

代表性生態系經營管理：環境敏感區域持久性有機污染物調查第一期

太魯閣國家公園管理處委託研究報告 98 年度

**代表性生態系經營管理：
環境敏感區域持久性有機污染物調查
第一期**

太魯閣國家公園管理處委託計畫
中華民國 98 年 12 月

太行合字
第 989039 號

**代表性生態系經營管理：
環境敏感區域持久性有機污染物調查
第一期**

受委託者：中華民國國家公園學會
研究主持人：柯 風 溪

太魯閣國家公園管理處委託計畫
中華民國 98 年 12 月

目次

表次	III
圖次	V
摘要	VII
第一章 緒論	1
第一節 研究緣起與背景	1
第二節 研究目的	1
第二章 文獻回顧	2
第一節 高山環境中持久性有機污染物現況介紹	2
第二節 多環芳香烴	2
第三節 有機氯農藥	3
第三章 材料與方法	5
第一節 採樣時間地點與樣品種類	5
第二節 研究方法	7
第四章 結果與討論	12
第一節 持久性有機污染物 (POPs) 之含量分析	12
第二節 多環芳香烴之組成與含量分析	12
第三節 有機氯農藥之組成與含量分析	15
第四節 持久性有機污染物在生態棲息地與生物之分佈特徵 (以砂卡礑測站為例)	17
第五章 結論與建議	33
第一節 結論	33
第二節 建議	33

附錄一、沈積物與生物樣品照片	35
附錄二、連續式採水儀	37
附錄三、樣品中各PAHs與OCPs之濃度	39
附錄四、個別PAHs與BaP當量毒性比例表	53
附錄五、主成份分析結果	55
附錄六、照片	57
參考書目	67

表 次

表一、採樣時間與樣品種類	6
表二、多環芳香烴之擬似標準品在不同樣品之回收率	9
表三、有機氯農藥之擬似標準品在不同樣品之回收率	9
表四、多環芳香烴之偵測極限值	9
表五、有機氯農藥之偵測極限值	10
表六、多環芳香烴之標準回收率	10
表七、有機氯農藥之標準回收率	11
表八、各樣區環境介質之總多環芳香烴含量分佈	18
表九、各樣區環境介質之總有機氯農藥含量分佈	19
表十、各化學物質在環境介質之平均分佈比率	20
表十一、各國河川與湖泊之水與沈積物中PHAs濃度	21
表十二、各樣區沈積物之總BaP當量毒性濃度	22
表十三、兩棲類生物之總多環芳香烴含量分佈	22
表十四、不同區域水與沈積物之 HCH、DDT 和 Heptachlor 濃度比較	23
表十五、沈積物樣品中 DDT 系列農藥含量分析	24
表十六、OCPs 化合物在生物樣品之濃度	25
表十七、PAHs 和 OCPs 在砂卡礫水、沈積物和生物之平均濃度	25

圖 次

圖一、採樣地點	5
圖二、水中PAHs主成份圖	26
圖三、沈積物中多環芳香煙之主成份分析	27
圖四、蛙類中多環芳香煙之主成份分析	28
圖五、水中有機氯農藥主之成份分析	29
圖六、沈積物中有機氯農藥主成份分析	30
圖七、砂卡礑測站環境介質中之不同環數PAHs組成 . .	31
圖八、砂卡礑測站環境介質中之不同環數OCPs組成 . .	32

摘要

關鍵詞：持久性有機污染物、多環芳香烴、有機氯農藥

一、研究緣起

持久性有機污染物 (POPs) 不易分解、長距離傳播及具生物累積性，為全球性分佈污染物，但目前對太魯閣國家公園內，有關於 POP 之相關背景資料十分缺乏。本計畫針對太魯閣國家公園持久性有機污染物，在生態棲息地及生物的分佈與含量進行調查研究，並探討其可能對生態系之危害評估，以提供兼具生態保育與觀光旅遊之規劃管理依據。

二、研究方法及過程

本計畫針對立霧河流域、蓮花池和奇萊山區共計 10 個測站進行多次採樣，分別收集水、沈積物與生物樣品進行有機污染物含量分析比較。水體樣品以連續式採水儀搭配玻璃纖維濾紙與吸附劑 (XAD) 收集；沈積物取自岸邊表層 5 公分，以玻璃樣品瓶帶回；生物樣品則以活體或冷凍方式帶回實驗室。所有樣品皆以索氏萃取、經淨化和濃縮後，以 GC/MS 分析多環芳香烴，以 GC/ECD 分析有機氯農藥。

三、重要發現

本計畫為初步調查太魯閣地區 POPs 之含量與分佈，結果顯示多環芳香烴 (PAHs)，在水中濃度為: $0.02\sim 1.46\text{ ng L}^{-1}$ 、在岸邊表層沈積物濃度為: $0.15\sim 96.31\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、在生物濃度為: $1.9\sim 3855.6\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ ；有機氯農藥 (OCPs)，在水中濃度為: $0.09\sim 1.74\text{ ng L}^{-1}$ 、在岸邊表層沈積物濃度為: $0.10\sim 6.11\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、在生物濃度為: $6.2\sim 25206.1\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ 。砂卡礑的總 PAHs 濃度最高，文山總 OCPs 濃度最高，總 OCPs 及總 PAHs 在沈積物之濃度皆以湖泊高於河流；兩棲類的總 PAHs 和總 OCPs 的濃度皆比其他生物高。相較於其他地區研究結果，太魯閣地區生態棲息地中 (水和沈積物)，POPs 濃度較低，而在部分生物體中之濃度稍高，接近於歐美地區低污染區含量。污染物可能來源之探討，初步判定目前太魯閣地區 PAHs 來源以燃燒為主要來源。本研究分析的 OCPs 化合物中以蟲必死 (α -, β -, γ -HCH 混合商品)、靈丹 (γ -HCH) 和 DDT 系列農藥為環境中主要成份。由於大部份 OCPs 已經停止生產及使用，目前環境中的 OCPs 為過去之殘留，主要可能由沈積物中釋放。

四、主要建議事項

初步研究調查結果顯示，在太魯閣地區 POPs 含量之分佈在區域性與時間性差異極大，因此提出下列具體建議：

立即可行之建議

1. 固定測站 (如蓮花池及砂卡礑) 長期監測研究，可同時釐清湖泊型與河流型環境生態受 POPs 影響之差異。
2. 以 PAHs 及 OCPs 為污染物指標代表，判定人為因素影響及殘留釋放對太魯閣生態環境之衝擊。

長期性建議

1. 建立長期生態環境之監測系統，調查收集物理性、化學性及生物性各

環境因子介量 (parameters)，整合生物多樣性及族群研究調查資料，提供完整之 POPs 在太魯閣地區分佈、傳遞及對高山生態環境影響之模式。

2. 以代表性 POPs(PAHs 及 OCPs)為指標進行分析太魯閣陸生生物各食階之累積情形，以建立持久性有機污染物在高山之生物累積與放大模式。

ABSTRACT

Keywords: POPs, PAHs, OCPs

Due to their low solubility in water, resistance to degradation, long distance mobility, and bioaccumulation, persistent organic contaminants (POPs) are expected to distribute globally including to remote the areas of Arctic, Antarctic, and high mountain areas. Taoroko National Park, a pristine high mountain environment with minimal industrial pollution and high biodiversity, has been identified as one of the most important mountain ecosystems in the world. However, millions of tourists visit the Taoroko area annually and may threaten the environmental well-being of the Taoroko area. Significant disturbance may result from excessive contamination such as the combustion of fossil fuels from traffic vehicles. The baseline of POPs such as PAHs and organochlorine pesticides (OCPs) in Taoroko National Park and the stress caused by anthropogenic contaminants on the mountain ecosystem is still lacking. Therefore, long-term research of Taoroko is necessary to investigate and monitor the environment for the health of wildlife.

In this study, samples were seasonally collected from 10 stations along the Taroko mountain including the Li-Wu River, Lake Lotus, and Chi-Lai peak in 2009 to examine spatial and temporal variability in PAH and OCP concentrations. Water samples were isolated by filtration through pre-combusted glass fiber filters, then subsequently through Amberlite XAD-2 resin packed column. Sediment samples were collected 5 cm from the surface from lake and river coastal sites using a grabber. Living and frozen biota samples were transferred to the laboratory. The extraction, preparation, and analysis procedures of all samples are identical to those in our laboratory. Samples were extracted for 24 hours with hexane:acetone in a Soxhlet apparatus and then undergone purification and condensation. PAHs and OCPs were identified and quantified using GC/MS and GC/ECD, respectively.

In this preliminary study of POPs in the Taoroko area, we found that POP concentrations in the Taroko have a wide variation in the same matrix or among the species in the mountain. The total PAH concentration ranges were $0.02\sim1.46\text{ ng L}^{-1}$, $0.15\sim96.31\text{ ng g}^{-1}$ dry weight, $1.9\sim3855.6\text{ ng g}^{-1}$ fat for water, sediment and biota samples, respectively. The total OCP levels ranges were $0.09\sim1.74\text{ ng L}^{-1}$, $0.10\sim6.11\text{ ng g}^{-1}$ dry weight, $6.2\sim25206.1\text{ ng g}^{-1}$ fat for water, sediment and biota samples, respectively. The distribution of POPs in the water indicated that total PAH levels were elevated at Sa-Ka-Dan, while total OCP levels were found to be the highest at Wu-Sen. We found that both PAH and OCP levels in the lake sediments were higher than in the river sediments. For the biota samples, high levels were found for both PAHs and OCPs in amphibians. The POP concentrations in the habitats (sediment and water) were relatively low compared to those from other studies in the world. The possible sources of the PAHs may be incomplete combustion. The OCPs, dominated by HCH and DDT series, have been banned from products and usage for a few decades, thus the residual OCP indicates release from historical accumulation in the habitats.

Pollution caused by PAHs has been widely used to assess the impact of anthropogenic activities on environments; in contrast, the OCP levels reflect the release of historically accumulated contaminants from the sites in the high mountains. We suggest that future studies should focus on the comparison of POP impact on lake and river ecosystems. Lake Lotus and Sa-Ka-Dan are good candidates for research sites to investigate the POP distribution and transport in the mountain environment to provide specific information on anthropogenic impacts on the local environment. A long-term monitoring program is strongly recommended to establish the distribution and transport model of organic contaminants and the entire ecosystem model in the Taoroko.

第一章 緒論

第一節 研究緣起與背景

1962 年「寂靜的春天」一書出版，卡森博士（Reachel Carson）首次揭露人類使用殺蟲劑-DDT，對於生態系的危害，並詳細描述許多有機污染物正在生物體和人體體內蓄積。1996 年「我們被偷走的未來」和 1997 年「雌性化自然」二本書相繼出版，書中列舉出高達 70 多種現代文明生活所產生的有機化學物質對於生物及人體內分泌系統之危害。這些人造有機化學物質藉由其製造、運輸、被使用或滲漏等過程進入環境中散佈，許多研究報告指出野生動物或人類長期暴露在這類有機污染物，會造成生理機能病變，包含甲狀腺機能異常、生殖系統畸形、生殖能力降低、後代個體生存率降低或畸形、致癌率增高等現象（Colborn et al., 1993；Moran et al., 2007）。這類有機污染物質之共同特性為持久性，在環境中不易被分解，故通稱為持久性有機污染物（Persistent Organic Pollutions, POPs）。

太魯閣國家公園位於台灣東部，東臨太平洋，西接中央山脈的主陵。境內自接近海平面立霧溪口至最高的南湖大山，海拔落差約為 3742 公尺，二千公尺以上的山區佔園區 1/2 的面積，而三千公尺以上高山佔其 1/6 面積，轄內合歡群峰為台灣許多重要河川的發源地，包含立霧溪、大甲溪、大肚溪和濁水溪。因地勢之故，隨著海拔高度增高，呈現不同的氣候型態，也因此園區內同時具有亞寒帶至亞熱帶多樣豐富的生態系統。1960 年中橫公路的開通後，為太魯閣國家公園帶來絡繹不絕的人車潮，此外過去園區曾有農業與礦產活動，隨著人為活動所帶來的現代文明污染物可能威脅其生態環境與野生生物的多樣性與生存。目前有關於環境有機化學污染物在園區內的相關背景資料十分缺乏，在國家公園致力於生態環境的保育政策下，對於因人為活動所帶來的環境有機污染物，在生態棲息地與生物的分佈與含量調查，及其可能對生態系之危害評估，更需儘早有效建立，以達兼顧生態保育與觀光旅遊之規劃管理（太魯閣國家公園入口網）。

第二節 研究目的

本計畫初步以多環芳香烴（Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs）與有機氯農藥（Organochlorine Pesticides, OCPs）為主要調查對象，以期瞭解持久性有機污染物在太魯閣國家公園生態環境的分佈與傳遞情形，進一步探討其可能來源與對當地環境生態的衝擊。本計畫的研究目的為：

1. 調查太魯閣國家公園人為活動密集區（景觀區）和人為活動較稀少區（生態保護區）之生態棲息地與環境敏感生物，持久性有機污染物含量、分佈與組成及其隨季節與空間之變化。
2. 建構環境持久性有機污染物可能來源，模擬可能傳播路徑。
3. 重要持久性有機污染風險評估。

第二章 文獻回顧

第一節 高山環境中持久性有機污染物現況介紹

持久性有機污染物 (Persistent Organic Pollutions, POPs) 具半揮發性、親脂性、持久性、生物毒性與生物累積性；進入環境後，傾向與顆粒物質結合，藉由空氣、水和生物之間的交互作用傳播到世界各地，為全球分佈性的污染物 (Dach et al., 2002; Klasmeier et al., 2006; Bartrons et al., 2007; Van den Steen et al., 2007)。因不易分解與生物累積性，POPs 進入食物鏈中會由低階食層生物往高階食層生物傳遞、累積進而放大，最後威脅整個生態系和人類的健康與生存問題 (Barron, 1990; Munoz et al., 1996; Kelly and Gobas, 2001; Blais et al., 2003; Fernandez et al., 2004)。POPs 被排出至環境中，隨著大氣氣流傳送往低揮發區 (高緯度區、極地區或高山區) 沈降，在極地的研究報告指出，POPs 在極地區的環境樣品和食物鏈生物中被發現，甚至其含量近於在都會區與工業區所測得的量 (Luckas et al., 1990; Aono et al., 1997; Norstrom et al., 1998; Kuhnlein and Chan, 2000; Chiuchiolo et al., 2004; Inomata et al., 2004)。目前相關研究顯示極地區已累積相當量之此類有機化學污染物，致使其成為一有潛力之“儲存槽”，而嚴重地威脅極地生態系統 (Wania, 2003; Wania and Dugani, 2003; Breivik et al., 2006)。

POPs會藉由氣流由鄰近人為活動陸地傳播至高山區，進入高山區環境和生態系累積。近年許多研究報告指出POPs，在高山湖泊、底泥及水中生物體內皆有相當高之濃度 (Fernández et al., 1999; Barra et al., 2006a, 2006b; Meire et al., 2008)。1999年Fernández等人研究全歐洲山區湖泊底泥中PAHs分佈與含量，發現開發中的東歐山區湖泊底泥中PAHs之含量與美國工業區湖泊 (五大湖區) 底泥含量相當，而位於已開發區的中西歐部分山區湖泊底泥中，PAHs之含量亦與工業與都會區之河流或港口底泥之含量相近 (Fernandez et al., 1999)。在高山湖泊魚類與兩棲類體內POPs含量隨著海拔的增加而增長，其原因可能與高山區溫度梯度變化有關 (Donald et al., 1998; Grimalt et al., 2001; Blais et al., 2003)。顯示POPs已入侵到高山區各環境介質中，且威脅其生態環境與生物的健康與生存。

第二節 多環芳香烴 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)

PAHs為環境中普遍存在的有機污染物，為二個或二個以上的苯環結合而成的碳氫化合物，依據美國環保署報告指出環境中PAHs種類高達2000多種，而其中有16種化合物已被國際各國列為優先處理的污染物 (WHO, 1983)。PAHs依其苯環數的不同，對環境生物的危害性亦有些差距，研究顯示4~6環的PAHs具高突變性與致癌性；2~3環的PAHs具較低的突變性但有較高的毒性 (Fernandes et al., 1997)。環境中PAHs的來源可分為天然來源，如森林大火和火山爆發；人為來源，如石化污染、碳氫化合物的熱裂解或不完全燃燒、汽機車排放 (Page et al., 1999; Yunker et al., 2002)。然今日環境中所存在的PAHs大多為人類活動所造成，因人為活動的密集度與距離遠近，對環境不同區域的影響程度亦有所差異，就目前相

關研究可將PAHs的來源初步歸類如下（Douben et al., 2003）：

一、燃燒來源：

主要是指碳氫化合物在短時間且高溫狀況下不完全燃燒所產生的PAHs（Neff et al., 1979）。主要產物為4環以上高分子量的PAHs，其來源包含因森林火災和火山爆發等自然燃燒所產生，以及人為工業活動燃燒排放、汽機車排放、火力發電或垃圾焚化爐排放等人類活動所致（Fernandes et al., 1997）。

二、石油來源：

這類PAHs的產生原因主要是生物體在高壓高溫（ $\sim 150^{\circ}\text{C}$ ）下的環境中分解形成石油或煤炭過程所生成的，其化合物特性為2~3環或具烷基的PAHs為主。其來源包含石化工業製成過程或運輸過程溢油等過程的排放（Boehm et al., 2001）。

三、生物來源：

自然環境植物本身就會合成一些PAHs，如樹油脂類中的萜烯類化合物（terpenes）曾經成岩作用（diagenesis）轉化成retene或衍生物phenanthrene或chrysene（Douben et al., 2003）。Perylene是常見的生物性PAHs，其生成原因尚不清楚，但厭氧環境是其生成的必備條件（Venkatesan et al., 1988）。

藉由分析環境中PAHs的含量與組成特徵，可進一步釐清及辨別其可能之污染來源，故PAHs可做為人類活動範圍及工業污染的指標。

第三節 有機氯農藥（Organochlorine Pesticides, OCPs）

OCPs在二次世界大戰時開始大量使用在瘧疾防治，由於殺蟲效果佳、時效性長且成本低，隨後更是廣泛使用在農業、家庭及工業上。直至1962年「寂靜的春天」出版，書中指出DDT的濫用，已經對環境生態及野生動物帶來嚴重的浩劫，甚至是族群的滅絕（Carson, 1962）。進而引起國際各國開始重視評估OCPs對於環境生態的影響，隨之在1970~1980年國際各國開始禁用這些OCPs。在2001年聯合國環境部所公告禁用的12種POPs中，OCPs種類高達9種，包含阿特靈（Aldrin）、可氣丹（Chlordane）、滴滴涕（DDT）、地特靈（Dieldrin）、安特靈（Endrin）、飛佈達（Heptachlor）、六氯丹（Hexachlorobenzene）、滅蟻樂（Mirex）、毒殺芬（Toxaphene），其餘3種主要為有機氯工業商品及其副產品，包含戴奧辛（Dioxin）、呋喃（Furans）及多氯聯苯（PCBs）（UNEP, 2003）。而在2009年新增的9種POPs種有5種為OCPs，包含 α -六氯環氧己烷（Alpha hexachlorocyclohexane, α -HCH）、 β -六氯環己烷（Beta hexachlorocyclohexane, β -HCH）、靈丹（Lindane, γ -HCH）、十氯酮（Chlordecone）、五氯苯（Pentachlorobenzene），其餘四類為阻然添加劑：六溴聯苯醚與七溴聯苯醚（Hexabromodiphenyl ether and heptabromodiphenyl

ether)、四溴聯苯醚與五溴聯苯醚 (Tetrabromodiphenyl ether and pentabromodiphenylether)、六溴聯苯 (Hexabromobiphenyl)、全氟辛基磺酸 (鹽) 與全氟辛基磺酰氟 (Perfluorooctane sulfonic acid, salts and perfluorooctane sulfonyl fluoride)。如同其他種POPs，OCPs親脂、不易被分解，會在環境生態中蓄積，經食物鏈放大，具有毒害性、致癌性、突變性，部分更具有使生物雌性化的毒性 (Welsch-Pausch et al., 1995；Blomqvist et al., 2006；Carriger and Rand, 2008)。

台灣於1950～1974年間因農業與衛生防治，引進使用多種OCPs包含滴滴涕 (DDT)、蟲必死 (HCH)、靈丹 (Lidane)、阿特靈 (Aldrin)、地特靈 (Dieldrin)、飛佈達 (Heptachlor)、安沙番 (Endosulfan) 等。根據台灣農藥工業同業公會統計蟲必死與滴滴涕的使用量最大，雖1970年後台灣陸續禁用OCPs，但由於有機氯農藥低揮發性、不易分解、疏水性高且具生物累積性，目前仍殘留在環境中，根據王等人 (2000) 研究報告指出，OCPs在台灣禁用長達20多年，但在河川、底泥、水生生物與陸生生物組織尚有ppb等級的OCPs殘留 (Wang and Liu, 2000)。由於OCPs為歷史性指標污染物，因此可藉由觀察環境中有機污染物含量與組成份，藉以釐清有機污染物可能來源及探討當地土地開墾作用的影響。

表一、採樣時間與樣品種類

時間 (月/日)	地點	樣品種類 (附錄一)
04/15~04/16	陶塞溪支流	1.水樣: 42.83L (以XAD管柱收集溶解態有機化學物) 2.沈積物: 2瓶 (480L樣品瓶) 3.日本樹蛙: 1隻; 青蛙蝌蚪數隻
	水源地	1.水樣: 137.72L (以XAD管柱收集溶解態有機化學物) 2.沈積物: 2瓶 (480L樣品瓶) 3.盤古蟾蜍 (小隻, 體型約1公分) 數隻; 蟾蜍蝌蚪數隻 4.潭蟹數隻 (胸甲寬2~3cm)
04/30~05/01	天祥	1.沈積物: 3瓶 (480L樣品瓶)
04/17~04/19	蓮花池	1.沈積物: 3瓶 (480L樣品瓶) 2.中國樹蟾2隻, 日本樹蛙與盤古蟾蜍各1隻
05/06	砂卡礑	日本樹蛙1隻
	天祥	日本樹蛙1隻
05/16	砂卡礑	盤古蟾蜍1隻
05/21~05/22	天祥	1.水樣: 100.8L 2.沈積物: 2瓶 (480L 樣品瓶)
06/03~06/05	天祥	1.水樣: 351.72L 2.沈積物: 3瓶 (480L 樣品瓶)
	文山	1.水樣: 116.38L 2.沈積物: 2瓶 (480L 樣品瓶)
	砂卡礑	1.沈積物: 1瓶 (480L 樣品瓶) 2.藻類 (附著在石頭上, 未鑑定) 3.幼魚: 14隻 (全長1~2cm)
07/16~07/19	奇萊山區	黑水塘、磐石山區驚嘆池和奇萊北峰月形池沈積物各1份
09/03~09/05	砂卡礑	1.水樣: 470.4L 2.沈積物: 2瓶 (480L樣品瓶) 3.浮游生物 (20μm浮游網收集216.7L, 乾重0.67g) 4.石鰻: 3 隻 (全長 5.7~7.9cm) 5.溪蝦 (3隻抱卵, 1隻無卵, 全長8~13 cm)
	文山	1.水樣: 366.73L 2.沈積物: 2瓶 (480L樣品瓶)
	水源地	1.蟾蜍蝌蚪: 數隻 2.潭蟹: 3隻 (胸甲寬2~3cm), 其中二隻腹部帶有幼生蟹 3.溪蝦 (1隻抱卵, 2隻無卵, 全長約5 cm)
	蓮花池	1.沈積物: 1瓶 2.鯉魚: 2隻
	西喀拉罕溪	1.沈積物: 1瓶 2.鮎魚: 24隻 3.日本樹蛙: 8隻, 盤古蟾蜍: 1隻

第二節 研究方法

壹、採樣方法與樣品前處理

一、水體樣品

水體樣品使用連續式水樣採集儀（附圖一）收集進行POPs分析，水體先通過1 μm 玻璃纖維濾紙收集水中懸浮顆粒（測量POPs附著在懸浮顆粒部分），過濾後的水體則以XAD-2吸附（測量水溶性POPs）；另外以塑膠瓶收集水體，取1 L水體以0.45 μm 濾紙過濾進行總懸浮顆粒濃度（Total Suspended Particle, TSP）測量，過濾後水體以總機碳分析儀分析水溶性有機碳含量（Dissolved Organic Carbon, DOC）。另取0.5 L水體以1 μm 玻璃纖維濾紙過濾後，濾紙部分以元素分析儀分析懸浮顆粒中有機碳含量。

二、固體樣品

沈積物樣品以鏟子收集岸邊表層（約5 cm）沈積土，裝入玻璃樣品瓶，放置攜帶式的冷藏箱，帶回實驗室後以-20°C冷凍櫃保存。分析前先將樣品取出解凍後，攪拌均勻後，取適量進行冷凍乾燥去除水分後，進行有機化學物萃取分析。取30~50 mg乾燥樣品，研磨成粉，以元素分析儀分析有機碳含量。

生物樣品以含餌料之蝦籠放置隔夜或網具撈取，取得活體樣品帶回實驗室照相後，裝入玻璃樣品瓶以-20°C保存。分析前進行冷凍乾燥去除水分，再加入無水硫酸鈉研磨成粉。生物樣品乾重範圍分別為兩棲類：0.03~3 g，魚類：0.4~2 g，溪蝦：0.1~1.2 g，蟹：1~3 g。

貳、多環芳香烴分析

一、索氏萃取

水體樣品（濾紙與XAD樣品）移至索氏管，加入擬似標準品（PAHs之擬似標準品：Naphthalene-d8、Fluorene-d10、Fluoranthene-d10、Perylene-d12；OCPs之擬似標準品：PCB65、PCB166）。以丙酮及正己烷混合液（體積比為1：1），索氏萃取24小時。隨之以去離子水進行液-液萃取法淨化。萃取液以真空減壓濃縮機濃縮至5 ml，再吹氮至1 ml，加入內標品後以GC/MS分析PAHs。

