



透水性反應阻牆
(Permeable Reactive Barrier, PRB)
整治技術參考指引
(113 年版)

出版年份：民國 113 年 7 月
出版單位：環境部環境管理署

目 錄

	頁 次
目 錄	I
表 目 錄	III
圖 目 錄	IV
第 1 章 前言	1-1
1.1 目的	1-1
1.2 適用範圍與限制	1-2
1.3 內容概述	1-3
1.4 中英文專有名詞對照表	1-4
第 2 章 整治技術原理與應用	2-1
2.1 污染物傳輸與反應機制	2-1
2.1.1 污染物傳輸	2-3
2.1.2 污染物反應機制	2-4
2.1.3 填充反應材料	2-6
2.2 整治系統單元	2-12
2.3 整治技術應用	2-15
第 3 章 適用條件	3-1
3.1 PRB 適用性篩選流程	3-1
3.1.1 污染物類型與分佈	3-2
3.1.2 地質特徵	3-5
3.1.3 土壤滲透率	3-5
3.1.4 水力傳導係數	3-6
3.1.5 水力梯度與地下水流速	3-6

3.2 PRB 成效影響因子	3-10
3.3 其他選用考量因子	3-11
第 4 章 整治效能評估	4-1
4.1 效能監測評估目的	4-1
4.2 效能評估方式	4-2
4.2.1 監測位置選定	4-2
4.2.2 監測方法	4-3
4.2.3 監測頻率	4-4
4.2.4 水文流向監測評估	4-4
4.3 評估結果數據解讀	4-4
4.3.1 場址條件變化	4-5
4.3.2 統計方法	4-5
4.4 系統關閉	4-6
第 5 章 案例解析	5-1
5.1 國內案例	5-1
5.1.1 桃園航勤股份有限公司修護廠區場址	5-1
5.2 國外案例	5-7
5.2.1 美國格蘭德島陸軍彈藥廠場址	5-7
5.2.2 澳洲地下水無機物污染場址	5-14
參考文獻	1

表 目 錄

頁 次

表 1.4-1	中英文專有名詞對照表	1-4
表 2.1-1	透水性反應阻牆整治技術之優勢及限制	2-3
表 2.1-2	常用之反應介質及其機制分類	2-4
表 2.1-3	各類反應材料的優缺與應用條件	2-7
表 2.1-4	各類 ZVI 的優缺點比較	2-9
表 3.1-1	不同關切污染物適用之 PRB 反應材料與適用條件	3-3
表 3.1-2	PRB 適用場址特徵	3-8
表 3.1-3	場址應用 PRB 技術設置條件	3-9
表 5.1-1	歷次生物營養鹽分區灌注量統計	5-5
表 5.1-2	場區監測井歷次 TOC 監測結果	5-6
表 5.1-3	生物脫鹵球菌定量檢驗結果	5-6

圖 目 錄

頁 次

圖 2.1-1	透水性反應阻牆示意圖	2-2
圖 2.2-1	透水性反應阻牆工法示意圖-連續式	2-14
圖 2.2-2	透水性反應阻牆工法示意圖-開道式	2-14
圖 2.2-3	Bioscreen 系統配置示意圖	2-15
圖 3.1-1	PRB 適用性篩選流程圖	3-2
圖 4.1-1	透水性反應阻牆監測位置示意圖	4-3
圖 5.1-1	地下水中四氯乙烯濃度圖	5-3
圖 5.1-2	生物透水性反應阻牆 (PRB) 及加強式生物現地復育區 (EIB) 分區	5-5
圖 5.2-1	案例場址相關位置示意圖	5-8
圖 5.2-2	案例場址區域地質分布圖	5-9
圖 5.2-3	透水性反應阻牆規劃設置位置圖	5-10
圖 5.2-4	透水性反應阻牆規劃側視圖	5-10
圖 5.2-5	透水性反應阻牆規劃俯視圖	5-11
圖 5.2-6	現場作業照片	5-12
圖 5.2-7	地下水透水性反應阻牆(PRB)試驗場地位置	5-15
圖 5.2-8	PRB 試驗段和施工後地下水監測孔試驗場地位置	5-16
圖 5.2-9	PRB 監測鑽孔及其與排水管的關係	5-16

第 1 章 前言

1.1 目的

行政院環境保護署（現已改制環境部）自民國 89 年 2 月公佈實施「土壤及地下水污染整治法」（以下簡稱土污法）以來，即陸續開展全國土壤及地下水污染調查工作，對於調查結果達土壤及地下水污染管制標準者，依土污法公告為控制場址或整治場址，並要求污染行為人進行污染控制及整治工作。截至民國 109 年，經公告或解除控制場址或整治場址之總數量近 8,000 筆。

由於污染場址的增加，加上環境部環境管理署（以下簡稱環管署）強力監督及產學業界等共同推動下，無論在調查或污染、整治技術皆具備相當程度的執行經驗及能力。然有鑒於國內各項調查、控制及整治技術工法、成效各異，環管署為促使污染行為人及環保產業界能在場址應用過程中，導入正確觀念及方法，亦同時提供欲進入土壤及地下水污染整治產業之人士學習參考與導引，故環管署透過不同計畫彙整歷年所執行之農地、加油站、工廠、工業區調查及健康風險評估方法等計畫經驗，發表各類型土壤及地下水污染預防、調查或整治技術手冊，截至民國 109 年已陸續發表如土壤及地下水污染場址調查作業參考指引總則、土壤及地下水含氯有機物污染來源調查技術參考手冊、現地化學氧化法整治技術參考指引、土壤氣體抽除整治技術作業參考指引等，涵蓋重金屬、油品及比水重非水相液體污染物類型與特定整治技術的技術篩選、評估與應用設計，以提供產業界及學術界參考並同時協助提升各級政府機關人員及審查委員對於整治技術的了解。

透水性反應阻牆 (Permeable Reactive Barrier, PRB) 整治技術屬被動式整治技術之一，最大的優勢在於技術本身的被動整治技術特質可減少操作維護（如抽水）的投入，並能結合風險管理同步達到污染移除與圍封的效果，為國際間重要推動的永續性整治技術。然因國內採用之經驗較少，環管署為提供產業界於應用時參考，並協助各級政府機關人員了解整治技術，遂編訂「透水性反應阻牆整治技術參考指引」（以下簡稱本指引），俾利於設計、實

務應用及審查相關之污染改善計畫、控制或整治計畫，或於監督整治工程時，了解如何掌握重點，並提供作為執行控制、整治相關工作之參考，透過對於整治技術執行方法的進一步了解，共同監督污染控制及整治作為及其成效。

1.2 適用範圍與限制

- 一、 本指引內容不代表環管署任何政策或法規的制定方向，也不作為任何法規相關解讀與論證用，指引提及之各類技術應用，應以中華民國法規之規範為優先，並視場址需求與執行單位之專業判斷，不保證為各級環保主管機關接受之整治方案。
- 二、 本指引所有內容均以科學與技術層面的解釋為出發點，著重於場址整治執行實務經驗描述與探討，文件中所提及的技術內容可能因技術演進與更新而有差異，必要時讀者應針對文件所述內容參考相關文獻並自主深入研究。現場土壤及地下水採樣、監測井設置或實驗室檢測分析皆應依環境部國家環境研究院公告或經科學驗證之方法執行，本手冊不提供各項檢測分析方法之技術說明及相關儀器之操作步驟。
- 三、 本指引僅建議通論性之規劃、程序、步驟、方法及數量等，各場址應依現場實際狀況彈性調整，並依執行單位之專業判斷評估規劃，以符合場址執行需求。
- 四、 本指引中所述之商標、化學藥劑、產品或藥劑品牌內容，僅為文獻資料之引述，不代表任何傾向或推薦，各場址應依據執行單位之專業判斷與規劃選定合適之產品或藥劑。
- 五、 指引中所述各項施工安全規範與建議，並非一體適用於所有的場址，仍應依現場實際狀況規劃適合之風險管理內容，並由專業人員執行，以符合場址執行需求。

1.3 內容概述

本指引主要有五個章節，茲將各章節內容概述如下。

第一章 前言

本章說明本指引之撰寫目的、適用範圍及限制、指引內容概述，並提供專有名詞中英文對照表，以利初次使用本指引讀者可快速了解本指引之目的與使用方法。

第二章 整治技術原理與應用

本章簡要說明利用地下環境污染物轉移與去除機制、常見透水性反應阻牆所應用的種類、技術適用範圍及與其他技術的整合等。讓讀者可藉由對於該整治技術的污染移除機制有初步了解，以評估是否使用該整治技術進行場址的污染改善，亦可選用合適之輔助或變通整治技術。

第三章 適用條件

本章彙整場址使用透水性反應阻牆進行污染控制、整治工作之各項篩選條件，同時採納整治目標與污染執行相關人之要求，提供設計流程。至此，讀者可評估是否使用本整治技術。

第四章 整治效能評估

本指引宗旨為提供應用者檢視污染改善是否如預期規劃進行，因此本章彙整污染改善評估方式，並說明污染控制、整治期間或改善完成後，應進行之污染物濃度持續監測方式。

第五章 案例解析

本章引用國內外採用透水性反應阻牆之案例場址，說明在評估、設計、污染控制成效與整治工程建置的重點。

1.4 中英文專有名詞對照表

本指引將內容中所使用之專有名詞中英文對照彙整詳表 1.4-1 所列，提供各位讀者參考。

表 1.4-1 中英文專有名詞對照表

英文	中文
Continuous-wall permeable reactive barrier	連續式透水性反應阻牆
Contaminants of concern, CoC	關切污染物
Dynamic viscosity	水動力黏滯係數
Funnel-and-gate permeable reactive barrier	閘道式透水性反應阻牆
Green and Sustainable Remediation, GSR	綠色及永續型整治
Hydraulic conductivity	水力傳導係數
Nitrate, NO_3^-	硝酸鹽
Nitrite, NO_2^-	亞硝酸鹽
Apatite	磷灰石
Intrinsic permeability	內在滲透率
Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs	多環芳香烴
Permeable Reactive Barrier, PRB	透水性反應阻牆
Pollution plume	污染團
Porosity	孔隙率
Reactive barrier	反應阻牆
Slug Test	微水試驗
Slurry wall	泥漿阻牆
Soil permeability	土壤滲透率
Soil bulk density	土壤總體密度
Soil particle density	土壤顆粒密度
Solubility	溶解度
Source zone	污染源區
Specific surface area	比表面積
Tetrachloroethylene, PCE	四氯乙烯
Trichloroethylene, TCE	三氯乙烯
Zero valent iron, ZVI	零價鐵
Zeolite	沸石

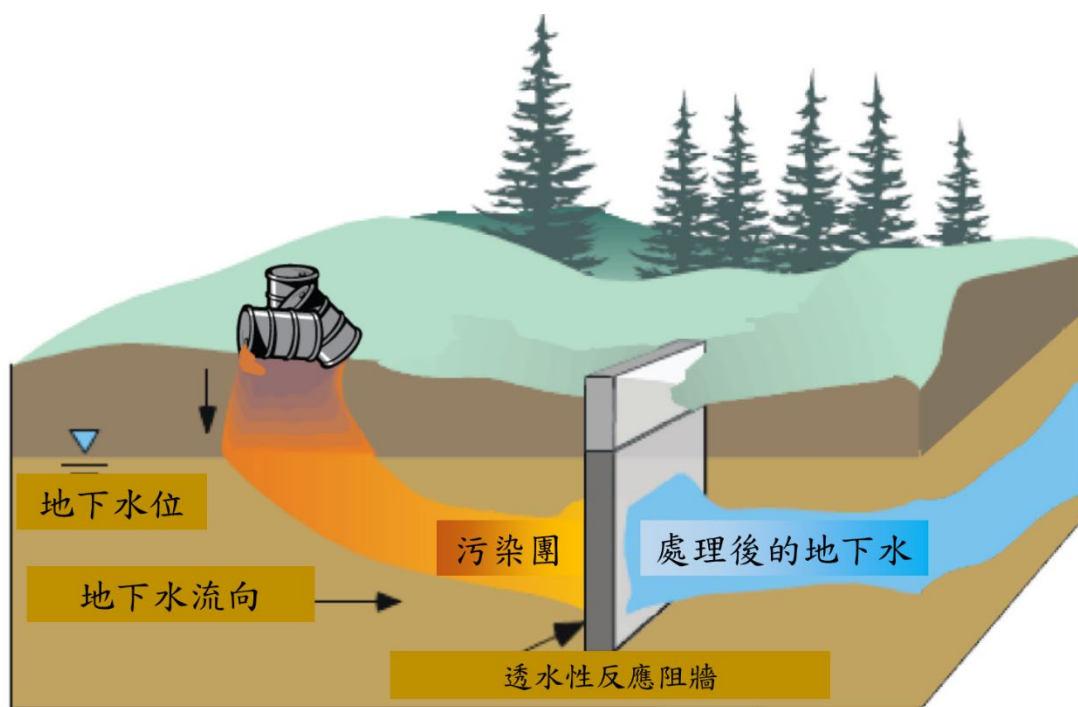
第 2 章 整治技術原理與應用

2.1 污染物傳輸與反應機制

關於 PRB 的定義，依據 Powell (1998) 的描述如下：「設置於地表下的反應性物質被設計作為攔截污染團，提供流經反應性物質路徑並將污染物轉變成能為環境所接受的型態，以達到阻隔牆下游所需之整治目標。」

透水性反應阻牆 (PRB) 整治技術係指在場址地下水流向的下游處，於適當位置處，利用建構一道具有透水性的阻隔牆。建置上，PRB 類似土木建築工程施工時，於地底下建構一具有阻水特性之地下水連續阻隔牆，但其不同之處在應用於地下水污染整治時，所採用的阻隔牆材料或反應介質具有可透水性，地下水流透過自然或人為的水力梯度作用下，可通過該等反應介質而不會受到阻斷，並藉由流過與接觸反應介質得以處理地下水中的污染物質。

早期反應阻牆的應用係以阻絕為重點，因此所建構的通常為低透水性之泥漿阻隔牆 (slurry wall) 型態，但此種方式係將污染物直接與外界隔絕，並無降解或處理污染物之功能，目的僅在於限制污染團擴散並降低風險。後續則漸漸發展為可填充具吸附或降解污染物之材料或物質的整治技術，亦就是現今所稱透水性反應阻牆。一般而言，透水性反應阻牆可填充透過物理、化學或生物機制，限制污染物擴散或降解污染物之材料或物質。流經填充之反應材料的受污染地下水，可使污染物質被吸附、固定於反應阻牆內，或經由化學性、生物性反應降解成無害物質，以達到處理或阻絕污染物作用，屬被動式地下水整治技術之一，由於此項技術不需長期使用能源，不論在成本與操作維護上都較主動式整治技術（如抽出處理）經濟。有關 PRB 的設置及設計概念如圖 2.1-1 所示。



資料來源：USEPA (2012)

