



以厭氧消化產製生物肥料之研究 —豬糞與稻稈共消化

陳文興¹ 林志高² 莊維綸³

1. 國立宜蘭大學環境工程學系（所）助理教授
2. 國立交通大學環境工程研究所教授
3. 國立交通大學環境工程研究所碩士研究生

摘要

本研究目的以溫相式厭氧消化系統消化豬糞及稻稈混合物為生物肥料。溫相式厭氧消化系統之高溫厭氧消化槽溫度為 $55\pm 1^\circ\text{C}$ ，中溫厭氧消化槽溫度為 $35\pm 1^\circ\text{C}$ 。當溫相式厭氧消化系統之操作在 14 天達到穩定狀態後，探討豬糞(Pig manure, PM)及稻稈(Rice straw, RS)混合比例 4 比 1 與 9 比 1(重量百分比)下對於生物肥料生產之影響。研究顯示此二豬糞及稻稈比例皆可達到 Class A biosolids 對於揮發性固體物(Volatile solid, VS)和致病菌的規範，進料超過 35%有機氮被轉化為氨氮。從重金屬分析結果得知，本實驗之 PM 與 RS 兩混合比例在銅和鋅二金屬濃度遠高於其他金屬，且超出臺灣對液態肥料之標準，此外鉻和鎳也有超出規範的可能。這些重金屬主要是由豬糞貢獻而來，這亦說明當豬糞及稻稈混合比例低於 4 比 1 下，溫相式厭氧消化系統消化後之生物肥料其重金屬濃度才會達到肥料之標準。

關鍵詞：生物肥料、厭氧消化、沼氣、厭氧生物技術、農牧廢棄物

*通訊作者 E-mail : albert@niu.edu.tw



Study of Anaerobic Digestion for Biofertilizer Production: Co-digestion of Swine Waste and Rice Straw

Wen-Hsing Chen¹, Jih-Gaw Lin², Wei-Lun Jhuang³

1. Assistant Professor, Department of Environmental Engineering, National Ilan University
2. Professor, Institute of Environmental Engineering, National Chiao Tung University
3. Graduate Student, Institute of Environmental Engineering, National Chiao Tung University

ABSTRACT

The purpose of this study is to evaluate the potential of biofertilizer production from the mixture of pig manure (PM) and rice straw (RS) by using Temperature-Phased Anaerobic Digestion (TPAD). In the TPAD system, a thermophilic digester controlled at $55\pm 1^\circ\text{C}$ was followed by a mesophilic digester controlled at $35\pm 1^\circ\text{C}$. The TPAD system were gradually at 14-day hydraulic retention times (HRTs), and then the mixtures of PM and RS with mixed ratios of 4 to 1 and 9 to 1 (mass/mass) were evaluated for biofertilizer production. Results show that more than 35 % of organic nitrogen was converted to ammonia-nitrogen. In addition, the levels of coliform bacteria and VS removal after anaerobic digestion met the Class A biosolids standards. It exhibits that the TPAD system efficiently pasteurized the mixture of the pig manure and rice straw to destroy pathogens. However, it is found that the heavy metal concentrations after anaerobic digestion could not satisfy the requirement for biofertilizers. Notice that the high levels of copper and zinc were mainly from the pig manure. Reducing the mixing ratio of PM and RS below 4 to 1 is the way to lowing the levels of heavy metals.

Keywords: Biofertilizers, Temperature-Phased anaerobic digestion (TPAD), Biogas,
Anaerobic biotechnology, Agricultural-livestock wastes

***Corresponding author E-mail:** albert@niu.edu.tw

一、前言

能源與水資源的環境議題一直是令人關注的重點。現今能源主要仰賴化石燃料的使用，因此造成大量溫室氣體排放，全球暖化及全球氣候變遷已是刻不容緩的危機；人類活動所產生的大量污染物亦是造成水資源污染及短缺的主要原因。而能同時減少污染與產生可再生能源之技術，厭氧消化(Anaerobic digestion, AD) 是一可信賴的方法。隨著能源需求的吃緊，AD 在近幾十年間又有了新契機。將動物糞肥與有機廢棄物藉由 AD 技術進行厭氧共消化，將二種以上有機廢棄物轉化為能資源，亦即消化後的產物：生物甲烷與生物肥料(biofertilizer)，生物甲烷提供能源與熱，生物肥料則施用於農作物，促進農作物生長，達成環境永續循環(Holm-Nielsen et al., 2009)。現今歐盟有許多國家將厭氧消化處理廠視為「生物沼氣廠(Biogas plant)」如丹麥、德國、奧地利與瑞典，在這方面的技術是相當成熟的。而荷蘭、法國、英國、比利時、義大利與西班牙則具有一定的技術程度，其他像是希臘、葡萄牙、愛爾蘭與東歐國家則正在起步階段。

二、文獻回顧

2-1 厭氧消化原理與溫相式厭氧消化(TPAD)系統概述

厭氧處理係指利用共生的厭氧微生物在合適的環境及無氧條件下，將有機物降解並形成少量的污泥及大量的生物沼氣，如甲烷及二氧化碳。厭氧消化與傳統好氧處理法相比要複雜且敏感許多，共生的厭氧微生物將有機物分解成生物沼氣涉及多個步驟，一般而言這些步驟主要分為水解及發酵階段、產乙酸階段及甲烷化階段(賀，1998; Demirel and Scherer, 2008; Khanal, 2008; Lv et al., 2010)。水解及發酵階段的目的是將複雜大分子有機物分解成小分子有機物，如碳水化合物分解成醣類；蛋白質分解成胺基酸；油脂分解成脂肪酸。胞外酵素是否能有效分解基質取決於兩者間的接觸面積大小，因此小顆粒有機物較大顆粒更能有效反應，而對於高固體物基質進行厭氧消化，其水解發酵反應通常為整個厭氧反應的限速步驟而非甲烷化階段(Khanal, 2008)。

