

行政院國家科學委員會專題研究計畫進度報告

臭氧應用於水及廢水處理系統改良之整合型研究 (3/3) - 總計畫

計畫編號：NSC 89-2211-E-002-103

執行期限：89 年 8 月 01 日至 90 年 7 月 31 日

主持人：張慶源、於幼華、陳重男、顧洋

計畫參與人員：陳奕宏、黃世鋒、商能洲、李坤諱

執行單位：國立台灣大學環境工程學研究所

國立交通大學環境工程學研究所

國立台灣科技大學化學工程系

一、中文摘要

本計畫之目的在於利用整合型計畫將各子計畫之研究加以整合，期望藉由子計畫之間相互的交流與討論，來達到資源與實驗研究能夠做有效的配合與發展。

本研究群研究項目如下。(1) 利用臭氧化去除離子水與電鍍液中的有機添加劑(如亞甲基二萘磺酸鈉)，探討電鍍廢液資源之可行性。(2) 針對預臭氧程序輔助廢水處理方面，研究並比較 2-chlorophenol、3-chlorophenol 及 4-chlorophenol 在經過臭氧化後生物毒性(Microtox assay)與生物分解性(BOD 與 oxygen uptake rate)的變化趨勢。(3) 研究以建立一套連續式臭氧催化系統來處理 2-氯酚水溶液，設置異相觸媒填充塔及金屬離子添加系統，藉由異相及同相觸媒來探討臭氧對污染物氧化及催化的作用情形。(4) 利用臭氧程序與過氧化氫/臭氧程序處理低濃度之 2-氯酚水溶液，探討水溶液 pH 值、臭氧劑量、氣體流量、攪拌速率、第三丁醇與界面活性劑對反應去除效率與反應行為的影響。

關鍵詞：臭氧、臭氧化、紫外光、生物毒性、生物分解性、臭氧催化、質量傳送面積、質量傳送係數

Abstract

One objective of this study is to investigate the removal of

2-naphthalenesulfonic acid sodium (2-NSAS) via the ozonation combined with UV radiation. Naphthalenesulfonic acids' derivatives, such as 2-NSAS, have been found in rivers and tannery effluents causing pollution problems. 2-NSAS is thus of concern for aquatic pollution control especially in the surface and waste waters. Ozonation combined with UV radiation is employed for the removal of 2-NSAS in the aqueous solution (deionized water as well as copper plating solution).

In addition, the variations of toxicity and biodegradability during ozonation of 2-chlorophenol, 3-chlorophenol and 4-chlorophenol in neutral condition are examined. Toxicities of pure chlorophenols (CPs) and their ozonated solutions are evaluated by Microtox assay and by oxygen uptake rate (OUR) test, respectively. The third aim of the study is to establish a catalytic ozonation continuous flow system. A catalyst packing bed and an additional apparatus with introduction of metal ion are established to treat 2-chlorophenol aqueous solution and various industrial wastewaters. The forth objective is to study the decomposition of 2-chlorophenol in aqueous solution by ozone and H_2O_2/O_3 processes under various solution pH values, ozone dosages, concentrations of t-butanol and

surfactants, gas flow rates and stirring speeds.

Key words: Ozone, ozonation, UV radiation, toxicity, biodegradability, catalytic ozonation, interfacial area, mass transfer coefficient

二、計畫緣由與目的

臭氧應用於污染物質的處理近幾年來受到學術界和實務界的重視，不但研究的課題和層面日益深廣，實際用途的開發上也日益廣泛。其應用範疇由液相而及於氣相的各類標的物質，如消毒殺菌、鐵錳去除、臭味控制、高強度或高濃度不易分解之有機物的破壞分解、管線中黴菌與空氣中細菌消滅等，皆已有成功的文獻報告。國內在臭氧方面的相關研究也有了相當的累積。最早的研究亦係著眼於消毒殺菌，其後漸及於廢水中人工合成有機物(SOC)的氧化處理。並擴及其它相容程序的併用或激發，如 UV 激發、TiO₂ 光解、活性碳處理等，使研究的內涵益加豐碩。而研究的人力，也由少數一、二人而至目前的十數人。為免此人力、研究設備和題材過於離散而致研究格局太小，並且缺少整合，因此須將此資源於既有的基礎上予以統合。

本整合型計畫『臭氧應用於水及廢水處理系統改良之整合型研究(III)』的人力及研究設備涵蓋三個研究單位，四名主持教授：台灣大學環工所張慶源教授（總計畫及子計畫一主持人）、於幼華教授（子計畫一協同主持人）、交通大學環工所陳重男教授（子計畫二主持人）、台灣科技大學化工系顧洋教授（子計畫三主持人）。

『臭氧應用於水及廢水處理系統改良之整合型研究(III)』整合型計畫研究群本年度研究主要目的為：

1. 建立臭氧或臭氧/UV 在半批式攪拌反應器中，對單一添加劑(2-NSAS)在去離子水和廢棄光澤銅電鍍液中分解之實驗數據。
2. 臭氧處理氯酚(chlorophenols)的過程當