圖 2.1-1 透水性反應阻牆示意圖

有關透水性反應阻牆應用之優點，主要是此項技術為整體運作成本相對較低之被動式技術，因此不需長期使用能源或機械設備，與一般傳統整治技術相比，除初期建置成本較高外，長期運作尚可降低人力以及維護監測成本。在土地資源需求考量下，由於地面上設置機具空間較小，在整治期間，土地仍能在有效阻絕污染接觸風險的情況下，有條件的規劃出包含停車場、公園、倉儲等，有效活化土地利用之方式。然而透水性反應阻牆亦有其工程技術上的侷限性，包含阻牆僅能針對目標污染物之地下水流向設置，而無法對土壤吸附相之污染進行有效整治，且須有效掌握場址條件，避免污染團塊產生潛流或繞流之影響，而因應成本及工程技術考量也有建置深度之建議，加上阻牆運作壽命及更換反應材料之替換作業，皆為本技術需考量之因子。有關透水性反應阻牆設置之優勢及限制詳表 2.1-1 所列。

表 2.1-1 透水性反應阻牆整治技術之優勢及限制

優勢	限制
屬相對成本較低之被動式技術，如可使用經濟有效之反應材料；能源成本低；少量甚至零整治廢棄成本且除初期建置花費，擁有相對較低的維護及監測成本，期間無須機械維護等人員進行操作	透水性反應阻牆初期建置成本較高，且僅能針對目標污染物之地下水流向設置，無法對土壤吸附相之污染進行有效整治
可使用不同反應材料來處理不同類型之污染團，包含物理性、化學性及生物性反應來進行污染整治阻絕，並降低地下水污染下游民眾，接觸到高污染地下水之風險	在安裝透水性反應阻牆之前，需要對場域、含水層、水文地質條件和污染團塊分布等各項條件的有相當程度之掌握及評估
能有效處理大範圍之污染物	限於地表下 20 公尺之污染整治深度之適用性
設置透水性反應阻牆時，地面上設置整治機具空間需求較小，土地仍能進行有效利用規劃之建置工作，民眾視覺觀感較佳	現場數據評估受限於阻牆效期
由於污染物不會被帶至地表，因此不會有污染介質擴散之疑慮	地層結構問題（如維修、地基）可能會影響工程施作及效能，相較於設置地下水整治井的工程，需要挖出阻牆設置之渠道，其施工影響範圍較廣
需要不定期監測以確保透水性反應阻牆能正常運行	透水性反應阻牆運作期間，其中反應介質可能需要移除或替換
可避免處理大量的地下水並造成其流失	在污染物持續存在及極緩速之地下水流狀態下，可能需要相對長期的監測

資料來源：Obiri-Nyarko *et al.* (2014)

2.1.1 污染物傳輸

PRB 技術主要利用反應阻牆的可透水性，使污染物藉由自然水力傳輸流經反應介質，並在反應介質作用下達到淨化與攔截污染物等目的。在地下水污染團下游設置含有能使水流通過之高滲透性或半滲透反應阻牆，以攔阻處理地下水中污染物，或是設置不透水之阻牆屏障，達到圍封攔阻的效果。當

地下水流經反應阻牆的同時，將關切污染物加以聚集及分解。處理過後之地下水流出反應阻牆區域，再沿著自然水流方向行進。

PRB 也有一定技術限制，如透水性反應阻牆介質的容量有限，不可能無限制的填充介質去除污染物，特別是在高濃度的污染狀態下，需要考慮污染物的去除能力和容量。此外，反應介質中的吸附或氧化還原作用，亦有可能導致物質的沉澱，使地下水在反應阻牆和其附近的流場發生變化，因反應阻牆堵塞而導致 PRB 效能明顯受到影響。

2.1.2 污染物反應機制

不同的污染物質應依其移除機制選擇不同的填充材料，地下水中常見的目標污染物分為有機與無機兩大類，有機化合物包括甲烷、乙烷、丙烷、芳香烴化合物與總石油碳氫化合物等；無機化合物則包含有鋅、鎘、銅、鎳、鉻、錳、陰離子化合物等，針對不同污染物與其反應機制，彙整常用的反應材料詳表 2.1-2 所列。

表 2.1-2 常用之反應介質及其機制分類

關切污染物	反應機制類別	反應材料
有機	降解	零價鐵
		釋放氧化合物
		超微菌
		聯二亞硫酸鹽
		休眠態 (resting-state) 微生物
	吸附	沸石
		活性碳
		有機皂土
		界面活性劑 改造矽酸鹽
無機	吸附	泥煤
		鐵氧化物
		皂土
		沸石

資料來源: Vidic and Pohland (1996)

依據反應機制的作用主要分為降解、沉澱與吸附三大類型，又可再細分為生物、化學還原、化學氧化、離子交換、沉澱、表面吸附、表面錯合等類型，各類型反應機制對於污染物的作用說明如下：

一、 降解反應

降解是利用氧化還原反應使污染物發生結構性改變，分解成無害的物質，或透過微生物分解機制，達到污染物無害化或礦化的目的。無機類污染物中之重金屬還原反應機制主要遵循兩種機制：(1) 重金屬被還原劑直接還原或(2) 重金屬先吸附在吸附劑上，再逐漸由高價被還原至低價，後者還原機制較常發生於 PRB 處理地下水中的重金屬 (Wu *et al.*, 2019)。目前最常見的 PRB 還原反應是利用零價鐵還原含氯有機污染物，使其產生脫氯或氫解反應，達到污染物無害化。生物型 PRB 可利用脫硝菌降解硝酸鹽 (Nitrate, NO_3^-)，使其轉換為亞硝酸鹽 (Nitrites, NO_2^-) 或氮氣；以及地下環境中的含氯有機物最常用使用的厭氧脫氯菌，即是利用微生物降解三氯乙烯等污染物，使其還原為低毒性之最終產物-乙烯。現地的氧化還原條件對於氧化還原敏感度較高的金屬離子 (例如 As、Cr)、還原反應介質 (例如 ZVI、FeS) 與厭氧菌 (例如硫酸還原菌等) 的影響非常顯著。

二、 吸附作用

狹義上的物理吸附是指由於吸附劑的大比表面積 (Specific surface area) 以及多孔結構，由高表面能與表面電荷引起的吸附。另可透過吸附劑之吸附作用或生物錯合作用，生成化學狀態不變的物質去除污染物。奈米材料因具有大的比表面積，而廣泛被應用於環境中以吸附移除污染物，如 PRB 即常使用奈米零價鐵作為反應材料來達到同步吸附與還原脫氯之功效。離子交換亦適用於無機類污染物，沸石或合成的離子交換樹脂反應材料，特別適用於去除地下水中的離子型污染物，由於離子交換機制具可逆反應，因此後續對於回收離子交換劑中的重金屬並不困難。另外

，選擇活性碳、生物炭的吸附作用去除有機污染物也是常見的反應材料，可透過其高表面積與表面錯合反應達到吸附的功效。

三、沉澱作用

沉澱作用是透過礦物材料顆粒的溶解與沉澱吸附作用，使溶質在溶液中的濃度超過其溶解度 (Solubility) 進而固體化，將污染物轉化成不可溶解、化學狀態不可改變的沉澱狀態以達去除功效。化學沉澱一般是將重金屬從離子流動狀態轉變為穩定的形式，藉以降低重金屬的環境毒性，化學沉澱反應是需要創造適當的反應條件與共存金屬離子、陰離子的濃度達到沉澱平衡常數 (K_{sp})，特別是環境中 pH 條件的控制，這對於透過沉澱重金屬污染物以達到移除效果非常重要，許多實驗室規模 PRB 研究常選擇磷酸鹽、硫化物與羥基應用作為金屬沉澱移除的反應材料，如藉由氫氧磷灰石 (hydroxyapatite) 的溶解提高磷酸鹽濃度，再利用磷酸鹽與重金屬鉛生成磷酸鉛顆粒沉澱，以去除污染物重金屬鉛。

2.1.3 填充反應材料

不同的污染物質應依其移除反應機制選擇不同的填充材料，填充材料的選擇可考慮以下特徵條件：

- 一、對污染物具有較強的吸附降解能力
- 二、在地下水環境中穩定、可維持長時間反應活性
- 三、不產生二次污染
- 四、變形小、抗腐蝕性
- 五、粒度均勻，易於安裝
- 六、材料來源廣泛、價格便宜。

PRB 整治技術所採用的填充反應材料非常多元，可針對不同目標污染物及不同的反應原理，選擇相對應的填充材料及反應機制，亦可依場址需求，選擇

長期有效性或無二次污染性的介質。常應用的填充材料可初步歸納為零價金屬（如零價鐵）、礦物材料（如沸石）、碳質材料（如活性碳、生物碳、泥煤）與微生物相關材料等四大類，近年來也有需許多研究開始探討回收性的資源材料應用於 PRB 中，如污泥、爐渣、貝殼或木屑等廢棄農業材料等，各類材料的優缺與應用條件詳表 2.1-3 所列。其中又以零價鐵、磷灰石、沸石、活性碳/生物炭及生物製劑等為目前最常使用之填充材料，以下就各種常用填料之作用方式說明於以下各項。

表 2.1-3 各類反應材料的優缺與應用條件

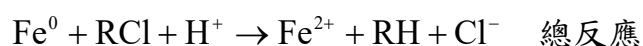
反應介質	優點	缺點	應用條件
ZVI	● 比表面積大 ● 高還原性 ● 吸附與氧化	● 團粒作用 (aggregation) ● 鈍化導致還原性降低 ● 體積小導致容易阻塞	● 還原環境 ● 低水壓條件 ● 在接近中性或微酸性條件下最佳
礦物材料	● 吸附 ● 通過沸石進行離子交換 ● 磷灰石沉澱 ● 多孔結構 ● 良好的機械強度 ● 具有成本效益 ● 維持水力傳導率	● 處理效率有限 ● 複雜的化學成分 ● 潛在的二次污染 ● 回收困難	● 適應各種水力條件 ● 污染物濃度低 ● 可用於酸性條件
碳質材料	● 比表面積大 ● 吸附效果 ● 多孔結構 ● 功能多樣 ● 金屬離子錯合	● 製備過程昂貴 ● 處理效率有限 ● 機械強度較弱	● 適應各種水力條件 ● 低濃度污染物

反應介質	優點	缺點	應用條件
微生物 相關 材料	● 氧化還原能力 ● 改善電子傳輸 ● 其分泌物具吸附污染物能力 (adsorption by secretions) ● 運營成本低	● 需要適當的培養環境 ● 需要較長時間培養 ● 需要額外營養供應	● 無機和有機物混合污染區域 ● 低水壓環境 ● 處理過污染團中穩定物質 (stable components of treated plume)

資料來源: Song *et al.* (2021)

一、零價鐵

零價鐵 (Zero valent iron, ZVI) 的顆粒尺寸為 0.25 至 2 毫米範圍，表面積約為 0.5 至 1.5 平方公尺/克，主要係藉由氧化還原機制來達到污染物去除效果 (Obiri-Nyarko *et al.*, 2014)。對於含氯有機物之降解途徑，係由零價鐵氧化成二價鐵或三價鐵離子的同時釋出之電子，將含氯有機污染物還原成較不具毒性的碳氫化合物，其中生成的二價鐵或三價鐵離子對於環境亦無造成不良影響，根據 ITRC 的統計，全球約有 60% 的 PRB 採用 ZVI 作為填充反應材料。利用零價鐵降解含氯有機物的反應機制是現今最被廣泛研究的課題，零價鐵在銹蝕或氧化的過程中，提供電子提昇還原性去鹵化反應，其陰陽極反應與總反應如下所示：



然而 ZVI 單獨應用於 PRB 整治作業時，特別是採用奈米零價鐵，常因其膠結、凝聚、堵塞等問題而限制與降低了水力傳輸率與去除

效率，導致 PRB 的使用持續性與年限受到限制。如在厭氧的狀態中，溶氧通常是較佳的電子接受者，所以會與如四氯乙烯、三氯乙烯等氯化有機物競爭電子。在有足夠的溶氧的狀況下，上式中的 Fe^{2+} 會進一步氧化並釋放電子成為 Fe^{3+} 。亞鐵離子與鐵離子在水中均會形成氧化物或氫氧化物的沉澱，所以在採用鐵粉為填充材料的透水阻牆的地下水入口或收集口，經常因為沉澱物的累積造成水力傳導的降低，進而對阻牆的功能產生顯著的影響，這也是採用鐵粉作為反應物質的主要缺點之一。針對上述的應用考量，近年開始朝向 ZVI 與沸石、石灰石、磷灰石等礦物材料進行混合研究，以減少 ZVI 的凝聚效果來長期保持 PRB 實際處理區的穩定水流模式，而這些混和型材料通常選用具 pH 緩衝能力、表面官能基、多孔結構或離子交換能力者，以增加對污染物移除效益。

另近年來核殼材料 (Core-shell materials) 亦與新興奈米零價鐵結合作為 PRB 的反應介質，主要是透過包覆材與 ZVI 形成的核殼結構，或利用核心材料使 ZVI 附著於外部，特別有助於提升顆粒尺寸更小的奈米零價鐵分散性，以降低奈米零價鐵的團粒作用。表 2.1-4 為各類型零價鐵材料的應用比較。(Leupin *et al.*, 2005; Kong *et al.*, 2017; Arshadi *et al.*, 2014; Song *et al.*, 2021)

表 2.1-4 各類 ZVI 的優缺點比較

類型	優點	缺點
ZVI	● 比表面積大 ● 良好的吸附性與還原性 ● 製備過程簡單	● 凝結性高 ● 鈍化 ● 尺寸太小無法滿足 PRB 應用
混合型 ZVI	● 製備過程簡單，機械混合減少凝聚性 ● 可同時處理多種污染物 ● 維持水力傳導係數	● 去除效率有限 ● 鈍化 ● 堵塞

類型	優點	缺點
核殼結構 ZVI	● 通過構建核殼結構來緩解零價鐵的凝結性 ● 大尺寸複合材料 ● 利用 ZVI 的還原性 ● 可同時具有協同作用與多種機制	● 製作過程複雜 ● 成本高 ● 涉及更多化學試劑 ● 潛在的二次污染

資料來源: Song *et al.* (2021)

二、 磷灰石

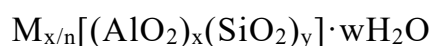
磷灰石 (Apatite) 因具有較低的溶解性和較強的穩定性，能夠有效處理重金屬與受放射性物質污染之地下水。磷灰石去除重金屬的反應機理主要包括離子吸附與交換、溶解沉澱、表面錯合。以磷灰石去除地下水中 Cd^{2+} 為例，其反應式如下，磷灰石主要透過其表面的官能基與 Cd^{2+} 發生表面錯合作用，以及 Ca^{2+} 與 Cd^{2+} 之間的共沉澱作用來達到吸附 Cd^{2+} 作用。同時，磷灰石礦物中的一些結構通道也可以藉由離子吸附與交換作用去除地下水中的重金屬 Cd^{2+} 。(Colella, 1996)

Cd^{2+} 與 Ca^{2+} 的共沉澱

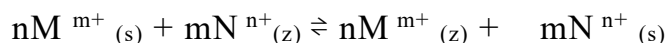


三、 沸石

沸石因內部有許多孔徑均勻的孔道，內部孔道具有大表面積，且具備獨特的吸附、篩選、陽離子交換、催化等性能，被廣泛應用於污染場址整治，且作為 PRB 的填充反應材料有較不易阻塞之優點。沸石主要通過陽離子交換作用吸附地下水中的鉛、銅與鎘等重金屬，達到去除污染物的目的，沸石對於污染物離子交換反應如下所示：



