46.141	321.67	2.2322	43.025	57.0	0.2	231.0918137
20	2671.49	2671.71	108.39	85.513	58.521	169.97	2.142	48.219	79.824	3.9828	43.274	58.4	0.3	169.9694817
21	2679.55	2679.79	1.5613	77.366	59.456	49.153	8.5977	43.287	317.75	9.1838	40.041	58.6	0.2	49.15251914
22	2715.10	2715.32	73.155	83.84	59.545	144.78	1.9465	49.265	54.575	5.8941	46.235	59.4	0.2	144.7797112
23	2721.64	2721.89	241.44	79.952	60.162	63.148	10.053	42.127	333.06	0.2449	37.946	59.5	0.2	63.1482707
24	2871.54	2871.80	42.744	62.156	66.715	157.32	12.02	53.966	253.28	25.319	48.731	62.8	0.3	157.3184623
25	2952.66	2952.91	92.106	47.655	99.337	351.17	9.8093	47.159	252.61	40.668	21.276	64.6	0.3	351.1680963
26	2957.01	2957.23	75.984	74.437	65.229	278.62	14.479	58.499	187.13	5.7284	51.479	64.7	0.5	278.62293
27	2961.57	2961.80	0.2843	10.182	82.233	103.1	50.355	65.621	262.72	37.495	61.483	64.8	0.2	0.284295783
28	2966.38	2966.60	156	83.918	65.115	290.1	4.2377	47.168	20.429	4.3533	40.953	64.9	0.3	290.1027618
29	2992.40	2992.64	53.094	64.018	68.322	171.17	12.956	59.117	266.54	22.102	51.245	65.4	0.5	171.1691775
30	2998.32	2998.54	239.84	83.763	65.776	86.588	5.5738	50.081	356.32	2.7893	42.179	65.6	0.3	86.58800429

透過非彈性應變回復法測得之三維現地應力，得知彰濱地區為垂直方向擠壓，南北向拉張之正斷層應力場，拉張方向有左右偏轉情形。其與外海震源機制解的走向滑移應力場結果不同，但與沖繩海槽地震序列的正斷層應力場較一致，尚評估為目前該地層演化史較複雜，以及相比對之探測深度不同，目前尚在探討與評估。

本案例屬於二氧化碳封存計畫，由ASR量測結果計算貫注壓，與Hoek and Brown (1978)提出之經驗公式比較後，發現在理想正斷層應力場狀況下，k值(側向應力係數)應隨深度增加而減少，惟測試結果發現k值隨深度增加而增加(如圖4.2-8，藍色為原始數據，紅色為線性回歸後之數據)，顯然與經驗公式不同，差異原因作者說明需再進一步研究與討論。

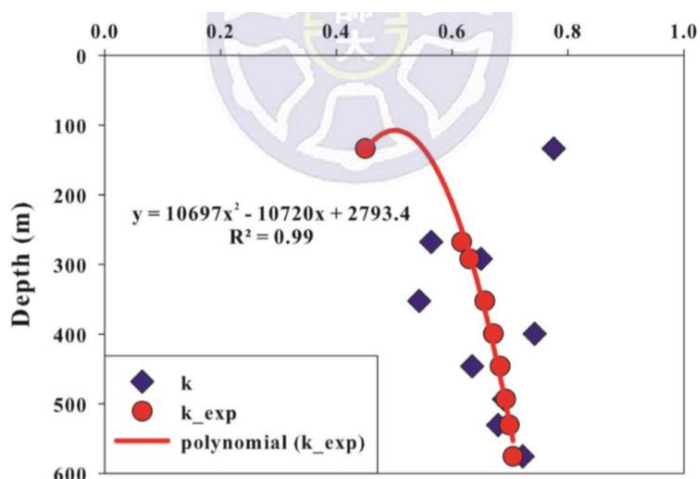


圖4.2-8 彰濱地區k值與深度關係圖(李偉誠，2015)

本案例量測結果與劉建麟(2014)利用電測資料量測結果，最大、次大與最小主應力的梯度分別為21.9 MPa/km、20.3 MPa/km與14.1 MPa/km相差不大，評估最大、次大與最小主應力於深度1500至3000m不會發生兩個軸互換之現象，推論深度3000 m以下仍為正斷層應力場。由本案例之經驗，可得知測試之注意事項與影響因素如下：

- (1) 應變回復量取決於應力強度及岩石材料特性，會使量測產生差異性。
- (2) 有關側向應力係數應隨深度增加而減少，惟測試結果發現k值隨深度增加而增加，需再行評估與探討。

4.3 案例三—宜蘭紅柴林地區以非彈性應變回復法(ASR)量測

4.3.1 量測環境概況說明

本案例利用Matsuki(1991，2008)所提出非彈性應變回復法(ASR)來探討量測場址的現地應力方向與大小分布情形。量測地點為宜蘭縣紅柴林地區，位於台灣東北地區，北臨雪山山脈，南面脊梁山脈，現今應力場為南北向拉張正斷層與走向滑移混合應力場，地層深度由淺至深分別為：西村層、四稜砂岩、乾溝層及廬山層，岩性與岩層相關，井場及周圍岩層分布圖如圖4.3-1及圖4.3-2。取樣區分結元井及養鴨場兩個地區，其中，結元井總深度 1490 m，取樣深度為 720 m至 920 m，而養鴨場總深度 702 m，取樣深度為 350 m至 702 m，結元井及養鴨場鑽井取心深度分別為 200 m與 150 m，取樣時間為 105 年，取樣數量分別為結元井15組及養鴨場 10 組，共 25 組，而有效取樣數量分別

為 7 組及 3 組。本案例測試方法及測試儀器與案例一相同，並取樣本 A2 做介紹說明

。

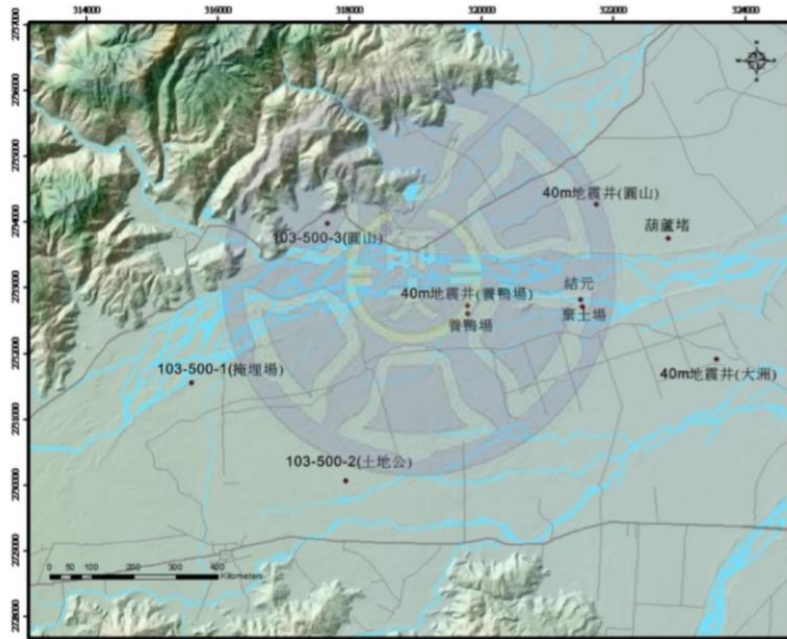


圖4.3-1 宜蘭紅柴林地區井位分布圖(高子恩，2016)

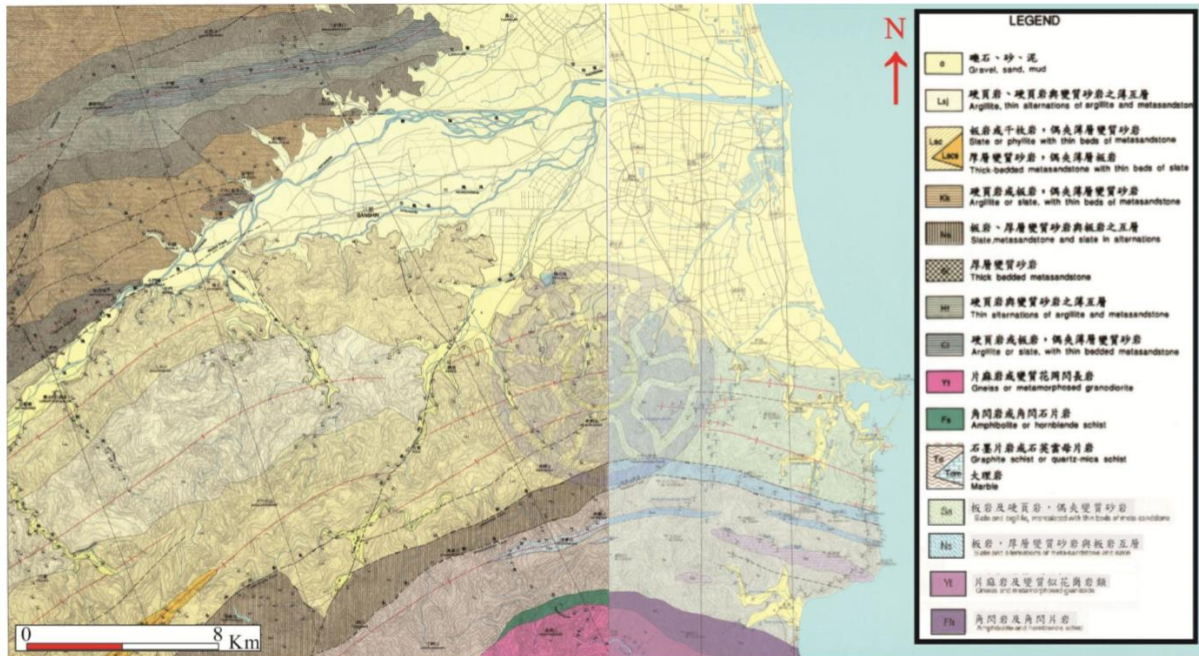


圖4.3-2 三星與蘇澳地區地質圖(高子恩，2016，修改自林啟文與林偉雄，1995，林啟文與高建銘，1997)

4.3.2 量測結果與分析

本案例參照案例一之實驗方法與儀器，由其中結元井樣本 A2 應變數據可以看出，曲線大致上都是呈現平滑增加的趨勢(如圖4.3-3)，於量測時間近乎 92 小時後數值趨於穩定，大多應變數據可達到穩定釋放完畢的狀況。另外，從圖4.3-3可以發現，該井應變計是負值，代表樣本 A2 量測階段的體積非彈性應變是向內收縮的，關於此現象推測與結元井板岩劈理有關係。

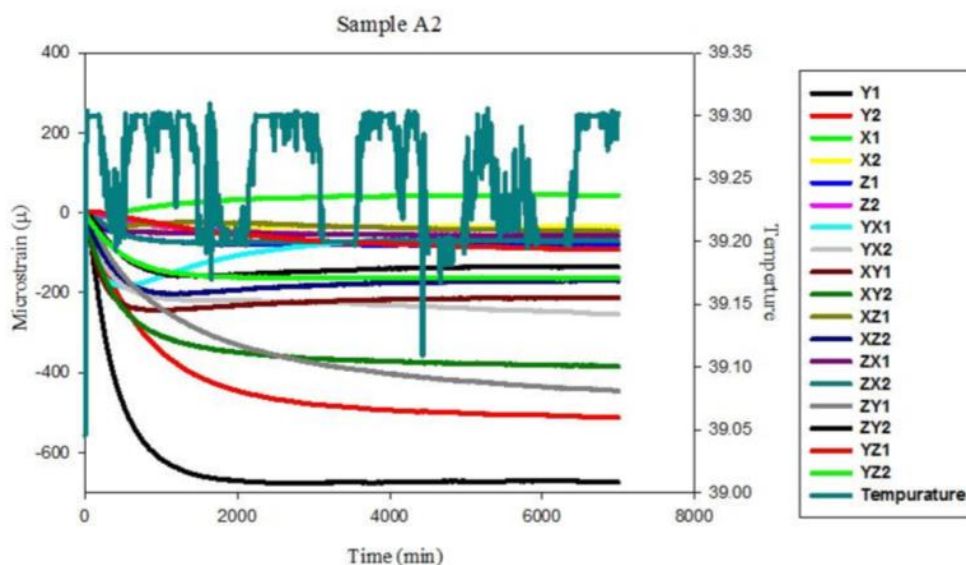


圖4.3-3 結元井樣本A2之應變與水溫時間關係圖(高子恩，2016)

由圖4.3-4可見樣本 A2 的 9 個方向各 2 組 ASR 的應變計資料，排除應變計或樣本不均值等造成數據問題，利用最小平方法將 9 個方向量測到的非彈性應變回復張量進行數值與方向之解算，樣本 A2 的三個非彈性主應變量與平均應變量如圖4.3-5。此外，由於應變釋放過程中，應變軸有時會浮動，因此，利用圓形、矩形及三角形分別代表最初、平均及最終應變軸之位置，將其方位投影至赤平投影圖，如圖4.3-6所示。根據 Matsuki(1991)研究顯示，均質等向樣本之非彈性主應變方向與現地應力的方向為一致，因此，由圖4.3-6可見此樣本之次大主應力軸幾乎為鉛直，其最大、次大及最小主應變軸的方向角與傾角分別為 $250^{\circ}/28^{\circ}$ 、 $83^{\circ}/61^{\circ}$ 、 $343^{\circ}/5^{\circ}$ ，依照安德森斷層理論，評估此樣本屬於走向滑移應力場。

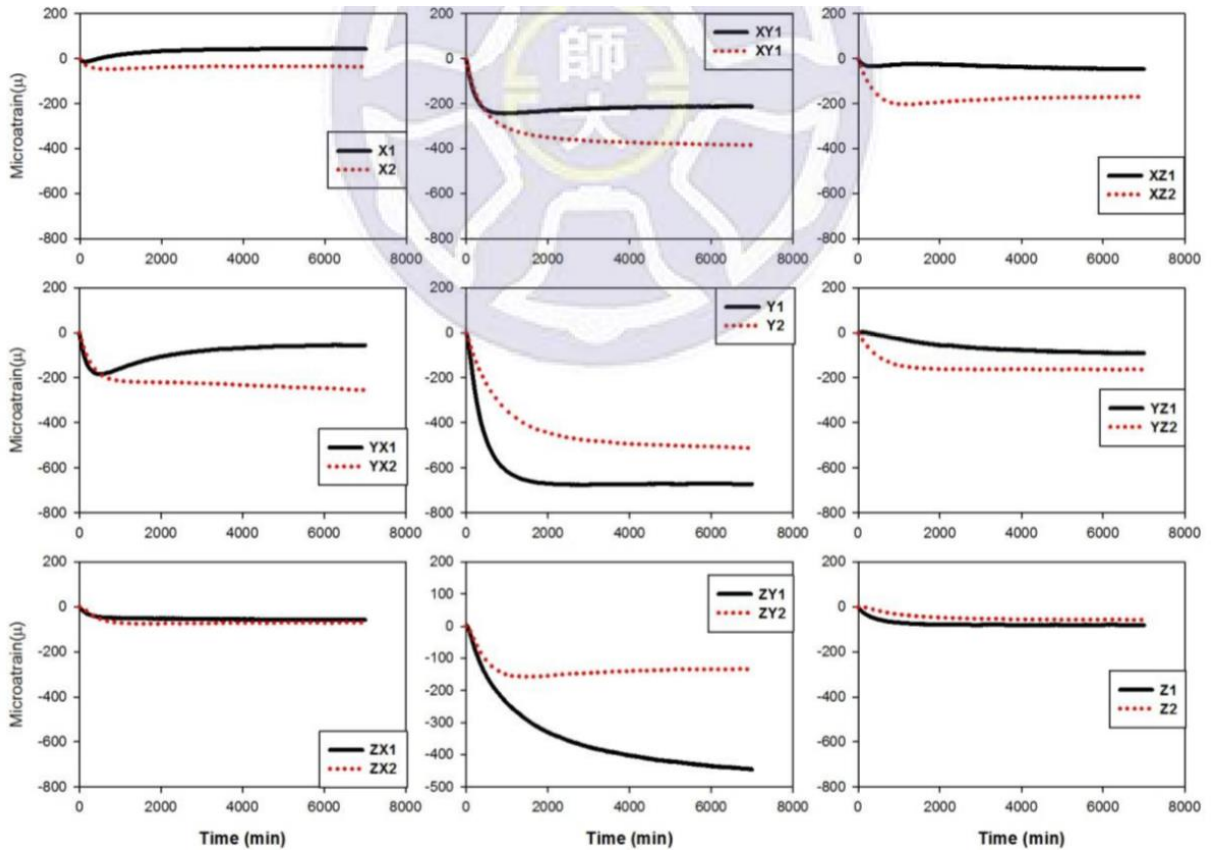


圖4.3-4 結元井樣本A2之應變與時間關係圖(高子恩, 2016)