由水解及發酵菌(Hydrolytic and fermentative bacteria)所產生的產物如三碳以上的有

機酸、乳酸及醇類藉由產氫乙酸菌(Hydrogen-producing acetogenesis)代謝為乙酸、氫氣及二氧化碳。在標準狀況下，乙醇、丙酸及丁酸不會被降解，因為這些反應之自由能差為正值。但甲烷菌將產酸菌產生的氫消耗掉，這些代謝反應便能進行，這也說明產酸菌與甲烷菌間微妙的共生關係(賀，1998; Khanal, 2008)。此外，乙酸、氫氣與二氧化碳濃度也受到同型產乙酸菌(homoacetogenesis)的平衡，該菌可將氫氣、二氧化碳合成為乙酸，並有異營性及自營性二種，異營性菌藉氫氣及二氧化碳或藉水及一氧化碳合成乙酸；自營性菌藉甲酸或藉甲醇及二氧化碳合成乙酸(Khanal, 2008)。

甲烷化階段由兩種甲烷菌完成，即嗜乙酸甲烷菌(acetotrophic methanogenesis)與嗜氫甲烷菌(hydrogenotrophic methanogenesis)，其中嗜氫甲烷菌佔整個厭氧甲烷化過程約28%，其餘為嗜乙酸甲烷菌而該菌亦為整個厭氧甲烷化及有機物厭氧穩定化最重要的微生物(McCarty, 1964)。Demirel and Scherer (2008)探討文獻中嗜乙酸甲烷菌與嗜氫甲烷菌在厭氧反應下之關係得出以下結論：典型的絲狀嗜乙酸甲烷菌較常出現在低乙酸濃度中；在高氫氣及硫化物濃度下(如牛糞及豬糞)兩種菌皆受到嚴重抑制；高乙酸濃度下，不規則團塊的甲烷八疊球菌科佔多數，顯然地，絮狀團塊保護該菌免受有害物質影響；高溫狀態下，主要出現桿狀或球狀的嗜氫甲烷菌，也有部分的高溫甲烷八疊球菌微生物(屬嗜乙酸甲烷菌)，但無高溫甲烷菌微生物被觀測到。

2-2 溫相式厭氧消化(TPAD)系統概述

溫相式厭氧消化(Temperature-Phased Anaerobic Digestion, TPAD)是由美國愛荷華州立大學的 Dr. Dague 與其研究團隊所開發的技術(Han et al., 1997; Welper et al., 1997; Dugba and Zhang, 1999; Sung and Santha, 2003)。TPAD 系統是由高溫厭氧消化(Thermophilic AD) 結合中溫厭氧消化 (Mesophilic AD)的概念，取其高溫相優點如大量的生物沼氣、有機物去除率及消滅致病菌，並以中溫相彌補高溫厭氧之缺點，達到產能及產生物顆粒之目標。因厭氧微生物在高溫下生長速率較快，故可承受較大的有機負荷；且固體物在高溫下能有效地進行水解，有機固體物去除率大幅提升，另外高溫狀況下也有更好的致病菌去除率。但高溫厭氧消化也有幾個明顯的缺點如維持高溫需較高的

能耗、系統的不穩定、高溫菌對環境變化更敏感且脆弱、啟動及馴養期較長、易生臭味及產生大量有機酸(Volatile fatty acids, VFAs)使出流水質差。故高溫出流物需進一步作為中溫厭氧消化之基質，改善高溫厭氧消化之缺點。

厭氧微生物生長緩慢，傳統厭氧消化之水力停留時間(Hydraulic retention time, HRTs)較長，約 20 天或更久。多數文獻顯示 TPAD 系統可操作在較短的 HRT，尤其是高溫相部份可短於 2-3 天(Han et al., 1997; Oles et al., 1997; Lafitte-Trouqué and Forster 2000; Riau et al., 2010a; Riau et al., 2010b)。Han et al., (1997) 建議 TPAD 系統最佳之總停留時間範圍約 11-17 天。但過短的高溫相 HRT 可能使致病菌去除率有變差的傾向(Riau et al., 2010a; Sung and Santha, 2003; Oles et al., 1997; Vandeburgh and Ellis, 2002)。Riau et al., (2010b) 認為 4 天的高溫 HRT 可有效的達到去除致病菌之標準，且與單一高溫槽及中溫槽相比，TPAD 系統可改善污泥的脫水性。

2-3 臺灣農牧業及其廢棄物概況

圖 1 為臺灣近十年來養豬頭數及戶數關係圖，在 2000-2010 年間養豬平均頭數約 680 萬頭，而養豬戶數則逐年遞減，目前約萬餘戶。現階段養豬廢水的處理為三段式處理法(固液分離、厭氧發酵及好氧生物處理)，豬糞經由固液分離後固體部份多採用堆肥方式處理，而廢水則進入中溫厭氧槽進行發酵後再以傳統污泥法處理後排放。目前行政院環境保護署(2010) 對養豬廢水規定以生物需氧量 (Biochemical oxygen demand, BOD)、化學需氧量(Chemical oxygen demand, COD) 及懸浮性固體物(Suspended solids, SS)為指標，處理後廢水其 BOD、COD 及 SS 不得超過 80、600 及 150 mgL^{-1} 。圖 2 為臺灣近十年來稻米收穫面積及稻草產量，一般而言，每公頃收穫面積約產生 6 公噸的稻草，故稻草產量隨稻米收穫面積而變化，而目前稻草的處理主要還是切割後就地掩埋。在 2000-2010 年間稻草平均數量約 165 萬噸。2000~2004 年間，稻米收穫面積明顯減少稻草也隨之減少；2005~2010 年間，二者變化量不大。

