

# 『太魯閣環境敏感區域持久性毒物之 生態風險評估計畫(三)』

成果報告書

受委託者：國立東華大學

研究主持人：蘇銘千

研究助理：陳羿孜、王琮源、范烝榕、

Dalibor Mičák、嚴之君、張駿之

太魯閣國家公園管理處委託辦理計畫

中華民國 103 年 12 月

本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見

太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(三)

## 目次

目次.....	I
圖次.....	III
表次.....	V
摘要.....	VII
第一章 緒論 .....	1
第一節 研究目的與內容流程 .....	2
第二節 研究方法 .....	5
第三節 進度說明 .....	7
第二章 文獻分析 .....	9
第一節 重金屬污染對生物體內重金屬濃度之影響 .....	9
第二節 大氣汞長程傳輸 .....	12
第三章 研究發現 .....	15
第一節 2014 年持久性毒物環境流布調查 .....	16
第二節 歷年持久性毒物環境流布調查綜合分析 .....	23
第三節 生物暴露評估探討-以鳥類為例 .....	36
第四節 污染流布地圖 .....	42
第五節 長程傳輸污染物監測規劃 .....	47
第六節 國家公園生態風險管理系統 .....	50
第四章 結論與建議 .....	53
第一節 結論 .....	53
第二節 建議 .....	56
附錄一、「太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(三)」期中審查會議紀錄	59
附錄二、「太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(三)」期末審查會議紀錄	61
附錄三、期中及期末審查會議審查結論問題與回覆 .....	63
參考資料.....	65



## 圖次

圖 1 研究流程圖 .....	4
圖 2 研究範圍及樣區示意圖 .....	5
圖 3 國內、外案例之鳥羽平均重金屬含量 .....	10
圖 4 聯合國全球汞循環示意圖 .....	13
圖 5 現場調查及採樣紀錄 .....	15
圖 6 2014 年現耕地與廢耕地土壤中平均重金屬含量 .....	18
圖 7 2014 年南湖大山、羊頭山土壤重金屬含量 .....	19
圖 8 2014 年合歡農場與蓮花池底泥重金屬含量 .....	20
圖 9 2014 年大禹嶺、合歡農場植物重金屬含量 .....	21
圖 10 2014 年動物體重金屬含量-肝 .....	22
圖 11 2014 年動物體重金屬含量-腎 .....	23
圖 12 太魯閣國家公園環境敏感區域環境監測調查分區示意圖 .....	24
圖 13 2010~2014 年太魯閣環境敏感區土壤平均重金屬比較 .....	26
圖 14 2010~2014 年農地土壤重金屬含量比較 .....	27
圖 15 西寶農地土壤重金屬含量比較 .....	28
圖 16 高海拔山區土壤重金屬含量比較 .....	29
圖 17 2010~2014 年太魯閣環境敏感區底泥平均重金屬比較 .....	30
圖 18 2010~2014 年太魯閣環境敏感區植物平均重金屬比較 .....	31
圖 19 2010~2014 年西寶、合歡山區植物平均汞、砷比較 .....	31
圖 20 2010~2014 年大、小型哺乳動物肝、腎重金屬平均濃度比較 .....	33
圖 21 2010~2014 年小型哺乳動物全體、肝、腎重金屬平均濃度比較 .....	33
圖 22 粉紅鸚嘴不同鳥羽部位重金屬平均濃度比較 .....	34
圖 23 高海拔環境敏感區之汞流布 .....	35
圖 24 鳥類的三種暴露途徑 .....	38
圖 25 太魯閣國家公園重金屬污染流布地圖 .....	43
圖 26 西寶慣行與有機耕地重金屬流布地圖 .....	44
圖 27 太魯閣國家公園高海拔山區汞污染流布地圖 .....	46
圖 28 整合資源永續與環境治理為目標之國家層級生態風險管理系統 .....	51



## 表 次

表 1 重金屬與多環芳香族化合物檢測項目與方法彙整表.....	6
表 2 工作進度規劃表 .....	8
表 3 各案例之研究時期、樣區及代碼對照 .....	10
表 4 全球主要區域與國家人為大氣汞年排放量 .....	14
表 5 2014 年樣本種類及數量 .....	16
表 6 2014 年動物樣本分析對照表 .....	22
表 7 四種假設情境之控制因子 .....	39
表 8 四種情境的每日暴露劑量試算結果 .....	40
表 9 四種情境的危害商數試算結果 .....	41
表 10 全球長程傳輸污染物監測系統彙整 .....	49



## 摘要

關鍵詞：重金屬、環境流布、長程傳輸、生態風險評估

### 一、研究目的

本研究以太魯閣國家公園環境敏感區為主要研究區域，主要目標為調查、監測持久性毒物於生態系之循環、宿命與傳輸狀況。工作內容包含：(1) 調查汞於生態及環境中之流布，持續增加長程傳輸污染物之流布地圖資料庫；(2) 依據重金屬在環境流布成果，以鳥類為例進行暴露評估及危害商數計算，建立生態風險評估步驟內容與風險計算；(3) 持續廢耕地與現有農地之環境監測，比較其環境風險，探討國家公園農業發展與生態保育之影響；(4) 規劃長程傳輸污染物監測計畫，與既有國內長程傳輸監測計畫之整合，建立國際研究合作溝通管道與規劃長期合作內容；(5) 應用歷年生態風險評估結果，發展生態風險管理系統，研擬國家公園生態保育與管理措施。

### 二、重要發現

綜合歷年調查結果，經比較全區之狀況，可明顯看出汞在高海拔地區之分布情形類似，具有一致性的趨勢，且與現耕地濃度相近，由於高海拔山區鮮少人為活動進行，現地污染之影響可予以排除，此結果符合本研究假設長程傳輸為高海拔汞之主要貢獻來源。

比較動物體重金屬分析結果，整體來說，鎘、鉻、汞主要累積於腎，銅、鋅則在肝有較高濃度，此外除銅、鋅、砷以外之其他重金屬濃度以小型動物高於大型動物，與研究假設大型動物因生物累積及放大作用應可測得較高重金屬濃度之結果不符，可能為大、小型樣本數差異所致，未來應再增加動物體樣本數以消弭特別個體所占比重過多之影響。此外，鳥類暴露評估結果顯示，依本研究歷年調查土壤、植物中平均重金屬濃度之現況，並未對粉紅鸚嘴有立即為害，但環境中重金屬繪持續累積，因此仍須進行長期監測。

由歷年結果來看，有機農地之鉻、銅濃度高於慣行農地，慣行農地則在鋅及汞明顯有較高濃度，其餘金屬在有機與慣行農地之含量相近，整體來說兩者差異不明顯。另與花蓮環保

局調查西寶農地土壤重金屬之結果進行比較，雙方在各金屬之濃度雖有些許差異但不明顯，可能為分析方法不同及樣本數差異所致，不影響兩者分布趨勢具一致性，顯示本研究之檢測結果為可信且經多年持續累積數據更能反應當地土壤重金屬流布情形。

綜合本研究歷年調查結果及污染流布地圖所呈現之地理區位比較，顯示高海拔汞來源明顯由大氣長程傳輸所貢獻，可能來源為東南亞及中國沿海工業所造成；而農地重金屬污染主要為現地及區域來源，可能由交通、農業機具、農業資材、環境用藥及生活廢棄物所造成。整體而言，污染地圖的繪製除將污染物環境流布狀況以地理分佈呈現，也將複雜之文字敘述及統計數據轉化為簡單具體的圖像形式說明，且其應用可結合生態風險評估，對於國家公園建置生態環境管理辦法、策略提供明確的方向。

依據園內污染物流布調查與生態風險評估成果，顯示園內高海拔地區內明顯受長程傳輸影響，特別是多環芳香烴（PAHs）與汞（Hg）為國際關切之持久性污染物建立太魯閣規劃長期監測計劃，持續長程傳輸污染物的環境介質與生物介質監測研究，並建立具體政府資料庫，作為決策參考。

### 三、主要建議事項

綜合歷年研究成果提出以下事項，建議由太魯閣國家公園管理處主辦、國立東華大學協辦。立即可行且為中長期之建議事項包含(一) 進行長期之生態與環境監測；(二) 擬訂農地管理策略；(三) 持續進行生態風險評估；(四) 規劃長程傳輸污染物監測計畫；(五) 建立生態風險管理系統。

## ABSTRACT

Key words : Heavy metals, Environmental distribution, Long-term transmission, Ecological risk assessment

Base on the results of initial research studies, shows the environment and ecosystem in of Taroko National Park have been affected by pollutants resulted from agricultural activities. But in the high altitude area, pollutants resulted from long-range transmission is the main factor. Therefore, the objectives of this study are (1) to investigate the long-range transmission of persistent pollutants in the Taroko National Park, and (2) to develop ecological risk management model of persistent pollutions in the terrestrial environment. Summarizing the findings of 5-years study (2010-2014) reveals that : (1) the distribution of lead and mercury in farmland and high altitude are similar, and the concentration of chromium, copper, and zinc in farmland soil are higher than altitude area, ; (2) the pollution maps developed base on the heavy metals measurement results, which shows high altitude area is the main settlement area of pollutants which resulted by long-range transmission may come from the industries in East Asia and China. In future study, it is strongly suggested to : (1) continue long-term monitoring of concerned pollutants in ecosystem and environment ; (2) strengthen the monitoring and management of agricultural land ; (3) design the long-term monitoring program of pollutants long-range transmission ; (4) develop the ecological risk assessment and management system.



## 第一章 緒論

1986 年太魯閣國家公園成立並劃設為生態保護區後，大規模農耕及不斷湧入的遊客等人為活動，對國家公園之生態系與環境造成之衝擊不可忽視。上述活動所造成之各類污染物，會隨著大氣傳輸與水系之流布作用進而影響棲地環境與生物，造成生物累積及環境蓄積之長期影響。綜合 2010~2013 年研究調查結果，經比較全區之狀況，可明顯看出鉛於各處農場及高海拔地區之分布情形類似；鉻、銅、鋅 3 項重金屬在農場測得之濃度高於高海拔地區，而汞則在高海拔地區各點均明顯高於農場，且於高海拔具有一致性的趨勢，由於高海拔山區除休閒登山、生態研究等活動外，鮮少人為活動進行，因此可排除現地污染之影響，證實本研究假設『高海拔為汞長程傳輸之重要不可忽視之事實』，並作為本研究篩選汞作為討論污染物長程傳輸之依據。

根據歷年環境介質監測與生物樣本分析結果，篩選關切污染物為鉛及汞，且高海拔地區生態風險初步可篩選 (1) 中、大型哺乳動物之鉛或汞生態風險，或 (2) 小型哺乳動物之汞生態風險。以既有生態風險評估模式為基礎，發展界定長程傳輸污染物 (鉛或汞) 之污染源與受體關係，山羌為園內保育類動物，且基礎資料相較其他動物完整，因此以山羌為受體，觀察其生態習性，受鉛或汞暴露影響以食入為最主要途徑，且土壤為最重要暴露介質，底泥僅在飲水時可能有機會攝入，列為非主要之來源，但並不予以排除。整合近年研究成果，運用 Google Earth 繪圖工具 GE-Graph (v 2.2.21) 製作太魯閣國家公園園區內之污染地圖，呈現比較不同地理位置之污染物濃度及關聯性，結果指出太魯閣高海拔地區為長程傳輸之主要沉降區，且高海拔汞來源明顯為大氣長程傳輸，與國際長程傳輸之理論及結果吻合，可能來源為東亞及中國大陸之工業所造成，而農地重金屬污染來源為現地及區域來源，可能由交通、農業機具或農藥及環境衛生用藥所造成。

歷年研究結果顯示於太魯閣國家公園建立污染物長程傳輸之測站及環境生態風險評估應為當務之急，且可於國際長程傳輸研究發展，提出台灣對國際合作之貢獻，因此本年度研究除持續累積長程傳輸污染物資料，亦配合污染物流布地圖與區域地理及氣象之特殊性，提供規劃測站建置點之建議。

## 第一節 研究目的與內容流程

本研究以太魯閣國家公園區內環境敏感區為主要之研究區域，主要目標為調查、監測持久性毒物-汞於生態系之循環、宿命與傳輸狀況，並期以此調查、監測結果，建置生態風險管理計畫，並提供污染物長程傳輸測站建置點規劃之建議。

因此，本研究目的包含蒐集、分析國內外有關汞對生態系統造成影響之既有公開資料，其結果可為本研究計畫之參考；於太魯閣國家公園中所選定之環境敏感區域進行現場調查、採樣等方式，針對環境敏感區域進行污染物傳輸途徑分析及生態風險評估研究，評估生物篩選以初級和二級消費者為主，持續由廢耕地與現有農地之環境監測工作，探討國家公園農業發展與生態保育之影響。

綜合上述之內容，本研究針對太魯閣環境中汞之調查，預期目標如下：

1. 收集國內既有之資料結合太魯閣歷年之汞流布調查資料界定範疇，以長程傳輸污染物之生物暴露評估現況探討，建立生態風險評估步驟內容與風險計算。
2. 規劃國家公園中汞於生態及環境中之流布為研究調查主軸，持續增加長程傳輸污染物之流布地圖資料庫。
3. 應用歷年生態風險評估研究結果，研擬國家公園生態保育與管理之措施。

由於本研究規劃為太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估第三年研究計畫；第一、二年已完成全面調查分析各種重金屬（鋅（Zn）、銅（Cu）、鉛（Pb）、鎘（Cd）、鉻（Cr）汞（Hg）及砷（As））在環境中之流布現況，並建置國家公園持久性毒物之長期監測計畫，且已完成問題界定，作為未來生態風險評估之依據。今年度除持續進行持久性毒物之環境流布監測，並依前二年之研究成果，顯示於太魯閣國家公園建立長程傳輸及環境生態風險評估之測站應為當務之急，且可對國際長程傳輸研究發展，提出台灣對國際合作之貢獻，因此今年研究計畫除持續累積長程傳輸污染物資料，並由污染物流布地圖與區域地理及氣象之特殊性，提供規劃測站建置點之建議。此外，立即可行且為中長期之建議事項包含(一) 進行長期之生態與環境監測；(二) 持續進行生態風險評估、建立生態風險管理系統；(三) 規劃長程傳輸合作計畫；(四) 持續農地為環境監測。

根據前二年之研究結果，本年度以高海拔地區為主要之監測樣區，持續進行環境流布調查，並收集生態系長期研究之資料，探討往昔太魯閣國家公園地區之狩獵、農耕及旅遊等人為活動所產生之持久性毒物對生態系及其棲地生物之影響。主要之工作內容為：

1. 持續進行長期之生態與環境監測；本年度重點為汞於生態及環境中之流布為研究主軸，持續增加長程傳輸污染物之流布地圖資料庫。
2. 賡續辦理生態風險評估；依據 102 年度重金屬在環境流布成果，長程傳輸污染物之生物暴露評估現況探討，建立生態風險評估步驟內容與風險計算。
3. 廢耕地與現有農地之環境監測，比較其環境風險，探討國家公園農業發展與生態保育之影響。
4. 規劃長程傳輸污染物監測計畫，著眼與既有國內長程傳輸監測計畫之整合，提出國際合作之計畫，建立國際研究合作溝通管道與規劃長期合作內容。
5. 應用歷年生態風險評估研究結果，研擬國家公園生態保育與管理之措施。

本研究流程設計如圖 1 所示，研究流程之規劃係依據上述之研究內容預期實施之順序並應用各工作內容之結果整合而成。

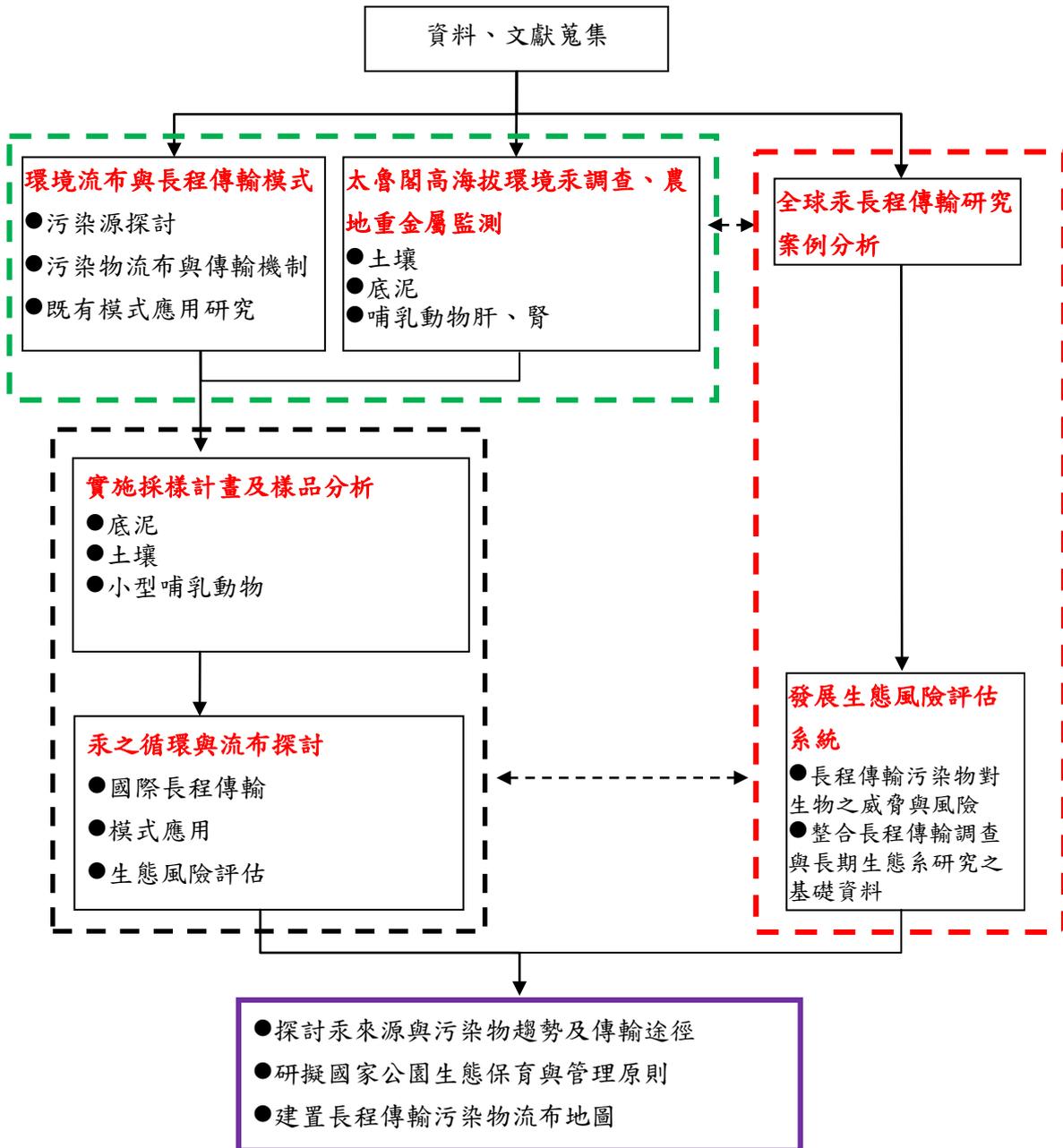


圖 1 研究流程圖

## 第二節 研究方法

為達成前述研究目標與確實執行研究內容，本研究規劃研究範圍(圖 2)以高海拔地區為主要監測樣區，進行環境流布分析之調查，並藉由廢耕地與現有農地之環境監測調查、分析環境中之汞流布。採樣原則上以環境介質之土壤、底泥與哺乳動物為主，並規劃高海拔區域之土壤、底泥主要分析項目為汞，農場(現耕農地及廢耕地)則以鉛、鋅、銅、鎘、鉻為主要監測污染物，各類樣本含生物體之分析項目則考量樣本來源、數量及狀況再做調整；且為能區分長程傳輸之影響，高海拔地區可作為長程傳輸之主要調查區，現耕地與廢耕地之調查規劃以前二年之共同調查區域為主，並與歷年監測結果做比較，探討其流布與變化趨勢。同時本研究亦與其他生態系長期研究計畫合作，共同採集代表性生物，進行動物體持久性毒物累積之研究。

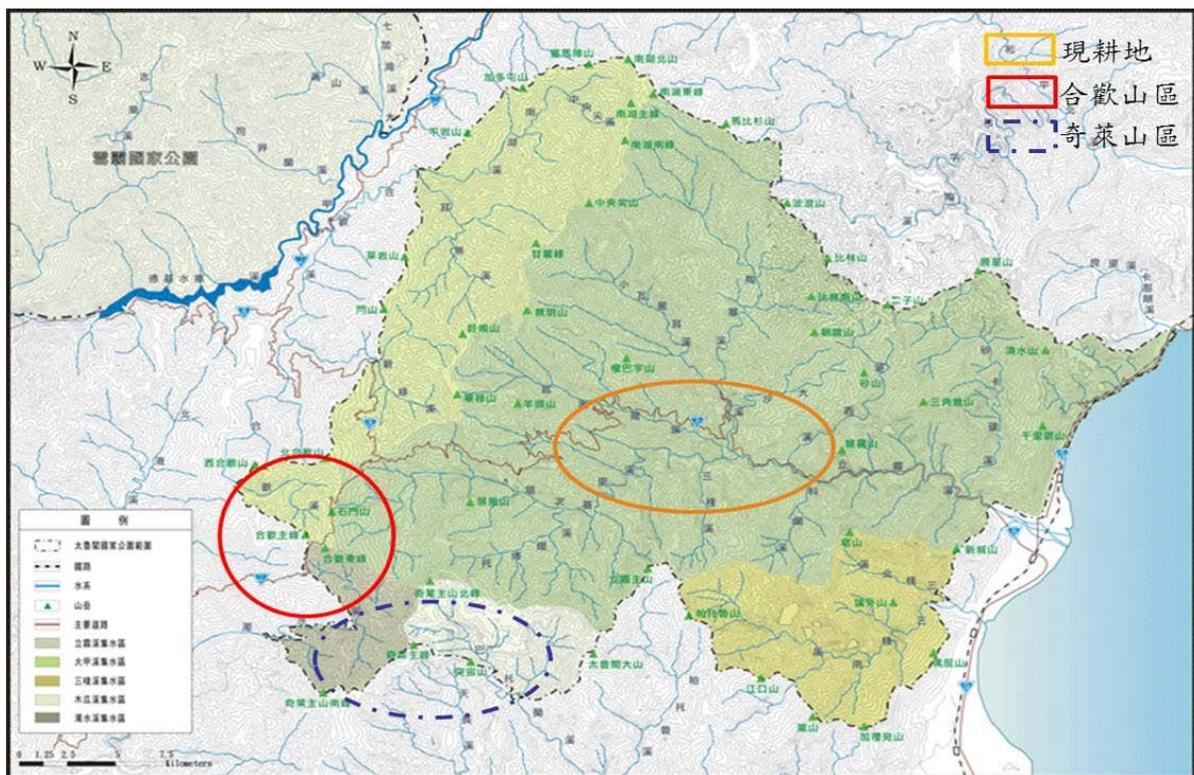


圖 2 研究範圍及樣區示意圖

資料來源：太魯閣國家公園網頁 (2014)