將乾燥底泥樣品（稱量40~60克）和粉狀生物樣品移至玻璃纖維套桶，開口塞上玻璃纖維棉，加入擬似標準品。以丙酮及正己烷混合液（體積比為1：1），索氏萃取24小時。萃取液以真空減壓濃縮機濃縮至5 ml後淨化。

二、淨化

底泥與生物樣品萃取後須淨化，去除干擾之雜質。淨化管柱依序填入無水硫

酸鈉，4克去活化氧化鋁（含6%水），無水硫酸鈉。先以正己烷淋洗管柱，注入樣品，再以正己烷沖提，收集液隨之進行真空減壓濃縮、吹氮，加入內標品後以GC/MS分析PAHs。

參、有機氯農藥分析

分析完PAHs樣品，再進行矽酸鎂淨化流程。在淨化管柱中依序加添入無水硫酸鈉，8克活化矽酸鎂（含2.5%水），無水硫酸鈉。依序以石油醚與二氯甲烷（1：1）混合液和石油醚淋洗管柱，注入樣品，再依序以石油醚和二氯甲烷沖提收集沖提收集樣品。收集液隨之進行真空減壓濃縮、吹氮，加入內標品後以GC/ECD分析OCPs。

肆、定量分析

以相對感應因子（Relative Response Factor, RRF）進行各POPs物質定量，相對感應因子是採用內標品定量的計算方法，依據已知待測物量及已知內標準品量，經儀器分析測得的感應面積，進行計算相對感應因子，計算公式如下：

$$RRF = (AreaTA \times MassIS) / (AreaIS \times MassTA)$$

AreaTA：待測物（Target）感應面積

AreaIS：內標準品（Internal Standard）感應面積

MassTA：待測物量

MassIS：內標準品量

伍、品保及品管（QA/QC）

一、方法回收率

在實驗分析流程中加入已知濃度的擬似標準品（Surrogate Standards），以測定分析流程中樣品的回收率，多環芳香烴與有機氯農藥之樣品回收率（Surrogate Recoveries）如表二與表三所示。

二、實驗空白分析

每批樣品萃取過程須同時進行一次空白分析，以做為分析過程中之背景值依據。以乾淨濾紙和乾淨XAD做為水體樣品空白，沈積物樣品的空白則以乾淨玻璃纖維套桶和玻璃棉代替，生物樣品的空白與沈積物樣品的空白相同，但需再加入無水硫酸鈉，與樣品一同進行各項實驗流程。空白分析平均值之三倍值為偵測極限值（Method Detection Limit, MDL）。多環芳香烴與有機氯農藥之偵測極限值如表四與表五所示。

三、標準查核樣品分析（Spike Recoveries）

每批樣品萃取過程另準備與空白分析相同之介質（Matrix），加入所有待測

已知濃度多環芳香烴與有機氯農藥標準品，與樣品一同萃取，做為測量各待測物之回收率用。如表六（多環芳香烴）與表七（有機氯農藥）所示。

表二、多環芳香烴之擬似標準品在不同樣品之回收率（%）

	水	沈積物	生物
Napthalene-d8	63.5±18.1	60.0±14.3	58.4±10.0
Fluorene-d10	75.9±22.1	69.1±16.8	70.6±13.9
Fluoranthene-d10	80.0±11.3	71.0±18.6	70.4±11.7
Perylene-d12	80.6±11.6	66.9±18.0	61.0±12.3

表三、有機氯農藥之擬似標準品在不同樣品之回收率（%）

	水	沈積物	生物
PCB65	65.3±13.6	63.9±13.7	54.0±12.3
PCB166	67.6±12.3	69.1±11.1	73.2±16.0

表四、多環芳香烴之偵測極限值(3 倍空白值，ng)

多環芳香烴	水	沈積物	生物
Acy	0.37	0.52	1.05
Ace	1.30	0.49	1.22
Flu	1.94	1.46	1.75
Phe	5.19	2.90	5.44
Ant	1.66	1.03	1.61
Fla	1.51	0.79	1.28
Pyr	2.34	0.87	1.84
BaA	1.17	0.53	0.63
Chr+Trip	0.89	0.76	0.91
BbF	0.60	0.62	1.61
BkF	0.34	0.18	0.59
BaP	3.12	0.76	0.78
Per	0.67	1.06	2.40
IA	1.50	0.77	2.03
DA	0.74	0.31	0.39
BP	0.74	1.29	2.38

表五、有機氯農藥之偵測極限值(3 倍空白值，ng)

有機氯農藥	水	沈積物	生物
Aldrin	1.06	1.17	0.13
Endrin	3.32	1.99	1.19
HCB	5.06	2.05	0.90
α -HCH	1.82	3.11	0.64
β -HCH	0.75	1.20	0.55
γ -HCH	1.43	1.68	0.58
δ -HCH	5.71	1.45	3.42
Hept	2.87	4.17	2.03
cis-Hept Oxid	0.27	0.65	0.32
trans-Hept Oxid	0.28	0.35	0.29
o,p'-DDE+Tetrachlori	2.48	1.70	1.68
p,p'-DDE+Chloridazon	3.82	1.22	0.13
o,p'-DDD	1.22	0.85	0.52
p,p'-DDD	2.96	0.90	0.23
o,p'-DDT	1.15	1.39	0.82
p,p'-DDT	1.27	0.68	0.46

表六、多環芳香烴之標準回收率 (%)

多環芳香烴	水	沈積物	生物
Acy	68.7±20.0	59.5±19.5	57.7±18.8
Ace	73.9±19.0	68.3±19.7	57.1±23.3
Flu	73.1±19.8	68.5±14.2	69.4±15.2
Phe	88.8±23.1	80.9± 6.0	82.0±11.8
Ant	77.2±28.2	73.2± 8.1	76.6±10.8
Fla	75.7±12.6	82.0± 6.6	80.5± 9.0
Pyr	76.6±14.8	82.1± 8.0	78.2± 7.9
BaA	75.6±16.6	84.0± 6.4	84.0± 9.3
Chr+Trip	75.0±12.4	86.4± 6.4	79.9± 8.3
BbF	80.2±16.2	92.2± 6.5	80.4±13.0
BkF	73.5±11.6	83.1±12.1	80.2±11.9
BaP	80.3±25.8	69.8±13.4	73.3± 8.7
Per	74.7±16.7	68.9±15.6	72.4± 8.5
IA	86.0±25.7	88.0±20.7	84.5±10.9
DA	83.9±24.8	94.8±16.4	84.8±17.6
BP	77.4±12.9	86.5±12.3	77.1± 6.3

表七、有機氯農藥之標準回收率 (%)

有機氯農藥	水	沈積物	生物
Aldrin	75.6± 1.5	55.8± 4.6	56.5± 2.3
Endrin	80.0±16.3	107.5±33.0	93.8±21.9
HCB	89.8±11.7	66.6±14.4	64.3± 4.6
α-HCH	72.1±24.8	65.5±26.6	62.8±20.1
β-HCH	65.2± 7.0	48.5± 6.7	50.0± 6.9
γ-HCH	68.5±11.3	49.1± 9.5	64.4±18.5
δ-HCH	21.6±12.1	11.2± 3.5	84.5± 9.6
Hept	78.3±13.3	73.0±13.0	65.8±37.2
cis-Hept Oxid	72.4± 8.9	75.8±19.7	67.4±08.4
trans-Hept Oxid	79.9±19.2	73.8±18.4	65.7± 9.4
o,p'-DDE+Tetrachlori	77.7±17.7	61.3±14.4	83.0±32.3
p,p'-DDE+Chloridazon	77.0±10.9	60.7± 5.0	58.0± 4.6
o,p'-DDD	80.8± 8.1	74.3±21.7	67.1±12.7
p,p-DDD	81.7±23.0	64.1±23.4	59.5± 9.1
o,p'-DDT	80.7±20.9	62.1±10.6	64.4± 5.3
p,p-DDT	75.7±19.8	65.0±14.0	71.6±12.0

第四章 結果與討論

第一節 持久性有機污染物 (POPs) 之含量分析

本計畫針對太魯閣國家公園水生生態棲息地與生物的 POPs (多環芳香烴與有機氯農藥) 含量調查分析, 研究著重於各測站間及各環境介質的濃度與其他地區濃度比較, 以期建立目前太魯閣國家公園水生生態棲息地與生物的 POPs 濃度分佈及傳遞資料。本計畫共計分析 10 個採樣區的水中生態棲息地與生物樣品。POPs 含量因地區或季節性有所差異, 整體而言, 太魯閣地區多環芳香烴 (PAHs) 含量分析結果, 在各水生環境介質之總濃度範圍: 水為 $0.02\sim 1.46\text{ ng L}^{-1}$ 、岸邊表層沈積物為 $0.15\sim 96.31\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、兩棲類為 $65.1\sim 3855.6\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ 、魚類為 $1.9\sim 2158.3\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ 、蝦為 $8.1\sim 97.4\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ 、蟹為 $30.3\sim 504.3\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ 、藻類為 $27.86\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 和浮游生物為 $47.19\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 。進一步分析水中 PAHs 總濃度以砂卡礑為最高, 沈積物中 PAHs 濃度在湖泊測站含量皆比河流測站高約 10~100 倍, 生物方面, 發現兩棲類的 PAHs 濃度最高; 根據所分析之 18 種有機氯農藥 (OCPs) 分析結果, OCPs 總濃度範圍: 水為 $0.09\sim 1.74\text{ ng L}^{-1}$ 、岸邊表層沈積物為 $0.10\sim 6.11\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、兩棲類為 $101.3\sim 25206.1\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ 、魚類為 $19.8\sim 813.3\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ 、蝦為 $6.2\sim 237.8\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ 、蟹為 $8.0\sim 294.1\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ 、藻類為 $7.79\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 和浮游生物為 $6.69\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 。進一步分析水中 OCPs 濃度以文山為最高, 沈積物中 OCPs 濃度與 PAHs 的趨勢相同皆以湖泊測站高於河流測站, 生物仍以兩棲類的 OCPs 濃度為最高, 各樣區與各環境介質之對照濃度如表八與表九所示 (各樣品中各 POPs 濃度見附錄三)。

環境樣品中 POPs 組成份顯示其主要污染源與可能的污染途徑, 表十為 POPs 在水中生態棲息地與生物中的組成份比率。在 PAHs 組成方面, 水和沈積物主要為 3 環 PAHs (Acy、Ace、Flu、Phe、Ant) 和 4 環 PAHs (Fla、Pyr、BaA、Chr); 生物樣品除浮游生物和藻類外其餘皆以 3 環的 PAHs (Acy、Ace、Flu、Phe、Ant) 和 5 環 PAHs (BbF、BkF、BaP、Per) 為主, 藻類的組成與水和沈積物相似以 3 環和 4 環 PAHs 為主, 浮游生物則以 4 環和 5 環 PAHs 為主。具致癌性 PAHs (BaA、Chr、BbF、BkF、BaP、Per、IA、DA) 分佈比率方面, 分別為水: 7.43%、沈積物: 16.28% 和生物樣品: 1.03~55.45%, 其中以蝦蟹類的比率最低 (分別為 1.03% 和 1.66%)。在 OCPs 組成方面, 水、沈積物和生物樣品皆以 HCH 和 DDT 系列為主要成份, 而魚類樣品則以 Hept 和 DDT 系列為主要成份, 台灣早期 OCPs 累計用量以蟲必死 (HCH, 商品內含 55~85% 的 α -HCH、5~14% 的 β -HCH、8~15% 的 γ -HCH) 和 DDT 最大, 其次為 Aldrin 和 Heptachlor, 使用年限以靈丹 (Lindane, 99% 的 γ -HCH) 最長 (34 年) 而 Heptachlor 最短 (11 年)。初步分析結果, OCPs 與台灣過去 OCPs 的使用情形相吻合 (Wang and Liu, 2000)。

第二節 多環芳香烴之組成與含量分析

壹、水

太魯閣測站水中 PAHs 濃度範圍為 $0.02\sim 1.46\text{ ng L}^{-1}$, 以水源地濃度最低, 而砂卡礑濃度最高, 但其濃度皆低於現行歐美國家飲用水標準 ($0.0005\sim 0.0001\text{ mg L}^{-1}$, 洪甄嬪, 2005)。與其他國家河川湖泊水中 PAHs 濃度相比較 (表十一), 所有測站

的水中 PAHs 濃度皆低於其他地區河流水中 PAHs 濃度。砂卡礑水中 PAHs 濃度較其他測站為高，可能由於鄰近農墾區所造成，因為植物性物質燃燒是 PAHs 污染來源之一，而砂卡礑流域原住民的農墾方式主要是採燒墾方式耕作（裴家騏，2002）。圖二為水體中 PAHs 之組成份分析，顯示陶塞溪與水源地水中 PAHs 組成份相似，皆以 Pyrene 為主要污染源。Pyrene 來源為有機物不完全燃燒所生成；砂卡礑、天祥和文山水體中 PAHs 組成份相似，皆以 3 環的 PAHs 為主要組成成份，其中 Fluorene 和 Phenanthrene 在總成份中比重最重，而其主要來源為燃燒來源（Douben, 2003）。

2003 年美國 EPA 發表一份 PAHs 風險評估文獻，以 PAHs 中毒性最強的 BaP 為依據，換算出其他具致癌潛力之 PAHs 化合物對 BaP 的當量毒性（簡稱為 TEQ_{BaP} ）（附錄四；US EPA, 2003），根據此風險評估換算，砂卡礑水中 PAHs 濃度相當於 0.002 ng L^{-1} 的 TEQ_{BaP} ；天祥為 0.074 、 0.006 和 0.01 ng L^{-1} 的 TEQ_{BaP} （分別為四月、五月和六月）；文山為 0.006 和 0.0005 ng L^{-1} 的 TEQ_{BaP} ，台灣目前尚無相關法規規範，但根據 1998 行政院環境保護署之台灣地區地面水質標準中規範水中 BaP 濃度的最大可容許濃度為 $0.2 \mu\text{g L}^{-1}$ （行政院環境保護署，1998），目前太魯閣國家公園水中 PAHs 濃度遠低於此標準，對生物應無立即危害性之威脅。

貳、沈積物

測站中沈積物 PAHs 濃度與海拔高度並無相關，進一步分析，發現湖泊（包含蓮花池和奇萊山區）中沈積物 PAHs 比在河流（包含砂卡礑、水源地和立霧溪流域）中沈積物 PAHs 濃度高 10~100 倍。與其他國家河川湖泊沈積物 PAHs 濃度相比較（表十一），太魯閣測站河流區域的沈積物 PAHs 濃度遠低於其他國家（包含台灣高屏溪）河川中沈積物 PAHs 濃度，但湖泊區域的沈積物 PAHs 含量（ $2.87\sim96.31 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ ）接近美國偏遠湖泊（Larto 湖沈積物 PAHs 含量為 $100 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ ）和中西歐高山湖泊（Cimera 和 La Caldera 湖沈積物 PAHs 含量為 190 和 $150 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ ）PAHs 含量（Fernández et al., 1999）。造成河川與湖泊沈積物 PAHs 濃度差異，推測可能原因有二：（1）與台灣河流水文特性有關，台灣河流具有長度短、流域面積小、坡降落差大、水流急、豐枯水量差異大，降雨量大時會即時反應到河川流量（林孟龍和王鑫，2002），因此表層沈積物停留時間較短。而湖泊區域為水源蓄集區，因此沈積物在湖泊蓄積的時間較久。（2）沈積物土壤特性差異，河流的沈積物以砂質或小碎石為主，而湖泊的沈積物為含高有機物的泥質土壤為主（附錄一），總有機碳分析結果顯示河流測站沈積物中總有機碳含量為 $0.42\pm0.30\%$ ，湖泊測站沈積物中總有機碳含量為 $4.28\pm0.86\%$ ，Wang 等研究顯示沈積物中顆粒大小和總有機碳含量與 PAHs 濃度的相關性極高（Wang et al., 2001），而本計畫中湖泊測站中總有機碳含量比河流測站高約 10 倍，PAHs 濃度高約 10~100 倍，顯示相似結果。

將測站沈積物中 16 種 PAHs 進行主成份分析（Principal Component Analysis, PCA）以區別各測站可能污染源，得到影響組成變異的三個主成份，其中第一主成份（PC 1）可以解釋 38.6% 的總變異數，第二（PC 2）與第三（PC 3）主成份可解釋的總變異數分別為 15.8% 和 13.0%。（各主成份中各化合物的負荷值見附錄五）

圖三為 PC1 和 PC2 所繪之分數圖，將不同採樣次與測站分成二群分析，發現 group I 以 4~6 環燃燒性來源的 PAHs (Fernandes et al., 1997) 為主，包括奇萊山區三個湖泊、蓮花池和文山六月份樣品；而 group II 則以 3 環石油性來源的 PAHs (Boehm et al., 2001) 為主，包含砂卡礑、水源地、天祥、文山九月份樣品、陶塞溪和西喀拉罕溪。由 PCA 結果發現湖泊與河流有不同的 PAHs 污染源，但圖三中文山在不同月份取得的樣品，分散於二個不同的 group，目前尚無法找出明確原因。PAHs 風險評估方面，測站沈積物 PAHs 含量皆低於美國 NOAA (National oceanic and atmospheric administration) 所制訂的 PAHs 在底泥對敏感物種生物的最低影響濃度 (Effect Range Low; ERL4000 ng g^{-1} ; Long et al., 1995)。各測站的 TEQ_{BaP} (表十二) 皆低於 BaP 的 ERL 值 ($430 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$)，由 TEQ_{BaP} 結果得知湖泊測站的 PAHs 潛在毒性遠高於河流測站。分析同測站 TEQ_{BaP} 含量變化，發現颱風前後的樣品在河流測站 (砂卡礑和文山六月與九月樣品) 中沈積物的 TEQ_{BaP} 含量降低，但在湖泊測站 (蓮花池四月與九月樣品) 中 TEQ_{BaP} 含量降低幅度較小，顯示颱風所帶來的大雨有助於河流將污染物移除，因此 PAHs 污染對於湖泊生態系的影響可能較河流生態系大。

參、生物

生物樣品中，以兩棲類體內 PAHs 的總濃度最高 ($65.1 \sim 3855.6 \text{ ng g}^{-1} \text{ fat}$)，魚類、蝦和蟹的 PAHs 的總濃度相近 (魚為 $1.9 \sim 2158.3 \text{ ng g}^{-1} \text{ fat}$ ，蝦和蟹為 $6.9 \sim 504.3 \text{ ng g}^{-1} \text{ fat}$)，本計畫的生物樣品數量有限，故不同種類濃度差異尚難定論。魚體 PAHs 總濃度 ($0.31 \sim 24.25 \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$) 與 2004 年 Vives 等分析歐洲偏遠湖泊年齡大於 5 年的鱒魚肝臟內 PAHs 總濃度 ($2.1 \sim 65.4 \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$) 相似 (Vives et al., 2004a)，但測站中魚體之體積及年齡皆小於 Vives 等所分析的魚體，且在測站中沈積物 PAHs 總濃度 ($0.65 \sim 28.29 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) 比 Vives 等所分析的湖泊中沈積物 PAHs 總濃度 ($9 \sim 44 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) 低，顯示計畫測站中魚體對 PAHs 可能有較快的累積速率；在測站中蝦蟹 PAHs 總濃度 ($6.9 \sim 504.3 \text{ ng g}^{-1} \text{ fat}$) 與歐美海灣之貽貝體內 PAHs 的濃度相近 (歐洲 Northern Irish Sea 地區貽貝體內 PAHs 總濃度為 $95 \sim 184 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ ，美國 Main 海灣貽貝體內 PAHs 總濃度為 $92 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) (Aria et al., 2009)，這些海灣皆為較多人居住區，但計畫中蝦蟹採樣於偏遠地區，環境介質濃度 (水與沈積物) 略低於與其他偏遠地區環境介質濃度 (表十一)，但生物樣品 PAHs 濃度卻與其他區域生物體內低污染量相近，顯示太魯閣地區 PAHs 在生物體累積的速率可能較快，但仍需長時間監測與進一步分析才能確定。

由表十可發現生物體內 PAHs 組成大多以 3~5 環為主，與其環境介質 (水與沈積物) 組成相似。以兩棲類為例，分析不同種生物之間 PAHs 含量與組成差異，表十三列出不同採樣區之兩棲類 PAHs 總濃度，顯示各採樣區中以天祥測站的樣品濃度最高，由該生物樣品在天祥附近公路旁採集所得，天祥地區人為活動與交通密集度皆較其他測站高，因此推測這可能是天祥的兩棲類樣品體內 PAHs 總濃度可能較其他測站高，但仍需長期觀察分析才能確定。在種間比較方面，發現盤古蟾蜍體內 PAHs 總濃度比日本樹蛙高，以 PCA 進行主成份分析 (圖四) 發現同種間的組成成份相似，第一群 (group I) 為盤古蟾蜍，主要成份為 5 環以上 PAHs 為主；

而第二群 (group II) 為日本樹蛙，主要成份為 3 環 PAHs 為主。過去文獻顯示生物蓄積 POPs 的含量與種類，除與生物棲息地有關外，與生物生長年紀和脂肪含量組成亦有相關性 (Barron, 1990)，在 2004 年 Vives 等針對其研究生物樣品與生物棲息地之 PAHs 濃度相關性進行比較，發現二者相關性不高，推測可能尚有其他因素影響生物體內之 PAHs 濃度 (Vives et al., 2004a)。本研究對兩棲類與生物棲息地之 PAHs 濃度進行相關性比較，發現二者之間相關性亦不高，故推測盤古蟾蜍與日本樹蛙體內 PAHs 總濃度與組成差異，可能受生物本身特性如：年紀、脂肪含量與組成所造成的影響。

第三節 有機氯農藥之組成與含量分析

壹、水

太魯閣測站水中 OCPs 濃度範圍為 $0.09\sim3.09\text{ ng L}^{-1}$ ，以水源地濃度最低，而文山濃度最高。其餘測站之間濃度差異不大。且其水中個別 OCPs 濃度範圍分別為 Aldrin 為 $\text{ND}\sim0.57\text{ ng L}^{-1}$ 、endrin 為 $\text{ND}\sim0.036\text{ ng L}^{-1}$ 、HCB 為 $\text{ND}\sim0.165\text{ ng L}^{-1}$ 、 ΣHCH 為 $0.019\sim1.077\text{ ng L}^{-1}$ 、 ΣHept 為 $\text{ND}\sim0.838\text{ ng L}^{-1}$ 、 ΣDDTs 為 $<0.01\sim0.33\text{ ng L}^{-1}$ (各測站與各化合物濃度見附錄三)，其濃度皆遠低於台灣現行法規標準 (Aldrin 為 0.003 mg L^{-1} 、endrine 為 0.0002 mg L^{-1} 、 ΣHept 為 0.001 mg L^{-1} 、 ΣDDTs 為 0.001 mg L^{-1} 、HCH 系列農藥法規中僅有 $\gamma\text{-HCH}$ 標準，值為 0.004 mg L^{-1}) (行政院環境保護署，1998)。測站中水中 OCPs 組成 (圖五) 以 ΣHCH 、 ΣHept 、 ΣDDTs 濃度最高，與其他地區相比較 (表十四)，

太魯閣測站水中 ΣHCH 、 ΣHept 、 ΣDDTs 濃度與中歐表水和歐洲偏遠高山湖泊水中 ΣHCH 、 ΣDDTs 的濃度相當 (Koč et al., 2007; Vilanova et al., 2001)。OCPs 有機氯農藥大部份為過去使用殘留，多數國家已經禁止使用，而測站中 OCPs 含量與偏遠地區含量相近，顯示太魯閣測站水中 OCPs 濃度與目前環境背景值相近。

貳、沈積物

太魯閣地區河流測站之沈積物 OCPs 總濃度範圍為 $0.1\sim4.63\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ ，西喀拉罕溪的濃度最低，砂卡礑六月樣品的濃度最高；湖泊測站 OCPs 總濃度範圍為 $0.55\sim6.11\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ ，奇萊北峰月形池的濃度最低，黑水塘的濃度最高。湖泊測站的 OCPs 總濃度略高於河流測站，但差異不大。各化合物濃度範圍在河流測站：Aldrin 為 $\text{ND}\sim0.24\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、endrine 為 $\text{ND}\sim0.09\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、HCB 為 $\text{ND}\sim1.26\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、 ΣHCH 為 $0.01\sim2.66\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、 ΣHept 為 $\text{ND}\sim0.26\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 和 ΣDDTs 為 $\text{ND}\sim0.86\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ ，最高值皆為砂卡礑六月份樣品；在湖泊測站：Aldrin 為 $0.02\sim0.8\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、Endrine 為 $0.06\sim0.61\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、HCB 為 $\text{ND}\sim1.25\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、 ΣHCH 為 $0.11\sim2.85\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 、 ΣHept 為 $0.01\sim0.42\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ 和 ΣDDTs 為 $0.21\sim1.23\text{ ng g}^{-1}\text{ dw}$ ，最高值皆為黑水塘樣品 (各測站與各化合物濃度見附錄三)。河流測站及湖泊測站沈積物中 OCPs 組成 (圖六) 皆以 HCH 系列化合物為主要成份，次要成份在河流測站為 HCB，湖泊測站為 ΣDDTs 。

目前相關文獻針對 HCB、 ΣHCH 和 ΣDDTs 進行全球性分佈的調查研究，其 HCB、 ΣHCH 和 ΣDDTs 在全球土壤的背景濃度分別為 HCB 平均濃度為

