

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

設施安全分析源項審查技術發展

計畫編號：101FCMA006

報告編號：101FCMA006-09

執行單位：核能研究所

計畫主持人：周鼎

子項工作負責人：吳禮浩

報告作者：陳智隆、賴仁杰

報告日期：中華民國 101 年 12 月

(本頁空白)

Developing Regulatory Review Technology for Source Term of Low-Level Waste Disposal

By

Chih-Lung Chen, Ren-Jie Lai

Institute of Nuclear Energy Research

ABSTRACT

This report simplified an actually Low-level waste repository conceptual designed into an analysis conceptual model, which considering the nuclide decay chain, the diffusion and adsorption characters of nuclides in different media, and nuclides dose conversion factor of drinking water scenario. GoldSim platform was used to perform parameters probability sampling analysis of conceptual model. Finally, it ranks by the importance weights of nuclides for obtaining critical nuclides. The analysis results show that when sampling number over 250, the rank trends to consistent. The results of this study with literatures review shows that parts of critical nuclides in our study as K-40, Ho-166m, Cl-36, and Ca-41 lacked relative parameters information that caused a over conservative results. But the rest critical nuclides as I-129, Am-241, C-14, H-3, and Sr-90 are agree with the literatures review and their importance rank are really forward.

Keywords: Low-Level Waste Disposal, Probability Analysis, Critical Nuclides

設施安全分析源項審查技術發展

陳智隆 賴仁杰

核能研究所

摘 要

本報告考量權責機關進行低放處置設施安全分析報告審查的需求，將實際低放處置場設計簡化成概念模型，考量不同核種的衰變鍊特性、各核種在不同介質內的擴散特性和吸附特性，並以飲水情節將不同核種對人體影響的劑量轉換因子納入考慮分析，運用 GoldSim 平台進行參數採樣機率式分析，最後依各核種重要性權重進行排序，求得簡化分析模式的重要核種。結果顯示當參數採樣次數超過 250 次時，分析結果已趨於一致。本研究成果與文獻彙整的重要核種比較，顯示本分析模式在部分核種的分析上，如 K-40、Ho-166m、Cl-36、Ca-41 等，因欠缺相關的參數資訊，使得分析結果顯得過於保守，但其他核種如 I-129、Am-241、C-14、H-3 和 Sr-90 等的分析結果，顯示這些核種的重要性排名確實在前，此結果與文獻彙整的重要核種吻合，顯示本分析方法的可行。

關鍵字：低放處置、機率式分析、重要核種

目 錄

1. 前言與目的.....	1
2. 重要核種文獻回顧.....	3
2.1 澳洲	3
2.2 捷克	3
2.3 德國	3
2.4 芬蘭	3
2.5 義大利	4
2.6 日本	4
2.6.1 日本原子力安全委員會.....	4
2.6.2 日本 Rokkasho 低放處置場接收標準.....	5
2.7 韓國	5
2.7.1 韓國中低放處置相關研究.....	5
2.7.2 韓國低-中放射性廢棄物處置接收準則	6
2.8 拉脫維亞	6
2.9 斯洛伐克	6
2.10 南非	6
2.11 西班牙.....	7
2.12 台灣	7
2.12.1 低放射性廢棄物關鍵核種篩選報告.....	7
2.12.2 相關研究.....	8
2.13 美國	8
2.13.1 能源部.....	8
2.13.2 愛達荷工程實驗室.....	9
2.13.3 核管會.....	9

2.14 小結.....	9
3. 分析模式.....	14
3.1 概念模型.....	14
3.2 源項內核種存量.....	14
3.3 介質參數.....	14
3.4 劑量轉換因子.....	16
3.5 分析工具.....	16
3.6 分析步驟.....	16
4. 分析結果.....	27
4.1 機率式分析的次數探討.....	27
4.2 處置場不同位置主要核種.....	27
4.3 主要核種特性.....	28
4.4 比較.....	29
5. 結論與建議.....	34
參考文獻.....	35

圖 目 錄

圖 3-1 本研究分析模型處置坑道剖面示意圖(台灣電力公司，2010b)	18
圖 3-2 重要核種篩選分析簡化概念模型	18
圖 3-3 重要核種篩選分析步驟	19
圖 4-1 不同取樣次數下主要核種的權重變化	30
圖 4-2 不同位置的主要核種	31
圖 4-3 不同位置的主要核種權重分佈圖	32

表 目 錄

表 2-1 文獻重要核種彙整表.....	11
表 3-1 模式分析核種存量.....	20
表 3-2 模式相關核種衰變鍊.....	21
表 3-3 分析模式之介質特性和水力特性參數表	22
表 3-4 核種擴散係數彙整表.....	23
表 3-5 核種吸附係數彙整表(1).....	24
表 3-6 核種吸附係數彙整表(2).....	25
表 3-7 核種劑量轉換因子彙整表.....	26
表 4-1 不同位置的主要核種權重.....	33

1. 前言與目的

台灣既有核能電廠進行發電，則必產生放射性廢棄物，不論高放射性廢棄物或低放射性廢棄物。廢棄物的妥善處理或處置是核能發電國家所必須面對與承擔的責任。在這些廢棄物中，我國對於高放射性廢棄物的安全處置策略是近程暫以水池貯存、中程乾式貯存、長程最終處置以此循序漸進。對於核能電廠長期運轉產生的低放射性廢棄物，除早期約 10 萬桶已運送至蘭嶼貯存場暫時貯存外，目前大部分低放射性廢棄物仍暫存於各電廠及核能研究所內。另外，面對全球性反核聲浪，我國正規劃對核一廠進行除役，核一廠若除役勢必產生更多低放射性廢棄物，這些廢棄物並無合適理由長期暫存於電廠內，因此有必要積極尋覓最終處置場進行處置。

我國低放射性廢棄物最終處置場的選址過程，從 2008 年 8 月 19 日場址選擇小組票選潛在場址後，當月 29 日經濟部隨即公告 3 處低放射性廢棄物最終處置設施潛在場址。經濟部在隔年 3 月 17 日便依「低放射性廢棄物最終處置設施場址遴選報告」之建議，發佈澎湖縣望安鄉的東吉島和台東縣達仁鄉為「建議候選場址」。然澎湖縣政府於當年 9 月 15 日隨即公告第一個縣級「澎湖南海玄武岩自然保留區」，其中包含東吉嶼、西吉嶼、頭巾嶼、南鐵砧嶼等四個島，使得「建議候選場址」僅剩台東縣達仁鄉一處，依法不得舉行公投。選址小組委員於 2010 年 1 月底研商補足「建議候選場址」之處理方案，經投票決議將選址作業退回至潛在場址篩選階段重新辦理。經檢視相關法規條文修訂及法規公告區域更動情形，排除澎湖縣望安鄉為符合資格場址外，並確認其餘可能潛在場址仍符合資格。後續選址小組於 2011 年 3 月票選出「台東縣達仁鄉」和「金門縣烏坵鄉」二處建議候選場址提報經濟部，經濟部並於當月 29 日公告，預計於來年 6 月底前可進行公投。

在進行公投前，如何讓公眾接受並認可低放射性廢棄物最終處置場是安全的，其中處置場劑量評估是不可或缺的一環。進行劑量評估所需考量的因素包括核種存量、各核種在處置場內不同介質的傳輸特性、生物圈內的傳輸途徑等，處置場內進行處置的核種超過百種，並非所有核種都對人類造成不可忽視的影響，也甚難全然了解所有核種在不同介質內的傳輸特性，因此，若能從諸多核種中篩選出主要造成影響的重要核種，便能集中研究方向，減低主要影響核種的不確定性。本研究運用核種篩選技術進行影響生物圈劑量之主要核種篩選，可減少源項所需輸入的核種數目，並降低安全評估所需運跑時間。對於源項審查技術則提供關鍵核種的篩選原則參考要項，包括須考量衰變鍊、核種吸附與擴散特性、劑量轉換因子等主要影響因子。

2. 重要核種文獻回顧

2.1 澳洲

澳洲近地表處置特定處置設施之核種活度限值須經計算並包含各類廢棄物之核種。評估內容應包括運轉與封閉階段對公眾輻射暴露之放射性影響與可能途徑。考量的核種有 H-3、C-14、 α 核種(U-238、Pu-239、Am-241)、Th-232、Ra-226、 β 核種等。再依各考量核種活度區分為 A 類、B 類和 C 類廢棄物(NHMRC, 1992)。

2.2 捷克

捷克 Dukovany 低放射性廢棄物處置場從 1995 年啟用，接收來自電廠及民生應用之短半化期低放射性廢棄物。包件主要採柏油固化，處置設施為近地表之地下處置窖。其接收準則係分別以廢棄物桶、處置窖、處置場內所含的核種濃度作為限值(Konopaskova, 1997)。在處置窖內考量的核種有：Sr-90、 β 和 γ 核種；在廢棄物桶考量的核種有：Sr-90、Cs-137、Pu-239 和 Am-241；廢棄物本體考量的核種有：Ac-227、Th-228、Th-230、Pa-231、U-232、U-236、C-14、S-35、Mn-54、Co-57、Zn-65、Sr-85、Tc-99、Cd-109、I-123、I-125、Cs-129、H-3、Cr-51、Fe-55、Ni-63、Cs-131。

2.3 德國

德國 Morsleben 處置場利用廢棄之鹽礦坑處置民生應用產生之低放射性廢棄物與廢射源。處置場依據實際接收經驗，重要的核種包括 H-3、C-14、Fe-55、Co-60、Ni-63、Sr-90、I-129、Cs-137、Ra-226、Am-241、Th-232、U-235、U-236、U-238、Pu-239、Pu-240、Pu-241、Cm-244 等(Brennecke, 1996)。

2.4 芬蘭

芬蘭 VLJ 低放射性廢棄物處置場位在 Olkiluoto 核能電廠附近地下。設有低放射性與中放射性廢棄物處置倉(silo)各一個，接收之廢棄物類別包括維修廢棄物(抹布、紙張等)、瀝青固化廢棄物(離子交換樹脂、蒸發殘渣)、金屬廢棄物、過濾棒、固化廢液、及電廠外廢棄物(射源、儀器等)。VLJ 處置場接收準則採劑量限值管制，考量的核種有：C-14、Co-60、Ni-59、Ni-63、Sr-90、Tc-99、I-129、Cs-135、Cs-137、Pu-238、Pu-239、Pu-240、Am-241、Cm-243、Cm-244(Kekki and Tiitta, 2000)。