陽離子交換反應可寫為



其中 m 和 n 是交換之陽離子的價數

M 和 N 以及下標的 s 和 z 分別表示溶液和沸石相

四、 活性碳

活性碳具有非常豐富的孔隙結構與較大的比表面積，其多空隙表面存在有豐富的官能基，如-OH、-COOH、R-COO-R，是一種吸附能力強、性質穩定、耐酸鹼與熱、不溶於水或有機溶劑的吸附劑，可依靠物理吸附或與吸附分子產生化學吸附反應來去除污染物，對於地下水中有機污染物與膠體顆粒有很強的吸附能力，如下列反應式所顯示，疏水鍵所產生吸附為主要的污染物移除機制。使用活性碳作為填充反應材料的最大好處是在降解過程中不會產生其他污染副產物，唯當填充材料堵塞才需要更換活性碳。亦有研究顯示，在營養鹽有限的地下環境中，以活性碳作為 PRB 的填充反應材料，對於油品類等總石油碳氫化合物污染有顯著的移除效果，並能協助提升地下環境中的總異營菌量與油品降解微生物含量；亦有多項實場案例顯示採用活性碳移除含氯有機物與多環芳香烴 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs) 污染物都具有良好的效果。(Mumford *et al.*, 2015; Statham *et al.*, 2016; Thakur *et al.*, 2020)

五、 生物製劑與材料

生物型反應阻牆乃利用阻牆內的生物性降解反應，達到降低污染物濃度的目的。在阻牆、閘道內或反應區必須有介質供微生物附著，可利用活性碳、焦煤、污泥等材料做為微生物附著生長介質，或利用生物擔體等固定化材料，將微生物細胞固定（包埋）於具滲透性之擔

體（如藻膠鈣、幾丁聚醣等高分子聚合物），以增加反應區（器）中單位體積的生物量 (biomass)，且有時候可能需要在現地的阻牆內進行植種。在植種之前應該在含有污染物的基質中馴養，使微生物更能抵抗地下水中毒性狀況的衝擊，進而降解污染物。然而，在構建 PRB 系統的過程中，需要考慮為微生物創造與維持適宜的溫度、穩定的污染成分與充足的養分等條件。

六、 混合材料

PRB 的填充反應材料也可同時採用多種固體材料混合，如 ZVI 與礦物材料或碳質材料進行混和使用，由於其簡單、成本低、環境友好壽命長和減少化學試劑的使用，混合材料組成可比單一材料具有更好的污染物去除效率，如透過與具有優異水力傳導係數的材料混合，或者藉協同不同材料的反應機制差異來達到多種污染物的同時處理效果。

2.2 整治系統單元

原則上，一個完整的 PRB 工程，至少應包括下列設備或組成單元：

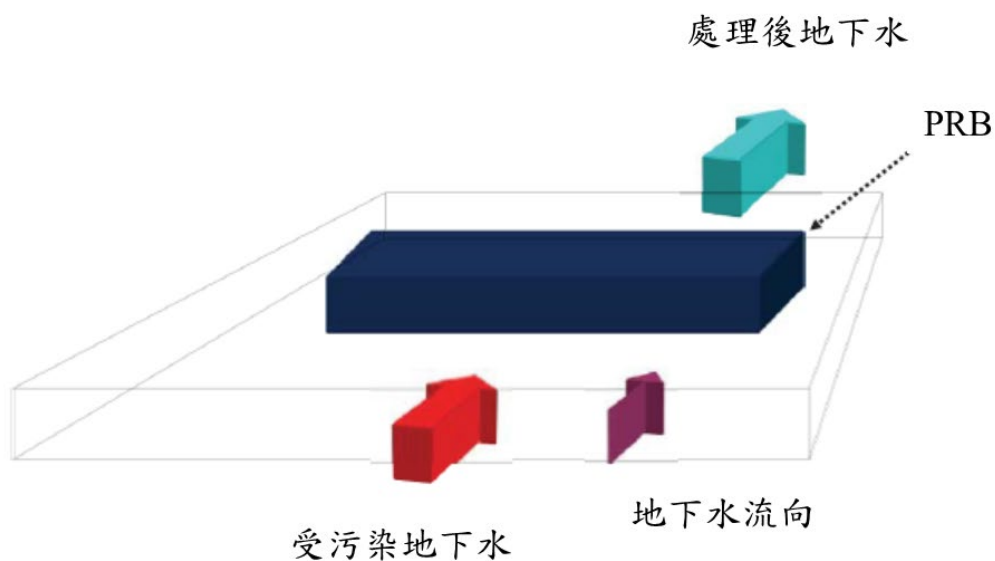
- 一、 填充材料（例如零價鐵、活性碳、生物製劑等）。
- 二、 連續壁、泥漿牆等不透水牆（視需要選擇設置型態）。
- 三、 回填沉箱（開挖區不飽和層之回填，為避免遭受地面設施重壓破壞，以特殊沉箱取代一般回填，視需要設置）。
- 四、 支撐結構（避免結構強度不高之填充區崩陷，視場址需要選擇設置型態與是否設置）。
- 五、 下游及周界地區之地下水監測井

PRB 設置工法會依實場需求而有所不同，基本上設置工法有 2 種，分別為連續式反應阻牆 (continuous-wall PRB) 及閘道式反應阻牆 (funnel-and-gate PRB)。連續式阻牆是直接在地點，直接開挖

寬度足以攔截污染團的溝渠並放入反應性填充物質（如活性碳），形成阻牆。

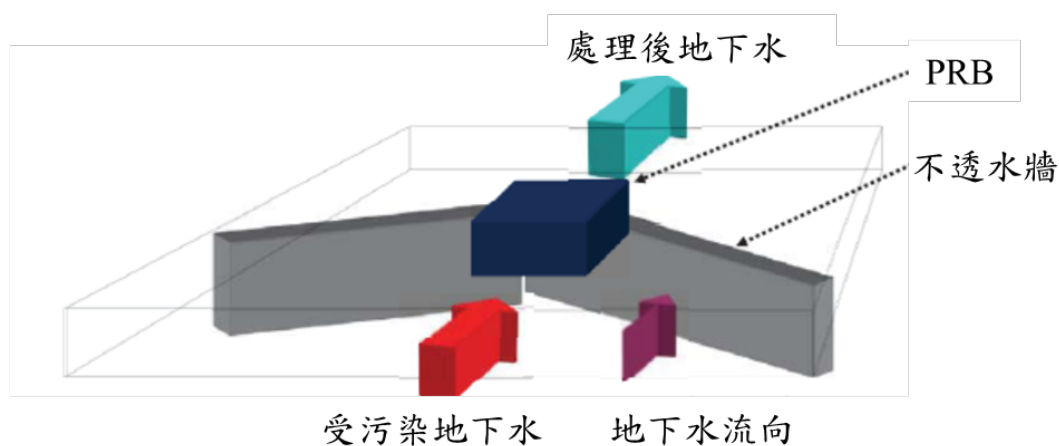
在理想狀態下，必須以確實攔截流動的污染團，其深度至少須超過污染團的厚度，甚至設置達該含水層厚度，以避免污染物由 PRB 下方潛流，然而在實際設置上仍可能遇到含水層厚度過深，以台灣來說，部分新竹地區第一含水層厚度可達 30 公尺以上，屏東平原地區之第一含水層平均厚約近 50 公尺，如採用 PRB 整治工法時，則須審慎評估污染團的厚度與分布狀況(即表 2.1-1 所列，深度超過 20 公尺時的建置困難度)。因此，PBR 在結構上又可依照其構造的深度分為懸吊型 (hanging) 與錨定型 (anchored) 兩類型態，二者主要的差異在於阻牆結構底部固定的位置。前者底部以能涵蓋污染團厚度為準，並不固定在不透水層，所以有污染團潛流 (underflow) 的可能，但在施工上較經濟。後者則是將結構體固定在不透水層，攔截整個含水層，所以可避免污染團自阻牆底部「潛逃」，當然其施工的困難度與成本就相對提高。

反應阻牆的寬度也必須足以確保污染團不會由阻牆邊界以外流過；閘道式阻牆則是採用不透水牆或結構（漏斗部分），將地下水導流至透水性處理區域或閘道，由於是將大範圍的地下水導向較小的閘道，地下水的流速會比自然狀態的流速高。在漏斗部分的設計必須完全包圍污染團的路徑並且防止污染團由阻牆的邊緣流出。反應阻牆構造示意圖如圖 2.2-1 及圖 2.2-2 所示。



資料來源：環境部環境管理署 (2024)

圖 2.2-1 透水性反應阻牆工法示意圖-連續式

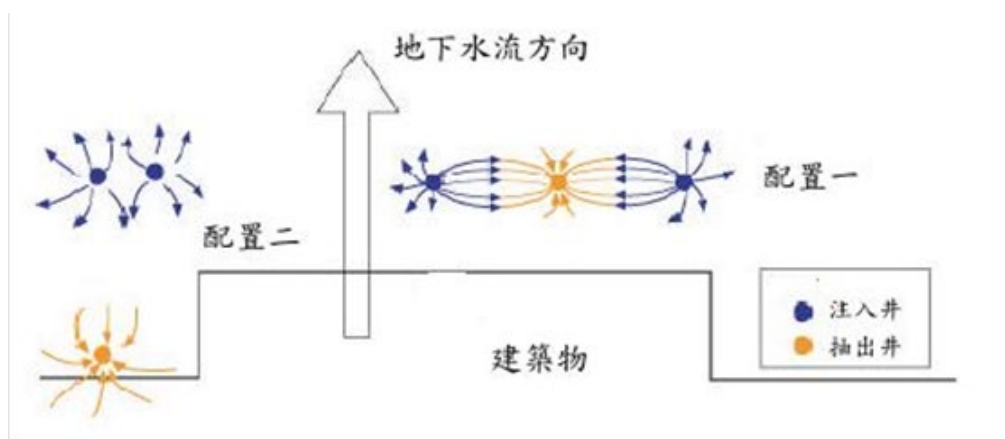


資料來源：環境部環境管理署 (2024)

圖 2.2-2 透水性反應阻牆工法示意圖-閘道式

此外，荷蘭應用科學研究中心應用類似的概念開發所謂「Bioscreen」的技術，所採用的方式是透過地下水抽出井與注入井的搭配組合（圖 2.2-3），於地下水之下游處以水力阻絕的方式，侷限地下水的流動，並於注入井加入必要的（電子提供者）的有機質，強化阻絕區域的生物活動，使其成為一個類似於反應阻牆中的反應區域。此外，抽出井與注入

井的配置可以依現地狀況進行調整，以使其發揮「阻絕」與「降解反應」的雙重效果，並透過數學模式模擬論證。另外，該工法在實際應用上，也可能因土壤保水之遲滯效應，為避免地表溢流，實務上可採行一口抽水井對應數口注入井的方式執行。該作法可將生物完全降解的時間至少縮短 1/2，雖比其他物化型工法之整治時程仍相對較長，但 Bioscreen 概念在現地的作為地下水整治中扮演「降解」與「阻絕」的可行性，也有強化生物式反應阻牆的可行性，國內亦有污染場址採行此工法，於約 3~5 年的整治期完成地下水含氯有機污染物移除的案例。



資料來源：Slenders *et al.* (2003)

圖 2.2-3 Bioscreen 系統配置示意圖

2.3 整治技術應用

連續式反應阻牆也常被稱作現地反應阻牆（如圖 2.2-1），即是在污染團的下游建立一個連續的反應阻牆，該反應阻牆必須能夠捕捉整個的污染團區之地下水流斷面，適用於大多數土壤類型。然連續式反應阻牆的缺點即是需要夠大的反應區設置，以確保污染團能夠流經反應阻牆，一旦所要處理的污染團範圍廣或污染深度很深，其建置與安裝費用將相當昂貴，而限制了連續反應阻牆的實場應用。(Day and Schindler, 2004)

為了解決上述問題，使用低透水率的隔斷牆來引導污染團的流向，

使其流經斷面較小的反應區，該類型組合作法被稱為閘道式反應阻牆（如圖 2.2-2）。閘道式反應阻牆又可以分為單通道系統與多通道系統，多通道又分為並聯多通道與串聯多通道兩類，並聯多通道系統主要處理寬污染地下水團的情況；對於不同類型污染物混合情況下的地下水處理，一般採用串聯多通道系統，依據不同反應物處理需求，設置多道反應區。

如以反應性質作分類，則可分為化學沉澱式反應阻牆、吸附式反應阻牆、氧化-還原式反應阻牆與生物降解式反應阻牆。活性炭、沸石、有機黏土等吸附材料，屬吸附式反應阻牆；零價鐵等還原性金屬反應材料，則屬氧化-還原式反應阻牆；如以採用生物擔體作為反應阻牆之填充材，以透過微生物分解達到污染物移除作業者，則屬生物型反應阻牆。

第 3 章 適用條件

3.1 PRB 適用性篩選流程

本項技術係針對地下水污染而規劃之工程設計，並非針對不飽和層土壤污染所規劃處理。因此，若場址中有土壤污染之情形，建議先將之移除後，方才採用 PRB 整治技術。一般而言，針對 PRB 的應用評估可以分為三個層面，第一為確認場址現況條件是否有潛力選用該項技術作為整治方案，可評估條件包含 (CRC CARE, 2018)：

- 反應阻牆厚度與寬度能否需要完全攔截污染團，以及透過場址之天然地質水文條件，判斷場址是否可能選擇其他替代工法更為合適，如水利圍封技術或污染源的處理；
- 污染源（假設污染源未先經處理）所帶來的風險可否被接受。

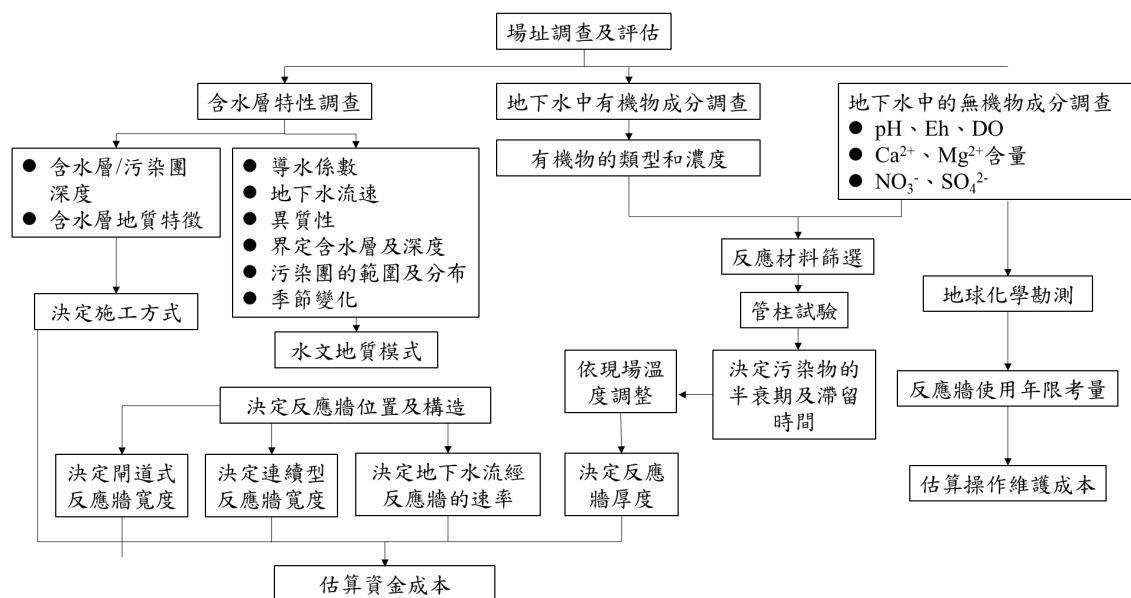
第二部分是判斷選擇反應阻牆作為整治方案之可行性，需考量以下三個條件：

- 反應阻牆的有效操作時間是否可滿足整治需求，以及整治期間對於阻牆更新費用的接受度；
- 是否充分了解與評估地下水中污染物與阻牆的反應作用，以預測 PRB 的有效性與使用壽命；
- 地下水是否會流過反應阻牆區，而非因地質條件造成地下水繞流或潛流（需考慮到反應阻牆在運作期間可能得滲透率衰減）。

