

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

111 年低放射性廢棄物坑道處置源項
與工程審驗技術研析
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：王士榮
子項主持人：楊長義、林文勝
計畫編號：111FCMA005
報告日期：中華民國 111 年 12 月 22 日

111 年低放射性廢棄物坑道處置源項 與工程審驗技術研析

受委託單位：國立中央大學

研究主持人：王士榮

協同主持人：楊長義、林文勝

研究期程：中華民國 111 年 2 月至 111 年 12 月

研究經費：新臺幣 2,150,000 元

放射性物料管理局 委託研究

中華民國 111 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.....	5
五、 附件.....	I
子計畫 1：「111 年處置設施場址岩石力學特性及其對現地應力量測結果之影響研析」期末報告.....	I
子計畫 2：「111 年坑道處置不同化學環境之力學及水力耦合特性研析」期末報告.....	II
子計畫 3：「111 年超 C 類放射性廢棄物處置安全管制研究」期末報告.....	III

計畫名稱：111 年低放射性廢棄物坑道處置源項與工程審驗技術研析

一、摘要

(一) 中文摘要

台電公司根據經濟部公告兩處低放處置設施建議候選場址，參考國際處置技術發展與國內建議候選場址條件，持續推動低放處置計畫。原能會放射性物料管理局除要求台電公司精進各項處置技術外，亦需精進我國低放處置審驗技術與管制法規，嚴密管制低放處置設施安全。爰此，本計畫內容包含處置設施工程材料特性之審驗要項研究、坑道處置不同化學環境之力學及水力耦合特性研析，以及超 C 類放射性廢棄物處置安全管制研究等。透過以上之研究，習得國際低放廢棄物處置技術與法規發展趨勢，並探討我國環境地質條件與處置設計概念，提出適合於我國之低放處置安全管制要項建議，並協助主管機關精進我國低放處置審驗技術與管制法規，期為民眾做好低放射性廢棄物處置安全把關工作。

(一) 英文摘要

The Ministry of Economic Affairs has announced two proposed candidate sites for low-level disposal. Taiwan Power Company has continued to promote low-level disposal plans by referring to international disposal technologies and domestic proposed environmental conditions for candidate sites. In addition to requiring Taiwan Power Company to continuously improve various disposal technologies, the Fuel Cycle and Materials Administration also needs to complete the low-level disposal verification technology and regulations, and strictly control the safety of low-level disposal. Therefore, this project includes "Research on the key items for verification of material properties of disposal facilities", "Research of mechanical - hydraulic coupling characteristics of tunnel disposal in different chemical environments", and "Greater-than-Class C

disposal safety control research", etc. Through the project, we will understand the development trend of international low-level waste disposal technology and regulations, and discuss domestic environmental geological conditions and disposal design concepts. Put forward important suggestions for domestic low-level disposal safety control.

二、 計畫目標

本計畫「111 年低放射性廢棄物坑道處置源項與工程審驗技術研析」共分為三個子計畫進行研究。子計畫一蒐集國內、外岩石力學特性及其對現地應力量測結果之影響的文獻，綜整處置技術先進國家有關處置母岩現地與室內岩石力學試驗項目與分析結果，並就我國本土處置母岩之材料特性進行比較與研析，以提供未來有關處置母岩之場址特性調查、試驗規劃及發展相關審驗技術之參考。子計畫二蒐整國際間有關不同化學環境下岩體裂隙之水力-力學耦合之室內試驗文獻，進一步針對化學環境之水力-力學耦合室內試驗之方法進行研析，比較這些研究方法之差異，並且透過實際的研究案例，對於化學環境之水力-力學耦合之室內試驗之研究成果有更進一步的掌握，最後提出相關建議。子計畫三研析超 C 類放射性廢棄物之來源及特性，蒐集研析國際上對於超 C 類放射性廢棄物管制法規與處置案例，探討超 C 類放射性廢棄物處置之關鍵技術議題，最後並提出我國低放處置設施處置超 C 類放射性廢棄物安全評估審查建議。透過研析國際低放廢棄物處置技術與法規發展趨勢，並探討我國環境地質條件與處置設計概念，提出適合於我國之低放處置安全管制要項建議，精進我國低放處置審驗技術與管制法規，期為民眾做好低放射性廢棄物處置安全把關工作。

三、 重要成果

- (一) 子計畫一：111 年處置設施場址岩石力學特性及其對現地應力量測結果之影響研析
1. 蒐整瑞典 SFR 等國外有關地下實驗室與場址調查之岩石力學試驗項目及完整岩石力學參數資料，並彙整成表。就鑽孔

數量、試驗項目與試驗組數而言，以瑞典 SFR 最為完整；此外，SFR 在裂隙相關力學特性研究、加拿大 URL 有關岩石損傷應力研析，及韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)有關鑽炸引致岩體損傷之現地試驗，均值得我國參考。

2. 根據 SKB 有關岩石力學參數及對應之用途，將本年度及前期相關研究蒐整之低放射性廢棄物處置場岩石力學參數，依完整岩石力學參數與裂隙力學參數進行綜整並表格化，所羅列之參數可提供我國低放射性廢棄物處置場有關場址初步設計與安全評估之參考。此外，根據「101 安塑至草埔地質調查」之水平鑽探與垂直鑽探取樣之岩石力學試驗結果，推估硬頁岩在單壓強度與楊氏模數具有一定程度之異向性。
3. 利用數值分析軟體 FLAC3D 建立套鑽法數值模型，並定量探討了材料異向性、應力異向性及人為誤差對現地應力量測之影響。透過模擬分析，當材料異向性較高時($E_t/E_n = 2.6$)，套鑽法分析之主應力推估誤差最高可達 100%。
4. 綜整國際間處置技術先進國家發展放射性廢棄物處置技術之經驗，提出我國未來有關場址調查之鑽探取樣與室內試驗、地下實驗室工作項目及現地應力量測等建議。

(二) 子計畫二：111 年坑道處置不同化學環境之力學及水力耦合特性研析

1. 蒐整日本、美國和中國對於岩體破裂面於化學環境下水力-力學耦合特性研究相關文獻。研究之岩體包含石灰岩、花崗岩以及頁岩等，研究中分別以不同化學條件下的溶液進行室內試驗與與分析，本研究彙整其試驗流程及成果概述。
2. 研析並比較岩體破裂面於化學環境下水力-力學耦合特性之室內試驗研究方法，研究結果得知，化學環境下水力-力學耦合之室內試驗方法主要包含兩個部分，其一為流體流動試驗裝置，其一為破裂面表面觀測裝置，本研究亦整理所蒐集之

文獻中，各研究之室內試驗之差異。

3. 國際間有關破裂面於化學環境下水力-力學耦合之案例分析，研析成果包含不同岩體(花崗岩、頁岩及石灰岩)之破裂面受不同化學流體之影響。其中，石灰岩之破裂面受流經溶液的 pH 值影響顯著，另外，快速的水力通道產生可能使滲透率快速上升。花崗岩之破裂面受到壓溶作用的影響，溶解反應優先發生於破裂面之不平整接觸面，使水力內寬減小。頁岩質破裂面中則需視碳酸鹽類礦物含量多寡，碳酸鹽類礦物容易溶解使破裂面之開口寬增加。
4. 綜整我國低放建議候選場址之特徵化資訊，並與國際間有關化學環境下，力學-水力耦合之研究成果進行比較。提出低放射性廢棄物坑道處置之要項建議。

(三) 子計畫三： 111 年超 C 類放射性廢棄物處置安全管制研究

1. 蒐整美國超 C 類放射性廢棄物之定義、來源及特性，並針對我國核能電廠除役計畫提出之超 C 類放射性廢棄物主要來源及其特性進行說明。而國際原子能總署(IAEA)廢棄物分類系統定義之中放射性廢棄物，係接近美國所定義之超 C 類放射性廢棄物分類，所以，本研究特再參考 IAEA 對於中放射性廢棄物的來源與特性進行研析。
2. 我國低放射性廢棄物分類標準係參考美國 10 CFR 61.55 法規規定放射性核種濃度之限值所訂定。所以本研究特針對美國 10 CFR 61 管制法規及美國提出之處置設施處置超 C 類放射性廢棄物案例進行探討，美國對於超 C 類放射性廢棄物處置之最優選規劃係於目前既有的超鈾廢棄物(Transuranic Waste)的深層地質處置場(位於新墨西哥州的 WIPP)進行處置。另針對 IAEA 有關中放射性廢棄物處置規定，以及目前國際上針對處置中放射性廢棄物處置概念、案例及主要特徵完成研析說明。IAEA 提出中放射性廢棄物處置方式，指出

大多數半化期小於 30 年之短半化期中放射性廢棄物 (ILW-SL)，可在近地表設施中處置；長半化期中放射性廢棄物 (ILW-LL) 需在地質處置設施中進行處置。

3. 針對美國能源部提出「超 C 類放射性廢棄物處置之環境影響報告書」，以及美國核管會 C 提出「超 C 類放射性廢棄物處置的關鍵技術問題」進行關鍵技術議題研究。另再針對研析 IAEA 定義的中放射性廢棄物處置關鍵技術，以防止或限制放射性核種從處置設施外釋，確保放射性核種衰變到無害的程度，避免影響生物圈環境安全之關鍵技術議題。
4. 我國核能電廠除役後的廢棄物 Ni-59(半化期 7.49×10^4 年)、Ni-63(半化期 100 年)及 Nb-94(半化期 2.03×10^4 年)之濃度超出 C 類之限值而被歸類為超 C 類。超 C 類放射性廢棄物一般係不能採用近地表處置的方式，我國目前超 C 類放射性廢棄物類等於 IAEA 分類之 ILW-LL。國際多數國家提出將 ILW-LL 和用過核子燃料(SNF)(或高放射性廢棄物(HLW))聯合處置(例如法、日、英)。我國超 C 類放射性廢棄物係規劃採用 SNF 同規格乾式護箱貯存，建議未來國內針對超 C 類放射性廢棄物處置應採取地質處置方式，並可併入用過核子燃料(SNF)進行聯合處置。

(四) 展望

子計畫透過國內公共工程建設之鑽探試驗報告，蒐整我國二處低放射性廢棄物建議候選場址所處母岩之岩石力學特性，包括完整岩石力學參數與裂隙力學參數等，可提供未來有關處置場址設計與安全評估之參考。惟達仁鄉建議候選場址尚欠缺完整岩石張力強度、裂隙形成應力，及二處建議候選場址之裂隙變形特性等仍屬欠缺，有待持續之資料蒐整或是透過試驗研究始能獲得。此外，本研究建構之 USBM 套鑽法數值模型，初步僅針對主應力值之推估誤差進行參數分析，未來可在相同的參數條件下，持續研析主應力方向之推估誤差。子計畫

二蒐整並研析美國、中國、日本等國家，有關化學環境下之水力-力學耦合室內試驗方法與研究成果之相關文獻。未來可進一步針對化學環境下之水力-力學耦合數值模擬與相關參數需求等議題進行研析，以了解國際上在此研究領域進行數值模擬之現況與成果，提供國內在相關議題之研究與審驗參考。子計畫三針對超 C 類放射性廢棄物處置之關鍵技術議題，建議未來國內應考慮超 C 類放射性廢棄物類型特徵(包括：輻射分解、產熱、臨界性和處置罐不銹鋼腐蝕)、人類無意闖入、意外事件造成放射性外釋評估，以及處置方案對資源區域及人類健康影響等關鍵技術議題。針對超 C 類放射性廢棄物之處置方式，建議未來國內應採取地質處置，並併入用過核子燃料(SNF)進行聯合處置，依據國際上 ILW-LL 和 SNF(或 HLW)進行聯合處置之發展，以及國內用過核子燃料最終處置政策，進一步研議及評估。。

五、附件

子計畫 1 「111 年處置設施場址岩石力學特性及其對現地應力量測結果之影響研析」期末報告

子計畫 2 「111 年坑道處置不同化學環境之力學及水力耦合特性研析」期末報告

子計畫 3 「111 年超 C 類放射性廢棄物處置安全管制研究」期末報告



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

111 年低放射性廢棄物坑道處置源項

與工程審驗技術研析

子計畫一：111 年處置設施場址岩石力學特性
及其對現地應力量測結果之影響研析
期末報告

計畫編號：111FCMA005

計畫主持人：王士榮

子計畫三主持人：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 111 年 11 月

111 年低放射性廢棄物坑道處置源項

與工程審驗技術研析

子計畫三：111 年處置設施場址岩石力學特性 及其對現地應力量測結果之影響研析

受委託單位：國立中央大學

計畫主持人：王士榮

子計畫四主持人：楊長義、李宏輝

研究期程：中華民國 111 年 2 月至 111 年 12 月

研究經費：新臺幣 63.5 萬元(子計畫經費)

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 111 年 11 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

低放射性廢棄物採坑道處置的相關規劃、設計、施工及運轉期間的穩定性，須考量處置場址的地質、水文地質條件及岩盤的岩石力學特性，包括完整岩石材料與岩石節理面的強度、變形性與滲透性等，所述岩石力學特性與參數均需透過地質鑽探與岩石力學試驗始能獲得。根據我國目前的低放射性廢棄物處置進程，雖已公告達仁鄉與烏坵鄉二處為建議候選場址，惟相關之鑽探、岩石取樣與試驗等場址調查工作均尚未進行，僅能透過鄰近建議候選場址之公共工程鑽探與施工經驗，間接瞭解建議候選場址的處置母岩力學特性。有鑑於岩石力學特性與現地應力為重要之場址特性，本子計畫藉由國際間處置技術先進國家之技術報告與研究文獻，瞭解國際間有關場址岩石力學特性調查與試驗成果，同時蒐集鄰近達仁與烏坵二處建議候選場址之鑽探與試驗資料，包括臺9線南迴公路安朔草埔隧道與金門花岡岩岩石力學試驗成果，期能提供未來有關建議候選場址之處置母岩調查與試驗規劃之參考，亦可作為未來有關場址安全評估所需之參考依據。此外，為瞭解岩石力學特性與人為操作誤差對現地應力量測的影響，本研究以 FLAC3D 建立套鑽法數值模型並進行一系列影響因子分析。

綜整瑞典中、低放射性廢棄物處置場(SFR)、加拿大 AECL 所屬地下研究實驗室、日本地下瑞浪實驗室及韓國原子能研究院地下研究隧道之研究成果，包括鑽探取樣策略與岩石力學試驗規劃、乾燥與飽和條件下之力學試驗及透過地下實驗室探討鑽炸對處置母岩的影響，均可作為我國未來處置場址調查與試驗規劃之參考。本子計畫透過 FLAC3D 建立之套鑽法數值模型，可知鑽孔偏心率、量測設備旋轉角度與材料異向性為影響現地應力量測值之重要因素，其中，在材料異向性較高時($E_t/E_n = 2.6$)，異性向對主應力推估誤差最高可達 100%。最後，有關有關現地應力調查工作，調查初期配合鑽探作業，建議可採應變回復法與水力破裂法，隨著坑道開挖或是於鄰近處置場址建立地下實驗室時，可採水力破裂法、套鑽法、與平鈸千斤頂法等。

關鍵詞：岩石力學特性、現地應力、低放射性廢棄物處置、處置坑道

Abstract

The planning, design, construction, and safety assessment during the operation of the disposal tunnels for low-level radioactive waste must take into account the geological and hydrogeological conditions of the disposal site and the mechanical properties of the host rock. The rock mechanical properties and parameters, including the strength, deformability and permeability of intact rock and rock joints can only be obtained through geological drilling and rock mechanics tests. However, according to the current progress of the low-level radioactive waste disposal plan, Daren and Wuqiu are announced as proposed candidate sites, and the relevant site investigations such as drilling, rock sampling and testing have not yet been carried out. The mechanical properties of the host rocks for disposal at the proposed candidate sites can only be obtained indirectly through public works drilling and construction experience adjacent to the proposed candidate site. Considering that rock mechanical properties and in-situ stress are essential, this sub-project collects international experiences about the site survey and relative rock mechanical tests. In addition, the drilling works and rock tests near Daren and Wuqiu were collected, including the Anshuo Caopu Tunnel of Provincial Highway No.9 of the South Link Highway. The rock mechanics test results of Jinmen granite are collected as well. In addition, to understand the influence of rock mechanical properties and human operation error on in-situ stress measurement, this study established a numerical model of overcoring method with FLAC3D and conducted a series of influencing factor analysis.

According to the experiences of Swedish repository for low and intermediate level waste (SFR), Canada's AECL's underground research laboratory, Japan's Mizunami Underground Research Laboratory, and Korea Atomic Energy Research Institute Underground Research Tunnel, including drilling sampling strategy and rock mechanics test planning, the mechanical test under dry and saturated conditions, and the discussion about the impacts of drilling and blasting on the disposal of host rock through the underground laboratory are worth of reference for future disposal site investigation and test planning in our country. Through the numerical

model of the overcoring method established by FLAC3D in this research, it can be found that the eccentricity of the drilling hole, the rotation angle of the measuring equipment and the material anisotropy are important factors affecting the measured value of the in-situ stress. For example, when the material anisotropy is high ($E_t/E_n = 2.6$), the estimated error of the anisotropy on the principal stress can be as high as 100%. Finally, regarding the investigation of in-situ stress, it is suggested that the strain recovery method and hydraulic fracturing method can be used in the initial stage of the investigation. In addition, the hydraulic fracturing method, overcoring method and flat jack method can be adopted when the tunnel is excavated, or an underground laboratory is established near the disposal site.

Keywords : rock mechanical properties, in-situ stress, low-level radioactive waste, disposal tunnel

目錄

中文摘要	I
AbstractI	I
目錄	IV
表目錄	VI
圖目錄	VIII
第一章 前言	1
1.1 計畫背景	1
1.2 計畫目的與重要性	2
1.3 報告內容	2
第二章 國際間有關處置場址岩石力學特性之調查與評估	5
2.1 瑞典中、低放射性廢棄物處置場(SFR)	5
2.2 加拿大地下研究實驗室	21
2.3 日本地下實驗室	27
2.4 韓國原子能研究院地下研究隧道	34
2.5 綜合研析	43
第三章、低放射性廢棄物處置設施的岩石力學特性研析方法	48
3.1 我國低放處置設施建議候選場址	48
3.2 鄰近達仁鄉建議候選場址之相關工程資料	49
3.3 鄰近烏坵鄉建議候選場址之相關工程資料	66
3.4 綜合研析	75
第四章、岩石力學特性對現地應力量測結果之影響研析	80
4.1 套鑽法數值模型	80

4.2 應力異向性與材料參數的影響.....	87
4.3 鑽孔孔徑與人為操作之影響.....	90
4.4 異向性之影響.....	94
第五章、低放射性廢棄物處置場址岩石力學特性對現地應力量測結果影響之 評估與審驗技術建議.....	98
5.1 處置場址岩石力學特性之重要性、調查與試驗.....	98
5.2 我國低放射性處置場址現地應力量測技術與審驗評估之建議.....	102
參考文獻.....	104
附錄 A.....	107
附錄 B.....	109
附錄 C.....	112
附錄 D.....	114
附錄 E.....	116

表目錄

表 2.1-1 場址調查有關岩石力學參數及對應之用途.....	7
表 2.1-2 SFR 進行之完整岩石力學試驗項目與組數.....	10
表 2.1-3 SFR 完整岩石強度與變形性參數.....	12
表 2.1-4 SFR 完整岩石 HOEK-BROWN 破壞準則強度參數.....	12
表 2.1-5 SFR 處置場址進行之裂隙剪力試驗項目與組數.....	16
表 2.1-6 SFR 裂隙試體傾斜試驗成果.....	17
表 2.1-7 SFR 開口裂隙試體直接剪力試驗成果(1).....	17
表 2.1-8 SFR 開口裂隙試體直接剪力試驗成果(2).....	18
表 2.1-9 SFR 開口裂隙試體直接剪力試驗成果(3).....	18
表 2.2-1 LAC DU BONNET 花崗岩基本力學試驗成果.....	24
表 3.1-1 國內低放處置設施建議候選場址之比較.....	49
表 3.2-1 「107 大鳥鄉、紅葉村地質調查」鑽孔地點與試驗名稱.....	55
表 3.2-2 「107 大鳥村、紅葉村地質調查」完整岩石力學試驗相關成果.....	56
表 3.2-3 「101 安朔至草埔地質調查」完整岩石靜彈模數試驗.....	57
表 3.2-4 「101 安朔至草埔地質調查」完整岩石單軸壓縮強度.....	57
表 3.2-5 「101 安朔至草埔地質調查」完整岩石三軸試驗－凝聚力.....	58
表 3.2-6 「101 安朔至草埔地質調查」完整岩石三軸試驗－摩擦角.....	58
表 3.2-7 「101 安朔至草埔地質調查」岩石弱面直接剪力試驗結果(1).....	59
表 3.2-8 「101 安朔至草埔地質調查」岩石弱面直接剪力試驗結果(2).....	59
表 3.2-9 「101 安朔至草埔地質調查」岩石動彈性模數試驗結果(1).....	60
表 3.2-10 「101 安朔至草埔地質調查」岩石動彈性模數試驗結果(2).....	60
表 3.2-11 金門花崗岩單軸壓縮與三軸壓縮試驗資料.....	70

表 3.2-12 「料羅港 E2 碼頭及後線場地新建工程委託規劃技術服務案」完整 岩石力學試驗相關成果	74
表 3.4-1 「料羅港 E2 碼頭及後線場地新建工程委託規劃技術服務案」完整岩 石力學試驗相關成果	77
表 4.1-1 FLAC3D 套鑽模型網格穩定性成果	82
表 4.1-2 FLAC3D 套鑽模型材料參數	84
表 4.1-3 FLAC3D 套鑽模型材料參數	86
表 4.4-2 橫向等向性材料之彈性參數	95
表 5.2-1 我國低放射性處置場址現地應力量測建議事項	102
表 B-1 「101 安朔至草埔地質調查」水平鑽探取樣單壓強度試驗結果	109
表 B-2 「101 安朔至草埔地質調查」垂直鑽探取樣單壓強度試驗結果	110
表 B-3 「101 安朔至草埔地質調查」水平鑽探取樣靜彈模數試驗結果	111
表 B-4 「101 安朔至草埔地質調查」垂直鑽探取樣靜彈模數試驗結果	111
表 D-1 ISRM 建議之弱面調查項目與常見的調查方法	114

圖目錄

圖 2.1-1 瑞典中、低放射性廢棄物處置場	6
圖 2.1-2 瑞典 SFR 中、低放射性廢棄物處置場裂隙分布三維模型	9
圖 2.1-3 完整岩石強度特性與取樣深度關係圖	13
圖 2.1-4 完整岩石變形特性與取樣深度關係圖	13
圖 2.1-5 根據現地試驗及取樣試體取得 P 波波速深度關係圖	14
圖 2.1-5 傾斜試驗與直接剪力試驗成果	19
圖 2.1-6 傾斜試驗成果與取樣深度關係圖	19
圖 2.1-7 直接剪力試驗成果與取樣深度關係圖	20
圖 2.1-7 直接剪力試驗成果與取樣深度關係圖	20
圖 2.2-1 AECL 所屬地下研究實驗室位置及地下設施示意圖	21
圖 2.2-2 LAC DU BONNET 花崗岩單軸壓縮強度分布圖	22
圖 2.2-3 LAC DU BONNET 花崗岩三軸壓縮強度試驗結果	23
圖 2.2-4 不同取樣深度之 LAC DU BONNET 花崗岩力學參數與 P 波波速	25
圖 2.2-5 岩石的應力—應變曲線及裂縫閉合、裂縫形成及裂縫損傷門檻值之 定義	26
圖 2.2-6 LAC DU BONNET 花崗岩的平均裂縫形成門檻與裂縫損傷門檻	27
圖 2.3-1 瑞浪地下實驗室坑道配置圖與所處地質條件)	28
圖 2.3-2 瑞浪地下實驗室場址調查鑽孔編號及位置	29
圖 2.3-3 裝設 AE 感測器及應變計貼片之岩心試體	32
圖 2.3-4 ASR 試體製備及應變計貼片黏貼狀況	33
圖 2.3-5 DSCA 試體製備及應變計貼片黏貼狀況	33
圖 2.3-6 水力破裂法現地試驗設備配置圖	33
圖 2.4-1 韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)	35

圖 2.4-2 韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)空間配置圖.....	36
圖 2.4-3 韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)設施照片.....	37
圖 2.4-4 KURT 聯絡坑道沿線之岩體評分.....	41
圖 2.4-5 KURT 有關開挖損傷區之開挖與鑽孔布設規劃.....	41
圖 2.5-1 國外處置場址及地下實驗室之場址岩石力學特性分類.....	43
圖 3.2-1 鄰近達仁建議候選場址之公共工程與鑽探調查位置.....	50
圖 3.2-2 鄰近達仁建議候選場址之公共工程與鑽探調查位置.....	51
圖 3.2-3 鄰近達仁鄉建議候選場址之岩石單軸壓縮強度與取樣深度關係圖	61
圖 3.2-4 「101 安朔至草埔地質調查」完整岩石三軸試驗結果.....	62
圖 3.2-5 「101 安朔至草埔地質調查」岩石弱面直接剪力試驗結果.....	63
圖 3.2-6 「101 安朔至草埔地質調查」岩石弱面直接剪力試驗結果.....	64
圖 3.2-7 「101 安朔至草埔地質調查」岩石動彈性模數試驗結果.....	65
圖 3.2-8 「101 安朔至草埔地質調查」岩石力學特性分類.....	66
圖 3.2-9 金門花崗岩之應力應變曲線.....	68
圖 3.2-10 金門花崗岩與福建花崗岩之應力應變曲線比較.....	69
圖 3.2-11 金門花崗岩單壓力學性質之統計.....	69
圖 3.2-12 金門花崗岩單壓體積應變及裂縫損傷應力.....	72
圖 3.2-13 料羅港 E2 碼頭及後線場地新建工程委託規劃技術服務鑽探案 .	73
圖 4.1- 1 FLAC3D 套鑽模型示意圖.....	80
圖 4.1-2 套鑽法尺寸示意圖.....	81
圖 4.1-3 FLAC 3D 套鑽模型透視圖.....	81
圖 4.1-4 FLAC 3D 模型剖面尺寸示意圖.....	82
圖 4.1-5 套鑽模型運算之穩定性分析圖.....	83
圖 4.1-6 不同水平主應力比值(KH)之應力邊界設置.....	83

圖 4.1-7 FLAC3D 套鑽法模擬步驟俯視圖	85
圖 4.1-8 FLAC3D 套鑽法之步驟模擬側視圖	85
圖 4.1-9 套鑽後監測點之水平位移	86
圖 4.2-1 應力比與監測點布設關係圖	87
圖 4.2-2 不同應力比之主應力推估誤差	88
圖 4.2-3 不同夾角之位移計示意圖	88
圖 4.2-4 不同夾角位移計之主應力推估結果對照圖	89
圖 4.2-5 不同材料參數條件下之主應力推估誤差	90
圖 4.3-1 大孔半徑(R)與小孔半徑(A)示意圖	91
圖 4.3-2 不同鑽孔孔徑條件下之主應力推估誤差	91
圖 4.3-3 監測點設置角度(θ)示意圖	92
圖 4.3-4 不同監測點設置角度(θ)條件下之主應力推估誤差	93
圖 4.3-5 鑽孔偏心率(B)示意圖	94
圖 4.3-6 不同鑽孔偏心率(B)條件下之主應力推估誤差	94
圖 4.4-1 橫向等向性材料模型之座標方向與弱面走向角	95
圖 4.4-2 楊氏模數比(E_T/E_N)於三種應力比(K_H)條件下之主應力推估誤差	97
圖 A-1 靜水壓三軸壓縮試驗條件下之圍壓與體積應變曲	107
圖 A-2 不同鑽孔位置與取樣深度之岩心體積應變量測結果	108
圖 C-1 封塞試驗布置示意圖	112
圖 C-2 微水試驗布置示意圖	113
圖 C-3 跨孔試驗布置示意圖	113
圖 E-1 套鑽法現地應力試驗步驟	116
圖 E-2 CSIR 套筒之裝置組成	117
圖 E-3 CSIR 套筒之應變計黏貼位置與方向	117

圖 E-4 CSIRO 套筒	118
圖 E-5 CSIRO 套筒之應變計黏貼位置與方向	118
圖 E-6 BORRE 探頭及搭配之資料擷取系統	119
圖 E-7 BORRE 探頭應變計黏貼位置與方向	119

第一章 前言

1.1 計畫背景

我國目前的低放射性廢棄物處置策略，係參酌國外處置技術先進國家之經驗，選擇合適的自然環境，搭配處置設施設計，將低放射性廢棄物長期隔離於人類生活環境之外，並利用低放射性廢棄物的衰變特性，逐步降低其放射性強度。根據目前國外已興建運轉之低放射性廢棄物最終處置場，可區分為地面處置窖式與坑道處置型式，例如日本六所村即屬地面處置窖式，瑞典 SFR1 及 SFR3 中、低放處置場則為坑道處置型式(台灣電力公司，2017)。國內目前規劃的低放射性廢棄物處置方式為坑道式處置，係利用天然岩體與工程設施所構成的「多重障壁」系統，亦是目前國際上低放射性廢棄物處置設之設計概念，其組成包括廢棄物固化體、盛裝容器、緩衝與回填材料、工程結構物，及岩體等工程和天然障壁之多重組合，藉以隔絕放射性廢棄物與外界環境的接觸。

有關坑道式處置的相關規劃、設計、施工及運轉期間的穩定性，須考量處置場址的地質、水文地質條件及岩盤的岩石力學特性，包括完整岩石材料與岩石節理面的強度、變形性與滲透性等，所述岩石力學特性與參數均需透過地質鑽探與岩石力學相關試驗始能獲得。然而，根據我國目前的低放射性廢棄物處置進程，雖已公告達仁鄉與烏坵鄉二處為建議候選場址，惟相關之鑽探、岩石取樣與試驗等場址調查工作均尚未進行，僅能透過鄰近建議候選場址之公共工程鑽探與施工經驗，間接瞭解建議候選場址的處置母岩力學特性。

此外，根據本子計畫前期研究—「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」(楊長義與李宏輝，2020)及「低放射性廢棄物處置現地應力量測影響因子研析」(楊長義與李宏輝，2021)，顯示現地應力為放射性廢棄物處置設施之重要場址特性，其對地下處置設施之空間規劃與配置、處置母岩之開挖與支撐工法選定、處置坑道之結構穩定性與功能性均有直接的影響。至於處置場址現地應力之量測，其結果除了與現地

應力量測技術有關外，在進行現地應力分析與研判時仍須考量處置場址之地質構造、岩體異向性、層理與材料組成異質性等因子的影響。

1.2 計畫目的與重要性

有鑑於岩石力學特性與現地應力為重要之場址特性，本子計畫藉由國內、外的資料蒐整，瞭解國際間處置技術先進國家有關場址岩石力學特性調查與評估，及國內公共工程鑽探與施工經驗，期能提供建議候選場址未來有關場址特性調查之參考。此外，本研究透過數值分析，持續探討岩石材料特性與設備裝設誤差對現地應力量測結果之影響，期能提供我國未來有關低放射性廢棄物處置場之場址特性調查及審驗工作之參考。

1.3 報告內容

本研究之工作項目細分為「國際間有關處置場址岩石力學特性之調查與評估」、「低放射性廢棄物處置設施的岩石力學特性研析方法」、「岩石力學特性對現地應力量測結果之影響研析」與「低放射性廢棄物處置場址岩石力學特性對現地應力量測結果影響之評估與審驗技術建議」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，其內容摘述如后。

第二章 國際間有關處置場址岩石力學特性之調查與評估

針對瑞典中、低放射性廢棄物處置場(SFR)，及加拿大與日本地下實驗室(URL)之岩石力學試驗項目與調查成果，國內相關技術報告與文獻已多有所蒐集與論述，惟各國處置場之岩石力學特性與參數仍零散見於各類文獻中，實有必有針對各國之試驗項目、岩石力學特性與重要成果進行綜合整理。此外，韓國原子能研究院地下研究隧道(KURT)之發展雖較鮮少見於國內相關文獻，然而其研究隧道之空間規劃、試驗項目與研究成果(Cho 等人，2008；Jo 等人，2019；

Kwon 等人, 2009; Park 等人, 2019), 亦值得我國參考與借鏡, 故一併納入蒐整與討論。

第三章 低放射性廢棄物處置設施的岩石力學特性研析方法

本子計畫前期研究已根據「建議候選場址遴選報告」(經濟部, 2011)與「低放射性廢棄物最終處置技術評估報告」(台灣電力公司, 2016), 分別針對達仁與烏坵二處建議候選場址之岩石力學特性、坑道岩覆深度、斷面形狀與尺寸進行初步整理, 惟二處建議候選場址之岩石力學特性仍與地質條件仍有持續蒐集與更新之必要。在達仁鄉部分, 臺9線南迴公路安朔草埔隧道之鑽探成果及其在地質破碎帶之調查經驗, 可供低放射性廢棄物處置場址有關段地質破碎帶調查與判釋之參考, 且可據以發展相關審驗技術; 在烏坵部分, 除蒐整與之相同地質條件之金門花岡岩岩石力學參數資料外(楊長義, 2016), 亦包括近年相關公部門於烏坵及鄰近相同地質區域執行之地質鑽探與試驗成果。

第四章 岩石力學特性對現地應力量測結果之影響研析

理論上, 均質岩體其內部的主應力方向平行於邊界所施加的主應力, 然而, 當岩體具異向性或異質性, 材料內部的主應力方向則可能受到弱面或材料組成異質性的干擾, 此時材料內部任意位置的主應力大小及方向實與邊界之主應力分布存在差異(Zang & Stephansson, 2010)。此外, 有鑑於量測設備裝設過程的人為誤差, 及其對現地應力量測與分析結果的影響亦屬重要課題, 爰此, 本研究採用 FLAC 3D 數值分析工具, 模擬 USBM 套鑽法, 並探討有關岩體材料參數、異向性與量測設備裝設過程對現地應力分析結果的影響。

第五章 低放射性廢棄物處置場址岩石力學特性對現地應力量測結果影響之評估與審驗技術建議

根據達仁與烏坵二處建議候選場址之地形、地質與初步的處置設施概念設計，作為現地應力量測技術評估對象，並根據前三項工作成果，提出符合我國本土地質條件之現地應力量測與相關審驗技術建議。

第二章 國際間有關處置場址岩石力學特性之調查與評估

本章蒐整國際間重要的放射性廢棄物處置場及地下實驗室有關岩石力學特性之調查與評估，蒐整的對象包括瑞典中、低放射性廢棄物處置場(SFR)、加拿大 AECL 所屬地下研究實驗室、日本地下瑞浪實驗室及韓國原子能研究院地下研究隧道，並就各國之試驗項目、岩石力學特性與重要成果進行綜合整理。

2.1 瑞典中、低放射性廢棄物處置場(SFR)

2.1.1 地理位置與地質條件

瑞典的中、低放射性廢棄物最終處置場 SFR(Swedish Final Repository)建於 Forsmark 核電廠附近，且位於離岸約一公里、海面下深度 50 m 的波羅的海海床內(海水覆蓋深度約 5 m)，屬坑道式處置方式。坑道總長將近 11,000 m，開挖深度在海底 50 - 140 m，其地理位置如圖 2.1-1(a)。SFR-1 處置場從 1976 年開始規劃，1983 年取得建造許可，1988 年取得運轉許可，目前係由 SKB 公司委託電廠代為營運。除了目前運轉中的 SFR-1，瑞典 SKB 公司亦開始著手規劃第二期工程稱為 SFR-3 的中、低放射性廢棄物處置場。規劃興建地點仍在 Forsmark 電廠附近岩層中的六條坑道，包含五座廢棄物處置窖及一座專為處理反應爐壓力槽之處置窖(BRT)，預計可儲存 108,000 m³ 廢棄物，場區配置規劃詳圖 2.1-1(b)，白色區域為既有之處置場(SFR-1)，藍色區域為延伸計畫之處置場(SFR-3)。

SFR 處置場母岩種類含括了三種不同的岩石種類，分別是長英質(Felsic)至中等變質火山岩(Intermediate metavolcanic rocks)、花崗岩(Granitoid)與粗顆粒狀之偉晶岩(Pegmatite)。地質破裂帶(Fracture zones)部分，Forsmark 區域的原岩條件多呈現塊狀(block-like pattern)的破裂型態，變形特性明顯的區域為地質破裂帶，依規模大小區分為二，分別為破裂區範圍超過 10 公里者屬區域性破裂帶(regional zones)，以及範圍低於 10 公里者屬局部破裂帶(local zones)。

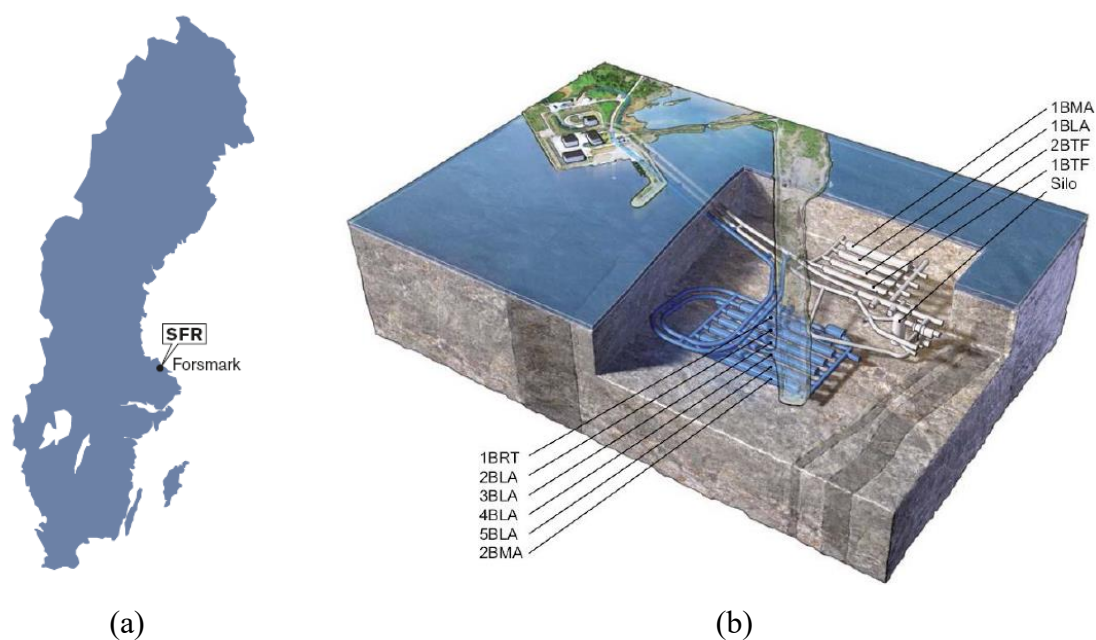


圖2.1-1 瑞典中、低放射性廢棄物處置場(SFR)：(a)地理位置示意圖(SKB，2008)與(b)場區空間配置規劃(SKB，2014)

2.1.2 鑽探取樣策略與岩石力學試驗規劃

有關放射性廢棄物處置場的長期安全設計與評估，必須透過場址調查提供所需的分析數據，以岩石力學領域有關的場址調查為例，須提供完整岩石與節理的力學特性，及場址的現地應力值與方向，尚須包括初步的岩體分類以供坑道開挖方法、開挖機具及支撐類別選定之參考。根據 SKB TR-01-29 有關場址調查、調查方法和執执行程序技術文件，已列出場址調查有關岩石力學參數及對應之資料使用者，詳表 2.1-1。所述之岩石力學參數區分完整岩石(intact rock)、裂隙(fractures)、岩體(rock mass)與現地應力(in situ stress)。在完整岩石部分，其參數包括楊氏模數(Young's modulus)、柏松比(Poisson's ratio)、裂縫形成應力(crack initiation stress)、抗壓強度(單壓強度、凝聚力、抗剪摩擦角與膨脹角)、張力強度及微裂隙體積(micro crack volume)；裂隙參數包括變形特性(節理正向勁度與剪力勁度)與剪力強度；岩體參數包括變形模數與柏松比、抗壓強度、張力強度；現地應力參數包括現地應力方位與數值大小。

SFR 之場址調查工作，係按照處置場址的岩石分區與裂隙分布區進行鑽孔調查及岩心試體取樣，並根據鑽探取樣策略與岩石力學試驗規劃(SKB, 2007)執行相關工作，其重點如下：

- (1) 鑽探取得的岩心試體在進行試驗前，必須與現場地質師確認試體的代表性。
- (2) 盡可能在相同的深度範圍內採取岩心試體。
- (3) 進行岩石強度試驗時，若試體具有薄層或弱面，且弱面與加載方向所夾角度為銳角時，應予以避免。
- (4) 試驗組數部分，單軸壓縮試驗一般為 5 個試體，間接張力試驗為 10 個，三軸試驗為每一個圍壓條件為 2 個。

表2.1-1 場址調查有關岩石力學參數及對應之用途(SKB, 2001)

項目	參數	用途
完整岩石(intact rock)	• 彈性參數(E 、 ν)	SA
	• 裂隙形成應力(σ_{ci})	D、SA
	• 抗壓強度參數(c 、 ϕ 、 ψ)	D、SA
	• 張力強度(σ_t)	SA
	• 微裂隙體積(micro crack volume)	SA(HgC、TP)
裂隙(fractures)	• 變形特性(K_N 、 K_S)	SA
	• 剪力強度參數($c_{p,r}$ 、 $\phi_{p,r}$ 、 $\psi_{0.5,5,20}$)	D、SA
岩體(rock mass)	• 彈性參數(E_m 、 ν_m)	D
	• 抗壓強度參數(c_m 、 ϕ_m 、 ψ_m)	D
	• 張力強度(σ_m)	D
現地應力(in situ stress)	• 方位(orientation)	D、SA
	• 數值(magnitude)	D、SA

D：設計(Design)

SA：安全評估(Safety Assessment)

HgC：水文地球化學(Hydrogeochemistry)

TP：傳輸特性(Transport properties)

針對我國低放射性廢棄物處置場址之安全評估與設計，上述 SKB 有關岩石力學參數與用途，及鑽探取樣策略與岩石力學試驗組數之規劃可提供我國未來有關場址調查與岩石力學相關試驗規劃之參考。

2.1.3 岩石力學試驗結果

表 2.1-2 為 SKB 於 SFR 處置場址進行之鑽孔(編號格式為 KFMXXX)，及岩心試體取樣位置所在的岩石分區(rock domain)(編號格式為 RFMXXX)、裂隙分布區(fracture domain)(編號格式為 FFMXX)與基本岩石力學試驗之試體組數，可知單軸壓縮試驗組數共 97 組，三軸壓縮試驗為 94 組(圍壓介於 0~20 MPa)，張力試驗為 205 組。所述之岩石分區是根據地質材料組成(composition)、粒度(grain size)與均質性(homogeneity)予以定義。SFR 場址主要位置之岩石分區(rock domain Forsmark model, RFM)為 RFM029 與 RFM045，RFM029 主要的地質材料組成為中粒變質花崗岩(medium-grained metamorphic granite)，其次為偉晶岩(pegmatite)和偉晶花崗岩(pegmatic granite)、細粒至中粒變花崗岩(fine to mediumgrained metagranitoid)與角閃岩(amphibolite)；RFM045 主要的地質材料組成為輝晶花崗岩(aplitic granite)和中粒變質花崗岩(medium-grained metamorphic granite)。此外，裂隙分布區係根據地質鑽探所獲得的岩心判釋及裂隙統計分析資料，以岩石單元具有相似的裂隙分布特徵予以分類，並提出裂隙分布區之三維地質模型，詳圖 2.1-2。

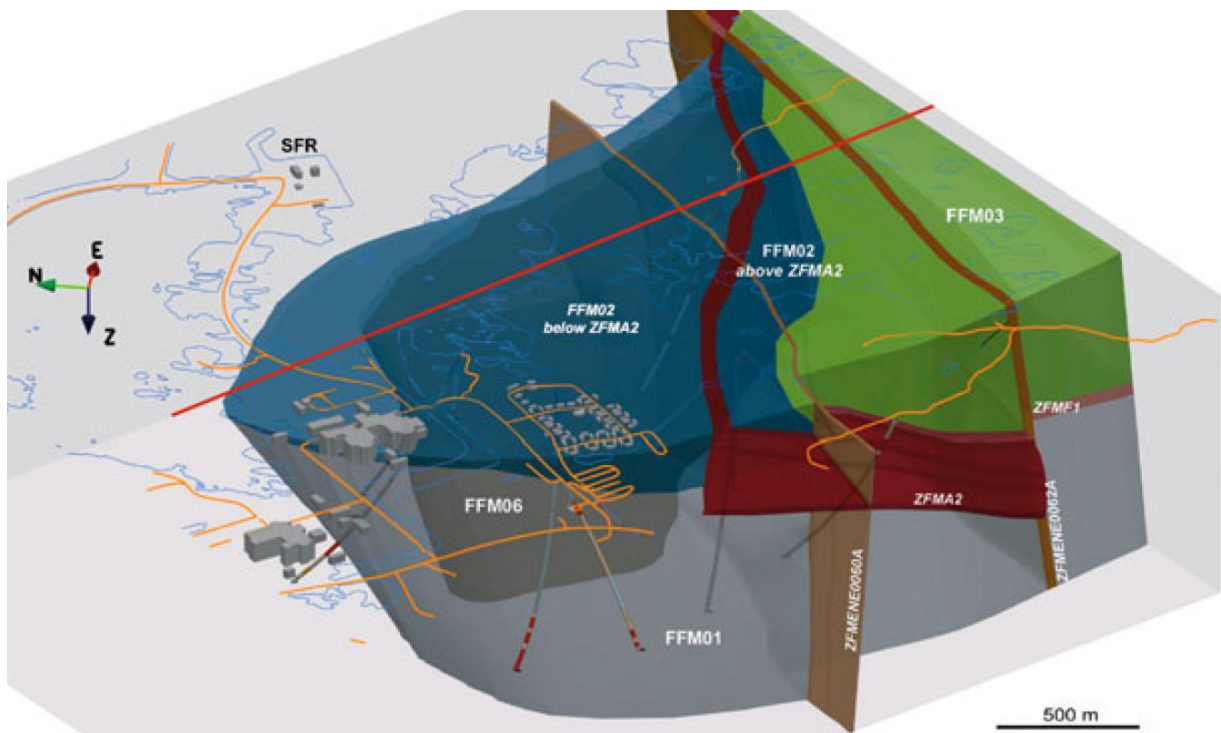


圖2.1-2 瑞典SFR中、低放射性廢棄物處置場裂隙分布三維模型(SKB, 2008)

根據圖 2.1-2 之裂隙分布三維模型，可知 FFM01 位於目標區下方，該區的開口與部分開口裂隙分布頻率較低；FFM02 位於目標區上方，其特徵是具有分布頻率較高且傾角近乎水平之裂隙分布；FFM03 位於目標區東南側，該區的特徵是具有分布頻率較高的緩傾變形帶(gently dipping deformation zones)，且同時有開口裂隙和閉合裂隙分布其中。處置場目標深度主要位於 FFM06，其特點是存在細粒漸變(鈉化)花崗岩(fine-grained, altered (albitized) granitic rock)，相較於未漸變之花崗岩，其石英含量更高。

表 2.1-2 SFR 進行之完整岩石力學試驗項目與組數(SKB，2007)

Borehole	Rock domain	Fracture domain	Uniaxial compressive	Triaxial compressive	Tensile tests
KFM01A	RFM029	FFM01	14	14	30
KFM01A				6 ¹	
KFM01C	RFM029	FFM01	–	5	–
KFM01D	RFM029	FFM01	–	4	20 (20 ²)
KFM02A	RFM029	FFM01	5	4	10
KFM02A	RFM029 PDZ	–	4	4	10
KFM02A	RFM029	FFM03	5	4	10
KFM02B				6 ¹	
KFM03A	RFM029	FFM03	12	12	30
KFM03A	RFM017	FFM03	4	4	10
KFM04A	RFM018 DZ	–	4		11
KFM04A	RFM029	FFM01	10	8	22
KFM05A	RFM029	FFM01	10	8	20
KFM06A	RFM029	FFM01	10	–	5
KFM06A	RFM045	FFM06	5	–	–
KFM07A	RFM029	FFM01	8	4	6
KFM08A	RFM029	FFM01	–	6	1
KFM09A	RFM034	FFM01	6	3	14
KFM09A	RFM044	FFM05	–	2	6
Total			97	94	205

¹ Microcrack volume measurements /Jacobsson 2007/.

² Direct tests from Canada, CANMET-MMSL /Gorski et al. 2007/.

SKB 按 SFR 處置場的岩石分區進行鑽探取樣及岩石力學試驗，其結果包括單壓強度、彈性模數、泊松比、裂縫形成應力(crack initiation stress)與張力強度，詳表 2.1-3 與

表 2.1-4，茲將完整岩石力學參數依序整理如後。此外，有關表 2.1-1 完整岩石之微裂隙體積，其量測方式與試驗成果整理於附錄 A。

(1) 單壓強度

FFM01 之試驗組數為 47 個，單壓強度介於 157 ~ 289 MPa，平均值為 225 MP；FFM03 之試驗組數為 13 個，單壓強度介於 203 ~ 251 MPa，平均值為 220 MPa；FFM06 試驗組數僅有 5 個，單壓強度介於 229 ~ 371 MPa，均值为 310 MPa。上述結果亦說明 FFM06 試驗數量遠低於 FFM01，使得 FFM06 之平均單壓強度不確定性為 $\pm 16\%$ ，高於 FFM01 的 $\pm 4\%$ 。此外，FFM06 的單壓強度較高之原因，可能與岩石屬於細粒漸變(鈉化)花崗岩，有較高石英含量有關。

(2) 楊氏模數

FFM01 之楊氏模數介於 69 ~ 83 GPa，平均值為 76 GPa；FFM06 介於 80 ~ 86 GPa，平均值為 83 GPa，顯示 FFM06 之楊氏模數略高於 FFM01。此外，楊氏模數之不確定性差異低於單壓強度。

(3) 裂縫形成應力(σ_{ci})

FFM01 之裂縫形成應力介於 60 ~ 187 MPa，平均值為 116 MPa，約為單壓強度平均值之 52%；FFM06 之裂縫形成應力介於 125 ~ 200 MPa，平均值為 169 MPa，約為單壓強度平均值之 55%。

(4) 張力強度

為間接張力強度試驗結果，其平均值介於 12 ~ 18 MPa。

(5) Hoek-Brown 破壞準則強度參數

根據完整岩石三軸試驗資料及利用 Hoek-Brown 破壞準則建立強度參數，其中 m_i 介於 9.4 ~ 27.2，凝聚力參數介於 27.6 ~ 29.4 MPa，摩擦角介於 $47^\circ \sim 60^\circ$ 。

SKB 根據完整岩石力學試驗及取樣深度繪製強度及變形性質與取樣深度之關係，詳如圖 2.1-3 與圖 2.1-4。針對目標區的主要岩石類型—變質、中粒度花崗岩至花崗閃長岩(metamorphic, medium-grained granite to granodiorite)，抗壓強度、間接張力強度與楊氏模數，均呈現隨深度增加而降低的溫和趨勢，研判可能是鑽探取樣過程中，因應力變化

導致微裂隙的產生，此一推論可從現地試驗及鑽探取樣試體之 P 波波速與深度關係圖獲得支持，詳圖 2.1-5，圖中現地試驗之波速與試驗深度並無明顯的依存關係，然而鑽探取樣試體之試驗結果則呈現波速隨深度增加而有略減的趨勢。

表 2.1-3 SFR 完整岩石強度與變形性參數(SKB, 2007)

RFM FFM Rocktype	Number of samples	E [GPa]	ν	σ_c [MPa]	σ_{ci} [MPa]	Number of samples	σ_t [MPa]
		Mean/st dev Min-max Uncertainty of mean ¹	Mean/st dev Min-max Uncertainty of mean ¹	Mean/st dev Min-max Uncertainty of mean ¹	Mean/st dev Min-max Uncertainty of mean ¹		Mean/st dev Min-max Uncertainty of mean ¹
RFM029 FFM01 101057	47	76/3 69-83 $\pm 1\%$	0.23/0.04 0.14-0.30 $\pm 4\%$	226/28 157-289 $\pm 4\%$	116/23 60-187 $\pm 7\%$	82	13/2 10-18 $\pm 2\%$
RFM029 FFM01 101061	10	75/3 71-80 $\pm 3\%$	0.30/0.03 0.26-0.35 $\pm 6\%$	228/21 192-266 $\pm 6\%$	121/12 100-140 $\pm 9\%$	11	12/3 8-16 $\pm 13\%$
RFM029 FFM03 101057	13	75/3 71-80 $\pm 2\%$	0.23/0.03 0.16-0.27 $\pm 7\%$	220/13 203-251 $\pm 3\%$	118/7 105-127 $\pm 4\%$	30	14/2 10-17 $\pm 5\%$
RFM029 FFM03 101054	4	72/3 70-76 $\pm 4\%$	0.29/0.04 0.25-0.34 $\pm 13\%$	150/6 143-155 $\pm 4\%$	-	10	16/1 14-18 $\pm 4\%$
RFM029 PDZ 101057	4	77/1 77-79 $\pm 1\%$	0.22/0.02 0.20-0.24 $\pm 8\%$	205/33 166-242 $\pm 16\%$	105/22 85-134 $\pm 35\%$	10	13/2 11-17 $\pm 9\%$
RFM045 FFM06 101058	5	83/3 80-86 $\pm 3\%$	0.27/0.03 0.25-0.31 $\pm 8\%$	310/58 229-371 $\pm 16\%$	169/29 125-200 $\pm 15\%$	-	18 ²

¹ The uncertainty of the mean was quantified for a 95% confidence interval.

² Estimated value based on results from adjacent domains.

表 2.1-4 SFR 完整岩石 Hoek-Brown 破壞準則強度參數(SKB, 2007)

Rock domain	Rock type	σ_c [MPa]	σ_t [MPa]	m_i	ϕ [°]	c [MPa]	E [GPa]	ν
RFM029	101057	222 \pm 26	14 \pm 2	27.2	60	27.6	78 \pm 3	0.24 \pm 0.03
RFM034	101057	195 \pm 10	15 \pm 1				73 \pm 2	0.27 \pm 0.02
RFM029	101061	231 \pm 21	11 \pm 3	19.5	57	32.3	76 \pm 3	0.30 \pm 0.03
RFM034	101061	170 \pm 24	10 \pm 2				72 \pm 1	0.26 \pm 0.10
RFM029	101054	152 \pm 6	16 \pm 1	9.4	47	29.4	70 \pm 3	0.29 \pm 0.04
RFM017	101054	166 \pm 16	15 \pm 1				72 \pm 4	0.25 \pm 0.03

Note: The uncertainty of the mean was quantified for a 95% confidence interval.

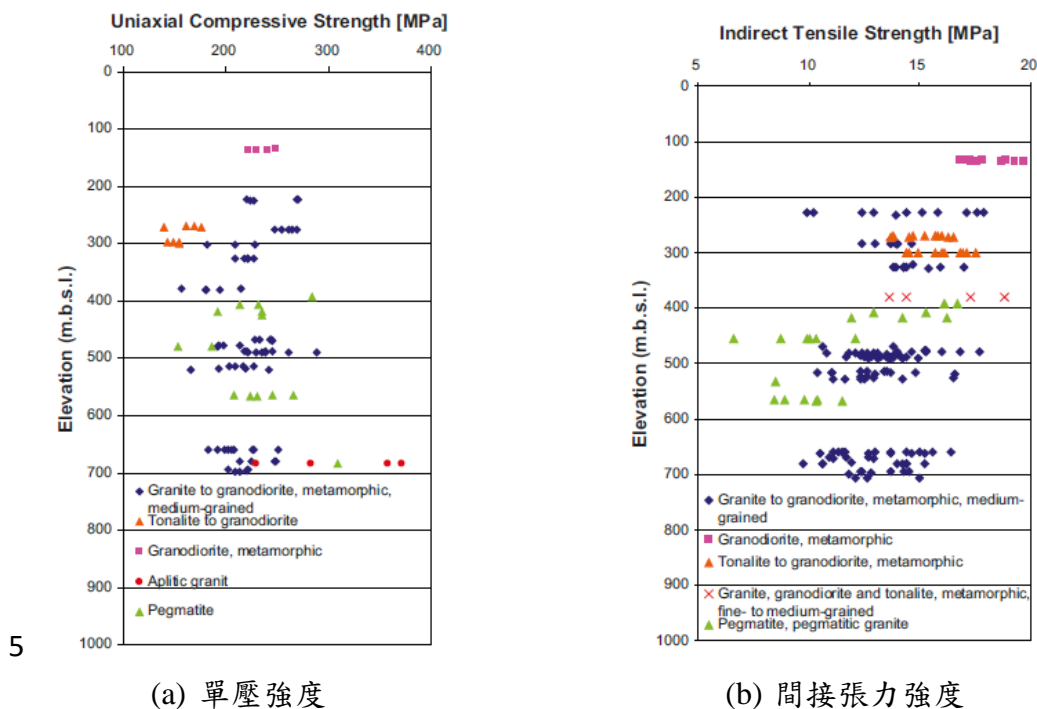


圖2.1-3 完整岩石強度特性與取樣深度關係圖(SKB, 2007)

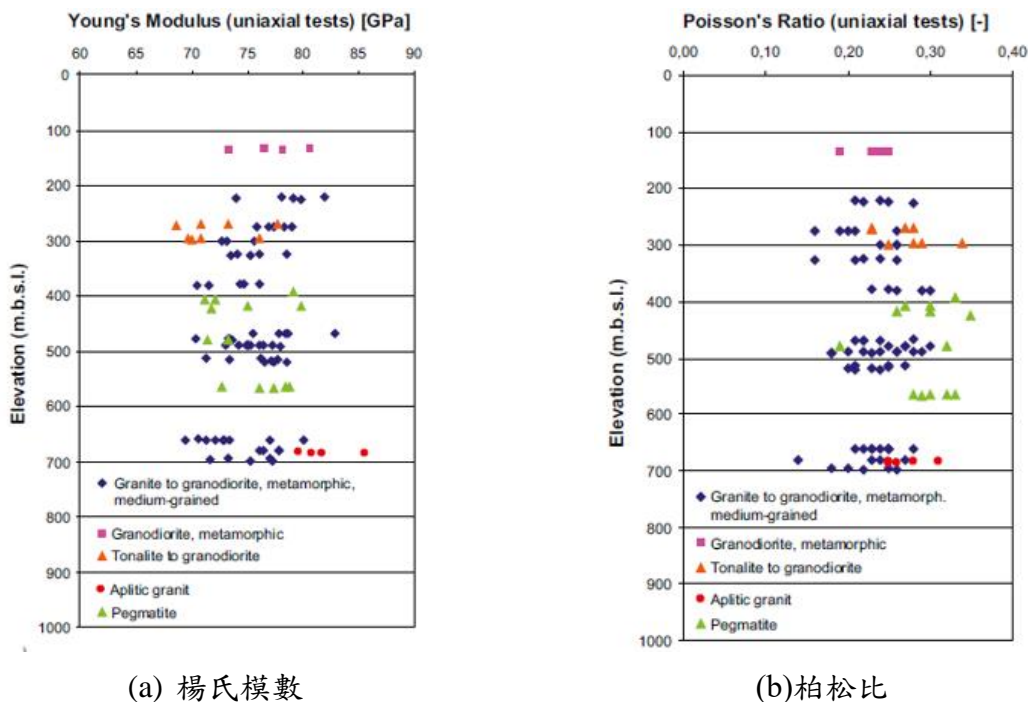


圖2.1-4 完整岩石變形特性與取樣深度關係圖(SKB, 2007)

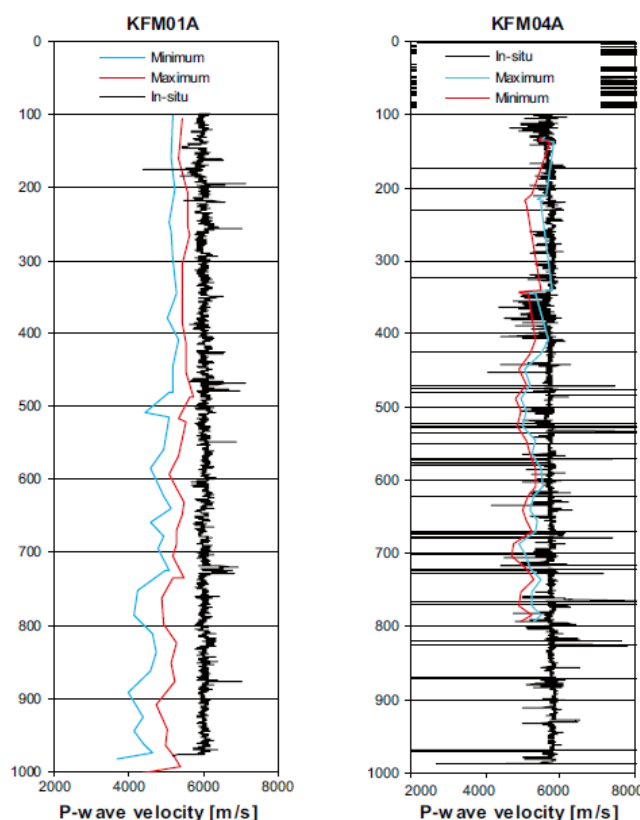


圖2.1-5 根據現地試驗及取樣試體取得 P 波波速深度關係圖(SKB, 2007)

表 2.1-5 為 SFR 處置場址進行之裂隙(fracture)與開口裂隙(open fracture)剪力試驗組數。為能掌握沿著地質鑽探方向的裂隙特性變化，直接取長度 100 mm 之岩心試體進行傾斜試驗(tilt test)，其試驗組數共計 163 組。利用傾斜試驗可以獲得裂隙的基本抗剪摩擦角與節理粗糙係數(joint roughness coefficient, JRC)。此外，取 57 組開口裂隙試體進行直接剪力試驗，其試體尺寸約 55 mm，每一個直剪試體均分別在正向應力 0.5、5 與 20 MPa 的條件下進行直接剪力試驗；此外，針對閉合裂隙(sealed fracture)進行了 4 組直接剪力試驗，相關試驗成果詳如表 2.1-6 至表 2.1-9，有關傾斜試驗與直接剪力試驗數據差異之比較詳圖 2.1-3，茲根據上述圖、表整理如下列幾點：

- (1) 根據傾斜試驗，裂隙尖峰摩擦角(peak friction angle)平均值介於 $30.8^{\circ} \sim 34.5^{\circ}$ ，殘餘摩擦角(residual friction angle)平均值介於 $26.2^{\circ} \sim 33.01^{\circ}$ ，尖峰凝聚力(peak cohesion)與殘餘凝聚力(residual cohesion)均不超過 0.5 MPa。

-
- (2) 根據開口裂隙直接剪力試驗，開口裂隙尖峰摩擦角平均值介於 $32.0^{\circ} \sim 37.0^{\circ}$ ，殘餘摩擦角平均值介於 $32.2^{\circ} \sim 34.9^{\circ}$ ，尖峰凝聚力平均值介於 $0.5 \sim 0.9$ MPa，殘餘凝聚力平均值介於 $0.3 \sim 0.5$ MPa。
 - (3) 開口裂隙正向勁度(normal stiffness)平均值介於 $248 \sim 1385$ GPa/m，剪力勁度 $K_{s0.5}$ 平均值介於 $6 \sim 12$ GPa/m，剪力勁度 $K_{s5.0}$ 平均值介於 $16 \sim 31$ GPa/m，剪力勁度 $K_{s20.0}$ 平均值介於 $23 \sim 33$ GPa/m。($K_{s0.5}$ 、 $K_{s5.0}$ 與 $K_{s20.0}$ 分別代表正向應力 0.5 、 5 與 20 MPa 條件下之剪力勁度)
 - (4) 開口裂隙膨脹角(dilancy angle) $\psi_{0.5}$ 平均值介於 $10.1^{\circ} \sim 16.4^{\circ}$ ， ψ_5 平均值介於 $2.2^{\circ} \sim 8.8^{\circ}$ ， ψ_{50} 平均值介於 $1.3^{\circ} \sim 3.2^{\circ}$ 。($\psi_{0.5}$ 、 ψ_5 與 ψ_{50} 分別代表正向應力 0.5 、 5 與 20 MPa 條件下之膨脹角)
 - (5) 無論是尖峰摩擦角或是尖峰凝聚力，傾斜試驗所獲得的結果均低於直接剪力試驗結果，詳圖 2.1-5。根據 SKB 之經驗，係以直接剪力試驗結果進行相關的工程設計(D)與安全評估(SA)工作，而傾斜試驗僅能作為快速評估沿著鑽探方向之裂隙特性變化。
 - (6) SKB 根據完整傾斜試驗、直接剪力試驗及取樣深度，分別繪製不同取樣深度條件下之尖峰摩擦角、殘餘摩擦角、正向勁度及切向勁度，詳如圖 2.1-6 與圖 2.1-7，顯示裂隙的剪力強度及變形參數均與深度無顯著的依存關係。

表2.1-5 SFR處置場址進行之裂隙剪力試驗項目與組數(SKB, 2007)

Borehole	Rock domain	Fracture domain	Tilt tests on fractures	Shear tests on open fractures	Shear tests on sealed fractures
KFM01A	RFM029	FFM01	20	1	
KFM01A	RFM029	FFM02	11	4	
KFM01A	RFM29DZ		10	1	
KFM01D	RFM029	FFM01			4
KFM02A	RFM029	FFM01	13	4	
KFM02A	RFM029	FFM03	9	1	
KFM02A	RFM029DZ		18	2	
KFM03A	RFM029	FFM03	30	8	
KFM03A	RFM029DZ		5		
KFM03B	RFM029	FFM03	2		
KFM03B	RFM029DZ		1		
KFM04A	RFM029	FFM01	22	2	
KFM04A	RFM029	FFM04	2		
KFM04A	RFM029DZ		2	4	
KFM05A	RFM029	FFM01	4	8	
KFM05A	RFM029DZ		5		
KFM06A	RFM029	FFM01		6	
KFM07A	RFM029	FFM01		5	
KFM08A	RFM029	FFM01		2	
KFM08A	RFM029DZ			3	
KFM09A	RFM044	FFM05	5	2	
KFM09A	RFM44DZ		1		
KFM09A	RFM034	FFM01		1	
KFM09A	RFM012	FFM04		3	
KFM09A	RFM029	FFM01	1		
KFM09A	RFM029DZ		2		
Total			163	57	4

表2.1-6 SFR裂隙試體傾斜試驗成果(SKB, 2007)

Fracture domain	Peak friction (°)	Peak cohesion (MPa)	Residual friction (°)	Residual cohesion (MPa)
	Mean/std. dev.	Mean/std. dev.	Mean/std. dev.	Mean/std. dev.
	Min-max Uncertainty of mean	Min-max Uncertainty of mean	Min-max Uncertainty of mean	Min-max Uncertainty of mean
FFM01	33.9/1.7 29.5–36.6 ± 1.2%	0.4/0.1 0.2–0.7 ± 6.2%	29.7/2.9 22.6–37.9 ± 2.4%	0.4/0.1 0.2–0.6 ± 6.2%
FFM02	30.8/3.1 25.8–34.9 ± 7.5%	0.5/0.1 0.2–0.7 ± 14.8%	26.2/3.9 20.3–32.8 ± 11.0%	0.4/0.1 0.2–0.6 ± 18.5%
FFM03	34.5/1.5 32.2–37.7 ± 1.3%	0.5/0.1 0.2–0.8 ± 6.1%	29.3/2.5 23.7–33.5 ± 2.6%	0.4/0.1 0.2–0.7 ± 7.7%
FFM04	34.5/1.9 33.1–35.8 ± 7.6%	0.5/0.2 0.3–0.6 ± 55.4%	33.0/1.0 32.3–33.7 ± 4.2%	0.5/0.2 0.3–0.6 ± 55.4%
FFM05	33.4/1.3 31.4–34.8 ± 3.4%	0.4/0.1 0.3–0.6 ± 21.9%	27.8/3.2 24.3–32.3 ± 10.7%	0.4/0.1 0.2–0.5 ± 21.9%
DZ	33.3/2.0 28.5–36.4 ± 2.0%	0.5/0.1 0.3–0.8 ± 6.7%	29.5/3.1 21.5–37.2 ± 3.5%	0.4/0.1 0.3–0.7 ± 3.4%

Note: The uncertainty of the mean is quantified for a 95% confidence interval. Minimum and maximum truncation values are based on the observed min' and max' for the tested population.

表2.1-7 SFR開口裂隙試體直接剪力試驗成果(1)(SKB, 2007)

Fracture domain	Peak friction (°)	Peak cohesion (MPa)	Residual friction (°)	Residual cohesion (MPa)
	Mean/std. dev.	Mean/std. dev.	Mean/std. dev.	Mean/std. dev.
	Min-max Uncertainty of mean	Min-max Uncertainty of mean	Min-max Uncertainty of mean	Min-max Uncertainty of mean
FFM01	36.6/2.9 29.3–42.0 ± 2.9%	0.8/0.3 0.2–1.3 ± 13.7%	34.9/3.4 27.9–41.9 ± 3.6%	0.3/0.2 0.1–0.8 ± 24.3%
FFM02	36.4/2.5 34.4–40.0 ± 6.7%	0.5/0.4 0.2–1.0 ± 78.4%	34.8/7.3 24.1–40.3 ± 20.6%	0.4/0.6 0.1–1.3 ± 147.0%
FFM03	37.0/1.7 34.2–39.0 ± 3.0%	0.6/0.2 0.3–0.9 ± 21.8%	34.2/6.2 25.7–41.5 ± 11.8%	0.5/0.4 0.2–1.1 ± 52.3%
FFM04	32.0/3.3 28.5–35.0 ± 11.7%	0.9/0.4 0.6–1.4 ± 50.3%	32.2/2.5 29.6–34.6 ± 8.8%	0.3/0.1 0.2–0.4 ± 37.7%
FFM05	37.0/1.8 35.7–38.2 ± 6.7%	0.8/0.2 0.7–0.9 ± 34.7%	34.3/3.0 32.2–36.4 ± 12.1%	0.4/0.1 0.4–0.5 ± 34.7%
DZ	35.3/2.4 32.5–38.4 ± 4.2%	0.8/0.5 0.0–1.7 ± 38.7%	34.8/2.0 30.3–36.8 ± 3.6%	0.3/0.2 0.0–0.6 ± 41.3%

Note: The uncertainty of the mean is quantified for a 95% confidence interval. Minimum and maximum truncation values are based on the observed min' and max' for the tested population.

表2.1-8 SFR開口裂隙試體直接剪力試驗成果(2)(SKB, 2007)

Fracture domain	Normal stiffness, K_N (GPa/m)	Shear stiffness, $K_{S0.5}$ (GPa/m)	Shear stiffness, $K_{S5.0}$ (GPa/m)	Shear stiffness, $K_{S20.0}$ (GPa/m)
	Mean/std. dev. Min-max Uncertainty of mean	Mean/std. dev. Min-max Uncertainty of mean	Mean/std. dev. Min-max Uncertainty of mean	Mean/std. dev. Min-max Uncertainty of mean
FFM01	656/396 159-1,833 ± 22.0%	10/6 1-23 ± 21.8%	26/9 7-46 ± 12.6%	34/10 18-52 ± 10.7%
FFM02	248/165 115-483 ± 65.2%	8/4 4-12 ± 49.0%	26/4 21-31 ± 15.1%	33/8 25-41 ± 23.8%
FFM03	293/193 152-734 ± 43.0%	8/4 4-15 ± 32.7%	31/7 23-43 ± 14.8%	35/10 20-49 ± 18.7%
FFM04	1,385/283 1,072-1,624 ± 23.1%	8/6 1-12 ± 84.9%	16/5 12-22 ± 35.4%	23/5 18-29 ± 24.6%
FFM05	599/57 559-639 ± 13.2%	6/3 4-8 ± 69.3%	20/7 14-25 ± 48.5%	25/2 23-26 ± 11.2%
DZ	662/729 167-2,445 ± 68.3%	12/10 3-35 ± 51.7%	26/9 7-41 ± 21.5%	31/8 19-44 ± 16.0%

Note: The uncertainty of the mean is quantified for a 95% confidence interval. Minimum and maximum truncation values are based on the observed min' and max' for the tested population.

表2.1-9 SFR開口裂隙試體直接剪力試驗成果(3)(SKB, 2007)

Table 4-16. Summary of properties from direct shear tests for the fracture domains.

Fracture domain	Dilatancy angle, $\psi_{0.5}$ (°)	Dilatancy angle, ψ_5 (°)	Dilatancy angle, ψ_{20} (°)
	Mean/std. dev. Min-max Uncertainty of mean	Mean/std. dev. Min-max Uncertainty of mean	Mean/std. dev. Min-max Uncertainty of mean
FFM01	14.6/4.1 7.8-27.1 ± 10.2%	7.7/2.7 2.5-13.7 ± 12.8%	3.2/2.1 0.2-9.6 ± 23.9%
FFM02	15.2/2.9 11.5-17.6 ± 18.7%	2.2/0.5 1.6-2.6 ± 22.3%	2.1/2.2 0.2-4.3 ± 102.7%
FFM03	16.4/2.2 14.0-20.2 ± 8.8%	3.1/2.1 0.5-6.3 ± 44.3%	2.3/1.7 0.2-6.1 ± 48.3%
FFM04	10.1/0.7 9.5-10.9 ± 7.8%	6.6/1.3 5.4-7.9 ± 22.3%	1.3/1.0 0.3-2.2 ± 87.1%
FFM05	14.7/0.4 14.4-15.0 ± 3.8%	8.8/0.1 8.7-8.8 ± 1.6%	2.3/0.5 1.9-2.6 ± 30.1%
DZ	14.4/6.4 0.3-22.8 ± 27.6%	5.7/4.3 1.0-13.0 ± 46.8%	3.0/1.3 0.5-4.6 ± 26.9%

Note: The uncertainty of the mean is quantified for a 95% confidence interval. Minimum and maximum truncation values are based on the observed min' and max' for the tested population.

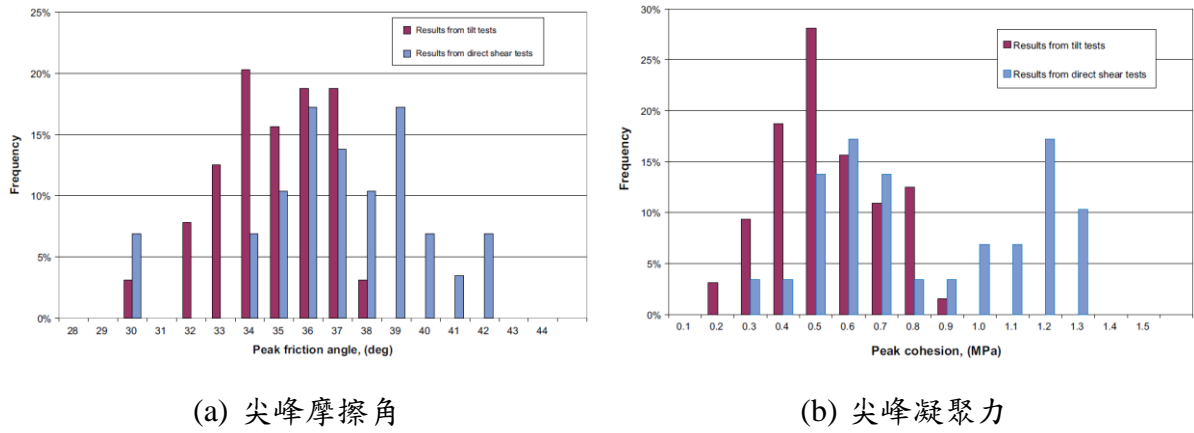


圖2.1-5 傾斜試驗與直接剪力試驗成果(SK B, 2007)

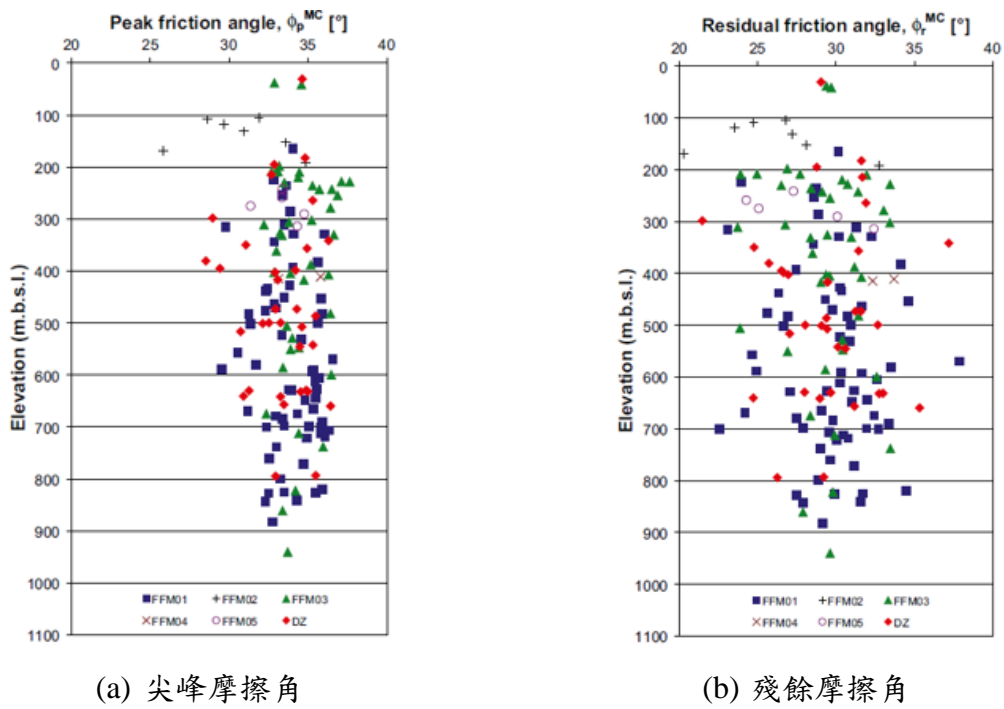
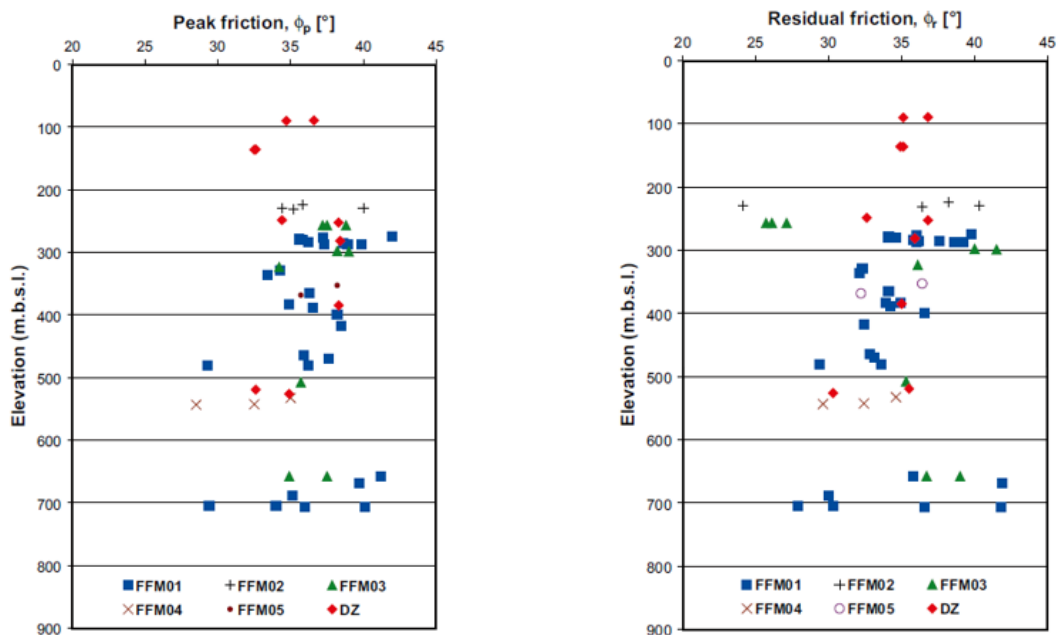


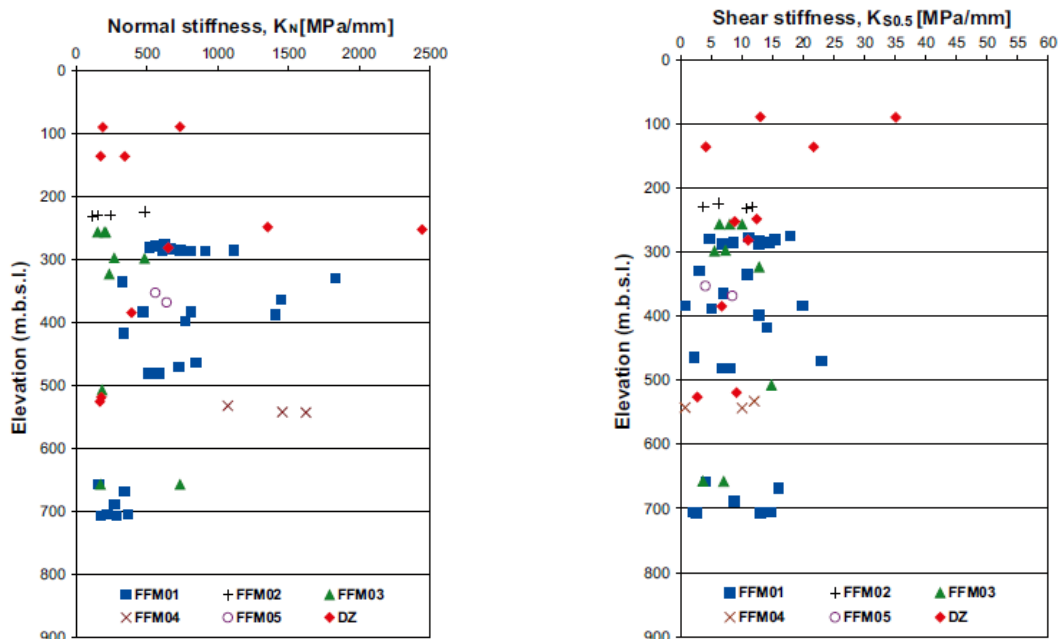
圖2.1-6 傾斜試驗成果與取樣深度關係圖(SK B, 2007)



(a) 尖峰摩擦角

(b) 殘餘摩擦角

圖2.1-7 直接剪力試驗成果與取樣深度關係圖(SKB, 2007)



(a) 正向勁度

(b) 切向勁度

圖2.1-7 直接剪力試驗成果與取樣深度關係圖(SKB, 2007)

2.2 加拿大地下研究實驗室

2.2.1 地理位置與地質條件

加拿大原子能有限公司(Atomic Energy of Canada Limited, AECL)所屬地下研究實驗室(underground research laboratory, URL)的建立要追溯至 1970 年代, AECL 基於放射性廢棄物管理及發展深層地質處置技術的需要, 著手規劃並建立深層地下研究實驗室。AECL 所屬 URL 實驗室主要是針對深層地質處置的關鍵課題進行一系列的大型試驗與測試, 其課題涵括地表和地下特徵調查、地下水和溶質遷移、現地應力條件、岩石隨溫度和時間變化的變形和破壞特性、坑道開挖引致岩體損傷、密封(seals)和回填(backfill)材料與特性等研究。

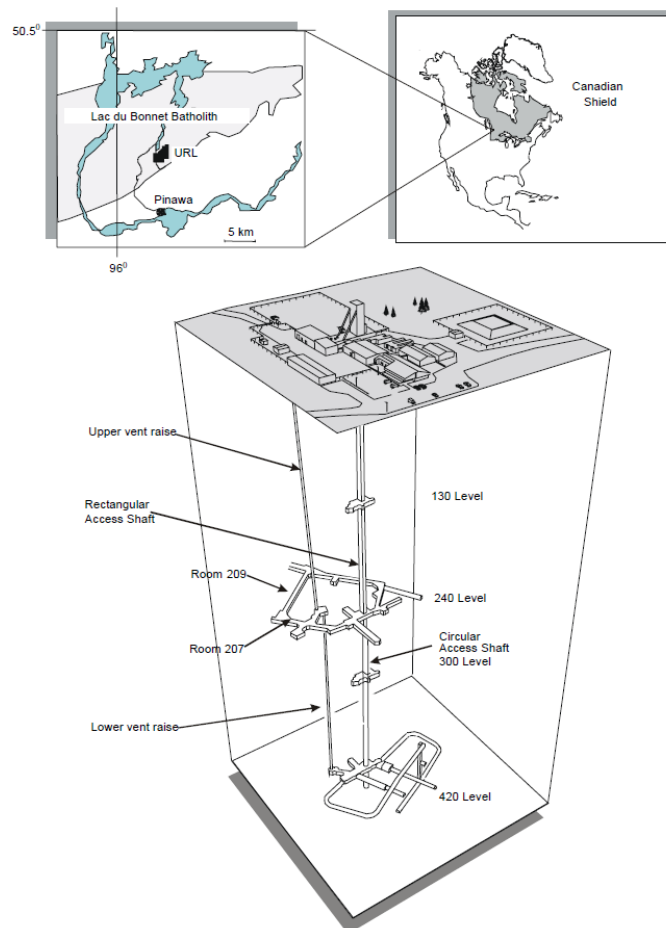


圖2.2-1 AECL 所屬地下研究實驗室位置及地下設施示意圖(Everit & Lajtai, 2004)

URL 位於加拿大馬尼托巴省(Manitoba)附近的 Lac du Bonnet，詳圖 2.2-1，其地質條件屬前寒武紀加拿大地盾(Precambrian Canadian Shield)西部邊緣的花崗岩基岩(granite batholith)。其中，加拿大地盾分布範圍廣泛，面積達數百萬平方公里，約佔加拿大國土面積的一半，URL 所在的花崗岩基盤，為一穩定的花崗岩地層，取樣自此岩層的岩石一般簡稱 LdB 花崗岩。此一花崗岩基盤又可區分粉紅色花崗岩、灰色花崗岩、花崗岩夾雜捕虜岩包體(granite with xenolithic inclusions)、淡色花崗岩(leucocratic granitic segregation)、近垂直花崗閃長岩(subvertical granodiorite)與偉晶岩脈(pegmatitic dikes)等地質組成單元(Martin 等人，1990)。

2.2.2 岩石力學試驗結果

本研究根據深度 0 ~ 200 m 之 Lac du Bonnet 花崗岩進行之岩石單軸壓縮強度與三軸壓縮強度試驗結果(Martine, 1993)，可知其單壓強度平均值為 201.8 MPa，詳圖 2.2-2，Hoek-Brown 破壞準則強度參數 m_i 為 28.9，詳圖 2.2-3。

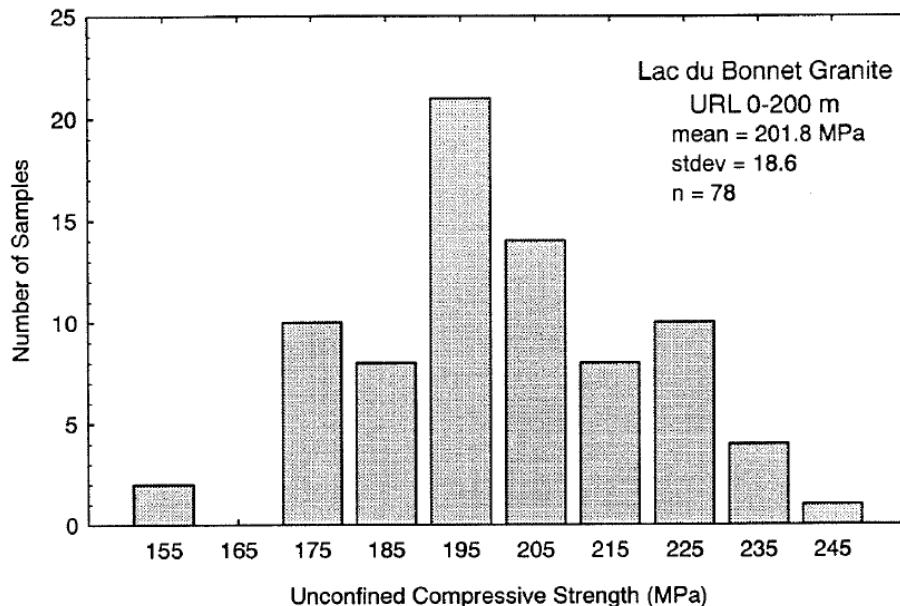


圖2.2-2 Lac du Bonnet 花崗岩單軸壓縮強度分布圖(取樣深度 0 ~ 200 m)(Martine, 1993)

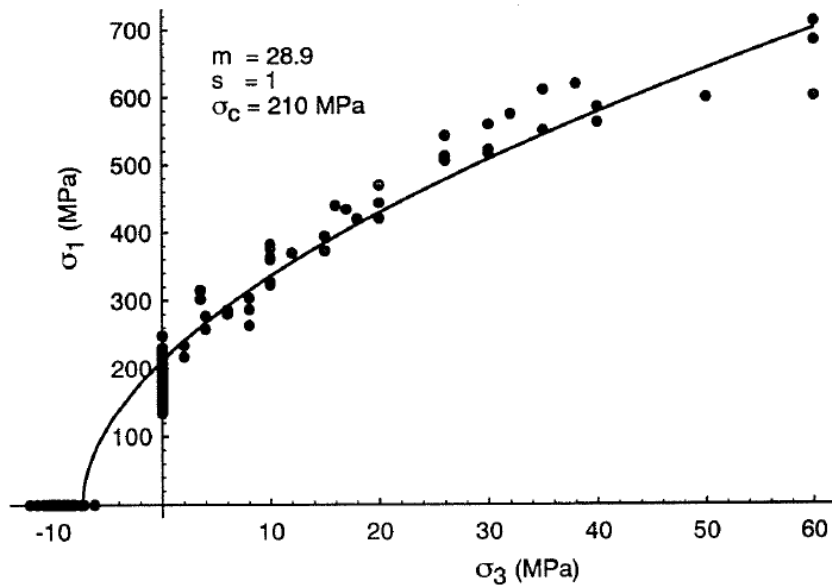


圖2.2-3 Lac du Bonnet 花崗岩三軸壓縮強度試驗結果(取樣深度 0 ~ 200 m)(Martine , 1993)

表 2.2-1 為 Lac du Bonnet 花崗岩之岩石基本力學試驗結果，相關試驗係參考國際岩石力學學會(ISRM)試驗規範，其所採取的試體分別來自 URL 地下研究試驗室及同屬 Lac du Bonnet 花崗岩基盤之冷泉採石場(cold spring quarry)，藉以比較試驗結果是否存在顯著差異，相關重點摘述如下列幾點：

- (1) 取自 URL 的花崗岩單軸壓縮試驗共有 81 組，楊氏模數平均值為 69 GPa，柏松比平均值為 0.26；在乾、濕條件下之單壓強度平均值分別為 200 MPa 與 198 MPa，顯示乾、濕環境變化對其單壓強度影響有限。
- (2) 取自冷泉採石場的花崗岩單軸壓縮試驗共有 62 組，但楊氏模數與柏松比試驗僅 15 組，楊氏模數平均值為 71 GPa，柏松比平均值為 0.25；在乾、濕條件下之單壓強度平均值分別為 228 MPa 與 222 MPa。
- (3) URL 花崗岩巴西人法張力試驗部分計有 39 組，其間接張力強度平均值為 9.3 MPa。

- (4) 冷泉採石場花崗岩巴西人法張力試驗分別在乾、濕條件下進行，組數分別為 43 與 14 組，在乾、濕條件下之間接強度平均值分別為 13.5 MPa 與 10.4 MPa。

根據上述結果，可獲知無論是目標區 URL 或是鄰近的冷泉採石場，其單壓強度、楊氏模數及柏松比，兩區的試驗結果並無太大差異，顯示其所處花崗岩基盤之穩定性。此外，乾、濕條件下之單壓強度並無明顯變化，然而張力強度則有明顯的遇水弱化現象。

表2.2-1 Lac du Bonnet 花崗岩基本力學試驗成果(Martine, 1993)

	Cold Spring Quarry	URL	Ratio Cold Spring/URL
Tangent Young's modulus at 50% uniaxial compression			
Mean (GPa)	71	69	1.03
Stdev	±4.7	±5.8	
n	15	81	
Poisson's ratio			
Mean	0.25	0.26	0.96
Stdev	±0.04	±0.04	
n	15	81	
Uniaxial Compressive Strength (dry)			
Mean (MPa)	228	200	1.14
Stdev	±15	±22	
n	62	81	
Uniaxial Compressive Strength (wet)			
Mean (MPa)	222	198	1.12
Stdev	±12	±18	
n	14	10	
Brazilian Tensile Strength (dry)			
Mean (MPa)	13.5	9.3	1.45
Stdev	±1.2	±1.3	
n	43	39	
Brazilian Tensile Strength (wet)			
Mean (MPa)	10.4		
Stdev	±2.1		
n	14		
Fracture Toughness K_{Ic} (dry)			
Mean (MPa \sqrt{m})	2.57	1.82	1.41
Stdev	±0.15	±0.08	
n	15	5	

根據不同取樣深度之 Lac du Bonnet 花崗岩力學參數與 P 波波速試驗結果，詳圖 2.2-4，可明顯看到單壓強度、楊氏模數與 P 波波速均隨著取樣深度愈深，其值有略減的趨勢，尤以 P 波波速最為顯著。此結果顯示岩石在深地層、較高的應力環境條件下，經鑽探取樣或開挖等人為擾動，岩石材料隨著應力釋放的過程，將導致其內部裂隙的發展，為深層地質處置須關注的課題。

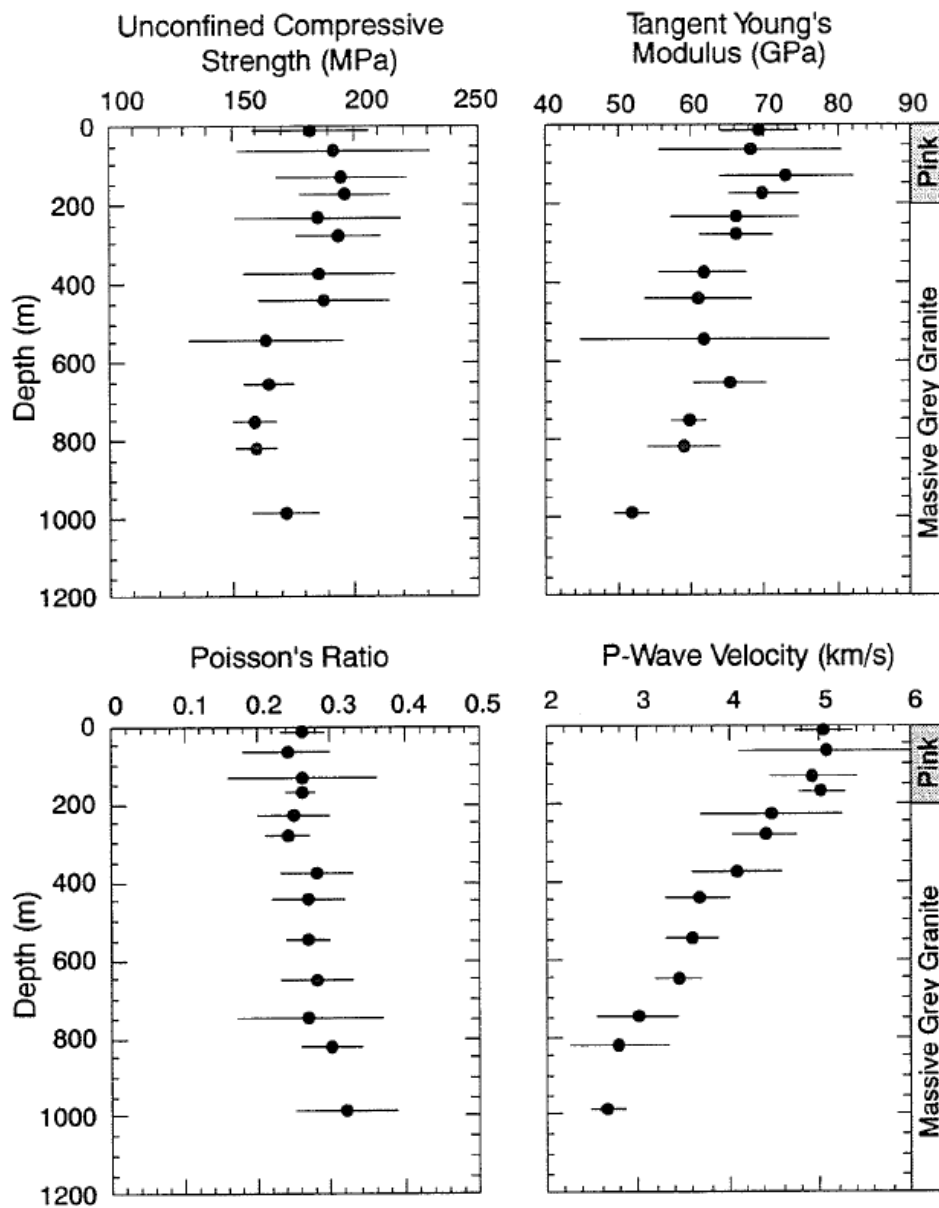


圖 2.2-4 不同取樣深度之 Lac du Bonnet 花崗岩力學參數與 P 波波速 (Martine, 1993)

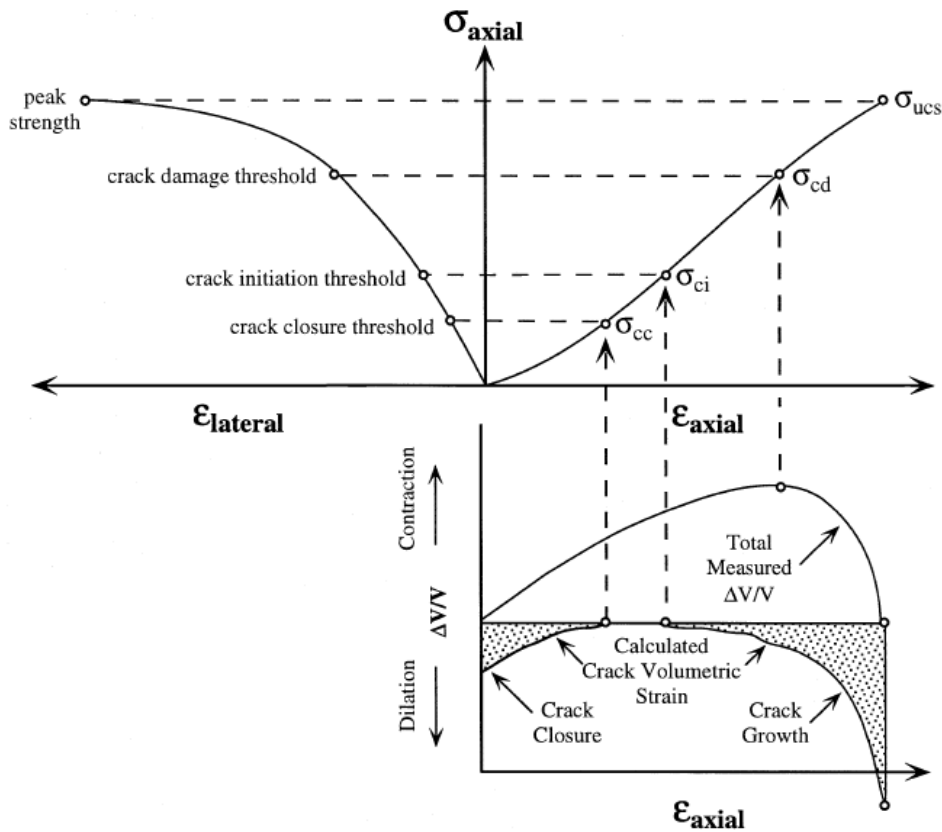


圖2.2-5 岩石的應力—應變曲線及裂縫閉合、裂縫形成及裂縫損傷門檻值之定義。一般可並透過 AE 量測、體積應變與計算之裂隙體積應變進一步定義各種損傷門檻 (Martin, 1993)

「坑道開挖引致岩體損傷」為加拿大 URL 的研究課題之一，其藉由完整岩石在單軸應力條件下的應力應變曲線，及透過體積應變曲線計算之裂隙體積應變(calculated crack volumetric strain)，詳圖 2.2-5，定義出：①裂縫閉合門檻(crack closure threshold) σ_{cc} ，為軸向應力-應變曲線上，由初始非線性段轉至線性段所對應之臨界應力值，此時原本存在岩石試體內部裂隙已完全被壓縮，故裂隙體積應變為零；②裂縫形成門檻(crack initiation threshold) σ_{ci} ，為計算之裂隙體積應變由零開始遞增時的應力值，代表岩石材料在持續的壓縮應力作用下，開始產生新的裂隙，其值約為 0.35 ~ 0.5UCS；③裂縫損傷門檻(crack damage threshold) σ_{cd} ，為體積應變由壓縮轉為膨脹處之應力，其值約為 0.7 ~ 0.9UCS。根據圖 2.2-6 有關 Lac du Bonnet 花崗岩的平均裂縫形成門檻與裂縫損傷門檻的試驗研究成果，可知平均裂縫形成門檻(σ_{ci})約為 64.0 MPa，裂縫損傷門檻(σ_{cd})約為 133.9 MPa；

根據表 2.2-1 之 URL 平均單壓強度(UCS) 200 MPa，上述之裂縫形成門檻與損傷門檻分別為單壓強度的 0.32 與 0.68 倍。

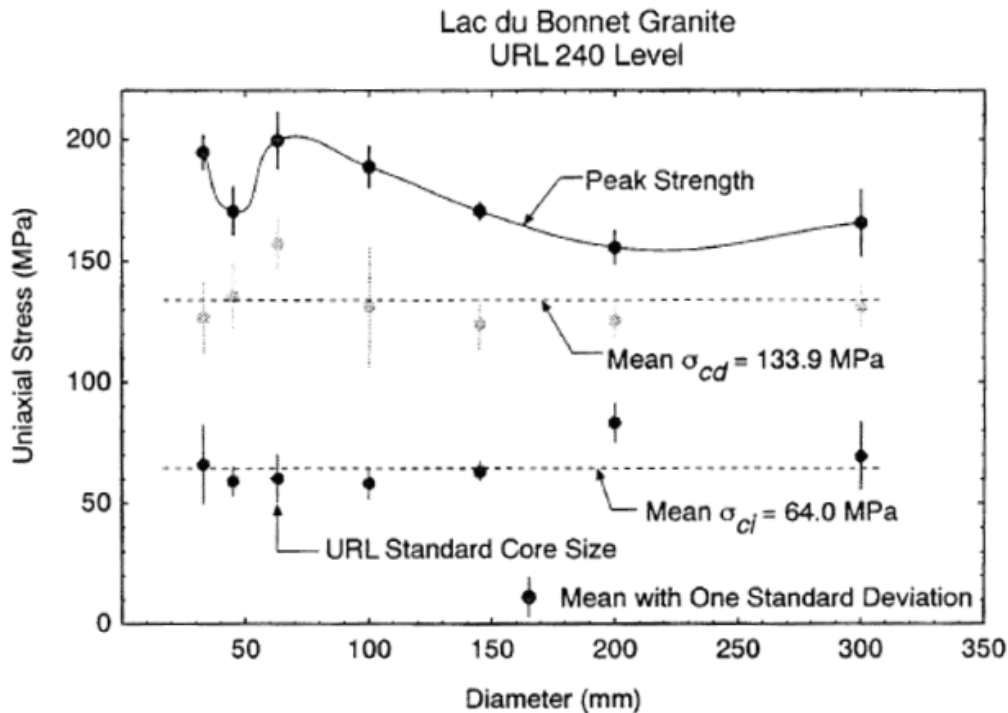


圖2.2-6 Lac du Bonnet 花崗岩的平均裂縫形成門檻與裂縫損傷門檻(Martine, 1993)

2.3 日本地下實驗室

2.3.1 地理位置與地質條件

日本原子力研究開發機構(Japan Atomic Energy Agency, 簡稱 JAEA)於日本岐阜縣東南部瑞浪市設置的瑞浪地下實驗室(Mizunami underground research laboratory, MIU)為一花崗岩地下實驗室，由東濃超深地層研究中心執行相關的研究計畫，其地理位置、所處地質條件及坑道配置詳如圖 2.3-1，計有主豎井與通風豎井各一座，坑道斷面形狀採圓形，主坑道內徑為 6.5 m，換氣坑道為 4.5 m，主豎井與通風豎井的間距為 40 m，最深處達地下 500 m。MIU 位於 Toki 花崗岩盤，花崗岩盤上方覆蓋了約 200 m 的 Neogene 沉積岩。MIU 的研究課題，包括：

- (1) 坑道回填技術之發展：進行坑道封閉技術之測試及坑道環境之長期監測。
- (2) 發展物質傳輸之模擬技術：進行多相裂隙網路模擬、溶質傳輸實驗、長期地質演化的情節分析及深層鑽探調查。
- (3) 適用於深層地質環境之相關技術發展：進行坑道封閉前及封閉後之灌漿實驗。

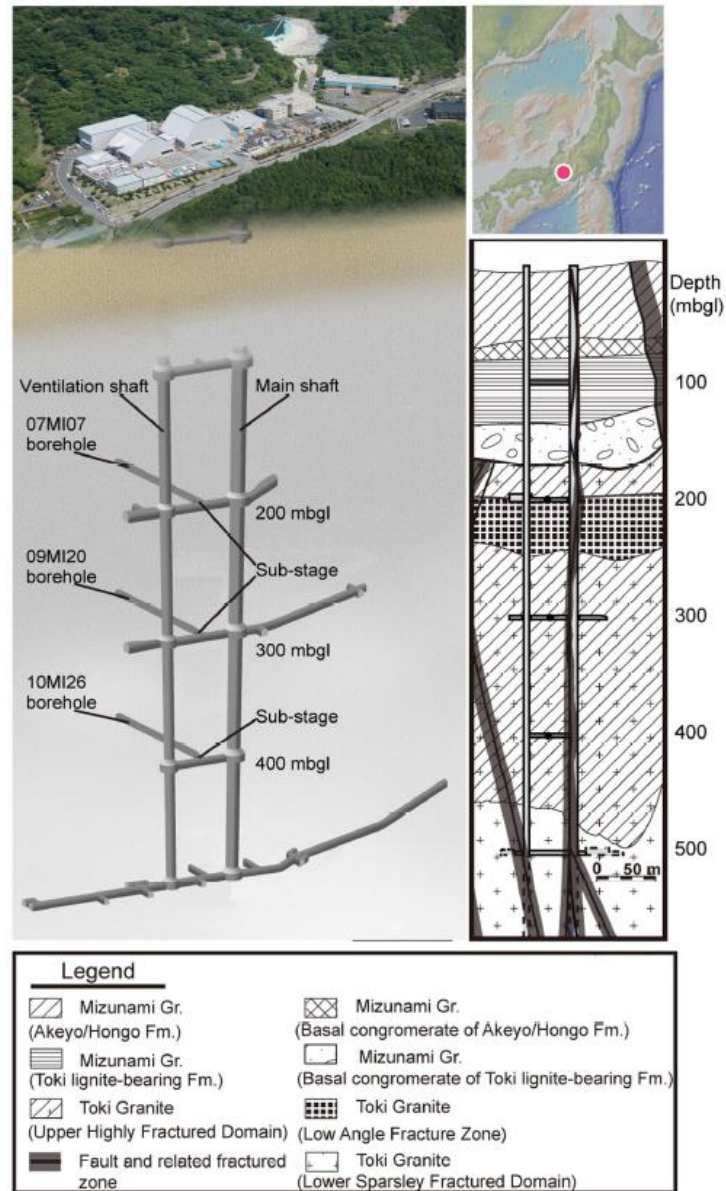


圖2.3-1 瑞浪地下實驗室坑道配置圖與所處地質條件(Suzuki 等人，2014)

2.3.2 岩石力學試驗結果

根據「超深地層研究所計畫（岩盤力学に関する調査研究）MIZ-1 号孔における岩盤力学調査」技術報告(報告編號 JAEA-Research-2009-31)(JAEA, 2009), JAEA 於瑞浪地下實驗場址執行了 MSB-1~4 及 MIZ-1 五個鑽孔, 詳如圖 2.3-2, 針對鑽孔編號 MIZ-1 的調查項目詳如表 2.3-1, 包括了室內物理試驗、室內力學試驗及現地應力試驗。

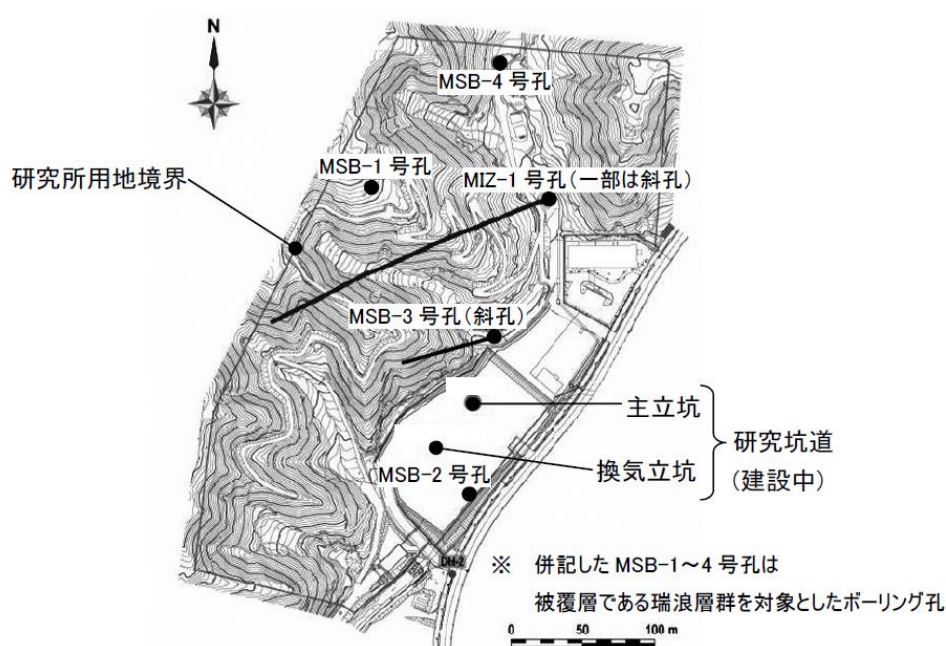


圖2.3-2 瑞浪地下實驗室場址調查鑽孔編號及位置(JAEA, 2009)

在室內力學試驗部分, 主要有單軸壓縮試驗(51 組試體)、巴西人法間接張力試驗(51 組試體)及三軸壓縮試驗(102 組試體), 相關試驗結果詳如表 2.3-3 與表 2.3-4, 並整理如下列幾點:

- (1) 平均比重為 2.61, 含水量 0.71%, P 波與 S 波波速分別為 5.36 km/s 與 2.83 km/s。
- (2) 採長徑比(L/D)為 1.5 的圓柱試體進行單軸壓縮試驗, 單壓強度平均值為 166 MPa, 楊氏模數為 51.8 MPa, 柏松比為 0.263; 間接張力強度係採巴西人圓盤試驗, 間接張力強度為 6.24 MPa。

- (3) 三軸壓縮強度試驗係在圍壓 10、20 與 30 MPa 條件下進行，其凝聚力為 38.2 MPa，摩擦角為 50.8°。
- (4) 在現地應力調查部分，區分岩心(コアによる)試驗與目標區岩盤(岩盤を対象)現場試驗。在岩心(コアによる)試驗部分，計有：
- 音射法(acoustic emission method, AE)與變形速率分析法(deformation rate analysis, DRA)，於 6 個不同的深度進行取樣，試驗組數計 72 組。AE 法係以圓心試體進行單軸壓縮試驗，並配合 AE 感測設備量測試驗過程中的音射訊號，其試體與 AE 裝設詳圖 2.3-3，為利用「凱薩效應(Kaiser effect)」所發展的現地應力量測技術。當岩石材料承受之應力超過其過去所承受之最大應力時，材料內部將產生新的裂隙，進而產生音射現象。DRA 法係利用岩心試體於單軸壓縮試驗條件下，當施加之應力高於某個門檻值時，試體將呈現非線彈性應變(inelastic strain)行為，而該門檻值即為岩石材料過去所承受過之最大應力。
 - 黏彈應變恢復法(anelastic strain recovery, ASR)，於 5 個不同的深度進行取樣，試驗組數計 10 組。ASR 試驗方式係將岩心試體自鑽芯取出並切割成三個相互垂直的面，每個面黏貼三個應變計貼片，詳圖 2.3-4，並記錄試體的應變。岩心因應力釋放而有解壓應變，此解壓應變包括(i)瞬時恢復的彈性應變及(ii)與時間有關的延時應變。根據經驗，此一延時應變在取出岩心後之 50 小時內仍可量取(俞旗文, 2007)，而 ASR 法即利用此延時應變來反推岩心試體自地下深處取出前所承受之應力。
 - 應變曲線分析法(differential strain curve analysis, DSCA)，於 6 個不同的深度進行取樣，試驗組數計 6 組。岩心自地下深處取出後，因應力釋放產生解壓應變與張力裂縫，並導致岩心體積回脹，且張力裂縫的發展方向與體積回脹量，均與現地應力值及方向有關。試驗時係將岩心試體切成正方體，於六個面黏貼應變計貼片後，詳圖 2.3-5，靜置於圍壓環境中，並透過試體的應力與應變關係判讀其過去可能承受之最大應力。

- d. 目標區岩盤(岩盤を対象)現場試驗部分，於 15 個不同的深度位置進行水力破裂法。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 2.3-6，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與最小主應力，屬二維的現地應力量測方法。

表2.3-1 瑞浪地下實驗室 MIZ-1 鑽孔之調查項目(JAEA, 2009)

調査項目	試験又は測定名	数量	備考
室内物理試験	(1) 密度試験、含水比試験、有効間隙率試験	204 個	17 深度(深度 1 点あたり 12 個)
	(2) 弾性波速度試験(P 波、S 波)	153 個	17 深度(深度 1 点あたり 9 個)
室内力学試験	(1) 一軸圧縮試験	51 個	17 深度(深度 1 点あたり 3 個)
	(2) 圧裂引張試験	51 個	
	(3) 三軸圧縮試験	102 個	17 深度(深度 1 点あたり 6 個) 封圧 10, 20, 30MPa
初期応力測定 (コアによる)	AE/DRA 法(室内試験)	72 個	6 深度(深度 1 点あたり 6 方向×2 個) 測定手順に共通点の多い AE、DRA 法の 二手法を同時実施
	ASR 法(現場試験)	10 個	5 深度(深度 1 点あたり 2 個) ボーリングによる応力解放に伴う非 弾性ひずみ測定のため採取現場に測 定装置持込み
	DSCA 法(室内試験)	6 個	6 深度(深度 1 点あたり 1 個)
初期応力測定 (岩盤を対象)	水圧破砕法(原位置測定)	15 測点	15 深度(深度 1 点あたり 1 測点)

表2.3-3 瑞浪地下實驗室土岐花崗岩基本物理特性(JAEA, 2009)

室内物理試験の項目	MIZ-1 号孔 (今回調査) 鉛直深度 167.5~1004.3m		正馬様用地の 土岐花崗岩 平均 ¹⁰⁾	国内における 花崗岩の平均 ¹⁰⁾
	測定値上限下限	平均値		
見かけ比重 (乾燥) (=乾燥相対密度)	2.30~2.65 (2.55~2.65)	2.61 (2.62)	2.62	2.63
含水比, %	0.24~5.76 (0.24~1.22)	0.71 (0.41)	0.38	0.4
有効間隙率, %	0.64~13.5 (0.64~3.41)	1.84 (1.12)	1.31	2.0
弾性波速度 P 波, km/s	3.74~6.16 (4.53~6.16)	5.36 (5.45)	5.27	4.75
同 S 波, km/s	1.58~3.38 (2.34~3.38)	2.83 (2.91)	2.85	2.44

※括弧内は花崗岩のうち鉛直深度 199.5m の脆弱部データを除いて計算したもの

表2.3-4 瑞浪地下實驗室土岐花崗岩基本力學特性(JAEA, 2009)

室内物理試験の項目	MIZ-1号孔(今回調査) 鉛直深度 167.5~1004.3m		正馬様用地の 土岐花崗岩 平均 ¹⁰⁾	国内における 花崗岩の平均 ¹⁰⁾
	測定値の 上限と下限	平均値		
一軸圧縮強度, MPa	63.7~212 (121~212)	166 (173)	168	136
50%強度接線静ヤング率, GPa	20.3~67.9 (41.6~67.9)	51.8 (53.9)	51	33
静ポアソン比	0.168~0.354 (0.168~0.354)	0.263 (0.265)	0.34	0.23
圧裂引張強度, MPa	2.12~12.5 (3.53~12.5)	6.24 (6.48)	7.6	8.0
(UU試験) 粘着力 c , MPa	25.2~42.6 (34.4~42.6)	38.2 (39.1)	34	21
(UU試験) 内部摩擦角 ϕ , °	30.1~53.8 (49.3~53.8)	50.8 (52.2)	55	52

※括弧内は花崗岩のうち鉛直深度 199.5m の脆弱部データを除いて計算したもの

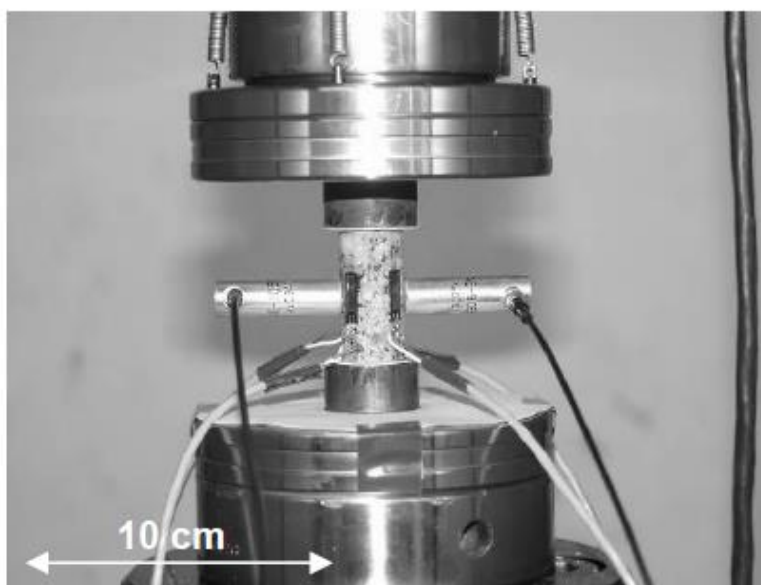


圖2.3-3 裝設 AE 感測器及應變計貼片之岩心試體(JAEA, 2009)

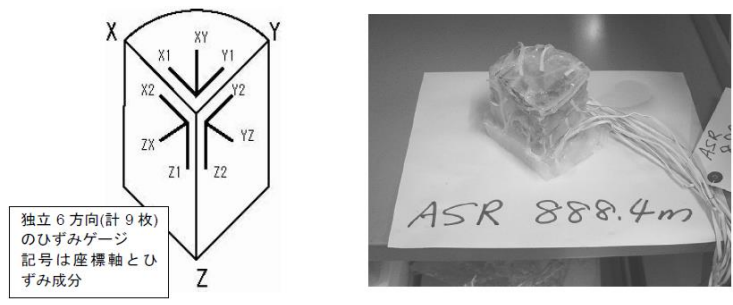


圖2.3-4 ASR 試體製備及應變計貼片黏貼狀況(JAEA, 2009)

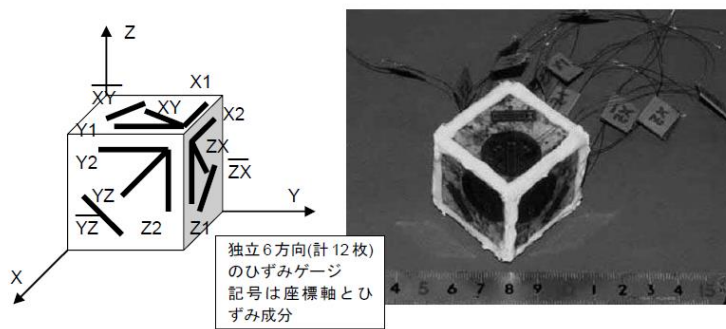


圖2.3-5 DSCA 試體製備及應變計貼片黏貼狀況(JAEA, 2009)

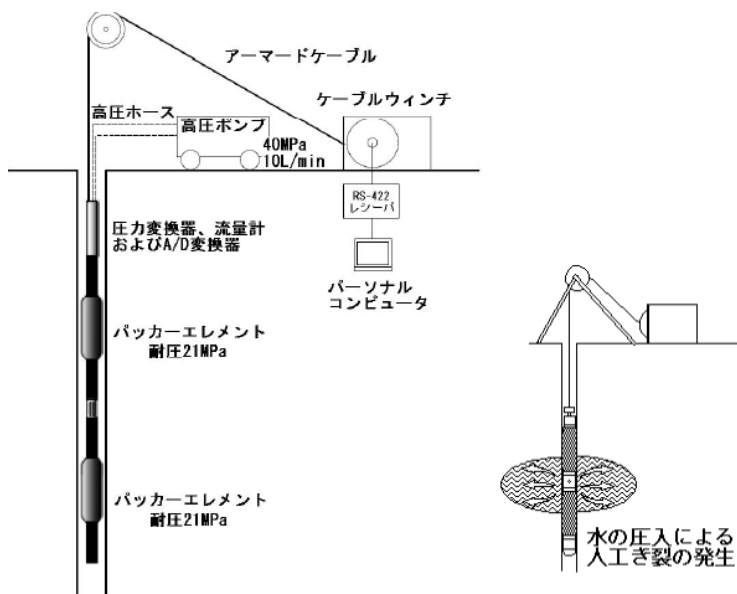


圖2.3-6 水力破裂法現地試験設備配置圖(JAEA, 2009)

2.4 韓國原子能研究院地下研究隧道

2.4.1 地理位置與地質條件

韓國原子能研究所地下研究隧道(Korea Atomic Energy Research Institute Underground Research Tunnel, KURT)位於大田市(Daejeon)，詳圖 2.4-1(a)，為韓國原子能研究院(Korea Atomic Energy Research Institute, KAERI)所建立的小規模地下研究隧道，透過現地試驗檢視高放射性廢棄物處置系統的安全功能(Jo 等人, 2009)。該研究隧道探討的主題包括：

- 岩石裂縫中溶質遷移的特徵(characteristics of a solute migration in rock fractures)：調查溶質和地下水相互作用的影響，以及裂縫充填礦物對溶質吸附和遷移的作用，有關天然鈾和鈾在岩石和裂縫充填礦物中的分佈亦一併探討。
- 現地緩衝材料之 THM 試驗(in situ buffer THM test)：計劃進行 1/2 全尺寸現地緩衝材料 THM 試驗，以研究膨潤土的 THM 行為、數值分析的適用性以及將膨潤土塊安裝到處置孔中的工程可行性。
- 水文地質(hydrogeology)：包括深鑽孔試驗(deep borehole test)、長期地下水監測、地球化學演化建模和區域尺度裂隙網絡(fracture network modeling on a regional scale)等研究項目。

韓國地下研究隧道自場址調查、設計、施工到運作，期程並未耗費太多的時間。自 2003 年進行一系列的場址特徵調查，包括地表勘查、震測法、地電阻探測、地質鑽探及室內試驗，並於 2004 年完成 KURT 細部設計，同年 11 月獲得建造許可，於 2005 年 5 月動工，2006 年 7 月竣工，工程歷經 15 個月，2006 年 11 月開始運作，投入的費用為美金 370 萬 (2006 年美金換算台幣匯率為 32.78 元，約新台幣 1.213 億)。韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)的設計要求：

- (1) 在最少量的岩體支撐條件下，確保隧道的長期穩定性。
- (2) 儘量降低開挖對母岩造成的損傷。
- (3) 聯絡坑道在最短距離的前提下，同時滿足試驗坑(research module)達覆蓋深度最大化。

- (4) 試驗坑必須位在良好的岩體條件。
- (5) 試驗坑必須位於具覆蓋厚度至少 50 m 的基岩中。
- (6) 建造經費需符合經濟性的考量。

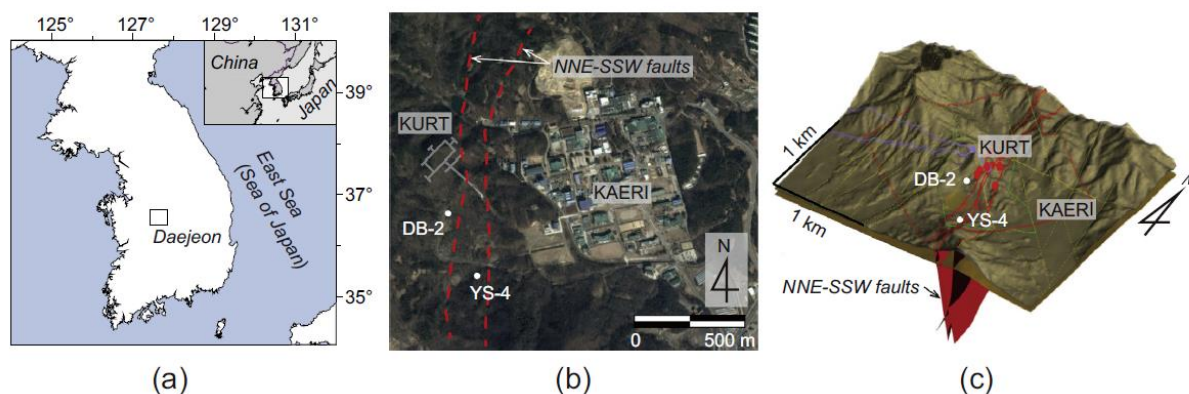


圖2.4-1 韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)：(a)地理位置、(b)鑽孔編號及位置、(c)場址斷層位置示意圖 (Jo 等人，2009)

透過地質和地球物理調查，研究區內的岩盤，主要由片狀花崗岩侵入中生代雲母花崗岩所構成，主要成分礦物為石英、斜長石、粉砂岩、黑雲母和白雲母。試驗場址內有一 NNE-SSW 走向的斷層網絡穿過，基於地質調查需要，於 KURT 內部和場址附近鑽了 17 個鑽孔，其中 DB-2 (深度 1,000 m) 和 YS-4 (深度 350 m) 兩個鑽孔係用於現地應力量測與分析，詳圖 2.4-1(b)(c)。

韓國地下研究隧道總長度 255 m，聯絡坑道(access tunnel)長度為 180 m，與兩個總長度為 75 m 的試驗坑(research module)，採馬蹄形坑道斷面設計，寬、高各為 6 m，自隧道洞口採斜坡坡度 -10% 之設計往試驗坑傾斜，詳圖 2.4-2 與圖 2.4-3。KURT 在申請建造時，被批准為「一般設施(general facility)」，意即不得在設施中使用放射性核種進行任何實驗。

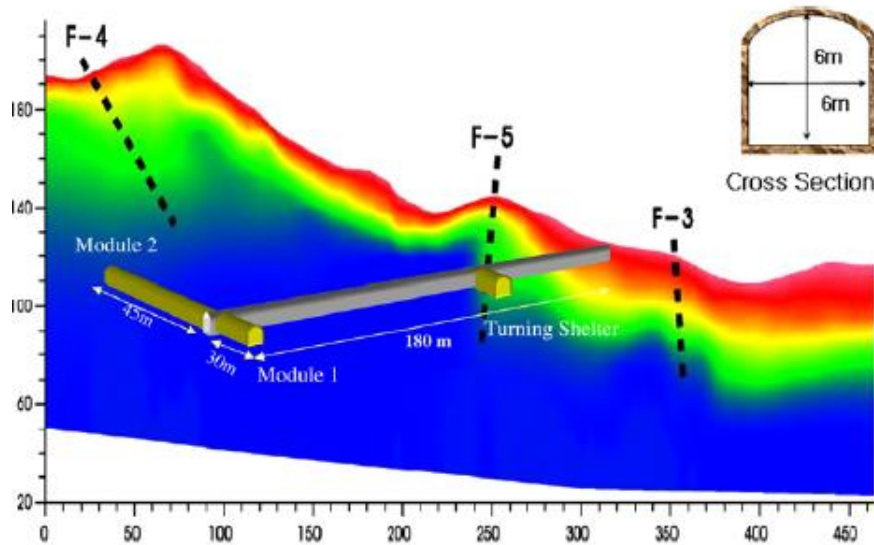


圖2.4-2 韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)空間配置圖。主要為聯絡坑道(長度 180 m)與兩個試驗坑(試驗坑總長度 75 m)(Cho等人，2008)

KURT 以鑽炸法(D&B)進行坑道開挖，並採取勻滑爆破(smooth blasting)技術，藉以減少對 KAERI 及其他鄰近建築物的影響。根據韓國有關爆破的設計標準，爆破引致的地表震動速度(ground velocity)不得超過 0.3 cm/s，為避免鑽炸作業引致強烈的地表震動，KURT 採延遲爆破技術，以裝藥量 15 kg/delay 進行開炸作業，每一次開挖輪進約 1-3 m，依據實際的監測資料顯示，距離施作地點最近的建築物地面震動速度為 0.27 cm/s。洞口段岩體較破碎處，及距離洞口 75-95 m 處之地質破碎帶採用岩栓、噴凝土與桁架鋼支保(lattice girder)等支撐系統，洞口段再以混凝土襯砌加強坑道結構穩定。