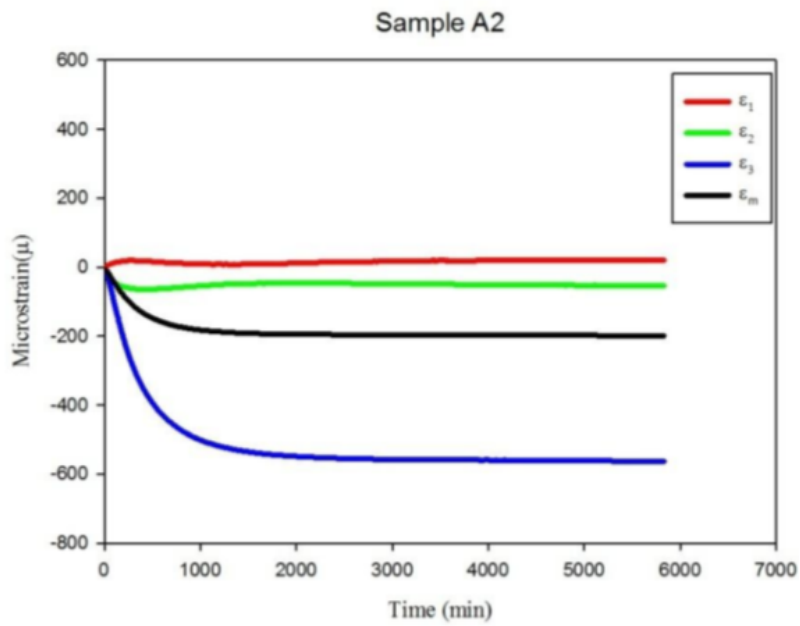


圖4.3-5 結元井樣本A2之主應變與時間關係圖(高子恩, 2016)

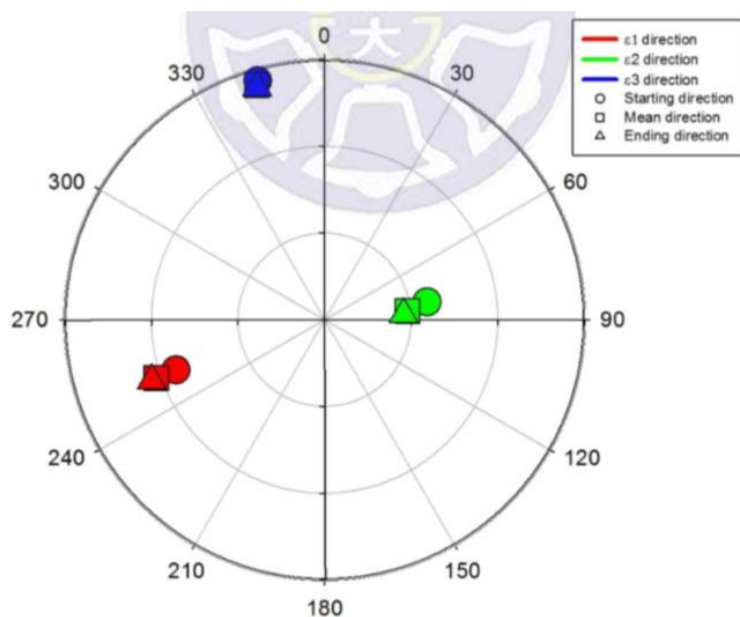


圖4.3-6 結元井樣本A2之非彈性主應變方向投影圖(高子恩，2016)

由結元井的12個樣本的應力場方向與應力型態所解算出之非彈性應變主軸之空間位態投影圖如圖4.3-7，其中該井應變計 ε_3 均是負值，代表量測階段的體積非彈性應變是向內收縮的，關於此現象推測與結元井板岩劈理有關係，比對養鴨場應變計 ε_3 也是負值，如圖4.3-8。由於養鴨場 10 組樣本測試，因資料擷取器有問題，僅有 3 組有效數據，故作者未作應力大小分析。

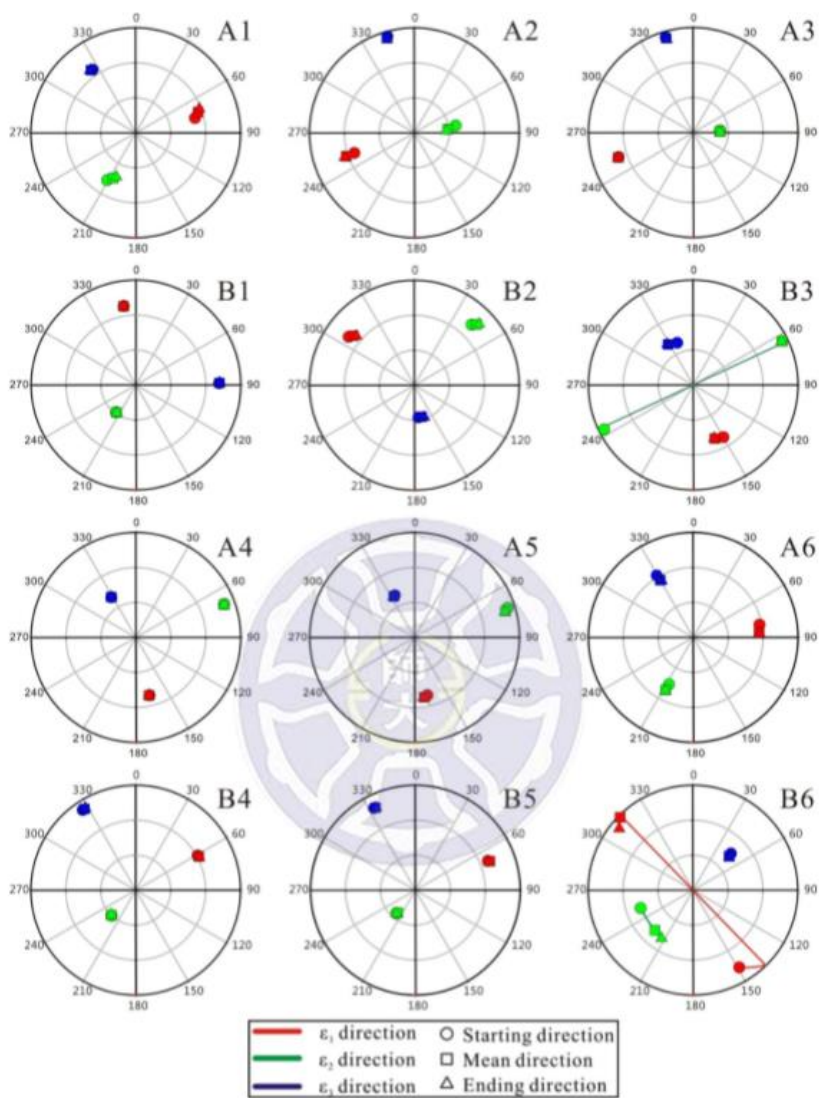


圖4.3-7 結元井應變主軸下半球赤平投影圖(高子恩，2016)

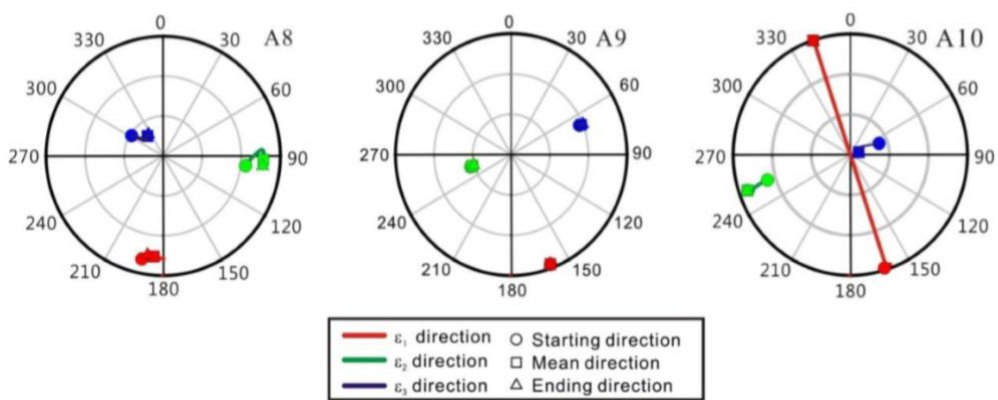


圖4.3-8 養鴨場應變主軸下半球赤平投影圖(高子恩，2016)

本案例由於ASR結果受板岩劈理影響，經過使用岩心直徑變形分析(DCDA)比對，確認此ASR結果非現地應力，主要原因及整理之注意事項如下：

- (1) 鑽取之岩心樣本中含有裂隙，由於鑽取岩心後至實驗期間未做密封，導致岩心中之水分逸散造成岩心體積收縮，故在板岩或異向性地區處易有水，應特別注意應使用專用防水膠將岩心密封。
- (2) ASR結果利用DCDA比對，發現DCDA與岩心飽和度有關，會使應變量產生差異，影響量測結果。
- (3) 由於黏貼應變計的膠水接觸到水會脫膠，所以需以PE袋或其他材料進行密封。
- (4) 為避免黏貼於岩心之應變計膠水因水造成脫落，以PE袋先行密封，並為避免儀器接地不良及靜電影響量測結果，再以鋁袋密封於PE袋外層後，復以另一PE袋密封於鋁袋外，增加防水性，如圖4.3-9。
- (5) 若測試岩心為板岩，需將PE袋底部設置海綿，避免實驗過程造成隔離層遭刺破影響實驗結果，如圖4.3-9(a)。



圖4.3-9 岩心包覆圖(a)PE袋密封樣本(b)鋁袋密封樣本(c)PE袋包覆樣本(高子恩，2016)

4.4 案例四-錦水氣田資料推估現地應力

4.4.1 量測環境概況說明

本案例利用台灣中油公司錦水氣田的鑽井資料及電測資料來推估地下的現地應力狀態，做二氧化碳地質封存研究之量測案例。場址為苗栗縣造橋鄉與頭屋鄉之錦水構造，北側為永如山背斜，東南側為出磺坑背斜，如圖4.4-1及圖4.4-2所示，氣田主要以錦水背斜為主要構造，位於台灣地質分區的西部麓山帶，岩層為打鹿砂頁岩層，深度位於地面下2100公尺至2500公尺，地層厚度47至64公尺，平均淨砂厚度30公尺，生產層孔隙率12%~15%，氣體有效滲透率10~20md，生產層溫度200~205°C，原始地層靜壓3200~3450psi，屬於弱水驅型之揮發性凝結油氣田。

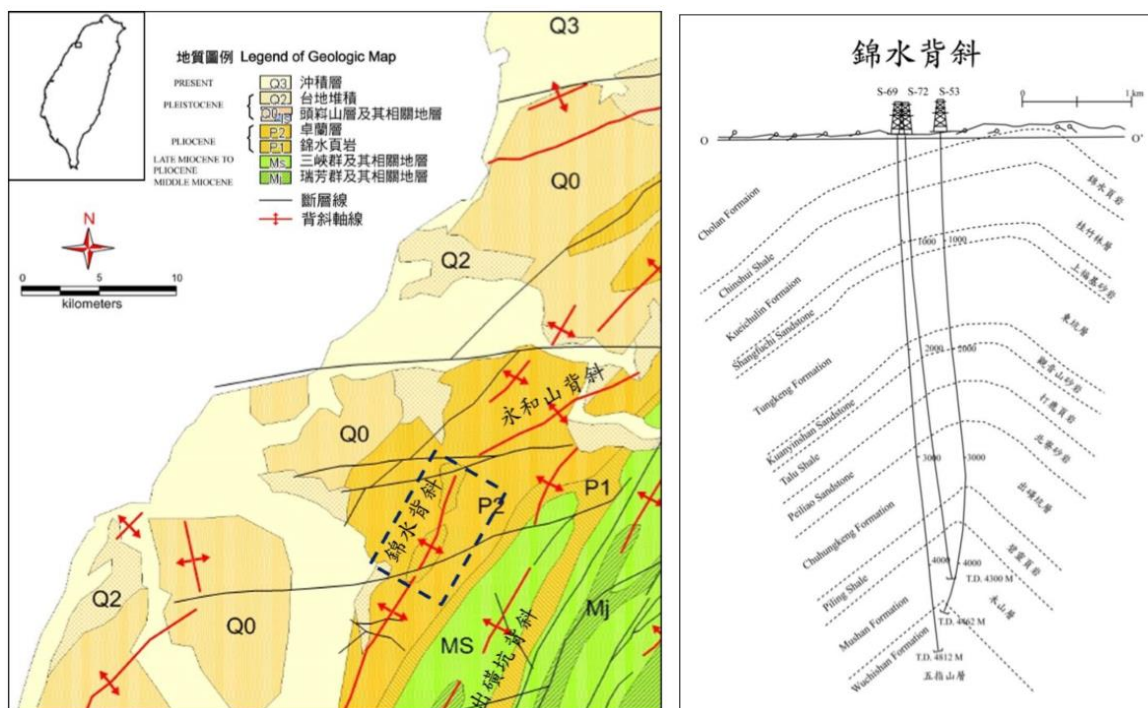


圖4.4-1 研究區域地表地質圖(宋家宇，2015，修改自中央地質調查所，1999)

圖4.4-2 錦水背斜構造剖面圖(宋家宇，2015，修改自台灣中國石油公司探採事業部，1967)

4.4.2 現地應力推估說明

本案例以定量方式估算研究區域之現地應力狀態，並利用解析方法模擬二氧化碳注入地層造成孔隙液壓上升導致斷層再活動之風險。透過密度電測、聲波走時和現地的孔隙液壓、地層滲漏試驗和鑽井時漏泥的泥漿比重，分別求得地下現地應力狀態包括鉛直應力、地層孔隙液壓及最小水平應力隨深度的分佈，並利用前述資料以及安德森臨界摩擦理論、應力多邊形等方法，推求最大水平應力。

井下現地應力狀態所需要的參數及相對應資料取得的方法如表4.4-1。本案例為獲得定量計算之錦水地區地下現地應力狀態，因此蒐集錦水地區電測資料及油氣鑽井資料，包含井下地質報告、鑽井工程日誌、探採研究彙報、台灣石油地質、鑽井、礦冶、鑽採等，利用Zoback (2007)所使用的定量計算方式計算出各現地應力參數隨深度之變化。

表4.4-1 井下現地應力各參數與資料取得方式彙整表(宋家宇，2015)

應力場參數	資料/參數
鉛直應力	地層密度電測(Density logs)
最大水平應力	井孔破壞模擬、臨界應力斷層摩擦理論、岩石試驗資料
最小水平應力	滲漏試驗(LOT)、延長滲漏試驗(XLOT)、迷你液裂(minifrac)、水泥擠注試驗、漏泥資料
地層孔隙液壓 (地層壓力)	重複地層試驗(RFT)、聲波電測(Sonic log)、泥漿壓力
應力方位	井壁影像(FMI)、井徑測量(SHDT)
備註	粗體為本案例使用之量測方式

