



環境部環境管理署

113 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

聯合植生復育及生物碳研發新穎整治多溴二苯醚 污染場址土壤之綠色技術

成果報告（定稿）

主辦單位： 環境部環境管理署
專案執行單位：國立台灣大學／農業化學系
專案主持人：施養信教授
專案執行期間：113 年 11 月 1 日起至
114 年 11 月 30 日止

中 華 民 國 114 年 12 月 印製





環境部環境管理署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

■構想書 □申請計畫書 □期中報告
□修正計畫書 □成果報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	113 年度	計畫類型	□先導型 ■研究型 □模場型
計畫類別	□調查 ■整治 □其他	主持人：施養信	NO：R10
計畫名稱	聯合植生復育及生物碳研發新穎整治多溴二苯醚污染場址土壤之綠色技術		
審查意見		執行單位回覆	
委員一			
1. 請補充頁數。		1. 感謝委員提醒，頁數部分已於計畫書補上。	
2. 請詳述本計畫申請補助經費之編列說明，以利審查。		2. 謝謝委員的建議，將會在計畫中補充經費編列之細項，以利審查。	
3. 本計畫欲以水耕或砂耕比較不同植物吸收 PBDEs 效果，請問水耕或砂耕之選用條件為何？另外不同植物之選擇標準為何？		3. 水耕或沙耕將依植物不同而定，但在植物生長初期可能考慮以水耕條件下種植，因其有助於根系生長與初期生長狀態評估。另外，植物的選用將以可高吸收 PBDEs 潛勢的為主，且會依生長周期較短的作物為主。	
4. 本計畫執行目標評估肥料對植物生長的成效，肥料選用、添加量如何決定？		4. 肥料選用與添加量將參考肥料學會出版之肥料要覽依不同植物的建議施肥量，以達合理化施肥。	
5. 本計畫與現有植生復育比較，其預期優勢為何？		5. 因為目前尚未找到實際利用植生復育 PBDEs 污染土的案例尚無法比較，但本計畫預期優勢為植生復育輔以生物碳之方法可達到整治的效果，且達到淨零減碳與土壤碳增匯的目標。	
委員二			
1. 本計畫預期會有論文產出。		1. 本計畫預計聯合植生復育及生物碳研發新穎整治 PBDEs 之技術，預期將產出論文。	
委員三			
1. 本計畫前於 112 年度計畫生物碳吸附處理技術在移除受污染土壤中多溴二苯醚試驗，今年度研發植生復育及生物碳聯合整治技術，彌補單一技術缺點，有助於提升現地整治效益，予以通過。		1. 十分感謝委員對於本計畫的肯定。	
2. 有關專案基本資料，本計畫專案主題與子題應為實驗性質，較與政策類與其他無		2. 謝謝委員的建議，將會針對專案計劃之基本資料進行修改。	



關，建議不勾選。	
委員四 1. 建議應針對本研究所題內容與前期計畫之差異為何？	1. 感謝委員的建議，前期計畫只針對添加生物碳整治 PBDEs 污染土的效益作研究，本期將以植生復育為主，再結合生物碳且討論儲碳之可行性。
委員五 1. 本案延續性團隊於先前計畫中，使用生物碳整治法及土壤碳匯觀測之初步成果。本年度提出用植生復育法協同生物碳整治法，以期更有效的移除土壤中的多溴二苯醚汙染物，並經由植物根系分泌物與土壤微生物作用，大幅強化生物碳的持久性儲碳行為，整體研究架構和執行方法良好，應可達到預期目標和成果。	1. 感謝委員對於本計畫的肯定。
委員六 1. 生物碳功能為吸附 PBDS 降低 PBDS 移動至植物體。植生復育為增進 PBDS 移動至植物體然後將富集 PBDS 之植物體移除，達到最佳 PBDS 移除是兩種機制互相協助而不是牽制，建議考量。 2. 建議盆栽試驗土壤與發現高 PBDS 農地土壤性質、PBDS 濃度相近，以增進未來模場試驗的可行性。	1. 謝謝委員的建議，然而在我們的試驗中發現，所試驗之植物吸收的量隨時間與生物碳量而不同，甚至與控制組即未加生物碳相近，所以尚須研究開發出可用之整治技術，另外，生物碳可能提供土壤肥力，改善植物的耐受性並促進其生長，從而可能協助植生復育之效果。 2. 非常感謝委員的建議，將會於後續的盆栽試驗執行時進行探討。
委員七 1. 符合主題。	1. 感謝委員的肯定。
委員八 1. 本計畫擬：""...研發植生復育及生物碳聯合整治技術...""。 2. 建議討論本計畫中污染物的最終環境宿命。 3. 建議定義本計畫所述的""...期能達成土壤植物微生物間的平衡...""，其中的""平衡""。	1. 未能明確瞭解委員意見，但本計畫擬研發植生復育及生物碳聯合整治技術，彌補單一技術缺點，提升現地整治效益。 2. 謝謝委員的建議，將會於後續計畫執行時討論 PBDEs 之最終環境宿命。 3. 感謝委員的建議，考量到其定義不完整，已於計畫書中修正與移除。



環境部環境管理署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☐構想書 ☒申請計畫書 ☐期中報告 ☐修正計畫書 ☐成果報告 **審查意見回覆對照表**

計畫年度	113 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型
計畫類別	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他	主持人：施養信 NO：R10	
計畫名稱	聯合植生復育及生物碳研發新穎整治多溴二苯醚污染場址土壤之綠色技術		
審查意見		執行單位回覆	
委員一 1. 添加生物炭減緩植物吸收 PBDEs，能否量化或評估。 2. 分析污染影響研究結果，從採樣到實驗室污染控制規劃？		1. 於本團隊今年度的計畫中，將希望量化或評估添加生物碳至土壤後，可將十溴二苯醚於植物體中的吸附量降低。 2. 本研究進行採樣時將參考環境研究院公告「土壤採樣方法(NIEA S102.63B)」進行，採樣期間需戴上塑膠手套以策安全，並於採集不同深度間，須將土鑽以清水與己烷進行清洗，藉此避免污染之疑慮。此外，採樣人員應穿著長袖、長褲及雨鞋，並配戴實驗用手套進行採樣工作。結束後以清水沖淨鞋底泥土，避免直接接觸 PBDEs 污染土壤。樣品運送回實驗室途中，均妥善放置於密閉容器中，以免洩漏。後續處理土壤樣品時，人員均應配戴口罩、實驗衣、實驗護目鏡以及防護手套作為防護措施，並在通風處或抽風櫃中進行，以確保人員之健康及採樣安全性。	
委員二 1. 本計畫擬採植生復育法及農業剩餘物生成生物碳來復育污染土壤(多溴二苯醚為代表性污染物)。植生復育國內已多有研究(實驗室或模廠)，建議彙整成效(就已知的經驗而言，幾乎很難在短期內顯現成效) 2. 建議討論污染物的最終環境宿命		1. 謝謝委員的建議，本計畫擬採植生復育法及農業剩餘物生成生物碳來復育多溴二苯醚污染土壤，植生復育國內已多有研究，雖然難在短期內顯現成效，但在添加生物碳之後，是否有效益，以及可否儲碳尚需研究。 2. 感謝委員的建議。	



委員三 1. 本計畫專注於非常特定場址，敬請說明，如何將研究成果與場址實際改善整合應用。以及後續如何應用到其他場址。	1. 雖然本計畫專注於非常特定場址，但期望能將研究成果與場址實際改善整合應用，以利應用到其他場址。
委員四 1. 無	1. 感謝委員對於本計畫的肯定。
委員五 1. 生物炭長期留在土壤中，是否會老化或結構破壞造成二次釋放至土壤？	1. 生物炭長期留在土壤中，確實可能因環境條件與土壤微生物作用而發生老化或結構破壞，雖然可能導致某些吸附的 PBDEs 再次釋放到土壤中，然而濃度已相當低，且本計畫結合植生復育技術，可望最終仍能降低污染物在土壤中的殘留。
委員六 1. 有關人事聘用部分，其專兼任人員目前皆為待聘，建議宜掌握計畫人力執行情形。 2. 本計畫對於多溴二苯醚污染物之長期穩定性及最終去化較少說明，建議補充 PBDEs 在植物、土壤和生物碳中的最終宿命研究，並考慮在環境中的長期影響。 3. 計畫於產業面提及技術轉移，但缺乏具體的經濟效益分析，無法全面評估產業應用的潛力，建議未來有更詳細的成本效益分析，如減少整治成本的具體數據。 4. 本研究是否研究不同生物炭之種類及特性如何影響污染物之固定？	1. 謝謝委員的建議，後續會盡快確定專兼任人員的聘用。 2. 感謝委員的建議，PBDEs 在土中具長期穩定性，將會於後續實驗討論其於植物及土壤中宿命。 3. 謝謝委員的建議，未來將會於計畫書中探討此方法之成本效益，以評估具體應用上的潛力。 4. 前期研究已施用三種不同之生物炭進行試驗，後續將會使用最佳生物炭進行 PBDEs 之探討。
委員七 1. 建議後續可於本報告書中說明國內潛力污染場址並討論實場應用可行性。 2. P.50 其他研究經費表顯示相關經費項目，惟無法得知其計算方式，如高鐵趟次計算等，建議於備註欄加以敘述，以利了解本計畫經費運用之合理性。	1. 感謝委員的建議，後續將於計畫書中討論並評估實場應用之可行性。 2. 謝謝委員的建議，已於備註欄中補上相關說明。



委員八 1. 後續實場應用限制和可行性?	1. 由於現地為一封閉性農田，植生復育與生物碳應用間的最佳組合與操作條件將可直接應用。
委員九 1. 設備費:元素分析儀 720*15 件應為 10,800元，請修正。 2. 請依補助上限調整各項經費，並修正於申請計畫書修正稿。	1. 感謝委員的指正，已在計畫書中修正。 2. 已修正於計畫書修正稿。



環境部環境管理署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☐構想書 ☐申請計畫書 ☒期中報告
☐修正計畫書 ☐成果報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	113 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型
計畫類別	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他	主持人：施養信 NO：R10	
計畫名稱	聯合植生復育及生物碳研發新穎整治多溴二苯醚污染場址土壤之綠色技術		
審查意見		執行單位回覆	
委員一 1. PBDEs 污染農田之整治及復育方法與土壤儲碳能力，可以作為整治技術與負碳技術參考，持續監測生物碳的碳儲存狀況，評估長期土壤碳增匯之可行性。 2. 土壤添加生物碳，檢測植物體內及土壤之 PBDEs 殘留量，以評估最適化處理。		1. 感謝委員肯定，未來將持續評估生物碳儲碳之潛力。 2. 本研究將檢測並比對生物碳處理條件下，植物體內與土壤中 PBDEs 殘留濃度變化，以進行最適化處理評估。	
委員二 1. 本計畫在於發展綠色整治技術，特別是針對農地污染改善以達成復耕目的，計畫具有其重要性。 2. 本計畫包括兩大項，分別為植物吸收 PBDE 與生物碳功能，本計畫已經完成採樣並進行分析，計畫進度符合原先規劃。 3. 本計畫現階段實驗係於溫室中進行，其相關條件控制與現行污染場址的外在條件差異，是否會產生顯著影響，希望於期末報告中說明。 4. 本報告表七植物生長情況表達方式，若能以量化數據呈現，將更明確。		1. 十分感謝委員對於本計畫的肯定。 2. 謝謝委員的肯定。 3. 感謝委員的建議，將會於期末報告中討論兩者可能的差異與造成之影響。 4. 感謝委員的建議，目前以形態描述的方式記錄植物生長情況，將以可量化之指標呈現。	
委員三 1. 4.3.3 節以元素分析儀法檢測土壤中碳含量結果應為「總碳（包含有機碳+無機碳）」，應扣除樣品中「無機碳」含量始得將數據用於討論「添加生物炭後對土壤中有機碳含量變化影響」的討論。另實驗僅添加 5% 的生物炭，於實驗前後取土壤樣品進行元素分析，如何		1. 感謝委員的指正，4.3.3 節中目前所使用之元素分析儀確實測得為「總碳」，後續將補充以酸洗前後對照方式進行「無機碳」含量之扣除，以正確探討有機碳變化情形。此外，為確保 5% 生物炭在土壤中分布之均勻性，土樣皆經均勻混拌並採用多點混合採樣原則（三點	



確保生物炭在土壤中分布的均勻性與取樣的代表性？ 2. 4.4 節應說明樣品中 PBDE 分析方法的偵測極限與定量極限。 3. 4.6.節應說明盆栽實驗後(1)執行植物萃取的前處理、干擾排除方法、及 QAQC 結果，以瞭解數據的品質(包含萃取效率、偵測極限)與穩定性等；(2)水耕液中 PBDE 濃度的減少，有助於 5.3 節的實驗結果討論。 4. 5.3 節圖 20 (a)發現不同植物對 PBDE 的吸收在第 14 天到達峰值後就逐漸下降，如何釐清該結果是因為植物「根部表面的吸附」、「植物體內吸收」、「植物體內吸收並代謝轉化」、或「光照降解」等機制上的差異？ 5. 5.3 節圖 20 及圖 21 分別顯示 PBDE 於甲醇 50%(v/v)及 1%(v/v)水耕液中濃度隨時間變化關係，發現在甲醇 50%(v/v) 水耕液 PBDE 被植物體吸收的濃度明顯高於在甲醇 1%(v/v) 水耕液中，但實際水體結果應較接近後者(圖 21)，後續應評估本方法的實際應用可行性(含限制與改善配套方式等)。	合併一樣品)同時進行三重複。 2. 謝謝委員的提醒，本研究所採之分析法，其偵測極限及定量極限將於期末報告中補充。 3. 謝謝委員的提點，(1)植物萃取前處理與 QAQC 結果將於後續報告中補充於 4.5.3、4.5.4 與 5.2 節。(2) 水耕液中 PBDE 濃度之變化，將納入 5.3 節進行討論，以說明其吸收與轉移行為。 4. 本研究發現在高濃度的水耕液中，於第 14 天後植物中 PBDE 濃度逐漸下降。由於試驗中所選用作物並非塊根植物，其根部較細，因此根部表面吸附與植物體內吸收兩者之機制可能較難區分。植物體內吸收並代謝轉化等，可由層析圖譜所推論之。 5. 謝謝委員的指導，實際水體之情境確實較接近 1%(v/v)甲醇條件，較能模擬自然環境中 PBDEs 的暴露狀況。本研究於水耕實驗中使用較高濃度甲醇的設計，主要是為提升 PBDEs 之溶解度，以便探討植物在較高暴露濃度下之吸收行為與累積潛勢。
委員四 1. 補充整治成效數據與法規對照：應提供各階段污染物(PBDEs)濃度變化的完整數據，並與整治標準進行比較，強化整治效果佐證力。 2. 強化監測計畫與數據分析：建議明確說明監測頻率、點位分布、分析方法與統計處理，並納入數據變異性及不確定度分析，提升數據科學性與可信度。 3. 完善風險評估與後續監控策略：整治後風險評估尚不完整，應補充污染殘留風險、再污染可能性等分析，並提出中長期的後續監控計畫與資源配置機制。 4. 加強學術成果產出與國際能見度：目前已完	1. 謝謝委員的建議，期中階段仍在探究植物吸收 PBDEs 之潛力，未來試驗亦將監測土壤及植體內污染物濃度變化，以強化整治技術之佐證力。 2. 謝謝委員的建議，監測頻率與分析方法等會於期末報告中詳述和補充。 3. 謝謝委員的建議，本計畫後續將於土壤盆栽試驗中監測土壤中 PBDEs 濃度變化趨勢，評估整治後再污染的潛勢與可能性。 4. 謝謝委員的提醒，後續將會陸續進行撰寫與



成國內報告及碩士培育，惟尚未完成國際論文投稿。建議加速學術論文撰寫，參與國際研討會，擴大學術影響力。 5. 推動產業化應用與技術移轉：雖具整治技術潛力，但產業連結不足。建議加強與農業及環保產業界接軌，辦理技術說明會、進行可行性驗證，並積極規劃專利申請與技術移轉。 6. 積極整合產業資源與合作模式：目前產業資源投入為零，建議評估產學合作機制，尋求廠商共同參與驗證與商模規劃，提升整治技術商品化潛力。 7. 明確量化政策效益與示範潛力：計畫具回應淨零與土壤碳匯政策潛力，但應提出成本效益、碳減量量化成果等具體指標，強化政策參採說服力。	投稿。 5. 謝謝委員的建議，後續將進行相關考量，以利產業連結與技術移轉。 6. 謝謝委員的建議，後續將進行相關考量，以期提升整治技術商品化潛力。 7. 謝謝委員的提點，後續將考慮進行成本效益等量化指標之評估，增強政策參採與技術示範價值。
委員五 1. 本研究以植物吸收後製成生物炭，而後回填於土壤，此方法對於整治 PBDEs 的效果，取決於製作生物炭之 pyrolysis 過程能否徹底破壞污染物。請研究團隊就製作生物炭時的細節多加敘述，並且證明製炭排出之煙氣中 PBDEs 已被破壞，以及生物炭中殘存 PBDEs 濃度，不然本研究就可能是將污染物從土壤轉到植物再轉移到生物炭，而後再轉回土壤，那這其實不是消除污染，而是「污染再分配」。	1. 謝謝委員的指導，製備生物碳之過程將於期末報告中說明。本研究旨在探討透過聯合生物碳與植生復育之潛力以去除土壤中 PBDEs，並評估儲碳的可行性，其中生物碳來源並非為吸收 PBDEs 後之植物。由於 PBDEs 主要在表土，植生復育初步試驗有些成果，所以本計畫將以最佳吸收之植物進行研究，並且研討生物碳穩定性及其效益。



環境部環境管理署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☐ 構想書 ☐ 申請計畫書

☐ 期中報告

☐ 修正計畫書

☒ 成果報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	113 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型
計畫類別	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他	主持人：施養信	NO：R10
計畫名稱	聯合植生復育及生物碳研發新穎整治多溴二苯醚污染場址土壤之綠色技術		
審查意見		執行單位回覆	
委員一		1. 本報告旨在發展綠色整治技術，特別是針對農地多溴二苯醚（PBDEs）污染的改善，並結合生物碳以達成土壤儲碳與復耕目的。報告已完成採樣並進行分析，符合原先規劃。在定稿報告中應確實補充和修正針對成果報告審查意見回覆對照表中承諾補充的項目（如偵測極限、QA/QC結果、碳分析校正、實場差異討論等），以使報告更為完整、嚴謹，並具備更高的實務應用價值。	
委員二		1. 感謝委員肯定與提醒，針對先前審查意見之回覆已確實補充於成果報告中：偵測極限已補充於4.5節；樣品QA/QC結果已補充於4.1、4.2、4.5與5.2節；碳分析校正補充於4.4.4與5.6節；實場差異討論已補充於5.4.2節。	
委員三		1. 本研究探討不同植物對於PBDE的吸收能力，同時探討生物碳對於植物生長影響，研究結果雖符合預期，但其成效似乎有限，若能進一步探究原因，將有助於此一相關研究是否足以做為後續推廣。 2. 本研究團隊長期進行此一主題研究，建議提出成本效益分析，俾有助於管理機關擬定相關政策之參考。	
委員四		1. 感謝委員建議，本研究觀察到植物對PBDEs去除之成效相對有限，可能原因為試驗條件（包括植物生質量與暴露時間等）尚未達到可顯著放大處理差異之程度。另外，PBDEs本身具高度疏水性與分子體積大（尤其以DBDE為代表），其在土壤中傳輸性低，亦可能限制植物根系之實際吸收量，此部分已補充於期末報告中。 2. 感謝委員建議，本團隊長期投入多溴二苯醚污染土壤整治相關研究，已累積不同整治方式之實驗基礎。本年度利用植生復育與農業剩餘資材製備生物碳之生物整治策略，整體成本相較於過去使用之物理與化學處理技術較低，並兼具環境友善效益；惟其在實際田間應用之效率需進一步評估與研究。	
委員五		1. 摘要等處對於「預計執行目標...可能結果」等字眼，應修正為期末報告確定結果用語。 2. 選用日本杉廢木屑製備生物炭樣品的原因宜說明，並建議評估以台灣產量大的廢生質物進行測試更具實際效益。	
委員六		1. 感謝委員指正，已於報告定稿中修改。 2. 本團隊於上一年度計畫中，分別選用木材、稻稈及稻穀製備生物炭樣品，結果發現木材生物炭在污染物吸附能力及土壤改良效果上綜合表現佳。由於本計畫目標找到最佳整治之條件，因此於本年度計畫中選用木材生物炭作為施用之對象。另外，日本杉為俗稱，即柳杉，為目前台灣人工林主要樹種之一。 3. 請補充說明SOM的分析方式，及與SOC的差	
委員七		1. 感謝委員建議，本團隊長期投入多溴二苯醚污染土壤整治相關研究，已累積不同整治方式之實驗基礎。本年度利用植生復育與農業剩餘資材製備生物碳之生物整治策略，整體成本相較於過去使用之物理與化學處理技術較低，並兼具環境友善效益；惟其在實際田間應用之效率需進一步評估與研究。	



別。 4. 請說明為何使用數種瓜類與葉菜類等「食用作物」來進行十溴二苯醚的吸收實驗？選用意義與結果的應用性為何？ 5. 產製生物炭的儲碳結果不如預期，宜有相關原因探討，以確認本計畫的成效。	為測得之土壤有機碳(SOC)乘以轉換係數1.724計算而推估之(TARI S201.1B)。 4. 本計畫目標之一為篩選出具有最佳十溴二苯醚吸收能力之植物，目前針對此議題並無相關研究，而根據文獻指出葫蘆科植物對於疏水性有機化合物具有優勢，故本計畫選用數種常見瓜果類及非瓜果類但易於現地生長的地瓜葉進行十溴二苯醚的吸收實驗，以期達到最佳污染物去除效果。 5. 感謝委員建議，本研究採用盆栽尺度及控制條件進行試驗，生物炭於土壤中之分布與實際田間情境仍存在一定差異，短期內可能因混拌尺度與取樣條件限制，導致實測之碳增量未能完全呈現其理論儲碳潛力，惟其在土壤改良、降低污染物之生物可利用性及潛在長期碳匯方面仍具實質成效。
委員四 1. 生物炭長期留在土壤中，可能因環境條件與土壤微生物作用而發生老化或結構破壞，本計畫結合植生復育技術，期望能降低污染物在土壤中的殘留。植生復育與生物炭應用間的最佳組合與操作條件，是否可實際應用。 2. 希望可量化或評估添加生物炭至土壤後，十溴二苯醚於植物體中的吸附量降低成效為何。	1. 本計畫透過植生復育與生物炭的聯合施用，以期減少多溴二苯醚於土壤中的殘留。如報告中所撰，植生復育與生物炭應用間的最佳組合與操作條件，應可實際應用於田間，惟須考慮實際田間條件易受到土壤異質性及氣象條件等外在因素之影響，其效率與實際去除能力需結合植物生長動態及田間管理條件進一步評估。 2. 謝謝委員建議，本研究將根據圖二十七與圖二十八之分析結果，進一步量化評估添加生物炭後十溴二苯醚於植物體中之累積降低之百分比，並補充於5.5節。
委員五 1. 表十一中顯示土壤初始總碳含量(Untreated: 1.29%、BW: 4.73%、RS: 5.33%)，但在圖三十一的起始濃度中，三組試驗卻以相同數值呈現。請說明為何圖三十一的初始點未採用表十一所列的初始總碳含量。 2. 表十一中第12個月的土壤碳含量與圖三十一第12個月的數據點一致。然而圖三十一標示的為土壤「有機碳」含量，兩者似乎屬於不同類型的碳。請說明本研究中「碳」的分類	1. 圖三十一中三組試驗於起始時間點採用相同數值，是以未添加生物炭前之土壤本身初始碳含量作為共同基準，目的在於呈現各類生物炭添加後，土壤碳含量隨時間變化之增幅趨勢，以利比較不同生物炭對土壤碳累積效果之相對差異。表十一所列之初始總碳含量則為混拌生物炭後、培養試驗開始前之實際量測值，反映不同生物炭添加條件下土壤總碳(包含土壤原有碳與外加生物炭)之初始狀態。由於兩者在呈現目的上有所不同，圖三十一未直接採用表十一之初始總碳含量數值，以凸顯生物炭添加對土壤碳增匯效應之影響。後續亦於圖說中補充說明此一差異，以避免誤解。 2. 研究中以元素分析儀所得之碳含量作為SOC與生物炭碳含量進行討論。本研究中之土壤總碳為SOC與生物炭碳含量，另與有機炭的測定方法補充於4.4.4節。



方式，包括分為哪些碳形態，以及各碳形態的測定方法為何。	
-----------------------------	--



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)		☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型	
研究主題		☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他					
申請機構系所		國立臺灣大學農業化學系					
機構地址		臺北市大安區羅斯福路四段1號農業化學系					
專案主持人		施養信		職等/職稱		教授	
協同主持人				職等/職稱			
專案名稱	中文	聯合植生復育及生物碳研發新穎整治多溴二苯醚污染場址土壤之綠色技術					
	英文	Innovative Approach Combining Phytoremediation and Biochar for Remediation of Polybrominated Diphenyl Ether-Contaminated Soil					
	關鍵字	多溴二苯醚、持久性有機污染物、植生復育、生物碳、綠色技術					
執行期程		自 民 國 113 年 11 月 1 日 起 至 民 國 114 年 11 月 30 日 止					
專案主持人		姓名：施養信 Email：yhs@ntu.edu.tw 專線：02-3366-9442 手機：0930-105-629					
專案兼任人員		姓名：羅仕軒 Email：r13623016@ntu.edu.tw 專線：02-3366-9442 手機：0979-788-182					
經費分析總表 (僅模場試驗專案需填寫兩年度金額)		專 案 預 估 經 費		第一年 金額	第二年 金額	編列說明	
		1.	人事費用	336,454		(1~5 項相加之 50%為限)	
		2.	設備使用含維護費	20,000		(與計畫實驗相關)	
		3.	耗材與主要費用	285,892		(與計畫主體相關)	
		4.	其它研究相關費用	12,154		(含差旅與租賃費用)	
		5.	行政管理費	115,500		(1~5 項相加之 15%為限)	
		6.	自籌款	0		(自行籌備款項)	
		申請補助金額(1~5 項)		770,000		總金額：770,000	
計畫總金額(1~6 項)		770,000		總金額：770,000			

專案主持人(簽名或蓋章)：

日期：114/12/15





113 年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期：114 年 12 月 15 日

專案性質	☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質	專案類別	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型
研究主題	☒ 整治 ☐ 調查 ☐ 其他		
執行機構	國立臺灣大學農業化學系	專案主持人	施養信
專案名稱	聯合植生復育及生物碳研發新穎整治多溴二苯醚污染場址土壤之綠色技術		
專案執行期程	☐ 申請階段 ☐ 期中 ☒ 成果		

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	成果 達成數	結案後半年 達成率	備註 (說明未達成 原因或學術產 出發表名稱)
A 學術產出及活動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文					
		(2)研討會論文					
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文					
		(2)國際研討會論文發表	1	0	0		預計於結案後半年內發表
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告					
		(2)研究報告	1	1	1		
	4.專著 (本數)						
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會					
		(2)成果發表會					
		(3)論壇					
B 人才培育	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術					
		(2)技術平台					
	7.技術獎項(項數)						
	8.研發人員 (人數)	(1)碩士	1	1	1		
		(2)博士					
	9.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					
10.其他指標 (請自行命名)		(請自填)					



(二) 產業面

項目			目標達成程度	申請 預估數	期中 達成數	成果 達成數	結案後半年 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)						
C 產學研 合作	6.促成合作 研究	件數						
		金額(仟元)						
	7.促成投資	件數						
		投資金額 (仟元)						
	8.促成取得 業界科專	件數						
		業界投資金額 (仟元)						
9.其他指標 (請自行命名)			(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	成果達成數	結案後半年達成率	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 政策推動	3.協助政府推動(件數)	(1)政策					
		(2)法規					
C 技術效益	4.整治技術提升(%)						
	5.整治成本降低(%)						
	6.提升能源效率(%)						
7.其他指標 (請自行命名)		(請自填)					

三、請依前述學術面、產業面、政策面等預期量化成果，具體敘明研究成果對本署政策推動之助益。(200字為限)

學術面(如國內外研討會、期刊投稿件數、或人才培育碩博士生說明) 本計畫將試驗植生復育與生物碳聯合整治方法，測試此法吸附固定 PBDEs 的可行性，並尋找適合的植生復育用植物，即早還田於農民，甚至增加碳匯，以利未來規劃污染農田之整治參考，預計投稿國外研討會論文一篇，同時培育碩士生一名。
產業面(如合作研發產業、申請專利、洽談技術移轉廠商件數說明) 預期透過本計畫，評估以植生復育與生物碳吸附、固定有機污染物之效率與實施之效益，開發可行的現地土壤整治條件，可提供農田土壤再生使用，未來可以將此技術轉移給廠商，協助農民將田地復育。
政策面(如整治費用降低、特定污染物整治效益提升、或提供政府作為監測/管制標準、污染查核、場址管理等政策及法規研訂之參考) 本計畫將透過植生復育法及農業剩餘物生成生物碳來復育污染土，此法所需成本相當低廉並且環境友善，可以同時吸附污染物並減少過往現地農餘物直接焚燒所產生之碳排放，在整治效益與經濟效益中取得平衡。若獲成果可將此法擴展至其他污染物，為政府提供一種整治新方法。



四、主要研究人力

依照「專案主持人」、「協同主持人」、「專任人員」、「兼任人員」及「臨時工」等類別之順序分別填寫

姓名	服務機構/系所	職稱	在本研究專案內擔任之具體 工作性質、項目及範圍	執行期間
施養信	國立臺灣大學 農業化學所	專案主持人	計畫主持、進度督導	113.11.1-114.11.30
羅仕軒	國立臺灣大學 農業化學所	專任人員	實驗規劃、樣品分析、報告 撰寫	113.11.1-114.11.30

五、產業界資源投入表

專案執行若有與產業界合作，請執行單位依實際量化成果填寫於欄位中。

投入資源類別	數量	說明
1.自籌款	0元	
2.人力	0 人月	
3.設備	無	
4.其他資源 (請自行增列)	無	



Abstract

Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) are brominated flame retardants widely used in household and industrial products and have been listed as persistent organic pollutants (POPs) under the Stockholm Convention due to their environmental persistence and toxicity. Previous investigations in Taiwan have detected PBDE contamination in agricultural soils and crops, particularly near factories using decabrominated diphenyl ether (DBDE). Experimental evidence further indicates that PBDEs can be absorbed by plant roots and translocated to edible tissues, posing potential risks to surrounding farmlands, residential areas, and schools.

In response to the urgent need for green remediation and net-zero carbon strategies, this study integrates phytoremediation with biochar amendment to remediate PBDE-contaminated soils while enhancing soil carbon sequestration. The objectives were to evaluate PBDE uptake by different plant species and to assess the effects of biochar on contaminant bioavailability, plant growth, and soil carbon storage. Validated extraction methods for PBDEs in aqueous, soil, and plant matrices were established, achieving high recovery using vortex-assisted extraction. Hydroponic experiments showed that white gourd and pumpkin exhibited relatively high DBDE uptake but limited growth. In soil pot experiments, pumpkin demonstrated both favorable growth and high removal efficiency and was therefore selected as the representative species. Application of 1% biochar significantly reduced DBDE concentrations in plant tissues, indicating decreased bioavailability, while enhancing plant biomass. Biochar amendment did not significantly alter soil pH or redox potential but substantially increased soil organic carbon content, suggesting carbon sequestration potential. Although both rice straw- and wood-derived biochars enhanced soil carbon storage, a decline was observed after 12 months, likely due to partial degradation or transformation.

Overall, the combined application of phytoremediation and biochar represents an effective and environmentally friendly strategy for remediating PBDE-contaminated soils while providing co-benefits for soil carbon management.