## 壹、採樣計畫書

本計畫於採樣前完成確認人員名單、採集證申請與天候狀況配合等事宜。其他如樣品分類統計及裝箱、樣品標籤預備、採樣儀器及統計數量等步驟均依規劃之執行標準流程實施。土壤採樣依循環保署公告之「土壤採樣方法」(NIEA S102.62B)，利用採樣鏟(Hand-held shovel)及土鑽採樣組(Hand-held auger)，於樣區以簡單隨機法採表土(地表下 0~15 公分)、裏土(地表下 15~30 公分)保存於採樣袋中攜回實驗室，沉積物則以專用採樣管轉運至實驗室立即分層後儲存，所有容器依公告之品保品管方式預先準備。採樣時以照相方式紀錄採樣樣品與現場狀況，採樣紀錄包含現場紀錄之衛星定位座標與現場位置或狀況說明。

## 貳、分析方法

本研究計畫中分析項目依樣本類型分為環境介質及生物類，各項分析均優先採環保署已公告之環境及生物分析方法(如表 1)。本研究計畫中所採集之土壤/底泥樣本，經冷凍乾燥及過篩前處理後，汞分析方法則採用冷蒸氣原子吸收光譜法(M317.02C)，其他重金屬(鉛、鋅、銅、鎘、鉻)分採王水消化(S321.63B)/酸消化法(R353.00C)分析；動物體汞分析與土壤檢測法相同採冷蒸氣原子吸收光譜法，其他重金屬(鉛、鋅、銅、鎘、鉻)則遵循魚介類酸性消化總則—熱板消化/元素分析(C303.02T)。

表 1 重金屬與多環芳香族化合物檢測項目與方法彙整表

介質	項目	檢測方法
土壤	鉛、鋅、銅、鎘、鉻	土壤中重金屬檢測方法—王水消化(S321.63B)
	汞	固體與液體樣品中總汞檢測方法—熱分解汞齊原子吸收光譜法(M318.01C)
底泥	鉛、鋅、銅、鎘、鉻	污泥及沉積物中重金屬檢測方法—酸消化法(R353.00C)
	汞	固體與液體樣品中總汞檢測方法—熱分解汞齊原子吸收光譜法(M318.01C)
動物體	鉛、鋅、銅、鎘、鉻	魚介類酸性消化總則—熱板消化/元素分析(C303.02T)
	汞	固體與液體樣品中總汞檢測方法—熱分解汞齊原子吸收光譜法(M318.01C)

資料來源：本研究彙整自行政院環境保護署環境檢驗所。

### 參、品保與品管

樣本於採樣現場均依環保署公告之方法(NIEA W102.50A)，以 4°C 保存及運送，並在規定時限內送回實驗室進行化學分析，若無法及時分析則先冷凍保存，樣品保存前應先確認樣品上之標示為清楚且正確，並依規定密封及保存，使用正確、適當之容器，於樣品接收單上詳細記錄，如樣品之保存、運送方式均符合規定，樣品再予以保存、冷藏，並同時記載保存日期及時間，由負責人員簽名以示負責。完成上述工作後，樣品應立即進行分析。檢驗人員進行分析時，均應記錄分析之時間，所使用之樣品編號、數量及分析項目等資料，以利於日後作為品保追蹤上之依據。

### 第三節 進度說明

依據研究內容之主軸，規劃執行工作進度下表 2 所示，2 次計畫進度查核點分別為期中及期末報告。本年度研究計畫執行狀況符合預定規劃內容與進度，完成之中、高海拔環境調查與環境介質、植物採樣，及由太管處及其他合作研究團隊提供之生物樣本，均依實驗規劃進行處理作業與分析，並將分析結果與持久性毒物循環、環境宿命與傳輸之研究資料進行彙整與探討；運用風險評估模式，利用已發表的暴露劑量、攝食率(FIR)、毒性參考值(TRV)等各項參數結合本研究的環境監測結果，評估高海拔地區的危害商數(HQ)，作為長程傳輸污染物之生物暴露評估現況探討，建立生態風險評估步驟內容與風險計算；另整合歷年監測結果，比較現耕地與廢耕地環境中持久性污染物分布之現況，分析其環境風險。



## 第二章 文獻分析

### 第一節 重金屬污染對生物體內重金屬濃度之影響

環境中持久性污染物對生物之影響，本研究歷年已彙整污染物經大氣長程傳輸及哺乳類動物受重金屬污染影響等案例，今年續由中國、臺灣及巴西等研究，彙整國內、外鳥類重金屬污染相關案例，及美國 2 個國家公園受汞長程傳輸影響之案例，探討環境污染物來源、對生態系統之影響，瞭解人類活動、環境與生態系間之相互關係。

#### 壹、鳥類重金屬研究案例

鳥類重金屬污染案例，包含中國、巴西及臺灣 3 地之研究(表 3)。中國的研究樣區位於黑龍江省牡丹江市內之工業區，其產業以橡膠、化工、水泥、機械、木材加工、化學纖維及紡織等為主，呂尤等人(2008)利用麻雀僅侷限於各自範圍內覓食及繁殖之特性，將分別棲息於工業區與綠化區的麻雀兩相比較並以同屬牡丹江市的綠化區為對照。而 Brait & Antoniosi Filho (2011)將巴西的戈亞尼亞(Goiânia)樣區，預先分為位於高人口密度與高交通流量區域的市民廣場和位於中人口密度與中交通流量區域的動物園，而位於東南部地區的雅塔伊(Jataí)樣區則位於低人口密度與低交通流量的中央區域，此兩區域的主要人為活動屬性有極大之差異，戈亞尼亞(Goiânia)為大都會區，具高人口密度與交通流量，而雅塔伊(Jataí)以農業及畜牧業為主要的經濟來源，人口密度相對較低。臺灣案例的研究樣區則包括陳玄暉(2008)以鄰近彰濱工業區的彰濱海岸為樣區，與傅文翔(2009)調查台中市的中港交流道下方，以及張智堯(2012)探討高屏地區之高雄市與屏東縣各鄉鎮之鳥類受重金屬污染之情形。這三個樣區的選擇除探討土地利用特性不同、環境差異及人為發展的影響。避免單一個案無法具體考量各項影響因子的可能關係與衝擊。

依風險評估之預防原則，本研究於此僅探討各案例最具污染趨勢的樣區之結果(圖 3)，彰濱(TW-1)的案例中，其上游之工業區結構，以金屬製品產業為大宗，其次為紡織、機械設備、塑膠及食品製造等，該研究於沿岸的員林大排、和寶溪口、萬興排水口及王功漁港附近進行黑腹濱鵝的繫放作業，將其分析結果與其它案例相較之下，發現其胸羽中所反映出的鉛、

鎘、鉻、銅及鎳含量皆明顯高於其它案例之結果，尤以銅的差異最甚，表示該地可能受到鄰近地區相當程度的重金屬污染影響；而中港交流道(TW-2)的案例以鷺科的幼鳥作為研究對象，利用其尚未具有移動能力，仍需親鳥餵食的條件下，較能夠準確呈現出當地的污染情形；該案例的鋅含量高達 382.71 ppm，推測可能與上游金屬製造及電鍍業所排放之廢水有關。

表 3 各案例之研究時期、樣區及代碼對照

年	樣區	編碼	物種	分析項目
2006	中國/牡丹江市	CHN	麻雀	Pb、Cd、Cu
2006	巴西/Goiânia, Jataí	BRA	野鴿	Pb、Cd、Cr、Cu、Zn、Fe、Mn
2006~2007	臺灣/彰濱海岸	TW-1	黑腹濱鶉	Pb、Cd、Cr、Cu、Ni
2007~2008	臺灣/中港交流道	TW-2	小白鷺、夜鷺及黃頭鷺	Pb、Cd、Cr、Cu、Zn、Ni、As
2009~2011	臺灣/高屏地區	TW-3	黑鳶	Pb、Cd、As、Hg

資料來源：本研究彙整

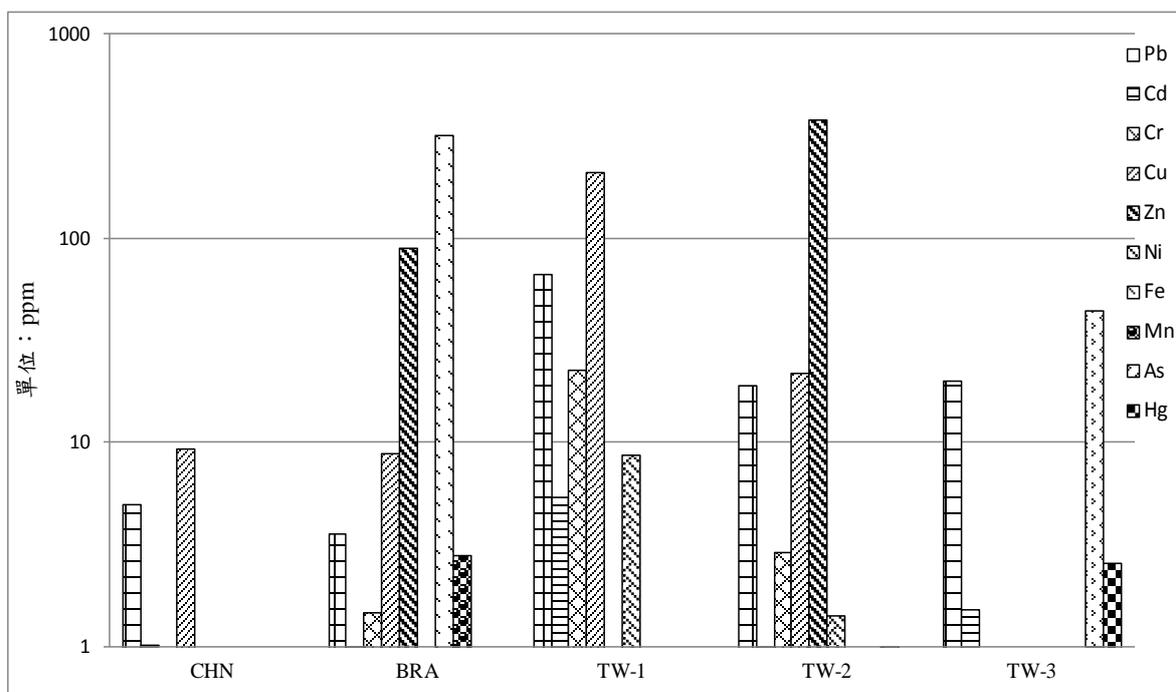


圖 3 國內、外案例之鳥羽平均重金屬含量

## 貳、汞長程傳輸污染研究案例

長程傳輸污染物為國際間研究、監測的重點，其原因即為其會隨著大氣懸浮微粒傳輸、沉降至遠距離外的地區，並對當地造成影響。1979 年被聯合國教科文組織列入世界遺產的沼澤地國家公園(Everglades National Park, ENP)，位於美國佛羅里達州南部，其面積廣大、動植物資源豐富。然而，隨著鄰近都市發展、肥料使用及汞污染等，致使當地生態系統遭受威脅。近年來，雖有研究報告指出沼澤地生物群的汞含量已急遽下降，然而甲基汞熱點(hot spots)依然存在。Rumbold *et al.*(2008)針對於沼澤地國家公園北區之甲基汞熱點覓食的 3 種食魚野生動物物種-白頭鷹(bald eagle, *Haliaeetus leucocephalus*)、木鸛(wood stork, *Mycteria americana*)、與大白鷺(great egret, *Ardea albus*)，進行甲基汞暴露之風險評估，其中木鸛為瀕危物種，而白頭鷹則為受威脅物種。暴露評估所需參數來源，除來自相關文獻衍生之參數，並包含 60 隻鱸魚(*Micropterus salmoides*)、60 隻翻車魚(*Lepomis spp.*)及 3 個食蚊魚混合樣本(*Gambusia holbrooki*)測量之組織濃度。此外，該研究利用蒙地卡羅方法進行每日攝取之甲基汞估算風險，並與文獻衍生之效應閾值比較。結果指出白頭鷹、木鸛及大白鷺分別有 98%、100%及 99%的機率，面臨超過可接受劑量的汞暴露；此外，暴露於超出最低可觀測不良效應(lowest-observed-adverse-effect level, LOAEL)的可能性在白頭鷹、木鸛及大白鷺分別為 14%、56%及 19%。該研究案例並與其他研究結果比較，顯示沼澤地國家公園生物群的有機汞含量與其他美國境內已知的甲基汞熱點相似甚至更高，且認為大氣沉降為生物汞利用之主要來源。雖然該研究並未進行生物效應之評估，然而從文獻所提供之參數及實際樣本量測之汞濃度進行汞之暴露風險模擬與計算結果，及其他相關研究調查提供之佐證，指出提高的汞濃度亦對其他生物受體帶來不可接受之風險。

另一有關汞長程傳輸污染研究，以美國明尼蘇達州的 VOYAGEURS 國家公園為樣區，其環境特徵為包含多個小型內部湖泊及濕地，水域大部分被森林所覆蓋，土壤層薄且有前寒武紀基岩露出為其特點，該地平均年降雨量約為 68cm，且一年中有長達 5~6 個月的時間湖泊為冰所覆蓋。由於其內部多個湖泊中的 game fish 甲基汞濃度遠高於保護人體健康的標準，引發 Winer *et al.* (2006)評估國家公園內部湖泊中汞的大氣及地質來源之重要性，與確認食物網之甲基汞污染變化與生態系統相關之因素。經調查、分析底層基岩、土壤與 5 個湖泊的沉

積物岩心，顯示汞之地質來源很小，幾乎所有土壤汞來源為大氣沉降，且分析結果亦指出 90 年代湖泊沉積物所累積的汞大部分(63%±13%)來自人類活動。該研究並藉由分析當地重要捕食魚類-黃鱸 yellow perch ( *Perca flavescens*)( 1-year-old)，比較其總汞濃度和各湖泊湖水中甲基汞濃度的差異，反映生態系統過程的作用，與影響微生物生產及甲基汞豐富度的變數，以評估食物網中污染物的傳輸。

在此兩項案例中，我們可發現環境污染不再侷限於工業發展、都市等地區，即便是提供保護性的自然環境，維持特殊的自然景觀與生物多樣性的為國家公園，也會因大氣長程傳輸作用而遭受汞污染，影響園內生態系統的運作，這也吻合本研究歷年於太魯閣國家公園環境敏感區域的監測成果，於高海拔山區可測得之汞濃度高於中海拔人為活動頻繁之農耕區域，說明針對污染物質之管理與監測不應只僅侷限於現地，也應考量跨境污染物對園區環境、生態系統之可能危害，雖然本研究目前所測得之汞濃度並未達到立即對環境、生態系造成危害的程度，但隨著工業的持續發展、污染物排放增加，增添污染物隨大氣長程傳輸沉降累積於國家公園園區內之可能性，值得管理單位以預防性原則及早擬訂因應措施與策略，以降低未來受污染物影響之衝擊。

## 第二節 大氣汞長程傳輸

國際上之汞長程傳輸研究成果，最具代表性為聯合國 2010 年汞長程傳輸報告。根據報告說明，汞在全球循環模式、途徑及各類機制如圖 4 所示，其中汞在全球大氣中約為每年 28 Mmol 的動平衡量；大氣中乾、濕沉降分布則佔 14~29 Mmol，為主要機制；人為排放每年約 11.3~16.9 Mmol。該報告根據地球氣象資料分析北、南半球之氣象變化與循環，推論說明長程傳輸受高層西風之影響，且西向東之傳輸遠較北-南之機制為重要，氣旋發生較多的東亞及太平洋西邊則是主要污染物長程傳輸之發生源。而國內發表研究結果(Sheu *et al.*, 2010)也顯示台灣鹿林山所監測的平均氣態汞之背景濃度為 1.5-1.7 ng/m<sup>3</sup>，此結果接近聯合國報告與 Slemr *et al.* ( 2003)及 Kim *et al.* (2005)等研究結果。但超過 25%的 5 分鐘平均監測結果則達 2.07 ng/m<sup>3</sup> 顯示台灣明顯受到區域或在地的土壤蒸發、界面層空氣、長程傳輸影響較明顯。

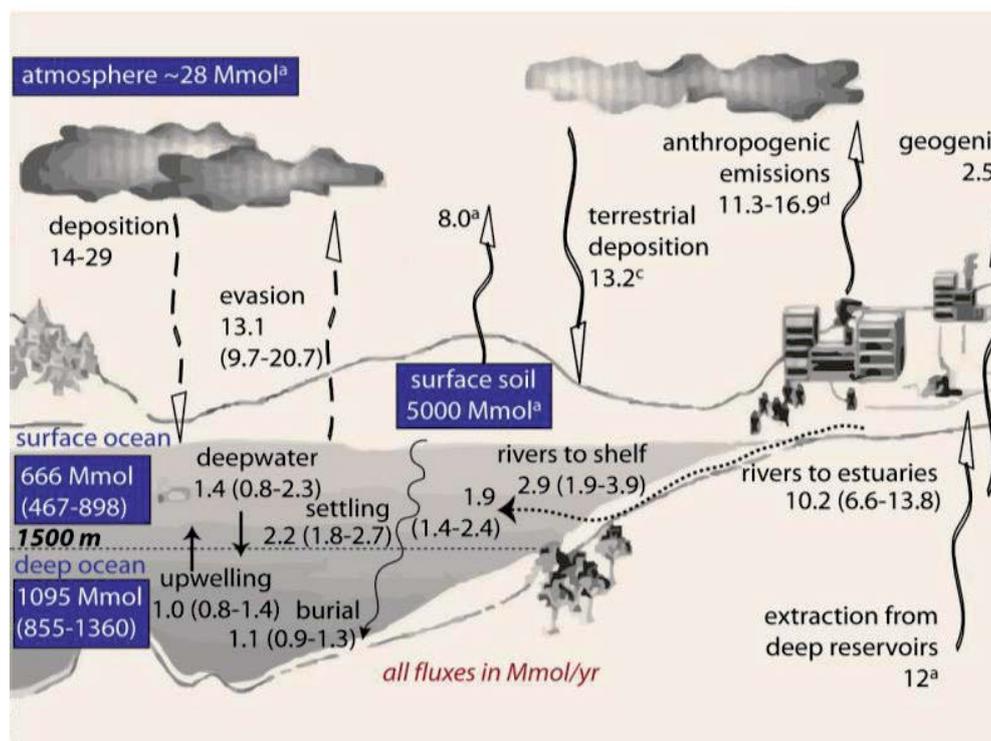


圖 4 聯合國全球汞循環示意圖

資料來源：引用自 Pirrone and Keating (2010)

根據林能暉等人(2011)執行環保署專案研究計畫之報告，鹿林山大氣背景測站監測 2006 年 4 月至 2011 年 10 月間，各大氣汞物種平均濃度(±標準差)分別為 GEM: 1.69(±0.35) ng m<sup>-3</sup>，RGM: 20.11(±16.35) pg m<sup>-3</sup>，PHg: 3.06(±4.61) pg m<sup>-3</sup>。其中 GEM、RGM、PHg 分別代表氣態元素汞(Gaseous Elemental Mercury, GEM)、活性氣態汞(Reactive Gaseous Mercury, RGM，即氣態二價汞)與顆粒汞(Particulate Mercury, PHg)。GEM、RGM 與 PHg 平均各佔總大氣汞濃度的 98.65%、1.17%與 0.18%，所以 GEM 是最主要的大氣汞物種，RGM 次之，而 PHg 所佔比例最低，但相對標準差(relative standard deviation, RSD；即標準差與平均值的比值，以百分比表示)數據顯示，RGM(81%)與 PHg(151%)濃度變化的程度高於 GEM(21%)。而 PHg 則為土壤、底泥、植物與動物中汞的主要來源。

另外報告中也整理全球主要區域與國家人為大氣汞年排放量(摘自 Pirrone *et al.*, 2010)如下表 4 所示。顯示亞洲的中國與印度為全球的超過 36%的排放量，因此台灣位處壓週高層西

風影響區且太魯閣的 3,000 公尺以上高海拔區域，更為值得長期監測，探討其汞長程傳輸之影響範圍。

表 4 全球主要區域與國家人為大氣汞年排放量

	SC	NFMP	PISP	CP	CSP	MP	GP	WD	O	T	Reference year
S. Africa	32.6	0.3	1.3	3.8	0.0	0.0	0.3	0.6	1.3	40.2	2004
<b>China</b>	<b>268.0</b>	<b>203.3</b>	<b>8.9</b>	<b>35.0</b>	<b>0.0</b>	<b>27.5</b>	<b>44.7</b>	<b>14.1</b>	<b>7.6</b>	<b>609.1</b>	<b>2003</b>
<b>India</b>	<b>124.6</b>	<b>15.5</b>	<b>4.6</b>	<b>4.7</b>	<b>6.2</b>	<b>0.0</b>	<b>0.5</b>	<b>77.4</b>	<b>7.5</b>	<b>240.9</b>	<b>2004</b>
Australia	2.2	11.6	0.8	0.9	0.0	0.0	0.3	0.2	0.6	16.6	2005
Europe	76.6	18.7	0.0	18.8	6.3	0.0	0.0	10.1	14.7	145.2	2005
Russia	46.0	5.2	2.6	3.9	2.8	0.0	4.3	3.5	1.5	69.8	2005
N. America	65.2	34.7	12.8	15.1	10.3	0.0	0.0	13.0	1.7	152.8	2005
S. America	8.0	13.6	1.8	6.4	2.2	0.0	16.2	0.0	1.5	49.7	2005
Total	623.2	302.9	32.8	88.6	27.8	27.5	66.3	118.9	36.4	1324.3	
Rest of the World	186.8	7.1	10.4	147.1	135.1	27.5	333.7	68.5	28.2	939.4	2006
Total	810.0	310.0	43.2	235.7	162.9	50.0	400.4	187.4	64.6	22319.7	

資料來源：摘自 Pirrone and Keating (2010).