中，針對中間產物對生物毒性與生物分解性的影響，作一有系統的探討研究。

3. 利用程序中臭氧的高氧化力並輔以異相觸媒或金屬離子之催化特性，快速分解污染物，增加臭氧利用率，達成臭氧化功能提昇與操作成本降低之目的。
4. 探討於水溶液中添加第三丁醇或界面活性劑以有效降低表面張力，使得水溶液中氣泡變小而增加質量傳送面積，進而提高液相臭氧的累積速率，並有效加快反應物種的去除速率。

三、研究方法

本「臭氧應用於水及廢水處理系統改良之研究 (III)」整合型計畫包含以下三個子計畫：

1. 逆流與順流式多段臭氧化處理程序之研究：第一部份：臭氧/紫外光應用於電鍍廢液資源化之研究；第二部分：預臭氧程序輔助廢水處理之研究。
2. 臭氧化程序功能之提升與實際工業廢水之應用。
3. 以臭氧程序進行廢水處理氣液界面現象及反應動力之探討。

各子計畫研究人員以不定期之協調溝通及定期之成果進度報告為整合各子計畫研究方向為主要方式。計畫執行中將不斷與政府相關單位(如：環保機關、工業局等)、產業界(如：水與廢水處理廠、臭氧製造及應用推廣商)、及研究單位等交換研究相關資訊、討論研究方向，以期落實研究成果。

四、結果與討論

本整合型計畫『臭氧應用於水及廢水處理系統改良之整合型研究(III)』中各子計畫之結果主要為：

子計畫一『逆流與順流式多段臭氧化處理程序之研究 III』：

第一部份：臭氧/紫外光應用於電鍍廢液資

源化之研究

1. 臭氧在去離子水中半批式分解 2-NSAS 實驗

本實驗先進行以臭氧與有機物 2-NSAS 的半批式反應，分析反應過程中，有機物衰減與中間產物變化之情形，以得到瞭解反應進行方式所需資料。

由圖 1 可發現有機物 TOC 值隨反應時間顯著地下降。由於亞甲基二奈磺酸有機物具有一拉電子之官能基，根據過去的文獻可判斷初始時有機物會與臭氧進行親核性反應，即先在官能基與苯環連接部位進行開環反應(Legube et al., 1986 a and b)，而快速分解(圖 2)。而後有機物官能基所連結之苯環結構被臭氧打開，其所產生之未飽和脂肪族結構，則會進行下一步之電偶極環加成反應，將未飽和鍵之有機碳氧化成二氧化碳，所以有機物 TOC 快速下降(圖 1)。而且官能基之亞硫酸結構在此時亦被氧化成硫酸根(圖 3)。

2. 臭氧/UV 在去離子水中半批式分解 2-NSAS 實驗

臭氧在去離子水中半批式光分解 2-NSAS 之反應機制探討，可由圖 4、5 看出。各項水質參數如有機物 TOC 降解、2-NSAS 與硫酸根值之變化，皆與沒有 UV 參與反應之變化趨勢相似。但圖 4、5 亦顯示，有 UV 時其反應之時間縮短很多。判斷 O_3/UV 與 2-NSAS 之反應機制亦包括直接臭氧化反應；而利用 O_3/UV 系統所產生之自由基連鎖反應，將可大幅增加系統的氧化能力與反應速率(Prengle, 1983)。

3. 臭氧在電鍍液中半批式分解 2-NSAS 實驗

以 $C_{AGi0} = 10、20、40 \text{ g/m}^3$ 進行半批式分解 2-NSAS 實驗，有機物 TOC 降解情形如圖 6 所示。最高氣態臭氧濃度 $C_{AGi0} = 40 \text{ g/m}^3$ 曝氣三小時可以降解 87 % 之有機物，其相對於在去離子水之去除率(94 %)，減少了 7 %。判斷因為電鍍液 pH 很低，臭氧主要以分子形式進行氧化反應，而較少自由基之連鎖反應，故反應速率較

慢。

4. 臭氧在電鍍液中半批式光分解 2-NSAS 實驗

在臭氧/紫外線系統中，以相同的紫外線表面光強度[I_{uv}] = 241.4 W/m^2 搭配不同氣相臭氧濃度 $C_{AGi0} = 10、20、40 \text{ g/m}^3$ ，高濃度臭氧劑量對有機物降解速率有明顯提升(Chang et al., 2001)；於三小時反應時，以 $C_{AGi0} = 40 \text{ g/m}^3$ 之去除率達 97% 為最佳(圖 7)。比較有 UV (圖 7) 與無 UV (圖 6) 之反應系統，反應過程中 UV 對有機物降解效率平均只提升 10%。因此判斷在電鍍液之低 pH 值條件下，臭氧與 UV 反應產生自由基之機制會受到抑制，而無法如同去離子水的半批式分解系統一般，有無 UV 光對有機物降解有明顯不同。

第二部份：預臭氧程序輔助廢水處理之研究

1. 臭氧化 chlorophenols

臭氧化 chlorophenols 之色度變化曲線，如圖 8 所示，2-CP 的發色強度明顯較 3-CP 及 4-CP 來的高，而 3-CP 次之，4-CP 之色度變化較小，而且在 200 mg/L 及 100 mg/L 兩種條件下，出現類似的結果。

