

出國報告(出國類別：開會)

赴日本參加 2025 年亞太放射化學研討會 (APSORC-25)

服務機關：核能安全委員會

姓名職稱：林士軒技士

派赴國家：日本

出國期間：114 年 9 月 12 日至 114 年 9 月 22 日

報告日期：114 年 11 月 28 日

摘要

本次赴日於松江市參加「2025年第七屆亞太放射化學研討會(APSORC-25)」，此會議每四年舉辦一次，為亞太地區放射化學領域重要之學術盛會，旨在促進放射化學、放射性核種分析、核醫藥應用及設施除役技術等領域之研究交流與合作。

本次會議共有來自20國、375位專家學者參與，其中，各國研究團隊分別就⁹⁰Sr快速分析、氚電解濃縮技術、ICP-MS/MS分析技術及氚海洋傳輸模型等研究成果進行分享，展現各國在放射化學分析與環境輻射監測之最新進展。此外，日本高能加速器研究機構(KEK)團隊亦於會場推廣其撰擬之《加速器設施除役活化量測與評估手冊》(KEK Report 2024-5)，提出以「與背景無法區分(Indistinguishable From Background, IFB)」為核心之活化判定流程，建立系統性之加速器除役活化評估方法，對我國加速器設施之除役規劃與管制具參考價值。

綜上，本次參與APSORC-2025獲益良多，不僅掌握國際在放射性核種分析、環境輻射監測，與放射性核種遷移等議題之最新技術趨勢與研究發展方向，亦有助於國內放射性物質分析與加速器除役技術之推動，相關內容可作為我國相關技術發展與擇定策略之參考。

目錄

| | |
|----------------|----|
| 壹、目的 | 1 |
| 貳、出國行程 | 2 |
| 參、過程 | 4 |
| 肆、心得及建議事項..... | 25 |

表目錄

| | |
|--|----|
| 表 1、歷屆會議舉辦時間與地點..... | 1 |
| 表 2、P-MAq配合不同計測方法之實驗結果 | 11 |
| 表 3、P-MAq配合各分析方法特點 | 11 |
| 表 4、魚樣品之TFWT分析結果..... | 12 |
| 表 5、液態閃爍計數器(LSC)與β能譜儀(pico-beta)測得之 ⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs比值..... | 15 |
| 表 6、各類海產物的人均年攝食量 | 15 |
| 表 7、靜電加速器、同步加速器、粒子設施之活化判定..... | 24 |

圖目錄

| | |
|--|----|
| 圖 1、會議議程 | 3 |
| 圖 2、格陵蘭/南極冰芯中 ¹²⁹ I的沉降速率與時間關係 | 9 |
| 圖 3、魚樣品之TFWT分析結果 | 10 |
| 圖 4、福島縣富岡町取樣地點 | 10 |
| 圖 5、輻射劑量率預測模型主要架構 | 15 |
| 圖 6、靜電加速器活化判定流程 | 21 |
| 圖 7、同步加速器活化判定流程 | 22 |
| 圖 8、迴旋或同步迴旋型質子設施活化判定流程 | 22 |
| 圖 9、同步型質子設施活化判定流程 | 23 |
| 圖 10、重粒子設施活化判定流程 | 23 |
| 圖 11、CsI閃爍計數器(TAC T-SP2特製規格) | 24 |

壹、目的

亞太放射化學研討會(Asia-Pacific Symposium On RadioChemistry, APSORC)係由岸川俊明(Toshiaki Kishikawa)教授創辦，第一屆會議於 1997 年在日本熊本市召開。此會議旨在建立放射化學與核化學領域的國際交流平台，使來自不同國家的研究者能定期聚首，發表並討論最新的學術研究成果與技術發展趨勢，推動跨國合作與學術創新。其目標為促進全球核能、放射化學及相關科學之學術活動與人才交流，爰此，會議鼓勵來自全球各地的大學、研究機構、實驗室及產業界的學者、工程師與學生參與。此會議每四年舉辦一次，歷屆會議地點遍布亞洲與美洲多個城市，詳如表1。本次會議為第七屆，為時隔8年於疫情後重新啟動，具象徵意義，本次會議主題涵蓋核化學、放射性種分析、活化分析、輻射與放射性同位素於生命科學之應用、環境放射化學、放射性核種遷移、放射藥物學、教育與推廣等多個面向。

透過參與本次會議，有助於掌握國際最新研究趨勢與技術發展，亦可藉此機會與來自世界各地的專家學者進行深入交流與討論，汲取不同國家的研究經驗與技術成果。同時，亦能參考其他國家在放射性核種分析、環境輻射監測，與放射性核種遷移等議題之關注與最新投入方向，可作為我國未來技術發展與精進策略之參考。

表 1、歷屆會議舉辦時間與地點

| | 年份 | 會議地點 |
|-----|------------------------|--------|
| 第一屆 | 1997 | 日本熊本 |
| 第二屆 | 2001 | 日本福岡 |
| 第三屆 | 2005 | 中國北京 |
| 第四屆 | 2009 | 美國加州納帕 |
| 第五屆 | 2013 | 日本金澤 |
| 第六屆 | 2017 | 韓國濟州 |
| 第七屆 | 2021 (因疫情延至2025年舉辦) | 日本福島 |
| | 2025 | 日本松江 |

貳、出國行程

2025年第七屆APSORC於9月14日至19日舉辦，9月14日下午開放報到，傍晚舉行歡迎酒會，讓與會者在正式會議前先行交流；9月15日為大會開幕日，上午舉行開幕式與頒獎典禮，隨後由主題演講揭開此次研討會的序幕，下午起，各會議廳同步進行多場技術與研究成果發表，並於晚間舉行海報展示；9月16日延續密集的學術交流，包含多場邀請演講與口頭報告，各主題場次同步進行；9月17日除延續學術演講外，亦特別安排學生與青年研究者的交流活動，以促進新生代研究者的互動；9月18日在上午完成主要議程後，下午舉行全體與會者參與的導覽活動；9月19日進行最後數個場次的演講後，辦理閉幕式，本次會議在熱絡的交流與討論下順利落幕，議程詳如圖1所示。

| | Sept.14 | | Sept.15 | | | Sept.16 | | | Sept.17 | | | Sept.18 | | | Sept.19 | | | | |
|-------|---------|---------|--|---------|------------|------------|---------|------------|------------|---------|------------|------------|---------|------------|------------|---------|------------|--|-------|
| | Regist. | MP Hall | Int'l Hall | MP Hall | Small Hall | Int'l Hall | MP Hall | Small Hall | Int'l Hall | MP Hall | Small Hall | Int'l Hall | MP Hall | Small Hall | Int'l Hall | MP Hall | Small Hall | | |
| 8:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 8:30 |
| 8:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 8:40 |
| 8:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 8:50 |
| 9:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 9:00 |
| 9:10 | | | Opening Address | | | | | | | | | | | | | | | | 9:10 |
| 9:20 | | | Award session I Kimura Award Dr. Schädel | | | | | | | | | | | | | | | | 9:20 |
| 9:30 | | | Award session II Hevesy Medal Award Prof. Kolotov | | | | | | | | | | | | | | | | 9:30 |
| 9:40 | | | Pl01 Plenary Takahashi | | | | | | | | | | | | | | | | 9:40 |
| 9:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 9:50 |
| 10:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 10:00 |
| 10:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 10:10 |
| 10:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 10:20 |
| 10:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 10:30 |
| 10:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 10:40 |
| 10:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 10:50 |
| 11:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 11:00 |
| 11:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 11:10 |
| 11:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 11:20 |
| 11:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 11:30 |
| 11:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 11:40 |
| 11:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 11:50 |
| 12:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 12:00 |
| 12:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 12:10 |
| 12:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 12:20 |
| 12:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 12:30 |
| 12:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 12:40 |
| 12:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 12:50 |
| 13:00 | | | Lunch | | | | | | | | | | | | | | | | 13:00 |
| 13:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 13:10 |
| 13:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 13:20 |
| 13:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 13:30 |
| 13:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 13:40 |
| 13:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 13:50 |
| 14:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 14:00 |
| 14:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 14:10 |
| 14:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 14:20 |
| 14:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 14:30 |
| 14:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 14:40 |
| 14:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 14:50 |
| 15:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 15:00 |
| 15:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 15:10 |
| 15:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 15:20 |
| 15:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 15:30 |
| 15:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 15:40 |
| 15:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 15:50 |
| 16:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 16:00 |
| 16:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 16:10 |
| 16:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 16:20 |
| 16:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 16:30 |
| 16:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 16:40 |
| 16:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 16:50 |
| 17:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 17:00 |
| 17:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 17:10 |
| 17:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 17:20 |
| 17:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 17:30 |
| 17:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 17:40 |
| 17:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 17:50 |
| 18:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 18:00 |
| 18:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 18:10 |
| 18:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 18:20 |
| 18:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 18:30 |
| 18:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 18:40 |
| 18:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 18:50 |
| 19:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 19:00 |
| 19:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 19:10 |
| 19:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 19:20 |
| 19:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 19:30 |
| 19:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 19:40 |
| 19:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 19:50 |
| 20:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 20:00 |
| 20:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 20:10 |
| 20:20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 20:20 |
| 20:30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 20:30 |
| 20:40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 20:40 |
| 20:50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 20:50 |
| 21:00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 21:00 |
| 21:10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 21:10 |

