以紫外光/臭氧程序增進光觸媒對室內揮發性有機物去除效率之研究

余國賓¹,李慧梅², 吳致呈¹, 楊心豪¹, 婁嘉玲³

摘要

室內空氣清淨技術中,光觸媒(Photocatalytic oxidation, PCO)對於大部份之室內揮發性有機物(VOC) 之去除效率相當高,因此成為近年來發展最快且應用最廣之技術。然而,光觸媒對某些揮發性有機物 如isopropyl benzene,其去除效率偏低,約只有 30%左右。過去文獻報告指出臭氧在光觸媒反應中具有 正面的效應。因此在此一研究中,我們想要探討紫外光/臭氧(UV/O₃)程序對於光觸媒對室內揮發性有機 物去除效率之增進效應。本研究選擇之目標污染物為toluene, *p*-xylene, *m*-xylene及mesitylene藉以了解不 同之物化特性如亨利定律常數(*K*_H)與氫氧自由基反應常數(*k*_{OH})對於去除效率之影響。本研究所使用之光 反應器為一長 45 cm內徑 2.5 cm 之石英管。石英管內置入塗佈有Degussa P-25 Titania 光觸媒之玻璃 板。紫外光源為一 15-W, UV-C 燈管。

本研究發現,光觸媒反應之反應常數與氫氧自由基反應常數成正比,而Langmuir吸附常數(Langmuir adsorption constants) 則與亨利定律常數呈線性的正相關。toluene, *p*-xylene, *m*-xylene及mesitylene光觸媒 反應之反應常數介於 1.35 至 35.6 (μ -mole m⁻² s⁻¹)之間。而臭氧對於toluene, *p*-xylene, *m*-xylene及 mesitylene 之 光 觸 媒 反 應 增 進 效 應 指 標 (enhancement index) 介 於 1.41×10⁻⁶ 至 1.80×10⁻⁶ (μ -mole-m⁻²-s⁻¹/ppb-O₃)之間,且與與氫氧自由基反應常數成正比。

關鍵字:光觸媒、揮發性有機物、紫外光/臭氧、增進效應、去除效率

前言

許多室內空氣污染物已被證明與室內空氣品 質 (Indoor Air Quality, IAQ)的惡化有關。在這些 室內空氣污染物中,揮發性有機物對於人類之健 康具有不利之影響如對於中樞神經系統及內臟造 成傷害因此被視為重要之課題⁽¹⁾。研究亦發現揮發 性有機物在室內的長期累積與病態建築症候群有 關⁽²⁾。

為了去除室內揮發性有機物,許多室內空氣 <u>清淨技術已被發展且被應用在室內環境中。基於</u> ¹國立台灣大學環境工程學研究所博士班研究生 ²國立台灣大學環境工程學研究所教授

3 國立台灣大學環境工程學研究所碩士班研究生

幾項理由,光觸媒技術為近年來發展最快且應用 最廣之空氣清淨技術。光觸媒可將揮發性有機物 完全分解成二氧化碳及水而非僅將其吸附於吸附 質如活性碳^(3,8)。與其他氧化方式如臭氧氧化作比 較,光觸媒對揮發性有機物之去除效率更高且副 產物少。

然而,光觸媒對某些揮發性有機物如isopropyl benzene,其去除效率偏低,約只有 30%左右⁽⁴⁾。 再者,若干有機物如toluene可能造成觸媒失活 (deactivation),如發生觸媒失活則會造成光觸媒反 應效率顯著的下降。過去文獻報告指出臭氧在光 觸媒反應中具有正面的效應⁽⁵⁾。因此在此一研究 中,我們想要藉由紫外光/臭氧(UV/O3)程序增進 光觸媒對室內揮發性有機物去除效率,並作相關 之探討。

根據過去之研究可知,影響光觸媒去除揮發 性有機物之因子有觸媒之粒徑及種類、揮發性有 機物物種、溫溼度、光源波長及光照強度等。而 根據化學反應工程之原理可知,光反應器之效率 與光觸媒表面積與反應器體積比率、氣體流率、 氣體停留時間等等有關。考慮以上之因素,我們 選擇石英管作為光反應器之材質以減少紫外光之 吸收。本研究選擇之目標污染物為toluene, p-xylene, m-xylene及mesitylene藉以了解不同之物 化特性如亨利定律常數(KH)與氫氧自由基反應常 數(koH)對於去除效率之影響。Toluene常被用作油 漆、面漆、接著劑、墨水及清潔劑之溶劑。p-Xylene 及m-xylene亦常被用作油漆、面漆之溶劑。 Mesitylene之用途則與二甲苯(xylenes)類似。研究 探討不同氣體流率、揮發性有機物物種及濃度、 臭氧濃度對去除效率之影響。臭氧對於光觸媒反 應增進效應則以效應指標(enhancement index)作 為評估指標。