第三階段則是整治效能與成本的研究評估，包含：

- 確認可否達到整治目標；
- 確定關鍵設計條件；
- 估算工程施作成本。

參考 Gavaskar (1999) 所提出的 PRB 細部的建議篩選流程，如圖 3.1-1 所示，在設置前建議可先透過場址的初步評估，以確認 PRB 的適用性、相關反應材料的選擇與設置規模的設計等。相關的評估重點包含 (1) 場址現場的條件，如污染物類型與濃度、地下水流速等；(2) 場址含水層的特徵與分布；(3) 污染物的反應速率與半衰期；(4) PRB 的設置位置與配置等。可能影響 PRB 性能的因素包含污染物類型與分布、土壤滲透率、水力傳導係數、地下水流速與水力梯度等。在取得相關場址地下環境參數後，建議可利用如美國環保署提供的 BIOCHLOR 與 MODFLOW/MT3D 等含水層污染團移動傳輸模式，建構與評估 PRB 系統的設計條件，以及評估地下條件變化與不確定性等。以下各小節針對各項影響與評估因子進行說明。



資料來源：Gavaskar A.R. (1999)

圖 3.1-1 PRB 適用性篩選流程圖

3.1.1 污染物類型與分佈

因反應阻牆的設置目的在於侷限污染團並降解通過阻牆的地下水污染物，污染物的類型會影響阻牆反應材料的選用，各類型反應材料與

反應機制詳 2.1 節說明，參考國際間針對不同污染物之 PRB 研究與場址案例的彙整，提供國內常見的各類地下水污染物可應用之 PRB 反應材料詳表 3.1-1 所列。另降解速度較慢或會產生其他管制性代謝產物者如含氯有機污染物，則可能需要有較長的反應時間，或設置多道反應阻牆以達完全降解之目標。

表 3.1-1 不同關切污染物適用之 PRB 反應材料與適用條件

反應材料	關切污染物	適用移除條件
零價鐵	銅	高初始濃度之銅污染及孔隙水速度，會加速鐵的腐蝕鈍化導致還原性降低，且產生礦物沉澱並降低銅污染的移除速率
	苯及甲苯	升高的 pH 值會對苯及甲苯的降解產生負面影響
	砷酸鹽和亞砷酸鹽化合物	低 pH 值有利於好氧條件下的砷化合物移除，相對在厭氧條件下酸性及鹼性環境分別有利於砷酸鹽和亞砷酸鹽的移除
	鉬 (Mo)	移除速率視 pH 值而定，高 pH 值環境有利於鉬污染的移除
	三氯乙烯 (TCE)	TCE 的降解反應速率及鐵的腐蝕鈍化導致還原性會依 pH 值降低
	硝基苯	● 硝基苯的還原反應受 pH 值及零價鐵的粒徑大小影響 ● 硝基苯的還原反應速率隨 pH 值升高而降低 ● 使用粒徑大小較細之零價鐵可加速硝基苯的還原反應
	硝酸鹽	增加之硝酸鹽濃度污染及孔隙水速度在移除過程有抑制作用
沸石	鉛和銅	最佳 pH 值反應區間為 5~6，最佳移除效率之粒徑大小為 0.42~0.85 毫米
沸石 (界面活性劑改良)	碳氫化合物	低溫環境會對吸附效率產生影響
粒狀活性碳 (GAC)	碳氫化合物	吸附效率與環境溫度有關，低溫環境 (4°C) 下吸附效率會降低至 10%~30%

反應材料	關切污染物	適用移除條件
	三氯乙烯 (TCE)	● 高比表面積、微孔隙體積與碳含量可促進對 TCE 的吸附能力，且對於存在類似結構的非離子化合物 (PCE) 也有顯著影響 ● 三氯乙烯吸附作用會隨單價離子 (NaCl)、鈣或氧溶解濃度的增加而降低
生物反應型材料 (如堆肥)	三氯乙烯 (TCE)	● 其高效的吸附能力似乎歸功於高有機碳含量與健康及多樣化的微生物族群增殖活動 ● 濃度超過 10~100 mg/L 的溶解態含氯化物可能無法完全有效降解，導致中間產物如二氯乙烯的持續產出 ● 建議建置生物反應阻牆系統的地下水流速小於 0.3 m/d，若高於流速則需考慮使用多層複合生物反應阻牆結構以效整治污染團 ● 中性的 pH 值 (即 6.5-7.5) 最有利於多樣化微生物族群的增殖活動 ● 在低鹼度 (小於 300 mg/L) 或酸性 pH 值 (小於 6.5) 的環境應考慮添加緩衝材料

資料來源：Obiri-Nyarko *et al.* (2014)

污染範圍則會影響阻牆設置厚度與深度，依據 ITRC (2011) 所提供之 PRB 設置建議條件，牆體深度建議可達不(低)透水層區，一般情況下設置深度建議不大於 14 公尺為宜，當場址之不透水層底部過深時 (大於 14 公尺深)，則需進一步利用模式分析，評估可涵蓋污染團之牆體設置深度，另在 Obiri-Nyarko 等人 (2014) 所發表的文獻指出，PRB 的使用以污染團深度不超過地表下 20 公尺為佳，故原則上建議污染團深度小於 20 公尺者選用 PRB 技術較為適合，牆面的寬度設計亦應盡可能含括污染團範圍，或採用閘道式反應阻牆包圍污染團的路徑，並且防止污染團由阻牆的邊緣流出。反應阻牆厚度的設計則需考量污染物的停留時間與地下水流速作為評估依據，停留時間是污染物與反應介質的接觸時間，它取決於污染物的降解率、最大污染物濃度與地下水流量等。最簡單的反應阻牆厚度 (z) 計算方式為地下水流速 (V) 與停留時間 (t) 的乘積。(ITRC, 2011)

3.1.2 地質特徵

由於某些地質特徵，如太硬的岩性特徵導致難以開挖，PRB 的安裝可能會造成影響，中礫與粗礫石的存在也會妨礙對填充地點的挖掘，因此，施作者需要先了解含水層中地層特徵才能判斷是否適合採用 PRB 技術。可藉由土壤力學試驗幫助確定以下特徵，包含黏土、沙土、淤泥的剪切強度與凝聚力特性，材料的乾濕程度，土壤總體密度 (Soil bulk density) 與土壤顆粒密度 (Soil particle density)，以及現場各層土壤粒徑分布與土壤特性等。此外，由於 PRB 主要設置於含水層，以移除與攔阻地下水污染為主要目標，故含水層的深度調查對於 PRB 的設置也是重要的評估條件。

3.1.3 土壤滲透率

土壤滲透率 (soil permeability) 是類似於水力傳導係數的參數，滲透率是量測任何流體流經地表下介質的難易度，是土壤基質專屬的特性且未考量任何流體的特性。飽和層或不飽和層均可量測其滲透率，量測之方法可參考美國石油協會 (America Petroleum Institute, API) 出版的 API Method RP40。飽和層的透水性對於了解潛在自由相以及溶解相的傳輸路徑。因此，在考慮 PRB 是否能有效降低污染物時，亦需分析其土壤特性。PRB 必須設計比周圍含水層土壤具更高透水性，當填充材料的水力傳導率高於周圍土壤時，受污染的地下水就會在自然水力梯度下通過反應材料，以確保污染物能流經反應區，而非出現短流現象，故確定土壤的滲透率為重要評估指標。

滲透率或稱為內在滲透率 (intrinsic permeability, k)，可用以判斷多孔介質傳輸空氣、水或其它流體難易程度。內在滲透率僅為多孔介質的函數，其因次為長度的平方 [L^2]。表示滲透率時也可以達西 (Darcy) 為單位， 1 cm^2 約等於 10^8 達西。若以介質可展現的最大滲透率值，或以特定流體表示滲透率時，則以相對滲透率 (k_r) 之無因次參數方式表現。

3.1.4 水力傳導係數

水力傳導係數 (hydraulic conductivity, K) 是量測地下水於飽和含水層移動的難易度，此項資料可協助設計者了解溶解相污染物的速度與難易。典型的量測方法是現場採用微水試驗 (slug test) 或實驗室中的定水頭量測方法，可進一步參考 ASTM Method D5084 了解其詳細內容。水力傳導係數是多孔介質與流體的函數，其因次為 $[LT^{-1}]$ 。當水力傳導係數係由地下水飽和條件決定時，稱為飽和導水率係數 (K_s)。內在滲透率(k)與飽和水力傳導係數(K_s)的關係如下式所列：

$$k = K_s \mu_w / \rho_w g$$

其中

μ_w ：水動力黏滯係數 (dynamic viscosity) $[ML^{-1}T^{-1}]$

ρ_w ：水密度 $[ML^{-3}]$

g ：重力加速度

$$k = 10^{-7} m\text{-sec} \times K_s \text{ 或 } k = 10^{-5} cm\text{-sec} \times K_s \text{ (溫度為 } 293K)$$

K_s ： $m \text{ sec}^{-1}$ (溫度為 293K)

由於現場地下環境的不均質性甚高且取得未受擾動之代表性土壤樣品相對困難，因此多採用現地的水體試驗較能評估場址特定的狀況。水力傳導係數可於估算影響區域，評估地下水流速與污染的移動速度。原則上建議水力傳導係數小於 3.5×10^{-4} 公分/秒之場址，較適用採用 PRB 整治技術。

3.1.5 水力梯度與地下水流速

水力梯度是藉由收集地下水位量測資料 (通常是監測井或水壓計) 加以推估。水力梯度是計算地下水流向與速度的必要參數，適切的評估水文地質資料，可以對於場址的物理特性有更完整的了解。必須注意的是地下環境是否有透水性不佳的地質 (即粉土與黏土) 與人造結構物 (如污水管線、雨水排管線、電力線或未適當廢井的監測井) 可能造成

污染移動的路徑。

當地下水流速過高或含水層異質性高、有優先流動路徑等因素存在時，都可能影響 PRB 攔阻效果，而增加設置成本，原則上建議地下水流速應小於 0.3 公尺/天之場址條件較適合。在某些情況下，多組 PRB 間隔沿著平流的軸可用於為反應處理區中的污染物提供更長的淨停留時間。具有相對較高降解率且不產生持久性受管制中間產物的污染物將需要比氯化溶劑顯著減少的停留時間。

基於上述考量因子及場址適用於性等評估條件，彙整適用 PRB 之場址特徵詳表 3.1-2 所列，另提供國際案例之 PRB 操作條件彙整詳表 3.1-3 所列。

表 3.1-2 PRB 適用場址特徵

場地特點	PRB 理想情況	適用性不明確——需要進一步評估
基礎設施和土地利用	場址地面無基礎設施或公用設施干擾挖溝或挖掘	在施工期間，一些公用設施（例如下水道）或道路可能會被移動或臨時破壞。不能被破壞的建築物或公用事業線路可能會阻斷 PRB 反應區的連續性
地層深度 (污染物分佈深度)	牆體深度應延伸低透水層(污染團深度<20 公尺)	底部無低透水層，牆體深度需涵蓋污染深度(污染團深度>20 公尺)
土壤特性	黏性粉砂質土、砂質土	固結鬆散的層積泥或砂岩
污染物最高濃度 (以含氯脂肪族碳氫化合物為例)	CAHs < 10 mg/L	CAHs > 10 mg/L (需考慮在反應阻牆內)
水力傳導率 (K)	<0.3 公尺/天 ($<3.5 \times 10^{-4}$ 公分/秒)	0.3–3 公尺/天 (3.5×10^{-4} 至 3.5×10^{-3} 公分/秒)
地下水流速	<0.3 公尺/天(但並非在所有情況下)	0.3–3 公尺/天，>3 公尺
pH	6.5–7.5 (中性)	<6.0，>8.0
溶氧率	<4.0 mg/L	>4.0 mg/L 結合高地下水流量(>0.3 公尺/天)
硫酸鹽濃度	<1,000 mg/L	>1,000 mg/L，可能適合非生物型 PRB

資料來源：ITRC (2011)；Chen *et. al.* (2021)

表 3.1-3 場址應用 PRB 技術設置條件

污 染 物	應 用 規 模	PRB 型 態	反 應 材 料	PRB 尺寸 (公尺)			其 他 條 件 說 明
				長	深	厚	
TCE、Cr(VI)	實場	—	ZVI (顆粒)	46	7.3	0.6	設置於下游 30 公尺處； 流速 0.04~40 L/min
TCE、TAC	實場	閘道式	ZVI	Gate : 6 × 0.9 Funnel : 149.3 × 9.1		—	—
Cr-VI, TCE	實場	連續式	ZVI	45.7	2.2	0.6	—
TCE, VC	實場	連續式	ZVI	99	8.8	0.3	—
Pb, Cd, As, Zn, Cu	實場	連續式	石灰石	335.3	0.9	6.1	—
氯化揮發性 有機物	實場	閘道式	ZVI	440	15	6 段 反應閘門	—
氯化揮發性 有機物	實場	連續式	活性碳	20	7	—	—
PAHs	實場	閘道式	活性碳	240	17	8 段 反應閘門	—
Cu, Cd, Co, Ni, Zn	模場	連續式	硫酸鹽還原菌 (樹葉、堆肥、石灰石)	10	2.5	6.5	—

資料來源：Thakur *et al.* (2020)

3.2 PRB 成效影響因子

為了保證 PRB 處理效果好、使用壽命長且使用方便，PRB 設計需要考慮眾多自身因素和影響因數，而且設計方案根據反應材料的構成也要相應的變化。需要考慮的因素還包含有：地形地貌、地下水深度、含水層厚度、地下水流向、含水層的滲透性、污染物的濃度和範圍、場地人類活動和費用等。

- 一、反應阻牆的透水性是最主要的考慮因素。一般要求反應阻牆的透水性是含水層的兩倍，但理想狀態是含水層的十倍以上。同時為了確保其可透水性，反應阻牆通常由濾層、篩網和反應材料等組成。因為土壤環境的複雜性、地下水和污染物組分的變化等不確定因素，常使反應阻牆的透水性隨時間逐漸降低。如細土顆粒的沉積；碳酸鹽、 FeSO_4 、 Fe_2O_3 、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 及其他化合物的沉澱析出；難以控制的微生物增長所造成的生物堵塞現象，其他可能降低反應阻牆透水性的未知因素等，都有可能造成系統的可透水性降低。
- 二、根據污染物類型、降解速率及水流速率等，選擇適合的反應阻牆材料與反應阻牆厚度，以確保整治效果。如果當地下水流速率較快時，為確保反應材料能與污染物充分作用，則必須評估反應阻牆的厚度設計，影響整治成本的增加。
- 三、反應阻牆內應設計管道系統，可便於注入水或空氣，以達到沖洗清理反應阻牆內沉澱物或泥沙的作用。同時 PRB 系統應設計為開放系統，便於對系統進行監測、檢查與反應材料更新。
- 四、反應阻牆的使用時限。由於 PRB 在設計時，需仰賴反應填充物的特性計算其使用生命並決定阻牆厚度，一般設計上至少以 30 至 40 年為使用期限，但由於技術開發應用時間不長，是否可以如預期達到設計效果，仍有待證實。一旦填充物在設計使用年限前耗盡，更換填充物勢在必行，必須事前納入整體工程費用之評估。

