

行政院環境保護署

106 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

受戴奧辛及汞污染底泥之生態風險評估 -以安順場址為例

期末報告(定稿)

主辦單位： 行政院環境保護署

專案執行單位：國立高雄海洋科技大學/海洋環境工程系

專案主持人：林啟燦 教授

專案執行期間：106 年 01 月 09 日起至
106 年 11 月 30 日止

中華民國 106 年 12 月 印製

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☐申請計畫書 ☐期中報告 ☒修正計畫書 ☐期末報告 **審查意見回覆對照表**

計畫年度	106 年度	計畫類型	☒ 研究計畫 ☐ 模場試驗
計畫類別	☐ 整治 ☐ 預防 ☒ 其他	主持人：林啟燦 NO：04	
計畫名稱	受戴奧辛及汞污染底泥之生態風險評估-以安順場址為例		
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員一：			
1. 本專案預估之成果績效不易評估。 2. 所研究的場址已經執行過相關的風險評估，本計畫所擬定的執行過程或方法與既有的成果的異同為何？ 3. 研究方法可行，對未來實場應用性的說明不具體(如何應用?)。 4. 宜將場址所執行過的風險等相關資訊彙整。 5. 該場址已執行過風險等相關的計畫(既有資料)，該過程中不足或不完整的部分為何？本計畫所擬提升或更新的資訊為何？ 6. 預期成果評估原則與評估條件的說明不具體。 7. 專案經費編列過高(尤其是人事費過高)。 8. 本場址已有豐富的Dioxin檢測資料，本計畫所擬新增的檢測為何？(是底泥？是土壤？或是增加布點密度？或是…?)。		1. 本計畫執行最終成果，會著重在風險特徵的描述，並應用於風險溝通及以風險為基礎之整治目標探討。 2. 安順應有執行過健康風險相關之評估，但沒有執行執行過生態風險評估，這就本計畫擬著墨之重點。 3. 環保署亦未公告生態風險評估方法，本計畫研擬參考USEPA以及ASTM方法，所完成之案例成果冀能對 貴署未來公告生態風險評估方法有所助益。 4. 感謝委員指教，遵照辦理。 5. 本計畫將持續蒐集安順場及海水池之生態物種資料之相關背景 資料及調查數據，包含下列： A. 海水池中之植物種類、豐度、優勢種等 B. 海水池中之動物種類(豐度、優勢種、底棲物種、…) C. 安順之植種 D. 安順之生態，如長居鳥類、季節候鳥、爬虫蛇類、蟹類…等 待前述背景資料收集完善後，討論出不足或不完整部分，再據以評估進行補充調查，以完備場址概念模型。 6. 本計畫執行最終成果，會著重在風險特徵的描述，並應用於風險溝通及以風險為基礎之整治目標探討。 7. 本計畫為評估案，需有相當經驗或專業背景之人員協助及諮詢，還懇請此部分經費	

	從寬核准，以利本計畫執行。修正整編預算如八、研究經費所示。 8. 本計畫於進行生態風險評估前，需先建置完整之場址概念模型，除了目前場址既有之報告數據以外，本計畫需進行場址補充調查，深入瞭解此場址之戴奧辛以及汞污染(包含底泥及水產)，以建立完整之評估參數。
委員二：	
1. 生態風險評估是目前環保署推動風險評估中重要一環，本計畫擬以中石化場址為研究對象，綜合主要國家生態風險評估方法，彙整出適合之步驟，進行中石化場址生態風險評析。本計畫可以提供環保署在推動風險評估時之參考。 2. 本計畫擬引進國外生態風險評估方法，本土化後應用於中石化場址。計畫工作內如包括文獻(生態風險評估方法)收集及解析，中石化資料收集，以及進行評估等。整體架構合理，若順利執行，可以獲得中石化場址之風險資料，計畫本身較無學術上之創新，但預期對於實務應用上有參考價值。 3. 本計畫文獻回顧以現有國際標準或規範為主，敘述詳細，步驟清楚。惟計畫書中對於場址代表性動物、及擬進行之調查方法說明較少。 4. 本計畫所用之方法，係引進國外，因此主要困難處在於參數之選取，其中代表性動物資料將是重要，建議團隊中應納入生態專家，以協助背景資料之收集及數據之確認。	1. 感謝委員肯定。本團隊會蒐集主要國家生態風險評估方法，且彙整出適合國內之步驟，並導入安順場址生態風險評析，冀望幫助 貴署在推動風險評估時之參考。 2. 感謝委員肯定。 3. (1)感謝委員提醒。 (2)本計畫於執行生態風險評估之前，會先建立場址概念模型，調查此場址之戴奧辛以及汞污染(包含底泥及水產)，以建立完整之評估參數。 (3)主要代表性標的物為魚類。且已鎖定海水池底泥為研究範圍。 4. 感謝委員指導，遵照辦理。
委員三：	
1. 計畫書內容豐富，目標具體。 2. 執行期限合理，預期成果與應用性。	1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。
委員四：	

- | | |
|--|---|
| <p>1. 本計劃針對中石化安順廠在完成健康風險評估後，擬進一步辦理生態風險評估，並改編USEPA針對超級基金場址之生態風險評估指引，建構三個層次生態風險評估；惟此目標涵蓋範圍是否太廣？若標的物不明確，魚類、鳥類、微生物、樹木或蔬果，以及潛在危害因子(汞、戴奧辛或其他)、曝露途徑(空氣、水、食物鏈)等眾多因素，可能致於生態風險評估結果失去焦點。</p> <p>2. 建議可導入篩選性生態風險評估(Screen-Level Ecological Risk Assessment, SLERA)之原則，依所提計畫書內容，針對安順廠可能優先選項，進行生態效應評估問題的擬定(如:污染物為戴奧辛、汞污泥，標的物為魚類等水產)，再進行曝露評估及風險特徵的描述(如:食入、食物鏈等)；以茲聚焦於關鍵點。</p> | <p>1. (1)委員之見解甚為關鍵。為避免結果失焦，本計畫研擬時即已鎖定海水池底泥為研究範疇，主要標的物為魚類等可能被誤食之標的物，潛在危害因子為戴奧辛及汞，主要暴露途徑為底泥之食入。
(2)參考委員意見，本計畫報告完成時，會加入研究限制章節之至撰寫。</p> <p>2. 感謝委員指教。</p> |
|--|---|

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☐申請計畫書 ☒期中報告 ☐修正計畫書 ☐期末報告 審查意見回覆對照表

計畫年度	106 年度	計畫類型	☒ 研究計畫 ☐ 模場試驗
計畫類別	☐ 整治 ☐ 預防 ☒ 其他	主持人：林啟燦 NO：04	
計畫名稱	受戴奧辛及汞污染底泥之生態風險評估-以安順場址為例		
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員一：			
1. 執行現況、流程及方法已具體說明。 2. 計畫後續執行工作項目已於P. 95 中說明。 3. 本計畫的執行進度並無落後。 4. 進度符合，依結案標準本計畫應可達計畫標的 5. 研究內容與計畫目的相符。 6. 本計畫為執行中的計畫，目前已有初步的成果，執行成果的討論與建議的合理性尚待期末報告中進一步說明。 7. 整體研究成果符合預期。 8. 學術產出及活動、人才培育等符合預期(依據以往的成果研析)。 9. 本計畫仍在執行中，研究成果獲得專利、技術轉移等尚待期末報告中提出。 10. 本計畫的預期成果對社會經濟發展(土壤與地下水污染的產業)的效益待期末報告中提出 11. 3.3.1節的底泥濃度：除了自行採樣分析之外，中石化已有更完整的數據，建議參考。 12. 圖3.1.3.1 & 3.1.3.2的污染分佈是已進行底泥抽取之前或是之後的分布圖？若是已進行底泥抽取之後的檢測值(尚未驗證)，對本計畫的成果與討論是否有影響？ 13. 本計畫只是將檢測值拿來試一		1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員肯定。 4. 感謝委員肯定。 5. 感謝委員肯定。 6. 配合委員意見辦理。 7. 感謝委員肯定。 8. 感謝委員肯定。 9. 配合委員意見辦理。 10. 配合委員意見辦理。 11. 目前本計畫中所使用之底泥濃度，為中石化被台南市政府核定整治計畫中之調查數據(民國99年)；計畫團隊已行文中石化公司，建請提供最新之調查報告數據，以符合當前情境。若無法取得，建請環保署土基會出面代向中石化公司索取。 12. 本計畫圖3.1.3-1及3.1.3-2係中石化執行底泥抽取前的分布圖。若使用已進行底泥抽取後的濃度值，很有可能會使戴奧辛及汞對於生態之污染及風險程度降低；未來若有取得更多資料，將可進行整治(底泥疏濬)前後濃度及風險比較，且探討整治行動之成效。 13. 本計畫係將海水池整治前之濃度進行風險計算。就學術貢獻而言，本計畫成果可補足文獻上戴奧辛相關毒理數據的缺口；就經濟效益貢獻而言，本計畫成果可以作為主管機關及業者等利害關係人在進行生態風險管理決策之參	

下既有的風險模式？若是如此，本計畫的執行對國內的貢獻為何？	考，亦可作為風險基準之矯正行動與目標之規劃(Risk Based Corrective Action, RBCA)；就社會層面貢獻而言，可以補足生態風險評估之政策缺口(註：目前我國環保署已建置出完善之人體健康風險評估相關規範)。本計畫若能順利示範且推動，將來亦可自台南安順場址，延伸應用至國內其他污染整治場址。
委員二：	
1. 實際進度符合預期進度。 2. 審查意見回覆情形未附報告。 3. P88頁水產魚類之分析資料，建議加註採樣時間及資料來源。 4. P49頁倒數第六行「三」錯字請修正。 5. 期末報告建議將論文期刊發表文件附於報告。	1. 感謝委員肯定。 2. 已檢附於修正報告中(本表後)。 3. 感謝委員提醒，已新增水產魚類之採樣檢測年份及資料來源，並修正於計畫書第88頁。 4. 感謝委員提醒，已更正於修正計畫書第49頁。 5. 遵照辦理。
委員三：	
1. 針對表4.1-1底泥中戴奧辛及汞的濃度彙整表，其變化差異極大，若僅以算術平均或幾何平均濃度進行風險評估之計算，恐難臻完整；建議是否可增列不確定性分析，並加以描述。 2. 建請考量戴奧辛及汞污染物兩者對於生態風險之加成效應。	1. 底泥中戴奧辛及汞之算術平均分別為871.37(標準偏差為±1340.77)及59.25(標準偏差為±115.71)；其幾何平均濃度分別為173.38 (幾何偏差為13.83)及11.88(幾何偏差為8.05)，由其偏差值可知，幾何平均之偏差較算術平均的小。若本計畫以算術平均值表示係以保守性風險觀點之估算值；而幾何平均值較能反映污染底泥特性之風險估算值。本計畫將於期末報告中討論計畫之限制及不確定性。 2. 本計畫目前進行之風險評估計算，初步計算出其個別受戴奧辛及汞污染程度與潛在風險；目前尚未考量兩者共同存在之加乘效應(累計風險)，而亦未見國外有此兩種污染物對於生態風險加成效應之研究或探討，這部分將繼續嘗試蒐集相關文獻加以探討或提出其他解決方案。
委員四：	
1. 本計畫收集國外文獻及指引，分析生態風險評估方法，並以中石化海水儲存池為評估場址，針對汞及戴奧辛污染進行生態風險分析。案例	1. 感謝委員肯定。 2. 遵照委員意見辦理，擬於期末報告定稿前將英文刪除或製作中英文對照表。 3. 感謝委員提醒，計畫團隊已行文中石化

具參考價值。 2. 報告中有許多地方仍有引用之英文，雖可供對照中文正確性，但建議期末報告將之移除，以符合報告撰寫格式。 3. 計畫中所使用之基準資料，係民國99年調查數據，建議仍應收集最新之報告，以符合真正情境。 4. 目前評估以海水池中之水生魚蟹類之生物濃縮因子為主，與健康風險食物鏈亦具相關性，建議能更進一步強化連結到生態風險上。	公司，建請提供最新調查報告資料，以符合當前情境。若無法取得，建請環保署土基會出面代向中石化公司索取。 4. 感謝委員提醒。
本署審查意見	計畫單位回覆
專案基本資料表未簽名蓋章，請於修正本補上；經費分析表塗改應蓋章。	遵照辦理。

行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☐申請計畫書 ☐期中報告 ☐修正計畫書 ☒期末報告 審查意見回覆對照表

計畫年度	106 年度	計畫類型	☒ 研究計畫 ☐ 模場試驗
計畫類別	☐ 整治 ☐ 預防 ☒ 其他	主持人：林啟燦 NO：04	
計畫名稱	受戴奧辛及汞污染底泥之生態風險評估-以安順場址為例		
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員一：			
1. 專案研究計畫執行現況、流程及方法已具體說明。 2. 計畫後續執行工作項目及內容已於 p. 107 說明。 3. 計畫執行進度與預定進度符合。 4. 執行進度並未落後。 5. 結案標準與原計畫相符。 6. 研究內容與原計畫目的相符。 7. 根據研究內容所提出之討論與建議合理，整體研究成果符合預期。 8. 學術產出及活動、人才培育等是符合預期。 9. 成果研發獲得專利、技術轉移：未說明。 10. 本計畫的研究成果具應用潛力，對污染整治的技術與應用發展具有效益。 11. 傳輸途徑的說明：建議依實際可能狀況說明(例如：經由食用魚體而食入，但該區域已限制捕食，且有管制，此途徑是否合理應討論說明，以免誤解)。 12. P. 107的整治目標建議值，建議與已核定的整治目標比對，討論此二者之間的關係與合理性(99 & 104年的整治計畫書)。		1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員肯定。 4. 感謝委員肯定。 5. 感謝委員肯定。 6. 感謝委員肯定。 7. 感謝委員肯定。 8. 感謝委員肯定。 9. 本研究計畫性質非整治技術型之研究，結果不適合申請專利，計畫申請時也沒有申請相關專利及技術轉移之規劃；因此，無此項說明，但研究成果已投稿至SCI等級之國際期刊。 10. 感謝委員肯定。 11. 遵照辦理，關於暴露途徑部分，於期末報告中第2.5章節所述之主要目的為描述污染物質是如何進入食物鏈中，而造成生態環境及人體健康危害之過程。此外，本團隊已於報告書第5.2章節中，探討包含限制捕食等相關行政管制及工程控制等等措施。 12. 已核定的整治目標係底泥品質指標未公告前之核定值，底泥品質指標上限較民國99年與104年核定的整治計畫書整治目標更為嚴格，目前廠方擬依據土壤及地下水污染整治法，根據環境影響生態風險及健康風險，重新評估底泥整治目標。	
委員二：			
1. 計畫執行工作項目及內容說明具		1. 感謝委員肯定。	

體。 2. 計畫進度達成原訂目標。 3. 計畫成果已發表於國內外文章。 4. 本計畫使用99年數據資料評估，與現況仍有差距。 5. 自評表請填日期。	2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員肯定。 4. 由於場址目前尚未有海水池中水生生物及底泥污染之現況更新資料，故本研究僅能先行使用民國99年數據。 5. 感謝委員提醒，遵照辦理。
委員三：	
1. 本計畫完成工作包括國外文獻收集及解析，並以中石化海水儲存池為案例，探討汞及戴奧辛汙染對水生魚蝦之生態風險。對於推動國內生態風險評估有參考價值。 2. 本報告中水生魚蝦係以現有資料為準，但實務上如何選擇代表性生物進行生態風險評估，建議能補充說明，以供後續研究者參考。 3. 有關海水池中之水生魚蟹類汙染物濃度，目前僅與魚體長度及重量做相關性分析，其中汞似乎有部分關聯性，但有些差異較大的樣品(如P85圖右方)；戴奧辛部分則關聯性小，建議補充討論說明。另，是否可考慮加入魚類生活習性等因素，以使分析結果更貼近實況。 4. 本計畫參考國外單位指引，進行場址生態風險評估，並連結到場址風險管理，對政策及管理實務上有參考價值。	1. 感謝委員肯定。 2. 本團隊所研究之水生生物係以現有資料進行整體評估目標。由美國、加拿大、英國及澳洲等等國家及相關文獻中，提及篩選生態敏感受體之議題為：(1)哪種物種或棲息地等具有價值的生態組成(Valued Ecosystem Components, VECs)需要受到生態風險保護(國家自然保留區或法律所規範之)；(2)使用何種量測方法進行影響分析(對於量測終點)；(3)物種未受到生態風險保護的影響(對於評估終點)；(4)VECs具何種特性導致其暴露於污染物中；(5)需納入考量的受體包含陸生植物、陸生動物、底棲生物、水生生物(受表面水體或地下水體影響者)與鳥類等等。 3. 感謝委員建議。本團隊評估污染物對於生物累積之因素有，每一魚種的生長速度不同或對於污染物之蓄積(累積)量的能力差異，其中，蓄積(累積)量會受到(1)累積器官位置不同(如binding能力或機制不同)、(2)攝食習慣(如泳生動物(nekton)及底棲生物(benthos))之差異、(3)代謝或排毒能力不同等等，導致不同魚種不能跨種族比較體長或體重與體內污染物濃度之關係。因此，本團隊只以相同水生生物種，兩隻不同體長及體重之體內蓄積濃度相進行比較。詳細說明，修正於報告書第83頁中。 4. 感謝委員肯定。
委員四：	

- | | |
|---|---|
| <ol style="list-style-type: none">1. 本計畫國外投稿及人才培育部分，超過預期效益為良好示範。2. 本計畫達成目標，同意結案。 | <ol style="list-style-type: none">1. 感謝委員肯定。2. 感謝委員肯定。 |
|---|---|

專案基本資料表

專案性質	☐ 實驗性質 ☒ 非實驗性質	專案類別(單選)	☒ 研究專案 ☐ 模場試驗
研究主題	☐ 整治 ☐ 預防 ☒ 其他		
申請機構系所	國立高雄海洋科技大學		
機構地址	高雄市楠梓區海專路 142 號		
計畫主持人	林啟燦	職等/職稱	教授
協同主持人	張濟群	職等/職稱	兼任教授
協同主持人	黃文彥	職等/職稱	兼任助理教授
專案名稱	中文	受戴奧辛及汞污染底泥之生態風險評估-以安順場址為例	
	英文	Ecological Risk Assessment for the Dioxins and Mercury Contaminated Sediment at the An-Shun Remediation Site	
	關鍵字	戴奧辛、汞、污染、底泥、生態風險評估	
執行期程	自 民 國 1 0 6 年 0 1 月 0 9 日 起 至 民 國 1 0 6 年 1 1 月 3 0 日 止		
計畫主持人	姓名：林啟燦	Email： ctlin@webmail.nkmu.edu.tw	專線：07-3617141#3756 手機：0939-904-043
專任助理	姓名：賴芷威	Email： wei99832@gmail.com	專線：07-3617141#3756 手機：0975-650-903
經費分析總表	專案預估經費	金額	編列說明
	1. 人事費用	506,660	(1-5 項相加之 50%為限)
	2. 貴重儀器使用含維護費	0	(與計畫實驗相關)
	3. 消耗性器材與主要費用	322,469	(與計畫主體相關)
	4. 其它研究相關費用	11,720	(差旅與租賃費用)
	5. 雜支費用	43,387	(1-6 項相加之 5%為限)
	6. 行政管理費	90,909	(1-5 項相加之 10%為限)
	專案計畫申請總金額	975,145	代理校長呂學信

專案主持人(簽名及蓋章): 林啟燦

日期: 106.12.14

行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會
土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案
106 年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期： 年 月 日

專案性質	☐ 實驗性質 ☒ 非實驗性質	專案類別	☒ 研究專案 ☐ 模場試驗
研究主題	☐ 整治 ☐ 預防 ☒ 其他		
申請機構系所	國立高雄海洋科技大學	計畫主持人	林啟燦
專案名稱	受戴奧辛及汞污染底泥之生態風險評估-以安順場址為例		
專案執行期程	☐ 申請階段 ☐ 期中 ☒ 期末		

二、成果績效自評

「計畫總預估數」應與計畫審查核定值相符，請執行單位依實際達成之量化成果填寫於「結案達成數」欄位中。

(一) 學術面

項目 \ 目標達成程度			申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或學術產 出發表日期、發表處、發表 名稱、影響指數等)
A 學術 產出 及 活動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文	2	0	2	100%	1. 已被接受於 11 月 8 日於「2017 年土壤及地下水污染場址整治研討會」發表 1 篇 2. 已投稿。預計於 106/12/14 於中央大學「永續資源研討會」發表一篇。
		(2)研討會論文					
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	1	0	2	200%	1. 2017/6/19 ESPR-D-16-06763R1 - 期刊論文已被接受發表，題目：Bioaccumulation and potential sources of heavy metals contamination in fish.

目標達成程度 項目			申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或學術產 出發表日期、發表處、發表 名稱、影響指數等)
							2. 2, 2017/07/16 投稿 文 件 CATENA-6166, 目前已進行至 revision I.
		(2)研討會論文				額外新 增績效	已 於 106/10/15 PHENMA-2017 國 際研討會發表 1 篇, Jabalpur, India.
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告					
		(2)研究報告	1	0	2		期中報告 期末報告
	4.專著 (本數)						
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會	1	0	1	100%	Conference co- organizer of the PHENMA-2017, Jabalpur, India. October 14-16, 2017. Served as the invited Plenary Speaker.
		(2)成果發表會	1	0	1	100%	2017/10/29 於國立高 雄海洋科技大學舉 辦
		(3)論壇					
	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術					
		(2)技術平台					
B 人 才 培 育	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	1	0	2	200%	吳奇潭、黎文江
		(2)博士	1	0	2	200%	吳子研、陳友俊
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊					
		(2)跨機構團隊					
		(3)形成研究中 心					
		(4)形成實驗室					
9.其他指標 (請自行命名)							

(二) 產業面

項目 \ 目標達成程度				申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或專 利、技術轉移相關詳細資 料)
A 智 慧 財 產 權	1.專利 (件數)	已 核 准	發明					
			新型/設計					
			合計					
		申 請 中	發明					
			新型/設計					
			合計					
B 研 發 技 術 轉 移	2.先期技術 成果移轉	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金(仟元)						
	3.技術移轉 (專利)	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金 (仟元)						
	4.技術移轉 (應用技術)	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金(仟元)						
	5.可移轉產 業技術	(1)技術(件數)						
		(2)品種/系(件數)						
6.其他指標		(請自填)						

(三) 政策面

項目 \ 目標達成程度			申請預 估數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或 其他詳細資料)
A 服 務 便 民	1.技術服務	次數					
		收入(仟元)					
	2.諮詢服務	次數					
		收入(仟元)					
B 支 援 合 作	3.協助政府制 定 (件數)	(1)政策					
		(2)法規					
		(3)規範					
		(4)標準					
D 社 會	4.獲得認證(件數)						
	5.獲得獎項(件數)						
	6.提升能源效率(%)						

效益	7.節能減碳效率(%)					
	8.其他指標	(請自填)				

三、請依學術成就、技術創新、經濟效益、社會影響等方面，評估研究成果對現況或本署之學術或應用價值。（簡述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性，500 字為限）

本計畫已針對安順場址建置較完善的概念性場址模型(conceptual site models, CSM)，將場址污染傳輸途徑，污染物質與受體之間關係，以及潛在的途徑對生態或人體造成之實際或潛在風險等相關資訊，藉由模型或路徑圖予以釐清展現；亦發展出針對潛在暴露途徑，提出可能執行之行政禁制、工程控制或整治技術等等因應對策，同時量化生態環境能接受之污染濃度及風險程度，使得風險評估者或其他利害關係人能夠深入瞭解案場，利於管控潛在風險。

就學術貢獻而言，本計畫成果可提供戴奧辛相關研究資料；就經濟效益而言，本計畫成果可以作為主管機關及業者在進行生態風險管理決策之參考，亦可作為風險基準矯正行動與目標規劃(Risk Based Corrective Action, RBCA)；就社會層面而言，可以補充生態風險評估之政策缺口(註：目前我國環保署已建置出完善之人體健康風險評估相關規範)。本計畫若能順利示範且推動，將來亦可自安順場址，延伸應用至國內其他污染整治場址。

中文摘要

戴奧辛及汞係難分解且高毒性之持久性有機污染物，對於生態環境與人體健康危害甚鉅。本計畫針對台灣台南前台鹼安順廠已關廠之鹼氯與五氯酚工廠，擇其海水貯水池中的底泥進行生態風險評估，及建置概念性場址模型，使風險評估者或其他利害關係人能夠更深入瞭解本案場。

本計畫之風險評估系統，係篩選自美國、加拿大、英國與澳洲等各國針對其污染場址所訂定之生態風險評估指引，賴以建立本計畫使用之生態風險評估架構。首先，先進行安順污染場址的資料蒐集與補充調查，再將資料彙整歸類，以建置安順場址之概念性場址模型及污染傳輸路徑圖。

本計畫團隊目前蒐集資料，包含：SCI 國際期刊論文、美國環保署 (USEPA)、英國環境署 (Environment Agency)、加拿大環境部長理事會 (Canadian Council of Ministers of the Environment)、澳洲環保議會 (National Environment Protection Council)、Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN)、美國材料與試驗協會 (American Society for Testing and Materials, ASTM)、我國環保署專案計畫，以及國內論文期刊等資料庫之文章、技術報告、指引等共 325 篇文獻，經歸納後決定專注於 USEPA、ASTM 及重點國際期刊論文等相關指引；尤其是美國環保署 (1998) 「Guidelines for Ecological Risk Assessment」及特別針對超級基金場址提出一套評估指引「Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments」。

本團隊已針對底泥污染與評估終點進行本場址初步生態風險評估的計算 (以民國 99 年調查計畫報告之底泥及魚蝦蟹數據為基準)，且進行定性定量之探討，評估項目包含：污染程度校正值 (modified degree of contamination, mCd)、污染指數 (pollution index, PI)、地質累積指數 (geoaccumulation index, I-geo)、潛在生態風險指數 (potential ecological risk index, RI)、風險商數 (risk quotient, RQ) 以及生物濃縮因子 (bioconcentration factor, BCF) 等等。

評估結果顯示，由污染程度校正值 (mCd)、污染指數 (PI) 可知，在算術平均值之結果分別為 40.44 及 56.01，均屬於最高等級的污染程度。然而，在幾何平均值的計算下，mCd 為 8.10，屬於分類等級 4 的污染程度，但 PI 為 11.23 仍大於 PI 指標之上限值。因此，整體而言，海水貯水池的底泥污染仍是屬於最高等級之污染程度。另一用於評估底泥中重金屬 (汞) 污染之地質累積指數 (I-geo) 計算之結果顯示，在算術平均值計算下，I-geo 值為 5.50 屬於最高等級 6 的極度污染；而在幾何平均值計算下，其結果為 3.19 屬於等級 4 的嚴重污染；因此可知，底泥中汞之污染仍屬高污染。再者，由潛在生態風險指數 (RI) 與風險商數

(RQ)初步計算之結果，在算術平均下，戴奧辛及汞之 RI 分別為 958.25 和 2724.18，均屬於最高等級的非常高風險；而在幾何平均下，汞之 RI 為 546.42 係屬於 300 至 600 之間的較高風險，戴奧辛之 RI 則較低為 190.67 係介於 150 至 300 之間的中度風險(moderate risk)。對於 RQ 而言，分別在算術平均與幾何平均值下之結果為，汞分別為 1481.27 和 297.12，而戴奧辛分別為 1025.14 和 203.98；其不論是算術平均或幾何平均之戴奧辛及汞，計算出來的 RQ 均是大於 1；因此，顯示海水貯水池之底泥中戴奧辛及汞，對於水生生態環境所造成的風險很高。

而生存在海水貯水池中的水生生物種類其生物濃縮因子(BCF)顯示戴奧辛具有非常高之生物濃縮潛勢；整體魚蟹中戴奧辛之 BCF 值($2.70E+3$ 至 $1.09E+5$)較汞的 BCF 值(25.33 至 189.67)高出數百倍，且戴奧辛的 BCF 均超過指標之最高上限值 5000，表示對於生物種而言戴奧辛為非常生物累積；而汞在生物體中積累的潛勢相對較低，因此，相較於戴奧辛，汞則屬於較低之生物濃縮潛勢；而水生魚蟹中則以海鰱體內的戴奧辛及汞之 BCF 最高；其次為紅帶海鯪、大鱗梭與鋸齒青蟬等。綜合而言，安順場址內海水貯水池之底泥，其各別受戴奧辛及汞污染程度與潛在風險都屬於最高等級。

本計畫由前述 5 個底泥風險評估計算因子推估案場海水貯水池之底泥整治目標，結果顯示，底泥可接受之戴奧辛濃度介於 0.85 至 136.40 ng-TEQ/kg 之間；而底泥中可接受之汞濃度則介於 0.02 至 3.26 mg/kg 之間；前述 5 項底泥風險評估指標中，又以 RQ 及 PI 兩指標影響最巨。對於水生生物體可被接受之風險而言，僅有 BCF 一項指標可為參考；依據 BCF 反推所得之生物體可接受之戴奧辛濃度為 2 ng-TEQ/kg，而生物體中可接受之汞濃度則為 30 mg/kg。

綜合結果顯示，分布於工廠排水口處及往鹿耳門溪出海處這兩處之底泥，具有高濃度之戴奧辛及汞污染，因此，可優先對此區域加密調查且進行工程控制或整治技術評估；對於海水池中水生生物而言，雖然其體內汞濃度均在標準之內，但是其體內戴奧辛濃度仍具相當風險，因此建議該採取行政禁制或工程方面之防治行動，以控制污染的擴散及避免再次危害至人體與環境。綜合而言，本計畫提供相關風險管理及整治技術建議，可採行風險基準矯正行動，包含行政禁制、工程控制及整治技術等等。其中，行政禁制方案包含：場址周邊設置圍籬，並架設監視系統監控，禁止捕獵並張貼公告，撲殺焚化受污染魚蟹等等；工程控制方案包含：設置圍堤避免陸域污染土壤進入水域，且關斷海水閘門，進行底泥濬泥作業，並設置廢水淨水廠，處理抽出污染底泥之廢水等等。整治技術方案可採行美國環境保護署提出之底泥整治建議，其技術包含：不採取行動、現地整治、監測式自然復育、現地封蓋及疏濬或挖掘等等整治技

術方案；此外，亦可以擷取各整治技術之優勢並相互補足其缺失，使用複合式整治技術進行整治，以有效提高去除率且降低各區域之潛在風險及整治成本。

後續，若進一步深入執行本場址海水池底泥整治目標之評估，建議應進行更準確的生態風險估算及健康風險評估，且持續評估戴奧辛及汞在水和底泥中的形態及傳輸機制，使海水池的風險評估更具代表性。以風險結果推算其合適之整治目標，再對於技術可行性及經濟可行性進行細部評估，以訂定更詳細之風險管理規劃及對策，且執行最佳風險基準矯治行動，以達到整治目標及早日解除場址管制之總體效益。

英文摘要

On July 20, 2011, Taiwan-EPA posted The Technical Guideline of Health Risk Assessment for the Environmental Protection in Taiwan. However, the Health Risk Assessment Guideline fell short of providing the Ecological Risk Assessment methodology. In order to enhance our health risk assessment protocol, the Project Team had researched the ecological risk assessment tools and methodologies from countries that had advanced experience in ecological risk assessments, including United States, Canada, England and Australia. The Project Team integrated the selected tools and methodologies into a tool and methodology that are more suitable for us in Taiwan. The integrated tool and methodology were tested through assessing the ecological risk at the An-Shun Site to establish the CSM and the frame work for our ecological risk assessment in Taiwan. Based on the results from refinement processes of the tool and methodology, the Project Team has reached the project goals for developing our own ecological risk assessment tool and protocol. The ecological risk assessment results will also be used for risk communication before the risk based site remedial actions can be proposed.

Guidelines for site ecological risk assessment from the United States, England, Canada, and Australia were the basis for developing the risk assessment system for this project. The risk assessment system provided the frame work for future ecological risk assessment. In order to refine the ecological risk assessment system, the Project Team started with collecting site information from the An-Shun facility and conducting additional site investigation to fill the information gaps. All the relevant information and site previous and current conditions were organized and built into a database with different categories in supporting the ecological risk assessment. Upon the completion of data and information collection, the Project Team established the physical model of the An-Shun site. The transfer paths of chemical of concerns (COCs) and potential risk exposure routes were identified for the ecological risk assessment at the site.

In addition to the guidelines for ecological risk assessment from varies countries, the Project Team had collected and reviewed over 325 relevant documents including:

- SCI journal articles,
- Technical reports from USEPA, Environment Agency of England, Canadian Council of Ministers of the Environment, National Environment Protection Council of

Australia, Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN), and American Society for Testing and Materials (ASTM),

- Taiwan EPA's research project reports,
- Journal articles published in Taiwan, and
- Technical reports, dissertations and research abstracts.

After completing the literature review phase of the project, the Project Team would propose to focus on the methodologies provided by USEPA and ASTM especially from the "Guidelines for Ecological Risk Assessment, 1998" and "Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments." Regarding the risk assessment of the key COCs at the An-Shun site, literatures for Mercury were relatively more than the literatures for Dioxins. With limited ecological risk assessment for Dioxins, the Project Team focused on the knowledge provided by professor Antonio Marcomin of the University Ca' Foscari of Venice in Italy. Future research topics and suggestions to overcome the limitation in the area Dioxins' risk assessment are also suggested in this final project report.

As of today, the Project Team has completed the estimations of the risk posted by the COCs in sediments of the An-Shun site according to the above mentioned sediments and bio-tissues collected in 2000. These calculation include:

- Modified degree of contamination, mCd,
- Pollution index, PI,
- Geoaccumulation index, I-geo,
- Potential ecological risk index, RI,
- Risk quotient, RQ, and
- Bioconcentration factor, BCF.

The preliminary results from mCd, PI, and I-geo indicated that the elevated Dioxins and Mercury concentrations in sediment of the An-Shun site posted high risk for biological receivers. The preliminary results for RI and RQ also showed the high risk of the ecological system at the site from the Dioxins and Mercury in the sediments of both saltwater basins. Based on the calculations of BCF for both Dioxins and Mercury, it appeared that Dioxins had very high potential of bioaccumulation than the Mercury. Among the all bio-receivers, the *Elops machnata* had the highest BCF. Detailed

discussion of all the qualitative and quantitative assessment are presented in the main text of this report.

In summary, the Dioxins and Mercury in sediments in sea water basins of the An-Shun site posted very high risk for bio-receivers and the ecological system. The combined impact of the Dioxins and Mercury has not yet been assessed. More updated assessments as required by the Tier II and or Tier III (if necessary) are warranted, and should base on the most updated sediments and bio-tissues data. Finally, the Project Team has provided suggestions and recommendations for the site correction measures.

目次

審查意見回覆對照表.....	I
專案基本資料表.....	X
106 年度專案成果績效自評表	II
中文摘要.....	VI
英文摘要.....	IX
目次.....	XII
圖次.....	XIV
表次.....	XVI
一、 前言	1
1.1 場址描述.....	2
1.2 場址位置.....	2
1.3 場址歷史.....	3
1.4 生態風險評估架構文獻分析.....	5
1.4.1 美國	7
1.4.2 加拿大	10
1.4.3 英國	15
1.4.4 澳洲	21
1.4.5 綜合評析	26
1.5 研究流程及方法.....	30
1.5.1 研究流程	30
1.5.2 研究方法	31
1.5.3 數據品質	41
1.6 潛在影響區.....	42
1.6.1 底泥污染現況處理方式.....	43
1.6.2 可能之暴露途徑	44
二、 問題範疇制定	45
2.1 關切化學物質特徵.....	45
2.2 污染物的潛在轉化和傳輸.....	48
2.3 生態影響性.....	49
2.4 概念性場址模型.....	49
2.5 暴露途徑.....	55
2.6 評估終點.....	55
三、 計畫執行(分析).....	56
3.1 生態風險評估篩選階段.....	56

3.1.1	底泥生態系統	56
3.1.2	底泥品質指標(法規)	57
3.1.3	場址底泥濃度	59
3.1.4	假設	64
3.1.5	篩選階段之結論	65
3.2	風險評估方法	65
3.2.1	污染程度校正值(mCd).....	69
3.2.2	污染指數(PI).....	70
3.2.3	地質累積指數(I-geo).....	71
3.2.4	潛在生態風險指數(RI)	72
3.2.5	底泥品質評估指標(SQGs).....	73
3.2.6	風險商數(RQ).....	73
3.2.7	生物濃縮因子(BCF)及生物累積因子(BAF)	74
四、	分析階段	76
4.1	底泥品質結果	76
4.2	暴露的特性	78
4.2.1	風險評估指數結果	78
4.2.2	水產食物內濃度數據	83
4.2.3	生態影響特徵	88
五、	風險管理	89
5.1	評估底泥整治目標	89
5.2	生態風險為基準之整治矯正行動(Eco-RBCA)	90
5.2.1	行政禁制	92
5.2.2	工程控制	94
5.2.3	整治復育	98
5.3	風險管理建議	101
5.3.1	不採取行動的替代方案	101
5.3.2	現地整治	101
5.3.3	監測自然恢復	102
5.3.4	現地封蓋	103
5.3.5	疏濬或挖掘	104
六、	結論	106
七、	計畫工作項目及進度	108
八、	參考文獻	109
九、	附錄	118

圖次

圖 1.2-1 安順場址地理位置圖	2
圖 1.3-1 昔日中石化廠區全景	3
圖 1.4-1 美國環保署之生態風險評估架構	6
圖 1.4.1-1 超級基金生態風險評估流程	10
圖 1.4.2-1 加拿大生態風險評估流程	12
圖 1.4.3-1 英國環境署生態風險評估架構各層次所應對之參考指引	16
圖 1.4.3-2 英國生態風險評估之初步評估階段	17
圖 1.4.3-3 第一層次生態風險評估	19
圖 1.4.3-4 第二層次生態風險評估	20
圖 1.4.4-1 澳洲生態風險評估架構	22
圖 1.4.5-1 各國生態風險評估之層次性架構及對應關係比較	28
圖 1.5.1-1 本計畫之研究流程	31
圖 1.5.2-1 生態風險評估架構	32
圖 1.5.2-2 生態-RBCA 過程流程圖-改編自 RBCA 流程 (E2081 準則)	37
圖 1.5.2-3 第一層評估流程圖	38
圖 1.5.2-4 第二層評估流程圖	39
圖 1.5.2-5 第三層評估流程圖	40
圖 1.6-1 安順場址各區域相對位置圖	42
圖 1.6-2 安順場址之潛在影響區域示意圖	43
圖 1.6.2-1 鹼氯工廠及五氯酚工廠廢水排放口進入海水貯水池相對位置	44
圖 2.1-1 戴奧辛類化合物構式	46
圖 2.4-1 安順場址之 A-A'、B-B'及 C-C'切割示意圖	50
圖 2.4-2 安順場址之 A-A'剖面概念性場址模型	51
圖 2.4-3 安順場址之 B-B'剖面概念性場址模型	52
圖 2.4-4 安順場址之 C-C'剖面概念性場址模型	53
圖 2.4-5 安順場址之概念性場址模型及污染傳輸路徑圖	54
圖 3.1.3-1 海水貯水池 A 各採樣點的戴奧辛等濃度圖	60
圖 3.1.3-2 海水貯水池 A 各採樣點的汞等濃度圖	61
圖 3.1.3-3 海水貯水池 A 各採樣點的戴奧辛及汞濃度分布圖	61
圖 3.1.3-4 海水貯水池 B 各採樣點的戴奧辛等濃度圖	63
圖 3.1.3-5 海水貯水池 B 各採樣點的汞等濃度圖	63
圖 3.1.3-6 海水貯水池 B 各採樣點的戴奧辛及汞濃度分布圖	64
圖 4.1-1 海水貯水池採樣點分布圖(上半部為 A01~A17；下半部為 B01~B33)...	76
圖 4.2.1-1 戴奧辛及汞之 Cf 的算術平均與幾何平均值之比較圖	80
圖 4.2.1-2 mCd 的算術平均與幾何平均值之比較圖	80
圖 4.2.1-3 PI 的算術平均與幾何平均值之比較圖	81
圖 4.2.1-4 計算汞之 I-geo 的算術平均與幾何平均值之比較圖	81
圖 4.2.1-5 戴奧辛及汞之 RI 的算術平均與幾何平均值之比較圖	82
圖 4.2.1-6 戴奧辛及汞之 RQ 的算術平均與幾何平均值之比較圖	82
圖 4.2.2-1 水生生物之體長與汞濃度之關係圖	85

圖 4.2.2-2 水生生物之體重與汞濃度之關係圖	85
圖 4.2.2-3 水生生物之體長與戴奧辛濃度之關係圖	86
圖 4.2.2-4 水生生物之體重與戴奧辛濃度之關係圖	86
圖 4.2.2-5 水生生物種的戴奧辛及汞之 BCF 分布圖	88
圖 5.2-1 安順場址風險基準矯正行動之污染傳輸路徑圖	91
圖 5.2.1-1 場址周邊設置的鐵網圍籬，並置監視系統監控	93
圖 5.2.1-2 場址內外設置監視系統並監控	93
圖 5.2.1-3 張貼禁止捕獵(撈)等公告	94
圖 5.2.2-1 廠區內設置圍堤以避免污染源再次流入水域	95
圖 5.2.2-2 關斷海水閘門以避免污染物流入/出	96
圖 5.2.2-3 設置圍堤及阻泥幕將海水池分為高/低濃度區域且阻絕流通	96
圖 5.2.2-4 設置廢水淨水廠，處理抽出污染底泥之廢水	97
圖 5.2.2-5 疏濬船	97
圖 5.2.2-7 微疏濬船(上：大艘；下：小艘)	98
圖 5.2.3-1 現場熱處理(上：分批式燃燒室；下：後段尾氣處理設施)	99
圖 5.2.3-2 濕式物化處理技術	100