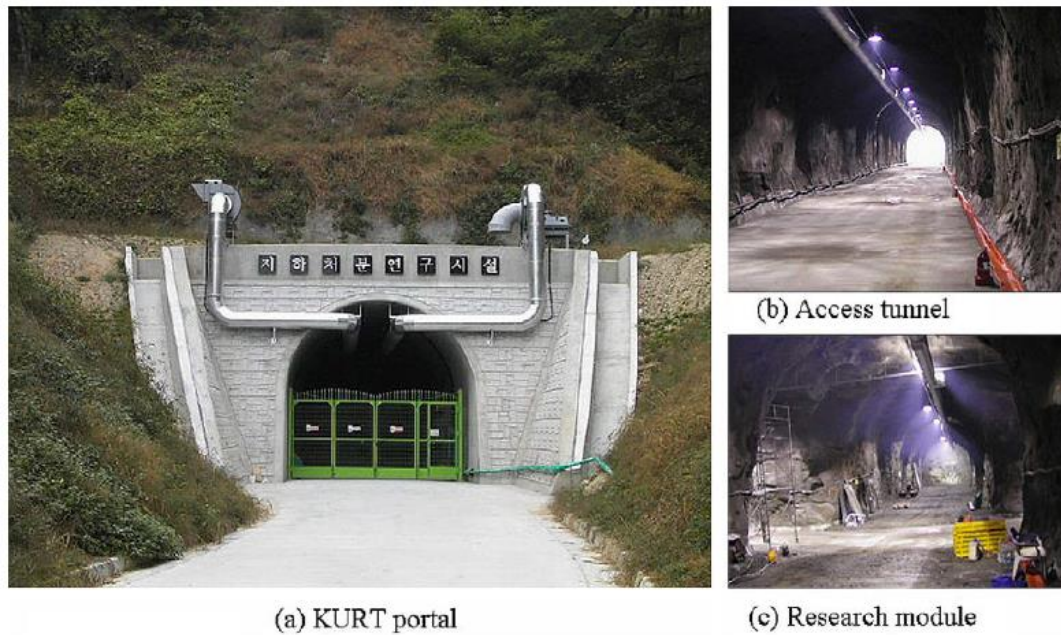


圖2.4-3 韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)設施照片：(a)隧道入口、(b)聯絡坑道、(c)試驗坑 (Kwon等人，2009)

2.4.2 岩石力學試驗結果

韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)岩石試驗項目詳如表 2.4-1，內容包括岩石試體分別在乾、濕條件，及常溫與不同溫度條件下之基本力學試驗(單軸壓縮強度與間接張力強度)與物理性質試驗(密度、比重、孔隙率、吸水率與波速)，詳表 2.4-2 至表 2.4-4，僅就物理試驗，及乾燥且常溫條件下之基本力學試驗結果整理如下列幾點：

- (1) KURT 所屬場址之花崗岩平均密度為 2.64 g/cm^3 ，單位重 2.66，孔隙率 0.67%，吸水率 0.25%。乾燥條件下之 P 波與 S 波速度分別為 3,974 m/s 與 2,489 m/s，動態彈性模數(E_u)為 38.54 GPa，動態柏松比(ν_u)為 0.175。
- (2) 在單軸壓縮強度部分，其平均值為 177.7 MPa，楊氏模數為 55.9 GPa，柏松比為 0.25。

表2.4-1 韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)岩石試驗項目(Park等人, 2019)

Specimen numbers	Test condition	Temperature condition	Rock condition	Main experiments	Sub. experiments
M-1,2,3	Mechanical	20~21°C	Dry	- Uniaxial compressive strength - Indirect tensile strength	- Density - Specific gravity - Porosity - Absorption - P and S wave velocity
TM(L)-1,2,3	Thermo-Mechanical	15°C			
TM(M)-1,2,3		45°C			
TM(H)-1,2,3		75°C			
HM-1,2,3	Hydro-Mechanical	20~21°C	Saturated		
THM(L)-1,2,3	Thermo-Hydro-Mechanical	15°C			
THM(M)-1,2,3		45°C			
THM(H)-1,2,3		75°C			

表2.4-2 韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)花崗岩基本物理性質(Park等人, 2019)

Name of specimen	Density (g/cm ³)	Specific gravity	Porosity (%)	Water absorption (%)
M	2.64 ± 0.01	2.66	0.67 ± 0.04	0.25 ± 0.02
TM(L)	2.64 ± 0.01	2.65	0.74 ± 0.01	0.28 ± 0.01
TM(M)	2.65	2.66	0.73 ± 0.03	0.26 ± 0.01
TM(H)	2.65 ± 0.01	2.66	0.70 ± 0.01	0.27
HM	2.65 ± 0.01	2.66 ± 0.01	0.70 ± 0.03	0.26 ± 0.01
THM(L)	2.66	2.67	0.66 ± 0.03	0.25 ± 0.01
THM(M)	2.65 ± 0.01	2.67 ± 0.02	0.62 ± 0.08	0.23 ± 0.03
THM(H)	2.65 ± 0.01	2.67 ± 0.01	0.68 ± 0.08	0.26 ± 0.03
Total average	2.65	2.66	0.69	0.26

表2.4-3 韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)花崗岩波傳速度(Park等人, 2019)

Rock condition	Name of specimen	V_p (m/s)	V_s (m/s)	E_u (GPa)	ν_u
Dry	M-1	4,189	2,630	42.97	0.174
	M-2	3,923	2,350	35.57	0.220
	M-3	3,811	2,486	37.08	0.130
	Average	3,974	2,489	38.54	0.175
Saturated	HM-1	5,426	2,898	58.15	0.301
	HM-2	4,642	2,569	44.74	0.279
	HM-3	5,294	2,766	53.09	0.312
	Average	5,121	2,745	51.99	0.297

表2.4-4 韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)花崗岩基本力學性質(Park等人, 2019)

Test condition	Name of specimen	UCS (MPa)	E (GPa)	ν
Mechanical	M	177.7 ± 13.3	55.9 ± 1.1	0.25 ± 0.04
Thermo-Mechanical	15°C TM(L)	173.8 ± 8.8	52.7 ± 2.0	0.27 ± 0.04
	45°C TM(M)	183.2 ± 2.4	57.5 ± 2.8	0.30 ± 0.02
	75°C TM(H)	199.9 ± 5.9	59.1 ± 0.2	0.28 ± 0.03
Hydro-Mechanical	HM	148.3 ± 15.4	64.6 ± 4.6	0.27 ± 0.07
Thermo-Hydro-Mechanical	15°C THM(L)	145.7 ± 13.3	64.0 ± 3.4	0.30 ± 0.04
	45°C THM(M)	157.5 ± 11.1	65.8 ± 3.1	0.33 ± 0.02
	75°C THM(H)	160.3 ± 4.6	73.9 ± 1.3	0.34 ± 0.01

2.4.3 鑽炸引致岩體損傷之研究

鑽炸開挖對坑道周圍岩體的損傷評估為 KURT 的重要研究項目之一，其首先透過垂直鑽探(鑽探深度 160 m)及沿著聯絡坑道方向的傾斜鑽探(鑽探深度 255 m)，並配合試驗坑道的開挖進行岩體評分(Rock Mass Rating, RMR)，結果顯示在距離隧道洞口 0~30 m 的 RMR 值不到 20，但隨著深入研究隧道內部，RMR 值有漸高之趨勢，並在試驗坑處有較大值(RMR = 90)，詳如圖 2.4-4。此外，KURT 在距離隧道洞口 60 m 處規劃了迴車避難空間(turning shelter)，並於該處配合開挖前、後之水平鑽孔取樣，進行開挖損傷區(Excavation Damaged Zone, EDZ)之研究，其鑽孔布設規劃詳如圖 2.4-5 與表 2.4-5，顯示共計 9 個鑽孔，其中鑽孔編號 7~9 為鑽炸作業完成後才進行施作。表 2.4-6 為鑽炸開挖前、後之岩石性質變化，並整理如下列幾點：

- (1) 單壓強度：距坑道壁面 0~0.5 m 處，在實施鑽炸前、後之單壓強度分別為 102.2 與 81.7 MPa，顯示鑽炸後的單壓強度降為原來的 0.80 倍；若遠離坑道壁面 1.0 m 以上，則單壓強度的變化分別為 100.0 與 102.9 MPa，此深度條件下的單壓強度變化並不顯著。
- (2) 楊氏模數：距坑道壁面 0~0.5 m 處，在實施鑽炸前、後之楊氏模數分別為 51.65 與 19.96 GPa，顯示鑽炸後的楊氏模數降為原來的 0.38 倍；若遠離坑道壁面 1.0 m 以

上，則楊氏模數的變化分別為 56.66 與 42.11 GPa，顯示鑽炸後的楊氏模數降為原來的 0.75 倍。

- (3) 巴西人法間接張力強度：距坑道壁面 0 ~ 0.5 m 處，在實施鑽炸前、後之間接張力強度分別為 7.85 與 6.86 MPa，顯示鑽炸後的間接張力強度降為原來的 0.87 倍。
- (4) 凝聚力：距坑道壁面 0~0.5 m 處，在實施鑽炸前、後之凝聚力分別為 15.7 與 12.7 MPa，顯示鑽炸後的凝聚力降為原來的 0.81 倍；若遠離坑道壁面 1.0 m 以上，則凝聚力的變化分別為 20.6 與 21.1 MPa，顯示此深度條件下的凝聚力變化並不顯著。
- (5) 摩擦角：距坑道壁面 0~0.5 m 處，在實施鑽炸前、後之摩擦角均為 58°；若遠離坑道壁面 1.0 m 以上，則凝聚力的變化分別為 59° 與 56°，顯示摩擦角的變化並不顯著。

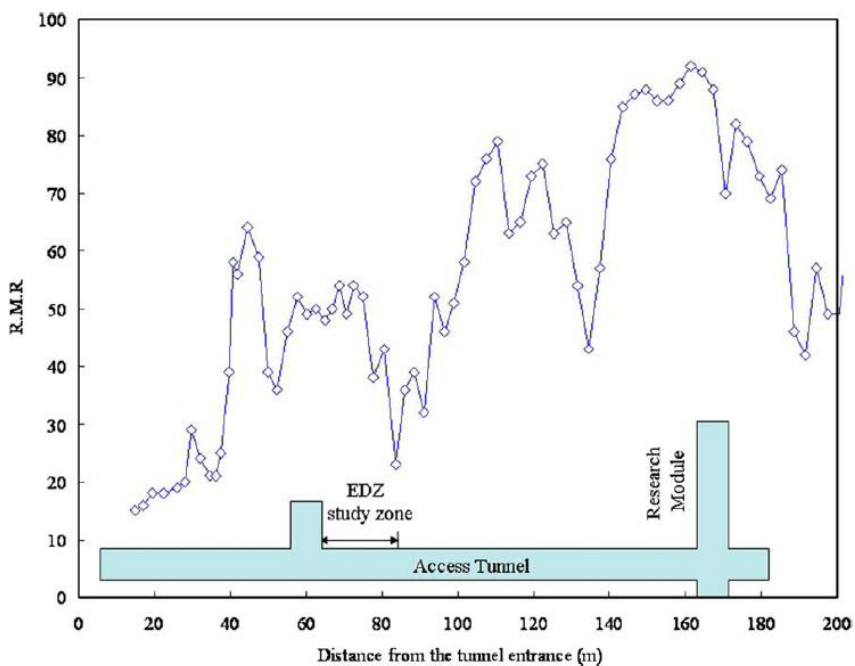


圖2.4.4 KURT 聯絡坑道沿線之岩體評分(Kwon 等人，2009)

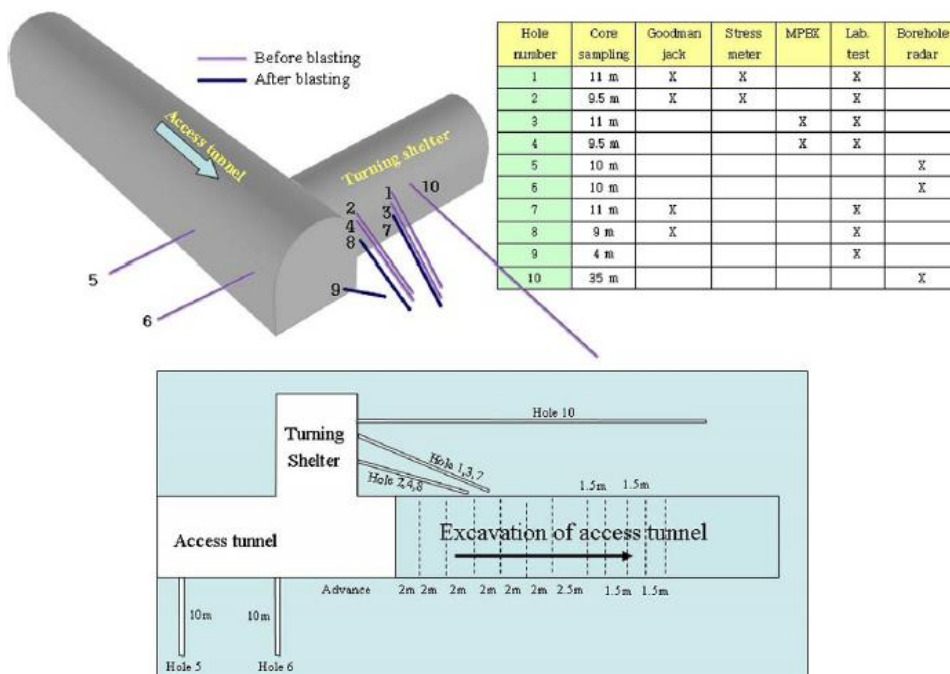


圖2.4.5 KURT 有關開挖損傷區之開挖與鑽孔布設規劃(Kwon 等人，2009)

表2.4-5 KURT 有關開挖損傷區之鑽孔編號(Kwon, 2009)

RQD variation with the distance from the tunnel wall							
	Hole number	Distance (m) (RQD)					
Before blasting	Hole 1	0.0-2.0 (35)	2.0-4.0 (86)	4.0-6.0 (92)	6.0-8.0 (94)	8.0-10.0 (89)	10.0-11.0 (100)
	Hole 2	0.0-2.0 (79)	2.0-4.0 (77)	4.0-6.0 (65)	6.0-9.0 (58)		
	Hole 3	0.0-2.0 (68)	2.0-4.0 (78)	4.0-6.0 (71)	6.0-8.0 (88)	8.0-11.0 (95)	
	Hole 4	0.0-2.0 (60)	2.0-4.0 (69)	4.0-6.0 (65)	6.0-9.0 (94)		
	Hole 5	0.0-2.0 (75)	2.0-4.0 (93)	4.0-6.0 (83)	6.0-8.0 (85)	8.0-10.0 (88)	
	Hole 6	0.0-2.0 (89)	2.0-4.0 (60)	4.0-6.0 (53)	6.0-8.0 (81)	8.0-10.0 (99)	
After blasting	Hole 7	0.0-2.0 (85)	2.0-5.0 (65)	5.0-8.0 (88)	8.0-11.0 (77)		
	Hole 8	0.0-2.0 (78)	2.0-5.0 (88)	5.0-6.6 (49)			
	Hole 9	0.0-2.0 (43)	2.0-4.1 (71)				

表2.4-6 KURT 在鑽炸開挖前、後之岩石性質變化(Kwon, 2009)

Averaged rock properties with depth from the access tunnel wall						
	Depth (m)	Before excavation			After excavation	
Uniaxial compressive strength (MPa)	0-0.5	102.2			81.7	
	0.5-1.0	103.0			88.8	
	1.0-	100.0			102.9	
Wave velocity (m/s)		P wave	S wave	P wave	S wave	
	0-0.5	4318	2027	3719	1802	
	0.5-1.0	4480	2212	3883	1888	
	1.0-	4745	2125	4390	1952	
Young's modulus (GPa)	0-0.5	51.65			19.96	
	0.5-1.0	54.17			28.40	
	1.0-	56.66			42.11	
Poisson's ratio	0-0.5	0.22			0.27	
	0.5-1.0	0.19			0.21	
	1.0-	0.23			0.20	
Specific gravity	0-0.5	2.62			2.58	
	0.5-1.0	2.65			2.64	
	1.0-	2.68			2.61	
Porosity (%)	0-0.5	1.23			2.28	
	0.5-1.0	1.00			1.96	
	1.0-	0.82			2.10	
Confining pressure (MPa)		5	10	15	5	10
Maximum strength (MPa)	0-0.5	159	218	274	137	192
	0.5-1.0				139	177
	1.0-	199	258	320	180	228
Internal friction angle (°)	0-0.5	58			58	
	0.5-1.0	-			53	
	1.0-	59			56	
Cohesion (MPa)	0-0.5	15.7			12.7	
	0.5-1.0	-			17.7	
	1.0-	20.6			21.1	
Brazilian tensile strength (MPa)	0-0.5	7.85			6.86	
	0.5-1.0	-			6.86	
	1.0~	-			9.56	

2.5 綜合研析

根據前述蒐集之瑞典中、低放射性廢棄物處置場(SFR)、加拿大 AECL 所屬地下研究實驗室、日本地下瑞浪實驗室及韓國原子能研究院地下研究隧道所進行的岩石力學相關試驗項目及完整岩石力學參數整理如表 2.5-1。就鑽孔數量、試驗項目與試驗組數而言，以瑞典 SFR 最為完整，其在裂隙相關力學特性的調查與研究經驗，實值得參考。此外，根據 Deere & Miller (1966) 提出的岩石分類，將所蒐集之岩石單軸壓縮強度及楊氏模數整理於圖 2.5-1，可知上述國外中、低放射性廢棄物處置場及地下實驗室均屬高強度、高模數之岩石類別，符合結晶岩類之力學特性。

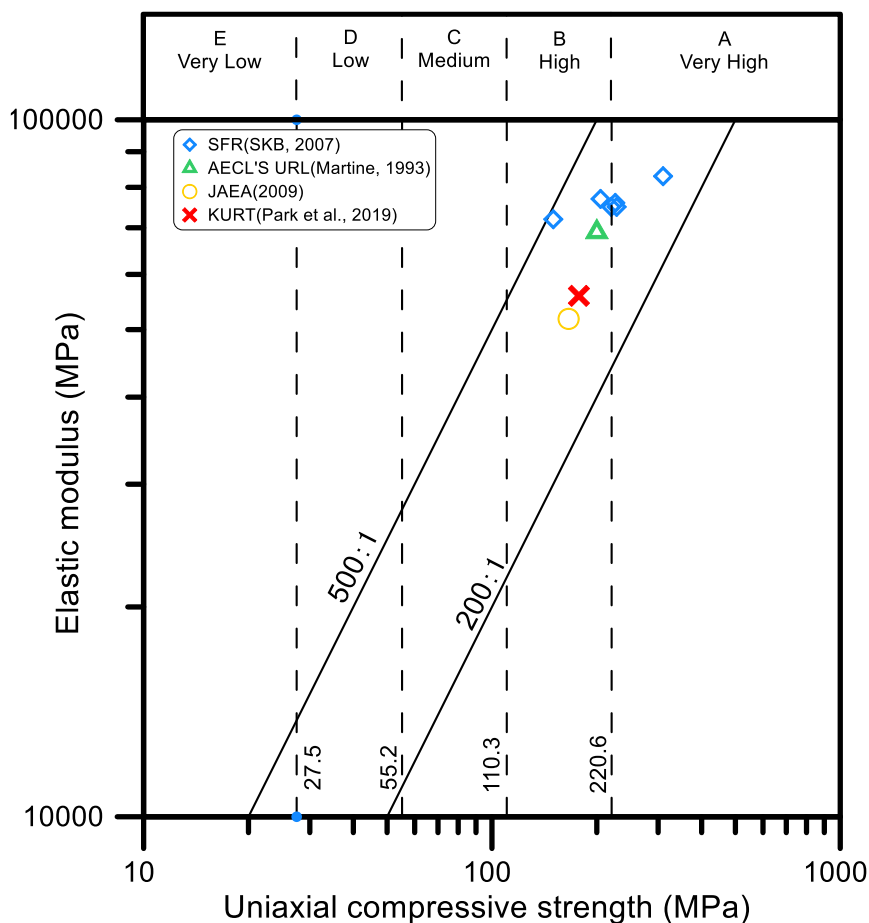


圖 2.5-1 國外處置場址及地下實驗室之場址岩石力學特性分類

表2.5-1 國際處置技術先進國家相關岩石力學試驗項目與完整岩石力學參數

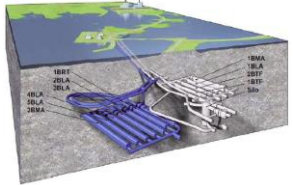
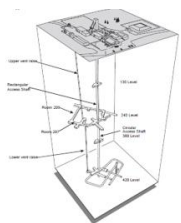

國家/實驗室或場址	岩石力學相關試驗項目	單壓強度 (MPa)	張力強度 (MPa)	楊氏模數 (GPa)	柏松比	三軸試驗 強度參數	參考文獻
瑞典 SFR 	<ul style="list-style-type: none"> 單軸壓縮強度試驗 間接張力強度試驗 三軸壓縮強度試驗 裂隙直接剪力試驗 裂隙正向閉合試驗 	150 ~ 310	12 ~ 18	72 ~ 83	0.22 ~ 0.30	凝聚力： 27.6 ~ 29.4 MPa 摩擦角： 47° ~ 60° m_i : 9.4 ~ 27.2	<ul style="list-style-type: none"> SKB R-07-31(2007)
加拿大 AECL 	<ul style="list-style-type: none"> 單軸壓縮強度試驗 間接張力強度試驗 三軸壓縮強度試驗 破裂韌度試驗 	乾：200 ± 22 濕：198 ± 18	9.30	69	0.26	m_i : 28.9	<ul style="list-style-type: none"> Everit & Lajtai(2004) Martine(1993)
日本瑞浪地下實驗室 	<ul style="list-style-type: none"> 單軸壓縮強度試驗 間接張力強度試驗 三軸壓縮強度試驗 	166	6.24	51.8	-	凝聚力：38.2 MPa 摩擦角：50.8°	<ul style="list-style-type: none"> JAEA-Research-2009-31(JAEA, 2009)

表2.5-1 國際處置技術先進國家相關岩石力學試驗項目與完整岩石力學參數(續)


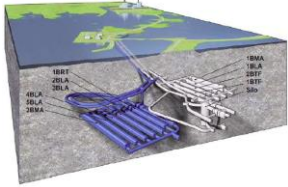
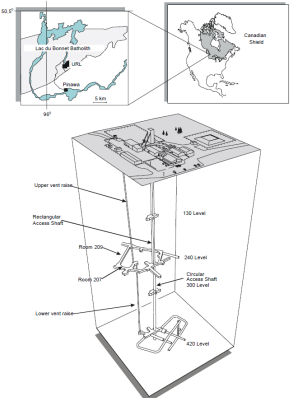

國家/實驗室或場址	岩石力學相關試驗項目	單壓強度 (MPa)	張力強度 (MPa)	楊氏模數 (GPa)	柏松比	三軸試驗強度參數	參考文獻
韓國 KURT 	<ul style="list-style-type: none"> 單軸壓縮強度試驗 	乾：177.7±13.3 濕：148.3±15.4	-	乾： 55.9±1.1 濕： 64.6 ± 4.6	乾：0.25 濕：0.27	-	<ul style="list-style-type: none"> Kwon 等人(2009) Park 等人(2019)

表2.5-2 國際處置技術先進國家岩石力學特殊試驗項目、目的與成果

國家/實驗室或場址	特殊試驗項目與目的	試驗成果
瑞典/SFR 	<ul style="list-style-type: none"> 試驗項目：直接剪力試驗與傾斜試驗 試驗目的：瞭解處置場岩體隙特性，主要採岩石節理面直接剪力試驗與傾斜試驗(以岩心試體獲得裂隙粗糙度與剪力強度參數，無法獲得變形參數) 	<ul style="list-style-type: none"> 傾斜試驗 <ol style="list-style-type: none"> 裂隙尖峰摩擦角平均值介於 30.8° ~ 34.5° 殘餘摩擦角平均值介於 26.2° ~ 33.01° 尖峰凝聚力(peak cohesion) 殘餘凝聚力(residual cohesion)不超過 0.5 MPa 直接剪力試驗 <ol style="list-style-type: none"> 裂隙尖峰摩擦角平均值介於 32.0° ~ 37.0° 殘餘摩擦角平均值介於 32.2° ~ 34.9° 尖峰凝聚力平均值介於 0.5 ~ 0.9 MPa

		<ul style="list-style-type: none"> (4) 殘餘凝聚力平均值介於 0.3 ~ 0.5 MPa。裂隙正向勁度(normal stiffness)平均值介於 248 ~ 1385 GPa/m (5) 裂隙正向勁度平均值介於 248 ~ 1385 GPa/m (6) 裂隙剪力勁度 $K_{s0.5}$ 平均值介於 6 ~ 12 GPa/m、$K_{s5.0}$ 平均值介於 16 ~ 31 GPa/m、$K_{s20.0}$ 平均值介於 23 ~ 33 GPa/m
<p>加拿大/AECL</p> 	<ul style="list-style-type: none"> 試驗項目：岩石損傷應力門檻值 試驗目的：以單軸壓縮試驗結合 AE 量測，探討各種損傷門檻值 <hr/> <ul style="list-style-type: none"> 試驗項目：乾/濕條件下之花崗岩基本力學試驗 試驗目的：探討 Lac du Bonnet 花崗岩分別在乾燥與潮溼條件下之基本力學強度變化 	<ul style="list-style-type: none"> 平均裂縫形成門檻(σ_{ci})約為 $0.32\sigma_c$ 裂縫損傷門檻(σ_{cd})約為 $0.68\sigma_c$ <hr/> <ul style="list-style-type: none"> 單軸壓縮強度 <ul style="list-style-type: none"> (1) 乾燥條件下之單壓強度：200 ± 22 MPa (2) 潮濕條件下之單壓強度為：198 ± 18 MPa 巴西人法間接張力強度 <ul style="list-style-type: none"> (1) 乾燥條件下之間接張力(URL)：9.3 ± 1.3 MPa (2) 乾燥條件下之間接張力(Cold Spring Quarry)：13.5 ± 1.2 MPa (3) 潮濕條件下之間接張力強度(Cold Spring Quarry)：10.4 ± 2.1 MPa
<p>韓國/KURT</p> 	<ul style="list-style-type: none"> 試驗項目：鑽炸引致岩體損傷之研究 試驗目的：評估鑽炸開挖對坑道周圍岩體的損傷 	<ul style="list-style-type: none"> 單軸壓縮強度 <ul style="list-style-type: none"> (1) 距坑道壁面 0 ~ 0.5 m 處，實施鑽炸後的單壓強度降為原來的 0.80 倍 (2) 遠離坑道壁面 1.0 m 以上，則鑽炸前、後之單壓強度變化並不顯著 楊氏模數

		<p>(1) 距坑道壁面 0 ~ 0.5 m 處，實施鑽炸後的楊氏模數降為原來的 0.38 倍</p> <p>(2) 遠離坑道壁面 1.0 m 以上，則鑽炸前、後之楊氏模數降為原來的 0.75 倍</p> <ul style="list-style-type: none"> • 巴西人法間接張力強度 距坑道壁面 0 ~ 0.5 m 處，在實施鑽炸後之間接張力強度降為原來的 0.87 倍 • 凝聚力 (1) 距坑道壁面 0 ~ 0.5 m 處，實施鑽炸後的凝聚力降為原來的 0.81 倍 (2) 遠離坑道壁面 1.0 m 以上，則鑽炸前、後之凝聚力變化並不顯著 • 摩擦角 實施鑽炸後的摩擦角並無顯著變化
--	--	--

第三章、低放射性廢棄物處置設施的岩石力學特性研析方法

根據 SFR 提出之處置場址岩石力學參數及對應之資料用途，詳表 2.1-1，顯見岩石力學特性為處置坑道規劃設計與安全評估之重要參數(SKB, 2001)，例如完整岩石與岩體的彈性模數、裂隙形成應力與抗壓強度參數等，均影響坑道斷面設計、開挖方法選定與運轉期間之長期安全。有鑑於我國尚未針對低放射性廢棄物建議候選場址進行實際的鑽探與岩石力學試驗工作，為能對我國建議候選場址之岩石力學特性能有進一步瞭解，本章針對我國低放處置設施建議候選場址之岩石力學參數進行蒐整與研析，資料來源除了國內與處置場址岩石力學特性相關之研究成果外，亦包括近年鄰近達仁與烏坵二處建議候選場址之公共建設與坡地災害地質調查等鑽探資料。

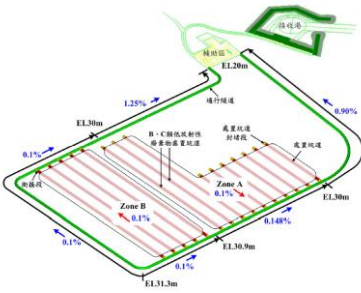
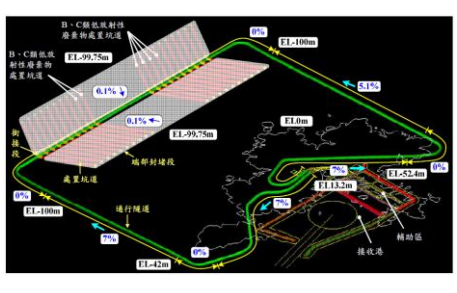
3.1 我國低放處置設施建議候選場址

我國於 101 年 7 月依「低放射性廢棄物最終處置設施場址設置條例」公告台東縣達仁鄉與金門縣烏坵鄉二處建議候選場址，本子計畫前期研究「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)，已根據「建議候選場址遴選報告」(經濟部, 2011)與「低放射性廢棄物最終處置技術評估報告」(台灣電力公司, 2017)，就處置場型式、地質條件、坑道岩覆深度、坑道數與坑道總長度、坑道斷面及尺寸、坑道間距等資料，綜整達仁與烏坵二處低放處置設施建議候選場址之比較表，詳如表 3.1-1 所示。

根據「建議候選場址遴選報告」(經濟部, 2011)第三章「建議候選場址遴選考量」，達仁建議候選場址出露的岩層為潮州層，其岩性主要由厚塊狀硬頁岩或板岩所組成，僅有少許變質砂岩夾雜其中，且根據潛在場址鄰近地區之工程案例資料顯示，硬頁岩新鮮岩心的單壓強度約是每平方公分 200 至 500 公斤之間(19.6 至 49 MPa)，大致屬於中硬岩類。此外，處置場規劃採坑道掩埋方式，處置場岩覆多在 100 m 以上，然而山體北斜面侵蝕溝較為發達，研判其多沿著節理與劈理面隨機發育。

金門縣烏坵鄉建議候選場址部分，其位於長樂南澳斷裂帶東側，構造分區屬平潭—東山變質帶，其長約 500 km，寬約 40 至 60 km，馬祖及金門亦皆屬之。建議候選場址出露的基盤以花崗岩體為主，其閃長岩脈以西北至西北西走向垂直穿插於其間，閃長岩類新鮮岩心的單壓強度平均每平方公分 2,139 公斤(209.62 MPa)；花崗岩類平均每平方公分 1,646 公斤(161.31 MPa)。

表3.1-1 國內低放處置設施建議候選場址之比較(楊長義與李宏輝，2018)

	達仁鄉低放處置設施建議候選場址	烏坵鄉低放處置設施建議候選場址
設施空間配置示意圖		
處置場型式	陸地坑道處置	水下岩床坑道處置
地質條件	板岩、硬頁岩，內含許多地質弱面	堅實花崗岩(岩體有偉晶岩脈與基性岩入侵有兩組剪力節理、一組解壓節理)
坑道岩覆深度	A類處置坑道深度 > 62.2 m B、C類處置坑道深度 > 76.4 m	處置坑道上方岩覆為 58.8 m~59.0 m
坑道數與坑道總長度	13 條A 類低放射性廢棄物處置坑道，以及 2 條B、C 類低放射性廢棄物處置坑道，處置坑道總長度為 8,938 m。	34 條 A 類低放射性廢棄物處置坑道，以及 6 條 B、C 類低放射性廢棄物處置坑道，處置坑道總長度為 8,800 m。
坑道斷面及尺寸	坑道斷面採圓形設計，寬 8.5 m，高 5.9 m	坑道斷面採倒 D 型(馬蹄形)設計，寬 8.5 m，高 5.9 m
坑道間距	處置設施所需之淨寬度至少 12.1 m	處置設施所需之淨寬度至少 10.7 m

3.2 鄰近達仁鄉建議候選場址之相關工程資料

本子計畫根據經濟部中央地質調查所建立的「工程地質探勘資料庫」，蒐整鄰近達仁建議候選場址之公共建設與坡地災害地質調查等鑽探資料，包括「107 年臺東縣延平鄉紅

葉村、大武鄉大鳥村大規模崩塌地質調查」(以下簡稱「107 大鳥村、紅葉村地質調查」)與「101 年台 9 線南迴公路拓寬改善後續計畫 457k+000~472k+700 新橋號 443k+000~454k+006」(安朔至草埔段)新闢工程」(以下簡稱「101 安朔至草埔地質調查」)，二者的鑽孔數分別為 7 孔與 89 孔，相關地質調查位置詳圖 3.2-1。「107 大鳥村、紅葉村地質調查」鑽孔位置距離達仁建議候選場址約 15.16 km；「101 安朔至草埔地質調查」因屬道路工程地質調查工作，該工程起點自台 9 線沿安朔溪向南爬升，工程結構自工程起點依序為路堤、橋梁及山岳隧道方式穿越山脈，並以鋼橋方式跨越楓港溪後銜接回原台 9 線，路線全長約 11.11 公里，路線範圍如圖 3.2-2 所示。



圖3.2-1 鄰近達仁建議候選場址之公共工程與鑽探調查位置(經濟部中央地質調查所)

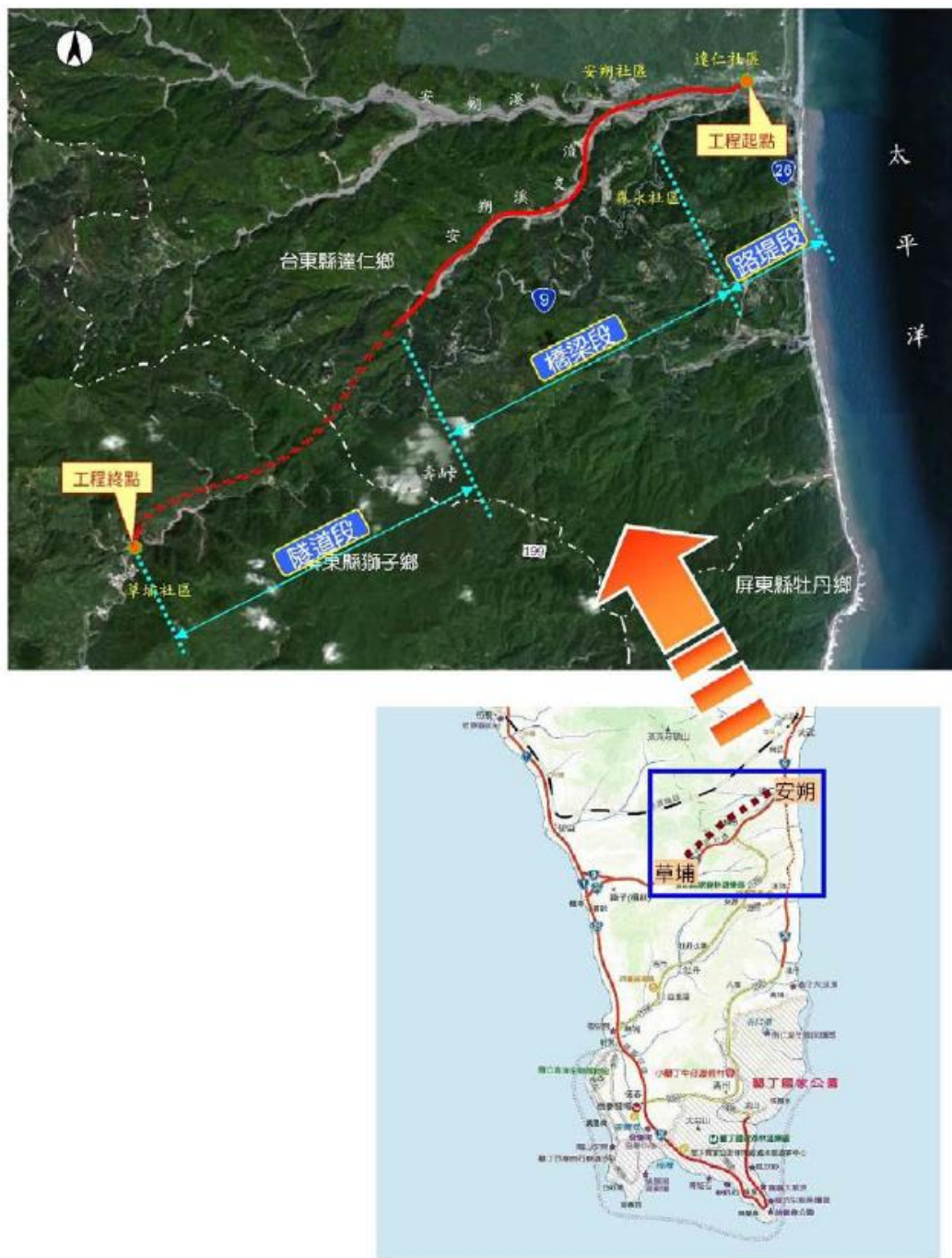


圖3.2-2 鄰近達仁建議候選場址之公共工程與鑽探調查位置(台灣世曦工程顧問有限公司，2013)

根據中央地質調查所「工程地質探勘資料庫」提供之資料，「107 大鳥村、紅葉村地質調查」共有 7 個鑽孔，鑽孔深度最深為 50 m，其主要的試驗項目包含：岩石單軸壓縮強度試驗計 17 組，岩石弱面直接剪力強度試驗計 4 組，鑽孔地點與試驗名稱詳表 3.2-1，岩石力學試驗相關成果詳如表 3.2-2，顯示該區地質材料主要為灰色板岩、灰黑色至黑色板岩夾變質砂岩等。此外，從表 3.2-2 之岩石描述與岩心品質指標(RQD)可看出大鳥村在鑽探取樣深度範圍內(11.8~30.4 m)，其 RQD 介於 17~41%，顯示岩心呈現一定程度的破碎並有輕微至中度的風化現象。

根據中央地質調查所「工程地質探勘資料庫」及「台 9 線南迴公路拓寬改善後續計畫 57k+000~472k+700 (安朔至草埔段) 新闢四車道工程委託設計工作地質鑽探工程報告」(台灣世曦工程顧問股份有限公司, 2013)，「101 安朔至草埔地質調查」共有 89 個鑽孔，岩石層垂直鑽探深度最深為 280 m(鑽孔編號 AD-59)，岩石層水平鑽探計有二孔，分別為鑽孔編號 AD-56(深度為 412 m)與鑽孔編號 AD-62(深度為 600 m)，岩石力學相關試驗項目及組數計有：岩石單軸壓縮強度試驗計 24 組、完整岩石三軸試驗計 38 組、岩石弱面直接剪力試驗計 61 組、岩石動彈性模數試驗計 24 組，岩石力學試驗相關成果詳如表 3.2-3 至表 3.2-10。茲就上述蒐整之鑽探試驗資料整理摘述如下：

- (1) 岩石單軸壓縮強度：根據「107 大鳥村、紅葉村地質調查」完整岩石力學試驗相關成果，詳表 3.2-2，可獲知該地質調查案之灰色板岩單壓強度介於 10.0 至 27.8 MPa，灰黑色板岩因偶夾變質砂岩，其單壓強度介於 46.8 至 106.0 MPa。根據「101 安朔至草埔地質調查」完整岩石靜彈模數試驗成果，詳表 3.2-3，依岩石種類區分板岩、變質砂岩與硬頁岩，單壓強度平均值分別為 21.07、122.87 與 30.32 MPa，楊氏模數平均值分別為 14.80、24.90 與 28.57 GPa，柏松比平均值分別為 0.26、0.19 與 0.25。在完整岩石單軸壓縮強度試驗部分，詳表 3.2-4，主要岩石種類同樣區分板岩、變質砂岩、硬頁岩、砂岩與硬頁互層，單壓強度平均值分別為 6.80、59.67、15.03 與 63.79 MPa。若將上述兩地質調查案之岩石單軸壓縮強度與取樣深度繪製如圖 3.2-3，顯示變質砂岩與板岩主要分布在鑽探取樣深度 100 m 以內，頁岩分布深度至 278 m，就平均單壓強度而言，以變質砂岩 59.67 MPa 較高、硬頁岩 15.03 MPa 次之、

- 板岩 6.80 MPa 最小。此外，從表 3.2-3 與表 3.2-4 可進一步發現，無論是靜彈模數試驗或是完整岩石單軸壓縮強試驗結果，硬頁岩的試驗組數最多，其單壓強度標準差約為 16.26 與 12.56 MPa，相較之下，變質砂岩試驗組數次之，然而其單壓強度標準差約為 41.16 與 44.64 MPa，顯示變質砂岩單壓強度存在相當程度的不確定性。
- (2) 完整岩石三軸試驗成果：根據「101 安朔至草埔地質調查」完整岩石三軸試驗成果，詳表 3.2-5 與表 3.2-6，主要岩石種類區分板岩、變質砂岩、硬頁岩、砂岩與硬頁互層，其凝聚力平均值分別為 2.21、10.17、2.70 與 2.58 MPa，摩擦角平均值分別為 42°、55°、38°與 42°，不同取樣深度條件下之完整岩石三軸試驗結果詳如圖 3.2-4。由上述表、圖成果，顯示完整岩石之凝聚力及摩擦角二者與深度間並無明確的依存關係，研判其與取樣深度內所含岩層種類多且試驗組數有限有關。
- (3) 岩石弱面直接剪力試驗結果：根據「101 安朔至草埔地質調查」岩石弱面直接剪力試驗結果，詳表 3.2-7 與表 3.2-8，主要岩石種類區分變質砂岩、砂岩與硬頁互層、硬頁岩，其弱面尖峰凝聚力平均值分別為 0.04、0.02 與 0.03 MPa，殘餘凝聚力平均值分別為 0.02、0.01 與 0.02 MPa，顯見弱面凝聚力參數值可視為零。弱面尖峰摩擦角平均值分別為 32°、30°與 28°，殘餘摩擦角平均值分別為 29°、29°與 26°，不同取樣深度條件下之岩石弱面直接剪力試驗結果詳如圖 3.2-5 與圖 3.2-6。就弱面之尖峰與殘餘凝聚力而言，其值與深度變化並無顯著關係，但就尖峰與殘餘摩擦角而言，當深度超過 120 m，其值隨深度而有略顯增加之趨勢。
- (4) 岩石動彈性模數試驗結果：根據「101 安朔至草埔地質調查」岩石動彈性模數試驗結果，詳表 3.2-9 與表 3.2-10，其試驗的岩石種類含括變質砂岩、砂岩夾硬頁岩、硬頁岩與板岩。就 P 波波速平均值而言，以砂岩夾硬頁岩最高，板岩次之，變質砂岩最小；就 S 波波速而言，同樣以砂岩夾硬頁岩最高，但變質砂岩次之，硬頁岩最小。不同取樣深度條件下之岩石動彈性模數試驗結果詳如圖 3.2-7，顯示無論是波速或是動彈模數等，其值與取樣深度並無顯著之關係。

-
- (5) 根據 Deere & Miller (1966) 提出的岩石分類，將所蒐集之岩石單軸壓縮強度及楊氏模數整理於圖 3.2-8，可知「107 大鳥村、紅葉村地質調查」與「101 安朔至草埔地質調查」所採之岩心試體以變質砂岩強度較高，屬低(low)至高(high)強度之岩石類別，硬頁岩與板岩強度相對較低，屬低(low)至非常低(very low)強度之岩石類別。
- (6) 水平鑽探與垂直鑽探取樣之試驗結果比較：根據「101 安朔至草埔地質調查」鑽探試驗報告，其中鑽孔編號 AD-56 與鑽孔編號 AD-62 屬水平鑽探調查，其主要岩石種類屬於硬頁岩。為瞭解該處岩層分別經水平與垂直鑽探取樣、試驗之差異，本子計畫分別取水平鑽探與垂直鑽探之硬頁岩單壓強度試驗結果進行比較，彙整其試驗結果詳附錄表 B-1 與表 B-2。在水平鑽探部分，硬頁岩之平均單軸壓縮強度為 21.13 MPa，標準差為 12.52 MPa；垂直鑽探部分，平均單壓強度為 14.53 MPa，標準差為 12.48 MPa。此外，本子計畫亦整理了水平與垂直鑽探取樣之靜彈模數試驗結果，詳附錄表 B-3 與表 B-4，可觀察到水平鑽探之平均楊氏模數為 50.6 GPa，標準差為 7.2 GPa；垂直鑽探之平均楊氏模數為 22.5 GPa，標準差為 10.6 GPa，顯示水平/垂直之平均楊氏模數比為 2.25，顯示硬頁岩在單壓強度與楊氏模數具有一定程度之異向性，此一結果可供我國未來執行場址調查與安全評估工作之參考。

表3.2-1 「107大烏鄉、紅葉村地質調查」鑽孔地點與試驗名稱

鑽孔編號	鑽孔地點	總鑽孔深度 (m)	試驗名稱
DW-701	臺東縣大武鄉大烏村	50	• 岩石單軸壓縮試驗強度
DW-702	臺東縣大武鄉大烏村	50	• 重模試體直接剪力強度試驗
DW-703	臺東縣大武鄉大烏村	50	• 定水頭透水試驗 • 重模試體直接剪力強度試驗 • 岩石弱面直接剪力強度試驗 • 重模試體不壓密不排水三軸試驗 • 岩石單軸壓縮強度試驗
YP-701	臺東縣延平鄉紅葉村	30	• 定水頭透水試驗 • 土壤一般物理性質試驗 • 岩石單軸壓縮強度試驗
YP-702	臺東縣延平鄉紅葉村	30	• 定水頭透水試驗 • 土壤一般物理性質試驗
YP-703	臺東縣延平鄉紅葉村	30	• 土壤一般物理性質試驗 • 岩石單軸壓縮強度試驗
YP-704	臺東縣延平鄉紅葉村	30	• 定水頭透水試驗 • 土壤一般物理性質試驗 • 岩石單軸壓縮強度試驗

表3.2-2 「107大鳥村、紅葉村地質調查」完整岩石力學試驗相關成果



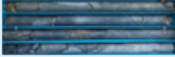
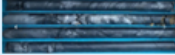



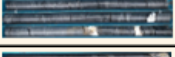

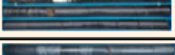
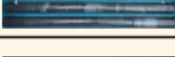
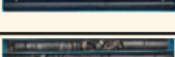

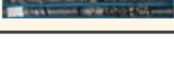
鑽孔編號	取樣編號	上限深度(m)	下限深度(m)	取樣深度(m)	岩石描述	RQD(%)	單軸壓縮強度(kg/cm ²)	單軸壓縮強度(MPa)	破壞應變	照片	岩心深度(m)
DW-701	UC1	11.7	11.85	11.8	灰色板岩，破碎，輕微至中度風化，偶夾泥，受剪裂作用	40	264.09	25.9	0.47		8-12
DW-701	UC2	12.75	13	12.9	灰色板岩，破碎，輕微至中度風化，偶夾泥，受剪裂作用	41	283.46	27.8	0.6		12-16
DW-701	UC3	18.2	18.4	18.3	灰色板岩，破碎，輕微至中度風化，偶夾泥，受剪裂作用	23	101.81	10.0	0.38		16-20
DW-701	UC4	27.55	27.85	27.7	灰色板岩，破碎，輕微至中度風化，偶夾泥，受剪裂作用	17	283.36	27.8	0.39		24-28
DW-701	UC5	29.4	29.6	29.5	灰色板岩，破碎，輕微至中度風化，偶夾泥，受剪裂作用	22	182.87	17.9	0.33		28-32
DW-702	UC6	23.35	23.35	23.35	崩積層，棕色黏土質砂礫石夾岩屑	-	156.34	15.3	0.19		20-24
DW-702	UC7	30.4	30.4	30.4	灰色板岩，破碎，輕微至中度風化，受剪裂作用，夾泥	36	234.03	22.9	0.33		28-32
YP-701	UC8	9.7	9.85	9.8	灰黑色板岩，鐵染，偶夾變質砂岩及石英	80	499.93	49.0	0.5		8-12
YP-701	UC9	17.7	17.9	17.8	灰黑色至黑色板岩夾變質砂岩偶夾石英	20	1081.86	106.0	0.81		16-20
YP-701	UC10	19.35	19.6	19.5	灰黑色至黑色板岩夾變質砂岩偶夾石英	95	815.71	79.9	0.53		16-20
YP-701	UC11	25.55	25.75	25.7	灰黑色至黑色板岩夾變質砂岩偶夾石英	95	932.22	91.4	0.66		24-28
YP-701	UC12	29.6	29.85	29.7	灰黑色至黑色板岩夾變質砂岩偶夾石英	100	478.02	46.8	0.29		28-30
YP-703	UC13	42.3	42.55	42.425	灰黑色至鐵灰色板岩，偶夾變質砂岩及石英，鐵染，破碎，新鮮至輕微風化，具劈理	30	483.4	47.4	0.43		40-44
YP-704	UC14	19.85	20	19.925	灰黑色至灰色板岩夾變質砂岩偶夾石英	95	721.31	70.7	0.53		16-20

表3.2-3 「101安朔至草埔地質調查」完整岩石靜彈模數試驗

岩石種類	試驗組數	單軸壓縮強度(MPa)				楊氏模數(GPa)				柏松比			
		max.	min.	avg.	stdev.	max.	min.	avg.	stdev.	max.	min.	avg.	stdev.
板岩	3	21.56	20.48	21.07	0.45	24.43	3.84	14.80	8.46	0.37	0.15	0.26	0.09
變質砂岩	5	156.80	45.57	122.87	41.16	37.40	6.68	24.90	10.78	0.28	0.07	0.19	0.07
硬頁岩	15	81.34	13.62	30.32	16.26	61.60	9.15	28.57	16.43	0.43	0.18	0.25	0.07

表3.2-4 「101安朔至草埔地質調查」完整岩石單軸壓縮強度

岩石種類	試驗組數	單軸壓縮強度(MPa)			
		max.	min.	avg.	stdev.
板岩	6	16.94	2.06	6.80	5.11
變質砂岩	36	153.22	0.27	59.67	44.64
硬頁岩	94	66.95	0.05	15.03	12.56
砂岩與硬頁岩互層	3	172.15	4.46	63.79	76.73
黃色剪裂岩塊	1	0.70	0.70	0.70	0
粉土夾礫石	1	0.33	0.33	0.33	0.00
礫岩	1	0.01	0.01	0.01	0.00

表3.2-5 「101安朔至草埔地質調查」完整岩石三軸試驗—凝聚力(MPa)

岩石種類	試驗組數	max.	min.	avg.	stdev.
板岩	2	3.33	1.08	2.21	1.13
變質砂岩	9	16.17	0.88	10.17	5.83
砂岩與 硬頁岩互層	3	5.39	0.98	2.70	1.93
硬頁岩	24	6.27	0.00	2.58	1.60

表3.2-6 「101安朔至草埔地質調查」完整岩石三軸試驗—摩擦角(°)

岩石種類	試驗組數	max.	min.	avg.	stdev.
板岩	2	51.00	33.70	42.35	8.65
變質砂岩	9	66.20	34.40	54.87	10.43
砂岩與 硬頁岩互層	3	43.40	34.60	38.37	3.70
硬頁岩	24	57.90	12.60	42.26	9.80

表3.2-7 「101安朔至草埔地質調查」岩石弱面直接剪力試驗結果(1)

岩石種類	試驗組數	尖峰凝聚力(MPa)				尖峰摩擦角(°)			
		max.	min.	avg.	stdev.	max.	min.	avg.	stdev.
夾泥砂岩	1	0.00	0.00	0.00	0.00	25.90	25.90	25.90	0.00
粉土夾礫石	1	0.08	0.08	0.08	0.00	22.80	22.80	22.80	0.00
變質砂岩	16	0.12	0.00	0.04	0.03	49.10	21.10	31.56	8.19
砂岩與 硬頁岩互層	2	0.03	0.02	0.02	0.01	32.00	28.60	30.30	1.70
硬頁岩	41	0.16	0.00	0.03	0.04	47.30	18.60	28.37	6.05

表3.2-8 「101安朔至草埔地質調查」岩石弱面直接剪力試驗結果(2)

岩石種類	試驗組數	殘餘凝聚力(MPa)				殘餘摩擦角(°)			
		max.	min.	avg.	stdev.	max.	min.	avg.	stdev.
夾泥砂岩	1	0.00	0.00	0.00	0.00	24.50	24.50	24.50	0.00
粉土夾礫石	1	0.08	0.08	0.08	0.00	21.70	21.70	21.70	0.00
變質砂岩	16	0.09	0.09	0.02	0.03	39.40	15.70	28.55	7.11
砂岩與 硬頁岩互層	2	0.01	0.01	0.01	0.00	32.00	26.20	29.10	2.90
硬頁岩	41	0.13	0.00	0.02	0.03	37.10	14.60	25.64	5.56

表3.2-9 「101安朔至草埔地質調查」岩石動彈性模數試驗結果(1)

岩石種類	試驗組數	P 波波速(m/s)				S 波波速(m/s)			
		max.	min.	avg.	stdev.	max.	min.	avg.	stdev.
變質砂岩	3	4,311	3,631	3,889	301	2,548	2,140	2,295	180
砂岩與 硬頁岩互層	2	4,733	4,309	4,521	212	2,897	2,341	2,619	278
硬頁岩	16	5,020	2,593	4,000	656	2,558	1,559	2,140	275
板岩	3	4,517	3,790	4,237	319	2,386	2,160	2,270	92

表3.2-10 「101安朔至草埔地質調查」岩石動彈性模數試驗結果(2)

岩石種類	試驗組數	動彈模數(GPa)				動剪力模數(GPa)			
		max.	min.	avg.	stdev.	max.	min.	avg.	stdev.
變質砂岩	3	41.74	29.11	33.66	5.73	16.94	11.60	13.66	2.34
砂岩與 硬頁岩互層	2	53.49	38.34	45.91	7.58	22.28	14.85	18.56	3.71
硬頁岩	16	47.19	16.07	32.91	8.56	17.89	6.61	12.73	3.16
板岩	3	40.47	31.97	36.47	3.49	15.48	12.69	14.06	1.14

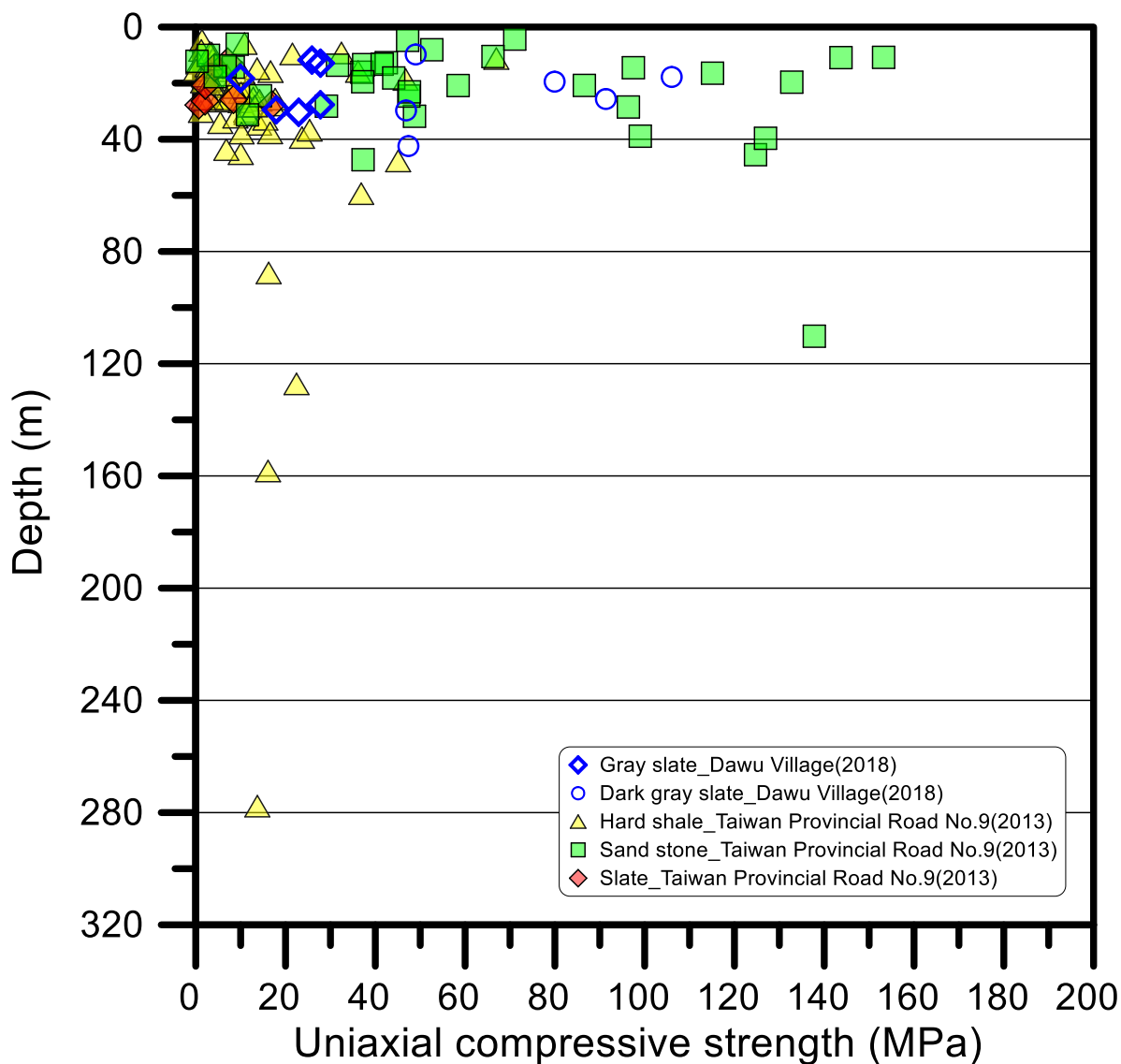
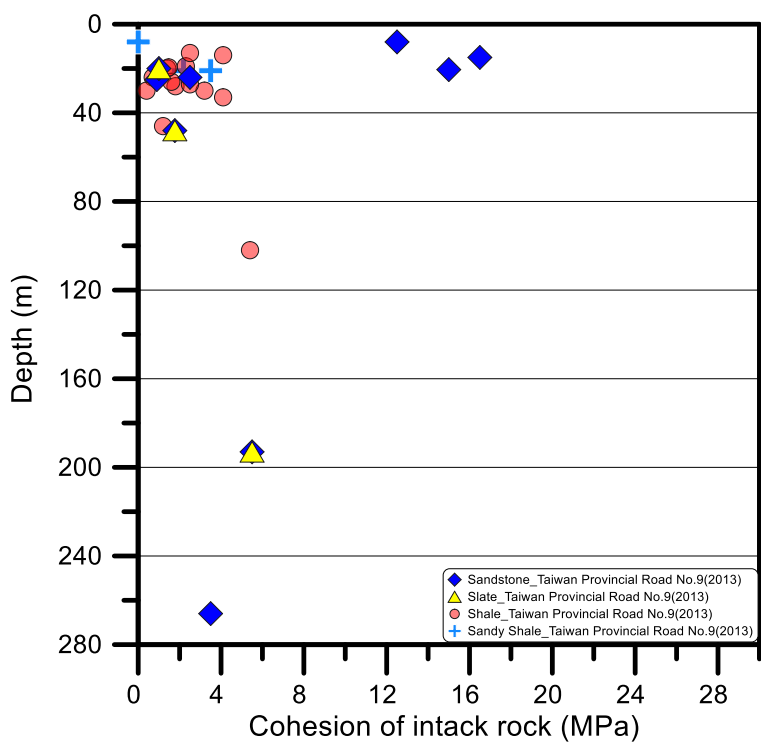
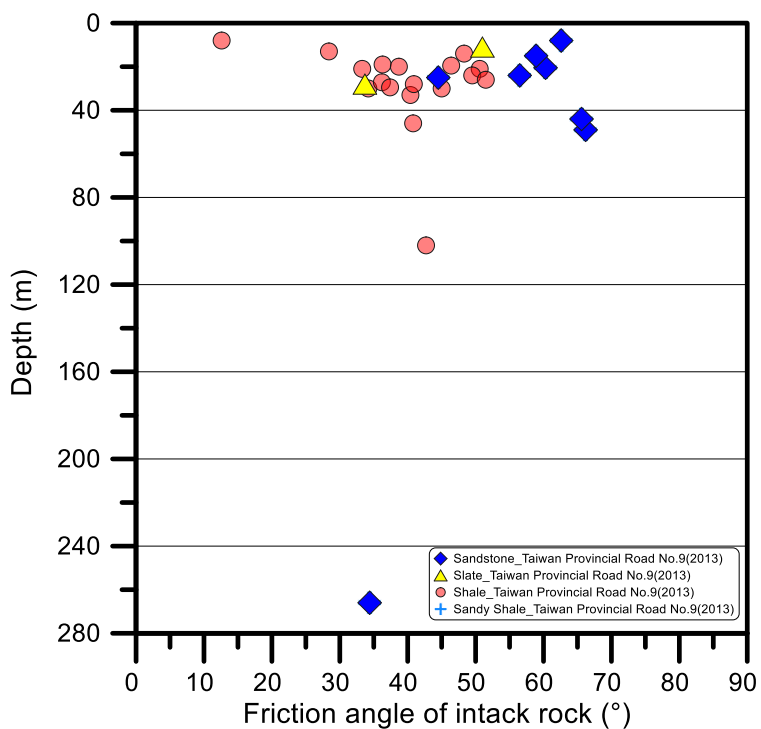


圖3.2-3 鄰近達仁鄉建議候選場址之岩石單軸壓縮強度與取樣深度關係圖
(水平鑽探資料未納入，僅針對垂直鑽探取樣與試驗進行比較)

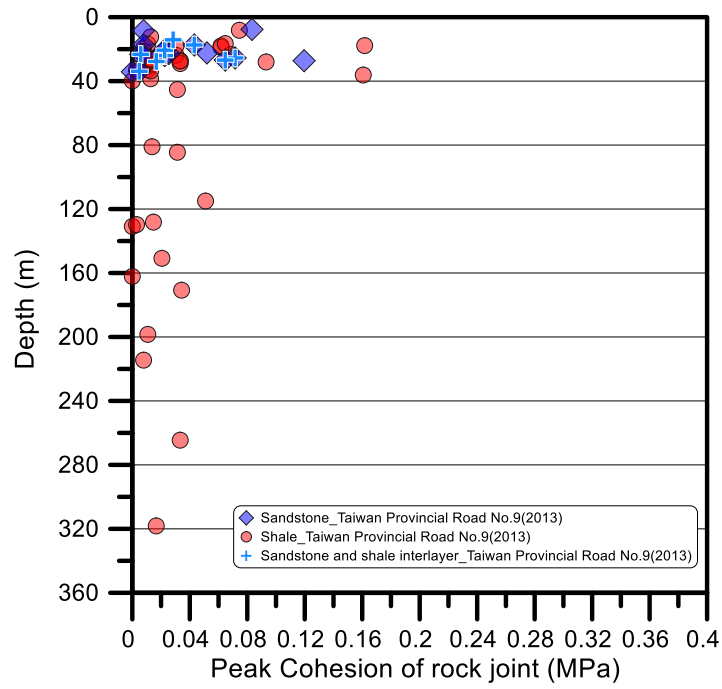


(a)

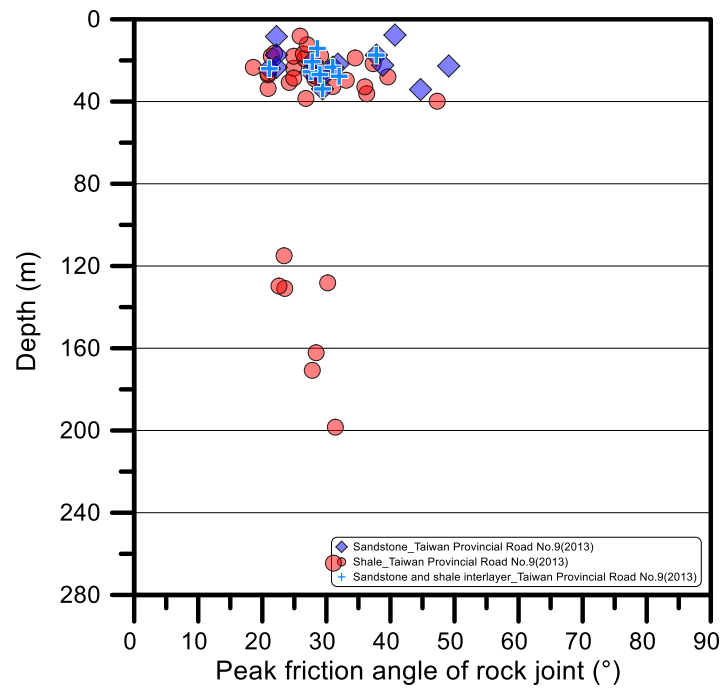


(b)

圖3.2-4 「101安朔至草埔地質調查」完整岩石三軸試驗結果：(a)凝聚力與(b)摩擦角

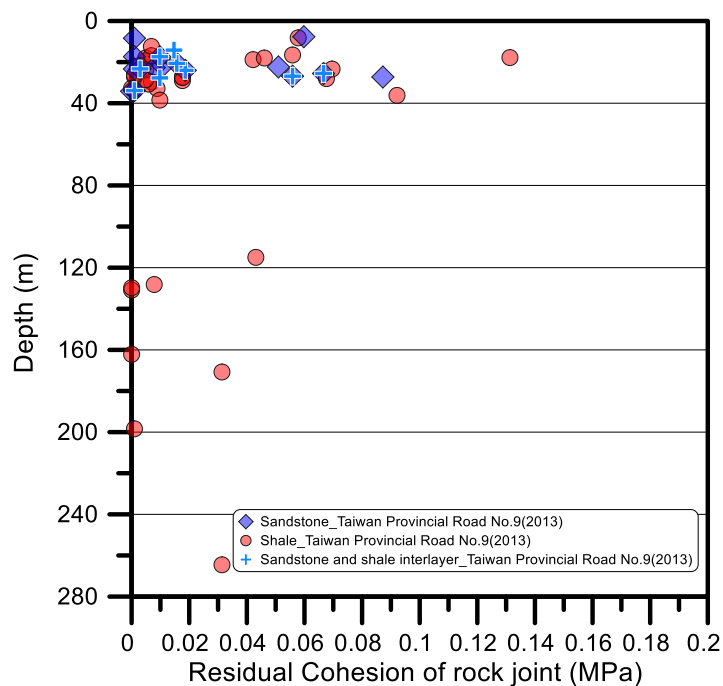


(a)

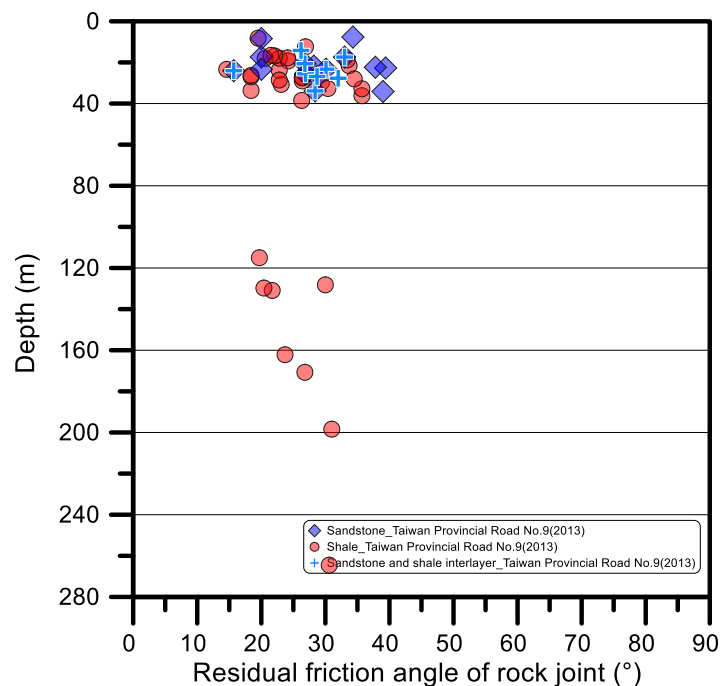


(b)

圖3.2-5 「101安朔至草埔地質調查」岩石弱面直接剪力試驗結果：(a)尖峰凝聚力與(b)尖峰摩擦角



(a)



(b)

圖3.2-6 「101安朔至草埔地質調查」岩石弱面直接剪力試驗結果：(a)殘餘凝聚力與(b)殘餘摩擦角

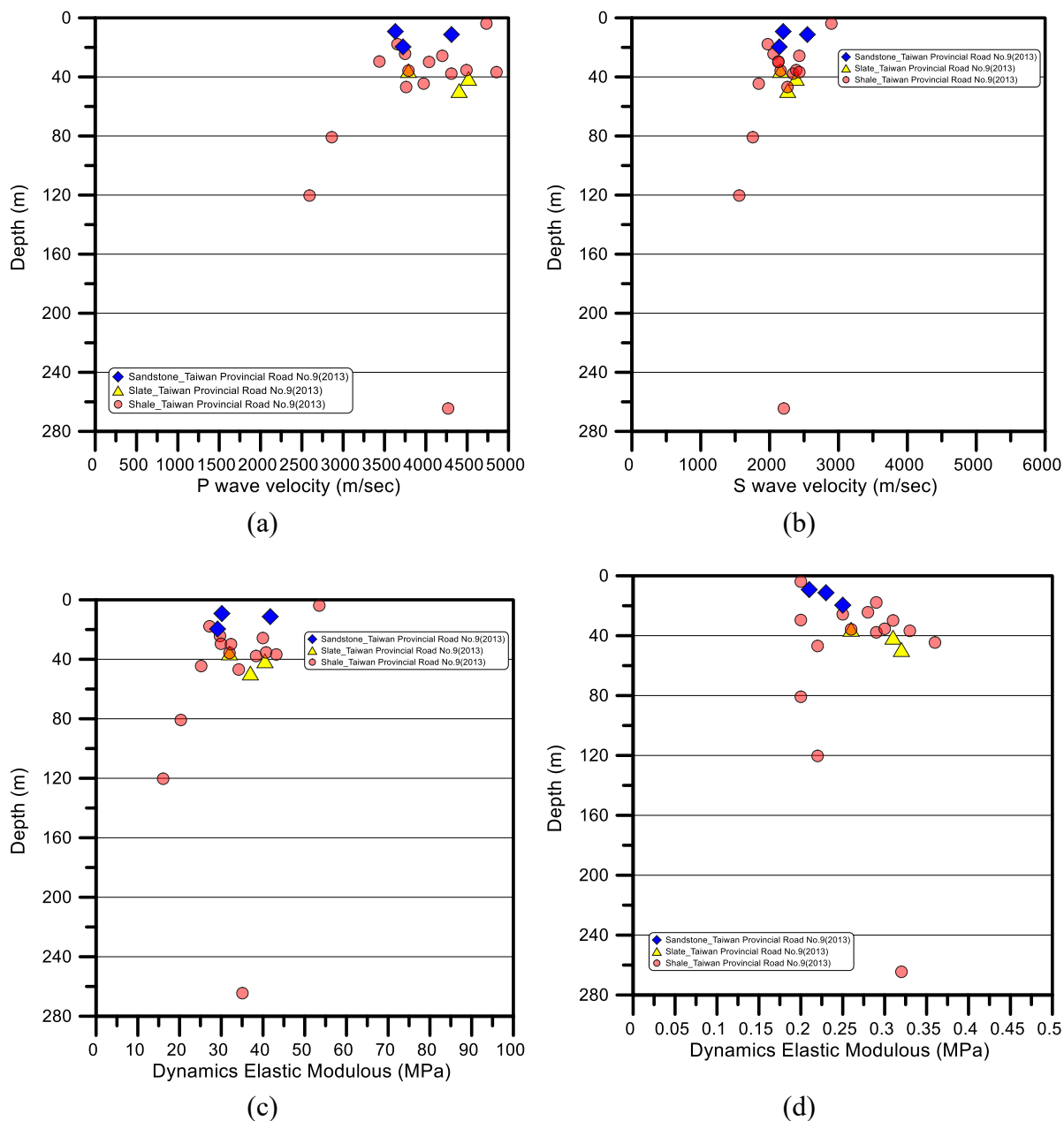


圖3.2-7 「101安朔至草埔地質調查」岩石動彈性模數試驗結果：(a) P 波波速、(b) S 波波速、(c)動態彈性模數與(c)動態剪力模數

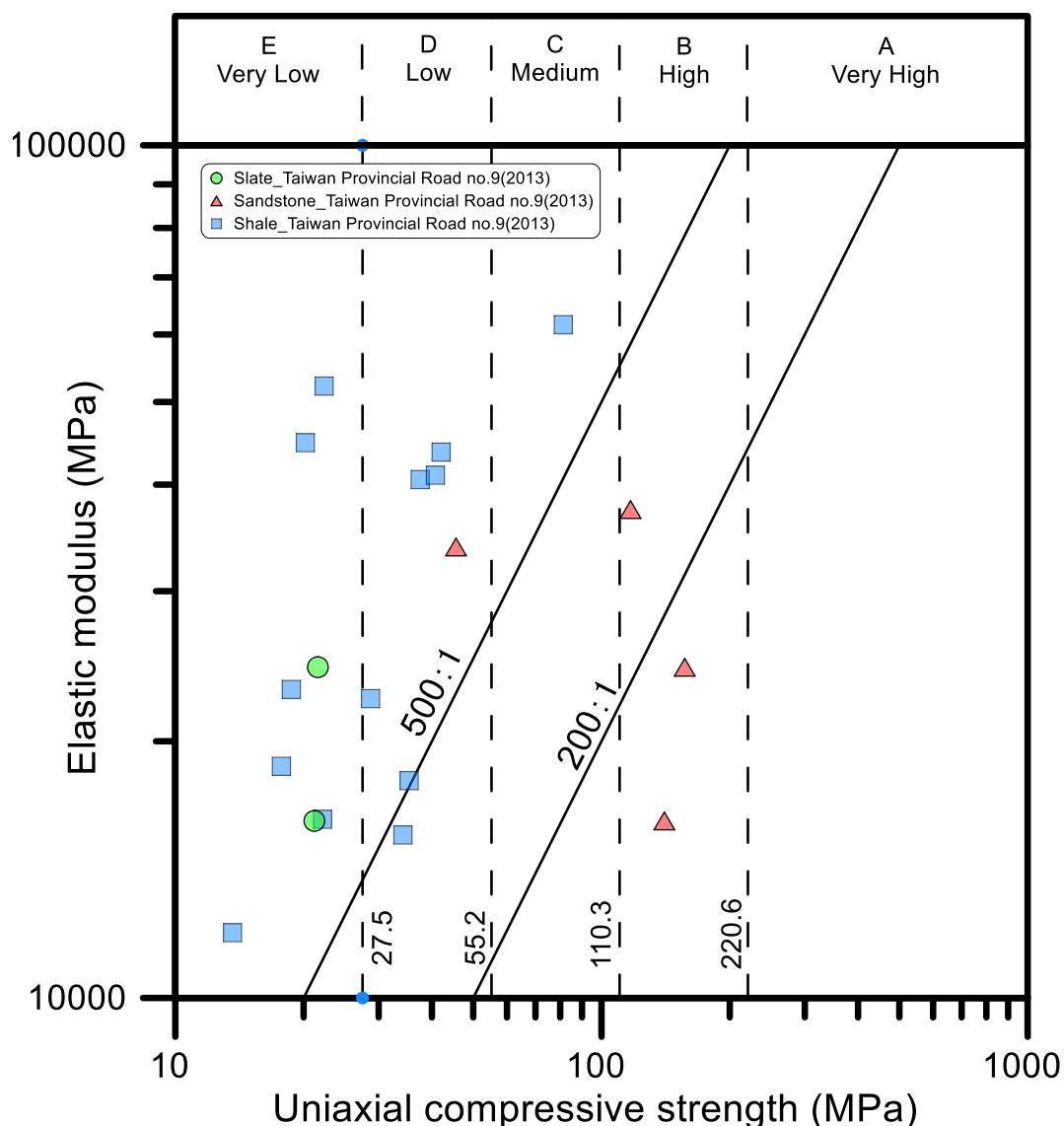


圖 3.2-8 「101 安朔至草埔地質調查」岩石力學特性分類

3.3 鄰近烏坵鄉建議候選場址之相關工程資料

金門縣烏坵鄉位於金門與馬祖之間，早期即由軍方駐紮，民國 43 年設鄉後由金門縣代管，距金門約 70 海浬，潛在場址所在小坵嶼，島上土地與建物除小部分為當地居民使用外，其餘均為軍方用地(經濟部，2011)。考量烏坵鄉建議候選場址位於大陸沿海一帶，屬於歐亞大陸板塊內部的岩體，位於中生代環太平洋花崗岩帶西緣的華南花崗岩帶

之東南隅，自早白堊紀燕山運動形成以來(約140~100 Ma)，即未再次受到造山運動影響，在華南地塊中屬於較穩定的地區，故此區花崗岩工程資料係引用自金門地區相關工程建設之鑽探試驗或學術研究資料。

3.3.1 金門花崗岩力學試驗資料

本子計畫根據「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)」(楊長義與翁孟嘉，2013)蒐整之金門花崗岩資料，摘述整理如下列幾點

- (1) 根據台電金門塔山電廠花崗岩盤之設計資料，花崗岩組成質地堅硬且色呈黑白，岩石單壓強度(UCS)介於 75.8~174.7 MPa；平滑節理之摩擦角(ϕ_b)介於 41°~46°，而岩石靜彈性係數(E)介於 31.13~59.01 GPa，柏松比(ν)介於 0.17~0.24。
- (2) 趙振宇等人(2005)於花崗岩節理面導水性之相關研究，亦針對金門片麻花崗岩與福建花崗岩進行一系列力學性質試驗：(i)金門片麻花崗岩單壓強度(UCS)為 125.36 MPa，平均彈性模數為 27.00 GPa，柏松比(ν)為 0.47，完整岩石三軸試驗之凝聚力為 20 MPa、摩擦角為 54°；(ii)福建花崗岩單壓強度(UCS)為 180MPa、平均彈性模數 45.00 GPa、柏松比(ν)為 0.28，完整岩石三軸試驗之凝聚力為 32 MPa、摩擦角為 57°。
- (3) 國道新建工程局(2011)有關金門大橋工程設計暨配合工作所執行之相關試驗成果：(i)新鮮花崗片麻岩單壓強度介於 4.13~122.42 MPa，新鮮花崗岩單壓強度介於 44.42~69.8 MPa；(ii)花崗片麻岩直接剪力試驗結果，其尖峰凝聚力(c_p)近乎零，尖峰摩擦角(ϕ_p)介於 30.6°~34.5°；(iii)在完整岩石三軸試驗部分，花崗片麻岩的凝聚力介於 0.42~9.22 MPa，摩擦角介於 35.8°~63.9°，花崗岩的凝聚力介於 0.0~7.8 MPa，摩擦角介於 30.6°~34.5°。
- (4) 台灣大學土木工程學系岩石力學實驗室資料(徐力平，1996；王菟珊，2005；蔡美貞，2006)，係以相同的 MTS 剛性壓力機進行金門花崗岩岩石力學試驗，其試驗之應力應變曲線如圖 3.2-9 所示；相較於成功大學林昆慶(2008)以福建花崗岩進行之單軸壓縮試驗資料，其毅力應變曲線如圖 3.2-10，可觀察到金門與福建花崗岩之應力應變曲線實屬相似。

- (5) 楊長義與翁孟嘉(2013)綜整上述金門花崗岩試驗資料並繪製統計分析圖，詳圖 3.2-11，提出金門花崗岩單軸壓縮強度(σ_c)平均值為 151.7 MPa，標準差為 40.6 MPa；彈性模數(E_{50})平均值為 44.8 GPa，標準差為 14.4 GPa。模數比(E_{50}/σ_c)約在 200~500，屬於中等模數比。

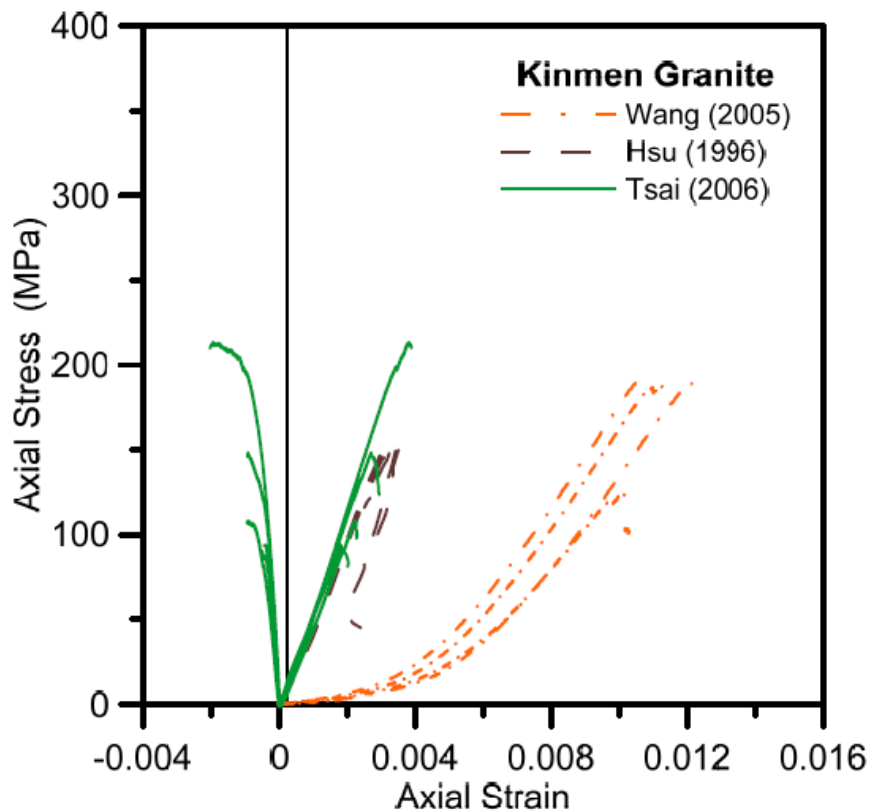
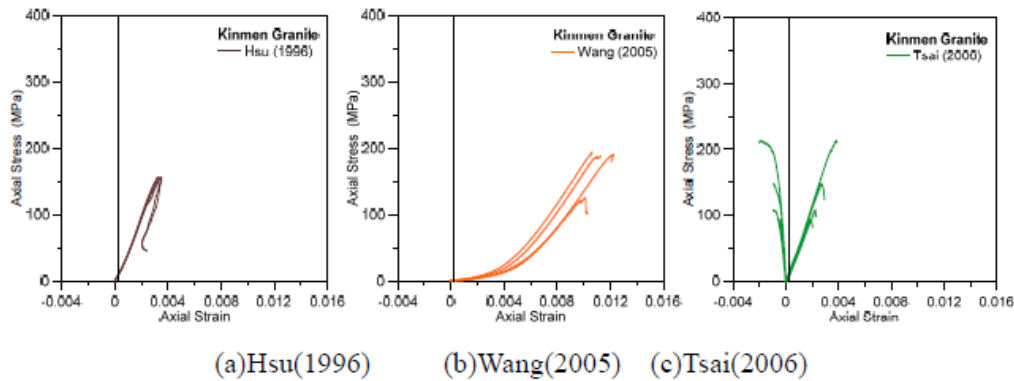
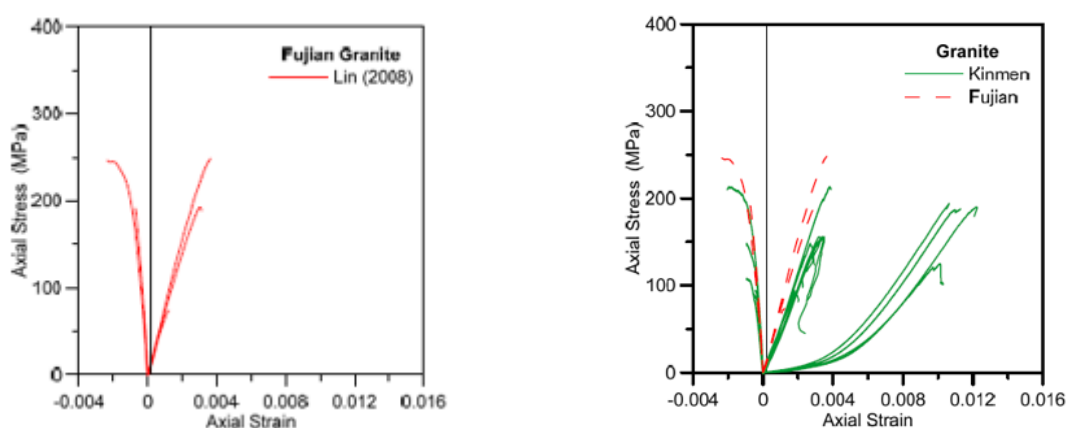


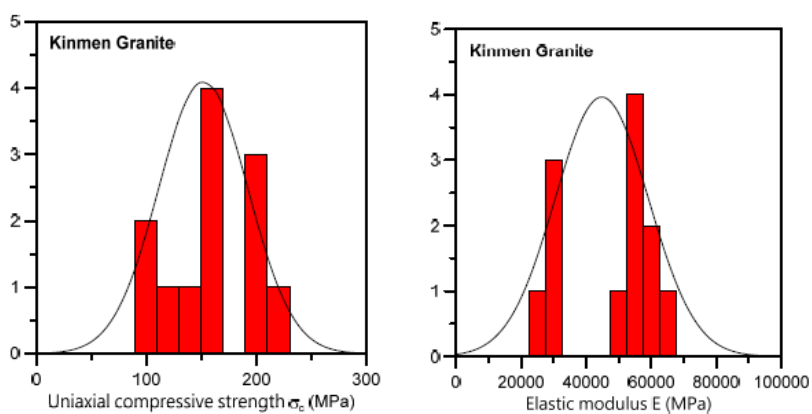
圖3.2-9 金門花崗岩之應力應變曲線(楊長義與翁孟嘉，2013)



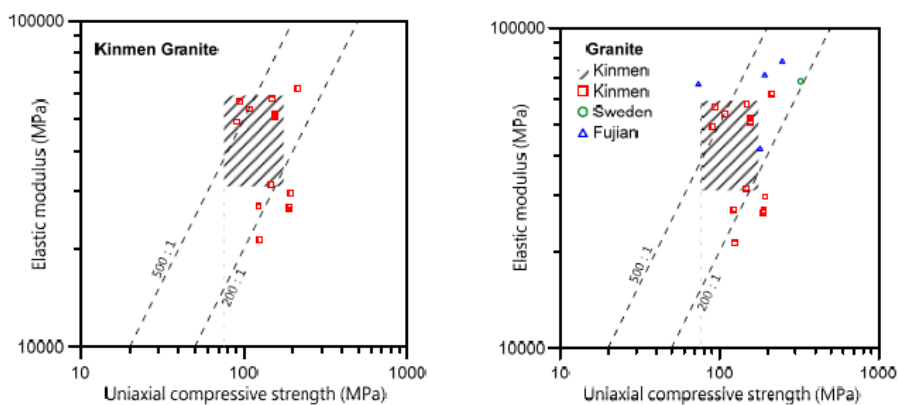
(a) 福建花崗岩

(b) 金門花崗岩

圖3.2-10 金門花崗岩與福建花崗岩之應力應變曲線比較(楊長義與翁孟嘉，2013)



(a) 單壓強度與彈性模數之統計分析圖



(b) 彈性模數與強度比

圖3.2-11 金門花崗岩單壓力學性質之統計(楊長義與翁孟嘉，2013)

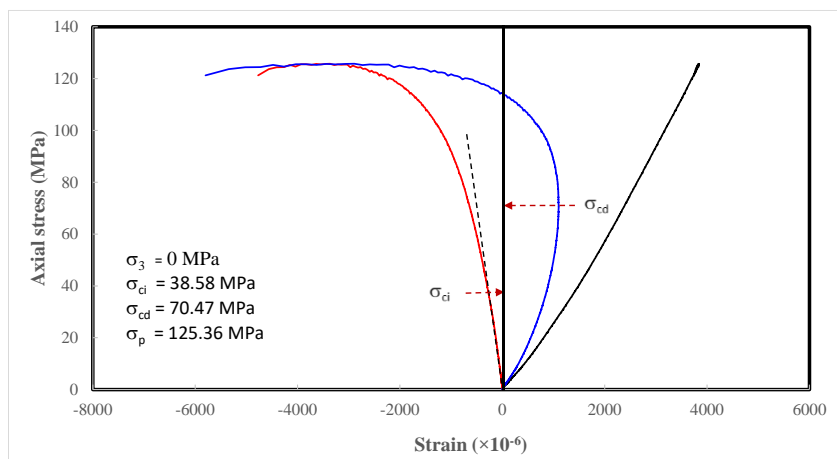
3.3.2 金門花崗岩之損傷應力研判

為能掌握金門花崗岩之裂縫形成應力(σ_{ci})與裂縫損傷應力(σ_{cd})，李宏輝與楊長義(2020)根據趙振宇(2005)進行之金門花崗岩單軸壓縮與三軸試驗(圍壓分別為 0 MPa、20 MPa 與 30 MPa)，其應力-應變曲線詳如圖3.2-11，同時參考Ghazvinian(2015)的方法，分別以(i)側向應變呈現非線性行為，及(ii)體積應變由壓縮轉為膨脹時，定義裂縫形成應力(σ_{ci})與裂縫損傷應力(σ_{cd})。在單軸壓縮試驗部分，其單壓強度(UCS，即尖峰強度 σ_p)為 125.36 MPa，裂縫形成應力為 38.58 MPa(= 0.31UCS)，裂縫損傷應力為 70.47 MPa(=0.56UCS)；三軸壓縮試驗部分，圍壓為 20 MPa 與 30 MPa 條件下之尖峰強度分別為 287.8 MPa 與 369.43 MPa，其裂縫形成與裂縫損傷應力詳如表3.2-11。此外，並根據 Hoek-Brown 破壞準則進行裂縫形成應力、裂縫損傷應力及尖峰強度門檻之迴歸式，詳如圖3.2-12。

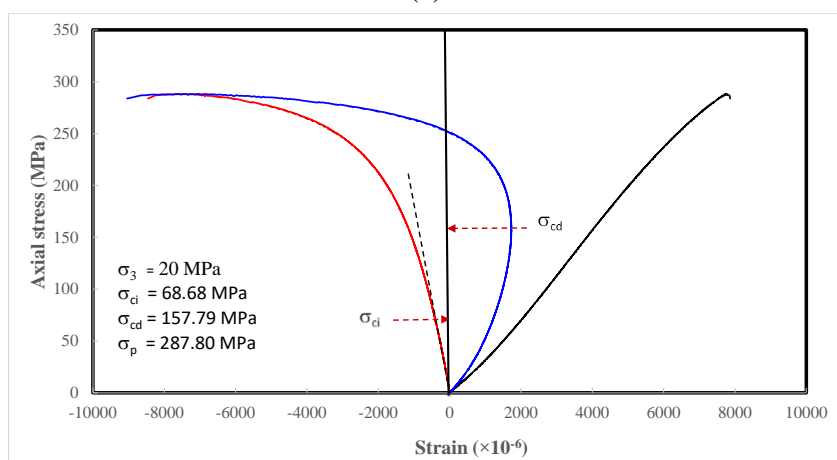
表3.2-11 金門花崗岩單軸壓縮與三軸壓縮試驗資料(李宏輝與楊長義(2020)整理自趙振宇(2005))

試驗條件	σ_3 (MPa)	σ_{ci} (MPa)	σ_{cd} (MPa)	σ_1 (MPa)
直接張力試驗	-7.37*	-	-	0
無圍壓縮試驗	0	38.58	70.47	125.36
三軸試驗1	20	68.68	157.79	287.8
三軸試驗2	30	100.68	225.27	369.43

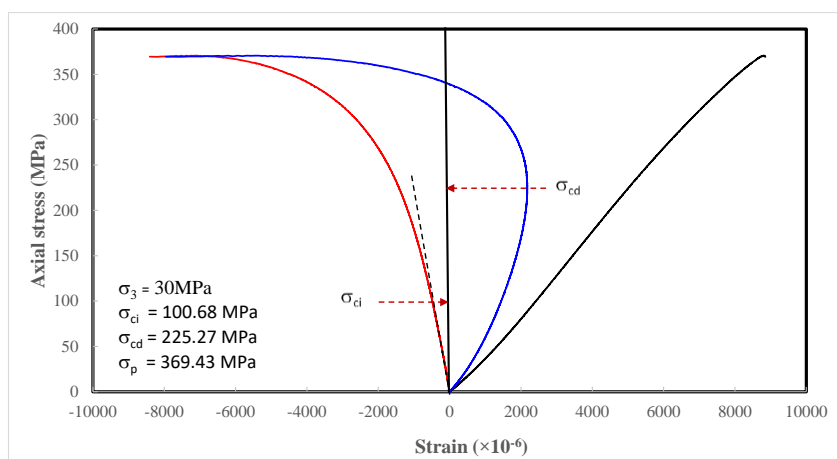
*:參考自楊長義(2016)於「台灣潛在母岩破壞強度特性與處置坑道破裂關係之研析」成果



(a)



(b)



(c)

圖3.2-11 金門花崗岩單壓體積應變及裂縫損傷應力：(a) $\sigma_3 = 0$ 、(b)、 $\sigma_3 = 20$ MPa (c) $\sigma_3 = 30$ MPa (李宏輝與楊長義(2020)整理自趙振宇(2005))

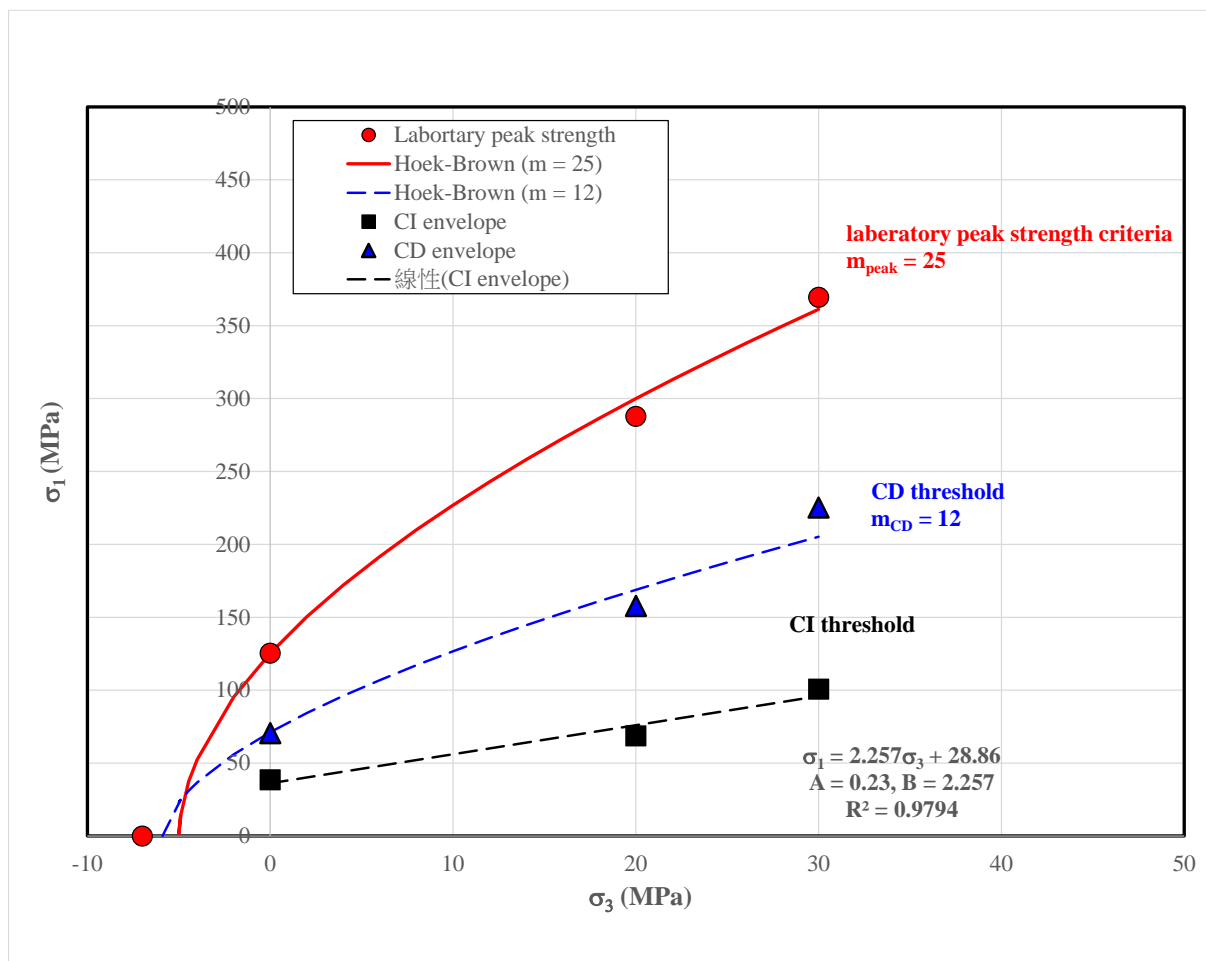


圖3.2-12 金門花崗岩裂縫形成(CI)、裂縫損傷(CD)與尖峰強度包絡線(李宏輝與楊長義，2020)

3.3.2 料羅港 E2 碼頭及後線場地新建工程委託規劃技術服務案

根據經濟部中央地質調查所建立的「工程地質探勘資料庫」，近年於金門縣執行且有建置於公共工程鑽探資料計有 21 筆，其中多屬並無岩心取樣，僅「料羅港E2碼頭及後線場地新建工程委託規劃技術服務案」於其執行的 11 孔鑽孔中，編號A01、A02、A04與A05四孔有岩石試驗資料，相關地質調查位置詳圖3.2-13，其完整岩石力學試驗僅單軸壓縮強度試驗，詳表3.2-12，因取樣深度最深僅達 21.9 m，其單壓強度介於 46.1~54.8 MPa。

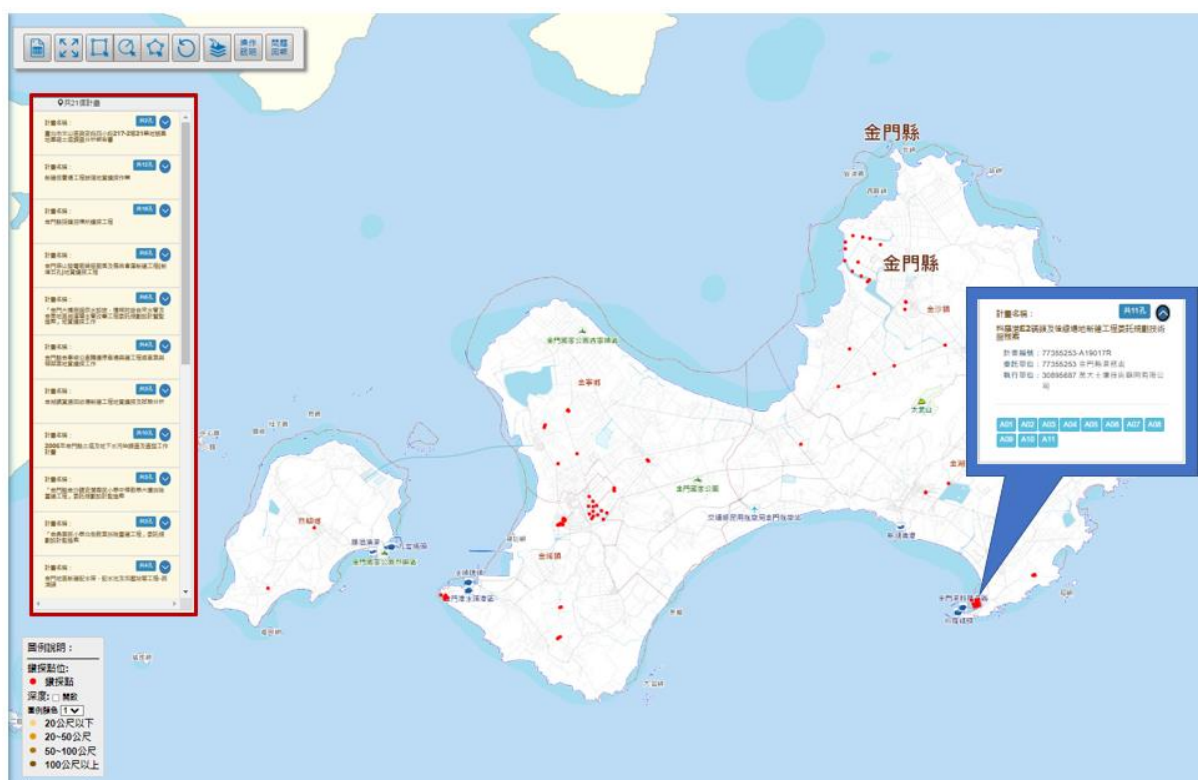






圖3.2-13 料羅港E2碼頭及後線場地新建工程委託規劃技術服務鑽探案(經濟部中央地質調查所)

表3.2-12 「料羅港E2碼頭及後線場地新建工程委託規劃技術服務案」完整岩石力學試驗相關成果

鑽孔編號	取樣編號	上限深度(m)	下限深度(m)	取樣深度(m)	岩石描述	RQD(%)	單軸壓縮強度(kg/cm ²)	單軸壓縮強度(MPa)	破壞應變	照片	岩心深度(m)
A01	R-1	10.5	10.7	10.6	灰棕色花崗岩	20	559.1	54.8	0.55		7.78-10.78
A02	R-1	20	20.0	20.0	灰色花崗岩	100	471.8	46.2	0.75		17.22-20.22
A04	R-1	21.8	22.0	21.9	灰色花崗岩	95	556.9	54.6	0.94		19.24-22.24
A05	R-2	20.2	20.4	20.3	灰色花崗岩	85	470.2	46.1	0.84		17.40-20.40

3.4 綜合研析

本子計畫參考表2.1-1有關岩石力學參數及對應之用途(SKB, 2001)，將本年度及前期相關研究蒐整之低放射性廢棄物處置場岩石力學參數，依完整岩石力學參數與裂隙力學參數綜整於表3.4-1。根據目前的資料蒐整完整性、數據一致性及重要的研究發現整理如下列幾點：

- (1) 表 3.4-1 羅列之參數已可提供我國低放射性廢棄物處置場有關場址初步設計與安全評估之參考，惟達仁鄉建議候選場址部分，尚欠缺完整岩石張力強度與裂隙形成應力等資料。其中，張力強度為現地應力調查採水力破裂法之重要強度參數，裂隙形成應力為岩石開挖損傷之重要評估因子。在裂隙力學參數部分，目前僅獲得弱面剪力強度參數，其變形參數(正向勁度與剪力勁度)尚需進一步蒐整或透過相關試驗研究始能獲得。
- (2) 根據表 2.1-1 可知完整岩石之微裂隙體積為安全評估工作中有關水文地球化學(HgC)與傳輸特性(TP)之重要參數(微裂隙體積量測詳附錄 A)，惟目前蒐整工作係以公共工程鑽探與試驗資料為主，故上述特性參數仍有待相關試驗研究始能獲得。
- (3) 有關硬頁岩單壓強度一致性部分，「建議候選場址遴選報告」(經濟部, 2011)建議之硬頁岩單壓強度為 19.6~49 MPa，「南迴線金崙等七座隧道安全檢測評估報告」(交通部台灣鐵路管理局, 2008)為 20~50 MPa，本研究蒐整「101 安朔至草埔地質調查」之頁岩單壓強度為 15.06 MPa 與 30.32 MPa，數據具有一致性。
- (4) 本研究蒐整之資料中，在鑽探深度 0~50 m 內之岩層包括了板岩、硬頁岩、砂岩與硬頁岩互層，當深度達 50 m 之後，則以硬頁岩為主，詳圖 3.2-3，顯示達仁鄉所處岩盤可能在淺層深度範圍內具有多種地質材料組成，未來在坑道設施相關之審驗與評估工作應注意處置母岩之地質材料分布與力學特性差異。
- (5) 透過水平鑽探與垂直鑽探取樣之試驗結果比較，推估硬頁岩在單壓強度與楊氏模數具有一定程度之異向性，以楊氏模數為例，水平/垂直之平均楊氏模數比為 2.25，其對處置坑道之設計與安全評估之影響建議予以重視。此外，有關材料異向性對現地應力量測與分析之影響，於第四章有關 FLAC3D 套鑽法模擬分析中進行探討。

- (6) 在離島花崗岩部分，根據文獻資料所呈現之數據，其單壓強度存在一定程度之變異，相較之下其彈性模數較屬一致，詳圖 3.2-11。

表3.4-1 「料羅港E2碼頭及後線場地新建工程委託規劃技術服務案」完整岩石力學試驗相關成果

試驗參數		達仁鄉建議候選場址鄰近調查資料	離島花崗岩調查資料
完整岩石力學參數	楊氏模數(unit: GPa)	<ul style="list-style-type: none"> 「101安朔至草埔地質調查」：板岩14.80、砂岩24.90、頁岩：28.57 	<ul style="list-style-type: none"> 台電金門塔山電廠花崗岩盤之設計資料：31.13 ~ 59.01 金門片麻花崗岩(趙振宇，2006)：27 福建花崗岩(趙振宇，2005)：45
	柏松比	<ul style="list-style-type: none"> 「101安朔至草埔地質調查」：板岩0.26、砂岩0.19、頁岩：0.25 	<ul style="list-style-type: none"> 台電金門塔山電廠花崗岩盤之設計資料：0.17 ~ 0.24 金門片麻花崗岩(趙振宇，2005)：0.47 福建花崗岩(趙振宇，2005)：0.28
	單軸壓縮強度(σ_c)(unit: MPa)	<ul style="list-style-type: none"> 「建議候選場址遴選報告」(經濟部，2011)：硬頁岩 19.6 ~ 49 「101安朔至草埔地質調查」： 靜彈模數試驗：板岩 21.07、砂岩 22.87、頁岩 30.32； 單軸壓縮試驗：板岩 6.80、砂岩 59.67、頁岩 15.06、砂頁岩 63.79 「107大鳥村、紅葉村地質調查」：灰色板岩 10.0~27.8、黑色板岩(偶夾變質砂岩) 16.8~106.0 「南迴線金崙等七座隧道安全檢測評估報告」(交通部台灣鐵路管理局，2008)：硬頁岩 20~50 	<ul style="list-style-type: none"> 「建議候選場址遴選報告」(經濟部，2011)：閃長岩 209.62 MPa、花崗岩類 161.31 MPa 台電金門塔山電廠花崗岩盤之設計資料：75.8 ~ 174.7 金門片麻花崗岩(趙振宇，2005)：125.36 福建花崗岩(趙振宇，2005)：180 金門大橋工程設計(國道新建工程局，2011)：花崗片麻岩 4.13 ~ 122.42、花崗岩 44.42 ~ 69.8 「料羅港E2碼頭及後線場地新建工程委託規劃技術服務案」：46.1 ~ 54.8

	張力強度(unit: MPa)	無 ^{註1}	<ul style="list-style-type: none"> 「台灣潛在母岩破壞強度特性與處置坑道破裂關係之研析」(楊長義, 2016): 7.37
	裂隙形成應力 (σ_{ci}) (unit: MPa)	無 ^{註2}	<ul style="list-style-type: none"> 李宏輝與楊長義(2020)根據趙振宇(2005)金門花崗岩片麻岩單軸壓縮試驗資料進行研析: 單壓強度(UCS) 125.36 MPa 裂縫形成應力為 38.58 MPa(= 0.31UCS) 裂縫損傷應力為 70.47 MPa(=0.56UCS)
	三軸試驗剪力強度參數(c)(unit: MPa)	<ul style="list-style-type: none"> 「101安朔至草埔地質調查」: 板岩 2.21、砂岩 10.17、頁岩 2.70、砂頁岩 2.58 	<ul style="list-style-type: none"> 金門片麻花崗岩(趙振宇, 2005): 20 福建花崗岩(趙振宇, 2005): 32 金門大橋工程設計(國道新建工程局, 2011): 花崗片麻岩 0.42~9.22、花崗岩 0.0~7.8
	三軸試驗剪力強度參數(ϕ)(unit: °)	<ul style="list-style-type: none"> 「101安朔至草埔地質調查」: 板岩 42、砂岩 55、頁岩 38°、砂頁岩 42° 	<ul style="list-style-type: none"> 金門片麻花崗岩(趙振宇, 2005): 54 福建花崗岩(趙振宇, 2005): 57 金門大橋工程設計(國道新建工程局, 2011): 花崗片麻岩 35.8~63.9、花崗岩 30.6~34.5
裂隙力學參數	變形特性(K_N 、 K_S)	無	無
	弱面直接剪力強度參數($c_{p,r}$)(unit: MPa)	<ul style="list-style-type: none"> 「101安朔至草埔地質調查」 尖峰凝聚力: 砂岩 0.04、砂頁岩互層 0.02、頁岩 0.03 殘餘凝聚力: 砂岩 0.02、砂頁岩互層 0.01、頁岩 0.02 	<ul style="list-style-type: none"> 金門大橋工程設計(國道新建工程局, 2011): 花崗片麻岩凝聚力近乎零

	剪力強度參數 $(\phi_{p,r})(\text{unit: } ^\circ)$	<ul style="list-style-type: none"> 「101安朔至草埔地質調查」： 尖峰摩擦角：砂岩 32、砂頁岩互層 30、頁岩 28 殘餘摩擦角：砂岩 29、砂頁岩互層29、頁岩 26 	<ul style="list-style-type: none"> 台電金門塔山電廠花崗岩盤之設計資料：平滑節理之摩擦角(ϕ_b)介於 41~46 金門大橋工程設計(國道新建工程局，2011)：花崗片麻岩 30.6~34.5
--	--	--	---

註1：可採單軸壓縮強度之1/10~1/20 評估之(Barton，1970)

註2：可透過完整岩石力學之軸向應力－軸向(側向)應變曲線評估之

第四章、岩石力學特性對現地應力量測結果之影響研析

理論上，均質岩體其內部的主應力方向平行於邊界所施加的主應力，然而，當岩體具異向性或異質性，材料內部的主應力方向則可能受到弱面或材料組成異質性的干擾，此時材料內部任意位置的主應力大小及方向實與邊界之主應力分布存在差異(Zang & Stephansson, 2010)。此外，有鑑於量測設備裝設過程的人為誤差，及其對現地應力量測與分析結果的影響亦屬重要課題，爰此，本研究採用 FLAC 3D 數值分析工具，模擬 USBM 套鑽法，並探討有關岩體材料參數、異向性與量測設備裝設過程對現地應力分析結果的影響。

4.1 套鑽法數值模型

本子計畫透過 FLAC3D 提供的 radial-cylinder 與 cylindrical-shell 兩種網格單元建構 USBM 套鑽法模型，如圖 4.1-1 所示，為矩形塊體中心夾帶 1/4 圓柱，並由 radial-cylinder 在外、cylindrical-shell 在內組合而成，cylindrical-shell 由兩個同心的 1/4 圓柱組成，並依分析區域由內而外設置漸變式網格，圖中所示之綠色區域為大導孔(r)，桃紅色為小導孔(a)，另外為模擬套鑽程序，在大孔圓周處內縮建立一薄層網格(紅色)。

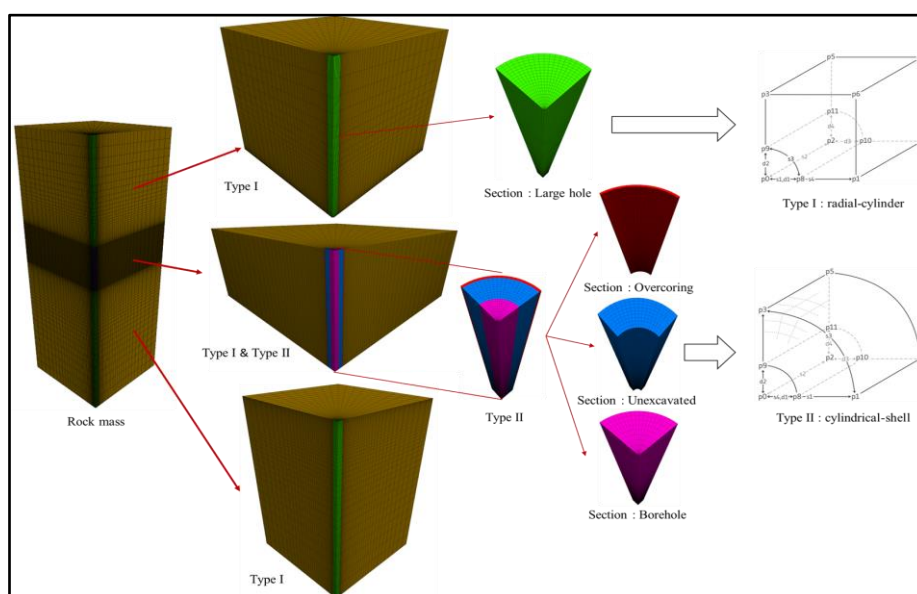


圖4.1- 1 FLAC3D套鑽模型示意圖

4.1.1 模型與鑽孔之尺寸

參考 Ljunggren 等人(2003)套鑽法的尺寸，如圖 4.1-2 所示，而套鑽法適用範圍在地下深度 1,000 m 內皆可量測，因此本模型係假設於地下 500 m 深度處進行套鑽法，並以 $1\text{ m} \times 1\text{ m} \times 3\text{ m}$ 的長方體作為邊界，如圖 4.1-3 所示。首先在 FLAC 3D 模型中心處以 76 mm 直徑之圓形導孔鑽至 1 m 深度，再以 36 mm 直徑之小導孔持續挖 45 cm。為模擬套鑽的動作，於中心處以直徑 72 mm 設置 2 mm 厚的圓形薄壁，其深度與小導孔同為 45 cm，孔底到邊界尚留了 1.55 m，如圖 4.1-4(a)所示，最後在小導孔深度 25 cm 處的孔壁，布上 6 個相間隔 60 度的監測點，詳圖 4.1-4(b)，相當於設置位移計的概念，藉以分析套鑽引起的應力釋放及徑向位移。

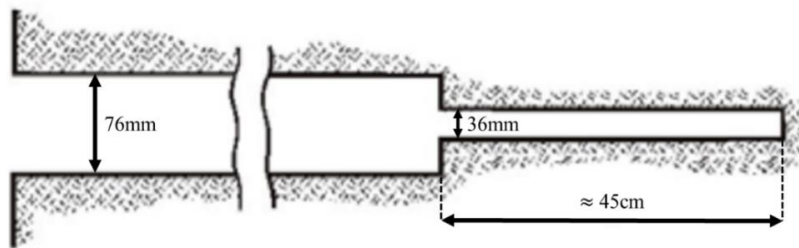


圖4.1-2 套鑽法尺寸示意圖(Ljunggren等人，2003)

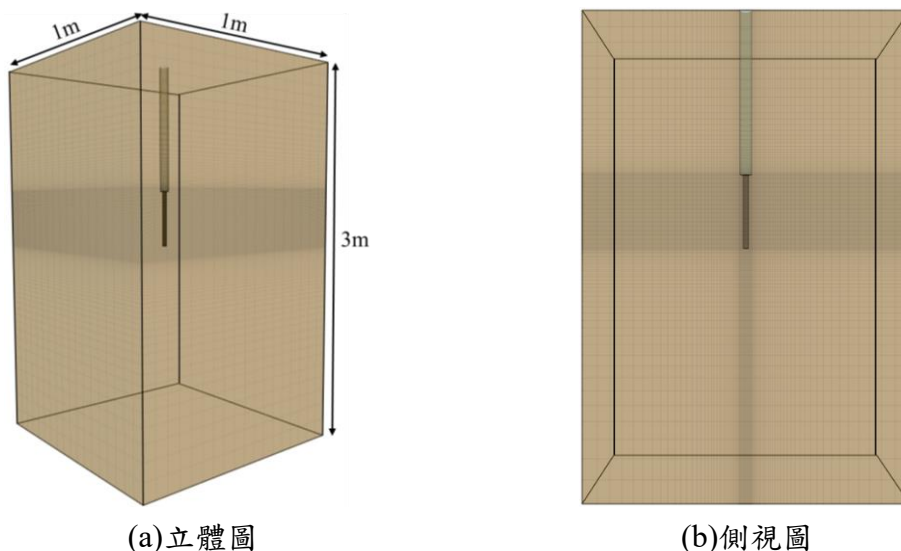


圖4.1-3 FLAC 3D 套鑽模型透視圖

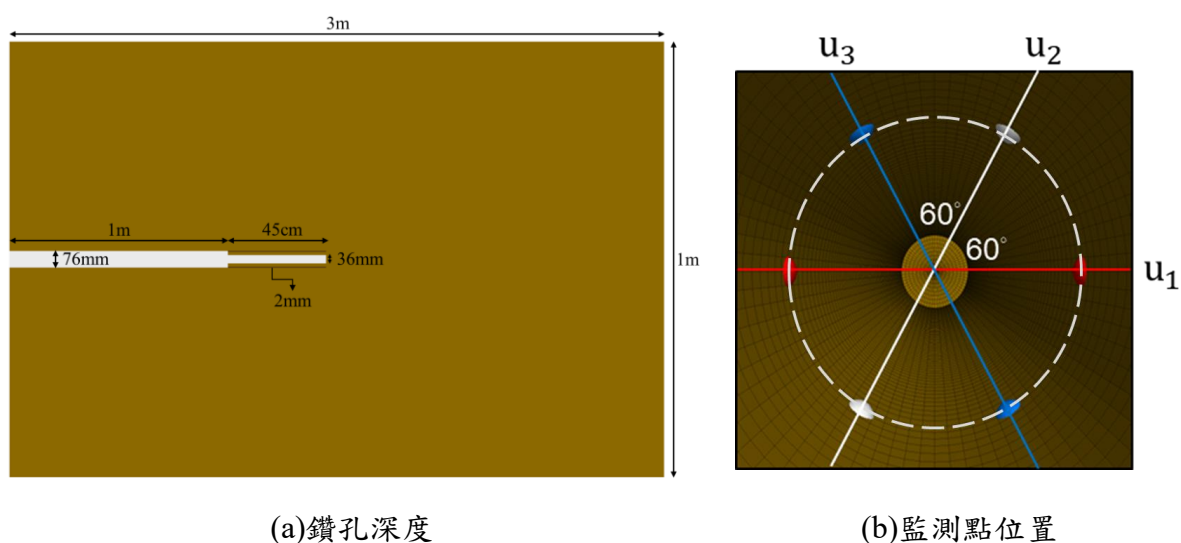


圖4.1-4 FLAC 3D 模型剖面尺寸示意圖

4.1.2 模型網格尺寸與邊界條件

為避免數值分析結果受到模型網格尺寸之影響，本子計畫使用電腦設備(Core i5-9400F CPU)進行網格數量與運算時間測試，結果詳表 4.1-1 與圖 4.1-5，圖中顯示不同網格數量所需運算時間，以及模擬結果與理論值的誤差。網格數量從 20 萬個增加到 120 萬之過程中，可發現數值分析結果與理論值的誤差逐漸收斂，但相對的運算時間也增加，基於硬體運算效率及誤差程度之考量，選用模型尺寸為 $1\text{ m} \times 1\text{ m} \times 3\text{ m}$ 及網格切割總數為 60 萬之數值模型進行後續研究。

表4.1-1 FLAC3D 套鑽模型網格穩定性成果

Model Stability Analysis		
Number of grids (10K)	Operation time (Hr)	Error (%)
20	3	9%
40	6	6%
60	9	3%
90	15	2%
120	20	1%

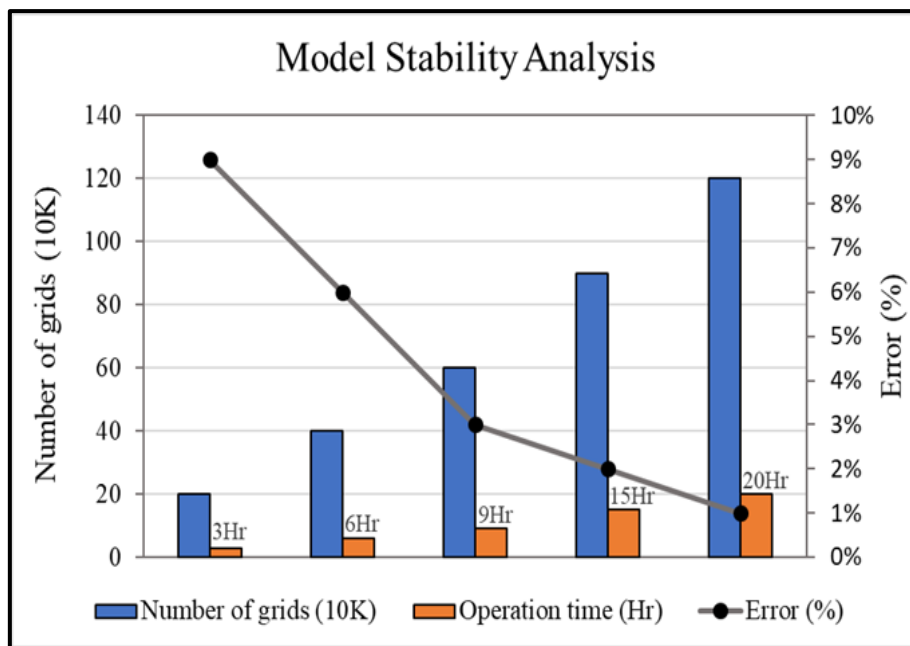


圖4.1-5 套鑽模型運算之穩定性分析圖

另外，本模型採用應力邊界，並於平行孔(y)方向固定給予 500 m 深度之應力 13.5 MPa，另外定義 x 與 z 方向之應力比為 k_H ($k_H = \sigma_z / \sigma_x$)，並假設 $k_H = 0.5$ 、1.0 與 1.5 進行探討，詳圖 4.1-6。

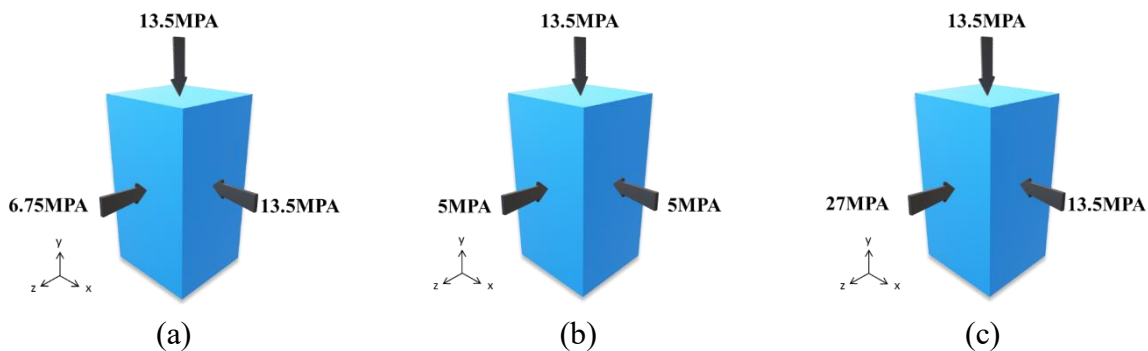


圖4.1-6 不同水平主應力比值(k_H)之應力邊界設置

4.1.3 模擬岩體之材料參數選定

有鑑於本項工作係探討岩體參數及現地應力試驗過程因人為誤差對現地應力量測結果之可能影響，在岩體參數部分，本子計畫根據楊長義(2016)於「台灣潛在母岩破壞強度特性與處置坑道破裂關係之研析」研究中，整理之金門花崗岩之統計數據結果，詳表 4.1-2，作為本研究之輸入參數。

表4.1-2 FLAC3D 套鑽模型材料參數

Kinmen Granite	
Mass-Density	2600 (kg/m ³)
Cohesion	20 (MPa)
Friction Angle	45°
Elastic Modulus	51 (GPa)
Poission's Ratio	0.22
Tension	7 (MPa)

4.1.4 套鑽法過程模擬

本子計畫以 FLAC3D 模擬套鑽法，其過程區分五個步驟，詳圖 4.1-7 與圖 4.1-8：

- 步驟一：模型建置、參數輸入與邊界條件設定完成後，進行初始應力平衡，詳圖 4.1-8(a)
- 步驟二：利用 FLAC 程式之 null 指令，自模型頂部中心點向下移除直徑 76 mm 且高度 1 m 之大圓柱，藉以模擬大孔徑鑽孔過程，詳圖 4.1-8(b)
- 步驟三：自圓柱底部中心點向下移除直徑 36 mm 且高度 45 cm 之小圓柱，藉以模擬小孔徑鑽挖過程，詳圖 4.1-8(c)，另於小圓柱 1/2 高度處設置 6 個監測點(間隔 60 度)，詳圖 4.1-7(d)
- 步驟四：自大圓柱底部向下移除厚度 2 mm 之薄壁，藉以模擬套鑽過程，詳圖 4.1-8(d)，記錄監測點在 x 與 y 方向之位移並計算三組徑向變形量(u_1, u_2, u_3)，詳圖 4.1-9，繼而根據 Kirsch 定理及 Hooke's Law 之平面應變關係式推求現地應力

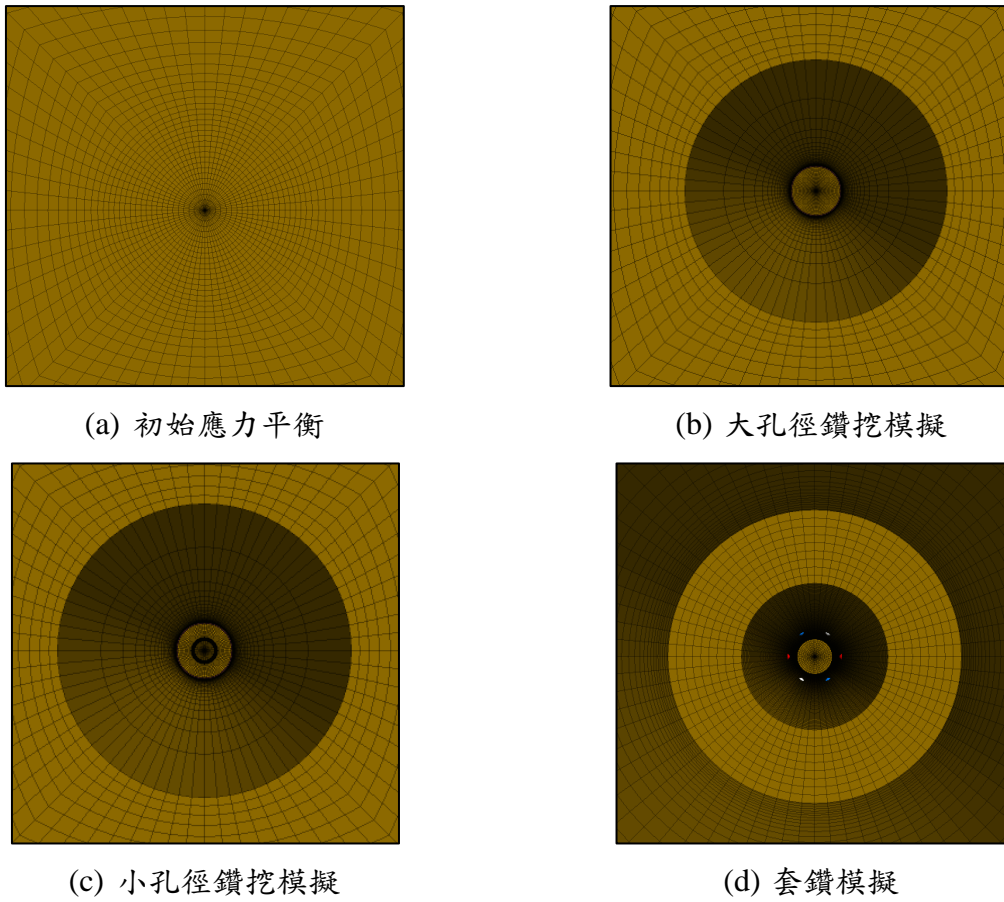


圖4.1-7 FLAC3D套鑽法模擬步驟俯視圖

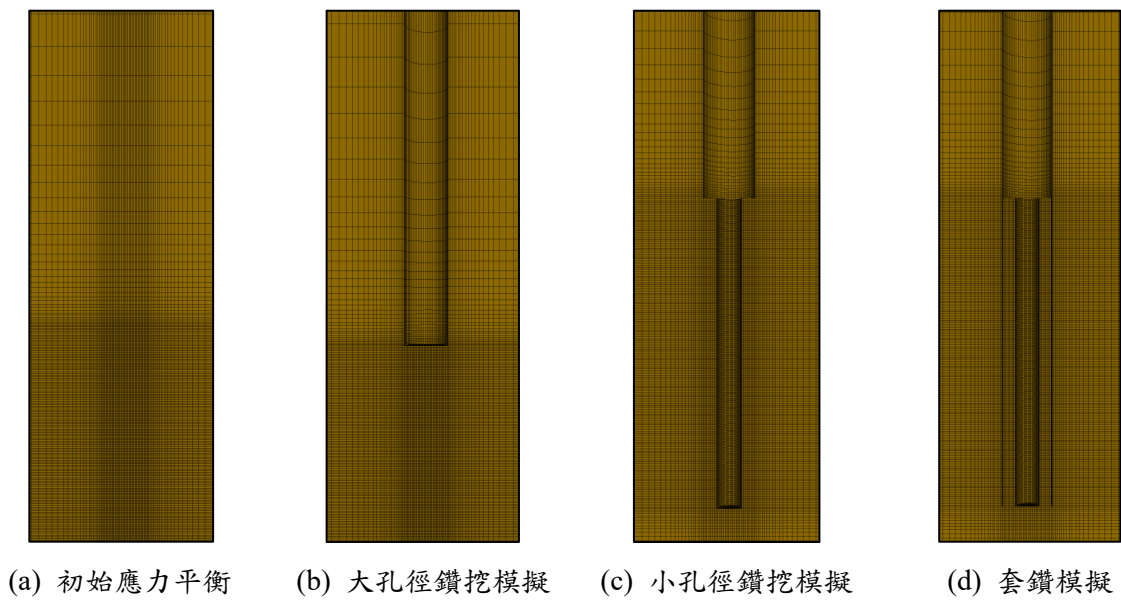
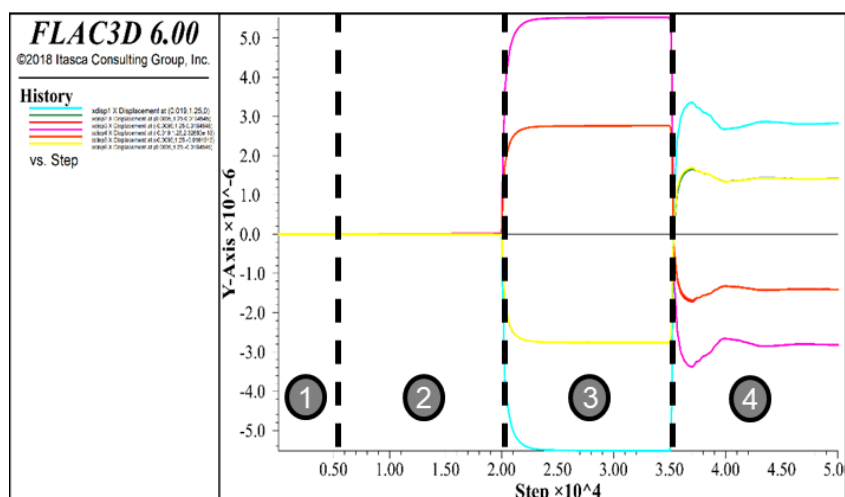
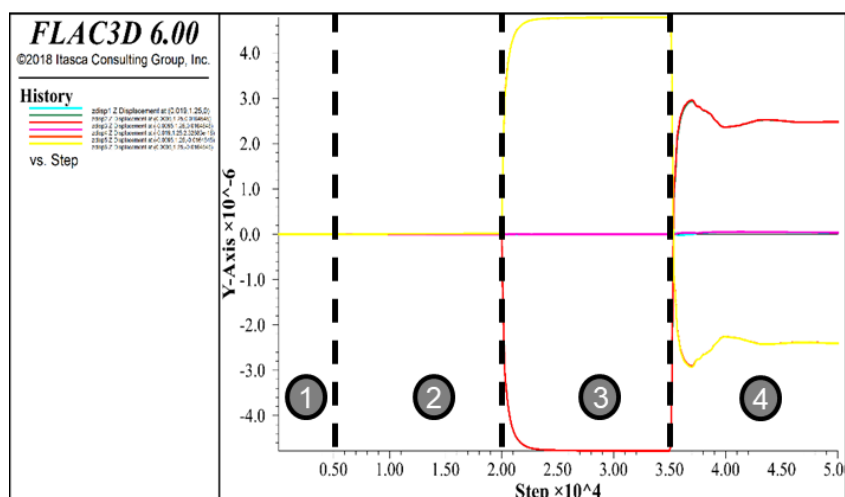


