

## 광촉매 공정에 따른 이부프로펜의 분해 특성

채금화 · 나승민 · 안윤경<sup>1)</sup> · 이세반 · 김지형\*

고려대학교 건축사회환경공학과, <sup>1)</sup>한국기초과학지원연구원/서울센터 분석연구부  
(2011년 11월 23일 접수; 2012년 1월 3일 수정; 2012년 2월 21일 채택)

### Degradation Properties of Ibuprofen Using Photocatalytic Process

Jin-Hua Cai, Seung-Min Na, Yun-Gyong Ahn<sup>1)</sup>, Se-Ban Lee, Jee-Hyeong Khim\*

Department of Civil Environmental and Architecture, Korea University, Seoul 136-701, Korea

<sup>1)</sup>Korea Basic Science Institute, Seoul 136-701, Korea

(Manuscript received 23 November, 2011; revised 3 January, 2012; accepted 21 February, 2012)

#### Abstract

In this study, Ibuprofen (IBP) degradation by the photo catalytic process was investigated under various parameters, such as UV intensity, optimum dosage of TiO<sub>2</sub>, alkalinity, temperature and pH of bulk solution. The pseudo-first order degradation rate constants were in the order of 10<sup>-1</sup> to 10<sup>-4</sup> min<sup>-1</sup> depending on each condition. The Photocatalytic IBP degradation rate increased with an increase in the applied UV power. At high UV intensity a high rate of tri-iodide (I<sub>3</sub><sup>-</sup>) ion formation was also observed. Moreover, in order to avoid the use of an excess catalyst, the optimum dosage of catalyst under the various UV intensities (30 and 40 W/L) was examined and ranged from approximately 0.1 gL<sup>-1</sup>. The photo catalytic IBP degradation rate was changed depending on the alkalinity and temperature and pH in the aqueous solution. This study demonstrated the potential of photo catalytic IBP degradation under different conditions.

**Key Words** : Ibuprofen, Photocatalytic process, UV intensity, TiO<sub>2</sub> Dose, Alkalinity

#### 1. 서론

광촉매 기술은 고도산화처리기술 (Advanced Oxidation Process, AOPs) 중 하나이다. 고도산화처리 기술이란 거의 모든 유기물과 반응하여 강력한 산화력을 가지는 하이드록시 라디칼 ( $\cdot\text{OH}$ )을 발생시켜 유기화합물을 이산화탄소, 물 등의 무해한 무기화합물로 분해시키는 기술이다 (신 등, 2004). 현재 수처리에 사용되고 있는 고급산화법에는 오존 (O<sub>3</sub>)이나 과산화수소

(H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)를 단독으로 사용하는 방법, 그리고 이산화티타늄 (TiO<sub>2</sub>)와 같이 광활성이 있는 반도체 금속산화물과 자외선을 이용하는 광촉매 산화법 등이 이러한 공법에 속한다 (김 등, 2001).

이 가운데 광촉매 기술은 산화반응으로 이산화티타늄 입자의 밴드갭 에너지보다 큰 광에너지 (400 nm 이하)를 조사할 경우, 이산화티타늄은 활성화 되고 이에 따라 가전자대와 전도대 각각에 정공 (h<sup>+</sup>)과 전자 (e<sup>-</sup>)를 생성 시킨다. Fig. 1은 광촉매 공정에서 주된 반응 기작을 나타낸 것이다.

본 연구에서는 오염물질로 이부프로펜 (Ibuprofen, IBP)을 선택하여 실험을 진행하였다. 이부프로펜은 비스테로이드성 소염진통제 (NSAIDs)의 성분명으로 소염, 진통, 해열 작용을 하고 있으나 불포화 지방산의

\*Corresponding author : Jee-Hyeong Khim, Department of Civil Environmental and Architecture, Korea University, Seoul 136-701, Korea  
Phone: +82-010-8765-3318  
E-mail: hyeong@korea.ac.kr

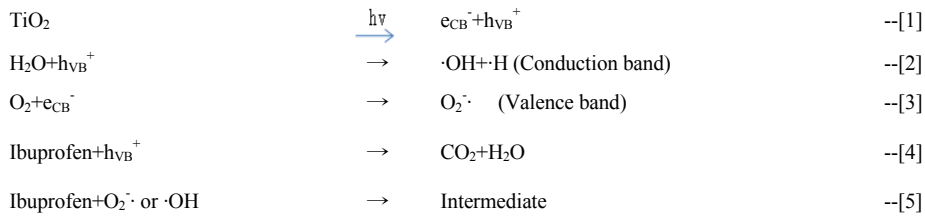
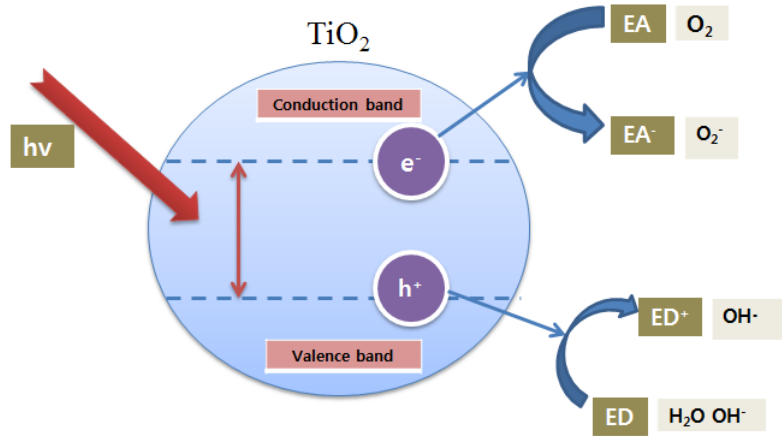