研究方法

實驗所使用之光反應器為一長 45 cm內徑 2.5 cm之石英管。一長43 cm 寬2.5 cm 之玻璃板置 於其中,其表面塗佈Degussa P-25 Titania光觸媒, 塗佈密度為 0.0818 mg/cm²。石英管下半部以鐵氟 龍(Teflon)材質填充,光反應器之構造圖如圖一所 示。 紫外光光源為一 15 瓦, UV-C (主要波長為 254 nm)長 45 cm之燈管(Philips),其作用在於激發 光觸媒反應。研究所選擇之揮發性有機物物種為 toluene (Assay 99.7 %, Riedel-deHaën), p-xylene (Assay \geq 98%, J.T. Baker) *m*-xylene (Assay \geq 98%, Fluka), and mesitylene (Assay≧98%, Fluka)。揮發 性有機物之蒸氣以毛細擴散管(Diffusion Vials, VICI)產生,其產生濃度以溫度及氣體流量控制 之。實驗系統之相度溼度以乾濕空氣之混合比例 來控制。光反應器之溫度以恆溫箱(DENG TNG Instruments Co., Ltd)控制之,其溫度控制在

25±0.5°C。實驗系統之溫溼度以一溫溼度計 (Hygromer A2 &100A)監控之。光反應器之入口及 出口之氣體以填充Tenax TA (60/80 mesh) 之不鏽 鋼(SUPELCO)進行採樣,採樣完成之採樣管後再 以熱脫附儀(TEKMAR 6000 Aero trap Desorber) 脫附後注入氣相層析儀(GC-FID, HP5890 series II) 分析。光反應器之入口及出口之臭氧濃度以臭氧 分析儀(Ozone Analyzer Model 400A, API Inc.)監測 之。.



圖一、光反應器之構造圖

結果及討論

氟體流率之影響

圖二為不同氣體流率下,光觸媒對揮發性有 機物之反應速率(apparent rate)。揮發性有機物之 反應速率可以下是表示:

 $r = (C_{in} - C_{out})Q/A \tag{1}$

其中: C_{in} 及 C_{out} 為入口及出口之揮發性有機物 濃度, Q 為氣體流率, A為觸媒塗佈面積。實驗分 別在以 5 ppm濃度之toluene, p-xylene m-xylene,及 mesitylene進行。在異相觸媒反應中,反應速率由 氣相之質傳速率及觸媒表面反應速率決定之。圖 二顯示,揮發性有機物之反應速率在低流率時 (0—800 mL/min)隨氣體流率增加而增加。 因此, 此時所觀察到之反應速率反映的是氣相質傳的速 率 (i.e. diffusion controlling)。在高流率時(>1000 mL/min)反應速率並不隨氣體流率變化而有明顯 改變。此時,氣相質傳速率較觸媒表面反應速率 快,因此所觀察到之反應速率為實際觸媒表面反 應速率(i.e. reaction controlling)。為了減少質傳之影響,以下實驗選擇在 1200 mL/min進行。



圖二、 氣體流率對光觸媒反應速率之影響
 (50% 相對溼度,紫外光45µW/cm²UV-C)

揮發性有機物濃度之影響

在不同濃度之揮發性有機物的光觸媒反應速 率如圖三所示(相對溼度為 50%,絕度溼度= 15170 ppm)。實驗結果符合雙分子表面反應之 Langmuir -Hinshelwood (L-H)模式,該模式如下式所示:

