

공기정화기용 광촉매 필터의 성능-귀금속 담지 영향

장현태^{1*}, 김정근², 차왕석³

The Performance of Photocatalyst filter for an Air Cleaner-Effect of novel metal

Hyun-Tae Jang^{1*}, Jeong-Keun Kim² and Wang-Seog Cha³

요약 기상 휘발성 유기화합물인 아세톤과 포름알데히드에 대한 분해반응을 TiO₂ 광촉매에 귀금속을 혼합 담지하여 분해능을 연구하였다. 아세톤의 경우 TiO₂에 팔라듐 혼합담지에 의하여 분해 반응성이 개선되었으며, 일반적인 광촉매 반응에 있어서 수분의 첨가시 OH기의 형성에 따른 분해반응성의 증가를 실험한 결과 아세톤의 경우 수분의 흡착에 의하여 분해반응성이 감소하는 것으로 나타났다. 아세톤의 경우 45℃가 최적으로 나타났으며, 포름알데히드의 경우는 75℃가 최적으로 나타났다. 귀금속 담지에 의한 영향에서는 아세톤의 경우 Pd를 TiO₂의 중량비 1wt%를 첨가한 경우 반응성의 향상을 보았으며, 포름알데히드의 경우 Pt가 반응성의 향상을 나타내었다.

Abstract This work examined improving the activity of photocatalysts by novel metal doping for the degradation of volatile organic compounds, such as formaldehyde and acetone. The activity was determined with type of dopant novel metal and volatile organic compounds. The palladium-doped TiO₂ was found to be improved the decomposition of acetone. The photocatalytic degradation rate for acetone was increased with decreasing temperature to 45℃. The optimum temperature of photocatalytic degradation rate for formaldehyde was 75℃. The enhancement of reaction rate with novel metal were 1.0 wt.% of palladium for acetone, 1.0 wt.% of platinum for formaldehyde.

Key words : Photocatalyst, Air Cleaner, TiO₂, Platinum, Palladium

1. 서론

인간생활에 있어서 쾌적한 환경을 요구하는 환경권의 대두와 이를 뒷받침하고자 하는 정책적 또는 제도적 규제 강화로 인하여 환경오염의 효과적인 제어가 도시화와 산업화에 커다란 문제로 등장하고 있다. 최근에는 이러한 문제와 더불어 대류권 내에서 진행되는 광화학적 대기 오염 현상과 그에 따른 오존농도의 증가에 대해 많은 관심이 집중되고 있다. 광화학적 대기오염 현상이란 대기 중의 휘발성 유기화합물(Volatile Organic Compounds : VOC)과 질소산화물(NOx)이 강한 자외선에 의해 반응하면 오존, 알데히드, PAN(p-oxyacetylnitrate) 등과 같은 2차 오염물질인

광화학 산화물을 생성하는 것을 의미하는데 이 광화학 산화물은 성층권 오존층 파괴와 생물체에 지대한 영향을 주고 있다. 이와 같은 광화학스모그의 원인물질 중에서 질소산화물은 주로 자동차와 같은 이동원과 산업체, 발전소 등의 고정원이 주요 생성원으로 지목되고 있다. 반면, 휘발성 유기화합물은 주로 유기용제류를 사용하는 도장시설(자동차, 선박, 전기·전자, 금속제품, 목재가구, 플라스틱 등), 도로포장시설, 인쇄·출판시설, 세정시설, 세탁시설 등과 같은 고정원과 차량 등의 이동원을 주요 발생원으로 들 수 있는데, 최근 자동차수의 급증이나 각종 유기용제 및 페인트의 사용량 증가로 인한 VOC 오염현상은 산업 근로현장에서의 직업병시비, 인체유해성 등에 대한 논란과 같은 사회적 문제를 야기하고 있다. 특히, 인구조밀지역인 대도시에서는 이런 문제가 더욱더 심각하게 받아들여지고 있다. 그 실 예로 서울, 인천 등의 대도시 지역에서는 오존주의보의 발생빈도가 급증하고 있

¹한서대학교 화학공학과

²동화 C&S(주)

³군산대학교 토목환경공학부

*교신저자: 장현태(htjang@hansco.ac.kr)

는데, 이러한 현상은 VOC에 대한 규제가 시급하다는 구체적인 증거라고 할 수 있다. 미국 EPA(Environmental Protection Agency)에서 발표한 자료에 의하면 대기오염 물질 중 약 50%가 VOC인 것으로 나타났다¹⁾.