表次

表 1.3-1 安順場址歷史簡表(民國 27 年至 103 年止)	4
表 1.4.2-1 加拿大各層次性生態風險評估	11
表 1.4.2-2 生態風險評估目標與場址量測終點轉換案例	14
表 1.4.4-1 不同土地使用方式與其相關之物種類型	23
表 1.4.4-2 初步生態風險評估架構所需參數	24
表 1.4.4-3 Level 2 生態風險評估架構所需參數	24
表 1.4.4-4 Level 3 生態風險評估架構所需參數	25
表 1.4.5-1 各國生態風險評估差異與優缺點比較	28
表 2.1-1 戴奧辛及汞的物化特性	47
表 3.1.1-1 海水貯水池中水生食物的種類	56
表 3.1.2-1 底泥品質指標所規範的相關污染物質之上下限值表	58
表 3.1.3-1 海水貯水池 A 區戴奧辛及汞濃度	60
表 3.1.3-2 海水貯水池 B 區戴奧辛及汞濃度	62
表 3-1 風險評估方法彙整表	66
表 3.2.1-1 污染程度校正值(mCd)的分級與描述	69
表 3.2.1-2 污染因子(Cf)的分級與描述	70
表 3.2.2-1 污染指數(PI)的分級與描述	70
表 3.2.3-1 地質累積指數(I-geo)的分級與描述	71
表 3.2.4-1 風險因子(Er)和潛在生態風險指數(RI)的分級	72
表 4.1-1 戴奧辛及汞的濃度彙整表	77
表 4.2.1-1 底泥之風險評估方法計算結果	79
表 4.2.2-1 海水貯水池中水產食物與其污染濃度彙整表	84
表 4.2.2-2 水生生物種的戴奧辛及汞之生物濃縮因子(BCF)計算結果	87
表 5.1-1 由各項指標推估戴奧辛及汞可被接受之底泥與水生生物濃度	89
表 7 本計畫之工作甘特圖	108
表附錄-1 我國法規規範之 17 種戴奧辛及其毒性當量因子	118
表附錄-2 汞之化合物性質	119
表附錄-3 戴奧辛與汞算術平均數之 mCd 計算過程	121
表附錄-4 戴奧辛與汞算術平均數之 PI 計算過程	121
表附錄-5 戴奧辛與汞算術平均數之 I-geo 計算過程	122
表附錄-6 戴奧辛與汞算術平均數之 RI 計算過程	122
表附錄-7 戴奧辛與汞算術平均數之 RQ 計算過程	123
表附錄-8 戴奧辛與汞幾何平均數之 mCd 計算過程	123
表附錄-9 戴奧辛與汞幾何平均數之 PI 計算過程	124
表附錄-10 戴奧辛與汞幾何平均數之 I-geo 計算過程	124
表附錄-11 戴奧辛與汞幾何平均數之 RI 計算過程	125
表附錄-12 戴奧辛與汞幾何平均數之 RQ 計算過程	125
表附錄-13 生物濃縮因子 BCF 之戴奧辛計算過程	126
表附錄-14 生物濃縮因子 BCF 之汞計算過程	128

一、前言

本團隊於 104 年度執行「整治場址能耗與環境足跡之本土化評估系統建立及應用」之計畫，榮獲土基會評估類計畫之績效卓著，且投稿至「Environmental Science and Pollution Research」國際期刊已被接受(IF=2.80)，論文名稱：「Green and sustainable remediation (GSR) evaluation: framework, standards, and tool. A case study in Taiwan」，上述之成果感謝 貴署的支持與協助。綠色及可持續性整治(Green and Sustainable Remediation, GSR)五大要素為(1)能源、(2)空氣、(3)水資源、(4)原物料及廢棄物、(5)土地和生態，目前能源、空氣、水資源、原物料及廢棄物已有定量之工具，唯獨土地和生態只有定性之敘述。其次，環保署已於 100 年 07 月 20 日公告健康風險評估技術規範，目前拼圖亦只缺乏「生態風險評估(Ecological Risk Assessment, ERA)」面向。

為協助補強我國風險評估之完整性，本計畫已蒐集各國生態風險評估工具，依據生態及/或健康風險基準導向，採取適當之矯正行動，如此才能將上述可持續性整治，納入作為矯正行動一環選項。且以國內案場-安順場址為例，其無論在污染物種類、濃度或量體規模皆為世所罕見，廣受國內外矚目，本計畫已建置安順概念性場址模型(CSM)以及生態風險評估之架構，並找出適用於安順場址之評估工具，根據評估結果，進行風險管理及溝通。

以風險為基準之整治矯正行動(Risk Based Corrective Action, RBCA)於 1990 年代在美國開始被廣泛討論，當時並沒有立即受到重視；主要原因是民眾及環保團體仍不放心，擔心污染責任者及政府管理便宜行事。事隔多年，由於超級基金之執行效益未如預期，且巨額整治成本難以支撐業界永續經營；因此 GSR 整治政策綱領因應而生，形成國際共識；RBCA 亦再度被重視，也因此 USEPA、ASTM 及各州政府於近年來又陸續發佈相關執行指引及準則方法，也使得 RBCA 之施行時機更為成熟。就國內永續經營（經濟＋社會＋環保）環境檢視，近十年來許多污染場址，遲遲無法解除列管，褐地再開發之經濟誘因不足，造成污染整治績效表現不如預期；有鑑於此，我國環保署已公告健康風險評估準則而生態風險評估準則則應是下一個施政目標。

1.1 場址描述

本案場名稱為臺南市中國石油化學工業開發股份有限公司安順廠及二等九號道路東側草叢區，簡稱安順場址。本計畫之案場於 93 年 3 月 19 日由行政院環境保護署依據「土壤及地下水污染整治法」第 11 條第 2 項規定公告安順場址為「土壤污染整治場址」(環署土字第 0930020257 號公告)。而本案場在國際上相當受關注，推估約至少有 27kg I-TEQ 戴奧辛同源物與 5~10 噸的汞等污染物污染了土壤與底泥，污染土地面積超過 40 公頃。中國石油化學工業開發股份有限公司自 2009 年提出整治計畫後於該年 5 月開始執行計畫，以整治序列概念將整治計畫分成二階段進行，第一階段整治時程規劃 5 年，先針對高污染濃度(戴奧辛濃度高於 50,000 ng I-TEQ/kg；汞高於 1000 mg/kg)之土壤，第二階段規劃 10 年以上整治期，主要係將中、低濃度污染土壤，並採行適合之「整治列車(remediation train)」概念，組合低耗能、環境友善並兼具處理成效之整治技術，如採熱脫附而非焚化處理，可降低排氣量及節省能源；採用濕處理、生物處理及其他萃取減量等技術，皆達到節省能源、減少排碳量等之目的，且將污染物濃度降低至符合法規標準值。

1.2 場址位置

本計畫案場之地址為台南市安南區鹿耳里北汕尾二路 421 號，其位於台南科技工業園區西側，東以台南市安南區北汕尾二路(原二等九號道路)為界，北鄰竹筏港溪，西側鄰近鹿耳門溪，四周多為漁塭(如圖 1.2-1)。



圖 1.2-1 安順場址地理位置圖

1.3 場址歷史

安順場址於民國 31 年由日本鐘淵曹達株式會社在台南所興建，其主要生產為燒鹼、鹽酸、液氯、漂粉及溴，亦是當時日本海軍製造毒氣的工廠，昔日舊照如圖 1.3-1 所示。在二戰時期，遭到美軍轟炸而導致廠區毀損，台灣光復後於民國三十四年經政府派員修復，並更名為台灣製鹼公司台南廠並開工生產，其主要產品為燒鹼，其副產品為鹽酸，至民國四十年更名為台灣鹼業公司安順廠。於民國五十三年試製成功五氯酚鈉，五十八年實施五氯酚增產計畫，並興建當時號稱東亞最大可日產四公噸的五氯酚鈉工廠，台鹼公司的大宗產品才轉為以五氯酚為主。在民國六十七年停止生產五氯酚鈉，並於民國七十一年六月因經濟與環保因素關廠。隔年奉經濟部令，與中國石油化學工業開發股份有限公司合併(黃煥彰，2002)。後十年間，因國立清華大學發現廠區土壤受戴奧辛污染，且因應土壤及地下水污染整治法之條例，於民國九十一年被臺南市政府公告為安順廠土壤污染控制場址，而安順廠污染案之污染行為人為中石化公司，該公司在近年來執行污染場址整治計畫，安順場址歷史彙整於下表 1.3-1。



圖 1.3-1 昔日中石化廠區全景

(資料來源：中石化安順廠整治場址 <http://epb3.tainan.gov.tw/cpdc/ch/default.asp>)

表 1.3-1 安順場址歷史簡表(民國 27 年至 103 年止)

項次	年份 (民國)	說明
1	27 年	日本鐘淵曹達株式會社在台南安順，興建鹼氣工廠。
2	31 年	日本鐘淵曹達株式會社台南工廠開工，以水銀電解法生產燒鹼、鹽酸、液氯、漂粉及溴素，同年 10 月開闢安順廠安順鹽灘 1400 甲，以求原料自給。
3	34 年	在抗日戰爭期間遭美軍轟炸，導致廠區局部毀損。爾後，中華民國台灣省電化事業監理委員會監理接收修建。
4	35 年	成立公營事業台灣製鹼股份有限公司，台南廠 12 月 25 日復工生產。
5	36 年	改稱台灣製鹼有限公司。
6	40 年	更名為台灣鹼業公司安順廠。
7	45 年	完成日產 150 公斤五氯酚設備，試製試銷五氯酚，本年共生產成品 2170 公斤；下半年完成日產 50 公斤五氯酚鈉小型設備一套，本年共生產 650 公斤。
8	53 年	增設五氯酚生產工廠。
9	54 年	改組為台灣製鹼有限公司。
10	58 年	開始大量生產五氯酚鈉。
11	67 年	停止生產五氯酚鈉。
12	71 年	台鹼安順廠關廠，並調查附近水域汞污染調查。
13	72 年	奉經濟部令，與中國石油化學工業開發股份有限公司合併。
14	83 年	清大首次發現廠區土壤受戴奧辛污染
15	89 年	土壤及地下水污染整治法公告
16	91 年	臺南市政府公告為安順廠土壤污染控制場址
17	93 年	環保署公告廠區及二等九號道路東側草叢區為[土壤污染整治場址]
18	94 年	臺南市政府劃定場址周圍之魚塢為停養區，公告停養區魚塢休養 5 年
19	96 年	最高行政法院判決中石化公司為安順廠污染案之污染行為人
20	98 年	臺南市政府核定中石化公司整治計畫
21	99 年	市府核定草叢區及單一植被區污染挖除工作暨海水池 B 區底泥清除工程施工計畫書
22	101 年	市府核定海水池 B 區底泥整治計畫書(定稿本)及整治變更計畫書(定稿本)
23	103 年	臺南市政府環保局進行海水池 B 區污染整治後抽驗驗證，驗證結果 11 組底泥超過管制標準，請中石化公司針對底泥整治進行檢討

(資料來源：中石化安順廠整治場址 <http://epb3.tainan.gov.tw/cpdc/ch/default.asp>)

1.4 生態風險評估架構文獻分析

依據美國最早於 1992 年所提出之生態風險定義為「評估對於暴露於一個或多個壓力源(stressors)下，可能發生或正在發生不良生態影響的可能性」(USEPA, 1992)，說明生態風險是以科學方法進行評估，當哺乳動物、鳥類、魚類或植物等生物受體暴露、接觸生態壓力因素時(如化學物質、土地變化、物種入侵、疾病和氣候變化)，可能出現或產生之反應，此類反應包括水生動物(如魚類和無脊椎動物)、陸生動物(如鳥類和野生動物)、植物或其他非人類生物(如昆蟲)所產生的傷害、死亡或其數量或生產力的降低等。美國環保署於 1998 年正式提出生態風險評估指引 Guidelines for Ecological Risk Assessment (USEPA, 1998)，該指引主要目的在提供評估者或管理者完整的生態風險評估方法論，評估過程結合所有毒性試驗(生態效應)、暴露、假設，以及不確定性等分析資料，其概念架構如圖 1.4-1 所示，分為問題擬定、分析(風險分析)與風險特徵

描述三個主要階段如下：

● 階段一：問題擬定

問題擬定階段為生態風險評估範疇的基礎，包含目標與評估終點(assessment endpoints)的確定、概念模型(conceptual model)的準備、分析規劃(analysis plan)，以及了解那些動植物需要受到關注或可能處於危險中，而資訊的收集及評估的品質，將取決於以下問題擬定結果：

(一) 評估終點可反映出生態系統的管理目標與其象徵意義；

(二) 概念模型可預測環境壓力源與評估終點之間的關鍵關係(一般而言，概念模型多以流程圖進行定性描述，其間關係最常採用食物鏈(網)或營養層級串聯)；

(三) 風險分析計畫。

● 階段二：風險分析

風險分析階段之目的為估算暴露與劑量反應之關係，此階段包含暴露特性(exposure profile)與生態影響特性(ecological effects characterization)兩部分，分析者需針對環境壓力源之間(暴露特性)以及環境壓力層級與生態影響之間(生態影響特性)的關係進行評估，且在分析過程中，暴露與影響特性間的不確定性也需納入考量與評估，其執行項目包含以下幾點：

(一) 選擇使用的數據所具有之強度與效力影響；

(二) 環境壓力來源與分布，及其潛在或實際暴露的分析；

(三) 環境壓力源與反應間的關係調查，及評估終點與其影響間的關係量測。

● 階段三：風險特徵描述

在風險特徵描述階段，風險評估者將比較各個暴露層級(估計環境濃度)，綜合假設性、不確定性、強度和侷限性等風險特徵，獲得風險評估結果，進行整體描述並做出適當建議。風險評估與風險管理者根據分析結果進行適度的風險管控，同時也需考量其他因素，如社會、經濟、政治和法律等問題。

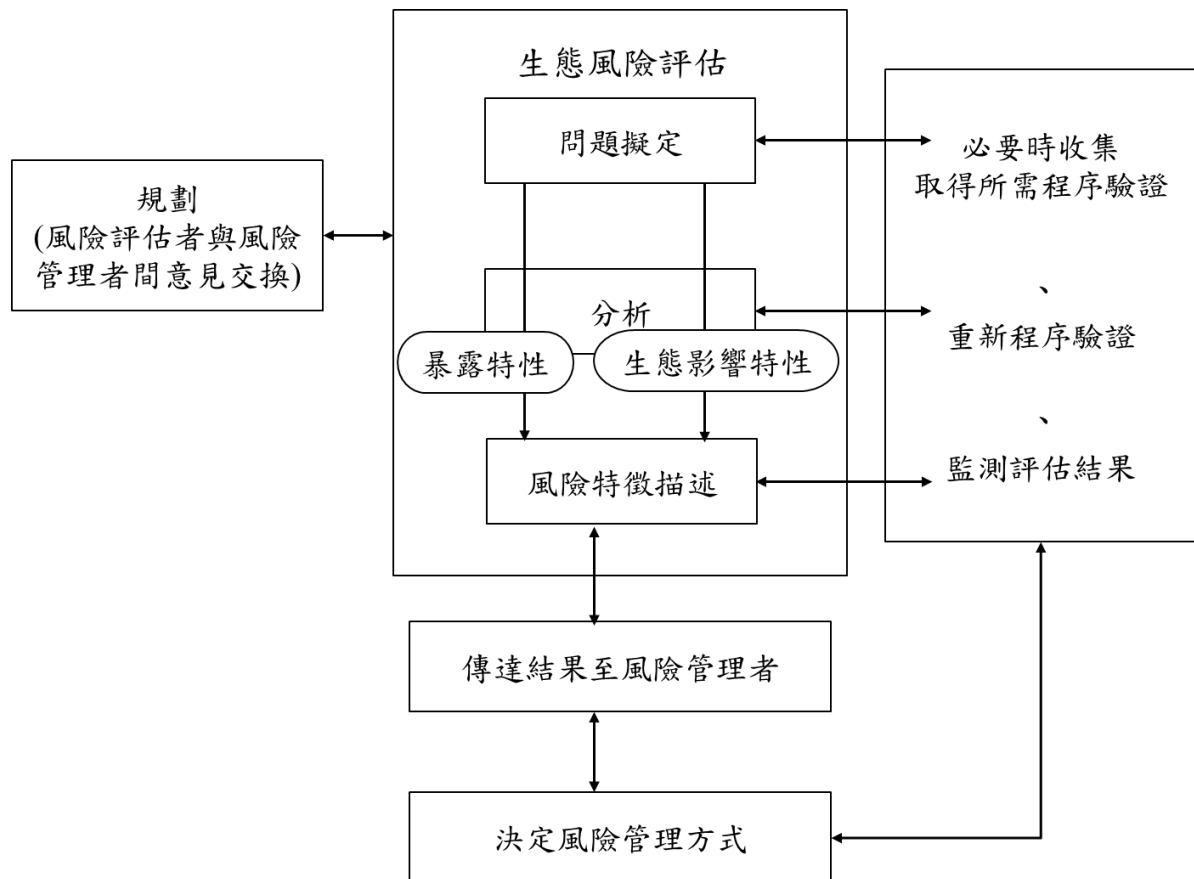


圖 1.4-1 美國環保署之生態風險評估架構

生態風險評估方法，被廣泛應用於各種不同環境壓力的評估，包含新興化學物質(產品)的使用、農藥、外來物種(族群)的侵入、環境污染物的排放與氣候變遷的影響等，甚至是基因改良作物的生產，都可能需納入生態風險考量。在面對因工業發展後，大量的化學物質排放與廢棄堆置造成土地污染日益嚴重的議題上，許多先進國家已陸續針對污染場址之生態風險評估(Ecological Risk Assessment, ERA)進行研究，歐美各國也紛紛以生態風險評估之方法論為基礎，制定出適用於土壤及地下水污染場址評估之生態風險評估指引，如美國、加拿大、英國、澳洲與荷蘭等皆各別為污染場址制定其生態風險評估指引，惟因考量評估的時機點與可取得資料完整度的差異，而訂定出不同層次性的評估順序與方法。以下針對各國污染場址生態風險評估架構與執执行程序、方法進行解析與比較。

1.4.1 美國

美國環保署除提出通用性之生態風險評估方法外，另制定一套統一且適用於污染場址的評估方法，並定出超級基金污染場址之生態風險評估指引 Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund：Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments (USEPA, 1997)，評估目標包含：

- (一) 確認暴露在場址相關危害性物質下的野生動植物是否造成有害影響，這些有害性的影響稱為「明顯的風險」；
- (二) 如有「明顯的風險」存在，估算出具保護性的整治標準，可以降低對野生動植物的危害風險；
- (三) 判斷整治活動對於植物、動物或棲息地的可能影響；
- (四) 提供作為長期生物監測基準的資訊，確認整治是否具有成效。

該指引將其評估程序分為「篩選性」與「基線」生態風險評估兩大層次，並分為八大執行步驟，原則上，不論進行哪一層次評估作業，皆依據生態風險評估的基本架構，透過文獻資料蒐集或調查試驗工作，完成問題擬定作業，並依據問題擬定結果進行暴露分析，而暴露分析則因評估層次性的不同，由評估者選擇適合的暴露評估方法，最後以危害商數(hazard quotients, HQ)或危害指標值(hazard index, HI)作為風險特徵描述的評斷依據，評估污染物的存在是否對生態造成有害影響。危害商數之計算方法如公式一與公式二所示。HQ 為比值，當 HQ 大於 1 時，不能排除該污染物可能造成有害影響；HQ 等於 1 時，表示單就此污染物不太可能造成生態風險；HQ 小於 1 時，則表示污染物造成有害影響的可能性不大。

危害商數之計算方法如下：

$$HQ = \text{Dose} / \text{Screening Benchmark} \cdots \cdots \cdots (\text{公式一})$$

$$HQ = \text{EEC} / \text{Screening Benchmark} \cdots \cdots \cdots (\text{公式二})$$

$$HI = \sum HQ_x \cdots \cdots \cdots (\text{公式三})$$

其中

Dose: 生物體每天單位體重所攝取之污染物濃度(mg-contaminant/kg body-day)

EEC: 環境中之最高（極端）污染物濃度(mg-contaminant/kg-soil)

Screening Benchmark: 篩選基準值 x: 不同污染物

當場址內某污染物之 HQ 大於 1 時，則將該污染物視為生態關切污染物(contaminant of potential ecological concerns, COPECs)，其中，美國以未觀察到不良效應之劑量(no observable adverse effects levels, NOAELs)之濃度值為篩選基準值(screening benchmark)，NOAELs 需透過科學性的毒理研究取得，且 NOAELs

也依污染物或物種的不同而有所差異。若當場址內之污染物不只一種時，則需進行所有污染物之 HQ 加總，計算獲得危害指標值(Hazard Index, HI)，同樣當 HI 大於 1 時，即表示該場址具有不良生態風險，若 HI 小於或等於 1 者，則顯示污染物對於該場址之生態影響不大，HI 的計算方式如公式三所示。美國環保署提供了一套用於計算 Screening Benchmark 之指引(USEPA, 2002a)，並以美國各州訂定土壤中重金屬之基準值(baseline levels)，作為超級基金場址進行篩選性層次分析之參考使用(USEPA, 2002b)。

第一階段篩選性(圖 1.4.1-1 之步驟 1~2)生態風險評估主要多依據場址現勘所得到現有的調查結果擬定問題，以最簡易與保守的化學性方式進行問題擬定與毒性及暴露評估，透過危害商數(HQ)評估污染物的存在是否對生態造成有害性的影響，在整體評估上採用「保守性假設」，其相關假設因子包含：

- (一) 地區使用條件：假設陸生動物 100%的時間暴露於污染區域。
- (二) 生物可利用性：假設所有存在於介質(如土壤、底泥、空氣或水)中的污染物可透過吸入、食入或皮膚吸收等途徑 100%進入生物體內。
- (三) 生命週期(成體與幼體)：假設大部分的生長敏感時期都位於場址內，如魚類應以仔魚(fry)、稚魚、幼魚(juvenile)為其主要的敏感時期，昆蟲則應使用幼蟲。
- (四) 體重和攝食率：在保守性假設下，生物體重應該最小，因較小體積的生物體對於污染物攝入後的敏感度較高，而動物在特定時段內的攝食量應較高，造成的風險也較大。
- (五) 生物累積性(bioaccumulation)：污染物透過食物鏈而往更高層級的生物體內累積(植物→草食性動物→肉食性動物)，對於污染物的生物累積性假設為 100%。
- (六) 攝食種類的組成：在篩選性風險評估中，假設動物所有食物中都含有污染物存在。

當篩選層級計算結果(危害商數)顯示場址具有生態風險存在之可能性時，風險評估和風險管理小組應決定是否進行進一步深入的調查研究。此外，透過篩選性風險評估的資料，可了解何種污染物與暴露途徑(exposure routes)，因不構成風險，在後續評估中可被排除，並決定是否進一步研究第二階段具生態危害性之基線生態風險評估程序(圖 1.4.1-1 之步驟 3~8)。

第二階段生態風險評估架構與第一階段相同，主要目的在於提供更完整且符合場址狀況的評估結果，如利用更貼近現場狀況的生態調查試驗或實際現場樣品

的生物毒性測試分析，以再次釐清場址所存在的生態風險，並依此判定後續場址整治的策略與程度。因此，其第一步驟即是進行更詳細的問題擬定作業，藉由毒性評估決定評估終點、確定暴露途徑、建立概念性場址模型(conceptual site models, CSM)並提出問題假說，以此決定有哪些缺乏的數據需要透過現場補充調查或實驗室分析取得；接下來為研究設計與訂定數據品質目標，經工作規劃與取樣分析規劃後進行實場採樣規劃驗證，如由於某些物種對於特定污染物將比其他物種反應更為敏感；因此取得更詳盡的生態影響資料，可協助規劃污染物在特定生態資源的影響調查，使評估結果更透徹。在生態關切污染物的判定上，可利用 HQ 分析結果，決定何種污染物在後續研究中可以被排除(篩選性風險評估中 $HQ \leq 1$ 之污染物)。

考量污染物可能具有生物毒性與累積性，即使污染物濃度並未高於土壤背景值，但當其超過篩選性風險評估值(HQ)時，該污染物建議仍須納入基線生態風險評估程序。「關切生態受體」是指明確顯示具有價值的生態組成，可能受到環境壓力影響與可被計算的物種或群體，而該物種或群體通常具有一些共同的特徵，例如對特定的暴露途徑或特定污染物具有敏感性。另外，該指引中也提出在進行問題擬定時，有幾項值得特別注意之生態調查資料重點，如場址影響範圍區域內的棲息地、確定場址內可發現哪些動植物品種，以及現行存在的水體生物種類；而不同的物種對於化學污染物的敏感度也有所差異，某些物種其生理反應上對於特定化學物質較敏感，而喜歡在污染場址區域內獵食或活動的物種其敏感度也較高；另因透過食物鏈的生物放大作用，肉食性動物(越高等的消費者)具有更高的生態關切污染物(COPECs)暴露頻率，特別是對於具有專一性食物者。經由上述場址調查與數據分析後，得到風險特性分析結果，即可進入風險管理階段。

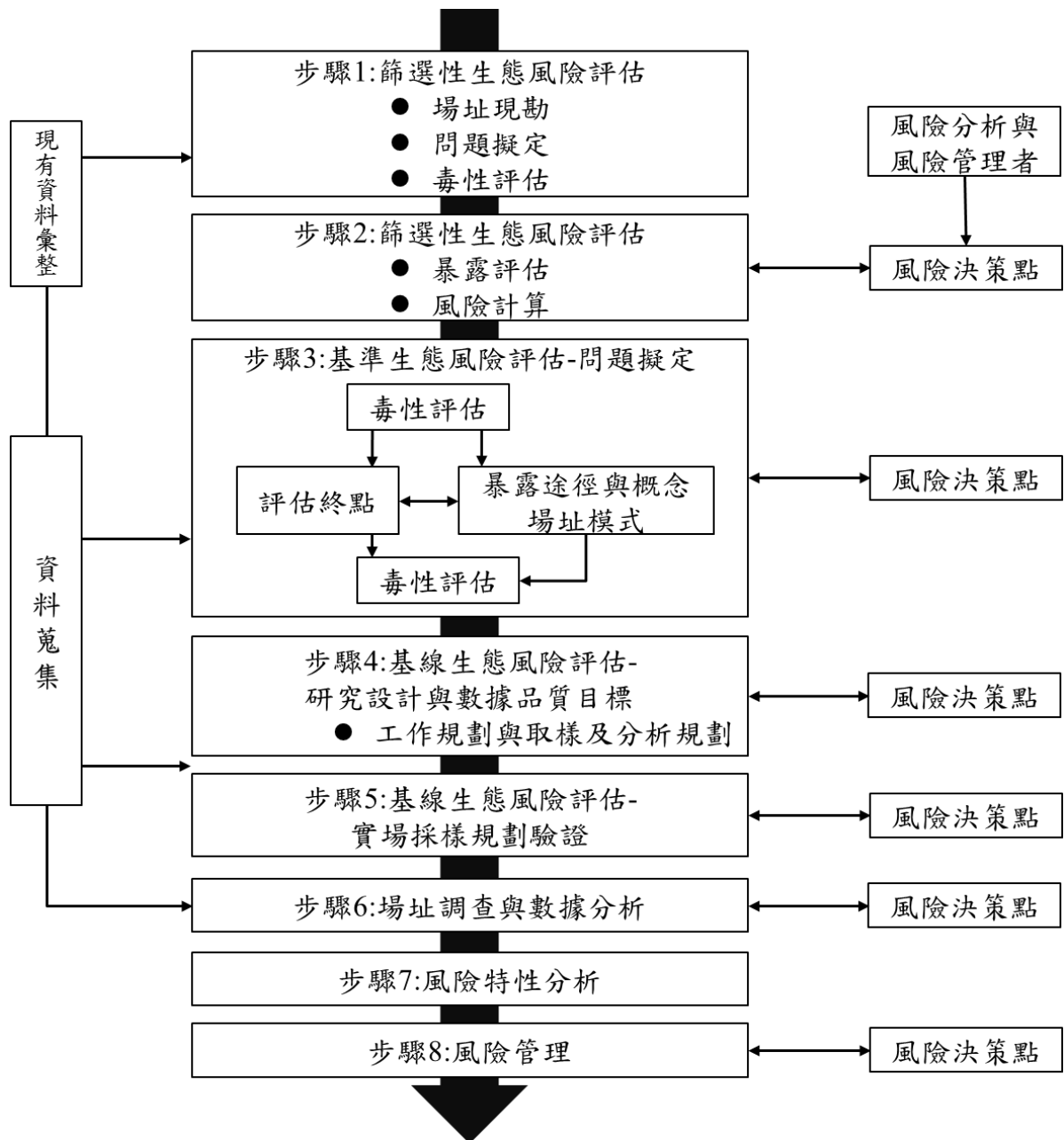


圖 1.4.1-1 超級基金生態風險評估流程

1.4.2 加拿大

依據加拿大 Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)所提出之生態風險評估指引(CCME, 1996；CCME, 1997)，考慮是否進行生態風險評估，將依據以下兩種狀況：第一為場址中發生一般法律無法規範之環境條件時，如場址狀況無法依據一般法規進行評估，或者場址為特殊生態棲息地或存在瀕臨絕種或敏感性受體，且可能因污染物質而導致影響；第二則為發生在法規中所條列之特殊原因或並無相關法令規範時，而提出以生態風險評估並取代既有法令。其生

態風險評估主要為啟動在 phase 2 場址分析後，並且由 phase 1 與 phase 2 之場址分析資料，提供生態風險評估者或利害關係人規劃所需資訊，其架構共分為篩選性生態風險評估、初步定量生態風險評估與細部定量生態風險評估三個層次，各層次之分述如後。其生態風險評估方法比較與其執行流程如表 1.4.2-1 與圖 1.4.2-1 所示。

表 1.4.2-1 加拿大各層次性生態風險評估

生態風險層次	評估方法
Level 1 篩選性生態風險評估	● 屬於一個簡單、定性與比較性的方法，利用文獻與歷史蒐集資料進行篩選性評估，主要著重於物種層級與非預測性的描述 ● 所有場址的完整性生態風險架構皆需進行篩選性評估
Level 2 初步定量生態風險評估	● 利用一個定量的生態風險評估工具進行初步定量生態風險評估，如標準的環境模式與方法 ● 主要強調於篩選生態風險評估定義出之優先議題的資料補充
Level 3 細部定量生態風險評估	● 針對個別場址資料並採用預設性模式提供定性資訊，特別針對複雜的生態系統 ● 主要強調於篩選生態風險評估定義出之專一性場址優先議題的資料收集補充

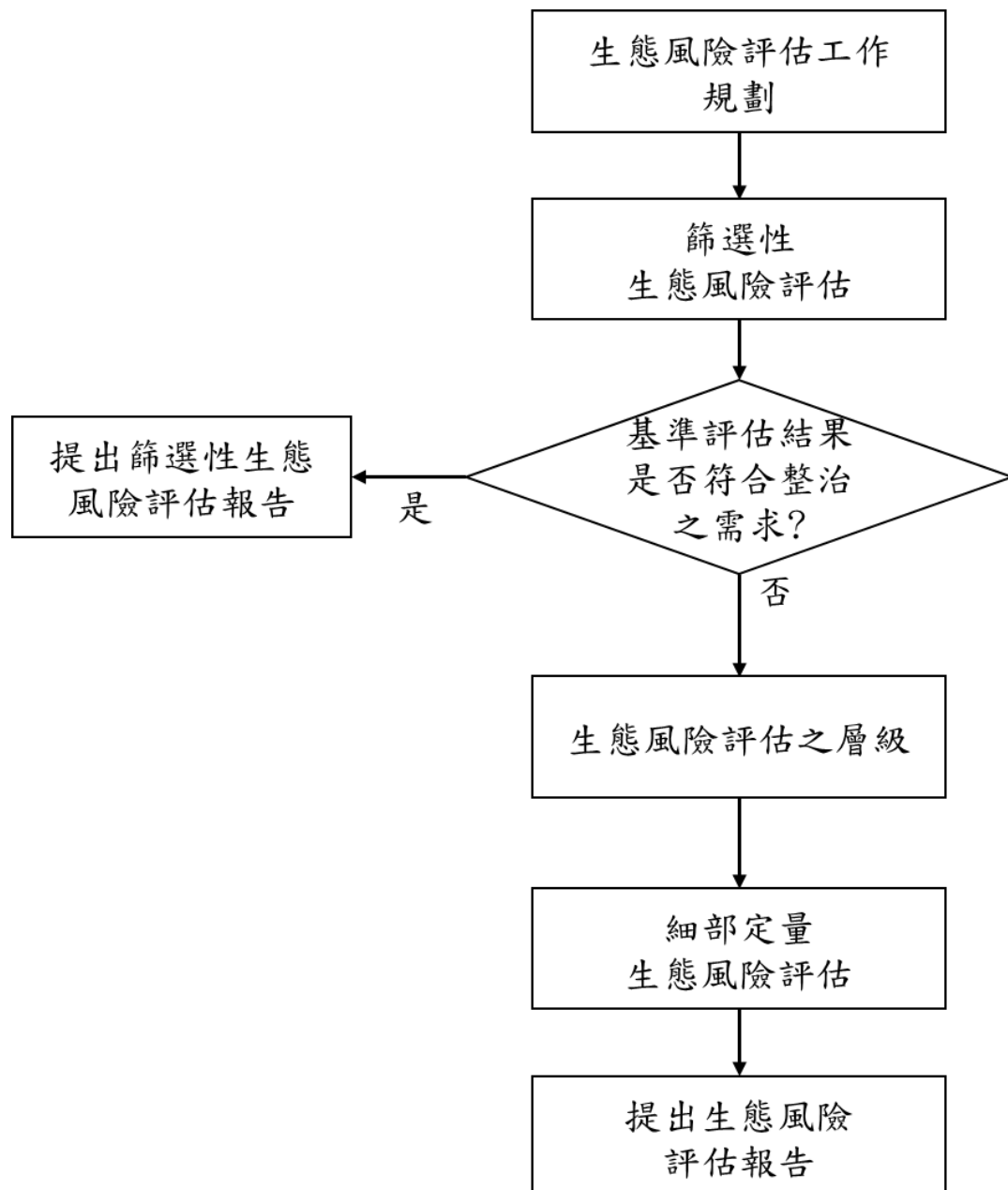


圖 1.4.2-1 加拿大生態風險評估流程

(一) 篩選性生態風險評估(Screening Level Assessment)

篩選性生態風險評估是一定性的環境風險評估，對於被判定為「有價值的生態組成份」(此稱為 Valued Ecosystem Components, VECs, 包含環境中動物、植物、棲息地、環境功能與環境健康指標等)，透過充足的文獻與場址預先研究的蒐集，獲得評估資料，用於決定場址是否進行復育工作，或提供一個必須符合之生態風險評估層級的基準，以及更多可能影響的調查細節，原則上所有污染場址的完整生態風險架構，皆需進行篩選性評估。

(二) 初步定量生態風險評估(Preliminary Quantitative Risk Assessment)

初步定量生態風險評估將同時利用文獻資料與專一性的場址調查資料，並透過模型對於暴露於關切物質中之有價值的生態組成(VECs) 進行初步定量風險估計，其重點在補足篩選性生態風險評估中的數據缺口，並採用生物毒性測試為該程序用於評估化學物質毒性的試驗工具。

(三) 細部定量生態風險評估(Detailed Quantitative Risk Assessment)

細部定量生態風險評估是以更大規模及完整的實場調查，並利用生態系統特性、毒性分析、污染物移除與暴露途徑等模型推估，企圖補足所有數據缺口與排除不確定性，達到定量風險分析，生物毒性測試與生態調查為該程序重要的毒理與生態評估工具。

CCME 特別指出，在進入三層次生態風險評估架構前，應先進行生態風險評估規劃作業，其屬於一準備性工作，協助判定主要影響因素，而美國生態風險評估則將該類工作歸屬在篩選性生態風險評估的第一步驟執行，其工作內容包含：

- (一) 選擇適當的執行人員；
- (二) 建立風險分析者與管理者的內部或公共溝通；
- (三) 場址特性描述，標示水體、生態棲息區、土地使用狀況分布、污染源、土壤特性、使用歷史與環境狀況等；
- (四) 問題判定；
- (五) 生態系統組成判定，包含對於人類重要之族群、具生態區域價值者、本身具生態意義者；
- (六) 建立生態風險評估目標：每個生態風險評估的目標皆扮演著重要的關鍵角色，清楚闡明這些目標有助於評估設計與關切生態終點選擇、研究方建立法及資料需求的品質；
- (七) 建立概念性場址模型(CSM)：包含污染釋出模型、傳輸擴散機制、環境承受性、污染介質、暴露模型、受體與利害影響性；
- (八) 選擇評估終點；
- (九) 選擇量測終點：為達到 ERA 目標，將其轉換為可操作與分析之評估終點，最常採用族群層級(Population Level)作為評估終點；並依據不同污染物與物種間關係，選擇出最適量測且具代表性之量測終點，表 1.4.2-2 為生態風險評估目標與場址量測終點轉換之案例說明；

(十) 影響等級建立；

(十一) 選擇一處參考場址同步進行量測評估。

表 1.4.2-2 生態風險評估目標與場址量測終點轉換案例

場址問題	生態風險評估目標	評估終點	指標因子	量測終點
湖邊野草 除草劑的 使用控制	維持為「適合釣 魚之水體」	捕獲魚群減 少量不可高 於 10%	魚體實驗室 毒性測試	鯉科小魚體 LC50
				幼體基礎濃度 / 死亡率
			食物鏈生物 體實驗室測 試	水蚤 LC50
				綠藻 EC50
			魚體實場毒性 測試	死亡百分比
			湖泊內之生 物	每單位捕獲個體 影

加拿大各層級之生態風險評估皆由以下四元素組成：

(一) 受體特性分析

判定出關鍵生態 (非人類) 受體，主要關鍵課題包含：

1. 哪種物種或棲息地等具有價值的生態組成(Valued Ecosystem Components, VECs)需要受到生態風險保護；
2. 使用何種量測方法進行影響分析(對於量測終點)；
3. 物種未受到生態風險保護的影響(對於評估終點)；
4. VECs 具何種特性導致其暴露於污染物中；
5. 需納入考量的受體包含陸生植物、陸生動物、底棲生物、水生生物(受表面水體或地下水體影響者)與鳥類。

(二) 暴露分析

評估 VECs 與潛在關切物質間的可能性暴露接觸，主要關鍵課題包含：

1. 需要評估何種關切物質；
2. 每個 VECs 物種與關切物質間的暴露途徑；

3. 實際與潛在暴露強度；
4. 暴露頻率；
5. 暴露時間。

(三) 危害分析

判定污染物與暴露個體或群體之間的不良影響，主要關鍵課題包含：

1. VECs 暴露於關切物質中的不良影響；
2. 對於暴露程度與影響程度之間的分析；
3. 對於篩選性生態風險評估以上層級的生態風險而言，生物鑑定是危害分析的重要評估工具，必須先選擇出有關於場址的所有物種與評估終點，且已確定這些物種對於潛在污染物是敏感的。

(四) 風險特性分析

藉由受體特性分析、暴露分析與危害分析，取得整合性的資訊，賴以進行風險管理之決策依據。

1.4.3 英國

英國環境署(Environment Agency)於 2002 年出版污染土地之生態系統風險評估(Assessing Risks to Ecosystems from Land Contamination)，首次針對污染土地管理與保育生態系統進行研究，並於真實的土地污染場址進行生態毒理學測試，提出污染土地之生態風險評估架構與一系列生態毒性測試方法建議；自 2003 年起，政府與各相關單位也針對該指引架構進行一系列的溝通與實際測試後，參與議定的單位包含了監管機構、開發者、土地擁有者與其相關之顧問；並於 2008 年提出完整的生態風險評估架構指引，對於土壤污染提供陸地生態系統風險評估之指引和政策支撐。

為確實落實生態風險評估工作，英國環境署也同步提供土壤篩選值(Soil Screening Value, SSV)最適計算指引與相關生態風險之生物測試指引等，供評估者參考使用，生態風險評估架構中各層次所對應之參考指引如圖 1.4.3-1 所示。該架構是一個三層次的設計(Tier 1、Tier 2、Tier 3)，且在 Tier 1 之前，與美國、加拿大、澳洲之生態風險評估設計相同，皆需先進行一個生態風險評估之初步評估階段，以初步彙整生態風險評估相關資料，並訂定其評估目標；而層次架構的設計，可作為場址的篩選調查，避免造成陸地生態系統的傷害，快速並節省成本，各層次之設計架構說明如下所示(UKEA, 2008)。

