

銅對豬糞尿廢水厭氣處理之影響⁽¹⁾

程梅萍⁽²⁾ 沈韶儀⁽²⁾ 洪嘉謨⁽²⁾

收件日期：88年6月7日；接受日期：89年2月14日

摘要

本研究旨在探討不同銅負荷對豬糞尿廢水厭氣處理之影響，結果發現當臥置式厭氣處理槽銅負荷濃度在 100 mg Cu/L-d 以下時，5 週內對沼氣產量及流出液水質無明顯影響；而當銅負荷在 200 mg Cu/L-d 以上時，對沼氣產量會有抑制現象。進流液中添加銅 200、400、600、800 mg Cu/L-d 者，其第二週之沼氣產量分別降低至對照組的 86%、73%、67% 及 61%，但自第三週起各組之沼氣產量皆又開始回昇，但是其回復程度隨銅負荷增高而降低，上述各組之沼氣產量最多分別回復至對照組的 118%、97%、89% 及 82%。在流出液水質方面，銅負荷大於 600 mg Cu/L-d 時，流出液之 COD 及 BOD 較對照組顯著增高。流出液中銅濃度隨添加銅週數增加而增加，經 5 週後，各組流出液之銅濃度分別為 18、32、48 及 52 mg/L。在本試驗中發現進流液中 91%~93% 的銅留存於厭氣污泥中，因此由高銅進流液所產生的高銅污泥之處置問題將會成為另一重要研究課題。

關鍵詞：銅、厭氣處理、豬糞尿。

緒言

銅對豬隻的生長是必需的。雖然豬隻生長所需的銅量並不高(約 3~6 mg/L, NRC, 1988)，但是為了促進生長，業者常在飼料中添加高量的無機銅。而豬隻所攝取的銅，大部分 (88%，徐及陳，1991) 會被排出體外，造成豬隻排泄物中的銅含量偏高。根據調查台灣地區 95 個豬隻糞便樣品中，銅含量為 61~1791 mg/kg，變異性相當大，平均值為 495 mg/kg (徐，1997)。為了瞭解排泄物中高量的銅對厭氣處理的影響為何，以便作為本省養豬廢水處理輔導及提供政府訂定飼料中含銅量規定之參考，遂進行本研究。

有關重金屬對厭氣處理影響的研究相當多，其中銅被認為是對厭氣處理毒性最大的重金屬之一 (Lin, 1993)。然而文獻中所提出會影響厭氣處理的銅濃度則相當分歧。林等 (1991) 的研究指出厭氣處理酸生成相所能承受的銅濃度很低，當銅濃度為 3.2 mg/L 時，其活性減為原來的 50%。Hickey *et al.* (1989) 提出當水力停留時間為 10 天時，銅濃度 90 mg/L 會使甲烷產量減低 50%。Barth *et al.* (1965) 謂厭氣處理最高可忍受的銅濃度為 10 mg/L；而當銅負荷 10 mg Cu/L-d 時，

(1)行政院農業委員會畜產試驗所研究報告 995 號。

(2)行政院農業委員會畜產試驗所畜牧經營系。

其污泥中銅的濃度可達 280 mg/L。洪等 (1991) 以注射筒做分批式豬糞尿厭氣發酵，結果在第 10 天添加銅 10 mg/L 時，沼氣之產生量顯著減少，100 mg/L 以上則急劇減少，400 mg/L 以上沼氣產生幾乎停滯。而張及林 (1989) 發現，添加銅濃度為 150 mg/L 以下對豬糞厭氣發酵不具抑制作用。

在厭氣處理時重金屬之抑制作用與系統中該重金屬之總含量無關，而與污泥中自由態金屬濃度有關 (Lawrence and McCarty, 1965)。在廢水處理系統中，有很多有機、無機的物質會與重金屬結合，以致游離的金屬離子不多，這種結合的程度會受到 pH 的影響；譬如，在 pH 7 時，99% 的銅會和有機物結合，而在 pH 5 時，只有 14% 的銅與可溶性有機質結合 (Fletcher and Beckett, 1987)。同時，在厭氣環境中，因硫酸鹽的還原或蛋白質的分解而產生的硫化物，很容易與大部份的重金屬形成沉澱。許多金屬並會與氫氧化物結合沉澱 (Lawrence and McCarty, 1965)。除了與鹽類或有機物結合形成沉澱外，重金屬亦與厭氣污泥中微生物之細胞壁上胺基酸的官能基(functional group) 結合，而由廢水中移去。在銅濃度為 0.5 ~ 3.5 mM (9.2 ~ 64.3 mg Cu/g TS) 時，95% 銅與厭氣污泥結合而去除 (Artola *et al.*, 1997)。