井下現地應力狀態所需要的參數說明如下：

(1) 鉛直應力

利用地層密度電測，從地表至起始測量深度的地層密度參考台灣地表岩層的平均密度(謝世雄與胡錦城等，1972)。

(2) 最大水平應力

因缺乏井壁影像的資料且井徑電測施測深度未達出磺坑層、木山層等較深部地層，故無法確認伸張裂隙及井孔崩落的存在，在此參考永如山氣田施作井徑電測判釋井下井孔崩落發生區段之結果，並利用已知的岩石單壓強度與最小水平應力範圍以及假設摩擦係數為0.6，推求最大水平應力範圍。

(3) 最小水平應力

利用地層滲漏試驗的資料迴歸分析後之最小水平應力梯度為18.05MPa/km，最小水平應力與靜岩壓的應力比值約為0.78。由於在3.5公里以下深度缺乏滲漏試驗的資料，最小水平應力往深處延伸的不確定較大。

(4) 地層孔隙液壓

選取噴流試驗關閉閥門後之穩定井底靜壓值視為該深度的地層孔隙液壓。並使用Yue and Suppe (2014)之方法，先以天然伽瑪電測找出頁岩段，並於聲波電測中讀取

相對應深度之頁岩段聲波走時。由於一般在電測圖上不易看出因高壓層造成頁岩聲波走時的明顯變化，因此必須將頁岩段聲波走時與深度使用半對數作圖，並將頁岩段聲波走時之分佈回歸獲得低正常壓密作用之聲波走時趨勢線，接著進一步由沉積當時之正常壓密趨勢線與頁岩段聲波走時分佈相交之深度獲得超正常孔隙液壓帶的頂部位置，如圖4.4-3左圖，右圖為推求出之地層孔隙液壓垂直分布。由此可進一步計算頁岩相對深度的孔隙液壓值，計算方式如式4.4-1及式4.4-2。

$$p_p = \rho_w g Z_1 \quad (4.4-1)$$

$$p_p = \rho_w g Z_{e2} + \rho_r g (Z_2 - Z_{e2}) \quad (4.4-2)$$

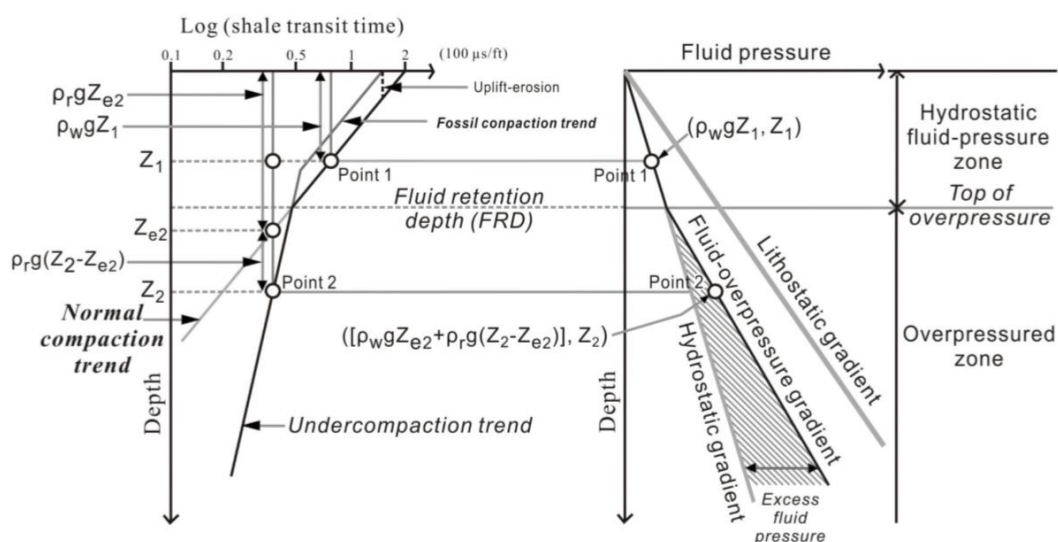


圖4.4-3 由聲波電測推求孔隙液壓示意圖(宋家宇, 2015, 修改自Yue and Suppe, unpublished paper)

(5) 應力方位

依據WSM的準則撰寫MatLab程式並使用洪日豪等(2012)所定義之參數，判釋井孔形狀以及井孔崩落可能出現的位置，再由四臂井徑電測第一電極板的方位進一步確定井孔崩落的區段，以求得最大水平應力之方位。

4.4.3 量測結果與分析

本案例利用台灣中油公司錦水氣田的鑽井資料及電測資料來推估地下的現地應力狀態。由地層密度電測、地層試驗、滲漏試驗資料，分別求得區域地層鉛直應力、地層孔隙壓力及最小水平應力，並利用臨界斷層破壞理論與應力多邊形估算最大水平應力，以獲得現地應力隨深度的分佈。

此外，透過地層傾斜電測判釋最小水平應力方位，以決定最大水平應力之方向。並配合三維斷層面模型，進一步估算打鹿砂岩在三條斷層之穩定度以及在不引發斷層重新活動之條件下，可容納之最大注氣壓力。最後進行參數敏感度分析與使用蒙地卡羅法進行情境分析。重要成果如下：

- (1) 錦水地區打鹿砂岩平均深度約為海面下 2447 公尺，根據本案例分析錦水地區靜岩壓(鉛直應力)梯度為 23.02 MPa/km，最小水平應力梯度為 18.05 MPa/km，靜水壓約落在 $\lambda = 0.41$ ，梯度為 10.51 MPa/km，超額孔隙液壓帶頂部約位在海面下 2000 公尺處，相當於河排層的深度位置，當深度到達 3000 公尺時， λ 值最高可達 0.59，而於 3000 公尺之下亦有另一超額孔隙液壓帶，其 λ 值可達 0.7，利用應力多邊形計算在出磺坑層最大水平應力為 82.9 - 97.6 MPa，在木山層最大水平應力為 103.5 - 117.3 MPa，利用臨界斷層破壞理論假設斷層摩擦係數為 0.6，可估算出最大水平應力梯度在走向滑移斷層應力系統的上限值，中地塊最大水平應力梯度約為 15.07 MPa/km，南地塊最大水平應力梯度約為 18.55 MPa/km。而利用地層傾斜電測判釋平均最大水平應力方位角則為 $170^\circ \pm 5^\circ$ ，如圖 4.4-4 所示。其中左圖為錦水氣田中地塊之現地應力場，深度 3.6 km 與 4.5 km 區間值為應力多邊形推求之最大水平應力值範圍。紅色實線為最小水平應力之梯度，由滲漏試驗資料回歸所求得，綠色實線為鉛直應力之梯度。右圖為錦水氣田南地塊之現地應力場。
- (2) 由滑移潛勢分析結果顯示，若斷層摩擦係數為 0.6，中地塊之 F2 斷層在打鹿砂岩深度的截切面滑移潛勢值介於 0.26 - 0.39 間，為三斷層中滑移截切潛勢值最高者，但其所計算的滑移潛勢仍然小於斷層摩擦係數，表示在現今大地應力作用下，斷層屬於穩定狀態，此外現今應力場作用下最容易發生滑動的斷層位態則分別為 140° 及 200° ，擴張潛勢值落在 0.2 - 0.48 之間，亦為三斷層中擴張潛勢值最高者，但其擴張潛勢仍不到擴張風險最高值的一半，表示在現今大地應力作用下，斷層屬於穩定狀態，此外現今應力場作用下最容易發生擴張的斷層位態為 170° 。

- (3) 臨界孔隙液壓模擬結果，當 $\mu = 0.6$ 時，於打鹿砂岩以 F2 斷層最先破壞，最低灌注量為 14.5 MPa，若考慮孔彈性體的應變，在打鹿砂岩的深度，臨界孔隙液壓差為 19.3 MPa，且仍以 F2 斷層最先達到破壞。
- (4) 針對 F2 斷層進行參數敏感度分析，結果顯示在打鹿砂岩的深度，參數敏感度以最小水平應力的變化影響最大，其次依序為摩擦係數、孔隙液壓、最大水平應力及鉛直應力。
- (5) 以蒙地卡羅法進行情境分析的結果，在打鹿砂岩的深度，臨界孔隙液壓差最保守估計值為 8.85 MPa，若灌注二氧化碳相當於柱高 1290 公尺。

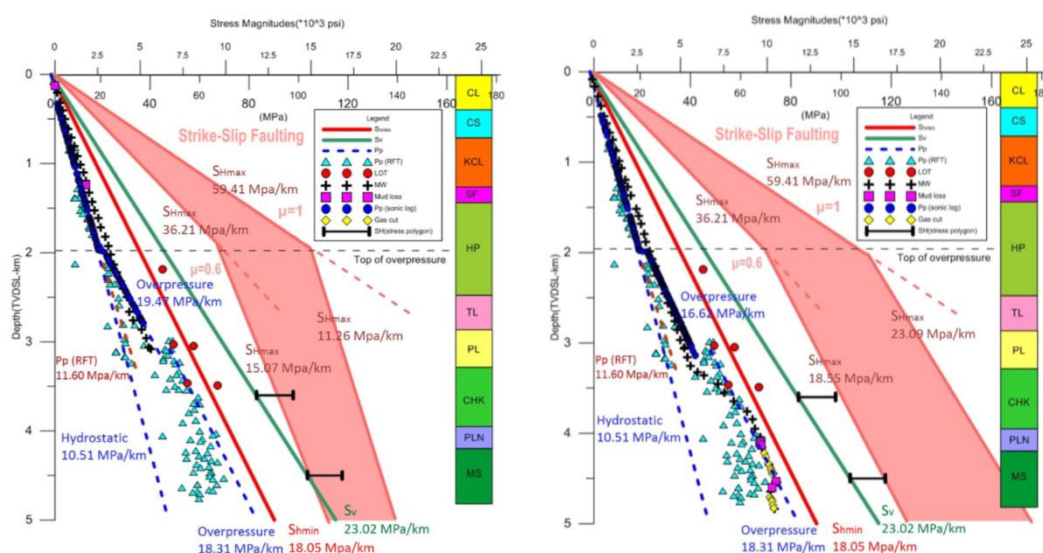


圖4.4-4 錦水氣田中地塊與南地塊之現地應力場與深度關係圖(宋家宇，2015)

4.5 案例五—坪林隧道沿線以水力破裂法量測

4.5.1 量測環境概況說明

本案例利用水力破裂法來探討量測場址的現地應力方向與大小分布情形。量測地點為坪林頭城地區，坪林隧道位於台灣東北地區，西起坪林，東至頭城，全長12.9公里，沿線穿越本島古第三系輕微變質之沉積岩系，隧道地質剖面圖如圖4.5-1。利用三處預定通風豎井位置之垂直探查深孔(PH-19, PH-20)辦理，並以豎井1及豎井2做測試。

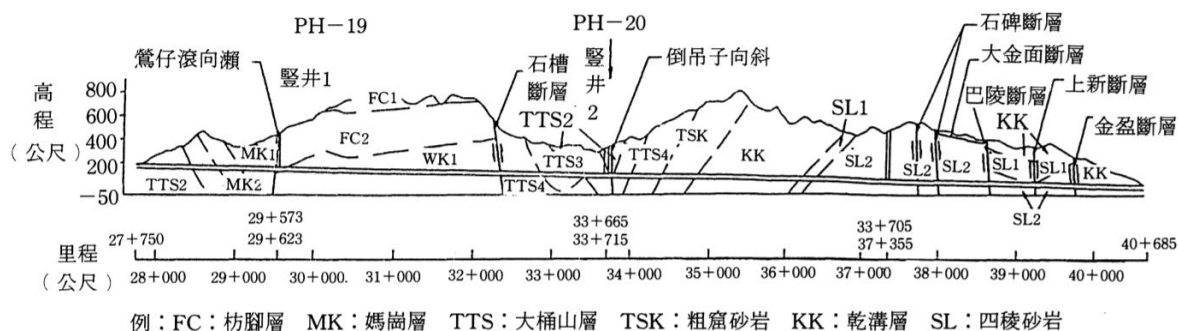


圖4.5-1 坪林隧道沿線地質剖面圖(陳錦清，1994)

4.5.2 水力破裂法量測流程說明

水力破裂法量測的流程說明如下：

- (1) 測試位置選定：首先檢視鑽孔岩心，儘可能選擇均質且等向性高之岩石為測試段，避開含節理、潛在裂隙或互層等弱面存在位置，並詳細記錄深度、岩石種類及地下水水位等相關資料。
- (2) 置入塞及封堵試驗段：利用鑽機、鑽桿將膨脹栓塞置於選定測試位置，將注水加壓系統與記錄系統結合，即可開始對膨脹栓塞加壓，封堵測試段。試水前應確保膨脹栓塞之內壓適度大於封堵段注水壓力，並保持穩定。
- (3) 注水加壓與紀錄：試水加壓一般分數次循環施作。
- (4) 裂縫拓印：測試段水力破裂試驗完成後，取出膨脹栓塞並置入拓印系統於裂縫位置，將拓印栓塞加壓使裂痕重新張開並拓印於栓塞表面，並由羅盤記取方位資料，如圖4.5-2所示。
- (5) 岩心試驗：取測試段岩心回試驗室，進行岩石抗張強度試驗，以估計岩石材料之抗張強度。

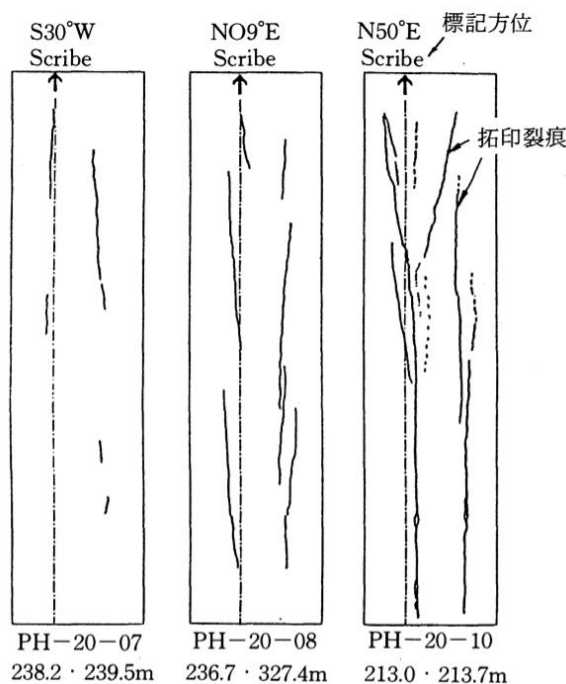


圖4.5-2 裂縫拓印結果圖(陳錦清，1994)

4.5.3 量測結果與分析

一號豎井(PH-19)探查孔深，主要鑽遇岩層為枋腳層之砂岩或間夾粉砂岩之砂岩。水力破裂法應力量測結果詳如表4.5-1所示。經解釋所得之現地應力與深度之關係如圖4.5-3，現地水平最大與最小應力方位如圖4.5-4。

表4.5-1 一號豎井(PH-19)應力量測結果(陳錦清，1994)