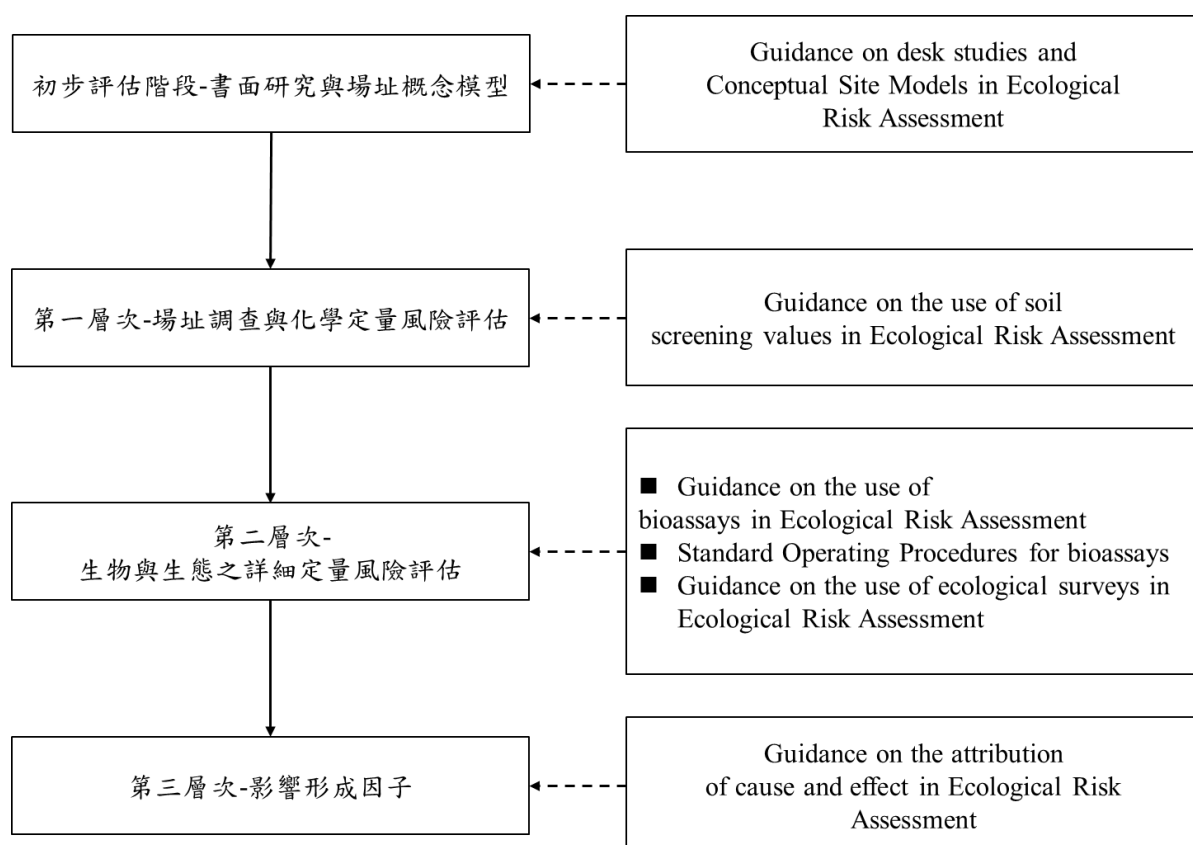


圖 1.4.3-1 英國環境署生態風險評估架構各層次所應對之參考指引

(一) 初步評估階段(Desk Study and Conceptual Site Model)

該階段工作第一步驟為判斷場址是否具污染情形，依據大英國協各組成國之環境法令規範為判定標準，如英格蘭與蘇格蘭主要皆依據中央發布之 Environmental Protection Act 1990 規定，威爾斯則採用 Welsh Assembly Government Guidance on the Remediation of Contaminated Land 標準，判斷是否具污染危害性存在。第二步驟則是確認場址周圍是否具敏感受體存在，依據英國 Part 2A of the Environmental Protection Act 1990 中對於生態危害所定義之生態敏感受體包含以下所列之生態系統以及生活於此系統中之生物體：

1. Wildlife and Countryside Act 1981 section 28 所公佈之 site of special scientific interest (SSSI)
2. 國家自然保留區(national nature reserve)
3. Wildlife and Countryside Act 1981 section 36 所公佈之海洋自然保護區 (marine nature reserve)

4. Wildlife and Countryside Act 1981 section 3 所公佈之鳥類特別保護區域
5. Planning Policy Statement(PPS 9) paragraph 6 政策保護的任何棲息地或場址
6. Countryside Act 1949 中 National Parks and Access section 21 所公佈之自然保留區
7. Conservation Regulations 1994 regulation 10 所定義之任何歐洲場址
8. 任何候選特別保護地區或給予同等保護之潛在特殊領域

當確認上述兩項因素存在後，則可進行場地特徵描述與保護及評估目標的設定，初步評估是一個簡單概念性場址模型(CSM)，確認土壤污染物與受體間的潛在暴露影響，並決定直接進行場址整治與風險管理措施，或者進入第一層次之生態風險評估程序。若在評估過程中，評估者已確認場址不具污染或生態敏感受體存在，或者兩者間並無相關性之暴露途徑時，則可結束評估並將決策紀錄存檔，其執行步驟如圖 1.4.3-2 所示。

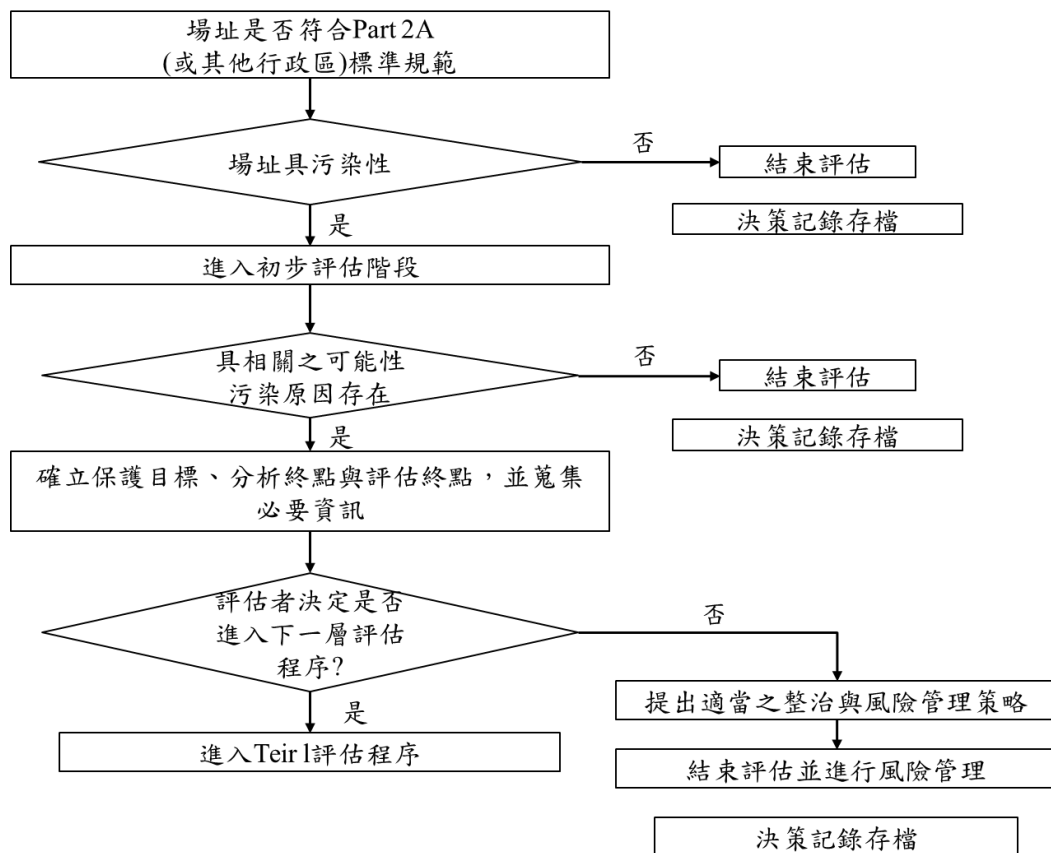


圖 1.4.3-2 英國生態風險評估之初步評估階段

(二) Tier 1 (Site Investigation and Quantitative Risk Assessment : Chemical)

第一層次之生態風險評估屬於一般性的篩選分析，用於評估比較土壤污染物濃度與毒性篩選值，同樣採用危害指標值(hazard index, HI)，透過場址土壤的污染物分析結果與土壤篩選值之比較，以確定污染物對於受體可能的危險性，通常以 PNEC soil (predicted no effect concentration for soil)作為土壤篩選價值(soil screening value, SSV)，土壤篩選值之計算方式可依據英國 2008 年公布之 Guidance on the use of soil screening values in ecological risk assessment 取得。第一層次生態風險評估的第一步驟是依據概念性場址模型(CSM)與其設計進行採樣、分析等場址調查工作，以確立可能的暴露途徑與相關受體、評估與量測終點、針對每個決定因素設定適當的定量限制、採樣佈點位置、採樣深度以及樣品取得與儲存方法，以及其它場址專一性評估參數，如有機碳、陽離子交換容量與粘土含量等，部分情況下可採用 Microtox 等生物測試作為第一層次之初步污染影響評估使用。依據場址的調查結果，評估者除依據政府所提供之 SSV 值外，也可提出修正後之 SSV，進行現場污染物之危害指標值計算，或是與其他環境標準 進行比較，但假若評估者無法取得任何可信之 SSV 值時，則需進入第二層次評估階段，以釐清污染對生態敏感受體之影響，當確認場址污染狀況都能符合環境標準或其危害指標值小於一，即表示該場址不具嚴重生態危害性；反之，若評估者在確認所有參數評估結果無誤後，決定進行場址整治或風險管理政策，或者進入第二層次生態風險評估，其流程如圖 1.4.3-3 所示。

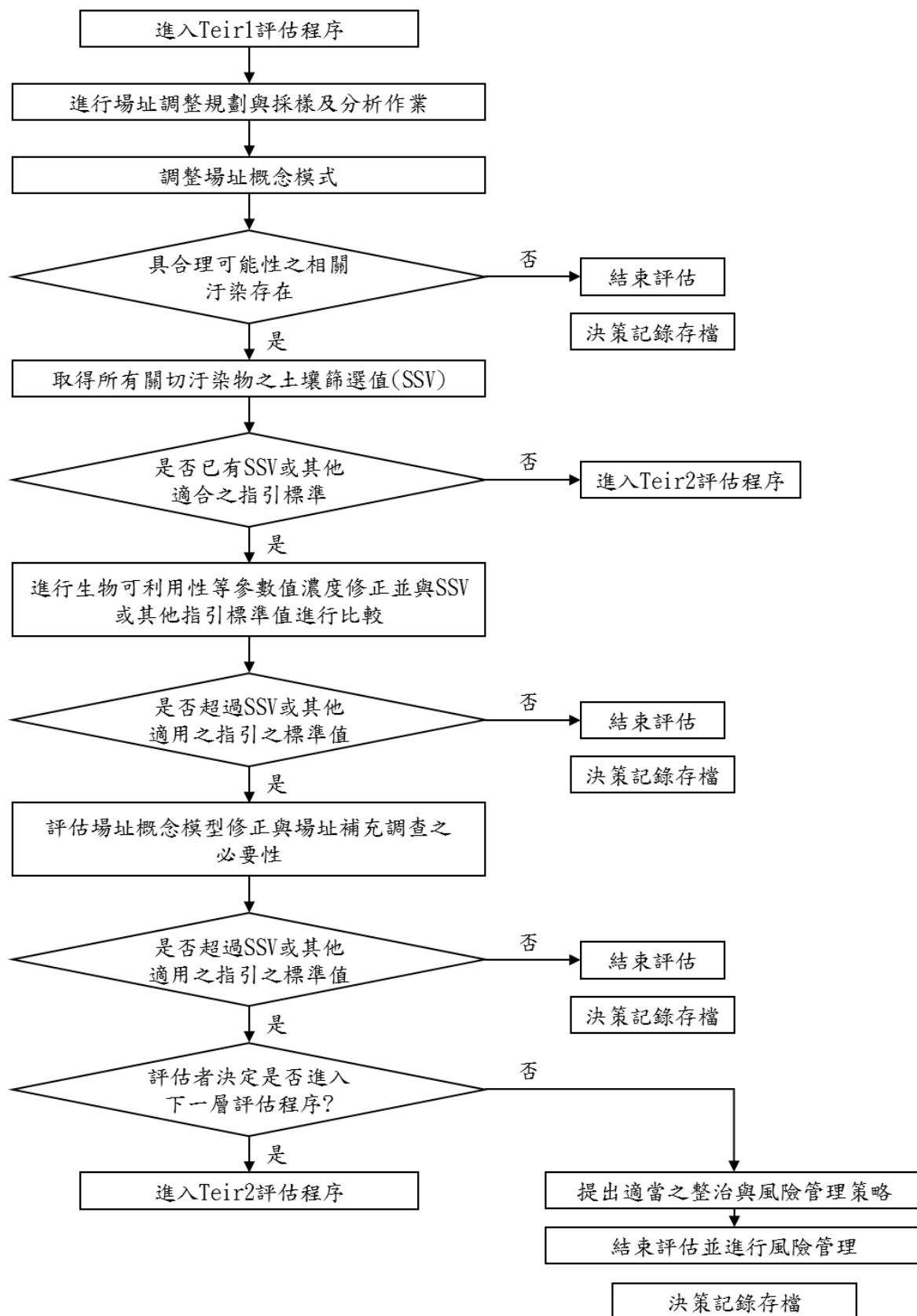


圖 1.4.3-3 第一層次生態風險評估

(三) Tier 2 (Detailed Quantitative Risk Assessment : Biological and Ecological)

第二層次生態風險評估架構如圖 1.4.3-4 所示，主要以生態調查和生物測試，以量化可能之受體危害程度，若確定具危害性時，評估者則需考量進行相關之風險管理策略，亦或進入下一層次之評估。當發現第二層次的評估結果出現不確定性或衝突時，則需進行進一步的評估與場址調查工作，所有的補充調查與評估皆為提供足夠證據顯示生態受體是否受到明顯或可能性危害，以提供較完整性的決策參考；或由評估者決定進入下層次的評估或結束 ERA 工作，進行整治或風險管理程序。其測試方法可參考英國環保署於 2008 年同步提出之相關試驗指引手冊，包含 Guidance on the use of bioassays in Ecological Risk Assessment、Standard Operating Procedures for bioassays 與 Guidance on the use of ecological surveys in Ecological Risk Assessment。

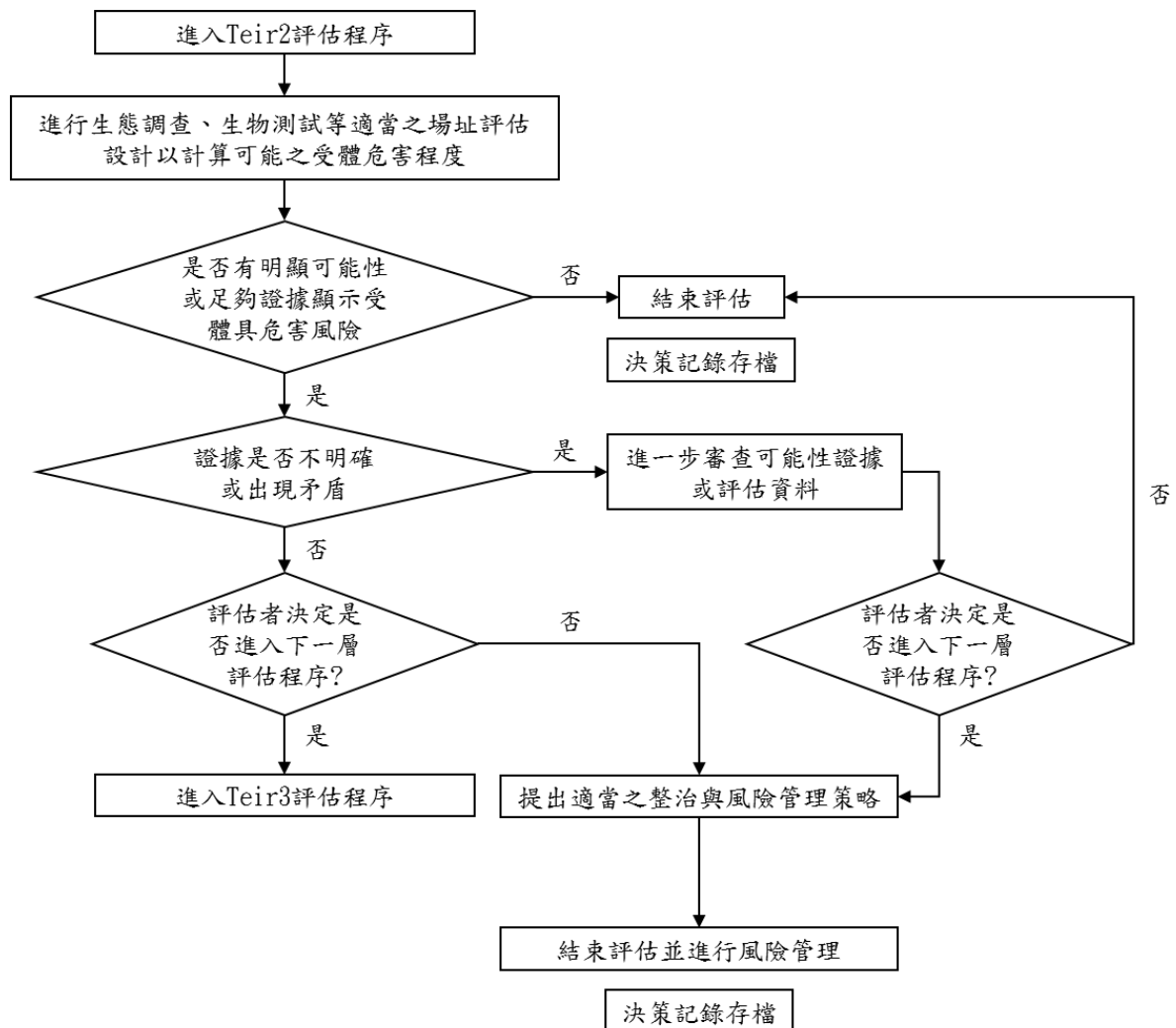


圖 1.4.3-4 第二層次生態風險評估

(四) Tier 3 (Cause-Effect Attribution)

第三層次生態風險評估之目標是針對確定關鍵目標的長期污染影響，污染物是否為導致代表性生態受體之量測終點不利性影響的主因，並利用資料證據的蒐集與實場數據以進一步降低不確定性影響，需包括詳細的方法，如暴露受體的模型、食物鏈分析與生態調查等。其第一步驟即是分析所有可利用數據，可透過諮商會議等形式向執行當局與相關保存機構取得所需資料，針對在 Tier 1 與 Tier 2 所定義出之污染物與受體，進行其危害關聯性之評估，以確定生物體之不良影響性的發生，是否與化學污染物具明顯相關性，第二步驟則是反覆的審查確認受體的傷害性是否源自於其他非化學性的危害，如疾病、人類的干擾影響、入侵物種的競爭或降雨、溫度變化等長期性環境變異等原因，且風險評估者應更密切聯繫當地相關政府機構、土地所有者或其他當地利益團體，以獲得較多地方性資訊；若發現生態受體的危害原因為非化學性有害物質引起時，則必須考量其他管理制度。當評估結果顯示具生態危害性時，應審視所有資料與評估結果是否可能出現矛盾或證據不明確處，並可選擇進行更進一步的資料補充工作，以協助提供更完整的決策依據，包含進一步的生態調查、長期性監測或化學分析，並廣泛的進行會商諮詢，以獲取更多意見，一個不夠完善的整治行為可能會導致更嚴重的生態危害，在計畫任何整治工作前，都盡可能與執行當局或相關利害關係者進行協商溝通。

1.4.4 澳洲

澳洲環保議會(National Environment Protection Council)針對場址污染的風險評估，於 1999 年提出第一版生態風險評估指引(Guideline on Ecological Risk Assessment)，後來又於 2011 年重新修正改版，提供各轄區環保單位、風險分析者與風險管理者一套完整的政策架構與污染評估流程，該指引納入加拿大、美國與荷蘭之生態風險評估系統的概念整合；依據程序而言，其架構依序可分為兩個階段，分別為第一階段之初步(Preliminary)生態風險評估與第二階段之決定性(Definitive)生態風險評估。原則上要求評估者需先完成第一階段評估後，如發現場址具有嚴重生態風險疑慮時，再進行場址專一性的調查，並進入第二階段生態風險評估作業。澳洲生態風險評估方法與前述所提之美國、加拿大相同，無論在那一層次的生態風險評估中，皆由問題擬定(Problem Identification)、受體判定(Receptor Identification)、暴露評估(Exposure Assessment)、毒性評估(Toxicity Assessment)與風險特徵描述(Risk Characterization)等基本架構組成，整體概念模型

如圖 1.4.4-1 所示，其中受體判定最重要的觀點在於「何者需要被保護」，故需透過場址之生態價值(Ecological values)的了解以判定出適合之受體。

生態價值是指在同步考量場址地區之社會性、經濟性與生態影響性等因素後，所決定出具有支持生態程序運作重要性之動物、植物、真菌等生物體，而因生物體會受到不同的污染物特性與不同的暴露途徑的影響作用，而影響其風險結果，故「受體判定」、「暴露評估」與「毒性評估」三個部分又具相互關聯性，其中任何一個因素的分析皆需仰賴另外兩者的結果，最後再結合「暴露評估」與「毒性評估」之分析結果，進行風險特徵描述。暴露評估(Exposure Assessment)、毒性評估(Toxicity Assessment)與風險特徵描述(Risk Characterization)等基本架構組成，其中受體判定最重要的觀點在於「何者需要被保護」，故需透過場址之生態價值(Ecological values)的了解以判定出適合之受體。

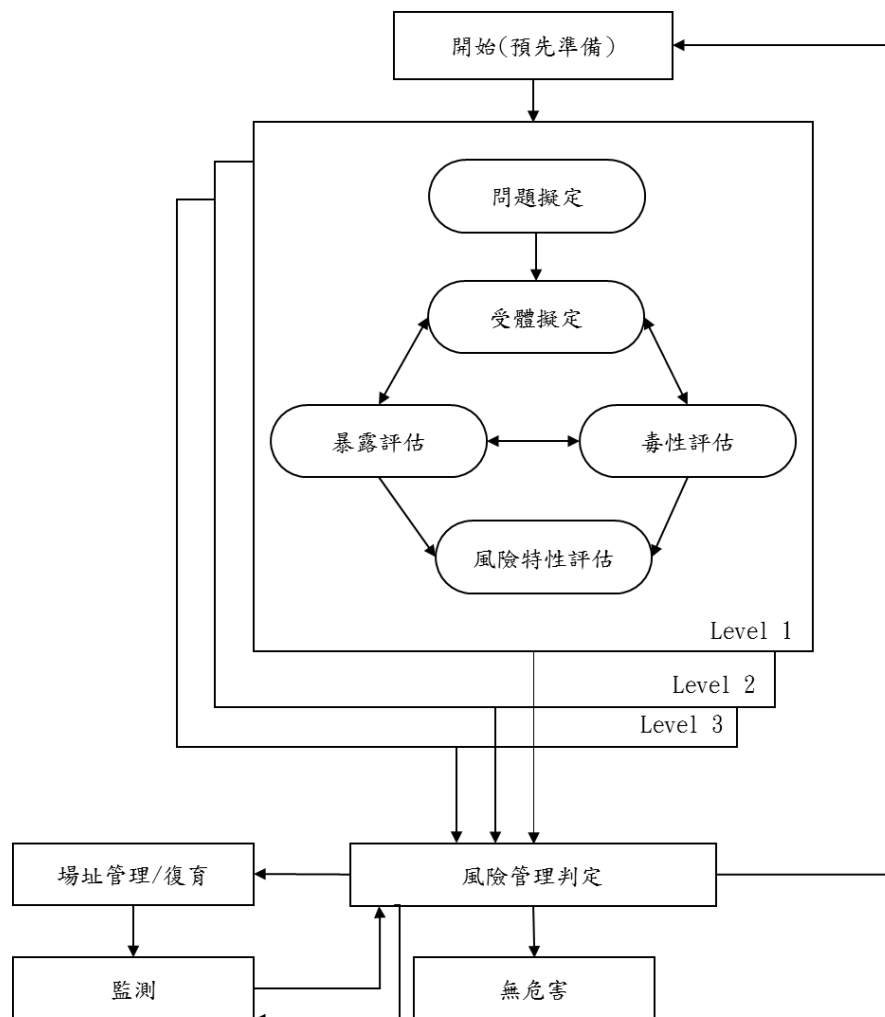


圖 1.4.4-1 澳洲生態風險評估架構

以下為各個層次生態風險評估架構的說明，其條件因素包含法規要求、目標受體、污染物種類、污染程度、暴露情況與毒性數據資料等：

(一) Level 1

為一套簡單的篩選方法，主要目的在符合一般性條件並保護棲息於場址所屬土地型態之生物群，其型式如同前述其它國家所提到的篩選性風險評估 (Screening Level Assessment)。在 Level 1 評估中主要採用通用型生態價值 (Generic ecological values) 作為其受體判定的依據，通用型生態價值是一種依據州、區域或標準土地使用形態來做分類的生態價值，與土地型態及該類型土地所棲息之生物種類具關聯性，依照土地的使用類型差異而對土地的保護有所不同，表 1.4.4-1 即為不同土地使用方式所存在之物種類型，其中當出現混合型土地使用時，則所有相關生物類型的生態價值皆需納入考量；若該土地涉及利用型態改變時，特別對於轉變為敏感度較高的土地時，也應以敏感度較高之土地價值為判定評估基準；且若該場址之污染有可能影響周邊土地時，周邊土地的風險與價值也應該被一併納入評估。表 1.4.4-2 也彙整了 Level 1 生態風險評估所需之各參數。

表 1.4.4-1 不同土地使用方式與其相關之物種類型

土地使用	相關生物種類
住宅區 (Residential)	● 原生植物群和動物群 ● 其它地區引入之植物群和動物群 ● 短暫棲息的野生動物
商業區 (Commercial)	● 原生植物群和動物群 ● 其它地區引入之植物群和動物群
工業區 (Industrial)	● 短暫棲息的野生動物
城市公園綠地 (Urban Parkland)	● 原生植物群和動物群 ● 其它地區引入之植物群和動物群 ● 短暫棲息的野生動物
農業區 (Agriculture)	● 原生植物群和動物群 ● 其它地區引入之植物群和動物群 ● 短暫棲息的野生動物
農村公園綠地和自然保護區 (Rural Parkland and Nature Reserves)	● 原生植物群和動物群 ● 其它地區引入之植物群和動物群 ● 短暫棲息的野生動物

備註：支持生態過程之生物是指細菌、真菌等協助土壤環境物質循環作用的生物體。

表 1.4.4-2 初步生態風險評估架構所需參數

生態風險評估架構	必要參數資料
問題擬定	● 評估目標 ● 場址歷史 ● 概念性場址模型 ● 適當的 EILsoil 或 EILssoil ● 場址利害關係者的確認
受體判定	● 場址內具生態價值之生物群組成、分布
暴露評估	● 擬訂場址相關之暴露途徑
風險特性分析	● 透過關切污染物濃度與 EILsoil 或 EILssoil 之比較值，獲得 HQ 與 HI 的評估結果

(二) Level 2

主要利用田野調查結果，提供進一步的生態風險要素資訊，進行電腦運算研究，考量受體判定、毒性判定與暴露分析等特定場址之影響參數，訂立出特定場址關切污染物之 EILsoil (ecological impact level) 之修正值 EILssoil 並結合現場土壤中關切污染物濃度與修正後之 EILssoil 完成風險特徵描述，在 Level 2 評估中所採用之受體判定依據為專一性場址生態價值(site specific ecological values)，表 1.4.4-3 彙整了 Level 2 生態風險評估中各個評估程序所需之參數。

表 1.4.4-3 Level 2 生態風險評估架構所需參數

生態風險評估架構	必要參數資料
問題擬定	● 現場土壤污染範圍與程度 ● 關切污染物地判定(包括混合污染物的形式)
受體判定	● 場址內具生態價值之生物群分佈
暴露評估	● 以文獻數據為基礎，取得相關生物體之食物、水與土壤之攝食率參數，空氣吸入速率參數，以及皮膚吸收率等相關數據 ● 現場土壤污染物特性，如移動性(mobility)、可利用性(availability)等生物可利用(Bioavailability)
毒性評估	● 相關毒理學研究之文獻蒐集
風險特性分析	● 化學混合物資訊 ● 現場關切污染物濃度(由問題擬定中取得)

(三) Level 3

以實場之田野調查研究以及精密的電腦模式量化暴露層級，重點在於詳細蒐集特定場址之所有相關暴露參數，並同樣利用受體辨定、暴露評估和毒性評估等資料進行特定場址之資訊彙整，且針對特定場址中用來計算生態風險值之關切污染物濃度取得 EILsoil 修正值 EILssoil，考慮場址生態價值，並結合現場土壤中關切污染物濃度與修正後之 EILssoil 完成風險特徵描述，同樣的，Level 3 評估中所採用之受體判定依據為專一性場址生態價值(Site Specific ecological values)。其中與 Level 2 生態風險評估之不同處在於確實取得場址專一性參數，其考量之暴露受體也需擴展至場址外，可能因污染物傳輸等因素而造成風險之生物體，Level 3 生態風險評估中各個評估程序所需之參數如表 1.4.4-4 所示。

表 1.4.4-4 Level 3 生態風險評估架構所需參數

生態風險評估架構	必要參數資料
問題擬定	● 關切污染物的判定(包括混合污染物的形式)
受體判定	● 場址內與場址外具生態價值之生物群分佈
暴露評估	● 關切污染物之傳輸模式 ● 取得場址專一性參數，如相關生物體之食物、水與土壤之攝食率參數，空氣吸入速率參數，以及皮膚吸收率等相關數 ● 現場土壤污染物之移動性、可利用性等特性，如 pH、含水率、密度、孔隙率等 ● 生物可利用率(bioavailability) ● 污染物相關影響介質(食物、水、空氣)之採樣與分析 ● 有關暴露風險之相關動物行為表現資訊
毒性評估	● 較完整性之相關毒理學研究文獻蒐集，含現址、實場與實驗室級研究等
風險特性分析	● 化學混合物資訊 ● 現場關切污染物濃度(由問題擬定中取得)

在完成生態風險評估程序後，風險分析/管理者則須依據評估結果擬定符合場址之風險管理策略，根據其風險危害性的程度差異，其風險管理手段可分為「無危害」、「監測」、「場址管理/復育」或者選擇「進入下一階段的風險評估程序」。如場址特性分析結果顯示場址沒有不良的生態影響時，即現場土壤污染物濃度低於或等於 EILsoil，風險管理者可選擇「無危害」或「監測」手段；若場址特性分析結果顯示場址存在生態危害性時(土壤污染物濃度高於 EILsoil)，則管理者須選擇進行「場址管理/復育」程序或進入下一層次的風險評估程序，通常選擇進入下一層次之生態風險評估之主要原因是風險分析/管理者認為更進一步之評估程序結果，能提供更具有生態合理性的結果，並且較具成本效益，利用更精準的現場資訊以獲得較貼近場址真實狀況之風險結果。一般而言，風險管理策略需同時納入經濟、生態與社會因素，其經濟性影響因素包含場址尺寸、土地價值與復育成本等；「社會性」影響因素則包含污染物存在型態、現行與可能的土地使用形態，以及場址周圍土地使用型態等；而「生態性」影響因素則包含在受體判定中，所定義出之具環境價值且需受到保護的物種。

1.4.5 綜合評析

透過上述對於各國生態風險評估制度的解析後，可確認各國生態風險評估多以美國環保署所提出之架構為其藍本，先透過文獻與歷史調查資料的蒐集彙整，確認場址是否具備進行生態風險評估之條件，因評估過程所獲資料的差異與複雜程度不同，因而設計出由簡至繁的層次性評估程序，各層次評估程序皆由問題擬定、受體判定、暴露評估與風險特性描述等四大關鍵步驟構成。

因應各國污染場址的管理制度，不同國家生態風險評估程序的設計有些微差異，整體來說，可將生態風險評估分為二階段執执行程序，各國皆統一以第一層次(篩選性)生態風險評估方法作為污染場址的第一階段評估程序，可搭配採用化學性與生態性暴露評估式，主要目的在於初步快速判定場址是否具生態風險危害性，並釐清場址後續值得進行評估之關切污染物與暴露途徑，且在有限資訊前提下，整體評估上多採用統一且保守性的假設。

當篩選性生態風險評估結果顯示場址污染不具生態風險(可忽略風險)時，則污染場址的整治與管理可排除生態風險危害；如具風險疑慮者，評估者需考慮進入下一階段之生態風險評估程序，利用專一的場址資料，進行毒理性與生態性的綜合評估程序，獲得較完整或定量的生態風險評估結果。

第二階段工作依國情不同，可區分為一至兩個層次的評估程序；其主要差異仍是考量場址專一性資料與參數不足時，可循序漸進的評估工作。一般來

說，第二層次多採用生物毒性測試與生態調查等方法，如利用簡單的土壤特性調查，或是以生態毒性測試分析生物對於污染物吸收比例試驗結果，進行生態毒性篩選值的修正，實際釐清污染場址之介質對於生物體是否造成危害或抑制，也確認場址當地(附近)生態敏感區是否已出現生態受體受到危害的現象，另第三層次除場址數據更具專一性外，也會利用模型模擬等方式，進一步解讀所觀測到之生態危害與當地污染狀況的確具有直接相關，對於生態篩選值的修正上也可進一步納入暴露頻率等參數。結合上述各個評估分析結果與 HQ 與 HI 值的計算判定，以完成場址之風險特徵描述。在完成任一層次之生態風險評估後，風險分析/管理者須依據評估結果擬訂符合場址之「風險管理策略」，依據場址之風險危害性的程度差異，選擇其風險管理手段。場址特性分析結果顯示場址存在生態危害性時，管理者將同步評估其經濟、生態與社會等影響因素，包含受體承受度、土地使用形態、土地價值與復育成本等等，選擇適合該場址之場址管理與復育策略程序；若風險分析/管理者認為更進一步之評估程序，能提供更具生態合理性的結果，並且較具有成本效益時，則可選擇進入下一層次之生態風險評估，利用更精準的現場資訊，以獲得較貼近場址真實狀況之風險結果。各國生態風險之層次性架構比較如圖 1.4.5-1 所示。各國生態風險評估之比較如表 1.4.5-1。

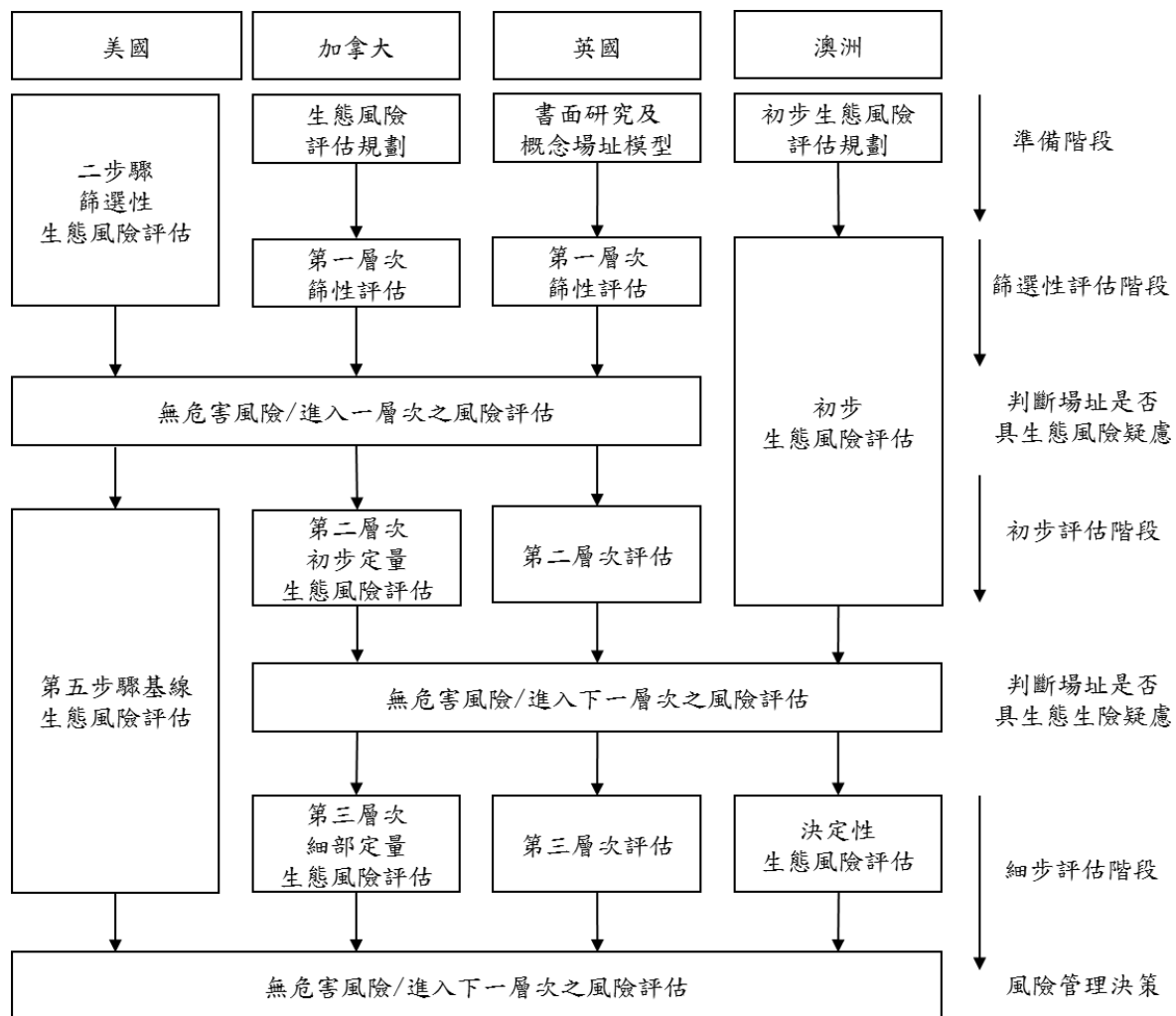


圖 1.4.5-1 各國生態風險評估之層次性架構及對應關係比較

表 1.4.5-1 各國生態風險評估差異與優缺點比較

階段	美國	加拿大	英國	澳洲
準備階段	場址現勘、問題擬定、毒性評估	生態風險評估規劃	書面研究及概念場址模式：場址污染性、可能污染原因、確立保護目標、分析終點與評估終點、蒐集必要資訊	生態風險評估規劃
篩選評估階段	暴露評估風險特型描述	第一層次篩選性生態風險評估：充足的文獻研究場址資料收集	第一層次篩選性評估：場址調查規劃與採樣分析作業、調整場址概念模式、取得關切污染物之土壤篩	初步生態風險評估：問題擬定、受體判定、暴露評估、風險特性分

段			選值(SSV)、進行生物可利用性等參數之濃度修正並與 SSV 或其他指引標準值進行比較、污染濃度超過 SSV 之情況可能進行場址概念模式修正與場址補充調查	析
是否具風險疑慮	無危害風險/進入下一層次之風險評估			
初步評估階段	基線生態風險評估：問題擬定	第二層次初步定量生態風險評估：補足篩選性生態風險評估數據、採用生物毒性測試為評估化學物質毒性的試驗工具	第二層次生態風險評估：進行生態調查、生物測試等適當之場址評估設計及計算可能之受體危害程度	
	基線生態風險評估：研究設計、數據品質目標			
	基線生態風險評估：實場採樣規劃驗證	無危害風險/進入下一層次之風險評估		
細部評估階段	場址調查與數據分析	第三層次細部定量生態風險評估：大規模及完整性的實場調查(生態系統特性、毒性分析、污染物移除、暴露徑)、定量性的風險分析(生物毒性測試、生態調查)	第三層次生態風險評估：分析所有可利用數據並評估污染物與受體危害之關連性(是否有其他環境或人為因素影響)	決定性生態風險評估：問題擬定、受體判定、暴露評估、毒性評估、風險特性分析
	風險特性分析			
風險	無危害風險/監測/風險管理與整治策略			

管 理 決 策				
優點	提供完整生態風險評估方法，主要以問題擬定、風險分析與風險特徵描述為主要概念架構	進入三層次生態風險評估架構前，群列出 11 條準備階段的工作內容；各層級之生態風險評估皆由下列四元素組成：受體特性分析、暴露分析、危害分析、風險特性分析	提出完整的生態風險評估架構指引外，也同時提供土壤篩選值 (SSV) 最適計算指引與相關主題生態風險之生物測試指引，且各層次評估階段皆有詳細流程圖可供參考	根據美國與加拿大生態風險評估方法，各層次基本架構為問題擬定、受體判定、暴露評估、風險特性分析為基本架構
缺點	提出時間最早，因此各評估階段較無詳細規劃步驟	準備階段規劃完整，進入評估階段後較無詳細劃步驟	除生態風險評估層級之間，各層級內皆有風險決策點，可能需要較長的評估時間	生態風險評估階段只分初步與決定性層次，風險決策點較少

1.5 研究流程及方法

1.5.1 研究流程

本計畫之研究流程為先蒐集國內外含有生態風險評估(或架構)、汞或戴奧辛、底泥等相關文獻，並進行分析彙整，再綜合美國環保署在 1998 年所公佈的「Guidelines for Ecological Risk Assessment」以及特別針對超級基金場址提出一套評估指引「Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments (USEPA, 1997)建立生態風險評估架構。爾後，導入本計畫案場-安順場址，並補充蒐集或調查場址相關資料，以建置出完善的概念性場址模型(CSM)，再進行生態風險評估流程，依序執行問題擬定、風險分析及風險特徵描述，最終依生態風險評估結果進行風險管理對策及溝通，並結束專案計畫，如下圖 1.5.1-1 所示。