2. 臭氧處理對廢水生物毒性與生物分解性之影響

圖 9 為臭氧化 2-CP (200 mg/L) 之 Microtox $EC_{50, as \%}$ 、SOUR、BOD/COD 值變化趨勢；臭氧化後之 EC_{50} 值快速下降，到達一最低點後，才又往上升起，換句話說，臭氧化 2-CP 水溶液會明顯產生新的生物毒性，且會到達最高的毒性值，隨著臭氧化的持續進行，水溶液開始趨向解毒的步驟，毒性開始下降 (EC_{50} 值上升)。而 SOUR 的變化趨勢與 Microtox EC_{50} 近似，這個結果說明了雖然測試的菌種不同，但在短時間微生物接觸的測試，其所顯示的變化趨勢相同 - 產生新的生物毒性；而圖 10 所計算的 OUR 抑制率 (以 glucose 為基

準化合物), 亦出現同樣的結果。

3. 未臭氧化溶液毒性值與臭氧化後最高毒性值比較

未臭氧化 chlorophenols 溶液與臭氧化後最高毒性之 TU 值的比較, 可見於圖 11 所示。這些化合物在 100 mg/L 與 200 mg/L 的操作條件下, 其臭氧化後的 TU 值均較起始條件之 TU 值來的高, 且都是在臭氧化發色期間的溶液顯示出原來化合物所沒有的毒性。

子計畫二『金屬離子對臭氧分解 2-氯酚效能增進之研究』成果為：

1. 臭氧異相催化的系統評估

藉由半批次實驗, 以沸石作為異相觸媒, 於酸性下 (pH=3) 可以發現隨著填充劑量的增加, 對於 2-氯酚的礦化效果會增進, TOC 去除率可由 24.48% 增加到 40.34%。在中性條件下 (pH=7) 的 TOC 去除增進效率為 25.58% ; 至於鹼性條件下 (pH=9) 因為水體氫氧自由基的作用已很強, 因此異相催化的增進效率僅有 4%。整體而言, 臭氧異相催化在酸性條件下才能發揮其作用。

將實驗結果建立 2-氯酚礦化的動力式, 於連續流下予以模擬並比對實驗值, 則得圖 12 及圖 13 的結果。發現異相催化的效果於酸性下較佳, 每增加 100 g/L 的沸石劑量, 將可增加 8% 的 TOC 去除率。

I Kinetics for TOC Degradation

$$r_{total} = r_{O3(aq)} + r_{heterogeneous} + r_{OH\bullet}$$

$$-\frac{d[TOC]}{dt} = r_{total} = K_{app} [O_{3(aq)}] [TOC] + K_h [O_{3(aq)}] [X]^{1.2} [TOC] + K_B [OH^-]^{0.5} [O_{3(aq)}]^{1.5} [TOC]$$

where

$$K_{app} = 1.08 \times 10^3 \text{ (M}^{-1}\text{min}^{-1}\text{)}$$

$$K_h = 7.67 \text{ (min}^{-1}\text{M}^{-1}\text{g}^{-1}\text{L)}$$

$$K_B' = 2 \times 10^{10} \text{ (M}^{-2}\text{min}^{-1}\text{) as 25}$$

Kinetics for TOC Degradation in Continuous System

$$\frac{C_t}{C_o} = \frac{1}{1 + \{K_{app}[O_3] + K_h[X]^{1.2}[O_3] + K_B'[OH^-]^{0.5}[O_3]^{1.5}\}\theta}$$

2. 臭氧同相催化的系統評估

一般而言, 當水中含有金屬離子時, 輔以臭氧的處理將有助於污染物的去除。在本研究中以錳離子作為催化劑, 並針對 2-氯酚作處理。由反應機制上發現臭氧會使 Mn() 轉變成 Mn(), Mn() 再對有機酸類的物種作反應。因此, 由此發展出臭氧同相催化 2-氯酚的動力方程式。

I Kinetics for TOC Degradation in Continuous System

$$\frac{C_t}{C_o} = \frac{1}{1 + \{K_{app, ho}[O_3] + K_{h, ho}[Mn^{2+}][O_3] + K_{B, ho}[OH^-]^{0.5}[O_3]^{1.5}\}\theta}$$

Where

$$K_{app, ho} = 347.06 \text{ (M}^{-1}\text{min}^{-1}\text{)}$$

$$K_{h, ho}' = 1.41 \times 10^8 \text{ (M}^{-2}\text{min}^{-1}\text{)}$$

$$K_{B, ho}' = 1.0 \times 10^9 \text{ (M}^{-2}\text{min}^{-1}\text{)}$$

當 $0 \leq \theta \leq 25$ 時, 可不考慮錳離子的催化反應。 $\theta > 25$ 時, 錳離子加入催化反應。由連續流的實驗可以發現, 酸性條件下的 2-氯酚去除會因為錳離子的存在而使其 TOC 去除效果與中性條件相似, 顯示臭氧同相催化效應可以克服臭氧一般於酸性下所產生的瓶頸, 如圖 14 及圖 15 所示。

