

核能安全委員會
委託研究計畫研究報告

114 年放射性污染土壤物理除污技術研析
期末報告

委託單位：核能安全委員會
執行單位：國家原子能科技研究院
計畫主持人：沈錦昌
協同主持人：陳永枝、秦佳珺
計畫編號：NSC11312097L
報告日期：中華民國 114 年 12 月 31 日

114 年放射性污染土壤物理除污技術研析 期末報告

受委託單位：國家原子能科技研究院

研究主持人：沈錦昌

協同主持人：陳永枝、秦佳琿

研究期程：中華民國 114 年 3 月 1 日至 114 年 12 月 31 日

研究經費：新臺幣 128 萬元整

核能安全委員會 委託研究

中華民國 114 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)

114 年放射性污染土壤物理除污技術研析
期末研究成果摘要報告

目 錄

| | |
|-------------------|---|
| 一、 摘要(中、英文) | 1 |
| 二、 計畫目標 | 3 |
| 三、 重要成果 | 3 |
| 四、 展望 | 6 |

一、 摘要

中文摘要

本計畫整合國際經驗和國內廢棄物特性，測試評估放射性污染土壤的物理除污技術。實驗測試三種主要方法：篩選分離、熱處理和水洗處理法。篩選分離結果表明，銫-137 主要富集於細顆粒 (<2 mm) 中，因此可根據污染程度有效分離土壤。透過即時輻射監測，可以精確去除熱點區域，從而減少需要進一步處理的土壤量。熱處理只有在添加氯化鈣或氯化鈉等添加劑時才有效；單獨使用熱處理無法充分去除銫-137。水淋洗效果不佳 (去除率<5%)，這是由於土壤基質對銫離子的強吸附作用所致。總體而言，本計畫測試物理除污技術的特性和能力，並為未來放射性污染土壤除污應用提供選擇方法。

關鍵字: 放射性土壤處理、篩選分離處理、熱處理、水洗處理

Abstract

This project integrates international experience and domestic waste characteristics to identify and evaluate key physical decontamination technologies for radioactive contaminated soil. Three major methods screening separation, thermal treatment, and water rinsing were developed and assessed.

Screening results show that Cs-137 is mainly concentrated in fine particles (<2 mm), enabling effective separation of soil by contamination level. With real-time radiation monitoring, hotspots can be accurately removed, reducing the volume of soil requiring further treatment.

Thermal treatment is effective only when additives such as calcium chloride or sodium chloride are used; thermal processing alone does not

adequately remove Cs-137.

Water rinsing exhibited poor performance (<5% removal) due to the strong adsorption of cesium ions by the soil matrix.

Overall, this project assesses the performance of physical decontamination technologies and offers a framework for selecting appropriate methods for future radioactive soil remediation.

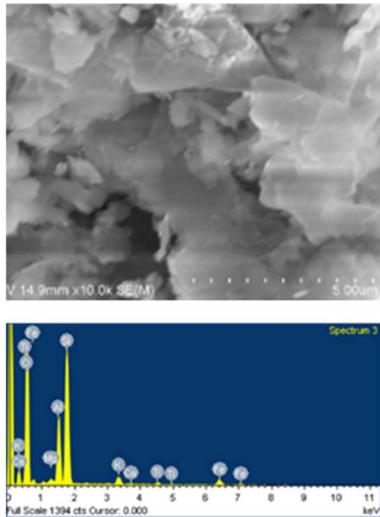
Keywords: Radioactive Soil Treatment, Screening and Separation, Thermal Treatment, Water Washing

二、 計畫目標

本計畫藉由參考國外經驗並考量國內廢棄物特性，研提放射性污染土壤物理除污技術重點，並評估土壤物理除污技術效益，最後提出處理建議或注意事項予委託單位，作為將來執行放射性污染土壤除污處理之參考。同時，計劃亦參考國際案例及相關技術文件，進行放射性污染土壤物理除污如篩選分離法、熱處理法與水淋洗法等技術實驗測試評估，搭配本院實際執行經驗，提出初步可行方案與試驗結果，協助後續處理污染土壤之參考，協助我國妥善處理放射性污染土壤，以有效達到減容、減量之目的。

三、 重要成果

- (一)完成蒐集及研析國際放射性污染土壤物理除污處理技術與實際執行案例，目前美國橡樹嶺研究區的土壤污染整治，運用技術挖掘與移除處理；法國放射性污染土壤整治，以物理化學程序浮選分離法，將 Cs-137 污染土壤分離移除整治；日本污染土壤整治採取表層剝離法，受污染區域移除 5-10 cm 表土，污染廢土再放置於暫時貯存場方式處理。
- (二)完成放射性污染土壤粉末樣品，掃描式電子顯微鏡(Scanning Electron Microscope, SEM)與能量散射 X 射線光譜(Energy-Dispersive X-ray Spectroscopy, EDS)分析，獲取土壤微觀結構及成分資訊與微觀影像觀測，再探討放射性污染物理除污處理技術方法。



土壤樣本分析組成成分表

| Element | Weight% | Atomic% |
|---------|---------|---------|
| O K | 57.87 | 72.44 |
| Mg K | 0.50 | 0.41 |
| Al K | 9.73 | 7.22 |
| Si K | 22.63 | 16.14 |
| K K | 2.30 | 1.18 |
| Ca K | 0.33 | 0.16 |
| Ti K | 1.08 | 0.45 |
| Fe K | 5.56 | 1.99 |
| Totals | 100.00 | |

由矽鋁氧化物($\text{Si}_x\text{Al}_y\text{O}_z$)構成

圖 1.土壤樣本分析成分組成與影像

(三) 計畫完成放射性污染土壤物理除污處理技術測試與驗證。

1. 放射性土壤篩選分離證實污染分布確與粒徑大小有關，Cs-137 主要富集於<2 mm 的細顆粒土壤中，篩選分離法能有效分離不同污染程度的土壤，配合即時輻射偵測流程，可將污染熱點獨立移除，大幅降低後端處理成本。
2. 放射性土壤熱處理法需要添加氯化鈣或者氯化鈉等助劑幫助將土壤中 Cs-137 污染移除，處理後之土壤若符合外釋條件，可達成資源再利用，可減容減量達到降低儲存倉儲壓力及減少成本之目的。
3. 水淋洗法即使水量達土壤重量 40 倍，去除率仍低於 5%，顯示成效有限。若採用水洗攪拌與過濾程序，去除率可提升至 20%以上，但仍僅針對可溶性或物理附著污染物，對強烈結合於礦物結構中的 Cs-137 效果不佳。未來若欲提升效率，需考慮結合化學藥劑或螯合劑，以促進污染物脫附。

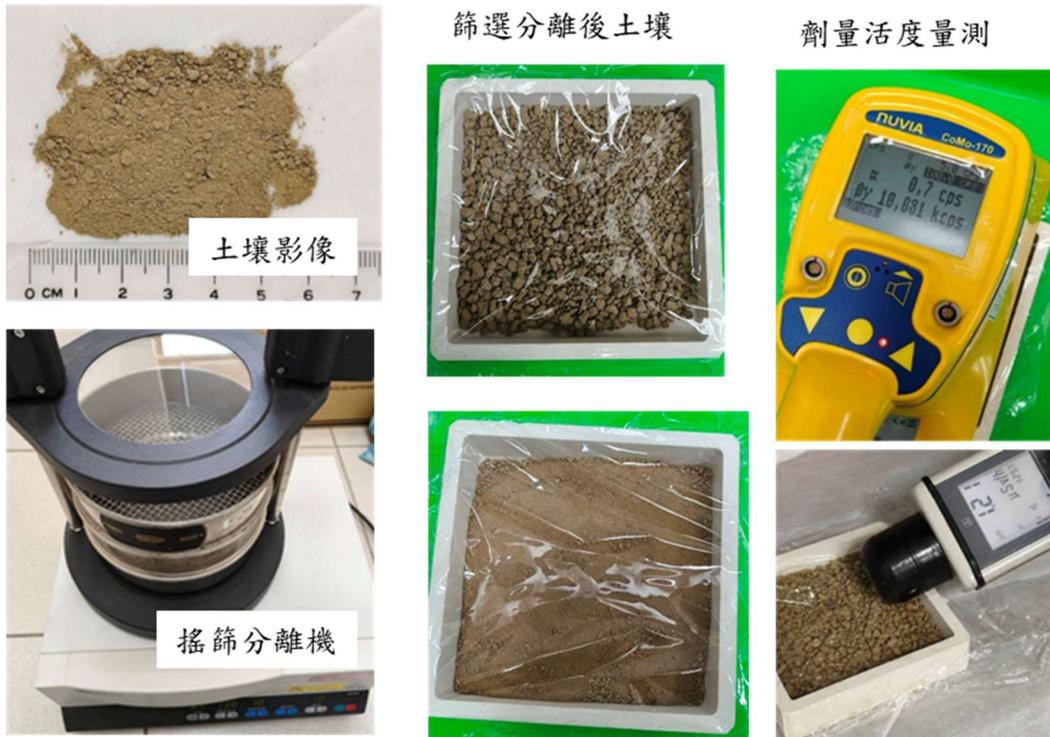
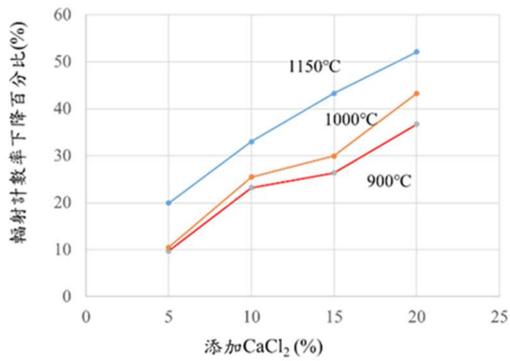


圖 2.土壤篩選分離法實驗測試

900°C、1000°C、1150°C 添加CaCl₂ 熱處理去除污染成效



| | | | 處理前量測 CoMo-170(cps) | 處理後量測值 (cps) | 輻射計數率下 降(%) |
|--------|---|------------------------|------------------------|-----------------|----------------|
| 900°C | 1 | 添加5%CaCl ₂ | 4942 | 4461 | 9.73 |
| | 2 | 添加10%CaCl ₂ | 5341 | 4101 | 23.21 |
| | 3 | 添加15%CaCl ₂ | 4619 | 3403 | 26.33 |
| | 4 | 添加20%CaCl ₂ | 4772 | 3019 | 36.73 |
| 1000°C | 1 | 添加5%CaCl ₂ | 6184 | 5534 | 10.52 |
| | 2 | 添加10%CaCl ₂ | 5774 | 4303 | 25.48 |
| | 3 | 添加15%CaCl ₂ | 5274 | 3695 | 29.93 |
| | 4 | 添加20%CaCl ₂ | 4704 | 2669 | 43.26 |
| 1150°C | 1 | 添加5%CaCl ₂ | 5666 | 4535 | 19.95 |
| | 2 | 添加10%CaCl ₂ | 5268 | 3529 | 33.01 |
| | 3 | 添加15%CaCl ₂ | 5074 | 2878 | 43.28 |
| | 4 | 添加20%CaCl ₂ | 4672 | 2236 | 52.13 |



圖 3.土壤熱處理實驗測試

四、 展望

本計畫已建立放射性污染土壤物理除污之基礎技術資料並完成初步處理驗證，為後續深化研究與應用奠定基礎。未來可針對不同土壤類型、污染特性及污染濃度，延續水洗技術進行除污劑添加技術測試，以明確界定技術適用範圍，並建立操作參數的科學依據。同時，持續關注國際最新技術與實務案例，以促進我國技術與管理經驗，提升整體土壤除污效率。對於具潛力的物理除污技術，如篩選分離與加藥熱處理，可逐步推進至中期測試或現地試驗，以驗證其在實際場址條件下的操作穩定性、可重現性及經濟效益，並評估後端廢棄物減量效果。

此外，水洗技術可進一步添加除污劑提升污染土壤除污能力，未來可建立完整且具彈性的放射性污染土壤除污技術方法，提供不同場景下的最佳化處理策略，以提升管理效率及除污成效。

整體而言，本計畫成果將成為後續技術優化、現地除污推動及政策規劃的重要依據基礎，進一步強化我國在放射性污染土壤管理上的自主技術能力與長期可持續性。

目錄

| | | |
|-----|-------------------------------|----|
| 1. | 前言 | 1 |
| 1.1 | 計畫目的 | 1 |
| 1.2 | 計畫工作內容 | 2 |
| 1.3 | 委託服務工作項目及內容 | 2 |
| 2. | 放射性污染土壤物理除污技術 | 3 |
| 2.1 | 土壤與其特性 | 3 |
| 2.2 | 放射性污染土壤 | 9 |
| 2.3 | 放射性污染土壤物理除污技術 | 10 |
| 3. | 國際上放射性污染土壤處理技術 | 15 |
| 3.1 | 土壤污染特性與除污需求 | 16 |
| 3.2 | 污染土壤處理的國際文獻 | 21 |
| 4. | 世界主要國家放射性污染土壤整治 | 25 |
| 4.1 | 日本污染土壤整治 | 25 |
| 4.2 | 法國放射性污染土壤整治 | 34 |
| 4.3 | 美國放射性污染土壤整治 | 34 |
| 4.4 | 中國大陸放射性污染土壤整治 | 38 |
| 5. | 放射性污染土壤處理實驗測試 | 40 |
| 5.1 | 放射性污染土壤樣本採集 | 40 |
| 5.2 | 放射性污染土壤樣本分析 | 43 |
| 5.3 | 放射性污染土壤處理實驗流程與處理成效測試 | 45 |
| 5.4 | 放射性污染土壤處理篩選分離實驗與結果 | 52 |
| 5.5 | 放射性污染土壤熱處理法去除放射性元素實驗與結果 | 70 |
| 5.6 | 放射性污染土壤水淋洗處理 | 82 |

| | |
|-----------------------------|----|
| 5.7 放射性污染土壤水洗處理..... | 87 |
| 6. 放射性污染土壤物理除污技術效益評估..... | 91 |
| 6.1 篩選分離法..... | 91 |
| 6.2 熱處理法..... | 92 |
| 6.3 水淋洗法..... | 93 |
| 7. 放射性污染土壤物理除污技術研析管制建議..... | 95 |
| 8. 結論..... | 97 |
| 參考文獻..... | 99 |

圖目錄

| | |
|---|----|
| 圖 1 台灣土壤剖面圖樣..... | 5 |
| 圖 2 桃園市龍潭的土壤樣本..... | 5 |
| 圖 3 土壤過篩較細微粉末樣品圖 | 6 |
| 圖 4 龍潭土壤粉末樣本 SEM 影像圖 | 6 |
| 圖 5 土壤粉末 SEM 影像圖 a.1000 倍率放大圖; b. 10000 倍率放大圖 | 7 |
| 圖 6 土壤粉末樣本 EDS 分析影像與光譜圖 | 7 |
| 圖 7 污染土壤示意圖..... | 10 |
| 圖 8 污染土壤經篩選分離處理後之土壤污染分布示意圖 | 10 |
| 圖 9 土壤顆粒尺寸與活度濃度關係 | 19 |
| 圖 10 放射性污染土壤篩分前後與活度濃度關係 | 20 |
| 圖 11 福島核事故放射性污染影響的區域圖..... | 28 |
| 圖 12 福島放射性污染區域除污清理作業相關影像 | 29 |
| 圖 13 土壤及資材淨化清除及安全貯存管理流程圖 | 30 |
| 圖 14 福島放射性污染土壤處理簡易流程圖 | 31 |
| 圖 15 福島地區暫時貯存設施之放射性廢棄物資料 | 32 |
| 圖 16 暫時倉儲設施廢棄物處理流程圖 | 32 |
| 圖 17 地面以上 1 m 高度的各種土地類別空氣劑量率變化 | 33 |
| 圖 18 法國 Areva 公司測試收集附著在黏土顆粒的鈾泡沫 | 33 |
| 圖 19 漢福德場址進行地下水修復與除污處理 | 36 |
| 圖 20 漢福德場址地下水修復與土壤沖洗系統 | 37 |
| 圖 21 土壤篩分設備裝置結構設計示意圖 | 39 |
| 圖 22 實驗用之採集放射性污染土壤 | 42 |
| 圖 23 採集的放射性污染土壤核種分析結果 | 43 |

| | |
|--|----|
| 圖 24 採集的放射性污染土壤核種分析結果 | 44 |
| 圖 25 放射性污染土壤篩選分離實驗規劃流程 | 46 |
| 圖 26 放射性污染土壤篩選分離實驗流程 | 46 |
| 圖 27 放射性污染土壤熱處理實驗程序 | 48 |
| 圖 28 放射性污染土壤水淋洗實驗程序 | 48 |
| 圖 29 放射性污染土壤實驗場地管制區放射性實驗室 | 50 |
| 圖 30 放射性污染土壤實驗用水分量測儀 | 50 |
| 圖 31 放射性污染土壤篩選分離用分離篩網與搖篩機 | 51 |
| 圖 32 放射性污染土壤熱處理用坩鍋與加熱電爐 | 51 |
| 圖 33 放射性污染土壤篩選分離實驗與設備 | 52 |
| 圖 34 污染土壤實驗樣品輻射量測 | 53 |
| 圖 35 編號 No.1 樣品篩選分離量測分析圖 | 56 |
| 圖 36 編號 No.2 樣品篩選分離量測分析圖 | 58 |
| 圖 37 編號 No.3 樣品篩選分離量測分析圖 | 60 |
| 圖 38 編號 No.4 樣品篩選分離量測分析圖 | 62 |
| 圖 39 編號 No.5 樣品篩選分離量測分析圖 | 64 |
| 圖 40 編號 No.6 樣品篩選分離量測分析圖 | 66 |
| 圖 41 放射性土壤樣品篩選分離量測分析圖 | 68 |
| 圖 42 放射性土壤樣品 2-3 及 3-3 篩選粒徑與輻射計數率關係圖 | 69 |
| 圖 43 放射性土壤熱處理實驗程序 | 71 |
| 圖 44 放射性土壤熱處理前後樣品與輻射量測 | 71 |
| 圖 45 土壤熱處理之高溫爐內部影像圖 | 72 |
| 圖 46 福島污染土壤經添加及未添加氯化鈉熱處理後的污染去除率 | 77 |
| 圖 47 放射性土壤添加氯化鈣熱處理去除污染成效 | 81 |

| | |
|--------------------------------|----|
| 圖 48 放射性污染土壤水淋洗處理(1/2)..... | 83 |
| 圖 49 放射性污染土壤水淋洗處理(2/2)..... | 83 |
| 圖 50 放射性土壤樣品水淋洗測試量測分析結果圖 | 85 |
| 圖 51 放射性土壤樣品水洗實驗測試 | 88 |

表目錄

| | |
|--|----|
| 表 1 土壤樣本分析組成成分表..... | 8 |
| 表 2 銫同位素的特性比較..... | 17 |
| 表 3 為含有 Cs-137 放射性土壤的處理方法比較..... | 22 |
| 表 4 編號 No.1 樣品篩選分離量測分析結果..... | 55 |
| 表 5 編號 No.2 樣品篩選分離量測分析結果..... | 57 |
| 表 6 編號 No.3 樣品篩選分離量測分析結果..... | 59 |
| 表 7 編號 No.4 樣品篩選分離量測分析結果..... | 61 |
| 表 8 編號 No.5 樣品篩選分離量測分析結果..... | 63 |
| 表 9 編號 No.6 樣品篩選分離量測分析結果..... | 65 |
| 表 10 編號 2-3 及 3-3 樣品細分篩選量測重量分布分析..... | 69 |
| 表 11 樣品 2-3 及 3-3 粒徑篩選與輻射計數率量測結果..... | 69 |
| 表 12 放射性土壤 700°C 熱處理 1 小時之污染去除成效..... | 74 |
| 表 13 放射性土壤 750°C 熱處理 1 小時之污染去除成效..... | 74 |
| 表 14 放射性土壤 800°C 熱處理 1 小時之污染去除成效..... | 75 |
| 表 15 放射性土壤 1000°C、1150°C 熱處理之污染去除成效..... | 76 |
| 表 16 放射性土壤添加氯化鈣熱處理去除污染成效..... | 80 |
| 表 17 土壤樣品水淋洗實驗測試量測分析結果..... | 84 |
| 表 18 土壤樣品水洗實驗測試量測分析結果(1/2)..... | 89 |
| 表 19 土壤樣品水洗實驗測試量測分析結果(2/2)..... | 89 |

114 年放射性污染土壤物理除污技術研析計畫-期末報告

摘要

本計畫藉由參考國外經驗並考量國內廢棄物特性，研提放射性污染土壤物理除污技術重點，並評估土壤物理除污技術效益，最後提出處理建議或注意事項予委託單位，作為將來執行放射性污染土壤除污處理之參考。土壤污染整治修復須經過從地面清除污染物和污染物整治過程，有多種不同修復方法可供選擇，其效率、成本與環境永續因場地條件而有差異。

當某場地受到污染時，會先行評估以確定污染物、污染程度以及適當的土壤污染整治方法，獲得經濟有效的污染土壤整治方案。例如美國橡樹嶺研究區的土壤污染整治，運用技術挖掘與移除處理；法國放射性污染土壤整治，以物理化學程序浮選分離法，將 Cs-137 污染土壤分離移除整治；日本污染土壤整治採取表層剝離法，受污染區域移除 5-10 cm 表土，污染廢土再放置於暫時貯存場方式處理。

本計畫已完成放射性污染土壤物理除污技術包括篩選分離法、熱處理法與水淋洗法等規劃，並確認處理方法成效。放射性土壤篩選分離法實驗結果證實污染分布確與粒徑大小有關係，Cs-137 主要富集於 <2 mm 的細顆粒土壤中，篩選分離法能有效分離不同污染程度的土壤，配合即時輻射偵測流程，可將污染熱點獨立移除，大幅降低後端處理成本。熱處理法需要添加氯化鈣或者氯化鈉等助劑幫助將土壤中 Cs-137 污染移除，若僅熱處理無法有效地將土壤中的放射性元素 Cs-137 移除。水淋洗法實驗結果成效不佳，去除率低於 5%，推測係土壤對於 Cs 離子是很強的吸附劑所致。

關鍵字：放射性污染土壤、篩選分離法、熱處理法、水淋洗法

Abstract

The process of soil contamination remediation requires removing contaminants and remediating. The remediation available and the cost efficiency depending on site conditions. When the site is contaminated, the assessment to determine the contaminants, and the appropriate soil remediation to seek economical and effective soil remediation solutions. For example, the soil remediation in the Oak Ridge Research Area in the United States uses technical excavation and removal treatment. The soil remediation in France uses physical chemistry processes combined with flotation technology to remediate Cs-137 contaminated soil, and the soil remediation in Japan uses the surface stripping method to remove 5-10cm of top soil from the contaminated area, and the waste soil is then placed in a temporary storage site.

The project aims to physical decontamination technologies for radioactive contaminated soil, including screening and separation, thermal treatment, and water rinsing to confirm the effectiveness. The radioactive soil screening and separation method has confirmed that contamination distribution is indeed related to particle size; Cs-137 is mainly concentrated in fine-particle soil (<2 mm). It can effectively separate soils with different levels of contamination. The real-time radiation detection can be help to removed hotspots, and reducing downstream treatment costs. Thermal treatment requires the addition of calcium chloride or sodium chloride to remove Cs-137 from the soil; The water rinsing method yielded poor results, with a removal rate of less than 5%, possibly due to the soil is strong adsorption capacity for Cs ions.

Keywords: Radioactive Contaminated Soil, Screening Separation Method, Thermal Treatment Method, Water Washing Method

1. 前言

1.1 計畫目的

原子能科技廣泛應用於醫療、農業、工業及學術研究等領域，尤其在同位素技術方面，對我國科技與社會發展貢獻良多。數十年來，隨著同位素應用逐漸普及，小產源放射性廢棄物的產生量亦不斷增加。目前，這些廢棄物由國家原子能科技研究院(以下簡稱國原院)負責接收並暫存於院內貯存設施，以確保安全管理，保障人民健康與環境安全。

雖然小產源放射性廢棄物的總量遠低於核電廠所產生的廢棄物，但由於來源多樣，其型態與種類更為複雜，且表面劑量率通常偏低。有鑑於此，針對各類小產源放射性廢棄物，處理方法必須考量其物理與化學特性，並擬定合適的技術方案。

在小產源放射性廢棄物中，土壤類別尤為特殊。此類廢棄物通常因表層附著放射性物質而形成污染土壤。針對放射性污染土壤，必須依據其特性選擇適當技術，將表層放射性物質移除，以達到污染減量的目的。若除污後的土壤能符合《放射性廢棄物管理辦法》規定之活度或比活度標準，則可再利用，這不僅提升貯存作業彈性，亦能緩解倉儲空間壓力，並降低未來低放射性廢棄物處置成本。

本計畫以放射性污染土壤為研究標的，探討物理除污技術，重點包括篩選分離法、熱處理法及水淋洗法，並評估各技術的處理效益與適用性。

1.2 計畫工作內容

本計畫旨在蒐集國際間放射性污染土壤除污技術及實際執行案例，並深入研析物理除污技術，透過相關技術實驗驗證其可行性。研究過程中，除參考國外經驗外，亦充分考量國內放射性廢棄物特性，提出適用於我國的物理除污技術重點，並評估其效益與適用性。

最終，本計畫將彙整研究成果，提出具體管制建議與注意事項，以強化主管機關在放射性污染土壤管理上的能量，並提供國內相關執行單位作為未來除污作業的重要參考。

1.3 委託服務工作項目及內容

- (1) 蒐集國際技術與案例：系統性整理國際間放射性污染土壤除污技術及實際執行案例，掌握各國在技術選擇與應用上的經驗。
- (2) 研析物理除污技術：深入探討適用於放射性污染土壤的物理處理方法，並比較不同技術的特性與適用性。
- (3) 技術驗證實驗：進行小量放射性污染土壤的物理處理實驗，驗證篩選分離、熱處理、水淋洗等技術的可行性與效能。
- (4) 效益評估：結合國內放射性廢棄物特性，評估各項物理除污技術在實務應用上的效益與限制。
- (5) 提出管制建議：根據研究結果，研提放射性污染土壤物理除污技術的管制建議與注意事項，強化主管機關管理能量，並提供國內執行單位作為未來除污作業的重要參考。

本計畫的核心理念在於藉由國際經驗與國內需求的結合，建立一套具科學依據且可行的放射性污染土壤物理除污技術方案，並透過實驗驗證與效益分析，確保技術選擇的合理性與安全性，最終達成污染減量、降低後端處置成本及提升環境安全的目標。

2. 放射性污染土壤物理除污技術

2.1 土壤與其特性

土壤是經長期風化作用形成的自然介質，主要由礦物質與有機質兩大類固體組成，並在顆粒間的孔隙中含有空氣與水分。其結構中常伴隨碎石與細砂，構成土壤礦物，為植物生長的基礎並支撐多樣生命形式。就礦物質而言，土壤主要由岩石及礦物的微細顆粒組成，依粒徑大小可分為砂、淤泥與黏土，而這些顆粒比例將直接影響土壤的質地與肥力¹。

在日常生活中，土壤隨處可見，其顏色因礦物質與有機質比例差異而呈現多樣性。以臺灣地區為例，土壤顏色差異顯著，主要受礦物成分影響。例如，林口及桃園臺地因含鐵量較高，土壤呈現紅色或黃褐色；相較之下，臺中地區土壤顏色偏灰褐，接近黏土色系，顯示黏土成分比例較高。圖 1 所示為臺灣不同地區土壤剖面²，左側為新北市土壤，顏色略帶暗紅；左二為桃園市土壤，呈黃褐色；左三為臺中市土壤，顏色偏灰褐，反映出各地土壤礦物組成與顏色的關聯性。

土壤依其質地可分為沙質土、黏質土、壤土及粉質土等類型。沙質土顆粒較大，排水性佳，但養分保持能力較差，通常適合栽植需良好排水的作物。黏質土則由微細顆粒組成，具良好保水與養分保持能力，但容易壓實，排水性不佳。壤土為砂、淤泥與黏土的均衡混合，兼具排水、保水及通氣性，是多數植物生長的理想介質。粉質土顆粒細小，保濕性良好，但同樣容易壓實，需適當管理以維持通氣性。

以桃園市為例，其土壤多屬壤土，含有砂、淤泥與黏土，兼具保水與排水特性，結構呈顆粒狀或團塊狀，有利於根系生長及水分滲透。土壤密度適中，孔隙度在大孔隙與微孔隙間達到良好平衡，確保通氣與水分流動。顏色方面，桃園地區土壤由紅棕色至深棕色不等，顯示

有機質及氧化鐵含量差異。圖 2 為桃園市龍潭地區土壤樣本，可見團塊與細粉末共存；經研磨與過篩後，可獲得更細緻的土壤粉末樣品，如圖 3 所示。

針對圖 3 所示之土壤粉末樣品，進行掃描式電子顯微鏡(Scanning Electron Microscope, SEM)與能量散射 X 射線光譜(Energy-Dispersive X-ray Spectroscopy, EDS)分析，以獲取土壤微觀結構及成分資訊，結果如圖 4 至圖 7 所示。

在圖 4 的 SEM 影像(放大 35 倍)中，可觀察到土壤粉末粒徑分布，測得顆粒大小約為 176 μm 、181 μm 、192 μm 、324 μm 及 516 μm ，並伴隨大量小於 100 μm 的細碎顆粒。圖 5 進一步展示高倍率影像，圖 5a 為 1,000 倍放大影像，右下方刻度尺總長 50 μm ，每刻度 5 μm ；圖 5b 為 10,000 倍放大影像，刻度尺總長 5 μm ，每刻度 0.5 μm 。影像顯示土壤粉末由片狀結構與細顆粒堆疊聚集而成，形成粉質土與黏土團塊。此結構特性使土壤具高比表面積，尤其細顆粒單位重量表面積更大，具強吸附能力，對離子及污染物的吸附效應顯著。

根據圖 6 之 EDS 分析影像與光譜，以及表 1 所列成分組成，研判該土壤主要由矽鋁氧化物($\text{Si}_x\text{Al}_y\text{O}_z$)構成，並含有鐵氧化物(FeO 、 Fe_2O_3 、 Fe_3O_4)、鈦氧化物(TiO_2)及鈣、鉀化合物(CaO 、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 、 KOH)等。