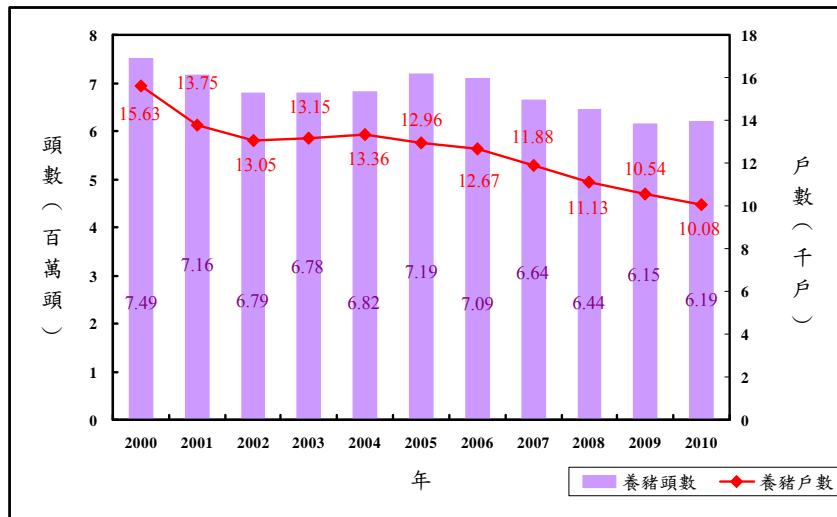


圖 1. 近十年臺灣養豬頭數及戶數統計 (數據參考自行政院農委會, 2010)

(長條圖部分為養豬頭數, 曲線圖部分為養豬戶數)

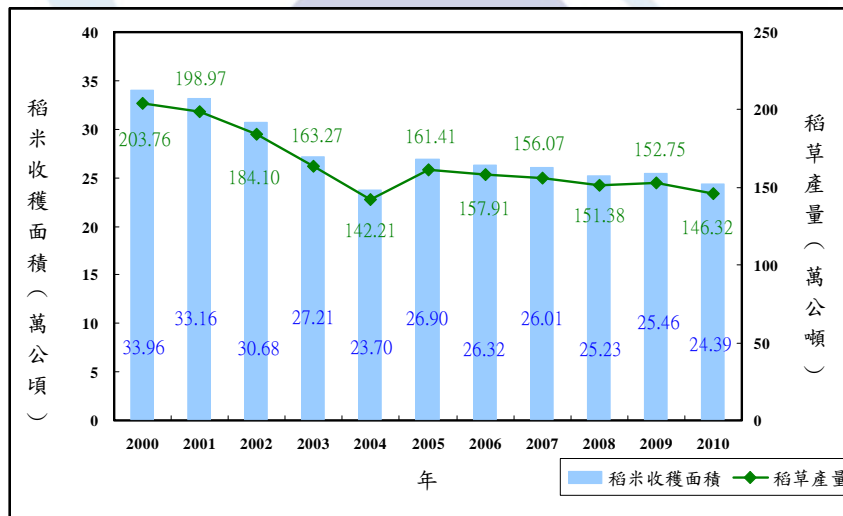


圖 2. 近十年臺灣稻米收穫面積及稻草產量統計 (數據參考自行政院農委會, 2010)

(長條圖部分為稻米收穫面積, 曲線圖部分為稻草產量)

三、研究目的

臺灣地處熱帶與亞熱帶地區比上述國家更具有發展 AD 技術之潛力, 因為較高的年均溫使反應槽不用耗費大量熱能維持在合適溫度, 甚至夏季室溫能達到中溫相 (Mesophilic-phased) AD 的要求, 另外農作上如稻米, 通常一年可維持一至二穫, 農業廢

棄物來源穩定；且臺灣地狹人稠，能資源耗費大，勢必發展再生能源而高效率 AD 如溫相式厭氧消化可操作在更短的停留時間，大幅減少反應槽空間需求。TPAD 技術主要以二段溫度相 AD 不同之功能在高溫段達到去除有機物、致病菌與大量生物沼氣及中溫段達到減少異臭味、改善出流液品質與污泥脫水性。TPAD 技術並非新觀念，發展距今也有 20 年以上的時間；過去研究多著重在下水污泥之處理上，然而對於部份研究仍有缺乏，特別是農牧廢棄物作為進料基質的利用，未來有必要在該領域上進行更深入探討。因此，本研究以 TPAD 處理豬糞尿及稻稈之混合廢棄物，建立溫相式厭氧消化系統最佳化操作條件，使溫相式厭氧消化系統能將農牧廢棄物進一步穩定化，以期獲得大量而穩定的 Class A 生物顆粒，做為生物肥料使用，並評估其出流物作為生物肥料之品質。

四、研究方法

4-1 農牧廢棄物來源

本研究之農牧廢棄物為豬糞(Pig manure, PM)及稻草(Rice straw, RS)，豬糞尿來源為苗栗縣造橋鄉一家私人大型豬場，該場飼養豬隻數量為 9500 頭且各生長期及各類型豬隻均有，所有豬隻均以飼料餵養，其產生之豬糞尿並無添加藥劑調整。豬糞尿於 4°C 下暗室冷藏確保其新鮮度。豬糞尿之組成受很多因素影響，包含餵養飼料、生長添加劑、豬隻類型、生長階段等，蘇等人(2009) 指出肉豬的糞便排泄量受到不同體重及飼糧乾物質採食量之影響，此外氮、磷、銅、鋅、BOD 和 COD 的每日排泄量均隨著豬隻體重增加而增多。

稻草則由新竹縣竹北市政府農業處提供，其稻草產地為新竹縣新豐鄉，品種為台梗 14 號。稻草主要由纖維素、半纖維素及少量的木質素組成，分別約為 38%、35%與 7% (陳，2011)。木質素在厭氧消化中屬難分解物質，隨木質素成份增加稻草的降解越困難，因天然纖維素在其形成中伴隨著木質素的形成，而木質素對纖維素產生保護作用使微生物的酶難與纖維素接觸起反應(賀，1998)。未前處理稻草在厭氧消化下有其困難，故在配製混合進料前稻草先進行物理性前處理。稻草先以人工方式剪短至 5-10 mm，再以高