### 第三章 研究發現

本研究現場調查及採樣進度符合預期規劃，今年度已完成太魯閣中、高海拔地區，含括現耕農地(西寶、洛韶)及高海拔環境敏感區(大禹嶺、合歡山、合歡尖山等地)之土壤、植物樣本蒐集與調查工作，調查、採樣現況如圖 5。除延續歷年之環境污染物流布調查及分析，本研究同時蒐集、彙整國內外相關研究案例以供比較，並作為實驗設計與分析時影響因素之參考。第一節僅說明今年度污染物流布調查結果，歷年持久性毒物環境流布調查綜合分析與比較彙整於第二節；第三節以鳥羽為例，結合本研究環境重金屬調查、檢測成果，進行生物暴露評估探討；歷年環境調查結果依據樣區化分區塊，以污染物流布地圖呈現於第四節；第五節彙整國、內外已進行之長程傳輸污染物監測網內容及應用，結合本研究於高海拔山區之汞流布結果證實為大氣長程傳輸所致，提出太魯閣國家公園設置相關測站之優勢與監測規劃；第六節彙整本研究歷年各項調查、案例分析成果與文獻回顧資料，建置國家公園生態風險系統架構與管理建議原則。



圖 5 現場調查及採樣紀錄

### 第一節 2014 年持久性毒物環境流布調查

本研究依規劃於太魯閣中、高海拔地區，含括農地(西寶、洛韶)及高海拔山區(大禹嶺、合歡山、合歡尖山等地)進行土壤、底泥、植物樣本之蒐集與調查，此外，亦與其它研究團隊合作並獲國家公園管理處協助，取得路死、遭盜獵或意外死亡之動物屍體為樣本，以進一步瞭解環境敏感區域與當地生態系之間，持久性污染物分佈狀況及其造成之影響。本年度已蒐集並規劃分析之土壤(58)、底泥(2)、植物(21)及動物(20)及枯落物(3)樣本共 104 個樣本如表 5 所彙整，除今年度採集之各類樣本，亦包含 2013 年取得且於今年進行實驗分析之樣本。

表 5 2014 年樣本種類及數量

樣區	樣本種類	數量
南湖大山	土壤	3
羊頭山	土壤	5
大禹嶺	土壤	7
	枯落物	3
合歡山區	土壤	18
	植物	12
蓮花池	土壤	8
	底泥	2
	植物	7
西寶	土壤	11
	植物	2
谷園	土壤	3
洛韶	土壤	3
砂卡礑	動物體-肝與腎	20
寧安橋		
白楊步道		
布洛灣		
燕子口		
洛韶		

## 壹、 土壤

延續歷年研究計畫，藉由不同土地利用型態及海拔不同高度之樣本分析比較環境污染物分布情形之差異、來源探討，所蒐集之土壤樣本分別來自南湖大山、羊頭山、大禹嶺、合歡山區、蓮花池、西寶、谷園及洛韶。調查樣區中，谷園、西寶目前仍持續進行農業活動，合歡農場與蓮花池皆為廢耕多年的農地，南湖大山及羊頭山則以登山活動為主，而大禹嶺為中橫公路交通匯流處，且合歡山隧道口旁設有往返於梨山與豐原的客運站點，再加上常有貨車及卡車等大型車輛通行，相較於園內多數開發程度較輕微地區，其交通流量與規模較廣。

合歡農場樣區，除了未曾屬於農地用途之小湖泊周遭土壤外，廢耕農地的表土、裏土及其上所生長之艾草的根系土中鎘與鋅含量皆明顯高於其它樣區，銅含量則略低於谷園和西寶的現耕農地，其鎘含量範圍集中於 0.56 至 0.61 ppm 之間，銅含量則皆約在 50 ppm 左右，而鋅含量範圍位於 155 至 178 ppm 之間。

蓮花池屬權於 2006 年回歸國家公園後，便已結束所有農耕活動，本研究團隊於蓮花池尚為中水位的狀態下採樣，以四分法方式，將蓮花池湖泊均等分為 4 個區塊，分析其周圍 4 處樣點之表土，所呈現出之結果，顯示其湖泊北端，除了鎘以外，其它所累積的鉛、鉻、銅及鋅皆明顯高出其它 3 處樣點，尤以鉻和鋅為更甚者，而北端的砷和汞含量皆稍高於西側，推測可能是由於北端為最鄰近兩山巒間風口和廢耕農地的主要位置，重金屬物質以往藉由農耕活動所施用的肥料與殺蟲藥劑累積於當地，並逐漸擴及鄰近地塊，且該地相較於四周山巒，屬於低窪地區，重金屬物質亦透過周遭的地表逕流、中間流及地下水流而流布並匯集該處。

研究彙整目前已完成分析之土壤重金屬結果，圖 6 以各樣區之平均濃度說明現耕地與廢耕地之重金屬流布現況，可明顯看出即便已廢耕多年之農地(合歡農場、蓮花池)亦能監測到昔日農業活動所輸入之重金屬，說明農耕行為所施用之肥料、殺蟲劑、除草劑等，其所含有之重金屬持續累積於環境中。大禹嶺之鉛含量為最高，推測其為交通樞紐且車輛往來頻繁，交通運具所排放之廢氣應為影響該地鉛含量較高之因素；西寶與谷園之鉻平均濃度分達約 57 ppm 及 43ppm，為所有樣區測得之最高與次高值，但此筆分析因西寶樣數較少，無法顯現代表性，於此僅列出供參考，完整之分析於下節整合歷年調查結果進行比較與說明。由往年分析結果顯示，蓮花池樣區土壤中所殘留的重金屬含量已無明顯增加趨勢，且在環保署的食用

作物農地之標準值範圍內，但久未有農業活動的合歡農場，其土壤中鋅含量卻顯現遠高於目前仍持續農耕的谷園以及西寶，鉛與鎘含量亦高於後二者。

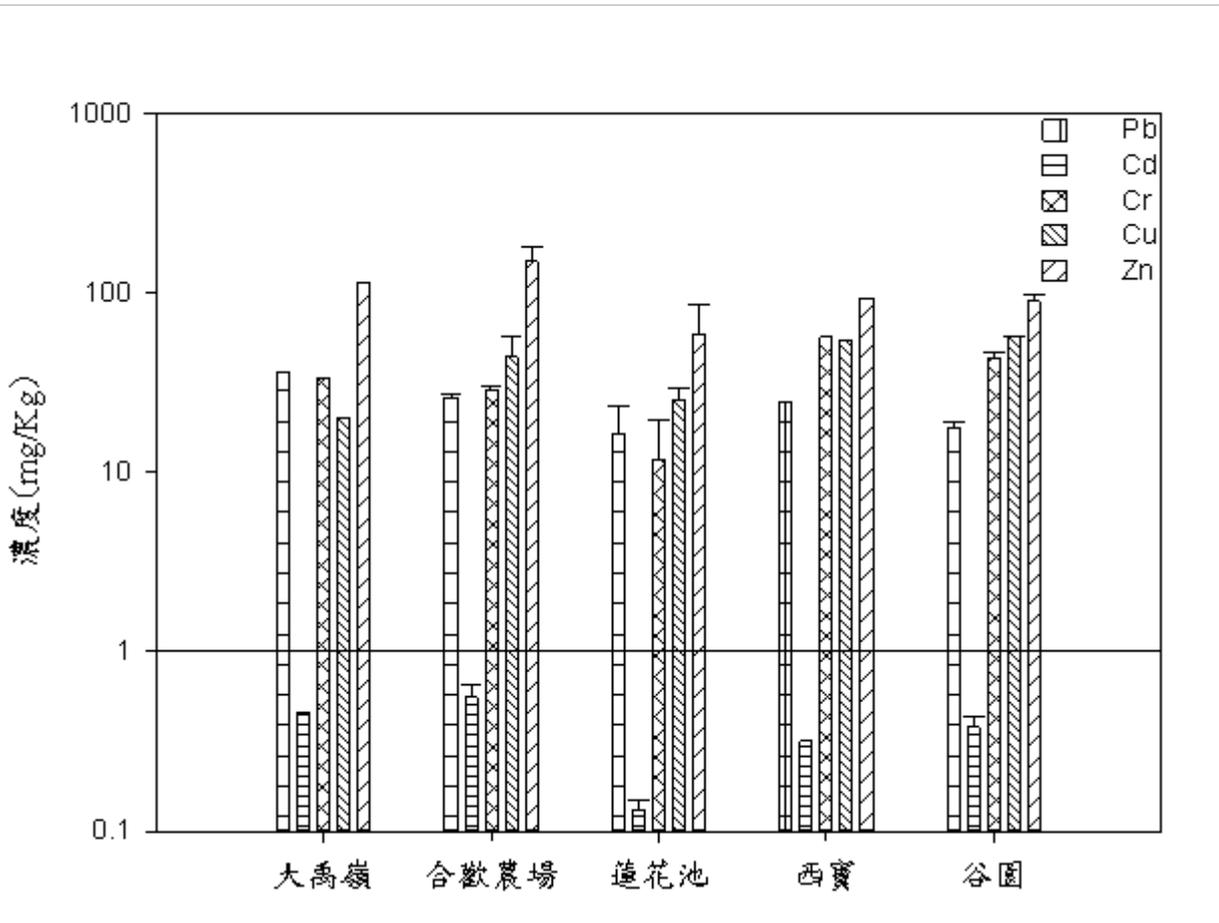


圖 6 2014 年現耕地與廢耕地土壤中平均重金屬含量

依據今年度樣本分析結果，由南湖大山及羊頭山平均重金屬濃度(圖 7)呈現高海拔山區重金屬流布情形。土壤中鉛和鋅以羊頭山東側之一處迎風面樣點最為顯著，其值分別高達 158 ppm 及 111 ppm，與其它同為高海拔地區之樣點差異極大；汞則在南湖大山山尖所測得之含量為最高。

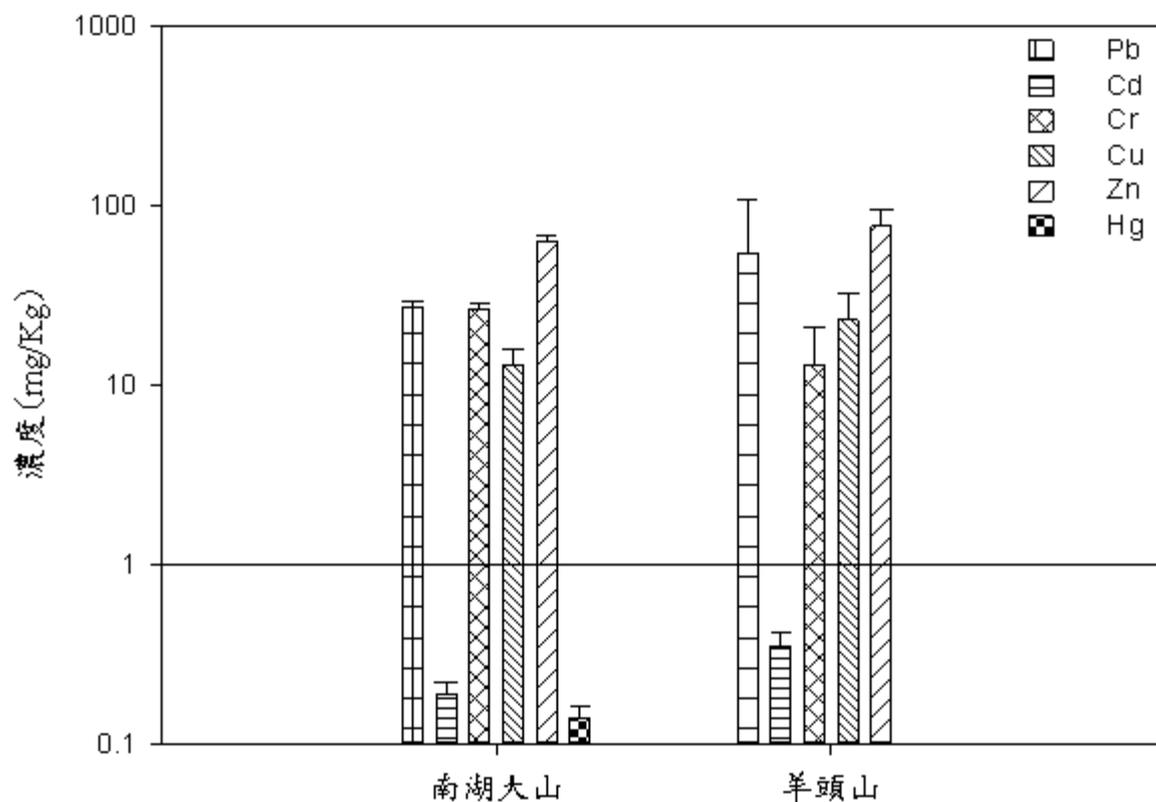


圖 7 2014 年南湖大山、羊頭山土壤重金屬含量

## 貳、底泥

本研究團隊所蒐集之底泥樣本包含合歡農場與蓮花池共計有 5 個樣本，檢測結果取平均濃度繪製如圖 8。於蓮花池樣區中，調查湖泊北端和西側之樣點，發現幾乎和土壤樣本呈現一致性的趨勢，除鎘未檢出外，其餘元素皆以北端之含量為最高，因該地位處低窪地區，重金屬可能透過周遭的地表逕流、中間流及地下水流而流佈並匯集至該處累積。

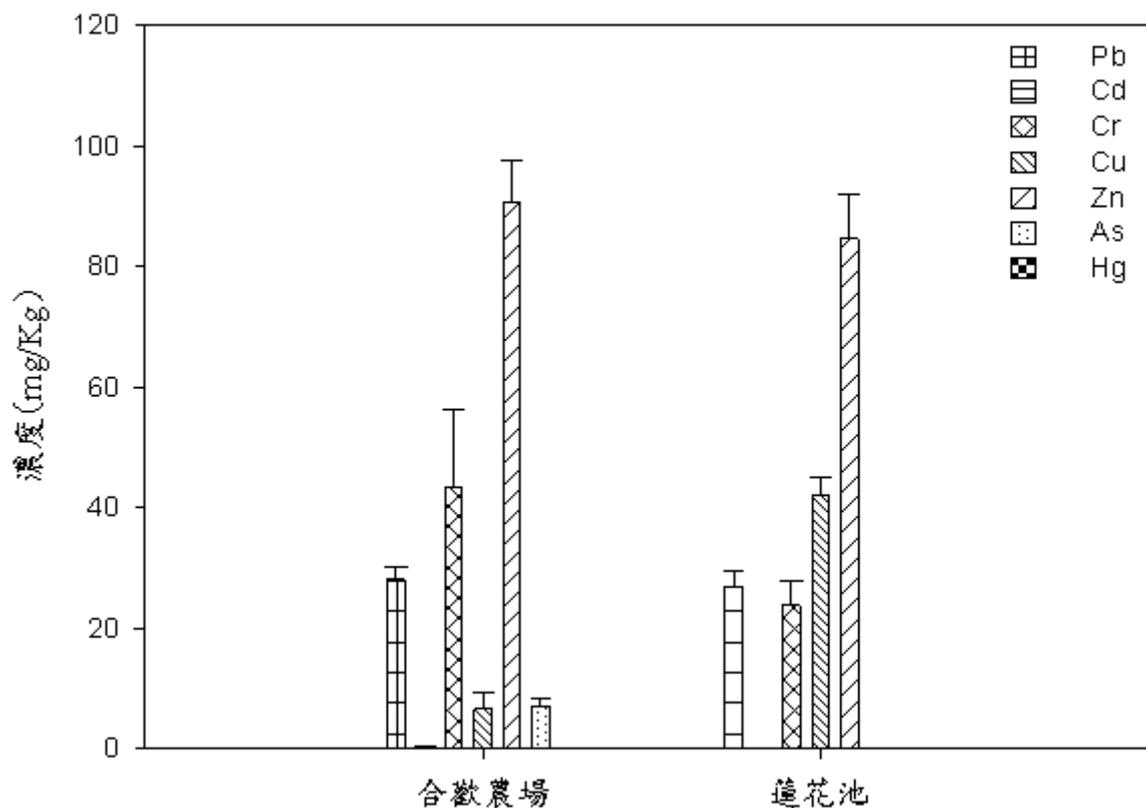


圖 8 2014 年合歡農場與蓮花池底泥重金屬含量

### 參、植物

大禹嶺和合歡農場之植物樣本皆與土壤樣本同時蒐集，藉此可探討土壤與植物中污染物之關係。大禹嶺樣點位於交通要衝的上方約七十米位置，合歡農場則屬於廢耕農地。由圖 9 可看出大禹嶺之細碎枯落物其鉛、鎘、鉻及鋅含量明顯高於莖部和合歡農場的艾草根部分，而合歡農場的艾草根部分所含之銅含量為所有樣本之最高。

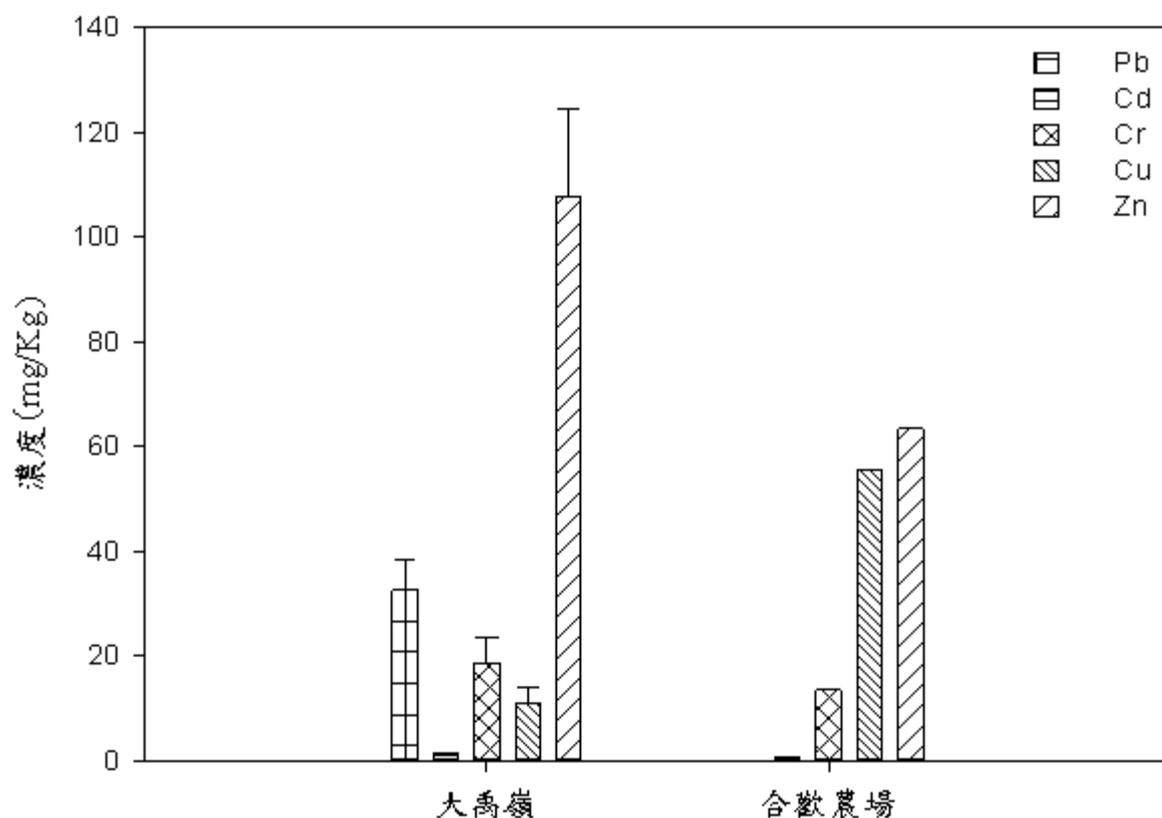


圖 9 2014 年大禹嶺、合歡農場植物重金屬含量

#### 肆、動物

本研究動物樣本皆為合作之其他研究計畫及太管處所提供，延續往年作法依據體型大小將其分為大型和小型哺乳類動物分別討論，本年度取得之生物樣本，包含長鬃山羊 1 隻、山羊 2 隻及鼬獾 3 隻如表 6 所記載，分別取其肝、腎臟進行分析，分析結果如圖 10、圖 11。其中重金屬鉛、砷皆低於偵測極限(N.D.)；鎘僅在鼬獾測得；鉻於各樣本之肝、腎中濃度分布為 4~11 mg/Kg，差異不明顯；銅於山羊之肝累積濃度高於其它，最高達 116.26mg/Kg，但各樣本中腎之銅含量差異不大；山羊與鼬獾之肝、腎中鋅含量相近，約為 30~40mg/Kg，山羊肝、腎之鋅含量則約為其它動物之 2~4 倍；汞濃度分布以動物體腎臟遠高於肝臟之累積，且鼬獾腎之汞濃度達 700~800  $\mu$ g/Kg。

表 6 2014 年動物樣本分析對照表

樣本編號	動物別	樣點	備註
TBM-14-01	長鬃山羊	砂卡噹	-
TBM-14-02	山羌	寧安橋	-
TBM-14-03	山羌	白楊步道	-
TBM-14-04	麂獾	布洛灣	-
TBM-14-07	麂獾	燕子口、洛韶	2 隻公麂獾混樣