0.68 ng g⁻¹ dw，範圍 0.01~5.21 ng g⁻¹ dw (Meijer et al., 2003)； Σ DDTs 平均濃度為 2.4 ng g⁻¹ dw，範圍 0.013~430 ng g⁻¹ dw (Kurt-Karakus et al., 2007)； Σ HCH 目前尚無整合性報告，Ržiková 等研究指出在中南歐洲偏遠地區 Σ HCH+ Σ DDTs 平均濃度為 12.5 ng g⁻¹ dw，範圍 0.5~59.3 ng g⁻¹ dw (Ržiková et al., 2007)，de Mora 等研究指裡海地區 (Caspian Sea) 沈積物 Σ HCH 濃度範圍為 0.01~3.5 ng g⁻¹ dw (de Mora et al., 2004)。太魯閣測站沈積物中 HCB、 Σ HCH 和 Σ DDTs 的濃度皆與環境背景濃度相近。

在來源分析方面，利用 p,p'-DDT/(p,p'-DDT+p,p'-DDE) (簡稱為 F_{DDTe}) 的比值來判斷目前環境中是否有 DDT 的輸入，環境背景土壤 F_{DDTe} 平均為 0.60±0.30 (Kurt-Karakus et al., 2007)，表十五為各測站之 DDT 系列農藥之濃度分佈，目前太魯閣測站 F_{DDTe} 值皆與環境背景相近，顯示太魯閣地區目前無 DDT 的輸入。在 HCH 污染源方面，使用 α -HCH/ γ -HCH 的比值分辨，當比值大於 1 時其污染源主要為 HCH 商品；而比值小於 1 時其污染源為靈丹 (Ballschmiter and Wittlinger et al., 2001)，測站中 HCH 系列的農藥皆以 β -HCH 和 γ -HCH 為主要成份， α -HCH 的濃度在大部分測站皆低於偵測極限值 (附錄三)，無法進行計算。由於 HCH 化合物具不同的物化特性，因此在環境中的降解速率會影響彼此之 HCH 化合物之間的比值變化，Wu 等指出 β -HCH 較 α -HCH 穩定，因此在計算 α -HCH/ γ -HCH 可以 β -HCH 取代 α -HCH (Wu et al., 1997)。藉由 β -HCH/ γ -HCH 比值分析，初步判斷太魯閣 HCH 污染源可能為靈丹。

參、生物

太魯閣測站中生物樣品之 OCPs 總濃度以兩棲類 (101.3~25209.1 ng g⁻¹ fat) 最高，其次為魚類 (24.6~813.3 ng g⁻¹ fat)，而蝦蟹濃度 (6.22~294.1 ng g⁻¹ fat) 相近 (表九)。各 OCPs 化合物在生物體內的濃度變化如表十六所示，為易於與其他文獻濃度相比較，表十六以單位濕重 (ww) 表示。在生物樣品中之 OCPs 主要成分與生態棲息地相同，皆為 HCH 和 DDT 系列農藥。在偏遠湖泊魚體 (肌肉) 內 HCB、 Σ HCH 和 Σ DDTs 的濃度：美國西部公園分別為 0.01~1.3 ng g⁻¹ ww、0.001~0.52 ng g⁻¹ ww 和 0.16~34 ng g⁻¹ ww (Ackerman et al., 2008)；歐洲山區湖泊分別為 0.14~1.0 ng g⁻¹ ww、0.01~1.6 ng g⁻¹ ww 和 0.25~65 ng g⁻¹ ww (Vives et al., 2004b)；2001 年波羅的海 (Baltic Sea) 生物體 Heptachlorepoxide 濃度調查結果在貽貝、蟹和魚類 (全魚) 體內濃度分別為 0.92~2.6 ng g⁻¹ fat、2.3 ng g⁻¹ fat、1.1~4.2 ng g⁻¹ fat (Falandysz et al., 2001)；中國錢塘江 (Qiantang River) 出海口貝類體內 Σ HCH 和 Σ DDTs 濃度分別為 4.0~25.8 ng g⁻¹ ww 和 6.6~40.1 ng g⁻¹ ww (Zhou et al., 2008)；中國錢塘江流域魚體 (肌肉) 中 OCPs 總濃度 7.43~143.79 ng g⁻¹ ww，其中 Σ HCH 濃度為 1.86~5.85 ng g⁻¹ ww、 Σ DDTs 濃度為 2.56~133.51 ng g⁻¹ ww 與其他 OCPs 化合物總濃度為 1.94~12.48 ng g⁻¹ ww (Zhou et al., 2007)；環保署「96 年河川環境調查與健康風險評估計畫報告」中在所調查全省 7 條都會區河川魚體 (全魚去內臟) 中 OCPs 濃度為 ND~7.08 ng g⁻¹ ww，其中以 DDT 系列為主要成分，HCB、 Σ HCH 和 Hept 系列皆低於偵測極限值 (其底泥 Heptachlorepoxide 的偵測極限值為 0.5 ng g⁻¹ dw；行政院環境保護署，2007)。太魯閣測站蝦蟹 OCPs 濃度 (Σ HCH 為 ND~211.45 ng g⁻¹ fat； Σ DDTs 為 ND~23.96 ng g⁻¹ fat) 比波羅的海之蟹類濃度高，與中國錢塘江出海口貝類濃度相近；而魚體 OCPs 濃度高於歐美偏遠湖泊魚體 OCPs 濃度。

太魯閣測站中魚體 OCPs 濃度範圍為 $0.86\sim 42.80\text{ ng g}^{-1}\text{ ww}$ ，以砂卡礑（平均為 $12.29\text{ ng g}^{-1}\text{ ww}$ ，3 個樣品濃度分別為 1.11、6.94 和 $42.80\text{ ng g}^{-1}\text{ ww}$ ）高於蓮花池與西喀拉罕溪（平均為 $4.82\text{ ng g}^{-1}\text{ ww}$ ，4 個樣品濃度分別為 0.86、1.11、1.26 和 $1.56\text{ ng g}^{-1}\text{ ww}$ ）。值得注意的是 OCPs 化合物中以 ΣHept 為主要成份，而其他文獻 OCPs 主要成份以 ΣHCH 和 ΣDDTs 為主。在砂卡礑的 ΣHept 濃度（ $5.397\text{ ng g}^{-1}\text{ ww}$ ）高於其他各測站（ $2.19\text{ ng g}^{-1}\text{ ww}$ ），魚體 ΣHept 平均濃度為 $3.56\text{ ng g}^{-1}\text{ ww}$ ，皆高於其他偏遠地區魚體濃度研究（ $1.1\sim 4.2\text{ ng g}^{-1}\text{ fat}$ ）（Falandysz et al., 2001）；而 HCB、 ΣHCH 和 ΣDDTs 在魚體濃度與歐美偏遠地區魚體濃度相近（如上段所述）。由於計畫中魚體樣品數量有限，且其他參考文獻中魚體樣品大多未包含內臟分析結果，因此魚體 OCPs 濃度變化，需長時間、更多樣品分析與更多相關資料比較分析。

第四節 持久性有機污染物在生態棲息地與生物之分佈特徵 （以砂卡礑測站為例）

圖七為 PAHs 在砂卡礑環境介質（水、沈積物、魚、蝦和浮游生物）中的組成份比率，顯示在水、魚和浮游生物中有相似的 PAHs 組成；而在沈積物和蝦中的 PAHs 組成相似。在水中以低環數（3~4 環）PAHs 佔總濃度近 99% 的含量，而高環數（5~6 環）和具致癌潛力 PAHs 的含量皆低於 1%，而在魚和浮游生物體內高環數和具致癌潛力 PAHs 的含量則佔 10~30%。在蝦與沈積物中也有相同的現象，在沈積物中高環數 PAHs 的含量僅佔總濃度的 3%，但在蝦體內高環數 PAHs 的含量則高達 53%，致癌潛力 PAHs 的含量在沈積物和蝦含量則相似。顯示具高突變性與致癌性的高環數 PAHs（Fernandes et al., 1997）在生態棲息地中含量尚低，但卻具有生物累積放大威脅。進一步比較棲息地與生物體內 PAHs 總濃度的差異性（表十七），生物（魚、蝦和浮游生物）體內 PAHs 總濃度（ $2.91\sim 36.53\text{ ppb}$ ）比水中 PAHs 總濃度（ 1.46 ppt ）高 1000 倍，比沈積物（ 0.83 ppb ）高 3~40 倍，也反應 PAHs 在砂卡礑生物體內累積現象。

砂卡礑測站 OCPs 在水、沈積物與生物中的濃度變化（表十七）顯示 OCPs 在生物（魚、蝦和浮游生物）體內總濃度（ $1.14\sim 16.15\text{ ppb}$ ）比在水中濃度（ 0.39 ppt ）高 1000 倍，比沈積物（ 2.59 ppb ）高 6 倍。OCPs 在台灣已禁用 30 多年，目前尚無證據顯示有新輸入量現象。圖八為 OCPs 在砂卡礑環境介質（水、沈積物、魚、蝦和浮游生物）中的組成份分佈比率，與 PAHs 組成相似，在水、魚和浮游生物中有相似的 OCPs 組成而在沈積物和蝦中有相似的 OCPs 組成。各 OCPs 化合物在各環境介質的分佈比率相似，顯示目前砂卡礑環境中 OCPs 分佈已達穩定狀態，也印證目前無某單一系列含氯農藥的輸入。

表八、各樣區環境介質之總多環芳香烴^a含量分佈

樣區	水 ^b (ng L ⁻¹)	沈積物 (ng g ⁻¹ dw) ^d	兩棲類 ^e	魚	蝦	蟹	浮游生物 /藻類 (ng g ⁻¹ dw) ^f
砂卡礑	1.46	0.37~1.28	207.2~1455.9	1.9~2158.3	6.9~97.4	-	45.19/27.86
水源地	0.02	1.22~1.46	2343.2~485.9			30.3~504.3	-
天祥	0.29~0.71	0.15~1.60	2944.2~3855.6	-	8.1~32.3	-	-
文山	0.23~0.4	0.85~4.58	-	-	-	-	-
陶塞溪支流	0.04	1.33~1.50	1887.9~755.4	-	-	-	-
蓮花池	- ^c	9.60~28.29	333.1~988.1	90.3~433.1	-	-	-
西喀拉罕溪	-	0.65	65.1~431.1	14.1~58.3	-	-	-
奇萊山黑水塘	-	96.31	-	-	-	-	-
磐石區驚嘆池	-	10.35	-	-	-	-	-
奇萊北峰月形池	-	2.87	-	-	-	-	-

^a acenaphthylene、acenaphthene、fluorene、phenanthrene、anthracene、fluoranthene、pyrene、benz[a]anthracene、chrysene、triphenylene、benzo[b]fluoranthene、benzo[k]fluoranthene、benzo[a]pyrene、perylene、indeno[1,2,3-c,d]pyrene、dibenz[a,h]anthracene、benzo[g,h,i]perylene

^b 採樣方式不同，在水源地與陶塞溪支流以 XAD 收集水樣品，其餘三個採樣區皆以玻璃纖維濾紙及 XAD 收集水樣品

^c“-”：無樣品

^d g⁻¹ dw：為樣品乾重

^e 主要為青蛙、蟾蜍及蝌蚪

^f 無測量脂肪含量，故濃度以 ng g⁻¹ dw 表示

表九、各樣區環境介質之總有機氯農藥^a含量分佈

樣區	水 ^b (ng L ⁻¹)	沈積物 (ng g ⁻¹ dw) ^d	兩棲類 ^e	魚	蝦	蟹	浮游生物/藻類 (ng g ⁻¹ dw) ^f
砂卡礑	0.39	0.56~4.63	-	19.8~813.3	6.2~237.8	-	6.69/7.79
水源地	0.09	0.30~0.45	2911.5~4579.9	-	10.2~64.5	8.0~294.1	-
天祥	0.27~0.52	0.16~2.11	-	-	-	-	-
文山	1.74~3.09	0.20~1.01	-	-	-	-	-
陶塞溪支流	0.63	0.27~0.67	2273.9~25209.1	-	-	-	-
蓮花池	- ^c	0.62~3.30	101.3~502.3	98.6~206.4	-	-	-
西喀拉罕溪	-	0.10	-	24.6~40.1	-	-	-
奇萊山黑水塘	-	6.11	-	-	-	-	-
磐石區驚嘆池	-	1.32	-	-	-	-	-
奇萊北峰月形池	-	0.55	-	--	-	-	-

^aAldrin、chloridazon、o,p'-DDD、p,p'-DDD、o,p'-DDE、p,p'-DDE、o,p'-DDT、p,p'-DDT、endrin、 α -HCH、 β -HCH、 γ -HCH、 δ -HCH、heptachlor、cis-heptachlorepoxyde、trans-heptachlorepoxyde、HCB、tetrachlorvinphos

^b採樣方式不同，在水源地與陶塞溪支流以 XAD 收集水樣品，其餘三個採樣區皆以玻璃纖維濾紙及 XAD 收集水樣品

^c“-”:無樣品

^d g⁻¹ dw:為樣品乾重

^e主要為青蛙、蟾蜍及蝌蚪

^f因無測量脂肪含量，故濃度以 ng g⁻¹ dw 表示

表十、各化學物質在環境介質之平均分佈比率(%)^a

環境介質 化學物質	水	沈積物	兩棲類	魚	蝦	蟹	浮游生物	藻類
PAHs								
Σ 3-ring ^b	51.58	62.24	36.76	60.11	77.65	94.49	13.91	51.39
Σ 4-ring ^c	41.44	21.13	18.47	15.60	0	3.11	57.44	28.40
Σ 5-ring ^d	5.06	12.20	27.72	17.87	22.35	0.58	15.24	15.75
Σ 6-ring ^e	1.91	2.42	17.06	6.43	0	1.82	13.40	4.46
Σ CPAH ₇ ^f	7.43	16.28	32.16	24.06	1.03	1.66	55.45	33.68
OCPs								
Aldrin	18.39	5.33	5.42	7.40	0.98	7.63	3.59	3.29
Endrin	0.22	4.23	0.97	1.09	0	0	7.04	10.63
HCB	9.48	28.8	15.40	11.80	0.55	0.76	0	1.93
Σ HCH ^g	34.88	32.3	9.35	7.31	76.57	45.23	46.62	36.87
Σ Hept ^h	27.15	6.72	21.25	30.47	4.91	26.46	2.85	39.74
Σ DDTs ⁱ	9.51	22.61	20.26	47.61	16.99	19.92	33.90	7.53

^a 樣品中各別化學物質濃度除於總濃度之百分比值

^b Acy+Ace+Flu+Phe+Ant

^c Fla+Pyr+BaA+Chr

^d BbF+BkF+BaP+Per

^e IA+DA+BP

^f 具可能致癌性的 PAHs，BaA+ Chr+ BbF+BkF+BaP+Per+ IA+DA

^g α-HCH + β-HCH + γ-HCH + δ-HCH

^h Hept + cis-Hept Oxid + trans-Hept Oxid

ⁱ (o,p'-DDE+ Tetrachlori) + (p,p'-DDE+chloridazon) + o,p'-DDD + p,p'-DDD + o,p'-DDT + p,p'-DDT

表十一、各國河川與湖泊之水與沈積物中 PHAs 濃度

樣品	地點	PAHs 濃度 (ng L ⁻¹ , ng g ⁻¹ dw) ^a	文獻
水	砂卡礑	1.46	本研究
	水源地	0.02	本研究
	立霧溪流域 ^b	0.04~0.71	本研究
	高屏溪	10~9400	Doong and Li (2004)
	東港溪	423.4~1571.4	洪甄嬪 (2005)
	大遼河, 中國	946.1~13448.5	Gao et al. (2007)
	Seine River, 法國	4~36	Ferinades et al. (1997)
	York River, 美國	2~123	Rebecca et al. (2003)
	River Nile, 埃及	1112.7~4364	Badawy et al. (2009)
沈積物	砂卡礑	0.37~1.28	本研究
	水源地	1.22~1.46	本研究
	立霧溪流域	0.15~4.58	本研究
	蓮花池	9.60~28.29	本研究
	奇萊山區湖泊 ^c	2.87~96.31	本研究
	高屏溪	8~356	Doong and Li (2004)
	大遼河, 中國	61.9~840.5	Guo et al. (2007)
	馬來西亞河流與河口	4~924	Zakaria et al. (2002)
	中西歐高海拔湖泊	180~1100	Fernández et al. (1999)
	東歐高海拔湖泊	13000~18000	Fernández et al. (1999)
	美國偏遠湖泊	100~1100	Fernández et al. (1999)

^a ng L⁻¹ 為水體濃度, ng g⁻¹ dw 為沈積物濃度^b 包含陶塞溪、文山 (大沙溪) 和天祥 (立霧溪)^c 包含黑水塘、驚嘆池和月形池

表十二、各樣區沈積物之總 Bap 當量毒性濃度 ($\text{pg g}^{-1} \text{dw}$)

地點	月份	四	五	六	七	九
砂卡礑		—	—	6.72	—	0.99
水源地		15.81	—	—	—	—
天祥		2.60	1.67	1.04	—	1.68
文山		—	—	569.94	—	1.34
陶塞溪支流		40.35	—	—	—	—
蓮花池		2318.5	—	—	—	1953.0
西喀拉罕溪		—	—	—	—	1.19
奇萊山黑水塘		—	—	—	7160.0	—
磐石區驚嘆池		—	—	—	410.3	—
奇萊北峰月形池		—	—	—	95.63	—

表十三、兩棲類生物之總多環芳香烴含量分佈 ($\text{ng g}^{-1} \text{fat}$)

環境介質	日本樹蛙	蛙科-蝌蚪	盤古蟾蜍	蟾蜍科-蝌蚪
地點				
砂卡礑 ^a	207.24~1455.88	—	237.48~339.72	—
水源地	— ^b	—	—	485.92~732.89
天祥 ^a	2944.23~3855.61	—	—	—
陶塞溪支流	755.36	1887.9	—	—
蓮花池 ^a	333.14	—	988.1	—
西喀拉罕溪	65.12~112.98	—	431.5	—

^a 砂卡礑、天祥與蓮花池生物樣品，缺腦髓、肝臟及生殖器官臟器部分

^b “—”: 無樣品

表十四、不同區域水與沈積物之 HCH、DDT 和 Heptachlor 濃度比較

地點	Σ HCH	Σ DDTs	Heptachlor	Heptachlor-epoxide	文獻
水 (ng L^{-1})					
砂卡礑	0.12	0.08	0.05	0.10	本文
水源地	0.02	0.03	ND ^a	ND	本文
天祥	0.14-0.21	<0.01-0.10	<0.01-0.08	0.01-0.04	本文
文山	0.49-1.08	0.30-0.33	ND-0.04	0.64-0.80	本文
陶塞溪支流	0.05	0.01	ND	ND	本文
Tonghui river, 中國	70.1-992.6	18.79-663.3	ND-957.8	ND-22.48	Zhang et al., 2004
Minjiang river 河口, 中國	40.6-233.5	52.09-515.0	10.81-404.7	5.7-96.01	Zhang et al., 2003
Qiantang river, 中國	31.9-66.2	7.63-7.86	45.1-67.7	8.14-97.7	Zhou et al., 2007
表水, 孟加拉	- ^b	0.04-0.166	0.15-1.02	-	Matin et al., 1998
Reconquista river, 阿根廷	α =ND-1.1, β =ND-1.3, γ =ND-4.9	ND-0.4	ND-0.4	-	Rovedatti et al., 2001
Delta oxbow lake, 美國	γ -HCH=ND-2	31-126	-	-	Moore et al., 2007
表水, 中歐	0.12-0.17	0.01-0.13	-	-	Koč et al., 2007
高山湖泊, 歐洲	0.99-2.9	0.026-0.1	-	-	Vilanova et al., 2001
河川, 北格林蘭	ND-233	ND-64	ND-20	ND-24	Golginopoulos et al., 2003
底泥 ($\text{ng g}^{-1}\text{-dw}^c$)					
河流, 太魯閣	ND-0.58	ND-1.46	ND-0.25	ND-0.23	本文
湖泊, 太魯閣	ND-2.85	0.21-1.49	ND-0.06	ND-0.41	本文
烏溪, 台灣	0.99-14.5	0.53-11.4	-	-	Doong et al., 2002a
二仁溪、大漢溪, 台灣	0.57-14.1	0.21-8.81	<0.15-5.61	<0.05-0.15	Doong et al., 2002b
Tonghui river, 中國	0.06-0.38	0.11-3.78	0.22-0.38	ND-0.01	Zhang et al., 2004
Qiantang river, 中國	16.11-120.2	6.15-95.8	8.65-28.1	0.43-25.1	Zhou et al., 2007

^a 低於最小偵測極限值^b “-” 無分析

表十五、沈積物樣品中 DDT 系列農藥含量分析

樣區	化合物	ΣDDE (ng g ⁻¹)	ΣDDD (ng g ⁻¹)	ΣDDT (ng g ⁻¹)	$\Sigma DDTs^a$ (ng g ⁻¹)	F_{DDTe}^b (mean±SE)
砂卡礑		ND ^c ~0.11	ND	<0.01~0.01	0.01~0.12	0.04
水源地		ND~<0.01	ND	0.02~0.16	0.02~0.16	- ^d
天祥		ND~0.25	ND~1.20	ND~0.12	<0.01~1.45	0.48±0.13
文山		<0.01~0.11	0.02~0.03	<0.01~0.04	0.08~0.19	0.32±0.07
陶塞溪支流		<0.001	ND	0.06	0.06	0.98
蓮花池		0.12~1.00	ND~0.11	0.04~0.43	0.25~1.49	0.30±0.27
西喀拉罕溪		ND	ND	<0.01	<0.01	-
奇萊山黑水塘		0.43	0.27	0.53	1.23	0.87
磐石區驚嘆池		0.38	0.08	0.19	0.64	0.23
奇萊北峰月形池		0.12	ND	0.09	0.21	0.45
環境背景值 ^e		/	/	/	/	0.6±0.3

^a $\Sigma DDTs$ 為所有 DDT 化合物濃度的總和

^b $F_{DDTe} = p,p\text{-DDT}/(p,p\text{-DDT}+p,p\text{-DDE})$

^c 測量值小於實驗方法最小偵測極限值

^d 部分測量值小於最小偵測極限值，因此無法計算

^e Kurt-Karakus et al., 2008

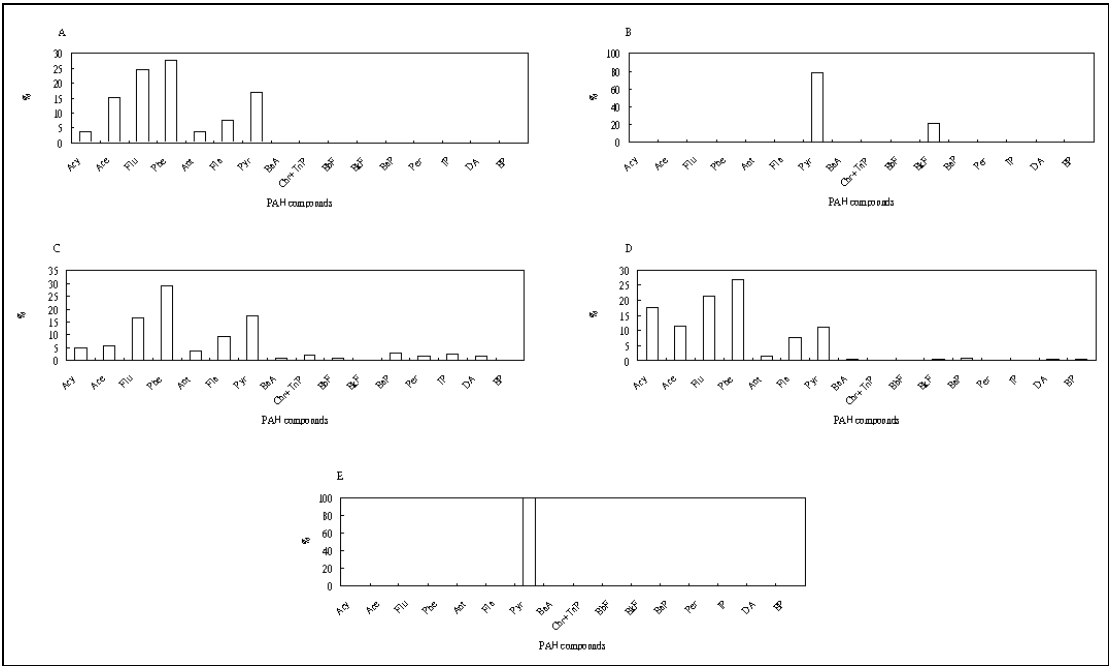
表十六、OCPs 化合物在生物樣品之濃度

	魚 (ng g ⁻¹ ww) ^a	蝦蟹 (ng g ⁻¹ ww)	浮游生物與藻類 (ng g ⁻¹ dw) ^a
Aldrin	ND~0.12	ND~0.51	0.24~0.26
Endrin	ND~1.69	ND	0.47~0.83
HCB	ND~0.65	ND~0.10	ND~0.15
Σ HCH ^c	0.03~1.02	ND~6.60	2.87~3.11
Σ Hept ^d	0.07~4.78	ND~0.63	0.19~3.09
Σ DDTs ^e	ND~34.55	ND~0.69	0.59~2.67
total	0.86~42.80	0.13~8.42	6.68~7.79