圖 5b 顯示土壤表面存在大量孔隙與吸附位點，可吸附放射性核種，導致污染物移除困難，因其表面吸附能高，污染物易牢固附著於微粒上。然而，土壤微粒在破碎或篩分過程中，仍有機會分離出更細小顆粒，藉由粒徑篩選技術，可將高污染顆粒與低污染顆粒分離，剩餘低污染土壤可再利用於回填，進而降低放射性污染土壤貯存壓力與後端處置成本。

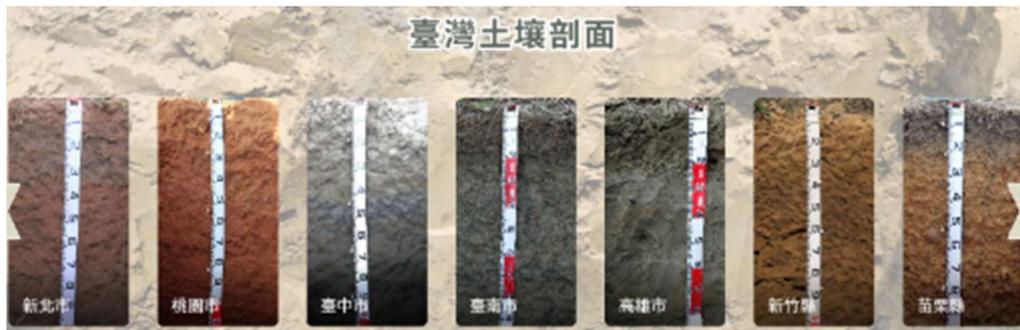


圖 1 台灣土壤剖面圖樣



圖 2 桃園市龍潭的土壤樣本



圖 3 土壤過篩較細微粉末樣品圖

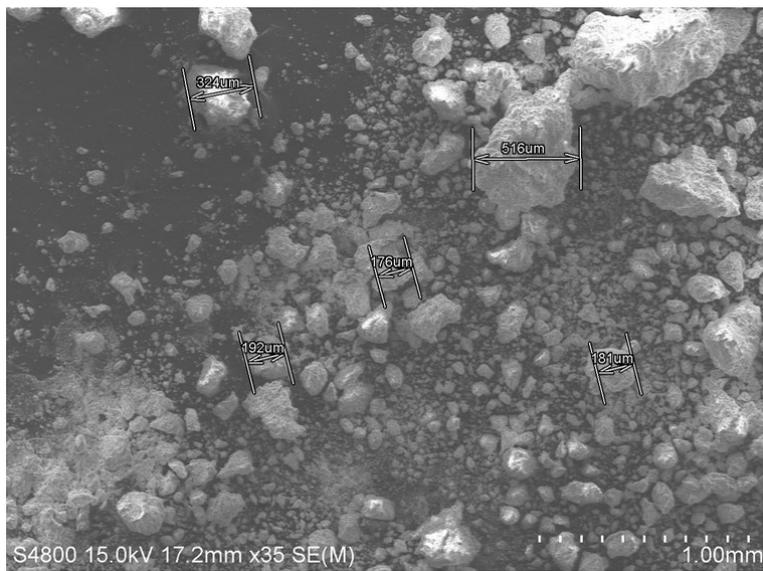


圖 4 龍潭土壤粉末樣本 SEM 影像圖

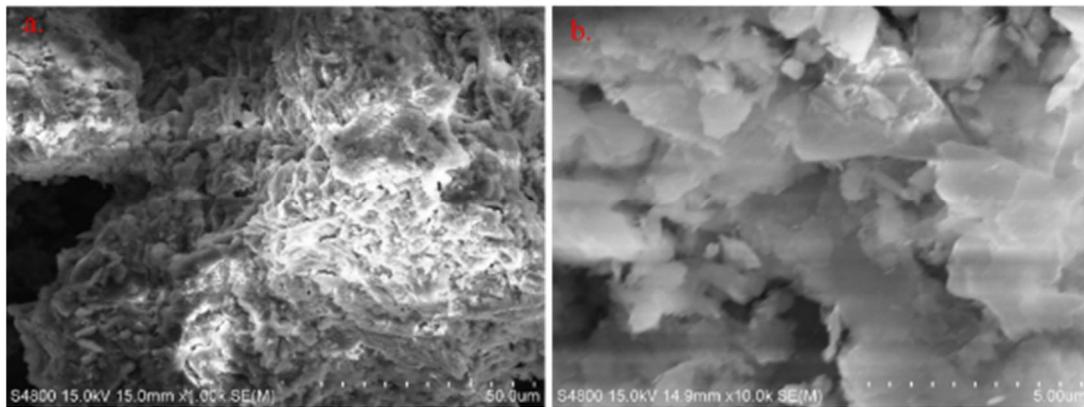


圖 5 土壤粉末 SEM 影像圖 a.1000 倍率放大圖; b. 10000 倍率放大圖

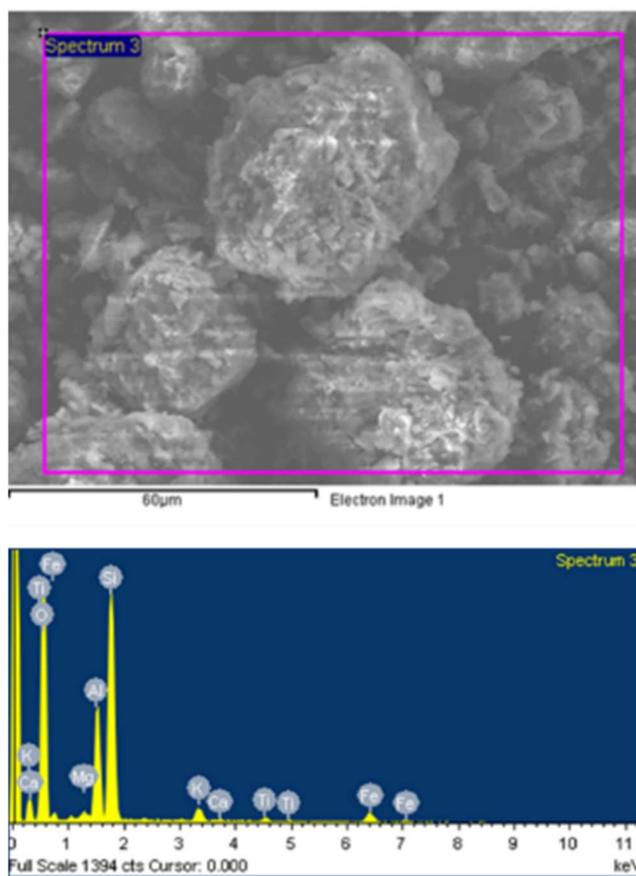


圖 6 土壤粉末樣本 EDS 分析影像與光譜圖

表 1 土壤樣本分析組成成分表

| Element | Weight% | Atomic% |
|---------|---------|---------|
| O K | 57.87 | 72.44 |
| Mg K | 0.50 | 0.41 |
| Al K | 9.73 | 7.22 |
| Si K | 22.63 | 16.14 |
| K K | 2.30 | 1.18 |
| Ca K | 0.33 | 0.16 |
| Ti K | 1.08 | 0.45 |
| Fe K | 5.56 | 1.99 |
| Totals | 100.00 | |

2.2 放射性污染土壤

放射性污染土壤主要源自土壤顆粒表面吸附放射性核種所致，一般而言，污染多集中於表層土壤，其示意圖如圖 7 所示，針對此類污染，處理策略應依放射性廢棄物特性選擇適當技術，以有效移除附著於土壤表面的放射性物質。其中，篩選分離法(如圖 8 所示)為常用技術之一，經篩選後，污染土壤可分為細微粉塵與較大顆粒團塊，研究結果顯示，放射性核種主要集中於細顆粒粉塵中，而大顆粒土壤污染程度較低，其表面輻射劑量率顯著下降，部分甚至可達到符合外釋標準的程度；細微粉塵因核種高度富集，放射性活度偏高，需集中貯存或進一步處理。此方法可快速達成污染土壤減量與減容，降低後端處置壓力。

當污染核種附著於土壤表面或微細顆粒時，篩選分離能有效將污染集中於細粉末，並分離出低污染的大顆粒土壤。圖 8 示意圖顯示細微粉塵顆粒表面附有紅色標記，代表核種吸附位置，說明污染分布特性。篩選後，大顆粒土壤污染程度低，細粉末則污染程度高，輻射劑量率量測結果亦顯示顯著差異。

日本於 2011 年 3 月 11 日發生福島核能事故，氫氣爆炸導致大量放射性污染物擴散至周邊環境，使福島成為全球土壤放射性污染最嚴重的區域之一。此事件引起國際社會高度關注，各國均密切追蹤福島污染土壤整治技術與執行成效。本計畫亦參考日本福島地區的處理經驗，研析其技術選擇與應用成果，以作為我國未來污染場域修復及土壤環境安全管理的重要借鏡。

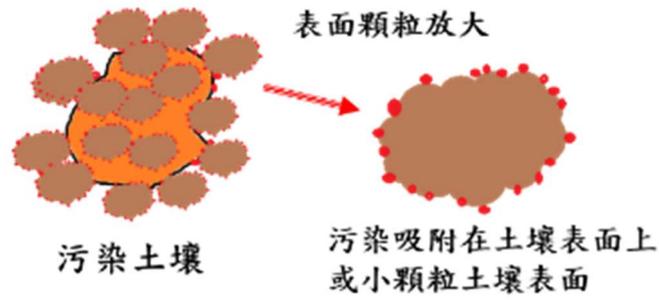


圖 7 污染土壤示意圖

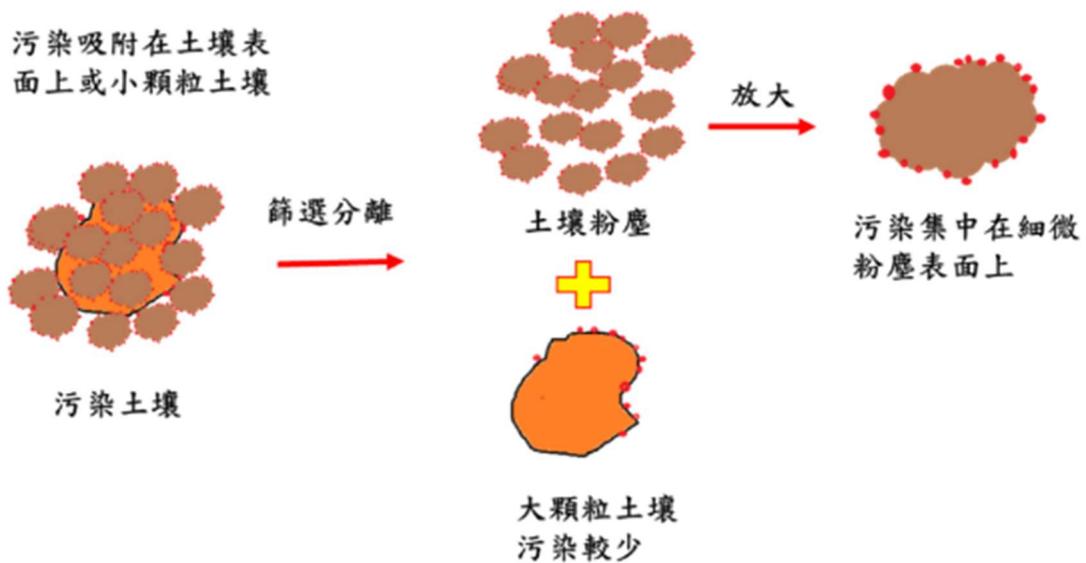


圖 8 污染土壤經篩選分離處理後之土壤污染分布示意圖

2.3 放射性污染土壤物理除污技術

放射性污染土壤整治在國際間普遍採用物理性處理技術，其核心目標在於降低輻射劑量、阻止污染擴散並恢復環境安全。物理除污技術的選擇需考量污染範圍、污染深度、核種特性及場地條件，以確保整治成效與後端管理的可行性。以下針對主要技術進行說明。

2.3.1 表層剝離法(Surface removal)

表層剝離法是最直接且應用最廣的物理處理方式，適用於污染集中且核種分布於淺層(通常小於 30 公分)的場址，此方法透過移除地表受污染土層，能迅速降低輻射暴露風險，尤其在核事故後緊急應變中的成效顯著。

操作上通常採用推土機或挖土機剝離表層土壤，並嚴格控制挖掘深度，避免擾動未污染層。剝離後的土壤需暫存於專用容器，後續進行固化或運至貯存設施，場地復原時則鋪設防滲層以防殘留污染擴散。

此法雖具技術簡單、施工快速的優勢，但會產生大量廢土，後端處置成本高，且破壞表土生態，若污染已滲入深層，需搭配其他技術。日本福島核災後，針對農地與住宅區即採用此法，移除 5 至 10 公分厚表土並集中管理，有效降低居民曝露風險。

2.3.2 土壤置換法(Soil replacement)

土壤置換法則適用於中小範圍淺層污染場址，透過挖除污染土壤並回填清潔土壤，直接阻斷核種擴散途徑，常用於需短期恢復土地功能的場域，如農地或住宅區。

執行時需先界定污染範圍，經鑽探取樣與輻射偵測後，分層挖除污染土壤，並回填低背景輻射土壤，必要時加設防滲層。污染土壤則密封後運至貯存設施或進行固化處理。此法能迅速恢復土地使用，但同樣面臨廢土處置與施工成本的挑戰。

2.3.3 覆蓋法(Capping)

覆蓋法則是一種暫時性隔離技術，適用於污染範圍廣且暫無法移除污染物的場址，其原理是在污染土壤表層鋪設屏蔽材料，阻隔核種擴散，降低人員與生態曝露風險，並爭取後續整治時間。

此法施工簡單、成本低，但僅能達到短期隔離效果，污染並未根除，仍需長期監測與維護，且對地下水污染無法單獨控制，需搭配其他整治技術。

2.3.4 篩選分離法(Soil screening)

篩選分離法則利用土壤粒徑差異進行分離，因放射性核種通常吸附於細顆粒(如黏土、粉砂)，而粗顆粒污染程度低，透過篩選可將污染集中於細顆粒，減少需處置土壤體積，並回收清潔土壤再利用。

此法適用於非均質污染場地，技術流程包括預處理(破碎、乾燥)、篩選操作(使用雙層振動篩並結合 γ 能譜儀即時檢測)，以及後續處理(粗顆粒達外釋標準後回填，細顆粒集中處理)。

篩選分離法具高效減容、環境友好等優勢，污染土壤總量可減少 50 至 70%，但設備成本高，且細顆粒需後端處理，增加流程複雜度。福島核災後，日本在農地污染整治中廣泛應用此技術，細顆粒 Cs-137 濃度可達 20,000 Bq/kg，顯示篩選分離在污染集中處理上的成效。

2.3.5 水力分離法(Hydro separation)

水力分離法則利用水流與密度差異分離細顆粒與粗顆粒，核種集中於細顆粒，粗顆粒可回收再利用，此法去除率可達 85 至 95%，適用於砂質或礫石土壤，但需大量水源與完善廢水處理設施，避免二次污染，且設備投資成本高。

法國 CEA 示範計畫顯示，水力分離法在處理福島土壤時，能顯著降低污染土壤體積，但廢水處理成本高達數千萬美元，顯示此法雖有效，但需搭配完善的水資源管理。

2.3.6 冷凍法(Freezing method)

冷凍法屬物理性處理技術，透過人工降溫使土壤水分凍結，形成屏障阻隔污染物擴散，適用於控制地下水遷移或需臨時隔離污染源(如核電廠周邊洩漏區域)，可防止放射性核種隨地下水流動擴散。

冷凍法僅屬於臨時性阻隔需求，用於為後續整治(如開挖或固化)爭取時間；或者於敏感區域施工，以避免傳統挖掘引發二次污染(如近建築物或管線區)，如福島第一核電廠當時為了阻擋地下水流造成污染擴散所以採用冷凍法凍結區域土壤與地下水層形成阻隔，避免造成污染持續擴散。

2.3.7 熱處理法(Thermal treatment)

熱處理法也能夠處理污染土壤，藉由加熱受污染的土壤以蒸發放射性污染物，再捕獲放射性核種後進行處理，此方法對揮發性和半揮發性污染物有效，可用於現地處理或移至集中處理中心處理後再送回現地。日本 JAEA(日本原子力研究開發機構)於福島測試移動式熱脫附設備，處理後土壤 Cs-137 活度從 10,000 Bq/kg 降至 500 Bq/kg 以下。

熱處理法有熱脫附法、微波熱處理法等技術，熱脫附法處理放射性污染土壤之一般操作溫度約在 500-800°C 溫度條件，透過高溫爐或者旋轉窯爐加熱土壤，使 Cs-137 氣化揮發從土壤中移至氣相，再以過濾系統(如陶瓷濾芯、活性炭)捕集。研究顯示，添加氯化鈣(CaCl_2)可降低 Cs-137 揮發溫度至 600°C，並提升去除效率達 90%以上³。

微波熱處理方法也是屬於熱處理法，主要利用微波選擇性加熱含水分或導電礦物的土壤區域，局部高溫(800-1000°C)促使 Cs-137 脫附。此方法既節能且速度快，但需精準控制微波參數，以避免二次污

染物生成⁴。

技術限制的主要面向為消耗能源，初期建構加熱設備也需要較高的成本；此外，熱處理具有二次污染風險，揮發性 Cs-137 可能冷凝於設備內壁，需搭配尾氣淨化系統同時廢氣排出之前需要經過絕對過濾器 HEPA(High-Efficiency Particulate Air)，避免造成放射性氣體污染。經過熱處理之後土壤性質會受到改變，熔融後土壤將會喪失農業價值，僅適用於污染嚴重區域。

2.3.8 水淋洗法(Soil washing)

水淋洗法是一種土壤除污方法，其原理為使用水或化學試劑(如 EDTA、硝酸)淋洗土壤，清洗解開吸附黏土礦物上的核種，核種融入水體中可過濾或者配合選擇性吸附劑將放射性核種移除。技術可整合磁性絮凝劑(PEI-MNP)技術以聚乙烯亞胺修飾的磁性奈米顆粒快速捕集懸浮土壤顆粒與吸附態銫。另外有選擇性吸附劑鎳六氰合鐵酸鹽(NiFC/PAN-3.5)具有專一性吸附特性，可吸附液相中的 Cs-137。

日本 Sato Kogyo 公司利用噴射清洗技術處理受污染礫石與土壤，清洗後的液體再經由選擇性吸附劑處理將 Cs-137 移除，達到土壤除污的效果⁵。

2.3.9 其他

除了上述的土壤除污方式，也可以利用植物修復污染場地，植物修復技術可透過植物吸收核種，適用於低度污染場址，具環保與低成本優勢，但修復時間長，僅能作為輔助性整治手段。此法在歐洲與日本均有應用，但僅適用於長期管理策略，無法取代主動整治技術。

3. 國際上放射性污染土壤處理技術

國際間針對放射性污染土壤的處理技術，早期多借鑑無機重金屬污染土壤治理的經驗，並在此基礎上展開研究，逐步發展出適用於放射性污染的技術，並已取得一定成果⁶。由於污染土壤總量龐大、污染程度差異顯著且核種種類繁多，導致多數技術尚未能在大規模工程中全面應用，目前國際上工程實務主要集中於物理分離與化學淋洗技術，並以國外研究與示範計畫為主⁷。

國內環境部環境管理署於 113 年 5 月出版「土壤及地下水污染調查作業參考指引」⁸，內容涵蓋污染調查流程、場址環境評估、調查規劃、結果評估、品保品管及工業安全衛生等章節，雖然該指引主要針對一般污染場址，但其調查方法亦可作為放射性污染土壤調查的參考。調查程序通常包括初步評估是否存在污染？若確認污染，則需進一步界定場址範圍，並透過現場採樣與實驗室分析確認污染程度與分布。此過程可結合快速篩查、現場輻射偵測與樣品分析，以掌握污染形式、核種種類及污染範圍，為後續整治提供科學依據。

美國的土壤放射性核種篩選指引(Soil screening guidance for radionuclides: User's Guide)⁹亦提供系統化框架，協助評估放射性核種污染土壤的風險與修復策略，並透過數據質量目標(DQO, Data Quality Objective)流程，確保調查結果的科學嚴謹性與決策實用性，適用於放射性核種(如 Cs-137、Sr-90)污染場址的初步篩查與風險評估。此外，此指引亦指導如何建立場址概念模型(Conceptual Site Model, CSM)，並根據調查結果動態修正，以確保整治策略的精準性。國際經驗顯示，放射性污染土壤整治的首要步驟是界定污染範圍，透過環境調查與監測分析，確定受污染土壤的分布與特性，為後續技術選擇奠定基礎。

3.1 土壤污染特性與除污需求

放射性污染土壤的整治必須充分掌握土壤特性、污染成因及核種種類，並依據污染深度與分布特性制定合適的處理策略。以銫同位素為例，Cs-134 與 Cs-137 是核事故中最常見的污染核種。Cs-134 半衰期約 2.06 年，屬中等壽命核種，雖然衰減速度較快，但在事故初期會造成顯著輻射暴露；Cs-137 半衰期長達 30.2 年，對環境構成長期風險。兩者均以 β -衰變轉換為穩定的 Ba-134，並釋放伽馬射線，主要能量約 605 keV，可作為放射性檢測依據(如表 2 所示)。化學性質方面，銫屬鹼金屬元素，Cs⁺與 K⁺性質相似，易被黏土礦物(如伊利石、蛭石)強烈吸附，並與有機質形成穩定複合物，導致長期殘留於土壤表層。

Cs-134 污染來源主要來自於核電廠事故(如福島核災)、核燃料再處理、醫療或工業用途(如輻射治療設備)。在福島核災中其環境行為與影響的研究結果顯示，當 Cs-134 與 Cs-137 同時釋放，初始比例約為 1:1，由於 Cs-134 半衰期較短(2.06 年)，而 ¹³⁷Cs 半衰期較長(30.1 年)，隨時間推移比例會下降，在事故發生後 1-2 年內，比例降至 0.5-0.8 的範圍(根據土壤樣本分析)。

放射性核種遷移與累積方面，在土壤吸附方面黏土礦物強烈吸附 Cs-134，導致其難以通過自然過程移除(如雨水淋洗)。生物累積方面，植物與蚯蚓(赤子愛勝蚓)可能吸收 Cs-134，但研究表明蚯蚓體內 Cs-134 主要來自消化道殘留，而非主動累積。生態風險方面，Cs-134 的高伽馬射線能量使其對生態系統構成短期高劑量暴露風險。福島核電站附近放射性污染土壤中的劑量率可達 $1.9 \times 10^3 \mu\text{Gy/day}$ (Cs-134 與 Cs-137 協同作用)。Cs-137 衰變後產物生成穩定的 Ba-134，無放射性殘留，但需注意衰變期間的輻射防護。

表 2 銫同位素的特性比較

| 特性 | ¹³⁴ Cs | ¹³⁷ Cs |
|--------|---------------------|--------------------|
| 半衰期 | 2.06 年 | 30.2 年 |
| 衰變模式 | $\beta^- + \gamma$ | $\beta^- + \gamma$ |
| 伽馬射線能量 | 605 keV(主要峰) | 662 keV(主要峰) |
| 環境持久性 | 短期污染(衰變快) | 長期污染(衰變慢) |
| 應用領域 | 醫療(短效輻射源) 工業儀器校準 | 土壤污染長期監測 核除役廢料 |

放射性核種 Cs 處理與修復技術，可以採取篩選分離法配合熱處理或者植物修復技術處理。篩選分離法利用粒徑分離去除黏土吸附的 Cs-134(如福島污染土壤篩選分離案例)，熱處理以添加氯化鈣(CaCl₂)降低揮發溫度³至 600°C，可達 Cs-137 去除率>90%。選擇性化學吸附以吸附劑鎳六氰合鐵酸鹽(NiFC/PAN-3.5)高效吸附 Cs⁺，適用於酸性廢液處理。普魯士藍型錯合體對 Cs 的吸附效率高也可以考慮。植物修復，浮萍等水生植物可在 14 天內移除水中 60%的 Cs-134(如車諾比區域實驗¹⁰)，可以根據土壤污染特性與除污需求制定合適的除污程序與方法。

3.1.1 放射性核種的環境行為

黏土礦物(如伊利石、蛭石)具有多孔性與層狀結構，因具層狀結構與高比表面積，對 Cs 核種具有強烈吸附能力，使污染核種長期固定於土壤表層。

Cs 與 K 同屬鹼金屬，易形成離子態並溶於水，可能隨水體移動，造成污染擴散至地下水或經風力傳播至其他區域。因此，整治策略需考量核種特性與土壤介質，並結合物理、化學或生物技術，才能有效

降低污染風險。

3.1.2 土壤粒徑與污染分布關係

通常放射性污染土壤一般來說都屬於表層污染(除非已經隨地下水擴散到土壤的其他區域)，由於土壤的多孔性結構容易將水體中核種元素吸附抓取停留在土壤內，同時粉塵土壤的比表面積較高，也具較高的吸附能力。從研究報告期刊文章中發現，土壤粒徑與污染分布具有一定關係，可透過篩選分離將污染土壤依粒徑大小初步分開，形成不同污染濃度的土壤，小顆粒的土壤單位重量污染濃度比較高，大顆粒土壤的單位重量污染比較小，透過篩選分離有機會減低需要處理污染土壤的數量。如福島地區土壤中粒徑 $<2\text{ mm}$ 的黏土部分 Cs-137 濃度達 $20,000\text{ Bq/kg}$ ，而粗粒徑土壤($>2\text{ mm}$)濃度可降至 $50\text{-}100\text{ Bq/kg}$ (符合台灣土壤外釋標準)。中國大陸駱楓¹¹ 團隊也根據此原理開發出篩選分離設備，其理論檢出極限為 20.7 Bq/kg ，處理能力可以達到 10^6 kg/h 。

放射性污染土壤通常是土壤的表層附著放射性物質，粒徑大小對土壤污染數值不同，因此可應用於放射性污染土壤處理，圖 9 為土壤顆粒尺寸與活度濃度關係圖，故可參考圖 9 藉由土壤污染篩選分離方法，完成放射性污染土壤分離處理，將污染土壤分離形成劑量活度不同的土壤顆粒樣本。

由於放射性核種污染的土壤主要集中於表層，同時粒徑大小也會影響放射性污染核種沉澱吸附的能力，所以小的土壤粒子較容易吸附核種，根據期刊文獻¹¹的實驗資料繪製相關圖表，顯示土壤顆粒粒徑大小與活度濃度關係圖，圖 9 為土壤顆粒尺寸與活度濃度關係圖，橫坐標為土壤顆粒尺寸，單位為顆粒尺寸/目，越往右邊數值越大表示土

壤顆粒尺寸越小，縱座標為污染土壤活度濃度，單位為 Bq/Kg，呈現如圖中土壤顆粒尺寸與活度濃度關係，透過篩選分離與放射性污染量測，A0、B0 為 A 位置與 B 位置的 0 公分表土，A10、B10 為 A 位置與 B 位置下方 10 公分的土壤，顆粒尺寸與活度濃度關係圖中呈現污染集中在土壤表層，另外在土壤粒徑方面實驗分析資料，獲得實驗測試繪圖分析結果，土壤顆粒尺寸越小的土壤其活度濃度越高。

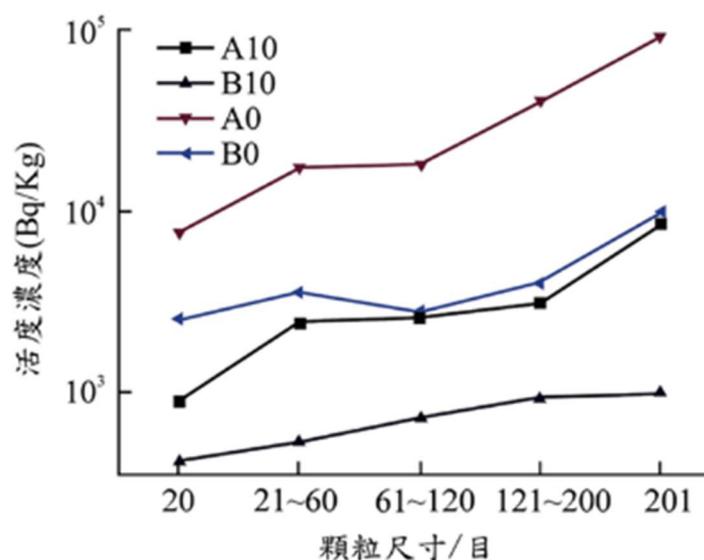


圖 9 土壤顆粒尺寸與活度濃度關係

圖 10 則展示放射性污染土壤篩分前後與活度濃度之關係，圖中橫坐標為土壤樣品分組，分別為 A1 與 A2 樣品，綠色柱狀圖表示污染土壤篩分前原始的活度濃度(Bq/Kg)量測結果，紅色柱狀圖表示污染土壤經過 10 目(2 mm)孔徑篩分處理後未通過篩網之顆粒較大的污染土壤其活度濃度(Bq/Kg)量測結果，縱座標為污染土壤活度濃度(Bq/Kg)數值，資料呈現透過物理性的篩分能夠有效分離污染土壤之放射性物質(土壤顆粒大小)，圖 10a. 污染原始的 A 點區域表土土壤樣品，經過 10 目(2 mm)孔徑篩分處理，能夠有效地從近 20,000 到 25,000

Bq/Kg 大幅降低活度濃度，圖 10b.展示污染較低的 B 點位置附近表土，經過 10 目(2 mm)孔徑篩分處理，亦能夠從 150-200 Bq/Kg 降低到 50-100 Bq/Kg 之活度濃度，顯是透過物理性的篩選分離法確實可分離污染土壤之放射性物質，並有機會獲得低於 100 Bq/Kg 允許免除管制的土壤，因此計畫將會採取物理性的篩選分離法為主要方法來處理放射性污染土壤。