在各種厭氣處理系統，或因系統設計的不同 (如分批式、上流式等)，或為進流液水質的不同 (如豬糞尿廢水、都市廢水等)，皆可導致系統之有機物含量、pH、污泥微生物含量等之差異，而影響總銅量中會影響厭氣處理的游離態銅離子所佔的比例。因此，各種厭氣處理系統所能忍受的最高銅量，也就是會影響厭氣處理的最低銅量，隨各種系統而不同。台灣地區豬糞尿處理多採用三段式畜糞尿處理設施，其中厭氣處理為覆皮之臥置式厭氣發酵槽，此發酵槽中不填充濾料，亦不攪拌與國外之系統不同，且進流液為經固液分離之稀薄豬糞尿廢水，也與國外之廢水性質不相同。此厭氣處理所能忍受的最高含銅量究竟為何，為本文擬探討的課題。

材料與方法

- (I) 豬糞尿收集處理：利用代謝架飼養 30~50 kg 之肉豬，收集新鮮豬糞及豬尿。將豬尿冷凍於-18°C 保存，豬糞風乾、磨碎後過篩，測定豬糞及豬尿之總固體量 (TS)、總揮發性固體量 (VS) 和銅含量。
- (II) 厭氣處理模型槽操作：本試驗採用小型壓克力製臥置式厭氣發酵槽(圖1)，其有效容積 45 L，前槽 18 L，後槽 27 L。試驗期間每日添加風乾豬糞 69 g 及豬尿 400 g，加水至 4.5 L，使厭氣發酵槽之有機負荷量為 1 g VS/L-d，水力停留時間為 10 days。在發酵槽之沼氣產量穩定後，分析其流出液水質，並開始在進流液中添加不同量硫酸銅，使各試驗組之銅負荷分別為 0、25、50、100、200、400、600、800 mg Cu/L-d。
- (III) 分析項目：發酵槽後槽上端接沼氣流量計，試驗期間每天記錄沼氣產生量，每週分析進流液及流出液之 pH、化學需氧量 (COD)、生化需氧量 (BOD)、TS、懸浮固體 (SS) 和銅濃度 1 次。定期記錄厭氣槽之剩餘污泥排棄量，每週分析污泥中 TS 及含銅量。
- (IV) 分析方法：水質分析參照行政院環境保護署環境檢驗所 (1992) 之水質檢驗方法彙編。TS、SS 依水中總固體及懸浮固體檢驗方法—重量法 (方法 201.1)、水中銅濃度以原子吸收光譜法 (方法 301.1)、BOD 依水中生化需氧量檢驗方法 (方法 501.1)、COD 以重鉻酸鉀迴流法 (方法 515.1) 分析之。

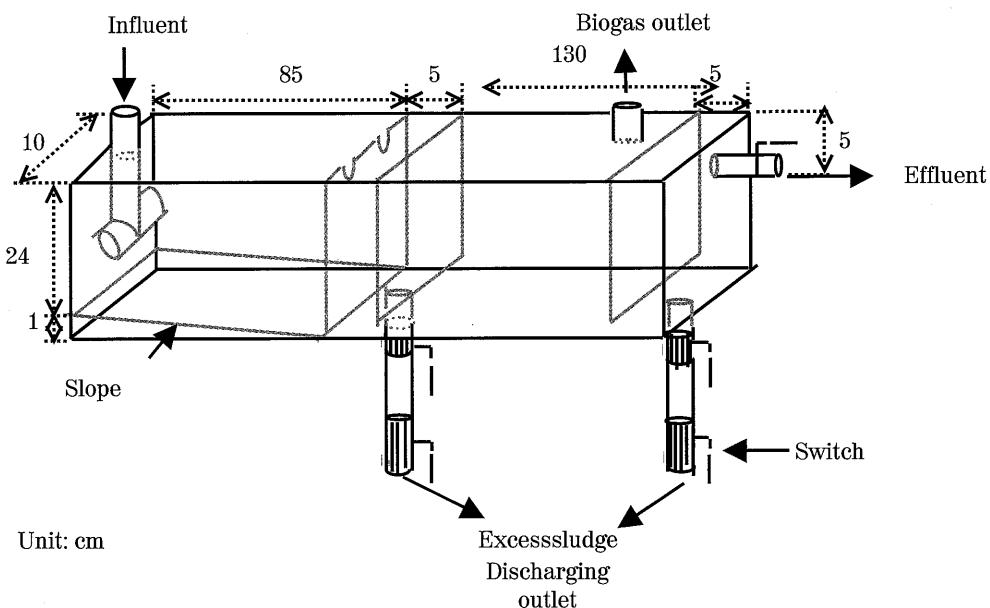


圖 1. 厥氣處理模型槽示意圖。

Fig. 1. Feature of experimental anaerobic fermenter.