圖4.1-8 FLAC3D套鑽法之步驟模擬側視圖



a. 監測點 x 方向位移



b. 監測點 y 方向位移

圖4.1-9 套鑽後監測點之水平位移

表4.1-3 FLAC3D 套鑽模型材料參數

FLAC 3D			Analytic expression			Error (%)		
u_1 (mm)	u_2 (mm)	u_3 (mm)	u_1 (mm)	u_2 (mm)	u_3 (mm)	u_1	u_2	u_3
4.81E-03	4.81E-03	4.81E-03	4.96E-03	4.96E-03	4.96E-03	3%	3%	3%

為確保數值模型的正确性，本子計畫以應力比 $k_H=1$ 之條件，在垂直應力 $\sigma_y=13.5$ MPa，與水平應力 $\sigma_x=\sigma_z=5$ MPa 之條件下，將模擬之徑向變形量(u_1, u_2, u_3)與套鑽法公式推出的解析解進行比對，結果詳如表4.1-3，顯示模擬之徑向變形量與解析解之誤差僅3%，藉此可驗證 FLAC3D 套鑽模型及分析過程的合理性。

4.2 應力異向性與材料參數的影響

透過套鑽法進行現地應力量測時，係透過量測設備獲得的鑽孔徑向位移及岩體材料參數進行現地應力推估，針對現地應力異向性及岩體材料參數的影響分述如後。

4.2.1 應力異向性之影響

為瞭解現地應力異向性對套鑽法分析結果之影響，本子計畫在應力比分別為 0.5、1.0與1.2的條件下進行 FLAC3D 套鑽模擬與現地應力分析，所採現地應力條件詳如4.1.2節及圖4.2-1(a)(b)(c)所示，主應力方向與鑽孔監測點之空間關係詳如圖4.2-1(d)。

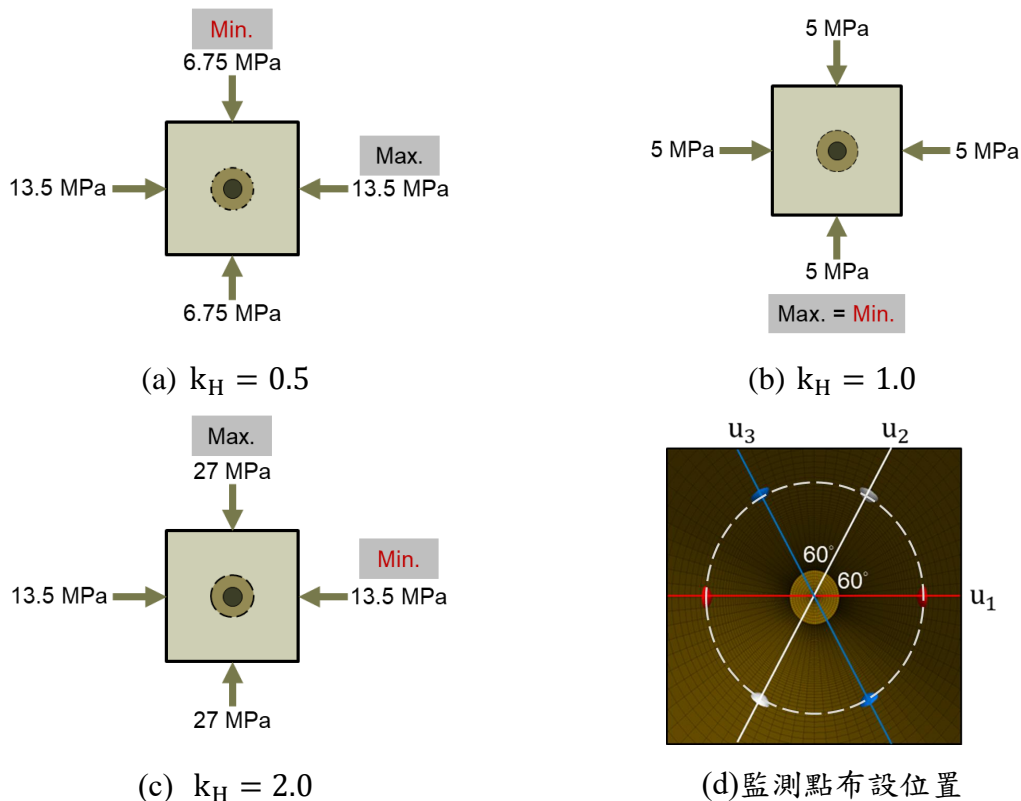


圖4.2-1 應力比與監測點布設關係圖

在已知的邊界應力條件下，可進一步根據 FLAC3D 模擬分析結果獲得 FLAC3D 主應力分析誤差值，詳圖4.2-2，顯示最大與最小主應力在 $k_H=1$ 條件下的分析誤差值相當低，在 $k_H=0.5$ 與 2 之條件下的分析誤差值相對較高，且以 $k_H=0.5$ 之誤差值達 30% 尤為顯著，顯示應力異向性對於套鑽法反推主應力值存有影響。

若將傳統套鑽法的監測點從間隔 60° 改良為間隔 45° ，詳圖4.2-3，如此可使最大及最小主應力恰好落於兩組監測點，經由數值分析獲得的主應力推估誤差詳如圖4.2-4，圖中虛線係指套鑽模型的主應力值，亦即 FLAC 3D 模型之邊界應力條件，三角形及圓形係指 FLAC 3D 套鑽模型推求之主應力值，其中黑色代表最大主應力(Max.)，紅色代表最小主應力(Min.)，結果顯示在監測點間隔 45° 配置之條件下，其主應力誤差較小，尤其在 $k_H = 0.5$ 之下最為顯著。

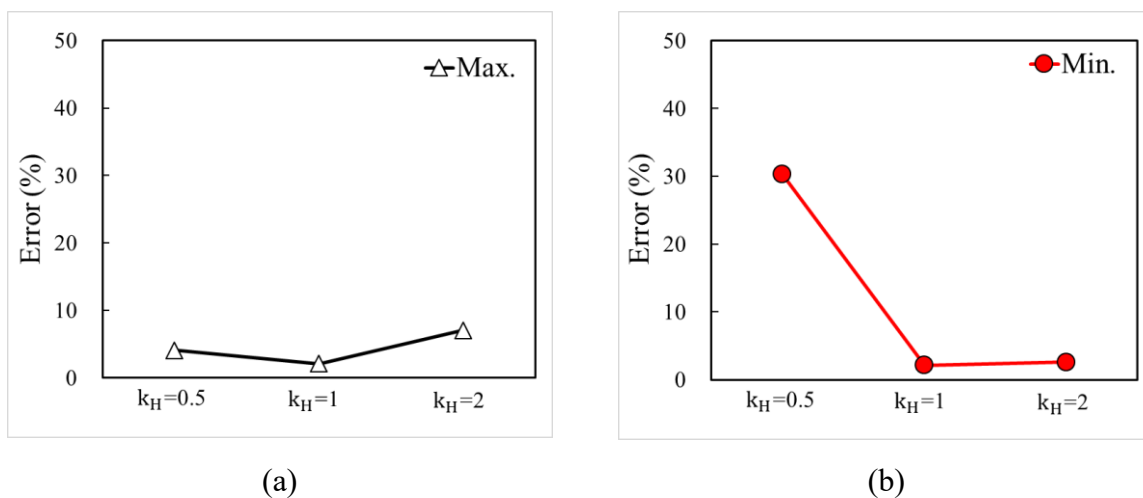
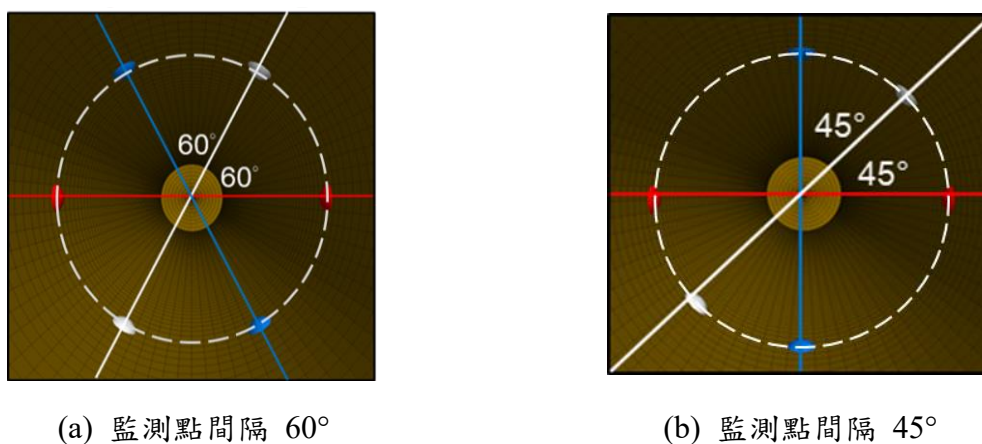


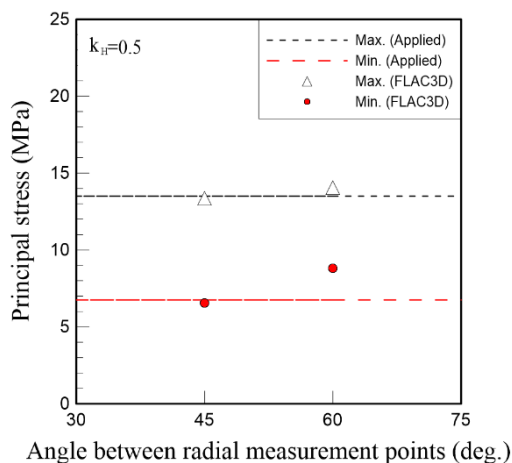
圖4.2-2 不同應力比之主應力推估誤差



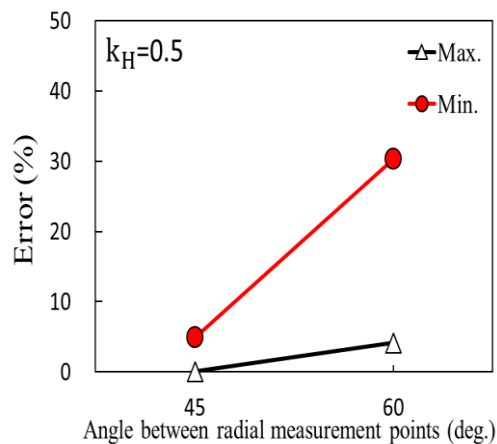
(a) 監測點間隔 60°

(b) 監測點間隔 45°

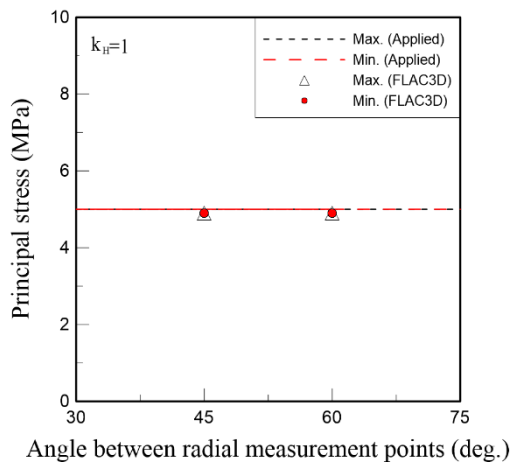
圖4.2-3 不同夾角之位移計示意圖



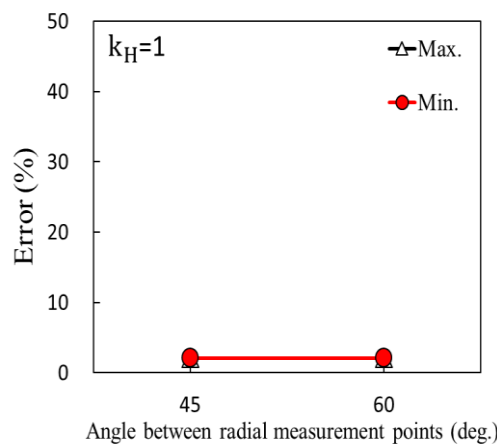
(a-1) $k_H = 0.5$ 主應力比較



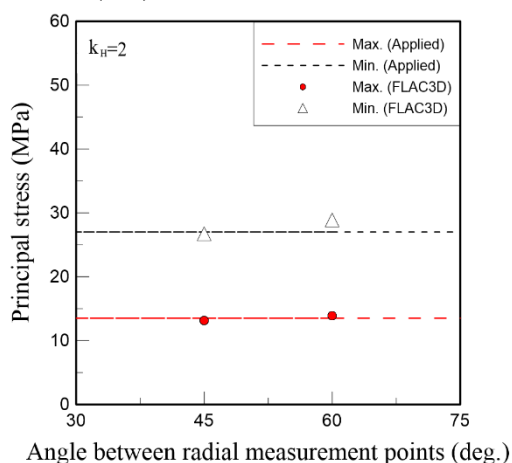
(b-1) $k_H = 0.5$ 主應力誤差



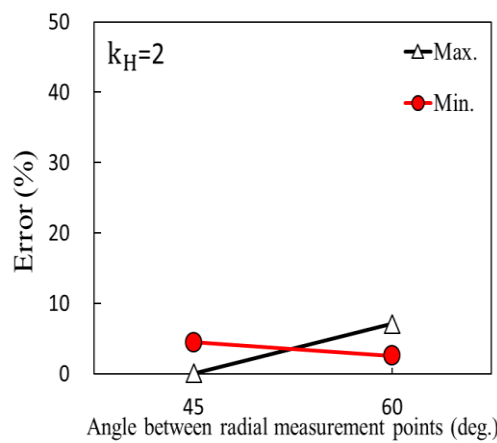
(a-2) $k_H = 1$ 主應力比較



(b-2) $k_H = 1$ 主應力誤差



(a-3) $k_H = 2$ 主應力比較



(b-3) $k_H = 2$ 主應力誤差

圖4.2-4 不同夾角位移計之主應力推估結果對照圖

4.2.2 材料參數的影響

為瞭解楊氏模數(E)與柏松比(ν)對套鑽法推估現地應力的影響，本子計畫在三種應力比($k_H = 0.5$ 、 1.0 、 2)之條件下，分別取楊氏模數(E)為 0.51 、 5.1 與 51 GPa，柏松比(ν)為 0.1 、 0.22 、 0.3 與 0.4 進行 FLAC 3D 模擬與分析，所獲得的主應力誤差(%)並不因上述材料參數的變化而有所差異，結果詳如圖4.2-5。

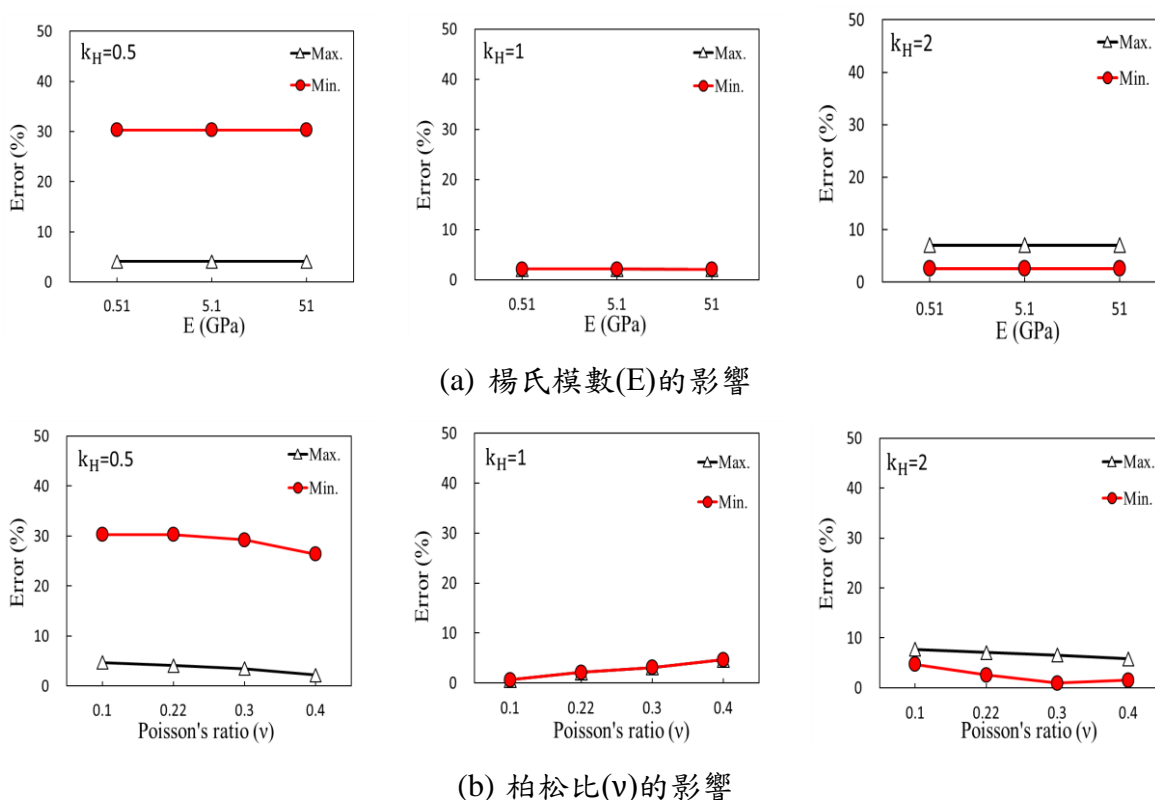


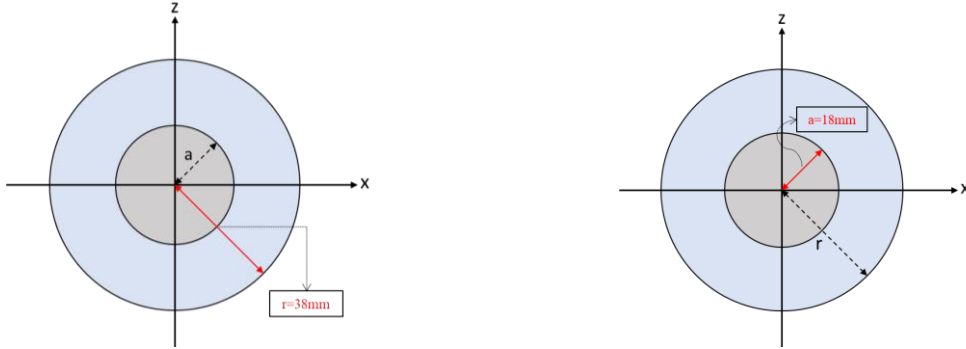
圖4.2-5 不同材料參數條件下之主應力推估誤差

4.3 鑽孔孔徑與人為操作之影響

4.3.1 鑽孔孔徑的影響

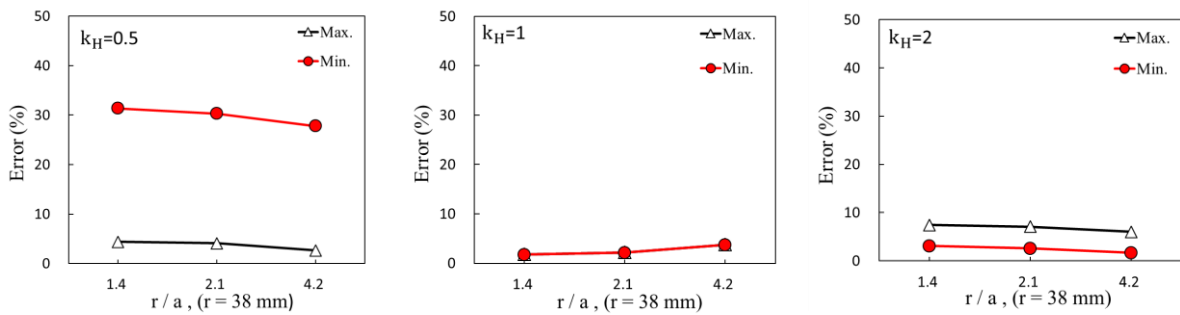
考量套鑽法施作時，套管可能因廠牌不同而有孔徑尺寸之差異，為瞭解鑽孔孔徑的影響，本子計畫分別再在固定大孔半徑($r = 38$ mm)與小孔半徑($a = 18$ mm)之前提下，改變鑽孔半徑比 $r/a = 1.4 \sim 4.2$ ，詳圖4.3-1，經模擬分析之主應力推估誤差詳圖4.3-2，可

知無論是固定大孔半徑($r = 38 \text{ mm}$)抑或是固定小孔半徑($a = 18 \text{ mm}$)，改變鑽孔半徑對分析結果並無顯著的影響。

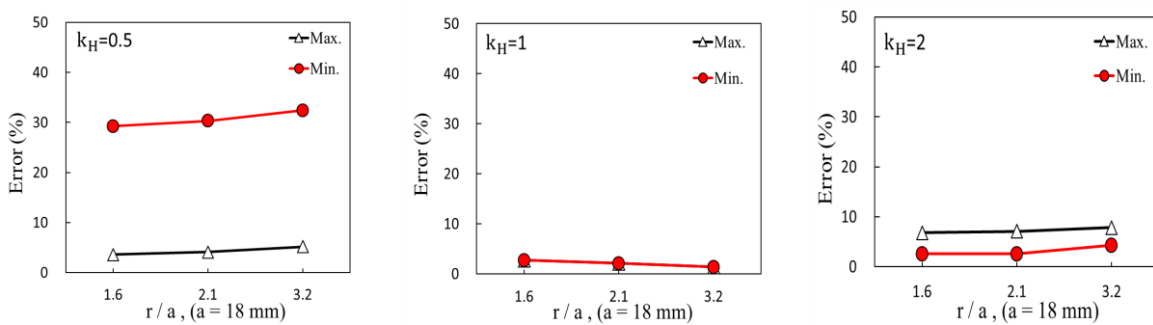


(a) 固定大孔半徑(r)、改變小孔半徑(a) (b) 固定小孔半徑(a)、改變大孔半徑(r)

圖4.3-1 大孔半徑(r)與小孔半徑(a)示意圖



(a) 固定 $r = 38 \text{ mm}$ ， $r/a = 1.4$ 、 2.1 與 4.2



(b) 固定 $r = 18 \text{ mm}$ ， $r/a = 1.6$ 、 2.1 與 3.2

圖4.3-2 不同鑽孔孔徑條件下之主應力推估誤差

4.3.2 人為操作的影響

根據套鑽法施作程序，在依序完成大、小孔鑽挖後，接續將設置應變計或孔壁位移計之感測設備放置小孔底部，藉以記錄套鑽過程所產生的鑽孔徑向位移。然而，在放置感測設備時，可能因為人為操作的疏失，導致應變計或孔壁位移計的設置角度有所偏移。本子計畫參考 USBM 的方法，透過 FLAC 3D 套鑽模型探討觀察監測點角度設置偏差是否會對於套鑽結果產生影響。此外，在套鑽過程中，亦可能因人員操作或量測設備的誤差，導致鑽孔存在偏心問題，其對套鑽法推求現地應力的影響亦一併探討。

(1) 位移計角度設置偏差的影響

分別考慮 0° 、 5° 、 10° 與 15° 四種監測點設置角度(θ)，詳圖4.3-3，經模擬分析之主應力推估誤差詳圖4.3-4，可獲得下列幾點：(i) $k_H=1$ 條件下，因為最大與最小主應力值相同，所以無論監測點是否存在設置偏差，其徑向位移(u)皆相同，因此反推的水平主應力值均屬一致；(ii) 當 $k_H=0.5$ 及 $k_H=2$ 時，監測點的設置偏差明顯對主應力推估結果存在影響，尤其以 $k_H=2.0$ 條件下之誤差值尤為顯著。

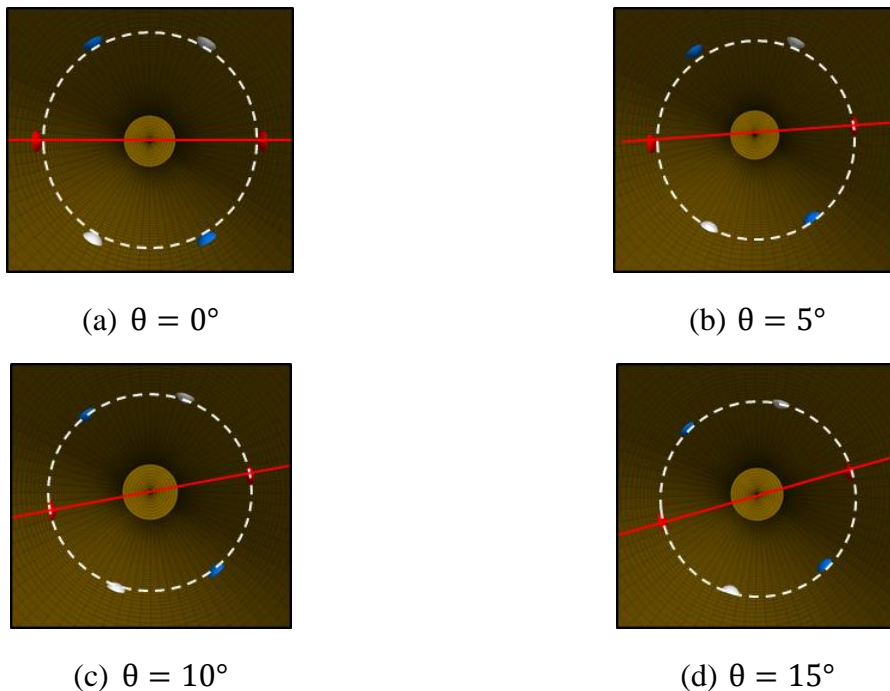


圖4.3-3 監測點設置角度(θ)示意圖

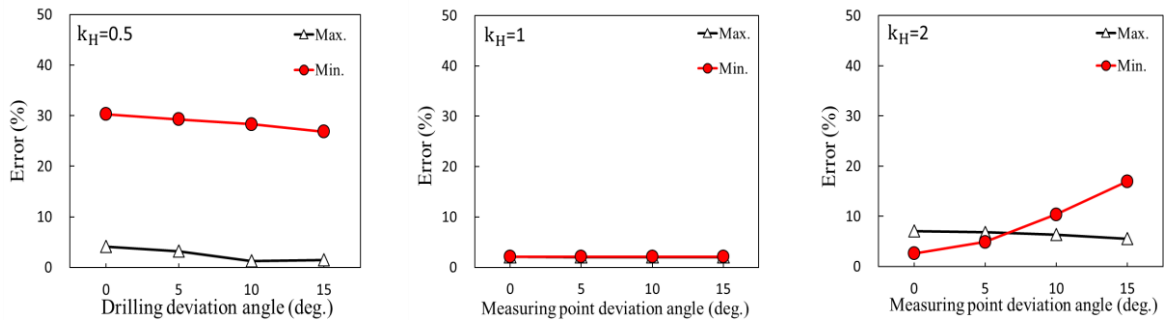


圖4.3-4 不同監測點設置角度(θ)條件下之主應力推估誤差

(2) 鑽孔偏心之影響

為瞭解鑽孔偏心是否對現地應力推估結果存在影響，本子計畫以鑽孔長軸方向與鉛錘線(y軸)所夾角度(β)為偏心角，並在 $\beta = 0^\circ, 5^\circ, 10^\circ$ 以及 15° 四種條件下進行模擬分析，詳圖4.3-5所示，所得之應力推估誤差值詳圖4.3-6，相關結果整理如下列幾點：(i) $k_H = 0.5$ 的情況下，不同鑽孔偏心角之主應力推估誤差並無顯著變化；(ii) 在 $k_H = 1$ 與2時，鑽孔偏心角則存在顯著影響，在 $k_H = 1$ 時，最大誤差可達 20%，在 $k_H = 2$ 時，甚至可達到將近 50%。

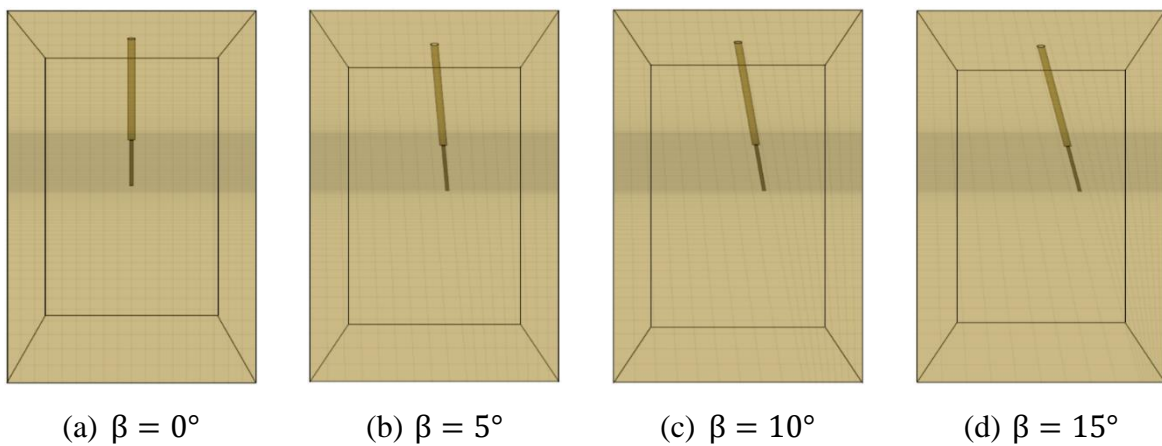


圖4.3-5 鑽孔偏心角(β)示意圖

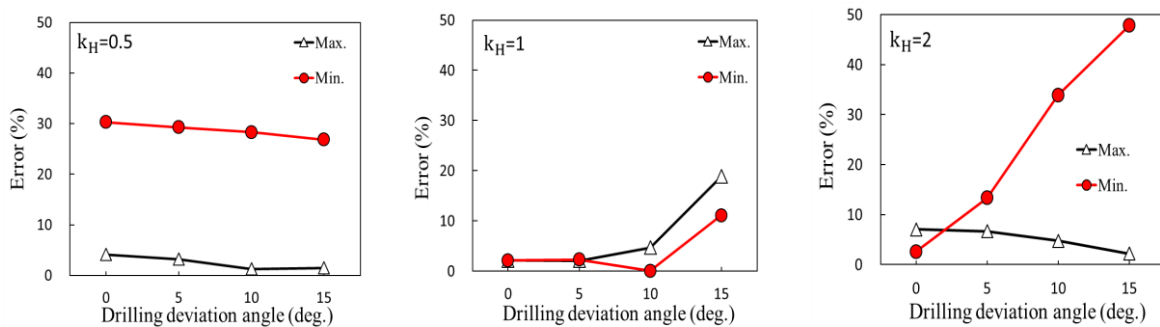


圖4.3-6 不同鑽孔偏心角(β)條件下之主應力推估誤差

4.4 異向性之影響

為探討岩體異向性對現地應力量測之影響，本研究利用 FLAC 提供之異向性材料模式(anisotropic model)模擬橫向等向性材料(transversely isotropic material)的行為，所需

要的材料參數包括 E_t 、 E_n 、 ν_t 、 ν_n 與 G_t 等。本節以前述均質材料參數為基礎，藉由改變垂直於橫向等向平面之楊氏模數(E_n)，探討楊氏模數異向性(E_t/E_n)的影響，所採橫向等向性材料之座標方向與弱面走向角詳圖4.4-1，材料參數詳如表4.4-1。

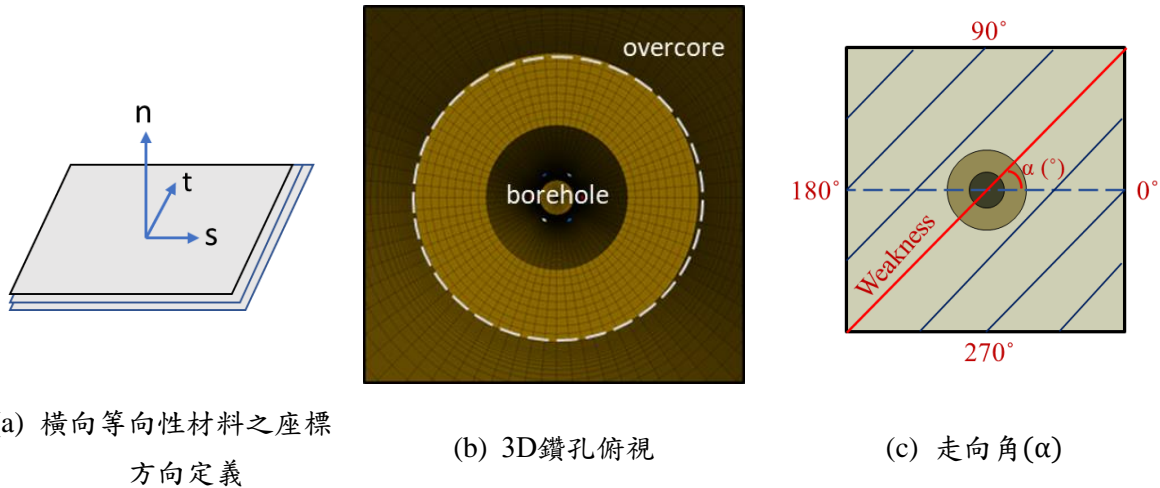


圖4.4-1 橫向等向性材料模型之座標方向與弱面走向角

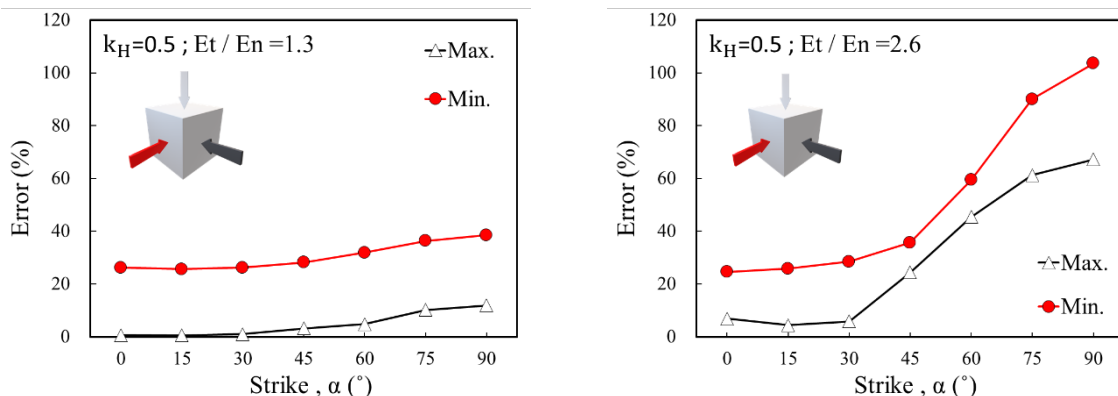
表4.4-2 橫向等向性材料之彈性參數

Transverse isotropy material					
E_t/E_n	E_t (GPa)	E_n (GPa)	ν_t	ν_n	G_t (GPa)
1.3	51	40	0.22	0.3	21
2.6	51	20	0.22	0.3	21

註: $G_s = G_t = E_t/2(1 + \nu_t)$

橫向等向材料中，可藉由平行與垂直弱面方向之楊氏模數比(E_t/E_n)代表材料的異向程度，當 E_t/E_n 接近於 1 則趨於均質材料，而比值愈高代表異向性程度越顯著，本小節分別就 $k_H=0.5$ 、1、2，及 $E_t/E_n=1.3$ 與 2.6 之條件下，探討其對主應力推估誤差的影響，其結果詳圖4.4-2。綜合比較現地應力異向性(k_H)與材料異向性(E_t/E_n)在不同弱面走向角(α)條件下對主應力量測結果之影響，可發現：

- (i) 當 $k_H = 0.5$ ，即現地應力異向性相對較低，隨著弱面走向角愈高，現地應力推估誤差愈大，尤以最小主應力最為顯著；此外，在較高的材料異向性($E_t/E_n = 2.6$)條件下，此一推估誤差甚至達到 100%，詳圖4.4-1(a)。
- (ii) 當 $k_H = 1.0$ ，水平之最大與最小主應力值均屬相同，現地應力推估誤差值不超過 20%，詳圖4.4-2(b)，尤其在材料異向性較低時($E_t/E_n = 1.3$)，無論弱面走向角(α)為何，其誤差值均與弱面走向角(α)無關，且其值不超過 10%。然而，當材料異向性較高時($E_t/E_n = 2.6$)，現地應力推估誤差介於 10~20%，且隨弱面走向角(α)不同而略有差異。
- (iii) $k_H = 2.0$ ，屬現地應力異向性相對較高之條件。此時，當材料異向性較低時($E_t/E_n = 1.3$)，且弱面走向角(α)低於 45° 時，現地應力推估誤差值不超過 20%，詳圖4.4-2(c)；當弱面走向角(α)高於 45° ，最大與最小主應力誤差值近乎相同且不超過 10%。然而，當材料異向性較高時($E_t/E_n = 2.6$)，隨著弱面走向角(α)不同，最大與最小主應力推估誤差有顯著差異。就最大主應力而言，其在 $\alpha = 0^\circ$ 時存在最大推估誤差，其值約 80%，最小主應力在 $\alpha = 30^\circ$ 存在最大推估誤差，其值約 60%。此一隨弱面走向角(α)變化，最大與最小主應力推估誤差值之變化趨勢有別於圖4.4-2(a)(b)之原因，除了與前述4.2.1節所述傳統套鑽法之監測點無法同時座落於最大與最小主應力方向外，在同時具有顯著的現地應力異向性與材料異向性條件下，不僅會造成顯著的現地應力推估誤差，同時也會凸顯弱面走向角(α)的影響。

(a) $k_H = 0.5$

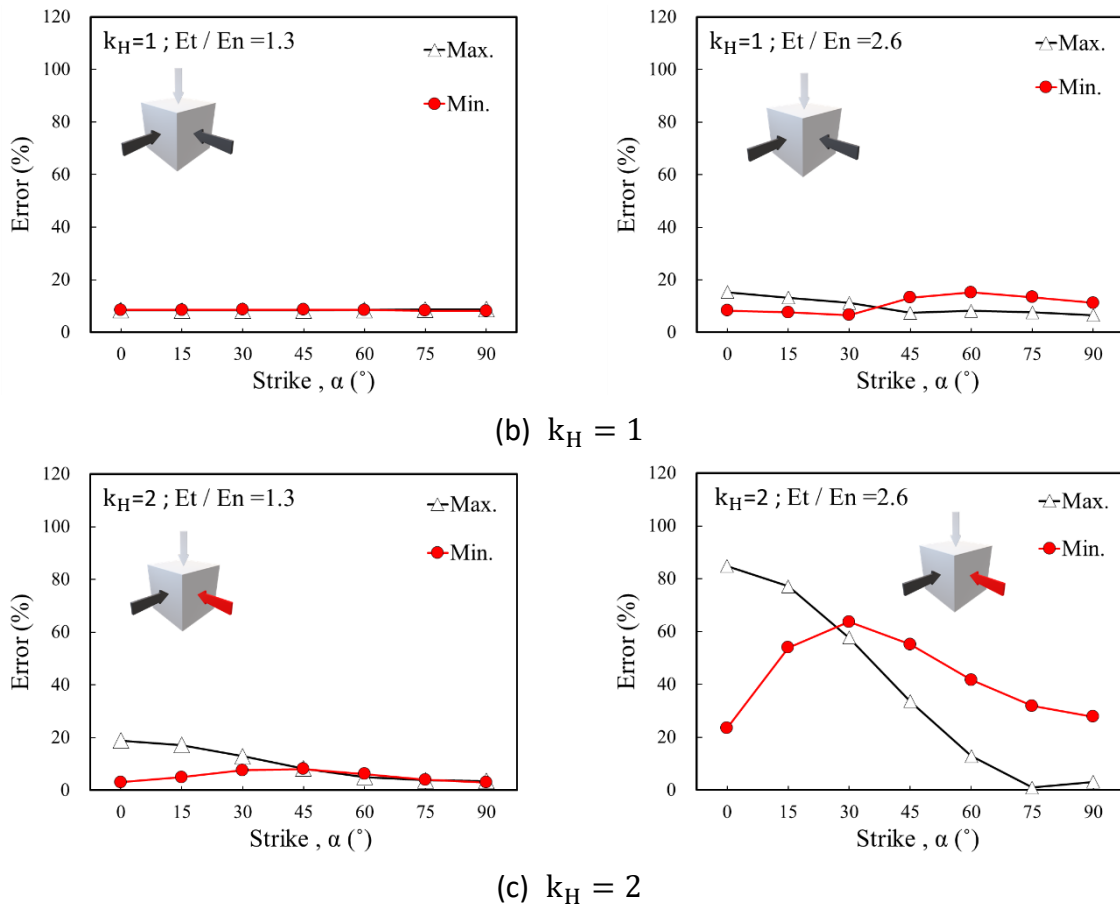


圖4.4-2 楊氏模數比(E_t/E_n)於三種應力比(k_H)條件下之主應力推估誤差

第五章、低放射性廢棄物處置場址岩石力學特性對現地應力量測結果影響之評估與審驗技術建議

本章根據前三章工作成果，包括「國際間有關處置場址岩石力學特性之調查與評估」、「低放射性廢棄物處置設施的岩石力學特性研析方法」與「岩石力學特性對現地應力量測結果之影響研析」，分別就低放射性廢棄物處置場址岩石力學特性之重要性、調查與試驗，及我國低放射性處置場現地應力量測技術與審驗評估技術提出相關建議。

5.1 處置場址岩石力學特性之重要性、調查與試驗

本子計畫根據「建議候選場址遴選報告」(經濟部, 2011)與「低放射性廢棄物最終處置技術評估報告」(台灣電力公司, 2017)，已整理達仁與烏坵二處低放處置設施建議候選場址之比較表，詳表3.1-1，所列達仁鄉與烏坵鄉二處低放處置設施建議候選場址，其地質條件迥異。達仁鄉屬板岩、硬頁岩，根據第三章蒐整之「107大鳥村、紅葉村地質調查」與「101安朔至草埔地質調查」資料，顯示此區域的頁岩與板岩強度相對較低，屬低(low)至非常低(very low)強度之岩石類別；相較之下，烏坵鄉為堅實花崗岩，為高強度、高模數之岩石類別。

無論是高放或是中、低放射性廢棄物處置場址，處置母岩的岩石力學特性為決定處置母岩是否能發揮其天然障壁功能之關鍵因素，故處置場址之岩石力學特性調查與評估甚屬重要。此外，為能瞭解處置母岩之岩石力學特性與實際的地質概況，及評估開挖方式對處置母岩之影響，除現地調查、鑽探與室內試驗外，建議未來可參考韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)的作法，建立小規模地下研究隧道，透過現地試驗檢視放射性廢棄物處置系統的安全功能。

(1) 鑽探取樣與室內試驗項目

a. 鑽探取樣

有關鑽探取樣策略與岩石力學試驗規劃，除需參考國內相關規範(例如建築技術規則與水土保持技術規範)外，建議同步參酌 SKB 之建議項目(SKB, 2007)，包括試體代表性之確認、取樣深度範圍及試驗數量之要求等，列舉如下。

- (a) 鑽探取得的岩心試體在進行試驗前，必須與現場地質師確認試體的代表性。
- (b) 盡可能在相同的深度範圍內採取岩心試體。

- (c) 進行岩石強度試驗時，若試體具有薄層或弱面，且弱面與加載方向所夾角度為銳角時，應予以避免。
- (d) 試驗組數部分，單軸壓縮試驗一般為 5 個試體，間接張力試驗為 10 個，三軸試驗為每一個圍壓條件為 2 個。

b. 室內試驗項目

室內試驗係根據現地鑽探取樣所採得的岩心試體進行物理性質、指數性質及力學性質試驗，其中有關力學試驗之試體準備與試體尺寸、試驗方法與試驗條件，可參考國際岩石力學學會(ISRM, 2007)之建議，作為各項試驗之審驗評估依據。

- (a) 基本物理性質試驗，包括單位重、比重、含水量、孔隙率與吸水率。
- (b) 消散耐久試驗

係透過消散耐久試驗裝置，瞭解岩石在其所處的自然環境之抗風化能力，試驗所獲得的消散耐久指數(slake durability index)可作為岩石耐久性之評估指標。

- (c) 點荷重試驗

點荷重試驗因試驗儀器攜帶方便，均適用於現地與室內試驗，尤其針對處置場現地調查所獲得的岩石試體，若受客觀因素無法鑽取獲得單軸壓縮試驗之圓柱試體，可透過點荷重試驗求得點荷重指數(point load index)。

- (d) 巴西人法間接張力試驗

簡稱巴西試驗(Brazilian test)，係取厚徑比(t/D)約 0.5 之岩心試體放置於特製之夾具進行壓力試驗，獲得劈裂荷重(P)後計算其間接張力強度 $\sigma_t = 2P/\pi Dt$ 。

- (e) 完整岩石單軸壓縮試驗

取長徑比 2.5~3.0 之岩心試體進行單軸壓縮試驗，可獲得單軸壓縮強度、彈性模數(E)與泊松比(ν)。此外，搭配超音波探頭進行音射試驗(Acoustic emission testing, AE)，可進一步獲得裂縫形成門檻應力(crack initiation threshold) σ_{ci} 與裂縫損傷門檻應力(crack damage threshold) σ_{cd} 。

- (f) 完整岩石三軸壓縮試驗

取長徑比 2.0~3.0 之岩心試體，在不同的圍壓下(至少三個圍壓條件)進行三軸壓縮試驗，透過本項試驗可獲得完整岩石之凝聚力與摩擦角，配合間接張力強度試驗結果，可建構岩石材料之強度包絡線。

此外，所採圍壓必須含括處置設施所處深度之岩石(或覆土)壓力。根據本子計畫前期研究「低放射性廢棄物處置現地應力量測對處置坑道結構穩定影響研析」(楊長義與李宏輝，2021)，目前二處建議候選場址所處岩覆深度為 80 m(達仁) 與 60 m(烏坵)，其水平應力分別為 2.8 MPa 與 1.26~2.10 MPa。

(g) 岩石節理面直接剪力試驗

取含有節理面之岩心試體，在不同的正向應力(normal stress)下(至少三個正向應力條件)進行岩石節理面直接剪力試驗，透過本項試驗可獲得岩石節理面之尖峰凝聚力(c_j)、尖峰摩擦角(ϕ_j)，及殘餘凝聚力(c_r)與殘餘摩擦角(ϕ_r)，以建構岩石節理面之剪力強度包絡線。

(h) 其他有關場址所處環境之考量

i. 達仁鄉

達仁建議候選場址所處地質條件係以硬頁岩為主，間夾透鏡狀砂岩體砂岩，部分區域為板岩夾變質砂岩，且區域內之地層走向多變，常見小規模之褶皺與斷層構造(台灣電力公司，2017)。考量硬頁岩與板岩具有葉理(foliation)構造，其力學性質具有異向性，且抗風化能力相對較低；再者，於板岩岩石邊坡時有重力變形引致之破壞(鍾暉翔，2020；林錫宏，2019；吳政賢，2014)，故上述各項試驗外，建議納入以下幾點作為試驗設計之考量：

(i) 不同弱面傾角條件下之單軸與三軸壓縮試驗

(ii) 乾燥與飽和條件下之單軸與三軸壓縮試驗

(iii) 硬頁岩與板岩室內潛變試驗

ii. 烏坵鄉

烏坵鄉建議候選場址之場址岩性以基性的輝長岩以及酸性的花崗岩為主，岩體內節理發達，但無顯著的斷層構造(台灣電力公司，2017)。本子計畫於前期研究「低放射性廢棄物坑道處置結構穩定性驗證方法研究」(楊長義與李宏輝，2017)中，透過金門現有坑道之調查，瞭解此類

花崗岩坑道在洞口附近圍岩長期受地表水作用，導致花崗片麻岩呈現高度風化至完全風化狀態，節理偶有夾泥情況。循此，除上述各項試驗外，建議納入以下幾點作為試驗設計之考量：

(i) 乾燥與飽和條件下之單軸與三軸壓縮試驗

(ii) 節理含泥條件下之直接剪力試驗

除上述岩石力學相關試驗外，若基於處置坑道設計及安全評估之需要，建議可透過適當的地表鑽探及設置地下水位觀測井，藉以掌握花崗岩地表風化狀態及是否受地下水浸潤等問題。若能結合地球物理探測技術，將有助於獲得目標區近底表岩層風化狀況及地下水可能的分布深度。

(2) 地下實驗室工作項目

根據國際間處置技術先進國家發展放射性廢棄物處置技術之經驗，有關處置場址之地質條件(包括岩層與地質材料分布、地質構造與岩體弱面分布)、水文地質條件與現地應力等重要資訊，甚至是開挖方式對處置母岩之影響等，惟透過地下實驗室(URL)的設立與相關試驗之執行始能獲得。本子計畫參酌國外經驗，提出以下之地下實驗室工作項目：

a. 現地應力量測

根據本子計畫前期研究—「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」(楊長義與李宏輝，2020)，現地應力量測分為兩大類，第一類的量測方法可能在施測過程中造成岩石的擾動，計有水力破裂法、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)。第二類的量測方法在施測過程中並不會造成現地岩石的擾動，包括岩心餅裂(core discing)、井孔崩落(borehole breakouts)評估、音射法(AE)與應變回復法(strain recovery methods)等。

b. 現地水文地質試驗

處置場址之水文地質條件，例如裂隙岩體之透水係數，為處置場重要之場址特性之一，為瞭解處置場址水文地質特性，建議可透過現地水文地質試驗獲得具

代表性的裂隙岩體水力特性參數。整體而言，現地水文地質試驗可區分為封塞試驗、微水試驗、抽水試驗與跨孔試驗(詹尚書, 2018)，相關試驗說明詳附錄C。

c. 開挖引致岩體損傷試驗

處置設施在建造過程中，可能因為工程的開挖行為(例如採鑽炸法)造成處置母岩的損傷，基於處置設施設計與安全評估之需要，建議參考韓國原子能研究所地下研究隧道(KURT)之經驗，透過試驗坑道開挖前、後之岩心取樣進行基本力學試驗，以評估開挖損傷範圍及岩體強度、變形性與滲透性等力學性質的變化。

5.2 我國低放射性處置場址現地應力量測技術與審驗評估之建議

無論是低放射性或是高放射性廢棄物，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，詳表5.2-1。

表5.2-1 我國低放射性處置場址現地應力量測建議事項

達仁鄉低放處置設施建議候選場址 (硬頁岩基盤)	烏坵鄉低放處置設施建議候選場址 (花崗岩基盤)
<p>(1) 達仁鄉所屬地質條件為硬頁岩層，建議應注意地質弱面¹(例如節理或是葉理面)對現地應力分析結果之影響，例如當弱面與最大主應力之夾角超過45°時，水力破裂所誘發的裂隙可能是由弱面所主控，並非主應力的實際方向。</p> <p>(2) 應特別考量材料異向性問題及其可能引起之現地應力量測與分析誤差</p> <p>(3) 現地應力可能因不同深度之岩層變化與鄰近地質構造的影響而改變其</p>	<p>(1) 烏坵場址亦屬堅實花崗岩，惟岩體有偉晶岩脈與基性岩入侵，且存有剪力節理與解壓節理等地質構造，需審慎考量其對現地應力量測與分析的影響。</p> <p>(2) 利用套鑽法進行現地應力量測，必須考慮岩石礦物顆粒尺寸選擇較長之應變計貼片。</p> <p>(3) 根據 Al-Busaidi 等人(2005) 的數值分析成果，於具異質性之模型進行水力破裂模擬分析，其裂隙發展較為分散，並無顯著破裂面。</p>

<p>主應力，未來對於場址地質構造的掌握，實有助於現地應力分析與研判。</p>	<p>(4) 根據 AECL 地下實驗室(URL)於花崗岩基盤之現地應力量測經驗，岩盤中因尺寸大小不一的弱面導致岩體呈現異向性，會影響現地應力分析結果。</p>
<p>共同建議事項</p> <p>(1) 有關現地應力調查工作，調查初期配合鑽探作業，建議可採應變回復法(strain recovery methods)與水力破裂法，隨著坑道開挖或是於鄰近處置場址處建立地下實驗室時，可採水力破裂法、套鑽法、與平鈹千斤頂法等。</p> <p>(2) 利用套鑽法進行現地應力量測，必須考慮應變量測設備²(例如 CSIR、CSIRO 與 Borre Probe)裝設過程所引起的誤差。</p>	

註1：有關地質弱面之描述與調查方法，詳附錄D。

註2：利用套鑽法進行現地應力量測，相關試驗步驟與量測設備詳附錄E。

參考文獻

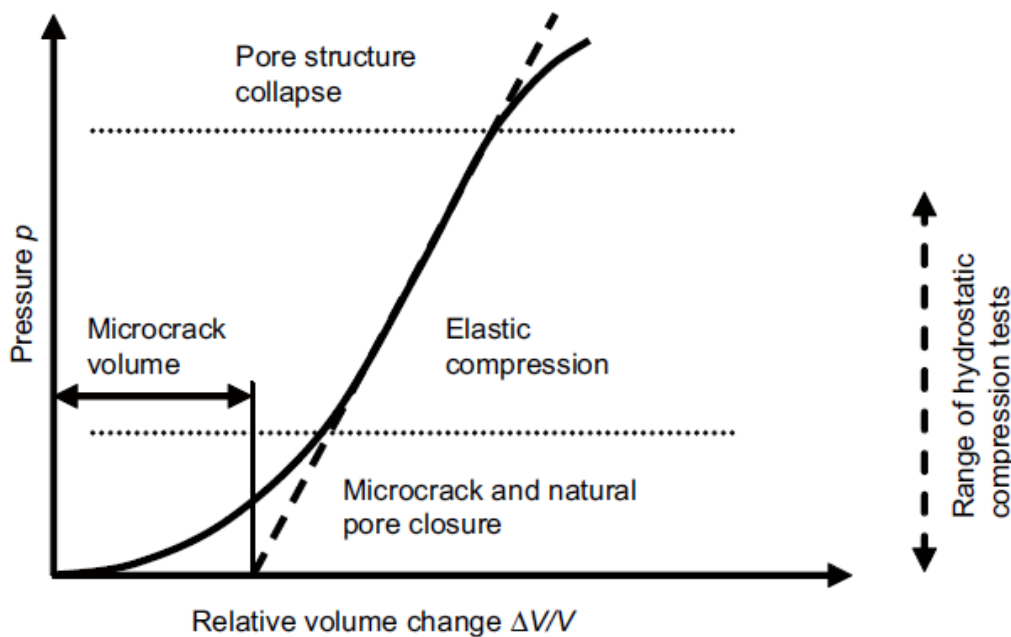
- [1] 王菟珊(2005)，岩石破裂音射之碎形分析，碩士論文，台灣大學。
- [2] 台灣電力公司，低放射性廢棄物最終處置技術評估報告，2017。
- [3] 台灣世曦工程顧問股份有限公司，台 9 線南迴公路拓寬改善後續計畫 57k+000~472k+700 (安朔至草埔段) 新闢四車道工程委託設計工作地質鑽探工程報告，2013。
- [4] 李宏輝、楊長義，以離散元素法探討岩體裂隙對開挖引致處置母岩損傷範圍之影響，科技部，2020。
- [5] 林錫宏(2019)，結合井測及岩體評分探討廬山溫泉北坡斜坡深層重力變形的演育，博士論文，博士論文。
- [6] 吳政賢(2014)，板岩邊坡之重力變形機制研究-以模型試驗及分離元素法探討，碩士論文。
- [7] 徐力平(1996)，高現地應力下地下開挖之岩爆研究，博士論文，台灣大學。
- [8] 國道新建工程局(2011)，大地工程調查室內試驗紀實報告(第一冊)，金門大橋工程設計暨配合工作，台灣世曦工程顧問公司。
- [9] 經濟部，建議候選場址遴選報告，2011年。
- [10] 經濟部中央地質調查所，工程地質探勘資料庫，<https://geotech.moeacgs.gov.tw/imoeagis/>。
- [11] 楊長義、翁孟嘉，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)，國科會，2013。
- [12] 楊長義，台灣潛在母岩破壞強度特性與處置坑道破裂關係之研析，科技部，2016。
- [13] 楊長義、李宏輝，低放射性廢棄物坑道處置結構穩定性驗證方法研，行政院原子能委員會放射性物料管理局，2017。
- [14] 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。
- [15] 楊長義、李宏輝，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，行政院原子能委員會放射性物料管理局，2020。

-
- [16] 楊長義、李宏輝，放射性廢棄物處置現地應力量測影響因子研析，行政院原子能委員會放射性物料管理局，2021。
- [17] 詹尚書(2018)，裂隙岩體滲透特性調查暨參數特徵化技術之研究，博士論文，台北科技大學。
- [18] 蔡美貞(2006)，木山層砂岩破裂音源之空間特性，碩士論文，台灣大學。
- [19] 趙振宇、雷世璋、張六順、莊文壽(2006)，「正向閉合行為下花崗岩節理面導水性研究」，岩盤工程研討會論文集，頁239—248。
- [20] 鐘暉翔(2020)，台灣板岩層重力變形控制因子分析，碩士論文，中央大學。
- [21] Cho W. J., Kwon S. and Park J. H. KURT, a small-scale underground research laboratory for the research on a high-level waste disposal. *Annals of Nuclear Energy*, vol. 35, 2008.
- [22] Deere, D.U. and Miller, R.P. Engineering Classification and Index Properties for Intact Rock. University of Illinois Urbana-Champaign, Urbana and Champaign, IL, 1966.
- [23] Everitt R. A. and Lajtai E. Z. The influence of rock fabric on excavation damage in the Lac du Bonnet granite. *International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences*, 41, 2004.
- [24] Hsieh P. A. and Neuman S. P. Field Determination of the Three-Dimensional Hydraulic Conductivity Tensor of Anisotropic Media. *Water Resources Research*, vol. 21(11), 1985.
- [25] ISRM. The Complete ISRM Suggested Methods for Rock Characterization, Testing and Monitoring: 1974-2006. ISRM Turkish National Group and the ISRM. 2007.
- [26] Jacobsson L, 2007. Forsmark site investigation. Boreholes KFM01A and KFM02B. Microcrack volume measurements and triaxial compression tests on intact rock. SKB R-07-93, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- [27] JAEA, 2009. 超深地層研究所計画（岩盤力学に関する調査研究）MIZ-1 号孔における岩盤力学調査. JAEA-Research-2009-31.
- [28] Jo Y., Chang C., Ji S. H. and Park K. W. In situ stress states at KURT, an underground research laboratory in South Korea for the study of high-level radioactive waste disposal. *Engineering Geology*, vol. 259, 2019.
- [29] Kwon S., Lee C. S., Cho S. J., Jeon S. W. and Cho W. J. An investigation of the excavation damaged zone at the KAERI underground research tunnel. *Tunnelling and Underground Space Technology*, vol. 24, 2009.
-

-
- [30] Ljunggren C, Yanting Chang, Jansonb T, Christiansson R. An overview of rock stress measurement methods. *International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences*, vol. 40, 2003.
- [31] Martin C. D., Read, R. S. and Lang, P.A. (1990) Seven years of in-situ stress measurement at the URL. An overview, in Proc. 31st US Symp. Rock Mech., Golden, Balkema, Rotterdam, pp. 183-90.
- [32] Martin C. D. and Simmons G. R. (1993) The atomic energy of Canada Limited Underground Research Laboratory: an overview of geomechanics characterization, in Comprehensive Rock Engineering (ed. J.A. Hudson), Pergamon Press, Oxford, Chapter 38, Vol. 3, pp. 915-50.
- [33] Park S., Kim J. S., Kim G. Y. and Kwon S. Evaluation of mechanical properties of KURT granite under simulated coupled condition of a geological repository. *Journal of Korean Tunnelling and Underground Space Association*, vol. 21(4), 501-518, 2019.
- [34] Singhal B. B. S. and Gupta R. R. (2010). Applied Hydrogeology of Fractured Rock. Springer Science and Business Media BV, Dordrecht.
- [35] SKB, 2001. Site investigations. Investigation methods and general execution programme. SKB TR-01-29.
- [36] SKB, 2007. Rock Mechanics Forsmark-Site descriptive modelling Forsmark stage 2.2. SKB R-07-31.
- [37] SKB, 2008. Site description of Forsmark at completion of the site investigation phase. SKB Report R-08-05.
- [38] SKB, 2014. Safety analysis for SFR Long term safety. SKB TR 14 01.
- [39] Suzuki Y., Konno U., Fukuda A., Komatsu D. D., Hirota A., Watanabe K., Togo Y., Morikawa N., Hagiware H., Aosai D., Iwatsuki T., Tsunogai U., Nagao S., Ito K. and Mizuno T. Biogeochemical Signals from Deep Microbial Life in Terrestrial Crust. PLoS ONE, vol. 9(12), 2014.
- [40] Zang A. and Stephansson O. (2010) Stress field of the Earth's crust. Springer Science and Business Media BV, Dordrecht.
-

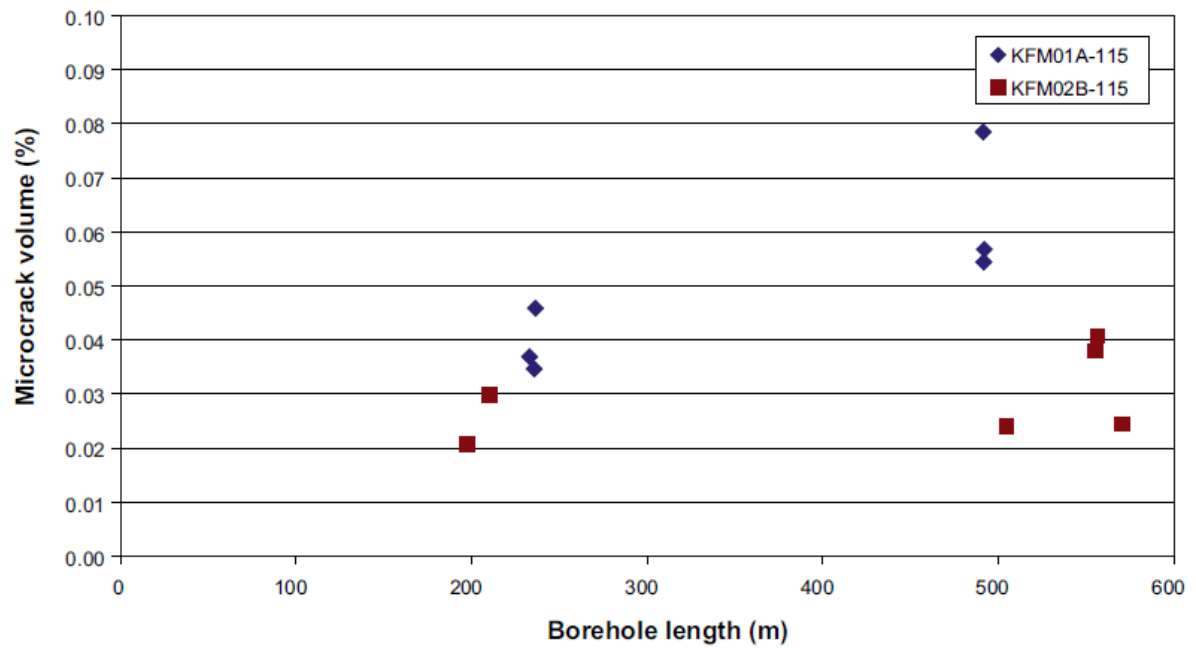
附錄 A

岩心自地下深處取出後，因應力釋放與鑽探過程造成岩心試體損傷，導致微裂隙的產生，而微裂隙體積量測(microcrack volume)即在評估完整岩石的現地孔隙率(in situ porosity)。相關的量測結果可提供水文地球化學(Hydrogeochemistry)領域有關天然基質孔隙水(natural matrix pore water)及完整岩石傳輸特性分析所需之資訊，同時也有助於評估不同鑽孔取樣位置之應力態，及不同岩石種類之變形行為差異(SK B, 2007)。其量測方式可透過靜水壓三軸壓縮試驗(hydrostatic triaxial compression tests)，在不同的靜水壓力條件下，紀錄試體的體積應變(volume strain)與施加之圍壓(p)並繪製曲線，詳圖A-1，取其彈性壓縮(直線)段之延伸線與水平軸之截距，即為微裂隙體積。



圖A-1 靜水壓三軸壓縮試驗條件下之圍壓與體積應變曲線(Jacobsson, 2007)

圖A-2為 SKB 取自鑽孔編號 KFM01A 與 KFM02B 的 12 個岩心試體進行之一系列試驗，以評估花崗岩至花崗閃長岩之微裂隙體積。KFM01A 與 KFM02B 岩心試體之微裂隙體積分別為 0.035–0.078% 和 0.021–0.041%，約為該類岩石平均孔隙率(0.4%)的 5–10%。根據圖A-2，可發現取自 KFM01A 之岩心試體其裂隙體積隨取樣深度呈現線性增加；相較之下，KFM02B 之岩心試體其裂隙體積與取樣深度並無顯著的趨勢關係。



圖A-2 不同鑽孔位置與取樣深度之岩心體積應變量測結果(Jacobsson, 2007)

附錄 B

表B-1 「101安朔至草埔地質調查」水平鑽探取樣單壓強度試驗結果(僅硬頁岩)

孔號	試體編號	Depth(m)	UCS(MPa)
AD-56	R-11	100.5	17.6
AD-56	R-13	125.9	4.7
AD-56	R-17	150.5	6.4
AD-56	R-19	175.7	25.0
AD-56	R-20	200.8	7.7
AD-56	R-24	222.6	17.8
AD-56	R-25	238.2	40.1
AD-56	R-26	278.4	12.9
AD-56	R-28	322.8	5.4
AD-56	R-29	322.4	23.6
AD-56	R-30	350.8	6.8
AD-56	R-32	374.5	20.7
AD-56	R-34	386.5	18.3
AD-56	R-35	388.8	10.3
AD-56	R-9	69.6	41.7
AD-62	R-19	244.2	32.7
AD-62	R-24	314.2	17.6
AD-62	R-27	357.8	30.4
AD-62	R-30	400.9	12.5
AD-62	R-35	489.2	26.1
AD-62	R-40	564.2	45.2
AD-62	R-42	592.1	41.2
		平均值	21.13
		標準差	12.52

表B-2 「101安朔至草埔地質調查」垂直鑽探取樣單壓強度試驗結果(僅硬頁岩)

孔號	試體編號	Depth(m)	UCS(MPa)
AD-33	R-3	20	2
AD-33	R-7	45	10
AD-36	R-3	11	67
AD-38	R-3	16	17
AD-48	R-4	23	10
AD-48	R-6	25	7
AD-48	R-9	31	11
AD-53	R-5	34	5
AD-59	R-17	278	14
AD-59	R-5	158	16
AD-63	R-2	16	36
AD-64	R-3	21	12
AE-05	R-1	20	2
AE-13	R-4	15	14
AE-15	R-2	19	47
AS-01	R-2	16	5
AS-04	R-1	6	11
AS-07	R-2	9	32
AD-14	R-2	25	13
AD-16	R-3	26	14
AD-18	R-2	14	3
AD-22	R-3	22	8
AD-25	R-1	26	18
AD-32	R-1	16	10
AD-32	R-6	44	7
AD-37	R-2	26	5
AD-37	R-4	30	1
AD-39	R-4	28	17
AD-40	R-3	27	10
AD-40	R-7	39	24
AD-41	R-1	22	8

AD-41	R-4	32	9
AD-42	R-1	17	7
AD-43	R-4	33	16
AD-44	R-1	18	3
AD-44	R-3	28	12
AD-46	R-4	28	13
AD-46	R-6	38	17
AD-47	R-5	38	10
AD-49	R-4	37	25
		平均值	14.53
		標準差	12.48

表B-3 「101安朔至草埔地質調查」水平鑽探取樣靜彈模數試驗結果(僅硬頁岩)

孔號	Depth(m)	UCS(MPa)	楊氏模數(GPa)
AD-56	216	22	52
AD-56	220	81	62
AD-62	316	20	45
AD-62	406	42	44
		平均值	50.6
		標準差	7.2

表B-4 「101安朔至草埔地質調查」垂直鑽探取樣靜彈模數試驗結果(僅硬頁岩)

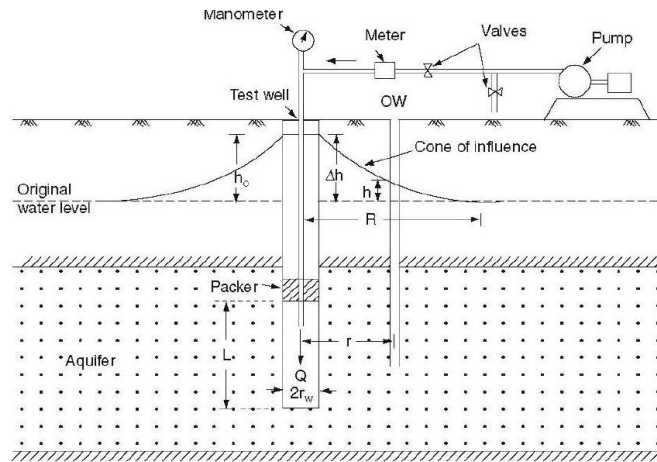
孔號	Depth(m)	UCS(MPa)	楊氏模數(GPa)
AD-16	35	38	41
AD-18	18	34	16
AD-33	37	41	41
AD-40	26	22	10
AD-53	45	18	19
AD-59	259	19	23
AD-60	57	29	22
AD-60	135	19	9
		平均值	22.5
		標準差	10.6

附錄 C

處置場址之水文地質條件，例如裂隙岩體之透水係數，為處置場重要之場址特性之一，可透過現地水文地質試驗獲得相關水力特性參數。現地水文地質試驗可區分為封塞試驗、微水試驗、抽水試驗與跨孔試驗，以下所列之現地水文地質試驗，係整理自詹尚書博士論文研究—「裂隙岩體滲透特性調查暨參數特徵化技術之研究」(詹尚書，2018)。

1. 封塞試驗(packer)

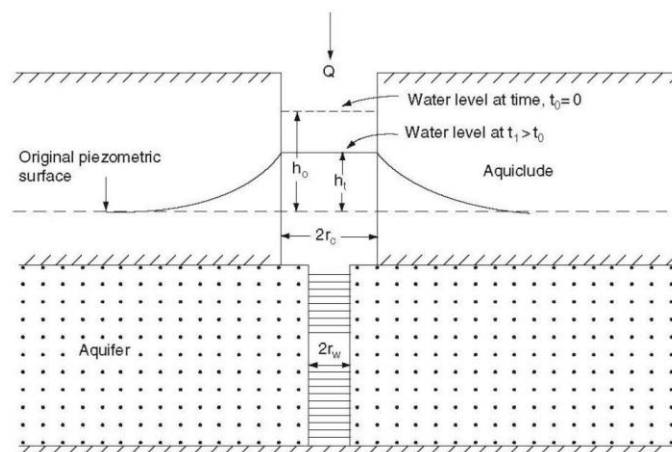
係透過封塞(packer)封閉試驗區段，以確保試驗過程中監測數據能呈現該試驗區段之水力特徵，常見的封塞試驗區分單封塞與雙封塞試驗，其試驗布置示意圖詳圖C-1，其中單封塞試驗又稱為呂琴試驗(Lugeon test)。



圖C-1 封塞試驗布置示意圖(Singhal & Gupta, 2010)

2. 微水試驗(slug test)

微水試驗主要採瞬時增加或減少水井內一已知水量，同時量測水井中水位隨時間之變化，以求得水井鄰近含水層等值之水力傳導係數，其現場施測示意圖詳圖C-2。



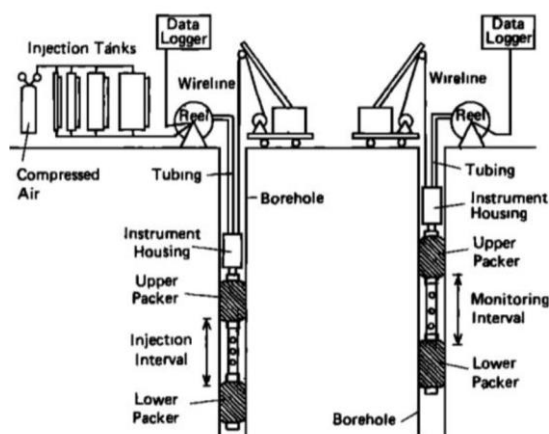
圖C-2 微水試驗布置示意圖(Singhal & Gupta, 2010)

3. 抽水試驗(pumping test)

抽水試驗之現地布置類似於封塞試驗，詳圖C-1，其間差異在於試驗井由注水改為抽水式，且可採固定或變水頭方式進行。

4. 跨孔試驗(cross-hole test)

跨孔試驗之現地布置與前述之封塞試驗及抽水試驗類似，其與上述三種試驗方法最大差異，在於封塞、微水及抽水試驗僅能獲得純量值的含水層水力特性參數，跨孔試驗則可針對場址裂隙空間分布予以布置試驗區段，以決定裂隙組別滲透性及連通性，其現場配置示意圖詳圖C-3。



圖C-3 跨孔試驗布置示意圖(Hsieh & Neuman, 1985)

附錄 D

表D-1 ISRM 建議之弱面調查項目與常見的調查方法(詹尚書(2018)整理自 [Ulusay & Hudson, 2007](#))

項次	評分項目	說明	常見的調查方法	幾何可量化
1	位態	採不連續面的傾向(方位角)及不連續面與水平面所夾之最大角度，描述不連續面在空間中的方位。	<ul style="list-style-type: none"> 採用地質羅盤量測，透過赤平投影元求得優勢位態。 利用航測法決定不連續面之座標至少四點，藉以計算其位態。 	可
2	間距	同一組不連續面，兩相鄰不連續面的垂直距離。通常是指一組不連續面的平均距離。	<ul style="list-style-type: none"> 採捲尺及地質羅盤進行量測。 取樣長度大於 3 m 為佳，或比預估的間距大 10 倍為原則。 	可
3	延續性	相同平面的不連續面延伸範圍或尺寸，常以不連續面出露且可被觀察的延伸長度描述之。	<ul style="list-style-type: none"> 採捲尺沿著不連續面的傾向及走向量測其長度，結果以直方圖呈現。 透過簡單素描與立體剖面圖辨識各組不連續面的相對延續性。 	可
4	粗糙度	不連續面的粗糙度與起伏程度。	<ul style="list-style-type: none"> 線性剖面法：取 10 m 長金屬線沿不連續面潛在滑動方向拉直，選擇固定間距量測金屬線至不連續面距離，精度至少為 mm。量測間距約為總測長度的 2%。 地質羅盤與圓盤傾斜儀量測：採四個不同直徑圓板沿不連續面滑動方向連續量測傾斜方向與傾角，將極點畫在等面積投影往上，推算描繪潛在滑動方向傾斜程度。 目測描述不連續面公尺級起伏(階梯、凹凸、平面)與公分級粗糙程度(粗糙、平順、擦痕) 	可
5	岩壁單壓強度	不連續面內壁的岩石單壓強度	<ul style="list-style-type: none"> 採人力、刀筆或類似工具插壓、尖頭地質錘敲及評估。 採施密特錘衝擊測試。 	否
6	裂隙寬度	不連續面內壁間之垂直距離	採用量尺、裂縫計(裂隙規)量測。	可
7	充填情況	不連續面夾雜填充物，相鄰岩壁面之垂直距離、填充物的類型、強度、含水量與滲透性等。	<ul style="list-style-type: none"> 採捲尺或直尺量測充填不連續面的最小與最大寬度，估計平均內寬並判斷是否發生剪位移。 檢視填充物顆粒大小、礦物組成、風化程度、含水量與滲透性。 採人力、刀筆或類似工具以插壓方式，評估填充物強度。 	否

8	滲水情況	單一不連續面或岩體整體的滲水情形及潮溼程度。	目視觀察。	否
9	組數	岩體中相互截切的不連續面組數。	目視觀察，配合地質羅盤量測與赤平投影分析確認之。	可
10	岩塊尺寸	由不連續面的間距、組數及延續性決定岩塊的大小。	<ul style="list-style-type: none"> • 由各組不連續面間距平均值估計岩塊規模指數(I_b)。 • 沿各組不連續面走向方向計算5 m 或 10 m 距離內的不連續面數，在計算單位體積節理數(J_v)。 	可

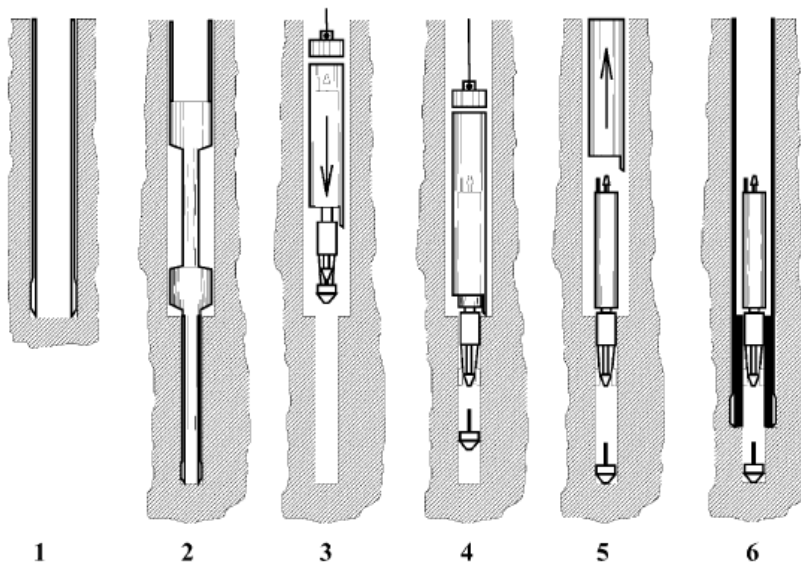
附錄 E

套鑽法(overcoring)屬應力釋放法之一種，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，距以解算現地應力。根據本子計畫前期研究—「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」(楊長義與李宏輝，2020)整理之現地應力量測方法，摘述套鑽法施測步驟及相關量測設備如後。

1. 套鑽法試驗步驟

以安裝 Borre 探頭為例，套鑽法施作步驟如圖E-1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 將探頭(probe)安裝設備置入鑽孔。
- ④ 將探頭放置於導孔底部後予以釋放。
- ⑤ 取出探頭安裝設備，並確保探頭固定於導孔中。
- ⑥ 進行套鑽，並記錄探頭的應變變化。



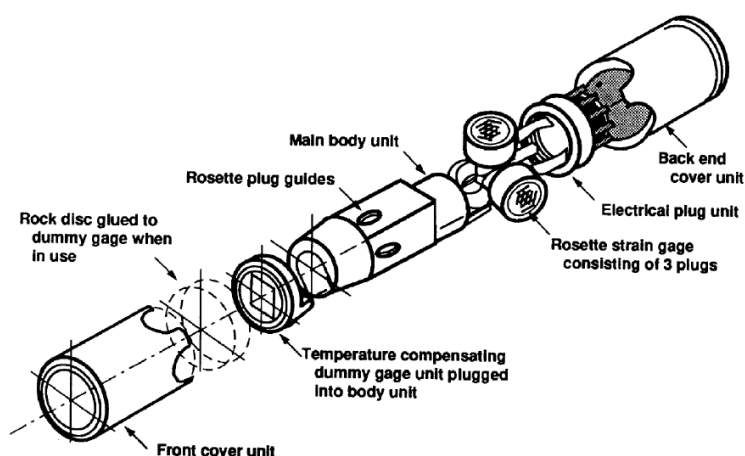
圖E-1 套鑽法現地應力試驗步驟：①以直徑 76 mm 的鑽孔至預定地試驗深度；②再以較小的鑽孔直徑 36 mm 鑽取導孔；③將探頭安裝設備置入鑽孔；④將探頭放置導孔底部後予以釋放；⑤取出探針頭裝設備；⑥進行套鑽。(Ljunggren 等人，2003)

2. 量測設備

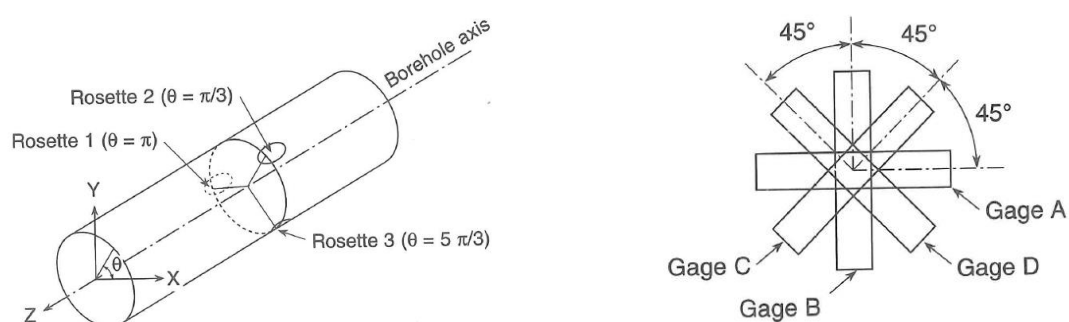
利用套鑽法進行現地應力量測，係於較小孔徑的導孔內安裝應變量測設備，常用者計有 CSIR cell、CSIRO cell 與 Borre probe(Ljunggren 等人，2003)，茲分別介紹如後。

(1) CSIR cell

CSIR 套筒最早由南非的 Leeman 所提出，其裝置組成詳圖E-2，包括前罩單元(front cover unit)、溫度補償應變計單元(temperature compensating dummy gage unit)、套筒主體單元(main body unit)、花瓣應變計(rosettes strain gage)、電子式接頭(electrical plug unit)與後罩單元(back end cover unit)，其中的花瓣應變計設有三組，每組花瓣應變計設有四個應變計貼片，其黏貼位置與方向詳如圖E-3。



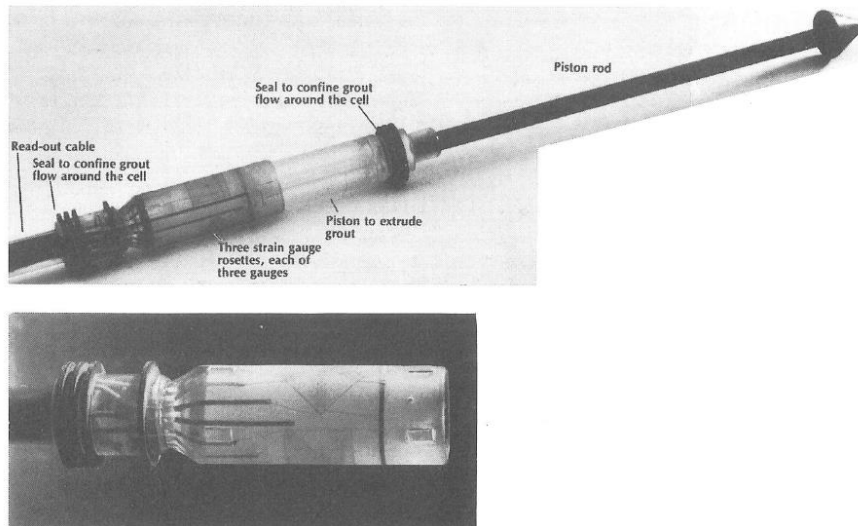
圖E-2 CSIR 套筒之裝置組成(Zang A. and Stephansson, 2010)



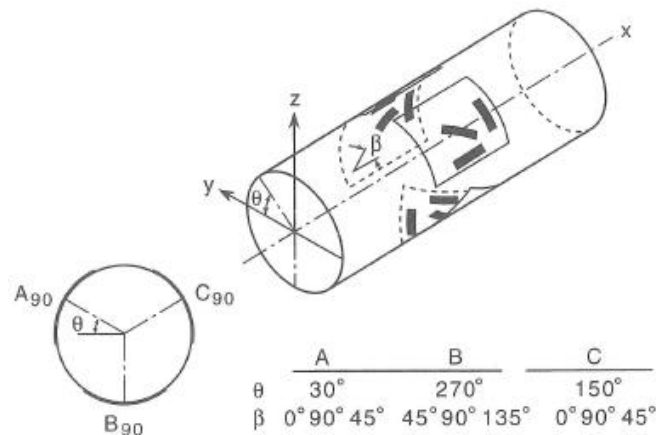
圖E-3 CSIR 套筒之應變計黏貼位置與方向(Zang A. and Stephansson, 2010)

(2) CSIRO cell

CSIRO 套筒之裝置組成詳圖E-4，包括活塞桿(piston rod)、密封圈、應變量測單元及訊號輸出纜線，其中，應變量測單元計有三組花瓣應變計，每組花瓣式應變計間隔 120° ，且各由 3 片應變計貼片所組成，詳圖E-5。



圖E-4 CSIRO 套筒 (Zang A. and Stephansson, 2010)



圖E-5 CSIRO 套筒之應變計黏貼位置與方向 (Zang A. and Stephansson, 2010)

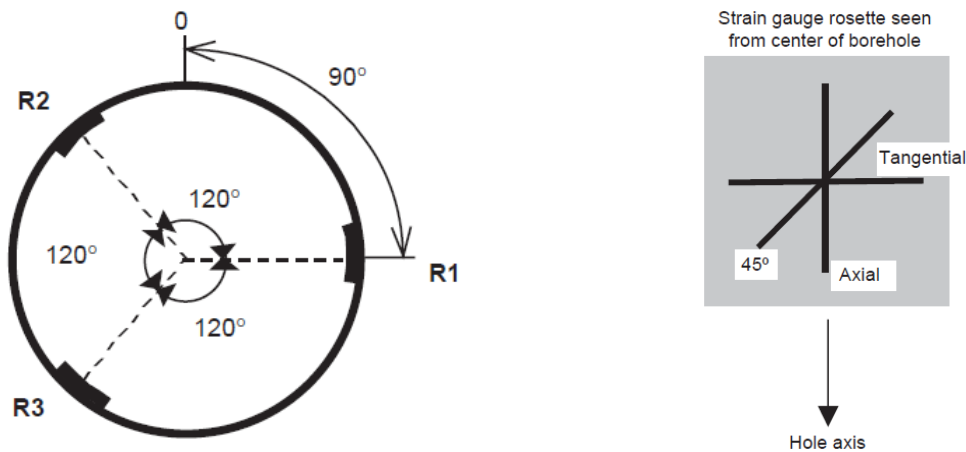
(3) Borre probe cell

Borre 探頭(Borre probe) 屬於“軟”式的應力套筒(soft stress cell)，詳圖E-6，在施測過程中可量測來自套鑽過程中因應力變化所引致的應變，並在連續、均質、

等向性和線彈性之岩石行為假設下進行應力反算與分析。Borre 探頭一般用於直徑 36 mm 的導孔，再以直徑 76 mm 的鑽孔進行套鑽。Borre 探頭黏貼三組花瓣應變計(rosettes strain gage)，每組花瓣應變計包括三個應變計貼片，方向分別為：(i)平行(軸向或縱向應變片)；(ii)垂直(圓周或切向應變片)(iii)與鑽孔軸線成45度角，詳圖E-7。



圖E-6 Borre 探頭及搭配之資料擷取系統(Sjoberg & Klasson, 2003)



圖E-7 Borre 探頭應變計黏貼位置與方向(Sjoberg & Klasson, 2003)



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

111 年低放射性廢棄物坑道處置源項

與工程審驗技術研析

子計畫二：111 年坑道處置不同化學環境之

力學及水力耦合特性研析

期末報告

計畫編號：111FCMA005

計畫主持人：王士榮

子計畫二主持人：王士榮、董家鈞

受委託機關(構)：國立中央大學

報告日期：中華民國 111 年 12 月

111 年低放射性廢棄物坑道處置源項
與工程審驗技術研析
子計畫二：111 年坑道處置不同化學環境之
力學及水力耦合特性研析

受委託單位：國立中央大學

計畫主持人：王士榮

子計畫二主持人：王士榮、董家鈞

研究期程：中華民國 111 年 2 月至 111 年 12 月

研究經費：新臺幣 88 萬元(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 111 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

力學-水力於不同化學環境之耦合過程對岩石破裂面之水力特性研究為重要課題。此議題涉及石油、天然氣與地熱之開發和高放射性廢棄物處置與二氧化碳封存等，而對於本研究之低放射性廢棄物坑道處置亦是至關重要，其涉及岩體結構之長期穩定性及設施設計提供基礎支持。因此，本計畫針對前期研究尚未涉及之不同化學環境之力學-水力耦合作用，對於岩石內部破裂面之演變過程相關議題進行文獻之研析。本研究首先蒐集並彙整美國、中國及日本的相關研究，研析結果發現，化學環境之水力-力學耦合研究之方法，主要包含流體流動試驗裝置及破裂面表面觀測裝置。雖規格略有不同，但其原理皆相近。其中，流體流動試驗裝置包含製作帶有破裂面之樣本並置入三軸加壓裝置，上下兩側封蓋開孔並穿入輸液管線，使試驗溶液能流過待測破裂面。破裂面表面觀測裝置主要包含使用 X-ray CT 掃描儀，或具有攝影紀錄設備之觀測記錄分析裝置。X-ray CT 掃描儀可觀察破裂面之礦物重新分配狀況，或是透過 CT 值計算破裂面之開口寬。另外，亦可以透過 SEM、EDS 成像分析破裂面於試驗前後之礦物分布狀況。案例研析結果發現，石灰岩之破裂面受試驗溶液的 pH 值影響顯著，較低 pH 值之試驗溶液促使破裂面之自由面礦物溶解，並使滲透率增加。而當試驗溶液 pH 值趨近中性時，破裂面之不平整接觸面受壓溶作用影響，破裂面之開口寬降低，使滲透率減小(Ishibashi 等人，2013；Polak 等人，2004)。另外，快速的水力通道產生可能使滲透率快速上升。花崗岩之破裂面中，受到壓溶作用的影響，長石類及石英礦物受酸性溶液會有溶解的現象，使破裂面的粗糙度(*JRC*)下降，水力內寬減小(申林方等人，2010)。頁岩之破裂面中，碳酸岩類礦物受到酸性溶液的溶解，破裂面開口寬和整體破裂網路體積隨著酸性溶液的注入而擴大。

關鍵詞：低放射性廢棄物處置、水力化耦合、X 射線電腦斷層掃描

Abstract

The coupling of mechanics-hydraulics in different chemical environments is one of the important issues for the hydraulic properties of fractured rocks. It involves underground storage of oil, gas, and geothermal development and the high-level radioactive waste disposal site and carbon dioxide sequestration. It is also crucial for the tunnel disposal of low-level radioactive waste in this study. Therefore, this project conducts literature research and analysis on the evolution process of mechanical-hydraulic coupling of fractured rocks in various chemical environments. This study has collected relevant literature from the United States, China and Japan. It is found that the research method includes fractured rock-fluid flow tests and fractured surface observations. The results show that the pH of fluid significantly affects the fracture surface of limestone. The lower pH fluid dissolves the minerals on the free surface of the fracture and increases the permeability. When the pH value of the fluid approaches 7, the fracture is affected by pressure dissolution, which reduces the aperture and permeability (Ishibashi et al., 2013 ; Polak et al., 2004). Also, it is aware that "wormhole" creation may rapidly increase the permeability of media. In the fracture surface of granite, under the acidic fluid environment, the dissolution of feldspar and quartz minerals is affected by pressure solution, which reduces the JRC of the fracture surface and hydraulic aperture (Shen et al., 2010). In the fracture surface of shale, the carbonate minerals are dissolved by the acidic fluid to gradually increase the fracture aperture. A proposed candidate site in Daren Township, Taitung County, is mainly composed of argillite. It should be noted that the carbonate minerals in the rock mass may be dissolved by the acidic fluid, which increases the fracture aperture. Also, be aware of "wormhole" generation.

Keywords: low-level radioactive waste disposal, coupled chemical-hydraulic-mechanical, X-ray CT

目錄

中文摘要	1
Abstract	3
目錄	5
圖目錄	7
表目錄	10
第一章 前言	11
1.1 研究背景	11
1.2 本計畫之前期研究回顧	11
1.3 研究重點及章節安排	13
第二章 核能國家對於處置設施化學環境之水力-力學耦合特性資料研析	16
2.1 日本對於岩體破裂面之化學環境下水力-力學耦合特性之研究文獻	17
2.2 美國對於岩體破裂面之化學環境下水力-力學耦合特性之研究文獻	20
2.3 中國對於岩體破裂面之化學環境下水力-力學耦合特性之研究文獻	25
第三章 坑道處置化學環境之水力-力學耦合研究方法比較	28
3.1 試驗裝置	28
3.1.1 流體流動試驗裝置	28
3.1.2 破裂面表面觀測裝置	33
3.1.3 其他試驗裝置	34
3.2 主要分析項目	37
3.3 不同研究之研究方法比較	39
第四章 坑道處置化學環境之水力-力學耦合案例分析	41
4.1 案例一-美國 Bellefonte 石灰岩	41
4.2 案例二-美國 Capitan 石灰岩	49
4.3 案例三-中國甘肅北山花崗岩	62

4.4 案例四-美國 Wolfcamp 頁岩	70
第五章 低放射性廢棄物坑道處置之化學環境水力-力學耦合要項建議.....	78
5.1 國際間岩體破裂面之化學環境水力-力學耦合影響因子.....	78
5.2 我國低放處置建議候選場址之環境	80
5.3 低放射性廢棄物坑道處置之要項建議	85
第六章 結論及建議.....	86
6.1 結論	86
6.2 後續研究建議	87
參考文獻.....	88

圖目錄

圖 2.1 數值模擬和室內試驗結果比較 (a)孔隙率隨壓力之變化；(b)滲透率隨壓力之變化 (Watanabe 等人，2011)	19
圖 2.2 (a)Sample 1 於 5 MPa；(b) Sample 2 於 5 MPa；(c) Sample 1 於 50 MPa；(d) Sample 2 於 50 MPa 的數值流體流動模型之流速三圍分布(Watanabe 等人，2011).....	19
圖 2.3 比較試驗觀察和模擬流入流體的理論 pH 值和圍壓組合對於開口寬之變化。細線和粗 線分別表示使用原始參數和修改參數的預測(Ishibashi 等人，2013)	21
圖 2.4 試驗期間滲透率的相關變化(Polak 等人，2004).....	23
圖 3.1 流通試驗的試驗布置示意圖(Ishibashi 等人，2013).....	29
圖 3.2 試驗裝置的示意圖(Polak 等人，2004).....	30
圖 3.3 流變儀三軸室示意圖(申林方等人，2010).....	30
圖 3.4 圍壓樣本 X-ray CT 掃描系統(Watanabe 等人，2011).....	31
圖 3.5 Khan 等人的岩心-流體試驗單元示意圖(改自 Khan 等人(2022)).....	32
圖 3.6 Khan 等人的流體流動試驗裝置(Khan 等人，2022).....	32
圖 3.7 Feng & Ding(2007)之研究中所使用之試驗系統(改自 Feng & Ding，2007).....	36
圖 4.1 Bellefonte 之石灰岩樣本，白色實線和數字為掃描之區域及其編號(Polak 等人，2004)	42
圖 4.2 (a) Ca 離子和(b) Mg 離子的進水口和出水口樣本的化學濃度。935 小時處的垂直虛線 為改變注入水之性質(Polak 等人，2004).....	43
圖 4.3 (a) Ca 離子和(b)Mg 離子於進水口和出水口之間的濃度隨時間變化。正值為沉澱於破 裂面中的質量，負值為破裂面中帶走的質量；(c) 進水口和出水口處測量的 pH 值隨時 間的變化(Polak 等人，2004).....	44
圖 4.4 (a)壓力差(實線)和相應的水力內寬(虛線)隨時間的變化，試驗過程以 $2 \text{ cm}^2/\text{in}$ 的速度連 續流過破裂面；(b)試驗期間相對應之滲透率變化(Polak 等人，2004).....	46
圖 4.5 (a)測試開始(0 小時)；(b)1492 小時之位於岩心樣本進水口 85 mm 處編號 665 掃描圖 像。(Polak 等人，2004).....	47
圖 4.6 位於岩心樣本進水口 36 mm 處編號 610 掃描圖像。(a)測試開始(0 小時)；(b)1492 小時 (Polak 等人，2004).....	48

圖 4.7 樣本(a) TD01、(b) TD02、(c) TD03 和(d) TD04 的石灰岩人工破裂面的表面形貌 (Ishibashi 等人, 2013)	50
圖 4.8 (a)3MPa、(b) 5 MPa 和(c) 10 MPa 的圍壓下, 流體的理論 pH 值為 5 至 7 之流速的演 變(Ishibashi 等人, 2013).....	53
圖 4.9 (a)3MPa、(b) 5 MPa 和(c) 10 MPa 流體的理論 pH 值為 5 至 7 之水力內寬變化 (Ishibashi 等人, 2013)	54
圖 4.10 3 至 10 MPa 的圍壓下, 碳酸鹽破裂面的水力內寬的演變, 其中流入流體的理論 pH 值為 (a) 5.0、(b) 6.0、(c) 6.1、(d) 6.3、(e) 6.5 和(f) 7.0(Ishibashi 等人, 2013).....	55
圖 4.11 各種 pH 值和圍壓的組合下, 從破裂面之開口變化率(Ishibashi 等人, 2013).....	56
圖 4.12 圍壓為(a)3MPa、(b) 5 MPa 以及(c)10 MPa, 理論 pH 值從 5.0 至 7.0 的流體流動試驗 中, 方解石質量通量的變化, 包含 5%的相對誤差(Ishibashi 等人, 2013).....	57
圖 4.13 各種理論 pH 值和圍壓的組合下, 方解石質量通量的平均值, 包含 5%的相對誤差 (Ishibashi 等人, 2013)	57
圖 4.14 REV 模型示意圖。 e_h : 破裂面之水力內寬; $V_{pore}(t)$: REV 內的孔隙體積; A_{total} : 破裂面的總面積; R_c : 接觸面積比(與圍壓有關之參數) (Ishibashi 等人, 2013).....	58
圖 4.15 根據 Chou 等人(1989)所計算的方解石溶解之對數速率與 298 K 時流體 pH 的函數關 係(Ishibashi 等人, 2013).....	59
圖 4.16 各種組合之試驗量測結果的質量通量和參數模型之比較。細線和粗線分別為原始參 數和修改參數的結果(Ishibashi 等人, 2013)	61
圖 4.17 各種組合之試驗量測結果的開口變化率和參數模型之比較。細線和粗線分別為原始 參數和修改參數的結果(Ishibashi 等人, 2013)	61
圖 4.18 岩石樣本制備(a)完整的圓柱樣本; (b)劈裂後之樣本; (c)合攏後之樣本(申林方等人, 2010)	63
圖 4.19 試驗過程中流出水溶液之(a) SiO_2 ; (b) Al^{3+} 離子濃度變化 (申林方等人, 2010).....	65
圖 4.20 試驗前後之破裂面表面礦物形貌比對(申林方等人, 2010).....	66
圖 4.21 水力內寬隨時間變化曲線(申林方等人, 2010).....	68
圖 4.22 (a)試驗前; (b)試驗後之破裂面表面三維形貌(申林方等人, 2010).....	68
圖 4.23 試驗前後破裂面之 JRC 變化(申林方等人, 2010).....	69
圖 4.24 Khan 等人(2022)之研究之試驗流程 (改自 Khan 等人(2022))	71

圖 4.25 岩心-流體流動裝置，(a)將破裂頁岩樣本包裹在熱縮管中，並於末端添加環氧樹脂填 料；(b)去除多餘的環氧樹脂；(c)封蓋通過熱縮管固定在 4 mm 直徑的玻璃珠墊片上 (Khan 等人，2022)	71
圖 4.26 樣本沿主要破裂面打開，並在試驗後沿從進水口到出水口對齊的切割平面進行鋸 切，生成主破裂面 (FF)和參考剖面(PF)兩個正交表面(Khan 等人，2022).....	72
圖 4.27 試驗前(RF00)之 CT 橫截掃描(Khan 等人，2022).....	74
圖 4.28 樣本每個四分之一距離(Q1、Q2、Q3 和 Q4)之破裂面開口寬分佈(Khan 等人，2022)	74
圖 4.29 每次試驗結束時樣本的破裂體積(左)；以及總破裂體積變化(右) (Khan 等人，2022)	75
圖 4.30 主要破裂面(FF)之(a)、(d) 為 SE 掃描顯示具有晶粒大小的溶解坑的表面形貌；(b)、 (e)BSE 成像的灰度值包含礦物組成資訊，例如黃鐵礦(白色)的分佈；(c)、(f)為 EDS 成 像套疊於 BSE 成像，其中鈣為青色，硫為紫色(Khan 等人，2022).....	76
圖 4.31 參考剖面(PF)之 EDS 成像套疊於 BSE 成像(Khan 等人，2022)	76
圖 5.1 達仁鄉建議候選場址地質環境模型(台電公司，2020).....	81
圖 5.2 烏坵鄉建議候選場址場址尺度地質圖(台電公司，2020).....	83

表目錄

表 3.1 本研究所蒐集之文獻中，其使用流體流動試驗裝置、破裂面表面觀測裝置以及化學分析.....	40
表 4.1 試驗中使用的樣本量(Ishibashi 等人，2013).....	50
表 4.2 試驗中使用的流動流體的特性(Ishibashi 等人，2013).....	51
表 4.3 圍壓和進水 pH 值的各種組合的試驗觀察整理(Ishibashi 等人，2013).....	52
表 4.4 根據 Chou 等人(1989)之不同 pH 值下方解石的淨溶解速率(Ishibashi 等人，2013)	59
表 4.5 3 種狀況之試驗條件。Na ₂ SO ₄ 溶液的濃度均為 20.01mol/L(申林方等人，2010).....	63
表 4.6 三個連續步驟中注入活性鹽水參數(Khan 等人，2022)	71
表 5.1 達仁鄉建議候選場址岩層空間分布特徵相關參數彙整.....	81
表 5.2 達仁鄉建議候選場址地球化學特徵相關參數.....	82
表 5.3 烏坵鄉建議候選場址岩層空間分布特徵相關參數彙整.....	84
表 5.4 烏坵鄉建議候選場址地球化學特徵相關參數.....	84

第一章前言

1.1 研究背景

我國低放處置之發展，經濟部已公告兩處低放處置設施建議候選場址，台電公司則持續參考國際處置技術發展與國內建議候選場址環境條件，推動低放處置計畫。作為我國放射性廢棄物安全主管機關的原能會放射性物料管理局，除要求台電公司應滾動檢討並精進各項處置技術外，亦需積極投入資源以提升管制量能，精進我國低放處置審驗技術與管制法規，嚴密管制低放處置設施安全。爰此，本年度提出「111 年低放射性廢棄物坑道處置源項與工程審驗技術研析」計畫案，內容包含處置設施工程材料特性之審驗要項研究、坑道處置不同化學環境之力學及水力耦合特性研析，以及超 C 類放射性廢棄物(GTCC)處置安全管制研究等。本計畫(子計畫二)「111 年坑道處置不同化學環境之力學及水力耦合特性研析」，首先將蒐集並研析國際間有關不同化學環境下岩體破裂面之水力-力學耦合相關之文獻，對於化學環境之水力-力學耦合的研究議題有初步之瞭解。接下來針對化學環境之水力-力學耦合之研究方法進行研析，比較這些研究方法之差異，並且透過實際的研究案例，對於化學環境之水力-力學耦合有更進一步的掌握。最後回顧我國處置環境，提出低放射性廢棄物坑道處置之化學環境水力-力學耦合要項之建議。透過以上之研究主題，習得國際低放廢棄物處置技術與法規發展趨勢，並探討我國環境地質條件與處置設計概念，提出適合於我國之低放處置技術發展之建議，並協助主管機關精進我國低放處置審驗技術與管制法規，期為民眾做好低放射性廢棄物處置安全把關工作，以徹底解決核廢料處置問題。

1.2 本計畫之前期研究回顧

本計畫於前期已完成許多研究議題，102 年度至 104 年之研究重點，針對「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則(第 0 版)」修訂草案有關場址特性的議題進行研究，105 年至 108 年之 4 年期之計畫，更進一步協助修訂「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。而本 4 年期(即 109 至 112 年度)之研究，為因應我國低放射性廢棄物處置選址作業不順遂而需規劃集中貯存之應變方案。提出低放射性廢棄物處置之安全管制相關研究，探討我國目前現狀並提出相關建議。除上述之主要研究方向外，

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，本計畫持續針對攸關場址特性之議題進行研究。各年度之研究重點如下：

本計畫自 102 年度至 104 年之重點，針對「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則(第 0 版)」修訂草案有關場址特性的議題進行研究，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進行研究。

105 年度至 108 年度開始，執行低放射性廢棄物坑道處置之四年期計畫，計畫重點著重於低放射性廢棄物坑道處置之場址特性研究，並透過四年期之計畫執行，協助修訂「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則」，並提供一個可公告之建議修訂版本，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;
- 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), 針對場址初始狀態定量化, 以及力學-水力耦合量化資訊之不確定性進行深入探討;
- 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), 研究重點包含研析國際間坑道處置攸關水力-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;

- 108 年度「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, 透過岩盤破裂面之重要參數對場址於不同深度進行計算及評估, 並探討各項參數之不確定性。

自 109 年開始, 為因應我國低放射性廢棄物處置選址作業不順遂而需規劃集中貯存之應變方案。提出低放射性廢棄物處置之安全管制相關研究, 探討我國目前現狀並提出相關建議。除此之外, 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, 研究成果如下:

- 109 年度提出「低放射性廢棄物處置岩體裂隙研究方法研析」(原能會物管局, 2020), 透過研析國際間一些有關破裂面特性相關之技術報告, 探討在進行模擬前, 針對現地所蒐集之資料進行校正, 模型中可能遭遇之可變性及不確定性, 以及實際分析運用至 Laxemar 和 Forsmark 兩處處置場址之離散破裂網路之建模方法, 逐步釐清透過現地量測資料如何判定其破裂面特性。
- 110 年度計畫「低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區導水特性研析」(原能會物管局, 2021), 針對中尺度岩石破裂面特性之現地量測方法及其應用進行研析, 了解現地水力-力學相關場址特性參數之量測方法。再者, 將重點著重於變形區之導水特性, 研究淺層未固結沉積層因受到斷層剪切作用對水力特性的影響, 以及透過相關案例和室內試驗結果之研析, 探討岩體之變形區及破裂損傷區之導水特性。

1.3 研究重點及章節安排

本計畫之前期研究主要集中在岩體破裂面中水力-力學耦合過程對於流體流動之影響, 尚未涉及不同化學環境中力學-水力耦合對於岩石內部破裂面演變過程的研究。然而, 力學-水力於不同化學環境之耦合過程對岩石的破裂特性研究亦是重要的研究課題之一。因為該議題涉及石油、天然氣和地熱資源開發, 以及高放射性廢棄物處置和二氧化碳地下儲存等議題, 而對於本研究之低放射性廢棄物坑道處置亦是至關重要, 其涉及岩體結構之長期穩定性及設施設計提供基礎支持。然而, 對於不同化學環境下之水力-力學耦合, 可參考的文獻較少, 部分

文獻涉及到高放處置之範疇(例如熱-水-力-化耦合研究)，然而，低放射性廢棄物坑道處置而言，對於岩體中亦可能會遭遇到非平衡之化學環境。因此，本研究在不考慮熱特性下，針對不同化學環境之水力-力學耦合相關之文獻進行研析。本研究首先蒐集並彙整國際間有關岩體破裂面之研究中，不同化學環境下之水力-力學耦合相關之文獻，對於化學環境之水力-力學耦合的研究議題進行初步之瞭解。接下來進一步針對化學環境之水力-力學耦合之研究方法進行研析，比較這些研究方法之差異，並且透過案例的分析，對於此項議題有更進一步的掌握，最後回顧我國處置環境，提出低放射性廢棄物坑道處置之化學環境水力-力學耦合要項之建議。以下為本報告各章節內容之摘要說明：

第一章 前言

本章架構重點說明本研究之研究背景，以及本研究過去已完成之研究議題，包含 102 至 104 年度針對「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則(第 0 版)」修訂草案進行相關議題研究，105 至 108 年度針對放射性廢棄物坑道處置之場址特性研究，並協助修訂「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則」，109 年度開始為因應我國規劃集中貯存之應變方案，提出相關議題進行研究。最後說明本報告之研究重點及章節安排。

第二章 核能國家對於處置設施化學環境之水力-力學耦合特性資料研析

力學-水力於不同化學環境之耦合過程，對岩石的破裂特性研究亦是重要的研究課題之一，對於本研究之低放射性廢棄物坑道處置亦是至關重要，其涉及岩體結構之長期穩定性及設施設計提供基礎支持。本章蒐集與研析國際間有關在不同化學環境下，水力-力學耦合特性之相關研究成果，針對所蒐集到之文獻，每個小節依不同國家作為分類分別進行介紹。透過這些資料之彙整，可進一步針對不同化學環境下，水力-力學耦合之研究方法進行探討，並透過一些實際案例進行驗證。

第三章 坑道處置化學環境之水力-力學耦合研究方法比較

透過第二章所彙整有關國際間有關岩體破裂面中化學環境之水力-力學耦合之文獻，進一步針對這些化學環境中之水力-力學耦合研究之方法進行研析，並針對這些研究方法

進行比較。透過研析各論文之研究方法，進一步可以比較不同研究方法之差異。

第四章 坑道處置化學環境之水力-力學耦合案例分析

依據第二章之國際間有關破裂面岩體化學環境之水力-力學耦合文獻之彙整，本章針對其案例進行研析，進一步了解不同種類之岩體破裂面於不同化學環境下，水力-力學耦合之實際運用，以及其試驗目標的反應與成果。

第五章 低放射性廢棄物坑道處置之化學環境水力-力學耦合要項建議

彙整本研究之研析成果，針對不同岩性可能會遭遇之狀況，並與國內低放建議候選場址之現有資料進行比對，針對我國建議後選處置場址之處置岩體可能會遭遇之狀況提出要項建議。

第六章 結論及建議

綜整本研究之重要成果，提出本研究之結論，並提出後續研究之建議。

第二章 核能國家對於處置設施化學環境之水力-力學耦合特性資料研析

岩體中的破裂面在應力作用下承受擠壓、剪切等變形，破裂面成為應力釋放或集中的重要構造，其特性往往控制著整個岩體構造的力學穩定性。另一方面，岩體中的破裂網路通常主導地下水的流動，亦是許多議題的主要研究對象。同時，破裂面受控於礦物溶解及沉澱的反應機制，破裂面形成的水和岩體自由接觸面也是地球化學反應的主要發生場所。例如，喀斯特地形的發育。因此，破裂面的存在極大的影響了地下岩體力學場的平衡、地下水的流動及地球化學反應的進行，這些過程可能會在流體和固體礦物相之間轉移大量質量。

前人研究成果顯示，力學作用會使破裂面產生壓密或滑移，這些破裂面可能引起導水特性的化學變化。同時，化學反應會使破裂面發生溶解或沉澱，進一步引起地下水流動通道的改變，例如二氧化碳或放射性廢棄物的封存，會引起局部的化學平衡擾動，可能會放大這些岩體和水之間的反應。舉例而言，深地層儲層中，礦物溶解與母岩高應力導致的變形。然而，許多工程需要準確預測地層中的流體流動，例如本研究所關注之低放射性廢棄物坑道處置，因此，對於特徵化破裂面之間流體流動受力學和非平衡化學作用之導水特性變化而言至關重要。因此，本章蒐集與研析國際間有關岩體破裂面在不同化學環境下，水力-力學耦合特性之相關研究成果。

本章共分為三個小節，依日本(2.1 節)、美國(2.2 節)及中國(2.3 節) 分別介紹本研究所蒐集到之岩體破裂面於不同化學環境下水力-力學耦合研究之相關文獻。透過這些資料之彙整，可進一步針對岩體破裂面於不同化學環境下，水力-力學耦合之研究方法進行探討，並透過一些實際案例進行驗證。

2.1 日本對於岩體破裂面之化學環境下水力-力學耦合特性之研究文獻

日本對於化學環境之水力-力學耦合特性之研究，本研究共蒐集了 1 篇研究文獻，為「X-ray CT based numerical analysis of fracture flow for core samples under various confining pressures」(Watanabe 等人，2011)，此研究主要透過醫用 X-ray 電腦斷層掃描(CT)儀應用於在不同圍壓下具有人工破裂面或天然破裂面的兩個花崗岩岩心樣本。其研究背景及試驗流程與結果如下所述。

1. 「X-ray CT based numerical analysis of fracture flow for core samples under various confining pressures」(Watanabe 等人，2011)

(1) 研究背景

各種工程應用需要準確預測地層內的流體傳輸，例如放射性廢棄物的地質處置和油氣探勘。地下岩體中破裂面為主要的流動通道，識別破裂面之流動特性對於模擬流體傳輸至關重要。現地和室內試驗之研究顯示，流體通過岩體破裂面與通過光滑平行板的流動特性顯著不同，原因為粗糙表面產生的不均勻開口寬分布。因此，評估流動的異質性並證明其在工程和科學應用中的影響非常重要。為了解決這個問題，對含有天然破裂面的岩心樣本進行流體流動分析可能是能夠了解天然非均質性破裂面流體流動的方法。然而，天然破裂面岩心樣本中的流動通常包含隨機分布的多個不同強度的破裂面，這些破裂面通常難以評估。由於可用的岩心樣本有限且非常有價值，因此需要開發一種破裂面流動的數值分析方法，以及一種無損岩心樣本破裂面開口的測定方法，X-ray 電腦斷層掃描(CT)是分析不透明材料內部結構的最有效的無損方法之一，這些材料有時包含流體流動。

(2) 試驗流程及結果

Watanabe 等人(2012)開發一種透過 X-ray 電腦斷層掃描(CT)用於岩心樣本的破裂面流動數值分析，並證明所提出的方法可再現室內試驗量測的破裂面孔隙率和滲透率。但過去 X-ray 電腦斷層掃描(CT)是在大氣壓下進行，而以前研究中使用的流體流動模型僅適用於黏性不可壓縮流體的單相流，因此需要進一步的研究。此研究

中，為了評估此類分析的必要性和有效性，基於 X-ray 電腦斷層掃描(CT)的數值分析被應用於在不同圍壓下，兩個具有人工破裂面或天然破裂面的花崗岩岩心樣本。考慮地殼淺層於各種工程和科學應用中之各種圍壓，使用第三代醫用 X-ray 電腦斷層掃描儀(CT)在高達 50 MPa 的圍壓下對樣本進行成像，使用由鋁襯裡和碳纖維外包裝組成的岩心架。透過比較樣本的數值和室內試驗確定破裂面的孔隙率來評估 CT 圖像獲得的破裂面模型。此外，使用基於立方定律的局部破裂面流動模型進行單相流體流動模擬。流體流動模型也基於使用 NaCl 和 NaI 水溶液的溶液置換試驗的結果進行評估。此外，還討論人工破裂面和天然破裂面之間流動特性的差異。

圖 2.1 為數值模擬與室內試驗之孔隙率和滲透率隨圍壓之變化，由圖可知，無論是孔隙率或滲透率，數值模擬之結果與室內試驗之結果吻合，即 Sample 2 之樣本數值大於 Sample 1，但在數值模擬孔隙率隨圍壓的變化皆小於室內試驗之變化，導致於在圍壓較高的數值和實驗結果之間存在較大差異，這種差異可能是樣本破裂面表面之其他因素未被數值模型所考慮而引起。圖 2.2 為數值模擬 Sample 1 及 Sample 2 之破裂面內的流動路徑於圍壓為 5 MPa 和 50MPa 之結果，圖中顏色接近紅色、紫色處為流速較快的區域。儘管兩個樣本之破裂面的孔隙率和滲透率隨應力變化之數值模擬結果相似(圖 2.1)，但兩個樣本於圍壓為 5 MPa 和 50MPa 的流動路徑存在不同的結果(圖 2.2)。該研究透過 X-ray 電腦斷層掃描(CT)的數值分析有效解決這一問題，使用多相流模型以及由工程塑料構成的岩心架，應該可以在現地條件下為岩心樣本提供有用、非破壞性和無污染的環境。

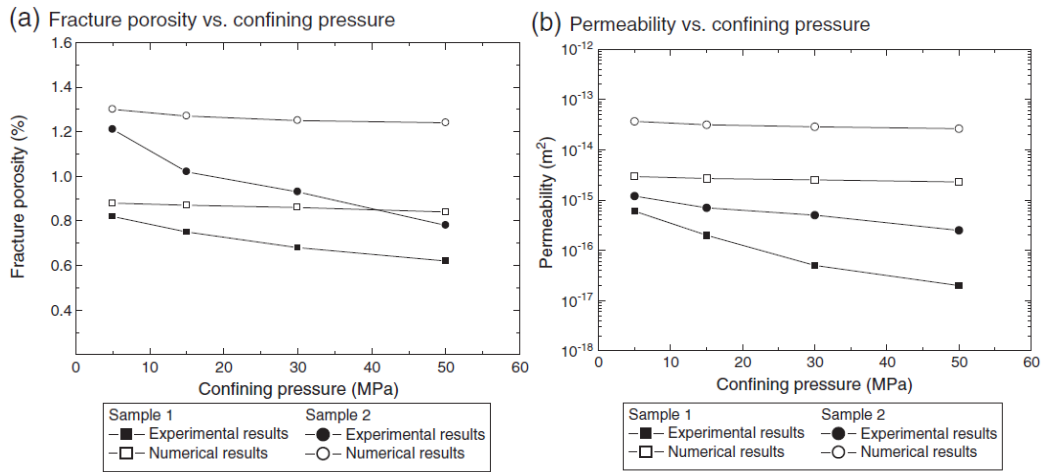


圖 2.1 數值模擬和室內試驗結果比較 (a)孔隙率隨壓力之變化；(b)滲透率隨壓力之變化
(Watanabe 等人，2011)

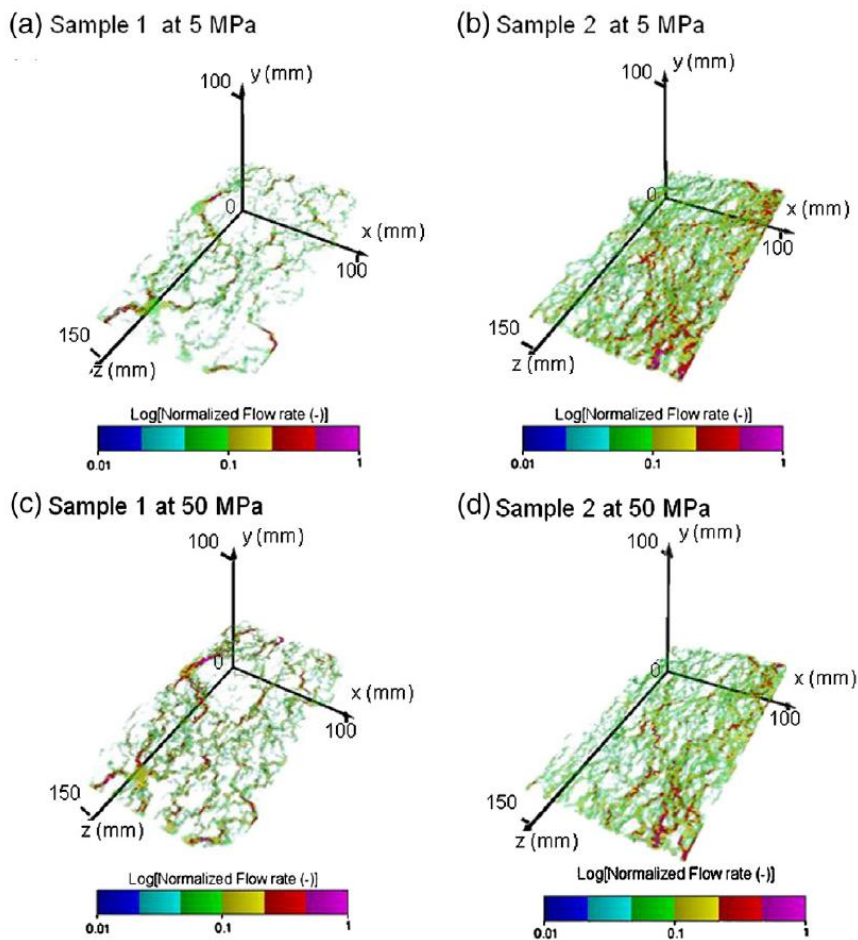


圖 2.2 (a)Sample 1 於 5 MPa；(b) Sample 2 於 5 MPa；(c) Sample 1 於 50 MPa；(d) Sample 2 於 50 MPa 的數值流體流動模型之流速三圍分布(Watanabe 等人，2011)

2.2 美國對於岩體破裂面之化學環境下水力-力學耦合特性之研究文獻

美國對於岩體破裂面之化學環境下水力-力學耦合特性之研究，本研究共蒐集了 3 篇研究文獻，分別為「Permeability evolution in carbonate fractures: Competing roles of confining stress and fluid pH」(Ishibashi 等人，2013)、「Spontaneous switching of permeability changes in a limestone fracture with net dissolution」(Polak 等人，2004)，以及「Impact of Concurrent Solubilization and Fines Migration on Fracture Aperture Growth in Shales during Acidized Brine Injection」(Khan 等人，2022)。第一篇之研究(Ishibashi 等人，2013)，其試驗之岩體為新墨西哥州瓜達盧佩山脈(Guadalupe Mountains)Capitan 塊狀石灰岩；Polak 等人之研究岩體為賓夕法尼亞州貝爾豐特(Bellefonte)石灰岩；Khan 等人之研究為二疊紀盆地之 Wolfcamp 頁岩層中，垂直於層理鑽取之岩心樣本。其研究背景及試驗流程及結果敘述如下。

1. 「Permeability evolution in carbonate fractures: Competing roles of confining stress and fluid pH」(Ishibashi 等人，2013)

(1) 研究背景

許多工程和科學應用中，了解岩石破裂網路的流動和傳輸特性至關重要。包含有效的回收目標流體(如石油/天然氣、地熱或飲用水)，以及安全的隔離危險材料(放射性廢棄物處置)。因此，力學和非平衡化學對於破裂網路之滲透率演變扮演重要的作用，然而，這些相互作用研究相對較少。破裂面之滲透率演變通常受多個參數影響，包括破裂面的初始開口寬、破裂面的礦物成分，以及溶解礦物的傳輸等。為了要量化破裂面碳酸鹽儲層或天然喀斯特(karst)系統的水文模型，本文獻探討碳酸鹽破裂面滲透率的演變，碳酸鹽中的破裂面特別受力學、化學和水文效應的影響。特別是應力增強溶解或隨著次生礦物再沉澱時，滲透率降低。相反，當溶解破裂面中的空隙可能使滲透率增加，這兩種相反的現象同時作用於破裂面，破裂面可能隨著時間並依何種機制佔主導地位，進一步使滲透特性發生改變。然而，於此研究之前，還尚未發展出碳酸鹽破裂面於任意圍壓和流體化學反應下對於滲透率變化之響應。如果沒有對單個破裂面中滲透率演變的可靠預測，就無法預測破裂網路的空間或時間演變。因此，本文獻之主要目的是定義控制這些現象之綜合因素。

(2) 試驗流程及結果概述

本文獻探討力學和非平衡化學(即試驗流體的 pH 值)影響碳酸鹽岩破裂面的滲透率演變。文中所研究之目標岩體來自新墨西哥州的瓜達盧佩山脈的 Capitan 石灰岩，透過切開取得的圓柱形岩心樣本以形成光滑的軸向破裂面，並將破裂面粗糙化以模擬天然破裂面。接著，透過氯化銨水溶液(pH5~7)於 3~10 MPa 的應力下通過這些樣本，測量流速和礦物質量以觀察滲透性演變的機制，詳細試驗說明請參照 3.1 節。

本文獻透過研究結果繪製圍壓和流體 pH 值(即流體反應性)的各種組合的滲透率演變機制，如圖 2.3 所示(圖 2.3 及本案例之詳述參見第四章)。該圖說明滲透率演變的多樣性，對於理解碳酸鹽儲層中受酸性流體影響或地下 CO₂ 封存等過程至關重要。應力和非平衡化學這兩個相互競爭的作用對碳酸鹽岩儲層內的長期滲透率演變具有顯著影響。因此，當試驗流體接近平衡(即試驗流體之 pH 值接近中性)的天然流體流動時，預計具有破裂之碳酸鹽儲層的滲透率會隨時間降低。相反，當人工酸性之試驗流體被引入並流動時，滲透率將隨時間增加。酸性流體對於碳酸鹽儲層的滲透率有顯著的影響，相對應之 pH 條件下，壓力的影響相對較小。此議題亦可進一步的詳細針對熱、水力、力學和化學耦合過程的破裂面滲透率演變研究(本研究僅討論水力、力學和化學耦合)。

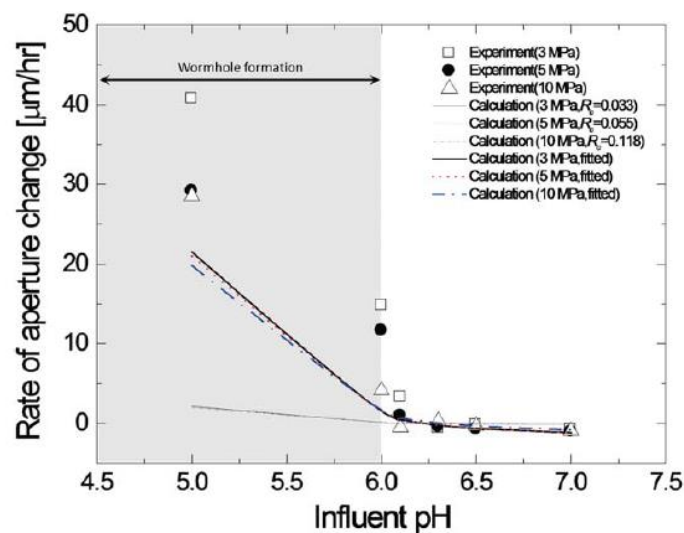


圖 2.3 比較試驗觀察和模擬流入流體的理論 pH 值和圍壓組合對於開口寬之變化。細線和粗線分別表示使用原始參數和修改參數的預測(Ishibashi 等人，2013)

2. 「Spontaneous switching of permeability changes in a limestone fracture with net dissolution」 (Polak 等人, 2004)

(1) 研究背景

溶蝕地形的發育以及碳酸鹽石油儲層的壓裂酸化等案例中，非平衡化學和力學過程將控制岩體破裂面之孔隙率的變化。多孔介質中的溶解和沉澱過程引起導水率變化，以及因溶解而相連流體流動，對於這些流動系統的破裂面，孔隙率的演變受破裂面之開口的初始分布影響，並隨著應力和化學變化以不可預測的方式演變。對於接近平衡的碳酸鹽系統，滲透率的演變不是受單一的因素影響，如圖 2.4 所示，破裂面可能會張開或閉合，滲透率可能會隨著流動通道的侵蝕而增加，或破裂面的粗糙表面溶解使破裂面之開口寬變小而降低。因此，本文獻研究石灰岩誘導破裂面內的溶解和沉澱過程，特別是針對在溶質成分變化驅動淨溶解的滲透率演變。驅動流體壓力、有效應力、流速、流入和流出流體成分以及成像的破裂面內部結構的詳細測量為限制溶解和沉澱的重要過程。

(2) 試驗流程及結果概述

文獻中透過室溫和 3.5 MPa 的環境圍壓下對石灰岩中的人工破裂面進行的流體流動試驗。整個試驗期間同時監測礦物質量損失或增加，以及進水口和出水口之間的壓力差變化，並透過 X-ray 電腦斷層掃描(CT)成像增強流體和礦物質量的數據。試驗期間，樣本依次由兩種不同成分的水進行循環試驗，分別為地下水(pH 值約為 8)和蒸餾水(pH 值約為 6)，並施予恆定流速，整個試驗過程中記錄壓力差變化。由輸入和流出的水產生的有效應力變化，以及由非平衡化學勢驅動的化學變化進一步造成孔隙率的變化，這種流動系統的破裂面之孔隙率的演變受破裂面之開口寬的初始分布影響，並且隨著系統的應力和化學勢的變化演變。研究結果顯示，對於接近平衡的碳酸鹽系統，滲透率的演變不是受單一的因素影響，如圖 2.4 所示，涉及應力路徑的情況下，破裂面可能會張開或閉合，並伴有淨溶解，滲透率可能會隨著快速流動通道的腐蝕而增加，或者當不平整之破裂面較凸起之接觸處受到溶解作用，使這些破裂面凸起處受溶解作用逐漸平滑，導致破裂面之開口閉合，進一步降低滲透率。