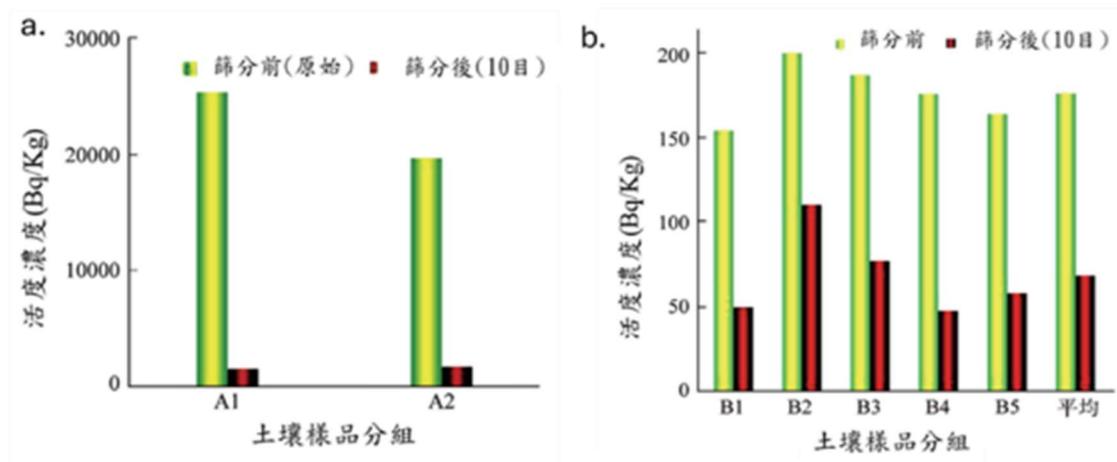


圖 10 放射性污染土壤篩分前後與活度濃度關係

3.2 污染土壤處理的國際文獻

國際間針對放射性污染土壤的處理技術研究，主要集中在核事故後的污染整治與核設施除役過程中，並逐步發展出多種技術方案。這些研究不僅涵蓋物理分離、化學淋洗、熱處理等傳統方法，也包括創新技術如磁性絮凝、選擇性吸附及混合工藝，目的在於提升去污效率、降低處理成本並實現污染土壤的減容與資源化利用。

日本在福島核災後，面臨大量 Cs-137 污染土壤的整治挑戰。竹田尚弘(Naohiro Takeda)¹² 等人於 2014 年在神鋼生態解決方案技術報告(神鋼環境ソリューション技報)發表「放射性物質に汚染された土壤の除染・減容化技術」(Decontamination and volume reduction process for radiation contaminated soil)，指出傳統篩選分離法雖能分離粗粒徑土壤，但對細粒徑黏土吸附的 Cs-137 去除效率低；化學淋洗雖可脫附核種，但會產生大量廢液，增加後端處理負擔；高溫熔融法雖能徹底去除污染，但需超過 1500°C，能耗高且土壤資源化困難(如表 3 所示)。為解決上述問題，研究提出「濕式分級前處理」結合「添加劑輔助熱處理」的創新方案。前者透過清洗與篩分分離細粒徑黏土與有機質，集中處理高污染部分；後者在 1000°C 高溫下添加氯化鈣 (CaCl₂)，降低 Cs-137 揮發溫度至 600–800°C，促進脫附並以過濾系統捕集。實驗結果顯示，處理後土壤活度可降至 100 Bq/kg 以下，符合農地回填標準，且可作為建材原料，減容率達 50 – 70%，有效降低最終廢棄物體積與處置成本。

表 3 為含有 Cs-137 放射性土壤的處理方法比較

| 技術 | CS 去除率 | 減容率 | 成本 | 適用場景 |
|--------------|--------|--------|----|---------------|
| 濕式分離+ 熱處理 | >90% | 50-70% | 中 | 黏土質土壤、農地、住宅區 |
| 傳統篩分 法 | 70-80% | 30-50% | 低 | 污染集中於表層、黏土含量低 |
| 化學淋洗+ 吸附劑 | 85-95% | 60-80% | 高 | 酸性廢液處理、資源回收 |
| 生物修復 | 60-80% | 低 | 低 | 低到中度污染、長期治理 |

Hiroki Mukai 等人於 2018 年在 Journal of Environmental Radioactivity 發表「Cesium desorption behavior of weathered biotite in Fukushima considering the actual radioactive contamination level of soils」¹³，探討福島地區風化黑雲母(Weathered Biotite, WB)對 Cs 的吸附與脫附行為。研究指出 Cs 在長期污染條件下進入礦物層間結構，導致常規方法難以去除，且生物可利用性低，難以被植物吸收。作者利用實際污染土壤樣品與模擬溶液，測試不同離子及海水溶液對 Cs 脫附的影響，結果顯示 WB 對 Cs 具有強烈固定能力，需針對礦物特性設計修復策略，為福島核污染治理提供科學依據。

Hiwa H. Azeez 等人¹⁴於 2019 年在《Applied Radiation and Isotopes》探討天然放射性核種(如 U、Th、K-40)從土壤到植物的轉移機制，指出植物吸收與大氣沉降均可能導致核種進入食物鏈，對農產品安全構成風險。研究以生物富集因子(Bio Accumulation Factor, BAF)量化轉移效率，結果顯示 K-40 的 BAF 值最高(0.5 - 2.0)，需特別關注葉菜類作物；鈾與鈾雖轉移效率低，但在黏土質土壤中仍需管理。作者建議推廣鉀肥施用與有機質改良，降低核種吸收，並建立農產品監測平台，提升食品安全信心。此外，研究指出，植物修復技術可結合微生物誘

導碳酸鹽沉澱，固定核種，並利用高富集植物進行核種回收，為未來技術整合提供方向。

Jung Hwan Kim 等人於 2021 年在 *Chemosphere* 發表 *Decontamination of radioactive cesium-contaminated soil/concrete with washing and washing supernatante critical review*¹⁵，回顧 Cs 污染土壤與混凝土的清洗技術，指出 Cs 主要停留在土壤表層(0 - 5 cm)，並固定於黏土礦物層間結構，導致傳統化學淋洗效率低。研究強調，清洗液需根據土壤礦物類型調整參數，並結合離子交換與螯合劑以提升脫附效率。文中亦探討洗滌廢液處理技術，提出新興吸附材料如金屬六氫基鐵酸鹽、碳奈米管與氧化石墨烯，提升 Cs 去除率並實現材料再生。

Sang-Min Park 等人於 2021 年在 *Chemical Engineering Journal* 發表 *Hybrid process of combined soil washing and selective adsorption to treat Cs-contaminated soil*¹⁶，文章中提及 Cs-137 因福島核災或核設施除役而污染土壤，其強烈吸附於黏土礦物(如蛭石、伊利石)中，導致生物可利用性低，難以通過傳統方法(如化學淋洗、電動修復)有效去除。因此作者開發高效且環境友好的混合處理工藝，結合「土壤淋洗」與「選擇性吸附」，以降低污染體積並回收放射性核種。

中國大陸駱楓團隊等人獲得中核集團基金支持，在 2022 年於核動力工程期刊發表，所開發之放射性污染土壤分選減容裝置¹¹，其研發模組化篩分設備，理論檢出極限 20.7 Bq/kg，處理能力達 10⁶ kg/h，能將部分污染土壤降級至免管制標準，為工程應用提供技術支撐。

Hye-Nim Kim 等人於 2023 年在 *Journal of Water Process Engineering* 發表 *Magnetic flocculants and selective adsorbents for the decontamination of radioactive and acidic soil-washing effluent*¹⁷，作者提到放射性污染土壤(如福島核事故)經酸性淋洗處理後產生的廢液含

高濃度銫(Cs-137)與懸浮土壤顆粒，需高效去除以達到放流標準(如 $<50\text{ Bq/L}$)。傳統中和沉澱法(如六氰合鐵酸鈉，NaTPB)需高 pH 條件，且對低 pH 酸性廢液效果有限。現有技術缺陷中和沉澱法，需調整 pH 至中性/鹼性，增加化學品用量與成本。吸附劑應用現有吸附劑(如沸石、普魯士藍)在酸性條件下吸附效率下降，且難以回收再生。物理分離對細粒徑土壤顆粒($<0.1\ \mu\text{m}$)去除效率低，易造成二次污染。作者提出磁性絮凝與選擇性吸附整合技術，針對酸性淋洗廢液中高濃度 Cs 與懸浮顆粒，利用 PEI 修飾磁性奈米顆粒快速捕集顆粒與吸附態 Cs，再以 NiFC/PAN-3.5 吸附溶解態 Cs，去除率超過 99%，且材料可再生，為核事故後大規模廢液處理提供環境友好方案。

美國能源部橡樹嶺環境管理辦公室(OREM) 2024 年提出清理進度報告(Annual Report on Oak Ridge Reservation Cleanup)¹⁸，橡樹嶺場址採用挖掘與移除技術，處理超過 554,000 立方碼(約 50,000 卡車量)污染土壤，並利用場內處置設施(Environmental Management Waste Management Facility, EMWWMF)降低外運成本。報告亦提及穩定化與封存技術、地下水耦合修復及生物修復策略，並強調技術創新在提升除污效率與安全性上的重要性。橡樹嶺整治完成後釋放 1,700 英畝土地，促進清潔能源產業投資，顯示污染整治與土地再利用的雙重效益。綜合上述國際文獻可見，放射性污染土壤處理技術正朝向「高效減容」、「資源化利用」及「環境友好」方向發展，並逐步整合物理、化學與生物技術以應對不同污染場址的挑戰。未來技術趨勢將強調現場適用性、成本效益及廢液處理的安全性，為核事故後的環境修復提供更完善的解決方案。

4. 世界主要國家放射性污染土壤整治

土壤污染整治與修復是一個複雜且多階段的過程，通常需從地表清除污染物開始，並採取適當的技術進行污染物移除或隔離。各國在選擇整治方法時，會依據污染物種類、污染程度、場地條件及經濟效益，制定最適合的方案。整治技術的效率、成本及永續性差異甚大，因此在實務操作前，必須先進行場址評估，確認污染範圍與核種特性，並選擇符合安全與經濟要求的處理策略。

世界各國在經濟發展過程中曾面臨多種土壤污染事件，包括重金屬、石油烴類及放射性核種污染。其中，美國橡樹嶺實驗室與漢福德場址(Hanford site)的土壤與地下水清理、日本福島核電廠事故後的污染整治，以及法國、德國與中國大陸的相關處理案例，均提供了重要的技術經驗與政策參考。以下將介紹日本福島核災後的整治措施，並簡述其他國家在放射性污染土壤處理上的技術應用。

4.1 日本污染土壤整治

日本放射性污染土壤主要來自福島第一核電廠於 2011 年發生的核子事故，由於 2011 年 3 月 11 日大地震造成福島地區發生大海嘯，因為海嘯高度太高將福島核電廠的冷卻水池幫浦都泡水淹在水里，因此幫浦沒有辦法運作，無法將冷卻水輸入反應爐中，因而發生反應爐溫度過高分解水產生氫氣跟氧氣，最後產生氫氣爆炸，造成輻射物質藉由爆炸氣流逸散到環境土地，致使土壤受到放射性核種污染，主要的核種是 Cs-137 與 Cs-134 所造成的污染，因為輻射活度濃度較高地區若長期暴露對生態與人類健康構成威脅，因此日本政府先將人員撤離逐步清潔污染土壤與環境，最後再將清潔好的土地環境交還給居民。

福島核事故因為氫氣爆炸造成面積廣大的放射性污染，且因污染

物飛散在土地表層，因此日本政府採取表層剝離法(Surface removal)技術處理放射性土壤污染，此法移除地表受污染土層(通常<30 cm)，可以有效降低輻射暴露風險。福島農地污染其污染深度集中於表層，適合採取此種方法，方法操作簡便且短期成效顯著。但是其缺點會產生大量廢土，福島受污染區域移除 5-10 cm 表土後，廢土量達數百萬噸。

2011 年 3 月 11 日受到東日本大地震影響，東京電力公司福島第一核電廠發生事故，放射性物質洩漏到周圍環境中，迫使福島縣部分地區居民避難。為了降低居住空間的輻射水平，環境省已率先啟動去污工程，並致力於加快居民返鄉和重建工作的啟動。圖 11 為福島核事故放射性污染影響的區域圖，紅色圓點為東京第一福島核電廠位置，圖中核電廠附近綠色區塊，目前設置中間暫時儲藏設施區域，褐色區塊特定復興再生區域，努力清理污染之後會將清理好的區域回歸還給居民，深藍色的區塊是已經清理污染並將完成的地方歸還給居民區域，黃色區塊劃為歸還困難區域，需要逐步將輻射活度濃度再降低，因為區域面積比較廣大土壤污染並不是太嚴重，所以因面積太大清理進度有點慢，需要更長的時間慢慢恢復。

日本對於放射性污染土壤處理，為減少最終處置量，低放射性活度濃度之土壤將被加工成再生材料並安全使用，另外放射性銫濃度超過 8,000 Bq/kg 之土壤則採取減容措施，於福島縣外最終處置。

圖 11 至圖 17 為福島污染土壤處理區域與除污清理作業及淨化清除、安全貯存管理公布資料¹⁹。圖 12 為福島放射性污染區域除污清理作業相關影像，圖中影像是在 2013 年到 2016 年時間，在日本福島地區進行放射性核種去除相關的影像紀錄，處理後收集的除污產生的廢棄物，裝進黑色的塑料袋中使用二維條碼編碼，圖 13 之簡圖為

確保淨化清除的土壤和其資材料安全貯存管理作為的流程簡圖說明。

圖 14 為福島放射性污染土壤處理的簡易流程圖，淨化過程中清除的土壤和其他資材將存放在與市政當局合作確定的地點。其臨時保管場所(臨時保管設施或現場保管)與各市町村合作設置，除污過程中清除的土壤等物質，將在確認安全性的前提下，在臨時保管場所進行管理。圖 15 為福島地區暫時貯存設施與污染土壤等放射性廢棄物資料¹⁹，圖 16 為暫時處置設施廢棄物處理流程圖²⁰，圖 15 中說明福島地區暫時貯存設施與污染土壤廢棄物包含土壤與燒卻灰等等資料，圖 16 說明暫時處置設施廢棄物接收與分類之減容化處理設施與土壤分類貯存處置流程。圖 17 地面以上 1 m 高度的各種土地類別空氣劑量率變化²¹，根據淨化前、淨化後及淨化後監測結果，評估淨化措施對降低輻射劑量的效果。淨化前(2011 年 11 月至 2016 年 11 月)各類土地利用的平均環境劑量率為 1.41 $\mu\text{Sv/h}$ ；淨化後(2011 年 12 月至 2017 年 11 月)為 0.68 $\mu\text{Sv/h}$ (減少 52%)，淨化後監測期間(2014 年 10 月至 2018 年 8 月)為 0.43 $\mu\text{Sv/h}$ (減少 70%)。

此外，日本政府積極引進國際技術支援。法國 Areva 公司²²開發一套放射性污染土壤物理篩分的處理裝置，可實現放射性污染的初步篩分和線上檢測，並在福島核電廠進行使用。但其過大的處理能力設計犧牲了分離效率和解析度，其 Cs-137 檢出限僅為 370 Bq/kg，難以為後續處理處置工作提供有效支援。法國替代能源和原子能委員會(CEA)在日本福島縣成功進行了放射性土壤淨化過程的示範測試耗資 1,900 萬歐元(2,300 萬美元)，為期五年的計畫，以開發用於淨化土壤和污水的生物和生態技術方法，以支持事故後恢復策略。開發出物理化學製程方式處理，使用顆粒浮選泡棉。過程涉及將受污染的土壤與水混合形成懸浮液。然後將此混合物引入浮選塔的中部，同時將空

氣注入浮選塔的底部以產生氣泡。受鈾污染的土壤顆粒附著在氣泡表面，氣泡浮到表面，而未污染的顆粒則沉到管柱的底部。圖 18 為法國 Areva 公司在福島測試期間收集含附著在黏土顆粒上的鈾泡沫，其設計的土壤浮選裝置能將放射性污染土壤總量降低到最初的 33%~50%，但處理量較小且成本較高²³。

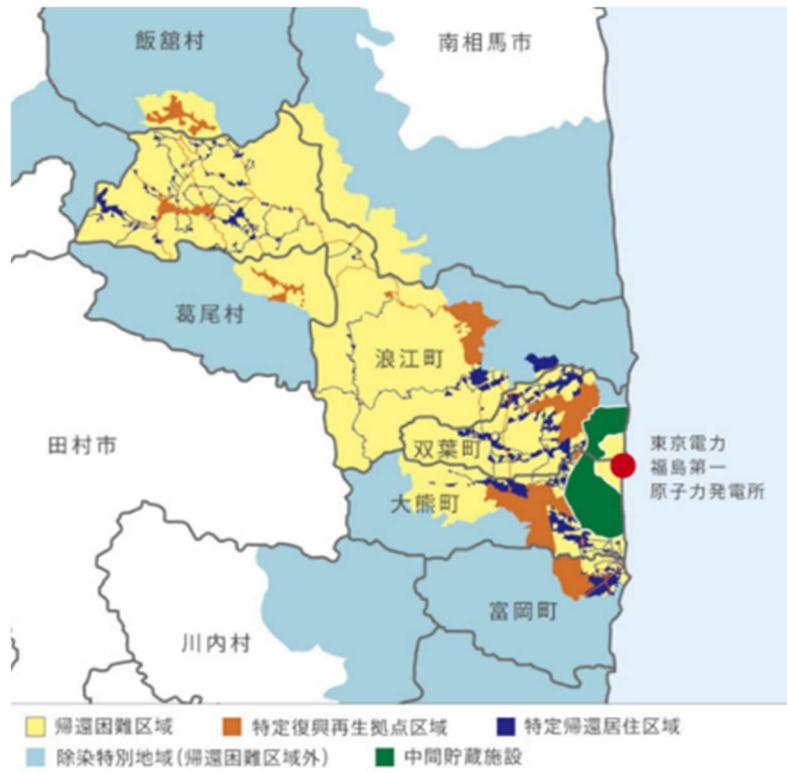


圖 11 福島核事故放射性污染影響的區域圖

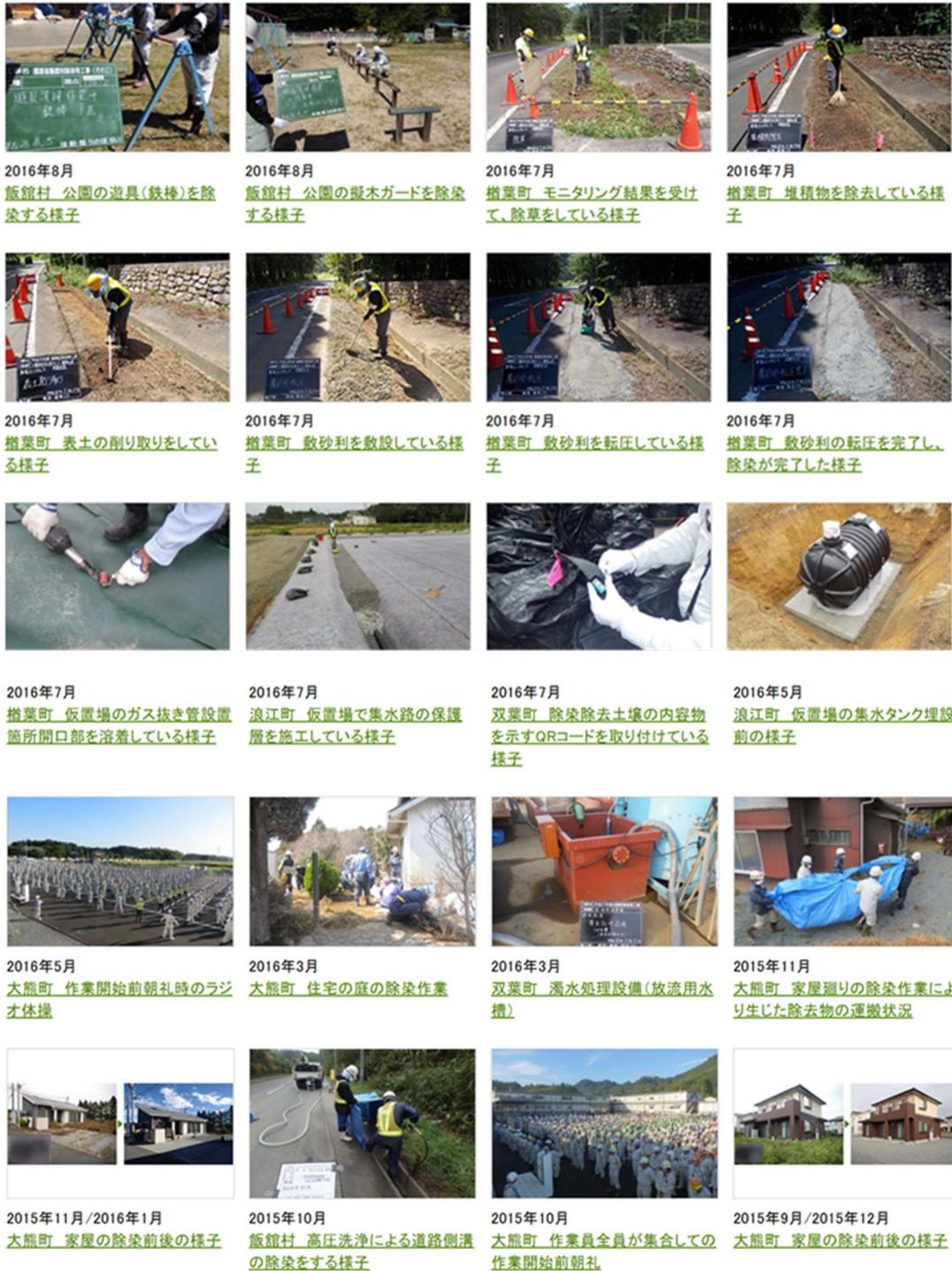


図 12 福島放射性汚染区域除汚清理作業相關影像

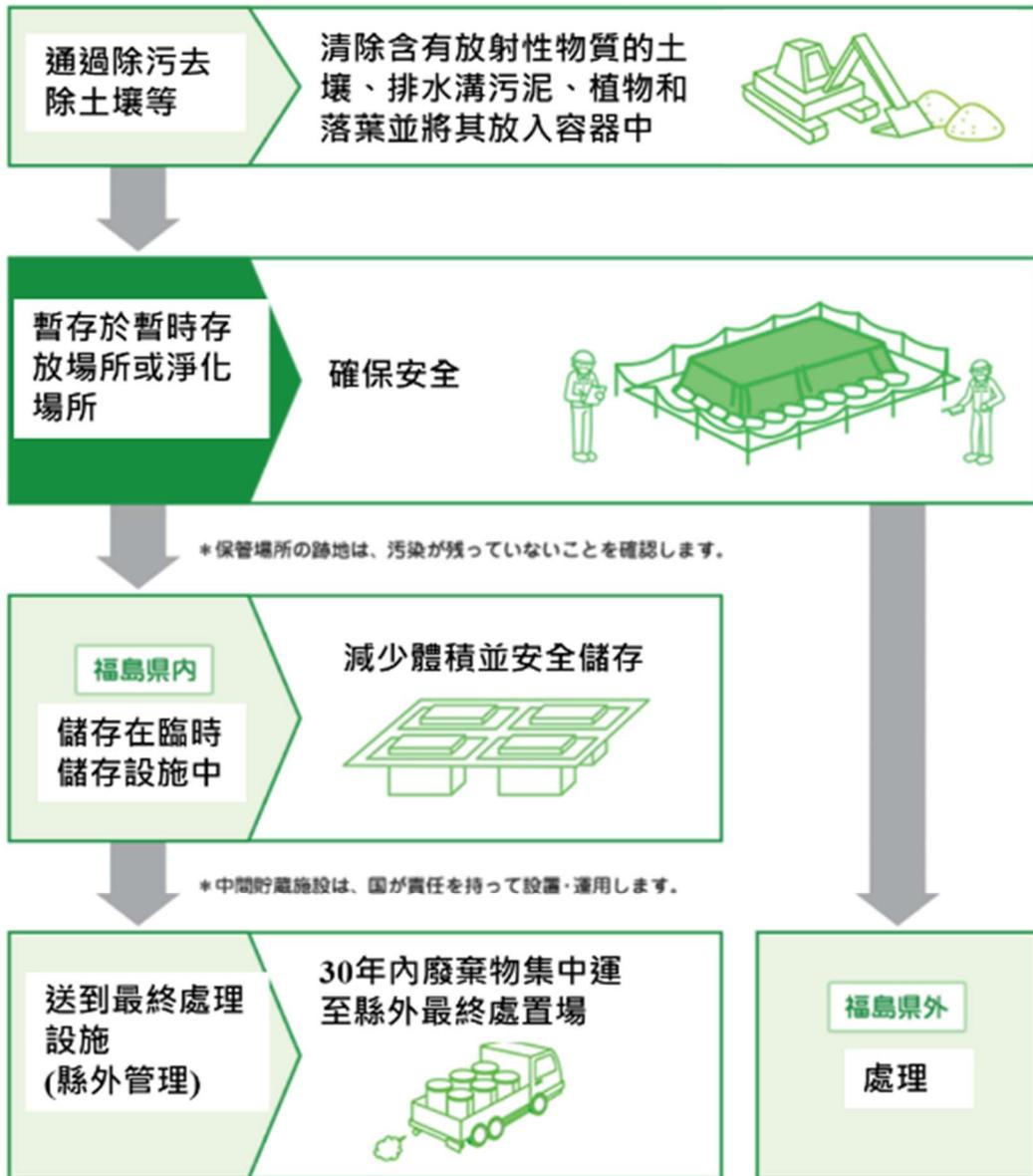


圖 13 土壤及資材淨化清除及安全貯存管理流程圖

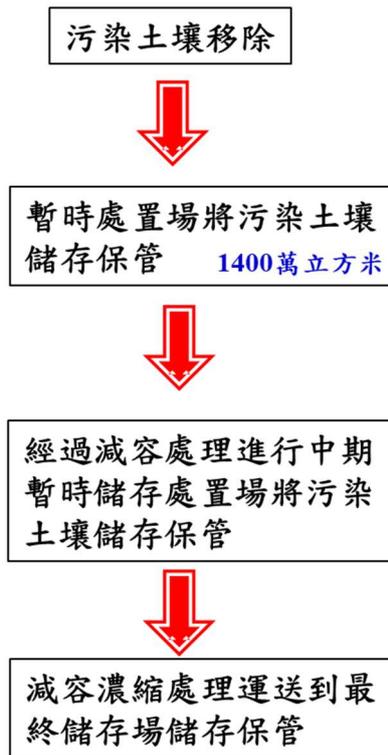


圖 14 福島放射性污染土壤處理簡易流程圖

中間臨時儲存設施將儲存什麼以及多少量？

福島縣內生成的以下物品將保存

1 臨時堆放場等無害化處理過程中產生的土壤廢棄物

現在、県内市町村の仮置場や除染の現場に保管されている、除染により取り除いた土壌や側溝の汚泥、草木、落ち葉などを中間貯蔵施設に搬入します。



2 放射性銫濃度超過每公斤10萬貝克的焚燒灰

ほか、災害廃棄物等のうち10万Bq/kgを超える焼却灰なども中間貯蔵施設に搬入します。



焼却灰

運送至臨時儲存設施的物料量約為1400萬平方公尺

- 2018年10月集計時点
- 10万Bq/kg超の廃棄物、その他集計点では集計が困難な特定困難区域の除染等で発生した（廃土が見込まれる）除去土壌等は含まれません。

運送至臨時儲存設施的材料數量細目

- 中間貯蔵施設にすでに搬入が終わったものの量
- 輸送待機量（焼却前の可燃物を含む仮置場等で保管している量）
- 仮設焼却施設等で減容化し、保管されている量

運送至臨時儲存設施的清除土壌等種類和濃度分布

- 2018年10月末までに中間貯蔵施設に搬入した除去土壌等約155万m³のうち、除去土壌は92.4%（約143万m³）、可燃物は5.8%、焼却灰は1.3%でした。
- 除去土壌について、搬出時に仮置場等で測定した表面線量率及び重量によって換算した放射能濃度の分布を見ると、8,000Bq/kg以下のものが82.8%を占めています。



●2018年10月末までに中間貯蔵施設に搬入した除去土壌等を集計したものの

圖 15 福島地區暫時貯存設施之放射性廢棄物資料

暫時倉儲設施處理流程

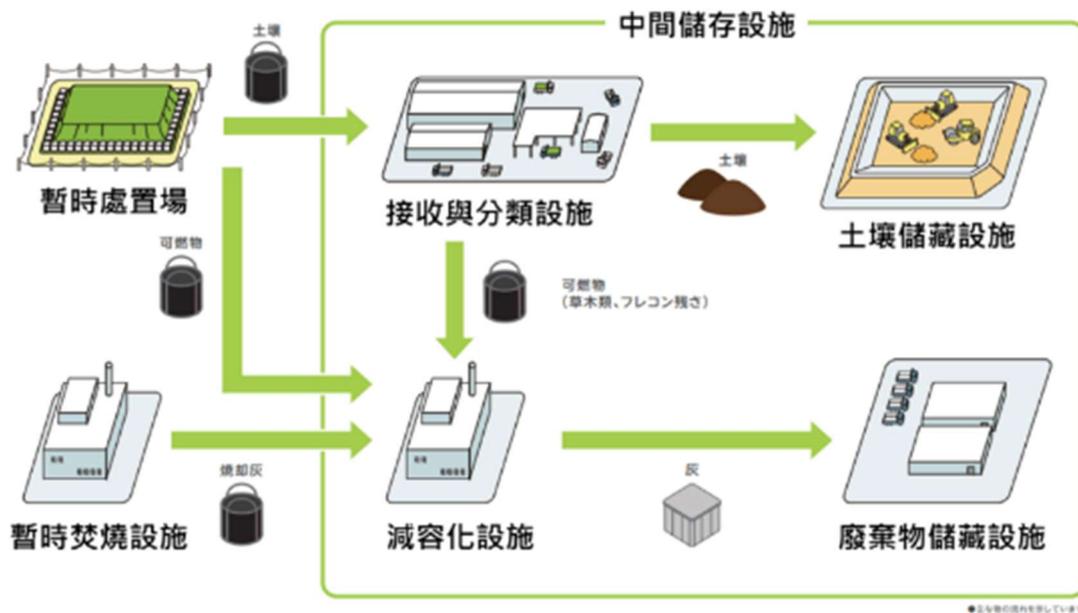


圖 16 暫時倉儲設施廢棄物處理流程圖



註：居住用地、農田、森林和道路的空气劑量率平均值（測量點資料總表）。

居住用地包括學校、公園、墓地和大型設施，農田包括果園，森林包括坡地、草地和草坪。污染後監測是在淨化處理後六個月至一年內進行的，旨在確認淨化處理效果是否已維持。各市、鎮、村的污染後監測數據是根據最新結果彙編而成的。