 $r = k \frac{K_1 C_{VOC}}{(1 + K_1 C_{VOC} + K_2 C_w)} \times \frac{K_4 C_w}{(1 + K_3 C_{VOC} + K_4 C_w)}$ (2) 其中 r為反應速率 (u-mole m⁻² s⁻¹), k 為反應速率 常數 (μ mole m⁻² s⁻¹), K_1 , K_2 , K_3 , 及 K_4 為 Langmuir 吸 附 常 數 (Langmuir adsorption constants)(ppm⁻¹), Cvoc 為揮發性有機物濃度 (ppm), C_w 為絕對溼度(ppm)。數據的回歸是以最 小平方法進行。回歸的曲線如圖三所示,回歸所 得之數據如表一及表二所示。光觸媒反應中之氧 化劑及還原劑為紫外光激發之電洞(h⁺)及電子。 在溼度存在之情況下,電洞會將由水解離之OH 陰離子氧化成氫氧自由基(hydroxyl radicals, OH·)。一般相信,光觸媒反應中,氫氧自由基是 攻擊揮發性有機物的主要氧化物質(6,7,9)。因此, 光觸媒反應之速率常數(k)應該會與氫氧自由基反 應速率常數(koH)成正比。如圖四(a)所示,光觸媒 反應速率與氫氧自由基反應速率常數成縣性的正 相關,R²值為0.932。類似結果在其他的研究及其他的揮發性有機物物種亦曾被發現⁽¹⁰⁾。

研究已證明在溼度存在之情況下,二氧化鈦 表面會被氫氧基化(hydroxylated)產生氫氧基 (hydroxyl group)⁽¹³⁾。水分子可藉由氫鍵的生成而 吸附在這些氫氧基上。藉著OH… π電子之交互作 用,toluene亦可被吸附在這些氫氧基上。由於具 有相似的化學結構,推測OH… π電子之交互作用 亦發生在p-xylene, m-xylene 及 mesitylene之吸附 上。由於水分子與揮發性有機物均吸附在相同之 氫氧基上,因此發生競爭吸附之現象。水分子與 揮發性有機物競爭吸附之激烈程度決定於吸附的 相對鍵能(relative bonding energies)⁽¹³⁾。由本研究 結果發現Langmuir吸附常數(該常數表示吸附與脫 附之速率比)隨著亨利定律常數(KH)增加而增加, 如表二及圖五所示。這個結果顯示:亨利定律常 數越低的揮發性有機物其吸附的相對鍵能越低。 因此,亨利定律常數可作為競爭吸附優勢之指 標。競爭吸附之程度亦可由觀察圖三曲線之曲率 而得之,其次序為toluene > p-xylene > m-xylene > mesitylene •

表一、Table 1. 氫氧自由基反應速率常數(k_{OH})與
 光觸媒反應之速率常數(k) (溫度 298 K,相對溼度
 50%,紫外光強度 45 μ W/cm² UV-C)

NOC	$k_{ m OH} imes 10^{12}$	k
VOC	(cm ³ / molecule-s)	$(\mu\text{-mole m}^{-2} \text{ s}^{-1})$
Toluene	5.96	1.35
<i>p</i> -Xylene	14.3	3.60
<i>m</i> -Xylene	23.6	19.7
Mesitylene	57.5	35.6

表二、 Langmuir吸附常數與亨利定律常數($K_{\rm H}$)

VOC	$\frac{K_{\rm H}}{(\rm kPa\ m^3mol^{-1})}$	K_1, K_3 (ppm ⁻¹)	K_2, K_4 (ppm ⁻¹)
toluene	0.66	0.409	5.88×10 ⁻⁴
<i>p</i> -xylene	0.69	0.114	5.14×10 ⁻⁴
<i>m</i> -xylene	0.73	0.0176	1.27×10^{-5}
mesitylene	0.78	0.0119	9.36×10 ⁻⁶



 圖三、 揮發性有機物濃度與反應速率之關係

 (氣體流率 1200 mL/min, 溫度 298 K, 相對溼度
 50% 紫外光強度 45 μ W/cm² UV-C)



圖四、(a) 氫氧自由基反應速率常數(*k*_{OH})與光觸 媒反應之速率常數(*k*)關係圖(b) 氫氧自由基反應 速率常數(*k*_{OH}) vs. enhancement index.