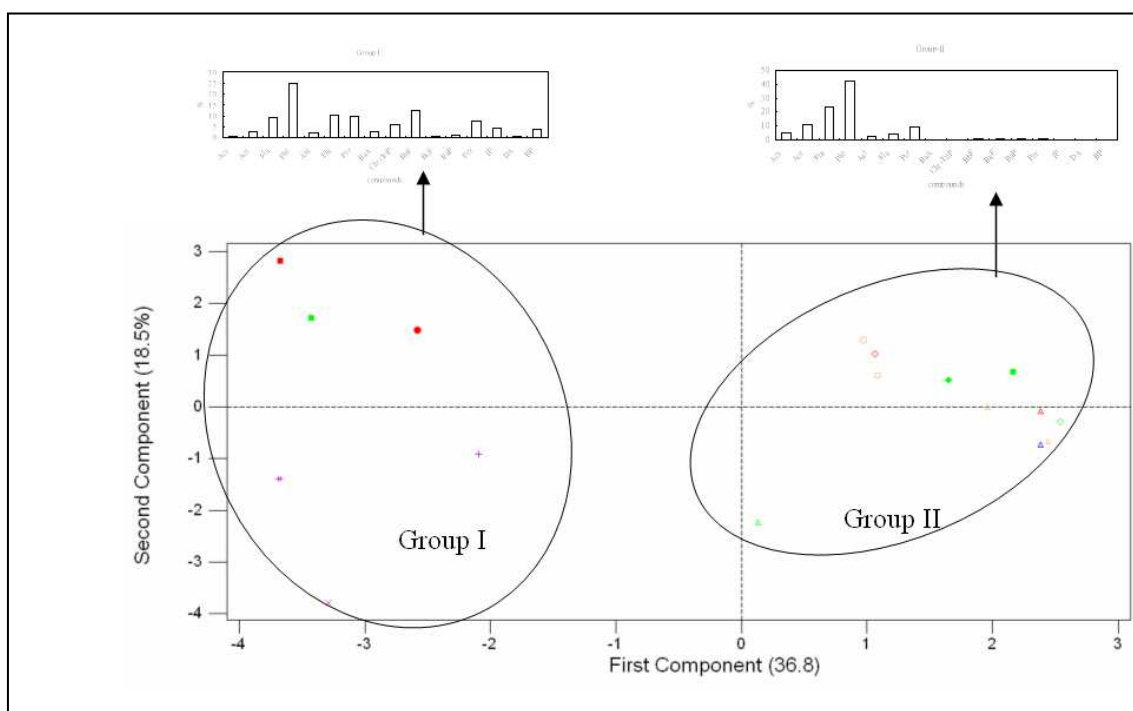
^a ww 為濕重，dw 為乾重^b 測量值小於實驗方法最小偵測極限值^c α-HCH + β-HCH + γ-HCH + δ-HCH^d Hept + cis-Hept Oxid + trans-Hept Oxid^e (o,p'-DDE+ Tetrachlori) + (p,p'-DDE+chloridazon) + o,p'-DDD + p,p'-DDD + o,p'-DDT + p,p'-DDT表十七 PAHs 和 OCPs 在砂卡礫水、沈積物和生物之平均濃度^a

環境介質 化學物質	水	沈積物	浮游生物+藻類	魚	蝦
PAHs					
Σ 3-ring ^b	1.09	0.67	10.30	2.98	0.67
Σ 4-ring ^c	0.36	0.13	16.94	1.013	ND
Σ 5-ring ^d	<0.01	0.03	5.64	1.15	2.24
Σ 6-ring ^e	ND	ND	3.65	ND	ND
Σ CPAH ₇ ^f	<0.01	0.03	11.43	0.69	0.15
Total	1.46	0.83	36.53	5.15	2.91
OCPs					
Aldrin	<0.01	0.15	0.25	0.05	ND
Endrin	<0.01	0.04	0.64	0.72	ND
HCB	0.02	0.74	0.08	0.25	0.03
Σ HCH ^g	0.12	1.45	2.99	0.44	0.94
Σ Hept ^h	0.15	0.14	1.64	3.21	0.09
Σ DDE ⁱ	0.02	0.06	0.26	7.11	0.05
Σ DDD ^j	0.06	ND	0.50	1.20	ND
Σ DDT ^k	0.01	0.01	0.84	3.97	0.03
Σ DDTs ^l	0.08	0.06	1.63	12.28	0.08
Total	0.39	2.59	7.24	16.15	1.14

^a 濃度單位：水：ppt(ng L⁻¹)、沈積物與浮游生物+藻類：ppb(μg kg⁻¹ dw)、魚和蝦：ppb (μg kg⁻¹ ww)^b Acy+Ace+Flu+Phe+Ant^c Fla+Pyr+BaA+Chr^d BbF+BkF+BaP+Per^e IA+DA+BP^f BaA+ Chr+ BbF+BkF+BaP+Per+ IA+DA^g α-HCH + β-HCH + γ-HCH + δ-HCH^h Hept + cis-Hept Oxid + trans-Hept Oxidⁱ o,p'-DDE + p,p'-DDE^j o,p'-DDD + p,p'-DDD^k o,p'-DDT + p,p'-DDT^l Σ DDE+Σ DDD+Σ DDT

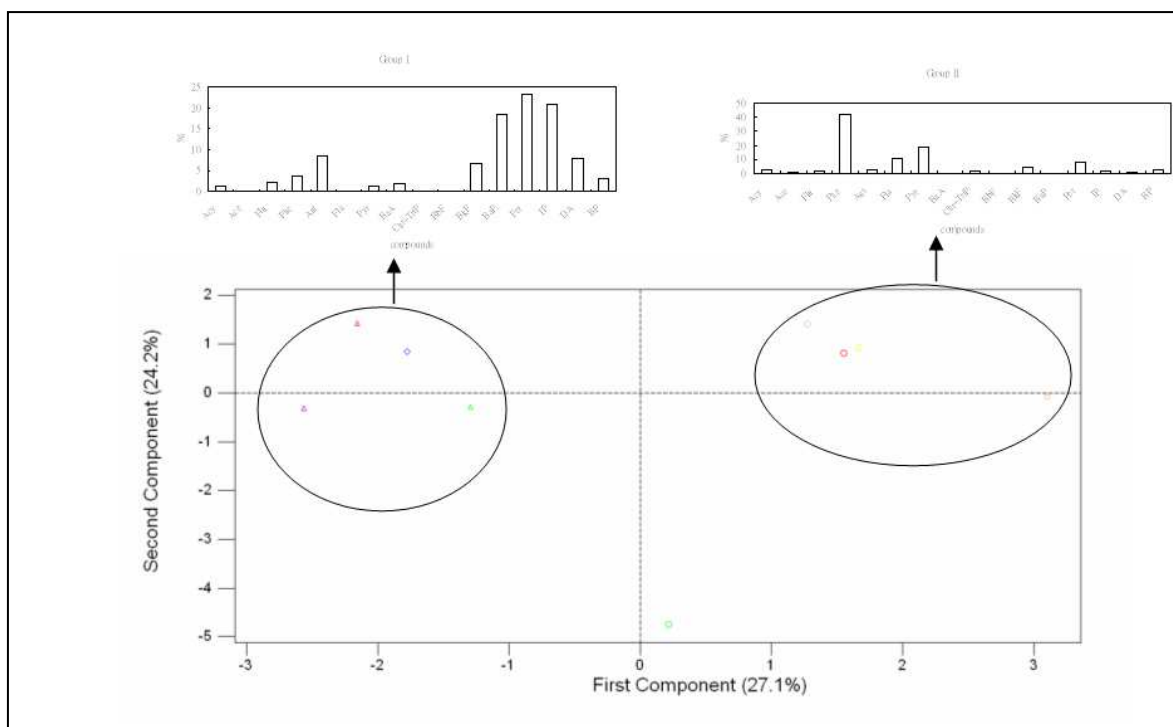


圖二、水中 PAHs 主成份圖，y 軸為各 PAH 在總濃度的百分比。
A.砂卡礑，B. 水源地，C.天祥，D.文山，E.陶塞溪。



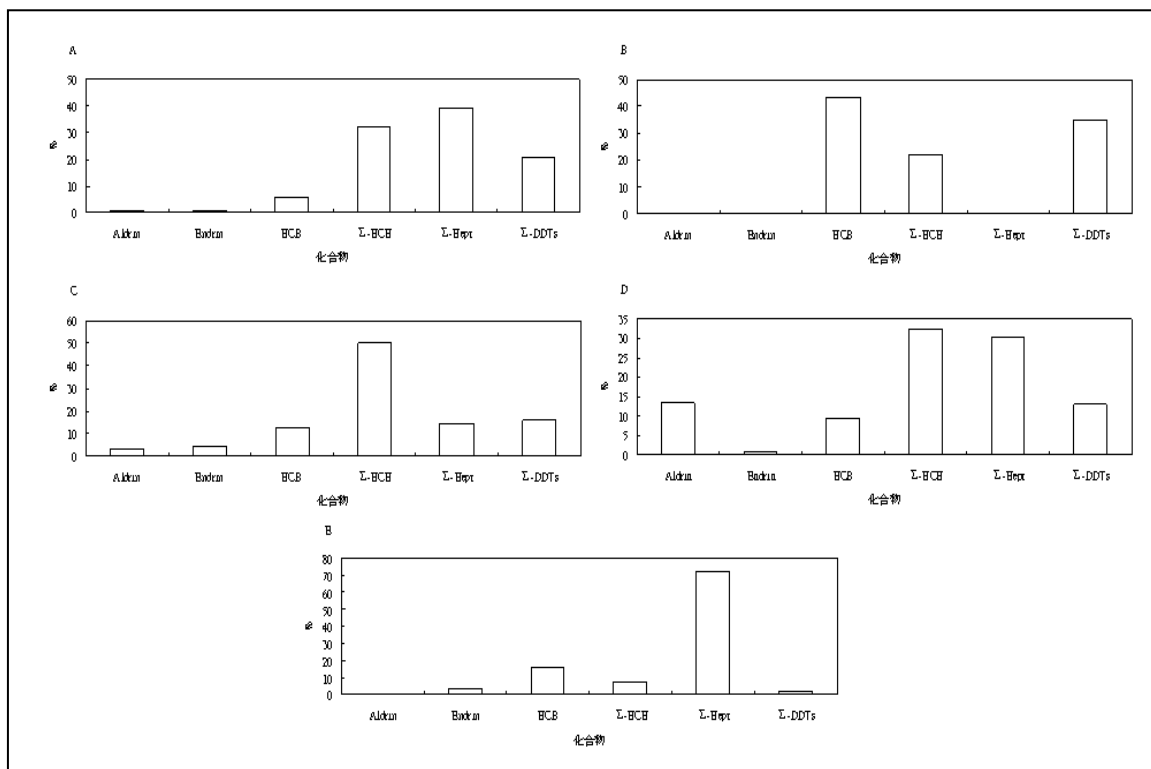
圖三、沈積物中多環芳香烴之主成份分析。(縮圖為 PAH 主成份圖)

◇：砂卡礑，□：水源地，△：天祥，●：文山，○：陶塞溪支流，■：蓮花池，◆：西喀拉罕溪，*：奇萊山黑水塘，x：磐石區驚嘆池，+：奇萊北峰月形池，橙色：四月，藍色：五月，紅色：六月，紫色：七月，綠色：九月。

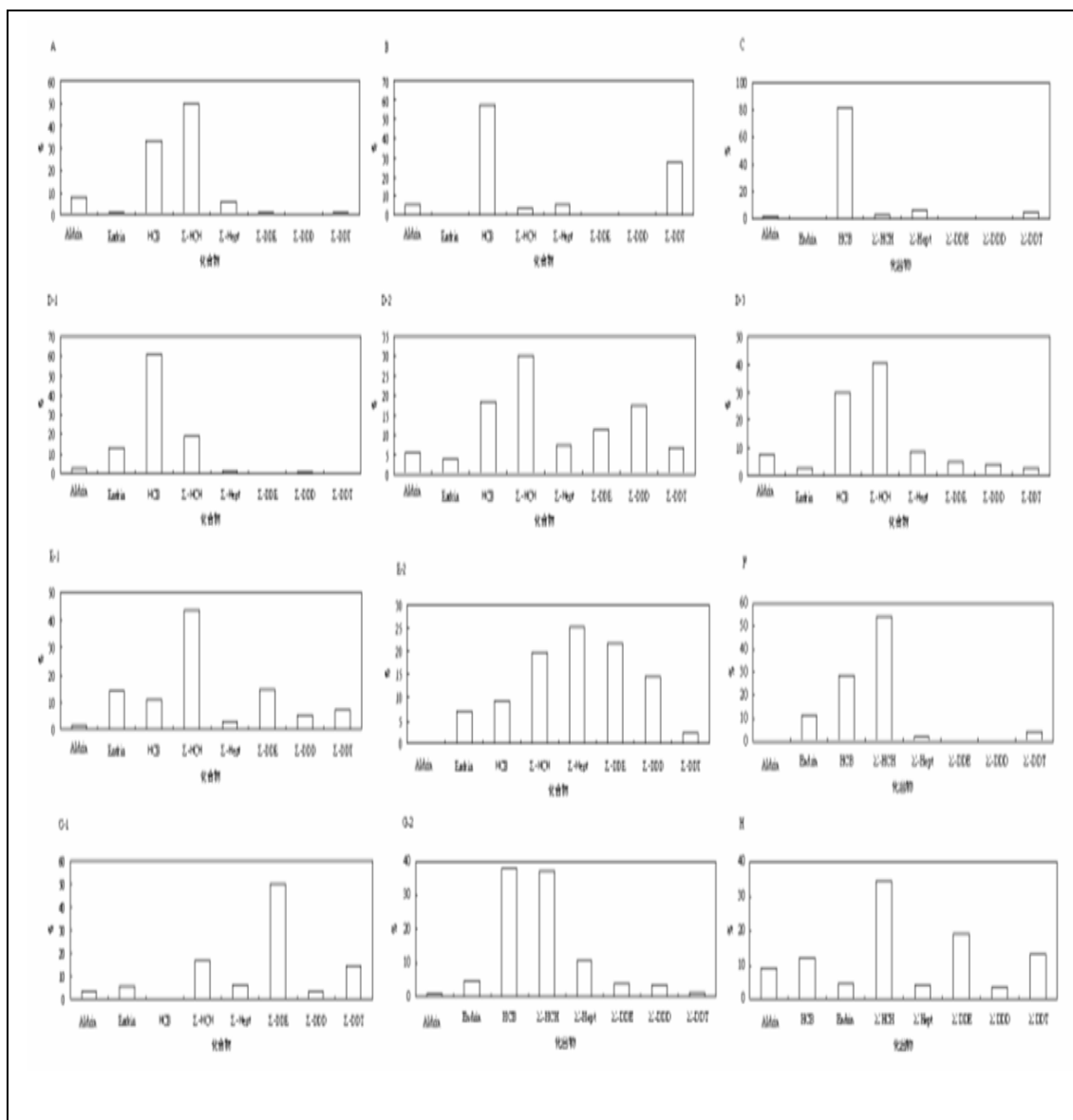


圖四、蛙類中多環芳香煙之主成份分析。(縮圖為 PAH 主成份圖)

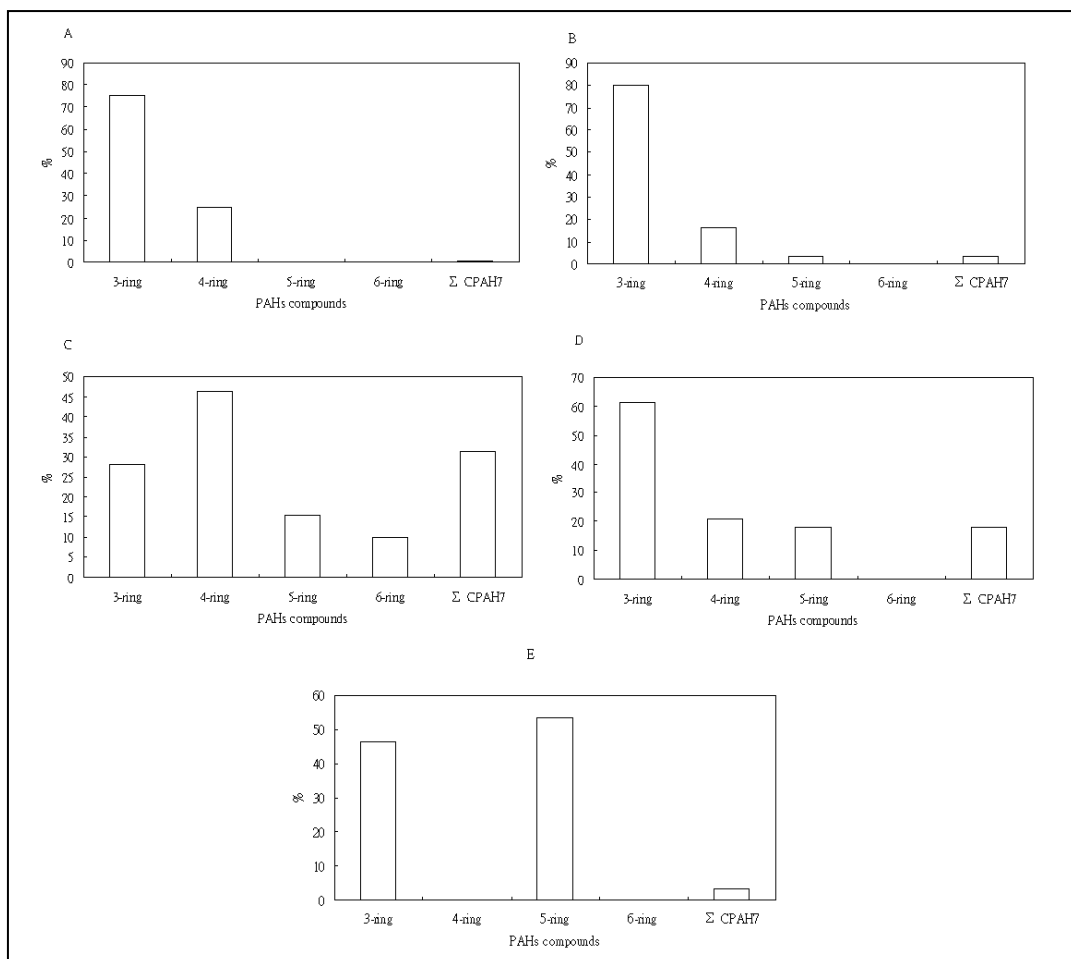
◇：蟾蜍-蝌蚪，□：青蛙-蝌蚪，△：盤古蟾蜍，○：日本樹蛙，橙色：陶塞溪支流，藍色：水源地，紅色：砂卡礑，紫色：蓮花池，綠色：西喀拉罕溪，黃色：天祥。



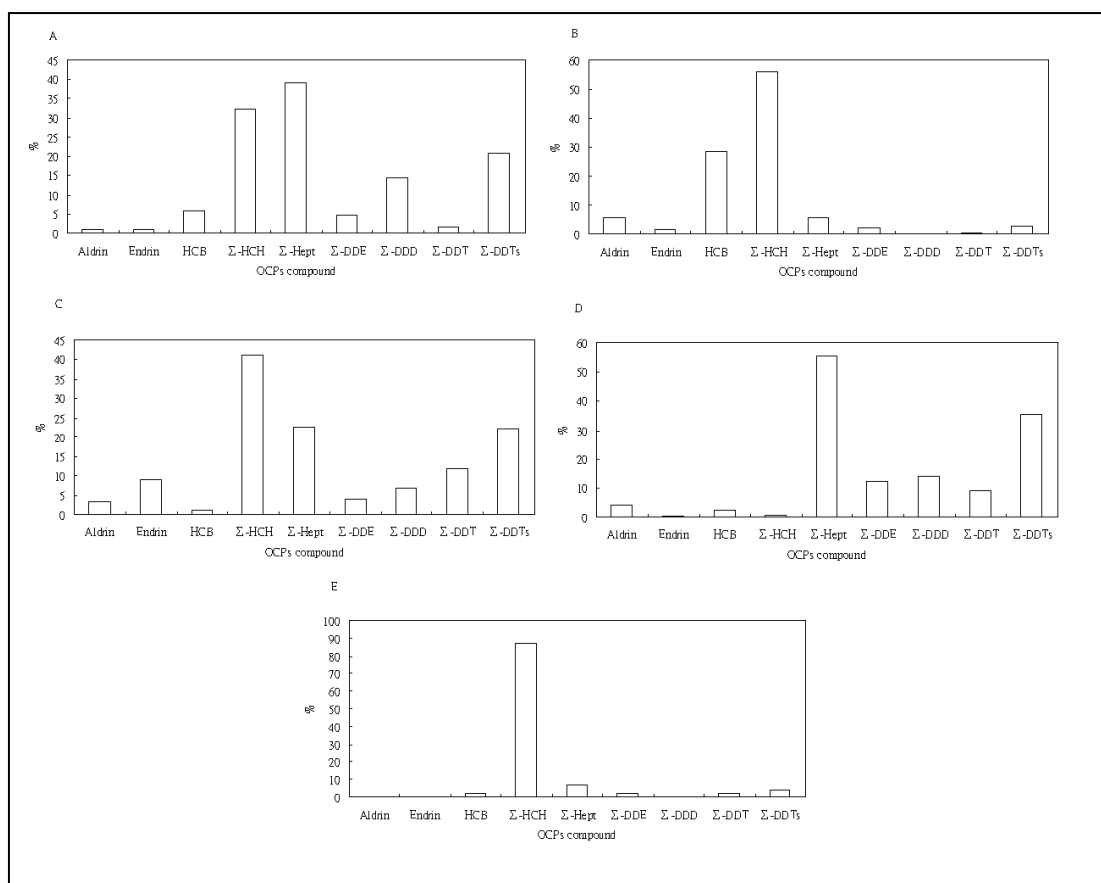
圖五、水中有機氯農藥主成份分析。A.砂卡礑，B.水源地，C.天祥，D.文山，E.陶塞溪支流。



圖六、沈積物中有機氯農藥主成份分析，樣區：A.砂卡礑，B.水源地，C.陶塞溪支流，D-1.天祥 4 月，D-2.天祥 5、6 月，D-3.天祥 9 月，E-1.文山 6 月，E-2.文山 9 月，F.西喀拉罕溪，G-1.蓮花池 4 月，G-2.蓮花池 9 月，H.奇萊山區。



圖七、砂卡礫測站環境介質中之不同環數 PAHs 組成。A.水，B.沈積物，C.浮游生物和藻類，D.魚，E.蝦。



圖八、砂卡礑測站環境介質中之 OCPs 組成。A.水，B.沈積物，C.浮游生物和藻類，D.魚，E.蝦。

第五章 結論與建議

第一節 結論

目前太魯閣水生生態環境中 PAHs 與 OCPs 濃度在湖泊系統高於河流系統，但與其他偏遠地區水生生態環境含量相近，但生物體內濃度稍高，接近低污染區含量，水中 POPs 含量以砂卡礑與文山濃度較高，沈積物 POPs 含量以奇萊山黑水塘和蓮花池的濃度高於其他測站，兩棲類以天祥測站樣品濃度最高，魚體則以砂卡礑測站樣品的濃度較其他測站高，蝦蟹類在不同測站中濃度差異不大。目前太魯閣水生生態環境中 PAHs 來源可能以燃燒性來源為主，由於僅有一年調查資料，尚無法正確估算 PAHs 輸入量。OCPs 在水生生態環境中的組成以 HCH 和 DDT 系列農藥為主，各 OCPs 化合物在各環境介質組成比率相似，顯示環境中 OCPs 來源為過去殘留，穩定地由環境中釋放出來。魚體內 Hept 系列佔 OCPs 總濃度相當大成份，而目前相關研究皆顯示 Hept 的含量極低，因無過去農藥使用記錄，且樣品與採樣次數有限，必須有進一步調查研究，由更多資料釐清 Hept 的來源與分佈概況。

第二節 建議

初步研究調查結果顯示，在太魯閣地區 POPs 含量之分佈在區域性與時間性差異極大，因提出下列具體建議：

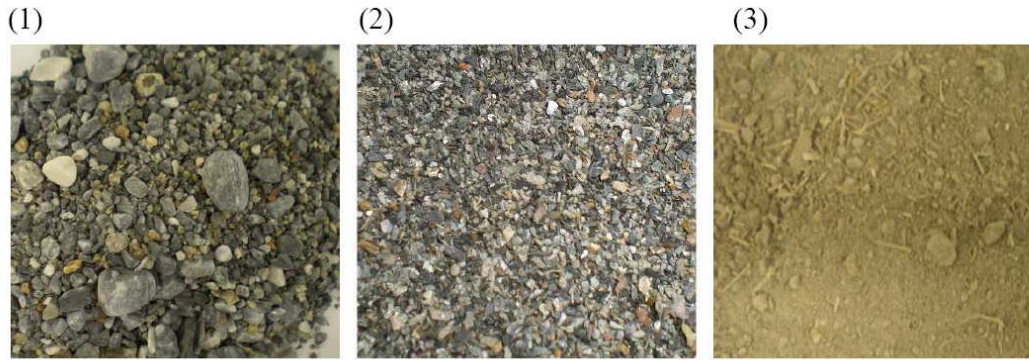
立即可行之建議

1. 固定測站（如蓮花池及砂卡礑）長期監測研究，可同時釐清湖泊型與河流型環境生態受 POPs 影響之差異。
2. 以 PAHs 及 OCPs 各代表持續注入之污染代表，判定人為因素影響及殘留釋放對太魯閣生態環境之衝擊。