圖 1、會議議程

參、過程

第七屆亞太放射化學研討會由日本放射化學會(The Japan Society of Nuclear and Radiochemical Sciences, JNRS)主辦，於日本松江市「國際會議中心 Kunibiki Messe」辦理，共20個國家及375名專家學者參與。開幕日由大會主席五十嵐康人(Yasuto Igarashi)教授致詞結束後，隨即頒發「2025木村獎(Kimura Award)」與「2021海韋西獎章(Hevesy Medal Award)」。木村獎(Kimura Award)由JNRS設立，以紀念日本放射化學先驅—木村健二郎(Kenjiro Kimura)教授，為JNRS所頒發的最高榮譽獎項，旨在表揚於放射化學與相關科學領域中，長期具重要貢獻且成果卓越的研究者，迄今該獎僅頒發過六次。本次獎項授予歐洲反質子與離子研究設施(GSI/FAIR)核化學研究部門前主任Matthias Schädel博士，Schädel博士自1976年起任職於GSI，直至2010年退休。退休後，其於2010至2015年間，接任日本原子能研究開發機構先進科學研究中心(ASRC)超重元素化學研究組組長，期間測定鎘(Lawrencium, Lr)元素之電離能，研究成果登上《Nature》期刊封面，同一期間該團隊與日本原子力研究開發機構(JAEA)團隊合作，合成並檢測到超重元素化合物Sg(CO)₆，為首個被研究的超重元素有機化合物，並發表於《Science》期刊；喬治·海韋西獎章(George Hevesy Medal Award)為放射分析化學與核化學領域最具聲望的國際性卓越獎項，由放射分析與核化學期刊(JRNC)贊助，並由JRNC海韋西獎章委員會負責管理與遴選，於國際核化學或放射化學之重要會議上正式頒發，旨在表揚個人於核子與放射化學應用領域之貢獻。該獎章以諾貝爾化學獎得主George de Hevesy(1885~1966)命名，其使用同位素作為示蹤劑研究化學反應，並於1943年榮獲諾貝爾化學獎。本次獎項授予俄羅斯科學院韋爾納德斯基地球化學與分析化學研究所(Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, RAS)之Vladimir P. Kolotov教授，表揚其於加馬能譜學、中子與光子活化分析技術於高純度材料與環境樣品之應用，及開發低活化結構材料於各類核子反應器應用之貢獻。

本次會議議題眾多，白天依主題於Kunibiki Messe會議中心之三個會議廳同步進行論文發表演講，晚間進行壁報發表，職就「放射性核種分析技術」、「環境輻射監測與樣品分析」、「加速器設施除役」議題進行蒐集與彙整。

一、放射性核種分析技術

(一) 使用鈦吸附劑對環境水中放射性鈦的快速分析

由於⁸⁹Sr 與⁹⁰Sr易被骨骼吸收，其在環境水體中的濃度一直受到高度關注。然而，因其

為純β衰變核種，須經前處理後方能進行放射性分析。然而，傳統分析方法程序繁複，需使用有害化學物質，且需仰賴熟練技術人員操作，通常需耗時2至3週才能獲得結果。

愛知醫科大學Yoshimune Ogata教授團隊開發出一種利用矽酸鋇基作為鈸吸附劑的新方法，具快速、簡單且安全等特點，吸附劑主要成分为矽酸鋇(Pureceram MAq®，簡稱P-MAq，由日本化學工業株式會社製造)。P-MAq為白色粉末，粒徑範圍2至300μm，不溶於水，且具有選擇性吸附鈸的特性。實驗結果顯示，分析100 mL海水需使用150 mg的P-MAq，經攪拌4小時後可吸附約90%的鈸。配合儀器計讀，整體分析程序僅需約6小時即可完成，流程簡化且無需使用有害化學物質。

此外，Ogata教授亦分享了P-MAq與不同計測儀器配合之實驗成果，如表2所示。其中，於5 L海水樣品中加入7,500 mg P-MAq，並以液態閃爍計數器(LSC)量測60分鐘，最小可測量值(minimum detectable amount, MDA)可達0.02 Bq/L。各種分析方法的特點彙整於表3。

(二) 利用加速器質譜法(AMS)進行環境分析

加速器質譜法(Accelerator Mass Spectrometry, AMS)為高靈敏度的分析技術，可用於測定自然界或人為活動所產生的極微量長半化期放射性核種。其中環境中之人造核種主要源自於核子試驗、用過核燃料再處理廠及核子事故，並被廣泛應用於環境輻射監測與研究。AMS適用於如¹⁰Be(1.39×10^6 年)、¹⁴C(5.7×10^4 年)、²⁶Al(7.0×10^5 年)、³⁶Cl(3.01×10^5 年)與¹²⁹I(1.57×10^7 年)等長半化期核種之分析。其中，¹²⁹I為核分裂產物之一，也是福島第一核電廠事故釋出之重要放射性同位素。傳統上，日本多採用中子活化分析法(NAA)測定環境中¹²⁹I含量，但此法需依賴研究用反應器進行，分析時間長且靈敏度有限。為提升分析能力，東京大學Hiroyuki Matsuzaki教授團隊導入AMS技術，應用於土壤與冰芯樣品等環境樣品之超微量放射性核種測定。

Hiroyuki Matsuzaki教授團隊利用AMS分析福島縣各地表層土壤樣品中的¹²⁹I(半化期約 1.57×10^7 年)，藉此評估¹³¹I的分布情形。因¹³¹I容易聚積於人體甲狀腺，為福島事故關注核種之一，然而，由於其半衰期僅8.02天，事故發生不久後即難以量測，造成區域性污染分布資料相當有限。考量到¹²⁹I與¹³¹I在反應器內同時產生，且具相似的環境遷移特性，因此可將¹²⁹I作為¹³¹I的替代指標，並透過兩者的比值(¹³¹I/¹²⁹I)重建事故當時¹³¹I的沈降與擴散情形。

該團隊系統性量測福島事故周邊土壤之¹²⁹I濃度並建立分布圖，以追溯事故當時¹³¹I之沈降情形。結果顯示，在82件已知¹³¹I含量的樣品中，兩核種間具有高度相關性($R^2=0.84$)，證實可藉由¹²⁹I量測推估事故後¹³¹I的分布。此成果顯示，長半化期之¹²⁹I能作為短半化期之¹³¹I

的替代指標，對於核事故後¹³¹I的空間分布重建與輻射防護評估具有重要應用價值。

除了核子事故應用外，研究團隊說明AMS技術亦廣泛用於探討人類活動對環境放射性核種的影響。如1950年代美國與1960年代前蘇聯進行的大氣層核子試驗，在格陵蘭與南極冰芯樣品中留下了明顯的¹²⁹I含量峰值，此濃度隨時間序列之變化可反映試驗時期與地點，如圖2所示。1963年多數國家簽署《部分禁止核試驗條約(Partial Test Ban Treaty)》，終止大氣核試驗，但由於用過核子燃料再處理廠的排放，環境中¹²⁹I濃度仍持續上升至1990年代，此現象可在格陵蘭冰芯中觀測到，其原因為再處理設施主要位於北半球造成。此外，¹²⁹I的時間序列記錄亦見於北半球珊瑚樣品中，1950 年前後呈現明顯濃度差異，故顯示 ¹²⁹I可作為「人類世 (Anthropocene)」的重要地球化學指標。而英國Sellfield與法國La Hague再處理廠排放的¹²⁹I，亦被用作北極海海洋水團運動的示蹤劑，現相關團隊正用於探討海洋洋流對氣候變遷的影響。

(三) 氚之電解濃縮技術

1. 鹼性電解濃縮法(alkaline electrolysis enrichment)

氚(³H)為氫(¹H)的放射性同位素，其可分為天然與人工產生，氚之半化期為12.3年，在不穩定狀態產生β衰變，原子核內的一個中子轉變為質子，同時釋放一個β與一個反微中子，並轉變為穩定之³He。氚衰變所放出之β粒子能量為18.6 keV，能量較低，故無法以一般之手持式輻射偵檢器進行量測，需使用液態閃爍計數器進行量測。

然而，文獻指出，近年來環境中之氚水(HTO)濃度低於1 Bq/L，而液態閃爍計數器之最小可測量值(MDA)大於0.4 Bq/L。如HTO樣品無進行濃縮，將難以定量^[1]。氚之濃縮方法，傳統使用鹼性電解濃縮法(alkaline electrolysis enrichment)，將電解質(如：過氧化鈉)加入樣品中，陽極與陰極之電極片浸泡其中，並通直流電源進行電解，使水分減少，達到濃縮效果。

日本分析中心(Japan Chemical Analysis Center, JCAC)Otakaya Yabuta團隊於本次會議發表使用鹼性電解濃縮法對魚體中之「組織自由水氚」(Tissue Free Water Tritium, TFWT)進行分析，此研究為日本環境省自2022年至2024年間執行之「ALPS處理水海洋監測計畫」的一部分，旨在監測福島第一核電廠ALPS處理水排放後魚體中TFWT之濃度變化。Otakaya Yabuta團隊於核電廠排放口周邊約1公里範圍內設置三個監測點(E-SF1、E-SF2、E-SF3)，每年取樣四次，針對魚類(主要為比目魚)進行分析，每種魚約採6公斤樣品，每個監測點每次取樣1至3件。取得之魚樣品經切割、混合後於-20°C條件冷凍保存2天以上，再以冷凍乾燥法(-80°C)萃取TFWT。所得TFWT經蒸餾與2週之電解濃縮處理，使TFWT濃縮至原體積的1/8至1/14，

再以液態閃爍計數器(LSC)進行氚濃度量測，使MDA可降至0.1Bq/L以下。分析結果如圖3與表4所示，魚體中TFWT濃度於ALPS處理水排放期間出現暫時性的上升，濃度範圍於0.16至1.6 Bq/L間，濃度變化與周邊海水中氚濃度趨勢一致，但在排放停止後即恢復至原有背景濃度，約在小於MDA至0.74 Bq/L間。研究團隊說明，ALPS處理水排放對環境與生物體之影響可忽略不計，魚體中氚濃度維持在安全範圍內。

2. 膜電解濃縮法

文獻指出，傳統鹼性電解濃縮法之電流易受到氣泡之限制，僅約6至8安培，故所需要耗費時間較長(約10天)，且電解過程中產生之氫氣與氧氣混合，難以收集，於密閉或通風不良之空間操作可能有氫氣爆炸風險^[2]。另外，電解完成後，需要再進行酸鹼中和，使樣品呈現中性，並執行蒸餾，方能繼續進行輻射計測。

目前，日本應用膜電解技術(Solid Polymer Electrolyte, SPE)，開發電解濃縮裝置，使用直流電，配合觸媒層與電極，不需添加電解質，即可直接將水分解為氫氣與氧氣，使氣體較易收集，可將易燃之氫氣以導管方式引流至室外，減少電解過程之爆炸風險。此方法不易受產生之氣泡影響，電流可達到約20安培，電解速度較快(約2天)，且完成電解後，不需進行酸鹼中和，可直接蒸餾後計測。