국내외 기존의 VOC 처리기술로는 고온 소각법, 흡착제를 이용한 흡착법, 응축법 및 촉매산화법 등이 있으나, 고온 소각의 경우 NOx 발생우려나 에너지 비용이 크고 흡착제의 경우 흡착처리 후 농축된 유해한 고체물질이 남아 2차적인 오염이 문제되며 응축법은 과다한 냉각이나 가압에 따른 운전비 상승이나 복합성분의 VOC 처리에는 2차 분리가 필요하고, 촉매를 이용한 방법은 고가의 귀금속 촉매와 높은 운전비로 경제성에 있어서 문제가 되고 있다. 첨단과학 기술을 환경에 적용하는 연구 분야로 고급산화공정(Advanced Oxidation Process : AOP)기술을 들 수 있으며 그 중에서도 광촉매를 이용한 대기오염물질 처리에 관한 연구가 크게 주목받고 있으며 최근 국내에서도 활발한 연구가 시작되고 있다^{2, 3, 4, 5)}. 이들 고급산화공정에는 광촉매/UV공정, Plasma, Electron beam, H₂O₂/UV, O₃/UV, H₂O₂/O₃/UV 등이 있고 각각 장단점을 가지고 있으며, 처리대상 물질이나 처리량 등에 따라 경제적인 측면을 고려하여 실제 공정에 적용되고 있고 공정상의 공통점으로 대부분 강력한 산화제인 OH radical을 중간물질로 생성시켜 오염물질을 산화 분해시킨다는 점이다. 광촉매는 광조사 하에서 보통 산소나 수분 등을 산화제로 하여 유독성 유기물을 CO₂와 H₂O로 완벽하게 산화시킨다. 이러한 광촉매 반응은 촉매화학의 새로운 분야로서 다른 공정에 비하여 비교적 값싸고 재생 가능한 에너지원과 화학적으로 유용한 물질을 얻을 수 있을 뿐만 아니라 난분해성 유기물의 산화 분해반응에 응용될 수 있는 새로운 방법으로 인식되고 있다^{6, 7, 8, 9)}.

본 연구는 실제 공정 적용에 앞서 내부순환형 회분식 광반응기를 통해 VOC 대상 물질에 대한 기본적인 광반응성과 효율성을 실험하였다. 처리대상 물질은 아세톤, 메탄올, 포름알데하이드를 선택하였으며 다음과 같이 연구를 수행하였다. UV를 이용한 회분식 광반응기에서의 최적의 운영 조건을 도출하기 위하여 각 대상 물질에 대하여 Langmuir형의 반응식^{10, 11)}을 유도하여 반응속도 상수와 흡착 상수를 도출하여 기본적인 kinetics를 도출하기 위하여 VOC의 농도, 광촉매의 귀금속 담지, 온도 등에 대한 분해 효율을 통해 최적 조건을 구하고자 하였다.

2. 실험장치 및 방법

2.1 광촉매의 물성

기상 및 액상 VOC처리에 있어서 가장 광범위하게 연구되는 광촉매 물질은 주로 결정질의 anatase 로 구성된 P-25 (Degussa Co.)가 가장 상용화되어있으며, 본 연구에서 제조한 TiO₂ 광촉매와의 반응성 비교에 앞서 X-ray diffraction 분석 결과와 입자크기, BET 표면적과 같은 물리·화학적 특성치를 <그림 1>과 <표 1>에 각각 나타내었다. <그림 1>에서 나타난 바와 같이 두 시료 모두 anatase 구조의 TiO₂가 주 구성물질임을 알 수 있다. 본 실험에서 사용된 촉매의 경우 P-25에 비해 입자 크기가 훨씬 작고 표면적이 6배 정도 크기 때문에 반응성이 높을 것으로 기대된다.

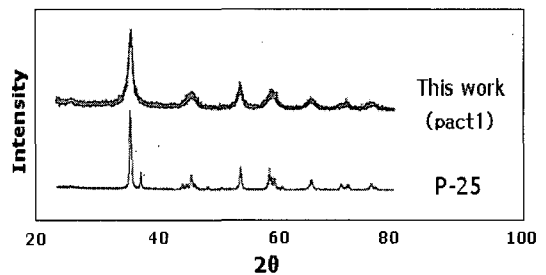


그림 1. P-25 and pcat1의 X-선회절분석.

표 1. P-25와 pcat1 광촉매의 물성 비교.

catalyst	surface area(m ² /g)	particle diameter(nm)	structure
pcat1	220	9	Anatase
P-25	47	30	Anatase, Rutile

2.2 촉매 제조 및 코팅방법

(1) 촉매제조

IPA, silicon과 alkoxide의 혼합액에 IPA, DI water와 질산의 혼합액을 1시간 동안 dropping 한 후 2시간 동안 일정 속도로 교반하여 binder를 제조한다. 위의 과정으로 제조된 binder와 IPA, DI water를 혼합한 용액에 pcat1을 dropping 하여 2시간동안 교반하여 TiO₂ 광촉매 코팅액을 제조한다. 귀금속과 전이금속을 담지하는 경우는 앞서 제시한 촉매 제조 방법에 전구체를 넣어주는 과정이 추가된다. 본 실험에서는 TiO₂에 대한 귀금속 또는 전이 금속의 비율을 1.0 wt.%로 하였으며 binder에 담지금속을 혼합한 후 같은 방법으로 pcat1을 dropping 하여 제조하였다.