轉速均質機將剪短稻草破碎及磨絲使其顆粒化。

4-2 TPAD 系統啟動與馴養

TPAD 系統所用之中溫植種污泥為苗栗縣造橋鄉一公營豬場提供，其中高溫污泥係經由該污泥於 55°C 下馴養而成，12 L 污泥未經稀釋直接植種於反應槽內；中溫植種則取該污泥以去離子水稀釋三倍後填滿工作體積 20 L 之反應槽，系統植種第一天未進行進料。TPAD 系統主要由高溫及中溫兩個槽組成(如圖 3)，其中高溫槽及中溫槽工作體積分別為 12 L 及 20 L。高溫槽及中溫槽為具有夾層水套之反應槽，藉由水浴控制水溫，溫度分別控制在 55±1°C 及 35±1°C。該系統操作為半連續模式，由時間控制器控制反應槽進出料及攪拌。所有進出料過程皆有攪拌進行，以確保污泥及進料之均質性。

操作上以逐步減少 HRT 來提升反應槽之有機負荷並達至最適 HRT，初始總 HRT 為 37 天(高溫/中溫：12/25)，第 126 天減至 27 天(高溫/中溫：9/18)，第 176 天減至 20 天(高溫/中溫：6/14)，第 307 天減至最終 HRT 14 天(高溫/中溫：4/10)。初始混合進料濃度為 15 g/L of VS，於第 126 天增至 20 g/L of VS 之後維持該濃度至實驗結束。TPAD 系統操作在高濃度固體物範圍是可行的，然而因幫浦等設備問題，本研究將揮發性固體物濃度控制在約 2%，且稻稈含量控制在低比例範圍以減少幫浦及管路阻塞。馴養初期至第 199 天止，反應槽系統操作在批次模式且以人工進出料為主。整體 TPAD 系統於第 200 天起從批次(Batch) 操作模式換至半連續(Semi-continuous)操作模式。反應槽更換造成系統在穩定性上產生問題，且混合進料組成在第 286 天從原本的 PM:RS=1:3 改成 PM:RS=4:1。

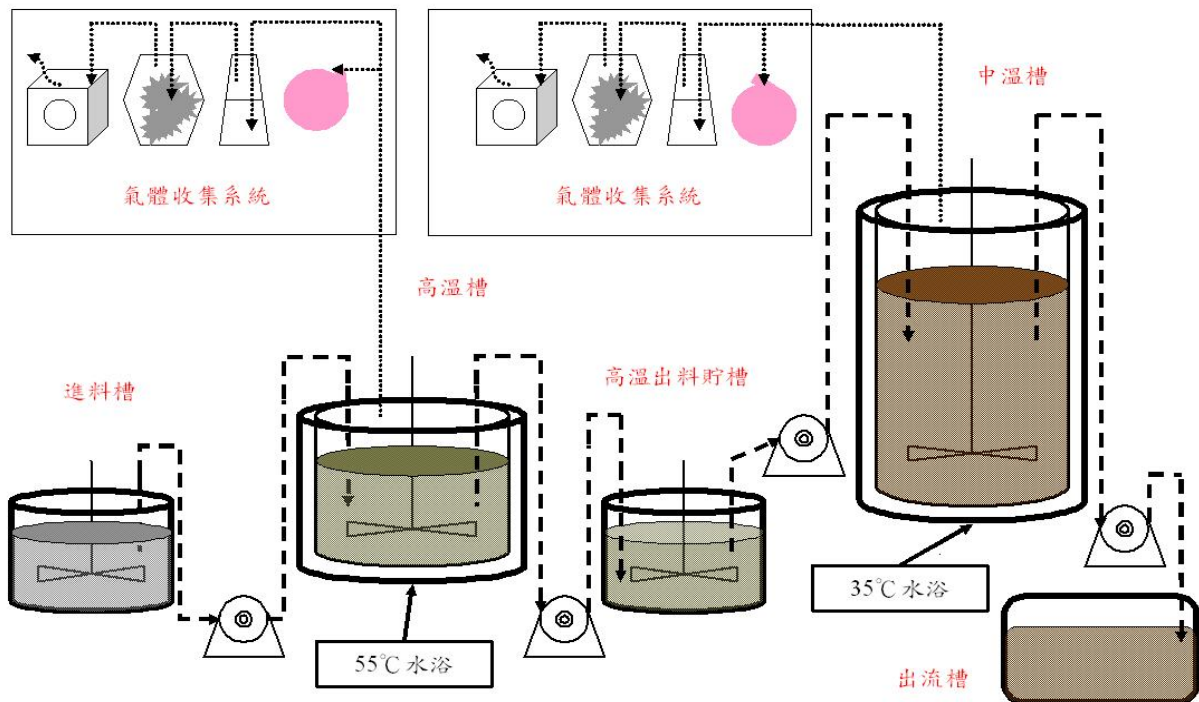


圖 3. 溫相式厭氧消化(TPAD)系統

4-3 化學特性分析

所有檢測方法均依照環保署環境檢驗所公告或依照 APHA. (1998)所列之方法進行分析。馴養期間監測反應槽之 pH 值、產氣量以及揮發性固體物(Volatile solid, VS)。反應槽達穩定時，分析、總氮、氨氮、總磷、正磷酸鹽、大腸桿菌群及重金屬分析。大腸桿菌群檢測依標準方法取上澄液部份送樣至委託合格之檢驗室以濾膜法分析；重金屬部份則先經過硝酸、30%過氧化氫及鹽酸進行消化前處理後亦委外分析，以火燄式原子吸收光譜儀分析銅、鉻、鎘、鎳、鉛、鋅及鉀濃度。

