



應用 活性覆蓋法 針對 污染底泥中 有害物質溶出 抑制介紹

丁 昱／國立臺灣大學環境工程學研究所 碩士生
席行正／國立臺灣大學環境工程學研究所 教授

人類活動造成大量廢水排放至自河川中，並藉由沉降或逕流污染土壤、底泥，及地下水體。底泥環境因而為有害污染物之最終匯聚地，造成嚴重生態環境與人體健康之風險。傳統整治工法中，以疏浚法、傳統覆蓋法，及生物監測復育法較為可行，但每種方法皆有許多限制，使整治作業相當困難。活性覆蓋法為較新型之整治工法，能有效降低污染物是出於水體中之潛勢，且兼具成本較低廉、環境破壞小等特點。國內目前尚無相關整治案例，因此本文整理近十年來活性覆蓋法於國外研究之實績，探討不同活性材料與施工方法之異同，最後討論未來尚需產、官、學、研等單位共同努力之方向，以期此技術能應用於我國底泥整治技術之列。

底泥污染問題簡介

近數十年來，人類活動造成大量工業、農業，及都市廢水排放至河川，並在全球各地造成嚴重的底泥污染問題。由於底泥為複雜有機物之結合物，能與重金屬（e.g. Pb, Cr, Hg）和有機污染物（e.g. PCBs, PAHs, DDT）等有害物質有相當強之吸附能力，因此當此有害物質由廢水排放至河川時，底泥環境如河川、湖泊，出海口等便成為這些物質之最終匯聚地。然而，經由底泥環境中物理化學作用，部分底泥中之有害物質可能釋出至水體中，造成環境生態風險，以及當人類食用受污染之魚類或是飲用水源時，便容易造成健康危害之風險。除了危害人體健康，受污染之底泥亦有可能危害濕地之生態功能，包括自淨作用等，並危害底棲生態系。

在美國，約有 70% 底泥環境因為污染造成對人類使用該區水源造成健康之威脅^[1]。而在台灣，行政院環保署自民國 86 年起便陸續整合水質保護處、環境監測

及資訊處、環境衛生及毒物管理處及環境檢驗所等相關部門進行跨部門河川底泥污染物調查^[2]，並發現在調查之 27 條中央縣市河川中，其中約有 1/3 達到嚴重污染之層級。在其中認定之 11 條重點河川中，有 7 條河川（包括淡水河、南崁溪、老街溪、濁水溪、新虎尾溪、北港溪、急水溪、鹽水溪二仁溪、阿公店溪及愛河）之底泥有不同程度之 Pb, Cr, Cd, Cu, Zn, Hg, Ni, Mn 等重金屬超過底泥品質管制標準上限值，另外，淡水河與二仁溪亦有偵測到部分區段多環芳香烴超標^[2]。

底泥問題具有迫切性並應立即採取控制措施，但由於許多困難點，使污染底泥之管理與整治遲遲無法有效進行。傳統整治工法利用疏浚法挖除底泥可將有害物質永久挖除，但由於：(1) 鉅額之整治成本；(2) 挖除作業使底泥污染物的再懸浮；(3) 底泥整治作為後可能產生的二次污染；(4) 底泥棲地破壞，此四項因素使疏浚法令人卻步，而對環境傷害較少且成本較低之現地整治方法，又由於：(1) 法規的完善性；(2) 長期風險控制之不確定性尚無法有效施行。

目前全球針對底泥議題之典範為以風險為基礎之底泥管理策略，因而延伸出底泥品質指標（Sediment Quality Guideline, SQGs）作為底泥風險之判定與整治目標。底泥品質指標可以定義為有害物質於底泥環境中影響生態健康之風險閾值^[3]，其污染濃度之制定可藉由毒性實驗之數值回歸或藉由污染物理論分配係數，或結合二者^[4]，除此之外，亦須綜合整治時之經濟面^[5]制定可行之指標。我國目前土壤及地下水污染整治法（以下簡稱土污法）已涵蓋底泥管理，並將底泥污染指標物分為四類：重金屬（8項）、有機化合物（19項）、農藥（8項），其他有機化合物（6種）並制定品質指標之上限值及下限值^[5]，並根據土污法建立管理架構（圖1），惟目前尚無相關整治措施之指引。底泥整治相關法規目前以歐美國家以及日本發展較為完善，而其中美國、加拿大、德國、荷蘭、比利時，及日本等國家對於底泥管理已經具備完整系統架構，多種整治手段（例如：疏濬法、覆蓋法、固化法等）皆有完整之規範或指引^[6]，可供我國參考。