(V) 統計分析：試驗第2至5週流出液水質數據利用統計分析系統 (Statistical Analysis System; SAS, 1988)，進行統計分析，以一般線性模式程序 (General Linear Model Procedure; GLM) 進行變方分析，並以鄧肯氏多次變域法 (Duncan's Multiple Range Test)，比較處理間差異之顯著性。

結果與討論

I. 低銅負荷 ($\leq 100 \text{ mg Cu/L-d}$) 對厥氣處理之影響

當厥氣醣酵槽之有機負荷為 1 g VS/L-d 、銅負荷為 25 、 50 、 100 mg Cu/L-d 時，其沼氣產量與未添加銅之對照組差異在 10% 之內(圖2)。由厥氣流出液水質分析結果發現，在 COD 方面，連續添加銅五週後，試驗組與對照組流出液之 COD 變化皆呈相同趨勢(圖3)，而與銅之負荷無關，亦即銅之添加對排放水 COD 值無明顯影響。在懸浮固體 (SS) 方面，銅之添加造成之影響亦不明顯(圖3)。根據統計各組之 BOD 值並無顯著差異，但在添加銅第 4 及 5 週時，試驗組與對照組之差異有變大的趨勢，且隨著銅負荷愈高，BOD 值差距愈高(圖3)。以銅添加後之第 2 至 5 週之流出液平均水質做統計分析，則除了流出液之含銅量在銅負荷為 50 及 100 mg Cu/L-d 之試驗組與對照組有顯著差異外，其它項目均無顯著差異(表1)。厥氣流出液及污泥銅含量變化與銅負荷呈正相關(圖3、4、表1)。在添加銅 5 週後，添加濃度 25 、 50 及 100 mg Cu/L-d 者，流出液中含銅量分別為 2 、 4 及 9 mg/L ，即為添加濃度之 8% 、 8% 及 9% ，假設厥氣醣酵槽呈穩定狀態，根據質量平衡，進流液之銅留存在於污泥的比例分別為 92% 、 92% 及 91% 。污泥中含銅量隨銅添加週數而幾乎呈直線增加，其乾物中含銅量分別可達 0.2% 、 0.45% 及 0.7% 。

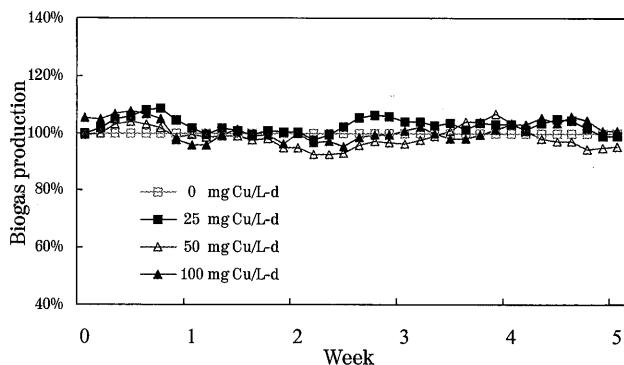
圖 2. 低銅負荷($\leq 100 \text{ mg Cu/L-d}$)對厭氣酸酵沼氣產量的影響。

Fig. 2. Effect of low copper loading ($\leq 100 \text{ mg Cu/L-d}$) on the biogas production of anaerobic fermentation.

綜合以上結果，即使銅之負荷達 100 mg Cu/L-d ，5週內對厭氣處理沼氣產量及流出液水質影響不大。Barth *et al.* (1965) 與 Dilek and Yetis (1992) 等人亦發現厭氣流出液中銅之含量在 10 mg/L 以下時，尚不至於對厭氣處理後之活性污泥處理有所影響，故當銅負荷低於 100 mg Cu/L-d 時，對三段式處理不會有影響，但是，排棄污泥中銅含量相當高，其處置問題將成為另一重要研究課題。

II. 高銅負荷($\geq 200 \text{ mg Cu/L-d}$)對厭氣處理之影響

當銅負荷在 $200\sim 800 \text{ mg Cu/L-d}$ 時，對厭氣酸酵之沼氣產量即發生抑制。銅負荷 200 mg Cu/L-d 時，在一週內沼氣產量減少為對照組的 90% ，第二週則維持在 $86\%\sim 90\%$ ，第二週之後沼氣產量開始恢復至未添加銅前之水準，但第四週後又開始有降低的趨勢(圖5)。銅負荷為 400 mg Cu/L-d 以上時，沼氣產量變化趨勢與銅負荷 200 mg Cu/L-d 之試驗組類似，但添加銅濃度愈高沼氣產量降低幅度愈大，銅負荷為 200 、 400 、 600 及 800 mg Cu/L-d 者，第二週時沼氣產量分別降低至對照組的 86% 、 73% 、 67% 及 61% 。第二週後沼氣產量皆開始恢復，但是添加銅濃度愈高，產量恢復程度愈低，最多分別恢復至對照組的 118% 、 97% 、 89% 及 82% (圖5)；第二至五週平均沼氣

表 1. 低銅負荷($\leq 100 \text{ mg Cu/L-d}$)對厭氣流出液水質之影響

Table 1. Effect of low copper loading ($\leq 100 \text{ mg Cu/L-d}$) on the chemical composition of anaerobic effluent

Cu loading	pH	EC	BOD	COD	SS	Cu
mg Cu/L-d		mS/cm		mg/L		
0	$7.13 + 0.11$	$5.65 + 0.20$	$201 + 76$	$1176 + 67$	$263 + 43$	$0.26^{\circ} + 0.37$
25	$7.11 + 0.05$	$5.62 + 0.22$	$251 + 99$	$1160 + 146$	$253 + 42$	$1.54^{\circ} + 0.20$
50	$7.12 + 0.04$	$5.70 + 0.13$	$292 + 96$	$1245 + 170$	$243 + 37$	$3.80^{\circ} + 0.64$
100	$7.12 + 0.07$	$5.85 + 0.07$	$319 + 41$	$1290 + 93$	$278 + 34$	$8.08^{\circ} + 1.96$

a,b,c Data with different superscripts in the same column differ significantly ($P < 0.05$).