2.5 義大利

對第 II 類低放射性廢棄物進行近地表處置之廢棄物，其考量核種有 Cs-137、Sr-90、Co-60、H-3、Pu-241、Cm-242 等(NEA, 2005)。

2.6 日本

2.6.1 日本原子力安全委員會

日本原子力安全委員會針對固體低放射性廢棄物處置提出相關核種的濃度限值，其分析方式：第一、考量不同的處置概念和處置場環境條件方式；第二、考量暴露途徑，包括地下水傳輸(河流傳輸)、與人類居住的距離等；第三、設定分析模式、評估的核種、評估標準；第四、參考劑量計算(依傳輸路徑而定)；第五、核種相對重要性推算；最後，確定不同傳輸路徑的重要核種和其上限濃度。結果顯示，以槽溝進行處置時，需注意來自核電廠運轉廢棄物的核種有 H-3、C-14、Co-60、Sr-90、Cs-137、Eu-152；對除役廢棄物而言，Co-60 為主要核種；以坑道進行處置時，對 β 和 γ 衰變核種而言，來自核電廠運轉廢棄物需注意的核種有 C-14、Co-60、Ni-63、Sr-90、Tc-99、Cs-137；對 α 衰變核種而言，Am-241、Pu-238、Pu-239、Pu-240 為主要核種；進行深地層處置時，對 β

和 γ 衰變核種而言，需注意的核種有 C-14、Cl-36、Tc-99、I-129、Cs-137；對 α 衰變核種而言，Am-241、U-234、U-235、U-238、Np-237、Pu-238、Pu-239、Pu-240 為主要核種(原子力安全委員會，2007)。

2.6.2 日本 Rokkasho 低放處置場接收標準

日本 Rokkasho 低放射性廢物處置場僅接收來自核能電廠之運轉廢棄物，並加以處理與處置。處置場接收標準考量之核種包括：H-3、C-14、Co-60、Ni-59、Ni-63、Sr-90、Nb-94、Tc-99、I-129、Cs-137 以及釋出 α 的核種(日本原燃株式會社，1997)。

2.7 韓國

2.7.1 韓國中低放處置相關研究

在 Park et al. (2003) 針對韓國中低放廢棄物處置概念進行源項安全評估分析程式 SAGE 的改善研究中，列舉運用在安全評估中的核種，包括：H-3、C-14、Ni-63、Sr-90、Tc-99、I-129、Cs-137、U-234、U-238、Pu-238、Pu-239、Pu-241、Am-241。Kim et al. (1993) 以核種外釋源項模式進行低放處置安全研究，該模式考慮不同核種的浸出率、混凝土結構劣化、廢棄物盛裝容器腐蝕率等，主要核種包括：H-3、C-14、Fe-55、Co-60、Ni-59、Ni-63、Sr-90、Nb-94、Tc-99、Ru-106、Sb-125、I-129、Cs-134、Cs-137、Eu-154、Pu-238、Pu-239、Pu-241、Am-241 和 Cm-244，分析結果顯示 Cs-137、Ni-63 和 Sr-90 是產生主要劑量的核種。Park et al.(2001) 假定近地表低放處置場並考量地下水核種外釋情節，進行處置場安全評估，其考量的核種有：H-3、C-14、Co-60、Ni-59、Ni-63、Sr-90、Nb-94、Tc-99、I-129、Cs-137、U-235、U-238、Pu-238、Pu-239。半化期低於 5 年的核種不納入考慮，具較快移動性的長半化期核種(如 C-14、Tc-99、I-129、Pu-239) 會納入考慮，另外，具高劑量轉換因

子，和具重要子核種的母核種(如 U-238)亦納入考慮。分析結果顯示 C-14 和 I-129 確定為重要核種，U-235 和 U-238 有可能成為重要核種。

2.7.2 韓國低-中放射性廢棄物處置接收準則

韓國低-中放射性廢棄物處置接收準則，由科技部(Ministry of Science and Technology)以公告(Notice)方式發布，其中第 8 條要求以下核種濃度需予以量測：H-3、C-14、Fe-55、Co-58、Co-60、Ni-59、Ni-63、Sr-90、Nb-94、Tc-99、I-129、Cs-137、Ce-144、gross-alpha(MOST, 2005)。

2.8 拉脫維亞

拉脫維亞 Baldone 低放射性廢棄物處置場的接收準則分為廢棄物分類、廢棄物型態、活度限值、處理、操作與運輸、處置等六大項，其中在活度限值項目內列舉其接收之核種，見表 2-1(CASSIOPEE, 2001)。

2.9 斯洛伐克

斯洛伐克低-中放射性廢棄物處置於 Mochovce 處置場。該處置場於 2001 年啟用，主要接收電廠運轉及除役廢棄物，少量廢棄物來自研究單位。Mochovce 處置場實際接收廢棄物的主要核種有：C-14、Ca-41、Ni-59、Ni-63、Se-79、Sr-90、Mo-93、Zr-93、Nb-94、Tc-99、Pd-107、Sn-126、I-129、Cs-135、Cs-137、Sm-151、Pu-238、Pu-239、Am-241，由資料顯示所接收的廢棄物以 Cs-137 為主，佔 97.1 %；其次為 C-14，佔 1.6 %。其餘核種僅佔極少比率(Hanušík et al., 2003)。

2.10 南非

南非 Vaalputs 低-中放射性廢棄物處置場於 1986 年開始運轉，採用壕溝式近地表處置。接收的放射性廢棄物以電廠運轉產生者為大宗，

僅接收少量鄰近地區之同位素應用廢棄物。在 1995 年歷史紀錄中實際接收處置的核種有：H-3、C-14、Mn-54、Co-60、Sr-90、Ag-110、Tc-99、I-129、Cs-134、Cs-137、Ce-144、TRU，其中以 Co-60 與 Cs-137 為最主要核種(Morre and Hambleton-Jones, 1997)。

2.11 西班牙

西班牙 El Cabril 處置場於 1922 年開始運轉，採地表混凝土結構處置室進行處置。單一處置單元的活度限值考量之核種包括：H-3、C-14、Ni-59、Ni-63、Co-60、Sr-90、Nb-94、Tc-99、I-129、Cs-137(Morales, 1997)。

2.12 台灣

2.12.1 低放射性廢棄物關鍵核種篩選報告

台灣電力公司(2010a)進行我國低放射性廢棄物關鍵核種篩選，其篩選方式乃藉由分析及參考國內外法規及低放射性廢棄物處置場的關鍵核種篩選相關文獻，以下述篩選條件與步驟進行：

- (1)考慮不同來源的低放射性廢棄物所含核種及總活度，並假設核種總活度均勻分配於不同數量的盛裝容器(55 加侖桶)。
- (2)刪除半化期小於 5 年之核種。
- (3)假定處置場封閉後，桶內混凝土固化體均為充滿水的飽和情況，其孔隙率為 0.15，含水體積為 0.03 m^3 。
- (4)假設 55 加侖桶內僅為單一之水溶劑且無吸附作用產生，各核種於水中溶解度參考 SKB R-01-18 報告所列，若無溶解度資料時則假設其為無限溶解。
- (5)依前述條件計算單桶核種濃度，並假設關鍵群體直接攝入 1,095 公升/年之水量(游離輻射防護安全標準附表四~二)，並計算各核種對人體產生之有效劑量。

(6)依運轉與除役廢棄物來源進行分析，並選取高於 0.25 mSv/yr 法規限值之核種。

(7)為完整分析各廢棄物來源之關鍵核種，取其聯集做為最終處置場規劃分析時所需考量之關鍵核種。

其分析結果共有 14 種關鍵核種，分別為 C-14、Ni-59、Ni-63、Sr-90、Mo-93、Nb-94、Tc-99、I-129、Cs-137、Np-237、Pu-238、Pu-239、Pu-240 和 Am-241。

2.12.2 相關研究

另外，郭明傳等(2007)根據以下篩選原則：(1) 刪除半衰期比 H-3 短的核種；(2) 刪除 300、1000 及 10000 年時輻射劑量不及總劑量 0.01 % 的核種；(3) 參考其它國家相關報告。篩選出重要且具代表性之核種 10 個：H-3、C-14、Ni-59、Ni-63、Sr-90、Nb-94、Tc-99、I-129、Cs-137、Am-241。

2.13 美國

2.13.1 能源部

美國能源部(Department of Energy, DOE)環境管理辦公室(Office of Environmental Management, EM)在低放射性廢棄物最終處置能力報告(Low-Level Waste Disposal Capacity Report)的附錄 C 中說明關鍵核種(Key Radionuclides)並其產生過程(Generation Processes)。其篩選標準如下(DOE, 2009)：

- (1)半化期超過 5 年。
- (2)以地下水、大氣或無意闖入者情節分析確定的關鍵核種。
- (3)確定的關鍵核種之子核種可被排除，因在平衡狀態(Equilibrium stage)下，子核種造成的劑量率已被考慮在母核種造成的劑量率中，因此，子核種的活度不需特別被紀錄。若同時紀錄母核種和子核種可能會造成困惑，並導致高估

核種存量和最終計算的劑量率。

(4)增加來自活化金屬的 C-14 和 Ni-63 核種，因其在金屬基質 (Metal Matrix) 中具有低浸出率 (Leach Rate) 特性。

(5)增加天然鈾 (Uranium-Natural) 和武器級鈾 (Plutonium-Weapons) 以利使用者方便辨識核種全貌。

根據以上標準推論出 51 種關鍵核種，如表 2-1 所列。

2.13.2 愛達荷工程實驗室

美國愛達荷工程實驗室 (Seitz et al., 1992) 為美國能源部建立低放射性廢棄物最終處置場功能評估手冊，其中列舉 17 個關鍵核種 (如表 2-1 所示)，並說明關鍵核種視場址特性和處置場設計而異。

2.13.3 核管會

美國核管會 (Nuclear Regulatory Commission) 針對低放射性廢棄物進行分類，其分類方式乃依不同核種的濃度而異，其採用分類的核種，包括：A 類中的 C-14、Ni-59、Nb-94、Tc-99、I-129、Pu-241、Cm-242，半化期超過 5 年的 α 衰變之超鈾核種；B 類中的 H-3、Co-60、Ni-63、Sr-90、Cs-137，半化期在 5 年內的所有核種 (NRC, 2012)。

2.14 小結

將以上文獻討論的重要核種彙整於表 2-1 中，統計各重要核種出現的次數，可發現在 22 份文獻中超過 10 次以上的重要核種，若按出現次數依序排列為：C-14(21 次)、Cs-137(21 次)、Sr-90(20 次)、Tc-99(18 次)、H-3(17 次)、Ni-63(17 次)、I-129(17 次)、Co-60(15 次)、Pu-239(14 次)、Am-241(14 次)、Ni-59(13 次)、Nb-94(12 次)、Pu-238(10 次)，共有 13 個核種。