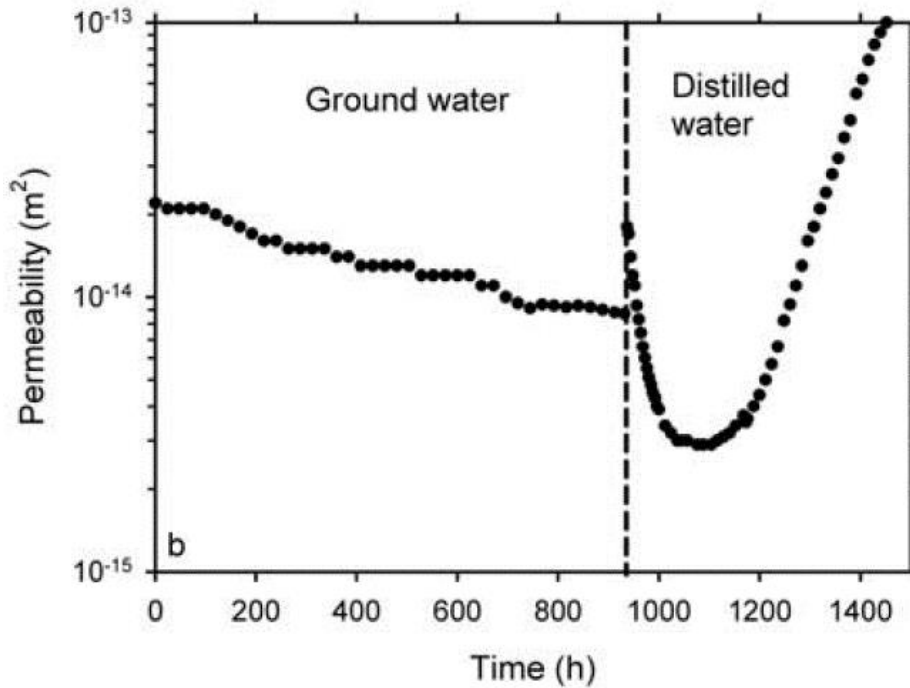


圖 2.4 試驗期間滲透率的相關變化(Polak 等人，2004)

3. 「Impact of Concurrent Solubilization and Fines Migration on Fracture Aperture Growth in Shales during Acidized Brine Injection」(Khan 等人，2022)

(1) 研究背景

高壓及高流速下注入大量水力破裂流體(HFF, hydraulic fracturing fluid) 後，高氧酸性流體為先導作業會產生傳導性破裂面和更具滲透性的破裂面界面，使碳氫化合物從頁岩內部釋放。隨後，低 pH 值之 HFF 和頁岩之間產生一系列物理化學相互作用，例如礦物溶解和沉澱反應，並伴隨頁岩軟化、細顆粒傳輸。這些反應將影響破裂面導流能力和一口井的生產力壽命。多項研究集中在頁岩和 HFF 發生化學反應的介面，普遍認為黃鐵礦容易氧化，且在破裂表面之碳酸鹽溶解形成孔隙，其發生的反應高度依賴於頁岩礦物學，特別是碳酸鹽和黏土含量，以及 HFF 成分。Li 等人(2019)的研究中於 80°C 下對兩個頁岩樣本進行試驗，針對 HFF 和頁岩之相互作用進行特徵化，透過結合 X 光繞射(X-ray Diffraction, XRD)、掃描電子顯微鏡和背散射電子檢測(SEM-BSE)來量化破裂面中「反應改變區」的地球化學變化。Khan 等人

(2022)的研究中，進一步針對 Li 等人的研究結果，並結合水力試驗解釋頁岩破裂面的平流流動。岩心為 Wolfcamp 頁岩樣本，對樣本進行一組 CT 和 SEM 掃描，以確定破裂面和岩石內部的酸性岩心因水力試驗造成的破裂蝕變和礦物溶解/沉澱的程度。

(2) 試驗流程及結果概述

試驗期間，酸性水力破裂會於化學和物理上改變頁岩結構，使破裂面形成「反應改變區」。首先製造一個帶有六個基準標記的流體單元，在水力試驗期間將岩石樣本保持在適當的位置，並允許獲取圖像的圖像對齊。然後，在無圍壓和室溫下使用合成之酸性水溶液在富含黏土的砂質 Wolfcamp 頁岩樣本中進行一系列反應性水力試驗，樣本中碳酸鹽含量為 10 wt%。定期進行高分辨率電腦斷層掃描 (CT) 掃描以觀察破裂網路的空間變化。然後，在兩個正交表面(破裂面和新切割的對照剖面)上進行掃描電子顯微鏡 (SEM-EDS)，以生成顯示礦物學變化的高分辨率元素圖。試驗結果顯示酸性鹽水在水力試驗過程中被中和，破裂面之開口寬的增加，其中進水口附近變化最大。SEM-EDS 掃描顯示碳酸鹽在破裂面表面明顯溶解，但沒有黃鐵礦。觀察結果的結合表明反應系統中存在額外的破裂面演化機制，即細顆粒傳輸。細顆粒傳輸增強了酸性水溶液進入破裂面的通道，導致破裂面之開口寬明顯增寬。因此，酸性鹽水注入過程中，耦合的礦物溶解和細顆粒傳輸控制破裂面開口寬的增長。

2.3 中國對於岩體破裂面之化學環境下水力-力學耦合特性之研究文獻

中國對於岩體破裂面之化學環境下水力-力學耦合特性之研究，本研究共蒐集了 2 篇研究報告，包含「Experimental study of limestone micro-fracturing under a coupled stress, fluid flow and changing chemical environment」(Feng & Ding, 2007)，以及「单裂隙花岗岩在应力-渗流-化学耦合作用下的试验研究」(申林方等人, 2010)。其中，前者研究對象為中國湖北省水布垭鎮地下發電廠場的石灰岩地層，後者為中國甘肅北山核廢料處置場候選場址，岩性屬花崗岩。其研究背景及試驗流程及結果敘述如下。

1. 「Experimental study of limestone micro-fracturing under a coupled stress, fluid flow and changing chemical environment」(Feng & Ding, 2007)

(1) 研究背景

力學-水力-化學耦合過程對岩石破裂特性的研究是當前岩石力學研究的重要課題之一。其涉及放射性廢棄物處置、石油、天然氣和二氧化碳地下儲存、地熱儲層開發以及岩石工程結構的長期穩定性的設計研究提供基礎支持。原因是地下水無處不在，化學反應會導致岩石強度變化、加速破壞並最終導致不穩定。研究地質過程中對岩體之破裂面產生和發展的化學影響，可以為評估岩石地下開挖的長期穩定性、地震機制和亞臨界破裂面發展提供有價值的基礎數據。另一方面，可透過利用化學反應來提高鑽井效率。迄今為止的研究關於力學-水力-化學耦合環境下岩石內部損傷演變過程的研究較少。因此，本文獻作者開發了一種試驗系統來研究岩石在單軸壓縮加壓作用下受水環境影響的強度和微破裂行為，分析了砂岩、花崗岩和石灰岩隨著化學溶蝕損傷增加的機制，提出了化學損傷變量，並研究三峽大壩工程永久船閘區域不同季節水的離子濃度和 pH 值對花崗岩強度和開裂特性的影響。結果顯示，化學對力學行為可以做為長期影響之參考。然而，在上述即時 CT 掃描和顯微鏡觀察試驗中，試驗樣本在測試前在化學溶液中飽和，而在測試過程中沒有浸泡在化學溶液中。因此，開發了一種新的試驗系統，用於對岩石在單軸或三軸壓縮以及浸入化學流體環境中的微破裂過程進行即時觀察和數字記錄。

(2) 試驗流程及結果概述

本文獻作者開發之試驗系統，用於觀察岩石試驗樣本在單軸或三軸壓縮下的整個微破裂過程，並使用顯微鏡 CCD 技術與化學溶液的流動相結合。此試驗系統包含了伺服控制加載子系統、觀測記錄子系統、流體流動和化學環境控制子系統。透過這個測試系統得到相關的試驗結果，證明了新系統的適用性，方法詳如 3.1.3 節所述。研究分析了具有兩個或三個破裂面的石灰岩試驗樣本受 $\text{CaCl}_2(0.01 \text{ mol/l, pH } 9)$ 和 $\text{NaCl}(0.01 \text{ mol/l, pH } 7)$ 溶液化學溶蝕影響的破裂特性，並與無化學溶液情況進行了比較。研究結果顯示，兩個原因使是否考慮化學環境的情況下強度降低和破裂特性的差異。其一為化學溶蝕造成的破壞，導致岩石強度降低以及岩石脆弱處的破壞，導致較早開始破裂，比沒有化學腐蝕的狀況下，破裂面更容易發展。其二為化學溶液的軟化作用降低試驗樣本的脆性，與沒有化學溶液的情況相比，化學溶液將導致破裂面寬度和破裂速度的減小。

2. 「單裂隙花崗岩在應力-滲流-化學耦合作用下的試驗研究」(申林方等人，2010)

(1) 研究背景

岩體之破裂面在應力作用下承受擠壓、剪切等變形，破裂面表面成為應力釋放或集中的關鍵部位，另一方面，岩體中的破裂網路通常主導地下水的流動方向，同時受控於礦物溶解的機制，破裂面表面也成為地球化學反應的主要場所。因此，破裂面的存在極大影響地下岩體力學場的平衡、地下水傳輸和地球化學反應等，破裂面表面在多場耦合作用下的反應機制研究具有重大意義。已有研究顯示，力學作用會使破裂面產生壓密或滑移，進一步引起水力特性的變化，同時，化學反應會使破裂面表面物質發生溶解或沉澱，進一步改變水力特性。當力學-水力同時作用於破裂面表面時，其水力特性受到力學及化學反應共同控制，但此綜合的影響不代表單個因素的疊加，因為力學與化學又會相互影響，例如，力學作用下的溶解通常稱為壓溶，壓溶會引起礦物在高應力區溶解，低應力區沉澱，由此影響破裂面實際接觸面的變化，進一步改變應力分布及水力內寬。然而，對於破裂面同時受到力學、水力及化學作用下之變化之研究還較不全面，因此，此文獻透過單一破裂面之花崗岩在

恆定三軸應力及化學溶液滲透壓作用下的試驗，對單一破裂面岩石在應力-水力-化學耦合環境下的綜合響應機制進行研究。透過試驗研究以系統性了解耦合環境中，岩石及其破裂面各項性質的變化，並了解其作用機制。

(2) 試驗流程及結果概述

此文獻透過單一破裂面之花崗岩在恆定三軸應力及化學溶液滲透壓作用下的試驗，對單一破裂面之岩石在應力-水力-化學耦合環境下的綜合響應機制進行研究。結果顯示，單一破裂面之花崗岩同時承受三軸加壓及滲透壓作用時，其側向變形持續以穩定速率增加，顯示水對破裂面周邊的基質產生軟化作用。不同於完整岩石因應力作用破裂的機制，應力作用下滲流溶液與破裂面表面礦物發生明顯的溶解反應，其中反應鋁矽酸鹽礦物溶解產生的 Al^{3+} 及 SiO_2 濃度隨時間遞增，在掃描式電子顯微鏡(SEM)下觀察到的長石、石英表面的溶蝕孔洞和雲母溶解後的不完整節理。隨著破裂面之接觸面上水溶液和破裂面岩體的交互作用，水力內寬發生變化，酸性溶液滲流情況下的水力內寬降低，直至穩定，而乾淨水滲流情況下的水力內寬先增加後直至穩定，造成兩者之差異為水溶液和岩體的化學反應和水力通道兩種因素相互影響的結果。透過三維雷射掃描儀對破裂面表面進行掃描，結果顯示，反應後的破裂面粗糙係數(Joint Roughness Coefficient, JRC)明顯降低，表面趨於平滑化，表示應力作用下的溶解反應優先發展於礦物顆粒接觸面，該案例之方法及分析結果參閱第三章及 4.1 節。

第三章坑道處置化學環境之水力-力學耦合研究方法比較

前一章已綜整有關國際間岩體破裂面中不同化學環境之水力-力學耦合研究文獻，本章接續前一章之綜整成果，進一步針對這些化學環境中之水力-力學耦合研究中所使用之研究方法進行研析。本章 3.1 節為整理這些研究中所使用之試驗裝置，包含主要之流體流動的試驗裝置，以及用於觀測破裂面表面之觀測裝置，3.2 節則針對這些研究之主要分析項目進行整理，最後，透過研析上述之研究方法，進一步可以比較不同研究方法之差異，於 3.3 節呈現，研析內容如下。

3.1 試驗裝置

本研究所彙整之文獻中，化學環境下水力-力學耦合研究之試驗裝置，大致上可分為兩個部份，其一為流體流動試驗裝置，主要針對含有待測破裂面之岩心樣本進行不同試驗溶液的流通試驗，如 3.1.1 節所述；3.1.2 節則彙整這些研究中對於破裂面表面之觀測裝置，例如透過 X-ray CT 掃描檢測技術或顯微鏡等儀器觀察破裂面於不同化學溶液作用下的變化。另外，本研究亦蒐集到用於研究此議題所研發之一套測試系統，詳如 3.1.3 節。

3.1.1 流體流動試驗裝置

本研究所整理的文獻中，有關化學環境下之水力-力學耦合研究之流體試驗裝置，大致上原理皆相同，主要是將含有破裂面之已加工岩心樣本至於套筒內，套筒上下兩端進行封蓋，並於蓋上置入流體輸入及輸出的管線，將含有岩心樣本的套筒置於三軸加壓裝置內。不同的研究其裝置略有不同，本研究所蒐集之文獻中，使用此裝置包含 Ishibashi 等人(2013)、Polak 等人(2014)、申林方等人(2010)的研究以及 Khan 等人(2022)的研究，介紹如下。

1. Ishibashi 等人(2013)的試驗裝置

Ishibashi 等人(2013)的研究中，流體流動試驗裝置如圖 3.1 所示。將含有破裂面之已加工岩石樣本套入乳膠套筒，並置於三軸壓力單元內。上下兩側不銹鋼板中置入流體供應管線，使流體能夠沿著樣本傳輸。管線兩側分別接上試驗溶液儲存器，氮氣壓力罐分

別接上三軸加壓單元及試驗溶液。研究過程中，透過調整不同濃度的試驗溶液以製備不同的 pH 值的流體，透過氮氣罐控制的氣體建立樣本上的應力和破裂面上的流體壓力。試驗溶液的流動是由上游儲存器沿著樣本流向下游儲存器。三軸加壓單元進水口 pH 值為定值，規定的圍壓和壓差下，在室溫下的電子天平上對流出儲存器之液體稱重，並定時量測通過破裂面的流體流速。

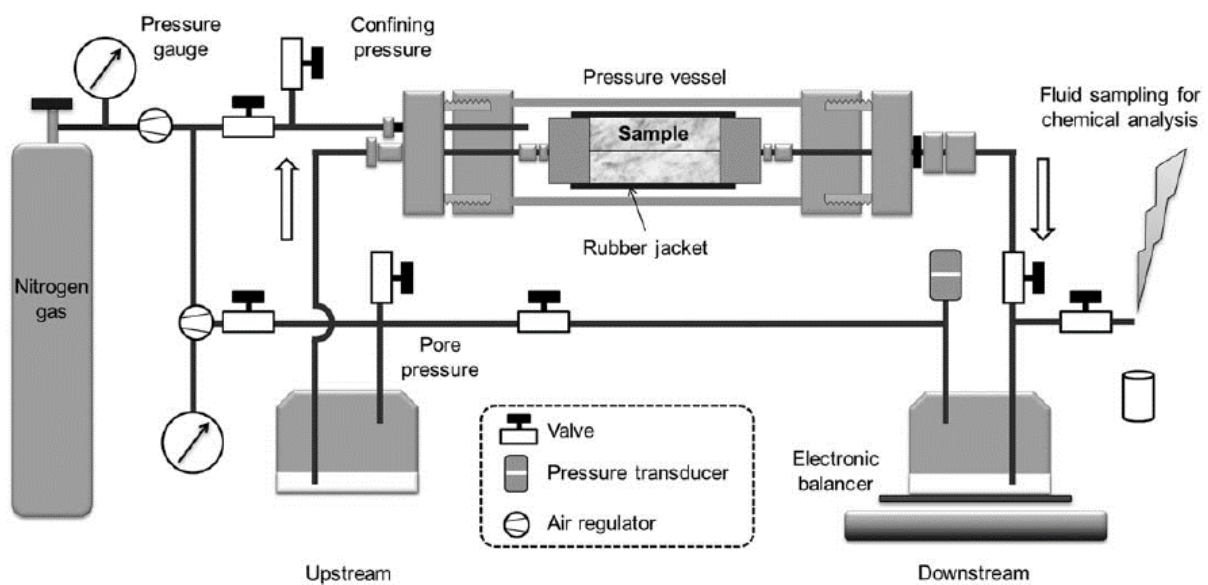


圖 3.1 流通試驗的試驗布置示意圖(Ishibashi 等人，2013)

2. Polak 等人(2004)的試驗裝置

Polak 等人(2004)的研究中，流體流動試驗系統如圖 3.2 所示。岩心支架是一個長 80 mm、直徑 9.5 mm 的三軸壓力裝置，由碳纖維增強鋁管製成，鋁管上下兩端以不銹鋼進行封塞，並開孔讓輸液管穿過。流速和圍壓調節由雙反向衝程 Quizix (5400) 泵浦所控制，此研究中，整個試驗期間流速為 $2 \text{ cm}^2/\text{min}$ 。試驗中進水端的水皆以一個 6 升的容器中抽取。取得岩心樣本後，對岩心樣本進行人工破裂，使其產生縱向平面破裂，樣本外部用環氧樹脂密封以防止水流出，並密封在 Viton® 套筒內，透過兩端封塞置於水力通道的岩心座，注水並加壓至 3.5 MPa，將樣本抽真空至 9 Pa 壓力 24 小時。

3. 申林方等人(2010)的試驗裝置

申林方等人(2010)之試驗於中國科學院武漢岩土力學研究所與法國里爾科技大學合作研製開發的岩石三軸流變儀上進行，此設備在傳統流變儀的基礎上加入了三軸室溫度控制系統及水力加載系統，全部流體流動試驗管路為不銹鋼製成，以避免試驗溶液的腐蝕作用，軸向及側向位移分別採用 LVDT 和應變計貼片測量。試驗過程中，壓力、位移及溫度等數據全部由系統自動記錄，流變儀三軸室之示意圖如圖 3.3 所示。將劈開的岩石樣本放入特製的橡膠套筒中並包好，再將其安裝再三軸室內，接上位移感測器。闔上三軸室，將圍壓室充滿油，設定壓力值使壓力達到穩定。

試驗系統的水溶液流動方向為從底部向頂部流動，出水口的試驗溶液直接返回試驗溶液的儲水槽中。因此，試驗溶液為經過岩石樣本的循環流動。為了使不容易發生化學反應的花崗岩能夠再有限的時間內產生較為明顯的變化，一方面需要保證溶液與礦物有足夠的接觸時間，即試驗流體速度不可過快，另一方面，還需要確保試驗流體的流速可再測量的範圍之內。試驗過程中流速的測量方法為秤重法，即秤量一定時間間隔所流出的水的質量，並將其換算為流速。每隔一段時間蒐集一小瓶出水口的試驗流體樣本，並針對 Al^{3+} 和 SiO_2 的濃度檢測，檢測設備為多參數水質分析儀。

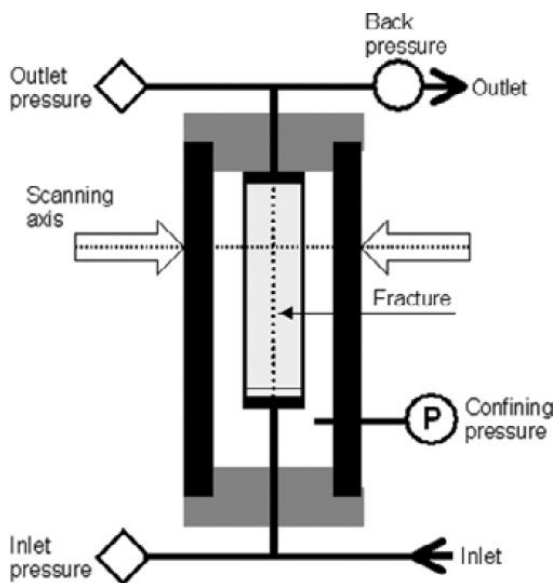


圖3.2 試驗裝置的示意圖(Polak等人，2004)

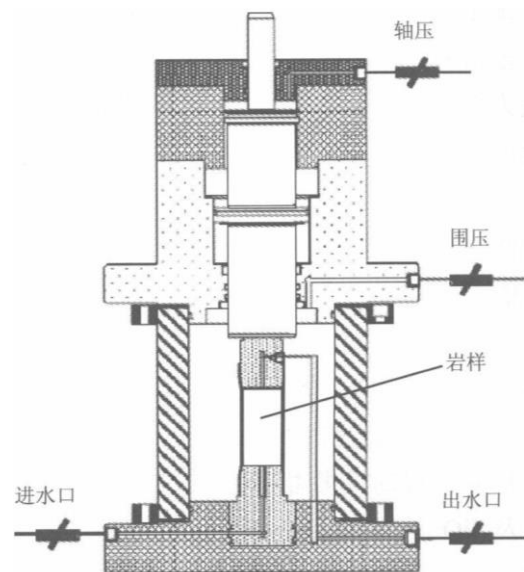


圖 3.3 流變儀三軸室示意圖(申林方等人，2010)

4. Watanabe 等人(2011)的試驗裝置

Watanabe 等人(2011)之研究中，使用 Core Laboratories Inc.生產的 FCH 系列(X-ray)岩心架。岩心架主體由鋁襯和碳纖維外包裝組成，最大圍壓可提供 50 MPa，將裝有 Viton® 套管樣本的岩心架水平放置在 X-ray CT 掃描儀中，並使用注射泵浦施加規定的壓力，如圖 3.4 所示。對於破裂面孔隙率測量和溶液置換試驗，岩心支架連接氦氣(He)孔隙率計、NaCl 和 NaI 試驗溶液注射泵浦(NaCl_{aq} 和 NaI_{aq})和壓力計。此外，為了從樣本中去除液體以進行清潔，岩心架連接到氦氣(N₂)鋼瓶和真空泵浦。

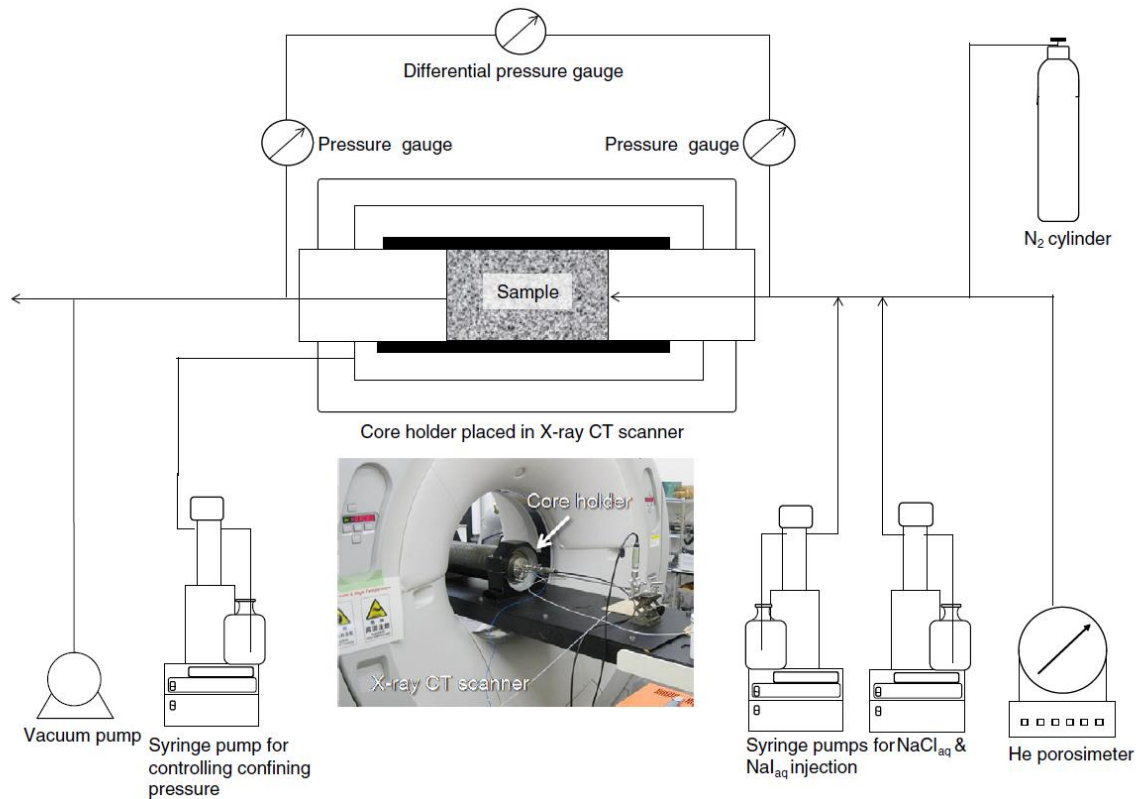


圖 3.4 圍壓樣本 X-ray CT 掃描系統(Watanabe 等人，2011)

5. Khan 等人(2022)的試驗裝置

Khan 等人(2022)的流體流動試驗裝置如圖 3.5、圖 3.6，將熱縮管纏繞在岩心周圍。圓柱體兩端都裝有 4 mm 玻璃珠以分散流量，並使用封蓋蓋住，以製成密封的岩心-流體

試驗單元。其中，試驗單元之進水口和出水口處使用玻璃珠可防止直接收集流出物，使用 PEEK 材料做為封蓋，於 CT 掃描期間不會造成干擾。流體流動試驗裝置如圖 3.6。進水口處，岩心-流體試驗單元左側連接到兩個帶有三通閥的注水泵，分別為 Pump E 和 Pump R，分別裝有中性平衡鹽水容器及反應性鹽水容器，岩心-流體試驗單元的出水口端連接到廢液瓶。

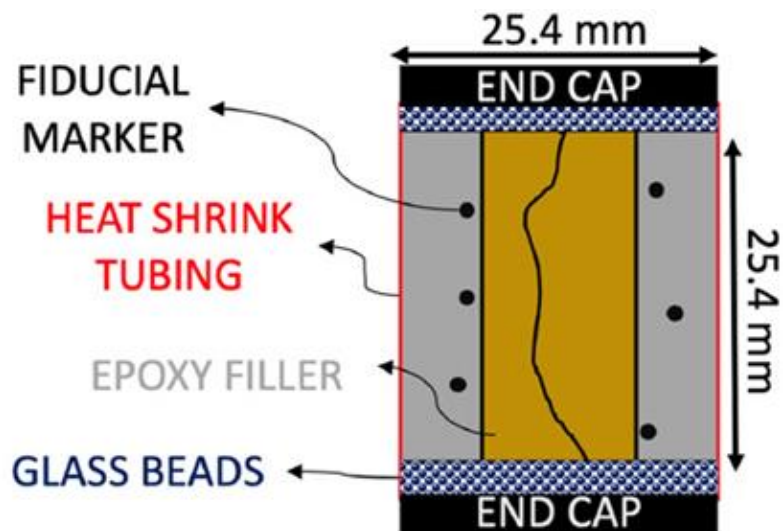


圖 3.5 Khan 等人的岩心-流體試驗單元示意圖(改自 Khan 等人(2022))

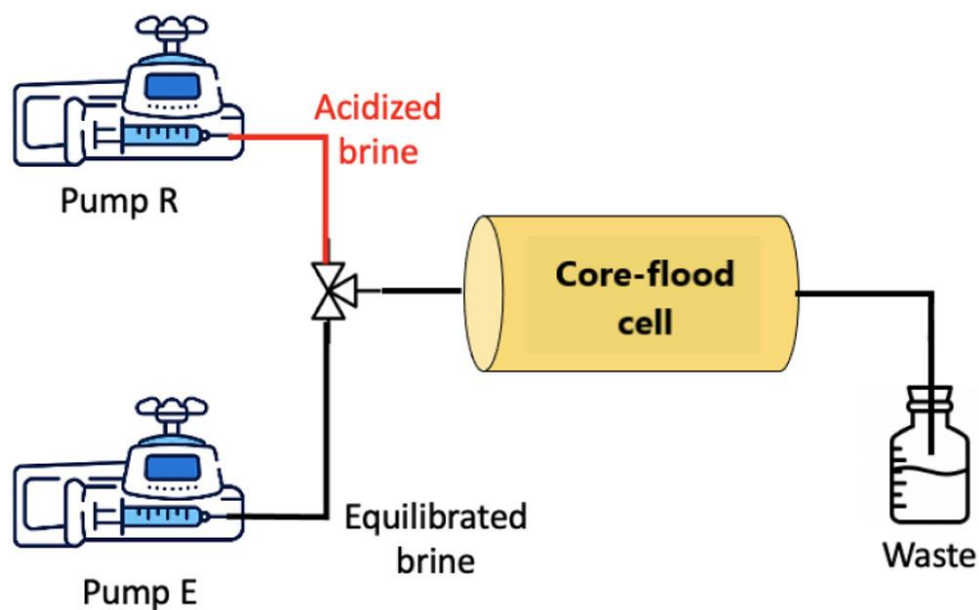


圖 3.6 Khan 等人的流體流動試驗裝置(Khan 等人，2022)

3.1.2 破裂面表面觀測裝置

除了 3.1.1 節的流體流動試驗裝置外，對於樣本破裂面的觀測，本研究所蒐整到的文獻中，Polak 等人(2014)、Watanabe 等人(2011)和 Khan 等人(2022)之研究透過使用 X-ray CT 掃描裝置觀測破裂面之礦物重新分布狀況或計算破裂面的開口寬變化，另外，Feng & Ding(2007)的研究中使用掃描電子顯微鏡(Scanning Electron Microscope, SEM)進行進行量測，Khan 等人(2022)的研究中也使用了 SEM 及能量分散式光譜(energy-dispersive spectroscopy, EDS)進行分析，重點說明如下：

1. X-ray CT 掃描

Polak 等人(2014)的試驗中使用的 X-ray CT 掃描儀電壓為 195 kV，電流為 800 μ A。掃描儀產生的切片厚度(slice thickness)為 50 μ m，像素解析度(pixel resolution)為 47 μ m。Watanabe 等人(2011)之研究中，使用日本石油、天然氣和金屬國家技術研究中心(JOGMEC TRC)針對圍壓下的樣本進行 X-ray CT 掃描儀器，東芝醫療系統公司生產的 Aquilion™ 第三代醫用掃描儀，如圖 3.4，其所有掃描均使用相同的參數值，電壓為 120 kV，電流為 150 mA，切片厚度為 500 μ m，像素解析度為 350 μ m，像素矩陣大小(pixel matrix size)為 512 \times 512 像素。CT 掃描儀提供樣本三維分布之 CT 值(即 X-ray 衰減的測量值)，立體像素(voxel)尺寸為 0.35mm \times 0.35mm \times 0.50mm。雖然解析度相對較低，但與工業微焦掃描儀(micro-focus scanners)相比，醫用掃描儀在掃描時間以及樣本和設備的尺寸和重量方面具有優勢，並提供非均質破裂面流體分析提供相當大的優勢。Khan 等人(2022)的試驗裝置是使用位於伊利諾伊大學厄巴納-香檳分校基因組生物學研究所的工業 CT 掃描儀(North Star Imaging X5000)，立體像素大小為 11.6 μ m 的 CT 掃描儀。使用子像素模組(4 個子圖像平均值)的圖像採集參數，電壓為 90 kV、電流為 70 μ A，採集時間為 2.7 小時。

2. SEM 檢測

申林方等人(2010)的研究中，為了觀察破裂面在試驗後粗糙程度及礦物形貌的變化情況，針對破裂面表面進行表面三維雷射形貌測試及掃描電子顯微鏡(Scanning Electron Microscope, SEM)量測，表面三維形貌在岩石樣本劈開後並於試驗開始前進行量測，並

於試驗結束後再進行一次量測。SEM 檢測需要破壞破裂面之表面，不可能對同一破裂面於試驗前後進行量測，因此試驗之前的測量使用同一塊岩石之其他樣本代替，試驗後的測量在做完三維雷射形貌掃描後再進行。Khan 等人(2022) 使用賽默飛世爾科技(Thermo Fisher Scientific, TFS)帶有 TFS MAPS 軟體的 Apreo S LoVac SEM 進行主要破裂面和剖面的特徵化。使用環狀背向散射探測器 (Circular Backscatter detector, CBS) 和埃弗哈特-索恩利探測器 (Everhart - Thornley detector, ETD) 於試驗樣本以各種放大倍率收集二次電子 (Secondary electron, SE) 和背向散射電子(Backscattered Electron, BSE)顯微照片。ETD 是一種用於地形成像的 SE 探測器，而 CBS 是一種多段固態高效 BSE 探測器，可響應原子序數的差異，BSE 圖像顯示礦物成分之資訊，明亮區域對應於高密度礦物，較暗區對應於孔隙度和有機質等低密度區域。

3. EDS 測繪

Khan 等人(2022)使用位於史丹佛奈米共享設施(Stanford Nano Shared Facilities)中帶有 Esprit 軟體的 Bruker Quantax Xflash 6|60 SDD EDS 進行主要破裂面和剖面的特徵化。還通過使用 EDS 生成岩石表面的元素圖來評估頁岩樣本的地球化學變化。

3.1.3 其他試驗裝置

除了上述用於不同化學環境下之水力-力學耦合研究之裝置外，Feng & Ding(2007)的研究中開發了一個系統，用於觀察岩石試驗樣本在單軸或三軸壓縮下的整個微破裂過程，並使用顯微鏡和感光耦合元件(Charge Coupled Device, CCD)技術結合了化學溶液的流動。這個系統包含伺服控制加載子系統、觀測記錄子系統、流體流動和化學環境控制子系統，如圖 3.7 所示，詳述如下。

1. 伺服控制加載子系統

伺服控制加載系統組成包含三軸/單軸加壓加載子系統、液體壓力源、伺服控制和感測器等，如圖 3.7 所示。加載裝置的輸出為 50 kN，系統可以進行壓力或應變控制，應變控制的範圍是 10^{-6} - $1 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ 。此系統可擴展為四個控制頻道和 16 個感測器，可進行不同

類型的岩石力學測試，例如恆定應力、恆定應變、恆定壓縮比的單軸和三軸加壓，還可以進行加載和卸載試驗和循環單軸加壓試驗，試驗結果可以隨時顯示並記錄。

2. 流體力學和化學測試子系統

流體力學和化學測試子系統主要包括裝有化學溶液的試驗樣本裝載室和壓力泵，後者用於產生化學溶液的流動。試驗過程中，裝載室保持沒有明顯的光線波動，以便使用顯微鏡和 CCD 對試驗樣本破裂過程進行清晰的即時觀測。裝載室具有足夠的抗化學腐蝕能力，可以保持 CCD 和顯微鏡的透明度，以便即時觀察整個樣本表面。

3. 觀測記錄分析子系統

該系統包括 3D 數位影片觀察和記錄、可局部變焦顯微鏡、樣本觀察和數位記錄系統。顯微鏡對於 60mm 的距離具有 50-400 倍的放大能力或對於 85mm 的距離具有 20-160 倍的放大能力。3D 數位影片觀察和記錄系統具有一個控制系統和一個高分辨率圖像顯示器，可即時分析樣本破裂的發展方向、寬度和長度，3D 數位影片觀察和記錄系統中的圖像被傳輸到影片顯示系統進行局部縮放、觀察和監測，並由數位攝影機記錄。使用兩個 CCD 攝影機觀察試驗樣本兩個表面的破裂過程圖像，連接到兩個監視器並記錄下來。使用顯微鏡和監視器觀察試驗樣本頂面的破裂過程圖像，並記錄在電腦中。

4. 測試系統特色

- 可以在 MHC 耦合環境中觀察岩石試驗樣本在單軸和三軸加壓下的破裂過程，並在測試時使用化學溶液作為流體。
- 精確控制壓力、變形、資料收集和傳輸到其他子系統。
- 可以記錄、追蹤和辨別試驗樣本破裂過程中受化學溶液和應力影響的破裂面產生和發展。
- 不僅可顯微監測和記錄試驗樣本局部區域的破裂過程，而且可以用 CCD 技術監測和記錄整個試驗樣本破裂面的破裂過程。

- 由於同時使用一對攝影機和 3D 影像顯微鏡系統對試驗樣本的破裂過程進行連續監控和記錄，因此具有很高的可靠性。
- 易於操作的測試系統，良好的操作界面。試驗結果可方便處理和編輯、計算和分析破裂面的長度、寬度、方向和破裂速度等特徵。

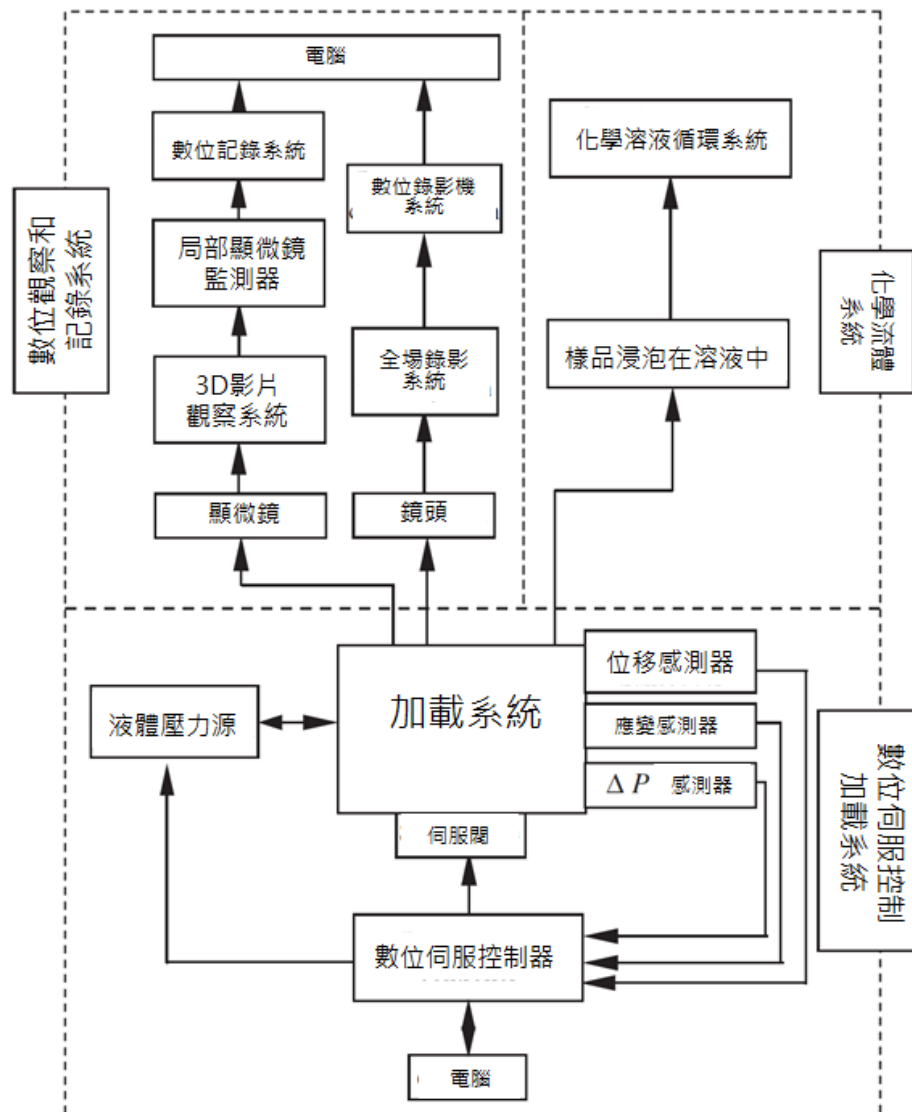


圖 3.7 Feng & Ding(2007)之研究中所使用之試驗系統(改自 Feng & Ding, 2007)

3.2 主要分析項目

1. 水力內寬計算

本研究所蒐集之文獻中，透過流體流動裝置進行不同化學環境之水力-力學試驗，其中，由於不同化學環境可能造成破裂面之礦物沉澱或溶解，可能進一步造破裂面之水力特性改變，因此，水力內寬之變化為主要之重點參數，本研究所蒐集到之文獻中，水力內寬之計算方法，大部分皆為透過立方定律的假設進行水力內寬計算。方程式如下：

$$e_h = \left(-\frac{12\mu LQ}{W\Delta P} \right)^{1/3} \quad (1)$$

其中 e_h 是水力內寬， Q 是流量， ΔP 是壓力差， μ 是注入流體的黏度， L 和 W 是分別為平行和垂直於流動方向的破裂面長度。

2. CT 圖像分析

整個測試過程中，透過減去連續 CT 圖像之臨界值來檢查破裂面內礦物質的重新分布，利用像素值定義樣本內岩石至孔隙空間的過渡值，以量化礦物質量的重新分布。

3. 試驗流體分析

由於本研究所蒐集之報告主要是化學環境下水力-力學耦合之研究，除了前期研究主要探討水力-力學之間的耦合關係之外，亦針對不同化學溶液對於破裂面之間的反應進行分析，本研究所蒐整之文獻中，有關化學分析之項目如下：

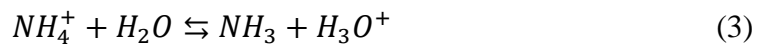
- (1) Polak 等人(2004)之研究使用了地下水及蒸餾水進行試驗，並進行幾項化學分析，包含：
 - A. 使用電感耦合等離子體原子發射分光光度計收集 73 個水體樣本，對鋁、銀、鈣、鐵、鉀、鎂、錳、鈉、磷、矽和鋇進行化學分析，估計相對誤差為 $\pm 5\%$ 。從進水口側收集了 14 個試驗溶液樣本，出水口側收集了 59 個樣本，並使用 ROSS 複合式 pH 電極(Thermo Orion)分析水體樣本的 pH 值。

B. 使用帶有銅輻射的 Rigaku Geigerflex 系統對樣本進行 X 光繞射。結果顯示，在 $d = 3.03 \text{ \AA}$ 處有一個強方解石峰值，在 $d = 2.89 \text{ \AA}$ 處有一個較小的白雲石峰值，樣本中未檢測到菱鎂礦。

C. 為了檢查岩石樣本中鈣和鎂的比例，稱取三個粉碎後的樣本，將其浸入 5% HNO_3 (1:1000 固液比)中 24 小時，使固相充分溶解。然後透過 ICP 分析樣本的離子濃度。結果顯示，樣本中僅有 8% 是鎂，其餘的是鈣。樣本中還檢測到 Fe、Na、Sr、Si 和 K，但濃度低於 0.5 ppm，推測樣本中發現少量的黏土。

(2) Ishibashi 等人(2013)之研究中，使用了氯化銨水溶液進行流體流動試驗，其化學分析如下：

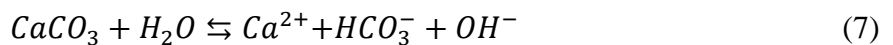
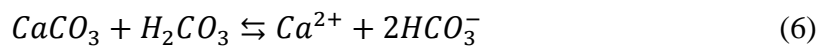
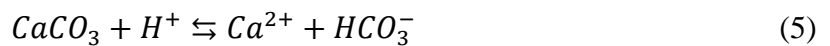
氯化銨根據以下反應控制流體的 pH 值：



理論 pH 值與氯化銨摩爾濃度之間的關係如下

$$\text{pH} = -\log_{10} \sqrt{C_{\text{NH}_4\text{Cl}} \cdot \left(\frac{K_w}{K_b}\right)} \quad (4)$$

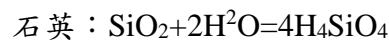
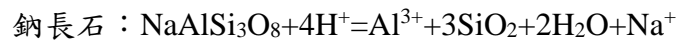
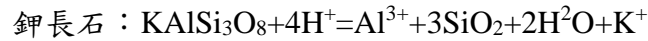
其中 K_w 是水的電離常數($1.0 \times 10^{-8} \text{ mol}^2 \text{ m}^{-6}$)， K_b 為氨的鹼電離常數($1.74 \times 10^{-2} \text{ mol m}^{-3}$)， $C_{\text{NH}_4\text{Cl}}$ 是氯化銨的摩爾濃度。整個試驗過程中透過使用不同 pH 值之流體，並以合適的時間間隔對流出流體進行採樣。Ishibashi 等人(2013)研究樣本(方解石)的溶解根據以下反應進行：



這三個反應中的主要反應取決於流動流體的 pH 值。這些反應中，溶液溶解成分主要是 Ca，Ca 來自於破裂面表面的溶解，流出的 Ca 濃度是透過用電感耦合等離子體發射光譜法(ICP-AES，通過 Perkin-Elmer Optima 5300DV)測定樣本獲得，估計

相對誤差為 65%。

(3) 申林方等人(2010)的研究中，所使用之樣本為花崗岩，其礦物主要成分為長石和石英，長石類矽酸鹽礦物於酸性環境下溶解顯著，主要礦物溶解反應式為



因此，為了在有限的試驗時間內觀測到化學反應情況，並結合此樣本當地實際地下水主要之離子成分，研究中調配 0.01 mol/L 之 Na_2SO_4 水溶液，並用鹽酸條配至 pH=2。並同時以蒸餾水逕行對比。試驗過程中，每隔一段時間間格蒐集一小瓶出水口處水樣本，並透過多參數水質分析儀進行 Al^{3+} 和 SiO_2 的濃度檢測。

3.3 不同研究之研究方法比較

本研究彙整了有關化學環境下之水力-力學耦合相關之研究，並進一步針對其研究方法進行比較，研究方法彙整如表 3.1。本研究將化學環境下之水力-力學耦合研究方法分為三個部分，包含流體流動試驗裝置、破裂面表面觀測裝置以及試驗流體分析。其中，流體流動試驗裝置主要原理是將受人工破裂之樣本以橡膠、環氧樹脂等物質包覆，使其在試驗過程中防止溶液滲出，包覆後並置入單軸或三軸加壓裝置，樣本上下兩端封蓋開孔並穿入輸液管線，使試驗溶液能流經待測樣本，並透過立方定律計算在不同化學溶液通過樣本下，破裂面之水力內寬變化。破裂面表面觀測裝置的部分，本研究所蒐集到之文獻中，主要有包含 X-ray CT 掃描儀、掃描電子顯微鏡(SEM)等儀器進行樣本破裂面觀測之輔助工具，其中，X-ray CT 掃描儀可透過掃描之 CT 值轉換為破裂面開口寬，進一步觀測樣本的破裂面之變化。最後，試驗流體分析的部分，由於各研究中所使用的試驗溶液不盡相同，例如 Polak 等人(2004)的研究是使用地下水及蒸餾水對石灰岩樣本進行試驗，Ishibashi 等人(2013)之研究中使用了氯化銨水溶

液，申林方等人(2010)的研究使用 Na_2SO_4 水溶液，並用鹽酸調配至 $\text{pH}=2$ 。因此，各研究中所檢測之目標也不同。不過，其分析目標大致上為檢測流出之溶液中，是否有與樣本進行化學反應後之溶質溶於溶液中，例如檢測 pH 值、樣本中溶出之主要離子濃度等。

表3.1 本研究所蒐集之文獻中，其使用流體流動試驗裝置、破裂面表面觀測裝置以及化學分析

參考文獻	流體流動試驗裝置	破裂面表面觀測裝置	試驗流體分析
Polak 等人 (2004)	<ul style="list-style-type: none"> • 使用環氧樹脂包覆樣本並置入三軸加壓裝置 • 樣本上下兩側封蓋開孔並穿入輸液管線 	<ul style="list-style-type: none"> • X-ray CT 掃描儀：觀察破裂面礦物重新分布狀況 	ROSS 複合式 pH 電極(Thermo Orion)：量測溶液 pH 值
Watanabe 等人(2011)	<ul style="list-style-type: none"> • 使用氟橡膠 Viton® 包覆樣本 • 將樣本置入由鋁製內襯和碳纖維外包之裝岩心架，可提供 50 MPa 的最大圍壓 	<ul style="list-style-type: none"> • Aquilion™ 第三代醫用掃描儀(東芝醫療系統公司)：透過 CT 值轉換為破裂面之開口寬，破裂面之開口寬變化 	-
Ishibashi 等人(2013)	<ul style="list-style-type: none"> • 使用乳膠套筒包覆樣本並置入三軸加壓裝置 • 樣本上下兩側封蓋開孔並穿入輸液管線 	-	-
申林方 等人(2010)	<ul style="list-style-type: none"> • 使用橡膠包覆樣本並置入三軸加壓裝置 • 樣本上下兩側封蓋開孔並穿入輸液管線 	<ul style="list-style-type: none"> • 掃描電子顯微鏡(SEM)：觀察破裂面礦物重新分布狀況 	溶液濃度變化
Feng & Ding(2007)	<ul style="list-style-type: none"> • 伺服控制加載子系統 • 流體力學和化學測試子系統 	<ul style="list-style-type: none"> • 觀測記錄分析子系統：觀測破裂面受應力、化學作用下之變化 	-
Khan 等人 (2022)	<ul style="list-style-type: none"> • 將樣本包裹在環氧樹脂(J-B Weld MarineWeld Epoxy) • 兩端裝有 4 mm 玻璃珠以分散流量，並使用 PEEK 封蓋蓋住，以製成密封的岩心-流體試驗單元 	<ul style="list-style-type: none"> • X-ray CT 掃描儀：觀察破裂面之開口寬變化 • SEM 成像：判別礦物密度、破裂面表面地形成像 • EDS 掃描：地球化學變化 	-

第四章坑道處置化學環境之水力-力學耦合案例分析

本研究已於前面章節彙整國際間有關岩體破裂面於化學環境下，水力-力學耦合特性研究之文獻，共蒐整了美國、日本和中國的相關研究。這些研究中，其試驗裝置主要包含流體流動試驗裝置以及破裂面表面觀測裝置，並根據其研究目的計算水力內寬、破裂面表面礦物和形貌於試驗前後的分布，或是試驗溶液的化學分析等。本章將透過實際案例，了解於不同化學環境下，水力-力學耦合之實際運用，並且瞭解其案例中試驗岩體的反應與成果。本章將研析四個案例，包含美國 Bellefonte 石灰岩(Polak 等人，2004)(4.1 節)、美國 Capitan 石灰岩(Ishibashi 等人，2013) (4.2 節)、中國甘肅北山花崗岩(申林方等人，2010) (4.3 節)以及美國 Wolfcamp 頁岩(Khan 等人，2022)(4.4 節)，研析成果如下。

4.1 案例一-美國 Bellefonte 石灰岩

1. 試驗程序

本案例分析 Polak 等人(2004)之研究，試驗之目標岩體為美國 Bellefonte 之石灰岩圓柱岩心樣本，樣本直徑為 50 mm，長度為 108 mm，此岩心樣本包含數個單一破裂面，如圖 4.1 所示。試驗裝置如 3.3.1 節所述，岩心樣本使用類似巴西試驗(Vukoturi 等人，1974)進行破裂，以產生縱向平面之破裂面，將樣本外部用環氧樹脂密封以防止水滲出後置於 Viton®套筒內，並於工業級 X-ray CT 電腦斷層掃描儀內進行流體流動試驗。整個試驗期間流速為 $2 \text{ cm}^2/\text{min}$ 。總試驗時間為 1500 小時，試驗期間樣本通過兩種不同成分的水依次循環，前 935 小時為地下水，後 555 小時為蒸餾水，試驗過程中，地下水及蒸餾水之進水處皆透過一個 6 升的儲液槽中抽出。加入封閉流體並加壓至 3.5 MPa，將樣本排氣至壓力為 9 Pa 持續 24 小時。試驗的不同階段共進行了 4 次 X-ray CT 掃描，所有掃描皆垂直於核心軸，第一次掃描是在上述前置作業後，流通試驗前進行，以確定整個破裂面是否完全打開，並作為後續掃描之基線，後 3 次掃描均在壓力為 3.5 MPa 之有效應力下進行，掃描時間分別為試驗開始後 938、1173 和 1492 小時，每次掃描均在岩心的三個不同軸向位置，即圖 4.1 中 610、646 和 665 標示處，分別代表距岩心流體流動進水口處 30、66 和 85 mm 的距離處。

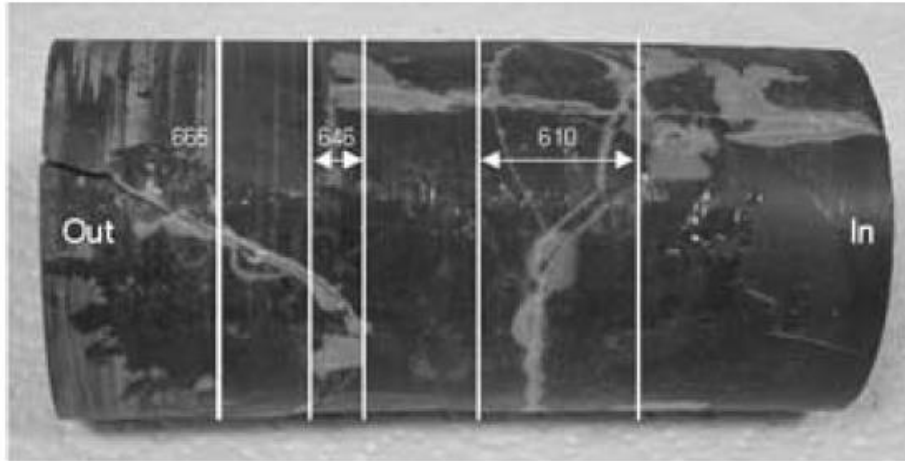


圖 4.1 Bellefonte 之石灰岩樣本，白色實線和數字為掃描之區域及其編號(Polak 等人，2004)

2. 試驗分析

透過上述之試驗程序，進行 X-ray CT 成像、水力內寬演變的間接量測和溶質質量量測，進一步進行化學分析、開口寬分析以及 CT 圖像分析，方法如 3.2 節所述。

3. 試驗結果和討論

(1) 礦物質檢測

進水口和出水口之試驗溶液中主要檢測到 2 種離子，包含 Ca 和 Mg 離子，進水口和出水口的 Ca 和 Mg 離子濃度如圖 4.2 所示。試驗的第一階段為 0 至 935 小時，並以地下水進行循環，地下水之 pH 值約為 8，Ca 離子的濃度約為 45 ppm，Mg 離子約為 20 ppm，由於水源的變化而產生微小的變化。試驗第二階段為 935 至 1490 小時，並以蒸餾水循環，蒸餾水之 pH 值約為 6，流出的 Mg 離子濃度保持在 0.1 ppm 以下，Ca 離子濃度接近 4 ppm。兩個階段之結果可發現，Mg 離子明顯消失，原因可能為進水口和出水口檢測 Mg 離子的濃度主要皆來自進水口處的地下水，次要則是與岩石交互作用。另外，試驗第一階段中的 180 小時前和 800 小時兩個時段，進水口和出水口濃度之間存在顯著差異。

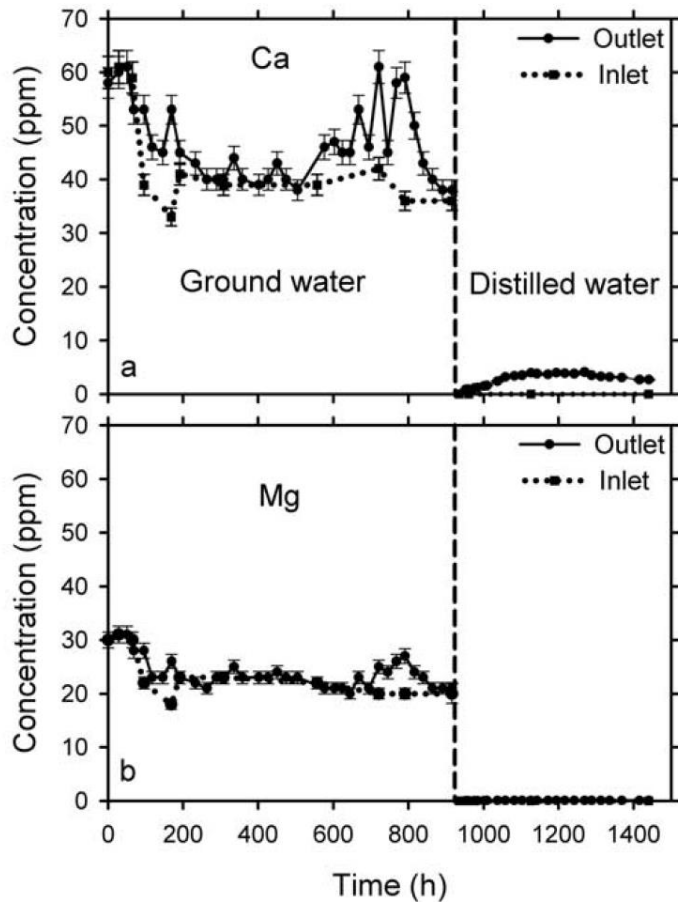


圖 4.2 (a) Ca 離子和(b) Mg 離子的進水口和出水口樣本的化學濃度。935 小時處的垂直虛線為改變注入水之性質(Polak 等人，2004)

Ca 和 Mg 離子濃度的變化(進水口減去出水口)如圖 4.3 所示，其中正值代表樣本內沉澱作用大於溶解作用。試驗第一階段 Ca 和 Mg 離子的濃度差異分別達到 22 和 7 ppm，試驗開始於前 100 小時內有物質沉澱，並於後續試驗之時間段短暫出現沉澱。溶解的主要階段發生在 500 小時後，此時大量的 Ca 離子從樣本中被帶出，如圖 4.3(a)所示，隨後於試驗後 700 小時左右開始有少量的 Mg 離子被移除。試驗初期樣本表面物質被溶液帶走狀況不顯著，但隨時間增加開始增加，出水口端之 pH 值隨時間略有增加，進一步證實樣本中的 Ca 和 Mg 離子被溶解並被帶離至出水口處，使 pH 值增加，而可明確確定破裂面發生顯著質量重新分布的兩個時間為 70-190 小

時和 640-890 小時。試驗的第二階段(即 935-1490 小時)中，僅在出水口處檢測到 Ca 離子，如圖 4.2 和圖 4.3 所示。

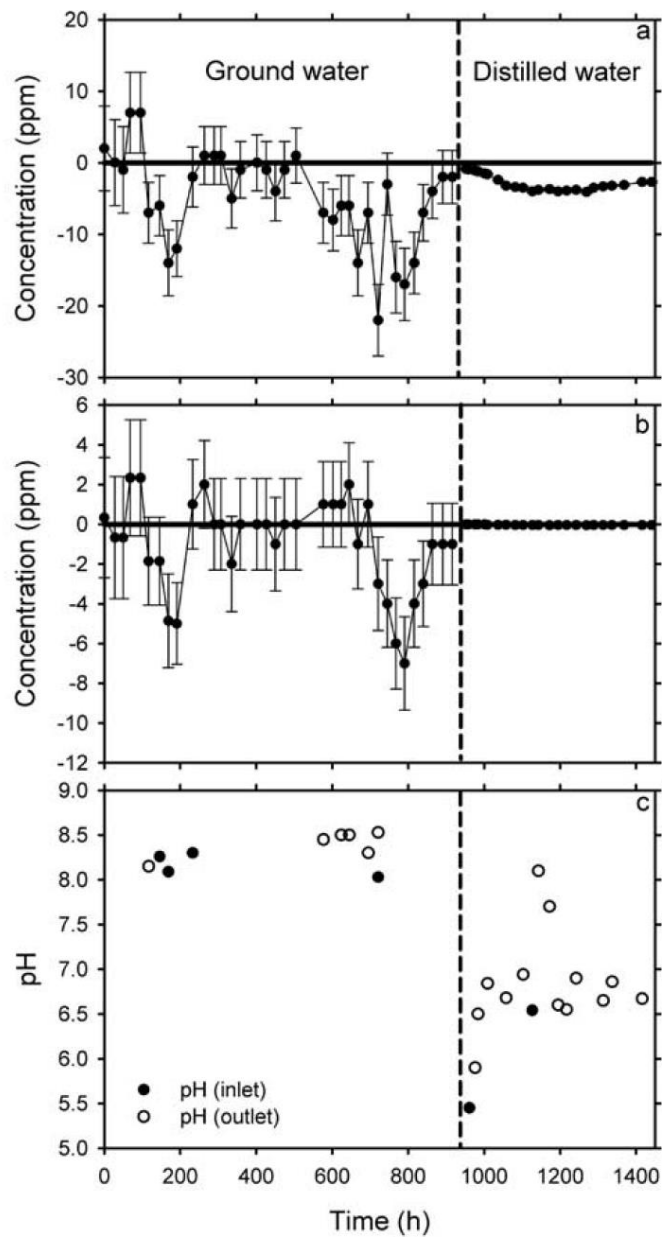


圖 4.3 (a) Ca 離子和(b)Mg 離子於進水口和出水口之間的濃度隨時間變化。正值為沉澱於破裂面中的質量，負值為破裂面中帶走的質量；(c) 進水口和出水口處測量的 pH 值隨時間的變化(Polak 等人，2004)

由 Plummer 等人(1978)之研究結果得知，方解石的溶解速率在 pH 5.5 以上時不受 pH 值影響，方解石的沉澱速率隨著 pH 值高於 5.5 時增加而增加，因此，本案例中地下水的溶解速率預計低於蒸餾水中的溶解速率。pH 值如圖 4.3(c) 所示，試驗的兩個階段之間 pH 值的差異可以透過進水口的變化來解釋。試驗的第一階段，進水口(地下水)的平均 pH 值為 8.15，出水的 pH 值為 8.15 至 8.53。試驗的第二階段，進水口(蒸餾水)的平均 pH 值為 6，而出水口水的 pH 值在 6-7 範圍內。整個試驗過程中，進水和出水的 pH 值差異很小，顯示試驗溶液通過岩心破裂面產生化學反應程度低，以至於 pH 幾乎沒有變化。

(2) 壓力差及滲透率變化

恆定注入流量之狀態下，進水口和出水口之間記錄的壓力差可作為破裂面之水力內寬變化指標。試驗期間，壓力差幅度在 500 - 10 kPa 範圍內，感測器分辨率為± 80 Pa。圖 4.4(a)說明隨著測試進行的壓力差變化，以及相應等效水力內寬之變化。試驗的第一階段(0-935 小時)，樣本的壓力差從 67 kPa 上升到 172 kPa，代表水力內寬從 24 mm 減小到 18 mm。水力內寬在前 500 小時內以每小時 0.0125 mm 的速度縮小，然後逐漸接近 20 mm。於 600 小時時，因電源故障使儀器停止幾分鐘，導致水力內寬在 120 小時內以每小時 0.015 mm 的速度急劇下降，但在第一個階段的最後 200 小時內再次漸近到 18 mm。

測試的第二階段開始進行蒸餾水的循環，試驗過程觀測出兩種不同的流動行為模式。最初壓力差在 139 小時內從 84 kPa 躍升至 520 kPa，對應於水力內寬從 18 mm 減小到 12 mm(圖 4.4)。隨後在進水成分沒有變化的情況下，壓力在 400 小時內從 520 kPa 急劇下降至 11 kPa，對應的滲透率增加了 100 倍，等效水力內寬增加了約 4 倍，達到 43 mm，最後的 200 小時內，水力內寬以每小時 0.075 mm 的速度增加。壓力差記錄對應於滲透率如圖 4.4(b)所示，首先慢慢降低了約 1 個數量級，隨後增加約 2 個數量級，並於試驗終止時滲透率仍在增加。獨立於對記錄的壓力差的解釋，CT 成像顯示了於樣本兩端狹窄流動通道(wormhole)的發展，可能使這種簡單的概念化的平行破裂面更複雜。

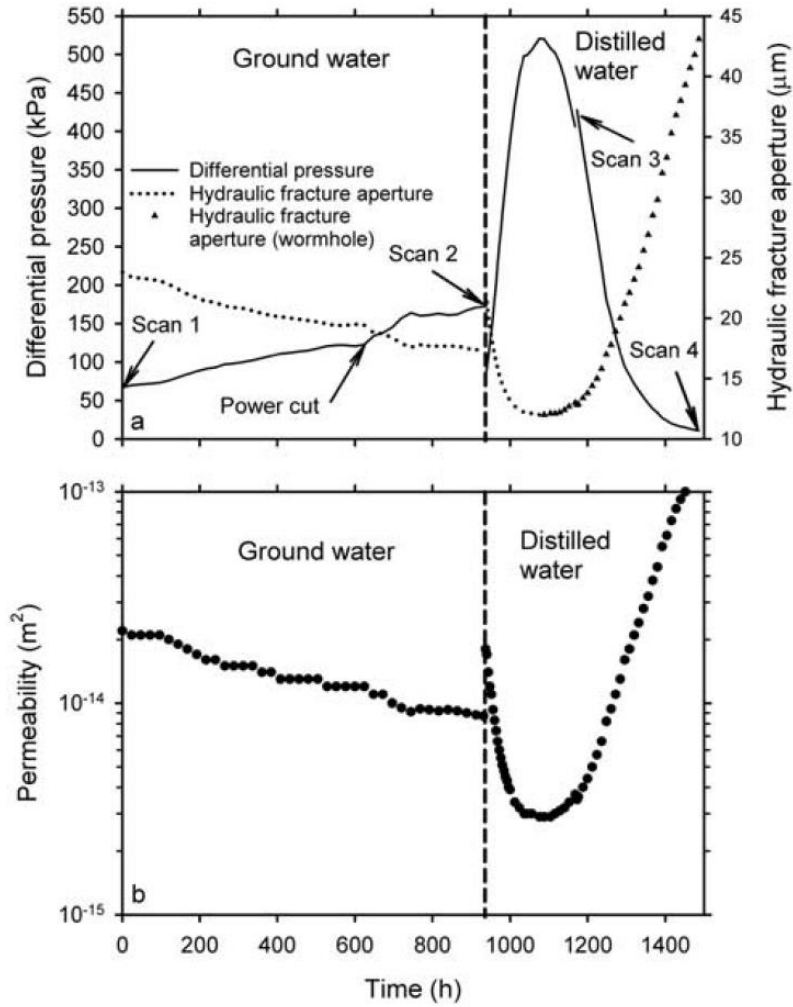


圖 4.4 (a)壓力差(實線)和相應的水力內寬(虛線)隨時間的變化，試驗過程以 $2 \text{ cm}^2/\text{in}$ 的速度連續流過破裂面；(b)試驗期間相對應之滲透率變化(Polak 等人，2004)

(3) CT 成像

圖 4.5 和圖 4.6 顯示了圖 4.1 之樣本編號 610 和 665 的第一次(0 小時)和第四次(1492 小時)掃描序列的結果。岩心樣本位置 665(圖 4.5)位於岩心進水口 85 mm 處。圖中可見兩條水平破裂面，下方破裂面為不連續之破裂面，因此試驗中的流體流動僅發生在上方破裂面中。將岩心樣本位置 665 放大顯示，即使在第一個掃描序列中，破裂面似乎呈現閉合狀態，水力內寬低於 CT 成像的空間分辨率。CT 值顯示(如圖

4.5 中之波線圖)，第一次 CT 掃描破裂面處的 CT 值約為 2000，相對於非破裂面處之 CT 值約 2200 左右有較低的值。隨著破裂面的擴大，非破裂面之 CT 值從約 1800 左右降低至破裂面處約 1300。

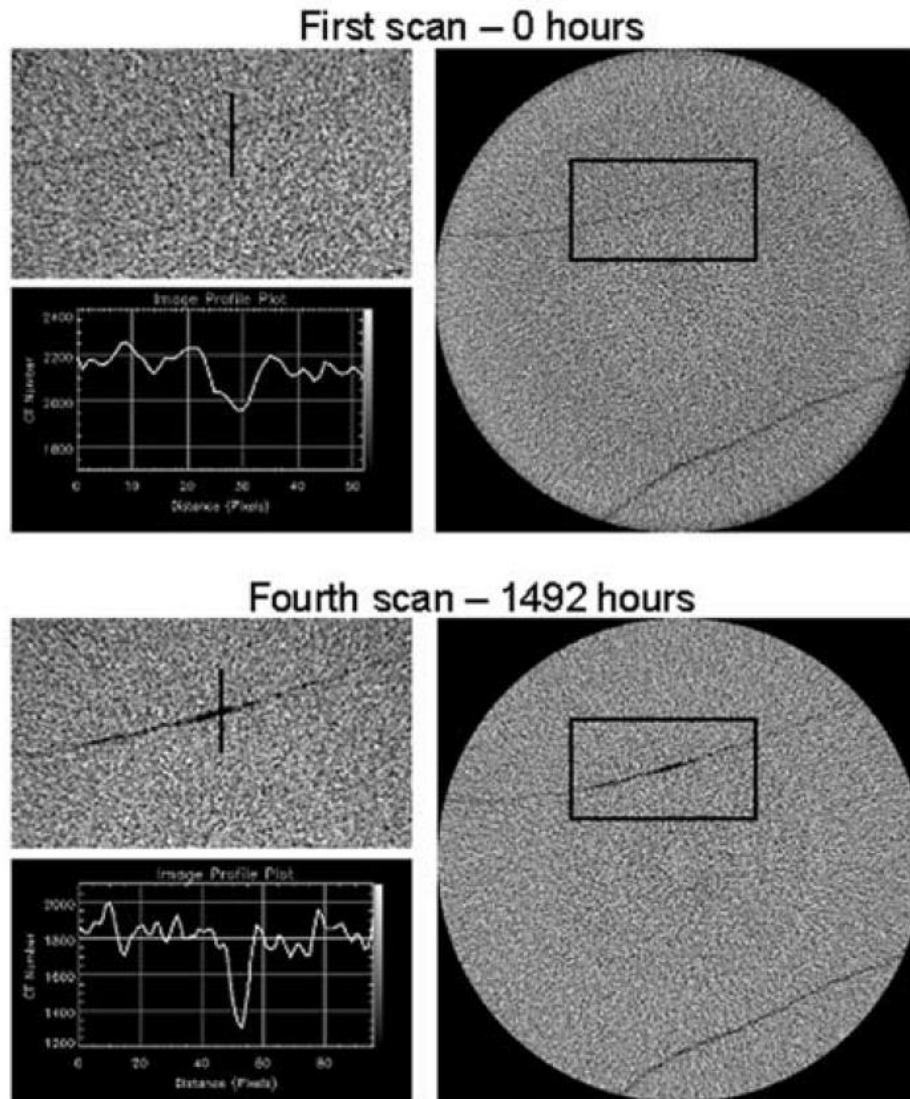


圖 4.5 (a)測試開始(0 小時)；(b)1492 小時之位於岩心樣本進水口 85 mm 處編號 665 掃描圖像。(Polak 等人，2004)

編號 610 之 CT 掃描圖像中可以看到兩條垂直破裂面和一條水平破裂面，如圖 4.6 所示。其位置距離岩心進水口 30 mm 處。兩條垂直之破裂面與掃描剖面以低角度方式交會，因此破裂面之開口寬明顯放大至實際大小，這些破裂面沒有水力相連通，因此，在圖 4.6 所示的圖像序列中，這些非流動破裂面的開口寬幾乎沒有變化。相反的，流動的水平破裂面中，開口寬具有明顯的變化，靠近岩心中心處具有較明顯受溶解而產生的流動通道。CT 值顯示與編號 665 所觀察到相似的破裂面特徵。

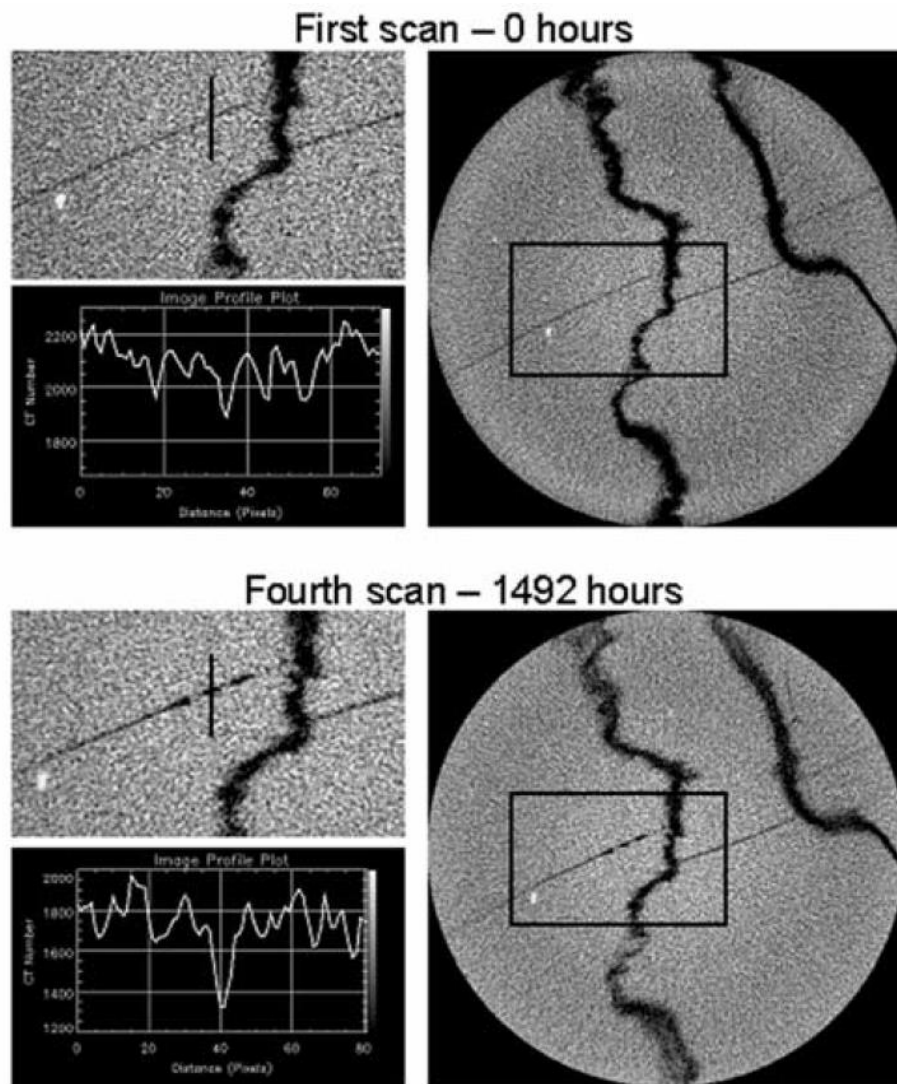


圖 4.6 位於岩心樣本進水口 36 mm 處編號 610 掃描圖像。(a)測試開始(0 小時)；(b)1492 小時 (Polak 等人，2004)

3. 研究案例總結

- (1) 針對待測石灰岩進行兩種溶液進行試驗，分別為地下水(pH 值約為 8)和蒸餾水(pH 值約為 6)，第一階段(地下水)有 Ca 及 Mg 離子兩種礦物析出，第二階段(蒸餾水)析出則較不明顯。
- (2) 對應於壓力差和水力內寬，在第一階段時壓差逐漸增加，水力內寬逐漸變小，但在第二階段時，推測破裂面產生能使水溶液快速從注水口流至出水口之快速流動通道，使壓差由持續升高後急遽降低，對應於水力內寬，降低後急遽升高。
- (3) 由試驗前後樣本之 CT 成像可知，主要流體流動之破裂面於試驗後之開口明顯較試驗前大，也可應證(2)所述，破裂面中快速的流動通道產生，進一步使第二階段末開始水力內寬逐漸升高。

4.2 案例二-美國 Capitan 石灰岩

1. 試驗程序

本案例為 Ishibashi 等人於 2013 年之研究，試驗樣本為新墨西哥州的瓜達盧佩山脈之 Capitan 塊狀石灰岩的圓柱形岩心進行流體流動試驗，樣本直徑為 25mm、長為 50 mm。此樣本來自二疊紀 Capitan 礦脈，由細粒淺灰色低孔隙率(<1%)基質組成，其中含有孤立的孔隙(<3mm)。本案例準備了四個岩心，其編號分別為 TD01、TD02、TD03 和 TD04，四個岩心樣本外觀及資料如圖 4.7 及表 4.1 所示。首先使用岩鋸(rock saw)沿樣本軸向切割產生破裂面，並用「60 粒度」(423 mm)磨料將破裂面均勻粗糙化。每次試驗後將樣本破裂面重新研磨，以產生統計上可重複的粗糙度。流動試驗系統的配置如 3.3.1 節及圖 3.1 所述。

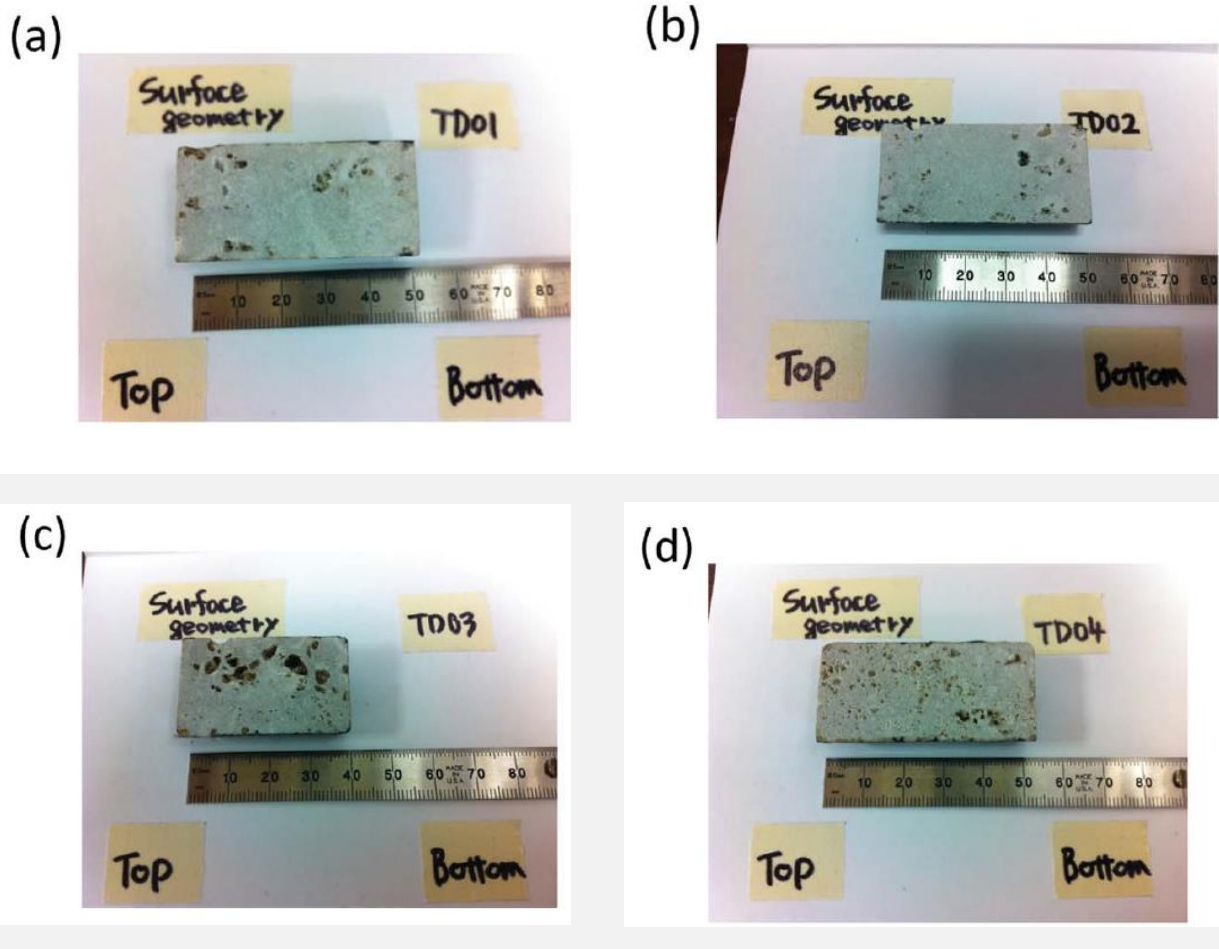


圖 4.7 樣本(a) TD01、(b) TD02、(c) TD03 和(d) TD04 的石灰岩人工破裂面的表面形貌
(Ishibashi 等人，2013)

表 4.1 試驗中使用的樣本量(Ishibashi 等人，2013)

樣本編號	直徑(mm)	長度(mm)
TD 01	25	51
TD 02	25	51
TD 03	25	40
TD 04	25	50

試驗流體的部分，本案例透過調整氯化銨的質量濃度製備 pH 值為 5.0、6.0、6.1、6.3、6.5 和 7.0 的六種不同試驗溶液，如表 4.2 所示，這些試驗溶液的 pH 值在流體流動試驗前進行初步 pH 測量，測得的 pH 值與理論值略有不同。試驗期間，總共進行了 18 次試驗，進水口之 pH 值為定值，圍壓為 3、5 和 10 MPa，每 20 分鐘測量一次通過破裂面的流體流速，最後透過力方定律計算樣本中單個破裂面的水力內寬。

表 4.2 試驗中使用的流動流體的特性(Ishibashi 等人，2013)

試驗溶液編號	氯化銨濃度(kg/m ³)	pH 值(理論值)	pH 值(測量值)
1	9.31	5.00	5.20
2	9.31×10 ⁻²	6.00	5.61
3	5.89×10 ⁻²	6.10	5.82
4	2.34×10 ⁻²	6.30	6.06
5	9.31×10 ⁻³	6.50	6.25
6	0 (蒸餾水)	7.00	6.54

2. 試驗分析

本案例主要進行水力內寬分析，以及 pH 值測定，分析方法如 3.2 節所述。

3. 試驗結果和討論

(1) 開口寬的演變

本案例使用四個石灰岩樣本進行多次重複試驗，圍壓和進水口之試驗流體 pH 值的各種組合觀察資料如表 4.3 所示。圖 4.8 及圖 4.9 分別顯示了圍壓為 3、5 和 10 MPa 的情況下，流速和水力內寬的演變。其中，水力內寬透過圖 4.8 中提供的流速進行計算。如圖 4.9 可知，當進水口之試驗流體 pH 值小於 6.1 時，水力內寬明顯增加，當 pH 值大於 6.5 時，水力內寬緩慢減小，當 pH 值範圍於 6.1 至 6.5 之間時，此區間為破裂面之開口張開至關閉的轉換之過渡範圍。

進水口之試驗流體 pH 值小於 6.1 時，破裂面之開口的明顯增加，可能歸因於自由面溶解較佔相對優勢。相反，當 pH 值大於 6.5 時，破裂面之開口的減小，可能歸因於破裂面之不平整接觸面溶解的較佔相對優勢。此外，過渡狀態(即 pH 為 6.1 至 6.5 之間)時，表示自由面溶解和不平整接觸面溶解這兩種機制之間的平衡。

表 4.3 圍壓和進水 pH 值的各種組合的試驗觀察整理(Ishibashi 等人，2013)

圍壓 (MPa)	流體理論 pH 值	不同壓力 (kPa)	樣本編號	流體流動總體積 (m ³)	水力內寬隨時間的變化 (μm/h)	質量通量 (kg m ⁻² s ⁻¹)
3.0	5.0	100	TD 04	2.5×10 ⁻³	40.77	5.65×10 ⁻⁵
	6.0	100	TD 03	3.8×10 ⁻³	14.85	6.40×10 ⁻⁶
	6.1	100	TD 01	3.5×10 ⁻³	3.28	4.10×10 ⁻⁶
	6.3	100	TD 03	6.0×10 ⁻³	-0.57	1.12×10 ⁻⁶
	6.5	100	TD 01	5.4×10 ⁻³	-0.20	1.12×10 ⁻⁶
	7.0	100	TD 04	3.7×10 ⁻³	-0.71	5.58×10 ⁻⁷
5.0	5.0	100	TD 04	3.4×10 ⁻³	29.17	5.44×10 ⁻⁵
	6.0	100	TD 04	3.4×10 ⁻³	11.66	7.98×10 ⁻⁶
	6.1	100	TD 01	3.8×10 ⁻³	0.98	3.11×10 ⁻⁶
	6.3	100	TD 03	3.3×10 ⁻³	-0.41	1.52×10 ⁻⁶
	6.5	100	TD 01	4.1×10 ⁻³	-0.70	8.20×10 ⁻⁷
	7.0	100	TD 04	3.8×10 ⁻³	-1.04	5.87×10 ⁻⁷
10.0	5.0	100	TD 02	3.4×10 ⁻³	28.50	5.80×10 ⁻⁵
	6.0	300	TD 02	3.0×10 ⁻³	4.16	4.12×10 ⁻⁶
	6.1	300	TD 02	3.0×10 ⁻³	-0.51	1.90×10 ⁻⁶
	6.3	200	TD 02	4.5×10 ⁻³	0.31	9.41×10 ⁻⁷
	6.5	200	TD 02	5.5×10 ⁻³	-0.32	5.66×10 ⁻⁷
	7.0	200	TD 04	2.6×10 ⁻³	-0.94	5.58×10 ⁻⁷

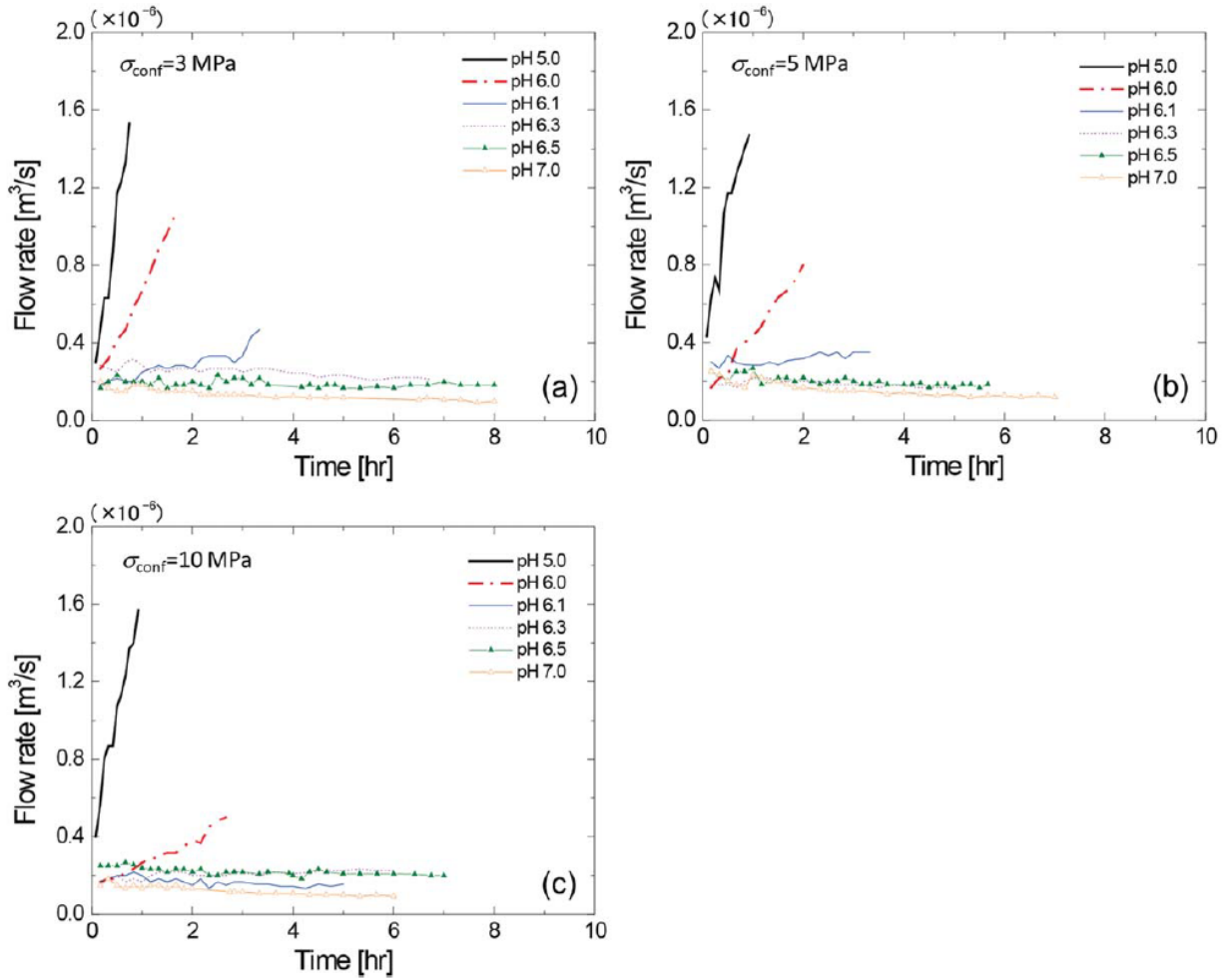


圖 4.8 (a)3MPa、(b) 5 MPa 和(c) 10 MPa 的圍壓下，流體的理論 pH 值為 5 至 7 之流速的演
 變化(Ishibashi 等人，2013)

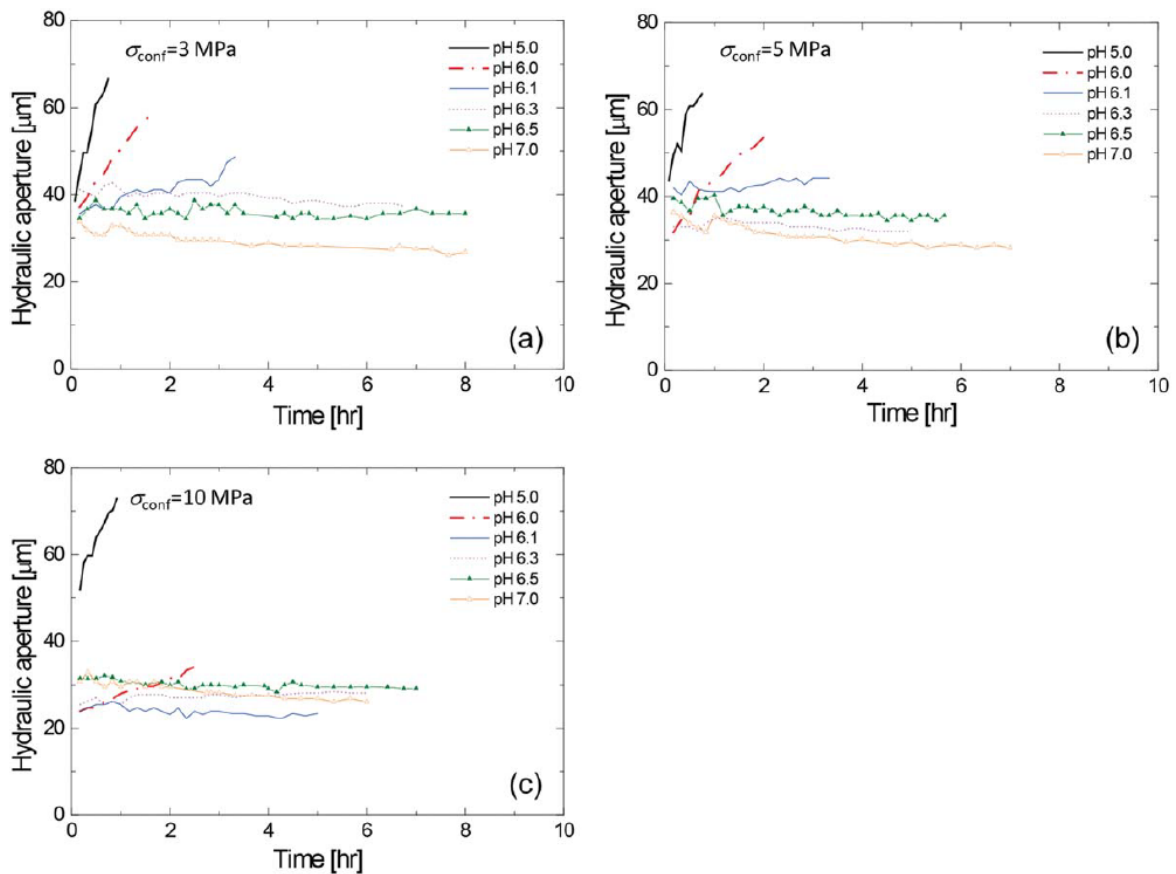


圖 4.9 (a)3MPa、(b) 5 MPa 和(c) 10 MPa 流體的理論 pH 值為 5 至 7 之水力內寬變化
(Ishibashi 等人，2013)

圖 4.10 顯示圍壓對水力內寬隨時間變化的影響，其中流體在 5.0、6.0、6.1、6.3、6.5 和 7.0 的進水 pH 值下流動。隨時間變化的水力內寬近似為一條直線，這條線的斜率(即水力內寬隨時間的變化)為開口寬變化率。開口寬變化率如圖 4.11 所示，該圖顯示當進水口之試驗流體 pH 值小於 6.1 時，滲透率明顯增加，當 pH 值大於 6.5 時，滲透率緩慢降低。該圖還顯示，圍壓分別為 3、5 和 10 MPa 之情況下，開口寬變化率皆隨著進水 pH 值的增加而降低，並且包含開口打開與閉合之間的過渡狀態(即 pH 值為 6.1 至 6.5)。另外，當進水口之試驗流體 pH 值為 5.0、6.0 或 6.1 時，開口寬變化率隨著圍壓的增加而降低。相反，當 pH 值為 6.3、6.5 和 7.0 時，則無法觀察到開口變化率隨圍壓增加的明顯趨勢。

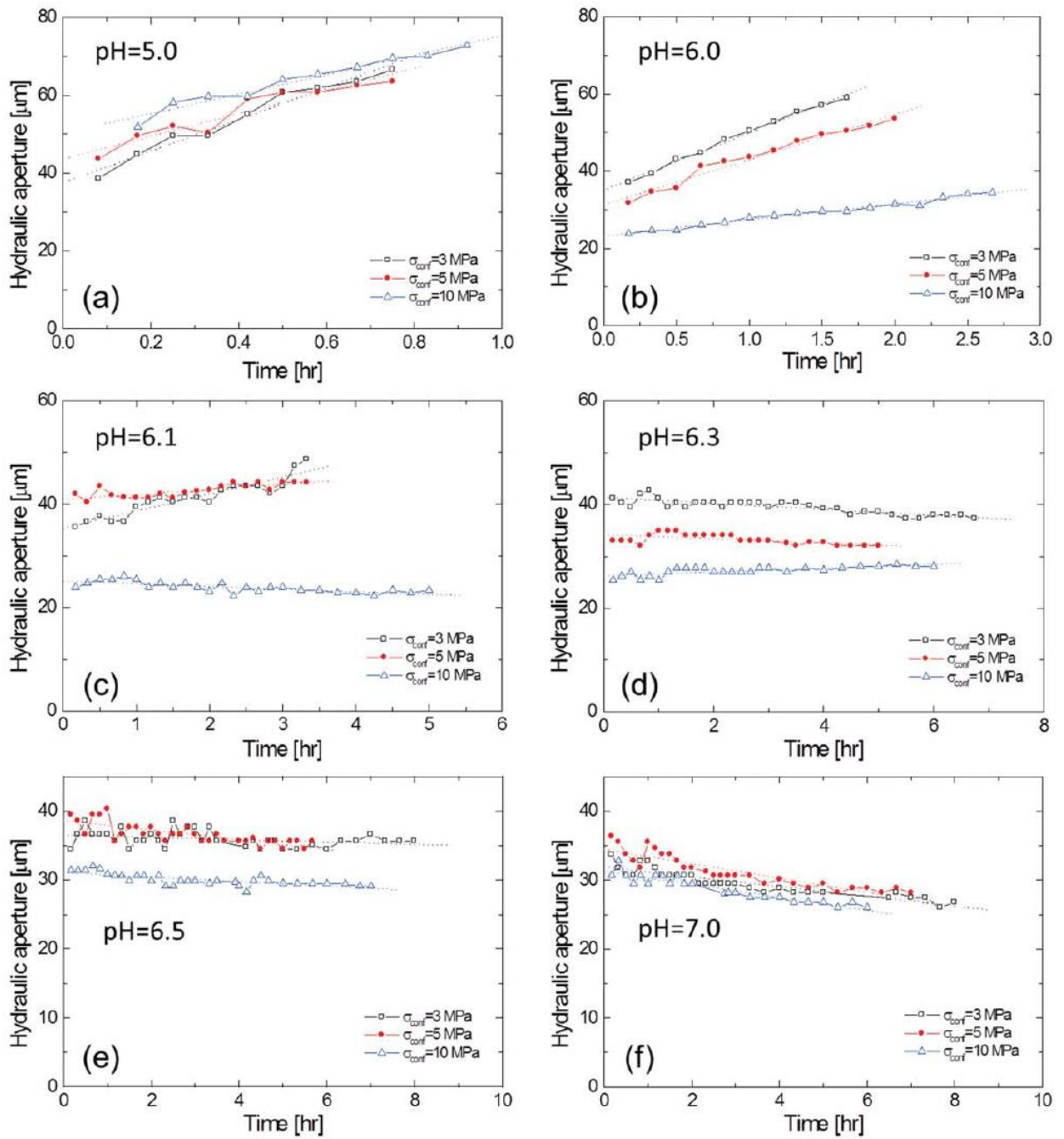


圖 4.10 3 至 10 MPa 的圍壓下，碳酸鹽破裂面的水力內寬的演變，其中流入流體的理論 pH 值為 (a) 5.0、(b) 6.0、(c) 6.1、(d) 6.3、(e) 6.5 和 (f) 7.0 (Ishibashi 等人，2013)

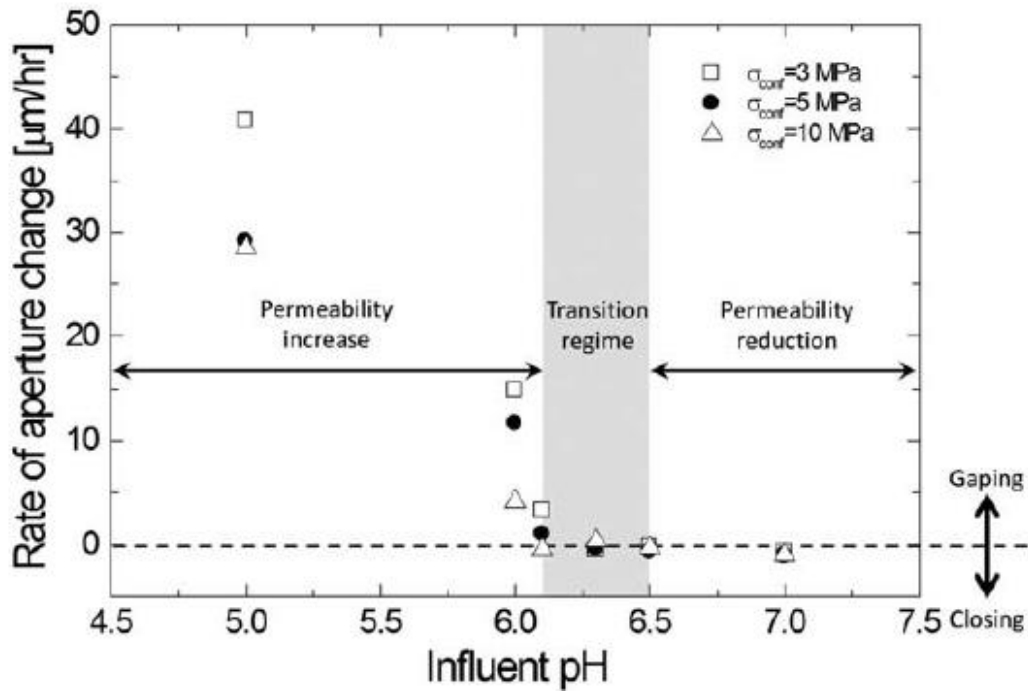


圖 4.11 各種 pH 值和圍壓的組合下，從破裂面之開口變化率(Ishibashi 等人，2013)

(2) 表面溶解

圖 4.12 顯示圍壓於 3、5 和 10 MPa 時，方解石的質量通量隨時間的變化。如圖所示，方解石的質量通量隨時間的變化很小。針對圍壓和進水口之試驗流體 pH 值的各種組合計算試驗期間方解石質量通量的平均量值，如圖 4.13 所示。由圖 4.13 可知，方解石質量通量明顯取決於 pH 值，流體的 pH 值降低會提高質傳速率。其中，pH 值為 5.0 至 6.0 範圍內，質量通量有顯著變化，與 Chou 等人(1989)的研究結果一致。另外，任何 pH 值之試驗流體環境下，皆未觀察到質量通量與圍壓有明顯的相關性，其微小差異可能是破裂面上原始破裂面分佈的差異。

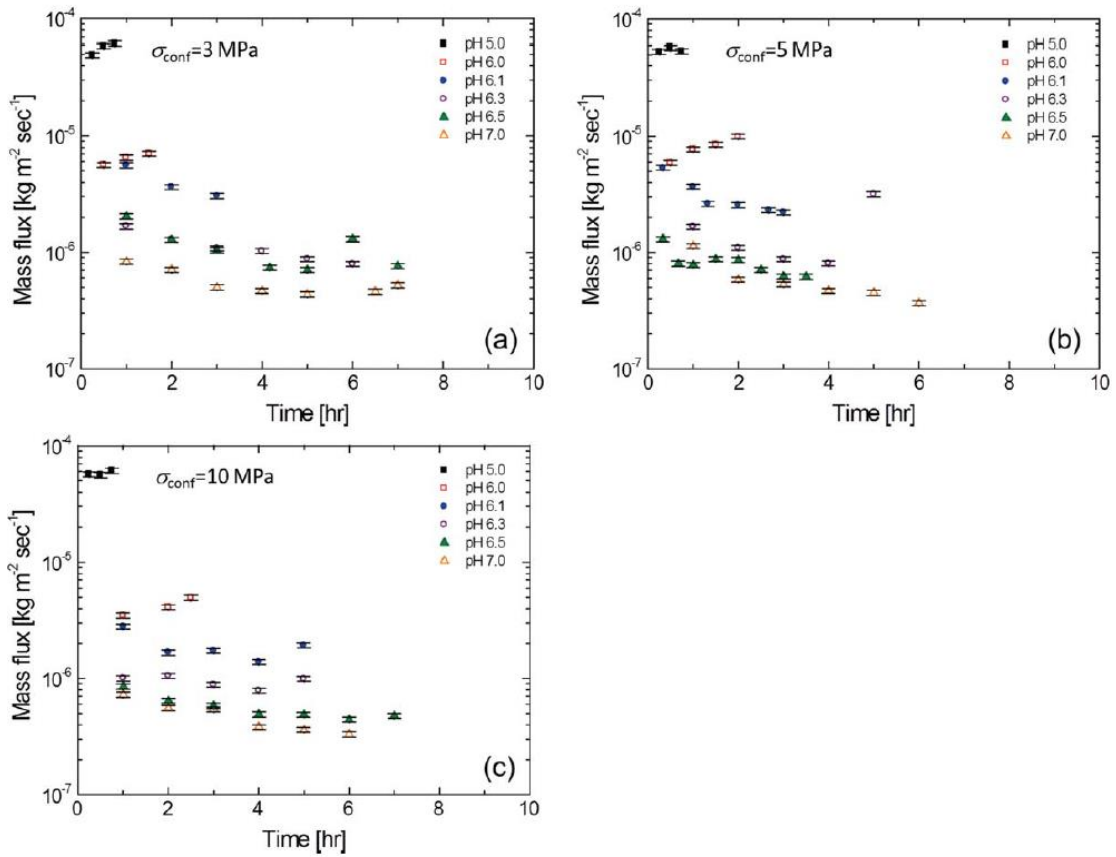


圖 4.12 圍壓為(a)3MPa、(b) 5 MPa 以及(c)10 MPa，理論 pH 值從 5.0 至 7.0 的流體流動試驗中，方解石質量通量的變化，包含 5%的相對誤差(Ishibashi 等人，2013)

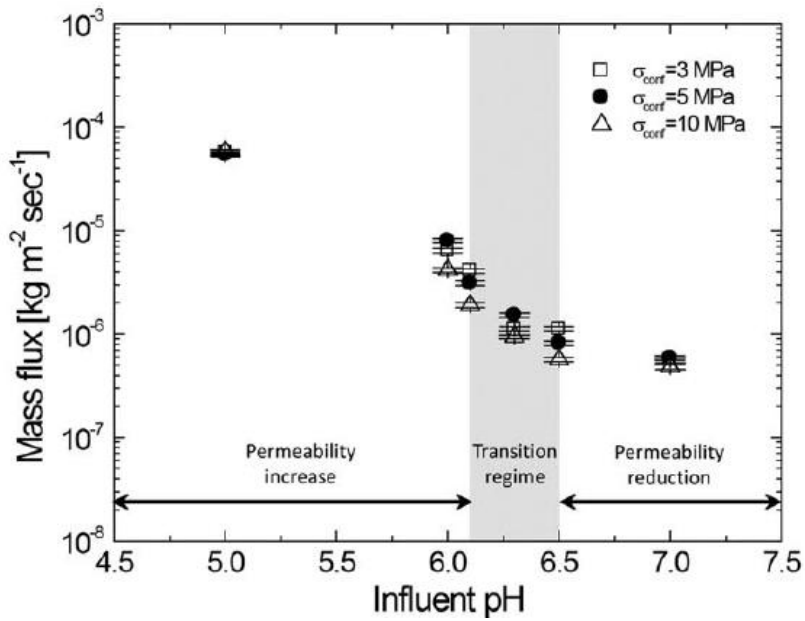


圖 4.13 各種理論 pH 值和圍壓的組合下，方解石質量通量的平均值，包含 5%的相對誤差 (Ishibashi 等人，2013)

(3) 參數模型解釋

本案例所使用之模型為破裂面的代表性元素體積(A representative elemental volume, REV)，示意圖及重要參數如圖 4.14 所示。模型中，孔隙空間充滿溶液並定義局部水力內寬，不平整接觸面都塗有水膜，這些水膜的厚度比非不平整接觸面的開口小得多。模型於恆溫(298 K)下進行試驗，觀察碳酸鹽破裂面中的滲透率演變。試驗中，被帶離破裂面的方解石質量可能是導致水力內寬變化的主要因素。本案例流體的 pH 值與方解石溶解的淨速率之間的關係參考 Chou 等人(1989)之研究，如圖 4.15 所示，案例中之試驗溶液 pH 條件之淨溶解速率的值彙整於表 4.4。自由面溶解反應速率常數(k_2)與表 4.4 中顯示之 pH 值相同。考慮到方解石的相對高反應性，不平整接觸面之溶液受自由面與方解石反應的影響，其 pH 值可能相對較高。因此，本案例將不平整接觸面溶液的 pH 值設定為 7.0。對應於表 4.4，其壓溶作用之反應速率常數(k_1)設置為 $7.39 \times 10^{-7} \text{ mol/m}^2/\text{sec}^{-1}$ 。

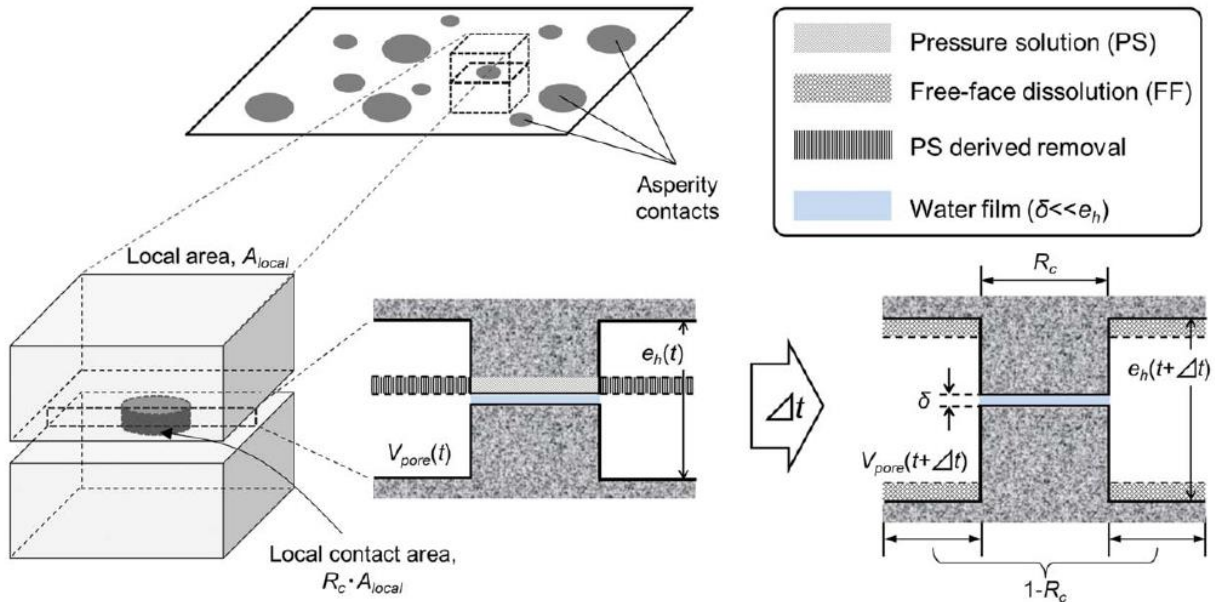


圖 4.14 REV 模型示意圖。 e_h ：破裂面之水力內寬； $V_{pore}(t)$ ：REV 內的孔隙體積； A_{total} ：破裂面的總面積； R_c ：接觸面積比(與圍壓有關之參數)(Ishibashi 等人，2013)

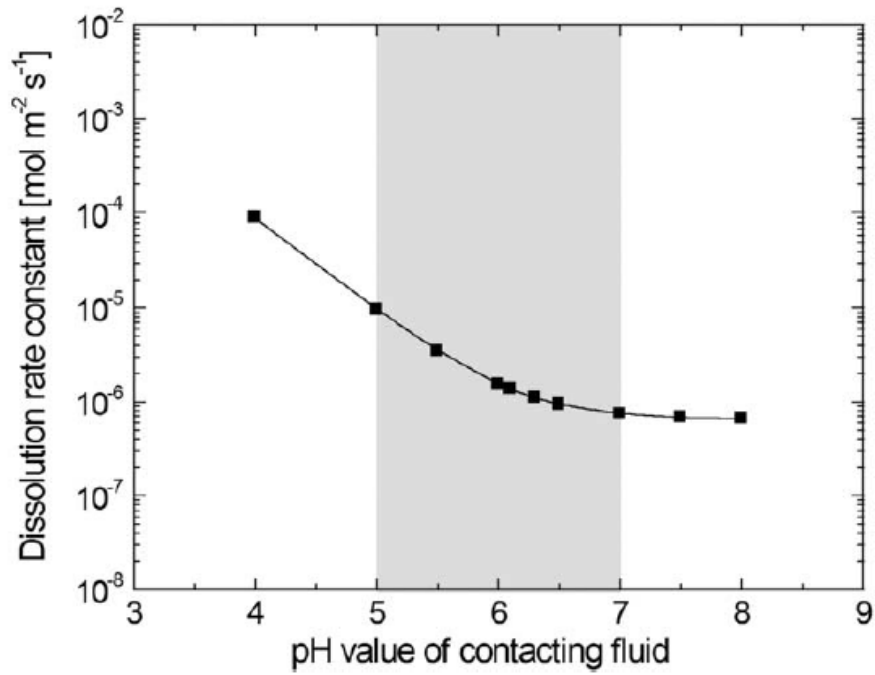


圖 4.15 根據 Chou 等人(1989)所計算的方解石溶解之對數速率與 298 K 時流體 pH 的函數關係(Ishibashi 等人，2013)

表 4.4 根據 Chou 等人(1989)之不同 pH 值下方解石的淨溶解速率(改自 Ishibashi 等人，2013)

pH 值(理論值)	方解石溶解的淨速率(mol m ⁻² s ⁻¹)
5.0	9.55×10 ⁻⁶
6.0	1.54×10 ⁻⁶
6.1	1.36×10 ⁻⁶
6.3	1.10×10 ⁻⁶
6.5	9.32×10 ⁻⁷
7.0 (蒸餾水)	7.39×10 ⁻⁷

圖 4.16 和圖 4.17 中，空心方形、實心圓形和空心三角形代表總質量通量和開口變化率之試驗結果，細線代表模擬結果。然而，開口變化率和總質量通量之預測值大約比測量值小 10 倍。為了使試驗結果之開口變化率和總質量通量與模擬結果吻合，壓溶作用之反應速率常數(k_1)和自由面溶解反應速率常數(k_2)增加了 10 倍。調整反應速率常數的原因是為了適應方解石性質的多樣性(粒度、結晶度、雜質和缺陷密度)。Chou 等人(1989)之研究中評估的方解石與本研究中的不同，Arvidson 等人(2003)

的研究指出了方解石溶解速率常數的絕對值存在很大的不確定性。修改後之 k_1 和 k_2 ，將各種組合重新計算總質量通量和開口變化率，模擬結果如圖 4.16 和圖 4.17 之粗線。如圖 4.16 和圖 4.17 所示，當使用修改後的 k_1 和 k_2 值時，開口變化率和質量通量的絕對值與觀測值相吻合。

模擬結果顯示，任何 pH 值下皆未觀察到質量通量對圍壓的明顯依賴性(圖 4.16)。圍壓於 3、5、10 MPa 的狀況下，自由面溶解的傳質速率明顯占主導地位。總質量傳遞速率顯示出沒有應力依賴性，且總質量通量對於各種圍壓幾乎相同。此外，當進水 pH 值較低時，觀測值和模型之間的質量通量差異似乎更大，這種差異可能是由於試驗中發生在岩石基質或沿圓柱形樣本邊緣的溶解而產生的現象。

開口變化率的部分，pH 值為 5.0 至 6.0 的範圍，預測值和觀測值之間存在顯著差異。這種差異主要是由於在當前模型中沒有考慮破裂面內快速流動通道的形成，即 4.1 節中「3.研究案例總結」所述(Polak 等人，2004)。模型再現了試驗特徵，即開口變化率隨著進水 pH 值的增加而減小，並且在任何圍壓下從開口張開過渡到關閉。然而，進水口之試驗流體於任何 pH 值下都沒有觀察到開口變化率隨圍壓有顯著的改變(圖 4.17)。這一特性與試驗觀察結果不一致，特別是在進水 pH 值為 5.0-6.0 時，觀察到的開口變化率隨著圍壓的增加而明顯降低。考慮到模型和觀察之間的差異只有試驗流體的 pH 值相對較低時才很明顯，那麼觀察到的開口變化率隨應力之變化主要是由快速流動通道的形成引起。用試驗結果推斷這一觀察結果顯示，產生快速流動通道的能力隨著圍壓的增加而降低。

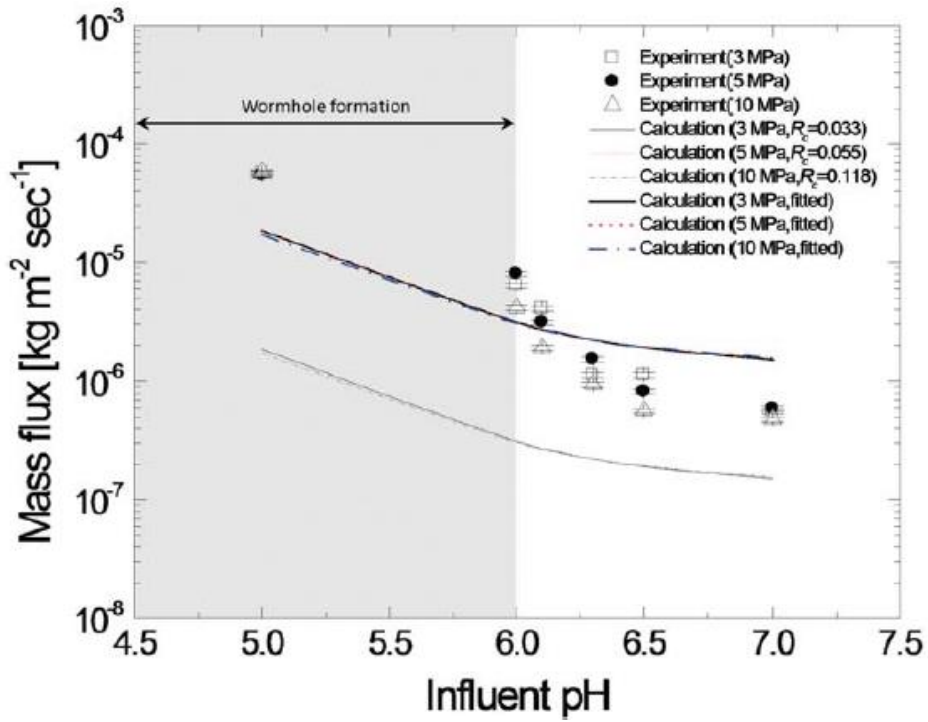


圖 4.16 各種組合之試驗量測結果的質量通量和參數模型之比較。細線和粗線分別為原始參數和修改參數的結果(Ishibashi 等人，2013)

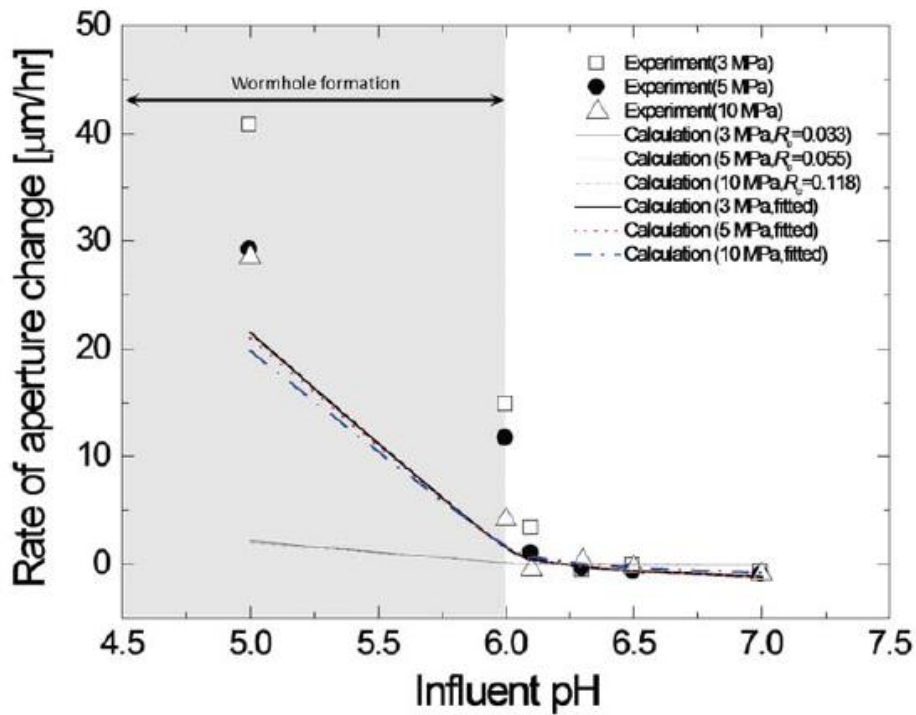


圖 4.17 各種組合之試驗量測結果的開口變化率和參數模型之比較。細線和粗線分別為原始參數和修改參數的結果(Ishibashi 等人，2013)

3. 研究案例總結

- (1) 本案例研究力學和非平衡化學效應之間的相互作用對碳酸鹽岩破裂面之滲透率的演化，結果得知化學效應顯著。自由面溶解增加破裂面之開口和滲透率，不平整接觸面的壓溶作用降低破裂面之開口和滲透率。
- (2) 試驗結果顯示，入水口之試驗溶液 pH 值小於 6.1 時，滲透率明顯增加，當 pH 值大於 6.5 且圍壓為 10 MPa 時，滲透率降低。前者歸因於自由面溶解佔整體反應之相對優勢，而後者歸因於壓溶作用佔相對優勢。pH 為 6.1 至 6.5 之過渡狀態代表這兩種機制之間的平衡。由結果得知，圍壓為 10 MPa 之碳酸鹽破裂面之滲透率演化過程中，非平衡化學的影響大於力學。
- (3) 透過模型驗證試驗觀察結果發現，入水口之試驗溶液 pH 值介於 5.0 和 6.0 之間時，可發現預測值和觀測值之間的開口變化率存在顯著差異。這種差異由於模型未考慮快速流動通道的形成 (Polak 等人，2004)。

4.3 案例三-中國甘肅北山花崗岩

1. 試驗程序

本案例為申林方等人於 2010 年之研究，試驗樣本為中國甘肅北山的花崗岩，其主要成分為長石(52%~59%)、石英(24%~30%)及雲母(17%~20%)，將樣本劈開產生一條平行於軸線方向之人工粗糙破裂面，如圖 4.18 所示。將劈開的岩石樣本合攏後，放入特製橡膠套中，並安置於三軸室內，接上位移感測器。三軸室溫度設定保時恆溫為 25°C。圍壓設置為 10MPa、偏壓(軸壓減去圍壓值)設置為 150MPa，滲透壓為 1MPa。試驗的溶液為 0.01mol/L 之 Na₂SO₄，並用鹽酸調配至 pH 值為 2。案例中共進行了 4 項試驗，參數如表 4.5 所示。

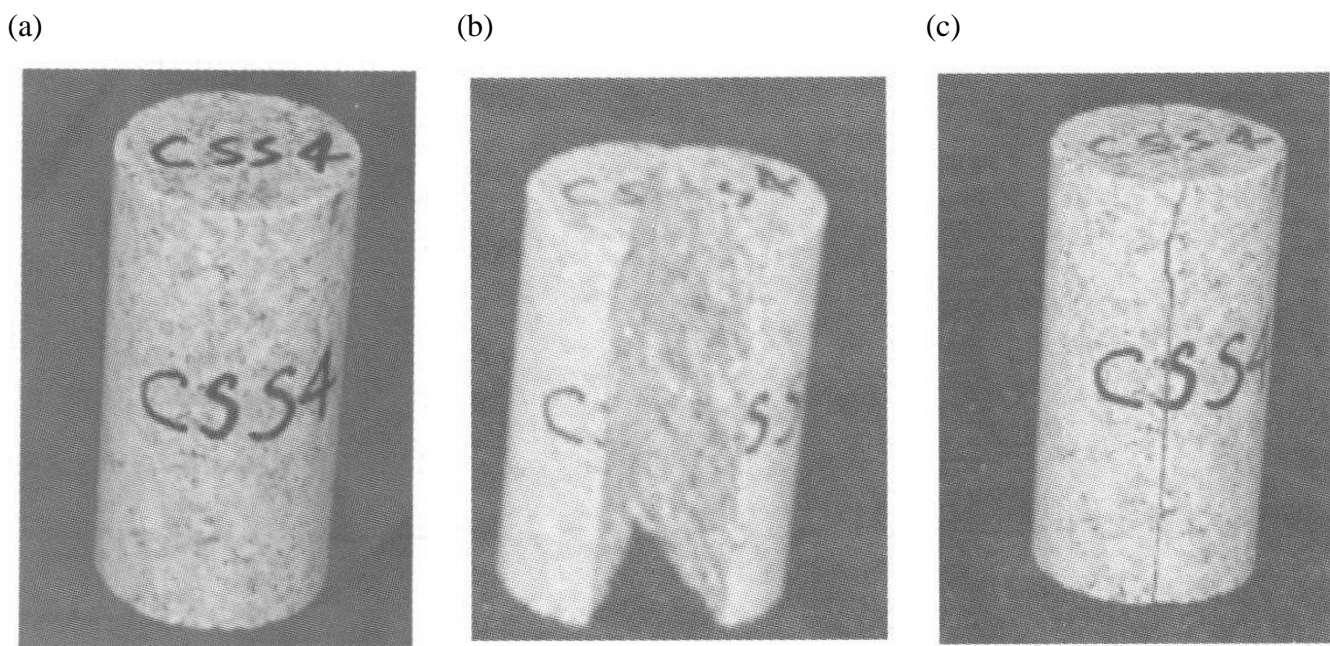


圖 4.18 岩石樣本制備(a)完整的圓柱樣本；(b)劈裂後之樣本；(c)合攏後之樣本(申林方等人，2010)

表 4.5 3 種狀況之試驗條件。Na₂SO₄ 溶液的濃度均為 0.01mol/L(改自申林方等人，2010)

試驗編號	圍壓/MPa	偏壓/MPa	水壓/MPa	試驗溶劑	溫度/°C	持續時間/h
css 1	10	150	1	Na ₂ SO ₄	25	3528
css 4	10	150	1	Na ₂ SO ₄	25	1800
csw 1	10	150	1	蒸餾水	25	2184
csd 1	9	150	0	無	25	780

2. 試驗分析

本研究針對此案例之分析項目中，主要針對礦物的溶解反應以及破裂面的流體流動特性進行整理，其分析方法如 3.2 節所述。

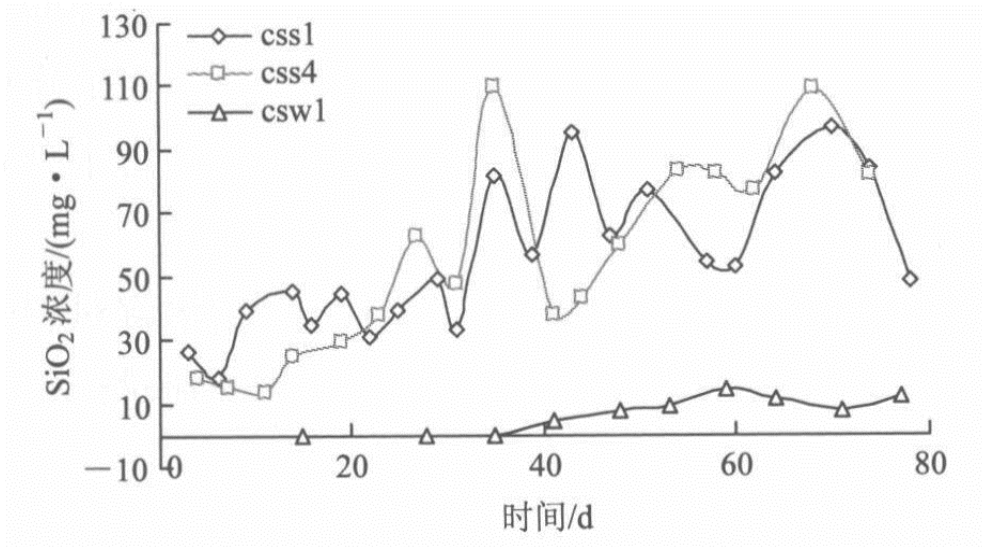
3. 試驗結果和討論

(1) 礦物主要溶解狀況

透過檢測出水口採集的試驗溶液之 Al^{3+} (長石類礦物)及 SiO_2 (石英)濃度，觀察礦物受酸性水溶液溶解之程度，如圖 4.19 所示，由圖可知，隨著試驗時間增加， Al^{3+} 及 SiO_2 濃度均有上升之趨勢，表示破裂面之礦物受酸性溶液作用下而溶解。相較於酸性水溶液，蒸餾水在試驗開始後較長一段時間後，才檢測出 SiO_2 ，而 Al^{3+} 的部分完全沒有被檢測出，表示主要的化學反應為石英的溶解，而長石基本上沒有發生溶解。

進一步透過掃描式電子顯微鏡(SEM)進行掃描，觀察試驗前後破裂面上礦物的形貌變化，圖 4.20 為透過掃描式電子顯微鏡(SEM)之結果，圖 6(a)至圖 6(d)為未經歷試驗的岩石樣本，圖 6(e)至圖 6(h)為經過酸性試驗溶液之流通試驗後岩石樣本，由圖可知，未經歷試驗之岩石樣本期整體形貌較緻密、無空洞，礦物節理形狀清晰、棱角分明，斷口特徵明顯且沒有風化溶蝕等現象。經歷酸性試驗溶液流通試驗後之樣本，破裂面仍存在未受酸性容易影響之區域，但也有許多明顯變化之區域，明顯受酸性溶液影響之區域可見礦物表面產生許多溶蝕洞及礦物受溶解作用產生的不完整節理。

(a)



(b)

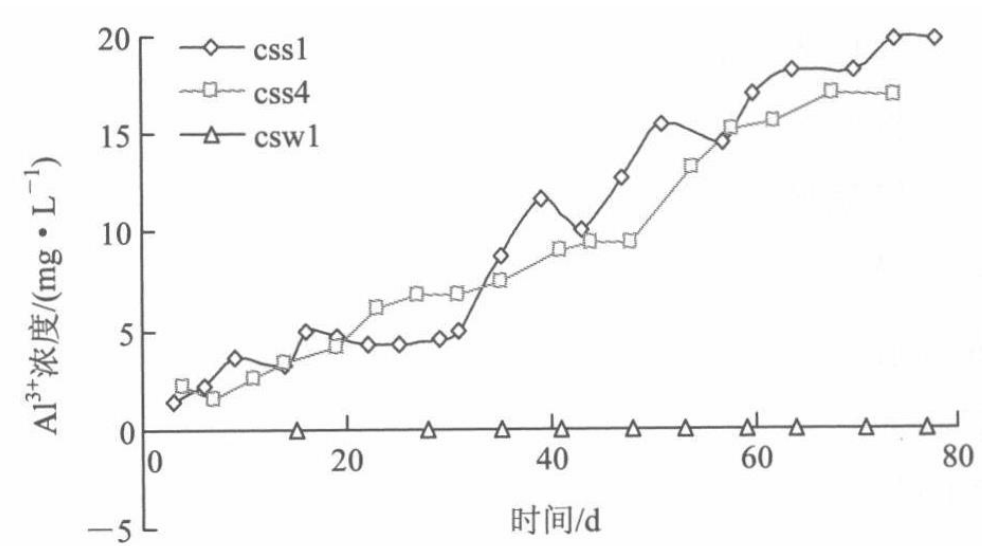
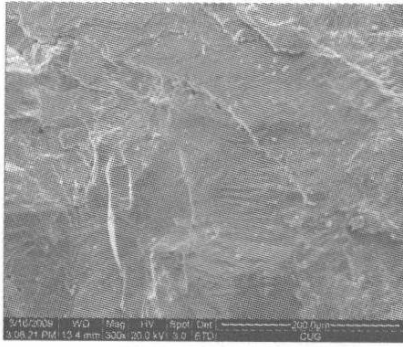
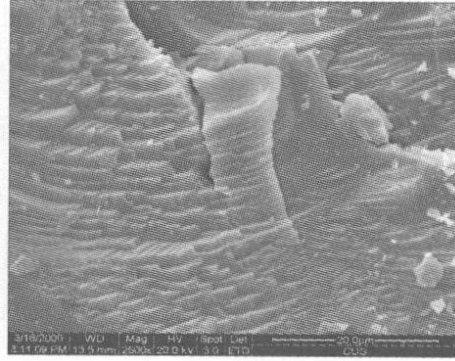