3.3 其他選用考量因子

一、 整治目標

不論使用何種整治方案，皆須使該污染場址之污染物濃度低於污染場址管制標準。因此，若經初步評估無法透過 PRB 整治使污染物濃度達管制標準下，則應考量使用其他整治工法。各土壤及地下水污染管制標準，請參考環管署公告之土壤污染管制標準（環署土字第 1000008495 號令），及地下水污染管制標準（環署土字第 1020109478 號令）。

二、 污染行為人要求

根據土壤及地下水污染整治法規定，不論土壤及地下水污染場址採取應變必要措施、或公告為控制場址、公告為整治場址，皆應個別根據第七條、第十三條或第十四條，命污染行為人或潛在污染責任人採取應變必要措施、提送控制計畫書、提送整治計畫書。因此，污染行為人的要求，對於場址整治方案的確立實為相當重要之考量因素。以下簡列污染行為人之潛在關切重點。

（一） 整治成本與期程

其中一種成本控制的方式是延長整治時程，將成本分攤至年度成本。拉長資本成本時間的方式，對嚴格運用年度預算的污染行為人特別具有吸引力。由於極端的天候條件，通當會增加現場活動所需要的成本與時間，因此部份污染行為人，會要求現場工作必須在溫和氣候下進行，以上諸如情況，皆會影響整治成本與時程。

（二） 土地未來使用

對於污染場址完成污染改善後之使用則是另外一項考量。若場址位於市區或繁榮地段，污染行為人可能盡可能考量使用較直接、較快速的之整治工法。

三、 永續性

自民國 101 年環管署推廣「綠色及永續型整治」(Green and Sustainable Remediation, GSR) 至今，已邁入積極發展綠色調查與整治技術，並積極推廣與普及化環境、社會及經濟友善之整治作業。污染行為人的認知，導向於整治對於鄰近社區的衝擊減緩，要求整治規劃應盡可能避免場址進出次數、及對目前正在進行作業對土地的破壞達到最少等。亦或許在整治過程中，將利用景觀改善與降低噪音等要求納入整治設計內，建構友善整治環境與社區關係。

第 4 章 整治效能評估

透水性反應阻牆整治工法執行重點在確保地下水污染團之擴散方向，須如預期規劃地下水污染經由透水性反應阻牆流動，且確實在下游方向被降解或吸附。定期或不定期監測地下水污染訊息可預警或即時預防污染範圍擴散，可採取的措施如設置地下水監測井；如監測過程中發現異常，地下水中污染物有擴散至預期阻絕區域外時，須以緊急應變、阻絕系統進行處理，甚至必須採取積極、主動式整治措施。

在進行目標污染度監測與採樣分析過程中，須注意下列事項。

一、 全程監測及記錄

整治效能的評估，應隨著整治作業執行過程中不間斷地維持例行性監測並詳實記錄，將每次採樣及分析數據紀錄並建立場址數據資料庫，以利定期檢視、調整執行作業，以確保整治作業如預期規劃方式進行改善。

二、 符合品保品管

現場採樣工作，實驗室分析作業皆應依環境部國家環境研究院所公告之標準檢驗方法進行，以確保其作業符合品保品管。如採樣工具清洗、空白樣品製作、儀器校正、標準品製備等，避免因採樣或分析過程的缺失，產生不具效力之整治效能評估結果。

4.1 效能監測評估目的

整治效能監測的目的主要為達到下列三個目的。

- 一、 建立環境背景基本資訊，以作為後續整治成效評估之基準線。
- 二、 透過監測，可持續調整系統操作參數並評估整治成效。
- 三、 透過不同的監測儀器及監測位置、頻率，評估及驗證 PRB 整治效能。

4.2 效能評估方式

執行整治效能評估作業前，須先擬定一個完整的成效評估監測計畫，此監測計畫需依據污染改善作業前所進行之調查結果，進行規劃調整並隨著污染改善工作與監測執行過程，持續蒐集相關數據，滾動式修正監測計畫。因此，必須適時調整監測參數、位置、頻率及間距，以取得所需且可參考之數據。

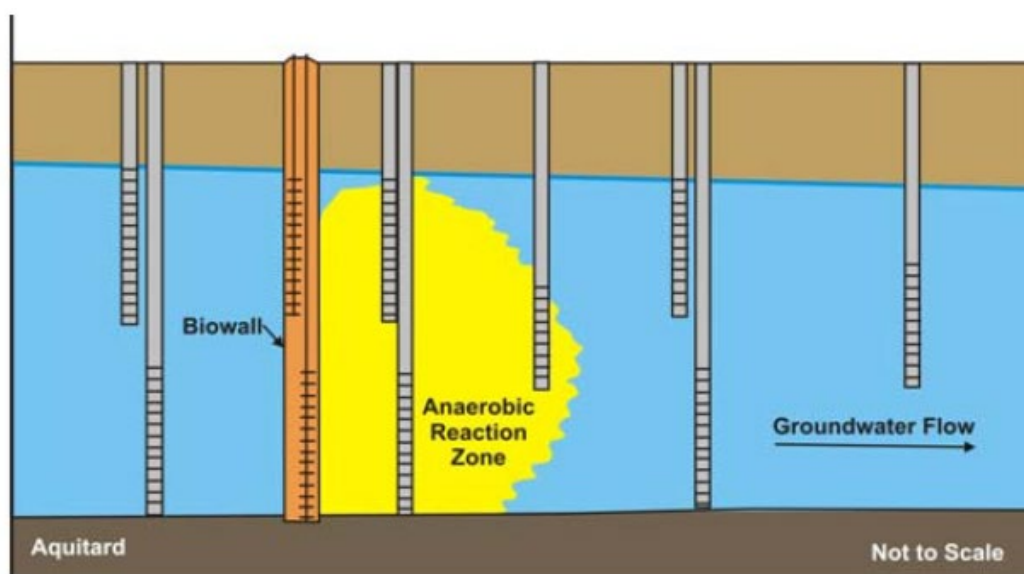
PRB 整治技術在整治作業設計上應包括監控網路的建立，以持續記錄 PRB 有效性，因此在監測計畫擬訂上，對於建立場址背景基線監測資料尤其重要。

4.2.1 監測位置選定

評估 PRB 整治效能需包含該場址地下水流經透水性反應阻牆周邊地下水區域，監測點位的數量與設置位置，取決於所制定的污染控制或整治目標及監管需求，且須設定一套監測系統，以確實執行整治效能監測及運行監測等工作。如在目標整治區域內及其周圍設置足夠數量的監測井，以確認透水性反應阻牆區域的上游、反應區內、下游及反應阻牆側邊區域，透過監測上述區域，可掌握地下水中污染物經地下水流路徑時間，以及隨時間、距離的濃度變化。典型的監測位置佈設方式如圖 4.1-1 所示，側邊監測點可以用於確認污染團是否有從阻牆邊緣流出，下游監測井可用於了解 PRB 降低污染物濃度的效果。在監測點的設置與距離時，亦要考量地下水流速以及效能監測頻率，例如地下水流速較低的場址可能需要較為接近的監測點以及較長的監測頻率。

監測井的設置部分，井篩位置應該要符合監測飽和含水層的 PRB 處理區需要，參考高流速區域或最高污染濃度區域的精確監測井網可能需要。對於具備垂直向水力梯度的狀況或不具有深層低透水性地層的建置方式，可能需要設置更深的監測井，以確定污染團是否有潛流的狀況。由於各場址的地下環境條件不同，

對於監測點位的位置、距離、設置深度等，建議能利用現地小型模場測試，評估與設計符合特定場址建置 PRB 的效能監測方案。



資料來源：ITRC (2011)

圖 4.1-1 透水性反應阻牆監測位置示意圖

4.2.2 監測方法

整治效能評估的監測項目，可以現場篩測或實驗室分析方式執行。地下水採樣佈點時，除了以污染控制或整治目標的高污染潛勢區為主要規劃地點外，另外也需考慮地下水流向，於 PRB 上游、PRB 反應區內、下游及反應阻牆側邊區域佈點。監測井設置可視計畫執行預算執行，於必要監測區域內選擇標準監測井，部分區域可輔以簡易井進行監測。地下水監測井設置作業，須依據「地下水水質監測井設置作業原則（環署水字第 1020112290 號令）」相關規定執行；地下水採樣方法須依照環管署公告之「監測井地下水採樣方法(NIEA W103.56B)」之相關規範執行。

4.2.3 監測頻率

PRB 整治作業係屬被動式或低維護性系統運轉，因此效能監測評估作業頻率視填充材料的不同，而有所不同。對於採用生物製劑作為填充材料的 PRB，由於 PRB 內的微生物生長或菌種馴化所需時間，可能為 6 個月到 12 個月不等方能使系統達到最佳效能。

因此，應依據場址在進行污染改善前所執行的調查結果所規劃的監測計畫執行效能評估作業，並且視其濃度變化或現場實際狀況，調整優化監測方案及頻率。

4.2.4 水文流向監測評估

監測地下水文流向的目的在於驗證 PRB 是否能有效攔截污染物。通常會透過測量地下靜水壓面，以評估地下水流的水力梯度及流向變化，並測量垂直水力梯度作為 PRB 湧流(overflow)或潛流評估(underflow)的指標。而靜水壓面的量測對於評估 PRB 局部或區域流動模式有極大的影響，例如在繪製地下水丘圖。另外亦可在局部區域範圍內採用示蹤劑測試，以評確定可能的影響範圍，並評估 PRB 的透水性及察覺在鄰近反應阻牆是否有其他地下通路出現。在解釋或推斷 PRB 或含水層內相鄰區域的結果趨勢時，則需要考慮測量的頻率及規模，通常所採用的示蹤劑多為無機化合物如溴化鈉或碘化鈉。

4.3 評估結果數據解讀

PRB 整治作業係屬被動式或低維護性系統運轉，因此效能監測評估方法包括污染物濃度降低趨勢或污染物通過反應區距離的濃度變化，以及評估速率與降解趨勢變化。建議可繪製地下水濃度梯度變化趨勢圖或者繪製地下水濃度垂直截面濃度變化，以了解污染物濃度垂直分布及降解狀況。

除可以每單位重量單位（例如 $\mu\text{g/L}$ ）評估污染物濃度外，亦可採

用其他測量單位來表示污染物濃度變化狀況，特別是含氯有機物或爆炸性物質會隨著降解產物不同依序降解。上述降解濃度的表示方式，可用莫耳濃度、含氯物質濃度及計算毒性因子等。

4.3.1 場址條件變化

在 PRB 整治作業執行過程中或監測期間，若地下環境發生變化，則數據評估將會變得複雜。可能導致地下環境變化的因素如大量降雨或鄰近區域建設大量抽水等，皆會導致目標整治區域內的地下環境產生巨大變化，因此若場址內發生重大變化，則可能需額外蒐集相關數據或重新評估相關數據重新建立新的監測基準線。

4.3.2 統計方法

在執行效能評估作業時，可選擇多種統計方法用於數據評估，通常會有下列類型的場址須採用統計方法應用於數據解讀。

- 一、 針對大型整治區域、目標整治區域複雜的場址，需要大量數據解讀。
- 二、 污染物平均濃度與信賴界線。
- 三、 目標污染物濃度變化的統計顯著性。
- 四、 進行時間序列的濃度趨勢變化分析，以評估處理或移除效率。
- 五、 估算污染物降解趨勢變化。

可利用地理空間技術例如克利金法，其為可用於估算整治前與整治後目標污染物的濃度、地下水質量等數值，地理空間模型設置必須能夠代表目標整治區域的特性，且須設置邊界條件以限制統計分析，但對於水文地質較為複雜的區域，所需要的數值則更多。因此在建立模型過程中，建議可建立多個模式模型，其各項參數在設定時亦須仔細審視，確保適用性。

4.4 系統關閉

經整治效能評估後，確認場址內污染物質皆已移除，低於地下水污染管制標準或達到預期目標，即可進行系統關閉作業。然而，為避免有污染物質濃度反彈情形發生，或殘留污染物質釋出，應研擬長期監測計畫，並隨時注意濃度變化。為能即時監測避免污染物濃度反彈情形產生，應制定緊急應變計畫，以即時採取相關措施避免污染物濃度升高或擴散，惟於採樣與分析方式須留意是否符合環檢所相關規定執行。

第 5 章 案例解析

5.1 國內案例

5.1.1 桃園航勤股份有限公司修護廠區場址

一、 案例場址背景

(一) 場址現況：運作中

(二) 場址特性：航站作業各項設備及車輛之維護與修理工廠

(三) 污染情形：依行政院環境保護署 101 年 1 月 12 日於「航空站土壤及地下水污染潛勢調查證計畫（第 1 期）」，地下水中污染物四氯乙烯」，地下水中污染物四氯乙烯 (Tetrachloroethylene, PCE) 項目含量達第二類地下水污染管制標準：0.05 毫克/公升。已超過地下水污染管制標準。

(四) 標的污染物：四氯乙烯 (PCE)

(五) 污染範圍及程度：

受污染含水層平均面積：83,678 (m²)

受污染含水層平均厚度：約 20 (m)

受污染含水層平均孔隙率：0.4

污染地下水體積：約 1,673,560 (m³)

地下水污染物名稱：四氯乙烯 (PCE)

最高濃度 (mg/L)：5.12 mg/L

(六) 地質水文調查結果：

大園區地質分為沖積層及紅土台地堆積層，沖積層分布於大園區北部及中部，紅土台地堆積層位於中南部，本場址地質屬紅土台地堆積之乾溝層。本場址具有明顯之地質剖面特徵，主要土壤質地係屬於礫石夾雜玢土，5 公尺深度以下主要以礫石夾砂為主，屬透水性不錯之含水層，於地表下 25 公尺處可觀察到泥質砂岩之低滲透性水層，對照場址周遭地質鑽探結果應為第一含水層底部。

根據歷次場址地下水位監測結果顯示場內地下水位深度主要變動範圍約介於 2.5-5.5 公尺之間，而依據歷年水位監測資料，評估場內主要地下水流向趨勢大致尚具有一致性，對污染物擴散潛勢之影響研判以東南向西北為主，另有局部由西向東等方向。

二、 污染說明

本場址關切污染物 (Contaminants of concern, CoC) 四氯乙烯 (PCE) 係屬於重質非水相污染物，根據調查結果顯示污染深度已達 15 公尺，主要污染深度位於地下 7 公尺處。惟主要污染團塊位於洗衣場前方，因位於污染源區 (Source zone)，污染歷程較久，於深度 20 公尺處已可觀察到 PCE 污染物高於管制標準，下游之區塊有一濃度較高之區域，鑒於該區域歷年皆為空地，並無設置廠房或放廢棄物，推測該區域因受地質不均影響，使該區域污染濃度高於周遭。如圖 5.1-1 所示。