五、結果與討論

5-1 TPAD 系統馴養與操作

圖 4 為 TPAD 系統在 500 天馴養期之每日 pH 及產氣量，A 與 B 各分別為高溫槽與中溫槽的結果。啟動第一階段的高溫/中溫 HRT 為 12/25 天，該階段 HRT 操作至第 125

天止。配製基質之 VS 濃度為 15 g/L (PM:RS=1:3)。啟動後，高溫槽 pH 值在前 30 天內從 7.0 掉至 6.8，30 天後至 125 天 pH 呈回升狀態，從 7.0 升至約 7.4；產氣量相當少，在整個 12 天 HRT 下，每日平均產量約 2-3 L。啟動初期至 50 天產量約 1 L，甚至無產氣。第二個馴養階段從 126 天到 175 天，高溫/中溫 HRT 從 12/25 降至 9/18 天，進料 VS 濃度則從 15 增加至 20 g/L (PM:RS=1:3)。因減少 HRT 與增加 VS 濃度，高溫槽有機負荷增加，pH 值在 126 天後開始下降，第 150 天 pH 值約在 7.1，到第 175 天止 pH 回升至 7.2。產氣量與前一階段馴養期相比則有明顯上升，從 2-3 L 上升至 15 L。大致上，中溫槽在 pH 及產氣量與高溫槽有同樣之情況發生，pH 先降後升，產氣量上升。有機負荷增加同樣導致 pH 下降，從 7.3 降至 7.0，產氣量增加量並無高溫槽明顯，約增加 1 L 左右，此因大部分有機物在高溫槽降解，中溫槽主要目的是作為洗鍊高溫出流物，故增加幅度不明顯。176 天到 306 天止，為第三次調整 HRT，從高溫/中溫= 9/18 天到高溫/中溫= 6/14 天。此階段 TPAD 系統在第 200 天從 Batch 模式換成 Semi-continuous 進料；除了反應槽更換外，進料組成在第 286 天由 PM:RS=1:3 變為 PM:RS=4:1。剛開始，高溫槽 pH 並無明顯變化，僅逐步下降，最低降至 pH=6.9，第 242 天後 pH 開始回升至 7.2，第 286 天改變基質組成後發現 pH 上升至 7.4 隨後便降至 7.2 左右。因豬糞比重增加，消化後可能產生大量的氨氮，有可能因高濃度氨氮抑制甲烷菌利用乙酸產生甲烷，有機酸累積導致 pH 下降。產氣方面可明顯看出 TPAD 系統在受到二次變動的影響，分別有兩段下降的低點。第一點在反應槽更換後，產氣量從原本約 15-20 L 降至 3 L 隨後逐漸回升至 13 L。第二點則在基質組成改變後發生，產氣在第 250-286 天變化幅度大，是受進料多次改變比例所致。第 258 天進料組成由 PM:RS=1:3 改為 PM:RS=1:1，再於第 286 天再更改為 PM:RS=4:1，高溫槽出現嚴重的起泡現象。最後一個目標 HRT，即高溫/中溫 = 4/10 天於第 307 天進行調整。高溫槽 pH 從 307-336 天逐漸上升至 7.6。從 415-500 天 pH 約維持在 7.5 左右。產氣量在 307-335 天明顯上升，從 30 L 升至 45 L，之後到 400 天產氣因不當操作下降，產氣在第 423 天甚至低到 8 L。之後產氣呈先高後低情形，423-470 天上升至 30 L，而 470-500 天則降至 20-25 L。

圖 5 為操作天數 300-500 天內之揮發性固體物去除率，以進料固體物濃度 20 g/L 來

推算整體 TPAD 系統在固體物去除上的效能。基本上在固體物去除，TPAD 系統能達到 40% 以上之去除率，如此亦符合美國環保署在污泥利用與處置法規對等級 A 生物顆粒之規定 (U.S. E.P.A., 1993)。該法規規定處理後污泥達到固體物 38% 以上之去除率、糞便性大腸菌小於 1000 MPN/g TS 或沙門氏菌小於 3 MPN/4g TS 即屬於等級 A 之生物顆粒，可進一步作為土地利用。從圖知，系統整體去除率約在 40-70% 範圍；而高溫槽去除率約在 30-60% 範圍。因此除每日產氣量外，從有機物去除率來看，高溫槽確實為 TPAD 系統的主要去除及降解有機物之步驟。另外與整體系統去除率與高溫槽去除率比較，可發現高溫槽的變動幅度要來得大，可能原因除了高溫槽操作設備上的問題外，也與高溫消化較不穩定有關。即使高溫相去除率不佳，後段的中溫相可進一步降解未利用完的固體物使整體系統達一定的穩定與改善，而這也是中溫槽主要的目的，在洗鍊及改良出流污泥。

5-2 TPAD 系統擬穩定狀態(pseudo steady-state, PSS)下的結果

系統在達到擬穩定狀態 (pseudo steady-state, PSS) 下，在 PM:RS=4:1(PSS I) 及 PM:RS=9:1(PSS II) 的 VS 去除如圖 6 所示。進料固體物濃度 20 g/L 下，高溫槽與整體 TPAD 系統 VS 去除均能達到 40% 以上之去除率，如此亦符合美國環保署在污泥利用與處置法規對等級 A 生物顆粒之規定 (U.S. E.P.A., 1993)。該法規規定處理後污泥達到揮發性固體物 38% 以上之去除率，即能避免病媒的吸引，進而能做為土地利用。