長期性建議

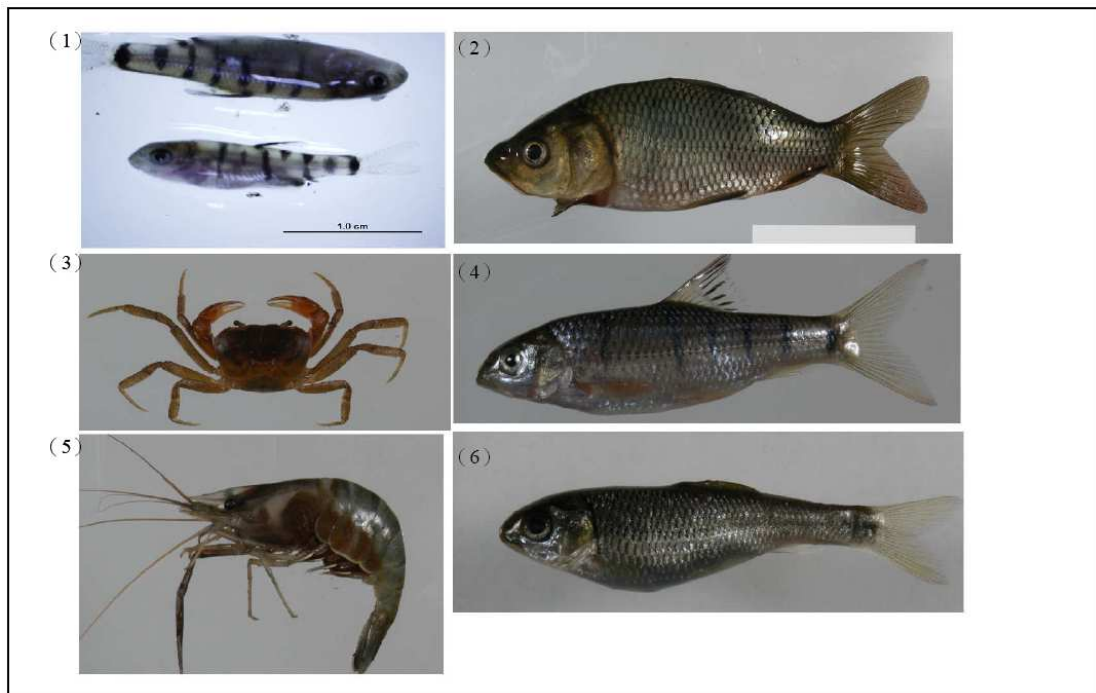
1. 需建立長期生態環境之監測系統，調查收集物理性、化學性及生物性各環境因子介量 (parameters)，整合生物多樣性及族群研究調查資料，提供完整之 POPs 在太魯閣地區分佈、傳遞及對高山生態環境影響之模式。
2. 以代表性 POPs(PAHs 及 OCPs)為指標進行分析太魯閣陸生生物各食階之累積情形，以建立持久性有機污染物在高山之生物累積與放大模式。

附錄一、沈積物與生物樣品照片



附圖一、沈積物特色照片。

(1) 砂質沈積物，砂卡礫、水源地和西喀拉罕溪沈積物 (2) 砂質沈積物，陶塞溪、文山、天祥沈積物；(3) 泥質沈積物，蓮花池、奇萊山區3個湖泊。



附圖二、生物樣品照片。

(1) 06/05 砂卡礫幼魚 (2) 鯉魚 (3) 潭蟹 (4) 石魚賓 (5) 溪蝦 (6) 鯛魚。

附錄二、連續式採水儀



附圖三、連續式採水儀。

- A. 第一型採水儀，以 XAD 填充管柱採集水樣吸附有機化學物（僅於 4/15～4/16 初次採樣時使用）
- B. 第二型採水儀，以玻璃纖維濾紙及 XAD 填充管柱採集水樣，分別收集溶解態與顆粒態的有機化學物

附錄三、樣品中各 PAHs 與 OCPs 之濃度

附表一、各多環芳香烴化物在各樣區環境介質之含量

地點		砂卡礑													
環境介質	水	沈積物 ^a		日本樹蛙 ^e		盤古蟾蜍		石魚鱗				溪蝦			
	ng L ⁻¹	ng g ⁻¹		ng g ⁻¹ fat		ng g ⁻¹ fat		ng g ⁻¹ fat				ng g ⁻¹ fat			
採樣時間(月/日)	09/05	06/05	09/05	05/06		05/06		06/05	09/05			09/05			
樣品編號 ^b	- ^c	-	-	1	2	1	2	-	1	2	3	1	2	3	4
化合物															
Acy	0.05	0.02	0.01	ND	ND	3.06	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ace	0.22	0.03	0.02	ND	ND	ND	ND	82.26	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Flu	0.36	0.24	0.10	103.1	30.9	6.12	7.54	253.25	ND	ND	ND	ND	ND	1.90	29.55
Phe	0.40	0.62	0.23	ND	47.6	145.67	220.03	991.13	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ant	0.06	0.05	0.01	ND	7.1	2.03	2.10	ND	ND	ND	ND	97.40	19.43	5.05	7.60
Fla	0.11	0.13	ND	ND	ND	21.55	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pyr	0.25	0.14	ND	98.7	ND	28.21	71.45	451.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BaA	<0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Chr+Trip	<0.01	ND	ND	ND	ND	15.77	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BbF	<0.01	0.03	0.01	ND	ND	ND	ND	181.12	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BkF	<0.01	0.02	ND	ND	ND	ND	ND	126.99	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.61
BaP	ND ^d	ND	ND	649.9	ND	0.97	2.63	72.57	5.03	0.31	0.46	ND	ND	ND	ND
Per	ND	ND	ND	ND	ND	3.78	14.68	ND	ND	ND	ND	ND	17.29	ND	51.56
IA	ND	ND	ND	535.8	121.8	ND	4.29	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
DA	ND	ND	ND	68.3	ND	4.02	4.52	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BP	ND	ND	ND	ND	ND	6.30	12.47	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
total	1.46	1.28	0.37	1455.9	207.2	237.48	339.72	2158.3	5.03	0.31	0.46	97.40	36.71	6.95	93.33

^a 樣品重量為去水後的乾重；^b 為每次採樣的樣品分析數目；^c 只有一個樣品；^d 測量值小於實驗方法最小偵測極限值

續附表一

地點	砂卡礑					水源地								
環境介質	藻類 ng g ^{-1a}	浮游生物 ng g ⁻¹	水 ng L ⁻¹	沈積物 ng g ⁻¹		盤古蟾蜍 ng g ⁻¹ fat	蝌蚪 ng g ⁻¹ fat		溪蝦 ng g ⁻¹ fat			太魯閣潭蟹 ng g ⁻¹ fat		
採樣時間(月/日)	06/05	09/05	04/16	04/16	04/16	04/16	04/16	09/05	09/05	09/05	09/05	04/16	09/05	09/05
樣品編號 ^b	- ^c	-	-	1	2	-	-	-	1	2	3	1	2	1
化合物														
Acy	0.18	3.34	ND	ND	ND	ND	ND	25.51	ND	9.42	ND	ND	ND	ND
Ace	6.15	2.95	ND	0.04	0.10	737.68	ND	ND	12.41	ND	ND	102.36	200.82	ND
Flu	1.54	ND ^d	ND	0.31	0.35	ND	ND	ND	ND	ND	ND	44.64	65.12	ND
Phe	5.68	ND	ND	0.57	0.63	ND	ND	419.23	ND	ND	ND	71.09	110.49	ND
Ant	0.76	ND	ND	ND	ND	ND	ND	40.97	19.93	14.55	8.12	ND	20.56	30.26
Fla	3.29	10.45	ND	0.10	0.13	ND	ND	108.18	ND	ND	ND	17.53	16.46	ND
Pyr	2.70	9.15	0.01	0.17	0.20	248.75	332.64	87.67	ND	ND	ND	29.91	43.30	ND
BaA	0.75	1.90	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.59	ND	ND
Chr+Trip	1.18	4.46	ND	ND	ND	ND	ND	28.86	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BbF	2.04	5.44	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BkF	0.67	1.45	<0.01	0.01	<0.01	346.73	153.28	ND	ND	ND	ND	5.78	ND	ND
BaP	0.62	ND	ND	0.03	ND	486.60	ND	ND	ND	ND	ND	4.97	9.69	ND
Per	1.07	ND	ND	ND	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
IA	0.98	2.66	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
DA	0.24	0.48	ND	ND	ND	225.96	ND	ND	ND	ND	ND	8.88	26.49	ND
BP	0.02	2.92	ND	ND	ND	315.48	ND	24.48	ND	ND	ND	19.36	11.34	ND
total	27.86	45.19	0.02	1.22	1.46	2343.19	485.92	732.89	32.34	24.00	8.12	305.11	504.26	30.26

^a 樣品重量為去水後的乾重；^b 為每次採樣的樣品分析數目；^c 只有一個樣品；^d 測量值小於實驗方法最小偵測極限值

續附表一

地點	水源地					天祥											
環境介質	太魯閣潭蟹		水					沈積物									
	ng g ⁻¹ fat		ng L ⁻¹					ng g ^{-1a}									
採樣時間(月/日)	09/05		04/30	05/21	06/05	04/16			04/30		05/21			06/05			
樣品編號 ^b	2	3	- ^c	-	-	1	2	3	1	2	1	2	3	1	2	3	
化合物																	
Acy	ND ^d	ND	0.02	0.02	0.02	ND	0.03	ND	0.38	0.03	0.07	0.05	0.03	0.04	0.06	0.02	
Ace	ND	ND	0.03	0.01	0.03	0.01	0.02	0.30	0.15	0.31	0.15	0.14	0.03	0.15	0.19	0.02	
Flu	94.03	153.56	0.09	0.08	0.06	0.01	0.07	0.23	0.35	0.27	0.19	0.19	0.20	0.12	0.17	0.13	
Phe	ND	ND	0.19	0.13	0.09	ND	0.26	0.37	0.37	0.70	0.31	0.23	0.46	0.28	0.42	0.33	
Ant	16.18	32.54	0.05	0.01	0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.05	0.03	0.02	0.03	
Fla	ND	ND	0.06	0.05	0.02	ND	ND	ND	0.03	0.09	0.02	0.01	0.04	0.02	0.02	0.07	
Pyr	ND	ND	0.11	0.10	0.04	0.04	0.07	0.09	0.07	0.16	0.03	0.04	0.08	0.05	0.06	0.03	
BaA	ND	ND	0.01	0.01	<0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<0.01	ND	ND	ND	ND	
Chr+Trip	ND	ND	0.02	0.02	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<0.01	<0.01	ND	ND	ND	ND	
BbF	ND	ND	ND	0.01	<0.01	0.04	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
BkF	ND	ND	ND	<0.01	ND	0.01	0.01	0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
BaP	ND	ND	0.06	<0.01	<0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
Per	ND	ND	0.01	<0.01	0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<0.01	ND	ND	ND	ND	
IA	ND	ND	0.06	<0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
DA	ND	ND	0.01	ND	0.01	ND	ND	ND	ND	ND	<0.01	ND	ND	ND	ND	ND	
BP	ND	ND	ND	<0.01	<0.01	ND	ND	ND	0.01	ND	<0.01	<0.01	ND	<0.01	ND	ND	
total	110.21	186.10	0.71	0.47	0.29	0.28	0.45	1.00	1.36	1.85	0.77	0.67	0.89	0.69	0.93	0.64	

^a 樣品重量為去水後的乾重；^b 為每次採樣的樣品分析數目；^c 只有一個樣品；^d 測量值小於實驗方法最小偵測極限值

續附表一

地點	天祥				文山				陶塞溪支流				
環境介質	沈積物 ng g ^{-1a}		日本樹蛙 ng g ⁻¹ fat		水 ng L ⁻¹		沈積物 ng g ⁻¹		水 ng L ⁻¹		沈積物 ng g ⁻¹		蝌蚪 ng g ⁻¹ fat
採樣時間(月/日)	09/05		05/06		06/05	09/05	06/05		09/05	04/16	04/16		04/16
樣品編號 ^b	1	2	1	2	- ^c	-	1	2	-	-	1	2	-
化合物													
Acy	0.01	ND	ND	ND	0.01	0.13	0.01	0.06	0.04	ND	ND	0.02	ND
Ace	0.02	0.02	ND	ND	0.02	0.05	1.08	0.35	0.04	ND	0.04	0.07	ND
Flu	0.08	0.09	ND	ND	0.03	0.12	0.67	0.24	0.25	ND	0.49	0.27	ND
Phe	0.08	ND	330.16	158.86	0.07	0.10	3.33	1.07	0.39	ND	0.69	0.56	ND
Ant	0.02	ND	ND	ND	<0.01	0.01	0.31	0.06	0.05	ND	ND	0.12	ND
Fla	0.01	0.01	ND	ND	0.03	ND	2.94	0.90	ND	ND	0.08	0.10	ND
Pyr	0.02	ND	ND	91.84	0.05	ND	2.26	0.77	0.09	0.04	0.12	0.14	ND
BaA	ND ^d	<0.01	ND	ND	<0.01	ND	0.69	0.14	ND	ND	ND	ND	ND
Chr+Trip	<0.01	0.01	ND	ND	<0.01	ND	0.70	0.24	ND	ND	ND	ND	ND
BbF	ND	0.01	ND	ND	ND	<0.01	0.88	0.34	ND	ND	0.03	ND	ND
BkF	ND	<0.01	ND	ND	<0.01	ND	0.27	0.09	ND	ND	0.02	0.02	648.09
BaP	ND	ND	227.72	144.27	<0.01	ND	0.55	0.17	ND	ND	0.03	ND	714.90
Per	ND	ND	1545.61	1098.11	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
IA	<0.01	ND	1752.13	855.14	ND	ND	0.34	0.10	ND	ND	ND	ND	ND
DA	ND	ND	ND	596.00	<0.01	ND	0.09	0.01	ND	ND	ND	0.03	524.92
BP	ND	0.01	ND	ND	<0.01	ND	0.09	0.02	ND	ND	ND	ND	ND
total	0.24	0.15	3855.61	2944.23	0.23	0.40	14.30	4.58	0.85	0.04	1.50	1.33	1887.90

^a樣品重量為去水後的乾重；^b為每次採樣的樣品分析數目；^c只有一個樣品；^d測量值小於實驗方法最小偵測極限值

續附表一

地點	陶塞溪支流					蓮花池					
環境介質	日本樹蛙	沈積物				日本樹蛙	盤古蟾蜍	中國樹蟾	鯉魚		
	ng g ⁻¹ fat	ng g ^{-1a}				ng g ⁻¹ fat	ng g ⁻¹ fat	ng g ⁻¹ fat	ng g ⁻¹ fat		
採樣時間(月/日)	04/16	04/18 ^f				09/05	04/18	04/18	04/18		09/05
樣品編號 ^b	- ^c	1	2	3	-	-	-	1	2	1	2
化合物											
Acy	ND ^d	0.21	0.25	0.12	0.35	0.69	30.32	12.58	19.44	ND	ND
Ace	ND	0.60	2.01	1.23	0.07	1.50	28.49	0.49	26.86	ND	ND
Flu	ND	0.60	1.52	2.23	0.58	13.10	49.00	68.61	46.85	ND	14.09
Phe	ND	1.25	5.02	4.75	5.84	170.65	403.71	297.74	270.66	ND	ND
Ant	ND	ND	0.60	0.37	1.05	2.86	4.35	ND	27.16	ND	ND
Fla	ND	0.68	3.15	2.15	5.48	21.03	164.79	78.87	112.16	14.32	ND
Pyr	ND	0.46	3.20	2.81	5.99	57.68	143.54	90.14	122.10	12.48	ND
BaA	ND	0.25	0.97	0.67	1.59	0.87	3.31	3.82	6.39	ND	ND
Chr+Trip	ND	0.55	1.36	1.04	1.32	6.84	8.48	0.20	48.60	10.68	ND
BbF	ND	1.53	3.26	2.51	2.39	1.40	ND	1.75	48.35	15.69	ND
BkF	ND	1.39	0.97	1.65	0.42	1.80	7.86	1.47	24.75	5.98	ND
BaP	ND	1.02	1.43	1.36	1.29	ND	ND	0.55	12.90	7.93	418.96
Per	490.81	0.39	0.52	0.52	0.29	35.10	132.45	21.84	40.90	ND	ND
IA	144.76	0.13	0.46	ND	0.69	19.47	1.55	4.73	12.28	11.69	ND
DA	ND	0.45	0.43	0.81	0.10	ND	ND	11.22	ND	ND	ND
BP	119.78	0.09	ND	0.17	0.84	0.14	10.22	14.73	8.90	11.52	ND
total	755.36	9.60	25.16	22.37	28.29	333.14	988.06	609.74	834.11	90.28	433.06

^a 樣品重量為去水後的乾重；^b 為每次採樣的樣品分析數目；^c 只有一個樣品；^d 測量值小於實驗方法最小偵測極限值

續附表一

地點	西喀拉罕溪							黑水塘	驚嘆池	月形池
環境介質	沈積物 ng g ^{-1a}	日本樹蛙 ng g ⁻¹ fat			盤古蟾蜍 ng g ⁻¹ fat		鯛魚 ng g ⁻¹ fat	沈積物 ng g ⁻¹	沈積物 ng g ⁻¹	沈積物 ng g ⁻¹
採樣時間(月/日)	09/05	09/05			09/05		09/05	07/18	07/16	07/17
樣品編號 ^b	- ^c	1	2	3	-	1	2	-	-	-
化合物										
Acy	0.01	23.43	1.68	20.06	18.52	ND	3.29	0.58	0.09	ND
Ace	0.03	1.58	2.29	ND	2.69	ND	ND	0.49	0.06	0.03
Flu	0.18	ND	ND	ND	ND	9.73	14.66	3.17	0.50	0.16
Phe	0.31	ND	ND	ND	152.17	ND	32.02	8.60	1.84	0.77
Ant	0.03	ND	61.16	ND	35.22	2.55	3.55	1.40	0.15	0.05
Fla	0.03	2.50	ND	ND	66.93	ND	ND	4.92	0.99	0.34
Pyr	0.07	2.06	ND	2.92	22.43	ND	ND	4.82	0.82	0.29
BaA	<0.01	40.81	ND	ND	ND	ND	ND	3.88	0.29	0.08
Chr+Trip	<0.01	1.05	ND	ND	ND	ND	ND	3.61	0.84	0.33
BbF	ND ^d	ND	ND	ND	ND	ND	ND	6.73	2.24	0.82
BkF	ND	0.32	ND	ND	ND	ND	4.74	1.71	ND	ND
BaP	ND	ND	ND	90.00	ND	1.82	ND	3.03	ND	ND
Per	ND	49.95	ND	ND	72.82	ND	ND	37.90	ND	ND
IA	<0.01	ND	ND	ND	33.49	ND	ND	7.59	1.31	ND
DA	ND	ND	ND	ND	8376	ND	ND	2.01	ND	ND
BP	ND	ND	ND	ND	18.02	ND	ND	5.87	1.21	ND
total	0.65	121.69	65.12	112.98	431.05	14.10	58.27	96.31	10.35	2.87

^a樣品重量為去水後的乾重；^b為每次採樣的樣品分析數目；^c只有一個樣品；^d測量值小於實驗方法最小偵測極限值

附表二、各有機氯農藥化合物在各樣區環境介質之含量

地點					砂卡礑								
環境介質	水	沈積物			石 鱖			溪蝦				藻類	浮游生物
	ng L ⁻¹	ng g ^{-1a}			ng g ⁻¹ fat			ng g ⁻¹ fat				ng g ⁻¹	ng g ⁻¹
採樣時間(月/日)	09/05	06/05	09/05	06/05	09/05			09/05				06/05	09/05
樣品編號 ^b	- ^c	-	-	-	1	2	3	1	2	3	4	-	-
化合物													
Aldrin	<0.01	0.24	0.06	ND	ND	1.29	47.40	ND	ND	ND	ND	0.26	0.24
Endrin	<0.01	0.09	ND	699.51	2.22	2.16	ND	ND	ND	ND	ND	0.83	0.47
HCB	0.02	1.26	0.22	21.17	2.31	ND	23.48	3.98	ND	ND	0.82	0.15	ND
α-HCH	0.01	0.01	ND	ND	ND	1.81	ND	ND	ND	ND	ND	0.56	0.45
β-HCH	0.04	0.05	0.01	59.61	4.23	1.86	ND	ND	2.34	2.41	1.62	0.58	0.78
γ-HCH	<0.01	2.27	0.23	63.97	4.37	ND	ND	31.83	ND	1.09	4.74	1.19	1.89
δ-HCH	0.07	0.33	ND	ND	ND	ND	ND	179.62	ND	7.81	20.97	0.53	ND
Hept	0.05	0.03	ND	ND	78.66	ND	230.02	17.15	0.53	0.74	1.68	2.58	ND
cis-Hept Oxid	0.09	0.01	ND	ND	0.77	0.59	ND	ND	ND	ND	ND	0.10	ND
trans-Hept Oxid	0.01	0.22	0.03	ND	4.13	ND	282.59	ND	ND	ND	ND	0.42	0.19
o,p'-DDE+ Tetrachlori	0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.92	3.07	ND	0.09	ND
p,p'-DDE+Chloridazon	<0.01	0.11	ND	52.82	136.52	7.07	ND	ND	ND	ND	ND	0.21	0.28
o,p'-DDD	<0.01	ND	ND	ND	3.25	0.98	ND	ND	ND	ND	ND	0.09	0.57
p,p'-DDD	0.06	ND	ND	122.42	11.04	0.28	53.34	ND	ND	ND	ND	0.02	0.33
o,p'-DDT	0.01	ND	ND	ND	11.16	0.73	149.98	ND	ND	ND	ND	0.16	0.99
p,p'-DDT	ND ^d	0.1	0.1	ND	72.15	3.03	26.44	5.24	0.44	ND	ND	0.03	0.50
Σ HCH	0.12	2.66	0.24	123.58	6.68	1.81	ND	211.45	2.34	11.31	27.34	2.87	3.12
Σ Hept	0.15	0.26	0.03	ND	82.79	1.29	560.02	17.15	0.53	0.74	1.68	3.09	0.19
Σ DDTs ^e	0.08	0.12	0.01	127.24	225.30	13.98	176.42	5.24	3.35	3.07	ND	0.59	2.67
total	0.39	4.63	0.56	320.00	330.81	19.81	813.25	237.81	6.22	15.12	29.83	7.79	6.69

^a 樣品重量為去水後的乾重，^b 為每次採樣的樣品分析數目，^c 只有一個樣品，^d 測量值小於實驗方法最小偵測極限值，^e DDT 系列化合物總和

續附表二

地點		水源地											
環境介質	水 ng L ⁻¹	沈積物 ng g ^{-1a}		盤古蟾蜍 ng g ^{-1 fat}	蝌蚪 ng g ^{-1 fat}	溪蝦 ng g ^{-1 fat}			太魯閣潭蟹 ng g ^{-1 fat}				
採樣時間(月/日)	04/16	04/16		04/16	04/16	09/05			04/16		09/05		
樣品編號 ^b	- ^c	1	2	-	-	1	2	3	1	2	1	2	3
化合物													
Aldrin	ND ^d	0.05	ND	35.32	ND	1.46	2.25	ND	ND	16.00	ND	ND	17.73
Endrin	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
HCB	0.04	0.36	0.13	ND	1104.76	ND	ND	ND	ND	ND	2.50	ND	ND
α-HCH	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
β-HCH	0.02	ND	ND	22.16	ND	ND	5.24	3.04	1.86	ND	5.13	11.94	19.74
γ-HCH	ND	0.03	ND	ND	ND	5.29	6.03	4.27	ND	ND	5.12	ND	35.27
δ-HCH	<0.01	ND	ND	ND	38.76	46.54	43.55	ND	ND	ND	28.37	85.89	175.51
Hept	ND	0.01	ND	898.28	63.27	3.65	2.58	ND	1.73	24.22	4.46	ND	21.90
cis-Hept Oxid	ND	<0.01	0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
trans-Hept Oxid	ND	0.03	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
o,p'-DDE+ Tetrachlori	ND	ND	ND	ND	ND	7.50	ND	ND	3.23	ND	7.95	ND	23.96
p,p'-DDE+Chloridazon	0.01	<0.01	ND	1112.68	148.16	ND	ND	2.85	ND	ND	ND	ND	ND
o,p'-DDD	0.02	ND	ND	66.54	7.95	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
p,p'-DDD	ND	ND	ND	503.15	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
o,p'-DDT	<0.01	0.02	ND	1530.03	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
p,p'-DDT	<0.01	ND	0.16	411.76	975.63	ND	3.08	ND	1.22	ND	1.76	ND	ND
Σ HCH	0.02	0.03	ND	22.16	38.76	51.83	54.81	7.31	1.86	ND	38.62	97.83	230.52
Σ Hept	ND	0.04	0.01	898.28	636.27	3.65	2.58	ND	1.73	24.22	4.46	ND	21.90
Σ DDTs ^e	0.03	0.02	0.16	3624.17	1131.78	7.50	3.08	2.85	4.45	ND	9.70	ND	23.96
total	0.09	0.50	0.30	4579.93	2911.53	64.45	62.73	10.16	8.04	40.22	55.30	97.83	294.11