臭氧濃度之影響

圖六之實驗結果顯示臭氧對於光觸媒反應之 影響。在臭氧存在及紫外光照射下下光反應器內 會產生一連串的紫外光/臭氧連鎖反應 (UV/O₃ chain reaction)如以下所示^(11,12):

 $O_3 + hv \xrightarrow{1} O(^1D) + O_2$ (Ozone photolysis) (3-1)



圖五、 Langmuir吸附常數與亨利定律常數(K_H) 關係圖

$O(1D) + HO^2 + OOH - (555 + 1 + 1)$	(2, 2)
$O(D) + H_2 O \longrightarrow 2OH \bullet (I I I I I I I I I I I I I I I I I I$)(3-2)
$RH + OH \bullet \xrightarrow{3} R \bullet + H_2O$ (Chain initiation)	(3-3)
$RH + OH \bullet \xrightarrow{4} ROH_2 \bullet$	(3-4)
$R \bullet + O_2 \xrightarrow{5} RO_2 \bullet$ (Chain propagation)	(3-5)
$RO_2 \bullet + RH \xrightarrow{6} ROOH + R \bullet$	(3-6)
$OH \bullet + wall \xrightarrow{7}$ (Chain termination)	(3-7)
$O(^{1}D) + M \xrightarrow{8} O + M$	(3-8)
氫氧自由基產生步驟生成之OH·自由基具高	反應
性為主要之氧化劑。此反應的速率方程式	可以
Pseudo-steady-state approximation (PSSA) ≥	方法
處理此一系列反應式中之反應中間產物而	獲得
之。PSSA假設反應中間產物之壽命短,濃度	低,
其生成速率近似於消耗速率,可將其濃度視	為定
值。以PSSA處理反應之中間產物 $O(^{1}D)$ 、 OH	• ` R•
及RO2•可得揮發性有機物(RH)之反應速率如	下式
所示:	

 $\frac{d[RH]}{dt} = -\frac{4k_3k_1k_2[O_3][RH][H_2O]}{\{(k_3 + k_4)[RH] + k_7\}(k_2[H_2O] + k_8[M])}$ (4) 其中 $k_1 \sim k_8$ 為方程式(3-1~8)之反應速率常數。 根據(4)式氣相中之揮發性有機物反應速率與臭氧 濃度成正比關係,因此本研究定義臭氧濃度與反 應速率關係圖(圖六)中之斜率為臭氧之增進效應 指標(enhancement index of ozone)。本研究測得之 指標(單位為 μ -mole-m⁻²-s⁻¹/ppb-O₃)結果如表三所 示。和光觸媒反應速率常數一樣,臭氧之增進效 應指標與氫氧自由基反應速率常數亦呈線性之正 相關,其R²值為 0.981(見圖四(b))。不同揮發性有 機物物種之反應速率之增進因子(%)如表三所 示。其中mesitylene的反應速率之增進因子最大與 k_{OH} 之次序符合。Toluene之增進因子最大與 k_{OH} 之次序符合。Toluene之增進因子最大與 p-xylene、*m*-xylene小,但是toluene之增進因子較 *p*-xylene、*m*-xylene大。這是因為在無臭氧狀態時, *p*-xylene及*m*-xylene之光觸媒反應速率(0.0483 and 0.0493 μ -mole m⁻²s⁻¹)較toluene(0.0394 μ -mole m⁻² s⁻¹)高,而臭氧對反應速率增進因子是根據此數據 計算而得。

造成臭氧增進反應速率之理由是臭氧的電子 親合力(2.1 eV)較氧氣(0.44 eV)高,因此,被紫外 光激發到二氧化鈦之傳導帶上之電子較容易被臭 氧捕獲。捕獲電子之臭氧則會形成陰離子自由基 O₃·•,然後迅速分解成O·自由基及氧氣(O₂);或 是與水(H₂O)反應生成氫氧自由基(OH•)。O·及 OH•自由基繼續攻擊破壞揮發性有機物進而增進 整體反應速率⁽⁵⁾。

表三、 臭氧對光觸媒反應之增進效應指標

	Enhancement of		
VOC	oxidation rate (%)		Enhancement index
VOC	Ozone concentration		$(\mu$ -mole-m ⁻² -s ⁻¹ /ppb-O ₃)
	1700 ppb	4000 ppb	~
Toluene	5.91	13.9	1.41×10 ⁻⁶
<i>p</i> -Xylene	5.34	13.2	1.52×10 ⁻⁶
<i>m</i> -Xylene	5.5	13.0	1.58×10 ⁻⁶
Mesitylene	6.41	15.1	1.80×10 ⁻⁶

由於臭氧亦是室內污染物的一種,在使用於 室內環境時必須將其控制在一容許之濃度範圍 內。結合光觸媒及紫外光/臭氧程序在不同揮發性 有機物存在下,各濃度臭氧之去除效率如圖七所 示。其去除效率之範圍介於 52% 至 80%之間, 且去除效率隨之臭氧濃度增加而減少。