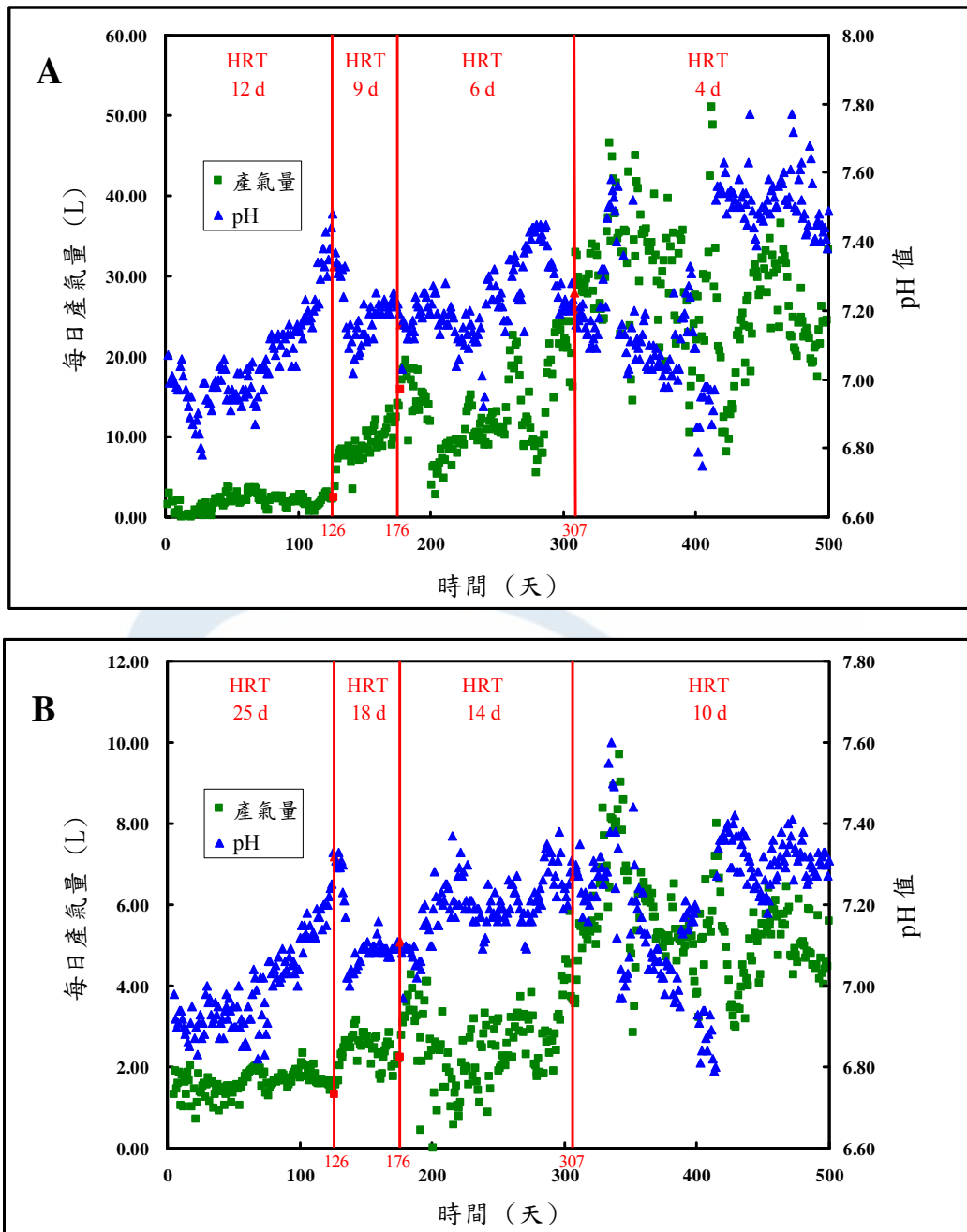


圖 4. (A) TPAD 系統之高溫槽 500 天馴養週期之 pH 值與每日產氣量

(B) TPAD 系統之中溫槽 500 天馴養週期之 pH 值與每日產氣量

(綠色方形點為每日產氣量，藍色三角形點為 pH 值，氣體產量已換算至標準狀態下(0°C、1 atm))

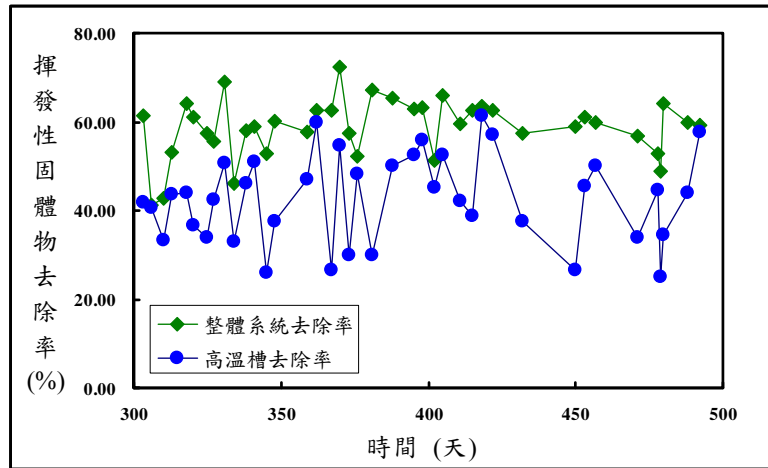


圖 5. 揮發性固體物之去除率

(藍色圓形點為高溫槽去除率，綠色菱形點為整 TPAD 系統之去除率)