日本弘前大學Naofumi Akata團隊與福島縣富岡町政府合作，使用膜電解濃縮技術，定期監測當地雨水、河水及海水之氚濃度，取樣位置如圖4所示，於富岡町共設置5個採樣點(編號1至5號)，其中3個位於海岸，2個位於河川中段，每次採集之水樣體積為1公升，另該團隊於富岡町公所每月收集雨水樣(編號6)。採集後樣品送至實驗室，以便攜式pH計(B-211, Horiba, Japan)量測pH值，河川與雨水樣直接蒸餾，海水樣則先添加Na₂O₂後再蒸餾。蒸餾後之水樣以改良型SPE氚電解濃縮系統(XZ-001 Tripure, DerNora, Japan)進行濃縮，濃縮後再次蒸餾，取50 mL蒸餾水樣與閃爍液(UltimaGold LLT, Revvity)混合於145 mL玻璃瓶中，充分搖勻後靜置5天，再使用低背景液態閃爍計數器(LSC-LB5, Aloka, Japan)測定氚濃度，每次計數時間為1,000分鐘。結果顯示，排放前河川水樣(n=8)中氚濃度介於0.34至0.48 Bq/L；海水樣(n=12)介於小於MDA(0.06 Bq/L)至0.16 Bq/L，屬正常背景範圍。排放後河川水樣(n=16)介於0.29至0.40 Bq/L，而海水樣則略有上升，介於0.09至3.03 Bq/L。僅有兩個樣品濃度超過1 Bq/L，分別為取自採樣點1(2024年4月24日)與採樣點3(2024年10月29日)；2024年11月雨水樣中的氚濃度為 0.40 ± 0.04 Bq/L。研究團隊表示，海水樣品中氚濃度升高之情形極可能是由於ALPS處理水排放入海所造成，但濃度仍低於福島縣進行快速海水分析之MDA(10 Bq/L)。故

研究團隊於非排放期間再次對相同地點進行重新量測，以確認濃度變化，結果顯示，氚濃度已回復至背景範圍內。

臺灣中山大學陳軍互教授團隊亦發表使用鈷-錳(Co-Mn)組成之析氧反應(oxygen evolution reaction, OER)觸媒之電解濃縮技術，此可省略海水在進行電解濃縮前，需進行蒸餾之步驟，可直接將海水樣品進行電解，避免海水蒸餾造成之氚損失。實驗結果顯示，此裝置之氚濃縮最佳操作電壓為1.9伏特，系統於此電壓下連續運行超過100小時仍能穩定運作，且其分離係數(Separation Factor)為5.14、回收率(Recovery Rate, RR)為89.7%，對比傳統海水蒸餾膜電解法之分離係數2.3，回收率為78.1%，顯示其具高效率與高穩定性，可作為我國未來環境監測與氚濃度分析之技術參考與應用方向。

(四) 利用ICP-MS/MS應用於放射性緊急醫療中體內劑量快速評估之銅系元素與⁹⁰Sr分析技術

為建立一套可於放射性污染事件發生後，能迅速進行體內α與β核種之分析技術，日本量子科學技術研究開發機構(QST)之Guosheng Yang團隊利用感應耦合電漿串聯質譜儀(ICP-MS/MS)，針對銅系元素(如 U、Np、Pu、Am、Cm 等)及鋯-90(⁹⁰Sr)進行分析方法開發。研究團隊於碰撞/反應腔中導入不同氣體，以有效抑制原子與同位素之干擾，提升待測核種的靈敏度與分析精確度。

在銅系元素體內評估部分，傳統放射化學法需收集大量尿液(0.5至1 L)與糞便樣品，且分析耗時，使用此方法僅需20 mL尿液或150 g糞樣即可完成測試。其中，尿液樣品用於鑑別銅系溶解型態(S、M、F類)，而糞便樣品則在事故初期具較高放射活度，適合用於早期偵測。尿液與糞便樣品經硼酸鹽熔融分解與雙層樹脂柱(AG MP-1M樹脂與 DGA resin樹脂)分離後，以ICP-MS/MS搭配氮氣碰撞模式進行測量。結果顯示，尿液樣品中²³⁷Np、²³⁹Pu、²⁴⁰Pu、²⁴¹Pu、²⁴¹Am、²⁴⁴Cm之MDA分別為9.99、30.4、18.2、16.5、16.5與4.95 ag/ml，糞便樣品則為1.33、4.05、2.43、2.21、2.21與0.66 ag/g，靈敏度極高。

在⁹⁰Sr生物樣分析部分，傳統β放射分析需耗時2至3週等待⁹⁰Sr/⁹⁰Y達平衡，難以應用於緊急曝露之分析。此研究開發以ICP-MS/MS快速分析10 ml尿液中之⁹⁰Sr，樣品經硝酸分解與DGA/Sr雙層樹脂分離後，利用CO₂作為反應氣體可有效抑制Zr與Ge等干擾，MDA可低至0.978 pg/L (約5 Bq/L)，並可於6小時內完成12件樣品分析，足以支援輻射緊急事件之大規模初篩需求。

為驗證本方法的準確性與可靠性，研究團隊參與法國放射毒理分析品質促進協會

(Association for the Promotion of Quality Controls in Radiotoxicological Bioassays, PROCORAD)之比對試驗，其中包含尿液中鈾(U)、銅系元素、DTPA螯合銅系元素、糞灰中銅系元素以及尿液⁹⁰Sr等項目，此次約有75間實驗室參與跨實驗室比對，結果顯示，本方法的Z-score指標皆顯示表現良好($|Z| \leq 2$)，符合國際標準。該實驗室並於PROCORAD多項比對測試中表現優異，獲頒「TOP LABO」最高等級認證。此研究開發之ICP-MS/MS方法亦成功應用於一件涉及鈽(Pu)與鎔(Am)體內曝露事故的尿液樣品分析，其結果與傳統α能譜分析一致；同時，尿液中⁹⁰Sr的ICP-MS/MS測值亦與傳統β計數法相符。

整體而言，此技術具有高靈敏度與高準確度之特性，可將放射性體內曝露事故中之生物樣品分析時間自數週縮短至數小時，提升醫療決策時效性，未來可應用於放射性事故、核恐怖事件或核電廠緊急應變中的快速體內曝露與劑量評估。

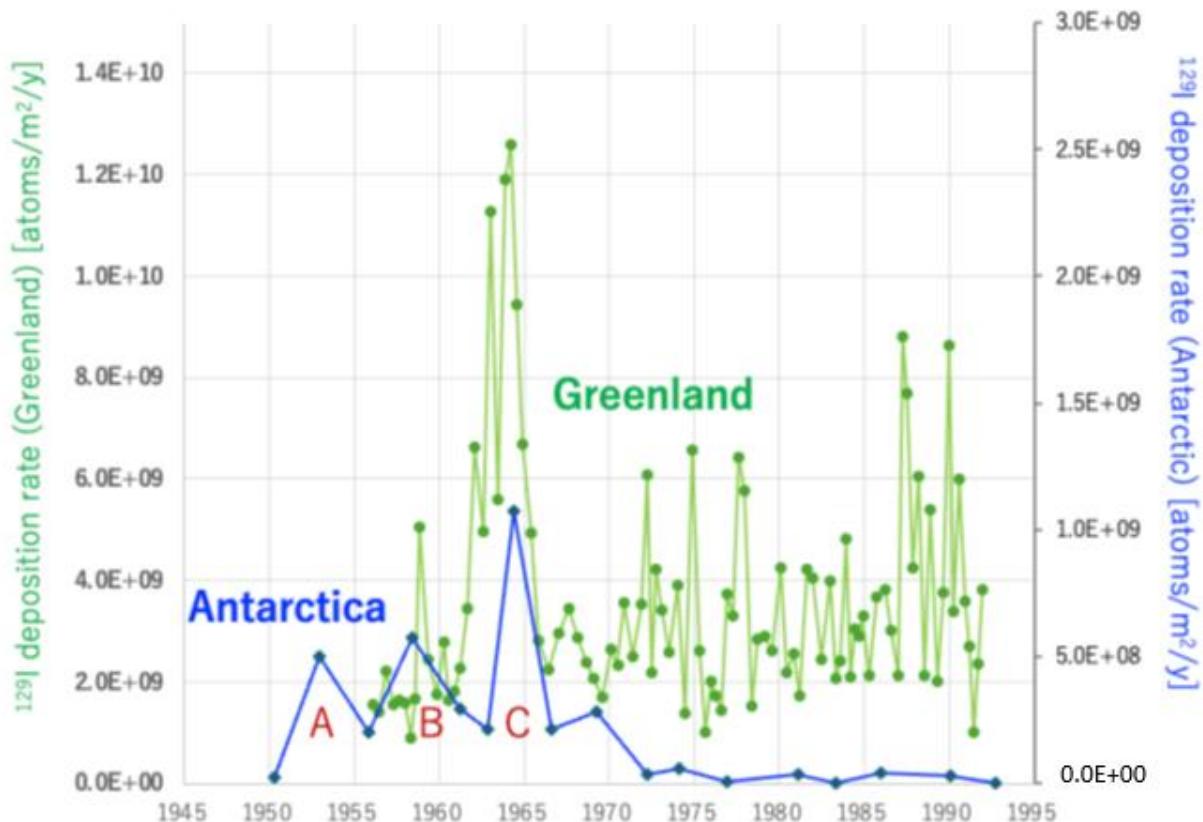


圖 2、格陵蘭/南極冰芯中¹²⁹I的沉降速率與時間關係^[3]

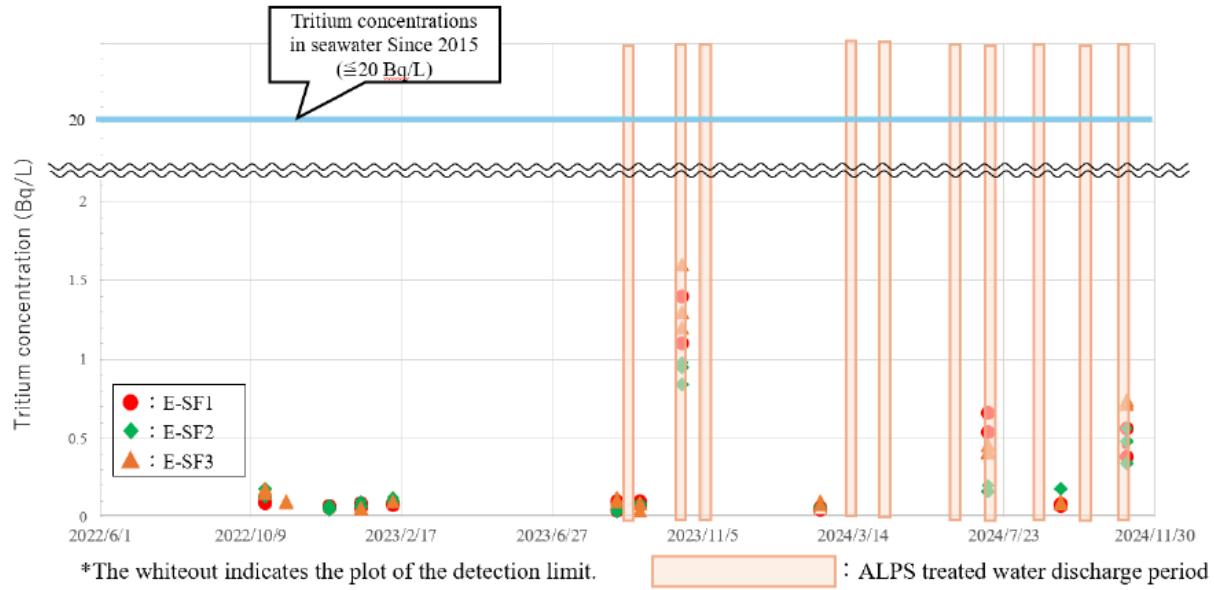


圖 3、魚樣品之TFWT分析結果^[3]