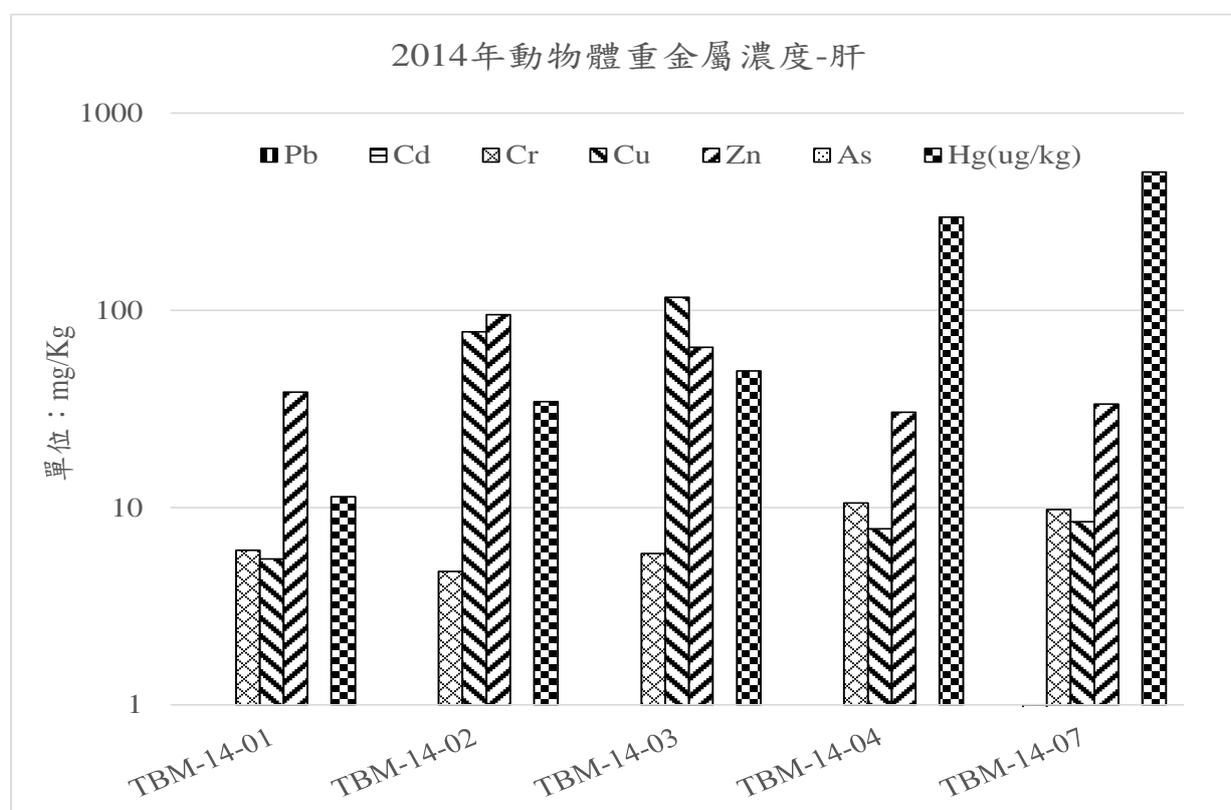


圖 10 2014 年動物體重金屬含量-肝

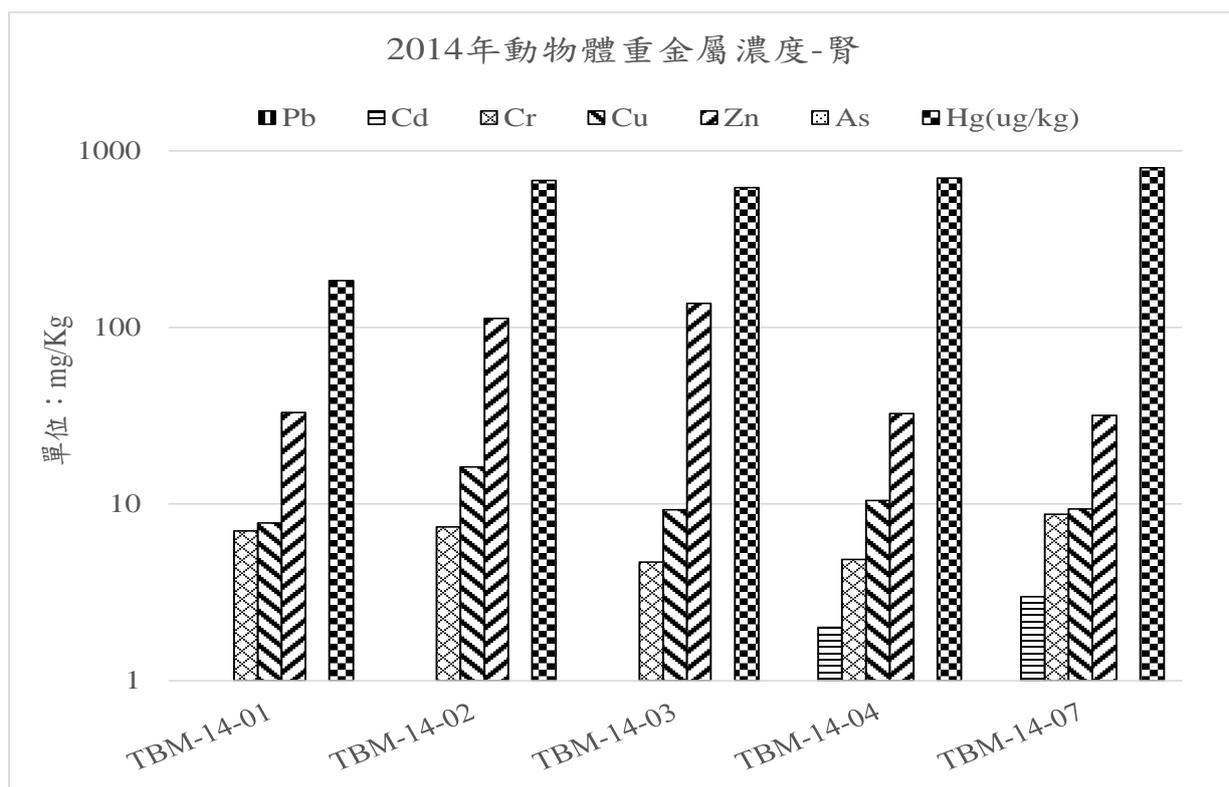


圖 11 2014 年動物體重金屬含量-腎

## 第二節 歷年持久性毒物環境流布調查綜合分析

綜合歷年研究調查成果，本研究由海拔高度、地理區位、是否有農耕活動等特性劃分 6 區如圖 12，包含奇萊山區(含小奇萊、奇萊北峰、黑水塘)、磐石山區(含盤石、月形池)、合歡山區(含石門山、特生中心、合歡尖山、合歡山、天巒池、大禹嶺)、南湖山區(南湖溪、審馬陣、看天池、黑水池)、蓮花池(休耕地)及現耕地(西寶、洛韶、新白楊、慈恩)，以此分區綜合比較歷年土壤、底泥、植物樣本分析結果，土壤、底泥綜合分析部分並加入本研究過去於嘉明湖進行之調查作為比較及對照。動物體重金屬分析則依體型區分為大、小型哺乳動物，並於今年新增鳥類樣本分析，說明如下各小節。

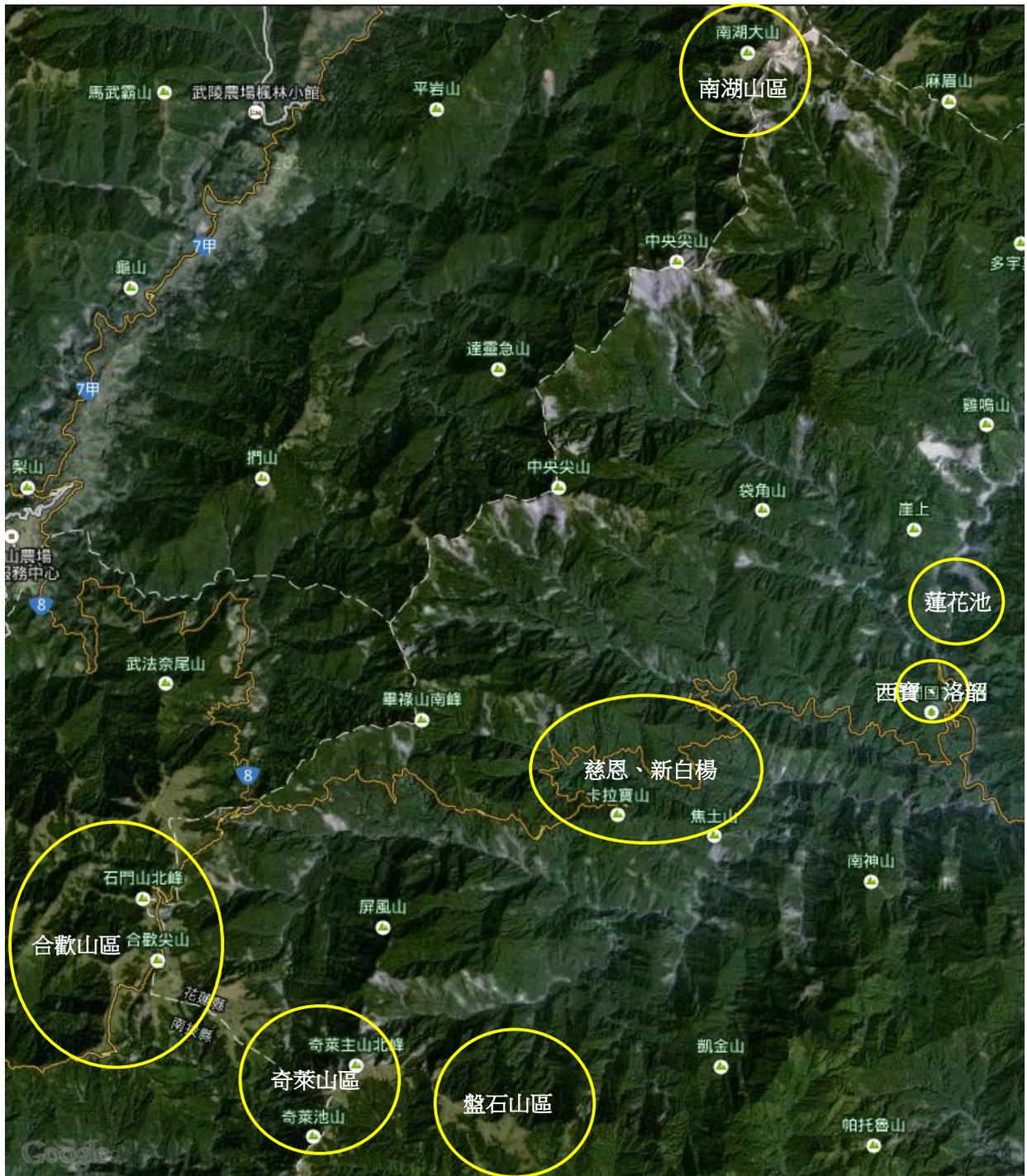


圖 12 太魯閣國家公園環境敏感區域環境監測調查分區示意圖

## 壹、 土壤

本研究於 2010~2014 年期間共收集近 160 筆土壤樣本進行重金屬分析，茲將歷年結果彙整以分區探討環境中重金屬流布狀況。高海拔地區與農耕地之重金屬含量如圖 13，呈現本研究歷年於太魯閣國家公園內進行環境毒物流布調查之成果，由該圖可發現農耕地(西寶、洛韶、卡拉寶、新白楊與慈恩)為重金屬含量最高之地區，尤其是鉻、銅遠高於其他地區，分別達到 64.61mg/Kg 與 59.89mg/Kg，由於現耕地持續進行農業活動，相關之肥料、農藥使用亦不斷增加環境中重金屬之投入，與其它地區相較，農耕區鄰近人類生活環境，生活中所產生的各類廢棄物亦有可能增加該地重金屬累積，致使農地測得之重金屬濃度為最高；鎘、鉻、銅、鋅、砷的次高濃度出現在合歡山區，與其他高海拔地區相較，合歡山樣區除同為登山、健行地點外，亦為旅客喜愛到訪之景點，且曾有合歡山農場，因此人類活動比其他樣區較為頻繁，受污染可能及重金屬來源也相對多於其他山區；已廢耕多年之蓮花池，雖仍可測得一定濃度之鎘、鉻、銅、鋅，但整體來說濃度已不再增加，說明所測得之重金屬含量應為過去農耕時期使用肥料、農藥等農資材所累積；汞分布趨勢在奇萊、合歡、南湖、嘉明湖及磐石等高海拔山區濃度相近、具有一致性，且與現耕地差異不大，甚至高於已廢耕之蓮花池，符合本研究往年指出汞長程傳輸作用於高海拔山區之研究成果；鉛之濃度在奇萊、合歡、南湖相近，也與現耕地相當接近，同屬長程傳輸污染物的鉛，由於污染來源多樣、判定不易，過去並未特別提出，但在樣本數累積的基礎下，已初步顯示鉛於奇萊、合歡、南湖此 3 處高海拔地區具一致之趨勢，後續研究應持續進行監測，並探討大氣長程傳輸及其它可能污染貢獻來源，除作為國家公園生態、環境保護依據，對於污染物結合氣候等研究亦能有貢獻，協助我國制訂相應之管理策略與決策。

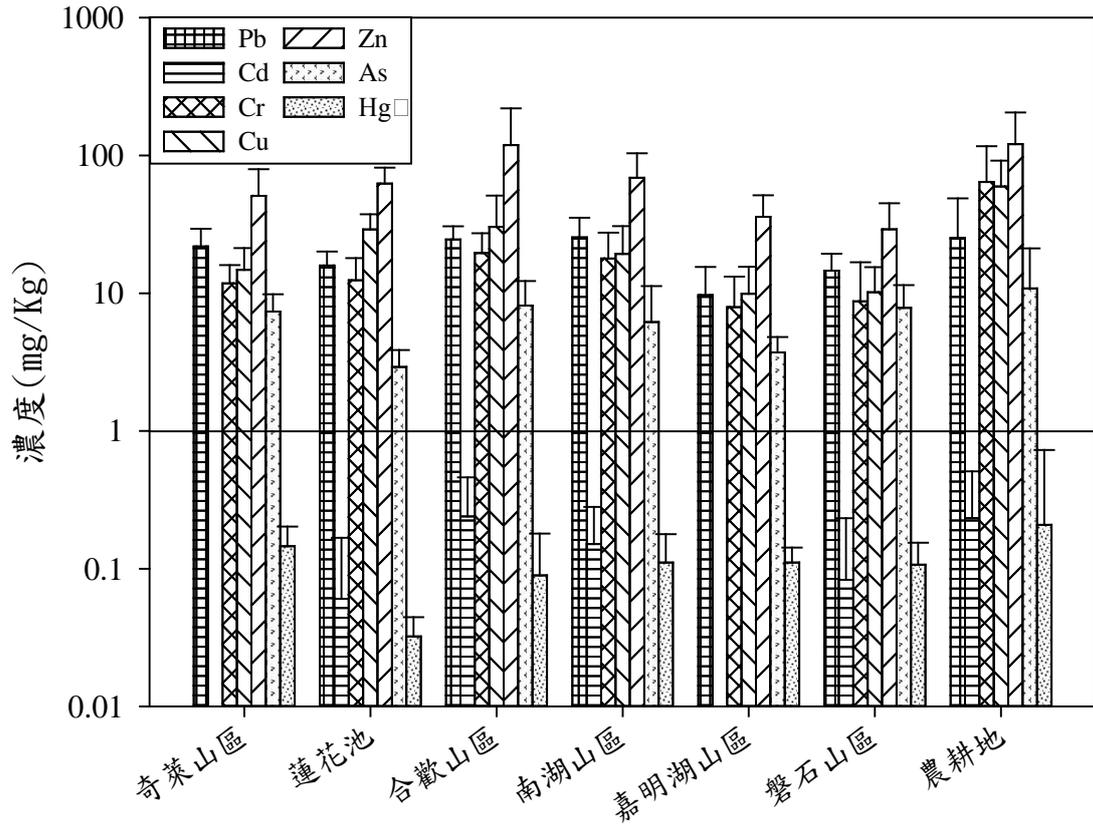


圖 13 2010~2014 年太魯閣環境敏感區土壤平均重金屬比較

進一步彙整歷年太魯閣園區內各處農地重金屬含量，探討農耕行為對環境之影響，其中蓮花池、合歡農場已廢耕多年，新白楊及西寶則為現耕農地。土壤重金屬調查結果如圖 14，綜合來看，各項重金屬濃度以蓮花池為最低，施行慣行農法的新白楊地區鉻、銅、鋅、砷為最高。鉛最低濃度出現在蓮花池，其餘各點濃度皆於 20~29mg/Kg 間；鎘在各比較樣區皆小於 1mg/Kg，但以合歡農場濃度最高，西寶-慣行為次；鉻、銅在各點的分布趨勢相似，皆以新白楊呈現濃度最高，以蓮花池為最低；鋅分布以新白楊濃度最高，合歡農場次之；砷之分布除新白楊明顯高過其他點位，西寶-慣行、西寶-有機與合歡農場濃度差異相近；汞濃度在西寶-慣行遠高於其他各點，且與新白楊已超過 100 $\mu$ g/Kg，造成此結果之詳因則需進一步蒐集相關資訊及討論。綜合來說，廢耕地如蓮花池因不再持續添加任何肥料、農藥或改良劑，所以不會有持續升高之情形，但合歡農場仍可測得一定之鉛、鎘、銅、鋅、砷濃度，甚至高於部分現耕地，除因過去耕種型態而長期累積，是否有其他因素導致此結果則須更深入的調

查方能確認。

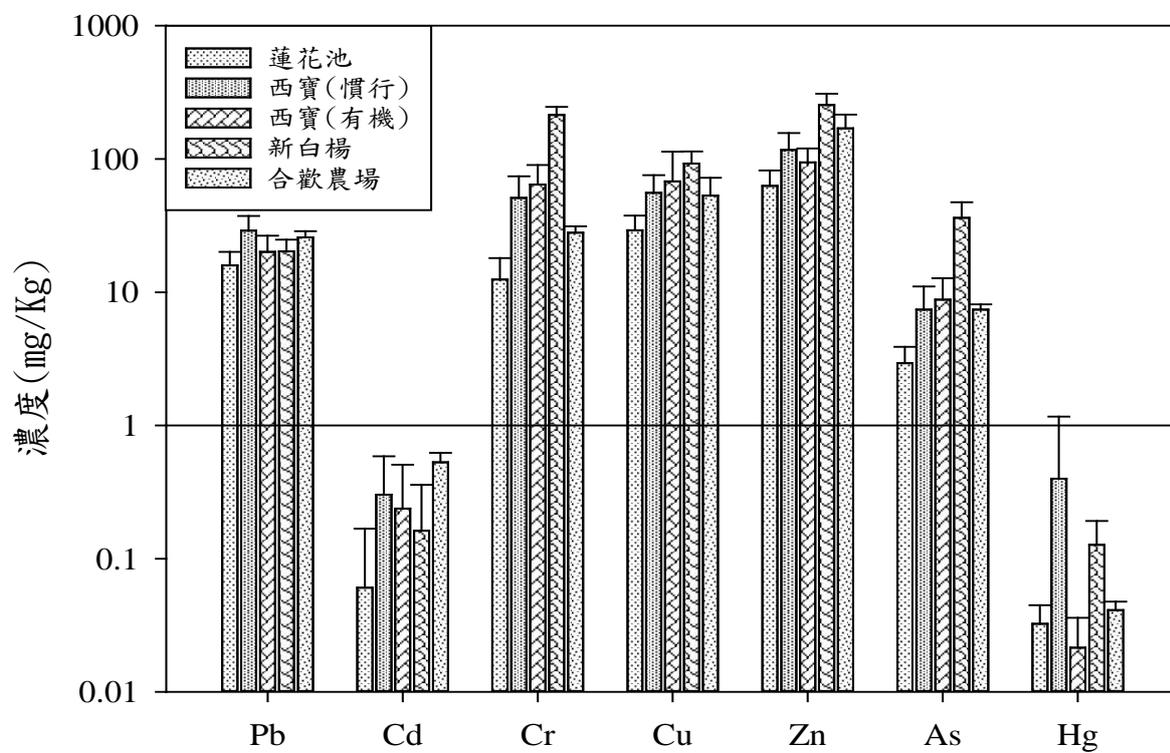


圖 14 2010~2014 年農地土壤重金屬含量比較

另僅就西寶討論，近年積極推動農業轉型朝有機發展，如不考慮原始土壤之差異，理論上來說，長期施行有機耕作之農地土壤重金屬應會較慣行農地為低，但有機耕種除不得使用化學肥料、化學農藥之外，其他農資添加物並未強行規定，特別是礦物磷肥，也可能使重金屬鎘、鉻增加，此外有機質肥若為動物糞肥，亦有可能造成銅、鋅升高之趨勢。由歷年綜合數據進行比較，結果呈現有機農地之鉻、銅濃度高於慣行農地，慣行農地則在鋅及汞明顯有較高濃度，其餘金屬在有機與慣行農地之含量相近，造成此結果之原因是否為肥料、防治資材的使用管理問題或鄰地污染導致，仍須持續監測與累積樣本分析數據才能釐清。另與花蓮環保局調查西寶農地土壤重金屬之結果(農調)及農戶送驗結果比較如圖 15，本研究分析結果與農調結果在各金屬之濃度雖有些許差異但不明顯，可能為分析方法不同及樣本數差異所致，不影響兩者分布趨勢具一致性，顯示本研究之檢測結果為可信且有效的反應該地土壤重金屬

流布情形。未來建議增加生物有效性的檢測，也就是根據作物食用部分檢測重金屬，以該結果探討環境風險與環境影響。而由圖 16 之結果，顯示高海拔山區各點之鉛濃度分布在 14~24mg/Kg，並沒有顯著的差異；鎘在奇萊山區中並沒有被測出，其他地區的濃度皆則在 1mg/Kg 左右；鉻、銅、鋅、砷在四個區域的含量有相同的趨勢，以合歡山區的濃度稍高於其他的地區；汞於四處皆有測得濃度範圍在 90~150  $\mu$ g/Kg。