除污前測量：2011年11月至2016年11月
 除污後測量：2011年12月至2017年11月
 除污後監測：2014年10月至2018年8月

圖 17 地面以上 1 m 高度的各種土地類別空氣劑量率變化



圖 18 法國 Areva 公司測試收集附著在黏土顆粒的鈾泡沫

4.2 法國放射性污染土壤整治

福島核災後，法國替代能源與原子能委員會(CEA)與日本合作，於 2013 至 2017 年間執行示範計畫，投入約 1,900 萬歐元，開發結合物理化學製程與浮選技術的創新方案，針對黏土質土壤進行減容與資源化處理。技術核心為浮選法(Particle Flotation Process)，將污染土壤與水混合形成懸浮液，注入浮選塔並從底部導入氣泡，利用黏土顆粒對 Cs-137 的強吸附特性，使污染顆粒附著於氣泡並上浮分離，未污染的粗顆粒則沉降到底部。此方法無需化學藥劑，降低酸鹼殘留風險，並保留土壤結構。

處理流程包括土壤破碎與乾燥、懸浮液製備、浮選分離及廢水循環利用。污染泡沫中的 Cs-137 再以吸附劑(如普魯士藍、沸石)回收，減少二次污染。技術成效顯示，Cs-137 濃度可由 20,000 Bq/kg 降至 50 - 100 Bq/kg，符合台灣外釋標準，減容率達 33 - 50%，粗粒徑土壤可回填或作建材原料，具資源化潛力。然而，該技術仍面臨處理量有限、設備擴充需求及泡沫廢液後端處理成本高等挑戰。

CEA 後續與日本企業合作測試浮選技術，並與 IAEA 分享經驗，推廣至其他核事故地區。未來技術整合方向包括結合生物修復(如微生物誘導碳酸鹽沉澱)與智慧監測，以提升長期治理效益。對我國而言，該技術可作為黏土質污染土壤減容與資源化的參考，並建議制定彈性外釋標準與研發補助，推動本土技術與國際合作。

4.3 美國放射性污染土壤整治

以下為美國放射性污染土壤處理案例，透過目前實際執行放射性污染土壤整治經驗與案例作為執行放射性污染土壤處理借鏡。

(1) 橡樹嶺放射性污染土壤處理

橡樹嶺環境管理辦公室(OREM)針對 ORNL、Y-12 及 ETTP 等場址，採用挖掘與移除(Excavation and Disposal)技術，並結合場內處置(Onsite Disposal)進行處置。ETTP 項目共清除約 554,000 立方碼污染土壤，釋放 1,700 英畝土地供工業再利用，吸引清潔能源企業投資，同時創造超過 1,400 個職缺。穩定化與封存(Stabilization and containment)技術亦廣泛應用，如在 ORNL 熱室拆除前澆築混凝土，將輻射劑量率降低至初始值的 1/10，確保安全施工。

(2) 漢福德場址(Hanford site)地下水修復

漢福德場址背景說明，核武生產歷史導致土壤與地下水受六價鉻污染，因此漢福德場址進行地下水修復與除污處理。技術應用土壤沖洗系統(Soil flushing system)通過管網向土壤注入清潔水，加速去除殘留鉻。配合「Segmented gate systems(SGS)」分離污染土壤與地下水。圖 19 為漢福德場址進行地下水修復與除污處理影像圖，通過管網向土壤注入清潔水，加速去除殘留鉻。

漢福德場址使用化學淋洗法²⁴處理被 Cs-137、Eu-152、Co-60 等核種污染的土壤，除污後土壤中相關核種的含量顯著降低，平均去除 70% 以上，除污效果較好。但此方法在應用時會產生大量淋洗廢液，需要進行吸附除污以便滿足廢棄物最小化要求。

營運辦公室在 2022.05.24 發布使用土壤沖洗系統，加速漢福德地下水清理 EM Richland 營運辦公室(RL)承包商 Central plateau cleanup company (CPCCo)正準備在漢福德場址採用創新處理系統，以加速清除哥倫比亞河附近土壤中的污染物。



圖 19 漢福德場址進行地下水修復與除污處理

承包商 CPCCo 正在漢福德核電廠原 K 東反應器附近安裝一套新的土壤沖洗系統如圖 21。該系統將土壤中殘留的鉻污染物排入地下水，並透過現有的井網將其抽取並送至附近的處理設施。該系統安裝在原 K 東反應器附近佔地半英畝的區域。其設計目的是去除六價鉻。六價鉻作為冷卻水添加劑，添加到冷卻水中用於抑制漢福德反應器的腐蝕。在冷戰時期，部分鉻洩漏到土壤中。自 2010 年以來持續處理，地下水處理設施已將鉻污染面積減少 75% 以上，但仍有一些污染物殘留在地下水位以上的土壤中，難以清除。新系統的工作原理是每分鐘使用高達 225 加侖的清潔水，將土壤中的鉻污染物壓入(或沖洗)地下水中，然後透過現有的水井網路將其提取並送至附近的處理設施，從而加速清理過程。

圖 20 漢福德場址地下水修復與土壤沖洗系統影像，透過土壤注入清潔水，加速去除殘留鉻。



圖 20 漢福德場址地下水修復與土壤沖洗系統

漢福德土壤和地下水清理 RL 項目負責人埃爾伍德·格羅斯布倫納說「我們一直在尋求更周全、更具成本效益的方法來提升地下水處理網絡的性能」，保護哥倫比亞河是我們的最終目標，而這套土壤處理系統正是我們實現目標的絕佳範例。沖洗系統於 2022 年夏天啟動，CPCCo 專案經理 Emily Macdonald 說「我為我們的團隊成功實施這項地下水治理改進措施因而感到自豪」。清除這些難以觸及的污染物對環境而言意義重大，也讓我們距離完成河流沿岸的清潔工作更進一步。漢福德場址的全新地下水修復系統將利用管道網路向土壤中註入清潔水，加速去除殘留的有毒化學物質鉻。自 2010 年以來，附近的抽水處理設施已使該地區地下水中的鉻污染減少了 75% 以上。漢福德的處理系統在地下水清理任務期間總共去除了約 600 噸污染物，哥倫比亞河沿岸土壤和地下水中的大部分鉻污染已被去除，以及其他令人擔憂的污染物，例如四氯化碳、鎘-99 和鈾。

使用玻璃化技術(Vitrification)將污染土壤與廢料高溫熔融形成玻璃體，浸出率 $<0.1\%$ ，其成效使得漢福德場址的地下水污染控制效率

提升，減少對哥倫比亞河的擴散風險。以玻璃化技術成功處理高放射性核廢料，長期穩定性符合處分標準。

(3) 阿貢國家實驗室放射性污染土壤處理

阿貢國家實驗室(Argonne National Laboratory)的熱處理技術²⁴，應用微波燒結(Microwave sintering)在 1,000°C 下處理污染土壤，將核種封入玻璃結構中，去除率達 99 %。相較傳統高溫熔融(1,500°C)，能耗降低 30 %。優勢為可快速處理(30 分鐘完成燒結)，適合大規模現場應用。玻璃化結構在酸性環境中穩定，浸出率<0.1 %。

(4) 洛斯阿拉莫斯國家實驗室電動力修復技術

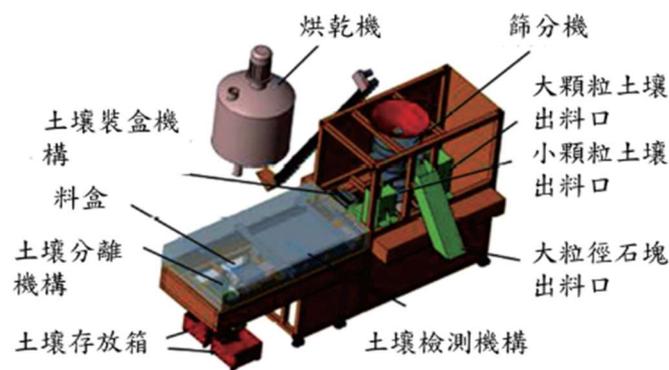
洛斯阿拉莫斯國家實驗室(Los Alamos National Laboratory)的電動力修復技術²⁵應用增強型電動力修復(Enhanced EKR)，使用非均勻電場(NUEI)與週期性極性反轉(PR)，Cs-137 去除率達 92 %。陽極室注入 KCl 溶液(0.1 M)，陰極室注入 NaOH 溶液(0.05 M)，平衡 pH 並促進競爭吸附。成效為 pH 控制於 4-8，減少極端環境對土壤結構的破壞，單位能耗降低 30 %，成本節省 20 %。

4.4 中國大陸放射性污染土壤整治

中國大陸近年來積極投入放射性污染土壤減容與資源化技術研發，尤其針對核設施退役及核事故後的污染場址，開發高效且可現場應用的物理分離設備。2022 年，駱楓等人²⁶研發出一套放射性污染土壤分選減容裝置，具備烘乾、篩分、線上檢測及依處置需求分離等功能，並採用模組化設計，提升現場操作的靈活性。該設備的性能驗證結果顯示，對污染土壤中 Cs-137 的理論檢出限可達 20.7 Bq/kg，處理能力每小時可達 10⁶ kg，符合工程應用需求。裝置結構示意如圖 21 所示。

研究指出，放射性污染土壤主要集中於表層，且粒徑大小與污染濃度呈顯著相關。細顆粒土壤因比表面積大，吸附能力強，污染濃度通常高於粗顆粒。駱楓團隊的實驗結果(圖 9 與圖 10)顯示，經 10 目(約 2 mm)孔徑篩分後，污染濃度可大幅降低。例如，A 點表層土壤原始活度濃度約 20,000 至 25,000 Bq/kg，篩分後粗顆粒濃度降至低於 100 Bq/kg；B 點污染較低的樣品，篩分後濃度由 150 - 200 Bq/kg 降至 50 - 100 Bq/kg。此結果證實，篩選分離法能有效分離高污染細顆粒，並使低污染粗顆粒達到免管制標準，可回填或再利用，達成資源循環目標並減輕放射性廢棄物貯存壓力²⁶。

綜合而言，中國大陸的篩分減容技術在處理效率與檢測精度上具顯著優勢，適用於黏土含量高且污染集中於表層的場址。未來若能結合即時輻射監測、後端穩定化技術及國際經驗，將有助於提升污染土壤整治的安全性與經濟效益，並為我國類似場址的技術選擇提供重要參考。



篩分設備裝置結構設計示意圖

圖 21 土壤篩分設備裝置結構設計示意圖

5. 放射性污染土壤處理實驗測試

目前負責接收並暫存我國小產源放射性廢棄物，確保污染物不擴散並維護環境安全，而其中一項重要品項為低放射性污染土壤。以環境試驗區貯存的低微放射性污染泥土為例，96年4月16日量測結果顯示，Cs-137活度濃度為6,290 Bq/kg，Co-60為4.4 Bq/kg，Sr-90為1,258 Bq/kg。經過近20年衰變，Cs-137活度濃度推估已降至約4,000 Bq/kg，若能透過物理篩選分離技術，未來有機會將部分土壤降至免管制標準，並進行資源回收再利用，達到減容、減廢及降低儲運成本的目標。

本計畫旨在驗證物理除污技術的可行性，採取多階段實驗，包括污染土壤樣本採集、核種分析、篩選分離、熱處理及水淋洗等程序，並評估各技術的處理效能與成本效益。實驗所用土壤取自國原院既有廢棄物，並依法提報於每月管理報表中，確保作業合乎規定。

本計畫進行土壤物理分篩分處理或以物理性處理等除污技術驗證，探討低微放射性污染土壤除污之效能，包含表面型態及表面劑量率之量測，並確認其除污因子，以驗證放射性污染土壤物理除污技術之可行性評估。此外，針對物理篩分處理除污後之小產源污染土壤廢棄物，則透過各種孔徑大小篩選測試，採用合適之物理性技術方法進行處理分離減容、減廢。

5.1 放射性污染土壤樣本採集

放射性污染土壤採集，由計畫主持人依據計畫實驗需要，規劃實驗樣品數量與活度濃度需求，透過貯存庫物料管理系統資料，篩選適合活度濃度的放射性污染土壤實驗樣品，再請工作同仁以搬運車由貯存庫，運送到暫時處理區。

放射性污染土壤之採集，先透過貯存庫物料管理系統資料，選定適合土壤樣品，透過叉動車運送選定盛裝容器至暫時處理區，請採集工作同仁鬆開盛裝容器蓋子的固定螺絲，進行放射性污染土壤盛裝容器開蓋，同時配合具證照合格之輻防人員進行輻射劑量率量測，確保輻射防護安全作業。放射性污染土壤採集作業，現場工作同仁完成盛裝容器開蓋後，進行放射性污染土壤樣本取樣作業。

使用挖勺挖取放射性污染土壤樣本，將已挖取的放射性污染土壤樣本裝到較厚的 PE 袋中，透過輻防人員以手持式輻射偵測儀器，量測 PE 袋中的放射性污染土壤輻射劑量率，並且編號記錄，重複上述程序一共採集 6 袋放射性污染土壤，每袋約 10 到 15 公斤，圖 22 為採集的實驗用放射性污染土壤。最後將這些實驗需要的污染土壤進行土壤樣本取樣送交本院的化學所放射化學分析實驗室進行定量輻射分析與核種檢測，採集 6 袋的放射性污染土壤樣本，準備先經由物理篩選分離不同粒徑樣本後再依實驗需求，進行污染土壤物理性除污技術方法測試。

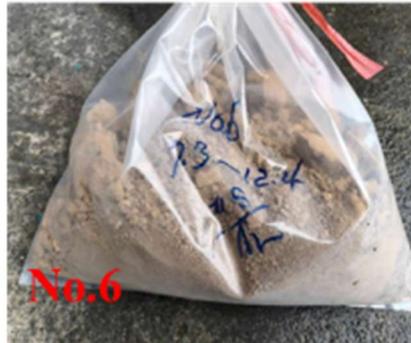
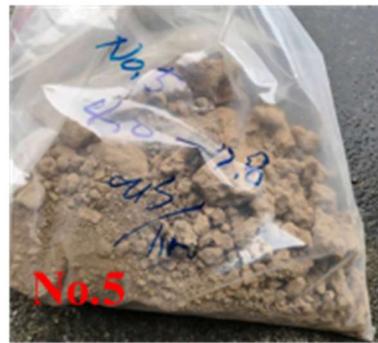
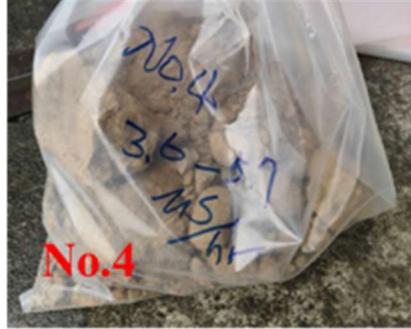
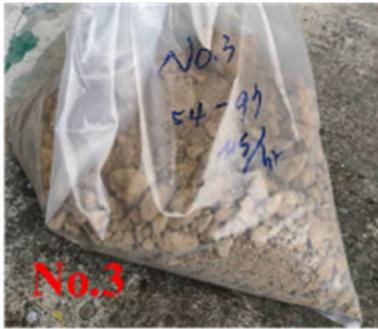


圖 22 實驗用之採集放射性污染土壤

5.2 放射性污染土壤樣本分析

將採集的放射性污染土壤送交本院的化學所放射化學分析實驗室，進行土壤樣本核種活度分析，其結果如圖 23 所示，編號 No.1 至 No.6 放射性污染土壤樣品核種活度(Bq/g)，此為採集的放射性污染土壤核種分析結果，顯示 6 個樣品中編號 1-3 號表面輻射劑量率比較高，約為 15-170 $\mu\text{Sv/h}$ ，其核種活度介於 59-544 (Bq/g)範圍；編號 4-6 號表面輻射劑量率比較低，約為 3.6-12.4 $\mu\text{Sv/h}$ 範圍，其核種活度介於 31.1-47.8 (Bq/g)範圍。

圖 24 則為採集的放射性污染土壤 γ 核種分析結果，結果呈現土壤中放射性核種為 Cs-137，主要放射來源為 γ 射線與 β 射線。

| 編號 | 表面劑量率 ($\mu\text{Sv/h}$) | 核種活度 (Bq/g) |
|------|----------------------------|--|
| No.1 | 19-54 $\mu\text{Sv/h}$ | 總 $\alpha=0.0526\pm 0.0332$ Bq/g 總 $\beta=59.0\pm 0.402$ Bq/g |
| No.2 | 79-170 $\mu\text{Sv/h}$ | 總 $\alpha=0.552\pm 0.0796$ Bq/g 總 $\beta=544\pm 1.41$ Bq/g |
| No.3 | 54-97 $\mu\text{Sv/h}$ | 總 $\alpha=0.161\pm 0.0588$ Bq/g 總 $\beta=477\pm 1.41$ Bq/g |
| No.4 | 3.6-5.7 $\mu\text{Sv/h}$ | 總 $\alpha<0.123$ Bq/g 總 $\beta=31.1\pm 0.471$ Bq/g |
| No.5 | 4.0-7.8 $\mu\text{Sv/h}$ | 總 $\alpha<0.0867$ Bq/g 總 $\beta=32.2\pm 0.398$ Bq/g |
| No.6 | 7.3-12.4 $\mu\text{Sv/h}$ | 總 $\alpha<0.143$ Bq/g 總 $\beta=47.8\pm 0.629$ Bq/g |

主要核種為Cs-137

國家原子能科技研究院
放射化學分析實驗室
分析報告

編號: 1140372

| 樣品編號 | 核種活度 (Bq/g) |
|------|------------------------------------|
| 1 | 總 α 5.26E-02 \pm 3.32E-02 |
| | 總 β 5.90E+01 \pm 4.02E-01 |
| 2 | 總 α 5.52E-01 \pm 7.96E-02 |
| | 總 β 5.44E+02 \pm 1.41E+00 |
| 3 | 總 α 1.61E-01 \pm 5.88E-02 |
| | 總 β 4.77E+02 \pm 1.41E+00 |
| 4 | 總 α < 1.23E-01 |
| | 總 β 3.11E+01 \pm 4.71E-01 |
| 5 | 總 α < 8.67E-02 |
| | 總 β 3.22E+01 \pm 3.98E-01 |
| 6 | 總 α < 1.43E-01 |
| | 總 β 4.78E+01 \pm 6.29E-01 |

放射化學分析實驗室

核種Cs-137比活度(γ) Bq/g：樣品1：7.312E+01；樣品2：3.329E+03；樣品3：3.929E+02；
樣品4：2.121E+01；樣品5：1.646E+02；樣品6：7.730E+01

圖 23 採集的放射性污染土壤核種分析結果

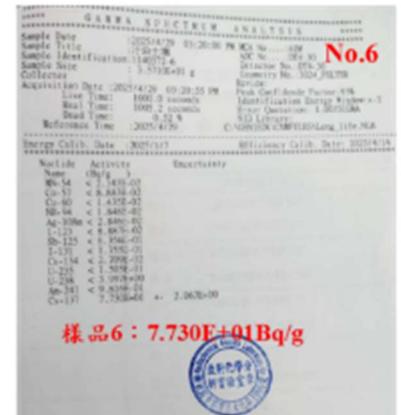


圖 24 採集的放射性污染土壤核種分析結果

5.3 放射性污染土壤處理實驗流程與處理成效測試

本計畫以物理除污技術為核心，針對放射性污染土壤進行多階段處理與效能驗證，目的在確認技術可行性並評估其減容與減廢效益。整體流程包括樣品採集、核種分析、篩選分離、熱處理及水淋洗等步驟，並透過輻射劑量率與活度量測，檢驗各技術的除污成效。

首先依據圖 25 所示之篩選分離實驗程序，污染土壤經過預處理後，使用 4 mesh(4.75 mm)及 10 mesh(2 mm)篩網，配合搖篩機進行分級，將樣品分為三類：L 樣本(粒徑>4.75 mm)、M 樣本(粒徑介於 2.0 - 4.75 mm)、S 樣本(粒徑<2.0 mm)。篩選完成後，針對各粒徑樣本進行表面劑量率及 γ 、 β 輻射量測，並記錄處理前後數據，以評估篩選分離對污染分布的影響。

後續實驗依圖 26 所示流程，將篩選後的樣品進一步進行熱處理與水淋洗測試，並比較不同技術對 Cs-137 污染去除的效果。熱處理法採用高溫爐加熱，利用 Cs 的沸點特性促進揮發，並搭配過濾系統捕集氣態核種；水淋洗法則以水或化學試劑沖洗土壤，嘗試脫附黏土表面吸附的核種。各技術測試均以輻射劑量率與活度變化為評估指標，並將結果繪製圖表，分析趨勢與除污因子，作為技術效能驗證與後續應用參考。

本階段實驗不僅驗證物理篩選分離法能否有效降低污染濃度，亦比較不同粒徑樣本在熱處理與水淋洗後的去污成效，藉此建立技術選擇依據，並提出整治策略建議。

污染去除分離實驗程序

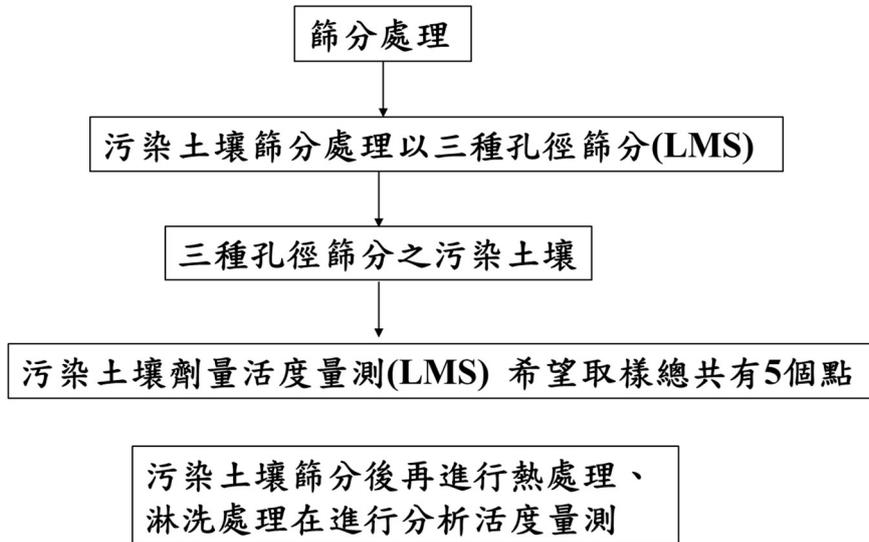


圖 25 放射性污染土壤篩選分離實驗規劃流程

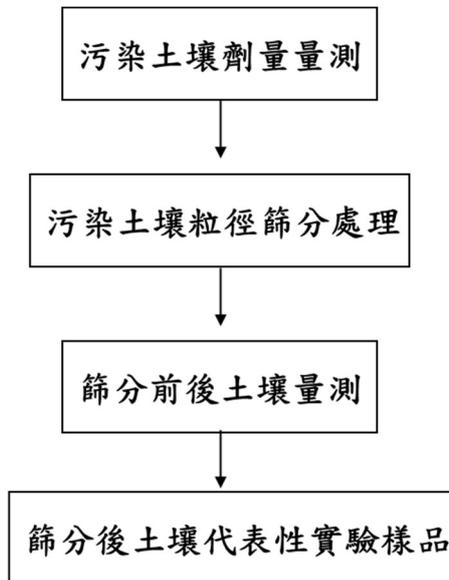


圖 26 放射性污染土壤篩選分離實驗流程

在放射性污染土壤處理中，物理篩分法是最基礎且關鍵的技術之一，其核心在於利用土壤顆粒粒徑差異進行分離，藉此集中污染於細顆粒，達到減容與減廢的目的。篩分作業需使用標準篩網，篩網目數(Mesh)是衡量物料粒度的重要指標，其定義為每英吋長度內的網孔數量。目數越大，孔徑越小，可通過的顆粒越細；反之，目數越小，孔徑越大，可通過的顆粒越粗。例如，10 目篩網的孔徑約為 2.00 mm，表示粒徑小於 2.00 mm 的顆粒可通過此篩網；4 目篩網孔徑約為 4.75 mm，7 目篩網孔徑約為 2.80 mm，其他常用規格包括 20 目(0.850 mm)、40 目(0.425 mm)、60 目(0.250 mm)、100 目(0.150 mm)。這些篩網規格的選擇，需依據土壤特性與污染分布進行設計，以確保分離效率。

本計畫針對污染土壤採用兩種孔徑篩網(4 mesh 與 10 mesh)進行分級，將樣品分為三類：(1)L 樣本：粒徑 >4.75 mm，無法通過 4 mesh 篩網；(2)M 樣本：粒徑介於 2.0 - 4.75 mm，通過 4 mesh 但無法通過 10 mesh；(3)S 樣本：粒徑 <2.0 mm，可通過 10 mesh。選擇 4 mesh 與 10 mesh 篩網的原因，來自多次模擬與實驗測試，結果顯示此組合能獲得適當的重量比例，並有效分離出污染集中區域(細顆粒)。根據樣品分析，經過篩分後，一般土壤粒徑分布比例為：粒徑 >4.75 mm：約 26.1%；粒徑介於 2.0 - 4.75 mm：約 27.9%；粒徑 <2.0 mm：約 46%。此分布結果顯示細顆粒占比最高，且為污染物主要富集區，適合作為後續熱處理與水淋洗實驗的重點對象。

篩選分離完成後進行輻射劑量率與活度量測，並比較處理前後差異，以驗證篩選分離法的除污效能。後續再針對細顆粒樣本執行熱處理與水淋洗技術，評估不同方法在 Cs-137 去除上的成效，並分析減容比例與成本效益，作為技術選擇與整治策略的重要依據。

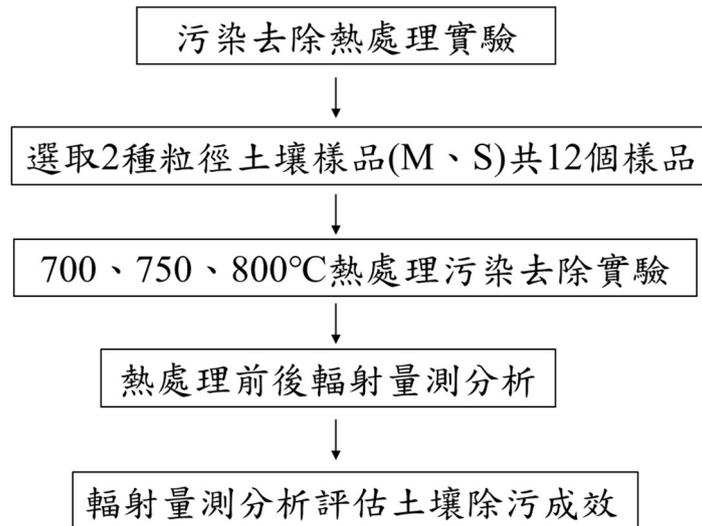


圖 27 放射性污染土壤熱處理實驗程序



圖 28 放射性污染土壤水淋洗實驗程序

經由 4 mesh 與 10 mesh 篩網搖篩分離後，污染土壤依粒徑大小分為三類：L 樣本(粒徑 >4.75 mm)、M 樣本(粒徑 2.0 - 4.75 mm)及 S 樣本(粒徑 <2.0 mm)。本計畫後續針對這三類樣品，分別執行熱處理法與水淋洗法，以評估不同技術對污染去除的成效。

如圖 27 所示，熱處理法實驗程序將針對 12 組以上樣品進行測試，探討不同溫度條件下 Cs-137 的脫附效率與土壤性質變化。水淋洗法則依圖 28 程序進行，規劃 6 組水洗與 4 組水淋洗樣品，評估清洗過程中核種脫附率及廢液處理需求。所有實驗完成後，將依據量測數據進行統計分析，研析各技術的除污因子與可行性，並比較其減容、減廢及成本效益。

本計畫所有實驗均於管制區放射性實驗室進行，以確保輻射防護與操作安全(圖 29)。在該場地完成土壤粒徑篩選分離、熱處理及水淋洗等前置作業，並配置專用設備，包括：(1)水分量測儀(圖 30)：用於分析土壤含水率，確保篩選與後續處理條件穩定。(2)篩選分離設備(圖 31)：採用搖篩機搭配 4 mesh 與 10 mesh 篩網，分離出三類粒徑樣品。(3)熱處理設備(圖 32)：使用高溫電爐與四方形氧化鋁坩鍋，進行土壤加熱實驗，測試 Cs-137 脫附效果。(4)水淋洗系統：於管制區內操作，確保廢液收集與輻射監測符合安全規範。透過上述設備與程序，本計畫將建立完整的物理除污技術驗證流程，並以實驗數據支持技術選擇與後續應用。