Fig. 1. Main reaction & equations of photocatalytic process.

대사과정을 방해하는 작용이 있어 체내에서 위장관 출혈 및 소화성 궤양 등의 부작용을 일으키는 것으로 알려져 있다(안 등, 2004).

지난해 환경부에서 지하수를 대상으로 조사한 결과 이부프로펜이 3.53 ug/L이 검출되었는데 이는 FDA 기준치인 1 ug/L보다 3.5배 초과한 양이다(FDA, 1998). 또한, 기존 하수처리장에서는 생물학적 방법으로 처리되지 않는 항생제 및 의약품 물질이 그대로 지표수에 방류될 수 있다.

대부분의 음용수를 지표수로 이용하는 우리 나라의 경우, 이러한 이유로 그 처리가 시급하다. 현재 제시된 이부프로펜 처리공정별 반응특성을 문헌자료들을 통하여 알아보면 다음과 같다. Méndez-Arriaga 등(2008)은 초음파 기술을 이용하여 이부프로펜의 초기 농도, 초음파 강도, pH, 용존 가스 등 변화에 따른 이부프로펜의 분해속도를 관찰하였고, Achilles 등(2010)에서는 광촉매 기술(UVA-TiO<sub>2</sub>)을 이용하여 이산화티타늄 농도, 산화제인 과산화수소 농도에 따른 이부프로펜의 분해속도를 관찰하였으며, Fabiola

M 등(2010)에서는 자외선-펜톤 기술을 이용하여 Fe(III)농도의 변화에 따른 이부프로펜의 분해속도를 관찰하였다. 이처럼 광촉매 공정을 이용한 다양한 영향 조건에서 이부프로펜의 반응특성을 연구한 자료는 부족하다. 특히 광촉매 과잉투입을 예방할 수 있는 적정 투입량과 자외선 강도의 상호관계 그리고 기타 알칼리도, 온도, pH 영향 조건에 따른 반응속도 변화 결과는 부족한 실정이다.

따라서 본 연구는 광촉매로 대표적인 이산화티타늄을 사용하여 이부프로펜의 반응속도를 확인해 보았고, 이와 더불어 자외선 강도와 이산화티타늄의 농도 변화에 따른 적정운전조건, 알칼리도, 온도 그리고 pH 등의 다양한 환경조건에서 이부프로펜의 반응속도 역시 조사하였다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. 실험장치

반응기는 유리재질로 상단에는 혼합기 (mixing

control), 자외선 램프를 설치할 수 있도록 제작하였으며, 반응기 2중 외벽 설계는 온도 조절기 (Cooling System)를 이용하여 온도를 25±1, 40±1, 60±1 °C 범위로 조절 할 수 있었다. 본 장치는 Fig. 2와 같이 나타낸다. 자외선 (254 nm, Sankyo Denki, Japan) 램프는 석영관을 슬리브관 (길이: 28 cm, 강도: 2.5 mW cm<sup>-2</sup>)을 씌워 반응기 내부 중심으로 삽입하였으며, 각 10 W/L 의 강도로 최대 4개 까지 설치할 수 있었다(10, 20, 30 그리고 40 W/L). 초기 이부프로펜 농도는 10 mg/L 으로 인위오염 시켰고, 촉매 (TiO<sub>2</sub>)의 균일한 분배를 위해서 혼합기를 100-120 rpm 유지하며 진행하였다.

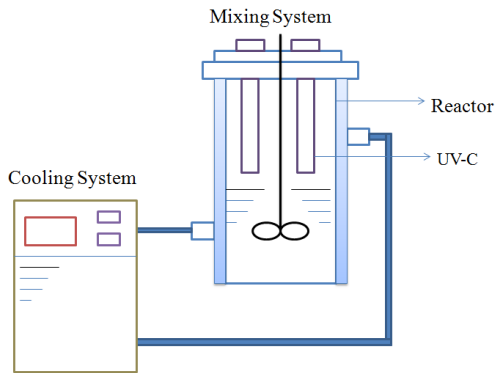


Fig. 2. Schematic diagram of reactor.