上述彙整方式僅可得知這些核種在這 22 份文獻中被重視的程度，並無法得知這些核種在處置場安全評估中，對關鍵群體造成劑量率的

影響程度，而這樣的影響程度才真正顯示出該核種的重要性。各核種在安全評估中對關鍵群體造成劑量率的影響程度，主要受處置之核種存量、處置場設計、核種在處置環境中不同介質的遷移特性，以及劑量轉換因子等影響，因此，不同處置場可能有不同影響程度的重要核種。以下章節即考量我國可能的處置存量、處置場設計、相關介質特性及劑量轉換因子等，演練我國低放處置場重要核種篩選程序，以建立篩選重要核種的技術。

表 2-1 文獻重要核種彙整表(續 1)

次數	澳洲	捷克	德國	芬蘭	義大利	日本(1)	日本(2)	日本(3)	日本(4)	韓國(1)	韓國(2)	韓國(3)	韓國(4)	拉脫維亞	斯洛伐克	南非	西班牙	台灣(1)	台灣(2)	美國(1)	美國(2)	美國(3)	
1																Ag-110							
1														Ag-110m									
2		Cd-109												Cd-109									
1																					Cd-113m		
1														Sn-113									
1																					Sn-121m		
2															Sn-126						Sn-126		
1														Sb-124									
2											Sb-125			Sb-125									
1														Te-123m									
1														Te-125m									
1														Te-127m									
1		I-123																					
2		I-125												I-125									
17			I-129	I-129				I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129	I-129
1		Cs-129																					
1		Cs-131																					
3											Cs-134			Cs-134		Cs-134							
4				Cs-135										Cs-135	Cs-135						Cs-135		
21		Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137
1																						Ba-133	
1														Ce-139									
3													Ce-144	Ce-144		Ce-144							
3														Sm-151	Sm-151						Sm-151		
3						Eu-152								Eu-152							Eu-152		
3											Eu-154			Eu-154							Eu-154		
1														Eu-155									
1														Gd-153									
1														Tb-160									
1														Tm-170									
1														Tm-171									
1														Ta-182									
1														W-181									
1														W-185									
1														Os-185									
1														Ir-192									
1														Tl-204									
1														Pb-210									
1														Bi-207									
1														Po-210									
1														Rn-222									
4	Ra-226		Ra-226											Ra-226							Ra-226		
2														Ra-228							Ra-228		
1		Ac-227																					
2		Th-228												Th-228									

表 2-1 文獻重要核種彙整表(續 2)

次數	澳洲	捷克	德國	芬蘭	義大利	日本(1)	日本(2)	日本(3)	日本(4)	韓國(1)	韓國(2)	韓國(3)	韓國(4)	拉脫維亞	斯洛伐克	南非	西班牙	台灣(1)	台灣(2)	美國(1)	美國(2)	美國(3)
2														Th-229						Th-229		
4		Th-230												Th-230						Th-230	Th-230	
4	Th-232		Th-232											Th-232						Th-232		
3		Pa-231												Pa-231						Pa-231		
3		U-232												U-232						U-232		
2														U-233						U-233		
4								U-234		U-234				U-234						U-234		
6			U-235					U-235				U-235		U-235						U-235	U-235	
4		U-236	U-236											U-236						U-236		
9	U-238	U-238	U-238					U-238		U-238		U-238		U-238						U-238	U-238	
5								Np-237						Np-237				Np-237		Np-237	Np-237	
1														Pu-236						Pu-236		
10				Pu-238			Pu-238	Pu-238		Pu-238	Pu-238	Pu-238		Pu-238	Pu-238				Pu-238	Pu-238		
14	Pu-239	Pu-239	Pu-239	Pu-239			Pu-239	Pu-239		Pu-239	Pu-239	Pu-239		Pu-239	Pu-239				Pu-239	Pu-239	Pu-239	
7			Pu-240	Pu-240			Pu-240	Pu-240						Pu-240					Pu-240	Pu-240		
8			Pu-241		Pu-241					Pu-241	Pu-241			Pu-241						Pu-241	Pu-241	Pu-241
2														Pu-242						Pu-242		
2														Pu-244						Pu-244		
14	Am-241	Am-241	Am-241	Am-241			Am-241	Am-241		Am-241	Am-241			Am-241	Am-241				Am-241	Am-241	Am-241	Am-241
1														Am-242m						Am-242m		
2														Am-243						Am-243		
3					Cm-242									Cm-242						Cm-242		Cm-242
3				Cm-243										Cm-243						Cm-243		
5			Cm-244	Cm-244							Cm-244			Cm-244						Cm-244		
1														Cm-245						Cm-245		
1														Cm-246						Cm-246		
1														Cm-247						Cm-247		
1														Cm-248						Cm-248		
1														Bk-249						Bk-249		
1														Cf-248						Cf-248		
1														Cf-249						Cf-249		
1														Cf-250						Cf-250		
1														Cf-251						Cf-251		
1														Cf-252						Cf-252		
1														Cf-254						Cf-254		

註：

日本(1)-日本原子力安全委員會-槽溝處置
 日本(3)-日本原子力安全委員會-深地層處置
 韓國(1)-Park et al. (2003)
 韓國(4)-MOST(2005)
 美國(1)-DOE-EM

日本(2)-日本原子力安全委員會-坑道處置
 日本(4)-日本原燃株式會社(1997)
 韓國(2)-Kim et al. (1993)
 台灣(1)-台灣電力公司(2010a)
 美國(2)-INEL

韓國(3)-Park et al.(2001)
 台灣(2)-郭明傳等(2007)
 美國(3)-NRC

3. 分析模式

3.1 概念模型

本研究分析模型主要根據台灣電力公司低放處置設施功能模擬評估報告中的坑道設計概念(台灣電力公司，2010b)，如圖 3-1。假設在處置場封閉後，坑道已利用開挖渣料(Backfill)回填。低放廢棄物均勻分佈在處置場內，並可能關鍵群體位於坑道外 100 公尺處。關鍵群體主要以直接飲水而接觸放射性廢棄物。模擬計算的概念模型如圖 3-2。廢棄物包裹於 50 cm 厚的膨潤土(Bentonite)內，膨潤土外為 50 cm 厚的結構混凝土，回填時，再覆蓋 10 cm 厚的膨潤土，最後，坑道以開挖渣料進行坑道充填，此部份約 300 cm 厚，關鍵群體位於坑道外 100 公尺處，故核種在母岩內的遷移距離為 100 m。

3.2 源項內核種存量

源項內核種存量參考台灣電力公司(2010a)的分析結果，其考量我國四座核電廠運轉 40 年產生的運轉廢棄物、四座核電廠皆除役產生的除役廢棄物、核能研究所運轉廢棄物及接收全國同位素所產生之廢棄物，以及核研所和清華大學等研究單位的除役廢棄物，並考量最終處置場於民國 163 年關場(台灣電力公司，2010b)時，接收的所有低放射性廢棄物之各核種存量列於表 3-1。

本研究分析模式不僅考量處置核種活度，亦考量核種之間的衰變鍊關係，模式使用的核種衰變鍊除前述各核種衰變後成穩定同位素外，其餘因衰變作用再產生新的核種之衰變鍊關係亦納入計算，核種衰變鍊關係如表 3-2 所示。

3.3 介質參數

由上述概念模型可知，核種從處置場外釋至生物圈，接觸的介質包括膨潤土、混凝土、回填渣料和母岩，介質特性參數列於表 3-3。核種在不同介質內的遷移行為主要受地下水流速影響，在高地下水流速狀況下，核種遷移行為由平流-延散(Advection- Dispersion)作用主控，此遷移行為主要發生在回填材料和母岩內，其中需要考量的參數包括水力傳導係數(Hydraulic conductivity)、水力梯度(Hydraulic gradient)和水力延散度(Hydraulic dispersivity)等，本分析模式假設的水力相關參數亦列於表 3-3 中。在低地下水流速狀況下，核種遷移行為主要為擴散作用，並以擴散係數(Diffusion coefficient)表示，此情況主要發生在膨潤土和混凝土內。不同核種在不同介質下有不同的擴散係數，本分析模式使用的擴散係數如表 3-4 所列，若核種無相關擴散係數資料者，則保守估計以前述參數的最大值為代表。另一個主要影響核種遷移行為的機制為吸附作用，以吸附係數(Adsorption coefficient)表示，吸附作用不論在高地下水流情況或低地下水流情況，皆會延遲核種的遷移行為。本分析模式使用的吸附係數列於表 3-5 和表 3-6 中，若核種無相關吸附係數資料者，則保守估計假設為不吸附。其中，母岩特性乃根據我國低放可能場址之母岩特性，由於參考的資料庫中沒有我國可能場址之母岩特性資料，故採用相近特性之泥岩作代表。

前述擴散係數和吸附係數乃主要參考自 JAEA(2012)的擴散資料庫(Diffusion database)和吸附資料庫(Sorption database)，另外，吸附係數亦彙整 NTB 93-06(Stenhouse, 1995)和 PSI Bericht 03-06(Wieland and Loon, 2003)兩本報告的資料；而擴散係數則彙整 SKB 技術報告：TR 83-34 (Torstenfelt et al., 1983)、TR 86-14(Torstenfelt and Allard, 1986)、TR 90-06 (Albinsson et al., 1990)、TR 91-16(Brandberg and Skagius, 1991)、TR 95-12(Ohlsson and Neretnieks, 1995)、TR 97-20 (Ohlsson and Neretnieks, 1997)，和 Nagra 技術報告：NTB 85-23(Kahr et al., 1985)、NTB 91-28 (Madsen and Kahr, 1991)等資料。

表 3-5 和表 3-6 中，各核種的擴散係數或吸附係數包含最大值(Max)和最小值(Min)者，則進行模式分析時以 Log-Uniform 機率分佈方式進行參數取樣分析；若僅有平均值(Mean)者，則以定率式方式進行分析。

3.4 劑量轉換因子

本研究分析模式假設關鍵群體在處置場下游 100 m 處飲用地下水，參考輻射防護標準附表三之四中，一般人之個人吸入(>17 歲)約定有效劑量為劑量轉換因子(原子能委員會，2005)，與本研究相關之核種劑量轉換因子列於表 3-7 中。個人年飲水量假設為 800 公升。在本分析模式中，雖可以計算關鍵群體所接受的年有效劑量率，但本研究並不探討此計算結果的總年有效劑量率峰值與法規限值的關係，因為本研究並非進行處置場安全評估，而是著重在比較各核種產生的劑量率峰值之間的大小權重關係，以作為權衡重要性的依據。