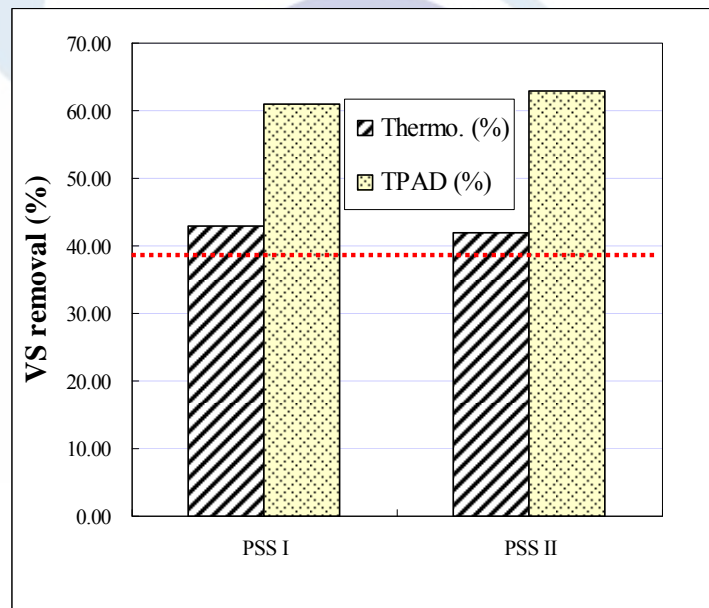


圖 6. 高溫反應槽(Thermo)與 TPAD 整體系統之 VS 去除效率

圖 7 顯示糞便大腸菌類在進料以及經 TPAD 處理後之數目。由圖 8 可知，基質未經消化前其糞便大腸菌數遠超過 10^6 CFU/mL，然經消化後(亦即中溫槽流出)，PSS I 與 PSS II 下的糞便大腸菌數均以 log 的倍數下降，顯見 TPAD 系統能有效降低致病菌的數目。以美國環保署(U.S. E.P.A., 1993)在污泥利用與處置法規對等級 A 生物顆粒之法規規定，糞便性大腸菌小於 1000 MPN/g TS 或沙門氏菌小於 3 MPN/4g TS 即屬於等級 A 之生物

顆粒，可進一步作為土地利用。因此，致病菌數是決定可否土地利用的一個因子。TPAD 系統處理後的出流物能符合此法規(Sung and Santha, 2003)，因此，其出流物能做為生物肥料使用。

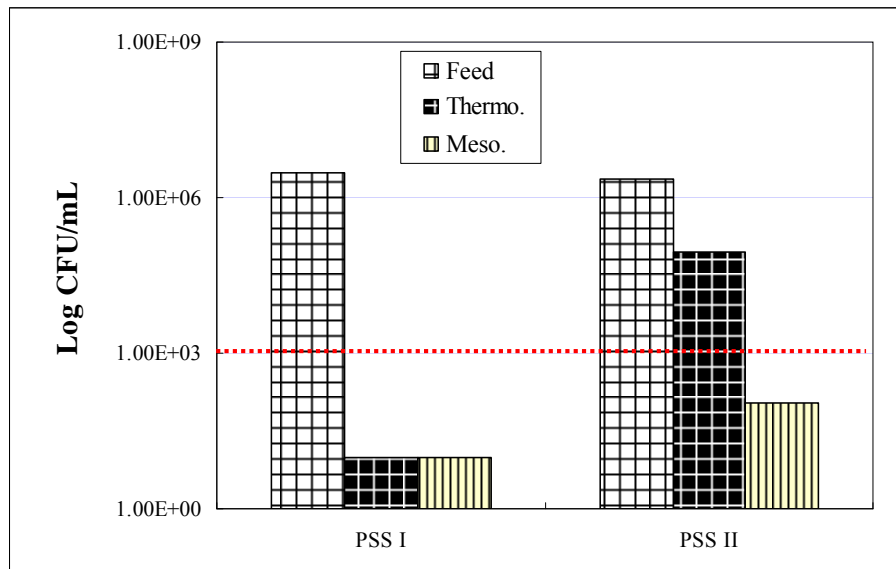


圖 7. 進料(Feed)、高溫反應槽(Thermo)與中溫反應槽(Meso)之糞便大腸菌數

TPAD 系統消化後之重金屬濃度如表 1 所示。由表可知，Cu 在 PSS I 與 PSS II 的條件下的濃度分別為 99.9 與 79.5 mg/kg，Zn 在 PSS I 與 PSS II 的條件下的濃度則分別為 870.0 與 669.3 mg/kg 的濃度。Cu 與 Zn 不論在 PSS I 或 PSS II 的條件下均大於其他金屬，這些重金屬主要是由豬糞所造成。Zn 和 Cu 是豬生長十分重要的元素，由於其生物利用性差，Zn 和 Cu 通常被添加的量需超過生理要求(Marcato et al., 2008)。此外，Cr 濃度在 PSS I 高於在 PSS II 的條件下，可見豬糞與稻稈混合比會影響 Cr 濃度的分布。Ni 濃度則不受豬糞與稻稈比改變的影響。

表 2 詳列了 PSS I 與 PSS II 條件下之凱氏氮(TKN)與銨氮(NH₄-N)濃度。在凱氏氮約略一致的情形下(約 550–650 mg N/L)，從進料端發現，銨氮對有機氮(Org.-N)的比例從 PSS I 的 0.14 與 PSS II 的 0.21 隨著 TPAD 的消化而分別上升至 1.42 與 0.86，此代表 Org.-N 被進一步穩定化為無機的 NH₃-N，而無機的 NH₃-N 正可為綠色植物所利用產生生物質量。另外，比較 PSS I 與 PSS II 的結果也發現，TPAD 系統出流的 NH₃-N 與 Org.-N 比值

以及 NH₃-N 濃度隨著豬糞與稻稈混合比的降低而增加，這似乎說明降低豬糞的濃度有利於 Org.-N 轉化為 NH₃-N。

表 1. PSS I 與 PSS II 條件下之出流重金屬濃度

	PSS I	PSS II
Cd (mg/kg)	ND	0.2±0.0
Cr (mg/kg)	49.5±4.52	16.60±9.49
Cu (mg/kg)	99.9±10.06	79.47±5.33
Ni (mg/kg)	17.67±0.12	15.53±0.96
Pb (mg/kg)	13.37±6.99	2.73±0.19
Zn (mg/kg)	870.0±22.55	669.3±39.74