2.2. 실험재료 및 분석방법

본 연구에 사용된 이부프로펜 (grade 98 %)과 탄산나트륨 (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, grade 99.5 %)은 ALDRICH 제품을 이용하였고, 사용된 이산화티타늄 (TiO<sub>2</sub>)은 아나타제형:루틸형 비가 8:2로 구성된 P-25 (Powder, Degussa Chemical Co.)를 사용하였다. 사용된 이산화티타늄의 농도는 0.02 - 1 g/L 범위였다.

오염물질로 사용된 이부프로펜의 물리 화학적 특성을 아래 Table 1과 같다 (Achilleos 등, 2010).

이부프로펜은 일정 시간별 샘플을 취한 후, 0.45 μm 필터를 이용하여 이산화티타늄을 제거하고, 액체-크로마토그래피 (LC-Liquid Chromatograph, Varian.v.1.8)를 이용하여 정성 및 정량하였다. 액체-크로마토그래피 분석의 경우 컬럼은 C<sub>18</sub> (250×4.6 mm, 5 μm)을 사용하였고 이동상은 아세트니트릴/인산 버퍼 (35/65)

Table 1. Physical - chemical properties of Ibuprofen

Properties	Ibuprofen
Chemical structure	<chem>CC(C)Cc1ccc(cc1)C(C)C(=O)O</chem>
Molecular formula/weight	C <sub>13</sub> H <sub>18</sub> O <sub>2</sub> /206.3
Vapor Pressure (mmHg)	1.39×10 <sup>-4</sup> a
Solubility in water (mg/ml)	2.1×10 <sup>-2</sup> a
pKa	4.9

a: 25 °C

를 사용하였으며, 그 유속은 1 ml/min 으로 최대 측정 파장은 196 nm 이었다. 하이드록실 라디칼의 발생량을 간접적으로 나타내는 트라이 요오드화물 이온 (I<sub>3</sub><sup>-</sup>)은 Koda et al.(2003) 이 제시한 방법으로 UV 스펙트로메터 (UV spectrometer)를 이용하여 352 - 355 nm 조건에서 분석하였다. 수용액의 pH는 염산 (HCl, 0.1 mol/L, SAMCHUN), 수산화나트륨 (NaOH, 0.1 mol/L, SAMCHUN)을 이용하여 3±0.1, 6.5±0.1, 10±0.1로 조절하였고, 알칼리도는 탄산나트륨을 이용하여 35 그리고 500 CaCO<sub>3</sub> mg/L로 조절하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 광촉매 공정에서 자외선 강도 변화에 따른 이부프로펜의 분해 속도

자외선 강도 변화(0, 10, 20, 30 그리고 40 W/L)에 따른 이부프로펜의 반응속도를 Fig. 3과 같이 나타내었다.

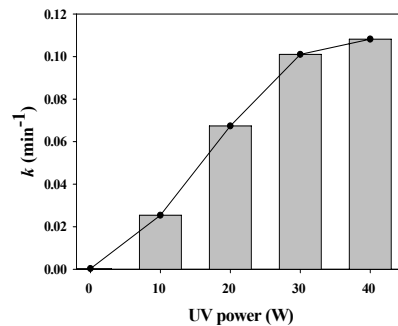


Fig. 3. The rate of IBP degradation rate with photocatalytic process at different UV power density conditions (UV power 0 W/L is only TiO<sub>2</sub> system, 10, 20, 30, 40 W/L).

그 결과, 자외선 강도별 이부프로펜의 반응속도는  $3.0 \times 10^{-4}$ ,  $2.54 \times 10^{-2}$ ,  $6.74 \times 10^{-2}$ ,  $1.01 \times 10^{-1}$  그리고  $1.08 \times 10^{-1} \text{ min}^{-1}$  순으로, 강도가 높을수록 높게 나타났다. 이는 강도가 높을수록 자외선으로부터 조사되는 광 에너지가 높아, 강하게 흡수된 빛 (photon)은 광촉매 반응에서 많은 양의 라디칼 생성을 유도하기 때문으로 판단된다.

이는 Fig. 4에 제시한 자외선 강도별 트라이 요오드화물 ( $\text{I}_3^-$ ) 이온 생성량을 통해서도 확인 할 수 있으며, 트라이 요오드화물은 수용액상에서 하이드록시 라디칼을 간접적으로 측정 할 수 있는 방법이다 (Koda 등, 2003).

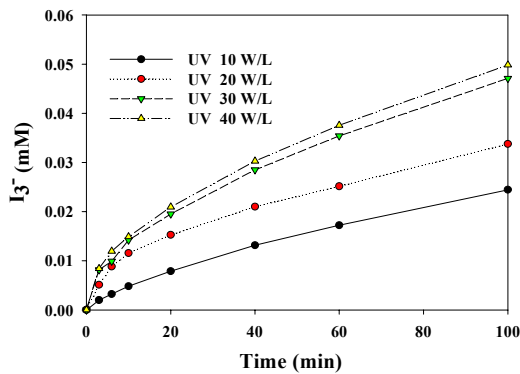


Fig. 4. Yield of  $\text{I}_3^-$  against different UV power density (10, 20, 30, 40 W/L).