3.5 分析工具

前述分析模式乃建立在 GoldSim 平台上，GoldSim 平台的應用與驗證可參考陳智隆等(2005)、陳智隆和賴仁杰(2008a, 2008b)、陳智隆(2009, 2011)的研究。分別以 5 個 Cell module 各 10 cm 厚模擬 50 cm 厚的膨潤土層和 50 cm 厚混凝土層，在混凝土層後再連結 1 各 10 cm 厚的膨潤土層。回填渣料和母岩部份，則分別以 300 cm 和 100 m 的 Pipe module 進行模擬。不論 Cell module 或 Pipe module 都分別連結其所代表的介質，因此，不同核種在不同介質內的擴散係數和吸附係數皆輸入在不同介質內。GoldSim 以模擬時間 5000 年，時間間距 10 年進行不同參數採樣次數的運跑。模擬時間取 5000 年遠超過一般低放處置場評估的 300 年，主要乃為使評估計算的核種濃度皆已超過濃度峰值。

3.6 分析步驟

分析步驟如圖 3-3 所示，步驟一：將實際處置場設計簡化成概念模型，

並選定分析工具(如 GoldSim)；步驟二：輸入源項核種存量資訊，包括核種種類、活度、半化期，以及衰變鍊關係；步驟三：輸入核種遷移特性資訊，包括擴散係數、吸附係數、水力傳導特性等；步驟四：輸入劑量轉換因子，此部份需配合生物圈核種遷移情節而增添或刪減，如飲水情節僅需飲水之攝入劑量轉換因子，若考慮皮膚接觸之情節，則需吸收之劑量轉換因子等；步驟五：將分析結果，加總各核種可能造成關鍵群體的最高年劑量率，將各核種可能造成的最高年劑量率除上總最高劑量率求取該核種的重要性權重；步驟六：依各核種重要性權重進行排序，求得簡化分析模式的重要核種。

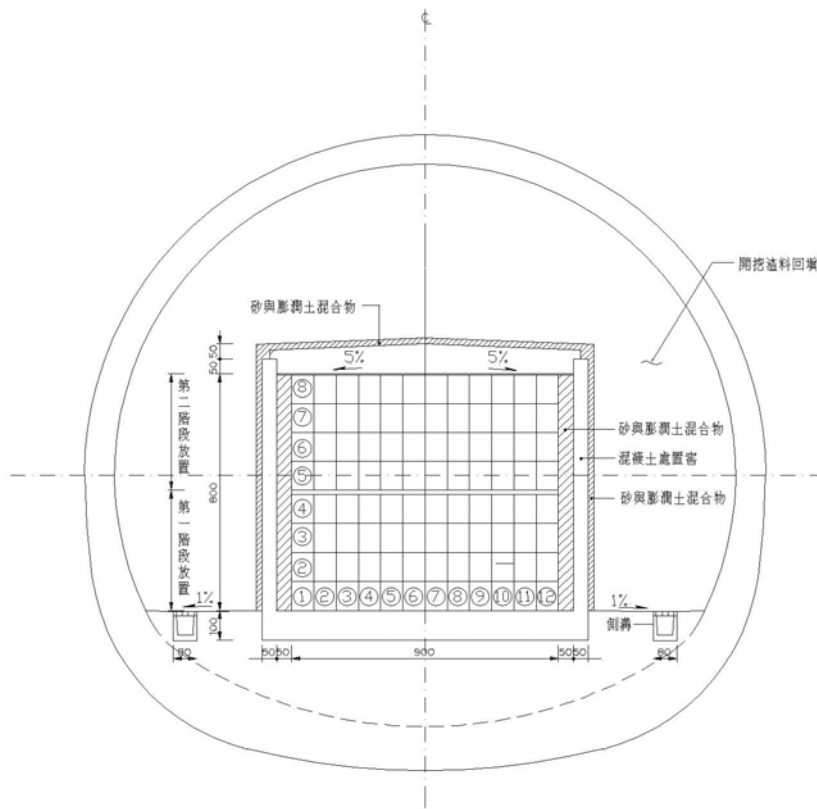


圖 3-1 本研究分析模型處置坑道剖面示意圖(台灣電力公司，2010b)

Bentonite (10 cm)

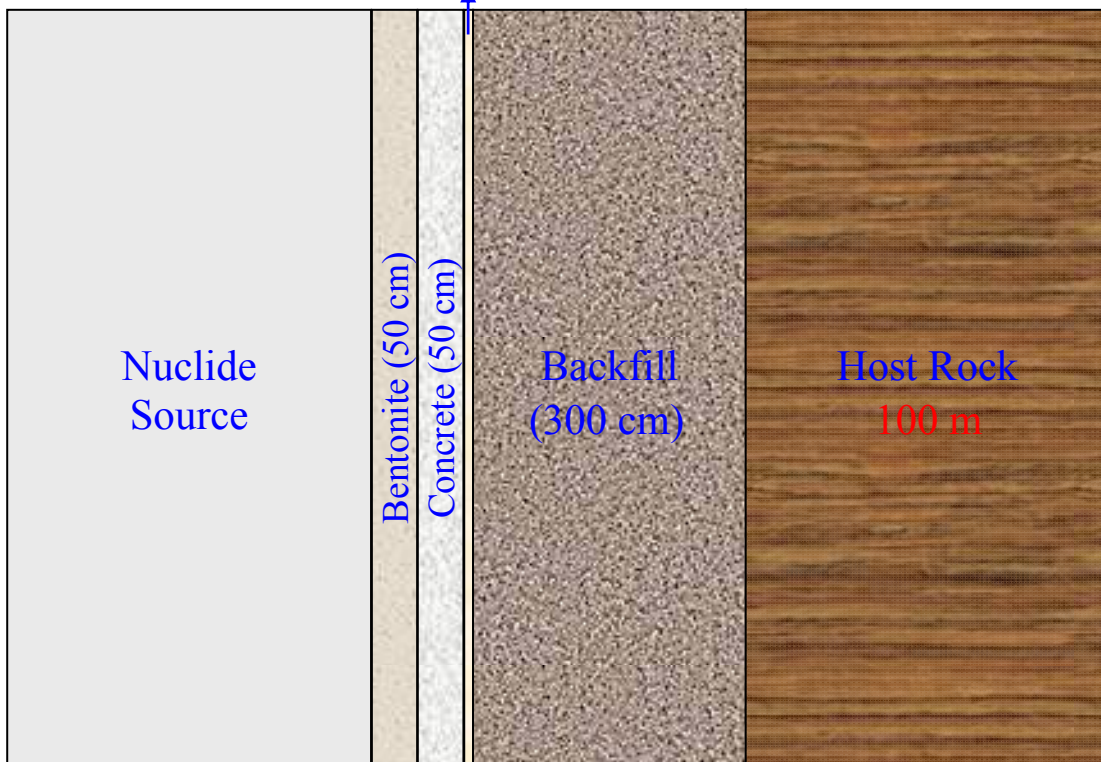


圖 3-2 重要核種篩選分析簡化概念模型

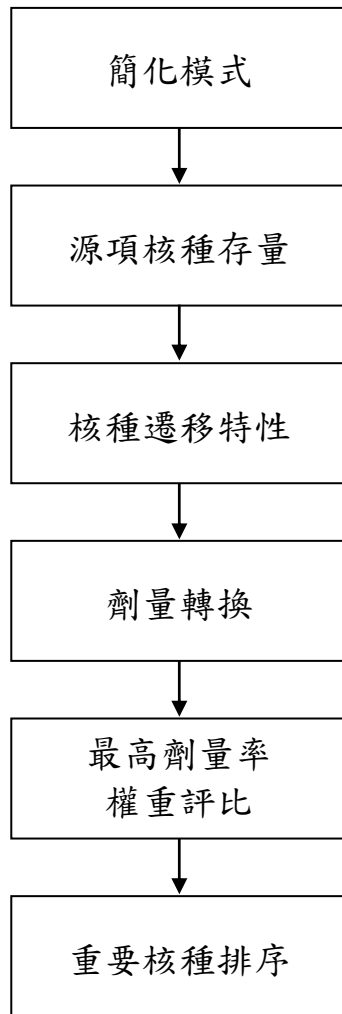


圖 3-3 重要核種篩選分析步驟

表 3-1 模式分析核種存量

核種	活度(Bq)	半衰期(yr)	核種	活度(Bq)	半衰期(yr)
H-3	7.03E+12	1.23E+01	Sm-148	8.58E-20	7.00E+15
C-14	2.32E+13	5.73E+03	Sm-151	1.59E+08	9.00E+01
S-35	1.38E-27	2.40E-01	Eu-152	2.21E+08	1.33E+01
Cl-36	1.68E+07	3.00E+05	Gd-152	4.74E-05	1.08E+14
Ar-39	6.92E+10	2.70E+02	Eu-154	6.11E+09	8.80E+00
K-40	1.38E+08	1.27E+09	Ho-166m	6.59E+05	1.20E+03
Ca-41	1.39E+10	1.00E+05	Re-187	4.55E-03	5.00E+10
Ca-45	8.33E-10	4.50E-01	Pb-210	2.52E+02	2.21E+01
Mn-54	1.36E+04	8.60E-01	Bi-210	5.25E-86	1.00E-02
Fe-55	1.10E+11	2.73E+00	Po-210	1.85E-01	3.80E-01
Co-57	4.74E-06	7.40E-01	Ra-223	3.50E-35	3.00E-02
Co-58	3.49E-33	1.90E-01	Ra-225	1.85E-29	4.00E-02
Ni-59	4.00E+12	7.60E+04	Ra-226	6.33E+02	1.60E+03
Co-60	1.62E+13	5.27E+00	Ac-227	8.92E+03	2.17E+01
Ni-63	4.74E+14	1.00E+02	Th-227	8.44E-21	5.00E-02
Zn-65	1.07E+11	6.70E-01	Ra-228	1.67E-03	5.75E+00
Kr-85	2.78E+09	1.08E+01	Th-228	5.81E-04	1.91E+00
Sr-90	1.21E+13	2.88E+01	Th-229	6.11E+00	7.34E+03
Nb-93m	2.52E+10	1.36E+01	Th-230	4.59E+04	7.70E+04
Mo-93	4.22E+09	3.50E+03	Pa-231	1.79E+04	3.28E+04
Nb-94	1.10E+10	2.00E+04	Th-232	3.46E-03	1.41E+10
Tc-99	5.92E+11	2.13E+05	Pa-233	9.32E-10	7.39E-02
Ru-106	3.27E+03	1.01E+00	U-233	2.73E+03	1.59E+05
Ag-108m	1.33E+04	4.18E+02	U-234	9.32E+07	2.45E+05
Cd-109	5.11E-04	1.27E+00	Th-234	4.66E-11	7.00E-02
Ag-110m	1.23E-03	6.80E-01	U-235	1.44E+07	7.03E+08
Sb-125	1.08E+06	2.80E+00	U-236	2.14E+06	2.34E+07
Te-125m	1.58E-02	1.57E-01	Np-237	1.91E+07	2.14E+06
I-129	4.48E+11	1.57E+07	U-238	8.29E+07	4.47E+09
Cs-134	7.07E+08	2.06E+00	Pu-238	4.26E+10	8.77E+01
Cs-135	2.98E-02	2.30E+06	Pu-239	1.47E+12	2.40E+04
Cs-137	1.65E+14	3.00E+01	Pu-240	1.22E+12	6.54E+03
Ce-144	2.63E+01	7.80E-01	Pu-241	1.48E+11	1.44E+01
Nd-144	5.11E-03	2.40E+15	Am-241	9.66E+11	4.32E+02
Pm-147	5.44E+02	2.62E+00	Cm-242	1.95E-14	4.50E-01
Sm-147	7.14E-05	1.06E+11	Cm-244	2.52E+09	1.81E+01