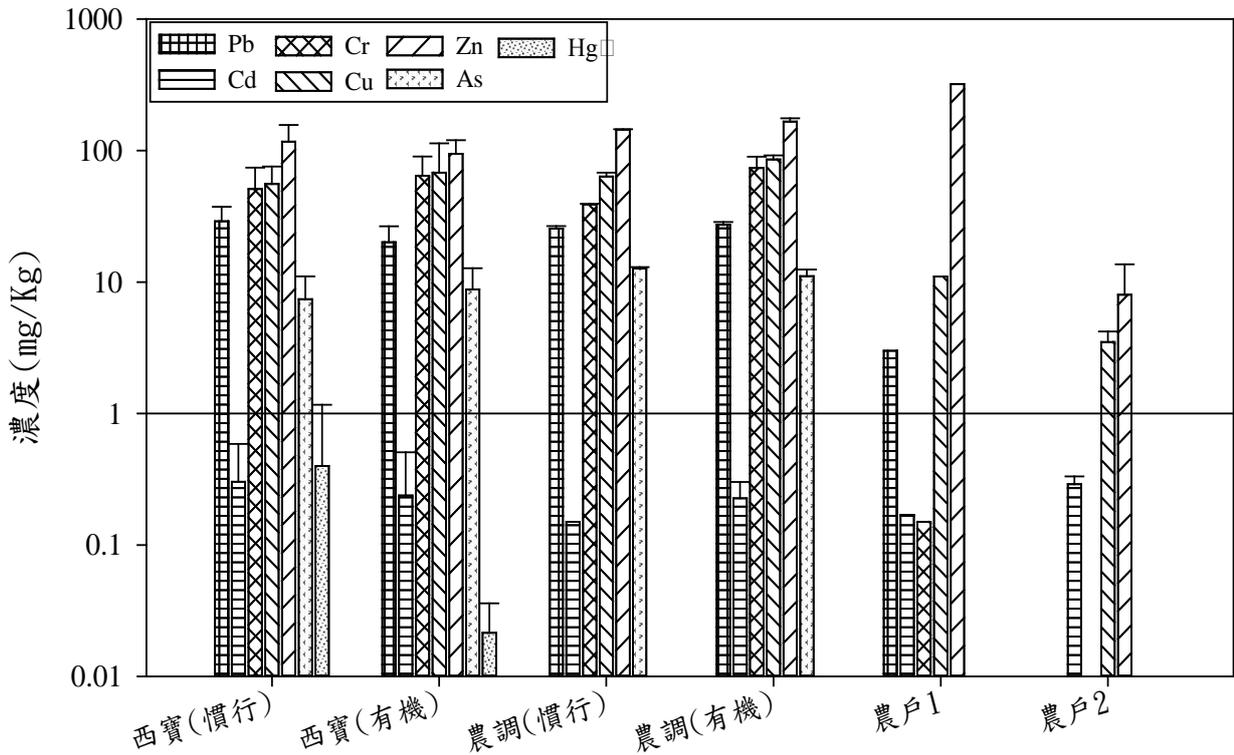


圖 15 西寶農地土壤重金屬含量比較

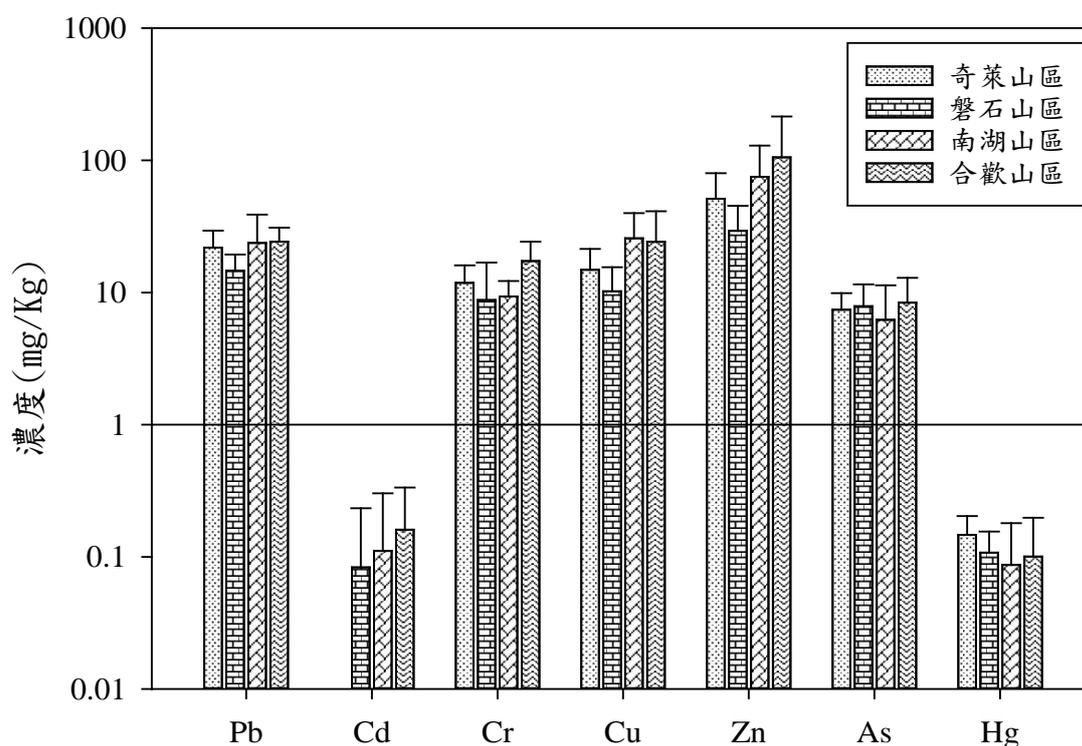


圖 16 高海拔山區土壤重金屬含量比較

## 貳、底泥

本研究歷年所蒐集底泥樣本共計 19 個，檢測結果依分區取平均濃度繪製如圖 17，可發現而各區底泥中以鋅濃度為最高，且皆未測得鎘；泰山隧道之各項重金屬濃度為所有分區之最高，與它地區相較，泰山隧道海拔較低且為主要交通運輸路段、人類活動頻繁，有此結果當屬合理，但其汞含量(約 0.01 mg/Kg)為最低，與最高之奇萊山區相差約 20 倍，其他分區除蓮花池(0.03 mg/Kg)以外，汞含量皆接近 0.1 mg/Kg，高海拔山區在無現地污染之可能下，可推測其環境中汞來源應為大氣沉降累積，因大氣長程傳輸作用所致，污染物隨懸浮微粒沉降、分佈於高海拔山區、鮮有機會落至較低海拔處，或可解釋高海拔山區汞含量高於泰山隧道之情形；鉻濃度除泰山隧道與磐石山區外，其它地區分布相近，鉻之自然來源主要是岩石風化，人為污染來源則如金屬加工、鉻鐵冶煉、電鍍、製革、顏料、耐火材料和化工等工業含鉻廢氣和廢水、廢渣的排放，國家公園中明顯無這些工業之存在，故推測鉻來源可能為岩石風化。

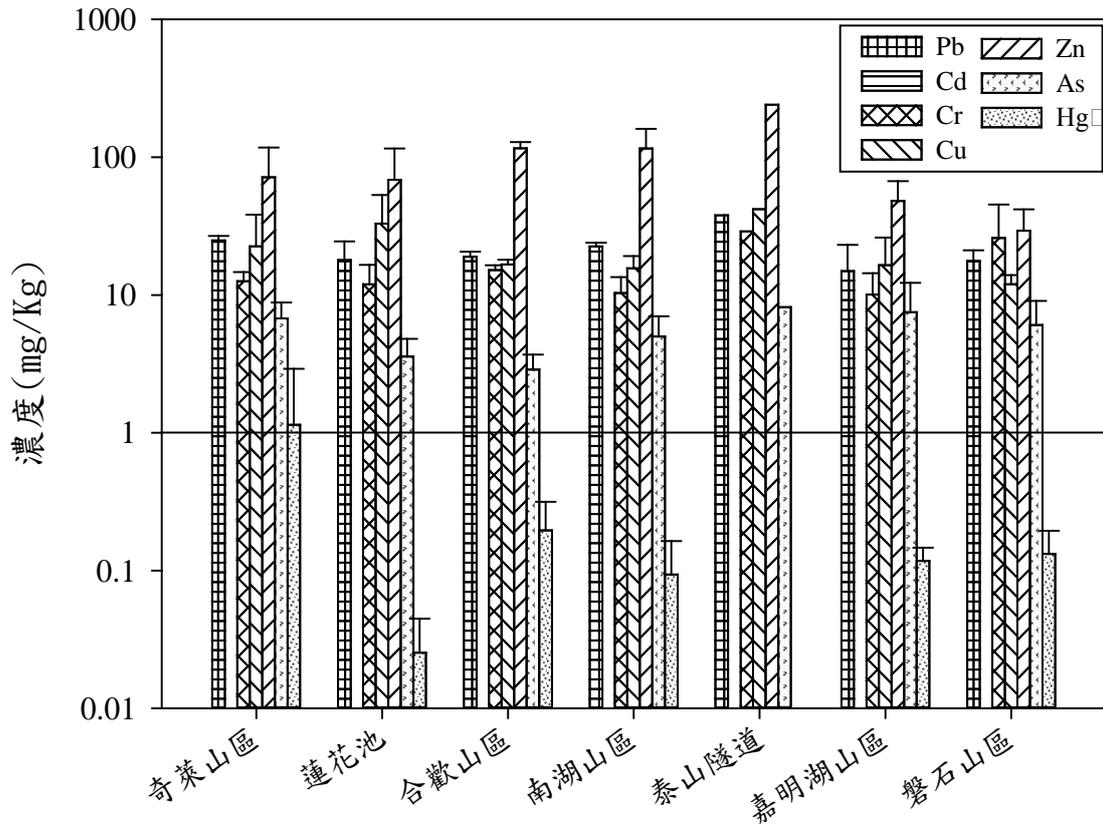


圖 17 2010~2014 年太魯閣環境敏感區底泥平均重金屬比較

### 參、 植物

植物重金屬分析，由往年研究已知重金屬濃度於不同植物種類之分布趨勢類似，以根部濃度最高，葉為次，莖為最低，且同地區不同植物物種對重金屬累積趨勢也相近。本年度植物重金屬分析，以植物全株之平均濃度進行分區探討，結果如圖 18 所呈現，整體而言，除蓮花池外，奇萊、磐石、合歡之重金屬分布趨勢類似。西寶地區鉻、銅、鋅之濃度為最高，由於銅、鋅為多數植物生長之必須元素，對比其他高海拔、已廢耕地區，西寶為現耕農地，持續使用肥料增進作物生長，因此該地銅、鋅濃度較高應與其長期持續農耕活動的結果符合；廢耕多年之蓮花池，其鎘、鉻屬相對較高，鉛、銅、鋅 3 項濃度則為所有比較地區之最低。另將植物樣本數量相對較多之西寶與合歡山區作比較，除鉻、銅有顯著差異外，鉛、鋅濃度差異不大，汞、砷濃度如圖 19 所示，皆少於 5mg/Kg。

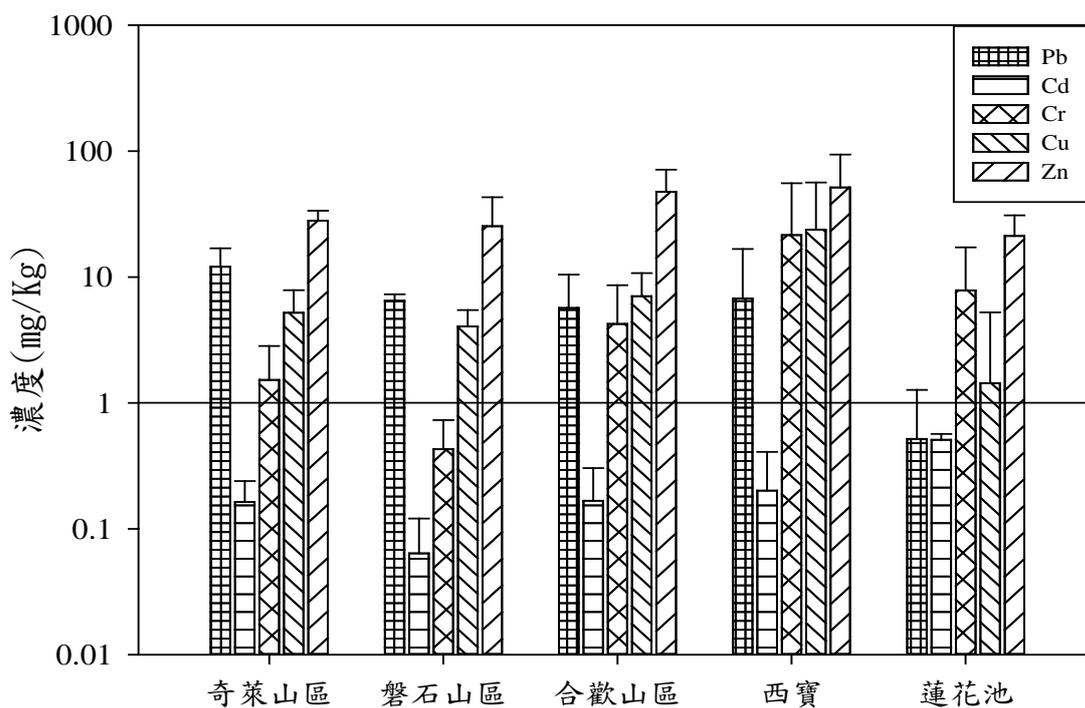


圖 18 2010~2014 年太魯閣環境敏感區植物平均重金屬比較

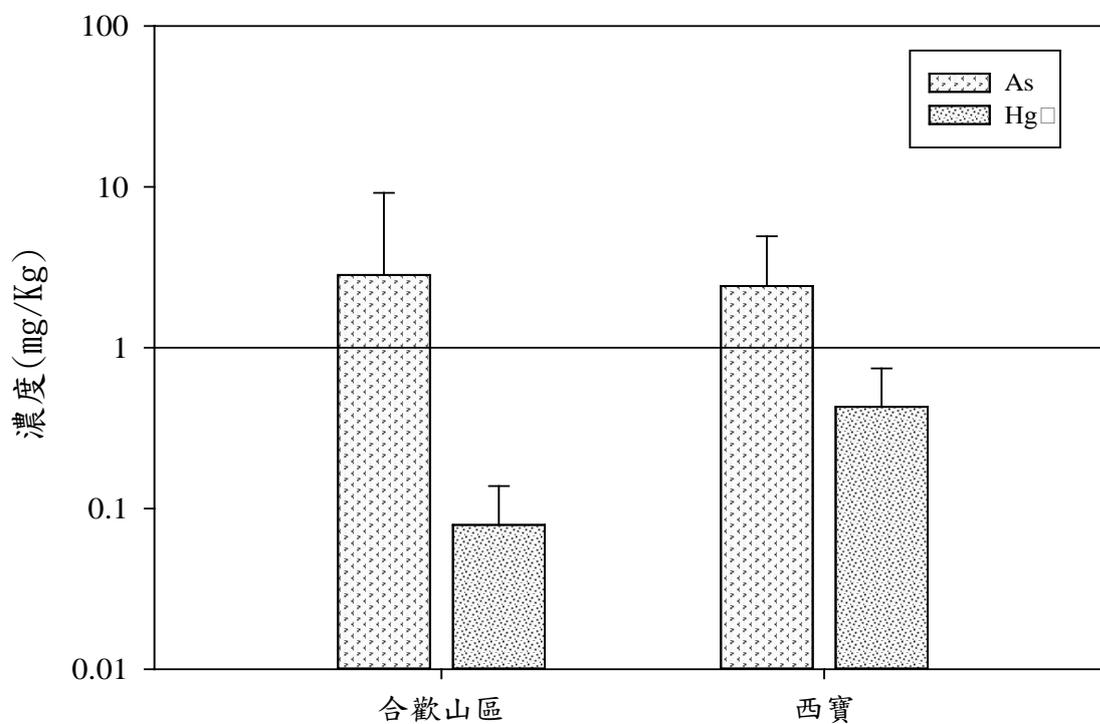


圖 19 2010~2014 年西寶、合歡山區植物平均汞、砷比較

#### 肆、動物

動物體重金屬分析，延續以大、小型哺乳動物為分類，大型哺乳動物包含山豬、山羌、山羊，小型哺乳動物則有高山田鼠、長吻松鼠、台灣森鼠、高山白腹鼠、鼬獾、白面鼯鼠，其中大型動物與小型動物中的鼬獾、白面鼯鼠進行肝、腎重金屬檢測，高山田鼠、長吻松鼠、台灣森鼠、高山白腹鼠則由全隻消化呈現重金屬累積情形，本年度亦新增鳥類樣本，由鳥羽重金屬含量探討環境中污染物對生態系的影響，以期建立生物指標之可能選項，並能有更全面性的觀點審視環境中重金屬的流布與生物體重金屬累積的相互關聯性。

圖 20 為大、小型動物肝、腎重金屬累積濃度比較，結果顯示小型動物體有較高的鎘、鉻，尤其是在腎中鎘、鉻、汞的含量更高，但小型動物體的肝腎中沒有測得砷的濃度。而在大型動物中，鋅、銅、砷皆是在肝中有較多的含量，腎中的鎘、鉻、汞的濃度較高與小型動物有相同的趨勢。整體來看，鎘、鉻、汞主要累積於腎，銅、鋅則在肝有較高濃度，此外除銅、鋅、砷以外之其他重金屬濃度以小型動物高於大型動物，與研究假設大型動物因生物累積及放大作用應可測得較高重金屬濃度之結果不符，可能為大、小型動物樣本數差異所致，未來應再增加動物體樣本數以消弭特別個體所占比重過多之影響。另以小型哺乳動物分析部位進行比較如圖 21，結果顯示鉛、鎘、鉻、汞在全體累積情形較低，除因採全隻消化所呈現之全體重金屬濃度因稀釋作用而有低於肝、腎之現象，也顯示肝、腎為主要重金屬累積器官。本研究今年度新增以粉紅鸚嘴之腹羽、尾羽及飛羽進行分析，檢測結果如圖 22，顯示出這三個部位的羽毛重金屬有明顯的差異。在腹羽中只有測得到鎘、鋅、汞，而尾羽還包括了鉛、銅兩項。飛羽則是重金屬含量最多的部位，鉛、鉻、鋅的濃度均大於腹羽和尾羽。

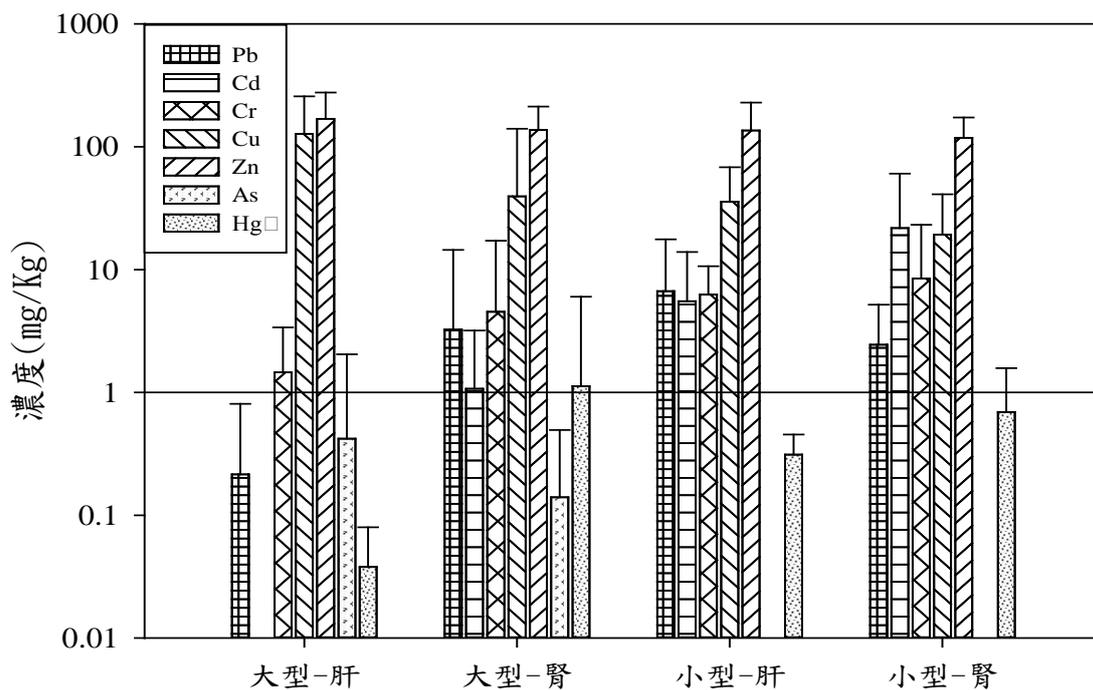


圖 20 2010~2014 年大、小型哺乳動物肝、腎重金屬平均濃度比較

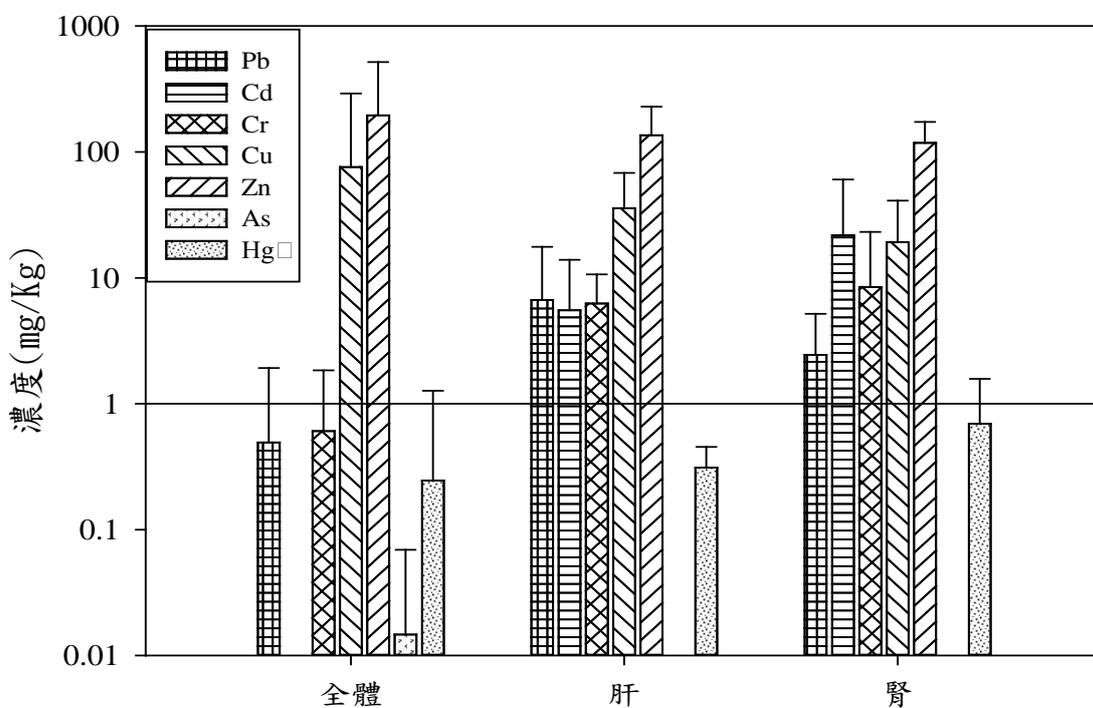


圖 21 2010~2014 年小型哺乳動物全體、肝、腎重金屬平均濃度比較

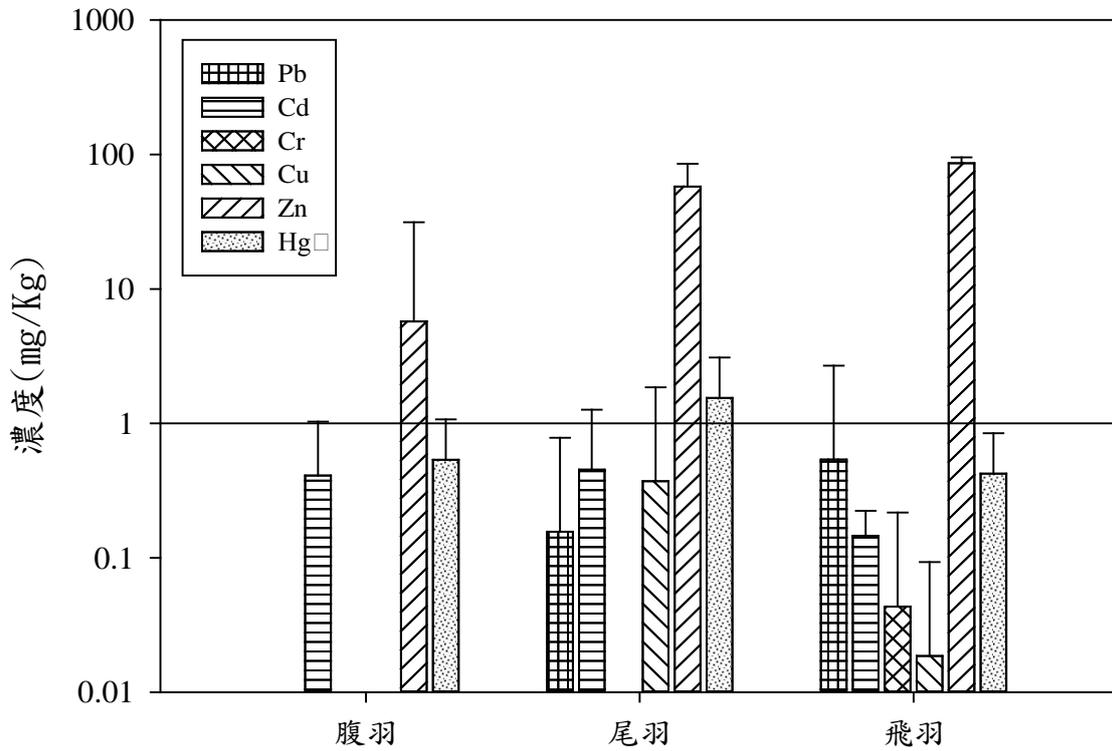


圖 22 粉紅鸚嘴不同鳥羽部位重金屬平均濃度比較

#### 伍、 高海拔環境汞流布調查結果

本研究自 2009 年開始進行汞環境流布監測，持續收集高海拔地區環境樣本，包含土壤、底泥、植物、枯落物及哺乳類動物樣本，共收集小型哺乳動物 32 個樣本、大型哺乳動物 35 個樣本、土壤 52 個樣本、植物 9 個樣本、底泥 9 個樣本。生物及非生物環境介質的濃度變化範圍如圖 23 所示，可明顯看出小型哺乳動物所累積的汞濃度中濃度、數量分布遠高於大型哺乳動物；底泥也呈現遠高於土壤中汞的分布情形；而植物中汞的濃度則略低於土壤。因此，可推測在高海拔環境中由於汞已經多數文獻證實主要來源為長程傳輸，且因土壤、底泥特性，明顯呈現底泥為環境中之最終接受體，因此底泥中濃度分布遠高於土壤。小型哺乳動物位於食物鏈中消費者的較低層，且其攝食習性易造成直接攝入土壤，令環境中汞進入並累積於體內的結果明顯而不可忽視。