子計畫三『以臭氧程序進行廢水處理氣液界面現象及反應動力之探討』成果為：

1. 單一氣泡行為探討

本實驗以高速攝影機拍攝在玻璃圓管柱內單孔成泡的情形, 分別調整 11 組不同

的氮氣氣體的流量，進行氣泡的攝影。前 6 組均勻形式成泡結果如圖 16，因為在低流量下，氣泡將可以穩定形成，並可假設所形成之氣泡為一球形。本研究採以電腦程式尋求氣泡的邊界輪廓得氣泡的體積。

其他 5 組之氣體流量已超過轉移速率使氣泡的行為轉變為非均勻形式如圖 17。由於氣體流速過大，因此成長中的氣泡和已脫離的氣泡產生了合併的現象(魏毓宏, 1993)，氣體流量過大時甚至於有三個氣泡合併的情形。

氣泡體積與體積流速的關係，在相同的液位高度氣泡體積隨著體積流速的增大而變大。不管是在黏性流體或非黏性流體下單孔成泡理論，均顯示氣泡脫離時的體積 V_B 分別與流量呈 0.75 及 1.2 次方正比的關係。圖 18 中之所以迴歸為一直線，可能由於實驗操作的流量範圍變化不大，因此接近線性關係。

2. 多孔曝氣系統之氣泡行為探討

經由單一氣泡的行為、其大小、形狀和假設以簡化問題，可推倒出在低流量下較適合的質量傳送面積計算方式。

不論是在單孔成泡部分或是多孔曝氣系統中的氣泡影像中，發現以圓形狀的橢球體較能描述氣泡的形狀。而氣泡大小、表面積($A_{avg} = \pi d_X d_Y$)、體積($V_B = \pi d_X^2 d_Y / 6$)等數值，均是以圓形狀之橢球體表示。

由實驗得到氣泡上升平均速度 v_{avg} 後，可求出氣泡在水中平均滯留時間 $\tau = h / v_{avg}$ ($h = 15 \text{ cm}$)。將離開反應器的氣體流量 Q ，乘平均滯留時間 τ ，可求出平均滯留時間內，離開反應器的氣體總體積 $\Delta V = Q \times \tau$ 。

將 ΔV 除以平均氣泡體積 V_B ，就約等於在滯留時間的範圍內，離開反應器的氣泡總數目 $n_B = \Delta V / V_B$ 。已假設氣泡在水中為均勻型式，氣泡總數量變化不大，因此在滯留時間內離開反應器的氣泡總數量，就相當於水中的氣泡總數量 n_B 。得到氣泡在水中的總數量 n_B 及平均氣泡表面積 A_{avg} 後，即可推估系統的總質傳面積為

$$A = n_B \times A_{avg}$$

3. 氣泡在水中的移動行為

在純水和 SDS 水溶液兩系統下，反應器不同高度下氣泡的變化，發現純水中氣泡大小會隨高度愈高而漸增大。在 0.3~2 公分高度之間，是氣泡大小變化的主要區域。此區域氣體通過曝氣頭時由於受壓形成微小氣泡，進入水中後需一段時間才能和水壓平衡；在 2~14.7 公分範圍內，氣泡大小變化較不明顯，可能是在 15 公分的曝氣深度下，壓力變化不大所造成。

SDS 水溶液系統中，氣泡體積較純水系統小，受力變化較不明顯，氣泡在水中的大小近似圓球狀，橫軸及縱軸方向的變化也趨近於一致。推測此時從曝氣頭產生的氣泡大小，已相當接近平衡時的大小。SDS 系統中氣泡速度的變化，除末效應外，氣泡速度並無明顯變化。可能是從曝氣頭離開的氣泡速度，已相當接近氣泡在水中的平衡速度。

4. 氣體流量之影響

不同氣體流量下的氣泡大小隨著氣體流量的增加，氣泡大小的變化趨勢漸緩，可能是氣體流量增大時，氣泡大小愈來愈接近平衡時狀態，因此變化漸緩。此一現象亦與單孔成泡的結果相近，氣體流量超過一定的範圍後氣泡大小即相當穩定沒有變化。

在氣體流量漸增的初期，質量傳送面積的促進除了氣泡數量會增加，還有氣泡大小增長的貢獻；但當氣體流量大到一定程度，氣泡大小的變化漸趨不明顯，因此僅由氣泡數量的增加對質量傳送面積有促進的效果。

五、結論

1. 本實驗比較臭氧及臭氧/紫外線程序在去離子水與電鍍液中亞甲基二奈磺酸鈉(2-NSAS)之去除率。結果顯示，有機物在去離子水中臭氧處理三小時可去除 94%，而臭氧/紫外線處理在一小時即可完全去除。在電鍍液系統中，臭氧處理三小時可處理 87%，而臭氧/紫外線處理平