圖 29 放射性污染土壤實驗場地管制區放射性實驗室

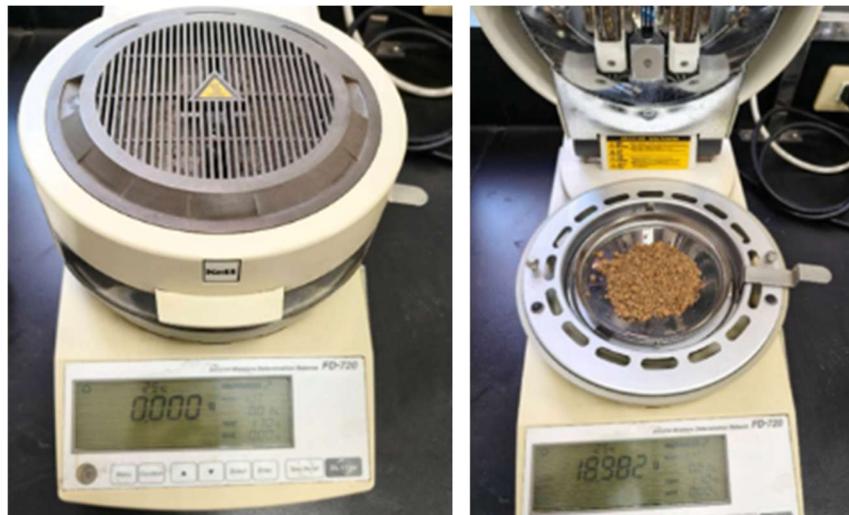


圖 30 放射性污染土壤實驗用水分量測儀



圖 31 放射性污染土壤篩選分離用分離篩網與搖篩機



圖 32 放射性污染土壤熱處理用坩鍋與加熱電爐

5.4 放射性污染土壤處理篩選分離實驗與結果

本計畫針對受 Cs-137 污染的土壤，採用物理篩選分離法進行處理，並驗證其減容與污染集中效果。實驗使用振動搖篩機(圖 33)，搭配標準篩網 No.4(孔徑 4.75 mm)與 No.10(孔徑 2.0 mm)，在 1G 加速度(9.8 m/s^2)條件下振動 5 分鐘，將土壤樣品依粒徑分為三類：

L 土壤樣本：粒徑 $> 4.75 \text{ mm}$ (粗顆粒)

M 土壤樣本：粒徑 $2.0\text{-}4.75 \text{ mm}$ (中顆粒)

S 土壤樣本：粒徑 $< 2.0 \text{ mm}$ (細顆粒)

篩選完成後，各樣本取 200 克置於量測方盒中平鋪，分別以 AT1121 測量輻射劑量率($\mu\text{Sv/h}$)及 CoMo-170 測量輻射污染計數率(cps)，每個樣品重複量測三次並取平均值，結果如圖 34 及表 5 至表 10 所示。



圖 33 放射性污染土壤篩選分離實驗與設備

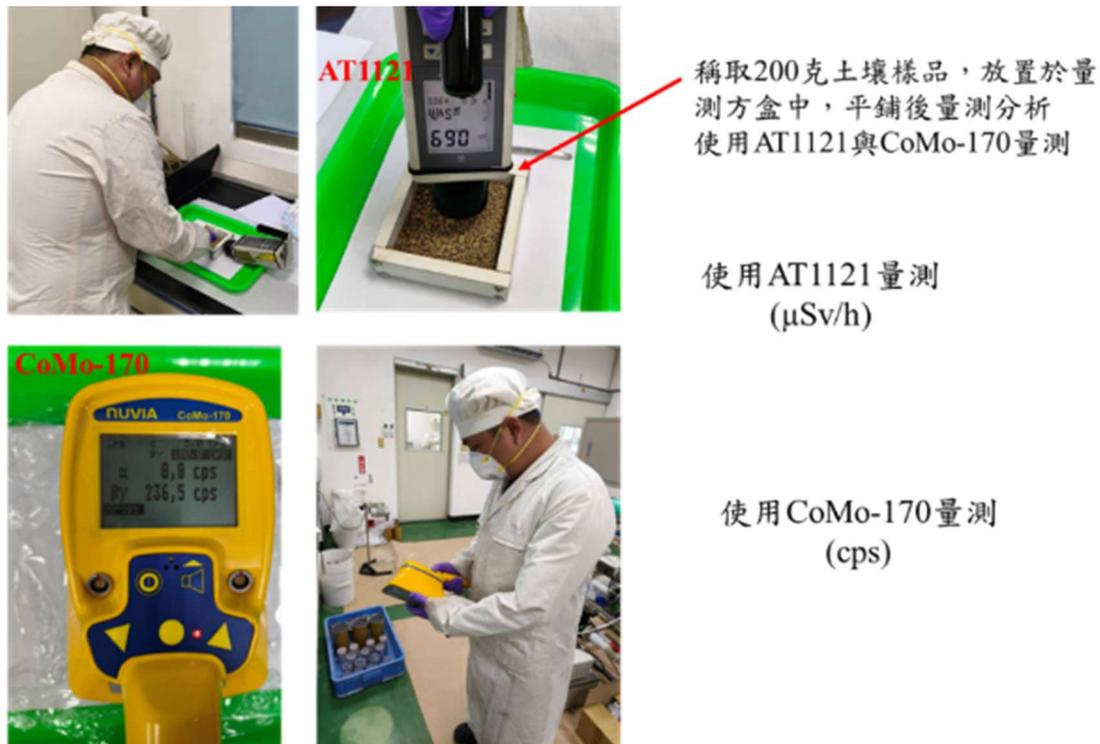


圖 34 污染土壤實驗樣品輻射量測

放射性土壤樣品篩選分離實驗，篩選分離量測的結果呈現在表 5~表 10 內，編號 1 號~編號 6 所篩選出 3 種粒徑樣品，編號中第二字碼為篩選出粒徑大小，編號 1-1 為篩選出粒徑編號 1 號大於 4.75 mm 放射性土壤樣品，編號 1-2 為篩選出粒徑編號 1 號粒徑 2 mm~ 4.75 mm 放射性土壤樣品，編號 1-3 為為篩選出粒徑編號 1 號粒徑小於 2 mm 放射性土壤樣品，每一個粒徑樣本都取樣 3 個樣本執行土壤樣品輻射量測，儀器量測重複 3 次數值並將 3 次結果平均呈現於表中。

編號 No.1~ No.6 篩選分離量測的平均數值結果，將之繪製成圖呈現在圖 35~圖 40 內，從粒徑分布與污染特性關係觀察，根據實驗數據顯示，Cs-137 在不同粒徑土壤中的分布具有明顯規律性，從編號 No.1~ No.6 樣本所篩選的土壤顆粒 S 樣本其粒徑 < 2.0 mm (細顆粒) 輻射計數率普遍最高，證實 Cs-137 易於吸附於黏土與粉砂等細顆粒表面。

篩選的土壤顆粒 M 樣本(中顆粒)活度次之，但與篩選的土壤顆粒 S 樣本的差異不如預期明顯。

篩選的土壤顆粒 L 樣本(粗顆粒)多數顯示較低輻射計數率，符合物理篩選法的基本原理。

在樣品分析中發現有一些異常熱點現象，在較高輻射計數率樣品群中圖 35~圖 37 中發現有一些異常熱點現象值得注意，編號 No.1 樣品篩選分離量測分析圖，部分 L 樣本出現計數率異常偏高的現象，推測原因包括：細顆粒污染物於篩分過程中附著於粗顆粒表面，土壤中存在的污染熱點(Hot spot)未均質分布，顆粒團聚現象導致細粒污染物被歸類於粗粒級中，此現象顯示單純依靠粒徑篩分並不足以完全分離污染物，需於污染清除偵測時期以即時輻射偵測輔助輻射劑量高的熱點移除分類裝袋，有助於後續土壤除污處理作業。

綜合分析顯示，物理篩選法能有效將污染集中於細顆粒部分，S 樣本的平均計數率顯著高於 L 樣本，證實此方法對 Cs-137 污染土壤具有分離效果。篩分後約 60 - 70%的輻射污染集中於細顆粒，僅占總體積的 30 - 40%，大幅減少需後端處理的土壤量，達到減容與降低處置成本的目的。然而，技術限制包括：(1)對粒徑分布相近的土壤分離效果有限；(2)受土壤濕度與顆粒團聚影響，需配合前處理(破碎、乾燥)；(3)熱點管理需整合即時輻射偵測與自動分選機制。

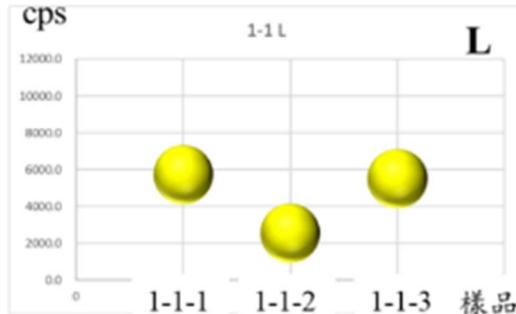
整體而言，物理篩選分離法具備處理速度快、設備成本低、適合大規模場址整治等優勢，並能顯著降低後端固化或穩定化處理量，未來若能結合智慧化監測與自動化設備，將進一步提升整治效率與安全性。

表 4 編號 No.1 樣品篩選分離量測分析結果

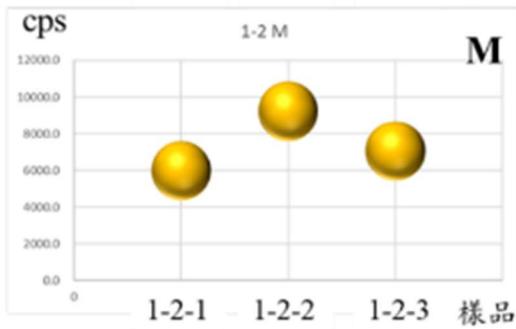
| 樣品 | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均值 |
|-------|-------------------|--------|--------|--------|--------|
| 1-1-1 | CoMo cps | 5737.8 | 5729.9 | 5720.9 | 5729.5 |
| | AT1121 μ Sv/h | 13.40 | 13.50 | 13.60 | 13.50 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 1-1-2 | CoMo cps | 2559.0 | 2548.0 | 2521.9 | 2543.0 |
| | AT1121 μ Sv/h | 3.20 | 3.10 | 3.20 | 3.17 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 1-1-3 | CoMo cps | 5439.8 | 5520.8 | 5559.8 | 5506.8 |
| | AT1121 μ Sv/h | 9.80 | 9.80 | 9.80 | 9.80 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 1-2-1 | CoMo cps | 5976.0 | 5967.9 | 6029.0 | 5991.0 |
| | AT1121 μ Sv/h | 16.50 | 16.50 | 16.40 | 16.47 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 1-2-2 | CoMo cps | 9256.9 | 9208.8 | 9207.8 | 9224.5 |
| | AT1121 μ Sv/h | 22.00 | 18.90 | 18.90 | 19.93 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 1-2-3 | CoMo cps | 7084.9 | 7062.0 | 7045.0 | 7064.0 |
| | AT1121 μ Sv/h | 18.20 | 18.20 | 18.20 | 18.20 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 1-3-1 | CoMo cps | 5852.0 | 5746.0 | 5773.0 | 5790.3 |
| | AT1121 μ Sv/h | 16.50 | 17.50 | 17.20 | 17.07 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 1-3-2 | CoMo cps | 5879.8 | 5834.8 | 5835.8 | 5850.1 |
| | AT1121 μ Sv/h | 16.20 | 16.10 | 16.20 | 16.17 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 1-3-3 | CoMo cps | 5998.0 | 5987.0 | 6012.0 | 5999.0 |
| | AT1121 μ Sv/h | 18.40 | 18.50 | 18.60 | 18.50 |



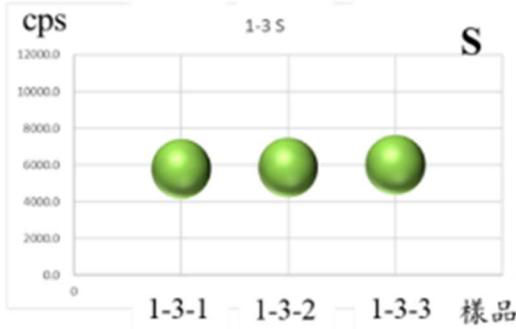
編號No.1
樣品土壤



CoMo-170量
測分析結果
較大粒徑土壤
粒徑 > 4.75 mm



粒徑 2~4.75mm



粒徑 < 2mm

圖 35 編號 No.1 樣品篩選分離量測分析圖

表 5 編號 No.2 樣品篩選分離量測分析結果

| 樣品 | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 |
|-------|-------------------|--------|--------|--------|--------|
| 2-1-1 | CoMo cps | 2639.0 | 2637.0 | 2647.0 | 2641.0 |
| | AT1121 μ Sv/h | 6.80 | 6.70 | 6.60 | 6.70 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 2-1-2 | CoMo cps | 3825.0 | 3825.9 | 3797.8 | 3816.2 |
| | AT1121 μ Sv/h | 7.60 | 7.60 | 7.60 | 7.60 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 2-1-3 | CoMo cps | 4784.9 | 4714.9 | 4757.8 | 4752.5 |
| | AT1121 μ Sv/h | 11.10 | 11.20 | 11.40 | 11.23 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 2-2-1 | CoMo cps | 8812.9 | 8799.8 | 8813.8 | 8808.8 |
| | AT1121 μ Sv/h | 18.90 | 18.80 | 18.80 | 18.83 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 2-2-2 | CoMo cps | 7620.0 | 7656.0 | 7689.0 | 7655.0 |
| | AT1121 μ Sv/h | 22.80 | 22.50 | 22.50 | 22.60 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 2-2-3 | CoMo cps | 8743.9 | 8745.9 | 8812.8 | 8767.5 |
| | AT1121 μ Sv/h | 23.00 | 23.00 | 23.30 | 23.10 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 2-3-1 | CoMo cps | 8813.0 | 8768.0 | 8737.0 | 8772.7 |
| | AT1121 μ Sv/h | 25.3 | 25.4 | 25.6 | 25.43 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 2-3-2 | CoMo cps | 8218.0 | 8221.0 | 8245.9 | 8228.3 |
| | AT1121 μ Sv/h | 23.80 | 23.80 | 23.80 | 23.80 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 2-3-3 | CoMo cps | 8729.8 | 8666.9 | 8651.0 | 8682.6 |
| | AT1121 μ Sv/h | 26.00 | 25.90 | 25.80 | 25.90 |



編號No.2
樣品土壤

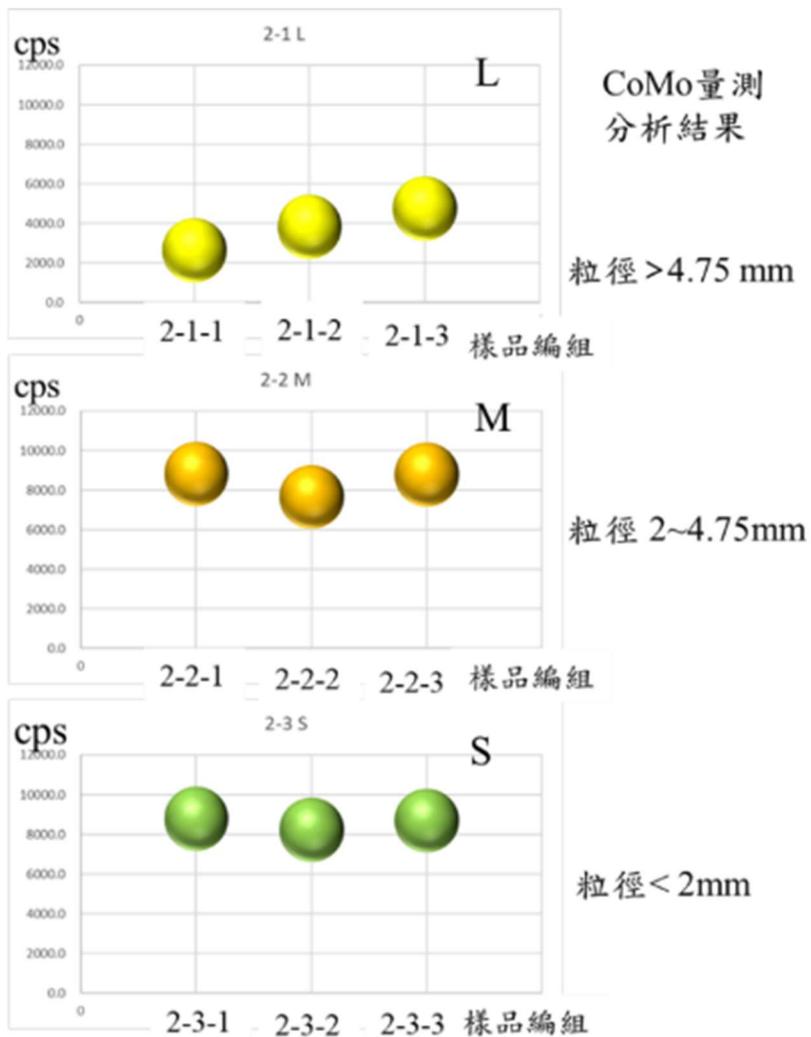
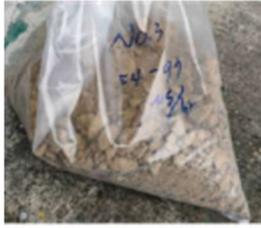


圖 36 編號 No.2 樣品篩選分離量測分析圖

表 6 編號 No.3 樣品篩選分離量測分析結果

| 樣品 | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 |
|-------|-------------------|--------|--------|--------|--------|
| 3-1-1 | CoMo cps | 2970.0 | 2959.0 | 2969.0 | 2966.0 |
| | AT1121 μ Sv/h | 5.40 | 5.40 | 5.40 | 5.40 |
| 3-1-2 | CoMo cps | 3763.0 | 3756.0 | 3752.0 | 3757.0 |
| | AT1121 μ Sv/h | 4.20 | 4.20 | 4.20 | 4.20 |
| 3-1-3 | CoMo cps | 1103.3 | 1111.8 | 1120.0 | 1111.7 |
| | AT1121 μ Sv/h | 3.00 | 3.00 | 3.00 | 3.00 |
| 3-2-1 | CoMo cps | 4174.9 | 4113.0 | 4130.0 | 4139.3 |
| | AT1121 μ Sv/h | 11.00 | 10.80 | 10.80 | 10.87 |
| 3-2-2 | CoMo cps | 3324.0 | 3321.0 | 3334.0 | 3326.3 |
| | AT1121 μ Sv/h | 9.80 | 9.70 | 9.80 | 9.77 |
| 3-2-3 | CoMo cps | 4959.9 | 4971.0 | 4946.0 | 4959.0 |
| | AT1121 μ Sv/h | 10.00 | 10.10 | 10.10 | 10.07 |
| 3-3-1 | CoMo cps | 4315.8 | 4304.0 | 4282.0 | 4300.6 |
| | AT1121 μ Sv/h | 12.10 | 12.00 | 12.20 | 12.10 |
| 3-3-2 | CoMo cps | 4296.0 | 4337.0 | 4278.0 | 4303.7 |
| | AT1121 μ Sv/h | 13.00 | 12.80 | 12.80 | 12.87 |
| 3-3-3 | CoMo cps | 4199.0 | 4225.0 | 4239.9 | 4221.3 |
| | AT1121 μ Sv/h | 12.20 | 12.10 | 12.10 | 12.13 |



編號No.3
樣品土壤

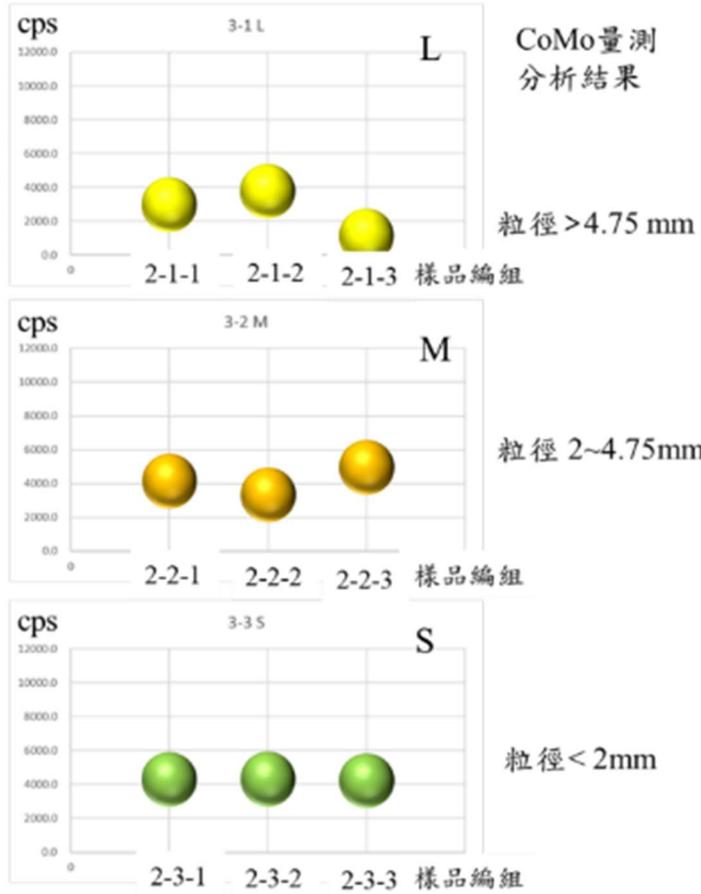
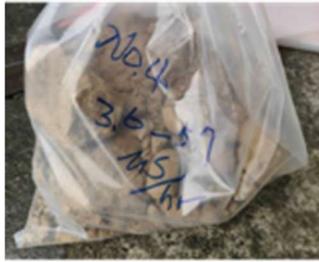


圖 37 編號 No.3 樣品篩選分離量測分析圖

表 7 編號 No.4 樣品篩選分離量測分析結果

| 樣品 | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 |
|-------|-------------------|-------|-------|-------|-------|
| 4-1-1 | CoMo cps | 170.0 | 168.3 | 166.8 | 168.4 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.30 | 0.31 | 0.35 | 0.32 |
| 4-1-2 | CoMo cps | 107.5 | 106.5 | 105.6 | 106.5 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.31 | 0.32 | 0.32 | 0.32 |
| 4-1-3 | CoMo cps | 127.1 | 125.3 | 125.3 | 125.9 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.32 | 0.32 | 0.32 | 0.32 |
| 4-2-1 | CoMo cps | 507.7 | 503.0 | 502.9 | 504.5 |
| | AT1121 μ Sv/h | 1.17 | 1.15 | 1.17 | 1.16 |
| 4-2-2 | CoMo cps | 518.1 | 518.7 | 510.3 | 515.7 |
| | AT1121 μ Sv/h | 1.42 | 1.35 | 1.36 | 1.38 |
| 4-2-3 | CoMo cps | 239.8 | 235.0 | 236.5 | 237.1 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.78 | 0.77 | 0.75 | 0.77 |
| 4-2-4 | CoMo cps | 444.7 | 420.4 | 443.5 | 436.2 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.58 | 0.56 | 0.58 | 0.57 |
| 4-2-5 | CoMo cps | 231.7 | 238.4 | 228.8 | 233.0 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.53 | 0.57 | 0.55 | 0.55 |
| 4-3-1 | CoMo cps | 389.7 | 394.2 | 393.0 | 392.3 |
| | AT1121 μ Sv/h | 1.27 | 1.27 | 1.28 | 1.27 |
| 4-3-2 | CoMo cps | 401.5 | 403.1 | 406.1 | 403.6 |
| | AT1121 μ Sv/h | 1.44 | 1.44 | 1.47 | 1.45 |
| 4-3-3 | CoMo cps | 401.1 | 401.2 | 401.5 | 401.3 |
| | AT1121 μ Sv/h | 1.47 | 1.47 | 1.51 | 1.48 |



編號No.4
樣品土壤

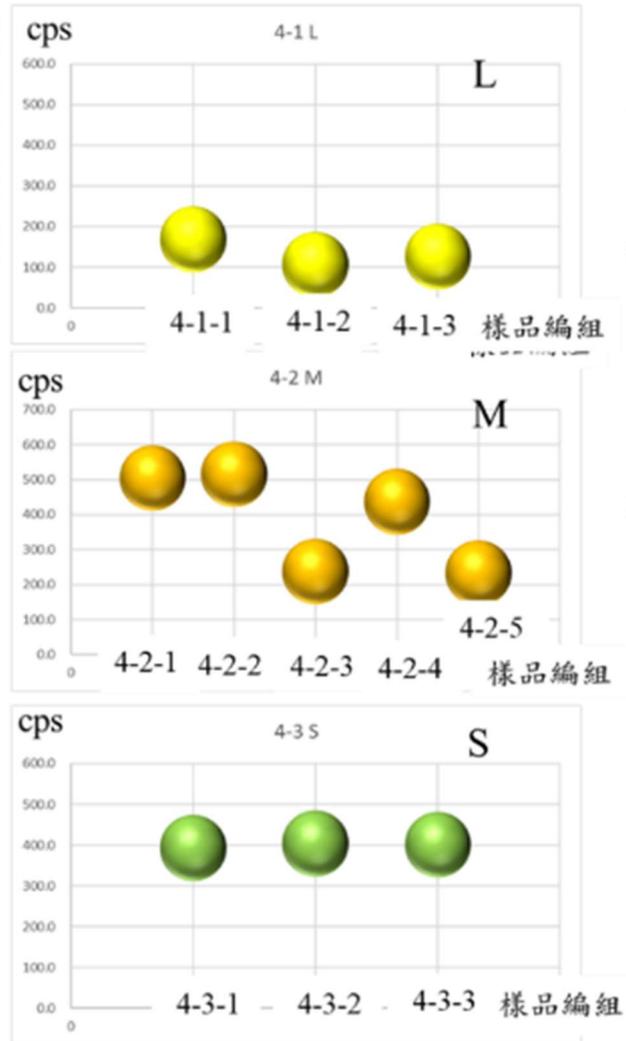


圖 38 編號 No.4 樣品篩選分離量測分析圖

表 8 編號 No.5 樣品篩選分離量測分析結果

| 樣品 | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 |
|-------|-------------------------|-------|-------|-------|-------|
| 5-1-1 | CoMo cps | 575.9 | 578.0 | 576.6 | 576.8 |
| | AT1121 $\mu\text{Sv/h}$ | 0.43 | 0.42 | 0.43 | 0.43 |
| 5-1-2 | CoMo cps | 107.6 | 104.6 | 105.7 | 106.0 |
| | AT1121 $\mu\text{Sv/h}$ | 0.37 | 0.36 | 0.35 | 0.36 |
| 5-1-3 | CoMo cps | 128.7 | 131.2 | 129.4 | 129.8 |
| | AT1121 $\mu\text{Sv/h}$ | 0.70 | 0.72 | 0.73 | 0.72 |
| 5-1-4 | CoMo cps | 915.4 | 917.3 | 911.6 | 914.8 |
| | AT1121 $\mu\text{Sv/h}$ | 1.31 | 1.35 | 1.39 | 1.35 |
| 5-2-1 | CoMo cps | 193.8 | 195.8 | 196.6 | 195.4 |
| | AT1121 $\mu\text{Sv/h}$ | 0.51 | 0.50 | 0.50 | 0.50 |
| 5-2-2 | CoMo cps | 315.0 | 313.6 | 314.9 | 314.5 |
| | AT1121 $\mu\text{Sv/h}$ | 0.67 | 0.67 | 0.67 | 0.67 |
| 5-2-3 | CoMo cps | 340.8 | 339.3 | 338.5 | 339.5 |
| | AT1121 $\mu\text{Sv/h}$ | 0.84 | 0.82 | 0.83 | 0.83 |
| 5-3-1 | CoMo cps | 383.8 | 379.8 | 382.4 | 382.0 |
| | AT1121 $\mu\text{Sv/h}$ | 1.20 | 1.20 | 1.22 | 1.21 |
| 5-3-2 | CoMo cps | 351.3 | 347.3 | 345.6 | 348.1 |
| | AT1121 $\mu\text{Sv/h}$ | 1.16 | 1.14 | 1.14 | 1.15 |
| 5-3-3 | CoMo cps | 317.2 | 312.3 | 312.5 | 314.0 |
| | AT1121 $\mu\text{Sv/h}$ | 0.96 | 0.96 | 0.94 | 0.95 |



編號No.5
樣品土壤

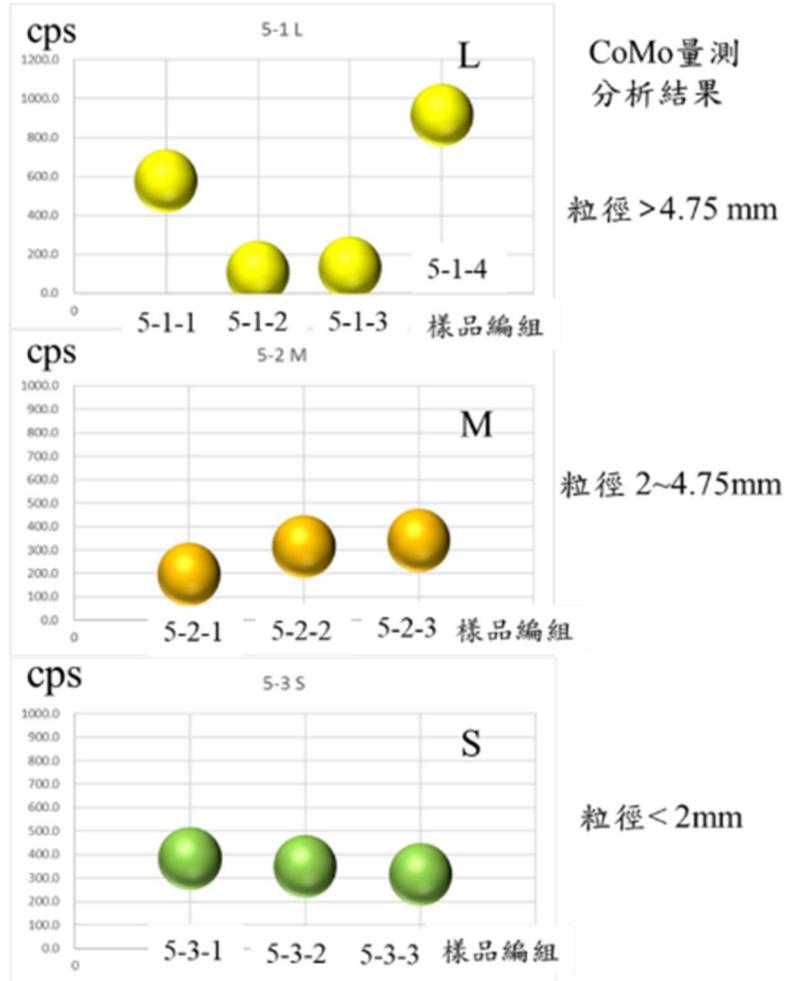


圖 39 編號 No.5 樣品篩選分離量測分析圖

表 9 編號 No.6 樣品篩選分離量測分析結果

| 樣品 | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 |
|-------|-------------------|-------|--------|--------|--------|
| 6-1-1 | CoMo cps | 341.4 | 338.8 | 335.8 | 338.7 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.41 | 0.42 | 0.43 | 0.42 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 6-1-2 | CoMo cps | 327.7 | 328.5 | 326 | 327.4 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.61 | 0.62 | 0.61 | 0.61 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 6-1-3 | CoMo cps | 1340 | 1339.5 | 1342.8 | 1340.8 |
| | AT1121 μ Sv/h | 1.85 | 1.83 | 1.84 | 1.84 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 6-2-1 | CoMo cps | 228.2 | 231.2 | 229 | 229.5 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.65 | 0.64 | 0.65 | 0.65 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 6-2-2 | CoMo cps | 320.1 | 323.2 | 317.8 | 320.4 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.88 | 0.90 | 0.89 | 0.89 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 6-2-3 | CoMo cps | 241.2 | 240.2 | 234.6 | 238.7 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.72 | 0.73 | 0.73 | 0.73 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 6-3-1 | CoMo cps | 418.6 | 422.3 | 421.1 | 420.7 |
| | AT1121 μ Sv/h | 1.25 | 1.24 | 1.22 | 1.24 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 6-3-2 | CoMo cps | 402.8 | 406.8 | 407.3 | 405.6 |
| | AT1121 μ Sv/h | 0.99 | 1.00 | 0.99 | 0.99 |
| | | 1 | 2 | 3 | 平均 |
| 6-3-3 | CoMo cps | 390.6 | 395.0 | 394.8 | 393.5 |
| | AT1121 μ Sv/h | 1.32 | 1.32 | 1.33 | 1.32 |