(2) 반응관의 촉매 코팅

반응관의 한 쪽 끝은 밸브를 연결하고 다른 한쪽은 개방한 채 밸브 쪽이 아래 방향이 되도록 수직으로 고정하여 세운다. 제조한 코팅 용액으로 반응관을 가득 채운 후 관 하단의 밸브를 살짝 열어 용액이 배출하게 하여 관 내부를 코팅하며 떨어지게 한다.

관 내부를 코팅한 후 용액이 관으로부터 완전히 배출되면 코팅된 관을 120℃의 drying oven 에 1시간동안 건조시킨다. 또한 귀금속이나 전이금속을 담지한 코팅 용액의 경우 전구체에 포함된 염을 제거하고 광촉매 적합한 산화기를 얻기 위해 건조 후 450℃의 가열로에서 3시간동안 소성시킨 후 석영관 등에 코팅하였다. <표 2>는 담지 촉매의 종류와 사양을 나타낸 것이다.

표 2. 귀금속담지 광촉매의 제조 조건

Catalysts	Temp. of Calcination (°C)	Source		wt.%
		Name	Manufacturing Company	
Pt/TiO ₂	400	H ₂ Pt Cl ₆ H ₂ O	Wako pure chemical industrise LTD.	1.0
Pd/TiO ₂	400	Pd (NO ₃) ₂	Aldrich chemical Co., INC	1.0

2.3 실험 장치

우선 대상 VOC의 광촉매 반응특성, 즉 kinetics 연구를 수행하기 위한 회분식 반응기는 <그림 2>에 나타난 바와 같이 내경 100mm, 높이 210mm, 부피가 약 1634cc이며. 석영관으로 구성되어 있다. 반응기 중심부에 수직으로 UV lamp를 삽입하고 그 외부에 촉매를 코팅한 석영관을 고정시켰으며 반응기 내의 온도를 일정하게 유지시키기 위해 항온조/순환장치를, 그리고 반응기 내의 농도가 균일하도록 반응기 하부에 magnetic stirrer를 설치하였다. 회분식 반응기 및 UV lamp는 6W의 254nm와 354nm를 사용하였다.

3.3 실험 방법

광촉매반응기에 촉매가 담지된 석영관을 장착한 후 공기 유입구와 유출구를 개방한 채 충분히 공기를 통과시켜 공기분위기를 만든 후 반응기 내를 대기압 조건으로 조성한 후 반응 대상 VOC 대상 물질을 주입하였다. 광촉매와 VOC 대상 물질간 흡착평형에 도달 한 후 UV 광원을 조사하여 반응 물질에 한 광반응성을 측정하였다. 이때 광반응에 대하여 온도, 수분, 산소농도, VOC 농도에 대하여 각 촉매 별로 실험을 수행하였다. VOC 대상 물질의 초기 농도를 바꿔가며 Langmuir형의 반응식을 유도하여 반응 속도 상수와 흡착 상수를 도출하여 기본적인 kinetics를 측정하였다.

