

廢棄物及資源化

都市下水污泥轉換能源技術 之回顧與評析

江康鈺*、陳雅馨**、葛家賢***、呂承翰****

摘 要

國內不同產源事業所衍生之有機或無機污泥，受制於其來源種類及數量繁多，性質極為複雜，其後續之處理、處置或資源再利用技術規劃與應用途徑，將有所差異。為有效達成污泥類廢棄物之整合性處理或資源化技術規劃，近年來國際間大多朝向利用現行技術發展出最佳可行之應用技術、開發創新及新穎之處理或資源化技術，以及規劃低能源衝擊或發展自給自足能源系統之處理技術等方向著手進行，以期有效推廣永續利用技術及其應用實績。有鑑於此，本文蒐集國內外近 50 餘篇熱轉換能源技術之相關文獻，期藉由彙整相關技術原理、操作特性與應用實績等資訊，並利用強弱機危(strength, weaknesses, opportunities, and threats, SWOT)綜合評析，提出都市下水污泥能源轉換技術之關鍵問題及其可行之解決對策，以供國內未來都市下水污泥妥善處理、能源轉換及資源再利用技術發展推動之參考。

【關鍵字】下水污泥、熱裂解、氣化、碳化、能源轉換技術

*逢甲大學環境工程與科學系 教授

**逢甲大學環境工程與科學系 研究助理

***台灣潔淨能源科技股份有限公司 經理

****逢甲大學環境工程與科學系 博士班研究生

一、前言

近年來，污水下水道建設為都市發展的重要公共工程，下水道普及率不僅視為國家競爭力之重要指標，許多先進國家更列為維護生活環境品質之重要建設，目前台灣地區污水下水道建設正值起步階段，政府未來將投入大量經費加速推動污水下水道建設，根據內政部營建署污水下水道第四期建設計畫(98 至 103 年度)之計畫目標，103 年度之公共污水下水道用戶接管普及率，將由 97 年度之 19.27%增加至 35.77%，至於整體污水處理率，則由 97 年度之 42.97%提昇至 64.47%^[1]。另根據內政部營建署全國公共污水處理廠資料管理系統之營運資料顯示，101 年度下水污泥申報量約為 7.6 萬公噸^[2]，未來衍生之污泥產量，將隨著國內下水道建設之積極推動與發展，而明顯逐年增加。面對與日俱增的下水污泥產生量，如何找尋妥善之處理處置或減量與資源再利用技術與對策，將是現階段亟為重要之規劃與施政課題。

過去國際間對於下水污泥之處理處置或資源再利用之政策方向，大多從早期之掩埋處置，逐漸發展利用下水污泥中含有大量之揮發性固體物及營養鹽等成份，經適當之堆肥處理後，轉換為生機肥料或土壤改良劑，作為改良綠農地之肥沃度使用；然研究同時指出下水污泥易受到污水來源不同之影響，其內含之重金屬含量，經堆肥之生物轉化程序後，亦將濃縮累積於堆肥內，若長期施用於綠農地，亦可能造成土壤中重金屬長期之累積性，影響作物或植物之生長。此外，國外亦積極進行污泥減量/減容技術之開發與應用，尤其是針對地狹人稠之國家或地區，其中廣泛應用高溫焚化處理，以達到快速有效之減量/減容效果；應用好氧/厭氧消化或乾燥處理技術，亦是目前被廣泛使用之技術，藉由前述消化、乾燥或焚化處理後，雖可達到污泥減量及能源回收之目的，然其消化後污泥、乾燥後污泥或是焚化殘餘物等，均有待進一步妥善規劃其最終去處。近年來，替代能源之發展議題，逐漸受到世界各國重視，如何利用適當之能源轉換技術，將未來產量龐大之都市下水污泥等類之廢棄資材，轉化為可用之資/能源，將成為重要之環境課題。

本文之主要目的在於蒐集彙整近年來國內外相關下水污泥處理現況、組成及性質分析、能源轉換技術原理之介紹，以及技術應用實績之說明等，其中下水污泥轉換能源技術，主要包括碳化技術(Carbonization)、熱裂解技術(Pyrolysis)及氣化技術

(Gasification)等，期藉由技術資料之蒐集彙整與比較評估，期提供國內未來下水污泥能源轉換技術發展推動之參考。

二、都市下水污泥特性及其處理現況

根據「廢棄物清理法」(以下簡稱廢清法)第 2 條第 1 項針對廢棄物之定義，係依廢棄物之產源不同，將其區分為一般廢棄物及事業廢棄物，其中所謂之事業，另依據法令之規定定義之。過去有關下水污泥之產源事業，在廢清法中並未明列為事業，因此，下水污泥可視為一般廢棄物。然行政院環境保護署(以下簡稱環保署)於 103 年 1 月 29 日修正公布之「指定廢棄物清理法第二條第一項第二款之事業」，其中事業種類已增列「公共下水道污水處理廠」，並預計於民國 104 年 7 月 1 日起施行適用。換言之，未來公共下水道污水處理廠所產出之下水污泥，將視為一般事業廢棄物，並依相關法令予以管制。因此，未來有效瞭解與掌握都市下水污泥之組成與性質特性，將有助於後續相關處理處置或資源再利用技術之選擇與評估。以下本節內容除彙整蒐集主要國家之下水污泥處理現況外，並將針對國內外主要都市之下水污泥特性分析結果，彙整比較說明如後。

2.1 下水污泥基本特性

下水污泥為民生污水處理後之衍生物，係為有機污泥之主要來源之一，根據表 1 文獻資料顯示，下水污泥若未經任何處理，其含水率約為 98.0%左右，若經一般沉降、壓濾及離心等簡易脫水程序處理後，含水率可降低至 80%~90%間，然後續脫水污泥若需將其含水率降至 15%以下，則需以乾燥、曬乾、熱處理或與乾污泥摻混等方式處理。經前述乾燥或熱處理後之下水污泥，其熱值明顯增加，有助於後續應用於能源轉換技術之推動。

另根據表 1 彙整之國內相關文獻資料顯示，下水污泥之乾基灰分含量，介於 28%~48%之間，至於下水污泥之乾基固定碳含量則約在 10%以下。另根據文獻之下水污泥乾基元素組成分析結果顯示，碳、氫、氧及氮含量分別為 19.50%~45.72%、3.40%~6.84%、12.70%~55.87%及 3.10%~5.94%，至於硫及氯含量之變動差異較大，

34 都市下水污泥轉換能源技術之回顧與評析

平均含量皆低於 2% 以下。根據臺中市福田水資源中心下水污泥之熱值分析結果顯示，在高含水率(80%以上)之條件下，其低位發熱量約為 57kcal/kg~147kcal/kg，若未來可加強污泥脫水之效率，將可降低污泥之含水率及體積，減少運輸成本，並可進一步提升其後續應用於能源轉換之可行性^[3-8]。

表 1 國內下水污泥基本特性分析^[3-8]

| 文獻 | 周氏 (2004) | 陳氏 (2007) | 王氏 (2008) | 程氏 (2012) | 江氏 (2012) | 江氏 (2013) | 江氏 (2013) | 程氏 (2012) | 程氏 (2012) |
|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| 污泥來源 | 內湖 | 內湖 | 迪化 | 福田 | 福田 | 福田 | 台中港 | 安平 | 六塊厝 |
| 近似分析(wt.%) | | | | | | | | | |
| 水分 | 83.09 | 83.76 | 81.01 | 77.50 | 80.72 | 80.53 | 86.39 | 77.70 | 78.50 |
| 灰分* | 28.86 | 47.35 | 40.49 | N.A | 37.03 | 47.01 | 42.24 | N.A | N.A |
| 揮發性有機碳* | N.A. | N.A. | N.A | N.A | 54.70 | 45.80 | 52.09 | N.A | N.A |
| 固定碳*(wt.%) | N.A. | N.A. | N.A | N.A | 8.30 | 7.19 | 5.67 | N.A | N.A |
| 元素分析*(wt.%) | | | | | | | | | |
| C | 37.18 | 32.46 | 29.98 | 23.90 | 34.41 | 28.14 | 29.91 | 19.50 | 20.80 |
| H | 5.06 | 4.81 | 4.02 | 3.80 | 6.13 | 4.21 | 4.92 | 3.40 | 3.80 |
| O | 29.19 | 55.87 | 19.60 | N.A. | 16.39 | 15.51 | 16.98 | N.A. | N.A. |
| N | 5.94 | 5.65 | 4.95 | 3.10 | 4.36 | 3.59 | 3.67 | 3.30 | 4.00 |
| S | 1.11 | 1.21 | 0.95 | 1.50 | 1.59 | 1.49 | 2.13 | 2.00 | 1.80 |
| Cl | N.A. | N.A. | N.A. | N.A. | 0.09 | 0.05 | 0.15 | N.A | N.A. |
| 熱值(kcal/kg) | | | | | | | | | |
| HHV | N.A. | N.A. | N.A. | N.A. | 691 | 584 | 445 | N.A | N.A |
| LHV | N.A. | N.A. | N.A. | N.A. | 143 | 57 | N.A | N.A | N.A |

N.A : not available ; * : dry basis

另一方面，下水污泥之重金屬含量變化，主要受到民眾生活習慣、污水處理廠之操作方式，或與都市污水下水道所接管區域之不同有關。根據國內文獻資料顯示，台灣不同區域之污水處理廠所衍生之下水污泥，其重金屬含量分析結果，以濕基(含水量 80% 計算基準)狀態下，下水污泥中鋅及銅含量較高，分別約為 245.84mg/kg~580.44mg/kg 及 43.07mg/kg ~101.44mg/kg，其次為鉻、鉛及鎳含量，

分別約為 20.69mg/kg~54.80mg/kg、11.18mg/kg~24.06mg/kg 及 10.43mg/kg~73.37mg/kg，至於鎘、砷及汞含量較低，僅分別介於 0.09mg/kg~2.58mg/kg、0.16mg/kg~2.63mg/kg 及 0.17mg/kg~1.00mg/kg^[7]。前述國內下水污泥中重金屬濃度差異原因，主要與污水處理廠是否收受來自工業或加工區之廢水有關^[7]。此外，Wong(1997)研究香港都市污水處理廠衍生污泥之特性分析資料顯示，香港地區由於都市污水與部份之工業區廢水，共同以下水道收集處理，因此，致使下水污泥中部份重金屬含量，較單純收集家庭污水之污泥為高，此與前述國內污泥特性分析結果相吻合^[9]。

2.2 下水污泥處理處置現況

依據日本國土交通省「土地、基礎設施和交通運輸部」之統計資料顯示，日本 1988 至 2010 年之下水污泥產出及回收再利用情形(詳如圖 1)，顯示日本下水污泥之產量隨著其污水下水道之普及率之提升而有顯著增加之趨勢，而其處理處置方式則由原掩埋方式轉變為以材料化、肥料化及燃料化等方式進行回收再利用。截至 2010 年日本下水污泥之總產量 226.8 萬公噸，其中約 22% 為掩埋處置，另約有 78% 為回收再利用，而其中回收再利用之選用技術，主要以材料化應用為主，約佔 60%，其次為綠農地應用約佔 15%，而燃料化之應用比例約佔 3%^[10]。