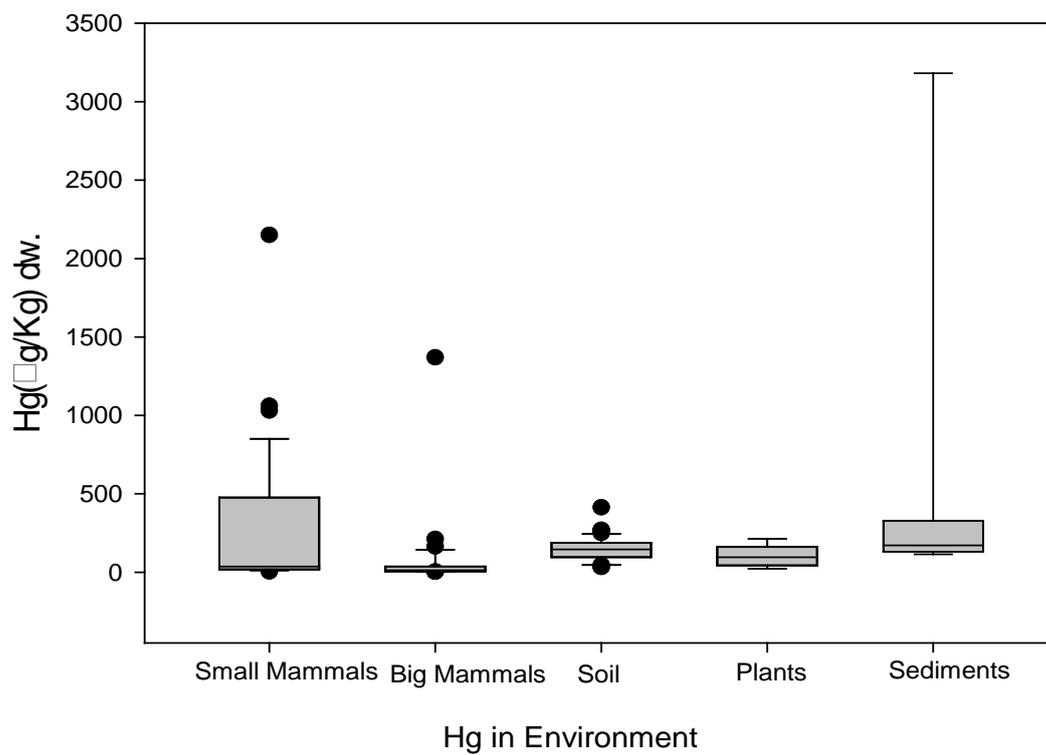


圖 23 高海拔環境敏感區之汞流布

### 第三節 生物暴露評估探討-以鳥類為例

生態風險評估以其系統性的架構及方法，依序由問題界定、蒐集相關資訊擬訂評估計畫、設計採樣分析計畫、計算風險值並描述風險、確認風險特徵及擬定風險管理計畫等一系列步驟，預測生態系統受壓力源危害之潛勢，分析結果提供決策者作為擬訂相應之管理策略與政策之依據。本研究於歷年研究計畫期間，已陸續完成太魯閣國家公園高海拔環境敏感區之生態風險評估概念模式與小型哺乳動物-高山田鼠之重金屬暴露評估概念模式，並進行危害商數計算，顯示以鉛之為害商數相對為高，而各項重金屬之危害商數雖皆未大於1，但各區計算結果具相同趨勢，長期而言仍有必要持續監測環境中持久性污染物；102年根據歷年蒐集、調查資料，分析篩選等級生態風險評估(SLERA)為適合國家公園執行風險評估研究之評估方案，同時由動物體重金屬分析結果指出，長程傳輸污染物鉛、汞為主要壓力源，並應用太魯閣國家公園高海拔環境敏感區之生態風險評估概念模式，探討以保育類動物-山羌為評估對象之可行性與建立暴露評估概念模式及界定污染源與受體之關係。本年度研究彙整相關文獻指出鳥羽的重金屬含量與其食性、生活習性及周遭環境介質的污染程度有關，且佔整個鳥體的含量比例相當高，可從中反映出鳥體內的累積程度，而鳥類亦透過換羽作用代謝重金屬，在鳥羽取得上難度不大且屬非侵入性之方式，對鳥類活動不會造成影響，為監測環境中重金屬之良好指標，因此規劃以活動範圍分佈於太魯閣國家公園中、高海拔山區且屬次級消費者的粉紅鸚嘴，進行鳥類重金屬暴露評估及危害商數運算，模擬國家公園內環境中重金屬對生態系之影響，研究內容如下說明。

#### 壹、粉紅鸚嘴(*Paradoxornis webbianus*)生態習性

粉紅鸚嘴學名 *Paradoxornis webbianus*，英文名稱 Vinous-throated Parrotbill，屬於雀形 (Passeriformes) 鶯科(Sylviidae) 鴉雀屬 (*Paradoxornis*)，亦稱棕頭鴉雀。成鳥體長約 10~12 公分，平均體重約 10.9 公克(Dunning and John, 1993)。係屬臺灣特有亞種之留鳥，地理分佈普遍，為群集性動物，所偏好的棲地，並無固定的植物種類，亦無特定的植被架構及曝光度，但凡利用程度較高之地區，其灌叢枝條均濃密複雜，可供棲息及覓食之枝節極凸眾多(劉小如，

1984)。粉紅鸚嘴屬雜食性鳥類，其活動地區與位置隨各植物性食物量之季節變化而轉移，主要食物為平時普遍且易於尋得的果實、種子、草籽及附著於植物上之昆蟲，而當季節轉換至冬季時，昆蟲活動量顯著降低，植物果實及種子亦呈現數量稀少之情形，粉紅鸚嘴則更集中於地面及芒叢下層活動，剝取竹叢或五節芒等草桿，以其內之昆蟲為食，或者翻動覆蓋於地表之落葉，以尋找食物(劉小如，1984)。其活動時間為曙光出現後 20 分鐘開始活動，通常在暮光消失前 40 分鐘入睡，一天當中除少數幾次短暫休息、沐浴、整理羽毛外，多不停地覓食活動(劉小如，1987)。粉紅鸚嘴為一種區域性留鳥，不善遠距離飛行，活動範圍限於草叢、灌木叢或竹林間進行短距離的移動。根據許育誠(2011)於太魯閣國家公園執行研究調查，發現粉紅鸚嘴海拔分佈範圍雖廣，在近海平面至 2,660 公尺的山區都有採獲記錄，但其分佈較不連續，於太魯閣山區之繫放點中所捕獲到的粉紅鸚嘴，主要來自蓮花池、西寶及合歡農場樣區。

## 貳、粉紅鸚嘴暴露評估與危害商數

環境中重金屬對鳥類羽毛的暴露方式如圖 24，主要有三種途徑：(1)透過食物攝取，並在羽毛的生長過程，逐漸累積至其組織中；(2)經由理羽行為( preening )，鳥喙將鹽和尾脂腺( preen glands )分泌物中的重金屬塗佈至其它部位的羽毛表面；(3)直接與環境接觸，如水、大氣及泥沼等。其中羽毛表面之重金屬可能因鳥類活動、摩擦、降雨、清潔等因素而無法久存，而太魯閣國家公園為保護區，園內及鄰近區域並無大型工業，雖有農業耕作，但不致有大量、大範圍之重金屬污染環境，鳥類因直接與環境接觸而累積重金屬之可能性甚微，因而本研究在探討太魯閣國家公園內鳥類之重金屬暴露評估時排除(2)、(3)兩項暴露途徑，僅討論因攝食行為而暴露於重金屬之情況。

由前述粉紅鸚嘴之生態習性，可知該種留鳥主要以存在於棲地環境中的草籽、果實及小型昆蟲等為食，於食物鏈位階屬次級的中階消費者，由其上下階層的食物網相應關係，可了解重金屬在生態系中的傳輸過程，依序由植物組織吸收環境介質中的重金屬，再進入以植物為食的節肢或無脊椎動物體內，小型雜食性鳥類透過捕食昆蟲、或是直接攝食植物種籽，累積重金屬於鳥體，同時因為更高階消費者之食物來源，其所積累之重金屬也隨食物鏈作用影

響頂端物種。

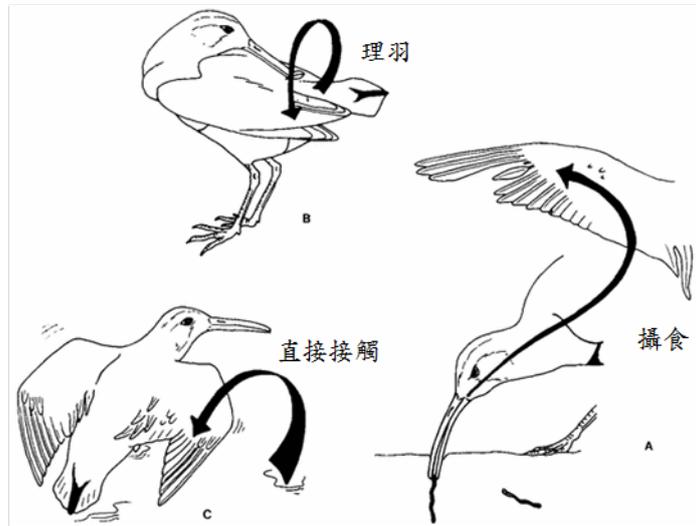


圖 24 鳥類的三種暴露途徑

圖片來源：引用自 Goede and Bruin (1986)

由於粉紅鸚嘴之覓食行為佔一日活動時間之多數，可推測其攝食時經由接觸、食入等途徑而暴露於污染物之機率也相對較高，且文獻亦指出鳥羽中重金屬主要來源為所攝取的營養介質與接觸到的外部性污染，考量其活動範圍遍佈太魯閣國家公園中的西寶、蓮花池、洛韶及合歡農場等地，與本研究環境中持久性污染物監測調查範圍一致，因此，選擇粉紅鸚嘴作為分析對象，同時可與本研究歷年之環境重金屬監測結果比較，探討土壤、植物及鳥羽重金屬分佈之相關性，反應區域環境污染物流布情形，以此結果可建立生物監測指標，供後續環境及生態監測應用。於進行風險評估前，本研究考量粉紅鸚嘴在攝食過程中，可能食入部份土壤，且隨著季節的轉換，環境中的植物與昆蟲量亦有明顯的增減，其植食與肉食比例會因而改變，故於暴露劑量試算中，利用本研究歷年土壤、植物重金屬分析結果為試算基礎，昆蟲中重金屬含量則參考 USA CHPPM (2004)發表報告中相關研究所分析之數據，取最低含量、平均含量及最高含量為本研究中昆蟲重金屬含量參數，並參考同為雀形目與雜食特性鳥類的相關研究，設計攝入不同的植食、肉食比例，於四種假設情境下(表 7)，分別以 10.4% 與 2% 的土壤攝食比例劃分為 S1 和 S2 情境，以及肉食組織中最低與最高重金屬含量的 S3 和 S4 情境，模擬計算棲息與活動於蓮花池、西寶及洛韶地區的粉紅鸚嘴其每日暴露劑量。根據本

研究歷年於蓮花池、西寶及洛韶地區之土壤分析結果，鉛平均含量以西寶地區明顯最高，而鋅、銅及鉻平均含量則以洛韶最高，以此基礎試算四種情境假設下，粉紅鸚嘴於蓮花池、西寶及洛韶地區棲息、活動，暴露於重金屬之最低與最高每日暴露劑量結果如表 8 所示。

表 7 四種假設情境之控制因子

情境 (S <sub>i</sub> )	控制因子
S 1	P <sub>s</sub> : 10.4 %
	植 P <sub>i</sub> : 85.12 %、76.16 %、67.2 %、58.24 %、49.28 %
	肉 P <sub>i</sub> : 4.5 %、13.4 %、22.4 %、31.4 %、40.3 %
S 2	P <sub>s</sub> : 2 %
	植 P <sub>i</sub> : 93.1 %、83.3 %、73.5 %、63.7 %、53.9 %
	肉 P <sub>i</sub> : 4.9 %、14.7 %、24.5 %、34.3 %、44.1 %
S 3	肉食組織中最低重金屬含量 (mg / kg) :
	鉛 (Pb) : 0.11 ; 鎘 (Cd) : 0.03 ; 鋅 (Zn) : 34 ; 鉻 (Cr) : 0.5 ; 銅 (Cu) : 3.8
S 4	肉食組織中最高重金屬含量 (mg / kg) :
	鉛 (Pb) : 22.80 ; 鎘 (Cd) : 10.20 ; 鋅 (Zn) : 529 ; 鉻 (Cr) : 18 ; 銅 (Cu) : 111

資料來源：S1 引用自 USEPA (2007)；S2 引用自 Sä Dena Hes Mine (2014)；S3 與 S4 引用自 Hill (2001)

表 8 四種情境的每日暴露劑量試算結果

重金屬	情境 S <sub>i</sub>	最低每日暴露劑量 Exposure Dose <sub>min</sub>	最高每日暴露劑量 Exposure Dose <sub>max</sub>
鉛 (Pb)	S 1	0.0348 (洛韶)	0.3386 (西寶)
	S 2	0.0181 (洛韶)	0.3056 (西寶)
	S 3	0.0181 (洛韶)	0.0917 (西寶)
	S 4	0.0569 (洛韶)	0.3386 (西寶)
鋅 (Zn)	S 1	0.7117 (蓮花池)	6.6485 (洛韶)
	S 2	0.6165 (蓮花池)	6.8739 (洛韶)
	S 3	0.6165 (蓮花池)	1.1057 (洛韶)
	S 4	1.2901 (蓮花池)	6.8739 (洛韶)
銅 (Cu)	S 1	0.0900 (蓮花池)	1.5724 (洛韶)
	S 2	0.0216 (蓮花池)	1.4228 (洛韶)
	S 3	0.0216 (蓮花池)	0.3720 (洛韶)
	S 4	0.1675 (蓮花池)	1.5724 (洛韶)
鎘 (Cd)	S 1	0.0146 (洛韶)	0.1294 (西寶)
	S 2	0.0159 (洛韶)	0.1407 (西寶)
	S 3	0.0159 (洛韶)	0.0271 (西寶)
	S 4	0.0373 (洛韶)	0.1407 (西寶)
鉻 (Cr)	S 1	0.1072 (蓮花池)	0.4550 (洛韶)
	S 2	0.0856 (蓮花池)	0.3291 (洛韶)
	S 3	0.0856 (蓮花池)	0.3024 (洛韶)
	S 4	0.1568 (蓮花池)	0.4550 (洛韶)

\* ( )代表呈現該數值的所在地區；(單位：mg/kg body-weight/day)

依據上述每日暴露劑量的試算結果，結合本研究所彙整的野生動物對毒物承受限度的參考劑量( Wildlife Toxicity Reference Values, TRV )，計算在四種情境假設下各區環境重金屬濃度對當地粉紅鸚嘴之最低與最高危害商數結果如表 9，可看出即使在最高土壤攝入比例、最高肉食比例以及昆蟲組織具最高重金屬含量之情況下，危害商數亦遠小於 1，說明以蓮花池、西寶及洛韶三處，目前之土壤與植物中五項重金屬平均含量對於粉紅鸚嘴無立即負面衝擊。然而，西寶與洛韶地區為現耕之農地，農耕過程中肥料、藥劑的使用亦會持續進行，而所使用之各種肥料、藥劑依據其效用與原料來源，具有不同程度的重金屬含量，例如磷肥，其成份通常伴隨著鎘與鉻，而動物性糞肥中銅、鋅含量較受關注，因此後續除持續監測土壤重金

屬濃度變化外，也應輔導農民逐步減少化學藥劑、化學肥料的使用，同時落實合理化施肥，避免過量施用無法被作物吸收而污染、累積環境。

表 9 四種情境的危害商數試算結果

重金屬	情境 Si	最低危害商數 HQ min	最高危害商數 HQ max
鉛 (Pb)	S 1	0.0213 (洛韶)	0.2077 (西寶)
	S 2	0.0111 (洛韶)	0.1875 (西寶)
	S 3	0.0111 (洛韶)	0.0563 (西寶)
	S 4	0.0349 (洛韶)	0.2077 (西寶)
鋅 (Zn)	S 1	0.0108 (蓮花池)	0.1006 (洛韶)
	S 2	0.0093 (蓮花池)	0.1040 (洛韶)
	S 3	0.0093 (蓮花池)	0.0167 (洛韶)
	S 4	0.0195 (蓮花池)	0.1040 (洛韶)
銅 (Cu)	S 1	0.0222 (蓮花池)	0.3882 (洛韶)
	S 2	0.0053 (蓮花池)	0.3513 (洛韶)
	S 3	0.0053 (蓮花池)	0.0919 (洛韶)
	S 4	0.0413 (蓮花池)	0.3882 (洛韶)
鎘 (Cd)	S 1	0.0099 (洛韶)	0.0880 (西寶)
	S 2	0.0108 (洛韶)	0.0957 (西寶)
	S 3	0.0099 (洛韶)	0.0184 (西寶)
	S 4	0.0254 (蓮花池、洛韶)	0.0957 (西寶)
鉻 (Cr)	S 1	0.0412 (蓮花池)	0.1750 (洛韶)
	S 2	0.0329 (蓮花池)	0.1266 (洛韶)
	S 3	0.0329 (蓮花池)	0.1163 (洛韶)
	S 4	0.0603 (蓮花池)	0.1750 (洛韶)

\* ( ) 代表呈現該數值的所在地區

#### 第四節 污染流布地圖

污染流布地圖的建置可以幫助探究環境壓力源對自然空間的衝擊，其圖像化的表現方式，能強化視覺上的感受，以簡易的圖像取代復雜文字、數據，有助於風險溝通、強化風險管理計畫施行，也可供決策者依污染程度規劃相應之管理措施，並且也可運用於污染物環境流布影響之探討，作為生態風險評估參考依據。

本研究利用 GE-Graph (V2.2.21)繪圖工具，繪製歷年調查成果呈現於地圖上，藉以比較不同地理位置之污染物濃度及關聯性。土壤樣本分析結果依圖 12 進行分區及計算土壤重金屬平均濃度，繪製太魯閣國家公園園區內之污染地圖，包含現耕地、蓮花池、南湖山區、合歡山區、奇萊山區、磐石山區，並增加嘉明湖山區作為全島高海拔地區污染流布比較。彙整歷年研究成果，指出高海拔地區少有人類活動，且無任何工業、事業運作，更非污染場址，卻呈現較高之污染濃度，此結果與國際長程傳輸之理論及結果吻合，本研究並由氣候因素進行探討，假設高層西風影響大於季風因素，所以由東南亞及中國產生之污染物，吸附於懸浮微粒上並藉長程傳輸作用機制，沈降於台灣高海拔山區。特別是中央山脈中、北段可由土壤及底泥監測結果證實其影響。

歷年研究成果分別以(1)太魯閣國家公園；(2)西寶地區；及(3)高海拔山區呈現所有重金屬污染物調查結果，並進一步由土壤重金屬含量分別與陳尊賢教授調查之(a)台灣農地背景值(Chen, 1995)，及環保署土壤污染監測標準中(b)食用作物農地監測值進行比較，其中砷因無食用作物農地監測值，以土壤污染監測值替代進行比較，具體呈現重金屬流布現況及可能危害潛勢。圖 25 呈現太魯閣全區之污染流布現況，顯示重金屬污染物在各分區之差異，整體來說以現耕地土壤重金屬濃度為最高，相較下廢耕之蓮花池，因多年不再有持續重金屬之輸入，其土壤重金屬相對為低。高海拔各山區中，以合歡山之重金屬濃度高於其它，可能原因包含過去合歡山農場運作時所累積，此外對照其他山區，合歡山為遊客喜愛之景點，在人類活動較頻繁的結果下，交通機具、生活廢棄物都可能是當地重金屬貢獻來源。由太魯閣土壤重金屬含量與(a)台灣農地背景值及(b)食用作物農地監測標準之比值，可發現各區重金屬濃度皆在監測標準內，但現耕地之鉻、銅、砷、汞明顯已超出農地背景值達 1.5 倍以上，且銅