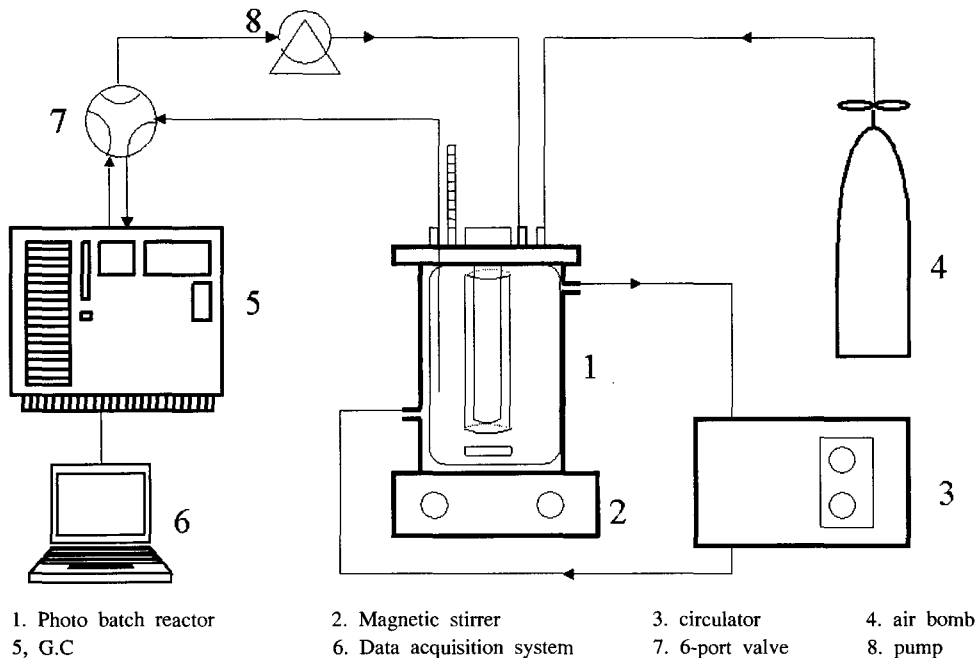


그림 2. 회분식반응기의 개략도

분석 방법은 auto sampling valve를 이용하여 반응 기체를 일정 시간마다 Gas Chromatography (GC-FID)로 분석하였다. 실험 조건은 <표 3>에 나타내었다.

표 3. 광촉매 반응기 운전 변수

Catalyst	TiO ₂ , Pt/TiO ₂ , PdO/TiO ₂
Reactor Temp.(°C)	25 ~ 75
VOC Conc.(ppm)	300
Pressure og reactor(bar)	1.0
wave length of UV lamp (nm)	254, 362

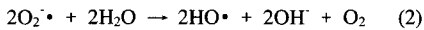
4. 결과 및 고찰

4.1 광반응 특성

4.1.1 수분의 영향

광반응에 있어서 수분은 촉매 표면에 흡착하여 OH 라디칼을 형성하여 반응을 개시하고 연쇄 반응을 하는 중요한 역할을 하는 것으로 알려져 있다.

자외선 조사에 의해 산소 원자가 광촉매 표면에 흡착하면 라디칼 반응과 산화 반응을 포함하는 일련의 반응이 연속적으로 발생하여 O, O₂, O₃, O₂⁻ 와 같은 산소 원자들이 발생한다고 보고되어 있다. 그러나 자외선 조사에 의한 산소 원자의 흡착은 그 양이 매우 작은 것으로 알려져 있다⁸⁾. TiO₂의 광여기로 발생한 정공과 전자는 각각 산화/환원 반응에 참여하게 된다. 특히, 전자는 전자수용체(O₂)와 반응하여 O₂⁻를 생성한다. 만약 반응에 물이 참여한다면 O₂⁻는 물분자와 반응하여 OH 라디칼을 생성하며 OH 라디칼의 생성으로 유기화합물의 분해 반응은 더욱 커질 수 있다⁹⁾.



그러나 이러한 수분은 모든 반응물에 대하여 상등 작용을 하는 것은 아니다. 아세톤과 포름알데히드의 수분에 대한 광산화 반응 영향을 살펴보기 위해 액상 아세톤과 포름알데히드를 각각 투입한 후 0 μ l, 14.7 μ l, 29.5 μ l, 44.3 μ l의 물을 주입하여 각각 508, 1020, 1532ppm으로 수분 양을 조성하여 대한 아세톤의 분해 속도를 관찰하였다. 아세톤의 경우 수분에 의하여 분해속도는 감소하는 것으로 나타났으며, 포름알데히드의 경우는 감소량이 아세톤 보다는 작게 나타났다.

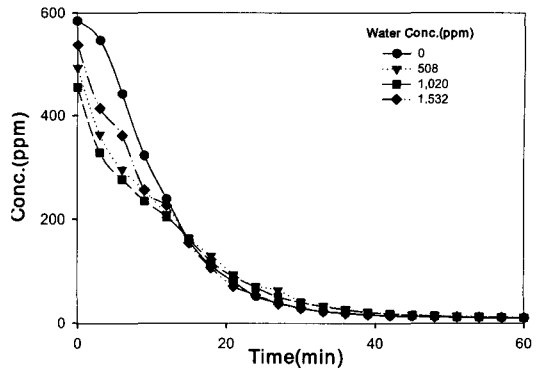
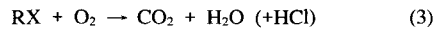


그림 3. 아세톤에 대한 광촉매분해반응의 수분영향(TiO₂, 45°C)

4.1.2 산소 농도 영향

산소는 자유 전자 수용체로 작용하여 반응을 유도 할 뿐만 아니라, 산소 원자 자신도 일련의 산화 반응을 유도한다.