編號No.6
樣品土壤

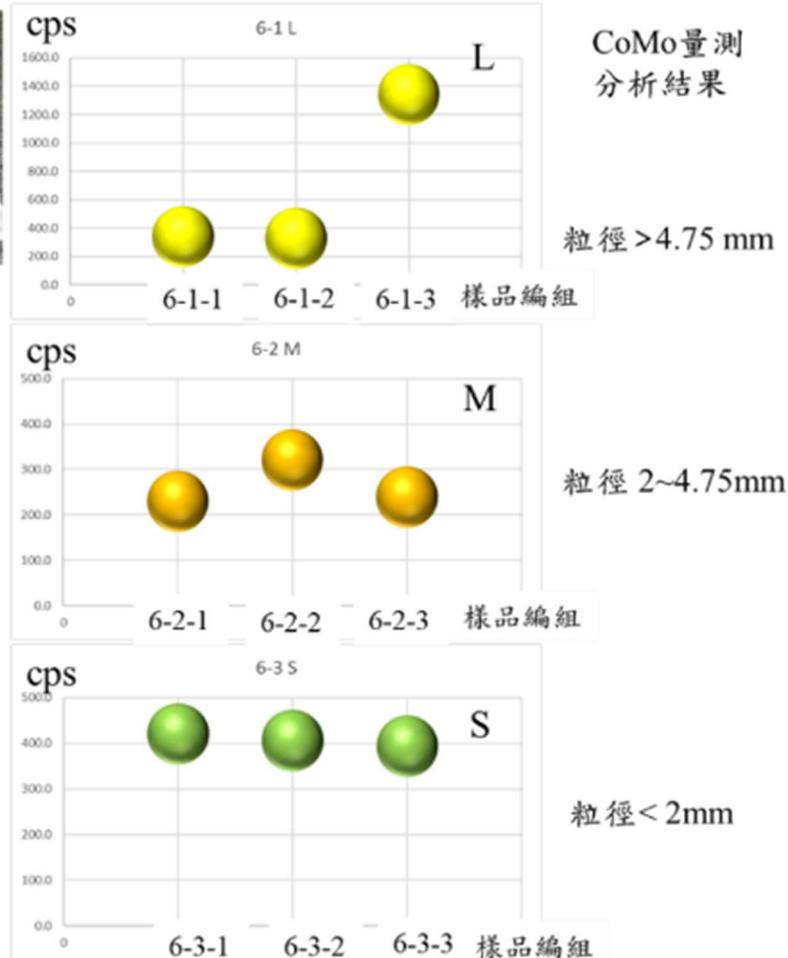


圖 40 編號 No.6 樣品篩選分離量測分析圖

從圖 41 放射性土壤樣品篩選分離量測分析圖，物理篩選分離法實驗證實污染分布確與粒徑大小有關係，Cs-137 主要富集於粒徑小於 2 mm 的細顆粒土壤中，顯示物理篩選法能有效區分不同污染程度的土壤。在技術可行性方面，若採用適當的篩分條件，可將超過 60% 的輻射污染集中於約 30%至 40%的土壤體積中，進而大幅降低後端處理成本，對整治作業的經濟性具有明顯助益。

然而，圖 41 的 1 號 L、M 與 S 樣品量測結果，L 樣品量測結果是劑量活度較低而 M 與 S 則沒有很明顯差別，都在 6,000cps 附近數值，可能有熱點劑量活度較高之核種含在土壤中，造成量測數值 M 樣

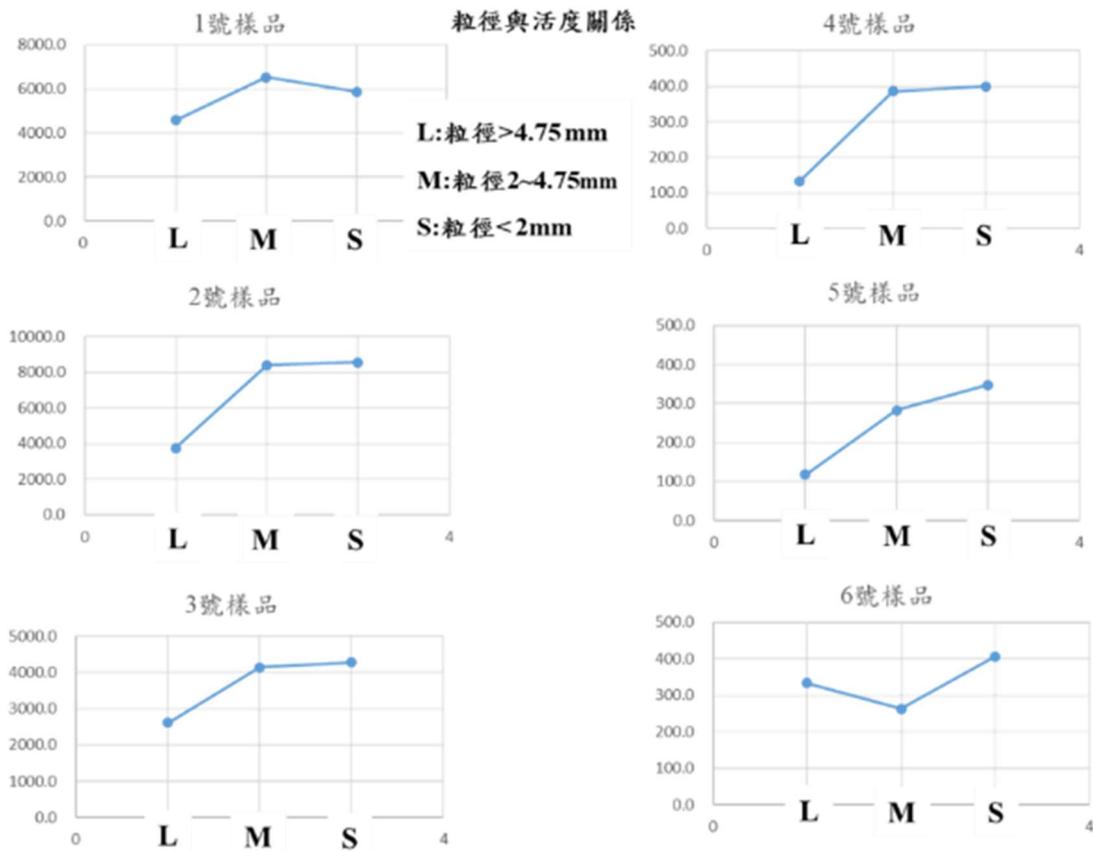
品偏高一點，從 1 號~4 號樣品 M 與 S 量測數值皆相近，只有跟大粒徑之 L 樣品有較大差異。6 號樣品大粒徑之 L 樣品有可能含有熱點劑量活度較高之核種造成量測數值偏高，相較於 4 號、5 號樣品實驗量測結果明顯偏高。物理篩選分離法在實務應用上需特別注意「熱點管理」問題。實驗中發現，部分粗顆粒樣品仍可能出現異常高活度值，凸顯在篩分流程中導入即時輻射偵測的重要性。因此，建議將輻射偵測系統整合至篩分設備，以確保污染土壤能被精準辨識與分類。在整治策略方面，建議針對不同樣品類別採取分級處理：S 類樣品(高污染細顆粒)應優先進行固化、穩定化或直接進入最終處置程序。M 類樣品(中污染)則可依其輻射計數率決定是否需進一步二次處理。L 類樣品(低污染)在確認輻射計數率符合安全標準後，可考慮場內再利用或採用較低規格的處置方式。綜合上述，物理篩選法若能結合即時輻射偵測技術，具備發展為自動化整治系統的潛力，未來可望顯著提升放射性污染場址的整治效率與經濟效益。

進一步分析期刊文獻(圖 9)所繪製之「土壤顆粒粒徑與污染核種活度濃度關係圖」，結果顯示土壤顆粒尺寸越小，其活度濃度越高，與前述實驗結果一致。為驗證此趨勢，本研究針對樣品 2-3 與 3-3 的 S 類細顆粒樣品(粒徑<2 mm)進行更細分的篩選，分為五個等級：(1) 10-20 mesh、(2) 20-40 mesh、(3) 40-60 mesh、(4) 60-100 mesh、(5) 100 mesh 以下。其重量分布量測結果記錄於表 10，並依粒徑編號 A 至 E 分別為：A：0.85-2 mm；B：0.425-0.85 mm；C：0.25-0.425 mm；D：0.15-0.25 mm；E：<0.15 mm。

輻射活度量測部分，取樣 100 克置於圖 34 所示之測量方盒中，並以 CoMo-170 儀器量測其輻射污染計數率(cps)，結果詳列於表 12。分析結果顯示 A 與 B 類樣品占比最高，合計超過六成，且其輻射計

數率隨粒徑減小而顯著上升，進一步驗證細顆粒土壤為污染富集區。

表 11 樣品 2-3 及 3-3 篩選粒徑與輻射計數率量測結果，圖 42 為放射性土壤樣品 2-3 及 3-3 篩選粒徑與輻射計數率關係圖，我們的樣品分析結果參考資料圖 9 對比，2 號與 3 號樣品篩選細粒徑，其輻射計數率穩定在某個範圍，並沒有呈現指數性增長。



註:Y 軸為 CoMo-170 量測單位(cps)。

圖 41 放射性土壤樣品篩選分離量測分析圖

表 10 編號 2-3 及 3-3 樣品細分篩選量測重量分布分析

| | | 2-3樣品 | | 3-3樣品 | |
|----|-----------|-----------|-------|----------|-------|
| 編號 | 粒徑 | 重量 | 百分比分布 | 重量 | 百分比分布 |
| A | 10-20mesh | 477.1 | 39.94 | 446.4 | 36.03 |
| B | 20-40 | 281.67 | 23.58 | 316.2 | 25.52 |
| C | 40-60 | 127.9 | 10.71 | 155.2 | 12.53 |
| D | 60-100 | 109.5 | 9.17 | 125.6 | 10.14 |
| E | 100以下 | 198.3 | 16.60 | 195.6 | 15.79 |
| | | 總重1194.47 | | 總重1239.0 | |

表 11 樣品 2-3 及 3-3 粒徑篩選與輻射計數率量測結果

| | | 2-3樣品 | 3-3樣品 |
|----|---------|-------|-------|
| 編號 | 粒徑 mesh | 平均劑量 | 平均劑量 |
| A | 10-20 | 5121 | 3008 |
| B | 20-40 | 5166 | 2878 |
| C | 40-60 | 5353 | 2733 |
| D | 60-100 | 5228 | 2890 |
| E | 100以上 | 6006 | 2945 |

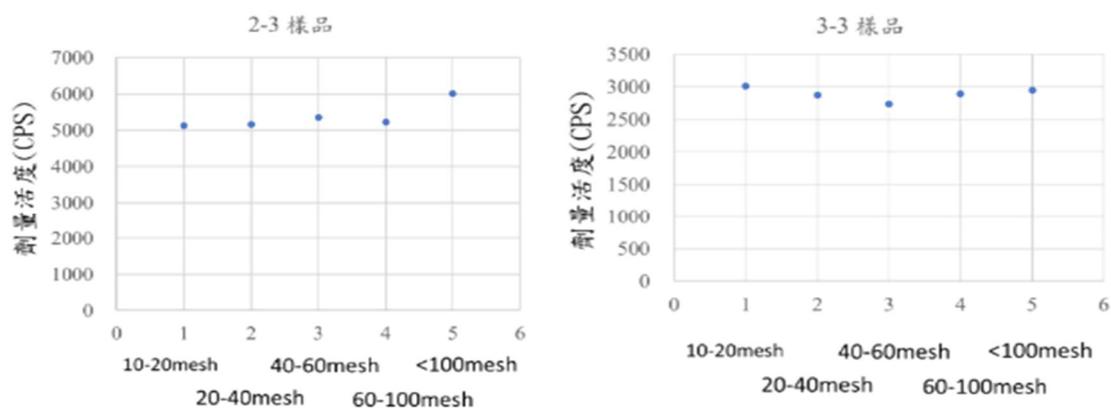


圖 42 放射性土壤樣品 2-3 及 3-3 篩選粒徑與輻射計數率關係圖

5.5 放射性污染土壤熱處理法去除放射性元素實驗與結果

放射性土壤以熱處理法實驗，測試去除土壤中放射性元素 Cs-137 處理條件，實驗採取已經篩選的放射性土壤其粒徑 M(2-4.75 mm)與 S(<2 mm)樣品，進行高溫爐熱處理實驗。

放射性土壤熱處理實驗程序如圖 43 所示，採取重量 100 克污染土壤 M 或 S 樣品，置於氧化鋁平盤坩鍋中，平鋪土壤並放入高溫爐內，執行熱處理去除污染元素實驗測試。因為放射性污染元素 Cs 的沸點為 671°C，有機會經由高溫熱處理而將放射性元素 Cs-137 從污染土壤中將它移除，理論上當熱處理溫度大於鈯的沸點 671°C，則鈯會汽化變成氣態元素進入氣體中，藉著絕對過濾器(HEPA)將氣態之鈯元素過濾移除，因 Cs-137 其半衰期長約 30 年，其特性類似鉀離子因此生物累積性高，且易被土壤黏土礦物強烈吸附，成為最難處理的放射性核種之一。

放射性污染土壤熱處理實驗測試，係針對 Cs-137 污染土壤樣品研究，進行一系列物理性熱處理實驗條件，探討不同溫度條件之土壤的物理化學變化與放射性除污效果，並評估其作為實際修復放射性污染土壤技術的可行性，實驗步驟如下：(1)取 100 克土壤樣品置於方型氧化鋁坩鍋平盤，鋪平後量測初始輻射值，使用 CoMo-170 與 AT1121 儀器記錄數據；(2)將樣品置入高溫爐中，持溫 1 小時後冷卻取出，再次量測輻射值，並比較處理前後差異(結果如圖 44 所示)。



圖 43 放射性土壤熱處理實驗程序

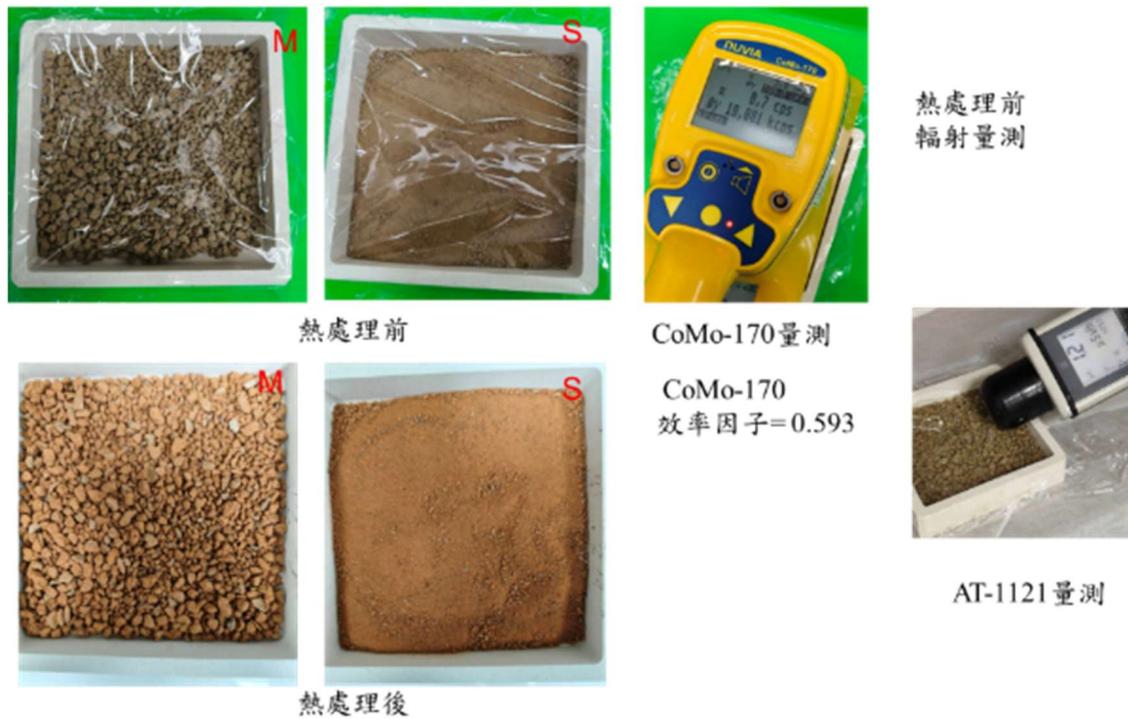


圖 44 放射性土壤熱處理前後樣品與輻射量測

偵檢儀器 CoMo-170 量測表面輻射污染計數值單位為 cps(Count per second)，其效率因子為 0.593，也就是量測數值除以 0.593 就能轉換成貝克值(Bq)，圖 44 中黃色的偵檢儀器為 CoMo-170，另外一部偵檢器在圖 44 右方中其偵檢頭呈黑色之儀器為 AT1121，量測表面輻射

劑量率數值單位為 $\mu\text{S/h}$ 。圖 45 為土壤熱處理高溫爐內影像，氧化鋁平盤坩鍋放置土壤樣品上方再放測溫環，透過處理以後測溫環收縮情形量測比對，以確定熱處理爐溫數值是否正確。

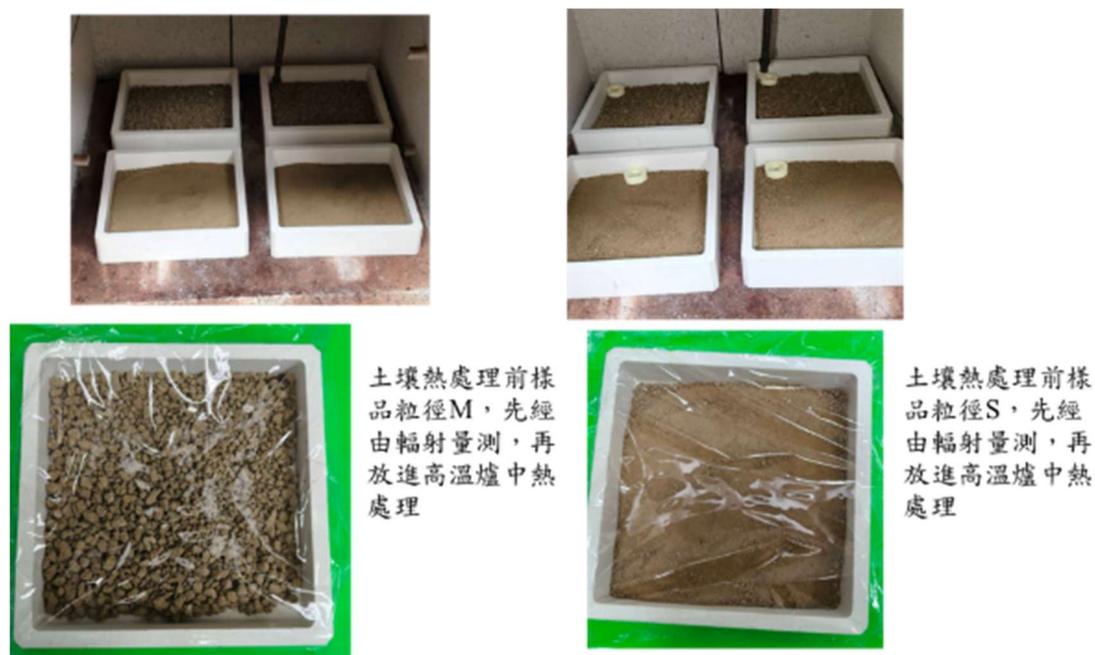


圖 45 土壤熱處理之高溫爐內部影像圖

實驗所用土壤樣品為受 Cs-137 污染之褐黃色土壤，初始含水量控制約 10%，以避免熱處理過程中因水分蒸發造成樣品飛散或結構破壞。實驗分為兩大類：一為「無添加助劑」之單純熱處理程序，溫度設定為 700 °C、750 °C、800 °C、1000 °C 與 1150 °C；另一為「添加氯化鈣(CaCl_2)」之熱化學處理，溫度提升至 900 °C、1000 °C 與 1150 °C。所有熱處理均在空氣氣氛下進行，持溫時間為 1 小時。處理前後其輻射量測以 CoMo-170 與 AT1121 儀器量測，並同步觀察土壤樣品外觀、粒徑變化與燒結玻璃化程度。

5.5.1 無添加助劑單純熱處理

實驗採取 100 克污染土壤樣品，置入方型氧化鋁坩鍋盤，將土壤均勻鋪平後，先以 CoMo-170 儀器量測輻射污染計數率，記錄處理前數值，隨後將樣品置入高溫爐中進行熱處理。

加熱程序設定為每分鐘升溫 10 °C，直至達到目標溫度，並保持恆溫一小時，之後自然降溫至常溫，再以 CoMo-170 重新量測輻射污染計數率，並比較處理前後差異。表 12 顯示樣品在 700 °C 熱處理 1 小時前後的計數率變化，並以計數率下降百分比作為污染去除成效的判定依據。

本階段試驗選用樣品編號 1-3、2-2 及 2-3，結果顯示 700 °C 熱處理 1 小時後，計數率下降幅度僅約 2.28%至 7.45%，顯示此溫度條件下去污效果有限。

進一步試驗於 750 °C 熱處理 1 小時，採用樣品編號 3-2、3-3、4-2 及 4-3，結果如表 13 所示，計數率下降幅度僅約 1.52%至 3.43%，同樣顯示此溫度條件下污染去除成效不佳。

表 12 放射性土壤 700°C 熱處理 1 小時之污染去除成效

| | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 | 輻射計數率 下降 (%) |
|--------------|-----------|-------|-------|-------|-------|-----------------|
| 1-3 S | CoMo -170 | 7136 | 7196 | 7176 | 7169 | |
| 1-3 S 處理後 | CoMo -170 | 7007 | 6991 | 7020 | 7006 | 2.28 |
| 2-2 M | CoMo -170 | 8731 | 8752 | 8811 | 8765 | |
| 2-2 M 處理後 | CoMo -170 | 8172 | 8115 | 8049 | 8112 | 7.45 |
| 2-3 S | CoMo -170 | 10079 | 10081 | 10045 | 10068 | |
| 2-3 S 處理後 | CoMo -170 | 9785 | 9818 | 9856 | 9820 | 2.47 |

註:CoMo-170 量測單位(cps)。

表 13 放射性土壤 750°C 熱處理 1 小時之污染去除成效

| | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 | 輻射計數率 下降 (%) |
|-------|-----------|------|------|------|------|-----------------|
| 3-2 M | CoMo -170 | 4930 | 4941 | 4929 | 4933 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 4826 | 4842 | 4908 | 4858 | 1.52 |
| 3-3 S | CoMo -170 | 5330 | 5275 | 5232 | 5279 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 5263 | 5177 | 5142 | 5194 | 1.61 |
| 4-2 M | CoMo -170 | 431 | 447 | 443 | 440 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 433 | 426 | 417 | 425 | 3.37 |
| 4-3 S | CoMo -170 | 505 | 509 | 510 | 508 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 488 | 490 | 493 | 491 | 3.43 |

註:CoMo-170 量測單位(cps)。

表 14 為放射性土壤經 800°C 熱處理 1 小時之污染去除資料，以輻射計數率數值下降百分比，作為污染去除成效認定。實驗採取 5-2 樣品、5-3 樣品與 6-2 樣品、6-3 樣品執行 800°C 熱處理，實驗結果計數率數值下降有限僅約 2.50~5.11 %數值下降百分比，顯示此熱處理條件成效有限。

表 14 放射性土壤 800°C 熱處理 1 小時之污染去除成效

| | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 | 輻射計數率 下降 (%) |
|-------|-----------|-----|-----|-----|-----|-----------------|
| 5-2 M | CoMo -170 | 458 | 455 | 460 | 458 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 448 | 447 | 442 | 445 | 2.67 |
| 5-3 S | CoMo -170 | 446 | 440 | 441 | 442 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 426 | 435 | 433 | 431 | 2.5 |
| 6-2 M | CoMo -170 | 535 | 531 | 529 | 532 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 520 | 519 | 510 | 516 | 2.94 |
| 6-3 S | CoMo -170 | 509 | 515 | 520 | 515 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 483 | 487 | 496 | 488 | 5.11 |

註:CoMo-170 量測單位(cps)。

由於單純熱處理溫度 700°C 至 800°C 其處理條件成效有限，因此採取提高溫度進行熱處理測試，表 15 為放射性土壤以 1000°C、1150°C 熱處理之污染去除成效，1000°C 熱處理實驗以 2-2 與 2-3 樣品進行測試，污染下降百分比也僅 3.3% 至 7.84%，提高熱處理溫度至 1150°C 以 3-2 與 3-3 樣品進行測試，污染下降百分比則在 5.79% 至 12.49%。

表 15 放射性土壤 1000 °C、1150 °C 熱處理之污染去除成效

| | | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 | 輻射計數率 下降 (%) |
|--------|-------|-----------|-------|-------|-------|-------|-----------------|
| 1000°C | 2-2 M | CoMo -170 | 7694 | 7687 | 7644 | 7675 | |
| | 處理後 | CoMo -170 | 7088 | 7113 | 7018 | 7073 | 7.84 |
| 1000°C | 2-3S | CoMo -170 | 10613 | 10595 | 10508 | 10572 | |
| | 處理後 | CoMo -170 | 10211 | 10233 | 10216 | 10220 | 3.33 |
| 1150°C | 3-2 M | CoMo -170 | 4790 | 4800 | 4758 | 4783 | |
| | 處理後 | CoMo -170 | 4144 | 4168 | 4244 | 4185 | 12.49 |
| 1150°C | 3-3S | CoMo -170 | 5966 | 6028 | 5975 | 5990 | |
| | 處理後 | CoMo -170 | 5632 | 5644 | 5654 | 5643 | 5.79 |

註:CoMo-170 量測單位(cps)。

本計畫針對無添加助劑的單純熱處理進行污染去除成效評估。雖然熱處理溫度已顯著高於 Cs-137 的沸點(671°C)，理論上應能促使銻元素汽化並移除，但實驗結果顯示，單純熱處理並未達到預期效果，污染去除率仍然有限。

經不同溫度條件熱處理後，樣品顏色由原本的褐黃色逐漸轉為褐紅色，顯示土壤中鐵氧化物及有機質在高溫下發生氧化與分解反應，熱處理過程確實能破壞土壤有機結構及部分礦物晶格。

在 700 °C 處理後，樣品顏色加深但仍保有顆粒性；當溫度達 800 °C 以上時，樣品開始呈現輕度熔融，粒徑分布明顯變粗，部分表層形成玻璃化層，此玻璃化現象在 1000 °C 以上更加明顯，顯示矽酸鹽相已開始熔融，並可能封存部分放射性核種。

以 700 °C、750 °C 及 800 °C 條件進行 1 小時熱處理後，經 CoMo-170 量測輻射計數率，結果顯示下降幅度極為有限。即使溫度提高至 1000 °C 或 1150 °C，樣品輻射計數率下降仍不顯著。推測原

因為 Cs-137 多以離子交換或晶格嵌入型態存在於黏土礦物(如伊利石)中，需超過 800 °C 方能破壞層狀結構；然而單純熱處理不足以促進 Cs 與氧或其他陰離子形成揮發性化合物，導致去除效果受限。

根據期刊資料，日本研究人員 Iwao Shimoyama 與 Yuji Baba(Japan Atomic Energy Agency)於 2025 年發表研究指出²⁷，福島污染土壤在真空條件下添加氯化鈉(NaCl)進行熱處理，於約 1100 K 時去污率可達 90%以上。其機制為氯化鈉促進黏土礦物中離子的快速交換，顯示結合化學助劑的熱化學處理能顯著提升 Cs-137 去除效率。