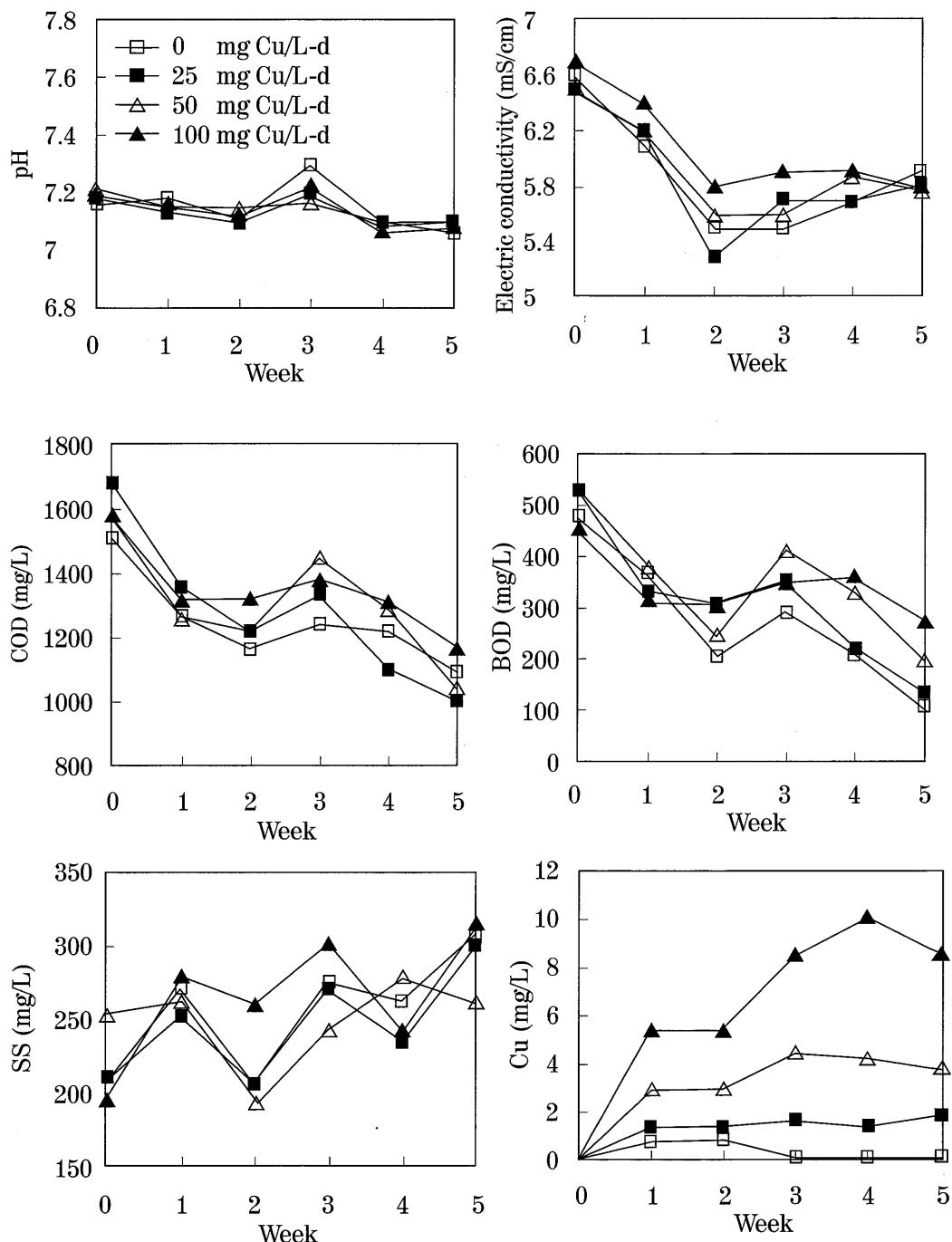
圖 3. 低銅負荷($\leq 100 \text{ mg Cu/L-d}$)對厭氣流出液水質的影響。

Fig. 3. Effect of low copper loading ($\leq 100 \text{ mg Cu/L-d}$) on chemical composition of the anaerobic effluent.

