

行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

污水污泥無害化、能源化及資材化整合研究計畫--子計畫 四：污水污泥焚化再利用為工程材料之研究(I) 研究成果報告(完整版)

計畫類別：整合型
計畫編號：NSC 96-2621-Z-216-002-
執行期間：96年08月01日至97年07月31日
執行單位：中華大學土木與工程資訊學系

計畫主持人：邱垂德

計畫參與人員：碩士班研究生-兼任助理人員：黃福民
碩士班研究生-兼任助理人員：王思捷
碩士班研究生-兼任助理人員：柴家豪

處理方式：本計畫可公開查詢

中華民國 97年10月30日

行政院國家科學委員會補助專題研究計畫 成果報告
 期中進度報告

污水污泥無害化、资源化及資材化整合研究計畫—子計畫四：污
水污泥焚化再利用為工程材料之研究(I)

Integrated Study on Nuisance Elimination, Material Stabilization, and
Resource Recycling of Sewage Sludge
Subproject 4: Using Sewage Sludge Ash as a
Component of Construction Materials

計畫類別： 個別型計畫 整合型計畫
計畫編號：NSC 96-2621-Z-216-002-
執行期間：96年8月1日至97年7月31日

計畫主持人：邱垂德
計畫參與人員：黃福民、王思捷、柴家豪

成果報告類型(依經費核定清單規定繳交)： 精簡報告 完整報告

處理方式：除產學合作研究計畫、提升產業技術及人才培育研究計畫、
列管計畫及下列情形者外，得立即公開查詢
 涉及專利或其他智慧財產權， 一年 二年後可公開查詢

執行單位：中華大學土木與工程資訊學系

中華民國 97 年 10 月 30 日

中文摘要

依據國科會2006年的政府科技發展策略規劃報告，預期未來都市污水廠污泥焚化所產生的灰渣(Sewage Sludge Ash, 簡稱SSA)年產量將達102萬公噸，等同於垃圾焚化的灰渣量，基於國外灰渣資源化都已進入實際工程應用階段，建議的未來研究發展方向，以SSA的再利用驗證及示範研究為主，優先進行之資源化示範研究為道路基層或鋪面替代粒料，其次為利用燒結或熔融技術加以改質及前處理，以應用於混凝土及水泥砂漿之示範研究。國內以往對SSA的再利用研究，大多以直接或混拌黏土後作燒製磚或輕質骨材的部份原料，較少直接應用SSA的工程材料實務驗證研究，若對照本土SSA理化特性，並以國外的應用經驗，將有機會直接作為熱拌瀝青混凝土的礦物填縫料或細粒料，並應嘗試開創SSA在混凝土市場的定位，例如圬工水泥或是非結構性混凝土，甚至是摻配水泥方面的研究。本研究發現國內尚未引進適當的低溫焚化設備，以現有設備產製的所謂SSA要不就仍有大量有機物，要不就已經高溫熔融呈輕質化狀態；本研究經研磨處理，並應用在瀝青混凝土的礦物填縫料，由實驗室的基本性質試驗，驗證採2%研磨後SSA為可行，對污泥焚化灰進行TCLP試驗，其溶出值皆低於環保署規範，故將其再利用於環境中，造成二次公害之風險較低。

關鍵詞：污水污泥焚化灰渣、再利用、瀝青混凝土、混凝土、環境性質

Abstract

According to the 2006 strategic research report of National Science Council, the predicted yield of sewage sludge ash (SSA) will rise to 1.02 million metric tones per year in the future, which is corresponding to the amount of municipal solid waste incinerated bottom ash created yearly in Taiwan. That strategic report calls for implemental research works on reusing the SSA as construction materials, such as a component of paving materials or an additive for concrete. Although substantial studies have been performed on reusing SSA to make light weight aggregate by mixing with clay or other additives and sintering at a temperature higher than 1,000°C, those of using SSA directly into construction materials are critically lacking. A substantial amount of energy will be saved by using SSA directly into construction materials. As one of the six sub-projects cooperated to comprehensively solve the problems on recycling of sewage sludge, this study investigates the relationship of incineration process and properties of SSA and practically blends it into hot mix asphalt by considering SSA as a mineral filler. The results show that an addition of 2% is adequate for the ground SSA sample. A adequate process for incinerating sewage sludge at about 600°C is suggested to produce SSA for beneficial use in asphalt concrete.

Keywords: Sewage Sludge Ash, Reuse, Hot Mix Asphalt, Concrete, Environmental Property

目錄

第一章、緒論	1
1-1、研究背景	1
1-2、研究動機	1
1-3、研究目的	2
1-4、研究方法與論文架構	2
第二章、文獻回顧	4
2-1、下水污泥產生現況與基本特性	4
2-1-1、國內污水污泥產生現況	4
2-1-2、國外污水污泥資源化經驗	6
2-1-3、污水污泥灰之特性	11
2-2、污水污泥資源化技術	14
2-3、環境影響評估	17
2-3-1、溶出試驗	17
2-3-2、毒性特性溶出程序(TCLP)	19
2-3-3、重金屬檢測方法	19
2-4、生物毒性試驗法	22
2-4-1、生物毒性	23
2-4-2、毒性單位	24
2-4-3、生物毒性種類	26
第三章、實驗方法	29
3-1、試驗規劃	29
3-2、材料基本性質試驗	31
3-2-1、砂石粒料與污泥焚化灰的來源及基本性質試驗	31
3-3、瀝青混凝土馬歇爾配比設計	32
3-3-1、馬歇爾配比設計之試驗設備	32
3-3-2、馬歇爾配比設計試驗	33
3-3-3、間接張力試驗	34
3-4、溶出液分析	35
3-4-1、毒性特性溶出程序(TCLP)	35
3-4-2、重金屬分析	35
3-4-3、24 小時批次溶出試驗	36
第四章、試驗結果與分析	37
4-1、污泥焚化灰之基本特性分析	37
4-1-1、污泥焚化灰之基本製程	37
4-1-2、污泥焚化灰之物理特性	39
4-1-3、污泥焚化灰之化學特性	41

4-1-4、污泥焚化灰 TCLP 溶出濃度	43
4-2、污泥焚化灰作為瀝青混凝土礦物填縫料之結果分析	43
4-2-1 工程特性分析	44
第五章、結論與建議	50
5-1 結論	50
5-2 建議	50
參考文獻	52
計畫成果自評	57

表目錄

表 2-1 下水污泥之處理對策.....	6
表 2-2 日本污水污泥處置現況	8
表 2-3 美國污水污泥有效利用與處置	9
表 2-4 歐盟國家 2000 及 2005 年污水污泥處置方式統計.....	11
表 2-5 污水污泥焚化灰成份.....	13
表 2-6 都會下水污泥的重金屬含量	14
表 2-7 下水污泥之化學組成.....	16
表 2-8 各國溶出試驗方法一覽表.....	18
表 2-9 環保署事業廢棄物 TCLP 之溶出標準.....	19
表 2-10 選擇分析技術之考量參數.....	22
表 2-11 國外生物毒性試驗法摘要.....	23
表 2-12 毒性指標意義.....	24
表 2-13 生物毒性效應分級表.....	25
表 2-14 美國 NCHPR 生物毒性效應分級表	26
表 4-1 污泥焚化灰篩分析試驗結果.....	39
表 4-2 污泥焚化灰比重與吸水率.....	40
表 4-3 污泥焚化灰元素組成.....	42
表 4-4 污泥焚化灰元素氧化態組成.....	42
表 4-5 石灰系與高分子系污泥焚化灰氧化態組成.....	42
表 4-6 污泥焚化灰 TCLP 溶出濃度.....	43
表 4-7 砂石粒料篩分析試驗結果.....	44
表 4-8 砂石粒料比重與吸水率.....	45
表 4-9 瀝青混凝土之配比設計級配表.....	45

圖目錄

圖 1-1 本論文架構.....	3
圖 2-1 污水污泥處理基本流程圖	5
圖 2-2 日本污水污泥有效利用的主要途徑	8
圖 2-3 分光光度示意圖	21
圖 3-1 本研究試驗計畫流程圖	30
圖 4-1 污泥灰製備流程圖	38
圖 4-2 礦物填縫料 Rigden 空隙率與 AASHTO M17 規範比較圖 ...	40
圖 4-3 污泥焚化灰電子顯微鏡掃描結果 251X.....	43
圖 4-4 瀝青混凝土之配比設計粒徑分布圖.....	46
圖 4-5 污泥焚化灰馬歇爾空隙率比較圖.....	47
圖 4-6 污泥焚化灰馬歇爾穩定值比較圖.....	48
圖 4-7 污泥焚化灰馬歇爾流度值比較圖.....	49
圖 4-8 污泥焚化灰馬歇爾試體.....	49

第一章、緒論

1-1、研究背景

污水污泥的處置方式計焚化、掩埋、拋海、生產氣化能源、及作為農業應用共五大類，在禁止海拋及零掩埋的環保策略下，焚化、氣化能源、及作為農業應用為資源化的三大方向，但因民眾對污泥中的病原菌可能影響健康，重金屬可能溶出造成的土壤及植物污染，而逐漸反對農業應用，故而，以焚化處理後再利用，將成為未來的主要資材化趨勢。

依據內政部「污水下水道發展方案」於民國98年，將提昇用戶接管普及率至33%，屆時污水污泥的日產量將高達40萬立方公尺，成長相當快速，在「循環型社會」構築及「永續發展」的環保意識提昇下，現行規劃的衛生掩埋方式，除了不符合期待外，在執行上亦受諸多非工程技術與環境條件等因素影響，致使土地徵收與取得，曠日費時。本研究即在於達到循環型都市之污水污泥處置的永續性目標，探究並提出適切的污水污泥焚化後之資材化方向。

1-2、研究動機

台灣地區地小人稠，每年卻因各式建設而需要龐大的建築骨材，近年來因區域計畫與水土保護等諸多法令的限制與管制，致使砂石來源的不確定性增加。根據文獻指出，污水污泥在約600°C焚化成為污水污泥焚化灰(Sewage Sludge Ash，簡稱為SSA)後，加工成土木建築材料具有資材化再利用價值，因此經焚化後產生的SSA，可作為瀝青混凝土細粒料或礦物填縫料，但是污泥本身含有微量重金屬，對於再利用之時，必需對污泥焚化灰重金屬可能造成環境影響多加研究。以往評估污泥焚化灰重金屬對環境影響都採用溶出試驗加以檢測，當溶

出試驗所測得重金屬濃度低於法規規範值，即可視為對環境影響不明顯。

1-3、研究目的

基於以上的研究背景與動機，本研究取得北部迪化污水處理廠之污水污泥，經焚化處理後，形成污泥焚化灰，用以拌製瀝青混凝土，於實驗室進行毒性特性溶出程序及生物毒性試驗，以確定污泥焚化灰使用於瀝青混凝土對環境造成的可能衝擊。歸納本研究之目的如下：

- 1、由毒性特性溶出程序檢測污泥焚化灰之重金屬濃度。
- 2、探討污泥焚化灰拌製瀝青與水泥混凝土的可行性。
- 3、探討污泥焚化灰與污泥焚化灰瀝青混凝土生物毒性之影響。

1-4、研究方法與論文架構

本研究首先經由文獻的蒐集，瞭解污泥焚化灰基本性質與用途後，對其進行基本性質分析，再進行毒性特性溶出程序、瀝青混凝土配比設計及生物毒性試驗，最後依研究結果提出結論與建議，本論文之架構如圖 1-1 所示。

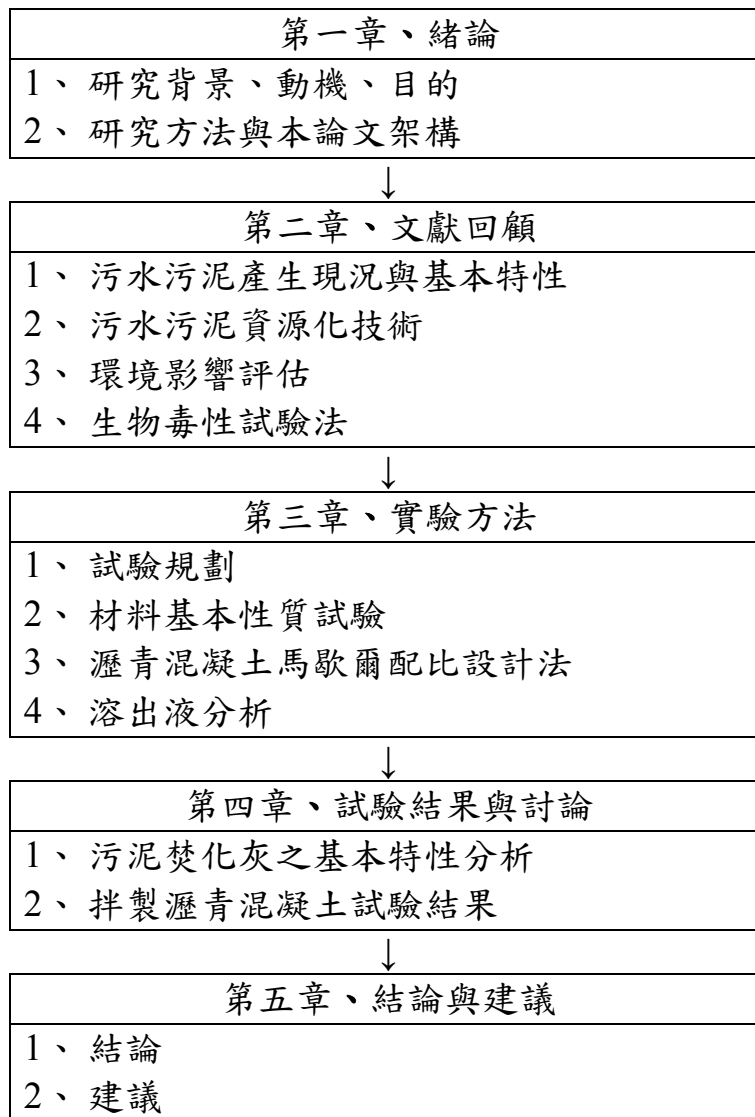


圖 1-1 本論文架構

第二章、文獻回顧

2-1、下水污泥產生現況與基本特性

2-1-1、國內污水污泥產生現況

工業革命以後，人口集中於都市，人類開始發展以清水處理生活廢棄物(human waste)，也就是建立污水下水系統，以排放家庭生活污水，並由污水處理廠統一解決問題，而衍生污水污泥再處理的問題，且因大部份的下水道系統，會接受「符合一定排放標準」的工業廢水，又使污水處理廠的污泥，含有工業廢棄物(industry waste)而複雜化。