각 유기물 분해 반응에 대한 산소의 영향을 알아보기 위해 반응기 분위기를 질소와 산소에 대해 각각 분해 반응 속도를 측정하였다. <그림 4>에서 보는 바와 같이 산소는 모든 유기물의 분해 반응을 증진시키는 것으로 나타났다. 이는 산소가 자유 전자 수용체로 작용하여 OH 라디칼을 생성하여 유기물을 분해한 것으로 여겨진다. 반면 질소 분위기에서는 이러한 라디칼의 생성이 일어나지 못한 것으로 여겨지며, 이에 따라 완전한 산화반응이 일어나지 못하여 물과 이산화탄소의 생성이 매우 적고 다양한 질량을 갖는 중간체가 발생하는 것을 알 수 있었다.

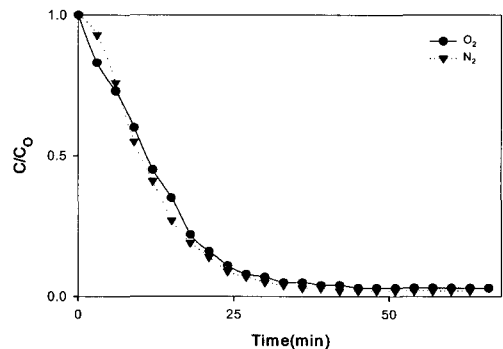


그림 4. 아세톤에 대한 광촉매분해반응의 산소효과(TiO₂, 45°C)

4.2 촉매의 개질

4.2.1 담지 촉매의 영향

금속이온의 doping 효과는 n형 반도체의 경우 빛이 조사되는 부분에서는 산화반응이, 그리고 빛이 조사되지 않는 부분에서는 환원 반응이 일어나게 된다. 그리고 p형 반도체에서는 반대 경향을 나타낸다. 그러나 일반적으로 어두운 부분에서 반응이 빛이 조사되는 부분의 반응에 비해서 효율적으로 진행되지 못하므로 이 경우 금속을 담지시킴으로써 생성된 전도대의 전자의 금속이온으로의 이동을 촉진시킬 수 있는 것이다. 결국 귀금속이나 전이금속이 반도체에 첨가되면 광촉매는 전자-정공쌍이 생성된 후, 전자가 금속이온으로 이동하여 전자-정공의 재결합이 지연되며 정공은 자유롭게 반도체 표면으로 이동하여 산화 반응에 참여하게 된다. 그러나 실제로 한정된 금속 이온만이 전자-정공의 재결합을 지연시키며, 매우 적은 양이 doping 되었을 때만 효과를 나타내고 많은 양의 경우 오히려 역효과를 내는 것으로 알려져 있다. 본 연구에서도 Pt와 Pd를 TiO₂의 중량비 1wt.%를 첨가하여 반응성을 고찰 한 결과 Pd의 첨가에 의하여 반응성이 작은 양 향상되는 것이 <그림 5>, <그림 6>에 나타났다. 그림에서 최종적인 농도의 감소폭보다는 초기농도 즉 반응개시시의 변화값으로부터 구한 속도상수에서는 이러한 현상은 알 수 있었다.

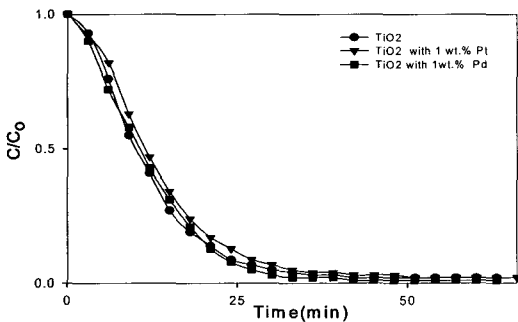


그림 5. 아세톤 광분해반응시 귀금속 담지 영향(45°C)

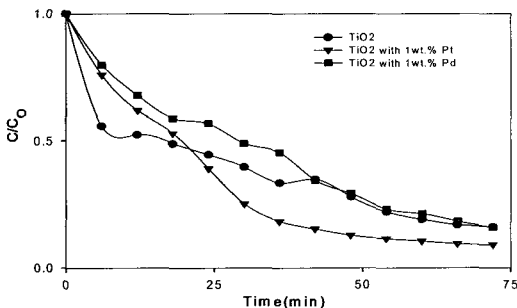


그림 6. 포름알데히드 광분해반응시 귀금속 담지 영향(55°C)

4.3 반응온도의 영향

일반적으로 온도는 촉매의 반응에 있어서 중요한 변수로 작용한다. 반응 속도 상수는 온도의 함수이며 온도가 상승하면 반응에 참여하는 분자수가 증가하여 반응속도 상수가 커진다고 하였다.

$$k = k_0 \exp (-E/RT) \quad (4)$$

그러나 광촉매 반응은 광에 의한 활성화 과정이기 때문에 원칙적으로 승온을 필요로 하지 않는다. 광촉매 반응은 일반적으로 상온에서 수행될 수 있으며, 0°C 이하의 낮은 온도에서는 율속단계가 반응생성물의 탈착이 되는 경우가 있다. 반면에 70°C 이상의 고온에서는 대부분의 광촉매 반응의 활성화는 감소한다. 이것은 고온에서는 반응물의 흡착이 율속단계가 된다는 것을 의미한다.