^a 樣品重量為去水後的乾重；^b 為每次採樣的樣品分析數目；^c 只有一個樣品；^d 測量值小於實驗方法最小偵測極限值；^e DDT 系列化合物總和

續附表二

地點		天祥													
環境介質		水 ng L ⁻¹						沈積物 ng g ^{-1a}							
採樣時間(月/日)		04/30	05/21	06/05	04/16			04/30		05/21		06/05		09/05	
樣品編號 ^b	- ^c	-	-	-	1	2	3	1	2	1	2	1	2	1	2
化合物															
Aldrin	ND ^d	0.01	0.02	ND	ND	0.03	ND	ND	ND	0.15	ND	0.22	ND	ND	0.02
Endrin	0.01	0.02	0.02	ND	0.23	ND	ND	ND	ND	ND	0.02	0.05	0.07	0.02	ND
HCB	0.08	0.01	0.05	0.09	0.14	0.13	0.26	0.11	ND	ND	ND	0.12	0.20	0.05	0.05
α-HCH	0.13	0.01	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
β-HCH	ND	0.08	0.06	0.03	0.02	ND	ND	ND	ND	0.09	0.10	0.06	0.07	ND	ND
γ-HCH	0.06	0.01	0.06	ND	ND	ND	0.08	ND	ND	0.20	0.11	0.29	0.10	0.18	0.08
δ-HCH	<0.01	0.03	0.04	0.13	<0.01	ND	ND	ND	ND	0.12	0.13	0.23	0.10	ND	ND
Hept	<0.01	0.01	0.08	ND	ND	0.01	ND	ND	ND	ND	ND	0.25	0.22	ND	ND
cis-Hept Oxid	ND	<0.01	0.01	ND	<0.01	<0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
trans-Hept Oxid	0.02	<0.01	0.03	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.02	0.01	0.01	<0.01	0.03	0.01
o,p'-DDE+ Tetrachlori	ND	<0.01	<0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.10	0.06	0.13	0.09	ND	ND
p,p'-DDE+Chloridazon	ND	0.01	ND	<0.01	ND	<0.01	ND	ND	ND	0.06	0.04	0.12	0.11	ND	ND
o,p'-DDD	<0.01	<0.01	<0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.20	0.04	0.06	0.07	ND	ND
p,p'-DDD	ND	0.05	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	ND	ND	ND	0.01	0.01	0.01	0.02	ND	ND
o,p'-DDT	ND	<0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.05	ND	ND	0.01	ND
p,p'-DDT	ND	<0.01	<0.01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.08	0.07	0.07	0.06	ND	ND
Σ HCH	0.19	0.14	0.21	0.16	0.02	ND	0.08	ND	ND	0.42	0.33	0.58	0.27	0.18	0.08
Σ Hept	0.02	0.01	0.12	ND	<0.01	0.01	ND	ND	ND	0.12	0.01	0.27	0.23	0.03	0.01
Σ DDTs ^e	<0.01	0.07	0.10	<0.01	<0.01	<0.01	ND	ND	ND	1.45	0.28	0.38	0.34	0.01	ND
total	0.30	0.27	0.52	0.25	0.40	0.17	0.35	0.11	ND	2.03	0.65	1.49	1.03	0.44	0.16

^a 樣品重量為去水後的乾重；^b 為每次採樣的樣品分析數目；^c 只有一個樣品；^d 測量值小於實驗方法最小偵測極限值；^e DDT 系列化合物總和

續附表二

地點	文山					陶塞溪支流					蓮花池	
環境介質	水 ng L ⁻¹		沈積物 ng g ^{-1a}		水 ng L ⁻¹	沈積物 ^a ng g ⁻¹		蝌蚪 ng g ⁻¹ fat	日本樹蛙 ng g ⁻¹ fat	沈積物 ng g ⁻¹		
採樣時間(月/日)	06/05	09/05	06/05	09/05	04/16	04/16	04/16	04/16	04/16	04/18		
樣品編號 ^b	- ^c	-	1	2	-	-	1	2	-	-	1	2
化合物												
Aldrin	0.09	0.57	0.03	ND	ND	ND	0.02	ND	261.95	63.09	ND	0.08
Endrin	0.04	0.01	0.10	0.04	0.01	0.02	ND	ND	ND	ND	ND	0.05
HCB	0.17	0.29	0.19	ND	0.02	0.10	0.46	0.24	1486.25	1804.58	ND	ND
α-HCH	0.21	0.02	ND	ND	ND	0.03	ND	ND	12508.29	ND	ND	ND
β-HCH	0.11	0.06	0.09	0.12	0.02	0.02	0.02	ND	120.34	3.91	0.24	ND
γ-HCH	0.14	0.97	0.15	ND	0.02	ND	ND	<0.01	133.96	9.41	0.07	ND
δ-HCH	0.02	0.03	0.10	ND	ND	ND	ND	0.01	261.16	119.41	ND	ND
Hept	ND ^d	0.04	ND	ND	0.04	ND	0.01	0.03	ND	ND	0.06	0.05
cis-Hept Oxid	0.42	0.03	ND	ND	0.01	ND	0.02	ND	ND	ND	ND	ND
trans-Hept Oxid	0.22	0.77	0.06	ND	ND	0.45	ND	ND	39.24	2.72	ND	ND
o,p'-DDE+ Tetrachlori	0.01	0.08	ND	ND	ND	ND	ND	ND	7546.73	ND	0.02	0.01
p,p'-DDE+Chloridazon	ND	0.01	0.11	0.04	0.04	ND	<0.01	ND	522.81	ND	0.11	0.51
o,p'-DDD	0.02	0.01	0.03	ND	0.03	0.01	ND	ND	58.16	13.37	ND	0.06
p,p'-DDD	0.28	0.05	ND	0.02	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
o,p'-DDT	0.01	0.13	ND	ND	<0.01	ND	ND	ND	2233.89	ND	ND	ND
p,p'-DDT	<0.01	0.02	0.04	0.02	ND	ND	0.06	ND	36.33	257.44	0.11	ND
Σ HCH	0.49	1.08	0.33	0.12	0.04	0.04	0.02	0.01	13023.75	132.73	0.32	ND
Σ Hept	0.64	0.84	0.06	ND	0.06	0.45	0.04	0.03	39.24	2.72	0.06	0.05
Σ DDTs ^e	0.33	0.30	0.19	0.08	0.08	0.01	0.06	ND	10397.92	270.81	0.25	0.57
total	1.74	3.09	0.89	0.24	0.20	0.63	0.60	0.27	25209.11	2273.93	0.62	0.75

^a 樣品重量為去水後的乾重；^b 為每次採樣的樣品分析數目；^c 只有一個樣品；^d 測量值小於實驗方法最小偵測極限值；^e DDT 系列化合物總和

續附表二

地點	蓮花池						西喀拉罕溪				
環境介質	沈積物		日本樹蛙	盤古蟾蜍	中國樹蟾		鯉魚		沈積物	鮎魚	
	ng g ^{-1a}		ng g ⁻¹ fat	ng g ⁻¹ fat	ng g ⁻¹ fat		ng g ⁻¹ fat		ng g ⁻¹	ng g ⁻¹ fat	
採樣時間(月/日)	04/18	09/05	04/19	04/19	04/19		09/05		09/05	09/05	
樣品編號 ^b	3	- ^c	-	-	1	2	1	2	-	1	2
化合物											
Aldrin	ND ^d	0.02	11.68	60.79	0.67	11.68	9.06	0.98	ND	ND	12.43
Endrin	0.18	0.15	8.33	ND	ND	8.33	8.26	ND	0.01	4.14	ND
HCB	ND	1.25	ND	ND	ND	ND	3.44	4.18	0.03	0.58	ND
α-HCH	ND	0.06	ND	ND	ND	ND	11.72	1.74	ND	ND	ND
β-HCH	ND	0.03	5.88	ND	10.18	5.88	ND	5.67	0.03	4.42	5.21
γ-HCH	ND	1.14	ND	ND	ND	ND	6.21	ND	0.03	1.82	3.97
δ-HCH	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Hept	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	17.60	26.90	ND	9.99	14.03
cis-Hept Oxid	ND	<0.01	19.75	12.42	1.55	171.40	2.01	ND	ND	ND	ND
trans-Hept Oxid	ND	0.35	ND	67.02	ND	214.11	2.51	ND	<0.01	ND	4.47
o,p'-DDE+ Tetrachlori	0.05	ND	79.62	63.29	0.91	0.69	ND	ND	ND	ND	ND
p,p'-DDE+Chloridazon	0.96	0.13	2.20	10.34	87.95	2.20	112.64	50.79	ND	1.57	ND
o,p'-DDD	ND	0.12	2.44	9.28	ND	80.84	1.46	2.09	ND	1.33	ND
p,p'-DDD	0.06	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.53	ND	0.08	ND
o,p'-DDT	0.31	0.04	ND	ND	ND	ND	ND	4.35	<0.01	0.62	ND
p,p'-DDT	0.12	ND	7.19	ND	ND	7.19	31.51	0.34	ND	ND	ND
Σ HCH	ND	1.23	5.88	ND	10.18	5.88	17.93	7.42	0.06	2.40	3.97
Σ Hept	0.05	0.36	19.75	79.43	1.56	385.52	22.12	26.90	<0.01	9.99	30.94
Σ DDTs ^e	1.49	0.29	91.44	82.90	88.86	90.91	145.62	50.09	<0.01	7.66	ND
total	1.72	3.30	137.07	223.12	101.26	502.31	206.43	98.56	0.10	24.56	40.11

^a 樣品重量為去水後的乾重；^b 為每次採樣的樣品分析數目；^c 只有一個樣品；^d 測量值小於實驗方法最小偵測極限值；^e DDT 系列化合物總和

續附表二

地點	黑水塘	驚嘆池	月形池
環境介質	沈積物	沈積物	沈積物
	ng g ^{-1a}	ng g ⁻¹	ng g ⁻¹
採樣時間(月/日)	07/18	07/16	07/17
樣品編號 ^b	- ^c	-	-
化合物			
Aldrin	0.08	0.09	0.04
Endrin	0.61	0.19	0.06
HCB	0.20	0.14	ND
α-HCH	0.03	0.02	0.03
β-HCH	0.03	0.07	0.03
γ-HCH	2.37	0.12	0.16
δ-HCH	0.41	ND ^d	ND
Hept	0.01	ND	ND
cis-Hept Oxid	0.10	0.03	<0.01
trans-Hept Oxid	0.31	0.02	0.01
o,p'-DDE+ Tetrachlori	0.37	0.01	ND
p,p'-DDE+Chloridazon	0.06	0.37	0.12
o,p'-DDD	0.11	0.02	ND
p,p'-DDD	0.16	0.06	ND
o,p'-DDT	0.11	0.08	ND
p,p'-DDT	0.42	0.11	0.03
Σ HCH	2.85	0.21	0.23
Σ Hept	0.42	0.05	0.01
Σ DDTs ^e	1.23	0.64	0.21
total	6.11	1.32	0.55

^a 樣品重量為去水後的乾重；^b 為每次採樣的樣品分析數目；^c 只有一個樣品；^d 測量值小於實驗方法最小偵測極限值；^e DDT 系列化合物總和

附錄四、個別 PAHs 與 BaP 當量毒性比例表

化合物	BaP 當量毒性倍率
Acy	0.001
Ace	0.001
Flu	0.001
Phe	0.001
Ant	0.01
Fla	0.001
Pyr	0.001
BaA	0.1
Chr	0.01
BbF	0.1
BkF	0.1
BaP	1
IA	0.1
DA	1
BP	0.01

(EPA, 2003)

附錄五、沈積物 PAHs 主成份分析結果

附表三、沈積物 PAHs 主成份分析-轉軸後之因素負荷表

化合物	component		
	1	2	3
Acy	0.180	-0.065	0.156
Ace	0.226	-0.045	0.317
Flu	0.257	-0.121	0.139
Phe	0.294	0.208	-0.236
Ant	0.030	0.261	-0.339
Fla	-0.293	0.175	-0.243
Pyr	-0.154	0.378	-0.290
BaA	-0.372	0.016	-0.015
Chr+Trip	-0.317	-0.198	-0.166
BbF	-0.290	-0.199	-0.211
BkF	-0.211	0.324	0.364
BaP	-0.291	0.363	0.211
Per	-0.165	-0.117	0.338
IA	-0.258	-0.343	-0.017
DA	-0.235	0.235	0.422
BP	-0.229	-0.438	0.08

附錄六、照片

採樣地區環境照-天祥四周



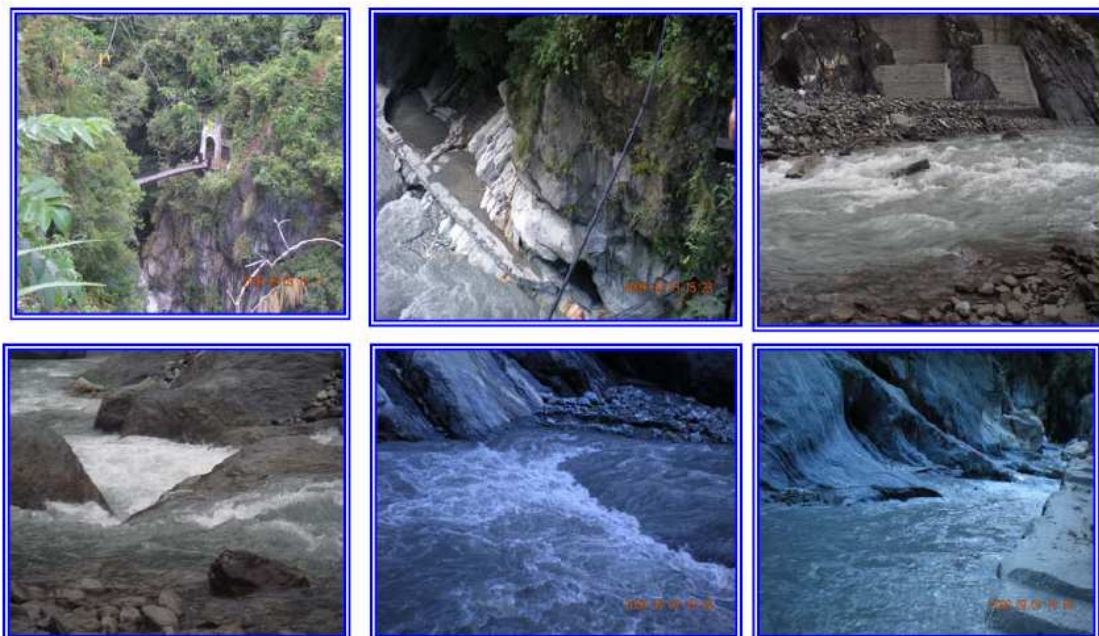
採樣地區環境照-陶塞溪支流四周



採樣地區環境照-水源地四周



採樣地區環境照-文山四周



採樣地區環境照-蓮花池四周



採樣地區環境照-砂卡礑四周





採樣地區環境照-西喀拉罕溪四周

採樣設備



架設採集器



各採樣區採集的生物



生物近照



實驗室生物解剖照



實驗室作業



參考書目

- Ackerman, L.K., Schwindt, A.R., Massey Simonich, S.L., Koch, D.C., Blett, T.F., Schreck, C.B., Kent, M.L., Landers, D.H., 2008. Atmospherically Deposited PBDEs, Pesticides, PCBs, and PAHs in Western U.S. National Park Fish: Concentrations and Consumption Guidelines. *Environmental Science & Technology*. 42, 2334-2341.
- Aono, S., Tanabe, S., Fujise, Y., Kato, H., Tatsukawa, R., 1997. Persistent organochlorines in minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) and their prey species from the Antarctic and the North Pacific. *Environmental Pollution*. 98, 81-89.
- Arias, A.H., Spetter, C.V., Freije, R.H., Marcovecchio, J.E., 2009. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water, mussels (*Brachidontes* sp., *Tagelus* sp.) and fish (*Odontesthes* sp.) from Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 85, 67-81.
- Ballschmiter, K., Wittlinger, R., 2002. Interhemisphere exchange of hexachlorocyclohexanes, hexachlorobenzene, polychlorobiphenyls, and 1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethane in the lower troposphere. *Environmental Science & Technology*. 25, 1103-1111.
- Barra, R., Colombo, J.C., Eguren, G., Gamboa, N., Jardim, W.F., Mendoza, G., 2006a. Persistent organic pollutants (pops) in eastern and western south american countries. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 185, 1-33.
- Barra, R., Popp, P., Quiroz, R., Treutler, H.-C., Araneda, A., Bauer, C., Urrutia, R., 2006b. Polycyclic aromatic hydrocarbons fluxes during the past 50 years observed in dated sediment cores from Andean mountain lakes in central south Chile. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 63, 52-60.
- Barron, M.G., 1990. Bioconcentration. Will water-borne organic chemicals accumulate in aquatic animals? *Environmental Science & Technology*. 24, 1612-1618.
- Bartrons, M., Grimalt, J.O., Catalan, J., 2007. Concentration changes of organochlorine compounds and polybromodiphenyl ethers during metamorphosis of aquatic insects. *Environmental Science & Technology*. 41, 6137-6141.
- Blais, J.M., Wilhelm, F., Kidd, K.A., Muir, D.C.G., Donald, D.B., Schindler, D.W., 2003. Concentrations of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in amphipods (*Gammarus lacustris*) along an elevation gradient in mountain lakes of western Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 22, 2605-2613.
- Blomqvist, A., Berg, C., Holm, L., Brandt, I., Ridderstrale, Y., Brunstrom, B., 2006. Defective Reproductive Organ Morphology and Function in Domestic Rooster Embryonically Exposed to o,p'-DDT or Ethynylestradiol. *Biology of Reproduction*. 74, 481-486.
- Boehm P.D., Page D.S., Burns W.A., Bence A.E. Mankiewicz P.J., Brown J.S., 2001. Resolving the origin of the petrogenic hydrocarbon background in Prince William Sound, Alaska. *Environmental Science & Technology*. 35, 471-479.
- Breivik, K., Wania, F., Muir, D.C.G., Alaee, M., Backus, S., Pacepavicius, G., 2006. Empirical and modeling evidence of the long-range atmospheric transport of decabromodiphenyl ether. *Environmental Science & Technology*. 40, 4612-4618.
- Carson R. 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin, Boston, USA.
- Carriger, J., Rand, G., 2008. Aquatic risk assessment of pesticides in surface waters in and adjacent to the Everglades and Biscayne National Parks: I. Hazard assessment and problem formulation. *Ecotoxicology*. 17, 660-679.

- Chiuchiolo, A.L., Dickhut, R.M., Cochran, M.A., Ducklow, H.W., 2004. Persistent organic pollutants at the base of the Antarctic marine food web. *Environmental Science & Technology*. 38, 3551-3557.
- Colborn, T., Saal, F.S.v., Soto, A.M., 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environmental Health Perspectives*. 101, 378-384.
- Dachs, J., R. Lohmann, W. A. Ockenden, L. Méjanelle, S. J. Eisenrelle, and K.C. Jones. 2002. Oceanic Biogeochemical controls on global dynamics of persistent organic pollutants. *Environmental Science & Technology*. 36, 4229-4237.
- de Mora, S., Villeneuve, J.-P., Reza Sheikholeslami, M., Cattini, C., Tolosa, I., 2004. Organochlorinated compounds in Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin*. 48, 30-43.
- Donald, D.B., Stern, G.A., Muir, D.C.G., Fowler, B.R., Miskimmin, B.M., Bailey, R., 1998. Chlorobornanes in water, sediment, and fish from toxaphene treated and untreated lakes in western Canada. *Environmental Science & Technology*. 32, 1391-1397.
- Doong, R.-A., Peng, C.-K., Sun, Y.-C., Liao, P.-L., 2002a. Composition and distribution of organochlorine pesticide residues in surface sediments from the Wu-Shi River estuary, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*. 45, 246-253.
- Doong, R.-A., Sun, Y.-C., Liao, P.-L., Peng, C.-K., Wu, S.-C., 2002b. Distribution and fate of organochlorine pesticide residues in sediments from the selected rivers in Taiwan. *Chemosphere*. 48, 237-246.
- Doong R.A., Lin Y.T., 2004. Characterization and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons contaminations in surface sediment and water from Gao-ping River, Taiwan. *Water Research*. 38, 1733-1744.
- Douben P.E.T. 2003. PAHs: An ecotoxicological perspective. Wiley, Chichester, UK.
- Falandysz, J., Strandberg, L., Puzyn, T., Gucia, M., Rappe, C., 2001. Chlorinated Cyclodiene Pesticide Residues in Blue Mussel, Crab, and Fish in the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*. 35, 4163-4169.
- Fernandez, M.P., Ikononou, M.G., Courtenay, S.C., Wirgin, I.I., 2004. Spatial Variation in Hepatic Levels and Patterns of PCBs and PCDD/Fs among Young-of-the-Year and Adult Atlantic Tomcod (*Microgadus tomcod*) in the Hudson River Estuary. *Environmental Science & Technology*. 38, 976-983.
- Fernandes, M.B., Sicre, M.A., Boireau, A., Tronczynski J., 1997. Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary. *Marine Pollution Bulletin*. 34, 857-867.
- Fernández, P., Vilanova, R.M., Grimalt, J.O., 1999. Sediment fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in European high altitude mountain lakes. *Environmental Science & Technology*. 33, 3716-3722.
- Golfinopoulos, S.K., Nikolaou, A.D., Kostopoulou, M.N., Xilourgidis, N.K., Vagi, M.C., Lekkas, D.T., 2003. Organochlorine pesticides in the surface waters of Northern Greece. *Chemosphere*. 50, 507-516.
- Grimalt, J.O., Fernandez, P., Berdie, L., Vilanova, R.M., Catalan, J., Psenner, R., Hofer, R., Appleby, P.G., Rosseland, B.O., Lien, L., Massabau, J.C., Battarbee, R.W., 2001. Selective trapping of organochlorine compounds in mountain lakes of temperate areas. *Environmental Science & Technology*. 35, 2690-2697.
- Guo, W., He, M., Yang, Z., Lin, C., Quan, X. Wang., H., 2007. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, suspended particulate matter and sediment from Daliao River watershed, China. *Chemosphere*. 68:93-104.

- Inomata, O.N.K., Montone, R.C., Lara, W.H., Weber, R.R., Toledo, H.H.B., 2004. Tissue distribution of organochlorine residues in Antarctic penguins. *Antarctic Science*. 8, 253-255.
- Kelly, B.C., Gobas, F.A.P.C., 2001. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in lichen-caribou-wolf food chains of Canada's central and western Arctic. *Environmental Science & Technology*. 35, 325-334.
- Klasmeier, J., Matthies, M., Macleod, M., Fenner, K., Scheringer, M., Stroebe, M., Le Gall, A.C., McKone, T., Van De Meent, D., Wania, F., 2006. Application of multimedia models for screening assessment of long-range transport potential and overall persistence. *Environmental Science & Technology*. 40, 53-60.
- Koč, V., Ocelka, T., Dragoun, D., Vít, M., Grabic, R., Šváb, M., 2007. Concentration of Organochlorine Pollutants in Surface Waters of the Central European Biosphere Reserve Krivoklatsko (8 pp). *Environmental Science and Pollution Research*. 14, 94-101.
- Kuhnlein, H.V., Chan, H.M., 2000. Environment and contaminants in traditional food systems of northern indigenous peoples. *Annual Review of Nutrition*. 20, 595-626.
- Kurt-Karakus, P. B., Bidleman, T. F., Jones, K. C., Meijer, S. N. And Staebler, R. M. (2008). Persistent organic pollutants (POPs) and air-soil exchange: case studies for DDTs. In: E. Mehmetli and B. Koumanova (Eds.). *The Fate of Persistent Organic Pollutants in the Environment*. pp. 315-331.
- Long, E.R., MacDonald D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects with ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*. 19, 81-97.
- Luckas, B., Vetter, W., Fischer, P., Heidemann, G., Plötz, J., 1990. Characteristic chlorinated hydrocarbon patterns in the blubber of seals from different marine regions. *Chemosphere*. 21, 13-19.
- Matin, M.A., Malek, M.A., Amin, M.R., Rahman, S., Khatoon, J., Rahman, M., Aminuddin, M., Mian, A.J., 1998. Organochlorine insecticide residues in surface and underground water from different regions of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 69, 11-15.
- Meire, R.O., Azeredo, A., Pereira, M.d.S., Torres, J.P.M., Malm, O., 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons assessment in sediment of national parks in southeast Brazil. *Chemosphere*. 73, S180-S185.
- Meijer, S.N., Ockenden, W.A., Sweetman, A., Breivik, K., Grimalt, J.O., Jones, K.C., 2003. Global Distribution and Budget of PCBs and HCB in Background Surface Soils: Implications for Sources and Environmental Processes. *Environmental Science & Technology*. 37, 667-672.
- Moore, M.T., Lizotte, J.R.E., Knight, S.S., Smith, J.S., Cooper, C.M., 2007. Assessment of pesticide contamination in three Mississippi Delta oxbow lakes using *Hyalella azteca*. *Chemosphere*. 67, 2184-2191.
- Moran, P.W., Aluru, N., Black, R.W., Vijayan, M.M., 2007. Tissue contaminants and associated transcriptional response in trout liver from high elevation lakes of Washington. *Environmental Science & Technology*. 41, 6591-6597.
- Munoz, M.J., Ramos, C., Tarazona, J., 1996. Bioaccumulation and toxicity of hexachlorobenzene in *Chlorella vulgaris* and *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*. 35, 211-220.
- Page, D.S., Boehm, G.S., Douglas, Bence, A.E., Burns, W.A., Mankiewicz, P.J., 1999. In pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments record past human activity: a case study in Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*. 38, 247-266.

- US EPA (1993). Provisional guidance for quantitative risk assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC., EPA-600/R-93/089.
- US EPA (2003) Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances. Global Report, UNEP Chemicals. Geneva, Switzerland.
- Van den Steen, E., Covaci, A., Jaspers, V.L.B., Dauwe, T., Voorspoels, S., Eens, M., Pinxten, R., 2007. Accumulation, tissue-specific distribution and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in European starlings (*Sturnus vulgaris*). *Environmental Pollution*. 148, 648-653.
- Venkatesan M.I., 1988. Occurrence and possible sources of perylene in marine sediment-a review. *Marine Chemistry*. 25, 1-27.
- Vilanova, R.M., Fernández, P., Martinez, G., Grimalt, J.O., 2001. Organochlorine pollutants in remote mountain lake waters. *Journal of Environmental Quality*. 30, 1286-1295.
- Vives, I., Grimalt J.O., Fernández, P., Rosseland, B., 2004a. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fish from remote and high mountain lakes in Europe and Greenland. *Science of the Total Environment*. 324, 67-77.
- Vives, I., Grimalt, J.O., Catalan, J., Rosseland, B.O., Battarbee, R.W., 2004b. Influence of Altitude and Age in the Accumulation of Organochlorine Compounds in Fish from High Mountain Lakes. *Environmental Science & Technology*. 38, 690-698.
- Wang, C.H., Liu C., 2000. Dissipation of organochlorine insecticide residues in environment of Taiwan, 1973-1999. *Journal of food and drug analysis*. 8, 149-158.
- Wang, X.C., Zhang, Y.X., Chen, R.F., 2001. Distribution and Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Different Size Fractions in Sediments from Boston Harbor, United States. *Marine Pollution Bulletin*. 42, 1139-1149.
- Wania, F., 2003. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar regions. *Environmental Science & Technology*. 37, 1344-1351.
- Wania, F., Dugani, C.B., 2003. Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: a comparison of four multimedia models. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 22, 1252-1261.
- Welsch-Pausch, K., McLachlan, M.S., Umlauf, G., 1995. Determination of the principal pathways of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to *Lolium multiflorum* (Welsh ray grass). *Environmental Science & Technology*. 39, 1090-1098.
- WHO, 1983. Evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, polynuclear aromatic compounds, part 1, chemical environmental and experimental data, 32. International Agency for Research on Cancer, World Health Organization. p. 477.
- Wu, W.Z., Xu, Y., Schramm, K.W., Kettrup, A., 1997. Study of sorption, biodegradation and isomerization of HCH in stimulated sediment/water system. *Chemosphere*. 35, 1887-1894.
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, H., Goyette, D., Silvestre, S., 2002. PAHs in the Fraser river basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*. 33, 489-515.
- Zakaria, M.P., Tsutsumi, S., Ohno, K., Yamada, J., Kouno, E., Kumata, H., 2002. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rivers and estuaries in Malaysia: a widespread input of petrogenic PAHs. *Environmental Science and Technology*. 36, 1907-1918.