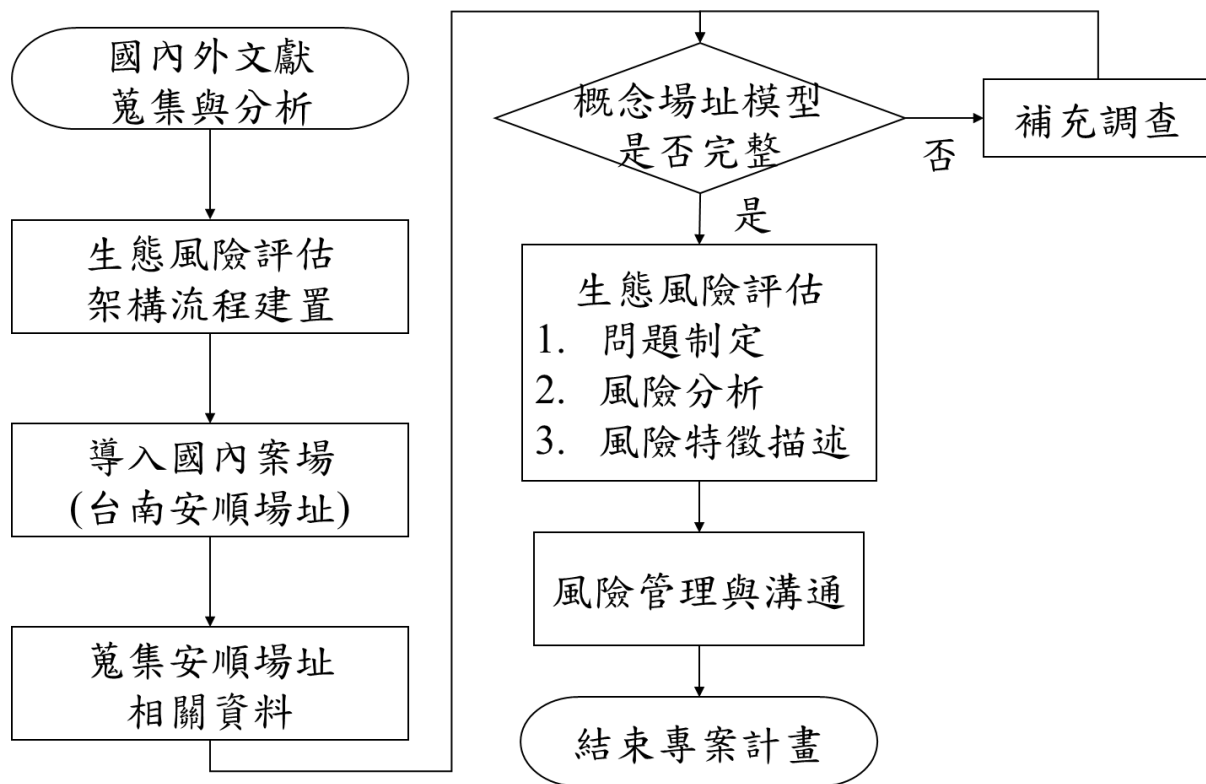


圖 1.5.1-1 本計畫之研究流程

1.5.2 研究方法

本計畫生態風險評估架構綜合美國環保署在 1998 年所公佈的「Guidelines for Ecological Risk Assessment」以及特別針對超級基金場址提出一套評估指引「Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments (USEPA, 1997)」，架構如圖 1.5.2-1 所示。整個過程大致分成四個步驟：先期規劃與準備、形成及歸納問題、分析期及風險特徵界定期，最後評估結果再與風險管理者溝通與討論，期待在環境管理決策時，能提供符合經濟、社會與生態等三面向永續經營需求的參考依據。詳細研究方法及每一步驟之工作方法，詳細說明如後所示。包含：(一)先期規劃與準備；(二)形成及歸納問題；(三)風險分析；(四)污染暴露模式評估；(五)生物濃縮因子(BCF)及生物累積因子(BAF)之計算；(六)風險特徵界定；(七)風險管理；(八)生態風險為基準之整治矯正行動(risk-based corrective action for the protection of ecological resources, Eco-RBCA)；(九)生態風險評估工具(資料庫或軟體)；(十)安順場址相關資料蒐集。

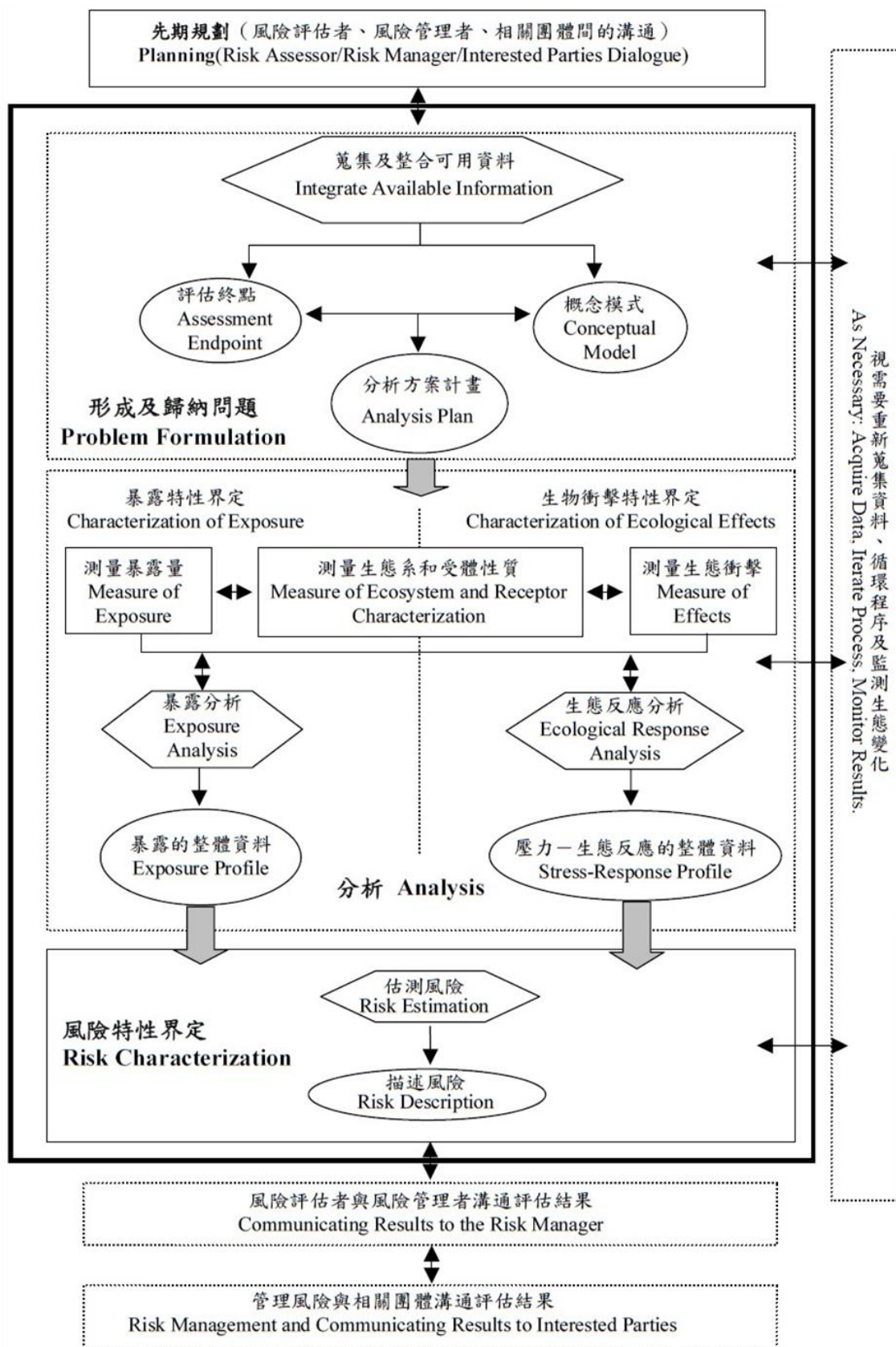


圖 1.5.2-1 生態風險評估架構

(一) 先期規劃與準備

管理者會與相關團體、專家學者等就特定議題溝通，希望在風險管理目標、風險評估目的與可利用軟硬體資源上能獲得利害關係人之各方共識。

(二) 形成及歸納問題

首先對造成生態衝擊的生態來源、特性與影響做資料的蒐集及整合；提供評估範疇的基礎，包含：影響生態危害鑑別、評估目標與評估終點 (assessment endpoints) 的確定、場址概念模式 (conceptual site model) 的準備、分析的規劃 (analysis plan)，及了解哪些動植物需要受到關注或處於危險中；接著依據壓力來源、影響路徑、及生態受體各種單元之間的關係，繪成圖示，以形成初步的「場址概念模式」；最後依據評估終點與概念模式訂定出「分析方案計畫」，此階段完成後需與管理者溝通，以確認下一階段的進行細節。為提供風險評估前之基本的資料蒐集與關鍵問題的釐清，主要工作內容包含：

1. 透過環境設定 (environmental setting) 初步了解土地過去、現在與未來的使用狀況等場址歷史，已存在場址內的設施，其環境特性與生態類型，如濕地、森林、草原、河川湖泊等水體，並判定由污染所造成風險之潛在或已知的區域，以及是否出現污染傳輸而影響場外其他地區等。
2. 由中石化委外顧問公司於民國 99 年所調查之歷史及濃度資料等等，取得場址內已知與潛在的關切污染物 (chemical of concern, COC) 判定。例如：戴奧辛及汞。
3. 污染物的移動，探討關切污染物的物理特性、傳輸擴散與轉化 (fate & transport)，包含污染物如何透過食物鏈的傳輸轉移，及動植物體對於污染物的攝取反應 (如：生物累積性 bioaccumulation)。
4. 評估終點 (assessment endpoints) 的選擇，判定何種物種、生物群與棲息地為生態風險主要關切受體；選擇評估終點也應考量經濟的重要性、社會重視度，生態重要性和污染敏感度等因素，其中需特別注意：(1) 污染物的接觸，包含完整的暴露途徑，因動植物生活於污染區域內，透過攝食與皮膚接觸等行為而接觸含有污染物之環境介質 (底泥、土壤、水、空氣)；(2) 動植物的影響，不同的污染物存在對於不同物種的影響。

(三) 風險分析

主要是執行第二階段所訂定之分析計畫，包含兩部分：暴露特性界定 (exposure profile) 與生態影響特性界定 (ecological effects characterization) 兩部

分。前者是依據壓力源(stressors)出現的種類(如：化學性、物理性或生物性)、時機、頻率、強度、是否有生物累積性及影響的尺度大小，建立出一個完整的暴露資料，此階段的主要工作是利用既有數據及數學模式推估，並建立暴露整體資料；後者是在定量（量化）處於該壓力源(stressors)暴露下的生物受體，其產生的生態反應及效應為何。此階段的主要工作是找出各種化學性生態壓力的毒理學資料，並針對每一種化學性生態壓力，發展出濃度對應生物種類受影響機率百分比的模式。

暴露評估與風險計算，主要評估(1)動植物體對於污染物之暴露層級，並(2)比較最大污染物濃度的篩選數(Screening numbers)，該比較結果稱為危害商數(Hazard Quotients, HQ)。篩選性生態風險即利用危害商數(HQ)數值進行初步評估，HQ 是一個比值，用以評估污染物的存在是否對生態造成有害性的影響；當篩選層級計算結果(危害商數)顯示場址具有生態風險存在之可能性時，風險評估和風險管理小組應決定是否進行進一步深入的調查研究。此外，透過篩選性風險評估的資料可了解何種污染物與暴露途徑(Exposure routes)不構成風險，在後續評估中可被排除。當 HQ 大於 1 時，顯示該污染危害將造成嚴重有害性；HQ 等於 1 時，表示單就此污染物不太可能造成生態風險；HQ 小於 1 時，則表示污染物有害性影響之可能性不大。

(四) 污染暴露模式評估

安順場址未來環境的暴露及風險，必須選用適當模式來推估風險，及防患風險於未然。選用的模式輸出結果，必須要能達到解(詮)釋案場評估終點(assessment endpoints)之目的；且選用模式之適當性及正確性，必須要能夠接受各方利害關係人科學公正性及合理性的檢驗。

(五) 生物濃縮因子(BCF)及生物累積因子(BAF)之計算

BCF (bioconcentration factor)意指生物濃縮因子，其計算為生物體內之濃度除以環境中之濃度；例如，魚在水環境中之濃縮因子，BCFFW 為魚體濃度(mg/kg)除以水中濃度(mg/L)。一般而言，BCF 指與受污染環境直接接觸，平衡後的濃縮因子。BAF (Bioaccumulation Factor)生物累積因子，則進一步包含受污染環境直接接觸，以及捕捉進食受污染環境之動植物所累積之污染機制。

(六) 風險特徵界定

將第三階段的暴露整體資料與壓力-生態反應整體資料整合分析後，初步估測此 壓力源的潛勢風險及對此生態系各生物物種的風險大小，應均衡、清晰、合理、一致且易於了解， 詳細說明所有的假設與不確定性，以

及明確的專業判斷；可分成兩大部分，「推估風險」及「描述風險」。推估風險是結合暴露解析與暴露影響的資料結果，並總結其相關的不確定性；描述風險則是提供信息的重要結果解釋，除了確定評估終點的有害性影響與風險程度，亦須探討證據資料本身的充足性與不確定性因素。

生態風險估計中有幾個不確定性的來源，如所選擇之關切污染物的採樣數據與其可適用的毒理資料；在有限的實驗室數據、其他生態系統所提供的數據或有限的場址評估時間，而對於場址生態受體所獲得的毒性評估結果；暴露評估中所採用的化學監測數據與模式所含有的不確定性；以及同時具有多個生態關切物質存在時所可能產生的風險不確定性，而這些來源可分為三個基本類別：

1. 場址概念模式的不確定性：最初描述場址生態問題時，對於暴露途徑 (Exposure routes)、生態關切物質與生態暴露程度等所作之專業判斷和假設，所導致之不確定性。
2. 自然變異和參數誤差：生態系統包含非生物性(如天氣)與生物(如人口密度)變化，通常只能針對少部份已知情況下進行採樣；因此，對於真實分布狀況具有不確定性存在。
3. 方法的誤差：模式與真實環境條件中存在特定程度上的落差，模式推估往往相對簡單化，附帶些許假設。

(七) 風險管理

生態風險評估的結果主要作為場址整治行動的決策依據，針對不同的污染與風險程度，進行適度的復育工作與風險管理策略，透過風險管控手段，進行補救行動，以減少污染物之毒性、危害性及流動性(擴散)，且同步評估不同操作手段之整治成本，達到長期「維護生態環境安全」與「符合成本效益」的風險管理效果。

(八) 生態風險為基準之整治矯正行動 (risk-based corrective action for the protection of ecological resources, Eco-RBCA)

除了上述美國環保署提供之架構以外，本計畫亦加入 ASTM 於 2014 年公佈之準則「Standard Guide for Risk-Based Corrective Action for Protection of Ecological Resources」，此準則是基於「風險的矯正行動」來進行生態資源的保護 (Eco-RBCA)，並提供了靈活的分層架構，能夠在有化學洩漏的場址中，進行生態風險評估 (Ecological Risk Assessment, ERA) 和風險管理決策。

Eco-RBCA 程序，考慮到場址和條件的多樣性，提供了一個可以針對特定地點所需要的架構。為了便於 Eco-RBCA 的實施，這個架構是由十個步

驟和三個風險評估等級，開始為較簡單的分析，當場址條件許可時，再進展到更加複雜的評估(圖 1.5.2-2)。雖然由步驟和層級組織成，使用者會認識到，Eco-RBCA 的執行概念是以直線前進的方式，但其決策與成果未必以直線的方式來呈現。其目的是在最適合且滿足評估的需要和目標的方法來進行評估，及適時動態調整執行決策。

RBCA 程序，每一層包含了五種類型的活動，增加了評估進行的複雜性和工作的規模。這些活動包含：(1)規劃和範疇界定；(2)數據和資料的收集；(3)分析和評估；(4)決策；(5)補救行動。活動的細節及如何執行，是取決於該場址的性質及複雜性和層級的不同而有所變化。在 Eco-RBCA 程序中，早期的假設偏向過度的保護(也就是"保守")，因為在非特定場址的數據必有不確定性。通常，在對場址進行分層評估，有更多特定場址資訊的收集和不確定性減小；因此，不太保守的假設可用於評估之中；隨著現場條件的認知提高了，信心也往往會隨之增加。經過分層程序，評估的發展是越來越形式化的，其中可能包含篩選等級的評估文件，或正式使用的生態風險評估(ERA) 方法。當特定場址的特定資訊被制定出來，場址條件的不確定性便會下降；相對的減少了不確定性，亦可使用更多場址的特異性和較不保守的估計及暴露和影響的假設。

Eco-RBCA 十步驟程序分為調查、評估、決策判定及補救行動的四個分立層級。值得注意的是，分層評估依序進行 Eco-RBCA 程序的步驟，雖然不是每一層評估都需要正式化的說明文件；但一直到場址評估完成，正式化的文件仍然都非常重要。針對資源的有效管理，這種方法允許使用者使用專業的判斷及經驗基礎。這個程序從初期的場址評估(Step 1)開始，基於現有的場址數據及其他容易可得的資訊，發展初步場址概念模式。根據這個資訊的評估，判斷相關生態受體與棲息地中是否存在潛在的不可接受風險(Step 2)。如果得出的結論含有潛在的不可接受的生態風險，那麼就進一步到反應行動 (Step 2)或開始分層評估(Step 3~8)。Eco-RBCA 在準則中分為三個層級，每一層中的細節、工作和資源都不同。第一層 Eco-RBCA (Step 3、4，詳如圖 1.5.2-3 所示)，是使用有限的場址特定數據及保守的篩選標準來決定評估篩選等級：(1)不論潛在的生態風險是否可接受；(2)如果補救措施是必要的；(3)如果需要更詳細的評估是適當的。在後者的情況下，第二層評估的進行(Step 5、6，詳如圖 1.5.2-4 所示)，擴展了對暴露及影響的場址特定數據的使用。最後，評估程序可能會引領至第三層評估(Step 7、8，詳如圖 1.5.2-5 所示)，是一個詳細的場址特定評估，涉及定量的方法來評估場址特定生態風險。

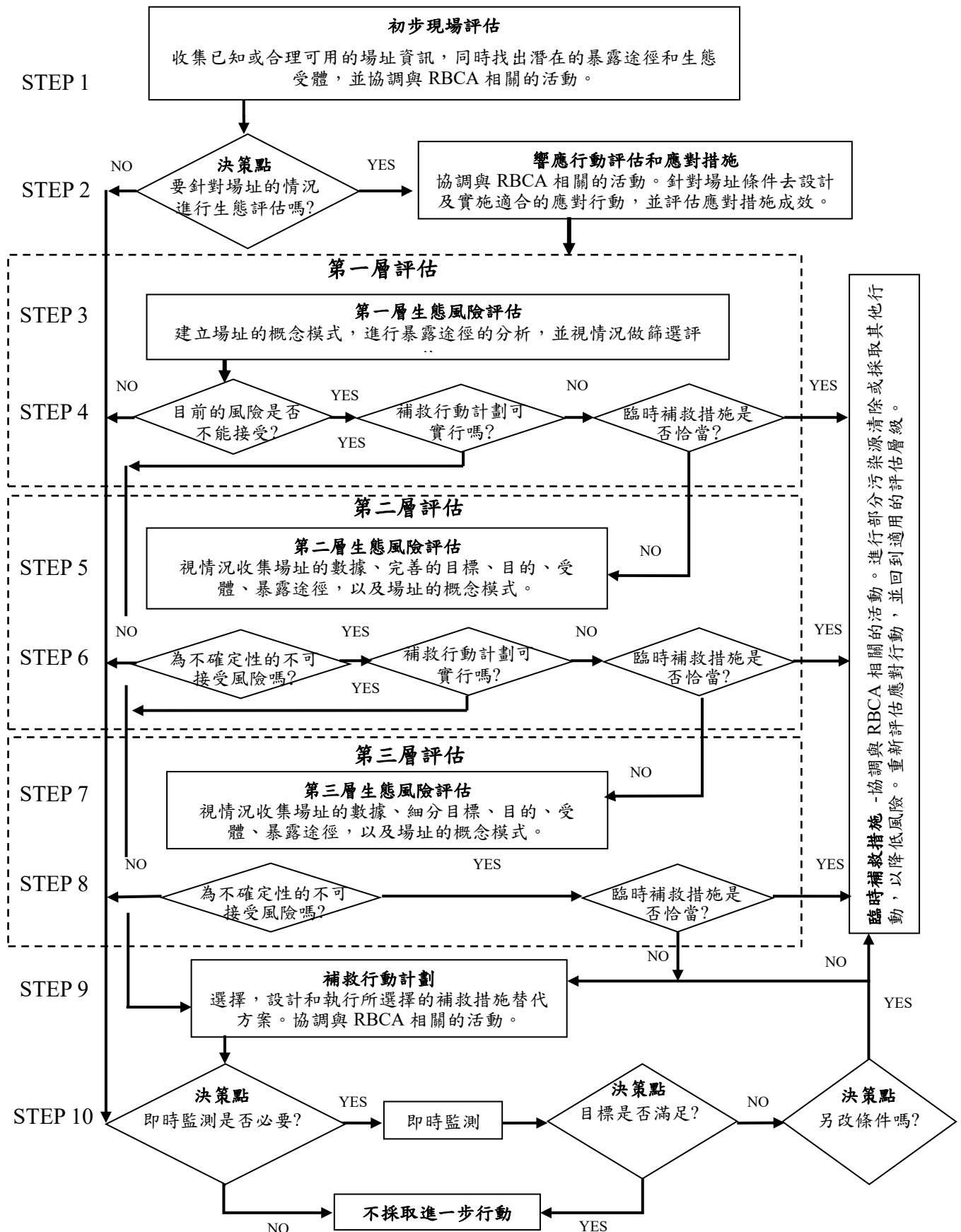
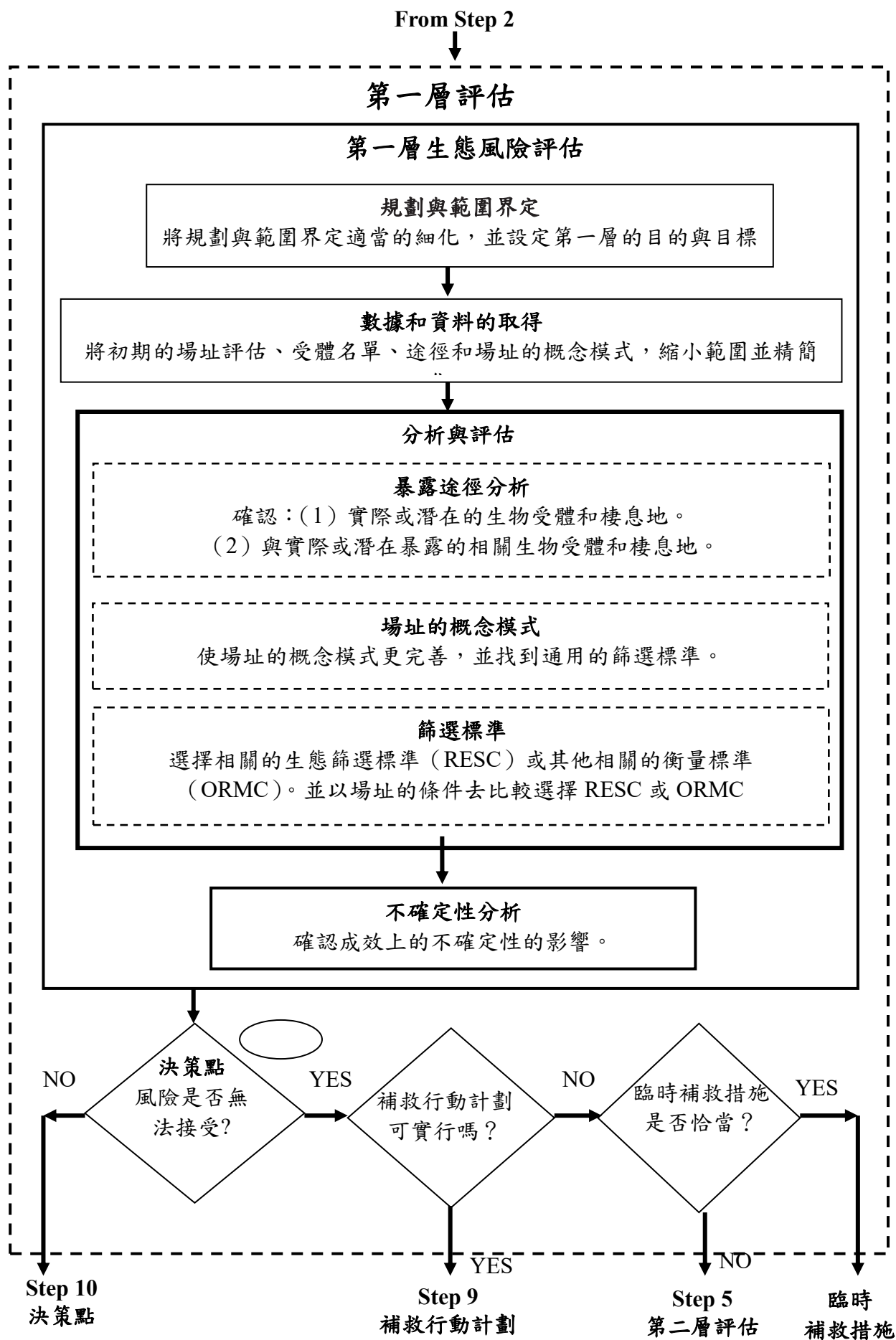


圖 1.5.2-2 生態-RBCA 過程流程圖-改編自 RBCA 流程 (E2081 準則)



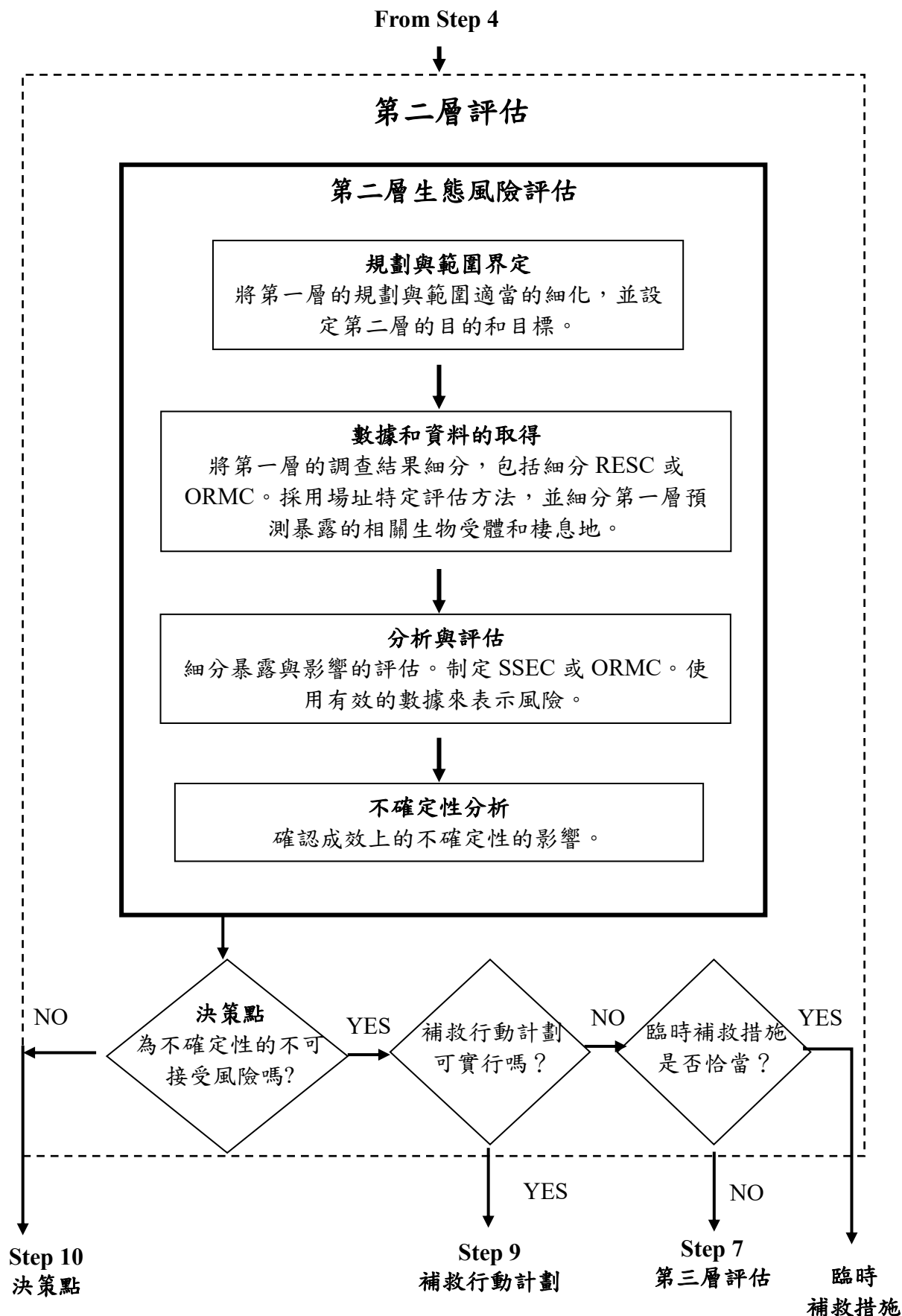


圖 1.5.2-4 第二層評估流程圖

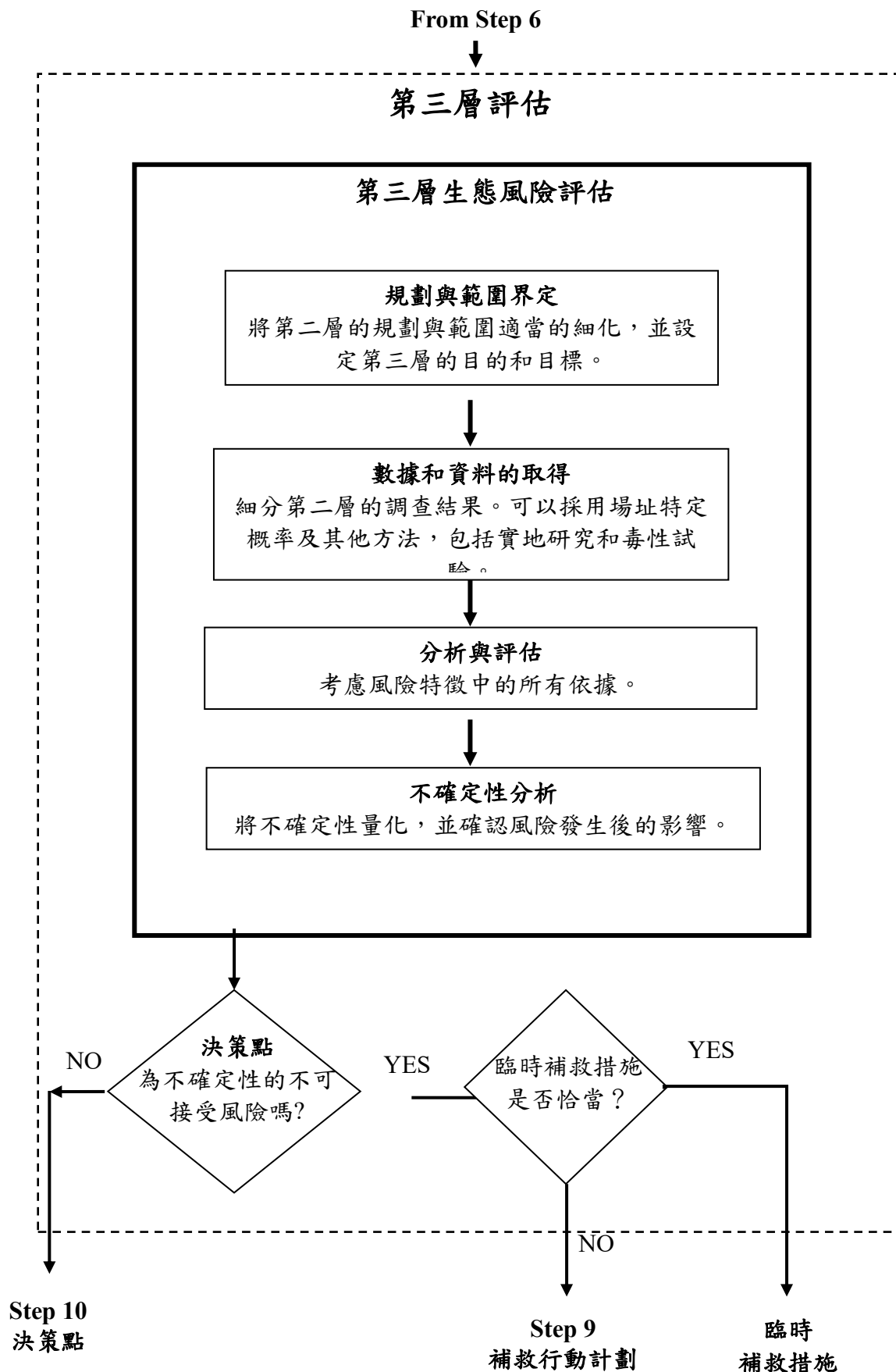


圖 1.5.2-5 第三層評估流程圖

(九) 生態風險評估工具(資料庫或軟體)

本計畫根據污染暴露模式，以計算危害商數(Hazard Quotients, HQ)及危害指標值(Hazard Index, HI)，作為風險特徵描述的評斷依據，評估污染物的存在是否對生態造成有害影響。污染暴露模式評估所需之軟體及所需之資料庫，可以參考美國環保署開發之生態風險評估資料庫與軟體，並且適時參考選用。

(十) 安順場址相關資料蒐集

本計畫主要蒐集安順場址資料為：

1. 地理位置
2. 污染場址面積
3. 污染介質與傳輸
4. 案場水產食物與其污染濃度
5. 概念性場址模型

1.5.3 數據品質

本計畫所提及的底泥及水生生物種之戴奧辛與汞濃度數據，為中石化(台鹼)安順廠整治場址公開網站(<http://epb3.tainan.gov.tw/cpdc/ch/default.asp>)之公開成列之審核計畫書，以及安順廠土壤污染整治場址污染整治計畫書。其中，依據美商傑明工程顧問(股)台灣分公司於民國 99 年所辦理計畫書之數據結果，進行本計畫計算風險評估之數據來源。其執行土壤採樣作業為依據環保署公告的「土壤採樣方法-NIEA S102.61B」與「土壤檢測方法總則—NIEA S103.60C」之規範，且採樣作業樣品質管制流程為前置作業、樣品標籤規劃、監視鏈表單、採樣品管樣品採集、樣品運送、樣品接收、樣品登錄、緊急通報處理等均需保持連續、正確、完整之紀錄。戴奧辛樣品檢測方法為「戴奧辛及呋喃檢測方法—同位素標幟稀釋氣相層析／高解析質譜法-NIEA M801.10B」；汞樣品檢測方法為「土壤檢測方法總則-NIEA S103.60C」；魚體檢測方法為「魚介類甲基汞檢測方法-NIEA C501.00T」。

1.6 潛在影響區

本案場廠區內區分為海水貯水池(A及B區)、鹼氣工廠-樹林區、草叢區、單一植被區、鹼氣工廠、五氯酚工廠等，各區域相對位置如圖 1.6-1，而本計畫將針對海水貯水池此區域進行生態風險評估。對於安順場址的生態而言，可分為空中生態、陸域生態及水域生態；空中生態中被污染之環境介質為空氣，陸域生態被污染之環境介質則是土壤及地下水，而水域生態被污染之環境介質為底泥。本案場之關切污染物(COC)為戴奧辛及汞，因為其物化之特性，因此只有汞會揮發至空氣中，雖然戴奧辛與汞會進入至土壤及地下水中，但是藉由土壤及地下水進行傳輸之機率較低，因此此兩種傳輸途徑於本計畫中不列入考量。然而，針對水生生態系統及人體健康安全之危害性，則以安順場址中的水域生態作為潛在生態影響區，而底泥為最終污染受體，且為影響水生生物之重要暴露路徑(Exposure pathway)，如圖 1.6-2 的紅框內所示。



圖 1.6-1 安順場址各區域相對位置圖

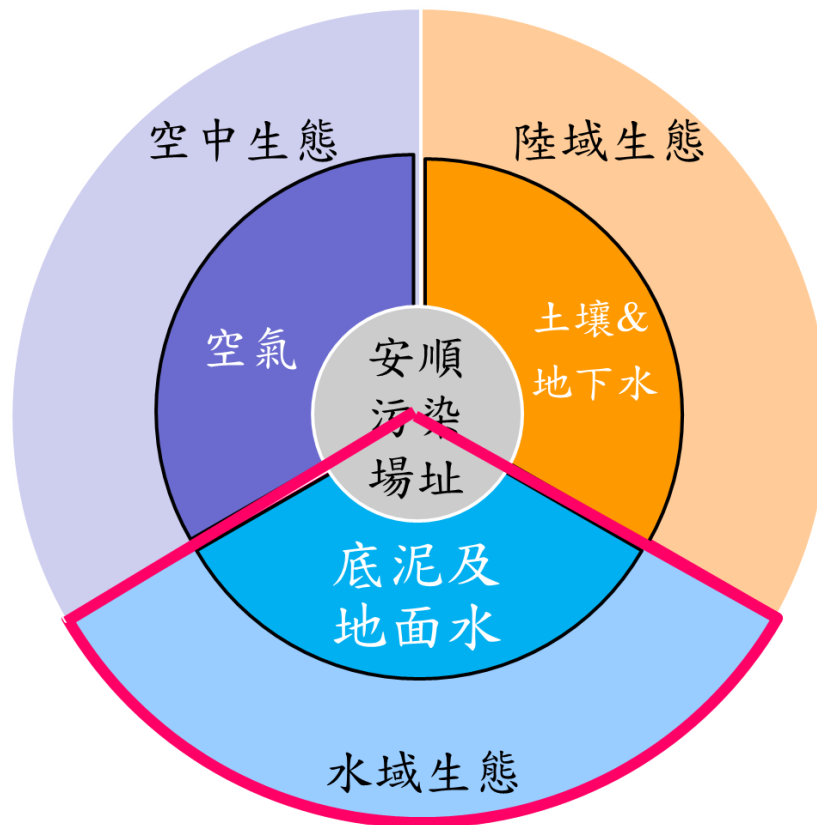


圖 1.6-2 安順場址之潛在影響區域示意圖

1.6.1 底泥污染現況處理方式

安順場址之底泥污染係依據「土壤污染整治場址污染整治計畫書」進行疏濬、客土回填、縮限集中暫存、打包圍封等等，後續再依各項整治技術之特性，結合形成一連串之整治列車。目前其主要整治階段為：

1. 開挖移除高濃度污染土壤，並以熱處理技術為主進行快速地整治，以達污染物總量減量的目的；
2. 以濕處理及生物處理等整治技術，進行中、低濃度污染土壤處理；
3. 進行海水貯水池底泥疏濬清理，以斷絕食物鏈的危害及生態破壞之虞。以達到環境保護與永續利用之終極目標。

然而，對於生態環境及人體而言，含有戴奧辛及汞污染的底泥會經由魚類或底棲蟹類等水生生物食入，因生物累積(Bioaccumulation)、生物濃縮作用(Bioconcentration)及生物放大作用(Biomagnification)等反應而危及生態環境，且人類經由捕食水生生物，而導致人體健康危害，因此本計畫針對安順場址中底泥，進行戴奧辛及汞對於水生生物的生態風險評估。

1.6.2 可能之暴露途徑

安順場址中的鹼氯工廠與五氯酚工廠，其產生之戴奧辛及汞會藉由排水溝(如下圖 1.6.2-1 所示)的排放，經地表水徑流或暴雨沖刷等傳輸機制，將污染物帶入海水貯水池 A 和 B 中，最終沉積於底泥。而含有戴奧辛及汞的底泥與貯水池水體，主要經由底棲生物的食入(Ingestion)或皮膚接觸(Dermal contact)，及少部分的吸入(Inhalation)而進入食物鏈中，最終人類經由捕獲且食入水生生物，將危及人體健康。



圖 1.6.2-1 鹼氯工廠及五氯酚工廠廢水排放口進入海水貯水池相對位置

二、 問題範疇制定

本計畫場址生態風險評估的問題制定包含：

- (一) 關切化學物質的特徵(Contaminants of Concern Characteristics)
- (二) 污染物的潛在轉化與傳輸(Fate and Transport)
- (三) 生態影響性(Ecological Effects)
- (四) 暴露途徑(Exposure Routes)
- (五) 評估終點(Assessment Endpoints)
- (六) 概念性場址模型(conceptual site model, CSM)，將依序於下進行說明。

2.1 關切化學物質特徵

本案場因之前工廠營運時所造成之污染物有戴奧辛、汞以及五氯酚(Pentachlorophenol, PCP)，主要污染來源為鹼氯工廠及五氯酚工廠製程中產生之中間產物、廢棄物及產品。目前中石化公司已將製程中的產品-五氯酚全數放入石棺中封存，因此廠區無五氯酚之污染，然而現存且整治之主要污染物質為戴奧辛及汞類化學物質，其物化特性彙整如表 2.1-1。

戴奧辛俗稱「世紀之毒」，包括多氯二聯苯戴奧辛(polychlorinated dibenzo-p-dioxins，簡稱 PCDDs) 75 種，及多氯二聯苯呋喃(polychlorinated dibenzofurans，簡稱 PCDFs) 135 種，結構如下圖 2.1-1 所示。兩類均對人體及環境生態造成危害（行政院環保署，2012），而我國法規規範 17 種戴奧辛(如附錄)。國際癌症研究中心(International Agency for Research on Cancer, IARC)、美國環保署(US Environmental Protection Agency, USEPA)及世界衛生組織(World Health Organization, WHO)皆指出，戴奧辛以 2,3,7,8-tetrachlorinated dibenzo-p-dioxin (即簡稱 2,3,7,8-TCDD)最具毒性，被歸類為「一級人類確定致癌物」。戴奧辛屬持久性有機污染物(persistent organic pollutants, POPs)，具成分複雜、難分/降解、毒性大、親油疏水等特性，可長期存在環境中並持續地累積在土壤、底泥及動植物生物體中(Czuczwa and Hites, 1984; Brzuzy and Hites, 1996; Wagrowski and Hites, 2000; Gies A et al., 2007; Hutzinger et al., 1985; Alcock and Jones, 1996; Jim A. Field et al., 2008)，對於環境生態及人體健康危害甚高。其高脂溶性之特性，易經食物鏈傳輸，並累積在生物體脂肪組織中(林德賢，1999)。人體若暴露接觸在戴奧辛環境，如空氣、土壤、底泥等介質或生物體中，對人體具有急性、長期慢性或致癌的潛在健康風險(European Commission DG Environment UK Department of the Environment, Transport and the Regions, DETR, 1999)。

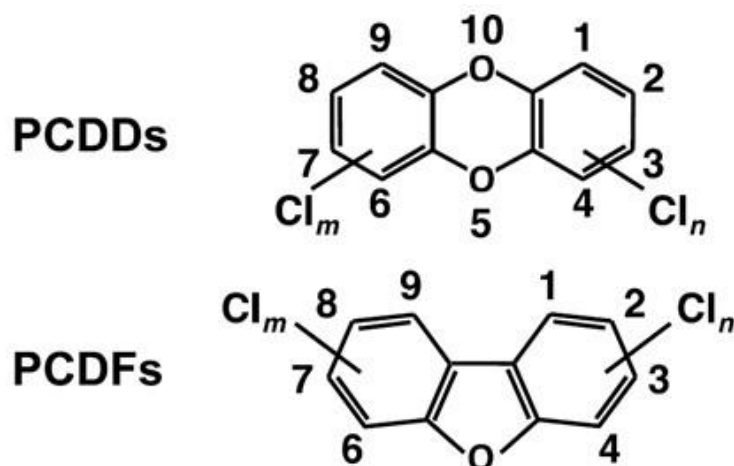


圖 2.1-1 戴奧辛類化合物構式(Hideyuki Inui et al., 2014)

汞在我國環保規範中屬八大重金屬污染項目之一。汞係天然有毒元素，亦在常溫下(20℃)唯一呈現液體狀態的金屬，且具低沸點、易揮發及生物累積性之特性。當汞進入環境後，會經由不同物理、化學及生物作用，發生一系列複雜的轉化與傳輸，並以無機汞與有機汞這兩種形式存在，如金屬汞、硫化汞(mercuric sulfide)、氯化汞(mercuric chloride)和甲基汞(methylmercury)(CLU-IN)等化合物(表列如附錄)，將會導致汞的反應性、移動性、生物可利用性與毒性改變(Zhang., 2006)，亦會對生態環境及人體將造成不同程度的影響或致毒(命)性，因此，聯合國環境規劃署(United Nations Environment Programme, UNEP)已將汞列為全球性第一級之污染物質。汞一般會以元素狀態，吸附在土壤顆粒表面或累積於土壤及地下水中(Lamborg et al., 2013)，也容易在空氣、水體及土壤之間進行交換(Ullrich et al., 2001; Fitzgerald et al., 2007a)。當大部分至大氣的汞會形成蒸汽汞，也會以元素汞長時間存在大氣中，而會經由乾或溼沉降(dry or wet precipitation)回到地表，同時也會因蒸發作用(evaporation)再次回到大氣中，這種傳輸機制對汞大範圍擴散的循環極為重要(Ebinghaus et al., 1999; Liu et al., 2012; Jaeglé et al., 2010)，最終沉積在湖泊和溪流底。然而當生物體暴露於此時，會造成急或慢性中毒，如肺炎、神經、呼吸系統等損害(資料來源：汞安全資料表(Safety Data Sheet, SDS)。當處於缺氧(或厭氧)狀態下，汞易經由微生物(細菌和真菌)作用而轉化成毒性較強的甲基汞(CLU-IN)，其對於生物體會產生極強烈的神經毒性，進而導致感官、視覺或聽覺受到影響(WHO)。

表 2.1-1 戴奧辛及汞的物化特性

項 目	戴奧辛(以2,3,7,8-TCDD)	汞
CAS.NO	1746-01-6	7439-97-6
UN.NO	2761	2809
分子式	C ₁₂ H ₄ Cl ₄ O ₂	Hg
原子或分子量	322	200.6
物質狀態	固體	液態
形狀	針狀	流動性液體
顏色	無色	銀白色
氣味	—	無
沸點 (°C)	—	356.72
熔點 (°C)	305~306	-38.87°C
自燃點 (°C)	—	不燃
溶解度 (mg/L)	1.93E-06 ^B 2 E-06 ^D	0.02 ^A 0.03 ^B 0.06 ^C
蒸氣壓 (mmHg)	7.4E-10 (25°C)	0.0013 (20°C)
比重	—	13.534
蒸氣密度比 (Air=1)	—	7.0
亨利常數 (atm- m ³ /mole)	1.62E-05	0.474
Log Kow	6.8	1.72
嗅覺閾值 (ppm)	—	無味

資料來源：

A：Edwin Henry Klehr,1959. Solubility of mercury in organic liquids. Iowa State University. <http://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=3580&context=rtd>

B：行政院勞委會化學品全球調和制度 Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals(GHS)(http://ghs.cla.gov.tw/tw/ghs_main.asp)

C：SIGMA-ALDRICH-SAFETY DATA SHEET according to Regulation (EC) No. 453/2010 Version 5.7 Revision Date 03.12.2015 Print Date 20.04.2017

D：SAFETY DATA SHEET- 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin solution, Santa Cruz Biotechnology, Inc., Issue Date: Jul-2-2008, Print Date:Apr-22-2010.