Keywords: PBDEs, POPs, biochar, phytoremediation, net-zero, soil carbon sequestration



摘要

多溴二苯醚 (polybrominated diphenylethers, PBDEs) 是一種溴化阻燃劑，常用於家用與工業產品中。然而斯德哥爾摩公約已將 PBDEs 列為持久性有機污染物 (persistent organic pollutants, POPs)，這些化合物不僅對環境有害，近年來更有許多文獻證實 PBDEs 對人體等具有危害性與致癌性。根據 102 年農委會委託本實驗室之計畫成果發現，在我國桃園地區部分農作物中檢測出 PBDEs 之污染，並在部分使用十溴二苯醚 (decabrominated diphenyl ether, DBDE) 之工廠附近土壤進行調查後檢測出 PBDEs。後續於本實驗室近年之農作物吸收污染物的試驗中發現，PBDEs 可能會藉由根部吸收方式傳輸至食用部位，先前對桃園地區高濃度 PBDEs 污染土壤的調查亦顯示該污染有向下移動之趨勢，且工廠周圍有國小、農田以及住家等，顯示土壤中的 PBDEs 污染問題亟需解決。

本團隊已針對土壤中的有機污染物陸續開發出不同的整治方法，由於淨零減碳之急迫性，本年度期許利用植生復育輔以生物碳整治方法，不但可以整治復育受污染的土壤，減少碳排放，也可以藉由土壤儲存碳增加的行為，進而達到淨零減碳與土壤碳增匯的目標。本研究旨在探討不同植物對 PBDEs 之吸收與復育潛力，並評估生物碳對污染土壤植生復育與碳匯效應之影響。於樣品前處理方面，本團隊建立並確效液相、植物與土壤樣品之 PBDEs 萃取方法，結果顯示以渦旋震盪 20 分鐘可獲得優異回收率。植物吸收試驗結果顯示，冬瓜與南瓜於水耕條件下具較高 DBDE 吸收能力，惟生長受限；土壤盆栽試驗中，小黃瓜與南瓜吸收效率較佳，其中南瓜兼具良好生長性與高污染物去除能力，故選定為後續研究之代表植物。後續於植物與生物碳整治試驗中，施用 1% 生物碳後，南瓜植體中 DBDE 濃度降低，顯示生物碳可降低污染物之生物有效性；且植株生長質量提升，顯示其有助於增進植生復育之穩定性。而施用生物碳後，土壤酸鹼值與氧化還原電位未顯著變化，顯示試驗過程中生物碳對土壤環境無不良影響。此外，生物碳處理組土壤有機碳含量明顯提升，顯示其具潛在碳匯效益。稻稈與木材生物碳皆於試驗尺度下具有碳儲存潛力，但於 12 個月後出現下降，推測部分生物碳發生降解或轉化。整體而言，本研究證實植物與生物碳結合應用之策略可整治土壤中之 PBDEs，且兼具環境友善與碳儲潛力，對污染場址之綠色整治與碳管理具重要參考價值。

關鍵字：多溴二苯醚、持久性有機污染物、生物碳、植生復育、淨零減碳、土壤碳匯



目次

Abstract.....	i
摘要.....	ii
目次.....	iii
圖次.....	vi
表次.....	viii
第一章 前言.....	1
第二章 研究目的	3
第三章 文獻探討	6
3.1 多溴二苯醚相關資料與法規.....	6
3.2 環境中多溴二苯醚的排放來源與途徑	9
3.3 國內多溴二苯醚環境流布	9
3.4 國外多溴二苯醚分布情形	14
3.5 多溴二苯醚、土壤與作物間的相互關係	17
3.6 我國桃園區 PBDEs 高污染場址之污染情況	18
3.7 土壤中多溴二苯醚污染的處理方式	23
3.7.1 溶劑清洗法.....	23
3.7.2 光照降解.....	23
3.7.3 微生物降解.....	24
3.7.4 零價鐵降解.....	25
3.7.5 熱處理法	25
3.7.6 植生復育	23
3.7.7 生物碳整治.....	238
3.8 專案重要性	29
第四章 研究方法與過程	30
4.1 實驗規劃	30



4.2 土壤樣品採集與保存	30
4.3 生物碳樣品製備	31
4.4 土壤性質分析	31
4.4.1 土壤質地.....	31
4.4.2 土壤酸鹼度.....	31
4.4.3 土壤還原電位.....	31
4.4.4 土壤元素分析.....	32
4.5 樣品中多溴二苯醚分析方法	32
4.5.1 擦拭試驗.....	32
4.5.2 器皿規範.....	32
4.5.3 樣品預處理.....	32
4.5.4 樣品萃取.....	33
4.5.5 空白測試.....	33
4.5.6 儀器分析條件.....	33
4.6 植物篩選與 PBDEs 吸收探究	34
4.7 植生復育聯合生物碳整治方法探究	34
4.7.1 土壤預處理.....	34
4.7.2 盆栽試驗.....	34
4.8 研究進度與預計完成工作項目	35
第五章 結果與討論	36
5.1 執行進度	36
5.2 萃取方法確校	36
5.3 土壤特性分析	37
5.4 植物吸收 PBDEs 探究	38
5.4.1 水耕試驗.....	38
5.4.2 盆栽土壤試驗.....	42



5.5 植物與生物碳整治試驗.....	44
5.6 土壤碳含量監測.....	50
5.7 結論.....	52
參考文獻.....	53



圖次

圖一、多溴二苯醚從田間污染土壤轉移到食用植物示意圖 (YANG ET AL., 2018).	3
圖二、台灣桃園工廠附近多溴二苯醚(PBDES)污染的分析調查(CHOUE ET AL., 2019)	4
圖三、多溴二苯醚結構式與常見種類	6
圖四、多溴二苯醚於國內、外之禁用歷程(CHANG ET AL., 2022).	7
圖五、台灣地區西半部地下水中多溴二苯醚同系物比例	11
圖六、台灣地區西半部表面水體中多溴二苯醚同系物比例	11
圖七、台灣地區河川環境底泥樣本多溴二苯醚濃度分布圖	12
圖八、國內河川底泥最近一次調查 PBDES 類物質總量平均濃度分布圖(環境部，2025)	12
圖九、台灣地區河川環境底泥與魚體中多溴二苯醚同系物濃度分布圖	12
圖十、2015 至 2018 年間台灣北部某工廠周遭多溴二苯醚濃度-時間分布圖(A)總多溴二苯醚(B)十溴二苯醚及九溴二苯醚	13
圖十一、(A)工廠周圍土壤九分區圖(B)土壤九分區示意圖(C)PBDES 濃度垂直分布圖	13
圖十二、105 年桃園地區高污染場址土壤 PBDE 濃度(MG/KG)	20
圖十三、106 年桃園地區高污染場址土壤 PBDE 濃度(MG/KG)	20
圖十四、107 年桃園地區高污染場址土壤 PBDE 濃度(MG/KG)	21
圖十五、108 年桃園地區高污染場址土壤 PBDE 濃度(MG/KG)	21
圖十六、109 年桃園地區高污染場址土壤 PBDE 濃度(MG/KG)	22
圖十七、105 至 109 年間桃園地區高污染場址土壤 PBDE 總濃度變化(MG/KG)	22
圖十八、熱處理法於不同溫度下十溴二苯醚之殘留量	27
圖十九、不同震盪方式於不同基質萃取十溴二苯醚之回收率	36
圖二十、不同震盪時間下十溴二苯醚之液相萃取回收率	37
圖二十一、植株栽種第一天形貌：(A)小黃瓜；(B)瓠瓜；(C)冬瓜；(D)南瓜；(E)地瓜葉	39
圖二十二、水耕試驗系統示意圖(A)小黃瓜 (B)地瓜葉	39
圖二十三、(A)不同植物吸收十溴二苯醚濃度-時間圖 (B)水耕液中十溴二苯醚濃度-時間圖 (甲醇 50% (V/V))	40
圖二十四、(A)不同植物吸收十溴二苯醚濃度-時間圖 (B)水耕液中十溴二苯醚濃度-時間圖 (甲醇 1% (V/V))	41
圖二十五、(A)土耕階段不同作物葉片中十溴二苯醚濃度-時間圖 (B)土壤中十溴	



二苯醚濃度－時間圖。小黃瓜 (CU)、瓠瓜 (BG) 與地瓜葉 (SL) 土壤中初始 DBDE 濃度 3.90 ± 0.26 MG/KG；南瓜 (PK) 與對照組 (CONTROL) 土壤中初始 DBDE 濃度 2.87 ± 0.12 MG/KG.....	43
圖二十六、種植於十溴二苯醚污染土盆栽之南瓜	45
圖二十七、(A)土壤中添加生物碳 (PKB) 與未添加生物碳之南瓜 (PK) 葉片中十溴二苯醚濃度－時間圖 (B)土壤中十溴二苯醚濃度－時間圖(土壤中初始 DBDE 濃度 2.87 ± 0.12 MG/KG)	46
圖二十八、第六十天添加生物碳 (PKB) 與未添加生物碳之南瓜 (PK) 於根、莖、葉所測得十溴二苯醚濃度差異	46
圖二十九、南瓜於受試期間添加生物碳 (PKB) 與未添加生物碳 (PK) 之 (A)生質量變化 (B)株高相對變化 (C)葉片數量變化	49
圖三十、種植南瓜期間添加生物碳 (PKB) 與未添加生物碳 (PK) 對於土壤(A)酸鹼值 (B)氧化還原電位之變化	49
圖三十一、5% (W/W)生物碳添加後盆栽土壤有機碳含量－時間圖	51



表次

表一、部分使用 PBDE 工廠附近作物中 PBDEs 含量(農委會，2015).....	2
表二、PBDE 物理性質 (WATANABE,1989 AND WHO,1994)	6
表三、國內、外多溴二苯醚相關法規進程	8
表四、台灣近年多溴二苯醚使用情形(陳怡伶,2013).....	10
表五、台灣地區西半部水體中多溴二苯醚濃度	10
表六、以元素分析儀分析不同溫度熱處理 30 MIN 後污染土壤中的 C、N 及 H 元素 之重量百分比	27
表七、污染土壤之碳、氫、氮、硫含量分析結果	38
表八、植物生長情況描述	42
表九、土壤中十溴二苯醚於不同處理之植物移除率(植體內 DBDE 重量/土壤初始 DBDE 重量，%).....	44
表十、南瓜於受試期間之外觀形貌	48
表十一、經 5% (W/W)生物碳添加後盆栽土壤碳含量分析	51



第一章 前言

隨著工業與經濟的蓬勃發展，電子產品與居家用品的需求日益增大，為了保障產品的安全性，製造過程中會添加阻燃劑以降低其對民生安全的危害性(Khaled et al., 2018)。多溴二苯醚(Polybrominated diphenyl ethers, PBDEs)是近年來被廣泛使用的溴化阻燃劑，根據不同的溴化程度有不同的同系物(congeners)，自一溴到十溴共有 209 種。此類化合物具有極其良好的防火與延遲燃燒特性，故在應用上相當廣泛，其中以電子產品為其大宗，如電腦及其零件、印刷版、電路版以及塑膠外殼等等，此外亦可添加在家居物品，如地毯、塗料或沙發等等。起初因安全因素，為求避免火災發生與增加逃生時間等等緣由，大量使用此類化合物，但近年來卻發現，此類化合物因其低水溶性、高脂溶性、高熔點及高穩定特性，其生物累積效應與長距離傳遞效應高，難以被分解、移除。透過呼吸、接觸或是攝入含有 PBDEs 的食物均是進入生物體的途徑，已有研究指出其對生物體有確切危害性，故美國環保署已將 PBDEs 列為人類的可能致癌物(Xu et al., 2002; Frenoy et al., 2022)。在斯德哥爾摩公約中已明定四至七溴二苯醚列入永久性有機污染物。

由於認知到 PBDEs 對環境與生物具有危害性，全球各國對 PBDEs 開始明定使用規範，美國環保署在 2005 年明令禁用五溴聯苯醚(Pentabrominated diphenyl ethers, Penta-BDE)與八溴聯苯醚(Octabrominated diphenyl ethers, Octa-BDE)，而加拿大於 2016 年制定並管制任何包含 PBDEs 的產品，更預告將禁止四溴(Tetrabrominated diphenyl ether, Tetra-BDE)至十溴二苯醚及其相關產品的生產、使用、銷售及進口之擬議條例。而歐盟 REACH 法規中則提出有關 BDE-209 的濃度限制。相較於上述各國，我國環保署目前對 PBDEs 的管制為在 2005 年將 Penta-BDE 與 Octa-BDE 列為第一類毒性化學物質，在 2010 年將部分四溴、六溴以及七溴聯苯醚列為第一類毒性化學物質，對十溴二苯醚(Decabrominated diphenyl ether, Deca-BDE, DBDE, BDE-209)則仍列為第四類毒性化學物質，並自 2016 年 1 月 1 日起禁止將多溴二苯醚類物質使用於製造電子產品之阻燃劑。相較於他國法規，我國目前對 PBDEs 的管制相對較不嚴謹。

在近年對 PBDEs 的分布研究中，可觀察到在 PBDEs 物種中，BDE-209 占最大多數，並且 BDE-209 可能因受環境降解而脫溴成較低溴且毒性高之 PBDEs，故近年對 BDE-209 的關注逐年上升，美國環保署已將其列為致癌物質。

而他國水相與土壤中 PBDEs 濃度，其數量級約為未偵測到濃度(Not determined, N.D.)至 ng/g 之間，多數僅達 ppb 等級(McGrath et al., 2017; Yun et al., 2008)。而我國農業部農委會在 2015 年進行的一項研究中發現，桃園地區部分工廠附近作物受 PBDEs 與 BDE-209 污染之濃度(表一)甚高，PBDEs 濃度可達數萬至數十萬 pg/g，且其中均以 BDE-209 占大多數。該地區 DBDE 使用廠址附近



農田調查中曾測得土壤中多溴二苯醚(polybrominated diphenyl ethers, PBDEs)濃度高達 2.0 ppm，並在此地距離約 2 公里外之另一農田測得高達 5.5 ppm 之濃度，遠高於他國規範濃度的 100-200 倍。且在其間有國小、農田以及房舍等，以後學之前植生吸收 PBDEs 研究成果推估，此農田土壤種植出來的作物會有 PBDEs 存在，將嚴重影響人民生活與食物安全，然而民眾卻求償無門，更無法源命令污染者做整治。

表一、部分使用 PBDE 工廠附近作物中 PBDEs 含量（農委會，2015）。

目標工廠	採樣日期	農作物	樣本濃度 (pg/g)		DBDE/ Σ PBDE
			Σ PBDEs	DBDE	
A 廠(已搬遷)	102/03/28	萵苣	772	691	90%
B 廠	102/08/06	莧菜	26,757	25,103	94%
	102/08/06	空心菜	15,304	14,157	93%
	102/08/06	蔥	12,412	11,337	91%
C 廠	102/08/06	地瓜葉	36,980	33,669	91%
	<u>102/08/06</u>	<u>牧草</u>	<u>348,062</u>	<u>299,293</u>	<u>86%</u>
	102/10/31	構樹葉	13,176	11,139	85%
	102/10/31	地瓜葉	61,203	45,341	74%
	<u>102/10/31</u>	<u>牧草</u>	<u>260,925</u>	<u>185,010</u>	<u>71%</u>
	<u>102/10/31</u>	<u>牧草</u>	<u>245,334</u>	<u>136,562</u>	<u>56%</u>
D 廠	102/08/15	構樹葉	16,623	14,834	89%
E 廠	101/10/22	萵苣	22,236	19,694	89%

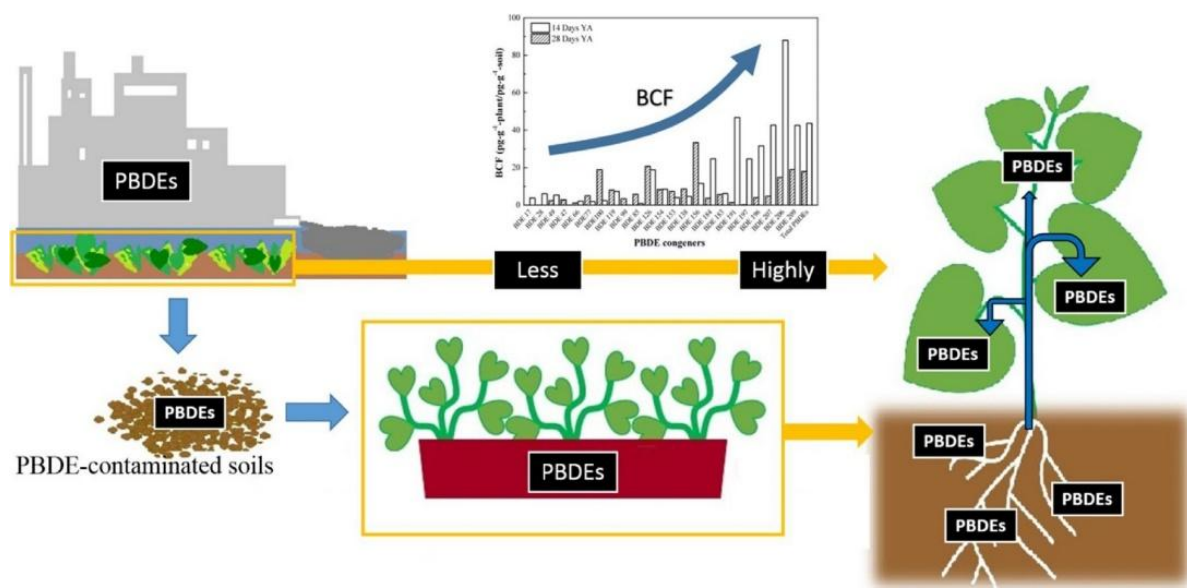
為了提出相應整治方法，本團隊在 105 至 109 年度連續進行土壤採樣分析後發現雖然此高濃度污染農田之 PBDEs 整體濃度上升趨緩，但在特定區域中仍含有高濃度的污染物，並且有往土壤深處擴散的趨勢。因此，本年度著手繼續進行整治技術的發展，並且持續調查此高污染場址之污染情形有否加重之情況。

對於此類污染物，本團隊曾陸續開發出不同的整治方法，包括溶劑清洗法、微生物降解、光照降解、還原鐵降解以及植生復育等，其中以熱處理及溶劑清洗法為相對較佳方案。我們發現在熱處理的試驗中，以 450 °C 定溫兩小時可將土壤中之 DBDE 完全去除(Ko et al., 2022)。另外，只要溫度與時間控制適當，在低溫熱處理對 DBDE 即具有相當程度的破壞力。評估耗電量及經濟效益後，以更低的 250 °C 進行處理，就能夠達到 70 % 以上的移除效果(Ko et al., 2022)。然而這樣的整治方式，除了能源問題外，還會使土壤總有機質降低、改變土壤質地，進而影響根圈環境及微生物活性，最終不利於作物生長。因此，能有效整治土壤並兼顧環境永續的整治方法，是必不可少的課題。

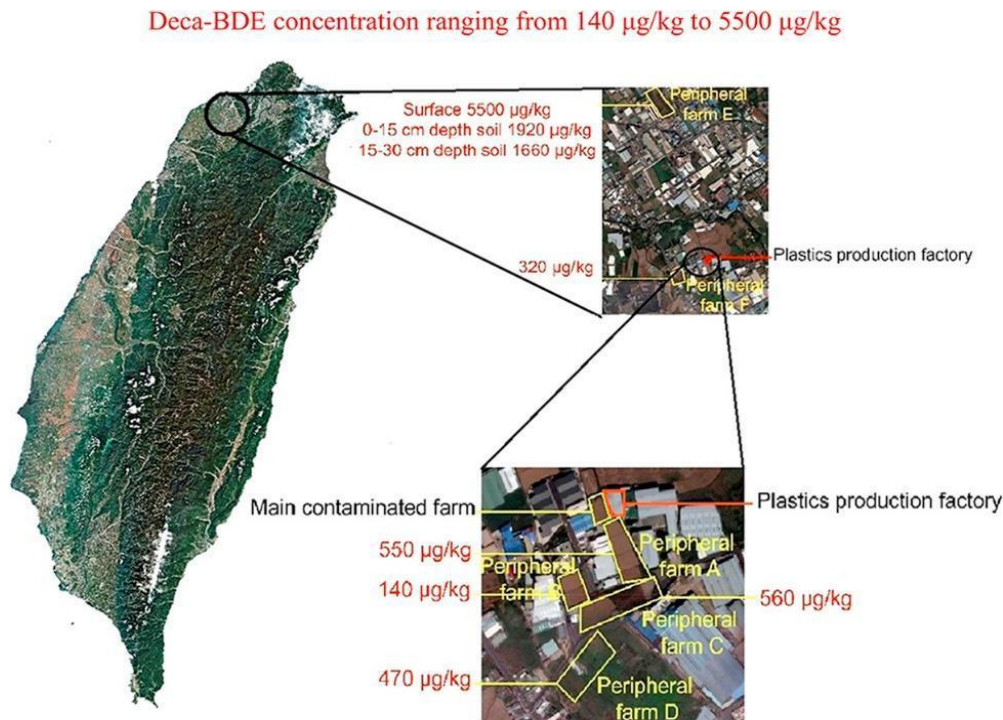


第二章 研究目的

本團隊過去的研究發現農作物會吸收土壤中 PBDEs (Yang et al., 2017)，可達到相當高濃度的累積量 (Yang et al., 2018; Zhu et al., 2020; Metcalfe et al., 2022)，並且可能藉由作物而進入食物鏈造成食安風險，將影響國人生命健康安全(圖一)。另外，本團隊甚至在汙染廠址附近 2 公里外發現有高濃度 PBDEs 污染土壤 (圖二)，其周遭有小學和許多農家，影響範圍甚大。近年調查結果顯示，雖然濃度並未再上升 (Chou et al., 2019)，卻有深入污染深層土壤的趨勢，對於當地作物與民眾食用安全有相當大的健康疑慮，在該地區種植作物之農民們有危害健康的風險，因此持續監控並且開始進行整治將為下一步必需之作為。同時，近年的研究逐漸發現 BDE-209 於生物上之毒性不容小覷，因此國際間逐漸有法規的管制，如 2017 年歐盟宣布管制 BDE-209 添加於材料中的濃度。又斯德哥爾摩公約於 2017 年 5 月經過多國投票一致通過未來將禁用 BDE-209 (UNEP, 2017)。未來 BDE-209 將逐漸被禁用，受污染農田更是急需被監測與整治。我國目前的相關規範僅限於禁止將多溴二苯醚類物質使用於電子產品，因此我們希望能夠持續調查與監測桃園地區 PBDEs 污染之土壤，並繼續發展整治方法，以利未來解決 PBDEs 污染問題。



圖一、多溴二苯醚從田間污染土壤轉移到食用植物示意圖 (Yang et al., 2018)。



圖二、台灣桃園工廠附近多溴二苯醚(PBDEs)污染的分析調查(Chou et al., 2019)。

目前政府對於污染物整治的政策為綠色及永續導向型整治(Green and Sustainable Remediation, GSR)為主，期許於整治的同時兼顧環境、社會與經濟效益三相，其中生物碳整治正符合此一需求。生物碳作為一種高效、低成本的吸附劑，已廣泛應用於水/廢水中的有機和無機污染物的吸附和去除，例如染料、抗生素、酚類等(Ghorbani et al., 2019; Sahoo et al., 2021)。本團隊於去年度的計畫中，確立了生物碳在PBDEs污染土壤中的應用，結果指出生物碳具有較大的表面積，更高的養分含量，和富含有機碳，使其適合用作土壤添加劑，以改善土壤品質和養分。而添加生物碳至土壤後，其可將十溴二苯醚吸附，從而降低其生物可利用性，進一步降低植物體中的吸附量。另一方面，因為生物碳的高穩定性，其具有封存碳的潛力(El-Naggar et al., 2019; Han et al., 2020; Xu et al., 2021)，施用後可提高土壤有機碳(Soil organic carbon, SOC)儲量，同時提高土壤肥力並減少溫室氣體排放。生物碳整治方法，不但可以整治復育受污染的土壤，減少碳排放，也可以使土壤儲存碳增加的行為，進而達到淨零減碳與土壤碳增匯的目標。

另一種符合綠色整治技術的方式即為植生復育法(Phytoremediation)，利用綠色植物來轉移、容納或轉化污染物使其對環境無害。植物修復的對象是重金屬、有機物或放射性元素污染的土壤及水體。通過植物的吸收、揮發、根濾、降解、穩定等作用，可以淨化土壤或水體中的污染物，達到淨化環境的目的。近年間不論是重金屬亦或是有機污染物，皆有許多實例佐證植生復育法的潛力。Zhao等人利用蘆葦(*Phragmites communis*)整治底泥中的五氯酚(Pentachlorophenol, PCP)，在



為期 90 天的整治中移除了 90% 的污染物(Zhao et al., 2011)。另外，Zhao 等人提供了透過水蔥(*Scirpus validus*)來整治底泥十溴二苯醚的成功例子，該團隊用 18 個月的時間測試在三種不同的底泥中分別可達到約 70-90% 的移除效果(Zhao et al., 2017)。本團隊在去年度計畫中，使用地瓜葉做吸附測試時發現，其生長狀況在污染土與一般土中沒有顯著的差異，對十溴二苯醚吸附力強，並且其生長周期短、匍匐莖擴散速度快及全年可生長等優點，這使地瓜葉具備植生復育的潛力。

從植生復育的角度來看，植物的生長受到環境、氣候和微生物等多種因素的影響。此外，植物對污染物的耐受性也是一個重要考量。在嚴重污染的環境中，植物可能會面臨生長抑制甚至死亡的風險。因此，提升植物的耐受性、選擇生長周期較短但繁殖力強的植物，或者改變根系微生物組成，以促進植物更快速地吸附和轉移污染物，都是突破植生復育限制的潛在解決方案。另一方面，生物碳可以輕易地吸附土壤中的污染物。然而，生物碳吸附飽和後不易轉移，吸附的污染物仍保留在土壤環境中，隨著生物碳的老化及分解，污染物有可能會緩慢釋放回土壤中。儘管如此，生物碳對污染物的吸附能減少植物在生長周期內需要吸附的總量，這或許有助於改善植物的耐受性。

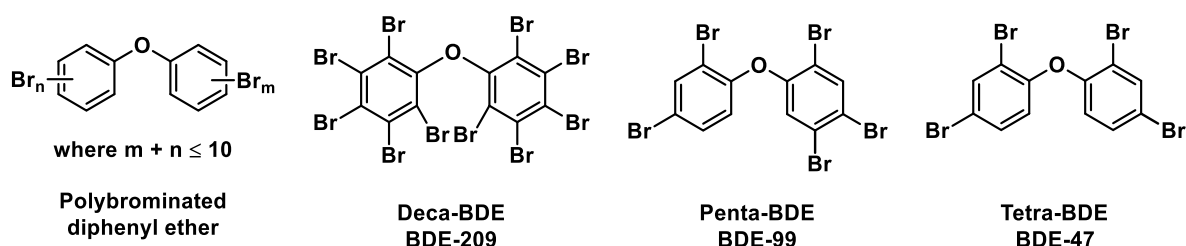
將這兩種技術結合，生物碳不僅能有效改善土壤性質，還能促進植物的生長發育。植物根部的分泌物可以影響生物碳的吸附和釋放過程，從而提高污染物的去除效率並延長生物碳的使用壽命。這種聯合修復方法能夠促進兩者之間的協同作用，提升土壤原位修復的可行性，為植生復育提供新的思路和方法 (Wang et al., 2024)。因此，本計畫期許利用植生復育輔以生物碳整治方法，不但可以整治復育受污染的土壤，減少碳排放，也可以藉由土壤儲存碳增加的行為，進而達到淨零減碳與土壤碳增匯的目標。



第三章 文獻探討

3.1 多溴二苯醚相關資料與法規

溴化阻燃劑依照其使用方式分成添加型與反應型，反應型會與材料產生化學反應並和聚合物分子產生鏈結，阻燃性持久。而添加型阻燃劑僅僅在加工過程中摻入材料之中，並沒有和材料產生共價鍵，容易添加卻也較易揮發並釋放到環境中。其中多溴二苯醚(圖三)為一種添加型阻燃劑，其可以在燃燒中釋放自由基，阻斷燃燒機制，因此經常添加於電腦、電視、電器、家具、建築材料、地毯、汽車產品、發泡材料甚至是衣物之中。



圖三、多溴二苯醚結構式與常見種類。

多溴二苯醚的辛醇-水分配係數(Octanol-Water Partition Coefficient, K_{ow})值較大，疏水性高(表二)，易堆積於生物體脂肪組織中，並由於其分子和產品間附著性不高，易脫落至空氣中，隨空氣及降雨散播至各處。由於過去 PBDEs 於國際間使用量相當可觀，根據彙整的數據發現，在世界各地的各種樣品中仍檢測到大量的 PBDEs 濃度，這表明 PBDEs 污染仍是一個存在的問題(Klinčić et al., 2020; Jiang et al., 2024)。

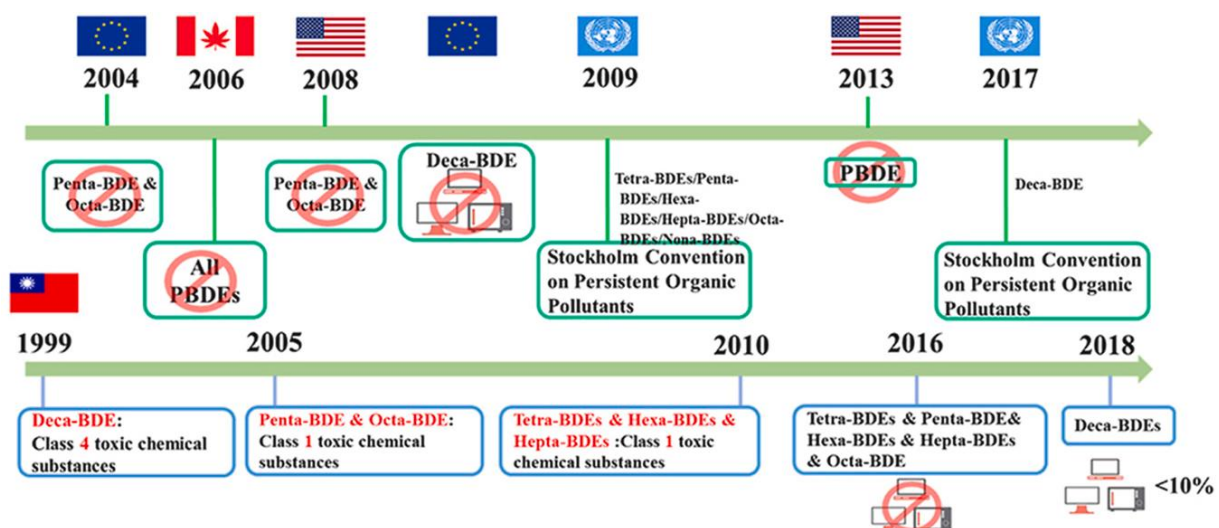
表二、PBDE 物理性質 (Watanabe,1989 and WHO,1994)。

Compound	Formula	Vaper pressure (Pa)	Henry const. (Pa·m ³ /mole)	log K_{ow}
Deca-BDE	C ₁₂ Br ₁₀ O	<10 ⁻⁴ , 20°C	44-1.58x10 ⁻⁸	9.9
Nona-BDE	C ₁₂ H ₁ Br ₉ O	5.4x10 ⁻¹⁰ , 25°C	0.01-849	9.3
Octa-BDE	C ₁₂ H ₂ Br ₈ O	(1.2-2.2)x10 ⁻⁷ , 25°C	7.9x10 ⁻³ -1.67 x10 ⁻⁴	8.4-8.9
Hepta-BDE	C ₁₂ H ₃ Br ₇ O	4.4x10 ⁻⁸ , 25°C	0.06-144	8-9.4
Hexa-BDE	C ₁₂ H ₄ Br ₆ O	(4.2-9.4)x10 ⁻⁶ , 25°C	0.15-1.5x10 ⁻³	6.9-7.9
Penta-BDE	C ₁₂ H ₅ Br ₅ O	(2.9-7.3)x10 ⁻⁵ , 25°C	0.36-5.2x10 ⁻²	6.5-7.0
Tetra-BDE	C ₁₂ H ₆ Br ₄ O	(2.6-3.3)x10 ⁻⁴ , 25°C	0.86-104	5.9-6.2