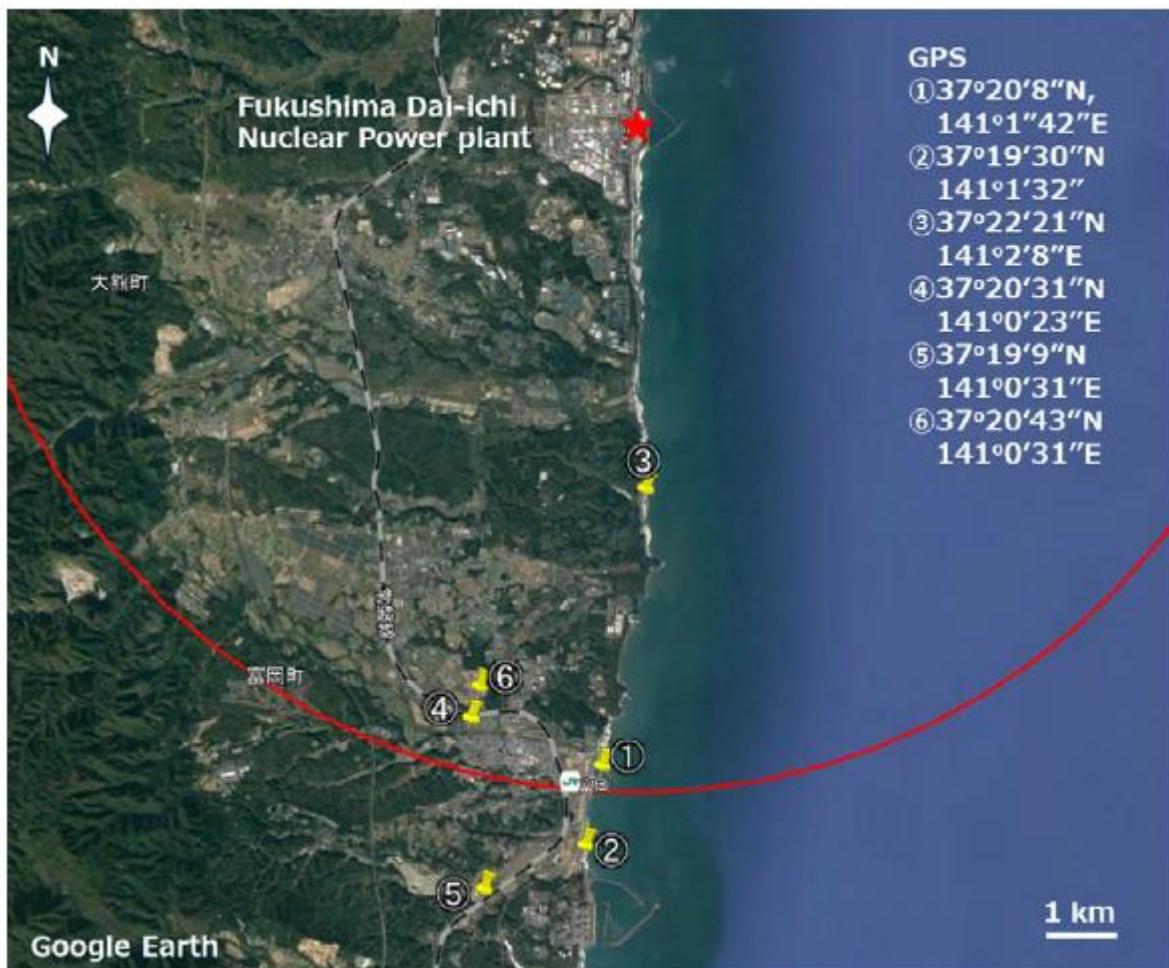


圖 4、福島縣富岡町取樣地點^[3]

表 2、P-MAq配合不同計測方法之實驗結果

| 方法 | 低背景氣流比例計數器 (LBC) | 塑膠閃爍體罐 (PSB) | 液態閃爍計數器 (乳液型閃爍液ES) | 液態閃爍計數器 (膠體閃爍液GSS) |
|----------------|---------------------|-----------------|-----------------------|-----------------------|
| 效率(%) | 10 | 40 | 90 | 90 |
| 水體積/P-MAq | 最小可測量值(MDA)(Bq/L) | | | |
| 0.05 L / 75 mg | 0.6 | - | - | - |
| 0.1 L / 150 mg | - | 0.5 | 0.3 | 0.3 |
| 1 L / 1,500 mg | - | - | 0.07 | 0.07 |
| 5 L / 7,500 mg | - | - | 0.02 | 0.02 |

表 3、P-MAq配合各分析方法特點

| 方法 | 特點 |
|--------------------------|--|
| 低背景氣流比例計數器(LBC) | <ul style="list-style-type: none"> ● 樣品容量需求最低(50 ml) ● 分析成本低(僅需PR氣體(氬氣、甲烷)) ● MDA最高 |
| 塑膠閃爍體罐(PSB) | <ul style="list-style-type: none"> ● 可重複使用 ● 無須添加閃爍液 |
| 液態閃爍計數器 (乳液型閃爍液(ES)) | <ul style="list-style-type: none"> ● 需添加閃爍液 |
| 液態閃爍計數器 (膠體型閃爍液(GSS)) | <ul style="list-style-type: none"> ● MDA較低 ● 需添加閃爍液 |

表 4、魚樣品之TFWT分析結果

| 會計年度 | 月份 | 監測點 | 樣品件數 | TFWT 濃度 (Bq/L) |
|------|----|-------|------|----------------|
| 2022 | 10 | E-SF1 | 3 | 0.087 ~ 0.11 |
| | | E-SF2 | 3 | 0.13 ~ 0.18 |
| | | E-SF3 | 3 | 0.15 ~ 0.18 |
| | 11 | E-SF1 | 3 | 0.056 ~ 0.068 |
| | | E-SF2 | 3 | 0.044 ~ 0.076 |
| | | E-SF3 | 3 | 0.091 ~ 0.099 |
| | 1 | E-SF1 | 3 | 0.055 ~ 0.084 |
| | | E-SF2 | 3 | 0.061 ~ 0.10 |
| | | E-SF3 | 1 | N.D. |
| | 2 | E-SF1 | 2 | 0.077 ~ 0.084 |
| | | E-SF2 | 2 | 0.094 ~ 0.12 |
| | | E-SF3 | 2 | 0.10 ~ 0.12 |
| 2023 | 8 | E-SF1 | 3 | 0.041 ~ 0.098 |
| | | E-SF2 | 3 | 0.036 ~ 0.088 |
| | | E-SF3 | 3 | 0.10 ~ 0.12 |
| | 9 | E-SF1 | 3 | 0.078 ~ 0.097 |
| | | E-SF2 | 3 | 0.063 ~ 0.084 |
| | | E-SF3 | 3 | 0.042 ~ 0.097 |
| | 10 | E-SF1 | 2 | 1.1 ~ 1.4 |
| | | E-SF2 | 3 | 0.84 ~ 0.98 |
| | | E-SF3 | 3 | 1.2 ~ 1.6 |
| | 2 | E-SF1 | 3 | N.D. ~ 0.048 |
| | | E-SF2 | 3 | N.D. ~ 0.066 |
| | | E-SF3 | 3 | N.D. ~ 0.098 |
| 2024 | 7 | E-SF1 | 3 | 0.54 ~ 0.66 |
| | | E-SF2 | 3 | 0.16 ~ 0.20 |
| | | E-SF3 | 3 | 0.41 ~ 0.46 |
| | 9 | E-SF1 | 3 | 0.069 ~ 0.081 |
| | | E-SF2 | 1 | 0.18 |
| | | E-SF3 | 3 | 0.085 ~ 0.098 |
| | 11 | E-SF1 | 3 | 0.38 ~ 0.56 |
| | | E-SF2 | 3 | 0.34 ~ 0.56 |
| | | E-SF3 | 3 | 0.72 ~ 0.74 |

說明：

1. 灰底為ALPS處理水排放期間分析結果
2. N.D.為低於最小可測量值

二、環境輻射監測與樣品分析

(一) 福島第一核電廠內擦拭樣品中 ^{129}I 定量分析條件最佳化研究

日本JAEA Maki Honda團隊針對福島第一核電廠內所採集的擦拭樣品，建立出一套ICP-MS/MS應用於 ^{129}I 定量分析的最佳化方法。由於此研究採用ICP-MS/MS進行分析，無法如傳統放射化學方法般加入大量 ^{127}I 載體以確保 ^{129}I 回收率，因此研究著重於提升低載體條件下的碘回收效率，確保分析結果的準確性與穩定性。