圖六、紫外光/臭氧程序對揮發性有機物反應速率
 之增進效應(溫度 298K,相對溼度 50%,紫外
 光強度 45 μ W/cm2 UV-C)



圖七、結合光觸媒及紫外光/臭氧程序在不同揮發 性有機物存在下各濃度臭氧之去除效率(溫度 298K,相對溼度 50%,紫外光強度 45μW/cm2 UV-C)

結論

在本研究中所觀察到的反應速率在氣體流率 超過1000 mL/min則可忽略質傳之影響,亦及反應 速率由表面反應決定之。在此一流率範圍內,光 觸媒反應之動力行為可以雙分子之Langmuir-Hinshelwood模式描述之。本研究所得到之光觸媒 反應速率常數與koH成正比關係,而Langmuir吸附 常數與亨利定律常數呈線性正相關。toluene、 p-xylene、m-xylene及mesitylene之光觸媒反應常數 介於 1.35 至 35.6 (μ -mole m⁻² s⁻¹)之間。toluene、 p-xylene、m-xylene及mesitylene臭氧之增進效應指 標 介 於 1.41×10⁻⁶ 至 1.80×10⁻⁶ (μ -mole-m⁻²-s⁻¹/ppb-O₃)之間,且與 k_{OH} 成線性正相 關。結合光觸媒及紫外光/臭氧程序對臭氧去除效 率約介於 52%至 80%之間。本研究結果可提供作 室內空氣清凈技術的相關設計及使用上之參考。

謝誌

感謝國科會及廠商利德儀器和笙歐利等提供經費 及實驗設備之協助

參考文獻

- Anderson, K., and Scott, R., *Fundamentals of Industrial Toxicology*, Ann Arbor Science, Mich., pp.21-25 (1981)
- 2. Repace J. L., "Indoor air pollution", *Environmental International*, 8, pp.21-36 (1982)
- Zhao, Juan and Xudong Yang, "Photocatalytic oxidation for indoor air purification: a literature review", *Building and Environment*, 30, pp.645-654 (2003)
- Alberici R. M. and Jardim W. F., "Photocatalytic destruction of VOCs in the gas-phase using titanium dioxide", *Applied Catalysis B: Environmental*, 14, pp.58-68 (1997)
- Pichat, P., J. Disdier, C. Hoang-Van, D. Mas, G. Goutailler, C. Gaysse, "Purification / deodorization of indoor air and gaseous effluents by TiO₂ photocatalysis", *Catalysis Today*, 63, pp.362-369 (2000)
- Adamson, A. W., *Physical Chemistry of Surfaces*, 4th ed., John Wiley & Sons; New York, 1982, chap 17
- Augugliaro Vincenzo, Salvatore Coluccia, Vittorio Loddo, Leonardo Marchese, Gianmario Martra, Leonardo Palmisano, and Mario Schiavello, "Photocatalytic oxidation of gaseous toluene on anatase TiO₂ catalyst: mechanistic aspects and FT-IR investigation" Applied

Catalysis B: Environmental, 20, pp.15-27 (1999).

- Maira, A. J., K. L. Yeung, J. Soria, J. M. Coeonado, C. Belver, C. Y. Lee, V. Augugliaro, "Gas-phase photo-oxidation of toluene using nanometer-size TiO₂ catalysts", *Applied Catalysis B: Environmental*, 29, pp.327-336 (2001)
- Peral, José, Xavier Domènech, David F. Ollis, "Heterogeneous photocatalysis for purification, decontamination and deodorization of air", *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 70, pp.117-140 (1997)
- Sattler L. Melanie and Howard M. Lijiestrand, "Method for Predicting Photocatalytic Oxidation Rate of Organic Compounds", J. Air & Waste Manage. Assoc., 53, pp. 3-12 (2003).
- Seinfeld H. John and Spyros N. Pandis, *Atmospheric Chemistry and Physics*, John Wiley & Sons, Inc., p.147 (1998)
- Bhowmick M. and Semmens M. J., "Ultravilet phtooxidation for the destruction of VOCs in air", *Wat. Res.*, 28(11) pp.2407- 2415 (1994)
- Obee, T. and Robert, T. B., "TiO₂ photocatalysis for indoor air applications: effects of humidity and trace contaminant levels on the oxidation rates of formaldehyde, toluene, and 1,3-butadiene", *Environ. Sci. & Technol.*, 29, pp.1223-1231 (1995)