底泥整治技術之發展

底泥整治之議題日益為政府、學界與研究單位重視，因而有許多底泥整治方法逐漸被開發並驗證，但多數工法皆存在一些限制或缺點。另外，在選用工法時除了該工法對整治污染物之成效外，尚需考量其他相關影響包括整治過程對於環境之影響。又底泥環境之特殊性使整治效用因地而異，種種挑戰使底泥整治在實務操作上相當困難，目前在經濟上、政策上，環境上皆具可行性且較為泛用之整治工法相當缺乏。

底泥整治技術可由是否挖除底泥區分為現地處理法（in-situ）與離地處理（ex-situ）。離地處理（ex-situ）為常見之底泥處理技術，其優勢為能將污染物一次性移除，但必須負擔挖除底泥之龐大成本^[7]，而一些水深較深之底泥環境因為操作困難，可行性低。離地處理需先以疏浚工法將底泥挖除，再配合其他處理工法。一些積極之處理方法能將污染物從底泥中分離，例如使用化學淋洗法或熱處理法能有機污染物或汞分離出底泥，但其成本較高且另外將製造大量廢氣或廢

水需要額外處理。另外，固定化法利用水泥等膠結劑將底泥中污染物穩定化而不致釋出，但其缺點為製造大量固體廢棄物，且處理後之廢棄物需長期監測溶出風險^[8]。玻璃化法將底泥高溫熔融成玻璃化產物，對比固化法其產生廢棄物較少且產物較穩定^[9]，但其鉅額的成本通常為業者所無法負擔。除此之外，另有其他成本較低之消極作為例如海拋或封閉性掩埋，但此作法對環境破壞大，於今日高漲之環保意識下較無可行性。