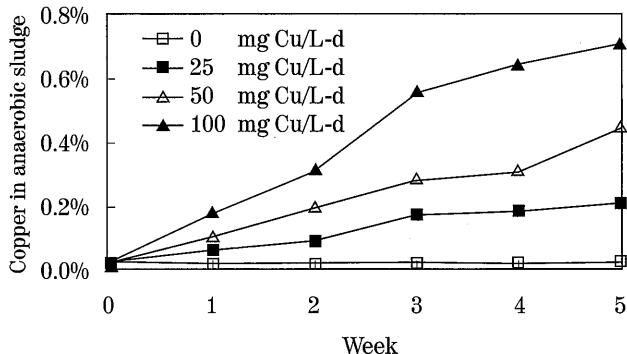


圖 4. 低銅負荷(≤ 100 mg Cu/L-d)對厭氣污泥含銅量之影響。

Fig. 4. Effect of low copper loading (≤ 100 mg Cu/L-d) on the copper content of anaerobic sludge.

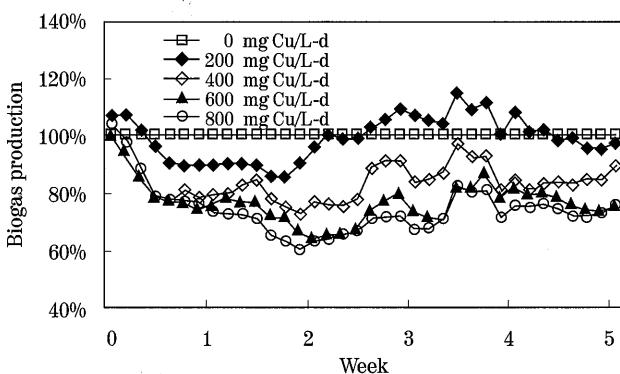


圖 5. 高銅負荷(≥ 200 mg Cu/L-d)對厭氣酸酵沼氣產量的影響。

Fig. 5. Effect of high copper loading (≥ 200 mg Cu/L-d) on the biogas production of anaerobic fermentation.

產量分別為對照組之 99%、80%、72% 及 68%，銅負荷高於 400 mg Cu/L-d 時，沼氣產量與對照組有顯著差異 ($p < 0.05$)。

在流出液水質方面，添加高濃度的銅使 pH 值稍下降，但影響不大(圖 6)，可能為揮發性有機酸增加之故。在都市廢水污泥厭氣處理槽添加銅 300 mg/L，因酸生成相受銅影響較小，揮發性有機酸增加 30 mol/m^3 ，使 pH 由 7.3 降至 6.7 (Muller and Steiner, 1992)。在豬糞尿廢水中由於鹼度較高，產生有機酸對 pH 的影響不大。此外，添加銅濃度愈高，第五週時電導度愈低，但差距亦不大，在 1 mS/cm 之內(圖 6)，造成電導度降低之原因，推測可能為銅與廢水中離子產生沈澱之故。銅負荷 200 mg Cu/L-d 以上時，第一週內 COD、BOD、SS 皆有下降的情形，由沼氣產量在第一週內下降來看，此水質改善的情形並非導因於厭氣酸酵效率的提高，而可能是由於廢水中可溶性有機物與銅結合，造成懸浮性有機物沈澱，使流出液之 SS、COD、BOD 下降。但第二週之後此種效應即消失，高銅負荷造成流出液 COD、BOD、SS 較對照組高(圖 6)。高銅負荷試驗組流出液二至五週之平均水質，pH 值隨銅添加濃度增加而降低，但差異不顯著；EC 值則