研究團隊透過優化鹼熔(alkaline fusion)程序，並抑制樣品前處理過程中碘於容器表面的吸附，即使僅添加 $3 \times 10^{-7}\text{ g}$ 之 ^{127}I 載體，仍能精確定量福島第一核電廠擦拭樣品中極低濃度的 ^{129}I 。流程包括將擦拭樣品與 Na_2CO_3 助熔劑共同加熱熔融、以四氯化碳進行溶劑萃取並反萃取至水層，再利用ICP-MS/MS測定 ^{127}I 與 ^{129}I 濃度。結果顯示，傳統 NaOH 熔融法的 ^{127}I 回收率僅約6%，而改以 Na_2CO_3 助熔，並包覆樣品防止揮發後，回收率可提升至93%。在低載體條件($2 \times 10^{-9}\text{ g }^{127}\text{I}$)下， ^{129}I 回收率為 $21 \pm 5\%$ ，但藉由調整載體添加量及容器材質後， ^{129}I 回收率顯著改善。當使用PFA容器取代聚丙烯瓶時，能有效防止碘吸附於瓶壁，使回收率提升至 $102 \pm 2\%$ 。最終在添加 $3 \times 10^{-7}\text{ g }^{127}\text{I}$ 載體並採用最佳化鹼熔條件與PFA容器的情況下， ^{129}I 平均回收率達 $52 \pm 6\%(n=3)$ 。此方法的靈敏度與穩定性足以分析福島第一核電廠內極低放射性碘污染樣品，且所需載體量僅為傳統法的萬分之一。綜上所述，該研究建立了一套低載體、高效率且可抑制碘損失的 ^{129}I 定量分析技術，有助於後續福島第一核電廠內放射性碘污染特性化評估與遷移路徑評估。

(二) 使用 β 能譜法測定福島第一核電廠反應爐建物內擦拭樣品之 $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 比值

由於 ^{90}Sr 容易隨大氣釋出，可作為評估爐心熔毀階段大氣條件的指標，為掌握福島第一核電廠事故後的放射性污染分布與事故進程，日本JAEA之Asako Shimada團隊進行表面擦拭樣品的採集與分析，並開發出一套快速且簡便的 ^{90}Sr 之 β 能譜法分析技術。傳統 ^{90}Sr 放射化學分析法程序繁瑣且耗時，故該團隊採用 β 能譜儀(pico-beta)直接量測樣品中達到衰變平衡的 ^{90}Y ，藉由分析其高能量區段以推算 ^{90}Sr 含量，成功將分析時間由約3週大幅縮短至80分鐘。若以2011年3月11日為衰變校正基準，1號與2號機擦拭樣品的 $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 比值分別為 0.0017 ± 0.0013 與 0.0077 ± 0.0044 ，與先前瓦礫樣品的結果(分別約為0.0035與0.019)趨勢一致，可表示兩機組在事故發生時所處之大氣條件不同。另以 β 能譜儀與傳統液態閃爍計數器(LSC)法進行比對，如表5所示，結果具一致性，證實其分析可靠性。部分樣品在分析前被分割為多等份，例如「4樓北側牆面1公尺處」樣品被分為5份，其中2份的 ^{90}Sr 放射活度低於MDA，

其餘3份測得的 $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 比值變異在25%以內，顯示樣品內放射性分布均勻。整體而言，該方法不僅可顯著提升分析效率與操作安全性，亦具備事故釋出源項重建與核能設施除役輻射調查之應用潛力。

(三) 海洋環境中氚的多介質傳輸模擬與食物鏈遞移及人體劑量評估：以陽江核電廠為例

為評估氚於海洋中之擴散及影響，中國中山大學Junyang Zeng團隊開發TrOSB傳輸模型(Tritium Ocean-Sediment-Biota transport Model)模擬2019年至2021年間陽江核電廠所排放之氚於南海的多介質傳輸與食物鏈遞移過程。該模型考慮放射性衰變與洋流等，分析氚於環境介質間交互作用與生物體內的傳遞過程，並進行民眾輻射劑量評估^[4]。

此研究海洋擴散模擬區域涵蓋廣東、廣西及福建至南海地區，評估範圍為約3500公里 \times 4500公里的海域，空間解析度為5公里，陽江核電廠氚年排放量設定為 1×10^{14} Bq，假設為每季排放一次。模擬結果顯示，氚自核電廠排放源頭釋出後呈現明顯的季節性傳輸特性，夏季受西南季風主導，氚沿岸向東北方向輸送，影響華南及東海海域；秋冬季受東北季風影響，主要聚集於北部灣(Beibu Gulf)及排放源頭附近海域。沉積物中氚濃度約為底層海水的十分之一，無顯著沉積或累積現象。

在生物傳輸部分，該團隊參考文獻之食物鏈有機鍵結氚(Organically Bound Tritium, OBT)轉移係數^[5]進行生物傳遞計算；民眾食用海產物之劑量評估係採用聯合國糧食及農業組織(FAO)之平均攝食量，如表6所示。評估結果顯示，民眾因食用海產物造成之約定有效劑量為 2.49×10^{-4} 微西弗，遠低於國際放射防護委員會(ICRP)建議的公眾年劑量限值1毫西弗。

(四) AI多變量分析於台灣環境輻射監測預測模型之應用

我國中正大學謝奇文教授團隊提出一套結合人工智慧(AI)與多變量分析的環境輻射劑量率預測模型。研究整合全台63座輻射監測站之環境劑量率資料，並納入氣象降雨等環境因子，結合空間與時間資訊，利用變分自編碼器(Variational Autoencoder, VAE)為核心架構，建立可即時預測各監測站未來輻射劑量率的AI模型，如圖5所示。該團隊以2024年約300天之連續觀測資料作為訓練數據庫，結果顯示，在以即時10分鐘之輻射劑量率資料預測未來7分鐘趨勢的實驗中，約有70%的測站其平均絕對誤差(Mean Absolute Error, MAE)低於0.005，顯示模型具良好預測能力，惟在當監測資料低於全體平均值($0.049 \mu\text{Sv}/\text{h}$)時，預測結果易出現週期性震盪與較大誤差，此現象主要發生於離島地區，可能受儀器雜訊與環境變動影響。整體而言，使用VAE架構能有效取得空間與時間的輻射變化關聯性，並透過結合氣象因子與鄰近監測站資訊提升預測精度，未來預期可應用於核子事故之初期評估，並提升即時風

險之評估與應對能力。

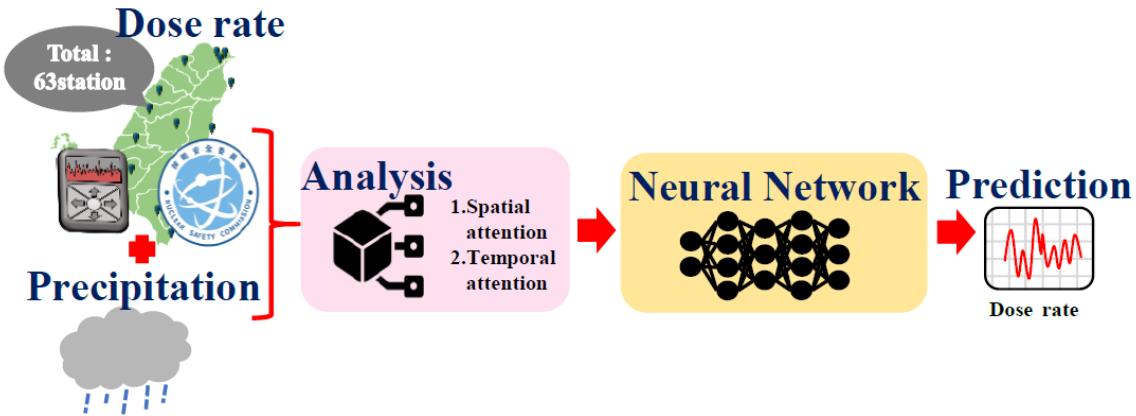


圖 5、輻射劑量率預測模型主要架構^[3]

表 5、液態閃爍計數器(LSC)與β能譜儀(picobeta)測得之⁹⁰Sr/¹³⁷Cs比值
(樣品經衰變校正至2011年3月11日)

| 樣品編號 | LSC | pico-beta | Picobeta/LSC |
|----------|--------|-----------|--------------|
| U2RB-1FW | 0.011 | 0.0079 | 0.72 |
| U2RB-2FW | 0.011 | 0.012 | 1.09 |
| U2RB-3FW | 0.0023 | 0.0024 | 1.04 |
| U2RB-4FW | 0.0022 | 0.0024 | 1.09 |

表 6、各類海產物的人均年攝食量

| 類別 | 年平均攝食量 (kg/人·年) |
|------|-----------------|
| 魚類 | 20.3 |
| 甲殼類 | 7.1 |
| 軟體動物 | 6.4 |
| 大型藻類 | 3.7 |

三、加速器設施除役

日本高能加速器研究機構(High Energy Accelerator Research Organization, KEK)Hiroshi Matsumura教授於本次會議之海報展示會場推廣《KEK Report 2024-5 : Manual for Measurement and Determination of Activation for the Decommissioning of Accelerators》手冊^[6]，該手冊係由日本原子力規制廳(NRA)委託KEK編撰，以因應日本國內未來可能的大量加速器設施除役，Hiroshi Matsumura教授亦為本手冊作者之一。該手冊初版為日文版，於2021年發布，並於2022年和2024年進行修訂，英文版於2024年以KEK報告2024-5形式出版。手冊中提出了不同加速器設施的系統化分類與活化評估方法，並以「與背景無法區分(Indistinguishable From Background, IFB)」為基礎之概念區分非放射性廢棄物，目前部分方法已被建議納入ISO/DIS 8939中，以強化國際標準中有關醫用迴旋加速器除役之技術基礎。以下就報告內容進行摘要說明：

(一) 簡介

第一章為簡介，說明本手冊的編撰背景、研究目的與整體架構，並針對日本加速器設施除役時在活化判定與解除管制作業上所面臨的制度性問題提出解決方案。本章指出，日本現行《放射性同位素之輻射危害防治法》(Act on Prevention of Radiation Hazards due to Radioisotopes) 提供了醫用電子直線加速器與正子斷層(PET)製藥用迴旋加速器之活化範例與範圍，但靜電加速器設施、同步輻射設施與粒子治療設施並未包含於其中，且尚未建立用於驗證解除管制(Clearance)組件之制度。為解決此問題，日本核能規制委員會(NRA)於2017年至2020年間委託KEK及其合作單位(包含JAEA、QST等)展開「加速器設施除役活化測定與評價方法之建立」研究，KEK並以其成果為基礎編撰本手冊。本手冊的主要目的在於建立一套可執行且具再現性的「活化量測與非活化判定」標準，以提升除役作業效率與安全評估精確度，並為未來日本可能建立的「解除管制系統」(Clearance System)提供技術依據。在此過程中，參考了日本核電廠中所採用的「非放射性廢棄物(Non Radioactive Waste, NR)」概念，以及美國所使用的「與背景無法區分(IFB)」概念，即係指測得數值低於背景值三倍標準差(3σ)上限者，可視為非放射性廢棄物處理。