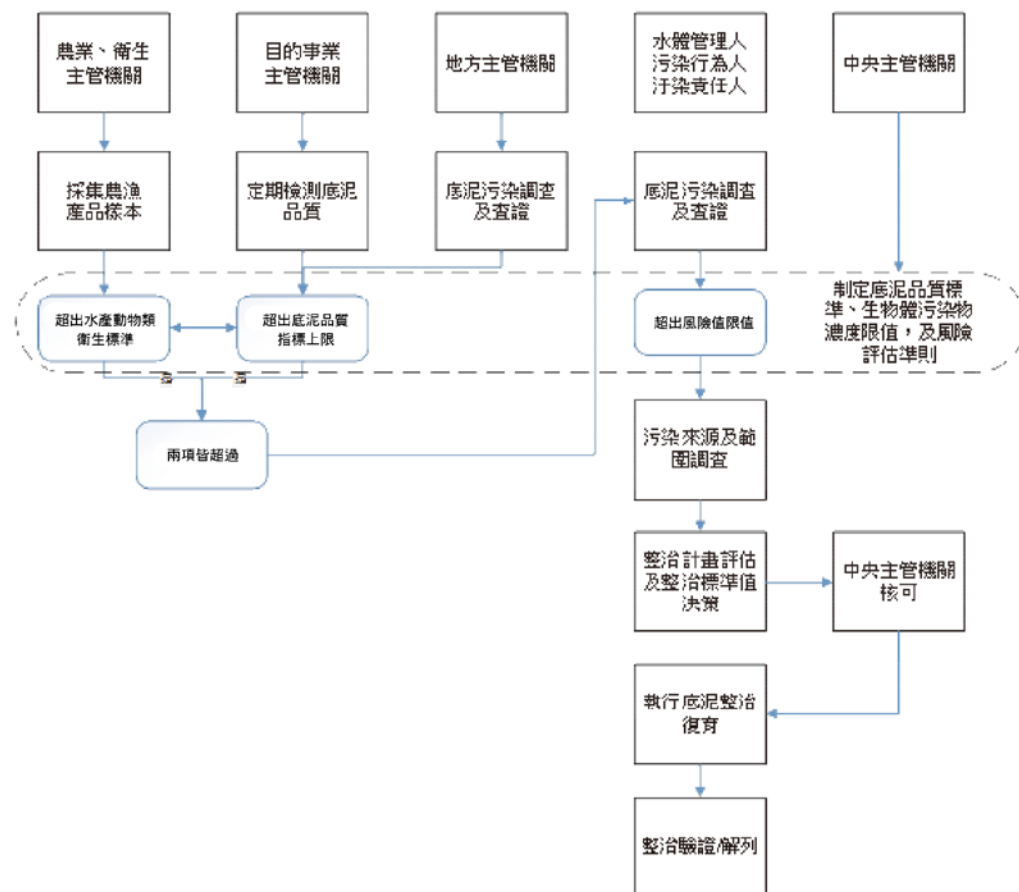


圖1 我國土污法中規範之底泥管理架構

現地處理技術相較於離地處理技術，因不需挖除底泥而節省大量整治支出，但也因為不挖除底泥，整治期間需考量到對於周圍環境之影響及考量整治後之控制以避免二次污染。現地監測復育是較為消極之現地處理方法，利用微生物本身之自淨作用降低污染物於底泥之生物可及性，其優點為整治經費極低，但僅適用於低污染無立即風險之地區。微生物復育利用添加微生物菌劑或營養液促進微生物生長，目前國內外均有許多研究探討微生物降解多氯聯苯、多環芳香烴等有機污染物^[10]，惟目前較少實場化研究，其降解成效有待後續研究驗證。傳統覆蓋法利用鋪設砂層隔絕污染底泥與水體，能有效減低污染物釋出至水體之風險，為較成熟之現地整治工法，具有實場規模研究，其優勢為整治高污染濃度之底泥場址具可行性，且比起離地整治方法成本較低又於水深較深之污染地區較具可行性，但缺點是在鋪灑砂石時仍需大量成本，且並非所有案例皆能達到降低風險之整治目標^[11]。

在台灣，底泥整治尚處於起步階段。美國目前針對成熟之底泥整治技術已有詳盡之規範與指引。美國 EPA 發布之 Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites 指引中，列舉疏浚法、現地監測復育，及現地覆蓋法為較為成熟之整治工法。目前底泥整治工作仍然是耗時且高成本之作業，使底泥整治工作困難重重，未來仍仰賴各界開發更有效且省錢之整治工法。而活性覆蓋法為近年有望達成此目的之新型整治工法。

活性覆蓋法簡介

活性覆蓋法跟傳統覆蓋法不同之處，在於利用活性吸附材料而非傳統覆蓋法之砂石作為覆蓋層鋪設於底泥表層。當 PCB、PAH、DDT 或 Hg 等有害物質從底泥中釋出時，便會吸附於底泥表層之活性材料中，藉由物理化學吸附機制將污染物穩定化以達到減低有害物質生物有效性，進而降低危害風險，而傳統覆蓋法利用砂土吸附能力較低，多以延遲機制減緩有害物質釋出。活性材料具有較強吸附能力使覆蓋層厚度需求降低，進而節省大量成本，理論上活性覆蓋層之厚度僅需傳統覆蓋法之 1%（約 12 mm）之覆蓋層即可取得相當好之成效^[12,13]。實場研究也逐漸證實活性覆蓋法

能有效隔離並降低表層水中之有害物質通量達 5 年之久^[14]，活性覆蓋法應用於底泥整治相當具備潛力。

活性覆蓋法之概念最初由 1999 年的 Jacob 與 Froster^[15] 提出，將活性阻絕層與傳統式覆蓋法結合，提出利用沸石鋪設於汞污染底泥表層已達到阻絕重金屬汞進入水體。爾後，Zimmerman *et al.*^[16] 發現活性碳能有效降低底泥中 PCBs 和 PAH 之生物有效性。由於 PCBs 與 PAH 為底泥中常見且具有高毒性之有害物質，因此許多學者開始從事研究活性碳材以整治 PCBs、PAH，及 DDT 等有機物污染底泥，並從實驗室規模之研究逐步延伸至實場研究^[12]，目前全球已有超過 25 個相關實場研究案例^[17]。相關實場研究案例如表 1 所示。

覆蓋材料與施作工法

在選用可供活性覆蓋法之吸附材料時，需考量材料之整治效果與應用在實場時成本可接受者。材料的比表面積、顆粒大小、孔徑大小分布、孔隙率，還有表面的官能基群等為其重要之基本參數，皆與其吸附污染物之能力、選擇性、穩定性有相當大之關聯。材料成本與環境外部成本亦為選用吸附材料時之重要考量，利用生質廢棄物無氧燒結之生物炭可做為良好之吸附材料^[26]，並除了節省成本外，具有廢棄物再利用之意義。以下簡介幾種可行性較高之活性材料。