圖 4.19 試驗過程中流出水溶液之(a) SiO_2 ；(b) Al^{3+} 離子濃度變化 (申林方等人，2010)

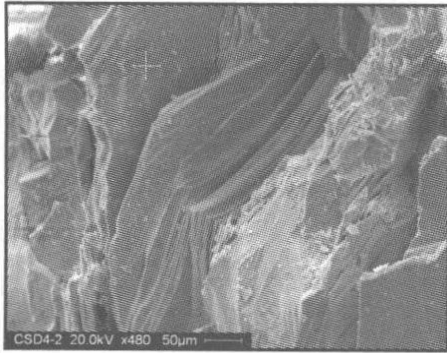
(a) 試驗前岩石樣本整體形貌



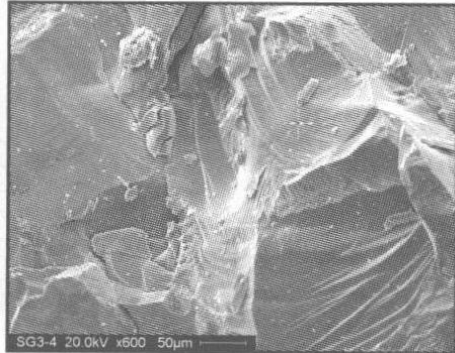
(b) 試驗前岩石樣本長石形貌



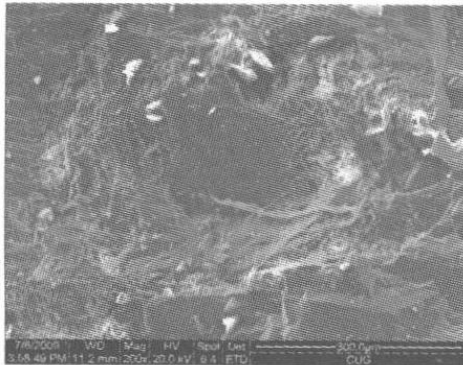
(c) 試驗前岩石樣本雲母形貌



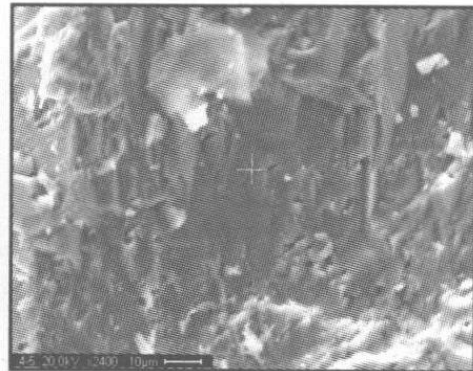
(d) 試驗前岩石樣本石英形貌



(e) 試驗後岩石樣本整體形貌



(f) 試驗後岩石樣本長石形貌



(g) 試驗後岩石樣本雲母形貌



(h) 試驗後岩石樣本石英形貌

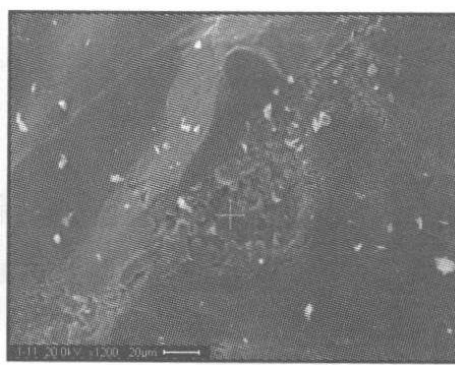


圖 4.20 試驗前後之破裂面表面礦物形貌比對(申林方等人, 2010)

(2)破裂面之流動特性

圖 4.21 為秤重法測得知出水口之試驗溶液流量，並透過立方定率轉換為破裂面之水力內寬隨時間之變化，由圖中可知，酸性溶液流經破裂面後，整體水力內寬逐漸減小，減小趨勢逐漸平緩至穩定，唯酸性溶液試驗之樣本(即 css1 及 css4)之水力內寬於 300 小時前變化幅度較大，且兩個樣本隨時間的趨勢不盡相同，推測主要原因可能是兩樣本之破裂面本身的粗糙度、破裂面表面幾何形狀的差異，當酸性溶液進行試驗時，受圍壓作用下之破裂面表面的礦物產生不同程度的局部溶解，進一步使兩樣本於試驗初期之水力內寬產生差異，但在圍壓和酸性溶液的持續作用下，破裂面表面因持續溶解使破裂面逐漸平滑，進一步使水力內寬逐漸趨於穩定。蒸餾水的部分，水力內寬初期緩慢增加，直至穩定。造成此情況之變化方式可能原因受礦物溶解影響。由圖 4.19 可知，酸性溶液下，礦物的溶解反應迅速，破裂面上的礦物成分透過流體被大量帶離破裂面，且試驗中受恆定圍壓作用，破裂面上物質被帶離後使破裂面再次被壓密，進一步導致水力內寬減小，隨著反應後期速率減小，水力內寬變化也趨於穩定。由此可知，應力作用下礦物溶解並沒有使破裂面增加透水性，與無應力作用時溶解有區別。相較之下，蒸餾水對破裂面礦物溶解非常微弱，尤其在前期基本上沒有發生溶解反應。因此，試驗初期之水力內寬受滲透壓作用下破裂面持續產生流動通道造成水力內寬緩慢增加。

為了進一步了解應力作用下礦物溶解對破裂面形貌、水力參數的影響，該試驗針對試驗前後之破裂面進行三維雷射掃描，如圖 4.22 所示，由圖可知，試驗前破裂面表面較凹凸不平、粗糙，試驗後表面較均勻化、平緩。透過三維雷射掃描資料進一步計算破裂面之粗糙度(*JRC*)，結果如圖 4.23 所示，圖中 css1-1 和 css1-2 分別為同一岩石樣本的兩個破裂面，以此類推。整體而言，試驗後之 *JRC* 均明顯小於試驗前，同一試驗樣本之兩個破裂面粗糙度變化程度相近。試驗時間也影響破裂面粗糙度之變化，css1 試驗持續時間較長，因此其粗糙程度也變化較大。

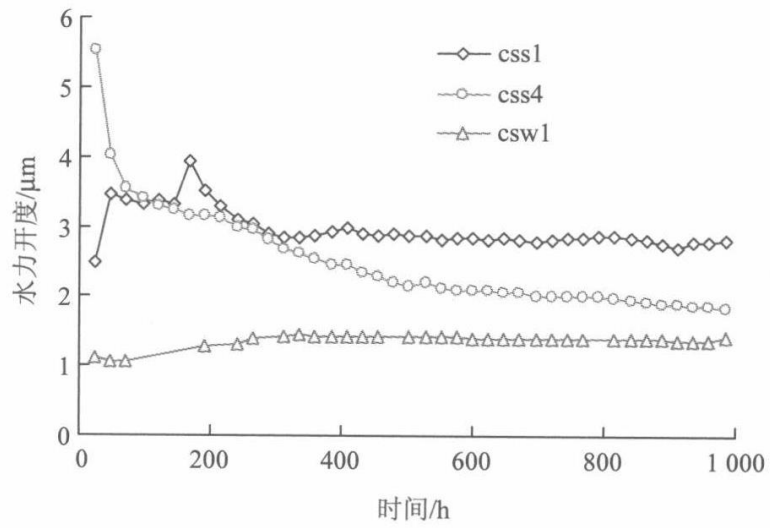
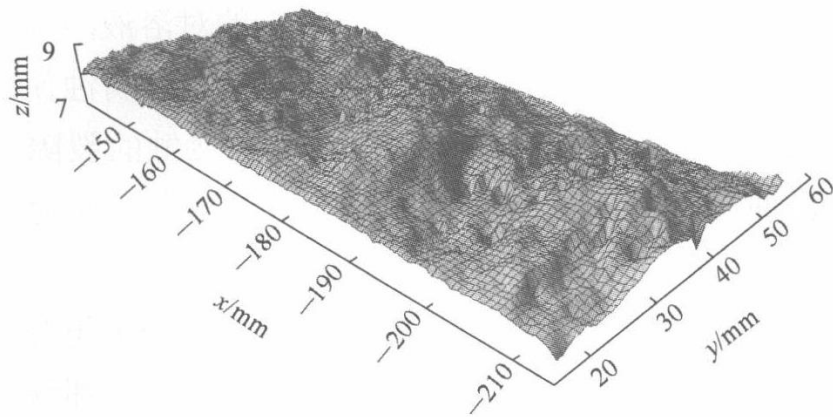


圖 4.21 水力內寬隨時間變化曲線(申林方等人，2010)

(a)



(b)

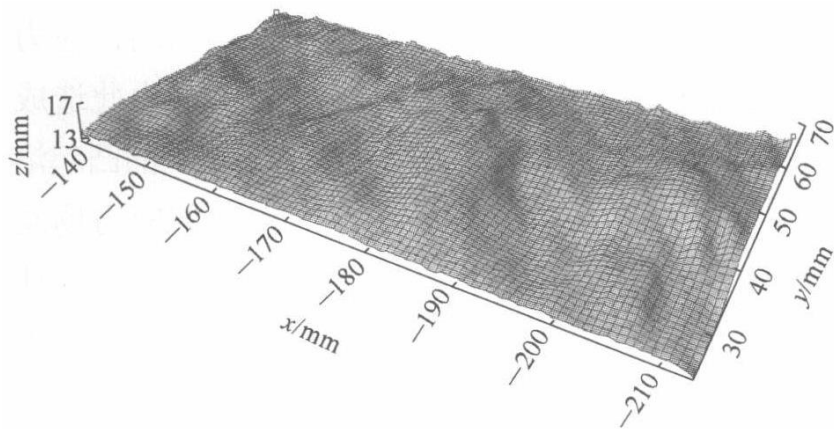


圖 4.22 (a)試驗前；(b)試驗後之破裂面表面三維形貌(申林方等人，2010)

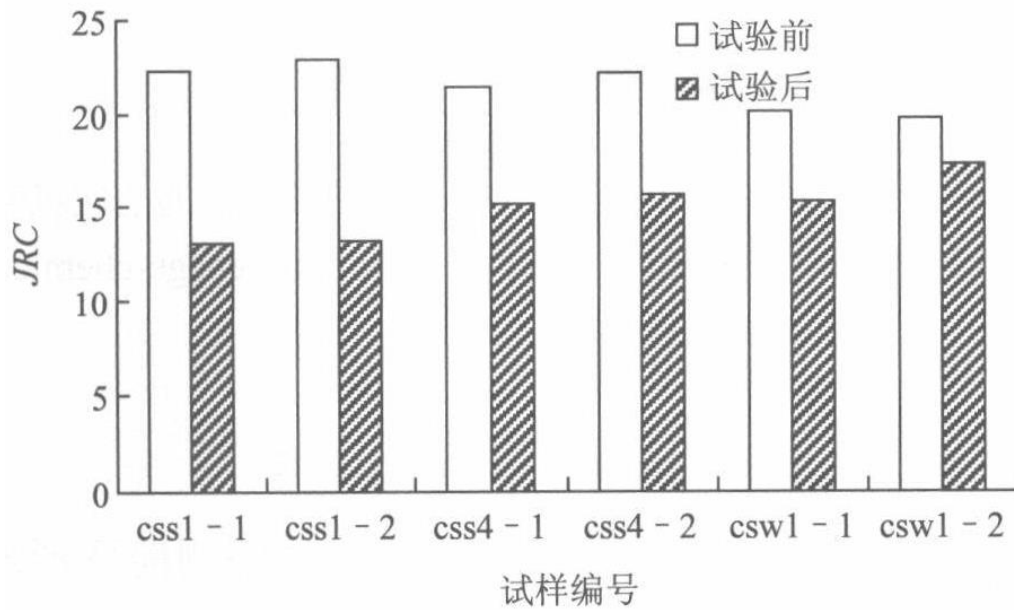


圖 4.23 試驗前後破裂面之 JRC 變化(申林方等人，2010)

3. 研究案例總結

- (1) 透過出水口之試驗溶液成分測定及對破裂面表面礦物形貌掃示，顯示酸性溶液對礦物的溶解及對破裂面表面形貌的改變影響顯著。
- (2) 恆定應力作用下，溶解反應使破裂面之水力內寬減小，表面粗糙度也減小，顯示溶解反應優先發生於破裂面承受較大壓力的不平整之接觸面，具有壓溶作用的特徵。

4.4 案例四-美國 Wolfcamp 頁岩

1. 試驗程序

本案例為 Khan 等人(2022)之研究，岩石樣本為二疊紀盆地深度 2.83 km 的 Wolfcamp 頁岩中，垂直於層理鑽取了一個岩心，岩心直徑為 25.4 mm，長度 20.0 mm。礦物組成為 47.0% 石英、7.6% 長石、31.5% 黏土、8.2% 方解石、1.5% 白雲石、2.4% 黃鐵礦、和 1.8% 的有機物，總碳酸鹽含量為 9.7 wt%。

試驗流程包括劈裂頁岩、岩心-流體試驗單元構建、試驗程序和材料，以及用於監測破裂網路演變以及在試驗後特徵化破裂面和剖面的方法，流程如圖 4.24。垂直岩心首先進行巴西測試，將樣本產生破裂面。應力施加在圓柱岩心的曲面上(圖 4.25)，從而形成複雜的破裂網路。巴西試驗期間，破裂面上會產生細粒岩屑。重新組合兩個破裂面之前，這些細屑從破裂面去除，將其固定在粗棉布中，並包裹環氧樹脂(J-B Weld MarineWeld Epoxy)。添加六個直徑為 1 mm 的鋼球作為基準標記，為流體流動試驗之前、期間和之後拍攝的 CT 掃描圖像比對標準。最後，將熱縮管纏繞在岩心周圍。圓柱體兩端都裝有 4 mm 玻璃珠(Walter Stern 100E)以分散流量，並使用 PEEK 封蓋蓋住，以製成密封的岩心-流體試驗單元，接著對乾裂岩心進行基線 CT 掃描，並將岩心裝入試驗裝置，如圖 4.25 所示。其中，進水口和出水口處使用玻璃珠可防止直接收集流出物，使用 PEEK 材料做為封蓋，於 CT 掃描期間不會造成干擾。

流體流動試驗裝置如圖 3.6。進水口處，岩心-流體試驗單元左側連接到兩個帶有三通閥的注水泵，分別為 Pump E 和 Pump R。Pump E 裝有中性平衡鹽水容器，Pump R 裝有一個 pH 值為 2 之反應性鹽水容器。所有流體都經過 N₂ 噴射以去除系統中的氧氣，目的僅將反應性驅動因素限制為 Pump R 內的酸性鹽水，除去氧化溶解的反應，岩心-流體試驗單元的出水口端連接到廢液瓶。反應性鹽水注入相關參數如表 4.6，以確定破裂網路的時間演變。對於每次注入反應性鹽水，其步驟包含：岩心-流體試驗單元(圖 4.25(c))用平衡鹽水飽和 2 小時，設定的持續時間內注入反應性鹽水(反應性鹽水如表 4.6)，用平衡鹽水沖試驗單元 2 小時，注入 N₂ 氣置換岩心中的平衡鹽水，最後以相同分辨率對試驗單元進行 CT 掃描。然後重複該程序，直到試驗結束。

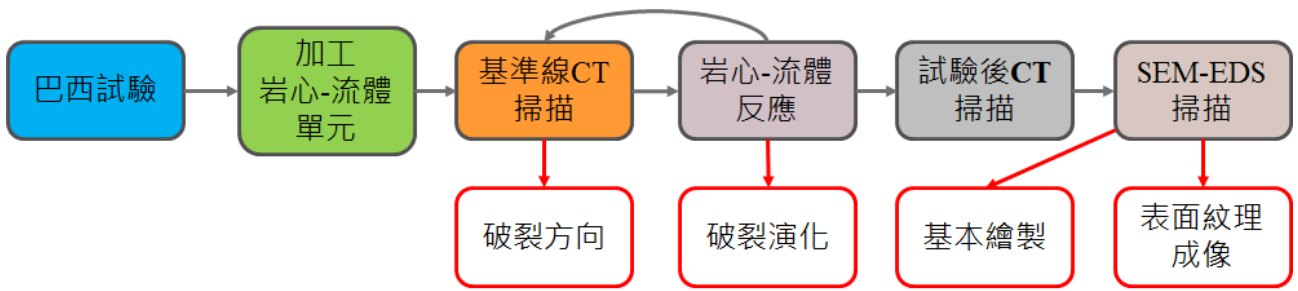


圖 4.24 Khan 等人(2022)之研究之試驗流程 (改自 Khan 等人(2022))

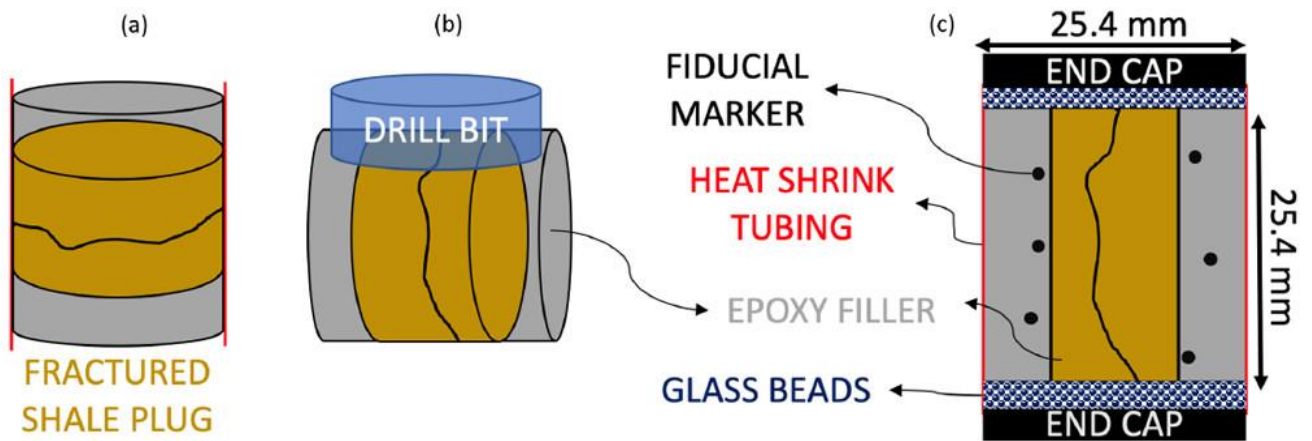


圖 4.25 岩心-流體流動裝置，(a)將破裂頁岩樣本包裹在熱縮管中，並於末端添加環氧樹脂填充料；(b)去除多餘的環氧樹脂；(c)封蓋通過熱縮管固定在 4 mm 直徑的玻璃珠墊片上 (Khan 等人，2022)

表 4.6 三個連續步驟中注入活性鹽水參數(Khan 等人，2022)

掃描 ID	注入量[mL]	累積注入量[Frac Vola]	總注入時間[h]
RF00	0	0.0	0.0
RF01	1.230	4.346	2.05
RF02	8.541	34.527	16.29
RF03	8.950	66.152	31.20

2. 試驗分析

本案例使用位於伊利諾伊大學厄巴納-香檳分校基因組生物學研究所的工業 CT 掃描儀(North Star Imaging X5000)，以及使用賽默飛世爾科技(Thermo Fisher Scientific, TFS)帶有 TFS MAPS 軟體的 Apreo S LoVac SEM 和使用位於史丹佛奈米共享設施(Stanford Nano Shared Facilities)中帶有 Esprit 軟體的 Bruker Quantax Xflash 6|60 SDD EDS 進行主要破裂面和剖面的特徵化，試驗裝置之說明如 3.1.2 節。SEM 成像和 EDS 掃描在兩個正交表面上進行，樣本沿主要破裂面打開，並在試驗後沿從進水口到出水口對齊的切割平面進行鋸切。生成兩個正交表面，包含破裂面 (FF)和參考剖面 (PF)，如圖 4.26 所示，並於兩個表面執行 SEM 和 EDS 掃描，破裂面 (FF)於試驗過程中，反應性流體在其上流動的主要破裂面，參考剖面(PF)垂直於破裂面的表面，代表岩體未受流體反應之原始樣貌。

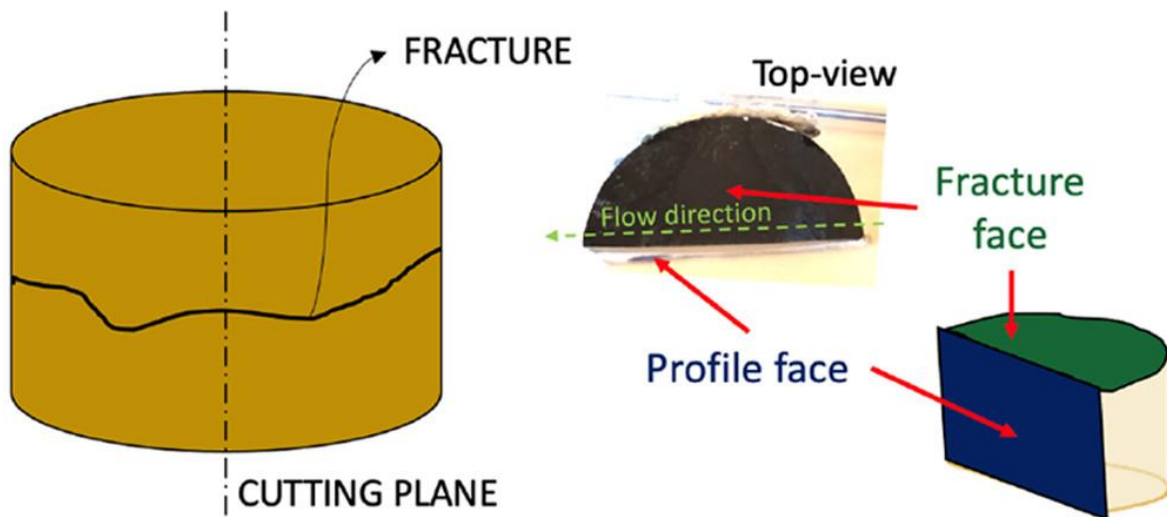


圖 4.26 樣本沿主要破裂面打開，並在試驗後沿從進水口到出水口對齊的切割平面進行鋸切，生成主破裂面 (FF)和參考剖面(PF)兩個正交表面(Khan 等人，2022)

3. 試驗結果和討論

試驗結果包含兩個部分，其一為 CT 掃描記錄觀察酸性鹽水注入引起的破裂網路及其演變，以及試驗後對主要破裂面(FF)和參考剖面(PF)進行 SEM 和 EDS 的觀察結果。

(1) 破裂分析

本案例共進行了 4 次掃描，包含了試驗前(RF00)，以及第 1 至第 3 次試驗(RF01、RF02 和 RF03)，以及，圖 4.27 為試驗前(RF00)之 CT 橫截掃描，左圖為 CT 掃描之結果，右圖為左圖黃色虛線對應之灰值，其中藍色為垂直於破裂面，紅色為水平於破裂面。

圖 4.28 顯示樣本每四分之一距離(Q1、Q2、Q3 和 Q4)的破裂面之開口寬分佈，根據歐幾里得距離圖的機概率密度函數進行計算繪製，破裂網路的開口寬大小顯示時間和空間的變化。基準線掃描(RF00) 進水口處的最大開口寬為約 $680 \mu\text{m}$ ，出水口附近擴大至約 $1000 \mu\text{m}$ 。隨著反應流體的注入，進水口處破裂面最大的開口寬增加到 $1100 \mu\text{m}$ (RF03)。

破裂體積(fracture volume)之結果如圖 4.29，破裂體積透過如下公式和像素尺寸(voxel size)進行計算：

$$\Delta A_{frac} = A_{CT} - A_{RF00}$$

其中， A_{frac} 是每個 CT 切片(切片厚度= $11.6 \mu\text{m}$)的破裂面積， A_{CT} 是 CT 圖像之灰值， A_{RF00} 是基準線掃描(RF00)之 CT 圖像， A_{frac} 為正值代表試驗期間破裂體積增加，可能為礦物溶解。 A_{frac} 為負值代表破裂面變窄，可能為岩屑或礦物沉澱。由圖可知，破裂面在距離岩心約 5 mm 處重合(如圖 4.27)，以至於形成最大的整體破裂體積(如圖 4.29(左))。雖然這種空間模式在整個試驗過程中保持相當一致，但總破裂體積從初始值 0.258 cm^3 (RF00)增加到試驗後的 0.300 cm^3 (RF03)，導致總破裂體積膨脹 16%(如圖 4.29(右))。第一次試驗(即 RF01 之結果) 破裂體積變化率最大，試驗 2 小時後結果顯示 7.4%的變化。第二次試驗(RF02)在第一次試驗後 14 小時之結果顯示 1.1%的變化，第三次試驗(RF03)在第二次試驗後 15 小時顯示出 7.8%的變化。RF02 的破裂體積變化明顯小於 RF01 和 RF03 之結果。

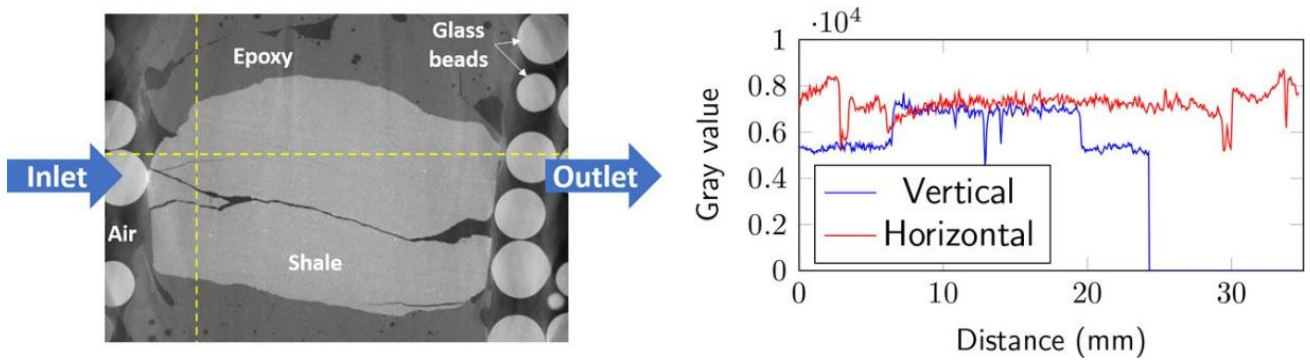


圖 4.27 試驗前(RF00)之 CT 橫截掃描 (Khan 等人, 2022)

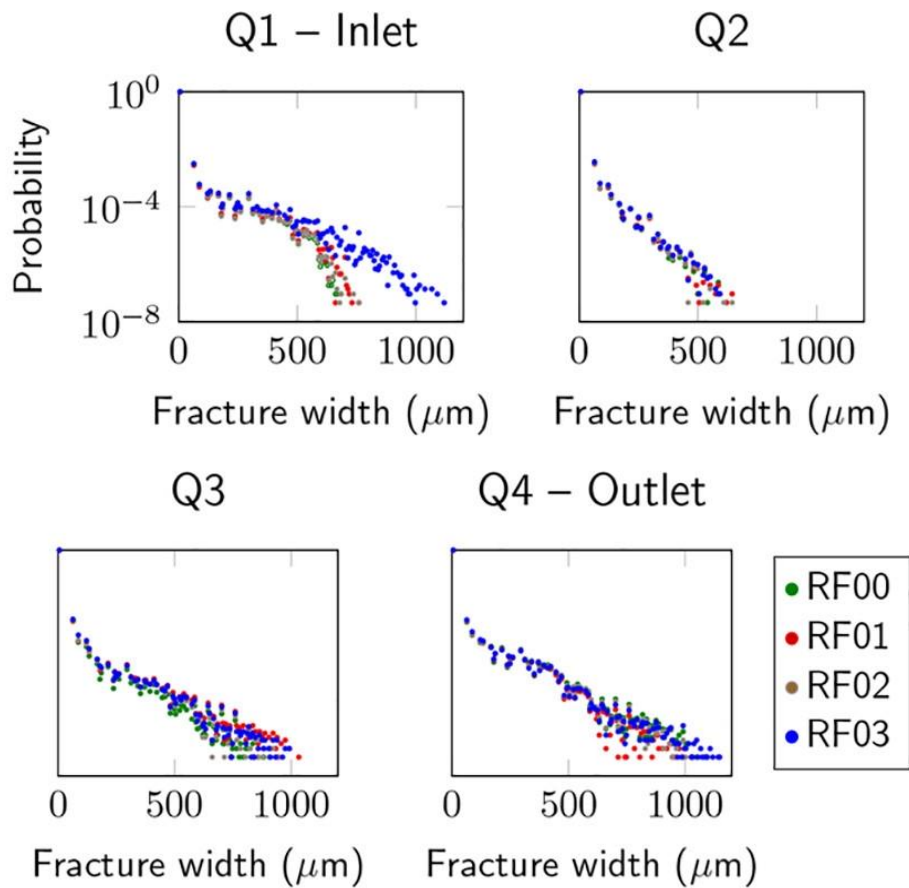


圖 4.28 樣本每個四分之一距離(Q1、Q2、Q3 和 Q4)之破裂面開口寬分佈(Khan 等人, 2022)

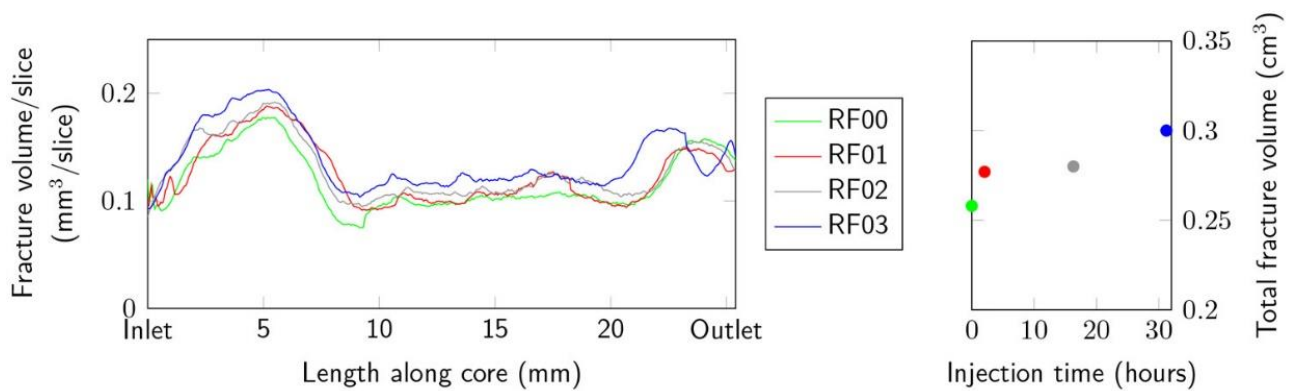


圖 4.29 每次試驗結束時樣本的破裂體積(左)；以及總破裂體積變化(右) (Khan 等人，2022)

(2) SEM 及 EDS 的分析

透過參考剖面(PF)顯示樣本原有的礦物成分，比較主要破裂面(FF)的表面受到試驗影響後，其破裂表面的礦物成分變化。圖 4.30 為主要破裂面(FF)之 SEM 及 EDS 成像之結果，主要破裂面具有不規則表面，試驗期間反應性流體在破裂表面上流動。圖 4.30(a)和圖 4.30(d)為 SE 成像之結果，顯示溶解坑或暗區的分布、大小和形狀。BSE 成像包含組成資訊，其中黃鐵礦(白色)和其他成分具有獨特的灰度值(圖 4.30(b)和圖 4.30(e))。EDS 數據透過圖像中元素的相對豐度來顯是成分資訊。本案例中，Ca(青色)和 S(紫色)的元素圖疊加在 BSE 成像上(圖 4.30(c)和圖 4.30(f))。由圖 4.30(f)可知，黃鐵礦周圍有許多孔洞，以及含有微量 Ca。推測可能是碳酸鹽溶解後的孔洞。參考剖面(PF)的 EDS 成像套疊於 BSE 如圖 4.31 所示，比較 PF 和 FF 中觀察到的空隙和碳酸鹽的大小、形狀和分佈。圖 4.31(b)白色箭頭中有許多圍繞黃鐵礦的碳酸鹽，試驗結果顯示碳酸鹽溶解會使黃鐵礦留在孔隙內，如圖 4.30(d)至圖 4.30(f)。

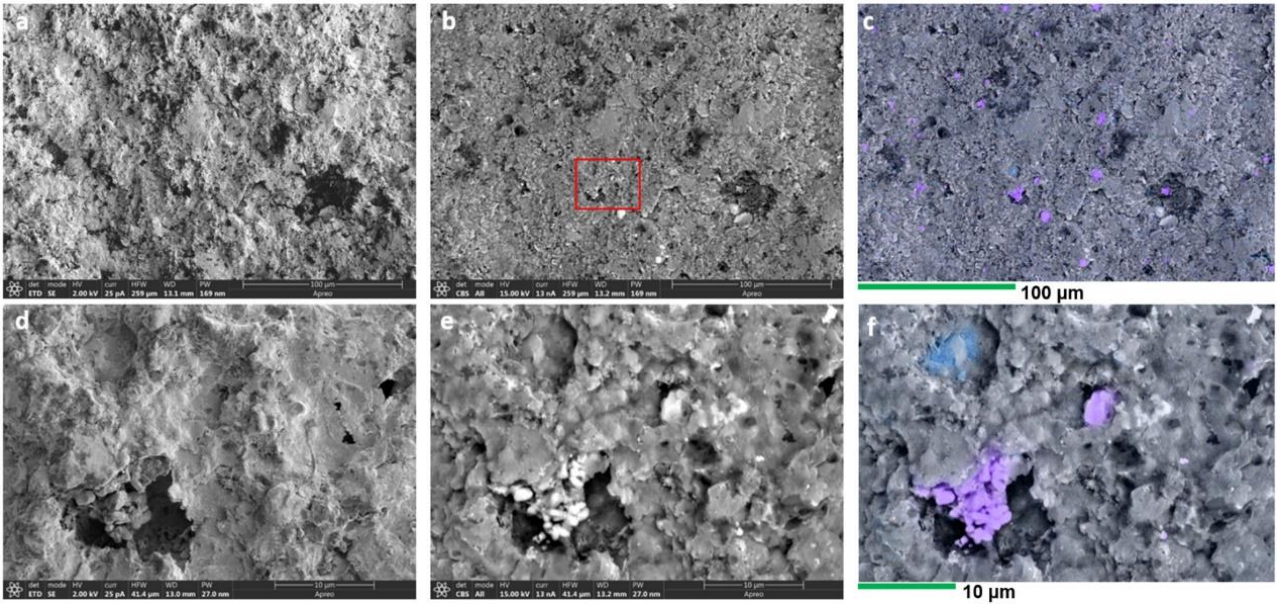


圖 4.30 主要破裂面(FF)之(a)、(d) 為 SE 掃描顯示具有晶粒大小的溶解坑的表面形貌；(b)、(e)BSE 成像的灰度值包含礦物組成資訊，例如黃鐵礦(白色)的分佈；(c)、(f)為 EDS 成像套疊於 BSE 成像，其中鈣為青色，硫為紫色(Khan 等人，2022)

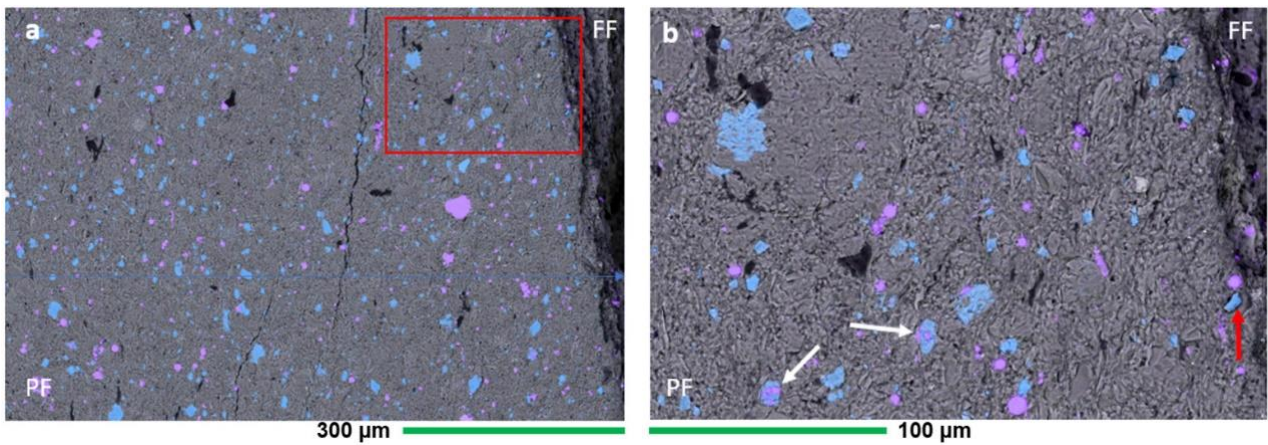


圖 4.31 參考剖面(PF)之 EDS 成像套疊於 BSE 成像(Khan 等人，2022)

3. 研究案例總結

- (1) 本案例研究酸性流體流入頁岩地層中，其破裂網路之傳輸特性演化。透過試驗觀察頁岩樣本破裂面的變化得知，易受酸性流體影響之礦物表面產生溶解，個別破裂面之開口寬和整體破裂網路體積隨著酸性鹽水的注入而擴大。
- (2) 由圖 4.30 和圖 4.31 之 SEM 及 EDS 分析結果得知，試驗期間受耦合溶解和岩屑傳輸的作用下改變了破裂網路的物理結構。酸性鹽水溶解整個破裂面的可溶性礦物，使破裂面容易受到侵蝕並使岩屑被傳輸出破裂面(例如本案例中的 Ca 被酸性溶液溶蝕後留下的孔洞)。進一步導致破裂面之開口寬變寬，並使新鮮未受反應的岩石曝露於破裂面表面，反覆的蝕變循環。

第五章 低放射性廢棄物坑道處置之化學環境水力-力學耦合

要項建議

5.1 國際間岩體破裂面之化學環境水力-力學耦合影響因子

本研究所研析的案例中，分別針對許多不同岩性之化學環境水力-力學耦合研究進行整理。其中包含了石灰岩、花崗岩及頁岩受到不同化學環境下，其破裂面之水力特性的演化。重點如下：

1. 石灰岩質破裂面

石灰岩質破裂面主要參考了 Polak 等人(2004)及 Ishibashi 等人(2013)的研究，石灰岩受酸性溶液影響顯著，當試驗流體 pH 值較低時(尤其是 pH 值約小於 6.0)，破裂面之自由面礦物溶解佔較大的優勢，並驅使滲透率增加。當流體 pH 值趨近於中性時，10 小時之短時間(Ishibashi 等人，2013)或近 1000 小時之長時間(Polak 等人，2004)的流體試驗，破裂面之不平整接觸面受壓溶作用影響，破裂面之開口寬降低，使滲透率減小。另外，這兩個研究中皆提到，破裂面中快速的水力通道產生會使滲透率快速上升。Polak 等人(2004)之研究中，試驗後期由於由於快速的水力通道產生，使滲透率快速上升(圖 4.4)。Ishibashi 等人(2013)的研究也發現(圖 13)，pH 小於 6.0 時，模型的預測值與試驗的觀測值存在明顯的差異，主要可能也是受到快速的水力通道產生的影響。因此，在進行放射性廢棄物處置時需特別留意快速水力通道的產生與影響。

2. 花崗岩質破裂面

花崗岩質破裂面主要參考了申林方等人(2010)之研究結果，該研究之花崗岩樣本主要來自中國甘肅省北山，幾個重要成分包含長石、石英及雲母。研究結果顯示，花崗岩各方面受酸性溶液影響皆比蒸餾水顯著，試驗流出之水溶液 Al^{3+} 及 SiO 濃度隨試驗時間而增加，即反應出長石類及石英礦物受酸性溶液會有溶解的現象。破裂面的粗糙度(*JRC*)雖然兩者在試驗後皆有下降的趨勢，但酸性溶液下破裂面之 *JRC* 變化也顯著大於蒸餾水。而水力內寬方面，酸性溶液的試驗結果顯示出受到壓溶作用的影響，溶解反應優先發生於破裂面之不平整接觸面，使水力內寬減小。

3. 頁岩質破裂面

頁岩質破裂面主要參考 Khan 等人(2022)之研究，該研究之頁岩樣本主要來自美國 Wolfcamp 頁岩層，主要礦物包含石英及黏土，還有少量之長石、方解石、白雲石、黃鐵礦和有機物等，整體碳酸岩質量百分濃度約為 9.7。研究結果顯示，碳酸鹽類礦物受酸性溶液影響顯著，由 SEM 合成圖像(圖 10)結果顯示，破裂面表面之碳酸岩類礦物受到酸性溶液的溶解，個別破裂面之開口寬和整體破裂網路體積隨著酸性溶液的注入而擴大。

4. 討論

綜整上述之研析成果，破裂面於不同化學環境下水力-力學耦合之關鍵影響因子主要為破裂面表面之岩性和流經破裂面之流體性質。由石灰岩、花崗岩及頁岩三個不同岩性之研究成果得知，富含碳酸鹽礦物之破裂面，其自由面容易受酸性流體影響，造成破裂表面快速溶解，進一步使滲透率增加。本研究所研析之參考文獻中，研究之目標岩體富含碳酸鹽礦物，包含 Ishibashi 等人(2013)研究之石灰岩樣本(石灰岩主要成分為碳酸鈣)，以及 Khan 等人(2022)研究之頁岩樣本，其含有方解石等碳酸鹽礦物，兩者研究結果皆顯示相同之結果。另一方面，壓溶作用也是影響破裂面導水特性之關鍵因子之一，溶解反應可能優先發生於破裂面之不平整接觸面，使水力內寬減小。例如申林方等人(2010)之研究結果指出，受壓溶作用影響(由其是流體為酸性溶液)，破裂面的粗糙度(*JRC*)及水力內寬皆有下降的趨勢。

5.2 我國低放處置建議候選場址之環境

我國低放射性廢棄物處置之發展，目前已依據「低放射性廢棄物最終處置設施場址設置條例」核定兩處建議候選場址，分別為台東縣達仁鄉，以及金門縣烏坵鄉兩處。本小節整理這兩處建議候選場址之處置環境，其有關在不同化學環境下，水力-力學耦合之相關因子，並可與本研究之國外研析成果進行比較，進一步提出相關建議。本節所蒐集與本研究相關之兩處建議候選場址環境資訊，主要參考原子能委員會放射性物料管理局網站所公告，由台灣電力公司所出版之低放射性廢棄物最終處置技術評估報告(2020年版)(台電公司，2020)，相關整理資訊如下所述。

1. 台東縣達仁鄉

有關台東縣達仁鄉建議候選場址之特徵化資訊，根據台電公司(2020)報告顯示，因台灣低放處置進程尚未進展至啟動進場調查，故該報告針對達仁鄉建議候選場址之場址特徵化作業，歸納 1991 年至 2011 年期間的調查報告為基礎。其範圍如圖 5.1 所示。由圖可知，場址尺度範圍之岩性主要以潮州層(硬頁岩)為主，以及包含少許的沖積層/階地堆積層。達仁鄉建議候選場址岩層空間分布特徵以及地球化學特徵相關參數如表 5.1 和表 5.2 所示。其中，場址尺度範圍主要之岩層潮州層，其礦物組成為石英、白雲母、高嶺石、綠泥石、鈉長石與葉臘石。地下水之酸鹼值約介於 6.0~7.0 之間。

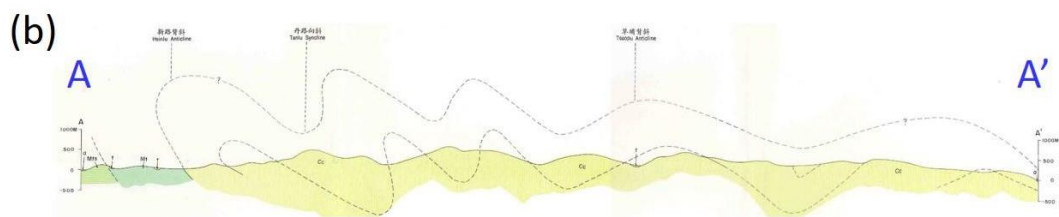


圖 5.1 達仁鄉建議候選場址地質環境模型(台電公司，2020)

表 5.1 達仁鄉建議候選場址岩層空間分布特徵相關參數彙整(摘自台電公司，2020)

岩層空間分布特徵	
相關參數	特徵化成果
岩石地層單元(區域尺度)	牡丹層、潮州層、沖積層/階地堆積層
岩石地層單元(場址尺度)	潮州層、沖積層/階地堆積層
岩石地層單元(設施尺度)	潮州層

表 5.2 達仁鄉建議候選場址地球化學特徵相關參數(摘自台電公司，2020)

地下水-地化特徵			
相關參數	特徵化成果		
地下水-酸鹼值	1.民用水井：6.3~6.7 2.山壁內地下水體：6.82~7.13 俟現場鑽孔調查後補充		
地下水-溫度	以民用井水測得 26.7°C，俟現場鑽孔調查後補充		
地表水-組成	雨水	Cl^-	1.58×10^{-4} mg/L
		SO_4^{2+}	2.98×10^{-5} mg/L
		Na^+	8.48×10^{-5} mg/L
		K^+	6.45×10^{-5} mg/L
		Ca^{2+}	9.50×10^{-6} mg/L
		Mg^{2+}	1.27×10^{-5} mg/L
地表水-酸鹼值	以雨水測得 5.7~7.4，俟後續現場調查後補充		
岩體礦物組成	(硬頁岩) 1.礦物組成：石英、白雲母、高嶺石、綠泥石、 鈉長石與葉臘石 2.化學組成：Na、Mg、Al、Si、K、Fe		

2. 金門縣烏坵鄉

金門縣烏坵鄉建議候選場址之特徵化資訊，根據台電公司(2020)報告，其特徵化作業以歸納 1999 年至 2000 年期間的調查報告為基礎，並進一步參考相關議題與相似場址的研究文獻，並配合較新之時序性資料，進行場址特徵評估。場址範圍之地質圖如圖 5.2 所示。由圖可知，烏坵鄉建議候選場址主要岩層為花崗岩夾雜玄武岩、閃長岩岩脈。烏坵鄉建議候選場址岩層空間分布特徵以及地球化學特徵相關參數如表 5.3 和表 5.4 所示。場址範圍中，主要之岩體花崗岩，其礦物成分主要為石英、長石類及雲母類。閃長岩岩脈之主要礦物為石英、長石類、雲母類及角閃石類。

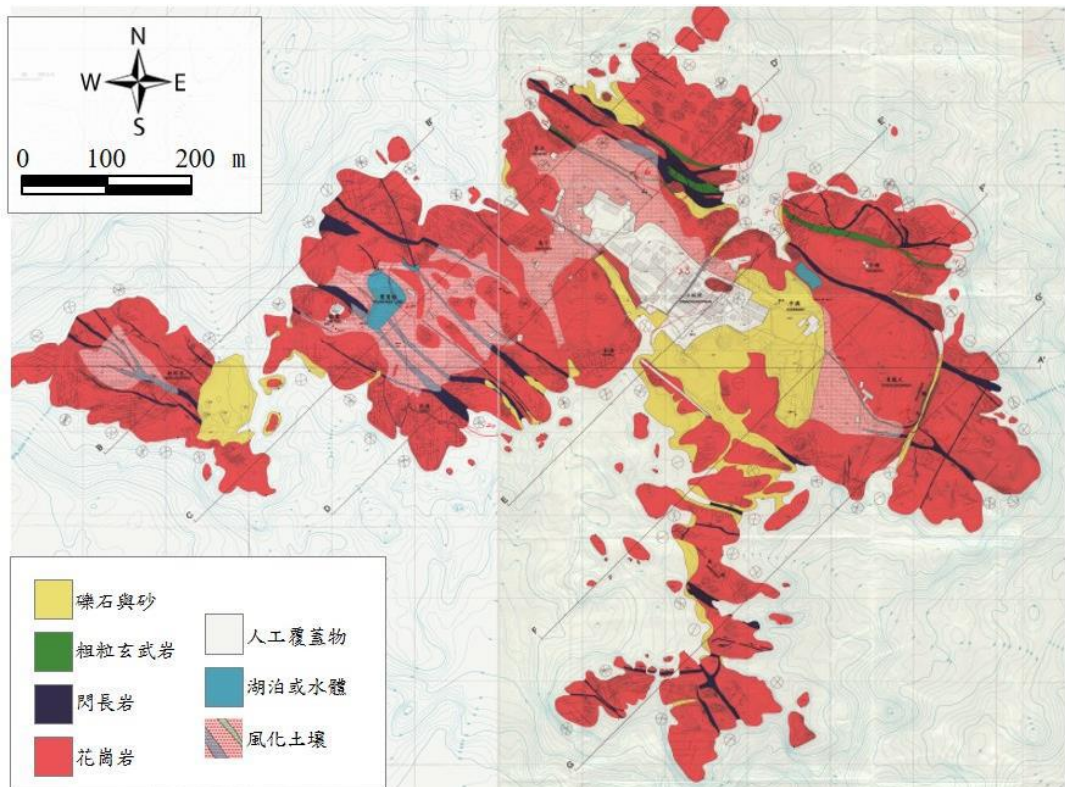


圖 5.2 烏坵鄉建議候選場址場址尺度地質圖(台電公司，2020)

表 5.3 烏坵鄉建議候選場址岩層空間分布特徵相關參數彙整(摘自台電公司，2020)

岩層空間分布特徵	
相關參數	特徵化成果
岩石地層單元(區域尺度)	1 福建沿海的近代第四紀沉積地層，包含更新世的殘積土層以及全新世的沖積層 2.福建沿海一帶大陸棚範圍內廣泛沉積泥質沉積層 3.(1)中生代侏羅紀之石英質安山岩、流紋岩等火成岩，以及凝灰岩等火山碎屑岩(南園組)。(2)晚三疊紀至侏羅紀期間，火山碎屑岩、中酸性火成岩等變質而成之陸相含煤變質岩層 4.燕山期間侵入的花崗岩類與少部分輝長岩
岩石地層單元(場址尺度)	表土層、花崗岩層、岩脈(玄武岩)、岩脈(閃長岩)
岩石地層單元(設施尺度)	同場址尺度之岩石地層單元

表 5.4 烏坵鄉建議候選場址地球化學特徵相關參數(摘自台電公司，2020)

地下水-地化特徵	
相關參數	特徵化成果
地下水-酸鹼值	5.84~9.6
地下水-溫度	21.68°C ~ 33.55°C
地表水-酸鹼值	7.90~10.33
地表水-溫度	26 °C~35 °C
岩體礦物組成	新鮮花崗岩的原生礦物為石英、長石類及雲母類。新鮮閃長岩的原生礦物為石英、長石類、雲母類及角閃石類。

5.3 低放射性廢棄物坑道處置之要項建議

綜整我國低放建議候選場址之特徵化資訊，並與國際間有關化學環境下，力學-水力耦合之研究成果進行比較。

台東縣達仁鄉建議候選場址的部分，根據其岩性及地下水之酸鹼值之特徵化結果與本研究蒐集之案例相比較。由 Khan 等人(2022)研究得知，頁岩樣本之破裂面，其自由面溶解主要反應礦物為碳酸鹽，根據台電公司(2020)報告所整理之資訊，此場址之硬頁岩主要礦物為石英、白雲母、高嶺石、綠泥石、鈉長石與葉臘石等，雖然報告中未提供整體碳酸鹽之含量，但由這些礦物可推測碳酸鹽之含量相對較低。台東縣達仁鄉之地下水測得知 pH 值不低於 6.0，降雨的雨水其 pH 值最低大約至 5.7 左右，因此研判該區域之水力-力學耦合受到化學效應的影響較小，但還需待候選場址進行較完整之場址調查方能確認。

金門縣烏坵鄉建議候選場址的部分，根據其岩性及地下水之酸鹼值之特徵化結果與本研究之案例相比較。此場址主要岩體為花崗岩，地下水之酸鹼值約為 6.0 至 9.6 之間，由申林方等人(2010)研究得知，花崗岩無論是於酸性溶液或蒸餾水環境下，皆發生不同程度之壓溶作用，因此研判該場址之破裂面雖然可能會有壓溶作用的現象，但該現象會使水力內寬降低，對於低放處置而言較不會造成負面之影響。

岩體破裂面於不同化學環境下，水力-力學耦合特性研究方面，未來我國進行場址之現地調查時，亦可參考本研究蒐整之方法，首先進行岩體的礦物分析，針對該場址可能會遭遇之地下水質或岩體中對於特定酸鹼值較敏感之特定礦物進行室內試驗。透過流體流動試驗裝置進行試驗，並可配合 CT 掃描技術針對破裂面表面進行成像分析，以及 SEM、DES 成像分析破裂面試驗前後礦物重新分配的情形，藉以評估岩體在現地化學環境下的滲透性可能變異。

第六章結論及建議

本計畫針對不同化學環境之水力-力學耦合相關之文獻進行研析。本研究首先蒐整國際間有關岩體破裂面之不同化學環境下，水力-力學耦合特性研究相關之文獻，對於化學環境之水力-力學耦合的研究議題進行初步之瞭解。接下來進一步針對化學環境之水力-力學耦合之研究方法進行研析，比較這些研究方法之差異，並且透過實際之案例，對於此項議題有更進一步的掌握。最後，本研究透過研析成果與我國低放處置建議後選場址之現有資料進行比較與討論，獲得相關成果並提出後續研究建議如下。

6.1 結論

1. 本研究蒐整美國、中國、日本等國家，有關化學環境下之水力-力學耦合特性之室內試驗相關文獻。文獻研究之岩體包含石灰岩、花崗岩以及頁岩等，並分別以不同化學條件下的溶液進行試驗與分析，提出研究成果。
2. 本研究研析岩體破裂面之化學環境下，水力-力學耦合研究發現，其研究方法主要包含兩個部分，即流體流動試驗裝置及破裂面表面觀測裝置，雖規格略有不同，但其原理皆相近，其中：
 - (1) 流體流動試驗裝置首先製作帶有破裂面之樣本，將樣本以橡膠、環氧樹脂包覆後並置入三軸加壓裝置，上下兩側封蓋開孔並穿入輸液管線，使試驗溶液能流過待測樣本，再透過立方定律計算其水力內寬。
 - (2) 破裂面表面觀測裝置主要包含使用 X-ray CT 掃描儀，或具有攝影紀錄設備之觀測記錄分析系統，X-ray CT 掃描儀可觀察破裂面之礦物重新分配狀況，或是透過 CT 值計算破裂面之開口寬。另外，也可透過 SEM、EDS 成像觀察破裂面於試驗前後其表面礦物分布狀況。
3. 石灰岩之破裂面受流經溶液的 pH 值影響顯著，當流體 pH 值較低時(尤其是 pH 值約小於 6.0)，破裂面之自由面礦物溶解佔較大的優勢，並驅使滲透率增加。而當流體 pH 值趨進於中性時，10 小時之短時間(Ishibashi 等人，2013)或近 1000 小時之長時間(Polak 等人，2004)的流體試驗，破裂面之不平整接觸面受壓溶作用影響，破裂

面之開口寬降低，使滲透率減小。另外，本研究所研析的案例中，快速的水力通道產生可能使滲透率快速上升。

4. 花崗岩之破裂面各方面受酸性溶液影響皆比蒸餾水顯著，其中，長石類及石英礦物受酸性溶液會有溶解的現象。進一步使破裂面的粗糙度(*JRC*)下降。受到壓溶作用的影響，溶解反應優先發生於破裂面之不平整接觸面，使水力內寬減小。
5. 頁岩質破裂面中，碳酸鹽類礦物受酸性溶液影響顯著，Khan 等人(2022)透過 SEM 合成圖像分析顯示，破裂面表面之碳酸岩類礦物受到酸性溶液的溶解，破裂面開口寬和整體破裂網路體積隨著酸性溶液的注入而擴大。
6. 我國低放建議候選場址中，台東縣達仁鄉建議候選場址之處置岩體主要為硬頁岩(台電公司，2020)，需注意岩體之破裂面中是否存碳酸鹽類礦物，且含量佔比多少，當酸性流體流經破裂面時，碳酸鹽類礦物容易溶解使破裂面之開口寬增加。金門縣烏坵鄉建議候選場址之主要岩體為花崗岩(台電公司，2020)，該岩體特性無論在酸性溶液或蒸餾水環境下，皆發生不同程度之壓溶作用(申林方等人，2010)，使水力內寬降低。

6.2 後續研究建議

本研究已蒐整並研析美國、中國、日本等國家，有關化學環境下之水力-力學耦合室內試驗方法與研究成果之相關文獻。未來可進一步針對化學環境下之水力-力學耦合數值模擬與相關參數需求等議題進行研析，以了解國際上在此研究領域進行數值模擬之現況與成果，提供國內在相關議題之研究與審驗參考。

参考文献

1. Arvidson, R. S., Ertan, I. E., Amonette, J. E., & Luttge, A. (2003). Variation in calcite dissolution rates: A fundamental problem? *Geochim. Cosmochim. Acta*, 67(9), 1623–1634.
2. Chou, L. E. I., Garrels, R. M., & Wollast, R. (1989). Comparative study of the kinetics and mechanisms of dissolution of carbonate minerals, *Chem. Geol.*, 78, 269–282.
3. Feng, X. T., & Ding, W. (2007). Experimental study of limestone micro-fracturing under a coupled stress, fluid flow and changing chemical environment. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences*, 44(3), 437-448.
4. Ishibashi, T., McGuire, T. P., Watanabe, N., Tsuchiya, N., & Elsworth, D. (2013). Permeability evolution in carbonate fractures: Competing roles of confining stress and fluid pH. *Water Resources Research*, 49(5), 2828-2842.
5. NRC, 2015. Guidance for Conducting Technical Analyses for 10 CFR Part 61, Draft Report for Comment (NUREG-2175).
6. Khan, H. J., Ross, C. M., & Druhan, J. L. (2022). Impact of Concurrent Solubilization and Fines Migration on Fracture Aperture Growth in Shales during Acidized Brine Injection. *Energy & Fuels*.
7. Polak, A., Elsworth, D., Liu, J., & Grader, A. S. (2004). Spontaneous switching of permeability changes in a limestone fracture with net dissolution. *Water Resources Research*, 40(3).
8. Plummer, L. N., TML, W., & DL, P. (1978). The kinetics of calcite dissolution in CO₂-water systems at 5 degrees to 60 degrees C and 0.0 to 1.0 atm CO₂. *American journal of science*, 278(2), 179-216.
9. Vukuturi, V. S., Lama, R. D., & Saluja, S. S. (1974). Handbook on mechanics properties of rocks. Volume I Trans Tech Publications.
10. Watanabe, N., Ishibashi, T., Ohsaki, Y., Tsuchiya, Y., Tamagawa, T., Hirano, N., ... & Tsuchiya, N. (2011). X-ray CT based numerical analysis of fracture flow for core samples under various confining pressures. *Engineering Geology*, 123(4), 338-346.

11. 申林方，冯夏庭，潘鹏志，周辉.(2010). 单裂隙花岗岩在应力-渗流-化学耦合作用下的试验研究. 岩石力学与工程学报, 29(7), 1379-1388.
12. 台電公司，2020，低放射性廢棄物最終處置技術評估報告(2020 年版)資訊公開版。
13. 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)。
14. 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。
15. 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。
16. 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。
17. 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。
18. 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。
19. 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。
20. 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。
21. 原能會物管局，2020，低放射性廢棄物處置岩體裂隙研究方法研析，109FCMA003。
22. 原能會物管局，2021，低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區導水特性研析，110FCMA003。



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

111 年低放射性廢棄物坑道處置源項與工程
審驗技術研析

子計畫三：111 年超 C 類放射性廢棄物處置
安全管制研究

期末報告

計畫編號：111FCMA005

計畫主持人：王士榮

子計畫三主持人：林文勝

受委託機關（構）：國立中央大學

報告日期：中華民國 111 年 12 月

111 年低放射性廢棄物坑道處置源項與工程審驗

技術研析

子計畫三：111 年超 C 類放射性廢棄物處置

安全管制研究

期末報告

受委託單位：國立中央大學

計畫主持人：王士榮

子計畫三主持人：林文勝

研究期程：中華民國 111 年 2 月至 111 年 12 月

研究經費：新臺幣 635,000 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 111 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	VII
ABSTRACT	VIII
第 1 章 前言	9
1.1. 研究背景	9
1.2. 研究目的	11
1.3. 工作項目	11
第 2 章 超 C 類放射性廢棄物之來源及特性研析	13
2.1. 超 C 類放射性廢棄物之定義	13
2.2. 超 C 類放射性廢棄物之來源與特性	14
2.2.1. 美國超 C 類放射性廢棄物之來源與特性	15
2.2.2. 國內超 C 類放射性廢棄物之來源與特性	24
2.3. IAEA 放射性廢棄物分類及 ILW 來源特性	33
2.3.1. IAEA 廢棄物分類系統定義	33
2.3.2. IAEA 廢棄物分類系統於國際應用	38
第 3 章 國際超 C 類放射性廢棄物管制法規與處置案例研析	54
3.1. 美國 10 CFR 61 管制法規	54
3.1.1. 現行 10 CFR 61 法規針對超 C 類放射性廢棄物之處置方式	55
3.1.2. 研議中 10 CFR 61 擬議法規對於超 C 類放射性廢棄物處置方式	57
3.2. 美國處置超 C 類放射性廢棄物案例評估	58
3.2.1. 美國針對 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物處置的假定時間範圍	61
3.2.2. 美國能源部在《環境影響報告書》評估五種備選方案	62
1. 備選方案 1：無作為(No Action)方案	63
2. 備選方案 2：深層地質處置場處置(WIPP 場址)	64
3. 備選方案 3：中等深度鑽孔處置	66
4. 備選方案 4：加強式近地表壕溝處置	67
5. 備選方案 5：地表處置窖設施	70
3.3. IAEA 有關中放射性廢棄物處置規定	71
3.3.1. 近地表處置設施封閉的程序和技術	71
3.3.2. 中低放射性除役廢棄物處置作業說明	72
3.3.3. 中放射性廢棄物之分類標準	73
3.3.4. 中放射性廢棄物之地質處置	73
3.3.5. 中放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估	74
3.3.6. 中放射性廢棄物於近地表處置設施之處置適用性	77
3.3.7. 監測和監視中放射性廢棄物處置設施	79
3.4. 國際中低放廢棄物處置案例	81
3.4.1. 壕溝	82
3.4.2. 地面土丘	84
3.4.3. 混凝土處置窖	87
3.4.4. 岩石坑道	92
3.4.5. 鑽孔	101
3.5. 國際深層地質處置案例	103
3.6. 世界各國之中低放射性廢棄物處置案例與廢棄物聯合處置方式	107

第 4 章 超 C 類放射性廢棄物處置之關鍵技術議題	119
4.1. 美國提出超 C 類放射性廢棄物處置之關鍵技術議題.....	119
4.1.1. 廢棄物類型特徵	123
4.1.2. 人類無意闖入	127
4.1.3. 意外事件放射性外釋	133
4.1.4. DOE《環境影響報告書》備選方案對資源領域潛在影響.....	136
4.1.5. 處置位置考慮因素對人類健康影響	139
4.2. 國際針對中放射性廢棄物處置之關鍵技術議題	141
4.2.1. 中放射性廢棄物特性	142
4.2.2. 中放射性廢棄物處理	143
4.2.3. 中放射性廢棄物貯存	144
4.2.4. 中放射性廢棄物處置方式	144
4.2.5. 中放射性廢棄物處置關鍵理念	146
4.2.6. 國際有關中放射性廢棄物處置設施及其設計重點	147
第 5 章 我國超 C 類放射性廢棄物處置安全管制要項建議	149
5.1. 超 C 類放射性廢棄物安全管制注意事項.....	150
5.1.1. 超 C 類放射性廢棄物來源與特性	150
5.1.2. 超 C 類放射性廢棄物處理及貯存	150
5.1.3. 超 C 類放射性廢棄物處置方式	151
5.1.4. 超 C 類放射性廢棄物處置關鍵理念	152
5.2. 超 C 類放射性廢棄物安全評估與管制要項.....	153
第 6 章 結論與建議	157
參考文獻	165
附錄 I IAEA 於 2009 年提出 6 種廢棄物分類之詳細討論	170
附錄 II IAEA 於 2009 年提出之廢棄物分類方法	178

圖目錄

圖 1	典型反應爐活化金屬廢棄物	17
圖 2	密封源示意圖	21
圖 3	其他廢棄物（手套箱）示意圖	22
圖 4	沸水式反應爐主要構造	25
圖 5	IAEA 廢棄物分類系統.....	35
圖 6	廢棄物分類方案的概念性說明	37
圖 7	英國 HLW 主要核種總活度隨時間的變化	48
圖 8	英國 ILW 主要核種總活度隨時間的變化.....	48
圖 9	英國 LLW 主要核種總活度隨時間的變化.....	48
圖 10	考慮處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物之場址設置地點	59
圖 11	NRC 分成四個區域作為通用商業處置場址分區及目前運轉中商用核電廠	60
圖 12	處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物之廢棄物接收假設時間表	62
圖 13	處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物四種備選方案相對於地表面之位置示 意圖	62
圖 14	WIPP 地質處置場（包含地下豎井）示意圖.....	65
圖 15	概念模型的橫剖面中等深度鑽孔的設計	67
圖 16	概念鑽孔設施佈局圖	67
圖 17	壕溝概念設計示意圖	69
圖 18	概念性壕溝設施的佈局	69
圖 19	地表處置窖設施的概念設計之橫剖面示意圖	70
圖 20	地表處置窖設施的概念性地下處置設施的佈局	71
圖 21	不同類別放射性廢棄物處置概念的概念性說明	82
圖 22	法國 Morvilliers 附近的 CIRES VLLW 處置設施示意圖.....	83
圖 23	德克薩斯州 LLW 的典型壕溝設計.....	84
圖 24	Oskarshamn 核電站的 VLLW 處置設施.....	85
圖 25	法國 CSM 短半化期 LILW 處置場的廢棄物安置	86
圖 26	Fernald 場址處置設施土丘的橫剖面.....	86

圖 27	Fernald 場址處置設施工程覆蓋層	86
圖 28	法國 CSFMA 短半化期 LILW 處置場鳥瞰圖	87
圖 29	用混凝土回填 CSFMA LLW 處置窖 (左圖), 用礫石回填 ILW 處置窖 (右圖)	88
圖 30	斯洛伐克 Mochovce 短半化期 LILW 處置場	89
圖 31	日本 Rokkasho mura 短半化期 LILW 處置場	91
圖 32	SFR 設施概念示意圖	94
圖 33	SFR 處置場 BMA 處置窖示意圖	94
圖 34	芬蘭 Loviisa LILW 處置場示意圖	96
圖 35	芬蘭 Loviisa 處置場之 ILW 處置坑道	96
圖 36	芬蘭 Olkiluoto 核電廠的 VLJ 處置場示意圖	97
圖 37	匈牙利 Bataapáti 處置場坑道	99
圖 38	韓國 Wolsung LILW 處置中心筒倉廢棄物安置概念及安置作業圖	100
圖 39	德國 ERAM Morsleben 鹽礦坑改建造之處置場	100
圖 40	IAEA BOSS 鑽孔處置概念	102
圖 41	Cigéo 場址之地面和地下設施示意圖	104
圖 42	Cigéo 場址之 ILW-LL 處理單元設計示意圖	105
圖 43	Cigéo 場址之 HLW 處理單元設計示意圖	105
圖 44	比利時深層地質處置場之地面及地下設施示意圖	106
圖 45	瑞士 ILW 和 HLW 處置場的佈局示例及其主要特徵	107
圖 46	無意闖入者評估的主要組成部分	128
圖 47	慢性闖入者鑽探情節平面圖	129
圖 48	評估備選方案影響資源領域之關鍵議題	136
圖 49	英國 Trawsfynydd 核電廠的 ILW 貯存設施	144
圖 50	Cigéo 地質處置工業中心示意圖	145

表目錄

表 1 單一長半化期核種濃度值	13
表 2 單一短半化期核種濃度值	13
表 3 第一組和第二組 GTCC LLW 和類 GTCC 的廢棄物包裝體積和放射性核種活度匯總	18
表 4 核一廠除役廢棄物超 C 類重量推估結果	28
表 5 核一廠除役廢棄物超 C 類活度推估結果	28
表 6 核一廠除役廢棄物總數量(桶)推估結果	28
表 7 反應器內部組件之盤點結果	29
表 8 核二廠除役廢棄物超 C 類重量推估結果	30
表 9 核二廠除役廢棄物超 C 類活度推估結果	30
表 10 核二廠除役廢棄物總數量(桶)推估結果	30
表 11 反應器內部組件之初步盤點結果	31
表 12 核三廠除役廢棄物超 C 類重量推估結果	32
表 13 核三廠除役廢棄物超 C 類活度推估結果	32
表 14 核三廠除役廢棄物總數量(桶)推估結果	32
表 15 反應器內部組件之盤點結果	32
表 16 法國放射性廢棄物分類及其廢棄物管理方案	40
表 17 IAEA 分類標準對應之英國廢棄物分類	45
表 18 英國放射性廢棄物之放射性核種活度	45
表 19 比較 IAEA、USDOE 和 USNRC 放射性廢棄物分類系統	51
表 20 美國能源部提議超 C 類放射性廢棄物之處置方式及場址設置地點	58
表 21 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物的當前貯存和產出位置	63
表 22 各種處置概念的主要特徵及世界各國處置案例	110
表 23 按國家和廢棄物類型之放射性廢棄物處置案例	112
表 24 遠端處理的 GTCC 廢棄物流的特徵	121
表 25 接觸處理的 GTCC 廢棄物流的特徵	122
表 26 複雜鑽探情節評估之參數匯總	131

表 27	假設設施發生意外事件之估計釋放分數.....	135
表 28	五種備選方案的潛在影響後果比較	137

摘要

本報告針對超 C 類放射性廢棄物處置安全管制進行研析，蒐集國際及國內有關超 C 類放射性廢棄物來源及特性相關資料，研析國際超 C 類放射性廢棄物管制法規與處置案例，以及超 C 類放射性廢棄物處置之關鍵技術議題，最後依據前述工作成果提出我國超 C 類放射性廢棄物處置安全管制要項建議，研究結果發現如下。

美國聯邦法規 10 CFR 61 第 61.55 節建立了四類低放射性廢棄物（A、B、C 和超 C 類）的分類系統，並於 10 CFR 61.55 兩個表中給定特定短半化期和長半化期放射性核種的濃度。A 類、B 類和 C 類低放射性廢棄物通常可在近地表處置設施中處置，但對於超 C 類放射性廢棄物，於《美國聯邦法規》10 CFR 61.55 (a)(2) (iv) 條中則規定，係屬於“一般不可接受的近地表處置”的低放射性廢棄物。另外針對 10 CFR 61.7 (b)(5) 規定，在某些情況下，放射性核種濃度大於 C 類允許濃度的廢棄物，可接受進行特殊處理或設計的近地表處置。

對於我國超 C 類放射性廢棄物，其主要來源係來自核能電廠運轉壽命結束後，由除役作業拆除所產生的反應器壓力槽除役放射性廢棄物。針對反應器壓力槽內部組件 GTCC 活度約佔核一、核二及核三電廠除役廢棄物的 87.7% 至 99.33%，但重量僅佔 0.53% 至 1.61%，超 C 類放射性廢棄物佔除役廢棄物總量之重量比很小但活度佔比卻很大，可見是主要放射性活度來源。

本研究另分析國際原子能總署(IAEA)研究報告及美國所定義之超 C 類放射性廢棄物發現，分類為超 C 類放射性廢棄物係接近 IAEA 所定義的中放射性廢棄物。針對超 C 類放射性廢棄物處置方式，美國對於超 C 類放射性廢棄物處置之最優選規劃係於目前既有的超鈾廢棄物(Transuranic Waste)的深層地質處置場(位於新墨西哥州的 WIPP)進行處置，而 IAEA 提出中放射性廢棄物處置方式，指出大多數半化期小於 30 年之短半化期中放射性廢棄物 (ILW-SL)，可在近地表設施中處置；長半化期中放射性廢棄物 (ILW-LL) 需在地質處置設施中進行處置。

關於超 C 類放射性廢棄物處置之關鍵技術議題，應針對選取的資源領域(包括：1.氣候、空氣品質和噪音，2.地質和土壤，3.水資源，4.人類健康，5.生態資源影響，以及 12.累積影響)潛在影響進行後果比較。另亦需針對 ILW 之廢棄物特性、處理、貯存、處置方式及處置理念等關鍵技術議題進行研析，並再說明目前國際有關中放射性廢棄物處置設施及其設計重點。

本研究最後依據研究成果提出我國超 C 類放射性廢棄物處置安全管制要項建議，建議未來國內針對 GTCC 處置方式應採取地質處置方式，並可併入用過核子燃料(SNF)進行聯合處置，依據國際上 ILW-LL 和 SNF 或高放射性廢棄物(HLW)進行聯合處置之發展，以及國內用過核子燃料最終處置政策，進一步研議及評估。

ABSTRACT

This report focuses on the safety control of greater-than-Class C (GTCC) radioactive waste disposal, including the source and characteristics of GTCC radioactive waste, international control regulations and disposal cases for GTCC radioactive waste, and key technical issues of GTCC radioactive waste disposal. Ultimately, based on the results of the above work, it makes suggestions on the safety control of GTCC radioactive waste disposal in Taiwan.

The results show that the classification system of four types of low-level radioactive wastes (LLW) (i.e., A, B, C and GTCC) has been established in Section 61.55 of 10 CFR 61 of US federal regulations, and is based on the concentrations of specific short and long-lived radionuclides given in two tables. Classes A, B, and C LLW are generally acceptable for disposal in near-surface land disposal facilities. Radioactive waste of GTCC refers to LLW that are "generally unacceptable for near-surface disposal" as specified in 10 CFR 61.55 (a) (2) (iv). Nevertheless, as stated in 10 CFR 61.7 (b) (5), there may be some instances in which waste with radionuclide concentrations greater than permitted for Class C would be acceptable for near-surface disposal with special processing or design. The GTCC radioactive waste in Taiwan comes from the reactor pressure vessel generated by the decommissioning of the nuclear power plant. The activity of GTCC waste in the reactor pressure vessel accounts for 87.7-99.33% of the decommissioned waste, but the weight accounts for only 0.53-1.61%. It can be seen that the weight ratio of GTCC radioactive waste to the total amount of decommissioned waste is tiny, but the activity ratio is enormous. The GTCC LLW classification designated by the United States is close to intermediate-level radioactive waste (ILW) defined by the International Atomic Energy Agency (IAEA). The GTCC waste disposal in the United States is most preferably planned to be disposed of at the deep geological disposal site (WIPP in New Mexico) of the existing transuranic waste. The IAEA points out that most short-lived intermediate-level waste (ILW-SL) can be disposed of in near surface facilities; long-lived intermediate-level waste (ILW-LL) needs to be disposed of in geological disposal facilities.

This project aims at the key technical issues of GTCC radioactive waste disposal, and compares the consequences of potential impacts on selected resource fields (including: 1. climate, air quality and noise, 2. geology and soil, 3. water resources, 4. human health, 5. ecological resource impacts, and 12. cumulative impacts). Aiming at the key technical issues such as waste characteristics, treatment, storage, disposal methods and disposal concepts of ILW, the paper also describes the current international ILW disposal facilities and their design priorities. Finally, the main suggestions for safety control of GTCC radioactive waste disposal are put forward, and the GTCC radioactive waste can be incorporated into spent fuel for co-disposal at the final geological disposal. Further study and evaluation shall be conducted according to the international radioactive waste disposal development of ILW-LL and SNF (or HLW) joint disposal and the final geological disposal policy of spent nuclear fuel in Taiwan.

第1章 前言

1.1. 研究背景

放射性廢棄物處置場由工程障壁與天然障壁所組成的多重障壁系統，阻絕或遲滯核種的外釋與遷移，確保放射性廢棄物衰變到無害的程度，以避免影響生物圈安全。我國「低放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」第3條規定，低放射性廢棄物依其放射性核種濃度分類分為A、B、C及超C類等四類，並明確訂出GTCC(Greater-Than-Class C，以下簡稱GTCC)各核種濃度限值。

由於我國低放射性廢棄物(Low-level radioactive waste，以下簡稱LLW)分類標準係參考美國10 CFR 61.55之表1單一長半化期核種濃度值及表2單一短半化期核種濃度值所規定的放射性核種濃度限值訂定。所以本研究以美國核能管制委員會(USNRC)10 CFR 61《美國聯邦法規彙編》法規為主，及美國NRC所提出處置關鍵技術議題與案例研究，並再參考國際原子能總署(International Atomic Energy Agency，以下簡稱IAEA)有關說明進行研析。美國10 CFR 61.55規定廢棄物分類，以確保低放射性廢棄物(LLW)陸地處置的安全性，前述A類、B類和C類LLW，其中A類是四類中放射性危害最小的，C類某些具有較高的長半化期和短半化期放射性核種濃度水準。超過C類限值的LLW通常不進行近地表處置，儘管美國聯邦法規10 CFR 61.55(a)(2)(iv)節中規定，可允許在經美國核管理委員會(NRC)批准的近地表設施中處置。美國能源部(USDOE)目前係負責處理GTCC LLW的美國聯邦機構，美國能源部亦已發佈GTCC LLW處置方法及環境影響規定要求，包括GTCC LLW來源、處置方法、處置環境、曝露情節等，本研究蒐集分析該環境影響規定要求以獲得GTCC LLW處置案例及關鍵技術議題研究。

國際原子能總署(IAEA, 2009)將中放射性廢棄物(Intermediate-level radioactive waste，以下簡稱ILW)定義為含有長半化期放射性核種的廢棄物。IAEA(2009)再指出ILW之處置設施設計，需要比近地表處置方式，提出更嚴格的設計要求，以阻滯核種外釋並與生物圈隔離，並建議在幾十到幾百公尺的深度處置ILW。USNRC(Arlt et al., 2016)指出GTCC LLW的放射性核種、放射性濃度、物理和化學性質以及其他特性差異很大，該特性將影響GTCC LLW處置的適當監管方法，包括處置深度以及處置場對工程障壁功

能的依賴性，本研究亦針對 Arlt et al.(2016)提出 GTCC LLW 特性及處置方式進行分析。然而，由於 GTCC LLW 長半化期放射性核種的特性，大多數 GTCC LLW 與 IAEA 的 ILW 定義，比與 IAEA 的其他廢棄物類別更為一致，即美國所定義之 GTCC LLW 分類接近 IAEA 定義的 ILW。

目前許多核能國家選擇集中或國家處置場的方式來處置低放及中放廢棄物(LLW 和 ILW)，這些國家包括：法國、日本、德國、西班牙、瑞士、英國，以及阿根廷、比利時、捷克共和國、匈牙利和羅馬尼亞等。在這些國家，有些國家（例如：法國、日本、西班牙和英國）選擇不同類別廢棄物在不同的處置設施，而其他國家（例如：德國和瑞士）則選擇在同一設施（通常是深層地質處置設施）中共同處置多類廢棄物。放射性廢棄物聯合處置的優點是盡可能減少處置設施的數量，並減少將廢棄物人為分成 LLW 和 ILW 類別的需要。許多國家（主要是目前正在運轉 LLW 近地表處置設施的國家）計畫在未來的高放廢棄物和/或用過核子燃料處置場中共同處置長半化期的 ILW。其他國家（例如，美國、俄羅斯、中國大陸和芬蘭）採取區域方法，在該國的不同地區可能有多個設施用於處置一種或多種廢棄物；或者採用混合方法，對某些類別的廢棄物進行區域處置，對其他類別的廢棄物進行國家處置場處置（例如瑞典，在大多數核設施中進行 VLLW 處置，在 SFR 集中處置 LILW）。可瞭解各國係出於多種原因做出上述各種選擇，例如廢棄物庫存量的規模、社會對處置設施數量、位置和類型的偏好、運輸問題、人為安全、國家政策、有限的選址選擇和技術上合適的場址的可用性、成本最小化以及區域就業、基礎設施可用性等一般社會問題。(Garamszeghy, 2021)

基於前開說明，GTCC 特性及可能處置方式，是我國在核電廠除役之後將面臨之課題。所以，本年度計畫（111 年度）針對 GTCC 處置安全管制進行研析，蒐集國際及國內有關 GTCC 來源及特性相關資料，以及 GTCC 處置方法及處置環境影響規定要求；國際超 C 類放射性廢棄物管制法規與處置案例研析，以美國 10 CFR 61 管制法規為主，並提出美國低放處置設施處置 GTCC 類廢棄物案例，及國際原子能總署 IAEA 有關之 ILW 處置規定，與國際處置案例研析(包括歐美日韓等)進行蒐集及研析；GTCC 處置之關鍵技術議題，針對美國 NRC 與 DOE 提出 GTCC 處置關鍵技術議題，國際(IAEA 及

歐美、日韓等國家)針對 ILW 之處置關鍵技術進行研究，最後依據前述工作成果提出我國 GTCC 處置安全管制要項建議。

1.2. 研究目的

為瞭解 GTCC 廢棄物及其處置技術有關的關鍵議題，以及國際對於 GTCC 廢棄物處置案例與管制法規。本研究針對 GTCC 之來源及特性、管制法規與處置案例進行研析，探討 GTCC 處置關鍵技術，並提出我國 GTCC 處置安全管制要項建議。本研究可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。

1.3. 工作項目

本報告針對 GTCC 處置安全管制進行研究，執行以下工作內容：

1. 超C類放射性廢棄物之來源及特性研析

GTCC LLW通常分為三類：1.核電廠設施除役產生的活化金屬，這類廢棄物主要由核電廠設施除役產生，來自反應爐的輻照金屬元件，這些活化金屬包括核反應爐容器的部分，但不包括用過核子燃料；2.封裝在小型金屬容器中的濃縮放射性物質組成的密封源，來自醫院、研究機構及大學單位利用輻射照射而製造獲得或保留的密封放射源，用於診斷和治療癌症疾病；3.GTCC其他廢棄物，此類廢棄物包括受污染的設備、碎屑、廢金屬、過濾系統、樹脂、土壤和固化污泥，這些廢棄物主要與放射性污染場址的除汙清理有關。本研究蒐集國內及國際相關資料進行GTCC類廢棄物之來源及特性分析研究。

2. 國際超C類放射性廢棄物管制法規與處置案例研析

我國低放射性廢棄物分類標準係參考美國10 CFR 61.55之法規規定的放射性核種濃度限值訂定。本研究將以美國10 CFR 61管制法規為主，並參考美國提出低放處置設施處置GTCC類廢棄物案例，及國際原子能總署(IAEA)有關之ILW處置規定進行研究。如：美國能源部已發佈GTCC LLW處置方法及環境影響規定要求，包括GTCC LLW來源、處置方法、處置環境等，本研究蒐集分析該環境影響規定要求以獲得GTCC LLWR處置案例研究。

3. 超C類放射性廢棄物處置之關鍵技術議題

GTCC LLW的放射性核種、放射性濃度、物理和化學性質以及其他特性差異很大，該特性將影響GTCC LLW處置深度以及處置場工程障壁的效能要求。處置關鍵技術必須滿足可以防止或限制放射性核種從處置設施外釋，確保放射性廢棄物衰變到無害的程度，以避免影響生物圈安全，GTCC LLW廢棄物處置之關鍵技術應以放射性廢棄物核種濃度及輻射劑量不影響人類健康與環境安全為設計考量，所以本研究針對GTCC類廢棄物處置之關鍵技術議題進行研究，以確認GTCC LLW處置方式選擇能確保處置場長期安全。

4. 我國超C類放射性廢棄物處置安全管制要項建議

依據前述三項工作內容成果，包括GTCC之來源及特性研析，國際GTCC管制法規與處置案例研析，與GTCC處置之關鍵技術議題，提出我國GTCC處置安全管制要項建議。

第2章 超 C 類放射性廢棄物之來源及特性研析

我國低放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則規定之低放射性廢棄物分類標準，係參考美國 10 CFR 61.55 規定的放射性核種濃度限值分為 A、B、C 及超 C 類。所以本研究以美國核能管制委員會(USNRC) 10 CFR 61《美國聯邦法規彙編》法規為主，及蒐集美國能源部(DOE)提出處置 GTCC 和類 GTCC 廢棄物的最終環境影響報告(Environmental Impact Statement, EIS；以下簡稱「DOE《環境影響報告書》」)(USDOE, 2016)，說明該環境影響報告書所評估的廢棄物和處置備選方案。本章節針對 GTCC 之定義、來源及特性，以及我國 GTCC 主要來源及其特性進行說明。而 IAEA 定義長半化期放射性核種的 ILW，係接近美國所定義之 GTCC 分類，所以本研究參考 IAEA 對於 ILW 的來源與特性亦進行研析，說明如下：

2.1. 超 C 類放射性廢棄物之定義

我國「低放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」規定係參考美國 10 CFR 61.55 之表 1 單一長半化期核種濃度值及表 2 單一短半化期核種濃度值，依其規定的放射性核種濃度限值分為 A、B、C 及超 C 類。GTCC 係指低放射性廢棄物所含核種濃度高於表 1 之濃度值者；或表 2 高於第三行之濃度值者。

表 1 單一長半化期核種濃度值

核種	濃度值
^{14}C	0.30 TBq/立方公尺
^{14}C (活化金屬內)	3.0 TBq/立方公尺
^{59}Ni (活化金屬內)	8.1 TBq/立方公尺
^{94}Nb (活化金屬內)	0.0074 TBq/立方公尺
^{99}Tc	0.11 TBq/立方公尺
^{129}I	0.0030 TBq/立方公尺
TRU(半化期大於5年之超鈾阿伐放射核種)	3.7 kBq/g
^{241}Pu	130 kBq/g
^{242}Cm	740 kBq/g

表 2 單一短半化期核種濃度值

核種	濃度值(TBq/立方公尺)		
	第一行	第二行	第三行
半化期小於5年之所有核種總和			
^3H	26	註一	註一
^{60}Co	1.5	註一	註一
^{63}Ni	26	註一	註一
^{63}Ni (活化金屬內)	0.13	2.6	26
^{90}Sr	1.3	26	260
^{137}Cs	0.037	1.6	170

表 2 之附註：

註一：B 類廢棄物及 C 類廢棄物並無此核種濃度值之限制。可從實際執行運送、吊卸與最終處置作業時，考量體外輻射與衰變熱，而限制這些核種之濃度。除非由本表內其他核種決定廢棄物歸於 C 類廢棄物，否則應歸於 B 類廢棄物。

註二：多核種之分類：

若低放射性廢棄物中含有多核種時，其分類應按下式判斷。

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_{i,0}} \leq 1$$

式中

C_i ：第 i 個核種之濃度。

$C_{i,0}$ ：第 i 個核種第 0(0=A,B,C)類之濃度值。

n ：所含核種之數目。

若滿足上式，則可歸為第 0(0=A,B,C)類廢棄物。

由於 GTCC 一般係不能採用近地表處置的方式，該 GTCC 的廢棄物形式和處置方法與 A、B、C 類低放射性廢棄物亦不相同，通常比 C 類 LLW 處置方式的要求更為嚴格。美國聯邦法規 10 CFR 60 及 10 CFR 63 要求 GTCC LLW 應採地質處置方式，除非 NRC 根據 10 CFR 61.55 (a) (2) (iv) 採批准替代方法的建議。

2.2. 超 C 類放射性廢棄物之來源與特性

放射性廢棄物分類標準分類出 A 類、B 類和 C 類 LLW 放射性核種，DOE《環境影響報告書》(USDOE, 2016)指出依據處置場設計要求及廢棄物接收標準，通常將 A 類、B 類和 C 類 LLW 進行處置後，其放射性活度仍具有危害的時間限制在約 500 至 1000 年。針對 10 CFR 61.7 (a) (2) 指出，這些廢棄物的近地表處置場特徵應考慮未來不確定性，並須評估至少 500 年的時間範圍。當具放射性衰變的核種從處置單元緩慢遷移出，應以未來時間之放射性危害降至安全水準為考量。然而，各類廢棄物放射性危害相較之下，GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物(GTCC-like waste)中一些放射性核種，係具有半化期長（超過 10,000 年）或該放射性核種係以高濃度存在的具有特殊的危害狀態。

該 GTCC LLW 指放射性核種濃度超過 10 CFR 61.55 中的 C 類 LLW 限值的廢棄物，這些廢棄物是由美國核能管制委員會和協議州許可證持有人的核能作業活動所產生，且不能在目前獲得許可的商業 LLW 處置設施中處置，並由聯邦政府負責處理 GTCC LLW。而類 GTCC 廢棄物指的是放射性廢棄物由美國能源部(DOE)擁有或產生，其特性與 GTCC LLW 的特性非常相似，因此可能適合採用通用處置方法。類 GTCC 廢棄物包括 LLW 和非國防產生的超鈾元素(TRU)廢棄物，美國使用“類 GTCC”一詞並未產生新的能源部放射性廢棄物分類，而併稱為類 GTCC。該針對超鈾元素廢棄物是指每克廢棄物中含有超過 100 毫微居里(nCi)的 α 放射超鈾同位素，半化期超過 20 年，但以下除外：(1)高放射性廢棄物；(2)經美國環境保護署同意，已由能源部確認不需要達到 40 CFR 191 處置規定所要求隔離程度的廢棄物；(3) NRC 已根據 10 CFR 61 逐案批准處置的廢棄物。TRU 放射性核種種類，例如：Pu-238、Pu-239、Pu-240、Am-241 和 Am-243 等。大多數類 GTCC 的廢棄物由 TRU 廢棄物組成，這些廢棄物可能不符合在美國廢棄物隔離先導廠(WIPP)作為國防產生 TRU 廢棄物處置的廢棄物驗收標準，目前沒有其他確定的處置途徑。

針對我國 GTCC，其主要來源係來自核能電廠運轉壽命結束後，由除役作業拆除所產生的除役放射性廢棄物底部爐心筒、熱遮罩、底部格板及爐心側板，該除役廢棄物所含的 Ni-59、Ni-63、及 Nb-94 之濃度超出 C 類之限值而被歸類為超 C 類。以下分別說明之。

2.2.1. 美國超 C 類放射性廢棄物之來源與特性

美國 GTCC LLW 通常分為三類：1.核電廠設施除役產生的活化金屬，這類廢棄物主要由核電廠設施除役產生，來自反應爐的輻照金屬元件，這些活化金屬包括核反應爐容器的部分，但不包括用過核子燃料；2.封裝在小型金屬容器中的濃縮放射性物質組成的密封源，此類廢棄物主要來自醫院、研究機構及大學單位利用輻射照射而製造獲得或保留的密封放射源，用於診斷和治療癌症疾病；3.GTCC 其他廢棄物，此類廢棄物包括受污染的設備、碎屑、廢金屬、過濾系統、樹脂、土壤和固化污泥，這些廢棄物主要與放射性污染場址的除汙清理有關(Brimfield et al., 2015; Art et al., 2016; USDOE, 2016; Esh

et al., 2020)。

根據美國能源部(DOE)編製關於處置 GTCC 和類 GTCC 廢棄物的最終環境影響報告之三種廢棄物類型，並再分為兩個廢棄物組，第一組包括來自當前運轉設施的廢棄物，第一組中的一些廢棄物已經產生並貯存等待處置；第二組包括來自擬議行動或尚未投入運轉計畫設施的預計廢棄物。在 DOE《環境影響報告書》中處理的三種廢棄物類型及其估計的總量和放射性如下：(USDOE, 2016)

- 活化金屬：2,000 立方公尺 (71,000 立方英尺) 和 160 MCi
- 密封源：2,900 立方公尺 (100,000 立方英尺) 和 2.0 MCi
- 其他廢棄物：6,700 立方公尺 (240,000 立方英尺) 和 1.3 MCi

前述廢棄物容積僅約 12,000 立方公尺，但其具有的輻射活度卻高達 160 百萬居里 (約 6×10^{18} Bq，輻射量接近日本福島事件的總放射量)(輻射防護，2017)。大約四分之三廢棄物是 GTCC LLW；類 GTCC 廢棄物佔其餘部分，大部分類 GTCC 廢棄物符合 DOE 對 TRU 廢棄物的定義。

1.核電廠設施除役產生的活化金屬

活化金屬廢棄物包括鋼、不銹鋼和許多用於核反應爐的特種合金，典型反應爐如圖 1 所示)。活化金屬主要由核反應爐除役後產生，包括核反應爐容器的部分，如爐心護罩和爐心支撐板。反應爐組件和核燃料附近的其他部件部分在反應爐長時間運轉期間被高通量的中子啟動，即活化金屬透過中子照射被活化，產生高濃度的一些放射性核種。其中許多具有非常短的半化期 (即幾天到幾週，例如 Co-58、Zr-95 和 Nb-95) 並且衰變得非常快，而其他則具有更長的半化期 (在某些情況下，例如 C-14 和 Ni-59，可達數千年) 並在較長時間內保持放射性。其活度水準高於其他 GTCC LLW 類型。活化金屬廢棄物可分為兩類：常規產生的活化金屬和除役的活化金屬。在處置時，預計在活化金屬中最主要的中子活化產物之核種為 C-14、Mn-54、Fe-55、Ni-59、Co-60、Ni-63、Mo-93 和 Nb-94。某些較低濃度之分裂產物子核種(如 Sr-90、Tc-99、I-129 和 Cs-137)以及各種銻同位素預計也會形成表面污染出現在這些 GTCC LLW 的活化金屬材料。(Brimfield et al., 2015; Art et al., 2016; USDOE, 2016; Esh et al., 2020)

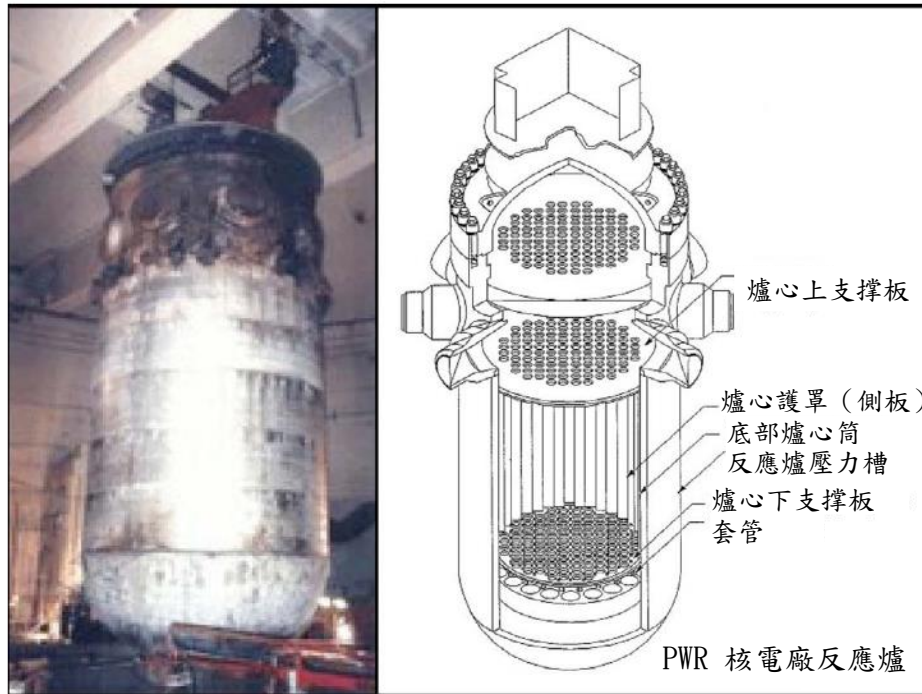


圖 1 典型反應爐活化金屬廢棄物。右圖為 PWR 核電廠，如爐心護罩和爐心支撐板 (USDOC, 2016)

根據美國商業核電廠除役產生的金屬廢棄物中只有極小部分是 GTCC LLW。大多數廢棄物預計為 A、B 或 C 類 LLW。為了在環境影響報告中進行分析，假設所有 GTCC LLW 活化金屬廢棄物都是遠端處理(Remote-handled, RH)的廢棄物，因為預計這種材料中會含有高濃度的 γ 放射的放射性核種。這些廢棄物將需要大量遮罩以將輻射水準降到可接受的水準和/或必須遠端處理。該 RH 廢棄物的物理形式係為固體金屬，必須遠距離處理以保護工人免受不必要輻射照射的放射性廢棄物(例如，廢棄物包表面的劑量率為 200 毫侖目/小時[mrem/h]的廢棄物)。

美國商業核電廠屬於前述之第一組活化金屬廢棄物，主要與當前運轉或除役的反應爐有關，已經除役核電廠反應爐產生的 GTCC LLW 通常貯存在核電廠現場。大部分的第一組 GTCC LLW 活化金屬將由當前運轉的商業核電廠於未來除役時產生廢棄物量所造成，但這種情況在幾十年內都不會發生，因為大多數核電廠反應爐在幾十年內都沒有計畫除役，該體積量及活度如表 3。目前在美國愛達荷國家實驗室(Idaho National Laboratory, INL)和橡樹嶺國家實驗室(Oak Ridge National Laboratory, ORNL) 兩個場址存有第一組活化金屬類 GTCC 廢棄物，這兩個 DOE 場點的活化金屬廢棄物總量(貯存和計劃產生)約為 13 立方公尺(450 立方英尺)，目前大約有一半在貯存中，另一半預

計將在未來產生。類 GTCC 活化金屬廢棄物的總活度估計約為 0.24MCi，如表 3。

表 3 第一組和第二組 GTCC LLW 和類 GTCC 的廢棄物包裝體積和放射性核種活度匯總^a (USDOE, 2016)

廢棄物類型	貯存中		預計		貯存和預測的總數	
	體積 (立方公尺)	活度 (MCi) ^b	體積 (立方公尺)	活度 (MCi)	體積 (立方公尺)	活度 (MCi)
第一組						
GTCC LLW						
活化金屬 (BWRs) ^c - RH	7.1	0.22	200	30	210	31
活化金屬 (PWRs) - RH	51	1.1	620	76	670	77
密封源 (小型) ^d - CH	- ^{e,f}	-	1,800	0.28	1,800	0.28
密封源 (Cs-137 輻射器) - CH	-	-	1,000	1.7	1,000	1.7
其他廢棄物 ^g - CH	42	0.000011	-	-	42	0.000011
其他廢棄物 - RH	33	0.0042	1.0	0.00013	34	0.0043
合計	130	1.4	3,700	110	3,800	110
類 GTCC 廢棄物						
活化金屬 - RH	6.2	0.23	6.6	0.0049	13	0.24
密封源 (小型) - CH	0.21	0.0000060	0.62	0.000071	0.83	0.000077
其他廢棄物 - CH	430	0.016	310	0.0062	740	0.022
其他廢棄物 - RH	520	0.096	200	0.17	720	0.26
合計	960	0.34	510	0.18	1,500	0.52
第一組總計	1,100	1.7	4,200	110	5,300	110
第二組						
GTCC LLW						
活化金屬 (BWRs) - RH	-	-	73	11	73	11
活化金屬 (PWRs) - RH	-	-	300	37	300	37
活化金屬 (其他) - RH ^h	-	-	740	0.14	740	0.14
密封源 - CH ^h	-	-	23	0.000020	23	0.000020
其他廢棄物 - CH ^h	-	-	1,600	0.024	1,600	0.024
其他廢棄物 - RH ^h	-	-	2,300	0.51	2,300	0.51
合計	-	-	5,000	49	5,000	49
類 GTCC 廢棄物						
活化金屬 - RH	-	-	-	-	-	-
密封源 - CH	-	-	-	-	-	-
其他廢棄物 - CH	-	-	490	0.012	490	0.012
其他廢棄物 - RH	-	-	870	0.48	870	0.48
合計	-	-	1,400	0.49	1,400	0.49
第二組總計	-	-	6,400	49	6,400	49
第一組和第二組總合計						
GTCC LLW						

廢棄物類型	貯存中		預計		貯存和預測的總數	
	體積 (立方公尺)	活度 (MCi) ^b	體積 (立方公尺)	活度 (MCi)	體積 (立方公尺)	活度 (MCi)
活化金屬 – RH	59	1.4	1,900	160	2,000	160
密封源 – CH	–	–	2,900	2.0	2,900	2.0
其他廢棄物 – CH	42	0.00091	1,600	0.024	1,600	0.024
其他廢棄物 – RH	33	0.0042	2,300	0.51	2,300	0.51
合計	130	1.4	8,700	160	8,800	160
類 GTCC 廢棄物						
活化金屬 – RH	6.2	0.23	6.6	0.0049	13	0.24
密封源 – CH	0.21	0.0000060	0.62	0.000071	0.83	0.000077
其他廢棄物 – CH	430	0.016	800	0.02	1,200	0.036
其他廢棄物 – RH	520	0.096	1,100	0.65	1,600	0.75
合計	960	0.34	1,900	0.67	2,800	1.0
第一組和第二組總合計	1,100	1.7	11,000	160	12,000	160

a: 所有值均四捨五入為兩位有效數字。由於獨立的四捨五入，一些總數可能不等於各個組成部分的總和。BWR=沸水式反應爐，CH=接觸處理（廢棄物），PWR=壓水式反應爐，RH=遠端處理（廢棄物）。包括截至 2008 年的貯存廢棄物，預計將持續到 2083 年。2008 年獲得的廢棄物數量資料在 2010 年根據需要進行了驗證更新，見 Argonne (2010)。在編製本最終環境影響報告書的過程中，能源部進行調查並審查廢棄物數量資料，保守確定預期的廢棄物數量估算仍然有效。

b: MCi 為百萬居里。

c: 美國有兩種商業核反應爐在運轉，即沸水式及壓水式。使用不同的因素來估計這兩種反應爐中活化金屬廢棄物的體積和活度。

d: 密封源的物理尺寸可能較小，但放射性核種濃度較高。

e: NRC 核照單位目前擁有的密封源，當執照許可方不再需要時，可能會成為 GTCC LLW。個別來源的當前狀態（即它們是否在使用、廢棄等）可能會隨著時間的推移而變化。因此，由於執照者何時宣佈其來源為廢棄物的不確定性，預計存量清單已包括估計的體積和活度。

f: – 符號表示該項目沒有值。

g: 其他廢棄物包括非活化金屬或密封源的廢棄物；它包括受污染的設備、碎片、廢金屬、過濾系統、樹脂、土壤、固化污泥和其他材料。

h: 來自 West Valley 場址的 NDA(NRC-licensed disposal area，是指在 West Valley Site 內有關美國核能管制委員會許可的處置區)和 SDA(State-licensed disposal area，是指在 West Valley Site 內有關州政府許可的處置區。)之廢棄物屬於在第二組活化金屬、密封源和其他廢棄物-RH/CH 列出清單中。在活化金屬下的 740 立方公尺中，包括：210 立方公尺來自 NDA，525 立方公尺來自 SDA。23 立方公尺 密封源係來自 SDA。1,600 立方公尺 其他廢棄物-CH 係來自 SDA；1,950 立方公尺 的其他廢棄物-RH，係包括來自 NDA 的 1,943 立方公尺和來自 SDA 的 7.34 立方公尺。第二組其他廢棄物-RH 之體積為 2,300 立方公尺，係除了 West Valley 場址產生的 1,950 立方公尺之外，尚有其他場址產生第二組其他廢棄物-RH 之廢棄物。

2. 密封源

密封源是指為利用發射的輻射而製造、獲取或保留的放射源。密封源由已知或估計數量的放射性物質組成，這些放射性物質的特性，包括：(1) 包含在密封膠囊內，(2) 密封在非放射性物質層之間，或 (3) 透過電鍍或其他旨在防止放射性物質洩漏或逸出的方式牢固固定在非放射性表面。這些來源通常用於消毒醫療產品、檢測管道和金屬焊縫中的缺陷和故障、確定土壤和其他材料中的含水量（濕度計），以及診斷和治療癌症等疾病（遠端治療裝置）（如圖 2）。所以這些密封源通常體積較小，放射性核種可封裝在膠囊中，膠囊由不銹鋼、鈦、鉑或其他惰性金屬容器製成，並包含多種物理形式，包括陶瓷氧化物、鹽或金屬。密封源包括 Cs-137 輻射器，與較小的密封源不同，該輻射器比標準 208 升(55 加侖)桶大，並將單獨處置。GTCC 密封源可能含有以下放射性核種之一種，包括 Cs-137、Pu-238、Pu-239、Am-241 和 Cm-244，其放射性活度範圍為 4.07×10^{-4} TBq(0.011Ci)至 1.5×10^5 TBq(4.1 MCi)，其體積量及活度如表 3 所示。許多情況下，體積包括裝置和核種源，因此將裝置和核種源作為一個單元進行處置可能會較方便 (Brimfield et al., 2015; Art et al., 2016; Esh et al., 2020)。美國 DOE《環境影響報告書》指出目前廣泛應用於診斷和治療疾病（尤其是癌症）的設備、醫療設備消毒、為移植患者血液輻照、非破壞性測試結構和工業設備，以及勘探地質構造以尋找石油和天然氣之密封源，目前貯存於美國各地的醫院、大學和行業，但是不安全或廢棄的密封源是國家安全問題，因為它們有可能被用於製造“髒彈”。而且並非所有密封源在處置時都是屬於 GTCC LLW。美國允許在商業部門擁有和使用密封源並由 NRC 及其聯邦協議州政府許

可。(USDOE, 2016)



圖 2 密封源示意圖 (USDOC, 2016)

所有密封源幾乎都屬於第一組廢棄物，第一組密封源的總包裝體積估計約為 2800 立方公尺 (99000 立方英尺)，其中幾乎所有體積均為 GTCC LLW。類 GTCC 的密封源廢棄物的總包裝體積估計僅約為 0.83 立方公尺 (29 立方英尺) (如表 3)。第二組中唯一的密封源是與紐約西部 West Valley 場址 SDA 潛在挖掘有關的密封源，SDA 密封源總體積估計約為 22 立方公尺 (790 立方英尺)。未來挖掘和包裝後進行處置時，估計該體積將增加至約 23 立方公尺 (810 立方英尺) (如表 3)。密封源可以包括幾種物理形式，包括陶瓷氧化物、鹽或金屬。較舊型的 Cs-137 源通常以氯化銫 (CsCl) 之無機鹽形式，雖然大型 Cs-137 源仍然使用 CsCl，但較新的小型源通常將放射性核種以陶瓷氧化物的形式存在。這兩種形式以氯化銫無機鹽具有較高水溶性。USDOE(2016)環境影響報告則保守假設所有 Cs-137 源都以 CsCl 鹽的形式存在。假設這些放射性核種以氧化物的形式存在於密封源中，這些氧化物源可能以顆粒的形式存在。密封源在包裝處理時通常具有相對較低的曝露率，除兩個 Am-241/鈹源(Am-241/beryllium sources)外，所有包裝密封源預計為 CH 廢棄物。USDOE(2016)在《環境影響報告書》中進行分析，CH 廢棄物被視為包裝表面劑量率低於 200 mrem/h 的廢棄物。如果產生 RH 密封源廢棄物，則應在廢棄物處理和處置運轉期間採取適當的預防措施，以保護工人。(USDOE, 2016)

3.GTCC 其他廢棄物

GTCC 其他廢棄物主要包括各種各樣的材料，如受污染的設備、淤泥、鹽、木炭、廢金屬、手套箱（如圖 3）、固化溶液、顆粒固體、過濾系統以及有機和無機碎片，包括來自未來除汙和除役作業的碎片，Pu-238 放射性同位素動力系統的生產，以及醫用同位素（Mo-99）的生產。這些廢棄物包括 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物，其體積量及活度如表 3 所示，不屬於其他兩類（活化金屬或密封源）。這些廢棄物可以有多種物理型式，可能存在多種放射性核種，包括：1.每年約 1600 萬次醫療程序（如檢測癌症）使用過的 Mo-99。美國輸入外國的舊型反應爐所生產 Mo-99 來做為醫療使用，但近年來由於外國設施意外關閉而造成的短缺突顯美國自行生產 Mo-99 的必要性；2.使用於太空探索和國家安全所使用的放射性同位素動力系統的生產（例如，鈾-238）；3.紐約 West Valley 場址的環境清理；4.其他廢棄物中可能存在範圍廣泛的放射性核種，包括 Tc-99、Cs-137 和一些超鈾放射性核種(如：鈾、錒和鈾的同位素)。所以 GTCC 其他廢棄物具有多種放射性核種，包括一些長半化期的鈾系同位素(例如鈾、錒、鈾、錒和鈾)，在前述 GTCC 三種廢棄物類型中屬於體積量最大，這種廢棄物各種放射性核種在長期廢棄物管理方面需要更受關注。



圖 3 其他廢棄物（手套箱）示意圖 (USDOC, 2016)

雖然其中一些廢棄物是由於放射性核種製造、研究和其他在商業部門作業所產生，但這些廢棄物中的大部分係與 DOE 作業活動有關，並被認為是類 GTCC 廢棄物。該類

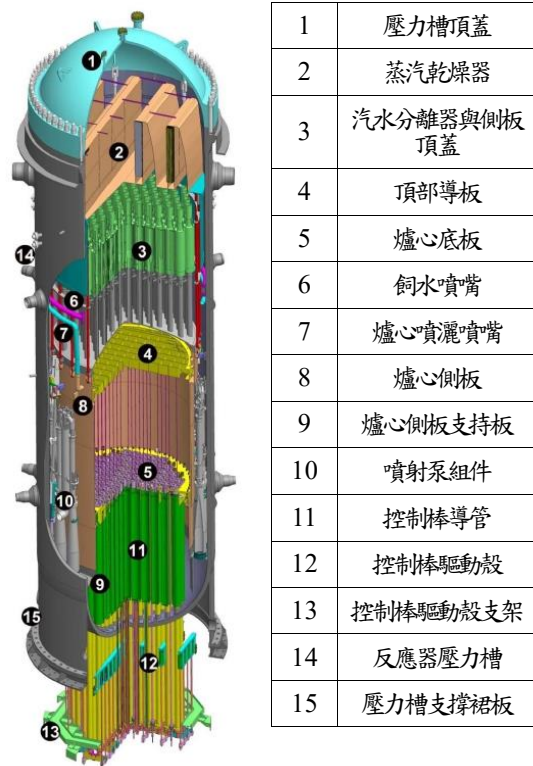
別中的大多數廢棄物與 West Valley 場址的清理以及該場址兩個處置區的廢棄物的潛在挖掘有關。第一組和第二組 GTCC LLW 和類 GTCC 的其他廢棄物的總量約為 6,700 立方公尺 (240,000 立方英尺) (表 3)。其中, West Valley 場址約佔 5,700 立方公尺 (200,000 平方英尺)。大約 61% 的 West Valley 場址 其他廢棄物量是 GTCC LLW (來自兩個處置區的可能挖掘), 39% 是類 GTCC 廢棄物 (主要來自正在進行和未來的清理活動)。與 West Valley 場址清理相關的類 GTCC 廢棄物主要由建築物、管道和設備碎片組成, 廢棄物量估計約為 2,250 立方公尺 (79,000 立方英尺)。大約 56% 的廢棄物屬於第 1 組其他廢棄物, 44% 屬於第一組其他廢棄物, 這些廢棄物中的大部分可能不符合 WIPP 作為國防產生的 TRU 廢棄物處置的廢棄物接收標準。第一組中其他廢棄物的其餘部分主要與 DOE 的兩個設施 (INL 場址和橡樹嶺保護區 [ORR]) 的類 GTCC 的廢棄物有關。這些廢棄物中存在一系列放射性核種, 各種鈾系元素 (鈾、銻、鈾、錒和錒) 的同位素是長期管理最關注的問題。第 1 組和第 2 組其他廢棄物的總活度為 1.3 MCi, 這種廢棄物中存在的許多放射性核種的半化期非常長。第 1 組其他廢棄物 (GTCC LLW 和 GTCC 類廢棄物) 的總量估計約為 1,500 立方公尺 (53,000 立方英尺)。該類別中約 67% 的第 1 組廢棄物已經產生並被貯存, 其餘的預計將在未來產生。大多數貯存的廢棄物都在 West Valley 場址, 該類別中的大部分廢棄物預計將符合 DOE 對 TRU 廢棄物的定義 (即, 含有超過 100 nCi/g 的 α 發射 TRU 放射性核種且半化期超過 20 年的廢棄物)。這種 TRU 廢棄物可能不符合 WIPP 作為國防產生的 TRU 廢棄物處置的廢棄物接收標準, 並且目前沒有其他確定的處置途徑。該類別中的第 1 組廢棄物中約有一半是 RH 廢棄物, 一半是 CH 廢棄物, 第 1 組其他廢棄物的總活度約為 0.28 MCi; 第 2 組其他廢棄物 (GTCC LLW 和 GTCC 類廢棄物) 的總量估計約為 5,300 立方公尺 (190,000 立方英尺)。其他廢棄物還包括與 Mo-99 生產計畫相關的 GTCC LLW 和 DOE 計畫中 Pu-238 生產計畫相關的類 GTCC 廢棄物。與這兩項活動相關的廢棄物在 Argonne(2010) 中進行完整描述。據估計, Mo-99 計畫將產生總計約 390 立方公尺 (14,000 立方英尺) 的 GTCC LLW, 並且 DOE 計畫中的 Pu-238 項目將產生總計約 380 立方公尺 (13,000 立方英尺) 的類 GTCC 廢棄物。(USDOE, 2016)

總之，第 1 組和第 2 組的其他廢棄物總量約為 6,700 立方公尺 (240,000 立方英尺)，總活度約為 1.3 MCi。大約 58% 的廢棄物是 GTCC LLW，42% 是類 GTCC 的廢棄物。West Valley 場址佔該類別廢棄物的 5,700 立方公尺 (200,000 立方英尺)。表 3 提供有關這些廢棄物量和活度的更多資訊。(Argonne, 2010; USDOE, 2016)

2.2.2. 國內超 C 類放射性廢棄物之來源與特性

國內 GTCC 主要是來自核能電廠除役後的廢棄物，根據台電公司提出之提供之第一、第二及第三核能發電廠除役計畫報告，提出除役放射性廢棄物的類別、特點、數量、減量措施、處理、運輸、貯存和最終處置方案。指出核電廠運轉壽命結束後，拆除產生的除役放射性廢棄物包括用過核燃料(高放射性)、反應器槽及其內部組件、生物遮罩、廠內污染管道等、混凝土構造物、拆廠除汙作業被污染的衣服、工具、廢棄的零組件、設備、樹脂等各類廢棄物，其中低放廢棄物量佔除役拆解核電廠總量之放射性廢棄物 95%以上。(物管局，2015；台電公司，2015, 2018, 2021)

壓水式反應爐(PWR)及沸水式反應爐(BWR)電廠若採取立即拆除之除役方式，其各種中子活化廢棄物之分類，根據美國 NRC 10 CFR 61.55 低放射性廢棄物分類方式，大部份的中子活化廢棄物均可歸類為 A 或 B 類。核一、核二廠屬於沸水式反應爐之 BWR 電廠，其控制棒及爐內儀器、噴射泵、以及頂部燃料導架所含的 Ni-63 及 Nb-94 之活度在 C 類範圍內而被歸類為 C 類。沸水式反應爐主要構造如圖 4 所示，爐心側板 (core shroud) 及頂部燃料導架 (top fuel guide)所含 Ni-59、Ni-63、及 Nb-94 之活度則超過 C 類之最大限值，因此被歸類為超 C 類。核三廠屬於壓水式反應爐之 PWR 電廠，如圖 1 右圖所示之 PWR 核電廠反應爐，頂部爐心格板及底部支柱由於含有高濃度的 Ni-63 及 Nb-94 而歸類為 C 類。底部爐心筒，熱遮罩，底部格板，及爐心側板所含的 Ni-59，Ni-63，及 Nb-94 之濃度超出 C 類之限值而被歸類為超 C 類。(物管局，2015；台電公司，2015, 2018, 2021)



1	壓力槽頂蓋
2	蒸汽乾燥器
3	汽水分離器與側板頂蓋
4	頂部導板
5	爐心底板
6	飼水噴嘴
7	爐心噴灑噴嘴
8	爐心側板
9	爐心側板支持板
10	噴射泵組件
11	控制棒導管
12	控制棒驅動殼
13	控制棒驅動殼支架
14	反應器壓力槽
15	壓力槽支撐裙板

圖 4 沸水式反應爐主要構造
台電公司(2015)

由於這些核種之半化期很長，即使封存 100 年後再進行拆廠，其所含的活度仍不可能顯著衰減，仍可能維持在超 C 類或 C 類之狀態。目前我國貯存放射性廢棄物係將 A、B、C 及超 C 類廢棄物一起存放於貯存設施，但對於最終處置而言，因超 C 類廢棄物含有長半化期核種，並不能與 A、B、C 三類合併進行最終處置。(物管局，2015；台電公司, 2015, 2018, 2021)

1.核能電廠除役期間可能產生低放射性廢棄物

根據除役計畫書，有關核能電廠除役期間可能產生之低放射性廢棄物，以其來源進行區分，可包括：中子活化廢棄物、放射性污染廢棄物，以及其他放射性廢棄物等，分述如下。(台電公司, 2015, 2018, 2021)

(1) 中子活化廢棄物

中子活化係指爐心周圍之組件受到中子照射後，於組件內部生成活化核種，這些活化核種之半化期或長或短，從幾秒鐘至幾十年皆有。受中子活化之系統主要為反應器壓力槽、反應器壓力槽保溫材(Insulation)、反應器壓力槽內部組件、反應器一次圍阻體鋼

構及生物遮罩等鄰近燃料爐心的部分；而常見之活化核種，則主要包含 Co-60、Fe-55、C-14、Ni-59、Ni-63 及 Nb-94 等。

有關受中子活化組件之活度及其特性，可以藉由累積中子通量、材料規格與其相對應之中子截面等資料，以中子/加馬耦合遷移程式分析來進行評估；因此，組件之不同材料規格將反映活化核種之間的相對比例，例如不鏽鋼與低合金鋼之區別在於所含的鎳與鉬之比例不同，而此將影響到最終活化之結果。此外，由於這些組件材料接受核分裂反應產出之中子照射，故燃料爐心周圍大多數體積被活化，無法利用表面除汙來降低其活度，故若中子通量較集中之部分爐心組件，可能會達到 C 類或超 C 類之低放射性廢棄物類別。

(2) 放射性污染廢棄物

放射性污染廢棄物主要來源為：因活化腐蝕產物或分裂產物之沉積而受到污染的管路、設備及結構。反應器冷卻系統、冷凝系統及飼水系統之管路，因爐水日積月累之沖刷，造成管線系統內壁微量金屬粒子因沖蝕或腐蝕而剝落；之後再流經爐心受中子照射活化後而產生放射性腐蝕產物，隨後這些活化之腐蝕產物將會流經所有與反應器冷卻相連之系統。核能電廠可能受活化腐蝕產物污染之系統包含：與爐水或蒸汽接觸之系統/組件/設備/管線之內表面，而活化腐蝕產物主要核種為 Co-60。上述活化腐蝕產物於系統/組件/設備/管線中沉積之程度，與液體之流速、溫度及系統之幾何構造有關；此外，管線若有滲漏，則污染物將有可能散佈至廠房地板。

另一放射性污染源為燃料破損所造成之分裂產物釋放到反應器冷卻水系統，分裂產物之主要核種為 Cs-137 及 Sr-90，而反應器冷卻水系統之污染程度，則取決於燃料洩漏歷史及爐水或蒸汽之洩漏率。

綜上，核電廠除役放射性污染廢棄物分佈，可能涵蓋反應器廠房、廢料廠房與汽機廠房管線、組件與設備，以及這些廠房結構進行表面除汙所移除之受污染表面混凝土等。

(3) 其他放射性廢棄物

除中子活化及放射性污染廢棄物外，於除役作業期間所產生之二次廢棄物或無法按照系統或盤點表歸類之除役放射性廢棄物，則統稱為「其他類型廢棄物」，包含濕性、

乾性與保溫材等除役廢棄物。

濕性廢棄物主要來源，為除汙廢液(包含系統除汙與組件除汙)及系統洩水處理過程中所產生的放射性廢棄物。系統除汙產生之廢棄物種類，視除汙方式而有所不同，如採蒸發濃縮之除汙方式，將會產生濃縮底泥；若採除礦器吸附方式處理廢液，則將產生離子交換樹脂。

而乾性廢棄物之組成主要為防護衣、除汙抹布、擦拭紙、空氣呼吸器、牛皮紙、塑膠布、維修工具及實驗室固體廢棄物等。

2. 第一、第二及第三核能電廠除役產生超 C 類廢棄物推估

(1) 核一廠除役產生超 C 類廢棄物推估

核一廠除役計畫書依據廢棄物數量推估方法及活度估算方法，盤點包含聯合結構廠房、汽機廠房與其他可能受到污染區域(廢氣廠房、主煙囪及廠房其他部分)之金屬、混凝土與其他類型廢棄物的重量、活度，廢棄物分類重量與活度評估結果，得到核一廠除役可能產生之低放射性廢棄物總重量約為 13,565 MT，總活度約為 2.60×10^{16} Bq；但活化金屬反應器壓力槽與其內部組件經中子活化所產生之金屬廢棄物重量約為 1,223 MT，活度約為 2.47×10^{16} Bq，顯示活化金屬為除役廢棄物活度的主要來源，其活化金屬活度約佔除役廢棄物的 95.6%，但重量僅佔 4.3%。從表 4 及表 5 發現，GTCC 之重量僅為 72 MT，活度則高達 2.28×10^{16} Bq，其中 GTCC 活度約佔核一廠除役廢棄物的 87.7%，但重量僅佔 0.53%。

核一廠除役計畫依據中子活化推估方法，分析反應器壓力槽內有效燃料區上方、下方與周圍環繞的組件所在區域的活化程度，其中頂端導板距離有效燃料區最為接近，活化程度最嚴重；而爐心側板也相當靠近有效燃料區，活化程度也相當高，上述兩組件即佔活化金屬總活度 90% 以上，且屬 GTCC；而其餘組件依據距離有效燃料區遠近及所在區域受緩和劑的影響，致使其受中子活化程度不一，但絕大部分的活化金屬皆屬於 A 類低放射性廢棄物。摘錄核一廠除役計畫書之超 C 類重量推估結果、超 C 類活度推估結果、核一廠除役廢棄物總數量(桶)超 C 類推估結果、反應器內部組件超 C 類之盤點結果，分別列如表 4 至表 7 所示。(台電公司, 2015)

表 4 核一廠除役廢棄物超 C 類重量推估結果 (單位：MT)

類別	超C 類	C 類	B 類	A 類	合計	可外釋(含管制區內 確認無污染)
1. 金屬廢棄物						
1.1 活化金屬						
1.1.1 反應器壓力槽	0	0	0	878	878	0
1.1.2 反應器內部組件	72	37	0	236	345	0
合計	72	37	0	1,114	1,223	0

表 5 核一廠除役廢棄物超 C 類活度推估結果 (單位：Bq)

類別	超 C 類	C 類	B 類	A 類	合計	可外釋(含 管制區內確 認無污染)
1. 金屬廢棄物						
1.1 活化金屬						
1.1.1 反應器壓力槽	0	0	0	6.56×10^{13}	6.56×10^{13}	0
1.1.2 反應器內部組件	2.28×10^{16}	1.80×10^{15}	0	4.55×10^{13}	2.46×10^{16}	0
合計	2.28×10^{16}	1.80×10^{15}	0	1.11×10^{14}	2.47×10^{16}	0

註：本表數值為各核種衰變至2018年12月5日之推估結果。

表 6 核一廠除役廢棄物總數量(桶)推估結果

類別	超C 類	C 類	B 類	A 類	合計	可外釋(含管制區內 確認無污染)
1. 金屬廢棄物						
1.1 活化金屬						
1.1.1 反應器壓力槽	0	0	0	3,834	3,834	0
1.1.2 反應器內部組件	314	162	0	1,031	1,507	0

註：本表重量為各核種衰變至2018年12月5日之推估結果；單位：55加侖桶。

表 7 反應器內部組件之盤點結果

分類	一號機 重量(kg) 活度(Bq)	二號機 重量(kg) 活度(Bq)	合計 重量(kg) 活度(Bq)
超C 類	3.60×10^4 1.14×10^{16}	3.60×10^4 1.14×10^{16}	7.20×10^4 2.28×10^{16}
C 類	1.81×10^4 9.02×10^{14}	1.81×10^4 9.02×10^{14}	3.61×10^4 1.80×10^{15}
B 類	0 0	0 0	0 0
A 類	1.17×10^5 2.27×10^{13}	1.17×10^5 2.27×10^{13}	2.34×10^5 4.55×10^{13}
可外釋	0 0	0 0	0 0
合計	1.71×10^5 1.23×10^{16}	1.71×10^5 1.23×10^{16}	3.43×10^5 2.46×10^{16}

註：本表數值為各核種衰變至2018年12月5日之推估結果。

(2)核二廠除役產生超C類廢棄物推估

核二廠除役計畫書依據廢棄物產量推估方法及活度估算方法，盤點包含反應器廠房、輔助廠房、汽機廠房、廢料廠房、燃料廠房、控制廠房與其他可能受污染區域之金屬、混凝土與其他類型廢棄物之重量、活度，廢棄物分類重量與活度估算結果，得到核二廠除役可能產生之低放射性廢棄物總重量約為 24,642 MT，總活度約為 1.73×10^{17} Bq；但活化金屬反應器壓力槽與其內部組件經中子活化所產生之金屬廢棄物重量約為 1,751 MT，活度約為 1.72×10^{17} Bq，顯示活化金屬為除役廢棄物活度的主要來源，其活化金屬活度約佔除役廢棄物的 99.9%，但重量僅佔 9.7%。從表 8 及

表 9 發現，GTCC 之重量僅為 143MT，活度則高達 1.69×10^{17} Bq，其中 GTCC 活度約佔核二廠除役廢棄物的 97.7%，但重量僅佔 0.58%。(台電公司, 2018)

核二廠除役計畫依據中子活化推估方法而得，分析反應器壓力槽內有效燃料區上方、下方與周圍環繞組件所在區域的活化程度，其中爐心側板、頂部導板及噴射泵三個組件的活化程度相當高，佔活化金屬總活度 98%左右，且均屬超C類低放射性廢棄物；而其餘組件依據距離有效燃料區遠近及所在區域受緩和劑影響，使其受中子活化程度

不一，但絕大部分的活化金屬皆屬於 A 類低放射性廢棄物。摘錄核二廠除役計畫書之超 C 類重量及活度推估結果、核二廠除役廢棄物總數量(桶)超 C 類推估結果、反應器內部組件超 C 類之盤點結果，分別列如表 8 至表 11 所示。(台電公司, 2018)

表 8 核二廠除役廢棄物超 C 類重量推估結果 (單位：MT)

類別	超C類	C類	B類	A類	合計	可外釋(含管制區內確認無污染)
1. 金屬廢棄物						
1.1 活化金屬						
1.1.1 反應器壓力槽	0	0	0	1,236	1,236	0
1.1.2 反應器內部組件	143	27	43	302	515	0
合計	143	27	43	1,538	1,751	0

註：本表數值為各核種衰變至 2021 年 12 月 28 日之推估結果。

表 9 核二廠除役廢棄物超 C 類活度推估結果 (單位：Bq)

類別	超C類	C類	B類	A類	合計	可外釋(含管制區內確認無污染)
1. 金屬廢棄物						
1.1 活化金屬						
1.1.1 反應器壓力槽	0	0	0	4.44×10^{14}	4.44×10^{14}	0
1.1.2 反應器內部組件	1.69×10^{17}	2.40×10^{15}	8.31×10^{13}	1.19×10^{12}	1.72×10^{17}	0
合計	1.69×10^{17}	2.40×10^{15}	8.31×10^{13}	4.45×10^{14}	1.72×10^{17}	0

註：本表數值為各核種衰變至 2021 年 12 月 28 日之推估結果。

表 10 核二廠除役廢棄物總數量(桶)推估結果

類別	超C類	C類	B類	A類	合計	可外釋	管制區內確認無污染
1. 金屬廢棄物							
1.1 活化金屬							
1.1.1 反應器壓力槽	0	0	0	6,180	6,180	0	0
1.1.2 反應器內部組件	715	135	215	1,510	2,575	0	0

註：本表數值為各核種衰變至 2021 年 12 月 28 日之推估結果。

表 11 反應器內部組件之初步盤點結果

分類	重量(kg)	活度(Bq)
超 C 類	1.43×10^5	1.69×10^{17}
C 類	2.70×10^4	2.40×10^{15}
B 類	4.34×10^4	8.31×10^{13}
A 類	3.02×10^5	1.19×10^{12}
合計	5.15×10^5	1.72×10^{17}

註：本表數值為各核種衰變至 2021 年 12 月 28 日之推估結果。

(3)核三廠除役產生超 C 類廢棄物推估

核三廠除役計畫書依據廢棄物產量推估方法及活度估算方法，盤點包含圍阻體廠房、輔助廠房、燃料廠房、廢料廠房與其他可能受到污染區域之金屬、混凝土與其他類型廢棄物的重量、活度，廢棄物分類重量與活度評估結果，得到核三廠除役可能產生之低放射性廢棄物總重量約為 13,414 MT，總活度約為 6.04×10^{17} Bq；但活化金屬反應器壓力槽與其內部組件經中子活化所產生之金屬廢棄物重量約為 1,165 MT，活度約為 6.03×10^{17} Bq，顯示活化金屬為除役廢棄物活度的主要來源，其活化金屬活度約佔除役廢棄物的 99.83%，但重量僅佔約 14.29%。從表 12 及表 13 發現，GTCC 之重量僅為 216.52 MT，活度則高達 6.00×10^{17} Bq，其中 GTCC 活度約佔核三廠除役廢棄物的 99.33%，但重量僅佔 1.61%。(台電公司, 2021)

核三廠除役計畫依據中子活化推估方法而得，分析反應器壓力槽內有效燃料區上方、下方與周圍環繞的組件所在區域的活化程度，其中爐心筒、爐心頂板、爐心底板、爐心支柱、阻板及模型板與中子遮罩板距離有效燃料區最為接近，活化程度最高，上述組件即佔活化金屬總活度 99%以上，且屬超 C 類放射性廢棄物；而其餘組件依據距離有效燃料區遠近及所在區域受緩和劑的影響，致使其受中子活化程度不一，但絕大部分的活化金屬皆屬於 A 類低放射性廢棄物。摘錄核三廠除役計畫書之超 C 類重量推估結果、超 C 類活度推估結果、核一廠除役廢棄物總數量(桶)超 C 類推估結果、反應器內部組件超 C 類之盤點結果，分別列如下頁之表 12 至表 15 所示。(台電公司, 2021)