以下水道接管普及率較高之歐洲國家為例，依據英國環境、食品及農業部 (Department for Environment, Food and Rural Affairs, Defra) 之研究報告指出，因歐洲共同指導委員會於 1998 年，建議全面禁止污泥以海洋棄置方式處置，同時加上廢水處理程序及放流水標準加嚴，致使英國 2010 年下水污泥產量，由 1992 年之 997,673 公噸(乾基)增加至 1,412,836 公噸(乾基)。英國針對下水污泥之再利用及焚化處理之比例，則分別由 1992 年之 47.3% 及 9%，提昇至 80.8% 及 18.4%，另一方面，海洋棄置則由 27.7% 降至 0%。其中，英國下水污泥於 2010 年之再利用比例中，農業利用(肥料及土壤改良劑)約佔 79%^[11]。根據歐盟統計局(European Commission Eurostat)之下水污泥統計資料顯示，目前歐洲多數國家下水污泥多採用農業利用及堆肥方式，進行處理再利用。其中，西班牙及愛爾蘭約有三分之二以上之污泥量，以農業肥料之應用為主；愛沙尼亞及斯洛伐克則以堆肥化處理為主。此外，下水污

36 都市下水污泥轉換能源技術之回顧與評析

泥主要採焚化處理為主之國家，則包括荷蘭、斯洛維尼亞、比利時、德國、奧地利、瑞士等^[12-13]。圖 2 為歐洲主要國家之下水污泥處理及再利用情形之彙整。

澳洲 2010 年之下水污泥年產量約 30 萬公噸(以乾基為基準)，其中約有 2/3 之下水污泥以應用於肥料、土壤改良劑、客土等，其中農業利用約佔 55%，其次為堆肥處理約佔 10%^[14]。根據曾及潘等人(2007)研究報告指出，過去台灣對於下水污泥之處理處置方法，主要以掩埋處置為主，約佔總處理量之 54.4%，其次為焚化處理之 44.2%，堆肥及土地利用之處理方式約僅佔 1.1%，至於資源再利用技術之應用，仍有待進一步發展與推動^[15]。近年來，國際間對於下水污泥資源再利用及能源轉化或材料應用之研究，逐漸受到重視，不僅達到污泥減量及處理處置之目的，同時創造出下水污泥資源再利用及再生能源之商機。然而，為妥善利用下水污泥之廢棄資材，需兼顧致病菌及臭味之去除、有害物質之潛在危害，以及現階段國際間極為重視之節能減碳及綠色經濟等議題，未來台灣應積極針對下水污泥資源及能源再利用之技術開發，列為重要的研究與發展的課題。

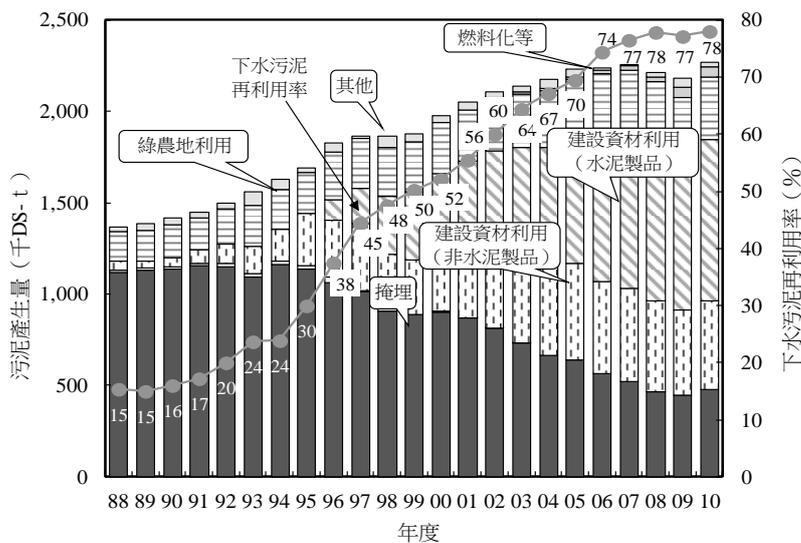


圖 1 日本下水污泥處理與再利用情形^[10]

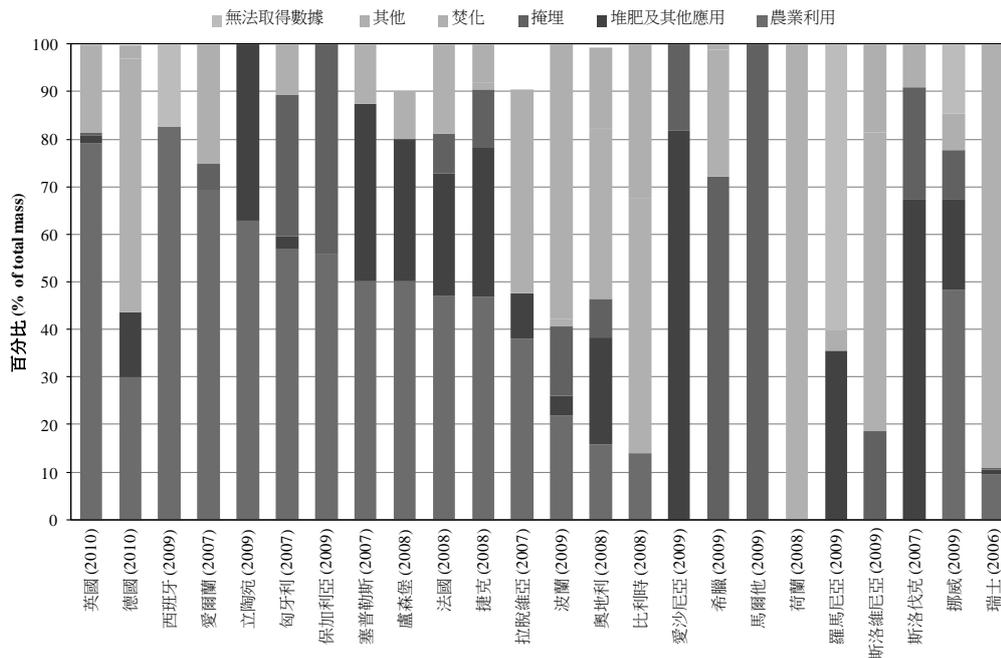


圖 2 歐洲主要國家下水污泥處理與再利用情形^[11-13]

三、下水污泥轉換能源技術之原理與應用實績

對於高含水率之污泥，現階段已有許多國家投入相關研究，主要為解決體積龐大及後續處理處置等應用問題。近年來，生質物轉換為生質能之技術與應用受到各國的重視與推廣，而下水污泥之能源轉換方式主要以熱處理、化學氧化及污泥消化等技術，分別將下水污泥轉換為固相之生質碳及焦炭、液相之生質油、氣相之甲烷、氫氣及合成氣等生質燃料(詳如圖 3)^[16]。然考量熱轉換能源之技術，須具有破壞有機化合物之能力、衍生廢氣排放量低、戴奧辛/呋喃生成潛勢低、合成氣體應用多元化、衍生之固體殘餘物性質穩定並可進行再利用等優點^[17]。本文主要針對下水污泥熱裂解(pyrolysis)、碳化(carbonation)及氣化技術(gasification)之原理、流程與應用實績等內容，彙整說明如下。

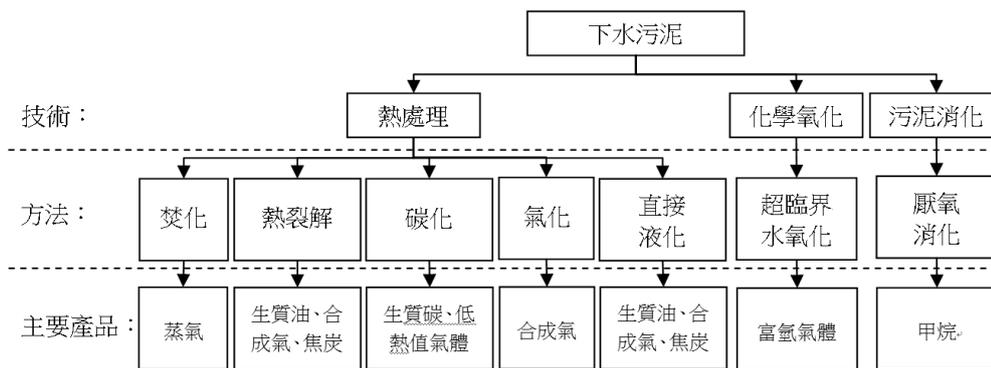


圖 3 生質物能源轉化技術^[16]

3.1 熱裂解技術 (Pyrolysis)

3.1.1 熱裂解技術原理及操作特性

熱裂解技術係一種於高溫惰性環境下，將有機物加熱產生熱化學變化，使其中所含有機物質分解成氣體包括一氧化碳、氫氣、甲烷、二氧化碳等、液體包括焦油 (tar)、生質油(bio-oil)及固體殘餘物包括焦炭(Chars)、灰分等三相產物。早期研究中將熱裂解技術視為與碳化技術(Carbonization)相似，均以產生焦炭為其主要技術之產品。然而，近年來熱裂解技術之產品，則以生質油為其代表性產物。

Shao et al.(2008)依據反應溫度區間，將下水污泥之熱裂解程序劃分為 5 階段(詳如圖 4)：(1)污泥脫水($T < 200^{\circ}\text{C}$)，污泥中之自由水及輕質有機物質(如： CO_2 及 CH_4)釋出；(2)初級裂解($200^{\circ}\text{C} < T < 350^{\circ}\text{C}$)，乾燥污泥進行分解或去聚合反應，此階段將伴隨著碳及水分含量的降低，而 CO_2 及 CH_4 產出量增加；(3)二級裂解($350^{\circ}\text{C} < T < 550^{\circ}\text{C}$)，此階段可燃碳、水蒸氣以及 CH_4 含量持續降低，而 H_2 、 CO 以及 CO_2 產出量，則呈持續增加之趨勢；(4)完全裂解($550^{\circ}\text{C} < T < 900^{\circ}\text{C}$)，因非生物降解性物質之分解反應，抑或是 C 及 CH_4 發生還原反應，致使 H_2 及 CO 產量，隨著其他氣體產物之減少而增加；(5)焦炭產出($T > 900^{\circ}\text{C}$)，下水污泥之熱裂解反應完成， H_2 及 CO 產量趨於穩定，並產生焦炭^[18]。

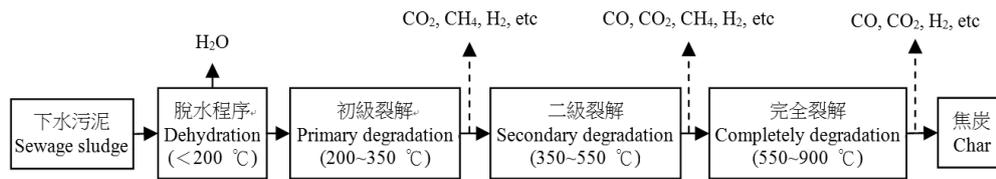


圖 4 下水污泥熱裂解處理程序示意圖^[18]

而依據生質物之反應特性，可將熱裂解技術大致區分為傳統慢速熱裂解 (conventional slow pyrolysis)、快速熱裂解 (fast pyrolysis) 及閃燃熱裂解 (flash pyrolysis) 等類型。本節主要探討熱裂解技術為升溫速率為 $1^{\circ}\text{C}/\text{sec}\sim 200^{\circ}\text{C}/\text{sec}$ 、熱裂解溫度 $600^{\circ}\text{C}\sim 1,000^{\circ}\text{C}$ 、氣體停留時間小於 2 秒、氣體冷凝速率快，且生質油品質及產率高之快速熱裂解技術。根據文獻研究指出生質物快速熱裂解之重要反應參數，主要包括進料之乾燥度、粒徑大小、前處理、反應器的型式、熱源供給、熱傳、加熱速率、反應溫度、氣體停留時間、二次裂解反應、生質物種類、催化劑之添加、焦碳分離、飛灰分離以及生質油之收集等。常見生質油品質及產率之影響因素，包括熱裂解溫度、氣體停留時間及生質物特性等，以下彙整說明重要之比較內容。