活性碳是一種經過熱解碳化再經過活化反應，形成高比表面積碳材，一般高品質之活性碳比表面積約 500 ~ 1500 m²/g。活性碳因為高比表面積、高孔隙體積、多樣的孔徑大小、多樣的官能基、廢棄物再利用及價格便宜等等特點，使活性碳成為深具吸引力的吸附材料，並常應用在去除廢水中有機污染物和臭味以及淨化空氣^[11]。活性碳材料的製作逐漸發展成熟且商業化，廠商可因應顧客需求製作不同孔徑特性，使活性碳在實場應用更具有彈性。除了活性碳本身的吸附能力，也可藉由材料改質改變其表面特性，例如藉由高溫硫化增加活性碳表面硫官能基，硫官能基能與汞形成化學吸附而增加活性碳對重金屬汞的吸附效果^[27]。另外，利用氧化鐵含浸方法可使活性碳增加磁性，可讓材料在吸附污染物後回收利用^[28,29]。近年來，底泥污染與整治議題越來越迫切，利用活性碳整治底泥與一般土壤的想法也逐漸在許多實驗中印證，活性

表 1 活性覆蓋法應用於實場研究案例

地點	目標污染物	施工方法	整治成效簡述	文獻
Hunters Point Shipyard, 美國	PCBs	將 (~3.7%) 活性碳混入底泥深度達一英尺	施作七個月後, PCB 於蛤蠣體內減少 62%。	[18]
South Basin, 美國	PCBs	將 (2.0 ~ 3.2%) 活性碳混入底泥深度達約 30 ~ 40 cm	施作 18 個月後 PCB 於表層水之濃度減少 90%	[19]
Hunters Point Shipyard, 美國	PCBs	將 (~3.7%) 活性碳混入底泥深度達一英尺	被動式採樣器之 PCB 濃度減少 73%	[14]
Trondheim Harbor, 挪威	PAHs、PCBs	以活性碳與黏土、細沙不同組合, 預拌成漿狀 (slurry) 後直接施加於底泥	活性碳與黏土之覆蓋層在 9 ~ 12 個月之間污染物通量降低最多。生物多樣性並無顯著影響	[20]
Eidangerfjord and Ormerfjord, 挪威	dioxin、呔喃	以 (2%) 活性碳與黏土混合, 預拌成漿狀 (slurry) 後直接施加於底泥	20 個月施作期間, 孔隙水中減少低氯數 PCB 至 > 90%, 八氯數 PCB 則減少 60 ~ 70%	[21]
Eidangerfjord and Ormerfjord, 挪威	PCBs、呔喃	以 (2%) 活性碳與黏土混合, 預拌成漿狀 (slurry) 後直接施加於底泥	2 年施作期後, 無活性覆蓋層污染物通量減少 70 ~ 90% 而活性覆蓋層減少 50 ~ 60%。3 ~ 5 年後, 活性覆蓋層污染物通量減少 80 ~ 90%, 無活性覆蓋層則減少 20 ~ 60%	[22]
St. Lawrence River, 美國	PCBs	將 2 種活性碳以噴灑、混和、注射三種方式覆蓋於底泥表面。	3 年操作期間, 底棲生物之 PCB 生物累積量下降 69 ~ 93%, 孔隙水中濃度則減少 93%。	[23]
Lower Canal Creek, 馬里蘭, 美國	汞、PCBs、DDT	將活性碳 (SediMite®) 以噴灑器直接噴灑	10 個月操作期間, PCBs 與 DDT 生物累積量顯著下降, 甲基汞下降約 50%。	[24]
Grenland fjords, 挪威	汞、戴奧辛	以活性碳與黏土、萊姆石混和不同比例製備之活性覆蓋層, 直接施加於底泥中	活性碳覆蓋層將生物多樣性於 14 個月中減少 90%。無活性碳之覆蓋層則影響較低。	[25]

碳除了能用來整治底泥中持續性有機污染物 (persistent organic pollutant, POPs) [20,30], 對於重金屬汞的吸附能力也相當高 [31]。雖然活性碳是一項價格低廉, 吸附效果顯著的吸附材料, 但對環境生物也可能產生一些環境壓力, Janssen and Beckingham [32] 發現活性碳應用在底泥中可能會對底泥生物產生環境壓力, 但此現象只在小於 20% 實驗樣本中發現。

除了活性碳, 還有許多材料都被研究在汞污染底泥整治上具有潛力, 生物炭 (biochar) 即是其中之一。製造活性碳的過程中, 將生物質經過碳化但尚未經過活化, 即會產生生物炭。生物炭承襲了活性碳的優點, 擁有高吸附面積和吸附容量, 且可藉由廢棄物利用達到減廢和整治的目的。另外, 生物炭會在土壤中釋出營養鹽, 也能增加土壤的保水力, 以及減少溫室氣體甲烷的釋出 [33]。Gomez-Eyles *et al.* [34] 使用了 13 種生物炭和 4 種活性碳吸附多氯聯苯及重金屬汞, 發現生物炭與活性碳皆有良好的吸附效率, 其中又以活性碳效果較佳。