試驗編號	深度 (m)	第一階段			第二階段			第三階段			頂壓 階段頂壓力 Pj
		破裂壓力 Pb1	封閉 Psu1	壓力 Psl1	破裂壓力 Pb2	封閉 Psu2	壓力 Psl2	破裂壓力 Pb3	封閉 Psu3	壓力 Psl3	
PH1901	156.1-156.9	6.0	2.4	1.5	2.4	2.1	1.2	1.3	1.2	1.2	1.2
PH1902	160.1-160.9	4.0	2.2	1.8	2.8	2.2	2.0	1.8	2.1	0.7	1.8
PH1903	168.1-168.9	2.9	0.9	0.2	-	-	-	-	-	-	-
PH1904	169.1-169.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PH1905	181.7-182.5	2.9	2.6	0.7	3.5	3.2	0.4	-	-	-	2.0
PH1906	212.4-213.2	13.6	2.1	0.0	0.7	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	1.2
PH1907	213.5-214.3	7.0	0.7	0.0	0.2	0.0	0.0	-	-	-	0.1
PH1908	232.1-232.9	2.3	2.0	0.6	2.4	1.8	0.6	2.4	1.8	1.4	1.4
PH1909	250.2-251.0	2.8	1.8	1.1	1.5	0.6	0.1	0.6	0.5	0.1	0.4
PH1912	258.1-258.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PH1911	265.9-266.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1
PH1910	267.0-267.8	11.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-	-	-	0.3

註：所示壓力值為地表測讀者，單位為MPa

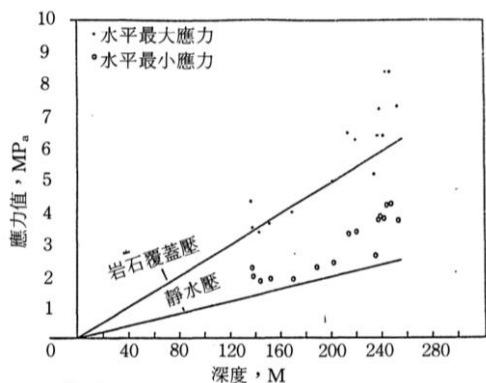


圖4.5-3 鑽孔PH-19現地應力與深度之關係(陳錦清, 1994)

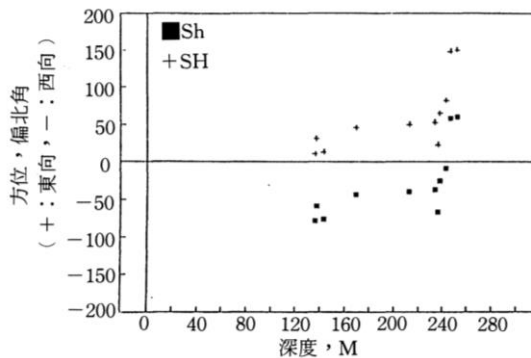


圖4.5-4 鑽孔PH-19現地應力方位(陳錦清, 1994)

二號豎井(PH-20)探查孔深，主要鑽遇岩層為大桶山層之暗灰色粉砂岩間夾薄層砂岩。水力破裂法應力量測結果詳如表4.5-2所示。經解釋所得之現地應力與深度之關係如圖4.5-5，現地水平最大與最小應力方位如圖4.5-6。

表4.5-2 二號豎井(PH-20)應力量測結果(陳錦清, 1994)

試驗編號	深度 (m)	第一階段			第二階段			第三階段			頂壓 階段頂壓力 Pj
		破裂壓力 Pb1	封閉 Psu1	壓力 Psl1	破裂壓力 Pb2	封閉 Psu2	壓力 Psl2	破裂壓力 Pb3	封閉 Psu3	壓力 Psl3	
PH2001	134.1-134.9	1.3	0.9	-	1.3	1.3	0.6	1.3	0.7	-	-
PH2002	136.2-137.0	2.7	1.0	0.3	1.2	0.9	0.3	1.4	1.0	0.1	0.9
PH2003	137.2-138.0	2.3	1.5	0.6	1.1	0.9	0.5	-	-	-	0.6
PH2004	143.2-144.0	3.1	1.1	0.3	0.8	0.7	0.3	-	-	-	0.4
PH2016	151.2-152.0	2.9	0.8	0.1	0.7	0.6	0.1	-	-	-	0.4
PH2015	169.2-170.0	1.4	0.4	0.0	0.1	0.1	0.0	-	-	-	0.2
PH2014	187.5-188.3	2.5	1.3	0.6	0.9	0.8	0.5	-	-	-	0.4
PH2013	197.2-198.0	2.0	0.9	0.2	0.7	0.5	0.0	-	-	-	0.4
PH2009	201.0-201.8	0.6	0.4	0.1	0.4	0.4	0.1	-	-	-	0.4
PH2010	213.0-213.8	2.2	1.7	0.1	1.5	1.2	0.1	-	-	-	1.2
PH2012	219.4-220.2	3.2	2.1	0.4	1.8	1.6	0.4	-	-	-	1.2
PH2011	234.0-234.8	2.7	0.3	0.0	0.5	0.2	0.0	-	-	-	0.3
PH2008	236.7-237.5	2.6	2.0	1.2	2.6	1.9	1.0	2.4	1.7	0.8	1.4
PH2007	238.2-239.0	3.6	2.1	1.5	2.0	1.9	1.4	2.1	1.9	1.4	1.5
PH2006	241.3-242.1	3.2	2.3	1.2	2.7	1.7	1.0	2.3	1.3	0.9	1.4
PH2005	243.3-244.1	5.5	2.3	1.2	1.9	1.8	1.1	-	-	-	1.8
PH2020	246.9-247.7	4.3	2.0	0.8	2.0	1.8	0.9	-	-	-	1.8
PH2019	250.4-251.2	1.1	0.9	0.4	1.0	0.6	0.3	-	-	-	0.7
PH2018	252.5-253.3	10.7	0.5	0.0	1.5	1.4	0.3	1.5	1.2	0.2	-
PH2017	256.6-257.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

註：所示壓力值為地表測讀者，單位為MPa

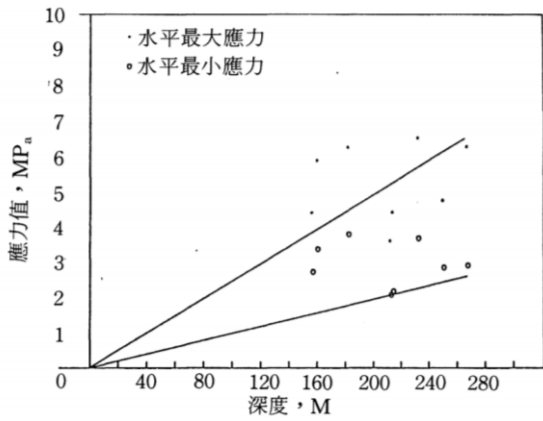


圖4.5-5 鑽孔PH-20現地應力與深度關係圖(陳錦清, 1994)

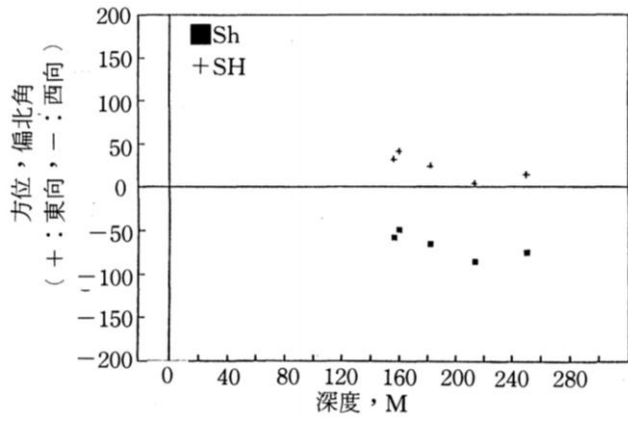


圖4.5-6 鑽孔PH-20現地應力方位(陳錦清, 1994)

根據兩處探查孔內水力破裂法應力量測結果，假定現地垂直應力規模與岩盤覆蓋應力相當，則最大水平應力及最小水平應力與垂直應力比值詳如圖4.5-7。圖中顯示結果尚稱一致，最大應力比($K_H = S_H/S_v$)在 0.8 至 1.3 間，最小應力比($K_h = S_h/S_v$)則在 0.5 至 0.7 間，最大水平應力方向平均約北 30 度東，與本區域逆斷層走向大致平行而與隧道走向大體直交。

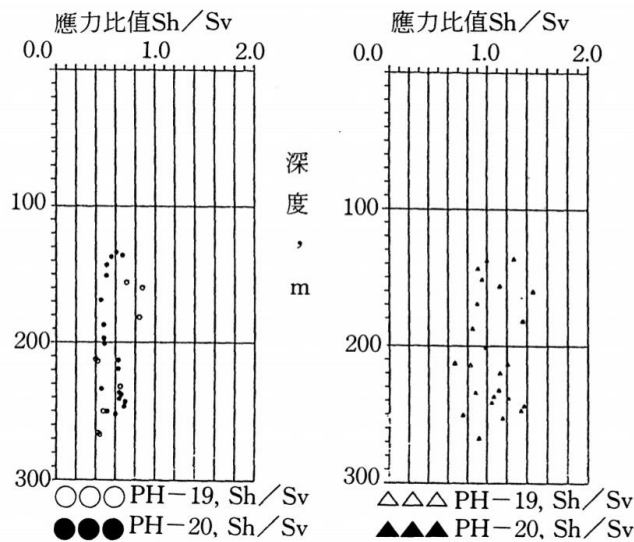


圖4.5-7 隧道地區量測大地應力比與深度關係圖(陳錦清, 1994)

本案例由水力破裂法量測結果，獲得坪林頭城地區之現地應力狀態其最大應力比與最小應力比分別為 1.1 與 0.6 左右；水平最大應力方向約為北 30 度東，經比對以往

地質資料及蘭陽地區精密三角大地測量網測得結果與地震資料，顯示該區最大水平主應力軸已轉成東北-西南方向，此與利用水力破裂法在隧道地區所測得之應力結果相符，顯示以水力破裂法所得現地應力之量測結果具相當可靠性。

此外，水力破裂法應力量測技術量得之應力不免受地形變化或地質不均的影響，因此在應用時仍需評估其適用限制。然鑑於其它應力量測方法除地形地質影響外，尚需取得通達廊道方能施測，特別是位於地層深處之工址，配合量測所需費用頗鉅。

4.6 國內有關現地應力相關研究課題綜整

藉由本文收集國內在不同地區不同現地應力量測方法取得之資料，歸納各量測地區、地層、深度、方法以及其優劣，整理如表4.6-1所示。分析結論摘述如後：

(1) 非彈性應變回復法

藉由量測岩心應力釋放，對於具等向性、均質性之岩層，在岩覆深之高應力區，量測效果較佳，具有較佳之經濟性與時效性；但在板岩、異向性、礦脈填充較豐富之岩層則不適用。此外，試驗亦受現地應力張量、水溫變化量、熱膨脹係數、非彈性回復柔量等因素影響。

(2) 利用鑽井資料及電測資料來推估地下的現地應力狀態之方法

雖然可藉由地層密度電測、臨界應力斷層摩擦理論、岩石試驗資料、滲漏試驗、漏泥資料、重複地層試驗、聲波電測、泥漿壓力、井徑測量等資料，以定量方式估算研究區域之現地應力狀態，但是針對各項資料之取得與準確性，需列入檢核驗證，以確保數據之可利用性。

(3) 水力破裂法量測技術

國外運用其技術量測已相當純熟，利用地質探查鑽孔即可辦理量測，其施測方式簡易、快速、成功率高且較具代表性。但是其量測深度需達一定深度以下才可進行，另需取得通達廊道方能施測，特別是位於地層深處之工址，配合量測所需費用頗鉅。

表4.6-1 綜合分析與比較表

地區	地層	深度	方法	優點	缺點
花蓮和平地區	變質花崗岩	133m 至575 m	非彈性 應變回 復法	(1) 可藉由岩心應力釋放量測非彈性應變回復值，推估現地應力狀態。 (2) 適用等向且均質之岩層。 (3) 岩覆深之高應力區之測試效果較明顯。 (4) 經濟性佳，效率快。	(1) 岩心試樣需為均質、等向區域，不得有裂隙及礦脈填充等構造，不適用板岩或異向性之岩層。 (2) 岩心須於試驗過程全程密封，易受封裝品質影響實驗結果。 (3) 試驗之變因尚有現地應力張量、水溫變化量、熱膨脹係數、非彈性回復柔量等。
彰化彰濱地區	(1) 砂岩及頁岩。 (2) 岩層為沖積層。	1541m 至 2998m			
宜蘭紅柴林地區	西村層、四稜砂岩、乾溝層及廬山層	200m 及 150m			
苗栗縣造橋鄉與頭屋鄉	打鹿砂頁岩層。	2100m 至 2500m	鑽井資料及電測資料來推估地下的現地應力狀態	可藉由地層密度電測、臨界應力斷層摩擦理論、岩石試驗資料、滲漏試驗、漏泥資料、重複地層試驗、聲波電測、泥漿壓力、井徑測量等資料，以定量方式估算研究區域之現地應力狀態。	(1) 滲漏試驗量測之最小水平應力值會影響應力梯度判斷。 (2) 僅計算二氧化碳排開孔隙中流體取代之效應，未考慮注入後二氧化碳產生之化學反應。
宜蘭坪林地區	(1) 輕微變質之沉積岩系。 (2) 砂岩或間夾粉砂岩之砂岩。 (3) 暗灰色粉砂岩間夾薄層砂岩。	134m 至 267m	水力破裂法	(1) 對於等向性高之岩石，可透過裂縫拓印等步驟計算現地應力。 (2) 運用技術成熟，利用地質探查鑽孔即可辦理量測，其施測方式簡易、快速、成功率高且較具代表性。 (3) 此區域資料可與蘭陽地區精密三角大地測量網測得結果與地震資料核對。	(1) 須達基本量測深度才可使用之限制。 (2) 岩心取樣須避開節理、潛在裂隙或互層等弱面存在位置。 (3) 斷層段之應力因受其兩側地層影響，其垂直應力若以覆蓋岩壓直接估計誤差可能甚大，水平應力則較不受斷層存在之影響。 (4) 受地形變化或地質不均之影響。 (5) 量測密度需妥善考量地層演化過程，避免受大型斷層與褶皺構造影響。 (6) 量測前尚需取得通達廊道方能施測，特別是位於地層深處之工址，配合量測所需費用頗鉅。

此外，藉由不同現地應力量測方法，本研究將最大主應力與最小主應力對取樣深度Z之關係圖，歸納於圖4.6-1。另將鄺寶山等人(1993)量測台灣中部及東部180處隧道之側向壓力係數k與深度Z之關係，及本章節內國內案例量測k值結果，整合歸納於圖4.6-2