Fig. 4의 경우, 자외선 강도가 40 W/L 일 때 20 W/L 보다 약 1.5 배 많은 트라이 요오드화물 이온을 생성하였다. 이는 자외선 강도가 높을수록 하이드록시 라디칼이 많이 생성됨을 의미한다.

하지만 Fig. 3의 경우, 자외선 강도가 30 W/L 이상에서 이부프로펜의 제거율 차이는 10 % 내외로 큰 차이를 관찰 할 수 없었다. 이는 Fig. 4 실험에서 자외선 강도 30 W/L와 40 W/L일 때 트라이 요오드화물 이온 생성량 차이와 비슷한 결과이다. 즉, 이것은 어느 일정한 자외선 강도범위에서는 광촉매가 활성화되는 임계점이 있으며, 본 연구에서는 약 30 W/L조건이 적정 지점임을 예상 할 수 있었다. 또한 이러한 결과는 Chu 등(2009)이 사이머진 (Simazine, 제초제)을 광촉매 공법으로 처리한 경우, 자외선 강도 0-200  $\mu\text{w}/\text{cm}^2$  범위

가운데, 60  $\mu\text{w}/\text{cm}^2$ 가 최적임을 확인한 결과와, Wang et al.(2003)의 벤젠 (benzene) 처리 시, 자외선 강도 0-2.75  $\text{mw}/\text{cm}^2$  조절 범위 가운데 1.83  $\text{mw}/\text{cm}^2$  조건에서 가장 높은 반응속도를 얻었다는 결과와 유사하게 적정 범위가 있음을 나타낸다.

### 3.2. 광촉매 공정에서 이산화티타늄 주입량 변화에 따른 이부프로펜의 분해 속도

이산화티타늄 주입량에 따른 이부프로펜의 반응속도를 알아보기 위해, 자외선 강도 30, 40 W/L 조건하에 이산화티타늄 농도를 0.02, 0.1, 0.4, 1 g/L를 변화시켜 그 결과를 Fig. 5에 나타내었다.

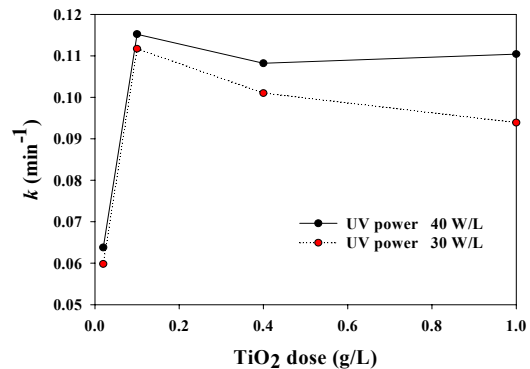


Fig. 5. The rate of IBP degradation rate with photocatalytic process at different  $\text{TiO}_2$  dose condition (0.02, 0.1, 0.4, 1 g/L, 30 and 40 W/L).

자외선 강도 40 W/L 조건에서, 이부프로펜 반응속도는 이산화티타늄 농도 0.1 g/L에서  $1.12 \times 10^{-1} \text{ min}^{-1}$ 로 제일 높게 나타났고, 초기 이부프로펜 반응속도는 증가하다가 0.1 g/L 이후 더 이상 증가하지 않고 일정하거나 다소 떨어지는 것으로 나타났다. 이러한 현상은 30 W/L의 조건에서도 비슷한 경향을 보였다.

이는 이산화티타늄 농도가 증가함에 따라 이부프로펜을 흡착 할 수 있는 흡착점이 증가하여 활성화된 광촉매 정공에서 직접분해가 활발해지고, 더불어 많은 양의 활성화된 광촉매는 라디칼 생성을 증가시킬 수 있었기 때문으로 판단된다. 하지만, 0.1 g/L 이상 주입 시, 지나치게 많은 이산화티타늄은 오히려 광 에너지의 흡수와 투과를 방해하여 (scattering effect) 광촉매의 활성화를 억제 할 수 있다. 따라서 본 연구의

**Table 2.** Optimal TiO<sub>2</sub> concentration suggested in other references

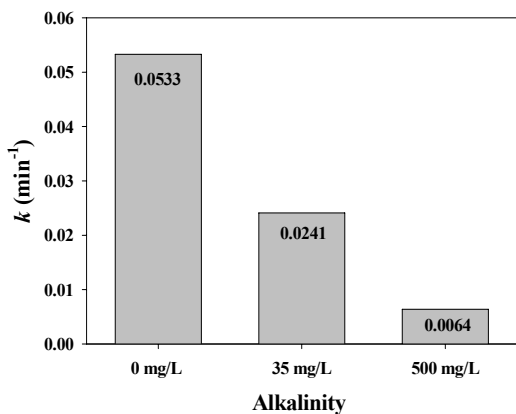
Pollutant	TiO <sub>2</sub> dose range (g/L)	Optimal TiO <sub>2</sub> concentration (g/L)	Reference
Color	0 - 2	0.5	Igor et al.(2007)
Rhodamine B	0.2 - 0.5	0.4	Kim and Park(2007)
4-Chloronitrobenzene	0.1 - 1	0.5	Ye et al.(2010)
Paracetamol	0 - 7	0.4	Yang et al.(2008)
Ibuprofen	0.02 - 1	0.1	In this study