黏土是小於 2 mm 粒徑無機礦物的通稱, 是另一項具有潛力的吸附材料。天然黏土多由層狀矽酸鹽組

成, 其主要成分有矽、鋁、鐵、鈣、鎂等等。良好的熱穩定性和離子吸附能力讓黏土也有成為吸附材料的潛力 [35]。另外, 也有人將黏土進行改質變成有機黏土 (organoclay)。有機黏土被報導出可能吸附能力比改質前的黏土增加 10 ~ 30 倍, 對鉻、砷、鉛、鎘、鋅都有吸附效果 [36-38]。

在實務施作上, 將活性覆蓋材料施加於底泥表層, 可藉由兩種工法執行: (1) 噴灑式薄層覆蓋法 (thin layer capping); 及 (2) 機械式混和覆蓋法 (mechanical mixing amendment)。噴灑式薄層覆蓋法即利用各式噴灑機具將活性材料預拌後直接噴灑於水體中, 待活性材料沉降至底泥表層時即形成薄層之覆蓋層, 再藉由底棲生物擾動作用活性覆蓋層即可混入底泥達到降低孔隙水中有害物質之目的 [20]。噴灑式工法於實務上具有較高之彈性, 在淺水區域及深水區域皆為適用, 且比起機械式混和覆蓋法因不需要底泥中之攪拌裝置而成本較低。Menzie *et al.* [24] 在淺水濕地進行噴灑式工法時使用自製之噴灑器, 由 250 磅進料斗與柴油噴灑裝置組成 (圖 2)。Cornelissen *et al.* [21] 在海灣之深水域 (約 100 公尺) 進行噴灑作業時, 使用船隻備有 275



圖 2 Menzie *et al.* [24] 進行噴灑式薄層覆蓋工法之設備 (Vortex TR Aquatic system)



圖 3 Cornelissen *et al.* [21] 將活性碳、黏土與海水預拌後使用船隻噴灑作業情形

立方米水槽及 500 馬力疏浚幫浦使漿狀活性覆蓋材料預拌，並使用 204 馬力之幫浦搭配彈性管材深入水中 10 公尺進行噴灑 (圖 3)。

過去實驗室研究及模場研究 [23,39] 皆發現無混和之覆蓋層與機械混和之覆蓋層效果差異不大。但若考量其他現地因素，例如要將覆蓋層混入生物作用較為旺盛之底泥深度 (15 ~ 30 cm) 或避免水流造成覆蓋層流失，則可藉由機械式混和覆蓋法增加混和強度。另外，機械式混和覆蓋法雖然會在整治期間造成底泥擾動，但同時也使覆蓋材料分散均勻，可能降低因為施加覆蓋層對於底泥生態之影響 [19,20]。Cho *et al.* [19] 利用機械式混和覆蓋法進行底泥整治，並設計兩套施工系統 (圖 4)。第一種為挖土機裝備轉軸式鬆土機，原為清除沼澤區之水草用，經人工鋪設活性覆蓋層後以此系統混入底泥中。第二種為挖土機裝備注射系統，原用途為注射水泥使底泥固化之裝置，漿狀覆蓋層經預拌後由此設備注射入底泥。



圖 4 Cho *et al.* [19] 利用兩種機具進行機械式混和覆蓋法，(左) 轉軸式鬆土機 (Aquatic Environments, Inc.) 及 (右) 注射式系統 (Compass Environmental, Inc., GA)

挑戰與機會

本文整理近年來以活性覆蓋法進行底泥整治之研究，並由許多實場研究中，證實此工法能有效降低底泥中有害物質釋出與生物累積。底泥整治為相當高成本之整治工作，藉由活性覆蓋法此種具成本可行性、有效性之整治工法，未來應用於實場底泥整治作業將具有相當高的潛力。但同時，由於底泥環境相當複雜，不同場址間的變異性相當大，許多知識鴻溝仍尚需要許多學術及實務方面的努力，甚至法律方面之配套，以期完善活性覆蓋法之整治理論與實務。未來需要完善之工作與挑戰仍多，在此從幾個方面探討：