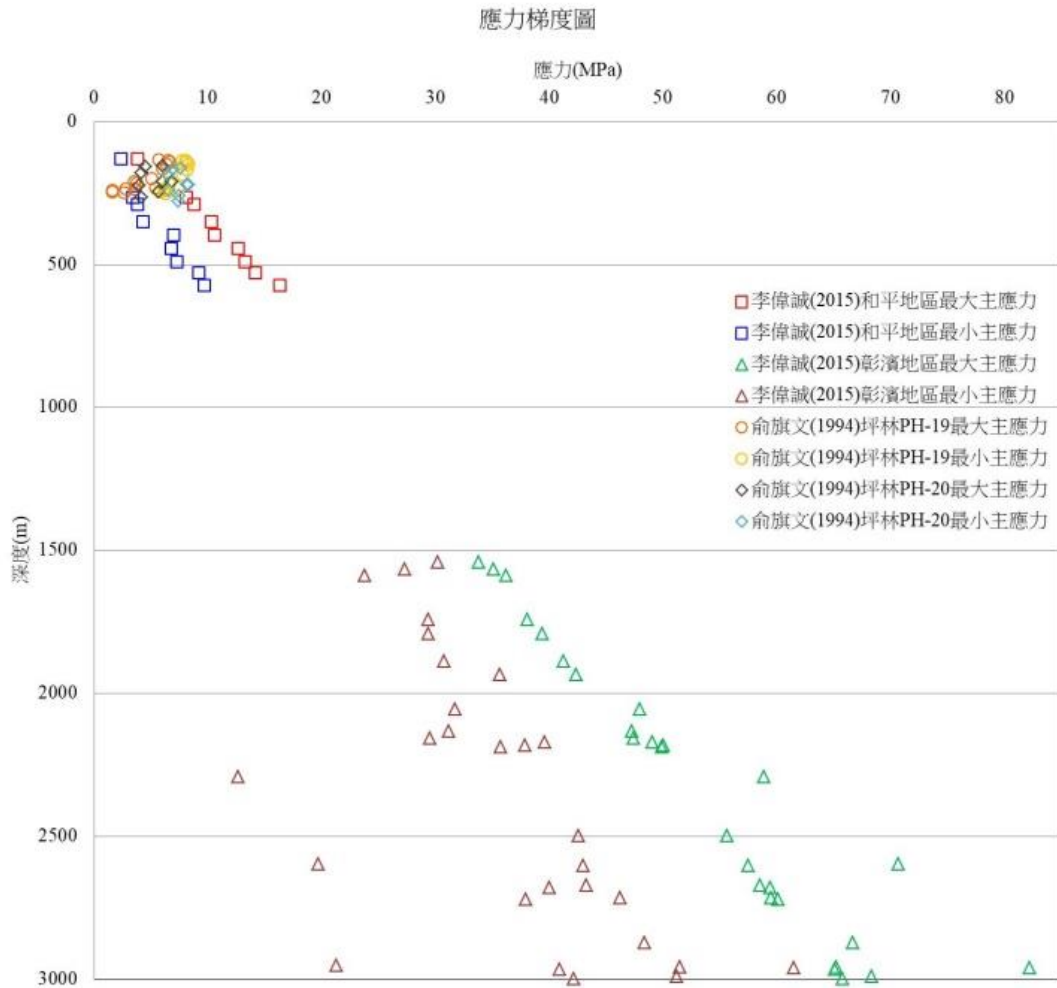


圖4.6-1 本文整理得台灣彰濱地區、花蓮和平地區與坪林隧道現地應力量測之應力梯度圖(整理自陳錦清，1994；李偉誠，2015)

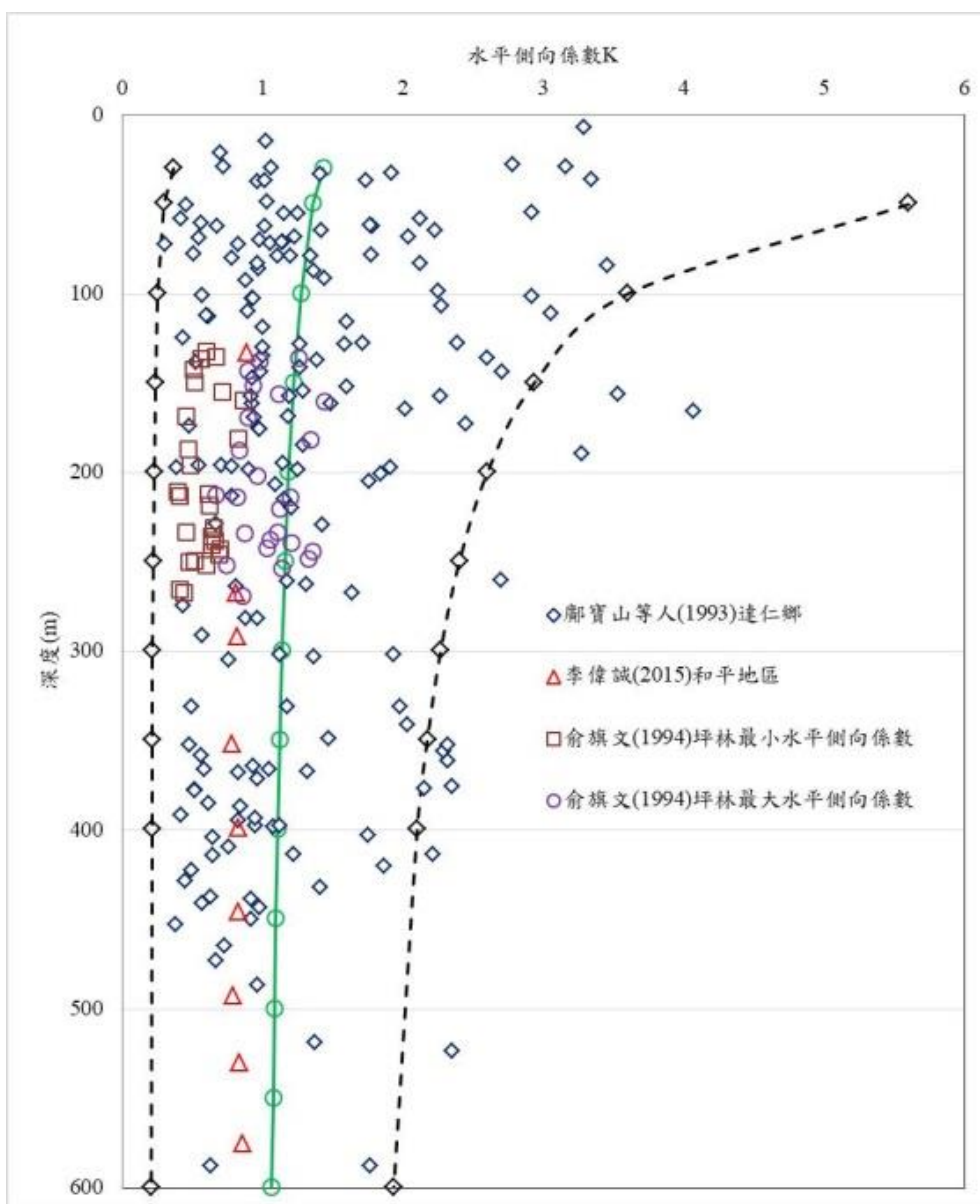


圖4.6-2 本文以圖4.6-1數據結合台灣中部與東部180處隧道檢測之水平側壓係數(鄺寶山等人，1993)之深度分布圖

第五章、場址現地應力對坑道處置結構穩定之數值分析

本子計畫先期研究-「低放射性廢棄物近岸坑道處置之坑道結構穩定驗證技術研究」(楊長義與李宏輝, 2019)已根據台電公司(2017)修訂第二版之「低放射性廢棄物最終處置技術評估報告」第四章處置設施概念設計與作業規劃, 分別針對達仁與烏坵二處低放射性廢棄物處置建議候選場址之岩石力學特性、坑道岩覆深度、斷面形狀與尺寸建構了坑道結構穩定分析模型, 本項工作將進一步針對不同的現地應力條件, 分析並探討現地應力對坑道結構穩定性之影響。

5.1 我國處置坑道數值模型之建置與坑道結構穩定性分析

於達仁場址部分, 係參考「南迴線金崙等七座隧道安全檢查評估報告」(交通部台灣鐵路管理局, 2008)之南迴鐵路安朔隧道沿線之岩體評分(Rock Mass Rating)結果, 取第 III 類岩體(評分值介於 41~60, 屬一般岩體), 及是否具一次襯砌(初期支撐)之坑道結構條件進行相關分析; 烏坵場址部分, 僅根據台灣電力公司用過核子燃料最終處置計畫書(SNFD 2014)所列 k 區岩石力學特性, 及「模擬裂隙損傷區對母岩受熱應力與外力作用之耦合效應研究(I)」(楊長義, 2014)蒐整之岩石力學特性, 詳表5.1-1, 且在不考慮裂隙與地質弱面條件下進行以下模擬分析。

表5.1-1 本研究採用之建議候選場址現地應力與岩石力學參數

	達仁場址	烏坵場址
岩覆深度(m)	80	60
垂直應力(MPa)	2.16	1.62
水平應力(MPa)	2.80	1.26~2.10
側向壓力係數 k	1.6, 2.0, 4.0, 6.0	1.6, 2.0, 4.0, 6.0
UCS(MPa)	19.6 ~ 49 ^{註1}	209.62(閃長岩類) ^{註1} 161.3(花崗岩類) ^{註1} 平均值138.13 ^{註2}
E(GPa)	-	平均值51 ^{註2}
岩體分類	III ^{註3}	-
岩體力學參數參考依據	Em (GPa) = 2RMR-100 (RMR > 55) Em (GPa) = 10(RMR-10)/40 (10 < RMR < 50)	-

註1：參考自「建議候選場址遴選報告」(經濟部, 2011)

註2：參考自「模擬裂隙損傷區對母岩受熱應力與外力作用之耦合效應研究(I)」(楊長義, 2014)

註3：參考自「南迴線金崙等七座隧道安全檢查評估報告」(交通部台灣鐵路管理局, 2008), 南迴鐵路安朔隧道沿線岩體分類屬III、IV、V類岩體, 本計畫採第III類岩體進行後續分析

5.1.1 UDEC 數值模型建置與初始應力狀態檢核

本文分析所採用之低放射性廢棄物處置坑道斷面形狀與尺寸詳如圖5.1-1, 數值尺寸與邊界條件詳如圖5.1-2與圖5.1-3, 現地應力條件詳如表5.1-2, 茲分項說明如後:

- (1) 模型建置與分析程序, 區分為: (i)設定邊界幾何條件與預設坑道斷面形狀與尺寸、(ii)設定網格, 並依選定的材料模式(Mohr-Coulomb)給定材料參數、(iii)設定邊界條件、(iv)大地應力平衡並檢核初始應力狀態、(v)開挖模擬分析。

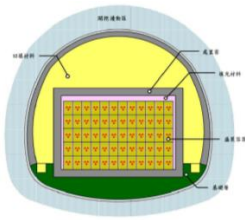
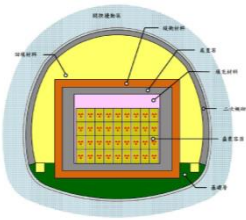
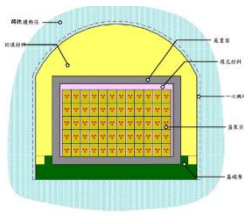
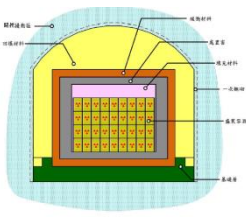
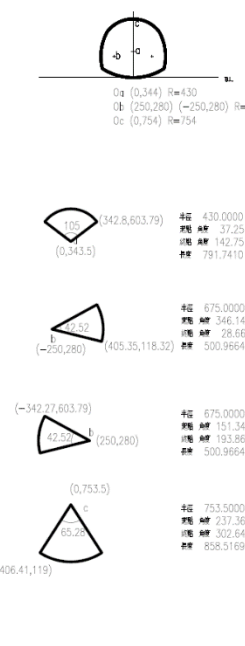



	達仁場址 A 類處置坑道	達仁場址 B、C 類處置坑道	烏坵場址 A 類處置坑道	烏坵場址 B、C 類處置坑道
坑道斷面形狀與尺寸	 <p>寬約為 8.5 m 高約為 5.9 m 深度為 16 m</p>	 <p>寬約為 7.2 m 高約為 5.5 m 深度為 16 m</p>	 <p>寬約為 8.5 m 高約為 5.9 m 深度為 16 m</p>	 <p>寬約為 7.2 m 高約為 5.5 m 深度為 16 m</p>
UDEC 數值模型之坑道斷面形狀與尺寸	 <p> $O_a (0,244) R=430$ $O_b (250,280) (-250,280) R=675$ $O_c (0,754) R=754$ </p> <p> 半徑 430.0000 面積 346.14 週長 142.75 長度 791.7410 </p> <p> 半徑 675.0000 面積 346.14 週長 28.66 長度 500.9664 </p> <p> 半徑 753.5000 面積 237.36 週長 302.64 長度 858.3169 </p>	 <p> $O_a (0,232) R=429$ $O_b (160,272) (-160,272) R=520$ $O_c (0,466) R=466$ </p> <p> 半徑 428.9700 面積 51.02 週長 128.98 長度 583.7025 </p> <p> 半徑 520.0000 面積 346.92 週長 34.49 長度 431.7897 </p> <p> 半徑 520.0000 面積 145.51 週長 193.08 長度 431.7897 </p> <p> 半徑 465.7100 面積 221.92 週長 318.08 長度 781.5443 </p>	 <p> $O_a (0,296) R=420$ </p> <p> 半徑 420.0000 面積 31.00 週長 149.00 長度 864.9453 </p>	 <p> $O_a (0,352) R=470$ </p> <p> 半徑 470.0000 面積 25.08 週長 154.92 長度 1065.1392 </p>

圖5.1-1 模擬我國處置坑道 UDEC 數值模型之坑道斷面形狀與各部位尺寸(楊長義與李宏輝，2019)

- (2) 屬A類低放射性處置窖之坑道斷面尺寸為寬約 8.5 m、高約 5.9 m，屬B、C類低放射性廢棄物處置窖之坑道斷面尺寸為寬約7.2 m、高約 5.5 m。
- (3) 達仁鄉建議候選場址之坑道斷面形狀為近似圓形，於 UDEC 數值模型中採具不同展開弧度之四心圓構成坑道斷面，且為有一次襯砌(初期支撐)之坑道結構；烏坵鄉建議候選場址之坑道斷面形狀為倒D形(馬蹄形)，於 UDEC 數值模型中採半圓與矩形幾何形狀構成坑道斷面，且為無襯砌之坑道結構。
- (4) 在 UDEC 數值模型尺寸與邊界條件部分，所採數值模型尺寸為 100 m × 100 m，模擬之坑道斷面中心點位於模型中央，其距離邊界至少為坑道半徑之 10 倍以上，以避免邊界條件影響分析結果。
- (5) 在岩覆深度部分，達仁鄉與烏坵鄉建議候選場址之坑道岩覆深度分別為 80 m 與 60 m，並假設岩石單位重為 2700 kg/m³，側向壓力係數為 1.3 之條件下，計算 UDEC 數值模型中所需施加垂直向與水平向應力，詳如圖5.1-2與圖5.1-3所示。
- (6) 前項所述側向壓力係數，係根據鄺寶山(1993)、楊長義(2015)與 Hoek and Brown (1978) 整理之側向壓力係數 k 與深度之關係，除 k = 1.3 外，後續分別探討 k = 1.6, 2.0 與 2.5 之現地應力條件對坑道結構穩定性之影響。
- (7) 經大地應力平衡後，根據表5.1-3所列不同深度條件下之垂直應力與水平應力，檢核數值模型之初始應力狀態，詳圖5.1-4，均符合表5.1-3所列數值。