PBDEs 在食物來源和環境中皆具有生物累積性，攝入和皮膚接觸是進入人體的主要途徑(Yu et al., 2023)。因此許多研究者針對其毒性進行研究，PBDEs 除了具有神經毒性(Makey et al., 2016; Wu et al., 2020; Liu et al., 2023)，可能通過激活芳香烴受體(aromatic hydrocarbon receptor, AhR)的信息傳遞途徑來誘導，從而影響細胞增殖與分化(Gu et al., 2020; Xiao et al., 2021)，也會造成免疫細胞功能性失調與自體凋亡(Chen et al., 2018)。動物實驗和流行病學觀察發現，PBDEs 具有細胞毒性和致癌性，可能導致乳腺癌(Wu et al., 2020)；並且對人類，特別是對兒童具有潛在的發育神經毒性(Tait et al., 2017; He et al., 2018)。

近年來國內、外已禁止數種 PBDEs 的使用(圖四)，試圖以毒性較低的十溴二苯醚(BDE-209)取代之，但已有大量研究指出，BDE-209 對人體造成的危害也不可輕視。BDE-209 會引起甲狀腺功能亢進症與肝毒性(Lee et al., 2010)。其被羥化後的型態 OH-BDEs 經有關細胞 DNA 修復功能影響的測試後，發現暴露於 OH-BDEs 後，細胞內會產生活性氧化物質(Reactive oxygen species, ROS)並間接地對 DNA 造成傷害(Ji et al., 2011)。而藉由檢測高度暴露於十溴二苯醚工作環境的工作者尿液推估得知十溴二苯醚之半衰期約一週左右。雖然十溴二苯醚之半衰期相較於其它 PBDE 短許多，由前所述其毒性仍然不容小覷。因此，不論斯德哥爾摩公約之會議結果與歐盟皆開始禁止、限制十溴二苯醚之使用量，各國也開始聲明管制、禁止該化合物之趨勢，聯合國更於 2017 年 5 月 1 日由全球表決一致通過禁用阻燃劑 BDE-209(表三)。綜觀未來經濟出口貿易，抑或國民健康之考量，我們應該重視並持續追蹤十溴二苯醚於環境中之流布與濃度。



圖四、多溴二苯醚於國內、外之禁用歷程(Chang et al., 2022)。



表三、國內、外多溴二苯醚相關法規進程。

發表機構(單位)	時間	法規內容
我國環保署	1999 年	公告 BDE-209 為第四類毒化物。
歐盟	2003 年	2 月 13 日將 PBDEs 管制條例列入法規內，並規定各國成員必須於 2004 年 8 月 13 日前將此歐盟法律落實到國家法律體系中。根據該法案，自 2006 年 7 月 1 日起，所有在歐盟市場上出售的電子電器設備禁止使用 PBDEs 和多溴聯苯 (polybrominated biphenyls, PBB) 等阻燃劑。
歐盟	2004 年	全面禁用五溴二苯醚與八溴二苯醚。
美國環保署	2005 年	全面禁用五溴二苯醚和八溴二苯醚。
我國環保署	2005 年	將八溴聯苯醚與五溴聯苯醚公告列為第一類毒性化學物質，僅得使用於研究、試驗、教育及阻燃劑。
我國環保署	2010 年 12 月	2,2',4,4'-四溴聯苯醚、2,2',4,4',5,5'-六溴聯苯醚、2,2',4,4',5,6'-六溴聯苯醚、2,2',3,3',4,5',6-七溴聯苯醚和 2,2',3,4,4',5',6-七溴聯苯醚新增公告為具不易分解性及生物濃縮性之第一類毒性化學物質，同樣僅得使用於研究、試驗、教育及阻燃劑。
我國環保署	2014 年	管制 PBDEs 類物質 (列管編號 091，序號 02 至 08) (四至八溴) 自 2016 年 1 月 1 日起禁止使用於製造電子產品之阻燃劑。(但對於電子產品以外的產品並未限制使用)
加拿大公報	2016 年 8 月	內文指出：「對於 PBDEs 的管制範圍應該擴及所有類型的 PBDEs，包含 BDE-209 和任何包含 PBDEs 的產品。除了部分加工製造產品」，預告將禁止四溴-十溴二苯醚及含其產品的生產、使用、銷售及進口之擬議條例。
歐盟	2017 年	REACH 法規附錄 17 第 67 項有關 BDE-209 的濃度限制
美國環保署	2017 年	有毒物質管制法已通過商用 BDE-209 「重大新使用規則」，要求業者在製造或進口作為任何用途前 90 日須通知。
聯合國「持久性有機污染物斯德哥爾摩公約」	2017 年 5 月	新增 BDE-209 於附件 A 公約 - 締約國應採取必要措施，排除清單中化學物質的使用與製造，除非該物質取得締約國登記為特定用途。
美國環保署	2021 年 1 月	有毒物質管制法發布了五項最終規則，以減少對某些持久性、生物累積性有毒化學品的接觸 (PBT)。以在切實可行的範圍內減少這些化學品的暴露。



3.2 環境中多溴二苯醚的排放來源與途徑

多溴二苯醚可能經由本身的製造、產品使用過程及含有 PBDEs 的產品廢棄後滲出而進入環境。就目前的研究顯示，PBDEs 釋放到環境中主要是利用水體和空氣兩大途徑。在全世界各種類型的環境基質中能夠檢測到，包括非生物環境基質，例如室內空氣(Malliari & Kalantzi, 2017)、室內灰塵(de la Torre et al., 2020; McGrath et al., 2018)、室外空氣(Ding et al., 2016)、地表水(Khairi & Lohmann, 2017)、地下水(Postigo & Barceló, 2015)、海水(Zhen et al., 2016)、污水處理廠廢水及污泥(Demirtepe & Imamoglu, 2019)、農地土壤(Chou et al., 2019; McGrath et al., 2017)以及沈積物(Huang et al., 2018; Yoon et al., 2020; Zhou et al., 2017; Peters et al., 2021)；另外，也包括生物樣品，例如植物(Morris et al., 2018; Yang et al., 2018; Sun et al., 2022)、無脊椎動物(Govaerts et al., 2018)、魚類(Jianxian et al., 2015)、鳥類(Tanaka et al., 2015)、哺乳動物(Morris et al., 2018)、海洋哺乳動物(Barón et al., 2015)、甚至在人類樣本中(Čechová et al., 2017; Marquès et al., 2022)、珊瑚 (Ranjbar Jafarabadi et al., 2021)、地衣 (Sun et al., 2022)都有 PBDEs 存在，足以佐證其長距離傳播的能力。

PBDEs 在水體的主要傳遞方式是來自污染源的排放水和垃圾滲漏水，其中包括不同階段的工業活動：上游工業如生產溴化耐燃劑的工廠的放流水，中游工業如生產防火聚合物的工廠的排放水，下游工業如生產塑膠製品和電子電器產品的工廠的排放水，以及垃圾掩埋場的滲濾水。這些從生產到凋亡的污染源放流水，都可能因為任一環節的疏忽，進而污染到河川環境。另一方面，PBDEs 在空氣中的傳遞則可分為室外空氣和室內空氣兩種類別。室外空氣的排放可能包括廢棄物焚化爐、塑膠回收場、露天燃燒、金屬回收廠。而室內空氣的排放則會經由含有溴化阻燃劑的產品隨著時間緩慢排出(Tamade et al., 2002)。

值得注意的是，藉由水體及空氣傳播的 PBDEs，其中的 50-60% 會被排放到農業用途使用的環境中，污染農業用水、土壤(BSEF Bromine Science and Environmental Forum, 2003)。這些 PBDEs 藉由被植物的根和芽吸收後，進一步的進入食物鏈。

3.3 國內多溴二苯醚環境流布

台灣近年來除 BDE-209 外，已無大量使用其他 PBDEs，且使用量有逐年下降(表四)。儘管已開始減少 PBDEs 的使用，但仍須注意 PBDEs 具高穩定性，若將含有 PBDEs 的產品掩埋或是將此類產品拆除、回收等，依然可能將 PBDEs 排放至環境中。



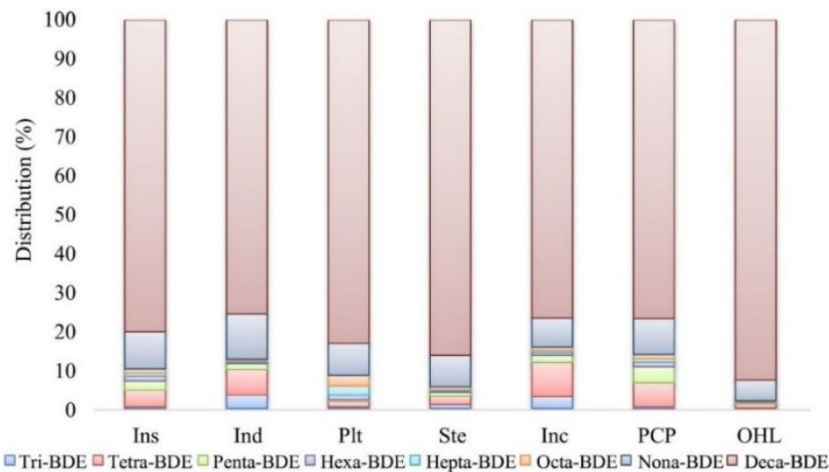
表四、台灣近年多溴二苯醚使用情形（陳怡伶，2013）。

類別 (單位：kg)	97 年	98 年	99 年	100 年	101 年	102 年
2,2',3,3',4,5',6-七溴二苯醚	0	0	0	0	< 1	0
2,2',3,4,4',5',6-七溴二苯醚	0	0	0	0	< 1	0
2,2',4,4,5,5'-六溴二苯醚	0	0	0	0	< 1	0
2,2',4,4,5,6'-六溴二苯醚	0	0	0	0	< 1	0
2,2',4,4'-四溴二苯醚	0	0	0	0	< 1	0
八溴二苯醚	< 1	< 1	< 1	0	0	0
五溴二苯醚	< 1	< 1	< 1	0	< 1	0
十溴二苯醚	80,266	220,984	331,065	279,176	102,142	74,527
總計	80,266	220,984	331,065	279,176	102,142	74,527

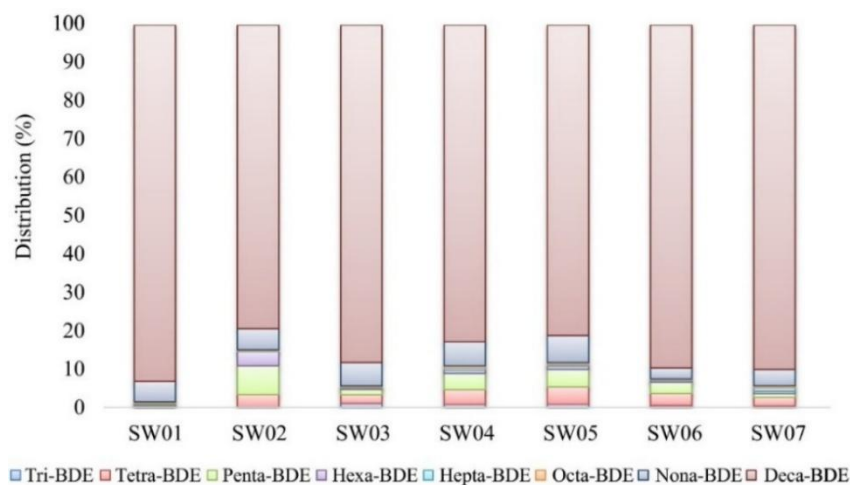
台灣地區以十溴二苯醚的為主使用情況，與水體污染研究結果相符合(Minh et al., 2019)。針對國內西半部地區 20 處地下水樣本及 7 處表面水體樣本進行檢驗，並將之分類為住宅區(Institution area, Ins)、工業區(Industrial area, Ind)、塑膠生產區(Plastic manufacture area, Plt)、鋼鐵生產區(Steel industry area, Ste)、垃圾焚燒區(Incinerators area, Inc)、五氯酚使用區(Pentachlorophenol contaminated area, PCP)、有機溶劑和危害廢棄物掩埋場(Organic solvent and hazardous waste landfills, OHL)，共七個區域(表五)，測得 18.5 至 4212 pg/L 及 30.2 至 1021 pg/L 之 PBDEs 濃度，不論是在地下水或是表面水體中主要同系物均為 BDE-209，在地下水(圖五)及表面水體(圖六)的 PBDEs 總濃度中各佔 75.7 至 92.7%及 79.4 至 93.2%，這反映了台灣十溴二苯醚商業混合物的高消費量。雖然大部分地下水樣品之 PBDEs 濃度與世界各處相比偏低，但位在塑膠生產區(Plt)或垃圾焚燒區(Inc)附近者還是明顯測得較高濃度，可見這些地區的廢水處理沒有受到良好控制。

表五、台灣地區西半部水體中多溴二苯醚濃度。

Area	Ins	Ind	Plt	Ste	Inc	PCP	OHL
CPBDE (pg/L)	18.5– 68.2	9.91– 32.7	10.2– 652	34.3– 184	19.5– 4212	14.4– 22.2	121– 226

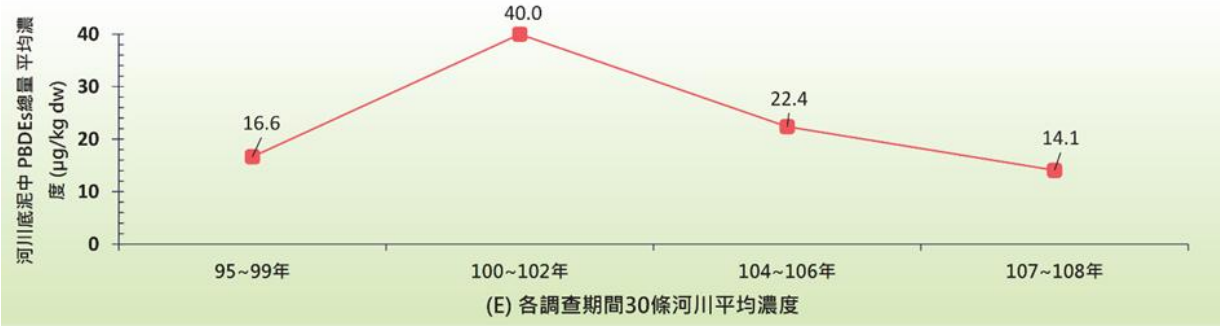


圖五、台灣地區西半部地下水中多溴二苯醚同系物比例。

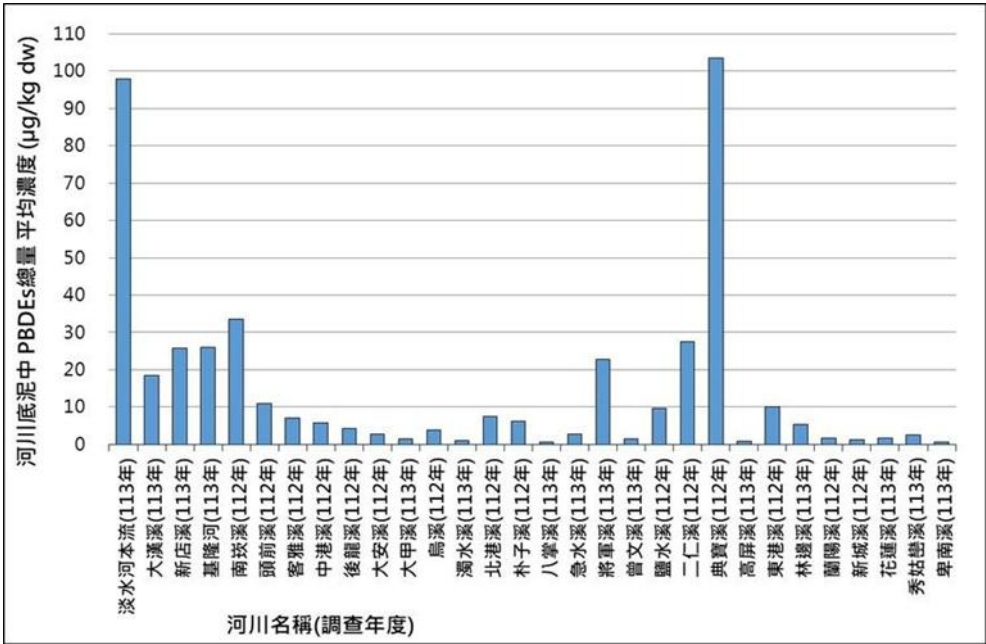


圖六、台灣地區西半部表面水體中多溴二苯醚同系物比例。

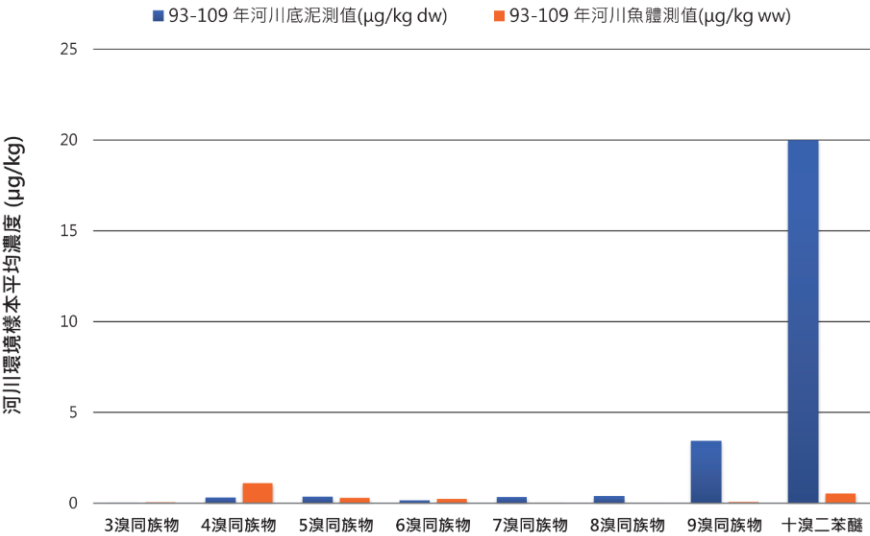
除了水體本身外，我國環保署亦針對河川底泥進行研究，調查期間國內 30 條河川底泥中 PBDEs 總量平均濃度(圖七)。整體調查結果顯示，30 條河川底泥中 PBDEs 總量平均濃度在民國 100 年至 102 年最高，而在 108 年加嚴管制濃度及 109 年修正禁止運作事項及得使用用途等管制措施之成效後，濃度明顯降低。於國內最近一次（112 年至 113 年）的調查報告中，在 30 條河川底泥樣本中仍有 PBDEs 檢出，其中以淡水河本流及典寶溪之濃度顯著高於其他河川，其他河川平均濃度為下降或與前次調查結果相近(圖八)。另外也針對河川魚體進行 PBDEs 濃度分析，對比後可以發現水體中大部分的污染為高溴數的十溴二苯醚以及九溴二苯醚，而在魚體中則是以四溴二苯醚為主要污染物(圖九)，其機制尚待探討(環保署，2021)。



圖七、台灣地區河川環境底泥樣本多溴二苯醚濃度分布圖。



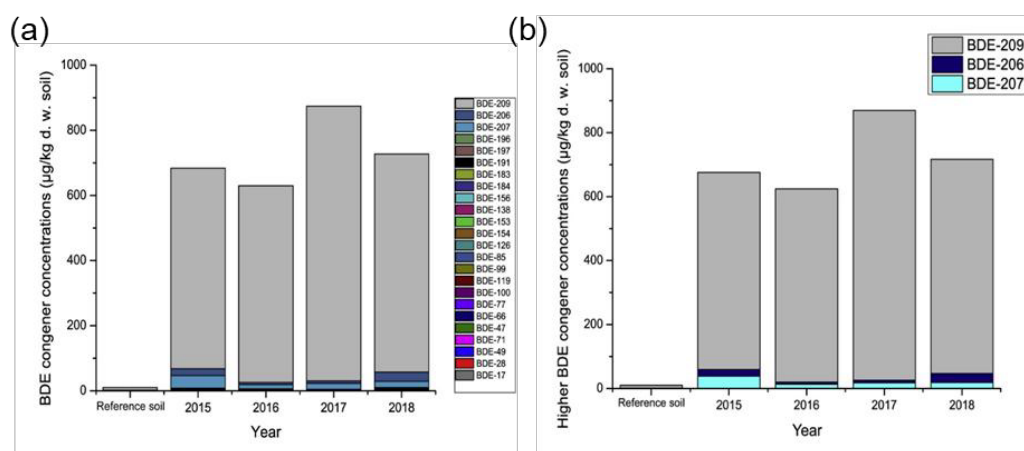
圖八、國內河川底泥最近一次調查 PBDEs 類物質總量平均濃度分布圖(環境部，2025)。



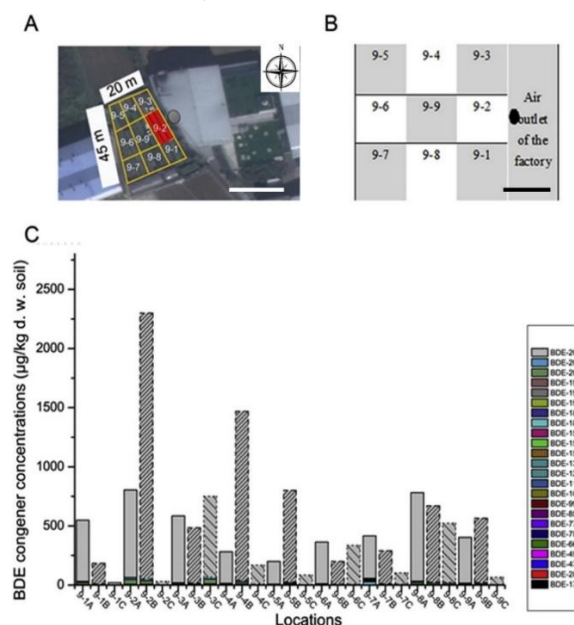
圖九、台灣地區河川環境底泥與魚體中多溴二苯醚同系物濃度分布圖。



另外，本實驗室長期以來針對我國北部工廠附近一污染場址進行土壤中十溴二苯醚濃度隨時空變化之調查(Chou et al., 2019)，發現 2015 年至 2018 年間主要污染土壤中的 PBDEs 濃度差異不大，並且超過 90%都是 BDE-209，證明其污染仍然存在，不會隨著時間變化而減少(圖十)。另外，根據濃度與空間分布的分析結果顯示，越靠近工廠處的污染濃度越高，這揭示了污染可能是由工廠排放到大氣中後，沉降到土壤中所造成的。藉由比較不同深度(0 至 2 公分、2 至 15 公分、15 至 30 公分)的土壤，可以發現 2 至 15 公分累積污染濃度最高，並且在更深層土壤也能測到 BDE-209 存在，顯示其正從表面朝更深層移動(圖十一)。BDE-209 深度濃度的垂直分佈表明，雨水淋滲後的表層土壤 BDE-209 已滲透到中層深度，迫切需要對污染土地進行修復。



圖十、2015 至 2018 年間台灣北部某工廠周遭多溴二苯醚濃度-時間分布圖(a)總多溴二苯醚(b)十溴二苯醚及九溴二苯醚。



圖十一、(a)工廠周圍土壤九分區圖(b)土壤九分區示意圖(c)PBDEs 濃度垂直分布圖。



3.4 國外多溴二苯醚分布情形

近年國際間 PBDEs 的發展日甚，廣泛地作為阻燃劑來使用，例如中國有許多調查研究報告，也發表文獻對其國內不同地區進行 PBDEs 的分布調查及其主要物種的監測。儘管中國從 2018 年 1 月起實施了外國電子廢棄物進口禁令(Wong, 2018)，但中國本身仍然是電子廢棄物產生的大國，據估計到 2030 年其總量將達到約 2840 萬噸，並取代美國成為世界上最大的電子廢棄物生產國(Chen et al., 2021)。

電子廢棄物是中國地區 PBDEs 散布於環境中的主要來源之一，Zhang 等人(2015)在 2013 年以電子垃圾回收場作為中心採集當地表土，並評估 PBDEs 在土壤中的分布情況，發現 BDE-28、47、99、100、153、154、183 等濃度為 11 到 128 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ，平均濃度為 $41 \pm 10 \mu\text{g}/\text{kg}$ ，並以 BDE-47 為最主要物種。此外也發現由於電子廢棄物的移除，因此 PBDEs 在 2013 年所測得之濃度相較於 1996 至 2006 時測量之濃度有減少的趨勢。

Wu 等人(2021)對中國城市的大學宿舍和印刷廠等室內灰塵中的 PBDEs 進行了檢測。男性宿舍、女性宿舍和印刷工廠的粉塵中 $\sum_{13}\text{PBDEs}$ 的平均濃度分別為 $105 \pm 64.2 \text{ ng/g}$ 、 $31.7 \pm 26.4 \text{ ng/g}$ 和 $695 \pm 379 \text{ ng/g}$ 。值得注意的是，在印刷廠中發現的 PBDE 濃度明顯高於大學宿舍。其中 BDE-138、-153、-190 和 -71 在大學宿舍和印刷廠的室內灰塵中所佔比例較高。研究發現，大學宿舍塵埃中 PBDEs 的脫溴過程更多，而印刷廠中的 PBDEs 則可能直接來自外部電子設備，因為 PBDEs 含量與粉塵中電子設備的數量之間存在顯著的正相關關係，表明電子設備對室內環境中的 PBDEs 污染具有顯著影響。

Li 等人(2016b)在 2008 至 2013 年連續六年監測中國東北地區，發現此地區內以 BDE-209 為最主要的 PBDEs，並且其分布會受到溫度、相對溼度以及風速的影響，根據周圍溫度的差異，BDE-209 以不同比例分布於氣相以及顆粒相中。另外，由於東北地區中哈爾濱為悠久的工業重鎮，故 Li 等人(2016a)研究此地之廢水廠中 PBDEs 的環境宿命與整治情形。Li 等人(2016a)測得廢水廠內進水、排水與污泥中所含之 PBDEs 濃度分別為 152 ng/L 、 16.2 ng/L 與 503 ng/g ，並表示此濃度相較於他國為低，而在此地所用之溴化阻燃劑中，BDE-209 為最主要物種，且佔 PBDEs 的九成。

中國黃河流域地區因受季風影響，故此地之污染源主要來自內陸以及朝鮮半島，Wang 等人(2016)調查監測此區域中各 PBDEs 之濃度，發現其中 BDE-28、47、99、100、153、154、183、209，前七者總和濃度為 0.245 ng/g ，而 BDE-209 則為 0.652 ng/g ，且濃度隨著沿海向內陸延伸而遞增；更有研究曾在北京收集到的鳥類肌肉及羽毛樣品中分別測得 46 至 $7.77 \times 10^4 \text{ ng/g}$ 濕重及 1.50 至 191 ng/g PBDEs



濃度(Yin et al., 2018)。由於中國東部一直以來是發展重地，因此從 1990 年代以來東方海域所受 PBDE 的污染普遍有上升的趨勢，Li 等人(2016c)針對其沿海地區進行 PBDEs 分佈的研究，BDE-28、47、99、100、138、153、154、183 等八種化合物其濃度總和為 34.2 至 141.5 pg/g，然而 BDE-209 則為 229 至 842 pg/g，遠高於其餘 PBDEs。Luo 等人(2021)同樣觀察 PBDEs 會受到季節影響同分異構物含量，於 2017 年的夏季(7 月)及冬季(12 月)於丹江口水庫採集 12 個不同地點的水樣及沉積物樣品。在本篇研究中，作者發現所採集的水樣品中監測到 PBDE 濃度分佈為 ND 至 287 ng/L，其中 BDE-209 (287 ng/L)為最高濃度的同分異構物。Luo 等人(2021)也觀察到在冬天的水樣品中監測到 52 同分異構物，相較夏天的水樣品監測到 45 種同分異構物，作者發現大多數的 PBDE 同分異構物 (尤其是含溴較少的 PBDE) 與冬季在水樣品中的總有機碳 (TOC)和化學需氧量 (COD) 呈現正相關。

Liu 等人(2018)採集中國安徽省巢湖盆地的水樣、沉積物以及生物樣品，進行 8 種 PBDEs 同系物的總濃度檢測，三者分別為 0.11 至 4.48 ng/L、0.06 至 5.41 ng/g 以及 0.02 至 1.50 ng/g，並藉由監控相連河流發現從西邊流入的河水是巢湖 PBDEs 主要來源，導致湖水中 PBDEs 濃度由西向東側遞減，此外也觀察到在秋季時污染物濃度較高；而分布在水樣及生物樣品中的 PBDEs 物種主要為 Penta-BDE (BDE-47、BDE-99 以及 BDE-153)，且大部分 PBDEs 累積在生物的腦部組織當中(Liu et al., 2018)。

相較於其他都市，上海發展尤其快速，Wang 等人以此地研究 PBDEs 的分佈，除 BDE-209 外，亦測得其餘 51 種 PBDE，BDE-209 之濃度為 N.D.至 189 ng/g，而其餘 51 種 PBDE 總和濃度則為 0.231 至 119 ng/g。除濃度監測外，Wang 等人(2015)亦表示在風險評估下，監測地區所含 PBDE 的污染對生態具有危害風險，其中以 penta-BDE、deca-BDE 與 tetra-BDE 等為主要危害污染物。

縱觀近年調查中國 PBDEs 污染地區的文獻，均可發現 PBDEs 的分佈物種中以 BDE-209 為大宗，占使用的溴化阻燃劑極大多數。儘管中國對多溴二苯醚進行管制，但這些化學品仍然是普遍存在的環境污染物。

做為第二大電子廢棄物生產國的美國，也發現到相同的問題存在，Hites 等人(2021)在 2005 年至 2018 年期間，對伊利諾伊州芝加哥和俄亥俄州克利夫蘭空氣中的 PBDEs 濃度進行了調查，每 12 天收集約 700 個大氣樣品中的 PBDEs 濃度，並提出了時間環境滯後(Temporal environmental hysteresis)的概念，是指污染物濃度恢復到接近零所花費的時間。這些 PBDEs 化合物分兩個步驟從北美市場撤出：(1)2004 年底，撤消了 Penta-BDE 和 Octa-BDE 產品的製造；(2)2013 年底，也停止了 Deca-BDE 產品的生產。因此，從 2005 年至 2018 年，在芝加哥其 BDE-47 和 99 的濃度每 5.9 ± 0.9 年和 8.0 ± 1.4 年分別降低兩倍，而 BDE-209 的濃度每 7.6±



1.8 年增加一倍。在克利夫蘭其 BDE-47 和 99 的濃度分別每 5.1 ± 0.4 年和 5.7 ± 0.5 年減少 2 倍，BDE-209 的濃度每 9.2 ± 1.6 年減少 2 倍。故在芝加哥和克利夫蘭，PBDEs 的大氣濃度正在緩慢下降，相對於將這些化合物從市場上撤出時，這些持久性有機污染物對環境影響的延遲是數十年以上規模的時間環境滯後的結果。

Venier 等人(2015)針對北美洲五大湖區，採集空氣、禿鷹與人體血液樣品進行濃度監測，根據其統計北美洲的 PBDEs 在人體血液中濃度從 1990 年代到 2000 年以後均高於歐洲與日本等地區，結果顯示自 2005 年至 2013 年為止克里夫蘭地區有最高的 BDE-47 與 209 濃度。以 12 天為一周期測量當地 PBDEs 之濃度，經過長時間的觀測，也統計出 PBDEs 的物種會根據溫度而有季節性的變化，以溫度高的夏季會有較高的濃度分佈，但 BDE-209 濃度變化不大，其中 BDE-47 與 209 濃度約為 12 至 30 pg/m^3 與 20 pg/m^3 。

除中國與美國外，日本、韓國、印度半島，乃至其他非工業盛行的國家也有 PBDEs 的分布及污染問題。

Dien 等人(2016)連續於 2009 至 2012 年間在日本地區進行 PBDEs 的濃度監測，發現此類污染物分佈主要受溫度、雨量與人口密度所影響。雨量與 PBDEs 濃度呈負相關，人口密度則呈正相關，而不同物種會因季節而有不同變化，以氣相為主的 BDE-47 會在夏季提升濃度，濃度最高至 1 pg/m^3 ，以顆粒相的 BDE-209 則在冬季提升濃度，濃度最高可達約 35 pg/m^3 。