- 基礎學理方面，有害物質與活性材料之吸附機制理論上需要更深入研究；雖然目前於活性材料，尤其活性碳材吸附有機污染物已有許多研究，但活性材料吸附其他污染物，例如重金屬或新興污染物，尚有於底泥中吸附、穩定化及生物毒性之進一步探討。微生物對於底泥中污染物之行為與降解扮演重要角色，活性覆蓋法對於底泥微生物相之影響至今少有探討，亦需要未來進一步研究。此外，相關底泥質傳模式也漸漸開始發展，模式之持續發展與因應不同環境之調整亦為重要之研究項目。
- 水文地質方面，多數底泥環境受地下水流或橫向水流之影響而侵蝕活性覆蓋層。台灣地勢陡峭河川流速快，如何在橫向水流較大中維持活性覆蓋層穩定，或判斷是否適合使用活性覆蓋法，皆需相對應之研究。
- 施作工法方面，如何降低機械混和式覆蓋法造成之底泥擾動作用，或使噴灑式活性覆蓋法鋪設覆蓋層時更均勻，皆是在實務上之挑戰。另外，以活性碳材為主之活性覆蓋層可能因為比重較低而有沉降性差之問題，如何藉由混和不同材料增加覆蓋層穩定度亦是在實場時容易遇到之問題。
- 生態功能方面，在不同水域中施加活性覆蓋法對於當地生態影響亦會不同，相關研究顯示有些場址整治後並無觀察對生態之不良影響，有些研究則發現活性覆蓋法將大幅減少生物多樣性^[25]。對於活性覆蓋法之施加材料、方式，對於不同生態系之短期影響及長期影響目前皆需要更多實場研究驗證。
- 成本計算方面，除了考量整治操作費用與材料費用，亦需要考慮整治期間之外部成本。近年來，綠色整治^[40]的聲浪逐漸興起，強調以生命週期評估及碳足跡作為整治最佳方案（Best Management

Practice, BMP) 之重要評估工具，使整治工作除了考慮危害風險之降低外，同時亦需考量整治全期是否會造成二次污染，或其他外部影響。

- 法規方面，活性覆蓋法等現地底泥整治工法多以降低人體健康與生態風險為主要目的，而非以降低總量污染。因此土水相關法規需要引入風險管理之工具才能使活性覆蓋法得以應用。我國目前對於污染底泥整治可藉由提出風險管理計畫而得以實現，惟我國於底泥整治方面尚處於發展階段，底泥管理計畫原則、配套措施，以及整治終點設定等等相關規範與指引，皆還有許多進步之空間。

誌謝

本文資料來源與整理經「106年度土壤及地下水污染整治基金會補助研究與模場試驗專案」(研究編號：PG10605-0106)之研究經費補助始得以完成，特此致謝。

參考文獻

1. Palermo, M.R., Hinchee, R., Porta, A., and Pelli, M. (2001), A state of the art overview of contaminated sediment remediation in the United States. in Proceedings of the International Conference on Remediation of Contaminated Sediments.
2. 行政院環保署 (2013) “底泥污染來源及傳輸模式調查計畫—以重點河川為例”。計畫編號：EPA-100-GA-102-02-A232。
3. Kwok, K.W., Batley, G.E., Wenning, R.J., Zhu, L., Vangheluwe, M., and Lee, S. (2014), “Sediment quality guidelines: Challenges and opportunities for improving sediment management”. Environmental Science and Pollution Research, 21(1), pp. 17-27.
4. Wenning, R.J. (2005), Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments, SETAC.
5. 行政院環保署 (2012) “底泥品質指標之分類管理及用途辦法限制”。土字第 1000116349。
6. Spadaro, P.A. (2011), “Remediation of contaminated sediment: a worldwide status survey of regulation and technology”. Terra et Aqua, 123, pp. 14-23.
7. Council, N.R. (2007), Sediment dredging at Superfund megasites: Assessing the effectiveness. National Academies Press.
8. Dermont, G., Bergeron, M., Mercier, G., and Richer-Lafleche, M. (2008), “Soil washing for metal removal: a review of physical/chemical technologies and field applications”. Journal of Hazardous Materials, 152(1), pp. 1-31.
9. Wang, J., Feng, X., Anderson, C.W., Xing, Y., and Shang, L. (2012), “Remediation of mercury contaminated sites—a review”. Journal of Hazardous Materials, 221, pp. 1-18.
10. Tabak, H.H., Lazorchak, J.M., Lei, L., Khodadoust, A.P., Antia, J.E., Bagchi, R., and Suidan, M.T. (2003), “Studies on bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated sediments: Bioavailability, biodegradability, and toxicity issues”. Environmental Toxicology and Chemistry, 22(3), pp. 473-482.
11. Zhang, C., Zhu, M.Y., Zeng, G.M., Yu, Z.G., Cui, F., Yang, Z.Z., and Shen, L.Q. (2016), “Active capping technology: A new environmental remediation of contaminated sediment”. Environmental Science and Pollution Research, 23(5), pp. 4370-4386.