(二) 活化組件調查方式

第二章說明活化組件之調查方式，包括運轉期間調查、停機後調查與模擬評估三步驟：

1. 加速器運轉期間產生之熱中子通量測定：

為掌握加速器運轉期間所產生的熱中子通量，以評估由二次粒子(特別是熱中子)引發之

活化程度，故須在加速器運轉期間進行中子通量量測。量測方法包括使用金箔活化法、熱發光劑量計(TLD)及固態徑跡偵檢器(CR-39)。此外，亦可直接於運轉結束後，直接分析加速器室混凝土中之²⁴Na，以評估熱中子通量。文中指出，當無法確定最適合之量測法時，應比較多種量測結果，以選擇最佳方案。同時，在安裝偵檢器前，應先進行殘餘放射性活度調查，以確認射束損失點(beam loss point)，因射束損失點即為中子主要產生來源，且偵檢器應優先設置於射束損失點附近，並於必要時在加速器室全區佈置，以掌握整體熱中子分布。惟需特別留意，靠近射束損失點的區域中子分布梯度極大，偵檢器位置即使僅有微小的偏差，也可能導致量測結果出現顯著差異。

2. 停機後活化區域之輻射量測：

停機後，應進行加速器組件表面γ劑量率量測，並辨別主要的γ放射核種，以區分「活化區域」與「非活化區域」。一般建議使用NaI(Tl)或CsI(Tl)閃爍偵檢器進行測量，並依時間分為兩個階段：在短期階段(停機後數日內)，射源主要來自半衰期僅數天的短半化期核種，如⁵⁷Ni 與⁵²Mn。此時γ強度較高，適合用於偵測射束損失位置及追蹤高活度區域。在長期階段(停機一年以上)，短半化期核種已衰減，主要射源為長半化期核種，如⁵⁴Mn與⁶⁰Co，此時進行劑量率量測，可反應除役時需處理的殘餘放射性活度。量測時，偵檢器探頭應緊貼待測物表面，靜置時間應長於儀器設定的時間常數(通常為10或30秒)，再讀取穩定之劑量率值，若測得之劑量率顯著高於背景，即可判定該區域為活化區。

在完成劑量率量測後，需進一步使用γ能譜儀分析高放射區域的核種組成，以辨識活化核種，並評估未來活度衰減趨勢。由於活化區的核種組成及能譜複雜，因此需採用高解析度偵檢器，如LaBr₃(Ce)或CeBr₃，其兼具高解析度與高效率，且具良好攜帶性，適合現場快速量測，另亦可配合γ影像化技術(γ-ray Imaging)作為輔助。高純鍺偵檢器(HPGe)雖解析度最佳，但因需冷卻與防震，不適合現場使用。

3. 蒙地卡羅(Monte Carlo)模擬評估：

在大型加速器設施中，若僅靠實地量測往往難以全面掌握整個加速器室的活化狀態，因此，可透過蒙地卡羅法模擬粒子與物質間的交互作用，模擬一次粒子與二次粒子在空間中的分布，並推算各組件的活化程度，建立三維活化潛勢地圖(3D Activation Potential Map)，辨識高活化組件與低風險區域，可用於規劃採樣與量測作業，並能協助制定除污或拆解順序，達到合理抑低(ALARA)的原則。模擬結果亦可與實際量測之劑量率進行比對，用於修正核種數據或射束損失之假設，進一步提高預測活化之準確度。

本章根據利用上述方法之實測結果與模擬綜合分析，提出靜電加速器、同步加速器、

粒子設施之活化判定流程，描述如下：

1. 靜電加速器：

靜電加速器為利用直流電場加速粒子，一般常見類型包括Cockcroft-Walton型與Van de Graaff型。另根據日本NRA於2012年發布的通告，若離子加速器的最大粒子能量小於2.5 MeV，且目的非以氘-氚反應生中子者，其主體與屏蔽組件不需以活化物管理。

根據實測與模擬結果進行綜合分析，KEK團隊擬定靜電加速器活化判定流程如圖6所示，若設施僅用於加速器質譜分析(AMS)、成份分析、粒子誘發X射線分析(PIXE)、Rutherford背散射分析(RBS)等非核反應實驗，則無需考慮活化問題，整體可歸為非活化區；若設施用於中子生成或核反應實驗，則靶材(target)、射束管(beam duct)、法拉第杯(Faraday cup)、狹縫(slits)等直接受射束照射組件需視為活化物；加速器主體、真空槽、屏蔽牆與建築結構，即使在最高能量(20 MV)條件下，其⁶⁰Co與¹⁵²Eu放射性活度仍低於MDA，可判定為非活化材料區域。

2. 同步加速器：

至2020年底，日本共有8座運轉中的同步加速器設施，其中5座設施(含KEK-PF與SPring-8)在射束損失區域均測得劑量率高於背景值，主要為不鏽鋼管材的活化，測得核種包括⁴⁶Sc、⁴⁸V、⁵¹Cr、⁵²Mn、⁵⁴Mn、⁵⁶Co、⁵⁷Co、⁵⁸Co、⁵⁷Ni等，其半化期皆少於一年。

在混凝土部分，由於同步輻射設施多為大型建築，研究團隊以蒙地卡羅法評估混凝土中長半化期核種(⁶⁰Co與¹⁵²Eu)在長期運轉下的活化量。以HiSOR、UVSOR與SPring-8為例之3座設施進行運轉30年之模擬，混凝土放射活度仍極低，通常低於MDA，顯示建築結構之活化可忽略不計。另外5座設施的實測結果顯示，牆面無熱點，以KEK-PF為例，雖模擬顯示中子產率較高，但經分析實際取樣的混凝土岩芯中，僅檢出天然放射性核種。

在金屬部分，若除役時仍可量測到高於背景之劑量率，該材料應列為活化物處理；反之，未直接受射束照射之金屬組件(如磁鐵支架、控制盤等)，可視為非活化材料。另，次級射束線(Secondary Beamline)僅傳輸光子(X射線)，不會導致活化。

綜上所述，KEK團隊擬定同步加速器活化判定流程如圖7所示，同步加速器之主要結構，包括混凝土隧道、實驗區域與遠離主射束的金屬設備，均可在除役時判定為非活化區域。

3. 粒子設施：

截至2022年3月，日本共有25座運轉中之粒子治療設施，其中包括：重粒子治療設施6座；同時使用質子與重粒子之設施1座；質子治療設施18座(含11座同步加速器、5座迴旋加速器與2座同步迴旋加速器)。不同類型加速器設施(迴旋或同步迴旋型質子設施、同步型質

子設施、重粒子設施)因射束能量、運作方式與射束損失特性等差異，其活化程度亦不同，KEK團隊依據不同類型設施，擬定活化判定流程分述如下：

a. 迴旋或同步迴旋型質子設施(圖8)

- 混凝土：加速器室內熱中子通量率 10^3 至 $10^5\text{ cm}^{-2}\text{ s}^{-1}$ ，減速器(degrader)附近熱中子通量率較高但分布均勻，僅局部可能產生輕微活化，接近解除管制限值，需進一步評估。旋轉臂與治療室熱中子通量僅 10^0 至 $10^2\text{ cm}^{-2}\text{ s}^{-1}$ ，可判定為非活化。
- 金屬：射束損失點可用劑量計掃描定位，根據LaBr₃能譜分析顯示，主要核種為⁴⁸V、⁵¹Cr、⁵²Mn、⁵⁴Mn、⁵⁶Co、⁵⁷Co、⁵⁸Co(皆短半化期)。減速器材料(Be、C、Al)僅產生短半化期核種，如⁷Be(53天)、²⁴Na(15小時)，僅²²Na(2.2年)具稍長半化期。若測得劑量率高於背景值之物件，均應視為活化材料。在加速器室中非直接受射束照射之組件(磁鐵基座、電源盤、控制盤)列為潛在活化物，但旋轉臂與治療室組件可視為非活化材料。

b. 同步型質子設施(圖9)

- 混凝土：評估結果顯示，加速器室、旋轉臂及治療室內的混凝土均可判定為非活化材料，尚未觀察到因射束損失或中子照射造成的活化。
- 金屬：主要活化核種同迴旋或同步迴旋型質子設施，半化期均小於一年。若測得劑量率高於背景值的物件，均應視為活化材料。未直接受射束照射的金屬組件，如磁鐵基座、旋轉臂、電源裝置與控制面板等，因位於加速器主體外部，皆可判定為非活化材料。

c. 重粒子設施(圖10)

- 混凝土：經評估後，加速器室、旋轉臂及治療室內之混凝土皆被判定為非活化材料。
- 金屬：生成核種與質子設施類似但活度更低，僅短半化期核種可檢出。凡測得劑量率高於背景值的物件，均應視為活化材料。未直接受射束照射的金屬組件，如磁鐵基座、旋轉旋轉臂結構、電源與控制面板等，若位於加速器主體以外，則可判定為非活化材料。

本章提及各設施之活化判定，綜整如表7所示。

(三) PET迴旋加速器(PET Cyclotron)案例

第三章以PET迴旋加速器(PET Cyclotron)為具體範例，說明在除役過程中，如何針對建築混凝土與主要金屬組件(磁鐵軛與銅線圈)進行活化量測與判定。在混凝土量測部分，分為2個步驟：

1. 預先量測：於運轉期間，建議使用金箔活化法(gold foil activation method)來測定混凝土表面熱中子通量分布，以間接推估活化程度與分布。建議儘可能取得此資訊，因其對後續輻射量測與取樣位置選定具重要參考價值。此外，於除役規劃前，可先採取混凝土樣品並進行 γ 射線能譜分析，例如：從牆面表層剝取混凝土樣品，研磨成粉末後以HPGe進行 γ 能譜分析，以了解主要核種及其比活度。

2. 輻射量測：以鑽芯取樣方式取得混凝土樣本，進行 γ 能譜分析，以獲得放射性核種的組成與深度分布，並使用閃爍輻射偵檢器量測混凝土表面之劑量率及分布，以確定是否可歸類為IFB。實例中使用的偵檢器為1吋CsI閃爍偵檢器(TAC T-SP2特製規格)，如圖11所示，其鉛遮罩厚4.5 cm、重16 kg，可使背景影響降至2%以下，量測時探頭需緊貼牆面量測，並劃分網格進行量測。由於閃爍偵檢器 γ 量測無法區分核種，因此需依是否已知核種組成來進行處理，若核種比活度組成已知，可以 ^{152}Eu 與 ^{60}Co 為代表核種，由已建立之劑量率-比活度曲線，以實測淨劑量率推算其比活度；若核種比活度組成未知：以 ^{152}Eu 作為保守代表核種，因其劑量率常數小於 ^{60}Co ，並考量比例因數進行活度修正。