由文獻資料顯示，都市污水污泥中富含豐富的氮、磷等營養鹽，可作為植物生長所需的肥料，或經由焚化或熔融處理，再經由無機性材料化的程序，做成道路或營建材料等。

依據「都市污水廠之污泥處理與資源化再利用之研究」[1]，每人每天之污水量以250公升計，生污泥量以污水的2%計，則若依臺灣地區政府的計畫，到民國98年，下水道用戶接管普及率達33%，以2000萬人口估計，每天產生的污泥量將接近40萬立方公尺，產生量極為龐大，故如何將生污泥加以穩定，並選擇適當的後續處理程序，則為傳統廢水處理後，仍須加以解決之課題。圖2-1為常見之下水污泥處理模式，大多數的下水污泥皆先經過消化濃縮處理並完成脫水後，再依其最終處置或再利用模式的選擇，而有不同的中間處理程序，目前常見的處理方式主要包括有：焚化、熔融、堆肥化、乾燥(日晒或機械式)等，其中於焚化或熔融處理後將產生焚化灰渣或融渣，具可資源化之無機材料特性，而堆肥化處理後產生的堆肥物質，則適用於農地或綠地之土壤改良；如無法有適當的用途時，透過不同的中間處理後，最終仍須走向掩埋處置。

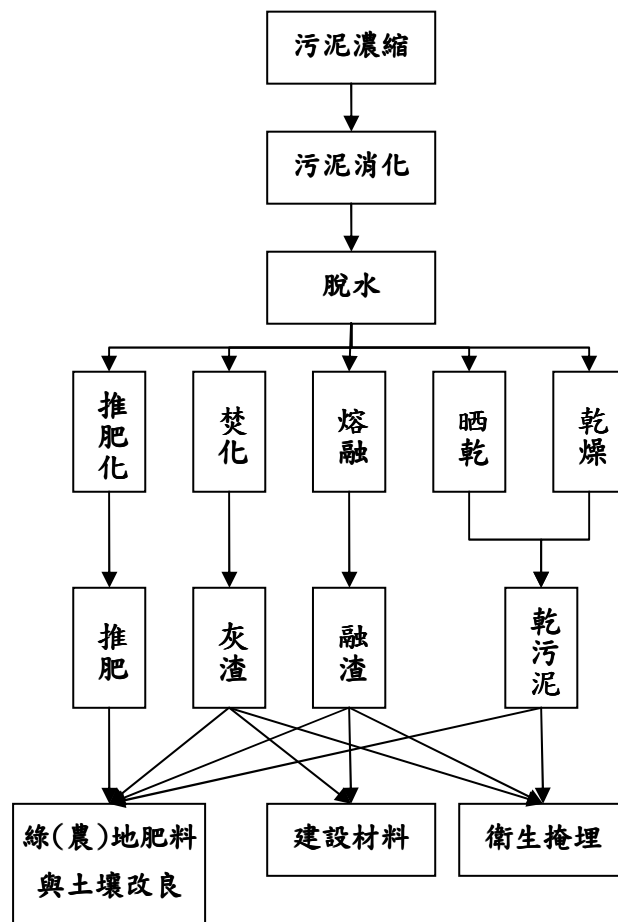


圖 2-1 污水污泥處理基本流程圖[2]

下水污泥之最終處理處置應以廢棄物處理處置之「減量化、安定化、無害化以及資源化」等四大原則為目標，進而有針對下水污泥之處理對策及內容，如表2-1 所示。

表 2-1 下水污泥之處理對策[1]

減量化	污泥濃縮性之提高	重力濃縮之改進、機械濃縮之檢討
	脫水泥餅含水率之降低	配合處理處置方式選擇脫水機種
	凝聚劑之適當使用	提高脫水效率
	乾燥、焚化之採用	配合處理處置方式選擇凝聚劑
凝聚劑最佳添加率之檢討		
安定化	有機物的分解	厭氧消化之適當操作管理
安全化	防止有害物質的進入	固化、燒結、熔融
資源化	綠、農地利用	堆肥、乾燥、土壤改良、肥料利用
	建設材料利用	填地、填土、路基、骨材、磚瓦用
	土壤改良利用	土質改良、改良用材料之利用
	能源之有效利用	消化瓦斯發電
		焚化廢熱利用
都市垃圾及下水污泥焚燒		
都市廢棄物及剩餘能源之有效利用		

2-1-2、國外污水污泥資源化經驗

歐美及日本等先進國家的污水污泥處理與處置，有(1)禁止海拋，(2)減少掩埋，(3)熱處理技術增加，及(4)農業應用、能源化及資材化的比重增加等趨勢，美國地區大都以衛生掩埋及農業應用為主，日本及歐盟國家，則開始減少農業應用而積極能源化及資材化。

1、日本的污水污泥資源化經驗

圖2-2 為日本至1997 年為止，污水污泥有效利用的主要途徑[3、4]，由圖中可知，日本已成功將污水污泥及其焚化灰渣運用於綠農地應用、建設資材利用、及熱能源利用等方向；依據日本下水道實務研

究會的報告[4、5]，1996年已有約半數都市使用污泥堆肥技術，約有25%的污水污泥做為肥料用途，施用於農地與牧草地的土壤還原，並使用在果樹、高爾夫球場及公園等。

表2-2 為財團法人日本下水道協會網站上，統計2001年4月至2002年3月的一年間，污水污泥處置狀況[2]，由表中可知當年度日本的污水污泥處置，掩埋佔40.7%，再利用佔57.6%，其它佔1.7%，其中經焚化與熔融的污泥佔再利用部份的13.4%，比例算相當高。由於日本政府對污泥回收作為農地利用，訂定相當嚴格的重金屬限制標準，污泥回收作為建材的比例，已由1994年的14%，提高至1997年的59%，綠農地的應用則由86%，降為41%；污水污泥焚化灰渣部份，則由1994年的15%，上升至1997年的69%[6]，雖然可能是計算基準不同，不同來源文獻的統計數字並不一致，但污水污泥以焚化處理成SSA，再資材化作為建材，則是日本污水污泥資材化的主要趨勢。

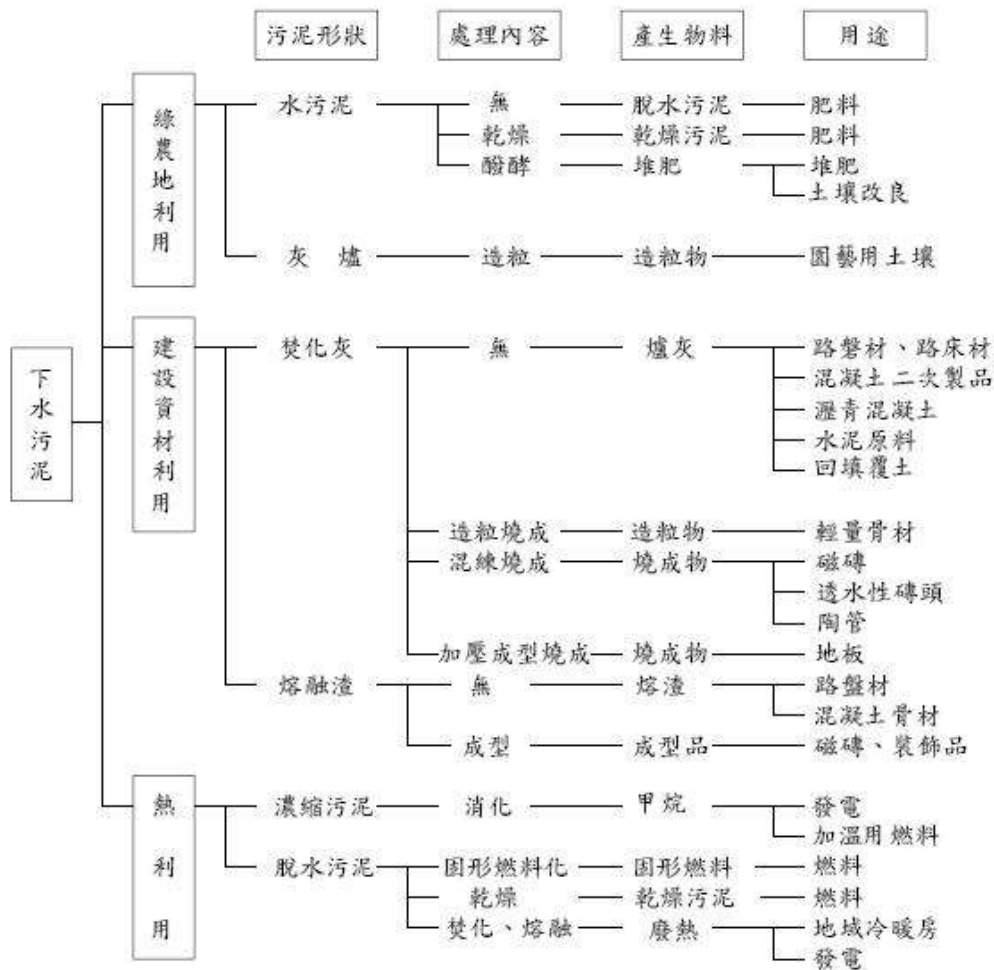


圖 2-2 日本污水污泥有效利用的主要途徑[3、4]

表 2-2 日本污水污泥處置現況[2]

(單位：1,000 m³)

處置型態 處理方式	掩埋處置		再利用	其他	小計(%)
	陸上掩埋	海上掩埋			
脫水污泥	610	45	979	14	1,648 (78)
焚化與熔融	52	98	163	22	335 (16)
污泥乾燥、造粒及碳化	12	16	66	0	94 (4)
消化和濃縮	28	0	11	1	40 (2)
合計 (%)	702 (33.2)	159 (7.5)	1,219	37 (1.7)	2,117 (100)

(資料來源：社團法人日本下水道協會網站/統計時間：2001.04.01~2002.03.31)

2、美國污水污泥资源化經驗

由於美國都市下水道系統非常普及，污水污泥的產生量相當龐大，為解決衍生的污泥處置問題，美國政府採比較寬鬆的方式鼓勵再利用，並依據40CFR503「污水污泥使用或處置標準(standards for the use or disposal of sewage sludge)」進行規劃，該標準對污水污泥之綠農地利用、焚化、衛生掩埋等操作有詳盡的規範；在綠農地應用方面，將污泥依所含重金屬、病原菌、及養份含量區分為可直接施用於綠農地的A級污泥，含病原菌較高的B級污泥，則需更進一步處理才能作為食用穀類植物施肥之用。

表2-3 為國內文獻以美國環保署資料整理的美國污水污泥再利用與處置狀況，由表中可知縱使到2010年，污水污泥的有效利用率只有8.5%，處置方式則主要以綠農地使用為主(61.5%)，衛生掩埋(10%)及焚化(19%)為輔。對照美國聯邦州公路總署1997年出版的「鋪面使用副產物準則(User Guidelines for Waste and Byproduct Materials in Pavement Construction)」[7]中對污水污泥的資材化數據，該約20%的焚化處置，每年將產出約45萬至90萬公噸的污水污泥焚化灰渣，依該準則之建議，這些SSA具有作為瀝青混凝土之細粒料或礦物填縫料的潛力。

表2-3 美國污水污泥有效利用與處置[4]

年份	有效利用(%)				處置(%)			
	直接土地使用	處理後施用	其他有效利用	小計	填埋	焚燒	其他	小計
1998	41	12	7	60	17	22	1	40
2000	43	12.5	7.5	63	14	22	1	37
2005	45	13	8	66	13	20	1	34
2010	48	13.5	8.5	70	10	19	1	30

經由多年的使用經驗，美國 EPA 大力推行的污水污泥綠農地應用，最近受到民間環保團體的挑戰，惹出許多的爭議，甚至認為將污水污泥直接作為土壤肥料是枉故大眾安全去圖利特定人士的「陰謀」[8]，學術界也出現批評美國環保署503 標準太過寬鬆無法保障施用土地附近人民的健康，而反對將污水污泥作為土壤改良及肥料[9]。這些爭議與論述，將可能改變美國污水污泥的處置策略，有效利用的方向很可能走向焚化後資材化的大方向。

3、歐盟國家的污水污泥資源化經驗

歐盟國家發展與建設較早，污水下水道系統已大量的普及，全歐平均普及率達80%，每年產生的污泥量800 萬公噸；近幾年歐盟國家在資源永續再利用 與減少掩埋率等環保議題取得共識，要逐年減少生物可分解性廢棄物之掩埋量，按1995 年的該類廢棄物掩埋量為基準，2006 年要降至75%，2009 年降至50%，2016 年降至35%，使得污水污泥的再利用率有逐年增加的趨勢[6]。

表2-4 為國內相關文獻整理歐盟國家2000 及2005 年污水污泥處置方式統計表，由表中可知再利用、焚化處理、及掩埋約各佔50%、20%、20%，且再利用及焚化處理的百分比提昇，而掩埋的百分比下降。各國之再利用率評比，於2000 年時則以盧森堡和英國之再利用率為最高(分別為69.2%和69%)。但於2005 年之預計的目標設定上，則以愛爾蘭與芬蘭之74.3%和71.8%分居1,2名，由此可看出歐盟國家亦依不同的階段規劃再利用目標，並逐年增加再利用的數量。