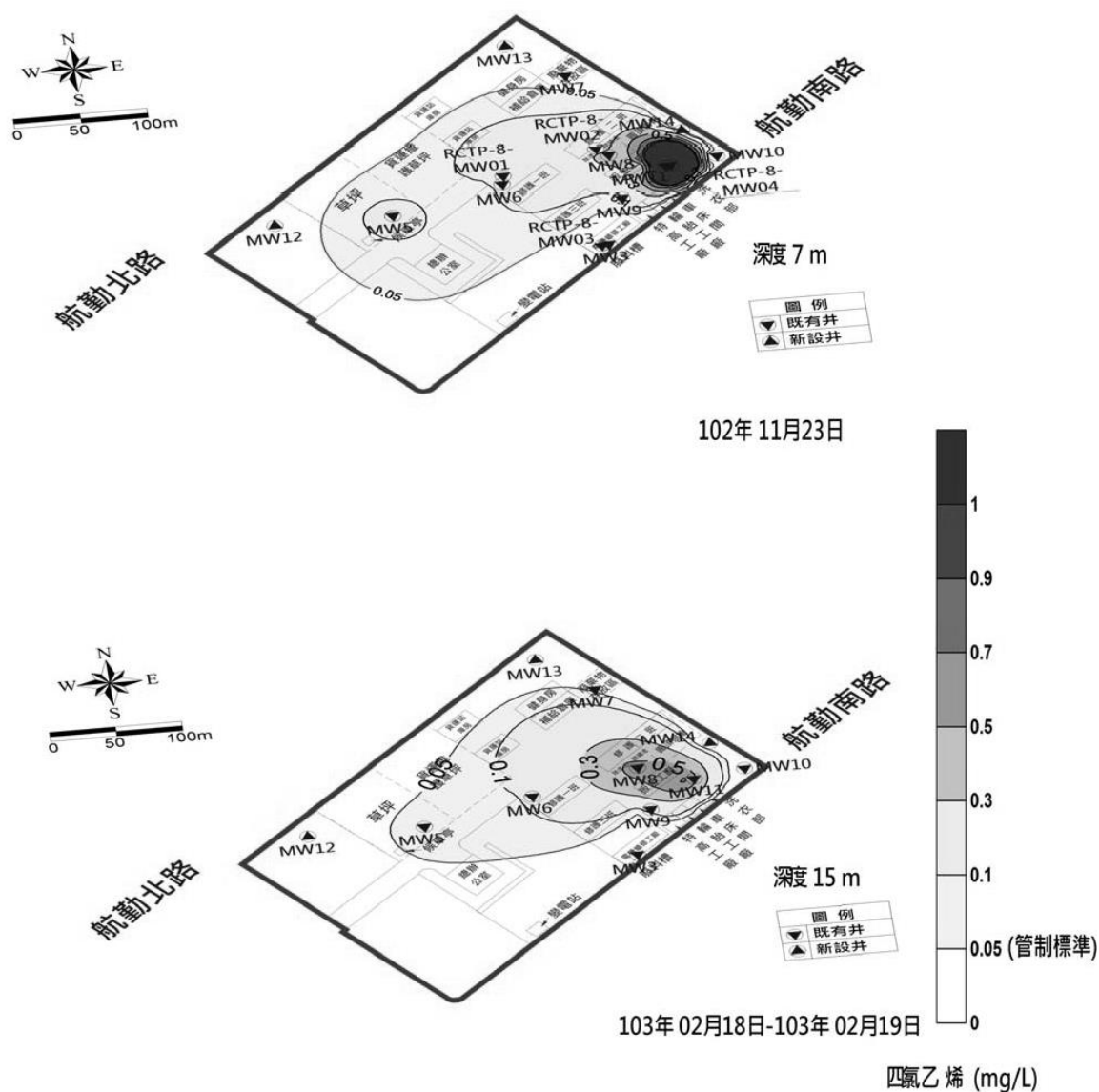


圖 5.1-1 地下水中四氯乙烯濃度圖

三、系統規劃設計

本場址地下水污染控制執行作業，主要以加強式生物復育作為污染熱區及其它受影響區域之整治工法，再配合生物式透水性反應阻牆作為污染攔阻之技術，以確保污染物可有效降解並避免其擴散出場區外。本場址進行生物基質灌注之區域共分為「生物透水性反應牆, PRB」(132 口注藥井) 及「加強式現地生物復育區, EIB 」(220 口注藥

井)，所灌注之生物營養鹽類係以糖蜜為主，另外添加部分商業化產品 EOS (<5%)。本項整治工法（加強式現地生物整治工法）之原理係以藉由持續注入基質至下環境，刺激現地脫鹵球菌（DHC）之生長並促進其對標的污染物（PCE）之生物代謝反應。

各整治區域之策略乃以下游邊界設置生物式透水性反應牆透水性反應阻牆，侷限污染物於場內，而其內屬於加強式現地生物復育之區域，則進行生物藥劑分層灌注，以逐步達成污染改善之目標。

四、現場施作

第一階段自 104 年 6 月起至 8 月先設置完成生物透水性反應阻牆 (PRB) 之 132 口整治井，第二階段則接續自 104 年 8 月起至 12 月中旬設置完成加強式現地生物復育區 (EIB) 之 220 口整治井，同時相關水力、電力系統配置與地面復原等工作亦於 104 年 12 月底完成。

考量全場區之井口數相當多，各分佈間距約介於地表下 5-10 公尺間，依據場內地質剖面紀錄，井深分為地表下 10 公尺、16.5 公尺及 23 公尺等三個深度，井篩為底部 6 公尺，以利於涵蓋藥劑垂直方向之傳輸分佈。為便於後續之整治操作與管理，乃將 PRB 區分為五區 (PRB1 - PRB5)，EIB 區分為六區 (EIB1~EIB6)，各區與井位之分布位置如圖 5.1-2 所示。

整治期間加藥劑量的調整考量，基於地下環境裡的污染總量往往不易得知因此採較務實的作法，係於注藥前先針對該井進行採樣檢測，據此為調整次加量之參考依據。歷次生物營養鹽之分區灌注量紀錄彙整如表 5.1-1，歷次生物監測結果 (TOC 及 DHC) 整理如表 5.1-2 及表 5.1-3 所示。

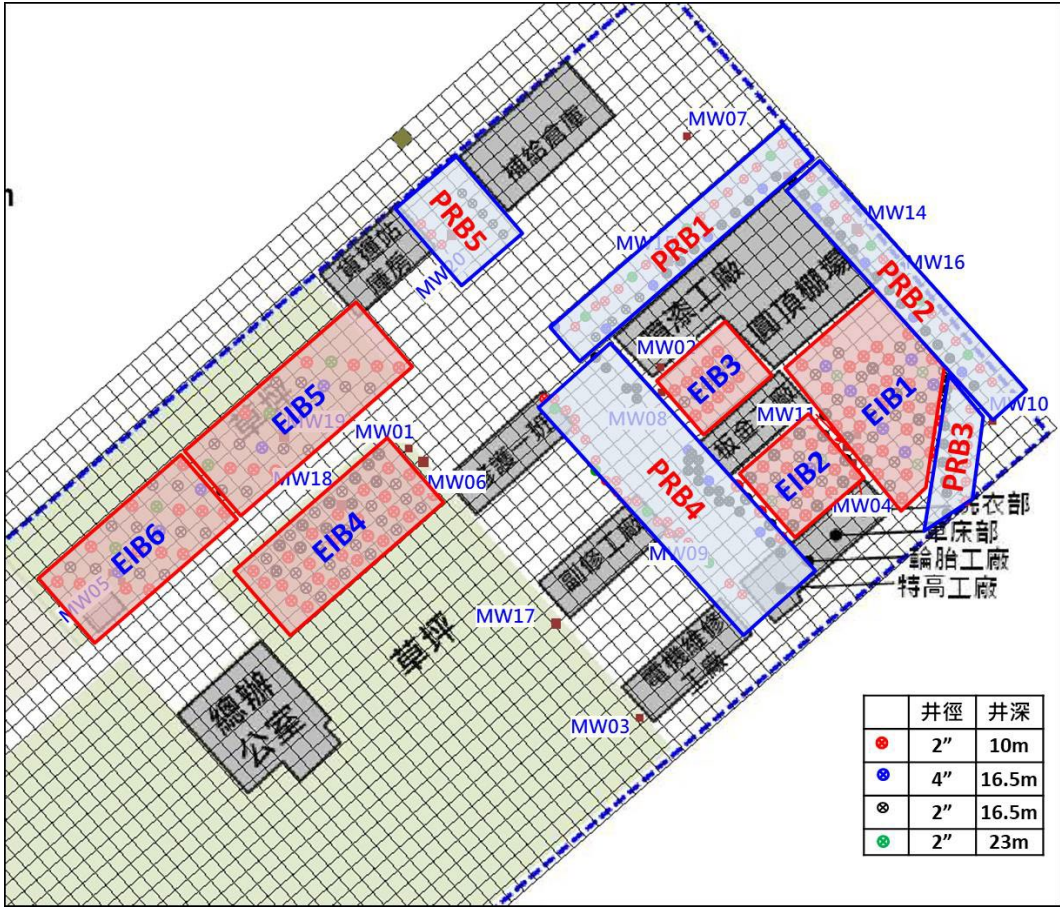


圖 5.1-2 生物透水性反應阻牆 (PRB) 及加強式生物現地復育區 (EIB) 分區

表 5.1-1 歷次生物營養鹽分區灌注量統計

季別\分區	加強式生物現地復育區						生物透水性反應阻牆(PRB)					總計
	EIB1	EIB2	EIB3	EIB4	EIB5	EIB6	PRB1	PRB2	PRB3	PRB4	PRB5	
105Q1										0.5		0.5
105Q2										6.0		6.0
105Q3	10.0			1.0	6.0		8.0	5.5		3.5	6.0	40.0
105Q4	2.5			2.5	2.5	2.5	2.0	1.0		2.0		15.0
106Q1	3.0			3.0	4.0	4.0	2.0	2.0		2.0		20.0
106Q2	4.0	2.0		3.0	4.0	4.0	6.0	6.0	3.0	5.0		37.0
106Q3	20.0		15.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0				60.0
106Q4	12.0					10.0	8.0					30.0
107Q1	13.0		8.0			11.0						32.0
107Q2	10.0	5.0				10.0						25.0
107Q3	2.5		5.0		2.5	8.0	10.0					28.0
107Q4	5.0		0.4				3.2				1.4	10.0
108Q1	57.0											57.0
108Q2	25.0				7.0	8.0						40.0
總計	164.0	7.0	28.4	14.5	31.0	62.5	44.2	19.5	3.0	19.0	7.4	400.5

單位：噸

表 5.1-2 場區監測井歷次 TOC 監測結果

監測深度(7m)																監測深度(15m)													
序號	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	1	2	3	4	6	7	8	9	10	11	13	14	
監測位置	MW01	MW04	MW05	MW06	MW07	MW09	MW11	MW12	MW13	MW14	MW15	MW16	MW17	MW18	MW19	MW20	MW05	MW06	MW07	MW08	MW11	MW12	MW13	MW14	MW15	MW16	MW18	MW19	
成效監測分區		EIB 1	EIB 6	PRB 4	PRB 1	PRB 4	EIB 1		PRB 1	PRB 2	PRB 1	PRB 2		EIB 4	EIB 5	PRB 5	EIB 6	PRB 4	PRB 1	EIB 3	EIB 1		PRB 1	PRB 2	PRB 1	PRB 2	EIB 4	EIB 5	
104/05/26-27	1.50		ND	1.00	ND	ND	1.20	ND	2.60	ND							1.00	ND			1.2								
104/08/25	0.60		0.60	0.40	0.20	0.20	0.50	0.20	0.30	1.10																			
104/10/12	1.10		0.60	0.40	0.40	0.50	0.50	0.30	0.60	0.60																			
105/01/11	0.40		0.50	0.60	0.70	0.40	0.80	0.50	0.50	1.20																			
105/01/30											0.60	1.00	0.70	0.80	0.40	0.50													
105/04/18	2.40				0.50	0.50		0.70	0.60	1.00																			
105/05/18			1.60	0.50			0.50				0.60	0.50	0.30	0.50	1.70	0.50													
105/07/18	1.30		0.80	0.60	0.50	0.40	0.50	0.70	0.40	0.40	0.80	0.60	0.40	0.40	0.60	0.60													
105/10/18	0.40		0.90	0.30	240	0.02	0.80	0.40	0.50	148	414	63.90	1.50	6.80	46.6	107													
106/2/13	2,120					<0.05										17.6	44.3	1,940	3.5	2.7	1.3	0.6	0.3	15.0	2.6	5,280	3,060	3,060	
106/4/26	247					1.50										34.2	309	169	897	4.9	4.7	0.6	0.3	34.3	635	108	241	592	
106/7/10	814					14.8										0.03	1,120	132	325	194	3.6	0.9	0.6	0.6	721	165	1,940	471	
106/9/28	3.20				0.60											0.60	2.6	1.4	2.0	1.2	8,680	2.0	0.3	0.9	2.3	2.6	0.6	1.4	
107/01/22	17.2				4.2											2.3	209	60.9	372	320	61.3	1.9	0.7	0.3	29.3	0.7	38.1	32.9	
107/04/23	4.1				1.1											24.9	44.1	3.8	89.6	216	140	0.5	0.3	0.4	828	0.7	0.4	5.7	
107/07/16-20	18.9				0.6											1.1	7.8	10.5	66.0	14.8	5.6	0.6	0.7	1.5	161	1.2	1.4	0.8	
107/10/22-25	5.8				0.6											0.9	5.0	1.0	1.7	12.2	3.7	0.7	0.5	0.5	10.4	1.0	1.2	1.4	
108/01/14-18	7.4				0.3											0.6	2.8	1.1	1.1	2.1	1.6	2.1	0.3	0.9	2.7	0.3	0.8	0.8	
108/05/06-10	92.5				0.4											1.7	2.1	1.6	1.1	2.5	6.4	0.6	0.4	0.6	1.9	0.9	0.7	0.8	
108/07/21-26	9.4				0.3											1.9	1.6	0.8	1.0	1.5	1.0	0.7	0.6	0.5	1.2	0.9	0.6	1.4	

註：TOC值大於等於10mg/L者，以底線加粗標示。MW12、MW13屬於場外監測井，MW17自106年起不列入定期監測位置。

表 5.1-3 生物脫鹵球菌定量檢驗結果

採樣日期\點位	C4	MW04	MW11	MW07	MW10	A7
成效監測分區	PRB1	EIB1	EIB1	PRB1	—	PRB2
104.10.18	1.42×10^3	3.32×10^2	$< 3.33 \times 10^1$	1.18×10^3	1.46×10^4	2.43×10^3
106.04.26	1.72×10^3	3.68×10^4	1.26×10^3	2.11×10^3	9.38×10^3	1.92×10^3