한편 OH 라디칼 반응의 활성화 에너지는 전자 정공 재결합 반응에 대한 활성화 에너지보다 크기 때문에 온도의 상승으로 열에너지가 공급됨으로서 전자 정공 재결합 반응 보다 OH 라디칼에 의한 산화 반응이 더욱 효과적으로 발생한다고 보고하고 있다⁹⁾.

본 연구에서는 이러한 온도의 영향을 살펴코자 각각 45, 55, 75°C의 온도에서 각 대상 물질에 대한 분해 반응 속도를 관찰하였다. 실험 결과 모든 유기물이 45°C에서 반응 속도가 높았으며, 75°C의 고온에서는 반응 속도가 비교적 낮았다. 이는 45°C에서 빛의 세기가 가장 크며, 온도가 상승할수록 촉매와 유기물간의 흡착력이 감소하여 반응성이 감소한 것과 현상을 나타내나 실제로는 흡착의 감소에 의한 기상반응물이 많은 것을 나타낸다.

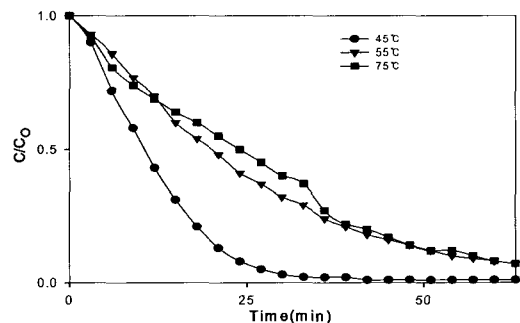


그림 7. 아세톤 광분해시 온도 영향 (Pd 1.0 wt.%)

4.4 Kinetics

<그림 8>은 대상물질의 초기 농도를 달리하여 대상 물질의 농도에 대한 분해반응 특성을 나타낸 것이다.

또한 <그림 9>는 각 대상물질의 초기 농도에 대한 반응성을 알아보기 위해 초기 반응속도 방법을 이용하여 대상물질에 대한 반응 차수를 구하였다. 이때 기울기는 각 대상물질의 반응 속도 차수가 된다.

대부분의 기체-고체간의 비균질 반응에서의 반응 속도 식은 속도결정 단계를 흡착 단계로 보는 Langmuir-Hinshelwood kinetics model을 따른다고 여러 연구자들^{2, 10, 11)}이 보고하였다. 본 실험에서도 Langmuir-Hinshelwood kinetics model을 적용하여 반응속도 상수와 흡착 상수를 구해보았다.

우선 Langmuir-Hinshelwood kinetics model에 의한 속도 식을 표현하면 다음과 같다.

$$r = \frac{-kKC}{1 + KC} \quad (5)$$

반응 속도를 농도에 대한 미분 식으로 다시 표현하면 다음과 같다.

$$r = \frac{dC}{dt} = \frac{-kKC}{1 + KC} \quad (6)$$

식 (6)을 각각 VOC의 농도 C와 시간 t에 대해서 적분을 하면,

$$t = \frac{1}{kK} \ln\left(\frac{C_0}{C}\right) + \frac{1}{k}(C_0 - C) \quad (7)$$

식 (7)의 양변을 (C₀ - C)로 나누어 정리하면 다음과 같다.

$$\frac{t}{C_0 - C} = \frac{1}{k} + \frac{1}{kK} \frac{\ln(C_0/C)}{(C_0 - C)} \quad (8)$$

이제 $\frac{\ln(C_0/C)}{(C_0 - C)}$ 과 $\frac{t}{C_0 - C}$ 에 대하여 최소자승법을 이용하여 k와 K를 구할 수 있다.

따라서 기울기와 절편을 통해 다음과 같이 k와 K를 구할 수 있었다.

$$\text{intercept} = \frac{1}{k}, \text{ slope} = \frac{1}{kK} \quad (9)$$

Langmuir-Hinshelwood kinetics model을 적용하여 초기 농도를 달리하고 반응온도를 각기 변화시켜 반응속도를 측정하므로써 <표 4>의 결과를 얻을 수 있었다.