Kim 等人(2014)在 2010 至 2011 年間觀測南韓釜山城市各個不同相中共 27 種 PBDEs 之濃度，結果顯示表土中為 0.18 至 7.7 ng/g 、水中為 6.3 至 87 ng/L 、空氣中為 5.3 至 16 pg/m^3 以及植物中為 0.06 至 0.22 ng/g 。此外 Kim 等人也根據不同相中 PBDEs 衍生物的濃度進行討論，如 OH-BDEs 與 MeO-BDEs，並表示水與植物中所產生的主要衍生物不同於土壤與空氣，顯示在不同介質下 PBDEs 會因不同的形成機制生成不同的衍生物。而 Park 等人檢測南韓牙山湖附近地區 12 個樣點的 PBDEs 濃度，土壤及蔬菜樣品中測得之濃度範圍分別為 0 至 17.77 ng/g 及 0.07 至 21.17 ng/g (Park et al., 2018)。Gu 等人(2017)分析南韓地區沿海養殖的貝類、沿海沉積物以及海洋水樣，進行不同溴化阻燃劑的濃度檢測，發現在 2015 至 2016 年間，雙貝類中含有 2.39 ng/g 之 BDE-47，沉積物中含有 1.63 ng/g 之 BDE-209，而海洋水樣中則有 110 pg/L 之 PBDEs，並且觀察到養殖地區的 PBDEs 濃度高於非養殖地區。

Mahmood 等人(2015)分析巴基斯坦部分地區的糧食作物，以調查該地區 PBDEs 的濃度。實驗結果顯示該地區空氣中、土壤中、小麥以及水稻中所含的 PBDEs 總和濃度分別介於 0.59 至 7.80 pg/m^3 、 6.88 至 37.7 ng/g 、 0.30 至 1.43 ng/g 以及 0.07 至 46.0 ng/g 。



Rotander 與 Law 整理(2012)近年有關 PBDEs 的文獻，並觀察不同地區 PBDEs 污染的濃度趨勢。在歐洲方面，自 1998 年以來，英國與挪威地區有濃度下降的趨勢，而在瑞士的污水淤泥中 BDE-154 和 183 之濃度以每年約 20 % 的比例降低，然而 BDE-209 的濃度卻以 16 % 的比例增加，且增加比例逐年提升。在芬蘭海灣及鄰近地區，Metelkova 等人(2019)測量 23 處沉積物的 10 種 PBDEs 總濃度，海灣地區及涅瓦河分別為 0.004 至 1.3 ng/g 及 0.22 至 1.8 ng/g，其中有較高濃度 PBDEs 之樣品來自聖彼得堡及芬蘭海灣之貨輪區，而較低濃度者則採自工業活動較稀少的涅瓦河上游、海灣沿岸以及外海。此 PBDEs 濃度空間分布說明人類及工業活動很可能是環境中 PBDEs 污染之來源。

阿根廷西南部近年歷經了工業的快速發展，Tombesi 等人(2017)以 2011 年之沿海沉積物與 2014 年之土壤為樣品，監測其內 10 種 PBDEs 之濃度，包括 BDE-29、47、66、85、99、100、153、154、183 以及 209。在沿海沉積物中 PBDEs 濃度範圍為 0.16 至 2.02 ng/g，而在土壤中則為 0.04 至 10.7 ng/g，且在沿海沉積物與土壤樣品中，BDE-209 均為最主要物種，分別占據 $94 \pm 7\%$ 與 $80 \pm 12\%$ 。

Tran 等人(2002)研究越南北部工業工廠、辦公室和房屋的灰塵中 Σ_8 PBDEs 濃度。辦公室灰塵(中位數 270; 範圍 230-300 ng/g)和工廠灰塵(170; 89-510 ng/g)比室內灰塵(61; 25 - 140 ng/g)濃度高，並認為越南目前仍需要提高適當勞動保護的措施。

綜上所述，多溴二苯醚在全球環境中廣泛存在，不論是工業及非工業國家，都可能因為其於水體中、空氣中，甚至生物傳遞等方式造成污染。由於其具有環境持久性，遠距離傳輸，生物可累積性及對生物和人體具有毒害效應等特性，對其環境問題的研究已成為當前環境科學的一大熱點。

3.5 多溴二苯醚、土壤與作物間的相互關係

全球消費性 PBDEs 的使用量中 50-60% 被排放到污水、污泥以及作為農業用途使用的環境中。被排放的 PBDEs 被植物的根和芽吸收，並藉由植物進入食物鏈。然而，植物對 PBDEs 的吸收和內部運輸主要取決於土壤性質、植物特性以及 PBDEs 的溴化程度 (Dobslaw et al., 2020; Beggio et al., 2024)。植物可以透過兩種方式吸收 PBDEs，分別是土壤—空氣—植物組織和土壤—土壤水—根—植株兩種途徑。

最初的研究並沒有指出，植物能夠藉由根部吸收 PBDEs 並轉移至其他器官，僅提出其親油性會造成土壤中 PBDEs 累積或吸附於植物根的表面，並假設在根內積累的 PBDEs 與根表面之間存在潛在關係，但並未進一步證實此假設(Wang et al., 2014)。而本團隊透過蘿蔔(*Raphanus sativus* L.)的種植發現植物會透過根部吸



收，將土壤中的 PBDEs 吸入至植物體內(Yang et al., 2017)證實此一現象。之後許多研究也發現到相同的情況。

不同植物對 PBDEs 的吸收能力也有所不同，Huang et al. (2010)將六種植物置於含有 4700 ng/g BDE-209 的土壤進行盆栽試驗時，土壤中 BDE-209 的濃度在種植 60 天後下降了 12.1-38.5%，而植物體中的 BDE-209 濃度卻是增加的，其中紫花苜蓿對 PBDEs 的吸收能力最差(紫花苜蓿中僅測得 1822 ng/ g DM 的 PBDEs)，玉米對 PBDEs 的吸收能力最好(玉米中測得 10933 ng/ g DM 的 PBDEs)。Chen et al. (2021)在中國浙江省台州市兩處電子回收廠周圍的農田採收土壤及多種農作物進行 PBDE 含量分析，均觀察到 PBDEs 會累積在植物體內。Oloruntoba et al. (2021)等人在非洲奈及利亞的一處的電子廢棄廠周圍採集多種樣品，包含菠菜、番茄、南瓜和地瓜等，這些樣品當中都有檢測到 PBDEs，而根系的 PBDEs 含量都高於莖系。Xu et al. (2024)在中國江蘇省某工程塑膠製造廠週邊的土壤和植物體中也檢出不同種 PBDEs，其中以 BDE-209 為主。

此外，土壤性質也是影響植物吸收 PBDEs 的重要因素之一，增加土壤有機物含量會導致 PBDEs 在土相的積累量增加，從而減少 PBDEs 植物吸收(Zhao et al. 2017; Zhu et al., 2018)。在分別對土壤中總有機碳(Total organic carbon, TOC)及溶解有機碳(Dissolved organic carbon, DOC)進行測試，結果顯示增加土壤中的 TOC 可促進土相的 PBDEs 固定和積累，進而造成植物吸收 PBDEs 的含量下降。然而增加 DOC 濃度對植物吸收 PBDEs 則沒有影響(Cheng et al., 2014)。另外，Xiang 等人(2018)發現，在種植蘿蔔的土壤中添加不同比例豬糞，藉由增加土壤中的有機物質(Organic matter, OM)可以減少蘿蔔可食用部分減少吸收 31.5%至 69.8%的 BDE-47，並加快土壤中 BDE-47 分解效率。

植物吸收多溴二苯醚這一現象，著實對生物造成危害性，因此開發出相關土壤整治方案是有迫切需求。

3.6 我國桃園區 PBDEs 高污染場址之污染情況

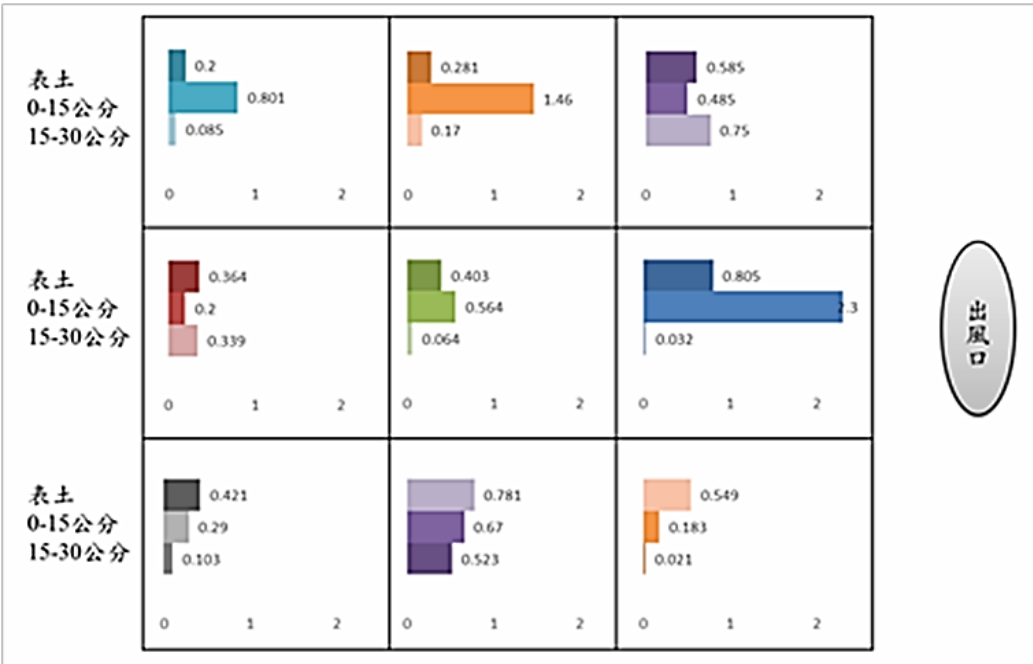
本團隊長期監測一處有使用 BDE-209，位於蘆竹區工廠旁的農田，已發現其受到高濃度污染。縱觀文獻研究各國 PBDEs 的濃度分布，其數量級均落於 N.D. 至數百 ng/g 之間，均小於 1 ppm。然而此桃園場址旁土壤中所含 PBDEs 濃度落於 ppm 等級遠高於文獻值。105 與 106 年度本團隊於當地進行 BDE-209 濃度監測，105 年土壤中以表土與 0 至 15 公分為主要分布深度，且近出風口處之區塊有最高 2.3 mg/ kg 的 BDE-209 濃度(圖十二)。而在 106 年土壤中從表土至 30 公分之土壤中皆含有 BDE-209，且靠近出風口處區塊濃度相對其他位置更高。值得注



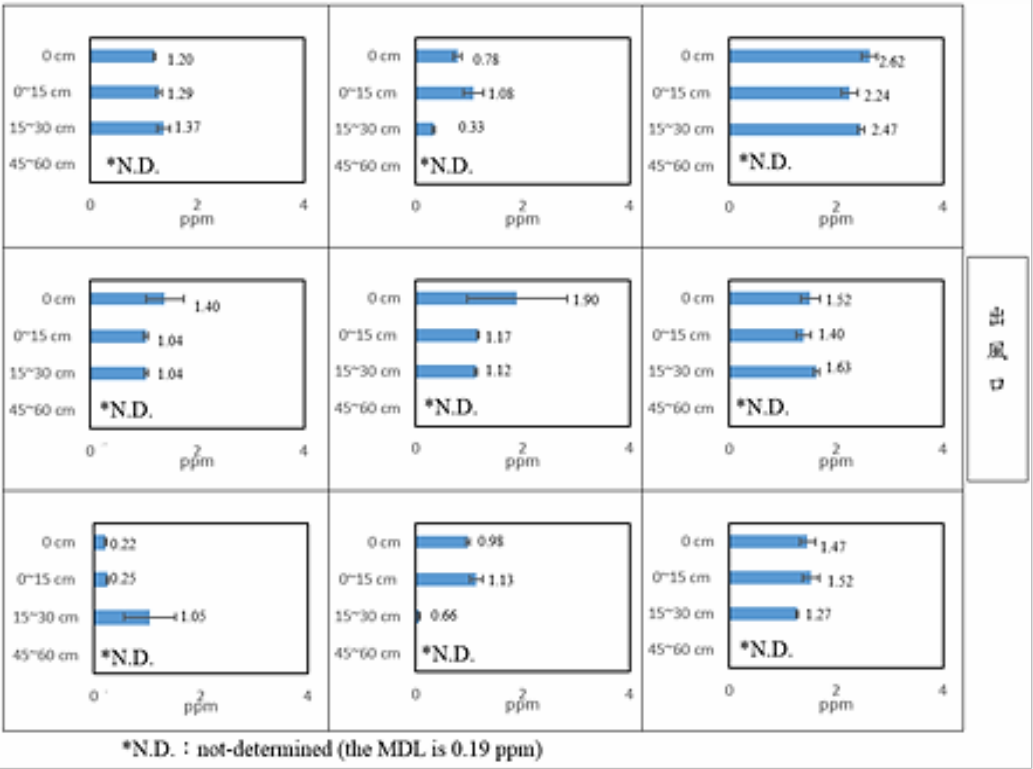
意的是，在部分區塊深度 15 至 30 公分處，量測到比前一年度更高的數值，意味著土地中 BDE-209 有向深處移動的趨勢(圖十三)。

107 年檢測濃度為 0.04 至 0.82 mg/kg (圖十四)，濃度有下降趨勢，但該濃度與中國大陸多處電子廢棄物回收場附近之土壤測值類似，均遠遠高於他國的 PBDEs 濃度分布。108 年檢測到最高濃度為 3 號土 0 至 15 公分處的 1.0885 mg/kg，最低濃度為 7 號 0 公分表土處的 0.3082 mg/kg，且與過往相比 BDE-209 之分布有向較深處土壤移動之趨勢(圖十五)。109 年檢測到最高濃度為 3 號土 0 公分處的 1.264 mg/kg，最低濃度為 2 號土 30 至 60 公分處的 0.138 mg/kg，特定區域中的 DBDE 濃度有持續升高之趨勢(圖十六)。圖十七比較連續監測五年之 BDE-209 濃度變化，7 號、8 號以及最靠近出風口的 6 號土之 0 至 15 公分土壤，於 105 年均測得約 0.8 至 2.3 mg/kg 之高濃度 BDE-209，然而 106 年以來，各區塊之表土 0 公分及 0 至 15 公分土壤中之 BDE-209 測值明顯下降，且 15 至 30 公分處所測得之 BDE-209 濃度開始增加，透過比較此歷年濃度變化，可清楚看出污染濃度有向深處移動的趨勢。雖然此高濃度污染農田之 PBDEs 整體濃度上升趨緩，但發現在特定區域中仍含有高濃度的 PBDEs，並且污染物有往土壤深處擴散的趨勢。因此，本年度著手進行整治技術的發展。

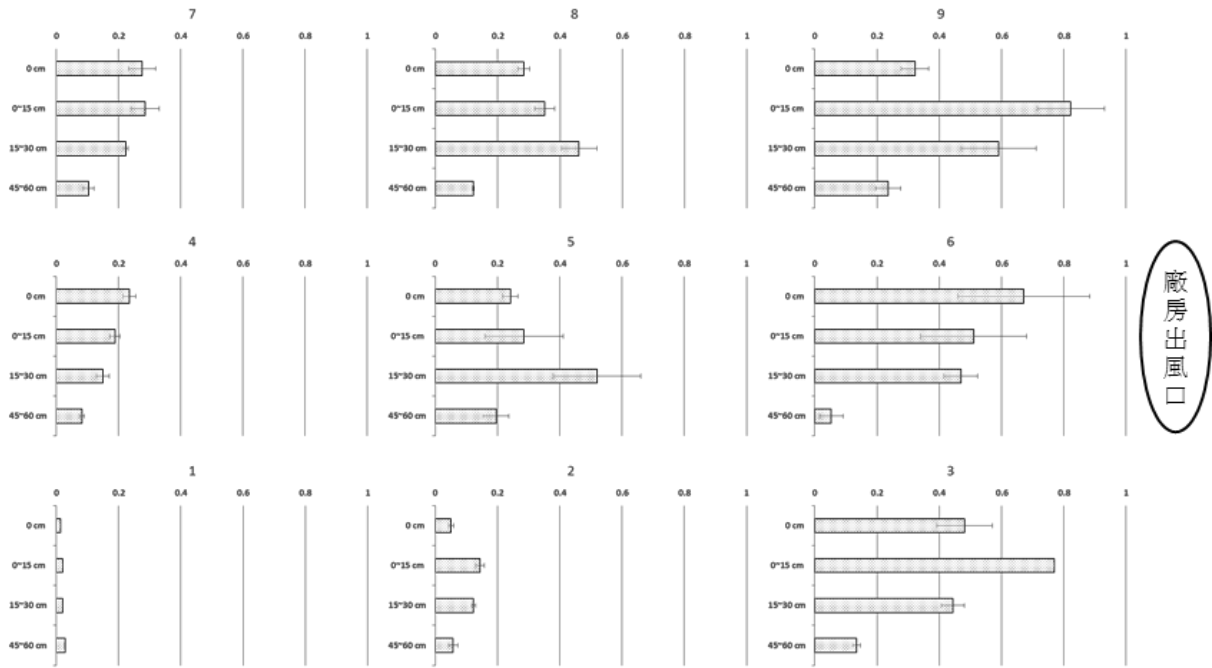
美國毒性物質及藥物管制局公告，PBDEs 最低危害值(Minimal Risk Levels, MRLs)為 0.01 mg/kg/day (急性)。此桃園地區工廠旁土壤之現況顯示農田受高濃度 PBDEs 之污染極可能高於作物可能吸收之濃度，而有進一步危害生物體之潛勢，且污染濃度有向下移動的趨勢而急需整治。在受污染的土壤地區其間有國小、農田以及房舍等，此污染將影響人民生活與食物安全。為避免將來 PBDEs 污染持續擴增而影響民生安全。本計劃將著手於整治技術之開發，以期能盡速解決現地之污染問題。



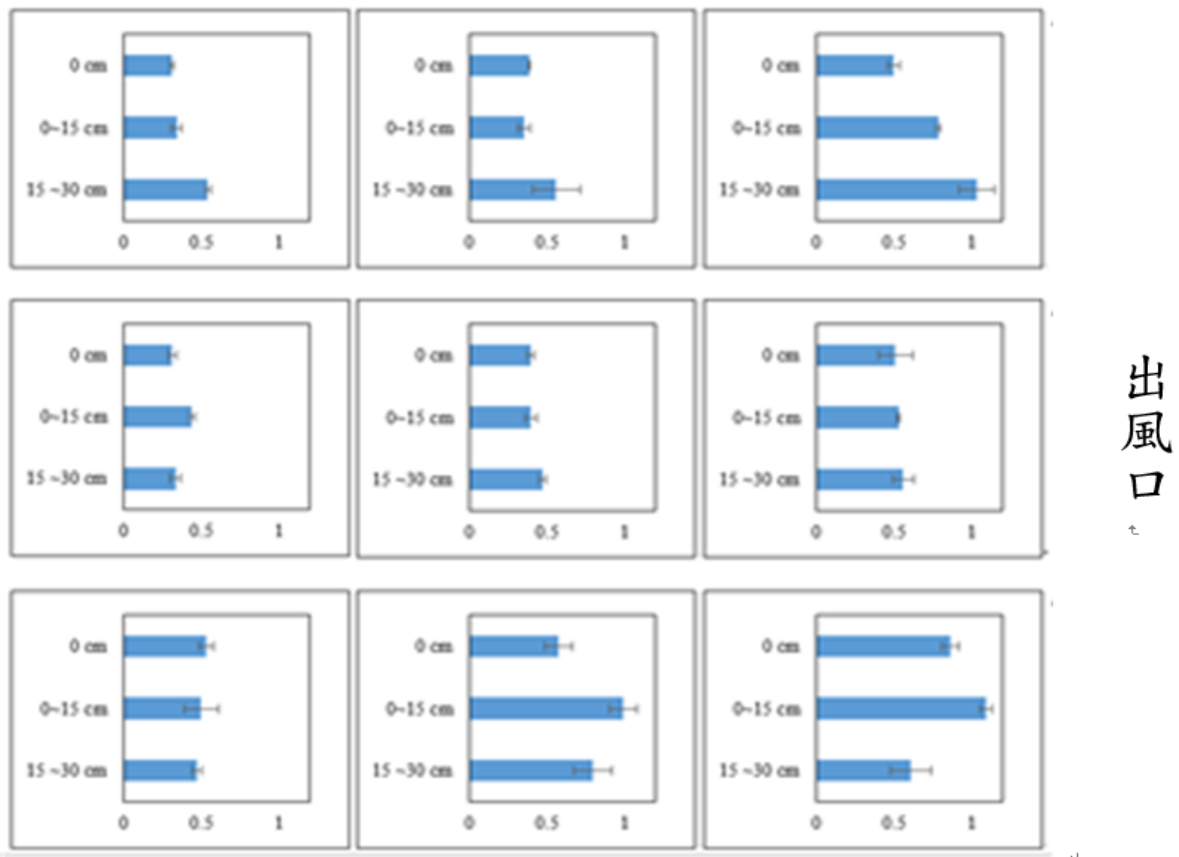
圖十二、105 年桃園地區高污染場址土壤 PBDE 濃度(mg/kg)。



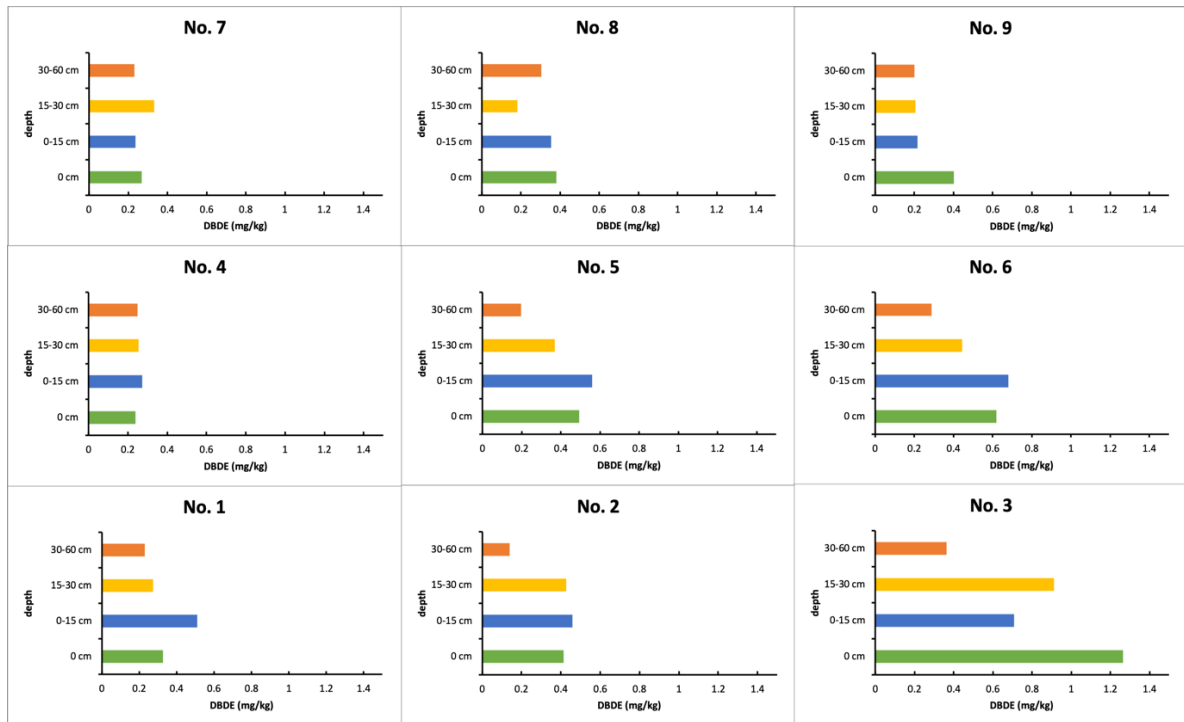
圖十三、106 年桃園地區高污染場址土壤 PBDE 濃度(mg/kg)。



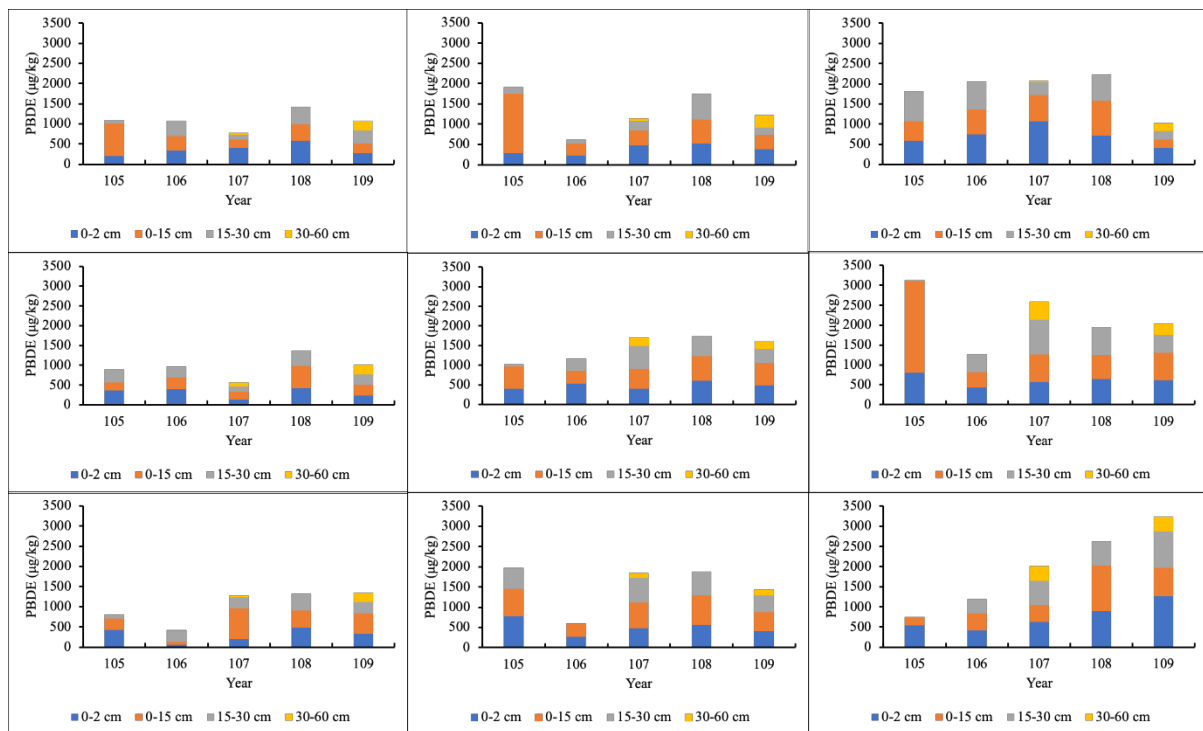
圖十四、107 年桃園地區高污染場址土壤 PBDE 濃度(mg/kg)。



圖十五、108 年桃園地區高污染場址土壤 PBDE 濃度(mg/kg)。



圖十六、109 年桃園地區高污染場址土壤 PBDE 濃度(mg/kg)。



圖十七、105 至 109 年間桃園地區高污染場址土壤 PBDE 總濃度變化(mg/kg)。



3.7 土壤中多溴二苯醚污染的處理方式

現今已有不少研究對於 PBDEs 等土壤中的有機污染物陸續開發出不同的整治方法，包括溶劑清洗法、光照降解、微生物降解、還原鐵降解、植生復育、熱處理法、生物碳整治等，而本團隊也已開發多種降解 PBDEs 之方法，並發表多篇相關研究(Chen et al., 2010; Shih and Tai, 2010; Tso and Shih, 2017; Yang et al., 2018a; Ko et al., 2022)。

3.7.1 溶劑清洗法

PBDEs 之 Kow 值偏高，屬於疏水性高的有機污染物，容易吸附在土壤有機質上或存在於非水相液體中(Trellu et al., 2016)，導致低生物可利用性且不易與化學藥劑接觸，使其難以降解。以有機溶劑、介面活性劑、螯合劑或混合兩種以上化學藥劑進行土壤清洗(soil washing)是常見的污染土離地處理方式，用於去除黏附在土壤顆粒表面上的有機污染物。目前已有許多研究以各種化學藥劑組合，在不同條件下嘗試去除受污染土壤或廢棄電子塑膠用品中的疏水性有機污染物。在探討垃圾中 PBDEs 浸出情形之文獻中，Kim 等人比較了蒸餾水、20%甲醇以及 1000 mg-OC/L 腐植酸水溶液浸出塑膠樣品中 PBDEs 之效果，發現 20%甲醇從樣品中浸出的 PBDEs 濃度最高(Kim et al., 2006)。針對溶劑後續處理問題，Huang et al. (2020) 透過界面活性劑去清洗土壤中的四溴二苯醚(BDE-47)，其中 TX-100 移除率約 56%。作者再將界面活性劑透過光降解的方式移除，最佳效率能達到約 80%的移除效果(Huang et al., 2020)。

3.7.2 光照降解

光照降解 PBDEs 可分為直接光解與間接光解，前者是直接以高能量 UV 光直接照射 PBDEs，使其電子密度與化學組態改變，進而破壞分子結構，後者則是藉由 UV 光照射到觸媒或其他催化劑上，使其產生氫氧自由基進而攻擊 PBDEs 使其降解。在直接光解方面，已有文獻指出，於不同基質（土壤、沙子、黏土礦物、金屬氧化物及甲苯等）之十溴二苯醚皆會發生不同程度的光降解(Ahn et al., 2006; Söderström et al., 2004)。Niu 等人觀察到土壤中 PBDEs 於紫外燈下的光降解效率較太陽光照射下為佳，歸因於紫外線燈的光照持續強度較高(Niu et al., 2015)。Huang 等人研究了十溴二苯醚在土壤懸浮液中的直接光解，結果指出其在紫外光照射下，於 12 小時內移除率可達 61.3% (Huang et al., 2022)。在間接光解方面，則主要是透過 TiO₂ 等光催化劑達到水溶液中 PBDEs 的氧化降解及還原脫溴(Chow et al., 2017a; Huang et al., 2013; Lei et al., 2014)。



本團隊在 10 年前就曾就光解 PBDEs 方面進行研究，已有在台灣現地光降解 PBDE 之研究成果。若以太陽光進行 BDE-209 的直接光解，可觀察到 BDE-209 的降解速率常數隨著光照強度呈現線性增加，可由擬一階反應描述之。若以 UV 光進行直接光解，BDE-209 將降解為其他含溴數較低之 PBDEs，說明 UV 光照下 BDE-209 將還原並呈現連續性的脫溴反應，降解過程中將形成 BDE-206、BDE-207 以及 BDE-208，形成速率隨之遞增，顯示出脫溴位置以對位為主，其次是間位，最後則是鄰位(Shih and Wang, 2009)。然而，在現地的使用上，光照降解的方法無法完全穿透土壤而引發降解作用，也因此目前若欲用於土壤整治仍有困難。

3.7.3 微生物降解

許多研究發現環境中存在著可降解 PBDEs 的微生物，當中主要可區分為厭氧細菌與好氧細菌。一般認為厭氧微生物處理環境污染物的效率更好，儘管多數情況下厭氧環境的反應速率較慢，但是微生物還原脫溴仍然是厭氧環境中多溴二苯醚的重要衰減過程之一(Wang et al., 2021)。另一方面來說，環境中許多低溴數的 PBDEs 可能是生物降解的產物。厭氧微生物降解 PBDEs 的途徑主要是透過脫溴反應，其中 *Dehalococcoides* 與 *Acinetobacter* 是 BDE-47 和 BDE-153 的常見的脫鹵厭氧菌(Wang et al., 2021)；目前許多研究也發現存在於濕地沉積物、污水處理污泥及電子廢棄物回收場土壤中的厭氧脫鹵菌屬 (*Dehalococcoides*、*Dehalogenimonas* 及 *Dehalobacter*) 在 PBDEs (BDE-47、BDE-99、BDE-100、BDE-153、BDE-183、BDE-196、BDE-197、BDE-203 與 BDE-207) 之脫溴轉化過程中發揮重要作用(Xu et al., 2022, 2024; Zhao et al., 2022)。過去本團隊曾研究淤泥中微生物對 PBDEs 的處理，亦開發出增進微生物降解 PBDEs 之方法，以及對此具降解能力之微生物進行辨認。我們的研究是利用厭氧淤泥對 BDE-3 進行降解並脫溴(Shih et al., 2012a)，亦發現添加葡萄糖有助於微生物降解 BDE-3。而關於好氧降解 PBDEs 的微生物目前的相關研究較少，已知者主要包含 *Sphingomonas sp.*、*Rhodococcus sp.*、*Burkholderia xenovorans*、*Pseudonocardia dioxanivorans*、*Lysinibacillus fusiformis*、*Pseudomonas sp.*、*Bacillus sp.* 以及真菌類的雲芝等等。然而許多好氧降解途徑當中產生的副產物與厭氧條件下降解 PBDEs 時相當不同，顯示其有著不同的代謝途徑。近期紅樹林中的脫溴菌被認為擁有降解 PBDEs 的巨大潛力(Wang et al., 2016)。高溴數的 BDE-209 似乎較難被微生物降解，我們利用厭氧污泥也獲得類似結果(Shih et al., 2012b)。BDE-209 在未被規範前是 PBDEs 中使用量最大、環境中殘留量也多的 PBDEs，儘管其毒性被認為略低於其他較低溴數的 PBDEs，但其在環境中卻會被降解成毒性更高的低溴數 PBDEs，也因此對 BDE-209 的處理就顯得十分重要。近年來已有少數團隊透過富集培養的方式，從