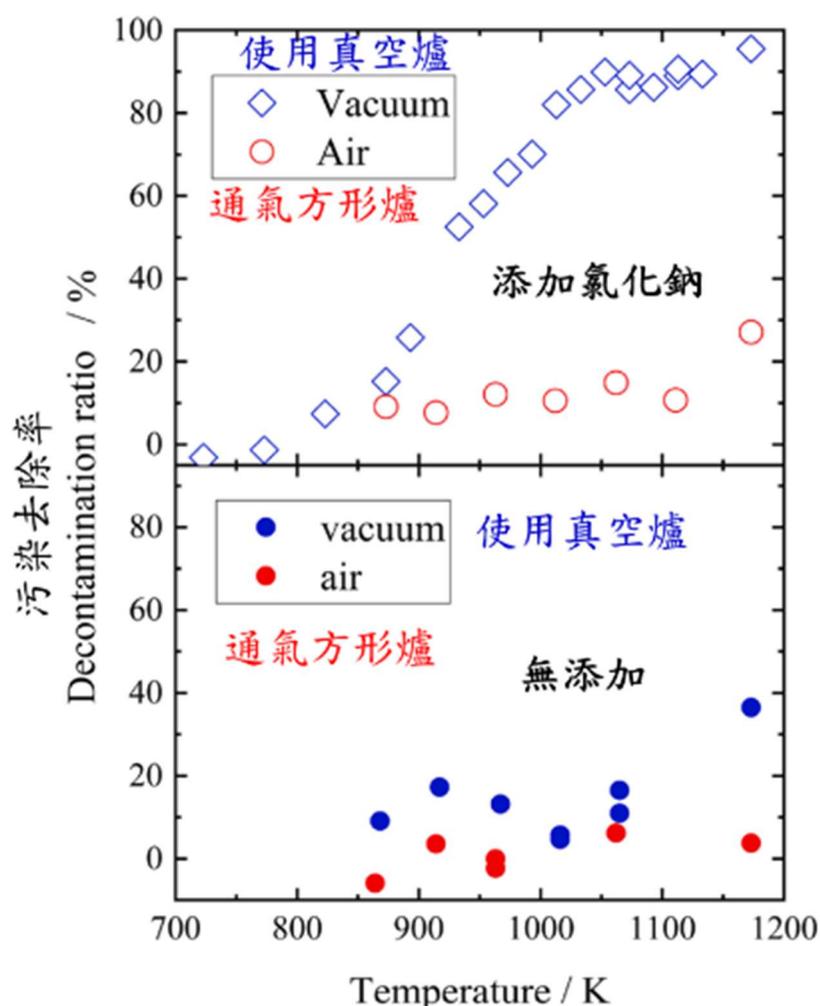


圖 46 福島污染土壤經添加及未添加氯化鈉熱處理後的污染去除率

根據圖 46 所示，未添加氯化鈉的單純熱處理，其污染去除效果並不顯著，與本研究的實驗結果一致。文獻資料亦顯示，若要有效去除土壤中的 Cs-137，僅依靠單純熱處理並不足夠，必須添加氯化鈣或氯化鈉等助劑，方能提升去污效率，其原因在於土壤主要由矽鋁氧化物及氧化鐵等礦物構成，Cs-137 多以離子交換或晶格嵌入型態存在於黏土礦物中，單純加熱難以破壞此結構。當溫度過高時，土壤會發生玻璃化現象，反而將 Cs-137 封存於熔融的矽酸鹽相中，使去除效果更差，因此單純熱處理法無法作為有效的除污技術。

在真空條件下添加氯化鈉能在較低溫度下促進 Cs-137 去除，其原因與黏土礦物層狀結構的熱反應有關，因黏土礦物在加熱至 500 °C 時，層間距逐漸擴大，有利於 Cs 離子釋出；然而當溫度進一步升至 700 °C 時，層間距急劇縮小，反而不利於 Cs 的移除。儘管 Cs 的氯化溫度為 671 °C，但在 700 °C 以上的熱處理過程中，由於層間距縮小，Cs 會被封存於土壤結構內，導致去除效果不彰。因此，單純熱處理難以達成預期目標，必須透過添加氯化鈣或氯化鈉等助劑，促進 Cs 與陰離子形成揮發性化合物，才能有效提升去污率。

基於上述分析，本研究後續採用添加氯化鈣的熱化學處理方法，進一步測試其在高溫條件下對污染去除成效的影響，並與單純熱處理結果進行比較，以評估其技術可行性。

5.5.2 添加氯化鈣(CaCl₂)之熱化學處理

由於前述無添加助劑的單純熱處理，其污染去除效果不顯著，本研究進一步採用添加氯化鈣(CaCl₂)之熱化學處理方法，以評估助劑對 Cs-137 去除效率的影響。實驗設計包括在土壤樣品中分別添加 5%、10%、15%及 20%的氯化鈣，並於 900 °C、1000 °C及 1150 °C的溫度條件下進行熱處理。

每次試驗均取 100 克污染土壤樣品，置於氧化鋁坩鍋中，依設定溫度加熱並保持恆溫一小時，冷卻後再進行輻射量測。量測儀器採用 CoMo-170 及 AT1121，以比較處理前後的輻射數值變化。

根據表 16 的結果，添加氯化鈣後的熱處理顯示污染去除成效顯著，放射性劑量值下降幅度遠高於單純熱處理條件，尤其在 1000 °C 以上溫度下，Cs-137 的去除率明顯提升。此結果驗證了助劑在高溫下能促進 Cs 與氯離子形成揮發性化合物，進而有效移除土壤中的 Cs-137。

當氯化鈣添加量僅 5%時，於 900 °C 及 1000 °C 的條件下，污染去除率約為 10%左右，顯示低比例助劑對去污效果有限。隨著氯化鈣添加比例提高，熱處理去除成效明顯提升。根據圖 47 所示，當助劑比例達 15%至 20%時，污染去除率顯著增加，尤其在 1150 °C 且添加 20%氯化鈣的條件下，結果顯示污染下降幅度達 52%，遠高於低比例助劑的處理效果。此外，文獻資料指出，在最佳條件下(氯化鈣添加比例適當且溫度提升至 1300 °C)，去污率可達 90%以上。此結果顯示助劑在高溫下能促進 Cs 與氯離子形成揮發性化合物，進而有效移除土壤中的 Cs-137，並克服單純熱處理的結構限制。

國際上文獻使用的溫度是 1300 °C 下添加 20%氯化鈣處理獲得去污率達 90%，目前國原院化工所於輻防管制區內建構有 HEPA 之高溫

爐，其操溫度無法在 1300°C 高溫操作，為安全操作設備僅於執行 1150°C 高溫操作，因此去污率未達 90%；惟目前結果顯示添加氯化鈣確實可提升去除率，現象與趨勢與國際文獻相符，相關成果亦可作為貴會在未來針對熱處理的管制建議。

表 16 放射性土壤添加氯化鈣熱處理去除污染成效

| | | | 處理前量測 CoMo-170(cps) | 處理後量測值 (cps) | 輻射計數率下 降 (%) |
|--------|---|-------------------------|------------------------|-----------------|-----------------|
| 900°C | 1 | 添加5%CaCl ₂ | 4942 | 4461 | 9.73 |
| | 2 | 添加 10%CaCl ₂ | 5341 | 4101 | 23.21 |
| | 3 | 添加15%CaCl ₂ | 4619 | 3403 | 26.33 |
| | 4 | 添加20%CaCl ₂ | 4772 | 3019 | 36.73 |
| 1000°C | 1 | 添加5%CaCl ₂ | 6184 | 5534 | 10.52 |
| | 2 | 添加 10%CaCl ₂ | 5774 | 4303 | 25.48 |
| | 3 | 添加15%CaCl ₂ | 5274 | 3695 | 29.93 |
| | 4 | 添加20%CaCl ₂ | 4704 | 2669 | 43.26 |
| 1150°C | 1 | 添加5%CaCl ₂ | 5666 | 4535 | 19.95 |
| | 2 | 添加 10%CaCl ₂ | 5268 | 3529 | 33.01 |
| | 3 | 添加15%CaCl ₂ | 5074 | 2878 | 43.28 |
| | 4 | 添加20%CaCl ₂ | 4672 | 2236 | 52.13 |

添加氯化鈣熱處理去除污染實驗，因為氯化鈣之含氯離子之助劑要於較高溫度才能有效發揮作用，因此添加氯化鈣熱處理實驗自 900°C 開始進行高溫熱處理實驗，並執行 1000°C、1150°C 等實驗溫度，觀測其去污率成效。

900°C、1000°C、1150°C 添加CaCl₂ 熱處理去除污染成效

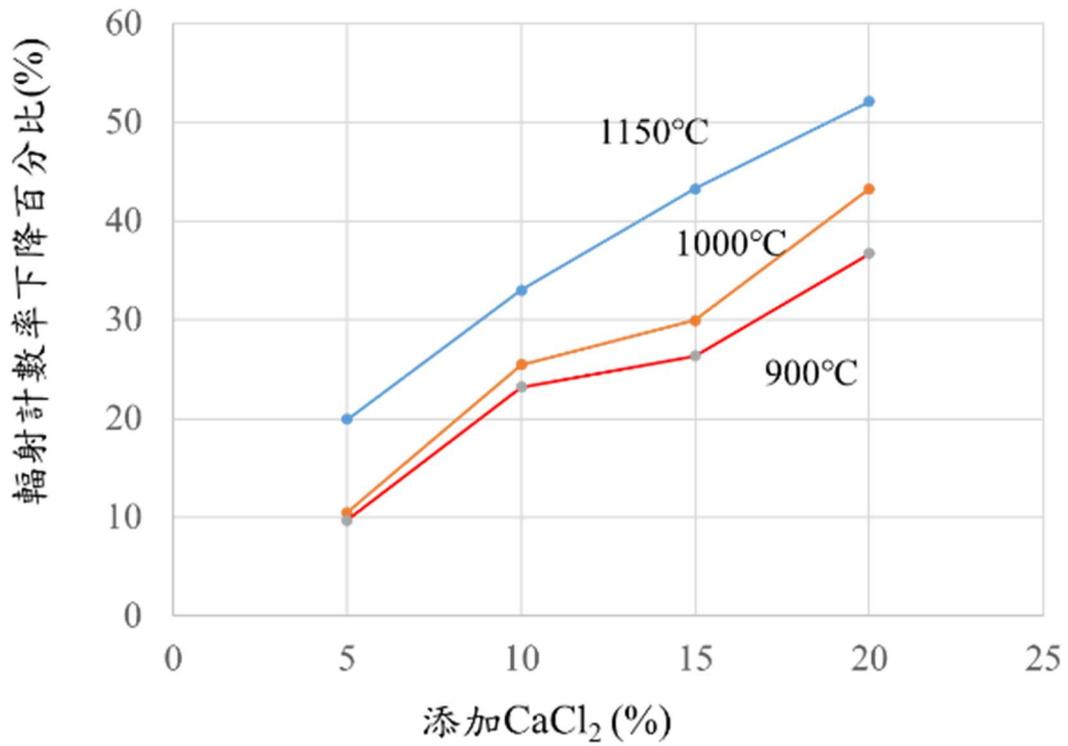


圖 47 放射性土壤添加氯化鈣熱處理去除污染成效

5.6 放射性污染土壤水淋洗處理

污染土壤水淋洗處理測試，取 42 號濾紙，置於抽氣陶瓷過濾器皿，再取 50 克樣品(編號 3-3S)放置於濾紙上鋪平土壤，先將土壤潤濕再量測輻射，將自來水 5 倍、10 倍、20 倍、40 倍重量，以蠕動幫浦每分鐘 60 ml 速率將自來水打入陶瓷過濾器皿，進行土壤水淋洗實驗測試，模擬土壤經過雨水淋洗對於土壤中 Cs-137 移除效果試驗，陶瓷過濾器內土壤經過連續淋洗過濾，再以量測儀器 CoMo-170 與 AT1121 測量輻射前後變化。試驗過程與裝置示意如圖 48 與圖 49 所示。水淋洗處理測試實驗程序如下：

- (1) 準備濾紙：取 42 號濾紙置於抽氣陶瓷過濾器皿中，確保過濾系統密合
- (2) 加入土壤樣品：取 50 克污染土壤，均勻鋪於濾紙上。
- (3) 初始輻射量測：先將土壤潤濕再使用 CoMo-170 與 AT1121 儀器量測土壤輻射。
- (4) 淋洗液準備：依土壤重量比例，分別準備土壤重量的 5 倍、10 倍、20 倍及 40 倍(即 250 g、500 g、1,000 g、2,000 g)的自來水。
- (5) 淋洗操作：以蠕動幫浦(流速 60 mL/min)將自來水打入陶瓷過濾器皿，進行土壤連續淋洗，以模擬降雨滲透過程。
- (6) 過濾液收集與分析：收集過濾液，可配合分析流出液 Cs-137 濃度。
- (7) 樣品乾燥：淋洗後土壤抽氣乾燥，使用抽氣過濾幫浦，過濾抽取移除土壤水分。
- (8) 最終輻射量測：再次使用 CoMo-170 與 AT1121 量測土壤輻射，計算污染去除率，完成水淋洗實驗測試。
- (9) 去除率(%)=(1-淋洗後輻射量測數據/淋洗前輻射量測數據)×100%

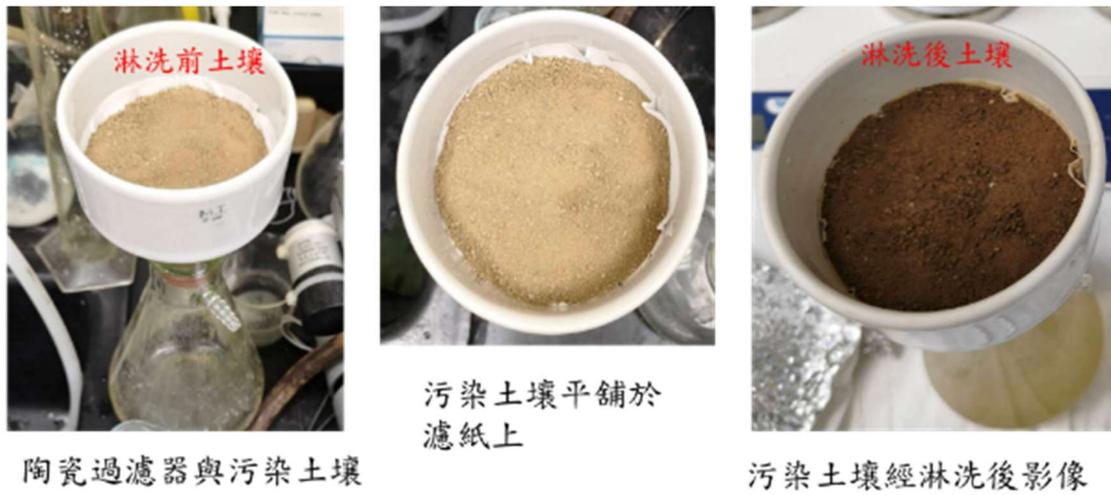


圖 48 放射性污染土壤水淋洗處理(1/2)



圖 49 放射性污染土壤水淋洗處理(2/2)

表 17 土壤樣品水淋洗實驗測試量測分析結果

| | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 | 輻射計數率 下降 (%) |
|------|----------|------|------|------|------|-----------------|
| A | CoMo-170 | 2126 | 2129 | 2113 | 2122 | |
| 5倍水 | AT-1121 | 2.55 | 2.56 | 2.54 | 2.55 | |
| 處理後 | CoMo-170 | 2107 | 1999 | 2003 | 2036 | 4.05 |
| | AT-1121 | 2.47 | 2.48 | 2.46 | 2.47 | 3.14 |
| B | CoMo-170 | 2040 | 2010 | 2034 | 2028 | |
| 10倍水 | AT-1121 | 2.42 | 2.39 | 2.44 | 2.42 | |
| 處理後 | CoMo-170 | 1979 | 1984 | 1982 | 1982 | 2.27 |
| | AT-1121 | 2.39 | 2.41 | 2.40 | 2.40 | 0.83 |
| C | CoMo-170 | 2309 | 2275 | 2254 | 2280 | |
| 20倍水 | AT-1121 | 2.66 | 2.67 | 2.65 | 2.66 | |
| 處理後 | CoMo-170 | 2148 | 2165 | 2196 | 2170 | 4.80 |
| | AT1121 | 2.57 | 2.58 | 2.57 | 2.57 | 3.38 |
| D | CoMo-170 | 2275 | 2190 | 2233 | 2233 | |
| 40倍水 | AT-1121 | 2.61 | 2.60 | 2.61 | 2.61 | |
| 處理後 | CoMo-170 | 2181 | 2199 | 2162 | 2181 | 2.33 |
| | AT1121 | 2.6 | 2.6 | 2.59 | 2.60 | 0.38 |

註:CoMo-170 量測單位(cps); AT-1121 量測單位(μ Sv/h)。

表 17 彙整了放射性污染土壤樣品經水淋洗處理前後的量測結果，其中黑色字體為處理前的輻射量測數據，紅色字體則為水淋洗處理後的數據。根據統計分析結果，自來水作為淋洗液對 Cs-137 的去除效果極為有限，即使將水量從土壤重量的 5 倍增加至 40 倍，去除率並未顯著提升。當使用 5 倍重量自來水進行淋洗時，污染去除率僅約 4.05%；而在 40 倍重量自來水條件下，去除率反而下降至 2.33%，且數值變化均落在實驗誤差範圍內，顯示增加水量並未改善去污效果。

此結果反映出 Cs-137 在土壤中主要以離子交換或晶格嵌入型態存在，與土壤黏土礦物結構結合緊密，單純依靠水淋洗難以有效脫附

或溶出，因此，水淋洗法在現有條件下不具備作為主要整治技術的可行性，僅能視為輔助措施，或需搭配化學藥劑以提高去除效率。

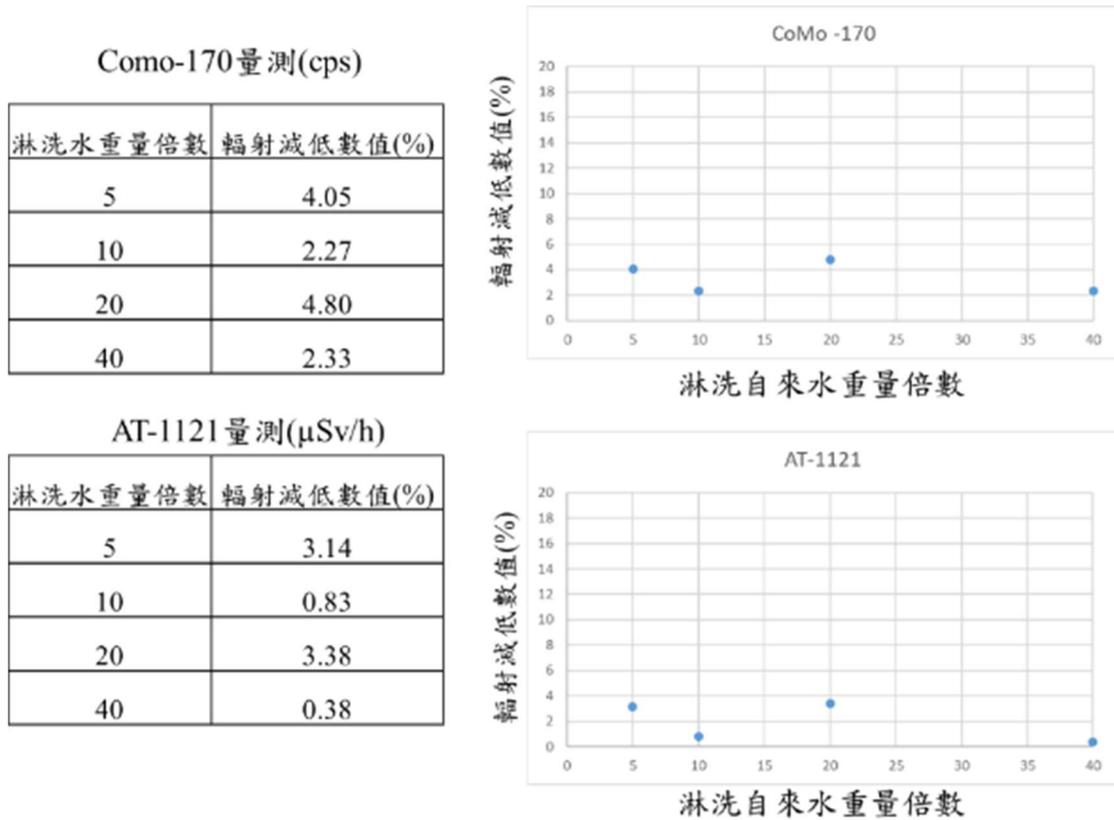


圖 50 放射性土壤樣品水淋洗測試量測分析結果圖

圖 50 顯示放射性污染土壤樣品經水淋洗處理後的量測結果，上方圖表為 CoMo-170 儀器量測的計數率變化，下方圖表則為 AT1121 儀器量測的劑量率變化。橫軸為淋洗液用量(以土壤重量倍數表示)，縱軸為輻射降低百分比。從圖面趨勢可見，輻射降低率呈現上下波動，且未隨淋洗液用量增加而顯著提升，顯示單純以自來水進行淋洗，其除污效果極為有限，去除率均低於 5%。具體數據如下：

以 **CoMo-170 量測結果(cps)**：在 5 倍淋洗條件下，輻射計數率降低 4.05%；10 倍淋洗時降低 2.27%；20 倍淋洗時降低 4.80%；40 倍

淋洗時降低 2.33%。這些數據顯示，隨著淋洗液用量的增加，移除效率並未呈現線性提升，其中 40 倍淋洗時反而出現較低的降低率，可能與土壤中 Cs-137 的分佈不均或儀器測量誤差有關，整體實驗結果在實驗誤差範圍以內，結果顯示移除效果並不明顯，僅以自來水淋洗對於去除土壤中 Cs-137 並不容易，因為土壤也能夠吸附 Cs-137 若單純以水淋洗可能僅會造成放射性污染往下層土壤中移動，若是要以此水淋洗方法將污染土壤除污，移除土壤中放射性核種效果並不明顯。

以 AT1121 量測結果($\mu\text{Sv/h}$)：在 5 倍水淋洗條件下，輻射劑量率降低 3.14%；10 倍水淋洗時降低 0.83%；20 倍水淋洗時減低 3.38%；40 倍淋洗時減低 0.38%。AT1121 的測量結果整體較 CoMo-170 略高，但趨勢相似，表明不同儀器在量測輻射時具有一致性，但移除效率均未超過 5%，整體實驗結果在實驗誤差範圍以內。

表 17、18 及圖 50，呈現水淋洗實驗數據，顯示水淋洗之輻射去除率有限，5 倍時 4.05%、10 倍時 2.27%、20 倍時 4.80%、40 倍時 2.33%，此結果顯示以此水淋洗方式處理效果不好，呈現結果上下變動應屬於實驗誤差範圍，因為加大淋洗水量至 40 倍，還是成效有限，主要原因是水淋洗處理法洗下的水中核種流經下層有可能會再被土壤吸附，猶如層析法需大量水淋洗才能將核種從土壤層移除。其原因為 Cs-137 在土壤中主要以離子交換或晶格嵌入型態存在，與土壤黏土礦物結構結合緊密，單純依靠水淋洗難以有效脫附或溶出，水淋洗法在現有條件下不具備作為主要整治技術的可行性，僅能視為輔助措施，或需搭配化學藥劑以提高去除效率。相關論述亦可提供在未來針對水淋洗法之管制建議。

綜合所有數據，最高移除效率出現在 20 倍淋洗條件下 (4.80%)，最低效率為 10 倍淋洗(2.27%)，此結果反映 Cs-137 與土壤

顆粒結合緊密，單純以水淋洗難以脫附，甚至可能造成污染向下層土壤遷移，增加地下水污染風險。因此，若欲採用水淋洗法，必須搭配適當的化學試劑或螯合劑，以提高 Cs-137 的溶出率，否則此方法不具備單獨應用的技術可行性。

5.7 放射性污染土壤水洗處理

由於放射性污染土壤水淋洗除污效果不夠明顯，特別再執行放射性土壤水洗處理實驗測試，通過放射性土壤水洗程序，對受放射性污染的土壤進行淨化處理，評估其對輻射的減低效果。實驗採用標準化水洗流程，以模擬實際環境中水洗應用的處理方式。透過不同粒徑土壤樣品水洗處理，比較處理前後的輻射數據變化，以驗證該方法的有效性與適用性，圖 51 為放射性土壤樣品水洗實驗測試相片。

水洗實驗步驟按照標準流程執行，具體敘明如下：

- (1) 樣品準備：取 50 克受污染土壤樣品，先行進行初始輻射量測，作為對照基準。
- (2) 水洗處理：將樣品置於 1000 毫升燒杯中，加入 500 毫升自來水作為洗滌介質。
- (3) 攪拌過程：使用磁石攪拌器，以每分鐘 400 轉的轉速持續攪拌 150 分鐘，確保土壤顆粒與水充分接觸，促進污染物溶解或脫附。
- (4) 靜置與沉澱：攪拌結束後，靜置 30 分鐘，使土壤顆粒自然沉澱，分離上清液與固體殘渣。
- (5) 過濾處理：使用 42 號濾紙抽氣過濾，收集固體部分，移除水分及可能懸浮的細微顆粒。

(6) 輻射污染量測：過濾後的土壤樣品以 CoMo-170 量測儀器，進行輻射污染量測，比較處理前後數據，以計數率減低百分比為污染去除率。

本次實驗對 2 組別樣品進行水洗測試，每個組別各 3 個樣品合計有 6 次水洗處理測試，2 個組別分別為粒徑 2.0-4.75 mm 樣品與粒徑 <2.0 mm 樣品，結果顯示水洗處理能有效降低土壤中的劑量活度，但效果因樣品特性而異。整體測試結果如表 18 與表 19 所示，劑量活度降低百分比分別為 16.44%、9.76%、13.91%、21.95%、9.06%、2.22%，平均降低率約 12.22%，顯示水洗處理對污染降低具有一定效果，但樣品間差異顯著。

粒徑分級測試結果顯示，M 組(粒徑 2.0-4.75 mm)平均降低率約 13.91%，顯示中等粒徑土壤在水洗過程中具有相對穩定的去除效果。S 組(粒徑 < 2 mm)的劑量活度減低百分比分別為 13.91%、21.95%、12.49%、24.59%、4.7%、4.4%，平均約 13.67%，但數據分散程度較大，顯示細粒徑土壤反應不均勻，可能與 Cs-137 在黏土礦物中的吸附強度及顆粒表面特性有關。

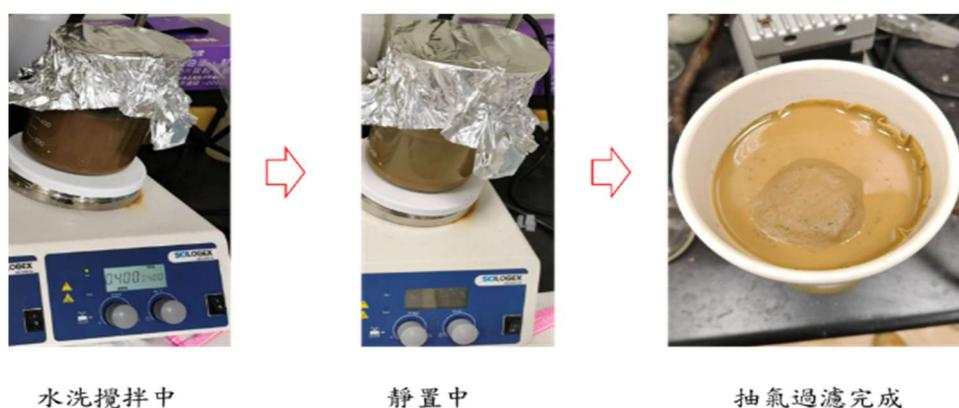


圖 51 放射性土壤樣品水洗實驗測試

表 18 土壤樣品水洗實驗測試量測分析結果(1/2)

| | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 | 輻射計數率 下降(%) |
|-------|----------------------|------|------|------|------|----------------|
| 1-2 M | CoMo -170 | 3323 | 3311 | 3289 | 3308 | |
| | AT-1121(μ Sv/h) | 4.2 | 4.1 | 4.1 | 4.1 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 2739 | 2787 | 2766 | 2764 | 16.44 |
| | AT-1121 | 3.7 | 3.7 | 3.6 | 3.7 | 9.76 |
| 2-2 M | CoMo -170 | 3068 | 3049 | 3035 | 3051 | |
| | AT-1121(μ Sv/h) | 4.1 | 4.1 | 4.1 | 4.1 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 2586 | 2688 | 2667 | 2647 | 13.91 |
| | AT-1121 | 3.2 | 3.2 | 3.2 | 3.2 | 21.95 |
| 4-2 M | CoMo -170 | 331 | 332 | 329 | 331 | |
| | AT-1121(μ Sv/h) | 0.44 | 0.45 | 0.45 | 0.45 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 296 | 301 | 307 | 301 | 9.06 |
| | AT-1121 | 0.44 | 0.43 | 0.45 | 0.44 | 2.22 |

註:CoMo-170 量測單位(cps); AT-1121 量測單位(μ Sv/h)。

表 19 土壤樣品水洗實驗測試量測分析結果(2/2)

| | 量測儀器 | 1 | 2 | 3 | 平均 | 輻射計數率 下降(%) |
|-------|----------------------|------|------|------|------|----------------|
| 1-3 S | CoMo -170 | 2934 | 2903 | 2879 | 2905 | |
| | AT-1121 | 4.1 | 4.1 | 4.1 | 4.1 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 2503 | 2518 | 2481 | 2501 | 13.91 |
| | AT-1121 | 3.2 | 3.3 | 3.2 | 3.2 | 21.95 |
| 2-3 S | CoMo -170 | 4314 | 4454 | 4336 | 4368 | |
| | AT-1121(μ Sv/h) | 6.0 | 6.1 | 6.1 | 6.1 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 3817 | 3832 | 3819 | 3822 | 12.49 |
| | AT-1121 | 4.6 | 4.7 | 4.6 | 4.6 | 24.59 |
| 3-3 S | CoMo -170 | 2362 | 2356 | 2366 | 2361 | |
| | AT-1121(μ Sv/h) | 2.75 | 2.76 | 2.72 | 2.74 | |
| 處理後 | CoMo -170 | 2134 | 2153 | 2163 | 2150 | 4.7 |
| | AT-1121 | 2.61 | 2.59 | 2.60 | 2.60 | 4.4 |