- Zhang, Z., Huang, J., Yu, G., Hong, H., 2004. Occurrence of PAHs, PCBs and organochlorine pesticides in the Tonghui River of Beijing, China. *Environmental Pollution*. 130, 249-261.
- Zhang, Z.L., Hong, H.S., Zhou, J.L., Huang, J., Yu, G., 2003. Fate and assessment of persistent organic pollutants in water and sediment from Minjiang River Estuary, Southeast China. *Chemosphere*. 52, 1423-1430.
- Zhou, R., Zhu, L., Kong, Q., 2007. Persistent chlorinated pesticides in fish species from Qiantang River in East China. *Chemosphere*. 68, 838-847.
- Zhou, R., Zhu, L., Kong, Q., 2008. Levels and distribution of organochlorine pesticides in shellfish from Qiantang River, China. *Journal of Hazardous Materials*. 152, 1192-1200.
- 太魯閣國家公園行動入網 <http://www.taroko.gov.tw>
- 行政院環境保護署，1998，地面水體分類及水質標準
<http://law.epa.gov.tw/zh-tw/laws/309417667.html>
- 行政院環境保護署，2007，96 年河川及河口水質底泥及生物體之環境調查與健康風險評估計畫書。
- 林孟龍和王鑫，2002，台灣的河流。
- 洪甄嬪，2005，高屏溪及東港溪流域水體中 PAHs 濃度分佈之研究，碩士論文，大仁技術學院。
- 裴家騏，2002，砂卡礑部落地圖繪製計畫，太魯閣國家公園。

代表性生態系經營管理-環境敏感區 持久性環境污染物調查

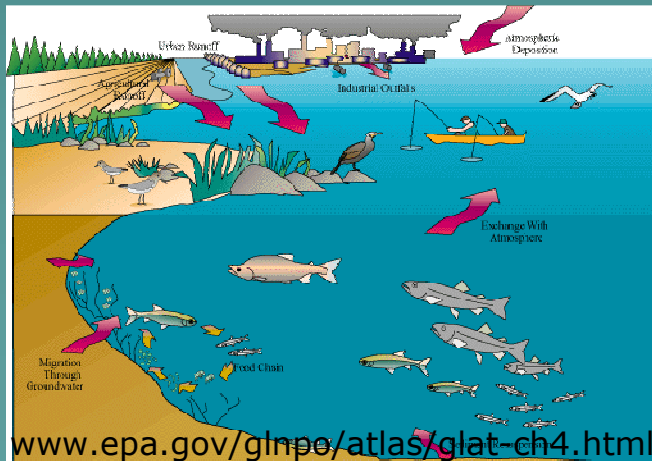
持久性環境污染物在高山河流生態環境分佈之初步探討 成果報告

柯風溪 吳孟珺 張瓊文 田至峰 鄭英敏

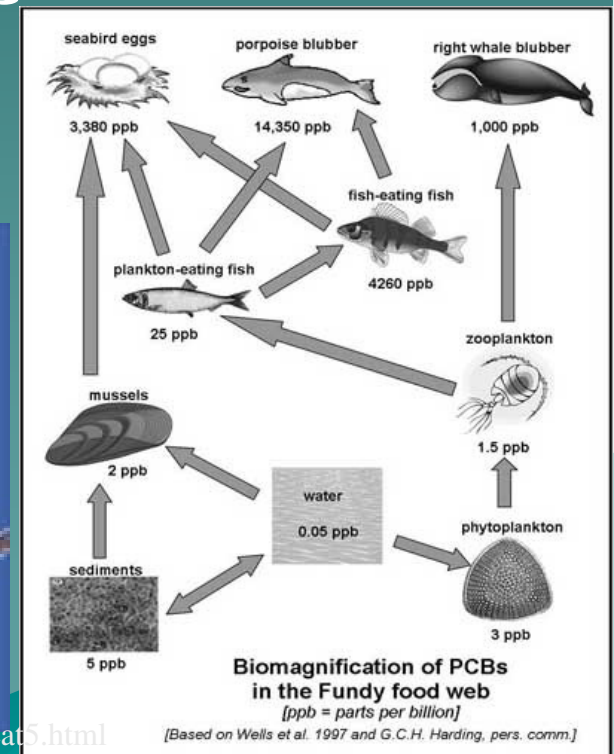
太魯閣國家公園管理處 04/22/2010

持久性有機污染物 (Persistent Organic Pollutants; POPs)

- 持久性：不易分解
- 遠距離傳播特性
- 親脂性：生物累積和生物放大效應
- 具毒害性、致癌性、突變性
威脅環境生態和人類健康



http://ecohealth101.org/whats_left/eat5.html



高山區持久性有機污染物 (POPs) 分佈、含量與生態系風險評估之重要性

- ◆ 高山區為河川發源地，為主要飲用水供應來源
- ◆ 其溫度與氣候呈梯度變化，具有多樣且豐富的生態系自然資源
- ◆ 因居住溫度較低，高山生物具有較高的脂肪含量、較長生活史和較緩慢的生長速度，使親脂性持久性有機污染物，更容易在高山生物體內累積，威脅其生存及影響生態

研究目的

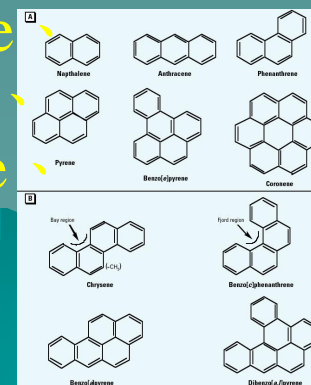
- ◆ **基礎背景資料建立**: 調查太魯閣國家公園人為活動密集區（景觀區）和人為活動較少區（生態保護區）之生態棲息地與環境敏感生物其持久性有機污染物含量、分佈與組成。
- ◆ **建構環境指標污染物及代表性物種**: 探討持久性有機污染物含量、分佈與組成是否隨季節變化，並評估其可能來源與對公園內生態系統之衝擊性，以期建構太魯閣國家公園環境指標性持久性有機污染物及代表性物種。

研究方向

- ◆ 分析生態棲息地與生物體內POPs之含量與分佈及時間與空間變化
- ◆ 調查指標性POPs及其在太魯閣國家水生生態系食物鏈中生物累積
- ◆ POPs對當地生態環境與生物之風險評估

本研究分析的持久性有機污染物

- ◆ **多環芳香烴** (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)
 - 二個以上苯環構成的化合物
 - 天然來源：森林大火和火山爆發
 - 人為來源：碳氫化合物的熱裂解或不完全燃燒
如汽機車排放、石化污染
 - 16 種被國際各國列為優先處理的PAH污染物
- ◆ acenaphthylene、acenaphthene、fluorene、phenanthrene、anthracene、fluoranthene、pyrene、benz[a]anthracene、chrysene、benzo[b]fluoranthene、benzo[k]fluoranthene、benzo[a]pyrene、perylene、indeno[1,2,3-c,d]pyrene、dibenz[a,h]anthracene、benzo[g,h,i]perylene

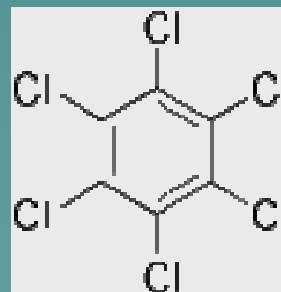
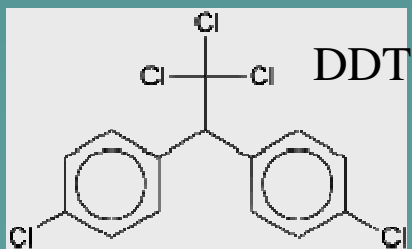


本研究分析的持久性有機污染物

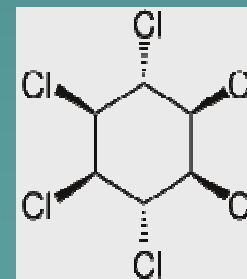
◆ 有機氯農藥 (Organochlorine pesticides, OCPs)

- 1970年代以前大量被使用在農業與衛生防制
- 具有毒害性、致癌性、突變性、部分更具有使生物雌性化的毒性
- 17種有機氯農藥

◆ aldrin、chloridazon、o,p'-DDD、p,p'-DDD、o,p'-DDE、p,p'-DDE、o,p'-DDT、p,p'-DDT、endrin、 α -HCH、 β -HCH、 γ -HCH、 δ -HCH、heptachlor、cis-heptachlorepoxyde、trans-heptachlorepoxyde、HCB



Hexachlorobenzene (HCB)



Lindane (γ -HCH)

研究採樣點

A. 砂卡礑

B. 水源地

C. 天祥

D. 文山

E. 陶塞溪支流

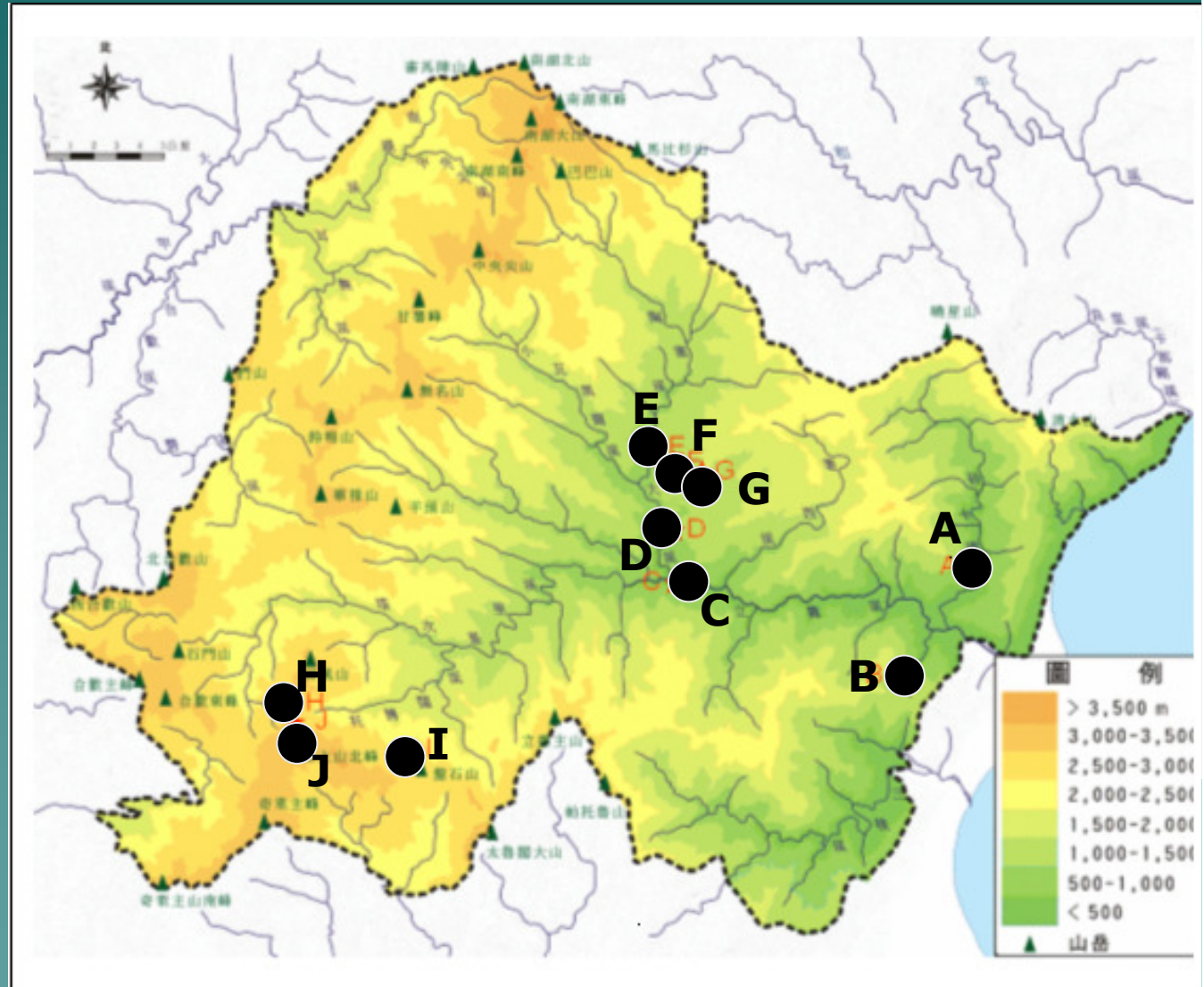
F. 蓮花池

G. 西喀拉罕溪

H. 奇萊山黑水塘

I. 磐石山驚嘆池

J. 奇萊北峰月形池



研究採樣時間

- ◆ 04/15~04/16 陶塞溪支流、水源地
- ◆ 04/17~04/19 蓮花池
- ◆ 04/30~05/01 天祥
- ◆ 05/06 砂卡礑、天祥
- ◆ 05/16 砂卡礑
- ◆ 05/21~05/22 天祥
- ◆ 06/04~06/06 砂卡礑、天祥、文山、水源地
- ◆ 07/16~07/19 奇萊山區、天祥、文山、砂卡礑
- ◆ 09/03~09/05 砂卡礑、文山、水源地、蓮花池、西喀拉罕溪

樣品分類

棲息地介質 (matrix)

水

沈積物



生物體

浮游植物、藻類、
蝌蚪、蛙、
蝦、蟹、
魚



實驗流程

樣品收集分類、定量

液態樣品：水

固態樣品：生物或泥土等

過濾

過濾後濾紙(水中
顆粒態之POPs)

XAD-2吸附(溶
解態之POPs)

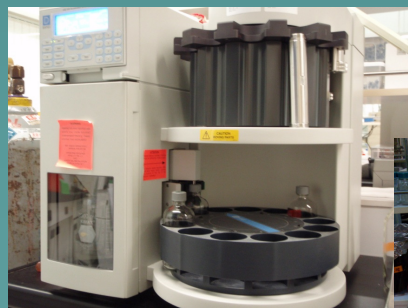
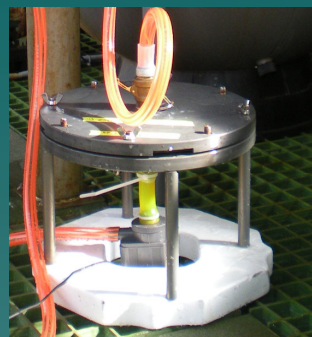
冷凍乾燥去水、研磨

萃取加入擬標品作為
測量樣品回收率用

索氏萃取或ASE萃取

濃縮、淨化

儀器分析

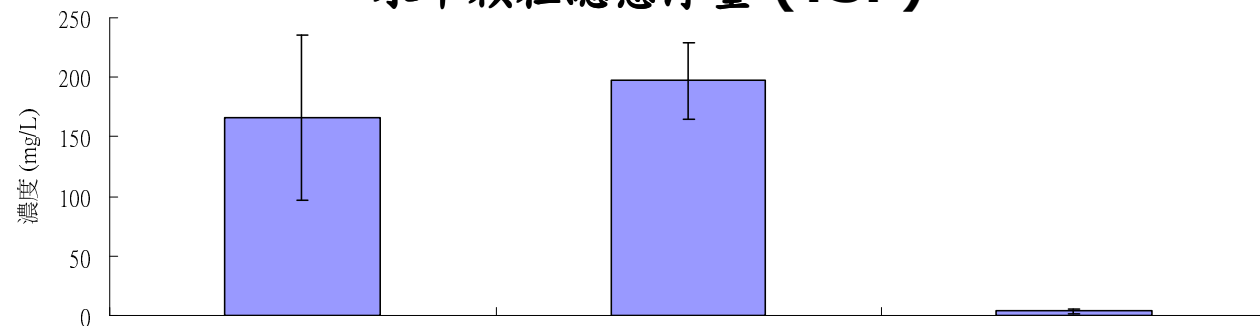


結果與討論

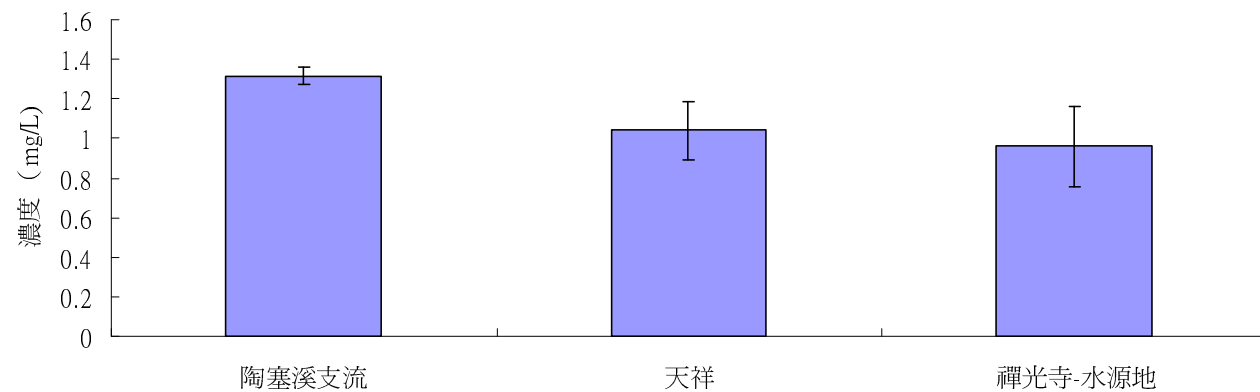
河流棲息地 附近環境

- 水域

水中顆粒總懸浮量 (TSP)



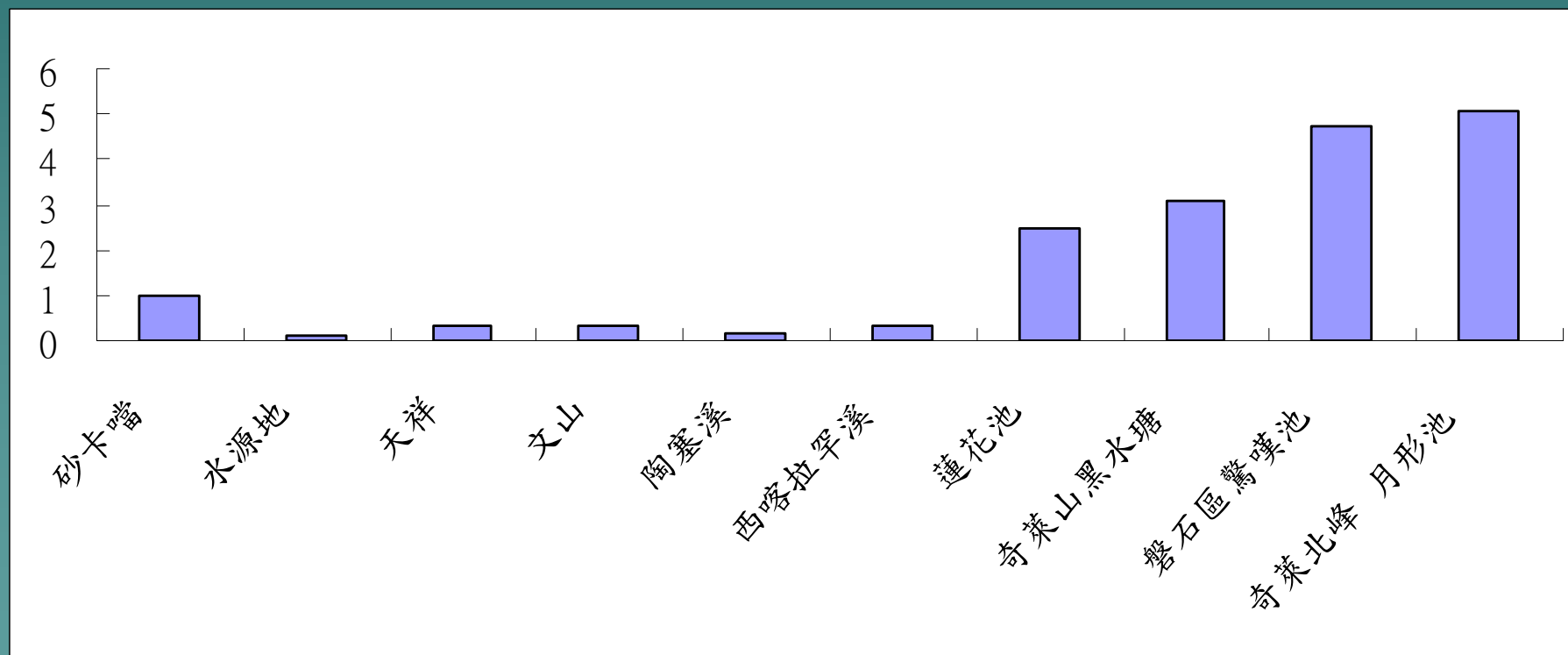
水溶性有機碳含量 (DOC)



河流棲息地附近環境

- 沈積物

有機碳含量POC (%)





砂礫質沈積物

代表地區：

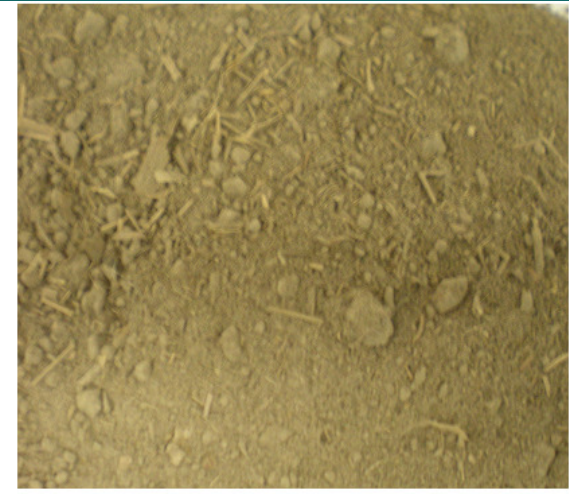
砂卡礑、
水源地、
西喀拉罕溪



砂質沈積物

代表地區：

陶塞溪、
文山、
天祥



泥質沈積物

代表地區：

蓮花池、
奇萊山區3個湖泊

- ◆ 陶塞溪支流以小於0.3 mm的為主
- ◆ 天祥以0.1~1 mm較多
- ◆ 水源地以大於2 mm和0.3~1 mm的為主

多環芳香烴含量 (total PAHs)

樣區	水 ^b (ng L ⁻¹)	沈積物 (ng g ⁻¹ dw) ^d	兩棲類 ^e	魚	蝦	蟹	浮游生物/藻類 (ng g ⁻¹ dw) ^f
砂卡礑	1.46	0.37~1.28	207.2~1455.9	1.9~2158.3	6.9~97.4	-	45.19/27.86
水源地	0.02	1.22~1.46	2343.2~485.9	-	8.1~32.3	30.3~504.3	-
天祥	0.29~0.71	0.15~1.60	2944.2~3855.6	-	-	-	-
文山	0.23~0.4	0.85~4.58	-	-	-	-	-
陶塞溪支流	0.04	1.33~1.50	1887.9~755.4	-	-	-	-
蓮花池	- ^c	9.60~28.29	333.1~988.1	90.3~433.1	-	-	-
西喀拉罕溪	-	0.65	65.1~431.1	14.1~58.3	-	-	-
奇萊山黑水塘	-	96.31	-	-	-	-	-
磐石區驚嘆池	-	10.35	-	-	-	-	-
奇萊北峰月形池	-	2.87	-	-	-	-	-

水：砂卡礑濃度最高

沈積物：黑水塘最高，湖泊測站 > 河流測站

生物：兩棲類 > 其他生物

兩棲類：天祥測站最高

魚：砂卡礑最高

水和沈積物中 PAHs 含量 與其他地區比較

	地點	Total PAH	
水 ng L ⁻¹	砂卡礑	1.46	本研究
	水源地	0.02	本研究
	立霧溪流域 ^b	0.04~0.71	本研究
	高屏溪	10~9400	Doong and Li (2004)
	東港溪	423.4~1571.4	洪甄嬪 (2005)
	大遼河，中國	946.1~13448.5	Gao et al. (2007)
	Seine River，法國	4~36	Ferinades et al. (1997)
	York River，美國	2~123	Rebecca et al. (2003)
	River Nile，埃及	1112.7~4364	Badawy et al. (2009)
沈積物 ng g ⁻¹ dw	水源地	1.22~1.46	本研究
	立霧溪流域	0.15~4.58	本研究
	蓮花池	9.60~28.29	本研究
	奇萊山區湖泊	2.87~96.31	本研究
	高屏溪	8~356	Doong and Li (2004)
	大遼河，中國	61.9~840.5	Guo et al. (2007)
	馬來西亞河流與河口	4~924	Zakaria et al. (2002)
	中西歐高海拔湖泊	180~1100	Fernández et al. (1999)
	東歐高海拔湖泊	13000~18000	Fernández et al. (1999)
	美國偏遠湖泊	100~1100	Fernández et al. (1999)