在蓮花池及合歡兩地舊有農耕區域明顯高出背景值；砷除在蓮花池、嘉明湖以外之地區，也較農地背景值為高。

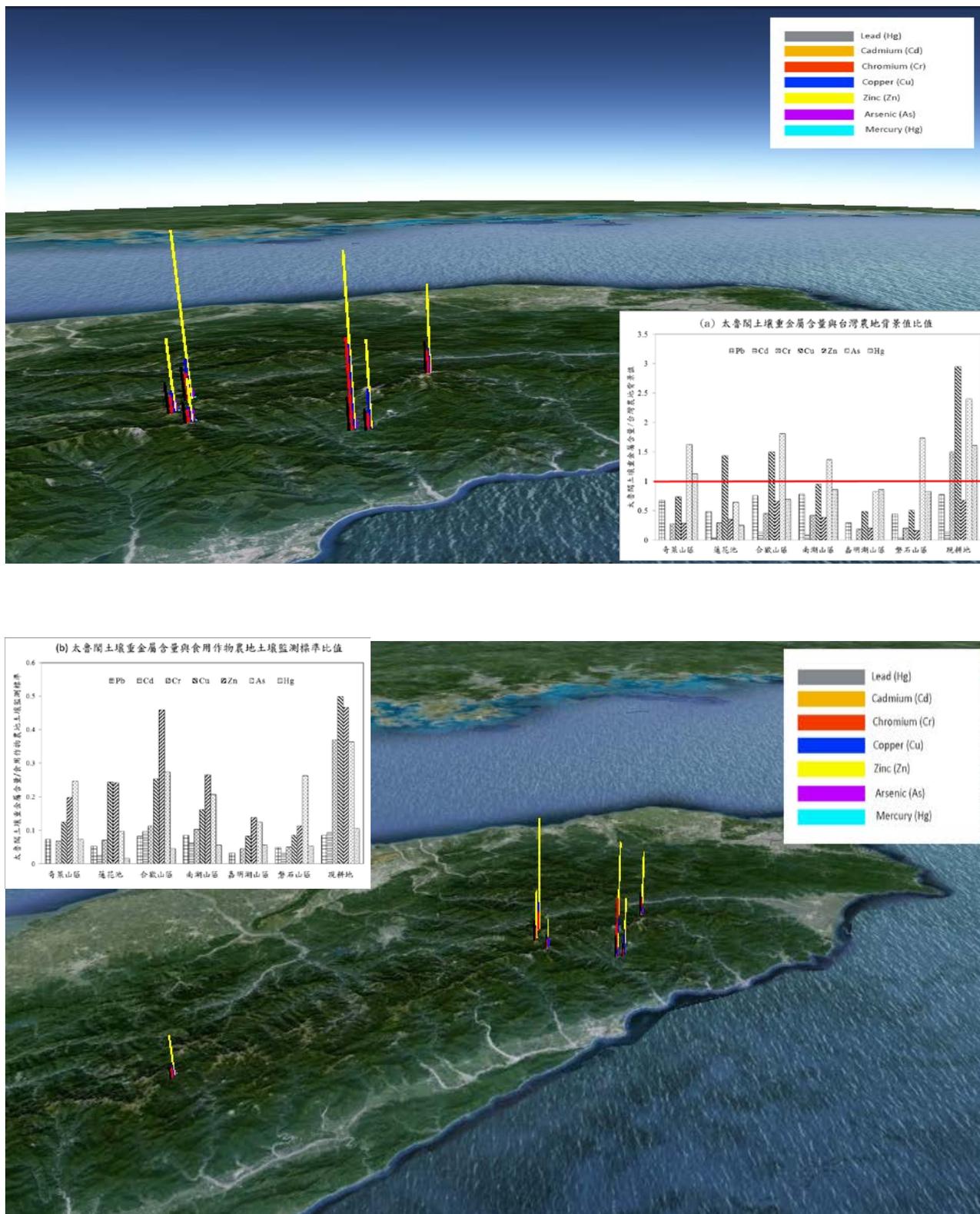


圖 25 太魯閣國家公園重金屬污染流布地圖

圖 26 為西寶地區實行有機耕作及慣行農耕地土壤重金屬之比較，整體來說兩者差異並不明顯，原則上，有機農耕使用之肥料、藥劑、土壤改良劑等，於法規限制下，雖重金屬含量會少於一般農耕使用之資材，但在使用、管理不當之情況下，皆可能使重金屬持續累積，且西寶地區目前為部份轉作有機、部分仍以慣行農法耕作，區塊鄰近也導致鄰田污染可能性增加。此外，以農地背景值為比較基準，顯示西寶地區有機及慣行農地土壤鉻、銅、砷含量超出台灣農地背景值，甚至西寶慣行農地之汞含量已高於食用作物農地監測標準，除需持續監測其變化、探討污染來源，並應立即採取因應對策。

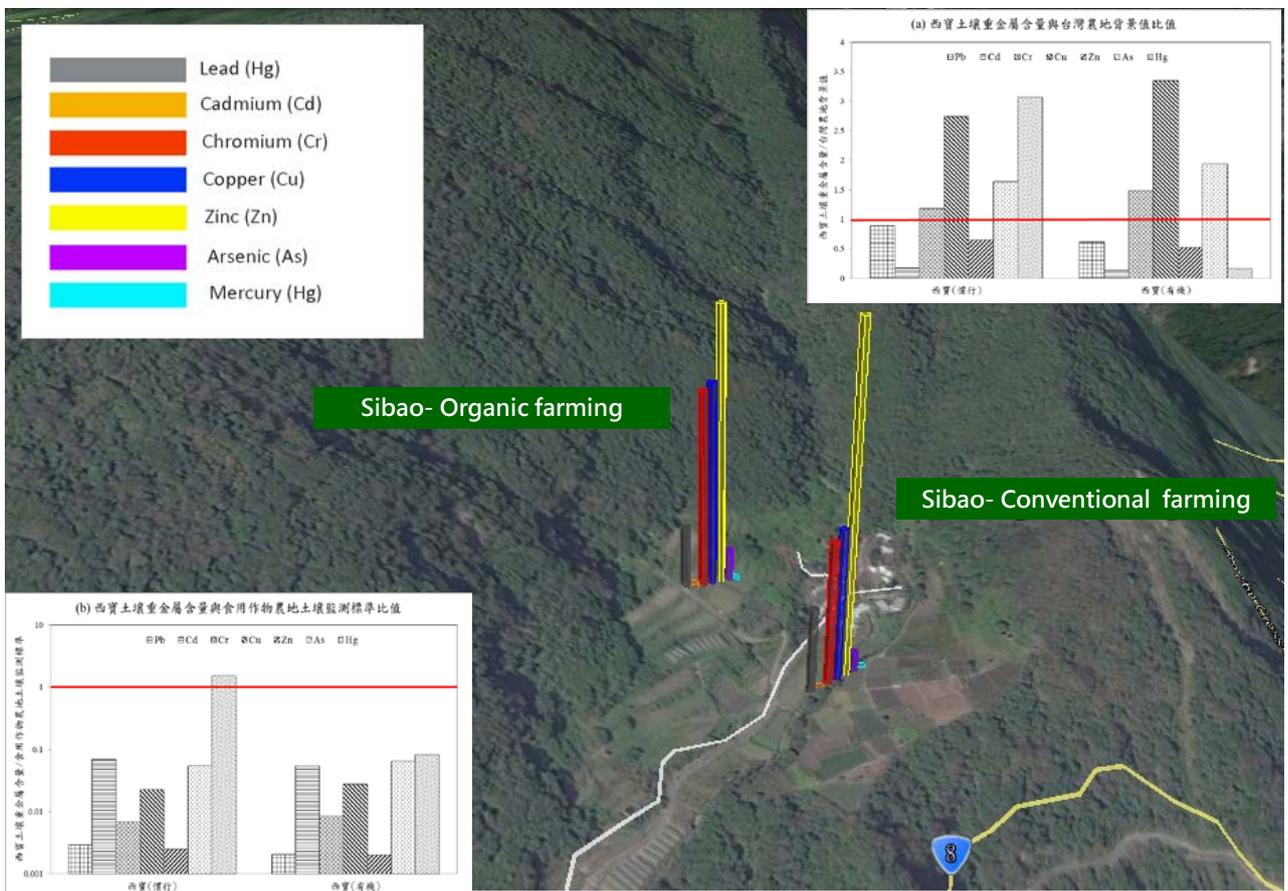


圖 26 西寶慣行與有機耕地重金屬流布地圖

過去研究結果已證實太魯閣國家公園高海拔山區汞污染來源為長程傳輸所貢獻，由圖 27 也可明顯看出，太魯閣國家公園高海拔山區之汞濃度近似，也與南端之嘉明湖一致，由中央山脈北段延伸至中段，其趨勢一致，印證本研究假設，即太魯閣高海拔山區為長程傳輸主要沈降區，而土壤汞比值結果則指出太魯閣高海拔區域僅奇萊樣區略高於農地背景值，但仍遠小於土壤污染監測標準，說明高海拔地區之汞污染雖不致立即對環境產生危害，但作為長程傳輸污染物之主要沈降區，隨著污染物持續累積，國家公園也應及早擬訂相關因應措施、進行風險管理，以維護環境、生態健全。

綜合本研究歷年調查結果及污染流布地圖所呈現之地理區位比較，顯示高海拔汞來源明顯由大氣長程傳輸所貢獻，可能來源為東南亞及中國沿海工業所造成；而農地重金屬污染主要為現地及區域來源，可能由交通、農業機具、農業資材、環境用藥及生活廢棄物所造成。整體而言，污染地圖的繪製除將污染物環境流布狀況以地理分佈呈現，也將複雜之文字敘述及統計數據轉化為簡單具體的圖像形式說明，且其應用可結合生態風險評估，對於國家公園建置生態環境管理辦法、策略提供明確的方向。

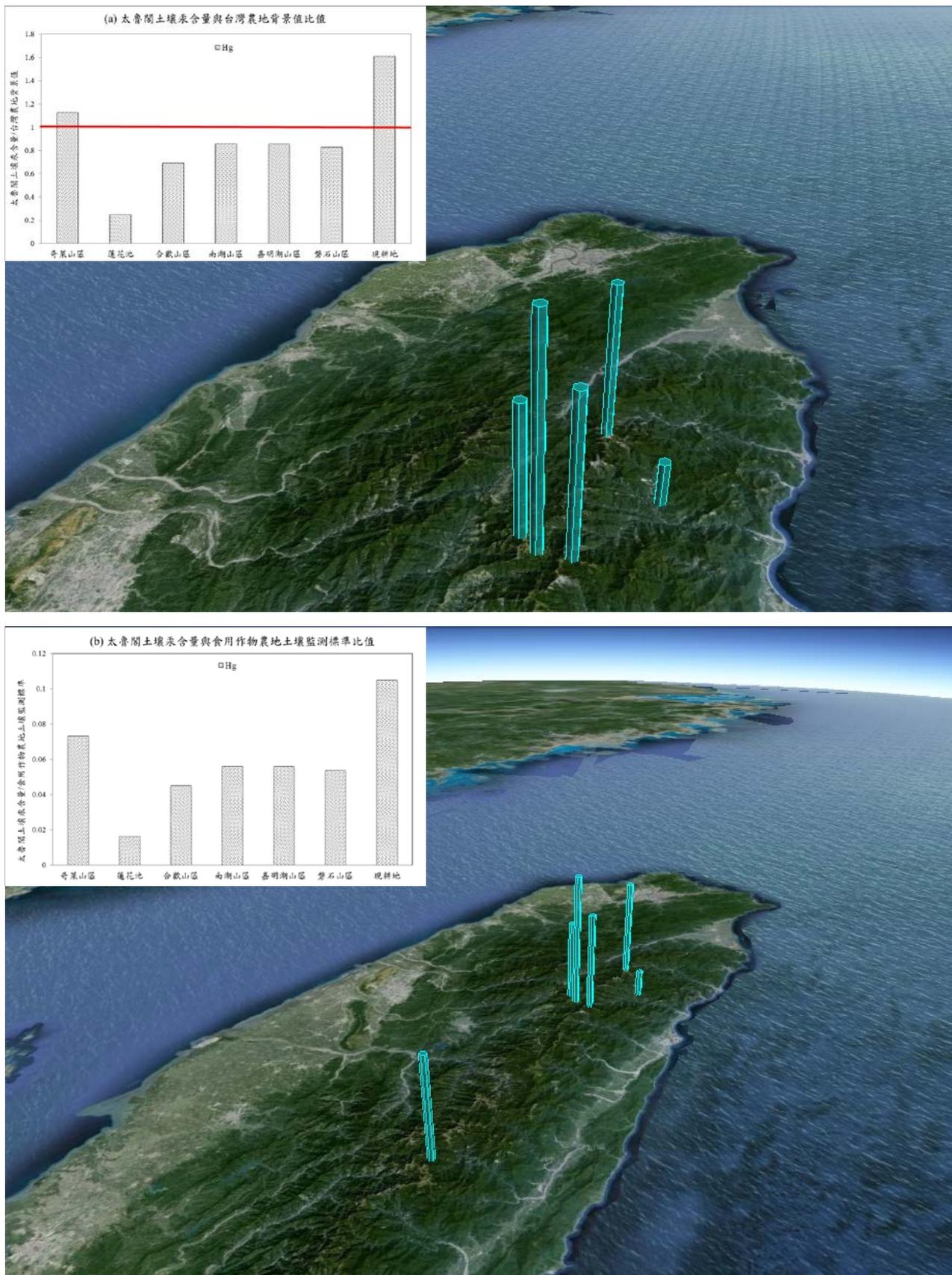


圖 27 太魯閣國家公園高海拔山區汞污染流布地圖

## 第五節 長程傳輸污染物監測規劃

污染物研究通常可歸納為探討污染物的種類、作用機制、會有何種影響及該如何處理等，期研究成果主要應用於防範環境及生態系統遭受破壞，對於已受影響之事物則設法恢復其運作及功能。本研究整合歷年調查成果，運用 Google Earth 繪圖工具 GE-Graph (v 2.2.21) 製作已完成之調查資料繪製於地圖，呈現比較不同地理位置之污染物濃度及關聯性，繪製區域除太魯閣國家公園並含南湖大山、嘉明湖作為全島高海拔地區污染流布比較。綜合歷年研究結果，發現高海拔地區確實呈現較高污染濃度，且本項結果亦與國際長程傳輸之理論及相關研究調查吻合，顯示太魯閣高海拔地區作為長程傳輸污染物監測點，對於探討長程傳輸污染物傳輸、沉降機制可有具體貢獻。

目前國際間已有多項跨區合作之長程傳輸監測計畫，藉由監測氣膠來推定大氣中污染物在空間及時間上的流佈狀況，包含美國太空總署(NASA)組織之光達監測網(MPLNET)、氣膠輻射監測網(AERONET)、日照輻射監測網(SolRad-Net)，與美國國家海洋大氣總署之氣膠監測聯網(NOAA/ESRL/GMD Aerosol Network)、碳循環溫室氣體監測網(ESRL/GMD/CCGG)，及美國國家大氣沉降計畫項下之北美大氣汞監測聯網(NADP/AMNeT)，各監測網之計畫內容簡要彙整於表 10。上述皆為我國目前有參與之監測網，且環保署亦已與美國環保署、太空總署、海洋大氣總署、日本及歐盟國家合作，進行技術交流與資料交換。我國在氣膠監測上，因為具有高山高度足夠及地理位處東南亞及中國邊緣之優勢，不僅可以做為背景站，同時可監測東南亞生質燃燒產生及大陸地區工業開發產生之氣膠，再者於台灣本土內之氣膠資料亦需要收集，累積之數據建構資料庫作為污染物結合氣候傳輸之模擬，提供污染預防及擬訂相關管理措施的重要依據，故台灣氣膠監測系統之建立極為重要。大氣污染物除了上述的氣膠監測外，對於溫室氣體的監測也是不可或缺的，美國海洋大氣總署地球環境系統研究實驗室之全球監測部門建立了碳循環溫室氣體監測網，負責監測全球大氣中溫室氣體含量及其隨時間的變化量等，在台灣現設有兩個監測點，分別位於東沙與鹿林山，皆屬於背景站，其監測資料可提供東亞沿海地區溫室氣體背景濃度之變化。

汞為重要之全球性污染物，是唯一於常溫壓中會形成氣態(汞蒸氣)的重金屬，其對於生

態系統及環境的潛在危害不可忽視，國內目前只有鹿林氣象站參與北美大氣汞監測聯網，此計畫內容主要為量測大氣汞濃度及其組成(包含氣態元素汞、二價汞、顆粒汞)，台灣所提供之研究資料於2011年發表於全球性污染-汞國際研討會(ICMGP)，對於全球汞監測有其貢獻。本研究整合歷年調查、分析成果，發現汞於高海拔山區之流布與傳輸趨勢明顯，可作為汞長期監測之樣點，與鹿林測站相較，太魯閣國家公園之地理位置受本地氣象、季風及在地污染影響較小，受長程傳輸與高層西風影響較大(蘇銘千，2013)，同具地理位置優勢，作為自上游中南半島、中國南方、西太平洋夏威夷一線大氣污染監測之中繼站，更能完善大氣污染物之基礎資料，增加參與國際合作，加入相關監測組織之優勢。因此，本研究規劃長程傳輸污染物之長期監測，建議延續本研究已執行之計畫內容，持續累積太魯閣國家公園區域範圍內土壤、底泥、生物之汞在環境流布調查與研究成果，逐步建立國內汞長程傳輸對生態、環境之風險管理系統，未來結合既有國際長程傳輸資料之應用，整合資源與資訊發展國際合作與應用方案，爭取大型跨區域研究合作機會，提出台灣對全球環境相關研究之貢獻，提升我國國際地位。

表 10 全球長程傳輸污染監測系統彙整

項目	光達監測網 (MPLNET)	氣膠輻射監測網 (AERONET)	日照輻射監測網 (SolRad-Net)	NOAA/ESRL/GMD Aerosol Network	碳循環溫室氣體監測網 ESRL/GMD/CCGG	北美大氣汞監測聯網 (NADP/AMNet)
發起組織	美國太空總署 NASA	美國太空總署 NASA	美國太空總署 NASA	美國海洋大氣總署地球環境系統研究實驗室之全球監測部門	美國海洋大氣總署地球環境系統研究實驗室之全球監測部門	美國大氣沉降計畫 (NADP)
起迄年	2000~current	1993~current	1992~current	1970~current	1967~current	2009~current
觀測內容	藉由發射固定波段雷射光，偵測回波訊號強度，分析大氣垂直分布、雲、氣膠濃度及性質、大氣溫度、捲雲、以及邊層高度	利用太陽光度計量知地表太陽輻射量，可以間接反映出懸浮微粒在垂直高度上的分布情形	提供高時間解析度與接近即時的太陽輻射觀測資料給予科學社群使用	利用ESRL/GMD設計之大氣膠膠監測系統進行氣膠量測	監測大氣溫室氣體(如CO <sub>2</sub> 、CO、CH <sub>4</sub> 、同位素(CO <sub>2</sub> 中之C <sub>13</sub> 及O <sub>18</sub> )以及部分溫室微量氣體H <sub>2</sub> 、N <sub>2</sub> O、SF <sub>6</sub> 等)並得出氣體濃度隨時間變化量	量測大氣汞濃度及其物種組成，包含氣態元素汞、二價汞、顆粒汞
已知成果資料	利用環保署MPL系統之資料搭配太陽輻射儀觀測，反演出之AOD、氣膠垂直分布範圍、消光垂直剖面圖等	台灣測站可提供8個波段氣膠光學特性和水氣波段940nm與光達系統比較結果進行大氣膠活動之監測	台灣鹿林氣象站之觀測結果可做為東南亞生產質之絕佳觀測點	台灣鹿林氣象站屬背景值觀測站，目前完成儀器校正以及新型小型連續式光儀之測試，同時觀測資料被應用於全球觀測研討會中	鹿林氣象站從2006年夏季開始利用PSU進行氣體採集(東沙背岸站從2010年開始)，樣本運回NOAA之Boulder實驗室分析，台灣測站資料適用於監測東亞沿海地區背景濃度之變化	觀測資料含台灣年氣態元素汞、氣態二價汞及顆粒態汞之平均值。鹿林山測站大氣汞濃度之晝夜與季節變化性，以及與周邊區域大氣汞排放之關聯已有論文發表
模式	藉由全球測站進行共同觀測來了解雲與氣膠的垂直分布特性，並配合衛星資料追蹤污染物傳輸	採用太陽光度計得知資料，利用統一校正及資料處理方式求得一致光學特性參數ex.AOD、SSA，原始資料依處理程序及品質分為三級	配合AERONET的太陽輻射儀大氣膠光學特性，驗證大氣膠如何影響植物產量，與其可能造成植物變化	透過全球觀測氣膠膠質理解地球氣候輻射驅動力對大氣環境影響，同時了解不同種類氣膠對上述氣候-輻射驅動力性質之交互關係，進而得到可控制因子	利用監測大氣溫室氣體以及部分溫室微量氣體了解大氣污染組成以及全球溫室氣體濃度變化	透過量測大氣汞濃度及其組成，含氣態元素汞、二價汞、顆粒汞，估算大氣汞乾沉降量
台灣參與測站	鹿林氣象站(2005)	東沙背岸站、鹿林氣象站、潮州測站、成功大學測站、嘉義測站、恆春測站、埔里測站、蘭嶼測站、玉山測站	鹿林氣象站(2009)	鹿林氣象站	鹿林氣象站(2006)、東沙背岸站(2010)	鹿林氣象站(2012加入)
測站位置	遍及美、歐、亞、非洲及南極	全球各洲皆有測站	測站分佈美、歐、亞、非洲	測站分佈美、歐、亞、非洲	全球各洲皆有測站	測站主要分佈於北美洲，台灣鹿林測站亦參與

## 第六節 國家公園生態風險管理系統

生態風險管理之目標即為限制關切污染物質或危害因子對生態系統或生態組成造成危害，應用生態風險評估方法，計算關切污染物質或危害因子產生負面影響之機率與影響程度，並根據評估結果利用可行技術或制訂相關策略以減少污染/危害對生態之負面影響，將風險控制在可接受的程度。由於風險係指發生負面影響的機率，具有不確定性，因此風險管理、分析的意義即是在考量不確定性的情形下，做出最佳的決策，並藉由發展風險管理計畫以有效的管理風險。風險管理計畫的研擬，除需要藉由大量的資料收集分析、現場調查與監測、模式模擬與結果之討論、不確定性研究，並考慮各項成本、效益與可接受度。而完整的環境決策有賴於正確的風險評估與適度之風險溝通、風險管理，因此風險決策的制定與風險溝通的執行，建立在風險評估結果，並由風險管理整合相關訊息、提出管理策略，方能達成管理風險之目的。而這種過程均因各地區環境狀況、暴露形式之不同，而受地區特性的影響，因此需要針對特性發展特定地區之風險評估與管理。