註:CoMo-170 量測單位(cps); AT-1121 量測單位(μ Sv/h)。

從上述結果可見，水洗處理對放射性污染土壤的輻射活度確實具有一定降低作用，但整體效率受多項因素影響，且變異性顯著，說明此方法在現有條件下仍存在技術限制。以下針對影響因素進行分析：

- (1) 粒徑影響：細粒徑土壤(S 組)在某些情況下表現出較高的減低率(如 21.95%與 24.59%)，可能因為細顆粒具有較大的比表面積，使得污染物更容易被水洗去除。然而，部分 S 組樣品的減低率僅為 4.4%與 4.7%，顯示細粒徑土壤中污染物的附著形態或化學性質可能存在差異，導致處理效果不穩定。
- (2) 處理參數的適用性：本次實驗採用固定條件(攪拌轉速 400 rpm、時間 150 分鐘)，雖能提供基礎數據，但未能完全優化。例如，攪拌時間與轉速可能需根據土壤質地調整，以達到最佳污染物脫附效果。
- (3) 污染物特性：放射性污染物可能以不同形式存在於土壤中，如吸附於顆粒表面或與土壤基質結合。水洗法主要針對可溶性或物理附著的污染物，對於強烈結合的污染物去除效果有限，這可能是部分樣品減低率偏低的原因。
- (4) 實驗誤差與變異性：樣品本身的不均質性、過濾過程中的損失，或量測儀器的精度，都可能導致結果波動。

本水洗實驗證實，物理性水洗處理能有效降低放射性污染土壤的輻射污染，整體平均減低率約為 12-14%，且在特定條件下(如細粒徑土壤)可達到 20% 以上的去除效果。然而，處理效果的變異性較大，顯示該方法受土壤粒徑、污染物分布及操作參數影響顯著。水洗處理作為放射性土壤修復的一種物理性方法，具有實際應用潛力，但需根據具體污染特性進行調整與優化，以實現更高效與穩定的淨化目標。

6. 放射性污染土壤物理除污技術效益評估

在土壤污染整治與修復過程中，常使用多種物理、化學或生物技術以處理受污染土壤，其中，篩選分離法、熱處理法及水淋洗(水洗)法為常見的物理處理技術，雖能有效去除或分離污染物，但在操作過程中亦可能產生二次廢棄物(Secondary Waste)，若未妥善處理，恐引發新的環境問題，甚至造成二次污染。因此，以下針對三種技術及所衍生之二次廢棄物進行評估與效益說明：

6.1 篩選分離法

物理篩選分離法能有效將放射性污染土壤樣本篩選分離，利用篩網依顆粒大小進行土壤分離，將粗顆粒(如石塊、植物殘體)與細粒土壤區分，常用於初步處理含大顆粒污染物之土壤。實驗證實污染傾向集中於細顆粒土壤部分，此方法對污染土壤具有分離減容效果，篩分後約 60 - 70%的輻射污染集中於細顆粒，僅占總體積的 30 - 40%，大幅減少需後端處理的土壤量，可達到減容與降低處置成本的目的。然而，技術限制包括：(1)對粒徑分布相近的土壤分離效果有限；(2)受土壤濕度與顆粒團聚影響，需配合前處理(破碎、乾燥)；(3)熱點管理需整合即時輻射偵測與自動分選機制。

篩選分離法處理放射性污染物土壤，可能產生二次廢棄物包括：被篩除之粗顆粒污染物，如含污染物之石塊、廢塑膠、金屬碎片等，此類固體廢棄物若未經適當處置，可能成為二次污染源。

- (1) 粉塵：在乾燥操作條件下易產生揚塵，需透過集塵設備收集並處理，以避免空氣污染。
- (2) 濾網清洗廢水：若配合水洗程序，清洗過程中產生的廢水可能含懸浮固體或殘留污染物，須進一步淨化處理。

物理篩選分離法方法優勢，具備處理速度快、設備成本低、適合大規模場址整治等優勢，並能顯著降低後端固化或穩定化處理量，若能結合智慧化監測與自動化設備，將進一步提升整治效率與安全性，考量設備操作與二次廢棄物數量，篩選分離法作為污染土壤處理方法具有以上效益優勢。

6.2 熱處理法

熱脫附技術利用高溫使污染物(如揮發性污染物或放射性核種)汽化並脫附。計畫執行放射性污染土壤高溫熱處理，希望土壤內之污染核種可以在高溫下氣化與土壤分離，以 Cs 污染放射性土壤在無添加助劑的單純熱處理，進行污染去除效益評估。熱處理溫度已顯著高於 Cs-137 的沸點(671°C)，理論上應能促使銫元素汽化並移除，但實驗結果顯示，以 700°C、750°C 及 800°C 條件進行 1 小時熱處理後，經 CoMo-170 量測輻射計數率，結果顯示污染去除有限。即使溫度提高至 1000 °C 或 1150 °C，土壤樣品去除效果仍有限。放射性污染土壤樣品僅以高溫熱處理，相較母質為活性碳或金屬樣品不同，並未能達到預期除污效果，其污染去除效益不佳。

進一步採用添加氯化鈣(CaCl₂)之熱化學處理方法，評估助劑對土壤樣品中 Cs-137 去除效率的影響。實驗設計包括在土壤樣品中分別添加 5%、10%、15%及 20%的氯化鈣，並於 900°C、1000°C 及 1150°C 的溫度條件下進行熱處理，結果顯示 1150°C 且添加 20%氯化鈣的條件下，高溫熱處理污染可下降達 52%。

然而高溫熱處理，其過程中會產生的二次廢棄物：

- (1) 廢氣:高溫熱處理含揮發性污染物及顆粒物，廢氣須經氣體淨化系統(如活性碳吸附、洗滌塔或 HEPA 絕對過濾器)處理，以確保排

放符合環保標準。

- (2) 熱處理後之殘留物：包括灰渣或處理過的土壤，若仍含重金屬或放射性物質，需進一步固化或安全處置。
- (3) 冷凝廢水及廢吸附介質：如廢活性碳或其他吸附材料，因飽和污染物而成為有害廢棄物，需依其特性分類處理。

熱處理法在添加氯化鈣等助劑，能有效將放射性污染土壤中核種移除，但因添加氯化鈣等助劑熱處理會造成廢棄物增加，同時伴隨著上述之二次廢棄物產生需考量效益，且經高溫熱處理之土壤樣品會燒結呈現玻璃化現象，雖然能有效提升核種固定在土壤樣品內，但玻璃化土壤樣品不容易再利用，同時此法需投注較高設備建置成本包括處理放射性的高溫爐、廢氣處理系統、建設廠房土地之取得，且須通過建置申請核可，也須接受輻防管理管制等等，如若可以完全去除核種並且處理後僅剩下些許灰燼之可燃物其效益較高，但放射性污染土壤高溫熱處理評估成本高其效益受限，需再考量其整體處理效益。

6.3 水淋洗法

透過清水或添加化學藥劑(如表面活性劑、螯合劑)清洗土壤，使污染物自顆粒表面洗脫，再經固液分離程序(如沉降、過濾)分離潔淨土壤與污染液體。

污染土壤水淋洗處理測試，將自來水 5 倍、10 倍、20 倍、40 倍重量，以蠕動幫浦將自來水打入土壤樣品，進行土壤水淋洗實驗，模擬土壤經過雨水淋洗對於土壤中 Cs-137 移除效果試驗，結果反映 Cs-137 與土壤顆粒結合緊密，單純以水淋洗難以脫附，甚至可能造成污染向下層土壤遷移，增加地下水污染風險。

放射性土壤水洗程序，將放射性污染土壤放入水槽，以攪拌器混

合水洗，再經抽氣過濾程序，將水與土壤淨化分離，實驗測試 10 倍自來水清洗處理，可將土壤中核種移除 15%左右，但會產生污染洗滌廢水等二次廢棄物，其衍生的二次廢棄物包括：

- (1) 污染洗滌廢水：含懸浮固體、重金屬或化學添加劑，須導入廢水處理系統進行淨化，以降低環境衝擊。
- (2) 濃縮污泥或沉澱物：來自廢水處理過程中之固體殘留物，可能屬有害事業廢棄物，需依法規進行穩定化或最終處置。
- (3) 受污染之過濾介質：如砂濾材、濾布等，若接觸污染物，亦應視為廢棄物並妥善處理。

水淋洗或水清洗處理污染土壤，其中水淋洗效果不佳，不建議於放射性污染土壤處理使用，水清洗處理其核種移除約 15%左右，效果仍不足可能需要考慮採取添加化學藥劑之化學清洗才能獲得較高之污染去除成效，水洗法會產生污染洗滌廢水等二次廢棄物，放射性污染土壤水洗處理其設備成本較低，設備建置也較容易，若有良好的清洗劑或化學藥劑是有機會可以處理放射性污染土壤，但須考量會有大量含放射性核種之廢水，需考慮土壤清洗處理與二次廢棄物成本。

篩選分離法、熱處理法與水淋洗法雖為有效之土壤修復技術，然均可能衍生不同形態之二次廢棄物，包括廢氣、廢水、污泥、殘渣及受污染固體物。依據廢棄物清理法及相關環保法規(如土壤及地下水污染整治法)，此類二次廢棄物須依其危害特性進行分類、貯存、清除、處理或再利用，以確保整治過程不致造成二次污染，並維護環境永續性。因此，於技術應用時，應同時規劃廢棄物管理策略，實現污染整治與資源循環之雙重目標。

7. 放射性污染土壤物理除污技術研析管制建議

對於放射性污染土壤物理除污技術測試，呈現能有效部分去除污染物，依據放射性污染土壤整治與修復技術研析結果，為確保整治過程的環境安全、經濟性與永續性，建議主管機關應考量並強化以下管制面向：

(1) 強化二次廢棄物管理與管制

建議管制單位對於任何放射性污染土壤的除污操作單位，必須要求提出詳細的二次廢棄物管理計畫。原因為物理除污技術在操作過程中，雖然能有效去除部分污染物，但可能產生二次廢棄物，需妥善管理避免造成二次污染風險。其規劃重點以土壤及二次廢棄物的管控措施，包括其減量、處理與最終處置。

(2) 嚴格控管處理操作單位之外釋計畫與輻射劑量

建議主管機關應要求處理操作單位在釋出土壤前，提出外釋計畫及輻射劑量評估報告。以確保在釋出前，污染土壤符合低活度標準，以避免污染土壤。

(3) 落實源頭管制與使用者強化管理

建議管制單位採取源頭管制與強化放射性污染管理，同時應管控放射性物質的使用者。

(4) 參考國際案例，制定分級管理策略

鑑於國內低放射性廢棄物最終處置場尚未完成興建，且貯庫空間有限，應參考國際經驗導入減容技術與分階段整治策略，並採行污染土壤分級管理：高劑量活度土壤，應採取減容措施，例如：第一階段優先使用篩選分離法結合即時輻射偵測，將污染物集中於較小體積，以達到減容與降低劑量活度的目的。

第二階段針對高劑量活度部分，採用熱化學處理(添加助

劑)或玻璃化固定技術，以確保核種不再遷移，並可參考日本將其規劃於縣外最終處置。

低劑量活度土壤可考慮參考日本作法，低放射性濃度之土壤將被加工成再生材料並安全使用或暫存保管等待可外釋時程，減少最終處置量。

(5) 確保技術可行性、經濟性與環境永續性

建議管制要求在選擇整治技術時，必須提出綜合評估報告，以確保整治策略兼顧技術可行性、經濟性與環境永續性。

8. 結論

土壤污染整治與修復需經過污染物清除與後續處理的完整流程，目前國際間已發展多種修復技術，其效率、成本及永續性因場址條件而異。當場地受到污染時，必須先進行詳細評估，以確認污染物種類、污染程度及適用的整治方法，並尋求兼顧經濟性與環境安全的最佳方案。

國際案例顯示，不同國家採取的策略各具特色，如美國橡樹嶺研究區採用挖掘與移除技術；法國則結合物理化學製程與浮選技術處理 Cs 污染土壤；日本福島事故後採取表層剝離法，移除 5 至 10 公分表土，雖能降低污染，但產生數百萬噸廢土，後端處置壓力極大，顯示整治技術選擇需兼顧減量與後續管理。

本計畫完成三項放射性污染土壤物理除污技術之實驗測試，包括篩選分離法、熱處理法及水淋洗法，並比較其技術特性與適用性，結果綜述如下：

- (1) 篩選分離法：實驗證實污染分布與粒徑大小密切相關，Cs-137 主要富集於粒徑 < 2 mm 的細顆粒土壤中，透過適當篩分條件，可將超過 60% 的輻射污染集中於 30% 至 40% 的土壤體積，有效達到減容目的。若於現場整治時結合即時輻射偵測，可精準辨識污染熱點並獨立移除，進一步降低後端處理成本，具備高度技術可行性。
- (2) 熱處理法：單純熱處理即使溫度提高至 1150 °C，仍不足以促進 Cs 與氧或其他陰離子形成揮發性化合物，除污效果有限；需添加氯化鈣或氯化鈉等助劑，並在高溫條件下，才能有效移除 Cs-137。然而此法會增加土壤重量，且高溫處理易導致土壤玻璃化，不利再利用，較適合少量高劑量活度土壤之處理，並可透過玻璃化固定核種提升環境安全。

(3) 水淋洗法：單純以自來水淋洗，即使水量達土壤重量 40 倍，去除率仍低於 5%，顯示成效有限。若採用水洗攪拌與過濾程序，去除率可提升至 20% 以上，但仍僅針對可溶性或物理附著污染物，對強烈結合於礦物結構中的 Cs-137 效果不佳。未來若欲提升效率，需考慮結合化學藥劑或螯合劑，以促進污染物脫附。

綜合上述結果，放射性污染土壤整治可採取分階段策略：

- (1) 第一階段：以篩選分離法結合即時輻射偵測，優先移除污染熱點，達到減容與降低劑量活度的目的。
- (2) 第二階段：針對高劑量活度土壤，採用熱化學處理(添加助劑)或玻璃化固定技術，確保核種不再遷移。
- (3) 第三階段：對低劑量活度土壤，評估水洗法搭配化學助劑之可行性，作為輔助處理技術。

目前國內低放射性廢棄物最終處置場尚未完成興建，國原院仍需持續接收小產源廢棄物，在貯庫空間有限的條件下，研析可行的減量技術勢在必行。未來整治策略應兼顧技術可行性、經濟性與環境永續性，並同步規劃二次廢棄物管理，以確保整治過程不致造成新的污染風險。

參考文獻

1. 王光明, 土壤環境礦物學 2000.
2. 環境部 環境管理署 全國土壤資訊公開網.
3. Jiao, F.; Kinoshita, N.; Kawaguchi, M.; Asada, M.; Honda, M.; Sueki, K.; Koido, K.; Ninomiya, Y., Use of thermal treatment with CaCl₂ and CaO to remove ¹³⁷Cs in the soil collected from the area near the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Journal of Hazardous Materials* **2021**, 401, 123364.
4. Falciglia, P. P.; Gagliano, E.; Brancato, V.; Malandrino, G.; Finocchiaro, G.; Catalfo, A.; De Guidi, G.; Romano, S.; Roccaro, P.; Vagliasindi, F. G. A., Microwave based regenerating permeable reactive barriers (MW-PRBs): Proof of concept and application for Cs removal. *Chemosphere* **2020**, 251, 126582.
5. 黃智; 吳勇興; 鍾裕仁, 土壤清洗技術 於污染土壤處理之應用與國外經驗 環境工程會刊.
6. Shen Wei, G. B., Zhang Yan-Hong, Zhang Hai-Yang, Niu Tian-Yang, Yang Bing, Lian Guo-Xi, Study on Remediation Effect of Uranium Contaminated Soil by Chemical Elution. **2019**.
7. 謝廣智, 駱., 林力, 祝傑, 李振臣, 陳先林, 李文鈺, 放射性污染土壤修復方法概述及評價. *四川環境* **2018**, 37(1), 164-168.
8. 環境部環境管理署, 土壤及地下水污染調查作業參考指引-EPA-25-III-05B-2015-001. **2024**.
9. 美國 EPA, Soil Screening Guidance for Radionuclides: Technical Background Document. EPA/540-R-00-006 **2000**.
10. Gudkov, D.; Derevets, V.; Kuz'menko, M.; Nazarov, A., ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in higher aquatic plants of the Chernobyl nuclear plant exclusion zone. *Radiatsionnaia biologiiia, radioecologiia / Rossiiskaia*

- akademiia nauk **2001**, 41, 232-8.
11. Luo Feng; Li Zhenchen; Zeng Guoqiang; Li Wenyu;, H. B. Z. X. G. M. W. Q., Research on Radioactive Contaminated Soil Sorting and Volume-reducing Device. Nuclear Power Engineering **2022**, 43(4), 178.
 12. 竹田尚弘;小倉正裕;井出昇明, 放射性物質に汚染された土壌の除染・減容化技術. 神鋼環境ソリューション技報 **2014**, Vol. 10 No. 2, 2-9.
 13. Mukai, H.; Tamura, K.; Kikuchi, R.; Takahashi, Y.; Yaita, T.; Kogure, T., Cesium desorption behavior of weathered biotite in Fukushima considering the actual radioactive contamination level of soils. Journal of Environmental Radioactivity **2018**, 190-191, 81-88.
 14. Azeez, H. H.; Mansour, H. H.; Ahmad, S. T., Transfer of natural radioactive nuclides from soil to plant crops. Applied Radiation and Isotopes **2019**, 147, 152-158.
 15. Kim, J. H.; Anwer, H.; Kim, Y. S.; Park, J. W., Decontamination of radioactive cesium-contaminated soil/concrete with washing and washing supernatant- critical review. Chemosphere **2021**, 280, 130419.
 16. Park, S.-M.; Kim, T.; Kim, Y.-H.; Baek, K., Hybrid process of combined soil washing and selective adsorption to treat Cs-contaminated soil. Chemical Engineering Journal **2021**, 423, 129921.
 17. Kim, H.-N.; Kim, J.-H.; Kim, I.; Yoon, I.-H., Magnetic flocculants and selective adsorbents for the decontamination of radioactive and acidic soil-washing effluent. Journal of Water Process Engineering **2023**, 54, 103964.
 18. Cleanup Progress Report - 2024. DOE Oak Ridge Office of Environmental Management **2024**.

19. 日本環境省,除去土壤等的管理.2025. <https://josen.env.go.jp/soil/>
20. 日本環境省, 中間暫時貯存設施 環境省網站 2025. https://josen.env.go.jp/material/pdf/dojyou_cyuukan.pdf
21. 日本環境省, 除染の状況. 日本環境省 2025. <https://josen.env.go.jp/area/>
22. AREVA., Japan: mapping contamination at Fukushima with robots. 2013.
23. French soil decontamination tested in Fukushima. World Nuclear News 2018.
24. Helt, T. R. K. J. E., Applications of microwave radiation in environmental remediation technologies. Argonne national laboratory 1993.
25. Mao, X.; Shao, X.; Zhang, Z.; Han, F., Mechanism and optimization of enhanced electro-kinetic remediation on 137Cs contaminated kaolin soils: A semi-pilot study based on experimental and modeling methodology. *Electrochimica Acta* 2018, 284, 38-51.
26. Luo Feng, L. Z., Zeng Guoqiang, Li Wenyu, Hu Bo, Zhu Xin, Gu Min, and Wan Qianyin, Research on Radioactive Contaminated Soil Sorting and Volume-reducing Device. *Nuclear Power Engineering* 2022.
27. Shimoyama, I.; Baba, Y., Efficient soil decontamination via rapid ion exchange in vacuum. *Journal of Environmental Management* 2025, 389, 126060.

國原院「114 年放射性污染土壤物理除污技術研析計畫」期末報告
核能安全委員會審查意見

審查意見：共 10 項；全數同意答復

| | | | | | | | |
|--|---|----|------|----|---|------|-----|
| 編號 | 1 | 章節 | 1.前言 | 頁碼 | 2 | 審查委員 | F02 |
| 第 1 次審查意見 | | | | | | | |
| 請新增獨立章節(第 6、7 章)分別補充說明本委託研究計畫之「效益評估」及「管制建議」，並將「結論」移至第 8 章。 | | | | | | | |
| 第 1 次審查意見答復說明 | | | | | | | |
| 謝謝委員，遵照辦理。 | | | | | | | |
| 第 2 次審查意見 | | | | | | | |
| 同意答復。 | | | | | | | |

| | | | | | | | |
|---|---|----|-------|----|----|------|-----|
| 編號 | 2 | 章節 | 2.3.5 | 頁碼 | 12 | 審查委員 | F03 |
| 第 1 次審查意見 | | | | | | | |
| 「2.3.5 水力分離法說到此法去除率可達 85%至 95%」，為何與本報告摘要所述「水淋洗法實驗結果成效不佳，去除率低於 5%」差這麼多。 | | | | | | | |
| 第 1 次審查意見答復說明 | | | | | | | |
| 謝謝委員，水力分離法與水淋洗有所不同，水力分離法利用水流與密度差異分離細顆粒與粗顆粒，核種集中於細顆粒，粗顆粒可回收再利用，此法去除率可達 85%至 95%，但適用於砂質或礫石土壤，且需大量水源與完善廢水處理設施，以避免二次污染。放射性污染土壤水淋洗處理測試以 5 倍至 40 倍重量水淋洗，但實驗結果成效不佳，去除率低於 5%。 | | | | | | | |
| 第 2 次審查意見 | | | | | | | |
| 同意答復。 | | | | | | | |

| | | | | | | | |
|----|---|----|-------|----|----|------|-----|
| 編號 | 3 | 章節 | 2.3.8 | 頁碼 | 14 | 審查委員 | F02 |
|----|---|----|-------|----|----|------|-----|

第 1 次審查意見

2.3.8 水淋洗法中提到使用水配合化學試劑吸附 Cs 的方式移除；第 16 頁第三段中提及”土壤礦物強烈吸附 Cs-134，導致其難以通過自然過程移除(如雨水淋洗)”；已有文獻顯示淋洗效果不佳，為何最後 5.7 水洗處理未搭配化學藥劑或吸附劑方式試驗?最後在結論中又提到淋洗效果對 Cs-137 效果不佳?這樣的實驗目的及意義為何?

第 1 次審查意見答復說明

謝謝委員，此次研究計畫聚焦以「物理性」除污技術為主，因此採以篩選分離土壤技術方法與熱處理法測試為主，配合水淋洗法與水洗法以獲得自然界地表水或雨水淋洗成效，作為未來以添加化學藥劑、酸液等清洗劑處理污染土壤測試基礎，同時獲知土壤清洗特質資訊。

第 2 次審查意見

同意答復。

| | | | | | | | |
|----|---|----|-----|----|----|------|-----|
| 編號 | 4 | 章節 | 5.4 | 頁碼 | 68 | 審查委員 | F03 |
|----|---|----|-----|----|----|------|-----|

第 1 次審查意見

請說明圖 41 的 1 號樣品與 6 號樣品線性不符粒徑越小，活度越大的原因。

第 1 次審查意見答復說明

謝謝委員，圖 41 的 1 號 L、M 與 S 樣品量測結果，L 樣品量測結果是劑量活度較低而 M 與 S 則沒有很明顯差別，都在 6,000cps 附近數值，可能有熱點劑量活度較高之核種含在土壤中，造成量測數值 M 樣品偏高一點，從 1 號~4 號樣品 M 與 S 量測數值皆相近，只有跟大粒徑之 L 樣品有較大差異。6 號樣品大粒徑之 L 樣品有可能含有熱點劑量活度較高之核種造成量測數值偏高，相較於 4 號、5 號樣品實驗量測結果明顯偏高。

第 2 次審查意見

同意答復。

| | | | | | | | |
|----|---|----|-----|----|-------|------|-----|
| 編號 | 5 | 章節 | 5.5 | 頁碼 | 70-89 | 審查委員 | F04 |
|----|---|----|-----|----|-------|------|-----|

第 1 次審查意見

偵檢儀器 CoMo-170 量測表面輻射污染計數值單位為 cps(Count per second)，其效率因子為 0.593，也就是量測數值除以 0.593 就能轉換成貝克值(Bq)，但下文及圖表多使用計數率(cps)或劑量率，表 12~15 及表 17~19 未標示單位，建議統一說明實驗數據單位。

第 1 次審查意見答復說明

謝謝委員，表 12~15 及表 17~19 未標示單位，已於修正報告補正註記標示單位。

第 2 次審查意見

同意答復。

| | | | | | | | |
|---|---|----|-------|----|-------|------|-----|
| 編號 | 6 | 章節 | 5.5.1 | 頁碼 | 73~76 | 審查委員 | F01 |
| 第 1 次審查意見 | | | | | | | |
| 本節報告內容於 73 頁說明：表 13 顯示樣品在 700°C 熱處理...，進一步試驗於 750°C 熱處理 1 小時，採用樣品編號...，結果如表 14 所示...。惟 74 頁卻是以表 12 及表 13 呈現實驗結果，表格編號與報告內容文字不符。另表 14 及表 15 同樣與報告內容文字不符，請修正並加強文件品質管理。 | | | | | | | |
| 第 1 次審查意見答復說明 | | | | | | | |
| 謝謝委員，已於修正報告補正。 | | | | | | | |
| 第 2 次審查意見 | | | | | | | |
| 同意答復。 | | | | | | | |

| | | | | | | | |
|---|---|----|-----|----|-------|------|-----|
| 編號 | 7 | 章節 | 5.5 | 頁碼 | 77-80 | 審查委員 | F04 |
| 第 1 次審查意見 | | | | | | | |
| 關於熱處理法之成本與效益評估，實驗結果顯示，無添加助劑的熱處理在 1,150°C 下效果不彰（去除率<13%），另添加 20%氯化鈣後雖提升至約 52%，請在此章節增加說明無法達到國際文獻所提及去污率達 90%以上的原因。 | | | | | | | |
| 第 1 次審查意見答復說明 | | | | | | | |
| 謝謝委員，國際上文獻他使用的溫度是 1300°C 下添加 20%氯化鈣處理獲得去污率達 90%，目前國原院化工所於輻防管制區內建構有 HEPA 之高溫爐，其操溫度無法在 1300°C 高溫操作，為安全操作設備僅於執行 1150°C 高溫操作， | | | | | | | |

因此去污率未達 90%；惟目前結果顯示添加氯化鈣確實可提升去除率，現象與趨勢與國際文獻相符，相關成果亦可作為貴會在未來針對熱處理的管制建議。

第 2 次審查意見

同意答復。

| | | | | | | | |
|----|---|----|-------|----|-------|------|-----|
| 編號 | 8 | 章節 | 5.5.2 | 頁碼 | 78~80 | 審查委員 | F01 |
|----|---|----|-------|----|-------|------|-----|

第 1 次審查意見

- 1.本節亦有與 5.5.1 節相同的表格編號與報告內容文字不符情形，請修正，另請全面檢視整份報告，圖說與表說是否與報告內容文字相符。
- 2.本節雖呈現了助劑對於熱處理之有效成果，惟相比 5.5.1 節實驗是從 700°C 開始進行，本節卻自 900°C 開始實驗，起始值無從直接對比，甚為遺憾。下一年度研究案應加強對照結果，以落實研究精神。

第 1 次審查意見答復說明

謝謝委員，5.5.1、5.5.2 節相同的表格編號與報告內容文字不符情形，已修正。因為含氯離子之助劑要於較高溫度才能有效發揮作用，因此自 900°C 開始實驗，執行 1000°C、1150°C 實驗觀測其去污率成效。惟委員所述之對比基準亦為重要的探討重點，下一年度研究案將審慎進行實驗設計，以保可對照之效。

第 2 次審查意見

同意答復。

| | | | | | | | |
|----|---|----|-----|----|-------|------|-----|
| 編號 | 9 | 章節 | 5.6 | 頁碼 | 83-84 | 審查委員 | F04 |
|----|---|----|-----|----|-------|------|-----|

第 1 次審查意見

報告內容表 17、18 及圖 50，呈現水淋洗實驗數據，顯示水淋洗之輻射去除率隨水量增加呈現忽高忽低之波動（5 倍時 4.05%、10 倍時 2.27%、20 倍時 4.80%、40 倍時 2.33%），並未呈現預期之正相關趨勢，請說明原因並補充至該章節內容？

第 1 次審查意見答復說明

謝謝委員，表 17、18 及圖 50，呈現水淋洗實驗數據，顯示水淋洗之輻射去除率有限，5 倍時 4.05%、10 倍時 2.27%、20 倍時 4.80%、40 倍時 2.33%，此結果顯示以此水淋洗方式處理效果不好，呈現結果上下變動應屬於實驗誤差範

圍，因為加大淋洗水量至 40 倍，還是成效有限，主要原因是水淋洗處理法洗下的水中核種流經下層有可能會再被土壤吸附，猶如層析法需大量水淋洗才能將核種從土壤層移除。

相關原因亦已完成說明，因為 Cs-137 在土壤中主要以離子交換或晶格嵌入型態存在，與土壤黏土礦物結構結合緊密，單純依靠水淋洗難以有效脫附或溶出，水淋洗法在現有條件下不具備作為主要整治技術的可行性，僅能視為輔助措施，或需搭配化學藥劑以提高去除效率。相關論述亦可提供在未來針對水淋洗法之管制建議。

第 2 次審查意見

同意答復。

| 編號 | 10 | 章節 | 全 | 頁碼 | 全 | 審查委員 | F03、F04 |
|---|----|----|---|----|---|------|---------|
| 第 1 次審查意見 | | | | | | | |
| 1.P4，矽鋁氧化物 $Si_xAl_yO_z$ ，建議標示 $Si_xAl_yO_z$ 。 2.P15，「為後續技術選擇奠定基礎。。」多了一個句號。 3.P22，黏土植土壤，建議更正為黏土質土壤。 4.P72，影相，建議更正為影像。 5.P84，表 18 未標示。 6.P96，參考文獻 19~21，是否標示錯誤。 7.圖 12、圖 15、圖 23 及圖 32 解析度較低，建議更換清晰圖片。 | | | | | | | |
| 第 1 次審查意見答復說明 | | | | | | | |
| 謝謝委員，報告已經修正。 | | | | | | | |
| 第 2 次審查意見 | | | | | | | |
| 同意答復。 | | | | | | | |