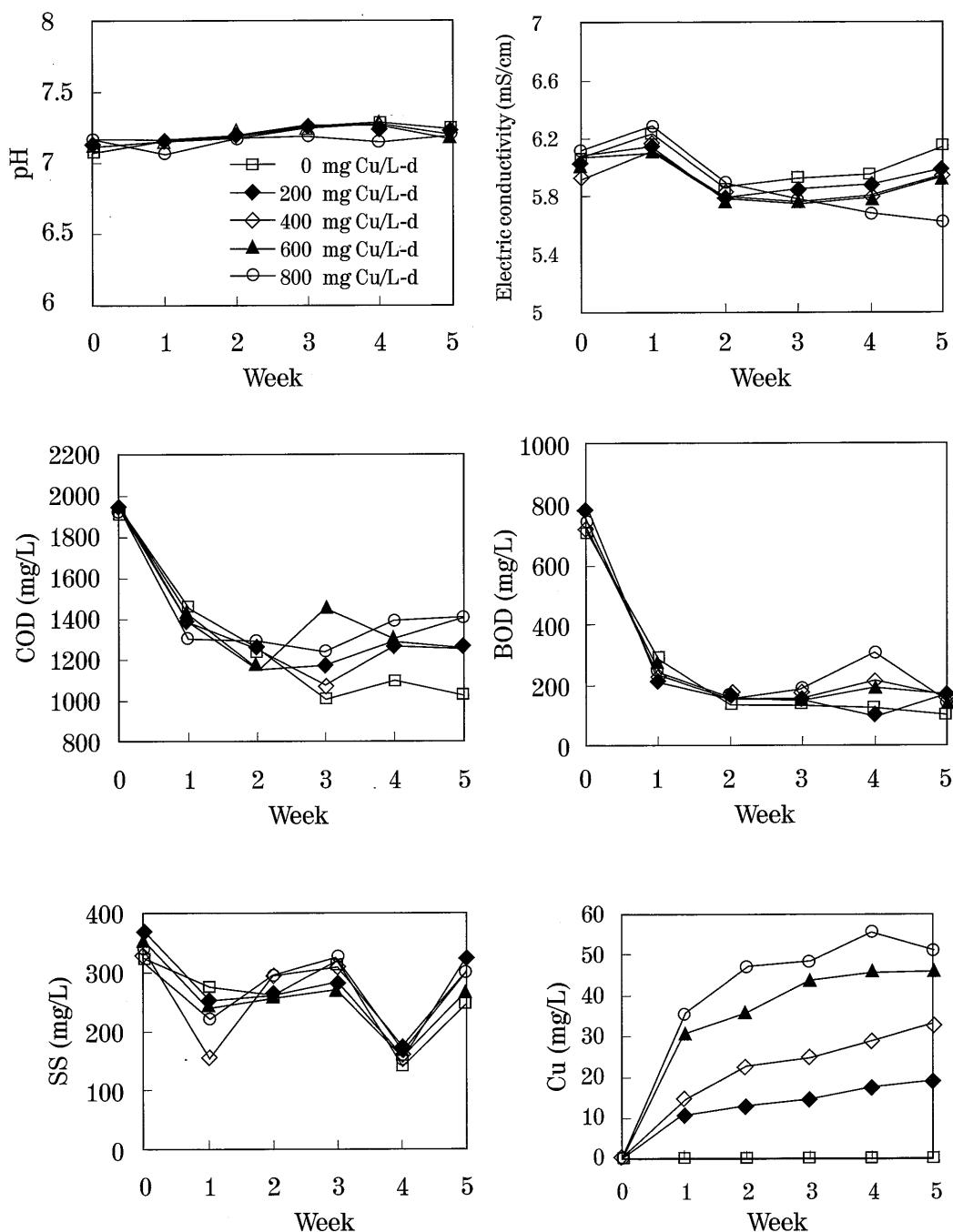
圖 6. 高銅負荷($\geq 200 \text{ mg Cu/L-d}$)對厭氣流出液水質的影響。

Fig. 6. Effect of high copper loading ($\geq 200 \text{ mg Cu/L-d}$) on chemical composition of the anaerobic effluent.

表 2. 高銅負荷 ($\geq 200 \text{ mg Cu/L-d}$) 對厭氣流出液水質之影響Table 2. Effect of high copper loading ($\geq 200 \text{ mg Cu/L-d}$) on the chemical composition of anaerobic effluent

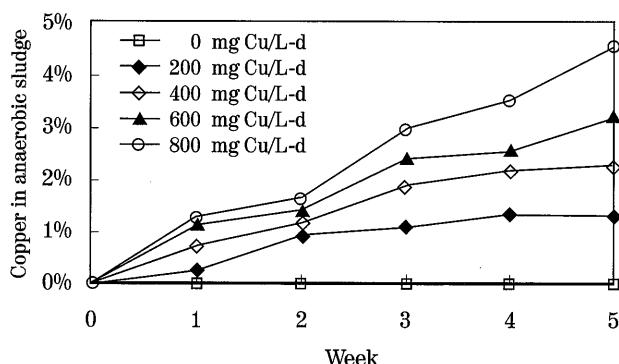
Cu loading mg Cu/L-d	pH	EC mS/cm	BOD	COD	SS	Cu mg/L
0	$7.23 + 0.05$	$5.97 + 0.12$	$122^b + 16$	$1094^b + 108$	$241 + 77$	$0.11^c + 0.03$
200	$7.23 + 0.03$	$5.87 + 0.09$	$144^{ab} + 29$	$1220^{ab} + 66$	$255 + 75$	$15.94^b + 2.66$
400	$7.20 + 0.04$	$5.82 + 0.09$	$165^{ab} + 26$	$1213^{ab} + 94$	$270 + 64$	$26.42^b + 5.10$
600	$7.17 + 0.04$	$5.79 + 0.07$	$176^{ab} + 24$	$1324^a + 113$	$234 + 51$	$40.77^a + 9.07$
800	$7.17 + 0.02$	$5.74 + 0.12$	$199^a + 23$	$1331^a + 80$	$267 + 78$	$46.70^a + 5.88$

^{a,b,c} Data with different superscripts in the same column differ significantly ($P < 0.05$).