表 3-2 模式相關核種衰變鍊

Sr-90	Sr-90(28.8y) → Y-90(64h) → Zr-90(Stable)
Mo-93	Mo-93(3.5E+03y) → Nb-93m(16.13y) → Nb-93(Stable)
Ru-106	Ru-106(1.01y) → Rh-106(29.8s) → Pd-106(Stable)
Ag-108m	Ag-108m(418y) → Pd-108(91.3%, Stable) + Ag-108(8.7%, 2.37m) → Cd-108(97.15%, Stable) + Pd-108(2.85%, Stable)
Cd-109	Cd-109(1.27y) → Ag-109m(39.6s) → Ag-109(Stable)
Sb-125	Sb-125(2.8y) → Te-125m(57.40d) → Te-125(Stable)
Cs-137	Cs-137(30.0y) → Ba-137m(2.552m) → Ba-137(Stable)
Ce-144	Ce-144(284.893d) → Pr-144(17.28m) → Nd-144(2.4E+15y) → Ce-140(Stable)
Pm-147	Pm-147(2.62y) → Sm-147(1.06E+11y) → Nd-143(Stable)
Gd-152	Gd-152(1.08E+14y) → Sm-148(7.0E+15Y) → Nd-144(2.4E+15y) → Ce-140(Stable)
Eu-152	Eu-152(13.3y) → Sm-152(72.10%, Stable) + Gd-152(27.90%, 1.08E+14y) → Sm-148(7.0E+15Y) → Nd-144(2.4E+15y) → Ce-140(Stable)
U-238	U-238(4.47E+09 y) → Th-234(24.10d) → Pa-234m(1.17m) → U-234(2.45E+05y) → Th-230(7.7E+04Y) → Ra-226(1600y) → Rn-222(3.8235d) → Po-218(3.10m) → Pb-214(26.8m) → Bi-214(19.9m) → Po-214(164.3μs) → Pb-210(22.1y) → Bi-210(5.013d) → Po-210(138.376d) → Pb-206(Stable)
Pu-239	Pu-239(24000y) → U-235(7.03E+08y) → Th-231(25.52h) → Pa-231(32800y) → Ac-227(21.7y) → Th-227(18.72d) → Ra-223(11.435d) → Rn-219(3.96s) → Po-215(1.781ms) → Pb-211(36.1m) → Bi-211(2.14m) → Tl-207(4.77m) → Pb-207(Stable)
Pu-241	Pu-241(14.4y) → Am-241(432y) → Np-237(2.14E+06y) → Pa-233(26.967d) → U-233(1.59E+05y) → Th-229(7340y) → Ra-225(14.9d) → Ac-225(10.0d) → Fr-221(4.9m) → At-217(32.3ms) → Bi-213(45.59m) → Po-213(4.2μs, 97.91%) + Tl-209(2.20m, 2.09%) → Pb-209(3.253h) → Bi-209(Stable)
Cm-242	Cm-242(162.8d) → Pu-238(87.7y) → U-234(2.45E+05y) → Th-230(7.70E+04Y) → Ra-226(1600y) → Rn-222(3.8235d) → Po-218(3.10m) → Pb-214(26.8m) → Bi-214(19.9m) → Po-214(164.3μs) → Pb-210(22.3y) → Bi-210(5.013d) → Po-210(138.376d) → Pb-206(Stable)
Cm-244	Cm-244(18.10y) → Pu-240(6540y) → U-236(2.34E+07y) → Th-232(1.41E+10y) → Ra-228(5.75y) → Ac-228(6.15h) → Th-228(1.9116y) → Ra-224(3.66d) → Rn-220(55.6s) → Po-216(0.145s) → Pb-212(10.64h) → Bi-212(60.55m) → Tl-208(35.94%, 3.053m) + Po-212(64.06%, 0.299μs) → Pb-208(Stable)

表 3-3 分析模式之介質特性和水力特性參數表

Character	Material			
	Bentonite	Concrete	Backfill	Host Rock
Density(kg/m ³)	1860	2600	1790	2000
Porosity(%)	0.4	30	30	30
Hydraulic conductivity (cm/s)			5e-10	5e-5
Hydraulic gradient			0.01	0.01
Hydraulic dispersivity (m)			0.3	10

表 3-4 核種擴散係數彙整表

Unit: m²/s

Nuclide	Min	Mean	Max
Bentonite			
Am	7.3E-15	5.47E-11	2.69E-10
C	2.7E-13	2.04E-11	8.3E-11
Ca	1.29E-11	5.48E-11	1.64E-10
Cl	3.3E-14	1.69E-10	6.8E-10
Cm		9.58E-12	
Co	1.14E-11	4.9E-11	2.45E-10
Cs	2.9E-12	2.59E-10	4.5E-09
Fe	2.44E-11	4.1E-11	6.12E-11
H	1.91E-11	1.98E-10	1.02E-09
I	1E-12	1.19E-10	8.61E-10
Na	1.6E-11	1.32E-10	1.4E-09
Nb	7.43E-11	1.89E-10	2.67E-10
Ni	2.33E-11	5.92E-11	1.62E-10
Np	2.1E-13	1.44E-10	5.7E-10
Pa	6E-13	6.1E-13	6.2E-13
Pb	3.34E-11	1.02E-10	3.27E-10
Pu	6.73E-12	5.88E-11	1.85E-10
Ra	3.18E-11	4.71E-11	7.77E-11
Sm	2.18E-11	8.1E-11	1.43E-10
Sr	7.7E-13	8.19E-11	2.9E-09
Tc	1.4E-12	1.76E-10	8.61E-10
Th		3.27E-11	
U	4.3E-14	2.23E-11	7.52E-11
Zr	7.43E-11	2.29E-10	7.09E-10
Others		4.5E-09	
Concrete			
C		1E-12	
Co		4E-11	
Cs		3E-09	
H		5.5E-07	
Ni		1.1E-09	
Sr		5.2E-10	
Others		1.1E-09	

表 3-5 核種吸附係數彙整表(1)

Unit: m³/kg

Bentonite				Concrete			
Nuclide	Min	Mean	Max	Nuclide	Min	Mean	Max
Ac	2.1	64.675	160	Ag		0	
Ag	0.08	0.175	0.3	Am	0.019	7.192146	100
Am	0.00000733	13.10026	128	Be		0	
Ba	1.56	4.4275	14.8	Bi	2.5	83.9125	1000
C	0.0013	0.002	0.003	C		0.011	
Ca	0.0028	0.006167	0.011	Cl		0.005	
Ce	0.19	0.39625	0.66	Cl		0	
Cm	2.3	105.025	510	Cm		100	
Co	0.0013	3.066085	10	Co		0.00001	
Cs	0.0057	2.760534	125	Co		0.235	
Eu	0.28	23.36794	87.3	Cs	0	0.122166	2.48
Fe	0.015	0.174167	0.5	Eu	90	322.5	1000
I	0	0.003309	0.014	H	0.0000001	0.000533	0.0008
Mn	0.07	2.203333	10	I	0	0.005635	0.02
Mo	0.013	0.141857	0.4	Mo	0.00671	0.219055	1
Na	0.00025	0.00052	0.001	Nb	0.005	3.224921	47.6
Nb	0.18	4.698122	10	Ni	0.002	0.395518	1.62
Ni	0.00105	2.371851	28.8	Np	0.098	7.545014	55
Np	0.0014	1.35233	71	Pa	0.1	50.05	100
Pa	5	173.9721	350	Pb		100	
Pb	0.000691	33.32372	130	Pm		100	
Po	27	59.33333	85	Po		0	
Pu	0.04	9.477319	130	Pu	0.068	458.7437	5600
Ra	0.0138	4.127587	25.5	Ra	0.05	0.066667	0.1
Sb	0.00497	0.007757	0.02	Ru		0	
Sm	0.02	185.1226	2000	Sb	0.001	33.367	100
Sr	0.00044	7.731647	733	Sm		100	
Tc	0	0.712193	21	Sr	0.001	0.323617	2.55
Th	0.012	14.83567	95.1	Th	0.2	69.68333	500
U	0	7.280149	670	U	0.021	1.857893	11
Zn	0.2	1.642857	4	Zr	0.04	8.786927	99.3
Zr	1.02	341.7703	1580				

表 3-6 核種吸附係數彙整表(2)