表 12 核三廠除役廢棄物超 C 類重量推估結果 (單位：MT)

類別	超C類	C類	B類	A類	合計	可外釋(含管制區內確認無污染)
1. 金屬廢棄物						
1.1 活化金屬						
1.1.1 反應器壓力槽	0	0	175.04	584.41	759.45	0
1.1.2 反應器內部組件	216.52	0	0	189.31	405.83	0
合計	216.52	0	175.04	773.72	1165.28	0

註：本表數值為各核種衰變至 2028 年 05 月 17 日之推估結果。

表 13 核三廠除役廢棄物超 C 類活度推估結果 (單位：Bq)

類別	超C類	C類	B類	A類	合計	可外釋(含管制區內確認無污染)
1. 金屬廢棄物						
1.1 活化金屬						
1.1.1 反應器壓力槽	0	0	1.93×10^{15}	1.00×10^{15}	2.93×10^{15}	0
1.1.2 反應器內部組件	6.00×10^{17}	0	0	3.89×10^{13}	6.00×10^{17}	0
合計	6.00×10^{17}	0	1.93×10^{15}	1.04×10^{15}	6.03×10^{17}	0

註：本表數值為各核種衰變至 2028 年 05 月 17 日之推估結果。

表 14 核三廠除役廢棄物總數量(桶)推估結果

類別	超C類	C類	B類	A類	合計	可外釋	管制區內確認無污染
1. 金屬廢棄物							
1.1 活化金屬							
1.1.1 反應器壓力槽	0	0	1,055	3,521	4,576	0	0
1.1.2 反應器內部組件	1,305	0	0	1,141	2,446	0	0
註：1. 本表污染類數值為各核種衰變至 2028 年 05 月 17 日之推估結果。 2. 單位：桶。							

表 15 反應器內部組件之盤點結果

分類	重量(kg)	活度(Bq)
超 C 類	2.17×10^5	6.00×10^{17}
C 類	0	0
B 類	0	0
A 類	1.89×10^5	3.89×10^{13}
合計	4.06×10^5	6.00×10^{17}

註：本表數值為各核種衰變至 2028 年 05 月 17 日之推估結果。

根據乾式貯存系統按國外之處理經驗，部分反應器壓力槽內部組件之 GTCC，係以用過核子燃料乾式貯存護箱進行貯存（台電公司, 2015, 2018, 2021）。所以針對反應器壓力槽內部組件 GTCC 活度約佔核一廠除役廢棄物的 87.7%，但重量僅佔 0.53%；約佔核二廠除役廢棄物的 97.7%，但重量僅佔 0.58%；約佔核三廠除役廢棄物的 99.33%，但重量僅佔 1.61%。重量比很小但活度佔比卻很大，因此，國內未來針對 GTCC 處置與用過核子燃料處置，是否比照反應器壓力槽內部組件之 GTCC，利用過核子燃料乾式貯存護箱進行貯存之方式，於最終處置時將 GTCC 併入用過核子燃料聯合處置，應依據國際放射性廢棄物處置發展及國內最終處置政策進一步研議及評估。

2.3. IAEA 放射性廢棄物分類及 ILW 來源特性

2.3.1. IAEA 廢棄物分類系統定義

放射性廢棄物應按照監管機關制定或批准的要求進行特徵描述和分類，以確保能安全地進行廢棄物管理和處置。過去根據放射性廢棄物的特定設施或環境相關的物理、化學和放射性特性，已經形成各種放射性廢棄物分類方案並產生各種各樣分類名詞，放射性廢棄物分類結果在各國之間甚至於同一國的核設施之間亦可能存在差異。這將會影響各國之廢棄物管理政策和實施策略，並可能導致廢棄物低於最佳安全水平，亦使得各國之間就廢棄物管理執行之溝通造成障礙，特別是在《廢燃料管理安全和放射性廢棄物管理安全聯合公約》的背景下 (IAEA, 2009)。IAEA 過去為解決這些問題，所以訂定放射性廢棄物分類，以作為放射性廢棄物安全管理國際標準的主題。第一個放射性廢棄物分類系統於 1970 年時發佈 (IAEA, 1970)，並分別再於 1981 年和 1994 年發佈修訂版本之放射性廢棄物分類系統 (IAEA, 1981, 1994)。IAEA 於 2009 年時再指出，於 1994 年以前制定之廢棄物分類方案未涵蓋所有類型的放射性廢棄物，且並沒有廢棄物分類方案與廢棄物處置方案產生相關連結，所以於 2009 再提出新的分類方案，並沿用至今。對於 IAEA 放射性廢棄物分類標準的演變說明如下 (IAEA, 2009)：

1. IAEA 於 1970 年和 1981 年之分類方案係將放射性廢棄物分為三類：(1) 高放射性廢棄物 (HLW)，(2) 中放射性廢棄物 (ILW)，(3) 低放射性廢棄物 (LLW)。在 ILW 和 LLW 類別中，於 1981 年版本再區分含有短半化期及長半化期之放射

性核種廢棄物，以及含有 α 放射性核種的廢棄物。該分類方案被證明對一般用途有用，然而該分類方案仍存在局限性。特別是該分類方案缺乏與放射性廢棄物管理（特別是處置）的安全方面具有相關性的連結。

2. 為解決這些限制並改善與安全處置產生連結關係，IAEA 再於 1994 年發佈修改後的分類方案，並確定三大類廢棄物作為該分類方案的基礎，該版本修改重點如下：

(1) 含有低濃度放射性核種的廢棄物，可以免於監管，因為相關的放射性危害可以忽略不計。

(2) 含有大量放射性物質的廢棄物，需要採取行動以確保工人和公眾的短期或長期保護。這一類別涵蓋範圍非常廣泛的放射性廢棄物，從剛超過豁免水準的不需要屏蔽遮罩或特殊防護的放射性廢棄物，到含有可能需要屏蔽遮罩和散熱的高放射性廢棄物，並可以為這些各種類別的廢棄物假設一系列的處置方法。

(3) 含有高放射性物質的廢棄物，通常透過地質處置，需要與生物圈完全隔離很長一段時間，這類廢棄物通常需要屏蔽遮罩和散熱。

3. IAEA(1994)定義的廢棄物中所含放射性核種的放射性水平和半化期大小，進行廢棄物分類（見圖 5）。針對半化期大於約 30 年之長半化期（LL）低放射性和中放射性廢棄物（LILW）稱為長半化期廢棄物，小於 30 年之短半化期（SL）低放射性和中放射性廢棄物（LILW）稱為短半化期廢棄物。一般來說，大多數短半化期廢棄物（LILW-SL），可在近地表設施中處置；長半化期廢棄物（LILW-LL）需要在地質處置設施中處置。（IAEA, 1994, 2007a）

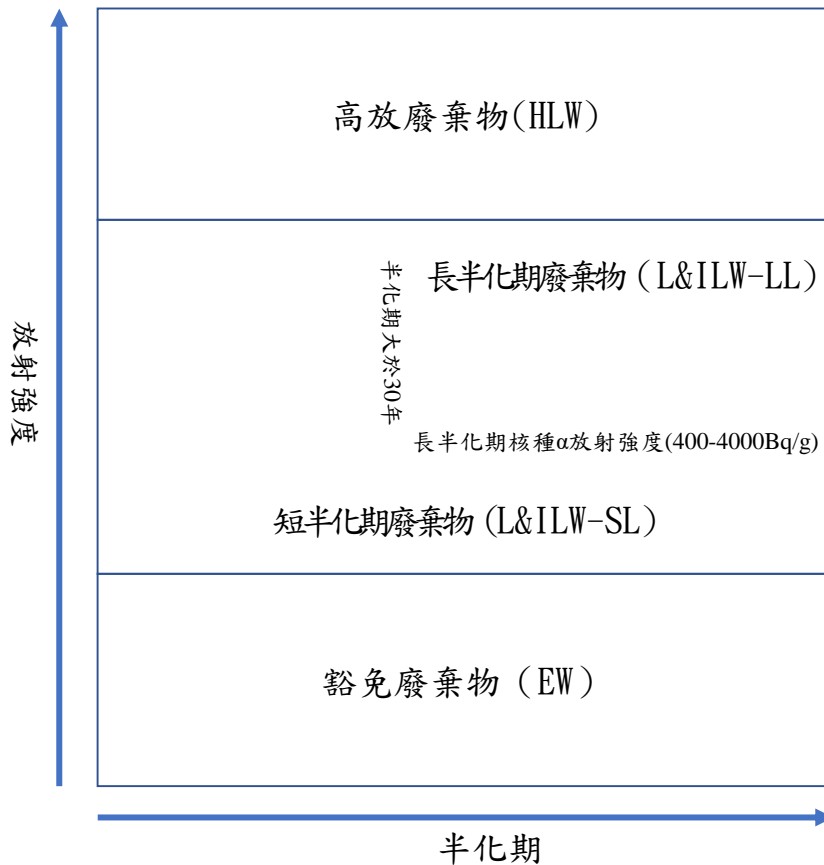


圖 5 IAEA 廢棄物分類系統，修改自(IAEA, 1994)Fig.1

4. IAEA 於 2009 年指出(IAEA, 2009)：「為將不同類型的廢棄物進行分類，以便進行廢棄物管理。例如，含有較短半化期放射性核種之廢棄物，可與含有較長半化期放射性核種的廢棄物進行分離，或者可壓縮廢棄物可與不可壓縮廢棄物分離。然而，除短半化期放射性核種的廢棄物外，所有其他類型的放射性廢棄物最終都需要按照基本安全原則、放射性廢棄物管理和處置的安全要求進行處置」。所以 IAEA 於 2009 提出新的分類方案，指出過去於 1994 年制定之分類方案不具有全面性，因為沒有涵蓋所有類型的放射性廢棄物，也沒有與所有類型放射性廢棄物的處置方案產生連結。並指出於 2009 年提出新版本之放射性廢棄物分類方案，取代過去之廢棄物分類方案。主要的修改係針對分類出各種類別廢棄物應和處置方案之間具有連結的相關性。儘管 1994 年舊版本分類方案存在廢棄物分類與處置方案具有一般連結，但對於特定處置設施所處置廢棄物的適用性，需要透過安全論證案例和支持處置設施之安全評估結果進行證明。所以 IAEA 於 2009 年再

提出新的廢棄物分類方法，本研究經蒐集整理後，列於附錄 I「IAEA 於 2009 年提出之 6 種廢棄物分類的詳細討論」及附錄 II「IAEA 於 2009 年提出之廢棄物分類方法」進行說明。(IAEA, 2009)

根據 IAEA(2009)最新版之資料，IAEA 為使各種廢棄物分類系統之統一定義，提出基於六種廢棄物類別的標準分類體系，包括：豁免廢棄物 (EW)、極短半化期放射性廢棄物 (VSLW)、極低放射性廢棄物 (VLLW)、低放射性廢棄物、中放射性廢棄物、高放放射性廢棄物。圖 6 列出依半化期及活度之廢棄物分類概念性，並說明如下：

- 豁免廢棄物：符合 IAEA(2004)所述的清除、豁免或排除輻射防護監管控制標準的廢棄物。
- 極短半化期放射性廢棄物：可在長達幾年的有限時間內進行貯存，以使放射性核種衰變，隨後根據監管機關批准而從監管控制中移除，後續以正常的工業廢棄物處理。這類廢棄物主要含有半化期很短放射性核種，通常用於研究和醫療目的。
- 極低放射性廢棄物：不一定符合 EW 標準，但不需要高水準的遏制和隔離，因此適合在監管控制有限的近地表掩埋型設施中處置的廢棄物。此類掩埋式設施也可能含有其他危險廢棄物。此類的典型廢棄物包括活度濃度較低的土壤和碎石。VLLW 廢棄物內具有中長半化期放射性核種的濃度通常非常有限。
- 低放射性廢棄物：高於 IAEA(2004)所述的清除水準，但長半化期放射性核種數量有限的廢棄物。這類廢棄物需要可靠的隔離和控制長達幾百年，適合在近地表工程設施中處置。LLW 涵蓋非常廣泛的廢棄物，包括放射性濃度較高的短半化期放射性核種，也可包括放射性濃度相對較低的長半化期放射性核種。
- 中放射性廢棄物：由於核種含量，特別是長半化期放射性核種，需要比近地表處置更大程度的圍阻和隔離的廢棄物。但是，ILW 在貯存和處置過程中不需要或僅需要有限的散熱措施。ILW 可能含有長半化期放射性核種，特別是 α 放射性核種，在可依賴監管控制的時間內不會衰減到近地表處置可接受的放射性濃度水準。因此，這類廢棄物需要在更大的深度進行處置，深度大約在幾十公尺到幾百公尺之間。
- 高放射性廢棄物：放射性濃度高到足以經由放射性衰變過程產生大量熱量的廢棄物，或含有大量長半化期放射性核種的廢棄物，在設計此類廢棄物的處置設施時需要加

以考慮。通常在地表以下幾百公尺或更深處的穩定地質構造中處置，是公認的高放廢棄物處置方案。

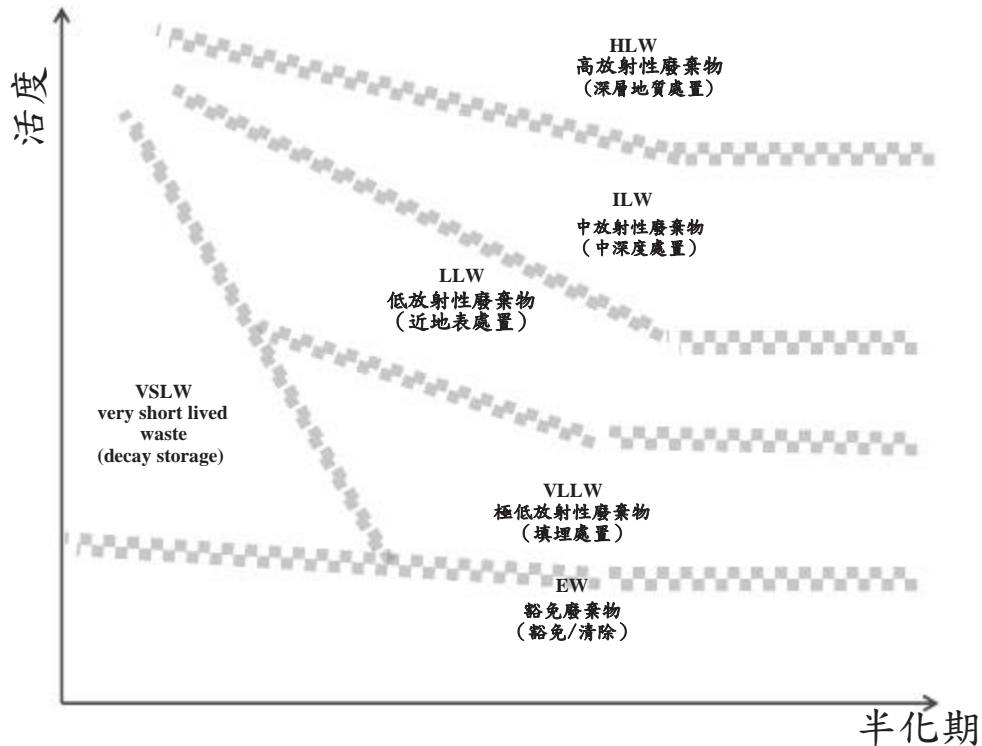


圖 6 廢棄物分類方案的概念性說明
附註說明：修改 IAEA(2009)報告圖一

IAEA 的分類體系係基於考慮輻射安全的最低處置要求，更高階廢棄物和更長半化期廢棄物所需的天然和/或工程障壁，與生物圈的隔離程度就越來越高。如果計畫在同一個處置場（通常為深層處置設施）中處置所有 LLW 和 ILW，則通常不需要在操作上區分長半化期的 ILW 和短半化期 LLW。但對於近地表處置方式，則需要進行區分，從近地表設施中排除長半化期廢棄物。這需要對每個廢棄物包件進行更廣泛的特徵化工作，以確保其符合近地表處置場廢棄物接收的限制。

IAEA(2009)提出：ILW 是指含有長半化期放射性核種的廢棄物，其數量需要比近地表處置更大程度的圍阻和隔離生物圈。中放射性廢棄物係在幾十公尺到幾百公尺深度的設施中進行處置。若處置系統的天然障壁和工程障壁都選擇適當，則在此深度之處置設施可與連接的環境長期隔離。特別是，在中短期內，此類深度的地表侵蝕通常不會對處置設施產生不利影響。中等深度處置的另一個重要優勢是，與適用於 LLW 的近地表處置設施相比，人類無意闖入入侵的可能性大為降低。因此，中等深度處置設施的長期

安全將不依賴監管控制的應用。(詳見本報告附錄 I)

ILW 包含之核種活度高於一般除汙過程的廢棄物，物管局(2015)指出：「對於 LLW 與 ILW 之分界，IAEA 更定義 ILW 需處理熱產生且接觸劑量大於 2 mSv/h，此類廢棄物主要來自反應器清潔冷卻水之離子交換樹脂(ion exchange resins)，以及遭中子活化之反應器內部元件」。另外，美國 NRC 人員曾於 2016 年由 IAEA 舉辦之國際研討會發表「美國 GTCC 低放射性廢棄物特性與處置方面」(Arlt et al., 2016)曾提出 GTCC 與 ILW 之比較說明，並引用 IAEA(2009b)報告指出：「ILW 可能含有 α 放射之放射性核種，在監管期間不會衰減到近地表處置可接受的放射性濃度水準。此外，ILW 的放射性濃度水準不足以透過放射性衰變過程產生大量熱量，其熱輸出小於 $2 \text{ kW}\cdot\text{m}^{-3}$ 。通常建議在幾十到幾百公尺的深度處置 ILW」。

前述物管局(2015)、Arlt et al.(2016)以及 IAEA(2009b)有關廢棄物分類說明及數據皆係引用 IAEA(1994)分類方案。由於 IAEA 以前的分類方案中，通常使用 2 mSv/h 的接觸劑量率來區分 LLW 及 ILW 這兩類廢棄物。但在 IAEA(2009)修訂的分類方案中，接觸輻射劑量率不用於區分廢棄物類別，主要基於長期安全性。然而，接觸輻射劑量率仍然是處理和運輸廢棄物，以及廢棄物管理和處置設施運轉執行輻射防護目的必須考慮的一個問題，但不一定是處置設施長期安全的決定性因素。另外 IAEA 於 1994 年的分類系統 (IAEA, 1994) 針對 ILW 提出熱功率輸出小於 $2 \text{ kW}\cdot\text{m}^{-3}$ ，HLW 引用了 $2 - 20 \text{ kW}/\text{m}^3$ 的相應熱功率。然而，IAEA(2009)提出之安全指南中未規定熱功率水平，因為這是地質處置設施安全論證演示中需要詳細考慮的問題。(詳見本報告附錄 I)

2.3.2. IAEA 廢棄物分類系統於國際應用

IAEA 於 2009 已提出新的廢棄物分類系統，然而國際上有些國家仍舊延續 IAEA 於 1994 年發佈之放射性廢棄物分類系統之概念(如法國)。國際基本上都是針對放射性廢棄物分類係依據放射性物質之半化期及活度作為放射性廢棄物之類別，例如：分類為低放射性和中放射性廢棄物 (LILW)，有些進一步細分為 LLW 和 ILW；高放射性廢棄物 (HLW)；以及用過核子燃料 (SNF)。有些國家(如法國)不認為用過核子燃料是廢棄物，

並將 SNF 再處理分裂於特殊反應爐作為核燃料再利用，SNF 再處理後可產生 HLW 以及額外的 LLW 和 ILW。有些國家(例如法國)進一步將 LILW 細分為長半化期 (LL) 和短半化期 (SL) 放射性廢棄物。雖然確切的定義各不相同，但一般的方法是，長半化期廢棄物含有大量的放射性核種，其半化期大於約 30 年（即大於核反應爐廢棄物中最常見的兩種分裂產物 Cs-137 或 Sr-90 的半化期）。重要數量的限制是放射性核種和處置場概念的具體規定，通常作為近地表處置場安全評估的考量，例如：廢棄物的總放射性活度在監管期（通常為 300 年內衰減到足夠低的水準，該時間約等於 Cs-137 或 Sr-90 半化期的 10 倍），確保不會超過法規或安全標準的限值，並確認不會導致過量的輻射劑量（例如，由於工程障壁隨著時間的推移而劣化，造成核種外釋至生物圈的公眾劑量）。長半化期放射性核種（例如，半化期約為 5700 年的 C-14）需要隔離更長的時間才能衰變到足夠低的水準。因此，在某些處置場概念中，這些放射性核種的數量必須受到限制，尤其是近地表處置的概念。(Garamszeghy, 2021)

有些國家放射性核種分類還有其他類別，如天然放射性物質 (NORM)、鈾礦開採和鈾尾礦廢棄物 (UMM)、極低放射性廢棄物 (VLLW)、極短半化期廢棄物 (VSLW) 和超鈾元素 (TRU) 廢棄物。UMM 其體積量大、危害相對較低，通常在工程地面設施中進行管理。VLLW 由於危險性低，通常在非常簡單的地面設施中進行管理。VSLW 通常貯存一段短時間，以使放射性核種衰變，然後作為正常的工業廢棄物處理。TRU 廢棄物含有高濃度的鈾系元素，通常作為長半化期廢棄物處理（例如，深層地質處置）(IAEA, 2018)。

以下以法國及英國之放射性廢棄物分類，說明 IAEA 廢棄物分類系統之應用，並蒐集美國 USDOE(1995)曾比較 IAEA、USDOE 和 USNRC 放射性廢棄物分類系統資料，說明 USNRC 的 A、B、C 類和超 C 類之廢棄物分類系統與 IAEA、USDOE 分類系統之對應說明，並可進一步了解我國亦同樣採用 USNRC 之 A、B、C 類和 GTCC 分類與 IAEA 廢棄物分類系統之對應關係。

1. 法國放射性廢棄物分類及廢棄物特性

法國之放射性廢棄物分類，係以廢棄物所含放射性核種之活度水平和半化期二項

原則進行廢棄物分類，並將法國放射性廢棄物分類及其廢棄物管理方案彙整於表 16，說明如下：(ANDRA, 2018)

表 16 法國放射性廢棄物分類及其廢棄物管理方案

廢棄物分類	半化期 活度範圍	LL (長半化期)	SL (短半化期)	VSLW (極短半化期)
		> 31 年	≤ 31 年 > 100 天	≤ 100 天
VLLW	低於 100 Bq/g ($\leq 10^2$ Bq/g)	VLLW 進行地表處置。廢棄物分類、貯存和處置之工業設施(Cires)，處置 VLLW 廢棄物。		VSLW 透過放射性衰變進行管理
LLW	約幾百到一百萬 Bq/g 之間 ($\leq 10^6$ Bq/g) ($> 10^2$ Bq/g)	LLW-LL 近地表處置 進行發展及管理	LILW-SL 地表處置 (Aube 和 Manche 處置設施)	
ILW	約百萬至億 Bq/g 之間 ($\leq 10^8$ Bq/g) ($> 10^6$ Bq/g)	ILW-LL		
HLW	數億 Bq/g ($> 10^8$ Bq/g)	HLW 深層地質處置(於計畫階段 Cigéo 場址)		不適用

(1) 廢棄物中所含放射性核種的活度水平：

- 極低放射性廢棄物，活度低於 100 Bq/g；
- 低放射性核種廢棄物，活度水平在幾百到一百萬 Bq/g 之間；
- 中放射性核種廢棄物，活度水平在約百萬至億 Bq/g 之間；
- 高放射性核種廢棄物，活度水平約為數億 Bq/g。

(2) 廢棄物根據放射性半化期分類如下：

- 極短半化期廢棄物，其中含有半化期小於 100 天的放射性核種；
- 短半化期廢棄物，其放射性主要來自半化期小於或等於 31 年的放射性核種；
- 長半化期廢棄物，其中含有大量半化期超過 31 年的放射性核種。

法國依前述兩項原則進行廢棄物分類，分為以下六種分類廢棄物(ANDRA, 2018)。

(1) 極短半化期廢棄物(VSLW)

一些主要來自醫療部門或研究的廢棄物含有壽命極短的放射性核種(半化期不到

100 天)，用於診斷或治療目的。這種廢棄物的處理方法是讓它在原地衰變幾天到幾個月，直到它的放射性足夠低，可以用工業廢棄物處理常規方法進行。醫療廢棄物可能包括液體或氣體流出物，或在這一領域使用放射性核種產生的受污染的固體或液體廢棄物。

(2) 極低放射性廢棄物(VLLW)

VLLW 主要來自核電廠、燃料循環設施和研究中心的運轉、維護和拆除。它也來源於使用天然放射性物質的傳統工業，通常以惰性廢棄物(混凝土、碎石和泥土)或金屬或塑膠廢棄物的形式出現。正在運轉的核電廠或燃料循環設施和研究中心開始拆除，VLLW 的廢棄物量將大幅增加。這種廢棄物的放射性強度通常低於 100 Bq/g。

法國於 2003 年 8 月起將位處於 Morvilliers 和 La Chaise 市可進行廢棄物分類、貯存和處置之工業設施(Cires)，處置 VLLW 廢棄物。並作為《國家放射性材料和廢棄物管理計畫》的一部分，正在研究產生 VLLW 位置或附近建立處置設施的可行性，這些處置設施將滿足某些類型的 VLLW 的需求，其特點是允許在 Cires 以外的特殊設施中進行處置，同時保護人類健康、安全和環境。

(3) 短半化期之低放射性和中放射性廢棄物(LILW-SL)

這主要包括與維護（服裝、工具、過濾器）等）、操作（液體流出物處理或氣體流出物過濾）或核電廠、燃料循環設施和研究中心的拆除有關的廢棄物。LILW-SL 主要含有壽命短的放射性核種，半化期小於或等於 31 年的放射性核種，如：Co-60 或 Cs-137，並還可以包含有限數量的長半化期放射性核種。LILW-SL 廢棄物的放射性強度通常在幾百到一百萬 Bq/g 之間。

短半化期之低放和中放廢棄物在地面設施中處置，並在其放射性衰減到影響可忽略不計的水平期間進行監測。在 ANDRA 處置場，通常認為該強度水平在 300 年後達到，這相當於大約 10 個半化期時間，並將放射性強度降低了 1,000 倍。因此，這些處置設施將被監測至少 300 年時間。

LILW-SL 類別包括含有大量氚(Tritium)的短半化期之低放和中放廢棄物(T-LILW-SL)。雖然氚是一種短半化期(半化期為 12.3 年)放射性核種，但很難限制，並且很容易

遷移到環境中。大多數氙化廢棄物是固體型式。非常少量的液體和氣體廢棄物在貯存前必須經過處理和穩定。在貯存約 50 年後，根據放射性強度和殘餘氣體釋放率，廢棄物被送往工業分類、貯存和處置設施(Cires)或 Aube 處置設施(CSA)，這兩個設施均由 ANDRA 營運。

(4) 長半化期低放射性廢棄物(LLW-LL)

法國目前針對長半化期低放廢棄物，包括：

(A)含鐳廢棄物，主要來自非核工業活動所產生，例如某些類型的研究和稀土選礦。

其他含鐳廢棄物來自清理被鐳污染的遺留場址所產生之除污廢棄物，這類廢棄物的放射性強度介於幾十到幾百 Bq/g 之間。這些廢棄物主要是 α 衰變的長半化期放射性核種鐳(Ra)、鈾(U)、釷(Th)等；

(B)法國第一座核反應爐和部分已關閉的實驗反應爐運行和拆除產生的石墨廢料。

這類廢棄物的放射性強度在 10,000 到 100,000 Bq/g 之間，主要含有 β 衰變的長半化期放射性核種。短期來看，石墨廢料的活性產物主要是 Ni-63、H-3 和 鈷-60。但長期時間，則以 C-14 為放射性主要貢獻核種；

(C)其他類型的廢棄物，例如某些用瀝青處理的遺留廢棄物包、於法國馬爾韋西

(Malvés) Orano 場的鈾轉化殘渣，以及拉海牙(La Hague)再處理廠營運產生的廢棄物。目前法國依據《環境法》第 L.542-1-2 條規定正在研究這些廢棄物的以近地表處置方式進行。

(5) 長半化期中放射性廢棄物(ILW-LL)

ILW-LL 廢棄物主要來自核燃料再處理以及與再處理廠的維護和運轉有關的作業活動。它包括來自燃料元件(端蓋和外殼)的結構性廢棄物、技術廢棄物(用過的工具、設備等)。和廢水處理產生的廢棄物，例如某些類型的污泥。其特點是存在大量長半化期放射性核種，如 Fe-55、Sr-90 及其子核種 Y-90、Cs-137 及其子核種 Ba-137、H-3 和 Co-60 (短半化期) 和 Ni-63 (長半化期)。其他類型的 ILW-LL 源自曝露於反應爐中子通量時被活化的產物，如 Fe-55、Co-60、Cd-109、H-3 (短半化期)、Ni-63 和 Ag-108m (長半化期)。這些廢棄物的放射性強度在一百萬到十億 Bq/g 之間，即比高放廢棄物低 10

到 100 倍。

(6) 高放射性廢棄物(HLW)

HLW 廢棄物只占很小一部分，但卻是包含廢棄物相關的大部分放射性物質。高放射性廢棄物的放射性強度是幾十億 Bq/g，放射性強且因衰變放出熱量。這類廢棄物大部分來自核能工業和相關研究，其次來自國防工業。它主要由用過核子燃料再處理產生的不可重複使用的廢棄物組成。這些廢棄物大部分被封裝在玻璃化廢棄物的標準容器中，然後在不銹鋼桶中進行處理，再形成廢棄物包件後，於適當場址進行處置。玻璃化廢棄物的標準容器封裝之廢棄物，包含以下核種：

- 短半化期分裂產物：Cs-134 和 Cs-137；
- 長半化期分裂產物：Tc-99；
- 活化產物和少量鈾系元素，其中一些具有幾千年的半化期，如 Np-237。

2. 英國放射性廢棄物分類及廢棄物特性

本計畫以英國 NDA(2019a, 2019b)依據 IAEA 分類方法為例說明，說明英國依據放射性廢棄物所含的放射性活度和放射性活度產生的熱量進行分類。類別包括高放射性廢棄物、中放射性廢棄物、低放射性廢棄物和極低放射性廢棄物，如表 17 所示，英國廢棄物分類對應到 IAEA 分類。其中，極低放射性廢棄物包括：

- 高量 VLLW：最高濃度為每噸總放射性 4 MBq 的廢棄物，可處置到指定的掩埋場。含有 H-3 這種放射性核種的廢棄物中還有另外的限制。
- 低量 VLLW：可與都市、商業或工業廢棄物一起安全處置到未指定目的地的廢棄物，每 0.1 立方公尺物料的總放射性活度低於 400 kBq，或單項物料總放射性活度低於 40kBq。含有這些放射性核種的廢棄物中的 C-14 和 H-3 還有另外的限制。

英國放射性核種清單未收集 EW 和 VSLW 資訊。其中，EW 不在監管控制範圍內(即不具有英國法律規定的放射性)；VSLW 在超出監管控制範圍之前需要有限的貯存時間。其他四類廢棄物仍受監管控制，因此記錄在英國的清單中。針對該四類廢棄物(HLW、ILW、LLW 和 VLLW)的放射性核種組成，將 2019 年 4 月 1 日和 2200 年 4 月 1 日所有

廢棄物放射性核種的活度(衰變值)列於表 19,可發現四類放射性廢棄物之放射性核種及活度值。HLW、ILW 和 LLW 主要核種及總活度隨時間的變化,如圖 7 至圖 9。(NDA, 2019b)

NDA(2019b)由圖 7 指出,HLW 包括來自用過核子燃料再處理的廢棄物分裂產物。自 2019 年 4 月 1 日之後約 300 年時間,HLW 總活度主要由分裂產物 Sr-90 和 Cs-137 及其短半化期子核種(分別為 Y-90 和 Ba-137m)的活度。Sr-90 和 Cs-137 的放射性半化期約為 30 年。此後,更長半化期的放射性核種為總活度的主要關鍵核種,包括 Am-241、Zr-93 和 Nb-93m 等。

NDA(2019b)由圖 8 指出,ILW 包括已在反應爐中被中子活化之廢棄物,以及已分裂產物和/或鈾及其放射性衰變產物之放射性核種。在 2019 年 4 月 1 日之後的前 300 年中,ILW 總活度的主要貢獻者是活化金屬產物 Ni-63,以及分裂產物 Sr-90 和 Cs-137 及其短半化期子核種(分別為 Y-90 和 Ba-137m)。此後,一些長半化期放射性核種佔主要的活度成分,包括活化產物 Ni-59。幾百萬年後,鈾及其子核種占主導地位。

NDA(2019b)由圖 9 指出,ILW 低放廢棄物包括在反應爐中被中子活化之廢棄物,以及核分裂產物和/或鈾及其放射性衰變產物之放射性核種。在 2019 年 4 月 1 日之後的前 300 年中,LLW 總活度的主要貢獻者是活化產物 Ni-63、以及核分裂產物 Sr-90 和 Cs-137 及其短半化期子核種(分別為 Y-90 和 Ba-137m)。此後,許多半化期較長的放射性核種佔主要的活度貢獻,包括活化產物 C-14 和 Ni-59。大約 100,000 年後,鈾及其子核種占主導地位。

表 17 IAEA 分類標準對應之英國廢棄物分類(NDA, 2019a)

IAEA 廢棄物分類	英國廢棄物分類
極低放射性廢棄物 (VLLW)	<p>高量VLLW：</p> <ul style="list-style-type: none"> 最高濃度為每噸總放射性4 MBq的廢棄物，可處置到指定的掩埋場。含有氫這種放射性核種的廢棄物中還有另外限制。 <p>低量VLLW：</p> <ul style="list-style-type: none"> 可與都市、商業或工業廢棄物一起安全處置到未指定目的地的廢棄物，每0.1立方公尺物料的總放射性活度低於400 kBq，或單項物料總放射性活度低於40 kBq。含有這些放射性核種的廢棄物中的C-14和H-3還有另外的限制。
低放射性廢棄物 (LLW)	<p>LLW廢棄物：</p> <ul style="list-style-type: none"> 放射性含量不超過每噸α放射性4 GBq或每噸β/γ放射性12 GBq的廢棄物。 預計交由低放廢棄物處置場或Dounreay LLW設施處置。
中放射性廢棄物 (ILW)	<p>ILW廢棄物：</p> <ul style="list-style-type: none"> 超過 LLW 上限但未產生足夠熱量的廢棄物，在貯存或處置設施的設計中應考慮到此情況。 不適合低放射性廢棄物處置或Dounreay LLW設施處置之LLW列為LLW類別。
高放射性廢棄物 (HLW)	<p>HLW廢棄物：</p> <ul style="list-style-type: none"> 由於其放射性，廢棄物的溫度可能會顯著升高，因此在設計貯存或處置設施時必須考慮這一因素。

表 18 英國放射性廢棄物之放射性核種活度(NDA, 2019b)

放射性核種	半化期(年)	放射性核種活度(TBq) (1)							
		2019年4月1日				2200年4月1日			
		HLW	ILW	LLW	VLLW	HLW	ILW	LLW	VLLW
H-3	1.23E+01	1.1E+2	4.3E+4	4.3E+0	2.7E-3	1.3E-3	2.7E+0	9.4E-2	7.5E-3
Be-10	1.60E+06	4.0E-2	3.3E-1	-	-	3.9E-2	3.3E-1	4.7E-4	-
C-14	5.73E+03	3.6E+0	9.3E+2	2.1E-1	3.9E-4	1.1E+0	9.9E+3	1.7E+1	7.1E-2
Na-22	2.60E+00	-	1.3E+0	5.7E-3	6.9E-11	-	3.7E-20	-	-
Al-26	7.17E+05	-	4.3E-2	-	-	-	3.8E-2	1.0E-2	1.6E-5
Cl-36	3.02E+05	1.8E+0	7.1E+0	3.1E-2	5.2E-8	1.8E+0	4.4E+1	2.1E+0	3.8E-2
Ar-39	2.69E+02	-	1.7E+0	-	-	-	2.5E+1	4.8E-4	-
Ar-42	3.30E+01	-	1.8E-3	-	-	-	2.0E-4	-	-
K-40	1.28E+09	2.3E-14	3.7E-2	1.6E-4	1.5E-5	2.0E-14	4.3E-2	8.2E-5	1.5E-5
Ca-41	1.03E+05	3.4E-1	4.3E+0	-	-	2.9E-1	2.1E+1	6.9E+0	2.8E-4
Mn-53	3.70E+06	1.4E-7	2.5E+0	4.8E-7	-	1.4E-7	2.5E+0	4.8E-7	-
Mn-54	8.56E-01	1.4E+0	3.9E+3	1.8E-2	3.2E-7	-	-	-	-
Fe-55	2.70E+00	2.0E+3	5.5E+5	3.0E-1	1.5E-3	2.9E-17	7.0E-7	6.4E-12	5.8E-11
Co-60	5.27E+00	1.1E+4	6.1E+5	1.1E+0	7.1E-3	5.2E-7	2.5E-3	1.7E-6	1.5E-7
Ni-59	7.49E+04	3.3E+0	9.1E+3	4.2E-5	9.0E-9	3.4E+0	1.1E+4	1.4E+0	4.2E-7
Ni-63	1.00E+02	3.6E+2	9.3E+5	2.3E+0	7.5E-2	1.0E+2	3.3E+5	4.5E+1	8.1E-2
Zn-65	6.69E-01	1.3E-3	9.4E+1	6.6E-4	8.0E-8	-	-	-	-
Se-79	3.77E+05	2.1E+1	1.2E+0	1.6E-8	-	2.1E+1	1.3E+0	2.9E-5	-
Kr-81	2.10E+05	-	2.9E-4	-	-	-	5.8E-2	-	-
Kr-85	1.07E+01	-	3.7E+3	3.2E-5	-	-	3.1E-2	3.5E-9	-

放射性核種	半化期(年)	放射性核種活度(TBq) (1)							
		2019年4月1日				2200年4月1日			
		HLW	ILW	LLW	VLLW	HLW	ILW	LLW	VLLW
Rb-87	4.80E+10	8.5E-3	4.4E-5	-	-	8.2E-3	4.4E-4	-	-
Sr-90	2.91E+01	1.7E+7	3.0E+5	1.6E+0	9.9E-5	2.1E+5	4.0E+3	2.4E-1	1.3E-1
Zr-93	1.53E+06	7.2E+2	3.9E+1	6.9E-7	-	7.0E+2	4.1E+1	1.9E-4	-
Nb-91	6.80E+02	5.0E-12	1.7E-3	-	-	4.0E-12	1.0E-1	7.3E-6	-
Nb-92	3.50E+07	1.1E-9	1.7E-5	-	-	1.1E-9	5.6E-5	5.7E-8	-
Nb-93m	1.64E+01	4.7E+2	6.4E+1	2.9E-4	-	6.8E+2	1.2E+2	4.0E-1	3.4E-9
Nb-94	2.03E+04	2.5E-1	2.2E+2	5.8E-4	-	2.4E-1	2.8E+2	3.5E-2	-
Mo-93	3.50E+03	2.8E-1	5.9E+1	2.9E-4	9.0E-11	2.7E-1	9.4E+1	4.8E-1	4.0E-9
Tc-97	2.60E+06	9.9E-9	3.9E-9	-	-	9.6E-9	3.7E-6	-	-
Tc-99	2.13E+05	3.6E+3	7.9E+2	7.5E-3	1.3E-11	3.5E+3	1.3E+3	3.8E-1	3.7E-1
Ru-106	1.01E+00	4.3E+4	8.3E+3	1.1E-3	-	-	-	-	-
Pd-107	6.50E+06	3.8E+1	8.6E-1	-	-	3.7E+1	8.6E-1	1.7E-5	-
Ag-108m	4.18E+02	2.5E-3	2.2E+3	1.6E-3	-	1.8E-3	1.6E+3	3.4E-2	-
Ag-110m	6.84E-01	7.0E+0	1.6E+2	5.5E-4	6.7E-9	-	-	-	-
Cd-109	1.27E+00	4.0E-4	1.8E+0	9.5E-6	-	-	-	-	-
Cd-113m	1.41E+01	2.0E+3	1.4E+2	5.1E-5	-	2.1E-1	1.5E-2	2.2E-7	-
Sn-119m	8.02E-01	5.9E-1	3.6E-3	-	-	-	-	-	-
Sn-121m	5.00E+01	5.4E+3	1.8E+2	8.6E-6	-	5.4E+2	2.1E+1	5.6E-3	-
Sn-123	3.54E-01	2.8E-2	2.3E-4	-	-	-	-	-	-
Sn-126	2.30E+05	1.2E+2	5.5E+0	4.3E-8	-	1.1E+2	5.5E+0	2.4E-4	-
Sb-125	2.73E+00	5.1E+4	4.5E+3	7.9E-3	7.2E-8	1.1E-15	2.2E-14	4.9E-14	1.5E-12
Sb-126	3.39E-02	3.8E+1	3.4E+0	-	-	1.6E+1	7.7E-1	3.4E-5	-
Te-125m	1.59E-01	1.2E+4	1.2E+3	1.4E-4	-	2.8E-16	5.5E-15	1.2E-14	3.6E-13
Te-127m	2.98E-01	1.5E-2	1.5E-7	-	-	-	-	-	-
I-129	1.57E+07	1.1E-1	8.2E-1	2.2E-5	-	1.1E-1	9.4E-1	2.0E-3	6.8E-2
Cs-134	2.06E+00	8.0E+4	3.2E+3	7.1E-3	2.3E-9	-	4.3E-14	1.4E-15	1.1E-15
Cs-135	2.30E+06	2.3E+2	8.0E+0	8.4E-8	-	2.2E+2	8.1E+0	2.1E-3	-
Cs-137	3.00E+01	2.3E+7	5.0E+5	6.6E+0	2.1E-3	3.5E+5	8.1E+3	9.1E-1	8.8E-2
Ba-133	1.05E+01	3.5E-4	4.0E-1	6.3E-4	1.7E-5	2.5E-9	1.0E-4	3.8E-6	1.2E-10
La-137	6.00E+04	5.5E-4	7.0E-3	-	-	5.4E-4	1.5E-2	1.2E-5	-
La-138	1.05E+11	1.6E-8	6.3E-10	-	-	1.6E-8	2.0E-2	-	-
Ce-144	7.80E-01	2.6E+4	7.0E+3	8.6E-4	-	-	-	-	-
Pm-145	1.77E+01	5.0E-2	1.5E+0	-	-	3.6E-5	8.9E-3	1.3E-5	-
Pm-147	2.62E+00	1.0E+6	2.0E+4	1.3E-2	-	2.2E-15	1.1E-13	5.4E-14	3.2E-12
Sm-147	1.06E+11	3.2E-3	3.7E-4	-	-	3.1E-3	3.7E-4	1.0E-11	2.0E-12
Sm-151	8.87E+01	1.3E+5	5.1E+3	1.9E-2	-	3.2E+4	1.3E+3	3.7E-1	2.9E-4
Eu-152	1.33E+01	1.0E+3	2.0E+4	4.7E-3	3.9E-4	9.1E-2	1.8E+0	1.8E-2	1.4E-7
Eu-154	8.60E+00	3.0E+5	3.9E+3	8.9E-3	7.1E-5	1.3E-1	2.0E-3	6.8E-5	7.7E-7
Eu-155	4.96E+00	4.8E+4	1.4E+3	2.7E-3	2.9E-6	2.9E-7	1.6E-8	1.4E-9	8.4E-9
Gd-153	6.61E-01	3.6E-2	6.6E+0	-	-	-	-	-	-
Ho-163	4.57E+03	9.8E-6	1.7E-2	-	-	9.2E-6	9.7E-2	1.2E-4	-
Ho-166m	1.20E+03	9.6E-2	4.2E-2	9.3E-11	-	8.3E-2	5.3E-1	7.4E-3	-
Tm-170	3.52E-01	2.7E-7	8.4E-2	-	-	-	-	-	-
Tm-171	1.92E+00	4.9E-1	2.6E-2	-	-	-	-	-	-
Lu-174	3.31E+00	-	2.8E+0	-	-	-	6.1E-14	-	-
Lu-176	3.61E+10	-	6.0E-5	-	-	-	6.0E-5	-	-

放射性核種	半化期(年)	放射性核種活度(TBq) (1)							
		2019年4月1日				2200年4月1日			
		HLW	ILW	LLW	VLLW	HLW	ILW	LLW	VLLW
Hf-178n	3.10E+01	-	2.4E-2	6.5E-4	-	-	2.1E-2	1.1E-5	-
Hf-182	8.99E+06	2.3E-10	2.4E-6	-	-	2.3E-10	1.4E-3	-	-
Pt-193	5.07E+01	-	1.3E-1	-	-	-	1.2E-1	2.4E-3	-
Tl-204	3.78E+00	-	4.6E-1	-	-	-	2.1E-12	8.5E-14	-
Pb-205	1.52E+07	4.6E-7	7.5E-5	-	-	5.2E-7	3.1E-3	-	-
Pb-210	2.23E+01	2.3E-4	1.5E+0	8.3E-4	2.1E-6	5.1E-3	8.9E+0	1.3E-1	8.8E-2
Bi-208	3.68E+05	-	8.0E-8	-	-	-	3.4E-5	-	-
Po-210	3.79E-01	2.2E-4	2.6E-1	6.5E-3	1.7E-6	5.1E-3	8.9E+0	1.3E-1	8.7E-2
Ra-223	3.13E-02	5.0E-3	3.1E-1	4.7E-6	5.2E-8	9.1E-3	9.2E-2	4.2E-4	6.6E-4
Ra-225	4.08E-02	3.2E-5	3.5E-3	2.6E-10	-	4.0E-4	3.1E-2	1.6E-5	3.7E-3
Ra-226	1.60E+03	7.2E-4	9.3E+0	4.2E-2	1.0E-5	6.1E-3	8.8E+0	1.3E-1	9.0E-2
Ra-228	5.75E+00	4.7E-8	6.1E-2	1.1E-4	1.0E-5	5.3E-8	1.1E-1	1.7E-3	1.4E-2
Ac-227	2.18E+01	5.0E-3	7.1E-1	4.9E-6	5.2E-8	9.1E-3	9.1E-2	4.2E-4	6.6E-4
Th-227	5.12E-02	4.9E-3	3.1E-1	4.7E-6	5.1E-8	9.0E-3	9.0E-2	4.1E-4	6.5E-4
Th-228	1.91E+00	1.4E-1	1.1E+0	2.0E-4	2.4E-6	1.5E-4	4.0E-1	1.9E-3	1.6E-2
Th-229	7.34E+03	3.2E-5	3.7E-3	5.9E-9	4.7E-13	4.0E-4	3.1E-2	1.6E-5	3.7E-3
Th-230	7.54E+04	7.3E-2	6.7E-2	2.2E-4	1.3E-5	7.2E-2	1.1E-1	6.0E-3	1.9E-2
Th-232	1.41E+10	5.3E-8	9.4E-2	1.8E-4	8.0E-5	5.3E-8	1.1E-1	1.7E-3	1.4E-2
Th-234	6.60E-02	3.1E-2	1.8E+1	5.3E-3	2.6E-4	3.0E-2	2.2E+1	2.3E-1	2.3E+0
Pa-231	3.28E+04	9.6E-3	6.9E-2	3.3E-5	5.2E-8	9.1E-3	9.0E-2	4.8E-4	8.9E-4
Pa-233	7.39E-02	4.2E+1	8.4E+1	3.6E-3	4.5E-6	6.3E+1	1.2E+2	1.3E-2	7.6E-2
U-232	6.98E+01	8.2E-4	1.1E+0	9.9E-5	4.2E-12	1.5E-4	2.8E-1	1.8E-4	2.4E-3
U-233	1.59E+05	2.5E-3	1.5E+0	3.3E-4	4.5E-6	4.4E-2	1.6E+0	9.9E-4	3.3E-1
U-234	2.46E+05	1.1E-1	2.1E+1	1.0E-1	3.4E-5	6.6E-1	2.7E+1	1.5E+0	2.0E+0
U-235	7.04E+08	1.2E-3	5.9E-1	4.6E-2	1.1E-5	1.2E-3	7.1E-1	9.4E-2	3.5E-1
U-236	2.34E+07	9.1E-3	1.9E+0	5.2E-3	3.0E-11	1.5E-2	2.0E+0	5.0E-2	1.8E-1
U-238	4.47E+09	3.1E-2	2.0E+1	1.9E-2	2.6E-4	3.0E-2	2.2E+1	2.3E-1	2.3E+0
Np-237	2.14E+06	4.2E+1	8.5E+1	3.7E-3	4.5E-6	6.3E+1	1.2E+2	1.3E-2	7.6E-2
Pu-236	2.90E+00	1.0E-3	3.5E+0	-	-	-	2.3E-18	-	-
Pu-238	8.77E+01	1.4E+3	6.3E+3	6.1E-1	7.8E-5	7.9E+2	2.0E+3	2.5E-1	2.1E-2
Pu-239	2.41E+04	3.1E+2	1.1E+4	8.3E-1	2.1E-4	3.3E+2	1.4E+4	2.4E+0	1.5E-1
Pu-240	6.56E+03	7.6E+2	1.2E+4	2.8E-1	2.1E-4	1.1E+3	1.4E+4	1.0E+0	1.7E-1
Pu-241	1.44E+01	2.5E+4	2.5E+5	3.1E+0	7.7E-4	3.9E+1	7.2E+1	7.4E-3	2.1E-1
Pu-242	3.74E+05	1.4E+0	7.6E+0	8.6E-5	1.6E-9	1.4E+0	9.2E+0	3.0E-4	3.6E-3
Am-241	4.33E+02	4.1E+5	3.3E+4	1.1E+0	2.6E-4	3.1E+5	3.3E+4	3.2E+0	1.9E-1
Am-242m	1.41E+02	1.3E+3	2.1E+2	4.3E-4	-	5.0E+2	8.6E+1	1.8E-3	-
Am-243	7.36E+03	2.6E+3	2.5E+1	6.7E-6	-	2.4E+3	2.5E+1	5.4E-4	2.0E-10
Cm-242	4.46E-01	1.0E+3	2.5E+2	3.8E-4	5.3E-12	4.1E+2	7.1E+1	1.5E-3	-
Cm-243	3.00E+01	1.7E+3	3.7E+1	1.2E-3	-	2.5E+1	5.8E-1	2.9E-5	3.6E-7
Cm-244	1.81E+01	1.6E+5	6.9E+2	8.2E-3	3.8E-9	1.5E+2	8.0E-1	8.7E-5	1.5E-4
Cm-245	8.50E+03	3.6E+1	5.2E-2	7.2E-4	-	3.5E+1	5.7E-2	1.8E-3	2.1E-1
Cm-246	4.73E+03	8.6E+0	9.0E-3	-	-	7.9E+0	9.2E-3	1.2E-5	1.9E-2
Cm-248	3.40E+05	7.7E-5	7.5E-3	3.2E-5	-	7.2E-5	1.5E+1	3.2E-5	-
Cf-249	3.51E+02	6.2E-4	1.9E-4	-	-	4.0E-4	2.0E-4	-	-
Cf-250	1.31E+01	1.5E-3	4.6E-5	-	-	1.0E-7	1.3E-7	-	-
Cf-251	8.98E+02	3.0E-5	6.8E-8	-	-	2.4E-5	1.1E-7	4.8E-5	-

放射性核種	半化期(年)	放射性核種活度(TBq) (1)							
		2019年4月1日				2200年4月1日			
		HLW	ILW	LLW	VLLW	HLW	ILW	LLW	VLLW
Cf-252	2.65E+00	2.2E-5	2.3E-1	6.9E-10	-	-	2.1E-16	-	-
α 放射		5.3E-1	3.3E+1	1.3E-1	4.0E-5	4.8E-2	2.8E+1	3.9E-1	3.4E-1
β/γ 放射		3.8E+7	8.0E+5	8.9E+0	2.6E-3	5.4E+5	2.6E+4	4.1E+0	3.3E+0

(1)只有具有量化放射性核種濃度的廢棄物流才構成此表。

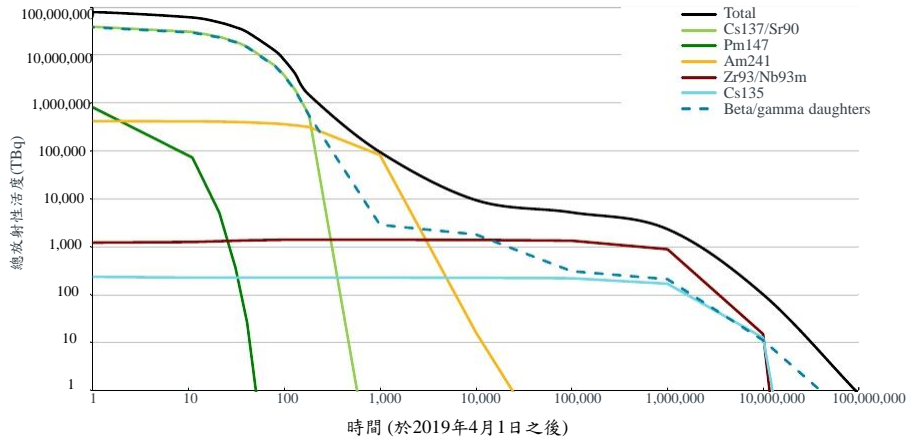


圖 7 英國 HLW 主要核種總活度隨時間的變化(NDA, 2019b)

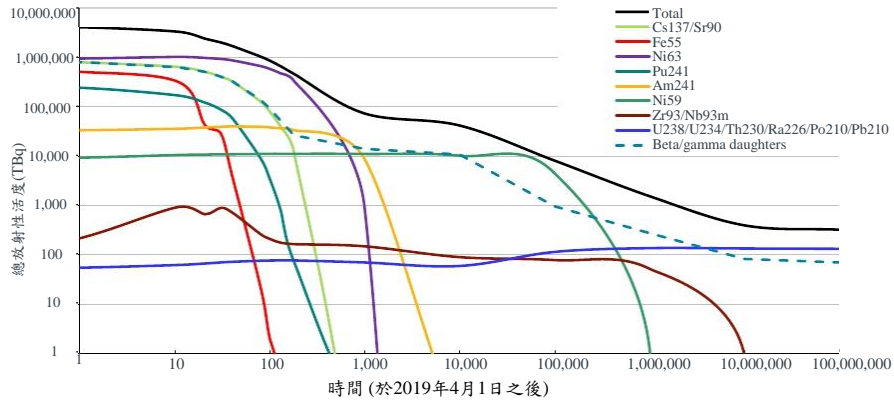


圖 8 英國 ILW 主要核種總活度隨時間的變化(NDA, 2019b)

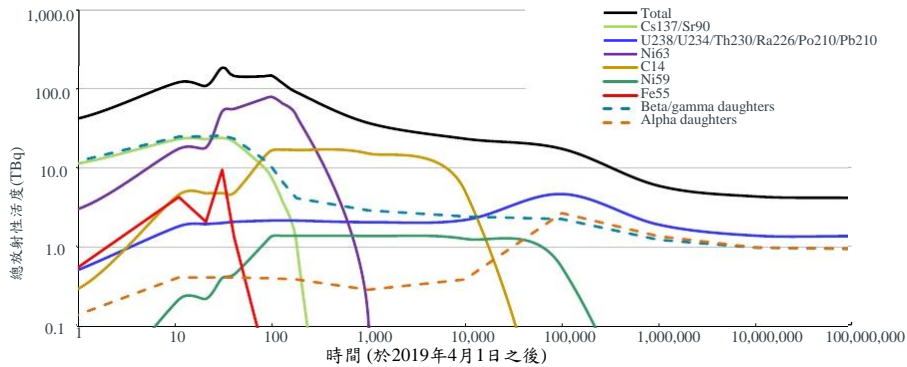


圖 9 英國 LLW 主要核種總活度隨時間的變化(NDA, 2019b)

3. 比較 IAEA、USDOE 和 USNRC 放射性廢棄物分類系統及廢棄物特性

本計畫蒐集 USDOE(1995)曾比較 IAEA、USDOE 和 USNRC 放射性廢棄物分類系統，表 19 為廢棄物分類比較表，由於該文獻係於 1995 年，可發現 USDOE(1995)係針對 IAEA 於 1994 年提出之廢棄物分類系統進行比較。USDOE(1995)指出 GTCC 類等於 IAEA 分類之長半化期低放射性廢棄物(LLW-LL)及長半化期中放射性廢棄物(ILW-LL)。簡述說明該差異性特徵，其中 IAEA 分類系統係為 1994 年版本：(USDOE, 1995)

- NRC 使用的 A、B、C 類和超 C 類名稱為根據放射性成分的活度水準和半化期，根據相對的短期和長期危害對廢棄物進行分類提供基礎。一些 DOE 設施使用類似的分類系統。(USDOE, 1995)
- IAEA 分類使用中間級別的名稱來表示容器的接觸輻射曝露率是否大於 200 mrem/hr。這種做法類似於 DOE TRU 廢棄物的做法，其中廢棄物被指定為遠端處理的超鈾元素(TRU) (RH-TRU)廢棄物和接觸處理的 TRU (CH-TRU)廢棄物。DOE 的所有 LLW 處置設施都使用輻射限值來區分遠端處理或接觸處理的 LLW，但 DOE 的命令中沒有正式承認這種做法。(USDOE, 1995)
- IAEA 分類使用熱功率水準 (2 kW/m^3) 定量值來區分 LLW 和 HLW。聯想法規為 NRC 和 DOE 定義 HLW。在美國之非 DOE 低放廢棄物處置場必須使用 NRC 分類系統來建立廢棄物穩定要求 (法規之 10 CFR 61.55 和 61.56 規定)。儘管不是必需的，但一些 DOE 場址已指定並使用特定場址的 LLW 分類系統，DOE 規定令之 5820.2A 第 3i(2)節，若針對已確定之特定廢棄物，操作作業應如何穩定廢棄物並對廢棄物進行處理及包裝，以形成廢棄物包件後進行安置及處置，則可以制定該特定廢棄物之特定場址廢棄物分類要求。(USDOE, 1995)

USNRC(Arlt et al., 2016)指出 GTCC LLW 的放射性核種、放射性濃度、物理和化學性質以及其他特性差異很大，該特性將影響 GTCC LLW 處置的適當監管方法，包括處置深度以及處置場對工程障壁功能的依賴性。然而，由於 GTCC LLW 長半化期放射性核種的特性，大多數 GTCC LLW 與 IAEA 的 ILW 定義 (係以 IAEA 之 1994 年版本分類系統)，比與 IAEA 的其他廢棄物類別更為一致，即美國所定義之 GTCC LLW 分類接

近 IAEA 定義的 ILW，並且 GTCC LLW 亦通常產生小於 2 kW/m^3 的熱輸出。美國 NRC 之研究成果曾提出考慮十種具有代表性的放射性核種（C-14、Co-60、Cs-137、H-3、I-129、Np-237、Pu-238、Sr-90、Tc-99、U-234）進行 GTCC 處置場之人類無意闖入之安全評估分析(Esh et al., 2020)，GTCC 之放射性核種類型及特徵將於後續 4.1 節進一步說明。

美國針對非 GTCC 的 LLW 處置係選址在具有良好地形和地質特徵和/或工程障壁和其他特徵的近地表附近，這些處置特性的特徵可以防止或限制放射性核種從處置設施外釋。處置的目標是於數百至數千年時間隔離或限制放射性廢棄物向環境外釋，藉由放射性廢棄物處置場工程障壁與天然障壁所形成的多重障壁系統，阻絕或遲滯核種的外釋與遷移，確保放射性廢棄物衰變到無害的程度，以避免影響生物圈安全。基於同樣的安全設計考量，GTCC LLW 選擇的處置方式亦需確保長期安全，處置場之安全設計應以放射性廢棄物核種濃度及輻射劑量不影響人類健康與環境安全為設計考量。(Arlt et al., 2016)

表 19 比較 IAEA、USDOE 和 USNRC 放射性廢棄物分類系統(USDOE, 1995)

IAEA		USDOE		USNRC		說明
廢棄物分類	廢棄物特性	廢棄物分類	廢棄物特性	廢棄物分類	廢棄物特性	
豁免廢棄物 (EW)	廢棄物之活度水準等於或低於清除水準(基於對公眾小於 0.01 mSv 的年劑量)	非放射性廢棄物	核作業操作過程不會有 DOE 5400.5 之圖 IV-1 中提供物料釋放表面污染水準的核污染量產生且必須合理抑低(ALARA)。沒有關於釋放大量污染物料的指南。如果標準和調查技術獲環境、安全及 DOE 之健康局助理秘書長批准，則可以發佈此類材料。	豁免廢棄物	NRC 已豁免某些非 DOE 廢棄物進行 LLW 處置，但並無評估豁免申請的一般適用標準。	無
低放射性廢棄物 (LLW) - 短半化期	在單個廢棄物包件中的長半化期 α 發射放射性核種 < 4,000 Bq/g (108 nCi/g) 和 < 400 Bq/g (11 nCi/g) 總體平均值。正常搬運和運輸不需要屏蔽。	LLW	非 HLW 或 TRU 的廢棄物	A、B或C類低放射性廢棄物	放射性核種濃度對應於 10 CFR 61.55 表 1 和表 2 中給定標準的廢棄物。	DOE 和 NRC 的分類方式，都未如 IAEA 分類能確定 LLW 包件接觸伽馬輻射水準。DOE 對 TRU 廢棄物和一些 DOE LLW 場址分類，包括遠端或接觸處理的方式，係以指示與廢棄物包件相關的遮罩和特殊處理應注意事項。包件的輻射水準給定包件伽馬活度的一些相對代表性指示。

IAEA		USDOE		USNRC		說明
廢棄物分類	廢棄物特性	廢棄物分類	廢棄物特性	廢棄物分類	廢棄物特性	
低放射性廢棄物 (LLW) - 長半化期	在單個廢棄物包件中的長半化期 α 發射放射性核種 $> 4,000$ Bq/g (108 nCi/g) 和 > 400 Bq/g (11 nCi/g) 總體平均值。正常搬運和運輸不需要屏蔽。	接觸處理 - 超鈾元素廢棄物 (CH-TRU)	> 100 nCi/g TRU 廢棄物活度。接觸劑量率 < 200 mrem/hr — 正常處理和運輸不需要遮罩。一些 DOE 設施還將含有其他 α 放射性核種的廢棄物列為 TRU 廢棄物進行管理。	GTCC	放射性核種濃度超過 10 CFR 61.55 表 1 中所列濃度水準的廢棄物，通常不能接受近地表處置。	
中放射性廢棄物 (ILW) - 短半化期	在單個廢棄物包件中的長半化期 α 發射放射性核種 $< 4,000$ Bq/g (108 nCi/g) 和 < 400 Bq/g (11 nCi/g) 總體平均值。接觸劑量率 > 200 mrem/hr — 正常處理和運輸需要屏蔽。熱功率率 < 2 kW/m ³ 。	LLW	非 HLW 或 TRU 的廢棄物	B或C類低放射性廢棄物	放射性核種濃度對應於 10CFR61.55 表 1 和表 2 中給定濃度水準的廢棄物。	許多能源部場址採用特定場址的分類系統，量化其 LLW 的長期和短期危害。
中放射性廢棄物 (ILW) - 長半化期	在單個廢棄物包件中的長半化期 α 發射放射性核種 $> 4,000$ Bq/g (108	遠端處理 - 超鈾元素廢棄物	> 100 nCi/g TRU 廢棄物活度。接觸劑量率 > 200 mrem/hr — 正常處理和運輸需要遮罩。	GTCC	放射性核種濃度超過 10 CFR 61.55 表 1 中規定	

IAEA		USDOE		USNRC		說明
廢棄物分類	廢棄物特性	廢棄物分類	廢棄物特性	廢棄物分類	廢棄物特性	
	nCi/g) 和 > 400 Bq/g (11 nCi/g) 總體平均值。接觸劑量率>200 mrem/hr—正常處理和運輸需要屏蔽。熱功率 < 2 kW/m ³ 。	(RH-TRU)			水準的廢棄物，通常不能接受近地表處置。	
高放廢棄物 (HLW)	熱功率>2 kW/m ³ 。在單個廢棄物包中的長半化期 α 發射放射性核種 > 4,000 Bq/g (108 nCi/g) 和 > 400 Bq/g (11 nCi/g) 總體平均值。	HLW	用過核子燃料再處理產生的廢料，包括直接於再處理過程中產生的液體廢棄物和從液體中產生的任何固體廢棄物，其中含有濃度要求永久隔離的超鈾廢棄物和分裂產物。	HLW	1.反應爐燃料 2.第一次循環溶劑萃取系統或等效物運行產生的液體廢棄物，以及再處理輻照反應爐燃料設施中後續循環萃取或等效物產生的濃縮廢棄物。 3.此類液體廢棄物已轉化為的固體。	DOE 和 NRC 沒有定量值，例如：以 2 kW/m ³ 為門檻值，若低於此值，廢棄物不再被視為 HLW。

註：本表係摘錄自 USDOE(1995)報告之表 3

第3章 國際超 C 類放射性廢棄物管制法規與處置案例研析

我國低放射性廢棄物分類標準係參考美國 10 CFR 61.55 之法規規定的放射性核種濃度限值訂定。所以針對美國 10 CFR 61 管制法規及美國提出低放處置設施處置 GTCC 類廢棄物案例進行案例探討，另針對國際原子能總署 IAEA 有關之 ILW 處置規定，以及目前國際上針對處置 ILW 處置概念、案例及主要特徵進行研析說明。

3.1. 美國 10 CFR 61 管制法規

美國聯邦法規 10 CFR 61 第 61.55 節建立了四類 LLW (A、B、C 和 GTCC) 的分類系統，並基於該法規表列之單一長半化期核種濃度值及單一短半化期核種濃度值的兩個表中所給定的特定短半化期和長半化期放射性核種的濃度。A 類、B 類和 C 類 LLW 通常可在近地表處置設施中處置，GTCC LLW 是指《美國聯邦法規》10 CFR 61.55 (a) (2) (iv) 條中規定“一般不可接受進行近地表處置”的 LLW。但於 10 CFR 61.7 (b) (5) 所述，在某些情況下，放射性核種濃度大於 C 類允許濃度的廢棄物，可接受經由特殊處理或設計的近地表處置方式。針對該「某些情況下」有關事項，USNRC 曾於 2014 報告(NRC, 2014)建議“能源部應繼續努力發展 GTCC LLW 處置能力”。美國能源部於 2016 年提出處置 GTCC 和類 GTCC 廢棄物的最終環境影響報告，已提出五種備選方案，評估陸地處置方法的概念設計，作為地質處置方法的替代方案，NRC 目前認為這是處置 GTCC LLW 的可接受方法。美國能源部根據《2005 年能源政策法》第 631 節的要求，於 2017 年 11 月向國會提交處置 GTCC 和類 GTCC 廢棄物備選方案報告。美國能源部於 2018 年 10 月發佈德州安德魯斯場址有關廢棄物控制專家有限責任公司(Waste Control Specialists, WCS)處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物的潛在環境影響評估(USDOE, 2018)。USNRC 制定 GTCC 和超鈾廢棄物處置之監管法規草案期間，並於同時期審查該 DOE《環境影響報告書》和安德魯斯場址處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物的潛在環境影響評估報告。USNRC 工作人員後來於 2020 年 10 月 21 日向 NRC 委員會提交該監管法規草案，工作人員並建議將正在進行的 10 CFR 61 擬議法規條文制定與 GTCC 近地表處置擬議法規相結合，希冀在完整的 10 CFR 61 法規內容頒佈對 GTCC 的近地表處置要求。NRC 委員會後來已於 2022

年 4 月 5 日發佈文件(文件編號：SRM-SECY-20-0098)，批准 USNRC 工作人員的建議方案。以下將說明現行以及研議中 10 CFR 61 法規針對 GTCC 之處置方式。

3.1.1. 現行 10 CFR 61 法規針對超 C 類放射性廢棄物之處置方式

根據 10 CFR 61.55 規定，GTCC 與在現有商業處置設施中處置的 A 類、B 類和 C 類 LLW 相比，需要與人類環境隔離更長的時間。GTCC 由核反應爐除役產生的活化金屬、廢棄或不需要的密封源以及其他廢棄物（即非活化金屬或密封源的 GTCC LLW）組成。其他廢棄物包括受污染的設備、碎片、廢金屬、過濾系統、樹脂、土壤和固化污泥。美國聯邦法規 10 CFR 61 第 61.55 節建立了四類 LLW（A、B、C 和 GTCC）的分類系統，並基於兩個表中給出的特定短半化期和長半化期放射性核種的濃度。A 類、B 類和 C 類 LLW 通常可在近地表處置設施中處置，GTCC 是指《美國聯邦法規》10 CFR 61.55(a)(2)(iv) 條中規定“一般不可接受的近地表處置”的 LLW。但於 10 CFR 61.7(b)(5) 所述，某些情況下，放射性核種濃度大於 C 類允許濃度的廢棄物可接受進行特殊處理或設計的近地表處置。針對 10 CFR 61.55(a)(2)(iv) 及 10 CFR 61.7(b)(5) 詳細條文內容如下：

10 CFR 61.55(a)(2)(iv) 法規條文為：通常不能採用近地表處置的廢棄物是指其形式和處置方法必須不同於 C 類廢棄物的廢棄物，而且通常比 C 類廢棄物的規定更嚴格。在法規沒有具體要求的情況下，此類廢棄物必須在 10 CFR 60 及 10 CFR 63 法規定義的地質處置場進行處置，除非由監管部門 USNRC 批准同意，根據法規核准所建造的放射性廢棄物處置場，處置 GTCC LLW 廢棄物。10 CFR 61.7(b)(5) 法規條文為：在 100 年內不會衰變到對闖入者造成可接受危險程度的廢棄物被指定為 C 類廢棄物。這種廢棄物的處置深度比其他類別的廢棄物更深層，因此闖入者隨後進行的地面活動不會干擾廢棄物。如果場址條件無法進行更深層的處置，則可使用混凝土保護層等闖入者障壁，這些闖入者障壁的有效壽命應為 500 年，並規定所有廢棄物放射性核種的最大濃度，以便在 500 年期限結束時，剩餘放射性強度不會對闖入者或公眾健康和 safety 造成不可接受的危害。濃度超過這些限值的廢棄物通常不可用於近地表處置，在某些情況下，放射性核種濃度大於 C 類允許濃度的廢棄物可接受進行特殊處理

或設計的近地表處置，這些將根據具體情況進行評估，且 C 類廢棄物也必須穩定。

美國於 1985 年發佈《低放射廢棄物政策修正法》(Low-Level Radioactive Waste Policy Amendments Act, LLWPAA，公佈法案[P.L.]99-240)，根據該法規第 3 (b) (1) (D) 節，指定聯邦政府應針對 GTCC，必須在足以保護公共健康和安全的設施中進行處置，並須由 USNRC 許可。此外，由於美國能源部擁有並產生的 LLW 和非國防產生的 TRU 廢棄物，其特徵與 GTCC LLW 相似，DOE 將這些廢棄物稱為類 GTCC 廢棄物，可能沒有處置途徑。儘管類 GTCC 廢棄物不受 LLWPAA 要求的約束限制，但 DOE 將類 GTCC 廢棄物併入 GTCC 處置並提出類似於保護公共健康和安全的處置途徑。

針對密封放射源，以前用於醫療和其他應用的廢棄密封放射源亦是 GTCC LLW 類型之一，需要具備處置能力。美國每年都有數千個密封放射源不再使用或棄置暫存，雖然安全貯存是一種臨時措施，但與永久性處置不同，密封放射源不再使用或棄置暫存的時間越長，其不安全或被丟棄的可能性就越大。由於密封放射源的活度集中和便攜性，可用於放射性擴散裝置 (Radiological dispersal devices, RDD)，通常被稱為“髒彈”，使用 RDD 的攻擊可能會造成巨大的經濟損失、嚴重的社會干擾，以及潛在的嚴重公共衛生問題。2001 年 9 月 11 日在美國發生的恐怖襲擊和隨後的威脅，而更加擔心恐怖分子可能獲得放射性密封源，包括需要進行密封放射源管理的 GTCC LLW。由於美國廣泛使用密封源和其他放射性材料，醫院和其他醫療機構、工業和學術機構將其用於有益用途，因此這種攻擊尤其令人擔憂。雖然廢棄密封源的安全貯存是一項臨時措施，但需要具備處置能力。所以根據 2005 年《能源政策法》(P.L. 109-58) 第 651(d) 條成立的機構間輻射源保護和安全工作組，負責評估和提供與美國輻射源安全相關潛在恐怖威脅的建議，包括在放射性散佈裝置中使用放射源 (例如髒彈)。2006 年 8 月、2010 年 8 月和 2014 年 8 月，工作組向總統和美國國會提交報告。USNRC 於 2006 年的報告指出，“為 GTCC LLW 提供處置方法，將降低重大危險放射源之長期貯存總風險”。再於 2010 年報告指出，“到目前為止，最重大的挑戰是廢棄放射源的處置”。USNRC 於 2014 年報告建議：美國能源部應繼續努力發展 GTCC LLW 處

置能力”。而自 2003 年以來，美國政府問責辦公室亦針對不受控制的密封放射源安全有關的事項發佈幾份報告，特別是在 2003 年的報告，對 DOE 發展 GTCC LLW 處置設施方面的進展表示關注。此外，2005 年《能源政策法》(P.L.109-58) 包含幾項旨在改善密封放射源控制的規定，亦包括處置可用性。

3.1.2. 研議中 10 CFR 61 擬議法規對於超 C 類放射性廢棄物處置方式

美國 NRC 官網於 2022 年 4 月 12 日發佈有關超 C 類及超鈾廢棄物的近期訊息，NRC 工作人員於 2020 年 10 月 21 日向 NRC 委員會提交「某些低放射性廢棄物處置規則制定的前進途徑和建議」檔(文件編號：SECY-20-0098)中，NRC 工作人員建議將正在進行研議中之 10 CFR 61 擬議法規制定與 GTCC 處置方式相結合，並頒布 GTCC 以近地表處置方式之要求。NRC 委員會已於 2022 年 4 月 5 日批准 NRC 工作人員的建議(檔編號：SRM-SECY-20-0098)。該文件內容詳細說明如下：「委員會批准工作人員的建議方案 1，該方案 1 係針對發佈新的擬議法規時，將整合處置 GTCC 之許可標準，以及《聯想法規彙編》10 CFR 61“低放射性廢棄物處置”的法規制定作業。規定符合近地表處置的監管要求，針對危害性的 GTCC，協議州不具有許可權，NRC 應保留 GTCC 處置之許可權。此外，對於含有戰略特殊核材料的 GTCC，NRC 委員會批准工作人員的建議，即針對監管方式，允許協議州監管機構對於處置場許可證持有人，在陸地處置設施內處置 GTCC，並包括可能對《聯想法規》10 C.F.R. 150.14 和 150.15 進行修訂」。(USNRC, 2022)

NRC 委員會要求 NRC 幕僚工作人員應重新審視 10 CFR 61 功能目標的技術基礎，並確保在符合時期[Compliance period；符合時期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(USNRC, 2016a, 2016b, 2016c, , 2016d)]以科學資料為基礎。工作人員不應對含有大量耗乏鈾、GTCC 或超鈾廢棄物的處置場，使用相同的符合時期時間。而應考慮根據預期劑量峰值發生時間所造成的狀況，應對措施並採取處置場址分類之處置方法；或針對含有大量具有高遷移性、長半化期放射性核種的處置場建立更長時間的符合

時期。(USNRC, 2022)

3.2. 美國處置超 C 類放射性廢棄物案例評估

有關美國 GTCC 的處理方式，係由美國國會通過的 LLWPAA 之低放射性廢棄物增訂法案中規定，由能源部接手發展有關 GTCC 的處理方案。美國能源部在 2016 年初發表 GTCC 最終環境影響報告書(USDOE, 2016)，評估結果指出 GTCC 體積僅約 12,000 立方公尺，但其輻射活度卻高達 160 百萬居里(約 6×10^{18} Bq)。這些廢棄物包括被中子長期活化的金屬(如反應器的內部組件或爐體)，及高活度的射源等。環評報告對於 GTCC 的處置總共提出 4 種方案(不包括“無作為”No Action 的基本方案)，其中的首選方案(Preferred Alternative)乃是：廢棄物處置於目前既有的超鈾核廢料(Transuranic Waste)的深層地質處置場(位於新墨西哥州的 WIPP)。其他考慮的方案分別是：中等深度鑽孔處置(Intermediate-deep borehole)、加強式近地表壕溝(Enhanced Near-Surface Trench)、及地表處置窖設施(Above Grade Vault Facility)(USDOE, 2016；輻射防護簡訊, 2017)。能源部提議建造新建處置設施或使用現有設施處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物。相關處置方式及設置地點如表 20 及圖 10。

表 20 美國能源部提議超 C 類放射性廢棄物之處置方式及場址設置地點

處置方法	場址設置地點
深層地質處置場	新墨西哥州的 WIPP 地質處置場
中等深度鑽孔處置	Hanford、INL、LANL、NNSS、WIPP 附近、通用商業場址
加強式近地表壕溝處置	Hanford、INL、LANL、NNSS、SRS、WIPP 附近、通用商業場址
地表處置窖設施	Hanford、INL、LANL、NNSS、SRS、WIPP 附近、通用商業場址

註：WIPP：Waste Isolation Pilot Plant，美國廢棄物隔離先導廠

Hanford：漢福德場址

INL：Idaho National Laboratory 場址，Idaho 國家實驗室場址

LANL：Los Alamos National Laboratory 場址，Los Alamos 國家實驗室場址

NNSS：Nevada National Security 場址，內華達州國家安全場址

SRS：Savannah River 場址，薩凡納河場址

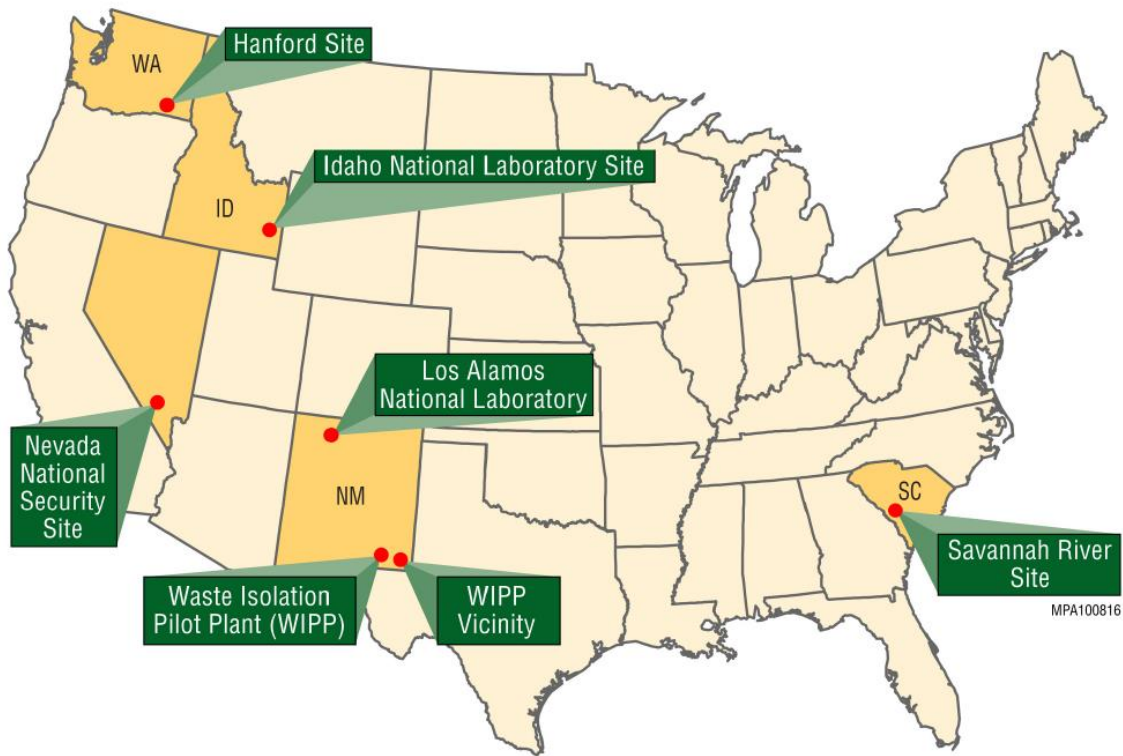


圖 10 考慮處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物之場址設置地點(USDOC, 2016)

對於通用商業處置場，美國能源部在《環境影響報告書》中評估通用商業設施，以允許 DOE 在此設施處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物做出決定。2005 年 7 月 1 日，美國能源部在 *FedBizOpps* 發布需求並尋求可能有興趣建造和營運 GTCC LLW 和類 GTCC 的廢棄物處置設施的商業供應商，並提出技術能力聲明。儘管當時有幾家商業供應商表示有興趣，但沒有供應商提供關於環境影響報告書中處置地點和分析方法的具體資訊，美國能源部後整理相關資料於 2016 年初發表 GTCC 最後的環境評估報告，所以並無通用商業處置場處置案例提出(USDOE, 2016)。然而，廢棄物控制專家有限責任公司 (WCS) 於 2014 年 6 月 20 日，向德州環境品質委員會 (TCEQ) 提交 (並於 2014 年 7 月 21 日再重新提交) 一份規則制定請願書，請求德州政府修訂《德州行政法》某些規定，取消其不能處置 GTCC LLW、類 GTCC 廢棄物和 TRU 廢棄物的禁令，希冀在 TCEQ 許可之安得魯(Andrews)低放射性廢棄物處置場可以處置 GTCC LLW、類 GTCC 廢棄物和 TRU 廢棄物。2015 年 1 月 30 日，TCEQ 致函 NRC，請求就德州政府核發處置 GTCC LLW、類 GTCC 廢棄物和 TRU 廢棄物許可執照之指導，NRC 仍在審查本案。通用商業處置場用地在 DOE 《環境影響報告書》中根據區域方

法進行評估，該方法將美國劃分為四個區域，與 NRC 區域 I 至 IV 的指定一致，第一區包括東北部的 11 個州；第二區包括東南部的 10 個州；第三區包括中西部的 7 個州；第四區包括該國西部剩下的 22 個州。構成這四個地區的各州如圖 11(USDOC, 2016)所示。

目前，非 GTCC LLW 的商業運轉 LLW 處置設施位於第二區，位於南卡羅來納州巴恩韋爾(Barnwell, South Carolina)的設施，接收 A 類、B 類和 C 類廢棄物；和第四區，位於華盛頓州裡奇蘭(Richland, Washington)設施接收 A 類、B 類和 C 類廢棄物，和猶他州克萊夫(Clive, Utah)設施接收 A 類廢棄物。第四區另一個處置設施（位於德克薩斯州安德魯(Andrews County, Texas)已獲得許可，目前正在運轉，可用於處置 A 類、B 類和 C 類廢棄物。DOE 提出之環境影響報告書中評估的聯邦地址也位於這第二及第四區內。

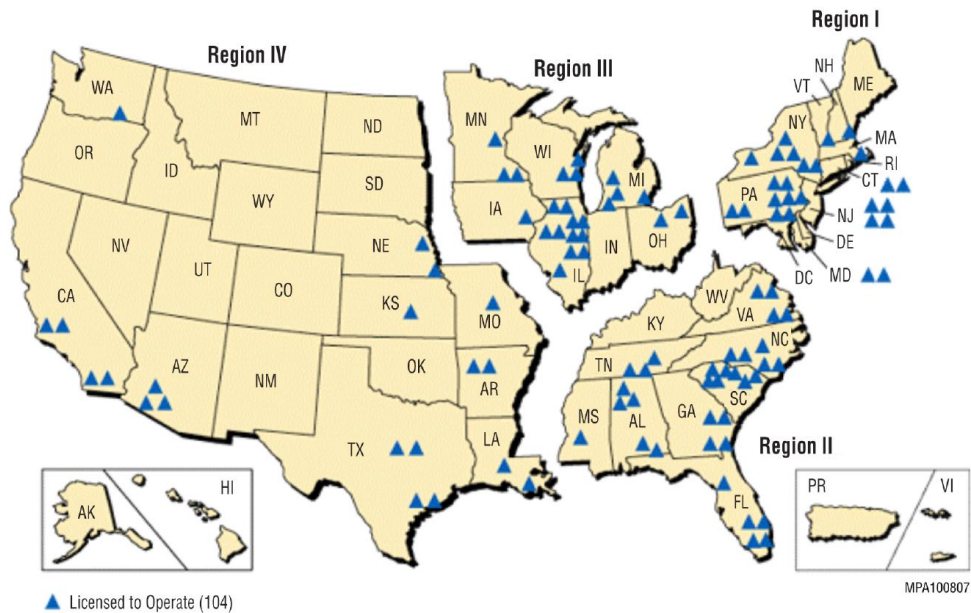


圖 11 NRC 分成四個區域作為通用商業處置場址分區及目前運轉中商用核電廠

DOE 曾將 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物在當時提議的尤卡山(Yucca Mountain)處置場列為需要考慮的備選方案之一；然而，DOE 沒有將其作為 DOE《環境影響報告書》中的替代方案，因為美國能源部長確定在內華達州尤卡山開發高放廢棄物 and 用過核子燃料的永久處置場不是可行的選擇，也不會開發該處置場。因此，能源部得出結論，在尤卡山處置場進行 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物聯合處置不是一種合理的

選擇，並已將其從環境影響報告書的評估中刪除。

DOE 確定深層地質處置場選址的時間和成本，以及 GTCC 環境影響報告中確定的 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物數量相對其他放射性廢棄物較少，所以 DOE 沒有評估開發專門用於處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物的地質處置場。DOE 《環境影響報告書》中關於 WIPP 地質處置場備選方案的結果表明，地質處置場的處置將提供高度的廢棄物隔離。

此外，GTCC 環境影響報告亦將橡樹嶺保留地(Oak Ridge Reservation, ORR)場址作為 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物陸地處置的潛在處置評估場址，因為該場址正在進行廢棄物處置任務。根據聯邦低放廢棄物處置設施審查小組審查，DOE 確定 ORR 場址不適合處置含有高濃度長半化期放射性核種（如 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物已發現的放射性核種）。因此，DOE 得出結論，ORR 不是一個合理的處置場替代方案，並從環境影響報告書的詳細評估中刪除。

3.2.1. 美國針對 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物處置的假定時間範圍

廢棄物將在一段較長時間內由處置設施接收，目前美國運轉實際開始日期尚不確定，除其他事項外，還取決於所選的一個或多個備選方案、所需的額外《國家環境政策法》審查、場址特徵描述調查，以及完成 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物處置設施建造和運轉所需的研究和其他作業。為能在 GTCC 環境影響報告中進行分析，能源部假定處置作業的開始日期為 2019 年。考慮這些不確定性實際開始日期及各種廢棄物類型的接收率可能會有所不同，圖 12(USDOC, 2016)顯示處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物之廢棄物接收假設時間表。約 8,500 立方公尺 (300,000 立方英尺) GTCC LLW 和 12,000 立方公尺 (420,000 立方英尺) 類 GTCC 廢棄物在處置作業的前 16 年 (即 2019-2035 年) 時間)。初始時間這些廢棄物大多由廢棄的密封源構成，以及其他廢棄物。2035 年之後，主要廢棄物量預計為廢棄密封源和 GTCC LLW 核反應爐除役產生的活化金屬廢棄物。這些未來活化金屬廢棄物約占 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物總量的 98%。

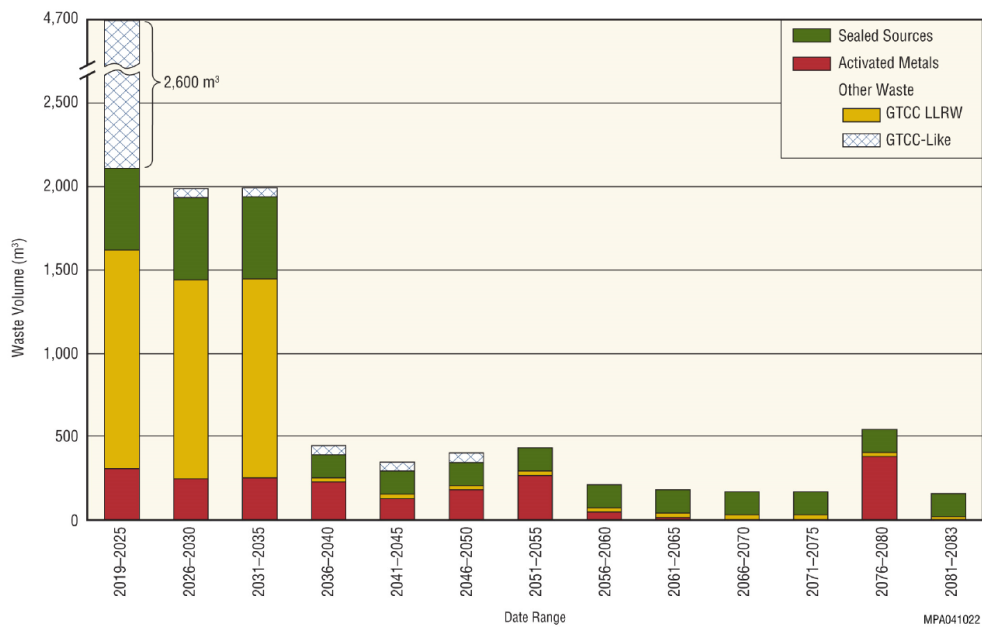


圖 12 處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物之廢棄物接收假設時間表

3.2.2. 美國能源部在《環境影響報告書》評估五種備選方案

環境影響報告書對於 GTCC 的處置五種備選方案：1.“無作為”No Action 方案，2.深層地質處置場處置(WIPP 場址)，3.中等深度鑽孔處置，4.加強式近地表壕溝處置，5.地表處置窖設施。圖 13(USDOC, 2016)顯示四種行動方案相關的處置深度（備選方案 2 至 5）。DOE 評估現有深層地質處置場處置（新墨西哥州 WIPP 場址）和/或建造新的鑽孔、壕溝或處置窖設施安全處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物。根據廢棄物類型的特徵和其他考慮（例如，廢棄物體積、物理和輻射特徵以及操作考慮），處置方案的土地位於表 20 所列的場址地點。以下分別說明該五種備選方案處置方式。

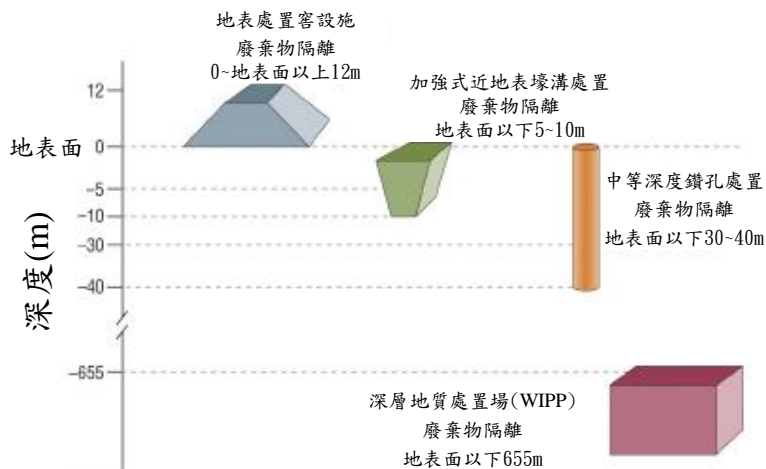


圖 13 處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物四種備選方案相對於地表面位置示意圖

1. 備選方案 1：無作為(No Action)方案

無作為方案下，貯存 GTCC LLW 和 GTCC 類廢棄物的現行做法將按照現行要求（如 NRC、各州、DOE）繼續進行。商業核反應爐（主要是活化金屬廢棄物）運轉產生的 GTCC LLW 將繼續貯存在產生這種廢棄物的各個核反應爐場域或同一公用事業公司擁有的其他反應爐電廠內，密封源將繼續貯存在臨時貯存和產出場域，其他廢棄物也將繼續在廢棄物產生地或臨時貯存地點進行貯存和管理。以類似的方式，所有貯存和預計的類 GTCC 廢棄物將保留在目前的 DOE 貯存和產出地點（表 21 中所列廢棄物貯存在 DOE 場址）。根據這個方案，能源部將不再採取進一步行動來發展這些廢棄物的處置能力，目前管理這些廢棄物的做法將持續到未來，並進一步假設，短期內對貯存廢棄物將持續管理 100 年（通常為處置設施積極監管期之監管時間），並對超過 100 年至 10,000 年的長期影響進行分析，以與擬議處置方案（即方案 2 至 5）分析的時間框架一致，且對於 GTCC LLW 密封源缺乏處置能力的國家安全擔憂將不予解決。

表 21 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物的當前貯存和產出位置

廢棄物類型	GTCC LLW	類 GTCC 廢棄物
第一組		
活化金屬-RH	各州核電廠（見圖 11）	INL 場址（愛達荷州） ORR（田納西州）
密封源-CH	各州	LANL（新墨西哥州）
其他廢棄物-CH	巴布科克(Babcock)和威爾科克斯(Wilcox)（維吉尼亞州） 廢棄物控制專家公司(WCS)（德克薩斯州）	West Valley 場址（紐約） INL 場址（愛達荷州） 巴布科克和威爾科克斯（維吉尼亞州）
其他廢棄物-RH	維吉尼亞州和德克薩斯州	West Valley 場址（紐約） INL 場址（愛達荷州） ORR（田納西州） 巴布科克和威爾科克斯（維吉尼亞州）
第二組		
活化金屬-RH	各州	-
密封源-CH	West Valley 場址（紐約）	-

廢棄物類型	GTCC LLW	類 GTCC 廢棄物
其他廢棄物-CH	West Valley 場址 (紐約)	West Valley 場址 (紐約) ORR (田納西州)
其他廢棄物-RH	West Valley 場址 (紐約) 密蘇裡(Missouri)大學研究反應爐 (密蘇裡州) 巴布科克和威爾科克斯 (維吉尼亞州)	West Valley 場址 (紐約) ORR (田納西州)

附註：其他廢棄物包括非活化金屬或密封源的廢棄物；包括受污染的設備、碎片、廢金屬、過濾系統、樹脂、土壤、固化污泥和其他材料。「-」符號表示無此類廢棄物量。INL=愛達荷 (Idaho) 國家實驗室，LANL=洛斯阿拉莫斯 (Los Alamos) 國家實驗室，ORR=橡樹嶺保留地。

2. 備選方案 2：深層地質處置場處置(WIPP 場址)

該方案係利用目前既有的 WIPP 處置 GTCC LLW 和類 GTCC 的廢棄物，並配合廢棄物接收規範的修改及相關處置設施調整。目前 WIPP 的運轉操作國防工業所產生之 TRU 廢棄物進行地下處置作業，位於地表面以下 655 公尺深度，開採這些處置空間作為處置區位單元(Panel)和一部分通道，每個開採處置區位單元由七個處置室組成。

接觸式處理(CH) TRU 廢棄物容器放置在處置室地板上，遠端處理(RH) TRU 廢棄物容器目前放置在處置室牆壁空間的水平鑽孔中。然而，美國 EPA 和新墨西哥州環境部已批准 DOE 使用遮罩容器，將選定的放射性水準較低之低活度 RH TRU 廢棄物流(Waste stream)安全放置在處置室地板上。使用遮罩容器將使 DOE 能夠提高 WIPP 中 RH TRU 廢棄物的運輸和處置效率。對於活度較高的 RH TRU 廢棄物流，例如從除役核反應爐中移除的活化金屬，可以使用類似、更重的有遮罩之容器。DOE《環境影響報告書》係假設所有活化金屬廢棄物和其他廢棄物-RH 都包裝在遮罩容器中，該容器將與放置 CH 廢棄物類似的方式放置在處置區位單元內。

DOE《環境影響報告書》中討論的分析假設為持續進行針對 WIPP 的處置程序和場址擴展，但在處置室內放置活化金屬和其他廢棄物-RH 為除外的情況，該放置程序及方式與當前 WIPP 放置其他廢棄物-RH 程序不同。假設所有地面支援設施可用於處理 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物，不需要建造額外的地面設施來處理 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物的全部存量。然而，需要建造多達 26 個額外的地下處置室，地下處置室採用傳統採礦技術建造，使用電動連續採煤機而非爆破，採出的鹽岩由運輸卡

車運輸至地下暫存位置，再利用升降機運送至地面。這些處置室的確切位置和向位將根據採礦工程、安全和其他因素確定。有關施工的更多資訊，可參考 DOE《環境影響報告書》第 4.1.4.1 節和圖 4.1.4.1 (USDOC, 2016)。圖 14(USDOC, 2016)顯示目前 WIPP 的佈局，包括地下豎井。實施本方案之前，應對技術和方法進行進一步評估和分析，以優化廢棄物的運輸、處理和安置，並應以降低成本的技術和方法，及合理抑低可能對人類健康或環境造成的任何潛在影響。WIPP 將依據國家環境政策法(National Environmental Policy Act, NEPA)進行後續審查，將可更詳細審查在 WIPP 處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物相關的潛在影響。由於目前只有國防產生的 TRU 廢棄物被授權在 WIPP 地質處置場進行處置，經修訂的 WIPP 土地收回法案 (P.L.102-579，經 P.L.104-201 修訂) (Land Withdrawal Act, LWA)，該修訂法案將允許 WIPP 可處置非國防工業產生之 TRU 廢棄物和/或在 WIPP 土地收回區內選址設置新處置設施。

WIPP 地質處置場於 2014 年 2 月 5 日暫停廢棄物處理作業，由於發生涉及地下車輛的火災，且於 2014 年 2 月 14 日發生 WIPP 地下放射性事件，造成礦井一部分的核種外釋及輻射外洩，主要沿著事件發生地點的通風路徑，少量污染物外釋到環境中。目前在安全情況下 WIPP 已恢復處置運轉。

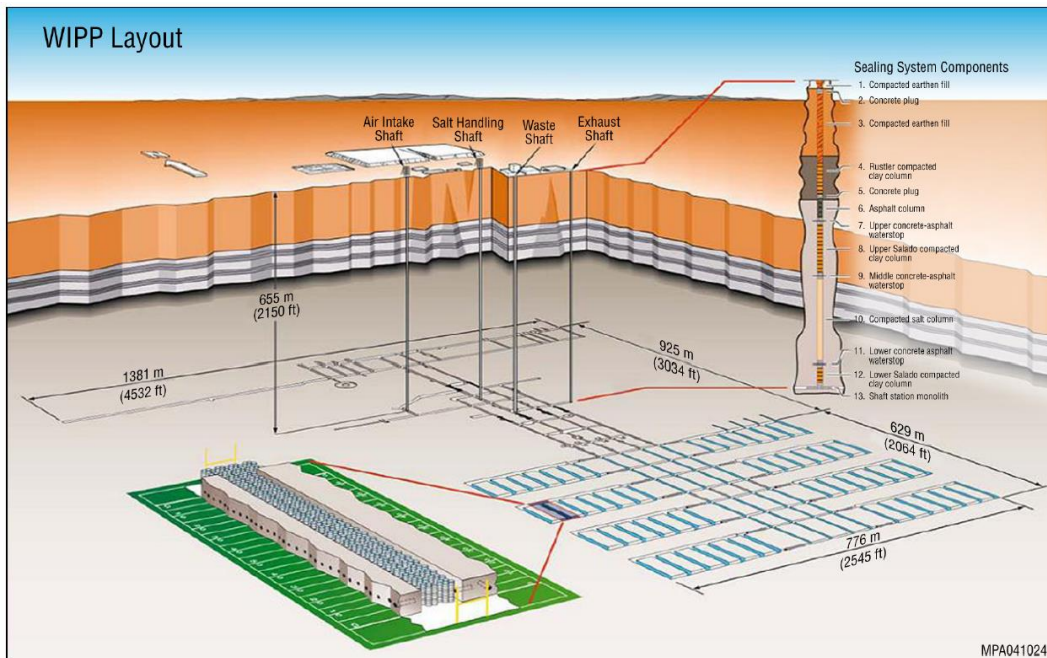


圖 14 WIPP 地質處置場 (包含地下豎井) 示意圖

3. 備選方案 3：中等深度鑽孔處置

方案 3 涉及處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物的新鑽孔設施的施工、運轉和封閉後性能。針對該備選方案，評估以下五個地點的參考位置：Hanford 場址、INL 場址、LANL、內華達州國家安全場址(NNSS)和 WIPP 附近。對於 Savannah River 場址(SRS)，由於 SRS 所處的地下水層之深度較淺，因此未對該場址進行的備選方案評估。一般商業設施考慮的四個 NRC 區域中（如圖 11），只有 NRC IV 區域被評估為該替代方案，因為其他三個區域的地下水深度太淺，無法應用鑽孔法。鑽孔設計概念的橫剖面如圖 15 所示(USDOC, 2016)。DOE《環境影響報告書》分析中，針對深度為 40 公尺（130 英尺）的鑽孔進行了評估。

DOE 為處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物的全部存量，依據中等深度鑽孔處置概念設計，將需要約 44 公頃（110 英畝）土地上鑽取 930 個鑽孔，才能容納 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物的廢棄物（見圖 16）(USDOC, 2016)。該面積包括配套基礎設施所需的土地，如用於接收和處理廢棄物包件或容器的設施或建築，以及用於雨水滯留池（收集雨水徑流和卡車沖洗）的空間。鑽孔法要求在地下 30 公尺（100 英尺）以下且 300 公尺（1000 英尺）以上深度進行鑽孔設計。鑽孔的直徑變化很大（從 0.3 到 3.7 公尺[1 到 12 英尺]），並且根據設施的設計，鑽孔與另一個鑽孔的距離可能會有所不同。假設 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物處置位置約為 30 至 40 公尺（100 至 130 英尺），鑽孔中放置廢棄物後，將在處置容器上方添加一個工程障壁（鋼筋混凝土），並填入回填材料至地表面，以防止在封閉後期間人類無意闖入至隔離的廢棄物。

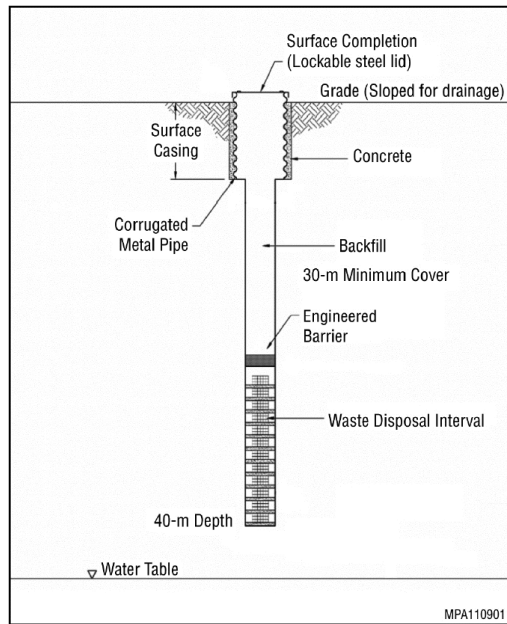


圖 15 概念模型的橫剖面中等深度鑽孔的設計

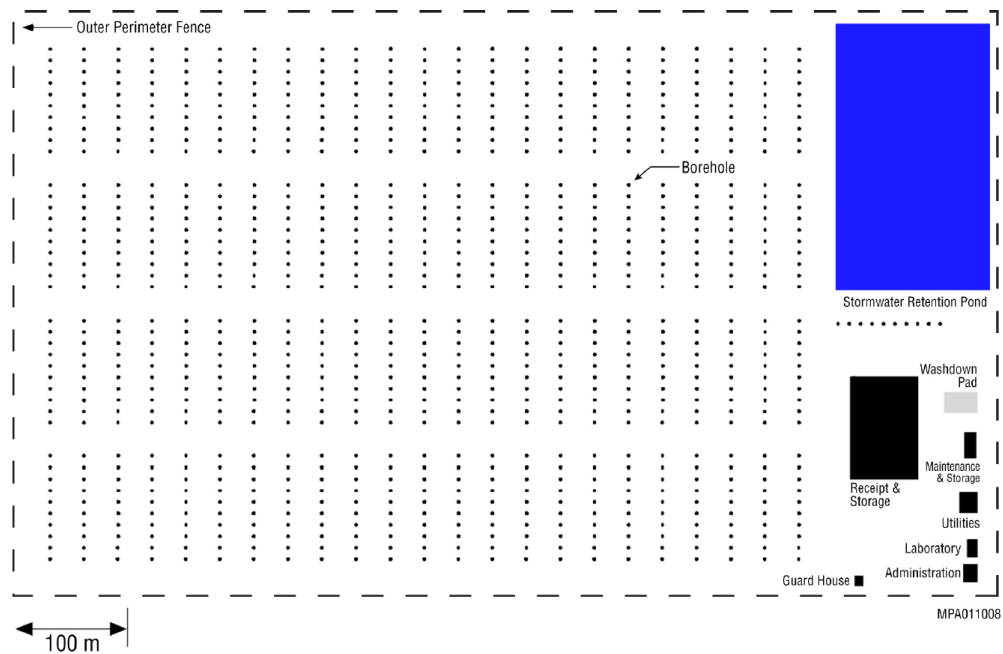


圖 16 概念鑽孔設施佈局圖

4. 備選方案 4：加強式近地表壕溝處置

備選方案 4 涉及新的壕溝處置設施施工、運轉和封閉後性能。該備選方案針對 Hanford 場址、INL 場址、LANL、NNSS、SRS 和 WIPP 附近場址進行評估。壕溝的

概念設計如圖 17 所示(USDOC, 2016)。備選方案 4 亦作為 NRC II 區和 IV 區的通用商業處置場場址評估，以便與這兩個地區的聯邦場址進行比較。

為處置 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物的全部存量，壕溝法概念設計包括 29 條壕溝，占地面積約為 20 公頃（50 英畝）（見圖 18）(USDOC, 2016)。該面積包括支持基礎設施所需的土地，如接收和處理廢棄物包件或容器的設施或建築物，以及雨水滯留池（收集雨水徑流和卡車沖洗）。每條壕溝大約 3 公尺（10 英尺）寬，11 公尺（36 英尺）深，100 公尺（330 英尺）長。GTCC LLW 和類 GTCC 的廢棄物處置位置假定約為地面下 5 至 10 公尺（15 至 30 英尺）。將廢棄物放入壕溝後，處置容器上方設置工程障壁（鋼筋混凝土層），並將回填材料填入到地表面標高。在運轉期間設置的混凝土層障壁將可提供額外的障壁功能，由於鑽鑿的地質材料通常是較為軟弱的地層（例如，砂層或黏土），所以該混凝土層可以防止在封閉後期間人類無意鑽鑿至處置廢棄物中。該措施將包括在設施設計規範中，以減少未來發生人類無意闖入之意外事件可能性。除了上面提到的混凝土保護層外，與傳統的近地表 LLW 處理設施相比，加強式近地表壕溝為更深、更窄，以便在封閉後的時間內儘量減少這種潛在的入侵。對於硬岩環境中的場址，將採用額外的闖入者障壁，防止人類無意闖入之入侵意外事件將是最終處置設施設計的關鍵特徵。

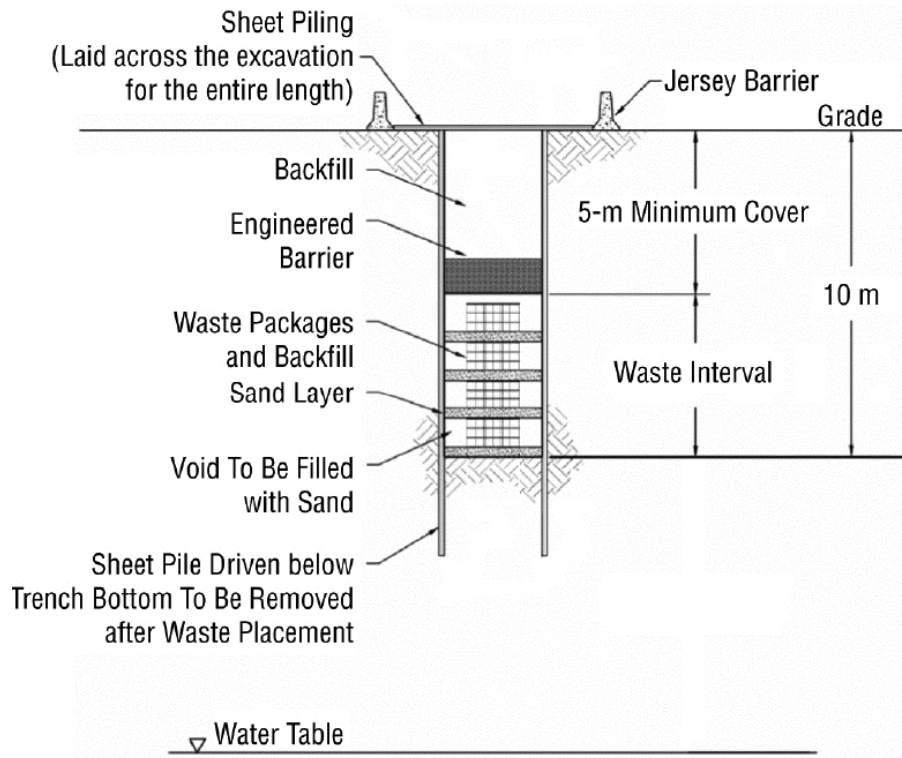


圖 17 壕溝概念設計示意圖

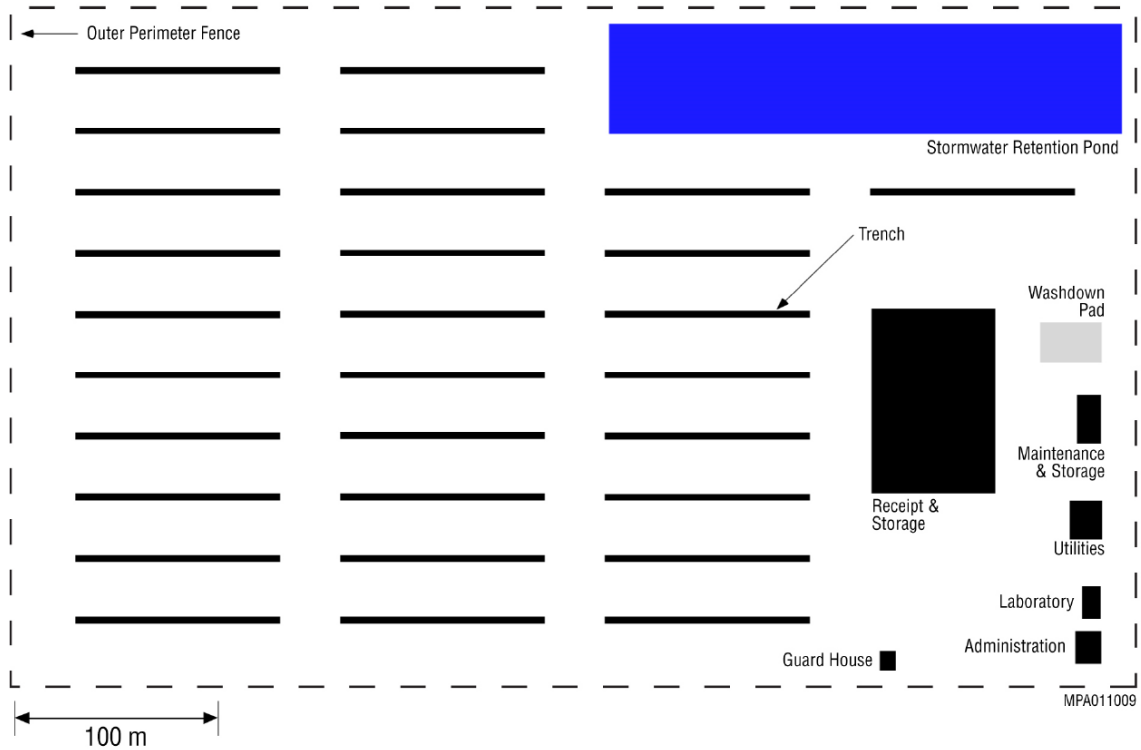


圖 18 概念性壕溝設施的佈局

5. 備選方案 5：地表處置窖設施

備選方案 5 亦涉及新的地表處置窖設施施工、運轉和封閉後性能。針對 Hanford 場址、INL 場址、LANL、NNSS、SRS 和 WIPP 附近場址進行評估，地表處置窖設施概念設計如圖 19 所示(USDOC, 2016)。對備選方案 5 亦進行評估所有四個 NRC 地區的通用商業處置場場址適用性評估。地表處置窖處置設施的概念設計係採用一個鋼筋混凝土處置窖，該處置窖建造在地面附近，帶有基腳和地下室的位於一個略低於地面的小坑中。

用於安置整個 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物存量的地表處置窖設施由 12 個處置窖（每個處置窖有 11 個處置窖單元）組成，占地面積約為 24 公頃（60 英畝）（見圖 20）(USDOC, 2016)。此面積包括基礎設施所需的土地，如用於接收和處置廢棄物包裝或容器的設施或建築，以及雨水滯留池（收集雨水徑流和卡車沖洗）。每個處置窖處置窖寬約 11 公尺（36 英尺），長 94 公尺（310 英尺），高 7.9 公尺（26 英尺），12 個處置窖呈線性排列。內部單元寬 8.2 公尺（27 英尺），長 7.5 公尺（25 英尺），高 5.5 公尺（18 英尺），每個單元的內部體積為 340 立方公尺（12,000 立方英尺）。每隔一個單元包括帶有伸縮縫的雙層內牆。厚混凝土牆和泥土覆蓋層將可最大限度地減少處置窖的無意闖入。針對地表處置窖設施，美國能源部提出之處置位置係假定在高於地表面 4.3 至 5.5 公尺（14 至 18 英尺）處。

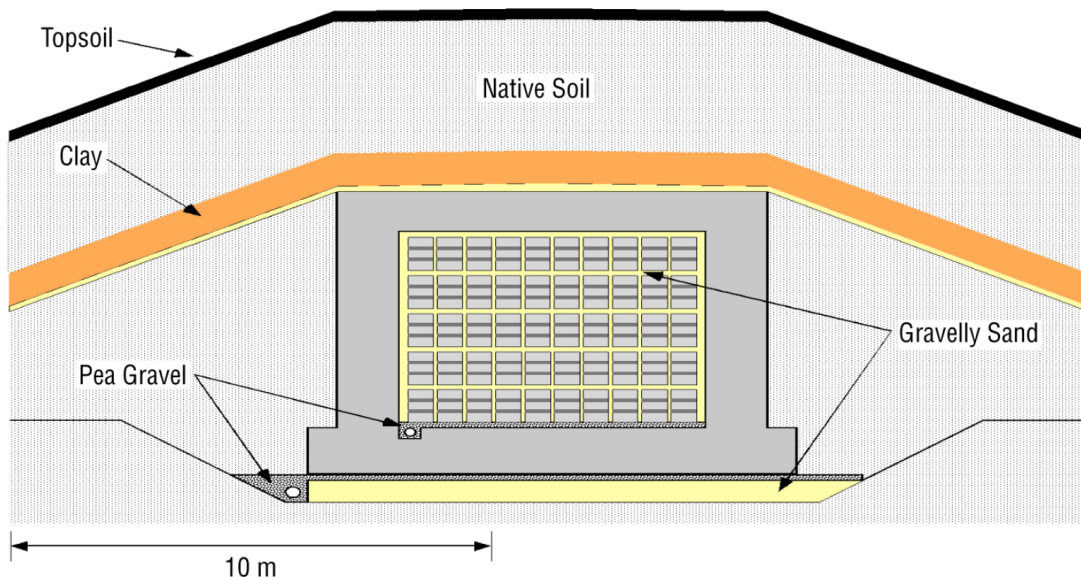


圖 19 地表處置窖設施的概念設計之橫剖面示意圖

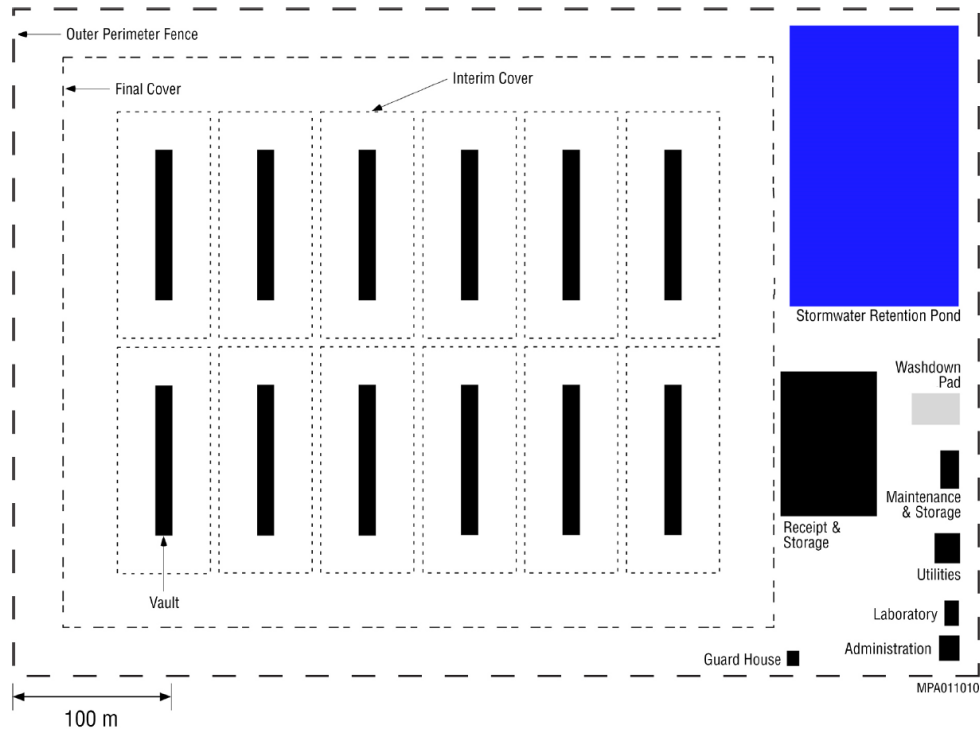


圖 20 地表處置窖設施的概念性地下處置設施的佈局

3.3. IAEA 有關中放射性廢棄物處置規定

本報告蒐集 IAEA 有關 ILW 處置相關規定之報告叢書，包括：IAEA(2001)有關放射性廢棄物近地表處置設施封閉的程序和技術、IAEA(2007a)有關中低放射性除役廢棄物的處置方面規定、IAEA(2009)有關放射性廢棄物分類、IAEA(2011a)有關放射性廢棄物地質處置設施、IAEA(2012)有關放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估、IAEA(2014a)有關放射性廢棄物近地表處置設施、IAEA(2014b)有關監測和監視放射性廢棄物處置設施等。針對前述報告有關中放射性廢棄處置之部分重點內容說明如下：

3.3.1. 近地表處置設施封閉的程序和技術

IAEA(2001)報告係針對 LILW 訂定「放射性廢棄物近地表處置設施封閉的程序和技術」，提供 IAEA 各會員國對於 LILW 近地表處置設施之封閉規劃和實施的指導。報告指出目前有許多運轉中和已封閉的近地表處置設施，以及許多處於不同發展階段的新建處置設施，都是為了處置 LILW 而設置。這些設施包括運轉中之壕溝、工程處置窖和既有岩石坑道處置廢棄物，其中一些設施已不再接收廢棄物，並已進入封閉階段。

IAEA(2001)報告係提供 IAEA 會員國針對 LILW 之近地表處置設施封閉規劃和實施指南，包括：審查封閉概念、規定要求和封閉系統的組成部分；討論封閉的問題和方法，如監管、成本經濟和技術方面；以及介紹會員國使用和/或考慮的主要封閉技術實例。各會員國可據以執行在規劃和實施處置場封閉時需要考慮的技術，監管及社會經濟問題，所提供的資訊和概念亦同樣適用於過去已運轉，以及已封閉的 LILW 處置場和當前或規劃中的處置場。目前，相當數量的 LILW 近地表處置場址已運轉並完成封閉。

IAEA(2001)報告針對過去採取近地表處置方式，已運轉後封閉之 LILW 處置場（即遺留設施），通常會提出補救修復方案。即當廢棄物處置運轉作業結束後，才可針對已經安置完成的 LILW 廢棄物進行封閉作業，可以採取的措施，如：頂蓋封閉、建構防滲牆、就地穩定等。相較之下，目前正在使用或計畫在未來使用的設施，除了頂蓋封閉和建構防滲牆外，還包括其他功能，如襯墊、滲流水收集系統和排水系統等。

3.3.2. 中低放射性除役廢棄物處置作業說明

(IAEA, 2007a)報告係針對中低放射性除役廢棄物處置提出相關問題及作業說明。該 IAEA-TECDOC-1572 報告(IAEA, 2007a)提出 LILW 除役廢棄物說明(包括：廢棄物來源、廢棄物類型、廢棄物分類及特性、廢棄物調理、廢棄物包件特性、廢棄物料和包件的性能、廢棄物體和廢棄物包件劣化、放射性核種釋放、廢棄物包件性能建模)；與處置場設計和安全相關的問題；LILW 除役廢棄物處置方案(包括：處置系統的一般特徵、多重障壁系統概念、監管控制、監測和監視、人類闖入)；利用現有設施進行除役廢棄物處置(包括：近地表設施、地質處置)；新建處置設施(包括：運轉和除役廢棄物的新建處置設施、專門處置除役廢棄物新建處置設施)；極低放射性廢棄物的處置(如一些國家引入極低放射性廢棄物分類，利用新建的近地表掩埋場進行處置)；現地處置/掩埋(於除役設施現地處置符合放射水平之 ILW)。報告尤其指出核能電廠除役時，放射性廢棄物的分類特別重要，IAEA 已出版關於廢棄物分離和調理(Conditioning)的指導說明(特別是貯存和處置的廢棄物的接收標準)，可提供核能電廠除役作業規劃重要的指引，特別是成本估算以及除汙和拆卸作業的選擇。根據劑量率的分類系統，

將廢棄物分為低放射性廢棄物、中放射性廢棄物和高放射性廢棄物，但是，該分類主要用於支援廢棄物處理和貯存作業。(IAEA, 2007a)

IAEA(2007a)指出除役廢棄物的長期管理，更可取的做法是根據 IAEA 定義的廢棄物分類系統，依據放射性核種的放射性水平和半化期進行分類(見圖 5)，IAEA(2007a)報告內提出之放射性廢棄物分類系統係屬於 IAEA 在 1994 年發佈。然而 IAEA 已再於 2009 提出新的廢棄物分類系統，詳見 2.3.1 節 IAEA 廢棄物分類系統定義所述。

3.3.3. 中放射性廢棄物之分類標準

(IAEA, 2009)提出 IAEA GSG-1 報告係基於六種廢棄物類別的標準分類體系，包括：豁免廢棄物 (EW)、極短半化期放射性廢棄物 (VSLW)、極低放射性廢棄物 (VLLW)、低放射性廢棄物(LLW)、中放射性廢棄物(ILW)、高放射性廢棄物(HLW)。惟國際上仍有很多國家針對廢棄物仍特別依據 IAEA 在 1994 年發佈之廢棄物分類，針對半化期大於約 30 年之長半化期 (LL) 低放射性和中放射性廢棄物 (LILW) 稱為長半化期廢棄物，小於 30 年之短半化期 (SL) 低放射性和中放射性廢棄物 (LILW) 稱為短半化期廢棄物。一般來說，大多數短半化期廢棄物 (LILW-SL)，可在近地表設施中處置；長半化期廢棄物 (LILW-LL) 需要在地質處置設施中處置。詳見本報告 2.3 節說明及圖 5 及圖 6 顯示 IAEA 廢棄物分類系統。

3.3.4. 中放射性廢棄物之地質處置

針對 IAEA SSG-14 (2011a)報告提出之放射性廢棄物地質處置設施，其報告內容指出，本安全導則適用於放射性固體廢棄物地質處置，而不適用於掩埋設施或近地表設施的處置。然而，各國有可能會決定將適合處置於近地表設施的廢棄物，改為處置於地質處置設施中(例如將 LLW 跟 ILW 共同處置)。當採用此種方式時，雖然 IAEA 之安全報告叢書 SSR-5(IAEA, 2011b)所訂的安全要求仍可適用，但本安全導則的某些內容則可能並不適用。並應遵照 IAEA(1996)所設定的輻射防護分級作法要求，根據廢棄物的潛在危害性來選擇處置系統的能力，以便將廢棄物圍阻與隔離於人類與環境外。

IAEA SSG-14 (2011a)報告提出依據 SSR-5(IAEA, 2011b)所訂的安全要求，隔離 ILW 至少須達數千年，其處置設施應先進行選址、設計並於完成申照後，進行興建及與運轉，當廢棄物完成安置作業進行處置設施封閉後，應使放射性廢棄物隔離於人類與其可及生物圈之外。處置設施應提供短半化期廢棄物圍阻及隔離時間達數百年，而對於 ILW 至少須達數千年。此時，應同時考慮設施的處置系統天然演變及事件造成的干擾。SSG-14 條文屬於放射性廢棄物地質處置規定基本上，ILW 進行地質處置時，須滿足 SSG-14 條文要求。本報告提列以下 SSG-14 部分條文，提出說明特別要求事項：

4.10 條，定義廢棄物隔離，意指將廢棄物留存在處置環境中，並使其相關的危害遠離生物圈，藉由堅實的地層實體跟生物圈分離，使得人類在未使用特別技術能力下，難以接觸到廢棄物，並限制大多數長半化期核種的移動性。對於放射性廢棄物地質處置而言，隔離主要藉由母岩地層所提供為處置深度的結果。

6.30 條，地質處置設施封閉後時期的設計，其安全性應使用母岩地質環境的固有特性與補充天然障壁系統的工程障壁進行最適設計。HLW 與 ILW 處置設施預期須比一般工業設施履行較長遠時間的功效。藉由調查類比天然材料在地質環境中的行為，或古代文物與人為結構物隨時間變化的行為，可能有助於提升對處置設施長期功能評估的信心。證明廢棄物體包件與工程障壁建造(例如在地下實驗室中)的可行性是相當重要的，以能對於處置設施功能安全性具有足夠的信賴程度與信心。

3.3.5. 中放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估

IAEA SSG-23(2012)報告提出有關放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估規定，ILW 進行處置時須滿足 SSG-23 條文要求。本報告提列以下 SSG-23 部分條文，針對具有長半化期要求事項有關 ILW 處置之條文，提出說明特別要求事項：

2.8 條，安全導則中所考慮的廢棄物類型包括 VLLW、LLW、ILW 及 HLW，針對 ILW 部分，由於 ILW 含有大量長半化期放射性核種，對於與生物圈隔離的要求需要比近地表處置的考量較多(例如：期間較長)。LLW 和 ILW 的分界不能根據特定的活度範圍指定，因為可依循的標準將取決於實際廢棄物處置設施。

4.40 條，描述中提供的資訊的深度和廣度將受處置設施類型的影響，並且對於設計用於處置更大數量和更長半化期或更高活度廢棄物的設施而言，將更加廣泛和複雜。與處置高放射性廢棄物的設施相比，為處置極低放射性廢棄物而設計的設施的描述，將沒有那麼廣泛和複雜。任何特定設施的實際範圍和複雜性將取決於許多因素，包括廢棄物的數量、其特定的放射性特徵、母岩場址的性質和複雜性，以及相關的氣象和水文特徵。說明的範圍和複雜性的理由應提供作為安全論證的一部分。並且這應作為在處置設施概念化及其整個開發和運轉過程中應進行討論的一部分，並得到監管機關的同意。

4.73 條，廢棄物中特定放射性核種的可接受存量和(或)可接受濃度水平對處置設施來說是特別重要的限制與條件。以上這些應該在安全評估基礎上被定義和(或)證明。應該建立廢棄物的接收標準，無論是個別包件或藉由不同情節分析考慮整個設施(例如放射性核種外釋到環境中以及沿著環境途徑遷移之過程)。考慮人類闖入情節也相當重要，這常用來判定長半化期的放射性核種在近地表處置設施的情況下是否能夠達到可接受的程度。然而值得注意的是，大量的短半化期放射性核種也可能造成潛在的問題，特別是針對運轉的安全，而這樣的核種也應該在安全評估中以及特定存量和濃度水平下納入考慮。此外，安全論證也應該被用來評估在廢棄物或工程障壁中的(如化學)物質可能導致天然與工程障壁效能降低的程度。參考文獻[(UKAEA, 2004)]中提供與近地表處置設施有關的廢棄物接收標準以及進一步的細節。

6.44 條，評估時間範圍應考慮到國家法規和監管導則，以及具體的處置設施，場址和被處置廢棄物等特性來定義。在決定時間範圍和評估時間點時，應考慮其他因素，包括：

- 安全性評估之計算期間要足夠長，以確定涵蓋最大劑量峰值或風險。然而，這是不可能的。例如，處置長半化期的廢棄物(例如，鈾礦開採)在一個不確定耐久性的工程障壁物(如障壁和封蓋)，劑量和風險可能保持不變或甚至在未來可能會增加。隨著時間範圍推展，評估的不確定性顯著增加，限制了評估的意義。這可能會限制在一般情況下時間尺度的評估或至少在時間尺度對於量化的

評估。

- 隨著時間變化，有幾個因素可能會顯著的影響安全評估結果。例如，設施周圍的景觀和水文狀態對於氣候變化的反應可能會改變，以及這些變化的受體和習性可能會改變。因此評估長半化期的廢棄物應考慮這種可能的變化。至於評估處置系統的可能演變的方法，一些評估認為一個或多個氣候情節涉及未來冰河期。評估時間範圍應該被定義在適用於場址可能發生的變化。
- 關於評估時間範圍的決定對安全評估中所考慮的干擾事件類型和嚴重性係有影響。例如，洪水或地震，預計一千年發生一次將比一百年發生一次更具有破壞性。

6.48 條，在安全評估的各個迭代過程中，評估時間框架通常保持固定。然而，在其他情況下，可能需要修改安全評估不同迭代之間的評估時間範圍，以反映新收集資訊。例如，可能認為有必要延長時間範圍以確保最大或峰值劑量包含在評估計算中。而如果有新的資訊指出廢棄物含有比先前更多的長半化期核種，那麼這可能係為必要的。或者，考慮到不確定性，將定量評估的時間範圍限制在安全評估結果有意義的時期內可能被認為是適當的。作為限制評估時間範圍的替代方法，可以減少對時間範圍後期定量結果的安全結果強調。然而，在所有此類情況下，定量評估期以外的影響都應在安全論證中以適當的方式加以處理。。