表 2. PSS I 與 PSS II 條件下之凱氏氮與銨氮濃度

	Feed	Thermo ^a	Meso. ^b	
PSS I	TKN (mg N/L)	661.28±25.02	538.82±49.60	615.30±13.95
	NH ₄ ⁺ -N (mg N/L)	81.50±7.47	198.02±10.09	360.80±25.85
	NH ₄ ⁺ -N/Org.-N ^c	0.14	0.58	1.42
	Org.-N [*] removal (%)	—	—	56.10
PSS II	TKN (mg N/L)	660.75±23.08	635.17±23.95	646.33±18.25
	NH ₄ ⁺ -N (mg N/L)	115.47±5.86	225.60±4.89	298.47±43.00
	NH ₄ ⁺ -N/Org.-N	0.21	0.55	0.86
	Org.-N [*] removal (%)	—	—	36.20

^aThermo.: thermophilic digester (高溫反應槽)

^bMeso.: mesophilic digester (中溫反應槽)

^cOrg.-N: organic nitrogen (有機氮)

六、結論

以新型式生物肥料量產技術，溫相式厭氧消化(TPAD)轉化豬糞與稻草作為生物肥料是深具發展潛能的。進一步利用豬糞與稻草行溫相式厭氧消化而非傳統厭氧發酵，可獲得更大量的生物沼氣。對於養豬場而言不僅大幅減少豬糞污泥的處置與清運成本，更能

提供豬場一個可靠的經濟來源；對農友而言不僅減少大量稻草存置與清運問題，更能以該混合污泥作為生物肥料或土壤改良劑回饋於農田。然而進一步的研究仍是必要的，尤其是模廠與實廠試驗及其他可利用之有機廢棄物如牛糞、家禽廢棄物與蔬果類廢棄物甚至食品加工業等。TPAD 系統在農場規模或是集中型處理廠規模之經濟性評估與分析，亦是不可或缺的部分。

參考文獻

陳怡君，2011，**利用農業廢棄物稻稈生產丁醇生質能源之研究**，碩士論文，環境工程研究所，國立交通大學，新竹，台灣。

賀延齡，1998，**廢水的厭氧生物處理**，中國輕工業出版社，北京，中國。

蘇天明、李免蓮、吳遵文、蕭庭訓、李恒夫、廖宗文、郭猛德，2009，”不同體重肉豬糞尿排泄量及其成分調查”，**中國畜牧學會會誌**，第 38 期(卷 2)，第 97-107 頁。

行政院環境保護署，2010，放流水標準，<http://ivy5.epa.gov.tw/epalaw/>，中華民國 99 年 12 月 25 日修正發布。

臺灣農糧署，2010，**各類肥料品目及規格**，行政院農委會，臺灣。

A.P.H.A., *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th ed., American Public Health Association, Washington, D.C., 1998.

Demirel, B., Scherer, P., 2008, “The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review,” *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, Vol. 7(2), pp. 173–190.

Dugba, P.N., Zhang, R., 1999, “Treatment of dairy wastewater with two-stage anaerobic sequencing batch reactor systems-thermophilic versus mesophilic operations,” *Bioresource Technology*, Vol. 68(3), pp. 225–233.

Han, Y.H., Sung, S., Dague, R.R., 1997, “Temperature-phased anaerobic digestion of wastewater sludges,” *Water Science and Technology*, Vol. 36(6-7), pp. 367–374.

Holm-Nielsen, J.B., Al, Seadi, T., Oleskowicz-Popiel, P., 2009, “The future of anaerobic digestion and biogas utilization,” *Bioresource Technology*, Vol. 100(22), pp. 5478–5484.

- Khanal, S.K., *Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and application*, John Wiley & Sons, Inc., Iowa, 2008.
- Lafitte-Trouqué, S., Forster, C.F., 2000, “Dual anaerobic co-digestion of sewage sludge and confectionery waste,” *Bioresource Technology*, Vol. 71(1), pp. 77–82.
- Lv, W., Schanbacher, F.L., Yu, Z., 2010, “Putting microbes to work in sequence: recent advances in temperature-phased anaerobic digestion processes,” *Bioresource Technology*, Vol. 101(24), pp. 9409–9414.
- McCarty P.L., 1964, “Anaerobic waste treatment fundamentals,” *Public Works*, Vol. 95(9-12), pp. 91–126.
- Oles, J., Dichtl, N., Niehoff, H., 1997, “Full scale experience of two stage thermophilic/mesophilic sludge digestion,” *Water Science and Technology*, Vol. 36(6-7), pp. 449–456.
- Riau, V., de la Rubia, M.Á., Pérez, M., 2010a, “Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain Class A biosolids: a discontinuous study,” *Bioresource Technology*, Vol. 101(1), pp. 65–70.
- Riau, V., de la Rubia, M.Á., Pérez, M., 2010b, “Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain Class A biosolids: a semi-continuous study,” *Bioresource Technology*, Vol. 101(8), pp. 2706–2712.
- Sung, S., Liu, T., 2003, “Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion,” *Chemosphere*, Vol. 53(1), pp. 43–52.
- Sung, S., Santha, H., 2003, “Performance of temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) system treating dairy cattle wastes,” *Water Research*, Vol. 37(7), pp. 1628–1636.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1993, “Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge,” *Federal Register*, 58, 32, 40 CFR Part 503.
- Vandenburgh, S.R., Eills, T.G., 2002, “Effect of varying solids concentration and organic loading on the performance of temperature phased anaerobic digestion process,” *Water Environment Research*, Vol. 74(2), pp. 142–148.
- Welper, L.L., Sung, S., Dague, R.R., 1997, “Laboratory studies on the temperature-phased ASBR system,” *Water Science and Technology*, Vol. 36(2-3), pp. 295–302.