表2-4 歐盟國家2000 及2005 年污水污泥處置方式統計[2]

(單位：千噸-乾污泥量)

處理方式 國家別	再利用		焚化處理		掩埋處理		其他		合計	
	2000年	2005年	2000年	2005年	2000年	2005年	2000年	2005年	2000年	2005年
奧地利	68	68	66	65	58	58	4	4	196	195
比利時	40	47	11	14	43	40	37	58	131	159
丹麥	125	125	50	50	25	25			200	200
芬蘭	90	115			60	45			150	160
法國	640	765	269	407	71				980	1,172
德國	1,334	1,391	732	828	608	500	62	58	2,736	2,777
希臘	6	7			90	92			96	99
愛爾蘭	65	84			35	29			100	113
意大利	81						417		498	-
盧森堡	9	9	3	4	1	1			13	14
荷蘭	110	110	200		68		23	23	401	133
葡萄牙	104	108			209	215	35	36	348	359
西班牙	578	589	74	75	360	367	57		1,069	1,031
瑞典	35						172		207	-
英國	1,014	1,118	326	332	111	114	19	19	1,470	1,583
小計	4,299	4,536	1,731	1,775	1,739	1,486	826	198	8,595	7,995

(資料來源：European Topic Centre on Waste and Material Flows: Topic Centre of European Environment Agency)

2-1-3、污水污泥灰之特性

污水污泥含有大量的有機質與氮(N)、磷(P)、鉀(K)等營養元素，且含有多種重金屬(如銅、鉛、砷、鎘、汞、鉻、鉬、鎳、硒、鋅等)，以及大量病原菌與病毒微生物，並可能含有各種有毒有機物。一般都會污泥在不摻雜工業廢水時，其重金屬與有毒有機物，通常均低於管制標準。都會下水污泥屬生物性有機污泥，其特性有機物含量高、易腐敗變質；顆粒細小，相對密度較小；含水率高，脫水較困難，呈膠狀結構，含有較多的植物營養素、寄生蟲卵、致病微生物及重金屬離子、毒性有機物等[10]。

都會污水污泥的含水率一般高達99.2~99.8%，因體積龐大而難以輸送；濃縮後的污泥近似糊狀，其含水率為95~97%，其體積可縮小到約1/4；脫水後的污泥餅含水率約75~80%，其體積可縮小到約

1/10~1/2 範圍。

通常在污水污泥脫水前常會添加調理劑以提高脫水率，一般真空脫水及壓濾脫水皆用無機凝聚劑(石灰、氯化鐵等)，而帶壓脫水及離心脫水則多採用高分子凝聚劑(polymer)。隨添加調理劑之不同，污泥餅及焚化後污泥灰性質差異性大，因此用途亦會有很大的差異，經無機凝聚劑(石灰、氯化鐵)調理後污泥之焚化灰渣稱為石灰系污泥灰，而經高分子凝聚劑(polymer)者則稱為高分子系污泥灰[1]。

以石灰或氯化鈣做為調理凝聚劑的污泥餅，經焚化後稱為石灰系污泥灰，其氧化鈣(CaO)含量可達40%左右，其提供的鹼性成分，可使石灰系污泥灰用於改良土壤性質具有相當成效；同時，因氧化鈣含量高，而具有如水泥功能的膠結作用，將其加壓造粒製成土壤改良劑或水泥膠結料，其中石灰系污泥灰更適合當做水泥生料。此外，可做為瀝青填充物、混凝土製品的原料、路面基盤材料或路床材料等[11]。

高分子系污泥其氧化鈣(CaO)含量較石灰系污泥灰為低，一般大多低於10%，但其矽含量較高20~50%，可當作黏土做為陶瓷品或建築紅磚的原料。一般常以高分子系污泥灰部分取代黏土燒製污泥磚、陶管或瓷瓦片，而焚化灰渣的取代量對陶管材料約為3%，對透水磚、花磚或紅磚甚至可達35~40%使用量。許多研究證實污泥經高溫處理後幾乎全為無機物質，高分子系污泥焚化灰具有卜作嵐(pozzlanic)特性，可用於部分取代混凝土中的水泥或細骨材。高分子系污泥灰雖其氧化鈣含量較石灰系污泥灰低，但亦可做為水泥生料；另外，高分子系污泥灰經融熔處理，可製成路基材料、混凝土骨材或其他土木工程；亦可將高分子污泥灰造粒成形，再經燒結處理，製成輕質骨材。

表2-5 即為使用不同凝聚劑脫水污泥灰化學成份表，由表中可知，使用石灰系凝聚劑之污泥灰中含有高量的CaO 成份高，而使用高分子系則Al₂O₃、P₂O₅ 較高。

表 2-5 污水污泥焚化灰成份[1]

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	P ₂ O ₅	CaO	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	K ₂ O	其他
石灰系	21.5	7.6	2.7	4.8	40.1	15.3	0.6	0.5	4.7
高分子系	23.7	14.4	2.8	12.4	8.1	9.1	1.2	1.4	6.9

2-1-3-1、污水污泥灰物理性質

污水污泥灰一般屬於多孔輕質之顆粒，其物理特性之質地並不堅硬，且具有較大之吸水特性，以電子顯微鏡觀察(SEM)其粉體顆粒為不規則形狀物體，與圓球形狀之燃煤飛灰顆粒形狀不同。

2-1-3-2、污水污泥灰化學性質

污泥焚化灰中以SiO₂為主要成份，其次為Al₂O₃、CaO、Fe₂O₃ 及P₂O₅等，SiO₂ 在污泥灰組成中所佔成份比例大約為17~30%，且變化不大，主要應來自下水收集系統所帶入之沙土等礦物[12]；而Al₂O₃、CaO、Fe₂O₃ 隨灰渣來源不同則有較大之變化，也可能因污泥調理劑種類，或化學處理程序所加入之藥劑不同所致。而將其與一般水泥原料中的矽砂相比較，可看出大都是以氧化矽與氧化鋁為主要成分，故污水污泥應具有可以替代水泥原料中的矽砂來提供水泥中所需的矽成份[13]。

都會污泥中含有各類污染物質，其中包括重金屬、微量的高毒性

有機物、大量的各式致病微生物(如致病細菌、病毒、寄生蟲卵等)，以及好氧性有機物與植物養分(如N、P、K)等。表2-6 為台灣、大陸上海、美國與日本的都會下水污泥的重金屬含量。

表2-6 都會下水污泥的重金屬含量(單位：mg/kg) [4]

重金屬元素	台灣八里污水廠	中國上海	美國	日本
As	-	9.2-19	10-50	1.4
Cd	1.6±0.13	1.2-3.3	10-400	2.1
Cr	9.51±0.11	49-330	50-200	49
Cu	33.32±1.28	160-450	95-700	210
Mn	-	-	100-300	-
Ni	-	43-78	110-400	39
Pb	0.28±0.09	30-135	200-500	52
Zn	176.57±2.97	990-2,100	1,000-1,800	1,200

2-2、污水污泥資源化技術

污水污泥經脫水後，加以適當的處理，如乾燥、堆肥等，可用作肥料，或土壤改良劑使用。污泥經高溫焚化處理後屬於安定化的惰性無機資材，可製成土木建築材料；而消化污泥產生之甲烷氣體可回收做為燃料。許多的研究顯示污水污泥經過適當的處理後，為深具資源化潛力的再生資材。就農業與土地利用、材料化及能源化的角度而言，下水污泥已不能再視為廢棄物而加以掩埋棄置，應積極研究及開發。

1、農地利用與堆肥

農地利用與堆肥是污水污泥於資源化發展最為成熟且廣泛應用的技術。尤其在歐美等先進國家已相當普遍，主要得力於農林及畜牧業對有機肥料需求，並形成一可觀的市場[14]。

2、能源化

污水污泥能源轉化方式可區分為生物轉化和化學轉化兩種型式。

生物轉化法係藉由堆肥製成類似腐質土肥料、厭氣性消化產生甲烷氣及水解發酵回收乙醇等。利用污泥在消化過程中所產生的消化瓦斯可供作為發電的電源，在歐美已實行多年並已普遍化。至1991年日本已完成消化瓦斯發電之污水廠共有16廠，並陸續增建中[1]。

化學轉化法是利用污水污泥所具有之高熱值特性，直接焚化可產生蒸汽、電力等不同型式之再生能源，例如，[15]以低空氣量燃燒(starved air combustion)，在溫度750°C處理污泥，其氣體產物(包括：一氧化碳、氫氣、甲烷和一些低分子量碳氫化合物)為具有低能量之可燃氣。[16]發展出一套低溫汽化(gasification)系統，藉加入氮氣、碳酸鹽和鎳系催化劑作用以處理生污泥，其氣體產物可獲得40%以上之甲烷氣。

由於熱化學處理程序具有減量化、安定化及獲得的副產物均有潛在經濟價值等多項優點，因此已成為國外污泥處理之研究重點。

3、材料化

對於某些兼納工業廢水的都市污水廠，其污泥金屬成分含量高，可將其焚化之污泥底渣加以熔煉，並從中回收貴重金屬[17]。然而，污水污泥因含水率高，體積與重量均相當大，以致影響後續之處理程序，對於污泥搬運與掩埋容量亦造成過大的經濟損失，而經高溫焚化處理後減重減容效果佳。焚化後之污泥底渣的化學組成差異受到污泥脫水前所加入之調理凝聚劑種類所影響，通常將使用高分子凝聚劑之污泥焚化灰視為高分子系，使用石灰者則視為石灰系，其主要差異在

於高分子系之 Al_2O_3 、 P_2O_5 含量較高，而石灰系之 CaO 含量較高，然其主要組成皆以 SiO_2 為主。

表2-7 為相關研究指出之污泥灰化學組成，由表可知污水污泥焚化灰富含 Al_2O_3 、 P_2O_5 等物質，具卜作嵐材料特性等，故有土木材料之應用潛力。

污水污泥的減量化及安定化，可利用焚化處理達到相當效果，污水污泥餅經焚化後之底渣，供做建材利用已有相當研究。也有將污泥利用熔融技術處理後，其資源化用途與爐渣相近，可用作建築材料、管材及道路基材等，如製磚、透水材料、過濾材料、混凝土骨材、混凝土二次製品材料，及互鎖磚等。

表 2-7 下水污泥之化化學組成(%)[18]

	Joe等 (1991)	Anderson等 (1996)	Monzo等 (1996)	楊志政 (2001)	王弟文 (2001)	鄭欽仁 (2002)
SiO_2	20.33	51.1	30.1	51.58	43.6	64.95
Al_2O_3	14.64	23.83	11.9	14.92	16.62	15.21
Fe_2O_3	20.56	5.52	7.1	6.16	10.35	6.95
CaO	1.75	3.75	25.9	5.54	5.61	1.93
K_2O	1.81	1.53	-	1.92	2.34	2.52
MgO	2.07	1.46	2.2	1.26	1.4	1.45
Na_2O	0.51	<0.1	-	1.42	0.82	0.79
SO_3	7.8	0.009	10.7	6.51	0.24	-
P_2O_3	-	-	6.3	4.5	12.11	1.51
LOI	10.45	-	28	-	-	-

2-3、環境影響評估

2-3-1、溶出試驗

由於污泥焚化灰本身含有微量重金屬，因此於再利用的過程中，必須確定再利用後對環境不會造成二次污染問題，各國對固體廢棄物再利用，可能產生環境影響問題，多以溶出試驗方法為指標，如表 2-8，但各國所規定之溶出試驗則有所差異[19、20]。

依據文獻，影響重金屬溶出量因子主要有萃取液之pH 值、萃取液種類、萃取時間、液固比及萃取方法等，以下簡述各影響因子[21、22]。

- 1、pH 值：萃取液pH 值較低情況時，對於重金屬溶出量較多，但有些重金屬在pH 值較高時，會生成氫氧錯合物而增加溶出量。
- 2、萃取液種類：目前常用的萃取液有醋酸、鹽酸、硝酸、去離子水、蒸餾水。
- 3、液固比 (liquid-solid ration)：為萃取液體積與廢棄物固體重量之比例。當液固比增加，代表溶液中的液體部份增加，在相同的溶解度下，溶液中溶解的金屬總量會因此增加。
- 4、萃取方法：一般可分為批次萃取 (Batch Leaching Test)、管柱萃取 (Column Leaching Test)、可溶出量萃取 (The Availability Test)。

(1)、管柱溶出試驗：

管柱溶出試驗為模擬現地材料破壞，使得水體滲入，造成環境污染，在實驗室管柱填充裝滿待測試的材料，使用蒸餾水以幫浦由管柱下方向上施力。一般流率設定每天流入 5-50 公分。

(2)、平板溶出試驗：

平板溶出試驗主要是模擬水體與固體之間表面接觸所

滲出之污染物，污染物以每小時-平方公分可溶出多少毫克。測試樣品形狀製做為平面，如試驗樣品為瀝青混凝土可參照 AASHTO T245 規範，將製做完成試體放置在 2 L 燒杯，並加入 1 L 蒸餾水，在溶出期間，設置一攪拌器，轉速為 40 rpm，使測試期間水有流動。測試污染物時間為溶出 1 天、溶出 5 天及溶出 10 天。

表 2-8 各國溶出試驗方法一覽表[19]