12. Ghosh, U., Luthy, R.G., Cornelissen, G., Werner, D., and Menzie, C.A. (2011), "In-situ sorbent amendments: A new direction in contaminated sediment management". *Environmental Science & Technology*, 45(4), pp. 1163-1168.
13. Olsta, J. (2007), In-Situ Capping of Contaminated Sediments with Reactive Materials, in *Ports 2007: 30 Years of Sharing Ideas: 1977-2007*, pp. 1-9.
14. Cho, Y.M., Werner, D., Choi, Y., and Luthy, R.G. (2012), "Long-term monitoring and modeling of the mass transfer of polychlorinated biphenyls in sediment following pilot-scale in-situ amendment with activated carbon". *Journal of Contaminant Hydrology*, 129, pp. 25-37.
15. Jacobs, P.H., and Förstner, U. (1999), "Concept of subaqueous capping of contaminated sediments with active barrier systems (ABS) using natural and modified zeolites". *Water Research*, 33(9), pp. 2083-2087.
16. Zimmerman, J.R., Ghosh, U., Millward, R.N., Bridges, T.S., and Luthy, R.G. (2004), "Addition of carbon sorbents to reduce PCB and PAH bioavailability in marine sediments: Physicochemical tests". *Environmental Science & Technology*, 38(20), pp. 5458-5464.
17. Patmont, C.R., Ghosh, U., LaRosa, P., Menzie, C.A., Luthy, R.G., Greenberg, M.S., Cornelissen, G., Eek, E., Collins, J., and Hull, J. (2015), "In situ sediment treatment using activated carbon: A demonstrated sediment cleanup technology". *Integrated Environmental Assessment and Management*, 11(2), pp. 195-207.
18. Cho, Y.M., Smithenry, D.W., Ghosh, U., Kennedy, A.J., Millward, R.N., Bridges, T.S., and Luthy, R.G. (2007), "Field methods for amending marine sediment with activated carbon and assessing treatment effectiveness". *Marine Environmental Research*, 64(5), pp. 541-555.
19. Cho, Y.M., Ghosh, U., Kennedy, A.J., Grossman, A., Ray, G., Tomaszewski, J.E., Smithenry, D.W., Bridges, T.S., and Luthy, R.G. (2009), "Field application of activated carbon amendment for in-situ stabilization of polychlorinated biphenyls in marine sediment". *Environmental Science & Technology*, 43(10), pp. 3815-3823.
20. Cornelissen, G., Elmquist Kruså, M., Breedveld, G.D., Eek, E., Oen, A.M., Arp, H.P.H., Raymond, C., Samuelsson, G.R., Hedman, J.E., and Stokland, Ø. (2011), "Remediation of contaminated marine sediment using thin-layer capping with activated carbon: A field experiment in Trondheim Harbor, Norway". *Environmental Science & Technology*, 45(14), pp. 6110-6116.
21. Cornelissen, G., Amstaetter, K., Hauge, A., Schaanning, M., Beylich, B., Gunnarsson, J.S., Breedveld, G.D., Oen, A.M., and Eek, E. (2012), "Large-scale field study on thin-layer capping of marine PCDD/F-contaminated sediments in Grenlandfjords, Norway: Physicochemical effects". *Environmental Science & Technology*, 46(21), pp. 12030-12037.
22. Cornelissen, G., Schaanning, M., Gunnarsson, J.S., and Eek, E. (2016), "A large - scale field trial of thin-layer capping of PCDD/F - contaminated sediments: Sediment - to - water fluxes up to 5 years post - amendment". *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12(2), pp. 216-221.
23. Beckingham, B., and Ghosh, U. (2011), "Field-scale reduction of PCB bioavailability with activated carbon amendment to river sediments". *Environmental Science & Technology*, 45(24), pp. 10567-10574.
24. Menzie, C., Amos, B., Driscoll, S.K., Ghosh, U., and Gilmour, C. (2016), "Evaluating the efficacy of a low-impact delivery system for in situ treatment of sediments contaminated with methylmercury and other hydrophobic chemicals". ESTCP Environmental Restoration Project ER-200835. Available from: <http://www.dtic.mil/get-tr-doc/pdf?AD=AD1029719>.
25. Samuelsson, G.S., Raymond, C., Agrenius, S., Schaanning, M., Cornelissen, G., and Gunnarsson, J.S. (2017), "Response of marine benthic fauna to thin-layer capping with activated carbon in a large- scale field experiment in the Grenland fjords, Norway". *Environmental Science and Pollution Research*, 24(16), pp. 14218-14233.