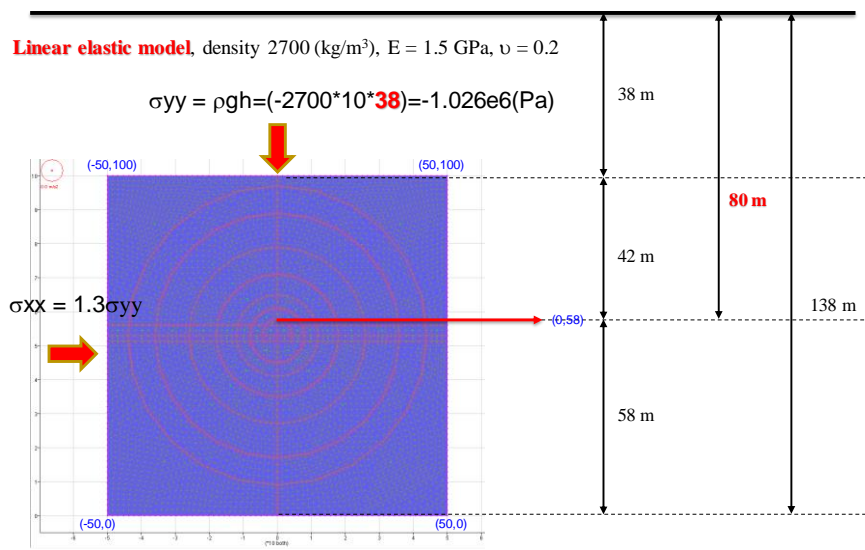


圖5.1-2 達仁場址之UDEC數值模型尺寸與邊界條件

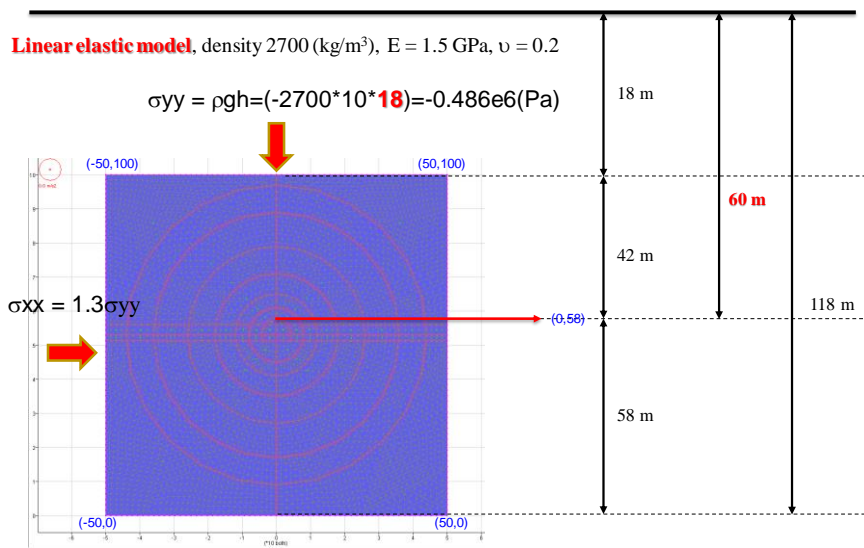


圖5.1-3 烏坵場址之UDEC數值模型尺寸與邊界條件

表5.1-2 UDEC數值分析所採用之現地應力條件

	達仁	烏坵
坑道岩覆深度	80 m	60 m
垂直應力	2.16 MPa	1.62 MPa
側向壓力係數	<p>鄭寶山(1993)</p> $k = 2.0 \times Z^{-0.0986}$ <p>when $z = 80$ m, $k = 1.30$</p>	<p>楊長義(2015)整理自SNFD2009報告</p> $\sigma_v = 0.027Z \text{ (MPa)}$ $\sigma_H = 0.035Z \text{ (} k_H = 1.30 \text{)}$ $\sigma_h = 0.021Z \text{ (} k_h = 0.77 \text{)}$
	<p>Hoek and Brown (1978)</p> $\frac{100}{Z} + 0.3 \leq k \leq \frac{1500}{Z} + 0.5$ <p>① $Z = 80$ m, $1.55 \leq k \leq 19.25$</p> <p>② $Z = 60$ m, $1.97 \leq k \leq 25.50$</p>	
	<p>側向壓力係數選定範圍: 1.3, 1.6, 2.0, 2.5共四種</p>	

表5.1-3 不同深度條件下之垂直應力與水平應力

Depth(m)	σ_v (Pa)	k	σ_h (Pa)
38	1.03E+06	1.3	1.33E+06
80	2.16E+06	1.3	2.81E+06
138	3.73E+06	1.3	4.84E+06

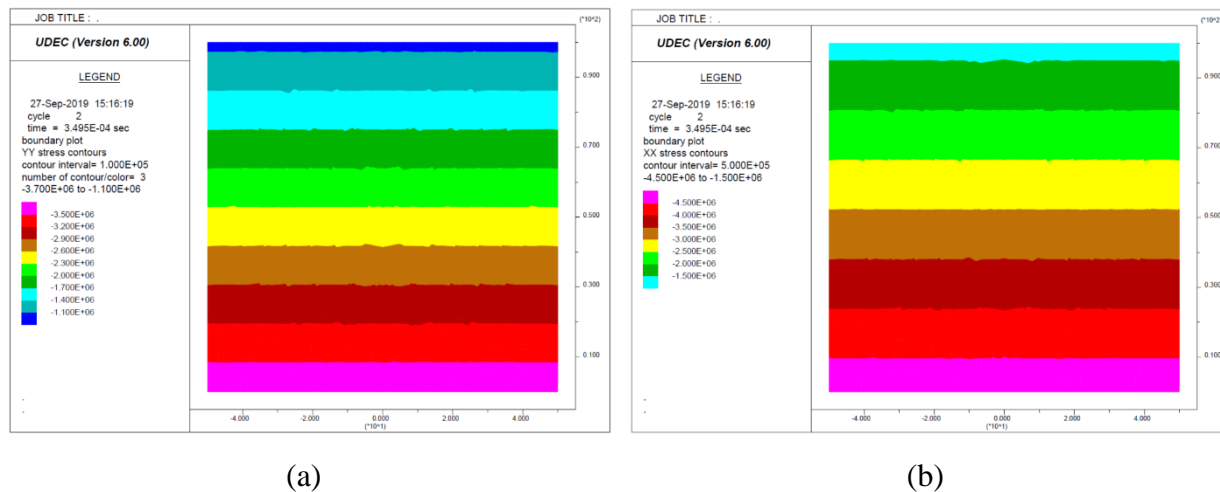


圖5.1-4 UDEC數值模型之初始應力狀態：(a)垂直應力與(b)水平應力等高線分布圖

5.2 UDEC 數值模擬與分析

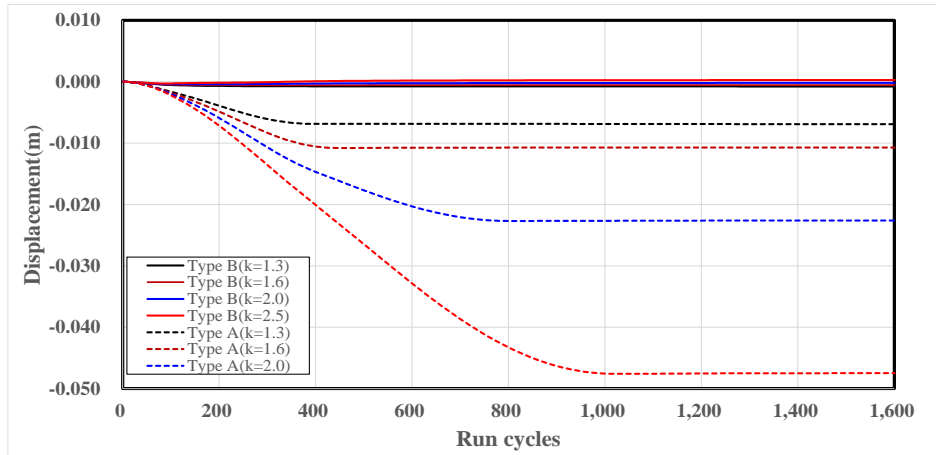
根據前節建置之 UDEC 數值模型，以下分別進行達仁與烏坵二處低放射性廢棄物最終處置設施建議候選場址之處置坑道開挖穩定性分析。

5.2.1 達仁鄉建議候選場址

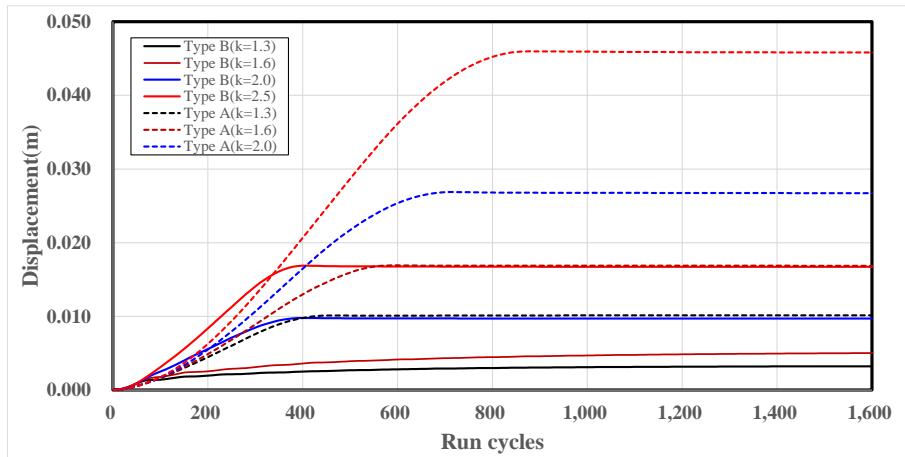
在達仁場址部分，首先根據 A 類與 B、C類處置窖模擬之不同側向壓力係數 k 條件下之坑道頂拱與仰拱之垂直變位與側壁之水平變位整理於圖5.1-5與圖5.1-6。

- (1) 在無襯砌條件下，詳圖5.1-5，以坑道頂拱處的垂直變位較為顯著，仰拱次之，側壁的水平變位量最小，且均隨著側向壓力係數 k 愈大，變位趨於顯著。
- (2) 在有襯砌條件下，詳圖5.1-6，顯示坑道斷面的變形量因施加了一次襯砌，故坑道斷面變形量明顯變少。

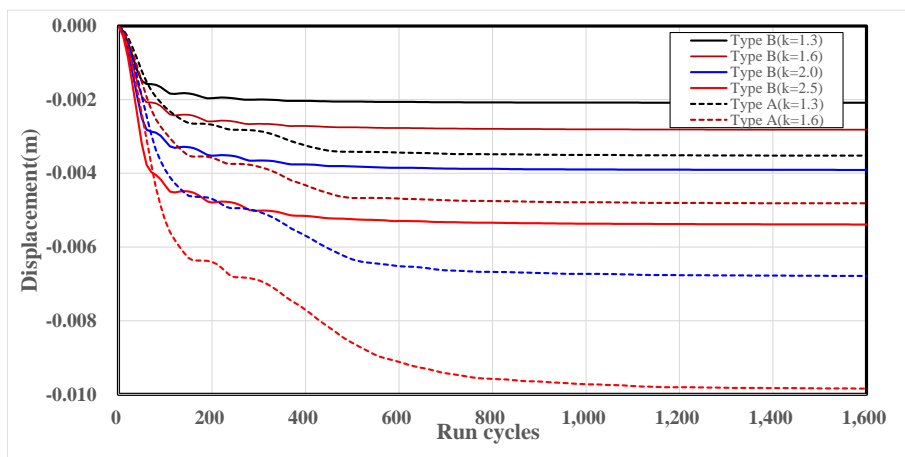
此外，將 A 類(type A) 處置窖與 B、C類(Type B and C)處置窖的模擬結果一起比較，詳圖5.1-7，可知 A 類處置窖的坑道斷面變形普遍高於 B、C類，此與其所設計之坑道斷面較大有關。