6.66 條，不可避免的緊張在於有效的制度管控持續時間與長半化期廢棄物仍保持危害的過程之間，造成處置策略在制度管控中扮演不同的角色

積極監管控制的預期持續時間與長半化期廢棄物仍保持危險的時間段之間，透過高度監管控制能在其中發揮不同作用的處置策略：

- 在地質處置及中等深度的處置，監管控制可以提供另一層深度的防禦。只要能持續，就有信心於建立處置設施的安全。然而，安全目標應被達成即使在沒有監管的管控之下。

- 在地表或附近處置放射性廢棄物時，通常需要監管控制以實現安全目標，並且只要廢棄物仍然具有潛在危險（例如幾百年），就應該保持這種控制。含有大量長半

化期放射性核種的廢棄物應在更深的地方處置。關於監管控制持續時間的假設在定義廢棄物接收標準方面發揮重要作用，特別是對於近地表處置設施。

6.69 條 對於主要包含短半化期廢棄物的近地表處置設施，通常情況下最大的接觸可能性和最大的風險，與監管控制期結束後的人為無意闖入有關。在這種情況下，對無意人類闖入的評估結果可能會限制，在設施中已經安全處置之長半化期放射性核種的允許存量。因此，該評估特別確定近地表處置設施廢棄物接收標準之長半化期放射性核種的限值。

3.3.6. 中放射性廢棄物於近地表處置設施之處置適用性

IAEA SSG-29(2014a)報告提出「放射性廢棄物近地表處置設施」之安全導則，於 1.6 條指出，本安全導則提供建議於如何符合 SSR-5[IAEA(2011b)]的安全要求，且關注於將固體放射性廢棄物置放於地表或接近地表特定設施的處置。近地表處置適合於主要為短半化期核種(核種半化期少於約三十年者被認為是短半化期)與僅有低濃度長半化期核種的廢棄物。近地表處置在若干國家已運轉數十年，所獲得的經驗亦納入本安全導則擬訂中考慮。本報告提列以下 SSG-29 部分條文，針對具有短半化期要求事項可應用本條文規定以近地表處置方式進行處置，亦可包含短半化期之 ILW 處置之條文；以及長半化期 ILW 不能採取近地表處置之條文，提出說明特別要求事項如下：

1.11 條，本安全導則中“近地表處置”一詞指一系列的處置方法，包含將固體放射性廢棄物置放於土溝、地表上工程結構物、地表下工程結構物與岩石坑道、筒倉處置設施與地下數十公尺深的開挖隧道。本安全導則提供此類設施開發、運轉、與封閉的一般指引，適合於 VLLW 與 LLW 的處置。本安全導則並不適用於數百年內無法衰變到安全程度的 ILW 或 HLW，此二者均不適於近地表處置；本安全導則不包括鈾礦開采和冶煉產生的廢棄物或僅含有天然放射性物質(NORM)的廢棄物的處置或放射性廢棄物的鑽孔處置；這些主題在參考文獻[IAEA(2002, 2009c)]中進行了說明。

2.1 條，近地表處置是指將主要為短半化期核種的固體或固化放射性廢棄物，安置於位於或靠近地表的處置設施。選取的處置深度與設施類型取決於許多因素，包含

但不限於廢棄物的性質與預定場址的當地環境條件。近地表處置的重要特徵之一，係為可能需要在場址封閉後維持一段時間的監管，以防止人類活動對設施與所含廢棄物造成干擾。然而，如 SSR-5[IAEA(2011b)]第 3.48 段所述，“放射性廢棄物處置設施的長期安全要求不依賴於主動監管”。

4.7 條，近地表處置僅為 VLLW 與 LLW 的適當處置選項，對於含有大量長半化期核種的 ILW 與 HLW，則必須處置於更深的地質處置設施。良好選址與良好設計的地質處置設施目的在於確保圍阻與隔離放射性廢棄物達到極長的時間(數萬年到數十萬年)，而位在地表或接近地表的近地表處置設施，由於容易受到作用與事件影響，將在較短的時間內(達數百年)造成圍阻與隔離能力的退化。近地表處置設施位在發生眾多人類活動的生物圈，且監管時期後人類無意闖入入侵近地表處置設施的可能性，遠大於在地質處置的情況。因此，須考慮監管時期後的人類闖入，且應評估與確認限制放射性存量的足夠性，主要而言即廢棄物包件中所容許的長半化期核種數量。

4.19 條，放射性廢棄物的圍阻係指處置設施應選址與設計，以防止或抑低核種的釋出。由於近地表處置僅適於主要含有短半化期放射性核種的廢棄物類別，且可能僅含有限的長半化期核種，因此須確保圍阻的時間尺度，很大程度由限制核種可能從廢棄物釋出到生物圈的目的來決定。絕對圍阻長半化期核種是不可能的，特別是長時期，但應著重於在適當的時間內，圍阻處置系統的短半化期核種，使它們在可能到達生物圈之前已完全放射性衰變至無害程度。

4.42 條，處置系統應使用天然與工程特性的結合維持廢棄物包件的整體性，以支持充足的圍阻與隔離效能，例如藉由限制核種溶解與抑低雨水進水(亦即導引排除降水)。天然障壁與工程障壁對圍阻與隔離廢棄物的貢獻重要性，在很大程度上依靠近地表處置設施的類型(亦即地表或地下)，與設施所在地的場址特性。工程障壁系統的逐漸劣化會隨時間延長而無法排除，所以核種可能依據近地表處置設施的類型釋出到地質圈或生物圈。雖然放射性衰變對短半化期核種是一項重要的因素，限制了核種從近地表處置設施隨時間釋出的可能規模，但其他考量因素亦是重要的且應加以考慮。限制進水的因素(反之有助於延長廢棄物包件的整體性)應考慮包含使用耐久的低透

水性障壁與系統設計以便於在所需要的時期內維持低水力梯度。應藉由維持低流速以及工程障壁與母岩環境遲滯與沉澱能力，進一步減少潛在的核種釋出到生物圈。用於回填或工程系統其他地點的材料其性質不應對其他障壁的安全功能產生不利之影響。

6.32 條，廢棄物接收準則的發展，應重視事實上近地表處置所能接收的是，僅含有少量長半化期核種之短半化期放射性廢棄物，通常較長半化期廢棄物所需要更好的圍阻與隔離，並無法由近地表處置提供。國家放射性廢棄物管理政策應確保對這些長半化期核種的限制，且含較高濃度長半化期核種的廢棄物應處置於能夠接收此種廢棄物的設施中。

3.3.7. 監測和監視中放射性廢棄物處置設施

針對 IAEA SSG-31(2014b)報告提出有關監測和監視放射性廢棄物處置設施規定，ILW 進行處置時須滿足 SSG-31 條文要求。本報告提列以下 SSG-31 部分條文，針對具有短半化期或長半化期要求事項有關 ILW 處置之條文，提出說明特別要求事項：

1.4 條，監測和監視方案是確保放射性廢棄物處置設施在運轉和封閉後階段達到所需安全水準的重要因素。廢棄物的類型和相應的處置設施將影響所採取的監測方法。在近地表處置設施的情況下，對於含有相對較短半化期放射性核種的廢棄物，可以採用直接控制來確定是否達到安全目標。地質處置含有長半化期放射性核種的廢棄物的情況下，封閉後直接控制是不可行的。在這種情況下，安全和保護的目標只能透過基於可用資料和現有知識的預測得出。

1.11 條，在設施中處置 ILW，必須通過天然障壁和工程障壁的組合提供長期被動安全。在這種情況下，監測的總體方法類似於深層地質處置的監測系統。ILW 處置監測系統與深層地質處置監測系統的相似處在於廢棄物位於相當深的位置，監測系統將反映工程障壁和母岩岩層的綜合長期效應。

4.11 條，監測應在懷疑受到長半化期放射性核種污染的地區進行，這種監測的目的是為決定干預是否合理以及是否需要進一步監測提供意見。如果結果表明，根據國家當局確定的干預水準和行動水準，可能需要採取補救行動，則應進行充分的監測，以幫助制訂適當的行動。還應在採取補救行動期間和之後進行監測，以評估其有效性。

5.1 條，監測方案的目標以及本安全指導中提供的大多數建議，近地表處置設施及地質處置設施可通用。然而，採用分級辦法將導致個別監測方案在實際執行方面的差異。

5.2 條，一般來說，適合在近地表處置設施處置的廢棄物是低放廢棄物 (LLW)。LLW 含有有限數量的長半化期放射性核種，因此需要在有限的時間內（通常長達幾百年）進行核種有效的遏制和隔離。在這種情況下，管理策略是控制廢棄物，直到其活度因衰變降低到足夠低的水準，這樣隨著設施最終劣化，留下剩餘放射性核種遷移的風險被認為是可接受的。在這方面，處置方法與地質處置含有大量長半化期放射性核種的廢棄物的方法相似，但所涉時間可能更短。含 LLW 的近地表處置設施相關的監測作業，旨在為處置系統的數幾百年的安全功能提供信心。近地表處置設施的安全相關特徵、事件和作用的例子，在實際執行作業，可透過監測發現地下水或周圍環境中是否有任何外釋出的放射性核種，以及人類或動物的闖入入侵。

5.3 條，地質處置適用於 ILW 和 HLW 等廢棄物，這些廢棄物需要更大程度的阻絕並與生物圈環境隔離，以確保長期安全。例如，含有長半化期放射性核種的放射性廢棄物或放射性含量高到足以從放射性衰變中產生大量熱量的廢棄物，如用過核子燃料（當它被視為廢棄物時）或再處理產生的高放射性廢棄物，通常在深層地質處置設施內進行處置，設置工程障壁，使污染物在數千年後才會開始向周圍地圈遷移。所採用的安全性原則是將放射性物質封閉足夠長的時間，以確保任何向生物圈釋放的物質以緩慢和受控的方式發生。在這種情況下，監控的重點是提供安全障壁系統的信心。如果監管機關有要求和規定，設施封閉後的監測可側重於檢測環境中是否存在放射性核種。由於早期向環境外釋的可能性很小，因此實施此類監測通常是為讓公眾放心，而不是為了確保處置系統的性能。深層地質處置設施的安全相關特徵、事件和作用過程的例子，在實際執行作業，可以透過監測發現腐蝕作用造成氣體產生，以及監測進水和人類闖入入侵。

7.6 條，在某種程度上，處置設施的安全可能取決於今後的一些行動，如維護工作或監視。然而，必須儘可能地減少這種依賴性。對於地質處置設施，可以透過被動

特徵提供封閉後的安全性。對於近地表處置設施，在封閉後的一段時間內，可能需要採取維護、監測或監視等措施，以確保安全。並於 7.7 條文及 7.8 條文分別就地表處置設施及地質處置設施說明監測的要求。

7.7 條，對於近地表處置設施，應在運轉前開始監測，並應在封閉後繼續監測，直至監管期結束。通常應在封閉後期間，檢查處置設施地表覆蓋層障壁。

7.8 條，對於地質處置設施，監測應在運轉前階段開始，通常在設施封閉時結束，此時無法進入工程障壁。

3.4. 國際中低放廢棄物處置案例

放射性廢棄物處置場的關鍵特徵是處置設施本身，設計處置系統的設施條件以能長期安全處置放射性廢棄物，圍阻放射性核種釋出至生物圈環境。這特徵可從近地表壕溝或混凝土拱頂、地下處置窖拱頂、處置室、筒倉或鑽孔，到包括挖掘室或斜坑的深層地質處置系統，也可以考慮深井處置系統。透過這些處置設施有效管理與控制放射性廢棄物，將放射性核種限制在廢棄物體、包件和處置設施內，並將放射性廢棄物與生物圈環境完全隔離。為展示不同廢棄物類別可用的不同處置方案的概念化概述，以 IAEA 分類系統配合不同深度及各種處置方法來處置各種類別廢棄物。圖 21 顯示基於放射性廢棄物類別的處置方案。其中在幾十公尺到幾百公尺深度處置 ILW，如果處置系統的天然障壁和工程障壁選擇得當，可提供此處置深度與生物圈環境的長期隔離。此深度通常不會產生侵蝕影響，與適用 LLW 的近地表處置設施相比，人類無意入侵闖入的可能性降低，且長期安全將不需監管期的控制管理。(IAEA, 2020b, 2022)

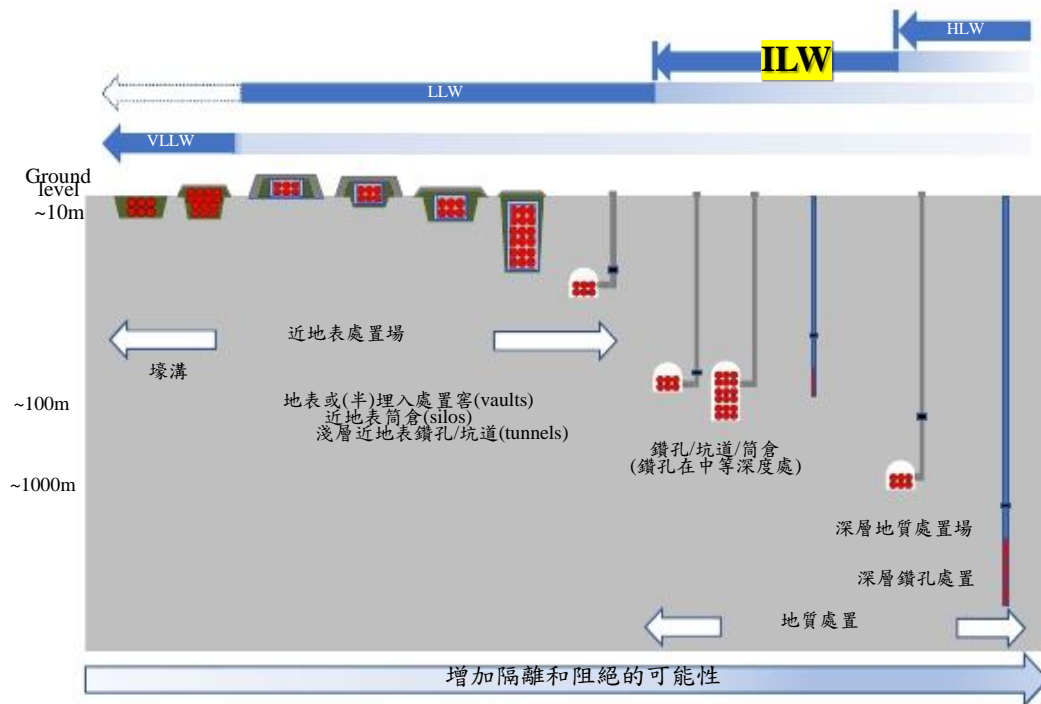


圖 21 不同類別放射性廢棄物處置概念的概念性說明(IAEA, 2022)

國際中低放廢棄物處置根據各國的需求和可用基礎設施，世界各地已經為各種類型的放射性廢棄物制定各種處置概念(NEA, 2010; IAEA, 2020a, 2020b)處理中低放射性廢棄物，包括壕溝(Trench)、地面土丘(Aboveground mound)、混凝土處置窖(Concrete vault)、岩石坑道(Rock cavern)、鑽孔(Borehole)等。以下將根據其基本設計特徵對其進行分類。(Garamszeghy, 2021)

3.4.1. 壕溝

壕溝可在各種土層簡單的開挖、無襯砌設計之壕溝，也可以是具有高度工程化的障壁和封蓋系統的壕溝。過去大多數國家都使用簡單的壕溝來處置放射性廢棄物。主要原因係為價格低廉，易於建造和操作。開挖的壕溝通常位於產生廢棄物的核設施區域或其附近，但早期壕溝設施處置的廢棄物類型、特徵和數量的記錄很少。壕溝被認為是近地表設施，在許多國家仍然普遍用於處理高體積量、低危險的廢棄物。通常認為只適用於在監管期內（通常在 100 至 300 年之間）充分衰變，由安全評估確定對公眾沒有風險的廢棄物。(IAEA, 2007b, 2017)

較舊的壕溝設計通常沒有任何型式的工程障壁，如排水系統、襯砌或多層封蓋系

統。現代設計通常包括所有這些特徵，如圖 22 所示法國 Morvilliers 附近的法國 CIRES 設施，該設施自 2003 年開始運轉，由一系列具有內襯壕溝處置單元所組成，每個處置單元之尺寸為長 124 公尺、寬 26 公尺、深 8.5 公尺，每個處置單元的淨容量高達 25,000 立方公尺，目前獲得許可的設施的淨容量為 650,000 立方公尺(ANDRA, 2014)。截至 2016 年底，CIRES 已處置約 33 萬立方公尺的 VLLW(ANDRA, 2018)。另外西班牙 El Cabril 場址也採用類似的壕溝設計，用於處置 VLLW。(Garamszeghy, 2021)

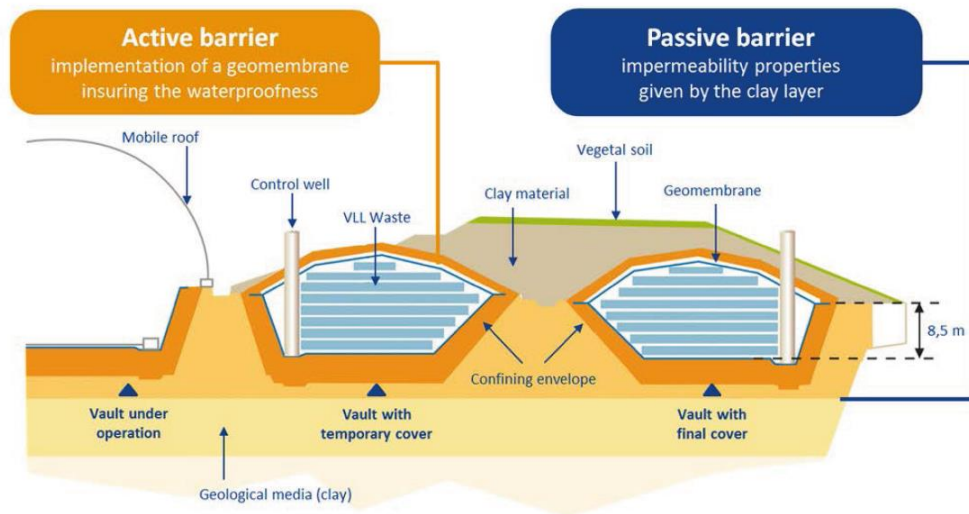


圖 22 法國 Morvilliers 附近的 CIRES VLLW 處置設施示意圖(IAEA, 2020b)

美國南卡羅來納州 Barnwell 的 LLW、猶他州 Clive、德克薩斯州 Andrews 和華盛頓州 Hanford 的商業處置設施，及美國能源部的幾個場址，以及美國其他幾個商業處置設施（現已關閉）亦採用壕溝設計。美國各種壕溝設施中，總共處置約 2600 萬立方公尺低放射性廢棄物(USDOE 2017b)。美國最新的商業 LLW 處置場是德克薩斯州安德魯斯郡的廢棄物控制專家（WCS）公司所運轉的處置設施，該設施於 2012 年開始運轉。在乾旱地區開挖的混凝土襯砌壕溝組成，壕溝位於 150 公尺厚的不透水紅粘土層中，包括兩個設計類似的相鄰處置場：一個用於商業廢棄物，另一個用於美國聯邦政府廢棄物。典型的壕溝和覆蓋層設計如圖 23 所示，該商業處置場的總體尺寸之長×寬×高約為 275 公尺×275 公尺×25 公尺，將分四個階段開發，每個階段的容量約為 76,000 立方公尺。在安置之前，廢棄物被放置在立方體或圓柱形混凝土包件中，這些廢棄物包件經由灌漿並安置到距壕溝地面約 15 公尺的高度（通常為 4 層混凝土

包件)。包件之間的空隙用砂回填，一旦填滿，壕溝階段將用混凝土蓋進行覆蓋，然後是多層的工程覆蓋系統。WCS 設計的壕溝處置設施允許處置美國所有級別的 LLW，包括最具放射性的 C 級。截至 2016 年 12 月，WCS 設施處置約 195,000 立方公尺的廢棄物(USDOE, 2017)。

英國於 1959 年至 1995 年期間在 Drigg 處置場也使用壕溝設施，處置約 80 萬立方公尺 LLW 於粘土襯砌壕溝中，自 1988 年以來，則英國則再於 Drigg 修建大型混凝土處置窖，以完整的封蓋安全處置廢棄物。其他使用壕溝處理 VLLW 或 LLW 的國家包括阿根廷、中國、法國、印度、日本、挪威、俄羅斯、斯洛伐克和南非等(IAEA, 2007b; IAEA 2018; USDOE, 2011)。但世界上過去已進行處置廢棄物之舊型壕溝設施，發現不符合足夠的安全標準，需要進行設施安全補救，例如：法國 CEA Cadarache、俄羅斯 Kurchatov 研究所、挪威克 Kjeller 等。(IAEA, 2007b)

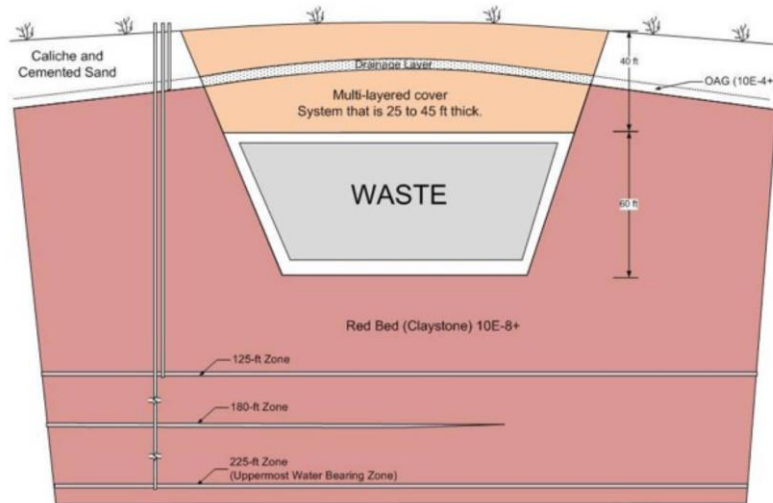


圖 23 德克薩斯州 LLW 的典型壕溝設計(WCS, 2020)

3.4.2. 地面土丘

地面土丘與壕溝非常相似，只是建在地面上，然後用覆蓋系統覆蓋。地面土丘通常認為地面設施，有時被歸入近地表的類別。國際上對於地面土丘已用於 VLLW 處置（例如，在瑞典的大多數核電廠址）和 LLW 處置（例如，美國猶他州 Clive、美國俄亥俄州 Fernald 和法國 CSM LaManche）。加拿大亦計畫利用本設計於 Chalk River 場址處置約 100 萬立方公尺 LLW。

圖 24 顯示瑞典 Oskarshamn 核電廠的地面土丘處置 VLLW 廢棄物處置設施（約 50 年內衰變至清除水準）。Oskarshamn 的廢棄物處置單元面積約 3,000 平方公尺。在處置底部設置排水系統及混凝土底層。廢棄物包件安置於處置區後，建造覆蓋系統進行掩埋，由各種功能的覆蓋層、膨潤土和排水層組成，頂部覆蓋 1 公尺厚的碎石和土壤覆蓋層。在土堆周圍使用大型混凝土塊固定覆蓋層，並為土堆提供一些額外的結構穩定性。

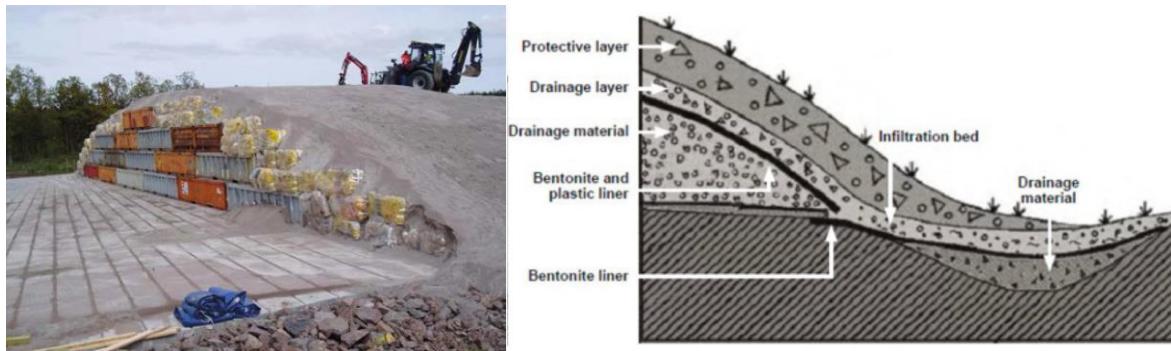


圖 24 Oskarshamn 核電站的 VLLW 處置設施(IAEA, 2020b; USDOE 2011)

法國 La Hague 用過核子燃料再處理廠的曼切中心（Centre de la Manche，CSM）為短半化期 LILW 處置場。於 1969 年開始運轉，處置約 527,000 立方公尺廢棄物，如圖 25 所示。活度較高的廢棄物放置在混凝土處置單元體中，容器之間的空間用砂、礫石或混凝土回填。該處置場占地約 15 公頃，於 1997 年再利用多層覆蓋系統，包括瀝青膜和排水層與防滲層的組合，目的在防止水滲入至處置場。頂部覆蓋層種植草皮，以促進雨水蒸發，並防止工程覆蓋層上層的風化和侵蝕。



圖 25 法國 CSM 短半化期 LILW 處置場的廢棄物安置(USDOE 2011)

美國俄亥俄州 Fernald 場址，該地區之前係為美國能源部鈾加工廠之原料生產中心該地區設置多個放射性廢棄物處理設施。其中最大規模係以地面土丘處置約 230 萬立方公尺 LLW。處置設施的材料包括約 85%的土壤和類似材料，以及約 15%的建築拆除碎片、除役設備和其他雜項 LLW。該設施的基本設計要求係將廢棄物與環境隔離，在合理可行的範圍內處置至少 200 至 1,000 年時間。該土丘由 8 個單元組成，總尺寸約為長 1130 公尺、寬 240 公尺及高 20 公尺，底層具有多層工程隔離層和排水層，如圖 26 所示。最終的工程覆蓋層厚度約為 3 公尺，包括隔離層和排水層，如圖 27 所示，該設施於 2006 年封頂完工，目前處於長期監測程序作業中。

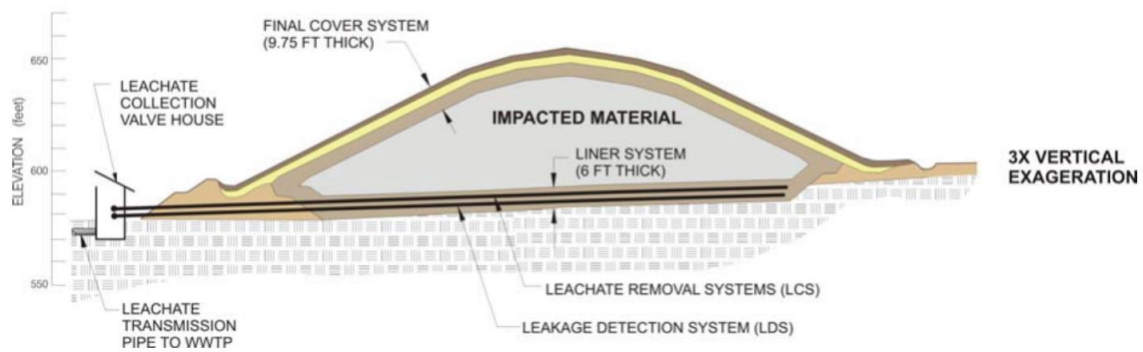


圖 26 Fernald 場址處置設施土丘的橫剖面(Bonaparte et al., 2008)

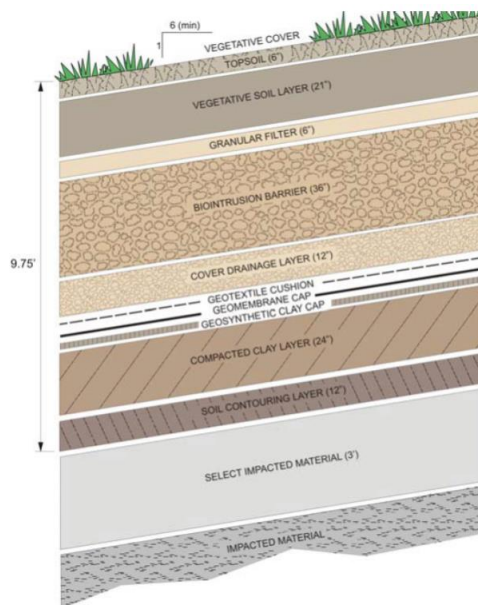


圖 27 Fernald 場址處置設施工程覆蓋層(Bonaparte et al., 2008)

3.4.3. 混凝土處置窖

混凝土處置窖(Concrete vault)是當今國際上近地表處置 LLW 最常用的方法之一 (IAEA, 2018)。具有靈活的模組特性，可以由小容量擴展到超大容量的範圍，接受各種大小的廢棄物包件，包括除役反應爐壓力容器大型廢棄物體。可在地表或近地表的各種地質環境中建造，深度可達幾十公尺。基本處置窖由各種尺寸的厚壁混凝土結構組成，通常設有內置排水和/或水流監控系統。

混凝土處置窖通常從頂部（使用固定式或移動式起重機）或側面（使用吊車或類似車輛）於處置空間裝滿廢棄物包件，然後用混凝土蓋和工程多層覆蓋系統進行覆蓋。裝載階段可使用臨時防雨罩，以保護廢棄物和結構，並最大限度地減少雨水進入。廢棄物包件之間的空間通常用砂、礫石或混凝土回填，以便在加蓋之前形成整體結構。

混凝土處置窖包括：地面處置窖、淺層近地表處置窖、深層近地表處置窖等三種，以下分別說明之：

1. 地面處置窖

地面處置窖(Surface vaults)位於地面混凝土處置窖式處置設施的典型例子係為法國中央奧貝設施（法語縮寫 CSFMA-le Centre de stockage des déchets de faible et moyenne activité），由一系列地上混凝土處置窖組成，如圖 28 所示。400 個處置單元（25 公尺 × 25 公尺 × 8 公尺高）總處置容量為 1,000,000 立方公尺。這些處置窖設計壽命為 300 年，當填滿時，將用工程覆蓋系統覆蓋。截至 2016 年底，該設施的廢棄物約為 32.5 萬立方公尺。



圖 28 法國 CSFMA 短半化期 LILW 處置場鳥瞰圖 (SKB, 2011)

LLW 集裝箱（主要是圓桶）用橋式起重機堆放在處置窖中。在裝載階段，可移動的防雨罩用於保護開放式處置窖。然後用混凝土逐層回填處置窖，如圖 29 左圖所示。一旦處置窖被填滿，就會在頂部澆築鋼筋混凝土封蓋。對於短半化期 ILW，大多數廢棄物被灌入圓柱形或強化纖維混凝土容器中，處置窖用礫石回填，圖 29 之右圖所示。



圖 29 用混凝土回填 CSFMA LLW 處置窖（左圖），用礫石回填 ILW 處置窖（右圖）(NOS, 2014)

西班牙的 El Cabril 短半化期 LILW 廢棄物處置場於 1992 年開始運轉，其設計與法國奧貝中心的處置場相似。與法國設施不同的是，廢棄物桶首先放置在 1.2 公尺 × 1.2 公尺 × 1.2 公尺（通常容納 4 x 200-L 桶）或 2.25 公尺 × 2.25 公尺 × 2.20 公尺混凝土容器（通常容納 18 × 200 L 桶）中。允許多達 40 個超壓縮圓盤放入更大的混凝土容器中，當容器裝滿時，內容物由混凝土灌漿固定，固化塊放置在處理單元中。較低活度的固化桶也可放置在類似大小的鋼架上，通常可容納 6 個桶，而不是混凝土箱。處理單元的高度為 24 公尺 × 19 公尺 × 9 公尺，針對處理容器的尺寸進行了優化。處置窖的側面和底部都是約 0.5 公尺厚的混凝土。當處理窖裝滿廢棄物，上部封蓋由鋼筋混凝土進行覆蓋封閉。當所有處理單元填滿，將由多層工程封蓋系統進行覆蓋並種植植被。目前，共有 28 個處理單元，容量約為 37,000 立方公尺。預計總容量需求約為 90,000 立方公尺，需要大約 50 個額外的處理單元，後續將按規定分塊建造，截至 2016 年 12 月，該設施處置約 32,000 立方公尺。

2. 淺層近地表處置窖

混凝土處置窖處理設施在地下不同深度建造稱為淺層近地表處置窖(Shallow

near-surface vaults)，常見較淺的深度係為地面以下幾公尺處。在某些設計類似於壕溝，但在開挖中建造係由混凝土處置窖組成。用固定式或移動式起重機裝載廢棄物包件，與地面處置窖概念類似，淺層近地表處置窖的設計壽命通常為 300 年，一旦填滿，將利用工程覆蓋系統完成覆蓋。

斯洛伐克可以找到淺層近地表處置窖的案例，於 Mochovce 附近靠近核電廠建造 RU RAO 短半化期 LILW 國家級處置場，設計處置 Mochovce and Jaslovské Bohunice 核電廠運轉期間產生的固體和已固化處理的短半化期 LILW。處置場建造在低滲透性和高吸附能力的地質層上，處置場下方的壓實粘土工程層提供防止放射性核種遷移的額外障壁，受監控的排水系統收集各個處理場中的任何滲水。如圖 30 所示，處置場由混凝土處置窖組成，佈置成兩排 40 個處置窖 (2 × 20)，帶有可移動的屋頂，用於裝載操作。每個處置窖為 6 公尺 × 5.5 公尺 × 18 公尺(長)，牆厚 0.6 公尺，容量為 90 個強化纖維混凝土容器 (外部 1.7 公尺 × 1.7 公尺 × 1.7 公尺，內部 3.1 立方公尺)，總容量為 7,200 個容器 (22,320 立方公尺廢棄物)，總面積為 11.2 公頃。處置場址可擴展多達 7.5 個雙排處置窖，預計滿足現有反應爐機組所有運轉和除役廢棄物。



圖 30 斯洛伐克 Mochovce 短半化期 LILW 處置場(Garamszeghy, 2021)

壓實和瀝青化廢棄物桶用水泥混合物灌入混凝土容器中，其中一些可能由放射性液體廢棄物形成。當整個雙排開放式處置窖被填滿時，會在其上先行覆蓋一層以防止風雨。一旦填滿，處置窖將被回填，並用混凝土覆蓋。封閉時處置場將使用多層工程封頂系統進行封蓋。第一個雙排處置窖系統從 2001 年開始運轉，截至 2016 年底，該處置場包含 4,804 個混凝土處置容器，總體積約為 14,900 立方公尺。增加容量之第二個雙排處置窖系統從 2016 年開始運轉，增加容量之第三個雙排處置窖系統從 2019 年開始建造。

自 1995 年以來，捷克共和國已在運轉與淺層近地表處置窖類似的處置場，位於 Dukovany 核電廠附近之短半化期 LILW 近地表處置場，由 112 個鋼筋混凝土處置窖組成，共 4 排 28 個，總容量為 55,000 立方公尺。處置窖為 5.3 公尺 × 5.4 公尺 × 17.3 公尺。Dukovany 處置場位於不透水的第四紀粘土沉積物之地下水位線以上，設置雙重排水系統，用於控制收集處置場處置窖內和周圍的水。廢棄物主要裝在 200 升鍍鋅鋼桶中，使用帶遮罩駕駛室的移動式門式起重機安置。2016 年底的處置量約為 11,520 立方公尺。當處置窖填滿，處置固化桶之間的空間將填充混凝土回填，處置窖將覆蓋一層厚厚的聚乙烯板，以防止雨水滲入處置窖。每個處置窖都覆蓋著一塊厚厚的混凝土板，封閉後的監管期計畫為 300 年。

3. 較深層近地表處置窖

較深層近地表處置窖(Deeper near-surface vaults)的案例是位於日本 Rokkasho mura 的日本核燃料有限公司 (JNFL) 短半化期 LILW 處置場，該處置場自 1992 年開始運轉，由兩個處置設施組成，每個設施都在母岩中挖掘的一個大坑中建造許多混凝土結構。在均質固化廢棄物（例如，離子交換樹脂和蒸發器濃縮物）的“1 號處置設施”中，每個結構高度約為 24 公尺 × 24 公尺 × 6 公尺，挖掘深度約為地表以下 15 公尺。這些結構分為幾個單元，大約 6 公尺 × 6 公尺，每個單元最多可容納 320 個標準 200 L 桶（每個單元中有 8 層 8x5 格網狀）。“2 號處置設施”於 2000 年開始運轉，用於壓實和固化廢棄物（例如金屬和混凝土），結構高度為 36 公尺 × 37 公尺 × 7 公尺，開挖至地表以下約 20 公尺的深度，包含 36 個 6 公尺 × 6 公尺的單元，每個單元最

多可容納 360 個桶(9 層 8×5 格網狀)。目前每個設施的處置容量為 40,000 立方公尺。將根據需要分階段擴建造施，最終總設計容量約為 60 萬立方公尺（300 萬桶）。

廢棄物於 200 升固化桶中固化，固化桶於處理空間分層安置，固化桶之間的空間進行灌漿。當一個處置單元填滿時，將利用鋼筋混凝土進行封蓋，如圖 31 所示。填充完成後，整個區域將覆蓋一層 4 公尺厚的膨潤土和土壤。截至 2016 年底，1 號設施約處置 147,000 桶（約 29,000 立方公尺），2 號設施約有 113,000 桶（約 22,600 立方公尺）。

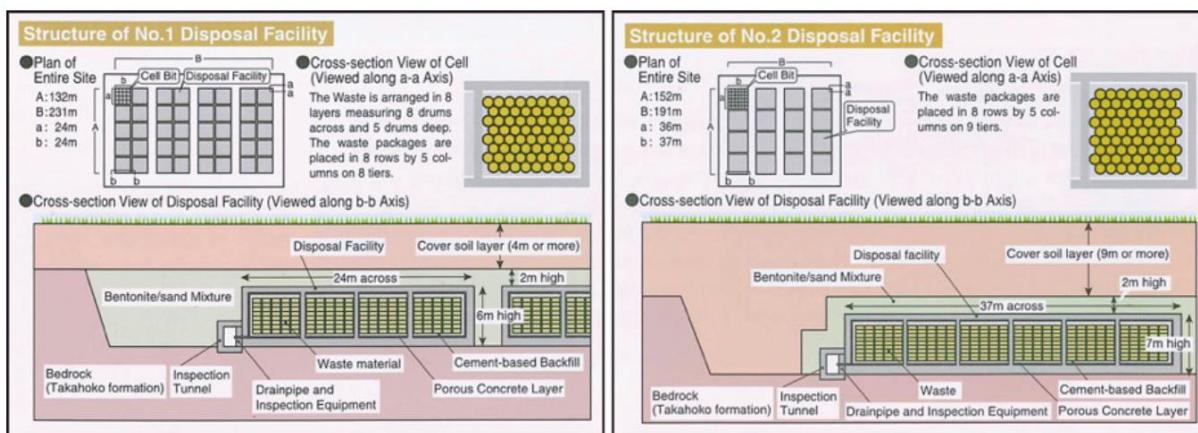


圖 31 日本 Rokkasho mura 短半化期 LILW 處置場(USDOE, 2011)

另一個較深層近地表處置窖的案例是 2015 年在蘇格蘭 Dounreay 建造的處置窖，該設施的第一階段包括一個 92 公尺長× 46 公尺寬× 12.5 公尺高的混凝土處置窖，用於處置 LLW，以及一個 66 公尺長× 46 公尺寬× 12.5 公尺高的混凝土處置窖，用於處置高容量低活度（High Volume Low Activity, HVLA）廢棄物，該 HVLA 廢棄物在英國係屬於 LLW 範圍下限之廢棄物，有時也稱為極低放射性物質(Very Low Radioactive Material, VLRM)。這些 HVLA 廢棄物在英國之廢棄物分類法規上仍屬於低放射性廢棄物，此類廢棄物的活度範圍為小於 0.04 GBq/ton beta-gamma 放射性活度和 0.001–0.002 GBq/ton 的 alpha 放射性活度。該混凝土處置窖底部位於地表以下約 16 公尺處，但高於地下水位。與英國的 Drigg 設施類似，廢棄物置放在半高 ISO 集裝箱(Half Height ISO container, HHISO) 之處置容器，LLW 的總體積為 38,100 立方公尺，HVLA 的總體積為 26,900 立方公尺。LLW 處置容器安置完成則進行灌漿，後續將再進行第 2 和

第 3 階段擴建以增加額外的處置窖，以容納總共約 13 萬立方公尺的 LLW 和 46000 立方公尺的 HVLA，包裝在 HHISO 處置容器中。

處置窖處置系統設計之排水收集系統的部分，與 Drigg 不同的是，裝載階段使用防雨罩是以最大限度地減少滲水。集裝箱堆放緊密，高達 8 英尺，只有正面和頂部可進行檢查，沿著處置窖邊緣區域空間，對整個處置區域利用監視器或偵測儀器進行遠端檢查(Remote inspection)。

3.4.4. 岩石坑道

岩石坑道(Rock cavern)處置場係屬於地質處置，係針對位於適合的母岩地層進行地下開挖，設置工程障壁系統所組成的處置場，深度約 60 公尺至 110 公尺(如：瑞典 SFR 深度為 60 公尺；芬蘭 Olkiluoto 核電廠的 VLJ 處置場深度為 60-95 公尺；Loviisa 場址深度為 110 公尺)，或至 250 公尺(如韓國 Wolsung 場址深度為 150 至 200 公尺；匈牙利 Bataapáti 處置場深度為 250 公尺)，甚至約 500 公尺或更深之深層地質處置方式(如美國 WIPP 深度為 655 公尺)。處置坑道可經由豎井、坡道或隧道進入。可以經由選址找到適合的母岩地層專門建造(例如芬蘭、匈牙利、韓國、挪威、瑞典、美國)，也可從現有礦場挖掘改造(例如德國、捷克、羅馬尼亞、斯洛伐克)，這些不同的國家之母岩地層，有鹽岩、沉積岩和結晶岩地層。

岩石坑道設計包括在挖掘地下空間時建造混凝土處置窖，而有些設計僅依靠岩層。與礦坑類似，岩石坑道需要強制通風系統為工人和機具提供空氣，岩石坑道處置場通常利用地下水緩慢流動，以及深度和岩石性質將廢棄物與生物圈隔離。當處置室安置廢棄物填滿會進行回填密封，整個處置場廢棄物安置完成時，會封閉入口坡道/豎井以及通風豎井。有些設計會回填整個處置場內，而有些設計僅封閉處置場空間的入口。封閉材料因設計而異，可能包括混凝土、粘土材料、砂、瀝青等。

岩石坑道處置場通常僅處置 LLW 和 ILW，由於開挖成本高，且大多數設施將廢棄物轉移至地下的速度有限(尤其是對於使用起重機的豎井通道)，通常不會將大量廢棄物(如 VLLW)放置在岩石坑道中。岩石坑道分為淺層及較深層岩石坑道，以下分別說明：

1. 淺層岩石坑道

淺層岩石坑道(Shallow rock caverns)以瑞典和芬蘭的處置場係為典型案例。位於瑞典首都斯德哥爾摩北部約 139 公里的 Östhammar 市 Forsmark 的核電廠內建置中低放射性核棄物最終處置場 SFR，處置場於波羅的海離岸約 1 公里處的海床下約 60 公尺深的位置，自 1988 年開始運轉，最初由 4 個岩窖(rock vault)及 1 個筒倉(silo)所組成，稱為 SFR1。但瑞典為能於 SFR 最終處置場同時貯存和處置核電廠除役後放射性廢棄物，規劃開發 SFR 擴建工程計畫(SFR3)，由 5 個岩窖所組成，以容納未來電廠除役後的低放射性廢棄物。SFR 設施概念示意如圖 32，其中：1 個 Silo 筒倉處置中放廢棄物、1-2BMA 岩窖處置坑道為處置 ILW、1-2BTF 岩窖是處置混凝土箱盛裝的 ILW、1-5BLA 岩窖是處置低放廢棄物、1BRT 岩窖是處置除役後之反應爐壓力容器。另曾提出擴建 SFR 之 SFR2 計畫，係規劃作為處置反應爐核心部件和內部零件，但 SKB 已計畫在 Forsmark 電廠附近的岩層中，非 SFR 最終處置場區域位置，該深度比 SFR 設施更深的深層地質處置場址 (SFL) 將進行處置反應爐核心部件和內部零件。(SKB, 2014)

SFR 處置場內活度最強的廢棄物（最大劑量率為 500 mSv/h）放置在筒倉中。該廢棄物主要由過濾系統、IX 樹脂和高活度核心元件組成。筒倉由直徑 30 公尺 及 50 公尺 高的圓柱形混凝土結構組成，不同尺寸的豎井用於處理 2.5 公尺×2.5 公尺的廢棄物包件。筒倉壁由 0.8 公尺厚的鋼筋混凝土製成，筒倉外壁與圍岩之間的空間用膨潤土回填，平均厚度為 1.2 公尺。筒倉底部 1 公尺厚的混泥土地面鋪設在一層 90/10 砂/膨潤土混合物上。廢棄物包件經由橋式起重機分層安置在豎井中，廢棄物包件之間的空間逐漸用多孔混凝土回填，筒倉填滿後，頂部將覆蓋一層 1 公尺厚的混凝土蓋，覆蓋一層薄薄的砂、一層 1.5 公尺厚的砂/膨潤土混合物 (90/10)，剩餘空間將填充砂、礫石或混凝土。

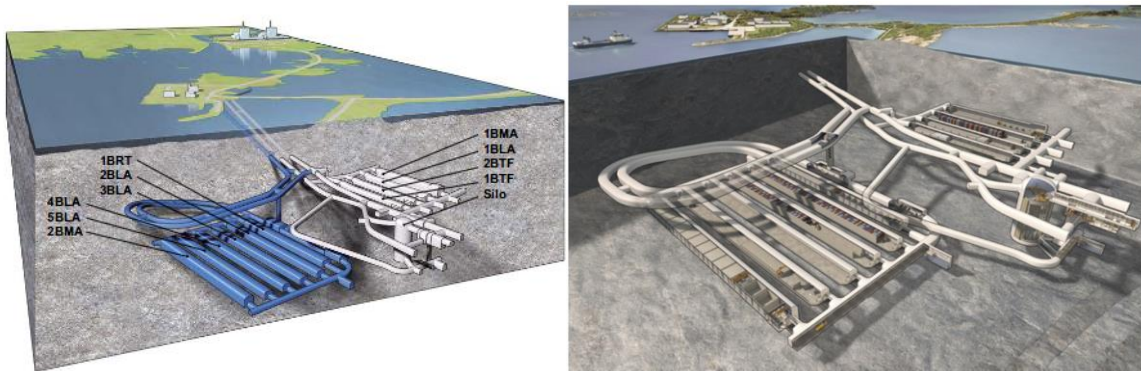


圖 32 SFR 設施概念示意圖（左圖：灰色是目前已運轉中的 SFR1，藍色是規劃中的 SFR3；右圖為 SFR 設施處置廢棄物作業過程示意圖）（SKB, 2014）

圖 33 為 BMA 處置窖處置劑量率高達 100 mSv/h 的廢棄物，該處置窖處置廢棄物主要包括過濾系統、IX 樹脂和活化金屬元件組成。處置窖岩石處置窖長約 160 公尺、寬 19.5 公尺、高 16.5 公尺。處置窖內修建一條混凝土壕溝，將其分為 15 個獨立的隔間，使用遠端處理設備將廢棄物放置在隔間中，廢棄物安置在混凝土地板的上部，廢棄物包件作為預製混凝土蓋板的支撐，作為每個隔間的蓋子，在隔間填滿後立即放置到位，該作業也可以回填處置窖內廢棄物包件之間的空隙。最後，將在蓋子頂部澆築一層混凝土，混凝土結構和岩壁之間 2 公尺寬的空間，於封閉前將用砂填充。混凝土結構上方的空間可以不填充，但也可以回填。處置設施封閉時，將封閉處置窖兩個入口。截至 2016 年 12 月，SFR 已處理約 39,000 立方公尺。（SKB, 2014）

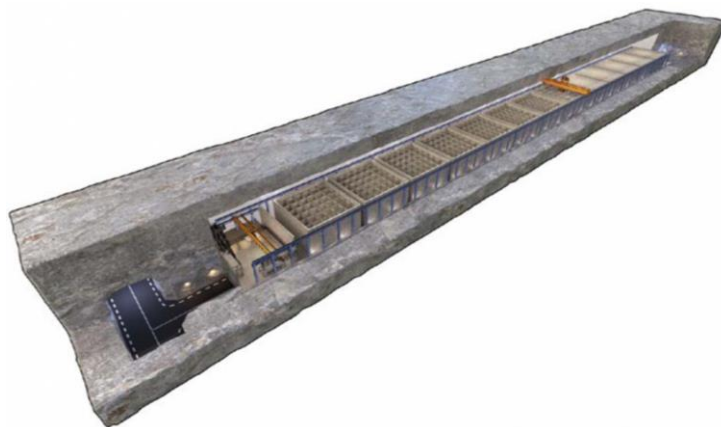


圖 33 SFR 處置場 BMA 處置窖示意圖(SKB, 2020)

兩個 BTF 處置窖設計處置廢棄物主要包括 IX 樹脂和過濾系統的混凝土罐，廢棄物劑量率高達 10 mSv/h。處置窖約為長 160 公尺、寬 15 公尺、高 9.5 公尺。廢棄物

包件在 10 立方公尺標準混凝土罐中分兩層堆放，每排四罐。兩個處置窖總容量約為 800 個混凝土罐。在處置廢棄物頂部放置一個混凝土輻射防護蓋，廢棄物罐體之間的空間用混凝土回填，罐體與岩壁之間的空間將用砂和水泥混合物填充。此外，一些大型金屬部件（如蒸汽分離器或反應爐容器蓋）也可在這些處置窖中處置。

BLA 處置窖長約 160 公尺、寬 15 公尺、高 12.5 公尺。窖體設計非常簡單，只有一個混泥土地面，經由堆高機放置集裝箱。在運轉階段，在廢棄物上方放置一個防護頂層，以儘量減少水滴落到廢棄物，在處置設施封閉之前，將拆除該暫時防護頂層。BLA 中的廢棄物主要是低放射性廢棄物之廢金屬（如鐵/鋼、鋁）；纖維素（如木材、紡織品、紙張）、其他有機材料（如塑膠、電纜）和其他廢棄物，如絕緣材料（如岩棉），包裝在標準鋼容器中。廢棄物包件表面允許的最大劑量率為 2 mSv/h。BLA 處置窖的封閉不需要回填。

芬蘭目前有兩個 LILW 岩石坑道處置場，每個核電廠各都有一個。由核電廠擁有和運轉，以處置各電廠理產生的廢棄物。這兩個處置場均在核電廠位置所在的結晶母岩中挖掘，並通過坡道（約 1 公里長）進入，用於廢棄物運輸。帶有電梯通道的豎井僅供人員使用。

芬蘭 Loviisa 處置場於 1993 年開始建造，1998 年開始運轉處置設施的第一階段。如圖 34 所示，Loviisa 處置場位於花崗岩母岩中約 110 公尺深度處。處置場於維護廢棄物(Maintenance waste)坑道處置 LLW 和固化廢棄物(Solidified waste)坑道處置 ILW。維護廢棄物坑道的尺寸為 6 公尺寬、5 公尺高、110 公尺長，廢棄物容量為 1,200 立方公尺（或 6000 桶）。坑道有混泥土地面和噴漿混凝土牆，並設有牆面排水設施，廢棄物桶在坑道內堆放五層高，LLW 坑道並未進行回填。Loviisa 處置場至 2016 年底已處置 1886 立方公尺的 LLW。

在 ILW 處置坑道內（圖 35），廢棄物包件被安置在由鋼筋混凝土製成的壕溝式結構中（約 70 公尺長、14 公尺寬、11 公尺高）。處置窖處置窖將容納約 5000 個圓柱形混凝土 ILW 容器（每個內部容積 1 立方公尺，外部容積 1.7 立方公尺），並分 5 層堆放。容器之間的空間在每層填充時用混凝土進行回填，並在填充完後用混凝土再覆蓋，

覆蓋完成後該壕溝上方的空間將再填充碎石。

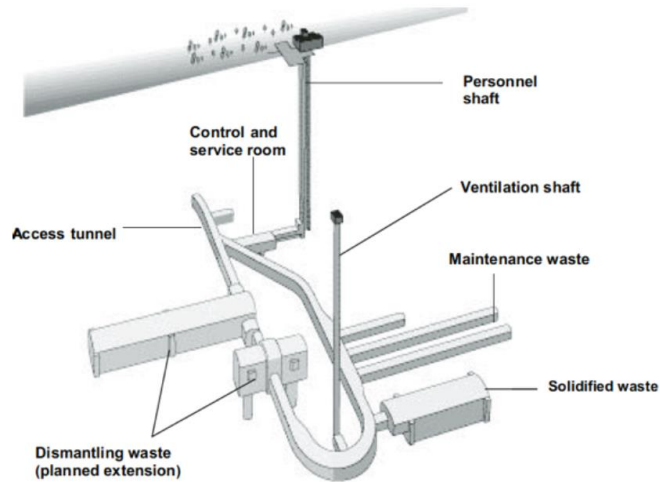


圖 34 芬蘭 Loviisa LILW 處置場示意圖(Äikäs and Anttila, 2008)



圖 35 芬蘭 Loviisa 處置場之 ILW 處置坑道(Garamszeghy, 2021)

芬蘭 Olkiluoto 核電廠的 VLJ 處置場採用不同的設計，該處置場於 1988 年開始施工，1992 年開始運轉。處置場由兩個大型筒倉組成（約 24 公尺內徑、34 公尺高），位於英雲閃長岩（Tonalite）母岩中 60 至 95 公尺的深度，一個將用來處置固體 LLW，另一個用來處置瀝青化 ILW。固體 LLW 筒倉為噴凝土岩石筒倉，而瀝青化廢棄物筒倉由岩石筒倉增加厚壁為混凝土筒倉組成，其中堆放著裝有瀝青化廢棄物桶的混凝土箱。處置場如圖 36 所示，封閉時筒倉上方的空隙將用當地的碎石回填。截至 2016 年底，VLJ 處置場已處置廢棄物 5,681 立方公尺。

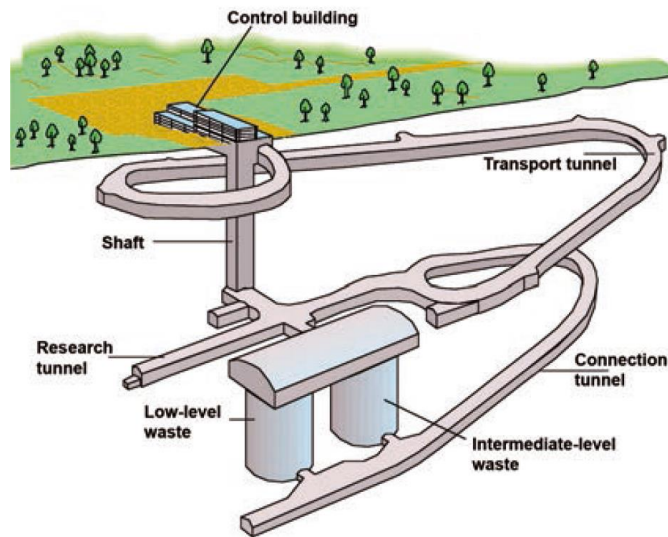


圖 36 芬蘭 Olkiluoto 核電廠的 VLJ 處置場示意圖(IAEA, 2020b)

來自新 Olkiluoto 3 號反應爐的 LILW 將在 VLJ 處置場進行處置，VLJ 處置場將於未來再進行擴建，增加設計類似的筒倉將處置未來的 LILW 廢棄物，以便在處置計畫的 60 年運轉期間，能夠接收來自 Olkiluoto 1、2 和 3 號反應爐的所有廢棄物，以及除役廢棄物。該設施由挪威政府所有，挪威政府將運轉許可證授予能源技術研究所 (Institute for Energy Technology, IFE)，並於 1999 年起由 IFE 負責設施運轉至 2030 年，運轉結束將進行封閉，並於封閉前就廢棄物處置與否做出最終決定，廢棄物包件可被取出，或包件繼續在處置窖的混凝土進行長期處置。由四個岩石坑道組成，建造在結晶母岩（片麻岩）的山坡上，每個坑道有兩個混凝土處置窖。該設施的總容量為 2,000 立方公尺（約 10,000 個 210-升的廢棄物桶）。該處置場有一條 150 公尺長的略微傾斜的通道，供車輛和人員使用。所有處置坑道和交通隧道都有監控排水系統，隧道沿線設有人員服務控制室和訪客室。截至 2016 年底，其容量約為 36 立方公尺（166 桶）。

Himdalen 的岩石坑道處置場上方至少有 40 公尺的岩石覆蓋層，這種自然地質覆蓋層可利於物理保護，防止闖入者、飛機墜毀和其他類似事件。但 Himdalen 處置場未將該 40 公尺的岩石覆蓋層作為長期安全的主要障壁。Himdalen 處置場長期安全主要依賴工程障壁，在每個坑道中，處置窖處置窖由混泥土地面和牆壁建造，當處置窖的某一部分被填滿後，將建造一個混泥土屋頂，其形狀可以排除滲入的地下水，並在混泥土屋頂上增加防水層。三個坑道作為廢棄物處置，處置廢棄物桶和容器分四層堆

放，當處置窖部分的一層已填滿廢棄物包裝件，將再用混凝土進行回填。該設施還包括一個貯存區，用於貯存含有少量銻的廢棄物桶，該設施的貯存部分與處置部分的設計相同，位於 1 號坑道的處置窖處置窖內，存放在貯存場址的廢棄物都將處於可處置狀態也可以再取出狀態，未來可就貯存場址的廢棄物桶的處置與否做出最終決定，廢棄物包件可被移除或包件繼續在處置窖的混凝土進行長期貯存或處置。

2. 較深層岩石坑道

專為 LILW 建造的較深層岩石坑道處置場，目前包括：匈牙利、韓國和美國等國家並已實際運轉中。還有法國和瑞士正規劃中，而德國有數個經過改造的礦坑深層岩石坑道處置場（現已封閉），目前正在 Konrad 建造一個新的處置場。捷克和羅馬尼亞等國家也正針對改造礦坑做為深層岩石坑道處置場。

位於美國新墨西哥州 Carlsbad 附近的 WIPP 是目前運轉長半化期廢棄物深層地質處置場。（可見 3.2.2 節之 USDOE 對於 GTCC 的處置之備選方案 2 說明）

匈牙利在其中南部的巴塔阿帕蒂（Bátaapáti）遺址，於 2012 年 12 月開始運轉短半化期 LILW 處置場。該處置場位於距離地表約 250 公尺深度之花崗岩母岩。匈牙利 Bátaapáti 之 LILW 處置場設置兩條通道，在主隧道內提供空氣流通通風，目前建造兩個處置室，並根據未來需要再增加額外的處置室。處置室長 100 公尺、寬 10.6 公尺、高 8.7 公尺。預計總共有 17 個處理單元室，最多可容納 125,000 桶，目前規劃於在 2084 年左右處置場封閉作業。廢棄物主要裝在 200 升鋼桶中，灌入 2.25 公尺 × 2.25 公尺 × 1.55 公尺(高)的混凝土容器中，如圖 37 所示，這些容器堆放在處置單元室中，通常為 4 個容器寬 4 個容器高，額外的頂層為 2 至 3 個容器寬，以讓空間適合容納總共 817 個處置容器（7353 個 200-L 桶，或 1,470 立方公尺廢棄物）進行處置。處置單元室將用水泥漿回填。截至 2016 年底，總處置量約為 900 立方公尺。

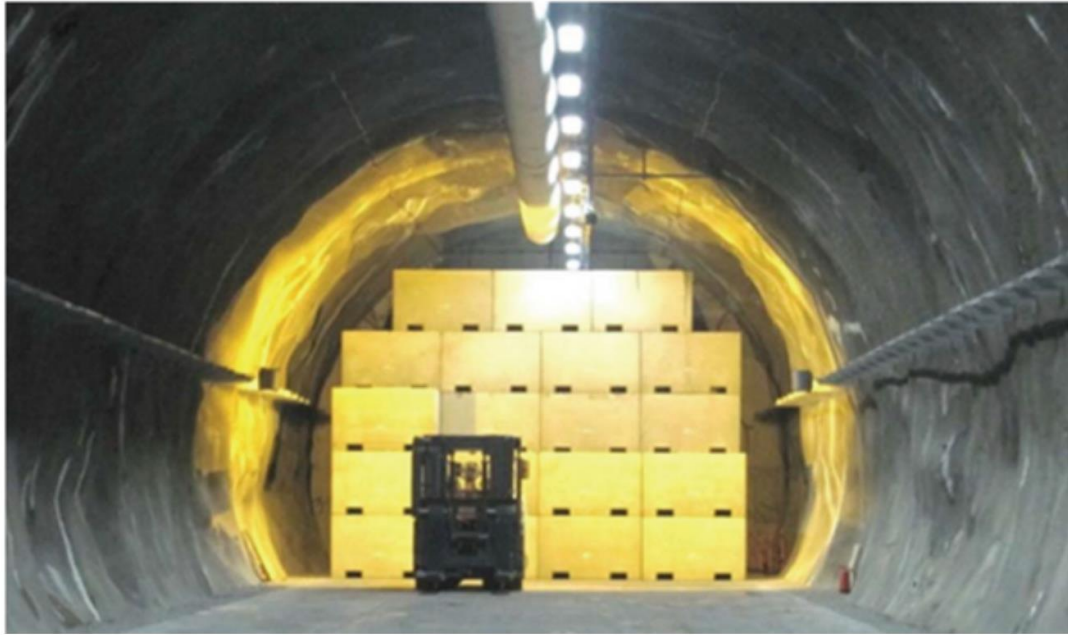
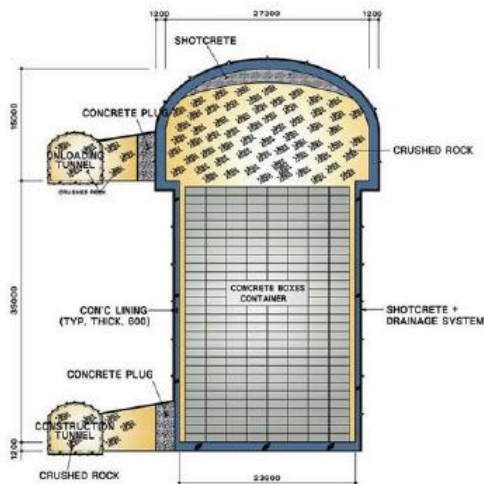
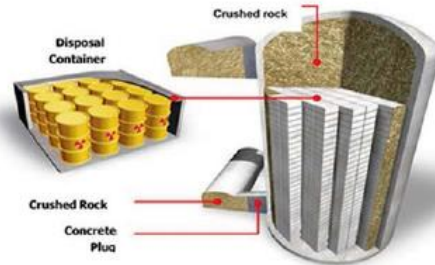


圖 37 匈牙利 Bataapáti 處置場坑道(NOS, 2014)

韓國 Wolsung 地區，在地表以下 150 至 200 公尺深之花崗閃長岩深成岩 (Granodiorite plutonic rock)，建造處置 LILW 的深層岩石坑道筒倉式處置場。該設施自 2014 年開始運轉，如圖 38 所示，處置場的第一階段由六個筒倉組成，每個筒倉的容量為 16,000 桶，總容量約為 20,000 立方公尺。該設施是為處置 LILW 所設計，根據韓國廢棄物分類系統，LILW 不區分短半化期和長半化期的 β - γ 核種，但是，對 2 kW/立方公尺的最大產熱量有限制。所有廢棄物（大多裝在 200 升桶中）堆放在筒倉之前，都要放在混凝土處理容器中，筒倉在堆疊包裝層時用水泥漿回填。截至 2016 年 12 月，該設施已處置約 1,400 立方公尺廢棄物。



(A)



(B)



(C)

圖 38 韓國 Wolsung LILW 處置中心筒倉廢棄物安置概念及安置作業圖(IAEA, 2020)：(A)及(B)為筒倉的廢棄物安置概念示意圖；(C)為筒倉的廢棄物安置作業。

目前有幾處改造礦坑為深層岩石坑道處置場案例。例如，德國的 ERAM Morsleben 係由鹽礦坑改建造為處置場，該處置場從 1971 年運轉到 1998 年，目前擁有約 37,000 立方公尺的廢棄物，主要堆放在 200 升到 570 升的鋼桶和大型處置窖中的圓柱形混凝土容器中，如圖 39 所示。Morsleben 目前的參考計畫是用特別配製的“鹽混凝土”回填設施，以使其穩定，一些空隙空間將保持開放，以讓廢棄物分解產生之氣體流出。

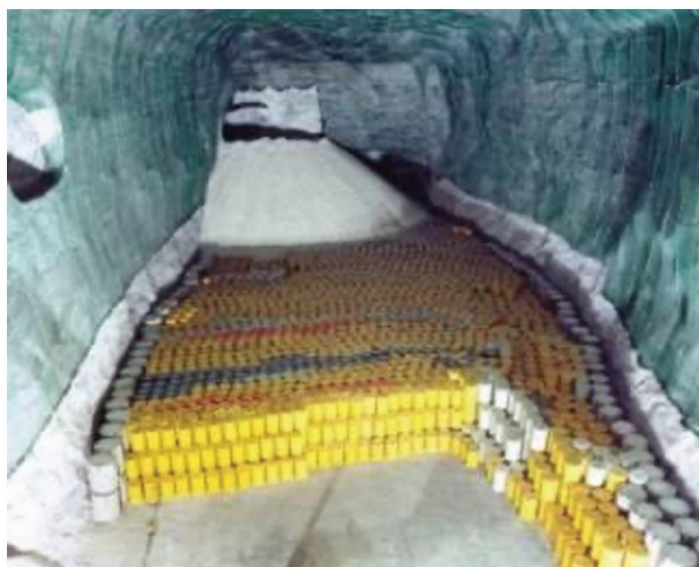


圖 39 德國 ERAM Morsleben 鹽礦坑改建造之處置場(Garamszeghy, 2021)

使用舊礦坑作為處置場一個問題是，各種隧道通常沒有很好地選址。此外，礦坑的某些部分可能處於惡劣的物理條件下，導致貯存區出現結構裂縫故障。這方面主要案例是德國的過去的 ASSE II 舊鹽礦區，從 1967 年到 1978 年，Asse II 作為處置場進行運轉，貯存大約 47,000 立方公尺的 LILW。廢棄物分佈在 750 公尺標高的 11 個處置室、725 公尺標高的一個處置室和 511 公尺標高的一個處置室。大部分 LLW 以有序的方式堆放在水平分層放置的桶中，使用遠端操作設備將一些高活度廢棄物堆放在“雜亂無章”的廢棄物堆中，德國這樣操作的目的是為了快速安置和限制工人造成的輻射曝露。

由於礦坑周邊部分區域（不含廢棄物）滲水導致礦坑結構不穩定，目前 Asse II 的參考計畫是回收所有廢棄物並重新包裝，以便在其他設施中處置。目前，該處置區域之滲水正以約 11 立方公尺/天的流量在洩漏。但監測顯示是鹽礦釋出高鹽度水並沒有放射性污染，經過監測確認無放射性後，將其釋放到另一個當地礦坑進行現場處置。

3.4.5. 鑽孔

一些國家已利用鑽孔做為放射性廢棄物處置，在最簡單的形式中，鑽孔是一個豎井，當鑽孔至適當的直徑和深度，即填入廢棄物，然後用水泥漿或其他材料回填。鑽孔的主要優點是易於施工和操作，尤其是淺埋近地表鑽孔；較深鑽孔的主要缺點是，當前深鑽技術的限制，其直徑相對較小（直徑幾十公分）。在某些情況下，需要對鑽孔進行套管避免坍塌（例如，使用鋼套管），這會導致可用直徑進一步減小。目前可利用現有的施工鑽孔技術，可以在直徑達數公尺的範圍內建造淺鑽孔（深度小於約 30 公尺）。

淺層近地表鑽孔通常用於廢棄密封源處理，而較深的鑽孔迄今僅用於液體廢棄物處置（在俄羅斯[IAEA 2020a]和美國[STOW 1986]）。美國內華達州的能源部設施也使用淺鑽孔處理少量 TRU 廢棄物（約 200 立方公尺）(USDOE, 2017)。這些被稱為“大圍束處置鑽孔”(Greater Confinement Disposal Boreholes)的鑽孔通常直徑約 3 公尺、深約 36 公尺，下部 15 公尺 包含廢棄物，上部 21 公尺 回填按級配之沖積層，類似於周圍的地質介質。

放射性液體廢棄物的深層鑽孔處置包括在壓力下將液體廢棄物注入地下深處的多孔岩層，以液體形式或混合在水泥漿中。多孔岩層通常被低滲透性岩層圍繞包覆，俄羅斯各地有許多地點已經或目前正在使用鑽孔注入法，例如 Seversk 和 Zheleznogorsk 場址(IAEA 2020a)。鑽孔深度通常在 150 至 500 公尺之間，少數鑽孔深度更大（約幾公里深）。深層鑽孔處置是永久性的，未來無意進一步處理該廢棄物或將其清除，這種方法的一般缺點係為容納注入液體的多孔滲透性岩層之岩性及範圍可能沒有完全被描繪清楚，和/或該多孔岩層被低滲透性岩層圍繞包覆著。前述因素將導致放射性液體有可能從注入現場遷移至抽取地下水做為農業、民生或工業用水使用之地下水含水層中(USDOE, 2011c)。

美國橡樹嶺國家實驗室也採用深層鑽孔注入法處理低放射性廢液。該過程包括將廢液與水泥和其他添加劑混合，這些添加劑在壓力下通過套管井注入深度為 300 公尺的低滲透頁岩中。灌漿混合物從注入井沿層面裂縫擴散，並在適當位置凝固。每兩天的注入作業產生約 750 立方公尺的灌漿混合物，注入廢棄物的空隙是透過灌漿壓力沿層面對母岩地層進行水力破裂而形成的(STOW, 1986)。

在國際上，目前很少有大規模使用鑽孔處理固體放射性廢棄物的案例，尤其是深層鑽孔。然而，IAEA 正在推動在無法獲得任何其他適當處置方法的國家，使用近地表和中深度鑽孔進行廢密封源處置(IAEA, 2011c)，如圖 40 所示。

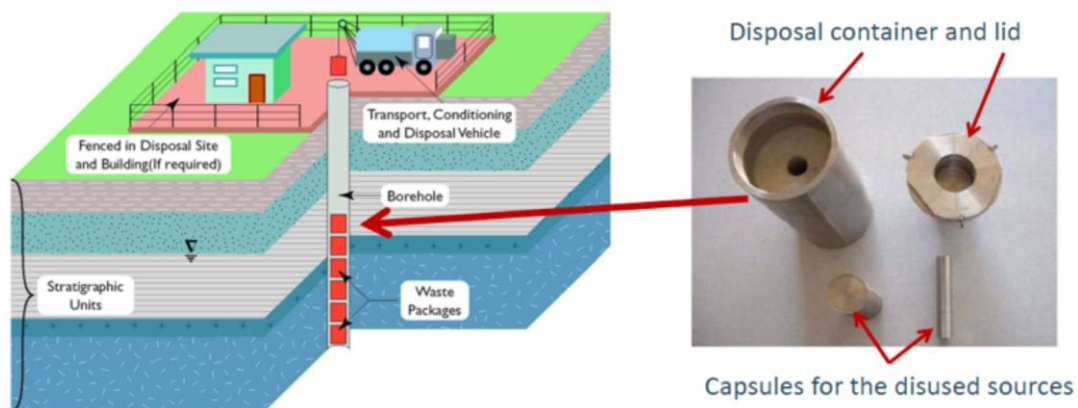


圖 40 IAEA BOSS 鑽孔處置概念(NOS, 2014)

美國已經提出並研究用於固體高放射性廢棄物和低放廢棄物處置的較深鑽孔，但

尚未為此目的進行部署。有關美國處置 ILW (在美國分類系統中被稱為 GTCC) 時考慮的典型鑽孔設計，可見本報告 3.2.2 節之 USDOE 對於 GTCC 的處置之備選方案 3 說明)。

3.5. 國際深層地質處置案例

深層地質處置係將放射性廢棄物於約 500 公尺深度之地層進行處置，利用工程和天然障壁之多重障壁系統隔離廢棄物，並控制放射性廢棄物之核種釋出。由於 HLW 和 SNF 廢棄物具有高放射性和高熱量，放射性強度對人類健康和環境的危害可能會持續幾十萬年，大量熱量的產生可以持續幾百到幾千年。因此，這些廢棄物的處置概念需要基於長期的被動安全考慮，即利用適當之深層穩定地質構造所形成的天然障壁結合工程障壁所形成多重障壁系統進行處置。

在地質處置設施封閉後，各種障壁功能強度以及相互作用的方式取決於處置場地質環境之母岩特性。國際上針對深層地質處置之母岩地層，以四種基本岩石類型進行詳細研究，包括：1.泥質沉積岩，如比利時、法國、瑞士分別以粘土、泥質岩、粘土岩為母岩地層之處置場址；2.堅硬的結晶岩，如芬蘭和瑞典，以結晶岩作為 SNF 處置之母岩地層，在其他幾個國家，包括捷克、日本、韓國、俄羅斯和英國，也在考慮花崗岩或片麻岩作為母岩地層；3.蒸發岩，主要是層狀或圓頂鹽岩，如美國 WIPP 場址、德國 Gorleben 鹽岩之 HLW 潛在場址；4.熔結火山凝灰岩，如美國曾評估之尤卡山 HLW 和 SNF 處置場址。處置場選址位置及母岩地層特徵將影響著處置場設計所考慮之條件，深層地質處置的安全功能可包括廢棄物體的抗溶解濾出特性、廢棄物容器的抗腐蝕特性、回填材料吸附性和低流動性，以及母岩地質構造的特性，母岩地層可為工程障壁提供力學和化學穩定條件、極低地下水流動環境，以及延緩放射性核種的遷移並隔離生物圈環境。

前述各國深層地質處置場址，針對美國 WIPP 場址係於 1979 年批准作為處置長半化期放射性廢棄物的深層地質處置場。WIPP 的最初處置概念包括處置 HLW 和 ILW，但在 1992 年 WIPP 僅限於處置國防產生的超鈾廢棄物，對允許處置的廢棄物總量和放射性都有限制。1998 年，美國環境保護署認證 WIPP 符合安全法規，並於 2000 年

開始運轉。WIPP 處置設施預計將 ILW 處置在 655 公尺深度之二疊紀層狀鹽層中。針對世界各國之深層地質處置場址，許多國家規劃針對 ILW 將與 HLW 或 SNF 之深層地質處置場址，於同位置之母岩地層中進行聯合處置。該聯合處置計畫通常考慮將 ILW 與 HLW 或 SNF 在地下設施的不同區域或不同深度之位置進行處置，並研究適用於 ILW 與 HLW 或 SNF 廢棄物處置的不同工程障壁要求。特別考慮將各種類別廢棄物於母岩區域進行適當分離，以避免廢棄物或其障壁材料之間任何潛在的不利(如化學)相互作用。以下根據 IAEA(2020b)提出法國、比利時和瑞士之深層地質處置設施，說明將 ILW 與 HLW 或 SNF 在地下設施的不同區域或不同深度之位置進行聯合處置。

1. 法國 Cigéo 地質處置工業中心 (Industriel de stockage géologique) 處置設施

法國 ANDRA 自 1993 年以來一直在研究在深層粘土層中安全和可逆處置 HLW 和 ILW 的可行性。在 Bure 地下實驗室進行的 R&D 研究和試驗結果，已用來確認 ANDRA 設計的 Cigéo 地質處置工業中心深層地質處置設施的安全功能。Cigéo 場址建造準備工作將在 2023 年開始，並於獲得執照許可後開始建造。Cigéo 設計為處置 HLW 和 ILW-LL，如圖 41 所示。

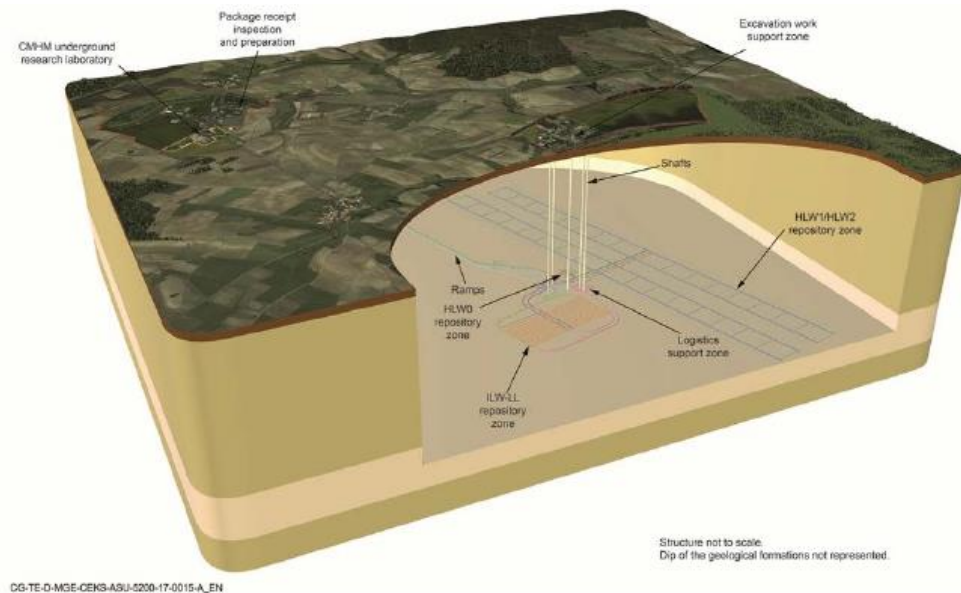


圖 41 Cigéo 場址之地面和地下設施示意圖(IAEA, 2020b)

廢棄物將處置在大約 500 公尺深處，靠近厚度約為 140 公尺的不透水泥質岩層

(Callovo-Oxfordian 泥質岩)的中心。ILW-LL 處置坑道長度範圍介於 400 至 500 公尺之間，ILW-LL 處理單元的設計概念如圖 42 所示。HLW 處置坑道長度範圍則為 80 至 100 公尺，坑道的間距由母岩的封閉後熱負荷因素所決定，圖 43 表示 HLW 處置單元示意圖。

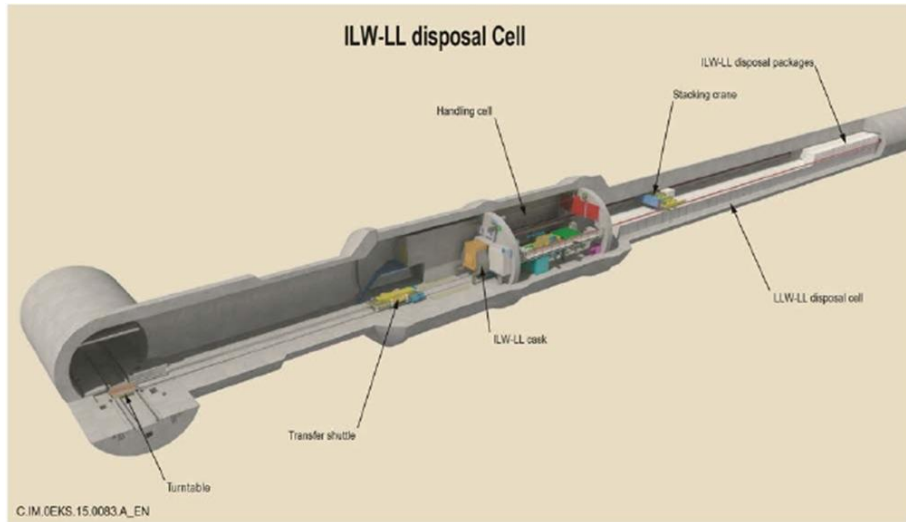


圖 42 Cigéo 場址之 ILW-LL 處理單元設計示意圖(IAEA, 2020b)

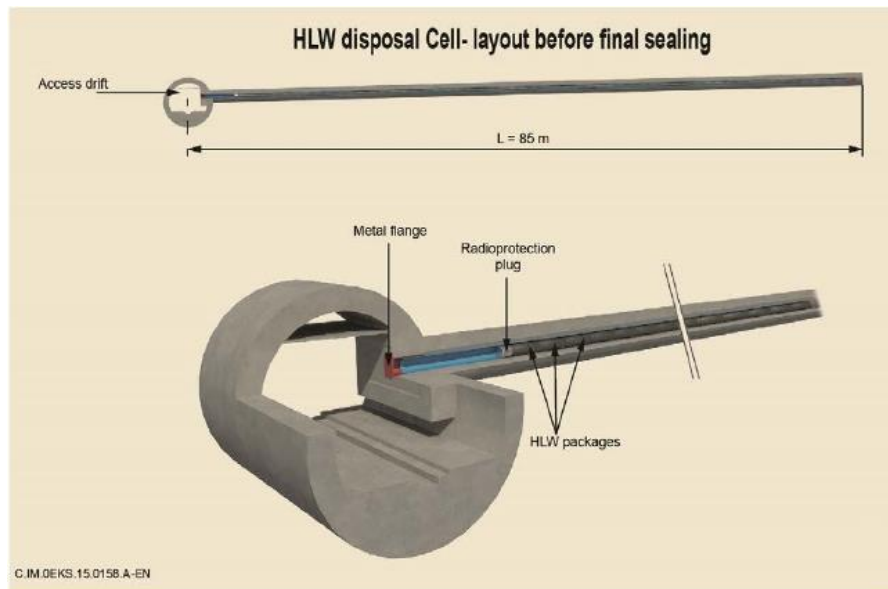


圖 43 Cigéo 場址之 HLW 處理單元設計示意圖(IAEA, 2020b)

2. 比利時深層地質處置場處置設施

比利時國家放射性廢棄物管理局(ONDRAF/NIRAS)規劃深層地質處置場的兩個潛在母岩岩層(包括 Boom 和 Ypresian 粘土)，設計將 ILW 和 HLW 或 SNF 進行聯合處

置。這兩個母岩地層都由低滲透性和高塑性的低硬化粘土所組成，將 ILW 和 HLW 或 SNF 地處置區域分開，即設置 ILW 單獨處置區，以及 HLW 或 SNF 的單獨處置區，其中 ILW 係以混凝土形成的包件進行處置，而 HLW 或 SNF 則係以鋼制包件，然後再以混凝土和鋼制外殼構成的“超級容器(Supercontainer)”中進行處置。整個處置設施深度介於 200 至 600 公尺之間，處置場的設計佈局示意圖，如圖 44 所示。

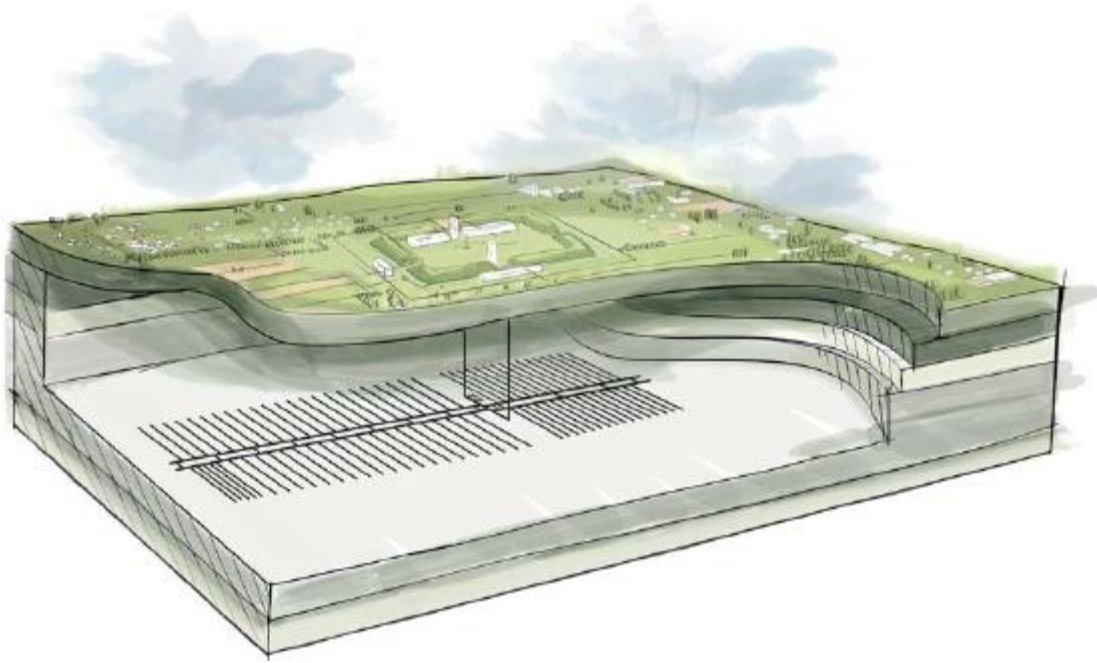


圖 44 比利時深層地質處置場之地面及地下設施示意圖(IAEA, 2020b)

3. 瑞士深層地質處置場處置設施

瑞士國家放射性廢棄物處置合作組織(Nagra)已評估六個潛在的場址，這些場址係以 Opalinus 粘土所形成的母岩地層，屬於均質、中等塑性、硬化粘土岩，幾乎沒有流體造成流動條件，且地質環境屬於還原之地化條件。瑞士分類為 ILW 之廢棄物，係包含 IAEA 分類標準之 LLW 和 ILW 廢棄物，目前瑞士考慮將其分類為 ILW 之處置場與 HLW 和 SNF 處置場設為同一地點之聯合處置場，為此不同類別的廢棄物於聯合處置場內建立單獨的處置設施，在空間上相互分離，並由相同的通道提供安置作業。瑞士深層地質處置場處置地下設施(如圖 45 示意圖)將建造在地面以下數百公尺的深度，大致在 Opalinus 粘土地層的中間。每個處置區都有多個處置室，每個處置室的長度可能不同，但限制在大約 1000 公尺以下。

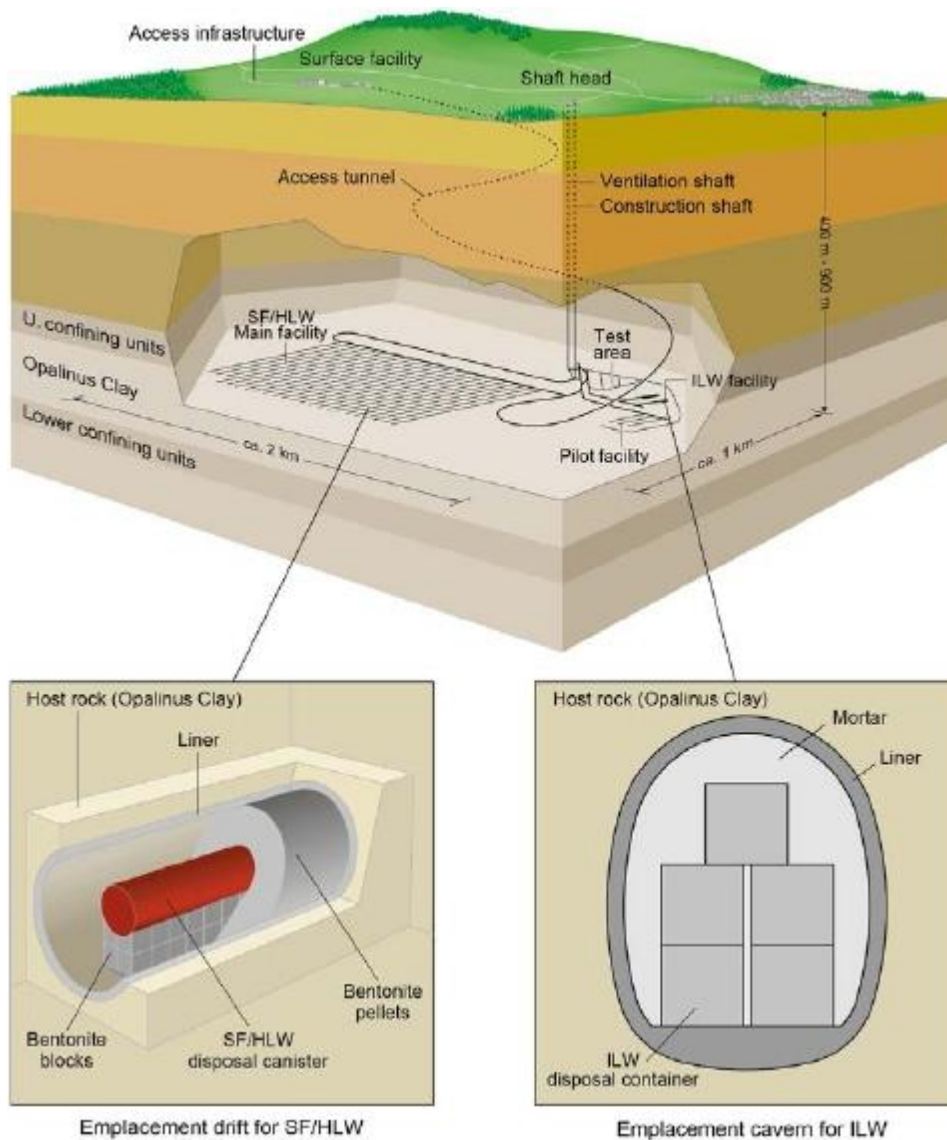


圖 45 瑞士 ILW 和 HLW 處置場的佈局示例及其主要特徵(IAEA, 2020b)

3.6. 世界各國之中低放射性廢棄物處置案例與廢棄物聯合處置方式

根據前述說明，本節整理世界各國之中低放射性廢棄物處置案例與廢棄物聯合處置方式。目前許多國家的放射性廢棄物管理計畫包括各種各樣的處置概念，專門針對不同類別的廢棄物，其中一些處置設施已經運轉了幾十年，在地表、近地表或深層地質建造的處置設施，到舊礦井的改造（或在舊礦井中增加建造的處置窖）和其他類型的設施。有些國家決定在不同地點為每種廢棄物類型建造單獨的處置場，而其他國家則計畫在一個聯合處置場中處置兩種或兩種以上的廢棄物，或在一個地點設置多個處置場。由於各種原因選擇了不同的方法，如廢棄物庫存量的規模、社會對處置設施數

量、位置和類型的偏好、運輸問題、人身安全、國家政策、有限的選址選擇和技術上合適的場址可行性、成本最小化，以及區域就業、基礎設施可用性等一般社會問題。截至 2020 年，所有類型的廢棄物都有不同設計、不同深度和不同母岩地質的處置場。有些國家提出用過核子燃料處置場，於該處置設施的一部分或同一地點，例如：在不同深度或同一地點的不同母岩地層中，設計放置長半化期之 ILW 和/或高放射性廢棄物，處置場的位置和深度通常基於目標地質構造（例如，提供天然障壁的合適母岩地層）和所需物理隔離程度的組合（例如，越深表示隔離時間越長，對長期監管的依賴越少，對人類無意闖入入侵的抵抗力就越強）。

為各種分類廢棄物(如：ILW)選擇處置設施類型與放射性廢棄物分類密切相關。在已決定為每種廢棄物分類(如：ILW)建造單獨設施的國家，分類系統以及廢棄物處理和條件狀態，旨在區分適用於每種處置設施類型的不同廢棄物分類（例如，地表或近地表的短半化期廢棄物，深層地質處置的長半化期廢棄物）。選擇深層地質之聯合處置設施的國家，通常不需要區分廢棄物分類類別，其分類系統即反映此特點。LILW 的地表和近地表處置場以及具有裂隙母岩之較深處置場，往往依賴多個工程障壁來控制放射性核種，例如廢棄物體、混凝土障壁、緩衝材料、回填、封蓋系統等工程技術。在未具有裂隙的母岩中，較深的 LILW 處置場傾向於依賴天然障壁功能，如母岩和周圍的地質圍功能（例如封閉且不流通水），而不是額外的工程障壁。高放廢棄物 and 用過核子燃料處置場採用天然障壁和工程障壁的結合，在所有情況下，障壁的選擇都是廢棄物和場址特性所定，具體取決於處置場的安全情況。對於主要核能國家，主要趨勢是：

- 國家監管機關整合協調放射性廢棄物管理政策及法規規定，設立專責機構執行放射性廢棄物處置與管理。
- 極低半化期之放射性廢棄物和短半化期的 LILW 採取地表或近地表處置方式。國際上有些國家設置多個地表或近地表處置場進行處置，但有些國家則採取設置單一處置場處置所有的極低半化期之放射性廢棄物和短半化期的 LILW。
- 長半化期的 LILW 的處置方式，國際公認應優先利用深層地質處置方式進行處置。

但針對設置單一處置場之國家，在某些情況下可能將長半化期與短半化期的廢棄物聯合處置，即建置單一的 LILW 處置場處置長半化期和短半化期的 LILW，處置前減少廢棄物分類處理和隔離要求。

- 已設置或規劃建造處置場進行短半化期廢棄物處置之國家，一般將 ILW 與高放射性廢棄物和/或用過核子燃料進行聯合處置。這種聯合處置對於 ILW 處置設施建造提供合理的處置方式和節省支出的財務規劃。然而，由於不同廢棄物類型的特性以及如何長期相互作用，這種聯合處置方式可能需要針對處置場設計增加技術上的要求或限制，仍須進一步評估。

針對世界各國處置案例及概念，本計畫以表 22 總結中低放射性廢棄物各種處置概念的主要特徵及世界各國之處置案例，以及表 23 按國家和廢棄物類型之放射性廢棄物處置案例，說明更多詳細資訊，如針對 LLW-LL 與 HLW 和 SNF 進行聯合處置。

表 22 各種處置概念的主要特徵及世界各國處置案例(Garamszeghy, 2021)

概念	典型廢棄物類型	國際案例	主要特徵
壕溝 (近地表)	VLLW, LLW	法國 CIRES (VLLW) 西班牙 El Cabril (VLLW) 日本 (不同地點, VLLW) 阿根廷 Ezeiza (LLW) 南非 Valpuuts (LLW) 英國 Drigg (LLW) 美國 (各個場址, LLW)	-易於建造和操作, 價格低廉, 可擴展, 模組化。 -可以是有襯砌的, 也可以是無襯砌的。 -能夠處理各種大小和品質的廢棄物, 包括未包裝的廢棄物。 -根據環境的不同, 廢棄物包裝可能會迅速劣化。 -長期易受沉陷影響。 -通常不適用於 ILW。
地面土丘	VLLW, LLW	瑞典 (大多數核設施, VLLW) 法國 CSM (LLW) 美國俄亥俄州 Fernald	-易於建造和操作, 價格低廉。 -能夠處理各種大小和品質的廢棄物, 包括未包裝的廢棄物。 -通常適用於大量廢棄物。 -根據環境的不同, 廢棄物包裝可能會迅速劣化。 -通常將廢棄物保持在地下水位以上。 -長期易受沉陷影響。 -通常不適用於 ILW。
地表混凝土處置窖	LLW	法國 CSA 西班牙 El Cabril 英國 Drigg	-易於建造和操作, 模組化和可擴展。 -能夠處理各種尺寸和品質的廢棄物包裝。 -通常將廢棄物保持在地下水位以上。 -廣泛的國際經驗。 -通常不適用於 ILW。
淺層近地表混凝土處置窖	LLW	斯洛伐克 NRWR Mochovce 捷克 Dukovany	-易於建造和操作, 模組化和可擴展。 -能夠處理各種尺寸和品質的廢棄物包裝。 -廣泛的國際經驗。 -可設計用於有限數量的 ILW。

概念	典型廢棄物類型	國際案例	主要特徵
深層近地表混凝土處置窖	LLW, ILW	日本 Rokkasho-mura 蘇格蘭 Dounreay	<ul style="list-style-type: none"> -易於操作、模組化、可擴展。 -能夠處理各種尺寸和品質的廢棄物包裝。 -比地表混凝土處置窖或淺層近地表混凝土處置窖更能防止闖入入侵。 -可以為某些 ILW 處置進行設計。
淺層岩石坑道	LLW, ILW	瑞典 SFR 芬蘭 VLJ 芬蘭 Loviisa 挪威 Himdalen	<ul style="list-style-type: none"> -需要大量初始投資來建立地面基礎設施（例如，入口坡道、起重機、豎井、通風等）。 -可在各種地質介質中施工。 -建造和運轉可能複雜，需要考慮採礦法規。 -廢棄物包裝的尺寸和質量受進入坑道或其他容量限制。（例如，隧道尺寸、起重機吊升能力等）。 -比地表混凝土處置窖或淺層近地表混凝土處置窖更能防止闖入入侵。 -國際經驗。 -可以為某些 ILW 處置進行設計。
深層岩石坑道	LLW, ILW	美國 WIPP 匈牙利 Püspökszilágy 韓國 Wolsong 礦坑改建： 德國 Asse II、ERAM Morsleben、Konrad（興建中） 捷克 Richard 羅馬尼亞 Baita Bihor	<ul style="list-style-type: none"> -需要大量初始投資來建立地面基礎設施（例如，入口坡道、起重機、豎井、通風等）。 -可在各種地質介質中施工。 -建造和運轉可能複雜，需要考慮採礦法規。 -廢棄物包裝的尺寸和質量受進入坑道或其他容量限制。（例如，隧道尺寸、起重機吊升能力等）。 -抗入侵。 -國際經驗。 -可以為 ILW 處置進行設計。 -改造後的礦坑可能存在未知的穩定性問題。

概念	典型廢棄物類型	國際案例	主要特徵
淺層近地表鑽孔	密封源 ILW， 低體積量 LLW	IAEA 概念 內華達州 USDOE 設施	<ul style="list-style-type: none"> -易於建造和操作，模組化和可擴展。 -受鑽孔直徑限制的廢棄物包裝尺寸。 -比地表混凝土處置窖或淺層近地表混凝土處置窖更能防止闖入入侵。 -有限的國際經驗。 -可以為某些 ILW 處置進行設計。
深層鑽孔	液體 LLW 和 ILW	俄羅斯 Seversk、 Zheleznogorsk 美國 Oak Ridge	<ul style="list-style-type: none"> -模組化和可擴展。 -由於可用鑽孔直徑較小，廢棄物包裝尺寸受到嚴重限制。 -由於深層特性調查有所限制，難以完整描述深層地質特徵。 -比淺鑽孔更能防止闖入入侵。 -有液體廢棄物的國際運轉經驗，沒有固體廢棄物的經驗。 -可設計用於 ILW 和 HLW

表 23 按國家和廢棄物類型之放射性廢棄物處置案例(Garamszeghy, 2021; IAEA, 2022)

國家	VLLW	LLW-SL	ILW-LL	HLW	SNF
瑞典	現有地面土丘處置 (位於核電廠)。	岩石坑道處置 (SFR 場址)，擴建 SFR 以 處置除役廢棄物。	在 BFA Simpevarp 場 址中期貯存。 規劃在 2030 年末完 成，2045 年左右開 始進行深層地質處 置。尚未選擇場址 但已提出瑞典的 SFL 計畫。	不適用	計畫在 Forsmark(福 斯馬克)進行深層地 質處置。已提出 SR- Site 計畫，於 2011 年 提交申請。Forsmark 場址，針對岩層、緩 衝層、環境影響評估 以及在 Oskarshamn 封裝和增加 CLAB

國家	VLLW	LLW-SL	ILW-LL	HLW	SNF
					貯存設施的容量，這些已獲得批准。目前要求瑞典監管機關要求申照者提出更多關於廢料罐特性和長期安全性資訊。
芬蘭	核設施除役或污染場址清理後產生 VLLW，採用清除方式減少潛在 VLLW 體積，分離需要監管的 VLLW 成分，並在掩埋場進行處置。	現有地下洞室處置（在核電廠反應爐現場）。	計畫在現有 LILW 貯存場擴建，處置除役廢棄物。	不適用	Onkalo 用過核子燃料處置場，芬蘭政府於 2015 年 11 月 12 日核發最終處置設施建造許可證。芬蘭 Posiva 公司預計於 2023 年開始營運。
法國	地面壕溝處置，位於 Morvilliers(莫維利耶)。	目前以地表混凝土處置窖進行處置，位於奧貝中心(Centre de l'Aube)。過去係在 La Manche 以地表處置方式進行。	目前 研究 ILW-LL 與 HLW 進行聯合處置 ，或以花崗岩結晶岩進行處置，作為假設建造專用的近地表處置場。	法國的 Cigéo 地質處置工業中心進行處置。計畫深度為 500 公尺。目前在申照中。 在 Bure 地下實驗室的處置試驗正在進行中。	核電廠和大多數研究反應爐之用過核子燃料經過再處理產生 HLW。剩餘的研究反應爐燃料進行深層地質處置，可能與 HLW 同一場址。
德國	核設施除役或污染場址清理後產生 VLLW，採用清除方式減少潛在 VLLW 體積，分離需要監管的 VLLW 成分，並在掩埋場進行處置。	計畫對“不產熱”廢棄物進行深層地質處置(Konrad 場址)，目前正建造施工中。過去係在 Asse 和 Morsleben 深層處置場進行處置。	計畫對“不產熱廢棄物”進行深層地質處置(Konrad 場址)，目前正建造施工中。過去係在 Asse 和 Morsleben 深層處置場進行處置。	計畫對“產熱廢棄物”進行深層地質處置，選址正在進行中。	包括在“產熱廢棄物”的深層地質處置計畫同時進行。對於研究反應爐之核子燃料，返回原產國或併入核電廠用過核子燃料處置計畫進行管理。

國家	VLLW	LLW-SL	ILW-LL	HLW	SNF
比利時	VLLW 處置計畫併入 LLW 廢棄物處置	目前暫存在中央設施 (Central facility)。計畫於地表混凝土處置窖進行處置 (位在 Dessel)。	目前暫存在中央設施。還沒有正式決定處置方式。參考規劃案例是在“低硬化粘土地層”(Boom 黏土 或 Ypresian 黏土)，以深層地質處置方式，與 <u>HLW 和 SNF 聯合處置</u> 。	目前存放在中央設施。還沒有正式決定處置方式。參考規劃案例是在“低硬化粘土地層”(Boom 黏土 或 Ypresian 黏土)，以深層地質處置方式，與 <u>ILW-LL 和 SNF 聯合處置</u> 。	用過核子燃料有些進行再處理，但若制定完成用過核子燃料長期政策，則暫停進行再處理作業。參考規劃案例是在“低硬化粘土地層”(Boom 黏土 或 Ypresian 黏土)，以深層地質處置方式，與 <u>HLW 和 ILW-LL 聯合處置</u> 。
英國	傳統的地表掩埋場進行處置。	地表處置設施(Drigg 和 Dounrey)進行處置。如有需要，可再開發其他設施。	目前係在主要核設施進行“被動安全”的中期貯存。未來的參考計畫是利用深層地質處置方式，與 <u>HLW 與聯合處置</u> 。	目前係在主要核設施進行“被動安全”的中期貯存。未來的參考計畫是利用深層地質處置方式，與 <u>ILW-LL 與聯合處置</u> 。已於 2018 年開始進行選址流程。	大部分 SNF 是進行再處置的。是否再處理或 SNF 直接進行處置，其決定權留給廢棄物所有者，基於經濟考量做決定。如果係屬處置，將被安置與 HLW 場址的同一深層地質處置設施中。

國家	VLLW	LLW-SL	ILW-LL	HLW	SNF
西班牙	現有工程壕溝進行處置（位於 el Cabril）。	現有地表混凝土處置窖進行處置（位於 el Cabril）。	中期計畫：和 HLW 採集中貯存 50 至 100 年時間。 尚未就最終處置的技術做出決定。 <u>規劃可能與 HLW 和 SNF 採深層地質處置方式進行聯合處置。</u>	中期計畫：和 HLW 採集中貯存 50 至 100 年時間。 尚未就最終處置的技術做出決定。規劃可能與 LLW-LL 和 SNF 採深層地質處置方式進行聯合處置。	中期計畫：和 HLW 採集中貯存 50 至 100 年時間。 尚未就最終處置的技術做出決定。規劃可能與 LLW-LL 和 HLW 採深層地質處置方式進行聯合處置。
瑞士	不適用	規劃採深層地質處置方式，可能與長半化期廢棄物和 HLW 聯合處置。	規劃採深層地質處置方式，與 <u>HLW 和 SNF 聯合處置。</u>	規劃採深層地質處置方式，與 <u>ILW-LL 和 SNF 聯合處置。</u>	部分屬於再處理，部分進行深層地質處置（但目前暫停 SNF 再處理）。
荷蘭	貯存在 COVRA 位址，後續將不再進行管理。	100 年貯存期，貯存於現有的 COVRA 場址，然後建造專屬處置設施對所有類型的廢棄物進行深層地質處置。	100 年貯存期，貯存於現有的 COVRA 場址，然後建造專屬處置設施對所有類型的廢棄物進行深層地質處置。	100 年貯存期，貯存於現有的 COVRA 場址，然後建造專屬處置設施對所有類型的廢棄物進行深層地質處置。	再處理作業至 2015 年，然後確認未來之 SNF。 100 年貯存期，貯存於現有的 COVRA 場址，然後建造專屬處置設施對所有類型的廢棄物進行深層地質處置。

國家	VLLW	LLW-SL	ILW-LL	HLW	SNF
捷克	不適用	在 Dukovany 電廠現址進行地表處置。於現有的地下洞穴進行處置（在 Bratrství 處置 NORM 廢棄物，在 Richard 處置監管廢棄物）。	參考案例係計畫採深層地質處置，與 <u>HLW 和 SNF 聯合處置</u> 。	參考案例係計畫採深層地質處置，與 <u>ILW-LL 和 SNF 聯合處置</u> 。	參考案例係計畫採深層地質處置（約 2065 年），與 <u>ILW-LL 和 HLW 聯合處置</u> 。然而，其他選項（例如，再處理和區域國際處置場）並未被排除在外。
匈牙利	不適用	在 Püspökszilágy 之現有混凝土處置窖和淺鑽孔式近地表處置場，處置監管廢棄物（目前處置容量已滿）。在 2012 年，在 Bataapati 新建深層岩洞處置場進行處置。	目前在廢棄物產生處進行貯存。針對 <u>ILW-LL、HLW 和 SNF</u> 之國家處置場進行整體規劃。	針對 <u>ILW-LL、HLW 和 SNF</u> 之國家處置場進行整體規劃。	針對 <u>ILW-LL、HLW 和 SNF</u> 之國家處置場進行整體規劃。尚未就再處理或處置之選擇做出決定。
羅馬尼亞	不適用	監管廢棄物：在現有舊礦坑進行處置（Baita-Bihor 的舊有鈾礦礦坑） 核電廠廢棄物：參考計畫規劃於 Saligny 進行混凝土處置窖型式的近地表處置場。	計畫採深層地質處置，可能與 <u>HLW 和 SNF 聯合處置</u>	計畫採深層地質處置，可能與 <u>ILW-LL 和 SNF 聯合處置</u> 。	計畫採深層地質處置。可能與 <u>ILW-LL 和 HLW 聯合處置</u> 。正在調查的各種地質構造。

國家	VLLW	LLW-SL	ILW-LL	HLW	SNF
斯洛伐克	不適用	現有地表混凝土處置窖進行處置（位於 Mochovce）。	計畫採深層地質處置，可能與 <u>HLW 聯合處置</u>	計畫採深層地質處置，可能與 <u>ILW-LL 聯合處置</u> 。	政策是暫時貯存 40 至 50 年，然後採深層地質處置。其他選擇，如：多國區域國際處置場亦屬於考慮選項。
美國	地表商業處置場址（位於猶他州 Clive）。政府的處置設施（如俄亥俄州 Fernald 和能源部各場址）。	現有的地表商業處置場址（位於猶他州 Clive、華盛頓州 Hanford 場址、南卡羅來納州 Barnwell、德州 Andrews 場址）。	ILW-LL（稱為“超 C 類放射性廢棄物”或稱 GTCC）目前無處置，暫存在不同貯存場址內。 目前正在研究的備選方案，包括：1.“無作為”No Action 方案，2.深層地質處置場處置(WIPP 場址)，3.中等深度鑽孔處置，4.加強式近地表壕溝處置，5.地表處置窖設施。 針對國防相關 TRU 廢棄物目前在 WIPP 進行處置。	原規劃 Yucca Mountain 深層地質處置，惟已計畫停止。HLW 與 SNF 在同一位置進行深層地質處置。	原規劃 Yucca Mountain 深層地質處置，惟已計畫停止。HLW 與 SNF 在同一位置進行深層地質處置。

國家	VLLW	LLW-SL	ILW-LL	HLW	SNF
加拿大	作為 LLW 的一部分進行管理。 地表處置場正於規劃階段（例如，Chalk River Laboratories (CRL)）。	廢棄物所有者進行暫時貯存。 採地面土丘方式在 Chalk River Laboratories (CRL) 進行核研究和試驗設施。	廢棄物所有者進行暫時貯存。 正在審查處置計畫。	深層地質處置方式進行規劃，尚須進行場址選址。	規劃在結晶岩或沉積岩進行深層地質處置。選址進行及調查中。
日本	於地表處置場址進行處置（在 Tokai）。Tomioaka 處置設施處置福島相關廢棄物。規劃其他的地面設施中。	現有地下混凝土處置窖進行處置（在 Rokkasho）。	規劃採深層地質處置方式， <u>可能與 HLW 聯合處置</u> （目前正在研究與 HLW 相互作用的影響）。	規劃採深層地質處置方式。選址過程正在進行中。	政策是針對 SNF 進行再處理。 鑑於福島事故正在審查當前政策。
韓國	不適用	Wolsong 現有的岩石洞穴設施。 第二階段包括規劃的近地表拱頂。	計畫與 <u>HLW 和 SNF 聯合處置</u> 。	核電廠 SNF 和 HLW 進行深層地質處置，位址尚未確定。	核電廠 SNF 和 HLW 進行深層地質處置，位址尚未確定。 SNF 再處理仍是選項措施。

第4章 超 C 類放射性廢棄物處置之關鍵技術議題

GTCC 的放射性核種、放射性濃度、物理和化學性質以及其他特性差異很大，該特性將影響 GTCC 處置深度以及處置場工程障壁的效能要求。因此，GTCC 處置之關鍵技術應以放射性廢棄物核種濃度及輻射劑量不會影響人類健康與環境安全為設計考量。本計畫分別針對美國 USDOE 之 GTCC 處置之環境影響報告書，提出備選方案相關的關鍵考慮因素(USDOE, 2016)，以及美國 USNRC 於 2020 年發表於鳳凰城 Waste Management 研討會論文「超 C 類廢棄物 (GTCC) 處置之關鍵技術問題」(Esh et al., 2020)，針對美國提出 GTCC 處置之關鍵技術議題進行研究。

另由於 GTCC 接近 IAEA 定義的 ILW，且有些具有長半化期放射性核種的特性，處置之關鍵技術必須防止或限制放射性核種從處置設施外釋，並確保放射性核種衰變到無害的程度，避免影響生物圈環境安全。所以本計畫亦針對國際上 ILW 處置之關鍵技術議題進行研究。

4.1. 美國提出超 C 類放射性廢棄物處置之關鍵技術議題

美國 USNRC 於 2020 年發表於美國鳳凰城舉辦之 Waste Management 研討會論文「超 C 類廢棄物 (GTCC) 處置之關鍵技術問題」(Esh et al., 2020)，Esh et al.(2020)之研究指出 GTCC 的放射性核種濃度可能遠高於 A 類、B 類和 C 類 LLW (A、B、C 等三類之 LLW，以下簡稱傳統 LLW)。對於傳統 LLW 來說有些作用過程通常不甚重要的，但由於 GTCC 的放射性核種濃度較高，這些作用過程對於 GTCC 之處置就具有極為重要的特性。這些作用過程包括但不限於：產熱、臨界和輻射分解。廢棄物的形式以及廢棄物包件所形成外釋障壁（例如廢棄物包件）可能與傳統 LLW 有很大不同。在評估接收和安置期間的事件影響以及評估長期功能評估時，需要考慮這些障壁條件。GTCC 一般以不銹鋼材質形成的處置容器作為外釋障壁，在各種環境條件下，此不銹鋼處置容器的腐蝕速率係非常低。另外，GTCC 可能需要比傳統 LLW 更深的地層深度進行處置，以減少干擾的可能性。傳統 LLW 的廢棄物分類值係基於無意闖入之闖入者挖掘廢棄物並將部分廢棄物核種帶到地表，如果廢棄物深度超過約 5 公尺，則開挖情節就不太可

能發生，因此，GTCC 需要評估其他闖入入侵情節，例如鑽井曝露情節。

NRC 工作人員將 DOE《環境影響報告書》之 GTCC 分為 17 個廢棄物流(Waste streams, 係代表廢棄物從源頭到最終處置的生命週期)，以檢查廢棄物特性的可變性及如何轉化為廢棄物處置的危害。GTCC 的盤存量(廢棄物數量和濃度)對處置設施運轉安全、處置設施之障壁潛在劣化過程、設施封閉後核種外釋到地下水對處置場生物圈環境之公眾長期安全，以及保護可能干擾處置場的無意闖入者等作用過程及公眾或無意闖入者都會造成影響。

Esh et al.(2020)將 GTCC 特定放射性核種的盤存清單(列於表 24 和表 25)分為三種類別。第一種類別：由短半化期放射性核種所組成，這些放射性核種藉由放射高能之伽馬(γ)射線而衰變，若具足夠核種濃度且未有遮罩遮罩，則會對處理廢棄物包件的工作者造成顯著的外部劑量。另由於衰變熱和輻射分解(Radiolysis)效應導致溫度升高，伽馬輻射還可以增加處置包件中放射性核種的釋放；第二種類別：超鈾放射性核種所組成，如果意外釋放到大氣中(例如，來自運轉廢棄物處理事件或火災)，或者如果被無意闖入者(例如，來自未來的鑽井行為)帶到地面，則可能會造成顯著的輻射劑量。第三類：由長半化期且易於在環境中遷移傳輸的放射性核種所組成(即，核種於地下水傳輸遷移不會因礦物表面的地球化學吸附而顯著延遲)，因此，有可能發生於處置設施下游的未來公眾之曝露(例如，處置設施封閉後之數千年以後時間)。

廢棄物包件和廢棄物形式亦限制處置 GTCC 廢棄物造成的影響。如：活性金屬廢棄物封裝在專用容器中，由於容器材料(即不銹鋼)和壁厚(1.27 公分，等於 0.5 英寸)的原因，這種不銹鋼容器比其他材料容器更耐損壞和降解。其他容器通常由碳鋼製成，容器壁較薄。大多數 GTCC 放射性核種存在不同材料(如管道、手套、設備、碎屑)上並以表面污染的形式存在。DOE《環境影響報告書》已提出大量 GTCC 廢棄物將透過灌漿或其他材料讓處置設施穩定，其有效期為 500 年。特定廢棄物流(即活性金屬和密封源)也可能以處置容器限制某些放射性核種的釋放，這些放射性核種(即活性金屬放射性核種)取決於不銹鋼的腐蝕，或包含在金屬膠囊或陶瓷顆粒(即密封源)中。表 24

和表 25 總結 17 種廢棄物流中每一種的廢棄物包裝和廢棄物形態特徵，在現場特定的技術分析中考慮廢棄物的實際特性非常重要。

表 24 遠端處理的 GTCC 廢棄物流的特徵

廢棄物流與體積	廢棄物描述	第一種類別： 熱和輻射分解 (Ci/m ³)	第二種類別： 超鈾放 射性核種	第三種類別： 移動性放射性 核種 (公斤)
活性金屬廢棄物體 - 遠端處理 (不銹鋼罐-內部體積 0.37 m ³)				
#1 (880 m ³) 目前反應爐	反應爐內部構件和 管道	Co-60 (57,000)		
#2 (370 m ³) 未來反應爐	反應爐內部構件和 管道	Co-60 (57,000)		
#3 (525 m ³) West Valley (SDA ¹) 挖掘	反應爐內部構件和 其他廢棄物	Co-60 (3,760) Cs-137 (15)		I-129 (7.4) Tc-99 (0.2)
#4 (210 m ³) West Valley (NDA ¹) 挖掘	反應爐燃料元件	Co-60 (12) Cs-137 (46)	Pu-240 (420) Am-241 (1,800)	Tc-99 (0.2) Np-237 (0.1)
水泥灌漿廢棄物體-遠端處理 (固化桶型式包件 - 內部體積為 0.2 m ³)				
#5 (35 m ³) Mo-99 產出	目標加工廢棄物 (MURR ²)	Cs-137 (1,400)	Pu-239 (300)	Tc-99 (0.2)
#6 (355 m ³) Mo-99 產出	目標加工廢棄物 (MIPS ³)	Cs-137 (130)	Pu-239 (144)	Tc-99 (0.4)
#7 (1,900 m ³) West Valley (NDA) 挖掘	再處理樹脂和過 濾污泥、切屑等	Cs-137 (7)	Pu-240 (70) Am-241 (305) Pu-239 (98)	Tc-99 (350) Np-237 (130) I-129 (71)
#8 (540 m ³) West Valley 除役	各種廢棄物來源 (設備、過濾 器)	Co-60 (2) Cs-137 (72)	Pu-240 (1,830) Am-241 (5,440)	Tc-99 (10) Np-237 (2) I-129 (15)
#9 (260 m ³) Pu-238 產出	輻射熱產生的廢棄 物	Cs-137 (69)	Pu-238 (1,900)	Np-237 (2.4)
#10 (760 m ³) West Valley 除役	West Valley 除役 (貯罐區建築物)	Cs-137 (420)	Am- 241(1,900) Pu-238 (720)	Np-237 (0.9) Tc-99 (0.2)

¹ SDA = 州許可處置區(State-licensed Disposal Area) ; NRC = NRC 許可處置區(NRC-licensed Disposal Area)

² MURR = 密蘇裡大學研究反應爐 (Missouri University Research Reactor)

³ MIPS = 醫用同位素生產系統 (Medical Isotope Production System)

表 25 接觸處理的 GTCC 廢棄物流的特徵

廢棄物流與體積	廢棄物描述	第一種類別： 熱和輻射分解 (Ci/meter ³)	第二種類別： 超鈾放射性核種 (nCi/克)	第三種類別： 移動性放射性 核種 (公斤)
水泥灌漿廢棄物體-接觸處理 (廢棄物包裝在內部容積為 0.2 m ³ 的固化桶或內部容積為 1.88 m ³ 的標準廢棄物箱(SWB, Standard waste box)中)				
#11 (710 m ³) West Valley 除役	處理建築物的除汙		Am-241 (3,400) Pu-238 (1,000) Pu-239 (700)	Np-237 (1.6)
#12 (220 m ³) West Valley 除役	貯罐區建築物的除役		Am-241 (3,500) Pu-238 (1,400) Pu-239 (1,000)	
#13 (120 m ³) Pu-238 產出	輻射熱產生的廢棄物		Pu-239 (60) Am-241 (51) Pu-238 (28)	
#14 (400 m ³) West Valley (SDA) 挖掘	工業和同位素產出的廢棄物		Pu-238 (220) Pu-241 (2,700) Pu-240 (45)	
#15 (1,200 m ³) West Valley (SDA) 挖掘(SNAP)	核能輔助電力生產系統(SNAP, Systems for Nuclear Auxiliary Power production)		Pu-238 (9,600)	
密封源輻射器-接觸式 (Cs-137 輻射器作為原始遮罩遮罩裝置進行處置-體積為 0.71 m ³) (中子輻射器處置在固化桶容器中-體積為 0.2 m ³)				
#16 (1,000 m ³) Cs-137 輻射器	氯化鈯鹽或陶瓷源	Cs-137 (1,700)		
#17 (1,800 m ³) 中子輻射器	氧化物顆粒，一些在密封的膠囊中		Pu-238 (37,000) Am-241 (46,300) Pu-239	

美國 DOE 《環境影響報告書》已針對 GTCC 處置提出五種備選方案。針對該備選方案之場址建造、運轉和封閉後階段評估資源區域。對於資源區域之潛在後果進行比較，包括：氣候、空氣品質和噪音，地質和土壤，水資源，人類健康，工人影響，對公眾人員的影響，故意破壞行為分析，生態影響，社會經濟影響，環境正義，土地利用，運輸，文化資源，廢棄物管理，累積影響等。另外處置設施的除役也是備選方案行動的一部分，但 DOE 認為由於處置設施係為未來（幾十年後）的某個時間才會封閉和適當除役，因此 DOE 提出在未來處置設施除役階段時間再進行除役階段的影響分析。美國 DOE 《環境影響報告書》針對 GTCC 處置之備選方案亦提出相關的關鍵考慮因素，除公眾意見外，這些考慮因素還包括廢棄物類型特徵、處置方法(包含：人類無意闖入、施工和運

轉經驗、封閉後維護管理要求、施工和運轉成本)和處置位置考慮因素(包含：人類健康影響、文化資源和部落問題，法律、法規和其他要求)。

本計畫針對廢棄物類型特徵，包括：輻射分解、產熱、臨界性和處置罐不銹鋼腐蝕，處置方法之人類無意闖入，意外事件造成放射性外釋評估，DOE《環境影響報告書》備選方案對資源區域潛在影響，以及處置位置考慮因素之人類健康影響等關鍵技術議題進行研析如下。

4.1.1. 廢棄物類型特徵

1. 輻射分解

放射性廢棄物體、包件和周圍材料的輻射分解已在 LLW (如：USNRC, 1984, 1985, 1991; Flaherty et al., 1986; Green et al., 1995)、TRU (如：USNRC, 2000) 眾多文獻中進行完整論述，所以 GTCC 廢棄物中輻射分解並不是新的問題。而是需要針對各種廢棄物類型安全分析結論所依據的假設，根據其廢棄物形式、處置包件和處置設施，確定哪些適用於 GTCC 廢棄物處置。例如，預計輻射分解僅發生在處置後的前一百年內，該結論是基於相對短半化期的放射性核種 (例如 Co-60 和 Cs-137，列於表 24 和表 25) 的穿透性伽馬輻射而對母岩中的地下水形成輻射水解所造成。該分析結論係源於，即地下水不會進入廢棄物包件的假設，對於長半化期超鈾元素之放射性核種，其衰變的 α 輻射可造成輻射分解。然而，近地表處置 GTCC 不一定能提供良好的水力阻絕。因此，由長半化期超鈾元素之放射性核種引起的水輻射分解在 GTCC 廢棄物處置過程可能更需要進行完整考慮，這些高濃度超鈾元素之放射性核種列於表 24 和表 25。儘管如果廢棄物包件因輻射分解被破壞，預計氫氣會擴散到表面並消散，但水和廢棄物的輻射分解也會產生腐蝕性產物，從而進一步劣化廢棄物包件。此外，近地表處置的 GTCC 可能由水泥或其他可能含有孔隙水的材料組成或由這些材料進行固化穩定，這些孔隙水可能會發生輻射分解，或者在某些聚合物的情況下，本身會發生輻射分解。在這些情況下，由於 GTCC 廢棄物中的水含量，GTCC 中的長半化期超鈾元素放射性核種引起的輻射分解可能造成的危害風險係為廢棄物類型特徵之關鍵技術議題。

在容器破裂的狀態當廢棄物發生輻射分解時，任何輻射分解作用產生的氣體都會從廢棄物容器中逸出。與處置容器破裂的情況不同，當完好的廢棄物處置容器中穩定材料之輻射分解作用產生的氣體，可能會使容器內增壓或達到易燃濃度。根據 Esh et al.(2020)指出，在 HLW 處置的背景下，預計活化金屬主要係經過化學腐蝕產生氣體，非由輻射分解產生氣體，因為活化金屬不包含適當水量或其他成分（例如塑料，樹脂），可以因輻射分解促成氣體產生(NEA, 2000)。然而，對於 GTCC 廢棄物，穩定材料中所含的水分会改變這一結論。Esh et al.(2020)指出，例如在評估 Trojan 反應爐容器的運輸時，NRC 工作人員考慮在運輸法規背景下，用於穩定反應爐內部結構的低密度多孔混凝土中水分，會因輻射分解產生的氫氣(USNRC, 1998)。在這種情況下，運轉單位得出操作結論，由於水的輻射分解，運輸包件將在 98 天內達到 5%的氫氣。該案例直接適用於 GTCC 廢棄物處置時應考慮的關鍵技術，因為反應爐內部組件是屬於 GTCC 廢棄物，具有最高濃度的主要 γ 發射的放射性核種。Esh et al.(2020)

其他 GTCC 廢棄物類型與 LLW 具有相同的特徵。例如，離子交換樹脂可能偶爾或無意地被列為超過 C 類限值濃度。NRC 廢棄物體指引說明報告(USNRC, 1991)中闡述輻射分解對 LLW 樹脂的潛在影響，該指引報告建議須限制樹脂的放射性核種濃度量，使其不超過 10^6 Gy，以避免膨脹、產酸和產氣等不利影響。USNRC 關於延長傳統低放射性廢棄物貯存的指引說明還討論以下潛在的輻射效應關鍵技術議題(USNRC, 1985)：

- 從樹脂中釋放化學活性可溶分解產物和離子。
- 產生腐蝕性氣體。
- 輻射造成樹脂分解對固化性能的影響。
- 與已具輻射的離子交換樹脂接觸之金屬腐蝕。
- 隨著輻射劑量增加超過 3×10^6 Gy，樹脂失去保水能力，產生遊離液體。
- 貯存的聚乙烯容器因輻射致脆化。

2. 產熱

預計只有活化金屬和密封源等兩種 GTCC 廢棄物流可影響處置系統性能的產熱率。商業反應爐中活化金屬的放射性衰變產生熱量主要是由於早期（最初 20 年）的 Co-60 和後期的 Ni-63 衰變熱。在 100 立方公尺體積含有 Co-60 的活化金屬廢棄物所產生的熱量（處置時的衰變熱約為 850 W/m^3 ）足以在大約一年內將等量混凝土的溫度提高 20°C 。但是 Co-60 的產熱量迅速下降，因為其半化期約為 5 年。而 Ni-63（半化期為 96 年）將於後續更長的時間作為熱量持續存在的來源（例如，處置 50 年後約為 15 W/m^3 ）。雖然 100 立方公尺含有 Ni-63 的活化金屬廢棄物在給定一年內只會使等量混凝土的溫度升高 0.25°C ，但熱源將持續數十年。對於密封源，熱輸出約為 2 至 3 W/m^3 ，並且由於密封源的同位素比 Ni-63 的半化期更長，因此會持續更長時間。在大多數情況下，廢棄物或處置設施的溫度上升可以透過適當的熱設計來控制。處置設施中廢棄物形式的適當尺寸和廢棄物形式的間距可以限制溫度升高，此關鍵技術議題需要進一步評估作為 GTCC 的處置系統之設計資料。

3. 臨界性

GTCC 廢棄物流包括各種材料和放射性核種。一般而言，GTCC 廢棄物流可能含有一種或多種分裂之放射性核種（即 U-233、U-235、Pu-239 和 Pu-241）。如果這些分裂的核種具有足夠的質量，並且分裂核種處於不利的形態，則會發生自持鏈反應 (Self-sustaining chain reaction)，而產生熱量和輻射。這種連鎖反應被稱為“臨界事件”。廢棄物通常不會以可能導致臨界事件的配置放置在處置容器中。然而，水（有助於鏈反應的緩和劑）進入廢棄物容器，再加上容器內分裂物料的重新配置（如浸出和沉澱），增加了發生臨界事件的可能性。儘管距離遙遠，但分裂物料有可能在廢棄物包件內或可能從廢棄物包件中移出，並隨後積聚成新的結構，從而導致臨界事件。對臨界安全重要的主要物料特性包括總量、濃度、富集、物理和化學形態、累積和濃縮的可能性以及緩和劑材料的可用性，包括特殊緩和劑材料，如鈹、碳、重水，或這些材料以各種形式的組合。

對於含有易分裂核種之 GTCC 廢棄物處置，可能需要評估臨界安全性。易核分裂核種總量是評估處置場臨界安全性的最重要參數。如果易分裂核種總量超過特定的豁

免數量，則應對核種濃度進行評估。對 GTCC 處置場臨界安全的首要關注技術議題，係是否可以累積足夠數量的易核分裂核種，從而產生臨界安全問題。在處置設施中，放射性核種的移動和濃縮的自然過程可能會產生累積並產生臨界性安全之問題。

4. 不銹鋼腐蝕

不銹鋼是幾種 GTCC 廢棄物流的重要材料成分，對於活化金屬廢棄物流，放射性核種位於金屬部件內；而對於密封源，不銹鋼通常是用於封裝放射性核種的選定材料。不銹鋼是用於建造核電廠的主要金屬材料，除役的核電廠之不銹鋼是 GTCC 廢棄物流中許多活化金屬的來源。不銹鋼也是用於封裝密封源的主要材料，其中 300 系列奧氏體 (Austenitic) 不銹鋼是主要的不銹鋼類型。美國 NRC 有關 GTCC 廢棄物處置技術分析報告 (ML19162A259) (USNRC, 2019) 中的分析結論，強調處置場的場址特定地點和廢棄物之特性，需要確定這些處置場環境特性與 GTCC 廢棄物處置相關的風險。處置場及其土壤的環境條件以及不銹鋼的特性會影響不銹鋼腐蝕和劣化的速度。點蝕 (Pitting) 和縫隙腐蝕 (Crevice corrosion) 是不銹鋼腐蝕的主要形式。不銹鋼表面鈍化膜 (Passive film) 的任何微小不規則形狀或損壞都可能引發腐蝕。而導致點蝕耐腐蝕性降低的一些更重要的因素，包括降低合金元素（如鉻或鉬）的含量、增加曝露環境中的氯化物濃度，以及提高溫度。除了 pH 值、氧化還原條件或硫物質的影響外，在某些條件下，伽馬輻射亦可以增加不銹鋼的腐蝕電位。

儘管奧氏體不銹鋼已被考慮用於放射性廢棄物處置罐，但由於沉積物中所含的水類型、鹽分和化學物質導致於地下水環境的腐蝕潛在可能性增加，可能會使某些地下水環境比地面環境更具侵蝕性。與混凝土或砂漿不同，不銹鋼的開發和使用年代相對較接近於現代（大約 100 年），並且不存在長期曝露研究。然而，短期研究的結果可以提供關於由不銹鋼組成的廢棄物形式，並瞭解該放射性廢棄物之核種釋放參數的潛在變異性。根據美國國家標準局對奧氏體 300 系列不銹鋼進行腐蝕測試，將這種合金的樣品埋在大約 0.76 公尺（2.5 英尺）深的溝槽中，並在不同測試地點以各種土壤類型埋藏約八年時間。土壤類型有砂壤土、壤土、粘土、砂土、海岸砂和潮汐沼澤土壤等，發現於八