受 PBDEs 污染的土壤或底泥中篩選出可降解 BDE-209 的菌種或微生物群落，如 Yu 等人從中國廣東省一處受電子廢棄物污染之農田土壤中篩選出一新型菌叢 GY1，其對於 BDE-209 之降解率於七天後可達 52.5% (Yu et al., 2019)；Liu 等人則從新加坡一處沿海底泥中鑑定出對於 BDE-209 具有高脫溴效率的 *Dehalobacter* 及 *Dehalococcoidia* (Liu et al., 2025)。另外，Fang 等人於好氧與厭氧條件下皆觀察到土壤中 BDE-209 的脫溴反應，其中在厭氧環境下 *Polaromonas* 與 *Desulfosporosinus* 的豐度顯著提升，顯示此兩菌屬可能參與 BDE-209 之降解過程 (Fang et al., 2025)。然而，微生物修復技術於實際污染場址應用時，常受限於微生物於土壤中之傳輸性不足及對現地環境適應性差等問題，導致其整治效率受限。

3.7.4 零價鐵降解

零價鐵具有很高的還原電位與高比表面積，有研究觀察到零價鐵可迅速將 BDE-209 移除 (Shih and Tai, 2010)。另外，本團隊發現零價鐵可吸附 PBDEs 持續降解 PBDEs (Peng et al., 2013)，同時我們也開發出穩定性零價鐵 (Tso and Shih, 2017)，藉由羧甲基纖維素 (carboxymethylcellulose, CMC) 修飾零價鐵以避免絮聚沉降而減低對 BDE-209 移除效率。研究中以 CMC 修飾的零價鐵顆粒平均尺寸為 86.7 nm，其膠體穩定性將隨著 pH 降低而減低，進一步影響其降解能力，並表示在 CMC 修飾下可有效避免零價鐵因陰離子而降低其活性，而能保持相同的 BDE-209 移除能力。藉由此特性，CMC 修飾的零價鐵顯示出在現地中仍保有相同的移除能力而可實際應用於現地環境中 (Tso and Shih, 2017)。近年來，許多學者開始關注硫化零價鐵 (sulfidated nanoscale zero-valent iron, S-nZVI) 的環境應用潛力。由於硫化改質賦予其更高的疏水性、導電性與反應選擇性，S-nZVI 相較於零價鐵在降解有機溴化污染物方面展現出更優異的效能 (Wei et al., 2021)。然而，若於土壤中施用過量零價鐵，可能導致植物根系受損與生理毒害現象，進而抑制作物生長。

3.7.5 熱處理法

熱脫附 (thermal desorption) 是常用於修復受污染土壤的方法之一。此法之優點為處理週期短、效率高，以及回收土壤和污染物的能力等，適用於處理土壤中大多數的半揮發性 (semi-volatile organic compound, SVOC) 和揮發性污染物 (volatile organic compound, VOC)，例如柴油、多環芳香烴 (PAHs)、多氯聯苯 (PCBs)、二氯二苯基三氯乙烷 (DDT)、戴奧辛/呋喃 (PCDD/Fs) 等，已被廣泛運用於修復受到高濃度污染、面積小以及有迫切需要的處理場所。

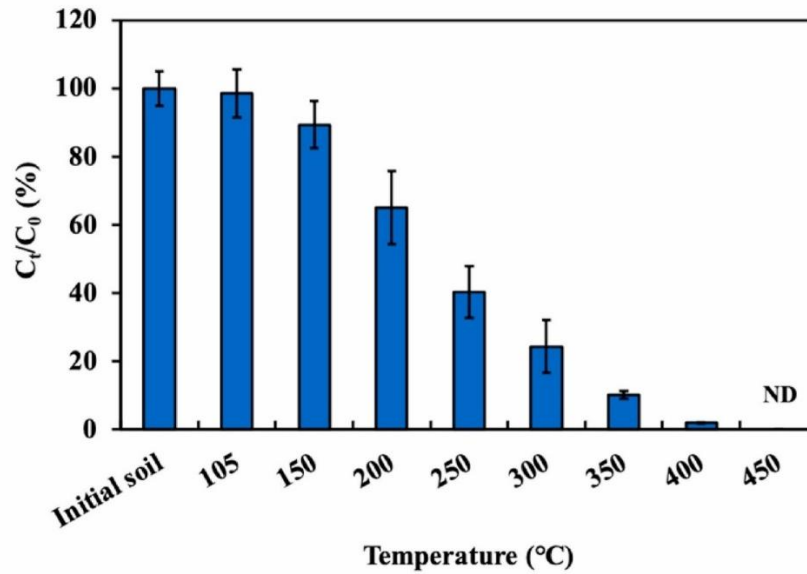
熱處理系統基本上可分為熱脫附階段 (thermal desorption stage) 和廢氣處理階



段(off-gas treatment stage)，熱脫附過程除透過加熱令揮發性污染物與土壤分離外，污染物亦可能在高溫下發生氧化、裂解等反應而被破壞；廢氣當中可能含有未被破壞的污染物或有害副產物，故需將其收集並進一步處理。根據不同污染物，適用的理論溫度不同，故熱處理可分為 100-350°C 之低溫熱脫附(low temperature thermal desorption, LTDD)和 350-600°C 之高溫熱脫附(high temperature thermal desorption, HTDD)，邊界溫度介於 300-350°C之間從土壤中物理分離污染物，也包括涉及化學改性的熱破壞(600-1000°C)。由於熱處理技術發展成熟，相關整治設備有多元化之組合供選擇，分別用於處理低沸點及高沸點的揮發性有機污染物。又依照修復地點，可分為現地(in-site)及離地(ex-site)處理，現地處理不必挖掘及運輸土壤，操作簡單、成本較低，但需要較長時間進行修復；離地處理則適用於較高濃度的污染，處理效率高，但成本也偏高，並且在土壤運輸過程中可能產生洩漏污染的問題。

目前熱處理 PBDEs 污染土壤進行整治的研究較少，多為非控制性高溫下的副產物分析(Weber and Kuch, 2003; Grause et al., 2011; Zhang et al., 2016; Altarawneh et al., 2019)或探討熱分解電子廢棄物中的 PBDEs (Moltó et al., 2011; Chen et al., 2012; Li et al., 2018a)，但由過去對於其他類型持久性有機鹵化污染物熱處理研究，可以知道熱處理對於去除土壤中揮發性有機污染物確實為一種有效的整治手段。

本團隊過去的研究顯示透過離地處理的方式，將土壤以 10 °C/min 的升溫速率，升溫至 450 °C並持溫 2 小時即可將土壤中的 BDE-209 完全移除(濃度低於方法偵測極限)，並且觀察到脫溴反應發生(圖十八)(Ko et al., 2022)。但同時在也觀察到土壤中原有的元素含量(碳、氮及氫元素)有所下降(表六)，這樣的結果導致土壤有機質含量降低、土壤質地改變，進而影響根圈環境及微生物活性，最終不利於作物生長。同時考量到高溫熱處理所需耗費之能源，不符合近期所推廣綠色整治。本團隊也將熱處理溫度降低，希望在處理效果與經濟效應上取得平衡，在溫度 250 °C持溫 2 小時即可以移除土壤中 70% 以上的 BDE-209。



圖十八、熱處理法於不同溫度下十溴二苯醚之殘留量。

表六、以元素分析儀分析不同溫度熱處理 30 min 後污染土壤中的 C、N 及 H 元素之重量百分比。

Sample	C (%)	N (%)	H (%)
6 號區-0 cm	1.450	0.137	0.614
300°C	0.967	0.142	0.477
300°C	1.025	0.159	0.472
350°C	0.645	0.123	0.437
350°C	0.631	0.133	0.441
400°C	0.333	0.083	0.428
400°C	0.309	0.076	0.430
450°C	0.155	0.048	0.399
450°C	0.160	0.062	0.395

雖然高溫熱脫附可以在短時間內非常有效地移除土壤的污染物，但人類對於能源負擔對於環境負擔意識越來越高的時代，此外台灣的發電結構組成，越提倡在整治與環境保護中取得平衡，以達到未來節能減碳的目標。

由於前述熱處理所導致的土壤問題尚待解決，本團隊利用常見的農業廢棄物—甘蔗渣埋入土壤，以期能恢復土壤肥力，作為熱處理後的修復。結果表明，添加甘蔗渣能使土壤有機質和微生物菌落恢復至未進行熱處理前之水準，並且透過盆栽試驗得知，經由 450°C 的熱處理搭配添加甘蔗渣能使蔬菜在 21 天後有較佳的生物量 (Liu et al., 2023)，此修復土壤的方法也為接著提出的生物碳整治法提供了



良好範例，本團隊也將持續提出處理污染物及維護環境之對策。

3.7.6 植生復育

植生復育法(Phytoremediation)是利用綠色植物來轉移、容納或轉化污染物使其對環境無害。植物修復的對象是重金屬、有機物或放射性元素污染的土壤及水體。通過植物的吸收、揮發、根濾、降解、穩定等作用，可以淨化土壤或水體中的污染物，達到淨化環境的目的，因而植物修復是一種有潛力、正在發展的清除環境污染的綠色技術。目前已有多項文獻指出，葫蘆科(*Cucurbitaceae*)植物在有機污染物的吸收與累積方面表現出良好之潛力(Affholder et al., 2024; Fujita & Inui, 2021; Mierzejewska-Sinner et al., 2024)。近年來，植生復育亦被廣泛應用於土壤和沈積物中 PBDEs 的去除。Deng 等人測試了包含水稻(*Oryza sativa*)在內的七種水生植物對於土壤中十溴二苯醚的去除能力，結果證實所有受試植物都能夠吸收、累積、轉運甚至代謝 PBDEs，其中以水稻表現出最佳之效果(Deng et al. 2016)。Zhao 等人透過水蔥(*Scirpus validus*)來整治底泥十溴二苯醚，該團隊用 18 個月的時間測試在三種不同的底泥中分別可達到約 70-90%的移除效果(Zhao et al., 2017)。Li 等人則透過真菌與界面活性劑的協同作用，提升土壤中 BDE-209 之植生復育效率(Li et al., 2018, 2019)。另外，許多研究證實，一些紅樹林植物(mangrove plant)對於 PBDEs 之耐受性高，且具有一定累積和代謝能力，可去除土壤或沉積物中之 PBDEs (Chen et al., 2017; Farzana et al., 2019; Wang, Du, et al., 2022)。然而，植生復育法可能在植體中累積大量 PBDEs，需注意污染物最終環境宿命與後續的風險控管部分。由於 PBDEs 可能於植物體中降解，也可能於收割後植物堆肥中分解，在良好控管植物採收後，例如集中燃燒銷毀或製作堆肥，將可有效降低後續的風險，可作為一綠色可行之技術。

3.7.7 生物碳整治

生物碳是經由農業廢棄物透過熱裂解(pyrolysis)而來，作為一種高效、低成本的吸附劑，已廣泛應用於水/廢水中的有機和無機污染物的吸附和去除，例如染料、抗生素、酚類等。因此，農業廢棄物熱解成生物碳用於土壤整治已是一種有效的固體廢棄物管理對策(Ghorbani et al., 2019; Sahoo et al., 2021)，以稻草的生物碳作為廢水處理的吸附劑有較低成本優勢，其吸附機制主要以氫鍵作用和孔隙填充效應為主(Qiu et al, 2022)。Xiang 等人 2023 年發表了來自糞便和稻草的生物炭在 PBDEs 污染土壤中的應用。結果指出生物碳具有較大的表面積，更高的養分含量，和富含有機碳，使其更適合用作土壤添加劑，以改善土壤質量和養分，以及刺激



微生物生長(Shareef and Zhao, 2017; Liu et al., 2014)。而添加有機碳至土壤後，其可將 2,2',4,4'-四溴二苯醚 (BDE-47) 吸附，從而降低 BDE-47 在土壤中的生物可利用度(bioavailability)和生態風險(ecological risk)。並促使 PBDE 降解菌將 BDE-47 逐步脫溴為低溴的 PBDE (Xiang et al., 2023)。然而，目前尚不清楚不同的農業原料如何影響生物碳的特性及其 PBDE 污染土壤的整治效果。

許多研究指出，土壤有機質改良劑（如堆肥，動植物殘體，有機質廢物和生物碳）對土壤特性有優異影響，使用有機材料來支持植物生長已被視為替代使用合成肥料的有效替代方法。目前已知道將生物碳應用於土壤，可提高土壤有機碳（Soil organic carbon, SOC）儲量，同時提高土壤肥力並減少溫室氣體排放。因為其高穩定性，生物碳具有封存碳的潛力(El-Naggar et al., 2019; Han et al., 2020; Xu et al., 2021)。然而，生物碳技術仍然相對較新穎，影響生物碳在環境中長期留存的主要因素還尚待進一步探討。Gross 等人進行了 1-10 年的長時間的野外實驗，盆栽試驗與培養皿實驗，展示了不同生物碳能增加 SOC 儲量。也證明了生物碳的高碳封存潛力於不同地點和土壤特性的農業土壤(Gross et al., 2021)。生物碳整治方法，不但可以整治復育受污染的土壤，減少碳排放，也可以使土壤儲存碳增加的行為，進而達到淨零減碳與土壤碳增匯的目標。

3.8 專案重要性

目前已知的土壤整治方法，或多或少會對土壤生態系造成負面影響，而植生復育法與生物碳整治利用本就是自然界的物質進行整治，在資源的利用上達到了很好的平衡。然而，植生復育法須考量植物對污染物的耐受性，在嚴重污染的環境中，植物可能會面臨生長抑制甚至死亡的風險。因此，提升植物的耐受性、選擇生長周期較短但繁殖力強的植物，或者改變根系微生物組成，以促進植物更快地吸附和轉移污染物，都是突破植生復育限制的潛在解決方案。另一方面，生物碳可以吸附土壤中的污染物，以此方式能減少植物在生長周期內需要吸附的總量，這或許有助於改善植物的耐受性。將這兩種技術結合促進植物和生物碳之間的協同作用，提升土壤原位修復的可行性。植物根系分泌物可調節生物碳的吸附與釋放，提高污染物去除效率並延長其使用壽命。同時，生物碳的加入可改善土壤性質，促進植物生長，進而提高植生復育的效率。如此，為多溴二苯醚污染土壤整治提供新的思路和方法。我們期許利用植生復育聯合生物碳整治方法，在小型的模擬試驗下找到適合用於整治的植物種類並施用生物碳輔助，同時兼顧污染物吸附及土壤改良的能力，結果可做為日後實場大規模試驗的參考資料之一，不但可以整治復育受污染的土壤，減少碳排放，也可以藉由土壤儲存碳增加的行為，進而達到淨零減碳與土壤碳增匯的目標。



第四章 研究方法與過程

4.1 實驗規劃

本計畫預計執行目標以及可能結果包含 (1) 評估不同植物之吸收 PBDEs 效果，找出最佳吸收 PBDEs 之植物、(2) 監測 PBDE 污染土對植物生長的影響、(3) 檢測土壤有機質含量及物化特性之改變、(4) 觀測生物碳添加提升土壤總有機碳的改變、(5) 將植物種植於有添加生物碳吸附過後之土壤，檢測植物體內及土壤之 PBDEs 殘留量，以評估最適化處理。透過本計畫開發可行之 PBDEs 污染農田之整治規劃，並提供 PBDEs 為目標污染物進行整治之參考與建議，並且持續監測前一年計劃生物碳的碳儲存狀況，以利評估長期土壤碳增匯之可行性。

土壤採樣方法參考環境研究院公告「土壤採樣方法(NIEA S102.63B)」，此外本單位將先自行分析土壤中 PBDEs 含量，再篩選其中樣品委外分析，分析方法為已公告之「多溴二苯醚檢測方法—氣相層析/高解析質譜法(NIEA M802.00B)」。所有試驗中之樣品經分析後，樣品回收均嚴格符合回收規範。

4.2 土壤樣品採集與保存

本計畫針對桃園地區多溴二苯醚高度污染之農田規劃土壤採樣，土壤採樣將參考環境研究院公告「土壤採樣方法(NIEA S102.63B)」進行採樣，採集後分裝入塑膠袋中並以區塊位置與編號標記之。採樣期間需戴上塑膠手套以策安全，並於採集不同深度間，須將土鑽以清水與己烷進行清洗。待確認土鑽表面無其他深度之土壤後，方可進行下次取樣，藉此避免污染之疑慮。

參考 BDE-209 物質安全資料表(chem service 公司)，採樣人員應穿著長袖、長褲及雨鞋，並配戴實驗用手套進行採樣工作。結束後以清水沖淨鞋底泥土，避免直接接觸多溴二苯醚污染土壤。樣品運送回實驗室途中，均妥善放置於密閉容器中，以免洩漏。後續處理土壤樣品時，人員均應配戴口罩、實驗衣、實驗護目鏡以及防護手套作為防護措施，並在通風處或抽風櫃中進行，以確保人員之健康及採樣安全性。

待測有機成份的樣品應保存在 $4\pm 2^{\circ}\text{C}$ 冷藏箱中，並避免照光，儘速送至實驗室執行檢測分析。揮發性有機物最長可以保存 14 天應進行檢測分析；半揮發性有機物、有機氯系殺蟲劑類或除草劑類最長可以保存 14 天應進行萃取淨化處理（檢測多溴二苯醚土樣於 $4\pm 2^{\circ}\text{C}$ 冷藏，不規定保存期限），經處理後之樣品溶液，則可以保存 40 天。



4.3 生物碳樣品製備

試驗中選用生物碳為木材生物碳，其透過日本杉 (*C. japonica*) 的廢木屑以加熱速率 $3^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 加熱至 700°C 並維持 2 小時，降溫後收集固體所得之 (Lei et al., 2013)。

4.4 土壤性質分析

本計畫將評估施用生物碳造成的土壤有機質含量及物化特性之改變，針對 pH 值、氧化還原電位、碳含量等項目，分析處理後土壤性質變化。

4.4.1 土壤質地

秤取 50 g (W) 乾燥土壤置入燒杯中，加入 300 mL 試劑水及 10 mL 偏磷酸鈉溶液。使用攪拌機攪拌約 10 分鐘後，將全部溶液洗入量筒並加試劑水至 1L 標線。封住量筒瓶口上下搖晃均勻，靜置 30 秒後輕輕插入比重計，等待 40 秒後記錄比重計讀數(P_s)取出比重計。封住量筒瓶口上下搖晃均勻，靜置 2 小時後讀取比重(P_c)。每次測量比重時，同時測量溶液溫度，當溫度高於 19.4°C 時每增高 1°C 比重計讀數應加 0.3， P_s 及 P_c 經校正後讀數為 PS_1 及 PC_1 。計算砂粒百分比： $\text{Sand \%} = 100 - (PS_1 / W) \times 100$ ；計算黏粒百分比： $\text{Clay \%} = 100 - (PC_1 / W) \times 100$ ；計算粉粒百分比： $\text{Silt \%} = 100 - (\text{Sand \%} + \text{Clay \%})$ ，再依土壤質地三角圖判定分類。

4.4.2 土壤酸鹼度

根據環境研究院公告之玻璃電極法(NIEA S410.62C)進行檢測，秤取 0.5 g 土壤置於 5.0 mL 之燒杯內，加入 0.5 mL 之試劑水攪拌均勻後，靜置 30 分鐘，再攪拌一次，再放置 30 分鐘後以玻璃電極測定，此步驟重複三次。

4.4.3 土壤還原電位

以三用電表調至 2 V 強度，連結參比電極與白金電極，將兩電極插至土壤深度約 2 公分處，兩電極間距離 0.5 公分，直到數值穩定後讀取讀數，並將同一批土壤執行三重複測定，取得土壤還原電位數值。



4.4.4 土壤元素分析

根據環境研究院公告之廢棄物中碳、氫、硫、氧、氮元素含量檢測方法—元素分析儀法(NIEA M403.02B) 進行檢測。將樣品分類烘乾後，取各類可燃物樣品分別粉碎至 1 mm 以下，再分別進行以下步驟：(1)將標準品及粉碎後之樣品，於 $105\pm 5^{\circ}\text{C}$ 烘箱中乾燥 2 小時，置於乾燥器中冷卻，取元素分析儀所需之適當量(約 40.00 mg) 置於錫箔壓錠前後，以分析天平精稱其重(至 0.01 mg)，以得知樣品重量。(2)將壓錠後之標準品及樣品置入元素分析儀樣品槽。(3) 以元素分析儀 - CHNS 模式直接測定樣品之碳、氫、氮、硫之百分組成，各樣品進行三重複。土壤有機碳 (Soil Organic Carbon, SOC) 則以 12 M 鹽酸去除土壤中之無機碳酸鹽 (Harris et al., 2001)，靜置數小時後以上述元素分析儀法測定之。

4.5 樣品中多溴二苯醚分析方法

依據環境研究院公告之多溴二苯醚檢測方法編號 NIEA M802.00B 與美國 EPA 公告之檢測方法進行分析。採用氣相層析/高解析質譜法或 GC/ECD，使用 DB5-HT 管柱將樣品分離進行定性、定量之鑑定分析。儀器偵測極限為 $3.63\text{ }\mu\text{g/L}$ ；方法偵測極限於水、土壤、植體中分別為 $11.02\text{ }\mu\text{g/L}$ 、 $110.7\text{ }\mu\text{g/kg}$ 、 $109.7\text{ }\mu\text{g/kg}$ 。

4.5.1 擦拭試驗

確認實驗室工作區有無潛在 PBDEs 污染，用乙醇沾濕濾紙擦拭 10×10 公分 ($10 \times 10\text{ cm} = 0.01\text{ m}^2$) 區域，經由萃取上機分析，計算濃度單位為 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ，濃度小於 $1\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^2$ 表示實驗區未明顯受 PBDEs 污染，高於此濃度則需清理實驗區域，若濃度大於 $100\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^2$ 表示有立即的危害需進一步徹底清洗實驗區域，並且標示此區域無法進行實驗工作。

4.5.2 器皿規範

玻璃器皿浸入清潔液後以超音波震盪洗淨，再以熱水沖洗，後以試劑水淋洗晾乾後，器皿使用前以殘量級或試藥級二氯甲烷、正己烷及丙酮淋洗。索氏萃取裝置在使用前需再以萃取之溶劑預先迴流至少 3 小時以上。高濃度污染之樣品其玻璃器皿應額外清洗多次或直接丟棄，以避免樣品間的交叉污染。



4.5.3 樣品預處理

採樣後首先將萃取土壤中 PBDEs，以進行濃度之檢測，並對分析數據進行品質管制 (quality control) 及品質評估 (quality assessment)。其中採樣後之樣品將進行編號以登記在樣品登錄紀錄表上，並且經由負責人將樣品存於適當位置，另外進行初步的分裝與均質作業。樣品均質與分裝後，進行樣品前處理，先將土壤樣品放置於乾淨的玻璃器皿中或鋁箔紙上置於乾淨區域，先剔除石礫、樹枝等雜物後，於室溫下自然風乾(約需 7 至 10 天)或冷凍乾燥。風乾過程需偶爾將團粒(如粒徑大於 15 mm)剝散，以免固態樣品因脫水而緊密膠結，並有利於乾燥速度。風乾完成後，以木鎚敲碎，用 2 mm (10 mesh)標準篩網過篩，再經過研磨使其通過 18 mesh(即孔徑 ≤ 1 mm)標準篩，再充分混合均勻裝入樣品瓶內，待進行萃取處理程序。後續實驗所採之土壤與植體樣品，則以 $110 \pm 5^{\circ}\text{C}$ 烘 12 小時後，研磨成粉並裝入樣品瓶內，待進行萃取處理程序。

4.5.4 樣品萃取

固相樣品取 0.1 g 乾燥固體(土壤/砂土/植體)樣本，液相樣品則取 1.0 mL 溶液樣本，放入棕色樣品瓶並加入 3.0 mL 正己烷採用渦旋萃取或超音波萃取法(Yang and Shih, 2013)，密封樣品瓶後震盪 20 分鐘，再利用離心機 7000 rpm 離心 8 分鐘後，取出上清液至於棕色瓶中存放，等待後續進行儀器分析。此過程重複三次或低於偵測下限，並對每份樣本進行三重複。植體樣本亦可參照美國環保署訂定的 Method 1614A，本實驗室先前萃取方法 (Yang et al., 2018)，取 7 g 冷凍乾燥的植物樣本以正己烷/丙酮(1:1)溶劑透過索氏萃取，經迴流萃取 6 小時後，取出萃取液後濃縮至 5 mL 並且加入 1 匙無水硫酸鈉，將濃縮後的萃取液以正己烷定量至 40 mL。取 2 mL 的萃取液測定脂含量，其餘樣品以硫酸、酸性矽膠管柱及酸性氧化鋁管柱淨化，接著使用氣相層析儀進行定量。

4.5.5 空白測試

在每一批次分析之方法，依製備參考基質模擬樣品，製作空白。其分析程序包含前處理、萃取等均與真實樣品相同，以確認分析系統是否受污染。如果方法空白分析之測值大於最低限值或大於法規管制值之三分之一，此時該批次樣品分析應暫停，並進行修正，直到確定無污染之虞後再進行樣品分析。



4.5.6 儀器分析條件

以氣相層析儀(Gas chromatography, GC) 搭配電子捕捉偵測器(Electron capture detector, ECD) 進行定性及定量分析。依據美國環境保護局訂定之檢測方法標準編號 1614A (Environmental Protection agency method number 1614A, EPA M1614A)，待測物相對感應因子(Relative response factor, RRF) 的相對平均標準差(Relative standard deviation, RSD%) 應小於或等於 20%，標準品以滯留時間最長的回收標準品作定量參考依據，並且 RSD 小於或等於 35%，當不符合上述標準時將重新建立並確認符合標準。

氣相層析條件：注射口：非分流模式，約 300 °C；偵測器：電子捕獲偵測器。載流氣體：氮氣，約 1 mL/min；層析管柱：15 m DB-5HT；N₂ 流速：7 mL/min；注射端溫度 310 °C，偵測端溫度 340 °C；樣品注射量 1.0 µL；升溫程式初始溫度為 150 °C，滯留 0.5 分鐘，並以 40 °C/min 升溫至 320 °C，並於 320°C 停留 3 分鐘，總分析時間為 7.75 分鐘。

4.6 植物篩選與 PBDEs 吸收探究

以水耕或土耕（加入含有 PBDEs 之營養液）種植至少三種不同植物四週，隨時間（第 3、5、7、14、21、28 天）進行一次植物葉片中多溴二苯醚濃度分析，探究不同種類植物吸收 PBDEs 效果，每處理進行三重複，以找出最佳吸收 PBDEs 之植物。

4.7 植生復育聯合生物碳整治方法探究

4.7.1 土壤預處理

將風乾之污染土壤浸泡於 5 ppm 之十溴二苯醚溶液中，均勻震盪混合後將土壤風乾，測定土壤中污染物濃度。再將土壤與 5% w/w 生物碳進行震盪混合四週。

4.7.2 盆栽試驗

將最佳吸收 PBDEs 之植物於種植於添加生物碳吸附 PBDEs 污染的農田之土壤，並以未添加生物碳之 PBDEs 污染的農田土壤作為對照組，每處理三重複，此試驗共做三次，試驗於溫室中進行。試驗期間溫室溫度範圍約落在 25-37°C，並於培養期間適時提供水分，使土壤含水量維持在約 40-80%。之後每七天進行取樣並依前述樣品預處理(4.5.3)、萃取(4.5.4)與分析(4.5.6)條件，測得植物體內 PBDEs



殘留量以及土壤中 PBDEs 殘留量。將育苗後的植株栽種於生物碳處理後的污染土壤與污染土壤共兩組，隨時間測定土壤酸鹼值與氧化還原電位；同時取等量土壤分析其中元素組成，以評估碳儲存效益。

4.8 研究進度與預計完成工作項目

年月 工作項目	113 年 12 月	114 年 1 月	114 年 2 月	114 年 3 月	114 年 4 月	114 年 5 月	114 年 6 月	114 年 7 月	114 年 8 月	114 年 9 月	114 年 10 月	114 年 11 月	備 註
相關文獻收集													
評估植物吸收十溴二 苯醚效果													
監測與評估植物生長 及土壤性質變化													
植生復育法試驗													
土壤總有機碳監測													
報告撰寫與期刊投稿													
工作進度估計百分比 (累 積 數)	5%	10%	15%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%	
預定查核點	期中		1. 評估植物吸收處理之效率分析。 2. 監測與評估對植物生長之狀況。 3. 土壤特性分析與土壤碳含量監測。										
	成果		4. 完成植生復育生物碳聯合整治法分析，確立最適處理方法。 5. 完成土壤總有機碳監測。 6. 完成報告及投稿期刊撰寫。										



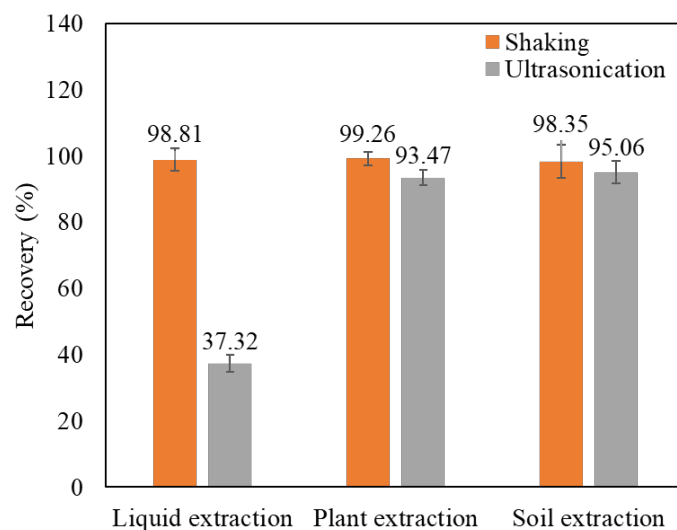
第五章 結果與討論

5.1 執行進度

本團隊已完成樣品前處理方法確效，並進行五種不同植物於水耕條件下對於十溴二苯醚之吸收效果及植株生長狀況觀察。同時，也完成土壤特性分析，並持續監測加入生物碳之植物盆栽中土壤碳含量，評估其儲碳潛力。另外於後半年度，我們透過盆栽試驗，探討不同植物於十溴二苯醚污染土壤中的吸收效果及生長狀況，試找出最適處理之植物；以及探討加入生物碳於土壤中對於土壤性質、植物吸收污染物與生長之影響，並評估其整治效果。