五氯酚是種人造的化學物質，自然環境中並不存在。純的五氯酚為無色的結晶體；不純的五氯酚(通常在有害廢棄物處理場)是暗灰色到棕色，以粉塵、珠狀或薄片型式存在。而人類通常暴露到的是不純的五氯酚(也被稱為工業級五氯酚)。五氯酚曾經廣泛地用於殺蟲劑和木材的防腐劑。自 1984 年起，五氯酚的購買或使用只限於申請核準的人，一般人再也不准取得。目前它仍用於工業上，作為電線桿、鐵路的枕木、碼頭的木樁等木材的防腐劑(ATSDR)。

2.2 污染物的潛在轉化和傳輸

對於安順場址而言，汞的轉化與傳輸途徑應為以下三種路徑。第一種路徑為：由鹼氯工廠的排水溝(口)將含有汞的廢水被排放出來，且因汞的特性而蒸發(Evaporation)至大氣中，而在傳輸過程中，汞亦會透過乾或溼沉降(Dry or Wet Precipitation)作用而回到地表水或土壤。而在大氣中的蒸氣汞會藉由風及擴散(Diffusion)或平流(Advection)等作用傳輸。第二種路徑為：由鹼氯工廠的排水溝(口)將含有汞的廢水被排放出來到地表水中，同時，汞也會藉由發生蒸發(Evaporation)、乾或溼沉降(Dry or Wet Precipitation)、溶解(solubilization)及吸收(Absorption)等作用進行大氣、地表水與土壤之間汞的傳輸。在地表水的傳輸過程中，含汞污染之廢水會經由突來的暴雨(Storm water runoff)或徑流(runoff)，進入海水貯水池 A 與 B 內，最終汞會因重力沉積到底泥中。第三種路徑為：由鹼氯工廠生產過程中含有汞的廢棄物或土壤丟棄出，同時也會經過上述作用與大氣和地表水進行汞的傳輸。其主要會藉由風的傳輸機制，將含有汞的揚塵擴散出去。

相較於汞，戴奧辛的轉化與傳輸途徑較為簡單，因為戴奧辛屬於極難蒸發之化學物質，且主要會以固態存在於環境介質中，所以其路徑有以下二種。第一種路徑為：由五氯酚工廠的排水溝(口)將含有戴奧辛的廢水被排放出來到地表水，在傳輸過程中會經由突來的暴雨(Storm water runoff)或徑流(runoff)，進入海水貯水池 A 與 B 內，最終含戴奧辛的微粒會因重力沉積到底泥中。第三種路徑為：由五氯酚工廠生產過程中含有戴奧辛的廢棄物或土壤丟棄出，主要會藉由風的傳輸機制，將帶有戴奧辛污染的揚塵或微粒擴散出去。

然而，對於海水貯水池中的水生食物而言，汞的第三種傳輸途徑以及戴奧辛的第一種途徑影響較為嚴重，因此將針對此種傳輸途徑進行暴露途徑分析及概念性場址模型(CSM)的建置。

2.3 生態影響性

由上述污染物的潛在轉化與傳輸途徑可得知，當戴奧辛及汞最終會進入到海水貯水池 A 和 B 中，且沉積於底泥中，將對水生食物造成較高的危害，並且發現水生食物因長期暴露於污染中，其體型變大且重量變重，更有一些物種的體態畸形變種。

2.4 概念性場址模型

概念性場址模型係一種描述和關切污染物質在環境介質（如空氣、土壤、地下水、地表水和底泥）中遷移的物理、化學及生物過程，使場址的相關資訊，如污染傳輸途徑，污染物質與受體之間關係，以及潛在的途徑會對人或生態受體造成之實際或潛在風險等等，可以藉由模型或路徑圖，讓風險評估者或其他利害關係人能夠深入瞭解案場。

安順場址的概念性場址模型(CSM)為蒐集場址的相關資料，以建置出完善的模型。蒐集資料方向為：(1) 安順場址之廠區平面圖及海水貯水池之水下生物種分布等等；(2) 案場之污染主要來源(Primary source)；(3) 關切污染物(Contaminants of Concern, COCs)的種類，即為戴奧辛及汞；(4) 關切污染物之主要傳輸機制(Primary release mechanism)；(5) 進入環境介質時會影響到的二次來源(Secondary source)與其傳輸機制(Secondary release mechanism)；(6) 進入最終環境介質之污染路徑(Pathways)；(7) 污染物經由暴露途徑(Exposure routes)而影響受體；(8) 最終受污染物影響之生物體種類等等相關資訊。再將所蒐集資料彙整歸類，並建置安順場址之概念性場址模型。將安順場址之海水貯水池由 A-A'、B-B'與 C-C'分別切割成剖面圖(如圖 2.4-1 所示)，以繪製概念性場址模型如圖 2.4-2~2.4-4 所示，亦如圖 2.4-5 表示出其污染傳輸路徑圖。

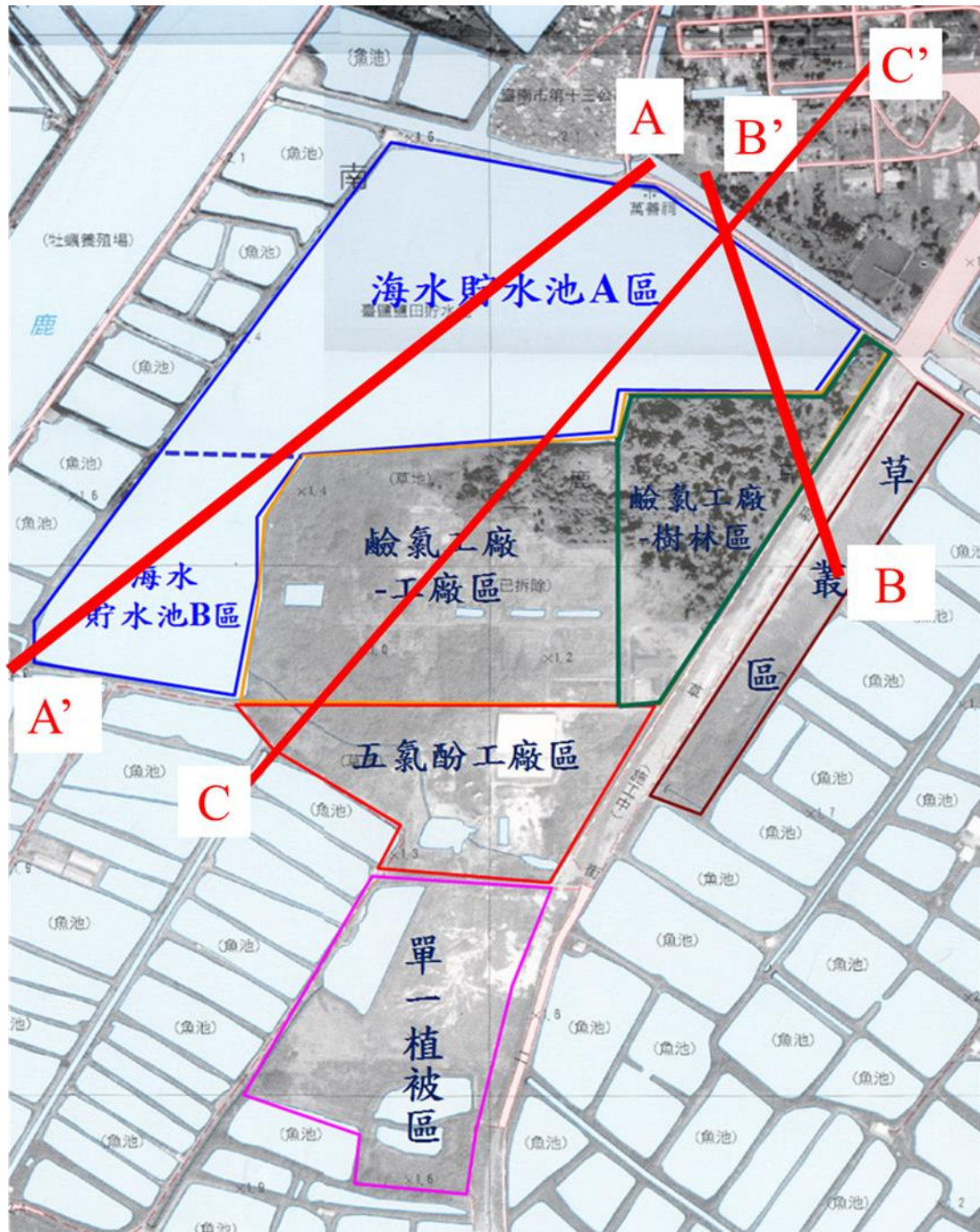


圖 2.4-1 安順場址之 A-A'、B-B' 及 C-C' 切割示意圖

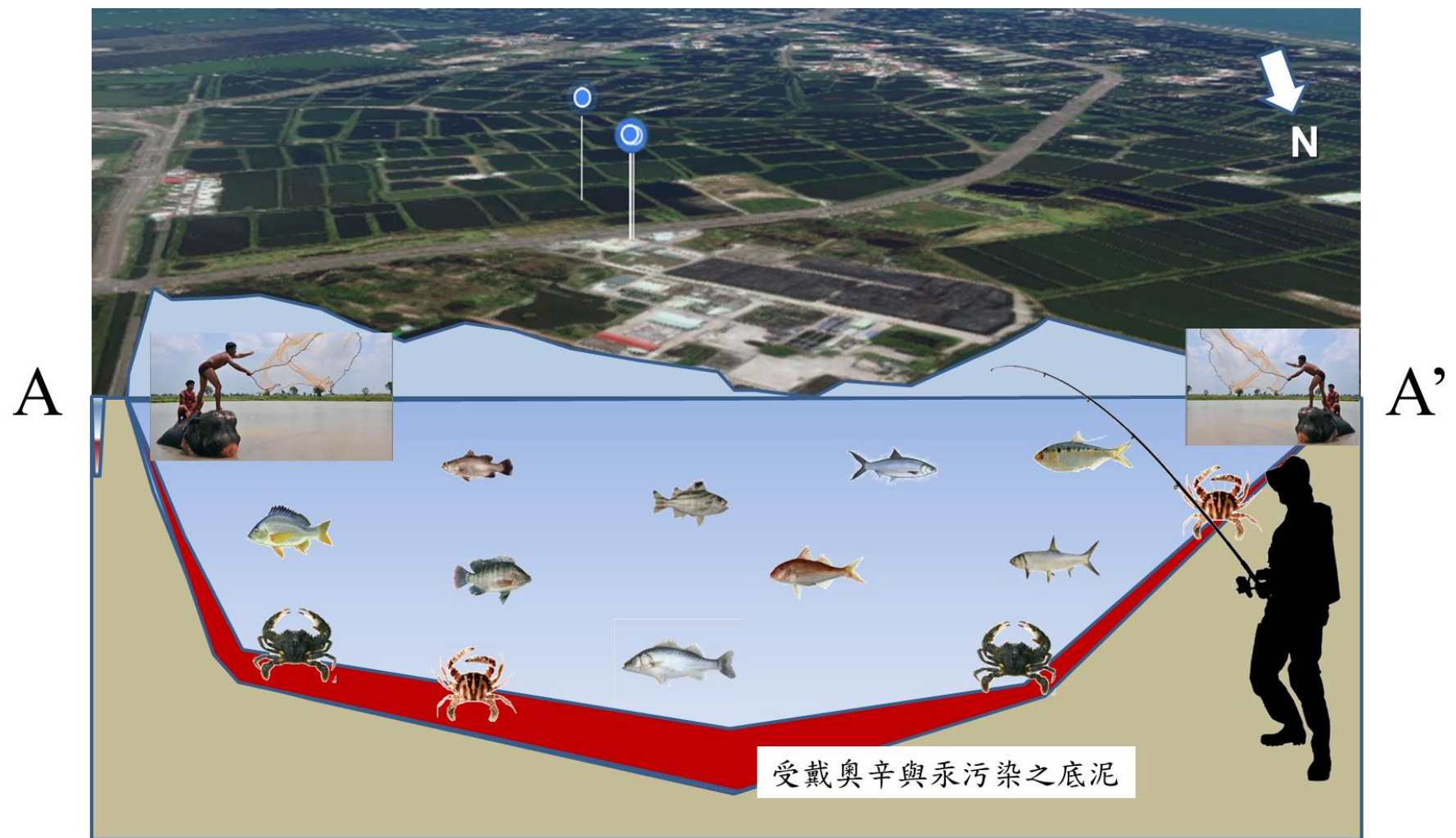


圖 2.4-2 安順場址之 A-A'剖面概念性場址模型

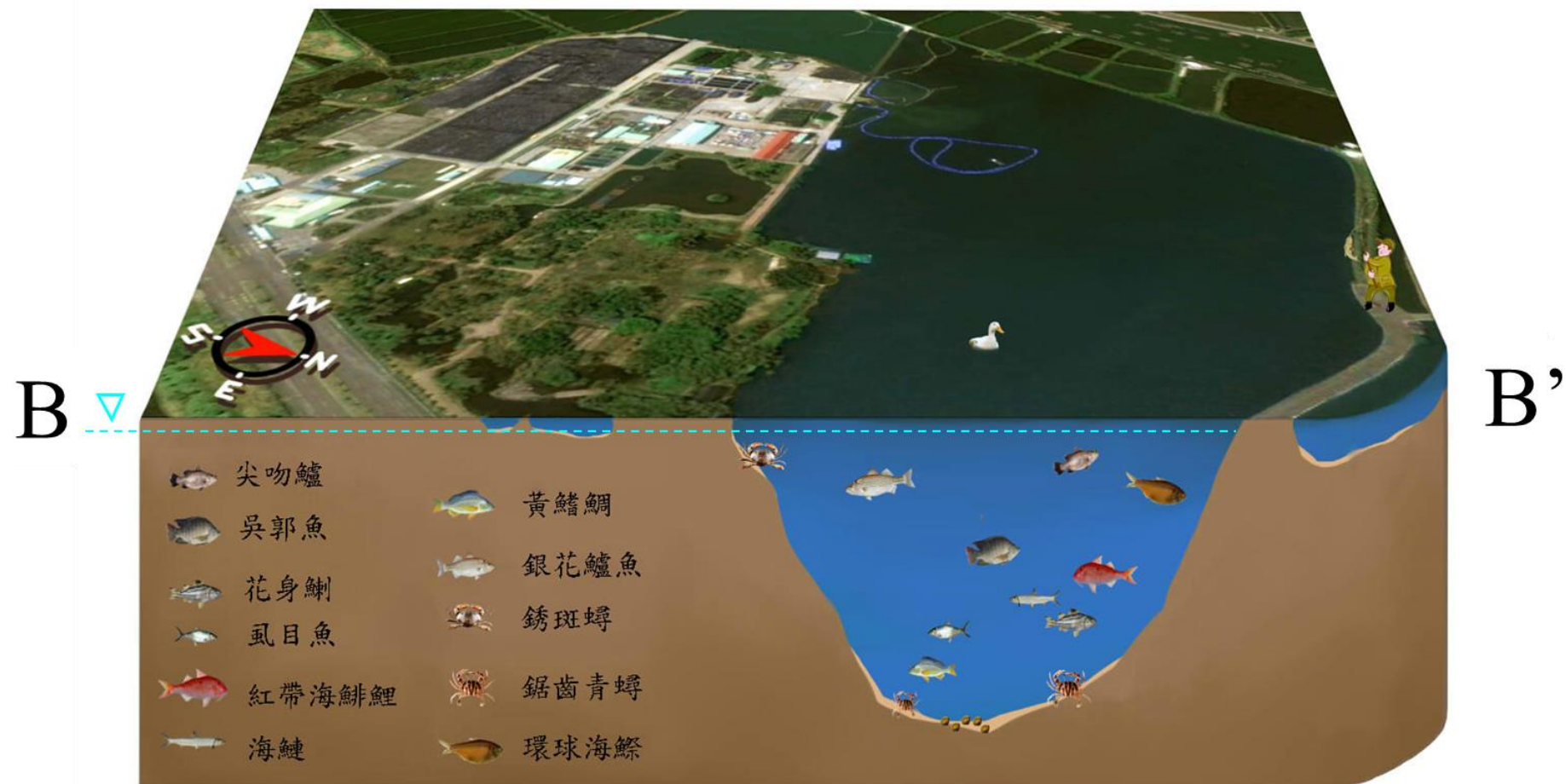


圖 2.4-3 安順場址之 B-B'剖面概念性場址模型

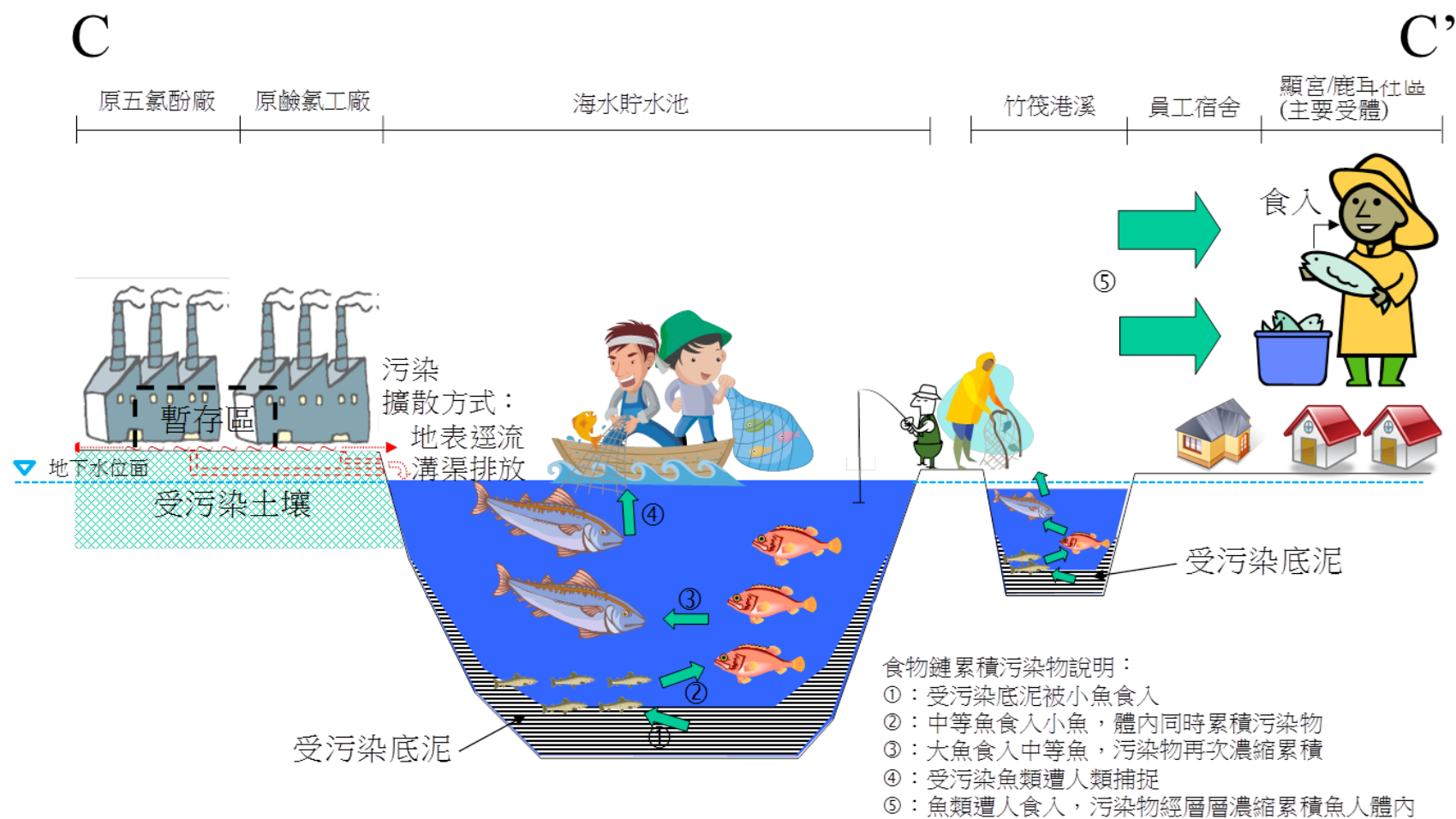


圖 2.4-4 安順場址之 C-C'剖面概念性場址模型

資料來源：中石化安順場址整治報告書

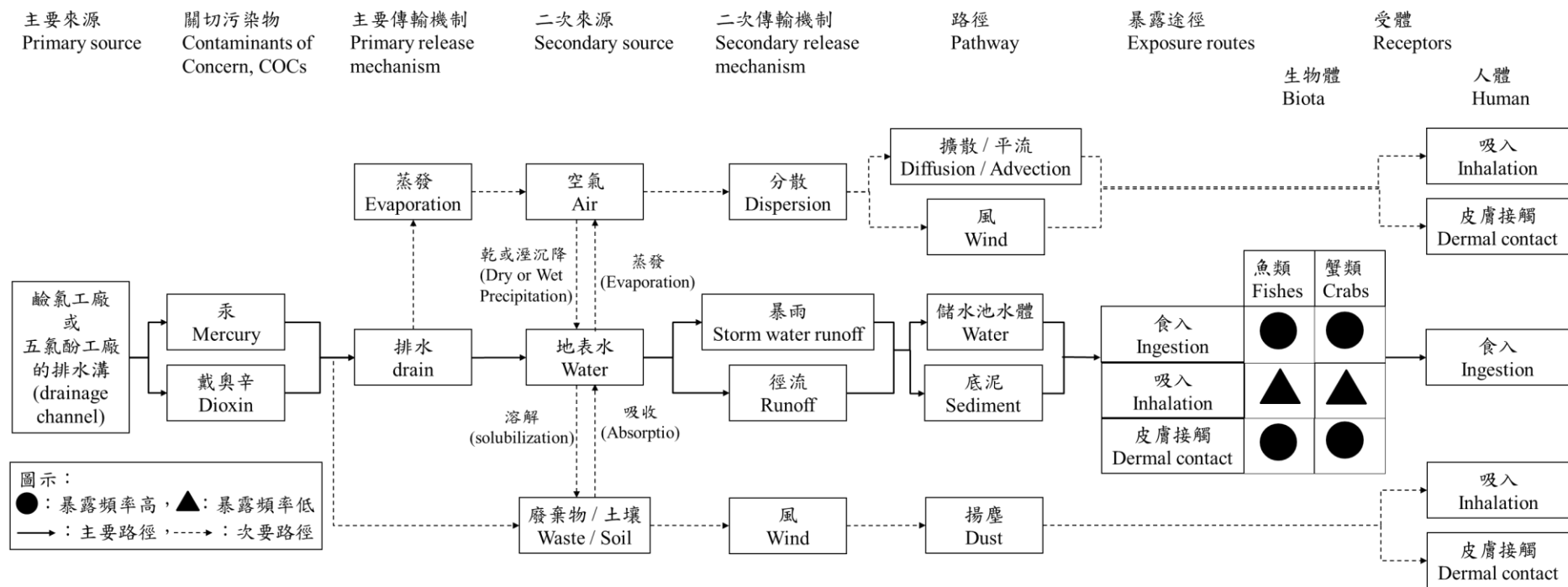


圖 2.4-5 安順場址之概念性場址模型及污染傳輸路徑圖

2.5 暴露途徑

由上 2.4 節所述及圖 2.4-1~2.4-5 所示可知，戴奧辛及汞之暴露途徑為，含有戴奧辛及汞的底泥與貯水池水體，主要透過水中或底棲生物的食入(Ingestion)或皮膚接觸(Dermal contact)，以及部分的吸入(Inhalation)，使戴奧辛及汞進入食物鏈中，且在魚蟹生物中累積與濃縮，最終人類經由捕獲且食入水生生物，而導致人體健康安全與生態環境遭受到危害。

對於現在場址而言，已針對部分影響生態及人體較為嚴重區域，進行相關之整治矯正行動及對策，詳細之說明於第 5.2 章節所述。

2.6 評估終點

因此，本案場之評估終點選定為：海水貯水池中的魚類和蟹類。因為戴奧辛及汞這二種污染物會藉由暴露途徑進入到魚蟹類生物體內，同時亦進入了食物鏈，且在生物體內產生生物累積(Bioaccumulation)與生物濃縮(Bioconcentration)作用等。最後，當人類捕獲且食入含有污染之水生生物時，造成了人體健康之危害。

三、計畫執行(分析)

3.1 生態風險評估篩選階段

3.1.1 底泥生態系統

由美商傑明工程顧問公司於民國 99 年採集分析貯水池中水生生物樣品，此時的海水貯水池並未被區分成 A 及 B 區，所以水生生物是可以自由穿梭於海水貯水池中。因此一共調查了 12 項魚類及蟹類，分別為銀花鱸魚(*Morone saxatilis*)、尖吻鱸(*Lates calcarifer*)、花身鯽(*Terapon jarbua*)、紅帶海鯪鯉(*Parupeneus chrysopleuron*)、虱目魚(*Chanos chanos*)、環球海鯪(*Nematalosa come*)、海鯪(*Elops machnata*)、黃鰭鯛(*Acanthopagrus latus*)、吳郭魚(*Oreochromis sp.*)、大鱗魮(*Sphyrna barracuda*)、鏽斑蟬(*Charybdis feriatus*)以及鋸緣青蟬(*Scylla serrata*)等等物種，彙整如表 3.1.1-1 中。

表 3.1.1-1 海水貯水池中水生食物的種類

項次	中文學名	英文學名	俗名	英文俗名	圖示
1	銀花鱸魚	<i>Morone saxatilis</i>	條紋鱸	Striped Bass	
2	尖吻鱸	<i>Lates calcarifer</i>	金目鱸、盲槽、扁紅目鱸	Barramundi、Giant sea perch	
3	花身鯽	<i>Terapon jarbua</i>	花身雞魚、花身仔	Jarbua terapon	
4	紅帶海鯪鯉	<i>Parupeneus chrysopleuron</i>	秋姑、鬚哥、紅槽	Yellow band goatfish、Yellow striped goatfish	
5	虱目魚	<i>Chanos chanos</i>	海草魚、國姓魚	Milkfish	
6	環球海鯪	<i>Nematalosa come</i>	扁平仔、油魚、土黃	Gizzard shad	
7	海鯪	<i>Elops machnata</i>	大眼魚鯪、瀾槽	Ladyfish、tenpounder	

表 3.1.1-1 海水貯水池中水生食物的種類(續)

項次	中文學名	英文學名	俗名	英文俗名	圖示
8	黃鰭鯛	<i>Acanthopagrus latus</i>	赤翅仔	Yellowfin seabream	
9	吳郭魚	<i>Oreochromis sp.</i>	南洋鯽仔、黑鯽仔		
10	大鱗魮	<i>Sphyraena barracuda</i>	大魮、巴拉金梭魚、針梭、吹魚	Short barracuda、Barracuda、Great barracuda	
11	鏽斑蟳	<i>Charybdis feriatus</i>	花紋石蟹、紅市仔、火燒公	Crucifix crab	
12	鋸緣青蟳	<i>Scylla serrata</i>	紅蟳、青蟹、蟳仔	Serrated crab、Giant mud crab、Mangrove crab	

3.1.2 底泥品質指標(法規)

根據我國法規於民國 89 年公告之「土壤及地下水污染整治法」的第六條第六項規定訂，針對底泥品質所訂定的法規為民國 101 公告實施之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」其辦法目的為：事業主管機關或各級主管機關依本法辦理各項底泥品質之監測、檢測或調查查證等工作時，應與底泥品質指標進行比對，並依第五條及第六條規定辦理。其中，第四條列表出相關污染物質之上下限值，如表 3.1.2-1 以粗框所示，而汞的底泥品質指標之上下限值各別為 0.87 mg/kg 與 0.23 mg/kg；戴奧辛的底泥品質指標之上下限值分別為 68.2 ng-TEQ/kg 與 6.82 ng-TEQ/kg。

表 3.1.2-1 底泥品質指標所規範的相關污染物質之上下限值表

底泥品質指標項目	上限值	下限值
重金屬(mg/kg)		
砷 (As)	33.0	11.0
鎘 (Cd)	2.49	0.65
鉻 (Cr)	233	76.0
銅 (Cu)	157	50.0
汞 (Hg)	0.87	0.23
鎳 (Ni)	80.0	24.0
鉛 (Pb)	161	48.0
鋅 (Zn)	384	140
有機化合物(mg/kg)		
1,2-二氯苯 (1,2-Dichlorobenzene)	12.2	0.68
1,3-二氯苯 (1,3-Dichlorobenzene)	30.0	3.40
六氯苯 (Hexachlorobenzene)	1.85	0.19
熾蒽 (Fluoranthene)	2.86	0.29
芴 (fluorene)	0.26	0.04
蒽 (Anthracene)	0.80	0.08
二苯並 (a, h) 蒽 (Dibenzo(a,h)anthracene)	0.26	0.04
茛 (1,2,3-cd) 芘 (Indeno(1,2,3-cd)pyrene)	1.23	0.16
萘 (Naphthalene)	0.55	0.07
菲 (Phenanthrene)	1.12	0.15
芘 (Pyrene)	2.41	0.29
芴 (Acenaphthene)	0.27	0.04
烯 (Acenaphthylene)	0.42	0.04
蒽 (Chrysene)	1.73	0.19
苯並 (a) 蒽 (Benzo(a)anthracene)	1.21	0.14
苯並 (a) 芘 (Benzo(a)pyrene)	1.34	0.16
苯並 (a) 熾蒽 (Benzo(b)fluoranthene)	3.03	0.32

表 3.1.2-1 底泥品質指標所規範的相關污染物質之上下限值表(續)

底泥品質指標項目	上限值	下限值
苯並(g,h,i)芘 (Benzo(g,h,i)perylene)	1.28	0.15
苯並 (k) 熾 (Benzo(b)fluoranthene)	1.40	0.16
農藥(mg/kg)		
阿特靈 (Aldrin)	0.010	0.001
可氯丹 (Chlordane)	0.160	0.016
二氯二苯基三氯乙烷 (DDT) 及衍生物 (4,4'-Dichlorodiphenyl-trichloroethane)	0.100	0.100
地特靈 (Dieldrin)	0.010	0.001
安特靈 (Endrin)	0.340	0.110
飛佈達 (Heptachlor)	0.033	0.003
毒殺芬 (Toxaphene)	0.134	0.013
安殺番 (Endosulfan)	0.030	0.010
其他有機化合物(mg/kg, 戴奧辛單位為 ng-TEQ/kg)		
戴奧辛 (Dioxins)	68.2	6.82
鄰苯二甲酸二(2-乙基己基)酯[Di (2-ethylhexyl) phthalate]	19.7	1.97
鄰苯二甲酸二丁酯 (Di-n-butyl phthalate)	160	22.0
鄰苯二甲酸二乙酯 (Diethyl phthalate)	22.0	1.26
鄰苯二甲酸丁基苯甲酯 (BBP) (Butyl benzyl phthalate)	300	22.0
多氯聯苯 (Polychlorinated biphenyls)	1.12	0.09

資料來源：全國法規資料庫，<http://law.moj.gov.tw/Index.aspx>

3.1.3 場址底泥濃度

針對海水貯水池 A 進行 18 個採樣點布局，並各別採集底泥樣品，以檢測底泥濃度，其檢測結果如表 3.1.3-1 所示，並製作戴奧辛及汞的等濃度分布圖，如下圖 3.1.3-1 及 3.1.3-2 所示。經由檢測分析之結果可知，汞濃度均超過我國法規-底泥品質指標之上限值 0.87 毫克/公斤(mg/kg)，而戴奧辛濃度亦超過底泥品質指標之上限值 68.2 奈克-毒性當量/公斤(ng-TEQ/kg) (如圖 3.1.3-3)。

表 3.1.3-1 海水貯水池 A 區戴奧辛及汞濃度

點編號	戴奧辛(ng-TEQ/kg)	汞(mg/kg)
A01	916	77.3
A02	193	12
A03	2250	47.1
A05	58.7	13.2
A07	-	13.2
A10	-	13.2
A11	-	13.2
A12	1050	31.6
A13	3240	61.7
A14	-	13.2
A15	4460	104
A16	665	20.9
A17	628	16.2