반응에 있어서 k, K의 값은 매우 중요하다. 반응속도 상수가 크면 반응속도가 빠른 것이라 생각할 수 있으나, 식 (8)에 주어진 반응식과 마찬가지로 Langmuir-Hinshelwood kinetics model에 의한 반응속도 식은 k와 K 값의 영향을 동시에 받는다.

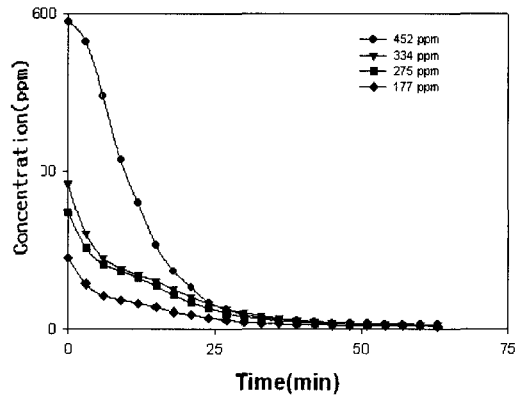


그림 8. 아세톤 광분해시 초기농도의 영향 (45°C)

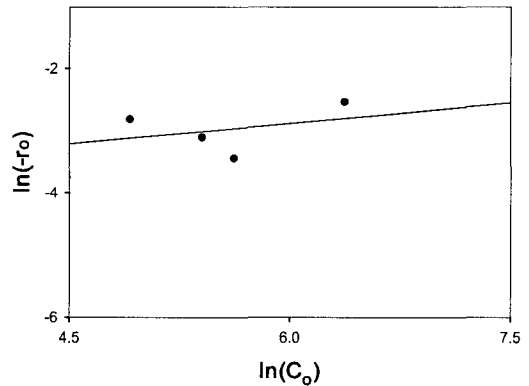


그림 9. 초기농도에 따른 광분해 반응 속도 (acetone, 45°C)

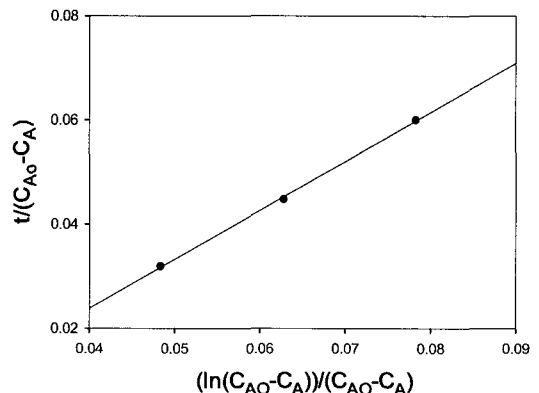


그림 10. Langmuir - Hinshelwood kinetics 모델을 이용한 반응속도상수와 흡착평형상수의 계산 (acetone, 45°C)

표 4. 각 화합물에 대한 광분해반응 속도상수 및 흡착평형 상수

material	Co (g/m ³)	intercept	slope	r ²	k (g/m ³ min)	K (m ³ /g)	kK (min ⁻¹)
Acetone	584	-0.01373	0.939	0.999	-72.833	-0.0146	1.0643
Form aldehyde	1.17 × 10 ⁴	8.72 × 10 ⁻⁵	8.56 × 10 ³	0.998	1.46 × 10 ⁴	1.16 × 10 ⁻⁴	1.339
Total	1.59 × 10 ⁴	2.54 × 10 ⁻⁴	2.69 × 10 ³	0.943	3.93 × 10 ³	3.72 × 10 ⁻⁴	1.463

5. 결론

내부 순환형 회분식 반응기에서 UV/TiO₂ 시스템을 이용하여 기상의 휘발성유기 화합물 제거 반응 특성을 고찰하였으며 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. 반응기내의 산소는 자유전자 수용체로 작용하여 OH라디칼을 생성하여 유기물을 분해하는 것으로 나타나 광반응 시 산소 또는 공기분위기 하에서 반응을 수행함이 적합한 것으로 나타났다.
2. 금속은 광반응시 생성된 전자를 포획하거나 활성점으로 작용하여 분해 반응에 증진시키는 것으로 알려져 있으며 본 실험에서는 Pcat1, Pcat1-Pt, Pcat1-Pd를 담지 후 소성하여 반응성을 실험한 결과 아세톤은 귀금속 Pt, Pd를 입힌 석영관이, 포름알데하이드의 경우는 반응성의 차이를 보이지 않았으나 반응초기의 귀금속을 담지하지 않은 광촉매의 반응성이 큰 것으로 나타났다.
3. 아세톤의 경우 낮은 온도에서 반응성이 높았으며, 포름알데하이드의 경우는 높은 온도에서 반응성이 우수하였다.
4. 수분은 광분해시 OH 라디칼을 생성시켜 분해 반응을 촉진시키는 반면 유기물과 경쟁 흡착을 하여 반응성을 저해시키는 영향을 동시에 갖고 있다. 본 실험에서는 아세톤은 수분을 첨가하지 않은 경우가 반응성이 더 좋았다. 반면 포름알데하이드는 수분을 첨가할수록 반응성이 더 좋았다.