5.2 萃取方法確校

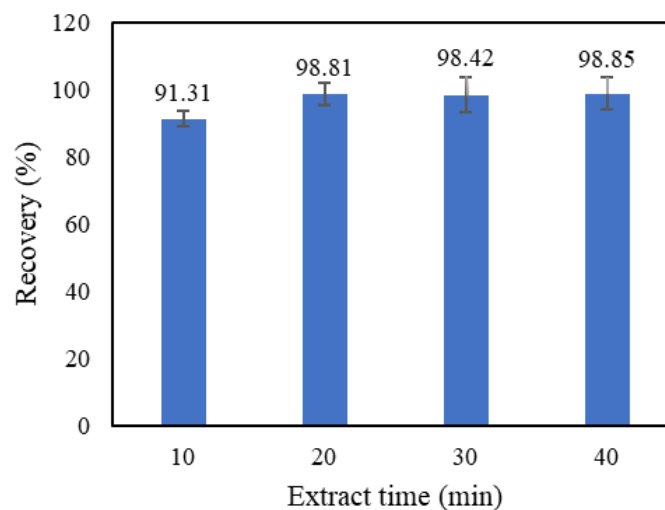
為確保樣品中十溴二苯醚定量結果之準確性與重現性，本團隊首先針對液相、植物與土壤樣品進行前處理方法之萃取回收率驗證，並比較渦旋震盪（shaking）與超音波震盪（ultrasonication）在不同基質條件下的效果。兩種方法各自進行多次試驗，以評估其在處理不同類型樣品時的適用性與穩定性。試驗結果（圖十九）顯示，渦旋震盪在三種基質中皆展現較高之萃取回收率，液相樣品之回收率可達 $98.8 \pm 3.35\%$ ，植物樣品為 $99.3 \pm 2.02\%$ ，而土壤樣品亦有 $98.4 \pm 5.03\%$ 的良好回收率。相較之下，超音波震盪法在植物與土壤樣品中雖具有一定萃取效果，分別達 $93.5 \pm 2.19\%$ 與 $95.1 \pm 3.43\%$ ，但仍相對低於渦旋震盪法的表現，尤其在液相樣品中，其回收率僅為 $37.3 \pm 2.57\%$ 。因此，我們經過多次重複試驗與方法評估後，於後續實驗中統一採用渦旋震盪作為萃取方法。



圖十九、不同震盪方式於不同基質萃取十溴二苯醚之回收率。



為了進一步優化萃取的操作條件，我們也針對震盪時間對於目標物回收率之影響進行探討。我們分別設定震盪時間為 10、20、30 與 40 分鐘，並在相同實驗條件下進行液相萃取，以評估各時間條件下的回收效率差異。圖二十結果顯示，當震盪時間為 10 分鐘時，回收率約為 91.3%，顯示此時萃取尚未達到完全平衡，可能仍有部分目標化合物殘留於原液，未能充分轉移至萃取溶劑中。然而，當震盪時間延長至 20 分鐘後，回收率提升至約 98.8%，且在進一步延長至 30 及 40 分鐘時，回收率並未出現明顯變化，仍維持於約 98% 左右。此結果顯示，在 20 分鐘後，萃取系統已趨於動態平衡，進一步延長震盪時間對於回收效率的提升無明顯助益，反而可能增加操作時間與實驗成本。因此，本團隊在後續實驗流程中皆統一採用 20 分鐘作為震盪時間。



圖二十、不同震盪時間下十溴二苯醚之液相萃取回收率。

5.3 土壤特性分析

實驗用土壤採樣於台灣桃園市蘆竹區，一處鄰近工廠之農田。其主要 PBDEs 污染為 BDE-209 (Chou et al., 2019)，可能來自於工廠排放之廢氣而後沉降於土壤。本次試驗以該區域 10 至 20 公分之接近表層土壤作為實驗材料。本區土壤由 54% 砂粒、38% 粉粒與 8% 黏粒組成，可以被歸類為粉壤土 (silty loam, SiL)。土壤 pH 值為 6.2，為弱酸性土壤。以元素分析儀分析土壤中碳含量約為 1.29%，大約有 2.23% 的土壤有機物 (Soil organic matter, SOM)，另外氫、氮和硫含量則分別為 0.604%、0.124% 和 0.023% (表七)。



表七、污染土壤之碳、氫、氮、硫含量分析結果。

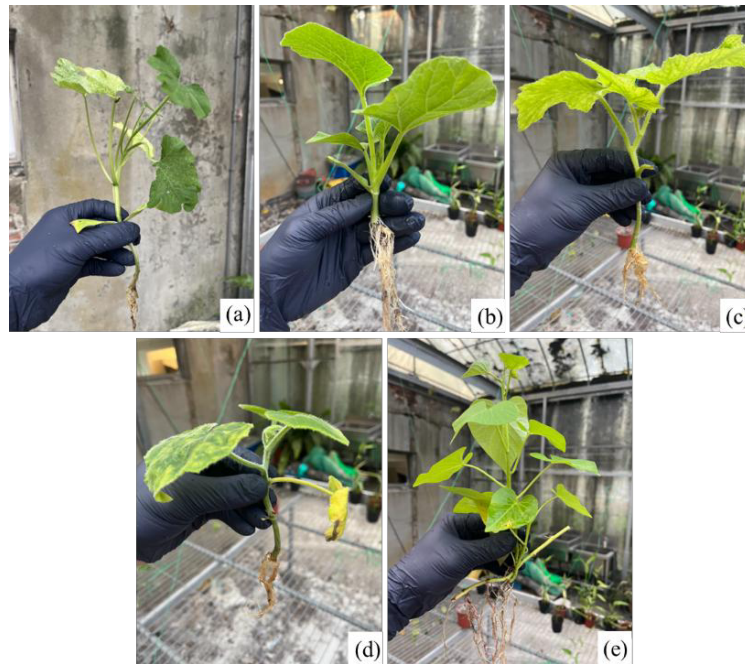
C (%)	H (%)	N (%)	S (%)	SOM (%)
1.29 ± 0.03	0.604 ± 0.01	0.124 ± 0.004	0.023 ± 0.004	2.23 ± 0.05

5.4 植物吸收 PBDEs 探究

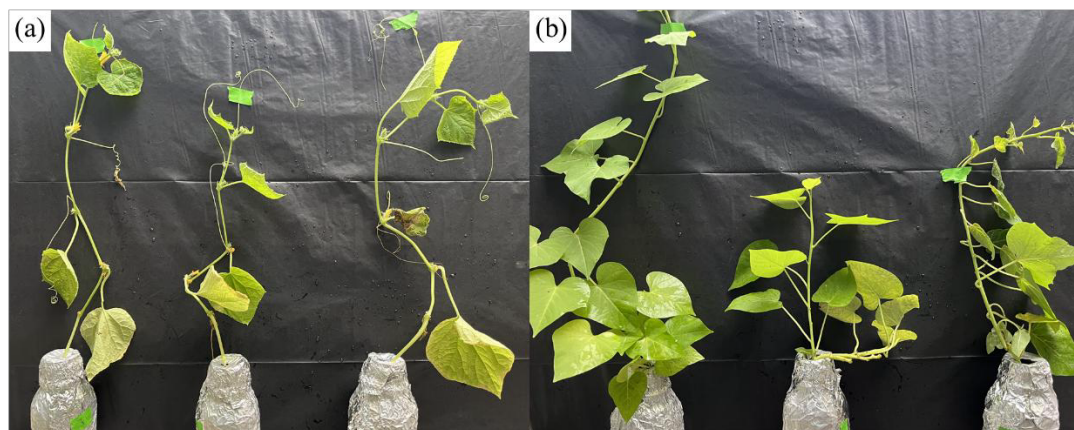
根據多項文獻指出，葫蘆科植物在有機污染物的吸收與累積方面表現出良好之潛力(Affholder et al., 2024; Fujita & Inui, 2021; Mierzejewska-Sinner et al., 2024)。因此，本試驗選擇五種常見作物作為研究對象，分別為小黃瓜 (Cucumber, CU)、瓠瓜 (Bottle gourd, BG)、冬瓜 (White gourd, WG) 與南瓜 (Pumpkin, PK) 以及非葫蘆科植物但易於現地生長的地瓜葉 (Sweet potato leaves, SL)，以期篩選出具有較高 PBDEs 吸收潛勢之植物種類。

5.4.1 水耕試驗

為進一步釐清植物體對 PBDEs 中高溴化合物十溴二苯醚之吸收特性，本研究首先採用水耕培養方式進行試驗。由於水耕系統可有效排除土壤中潛在之微生物作用與顆粒吸附等干擾因子，使得植物對於污染物的吸收行為能於相對單純環境中進行觀察與評估。於實驗設計中，首先將 DBDE 溶液稀釋後外加至水耕營養液中，使其初始濃度達 3.54 ± 0.22 ppm (甲醇 50% v/v)。隨後將各處理植株分別置入含 DBDE 之水耕系統中 (如圖二十一及圖二十二所示)，進行為期 28 天之培養，並隨時間採集水耕液與植物組織樣本，進行污染物萃取與定量分析，以評估其吸收動態與累積能力。



圖二十一、植株栽種第一天形貌：(a)小黃瓜；(b)瓠瓜；(c)冬瓜；(d)南瓜；(e)地瓜葉。

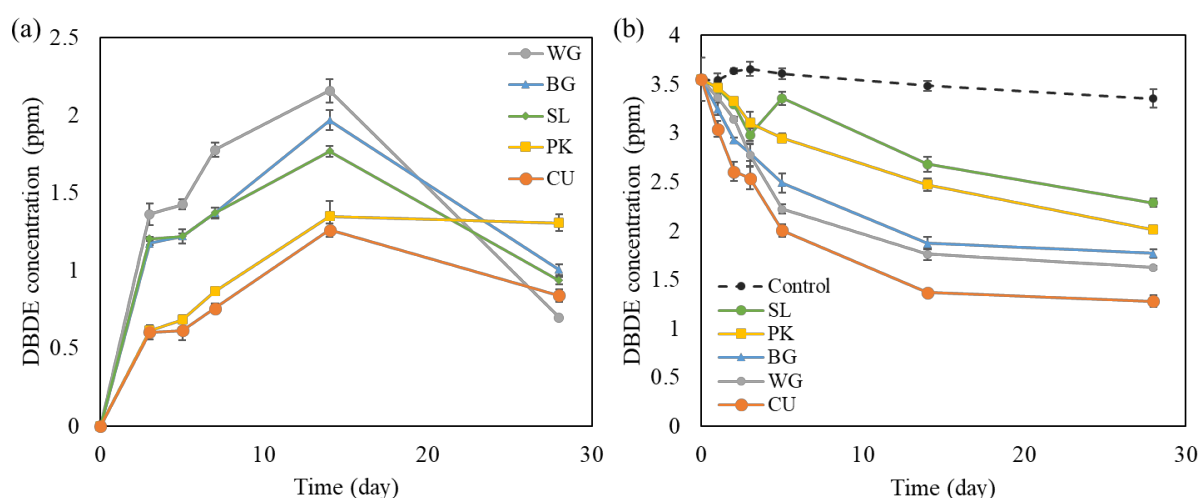


圖二十二、水耕試驗系統示意圖 (a)小黃瓜 (b)地瓜葉。

由實驗結果可知（圖二十三 a），在經 DBDE 處理的水耕試驗中，幾乎所有受試植物體內的 DBDE 濃度均呈現先上升後下降的變化趨勢。於第三天時，已可在所有受試植物體內檢測到 DBDE 的存在，顯示其能夠被各選定植物吸收並累積於組織中，初步驗證十溴二苯醚具備透過選定植物復育的潛力。其中以冬瓜(WG)、瓠瓜(BG)與地瓜葉(SL)等植物吸收速率較快，體內 DBDE 濃度於初期即顯著上升。進一步觀察累積動態，可見所有植物於第十四天時均達到其體內 DBDE 之最高濃度，如 WG 達近 2.16 ± 0.08 ppm，隨後濃度逐漸下降，推測可能與植物本身的代謝調節機制相關，使部分已吸收的污染物經由代謝轉化或結合排除，降低其在體內的累積量(Deng et al., 2016; Huang et al., 2010a; Sun et al., 2014; Wang et



al., 2012, 2014); 或是 DBDE 經由植物吸收後, 透過直接或間接光照而降解(Chow et al., 2017b; H. Huang et al., 2010b, 2011)。另外, 儘管在 CU 之水耕液中觀察到十溴二苯醚濃度下降最為明顯(圖二十三 b), 然其在葉部組織中的累積濃度卻未見相對應之增幅。此現象可能歸因於多重因素, 包括 DBDE 在根部脂質中的高親和性、卡式帶(Casparian strip)對污染物向莖葉傳輸的阻隔效應(Beggio et al., 2024; Zhang et al., 2021), 或其體內相關之代謝途徑(Deng et al., 2016; H. Huang et al., 2010a; Sun et al., 2014; Wang et al., 2012, 2014)。值得注意的是, 在第十四天時亦觀察到所有植物普遍出現萎凋甚至死亡的情形, 這可能是由於高濃度的甲醇所導致之細胞膨壓改變, 或是 DBDE 在植體內累積, 進而對植物造成的逆境壓力(Wang et al., 2022; Xu et al., 2023)。

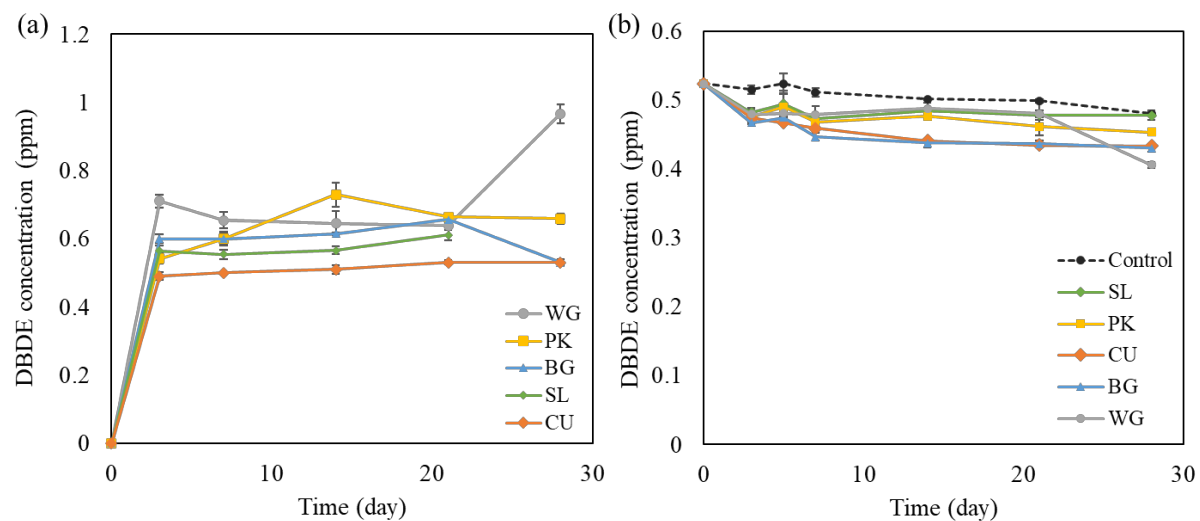


圖二十三、(a)不同植物葉片中十溴二苯醚濃度—時間圖 (b)水耕液中十溴二苯醚濃度—時間圖 (甲醇 50% (v/v))。

鑑於高濃度處理條件對植物生長造成顯著抑制, 本團隊進一步設計模擬自然環境下之試驗條件, 觀察植物在較低暴露濃度下之吸收與累積表現。同樣地, 將水耕營養液以外添加之方式加入 DBDE 溶液 (甲醇 1% (v/v)), 使其中 DBDE 的初始濃度達 0.52 ± 0.04 ppm。結果顯示 (圖二十四 a), 第三天時仍可於所有受試植物中檢測到 DBDE 的存在, 顯示即使在自然環境條件接近的情況下, 植物仍具備吸收污染物的能力。冬瓜 (WG) 於第二十八天時顯示出最高之 DBDE 累積濃度, 達 0.97 ± 0.03 ppm, 對照高濃度處理結果 (圖二十三), 顯示其在逆境下可能產生促進吸收的生理反應或作用; 相較之下, 南瓜 (PK) 則於第十四天達到其濃度高峰, 為 0.73 ± 0.03 ppm, 顯示其在低濃度條件下吸收速度較快, 但最終累積量仍相對低於 WG。另外, 其他植物如在達到各自吸收高峰後, 其體內 DBDE 濃度即趨於平衡, 未再出現顯著上升的趨勢, 甚至如南瓜 (PK) 與瓠瓜 (BG) 出現累積濃度的減少。此反映出污染物可能在植物體內達到動態平衡, 亦可能因為傳



輸限制、代謝或降解所影響。同時，也發現水耕液中 DBDE 濃度在整體實驗期間亦有緩慢下降之趨勢（圖二十四 b），此亦可能影響後續的吸收效率。



圖二十四、(a)不同植物葉片中十溴二苯醚濃度—時間圖 (b)水耕液中十溴二苯醚濃度—時間圖（甲醇 1% (v/v)）。

為評估 DBDE 水耕液對植物生長之影響，於試驗第 1、7、14、21 及 28 天進行植物生長狀況之紀錄與觀察，相關描述如表八所示。在培育期間，受試植物整體生長表現普遍不佳，植株高度與葉面積等形態指標皆未觀察到顯著增加。在所有受試植物中，地瓜葉（SL）為最早表現出生長不良者，於第十四天時即觀察到多數葉片呈現焦枯與黃化現象，顯示其對實驗條件反應較為敏感。此現象除可能與體內累積 DBDE 所引發之毒性效應有關外，亦可能與其葉部構造特性相關。地瓜葉相較於其他瓜果類作物，葉片較薄、蒸散速率相對較高，導致植體水分流失速度加快，若根系吸水與導管輸水效率不足以補償此損失，將易使植體產生水分逆境，促使葉片組織萎凋與焦枯現象出現。另一方面，冬瓜（WG）在整體觀察期間亦呈現較差之生長狀態，結合前述 DBDE 累積濃度之結果可推測，WG 體內所累積之污染物濃度較高，有可能對其生理功能造成較大壓力，進而抑制其正常的營養與生長活動。相對而言，小黃瓜（CU）在整體觀察期間之生長狀態相對穩定，未明顯出現萎凋現象，雖其生長量並無顯著提升，然其抗性明顯優於其他植物。此現象可能與其體內 DBDE 累積濃度相對較低有關，亦可能顯示其具備較佳的逆境機制，如較有效的污染物隔離、轉化等能力。



表八、植物生長情況描述。

Time (Day)	小黃瓜(CU)	瓠瓜(BG)	冬瓜(WG)	南瓜(PK)	地瓜葉(SL)
1	移植已發育兩週之健康植株至水耕液(初始濃度約為 0.52 ± 0.04 ppm，甲醇1% (v/v))中				
7	生長良好，葉片面積略微增加	生長良好，葉片面積略微增加	生長良好，葉片面積略微增加	葉片面積略微增加，部分葉片出現黃化	葉片面積略微增加，部分葉片出現黃化
14	生長良好，部分葉片出現黃點	生長良好，部分葉片出現黃化、萎凋	生長良好，部分葉片黃化、萎凋	生長良好，部分葉片黃化、萎凋	多數葉片明顯黃化、焦枯
21	部分葉片黃點區域增加	葉片出現白色斑點及部分黃化	多數葉片黃化、萎凋	部分葉片黃化	多數葉片萎凋、焦枯
28	多數葉片呈現黃化	葉片白點與黃化程度增加	僅剩少數葉片	葉片黃化程度增加	僅剩少數葉片

5.4.2 盆栽土壤試驗

由於前期水耕試驗未能顯示各試驗作物在十溴二苯醚吸收量上之顯著差異，本研究進一步於盆栽系統中進行試驗，以實際土壤環境並評估不同植物於現地條件下的整治潛力。於此階段，選用當季常見作物作為受試對象，包括小黃瓜(CU)、瓠瓜(BG)、南瓜(PK)與地瓜葉(SL)。污染土壤以現地採得之農田土壤，使DBDE初始濃度約為2-4 ppm，以利觀察不同植物對污染物的吸收行為。

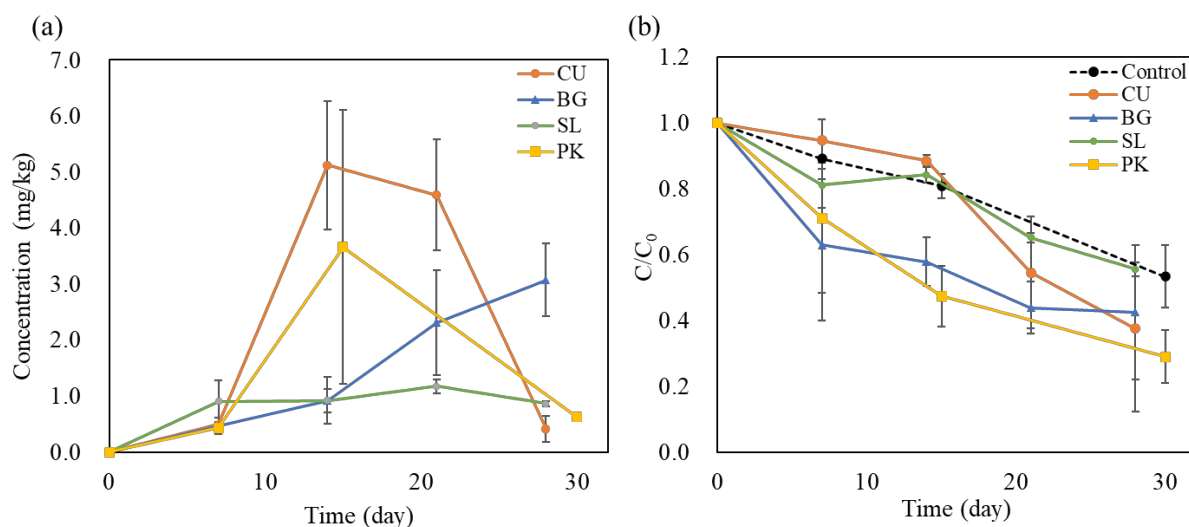
實驗結果顯示(圖二十五 a)，四種植物葉片中DBDE的累積濃度隨暴露時間而變化，呈現明顯之物種間差異。CU與PK之累積濃度變化趨勢相似，皆呈現先上升後下降的動態變化。於第14-15天時，其葉片中DBDE濃度達最高值，分別為 5.12 ± 1.14 ppm (CU，初始土壤濃度 3.90 ± 0.26 ppm)與 3.66 ± 2.45 ppm (PK，初始土壤濃度 2.87 ± 0.12 ppm)，隨後逐漸下降至第28-30天時的 0.41 ± 0.24 ppm (CU)與 0.63 ± 0.04 ppm (PK)。此現象與前期高濃度水耕試驗之結果(圖二十三)趨勢一致，推測可能與植物之代謝調節機制相關，部分已吸收的DBDE經生物轉化，導致體內檢測之濃度下降(Deng et al., 2016; Huang et al., 2010a; Sun et al., 2014; Wang et al., 2012)。此外，CU於試驗期間生長狀況相對不佳，特別在第14天後出現生長停滯與葉片黃化現象，其吸收量下降亦可能與植株生長受限有關。此結果顯示CU對於土壤條件與溫度較為敏感，未來應針對土壤理化條件調整或改善其生長環境以提升復育穩定性。

BG在試驗期間之DBDE累積量則呈持續上升趨勢，第七天測得葉片濃度為 0.47 ± 0.15 ppm，第28天上升至 3.07 ± 0.65 ppm，顯示DBDE於BG體內之轉運



或代謝效率可能相對較低。至於 SL 則於暴露期間顯示吸收濃度變化不明顯，整體維持於 0.86 ± 0.05 ppm 至 1.17 ± 0.13 ppm 之間，雖其累積量低於他種植物，但其於污染土壤條件下仍能穩定生長，顯示該物種具良好適應力與耐受性，可能適合於大範圍或長期穩定植生覆蓋之應用。

在土壤中 DBDE 濃度變化方面（圖二十五 b），所有處理組均呈下降趨勢，顯示污染物隨試驗時間有明顯消散現象。其中以 PK 處理組下降幅度最大，顯示其具較佳的總體去除效能。然而，經估算植物體內實際累積之 DBDE 移除量，僅占總去除量的約 0.02-0.3%（表九），顯示植株吸收僅為污染物消散之少部分貢獻來源。此結果與前人研究結果相似，說明土壤中 DBDE 的消散無法僅用植物吸收以解釋，推測光照降解、吸附與微生物降解等過程亦可能共同參與 DBDE 之去除(H. Huang et al., 2010b, 2011)。值得注意的是，未植栽的對照組土壤中亦觀察到濃度下降，但降幅低於植栽組，顯示植物的存在可能透過刺激土壤微生物活性，增強污染物降解速率。研究結果觀察到植物對 PBDEs 去除之成效相對有限，可能原因為試驗條件，如植物生質量與暴露時間等，尚未達到可顯著放大處理差異之程度。另外，PBDEs 本身具高度疏水性與分子體積大（尤其以 DBDE 為代表），其在土壤中傳輸性低，亦可能限制植物根系之實際吸收量。



圖二十五、(a)土耕階段不同作物葉片中十溴二苯醚濃度—時間圖 (b)土壤中十溴二苯醚濃度—時間圖。小黃瓜(CU)、瓠瓜(BG)與地瓜葉(SL)土壤中初始 DBDE 濃度 3.90 ± 0.26 mg/kg；南瓜(PK)與對照組(Control)土壤中初始 DBDE 濃度 2.87 ± 0.12 mg/kg。



表九、土壤中十溴二苯醚於不同處理之植物移除率（植體內 DBDE 重量土壤/初始 DBDE 重量，%）。

Time (day)	0	7	14	21	28
CU	0	0.0010	0.0105	0.0094	0.0009
BG	0	0.0010	0.0019	0.0047	0.0063
SL	0	0.0019	0.0019	0.0024	0.0018
Time (day)	0	7	15	30	
PK	0	0.0161	0.3364	0.0676	

由實驗結果推論，若僅以植物累積作為去除土壤中十溴二苯醚的主要途徑，需透過大量植栽以達成明顯的污染整治效果。根據盆栽試驗所得數據推算，約需栽植 334 至 5000 株南瓜，或約 5 萬株地瓜葉，方可完全移除試驗土壤中所含之十溴二苯醚。然而，實際田間條件相較於受控的溫室條件，更易受到土壤異質性及氣象條件等外在因素之影響(Fan et al., 2020)，特別是在氣候變遷導致全球暖化的背景下，高溫與極端氣候可能降低植物之存活率與生長穩定性，進而影響污染物吸收效率。不過在另一方面，若能克服田間環境之氣候限制，現地土壤較大的體積與根系擴展空間，可能有利於植株生質量增加，從而提升污染物累積總量，進而減少所需之植栽密度或植株總量。由此可見，植生復育在現地應用上仍具潛在可行性，但其效率與實際去除能力需結合植物生長動態及田間管理條件進一步評估。

整體而言，南瓜於本階段盆栽試驗中表現出最佳之 DBDE 去除潛力，兼具顯著吸收行為、良好生長適應性及明顯土壤污染濃度下降效果。有鑑於此，計畫後續選用南瓜作為與生物碳聯合施用試驗之代表性植物，以探討其於 PBDEs 污染土壤整治中的應用潛力。

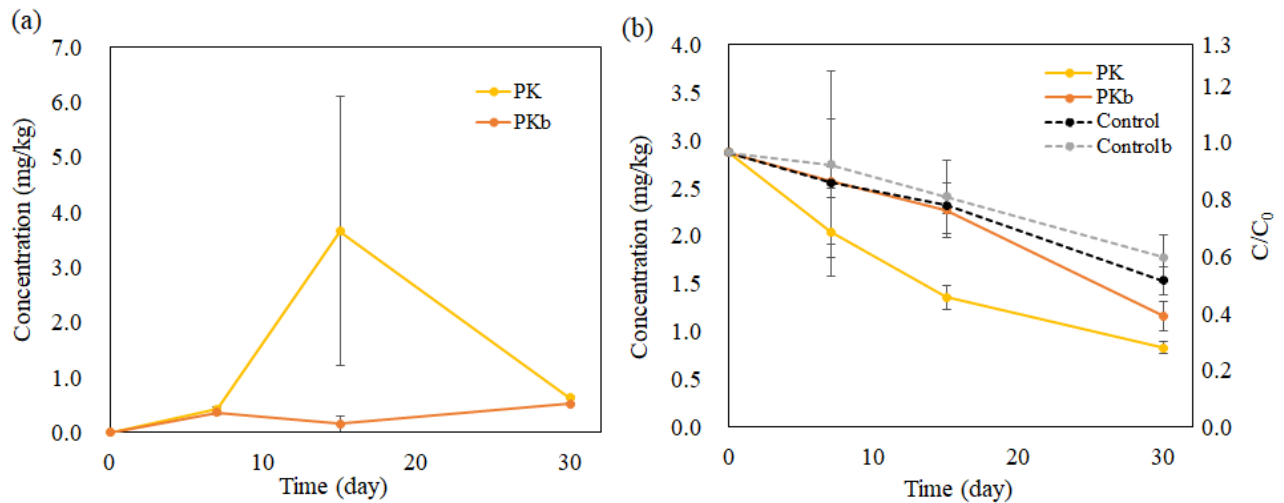
5.5 植物與生物碳整治試驗

為探討生物碳添加對植物吸收十溴二苯醚之影響，本研究於污染土壤中添加 1% 生物碳並充分混勻，隨後將南瓜幼苗栽植於其中進行培育（圖二十六）。之後在每個選定時間點收穫植株，測定植體及土壤之十溴二苯醚濃度變化，並與未施用生物碳之處理組進行比較。

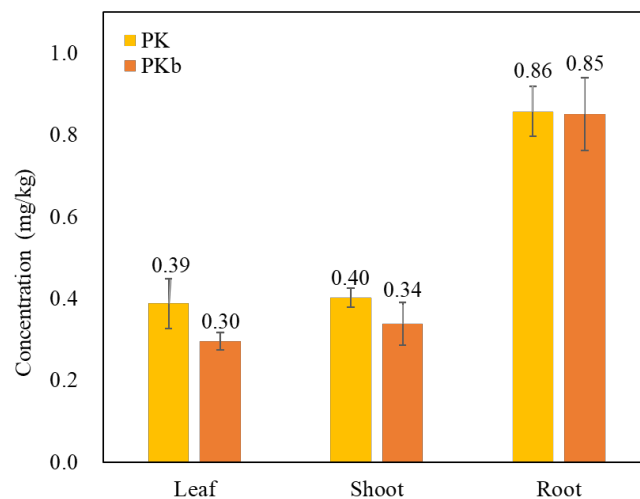


圖二十六、種植於十溴二苯醚污染土盆栽之南瓜 (Pumpkin, PK)。

結果顯示 (圖二十七 a)，在土壤中添加 1% 生物碳的南瓜組 (PKb)，葉片中十溴二苯醚累積量普遍略低，為 0.16-0.52 ppm，尤其在第十五天未出現未添加生物碳組 (PK) 所觀察到的濃度高峰 (3.66 ± 2.45 ppm)。而於所有培養時間點，添加生物碳之處理組植物體內 DBDE 濃度皆低於未添加生物碳之對照組。具體而言，第 7 天植物體內 DBDE 濃度由 0.43 ± 0.04 ppm 降至 0.36 ± 0.04 ppm，降低約 16 %；第 15 天為植物體內 DBDE 累積高峰期，未添加生物碳處理組濃度達 3.66 ± 2.45 ppm，而添加生物碳後僅為 0.16 ± 0.14 ppm，累積量降低約 95 %；第 30 天則降低約 18 %。後續也將兩組處理持續培育至第六十天，收成後分析不同部位之十溴二苯醚濃度如圖二十八所示。結果顯示，無論是於南瓜之根、莖、葉中，PKb 組十溴二苯醚濃度皆低於 PK，分別降低約 23 %、15 % 與 1.2 %。對應土壤中 DBDE 濃度變化 (圖二十七 b)，無論是否種植植物，添加生物碳的土壤組別其 DBDE 濃度下降幅度均較未添加生物碳組緩慢。此結果證實，生物碳可能透過吸附作用部分降低土壤中 DBDE 的生物有效性，進而抑制其被植物吸收或被微生物降解的比例。



圖二十七、(a)土壤中添加生物碳 (PKb) 與未添加生物碳之南瓜 (PK) 葉片中十溴二苯醚濃度—時間圖 (b)土壤中十溴二苯醚濃度—時間圖 (土壤中初始 DBDE 濃度 $2.87 \pm 0.12 \text{ mg/kg}$)。



圖二十八、第六十天添加生物碳 (PKb) 與未添加生物碳之南瓜 (PK) 於根、莖、葉所測得十溴二苯醚濃度差異。

另外，為評估生物碳添加對污染土壤中植物生長之影響，本研究亦觀察了南瓜在試驗期間的整體形貌與生理指標。結果顯示，在本研究設定的暴露濃度下，植株均能保持良好生長狀態，且生物碳添加與否對植株外觀未造成明顯差異（表十）。進一步量化其生理指標（圖二十九）發現，隨著試驗進行，生物碳添加組（PKb）與未添加組（PK）在乾重與株高上逐漸呈現差異。於第六十天，PKb 組乾重從初始重量 0.12 g 增加至 0.85 g，株高為初始高度的 2.82 倍；PK 組乾重則增加至 0.74 g，株高為初始高度的 2 倍，而葉片數量在整個受試期間則無顯著差異。此結果顯示，生物碳的添加可能透過提供緩釋養分或改善土壤結構與通透性，