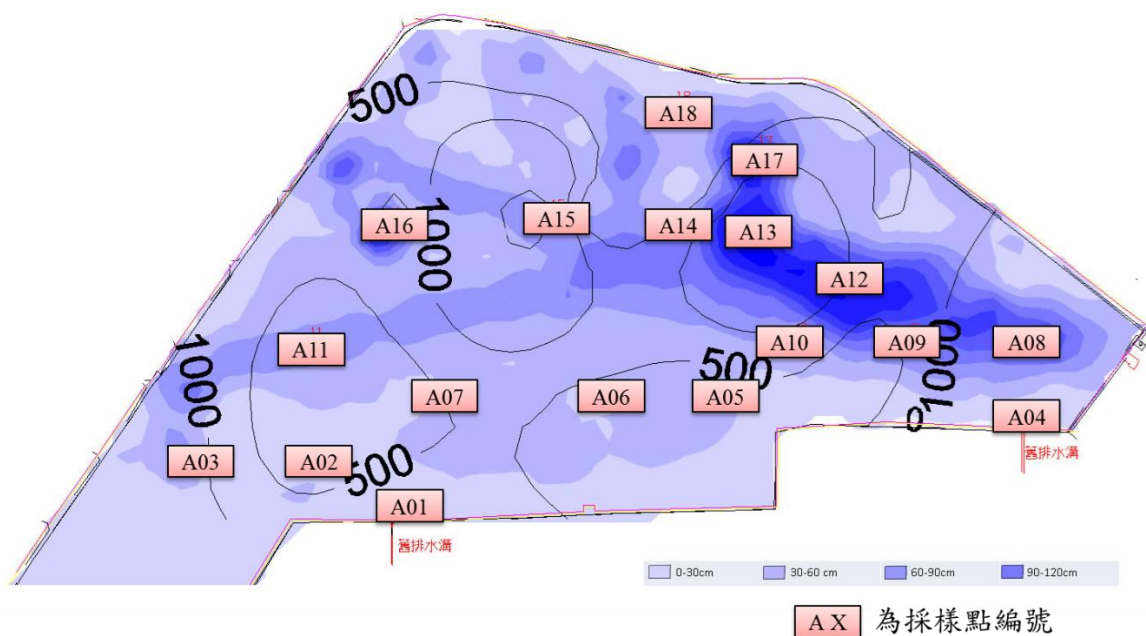


圖 3.1.3-1 海水貯水池 A 各採樣點的戴奧辛等濃度圖

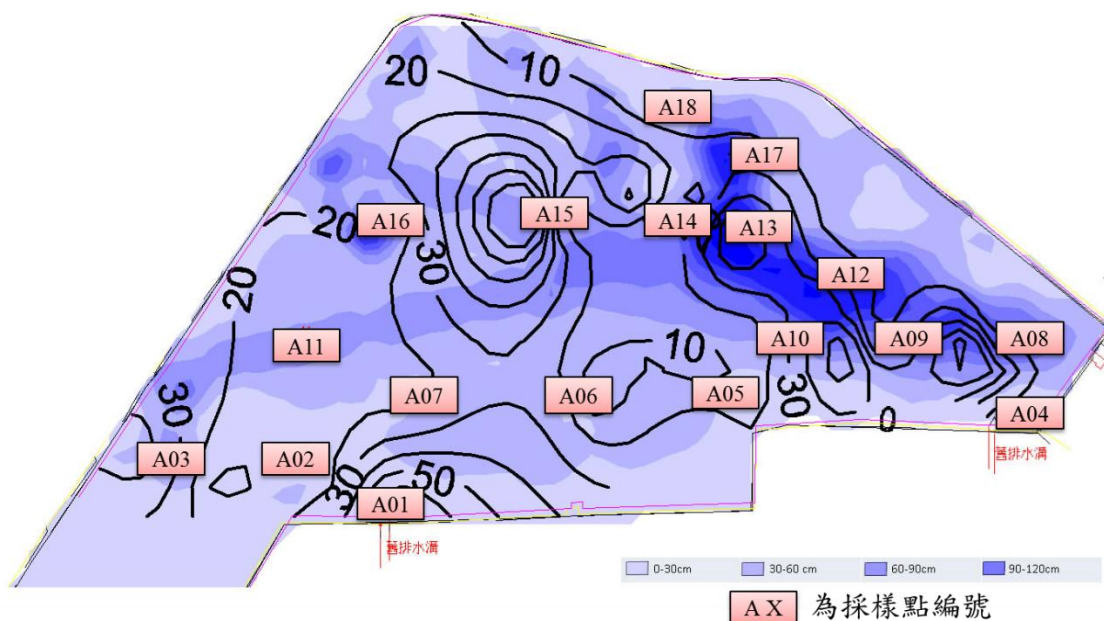


圖 3.1.3-2 海水貯水池 A 各採樣點的汞等濃度圖

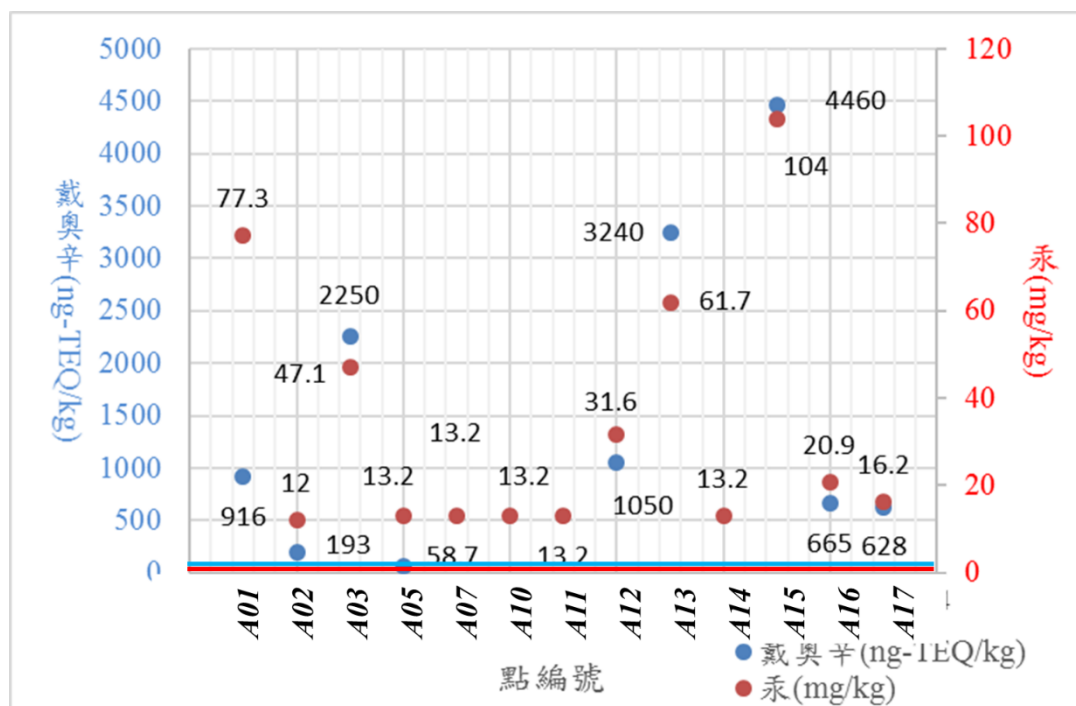


圖 3.1.3-3 海水貯水池 A 各採樣點的戴奧辛及汞濃度分布圖

再者，對於海水貯水池 B 進行底泥濃度調查，檢測結果如表 3.1.3-2 所示，得到戴奧辛及汞等濃度分布圖(如圖 3.1.3-4 及 3.1.3-5)，在 21 個採樣點中，有 15 個點的戴奧辛及汞濃度均超過各自的底泥品質指標之上限值(如圖 3.1.3-6)。

表 3.1.3-2 海水貯水池 B 區戴奧辛及汞濃度

點編號	戴奧辛(ng-TEQ/kg)	汞(mg/kg)
B01	2.99	0.648
B03	2106	82.6
B04	225	440
B06	3070	352
B07	4600	443
B08	249	43
B09	7.96	2.28
B10	1000	84.4
B12	30.1	0.742
B14	566	74.2
B17	20	7.55
B18	122	15.8
B19	388	13.9
B20	13.8	1.24
B22	14.3	0.156
B23	16.8	0.848
B24	33.7	0.58
B25	10.2	0.125
B30	109	2.37
B32	15.8	5.91
B33	79.7	6.38

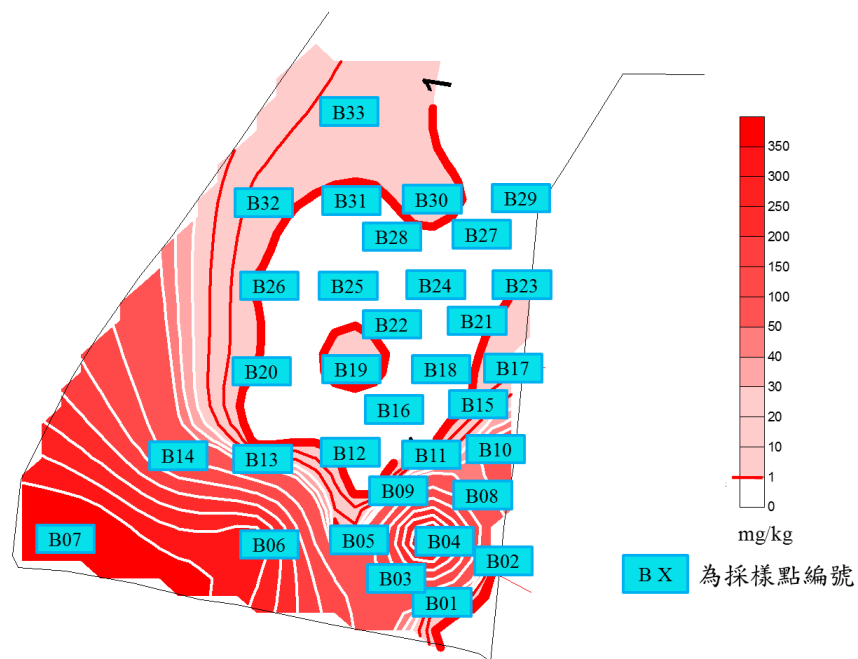


圖 3.1.3-4 海水貯水池 B 各採樣點的戴奧辛等濃度圖

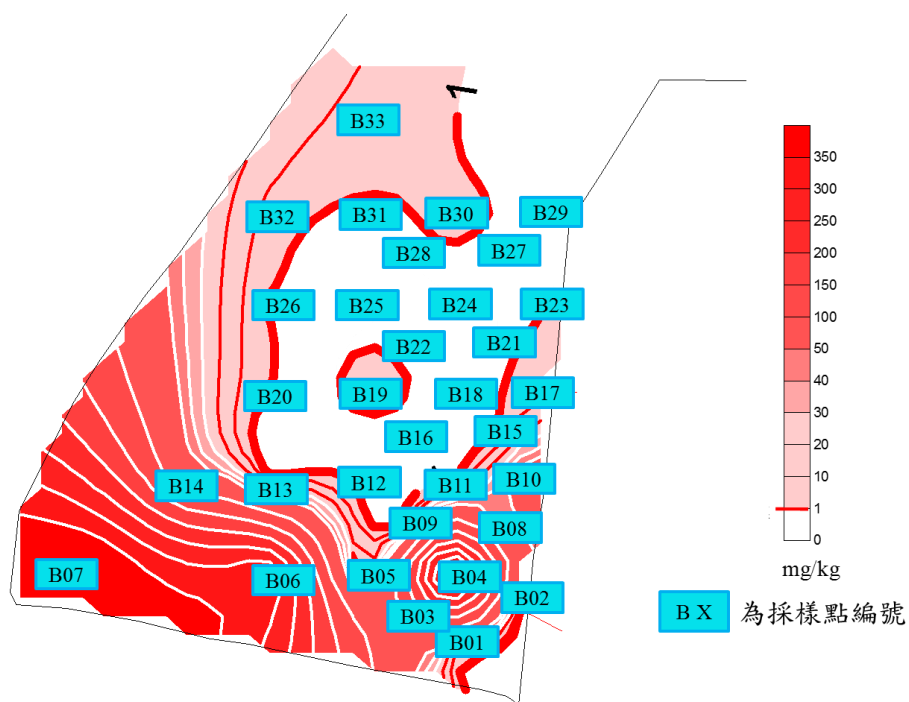


圖 3.1.3-5 海水貯水池 B 各採樣點的汞等濃度圖

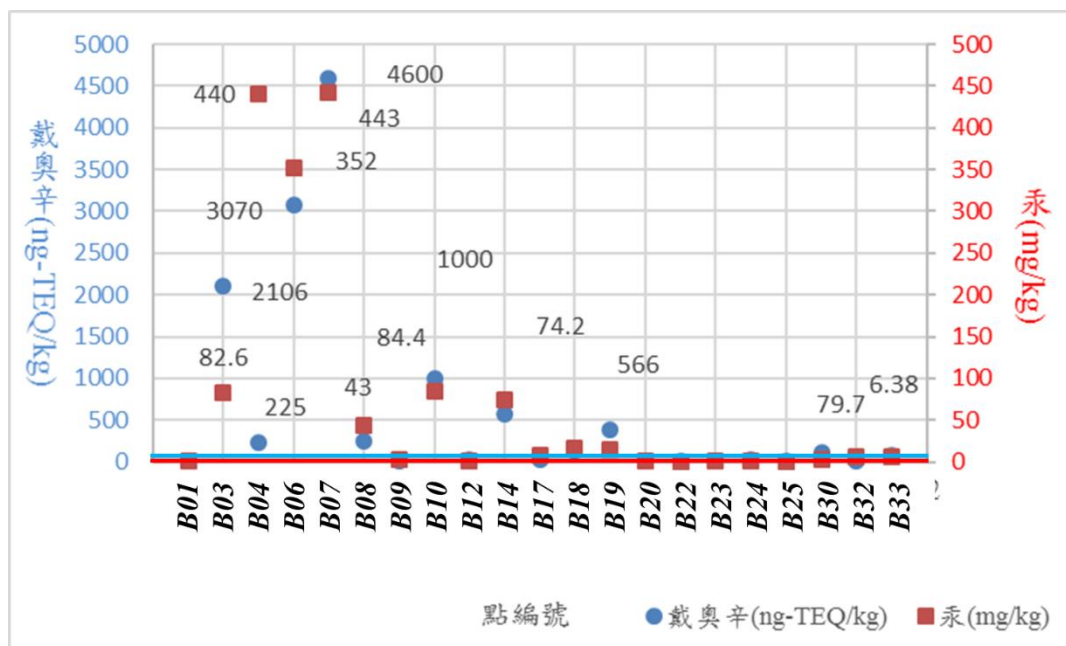


圖 3.1.3-6 海水貯水池 B 各採樣點的戴奧辛及汞濃度分布圖

3.1.4 假設

經過海水貯水池中底泥之戴奧辛與汞濃度調查後，將其濃度值與法規標準值進行比較可得知，底泥中戴奧辛濃度超出法規標準值 1 至 67 倍多；而底泥之汞濃度更是超出法規標準值 1 至 509 倍多。因此，對於海水貯水池中底泥的戴奧辛及汞濃度，綜合而言，應需針對汞與戴奧辛增加檢測頻率，並通知相關主管機關依權責，來檢測生物體及水產食物內污染物質濃度，並且進行環境影響與健康風險、生態風險技術及經濟效益等進行評估，及擬定整治計畫且實施。

透過對於場址之初步了解，得知其主要污染來源為鹼氯工廠及五氯酚工廠，其產生之污染物質為戴奧辛及汞。而其暴露路徑為：經由排水溝排放及地表水徑流或暴雨沖刷等傳輸機制，將污染物帶入海水貯水池 A 和 B 中，最終沉積於底泥，亦透過水生食物進入食物鏈中。

因此，假設含有戴奧辛及汞的底泥會透過水生食物而進入食物鏈中，則需進行關切污染物的物理特性、傳輸擴散與轉化(fate & transport)的探討，包含戴奧辛及汞如何透過食物鏈的傳輸轉移，及水生食物對於污染物的攝取反應等。

3.1.5 篩選階段之結論

判定本案場之關切污染物(chemical of concern, COC)為戴奧辛及汞，並依據其的物理化學特性、傳輸擴散與轉化(fate & transport)、對於生態環境之影響，以及暴露途徑，建置出本案場之概念性場址模型。藉由概念性場址模型推斷出案場中需要受到關注或處於危險中之受體(即為評估終點)可知，因為戴奧辛及汞這二種污染物會透過暴露途徑進入到魚蟹類生物體內，同時亦進入了食物鏈，且在生物體內產生生物累積(Bioaccumulation)與生物濃縮(Bioconcentration)作用等，最終使人體因捕食魚蟹類而危害健康或死亡，因此，本案場選定之評估終點為：海水貯水池中的魚類和蟹類。

接著，透過風險評估方法將戴奧辛及汞之污染程度，以及對於底泥環境與水生生物所造成之潛在風險量化，並依據結果提出可能解決方式與建議。

3.2 風險評估方法

完成問題制定後，將進行風險評估方法的計算，而表 3-1 彙整了相關風險評估方法的名稱(中英文)、符號、公式及其評估範圍，並於後續節次中分別敘述。然而根據 Antonio Marcomini(2005)提出雖然風險評估商數方法(quotient method)提供了一種篩選風險的有效評估方式，但對於定量之估算仍有高不確定性(Ingersoll et al., 1997)。

表 3-1 風險評估方法彙整表

項次	名稱(中)	名稱(英)	符號	公式	範圍	來源 (References)
1	污染因子	Contaminant factor	Cf	$Cf = \frac{C(Contaminants)}{C(background)} = \frac{Ci}{Cb}$	Cf < 1 low contamination 1 < Cf < 3 is moderate contamination 3 < Cf < 6 is considerable contamination Cf > 6 is very high contamination.	Hakanson, L., 1980
2	污染程度校正值	Modified degree of contamination	mCd	$mCd = \frac{\sum_{i=1}^n cf^i}{n}$	mCd<1.5 is nil to a very low degree of contamination 1.5 ≤ mCd<2 is a low degree of contamination 2 ≤ mCd<4 is a moderate degree of contamination 4 ≤ mCd<8 is a high degree of contamination 8 ≤ mCd<16 is a very high degree of contamination 16 ≤ mCd<32 is an extremely high degree of contamination mCd ≥ 32 is an ultra-high degree of contamination.	Hakanson, L., 1980

表 3-1 風險評估方法彙整表(續)

項次	名稱(中)	名稱(英)	符號	公式	範圍	來源
3	污染指數	pollution index	PI	$PI = \sqrt{\frac{(Cf_{average})^2 + (Cf_{max})^2}{2}}$	PI < 0.7 Unpolluted 0.7 < PI < 1 Slightly polluted 1 < PI < 2 Moderately polluted 2 < PI < 3 Severely polluted PI > 3 Heavily polluted	Nemero w, 1991
4	地質累積指數	Geoaccumulation index	I-geo	$I - geo = \log_2\left(\frac{Ci}{1.5 \times Bi}\right)$	I-geo ≤ 0 (grade 0), unpolluted 0 < I-geo ≤ 1 (grade 1), slightly polluted 1 < I-geo ≤ 2 (grade 2), moderately polluted 2 < I-geo ≤ 3 (grade 3), moderately severely polluted 3 < I-geo ≤ 4 (grade 4), severely polluted 4 < I-geo ≤ 5 (grade 5), severely extremely polluted I-geo > 5 (grade 6), extremely polluted.	Muller, G., 1969
5	潛在生態風險指數	Potential ecological risk index	RI	$RI = \sum_{i=1}^n Er^i$ $Er^i = Tr \times Cf$	Er < 40 Low risk 40 < Er < 80 Moderate risk 80 < Er < 160 Considerable risk 160 < Er < 320 High risk Er > 320 Very high risk RI < 150 Low risk 150 < RI < 300 Moderate risk 300 < RI < 600 Considerable risk RI > 600 Very high risk	Hakanson, L., 1980

表 3-1 風險評估方法彙整表(續)

項次	名稱(中)	名稱(英)	符號	公式	範圍	來源
6	底泥質量評估	Sediment quality guidelines	SQGs	閾值效應水平 Threshold effect level (TEL)		MacDonald et al., 2000; Swartz, 1999
				可能效應水平 Probable effect level (PEL)		
				最低效應水平 Lowest effect level (LEL)		
				最小效應閾值 Minimal effect threshold (MET)		
				效應範圍低 Effect range low (ERL)		
				效應範圍中值 effect range median (ERM)		
				閾值效應濃度 Threshold effect concentration (TEC)		
				可能效應濃度 Probable effect concentration (PEC)		
7	風險商數	risk quotient	RQ	$RQ = \frac{C_i}{C_{QV}}$	If $RQ \geq 1$, the risk posed by the pollutant is high; if $RQ < 1$, the risk is low	Cao et al., 2010
8	生物濃縮因子	Bioconcentration factor	BCF	$BCF = \frac{C_{fish}}{C_{water}}$	A value below 1,000 indicates no possibility of accumulation in the organism. Between 1,000 and 5,000, it is categorized as 'bioaccumulative'. The values over 5,000 are described as 'very bioaccumulative'.	US-EPA, 2000 ; Arnot & Gobas, 2006
9	生物累積因子	Bioaccumulation factor	BAF	$BAF = \frac{C_{fish}}{C_{water}}$		

3.2.1 污染程度校正值(mCd)

當在評估底泥品質(sediment quality)時，若只針對單一元素進行污染指數(pollution indices)計算會有較高的局限性，因此是使用多個元素的污染指數較接近實際值(Hakanson, 1980; Nemerow, 1991; Brady et al., 2015)。而較多人使用的方法是由 Hakanson(1980)所發表的污染程度校正值(Modified degree of contamination, mCd)，係估算給定場址(given site)的總體污染程度(Abrahim and Parker, 2008)，其計算公式如下：

$$mCd = \frac{\sum_{i=1}^n Cf^i}{n}, \text{ 當 } Cf = \frac{C(\text{Contaminants})}{C(\text{background})} = \frac{Ci}{Cb}$$

其中 Cf 為污染因子(contamination factor)，Ci 為底泥樣品中的污染物濃度，Cb 是背景值(Turekian & Wedepohl 1961; Hakanson 1980)(本計畫帶入我國法規底泥品質指標汞之上限值 0.87 mg/kg 及戴奧辛之上限值 68.2 ng-TEQ/kg)，n 為分析元素數量，i 為第 i 個元素（或污染物）。

對於底泥中的污染程度校正值(mCd)有以下七種分級和描述，彙整如表 3.2.1-1 及表 3.2.1-2。

表 3.2.1-1 污染程度校正值(mCd)的分級與描述

分級(class)	mCd 範圍	描述 (Sediment qualification)
0	mCd < 1.5	零到非常低的污染程度 Nil to very low degree of contamination
1	1.5 ≤ mCd < 2	低污染程度 Low degree of contamination
2	2 ≤ mCd < 4	中污染程度 Moderate degree of contamination
3	4 ≤ mCd < 8	高污染程度 High degree of contamination
4	8 ≤ mCd < 16	非常高的污染程度 Very high degree of contamination
5	16 ≤ mCd < 32	極高的污染程度 Extremely high degree of contamination
6	mCd ≥ 32	超高污染程度 Ultra high degree of contamination

(修改自 Brady et al., 2015)

表 3.2.1-2 污染因子(Cf)的分級與描述

分級(class)	Cf 範圍	描述 (Sediment qualification)
1	$Cf < 1$	低污染 low contamination
2	$1 \leq Cf < 3$	中度污染 moderate contamination
3	$3 \leq Cf < 6$	相當大的污染 considerable contamination
4	$Cf > 6$	非常高污染 very high contamination

(修改自 Brady et al., 2015)

3.2.2 污染指數(PI)

另一個常用的方法是由 Nemerow(1991)發展出來的污染指數(Pollution index, PI)，與污染程度校正值(mCd)一樣表示出污染的綜合影響，計算公式如下：

$$PI = \sqrt{\frac{(Cf_{average})^2 + (Cf_{max})^2}{2}}$$

其中 $Cf_{average}$ 為所有污染因子的算術平均值， Cf_{max} 為所有污染因子中的最大值。對於污染指數(PI)有以下五種分級和描述，彙整如表 3.2.2-1。

表 3.2.2-1 污染指數(PI)的分級與描述

等級(Grade)	PI 範圍	污染狀況(pollution status)
1	$PI \leq 0.7$	未受污染 Unpolluted
2	$0.7 < PI \leq 1$	輕微污染 Slight pollution
3	$1 < PI \leq 2$	中度污染 Moderate pollution
4	$2 < PI \leq 3$	嚴重污染 Severely polluted
5	$PI > 3$	重污染 Heavy pollution

(修改自 Brady et al., 2015)

3.2.3 地質累積指數(I-geo)

評估底泥中重金屬污染較為適當的標準是地質累積指數(Geoaccumulation index, I-geo)，係由 Muller(1969)所提出的單一元素指數，為透過將目前污染濃度與工業前水平(pre-industrial levels)進行比較來描述底泥中的金屬污染，使用以下公式進行計算：

$$I - geo = \log_2\left(\frac{Ci}{1.5 \times B_i}\right)$$

其中， C_i 是元素 i 的濃度， B_n 是地球化學背景值(在本計畫帶入我國法規底泥品質指標-汞之上限值 0.87)，常數 1.5 係為解釋由於岩性效應引起的背景數據的可能變化差值。

Müller 將地質累積指數(I-geo)分成七個等級(Duodu et al., 2011)，彙整如表 3.2.3-1。

表 3.2.3-1 地質累積指數(I-geo)的分級與描述

Case	Value	土壤粉塵質量(Soil dust quality)
0	$I_{geo} \leq 0$	未受污染 Uncontaminated
1	$0 < I_{geo} \leq 1$	輕微污染 Slightly polluted
2	$1 < I_{geo} \leq 2$	中度污染 Moderately contaminated
3	$2 < I_{geo} \leq 3$	中度嚴重污染 Moderately to heavily contaminated
4	$3 < I_{geo} \leq 4$	嚴重污染 Severely polluted
5	$4 < I_{geo} \leq 5$	極度嚴重污染 Severely extremely polluted
6	$I_{geo} \geq 5$	極度污染 Extremely polluted

(修改自 Brady et al., 2015)

3.2.4 潛在生態風險指數(RI)

Håkanson (1980, 1988)從沉積學(sedimentological)角度提出潛在的生態風險指數方法，以評估底泥中重金屬污染物的特徵和環境表現(environmental behavior)。潛在生態風險指數(Potential ecological risk index, RI)的主要功能是表示污染物質的研究應優先被考慮，其根據污染物的毒性和環境反應(response of the environment)，評估底泥的污染程度，其計算公式如下：

$$RI = \sum_{i=1}^n Er^i, \text{ 當 } Er^i = Tr \times Cf$$

其中，RI 為計算底泥中污染物所有危險因素的總和，Er 是單一污染物的潛在生態風險因子(monomial potential ecological risk factor)，Cf 是污染因子，Tr 是毒性反應因子(toxic response factor)(其中汞的 Tr 為 40) (Hakanson 1980, Islam et al. 2015, Lu et al. 2015)，代表污染的潛在危害是藉由說明特定污染物的毒性和環境對於污染物的敏感性。而對於戴奧辛之底泥毒性因子(sedimentological toxic factor, St)為 75(Ali Engin AKSU et al. 1998)。

Håkanson(1980)所提出用於描述風險因子(risk factors, Er)和 RI 的術語，彙整如表 3.2.4-1。

表 3.2.4-1 風險因子(Er)和潛在生態風險指數(RI)的分級

Er 範圍	生態等級 (Ecological grade)	RI 範圍	生態等級 (Ecological grade)
Er <40	低風險 Low risk	RI<150	低風險 Low risk
40 <Er <80	中度風險 Moderate risk	150<RI<300	中度風險 Moderate risk
80< Er <160	較高的風險 Considerable risk	300<RI<600	較高的風險 Considerable risk
160< Er <320	高度風險 High risk	-	-
Er >320	非常高風險 Very high risk	RI>600	非常高風險 Very high risk

(修改自 Suresh et al., 2012)

3.2.5 底泥品質評估指標(SQGs)

雖然底泥污染指數(sediment pollution indice)在先期評估底泥品質時是良好的指標，但其結果僅能提供底泥狀態的定性描述(qualitative description)。因此，較佳的做法是，使用使用底泥品質評估指標(Sediment quality guidelines, SQGs)，其係將底泥濃度與相應的品質指標(corresponding quality guideline)進行比較(MacDonald et al., 2000; Swartz, 1999)。SQG 評估對於水生生物和整個水體所造成危害的可能性，以進行定量評估底泥中污染物所造成的生態風險(Burton, 2002)。

澳大利亞和新西蘭環境與自然保護委員會以及澳大利亞和新西蘭農業和資源管理理事會，將 SQG 分為兩個濃度值：臨時底泥品質評估指標-低 (Interim Sediment Quality Guidelines -Low, ISQG-L)，以及臨時底泥品質評估指標-高 (Interim Sediment Quality Guidelines -High, ISQG-H) (Long et al., 1995)。而指標的濃度區分為三個範圍為：(1)低於 ISQG-L 的濃度值，表示不良生物效應(adverse biological effects)很小可被忽略；(2)當濃度值介於 ISQG-L 與 ISQG-H 之間時，說明偶爾會發生生物效應；(3)當濃度等於或高於 ISQG-H 值，表示頻繁發生不良生物效應(ANZECC/ARMCANZ, 2000)。

根據 MacDonald et al. (2000)和 Persaud et al. (1993)指出，可以由以下七種效應來預估底泥品質的狀況，為閾值效應水平(Threshold effect level, TEL)、可能效應水平(Probable effect level, PEL)、最低效應水平(Lowest effect level, LEL)、最小效應閾值(Minimal effect threshold, MET)、效應範圍低(Effect range low, ERL)、效應範圍中值 effect range median (ERM)、閾值效應濃度(Threshold effect concentration, TEC)，以及可能效應濃度(Probable effect concentration, PEC)。

3.2.6 風險商數(RQ)

依據 Cao et al. (2010)所使用風險商數(risk quotient, RQ)進行污染物的風險衡量，且 RQ 係為用於描述有毒污染物其潛在風險，計算公式如下：

$$RQ = \frac{C_i}{C_{QV}}$$

其中， C_i 為介質(底泥)中污染物的濃度， C_{QV} 是介質(底泥)中污染物的相應質量值(corresponding quality values) (Cao et al., 2010)。根據 Canadian Council of Ministers of the Environment.(2001)指出之 Canadian interim sediment quality

guidelines (ISQGs)，將戴奧辛之 CQV 帶入 ISQG 為 0.85 ng-TEQ/kg；汞則是依據 Euro Chlor (1999)評估出汞之 predicted no effect concentrations (PNEC)值，推算成 CQV 為 0.04 mg/L，剛好等於底泥中汞分析方法之 MDL。

當 RQ 大於或等於 1 時，表示污染物所造成的風險是很高；當 RQ 小於 1 時，則表示風險較低(Cao et al., 2010)。

3.2.7 生物濃縮因子(BCF)及生物累積因子(BAF)

生物濃縮(Bioconcentration)是指一種化學物質被生物從周圍環境只藉由吸入(Inhalation)和皮膚接觸(Dermal contact)吸收的過程，而生物濃縮發生的程度由生物濃縮因子(Bioconcentration Factor, BCF)來表示(Jon A. Arnot and Frank A.P.C. Gobas, 2006)，BCF 為與受污染環境直接接觸，平衡後的濃縮因子，其的計算為生物體內之濃度除以環境中之濃度；例如，魚在水環境中之濃縮因子，BCF 為魚體濃度(mg/kg)除以水中濃度(mg/L)，公式如下：

$$BCF = \frac{C_{fish}}{C_{water}}$$

其中， C_{fish} 表示為魚體內含污染物質濃度，而 C_{water} 為水中污染物質的濃度(本計畫中汞的 C_{water} 為其水中溶解度 0.03 mg/L，戴奧辛的 C_{water} 為其水中溶解度 2E-06 mg/L)。

計算生物累積因子(Bioaccumulation factor, BAF)是風險評估中常用的指標，用於預測水生生物體中污染物的生物累積，且以評估戴奧辛及汞隨時間的演變。BAF 根據美國環保署(United States Environmental Protection Agency, US-EPA)於 2000 年所給的定義為：在暴露於污染物情況下，水生生物體組織中化學物質濃度與底泥濃度之比例(SalgueiroGonzález et al., 2015)。對於魚類而言，BAF 的計算公式為魚類中汞或戴奧辛濃度(含量)與底泥濃度的比例(Qiu, 2015; Zhang et al., 2015)，計算公式如下：

$$BAF = \frac{C_{fish}}{C_{water}}$$

其中， C_{fish} 表示為魚體內含污染物質濃度，而 C_{water} 為水中污染物質的濃度。

依據 Arnot 和 Gobas(2006)研究指出：當 BCF 或 BAF 值低於 1,000 時，表示生物體中積累的可能性低；當 BCF 或 BAF 值為 1,000 到 5,000 之間，則表示高可能性的「生物累積性(bioaccumulative)」；當 BCF 或值超過 5,000，則表示為非常生物累積(very bioaccumulative)。

四、 分析階段

4.1 底泥品質結果

含有戴奧辛及汞污染的底泥均存在於海水貯水池中，經過各採樣點(其分布如圖 4.1-1 所示)採樣調查分析後，汞濃度為 0.125 到 443 mg/kg，總汞平均為 59.25 mg/kg，而戴奧辛濃度為 2.99 到 4600 ng-TEQ/kg，平均值為 871.37 ng-TEQ/kg，並彙整如表 4.1-1。

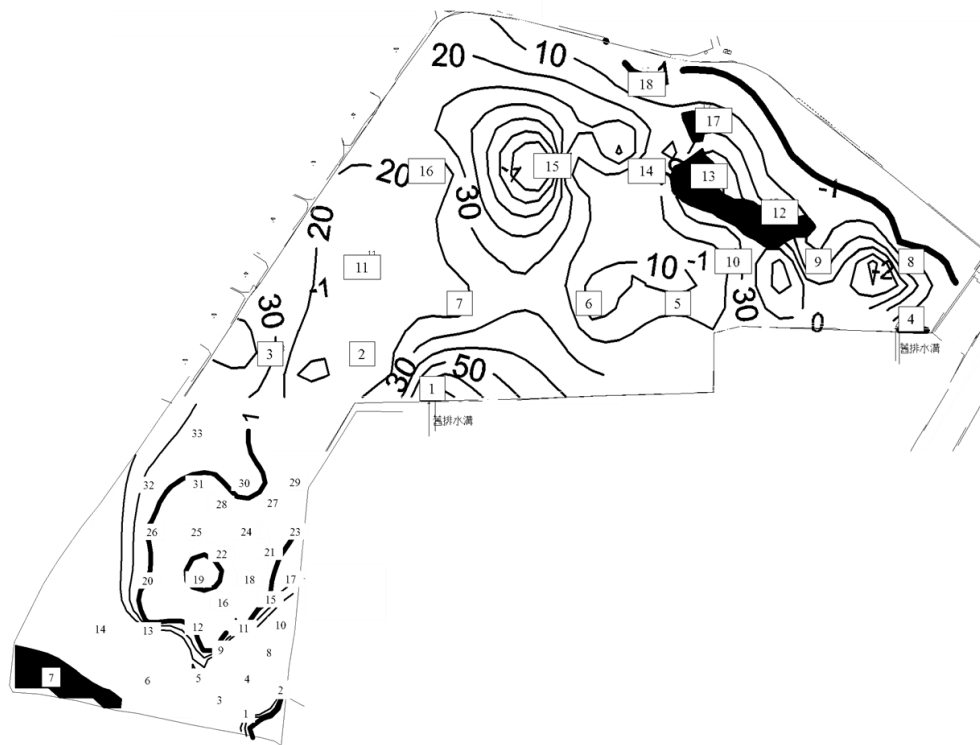


圖 4.1-1 海水貯水池採樣點分布圖(上半部為 A01~A17；下半部為 B01~B33)

表 4.1-1 戴奧辛及汞的濃度彙整表

點編號	戴奧辛(ng-TEQ/kg)	汞(mg/kg)
A01	916	77.3
A02	193	12
A03	2250	47.1
A05	58.7	13.2
A07	-	13.2
A10	-	13.2
A11	-	13.2
A12	1050	31.6
A13	3240	61.7
A14	-	13.2
A15	4460	104
A16	665	20.9
A17	628	16.2
B01	2.99	0.648
B03	2106	82.6
B04	225	440
B06	3070	352
B07	4600	443
B08	249	43
B09	7.96	2.28
B10	1000	84.4
B12	30.1	0.742
B14	566	74.2
B17	20	7.55
B18	122	15.8
B19	388	13.9
B20	13.8	1.24
B22	14.3	0.156
B23	16.8	0.848
B24	33.7	0.58

表 4.1-1 戴奧辛及汞的濃度彙整表(續)

點編號	戴奧辛(ng-TEQ/kg)	汞(mg/kg)
B25	10.2	0.125
B30	109	2.37
B32	15.8	5.91
B33	79.7	6.38
算數平均濃度	871.37	59.25
幾何平均濃度	173.38	11.88

4.2 暴露的特性

4.2.1 風險評估指數結果

風險評估指數之計算結果彙整如下表 4.2.1-1 所示，並依序進行說明及討論。

由 3.2.1 節中所述，針對污染物進行污染因子(Contamination factor, Cf)的計算，其結果為(如圖 4.2.1-1)：海水貯水池內底泥中的汞(算術平均)之污染因子為 68.10，而汞濃度的幾何平均值之污染因子為 13.66，雖較算術平均值之結果小，但仍然大於 Cf 的上限值 6。相較於汞，戴奧辛的算術平均之 Cf 值為 12.78 係大於 Cf 的上限值，然而幾何平均之 Cf 計算值為 2.54，介於指標 1 至 3 之間屬於中度污染(moderate contamination)。而綜合比較評估值污染程度校正值(mCd)及污染指數(PI)(如圖 4.2.1-2、4.2.1-3 所示)，在算術平均值中，計算之結果分別為 40.44(大於 mCd 的上限值 32)及 56.01(遠大於 PI 的上限值 3)，均屬於最高等級的超高污染程度(Ultra-high degree of contamination)或重度污染(Heavy pollution)。然而，在幾何平均值的計算下，mCd 為 8.10，屬於分類等級 4 的非常高的污染程度(Very high degree of contamination)，但 PI 為 11.23 仍大於 PI 指標之上限值。因此，整體而言，海水貯水池的底泥污染仍是屬於最高等級之污染程度。

用於評估底泥中重金屬(汞)污染之地質累積指數(I-geo)計算之結果顯示(圖 4.2.1-4 所示)，在算術平均值計算下，I-geo 值為 5.50，依據 4.1.3 節所述，其屬於最高等級 6 的極度污染(Extremely polluted)，而在幾何平均值計算下，其結果為 3.19 屬於等級 4 的嚴重污染(Severely polluted)，因此可知，底泥中汞之污染仍屬高污染。

再者，由潛在生態風險指數(RI)來評估底泥潛在之風險，在算術平均下，戴奧辛及汞之 RI 分別為 2724.18 和 958.25，均屬於最高等級的 RI(>600)非常高風險(Very high risk)，而在幾何平均下，汞之 RI 為 546.42 係屬於 300 至 600 之間的較

高風險(Considerable risk)，戴奧辛之 RI 則較低為 190.67 係介於 150 至 300 之間的中度風險(Moderate risk)，如圖 4.2.1-5 所示。因此可知，底泥中戴奧辛及汞的潛在生態風險指數均為中或高度風險。

另一用於描述有毒污染物其潛在風險的風險商數(RQ)，分別在算術平均與幾何平均值下計算之結果為，汞分別為 1481.27 和 297.12，而戴奧辛分別為 1025.14 和 203.98，其不論是算術平均或幾何平均之戴奧辛及汞，計算出來的 RQ 均是大於 1，如圖 4.2.1-6 所示。因此，表示出戴奧辛及汞對於底泥所造成的風險是很高。

表 4.2.1-1 底泥之風險評估方法計算結果

算數平均 濃度	戴奧辛 Dioxin	汞 Mercury	幾何平均 濃度	戴奧辛 Dioxin	汞 Mercury
	871.37 ng-TEQ/kg	59.25 mg/kg		173.38 ng-TEQ/kg	11.88 mg/kg
CF	12.78	68.10	CF	2.54	13.66
mCd	40.44		mCd	8.10	
PI	56.01		PI	11.23	
I-geo	-	5.50	I-geo	-	3.19
RI	958.25	2724.18	RI	190.67	546.42
RQ	1025.14	1481.27	RQ	203.98	297.12