採樣日期\點位	MW05	MW08	MW11	MW15	MW18	MW19
成效監測分區	EIB6	EIB3	EIB1	PRB1	EIB4	EIB5
106.09.06	5.26×10^{10}	3.19×10^6	1.06×10^8	6.41×10^7	2.52×10^5	1.35×10^3
107.01.22-26	2.56×10^2	5.96×10^2	1.50×10^3	3.46×10^2	3.40×10^2	2.74×10^2
107.04.24	6.16×10^4	5.03×10^4	5.88×10^4	1.04×10^5	8.04×10^4	4.23×10^4
107.07.20	3.18×10^4	2.83×10^4	1.33×10^4	2.54×10^4	1.35×10^4	2.37×10^4
107.10.25	1.25×10^4	$< 10^4$	$< 10^4$	$< 10^4$	$< 10^4$	1.41×10^4
108.01.18	1.07×10^4	1.54×10^4	$< 10^4$	$< 10^4$	1.27×10^4	$< 10^4$
108.05.06	1.10×10^4	1.65×10^4	2.68×10^4	1.22×10^4	$< 10^4$	2.17×10^4
108.07.21	3.14×10^4	2.57×10^4	1.24×10^4	1.32×10^4	$< 10^4$	2.06×10^4

註：採樣委SGS；Real-time PCR檢測委東海大學環科系 郭獻文教授實驗室；數值單位DHC/mL

五、 整治效能評估

該場址以場內生物式透水性反應阻牆 (PRB) 與加強式生物整治區 (EIB) 作為整治執行之二大區塊，掌握流向與 PRB 攔阻、污染熱區域清除等改善成效而選擇相對應之監測位置，每季定期數量共計 27 口井次，其中包括 3 種不同深度，分別為 7 公尺、10 - 15 公尺及 20 公尺以下。

依據本場址流向下游邊界監測井 (MW16、MW14、MW07) 之歷次監測結果，其標的物濃度仍均維持符合地下水污染管制標準，且場外 MW12、MW13 等監測井歷次亦尚符合污染攔阻之控制成效。(桃園航勤股份有限公司，2020)

5.2 國外案例

5.2.1 美國格蘭德島陸軍彈藥廠場址

一、 案例場址背景

內布拉斯加州格蘭德島附近的 Cornhusker 陸軍彈藥廠 (CAAP) 自 1942 年至 1973 年主要提供越戰及韓戰所需砲彈、地雷、炸藥等，生產 2,4,6-TNT、RDX 及 HMX 等，此類爆炸性物質及殘留物因裝填、滲流等因素造成地下水遭受污染，廢水收集坑及污染池的污染地下水朝東北向延伸影響格蘭德島。場址相關位置示意如圖 5.2-1 所示。(ESTCP, 2008)

區域地下水位地表下 10 英尺內，地下水位含水層總厚度範圍約為 50 至 60 英尺，水力傳導率值範圍約為每天 670 英尺。主要地下水流向位於 CAAP 的東北方，區域水平梯度約為 0.001。

本區域地質分布如圖 5.2-2 所示，地表淺層 0~5 英尺為沖積層的粉質黏土；其下約 50~60 英尺為沖積砂及礫石；再下方有一層約 5~15 英尺厚的低滲透性粉質黏土，該地層可視為阻絕層。

前期調查結果顯示爆炸物濃度從場址向東北減少，污染深度

地表下約 6 到 57 英尺之間，場址內持續以地下水抽出處理法 (Pump & Treat) 進行整治。



圖 5.2-1 案例場址相關位置示意圖

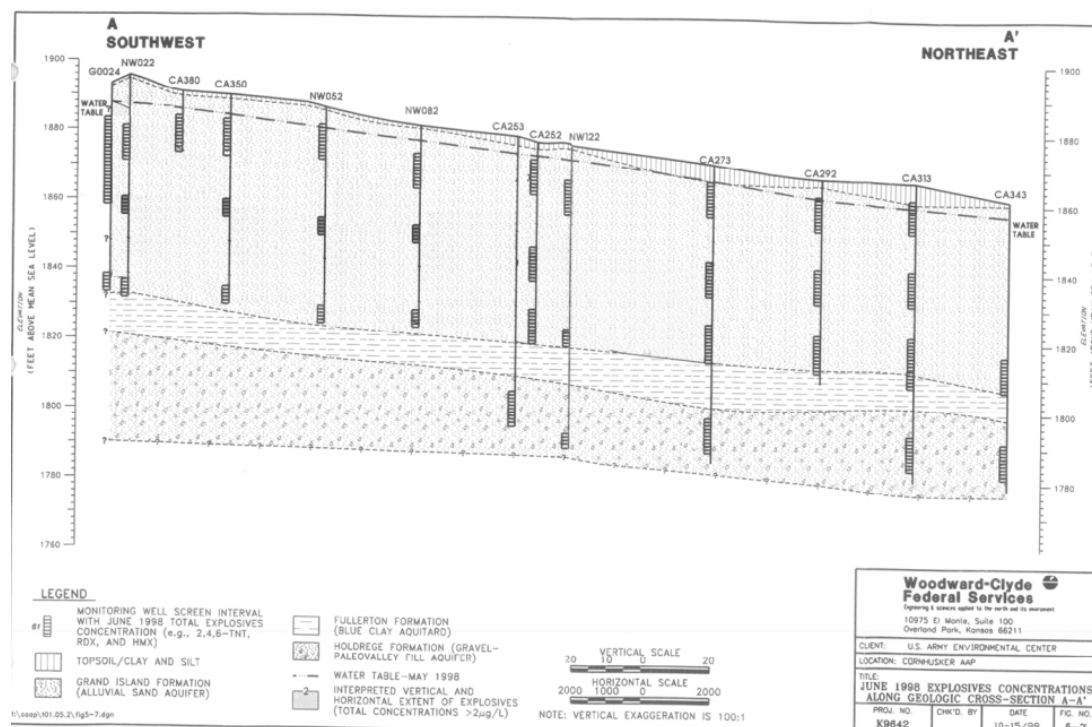


圖 5.2-2 案例場址區域地質分布圖

二、 污染說明

為確保地下水下游區域不受到爆炸性物質污染影響，幾項因素支持於地下水下游區域建立 PRB 系統，包含：

- (一) 場址內持續辦理地下水抽出處理，使污染團不會持續向下游擴散。
- (二) 地下水位下方有一層低滲透地層，可有效阻絕地下水污染物再向下滲透。
- (三) 污染物所在的水文地質屬於高滲透性，有利辦理地下水攔阻。
- (四) 污染物濃度呈現隨地下水流方向降低，下游濃度不高可進行被動性攔阻。
- (五) 下游區域以被動性改善工法可大幅降低改善操作成本。

三、系統規劃設計

該場址先透過小區域模場試驗，藉以掌握場址水文地質特性、污染物傳輸參數及，並以零價鐵 (zero-valent iron, ZVI) 透水性反應阻牆為主要處理單元，規劃 PRB 規格大約為 50 英尺長、15 英尺深、3 英尺厚，單元設計如圖 5.2-3~圖 5.2-5 所示。鐵/沙可滲透的反應屏障 (30% 重量的鐵)。模場試驗執行期程為 20 個月，針對零價鐵去除爆炸性物質效能、微生物協助作用、量化地下水中爆炸性物質降解的影響及評估現場執行難度等，以整體監測評估 PRB 的性能與整治成效。

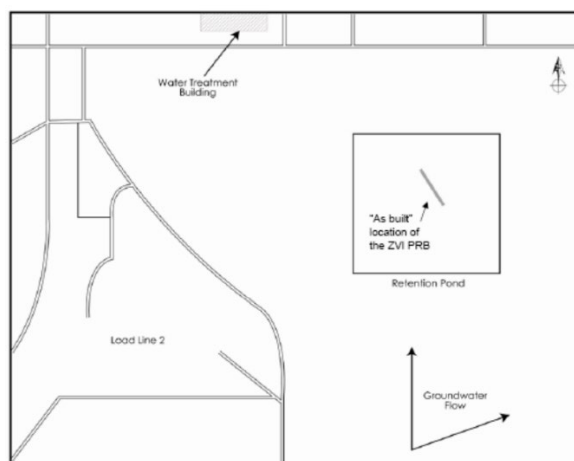


圖 5.2-3 透水性反應阻牆規劃設置位置圖

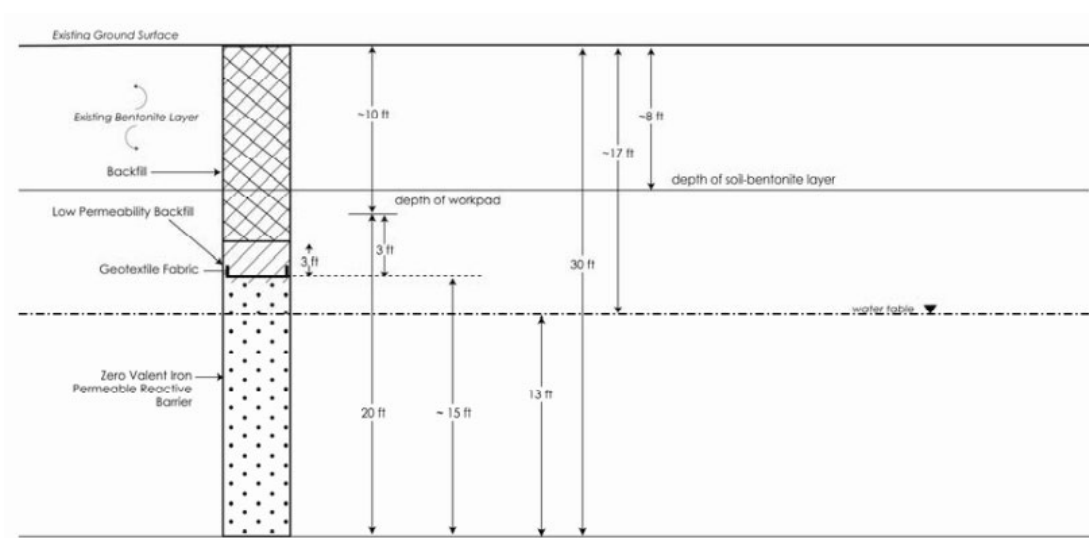
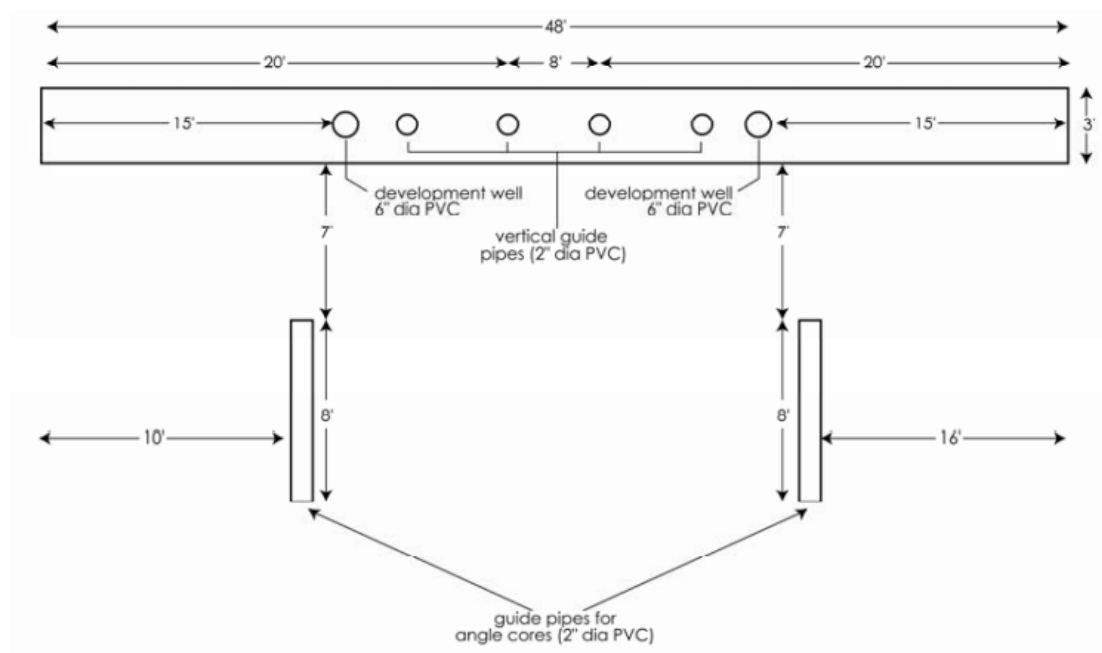


圖 5.2-4 透水性反應阻牆規劃側視圖



註：地下水上游處設置導引管以確保地下水流垂直向填充坑中，並於填充坑設置取樣井

圖 5.2-5 透水性反應阻牆規劃俯視圖

四、 現場施作

透水性反應阻牆現場施作照片如圖 5.2-6，主要施工步驟包含：

- (一) 去除地表約 10 英尺的植被或土壤；
- (二) 開挖範圍約 50 英尺長，15 英尺深，3 英尺寬的溝渠；
- (三) 填充零價鐵透水性反應阻牆物質及填充膠；
- (四) 安裝監測井及監控設施，地表整平。



圖 5.2-6 現場作業照片

五、 整治效能評估

ZVI PRB 將 TNT 和 RDX 的濃度降低到檢測限以下。除了拆除炸藥外，還有顯著的變化。由於 PRB，地下水化學發生。當地下水流經 PRB 時，溶解的硫酸鹽濃度顯著降低。

該項目的所有主要性能標準均已滿足。在 PRB 所在的含水層中，TNT 和 RDX 值始終降低到檢測限以下。阻牆液壓系統已成功表徵，我們能夠確定影響 ZVI PRB 成功實施和持續運行的設計和運行因素。

模場規模的阻牆安裝成本為 138,000 美元，按阻牆規模長 50 英尺，厚 15 英尺（即約 750 平方英尺）計算，每平方英尺之建置成本約為 180 美元/平方英尺，這與美國其他示範規模的 ZVI PRB 費用估算表現一致。

本場址以零價鐵透水性反應阻牆用於去除地下水下游中爆炸性物質的屏障，並以反應阻牆下游地下水爆炸性物質濃度評估成本效益，可以得到以下優點：

- (一) 不需要其他地上改善設備；
- (二) 地下水下游濃度大幅降低；
- (三) 操作及維護成本較低；
- (四) 可長期(>20 年)持續於原地進行改善；
- (五) 成本效益較高。

5.2.2 澳洲地下水無機物污染場址

一、 案例場址背景

澳大利亞西部大城伯斯 (Perth) 因城市排水系統持續排放約每年 180 公噸總磷以及 16 公噸的總氮至斯旺-坎寧河口(Swan-Canning Estuary)，連帶導致了斯旺河(Swan River)及坎寧河(Canning River)的水質惡化，西澳大利亞水務公司在米爾斯街(Mills Street)主排水集水區進行了 PRB 技術測試，在富營養化的地下水被注入城市排水溝之前對其進行被動攔截和處理。

以 PRB 進行攔截主要希望達成目的包含：

- (一) 用於去除（或減少）進入天鵝海岸平原水道的淺層地下水中的營養物質；
- (二) 研究 PRB 中裝填物質的試驗效能；
- (三) 依據水質中養分濃度降低，監測及定量評估 PRB 效能；
- (四) 建立 PRB 減少養分的設計指南。