사용부호

- e : electron (-)
- C : concentration of compound (g/m³)
- Co : initial concentration compound (g/m³)
- E : activation energy (J/mole)
- K : adsorption constant (m³/g)
- k : reaction rate constant (g/m³ · min)
- ko : pre exponential factor (-)
- R : gas constant (J/mole · K)
- T : temperature (K)

참고문헌

- [1] EPA, Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants, EPA/600/P-93/004aF, Environmental Protection Agency, Washington DC., (1996).
- [2] Borgarello, E., Kiwi, J., Pelizzetti, E., Visca, M., and Grätzel, M., Photochemical cleavage of water by photocatalysis, *Nature*, 289, 158-160 (1981).
- [3] 전희동, "유리에 코팅한 이산화티타늄 상에서 트리클로로에틸렌의 광분해", *대한환경공학회지*, Vol.16, No.4, pp497-504, 1994
- [4] Pichat, P. and Hermann, J. M., Adsorption-Desorption, Related Mobility and Reactivity in Photocatalysis, In: Serpone, N. and Pelizzetti, E., Eds., *Photocatalysis: Fundamentals and Applications*, John Wiley & Sons, N. T. C., 217-250 (1989).
- [5] Mills, G. and Hoffmann, M. R., "Photocatalytic Degradation of Pentachlorophenol on TiO₂ particles - Identification of Intermediates and Mechanism of Reaction", *Environ. Sci. Technol.*, 27, 1681-1689 (1993)
- [6] Hoffmann, M.R., Martin, S. T., Choi, W., and Bahnemann, D. W., *Environmental Applications of Semiconductor Photocatalysis*, *Chem. Rev.*, 95, 69-96 (1995).
- [7] Litter, M. I., "Heterogeneous photocatalysis Transition metal ions in photocatalytic systems", *J. Applied Catalysis B*, Vol. 23, 89-114 (1999)
- [8] Papaefthimou, P., Ioannides, T. and Verykios, X. E., "Performance of doped Pt/TiO₂(W6+) catalysts for combustion of volatile organic compounds(VOCs)", *J. Applied Catalysis B*, 15, 75-92 (1998)

- [9] Turchi, C. S., and Ollis D. F., "Photocatalytic Degradation of Organic Water Contaminants", J. Catalysis, 122, 178-192 (1990)
- [10] Poondi, and Vannice, M. A., "Competitive Hydrogenation of Benzene and Toluene on Palladium and Catalysts" J. Catalysis, 161, 742- 751 (1996)
- [11] Ashmore, P. G., Dainton, F. S. and Dugden T. M., "Photochemistry and Reaction Kinetics" Cambridge Univ. Press, (1967)

장 현 태(Hyun-Tae Jang)

[정회원]



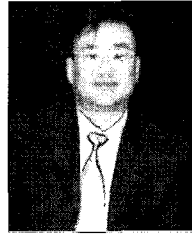
- 1986년 2월 : 고려대학교 화학공학 (공학사)
- 1991년 8월 : 고려대학교 화학공학 (공학석사)
- 1996년 2월 : 고려대학교 화학공학 (공학박사)
- 1997년 3월 ~ 현재 : 한서대학교 화학공학과 부교수

<관심분야>

흡착, 유동층반응

김 정 근(Jeong-Keum Kim)

[정회원]



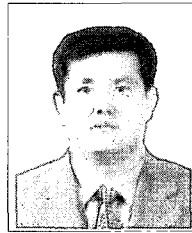
- 1979년 2월 : 고려대학교 화학공학과 (공학사)
- 1981년 2월 : 고려대학교 화학공학과 (공학석사)
- 1998년 12월 : 한국바이린(주) 연구소장
- 1999년 3월 ~ 현재 : 동화바이텍스(주) 및 동화 C&S(주) 영업개발 상무

<관심분야>

탈취, Dust Collection

차 왕 석(Wang-Seog Cha)

[정회원]



- 1981년 8월 : 고려대학교 화학공학과 (공학사)
- 1985년 2월 : 고려대학교 화학공학과 (공학석사)
- 1993년 8월 : 고려대학교 화학공학과 (공학박사)
- 1994년 3월 ~ 현재 : 군산대학교 토목환경공학부 교수

<관심분야>

폐기물 가스화 및 열분해