對植株生長產生正向效應。然而，在短期觀測期間，這些差異尚未顯現顯著性，表示其對植物生長的促進作用可能需較長時間或累積效應才能完全顯現。

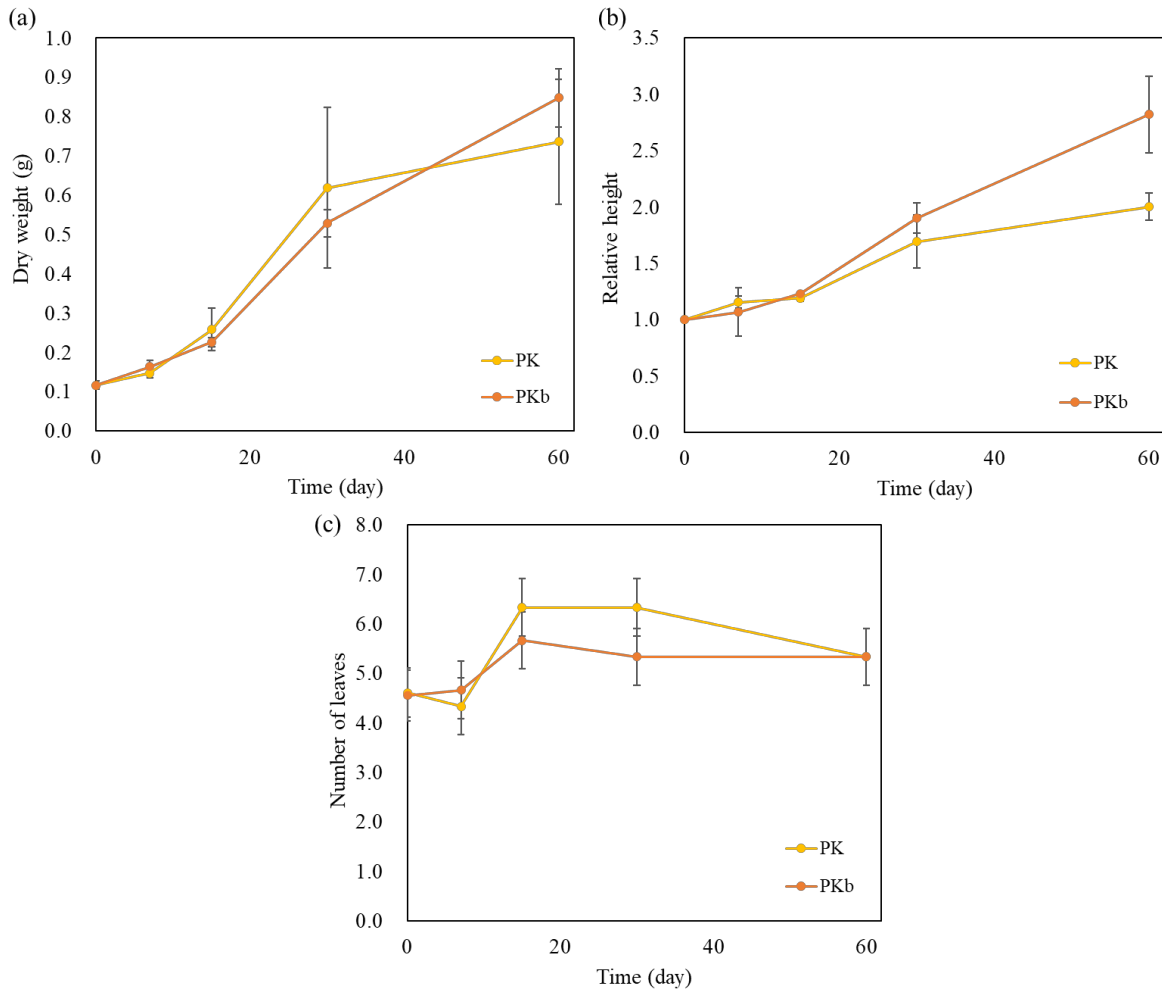
同時，為確認添加生物碳對於土壤性質的影響，我們也於試驗期間針對土壤酸鹼值（pH）和氧化還原電位（ORP）進行量測。結果顯示（圖三十），於土壤中添加 1% 生物碳後，土壤 pH 與 ORP 值隨時間呈現短期的波動：pH 先略微上升，ORP 先略微下降，但隨後逐漸趨於平衡，整體變化幅度有限。此現象指出，少量生物碳的施用對土壤酸鹼與氧化還原狀態的影響不顯著，表示其作為改良劑而添加於土壤中時，尚不會顯著改變土壤性質，因而能維持植物的正常生長環境。

綜觀本研究之實驗結果，可推論 PBDEs 在土壤－植物－生物碳系統中的可能宿命途徑如下：PBDEs 於土壤中，其中一部分可經由植物根系吸收進入植體內，進而轉運至地上部不同器官累積，或於植體內經由代謝作用而發生轉化與降解，由上實驗也可發現 DBDE 於植體中分解消失。另一部分則可能在土壤環境中受光照、微生物活動或其他理化作用影響而分解；此外，依前年度計畫結果也發現 DBDE 可能因生物碳與土壤的競爭吸附效應而被生物碳強烈吸附，進而改變其在土壤中的生物可利用性與遷移性。

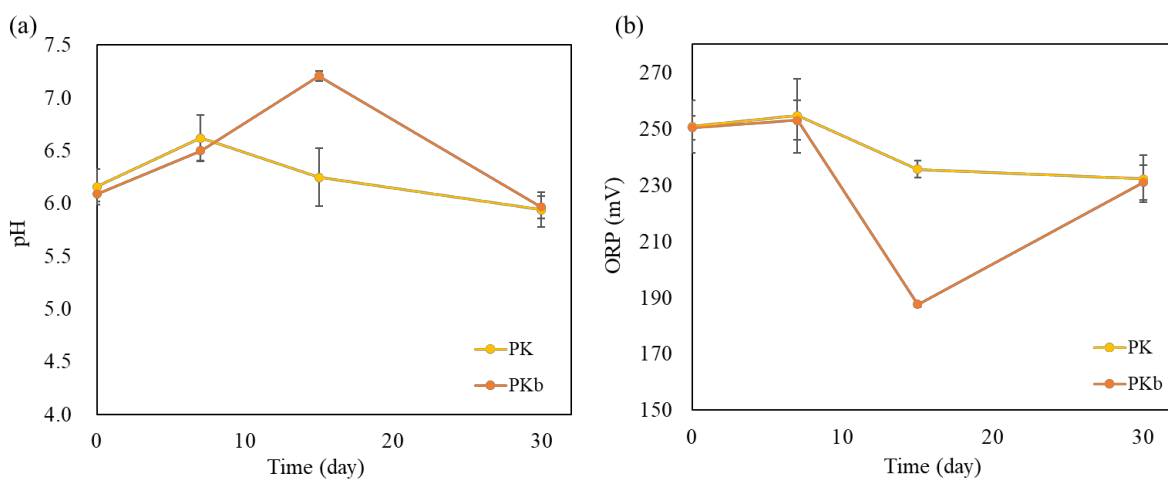


表十、南瓜於受試期間之外觀形貌。

Time (day)	南瓜 (PK)	南瓜+生物碳 (PKb)
0		
7		
15		
30		
60		



圖二十九、南瓜於受試期間添加生物碳 (PKb) 與未添加生物碳 (PK) 之 (a)生質量變化 (b)株高相對變化 (c)葉片數量變化。



圖三十、種植南瓜期間添加生物碳 (PKb) 與未添加生物碳 (PK) 對於土壤 (a)酸鹼值 (b)氧化還原電位之變化。



5.6 土壤碳含量監測

為探討生物碳施用對土壤碳匯功能之長期影響，我們亦延續前一年度之盆栽試驗，持續監測不同生物碳處理條件下土壤有機碳（Soil Organic Carbon, SOC）含量之變化趨勢，進一步評估其在農田固碳潛力上的應用效益。本試驗中所採用之土壤，其總碳含量經酸洗處理以去除無機碳成分後，測得值與未酸洗樣品相近（差異小於 1%），顯示土壤中無機碳比例極低。因此，後續分析中以元素分析儀所得之碳含量作為 SOC 含量進行討論。

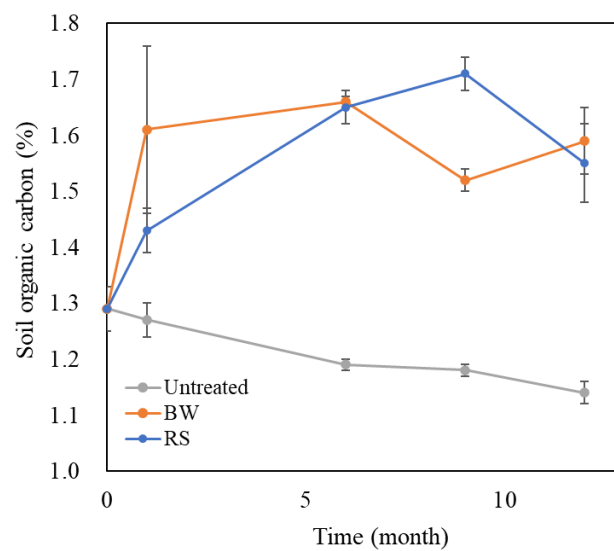
於前期計畫中，以木材生物碳（Biochar Wood, BW）與稻稈生物碳（Rice Straw, RS）兩種生物碳作為實驗組（表十一）。當土壤中分別添加 5% (w/w) 之木材與稻稈生物碳後，兩組皆顯示出有機碳含量隨時間變化之趨勢（圖三十一）。木材生物碳處理組在前期呈現 SOC 含量的快速上升，然而，隨時間推移，至第六個月時開始觀察到 SOC 含量略為下降，顯示其固碳效果在中後期逐漸趨於穩定甚至出現部分耗損。對於稻稈生物碳處理組，其土壤有機碳含量則隨時間穩定增加，但仍於十二個月後觀察到其開始降低。這與前一年度計畫之生態瓶試驗結果雷同：木材生物碳分解的速率常數較稻稈生物碳為快。實際上，在試驗初期（前一個月）仍可自土壤樣本中分離出生物碳，其碳殘留量分別為 $46.49 \pm 1.27\%$ (BW) 及 $61.71 \pm 0.32\%$ (RS)；而於試驗進行至第六個月取樣時，已無法再自土壤中分離出生物碳。相關研究亦證實此現象，指出生物碳在土壤環境中可能會逐漸分解為微小顆粒 (Cui et al., 2024; C. Liu et al., 2024; Siddiqui, 2025)。

另一方面，未施用生物碳之控制組，於培育期間的 SOC 含量則呈現穩定下降之趨勢，推測是因土壤中可利用碳源隨植物生長被消耗，顯示生物碳的添加似乎有助於土壤碳匯的增加。綜合分析結果可知，不同類型生物碳對土壤碳匯動態皆有影響，其中稻稈生物碳似乎相較於木材生物碳，於中期表現出較佳之碳儲存潛力；然而以土壤總碳而言，添加生物碳處理組初始總碳含量為 4.73-5.33%（表十一），於第十二個月後僅測得 1.55-1.59%，顯示其儲碳效率並未如預期維持，其長期碳固定效益仍有待進一步驗證。



表十一、經 5% (w/w) 生物碳添加後前後盆栽土壤碳含量分析。

處理組別	土壤質量 (g)	生物碳 質量 (g)	總質量 (g)	土壤有機碳 含量 (%)	生物碳 碳含量 (%)	總碳質量 (g)	土壤初始 總碳含量 (%)	第 12 個月測 得土壤有機碳 含量(%)
Untreated	3000	0.0	3000	1.29 ± 0.04	-	38.7	1.29	1.14 ± 0.02
BW	2850	150.0	3000	1.29 ± 0.04	70.09	141.9	4.73	1.59 ± 0.06
RS	2850	150.0	3000	1.29 ± 0.04	82.06	159.9	5.33	1.55 ± 0.07



圖三十一、5% (w/w) 生物碳添加後盆栽土壤有機碳含量—時間圖（圖中起始點為土壤原始有機碳含量，非混拌生物碳後之實測總碳值）。



5.7 結論

本計畫重點探討不同植物對於多溴二苯醚之吸收能力，並進一步評估將植物種植於經生物碳處理過後的污染土壤中，進行植生復育之可行性。同時，本研究亦繼續評估生物碳是否有提升土壤碳匯方面的潛力，期望發展出具實用性與永續潛力的土壤污染整治技術。

在樣品前處理方面，本團隊完成了液相、植物及土壤三種基質中 PBDEs 萃取方法的確效試驗。結果顯示，採用渦旋震盪 20 分鐘可在三種基質中獲得優異回收率（均>98%），優於超音波震盪；延長震盪時間至 30 或 40 分鐘並未顯著提升回收效率，因此渦旋震盪可作為後續樣品處理之操作流程。

在植物吸收 PBDEs 方面，初步以五種作物進行水耕試驗，以期篩選具有高吸收潛力與良好耐受性的植物。結果顯示，冬瓜與南瓜在高低濃度條件下均表現出相對較高的 DBDE 吸收與累積能力，顯示其對污染物移除具有潛力。然而，整體水耕生長狀況不佳。後續盆栽土壤試驗中，小黃瓜與南瓜展現良好吸收效率，地瓜葉雖累積量變化不顯著，但生長穩定，顯示其在實際污染場址仍具有復育潛力。綜合評估後，南瓜於盆栽試驗中展現最佳污染物去除效率與生長適應性，因而選定作為生物碳聯合施用之代表植物。

施加 1% 生物碳於 DBDE 污染土壤後，南瓜植體中 DBDE 累積量普遍低於未施用組，對應土壤中 DBDE 濃度下降幅度亦較未施用組緩慢，證實生物碳對植物體內污染物累積量產生一定抑制作用；同時觀察結果顯示，添加生物碳之處理組其植株生質量略高於未添加組，顯示生物碳對植物生長具有一定之促進效應。此結果意味著，雖然生物碳的加入降低了植物對 DBDE 的吸收量，然而其可促進植物生長，可能進而提升整體植生復育的穩定性與效率。而土壤性質如酸鹼值與氧化還原電位亦未因生物碳施用而顯著變化，證實其短期內對土壤環境影響有限，但長期效應仍需進一步觀察與評估。

在土壤碳匯潛力方面，團隊持續追蹤生物碳處理組對土壤有機碳含量的長期影響。結果顯示，木材與稻稈兩種生物碳均可提升土壤有機碳含量，似乎對碳匯具有正向貢獻。稻稈生物碳於中期表現出具相對較佳之碳儲存潛力，惟以土壤總碳含量觀察，第十二個月後皆出現明顯下降，顯示生物碳可能隨時間部分降解或轉化，長期碳固定效益仍需持續監測與評估，以釐清其實際應用之穩定性與永續性。



參考文獻

- 劉大綱等人，中華民國環境工程學會，2022。牡蠣體內微塑膠之持久性有機污染物分布。
- 行政院環境保護署 毒物及化學物質局，2021。110 年度化學物質環境流布調查成果手冊。
- 陳怡伶，2013。固定污染源戴奧辛及重金屬排放調查及管制計畫。
- 羅秋雄，2005。作物施肥手冊。台中。中華肥料協會編印。增修六版。
- Abbasi, G., Li, L., Breivik, K., 2019. Global Historical Stocks and Emissions of PBDEs. *Environmental science & technology*.
- Affholder, M.-C., Mench, M., Gombert-Courvoisier, S., & Cohen, G. J. V. 2024. Dieldrin accumulation, distribution in plant parts and phytoextraction potential for several plant species and Cucurbita pepo varieties. *Science of The Total Environment*, 931, 172968.
- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere* 99, 19-33.
- Altarawneh, M., Saeed, A., Al-Harashsheh, M., Dlugogorski, B.Z., 2019. Thermal decomposition of brominated flame retardants (BFRs): Products and mechanisms. *Progress in Energy and Combustion Science* 70, 212-259.
- Ahn, M.-Y., Filley, T. R., Jafvert, C. T., Nies, L., Hua, I., & Bezares-Cruz, J. 2006. Photodegradation of Decabromodiphenyl Ether Adsorbed onto Clay Minerals, Metal Oxides, and Sediment. *Environmental Science & Technology*, 40(1), 215–220.
- Alvarez-Silvares, E., Fernández-Cruz, T., Domínguez-Vigo, P., Rubio-Cid, P., Seoane-Pillado, T., Martínez-Carballo, E., 2021. Association between placenta concentrations polybrominated and polychlorinated biphenyls and gestational diabetes mellitus: a case-control study in northwestern Spain. *Environmental Science and Pollution Research*.
- An, H., Tan, Y., Kang, X., Wang, X., Guo, Y., Yu, Y., 2023. Polybrominated Diphenyl Ethers in Typical Foods from Beijing, China: Residual Characteristics, Bioaccessibility, and the Impact of Bioaccessibility on Dietary Exposure. Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=4482312> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4482312>
- Barón, E., Hauler, C., Gallistl, C., Giménez, J., Gauffier, P., Castillo, J., Fernández-Maldonado, C., De Stephanis, R., Vetter, W., Eljarrat, E., 2015. Halogenated natural products in dolphins: brain-blubber distribution and comparison with halogenated flame retardants. *Environmental science & technology* 49, 9073-9083.
- Barontini, F., Cozzani, V., Marsanich, K., Raffa, V., Petarca, L., 2004a. An experimental investigation of tetrabromobisphenol A decomposition pathways. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 72, 41-53.
- Barontini, F., Marsanich, K., Petarca, L., Cozzani, V., 2004b. The thermal degradation process of tetrabromobisphenol A. *Industrial & engineering chemistry research* 43, 1952-1961.



- Beggio, G., Bonato, T., Marangoni, S., Bravin, M. N., Fantinato, E., Nigris, S., Pivato, A., & Piazza, R. 2024. Uptake and translocation of brominated flame retardants in tomato plants (*Solanum lycopersicum* L.): Results from a standard soil-based biotest. *Chemosphere*, 353, 141594.
- Bi, X., Simoneit, B.R.T., Wang, Z., Wang, X., Sheng, G., Fu, J., 2010. The major components of particles emitted during recycling of waste printed circuit boards in a typical e-waste workshop of South China. *Atmospheric Environment* 44, 4440-4445.
- Breivik, K., Armitage, J.M., Wania, F., 2014. Long-range transport of industrial-use organic contaminants with e-waste: Possible implications for emissions, transport and environmental exposure.
- Cai, C., Yu, S., Liu, Y., Tao, S., Liu, W., 2018. PBDE emission from E-wastes during the pyrolytic process: Emission factor, compositional profile, size distribution, and gas-particle partitioning. *Environmental Pollution* 235, 419-428.
- Čechová, E., Vojta, Š., Kukučka, P., Kočan, A., Trnovec, T., Murínová, L.P., de Cock, M., van de Bor, M., Askevold, J., Eggesbø, M., Scheringer, M., 2017. Legacy and alternative halogenated flame retardants in human milk in Europe: Implications for children's health. *Environment International* 108, 137-145.
- Chang, W.-H., Lu, Q.-O., Chen, H.-L., Hsu, N.-S., & Lee, C.-C. 2022. Insights into the long-term fates and impacts of polybrominated diphenyl ethers in sediment samples in Taiwan: The national project for background monitoring of the environmental distribution of chemical substances (BMECs). *Environmental Pollution*, 306, 119417.
- Chen, C.-Y., Wang, C.-K., Shih, Y.-H., 2010. Microbial degradation of 4-monobrominated diphenyl ether in an aerobic sludge and the DGGE analysis of diversity. *Journal of Environmental Science and Health Part B* 45, 379-385.
- Chen, S.-Y., Lai, C.-M., Ke, G.-R., 2011. Effect of Rice Husk Biochar Amendment on Soil Properties, Carbon Sequestration and Greenhouse Gas Emission. *Taiwanese Journal of Agricultural Chemistry and Food Science* 49, 131-140.
- Chen, L., Zhang, W., Hua, J., Hu, C., Lok-Shun Lai, N., Qian, P.-Y., Lam, P.K.S., Lam, J.C.W., Zhou, B., 2018. Dysregulation of Intestinal Health by Environmental Pollutants: Involvement of the Estrogen Receptor and Aryl Hydrocarbon Receptor. *Environmental Science & Technology* 52, 2323-2330.
- Chen, Y., Li, J., Chen, L., Chen, S., Diao, W., 2012. Brominated flame retardants (BFRs) in waste electrical and electronic equipment (WEEE) plastics and printed circuit boards (PCBs). *Procedia environmental sciences* 16, 552-559.
- Chen, Y., Zhang, A., Li, H., Peng, Y., Lou, X., Liu, M., Hu, J., Liu, C., Wei, B., Jin, J., 2020. Concentrations and distributions of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in surface soils



and tree bark in Inner Mongolia, northern China, and the risks posed to humans. *Chemosphere* 247, 125950.

Chen, Z., Luo, X., Zeng, Y., Tan, S., Guo, J., Xu, Z., 2021. Polybrominated diphenyl ethers in indoor air from two typical E-waste recycling workshops in Southern China: Emission, size-distribution, gas-particle partitioning, and exposure assessment. *Journal of Hazardous Materials* 402, 123667.

Cheng, J.-O., Ko, F.-C., 2018. Occurrence of PBDEs in surface sediments of metropolitan rivers: Sources, distribution pattern, and risk assessment. *Science of the Total Environment* 637, 1578-1585.

Chen, J., Wang, C., Shen, Z.-J., Gao, G.-F., & Zheng, H.-L. 2017. Insight into the long-term effect of mangrove species on removal of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) from BDE-47 contaminated sediments. *Science of The Total Environment*, 575, 390–399.

Chow, K. L., Man, Y. B., Tam, N. F. Y., Liang, Y., & Wong, M. H. 2017b. Removal of decabromodiphenyl ether (BDE-209) using a combined system involving TiO₂ photocatalysis and wetland plants. *Journal of Hazardous Materials*, 322, 263–269.

Cui, Z., Wang, Y., Wang, N., Ma, F., & Yuan, Y. 2024. Effects of Ageing on Surface Properties of Biochar and Bioavailability of Heavy Metals in Soil. *Agriculture*, 14(9), 1631.

Chou, T.-H., Ou, M.-H., Wu, T.-Y., Chen, D.-Y., Shih, Y.-h., 2019. Temporal and spatial surveys of polybromodiphenyl ethers (PBDEs) contamination of soil near a factory using PBDEs in northern Taiwan. *Chemosphere* 236, 124117.

Cruz, R., Mendes, E., Maulvault, A.L., Marques, A., Casal, S., Cunha, S.C., 2020. Bioaccessibility of polybrominated diphenyl ethers and their methoxylated metabolites in cooked seafood after using a multi-compartment in vitro digestion model. *Chemosphere* 252, 126462.

De la Torre, A., Navarro, I., Sanz, P., de los Ángeles Martínez, M., 2020. Organophosphate compounds, polybrominated diphenyl ethers and novel brominated flame retardants in European indoor house dust: Use, evidence for replacements and assessment of human exposure. *Journal of Hazardous Materials* 382, 121009.

Demirtepe, H., Imamoglu, I., 2019. Levels of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in treatment plant sludge: Implications on sludge management. *Chemosphere* 221, 606-615.

Deng, C., Chen, Y., Li, J., Li, Y., Li, H., 2016. Environmental pollution of polybrominated diphenyl ethers from industrial plants in China: a preliminary investigation. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 7012-7021.

Deng, D., Chen, H., Tam, N.F.Y., 2015. Temporal and spatial contamination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in wastewater treatment plants in Hong Kong. *Science of The Total*



Environment 502, 133-142.

Deng, D., Liu, J., Xu, M., Zheng, G., Guo, J., & Sun, G. 2016. Uptake, translocation and metabolism of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in seven aquatic plants. *Chemosphere*, 152, 360–368. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.013>

Ding, N., Wang, T., Chen, S.-J., Yu, M., Zhu, Z.-C., Tian, M., Luo, X.-J., Mai, B.-X., 2016. Brominated flame retardants (BFRs) in indoor and outdoor air in a community in Guangzhou, a megacity of southern China. *Environmental Pollution* 212, 457-463.

El-Naggar, A., El-Naggar, A.H., Shaheen, S.M., Sarkar, B., Chang, S.X., Tsang, D.C.W., Rinklebe, J., Ok, Y.S., 2019. Biochar composition-dependent impacts on soil nutrient release, carbon mineralization, and potential environmental risk: a review. *Journal of Environmental Management* 241, 458-467. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.044>.

Elie, M.R., Williamson, R.E., Clausen, C.A., Yestrebky, C.L., 2014. Application of a magnesium/co-solvent system for the degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxygenated derivatives in a spiked soil. *Chemosphere* 117, 793-800.

Eljarrat, E., Barceló, D., 2004. Sample handling and analysis of brominated flame retardants in soil and sludge samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 23, 727-736.

Evangelopoulos, P., Kantarelis, E., Yang, W., 2015. Investigation of the thermal decomposition of printed circuit boards (PCBs) via thermogravimetric analysis (TGA) and analytical pyrolysis (Py-GC/MS). *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 115, 337-343.

Fan, Y., Chen, S.-J., Li, Q.-Q., Zeng, Y., Yan, X., & Mai, B.-X. 2020. Uptake of halogenated organic compounds (HOCs) into peanut and corn during the whole life cycle grown in an agricultural field. *Environmental Pollution*, 263, 114400.

Fang, S., Geng, Y., Wang, L., Zeng, J., Lin, X., Zhang, S., & Wu, Y. 2025. Debromination of decabromodiphenyl ether (BDE-209) and bacterial community responses in aerobic and anaerobic soil microcosms. *Journal of Hazardous Materials*, 488, 137339.

Farzana, S., Zhou, H., Cheung, S. G., & Tam, N. F. Y. 2019. Could mangrove plants tolerate and remove BDE-209 in contaminated sediments upon long-term exposure? *Journal of Hazardous Materials*, 378, 120731.

Fujita, K., & Inui, H. 2021. How does the Cucurbitaceae family take up organic pollutants (POPs, PAHs, and PPCPs)? *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 20(3), 751–779. <https://doi.org/10.1007/s11157-021-09578-w>

Frenoy, P., Marques, C., Fiolet, T., Cano-Sancho, G., Severi, G., & Mancini, F. R., 2022. Positive association between dietary exposure to polybrominated diphenyl ethers and breast cancer risk in the French E3N cohort: The role of vegetable oil consumption. *Environment International* 167, 107444. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107444>

Gao, S., Hong, J., Yu, Z., Wang, J., Yang, G., Sheng, G., Fu, J., 2011. Polybrominated diphenyl



ethers in surface soils from e-waste recycling areas and industrial areas in South China: Concentration levels, congener profile, and inventory. *Environmental toxicology and chemistry* 30, 2688-2696.

Gęca, M., Wiśniewska, M., Nowicki, P. 2022. Biochars and activated carbons as adsorbents of inorganic and organic compounds from multicomponent systems – A review. *Advances in colloid and interface science* 305, 102687.

Ghorbani, M., Asadi, H., and Abrishamkesh, S., 2019. Effects of rice husk biochar on selected soil properties and nitrate leaching in loamy sand and clay soil. *International Soil and Water Conservation Research* 7, 258-265.

Giordano, G., Kavanagh, T.J., Costa, L.G., 2008. Neurotoxicity of a polybrominated diphenyl ether mixture (DE-71) in mouse neurons and astrocytes is modulated by intracellular glutathione levels. *Toxicology and applied pharmacology* 232, 161-168.

Govaerts, A., Verhaert, V., Covaci, A., Jaspers, V.L.B., Berg, O.K., Addo-Bediako, A., Jooste, A., Bervoets, L., 2018. Distribution and bioaccumulation of POPs and mercury in the Ga-Selati River (South Africa) and the rivers Gudbrandsdalslågen and Rena (Norway). *Environment International* 121, 1319-1330.

Grause, G., Karakita, D., Ishibashi, J., Kameda, T., Bhaskar, T., Yoshioka, T., 2011. TG-MS investigation of brominated products from the degradation of brominated flame retardants in high-impact polystyrene. *Chemosphere* 85, 368-373.

Gravel, S., Lavoué, J., Bakhiyi, B., Diamond, M.L., Jantunen, L.M., Lavoie, J., Roberge, B., Verner, M.-A., Zayed, J., Labrèche, F., 2019. Halogenated flame retardants and organophosphate esters in the air of electronic waste recycling facilities: Evidence of high concentrations and multiple exposures. *Environment International* 128, 244-253.

Gross, A., Bromm, T., Glaser, B., 2021. Soil organic carbon sequestration after biochar application: A global meta-analysis. *Agronomy* 11, 2474.

Gu, C., Cai, J., Fan, X., Bian, Y., Yang, X., Xia, Q., Sun, C., Jiang, X., 2020. Theoretical investigation of AhR binding property with relevant structural requirements for AhR-mediated toxicity of polybrominated diphenyl ethers. *Chemosphere* 249, 126554.

Guo, J., Lin, K., Deng, J., Fu, X., Xu, Z., 2015. Polybrominated diphenyl ethers in indoor air during waste TV recycling process. *Journal of Hazardous Materials* 283, 439-446.

Guo, M., Song, W. Tian, J., 2020. Biochar-facilitated soil remediation: Mechanisms and efficacy variations. *frontiers in environmental scienc* 8, 521512.

Guo, W., Pan, B., Sakkiyah, S., Yavas, G., Ge, W., Zou, W., Tong, W., Hong, H., 2019. Persistent organic pollutants in food: contamination sources, health effects and detection methods. *International journal of environmental research and public health* 16, 4361.

Han, L., Sun, K., Yang, Y., Xia, X., Li, F., Yang, Z., Xing, B., 2020. Biochar's stability and



- effect on the content, composition and turnover of soil organic carbon. *Geoderma* 364, 114184. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114184>.
- He, Y., Peng, L., Zhang, W., Liu, C., Yang, Q., Zheng, S., Bao, M., Huang, Y., Wu, K., 2018. Adipose tissue levels of polybrominated diphenyl ethers and breast cancer risk in Chinese women: A case-control study. *Environmental Research* 167, 160-168.
- Hites, R.A., Lehman, D.C., Salamova, A., Venier, M., 2021. Temporal environmental hysteresis: A definition and implications for polybrominated diphenyl ethers. *Science of The Total Environment* 753, 141849.
- Hong, W.-J., Jia, H., Ding, Y., Li, W.-L., Li, Y.-F., 2018. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and halogenated flame retardants (HFRs) in multi-matrices from an electronic waste (e-waste) recycling site in Northern China. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 20, 80-90.
- Huang, A., Wang, N., Lei, M., Zhu, L., Zhang, Y., Lin, Z., Yin, D., & Tang, H. 2013. Efficient Oxidative Debromination of Decabromodiphenyl Ether by TiO₂-Mediated Photocatalysis in Aqueous Environment. *Environmental Science & Technology*, 47(1), 518–525.
- Huang, H., Zhang, S., & Christie, P. 2011. Plant uptake and dissipation of PBDEs in the soils of electronic waste recycling sites. *Environmental Pollution*, 159(1), 238–243. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.034>
- Huang, H., Zhang, S., Christie, P., Wang, S., & Xie, M. 2010a. Behavior of Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) in the Soil-Plant System: Uptake, Translocation, and Metabolism in Plants and Dissipation in Soil. *Environmental Science & Technology*, 44(2), 663 – 667. <https://doi.org/10.1021/es901860r>
- Huang, H., Zhang, S., Christie, P., Wang, S., & Xie, M. 2010b. Behavior of Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) in the Soil-Plant System: Uptake, Translocation, and Metabolism in Plants and Dissipation in Soil. *Environmental Science & Technology*, 44(2), 663 – 667. <https://doi.org/10.1021/es901860r>
- Huang, K., Lin, H., Tao, X., Zou, M., & Lu, G. 2022. Photodegradation of Decabrominated Diphenyl Ether in Soil Suspensions: Kinetics, Mechanisms and Intermediates. *Processes*, 10(4), 718. <https://doi.org/10.3390/pr10040718>
- Huang, Y., Zhang, D., Yang, Y., Zeng, X., Ran, Y., 2018. Distribution and partitioning of polybrominated diphenyl ethers in sediments from the Pearl River Delta and Guiyu, South China. *Environmental Pollution* 235, 104-112.
- Ilyas, M., Sudaryanto, A., Setiawan, I.E., Riyadi, A.S., Isobe, T., Takahashi, S., Tanabe, S., 2011. Characterization of polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants in sediments from riverine and coastal waters of Surabaya, Indonesia. *Marine pollution bulletin* 62, 89-98.
- Ingle, M.E., Mínguez-Alarcón, L., Carignan, C.C., Stapleton, H.M., Williams, P.L., Ford, J.B., Moravek, M.B., Hauser, R., Meeker, J.D., for the, E.S.T., 2020. Exploring reproductive



associations of serum polybrominated diphenyl ether and hydroxylated brominated diphenyl ether concentrations among women undergoing in vitro fertilization. *Human Reproduction* 35, 1199-1210.