1. 熱裂解溫度

一般而言，熱裂解溫度增加，可促進裂解反應釋放出更多的焦油氣體及合成氣，同時生質油在較高操作溫度下，會發生二次裂解反應並產生易揮發物質，致使合成氣之產氣量增加，導致生質油品產量減少。文獻亦指出在較高之熱裂解溫度，焦碳產量降低，此係焦碳受熱進行二次裂解反應，致使產氣量有上升之趨勢，同時有助於非冷凝性氣體產物之形成。Pedroza et al. (2014) 研究指出較高熱裂解溫度 (約 $500^{\circ}\text{C}\sim 600^{\circ}\text{C}$)，可促進有機固相化合物 (油品、腐植酸、蛋白質) 及焦炭，進行液化及部分氣化反應。因此，下水污泥於熱裂解過程之氣相產物產量，將隨著裂解溫度之增加而增加，而固相及液相產物產量則隨之降低^[19]。

熱裂解溫度對於生質油中之化學物質變化，主要在於當溫度持續增加，生質物之組成主要進行脫氫及芳香化反應，隨著裂解溫度增加，芳香族化合物將分解為烷基團化合物。文獻研究亦指出生質油中之化學物質，可藉由熱裂解過程之加熱條件改變或利用催化劑進行改質，達到降低分子量及提高分餾程度之效果，期

40 都市下水污泥轉換能源技術之回顧與評析

達到更多生質油或更多氣體之產生。Park et al.(2008)以下水污泥熱裂解技術產製再生油品之研究，結果指出隨著熱裂解溫度之增加，導致易揮發性物質發生二次反應，促使再生油品產量降低，產氣量增加。此外，該研究亦指出高反應溫度下產出之再生油品黏滯度較低，主要原因為在高溫熱裂解環境下，將有助於蠟狀物質之降解，促使油品具有較佳之流動特性。在高溫環境下($T > 600^{\circ}\text{C}$)產出油品之主要物種為芳香族化合物，而低溫環境產出油品之物種則為烷烴類及烯烴類^[20]。

2. 氣體停留時間

一般而言，熱裂解過程之氣體停留時間低於 2 秒，將可避免焦碳與熱裂解蒸氣發生二級熱解反應，有助於提昇生質油產量。氣體停留時間主要受到氣體流率及進料率之影響，Park et al.(2010)研究利用熱裂解溫度 450°C ，及下水污泥粒徑為 0.7mm 之條件下，探討調整載氣流率及下水污泥進料速率，對生質油產量之影響，研究結果指出，當載氣流率由 $5\text{L}/\text{min}$ 降至 $3\text{L}/\text{min}$ ，生質油產率將由 42.6% 降至 38.1% ，氣體產率則由 17.2% 提昇至 24.6% ；而當下水污泥進料速率由 $2.5\text{g}/\text{min}$ 增加至 $5.0\text{g}/\text{min}$ ，生質油產率將提昇至 45.1% ，氣體產率則降至 14.4% ^[21]。

3. 生質物特性

生質物之粒徑及含水量等物化特性，亦是影響生質油產率及其油品品質之重要因素。其中生質物粒徑對生質油品之影響，Park et al.(2010)應用流體化床熱裂解系統，反應溫度為 450°C ，結果顯示，當下水污泥粒徑由 0.7mm 增加至 1.0mm ，其焦炭產率由 40.2% 增加為 44.9% ，再生油品產率由 42.6% 降至 34.5% ，氣體產率由 17.2% 增加為 20.6% ；而當下水污泥粒徑為 0.3mm ，其焦炭及生質油產率，則分別降至 37.3% 及 38.1% ，氣體產率則增加為 24.6% 。前述試驗結果係因大顆粒之污泥，其反應表面積較小，加熱速度較慢，沒有足夠熱源傳導至樣品內，致使顆粒之平均溫度較低，熱裂解反應不完全，焦炭產率增加。然而，若污泥之粒徑過小，亦可能導致因熱傳遞過快，而將蒸氣轉換為氣態產物^[21]。

Kim and Parker(2008)探討不同處理程序對下水污泥熱裂解產製生質油之技術及經濟性評估，研究指出熱裂解溫度及污泥之揮發性物質(VS)含量，為生質油及焦炭產率之主要影響因子，由於 VS 之熱分解溫度為 $200^{\circ}\text{C} \sim 400^{\circ}\text{C}$ 間，因此，VS 含量高之下水污泥，其生質油產率有顯著增加之趨勢。研究指出初沉污泥因

VS 含量為 84 wt.%(乾基)，其生質油產率可達 42%；而消化污泥因 VS 含量僅為 59 wt.%(乾基)，則其生質油產率降為 26%^[22]。Fonts et al.(2009)研究指出下水污泥之性質，為影響熱裂解生質油及氣態產物組成特性之重要反應參數，其中又以灰分含量之影響最為顯著，高灰分含量之下水污泥熱裂解，將有利於氣體產物之產出，同時亦達到可降低生質油黏滯度之需求^[23]。

3.1.2 熱裂解技術之應用實績

全球首座下水污泥熱裂解油品製造廠，於 2000 年 9 月至 2001 年 12 月在西澳的 Subiaco 污水處理廠正式營運，該廠採用 Environmental Solutions International (ESI)之 ENERSLUDGE™ 熱裂解系統(如圖 5)，該系統之建造費用為 2.3 百萬澳幣，每年的操作維護費用則超過 1.3 百萬澳幣^[24]。該廠每日污泥處理量約為 16~20 公噸之乾燥污泥，產出之下水污泥需先經脫水、乾燥、造粒等前處理程序，使其總固體含量達 95%後，方能進行後續之熱裂解反應。經乾燥後之污泥先以溫度 450°C (壓力為 2~5kPag)之 1 號爐進行熱裂解反應，生成之焦炭與氣體產物，進入相同溫度之 2 號爐進行催化反應，以純化生成碳氫化合物等可燃性氣體，純化後之氣體經過冷凝及分離系統後，即可產出非冷凝態氣體(NCG)及油品^[25]。然該廠未針對其成本效益進行詳細之評估，故於運轉 16 個月後即停止營運。

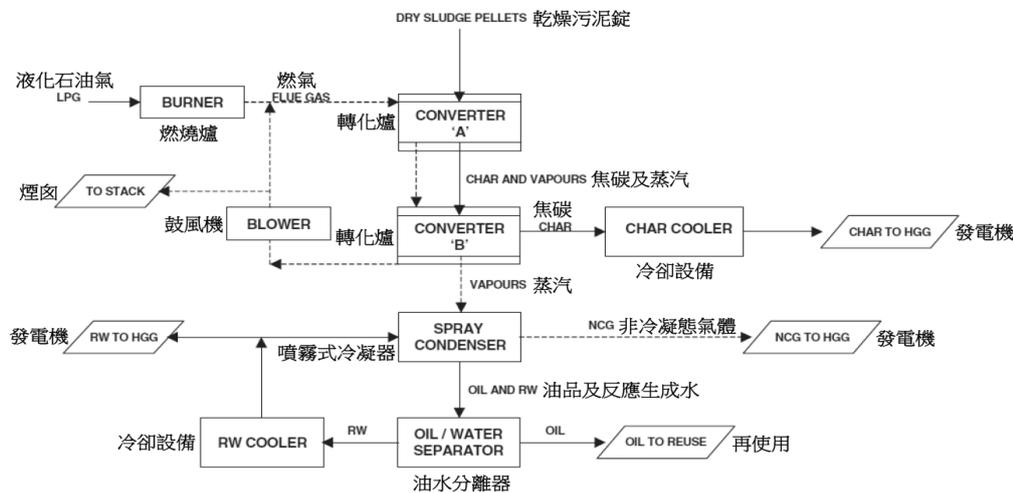


圖 5 澳洲 Subiaco 污水處理廠污泥熱裂解流程^[25]

3.2 碳化技術(Carbonation)

3.2.1 碳化技術原理及操作特性

碳化技術亦屬熱裂解反應技術之一，將有機碳氫化合物置於高溫惰性環境下（通常在 300°C~600°C），促使含碳有機物質發生化學分解反應。碳化反應過程，部分有機物質分子將進行重組，並形成新的有機物質，部分有機物質，經過一系列的物化學反應後，產生包括氣相之碳氫化合物及水蒸氣，以及固相之焦碳等碳化產物。其中，氣相之碳氫化合物若經過適當的冷凝程序，將轉變為油與水之相態存在^[26]。而有關碳化過程可依其溫度可分為三階段：

第一階段：25°C~200°C，此階段主要為水分的損失。

第二階段：200°C~500°C，此階段主要是揮發物與焦油開始釋出，由於重量損失以致於整體密度下降，此階段有機的碳氫化合物已形成基本的焦碳結構。

第三階段：500°C~900°C，由於焦碳的結構已鞏固，因此重量損失非常微量，而整體密度會些微的上升。

文獻研究指出下水污泥碳化產物之熱值，會隨著碳化溫度提昇而降低，當下水污泥之碳化溫度提昇至 500°C，生質碳之高位發熱量及可燃分含量皆有明顯之下降趨勢，然而在碳化溫度為 350°C 時，因生質碳可燃分中的氧含量降低，進而提昇其碳含量，生成之生質碳熱值較高。表 2 為比較下水污泥碳化與燃燒技術之 N₂O 排放量，其中碳化技術之 N₂O 排放量確實遠低於一般焚化處理技術，且以低溫碳化技術之減碳成效最為顯著。綜合前述研究結果，顯示低溫碳化技術具有製備高熱值生質碳及低碳排放特性之發展優勢^[27-28]。

表 2 碳化能源轉化技術之 N₂O 排放情形^[27-28]

| 能源轉化技術 | N ₂ O 排放量 (kg-N ₂ O/t-cake) | 全球暖化潛勢值 | 換算為 CO ₂ 排放量 (kg-CO ₂ /t-cake) |
|------------------|--|---------|---|
| 低溫碳化 (250~350°C) | 0.03 | 310 | 9.3 |
| 中溫碳化 (500°C) | 0.13 | 310 | 40 |
| 高溫碳化 (600~800°C) | 0.146 | 310 | 45 |
| 高溫燃燒 | 0.645 | 310 | 200 |
| 一般燃燒 | 1.51 | 310 | 468 |

3.2.2 碳化技術之應用實績

碳化技術係將下水污泥轉換成生質碳，本項技術具有污泥減容及減量、提高污泥熱值、抑制 N_2O 排放及容易貯存等優點。國外已有少數實廠案例，以下針對日本及美國之下水污泥碳化處理系統、流程、規模，以及碳化產物等說明如後。

1. 日本

根據文獻資料指出，日本利用碳化技術處理下水污泥之應用實績，主要包括低溫、中溫及高溫碳化技術，表 3 為日本採用碳化技術之相關資訊，其中包括碳化溫度、設備規模及其再利用產品產量、流向等^{[10][27]}。以下針對東京都之中溫碳化系統及廣島市之低溫碳化系統，分別針對其運作情形說明如後。