二、 污染說明

試驗選擇了位於 Mills Street 上游主排水管集水區的一段明渠（圖 5.2-7），並於 2005 年 3 月開始了初步現場調查。監測垂直於排水管的六個鑽孔的橫斷面，監測項目包含：地下水位和地下水質量參數（pH 值、導電度(EC)、溶氧(DO)、氧化還原電位(ORP)、溫度、總磷 (TP)、可溶性活性磷 (SRP)、總氮 (TN)、硝酸鹽+亞硝酸鹽-氮 (NO_x-N) 和銨氮(NH₄-N)）。

另外，針對 PRB 構造中使用的材料進行文獻蒐集與回顧，選擇了九種材料混合物進行初步分析，包含以商用藥劑(Bauxsol™)、碎紅土 (crushed laterite)、鋸末屑 (sawdust)、木屑 (crushed laterite) 等進行不同比例的測試，最後基於成本及效能考量，在混合物中使用選擇以了 具高黏土含量及吸附性高的

Spearwood Sand 作為混合物質。

水質調查作業會同時進行上游及下游採樣作業，然而地下水經過 PRB 需花費時間，也說明同時採樣之下游樣品並非代表上游同一批水樣，地下水水質分析只能基於統計分析，依賴於從 PRB 上游端收集的水質數據代表處理前的水質，從 PRB 下游處收集的水質數據為代表處理過的地下水，以各自代表性進行濃度的相互比較。

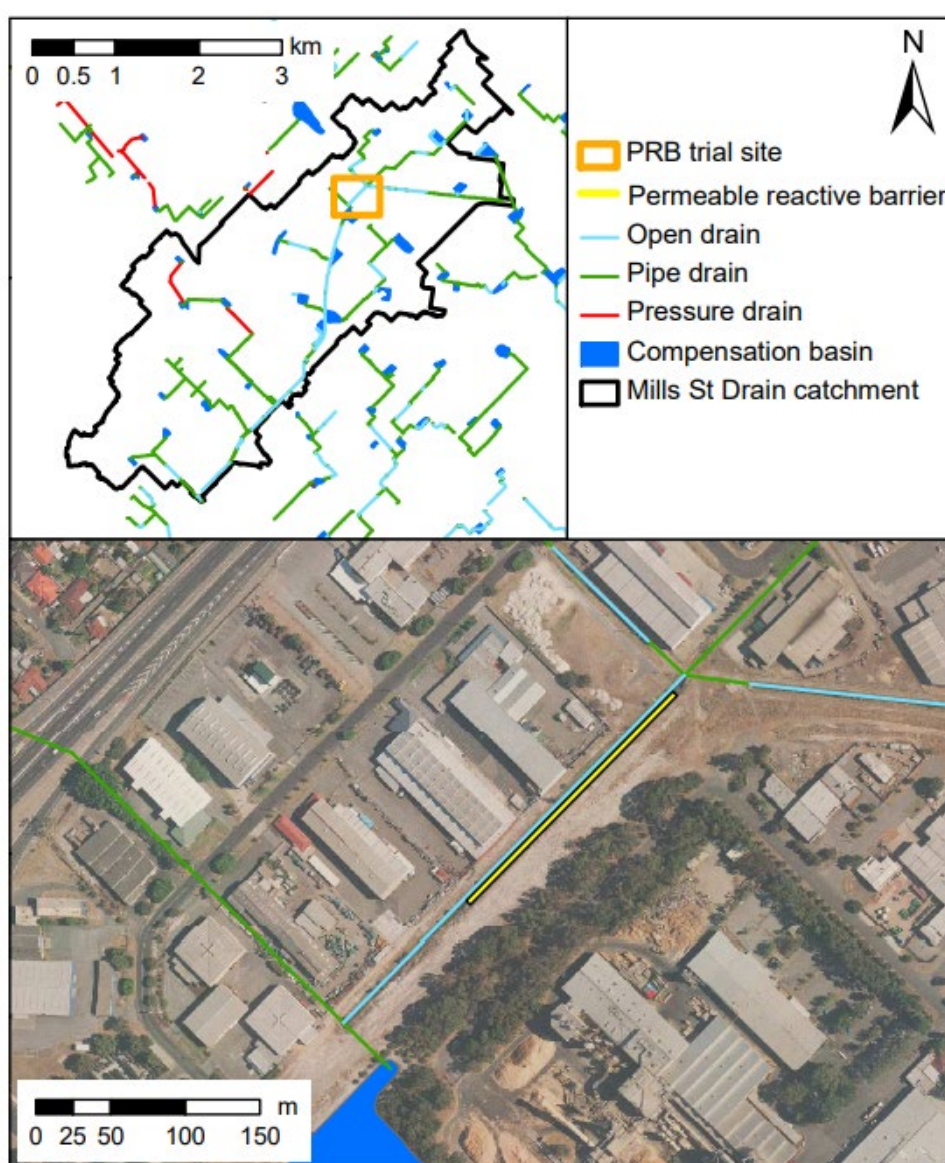


圖 5.2-7 地下水透水性反應阻牆(PRB)試驗場地位置

三、系統規劃設計

地下水流向影響污染物傳輸的方向，故 PRB 規劃時需以垂直地下水流方向，以確保地下水污染物質流經反應阻牆時可確實與填充材料進行反應，降低對污染物質向下游傳輸濃度。

四、現場施作

從安裝 PRB 到 2007 年 1 月之間每月對安裝前和安裝後鑽孔進行採樣，此後每兩週採樣一次直到 2007 年 5 月。整個監測期間，26 個採樣事件。總共收集了 260 個樣本。除了地下水監測外，還按照與地下水採樣相同的時間表在兩個位置評估了排水管的水質，一個在 PRB 上方，一個在 PRB 下方，現場設計與施工如圖 5.2-8 與圖 5.2-9 所示。

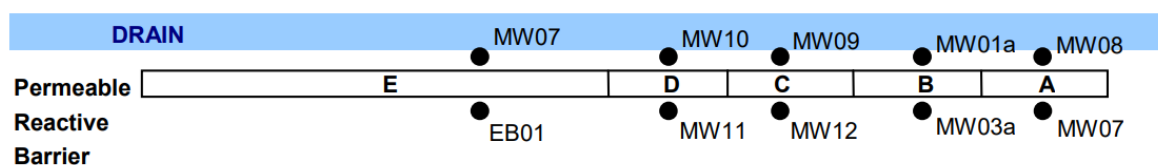


圖 5.2-8 PRB 試驗段和施工後地下水監測孔試驗場地位置

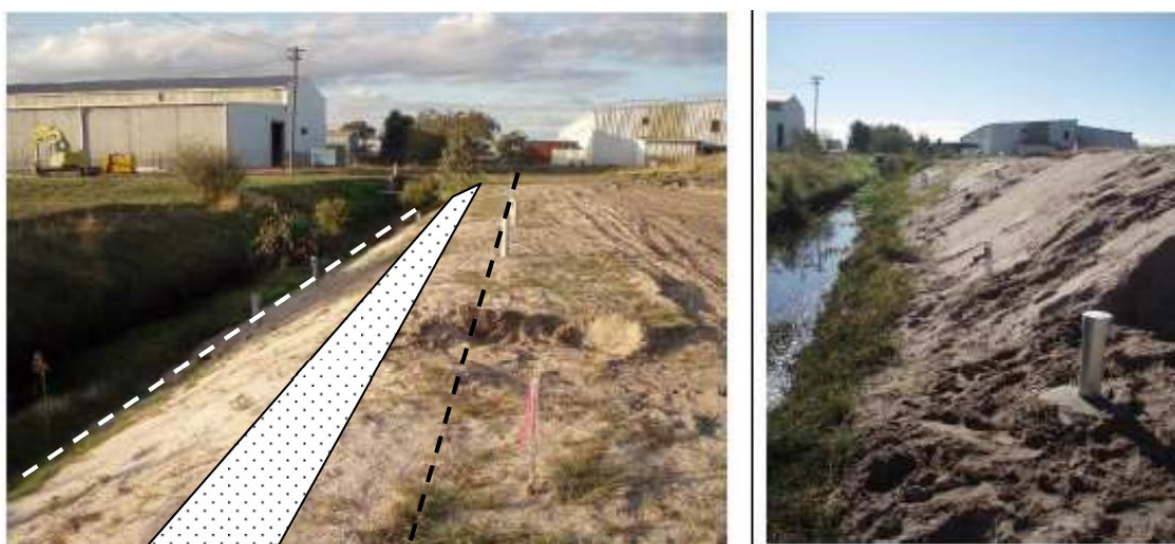


圖 5.2-9 PRB 監測鑽孔及其與排水管的關係

五、 整治效能評估

總體而言，米爾斯街 PRB 在減少 NO_3 和 PO_4 方面是有效的。這證實了最初的假設，基於用於構建 PRB 的材料和關於 PRB 有效性 pH 值的增加以及 Eh 和 DOC 濃度的降低與觀察到的由於脫硝作用造成的 NO_3 損失一致。

地下水對年度排水營養負荷的貢獻有關。2007 年，輸送的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 佔年度總氮出口量的 10%，而基流輸送的 $\text{PO}_4\text{-P}$ 佔米爾斯街主要排水集水區年度總磷出口量的 15%，這些值表明米爾斯街主排水集水區的總氮和磷負荷的最大減少，這可以通過沿明渠所有部分安裝 PRB 以攔截地下水排放來實現。

以 PRB 減少無機污染物的過程，搭配地下水監測作業，可以有效將污染物反應轉移到用這些填充介質，以進行現地水質改善作業。(Donn and Barron, 2010)

(本 頁 空 白)

參考文獻

1. Arshadi, M., Soleymanzadeh, M., Salvacion, J.W.L. and Salimivahid, F. (2014) Nanoscale zero-valent iron (nZVI) supported on sineguelas waste for Pb(II) removal from aqueous solution: kinetics, thermodynamic and mechanism. J. Colloid Interface Sci.26, 241–251.
2. Gavaskar, A.R. (1999) Design and Construction Techniques for Permeable Reactive Barriers, Journal of Hazardous Materials 68(1-2):41-71.
3. Colella, C (1996) Ion exchange equilibria in zeolite minerals. Mineralium Deposita volume 31, pages554–562.
4. Canova, J. (2006) Pilot-Scale Bioreactive PRB Removes Metals from Ground-Water Plume Within One Year, Technology News and Trends, Issue 22, US EPA .
5. CRC CARE (2018) Technology guide: Barrier systems, Newcastle, Australia.
6. Day, S. and Schindler, R. (2004) Construction methods for the installation of permeable reactive barriers using the biopolymer slurry method. In: Proceedings of the International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, 4th.
7. Donn, M.J. and Barron, O. (2010) Use of permeable reactive barriers for the remediation of diffuse groundwater nutrient pollution: A review of the Mills Street groundwater treatment trial. CSIRO:Water for a Healthy Country National Research Flagship.

8. Erto, A., Bortone, I., Nardo, A., Di. Natale M.D. and Musmarra, D. (2014) Permeable Adsorptive Barrier (PAB) for the remediation of groundwater simultaneously contaminated by some chlorinated organic compounds, *Journal of Environmental Management*, 140, 111–119.
9. ESTCP (2008) Remediation of Explosives in Groundwater Using a Zero-Valent Iron Permeable Reactive Barrier, Environmental Security Technology Certification Program.
10. FRTR (2008) Remediation of Explosives in Groundwater Using a Zero-Valent Iron PRB.
11. ITRC (2005) Permeable Reactive Barriers : Lessons Learned/New Directions. PRB-4. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Permeable Reactive Barriers Work Team.
12. ITRC (2011) Regulatory Guidance Permeable Reactive Barrier: Technology Update.PBR-5. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Permeable Reactive Barriers Work Team.
13. Song, J.M., Huang G.X., Han D.Y., Hou Q.X., Gan L. and Zhang M. (2021) A review of reactive media within permeable reactive barriers for the removal of heavy metal (loid) s in groundwater: Current status and future prospects, *Journal of Cleaner Production*, Volume 319, 128644.
14. Kong, X., Huang, G. and Han, Z. (2017) Evaluation of zeolite-supported microscale zero-valent iron as a potential adsorbent for Cd^{2+} and Pb^{2+} removal in permeable reactive barriers. *Environ. Sci. Pollut. Res.*

15. Leupin, O.X. and Hug, S.J. (2005) Oxidation and removal of arsenic (III) from aerated groundwater by filtration through sand and zero-valent iron. *Water Res.* 39,1729–1740.
16. Moore, R.C., Szecsody, J., Rigali, M.J., Vermuel, V. and Leullen, J. (2016) Assessment of a Hydroxyapatite Permeable Reactive Barrier to Remediate Uranium at the Old Rifle Site Colorado (SAND--2016-0995C). United States.
17. Mumford K.A., Powell S.M. and Rayner J.L. (2015) Evaluation of a permeable reactive barrier to capture and degrade hydrocarbon contaminants. *Environ Sci Pollut Res* 22(16):12298–12308.
18. Naidu, R., and Birke, V. (Eds.). (2015) *Permeable Reactive Barrier: Sustainable Groundwater Remediation* (1st ed.). CRC Press.
19. Powell R.M., Puls R.W. and Blowes D.W. (1998) *Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation*, EPA 600-R-98-125, 1998.
20. Shen, H., Huang, Y. and Su, Y. (2021) Progress in the development and application of permeable reaction barriers for remediation of dissolved oil contaminants in groundwater. *Water and Environment Journal*, 1-11.
21. Slenders, H., Hoekstra, N., Verheij, T. and Dijkhuis, J. (2003) Enhanced Microbial Degradation of Chloroethenes in a Bioscreen: Results after Two Years of Operation, in *Proceedings of ConSoil*, Belgium, pp. 1675-1684.
22. Song, J., Huang, G., Han, D., Hou, Q., Gan, L. and Zhang. M. (2021) A review of reactive media within permeable reactive barriers for the

- removal of heavy metal(loid)s in groundwater: current status and future prospects. *Journal of Hazardous Materials* 319, 128644.
23. Statham T.M., Stark S.C. and Snape, I. (2016) A permeable reactive barrier (PRB) media sequence for the remediation of heavy metal and hydrocarbon contaminated water: a field assessment at Casey Station, Antarctica. *Chemosphere* 147:368–375.
24. Thiruvengkatachari, R., Vigneswaran, S. and Naidu, R. (2008) Permeable reactive barrier for groundwater remediation, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 14, 145–156.
25. Upadhyay, S. and Sinha, A. (2018) Role of microorganisms in Permeable Reactive Bio-Barriers (PRBBs) for environmental clean-up: A review, *Global NEST Journal*, 20(2), 269-280.
26. USEPA (2012) A citizen guide to permeable reactive barrier, EPA-542-F-12-017, Office of Solid Waste and Emergency Response, September 2012, United States Environmental Protection Agency, Washington DC, U.S.A.
27. Vidic, R.D. and Pohland, F.G. (1996) Treatment Walls, Technology Evaluation Report, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Pittsburgh, PA, USA.
28. Wu, Y., Pang, H., Liu, Y., Wang, X., Yu, S. and Fu, D. (2019) Environmental remediation of heavy metal ions by novel nanomaterials: a review. *Environ. Pollut.* 246, 608–620.
29. 資料來源：環境部環境管理署 (2024) 土壤及地下水油品類污染整治作業參考指引，EPA-25-III-06B-2015-002，民國 113 年 5 月。

30. 桃園航勤股份有限公司 (2020) 桃園航勤股份有限公司地下水污染控制計畫，民國 109 年 3 月。

(本頁空白)