操作條件	美國、加拿大、台灣	美國、加拿大	德國	法國	瑞士	荷蘭		日本	
	TCLP	EP	DIN 38414 S4	AF NOR X31-210	TVA	Serial Batch	Availability Test	JLT 13	JLT 46
顆粒大小	< 9.5 mm	< 9.5 mm	< 4 mm	< 4 mm	in final disposed form	< 3 mm	< 125 μ m	< 5 mm	< 2 mm
樣品數量 (g)	100	100	100	150	100~200	40	16	> 50	>50
萃取液	醋酸	去離子水 0.5N 醋酸	去離子水	去離子水	CO ₂ saturated water	去離子水	去離子水 + HNO ₃	去離子水 + HCl	去離子水 + HCl
pH	pH = 2.88/4.93	PH \leq 5	-	-	pH 5.6	pH 4	At pH 7 then pH4 with acetic acid	pH 5.8 ~ 6.3	pH 5.8 ~ 6.3
液固比	20:1	20:1	10:1	10:1	10:1	20:1	100:1	10:1	10:1
溫度 °C	22.3 \pm 3	20 ~ 40	-	熱水恆溫器	-	-	-	室溫	室溫
萃取容器	PE 瓶	未指定	2 L 容器	1.5L 燒杯, 2L 瓶子	瓶子	1L PE 瓶	瓶子	-	-
萃取方法	旋轉器 30 \pm 2 rpm	-	旋轉器	旋轉器	Bubbling, 100 mL CO ₂ /min	-	磁旋攪拌	旋轉器	旋轉器
萃取時間 (h)	18	24	24	16	35	24*5 stage	3*2 stage	6	6
過濾	0.6~0.8 μ 濾紙	0.45 μ 濾紙	0.45 μ 濾紙	0.45 μ 濾紙, 離心 (>2000G)	0.45 μ 濾紙	0.45 μ 濾紙	0.45 μ 濾紙	1 μ 濾紙	離心 (1000rpm, 45 min)+ 0.45 μ 濾紙

2-3-2、毒性特性溶出程序(TCLP)

固體廢棄物是否能夠再利用，各國目前皆使用溶出試驗測定溶出液之重金屬濃度，當材料重金屬濃度高於法規標準值，則不可再利用，以避免造成環境二次污染。

台灣目前對於固體廢棄物處理方式，採毒性特性溶出程序(TCLP)，其溶出值應低於有害事業廢棄物認定標準，如表 2-9。而再利用之用途，可做為無筋混凝土添加料、瀝青混凝土添加料、磚品添加料、道路工程級配料及掩埋場每日覆土替代材料等用途。

表 2-9 環保署事業廢棄物 TCLP 之溶出標準[23]

項目	溶出試驗標準(mg/L)
汞及其化合物(總汞)	0.2
鉛及其他化合物(總鉛)	5.0
鎘及其化合物(總鎘)	1.0
鉻及其化合物(總鉻)	5.0
六價鉻化合物	2.5
砷及其化合物(總砷)	5.0
銀及其化合物(總銀)(僅限廢定影液及顯影液)	5.0
硒及其化合物(總硒)	1.0
銅及其化合物(總銅)(僅限污染防治設備所產生之污泥)	15.0

2-3-3、重金屬檢測方法

檢測廢棄物中重金屬濃度方法現今已有許多儀器可用，本節將介紹原子吸收光譜儀(Atomic Absorption, AA)、感應耦合電漿原子發射光譜儀(Inductively coupled plasma Atomic Emission Spectrometry, ICP-AES)及 Merck-Nova 60。

1、原子吸收光譜儀[24、25]：

原子光譜法（atomic spectrometry）是在 2000~3000°C 的溫度下，讓樣品中的成份元素以原子態存在，而在紫外光-可見光範圍內吸收或發射特定波長的光，利用這些吸收光或發射光的波長及強度進行樣品元素的定性及定量分析。其中量測吸收光的分析方法稱為原子吸收光譜法（atomic absorption spectrometry, AAS），而量測發射光的分析方法稱為原子發射光譜法（atomic emission spectrometry, AES）。目前已知原子吸收光譜法可用在約 70 種元素的分析，分析濃度落在 ppm~ppb 之間。此種方法具有高靈敏度、高選擇性、快速、方便、可自動化等優點。

原子吸收光譜法是以比爾定律（Beer's law）為依據，其基本原理是將試樣加高溫，使其分解成自由基態原子，經由吸收輻射能提升至激發態之原子能階，利用原子濃度和吸收強度的量度關係作為元素分析的依據。

$$\text{吸收度 (Absorbance)} = \log (I_0/I_t) = a b c$$

I_0 = 入射光量

I_t = 透射光量

a = 原子吸收係數

b = 原子吸收光徑長度

c = 原子濃度

由此定律得知在一定吸收光徑長度時，原子濃度和吸收度成正比關係。若欲將其應用於試樣分析時，最簡單的方法就是建立欲分析元素之已知濃度標準溶液之校正曲線，由測量試樣所得之吸收度和校正曲線比較，即可計算出試樣中待測元素的含量。

2、感應耦合電漿原子發射光譜儀[24]：

感應耦合電漿原子發射光譜儀是利用高頻電磁感應產生的高溫氫氣電漿，使導入電漿中之樣品溶液受熱而產生一系列之去溶劑、分解、原子化/離子化及激發等反應，被激發的待測元素之原子/離子所發射出的光譜線，經由光譜儀的分光及偵測，進行元素之定性定量分析。

3、Merck-Nova 60：

Merck-Nova 60 儀器為德商公司所製檢測產品，採用原理為分光光度法，利用原始吸收光度強度 (I_0) 與吸收後光度強度 (I) 如圖 2-3， I_0 與 I 的比值即為穿透度 T (Transmittance)。

$$T = I_0/I$$

若用吸收度 (Absorbance) 來代替穿透度表式，可得另一關係式，此關係即貝爾定律。

$$A = -\log T = a b c$$

A：吸收度 (Absorbance)

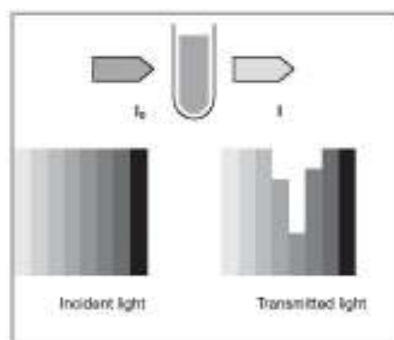


圖 2-3 分光光度示意圖

目前應用最廣之原子光譜分析技術有火焰式原子吸收光譜法 (FAAS)、石墨爐式原子吸收光譜法 (GFAAS)、感應耦合電漿原子發射光譜法 (ICP-AES) 及感應耦合電漿質譜法 (ICP-MS)。在選擇

合宜之分析技術時必須考量之不同參數如表 2-10[24]。

ICP-AES 與 AA 比較：

- (1)、ICP-AES 因為電漿之高溫，對於耐高溫元素之分析靈敏度佳。
- (2)、ICP-AES 為一快速多元素分析技術，欲檢測之元素可以任選擇同時式或連續式分析。其偵測極限與 AA 相近，當樣品中同時有多種元素需要分析時遠比 AA 快速。
- (3)與 AA 相比，由於 ICP-AES 有寬廣之線性範圍，對於樣品濃度變化大者，非常適用。
 - 1、ICP-AES 因儀器樣造較複雜，價格比 AA 高。
 - 2、ICP-AES 之分析人員需要較富經驗者，以處理複雜之光譜干擾的問題。

表 2-10 選擇分析技術之考量參數

1、靈敏度及偵測極限
2、分析精密度
3、分析濃度範圍
4、分析干擾及其控制難易度
5、自動化程度
6、分析人員需要之技巧
7、儀器價格

2-4、生物毒性試驗法

環境水體之背景具有高度複雜性，在檢驗分析水中污染物時，除了考量水質參數，更須考慮有害物質或毒性物質對人體健康及生態環境之可能影響。由於可能進入水體之毒性物質種類繁多，分析費時又耗力，為解決此一問題，環境科學家乃發展以生物為指標之毒性試驗，用來輔助化學檢測能力之不足，並作為放流水中毒性物質之管制基準[26]。

2-4-1、生物毒性

生物毒性試驗在美國 EPA、國際標準化組織（International Organization for Standardization ,ISO）、經濟合作和發展組織（Organization of Economic Cooperation and Development ,OECD）等組織已制定了標準水體毒性試驗法，如表 2-11 所示[27、28、29、30]。國內則在民國 81 年起即進行基礎魚毒試驗研究及委託學術單位訂定標準方法，並陸續公告有關魚類、水蚤、藻類及米蝦等水生物急毒性測試標準方法。

表 2-11 國外生物毒性試驗法摘要[31]

試驗種類	測試生物	曝露時間	量測方法	毒性表示
急毒性試驗法				
Microtox	Photobacterium Phosphoreum	5-30 分鐘	發光亮度	EC ₅₀
Polytox	Blend of bacteria	21 分鐘	停止呼吸	EC ₅₀
Rotifer	Branchious Calyciflorus	24 小時	致死性	LC ₅₀
Brine Shrimp	Artemia salina	24 小時	致死性	LC ₅₀
Lettuce	Lactuca sativa	96 小時	發芽率	EC ₅₀
標準毒性試驗				
Daphnia	Daphnia magna	48 小時	致死性	LC ₅₀
Ceriodaphnia	Ceriodaphnia dubia	48 小時	致死性	LC ₅₀
Green algae	Selenastrum Capricornutum	96 小時	抑制生長	EC ₅₀
Mysid shrimp	Mysidopsis bahia	96 小時	致死性	LC ₅₀
Fathead minnow	Pimephales promelas	96 小時	致死性	LC ₅₀

生物毒性測試種類分為急毒性測試及慢毒性測試；其中，急性毒性測試（acute toxicity test），指於特定情況下，短期內（通常為48~96

小時內)觀察毒性物質對測試生物死亡或抑制之影響；而慢毒性測試(chronic toxicity test)，則指毒性物質對生物長期性的影響，或相對於該測試生物十分之一、或更長壽命期間的持續性影響，包括死亡率、生長遲緩或繁殖率下降情形[32]。

2-4-2、毒性單位

毒性效應的影響一般以濃度(mg/L)、劑量(mg/kg)或稀釋度(%)來表示，濃度及劑量普遍使用於單一毒性的情況，稀釋度則較適用於含多種毒物的混合水樣[33]。

毒性評估指標一般表示方式有半數致死濃度(Lethal Concentration 50%, LC₅₀)、半數致死劑量(Lethal Dosage 50%, LD₅₀)及半數有效劑量(Effective Dosage 50%, ED₅₀)，如表2-12所示。其數值意義以LC₅₀-96 小時=10 mg/L 或LD₅₀-96 小時=10 mg/Kg 說明，表示在96小時的曝露時間下，造成50%生物死亡的濃度為10 mg/L 或劑量為10 mg/Kg；有時亦可用受測水體的濃度代表半數致死濃度說明，例如LC₅₀-96 小時=70%(70%測試水體與30%稀釋水混合)，表示在96 小時的曝露時間下，造成50%生物死亡的稀釋比為70%。

表 2-12 毒性指標意義[32、34]

指標	指標意義
EC ₅₀	受測試生物半數出現反應時的測試樣品濃度。(反應指：昏睡、活動減少、代謝減緩、反應遲頓、厭食等)
ED ₅₀	受測試生物半數出現反應時的測試樣品劑量。
LC ₅₀	受測試生物半數死亡時的測試樣品濃度。
LD ₅₀	受測試生物半數死亡時的測試樣品劑量。

註：單位為%

除了使生物死亡外，亦可以生物的重量變化、反應速率變化、發光度變化、基因改變等作為量測毒性的參數，使用此類參數時，通常以有效濃度 (Effective Concentration, EC) 表示毒性效應，例如EC₅₀-48小時=20%(20%測試水體與80%稀釋水混合)，表示在48小時的曝露時間下，造成50%生物反應的濃度為20%，當EC₅₀值愈高表示毒性較低，反之，毒性較高。但不論使用濃度、劑量或稀釋比的毒性效應表示法，均不易直接對應其毒性大小，因此美國EPA建議可以用毒性單位 (Toxicity unit, TU) 來表示，其公式為TU=100/EC (或LC)，TU值越大，毒性越強，反之毒性較弱。由於此僅適用於比較兩不同水質之TU值大小，並無法說明水質為高毒性或低毒性，因此必須有毒性分級方法，清楚分級TU值範圍及毒性強度。Bulich 於1982年提出利用百分率分級法 (percent rank method)，依樣品LC₅₀ 或EC₅₀ 稀釋率測值，將毒性分成五個等級。其後，Coleman及Qureshi (1985) 再稍加修正，並定義毒性強度及毒性效應分級範圍；美國NCHRP 針對生物毒性試驗亦定義毒性效應分級範圍，整理如表2-13、表2-14 所示[35]。

表 2-13 生物毒性效應分級表[34、35]

LC ₅₀ 或 EC ₅₀	TU ₅₀	毒性強度
<25	>4	極毒性 (Very Toxic)
26-50	2-3.9	高毒性 (Moderately Toxic)
51-75	1.33-1.9	中毒性 (Toxic)
76-100	0.1-1.32	低毒性 (Slightly Toxic)
>100	<1	無毒性 (Nontoxic)

表 2-14 美國 NCHPR 生物毒性效應分級表

LC ₅₀ 或 EC ₅₀	毒性強度
≤ 10	極毒性 (Extremely High)
> 10 - ≤ 20	高毒性 (High)
> 20 - ≤ 75	中毒性 (Moderate)
> 75	低毒性 (Low)
No Toxic Effect	無毒性 (No Effect)

2-4-3、生物毒性種類

生物毒性試驗之測試物種有非常多種，如欲測試所有污染物對全部水生生物毒性，事實上是不可能而且是不必要的，因此如何在眾多生物種類中選擇具有代表性及敏感性高的生物當做污染物質測試之指標生物，並提供其中水生生物之毒性資料，以發揮水域污染預警功能，是水生毒理學者欲突破之瓶頸[36]。水藻毒性試驗比起其它生物體具有較高的敏感性，因此美國 EPA 已將水藻毒性試驗應用在廢水監測上。標準水藻毒性試驗經由 ASTM、EPA、ISO、OECD、美國公共衛生協會 (American Public Health Association, APHA)、歐洲經濟共同體 (European Economic Community, EEC) 等組織已被發展 20 年以上 (Klaine and Lewis, 1995)。水蚤毒性試驗相較水藻毒性試驗，在食物鏈中屬於較高階，水蚤毒性試驗的敏感性較脊椎動物來的高 (Landis and Yu, 1995)，目前水蚤毒性試驗也已被許多組織 (ASTM, U.S. EPA, ISO, APHA, OECD, and EEC) 制定實驗標準程序及正在使用[37]。本節將介紹水蚤毒性試驗、水藻毒性試驗及 Microtox 試驗。