광촉매 적정 주입농도는 0.1 g/L 으로 관찰되었으며, 이는 반응기 형태, 자외선 위치와 조사거리, 수용액의 조건에 따라 달라 질 수 있다. Table 2는 광촉매의 적정주입량을 조사한 다른 문헌자료를 제시한다.

다른 문헌자료 결과를 살펴볼 때, 광촉매 공정에서 최적 이산화티타늄 주입농도 범위는 약 0.4 - 0.5 g/L 인 것으로 나타났다. 이는 본 연구에서 살펴 본 0.1 - 0.4 g/L 농도 범위와 조금 다른 결과이며, 이는 앞선 설명처럼, 적정 광촉매 주입량은 다양한 영향인자에 따라 달라지기 때문으로 판단된다.

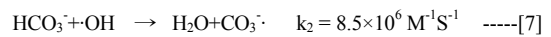
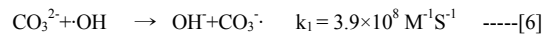
**3.3. 광촉매 공정에서 알칼리도 변화에 따른 이부프로펜의 분해 속도**

수용액의 알칼리도 농도(0, 35, 500 CaCO<sub>3</sub> mg/L) 변화에 따른 이부프로펜의 반응속도를 Fig. 6과 같이 나타내었다.

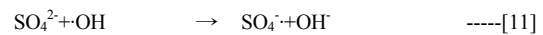
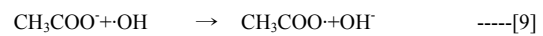
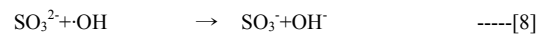


**Fig. 6.** Effect of Alkalinity (0, 35, 500 CaCO<sub>3</sub> mg/L) on Ibuprofen degradation kinetic constant at 30 W and 0.4 g/L TiO<sub>2</sub>.

그 결과, 알칼리도 0 CaCO<sub>3</sub> mg/L 조건에서 이부프로펜의 반응속도가 5.3×10<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> 으로 가장 높았으며, 35, 500 CaCO<sub>3</sub> mg/L 농도 순으로 반응속도가 낮았다. 이는 식 [6]과 [7]에서 제시한 바와 같이, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> 이온이 하이드록실 라디칼의 스캐빈저로 작용하여 이부프로펜의 반응속도를 낮추기 때문으로, 이는 Michael 등(1994)과 Neppolian 등(2002)이 제시한 결과와 유사하다.



Sun 등(2007)역시, 수용액 상에 다양한 음이온이 존재하며 이러한 음이온은 SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>> CH<sub>3</sub>COO<sup>-</sup>> Cl<sup>-</sup>> CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>> HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>> SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>> NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 순으로 스캐빈저의 환원력이 있다고 보고하였고, 각각의 스캐빈저의 주요 반응식 [8]-[11]을 아래와 같이 제시하였다.



Neppolian 등(2002) 역시, 오염물질로 염색물질 (Reactive blue 4) 처리 시, 스캐빈저로 Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>를 사용할 경우, 염색물질의 제거율은 0 g/L 일 때 80 %, 0.25 g/L 일 때 30 %을 보였으며, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 가 2 g/L 일 때는 오염물질 제거가 안 되었음을 나타냈다. 이러한

결과와 문헌정보를 토대로 현장시료에 존재하는 많은 음이온 및 양이온들은 오염물질을 처리하는데 다양한 반응 및 방해 작용을 할 수 있음을 예상할 수 있다.

3.4. 광촉매 공정에서 온도 변화에 따른 이부프로펜의 분해 속도

수용액상 온도 변화 (25, 40 그리고 60 °C)에 따른 이부프로펜의 반응속도를 알아보기 위해 Fig. 7 (a)에 그 결과를 나타내었다.

그 결과, 60 °C 온도조건에서 이부프로펜의 반응속도는  $2.3 \times 10^{-1} \text{ min}^{-1}$ 으로 가장 높았으며, 40, 25 °C 조건에서는  $2.2 \times 10^{-1} \text{ min}^{-1}$  그리고  $1.7 \times 10^{-1} \text{ min}^{-1}$  순으로 낮았다. 이러한 반응특성을 좀 더 살펴 보기 위해, 다음과 같은 아레니우스 식 [12]를 이용하여 반응속도 상수와 온도의 상관관계를 나타내었다.

$$-\ln k = -\ln A + E_a/R \times (1/T) \quad \text{-----}[12]$$

여기서, T는 절대온도 (K), R은 기체상수 ( $8.314 \text{ J mol}^{-1}\text{K}^{-1}$ ), A는 빈도계수 또는 빈도인자,  $E_a$ 는 활성화에너지 ( $\text{KJ mol}^{-1}$ )이다.