Ingle, M.E., Mínguez-Alarcón, L., Carignan, C.C., Stapleton, H.M., Williams, P.L., Ford, J.B., Moravek, M.B., O'Neill, M.S., Wang, L., Hauser, R., Meeker, J.D., 2021. Reproductive outcomes associated with flame retardants among couples seeking fertility treatment: A paternal perspective. *Environmental Research* 192, 110226.

Ji, K., Choi, K., Giesy, J.P., Musarrat, J., Takeda, S., 2011. Genotoxicity of several polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hydroxylated PBDEs, and their mechanisms of toxicity. *Environmental science & technology* 45, 5003-5008.

Jiang, Y., Yuan, L., Lin, Q., Ma, S., Yu, Y., 2019. Polybrominated diphenyl ethers in the environment and human external and internal exposure in China: A review. *Science of The Total Environment* 696, 133902.

Jianxian, S., Hui, P., Jianying, H., 2015. Temporal trends of polychlorinated biphenyls, polybrominated diphenyl ethers, and perfluorinated compounds in Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) eggs (1984–2008). *Environmental science & technology* 49, 1621-1630.

Jonsson, S., Lind, H., Lundstedt, S., Haglund, P., Tysklind, M., 2010. Dioxin removal from contaminated soils by ethanol washing. *Journal of hazardous materials* 179, 393-399.

Jiang, L., Yang, J., Yang, H., Kong, L., Ma, H., Zhu, Y., Zhao, X., Yang, T., & Liu, W. 2024. Advanced understanding of the polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Insights from total environment to intoxication. *Toxicology*, 509, 153959.

Khaled, A., Rivaton, A., Richard, C., Jaber, F., Sleiman, M., 2018. Phototransformation of plastic containing brominated flame retardants: enhanced fragmentation and release of photoproducts to water and air. *Environmental Science & Technology* 52, 11123-11131.

Khairy, M.A., Lohmann, R., 2017. Using polyethylene passive samplers to study the partitioning and fluxes of polybrominated diphenyl ethers in an urban river. *Environmental science & technology* 51, 9062-9071.

Kim, M., Guerra, P., Theocharides, M., Barclay, K., Smyth, S.A., Alae, M., 2013. Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge and treated biosolids: Effect factors and mass balance. *Water Research* 47, 6496-6505.

Kim, Y.-J., Osako, M., Sakai, S.-i., 2006. Leaching characteristics of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) from flame-retardant plastics. *Chemosphere* 65, 506-513.

Klinčić, D., Dvorščak, M., Jagić, K., Mendaš, G., Herceg Romanić, S., 2020. Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in humans and environmental compartments: a comprehensive review of the last five years of research. *Environmental Science and Pollution Research* 27, 5744-5758.



- Lai, W.-Y., Lao, C.-M., Ke, G.-R., Chung, R.-S., Chen, C.-T., Cheng, C.-H., Pai, C.-W., Chen, S.-Y., Chen, C.-C., 2013. The effects of woodchip biochar application on crop yield, carbon sequestration and greenhouse gas emissions from soils planted with rice or leaf beet. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 44, 1039-1044.
- Lee, B.-D., Hosomi, M., 2000. Ethanol washing of PAH-contaminated soil and Fenton oxidation of washing solution. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 2, 24-30.
- Lee, E., Kim, T.H., Choi, J.S., Nabanata, P., Kim, N.Y., Ahn, M.Y., Jung, K.K., Kang, I.H., Kim, T.S., Kwack, S.J., 2010. Evaluation of liver and thyroid toxicity in Sprague-Dawley rats after exposure to polybrominated diphenyl ether BDE-209. *The Journal of toxicological sciences* 35, 535-545.
- Li, B., Danon-Schaffer, M.N., Li, L.Y., Ikononou, M.G., Grace, J.R., 2012. Occurrence of PFCs and PBDEs in landfill leachates from across Canada. *Water, Air, & Soil Pollution* 223, 3365-3372.
- Li, B., Sun, S.-J., Huo, C.-Y., Li, W.-L., Zhu, N.-Z., Qi, H., Kong, L.-J., Li, Y.-F., Ma, W.-L., 2016a. Occurrence and fate of PBDEs and novel brominated flame retardants in a wastewater treatment plant in Harbin, China. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 19246-19256.
- Li, B., Wang, K., Ma, L.-X., Sun, S.-J., Jia, L.-R., Yuan, A.-N., Shen, J.-M., Qi, H., Zhang, A.-P., 2018a. Deca-BDE and alternative halogenated flame retardants in a wastewater treatment plant in Harbin (2009–2016): Occurrence, temporal trends, seasonal variation, and fate. *Science of The Total Environment* 625, 1156-1163.
- Li, H., Liu, Y., Lan, Y., Zhao, Y., Lu, A., Li, C., Lei, R., Xue, J., Liu, W. 2022. A nationwide survey of 20 legacy brominated flame retardants in indoor dust from China: continuing occurrence, national distribution, and implication for human exposure. *Environmental Science and Pollution Research* 29, 58828-58842.
- Li, T.-Y., Zhou, J.-F., Wu, C.-C., Bao, L.-J., Shi, L., Zeng, E.Y., 2018b. Characteristics of polybrominated diphenyl ethers released from thermal treatment and open burning of E-waste. *Environmental science & technology* 52, 4650-4657.
- Li, W.-L., Huo, C.-Y., Liu, L.-Y., Song, W.-W., Zhang, Z.-F., Ma, W.-L., Qiao, L.-N., Li, Y.-F., 2016b. Multi-year air monitoring of legacy and current-use brominated flame retardants in an urban center in northeastern China. *Science of the Total Environment* 571, 633-642.
- Li, Y., Li, J., Deng, C., 2014. Occurrence, characteristics and leakage of polybrominated diphenyl ethers in leachate from municipal solid waste landfills in China. *Environmental Pollution* 184, 94-100.
- Liu, J., Lu, G., Zhang, F., Nkoom, M., Yan, Z., Wu, D., 2018. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a large, highly polluted freshwater lake, China: occurrence, fate, and risk



- assessment. *International journal of environmental research and public health* 15, 1529.
- Liu, J.I.W. W., Lin, Y.-J., Ko, C.-F., Ding, J.-Y., Shih, Y.-H., 2023. The thermal degradation and soil recovery of thermal treatment of field-weathered decabrominated diphenyl ether-contaminated soil. *Chemosphere* 318, 137736.
- Liu, W.-J., Tian, K., Jiang, H., Yu, H.-Q., 2014. Harvest of Cu NP anchored magnetic carbon materials from Fe/Cu preloaded biomass: their pyrolysis, characterization, and catalytic activity on aqueous reduction of 4-nitrophenol. *Green Chemistry* 16, 4198.
- Liu, J., Xu, G., Zhao, S., & He, J. 2025. Microbiomes of coastal sediments and plastispheres shaped by microplastics and decabrominated diphenyl ether. *Water Research*, 280, 123417.
- Luo, Z., Yao, B., Yang, X., Wang, L., Xu, Z., Yan, X., Tain, L., Zhou, H., Zhou, Y., 2022. Novel insights into the adsorption of organic contaminants by biochar: A review. *Chemosphere* 287, 132113.
- Lei, M., Wang, N., Zhu, L., Xie, C., & Tang, H. 2014. A peculiar mechanism for the photocatalytic reduction of decabromodiphenyl ether over reduced graphene oxide–TiO₂ photocatalyst. *Chemical Engineering Journal*, 241, 207–215.
- Li, H., Li, X., Xiang, L., Zhao, H. M., Li, Y. W., Cai, Q. Y., Zhu, L., Mo, C. H., & Wong, M. H. 2018. Phytoremediation of soil co-contaminated with Cd and BDE-209 using hyperaccumulator enhanced by AM fungi and surfactant. *Science of The Total Environment*, 613–614, 447–455.
- Li, X., Chen, A. Y., Yu, L. Y., Chen, X. X., Xiang, L., Zhao, H. M., Mo, C. H., Li, Y. W., Cai, Q. Y., Wong, M. H., & Li, H. 2019. Effects of β -cyclodextrin on phytoremediation of soil co-contaminated with Cd and BDE-209 by arbuscular mycorrhizal amaranth. *Chemosphere*, 220, 910–920.
- Liu, C., Ye, J., Lin, Y., Wu, X., Price, G. W., & Wang, Y. 2024. Effect of natural aging on biochar physicochemical property and mobility of Cd (II). *Scientific Reports*, 14(1), 22214.
- Liu, M., Yu, Z., Yang, F., Zhao, Z., Zhou, M., Wang, C., Zhang, B., Liang, G., Liu, X., & Shao, J. 2023. BDE209-promoted Dio₂ degradation in H4 glioma cells through the autophagy pathway, resulting in hypothyroidism and leading to neurotoxicity. *Toxicology*, 494, 153581. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2023.153581>
- Macaulay, L.J., Chen, A., Rock, K.D., Dishaw, L.V., Dong, W., Hinton, D.E., Stapleton, H.M., 2015. Developmental toxicity of the PBDE metabolite 6-OH-BDE-47 in zebrafish and the potential role of thyroid receptor β . *Aquatic toxicology* 168, 38-47.
- Makey, C.M., McClean, M.D., Braverman, L.E., Pearce, E.N., He, X.-M., Sjödin, A., Weinberg, J.M., Webster, T.F., 2016. Polybrominated diphenyl ether exposure and thyroid function tests in North American adults. *Environmental health perspectives* 124, 420-425.
- Malliari, E., Kalantzi, O.-I., 2017. Children's exposure to brominated flame retardants in indoor environments - A review. *Environment International* 108, 146-169.



- McGrath, T.J., Ball, A.S., Clarke, B.O., 2017. Critical review of soil contamination by polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and novel brominated flame retardants (NBFRs); concentrations, sources and congener profiles. *Environmental Pollution* 230, 741-757.
- McGrath, T.J., Morrison, P.D., Ball, A.S., Clarke, B.O., 2018. Concentrations of legacy and novel brominated flame retardants in indoor dust in Melbourne, Australia: An assessment of human exposure. *Environment International* 113, 191-201.
- Metcalfe, C. D.; Bayen, S.; Desrosiers, M.; Muñoz, G.; Sauvé, S.; Yargeau, V., 2022. An introduction to the sources, fate, occurrence and effects of endocrine disrupting chemicals released into the environment. *Environmental Research* 207, 112658.
- Metelkova, L., Zhakovskaya, Z., Kukhareva, G., Rybalko, A., Nikiforov, V., 2019. Occurrence of PCDD/PCDFs, dioxin-like PCBs, and PBDEs in surface sediments from the Neva River and the Eastern Gulf of Finland (Russia). *Environmental Science and Pollution Research* 26, 7375-7389.
- Minh M. T., Ching L. T., Moo B. C., 2019. Characterization of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in various aqueous samples in Taiwan. *Science of The Total Environment* 649, 388-395.
- Mohammed, N.A., Abu-Zurayk, R.A., Hamadneh, I., Al-Dujaili, A.H., 2018. Phenol adsorption on biochar prepared from the pine fruit shells: Equilibrium, kinetic and thermodynamics studies. *Journal of environmental management* 226, 377-385.
- Moltó, J., Egea, S., Conesa, J.A., Font, R., 2011. Thermal decomposition of electronic wastes: mobile phone case and other parts. *Waste management* 31, 2546-2552.
- Mood, S. H., Pelaez-Samaniego, M. R., Garcia-Perez, M., 2022. Perspectives of engineered biochar for environmental applications: A review. *Energy fuels* 36, 7940-7986.
- Morris, A.D., Muir, D.C., Solomon, K.R., Teixeira, C.F., Duric, M.D., Wang, X., 2018. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and alternative halogenated flame retardants in a vegetation-caribou-wolf food chain of the Canadian Arctic. *Environmental science & technology* 52, 3136-3145.
- Mwangi, J.K., Lee, W.-J., Wang, L.-C., Sung, P.-J., Fang, L.-S., Lee, Y.-Y., Chang-Chien, G.-P., 2016. Persistent organic pollutants in the Antarctic coastal environment and their bioaccumulation in penguins. *Environmental pollution* 216, 924-934.
- Myles G., Mark G. J., Maria I. D., Markus K., 2014. Water uptake in biochars: The roles of porosity and hydrophobicity, *Biomass and Bioenergy* 61, 196-205
- Marquès, M., Nadal, M., & Domingo, J. L. 2022. Human exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) through the diet: An update of the scientific literature. *Food and Chemical Toxicology*, 167, 113322.
- Mierzejewska-Sinner, E., Urbaniak, M., Inui, H., Thijs, S., & Vangronsveld, J. 2024. Chapter



Seven - Cucurbit plants for remediation of soils polluted with persistent and emerging organic pollutants: State of the art, future perspectives and challenges. In M. Chalot (Ed.), *Advances in Botanical Research* (Vol. 109, pp. 217–254). Academic Press.

Niu, X., Liu, C., & Song, X. 2015. Simulation research on the natural degradation process of PBDEs in soil polluted by e-waste under increased concentrations of atmospheric O₃. *Chemosphere*, 118, 373–382.

Odabasi, M., Bayram, A., Elbir, T., Seyfioglu, R., Dumanoglu, Y., Ornektekin, S., 2010. Investigation of soil concentrations of persistent organic pollutants, trace elements, and anions due to iron–steel plant emissions in an industrial region in Turkey. *Water, Air, & Soil Pollution* 213, 375-388.

Odabasi, M., Dumanoglu, Y., Falay, E.O., Tuna, G., Altioek, H., Kara, M., Bayram, A., Tolunay, D., Elbir, T., 2016. Investigation of spatial distributions and sources of persistent organic pollutants (POPs) in a heavily polluted industrial region using tree components. *Chemosphere* 160, 114-125.

Park, S., Kim, S., Lee, J., Lim, J.-E., Moon, H.-B., Lee, H.-K., Kho, Y., 2018. Monitoring of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Soil and Vegetation from South Korea. *ISEE Conference Abstracts*.

Peng, Y.-H., Chen, M.-k., Shih, Y.-h., 2013. Adsorption and sequential degradation of polybrominated diphenyl ethers with zerovalent iron. *Journal of hazardous materials* 260, 844-850.

Postigo, C., Barceló, D., 2015. Synthetic organic compounds and their transformation products in groundwater: Occurrence, fate and mitigation. *Science of The Total Environment* 503-504, 32-47.

Qi, J., Wang, X., Fan, L., Gong, S., Wang, X., Wang, C., Li, L., Liu, H., Cao, Y., Liu, M., Han, X., Su, L., Yao, X., Tysklind, M., Wang, X., 2003. Levels, distribution, childhood exposure assessment, and influencing factors of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in household dust from nine cities in China. *Science of the Total Environment* 874, 162612.

Qi, Z., Chen, T., Bai, S., Yan, M., Lu, S., Buekens, A., Yan, J., Bulmau, C., Li, X., 2014. Effect of temperature and particle size on the thermal desorption of PCBs from contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research* 21, 4697-4704.

Qiu, B., Shao, Q., Shi, J., Yang, C., Chu, H., 2022. Application of biochar for the adsorption of organic pollutants from wastewater: Modification strategies, mechanisms and challenges. *Separation and Purification Technology* 300, 121925.

Rotander, A., van Bavel, B., Polder, A., Rigét, F., Auðunsson, G.A., Gabrielsen, G.W., Víkingsson, G., Bloch, D., Dam, M., 2012. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in marine mammals from Arctic and North Atlantic regions, 1986–2009. *Environment international* 40,



102-109.

Sahoo, K., Kumar, A., Chakraborty, J.P., 2021. A comparative study on valuable products: bio-oil, biochar, non-condensable gases from pyrolysis of agricultural residues. *Journal of Material Cycles and Waste Management*.23, 186-204.

Sato, T., Todoroki, T., Shimoda, K., Terada, A., Hosomi, M., 2010. Behavior of PCDDs/PCDFs in remediation of PCBs-contaminated sediments by thermal desorption. *Chemosphere* 80, 184-189.

Shareef, T.M.E., Zhao, B., 2017. Review paper: the fundamentals of biochar as a soil amendment tool and management in agriculture scope: an overview for farmers and gardeners. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment* 6, 38–61.

Shih, Y.-h., Chou, H.-L., Peng, Y.-H., 2012a. Microbial degradation of 4-monobrominated diphenyl ether with anaerobic sludge. *Journal of hazardous materials* 213, 341-346.

Shih, Y.-h., Chou, H.-L., Peng, Y.-H., Chang, C.-y., 2012b. Synergistic effect of microscale zerovalent iron particles combined with anaerobic sludges on the degradation of decabromodiphenyl ether. *Bioresource technology* 108, 14-20.

Shih, Y.-h., Tai, Y.-t., 2010. Reaction of decabrominated diphenyl ether by zerovalent iron nanoparticles. *Chemosphere* 78, 1200-1206.

Shih, Y.-h., Wang, C.-K., 2009. Photolytic degradation of polybromodiphenyl ethers under UV-lamp and solar irradiations. *Journal of hazardous materials* 165, 34-38.

Śmiełowska, M., Zabiegała, B., 2020. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) concentrations in dust from various indoor environments in Gdańsk, Poland: Prediction of concentrations in indoor air and assessment of exposure of adults. *Science of The Total Environment* 734, 139437.

Siddiqui, S. 2025. Unlocking the environmental potential of biochar: Production, applications, and limitations. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 9.

Söderström, G., Sellström, U., de Wit, C. A., & Tysklind, M. 2004. Photolytic Debromination of Decabromodiphenyl Ether (BDE 209). *Environmental Science & Technology*, 38(1), 127–132. <https://doi.org/10.1021/es034682c>

Sun, J., Liu, J., Liu, Y., Yu, M., & Jiang, G. 2014. Reciprocal Transformation between Hydroxylated and Methoxylated Polybrominated Diphenyl Ethers in Young Whole Pumpkin Plants. *Environmental Science & Technology Letters*, 1(4), 236–241.

Wang, S., Zhang, S., Huang, H., Lu, A., & Ping, H. 2012. Debrominated, hydroxylated and methoxylated metabolism in maize (*Zea mays* L.) exposed to lesser polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). *Chemosphere*, 89(11), 1295–1301.

Wang, S., Zhang, S., Huang, H., Niu, Z., & Han, W. 2014. Characterization of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hydroxylated and methoxylated PBDEs in soils and plants from an e-waste area, China. *Environmental Pollution*, 184, 405–413.



- Wang, Y., Du, Y.-T., & Tam, N. F.-Y. 2022. Effects of decabromodiphenyl ether (BDE-209) on a mangrove plant, *Kandelia obovata* and the uptake, translocation and accumulation of BDE-209. *Frontiers in Marine Science*, 9.
- Wang, Y., Yu, Y., Zhang, H., Huo, Y., Liu, X., Che, Y., Wang, J., Sun, G., & Zhang, H. 2022. The phytotoxicity of exposure to two polybrominated diphenyl ethers (BDE47 and BDE209) on photosynthesis and the response of the hormone signaling and ROS scavenging system in tobacco leaves. *Journal of Hazardous Materials*, 426, 128012.
- Tait, S., Perugini, M., La Rocca, C., 2017. Relative toxicological ranking of eight polybrominated diphenyl ether congeners using cytotoxicity, chemical properties and exposure data. *Food and Chemical Toxicology* 108, 74-84.
- Tamade, Y, Shibakawa, S, Osaki, H, Kashimoto, S, Yagi, Y, Sakai, S, and Takasuga, T. A study brominated compound release from appliance-recycling facility. Spain: N. p., 2002. Web.
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M.-a., Watanuki, Y., 2015. Facilitated leaching of additive-derived PBDEs from plastic by seabirds' stomach oil and accumulation in tissues. *Environmental science & technology* 49, 11799-11807.
- Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., 2015. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere* 125, 70–85.
- Tang, J., & Zhai, J. X. (2017). Distribution of polybrominated diphenyl ethers in breast milk, cord blood and placentas: a systematic review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 21548-21573.
- Tombesi, N., Pozo, K., Álvarez, M., Příbylová, P., Kukučka, P., Audy, O., Klánová, J., 2017. Tracking polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in sediments and soils from the southwest of Buenos Aires Province, Argentina (South eastern part of the GRULAC region). *Science of The Total Environment* 575, 1470-1476.
- Tran, L. T., Kieu, T. C., Bui, H. M., Nguyen, N. T., Nguyen, T. T. T., Nguyen, D. T., Nguyen, T. Q., Nguyen, H. T. A., Le, T. H., Takahashi, S., Tu, M. B., Hoang, A. Q., 2022. Polybrominated diphenyl ethers in indoor dusts from industrial factories, offices, and houses in northern Vietnam: Contamination characteristics and human exposure. *Environ Geochem Health* 44, 2375-2388.
- Trellu, C., Mousset, E., Pechaud, Y., Huguenot, D., Van Hullebusch, E.D., Esposito, G., Oturan, M.A., 2016. Removal of hydrophobic organic pollutants from soil washing/flushing solutions: a critical review. *Journal of hazardous materials* 306, 149-174.
- Trinh, M.M., Tsai, C.L., Chang, M.B., 2019. Characterization of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in various aqueous samples in Taiwan. *Science of the total environment* 649, 388-395.
- Tso, C.-P., Shih, Y.-H., 2017. The influence of carboxymethylcellulose (CMC) on the reactivity



of Fe NPs toward decabrominated diphenyl ether: The Ni doping, temperature, pH, and anion effects. *Journal of hazardous materials* 322, 145-151.

Tso, C.-P., Shih, Y.-H., 2015. The reactivity of well-dispersed zerovalent iron nanoparticles toward pentachlorophenol in water. *Water Research* 72, 372-380.

Venier, M., Salamova, A., Hites, R.A., 2015. Halogenated flame retardants in the Great Lakes environment. *Accounts of chemical research* 48, 1853-1861.

Wang, G., Jiang, N., Liu, Y., Wang, X., Liu, Y., Jiao, D., Wang, H., 2021. Competitive microbial degradation among PBDE congeners in anaerobic wetland sediments: Implication by multiple-line evidences including compound-specific stable isotope analysis. *Journal of Hazardous Materials* 412, 125233.

Wang, G., Peng, J., Xu, X., Zhang, D., Li, X., 2016. Polybrominated diphenyl ethers in sediments from the Southern Yellow Sea: Concentration, composition profile, source identification and mass inventory. *Chemosphere* 144, 2097-2105.

Wang, L.-C., Hsi, H.-C., Wang, Y.-F., Lin, S.-L., Chang-Chien, G.-P., 2010. Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) in municipal solid waste incinerators. *Environmental Pollution* 158, 1595-1602.

Weber, R., Kuch, B., 2003. Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated-chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. *Environment international* 29, 699-710.

Wong, N.W.M., 2018. Electronic Waste Governance under “One Country, Two Systems”: Hong Kong and Mainland China. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15, 2347.

Wu, M.-H., Pei, J.-C., Zheng, M., Tang, L., Bao, Y.-Y., Xu, B.-T., Sun, R., Sun, Y.-F., Xu, G., Lei, J.-Q., 2015. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in soil and outdoor dust from a multi-functional area of Shanghai: levels, compositional profiles and interrelationships. *Chemosphere* 118, 87-95.

Wu, Z., He, C., Han, W., Song, J., Li, H., Zhang, Y., Jing, X., Wu, W., 2020. Exposure pathways, levels and toxicity of polybrominated diphenyl ethers in humans: A review. *Environmental Research*, 109531.

Wu, Z., Liu, Y., Lyu, H., Chen, Y., Han, T., Zhang, Y., Xu, P., Song, J., Wu, W., 2021. Polybrominated diphenyl ethers in indoor dusts from university dormitories and printing shops in Xinxiang, China. *Building and Environment* 187, 107416.

Xiang, L., Harindintwali, J.D., Wang, F., Bian, Y., Zhao, Z., Wang, Z., Wang, Y., Mei, Z., Jiang, X., Schaffer, A., Xing, B., 2023. Manure- and straw-derived biochars reduce the ecological risk of PBDE and promote nitrogen cycling by shaping microbiomes in PBDE-contaminated



soil. *Chemosphere* 312, 137262.

Xiao, H., Mei, N., Chi, Q., Wang, X., 2021. Comprehensive binding analysis of polybrominated diphenyl ethers and aryl hydrocarbon receptor via an integrated molecular modeling approach. *Chemosphere* 262, 128356.

Xu, G., Ng, H. L., Chen, C., Zhao, S., & He, J., 2022. Efficient and Complete Detoxification of Polybrominated Diphenyl Ethers in Sediments Achieved by Bioaugmentation with Dehalococcoides and Microbial Ecological Insights. *Environmental Science & Technology* 56 (12), 8008-8019. doi:10.1021/acs.est.2c00914.

Xu, H., Cai, A., Wu, D., Liang, G., Xiao, J., Xu, M., Colinet, G., Zhang, W., 2021. Effects of biochar application on crop productivity, soil carbon sequestration, and global warming potential controlled by biochar C: N ratio and soil pH: a global metaanalysis. *Soil and Tillage Research*. 213, 105125. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105125>.

Xu, G., Ng, H. L., Chen, C., Zhao, S., & He, J. 2022. Efficient and Complete Detoxification of Polybrominated Diphenyl Ethers in Sediments Achieved by Bioaugmentation with Dehalococcoides and Microbial Ecological Insights. *Environmental Science & Technology*, 56(12), 8008–8019.

Xu, G., Zhao, S., & He, J. 2024. Underexplored Organohalide-Respiring Bacteria in Sewage Sludge Debrominating Polybrominated Diphenyl Ethers. *Environmental Science & Technology*, 58(30), 13348–13357.

Xu, Z.-B., He, M.-J., Xu, X.-Y., Cao, X.-D., Tsang, D. C. W., 2021. Impacts of different activation processes on the carbon stability of biochar for oxidation resistance. *Bioresource Technology* 338, 125555.

Xu, J., Ge, F., Yu, J., Li, J., Dou, Y., Shan, D., Cai, X., & Kong, D. 2024. Levels, Distribution and Ecological Risk Assessment of PBDEs in Soils and Plants Around the Engineering Plastics Factory. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 112(5), 75.

Xu, X., Liu, M., Zhang, Y., & Zhang, Y. 2023. Phytotoxicity of BDE-28, BDE-47 and BDE-99 to maize (*Zea mays* L.) during germination and early growth. *South African Journal of Botany*, 153, 94–101.

Yang, C., Shih, Y., 2013. Comparison of microwave-assisted extraction and ultrasonic extraction on recovery for monobrominated diphenyl ether in root crops. *Taiwanese Journal of Agricultural Chemistry and Food Science* 51, 1-6.

Yang, C.-Y., Chang, M.-l., Wu, S.C., Shih, Y.-h., 2017. Partition uptake of a brominated diphenyl ether by the edible plant root of white radish (*Raphanus sativus* L.). *Environmental Pollution* 223, 178-184.

Yang, C.-Y., Wu, S.C., Lee, C.-C., Shih, Y.-h., 2018a. Translocation of polybrominated diphenyl ethers from field-contaminated soils to an edible plant. *Journal of hazardous materials* 351, 215-



223.

Yang, C.Y., Wu, S.C., Lee, C.C., Shih, Y.H., 2018b. Translocation of polybrominated diphenyl ethers from field-contaminated soils to an edible plant. *J Hazard Mater* 351, 215-223.

Yao, B., Luo, Z., Zhi, D., Hou, D., Luo, L., Du, S., Zhou, Y., 2021. Current progress in degradation and removal methods of polybrominated diphenyl ethers from water and soil: A review. *Journal of Hazardous Materials* 403, 123674.

Yin, W., Zhang, Y., Wang, P., Zheng, S., Zhu, C., Han, X., Zhang, Q., Liang, Y., Jiang, G., 2018. Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in feather and muscle of the birds of prey from Beijing, China. *Ecotoxicology and environmental safety* 165, 343-348.

Yoon, S.J., Hong, S., Kim, S., Lee, J., Kim, T., Kim, B., Kwon, B.-O., Zhou, Y., Shi, B., Liu, P., Hu, W., Huang, B., Wang, T., Khim, J.S., 2020. Large-scale monitoring and ecological risk assessment of persistent toxic substances in riverine, estuarine, and coastal sediments of the Yellow and Bohai seas. *Environment International* 137, 105517.

Yu, X., Liu, B., Yu, Y., Li, H., Li, Q., Cui, Y., Ma, Y., 2023. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in household dust: A systematic review on spatio-temporal distribution, sources, and health risk assessment. *Chemosphere* 314, 137641.

Yu, Y., Yin, H., Peng, H., Lu, G., & Dang, Z. 2019. Biodegradation of decabromodiphenyl ether (BDE-209) using a novel microbial consortium GY1: Cells viability, pathway, toxicity assessment, and microbial function prediction. *Science of The Total Environment*, 668, 958–965.

Yun, S.H., Addink, R., McCabe, J.M., Ostaszewski, A., Mackenzie-Taylor, D., Taylor, A.B., Kannan, K., 2008. Polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in sediment and floodplain soils of the Saginaw River watershed, Michigan, USA. *Archives of environmental contamination and toxicology* 55, 1-10.

Zacs, D., Perkons, I., Abdulajeva, E., Pasecnaja, E., Bartkiene, E., Bartkevics, V., 2021. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), hexabromocyclododecanes (HBCDD), dechlorane-related compounds (DRCs), and emerging brominated flame retardants (EBFRs) in foods: The levels, profiles, and dietary intake in Latvia. *Science of The Total Environment* 752, 141996.

Zhang, M., Buekens, A., Li, X., 2016. Brominated flame retardants and the formation of dioxins and furans in fires and combustion. *Journal of hazardous materials* 304, 26-39.

Zhang, Q., Yao, Y., Wang, Y., Zhang, Q., Cheng, Z., Li, Y., Yang, X., Wang, L., & Sun, H. 2021. Plant accumulation and transformation of brominated and organophosphate flame retardants: A review. *Environmental Pollution*, 288, 117742. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117742>

Zhao, C., Dong, Y., Feng, Y.P., Li, Y.Z., Dong, Y., 2019. Thermal desorption for remediation of contaminated soil: A review. *Chemosphere* 221, 841-855.

Zhao, L., Jiang, J., Chen, C., Zhan, S., Yang, J., Yang, S., 2017. Efficiency and mechanism of



the phytoremediation of decabromodiphenyl ether-contaminated sediments by aquatic macrophyte *Scirpus validus*. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 12949-12962.

Zhao, S., Ding, C., Xu, G., Rogers, M. J., Ramaswamy, R., & He, J. 2022. Diversity of organohalide respiring bacteria and reductive dehalogenases that detoxify polybrominated diphenyl ethers in E-waste recycling sites. *The ISME Journal*, 16(9), 2123–2131.

Zhen, X., Tang, J., Xie, Z., Wang, R., Huang, G., Zheng, Q., Zhang, K., Sun, Y., Tian, C., Pan, X., Li, J., Zhang, G., 2016. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and alternative brominated flame retardants (aBFRs) in sediments from four bays of the Yellow Sea, North China. *Environmental Pollution* 213, 386-394.

Zhou, S., Fu, J., He, H., Fu, J., Tang, Q., Dong, M., Pan, Y., Li, A., Liu, W., Zhang, L., 2017. Spatial distribution and implications to sources of halogenated flame retardants in riverine sediments of Taizhou, an intense e-waste recycling area in eastern China. *Chemosphere* 184, 1202-1208.

Zhu, H.; Wang, F.; Li, B.; Yao, Y.; Wang, L.; Sun, H., 2020. Accumulation and translocation of polybrominated diphenyl ethers into plant under multiple exposure scenarios. *Environment International* 143, 105947.