1、水蚤毒性試驗

水蚤 (daphnia) 屬於小型甲殼動物，用肉眼不容易觀察得到，

體型約 3-5mm，水蚤生活在水中（池塘、湖泊或溪），有一對大的觸角，在水中移動呈現跳動（jumpy）方式，因此有的人把它稱做“水中的跳蚤，water flea”。水蚤是魚類及其它水中生物食物的重要來源。水蚤應用在生物鑑定是非常出色的，因為水蚤對水化學方面非常敏感而且飼養簡單、所需經費不貴，另水蚤成熟只需要短短幾天即可試驗，所以不需要花很長時間去飼養，適合做為生物毒性試驗物種[38、39]。水蚤毒性測定程序說明如下[40]：

- (1)、挑選足夠試驗之成熟水蚤（24 小時時齡內之水蚤）。
- (2)、將待測水樣分別稀釋為五個濃度。
- (3)、用廣口滴管，抓取 10 隻水蚤置入每個濃度。
- (4)、測試時間為 48 小時。
- (5)、測試期間，水溫控制在 25°C、不需餵食，光照時間維持每日 16 小時。
- (6)、紀錄水蚤死亡數目。

水蚤死亡之判斷為當水蚤第二觸角、胸腳及後腹部等有明顯不活動，輕輕敲燒杯無反應，即可認定為死亡。

2、水藻毒性試驗

水藻毒性試驗常用傳統批次技術[41]，這些標準測試方法的特色是在試驗期間，會提供充足的基質來使藻類在基質飽和狀況下生長，當藻類於基質限制的狀況下，對毒性物質的容忍度會變差，亦即敏感度變高。藻類毒性試驗的反應終點包括生物質量、生長率、葉綠素含量和總生物體積。批次試驗時間一般為 72~96 小時[42]。水藻毒性測定程序說明如下[43]：

- (a)、測試初始之藻液葉綠素 a。葉綠素 a 應維持在 0.15~0.30 ppb

之間（每毫升藻細胞數 $(1.2\sim 2.4) \times 10^4$ ）。

- (b)、以濾紙過濾水樣，去除水樣之微生物及顆粒物質。
- (c)、對照組及各稀釋濃度之待測水樣分別各取 48mL，置於三角錐瓶中，分別添加 1mL 50 倍濃度之基礎培養液，混合均勻。
- (d)、植藻：於前項之待測液各添加 1mL 之藻原液（藻原液為含 10.0 ± 2.5 ppb 葉綠素 a 之種藻培養液），混勻後，分別測定植藻後之各培養液之初始葉綠素 a 含量，然後進行 24 小時之培養測試。
- (e)、先進行濃度範圍試驗，找出可能造成藻細胞生長抑制之大致濃度範圍，然後再進行確定試驗。

3、Microtox 試驗

Microtox 為一發展成熟的商業化技術產品，其毒性試驗係利用會發光之海生螢光菌種（學名 *photobacterium phosphoreum*）做為指標生物，提供適當培養條件而使該細菌群能發光。試驗時，將樣本組培養菌液曝露於毒性溶劑會抑制菌種生長活性或造成細胞死亡。以分光光度計量測並比較試驗組與對照組之發光度差異，以做為毒性試驗評估參數之依據。Microtox 測定程序說明如下[33]：

- (I)、各空白稀釋液中加入等量菌種，待穩定後，測試試管初始發光度 (I_0)。
- (II)、各管中加入不同濃度的待測廢水，通常採等比級數配製廢水濃度，並預留空白組。
- (III)、開始計時，並自行選擇毒性反應時間（5min~2day）。
- (IV)、時間終止時，將各試管置入光譜儀器中，測其發光度。

第三章、實驗方法

本研究主要針對添加污泥焚化灰之瀝青及水泥混凝土，對其進行工程性質、環境性質與生物毒性試驗，藉以評估，污泥焚化灰資材化的可行性。

3-1、試驗規劃

本研究首先進行砂石粒料與污泥焚化灰的基本性質試驗，以了解污泥焚化灰與一般砂石性質上的差異性；本研究採高交通量之瀝青混凝土設計(雙面各夯打 75 下)，對其進行馬歇爾配比設計試驗，分析材料在拌製瀝青混凝土工程性質的變化，最後綜合所有試驗數據加以分析，本研究欲進行的檢測計畫流程如圖 3-1 所示：

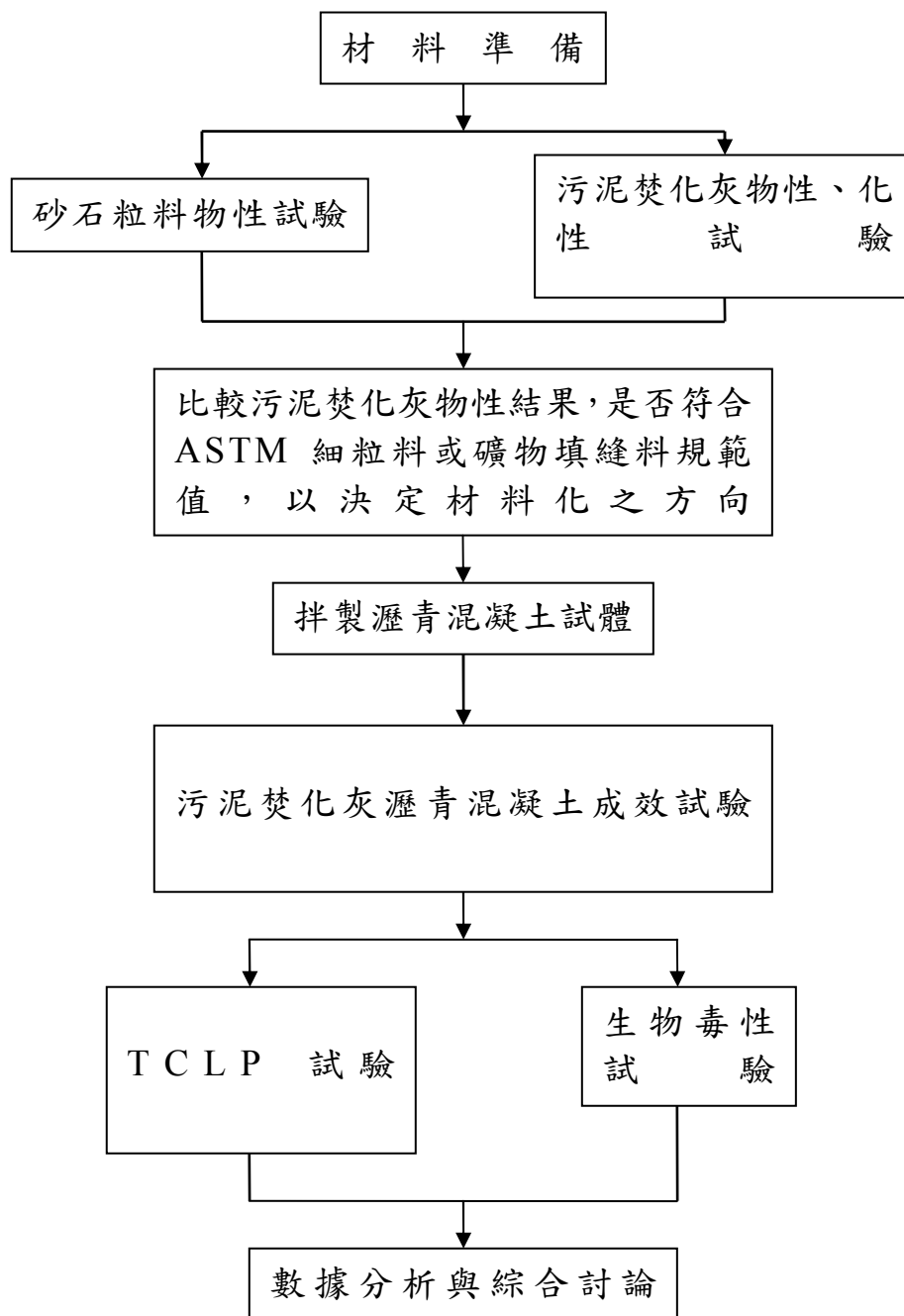


圖 3-1 本研究試驗計畫流程圖

3-2、材料基本性質試驗

本節主要針對試驗中所使用的砂石粒料與污泥焚化灰等材料進行基本性質試驗。

3-2-1、砂石粒料與污泥焚化灰的來源及基本性質試驗

本研究採用桃園縣瀝青拌合廠所提供之砂石粒料，分別取得包括 2 cm、1cm、0.8cm 料及砂四種粒料；污水污泥由台北迪化污水廠所提供，經委託業界代為焚化後，獲得污泥焚化灰。預計將對砂石粒料與污泥焚化灰進行篩分析試驗、粗細粒料比重及吸水率試驗，並另外針對污泥焚化灰進行化學性質檢測，本節各項試驗目的簡述如下：

1、篩分析試驗

依據ASTM C136 [44]進行粗、細粒料之篩分析試驗，主要目的在於了解粒料的顆粒大小分佈之情形，以決定其級配曲線提供瀝青混凝土配比設計之用。

2、粗、細粒料比重及吸水率試驗

依據ASTM C127、ASTM C128 [45、46]規範進行，試驗目的在於測定污泥焚化灰與砂石粒料之烘乾虛比重並計算吸水率，以了解污泥焚化灰與砂石粒料之差異性。

3、礦物填縫料Rigden 空隙率試驗

依據BS 812 [47]規範進行，試驗目的在於測定污泥焚化灰的Rigden 空隙率，以了解污泥焚化灰是否符合AASHTO M17 礦物填縫料之規範。

4、化學性質

本項乃委託清大貴重儀器中心，以感應耦合電漿原子放射光譜法 (inductively coupled plasmas atomic emission spectrometry, ICP-AES)，測定污泥焚化灰之元素化學組成。分析項目計有：矽(Si)、鋁(Al)、鎂(Mg)、磷(P)、鈣(Ca)、鐵(Fe)、鈉(Na)、鉀(K)及硫(S)，將所測得之元素態重量百分比(wt%)，依[氧化態wt%=(氧化態分子量/元素態原子量)X 元素態wt%]之方式，計算出污泥焚化灰中，各項分析元素之氧化態含量，並參考文獻，分析污泥焚化灰用於瀝青或水泥混凝土時，可能發生的問題。

3-3、瀝青混凝土馬歇爾配比設計

本研究採用國內目前最常使用的瀝青混凝土馬歇爾配比設計法，而本節主要說明其原理、試驗設備與步驟。

3-3-1、馬歇爾配比設計之試驗設備

本研究採用馬歇爾配比設計進行污泥焚化灰瀝青混凝土試驗，試驗所需設備介紹如下：

1、馬歇爾試驗儀，配件包括下列部份：

- (1)可帶動油壓千斤頂以每分鐘2 in.上升速度之110V馬達一具。
- (2)試體夾具：一對半圓柱形內徑為4 in.之中空鐵模，包括上半及下半圓形模，中間放置準備試驗之馬歇爾試體。
- (3) Load Cell 儀：測定試體破壞時所能承受之最大荷重，此最大值即為該試體之穩定值，數值經由機器獲取。

2、夯打設備：

- (1)馬歇爾自動夯壓機：以鐵鍊帶動夯錘，以自由落體方式自動夯

打試體，並有自動計數裝置及自動斷電之裝置。

(2)鐵模固定器：設有彈簧扳手之裝置，可將鐵模、底鈹、夯錘及延伸環固定在一起，以避免夯打過程中移位。

(3)夯打錘：採自由落體方式夯打。

3、拌合設備：

(1)大型烘箱：可加熱至所需溫度，並可擺置試驗中拌合之粒料、瀝青膠泥與拌合器具...等之大型烘箱。

(2)拌合器具：金屬盆、金屬湯匙與刮刀等。

(3)拌合機：容量為一加輪以上之機械拌合機。

4、其他設備：

(1)頂樣器：可頂出冷卻後之瀝青試體的油壓裝置。

(2)恆溫水槽：可自動調整水溫，並有循環水流裝置，可保持水溫於 $60\pm 1^{\circ}\text{C}$ 。

3-3-2、馬歇爾配比設計試驗

本研究中，污泥焚化灰為瀝青混凝土之再生資材，將其拌製成瀝青混凝土試體後，進行馬歇爾空隙率、穩定值與流度值試驗。其試驗步驟如下所述：

1、試體製作：

(1)決定瀝青用量與骨材級配。

(2)夯壓試體：本研究以高交通量設計，試體以自動夯壓機雙面各夯打75下。

(3)瀝青混凝土試體經24小時常溫冷卻後，以頂樣器頂出試體並量測試體高度平均值。

2、量測馬歇爾穩定值與流度值：

(1)將試體置入 $60\pm 1^{\circ}\text{C}$ 恆溫水槽約30分鐘，採用每分鐘放一個之

- 方式，依序置入，確保每個試體都在恆溫水槽內養治相同時間。
- (2)由恆溫水槽中取出試體，將試體置於馬歇爾試驗儀之試驗夾具內，加壓試體並測得穩定值與流度值。

3、計算分析：

計算試體空隙率、穩定值及流度值，並與規範值進行比較，觀察是否符合空隙率3~4%、穩定值1500Lb及流度值8~16的相關規定。

3-3-3、間接張力試驗

間接張力試驗又稱為圓柱劈張試驗，為測定材料張力強度方法之一。此外，還可測得瀝青混凝土的抗張強度、柏松比、抗張應變、彈性模數及勁度。其試驗方法如下：

- (1)試體在 25°C 的恆溫水槽中養治 2 小時後，即可將其取出，放入間接張力試驗環中，再使用油壓千斤頂以一定的速率（50mm/min）施力於試體，間接張力環與執行間接張力的儀器配置，如圖 3-4 所示。
- (2)持續施壓直到試體有垂直裂縫產生為止，讀取油壓千斤頂上最大的壓力強度值並記錄。