Unit: m³/kg

Backfill				Hostrock(Mudstone)			
Nuclide	Min	Mean	Max	Nuclide	Min	Mean	Max
Ac	0.003	8.4583	100	Ac	0.068	2.222929	16
Ag	0.01	0.276875	1	Ce	0.0085	36.92075	128
Am	0	9.1380	134	Co	0.0065	8.626539	44.9
Ba	0.209	8.8052	73.7	Eu	0	216.4483	9000
Bi	0.0022	0.5011	1	Fe	1	19.4	35
Ce	0.205	2.4966	10.7	I	0.0005	0.008654	0.025
Cm	0.072	2.3064	5.18	Mn		0.25	
Co	0.002	0.16736	0.99	Mo	0.0158	0.08315	0.27
Cs	0.001	1.37405	8.99	Nb	0.01	2.9764	25
Eu	0.0002	6.22886	10	Ni	0.056	3.309364	21
Fe	0.005	0.126625	0.5	Np	0	2.241868	54.3
I	0.00001	0.00388	0.04	Pa	0.00012	12.4079	52
Mn	0.014	0.95711	5	Pb	0.02	54.36647	520
Mo	0.001	0.01285	0.06	Po	17	1229.6	7020
Nb	0.1	4.60176	10	Pu	0.05	18.60874	176
Ni	0.00049	2.08272	10	Ra	0.006	15.516	190
Np	0	0.34169	7.02	Ru	0.976	1.038667	1.12
Pa	0	0.4282	4.3	Sb	0.00184	0.036028	0.24
Pb	0.07	13.6219	68	Sr	0.0000928	0.274867	5.9
Po	0.095	0.252	0.409	Tc	0.00001	0.821102	3
Pu	0.001	14.9398	1100	Th	0.0937	30.17234	100
Ra	0.0013	2.26582	14.3	U	0.00107	2.494893	180
Sr	0	0.42234	4.64	Zn		2.2	
Tc	0.00001	0.14131	2.8	Zr	0.0814	0.721793	3.39
Th	0	0.95217	16				
U	0.00009	2.63394	53				
Zr	0.1	0.552	1.25				

表 3-7 核種劑量轉換因子彙整表

Unit: m³/kg

Nuclide	DCF	Nuclide	DCF
H-3	1.80E-11	Sm-148	4.30E-08
C-14	5.80E-10	Sm-151	9.80E-11
S-35	1.30E-10	Eu-152	1.40E-09
Cl-36	9.30E-10	Gd-152	4.10E-08
Ar-39	-	Eu-154	2.00E-09
K-40	6.20E-09	Ho-166m	2.00E-09
Ca-41	1.90E-10	Re-187	5.10E-12
Ca-45	7.10E-10	Bi-210	1.30E-09
Mn-54	7.10E-10	Pb-210	6.90E-07
Fe-55	3.30E-10	Po-210	1.20E-06
Co-57	2.10E-10	Ra-223	1.00E-07
Co-58	7.40E-10	Ra-225	9.90E-08
Ni-59	6.30E-11	Ra-226	2.80E-07
Co-60	3.40E-09	Ac-227	1.10E-06
Ni-63	1.50E-10	Th-227	8.80E-09
Zn-65	3.90E-09	Ra-228	6.90E-07
Kr-85m	-	Th-228	7.20E-08
Sr-90	2.80E-08	Th-229	4.90E-07
Y-90	2.70E-09	Th-230	2.10E-07
Mo-93	3.10E-09	Pa-231	7.10E-07
Nb-93m	1.20E-10	Th-232	2.30E-07
Nb-94	1.70E-09	Pa-233	8.70E-10
Tc-99	6.40E-10	U-233	5.10E-08
Ru-106	7.00E-09	Th-234	3.40E-09
Ag-108m	2.30E-09	U-234	4.90E-08
Cd-109	2.00E-09	U-235	4.70E-08
Ag-110m	2.80E-09	U-236	4.70E-08
Sb-125	1.10E-09	Np-237	1.10E-07
Te-125m	8.70E-10	Pu-238	2.30E-07
I-129	1.10E-07	U-238	4.50E-08
Cs-134	1.90E-08	Pu-239	2.50E-07
Cs-135	2.00E-09	Pu-240	2.50E-07
Cs-137	1.30E-08	Am-241	2.00E-07
Ce-144	5.20E-09	Pu-241	4.80E-09
Nd-144	4.10E-08	Cm-242	1.20E-08
Pm-147	2.60E-10	Cm-244	1.20E-07
Sm-147	4.90E-08		

4. 分析結果

4.1 機率式分析的次數探討

由前述分析模式及核種相關遷移參數，配合參數機率式分佈，以 Latin Hypercube 採樣方法，進行不同採樣次數(25、50、100、250、500、1000、1500、2000)的主要核種分析，依據飲水情節分析關鍵群體受到不同核種造成的年劑量率比例進行比較，結果示於圖 4-1。由圖 4-1 可知，(1)不同採樣次數確實會影響主要核種的權重分析結果，特別在採樣次數低於 250 次時，但當採樣次數高於 250 次後可發現，不同核種之間的權重關係趨於穩定。如核種 Y-90 當採樣次數低於 250 次時，其權重皆低於 10^{-7} ，但當採樣次數超過 250 次後，其權重約為 10^{-5} 。(2)核種 K-40 在所有核種中對劑量率有最大的貢獻，佔最大比重約 81%，其次為核種 I-129 佔比重為 18%，和核種 Am-241 比重為 0.45%，其他核種比重皆低於 0.1%依序為 Ho-166m、Cl-36、Ca-41、Y-90、C-14、Np-237、H-3。

4.2 處置場不同位置主要核種

由前述處置場概念模式(台灣電力公司，2010b)可知，核種從處置場外釋後，依序遷移經過膨潤土、混凝土、回填渣料和母岩，本節即探討在不同位置上主要核種的變化情形。圖 4-2 顯示分析結果，圖 4-2(a)在膨潤土與混凝土介面，即核種遷移經過膨潤土後的結果，顯示 I-129 為主要劑量率提供者，之後依序為 K-40、C-14、Am-241 和 Ni-59 等；圖 4-2(b)為核種遷移經過混凝土厚的情形，顯示主要劑量率提供者已轉變為 K-40，而 I-129 成為次要的劑量供應者，另外，C-14 已不再重要，而由 Mo-93 取代，Am-241 和 Ni-59 等仍佔有一定份量；圖 4-2(c)顯示核種遷移經過回填渣料後的情形，顯示主要核種由 6 個較具重要性核種減少僅剩 4 個較具重要性核種，即 K-40、I-129、Mo-93 和 Am-241；圖 4-2(d)為核種遷移出母岩的情形，顯示僅有 3 個具重要影響的核種 K-40、I-129 和 Mo-93。

將各階段核種造成的劑量率比例列於表 4-1 並繪製於圖 4-3，由圖 4-3 可明顯看出，K-40 在整個分析模式中不論在何位置皆為重要核種之一，而 I-129 的重要性隨離處置場位置愈遠，其重要性逐漸下降，但仍是主要劑量率供應者之一，其他核種如 C-14、Am-241 和 Ni-59 的重要性皆在近處置場處較為顯著，離處置場愈遠，其重要性明顯下降。

4.3 主要核種特性

本節探討為何這些核種是最終主要的影響核種，包括 K-40、I-129 和 Am-241。(A)核種 K-40：具長半化期($1.27E+09$ 年)及一定存量($1.38E+08$ Bq)，在分析模式中因保守估計具最大擴散係數及不吸附的特性，且其劑量轉換因子屬中等程度($6.20E-09$)的影響，因此，分析結果顯示其對造成劑量率具最大權重。(B)核種 I-129：具長半化期($1.57E+07$ 年)及高存量($4.48E+11$ Bq)，在分析模式中，雖在膨潤土中具中等擴散係數，但在混凝土中卻保守估計為具最大擴散係數，另外，核種 I-129 不論在核種介質中，皆為較不吸附的低吸附係數，最後，此核種具有高劑量轉換因子($1.10E-07$)，因此，模式分析結果顯示對造成劑量率有一定程度的影響。(C)核種 Am-241：雖半化期僅 432 年，但有高存量 $9.66E+11$ Bq，其母核種 Pu-241 半化期僅 14.4y，又有高存量 $1.48E+11$ Bq，會持續衰變為 Am-241，使得 Am-241 持續維持高存量；在分析模式中，雖在膨潤土中具中等擴散係數，但在混凝土中仍保守假設為高擴散係數，雖在膨潤土、混凝土和回填渣料中具有一定的吸附特性，但在母岩中卻因缺少相關資訊而保守假設為不吸附，亦具有高劑量轉換因子($2.00E-07$)，因此，此核種對造成劑量率具有一定程度的影響。

反觀為何具高存量的核種最終卻對在造成劑量率的比例上顯得如此低微。未列於前述核種且存量超過 10^{10} Bq 的核種有 Ar-39 半化期 270 年；Fe-55 半化期 2.73 年；Ni-59 半化期 $7.60E+04$ 年；Co-60 半化期 5.27 年；Ni-63 半化期 100 年；Zn-65 半化期 0.67 年；Sr-90 半化期 28.8 年；Nb-94 半化期 $2.00E+04$ 年；Tc-99 半化期 $2.13E+05$ 年；Cs-137 半化期 30.0 年；Pu-239 半

化期 $2.40E+04$ 年；Pu-240 半化期 $6.54E+03$ 年；Pu-241 半化期 14.4 年。這些核種中，半化期超過 100 年的僅 Ar-39、Ni-59、Ni-63、Nb-94、Tc-99、Pu-239、Pu-240，而 Ar-39 為氣態核種，其外釋路徑為氣體傳輸方式，不屬於飲水情節，故在本研究的分析模式中不予討論。

Ni-59 和 Ni-63 在分析模式中，不論核種的擴散作用或吸附作用皆屬中等程度，唯在劑量轉換因子上，其轉換值較低，故其在造成關鍵核種劑量率上的影響程度偏低；Nb-94、Pu-239 和 Pu-240 主要因其核種不論在何介質內其吸附係數皆較其他核種高，因此，影響其外釋率而使得其最終的影響程度明顯降低。至於 Tc-99 的評估結果僅略低於 Sr-90，其高存量和長半化期特性，並一般程度的擴散、吸附特性和劑量轉換因子，使得其最終的評估結果雖不突出，仍具一定程度的影響。

4.4 比較

比較本研究模式在關鍵群體上的主要核種分析結果(表 4-1)與前述文獻彙整的重要核種(表 2-1)可知，主要交集的重要核種有 I-129、Am-241、C-14、H-3、Sr-90 和 Tc-99。文獻彙整的核種尚包括 Cs-137、Co-60、Pu-239、Ni-59 和 Pu-238，觀察這些核種的活度(表 3-1)可知皆具有高活度特性。而另一個核種 Nb-94，根據日本原子力安全保安院放射性廢棄物規制課，對六所村進行關鍵核種選定的研究可知(日本原子力安全保安院放射性廢棄物規制課，2012)，Nb-94 在生物圈中具高遷移能力並造成高劑量率，故而前述文獻重視此核種。本研究另外呈現重要性的核種有 K-40、Cl-36、Ca-41 和 Np-237，這些核種的重要性主要來自其具有長半化期的特性。另外，Y-90 則主要來自 Sr-90 的衰變，而 Sr-90 具有高活度的特性。至於 Ho-166m 半化期 $1.20E+03$ 年，相較於多數核種屬長半化期，在本分析模式中其擴散係數由於欠缺相關資料，故保守假設為最大值，而吸附係數亦缺乏相關資料而保守假設不吸附，因此，使得分析結果可能過於保守而凸顯此核種的重要性。