Table 3은 온도 변화에 따른 이부프로펜의 반응속도와 아레니우스 식을 통하여 얻은 변수 값을 정리한 것으로, 각각의 변수를 통하여 활성화 에너지 ( $E_a$ ) 값을 구하였고, 식 [12]를 Fig. 7 (b)에 제시하였다.

본 연구에서 알아본 이부프로펜의 활성화 에너지는  $7.2 \text{ KJ mol}^{-1}$ 으로, 이는 Table 4에 제시한 다른 문헌자료의 활성화 에너지 값과 유사한 범위에 속하였다.

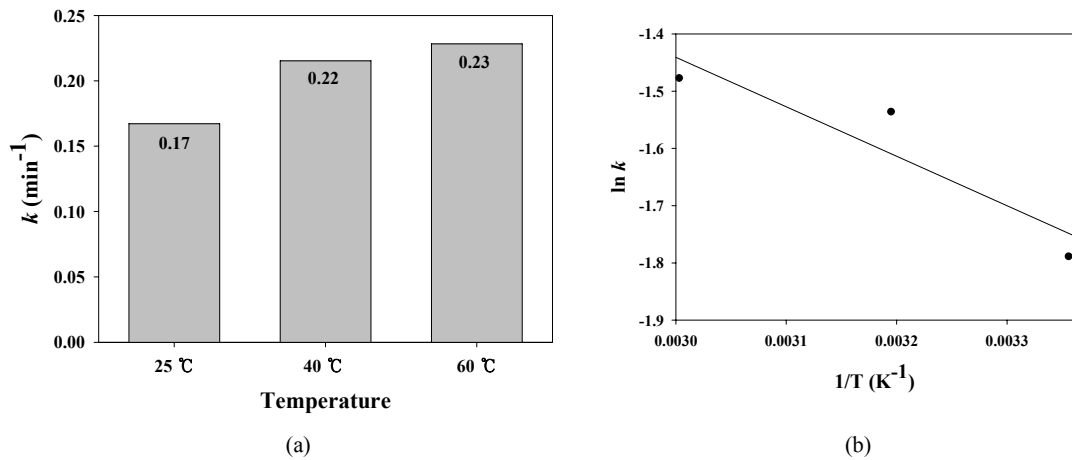


Fig. 7. Effect of temperature (25, 40, 60 °C) on Ibuprofen degradation kinetic constant at 30 W and 0.4 g/L TiO<sub>2</sub> (a) and Arrhenius plot of the kinetics of photo degradation of Ibuprofen (b).

Table 3. Effect of temperature on the degradation rate of Ibuprofen and Arrhenius parameters

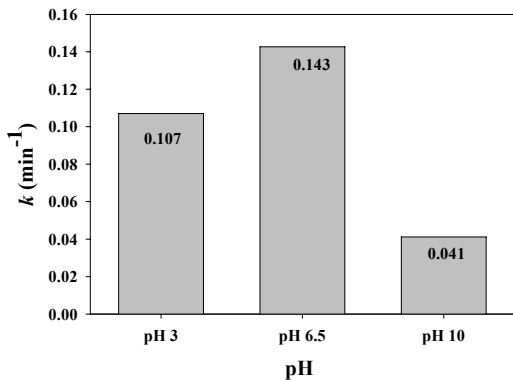
Temperature (K)	Degradation rate $k$ ( $10^{-1} \text{ min}^{-1}$ )	Parameter	Value
298	1.7	A	$1.15 \text{ mol}^{-1} \text{ sec}^{-1}$
313	2.2	R	$8.314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$
333	2.3	$E_a$	$7.2 \text{ KJ mol}^{-1}$

**Table 4.** Activated Energy of various pollutants reported by literatures

Pollutant	Activation energy (KJ mol <sup>-1</sup> )	Temperature range (°C)	System	Reference
Acid Red 27	8.2	17 - 32	UV/TiO <sub>2</sub>	Daneshvar et al.(2004)
Methylene Blue	8.9	21.5 - 57.5	UV/TiO <sub>2</sub>	Zhang et al.(2001)
3,4-Xylenol	8.8	5 - 60	UV/TiO <sub>2</sub>	Rita et al.(1995)
Ibuprofen	7.2	25 - 60	UV/TiO <sub>2</sub>	In this study

**3.5. 광촉매공정에서 pH 변화에 따른 이부프로펜의 분해 속도**

수용액 pH (3, 6.5, 10) 변화에 따른 이부프로펜의 반응속도를 알아보기 위해, 30 W/L의 자외선 강도 그리고 0.4 g/L의 이산화티타늄 주입농도에서 실험한 결과 Fig. 8과 같이 나타내었다.