計算

間接張力強度公式：

$$S_t = \frac{2P}{\pi tD}$$

式中：

S_t =間接張力強度，單位為 psi

P =最大載重，單位為 lb

t =試體高，單位為 in

D =試體直徑，單位為 in

3-4、溶出液分析

本節將介紹固體廢棄物溶出試驗方法，與溶出液之重金屬分析步驟。

3-4-1、毒性特性溶出程序(TCLP)

本實驗參考環檢所 NIEA R201.13C [48]，檢測污泥焚化灰經由批次溶出後之七種重金屬濃度值。

- (1)決定廢棄物是否需要減小顆粒大小。
- (2)決定適當之萃取液(萃取液 A 「PH=4.93」 or 萃取液 B 「PH=2.88」)。
- (3)秤取至少 100 克之樣品，記錄其重量。
- (4)計算萃取液之用量(萃取液量=20x 樣品重量)。
- (5)將萃取液置於萃取容器並放置於旋轉裝置，以每分鐘 30 ± 2 之轉速旋轉 18 ± 2 小時，室溫維持在 $23\pm 2^{\circ}\text{C}$ 。
- (6)萃取完成後，使用 $0.45\mu\text{m}$ 玻璃纖維濾紙過濾，分離固相及液相，並收集濾液。
- (7)取得濾液進行後續相關分析。

3-4-2、重金屬分析

依照 AA 儀器型號的標準使用手冊 [49]，首先將燃料乙炔及助燃劑空氣設定調整好所需條件，準備好待測之七種重金屬鉻(Cr)、銅(Cu)、錳(Mn)、鎳(Ni)、鉛(Pb)、鋅(Zn)等之中空陰極燈管，試驗步驟如下所述：

- (1)儀器所需試劑之製備。
- (2)準備欲偵測之重金屬標準液。
- (3)配製標準溶液檢量線。
- (4)檢量線 R^2 確認 0.995 以上。
- (5)依儀器標準操作程序分別偵測待測水樣之重金屬濃度。
- (6)數據分析。

3-4-3、24 小時批次溶出試驗

本研究參考 NCHRP REPOT 448 [50]，針對污泥焚化灰進行短期

24 小時批次溶出試驗，其試驗步驟如下：

- (1)固液比為 1：4。
- (2)萃取液為去離子水。
- (3)固液均勻混合後，放入 PE 瓶裡，再置入旋轉裝置以每分鐘 30rpm，旋轉 24 小時。
- (4)取出溶出液，以 1000rpm 離心 10 分鐘後，使用 0.45 μ m 玻璃纖維濾紙過濾出溶出液。
- (5)若沒馬上分析溶出液，需將其保存於 4 $^{\circ}$ C 之冰箱裡，且應於 48 小時內完成分析。

第四章、試驗結果與分析

4-1、污泥焚化灰之基本特性分析

污泥焚化灰之基本性質大致可分為物理特性、化學組成及溶出特性等，本研究是採用污水處理廠的污水污泥，經焚化處理，去除污泥中有機物與水分產出為污泥焚化灰，其製程與基本性質分析結果如下所述。

4-1-1、污泥焚化灰之基本製程

本研究是採用台北市迪化污水處理廠的污水污泥，由於材料本身含有大量有機物與高含水率，欲將其作為再生資材，需先對其進行焚化處置，故本研究在污泥焚化時，將焚化溫度定為 600°C ，以焚化大部分有機物與水分，獲得蓬鬆及不規則狀之污泥焚化灰，且多黏結成顆粒狀，與原先構想中，直接作為細粒料資材化原料，頗有落差，推估其因，或許是旋轉窯在控置焚化溫度時，其儀器顯示的溫度，乃是最上層圓筒的溫度，然而該設備計有上、下二個圓筒，當污泥到達下層圓筒時，其焚化溫度已非儀器所顯示之 600°C ，故污泥焚化灰在產出的瞬間，會有近似熔融態的情況發生，此即為本研究中污泥焚化灰之基本製程，其製備流程如圖4-1所示。

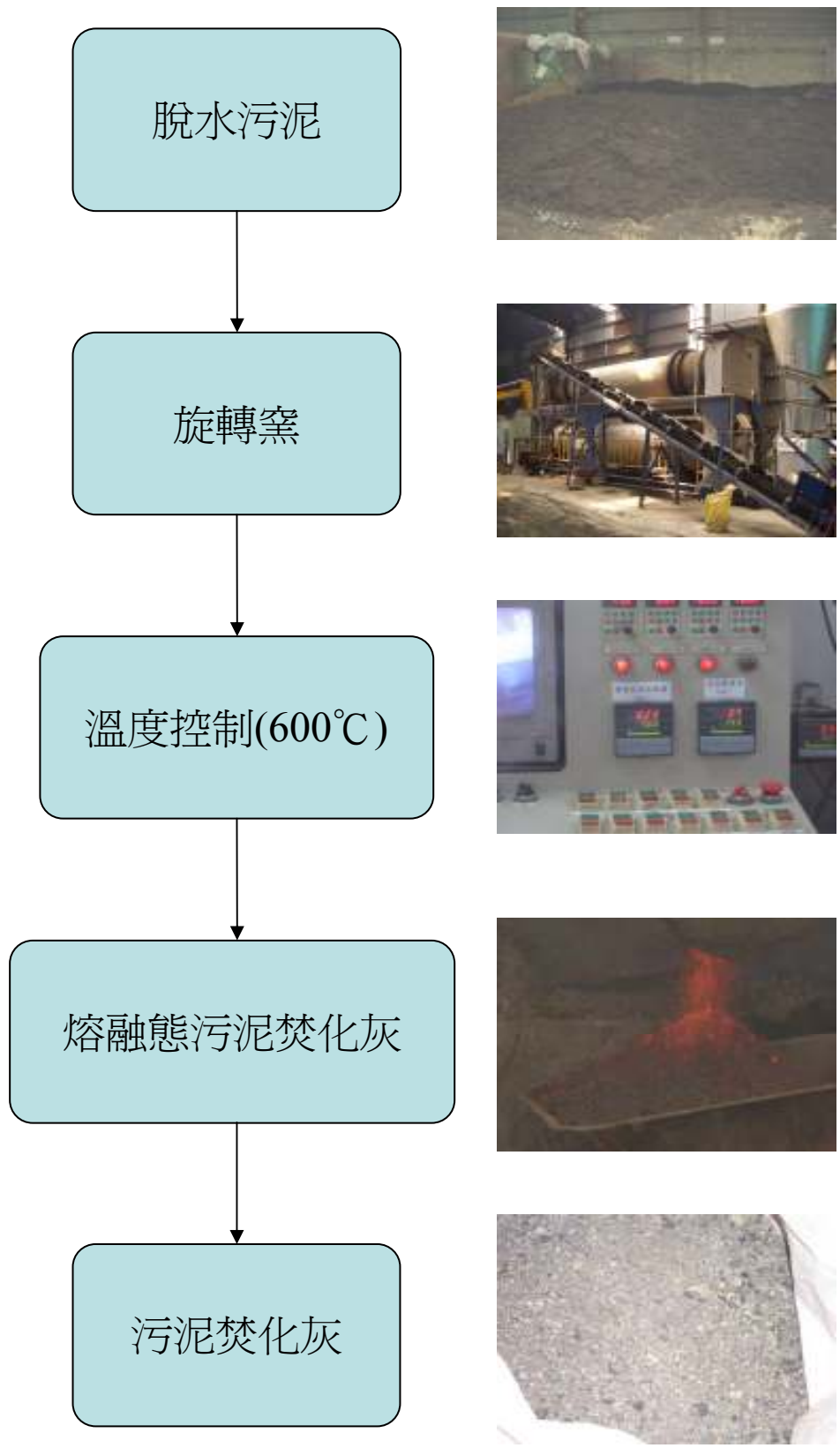


圖 4-1 污泥灰製備流程圖

4-1-2、污泥焚化灰之物理特性

污水污泥焚化後，經由球磨機粉碎均勻混合及烘乾，使其為具有均質性之污泥粉體作為研究材料。隨即進行污泥焚化灰之物理特性分析，包括有篩分析試驗、比重及吸水率與Rigden 空隙率等。

1、篩分析試驗

本研究依ASTM C136 之規範利用震動篩，以篩號3/8"、4、8、16、30、50、100 及200 號之標準篩過篩後秤取污泥焚化灰重分析；而焚化獲得之污泥灰置入球磨機中，控制儀器轉速為370rpm、添加鋼球數30 顆，以制式化之製程球磨一小時，即得污泥焚化灰粉體。其篩分析試驗結果如表4-1 所示，由表中可知污泥焚化灰之篩分析結果，在球磨前不符合礦物填縫料與細粒料之篩分析規範，經球磨處理一小時後，已可符合礦物填縫料之篩分析規範，故可將其作為瀝青混凝土之礦物填縫料之材料。

表 4-1 污泥焚化灰篩分析試驗結果

粒徑分布		污泥焚化灰			礦物填縫料規範 ASTM D242	細粒料規範 第三級 ASTM D1073
		球磨前	球磨 (30min)	球磨 (1hr)		
過 篩 百 分 比	3/8"	100.0	100.0	100.0	-	-
	#4	99.6	100.0	100.0	-	100
	#8	88.7	100.0	100.0	-	95-100
	#16	41.1	100.0	100.0	-	85-100
	#30	14.3	100.0	100.0	100	65-90
	#50	6.9	98.5	99.4	95-100	30-60
	#100	4.4	72.7	89.6	-	5-25
	#200	3.2	60.4	74.9	70-100	0-5

2、比重與吸水率

本研究依ASTM C128 比重與吸水率試驗如表4-2 所示，由表中可知污泥焚化灰於球磨前吸水率達49.0%，與一般砂石料比重及吸水率差異性極大，若將污泥灰添加於瀝青混凝土時，由於其比重較一般砂石料小，將使混合料的單位重較低，而其吸水率過高，易造成瀝青混凝土吸油率增加。

表 4-2 污泥焚化灰比重與吸水率

污泥焚化灰	球磨前	球磨1小時
比重	2.164	2.212
吸水率(%)	49.0	-

3、Rigden空隙率

以Rigden空隙測得之空隙率應符合AASHTO M17 空隙率小於50%之規定，若空隙率大於50%將造成SMA 膠砂漿變得過硬，而產生施工上的不便。本研究之污泥焚化灰經Rigden 空隙率分析如圖4-2 所示，由圖中可知污泥焚化灰經球磨一小時後空隙率41.5%小於AASHTO 規定之50%，故可將其作為瀝青混凝土之礦物填縫料。

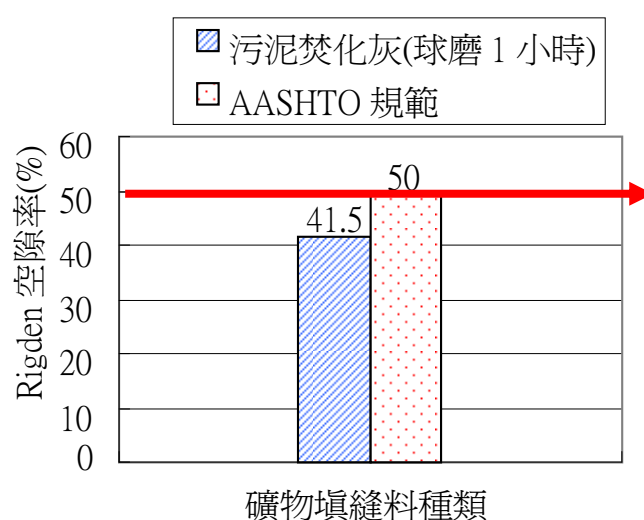


圖 4-2 礦物填縫料 Rigden 空隙率與 AASHTO M17 規範比較圖

4-1-3、污泥焚化灰之化學特性

污泥焚化灰之化學特性可能影響拌製瀝青或水泥混凝土之成效，因此在拌製前，應對污泥焚化灰之化學特性進行分析，包括有污泥焚化灰之化學組成與微觀之電子顯微鏡分析。

1、化學組成

污泥焚化灰元素組成係利用ICP-AES 分析，分析元素計有Si、Ca、Al、Na、Fe、K、S、P、Mg，其分析結果如表4-3；經換算成氧化態組成，其結果如表4-4所示。由表中可以看出本研究之污泥焚化灰以SiO₂ 含量37.93%為最高，主因為污水污泥中含有大量砂土等礦物，且其大部分為處理家庭污水，當中含有一般生活用清潔劑，導致磷含量偏高，故P₂O₅ 含量21.71%為次高。

本研究中，污水處理廠之污水污泥，經化學分析其CaO 含量為5.94%，而SiO₂含量為37.93%與文獻描述中，高分子系污泥其CaO含量較石灰系污泥灰為低，一般約為10%以下，且其矽含量較高約介於20~50%之間結果相符[1]，故可推估該廠應使用高分子凝聚劑作為污水污泥調理劑。由表4-5 為石灰系與高分子系污泥灰氧化態組成，由表中可明顯看出，可見石灰系與高分子系，由於處理程序之不同，導致其化學組成的差異性極為明顯。

Na₂O、MgO、K₂O及SO₃ 為非健性物質，依據CNS 3036 卜作嵐材料之非健性物質限制，Na₂O當量(Na₂O+0.658K₂O)小於1.5%、MgO含量小於5%及SO₃ 含量小於4~5%，污泥灰Na₂O 當量高達5.94%超過標準，將其應用於水泥砂漿時應注意是否有鹼骨材反應之膨脹現象。