均只可增加 10 %之去除率。顯示在電鍍液之低 pH 值條件下，臭氧與 UV 反應產生自由基之機制會受到抑制，而無法如同去離子水的半批式分解系統一般，有及無 UV 光對有機物降解會明顯不同。

- 2.2-chlorophenol (2-CP)、3-chlorophenol (3-CP) 及 4-chlorophenol (4-CP) 臭氧化中間產物會產生新的生物毒性。TU 值增加的幅度從 0.23 (4-CP, 200 mg/L) 到 0.87 (2-CP, 200 mg/l) 數量級之間。臭氧化 2-CP，其最大的 OUR inhibition 為 -63.8%。BOD 測試代表長時間微生物分解能力的評估，結果發現臭氧化後的水樣，均有利於提高 BOD/COD 的比例，顯示微生物在經過適應期的馴養階段，預臭氧的處理，有效提高生物可分解性。
3. 以沸石為觸媒的異相催化系統對 2-氯酚的去除，於酸性條件下 (pH=3) 可以使 TOC 去除率由 24.48% 增加到 40.34%，增進效率為 67.78%，臭氧消耗率可由 14.02 降至 8.65。若以錳離子為觸媒的同相催化系統對 2-氯酚的去除，發現酸性條件下 (pH=3) TOC 的去除效率會與中性條件下 (pH=7) 相接近，且 TOC 的去除會隨著觸媒劑量的增加而增加。由以上的結果發現：同相催化系統可以克服臭氧於酸性下所產生的反應瓶頸。
4. 以高速攝影系拍攝的單一氣泡影像輪廓，經影像軟體系統處理後，再適當的修正像差後，因降低人工觀察之主觀誤差，所得之氣泡大小較接近實際氣泡。並由此實驗得知氣泡大小與氣體體積流量的關係。提高氣體流量，能夠使得質量傳送比表面積增加而促進臭氧的質量傳送速率。

六、參考文獻

1. 魏毓宏，界面活性添加劑影響單孔成泡之影響，81 學年碩士論文，國立成功大學化學工程研究所 (1993)。
2. Chang C. Y., Y. H. Chen, H. Li, C. Y. Chiu, Y. H. Yu, P. C. Chiang, Y. Ku and J.

N. Chen, "Kinetics of decomposition of polyethylene glycol in electroplating solution by ozonation with UV radiation," *J. Envir. Eng.*, 127(10), 908-915 (2001).

3. Legube B., S. Guyon, H. Sugimitsu and M. Dore, "Ozonation of naphthalene in aqueous solution. 1. Ozone consumption and ozonation products," *Wat. Res.* 20(2), 197-208 (1986a).
4. Legube B., H. Sugimitsu, S. Guyon and M. Dore, "Ozonation of naphthalene in aqueous solution. 2. Kinetic studies of the initial reaction step," *Wat. Res.* 20(2), 209-214 (1986b).
5. Prengle H. W., "Experimental rate constants and reactor considerations for the destruction of micropollutants and trihalomethane precursors by ozone with ultraviolet radiation," *Environ. Sci. Technol.* 17(12), 743-747 (1983).

七、圖表說明

Figure 1. Variation of C_{TOC} of ozonation of 2-Naphthalenesulfonic acid sodium (2-NSAS) in deionized water in semi-batch system. $Q_G = 1.78$ NLPM, $C_{AGi0} = 44$ g/m³. ○ : C_{TOC} .

Figure 2. Variation of C_{BLb} of ozonation of 2-NSAS in deionized water in semi-batch system. $Q_G = 1.78$ NLPM, $C_{AGi0} = 44$ g/m³. ○ : C_{BLb} , conc. of 2-NSAS in bulk liquid.

Figure 3. Concentration variation of sulfate of ozonation of 2-NSAS in deionized water in semi-batch system. $Q_G = 1.78$ NLPM, $C_{AGi0} = 44$ g/m³. ○ : $C_{SO_4^{2-}}$.

Figure 4. Variation of C_{TOC} of ozonation of 2-NSAS with UV radiation in deionized water in semi-batch system. $Q_G = 1.78$ NLPM, $C_{AGi0} = 40$ g/m³. $[I_{uv}] = 60.35$ W/m². ○ : C_{TOC} .

Figure 5. Concentration variations of C_{BLb} and SO_4^{2-} of ozonation of 2-NSAS with UV radiation in deionized water in semi-batch system. $Q_G = 1.78$ NLPM, $C_{AGi0} = 40$ g/m³, $[I_{uv}] = 60.35$ W/m². ○ : C_{BLb} . ○ : SO_4^{2-} .

Figure 6. Variation of C_{TOC}/C_{TOC0} of ozonation of 2-NSAS in electroplating solution in semi-batch system. $Q_G = 1.78$ NLPM. $\circ$, $\square$: $C_{AGi0} = 10, 20, 40 \text{ g/m}^3$.
 Figure 7. Variation of C_{TOC}/C_{TOC0} of ozonation of 2-NSAS with UV radiation in electroplating solution in semi-batch system. $Q_G=1.78$ NLPM. $[I_{uv}] = 60.35 \text{ W/m}^2$. $\circ$, $\square$: $C_{AGi0}=10, 20, 40 \text{ g/m}^3$.