年後，300 系列不銹鋼對取自砂壤土、壤土和砂土的樣品幾乎沒有發生腐蝕；然而，與粘土、海岸砂和潮汐沼澤土壤接觸時，這些樣品更容易受到腐蝕作用，在潮汐沼澤中的樣品可大面積觀察到腐蝕結果。這些不銹鋼樣品沒有經過伽馬輻射預處理，但一些樣品經過熱處理後則具有敏感性，試驗結果發現過熱處理六種土壤的不銹鋼樣品，其腐蝕敏感性普遍增加。

由於不銹鋼的腐蝕率可能較低，因此研究分析者可能希望在 GTCC 廢棄物的特定場址分析中採用不銹鋼作為封裝材料進行分析。分析將需要考慮處置環境及可能影響劣化機制和速率等現象條件。未來我國處置 GTCC 之關鍵技術亦需要考慮處置環境造成不銹鋼作為封裝材料之劣化機制和速率等現象，以作為 GTCC 的處置系統之設計資料。

4.1.2. 人類無意闖入

美國 10 CFR 61.42 法規規定保護無意闖入者，保護個人免因無意闖入造成輻射危害。根據當前法規，係透過遵守廢棄物分類（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以及監管控制之法規來保護無意闖入者之闖入。美國 10 CFR 61 法規亦規定，處置場址在運轉停止後，必須有長達 100 年時間進行積極監管控制之主動監管，場址所有人可採監測、監視與看管作業等措施作為主動監管的管制作為，且申照者需確保所有的監管作為必須是持續長久，且能防止無意闖入的情況發生。當主動監管期結束後，即為被動監管期，此期間的管制作為相對較少，基於被動監管期間可能採法律手段限制土地的使用，故無意闖入的狀況不太可能發生，但不排除在 100 年後(根據 10 CFR 61.59)仍可能發生無意闖入的狀況。

根據 Esh et al.(2020)對於人類無意闖入之分析內容，其指出美國 10 CFR 61 法規在制定 10 CFR 61.55 所規定之廢棄物分類要求時，係設計安全論證案例，該假設案例係將廢棄物以淺地層處置方式（在地表以下 5 公尺範圍內），於未來時間當場址不在監管情況下，未來時間之人為活動在不知情的情況下，於廢棄物處置設施位置建造未來的居住地。根據分析結果，訂定 10 CFR61.55 部分中提供的表 1 和表 2 之廢棄物濃度限值。

所以基於無意闖入的開挖情節，設計安全論證案例之安全分析過程，在開挖情節中所挖掘廢棄物量假設為 230 立方公尺，稀釋因子(DF, Dilution factor；即廢棄物與非廢棄物)的比率約為 0.25。安全分析之假設條件係假定廢棄物與土壤混合散佈在處置區域土地，並且是無限期地長期存在，儘管放射性核種會衰變，仍假設該廢棄物所含核種無限期存在。圖 46 概述無意闖入者劑量評估的組成部分。可看出廢棄物經由安置過程進行處置，當主動監管監管結束後，於未來發生無意闖入之擾動過程，干擾曝露情節分為急性和慢性兩種類型(如圖 46 所示之無意闖入者示意圖)，而造成輻射曝露及放射性影響。在急性曝露情節中係針對闖入者進行潛在之輻射劑量評估，而慢性曝露情節則係為評估長期受體（例如居民或農民）因使用水井或居住環境受到輻射後之輻射劑量評估。



圖 46 無意闖入者評估的主要組成部分(USNRC, 2019)

與傳統 LLW 相比，GTCC 廢棄物的關鍵放射性核種濃度平均要高得多。USNRC 工作人員建議，GTCC 廢棄物應在低於地表以下 5 公尺之深度進行處置，以顯著降低開挖擾動的可能性。USNRC 工作人員曾檢核美國不同深度的土地擾動歷史概率，發現擾動概率如預期的那樣，隨著深度的增加而大幅降低。對於處置深度超過住宅一般開挖深度

(~地表下 3m) 的廢棄物，預計鑽探情節比開挖情節更可能發生。鑽探情節鑽取的地質材料和廢棄物的體積，比開挖情節所挖掘的體積量，小幾個數量級（即，鑽探情節：開挖情節=1 立方公尺：200 立方公尺），所以鑽探情節鑽取之岩屑平均放射性濃度比開挖情節小得多。針對鑽探情節之稀釋因子(DF)可定義為「環境中的廢棄物濃度與處置設施內初始的廢棄物濃度」約為 0.03。

圖 47 係假設處置區域土地的平面圖，該圖顯示鑽探情節的主要特徵。對急性和慢性受體的影響進行評估。急性受體是鑽井鑽探的個人，該人員在鑽井作業期間曝露於直接輻射和吸入再懸浮污染物。急性受體僅在鑽井過程期間（約 40 小時）曝露於受污染的鑽屑中。假設慢性受體每年花時間在花園、戶外、室內和場外（分別為 100 小時、1700 小時、4380 小時和 2580 小時）。慢性受體透過直接輻射、吸入、攝食該土地種植的受污染食物以及通常意義較小的其他途徑曝露。有時，假設受污染的鑽屑均勻分佈在區域土地，具有無限的範圍和深度，並且無限期地持續存在。然而，在許多情況下，這些假設可能過於保守。NRC 工作人員評估兩種不同的鑽探模型：一種簡單模型，只考慮稀釋因子(DF)，另一種複雜的模型，考慮有限的區域範圍和岩屑的持久性。

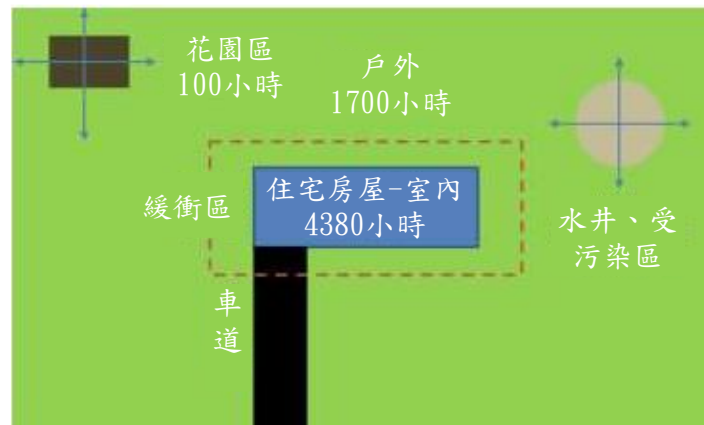


圖 47 慢性闖入者鑽探情節平面圖

NRC 工作人員進行建模，在假設區域土地的隨機位置分配有限面積的受污染岩屑，其大小根據岩屑厚度而變化。當受污染的分配面積較小時，花園位於分配面積區域的概率與受污染區域的大小、花園的大小和財產的大小有關。在受污染區域的戶外時間也與

這些尺寸有關，並假設住宅房屋不位於污染區。鑽屑的管理可能取決於所進行的鑽探類型和區域。由於對急性受體的影響主要是吸入途徑，因此減少重新懸浮可吸入材料數量的岩屑管理將可減少影響。

於 n 個不同區域中放射性核種 i 於 j 個曝露途徑對慢性闖入者受體的總影響可由下式決定：

$$D_i(t) = \sum_1^j C_{ij}(t) \cdot Et_n \cdot P_n \cdot MF_{ijn} \quad (1)$$

其中

$C_{ij}(t)$ ：曝露途徑 j 之放射性核種 i 隨時間變化的濃度。

Et_n ：區域 n 的曝露時間。

P_n ：區域被污染的概率（或被污染區域的一部分）。

MF_j ：途徑 j 的一個修正因數，用於修正基於面積狀態，更為受限或更為廣泛影響的修正。

表 26 整理鑽探情節分析需要的參數，區域內放射性核種濃度隨時間的變化是初始濃度隨各種轉移過程變化之複雜函數。在該鑽探情節計算中，每個放射性核種初始濃度的年折減因數(RF, Reduction factor)，是根據未受污染土壤從場外到現場的沉積、現場土壤的侵蝕和土壤中放射性物質經過滲透流出所計算得來。分析考慮十種具有代表性的放射性核種（C-14、Co-60、Cs-137、H-3、I-129、Np-237、Pu-238、Sr-90、Tc-99、U-234）。當污染層較薄（即分佈在較大區域）時，接觸污染土壤的概率較大，但折減因數也會增加。當污染層較厚時，接觸污染區域的概率降低，但時間會更持續。戶外區域被污染的概率（或被污染的總區域的一部分）是以分佈區域的簡單比率所決定。

表 26 複雜鑽探情節評估之參數匯總

參數	描述	分佈或值
評估區域全部面積	區域土地面積	2023 平方公尺
花園區域	花園面積	截斷常態分佈(Truncated normal distribution)，平均值(μ)=18.6 平方公尺，標準差(sd)=4.6 平方公尺，最小值(min)=4.6 平方公尺
車道區域	車道面積	46.5 平方公尺
住宅面積	房屋面積	100 平方公尺
井緩衝距離	住宅房屋邊界與禁止鑽井位置的距離	均勻分佈，最小值=1.52 公尺，最大值=4.57 公尺
廢棄物厚度	廢料層厚度	截斷對數常態分佈，平均值(μ)=1 公尺，標準差=1 公尺，最小值=0.1 公尺，最大值=5 公尺
井套管半徑	套管半徑	截斷對數常態分佈，平均值(μ)=7.62 公分，標準差=5.08 公分，最小值=5.08 公分，最大值=11.43 公分
水深	資源深度	截斷對數常態分佈，平均值(μ)=100 公尺，標準差=50 公尺，最小值=30 公尺，最大值=500 公尺
鑽探井岩屑厚度	岩屑擴展後的平均厚度	對數三角形，0%=0.1 公分，最大概似=10 公分，100%=30 公分
呼吸量頻率	受體呼吸量頻率	8000 m ³ /年
土壤混合深度	花園區土壤的混合深度	15 公分
土壤密度	土壤平均密度	1.6 克/立方公分
基本遮罩係數	室內和戶外遮罩係數	戶外 1.0，室內 0.7
室內遮罩係數	室內曝露的放射性核種特定遮罩係數	Co-60 為 0.5，Cs-137[Ba-137m]為 0.4，其他為 0.0
室內過濾係數	從戶外到室內空氣污染物的折減因數（有限區域源）	截斷常態分佈，平均值(μ)=0.4，標準差=0.2，最小值=0.1，最大值=1
日平均風速	現場的日平均風速	截斷對數常態分佈，平均值(μ)=2.5 m/s，標準差=3 m/s，最小值=1 m/s，最大值=10 m/s，每天重新取樣
滲透速率	滲水率	截斷對數常態分佈，平均值(μ)=10 公分/年，標準差=6 公分/年，最小值=0.1 公分/年
環境塵土沉積	大氣中塵土沉積的速率	均勻分佈，20 至 140 噸/平方公里/年
土壤侵蝕率	土壤侵蝕率	均勻分佈，3 至 12 噸/公頃-年
質量負載	空氣中再懸浮土壤的濃度	花園 565 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，戶外 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，室內 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
曝露時間	受體在每個區域輻射曝露時間	花園 100 小時，戶外 1700 小時，室內 4380 小時

修正因數(Modifying factors)解釋了與不同曝露途徑相關的複雜現象。例如，當受體距離污染區有一定距離時，可能會發生伽馬輻射（例如 Co-60、Cs-137[Ba-137m]）的直接輻射曝露，並且大致遵循距離平方反比關係。直接輻射曝露是在隨機位置（鑽井所在位置）大小和厚度可變的污染區域對整個區域的綜合劑量。劑量是污染層厚度的函數。需發展放射性核種特定查閱資料表，以說明不同污染層厚度下劑量的變化。評估室內直接輻射對戶外污染的影響時，需要考慮輻射源到房屋的距離以及房屋提供的遮罩遮罩。最初的 10 CFR 61 之分析係假定房屋所有房間中所有放射性核種的室內遮罩係數為 0.7。工作人員審查了各種參考資料，包括許多基於日本福島事件實際量測的參考資料。Co-60 的室內遮罩係數為 0.5，Cs-137 的室內遮罩係數為 0.4，用於說明當輻射源離散時住宅的更新測量和自遮罩(Self-shielding)。

假定受體大部分時間都在室內度過。最初的 10 CFR 61 之分析係假定室內污染材料的質量負載為 $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，是戶外值($100\mu\text{g}/\text{m}^3$)的 50%。相關研究已完成室內空氣濃度與戶外空氣濃度關係的研究。污染物的室內空氣濃度是多種因素的複雜函數，例如顆粒大小、建築物空氣交換率和室內活動。室內空氣濃度有時高於戶外，有時低於戶外，然而，當污染在戶外環境中普遍存在時，所檢查的研究是適用的。在目前的分析中，在某些情況下，污染可能會佔據離住所一定距離的一小塊區域。受污染的土壤必須經過大氣或其他傳輸過程（例如透過步行）才能進入住宅。

考慮到污染區域的有限規模，工作人員利用區域因素方法，使用高斯羽流模型來解釋現場污染材料，與從場外吹出的未污染塵土的稀釋，其產生的面積因數是平均風速的函數。這種方法是針對由於受污染區域面積有限，而導致濃度降低的粗略近似估計。USNRC 工作人員還實施利用室內過濾係數(平均值等於 0.4)，以減少進入住宅的重新懸浮塵土。為準確計算塵土從外部到內部的傳輸，需要進行更詳細的多物理場計算。

本計畫提出 USNRC 指出針對 GTCC 處置，該技術分析方法選取十種具有代表性的放射性核種，進行人類無意闖入之分析程序及技術評估結果討論。未來我國處置 GTCC 時，針對人類無意闖入之關鍵技術，需於監管期後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，提供障壁有效性的時間基準。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。

4.1.3. 意外事件放射性外釋

LLW 處置設施意外事件的放射性外釋後果係受到 10 CFR 61 法規中濃度限值所限制。考慮以增加特定材料盤存的方式改變濃度限值，需要對處置設施運轉期間意外釋出放射性 GTCC 廢棄物對工人和公眾造成的潛在危害，進行額外的技術評估。

LLW 處置設施的作業主要是接收、卸載、貯存、轉移和放射性廢棄物包件處置。過去對涉及 LLW 或類似作業操作的處置設施，潛在意外事件的分析係考慮一個或多個 LLW 包件，因跌落、刺穿、火災或外部自然事件（如地震或龍捲風）而損壞的情況。先前的一些涉及處理、貯存或處置放射性廢棄物的事件實例，是由不相容（如反應性）廢料組合導致的，這些廢料最終導致容器過壓或起火，並導致放射性物質從初始已安全封阻容器中外釋。

2014 年 2 月 14 日在新墨西哥州的 WIPP，已安置的廢棄物桶內發生放熱化學反應，該反應涉及有機吸附材料和硝酸鹽的混合物。這種放熱反應導致桶加壓、桶鎖環失效和桶蓋移位。能量釋放將 TRU 廢棄物從貯存桶推入回填材料，相鄰廢棄物容器、經由通風系統和過濾器進入大氣環境。美國能源部報告，工人的外部污染測試呈陰性，而內部污染水準較低的測試呈陽性。而在場外檢測到微量放射性物質（Am、Pu）。另一起事件，發生於 2018 年 4 月 11 日，愛達荷州國家實驗室場址放射性廢棄物綜合管理的一部分設施發生熱事件，隨後放射性物質從四個 55 加侖桶中釋放出來，造成其 TRU 廢棄物容器破裂的原因是，含有活性鈾的廢棄物與額外的重新包裝材料混合，導致過壓並隨後造成破裂外釋。外釋的放射性物質散佈到一個過濾的、未受污染的區域，該區域通常由工人的地方，但在事件發生時工人並不在該區域。該事件案例並沒有檢測到釋放到環境中。

另一個事件案例係發生於 2015 年 10 月 18 日，已封閉的 Beatty LLW 處置場發生火災，該事件報告確認火災是由封蓋上方開口所引起，該開口允許水滲入至金屬鋼桶，導致放熱反應而引發火災，其事件報告的結論，指出該火災並沒有造成放射性物質外釋。

儘管 USNRC 法規禁止處置反應性材料，但由於某些廢棄物流的複雜歷史、管理過程的記錄異常失去或無紀錄狀態、表徵資訊和記錄的限制以及未能識別反應性材料的存在，廢棄物流中出現不相容材料的可能性並未消除。因此，不相容材料的出現與其他典型的事件原因應一起包括在內，包括跌落、穿孔、火災或外部自然事件(如地震或龍捲風)。

評估事件情節的風險和後果的關鍵因素，包括瞭解放射性材料釋放的障壁、障壁在特定事件情節下可能失效的程度，以及放射性物質庫存的估計部分釋放。美國 NRC 和 DOE 已編製該技術報告，為如何估算非反應爐核設施之放射性材料和/或危險化學品的釋放量提供指導。其中 NUREG/CR-6410(SAIC, 1998)和 DOE 手冊(USDOE, 1994)使用相同的通用方法評估放射性源項釋放分數。

$$Source Term = MAR \cdot DR \cdot ARF \cdot RF \cdot LPF \quad (2)$$

其中：

MAR=處於危險中的材料，即可能導致釋放的物理應力作用的數量或放射性材料

DR=損壞率，即受事件條件影響處於危險中材料的分數。

ARF=空氣釋放分數，即釋放到空氣中受影響材料的分數（對於離散釋放事件）或
空氣釋放率（對於連續釋放事件）

RF=可呼吸分數，即釋放到空氣中的物質可吸入人體呼吸系統的部分（通常為直徑
小於等於 10 μ m 的顆粒）。

LPF=洩漏路徑因數，是通過可能涉及多個封阻層（例如，廢棄物體、包件、設施
結構）限制傳輸之放射性材料分數。

對於特定事件情節，適用因素的乘積為釋放分數(Release fraction)。DOE《環境影響報告書》(USDOE, 2016)採用該方法評估適用於 LLW 場址處置 GTCC 廢棄物流的幾種類型事件情節的源項，並得出了一組釋放分數，匯總於表 27 中。估計的釋放分數範圍為 1.0×10^{-9} 至 5.0×10^{-4} 。一般來說，釋放分數是高度可變的，對於不太嚴重的事件和/或涉及更堅固的安全封阻層（或兩者都有）的事件，釋放分數較低；對於更嚴重的事件和/或涉及不太堅固的安全封阻層的事件，釋放分數較高。DOE 分析結果說明，在估計與 GTCC 廢棄物處置相關的潛在事件後果時，基於設施設計和實際運轉操作，以及廢棄物形式和適用的附加圍阻層的特性，需考慮可能事件的範圍和特徵的重要性。

表 27 假設處置設施發生意外事件之估計釋放分數 (USDOE, 2016)

事件情節	DR	ARF	RF	LPF	釋放分數
設施內單桶掉落，封蓋失效	0.25	0.001	0.1	0.001	2.5×10^{-8}
設施內單個白色封裝箱掉落，封蓋失效	0.25	0.001	0.1	0.001	2.5×10^{-8}
設施內三個封裝桶掉落、穿孔、封蓋失效	0.15	0.001	0.1	0.001	4.5×10^{-8}
設施內兩個標準廢棄物箱掉落、穿孔、封蓋失效	0.175	0.001	0.1	0.001	3.5×10^{-8}
單桶掉落，封蓋失效，外部	0.25	0.001	0.1	1	2.5×10^{-5}
單個白色封裝箱掉落，封蓋失效，外部	0.25	0.001	0.1	1	2.5×10^{-5}
三個封裝桶掉落、穿孔、封蓋失效、外部	0.15	0.001	0.1	1	4.5×10^{-5}
兩個白色封裝箱掉落、穿孔、封蓋失效、外部	0.175	0.001	0.1	1	3.5×10^{-5}
大樓內起火，單個白色封裝箱受到影響	1	0.0005	1	1	5.0×10^{-4}
單個遠端處理的廢棄物罐洩漏	0.01	0.001	0.1	0.001	1.0×10^{-9}
地震影響 18 個貨盤，每個貨盤有四個接觸式廢棄物桶	0.1	0.001	0.1	1	7.2×10^{-4}
龍捲風導彈擊中一個白色封裝箱，造成內部放射性物質釋出	1	0.001	0.1	1	1.0×10^{-4}

輻射分解、熱量產生、臨界性、廢棄物形式（如不銹鋼）以及用於限制釋放到環境中的工程障壁可能會影響 GTCC 廢棄物處置的預計輻射風險，評估無意闖入之入侵者鑽井情節非常重要。當進行更複雜的評估時，急性入侵者劑量可能比慢性入侵者劑量更需限制性。場址的具體分析和進一步研究，完整的參數和假設，可助於減少評估結果的不確定性，降低與 GTCC 廢棄物近地表處置相關的風險。本計畫提出針對 GTCC 處置設施意外事件的放射性外釋技術分析方法，對處置設施運轉期間 GTCC 廢棄物放射性意外釋放對工人和公眾的潛在危害之關鍵技術議題，說明處理放射性廢棄物的設施歷史事故和估算意外釋放的方法，說明根據典型操作、設施設計和實施說明可能事故範圍

和特徵的重要性，以及 DOE《環境影響報告書》評估適用於 LLW 場址處置 GTCC 廢棄物流的幾種類型事件情節的釋放分數之分析程序及技術議題評估程序，這些關鍵技術議題應納入我國作為 GTCC 的處置系統之技術分析方法。

4.1.4. DOE《環境影響報告書》備選方案對資源領域潛在影響

整理 USDOE《環境影響報告書》備選方案於廢棄物處置設施興建、運轉與封閉後之作業期間對資源領域潛在影響，包括：1.氣候、空氣品質和噪音，2.地質和土壤，3.水資源，4.人類健康，5.生態資源影響，6.社會經濟，7.環境正義，8.土地利用，9.運輸，10.文化資源，11.廢棄物管理，12.累積影響。將該潛在影響說明整理如圖 48 所示，並說明該五種備選方案於針對選取的資源領域(包括：1.氣候、空氣品質和噪音，2.地質和土壤，3.水資源，4.人類健康，5.生態資源影響，以及 12.累積影響)潛在影響之後果比較，說明列於表 28。未來我國處置 GTCC 廢棄物應參採本項關鍵技術議題，分析處置方案對於資源領域之影響，並作為 GTCC 的處置系統之技術分析方法。

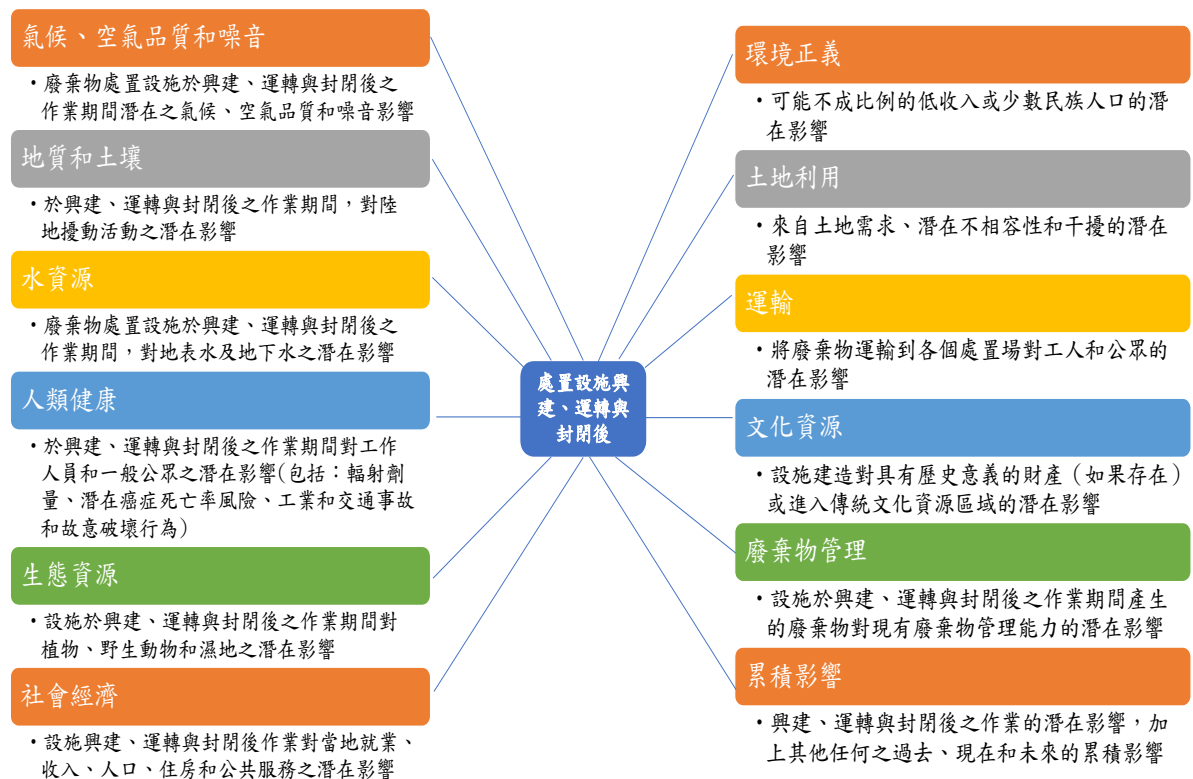


圖 48 評估備選方案影響資源領域之關鍵議題

表 28 五種備選方案的潛在影響後果比較

資源領域	備選方案				
	方案 1 “無作為”No Action 方案	方案 2 深層地質處置場處置 (WIPP 場址)	方案 3 中等深度鑽孔處置	方案 4 加強式近地 表壕溝處置	方案 5 地表處置窖 設施
氣候、空氣品質和噪音	預計不會因處置設施的建造活動而增加影響，因為不採取作為。假設貯存地點現有設施之運轉將繼續並產生最小的影響。	影響很小，因為大多數建造和運轉作業都發生在地下。低於備選方案 3 至 5 造成之影響。	建造和運轉活動在評估場址的邊界內，這些活動對場址邊界內外的空氣污染物或噪聲濃度的貢獻很小。對於大多數場址，在施工階段，與鑽孔處置相關的年排放峰值將介於壕溝處置和處置窖相關排放量之間，處置窖設施相對排放量最高，而壕溝處置的相對排放量在三種方法中最低，三種方案處置方法的施工階段相關排放通常會在各個場址周圍附近區域增加最多 1% 的排放（在 NNSS 例外，其中 SO ₂ 和 NO _x 排放可能增加約 3%）。鑽孔處置、壕溝處置和處置窖設施處置之運轉階段年排放量峰值將低於施工建造階段的年排放量峰值。 預計溫室氣體排放量較低，不會引起重大氣候變化問題。距離聲源 690 公尺 (2,300 ft) 的噪音水準低於 EPA 指南要求評估地點 55 dBA 之噪音限值。該 690 公尺之距離小於 GTCC 處置場位置與最近的居住住宅區之間距離。GTCC 處置場參考位置與各自最近的已知居住住宅的估計距離如下：在 Hanford 場址 >6 公里 (4 英里)；在 INL 場址 >11 公里 (7 英里)；LANL 場址 (在白石地區之最接近住宅) 約 3.5 公里 (2.2 英里)；在 NNSS >6 公里 (4 英里)；在 SRS >14 公里 (9 英里)；在 WIPP 附近 >5 公里 (3 英里)。		
地質與土壤	預計不會因處置設施的建造活動而增加影響，因為不採取作為。假設貯存地點現有設施之運轉將繼續並產生最小的影響。	預計不會產生增加量影響，因為建造、運轉和封閉後的活動不會涉及額外的土地干擾。	影響程度與受影響總土地面積成正比。鑽孔處置會擾動大部分土地，其次是壕溝處置和處置窖處置。預計不會產生不利影響，也不會發生地表地形的重大變化。由於美國西部場址的降雨量率較低，評估的五個西部場址(Hanford、INL、LANL、NNSS 和 WIPP 附近)的土壤沖蝕可能性低於東部場址 (SRS)。		
水資源	預計不會因處置設施的建造活動而增加影響，因為不採取作為。假設貯存地點現有設施之運轉將繼續並產生最小的影響。	GTCC 於 WIPP 場址處置進行運轉時，預計對水資源產生很小的影響。	在所有評估場址處置，對水資源的影響通常都很小。評估場址地點之用水量增加不到當前年用水量的 1%。預計地表入滲對地表水和地下水資源的影響將很小。施工期間與鑽孔法相關的用水量約為 530,000 升/年 (140,000 加侖/年)，這是與三種處置方案中的最小量。壕溝處置和處置窖設施的施工期間用水量分別為 1,000,000 L/yr (270,000 gal/yr) 和 3,300,000 L/yr (860,000 gal/yr)。所有三種處置方案的初始建造期均假定為約 3.4 年。在運轉階段以鑽孔處置消耗的飲用水和未經水處理之原水量，也是三種處置方案中最少的，其水量約 2,500,000 升/年 (650,000 加侖/年)。壕溝處置和處置窖設施總共需要 5,300,000 升/年 (1,400,000 加侖/年)。		

資源領域	備選方案				
	方案 1 “無作為”No Action 方案	方案 2 深層地質處置場處置 (WIPP 場址)	方案 3 中等深度鑽孔處置	方案 4 加強式近地 表壕溝處置	方案 5 地表處置窖 設施
人類健康 工人年總劑 量。	廢棄物貯存作業對人類健康的影響較小。據估計，這些作業的年劑量為 4 person-rem，相當於年 LCF 風險為 0.002。	廢棄物貯存作業對人類健康的影響很小。這些作業的年劑量估計為 4 person-rem，相當於年 LCF 風險為 0.002。	由於假定工人人數相同，處置設施的工人年總劑量估計值對於評估場址是相同的；然而，劑量估計因處置方法而異。每年工人年總劑量估計為鑽孔處置為 2.6 person-rem，壕溝處置為 4.6 person-rem，處置窖設施為 5.2 person-rem。這些劑量分別造成年 LCF 風險為 0.002、0.003 和 0.003。廢棄物處理作業期間預計不會發生死亡，三種方案每年因職業傷害而損失的工作日數在 1 到 2 之間，鑽孔處置的損失工作日數量最少，處置窖設施的數量最多。		
人類健康 (續) 最大長期影 響	估計最大長期人類健康影響可能高達 470 rem/yr，相當於年 LCF 風險為 0.3。	年劑量和 LCF 風險都將為零，因為在 WIPP 處置場封閉後的前 10,000 年內不會釋放到可進入環境中的核種，因此沒有輻射劑量和 LCF 風險。這在 1997 年發佈的 WIPP 處置階段最終補充環境影響聲明 (DOE/EIS-0026 S-2) 第 5.1.12.1 節中有所說明。	鑽孔處置估計的最大長期人類健康影響範圍為 0 mrem/yr (NNS、WIPP 附近和通用商業區域 IV 區) 到 820 mrem/yr (INL 場址)。這些劑量造成的年 LCF 風險為 0 到 0.0005。對於壕溝處置，估計範圍從 0 mrem/yr (NNS、WIPP 附近和通用商業區域 IV 區) 到 2,100 mrem/yr (INL 場址)，相應的年 LCF 風險為 0 到 0.001。對於處置窖設施，估計範圍從 0 mrem/yr (NNS、WIPP 附近和通用商業區域 IV 區) 到 2,300 mrem/yr (INL 場址)，相應的年 LCF 風險為 0 到 0.001。處置窖設施的估計值通常最高，其次是壕溝處置，最小是鑽孔處置。		
人類健康 (續) 廢棄物處理 事故對於個 人	未分析廢棄物處理事故對貯存作業造成的個人影響；假定貯存實施遵循貯存作業的要求。	1997 年發佈的 WIPP 處置階段最終補充環境影響聲明 (DOE/EIS-0026 S-2) 已完成分析，該分析已經過審核，仍然具有代表性和約束力。預計事故對個人造成劑量和 LCF 風險將與 WIPP 附近處置的評估相似 (即，最高個人劑量為 7.5 rem，相應的年 LCF 風險為 0.005)。	對於鑽孔、壕溝和處置窖設施處置，廢棄物處理事故對個人最高劑量和 LCF 風險是假設個人位於距離 100 公尺 (330 英尺) 處涉及標準廢棄物箱 (SWB, Standard waste box) 發生火災。預計此個人非屬現場工人。估計值如下 (首先給出 rem 劑量，括號中是 LCF 風險)：Hanford 場址為 16(0.009)，INL 場址為 11(0.007)，LANL 為 12(0.007)，NNS 為 2.4(0.001)，WIPP 附近為 7.5(0.005)。計算取決於最近個人的具體氣象和位置，未對通用商業處置設施進行估算；然而，預計這些影響將與上面列出場址的影響值相當。		
人類健康 (續) 廢棄物處理 事故對於附 近人群	未分析廢棄物處理事故對貯存作業造成附近人群的影響；假定貯存實施遵循貯存作業的要求。	WIPP 處置場處置 GTCC 時，未計算 SWB 發生火災時之廢棄物處理事故的影響。然而，預計此事故對人群造成的劑量和 LCF 風險將與 WIPP 附近處置方式相似 (即人群最高劑量為 7.0 person-rem，相對應的 LCF 風險為 0.004)。	對於鑽孔、壕溝和處置窖設施處置，廢棄物處理事故造成之人群最高劑量和 LCF 風險是針對假定距離 100 公尺 (330 英尺) 附近人群涉及 SWB 發生火災。所有三種處置方式的估計值都相同，但因地點而異，具體取決於當地氣象和假定位置以及最近人群的數量，LANL 生成的估計值最高。估計值如下 (首先給出個人劑量，括號中是 LCF 風險)：Hanford 場址為 95(0.06)，INL 場址為 13(0.008)，LANL 為 160(0.1)，NNS 為 0.47(0.0003)，WIPP 附近為 7.0(0.004)。由於計算取決於具體的氣象和地點以及附近人口的數量，因此沒有對通用商業處置設施進行估算；然而，預計這些影響將與上面列出場址的影響值相當。		

資源領域	備選方案				
	方案 1 “無作為”No Action 方案	方案 2 深層地質處置場處置 (WIPP 場址)	方案 3 中等深度鑽孔處置	方案 4 加強式近地 表壕溝處置	方案 5 地表處置窖 設施
生態資源	預計不會因處置設施的建造活動而增加影響，因為不採取作為。假設貯存地點現有設施之運轉將繼續並產生最小的影響。	對棲息地和野生動物的增量影響將是局部的，不會導致不利的生物群水準影響。	由於受影響的土地數量相對較少，因此在所有評估地點對生態資源的影響通常較小。使用受影響區域的個人會產生影響，但預計不會產生生物群層面的影響。在 INL 場址或 WIPP 附近的 GTCC 計畫區域中沒有列出受威脅或瀕危物種。建造作業可能會影響候選物種或在 INL 場址或 WIPP 附近被列入審查的物種。對這些物種的影響可能很小，因為相對於該地區此類棲息地的總體規模而言，棲息地受到干擾的區域很小。在 Hanford 場址、SRS、LANL 和 NNSS 的 GTCC 計畫區域內出現幾種鳥類和哺乳動物物種。對這些物種的影響可能很小，因為相對於該地區此類棲息地的總體規模而言，棲息地受到干擾的區域很小。透過在計畫區域進行生物調查和使用良好的工程實施來最大限度地減少對環境的影響，可以最大限度地減少不利影響。		
累積影響	DOE 沒有評估無行動替代方案在許多私有和運轉地點的累積影響，因為此類評估將涉及對 GTCC LLW 可能貯存地點的環境條件和未來活動做出推測性假設。	該備選方案的低潛在影響表明，WIPP 場址的施工建造、運轉和封閉後階段的累積影響較小，不會超過 WIPP 設施的監管要求。在 WIPP 安置所有 GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物時進行的封閉後功能分析已證明 WIPP 仍符合現有的技術功能監管要求。	場址的備選方案 3 至 5，GTCC 擬議行動的估計影響預計不會對評估各個資源區累積影響，產生實質性衝擊，但長期潛在的人類健康影響可能除外。即，封閉後階段，GTCC LLW 和類 GTCC 廢棄物盤存量的放射性核種可能會滲入地下水，這可能會對距離鑽孔、壕溝處置和處置窖設施或聯邦場址（即 Hanford 場址、INL 場址、LANL 和 SRS）的處置場處置設施之邊緣約 100 公尺（330 英尺）處之居民和農民造成劑量和 LCF 風險。對於 Hanford 場址，係限制含有 I-129 或 Tc-99 的場外廢棄物流。提出封閉後的劑量和 LCF 風險，居民農民情節被認為是保守的（即高估預期劑量和 LCF 風險的情節），因為它假設處置設施的監管控制和監管記憶完全喪失。評估的場址位於聯邦土地上，很可能會長期由聯邦政府管理，這些場址的土地使用指定可能與常住農民的情況不相容或不允許。為進一步考慮在本《環境影響報告》評估的三種方案，未來將由國家環境政策主導後續評估，並提供與累積影響相關的現場特定問題更詳細分析。		

^a 三種陸地處置備選方案的年劑量，係基於每名工人 0.2rem 的平均年劑量率和廢棄物處置作業估計。備選方案 2 的工人劑量估算基於國防產生的 TRU 廢棄物處置作業期間發生的實際劑量。

4.1.5. 處置位置考慮因素對人類健康影響

DOE《環境影響報告書》評估六個可能處置 GTCC 和類 GTCC 廢棄物的聯邦地點，其中一個位於潮濕環境（SRS 場址），五個位於半乾旱或乾旱環境（Hanford 場址、INL、LANL、NNSS、WIPP 內/WIPP 附近）。此外，DOE《環境影響報告書》亦評估美國四

個地區的通用商業場所。根據該 DOE《環境影響報告書》給出的結果，在確定 GTCC LLW 的首選處置地點時需要考慮的關鍵因素是封閉後長期階段的潛在人類健康風險（包括封閉後階段的潛在累積人類健康影響）；文化資源和部落關切；以及現有的法律法規和其他要求。根據 DOE《環境影響報告書》針對潛在人類健康風險關鍵考慮因素，提出 GTCC 處置備選方案相關的關鍵考慮因素，本計畫分析其處置位置考慮因素針對人類健康影響之要求。對於潛在的人類健康影響包括（1）工人和公眾在常規條件和意外事故期間可能接觸輻射，（2）工業和交通事故對工人和公眾的直接影響。DOE《環境影響報告書》在制定首選方案時，考慮所有潛在影響。其主要考慮因素是處置設施封閉後對公眾的潛在長期影響，這些公眾可能會曝露於廢棄物包件釋出的放射性污染物中，這些廢棄物包件可能經由地下水傳輸，並遷移到可接近的位置，如地下水井。因此，在每個備選方案所評估之場址地點，潛在的長期累積人類健康影響同樣是首要考慮因素。例如，根據最終處置場封閉後和廢棄物管理之環境影響報告調查結果，應考慮為 Hanford 場址的 GTCC 處置，擬定針對人類健康影響之評估，計算公眾長期劑量和潛在癌症死亡率(LCF, Latent cancer fatality)風險。

USDOE(2012)針對 Hanford 提出最終儲罐封閉和廢棄物管理環境影響報告（簡稱：TC&WM EIS）。根據 TC&WM EIS，接收含有特定量同位素的場外廢棄物流，特別是 I-129 和 Tc-99，可能會對環境造成不利影響。針對 TC&WM EIS 中評估的場外廢棄物流有關 Tc-99 的廢棄物盤存量清單顯示，Tc-99 潛在影響雖低於 I-129 造成環境潛在不利影響。然而，根據以往於壕溝貯存廢棄物時發現有 Tc-99 洩漏造成環境影響。USDOE 進一步認為，在現有環境中因外洩 Tc-99 會造成環境不利影響與公眾輻射曝露危害，因此，USDOE 限制在 Hanford 場址處置含有 I-129 或 Tc-99 的廢棄物。

關於交通影響，最佳處置位置應靠近廢棄物產生源。該位置將使整體運輸距離最小化，對人類健康的潛在影響最小。然而，大多數廢棄物產生地都位於美國的東半部，這些地區的氣候比美國西部地區更潮濕。更潮濕的場址（如 Savannah River 場址，和圖 7 分區區域之區域 I 和 II）通常會對地下水路徑產生更大的長期影響，在確定 GTCC LLW

和類 GTCC 的廢棄物處置設施的可接受位置時，這些地下水流徑問題是主要考慮因素。USDOE(2016)指出潮濕地區的場址不能做為處置 GTCC 之設施，潮濕環境中的設施必須需要更多工程措施和監管控制，以確保對人類健康影響的長期危害能保持在可接受的水準。

對於潛在的人類健康影響之關鍵技術議題，如(1)工人和公眾在常規條件和意外事故期間可能接觸輻射，(2)工業和交通事故對工人和公眾的直接影響。這些技術分析議題應作為我國 GTCC 的處置系統之技術分析要求事項。

4.2. 國際針對中放射性廢棄物處置之關鍵技術議題

由於大多數 GTCC 與 IAEA 的 ILW 定義，比與 IAEA 的其他廢棄物類別更為一致，即美國 NRC 所定義之 GTCC 分類接近 IAEA 定義的 ILW。所以提出國際針對 ILW 處置關鍵技術議題進行研析。

ILW 通常含有大量長半化期放射性核種，需要能長期與生物圈隔離的深層地質環境進行處置。IAEA 指出需要比近地表處置方式提供更高程度的圍阻和隔離措施來處置 ILW。ILW 在搬運、處理和臨時貯存期間須進行屏蔽，以避免輻射強度造成直接照射之輻射曝露，並保護工作人員之安全，依據 IAEA(2018)指出，ILW 可能占有所有放射性廢棄物之放射性的 3-5%。(IAEA, 2022)

廢棄物接收標準(WAC, Waste acceptance criteria)規定處置前廢棄物管理，以確保廢棄物適合在未來的處置場中處置。需依該標準將廢棄物加工處理成所需的形式。隨著處置場計畫的進展，WAC 可能會演變，以反映所選場址的實際條件和設計產生的任何要求。但重要的是，這些改進不會導致對已經處理和準備處置的廢棄物進行根本性的改變。初步 WAC 需要具備彈性，以便整個處置概念內可能的設計變化而能因應調整，在最終確定處置概念和詳細了解 WAC 之前，不建議將廢棄物固定在任何類型的基質中。處置前管理的一個主要功能是對處理過的材料進行分類、表徵、處理、調理(Condition)並最終將其包裝到適合處置的容器中。在最初的分類階段之後，通常基於物理特性，進行表徵以將廢棄物分類以進行後續處理和調理。實施處理過程以透過減少體積或以其他方

式將其特性改變為與貯存、運輸和處置兼容的形式來提高處理的安全性和/或經濟性。如果需要，可以隨後將處理過的廢棄物調理為穩定的固體形式以固定放射性核種，通常直接固化到處置容器中。多個容器可以包裝在一起。廢棄物的特性和最終包件在處置場設計中起著重要作用。(IAEA, 2020b)

對於 LLW 需要在處置前進行處理和貯存屏蔽。低放廢棄物主要包括受污染的個人防護設備、工具、抹布、用過的離子交換樹脂、建築廢棄物和廢金屬。廢棄物可以經由減容（例如焚燒或壓實）、使用適當的基質（通常是水泥、聚合物或瀝青基材料）或這些的組合來進行處理。處理過的或未加工的 LLW 通常放入桶或其他合適的容器中。以這種方式包含的廢棄物可以放置在能夠容納一個或多個容器的外包裝中，以提供屏蔽。如有必要，可以使用活性或非活性砂漿填充容器或外包裝內剩餘的空隙空間。由此產生的集裝箱化 LLW 形成廢棄物包件。額外的屏蔽可以納入貯存設施和處理設備的設計中。然而，ILW 長半化期放射性核種具有較高活度和濃度水平，使得 ILW 需要進行地質處置。來自核電廠的 ILW 係包括反應爐核心部件、用過的離子交換樹脂和反應爐系統中用於淨化冷卻水的過濾器等。通常需要廢棄物後續處理和調理。需要控制體積減容、放射性物質濃縮，以避免表面劑量率增加而超過安全限度。ILW 通常藉由水泥化或玻璃化處理成被動安全形式，並放入適當的屏蔽容器中。一個或多個容器可以組合在一起並重疊包裝以形成廢棄物包件。需要將 ILW 貯存在屏蔽設施中，等待處置(IAEA, 2020b)。

針對 ILW 之廢棄物特性、處理、貯存、處置方式及處置理念等關鍵技術議題，並說明目前國際有關 ILW 處置設施及其設計重點，說明如下：

4.2.1. 中放射性廢棄物特性

ILW 主要來自通過反應爐的冷卻水的廢棄離子交換樹脂以及一些受污染的廢棄物和廢金屬部件組成。電廠除役後，一些反應爐部件也被歸類為 ILW。ILW 亦有屬於用過核燃料經過再處理所產生的。大多數國家從研究活動以及醫療和工業用途中產生的 ILW 量相對較少，包括一些半化期較長的廢棄密封放射源。(IAEA, 2020b)。

以法國 2016 年廢棄物存量分析結果為例，長半化期中放射性核種廢棄物(ILW-LL)

占總放射性的 4.9%。其來源係為反應爐產生的中子輻照材料形成活化廢棄物(Activation product)核種，和反應爐核燃料組件金屬結構形成結構性廢棄物(Structural waste)之活化金屬核種。核燃料組件結構廢棄物約占 ILW-LL 總放射性的 75%。活化廢棄物中所含的主要放射性核種為 Fe-55、Co-60、Cd-109、H-3 氚（短半化期）、Ni-63 和 Ag-108m（長半化期）。就核燃料的結構廢棄物而言，造成大部分放射性核種是 Fe-55、Sr-90 及其子核種(Y-90)、Cs-137 及其子核種(Ba-137)、H-3 和 Co-60（短半化期）和 Ni-63（長半化期）。另外亦有短半化期之中放射性核種廢棄物，但於法國係分類為短半化期低放和中放廢棄物(LILW-SL)這些 LILW-SL 主要含有短半化期的放射性核種，如 Co-60 或 Cs-137。(ANDRA, 2018)

由於來自核電廠的運轉產生的 ILW 通常以水泥或瀝青進行固化處理和調理，然後放置在屏蔽容器中。通常，對 ILW 不進行體積減容，以避免在放射性核種濃縮時產生潛在的熱量。經驗表明，運轉 1000 兆瓦(電)反應爐每年會產生約 20 立方公尺的 ILW。ILW 廢棄物中的各種處置材料需要考慮長期腐蝕率、氣體生成、可燃性等因素。(IAEA, 2020b)

4.2.2. 中放射性廢棄物處理

ILW 的處理(Processing)在產生 ILW 的設施中進行，或是在專門建造的集中設施處理設施中進行。處理包括收集、分離、去污、體積或尺寸減小以及包裝前的穩定。乾燥、蒸發、高壓壓實、熔融和膠結是處理和調理 ILW 的常用技術。在處理過程中應注意以確保放射性濃度不會增加，超出處理設施或包裝處理由此產生的輻射水準和熱排放程度的能力。(IAEA, 2018, 2022)

根據其預期貯存或處置目的地，ILW 通常藉由加入基質（如水泥），然後使用合適的容器材料提供所需的輻射屏蔽來進行處理和調理。在某些情況下，如果不需要額外的基質來確保安全，則僅限於包裝進行處理。在其他情況下，廢棄物本身（例如具有內部污染的大型容器）一旦適當密封就形成容器。(IAEA, 2018, 2022)

鋼筋混凝土容器、鋼桶和鋼箱通常用於廢棄物包裝。其尺寸的選擇符合安全要求，

並與運輸桶和處置場的尺寸相容。ILW 的處置容器可以是自屏蔽遮罩型式，也可以依靠外部屏蔽提供必要的輻射防護。這兩個設計概念都被廣泛使用。(IAEA, 2018, 2022)

4.2.3. 中放射性廢棄物貯存

經過處理加工後，如果沒有合適的處置設施，通常需要對 ILW 包件進行貯存。如果廢棄物容器保持完整且不會降解劣化，則可以考慮貯存時間延長達 100 年或更長時間。需要注意提供足夠的圍阻和屏蔽，如：英國 Trawsfynydd 核電廠的 ILW 貯存設施(見圖 49)。ILW 之廢棄物分類及特性與 HLW 不同，但 ILW 貯存設施在某些情況下也可能需要排熱。(IAEA, 2018, 2022)



圖 49 英國 Trawsfynydd 核電廠的 ILW 貯存設施 (IAEA, 2018)

4.2.4. 中放射性廢棄物處置方式

與 LLW 相比，ILW 的長半化期意味著 ILW 處置系統需要更長時間的圍阻和隔離期，該時間長達數千年。ILW 處置方式與 LLW 採取近地表處置方式不同，在這樣的時間尺度內依靠監管期管制是不可行的，只能透過處置設施場址穩定性之被動措施來保證處置安全。IAEA(2020b)提出，ILW 廢棄物在經過適當設計之處置設施中進行地下處置是國際公認的處置方案，並提出應考慮建造在地表以下中等深度（通常為數十公尺）

的設施進行 ILW 處置(IAEA, 2020b)。

一些國家選擇在專門的處置場、改建的地下設施或與高放廢棄物處置場位於同一地點的設施中，以深層地質處置方式處置 ILW。美國廢棄物分離試驗廠 (WIPP)是屬於深層地質處置場中專用處置 ILW 的案例，目前唯一獲得許可的長半化期 ILW 處置設施是美國的廢棄物隔離試驗廠 (WIPP)，該設施係處置經由國防工業產生的長半化期、非發熱廢棄物，並建於鹽床中的地質處置場中進行處置。韓國和瑞典都有短半化期 ILW 放射性廢棄物地質處置設施的許可和營運權(如韓國的慶州設施；瑞典的 SFR，短半化期放射性廢棄物最終處置場)。在其他國家，目前針對 ILW 係處於貯存階段，直到有適合的處置設施以進行 ILW 處置。德國和瑞士規劃將所有 LLW 和 ILW 都放在一個多用途的深層地質設施中進行處置，從而無需在處置前分離含有短半化期和長半化期放射性核種的廢棄物，加拿大也在考慮建立深層地質處置設施來處置低放及中放射性廢棄物(LILW)。德國計劃在深層地質構造中處置所有類型的放射性廢棄物，將廢棄物分為發熱或非發熱兩類，並設為單獨類型廢棄物處置場。但在法國，針對長半化期的 ILW 將與 HLW 一起在計劃中的 Cigéo (industriel de stockage géologique 中心，地質處置工業中心) 進行處置(深度為 500 公尺)(圖 50)(ANDRA, 2018; IAEA, 2018, 2020b, 2022)，該深層地質處置設施相關說明見前述之 3.5 節。

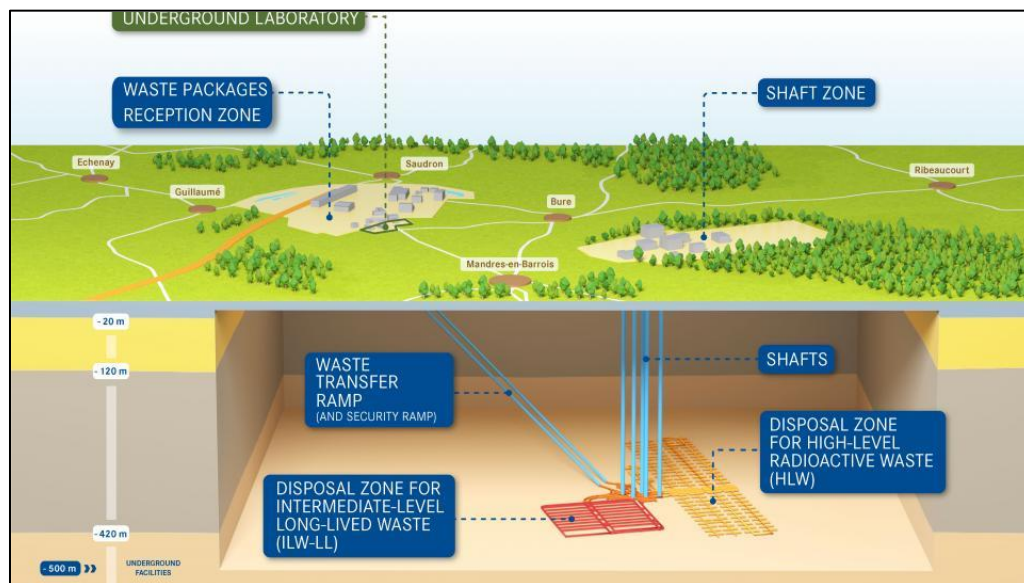


圖 50 Cigéo 地質處置工業中心示意圖(ANDRA, 2022)

4.2.5. 中放射性廢棄物處置關鍵理念

ILW 除了提供數千年的隔離和圍阻功能外，位於中等深度的 ILW 工程處置設施需再考慮並儘可能減少無意入侵至地下的活動（例如建築地基、公用事業和運輸系統的挖掘）。此類設施的典型深度為幾十公尺。

天然障壁特性至為重要，ILW 衰減到安全水平所需的時間意味著母岩地層的天然障壁特性可以成為限制放射性核種潛在釋放到生物圈環境的重要考慮因素。自然系統的障壁能力，包括：母岩地層控制處置設施周圍之地下水流動性，以及限制放射性核種延遲其向可接觸生物圈環境之外釋條件。

工程障壁的選擇和設計，能與天然障壁系統在 ILW 衰減到安全水平所需的較長時間內共同提供隔離和圍阻功能。工程障壁可以包括廢棄物形式和廢棄物包裝、工程結構（例如混凝土圍阻體）和封閉系統。需要考慮 ILW 較高劑量率之安全評估，期衰變到安全水平。ILW 安全評估需要以下資訊：

- 廢棄物特性和存量(放射性、物理和化學)；
- 廢棄物包件的特性(在預計的貯存條件下的材料特性和行為)；
- 地質圈的特徵(處置場周圍土壤、岩石和地下水的自然過程，包括對環境變化和自然事件的反應，如不斷變化的氣候和地震活動)；
- 處置場的設計特點(佈局和廢棄物安置策略以及工程障壁的使用，例如緩衝材料、襯砌、封蓋、填塞、鑽孔和豎井封閉)；
- 生物圈的特徵(例如植物根系深度、放射性核種於生物圈環境之受體吸收過程、穴居動物、地下水使用)；
- 潛在受影響人口的社會經濟特徵(土地使用、農業、人口密度等)。

在處置場計畫的生命週期內，隨著場址現場可用資訊的增多和設計의 完善，安全評估將隨著評估技術水平的提高而重複多次，通常是為滿足預定的監管目標。隨著每一次反覆運算，設計將更好地融入到與場址相關的自然環境中。這種方法有助於確保天然障

壁和工程障壁的功能提供與相互之間的平衡，並可提高處置功能與防止放射性釋放，以及限制建造工程障壁的成本。這個反覆運算設計過程的總體目標係為開發穩健的設計和完全可防禦的安全論證案例。

處置場都有一些共同的要素，如廢棄物處理設備和設施、臨時廢棄物貯存、開挖材料貯存、設備維護和貯存區、行政管理區、公用設施、衛生設施、應急設施、訪客接待設施等。處置場整體佈局將根據地形和其他現場條件、進出路線和潛在環境因素(如自然排水或濕地區域的存在)來安排這些公共要素。佈局還將反映法律要求、法規、規範和標準以及任何程序規定，以滿足自然環境安全、輻射防護和可能的放射性廢棄物管理相關要求。

4.2.6. 國際有關中放射性廢棄物處置設施及其設計重點

中等深度地下 ILW 處置場：目前國際上已開發兩種類型之中等深度地下 ILW 處置場，包括：筒倉和坑道。

(1) 兩種類型之中等深度地下 ILW 處置場

- 在韓國的 Wolsong，筒倉專門用於 ILW 處置。在匈牙利，Batapaati 的地下坑道用於處置所有核電廠運轉後 ILW。
- 在芬蘭和瑞典，筒倉和坑道兩種都被採用。在芬蘭，在 Olkiluoto 核電廠處置場址，筒倉用於處置 LLW 和 ILW，在 Loviisa 核電廠處置場址，坑道處置 LLW 和 ILW。在瑞典 SFR 設施：1 個 Silo 筒倉處置 ILW、1-2BMA 岩窖處置坑道為處置 ILW、1-2BTF 岩窖處置坑道是處置混凝土箱盛裝的 ILW、1-5BLA 岩窖處置坑道是處置 LLW、1BRT 岩窖是處置除役後之反應爐壓力容器。

(2) 筒倉和坑道兩種處置概念比較

- 地下筒倉比坑道更難建造，成本也更高，但相對於開挖量，筒倉提供了更大的處置容量。
- 筒倉可以在減少工人因放置的廢棄物而受到的輻射，而放置在坑道需要額外

的屏蔽措施，以達到輻射安全水準。

- 最終選擇取決於具體情況、處置場規劃的廢棄物特性及其運作要求。

從國際全球來看，與 LLW 和 VLLW 相比，ILW 的廢棄物量佔比較小，通常約佔廢棄物總量的 5%。對於 ILW 的安全處理、包裝和貯存，在既有廢棄物管理之工業規模方法可有效執行。許多國家(例如法、日、英)針對 ILW 規劃建立與 HLW 廢棄物聯合處置的共同場址地下處置設施，如法國的 Cigéo 地質處置工業中心。另有針對的長半化期的中低放射性廢棄物(LILW-LL)聯合處置設施，如：建造中之德國 Konrad 場址；瑞典的 SFL，計畫在 21 世紀 2030 末完成，以及加拿大的安大略省電力公司(OPG)的深層地質處置場。

國際上有關 ILW 管理方面的進展總結如下：

- 美國 WIPP 在 2014 年發生事故導致臨時停工後，於 2016 年恢復運轉。美國能源部發佈 GTCC 放射性廢棄物和類 GTCC 廢棄物處置的環境影響聲明。其首選方案是在普通商業設施進行陸地處置和/或在 WIPP 地質處置場中進行處置。最終決定有待國會批准後執行。
- 德國的 BGE 廢棄物處置公司在德國 Konrad 礦山處置場預計於 2027 年完工啟用。Konrad 處置場適用於所有不產生熱量的廢棄物，包括長半化期 ILW，目前正在建造中。
- 法國的 Cigéo 地質處置工業中心(將可處置長半化期 ILW)，目前正處於申照及監管審批階段。
- 俄羅斯之法律規定長期存在的 ILW 廢棄物必須在深層地質處置場進行處置。
- 對於 ILW 特殊的挑戰與一些體積相對較大的廢棄物類別有關(例如來自氣冷式反應爐的石墨和來自早期生產鐳造成的含鐳廢棄物)。雖然某些廢棄物中的放射性強度可能相對較低，但它主要由長半化期放射性核種(如 C-14 和 Ra-226)及其衰變產物組成，因此作為 ILW 進行管理。

第5章 我國超 C 類放射性廢棄物處置安全管制要項建議

根據前面章節研究成果瞭解，國內 GTCC 主要是來自核能電廠除役後的廢棄物，依台電公司提出核電廠運轉壽命結束後，拆除產生的除役放射性廢棄物包括用過核燃料（高放射性）、反應器槽及其內部組件、生物遮罩、廠內污染管道等、混凝土構造物、拆廠除汙作業被污染的衣服、工具、廢棄的零組件、設備、樹脂等各類廢棄物，其中低放廢棄物量佔除役拆解核電廠總量之放射性廢棄物 95%以上。國內核能電廠各種中子活化廢棄物之分類，大部份的中子活化廢棄物均可歸類為 A 或 B 類。核一、核二廠屬於沸水式反應爐之 BWR 電廠，其爐心側板及頂部燃料導架所含 Ni-59、Ni-63、及 Nb-94 之活度超過 C 類之最大限值，因此被歸類為超 C 類。核三廠屬於壓水式反應爐之 PWR 電廠，其底部爐心筒，熱遮罩，底部格板，及爐心側板所含的 Ni-59，Ni-63，及 Nb-94 之濃度超出 C 類之限值而被歸類為超 C 類。由於我國低放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則規定係引自美國 10 CFR 61.55 之表 1 單一長半化期核種濃度值及表 2 單一短半化期核種濃度值，依其規定的放射性核種濃度限值分為 A、B、C 及超 C 類。GTCC 一般係不能採用近地表處置的方式，該 GTCC 形式和處置方法與 A、B、C 類低放射性廢棄物亦不相同，通常比 C 類 LLW 處置方式的要求更為嚴格。美國聯邦法規 10 CFR 60 及 10 CFR 63 要求 GTCC LLW 應採地質處置方式，除非 NRC 根據 10 CFR 61.55 (a) (2) (iv) 採批准替代方法的建議。美國目前遇到 GTCC 處置相關議題，因我國採用相同分類方式亦同樣有類似問題。

本計畫前面章節已說明大多數 GTCC 與 IAEA 的 ILW 定義，比與 IAEA 的其他廢棄物類別更為一致，即美國 NRC 所定義之 GTCC 分類接近 IAEA 定義的 ILW。表 19 廢棄物分類比較表，列出 GTCC 類等於 IAEA 分類之長半化期低放射性廢棄物(LLW-LL)及長半化期中放射性廢棄物(ILW-LL)。所以對於 GTCC 處置安全管制，必須防止或限制放射性核種從處置設施外釋，特別針對長半化期放射性核種確保衰變到無害的程度，避免影響生物圈環境安全。

所以參考 GTCC 處置之關鍵技術，針對 ILW 之廢棄物特性、處理、貯存、處置方

式及處置理念等關鍵技術議題，並說明目前國際有關 ILW 處置設施及其設計重點。以及 USDOE 《環境影響報告書》GTCC 類型特徵，包括：輻射分解、產熱、臨界性和處置罐不銹鋼腐蝕，處置方法之人類無意闖入，意外事件造成放射性外釋評估，處置方案對資源區域及人類健康影響等議題，提出 GTCC 安全管制注意事項、安全評估與管制要項。

5.1. 超 C 類放射性廢棄物安全管制注意事項

5.1.1. 超 C 類放射性廢棄物來源與特性

我國核一、核二廠屬於沸水式反應爐之 BWR 電廠，其控制棒及爐內儀器、噴射泵、以及頂部燃料導架所含的 Ni-63 及 Nb-94 之活度在 C 類範圍內而被歸類為 C 類。爐心側板 (core shroud) 及頂部燃料導架 (top fuel guide) 所含 Ni-59、Ni-63、及 Nb-94 之活度則超過 C 類之最大限值，因此被歸類為超 C 類。核三廠屬於壓水式反應爐之 PWR 電廠，頂部爐心格板及底部支柱含有高濃度的 Ni-63(半化期 100 年)及 Nb-94(半化期 2.03×10^4 年)歸類為 C 類。底部爐心筒、熱遮罩、底部格板及爐心側板所含的 Ni-59(半化期 7.49×10^4 年)、Ni-63 及 Nb-94 之濃度超出 C 類之限值而被歸類為超 C 類。針對反應器壓力槽內部組件 GTCC 活度約佔核一廠除役廢棄物的 87.7%，但重量僅佔 0.53%；約佔核二廠除役廢棄物的 97.7%，但重量僅佔 0.58%；約佔核三廠除役廢棄物的 99.33%，但重量僅佔 1.61%。重量比很小但活度佔比卻很大，由於這些核種之半化期很長，即使封存 100 年後再進行拆廠，其所含的活度仍不可能顯著衰減，仍可能維持在超 C 類或 C 類之狀態。目前我國貯存放射性廢棄物係將 A、B、C 及超 C 類廢棄物一起存放於貯存設施，但對於最終處置而言，因超 C 類廢棄物含有長半化期核種，並不能與 A、B、C 三類合併進行最終處置。

核電廠的運轉產生的 A、B、C 及超 C 類放射性廢棄物通常以水泥進行固化處理和調理，然後放置在屏蔽容器中，並避免在放射性核種濃縮時產生潛在的熱量。廢棄物中的各種處置材料需要考慮長期腐蝕率、氣體生成、可燃性等因素。

5.1.2. 超 C 類放射性廢棄物處理及貯存

依據 IAEA(2018, 2022)提出 ILW 的處理(Processing)係在產生 ILW 的設施中進行，或是在專門建造的集中設施處理設施中進行。處理包括收集、分離、去污、體積或尺寸減小以及包裝前的穩定。乾燥、蒸發、高壓壓實、熔融和膠結是處理和調理 ILW 的常用技術。在處理過程中應注意以確保放射性濃度不會增加，超出處理設施或包裝處理由此產生的輻射水準和熱排放程度的能力。根據其預期貯存或處置目的地，藉由加入基質（如水泥）固化，然後使用合適的容器材料提供所需的輻射屏蔽進行處理和調理。針對我國分類為 GTCC 之處理，亦必須同樣進行前述安全管制注意事項。

對於 GTCC 貯存，係在 GTCC 經過處理加工後，如果沒有合適的處置設施，需要對 GTCC 包件進行貯存。貯存過程必須注意提供足夠的圍阻和屏蔽，並注意貯存設施在某些情況下也可能需要排熱。

5.1.3. 超 C 類放射性廢棄物處置方式

超 C 類放射性廢棄物與 A、B、C 類相比，具長半化期及高輻射強度表示處置系統需要更長的圍阻和隔離時間，該時間長達數千年。在這樣的時間尺度內除了依靠監管管制外，還需要透過處置設施場址穩定性之被動措施來保證處置安全。參考 IAEA(2020b)提出，ILW 廢棄物在經過適當設計之處置設施中進行地下處置是國際公認的處置方案，並提出應考慮建造在地表以下中等深度（通常為數十公尺）的設施進行 ILW 處置。

美國 USDOE 《環境影響報告書》備選方案，首選 WIPP 場址以深層地質處置方式處置超 C 類放射性廢棄物。本計畫報告表 22 按國家和廢棄物類型之放射性廢棄物處置案例亦提出多數國家將 ILW-LL 和 SNF(或 HLW)聯合處置(例如法、日、英)。由於超 C 類放射性廢棄物屬於 ILW-LL。我國 GTCC 係規劃採用 SNF 同規格乾式護箱貯存，建議未來亦可採用相同於用過核子燃料乾式貯存護箱貯存，於最終地質處置時併入用過核子燃料共同處置，依據前述 ILW-LL 和 SNF(或 HLW)聯合處置之國際放射性廢棄物處置發展，以及國內用過核子燃料最終地質處置政策進一步研議及評估。

本報告於第 4 章之 4.1 節有關美國提出 GTCC 處置之關鍵技術議題，提出美國 NRC 提出 GTCC 處置的關鍵技術問題，其 GTCC 包含短半化期的放射性核種（例如 Co-60

和 Cs-137)。目前該短半化期核種依據我國低放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則規定參考美國 10 CFR 61.55 之表 1 單一長半化期核種濃度值及表 2 單一短半化期核種濃度值，我國之廢棄物分類結果並非屬於 GTCC，所以該短半化期的放射性核種可持續依據台電公司已提出之低放射性廢棄物坑道處置方式進行推展。

5.1.4. 超 C 類放射性廢棄物處置關鍵理念

參考 IAEA(2020b)提出 ILW 中等深度的地質處置方式，除了提供數千年的隔離和圍阻功能外，位於中等深度的 ILW 工程處置設施需再考慮並儘可能減少無意闖入至地下的活動（例如建築地基、公用事業和運輸系統的挖掘）。母岩地層的天然障壁特性可以成為限制放射性核種潛在釋放到生物圈環境的重要考慮因素，包括：母岩地層控制處置設施周圍之地下水流動性，以及限制放射性核種向可接觸生物圈環境外釋。工程障壁的選擇和設計，能與天然障壁系統在 ILW 衰減到安全水平所需的較長時間內共同提供隔離和圍阻功能。工程障壁可以包括廢棄物形式和廢棄物包裝、工程結構（例如混凝土圍阻體）和封閉系統。需要考慮 ILW 較高劑量率之安全評估，期衰變到安全水平。針對我國分類為 GTCC 之處置關鍵理念，亦必須同樣進行前述安全管制注意事項。

前述提出可參考多數國家將 ILW-LL 和 SNF(或 HLW)聯合處置方式，由於超 C 類放射性廢棄物屬於 ILW-LL，並將我國 GTCC 於最終地質處置時併入用過核子燃料共同處置，由於 SNF(或 HLW)屬於深層地質處置方式，建議 GTCC 處置應注意以下處置概念。

深層地質處置的概念係基於多重障壁系統，將工程障壁和天然障壁協同作用以隔離廢棄物，並控制與輻射安全相關的放射性核種。在地質處置設施封閉後的不同時間，各種障壁的相對效能強度以及它們相互作用的方式取決於地質環境。因此，多重障壁系統系統的處置單元須滿足地質處置概念的功能，以實現隔離和圍阻放射性廢棄物及防止放射性核種釋出，以符合輻射劑量法規限值之安全目標。以下為深層地質處置設施應考慮注意事項：

- 深度：確保處置場和生物圈之間的充分隔離，以及場址特定因素，例如深層地

下水流動和化學、岩石力學和強度特性，可以確定處置場處置深度可以滿足處置功能。

- 厚度：要求母岩地層具有足夠的厚度和橫向範圍，以容納工程開挖所需空間，並將設施與周圍的地層隔開，周圍的地層可能不具備足夠的地質密封性能。在層狀沉積地層中，厚度是一個特別重要的因素。
- 均勻性和結構：母岩地層的構造必須均勻合理，岩石表徵可以更清楚經由調查試驗獲得，減少功能評估的不確定性，並促進處置場建造規劃和施工順利。
- 構造穩定性：低地震活動性、隆起/侵蝕和火山活動的區域，有利於處置場設計和長期功能。
- 水文地質：母岩地層的低水力傳導率和低地下水流量，有利於長期控制。天然障壁與工程障壁系統相結合時，非常低的流量和地質穩定的條件也有助於擴散（而不是流量）主導的傳輸系統。
- 地球化學：化學還原條件可最大限度地減少工程障壁劣化，以及廢棄物體溶解與處置容器腐蝕，可降低放射性核種的溶解度，促進核種與地質礦物吸附作用。

許多目前正在發展之 HLW 或 SNF 處置設施與 ILW 聯合處置方案，係處置在同一個母岩地層中。計畫通常考慮放置在地下設施的不同區域，以在不同的地層深度進行處置，以適應適用於每一類廢棄物的不同工程障壁要求。應特別考慮確保處置不同類別廢棄物於地質處置環境中適當分離，以避免廢棄物或其障壁材料之間任何潛在的不利(如化學)相互作用。針對我國分類為 GTCC 之處置關鍵理念，亦必須同樣進行前述安全管制注意事項。

5.2. 超 C 類放射性廢棄物安全評估與管制要項

參考 IAEA(2020b)提出 ILW 安全評估需要以下資訊，我國分類為 GTCC 亦必須同樣需要以下資訊。

- 廢棄物特性和存量(放射性、物理和化學)；
- 廢棄物包件的特性(在預計的貯存條件下的材料特性和行為)；
- 地質圈的特徵(處置場周圍土壤、岩石和地下水的自然過程，包括對環境變化和自然事件的反應，如不斷變化的氣候和地震活動)；
- 處置場的設計特點(佈局和廢棄物安置策略以及工程障壁的使用，例如緩衝材料、襯砌、封蓋、填塞、鑽孔和豎井封閉)；
- 生物圈的特徵(例如植物根系深度、放射性核種於生物圈環境之受體吸收過程、穴居動物、地下水使用)；
- 潛在受影響人口的社會經濟特徵(土地使用、農業、人口密度等)。

在處置場計畫的生命週期內，隨著場址現場可用資訊的增多和設計의完善，安全評估將隨著評估技術水平的提高而重複多次，通常是為滿足預定的監管目標。隨著每一次反覆運算，設計將更好地融入到與場址相關的自然環境中。這種方法有助於確保天然障壁和工程障壁的功能提供與相互之間的平衡，並可提高處置功能與防止放射性釋放，以及限制建造工程障壁的成本。這個反覆運算設計過程的總體目標係為開發穩健的設計和完全可防禦的安全論證案例。

根據美國 DOE 《環境影響報告書》針對 GTCC 處置之備選方案亦提出相關的關鍵考慮因素，除公眾意見外，這些考慮因素還包括廢棄物類型特徵、處置方法(包含：人類無意闖入、施工和運轉經驗、封閉後維護管理要求、施工和運轉成本)和處置位置考慮因素(包含：人類健康影響、文化資源和部落問題，法律、法規和其他要求)。本計畫提出之廢棄物類型特徵，包括：輻射分解、產熱、臨界性和處置罐不銹鋼腐蝕，處置方法之人類無意闖入，意外事件造成放射性外釋評估，以及 DOE 《環境影響報告書》備選方案對資源區域潛在影響，和處置位置考慮因素之人類健康影響等關鍵技術議題，亦是安全評估重要課題及安全管制要項。

根據美國 NRC 提出之「超 C 類廢棄物 (GTCC) 處置的關鍵技術問題」(Esh et al.,

2020)以及針對 GTCC 處置的技術分析(USNRC, 2019)，本計畫經整理提出以下安全評估與管制要項：

1. 無意闖入

針對特定場址進行闖入者評估分析，分析處置場可能處置的廢棄物型式、分類及盤存量於闖入者入侵後造成放射性核種釋出，尤其是鑽井事件的闖入者潛在劑量影響必須進一步分析。

2. 處置場的特徵

良好的處置設施及其設計能有效處置各種型式的廢棄物，並對處置場外生物圈環境公眾造成的潛在劑量進行分析，處置場的特徵型態可以很重要，必須將處置場的特徵型態納入安全評估分析流程。

3. 核種遷移途徑

放射性核種於環境中的遷移率可能因不同位置而異，需進行場址特定分析以評估處置設施釋出放射性核種時可能產生的劑量。因此，須對放射性核種之遷移途徑進行分析，證明保護公眾免受放射性物質的釋放影響。

4. 廢棄物類型

針對不同類型的處置設施可能在接收處理的廢棄物類型、處理廢棄物的方法有所不同，且不同設施可能位於不同的位置並受到不同的自然作用過程。因此，可能需要特定的設計以進行預防措施，並訂定廢棄物形式規範，以進一步保護公眾。

5. 密封源和活化金屬處置時之安全

GTCC 的活度強度可能比 A、B 和 C 類 LLW 高得多，可能需要對低放處置未曾考慮過的問題進行評估。例如，某些密封源和活化金屬中產生的熱量可能比 A、B 和 C 類 LLW 大得多，如果輻射通量大，也可能需要考慮氫氣的產生。這些都是過去低放處置安全評估較少考慮分析的問題。一般以 2 kW/m^3 為門檻值，若低於此值，廢棄物不再被視為 HLW，所以若 GTCC 之熱量接近 2 kW/m^3 時，則需進一步考慮熱輸出及氫氣產

生的問題。

6. 臨界性

如果將足夠的裂變材料放置在單個處置單元中，臨界性狀態可能是一個問題，需要考慮這些臨界性的影響，並可能對處置設施設計或廢棄物接收標準進行修正，並配合監管機關的要求進行管理。

7. 事故情節

運轉期間選定事故情節對場外公眾的潛在劑量分析，如果 GTCC 具有較差的廢棄物形態特徵（例如，高分散性、易燃性），則場外劑量影響可能非常大。所以前述廢棄物類型之形態特徵會影響事故情節演化，藉由特定場址之運轉安全評估分析以確認事故情節可能的危害分析，並可再進行管理控制以及修正處置系統障壁功能及安全性，以減輕運轉時事故可能對公眾造成的影響。

第6章 結論與建議

本報告針對 GTCC 處置安全管制進行研析，蒐集國際及國內有關 GTCC 來源及特性相關資料，研析國際 GTCC 管制法規與處置案例，以及 GTCC 處置之關鍵技術議題，最後依據前述工作成果提出我國 GTCC 處置安全管制要項建議。本報告完成下列工作：

1. 超C類放射性廢棄物之來源及特性研析

本工作蒐集分析美國針對GTCC之定義、來源及特性，並針對我國核能電廠除役計畫提出之GTCC主要來源及其特性進行說明。而IAEA定義長半化期放射性核種的ILW，係接近美國所定義之GTCC分類，所以本研究參考IAEA對於ILW的來源與特性進行研析。重點內容包括如下：

- (1) 低放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則規定係參考美國10 CFR 61.55之表1單一長半化期核種濃度值及表2單一短半化期核種濃度值，依其規定的放射性核種濃度限值分為A、B、C及超C類。GTCC係指低放射性廢棄物所含核種濃度高於表1之濃度值者；或表2高於第三行之濃度值者。
- (2) 美國GTCC來源及特性，該GTCC和類GTCC中一些放射性核種，係具有半化期長（超過10,000年）或該放射性核種係以高濃度存在的具有特殊的危害狀態。該GTCC係指放射性核種濃度超過10 CFR 61.55中的C類LLW限值的廢棄物，這些廢棄物是由美國核能管制委員會和協議州許可證持有人的核能作業活動所產生，且不能在目前獲得許可的商業LLW處置設施中處置，並由聯邦政府負責處理超C類低放射性廢棄物。而類GTCC係指放射性廢棄物由美國能源部(DOE)擁有或產生，其特性與GTCC的特性非常相似，因此可能適合採用通用處置方法。類GTCC包括LLW和非國防產生的超鈾元素(TRU)廢棄物。針對GTCC通常分為三類：(a)核電廠設施除役產生的活化金屬，這類廢棄物主要由核電廠設施除役產生，來自反應爐的輻照金屬元件，這些活化金屬包括核反應爐容器的部分，但不包括用過核子燃料；(b)封裝在小型金屬容器中的濃縮放射性物質組成的密封源，來自醫院、研究機構及大學單位利用輻射照射而製造獲

得或保留的密封放射源，用於診斷和治療癌症疾病，由封裝在小型金屬容器中的濃縮放射性物質組成；(c)超C類其他廢棄物，此類廢棄物包括受污染的設備、碎屑、廢金屬、過濾系統、樹脂、土壤和固化污泥，這些廢棄物主要與放射性污染場址的除汙清理有關。

- (3) 我國GTCC，其主要來源係來自核能電廠運轉壽命結束後，由除役作業拆除所產生的除役放射性廢棄物底部爐心筒、熱遮罩、底部格板、及爐心側板，該除役廢棄物超出C類之限值而被歸類為超C類。針對反應器壓力槽內部組件GTCC活度約佔核一廠除役廢棄物的87.7%，但重量僅佔0.53%；約佔核二廠除役廢棄物的97.7%，但重量僅佔0.58%；約佔核三廠除役廢棄物的99.33%，但重量僅佔1.61%。GTCC佔除役廢棄物總量之重量比很小但活度佔比卻很大。
- (4) 說明IAEA廢棄物分類系統以及該系統於法國及英國之放射性廢棄物分類之應用，並蒐集美國USDOE(1995)比較IAEA、USDOE和USNRC放射性廢棄物分類系統資料，說明USNRC的A、B、C類和超C類之廢棄物分類系統與IAEA、USDOE分類系統之對應說明，並可進一步說明我國採用USNRC之A、B、C類和GTCC分類與IAEA廢棄物分類系統之對應關係。
- (5) IAEA的分類體系係基於考慮輻射安全的最低處置要求，更高階廢棄物和更長半化期廢棄物所需的天然和/或工程障壁，與生物圈的隔離程度就越來越高。如果計畫在同一個處置場（通常為深層處置設施）中處置所有LLW和ILW，則通常不需要在操作上區分長半化期的ILW和短半化期LLW。但對於近地表處置方式，則需要進行區分，從近地表設施中排除長半化期廢棄物。這需要對每個廢棄物包件進行更廣泛的特徵化工作，以確保其符合近地表處置場廢棄物接收的限制。
- (6) IAEA(2009)提出：ILW是指含有長半化期放射性核種的廢棄物，其數量需要比近地表處置更大程度的圍阻和隔離生物圈。中放射性廢棄物係在幾十公尺到幾百公尺深度的設施中進行處置。若處置系統的天然障壁和工程障壁都選擇適當，

則在此深度之處置設施可與連接的環境長期隔離。特別是，在中短期內，此類深度的地表侵蝕通常不會對處置設施產生不利影響。中等深度處置的另一個重要優勢是，與適用於 LLW 的近地表處置設施相比，人類無意闖入入侵的可能性大為降低。因此，中等深度處置設施的長期安全將不依賴監管控制的應用。(詳見本報告附錄 I)

- (7) ILW 包含之核種活度高於一般除汙過程的廢棄物，物管局(2015)指出：「對於 LLW 與 ILW 之分界，IAEA 更定義 ILW 需處理熱產生且接觸劑量大於 2 mSv/h，此類廢料棄物主要來自反應器清潔冷卻水之離子交換樹脂(ion exchange resins)，以及遭中子活化之反應器內部元件」。另外，美國 NRC 人員曾於 2016 年由 IAEA 舉辦之國際研討會發表「美國 GTCC 低放射性廢棄物特性與處置方面」(Arlt et al., 2016)曾提出 GTCC 與 ILW 之比較說明，並引用 IAEA(2009b)報告指出：「ILW 可能含有 α 放射之放射性核種，在監管期間不會衰減到近地表處置可接受的放射性濃度水準。此外，ILW 的放射性濃度水準不足以透過放射性衰變過程產生大量熱量，其熱輸出小於 $2 \text{ kW}\cdot\text{m}^{-3}$ 。通常建議在幾十到幾百公尺的深度處置 ILW」。
- (8) 前述物管局(2015)、Arlt et al.(2016)以及 IAEA(2009b)有關廢棄物分類說明及數據皆係引用 IAEA(1994)分類方案。由於 IAEA 以前的分類方案中，通常使用 2 mSv/h 的接觸劑量率來區分 LLW 及 ILW 這兩類廢棄物。但在 IAEA(2009)修訂的分類方案中，接觸輻射劑量率不用於區分廢棄物類別，主要基於長期安全性。然而，接觸輻射劑量率仍然是處理和運輸廢棄物，以及廢棄物管理和處置設施運轉執行輻射防護目的必須考慮的一個問題，但不一定是處置設施長期安全的決定性因素。另外 IAEA 於 1994 年的分類系統 (IAEA, 1994) 針對 ILW 提出熱功率輸出小於 $2 \text{ kW}\cdot\text{m}^{-3}$ ，HLW 引用了 $2 - 20 \text{ kW}/\text{m}^3$ 的相應熱功率。然而，IAEA(2009)提出之安全指南中未規定熱功率水平，因為這是地質處置設施安全論證演示中需要詳細考慮的問題。(詳見本報告附錄 I)

2. 國際超C類放射性廢棄物管制法規與處置案例

我國低放射性廢棄物分類標準係參考美國10 CFR 61.55之法規規定的放射性核種濃度限值訂定。所以已針對美國10 CFR 61管制法規及美國提出低放處置設施處置GTCC案例進行案例探討，另針對國際原子能總署IAEA有關之ILW處置規定，以及目前國際上針對處置ILW處置概念、案例及主要特徵完成研析說明。重點內容包括如下：

- (1) 美國聯辦法規10 CFR 61第61.55節建立了四類LLW（A、B、C和超C類）的分類系統，並基於兩個表中給出的特定短半化期和長半化期放射性核種的濃度。A類、B類和C類LLW通常可在近地表處置設施中處置，GTCC是指《美國聯辦法規》10 CFR 61.55（a）（2）（iv）條中規定“一般不可接受的近地表處置”的LLW。但於10 CFR 61.7（b）（5）所述，在某些情況下，放射性核種濃度大於C類允許濃度的廢棄物可接受進行特殊處理或設計的近地表處置。
- (2) 美國能源部在2016年發表GTCC最終環境評估報告，評估結果指出GTCC體積僅約12,000立方公尺，但其輻射活度卻高達160百萬居里（約 6×10^{18} Bq）。這些廢棄物包括活化金屬（如反應器的內部組件或爐體），及高活度的射源等。環評報告對於GTCC的處置總共提出5種方案：無作為(No Action)方案、深層地質處置場處置(WIPP場址)、中等深度鑽孔處置(Intermediate-deep borehole)、加強式近地表壕溝(Enhanced Near-Surface Trench)、及地表處置窖設施(Above Grade Vault Facility)。其中首選方案是：GTCC處置於目前既有的超鈾核廢料(Transuranic Waste)的深層地質處置場(位於新墨西哥州的WIPP)。
- (3) 蒐集IAEA有關ILW處置相關規定之報告叢書，包括：IAEA-TECDOC - 1260(2001)有關放射性廢棄物近地表處置設施封閉的程序和技術、IAEA-TECDOC-1572(2007a)有關中低放除役廢棄物的處置方面規定、IAEA GSG-1(2009)有關放射性廢棄物分類、IAEA SSG-14 (2011a)有關放射性廢棄物地質處置設施、IAEA SSG-23 (2012)有關放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估、

IAEA SSG-29(2014a)有關放射性廢棄物近地表處置設施、IAEA SSG-31(2014b)有關監測和監視放射性廢棄物處置設施等。針對前述報告有關中放射性廢棄物處置重要內容完成研析，大多數短半化期廢棄物（LILW-SL），可在近地表設施中處置；長半化期廢棄物（LILW-LL）需要在地質處置設施中處置。

- (4) 完成國際為各種類型的放射性廢棄物制定各種處置概念研析，包括壕溝(Trench)、地面土丘(Aboveground mound)、混凝土處置窖(Concrete vault)、岩石坑道(Rock cavern)、鑽孔(Borehole)等。完成處置ILW之處置方法及國際案例研析，針對淺層近地表混凝土處置窖可設計應用於有限數量的ILW處置；深層近地表混凝土處置窖及地質處置(淺層及深層岩石坑道)，以及淺層近地表鑽孔和深層鑽孔亦可以做為ILW處置進行場址設計；其他處置方式較不適合處置ILW。
- (5) 針對世界各國處置案例及概念，本計畫整理各種處置概念的主要特徵及世界各國處置案例(表22)，以及整理按國家和廢棄物類型之放射性廢棄物處置案例(表23)，其中許多國家(例如法、日、英)計畫在ILW建立一個與HLW廢棄物於共同場址聯合處置的地下處置設施，如法國的Cigéo地質處置工業中心。另有針對的長半化期的中低放射性廢棄物(LILW-LL)聯合處置設施，如：建造中之德國Konrad場址；瑞典的SFL，計畫在2030末完成；以及加拿大的安大略省電力公司(OPG)的深層地質處置場。

3. 超C類放射性廢棄物處置之關鍵技術議題

本計畫分別針對美國USDOE針對GTCC處置之環境影響報告書，提出備選方案相關的關鍵考慮因素(USDOE, 2016)，以及美國USNRC於2020年發表於鳳凰城Waste Management研討會論文「超C類廢棄物(GTCC)處置的關鍵技術問題」(Esh et al., 2020)，針對美國提出GTCC處置之關鍵技術議題進行研究。另由於GTCC接近IAEA定義的ILW，且有些具有長半化期放射性核種的特性，處置之關鍵技術必須防止或限制放射性核種從處置設施外釋，並確保放射性核種衰變到無害的程度，避免影響生物圈環境安全。所以本計畫亦針對國際上ILW處置之關鍵技術議題進行研究。

重點內容包括如下：

- (1) GTCC的放射性核種濃度可能遠高於A類、B類和C類LLW (A、B、C等三類，以下簡稱傳統LLW)。對於傳統LLW來說有些作用過程通常不甚重要的，但由於GTCC的放射性核種濃度較高，這些作用過程對於GTCC之處置就具有極為重要的特性。這些作用過程包括但不限於：產熱、臨界和輻射分解。廢棄物的形式以及廢棄物包件所形成外釋障壁(例如廢棄物包件)可能與傳統LLW有很大不同。在評估接收和安置期間的事件影響以及評估長期功能評估時，需要考慮這些障壁條件。GTCC一般以不銹鋼材質形成的處置容器作為外釋障壁，在各種環境條件下，此不銹鋼處置容器的腐蝕速率係非常低。另外，GTCC可能需要比傳統LLW更深的地層深度進行處置，以減少干擾的可能性。傳統LLW的廢棄物分類值係基於無意闖入之闖入者挖掘廢棄物並將部分廢棄物核種帶到地表，如果廢棄物深度超過約 5 公尺，則開挖情節就不太可能發生，因此，GTCC需要評估其他闖入入侵情節，例如鑽井曝露情節。GTCC的盤存量(廢棄物數量和濃度)對處置設施運轉安全、處置設施之障壁潛在劣化過程、設施封閉後核種外釋到地下水對處置場生物圈環境之公眾長期安全，以及保護可能干擾處置場的無意闖入者等作用過程及公眾或無意闖入者都會造成影響。
- (2) 分析USDOE針對GTCC處置環境影響報告書，提出備選方案於廢棄物處置設施興建、運轉與封閉後之作業期間對資源領域潛在影響(圖48)，包括：1.氣候、空氣品質和噪音，2.地質和土壤，3.水資源，4.人類健康，5.生態資源影響，6.社會經濟，7.環境正義，8.土地利用，9.運輸，10.文化資源，11.廢棄物管理，12.累積影響。針對選取的資源領域(包括：1.氣候、空氣品質和噪音，2.地質和土壤，3.水資源，4.人類健康，5.生態資源影響，以及12.累積影響)潛在影響之後果比較(表28)。
- (3) 美國NRC所定義之GTCC分類接近IAEA定義的ILW。所以提出國際針對ILW處置關鍵技術議題進行研析。ILW通常含有大量長半化期放射性核種，需要能長

期與生物圈隔離的深層地質環境進行處置。IAEA指出需要比近地表處置方式提供更高程度的圍阻和隔離措施來處置ILW。ILW在搬運、處理和臨時貯存期間須進行屏蔽，以避免輻射強度造成直接照射之輻射曝露，並保護工作人員之安全，依據IAEA(2018)指出，ILW可能占有所有放射性廢棄物之放射性的3-5%。ILW的長半化期放射性核種具有較高活度和濃度水平，使得ILW需要進行地質處置。來自核電廠的ILW係包括反應爐核心部件、用過的離子交換樹脂和反應爐系統中用於淨化冷卻水的過濾器。通常需要廢棄物後續處理和調理。需要控制體積減容、放射性物質濃縮，以避免表面劑量率增加而超過安全限度。ILW通常藉由水泥化或玻璃化處理成被動安全形式，並放入適當的屏蔽容器中。一個或多個容器可以組合在一起並重疊包裝以形成廢棄物包件。需要將ILW貯存在屏蔽設施中，等待處置。針對ILW之廢棄物特性、處理、貯存、處置方式及處置理念等關鍵技術議題，並說明目前國際有關ILW處置設施及其設計重點。

4. 我國超C類放射性廢棄物處置安全管制要項建議

依據前述三項工作內容成果，提出我國GTCC處置安全管制要項建議。重要內容如下：

- (1) 國內GTCC主要是來自核能電廠除役後的廢棄物，依據核能電廠各種中子活化廢棄物之分類，大部份的中子活化廢棄物均可歸類為 A 或 B 類。核一、核二廠屬於沸水式反應爐之BWR電廠，其爐心側板及頂部燃料導架所含 Ni-59、Ni-63、及 Nb-94 之活度超過C類之最大限值，因此被歸類為超C類。核三廠屬於壓水式反應爐之PWR 電廠，其底部爐心筒，熱遮罩，底部格板，及爐心側板所含的 Ni-59， Ni-63， 及 Nb-94 之濃度超出C類之限值而被歸類為GTCC。由於GTCC一般係不能採用近地表處置的方式，我國目前之GTCC廢棄物類等於IAEA分類之ILW-LL。所以對於GTCC處置安全管制，可以參考多數國家將ILW-LL和SNF(或HLW)進行聯合處置，防止或限制放射性核種從處置設施外釋，特別針對長半化期放射性核種確保衰變到無害的程度，避免影響生物圈環

境安全。

- (2) 多數國家將ILW-LL和SNF(或HLW)進行聯合處置(例如法、日、英)。由於GTCC分類接近ILW-LL，建議未來國內針對GTCC處置應採取地質處置方式，並可併入用過核子燃料(SNF)進行聯合處置，依據國際上ILW-LL和SNF(或HLW)進行聯合處置之發展，以及國內用過核子燃料最終處置政策，進一步研議及評估。
- (3) 美國NRC提出GTCC處置的關鍵技術分析，指出GTCC重要核種亦包含短半化期的放射性核種(例如Co-60和Cs-137)。該短半化期核種在我國之廢棄物分類結果並非屬於GTCC，所以針對半化期小於30年之放射性核種可按目前台電公司已提出之低放射性廢棄物坑道處置進行。
- (4) GTCC處置之關鍵技術，應考慮GTCC類型特徵(包括：輻射分解、產熱、臨界性和處置罐不銹鋼腐蝕)、人類無意闖入、意外事件造成放射性外釋評估，以及處置方案對資源區域及人類健康影響等關鍵技術議題。

參考文獻

- 台電公司，2015，第一核能發電廠除役計畫-第六章 除役時程、使用之設備、方法及安全作業程序及第九章 除役放射性廢棄物之類別、特性、數量、減量措施及其處理、運送、貯存與最終處置規劃，台灣電力公司。
- 台電公司，2018，第二核能發電廠除役計畫-第九章 除役放射性廢棄物之類別、特性、數量、減量措施及其處理、運送、貯存與最終處置規劃，台灣電力公司。
- 台電公司，2021，第三核能發電廠除役計畫-第九章 除役放射性廢棄物之類別、特性、數量、減量措施及其處理、運送、貯存與最終處置規劃，台灣電力公司。
- 物管局，2015，核能電廠除役低放射性廢棄物管理之安全審查技術研究-子計畫三:除役超 C 類低放射性廢棄物包裝容器、貯存及運送之審查技術研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- 輻射防護簡訊，2017，輻射防護簡訊第 144 期，專題報導 - 簡介美國低階核廢料處置的歷史演進及發展(陳士友撰)，p19 - 26.
- Äikäs, T. and Anttila, P., 2008, Repositories for low- and intermediate-level radioactive wastes in Finland. In: Norbert T. Rempe (ed.): Deep Geologic Repositories, Reviews in Engineering Geology XIX, 67–71.
- ANDRA, 2014, The surface disposal concept for VLL waste, L'Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (ANDRA) brochure 434VA - DCOM/14-0172.
- ANDRA, 2018, National Inventory of Radioactive Materials and Waste - Synthesis Report, L'Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (ANDRA) report.
- ANDRA, 2022, Cigeo's facilities and operation - Project siting and facilities overview, L'Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (ANDRA).
<https://international.andra.fr/projects/cigeo/cigeos-facilities-and-operation/project-siting-and-facilities-overview>
- Argonne (Argonne National Laboratory), 2010, Supplement to Greater-Than-Class C (GTCC) Low-Level Radioactive Waste and GTCC-Like Waste Inventory Reports, ANL/EVS/R-10/1, prepared by Argonne, Argonne, Ill., for U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management, Oct.
- Arlt, H.; Brimfield, T.; Grossman C., 2016, Greater-Than-Class C Low-Level Radioactive Waste Characteristics and Disposal Aspects, Disposal of Intermediate Low Level Waste, International Conference on the Safety of Radioactive Waste Management, 03c – 05 / ID 193, IAEA-CN-242, 21–25 November 2016, Vienna, Austria.
- Bonaparte, R., Beech, J. F., Griffin, L. M., Phillips, D. K., Kumthekar, U. and Reising, J., 2008, Design, Construction, and Performance of Low-Level Radioactive Waste Disposal Facility, 6th International Conference on Case Histories in Geotechnical Engineering. 2, Arlington, Virginia, US, 14 Aug.
- Brimfield, T. C.; Shaffner, J.; Suber, G. F.; Wong, M.; Arlt, H.; Kennedy, J.; Chris, G., 2015, Not all Greater-Than-Class C (GTCC) waste streams are created equal – 15373, WM2015 Conference, Phoenix, AZ, March 15 - 19.
- Esh, D.; Ridge, A. C.; McCartin, T.; Arlt, H.; McKenney, C.; LaPlante, P.; Wittmeyer, G., 2020, Key Technical Issues for Greater-Than-Class-C (GTCC) Waste Disposal - 20164, WM2020 Conference, Phoenix, AZ, March 8 - 12.
- Flaherty, et al., 1986, A Calculational Technique to Predict Combustible Gas Generation in Sealed Radioactive Waste Containers, EG&G Idaho, Inc., Idaho Falls, Idaho, May 1986, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC.

- Garamszeghy, M., 2021, Disposal of Low- and Intermediate-Level Waste: International Experience Rev. 1, Nuclear Waste Management Organization, Toronto, Ontario.
- Green, J.R., Hillesland, K.E., Field, J.G., Schwarz, R.A., and Roetman, V.E., 1995, "Introduction to Radcalc: A Computer Program to Calculate the Radiolytic Production of Hydrogen Gas from Radioactive Wastes in Packages. WHC-SA-2777-FP", U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC.
- IAEA, 1970, Standardization of Radioactive Waste Categories, Technical Reports Series No. 101, IAEA, Vienna
- IAEA, 1981, Underground Disposal of Radioactive Waste: Basic Guidance, Safety Series No. 54, IAEA, Vienna
- IAEA, 1994, Classification of Radioactive Waste - A Safety Guide, International Atomic Energy Agency (IAEA) Safety Standards Series No. 111-G-1.1, IAEA, Vienna.
- IAEA, 1996, Food and agriculture organization of the united nations, International atomic energy agency, international labour Organisation, OECD nuclear energy agency, Pan American Health organization, World health organization, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna.
- IAEA, 1999, Safety Assessment for Near Surface Disposal of Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. WS-G-1.1, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2000, Regulatory Control of Radioactive Discharges to the Environment, IAEA Safety Standards Series No. WS-G-2.3, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2001, Procedures and techniques for closure of near surface disposal facilities for radioactive waste, International Atomic Energy Agency (IAEA), IAEA-TECDOC -1260, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2002, Management of Radioactive Waste from the Mining and Milling of Ores, IAEA Safety Standards Series No. WS-G-1.2, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2004, Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance, International Atomic Energy Agency (IAEA) Safety Standards Series No. RS-G-1.7, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2006, Geological Disposal of Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. WS-R-4, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2007a, Disposal Aspects of Low and Intermediate Level Decommissioning Waste, International Atomic Energy Agency (IAEA) IAEA-TECDOC-1572, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2007b, Retrieval and Conditioning of Solid Radioactive Waste from Old Facilities, International Atomic Energy Agency Technical Report Series # TRS-456, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2009, Classification of Radioactive Waste, International Atomic Energy Agency (IAEA) Safety Standards Series No. GSG-1, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2009b, Disposal Approaches for Long Lived Low and Intermediate Level Radioactive Waste, IAEA Nuclear Energy Series No. NW-T-1.20, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2009c, Borehole Disposal Facilities for Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. SSG-1, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2011a, Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste. International Atomic Energy Agency (IAEA) Specific Safety Guide No. SSG-14, Vienna..
- IAEA, 2011b, "Disposal of Radioactive Waste," Specific Safety Requirements, International Atomic Energy Agency (IAEA) Safety Series No. SSR-5, Vienna.
- IAEA 2011c, BOSS: Borehole Disposal of Disused Sealed Sources: A Technical Manual,

- International Atomic Energy Agency (IAEA) report TECDOC Series No. TE-1644, Vienna.
- IAEA, 2012, The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste. International Atomic Energy Agency (IAEA), Specific Safety Guide No. SSG-23, Vienna.
- IAEA, 2014a, Near Surface Disposal Facilities for Radioactive Waste. International Atomic Energy Agency (IAEA), Specific Safety Guide No. SSG-29, Vienna.
- IAEA, 2014b, Monitoring and Surveillance of Radioactive Waste Disposal Facilities. S International Atomic Energy Agency (IAEA), Specific Safety Guide No. SSG-31, Vienna.
- IAEA, 2015, Site Survey and Site Selection for Nuclear Installations. International Atomic Energy Agency (IAEA), Specific Safety Guide No. SSG-35, Vienna..
- IAEA, 2017, Selection of Technical Solutions for the Management of Radioactive Waste, International Atomic Energy Agency (IAEA) report TECDOC Series No. TE-1817, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2018, Status and Trends in Spent Fuel and Radioactive Waste Management, International Atomic Energy Agency (IAEA) Nuclear Energy Series No. NW-T-1.14, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2020a. International Peer Review of the Deep Well Injection Practice for Liquid Radioactive Waste in the Russian Federation, International Atomic Energy Agency (IAEA) Report IAEA-WAS-RUS, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2020b, Design Principles and Approaches for Radioactive Waste Repositories, International Atomic Energy Agency (IAEA) Nuclear Energy Series No. NW-T-1.27, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2022, Status and Trends in Spent Fuel and Radioactive Waste Management, International Atomic Energy Agency (IAEA) Nuclear Energy Series No. NW-T-1.14 (Rev. 1), IAEA, Vienna.
- NDA, 2019a, 2019 Summary of UK Radioactive Waste and Material Inventory for International Reporting, Nuclear Decommissioning Authority (NDA), UK.
- NDA, 2019b, 2019 UK Radioactive Waste Detailed Data - 2019 UK Radioactive Waste and Material Inventory, Nuclear Decommissioning Authority (NDA), UK.
- Nuclear Energy Agency (NEA), 2000, Gas Generation and Migration in Radioactive Waste Disposal: Safety-Relevant Issues. Workshop Proceedings. Reims, France, 26-28 June 2000.
- Nuclear Energy Agency (NEA), 2010, Radioactive Waste in Perspective, OECD Nuclear Energy Agency report NEA No. 6350, Paris, France.
- NOS, 2014, Disposal Solutions Implemented for Low Level Waste, Bálint Nős presentation to IAEA Conference on Radioactive Waste: Meeting the Challenge, Vienna, Austria, September 2014. Available at:
<https://www-pub.iaea.org/MTCD/Meetings/PDFplus/2014/cn219/Presentations/15BalintNos.pdf>
- SAIC, 1994, Nuclear Fuel Cycle Facility Accident Analysis Handbook. NUREG/CR-6410. Reston, Virginia: Science Applications International Corporation. March 1998.
- SKB, 2011, International perspective on repositories for low level waste, SKB Technical Report R-11-16, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2014, Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU, SKB TR-14-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.

- SKB, 2020, Concrete caissons for 2BMA. SKB Technical Report TR-20-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- STOW, 1986, Subsurface disposal of liquid low-level radioactive wastes at Oak Ridge, Tennessee. Paper presented at the 19th congress of the International Association of Hydrogeologists, Karlovy Vary, Czechoslovakia, 8 Sep 1986.
- UKAEA(UNITED KINGDOM ATOMIC ENERGY AUTHORITY), 2004, Dounreay LLW Strategy Development Best Practicable Environmental Option Study, UKAEA Rep. No. GNL(04) TR75, Dounreay, UKAEA, Harwell, UK.
- USDOE, 1994, DOE Handbook: Airborne Release Fractions/Rates and Respirable Fractions for Nonreactor Nuclear Facilities, Volume I - Analysis of Experimental Data. DOE-HDBK-3010-94. Washington, D.C.: U.S. Department of Energy. December 1994.
- USDOE, 2011,. International Low Level Waste Disposal Practices and Facilities, Report prepared for the US Department of Energy Used Fuel Disposition Campaign. Report #ANL-FCT-324, October 2011.
- USDOE, 2012, Final Tank Closure and Waste Management Environmental Impact Statement for the Hanford Site, Richland, Washington, DOE/EIS-0391, Dec. 2012.
- USDOE, 2016, Final Environmental Impact Statement for the Disposal of Greater-Than-Class C (GTCC) Low-Level Radioactive Waste and GTCC-Like Waste (DOE/EIS-0375), Volume I – V, U.S. Department of Energy Office of Environmental Management, Washington, DC.
- USDOE, 2017a, Alternatives under consideration for the disposal of greater-than-Class C (GTCC)low-level radioactive waste and GTCC-like waste - Report to Congress, U.S. Department of Energy, Washington, DC.
- USDOE 2017b. “Sixth National Report for the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management”, United States Department of Energy Report.
- USDOE, 2018, Environmental Assessment for the Disposal of Greater-Than-Class C (GTCC) Low-Level Radioactive Waste and GTCC-Like Waste at Waste Control Specialists, Andrews County, Texas, U.S. Department of Energy Office of Environmental Management, Washington, DC.
- USNRC, 1984, Information Notice No. 84-72: "Clarification of Conditions for Waste Shipments Subject to Hydrogen Gas Generation", U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC.
- USNRC, 1985, NUREG/CR-4062. Extended Storage of Low-Level Radioactive Waste: Potential Problem Areas, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC.
- USNRC, 1991, “Waste Form Technical Position, Revision 1,”ML033630746, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC.
- USNRC, 1998, SECY-98-231, Authorization of the Trojan Reactor Vessel Package for One-Time Shipment for Disposal, October 1998.
- USNRC, 2000, NUREG/CR-6637 “Hydrogen Generation in TRU Waste Transportation Packages,” ML003705052, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC.
- USNRC, 2014, The 2014 Radiation Source Protection and Security Task Force Report, submitted by the Chairman of the NRC on behalf of the Radiation Source Protection and Security Task Force to the President and U.S. Congress, Aug. 14.
- 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, 2019, Technical Analysis of the Hazards of Disposal of Greater-Than-Class C (GTCC) And Transuranic Waste, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/docs/ML1916/ML19162A259.pdf>
- USNRC, 2022, Greater-Than-Class C and Transuranic Waste, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/waste/llw-disposal/llw-pa/gtcc-transuranic-waste-disposal.html#recent>

附錄 I IAEA 於 2009 年提出 6 種廢棄物分類之詳細討論

本附錄係引自 IAEA(2009)報告第 2.8-2.33 條之說明內容，對各種廢棄物類別更詳細討論，摘錄說明如下：

豁免廢棄物 (EW)

- 2.8. 豁免廢棄物含低濃度的放射性核種，因此不需要提供輻射防護，無論該廢棄物是在一般掩埋場處置還是回收。此類物料可以從監管控制過程中清除，因此不需要從監管控制的角度進一步考慮。
- 2.9. 在適當的監管控制下排放到環境中的液態或氣態流出物，在某種程度上類似於清除的廢棄物，因為從輻射防護和安全的角度來看，不需要進一步考慮排放的物料。然而，在確定適合排放的廢水量限制方面存在一些顯著差異，在排放廢水的情況下，通常會進行確認性環境監測 IAEA(2000)。
- 2.10. 在國家和國際層面進行的研究，得出放射性核種的特定活度濃度水平，用於固體物料的豁免和清除，IAEA(2004)對排除、豁免和清除的概念提供解釋和指導，並給定天然和人工來源放射性核種的活度濃度值，監管機關可以使用這些值來確定何時不需要或不再需要對大量固體物料進行控制。
- 2.11. 人工放射性核種的活度濃度值是根據廢棄物回收和處置的一般情節所得出的。IAEA(2004)指出：「為大量物料的豁免和清除之確定活度濃度值，其主要放射學基礎係為對個人的有效劑量在一年內應為 $10 \mu\text{Sv}$ 或更低的數值。為了考慮導致更高輻射曝露的低概率事件的發生，使用一個附加標準，即此類低概率事件引起的有效劑量在一年內不應超過 1mSv 。在這種情況下，還考慮對皮膚的劑量；為此，採用皮膚每年 50mSv 的等效劑量標準。該方法與「國際電離輻射防護和輻射源安全基本安全標準」(The International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, 簡稱 BSS)(IAEA, 1996)附表 I 規定的豁免值確定方法一致」。

對於天然來源的放射性核種，採用了不同的方法：這些值是在考慮土壤中放射性

濃度全球分佈上限的基礎上確定的(IAEA, 2004)。

- 2.12. IAEA(2004)中所建議之各種豁免廢棄物的放射性濃度水平，監管機關可根據具體情況制定，前提是考慮到將顯著影響曝露情節的具體環境條件，或是規定豁免或清除廢棄物的具體要求或條件。如果預期有關物料可能出口，則應考慮任何可能的跨國界影響。監管機關制定的活度濃度水平在很大程度上取決於授予豁免或許可的條件。
- 2.13. IAEA(2004)文獻所訂之重要目標，係為就無條件豁免或清除物料之放射性濃度水平標準達成共識，這些物料可以從一個國家轉移到另一個國家(如回收或再利用)而不受輻射防護監管。這種共識的存在極大地簡化豁免和許可程序，並被認為有助於提高公眾對執行輻射防護安全性的信心。

極短半化期廢棄物 (VSLW)

- 2.14. 半化期極短的廢棄物只含有半化期極短、活度濃度高於清除水準的放射性核種。這類廢棄物可以一直貯存到活度降至清除水平以下，以便將清除後的廢棄物作為一般廢棄物進行管理。半化期極短的廢棄物包括 Ir-192 和 Tc-99m 來源的廢棄物，以及來自工業和醫療應用含有其他短半化期的放射性核種廢棄物。儘管 IAEA 安全指南著重於固體放射性廢棄物的分類，但應注意的是，利用衰變時間進行貯存係常用於含有短半化期放射性核種的液體和氣體廢棄物的管理，貯存至活度濃度低於排放到環境中的適用水平。
- 2.15. 將廢棄物分類為 VSLW 的主要標準，係為主要放射性核種的半化期和較長半化期放射性核種數量的可接受性。由於衰變貯存的目的是最終清除材料，因此長半化期放射性核種的可接受濃度水平由清除水平確定。由於主要放射性核種的半化期取決於計畫的貯存時間和廢棄物的初始放射性濃度，因此不能籠統地規定其半化期界線。然而，一般而言，衰變貯存管理方案適用於半化期為 100 天或更短的放射性核種廢棄物。
- 2.16. 將廢棄物分類為 VSLW，顯然取決於對廢棄物進行分類的時間點。透過放射性衰

變，VSLW 將進入豁免廢棄物類別。因此，分類方案不是固定的，而是取決於評估時所涉廢棄物的實際情況。這反映了放射性衰變為放射性廢棄物管理提供的靈活性。

極低放射性廢棄物 (VLLW)

2.17. 大量廢棄物產生於核設施的運行和退役，這些設施的活度濃度水平處於或略高於規定的物料管制清除水平。其他含有天然放射性核種的此類廢棄物可能來自礦石和礦物的開採或加工。與豁免廢棄物相比，該廢棄物的管理確實需要從輻射防護和安全的角度考慮，但與更高階廢棄物 (LLW、ILW 或 HLW) 的規定相比，所需規定的範圍有限。具有如此有限危害但仍高於或接近豁免廢棄物水平的廢棄物被稱為極低水平廢棄物。

2.18. VLLW 的足夠安全水平可以透過在陸地面之垃圾掩埋場設施中來進行處置。這是某些採礦作業產生的廢棄物和其他含有天然涉及礦物加工和其他活動的各種作業產生的放射性核種。一些國家還對核設施產生的低放射性濃度廢棄物使用這種處置方法。這類處置設施的設計範圍從簡單的覆蓋到更複雜的處置系統，一般而言，這類處置系統需要主動和被動的監管控制。實施監管控制的時間段將足以確保遵守廢棄物處置的安全標準。

2.19. 為了確定特定類型的廢棄物是否可以被視為屬於 VLLW 類別，必須得出工程地面垃圾掩埋場類型設施的接收標準。這可以使用類似於參考文獻中豁免和許可水平推導中所應用的通用情節 (IAEA, 2004)，或透過以監管機關批准的方式對特定設施進行安全評估。得出的標準將取決於實際場址條件和工程結構的設計，或者在使用通用情節的情況下，取決於為考慮這些因素而做出的假設。因此，IAEA 安全指南無法定義普遍有效的標準。然而，預計在適度的工程和控制水準下，垃圾掩埋場可以安全容納含有人工放射性核種的廢棄物，其活度濃度水平比豁免廢棄物水平高 1 到 2 個數量級，含有短半化期放射性核種的廢棄物和總活度有限。只要對公眾的預期劑量在監管機關制定的標準範圍內，這就適用。一般而言，鑑於天

然存在的放射性核種的半化期較長，對於含有天然存在的放射性核種的廢棄物，可接受的活度濃度水平預計將低於含有人造放射性核種的廢棄物。根據現場因素和設計，仍然可以證明具有更高活度濃度的廢棄物的安全性。

2.20 屬於這一類別的某些廢棄物，如採礦作業產生的廢石。另一種管理選擇可能是材料的授權使用（如道路施工）。在這種情況下，可使用類似於 IAEA(2004)中規定的列出的方法來導出標準（見 IAEA(2004)第 3.1 段）。

低放射性廢棄物（LLW）

2.21. 在以前的分類方案中，低放射性廢棄物被定義為在正常處理和運輸過程中不需要屏蔽的放射性廢棄物(IAEA, 1981)。需要屏蔽但需要很少或不需要散熱措施的放射性廢棄物被歸類為中放射性廢棄物(IAEA, 1994)。通常使用 2 mSv/h 的接觸劑量率來區分這兩類廢棄物。在 IAEA(2009)修訂的分類方案中，接觸輻射劑量率不用於區分廢棄物類別，主要基於長期安全性。然而，這仍然是處理和運輸廢棄物，以及廢棄物管理和處置設施運轉執行輻射防護目的必須考慮的一個問題，但不一定是處置設施長期安全的決定性因素。

2.22 在本安全指南規定的分類方案中，低放射性廢棄物是適合近地表處置的廢棄物。這是一種適用於含有大量放射性物質的廢棄物的處置方案，需要在幾百年的有限時間內進行有效的圍阻和隔離。LLW 涵蓋非常廣泛的放射性廢棄物。其範圍從放射性含量水平略高於 VLLW 的放射性廢棄物(即不需要屏蔽遮罩或特別堅固的圍阻和隔離)，到放射性廢棄物的活度濃度水平，需要屏蔽和更強大的圍阻和隔離時間長達數百年。

2.23. 由於 LLW 的活度濃度範圍很廣，可能含有範圍很廣的放射性核種，因此近地表處置設施有多種設計方案。這些設計選項的範圍從簡單到更複雜的工程設施，並且可能涉及不同深度的處置，通常是從地表到 30 公尺深度。它們將取決於安全評估和國家執行，並須經監管機關批准。

2.24. LLW 中可能存在低濃度的長半化期放射性核種。儘管廢棄物可能含有高濃度的短

半化期放射性核種，但在場址、工程障壁和監管控制提供的可靠圍阻和隔離期間，這些核種會發生顯著的放射性衰變。因此，將廢棄物分類為 LLW 應與廢棄物中的特定放射性核種相關，並且應考慮各種曝露途徑，例如攝食（例如，在處置設施的封閉階段，放射性核種長期遷移到後期可接觸生物圈的情況下）和吸入（例如，在人類闖入入侵廢棄物的情況下）。因此，在大多數情況下，適合在地表附近和中等深度處處置的放射性廢棄物可能會根據對時間框架控制的需要進行區分，在這些時間範圍內可以保證監管控制，從而可以防止人類闖入入侵到廢棄物處置設施。處置設施對特定廢棄物存量的適用性需要透過該設施的安全論案案例來證明(IAEA, 2006)。

- 2.25. 在許多國家，認為可以利用長達 300 年左右的時間進行監管控制以確認可以完成安全處置。在此假設下，可以透過估算這段監管控制期後曝露於個人的劑量來推導出以活度濃度水平表示的低放廢棄物造成的輻射曝露上限值。鈾和其他含有大量天然來源放射性核種的材料的開採和加工產生的廢棄物有種特殊情況，即在這樣的時間尺度內，放射性含量不會顯著降低。由於在近地表設施中管理此類廢棄物在許多情況下是唯一可行的選擇，因此必須假定更長的監管控制期，並對設施進行定期安全審查。
- 2.26. 無法提供 LLW 和中放射性廢棄物 (ILW) 之間的精確界限，因為可接受的活度濃度水平限制在單個放射性核種或放射性核種組合之間會有所不同。特定近地表處置設施的廢棄物接收標準將取決於設施的實際設計和規劃（例如工程障壁、監管控制的持續時間、場址特定因素）。對單個廢棄物包件長半化期放射性核種的活度濃度水平的限制，可以透過對平均活度濃度水平的限制或利用簡單的操作技術來補充，例如將放射性濃度較高的廢棄物包件放置在處置區內的選定位置設施。監管機關有可能根據通用場址特徵和通用設施設計，以及特定的監管控制期和個人劑量限值，為 LLW 提供活度濃度分類的界限值。
- 2.27. 監管機關應根據對特定處置設施的安全評估，確定長半化期放射性核種的處置限

值。一些國家已經對長半化期 α 發射放射性核種採用平均 400 Bq/g 的限值（單個包件最高可達 4000 Bq/g）。對於長半化期的 β 和/或 γ 發射放射性核種，例如 C-14、Cl-36、Ni-63、Zr-93、Nb-94、Tc-99 和 I-129，允許的平均活度濃度可能相當高（高達數十 kBq/g）並且可能處置於特定場址和處置設施。

中放射性廢棄物（ILW）

2.28 中放射性廢棄物是指含有長半化期放射性核種的廢棄物，其數量需要比近地表處置更大程度的圍阻和隔離生物圈。中放射性廢棄物係在幾十公尺到幾百公尺深度的設施中進行處置。若處置系統的天然障壁和工程障壁都選擇適當，則在此深度之處置設施可與連接的環境長期隔離。特別是，在中短期內，此類深度的地表侵蝕通常不會對處置設施產生不利影響。中等深度處置的另一個重要優勢是，與適用於 LLW 的近地表處置設施相比，人類無意闖入入侵的可能性大為降低。因此，中等深度處置設施的長期安全將不依賴監管控制的應用。

2.29 如第 2.26，LLW 和 ILW 之間的界限不能以一般方式規定活度濃度水平，因為允許放射性濃度水平，將取決於實際廢棄物處置設施及其相關安全論證案例和支持的安全評估結果。為了在建立 ILW 處置設施之前進行溝通，監管機關可根據一般安全論證案例，確定某些廢棄物組成可分類為 LLW 或 ILW。

高放射性廢棄物（HLW）

2.30 高放廢棄物係定義為含有高濃度之短半化期和長半化期放射性核種的廢棄物，與 ILW 相比，需要更大程度的圍阻和隔離，以確保長期安全。這種圍阻和隔離通常由包含工程障壁且具有完整性和穩定性的深層地質處置設施所提供。HLW 從放射性衰變中產生大量熱量，通常持續產生熱量達幾個世紀之久。散熱是地質處置設施設計中必須考慮的重要因素。

2.31 HLW 的放射性濃度*通常在 10^4 - 10^6 TBq/m³ 範圍內（例如，來自核電廠反應爐的新鮮用過核子燃料，一些國家將其視為放射性廢棄物）。HLW 包括用過核子燃料再處理所產生，經由再調理過的廢棄物，以及需要相當程度進行圍阻和隔離的任何

其他廢棄物。在處置時，經過幾十年的冷卻時間，含有此類混合核分裂產物的廢棄物，其活度濃度通常在 10^4 TBq/m³ 左右。為了在建立 HLW 處置設施之前進行溝通，國家當局可根據一般安全論案案例確定某些廢棄物組成可分類為 ILW 或 HLW。

*先前的分類系統 (IAEA, 1994) 引用了 2 - 20 kW/m³ 的相應熱功率。IAEA(2009) 提出之安全指南中未規定熱功率水平，因為這是地質處置設施安全論證演示中需要詳細考慮的問題。

其他注意事項

2.32 如果使用分類方案，則應考慮放射性廢棄物的具體類型和性質。將廢棄物劃分為特定廢棄物類別所依據的準確標準將取決於該國有關廢棄物性質的具體情況，以及可用或正在考慮的處置方案。需要特別考慮的一類重要廢棄物是廢棄的密封源。鑑於產生的大量廢棄物和已採用的不同監管方法，需要特別考慮的另一類重要廢棄物是天然來源的放射性核種含量較高的廢棄物。IAEA(2009)報告之附件三概述了重要類型的放射性廢棄物，並討論在對這些不同類型的廢棄物使用分類方案時需要特別考慮的問題。圖 I-1 是 IAEA 於 2009 年提出之分類方案使用說明，該圖說明使用分類方案來幫助確定處置方案，詳見 IAEA(2009)報告之附件三。

2.33 儘管產生熱量是 HLW 的一個特徵，但其他廢棄物也可能產生熱量，儘管熱量水準較低。產生的熱量取決於廢棄物中放射性核種的類型和數量 (如半化期、衰變能、活度濃度和總活度)。此外，考慮散熱非常重要 (例如導熱性、貯存的幾何形狀和通風)。因此，不能透過單一參數值來定義發熱的重要性。發熱的影響可能相差幾個數量級，具體取決於影響因素和現有的散熱方法。如果廢棄物包件的熱功率達到每立方米幾瓦，則應考慮對衰變熱進行管理。可能適用更嚴格的值，特別是在含有長半化期放射性核種的廢棄物的情況下。

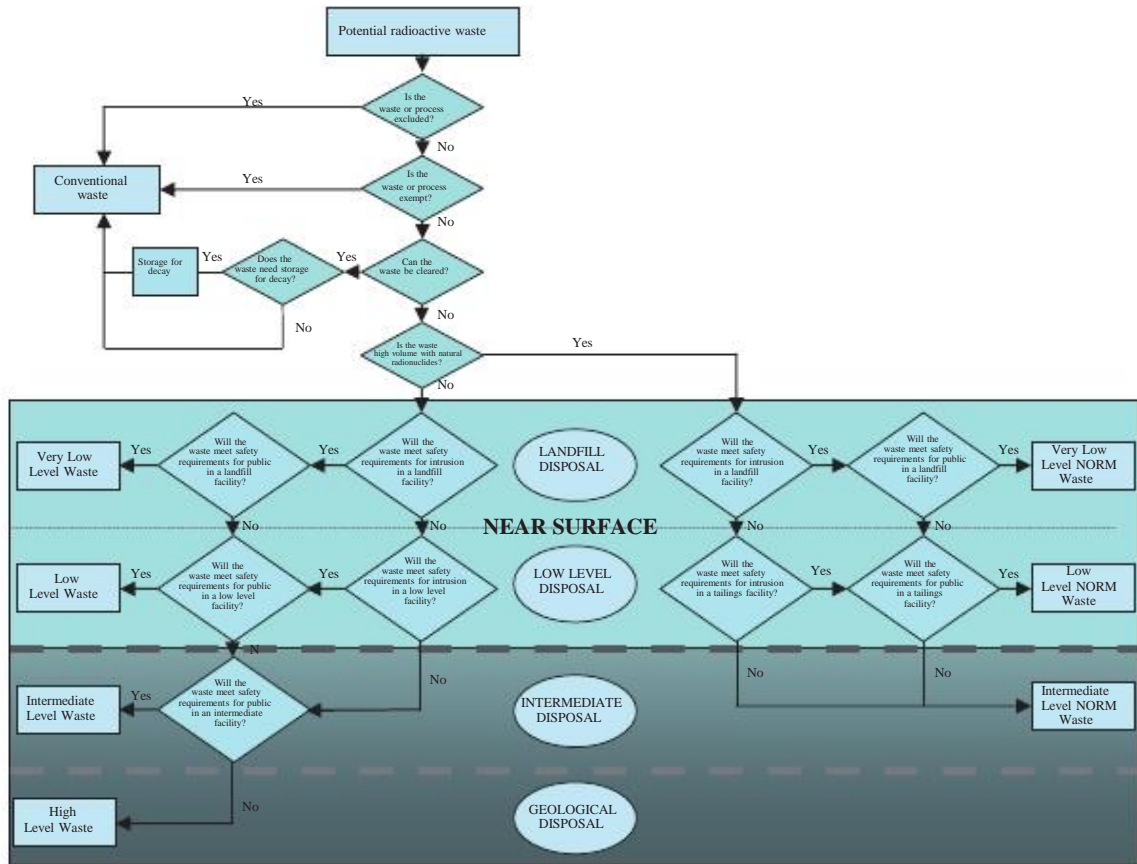


圖 I-1 IAEA 於 2009 年提出之分類方案使用說明
 (引自 IAEA(2009)報告書之圖 2)

附錄 II IAEA 於 2009 年提出之廢棄物分類方法

本附錄係引自 IAEA(2009)附錄 II 有關廢棄物分類方法，提出之討論廢棄物分類的各種目的和方法，以及廢棄物分類的定性和定量方法。並說明如下：

- II - 1. 放射性廢棄物的分類方案可以根據不同的基礎制定，如安全或監管相關方面或過程之工程要求。本附錄討論放射性廢棄物分類計畫的各種目的和方法。
- II - 2. 放射性廢棄物分類計畫可分為不同級別和不同用途。可在國際、國家或運轉商層面定義分類方案。其視角和目的也將相應不同，例如涉及安全相關方面、廢棄物的來源和特徵、工程要求或監管控制。
- II - 3. 分類方法將取決於放射性廢棄物分類計畫的目的。分類的一個基本方法是對單個類別的直接定性描述，其中放射性廢棄物的一般特徵被用作分類的主要標準。儘管如此，即使對於這種定性分類方法，描述寬頻帶或數量級特徵的數值也可能有用。分類的另一個基本方法是使用定量標準，其中規定了廢棄物類別定義的數值。
- II - 4. IAEA(2009)安全指南第 2 節所述方法主要基於廢棄物處置的長期安全方面，但可用於廢棄物管理的各個階段。將處置作為分類方案的基礎是合理的，以便在廢棄物管理的不同階段保持相容性和一致性。
- II - 5. 必須明確區分分類方案和一組監管限值。分類的目的是確保在國家策略框架內以安全和經濟的方式管理廢棄物並促進溝通，而監管限值的目的是確保每個許可設施和活動的安全。因此，精確限值的制定必須在特定放射性廢棄物管理活動和設施的許可或授權監管框架內進行。一個國家的監管機關將制定放射性廢棄物分類的實際數量或濃度限制。

雖然廢棄物分類方案可能有助於一般安全考慮，但它不能替代對實際設施進行的具體安全評估，也不能很好地描述放射性廢棄物的特性。

定性分類

- II - 6. 存在“自然”分類方案，例如，根據廢棄物來源對其進行分類。IAEA(2009)安全

指南之附錄 III 給出此類定性分類方案的一個例子。雖然此類方案便於記錄和通知監管機關，但它無法實現 IAEA(2009)報告內第 1 段中列出的許多目標。此外，與某一類別廢棄物安全性相關的特徵可能差異很大，同一類別的廢棄物可能需要不同類型的處理方式。

II - 7. 另一個“自然”分類方案是根據放射性廢棄物的物理狀態(即固體、液體或氣體)對其進行區分。該方案源於處理不同廢棄物的過程工程需求，並且該方案經常被細化以對應單個廢棄物處理系統。這類分類方案遵循技術需求和可能性，因此通常針對個別設施。但是，它可以納入安全考慮因素，如對具有較高輻射危害潛力的放射性廢棄物類別所需的輻射防護措施。

II - 8. IAEA 於 1994 年提出的分類方案，有三個主要廢棄物類別：豁免廢棄物、低和中放射性廢棄物(細分為短半化期廢棄物和長半化期廢棄物)和高放射性廢棄物。廢棄物類別之間的界限以活度水平的數量級表示。

II - 9. 不同的國家使用不同的分類方案。例如，在美國，中低放射性廢棄物分為四個子類，但一些州有一類極低放射性廢棄物。在許多國家，進一步區分是基於廢棄物中放射性核種的半化期、廢棄物的物理狀態和其他因素。

定量分類

II - 10. 通常，放射性廢棄物的分類與所涉廢棄物管理的安全方面有關。因此，這樣的分類方案提供了廢棄物特性與監管機關或廢棄物管理設施運轉商制定安全目標之間的聯結。由於安全標準通常以數值形式制定，因此有必要採用定量方法進行分類。放射性廢棄物分類方案的定量標準可根據放射性活度水平、廢棄物之放射性核種的半化期、廢棄物產生的熱量和/或劑量或劑量率來訂定。為了推導定量分類方案，應使用第 II - 11 至 II - 17 段所述的程序。

II - 11. 制定定量分類方案的第一步是確定分類方案的目的，因為給定的分類方案只能解決放射性廢棄物管理的特定方面。關於分類方案目的決定將基於以下方面：

-放射性廢棄物類型；

- 考慮中的設施或活動；
- 處理選項可用性；
- 要達到的安全目標；
- 相關社會經濟因素；
- 需要溝通。

II - 12. 第二步是定義方案中要考慮的方面，例如：

- 人員曝露；
- 公眾曝露；
- 環境污染；
- 臨界安全；
- 正常情況或事故；
- 廢棄物產生的熱量；
- 過程工程方面。

II - 13. 對於第 II - 12，可能存在必須考慮的監管或技術約束。此類約束的示例包括：

- 監管機關設定的限制和要求；
- 廢棄物本身的特性，即每年產生的數量、總產生量以及放射性核種的輻射強度及其濃度；
- 設施特定條件（如廢棄物體或廢棄物包件接收、工程設計）；
- 操作限制；
- 安全評估規定的途徑或情節；
- 場址特定條件（例如，對於廢棄物處置，場址的地質、水文地質和氣候特徵可能會限制對處置場或可在場址處置的廢棄物類型的選擇）；
- 社會或政治方面；

-法律定義和要求。

這些因素可能會限制分類方案的選擇和制定，因此必須在得出分類方案之前評估其效果。

II - 14. 一旦確定了分類框架，第三步涉及選擇用於廢棄物分類的參數。可作為分類參數的廢棄物的重要特徵如表 II - 1 所示。

II - 15. 然後，必須在第四步驟評估可能的方案、設施設計方案和場址特定方案，以評估其作為分類參數的適用性。對於 LLW 的情況，IAEA 提出已於 IAEA(1999) 之文獻中對可能的情節進行討論。

II - 16. 當選擇了一組分類參數時，數值或定性特徵的區間被指定為不同類別的限值。將廢棄物分配到這些類別將表明所建立的分類方案是否充分。

II - 17. 通常，以反覆運算的方式重複第 II - 11 至 II - 16 段中所述的步驟，直到得到滿意的結果。¹

表 II - 1 可作為分類參數的放射性廢棄物的重要特徵

輻射特性：	化學性質：
-放射性核種半化期 -熱量產生 -穿透輻射強度 -放射性核種活度濃度 -表面污染 -相關放射性核種的劑量因數 -衰變產物	-化學成分 -溶解度和螯合劑 -潛在化學危害 -耐腐蝕性/腐蝕性 -有機物含量 -燃燒性和可燃性 -化學反應性和膨脹潛勢 -氣體產生 -放射性核種吸附
物理性質：	生物學特性：
-物理狀態（固態、液態或氣態） -尺寸和重量 -緊致性 -分散性 -波動性 -混溶性 -游離液體含量	-潛在生物危害 -生物累積
	其他因素： -體積 -單位時間發生量 -實體分佈