為建立背景劑量率，於同棟建築中未活化區域之混凝土表面，在相同屏蔽條件下多次量測並取平均值作為背景劑量率，並計算出3倍標準差(3σ)上限值，作為背景偵測上限，再利用事先已建立之劑量率-比活度曲線，可藉此求出對應 3σ 背景上限之比活度。若考量所有組成核種的貢獻後，總比活度加上 2σ 測量不確定度仍低於解除管制標準，則可判定該樣品符合 IFB 條件。在實務執行上，若實測之淨劑量率低於背景值的 3σ 上限，即可視為符合上述條件，並判定為 IFB。若判定為活化區，應依鑽芯所得深度分布決定除污深度，移除污染後再次以閃爍偵檢器量測，以確認是否已充分除污，若仍高於判定值，需再度除污。

在金屬部分，體積較大的磁鐵軛為主要量測對象，並經評估確認 ^{60}Co 為代表核種。量測前，應先移除可能影響結果的附屬設備，如靶箱、真空腔體、冷卻管路及電源線等，以確保量測值準確。量測方法與混凝土活化量測相同，於磁鐵軛表面使用具鉛屏蔽(厚度4.5公分以上)之閃爍偵檢器量測劑量率，並在表面劃設等距約20公分的網格，以具有屏蔽之探頭緊貼網格進行劑量率量測。若因結構限制無法以此條件進行量測，應將磁鐵軛拆解或切割後再行量測，以避免偵測死角。背景量測應於未活化之獨立房間進行，並保持與待測物相同的屏蔽條件，地面鋪設10公分厚鉛磚作為底部屏蔽，並將偵測器與鉛遮罩置於其上，重複多次測量以取得平均背景劑量率，並計算3倍標準差(3σ)，以此作為背景上限值。金屬之非活化(IFB)判定方式與混凝土相同，若考量所有組成核種的貢獻後，總比活度加上 2σ 測量不確定度仍低於解除管制標準，且磁鐵軛表面之淨劑量率低於背景 3σ 上限，即可判定為非活

化材料。若某區域經評估確認為已活化，則該部分須予以移除，移除作業應採切割或拆解方式進行，並確保重新評估的區域至少為直徑15公分、厚度2公分，此為閃爍偵檢器的有效偵檢範圍。除污作業完成後，應再次以相同儀器進行量測，以確認除污效果，若測得劑量率仍高於判定標準，表示活化部分未完全去除，應再次進行除污作業，直至量測值符合非活化(IFB)判定標準為止。

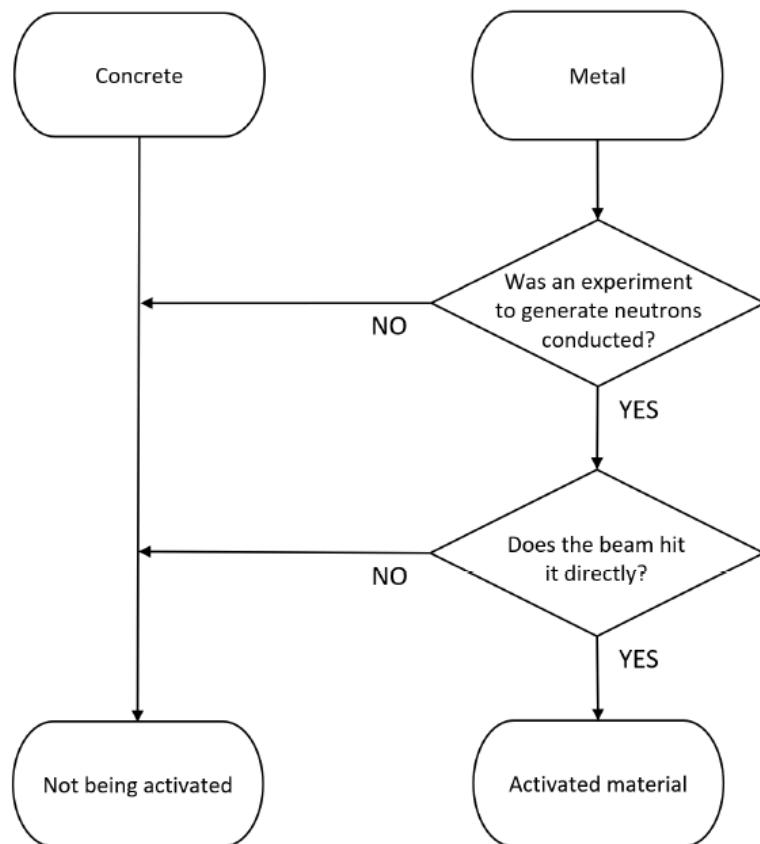


圖 6、靜電加速器活化判定流程^[6]

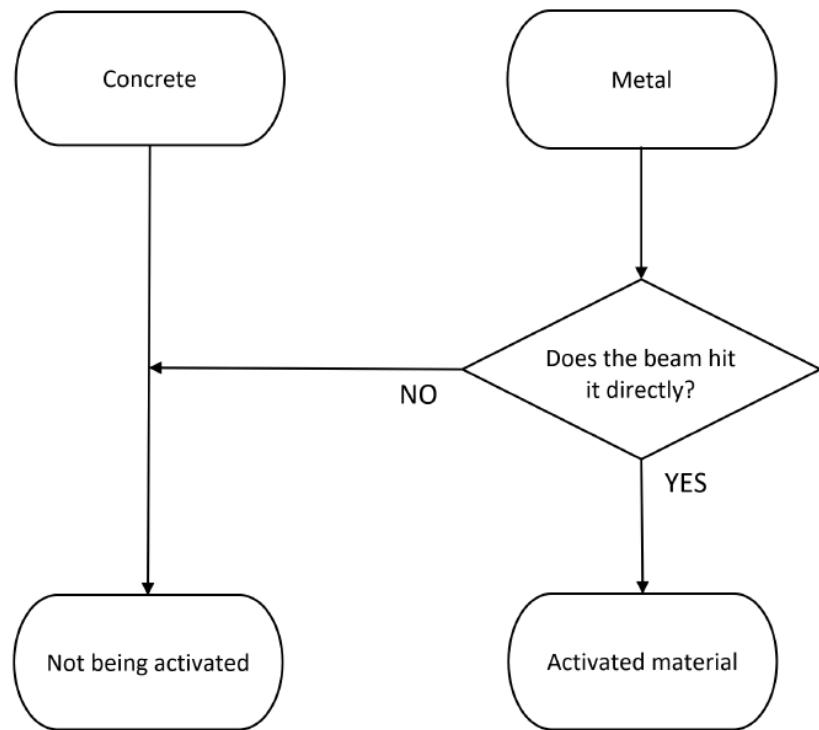


圖 7、同步加速器活化判定流程^[6]

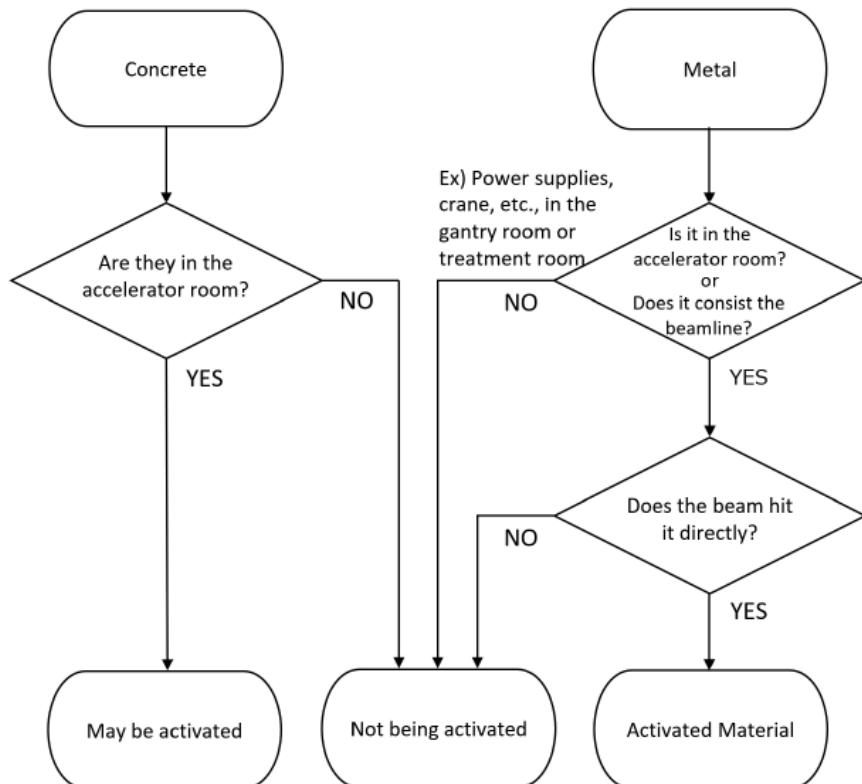


圖 8、迴旋或同步迴旋型質子設施活化判定流程^[6]