圖 8. 在 pH 值 7 控制條件下，臭氧化 2-CP 3-CP 與 4-CP 之水溶液色度 (A_{420nm}) 隨臭氧化時間變化圖。

Figure 9. Variations of EC_{50} , BOD/COD and Specific OUR during ozonation of 2-CP in pH 7 condition.

Figure 10. Results of OUR inhibition during ozonation of 2-CP in pH 7 condition.

Figure 11. Comparison of Microtox Toxicity Unit (TU) between unozonated CPs and ozonated solution with highest toxicity.

圖 12. 臭氧異相催化系統，水力停留時間對 2-CP 礦化的影響(模擬值與實驗值的比較) 操作條件： $T=25^\circ\text{C}$ ， $O_{3(in)}=10 \text{ mg/min}$ ， $X=130 \text{ g/L}$ ， $2\text{-CP}=75 \text{ mg/L}$ 。

圖 13. 臭氧異相催化系統，觸媒劑量對 2-CP 礦化的影響(模擬值與實驗值的比較) 操作條件： $T=25^\circ\text{C}$ ， $O_{3(in)}=10 \text{ mg/min}$ ， $HRT=30 \text{ min}$ ， $2\text{-CP}=75 \text{ mg/L}$ 。

圖 14. 臭氧同相催化系統，HRT 對 2-氯酚礦化的影響(實驗值與模式值的比較) 操作條件： $T=25^\circ\text{C}$ ， $O_3(in)=10 \text{ mg/min}$ ， $Mn^{2+}=2 \text{ ppm}$ ， $2\text{-CP}=75 \text{ mg/L}$ 。

圖 15. 臭氧同相催化系統， Mn^{2+} 劑量對 2-氯酚礦化的影響(實驗值與模式值的比較) 操作條件： $T=25^\circ\text{C}$ ， $O_3(in)=10 \text{ mg/min}$ ， $HRT=30 \text{ min}$ ， $2\text{-CP}=75 \text{ mg/L}$ 。

圖 16. 純水系統中均勻形式之單孔成泡過程。

圖 17. 純水系統中非均勻形式之單孔成泡過程。

圖 18. 純水系統中單一氣泡體積對氣體流量之關係圖。

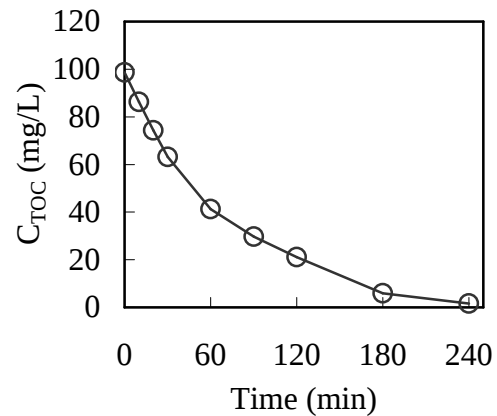


Figure 1

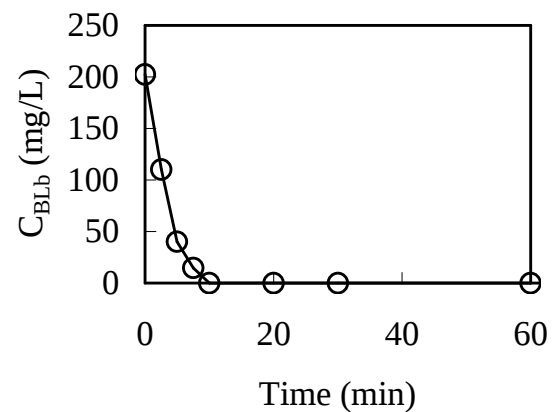


Figure 2

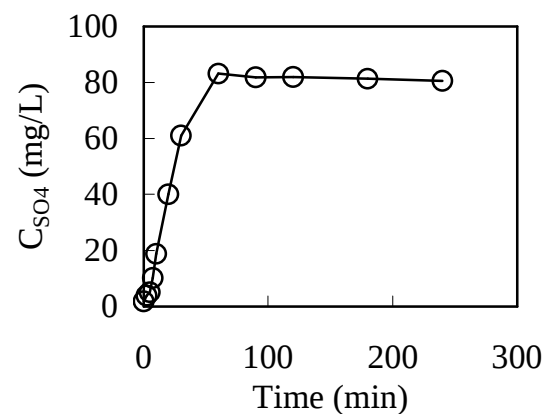


Figure 3

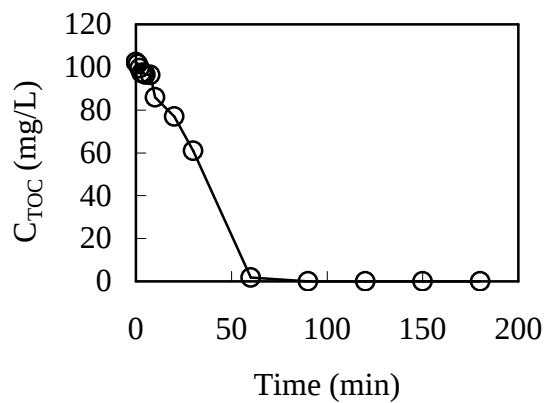


Figure 4.