**Fig. 8.** The rate of IBP degradation rate with photocatalytic process at different pH condition (3, 6.5, 10, at 30 W and 0.4 g/L TiO<sub>2</sub>).

그 결과, pH 6.5 조건에서 이부프로펜 반응속도가 1.43×10<sup>-1</sup> min<sup>-1</sup>으로 가장 높게 나타났으며, 그 다음 1.07×10<sup>-1</sup> 그리고 4.11×10<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>으로 pH 3, 10 순으로 분해효율을 나타냈다.

이는 수용액 pH가 변함에 따라, 식 [13], [14]와 같이 물에 수화된 이산화티타늄 표면의 전하가 변했기 때문이다 (박, 2004; Toor 등, 2006).



이산화티타늄 표면이 전하를 띠면 서로 흡착할 수 있는 힘이 적어지고 비표면적이 적어져 오염물질과 반응할 수 있는 흡착점이 적어지게 된다. 반면 pH가 6.5인 경우, 이산화티타늄의 영전점 (Point of Zero Charge, P<sub>zc</sub>)은 6.5이기 때문에 이 조건에서 이산화티타늄 표면은 전하를 띠지 않는다 (Rincón과 Pulgarin, 2004). 이처럼 전하를 띠지 않을 경우, 이산화티타늄과 이부프로펜의 흡착면적 및 흡착효율이 증가하여 이부프로펜의 분해속도가 더욱 빨라지게 된다. 이는 Parachlorophenol과 IMP (2-isopropyl-6-methyl-4-pyrimidinol)를 pH 3, 6.3 또는 6.5 그리고 10 조건에서 각각 조사한 Hao 등(2006)과 Lee 등(2003)의 결과와 일치하는 것으로, 이 결과들 역시 pH 6.3 - 6.5 조건에서 가장 높은 오염물질 제거율을 보여주었다.

**4. 결론**

본 연구에서는 광촉매 공정을 이용하여 이부프로펜을 처리 시, 자외선 강도, 이산화티타늄의 주입량, 알칼리도, 온도, pH 등 다양한 운전조건에 따른 이부프로펜의 반응속도 변화를 다음과 같이 알아보았다.

1) 자외선 강도 변화 (10, 20, 30, 40 W/L)에 따른 이부프로펜 반응속도를 알아본 결과, 강도가 증가함에 따라 반응속도는 비례적으로 증가하였고, 본 연구

에서 적정 강도조건은 30 W/L임을 확인하였다. 이산화티타늄의 적정주입 농도를 결정하는 실험에서는, 0.1 g/L 주입농도가 적정 농도임을 확인하였고, 이는 자외선의 강도, 반응기의 형태, 자외선 조사형태 및 거리에 따라 달라질 수 있는 값임을 예상하였다.

2) 수용액의 알칼리도 농도는 낮을수록 (0 CaCO<sub>3</sub> mg/L), 온도는 높을수록 (60 °C) 이부프로펜의 반응속도는 높았다. 이는 수용액상에 존재하는 음이온이 라디칼의 스캐빈저 역할을 수행하여 방해 작용을 하기 때문이며, 온도의 경우 광촉매 반응의 활성화가 이루어지기 때문으로 판단된다.

3) 수용액 pH 변화가 이부프로펜의 분해 속도에 미치는 영향을 알아보기 위해, 3, 6.5, 10으로 변화시켜 실험을 진행한 결과, pH가 6.5일 때  $1.43 \times 10^{-1} \text{ min}^{-1}$ 으로 분해속도가 가장 높았고, 이는 이산화티타늄의 표면전하 상태에 따라 오염물질의 흡착율이 달라지기 때문으로 판단된다.

### 감사의 글

본 연구는 2011년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 기초연구사업 지원을 받아 수행된 연구입니다(No. KRF-2010-0025765).