隨銅添加濃度上升而下降，差異亦不顯著(表2)。BOD及COD隨銅負荷增加而增加，當銅負荷為800 mg Cu/L-d 時，其流出液之BOD與對照組有顯著差異；銅負荷600 mg Cu/L-d 以上時，流出液COD與對照組差異顯著(表2)。此外，厭氣流出液及污泥中銅含量與銅負荷呈正相關(圖6、7，表2)。流出液銅濃度隨添加銅週數增加，經5週後銅負荷200、400、600及800 mg Cu/L-d 之試驗組，厭氣流出液中含銅量分別為18、32、48及52 mg/L，為進流液之9%、8%、8%及7%，假設厭氣醣酵槽呈穩定狀態，根據質量平衡，進流液之銅留存在於污泥的比例分別為91%、92%、92%及93%。污泥中含銅量隨銅添加週數增加而增加，經5週後乾污泥之含銅量分別可達1.3%、2.2%、3.2% 及4.5% (圖7)。

III. 影響厭氣處理之最低銅濃度

根據以上試驗，在有機負荷為1 g VS/L-d、水力停留時間為10天之臥置式豬糞尿厭氣處理槽，銅負荷為100 mg Cu/L-d 以下對厭氣處理之沼氣產量及流出液水質無明顯影響，而銅負荷為200 mg Cu/L-d 則開始對厭氣處理產生抑制作用，銅負荷200 mg Cu/L-d 時，使第二週沼氣產量

圖 7. 高銅負荷($\geq 200 \text{ mg Cu/L-d}$)對厭氣污泥含銅量之影響。Fig. 7. Effect of high copper loading ($\geq 200 \text{ mg Cu/L-d}$) on the copper content of anaerobic sludge.

降至對照組之 86%；銅負荷 600 及 800 mg Cu/L-d 時，使流出液 COD 及 BOD 與對照組有顯著差異，其平均值差異分別為 COD 21.0%、21.7% 及 BOD 44.3%、63.1%。張及林 (1989) 以分批式厭氣處理豬糞固形物時發現，添加銅濃度為 150 mg/L 以下對豬糞厭氣處理不具抑制作用，添加 200 mg/L 時有輕微抑制作用，添加 250 mg/L 時則有嚴重抑制作用，產氣量減少 20%。Mueller 和 Steiner (1992) 指出以 10 天水力停留時間操作連續性進流、完全攪拌的厭氣處理系統處理都市廢水污泥時，若銅負荷為 300 mg Cu/L-d，其平均產氣量降至 60%，而沼氣中甲烷所佔百分比由原來的 64% 降至 51%。若銅負荷為 500 mg Cu/L-d，則平均產氣量減少 64%。這些結果與本研究試驗結果相近，影響厭氣處理之銅濃度在 200 mg Cu/L-d 以上。於試驗結束後分析本試驗厭氣醣酵槽中污泥濃度，結果前槽約為 12.3 g VS/L、後槽為 5.4 g VS/L，以此計算厭氣前槽銅負荷為 0.016 Cu/VS-d 時對厭氣發酵沼氣產量有抑制作用。

在連續添加高濃度銅兩週後，沼氣之產量有恢復的現象，銅負荷愈高恢復程度愈低，表示醣酵槽中之厭氣微生物對銅能產生適應力。在剛開始添加銅時，厭氣處理槽中菌體對銅忍受力低，而使沼氣產量下降，一段時間後厭氣菌對銅的忍受力則提高，或對銅忍受力高的菌株開始增殖。文獻 (Muller and Steiner, 1992) 亦指出在連續式厭氣處理槽只添加一次濃度在 1000 mg/L 以內的銅，系統產生甲烷的功能雖然會因受到銅的影響而降低，但是經過一段時間後，都能完全復原，只是復原所需時間隨著銅的濃度升高而加長：250 mg/L 需時 18 天，300 mg/L 需時 26 天，700 mg/L 需時 33 天，而 1000 mg/L 需時 43 天。若讓系統適應 300 mg/L 的銅後再加入 700 mg/L 的銅，產氣量減少程度較突然添加 700 mg/L 的銅者輕，且復原所需的時間縮短，顯示出厭氣醣酵之菌體對銅是有適應能力的。然而，本研究在連續添加銅的情況下，系統內累積的銅量隨時間增高，在銅負荷大於 400 mg Cu/L-d 時沼氣產量已無法完全恢復，且四週後沼氣產量又開始下降，由此可知厭氣醣酵之菌體對銅的適應能力及忍受力仍是有限度的。

若考慮一般養豬場厭氣處理有機負荷 1 g VS/L-d 以下，豬糞含銅量為 61 ~ 1791 mg/kg (徐，1997)，則厭氣處理銅負荷在 100 mg Cu/L-d 以下，因此銅對厭氣處理之影響並不顯著。若是進流液突發性的含有高濃度銅，對厭氣處理的影響則可恢復。然而，長期連續進流高濃度銅廢水，而影響厭氣處理時，則可考慮以添加硫化物 (sulfide) 去除銅 (Jin et al., 1998)，以減低其影響。但是，高銅濃度之厭氣污泥若處置不當，終究仍會造成環境污染。要避免銅對養豬排泄物處理造成困難，治本的方法仍為減少飼料中銅的添加。