表 3 日本下水污泥碳化技術^{[10][27]}

| 碳化溫度 (°C) | 地區 | 設備 規模 (ton/day) | 再利用產品 | | | 備註 |
|-------------------|-----|-----------------------|------------------|-----------|---------|------------------|
| | | | 產量 (ton/year) | 用途 | 流向 | |
| 低溫碳化 250~350°C | 廣島市 | 50×2 | 4,490 | 燃料 | 竹原火力發電廠 | 2012 年 4 月 營運 |
| | 熊本市 | 50 | 2,300 | 燃料 | 松浦發電廠 | 2013 年 3 月 完工 |
| | 大阪市 | 150 | 8,558 | 燃料 | 石炭火力發電廠 | 2014 年 4 月 完工 |
| | 橫濱市 | 150 | — | 燃料 | — | 2016 年 3 月 完工 |
| 中溫碳化 500~600°C | 東京都 | 100×3 | 8,700 | 燃料 | 勿來發電廠 | 2007 年 11 月營運 |
| | 愛知縣 | 100 | 2,700 | 燃料 | 碧南火力發電廠 | 2012 年 4 月 營運 |
| 高溫碳化 800~900°C | 胎內市 | 7.2 | — | 吸附劑、土壤改良劑 | — | 2008 年 4 月 營運 |

(1) 東京都東部污泥處理廠

東京都下水污泥之中溫碳化系統，主要包括乾燥機、碳化爐及燃燒爐等單元，透過燃燒爐提供之熱能進行污泥乾燥，可將原含水率為 76% 之污泥乾燥至

44 都市下水污泥轉換能源技術之回顧與評析

含水率為 20%。廠內 3 座碳化爐溫度為 500°C，最大操作碳化量為每日 100 公噸/座，碳化過程產生熱值為 2,000kcal/kg 的生質碳及合成氣，而合成氣將回收至燃燒爐，直接燃燒轉為熱能，作為乾燥污泥及碳化爐熱源之用^[29-30](如圖 6)。

(2) 廣島市西部水資源再生中心

廣島市西部水資源再生中心之下水污泥低溫碳化系統(如圖 7)，於 2012 年 3 月正式完工，該系統之碳化溫度 250°C~300°C，每日最多可處理廣島市水資源再生中心產出之 100 公噸下水污泥。該污泥碳化處理系統於規劃之初，估計每年可處理 27,886 公噸污泥，並產出 4,490 公噸、熱值為 15.8MJ/kg 之生質碳，目前廣島市水資源再生中心污泥經碳化技術產出之生質碳，亦已成為三原市竹原火力發電廠之煤替代燃料^[10]。

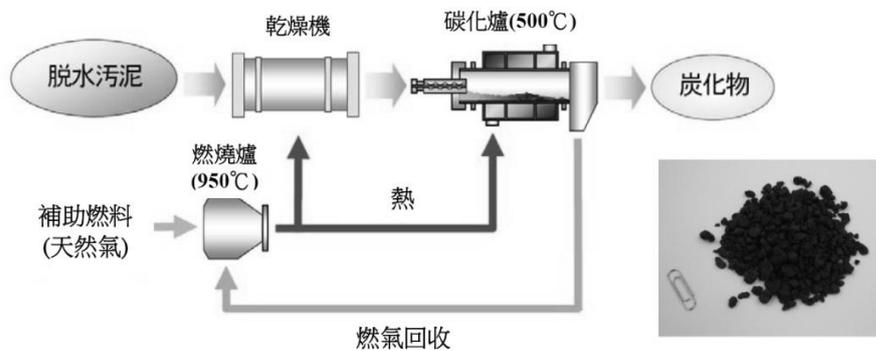


圖 6 日本東京都污泥處理廠下水污泥碳化流程^[30]

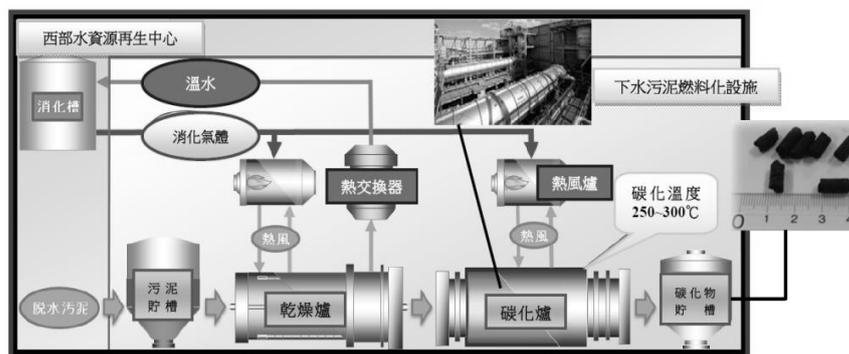


圖 7 日本廣島市水資中心下水污泥碳化流程^[10]

2. 美國

美國加州 Rialto 污泥碳化系統，採用 EnerTech Environmental 公司之 SlurryCarb™ 技術，該技術可依據其再利用用途之不同，產出固體含量為 50% 之 eGrow 或固體含量高於 95% 之 eFuel，且該系統於污泥資源化過程所產生之含 NH₃ 廢水，透過廢水處理系統可有效回收營養鹽，並產出甲烷氣體。該處理廠之污泥固體含量為 15%~30%，經均質化前處理後，粒徑小於 0.5 英吋，再經高壓泵及熱交換器，將其加壓至飽和蒸汽壓及加溫至 230°C 後，進行碳化反應，碳化後的污泥，依據其再利用用途，進一步產出 eGrow 或 eFuel。現階段該污泥碳化廠主要生產 eFuel，且作為當地水泥窯之燃煤替代燃料^[31-32](如圖 8)。

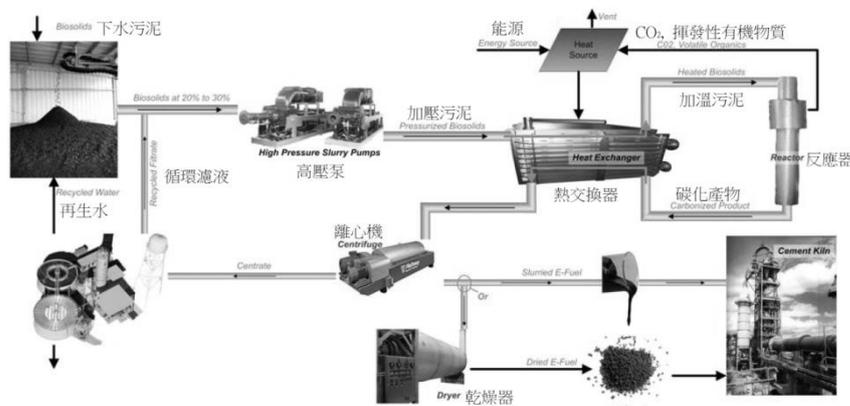


圖 8 美國加州 Rialto SlurryCarb™ 污泥碳化流程^[32]

3.3 氣化技術 (Gasification)

3.3.1 氣化技術原理及操作特性

所謂氣化技術即是利用高溫條件下，進行非催化性之部分氧化反應，將生質物中之含碳物質轉化為氣態及液態燃料，並作為能源供應使用。經氣化反應所產生之氣體種類包括一氧化碳、氫氣、甲烷、二氧化碳等，其中大多數可燃氣體可作為鍋

46 都市下水污泥轉換能源技術之回顧與評析

爐與發電機組之燃料使用；此外，氣化亦會產生焦油、焦炭、燃料油、灰份等副產物，亦可作為其他能源或材料使用。

而傳統氣化技術主要核心為氣化爐，氣化爐體依氣體與燃料接觸形式可分四大類，分別為：固定床氣化爐、移動床氣化爐、流體化床氣化爐與其他形式之氣化爐。其中較為常見之氣化系統為固定床及流體化床氣化爐兩種類型，其中固定床氣化爐亦可區分為向上流(up-draft)、向下流(down-draft)及橫流式(side-draft)固定床等三種，至於流體化床氣化爐則包括氣泡式(bubbling)、循環式(circulating)、雙床式(twin)及挾帶床(entrained flow bed)氣化爐等四種類型。而目前已商業化的氣化爐主要為：向上流(up-draft)固定床、向下流式(down-draft)固定床、流體化床(Fluidized bed)和挾帶床(entrained flow bed)^[33-34]。

文獻研究指出生質物氣化反應生成一氧化碳及氫氣等氣態燃料，氣化所進行之化學反應大致可包括如下反應。

| | | |
|-------------------------|--|-------------------------------|
| 部分氧化反應 | $C + 1/2O_2 \leftrightarrow CO$ | $dH = -268MJ/kg \text{ mole}$ |
| 完全氧化反應 | $C + O_2 \leftrightarrow CO_2$ | $dH = -408MJ/kg \text{ mole}$ |
| 水氣(Water gas)反應 | $C + H_2O \leftrightarrow CO + H_2$ | $dH = +118MJ/kg \text{ mole}$ |
| 水氣轉移(Water gas shift)反應 | $CO + H_2O \leftrightarrow CO_2 + H_2$ | $dH = -42MJ/kg \text{ mole}$ |
| 甲烷生成反應 | $CO + 3H_2 \leftrightarrow CH_4 + O$ | $dH = -88MJ/kg \text{ mole}$ |

上述反應受到溫度、壓力及反應物濃度之變化而進行，產出之氣體其組成將受到氣化爐爐型及生質物特性影響，而氣體品質則受到不同氣化媒介、操作方法及處理操作條件之影響。下列為常見之影響氣體組成及品質之因素：

1. 氣化溫度

根據研究文獻結果顯示，下水污泥進行氣化處理之典型反應溫度，分別控制於 800°C~1,400°C，在不同反應溫度條件下，其氣化產生之合成氣最高可達 90wt.%，至於焦炭及焦油產率，最高分別可達 30wt.% 及 5wt.%^[35]。Nipattummakul et al.(2010)於下水污泥蒸氣氣化之研究結果指出，當氣化反應溫度 700°C，合成氣產率為 0.66g_{gas}/g_{sample}、氫氣之莫耳濃度為 46.90%，而當溫度增加至 1,000°C，合成氣產率及氫氣莫耳濃度則分別增加至 1.14g_{gas}/g_{sample} 及 56.09%，說明隨著氣化

溫度之增加，合成氣及氫氣產率亦隨之增加^[36]。De Andrés et al.(2011)研究指出高反應溫度，對於下水污泥氣化產 H_2 具有正面效益。而隨著氣化溫度之提昇，將可促進下水污泥於氣化處理過程，發生熱裂解反應、部分氧化反應($2C+O_2 \rightarrow 2CO$)、Boudouard 反應($CO+CO_2 \rightarrow 2CO$)，以及 CO_2 轉化反應($CO_2+CH_4 \rightarrow 2CO+2H_2$)等，致使 CH_4 及 CO 之氣體組成比例增加^[37]。

2. 氣化媒介

目前氣化技術應用之媒介通常仍為空氣，亦有研究應用氧氣/蒸氣(oxygen/steam)、氫化(hydrogenation)及催化蒸氣氣化(catalytic steam gasification)以提昇氣化反應之效果。文獻指出不同之媒介物質產生之氣體熱值亦不同，一般而言，應用空氣或是空氣/蒸氣(air/steam)產生之氣體熱值較低($4MJ/Nm^3 \sim 6MJ/Nm^3$)、應用氧氣及蒸氣之熱值居中($13MJ/Nm^3 \sim 18MJ/Nm^3$)，至於應用氫氣及氫化反應產生之氣體熱值最高，約在 $40MJ/Nm^3$ 。前述不同熱值之氣體燃料應用用途極廣，低熱值氣體可直接使用於燃燒系統或作為引擎燃料，而中高熱值氣體則可作為後續轉化成甲烷或甲醇之原料^[38-40]。

3. 生質物特性

McKendry(2002)研究歸納指出生質物之進料特性將影響氣化爐之反應，其中生質物特性包括水分含量、灰分含量、揮發性物質含量及進料顆粒粒徑大小。研究發現生質物之水分含量高於 30%，將造成著火困難及降低產氣之熱值，此係在燃燒/氣化反應前水分揮發時吸收熱量所致，同時高水分含量之生質物，將使熱解區內碳氫化合物不完全斷鍵，致使降低氧化區之到達溫度。此外，增加水分及 CO 含量藉由水氣轉移反應(water gas shift reaction)產生氫氣，依序再增加氣體中氫氣含量，藉由氫化作用產生更多的甲烷^[41]。