### 참 고 문 헌

- 김동석, 박영식, 2007, 오존광촉매 및 오존-복합 공정을 이용한 Rhodamine B의 색도와 COD 제거, 대한환경공학회지, 662-669.
- 김태민, 김성준, 이태희, 2001, 광촉매 현탁식 UV/TiO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 시스템을 이용한 페놀의 분해, Korean society of Env Eng 23(3), 393-406.
- 박영식, 2004, UV/TiO<sub>2</sub>와 유동층 반응기를 이용한 안료의 광촉매 탈색, 한국환경과학회지, 13(10), 921-928.
- 신인수, 최종봉, 이승목, 2004, UV/TiO<sub>2</sub> 광촉매반응에 의한 페놀의 분해 특성, Korean society on Water Quality 20(5), 488-493.
- 안용산, 송지희, 강복기, 김문석, 조선행, 이종문, 이해방, 강길선, 2004, 자가미세유화를 이용한 이부프로펜 액상제제의 제조와 특성, 약제학회 24, 35-42.
- Achilleos, A., Hapeshi, E., Xekoukoulotakis, N. P., Mantzavinos, D., Fatta-Kassinou, D., 2010, UV-A and Solar Photodegradation of Ibuprofen and Carbamazepine Catalyzed by TiO<sub>2</sub>, Sep. Sci. Technol., 45, 1564-1570.
- Chu, W., Rao, Y. F., Hui, W.Y., 2009, Removal of Simazine in a UV/TiO<sub>2</sub> Heterogeneous System, J. Agric. Food chem., 57, 6944-6949.
- Daneshvar, N., Rabbani, M., Modirshahla, N., Behnajady, M. A., 2004, Kinetic modeling of photocatalytic degradation of Acid Red 27 in UV/TiO<sub>2</sub> process., J. Photochem. Photobiol., A., 168, 39-45.
- Fabiola, M., Santiago, E., Jaime, G., 2010, Degradation of the emerging contaminant ibuprofen in water by photo-Fenton., Water. Res., 44, 589-595.
- FDA, 1998, Guidance for industry: environmental assessment of human drug and biologics applications.
- Hao, X. L., Zhou, M. H., Zhang, Y., Lei, L. C., 2006, Enhanced degradation of organic pollutant 4-chlorophenol in water by non-thermal plasma process with TiO<sub>2</sub>, Plasma Chem. Plasma Process., 26, 455-468.
- Igor, T. P., Natalija, K., Ana, M. L., Hrvoje, M. K., 2007, Comparative study of UV/TiO<sub>2</sub>, UV/ZnO and photo-Fenton processes for the organic reactive dye degradation in aqueous solution, J. Hazard. Mater., 148, 477-484.
- Koda, S., Kimura, T., Kondo, T., Mitome, H., 2003, A standard method to calibrate sonochemical efficiency of an individual reaction system, Ultrason. Sonochem., 10, 149-156.
- Lee, H. S., Tak, H., Kim, S., Kim, J. H., Lee, H. In., 2003, Effects of pH and surface modification of TiO<sub>2</sub> with SiO<sub>x</sub> on the photocatalytic degradation of a pyrimidine derivative., Catal. Today., 84, 173-180.
- Méndez-Arriaga, F., R. A. Torres-Palma., C. petrier., S. Esplugas., 2008, Ultrasonic treatment of water contaminated with ibuprofen., Water. Res., 42, 4243-4248.
- Michael, G. N., Willeam, J. C., Kaijun, L., Charles, N. K., Thomas, D. W., 1994, High Energy electron beam generation of oxidants for the treatment of benzene and toluene in the presence of radical scavengers, Water. Res., 28(5), 1227-1237.
- Neppolian, B., Choi, H. C., Sakthivel, S., Arabindoo, B., Murugesan. V., 2002, Solar light induced and TiO<sub>2</sub>



- assisted degradation of textile dye reactive blue 4., *Chemosphere.*, 46, 1173-1181.
- Rincón, A. G., Pulgarin, C., 2004, Effect of pH, inorganic ions, organic matter and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> on E. coli K12 photocatalytic inactivation by TiO<sub>2</sub> Implications in solar water disinfection, *Appl. Catal., B.*, 51, 283-302.
- Rita, T., Nick, S., 1995, Heterogeneous photocatalyzed oxidation of creosote components: mineralization of xylenols by illuminated TiO<sub>2</sub> in oxygenated aqueous media, *J. Photochem. Photobio., A.*, 89, 163-175.
- Sun, J. H., Sun, S. P., Sun, J. Y., Sun, R. X., Qiao, L. P., Guo, H. Q., Fan, M. H., 2007, Degradation of azo dye Acid black 1 using low concentration iron of Fenton process facilitated by ultrasonic irradiation. *Ultrason. Sonochem.*, 14, 761-766.
- Toor, A. P., Anoop, V., Jotshi, C. K., Bajpai, P. K., Vasundhara Singh, 2006, Photocatalytic degradation of Direct Yellow 12 dye using UV/TiO<sub>2</sub> in a shallow pond slurry reactor, *Dyes. Pigm.*, 68, 53-60.
- Wang, W., Chiang, L. W., Ku, Y., 2003, Decomposition of benzene in air streams by UV/TiO<sub>2</sub> process., *J. Hazard. Mater.*, B101, 133-146.
- Yang, L. M., Liya, E. Y., Madhumita, B. R., 2008, Degradation of paracetamol in aqueous solutions by TiO<sub>2</sub> photocatalysis., *Water. Res.*, 42, 3480-3488.
- Ye, M. M., Chen, Z. L., Wang, W. S., Shen, J. M., Ma, J., 2010, Hydrothermal synthesis of TiO<sub>2</sub> hollow microspheres for the photocatalytic degradation of 4-chloronitrobenzene, *J. Hazard. Mater.*, 184, 612-619.
- Zhang, T. Y., Oyama, T., Aoshima, A., Hidaka, H., Zhao, J. C., Serpone, N., 2001, Photooxidative N-demethylation of methylene blue in aqueous TiO<sub>2</sub> dispersions under UV irradiation, *J. Photochem. Photobio., A.*, 140, 163-172.