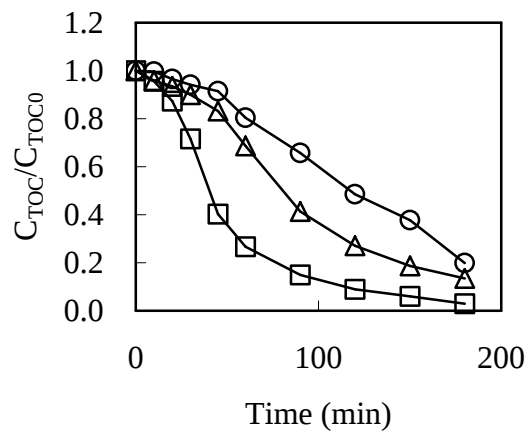


Figure 7.

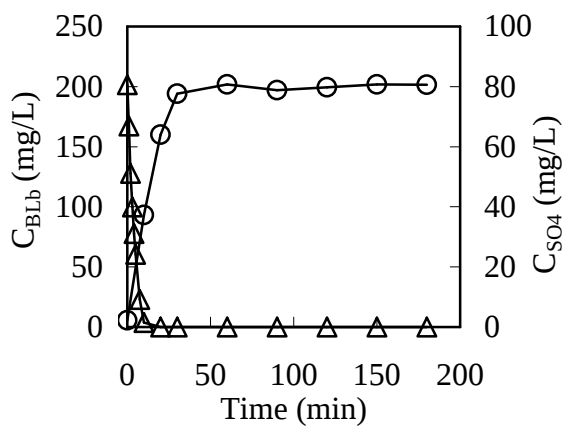


Figure 5.

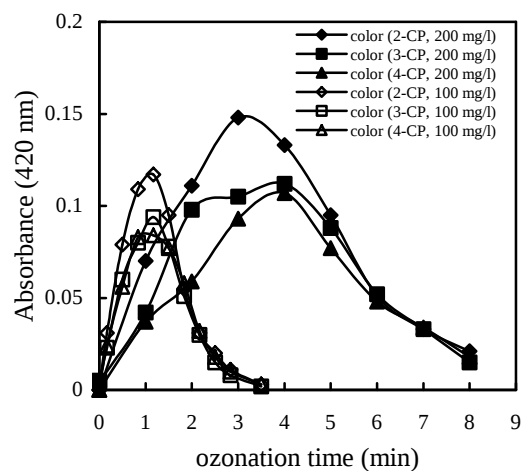


Figure 8.

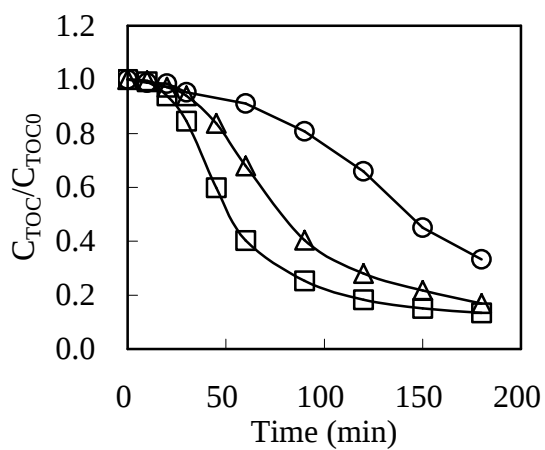


Figure 6

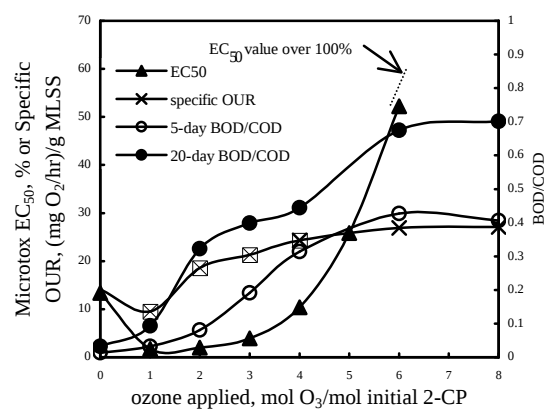


Figure 9.

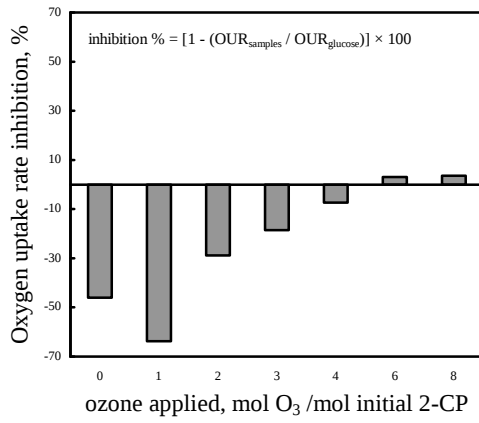


Figure 10.