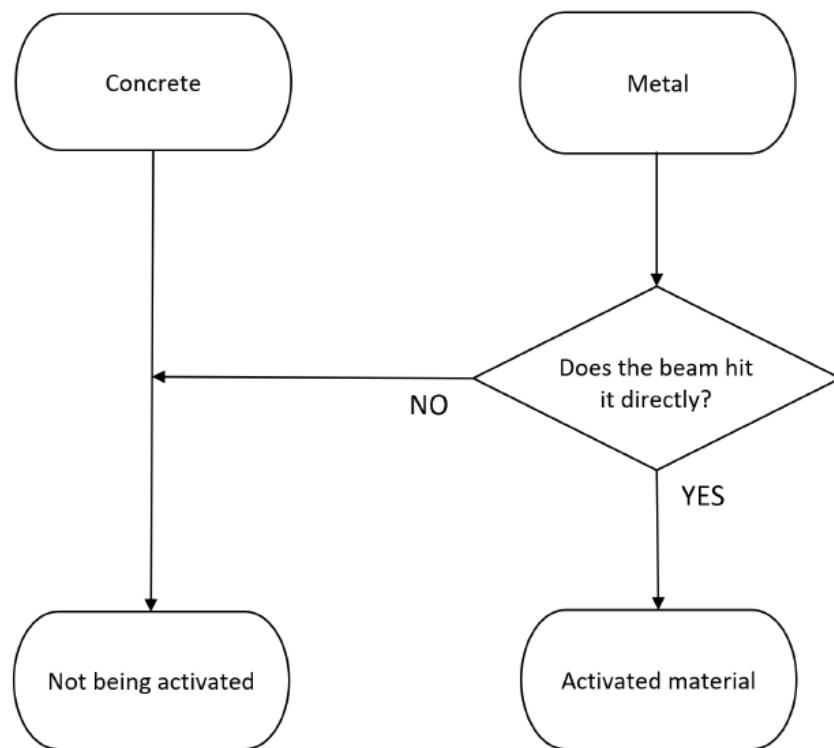


圖 9、同步型質子設施活化判定流程^[6]

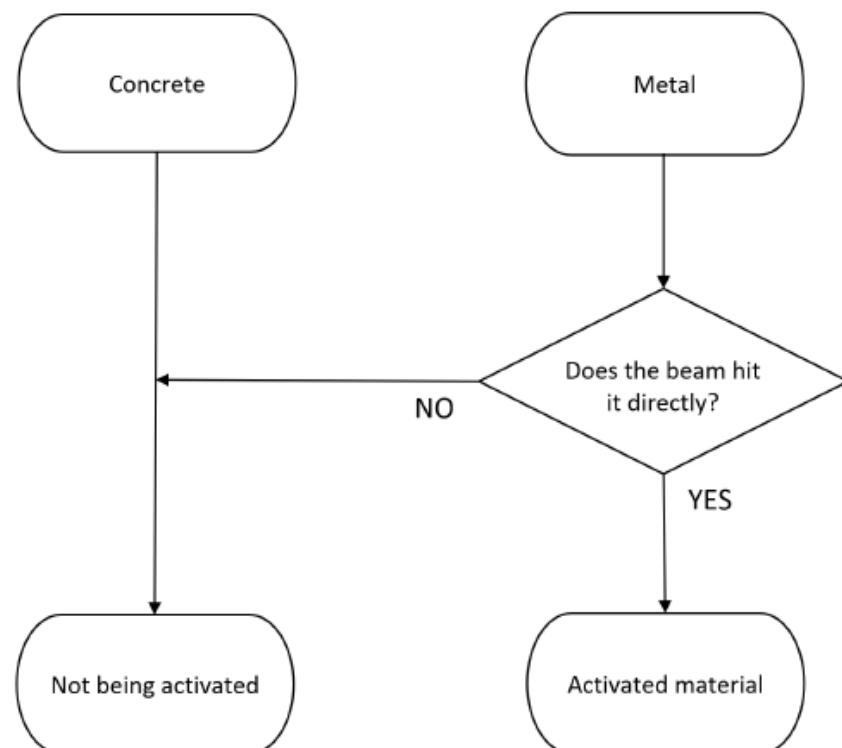


圖 10、重粒子設施活化判定流程^[6]

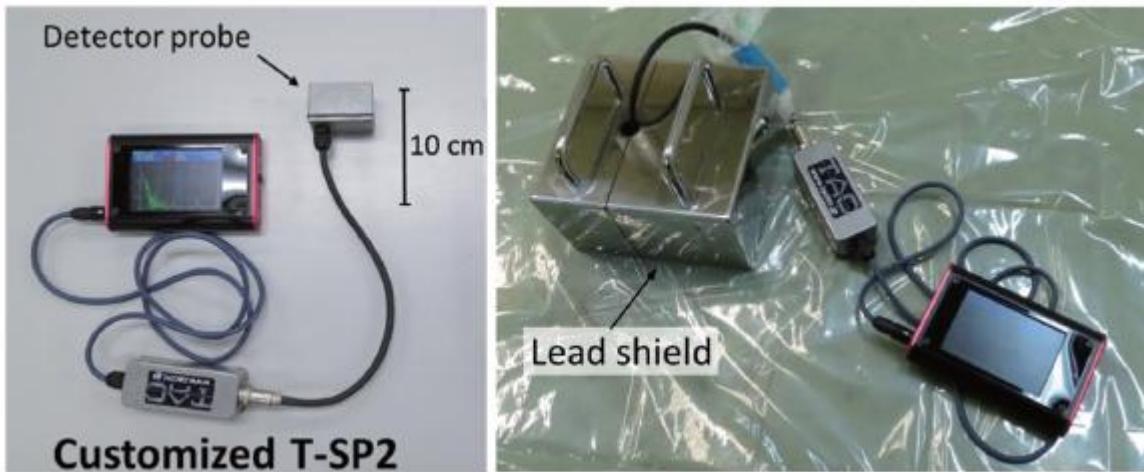


圖 11、CsI閃爍計數器(TAC T-SP2特製規格)^[6]

表 7、靜電加速器、同步加速器、粒子設施之活化判定^[6]

| 設施種類 | 建築混凝土 | 受射束直接照射之金屬 | 未受射束直接照射之金屬 |
|--------------------------|--------------------------------|------------|-------------|
| 靜電加速器設施 (未產生中子) | 判定為非活化材料 | 判定為非活化材料 | 判定為非活化材料 |
| 靜電加速器設施 (產生中子) | 判定為非活化材料 | 活化材料 | 判定為非活化材料 |
| 同步輻射設施 | 判定為非活化材料 | 活化材料 | 判定為非活化材料 |
| 重粒子治療設施 | 判定為非活化材料 | 活化材料 | 判定為非活化材料 |
| 質子治療設施 (同步型) | 判定為非活化材料 | 活化材料 | 判定為非活化材料 |
| 質子治療設施 (迴旋或同步迴旋 型) | 加速器室：可能活化 其他區域：判定為非 活化材料 | 活化材料 | 判定為非活化材料 |

肆、心得及建議事項

本次參加第七屆亞太放射化學研討會獲益良多，除蒐集國際最新放射性分析之研究趨勢與技術發展外，並與各國專家進行技術交流，針對各項議題，彙整以下心得與建議，分述如下：

1. 亞太放射化學研討會(APSORC)每四年舉辦一次，為放射化學、環境輻射分析，及設施除役技術等領域的重要國際會議。會議除主題演講與分場論文發表外，亦設有壁報交流時段，提供與各國研究學者討論與技術交流的機會。本次會議議題涵蓋放射化學、分析技術、環境輻射監測、生物遷移行為、輻射劑量評估，及加速器除役等面向，內容廣泛且具前瞻性。建議我國可定期派員參加，以掌握國際最新研究方向與技術發展動態，並促進國際合作與經驗交流。
2. 利用吸附劑與 β 能譜法之 ^{90}Sr 快速分析技術，相較傳統需等待 $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ 達平衡的 β 分析方法，可大幅縮短分析時間，顯示該技術在時效性與現場緊急應變上具有優勢。此技術適用於核事故後環境樣品之快速放射性評估及除役作業中高風險區域樣品之初步篩檢。建議國內推動建立環境樣品或生物樣品之快速 ^{90}Sr 分析技術，此將有助於應用於核安緊急應變、海域監測與除役核種分析等領域，提升我國放射性核種分析能力與事故應變效率。
3. 傳統鹼性電解濃縮法，可有效降低氚分析的MDA，惟所需時間較長，且電解過程中產生之氫氣與氧氣混合，於密閉或通風不良之空間操作有一定程度之風險，而膜電解濃縮技術相較傳統鹼性電解法，具操作安全、速度快、回收率高等優點。建議國內持續推動相關氚電解濃縮技術研發，以提升海洋監測中氚濃度檢測的靈敏度與精確度。
4. 國際間已逐步發展以ICP-MS/MS進行放射性核種分析的技術，除可精確量測核電廠擦拭樣品極低濃度之 ^{129}I 外，亦能應用於事故發生時之體內劑量快速評估，包含銅系元素(如Am、Pu、U)與 ^{90}Sr 等難測核種之定量分析。此技術具有靈敏度高與分析時間短等特性，能大幅縮短樣品處理與檢測流程，對於放射性事故後之劑量評估及除役樣品分析均具應用價值，建議國內推動ICP-MS/MS放射性核種分析技術之建立，強化我國在核事故緊急醫療、除役分析及環境輻射監測等領域之技術能力，並與國際最新研究趨勢接軌。
5. 氚於環境中的監測及其於海洋中的擴散模式已受廣泛重視，國際間之相關研究亦持續推展，產出更為完整之監測資料與科學數據。建議我國持續推動海域輻射監測、海洋擴散模擬、生物系食物鏈傳遞與輻射劑量評估技術發展，以強化我國監測數據庫之完整性，並精進放

射性物質海域擴散及輻射劑量評估模型的本土化應用與模擬準確性。

6. 日本KEK發布之《加速器設施除役活化量測與評估手冊》(KEK Report 2024-5)，提出以「與背景無法區分(IFB)」為概念的活化判定流程，並依加速器類型區分建築混凝土與金屬組件之活化測定與判定標準。此方法已應用於日本加速器除役評估中，確保過程具一致性與科學依據。建議我國設施經營者在進行加速器除役作業時，可參考國際作法，建立系統化的活化評估與量測程序，避免因評估資訊不足而使潛在活化物外釋至環境中，確保除役作業之輻射安全。

參考文獻

- [1] M. Saito, et. al. “Enrichment reliability of solid polymer electrolysis for tritium water analysis,” Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 275(2), 407-410 (2008).
- [2] 陳清江，氚水的輻射度量與監測。輻射防護簡訊，164，3-7 (2021)。
- [3] APSORC25 Program book, JNRS (2025).
- [4] J. Zeng, et. al. “Public dose assessment for Yangjiang nuclear power plant effluents: A multi-media numerical model of tritium transport in the South China Sea,” Journal of Environmental Radioactivity, 286 (2025).
- [5] V. Maderich, et. al. “The POSEIDON-R compartment model for the prediction of transport and fate of radionuclides in the marine environment,” MethodsX, 5, 1251–1266 (2018).
- [6] H. Matsumura, et. al. “KEK Report 2024-5: Manual for Measurement and Determination of Activation for the Decommissioning of Accelerators,” (2024).