表 4-3 污泥焚化灰元素組成

元素\濃度 樣品名稱	Si	Ca	Al	Na	Fe	K	S	P	Mg
	wt%	wt%	wt%	wt%	wt%	wt%	wt%	wt%	wt%
污泥焚化灰	17.7	4.24	2.06	1.35	5.63	1.46	0.16	4.74	0.66

表 4-4 污泥焚化灰元素氧化態組成

元素\濃度 樣品名稱	SiO ₂	CaO	Al ₂ O ₃	Na ₂ O	Fe ₂ O ₃	K ₂ O	SO ₃	P ₂ O ₅	MgO
	wt%	wt%	wt%	wt%	wt%	wt%	wt%	wt%	wt%
污泥焚化灰	37.93	5.94	7.78	3.64	16.09	3.5	0.4	21.71	1.09

註:[氧化態wt%=(氧化態分子量/元素態原子量)X 元素態wt%]

表 4-5 石灰系與高分子系污泥焚化灰氧化態組成[1]

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	P ₂ O ₅	CaO	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	K ₂ O	其他
石灰系	21.5	7.6	2.7	4.8	40.1	15.3	0.6	0.5	4.7
高分子系	23.7	14.4	2.8	12.4	8.1	9.1	1.2	1.4	6.9

2、電子顯微鏡分析

以電子顯微鏡進行污泥焚化灰之孔洞及微觀變化觀察，從圖4-3可知出污泥焚化灰為蓬鬆且多孔性之材料，顆粒與顆粒間富含孔隙，係造成吸水率比一般砂石高之可能原因，且顆粒間係屬物理之連結，若受到外力或其他因素干擾時，顆粒易破碎成鬆散之細粉狀，故將其應用於工程材料時必須採用機械性處理(如球磨)，減少因外力使其表面體積增加，以降低瀝青混凝土的配比設計與實際生產材料不相符之情形。



圖 4-3 污泥焚化灰電子顯微鏡掃描結果 251X

4-1-4、污泥焚化灰TCLP溶出濃度

本實驗依據環保署公告之標準方法進行污泥焚化灰TCLP 溶出程序[48]，經原子吸收光譜儀(AA)檢測Pb、Mn、Cu、Ni、Cr、Cd及Zn 等七種重金屬濃度，表4-6 為污泥焚化灰TCLP 溶出濃度，由表中可知污泥焚化灰重金屬含量均不高，且TCLP溶出值皆符合環保署環檢所法規規範，故將其再利用於環境中，所造成二次公害之風險較低。

表 4-6 污泥焚化灰 TCLP 溶出濃度

元素\濃度	Pb	Mn	Cu	Ni	Cr	Cd	Zn
樣品名稱	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
污泥焚化灰	0.175	5.95	0.102	0.484	0.031	0.011	6.627
AA 偵測極限	0.05	0.01	0.01	0.02	0.02	0.002	0.005
TCLP 標準值	5.0	-	15.0	-	5.0	1.0	-

4-2、污泥焚化灰作為瀝青混凝土礦物填縫料之結果分析

本研究將根據未添加污泥焚化灰之配比設計，及外加污泥焚化灰2%重量之方式作為瀝青混凝土之礦物填縫料，分別進行空隙率、穩定值、流度值與間接張力等試驗，試驗分析結果如下所述。

4-2-1 工程特性分析

本研究所用拌製瀝青混凝土之砂石粒料取自桃園縣某拌合廠，在拌製瀝青混凝土前，須先對粒料進行篩分析、比重及吸水率等相關試驗，以利瀝青混凝土進行配比設計。

1、篩分析試驗

本研究將所取得之砂石粒料分為2cm、1cm、0.8cm、砂，依據ASTM C136 之規範利用震動篩，以篩號1"、3/4"、1/2"、3/8"、4、8、16、30、50、100 及200 號之標準篩過篩後秤重分析，其篩分析試驗結果如表4-7所示。

表 4-7 砂石粒料篩分析試驗結果

篩號	2cm	1cm	0.8cm	砂	
過 篩 百 分 比	1 1/2"	100.0	100.0	100.0	100.0
	1"	97.5	100.0	100.0	100.0
	3/4"	49.4	100.0	100.0	100.0
	1/2"	3.8	81.7	99.5	99.7
	3/8"	1.3	40.2	97.1	99.2
	#4	1.1	4.9	39.2	91.7
	#8	1.1	3.0	16.3	71.2
	#16	1.1	2.6	10.9	56.1
	#30	1.0	2.3	8.8	44.0
	#50	1.0	2.1	7.1	29.1
	#100	0.9	1.8	5.5	13.7
	#200	0.6	1.4	3.5	5.3

2、比重與吸水率

本研究依據ASTM C128 試驗方法，求得瀝青混凝土進行配比設計所需之砂石粒料比重與吸水率，結果如表4-8 所示。

表 4-8 砂石粒料比重與吸水率

料別	2cm	1cm	0.8cm	砂
烘乾虛比重	2.558	2.552	2.453	2.502
吸水率(%)	1.7	2.3	3.7	2.7

3、配比設計

本研究採用高交通量(雙面各夯75 下)之馬歇爾配比設計試驗，首先設計一未添加污泥焚化灰之瀝青混凝土，以其級配狀況為基準使用瀝青含量為5.5%，此設計之級配結果如表4-9 與圖4-4 所示；另將污泥焚化灰以重量2%外加之方式拌入瀝青混凝土中，作為瀝青混凝土之礦物填縫料，並分別比較兩者之混合料差異。

表 4-9 瀝青混凝土之配比設計級配表

骨材種類	2cm	1cm	0.8cm	砂	總合	規範	
配比比例	14.0%	16.0%	22.0%	48.0%	100.0%	第 4 類混合料(密級配)4C	
1 1/2"	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	-	-
1"	97.5	100.0	100.0	100.0	99.7	100	-
3/4"	49.4	100.0	100.0	100.0	92.9	80	100
1/2"	3.8	81.7	99.5	99.7	83.4	-	-
3/8"	1.3	40.2	97.1	99.2	75.6	60	80
#4	1.1	4.9	39.2	91.7	53.6	48	65
#8	1.1	3.0	16.3	71.2	38.4	35	50
#16	1.1	2.6	10.9	56.3	30.0	-	-
#30	1.0	2.3	8.8	44.2	23.7	19	30
#50	1.0	2.1	7.1	29.3	16.1	13	23
#100	0.9	1.8	5.5	13.8	8.2	7	15
#200	0.6	1.4	3.5	5.3	3.6	0	8

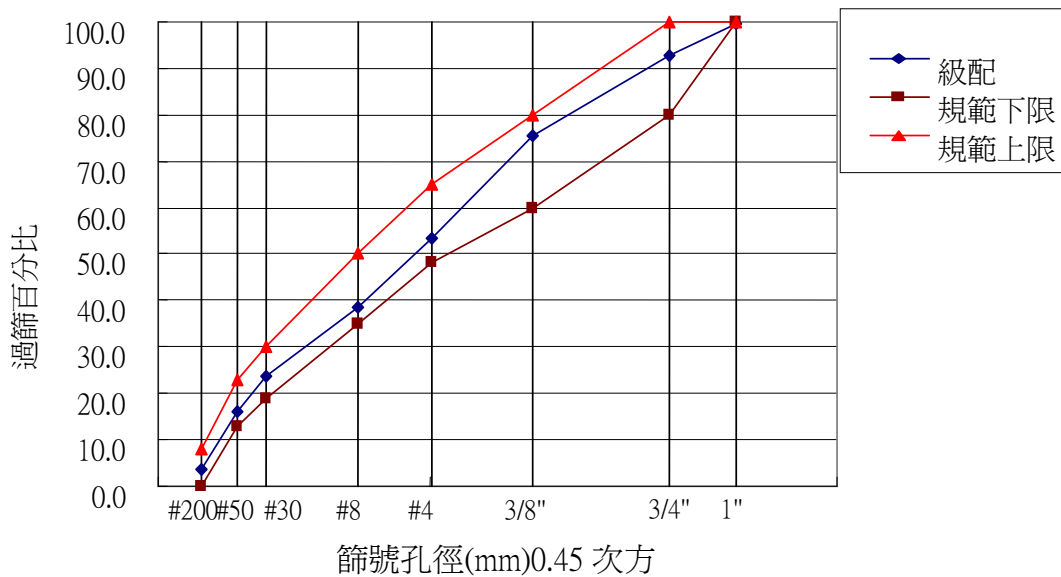


圖 4-4 瀝青混凝土之配比設計粒徑分布圖

4、馬歇爾空隙率

馬歇爾空隙率乃指瀝青混凝土的壓密度，依據 A.I.M.S-2 法最佳瀝青含量混合料，空隙率規範允許範圍3~5%之間，若空隙率低於2%之路面，可能會出現車轍或冒油等現象，且瀝青膠泥為感溫性材料，因溫度變化所產生的體積膨脹，將使瀝青混凝土徹底瓦解，毫無強度可言。

圖4-5 為未添加與外加2%污泥焚化灰之馬歇爾空隙率，由圖中可看出未添加與外加2%污泥焚化灰之馬歇爾空隙率皆界於3~5%之間，惟外加2%污泥焚化灰之馬歇爾空隙率略高於未添加之試體，推估其因可能污泥灰之孔隙較多且吸油率較高，導致實際包覆骨材之含油量減少，因而提升試體之空隙率。

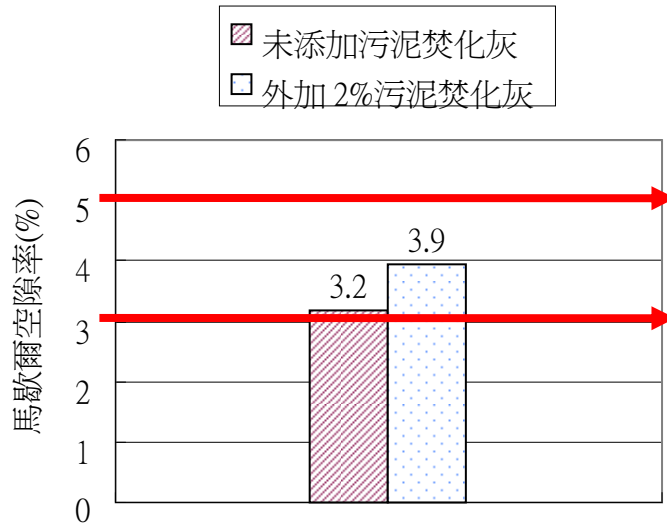


圖 4-5 污泥焚化灰馬歇爾空隙率比較圖

5、馬歇爾穩定值

馬歇爾穩定值為瀝青混凝土的抗流動能力，主要受粒料顆粒間的互鎖能力(內磨擦角)和瀝青膠泥在60°C之黏結能力(黏度)所控制。小於200 號篩之顆粒，可能因懸浮於瀝青膜中，使瀝青膠泥體積變大，令穩定值降低；若瀝青膠泥黏度上升，則穩定值將增加。圖4-6 為未添加與外加2%污泥焚化灰之馬歇爾穩定值，依據 A.I.M.S-2 法最佳瀝青含量混合料，穩定值規範至少1500lb 以上，由圖中可看出未添加與外加2%污泥焚化灰之馬歇爾穩定值皆高於1500lb 之規範值，且外加2%污泥焚化灰之試體，其穩定值略高於未添加，推估可能原因為污泥焚化灰經球磨後，小於200 號篩的顆粒含量增加，使瀝青膠泥黏度上升，因此穩定值有略微增加的現象。

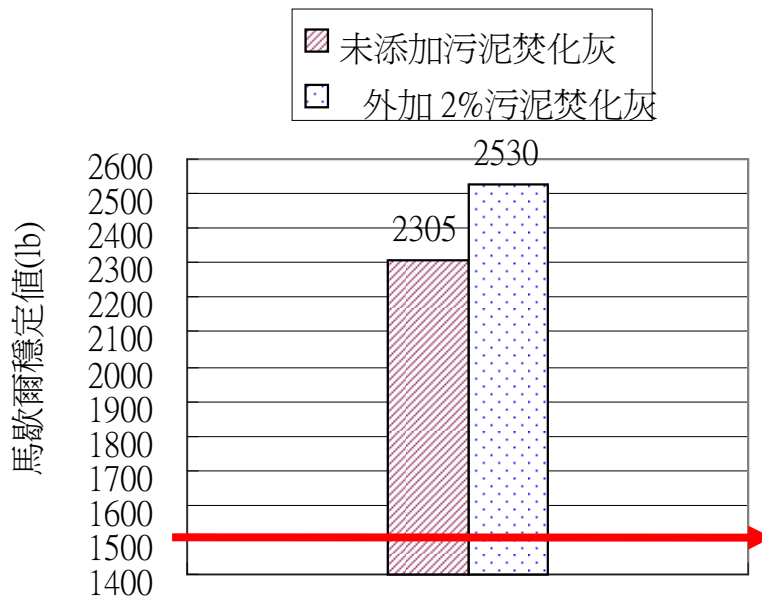


圖 4-6 污泥焚化灰馬歇爾穩定值比較圖

6、馬歇爾流度值

馬歇爾流度值為試體於馬歇爾穩定值時的總垂直變形量，其單位為0.01 英吋，流度值過高，則混合料易產生塑性流動，流度值過低，則有耐久性的疑慮，依A.I.MS-2規定高交通量之試體，其馬歇爾流度值應在8~16之間。

圖4-7 為未添加與外加2%污泥焚化灰之馬歇爾流度值，由圖中可看出未添加與外加2%污泥焚化灰之馬歇爾流度值皆界於8~16 之間，且兩者結果差異不大，因此外加2%污泥焚化灰對於流度值之影響不大。