在氣化反應過程，若氣化溫度高於灰分融化溫度，將易使氣化爐產生結渣問題，一般而言，若生質物含有 5% 以上之灰分含量，同時灰分中含有高量之鹼金屬及其鹽類，則將使灰分熔點降低，氣化爐內結渣問題將會更為嚴重。原料物質的顆粒大小依據爐床尺寸而定，一般典型值為爐床直徑的 10%~20%，當燃料顆粒過大將可能形成架橋作用，而妨礙進料之向下移動，當燃料顆粒較小，則較傾向阻塞氣體流動，致使壓差較高及氣化爐之緊急停爐等操作問題^[41]。另 Xie et

48 都市下水污泥轉換能源技術之回顧與評析

al.(2010)研究指出，廢水處理過程之厭氧處理程序，可改善產出污泥於能源轉化過程之產氣品質，厭氧/缺氧/好氧(A₂O)程序產出之污泥，其揮發分含量較活性污泥程序高，灰分含量則較活性污泥程序低。因此，A₂O 污泥之氣化產氣中之 CO、CO₂、H₂、C_mH_n 濃度，以及燃氣熱值(LHV_{gas})均較活性污泥高^[42]。

3.3.2 氣化技術之應用實績

目前國內外均已大型實廠之下水污泥氣化實廠操作經驗，其中主要國家包括日本、美國、德國及台灣等，以下就下水污泥氣化實廠營運資料(如表 4)，包括規模、處理流程及減碳效益說明如後。

表 4 各國下水污泥氣化處理廠營運資料彙整

| 國別 | 日本 清瀨市 ^[43-45] | 美國 Sanford ^[43] | 德國 Balingen ^[46] | 台灣 ^[6] | |
|--------------------------|------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|-------------------|-------|
| 商轉日期 | 2010 | 2009 | 2006 | 2011 | |
| 氣化爐型 | 循環式流體化床 | 向上流式 | 流體化床 | 氣泡式流體化床 | |
| 設備規模 | 100 ton/day | 80 ton/day | 230 kg/hr | 100 ton/day | |
| 產氣組成 | H ₂ (%) | 7~10 | — | 13.1 | 2~4 |
| | CO (%) | 9~13 | — | 8.1 | 5~7 |
| | CO ₂ (%) | 10~12 | — | 16.7 | 17~28 |
| | CH ₄ (%) | 4~9 | — | 2.1 | 2~3 |
| 燃氣熱值(MJ/m ³) | 5~7 | — | 3.2 | 5~8 | |
| 發電量 | 150 kW/day | — | — | — | |

1.日本

日本東京下水道局於 2007 年美國國際水處理設備及技術展覽會(WEFTEC)發表，清瀨縣於 2005~2007 年間完成一座規模為每日 15 公噸之下水污泥氣化示範廠，並成功運轉 3,400 小時之試驗^[43-44]。清瀨污泥氣化示範廠之污泥氣化流程(如圖 9)，係藉由乾燥設備將污泥乾燥至含水率約為 20%後，以循環式流體化床氣化爐處理，氣化過程產生之氣體，經氣體改質爐與空氣進行氣體重組反應產出合成氣體。前述經淨化後產出之合成氣體，後續將透過鼓風機或內燃機轉化成動

能或電能。另該示範廠產出之固相焦炭及洗滌塔冷凝水，則是送至氣化爐中的燃燒室中予以處理，而燃燒室產出之廢氣，則是通過袋式集塵設備後，即排放至大氣中。根據東京下水道局之運轉試驗結果指出，相較於傳統污泥焚化系統(800°C)，清瀨污泥氣化示範廠每年約可降低 17,000 t-CO₂ 之排放。整體而言，下水污泥氣化技術不僅可抑制溫室氣體排放，同時產出可供能源利用之可燃性氣體^[54]。

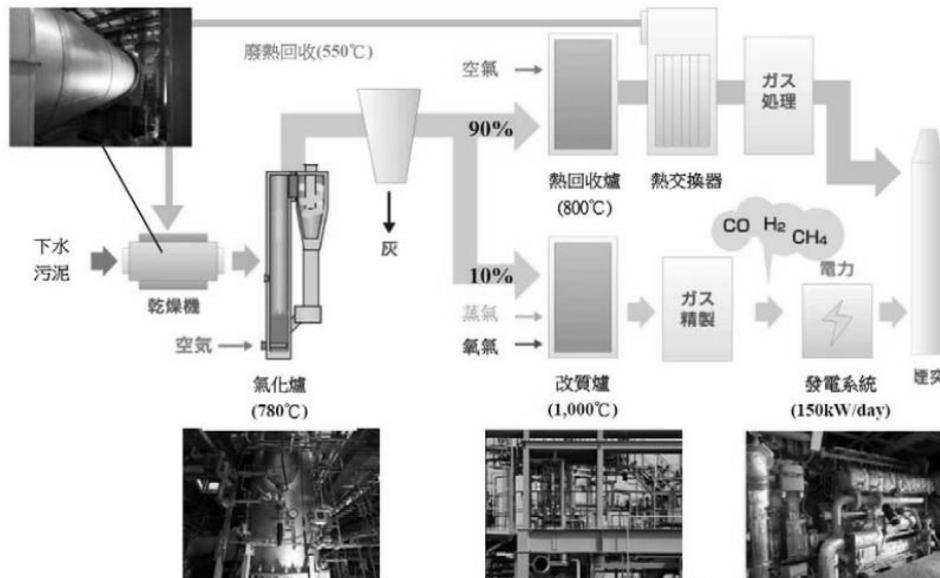


圖 9 日本清瀨縣下水污泥氣化流程^[47-49]

目前清瀨縣污泥氣化廠之處理規模已擴大至每日處理 100 公噸，並於 2010 年 7 月開始商轉。依據相關文獻資料指出，該廠分別於 2011 年及 2012 年期間，氣化爐之污泥處理量分別達該年度目標處理量之 80.6% 及 94.3%。另在系統操作維護部分，該廠於每年 6 月份將針對氣化爐爐體實施檢點或保養等作業，同時評估相關材料之更換維修頻率。而在系統操作條件設定部分，有鑑於污泥內含有低熔點金屬，於 850°C 之氣化溫度操作條件，易產生熔融結焦現象，該廠將氣化操作溫度調降至 780°C，以抑制熔融物黏著床砂或灰分，及減少氣化爐內去流體化之現象發生^{[45] [47] [50]}。

2.美國

佛羅里達州 Sanford 之下水污泥氣化系統，係由 Maxwest 及 CHP 工程公司於 2009 年共同建造完成(如圖 10)。該廠興建之主要目的在於降低污泥處置費用，根據 Maxwest 公司之資料顯示，該氣化系統之設置(以 20 年營運期間計)，可替當地節省約 1 億 3 千萬美元之天然氣購買費用。該系統採用 Therma-Flite 公司之連續進料乾燥設備，以及向上流式固定床氣化爐，氣化反應後殘餘之灰分，將由氣化爐底部排出，產出之合成氣體則依序進到氧化爐及節熱器(Economizer)中進行燃燒及熱能回收。經節熱器之設計，係藉由熱媒轉換系統(thermal oil system)回收熱能，並透過熱媒泵浦(hot oil pump)將熱能供應至連續進料乾燥設備中。而產生之廢氣，則以袋式集塵設備及冷卻塔/洗滌塔處理後，再排放至大氣中^[43]。

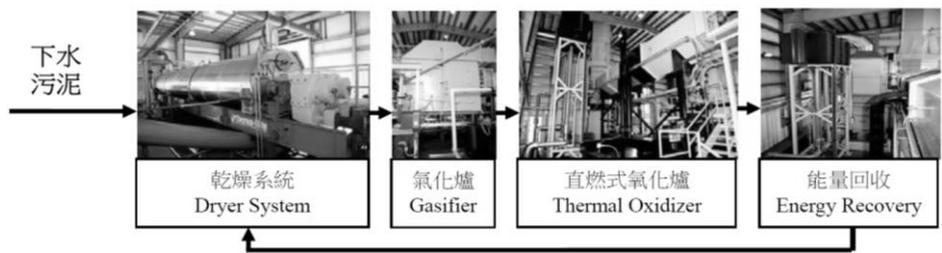


圖 10 美國 Sanford 下水污泥氣化處理流程^[51]

該氣化系統主要包括乾燥裝置、氣化爐及氧化爐等單元，相關設備所需之熱能，平時皆仰賴氣化過程產生之合成氣體。但當該系統重新啟動運轉時，則將透過外部燃料(天然氣)之供應，提供各單元設備啟動所需之能量來源，而一旦氣化爐體於運轉反應過程釋出能量及產出合成氣體後，氧化爐及節熱器即可有效回收利用反應過程產生之能源，以維持整體系統之運作。因此，若該氣化系統於正常運轉條件下，除部分系統仍須少量電力之供應外，幾乎可達到零熱能需求之狀態^[43]。

3.德國

德國 Balingen 污水廠為有效回收消化污泥之潛在能量，當地的廢水處理聯盟協議於污水廠內設置污泥氣化廠。而該示範廠於 2004 年由 Kopf 公司興建完成，

如圖 11 所示。該廠主要之設備單元包括太陽能乾燥裝置、流體化床氣化爐、氣動引擎單元及後燃燒室等，其中太陽能乾燥裝置為該廠最具特色之設備單元。該單元主要是仰賴太陽能將消化污泥之固體含量提昇至 70%~80%，惟該單元之操作時間或效率，較易受天候因素之影響，一般污泥之乾燥週期約為 2~8 週。至於氣化爐之操作溫度為 900℃，主要反應係透過通入預熱空氣之方式，將乾燥污泥轉化成固相之焦炭及氣相之可燃性氣體。氣化產出之合成氣體經回收、冷卻及乾燥後，隨即進入內燃機，並透過氣動引擎產生電力，產出之電力主要為供作污泥氣化及污水處理程序之用；而氣化程序所回收之熱能，則供污水廠之消化槽加熱之用。另該氣化系統，除於啟動之初，須以天然氣提供系統運轉所需之能源外，待氣化系統正常運作後，幾乎無外部燃料供應之需求^[43]。

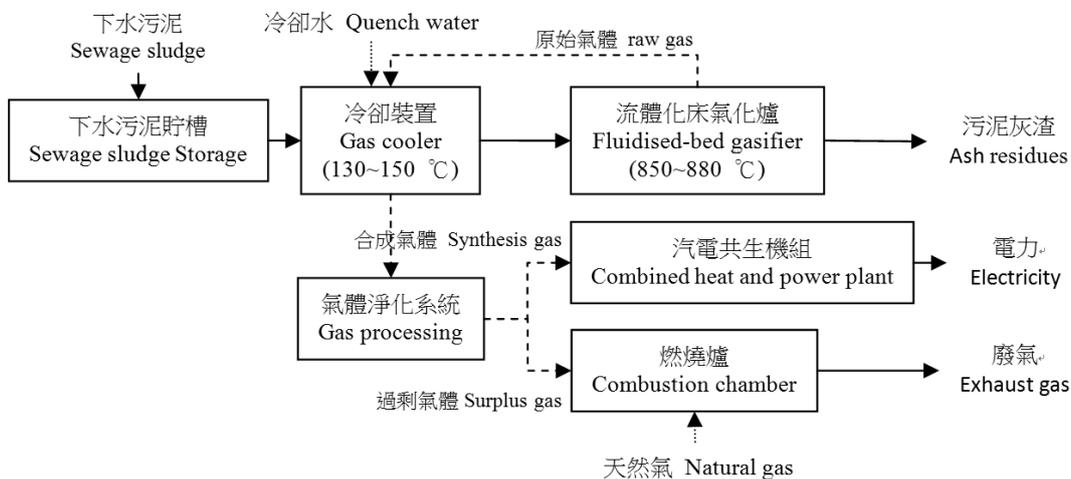


圖 11 德國 Balingen 下水污泥氣化處理流程^[46]