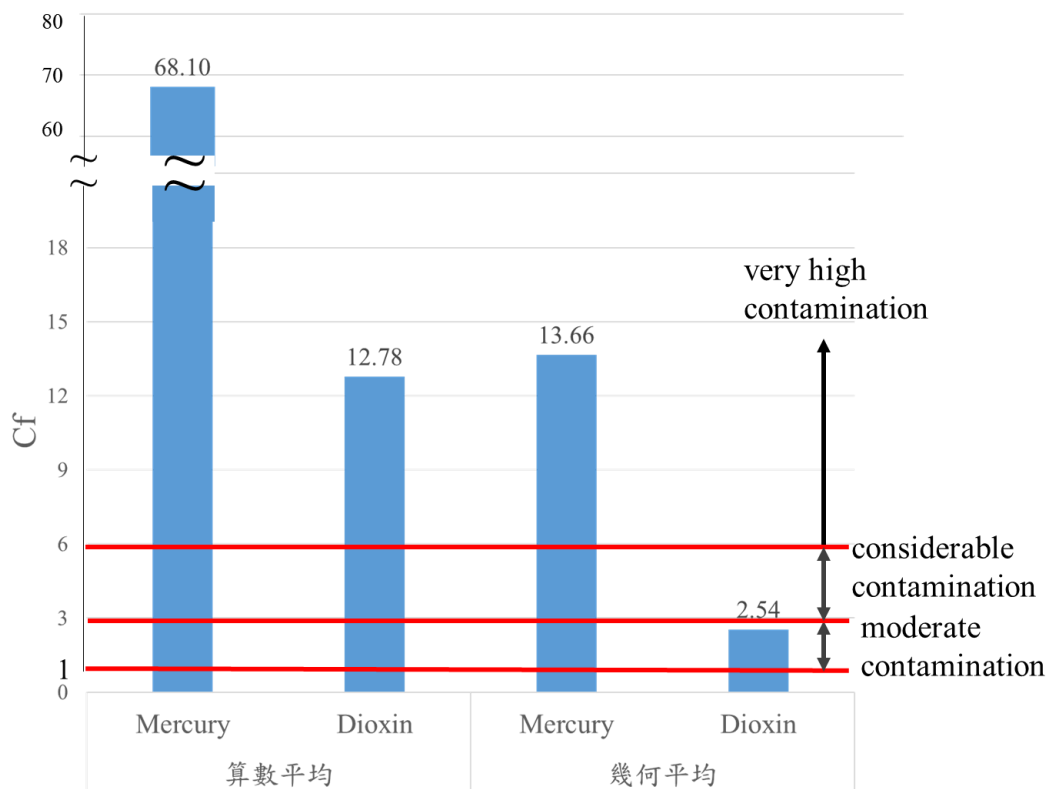


圖 4.2.1-1 戴奧辛及汞之 Cf 的算術平均與幾何平均值之比較圖

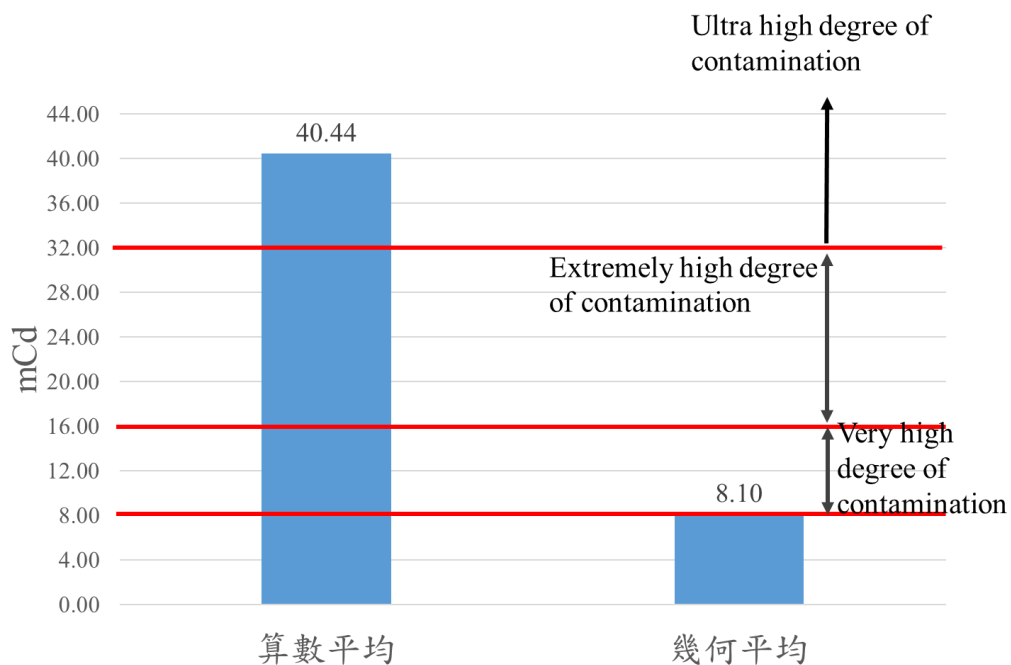


圖 4.2.1-2 mCd 的算術平均與幾何平均值之比較圖

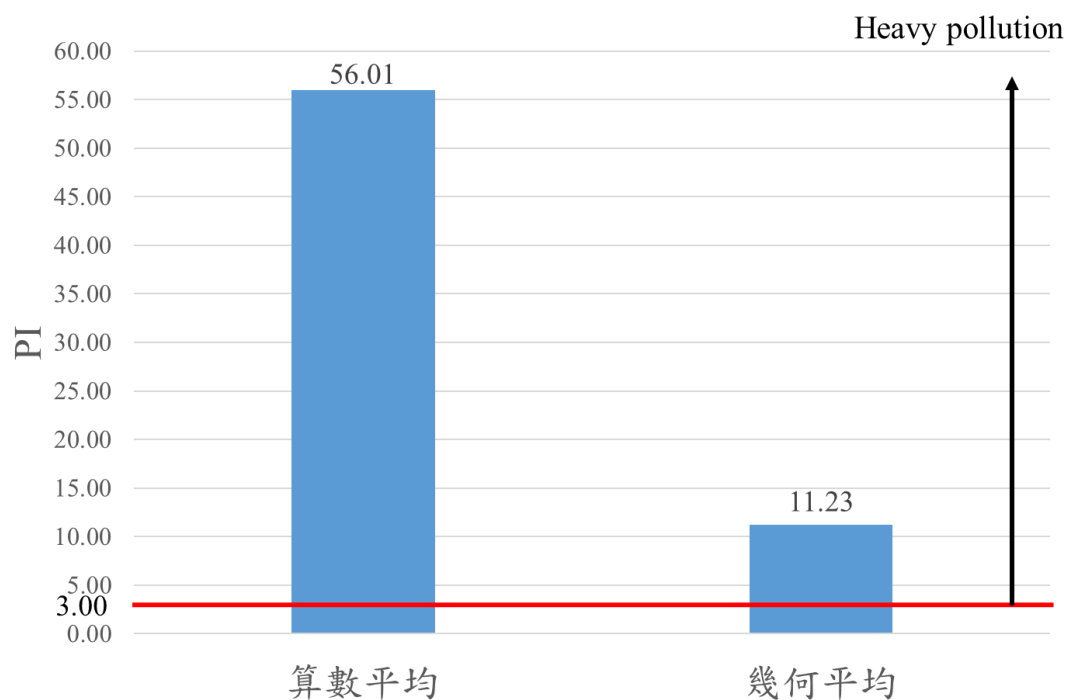


圖 4.2.1-3 PI 的算術平均與幾何平均值之比較圖

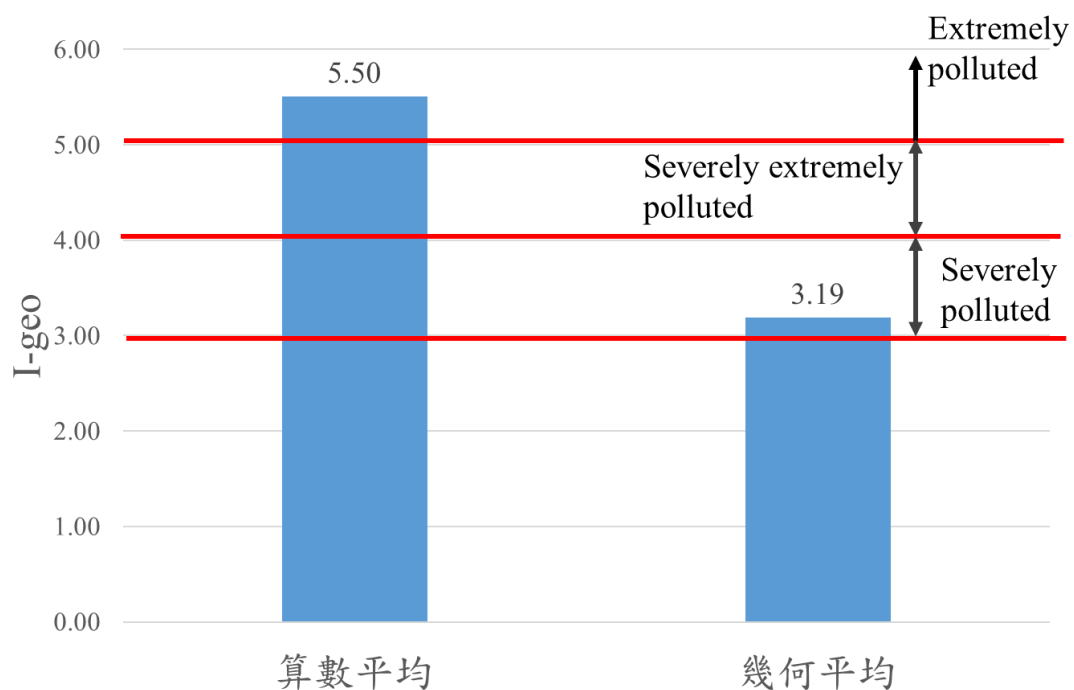


圖 4.2.1-4 計算汞之 I-geo 的算術平均與幾何平均值之比較圖

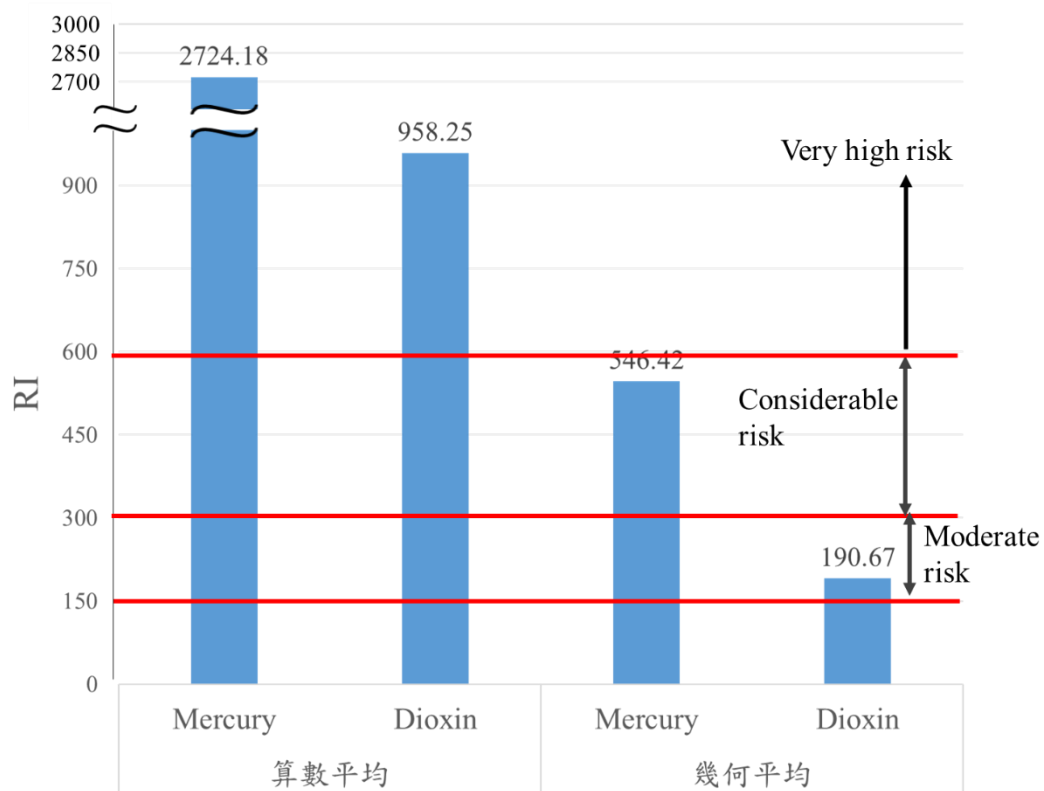


圖 4.2.1-5 戴奧辛及汞之 RI 的算術平均與幾何平均值之比較圖

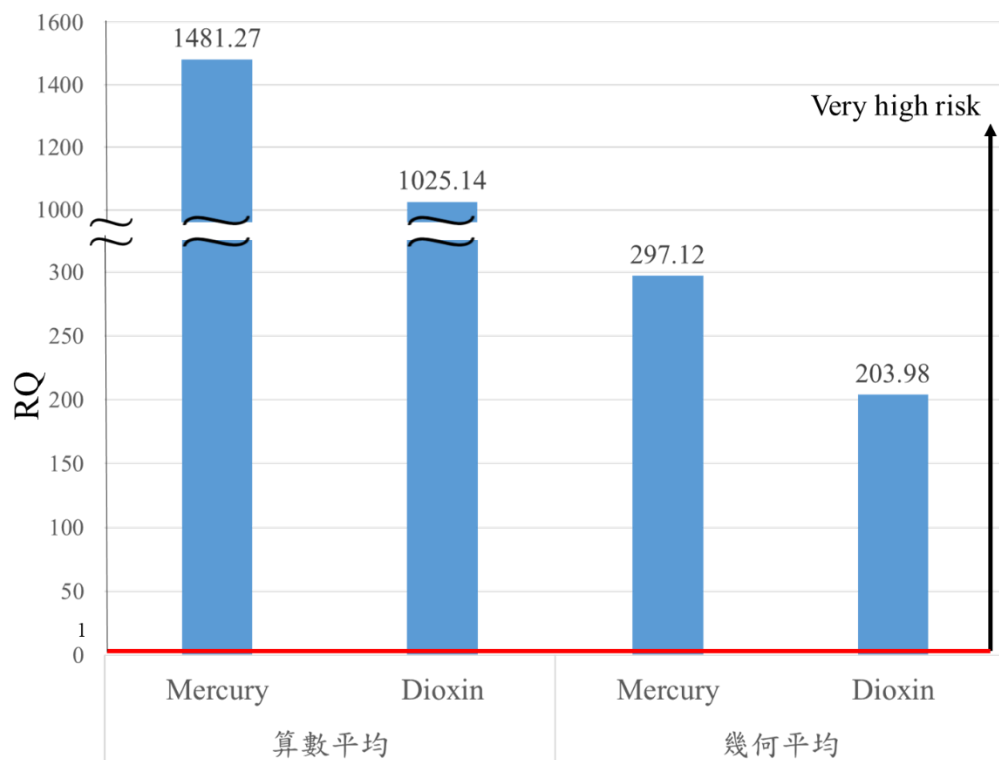


圖 4.2.1-6 戴奧辛及汞之 RQ 的算術平均與幾何平均值之比較圖

4.2.2 水產食物內濃度數據

曾檢測戴奧辛及汞污染之安順場址水產食物(為民國 99 年之採樣及檢測數據)(中石化整治計畫書)包含：銀花鱸魚、尖吻鱸、花身鰱、紅帶海鯪、虱目魚、環球海鯪、海鯪、黃鰭鯛、吳郭魚、大鱗魷、鏽斑蟳以及鋸緣青蟳等 12 種物種。皆自海水貯水池 A 及 B 中捕獲，其體長介於 15~96 公分；體重介於 300~9200 公克；汞濃度介於 0.4~5.7 mg/kg；戴奧辛濃度介於 5~221 ng-TEQ/kg，詳如下表 4.2.2-1 所示。

一般而言，會影響污染物對於生物累積之因素，包含每一魚種的生長速度不同或對於污染物之蓄積(累積)量的能力差異，而其中，蓄積(累積)量會受到(1)累積器官位置不同(如 binding 能力或機制不同)、(2)攝食習慣(如泳生動物(nekton)及底棲生物(benthos))之差異、(3)代謝或排毒能力不同等等，因此，不同魚種不能跨種族比較體長或體重與體內污染物濃度之關係。

根據上述說明，本計畫進行水生生物之體長和重量與戴奧辛及汞的濃度關係比較時，以相同魚種，兩隻不同體長及體重之體內蓄積濃度相比較(如圖 4.2.2-1 至 4.2.2-4 所示)，可以得到，在銀花鱸魚、尖吻鱸、花身鰱、紅帶海鯪、虱目魚、環球海鯪、海鯪、吳郭魚、大鱗魷等這 9 對魚種中，針對其體內之汞濃度進行水生生物之體長和重量比較時，大部分的魚蟹類如銀花鱸魚、花身鰱、環球海鯪、黃鰭鯛、吳郭魚、大鱗魷、鏽斑蟳以及鋸緣青蟳等等都集中於低濃度(1 至 2 mg/kg)及 20 至 40 公分與 1 至 3 公斤，只有海鯪的汞濃度最高且身長與體重介於水生生物種之間。其中，虱目魚、花身鰱、吳郭魚、尖吻鱸、紅帶海鯪與海鯪，這 6 對魚種均為體長或體重增加，則體內汞濃度亦增加，其有正相關之關係；而另 3 對魚種環球海鯪、銀花鱸魚與大鱗魷則呈現當體長或重量增加時，體內汞濃度卻反而下降，屬負相關之關係。

而在戴奧辛濃度進行水生生物之體長和重量比較時，9 種魚種中，除了海鯪之外，其餘水生生物都處與較低的濃度(60 ng-TEQ/kg 以下)。其中，發現有 6 對魚種(分別為環球海鯪、花身鰱、紅帶海鯪、海鯪、大鱗魷與尖吻鱸)為體長或重量若增加，則體內戴奧辛及汞濃度亦會增加，其有正相關之關係；反之，虱目魚、吳郭魚與銀花鱸魚這 3 對魚種卻呈現當體長或重量增加時，體內戴奧辛濃度卻反而下降，屬負相關之關係。

綜合而言，海鯪其體內含有較高濃度的戴奧辛及汞，而其他水生生物種體內戴奧辛及汞濃度較海鯪低。但所有調查的魚種仍然均超過 WHO 總汞食用安全限值(0.5 mg/kg)與 WHO 戴奧辛食用安全限值(0.004 ng-TEQ/kg)；因此，需針對海水中魚蟹類進行風險評估及對策研擬。

表 4.2.2-1 海水貯水池中水產食物與其污染濃度彙整表

項次	種類	英文學名	長度 (cm)	重量 (kg)	戴奧辛濃度 (ng-TEQ/kg)	總汞濃度 (mg/kg)
1	銀花鱸魚 A	<i>Morone</i>	27.0	0.77	12.0	0.90
2	銀花鱸魚 B	<i>saxatilis</i>	20.0	0.60	15.6	1.70
3	尖吻鱸 A	<i>Lates</i>	80.0	8.50	5.8	0.97
4	尖吻鱸 B	<i>calcarifer</i>	87.0	9.20	5.9	1.10
5	花身鯽 A	<i>Terapon</i>	31.0	1.00	20.0	2.10
6	花身鯽 B	<i>jarbua</i>	30.0	1.00	5.8	0.97
7	紅帶海鯡鯉 A	<i>Parupeneus</i>	60.0	5.40	58.0	3.65
8	紅帶海鯡鯉 B	<i>chrysopleuron</i>	54.0	4.70	55.0	3.30
9	虱目魚 A	<i>Chanos</i>	96.0	9.00	50.0	1.16
10	虱目魚 B	<i>chanos</i>	94.0	8.50	53.0	0.40
11	環球海鯨 A	<i>Nematalos</i>	32.0	1.30	18.0	0.81
12	環球海鯨 B	<i>a come</i>	33.0	1.40	40.0	0.70
13	海鯢	<i>Elops machnata</i>	54.0	3.70	221	5.70
14	黃鰭鯛	<i>Acanthopagrus latus</i>	27.0	0.80	15.0	1.10
15	吳郭魚	<i>Oreochromis sp.</i>	34.0	1.70	5.0	1.20
16	大鱗魷 A	<i>Sphyraena</i>	34.0	0.91	59.6	1.10
17	大鱗魷 B	<i>barracuda</i>	32.5	0.88	58.0	3.65
18	鏽斑蟳	<i>Charybdis feriatus</i>	15.0	0.30	10.0	2.20
19	鋸緣青蟳	<i>Scylla serrata</i>	22.0	1.50	19.0	3.60

註：WHO 總汞食用安全限值為 0.5 mg/kg；

WHO 戴奧辛食用安全限值為 0.004 ng-TEQ/kg





圖 4.2.2-3 水生生物之體長與戴奧辛濃度之關係圖

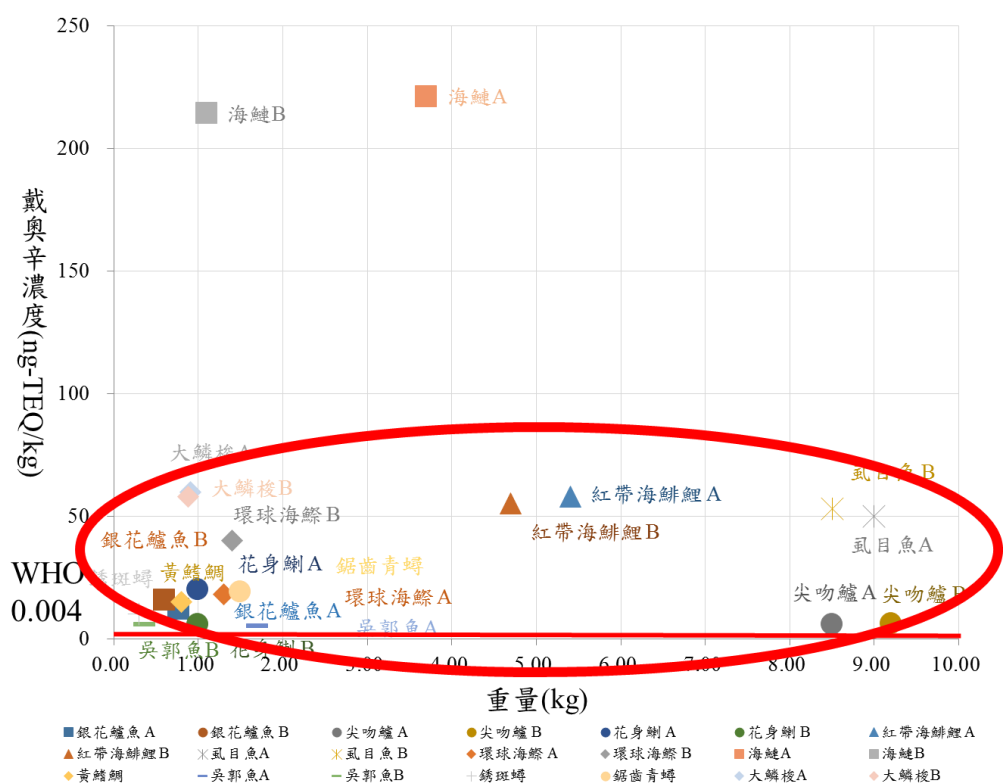


圖 4.2.2-4 水生生物之體重與戴奧辛濃度之關係圖

針對各魚蟹種進行其生物濃縮因子(BCF)之計算，且結果彙整如表 4.2.2-2 所示。可以得到之結果為，戴奧辛之 BCF 值較汞的 BCF 來得高，且戴奧辛的 BCF 均超過指標之最高上限值 5000，表示對於生物種而言戴奧辛為非常生物累積(very bioaccumulative)，而汞的 BCF 計算結果顯示出其在生物體中積累的可能性較低。若由生物種中來探討可以得到，海鱧體內戴奧辛及汞之 BCF 是調查項目中最高的，其次為紅帶海鯪、大鱗梭與鋸齒青蟬，如圖 4.2.2-5 所示。

表 4.2.2-2 水生生物種的戴奧辛及汞之生物濃縮因子(BCF)計算結果

項次	名稱	汞	同種平均值	戴奧辛	同種平均值
1	銀花鱸魚 A	30.00	43.33	6.00E+03	6.90E+03
2	銀花鱸魚 B	56.67		7.80E+03	
3	尖吻鱸 A	32.33	34.50	2.90E+03	2.93E+03
4	尖吻鱸 B	36.67		2.95E+03	
5	花身鯽 A	70.00	51.17	1.00E+04	6.45E+03
6	花身鯽 B	32.33		2.90E+03	
7	紅帶海鯪 A	121.67	115.83	2.90E+04	2.83E+04
8	紅帶海鯪 B	110.00		2.75E+04	
9	虱目魚 A	38.67	30.22	2.50E+04	2.56E+04
10	虱目魚 B	13.33		2.65E+04	
11	環球海鯪 A	27.00	25.33	9.00E+03	1.38E+04
12	環球海鯪 B	23.33		2.00E+04	
13	海鱧 A	190.00	189.67	1.11E+05	1.09E+05
14	海鱧 B	189.33		1.07E+05	
15	黃鰭鯛	36.67		7.50E+03	
16	吳郭魚 A	40.00	36.17	2.50E+03	2.70E+03
17	吳郭魚 B	32.33		2.91E+03	
18	大鱗梭 A	36.67	79.17	2.98E+04	2.94E+04
19	大鱗梭 B	121.67		2.90E+04	

表 4.2.2-2 水生生物種的戴奧辛及汞之生物濃縮因子(BCF)計算結果(續)

項次	名稱	汞	同種平均值	戴奧辛	同種平均值
20	銹斑蟊	73.33		5.00E+03	
21	鋸齒青蟊 A	120.00	120.00	9.50E+03	9.58E+03
22	鋸齒青蟊 B	120.00		9.65E+03	

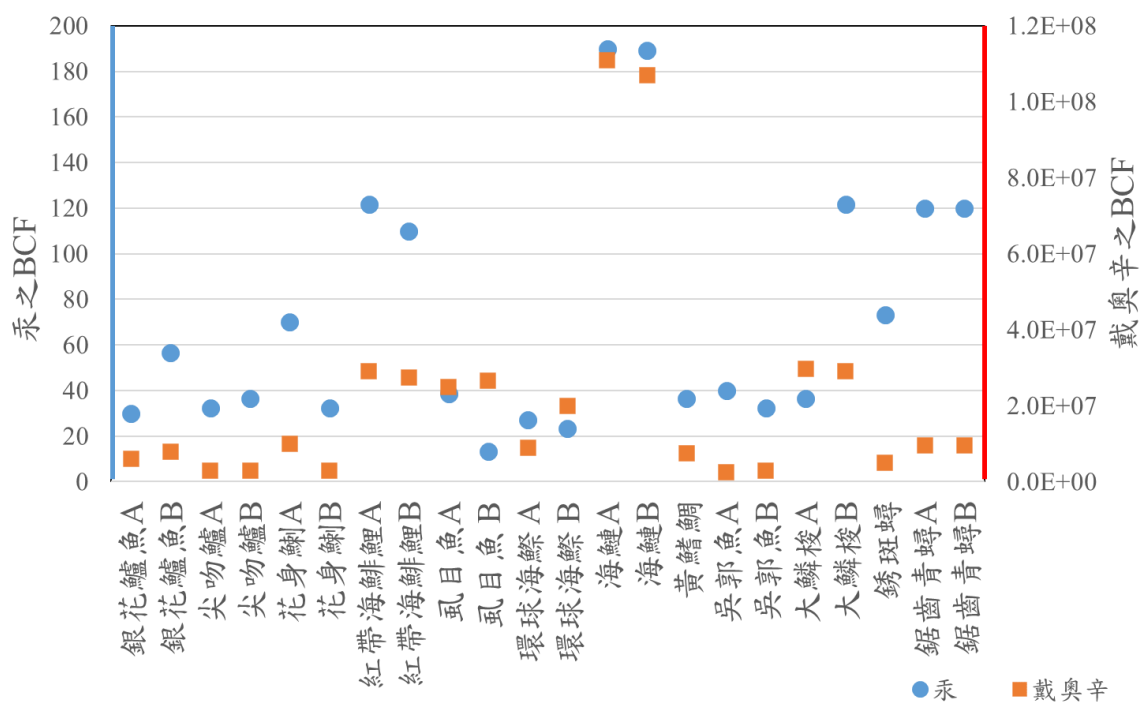


圖 4.2.2-5 水生生物種的戴奧辛及汞之 BCF 分布圖

4.2.3 生態影響特徵

安順場址內海水貯水池中的生態影響特徵為食物鏈的關係，戴奧辛及汞經由環境介質傳輸擴散至海水貯水池的底泥及水體中，會藉由水生生物高 BCF 的海鯪、紅帶海鯪、大鱗鰱、銹斑蟊以及鋸齒青蟊等等，食入、吸入或皮膚接觸受污染的底泥與水體，且透過食物鏈的傳輸累積或濃縮在生物體內，最終由人類捕獲而食入含有戴奧辛及汞之水生生物。

五、 風險管理

5.1 評估底泥整治目標

各指標最低值反推可接受之戴奧辛及汞濃度，由下表 5.1-1 可知，對於底泥而言，可接受之戴奧辛濃度為 0.85 至 136.40 ng-TEQ/kg，其中，影響戴奧辛濃度之指標為 RQ。若觀察各採樣之戴奧辛濃度可知，全部的採樣點濃度均大於推估出可接受戴奧辛濃度之最低值(0.85 ng-TEQ/kg)，且其中有 16 個採樣點高於可接受戴奧辛濃度之最高值(136.40 ng-TEQ/kg)約 1.50 至 30 倍，然而這 16 個採樣點大部分集中於工廠排水口處及往鹿耳門溪出海處。因此，可針對這兩處之底泥進行工程控制或整治技術評估。對於水生生物之 BCF 而言，可接受之戴奧辛濃度為 2 ng-TEQ/kg，但依據所調查之水生生物可知，所有生物體體內戴奧辛濃度均大於可接受之戴奧辛濃度。

對於底泥而言，可接受之汞濃度為 0.02 至 3.26 mg/kg，其中，影響汞濃度之指標為以幾何平均值計算之 PI。若觀察各採樣之汞可知，全部的採樣點濃度均大於推估出可接受汞濃度之最低值(0.02 mg/kg)，且其中有 25 個採樣點高於可接受汞濃度之最高值(3.26 mg/kg)約 1.80 至 135 倍，然而這 25 個採樣點大部分集中於工廠排水口處及往鹿耳門溪出海處。對於水生生物之 BCF 而言，可接受之汞濃度為 30 mg/kg，且本案場所調查之水生生物種體內汞濃度均低於可接受汞濃度。

綜合上述，對於海水池之底泥，主要以工廠排水口處及往鹿耳門溪出海處這兩處之底泥進行工程控制或整治技術評估；對於海水池中水生生物種，雖然其體內汞濃度均在標準之內，但是其體內戴奧辛濃度仍具風險，因此應改採取行政禁制及工程控制等等措施，加以控制污染擴散及避免再次危害至人體與環境。

表 5.1-1 由各項指標推估戴奧辛及汞可被接受之底泥與水生生物濃度

Index	Acceptable sediment/ fish Total CDDs (ng-TEQ/kg)	Acceptable sediment/ fish Hg (mg/kg)
Cb	68.2	0.87
Cf <1	68.2	0.87
PI ≤ 0.7	12.57*	0.11*
	2.54**	0.02**
I-geo ≤ 0	N.A.	1.31
RI <150	136.40 (Cf=2)	3.26 (Cf=3.75)

C _{QV}	0.85	0.04
RQ <1	0.85	0.04
BCF <1000	2.00***	30.00***

* 推估之濃度算術平均值

** 推估之濃度幾何平均值

*** 為水生生物種體內之濃度值

5.2 生態風險為基準之整治矯正行動(Eco-RBCA)

在評估完各種生態風險指標之後，各項指標顯示，此案場之底泥與魚蟹生態風險屬較中高程度。本計畫另依各指標之最低污染程度及風險，推估其戴奧辛及汞可被接受之底泥與水生生物濃度(如表 5.1-1 所示)。推估結果得知，對 PI 指標而言，若底泥中戴奧辛及汞之算術平均濃度分別小於 0.29 ng-TEQ/kg 與 0.005 mg/kg，幾何平均濃度小於 0.06 ng-TEQ/kg 與 0.001 mg/kg，則底泥污染程度會降至無(nil)或非常低(very low degree of contamination)與低風險潛勢(low risk)。對於 BCF 而言，戴奧辛濃度應低於 2 ng-TEQ/kg，汞濃度應低於 30 mg/kg，才達到累積可能性低之潛勢。根據推估出各項指標可接受風險之濃度值，其值幾乎均在環境背景值或儀器方法之偵測極限 Method detection limit (MDL)範圍內(即不檢出)，則工程挑戰性及經濟可行性均不容易執行，建議以後更積極將野生生物種及人體健康納入風險基準矯治行動(RBCA)之風險整治概念考量。

依據計算及推估之結果，本計畫規劃與建議採取下列風險基準矯治行動，以降低可能衍生之健康風險，包含：行政禁制(institutional control)、工程控制(engineering control)及整治復育，並將此三種風險基準矯治行動繪至污染傳輸途徑中(如圖 5.2-1)。

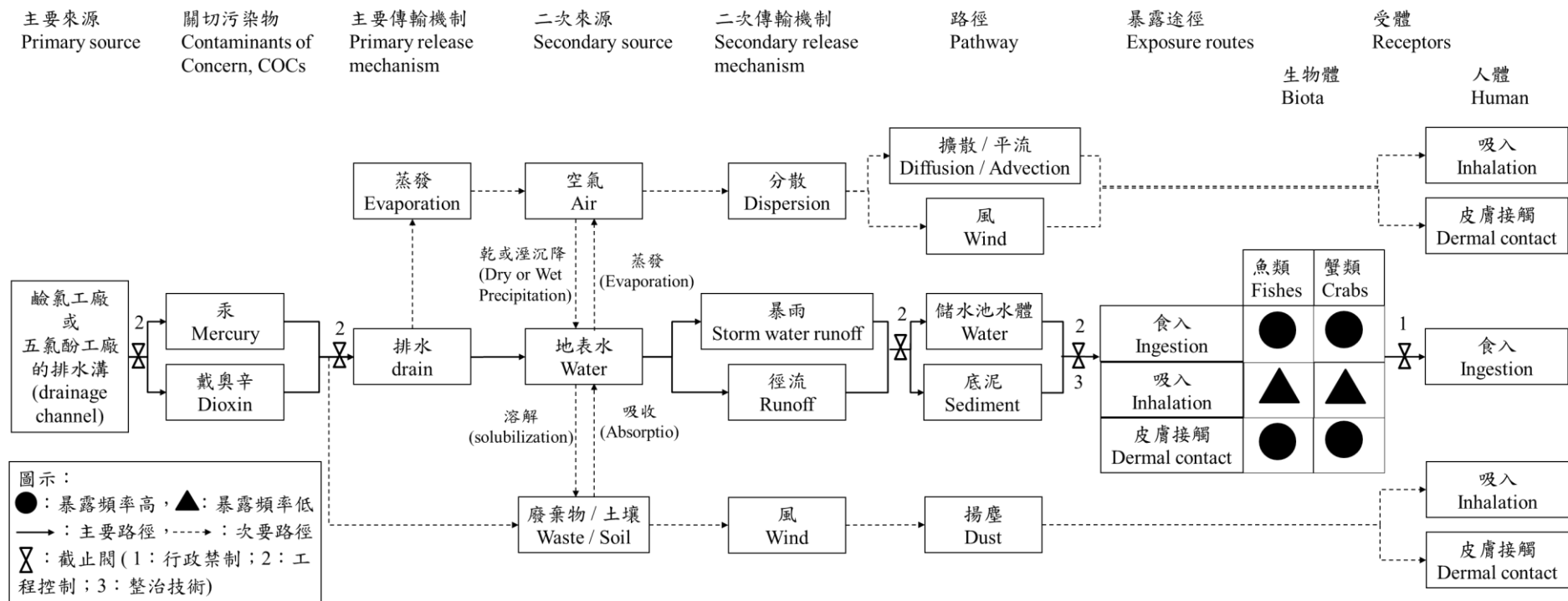


圖 5.2-1 安順場址風險基準矯正行動之污染傳輸路徑圖

5.2.1 行政禁制

行政禁制(institutional control)係指一種行政和法律工具，且未涉及現場施工或物理性改變現場措施，一般分為四種類型(USEPA, 2005b.)：

1. 政府控制(government controls)：包括政府法律或許可證明資料（如建築許可證和軍事設施基準計劃等等）
2. 專有控制(proprietary controls)：包括基於私有財產法的財產使用限制（如地役權和契約等等）
3. 執法工具(enforcement tools)：包括要求個人或公司進行或禁止具體行動的文件（如污染場址整治同意書、單方面命令或許可證明等等）
4. 資訊傳輸系統(informational devices)：包括架設公開或公共諮詢查詢處及網站，並提供場址的相關計畫及說明會等等資訊，以警告和教育相關人員或大眾。

USEPA(2005b)指出在大部分的現地整治中，行政禁制能夠有助於減少人們接觸到污染的可能性，且可以保護貴重整治設備免於損壞。而實施行政禁制之時機為發現潛在影響之污染物時以及整治過程中使用，且由地方政府和社區居民或相關地方政府機關負責確保實施及效益，但不論由中央或地方確認稽查，甚至是由污染行為人執行，行政禁制之實施績效應被定期監控，以確保滿足所有要求且能有效繼續運行。

對於本案場較適合採取之方案為(1) 在場址周邊設置圍籬，並置監視系統監控(如圖 5.2.1-1 至 2)；(2) 禁止捕獵違法必究並張貼禁止捕撈等公告，若違者依法送辦(如圖 5.2.1-3)；(3) 捕撈污染魚蟹集體撲殺焚化；(4) 派員（不）定期巡檢海水池(brine water storage pond)，並勸導違規民眾。



圖 5.2.1-1 場址周邊設置的鐵網圍籬，並置監視系統監控



圖 5.2.1-2 場址內外設置監視系統並監控



圖 5.2.1-3 張貼禁止捕獵(撈)等公告

5.2.2 工程控制

工程控制(engineering control)係指一種涵蓋了各項設計和構造的物理性設施(如土壤覆蓋、地下通風系統、緩解性屏障和圍欄等等)，以容納或防止污染物之暴露。根據 USEPA(2010)說明，工程控制一般常用之技術為：

1. 覆蓋(capping)：使用瀝青、混凝土或對環境友善之填充物，且具有高強度及低滲透性的覆蓋物，將可以減少污染物透過滲透而污染其他環境介質。
2. 主動或被動減壓系統(active or passive depressurization systems)：安裝系統可減少對於室內空氣中揮發性污染物的潛在傳輸。主動減壓系統為使用風扇或鼓風機，而被動減壓系統則依靠自然空氣對流方式，均從建築物下方的土壤抽取空氣，並通過一系列收集和排放管道將其排放到大氣中。
3. 地下水遷移壁壘(ground water migration barriers)：使用垂直不滲透之屏障物，以阻絕污染物潛在傳輸路線且限制污染物之暴露。例如隔離牆(barrier wall)，地下水壓力系統(ground water depression systems)等等方法。

針對本案場相關工程控制之措施為(1) 設置圍堤避免陸域污染土壤因暴雨逕流流入水域而成污染底泥(如圖 5.2.2-1)；(2) 關斷海水閘門，避免流入流出(如圖 5.2.2-2)；(3) 設置圍堤將海水池(brine water storage pond)分為 A 及 B 區且阻絕流

通(如圖 5.2.2-3)；(4) 抽乾較高濃度區之海水，並設置廢水淨水廠，處理抽出污染底泥之廢水，經薄膜及活性碳過濾後之水體再排放(如圖 5.2.2-4)；(5) 進行底泥濬泥作業後，回填乾淨客土或土地再利用(如圖 5.2.2-5、6)；(6) 再次評估阻絕後的海水池(brine water storage pond)底泥與魚蟹生態風險；(7) 若要提早解除海水池(brine water storage pond)列管，評估覆蓋(Capping)污染底泥之整治技術可行性。



圖 5.2.2-1 廠區內設置圍堤以避免污染源再次流入水域



圖 5.2.2-2 關斷海水閘門以避免污染物流入/出



圖 5.2.2-3 設置圍堤及阻泥幕將海水池分為高/低濃度區域且阻絕流通



圖 5.2.2-4 設置廢水淨水廠，處理抽出污染底泥之廢水



圖 5.2.2-5 疏濬船



圖 5.2.2-7 微疏濬船(上：大艘；下：小艘)

5.2.3 整治復育

整治復育(remediation)之相關整治技術一般為：現場(in site)或離場(ex site)、現地(in situ)或離地(ex situ)，以及物理(Physical)、化學(Chemical)、生物性(Biological)或熱處理(thermal treatment)之整治技術。對於整治目標場址而言，分析各項整治技術(或工具)之優點、限制、經濟成本及預期效益等等，選擇出最適化之整治方案，亦可以使用整治列車(remediation train)概念，將多項整治技術加以結合，達到適合該場址之整治對策。



圖 5.2.3-1 現場熱處理(上：分批式燃燒室；下：後段尾氣處理設施)

5.3 風險管理建議

根據美國環境保護署(USEPA)1988 年提出之「RI/FS Guidance」指導文件，以及 1999 年擬議的計劃和決策(plan and record of decision, ROD)文件，本計畫提出三種主要底泥評估的替代方案(alternatives)為：監測自然恢復(monitored natural recovery, MNR)、現地封蓋(in-situ capping)，和疏濬(dredging)(或挖掘 excavation)處理。以下章節將依序進行替代方案的說明及建議。

5.3.1 不採取行動的替代方案

不採取行動的替代方案應該反映基線風險評估和整治調查所描述的現場情況，可能是一個不再進行一步行動的選擇(USEPA, 2005a)。

不採取行動之替代方案通常不包含任何行政禁制、工程控制或機構控制等，但可能包括監控行動(monitors)。其中，監控行動(monitors)與監測自然恢復(monitored natural recovery, MNR)不同之處在於，MNR 的替代方案中監控級別和頻率，以及 MNR 包括實現該級別的整治級別和預期時間架構均相較於監控行動更為複雜(USEPA, 2005a)。因此，通常應同時評估不採取行動的替代方案和底泥場址的 MNR 替代方案。

對於本案場而言，經由風險分析得出結果指出本案場之底泥具高污染及高風險潛勢，因此，不建議執行此替代方案，應該積極改善或處理底泥污染現況，且採取較為適當之風險基準矯正行動(RBCA)。

5.3.2 現地整治

一般來說，現地整治(in-situ treatment)包含生物、化學或物理整治的方法。現地整治有許多單一或複合式的整治方法可依據場址現況進行使用，當然這些處理技術均具有一定的效益及使用限制，現地整治方法包括以下內容(USEPA, 2005a)：

4. 生物處理：藉由加入物質如氧、氮、營養物(nutrients)、基質(substrate)(例如有機碳)，或將微生物(microorganisms)加入底泥或反應性蓋(reactive cap)中，以增強微生物降解污染物的能力。
5. 化學處理：使用化學試劑，如高錳酸鹽、過氧化氫或氫氧化鉀等等，加入底泥或反應性蓋(reactive cap)，使得污染物進行氧化或脫氯，進而破壞污染物結構降低毒性或分解。
6. 固定化處理 (immobilization treatment)：固定 (solidification)、穩定化 (stabilization)或加入螯合劑(chelating Agent)及其他添加劑，可將底泥中污

染物包封(encapsulating)於固體基質中或改變污染物之化學反應，並將其轉化為較少的生物利用度(bioavailable)、較少的流動性(mobile)或較低毒性的形式。

5.3.3 監測自然恢復

監測自然恢復(MNR)係一種整治行動，通常以持續性且自然發生的過程，包含破壞或減少底泥中污染物的生物利用度(bioavailability)或毒性。依據污染物和環境特性，進行識別和評估那些有助於降低風險的過程，並結合其他工程化方法，包括物理、生物和化學共同作用，以減少污染物造成的風險的機制(USEPA, 2005a)。

若要使用 MNR 來降低風險，一般取決於評估者對於環境的污染程度、污染物之轉換及流動性的動態變化。MNR 可進行之自然過程包括在有利的條件下，不經由人工干預，可以減少污染物在底泥的濃度、毒性或流動性的方法。這些自然過程可以包括以下內容(USEPA, 2005a)：

1. 物理過程：沉澱(sedimentation)、平流(advection)、擴散(diffusion)、稀釋(dilution)、分散(dispersion)、生物擾動(bioturbation)及揮發(volatilization)
2. 生物學過程：生物降解(biodegradation)、生物轉化(biotransformation)、植物修復(phytoremediation)及生物穩定化(biological stabilization)
3. 化學過程：氧化/還原(oxidation/reduction)、吸附(sorption)及其它處理導致穩定性或減少生物利用度的(other processes resulting in stabilization or reduced bioavailability)。

一般而言，MNR 技術具有潛在的優勢及限制(potential advantages and limitations)，兩個關鍵優勢是相對其他整治技術具較低的實施成本(implementation cost)和非侵入性(non-invasive nature)。雖然與場址特徵和建模相關的成本可能很廣泛，但實施 MNR 技術相關成本主要以監控為主。此外，實施成本亦包括實施行政禁制和公眾教育(public education)，可提高控制措施的效益成本。另一重要的優勢為對於生物群落不會涉及人為的物理性破壞(USEPA, 2005a)。

MNR 兩個關鍵限制為污染物仍留在受污染區中，以及其相較其他整治技術之整治時間長。MNR 技術主要是以生態埋葬(natural burial)為主，因此，可能會藉由外在強勁的自然或人為作用干擾被埋藏之污染物，導致在暴露(re-exposed)或分散等等的風險。亦會因為污染物的溶解(出)至地表水中，可能導致不可接受的風險程度。因為 MNR 技術之自然恢復時間較長，對於生態環境而言屬於一種