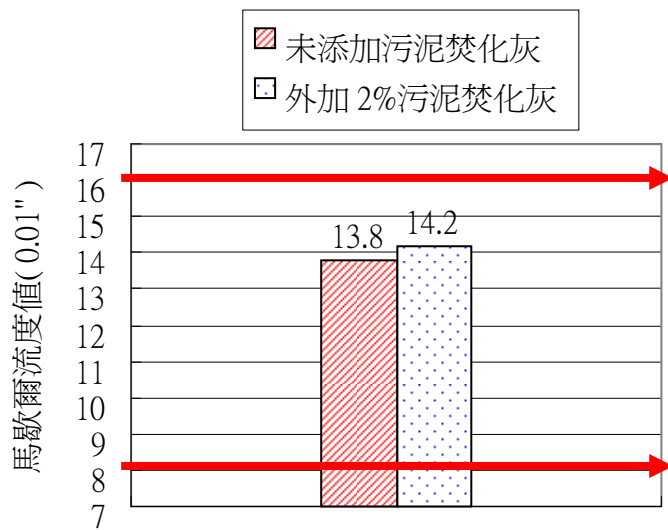


圖 4-7 污泥焚化灰馬歇爾流度值比較圖

7、間接張力

瀝青混凝土之間接張力強度主要為判斷瀝青混凝土受壓產生張力的抵抗能力，圖4-8 為未添加與外加2%污泥焚化灰之間接張力比較，由圖中可看出外加2%污泥焚化灰之試體，其間接張力有略微下降的趨勢，推估可能原因與試體空隙率較大，抗張力能力較差有關。

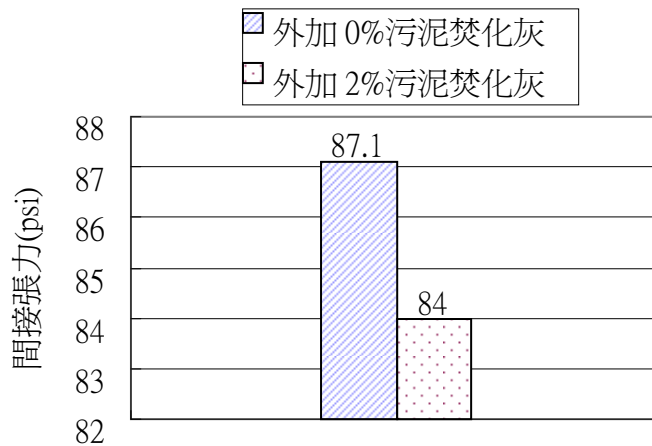


圖 4-8 污泥焚化灰馬歇爾試體

第五章、結論與建議

5-1 結論

- 1、污水污泥經脫水處理後，其含水率仍然偏高，且富含有機物，因此，需先經高溫焚化處理後才可應用於瀝青混凝土中。
- 2、在未引進適當的焚化處理製程前，經高溫焚化處理(溫度過高)後的污泥焚化灰，其顆粒較為膨鬆且不規則，使用於瀝青混凝土前，需先經一小時球磨處理，使污泥焚化灰之顆粒能均勻化，以達拌製瀝青混凝土的規範。
- 3、本研究對污泥焚化灰進行TCLP試驗，其溶出值皆低於環保署規範，故將其再利用於環境中，造成二次公害之風險較低。
- 4、分別以未添加及外加2%污泥焚化灰之瀝青混凝土進行空隙率、穩定值、流度值及間接張力等試驗，發現外加2%污泥焚化灰對於未添加瀝青混凝土相較並無明顯差異，故添加污泥焚化灰於瀝青混凝土中不失為資源化再利用一條路徑。
- 5、目前的研究大都採用900°C高溫進行污泥焚化灰資源化再利用，而本研究提出的再利用方向，應可採用600°C溫度同樣也可達到資源化之目的，更能節能減碳減少資源之浪費。

5-2 建議

- 1、建議採用流體化床式的焚化爐，以600°C燒製之污泥焚化灰，使其顆粒較均勻，降低球磨之可能性達其經濟效益，並可減少本研究採用600°C的旋轉窯焚化溫度不均，產生污泥焚化灰之近似熔融態的情況發生。
- 2、本研究為外加2%經球磨後之污泥焚化灰粉體，作為瀝青混凝土礦物填縫料，其在馬歇爾試驗上並無明顯差異，且因CaO含

量較低之緣故，並未針對材料進行抗水剝脫試驗，後續或可採用CaO含量較高的石灰系污泥，來探討其應用於瀝青混凝土時之抗剝脫能力。

- 3、礦物填縫料規定，添加於瀝青混凝土之填縫料2~5%，若以減廢為最終目標，稍嫌不足，後續研究或可改變焚化的製成，以期能作為細骨材，應用於瀝青混凝土或其它工程材料。

參考文獻

1. 歐陽嶠暉，「都市污水廠之污泥處理與資源化再利用之研究」，內政部營建署委託計畫案，國立中央大學環境工程研究所執行，1998年1月。
2. 蔡振球，「都市下水污泥灰燒結輕質化特性之研究」，國立中央大學環境工程研究所，博士論文，2006年4月。
3. 趙慶祥，「污泥資源化技術」，化學工業出版社，環境科學與工程出版中心，北京，2002。
4. 邱英嘉，「都會下水污泥及其焚化灰渣之輕質資材化研究」，國立中央大學環境工程研究所，博士論文，2005年1月。
5. 日本下水道實務研究會，「新下水道事業」，第6卷，日本，1999。
6. 洪明宏，「下水污泥綠農地應用與環境限制之研究」，國立臺北科技大學環境規劃與管理研究所，碩士論文，2003年6月。
7. U. S. Department of Transportation, User Guidelines for Waste and Byproduct Materials in Pavement Construction, Turner-Fairbank Highway Research Center, Federal Highway Administration, 網站 <http://www.tfhrc.gov>.
8. Caroline Snyder, "The Dirty Work of Promoting Recycling of America's Sewage Sludge," International Journal of OCCUP

- Environ Health 2005; 11: 415~427.
9. Ellen Z. Harrison, Murray B. McBride, and David R. Bouldin, “Land application of sewage sludge an appraisal of the U. S. regulations” , Int. J. Environment and Pollution, Vol. 11, No. 1, 1999.
 10. 周少奇、肖錦，「城市污泥處理處置與資源化」，華南理工大學，2002。
 11. 大川昌俊，山下博，伊藤秀明，「下水污泥の建設資材への有効利用」，下水道協會誌，1990。
 12. Bernd Wiebush and Carl Fanz seyfried, “Utilization of sewage sludge Ashes in the Brick and Tile Industry” ,Water science and Technology,1997.
 13. 林東燦，「污泥類廢棄物取代部分水泥原料燒製環保水泥之可行性研究」，國立中央大學環境工程研究所，碩士論文，2006年10月。
 14. Cargill , G.D. ,Cook , E.J ,and Richard ,S. , “Biosolids maketing ,” Water Environmental Technology, 1997.
 15. Galandak , J. ,and Racstain , M. , “Design Consideration for physics of Municipal sludge” , J. Water pollut .Control Fed,1979.
 16. Butner ,R .S .,Sealock , L.J.,and Elliott ,D.C., “Development of water slurry Gasification system for High-moisture Biomass. ”,Biotechnol Bioengr Symp.,1985.
 17. Lue-Hing ,C.,Zenz,D.r ,and Kuchenrither,R.(Ed.) , Municipal sewage sludge Mamagement ,Technomic Publishing,Lancaster ,Pennsylvania ,1992.
 18. 林月婷，「下水污泥焚化灰燒製輕質骨材應用於混凝土材料之性質研究」，國立中央大學環境工程研究所，碩士論文，2003年12

月。

19. Kuen-Sheng Wang, Chen-Chiu Tsai, Jiun-Wei Chang, Jian-Liang Liu, "Leaching Tests for MSW Incinerator Fly Ash", 14th 廢棄物處理技術研討會, 1999.
20. 顧順榮, 「重金屬於都市垃圾焚化過程之濃度分佈及溶出特性」, 中央大學環境工程所, 碩士論文, 1996。
21. 陳慶隆, 「酸鹼值、液固比與醋酸鹽濃度對飛灰中金屬溶出之影響」, 國立中興大學環境工程研究所, 碩士論文, 2002。
22. 王鯤生、江康鈺、葉宗智、林仕敏, 「都市垃圾灰渣重金屬物種分析與溶出特性之研究」, 11th 廢棄物處理技術研討會, 1996。
23. 行政院環境保護署, 「一般廢棄物-垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式」, 環保署廢字第 0920042276A 號, 2003/06/12。
24. 王明光、王敏昭編著, 「實用儀器分析」, 合紀圖書出版社, 2003。
25. 蔡永岳, 「塗料廠員工頭髮中微量元素分析」, 中原大學化學工程學系, 碩士論文, 2000。
26. 李俊宏 王漢泉 吳嘉玲 王正雄, 「新竹縣地區事業廢水生物毒性試驗研究」, 環境檢驗所環境調查研究年報 9: 157-186, (2002)。
27. American Society for Testing and Materials. Standard Guide for Conducting Static 96h Toxicity Tests with Microalgae. Annual Book of ASTM Standards. ASTM E1218-90. Philadelphia, PA. 1994.
28. International Organization for Standardization. Water quality- Algal growth inhibition test. Draft International Standard ISO/DIS 8692. Geneva, Switzerland. 1987.
29. Organization for Economic Cooperation and Development. Guideline for testing chemicals. No. 201. Alga growth inhibition test. Paris, France. 1984.
30. U.S. Environmental Protection Agency. Ecological Effect Test

- Guidelines. OPPTS 850.5400. Algal Toxicity, Tiers I and II. 1996.
31. 葉徽君，「以密閉式藻類毒性試驗評估農藥之單一及混合效應」，交通大學環境工程所，碩士論文，2004。
 32. Eliassen R., P. H. King, and R. K. Linsley , “Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse” ,3rd Ed, McGraw-Hill Book Co, pp 101-105,1991.
 33. 洪瑞敏，「活性污泥之呼吸儀毒性試驗研究」，朝陽科技大學環境工程與管理研究所，碩士論文，2003。
 34. 邱舜稜，「以 Microtox 檢測方法評估實際廢水生物毒性之研究」，中央大學環境工程研究所，碩士論文，2002。
 35. Bulich A. A. , “A Practical and Reliable Method For Monitoring the Toxicity of Aquatic Sample” ,Process Biochem , pp.45-47,1982.
 36. 王順成，「應用水蚤於農藥水質污染管理之研究」，農藥毒性研討會論文專集，1985。
 37. Peter O. Nelson, Wayne C. Huber, Neil N. Eldin, Kenneth J. Williamson, James R.Lundy, Mohammad F. Azizian, Pugazhendhi Thayumanavan, Marcus M. Quigley, E. Todd Hesse, Kristin M. Frey, Rita B. Leahy, “Environmental Impact of Construction and Repair Materials on Surface and Ground Waters” ,NCHRP REPORT 488, 2001。
 38. Environmental Inquiry 網頁，
<http://ei.cornell.edu/toxicology/bioassays/daphnia/>
 39. Daphnia 網頁，<http://www.daphnia.com/daphnia.html>
 40. 行政院環境保護署，「水樣急毒性檢測方法－水蚤靜水式法」，NIEA B901.11B，1997/6/13。
 41. 葉徽君，「以密閉式藻類毒性試驗評估農藥之單一及混合效應」，交通大學環境工程所，碩士論文，2004。

42. 高煒展，「不同水體毒性試驗方法於合成及實際廢水毒性上之比較」，交通大學環境工程所，碩士論文，2001。
43. 行政院環境保護署，「水樣急毒性檢測方法－藻類靜水式法」，NIEA B906.10B，1999/10/12。
44. American Society for Testing and Materials. Standard Specification C136-96a,“ Standard Test Method for Sieve Analysis of Fine and Coarse Aggregates”,Annual Book of ASTM Standards, Volume 04.02, 2000
45. American Society for Testing and Materials. Standard Specification C127-88, “ Standard Test Method for Specific Gravity and Absorption of Coarse Aggregate”,Annual Book of ASTM Standards, Volume 04.02, 2000.
46. American Society for Testing and Materials. Standard Specification C128-97, “ Standard Test Method for Specific Gravity and Absorption of fine Aggregate”,Annual Book of ASTM Standards, Volume 04.02, 2000.
47. British Standards. Bs 812 part 2, “Determination of the voids of dry compacted filler”,page 11.
48. 行政院環境保護署，「事業廢棄物毒性特性溶出程序」，NIEA R201.13C，2004/02/01。
49. GBC 原子吸收光譜儀操作手冊，Ver.1.33.
50. National Research Council,“Environmental Impact of Construction and Repair Materials on Surface and Ground Waters,”National Cooperative Highway Research Program, NCHRP Report 448, 2001.

計畫成果自評

本研究原規劃採用國內產製的 SSA 做為瀝青混凝土的骨材，將焚化溫度定為 600°C，以焚化大部分有機物與水分；但國內現有焚化製程設備無法正確控制焚化溫度，加上污泥塊不容易在乾燥爐中打散，故取得的 SSA 已呈經融熔過程的高孔隙輕質骨材，與原先構想中，直接作為細粒料資材化原料，頗有落差，推估其因，或許是旋轉窯在控置焚化溫度時，其儀器顯示的溫度，乃是最上層圓筒的溫度，然而該設備計有上、下二個圓筒，當污泥到達下層圓筒時，其焚化溫度已非儀器所顯示之 600°C，故污泥焚化灰在產出的瞬間，會有近似熔融態的情況發生。本研究因而改用研磨機將融熔結塊的輕質 SSA，經研磨處理，嚐試用在較高經濟效益的瀝青混凝土填縫料中，雖因此類材料成份中較少 CaO，而沒有抗剝脫的額外效益，但經試驗證實用 2% 添加量，可以達到填縫的效果。參與本研究的三位研究生，已學習到污泥資源化的相關課題，同時執行過再生材料環境性質及工程性質兩種試驗；本研究提出應引進流體化床式的焚化爐，以 600°C 燒製生產污泥焚化灰之建議，提供處理業者參考，研究人員認為已達到本研究之初期目標。