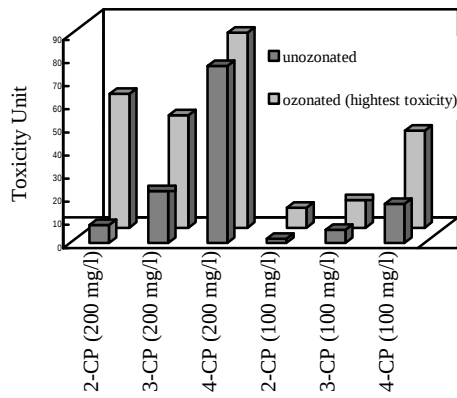


Figure 11.

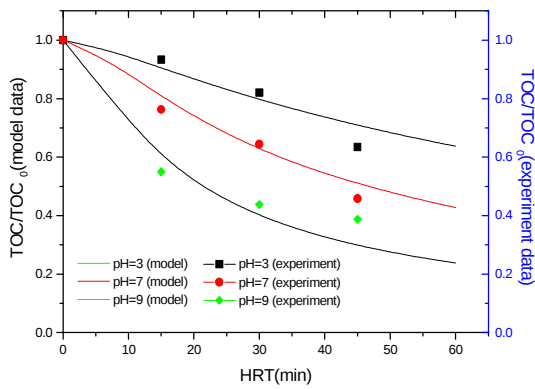


Figure 12.

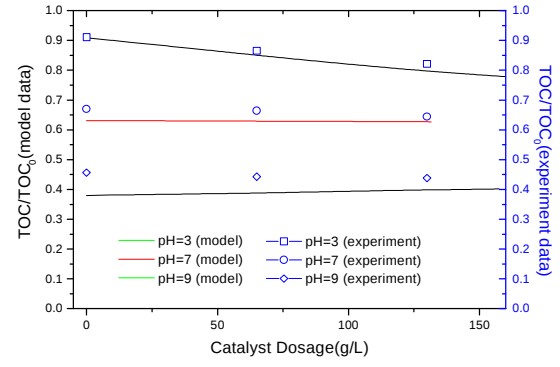


Figure 13.

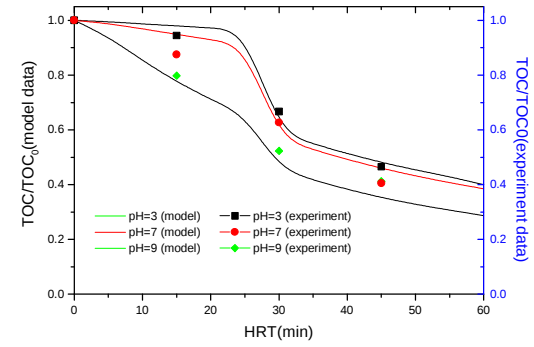


Figure 14.

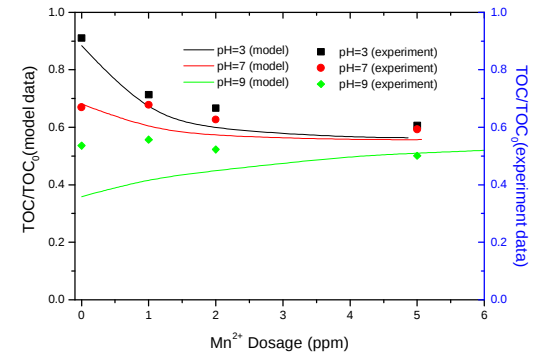


Figure 15.

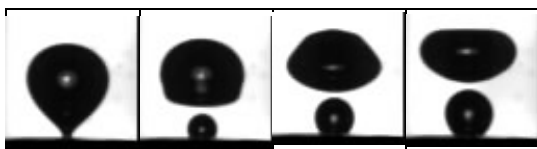


Figure 16.

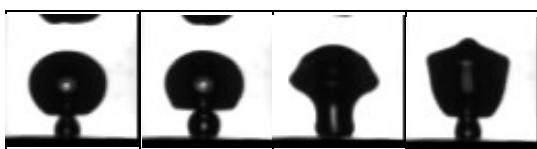


Figure 17.

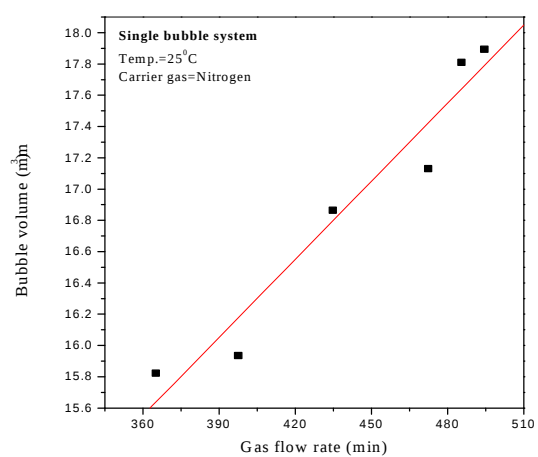


Figure 18.