結論

臥置式厭氣醣酵槽銅負荷在 100 mg Cu/L-d 以下，5 週內對沼氣產量及流出液水質無明顯影響。銅負荷在 200 mg Cu/L-d 以上對厭氣處理沼氣產量即有抑制現象。在流出液水質方面，銅負荷大於 600 mg Cu/L-d 時，流出液之 COD 及 BOD 較對照組顯著增高。流出液及厭氣污泥中銅含量隨添加銅週數增加而增加。銅對厭氣處理影響雖不顯著，但需注意含銅之厭氣污泥處置問題。

參考文獻

- 行政院環境保護署環境檢驗所。1992。水質檢驗方法彙編。行政院環境保護署環境檢驗所，台北。
- 林秋裕、林凱隆、張榮宗。1991。重金屬對厭氣消化法酸生成相之影響。第 16 屆廢水處理技術研討會論文，pp. 305 ~ 314。

- 洪嘉謨、張武莉、林晉卿、石丸國雄。1991。消毒藥水、銅對厭氣發酵影響之初步觀察。中國畜牧學會會誌增刊 20 : 68-69。
- 徐阿里、陳得財。1991。硫酸銅用量對肉豬生長性能及銅排泄之影響。中國畜牧學會會誌增刊 20 : 32。
- 徐阿里。1997。八十六年度豬隻自配飼料調查結果。個人通訊。
- 張祖恩、林健榮。1989。厭氣污泥床處理養豬廢污之研究。第 14 屆廢水處理技術研討會論文集 pp. 131 ~ 142。
- Artola, A., M. D. Balaguer and M. Rigola. 1997. Heavy metal binding to anaerobic sludge. *Wat. Res.* 31(5) : 997 ~ 1004.
- Barth, E. F., M. B. Ettinger, B. V. Salotto and G. N. McDermott. 1965. Summary report on the effects of heavy metals on the biological treatment processes, *J. WPCF* 37 : 86 ~ 96.
- Dilek, F. B. and U. Yetis. 1992. Effect of heavy metals on activated sludge process. *Wat. Sci. Tech.* 26 : 801 ~ 813.
- Fletcher, P. and P. H. T. Beckett. 1987. The chemistry of heavy metals in digested sewage sludge - 1.copper (II) complexation with soluble organic matter. *Wat. Res.* 21 : 1153 ~ 1161.
- Hickey, R. F., J. Vanderwielen and M. S. Switzenbaum. 1989. The effect of heavy metals on methane production and hydrogen and carbon monoxide levels during batch anaerobic sludge digestion. *Wat. Res.* 23 : 207 ~ 219.
- Jin, P., S. Y. Bhattacharya, C. J. Williams and H. Zhang. 1998. Effects of sulfide addition on copper inhibition in methanogenic systems. *Wat. Res.* 32 : 977 ~ 988.
- Lawrence, A. W. and P. L. McCarty. 1965. The role of sulfide in preventing heavy metal toxicity in anaerobic treatment. *J. WPCF* 37 : 392 ~ 406.
- Lin, C. 1993. Effect of heavy metals on acidogenesis in anaerobic digestion. *Wat. Res.* 27 : 147 ~ 152.
- Muller, R. F. and A. Steiner. 1992. Inhibition of anaerobic digestion caused by heavy metals. *Wat. Sci. Tech.* 26 : 835 ~ 846.
- SAS. 1988. SAS/STAT user guide, release 6.03 edition. SAS Institute Inc. Cary, NC. U.S.A.

Effects of Copper on Anaerobic Treatment of Swine Wastewater⁽¹⁾

Mei-Ping Cheng⁽²⁾, Shao-Yi Sheen⁽²⁾ and Chia-Mo Hong⁽²⁾

Received Jun. 7, 1999; Accepted Feb. 14, 2000

Abstract

The purpose of this study was to determine the effects of copper at different concentrations on the anaerobic treatment of swine wastewater. A bench-scale horizontal anaerobic fermenter and formulated swine wastewater were used for this study. No significant effects were found on the biogas production and the chemical composition of anaerobic effluent, when the copper loading was less than 100 mg Cu/L-d. When the copper loading was over 200 mg Cu/L-d, the biogas production was reduced. The reduction of the biogas productions at the second week were 86%, 73%, 67% and 61% that of control, as the copper loading were 200, 400, 600 and 800 mg Cu/L-d, respectively. After the second week, the reduction began to recover, but the recovery was lower with the higher copper loading. The high loading of copper (above 600 mg Cu/L-d) significantly resulted in the higher COD and BOD of the effluent. The copper concentration of effluent was getting higher as the copper loading day increased. After 5 weeks of copper loading, the concentrations of copper in the effluent were 18, 32, 48 and 52 mg/L, respectively. During anaerobic fermentation, 91~93 % of influent copper was accumulated in the anaerobic sludge. Hence, the disposal of the sludge with high content of copper needs further study.

Key words : Copper, Anaerobic treatment, Swine wastewater.

(1) Contribution No. 995 from Taiwan Livestock Research Institute, Council of Agriculture.

(2) Department of Livestock Management, COA-TLRI, Hsinhua, Tainan, Taiwan, R.O.C.