4.台灣

台灣過去對於污泥減量技術而言，大多以乾燥處理方式，將污泥之水份有效去除，並達到減量/減容之效果，然對於能源轉換技術之應用，則多數認為高含水率之污泥，並不利於能源轉換或應用。因此，應用氣化處理技術將下水污泥轉換為可利用能源，就現階段之台灣而言，實屬相當陌生且新穎之技術。然而隨著資源與能源永續利用之潮流趨勢變動下，下水污泥實應正視與找尋合適之能源轉換

技術，其中氣化處理技術即是一項已逐漸受到各界重視之發展技術。以台北市為例，目前除利用乾燥技術以有效達到污泥減量之效果外，台北市迪化污水處理廠亦已在其污泥資源再利用技術之選用評估，將氣化處理技術列為重要且值得開發之規劃技術之一^[52]，且目前應已獲行政院環保署再利用技術之審查核可。

台灣近幾年來已有部分學術或研究單位，開始著手進行氣化反應之相關研究，其中應用於氣化處理之生質物種類，舉凡煤炭、農業廢棄物及污泥等，均已具有相關之實驗室規模實績或應用。然就工程放大後之污泥氣化實廠實績，則首推利用漿紙污泥作為生質物，並將其氣化轉換為合成氣，該合成氣再以燃燒方式轉換熱能利用。該廠為一座利用流體化床進行氣化處理之系統，自 2011 年 8 月商轉迄今，氣化爐進料處理規模已於 2012 年 8 月，由原本的每日 50 公噸擴大為每日 100 公噸，進料熱值規模亦由 3MWth 提昇至 6MWth，現階段該氣化廠之蒸汽產生量約每小時 1 公噸。圖 12 為該氣化廠之處理流程，主要包括進料設備、流體化床氣化爐體、鍋爐、熱交換系統及空氣污染防制系統。基於該廠在處理漿紙污泥轉換為蒸氣能源之應用實績，江氏等人(2012)與該廠進行下水污泥氣化轉換能源之實廠可行性評估，其中污泥原料為臺中市福田水資源回收中心之污泥餅。根據實廠氣化處理 20 公噸之下水污泥試驗結果顯示， H_2 及 CO 組成比例分別約佔 2%~4% 及 5%~7%， CH_4 及其他碳氫化合物等可燃性氣體，則約佔 2%~3%。整體而言，下水污泥氣化後產生合成氣之熱值，約達到 $5MJ/Nm^3 \sim 8MJ/Nm^3$ ，該合成氣進入燃燒系統燃燒後產生熱量，經鍋爐及熱交換系統後，可提供下水污泥乾燥所須之熱量來源。整體而言，本處理系統僅於啟爐時，須要輔助燃料之供給外，後續乾燥所須之熱量來源，可利用其氣化產生之合成氣所提供，此技術不僅可節省污泥乾燥所須之熱量需求外，同時能源回收效益可達 50% 以上^[6]。

圖 13 為下水污泥氣化處理之反應示意圖，整體而言，氣化處理程序分別包括乾燥、裂解及氣化等程序，其中藉由乾燥程序，將高含水率之污泥，乾燥脫水至含水率符合氣化爐進料之要求，隨即將乾燥污泥加熱至 $400^\circ C$ ，並開始進行熱裂解反應。待氣化反應結束後($800^\circ C$)，下水污泥已完全轉換為焦炭、水蒸氣、焦油、可燃性氣體。其中下水污泥氣化程序產出之可燃性氣體，可透過燃燒爐及熱媒鍋爐，回收熱量，以供作污泥乾燥器所需之熱源。

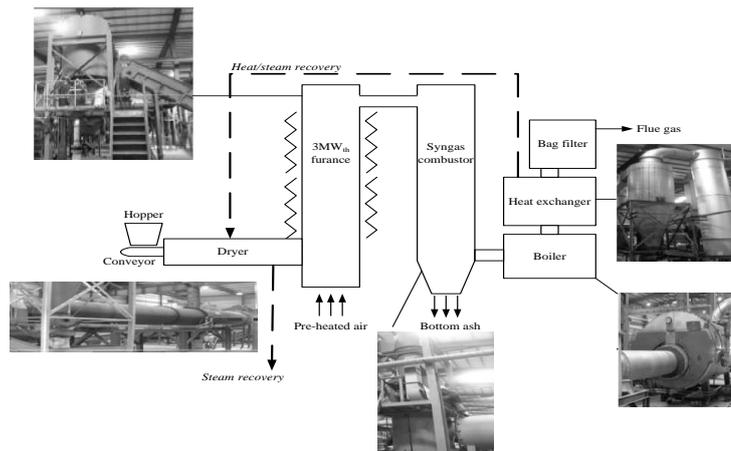


圖 12 台灣下水污泥氣化實廠設備流程圖^[6]

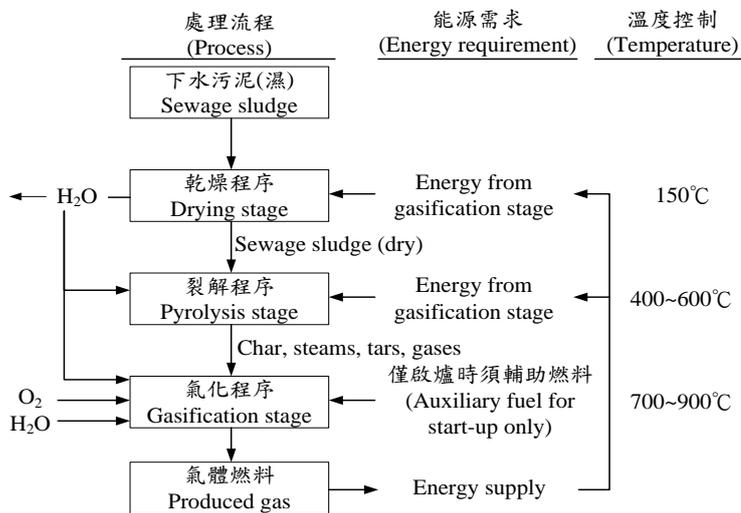


圖 13 下水污泥之氣化處理程序示意圖

3.4 下水污泥熱轉換能源技術之強弱機危(SWOT)分析

綜合前述相關文獻結果可知，現階段已有許多國家積極針對下水污泥之熱裂解、碳化及氣化技術進行研究，且部分國家已具有相關商業化應用實績。有鑑於國內目前對下水污泥轉換為能源之技術與應用發展，在欠缺前瞻性之思維與評估

考量下，大多持保守觀望之態度，較不利於後續推動相關能源轉換技術。考量下水污泥之能源轉換與利用技術推展之成功與否，與其技術可行性、經濟可行性、環境危害度、政策配合度及社會接受度等因素，均有極為密切之關係。本節嘗試利用強弱機危(SWOT)分析，分別針對國內現階段或未來可能之污泥處理處置方式，其中包括焚化、熱裂解、碳化及氣化等處理技術，根據前述之技術、經濟、環境、政策及社會等評估層面，進行綜合評估分析(如表 4 所示)。整體而言，相較於下水污泥焚化處理技術，熱裂解、碳化及氣化處理技術，其原料接受度、技術層次、產品特性及政策配合性等，實屬具有高度發展潛力之能源轉換技術。

表 4 下水污泥能源轉換技術之 SWOT 分析

| 處理技術 | 優勢(Strengths) | 劣勢(Weaknesses) | 機會(Opportunities) | 威脅(Threats) |
|------|---|---|---|--|
| 焚化 | <ol style="list-style-type: none"> 1.可併同國內之大型都市垃圾焚化廠處理。 2.具有回收熱能利用之價值。 3.可併同處理，來源廢棄物之接受度大。 4.衍生之灰渣併同垃圾焚化灰渣處理。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.若新設處理設施之單位初設成本高。 2.既有都市垃圾焚化設施之配合意願不高。 3.新設污泥焚化廠之民眾抗爭及污染防治技術需求較高。 4.須妥善找尋殘餘物之最終去處。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.在焚化處理設施之熱負荷規劃設計範圍下，可併同處理多種來源之廢棄物種類。 2.國內已有相關大型垃圾焚化廠之運轉經驗。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.雖有熱能回收之效益，但易受其他能源技術之競爭。 2.原有焚化技術之刻板印象，影響民眾接受度。 |
| 熱裂解 | <ol style="list-style-type: none"> 1.國外已有相關應用實績。 2.兼具污泥處理及產生生質燃料之潛力。 3.具有高值化之產品應用價值與用途。 4.再生能源之重要發展技術。 5.可發展多元應用之再生產品。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.國內雖已有輪胎裂解之實廠技術，然其商轉實績不佳。 2.國內再生能源技術之市場發展規模較小。 3.若新設處理設施之初設成本、操作維護成本等均較高。 4.技術層次與門檻較高。 5.需培養專業人員。 6.生質油品須進行改質/純化。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.未來政府將持續推動再生能源之相關政策。 2.發展再生能源應用技術之潮流趨勢。 3.未來隨下水道普及後，所衍生之污泥產量大。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.未來發展需與其他再生能源技術相互競爭。 2.對原有技術之可能衝擊與技術門檻較高。 3.原有技術之刻板印象，影響民眾接受度。 4.生質油品之再利用市場需求。 |

表 4 下水污泥能源轉換技術之 SWOT 分析(續)

| 處理技術 | 優勢(Strengths) | 劣勢(Weaknesses) | 機會(Opportunities) | 威脅(Threats) |
|------|--|---|--|---|
| 碳化 | <ol style="list-style-type: none"> 1.國外已有相關應用實績。 2.製備之碳化燃料，可作為取代燃煤之用途。 3.兼具再生能源之重要發展技術。 4.處理對象變化之操作彈性較大。 5.具有高值化之燃料應用價值與用途。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.國內缺乏商轉實績。 2.碳化後產品需進一步拓展再利用市場。 3.國內再生資源市場小。 3.初設成本高。 4.需要專業人員之培養。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.配合相關產業之替代能源規劃，可減少其化石燃料之需求。 2.配合政府推動之再生能源政策。 3.類似熱裂解技術，技術層次較低。 4.未來隨下水道普及後，所衍生之污泥產量大。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.未來發展需與其他再生能源技術相互競爭。 2.對現有技術之衝擊與競合影響。 3.碳化後產品之再利用市場需求度。 |
| 氣化 | <ol style="list-style-type: none"> 1.國外已有應用實績。 2.再生能源之重要發展技術。 3.兼具污泥處理及產生生質燃料之潛力。 4.可併同處理，來源廢棄物之接受度大。 5.具有高值化之燃料應用價值與多元化用途。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.國內商轉實績較少，目前僅有應用於漿紙污泥之氣化應用實績。 2.國內再生能源發展之門檻較高，不利於氣化技術應用發展。 3.初設及操作維護成本較高。 4.技術層次與門檻較高。 5.需要專業人員之培養。 6.氣態燃料不易運輸。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.配合相關產業之替代能源規劃，可減少其化石燃料之需求。 2.配合政府推動之再生能源政策。 3.未來隨下水道普及後，所衍生之污泥產量大。 4.具有減緩溫室氣體排放，與改善氣候變遷之問題。 5.焚化廠屆齡除役後，可行替代技術之一。 | <ol style="list-style-type: none"> 1.未來發展需與其他再生能源技術相互競爭。 2.對現有技術之衝擊與競合影響。 3.新穎技術之應用，市場接受度有待突破。 |