國家公園之風險管理計畫應積極建立風險管理系統，並與現行的國際政策接軌，且考量國內除政府組織、研究機構及關切之團體與個人在法規執行、研究創新與民眾的風險覺知的優先次序。本研究繼 102 年度初步建立的生態風險管理計劃，並進一步規劃為符合未來政府組織籌劃之環境資源部，建立環境、生態一體的資源循環總目標，具體生態風險管理系統如圖 28 所示，建置國家層級生態風險管理框架，由篩選優先管制之持久性污染物、優先保育之物種等，此外尚須配合具體可用的已發展技術及科學研究成果，由政府部門、學術單位、環保、非營利組織、團體甚至個人等相關利益者間的相互合作，實施長期生態環境資料調查，建置基線資料庫及評估所需參數，建立生態風險評估模式與具體應用流程。同時建置生態風險管理系統，由分析環境健康、生態活力、社會、經濟等風險特性，研擬以資源循環與生態韌性為目標之政策法規，達到落實環境治理目的。除由國家公園單方面降低風險之危害外，並透過資訊公開、合作研究調查及溝通通報系統，提升公眾之風險認知，進而影響直接或間接之壓力產生源，達到事半功倍之有效風險管理目的。

此外，與國際長程傳輸研究平台的接軌計劃，依據園內污染物流布調查與生態風險評估成果，顯示園內高海拔地區內明顯受長程傳輸影響，特別是多環芳香烴 (PAHs) 與汞 (Hg) 之國際關切持久性污染物，由太魯閣國家公園生態風險管理系統之長期監測計劃，建立長程傳輸污染物的環境介質與生物介質監測研究，建立具體政府資料庫，參與多國跨州的合作計劃，發展我國之長程傳輸模式與國際整合應用。

太魯閣國家公園率先建立國家層級生態風險管理框架結合國際長程傳輸研究平台的功能與成效，除確保環境及生態保護，亦提供管理單位可依循之執行架構，進而達到資源循環與生態韌性應用之應用模式，建立可行政策、法規，以促進資源管理循環與環境、生態保護。

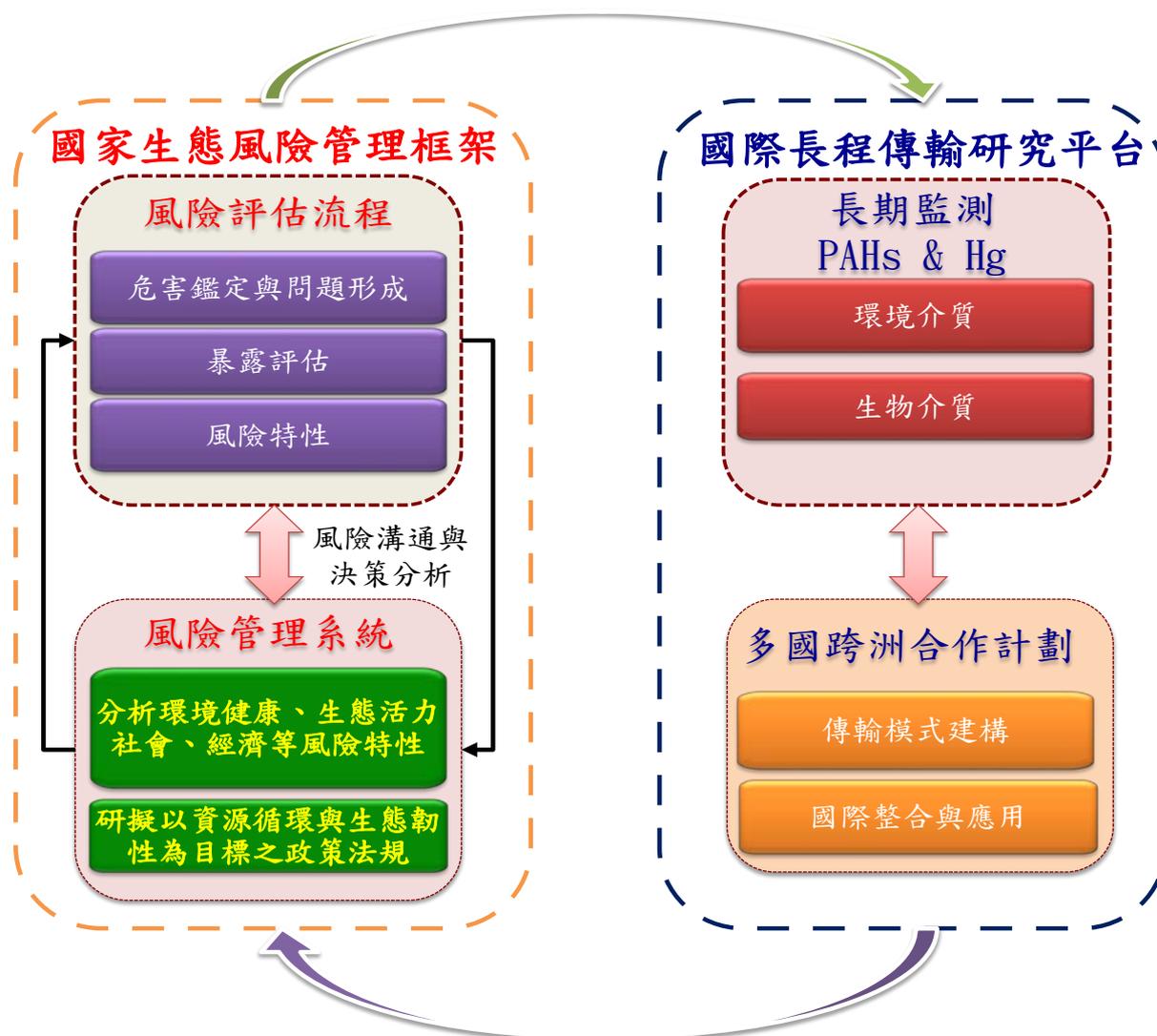


圖 28 整合資源永續與環境治理為目標之國家層級生態風險管理系統



## 第四章 結論與建議

本年度計畫主要研究內容包含：(1)調查汞於生態及環境中之流布，持續增加長程傳輸污染物之流布地圖資料庫；(2)依據重金屬在環境流布成果，以鳥類為例進行暴露評估及危害商數計算，建立生態風險評估步驟內容與風險計算；(3)持續廢耕地與現有農地之環境監測，比較其環境風險，探討國家公園農業發展與生態保育之影響；(4)規劃長程傳輸污染物監測計畫，與既有國內長程傳輸監測計畫之整合，建立國際研究合作溝通管道與規劃長期合作內容(5)應年歷年生態風險評估結果，研擬國家公園生態保育與管理措施。各項目研究內容之結論與建議分別於第一節、第二節說明。

### 第一節 結論

- 一、本研究彙整歷年(2010~2014)調查成果，依海拔高度、農耕特性主要可分為現耕地、廢耕地及高海拔山區 3 類，呈現太魯閣國家公園重金屬污染物環境流布趨勢，結果顯示現耕地因持續進行農業活動，相關之肥料、農藥使用亦不斷增加環境中重金屬之投入，與其它地區相較，農耕區鄰近人類生活環境，生活中所產生的各類廢棄物亦有可能增加該地重金屬累積，致使農地測得之重金屬濃度為最高；廢耕地如蓮花池因不再持續添加任何肥料、農藥或改良劑，所以不會有持續升高之情形，目前所能測得之重金屬應為過去耕種型態而長期累積，可判定其確為農耕時期添加之累積殘留。高山地區，整體以合歡山測得之重金屬濃度高於其它，可能因合歡山樣區除同為登山、健行地點外，亦為旅客喜愛到訪之景點，且曾有合歡山農場經營，因此人類活動比其他樣區較為頻繁，受污染可能及重金屬來源也相對多於其他山區。
- 二、現地與廢耕地之環境監測成果，說明廢耕地如蓮花池因不再持續添加任何肥料、農藥或改良劑，所以不會有持續升高之情形，但合歡農場仍可測得一定之鉛、鎘、銅、鋅、砷濃度，甚至高於部分現耕地，除因過去耕種型態而長期累積，是否有其他因素導致此結果則須更深入的調查方能確認。現耕地以西寶地區進行探討，基本上有機耕種除不得使

用化學肥料、化學農藥之外，其他農資添加物並未強行規定，特別是礦物磷肥，也可能使重金屬鎘、鉻增加，此外有機質肥若為動物糞肥，也造成銅、鋅升高之趨勢，由歷年結果來看，有機農地之鉻、銅濃度高於慣行農地，慣行農地則在鋅及汞明顯有較高濃度，其餘金屬在有機與慣行農地之含量相近，整體來說兩者差異不明顯。造成此結果之原因可能為肥料、防治資材的使用管理問題或鄰地污染導致，仍須持續監測與累積樣本分析數據才能釐清。本研究另與花蓮環保局調查西寶農地土壤重金屬之結果進行比較，雙方在各金屬之濃度雖有些許差異但不明顯，可能為分析方法不同及樣本數差異所致，不影響兩者分布趨勢具一致性，顯示本研究之檢測結果為可信且經多年持續累積數據更能反應當地土壤重金屬流布情形。

三、經比較全區之狀況，可明顯看出汞分布趨勢在奇萊、合歡、南湖、嘉明湖及磐石等高海拔山區濃度相近、具有一致性，且與現耕地差異不大，甚至高於已廢耕之蓮花池；鉛於奇萊、合歡、南湖此3處高海拔地區具一致趨勢，且與現耕地濃度近似。由於高海拔除休閒登山等生態活動外鮮少人為活動進行，因此可排除現地污染之影響，本項調查結果符合本研究往年指出汞長程傳輸作用於高海拔山區之假設。汞、鉛於高海拔地區具一致之趨勢，且與現耕地濃度相近，後續研究應持續進行監測，並探討大氣長程傳輸及其它可能污染貢獻來源，除作為國家公園生態、環境保護依據，對於污染物結合氣候等研究亦能有貢獻，協助我國制訂相應之管理策略與決策。

四、綜合歷年動物體重金屬分析結果，整體來說，鎘、鉻、汞主要累積於腎，銅、鋅則在肝有較高濃度，此外除銅、鋅、砷以外之其他重金屬濃度以小型動物高於大型動物，與研究假設大型動物因生物累積及放大作用應可測得較高重金屬濃度之結果不符，可能為大、小型樣本數差異所致，未來應再增加動物體樣本數以消弭特別個體所占比重過多之影響。此外，本研究於今年度新增鳥類樣本，由鳥羽重金屬含量探討環境中污染物對生態系的影響，以期建立生物指標之可能選項，並能有更全面性的觀點審視環境中重金屬的流布與生物體重金屬累積的相互關聯性。

五、歷年研究計畫期間，已完成太魯閣國家公園高海拔環境敏感區之生態風險評估概念模式與小型哺乳動物-高山田鼠之重金屬暴露評估概念模式，並進行危害商數計算，顯示以

鉛之為害商數相對為高。本年度研究以鳥羽的重金屬含量與其食性、生活習性及周遭環境介質的污染程度有關，且佔整個鳥體的含量比例相當高為前提，由粉紅鸚嘴之鳥羽重金屬分析結合歷年各項土壤、植物調查結果，進行暴露評估及危害商數計算，研究假設在最高土壤攝入比例、最高肉食比例以及昆蟲組織具最高重金屬含量之情況下，危害商數亦遠小於1，說明目前土壤與植物中五項重金屬平均含量對於粉紅鸚嘴無立即負面之衝擊。

- 六、綜合本研究歷年調查結果及污染流布地圖所呈現之地理區位比較，顯示高海拔汞來源明顯由大氣長程傳輸所貢獻，可能來源為東南亞及中國沿海工業所造成；而農地重金屬污染主要為現地及區域來源，可能由交通、農業機具、農業資材、環境用藥及生活廢棄物所造成。整體而言，污染地圖的繪製除將污染物環境流布狀況以地理分佈呈現，也將複雜之文字敘述及統計數據轉化為簡單具體的圖像形式說明，且其應用可結合生態風險評估，對於國家公園建置生態環境管理辦法、策略提供明確的方向。
- 七、長程傳輸污染物為國際關注及研究趨勢，國內目前以鹿林測站為主參與國際間大氣污染物監測系統，與鹿林測站相較，太魯閣國家公園同具地理位置優勢，地理位置受本地氣象、季風及在地污染影響較小，受長程傳輸與高層西風影響較大，作為自上游中南半島、中國南方、西太平洋夏威夷一線大氣污染監測之中繼站，更能完善大氣污染物之基礎資料，增加參與國際合作，加入相關監測組織之優勢。
- 八、依據園內污染物流布調查與生態風險評估成果，顯示園內高海拔地區內明顯受長程傳輸影響，特別是多環芳香烴（PAHs）與汞（Hg）為國際關切之持久性污染物建立太魯閣規劃長期監測計劃，持續長程傳輸污染物的環境介質與生物介質監測研究，並建立具體政府資料庫，作為決策參考。

## 第二節 建議

建議一、進行長期之生態與環境監測：立即可行且為中長期建議。

主辦機關：太魯閣國家公園管理處

協辦機關：國立東華大學

依據歷年針對太魯閣國家公園中持久性毒物之調查結果，顯示因區域特性不同呈現重金屬流布之不同趨勢，農地受現地及區域性污染影響為主，高海拔地區則明顯為長程傳輸污染，由土壤、底泥之檢測結果亦呈現顯著且不可忽視之現況，因此未來仍有必要持續長期之生態與環境中持久性污染物監測，並依區域特性擬定管理措施。

建議二、擬訂農地管理策略：立即可行且為中長期建議。

主辦機關：太魯閣國家公園管理處

協辦機關：國立東華大學

由歷年比較結果顯示有機與慣行農地之重金屬含量相近，說明即便採取規範較多之有機方式耕作，但農耕過程中肥料、農藥、土壤改良劑及石灰等的長期使用仍將持續累積重金屬於環境，因此後續除持續監測土壤重金屬濃度變化外，也建議增加生物有效性的檢測，根據作物食用部分重金屬的檢測結果探討其環境風險與環境影響，並針對肥料、農藥、土壤改良劑及添加物等之使用擬定管理策略，輔導農民正確、合理使用。

建議三、持續進行生態風險評估：立即可行且為中長期建議。

主辦機關：太魯閣國家公園管理處

協辦機關：國立東華大學

持久性毒物之生態風險評估，已完成問題界定與評估模式建置，並由重金屬流布資料以小型哺乳類為受體完成潛在生態風險計算，本年度進一步以鳥類(粉紅鸚嘴)為評估對象，進行暴露評估及危害商數計算，結果顯示依目前土壤、植物中重金屬濃度狀況並未對粉紅鸚嘴

有立即、危害之影響，但基於重金屬之累積特性，建議持續採集樣本進行調查分析累積足夠數據，並蒐集相關參數資料，逐步完成生態風險評估-分析階段與風險描述，作為生態風險管理規劃之依據。

建議四、規劃長程傳輸污染物監測計畫：立即可行且為中長期建議。

主辦機關：太魯閣國家公園管理處

協辦機關：國立東華大學

本研究以太魯閣國家公園為研究樣區，彙整歷年總研究成果，均能與長程傳輸之機制與結果吻合，顯示規劃長程傳輸污染物之長期監測應為優先工作項目，建議延續本研究已執行之計畫內容，持續累積太魯閣國家公園區域範圍內土壤、底泥、生物之汞在環境流布調查與研究成果，逐步建立國內汞長程傳輸對生態、環境之風險管理系統，未來結合既有國際長程傳輸資料之應用，整合資源與資訊發展國際合作與應用方案，爭取大型跨區域研究合作機會，提出台灣對全球環境相關研究之貢獻，提升我國國際地位。

建議五、建立生態風險管理系統：立即可行且為中長期建議。

主辦機關：太魯閣國家公園管理處

協辦機關：國立東華大學

依據園內污染物流布調查與生態風險評估成果，管理上建議太魯閣國家公園發展生態風險管理系統，並建立國家層級生態風險管理框架，規劃長期監測計畫，持續長程傳輸污染物的環境介質與生物介質監測研究，並建立具體政府資料庫，作為決策參考。此外，因應長程傳輸污染物之跨區影響，除參與多國跨州的合作計畫，發展我國之長程傳輸模式與國際整合應用，同時結合國際長程傳輸研究平台的功能與成效，確保環境及生態保護，亦提供管理單位可依循之執行架構，進而達到資源循環與生態韌性應用之應用模式，建立可行政策、法規，以促進資源管理循環與環境、生態保護。



附錄一、「太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(三)」案

期中審查會議紀錄

一、時間：103年7月11日上午9時30分正

二、地點：本處會議室

三、主持人：曾處長偉宏

記錄：蔡佩芳

四、出席人員：詳簽名冊(略)

五、主辦課室報告：

本案受託單位已依契約書第二條規定(103年6月25日前)於103年6月19日(公文號1030002791)提送期中報告書，並出席本處排定今日之期中審查會議。

六、討論：(略)

七、結論：

- (一)有關本案簡報電子檔，請承辦單位於會後存放於公用區期中簡報資料夾中，提供本處各業務課室經營管理參考運用。
- (二)有關期中報告格式請依規定修正，另與會人員相關意見和建議，請受託單位參酌辦理。
- (三)本期中審查符合本處要求，同意備查，並請依契約規定辦理後續相關請款核銷等事宜。

八、散會：上午10時30分正。



附錄二、「太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(三)」案

期末審查會議紀錄

一、時間：103年12月3日上午11時20分正

二、地點：本處會議室

三、主持人：曾處長偉宏

記錄：高欣

四、出席人員：詳簽名冊（略）

五、主辦課室報告：

本案受託單位已依契約書第二條規定(103年11月25日前)於103年11月25日(公文號1030005437)提送期末報告書，並出席本處排定今日之期末審查會議。

六、討論：(略)

七、結論：

- (一)有關本案簡報電子檔，請承辦單位於會後存放於公用區期中簡報資料夾中，提供本處各業務課室經營管理參考運用。
- (二)本案監測污染物質之含量標準規範，請參據行政院環保署各項標準提供本報告書中供參。
- (三)期末報告格式請依規定修正，另與會人員相關意見和建議，請受託單位參酌辦理。
- (四)本期末審查符合本處要求，同意備查，並請依契約規定辦理後續相關請款核銷等事宜。

八、散會：上午12時20分正。



## 附錄三、期中及期末審查會議審查結論問題與回覆

	審查結論	回覆
期中 審查 會議	1. 有關期中報告格式請依規定修正，另與會人員相關意見和建議，請受託單位參酌辦理。	1. 報告格式已依規定修正。
期末 審查 會議	1. 本案監測污染物質之含量標準規範，請參據行政院環保署各項標準提供本報告書中供參。 2. 期末報告格式請依規定修正，另與會人員相關意見和建議，請受託單位參酌辦理。	1. 已依意見，新增本研究監測重金屬含量與台灣農地背景值及食用作物農地土壤監測標準之比較如圖 25、圖 26 及圖 27，相關說明呈現於本研究報告第三章第四節污染地圖(42~46 頁)之內文。 2. 報告格式已依規定修正。



## 參考資料

### 壹、參考書目

#### 1. 中文部分

呂尤、宮茜茜、李自親，2008。牡丹江市工業區麻雀體內重金屬殘留分析。生態與農村環境學報，24(3):94-96。

林能暉、蔡錫祺、王家麟、李崇德、許桂榮、彭啟明、王聖翔，2011。鹿林山背景測站科技研究及操作維護。行政院環境保護署專案研究計畫，計畫編號：EPA-100-U1L1-02-101。

國家公園委託國立東華大學研究計畫。

張智堯，2012。黑鳶(*Milvus Migrans*)羽毛內重金屬(鉛、鎘、汞、砷)含量之時間變化。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。

許育誠，2011。代表性生態系經營管理－霧林帶指標物種棲地問題計畫。太魯閣

陳玄暉，2008。彰濱海岸黑腹濱鵲胸羽中之鎘、銅與鉛含量。東海大學環境科學研究所碩士論文。

傅文翔，2009。利用鷺科幼鳥的胸羽作為監測區域性重金屬污染之探討-以台中市中港鷺鷥營巢處為例。東海大學環境科學與工程學系研究所碩士論文。

劉小如，1984。粉紅鸚嘴之生態與行為研究(一)。國立中央研究院動物研究所研究計畫。

劉小如，1987。粉紅鸚嘴的社會行為。科學月刊，「動物行為」專輯，第214期。

蘇銘千，2010。代表性生態系經營管理之持久性無機毒物生態風險評估分析監測計畫。太魯閣國家公園管理處委託國立東華大學研究計畫。

蘇銘千，2011。太魯閣高海拔環境敏感區域持久性無機毒物生態風險評估分析監測計畫。太魯閣國家公園管理處委託國立東華大學研究計畫。

蘇銘千，2012。生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生

態風險評估計畫(一)。太魯閣國家公園管理處委託國立東華大學研究計畫。

蘇銘千，2013。太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(二)。太魯閣國家公園管理處委託國立東華大學研究計畫。

## 2. 英文部分

Brait, C. H. H., & Antoniosi Filho, N. R. (2011). Use of feathers of feral pigeons (*Columba livia*) as a technique for metal quantification and environmental monitoring. *Environmental monitoring and assessment*, 179(1-4), 457-467.

Dunning, Jr. and John B. (1993). Body masses of birds of the world. CRC handbook of avian body masses. first edition.

Goede, A., & De Bruin, M. (1986). The use of bird feathers for indicating heavy metal pollution. *Environmental monitoring and assessment*, 7(3), 249-256.

Hill, C. M. (2001). Development of terrestrial exposure and bioaccumulation information for the Army Risk Assessment Modeling System (ARAMS). Sacramento (CA), USA: CH2M.

Pirrone, N., & Keating, T. (2010). Hemispheric Transport of Air Pollution 2010: Part B—Mercury. *Air Pollution Studies*, 18.

Rumbold, D., Lange, T., Axelrad, D., & Atkeson, T. (2008). Ecological risk of methylmercury in Everglades National Park, Florida, USA. *Ecotoxicology*, 17(7), 632-641.

Sä Dena Hes Mine (2014). Interim results of the ecological risk assessment to guide closure planning, Draft for Agency and Stakeholder Review. Azimuth Consulting Group Partnership.

USEPA (2007). Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs). US Environmental Protection Agency,

Wiener, J., Knights, B., Sandheinrich, M., Jeremiason, J., Brigham, M., Engstrom, D., ... . Balogh,

S. (2006). Mercury in soils, lakes, and fish in Voyageurs National Park (Minnesota): importance of atmospheric deposition and ecosystem factors. *Environmental science & technology*, 40(20), 6261-6268.

Chen, Z.S. (2000). Relationship between heavy metal concentrations in soils of Taiwan and uptake by crops: Food & Fertilizer Technology Center.

### 3. 網頁部分

行政院環境保護署環境檢驗所，2014。http://www.niea.gov.tw (2014/02/28 進入)

太魯閣家公園網站，2014。http://www.taroko.gov.tw/zhTW/ (2014/01/27 進入)