(a) 頂拱

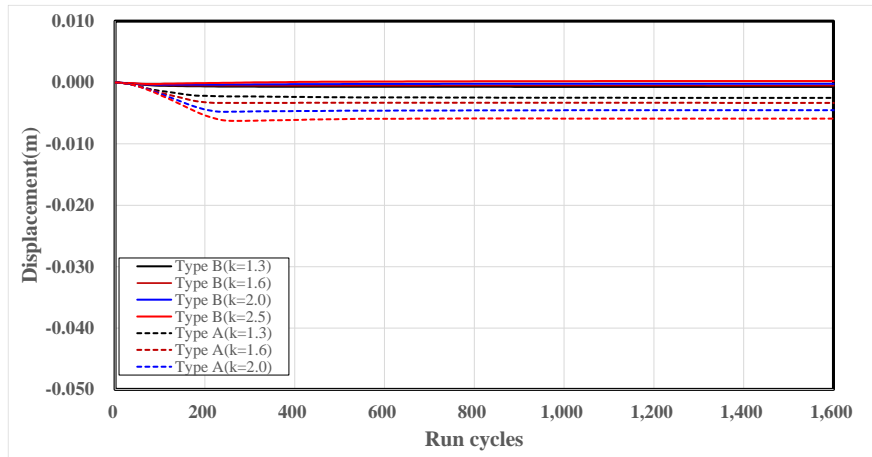


(b) 仰拱

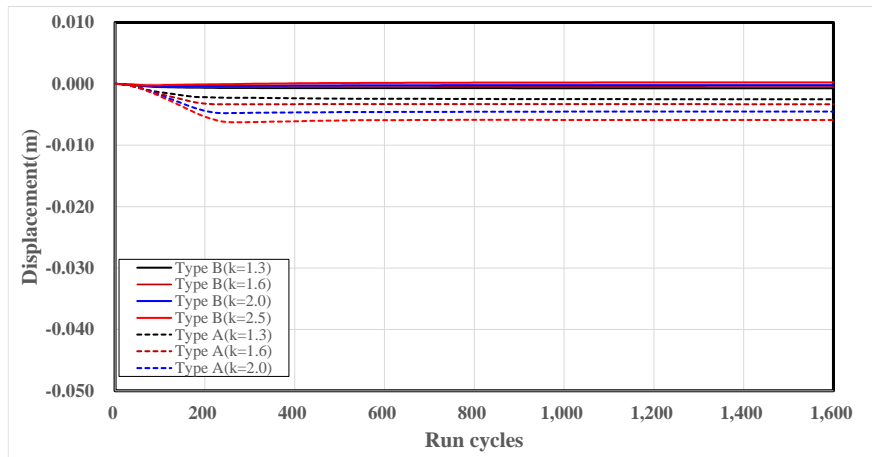


(c) 側壁

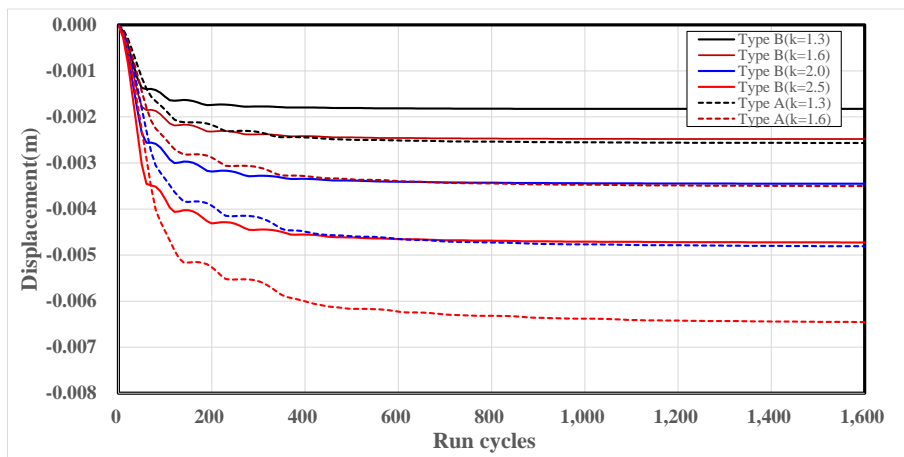
圖5.1-5 達仁鄉建議候選場址處置坑道(無襯砌)斷面變形模擬



(a) 頂拱

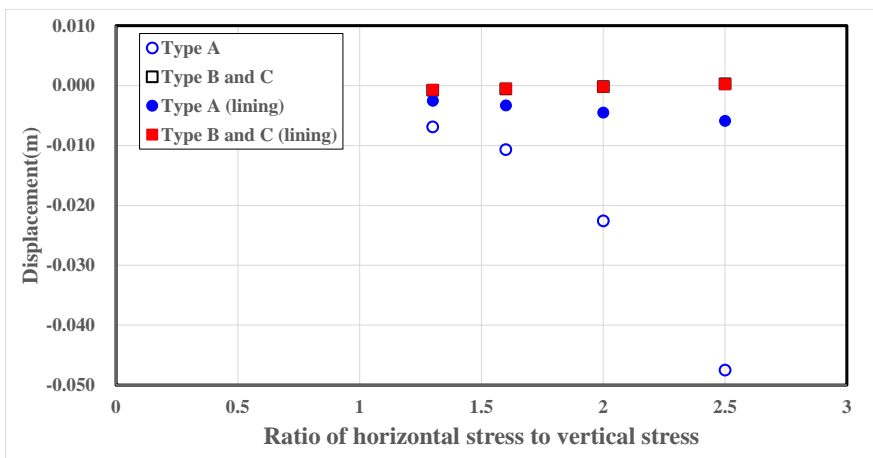


(b) 仰拱

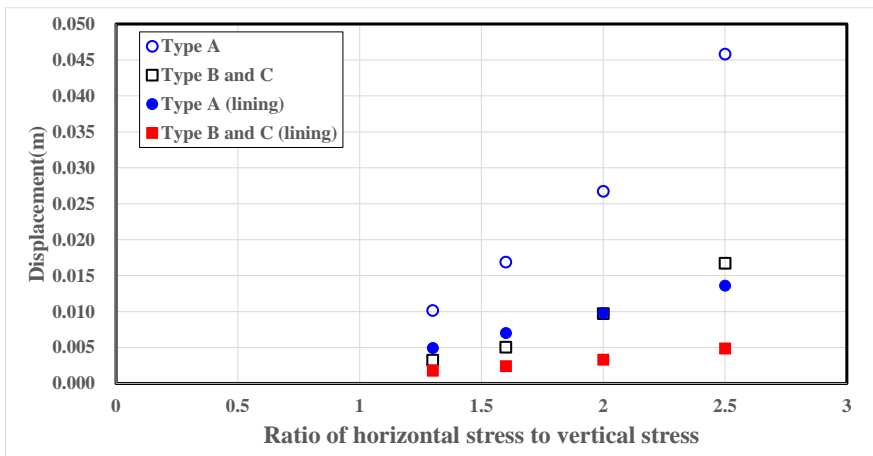


(c) 側壁

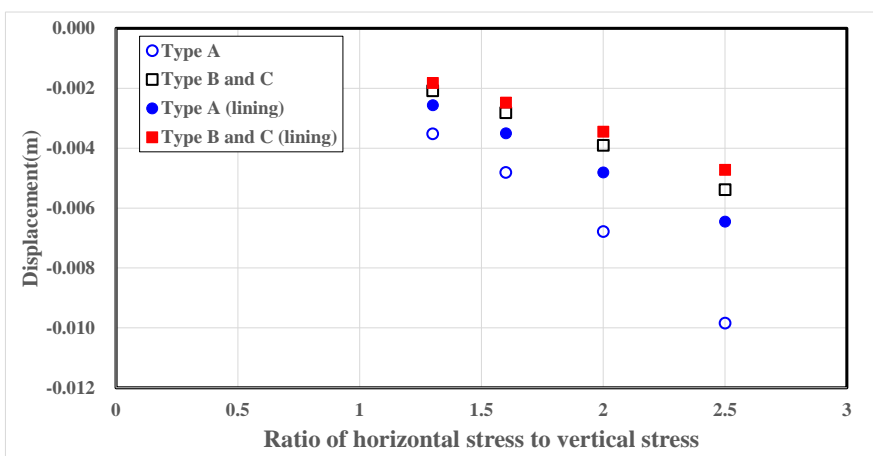
圖5.1-6 達仁鄉建議候選場址處置坑道(有襯砌)斷面變形模擬



(a) 頂拱



(b) 仰拱



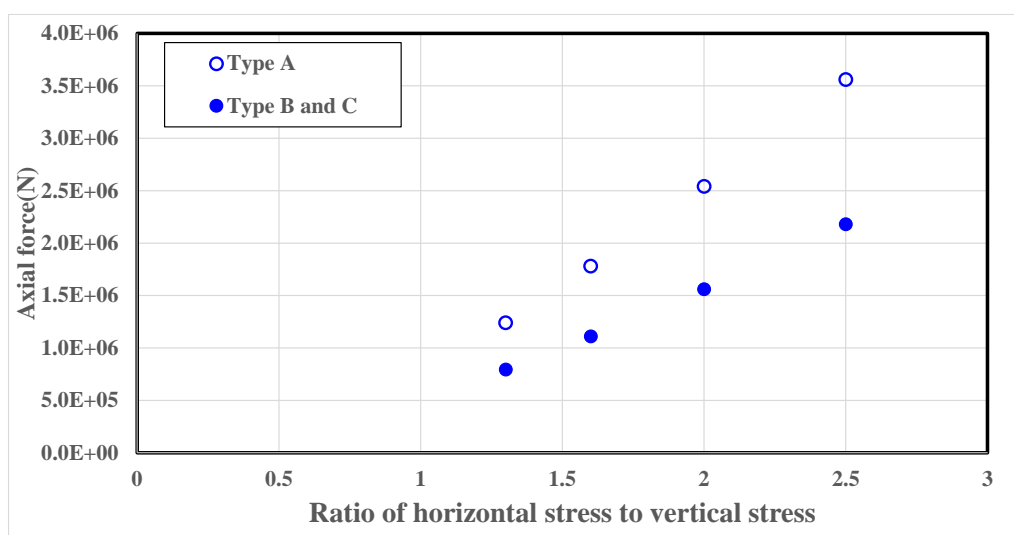
(c) 側壁

圖5.1-7 有、無襯砌條件下之坑道斷面變形

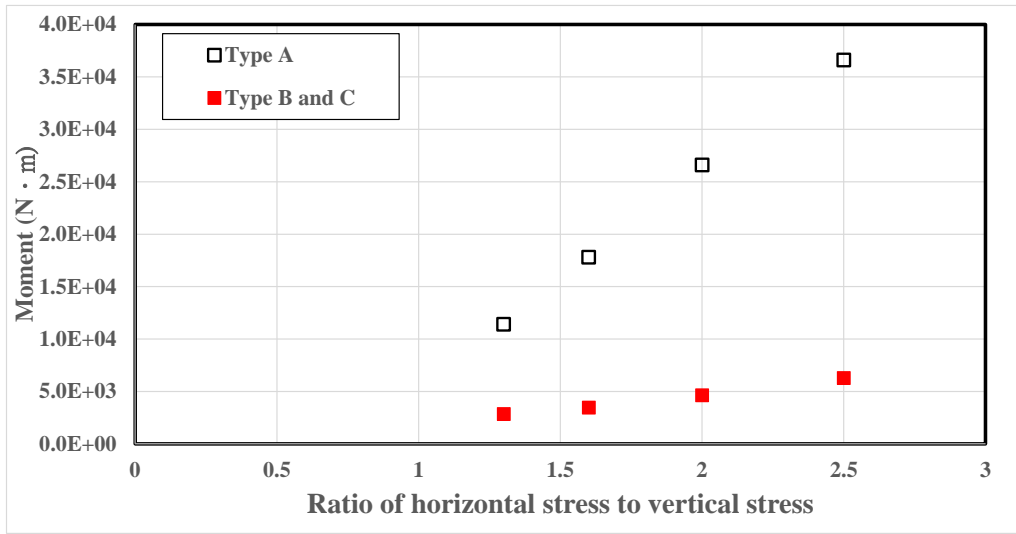
此外，根據我國目前提出的處置設施概念設計與作業規劃(台電公司，2017)，達仁低放射性廢棄物最終處置設施建議候選場址之處置窖屬具襯砌結構之坑道設計，循此，為瞭解本研究於 UDEC 分析中進行具一次襯砌之坑道結構穩定分析，藉以瞭解襯砌結構抑制坑道斷面變形的效果，亦能獲知不同側向壓力係數條件下之襯砌結構受力狀況，所採用之一次襯砌材料參數詳如表5.1-4所示，襯砌結構在不同的側向壓力係數條件下之最大軸力與最大彎矩詳如圖5.1-8(a)(b)，襯砌結構軸力與彎矩於坑道斷面之分布詳如圖5.1-9。由圖5.1-8(a)(b)可知模擬之襯砌結構最大軸力與最大彎矩均隨側向壓力係數增加而遞增，且 A 類處置窖的襯砌結構受力普遍高於 B、C類處置窖。在襯砌結構之軸力與彎矩分布，詳圖5.1-9，顯示了襯砌結構普遍在仰拱，及仰拱與側壁銜接處均有承受較大的彎矩分布外，B、C類處置窖在頂拱與側壁銜接處亦存有較大的彎矩分布。

表5.1-4 UDEC模擬所採一次襯砌之輸入參數

Unit weight (kg/m ³)	Young's modulus (GPa)	ν	c (Pa)	ϕ (°)	kn (MPa/m)	ks (MPa/m)	UCS (MPa)
2100	24	0.2	0.2	35	100	10	20

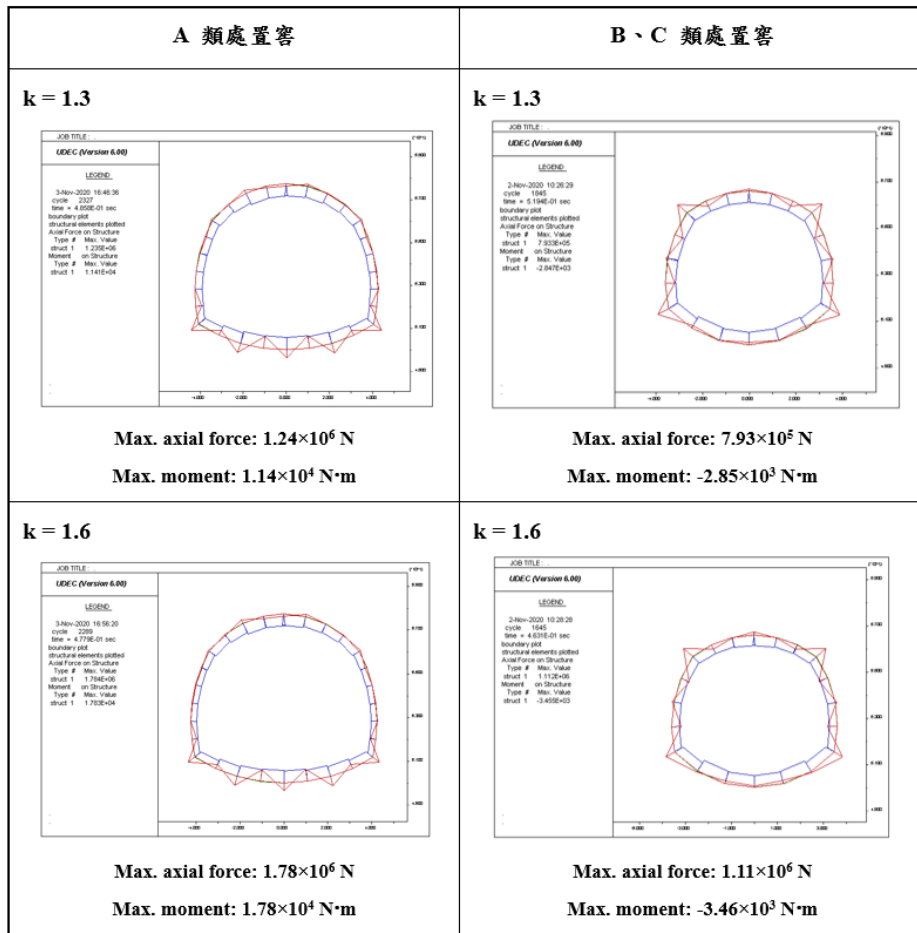


(a)最大軸力

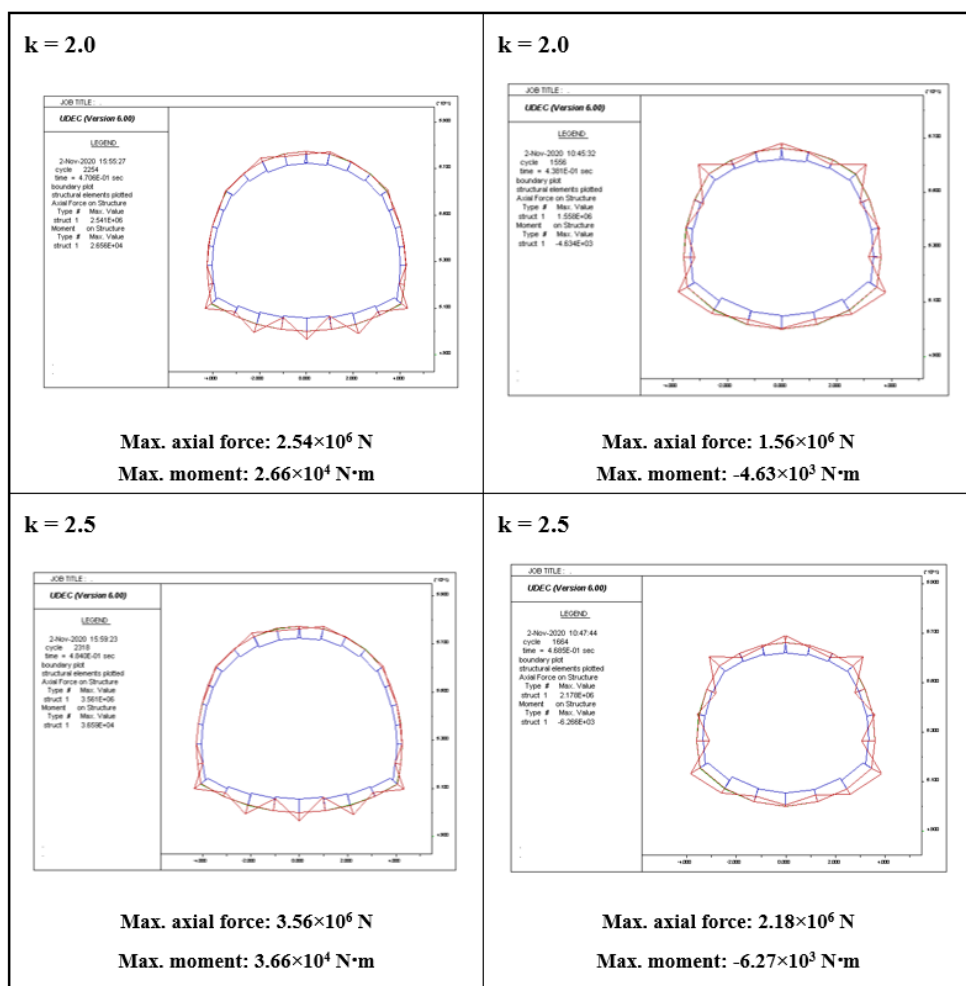


(b) 最大彎矩

圖5.1-8 襯砌結構在不同的側向壓力係數條件下之最大軸力與最大彎矩



(a)



(b)

圖5.1-9 襯砌結構在不同的側向壓力係數條件下之最大軸力與彎矩分布

5.2.2 烏坵鄉建議候選場址

除了達仁候選場址之 A 類與B、C類低放射性廢棄物處置坑道之開挖模擬分析，本研究亦針對烏坵鄉建議候選場址 A 類低放射性廢棄物處置窖進行 UDEC 數值模型開挖分析，模擬之主應力分析詳圖5.2-1，坑道開挖引致斷面變形，包括頂拱、仰拱與側壁之變位，詳圖5.2-2。茲整理相關分析結果分述如後：

- (1) 經開挖模擬後，數值模型內無塑性區。
- (2) 在應力分布部分，以仰拱至兩側側壁銜接處有較大應力值，詳圖5.2-1，且隨側向壓力係數增加，應力值愈大。
- (3) 在坑道斷面變形部分，頂拱與仰拱處的最大位移量均隨側向壓力係數增加而減少，但在側壁處的最大位移量則隨之增加，詳圖5.2-2。