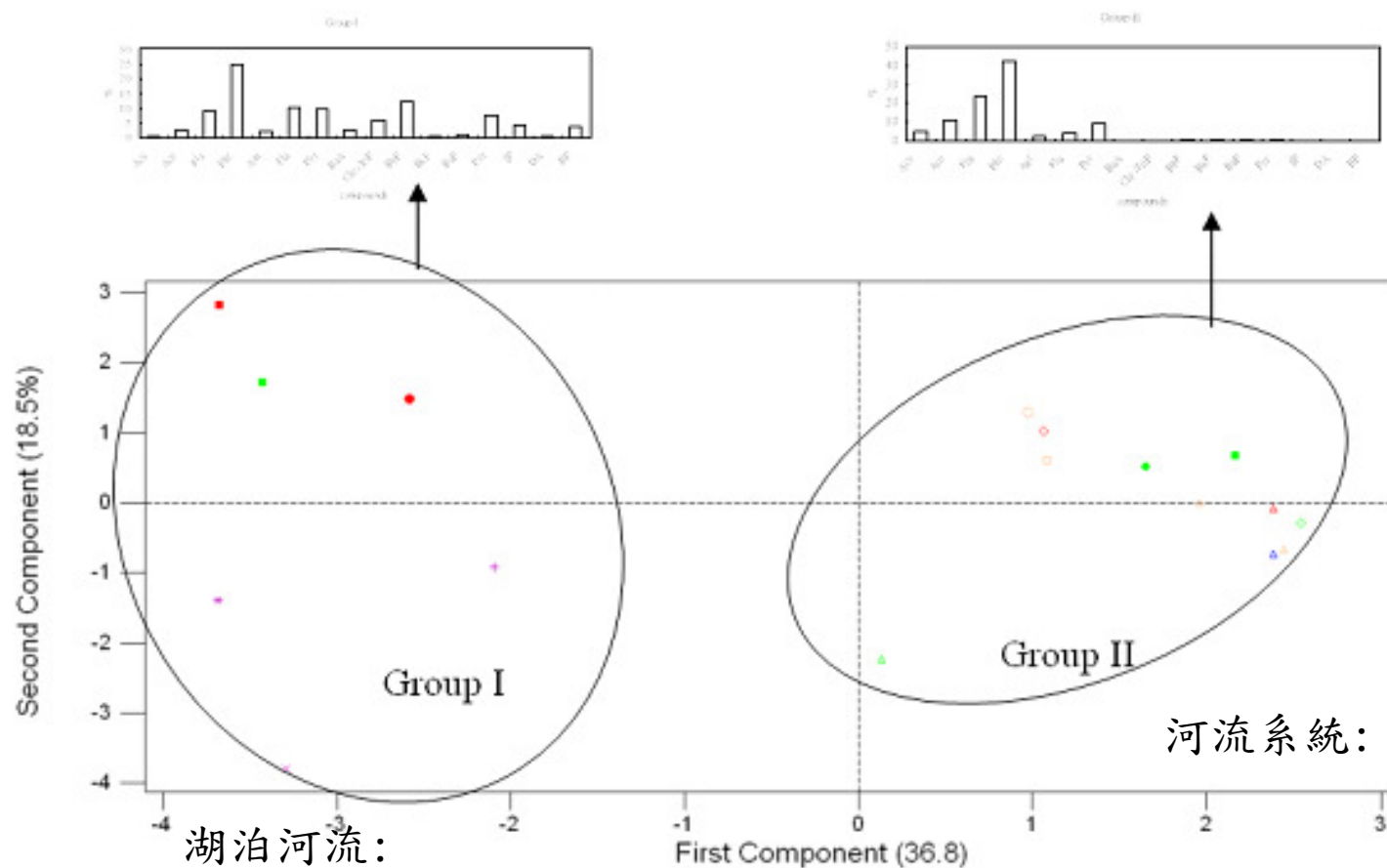
風險評估

沈積物之 Benzo[a]pyrene 當量毒性濃度 ($\text{pg g}^{-1} \text{ dw}$)

月份 地點	四	五	六	七	九
砂卡礑	-	-	6.72	-	0.99
水源地	15.81	-	-	-	-
天祥	2.60	1.67	1.04	-	1.68
文山	-	-	569.94	-	1.34
陶塞溪支流	40.35	-	-	-	-
蓮花池	2318.5	-	-	-	1953.0
西喀拉罕溪	-	-	-	-	1.19
奇萊山黑水塘	-	-	-	7160.0	-
磐石區驚嘆池	-	-	-	410.3	-
奇萊北峰月形池	-	-	-	95.63	-

美國NOAA (National oceanic and atmospheric administration) 制訂PAHs
在底泥對敏感物種生物的最低影響濃度 (Effect Range Low, ERL)
各測站的 TEQ_{BaP} 皆低於BaP的ERL值 ($430 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$)

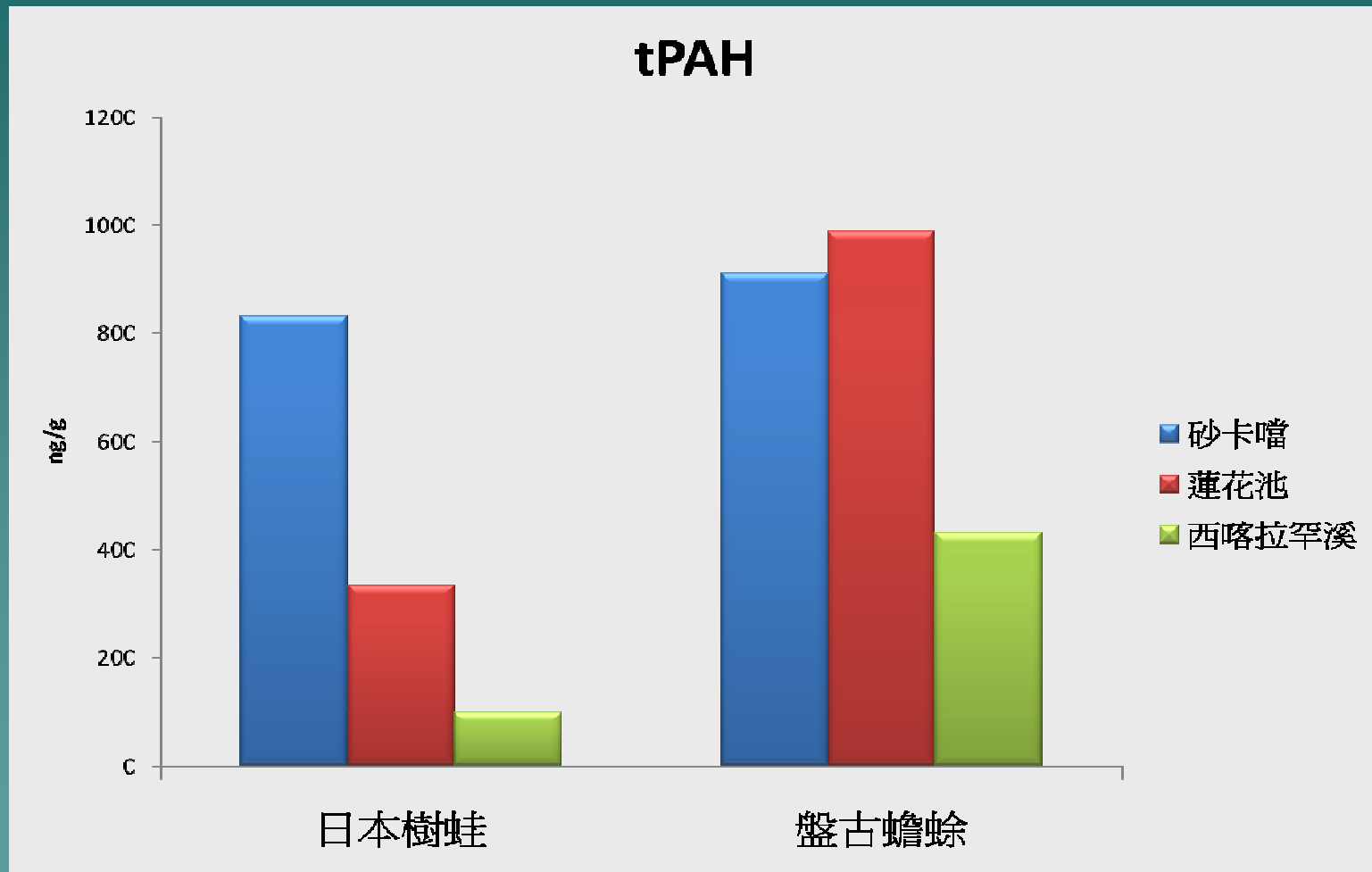
沈積物之PAHs主成份分析



湖泊河流：
奇萊山區及蓮花池

河流系統：

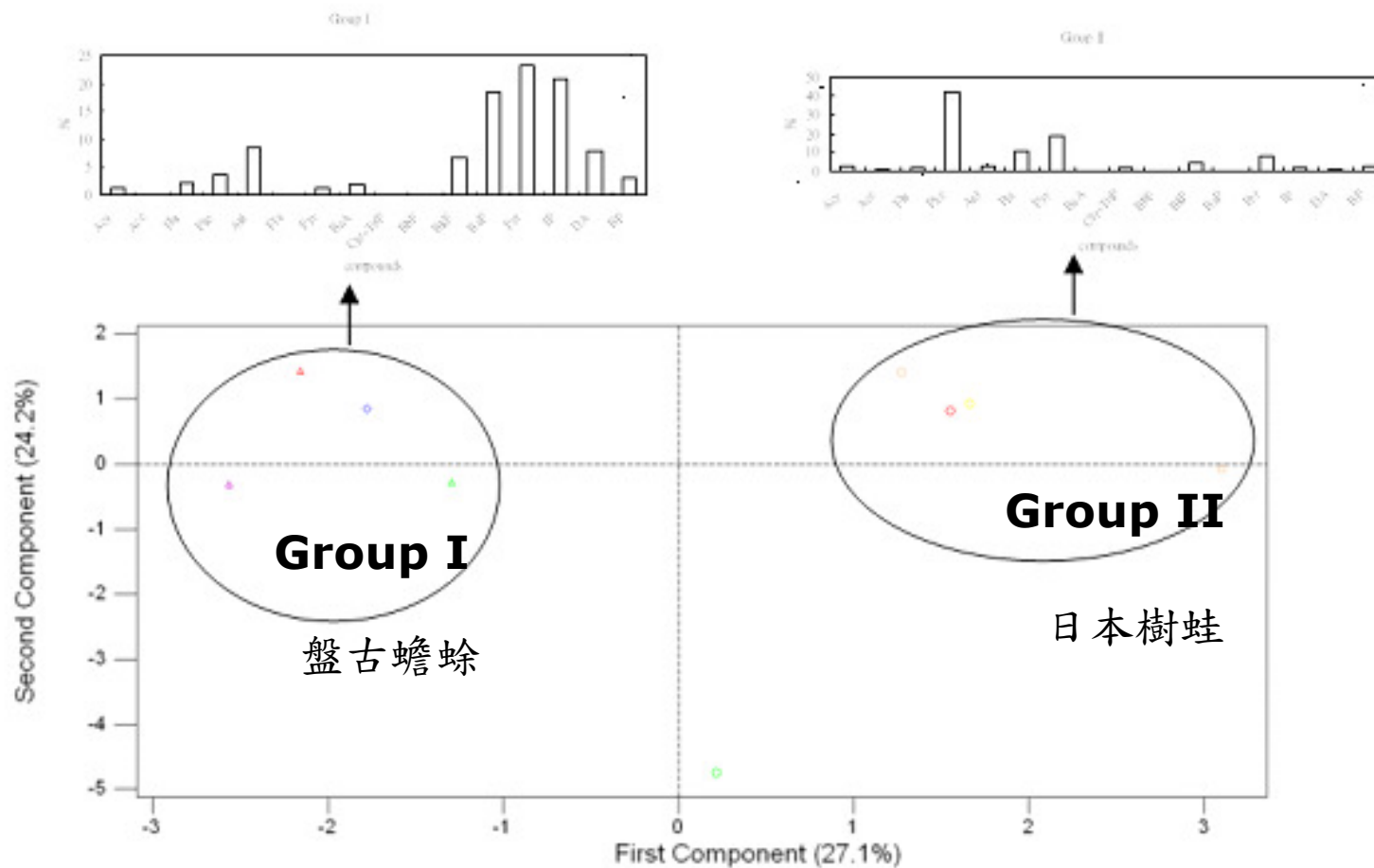
種間之PAHs 含量差異



蝌蚪與成蛙之PAHs 含量差異

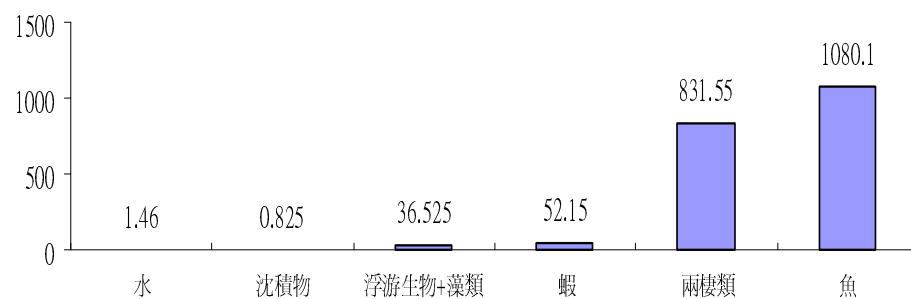
環境介質	日本樹蛙	蛙科-蝌蚪	盤古蟾蜍	蟾蜍科-蝌蚪
地點				
砂卡噹	207.24~1455.88	-	237.48~339.72	6680.37
水源地	-	-	-	485.92~732.89
天祥	2944.23~3855.61	-	-	-
陶塞溪支流	755.36	1887.9	-	-
蓮花池	333.14	-	988.1	-
西喀拉罕溪	65.12~112.98	-	431.5	-

兩棲類之PAHs主成份分析

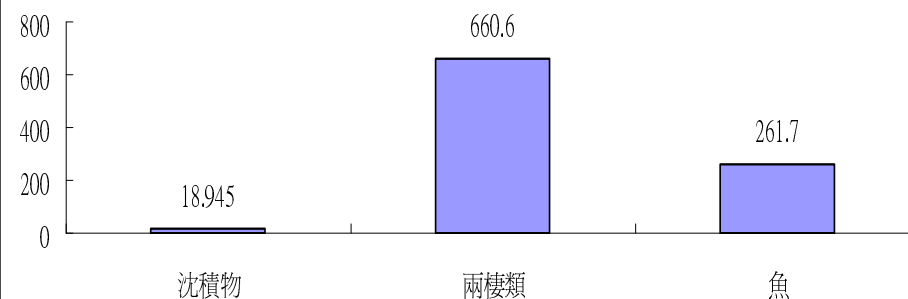


PAHs 生物累積趨勢

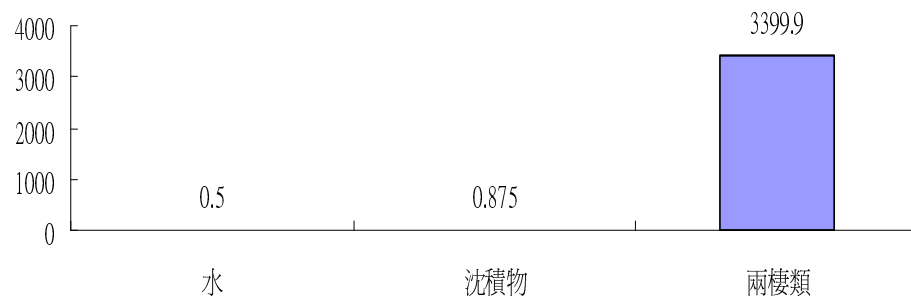
砂卡噹



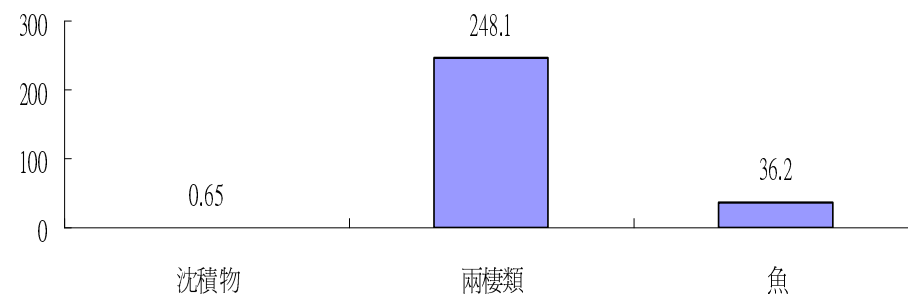
蓮花池



天祥



西喀拉罕溪



有機氯農藥含量

樣區	水 ^b (ng L ⁻¹)	沈積物 (ng g ⁻¹ dw) ^a	兩棲類 ^b	魚	蝦	蟹	浮游生物/藻類 (ng g ⁻¹ dw) ^a
砂卡噹	0.39	0.56~4.63	-	19.8~813.3	6.2~237.8	-	6.69/7.79
水源地	0.09	0.30~0.45	2911.5~4579.9	-	10.2~64.5	8.0~294.1	-
天祥	0.27~0.52	0.16~2.11	-	-	-	-	-
文山	1.74~3.09	0.20~1.01	-	-	-	-	-
陶塞溪支流	0.63	0.27~0.67	2273.9~25209.1	-	-	-	-
蓮花池	^c	0.62~3.30	101.3~502.3	98.6~206.4	-	-	-
西喀拉罕溪	-	0.10	-	24.6~40.1	-	-	-
奇萊山黑水塘	-	6.11	-	-	-	-	-
磐石區驚嘆池	-	1.32	-	-	-	-	-
奇萊北峰月形池	-	0.55	-	-	-	-	-

水：文山濃度最高

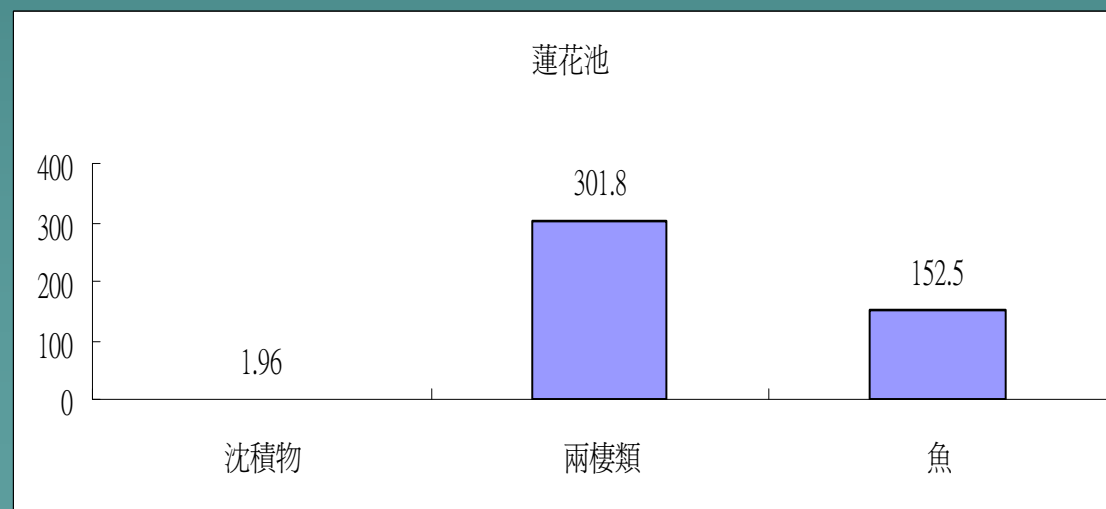
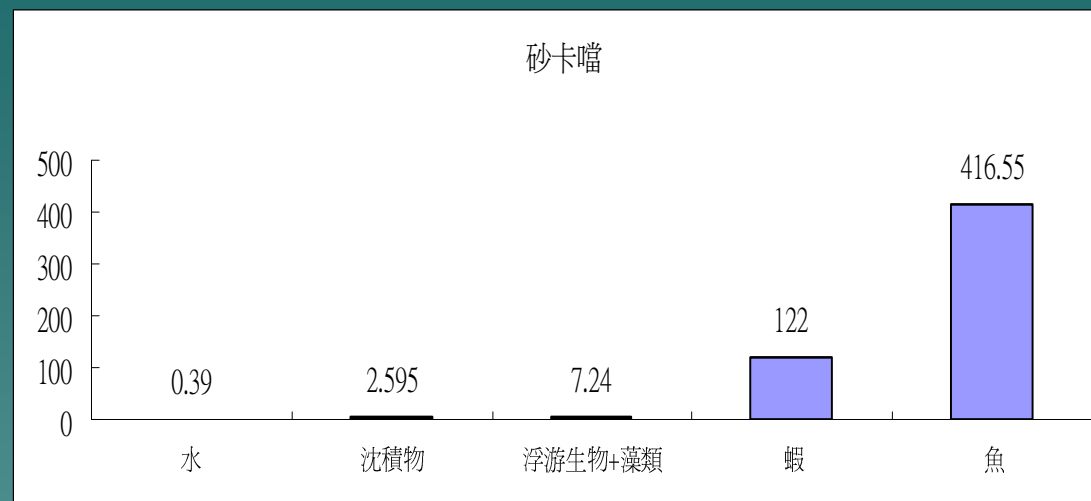
沈積物：黑水塘最高，湖泊測站＞河流測站

生物：兩棲類＞其他生物

兩棲類：陶塞溪蝌蚪最高

魚：砂卡噹最高

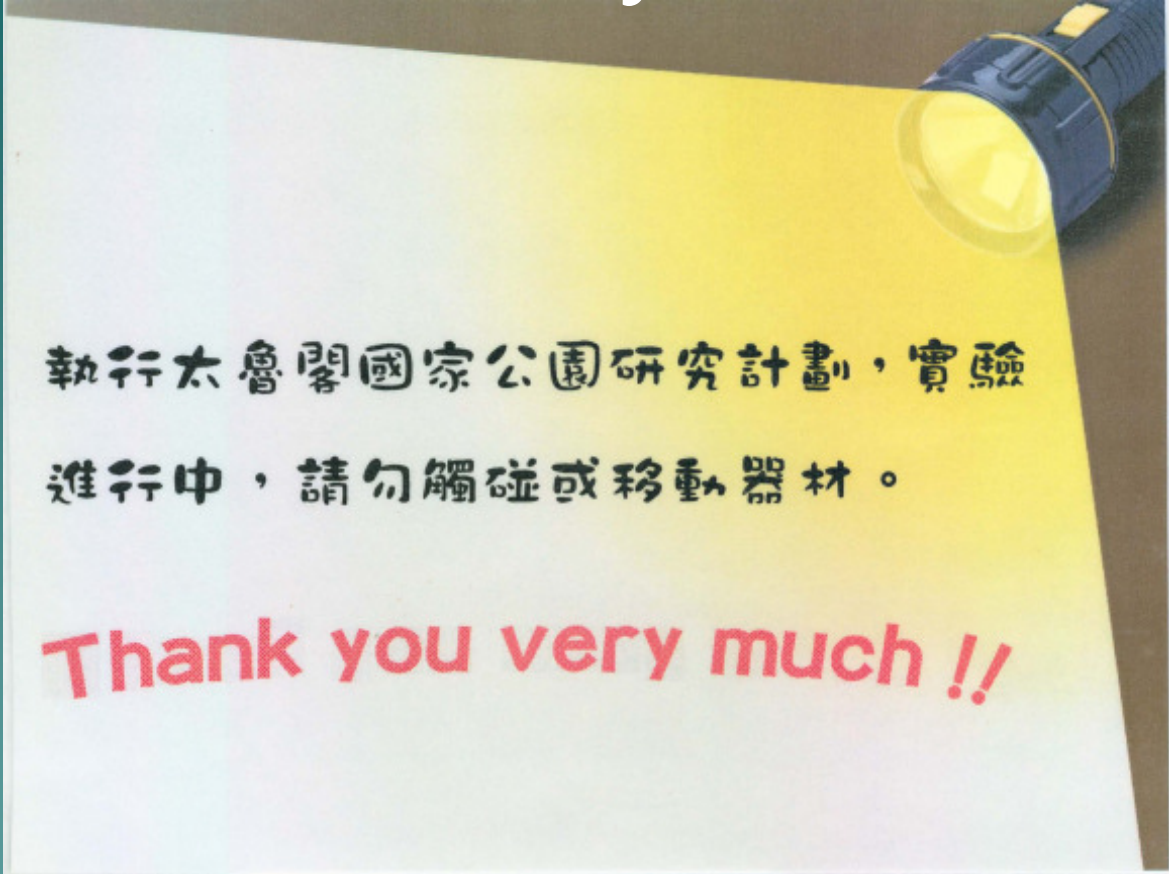
OCPs 生物累積趨勢



結論

- ◆ 太魯閣水生生態環境中，POPs 濃度在湖泊系統高於河流系統。相較於其他地區，太魯閣棲息地中POPs 屬於低含量。
- ◆ POPs 在水中含量以砂卡礑與文山濃度較高，在沈積物中含量以奇萊山黑水塘和蓮花池的濃度較高，兩棲類以天祥樣品濃度最高。
- ◆ OCPs在環境介質組成比率相似，顯示其為過去殘留。
- ◆ 本計畫為初步調查研究，採樣及分析資料有限，有關POPs 對環境的危害性與評估，建議對湖泊與河川生態系進行長時間與詳細調查監測研究。

Thank you!

A photograph of a yellow sign with black Chinese text. A blue flashlight is positioned at the top right corner of the sign, casting a yellow light onto it. The sign is placed on a dark surface.

執行太魯閣國家公園研究計劃，實驗
進行中，請勿觸碰或移動器材。

Thank you very much !!