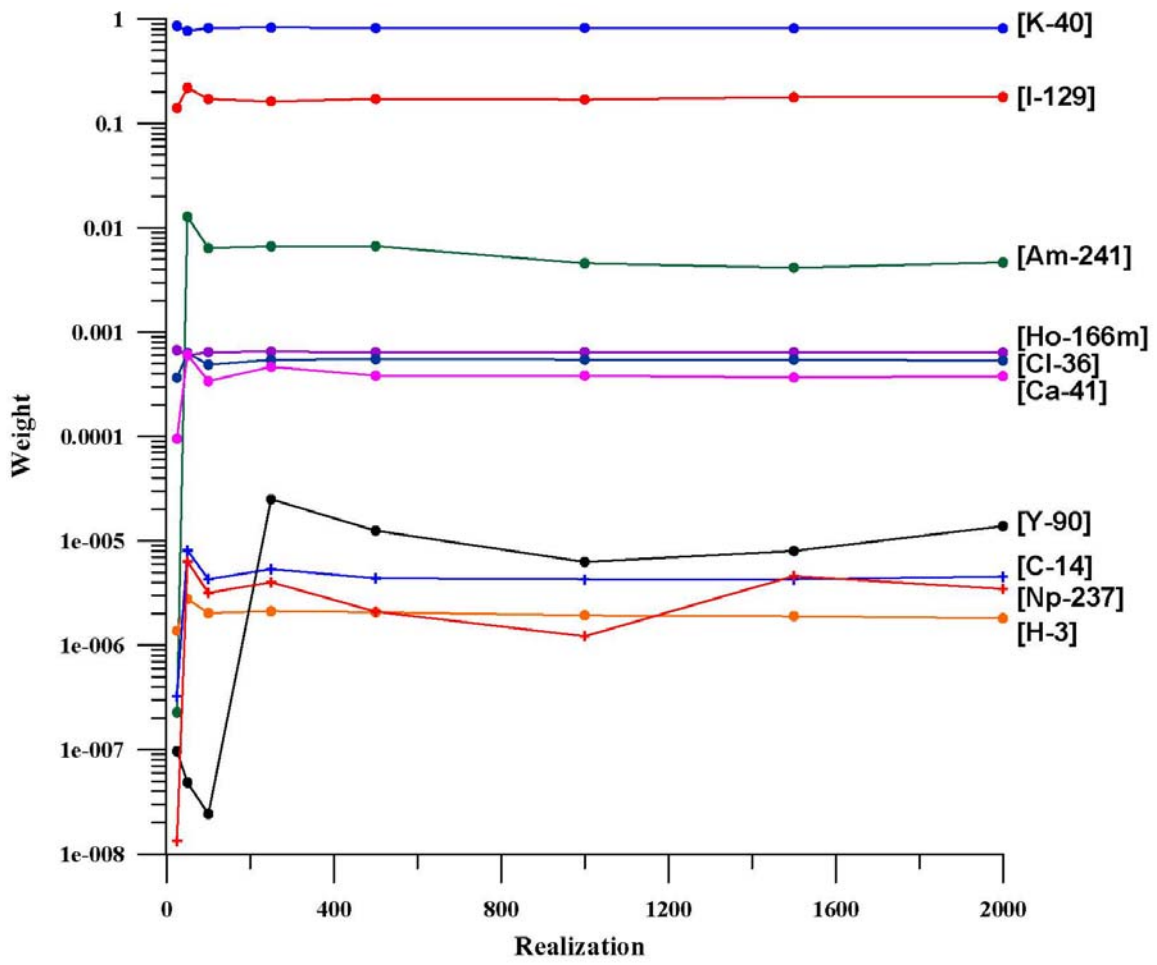


圖 4-1 不同取樣次數下主要核種的權重變化

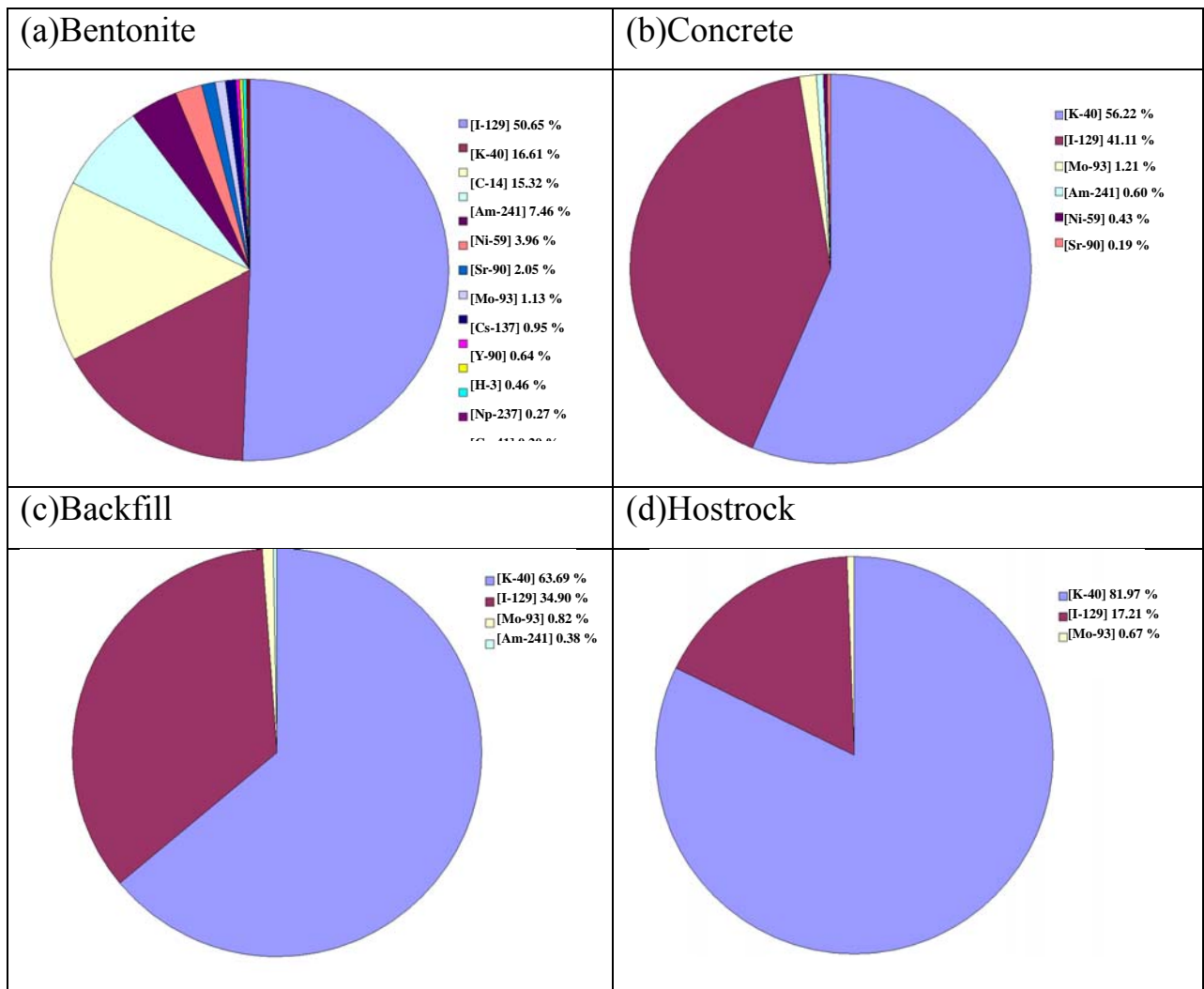


圖 4-2 不同位置的主要核種

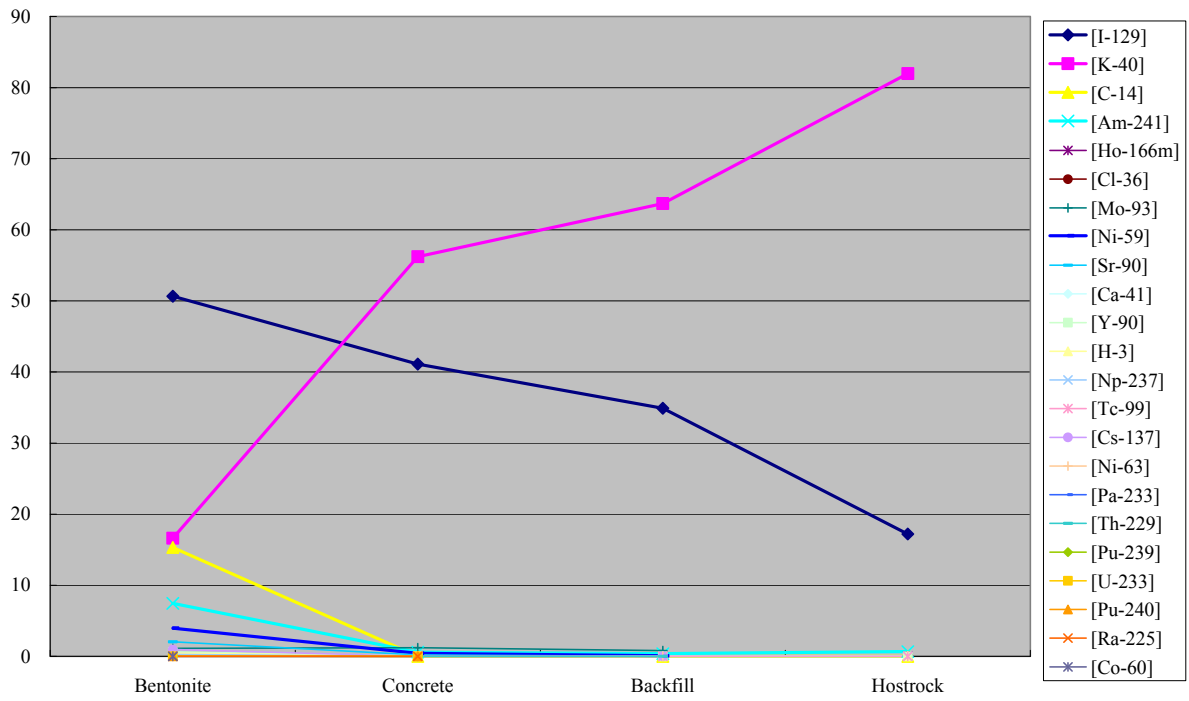


圖 4-3 不同位置的主要核種權重分佈圖

表 4-1 不同位置的主要核種權重

Bentonite	Weight (%)	Concrete	Weight (%)	Backfill	Weight (%)	Hostrock	Weight (%)
I-129	50.649653	K-40	56.219501	K-40	63.690003	K-40	81.965336
K-40	16.611286	I-129	41.105635	I-129	34.900002	I-129	17.208061
C-14	15.324295	Mo-93	1.205829	Mo-93	0.821200	Am-241	0.666795
Am-241	7.461549	Am-241	0.597215	Am-241	0.382260	Ho-166m	0.064335
Ni-59	3.959173	Ni-59	0.425376	Ni-59	0.080662	Cl-36	0.055066
Sr-90	2.051186	Sr-90	0.190390	Ho-166m	0.050280	Ca-41	0.038296
Mo-93	1.132212	Ca-41	0.083217	Cl-36	0.044506	Y-90	0.001254
Cs-137	0.953653	Y-90	0.059395	Ca-41	0.030310	C-14	0.000438
Y-90	0.639676	Ho-166m	0.056507	C-14	0.000355	Np-237	0.000209
H-3	0.456877	Cl-36	0.041288	H-3	0.000182	H-3	0.000207
Np-237	0.273578	H-3	0.009528	Np-237	0.000130	Sr-90	0.000003
Ca-41	0.202279	C-14	0.002985	Sr-90	0.000055	Tc-99	0.000001
Cl-36	0.144831	Np-237	0.001553	Pa-233	0.000029		
Pu-239	0.049536	Tc-99	0.000726	Tc-99	0.000016		
Ni-63	0.037702	U-233	0.000388	Y-90	0.000004		
Pu-240	0.027968	Cs-137	0.000249	Th-229	0.000002		
Ho-166m	0.024282	Ni-63	0.000146	Ni-63	0.000002		
Tc-99	0.000238	Ra-225	0.000046				
Th-229	0.000019	Th-229	0.000015				
Ra-225	0.000003	Pu-239	0.000003				
Co-60	0.000002	Pa-233	0.000003				
U-233	0.000001	Pu-240	0.000002				

5. 結論與建議

本研究根據簡化模式，考量不同核種的衰變鍊特性、各核種在不同介質內的擴散特性和吸附特性，並以飲水情節將不同核種對人體影響的劑量轉換因子納入考慮分析，運用 GoldSim 平台進行參數採樣機率式分析，結果顯示：

- (A)對本研究模式而言，當參數採樣次數超過 250 次時，分析結果已趨於一致，因此無需運跑過多的採樣次數。
- (B)觀察傳輸路徑上不同觀測位置的核種重要性可發現，不同位置上的重要核種變化程度不大，而重要核種在不同位置上的重要性亦可由此方式更容易明白。
- (C)本研究成果與文獻彙整的重要核種比較，顯示本分析模式在部分核種的分析上，如 K-40、Ho-166m、Cl-36、Ca-41 等，因欠缺核種的擴散係數與吸附係數，該類核種於分析時採用保守的係數值，以致導致部份結果過於保守，但其他核種如 I-129、Am-241、C-14、H-3 和 Sr-90 等的分析結果，顯示這些核種的重要性排名確實在前，此結果與文獻彙整的重要核種吻合，顯示本分析方法的可行。對於欠缺相關的參數資訊部分可加強文獻資料蒐集或委請研究單位進行參數取得。

由本研究可知，如何取得合理的核種參數或假設的核種參數不致過於保守，是進行核種劑量評估所需面臨的一項重要的挑戰。

參考文獻

- 日本原子力安全保安院放射性廢棄物規制課，2012，六ヶ所村ピット埋設事業許可申請書における-核種選定方法について。
- 日本原燃株式會社，1997，六所村低放射性廢棄物處置場廢棄物掩埋事業變更許可申請書，131 頁。
- 台灣電力公司，2010a，低放射性廢棄物關鍵核種篩選報告。
- 台灣電力公司，2010b，低放處置設施功能模擬評估報告。
- 原子力安全委員會，2007，低レベル放射性固体廢棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について，19 安委第 32 號。
- 原子能委員會，2005，游離輻射防護安全標準。
- 郭明傳、田能全、盧俊鼎，2007，低放射性廢棄物淺地層處置之安全評估案例探討，台電核能月刊(6 月)，p.16-p.33。
- 陳智隆、蘇碩懿、劉育銓，2005，驗證與增進 GoldSim 平台的質傳管流模式，台電工程月刊，第 688 期，第 100-110 頁。
- 陳智隆、賴仁杰，2008a，區塊傳輸模式(AMBER)與管流傳輸模式(GoldSim)的比較研究，台電核能月刊，第 302 期，第 28-43 頁。
- 陳智隆、賴仁杰，2008b，FEHM 與 GoldSim 的一維核種傳輸模擬比較與驗證研究」台電核能月刊，第 312 期，第 25-58 年。
- 陳智隆，2009，「發展具代表性放射性廢棄物處置評估模型之技術驗證」，台電核能月刊，第 317 期，第 21-38 頁。
- 陳智隆，2011，放射性廢棄物處置多核種安全評估模型之技術發展，台電工程月刊，第 750 期，第 41-51 頁。
- Albinsson Y., B. Satmark, I. Engvist and W. Johansson, 1990, Transport of actinides and Tc through a bentonite backfill containing small quantities of iron, copper or Ininerals in an inert atmosphere, SKB TR 90-06.
- Brandberg F. and K. Skagius, 1991, Porosity, sorption and diffusivity data com-

- piled for the SKB 91 study, SKB TR 91-16.
- Brennecke, P. W., 1996, LLW/ILW disposal in the Morsleben repository, Bundesamt für Strahlenschutz, Germany.
- CASSIOPEE, 2001, Long-term safety analysis of Baldone radioactive waste repository and updating of waste acceptance criteria, Contract Num. B7-0320/2000/166079/MAR/C2, Final Report CAS-BAL-FIN-01, Annex III, 15p.
- DOE, 2009,
http://www.em.doe.gov/stakepages/wmdi_llwapxc.aspx?PAGEID=WMDI