四、都市下水污泥轉換能源技術應用之新思維

過去在講求污泥減量利用之角度而言，大多技術之選擇與評估，仍停留在應用污泥乾燥處理技術，期藉由污泥乾燥後，達到減量與資源或能源再利用之目的。然就現階段台灣下水污泥產量尚未急遽增加之際，為有效舒緩下水污泥無處可去之窘境，相關目的事業主管機關與環保主管機關，不妨共同思考藉由國內現有 24 座大型都市垃圾焚化廠之餘裕容量與操作經驗，將下水污泥併同都市垃圾焚化處理之可行性。就現階段下水污泥之妥善處理處置技術而言，併同焚化處理之技術規劃，不

僅考量兼顧協助妥善處理下水污泥與一般廢棄物外，同時在考量其設計熱值、處理容量及發電效益等因素後，不僅可減少下水污泥乾燥設備之設置投資成本，且達到資源/能源整合應用之雙重目的。

此外，根據國外文獻資料顯示，下水污泥進行能源轉換技術應用之新思維方向，大多朝向能源產生與併同處理之角度進行規劃。其中文獻研究指出，下水污泥中之水分含量，將有助於富氫之可燃性氣體產出，因此，將下水污泥利用適當之能源轉換技術，將可應用為全球熱化學產氫之重要原料來源。文獻指出濕污泥在高溫及高升溫速率之操作條件進行熱裂解反應，可促進揮發性物質進行蒸氣重組反應及焦炭進行部分氣化反應，故有利於富氫燃氣之生成^[35]。Xie et al. (2010)於下水污泥水分含量對其氣化特性影響之研究中指出，燃氣中之 CO_2 、 CH_4 、 H_2 濃度、燃氣熱值 (LHV_{gas})及水分產量，將隨著下水污泥水分含量之增加而增加，而 CO 及焦油產量則隨之降低。整體而言，該研究結果證實，下水污泥之水分含量，將有利於水氣反應 ($\text{C} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO} + \text{H}_2$ ； $\text{C} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2$)、水氣轉移反應 ($\text{CO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2$)及烷化反應 ($2\text{C} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4$)之進行，對下水污泥之氣化反應過程，具有正面效益^[42]。另除控制下水污泥之水分含量外，透過添加合適之催化劑及控制操作參數等方式，亦可促進氣化過程蒸氣重組反應之進行，並提昇合成氣體之品質。

下水污泥併同其他類型廢棄物之處理規劃，亦是一項可行之處理對策，文獻指出下水污泥與生質物殘渣共同進行熱裂解或氣化處理，不僅可降低下水污泥之含水率，有效提昇下水污泥熱值，並可稀釋下水污泥中硫、氯及微量重金屬等物質含量。文獻利用農業廢棄物與下水污泥共同處理，因農業廢棄物具有低水分及低灰分含量之特性，因此，經適當摻混後，可透過熱處理技術將其轉換成高熱值之氣態或液態燃料^[35]。Folgueras et al. (2004)研究利用燃煤及下水污泥共同熱裂解，結果顯示下水污泥發生分解及液化反應之溫度較低，因此，熱裂解過程具有較佳之反應性^[53]。Pinto et al. (2007)研究指出燃煤氣化過程中添加下水污泥，將有助於能源轉化反應之進行，並提昇合成氣體之熱值^[54]。Zhang et al. (2009)於下水污泥與農業廢棄物共同熱裂解研究結果指出，添加稻稈可提供熱裂解過程中之揮發性物質含量，且下水污泥之重量損失速率，隨著稻稈的添加混合比例增加而增加^[55]。Pinto et al. (2008)於生質物-下水污泥共同氣化研究結果指出，添加生質物可提昇揮發性物質釋出速率，

並促進裂解及熱轉化反應，降低合成氣中碳氫化合物含量，因此，在下水污泥氣化過程添加生質物，對於合成氣之產製有正面效益。研究同時指出低含硫量生質物(稻稈)與下水污泥共同氣化過程，可降低氣體產物中 NH_3 、 H_2S 濃度^[56]。

為進一步瞭解下水污泥能源轉化技術，於下水污泥處理過程之能源需求情形，表 5 為針對氣化、碳化及焚化等技術進行外部能源需求之試算，結果顯示氣化處理程序所產出之可燃性氣體，經燃燒後產出之蒸氣，透過熱交換器，可回收再利用其熱量，作為下水污泥乾燥處理程序所需之熱量來源，因此，就氣化處理 1 噸之下水污泥而言，外部能源需求最低，僅需 127,490kcal。而下水污泥碳化及焚化技術，因處理系統需外部供給足夠之熱源，方能有效進行下水污泥之乾燥，若以下水污泥碳化為 30%或下水污泥乾燥至 25%後進入焚化爐為例，其外部供給之能源需求，分別為處理 1 噸下水污泥(80%含水量)需要供給 455,532kcal 及 467,654kcal。

表 5 下水污泥能源轉換技術之能源需求推估

| 處理技術 | | 氣化 | 碳化 | 焚化 |
|----------------------------|--------------|---------|---------|---------|
| 消化污泥 | 進料量 (kg) | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| | 含水率 (%) | 80 | 80 | 80 |
| | 熱值 (kcal/kg) | 227 | 227 | 227 |
| 乾燥產物 | 質量 (kg) | 286 | 286 | 267 |
| | 含水率 (%) | 30 | 30 | 25 |
| | 熱值 (kcal/kg) | 2,294 | 2,294 | 2,501 |
| 乾燥過程 ¹ | 水分蒸發量(kg) | 714 | 714 | 733 |
| | 所需熱能(kcal) | 455,532 | 455,532 | 467,654 |
| 製程過程 ² | 回收熱能(kcal) | 328,042 | — | — |
| 外部能源需求 ³ (kcal) | | 127,490 | 455,532 | 467,654 |

¹ 乾燥端熱量需求 (kcal)=水分蒸發量(kg)×{[(100-25)(°C)×1 (kcal/kg°C)]+539(kcal/kg)+[(150-100)(°C)×0.48 (kcal/kg°C)]}。

² 原物料氣化熱量回收 (kcal)=乾燥產物(kg)×乾燥產物熱值(kcal/kg)×50%之能源轉換效率。

³ 外部能源需求 (kcal)=乾燥端熱量需求 (kcal)－製程熱量回收 (kcal)。

此外，為瞭解經厭氧消化處理前後之下水污泥，其氣化處理過程之能源需求情形，表 6 為針對消化及未消化污泥氣化所需能源之試算結果，推估結果顯示下水污

58 都市下水污泥轉換能源技術之回顧與評析

泥經厭氧消化處理後，下水污泥之熱值明顯降低，以致於污泥於氣化處理程序回收之熱量，不足以完全提供污泥乾燥(含水量 80%乾燥至 30%)過程所需之熱源，亦即仍需外部供給每噸下水污泥 127,490kcal 之熱量。至於下水污泥若未經厭氧消化處理，則其污泥中之有機碳尚未被分解，因此，熱值相對較消化後污泥為高。經推估結果顯示，若以未經消化之下水污泥進行氣化處理，其所產生之氣態燃料，經燃燒產熱後，其回收之熱量應可提供乾燥污泥使用，亦即就能量平衡之角度，當未經消化之下水污泥進行氣化處理，除在啟爐階段時，需外部供給熱量以供污泥乾燥使用外，後續相關乾燥所需熱源，應可自給自足。針對未來台灣併同下水污泥處理可行性之建議，本研究建議未來可考量利用都市垃圾中之廚餘進行併同處理，根據都市垃圾中廚餘之熱值分析結果，以臺中市下水污泥及廚餘相關物化特性及摻混比例進行能源需求推估，結果顯示在控制下水污泥與廚餘之摻混比例 1：1 條件下，不僅提高消化後下水污泥轉換能源之可行性，同時在污泥乾燥過程，亦不須額外添加輔助燃料，即可將污泥乾燥至含水率為 30%(如表 6 所示)。

表 6 不同污泥處理程序或併同廚餘處理對下水污泥氣化過程之能源需求推估

| 方案 | | 消化污泥 | 未消化污泥 | 消化污泥 混合廚餘 | 未消化污泥 混合廚餘 |
|----------------------------|-------------|---------|---------|--------------|---------------|
| 原始進料 | 消化污泥(kg) | 1,000 | 1,000 | 500 | — |
| | 未消化污泥(kg) | — | — | — | 500 |
| | 廚餘(kg) | — | — | 500 | 500 |
| | 含水率(%) | 80 | 80 | 75 | 75 |
| | 熱值(kcal/kg) | 227 | 484 | 532 | 660 |
| 乾燥產物 | 質量(kg) | 286 | 286 | 357 | 357 |
| | 含水率(%) | 30 | 30 | 30 | 30 |
| | 熱值(kcal/kg) | 2,294 | 3,192 | 2,569 | 2,927 |
| 乾燥過程 ¹ | 水分蒸發量(kg) | 714 | 714 | 643 | 643 |
| | 所需熱能(kcal) | 455,532 | 455,532 | 410,234 | 410,234 |
| 氣化過程 ² | 回收熱能(kcal) | 328,042 | 456,456 | 458,567 | 522,470 |
| 外部能源需求 ³ (kcal) | | 127,490 | -924 | -48,333 | -112,236 |

^{1,2,3} 計算基準與前表相同

五、結論與建議

- 1.現階段台灣下水污泥產量尚未急遽增加之際，為有效紓緩下水污泥無處可去之窘境，及考量現有大型都市垃圾焚化廠之餘裕容量與操作經驗，將下水污泥併同都市垃圾焚化處理，實不失為現階段解決下水污泥之重要方向，此不僅可減少下水污泥乾燥設備之設置投資成本，且可達到資源/能源整合應用之雙重目的。
- 2.未來對於都市下水污泥能源轉換技術之可行性與選擇評估，建議可參考先進國家對相關能源轉換技術選用與未來市場性之發展歷程，並逐步建置與發展本土化技術，以作為未來下水污泥能源轉換技術發展之參考。就台灣地狹人稠之環境特性，發展兼具處理處置廢棄物及產生綠色生質能源之重要發展技術，實有其必要性。
- 3.都市下水污泥之高含水率及低熱值之特性，對發展相關能源轉換技術，確有其亟待克服之能源需求問題。近年來國外相關先進技術，逐漸考量採用產生氣態燃料之氣化技術，作為其污泥乾燥所需熱量之來源，以減少外部供給燃料之所需。此技術發展之重要新思維，不僅逐漸受到相關國家之重視，同時亦已有相關實廠之應用與驗證實績。相信未來應用氣化轉換能源之技術，應會受到更多之關注與重視。
- 4.為解決都市下水污泥能源轉換過程之能源需求問題，與有機廢棄物併同處理之規劃，亦是現階段技術推動與政策擬定之重要考量因素。本文中已分別針對下水污泥是否經消化處理，以及是否併同都市垃圾中之廚餘處理，進行多種情境變化下之能源需求推估，初步結果得知，消化後污泥與廚餘共同氣化處理，其污泥乾燥之熱量來源，可由氣化產生之合成氣所提供，已不須外部之燃料供給。
- 5.都市下水污泥之能源轉換技術發展成功與否，除須考量技術之成熟度與政策之配合性外，未來能源應用市場接受度與廣泛性，亦將是一項重要的關鍵，因此，建議國內進行都市下水污泥能源轉換技術之可行性評估，應針對能源轉換後之產品應用用途及市場需求性，進行技術可行、經濟可行及環境可行性等整合評估，以期建立與發展本土化之能源轉換技術，供未來政府政策擬定與技術選擇之參考。