消極做法，因此通常沒有能力以減少生態風險(USEPA, 2005a)。

監測自然恢復技術雖然使用成本相較其他較整治技術低，但因為整治期程需要相對多的時間，對於本案場而言，無法快速且有效提供較佳之整治成效與經濟效益，因此，本計畫不建議採用此技術替代方案。

5.3.4 現地封蓋

現地封蓋係指在水下受污染之底泥上覆蓋一層材料。覆蓋物(caps)的構造通常為粒狀材料，如沙、礫石等等，或是一個更複雜材料，如土工布(geotextiles)、襯墊(liners)及其他可滲透或多層中的不滲透材料，可以減弱污染物流動交換等等。覆蓋物(caps)亦根據不同的污染物和底泥環境，有不同的設計及功能來以降低風險(USEPA, 2005a)。

現地封蓋技術之兩個優點潛在優勢分別為，相較於疏濬或挖掘能夠迅速且減少再次暴露於污染物中，以及現地封蓋技術所使用之設施為覆蓋物(caps)材料準備，然而對於其他脫水處理和污泥處置等等方面的基礎設施較不需要。若是覆蓋物(caps)之設計良好且佈置完善，相較於疏濬應能迅速地降低水生生物群暴露於受污染底泥中，另外，覆蓋物(caps)對於水生環境之破壞性也較疏濬挖掘低，亦能提供底棲生物(bottom-dwelling organisms)新的定殖地(recolonization)。另一個可能的優點是，在施工期間污染物分散所導致污染物再懸浮性和潛在風險，現地封蓋相較疏濬技術產生之操作風險更低，並且能降低受污染底泥在運輸及相關處理可能影響的潛在風險。再者，大多數的覆蓋物(caps)所使用之設備均為當地可得材料且可快速地實現，因此，相較於移除處置或實施整治底泥之成本來得低(USEPA, 2005a)。

此技術之主要限制為受污染底泥仍留在水生環境中，若是污染物之傳輸及含量過多，將可能使污染再次暴露或導致干擾及分散。此外，在一些底泥環境會難以放置覆蓋物，而使得不會對於底泥進行壓實和破壞，而造成污染物由覆蓋物中流出。另一個潛在的限制係棲息地改變，可能在某些情況下，覆蓋物表層之材料無法提供優選的棲息地(preferred habitat)，因為了保護覆蓋物不被侵蝕，所以採用與原本軟性底泥不同之粗蓋材料(coarse cap materials)，這可能導致生物群落之改變。另外一些情況下，在選擇覆蓋物材料時，須注意具挖掘習性之底棲生物種在覆蓋物上繁殖，以避免潛在污染物會因為生物擾動作用而釋放於環境中(USEPA, 2005a)。

此外，在進行現場評估時，應考慮以下注意事項，

1. 識別預備之覆蓋物材料，其物理化學特性與放置底泥環境地區之相容性。
2. 評估岩土性(geotechnical)，包括可壓縮材料和與覆蓋物之間潛在的相互作用及兼容性。
3. 評估安置方法，盡量減少在設置覆蓋物時，受污染的孔隙水和底泥再懸浮與釋放之短期風險。
4. 確定績效目標與監測覆蓋物安置和完整性，及生物環境的長期評估方法的效益。

由於本案場之海水池中大部分水生生物種，已在行政禁制及工程控制時被捕撈且撲殺焚化，所以底棲或水中生物對於覆蓋物所導致之影響及風險都相對下降，因此，建議可以進行細部現場評估，篩選出適合得覆蓋物材料及安置位置，使得海水池總體潛在污染及風險符合預期目標。

5.3.5 疏濬或挖掘

疏濬和挖掘技術是一種由水體中去除受污染底泥的兩種最常見整治技術。而這兩種方法須具有輸送疏濬後底泥之設備，及處理或處置污泥與廢水之設施。疏濬及挖掘技術程序包含底泥之去除、運輸、批次、處理(前期，處理的廢水和底泥)和最終處置(液體和固體)，且亦針對各項程序進行評估(USEPA, 2005a)。

此技術之潛在優勢為若整治之去除效果達到可接受目標時，將可能會降低長期處理有效性之不確定性，特別是對於未來環境可能暴露於污染底泥中。受污染底泥的去除可以減少對於預測泥床或覆蓋物之穩定性，及潛在暴露與污染物傳輸可能性之不確定性。另一個潛在優勢是靈活性(flexibility)，可在疏濬或挖掘後，使用自然或適合現地之淨化方法(如 MNR)，進行底泥後續恢復作用(USEPA, 2005a)。

疏濬及挖掘一些潛在之去除限制為實行此技術相較 MNR 技術來的複雜及昂貴，因為需要經過運輸、批次、處理和處置疏濬污泥，且對於設備至場址的機動性等等都會增加整治成本。另一種可能的限制是評估者再進行評估時，對於殘留污染物量推估，可能因為許多因素包括疏濬設備、操作者實作經驗、正確實施最佳管理程序、底泥特徵、污染物濃度及場地條件的結果等等，均會導致不確定性之程度提高。其他潛在的限制包括污染物之再懸浮(resuspension)或揮發，從疏濬底泥再懸浮通常與污染物之溶解和顆粒大小有關。再懸浮的顆粒可能會在挖掘地點再沉積，或經水輸送到下游的位置且沉積(USEPA, 2005a)。

此技術可以將受污染之底泥由水體中移除，但其所產生之再懸浮及成本等等，對於本計畫之案場執行此技術會有不少限制因素。然而，若是以複合式整治技術進行整治，將有效提高去除率及降低過多成本花費，如結合現地封蓋及疏濬或挖掘技術，針對案場之海水池進行現場評估，並規劃出高及低污染區域，再藉由技術與經濟可行性評估，分別對各區域實施適合之現地封蓋或疏濬(挖掘)技術，以降低各區域之潛在風險及整治成本，使計畫整治目標達到預期結果。

根據以上可執行之整治技術，本計畫建議須針對本場址海水池底泥整治範疇，應再進一步執行技術及經濟評估比較，訂定更詳細之風險管理規劃及對策，以實施適合之風險基準矯治行動。

六、 結論

本計畫團隊蒐集且閱讀包含 SCI 國際期刊論文、USEPA、英國環境署、加拿大環境部長理事會(CCME)、澳洲環保議會、CLU-IN、ASTM、我國環保署專案計畫，及國內論文期刊等資料庫之文章、技術報告、指引等共 325 篇文獻，且最終歸納後決定專注於 USEPA、ASTM 及重點國際期刊論文等相關指引。其中，選用並綜合美國環保署(1998)準則及特別針對超級基金場址提出一套評估指引，以建立本計畫使用之生態風險評估架構。

再者，進行安順污染場址的資料蒐集或補充調查，再彙整歸類所有資料，並建置安順場址之概念性場址模型及污染傳輸路徑圖。並且執行生態風險評估流程，第一步先完成問題制定，針對案場之關切污染物-戴奧辛及汞的特性說明，並藉由其轉化和傳輸評估對於海水貯水池中水生生物的影響性，以及戴奧辛及汞之暴露途徑會由水中或底棲生物的食入(Ingestion)或皮膚接觸(Dermal contact)，以及部分的吸入(Inhalation)，使戴奧辛及汞進入食物鏈中，且在魚蟹生物體內產生生物累積(Bioaccumulation)與生物濃縮(Bioconcentration)作用等，最終人類經由捕獲且食入水生生物，而導致人體健康與生態環境遭受到危害。

第二步為進行計畫之風險評估分析與計算，本團隊已對於底泥污染與評估終點進行初步生態風險評估的計算且進行定性定量之探討，包含污染程度校正值(mCd)、污染指數(PI)、地質累積指數(I-geo)、潛在生態風險指數(RI)、風險商數(RQ)和生物濃縮因子(BCF)等等。由綜合比較評估值之污染程度校正值(mCd)及污染指數(PI)可知，在算術平均值之結果分別為 40.44(大於 mCd 的上限值 32)及 56.01(遠大於 PI 的上限值 3)，均屬於最高等級的超高污染程度(ultra-high degree of contamination)或重度污染(heavy pollution)。然而，在幾何平均值的計算下，mCd 為 8.10，屬於分類等級 4 的非常高的污染程度(very high degree of contamination)，但 PI 為 11.23 仍大於 PI 指標之上限值。因此，整體而言，海水貯水池的底泥污染仍是屬於最高等級之污染程度。用於評估底泥中重金屬(汞)污染之地質累積指數(I-geo)計算之結果顯示，在算術平均值計算下，I-geo 值為 5.50 屬於最高等級 6 的極度污染(extremely polluted)，而在幾何平均值計算下，其結果為 3.19 屬於等級 4 的嚴重污染(severely polluted)，因此可知，底泥中汞之污染仍屬高污染。

再者，由潛在生態風險指數(RI)來評估底泥潛在之風險，在算術平均下，戴奧辛及汞之 RI 分別為 958.25 和 2724.18，均屬於最高等級的 RI(>600)非常高風險(very high risk)，而在幾何平均下，汞之 RI 為 546.42 係屬於 300 至 600 之間的較高風險(considerable risk)，戴奧辛之 RI 則較低為 190.67 係介於 150 至 300 之間的中度風險(moderate risk)。因此可知，底泥中戴奧辛及汞的潛在生態風險

指數均為中或高度風險。另一用於描述有毒污染物其潛在風險的風險商數(RQ)，分別在算術平均與幾何平均值下計算之結果為，汞分別為 1481.27 和 297.12，而戴奧辛分別為 1025.14 和 203.98，其不論是算術平均或幾何平均之戴奧辛及汞，計算出來的 RQ 均是大於 1。因此，表示出戴奧辛及汞對於底泥所造成的風險是很高。針對海水池中各魚蟹種進行其生物濃縮因子(BCF)之計算顯示出，整體魚蟹中戴奧辛之 BCF 值($2.70E+3$ 至 $1.09E+5$)較汞的 BCF 值(25.33 至 189.67)高出數百倍，且戴奧辛的 BCF 均超過指標之最高上限值 5000，表示對於生物種而言戴奧辛為非常生物累積(very bioaccumulative)，而汞在生物體中積累的可能性較低。若由水生生物種計算結果來探討可得，海鱧體內的戴奧辛及汞之 BCF 值是調查項目中最高的，其次為紅帶海鯪、大鱗梭與鋸齒青蟬等。

本計畫由前述 5 個底泥風險評估計算因子推估案場海水貯水池之底泥整治目標，結果顯示，底泥可接受之戴奧辛濃度介於 0.85 至 136.40 ng-TEQ/kg 之間；而底泥中可接受之汞濃度則介於 0.02 至 3.26 mg/kg 之間；前述 5 項底泥風險評估指標中，又以 RQ 及 PI 兩指標影響最巨。對於水生生物體可被接受之風險而言，僅有 BCF 一項指標可為參考；依據 BCF 反推所得之生物體可接受之戴奧辛濃度為 2 ng-TEQ/kg，而生物體中可接受之汞濃度則為 30 mg/kg。

綜合結果顯示，分布於工廠排水口處及往鹿耳門溪出海處這兩處之底泥，具有高濃度之戴奧辛及汞污染，因此，可優先對此區域加密調查且進行工程控制或整治技術評估；對於海水池中水生生物而言，雖然其體內汞濃度均在標準之內，但是其體內戴奧辛濃度仍具相當風險，因此建議該採取行政禁制或工程方面之防治行動，以控制污染的擴散及避免再次危害至人體與環境。綜合而言，本計畫提供相關風險管理及整治技術建議，可採行風險基準矯正行動，包含行政禁制、工程控制及整治技術等等。此外，亦可以擷取各整治技術之優勢並相互補足其缺失，使用複合式整治技術進行整治，以有效提高去除率且降低各區域之潛在風險及整治成本。

後續，若進一步深入執行本場址海水池底泥整治目標之評估，建議應進行更準確的生態風險估算及健康風險評估，且持續評估戴奧辛及汞在水和底泥中的形態及傳輸機制，使海水池的風險評估更具代表性。以風險結果推算其合適之整治目標，再對於技術可行性及經濟可行性進行細部評估，以訂定更詳細之風險管理規劃及對策，且執行最佳風險基準矯治行動，以達到整治目標及早日解除場址管制之總體效益。

七、計畫工作項目及進度

下表 7 為本計畫之工作甘特圖，於期中報告完成既有風險評估規範或系統之分析，並加以建立本土化之系統架構，且針對安順場址建立及說明其概念性場址模型，同時，計算且說明海水貯水池中底泥之風險評估方法及意義，如污染程度校正值(mCd)、污染指數(PI)、地質累積指數(I-geo)、潛在生態風險指數(RI)、風險商數(RQ)、生物濃縮因子(BCF)等等。而在之後完成案場底泥整治目標之推估，且提出相關風險管理及整治技術建議，及可採行風險基準矯正行動，包含行政禁制、工程控制及整治技術等等。

表 7 本計畫之工作甘特圖

年月 工作項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	備註
A. 國內外文獻收集及分析												
B. 整合國內外方法與指引												
C. 建置生態風險評估架構												
D. 建立概念性場址模型												
E. 案場之生態風險評估						✕						
F. 評估底泥整治目標												
G. 初步完成風險特徵描述及風險管理計畫												
工作進度估計百分比（累積數）	5%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%	
預定查核點	期中		分析既有規範軟體工具、建立本土化之系統架構									
	期末		完成風險特徵描述，以及風險管理計畫									

八、 參考文獻

- 行政院環境保護署，2004。「土壤及地下水污染控制計畫撰寫指引」。
- 行政院環境保護署，2006。土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引。
- 行政院環境保護署，2009。「土壤及地下水污染場址改善審查及監督作業要點」。
- 行政院環境保護署，2010。「土壤及地下水污染整治法」。
- 行政院環境保護署，2010。「土壤及地下水污染整治法施行細則」。
- 行政院環境保護署，2011。「土壤及地下水污染場址健康風險評估及場址風險管理計畫」。
- 行政院環境保護署，2012，「污染場址管理之風險分析系統研析及環境風險評估方法整合計畫」。
- 行政院環境保護署，2012。「全民認識戴奧辛」，永續台灣-認識戴奧辛風險研討會。
- 黃煥彰，2002。失落的記憶 — 台鹼安順廠的污染，看守台灣季刊，第四卷，第二期。
- 林德賢，1999。「世紀之毒-戴奧辛」，高醫醫訊月刊，第十九卷，第二期。
- 中石化(台鹼)安順廠整治場址公開網站
<http://epb3.tainan.gov.tw/cpdc/ch/default.asp>
- 安順廠土壤污染整治場址污染整治計畫書，民國 99 年。
- 安順廠土壤污染整治場址污染整治計畫書，民國 104 年。
- 聯合國環境規劃署, United Nations Environment Programme, UNEP.
- 國際癌症研究中心, International Agency for Research on Cancer, IARC.
- 美國環保署, US Environmental Protection Agency, USEPA.
- 世界衛生組織, World Health Organization, WHO.
- Abraham, G.M.S., Parker, R.J., 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary Auckland, New Zealand. Environ. Monit. Assess. 136, 227–238.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR

<https://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=401&tid=70>

- Ali Engin AKSU, Doğan YASAR, Orhan USLU, 1998. Assessment of Marine Pollution in İzmir Bay: Heavy Metal and Organic Compound Concentrations in Surficial Sediments. Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences. 22(5), 387-415.
- Alberta Environment, Policy for management of risks at contaminated sites in Alberta, 2000.
- Alcock, R.E., and Jones K.C., 1996. Dioxins in the environment: a review of trend data. Environ. Sci. Technol, 30, pp. 3133-3143.
- Antonio Marcomini, Andrea Critto, Claudio Carlon, 2005. Screening ecological risk assessment for the benthic community in the Venice lagoon (Italy). Environment International 31, 1094-1100
- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. P. C., 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. Environmental Reviews, 14(4), 257-297.
- ASTM, 2010. “Standard Guide for Data and Information Options Conducting an Ecological Risk Assessment at Site”, E2020.
- ASTM, 2014. “Standard Guide for Risk-Based Corrective Action for Protection of Ecological Resources”, E2205.
- ASTM, 2014. “Standard Guide for Selecting and Using Ecological Endpoints for Contaminated Sites”, E1848.
- ASTM, 2014. “Standard Guide for Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites”, E1689.
- ASTM, 2015. “Standard Guide for Risk-Based Corrective Action”, E2081.
- Brady, J.P., Ayoko, G.A., Martens, W.N., Goonetilleke, A., 2015. Development of a hybrid pollution index for heavy metals in marine and estuarine sediments. Environ. Monit. Assess. 187(5), 1-14.
- Burton Jr., G.A., 2002. Sediment quality criteria in use around the World. Limnology 3 (2), 65-75.
- Cal EPA, 1999. Public Health Goal for Methyl Tertiary Butyl Ether (MTBE) in Drinking Water.

- Canadian Council of Ministers of the Environment., 2001. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Polychlorinated dioxins and furans (PCDD/Fs). In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Cao, Z., Liu, J., Luan, Y., Li, Y., Ma, M., Xu, J., Han, S., 2010. Distribution and ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Luan River, China. *Ecotoxicology* 19, 827-837.
- CCME, 1996. A Framework for ecological risk assessment : general guidance. The National Contaminated Sites Remediation Program.
- CCME, 1997. A Framework for ecological risk assessment : Technical Appendices. The National Contaminated Sites Remediation Program, March.
- CLU-IN, Contaminated Site Clean-Up Information. <https://clu-in.org/>
- Czuczwa JM, and Hites RA., 1984. Environmental fate of combustion-generated polychlorinated dioxins and furans”, *Environ Sci Technol.*, 18(6), pp. 444-50.
- Department of Environmental Resources Management Miami –Dade County, Supporting Information for the Implementation of RBCA, September, 2002.
- Duodu, G.O., Anim, A.K., Serfor-Armah, Y., Sarfo, D.K., 2011. Assessment of the levels of toxic and potentially toxic metals in sediments from the Weija dam Ghana. *Elixir Pollut.* 38, 4320-4324.
- Duodu, G.O., Goonetilleke, A., Allen, C., Ayoko, G.A., 2015. Determination of refractive and volatile elements in sediment using laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry. *Anal. Chim. Acta* 898, 19-27.
- Ebinghaus R, Turner RR, Lacerda D, Vasiliev O, Salomons W., 1999. Mercury contaminated sites: characterization, risk assessment and remediation. Berlin, Heidelberg, New York: Springer Environmental Science, Springer Verlag;. p.538.
- Environment Canada-Ontario Region , Risk Management for Contaminated Sites Framework.
- Euro Chlor, 1999. Euro Chlor Risk Assessment for the Marine Environment. OSPARCOM Region: North Sea – Mercury. Draft - Status.
<http://www.eurochlor.org/download-centre/marine-risk-assessments.aspx>
- Fitzgerald, W.F., Lamborg, C.H., and Hammerschmidt, C.R., 2007a. Marine

- biogeochemical cycling of mercury”, *Chemical reviews*, vol. 107, pp. 641-662.
- Gies A, Neumeier G, Rappolder M, Konietzka R., 2007. Risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food--comments by the German Federal Environmental Agency”, *Chemosphere*, 67(9), pp. 344-9.
- Håkanson, L., 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Res.* 14, 975–1001.
- Håkanson, L., 1988. Metal monitoring in coastal environments. In: Seeliger, U., Lacerda, L.D., Patchineelam, S.R. (Eds.), *Metals in Coastal Environments of Latin America*. Springer-Verlag, pp. 240–257.
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res.* 14 (8), 975-1001.
- Health Canada, *Understanding Risk Management at Federal Contaminated Sites*, June 2010.
- Hutzinger, O., Blumich, M.J., Vanderberg, M., Olie, K., 1985. Sources and fate of PCDDs and PCDFs – An overview”, *Chemosphere*, 14, pp. 581-600.
- Islam, MS, Ahmed, MK, Habibullah-Al-Mamun, M & Hoque, MF 2015, 'Preliminary assessment of heavy metal contamination in surface sediments from a river in Bangladesh', *Environmental Earth Sciences*, vol. 73, no. 4, pp. 1837-1848.
- Ingersoll CG, Dillon T, Biddinger GR., 1997. Ecological risk assessment of contaminated sediments. Pensacola, FL’ SETAC Press.
- Jaeglé L., 2010. Atmospheric Long-Range Transport and Deposition of Mercury to Alaska”: A Report to the Alaska Department of Environmental Conservation.
- Jim A. Field , Reyes Sierra-Alvarez, 2008. Microbial degradation of chlorinated dioxins. *Chemosphere*, 71, pp. 1005-1018.
- John B. Gustafson, 2006. Using TPH in Risk-Based Corrective Action by John B. Gustafson, Shell Development Company,
<http://www.epa.gov/OUST/rbdm/tphrbca.htm>
- Jon A. Arnot and Frank A.P.C. Gobas, 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews* 14(4):257-297.
- Liu, G., Cai, Y., and O'Driscoll, N. (Eds.), 2012. *Environmental chemistry and*

- toxicology of mercury”, John Wiley & Sons.
- Long, E., Macdonald, D., Smith, S., Calder, F., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments, ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manag.* 19 (1), 81-97.
- Louis P. Brzuzy, and Ronald A. Hites, 1996. Global Mass Balance for Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans”, *Environ. Sci. Technol.*, 30(6), pp. 1797-1804.
- Lu, S, Wang, Y, Teng, Y & Yu, X., 2015. Heavy metal pollution and ecological risk assessment of the paddy soils near a zinc-lead mining area in Hunan. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 187, no. 10, pp. 1-12.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guideline for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 20–31.
- Missouri Department of Natural Resources , Missouri Risk Based Corrective Action Technical Guidance , April 2006 .
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine river. *Geol. J.* 2 (3), 109-118.
- N. Salgueiro González, I. Turnes-Carou, V. Besada, S. Muniategui-Lorenzo, P. López-Mahía, D. Prada-Rodríguez, 2015. Occurrence, distribution and bioaccumulation of endocrine disrupting compounds in water, sediment and biota samples from a European river basin. *Sci. Total Environ.* 529, 121–130.
- National Institute of Standards and Technology, Dioxin (2,3,7,8-TCDD in Isooctane) SDS., 2015.
- NEPC, 1999. Guide line on Ecological Risk Assessment.
- Nemerow, N.L., 1991. Stream, Lake, Estuary, and Ocean Pollution. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Persaud, D.R., Jaagumagi, R., Hayton, A., 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediments in Ontario. Standards Development Branch. Ontario Ministry of Environment and Energy, Toronto, Canada.
- Qiu, Y. W., 2015. Bioaccumulation of heavy metals both in wild and mariculture food

- chains in Daya Bay, South China. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 163, 7-14.
- Reeves William R., Rola Barhoumi, Robert C. Burghardt, Shawna L. Lemke, Kittane Mayura, Thomas J. McDonald, Timothy D. Phillips and Kirby C. Donnelly., 2001. Evaluation of methods for predicting the toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures. *Environmental Science and Technology* 35(8) :1630 - 1636.
- Suresh, G., Sutharsan, P., Ramasamy, V., Venkatachalapathy, R., 2012. Assessment of spatial distribution and potential ecological risk of the heavy metals in relation to granulometric contents of Veeranam lake sediments, India. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 84, 117-124.
- Swartz, R.C., 1999. Consensus sediment quality guidelines for PAH mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 780–787.
- TPHCWG, 1998. Analysis of Petroleum Hydrocarbons in Environmental Media, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series , Volume 1, Amherst Scientific Publishers , Amherst , MA, U.S.A.
- TPHCWG, 1998. Composition of Petroleum Mixtures , Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series , Volume 2, Amherst Scientific Publishers , Amherst , MA, U.S.A.
- TPHCWG, 1997. Select ion of Representative Total Petroleum Hydrocarbon (TPH) Fractions Based on Fate and Transport Considerations , Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Volume 3, Amherst Scientific Publishers, Amherst , MA, U.S.A.
- TPHCWG, 1997. Development of Fraction-Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH) , Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Volume 4. Amherst Scientific Publishers , Amherst , MA, U.S.A.
- TPHCW,1999. Human Health Risk-Based Evaluation of Petroleum Release Sites: Implementing the Working Group Approach, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Volume 5. Amherst Scientific Publishers, Amherst , MA, U.S.A.
- Turekian, K & Wedepohl, K, 1961, 'Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust', *Geological Society of America Bulletin*, vol. 72, no. 2, pp.

175-192.

Ullrich S. E, 1999. Dermal Application of JP -8 Jet Fuel Induces Immuno Suppression, Toxicological Science, 52, 61 -67.

UKEA, 2008. An Ecological Risk Assessment Framework for Contaminants in Soil. September.

Ullrich, S.M., Tanton, T.W., and Abdrashitova, S.A., 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. Critical reviews in Environmental Science and Technology, vol. 31, pp. 241-293.

U.S. Army Environmental Center , Technical Impracticability Assessments: Guidelines for Site Applicability and Implementation, Mar, 2004.

U.S.EPA, 1988. Guidance for Conducting Remedial Investigations and Feasibility Studies under CERCLA, Interim Final. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. OSWER Directive 9355.3-01. EPA/540/G-89/004. October.

USEPA, 1992. Framework for Ecological Risk Assessment: Risk Assessment Fourm. EPA-630-R-92-001.

USEPA, "Guidance for Evaluating Technical Impracticability of Ground-Water Restoration " , September 1993.

USEPA, 1993. Wildlife Exposure Factors Handbook. EPA-600-R-93-187a.

USEPA, 1993. Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon, PB94 -116571

USEPA, 1997. Ecological Risk Assessment Guidance for Super fund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments- Interim Final. EPA - 540-R-97-006.

USEPA, 1998. Guide lines for Ecological Risk Assessment. EPA-630-R-95-002F.

U.S.EPA, 1999. A Guide to Preparing Superfund Proposed Plans, Records of Decision, and Other Remedy Selection Decision Documents. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. EPA 540/R-98/031.

USEPA, 2000. Final Report : Bioavailability & Risk Assessment of Complex Mixtures , EPA/630/R-00/002

- USEPA, 2000. Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures, Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC 20460
- USEPA, 2002a. Guidance for Comparing Background and Chemical Concentrations in Soil for CERCLA Sites. EPA 540-R-01-003.
- USEPA, 2002b. Policy Considerations for the Application of Background Data in Risk Assessment and Remedy Selection: Role of Background in the CERCLA Cleanup Program.
- USEPA, 2004. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment, Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC.
- USEPA, 2004. Toxicological Review of Naphthalene (CAS No.91-20-3), In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS), U.S. Environmental Protection Agency Washington DC.
- USEPA, 2005a. Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites, U.S. Environmental Protection Agency.
- USEPA, 2005b. Institutional Controls: A Citizen's Guide to Understanding Institutional Controls at Superfund, Brownfields, Federal Facilities, Underground Storage Tank, and Resource Conservation and Recovery Act Cleanups. United States Environmental Protection Agency, OSWER 9255.0-98, EPA-540-R-04-004.
- USEPA, 2010. Engineering Controls on Brownfields Information Guide: How They Work with Institutional Controls; the Most Common Types Used; and an Introduction to Costs, Office of Solid Waste and Emergency Response (5101T), EPA-560-F-10-005.
- Wagrowski, D. M., and R. A. Hites, 2000. Insights into the global distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans", *Environ. Sci. Technol.*, 34, pp. 2952-2958.
- Zhang, H., 2006. Photochemical redox reactions of mercury. *Recent Developments in Mercury Science*, pp. 37-79.
- Zhang, L., Shi, Z., Jiang, Z. J., Zhang, J. P., Wang, F., & Huang, X. P., 2015. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in marine organisms in east

and west Guangdong coastal regions, South China. *Marine Pollution Bulletin*, 101(2), 930-937.

九、 附錄

我國法規於民國 90 年公告之「土壤污染管制標準」規範中表列出了 17 種戴奧辛化合物，如下表附錄-1 所示。

表附錄-1 我國法規規範之 17 種戴奧辛及其毒性當量因子

項次	化合物名稱	毒性當量因子	
		I-TEF	WHO 2005 TEF
1	2,3,7,8-TeCDD	1.0	1.0
2	1,2,3,7,8-PeCDD	0.5	1.0
3	1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	0.1
4	1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	0.1
5	1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	0.1
6	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	0.01
7	OCDD	0.001	0.0003
8	2,3,7,8-TeCDF	0.1	0.1
9	1,2,3,7,8-PeCDF	0.05	0.03
10	2,3,4,7,8-PeCDF	0.5	0.3
11	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	0.1
12	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
13	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	0.1
14	2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
15	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	0.01
16	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01	0.01
17	OCDF	0.001	0.0003

備註：1. Chlorinated dibenzo-p-dioxins and chlorinated dibenzofurans

TeCDD = Tetrachlorodibenzo-p-dioxin；TeCDF = Tetrachlorodibenzofuran

PeCDD = Pentachlorodibenzo-p-dioxin；PeCDF = Pentachlorodibenzofuran

HxCDD = Hexachlorodibenzo-p-dioxin；HxCDF = Hexachlorodibenzofuran

HpCDD = Heptachlorodibenzo-p-dioxin；HpCDF = Heptachlorodibenzofuran

OCDD = Octachlorodibenzo-p-dioxin；OCDF = Octachlorodibenzofuran

汞的類化合物其各性質如下表附錄-2 所示。

表附錄-2 汞之化合物性質

項次	化合物	型態	溶解度	比重	顏色
1	氧化汞 HgO	固體	-	11.14	橙紅
2	硫化汞 HgS	固體	2.94E-25	8.10	紅、黑
3	溴化汞 HgBr ₂	固體	0.56	6.05	白
4	碘化汞 HgI ₂	固體	6.0E-3	6.36	紅
5	碘化亞汞 Hg ₂ I ₂	固體	-	7.70	黃
6	氯化汞 HgCl ₂	固體	6.57	5.4	白
7	氯化亞汞 Hg ₂ Cl ₂	固體	3.25E-5	7.15	白
8	氰化汞 Hg(CN) ₂	固體	9.3		
9	硫氰酸 Hg(SCN) ₂	固體	6.3E-2	4	白
10	草酸汞 HgC ₂ O ₄	固體	1.1E-2		白
11	硫酸亞汞 Hg ₂ SO ₄	固體	4.35E-7	7.56	白黃
12	雷酸汞 Hg(CNO) ₂	固體	微溶	4.42	灰白

表附錄-2 汞之化合物性質(續)

項次	化合物	型態	溶解度	比重	顏色
13	硝酸汞 $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$	固體	可溶於水中	4.30	無
14	硝酸亞汞 $\text{Hg}_2(\text{NO}_3)_2$	固體	完全溶於水	4.79	無
15	醋酸汞 $\text{Hg}(\text{CH}_3\text{COOH})_2$	固體		3.27	白

資料來源：安全資料表 Safety Data Sheet

風險評估計算值計算過程如下表附錄-3 至附錄-14 所示。

表附錄-3 戴奧辛與汞算術平均數之 mCd 計算過程

	算數平均 (A)	背景值 (background) (B)	Cf (C)	mCd (D)
戴奧辛 Dioxin	871.37 ng-TEQ/kg	68.2 ng-TEQ/kg	12.78	40.44
汞 Mercury	59.25 mg/kg	0.87 mg/kg	68.10	

註：(A)為各底泥採樣點之濃度總和的平均值；(B)為我國法規底泥品質指標戴奧辛與汞之上限值；
(C) = (A) / (B)；(D)為戴奧辛與汞的 Cf 值之平均值

表附錄-4 戴奧辛與汞算術平均數之 PI 計算過程

	(Cf) ² (E)	(mCd) ² (F)	PI (G)
戴奧辛 Dioxin	163.33	1635.39	56.01
汞 Mercury	4637.61		

註：(E)與(F)為 Cf 與 mCd 的平方值；(G)為(F)加上(E)最大值之平均值的平方根

表附錄-5 戴奧辛與汞算術平均數之 I-geo 計算過程

	算數平均 (A)	背景值 (background) (B)	校正值 (H)	I-geo (I)
戴奧辛 Dioxin	871.37 ng-TEQ/kg	68.2	8.52	3.09
汞 Mercury	59.25 mg/kg	0.87	45.40	5.50

註：(H)為(A) / (1.5* (B))的校正值，常數 1.5 係為解釋由於岩性效應引起的背景數據的可能變化差值；(I)為(H)以 2 為底數的 log 值

表附錄-6 戴奧辛與汞算術平均數之 RI 計算過程

	Cf (C)	Tr (J)	Er (K)	RI (L)
戴奧辛 Dioxin	12.78	75	958.25	958.25
汞 Mercury	68.10	40	2724.18	2724.18

註：(J)為毒性反應因子(toxic response factor)，戴奧辛之底泥毒性因子(sedimentological toxic factor, St)為 75(Ali Engin AKSU et al. 1998)，汞的 Tr = 40 (Hakanson 1980, Islam et al. 2015, Lu et al. 2015)；(K) = (C) * (J)；(L)為(K)的總和

表附錄-7 戴奧辛與汞算術平均數之 RQ 計算過程

	算數平均 (A)	魚類的底泥品質指標 (M)	RQ (N)
戴奧辛 Dioxin	871.37 ng-TEQ/kg	0.85	1025.14
汞 Mercury	59.25 mg/kg	0.04	1481.27

註：(M)為根據 Canadian Council of Ministers of the Environment.(2001)指出之 Canadian interim sediment quality guidelines (ISQGs)，將戴奧辛之 CQV 帶入 ISQG 為 0.85 ng-TEQ/kg；汞則是依據 Euro Chlor (1999)評估出汞之 predicted no effect concentrations (PNEC)值，推算成 CQV 為 0.04 mg/L，剛好等於底泥中汞分析方法之 MDL；(N) = (A) / (M)

表附錄-8 戴奧辛與汞幾何平均數之 mCd 計算過程

	幾何平均 (O)	背景值 (background) (B)	Cf (P)	mCd (Q)
戴奧辛 Dioxin	173.38 ng-TEQ/kg	68.2	2.54	8.10
汞 Mercury	11.88 mg/kg	0.87	13.66	

註：(O)為各底泥採樣點之濃度的幾何平均值；(B)為我國法規底泥品質指標戴奧辛與汞之上限值；(P) = (O) / (B)；(Q)為戴奧辛與汞的(P)之平均值

表附錄-9 戴奧辛與汞幾何平均數之 PI 計算過程

	(Cf) ² (R)	(mCd) ² (S)	PI (T)
戴奧辛 Dioxin	6.45	65.61	11.23
汞 Mercury	186.60		

註：(R)與(S)為 Cf 與 mCd 的平方值；(T)為(S)加上(R)最大值之平均值的平方根

表附錄-10 戴奧辛與汞幾何平均數之 I-geo 計算過程

	幾何平均 (O)	背景值 (background) (B)	校正值 (U)	I-geo (V)
戴奧辛 Dioxin	173.38 ng-TEQ/kg	68.2	1.69	0.76
汞 Mercury	11.88 mg/kg	0.87	9.11	3.19

註：(U)為(O) / (1.5* (B))的校正值，常數 1.5 係為解釋由於岩性效應引起的背景數據的可能變化差值；(V)為(U)以 2 為底數的 log 值。

表附錄-11 戴奧辛與汞幾何平均數之 RI 計算過程

	Cf (P)	Tr (J)	Er (W)	RI (X)
戴奧辛 Dioxin	2.54	75	190.67	190.67
汞 Mercury	13.66	40	546.42	546.42

註：(J)為毒性反應因子(toxic response factor)，戴奧辛之底泥毒性因子(sedimentological toxic factor, St)為 75(Ali Engin AKSU et al. 1998)，汞的 Tr = 40 (Hakanson 1980, Islam et al. 2015, Lu et al. 2015)；
 $(W) = (P) * (J)$ ；(X)為(W)的總和。

表附錄-12 戴奧辛與汞幾何平均數之 RQ 計算過程

	幾何平均 (O)	魚類的底泥品質指標 (M)	RQ (Y)
戴奧辛 Dioxin	173.38 ng-TEQ/kg	0.85	203.98
汞 Mercury	11.88 mg/kg	0.04	297.12

註：(M)為根據 Canadian Council of Ministers of the Environment.(2001)指出之 Canadian interim sediment quality guidelines (ISQGs)，將戴奧辛之 CQV 帶入 ISQG 為 0.85 ng-TEQ/kg；汞則是依據 Euro Chlor (1999)評估出汞之 predicted no effect concentrations (PNEC)值，推算成 CQV 為 0.04 mg/L，剛好等於底泥中汞分析方法之 MDL； $(N) = (A) / (M)$

生物濃縮與生物累積值計算過程如下表附錄-13 至附錄-16 所示。

表附錄-13 生物濃縮因子 BCF 之戴奧辛計算過程

項次	種類	英文學名	戴奧辛濃度 (ng-TEQ/kg) (A)	水中溶解度 (B)	BCF (C)	平均 BCF (D)
1	銀花鱸魚 A	<i>Morone saxatilis</i>	12	2.00E-03	6.00E+03	6.90E+03
2	銀花鱸魚 B		15.6		7.80E+03	
3	尖吻鱸 A	<i>Lates calcarifer</i>	5.8		2.90E+03	2.93E+03
4	尖吻鱸 B		5.9		2.95E+03	
5	花身鯽 A	<i>Terapon jarbua</i>	20		1.00E+04	6.45E+03
6	花身鯽 B		5.8		2.90E+03	
7	紅帶海鯪 A	<i>Parupeneus chrysopleu- ron</i>	58		2.90E+04	2.83E+04
8	紅帶海鯪 B		55		2.75E+04	
9	虱目魚 A	<i>Chanos chanos</i>	50		2.50E+04	2.56E+04
10	虱目魚 B		53		2.65E+04	

註：(A)為由中石化公司於民國 99 年所調查於種資料中擷取；(B)為戴奧辛於水中之溶解度；(C) = (A) / (B)；(D)為(C)同種類之平均 BCF 值

表附錄-13 生物濃縮因子 BCF 之戴奧辛計算過程(續)

項次	種類	英文學名	戴奧辛濃度 (ng-TEQ/kg) (A)	水中溶解度 (B)	BCF (C)	平均 BCF (D)
11	環球海鯨 A	Nematalosa come	18	2.00E-03	9.00E+03	1.38E+04
12	環球海鯨 B		40		2.00E+04	
13	海鯢 A	Elops machnata	221		1.11E+05	1.09E+05
14	海鯢 B		214		1.07E+05	
15	黃鰭鯛	Acanthop-agrus latus	15		7.50E+03	7.50E+03
16	吳郭魚 A	Oreochr-omis sp.	5		2.50E+03	2.70E+03
17	吳郭魚 B		5.81		2.91E+03	
18	大鱗魷 A	Sphyraena barracuda	59.6		2.98E+04	2.94E+04
19	大鱗魷 B		58		2.90E+04	
20	銹斑蟳	Charybdis feriatus	10		5.00E+03	5.00E+03
21	鋸緣青蟳 A	Scylla serrata	19		9.50E+03	9.58E+03
22	鋸緣青蟳 B		19.3		9.65E+03	

註：(A)為由中石化公司於民國 99 年所調查於種資料中擷取；(B)為戴奧辛於水中之溶解度；(C) = (A) / (B)；(D)為 (C)同種類之平均 BCF 值

表附錄-14 生物濃縮因子 BCF 之汞計算過程

項次	種類	英文學名	總汞濃度(mg/kg) (E)	水中溶解度 (F)	BCF (G)	平均 BCF (H)
1	銀花鱸魚 A	<i>Morone saxatilis</i>	0.9	0.03	30	43.33
2	銀花鱸魚 B		1.7		56.67	
3	尖吻鱸 A	<i>Lates calcarifer</i>	0.97		32.33	34.5
4	尖吻鱸 B		1.1		36.67	
5	花身鯽 A	<i>Terapon jarbua</i>	2.1		70	51.17
6	花身鯽 B		0.97		32.33	
7	紅帶海鯪鯉 A	<i>Parupeneus chrysopleu- ron</i>	3.65		121.67	115.83
8	紅帶海鯪鯉 B		3.3		110	
9	虱目魚 A	<i>Chanos chanos</i>	1.16		38.67	30.22
10	虱目魚 B		0.4		13.33	

註：(E)為由中石化公司於民國 99 年所調查於種資料中擷取；(F)為汞於水中之溶解度；(G) = (E) / (F)；(H)為(G)同種類之平均 BCF 值

表附錄-14 生物濃縮因子 BCF 之汞計算過程(續)

項次	種類	英文學名	總汞濃度(mg/kg) (E)	水中溶解度 (F)	BCF (G)	平均 BCF (H)
11	環球海鯨 A	Nematalosa come	0.81	0.03	27	25.33
12	環球海鯨 B		0.7		23.33	
13	海鯢 A	Elops machnata	5.7		190	189.67
14	海鯢 B		5.68		189.33	
15	黃鰭鯛	Acanthop-agrus latus	1.1		36.67	36.67
16	吳郭魚 A	Oreochr-omis sp.	1.2		40	36.17
17	吳郭魚 B		97		32.33	
18	大鱗魮 A	Sphyraena barracuda	1.1		36.67	79.17
19	大鱗魮 B		3.65		121.67	
20	鏽斑蟳	Charybdis feriatus	2.2		73.33	73.33
21	鋸緣青蟳 A	Scylla serrata	3.6		120	120
22	鋸緣青蟳 B		3.6		120	

註：(E)為由中石化公司於民國 99 年所調查於種資料中擷取；(F)為汞於水中之溶解度；(G) = (E) / (F)；(H)為(G)同種類之平均 BCF 值