- Hanušík, V., Kusovská, Z., Baláž, J., and Mršková, A., 2003, Approach to derivation of waste acceptance criteria for Mochovce disposal facility, Proceedings ICEM'03: The 9th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management September 21 – 25, 2003, Examination Schools, Oxford, England, 6p.
- JAEA, 2012, <http://migrationdb.jaea.go.jp/english.html>
- Kahr G., R. Hasenpatt and M. Muller-Vonmoos, 1985, Ionen diffusion in Hoch-Verdichtetem Bentonit, NTB 85-23.
- Kekki, T., and Tiitta, A., 2000, Evaluation of the radioactive waste characterization at the Olkiluoto nuclear power plant, STUK-YTO-TR 162, Helsinki, 39p.
- Kim, C.L., M.C. Lee and C.H. Cho, 1993, A Conservative Safety Study on Low-Level Radioactive Waste Repository Using Radionuclide Release Source Term Model, J. of Korean Nuclear Society, Vol.25, No.1, p.63-70.
- Konopaskova, S., 1997, Safety assessment of the Dukovany repository and waste acceptance criteria evaluation, International Atomic Energy Agency, IAEA SM341/21, pp.383-394.
- Madsen F.T. and G. Kahr, 1991, Diffusion von Eisen- und Jodid-Ionen in

Hochverdichtetem Bentonit, NTB 91-28.

Morales, A., 2005, El Cabril low and intermediate level waste disposal facility (Spain) : New acceptance criteria, WM'05 Conference, February 27–March 3, 2005, Tucson, AZ, 13p.

Morre, P. E., and Hambleton-Jones, B. B., 1997, Planning and operation of Valputs, The South African national radioactive waste management facility, Proceedings of Planning and operation of low level waste disposal facilities, IAEA-SM-341/73, pp.67-77.

MOST, 2005, Acceptance Criteria for Low- and Intermediate-Level Radioactive Waste, Ministry of Science and Technology, Korea, Notice No. 2005-18, 8p.

NEA, 2005, The regulatory control of radioactive waste management in NEA member countries: Italy, Nuclear Energy Agency, OECD, 11p.

NHMRC, 1992, Code of practice for the near-surface disposal of radioactive waste in Australia (1992), National Health and Medical Research Council, Radiation Health Series No. 35, 44p.

NRC, 2012,

<http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part061/part061-0055.html>

Ohlsson Y. and I. Neretnieks, 1995, Literature Survey of Matrix Diffusion Theory and of Experiments and Data Including Natural Analogues, SKB TR 95-12.

Ohlsson Y. and I. Neretnieks, 1997, Diffusion Data in Granite, SKB TR 97-20.

Park, J.W., K. Chang, and C.L. Kim, 2001, Important Radionuclides and Their Sensitivity for Groundwater Pathway of a Hypothetical Near-Surface Disposal Facility, J. of Korean Nuclear Society, Vol.33, No.2, p.156-165.

Park, J.B., J.W. Park, E.Y. Lee and C.L. Kim , 2003, Experiences From The Source-Term Analysis of a Low and Intermediate Level Radwaste Disposal Facility, WM'03 Conference, February 23-27, 2003, Tucson, AZ.

- Seitz, R.R., R.S. Garcia, K.M. Kostelnik and R.J. Starmer, 1992, Performance Assessment Handbook for Low-Level Radioactive Waste Disposal Facilities, Idaho National Engineering Laboratory, National Low-Level Waste Program, EG&G Idaho, Inc., DOE/LLW-135.
- Stenhouse, M. J., 1995, Sorption Databases for Crystalline, Marl and Bentonite for Performance Assessment, Intera Information Technologies Ltd., NTB 93-06.
- Torstenfelt B, B. Allard, K. Andersson, H. Kipatsi and L. Eliasson, 1983, Radionuclide diffusion and Inabilities in compacted bentonite, SKB TR 83-34.
- Torstenfelt B. and B. Allard, 1986, Migration of fission products and actinides in compacted bentonite, SKB TR 86-14.
- Wieland, E. and L.R.V. Loon, 2003, Cementitious Near-Field Sorption Data Base for Performance Assessment of an ILW Repository in Opalinus Clay, Nuclear Energy and Safety Research Department Laboratory for Waste Management, PSI Bericht 03-06.