26. Yu, J.G., Yue, B.Y., Wu, X.W., Liu, Q., Jiao, F.P., Jiang, X.Y., and Chen, X.Q. (2016), "Removal of mercury by adsorption: A review". *Environmental Science and Pollution Research*, 23(6), pp. 5056-5076.
27. Li, Z., Wu, L., Liu, H., Lan, H., and Qu, J. (2013), "Improvement of aqueous mercury adsorption on activated coke by thiol-functionalization". *Chemical Engineering Journal*, 228, pp. 925-934.
28. Faulconer, E.K., von Reitzenstein, N.V.H., and Mazyck, D.W. (2012), "Optimization of magnetic powdered activated carbon for aqueous Hg (II) removal and magnetic recovery". *Journal of Hazardous Materials*, 199, pp. 9-14.
29. Miura, O., and Tachibana, S. (2014), "Mercury removal from solution by high gradient magnetic separation with functional group modified magnetic activated carbon". *IEEE Transactions on Applied Superconductivity*, 24(3), pp. 1-4.
30. Cornelissen, G., Gustafsson, Ö., Bucheli, T.D., Jonker, M.T., Koelmans, A.A., and van Noort, P.C. (2005), "Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils: Mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation". *Environmental Science & Technology*, 39(18), pp. 6881-6895.
31. Gilmour, C.C., Riedel, G.S., Riedel, G., Kwon, S., Landis, R., Brown, S.S., Menzie, C.A., and Ghosh, U. (2013), "Activated carbon mitigates mercury and methylmercury bioavailability in contaminated sediments". *Environmental Science & Technology*, 47(22), pp. 13001-13010.
32. Janssen, E.M.L., and Beckingham, B.A. (2013), "Biological responses to activated carbon amendments in sediment remediation". *Environmental Science & Technology*, 47(14), pp. 7595-7607.
33. Zhang, A., Cui, L., Pan, G., Li, L., Hussain, Q., Zhang, X., Zheng, J., and Crowley, D. (2010), "Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(4), pp. 469-475.
34. Gomez-Eyles, J.L., Yupanqui, C., Beckingham, B., Riedel, G., Gilmour, C., and Ghosh, U. (2013), "Evaluation of biochars and activated carbons for in situ remediation of sediments impacted with organics, mercury, and methylmercury". *Environmental Science & Technology*, 47(23), pp. 13721-13729.
35. Kumar, A.S.K., Kalidhasan, S., Rajesh, V., and Rajesh, N. (2012), "A meticulous study on the adsorption of mercury as tetrachloromercurate (II) anion with trioctylamine modified sodium montmorillonite and its application to a coal fly ash sample". *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 51(35), pp. 11312-11327.
36. Sarkar, B., Xi, Y., Megharaj, M., Krishnamurti, G.S., Rajarathnam, D., and Naidu, R. (2010), "Remediation of hexavalent chromium through adsorption by bentonite based Arquad® 2HT-75 organoclays". *Journal of Hazardous Materials*, 183(1), pp. 87-97.
37. Sarkar, B., Naidu, R., Rahman, M.M., Megharaj, M., and Xi, Y. (2012), "Organoclays reduce arsenic bioavailability and bioaccessibility in contaminated soils". *Journal of Soils and Sediments*, 12(5), pp. 704-712.
38. Oyanedel-Craver, V.A., and Smith, J.A. (2006), "Effect of quaternary ammonium cation loading and pH on heavy metal sorption to Ca bentonite and two organobentonites". *Journal of Hazardous Materials*, 137(2), pp. 1102-1114.
39. Sun, X., and Ghosh, U. (2007), "PCB bioavailability control in *Lumbriculus variegatus* through different modes of activated carbon addition to sediments". *Environmental Science & Technology*, 41(13), pp. 4774-4780.
40. Petruzzelli, G., Pedron, F., Grifoni, M., Barbaferi, M., Rosellini, I., and Pezzarossa, B. (2016), "Soil Remediation Technologies towards Green Remediation Strategies". *World Academy of Science, Engineering and Technology, International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering*, 10(6), pp. 654-658. 