(4) 相較於達仁建議候選場址之處置坑道開挖模擬分析，烏坵建議候選場址因屬結晶岩地質條件，其變形量明顯較小。

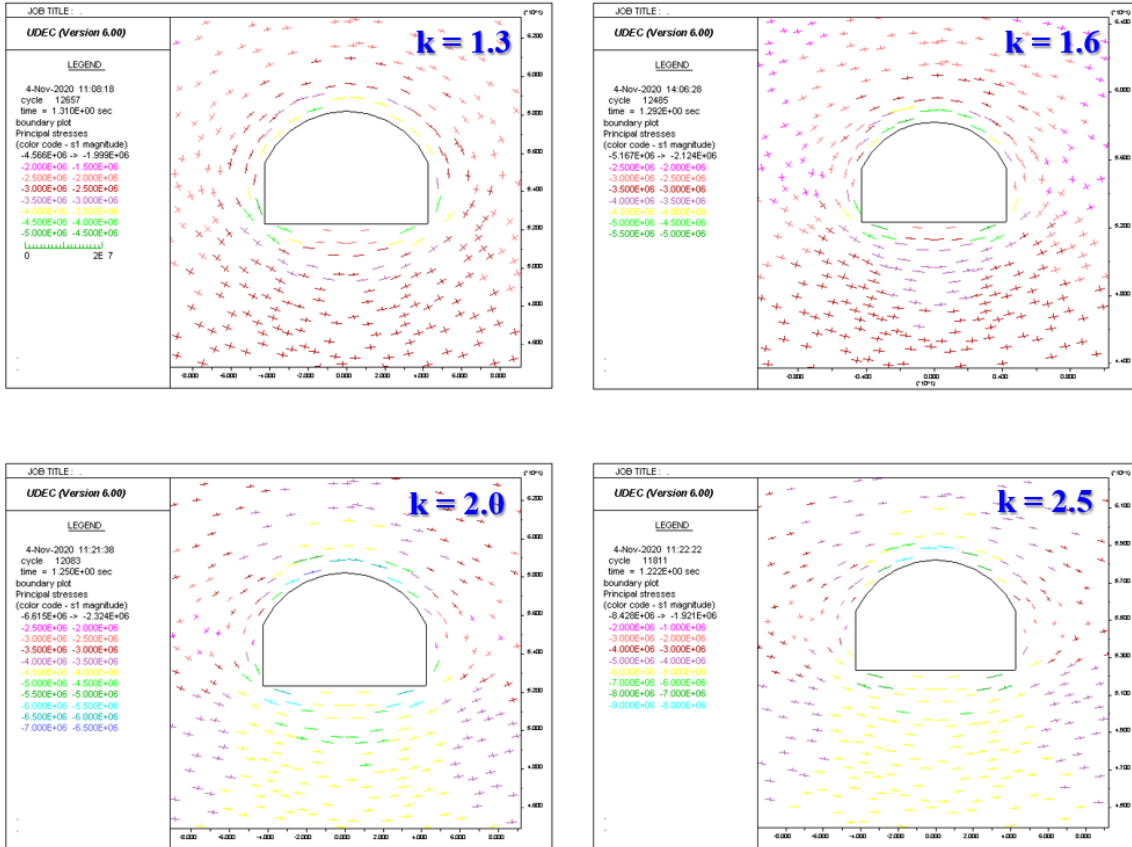
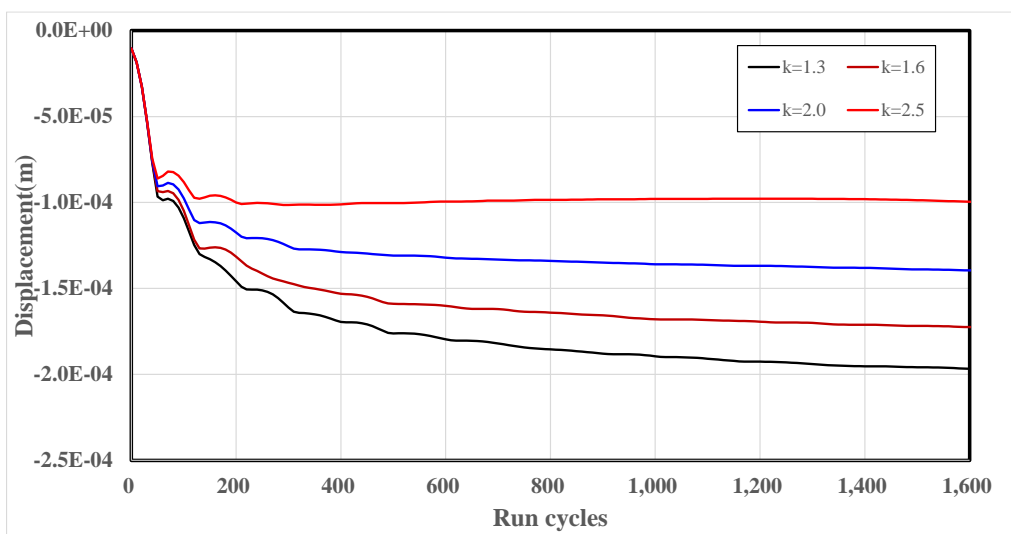
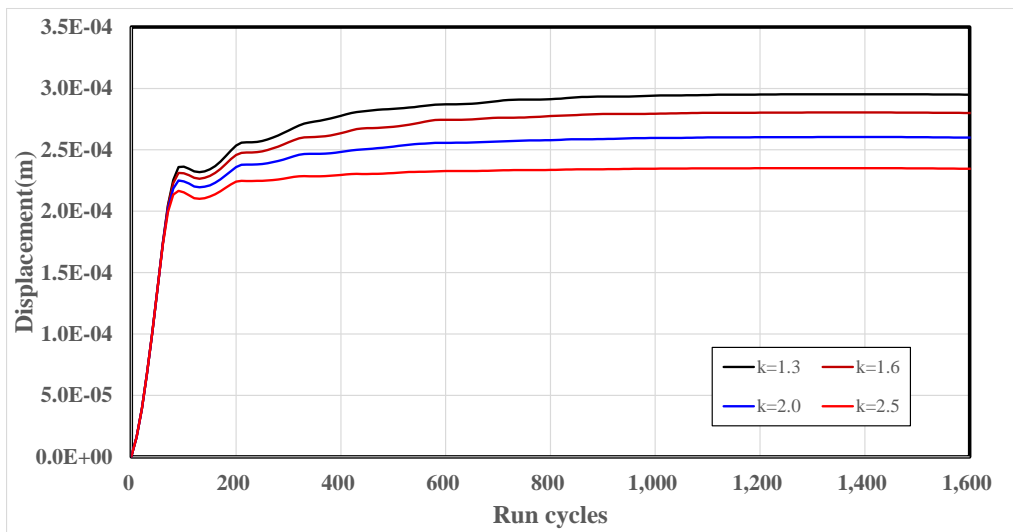


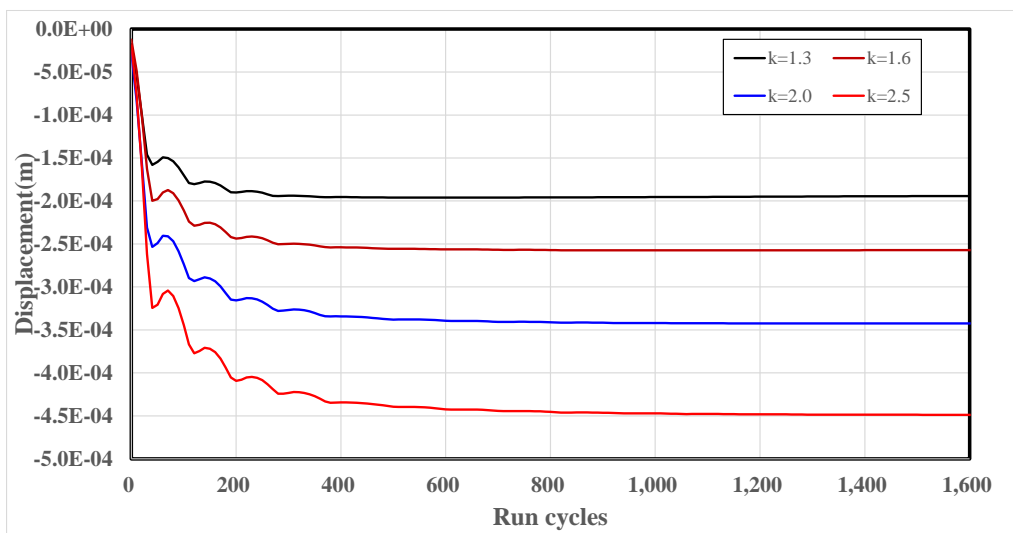
圖5.2-1 襯砌結構在不同的側向壓力係數條件下之主應力分布



(a) 頂拱



(b) 仰拱



(c) 側壁

圖5.2-2 烏坵鄉建議候選場址處置坑道斷面變形模擬結果

第六章、結論與建議

6.1 結論

本計畫透過國內、外資料蒐整與數值分析，依約完成「現地應力量測技術研析」、「國際間有關放射性廢棄物處置場址現地應力特性之研究」、「國內有關現地應力相關研究課題之回顧」及「場址現地應力對坑道處置結構穩定之數值分析」等四項工作之蒐整與研析，茲將各工作項目重要內容與結論綜整如下：

(1) 現地應力量測技術研析

本項工作整理了各種現地應力量測方法之優缺點、限制條件與適用性，詳如表2.3-3。針對(i)現地應力量測策略；(ii)量測技術與量測品質控制須審核的議題；(iii)現地應力量測結果之不確定性暨影響因素；(iv)如何透過嚴謹的實驗室試驗與平行驗證等方法以降低不確定性；(v)最終岩石應力模型建置流程等內容，可供我國未來進行場址現地應力先期評估作業與執行時對量測結果品質控制之參考。

(2) 國際間有關放射性廢棄物處置場址現地應力特性之研究

本項工作蒐整了國際間處置技術先進國家有關處置場現地應力調查技術，及場址現地應力特性對處置設施之影響等相關技術報告，藉以瞭解施作現地應力量測時可能的誤差來源與注意事項。以Äspö 硬岩實驗室為例，其提供的套鑽法現地應力量測經驗，可知材料楊氏模數為重要參數外，對於應變計貼片角度及應變計貼片組置入導孔時應避免偏移或旋轉，避免後續分析結果衍生誤差。

(3) 國內有關現地應力相關研究課題之回顧

國內的現地應力量測經驗，早期多採用水力破裂法，但由於量測費時且費用高，量測限制因素多，故近年來大多利用定向鑽孔岩心，配合室內實驗量測取樣處之地壓記憶，以反推岩石現地應力及位態等參數。本項工作將蒐整之國內現地應力量測經驗進行綜合分析與比較，詳表4.6-1。其中，非彈性應變回復法對岩心試樣品質要求較高，岩石必須為均質、等向材料，且不得有裂隙及礦脈填充外，對於岩覆較淺之現地應力量測亦不適用。此外，針對所蒐集之現地應力量測成果，綜整了國內現地應力梯度圖與水平側壓係數隨深度之變化，詳圖4.6-1與圖4.6-2，可供未來有關場址現地應力描述與處置設施地下結構安全分析之參考。

(4) 場址現地應力對坑道處置結構穩定之數值分析

本項工作主要是現地應力對建議候選場址之處置坑道於開挖後之坑道結構穩定性能有一初步瞭解，係根據「台東縣達仁鄉」與「金門縣烏坵鄉」二處建議候選場址之地質概念模型，及可能採用的處置坑道型式，透過 UDEC 數值分析工具建置坑道結構穩定分析模型，並就側向壓力係數 $k = 1.3$ 、 1.6 、 2.0 與 2.5 條件下，模擬分析坑道開挖引致的坑道斷面變形與襯砌結構受力狀況。

在達仁建議候選場址部分，A 類處置窖因坑道斷面相對較大，其在未有襯砌條件下的斷面變形較為顯著，且側向壓力係數愈高，坑道斷面變形量愈大。在有一次襯砌之條件下，模擬之襯砌結構最大軸力與最大彎矩均隨側向壓力係數增加而遞增，且 A 類處置窖的襯砌結構受力普遍高於 B、C 類處置窖。

在烏坵建議候選場址部分，在頂拱與仰拱處的最大位移量均隨側向壓力係數增加而減少，但在側壁處的最大位移量則隨之增加；此外，相較於達仁建議候選場址之處置坑道開挖模擬分析，烏坵建議候選場址因屬結晶岩地質條件，其變形量明顯較小。

6.2 建議

無論是低放射性或是高放射性廢棄物處置，現地應力為放射性廢棄物處置場重要之場址特性，其對坑道結構穩定及處置母岩經開挖後的岩體穩定性、滲透性均有直接與間接之影響，經由本子計畫各項工作之執行，提出下列幾點建議供我國未來持續推動低放處置安全與審查技術之參考。

- (1) 針對各種現地應力量測方法，應盤點國內現有施作技術、經驗與設備，及國外工程團隊所採用的量測方法於我國地質條件之適用性。
- (2) 有鑑於現地應力量測結果受諸多不確定性因素影響，包括自然條件之不確定性、量測之不確定性與資料分析之不確定性，除須透過嚴謹的實驗室試驗、平行驗證或是統計學分析以降低不確定性外，可參考 IJRMMS 於 2003 特刊中建議之現地應力量測策略、量測技術與量測品質控制等先期評估與審議，以確保岩體應力評估之品質。
- (3) 針對國外不同處置場址母岩特性，及其採用之現地應力量測技術與分析方法，可透過持續資料蒐整與研析，以供我國發展低放射性廢棄物處置場址現地應力特性調查及相關審驗技術之參考。

參考文獻

- [1] 台灣電力公司，低放射性廢棄物最終處置技術評估報告，2017。
- [2] 李偉誠，非彈性應變回復法評估花蓮和平地區及彰濱工業區之現地應力場，國立臺灣師範大學，碩士論文，2015。
- [3] 高子恩，宜蘭紅柴林地區現地應力及導水裂隙關係之研究，國立臺灣師範大學，碩士論文，2016。
- [4] 陳錦清、俞旗文，「坪林隧道沿線水力破裂法現地應力量測」，地工技術，第46期，第35至46頁，1994。
- [5] 宋家宇，錦水構造現地應力與注氣誘發斷層再活動分析，國立中央大學，碩士論文，2015。
- [6] 楊長義、李宏輝，低放射性廢棄物坑道處置結構穩定驗證評估技術之研究，行政院原子能委員會放射性物料管理局，2018。
- [7] 楊長義、李宏輝，低放射性廢棄物近岸坑道處置之坑道結構穩定驗證技術研究，行政院原子能委員會放射性物料管理局，2019。
- [8] 俞旗文，「利用取樣岩心量測岩石現地應力的技術」，工程技術，第94期，第11至18頁，2007。
- [9] Amadei B, Stephansson O. Rock stress and its measurement. London: Chapman & Hall; 1997.
- [10] Christiansson R, Hudson J A. ISRM Suggested Methods for rock stress estimation—Part 4: Quality control of rock stress estimation. International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences 40 (2003) 1021 – 1025.
- [11] Hudson J A, Cornet F H and Christiansson R. ISRM suggested method for rock stress estimation – Part 1: Strategy for rock stress estimation. International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences 40 (2003) 991 – 998.
- [12] Haimson B C, Cornet F H. ISRM Suggested Methods for rock stress estimation—Part 3: hydraulic fracturing (HF) and/or hydraulic testing of pre-existing fractures (HTPF). International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences 40 (2003) 1011 – 1020.

-
- [13] Ljunggren C, Yanting Chang, Jansonb T, Christiansson R. An overview of rock stress measurement methods. *International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences* 40 (2003) 975–989.
- [14] Matti Hakala. Quality Control for Overcoring Stress Measurement Data. POSIVA 2006-03.
- [15] Sjöberg J, Christiansson R, Hudson J A. ISRM Suggested Methods for rock stress estimation—Part 2: overcoring methods. *International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences* 40 (2003) 999 – 1010.
- [16] Stephansson O and Zang A. ISRM Suggested Methods for Rock Stress Estimation—Part 5: Establishing a Model for the In Situ Stress at a Given Site. *Rock Mech Rock Eng* (2012) 45:955–969.
- [17] Zang A, Stephansson O (2010) *Stress field of the Earth's crust*. Springer Science and Business Media BV, Dordrecht.