致 謝

本文承蒙行政院環境保護署及臺中市政府水利局提供經費補助及下水污泥樣品，進行有關下水污泥轉換合成氣技術之實廠驗證試驗，特此致謝。

參考文獻

- 1.內政部營建署，污水下水道第四期建設計畫(98 至 103 年度)核定本，2009。
- 2.內政部營建署全國公共污水處理廠資料管理系統，網頁資料，網址：<http://sewagework.cpami.gov.tw/>，網頁截取日期：2013 年 12 月。
- 3.周明憲，都市下水污泥熱裂解行為之研究，碩士論文，國立中央大學環境工程研究所，桃園，2004。
- 4.陳逸凡，下水污泥堆肥施用過程有機物對重金屬與營養鹽移動性影響之研究，碩士論文，逢甲大學環境工程與科學學系，台中，2007。
- 5.王俊傑，KOH 活化法裂解都市下水污泥生成吸附劑之研究，國立中央大學環境工程研究所碩士論文，桃園，2008。
- 6.江康鈺，污泥類廢棄物轉換能源技術之實場應用可行性評估，行政院環境保護署環保創新科技研發計畫報告，EPA-101-U1U4-04-004，2012。
- 7.程淑芬，下水道污泥含磷調查及最佳磷回收量之研究，內政部營建署下水道工程處委託研究報告，2013。
- 8.江康鈺，臺中市下水污泥處理再利用先期規劃委託專業服務案期末修正稿，臺中市政府水利局委託研究報告，2014。
- 9.Wong, J.W.C., Fang, M., Li, G.X., and Wong, M.H., Feasibility of Using Coal Ash Residues as Co-Composting Materials for Sewage Sludge. *Environmental Technology*, 18, 563-568, 1997.
- 10.日本國土交通省，網頁資料，網址：<http://www.mlit.go.jp/>，網頁截取日期：2013 年 12 月。
- 11.Department for Environment, Food and Rural Affairs, Waste water treatment in the United

- Kingdom-2012, 2012.
12. European Commission Eurostat, Water statistics. [online] Available at: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home>. Accessed March 2014.
 13. Federal Ministry for the Environment Nature Conservation and Nuclear Safety, Waste Management in Germany, 2013.
 14. Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities, Biosolids Snapshot, 2011.
 15. 曾迪華, 潘時正, 下水道污泥處理處置之現況與展望, 臺灣下水道工程實務研討會論文集, 2007。
 16. Xu, C.C., Lancaster, J., 2012. Treatment of Secondary Sludge for Energy Recovery, Sustainable sanitation and water management, 187-212.
 17. Pérez-Elvira, S.I., Nieto Diez, P., Fdz-Polanco, F., Sludge minimization technologies. Review in Environmental Science and Biotechnology, 5, 375-398, 2006.
 18. Shao, J., Yan, R., Chen, H., Wang, B., Lee., D.H., Liang, D.T., Pyrolysis Characteristics and Kinetics of Sewage Sludge by Thermogravimetry Fourier Transform Infrared Analysis. Energy & Fuels, 22, 38-45, 2008.
 19. Pedroza, M.M., Sousa, J.F., Vieira, G.G.G., Bezerra, M.B.D., Characterization of the products from the pyrolysis of sewage sudge in 1 kg/h rotating cylinder reactor. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 105, 108-115, 2014.
 20. Park, E.S., Kang, B.S., Kim, J.S., Recovery of Oils With High Caloric Value and Low Contaminant Content By Pyrolysis of Digested and Dried Sewage Sludge Containing Polymer Flocculants. Energy & Fuels, 22, 1335-1340, 2008.
 21. Park, H.J., Heo, H.S., Park Y.K., Yim, J.H., Jeon, J.K., Park, J., Ryu, C., Kim, S.S., Clean bio-oil production from fast pyrolysis of sewage sludge: Effects of reaction conditions and metal oxide catalysts of reaction conditions and metal oxide catalysts. Bioresource Technology, 101, S83-S85, 2010.
 22. Kim, Y., Parker, W., A technical and economic evaluation of the pyrolysis of sewage sludge for the production of bio-oil. Bioresource Technology, 99, 1409-1416, 2008.

62 都市下水污泥轉換能源技術之回顧與評析

- 23.Fonts, I., Azuara, M., Gea, G., Murillo, M.B., Study of the pyrolysis liquids obtained from different sewage sludge. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 85, 184-191, 2009.
- 24.GVRD, Review of alternatives technologies for biosolids management. Report of the Greater Vancouver Regional District, Canada, 2005.
- 25.Bridle, T.R., Skrypski-Mantele, S., Experience and lessons learned from sewage sludge pyrolysis in Australia. *Water Science and Technology*, 49, 217-223, 2004.
- 26.金順志，廢棄物碳化資源回收處理技術，*工安環保報導*，第 21 期，pp.15-16，臺北，2004。
- 27.上田厚志，下水污泥の低温炭化燃料化システム，*日本エネルギー学会誌*，第 90 卷，第 3 期，pp. 206-211，2011.
- 28.椎屋光昭，石炭火力発電所におけるバイオマス資源活用取組み状況について，*社団法人日本下水道協會下水污泥資源利用協議會誌*，第 35 卷，第 130 期，pp.22-26，日本，2011。
- 29.財団法人下水道新技術推進機構，トピックス 下水污泥からバイオマス燃料→発電，*下水道機構情報*，第 1 卷，第 3 期，日本，2008。
- 30.日本東京下水道局，網頁資料，網址：<http://www.gesui.metro.tokyo.jp>，2013，網頁擷取日期：2013 年 07 月。
- 31.Kearney, R., Bolin, K., The New Slurrycarb™ Process, Under Construction in Rialto, CA, will Convert Biosolids to a Renewable Fuel. *Proceedings of the WEF Residuals and Biosolids Management Conference*, 9, 172-180, 2008.
- 32.Kearney, R., Patrick, G., Dooley, B., New Bioenergy Technology in Operation_The Rialto Slurrycarb™ Facility. *Proceedings of the WEF Residuals and Biosolids Management Conference*, 12, 1150-1161, 2010.
- 33.呂錫民，氣化技術，*科學發展月刊*，第 435 期，pp.62-66，台北，2009。
- 34.馬隆龍、吳創之、孫立，*生質物氣化技術及其應用*，化學工業出版社，北京，2003。
- 35.Manara, P., Zabaniotou, A., Towards sewage sludge based bio fuels via thermochemical conversion- A review. *Renewable and Sustainable Energy Review*, 16, 2566-2582, 2012.
- 36.Nipattummakul, N., Ahmed, I.I., Kerdsuwan, S., Gupta, A.K., Hydrogen and syngas

- production from sewage sludge via steam gasification. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35, 11738-11745, 2010.
37. De Andrés, J.M., Narros, A., Rodríguez, M.E., Air-steam gasification of sewage sludge in a bubbling bed reactor : Effect of alumina as a primary catalyst. *Fuel Processing Technology*, 92, 433-440, 2011.
38. Li, W., Li, W., Liu, H., Yu, Z., Influence of sewage sludge on the slurryability of coal-water slurry. *Fuel*, 88, 2241-2246, 2009.
39. Groβ, B., Eder, C., Grziwa, P., Horst, J., Kimmerle, K., Energy recovery from sewage sludge by means of fluidised bed gasification. *Waste Management*, 28, 1819-1826, 2008.
40. Nilsson, S., Gómez-Barea, A., Cano, D.F., Gasification reactivity of char from dried sewage sludge in a fluidized bed. *Fuel*, 82, 346-353, 2012.
41. McKendry, P., Energy production from biomass (part 3): gasification technologies. *Bioresource Technology*, 83, 55-63, 2002.
42. Xie, L., Li, T., Gao, J., Fei, X., Wu, X., Jiang, Y., Effect of moisture content in sewage sludge on air gasification. *Journal of Fuel Chemistry and Technology*, 38, 615-620, 2010.
43. US EPA, Technology Assessment Report: Aqueous Sludge Gasification Technologies. United States Environmental Protection Agency, Greenhouse Gas Technology Center. EPA/600/R-12/540, 2012.
44. Takahashi, H., Study on Sewage Sludge Gasification. Proceedings of the Water Environment Federation. San Diego, California, 15-17, 2007.
45. 石田貴，落修一，岩見博之，朽岡英司，清瀬水再生センターにおける汚泥ガス化炉施設の性能評価研究，2011 年度下水道新技術研究所年報，日本，2011。
46. Judex, J.W., Gaiffi, M., Burgbacher H.C., Gasification of dried sewage sludge: Status of the demonstration and the pilot plant. *Waste Management*, 32, 719-723, 2012.
47. 青木知繪，清瀬水再生センター汚泥ガス化炉の技術評価について，社団法人日本下水道協會下水汚泥資源利用協議會誌，第 36 卷，第 137 期，pp.56-60，日本，2012。
48. Kawasaki, M., Sewage sludge gasification. *Highlighting Japan* 4 ,8 ,12-13, 2010.
49. 日本新能源産業技術綜合開發機構，網頁資料，網址：<http://www.nedo.go.jp>，網頁截

64 都市下水污泥轉換能源技術之回顧與評析

取日期：2013 年 3 月。

- 50.中平雄二，下水污泥ガス化炉の導入について，社団法人日本下水道協會下水污泥資源利用協議會誌，第 35 卷，第 130 期，pp.59-63，日本，2011。
- 51.MaxWest Environmental Systems, Inc. [online] Available at: <http://maxwestenergy.com>. Accessed April 2013.
- 52.姚文城，污泥之減量技術與資源化以及有效利用，中國工程師學會會刊，第 86 卷，第 4 期，pp.82-89，台北，2013。
- 53.Folgueras, M.B., Diaz, M.R., Xiberta, J., Pyrolysis of blends of different types of sewage sludge with one bituminous coal. *Energy*, 30, 1079-1091, 2004.
- 54.Pinto, F., Lopes, H., Andre, R.N., Dias, M., Gulyurtlu, I., Cabrita, I., Effect of experimental conditions on gas quality and solids produced by sewage sludge cogasification. 1. Sewage sludge mixed with coal. *Energy Fuel*, 21, 2737-2745, 2007.
- 55.Pinto, F., Andre, R.N., Lopes, H., Dias, M., Gulyurtlu, I., Cabrita, I., Effect of experimental conditions on gas quality and solids produced by sewage sludge cogasification. 2. Sewage sludge mixed with biomass. *Energy Fuel*, 22, 2314-2325, 2008.
- 56.Pinto, F., Lopes, H., Andre, R.N., Dias, M., Gulyurtlu, I., Cabrita, I., Effect of experimental conditions on gas quality and solids produced by sewage sludge cogasification. 1. Sewage sludge mixed with coal. *Energy Fuel*, 21, 2737-2745, 2007.
- 57.Zhang, S., Yue, X., Yin, Z., Pan, T., Dong, M., Sun, T., Study of the co-pyrolysis behavior of sewage-sludge/rice-straw and the kinetics. *Procedia Earth and Planetary Science*, 1, 661-666, 2009.
- 58.Pinto, F., Andre, R.N., Lopes, H., Dias, M., Gulyurtlu, I., Cabrita, I., Effect of experimental conditions on gas quality and solids produced by sewage sludge cogasification. 2. Sewage sludge mixed with biomass. *Energy Fuel*, 22, 2314-2325, 2008.