

'00 춘계학술발표회 논문집

한국원자력학회

원전 발생 방사성 폐액내 세제 제거용 전처리 공정 적용을 위한 UV/H₂O₂ 광산화공정 실험의 이론적 고찰

Theoretical Review on Surfactant Removal by UV/H₂O₂ Photo-Oxidation Process for the Application to the Radioactive Waste Treatment System in NPP

박은정, 박세문*, 김경덕, 성래경[®]

한국전력 원자력환경기술원
대전광역시 유성구 덕진동 150
*e-mail: smpark@dava.kepco.co.kr

[®](주) KONEC
성남시 분당구 야탑동 145 테크노파크 C-504

요 약

원전 발생 방사성 폐액 내 세제를 제거하기 위한 전처리 공정으로 UV 광산화 공정을 활용하기 위하여 공정의 효율 및 적용 가능성에 대한 기초 실험을 수행하였다. 최적 처리조건을 도출하고자, 방사성 폐액의 평균 세제 함유량 (TOC 50~100ppm)을 기준으로 모의폐액을 제조하여 과산화수소 주입량에 따른 세제 제거율, pH 변화에 따른 세제 제거율, 공기 공급량에 따른 세제 제거율을 도출하였으며 과산화수소 주입량은 1000ppm일 때, pH는 9.5일 때 최적 분해율을 보였고 공기 공급량의 영향은 받지 않는 것으로 밝혀졌다. 광분해 특성 규명을 위한 회분식 광분해 실험 결과, 광분해 반응 차수는 2차 반응임을 알 수 있었다.

Abstract

To apply the UV-photo oxidation process for the removal of detergent contained in the radwaste generated from the NPP, the effectiveness and feasibility were studied through the fundamental experiments. The simulants with TOC 50~100ppm made of detergent were used for the lab-test. The optimum detergent removal rates due to the hydrogen peroxide volume, pH and air injection volume were investigated. The detergent removal rate was optimum at 1000ppm of hydrogen peroxide volume and at pH 9.5, while the air injection volume was not that much effective. The experimental result showed that the photo-oxidation degradation under the batch mode was of the second reaction.

Key Words : Radioactive Waste, UV Photo-oxidation Reaction, UV Photo-oxidation

1. 서론

원전 발생 방사성 폐액의 발생량은 평균 호기당 10,000 톤/년으로 그 중 제염시 발생된 세제를 함유한 폐액이 절반을 넘으며 특히 작업자의 방호복 세탁과 작업자의 샤워시 발생된 폐액 (=세탁폐액, laundry radwaste)의 발생량은 4000톤/년에 이르러서 전체 폐액중 거의 절반을 차지하므로 총 방사능 발생량 차원에서 세탁폐액의 zero-release를 달성하기 위하여 끊임없는 노력을 기울여 왔다. 현재의 방사성폐액 처리공정은 증발기를 위주로 한 공정으로서 세탁폐액은 방사능 수치가 방출 제한치 이상일 때만 증발기로 보내 처리하고 제한치 이하일 때는 환경으로 방출해 왔다. 뿐만 아니라 세탁 폐액의 증발 처리는 증발기의 부담을 가중시키므로 별도의 처리 공정을 적용하기 위하여 많은 노력을 기울여 온 바, 1998년 역삼투막 공정을 이용한 세탁폐액 처리공정 실증장치를 개발하여 보고한 바 있다^[1]. 이 장치에서는 역삼투막의 성능 및 수명유지를 위하여 전처리 공정으로 세제를 제거하기 위하여 UV 광산화 공정을 도입하였다.

본 연구에서는 이 때 적용한 UV 실험 장치와 새로이 제작된 3kW급 UV 장치를 이용하여 UV 광분해를 극대화하여 최적의 처리 조건을 도출하기 위한 실험을 수행하였으며 이 때 관찰된 이론적인 현상을 정리하여 추후 원자력 발전소 폐액 처리 계통의 전처리 공정으로서 UV 공정을 적용시 기초 자료가 되도록 하였다.

2. 재료 및 실험방법

가. 재료

시판중인 합성세제 PF(비이온 계면활성제 14%, 보조제 86%)를 사용하였으며 이 중 계면활성제는 Lauryl Alcohol-9 13.9%, Alcohol Ethoxylate 1.5%로 구성되었다. 모의 폐액은 수돗물과 합성세제 PF(애경화학)를 혼합하여 제조하였으며 과산화수소(Junsei Chemical Co. Ltd., Japan)는 35wt% 공업용 시약을 사용하였다.

나. 실험방법

계면활성제의 광분해 특성 실험

UV/H₂O₂ 광산화 반응에서의 계면활성제 분해 특성을 규명하기 위해 그림 1의 원통형 반응기(유효용량 : 125ml, 40φ x 200 H)를 이용하여 회분식(batch type)으로 실험하였다. UV lamp(15W, 중심파장 : 254nm)는 원통형 반응기의 중앙에 설치하였으며 반응기의 외부는 UV를 반사시킬 수 있도록 구성하였다^[2].

이 실험에 사용된 모의 폐액은 발전소에서 사용중인 비이온 계면활성제(0.25g/l)를 이용하여 제조하였으며 H₂O₂ 주입농도를 1000ppm으로 고정시킨 상태에서 계면활성제의 농도를

10, 20, 50, 100ppm으로 변화시키면서 시간에 따른 계면활성제의 농도 변화를 측정하여 속도자료 해석법 중 반감기법으로 반응 속도식을 구하였다^[8-10].

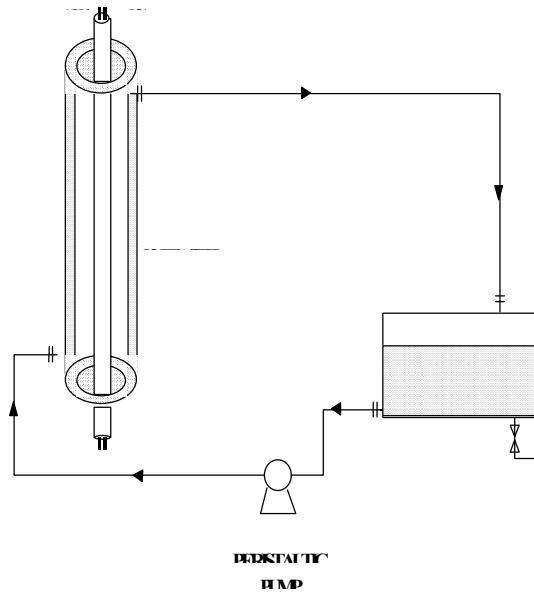


그림 1. 15W용 UV/H₂O₂ 광산화 반응장치의 개략도^[1,2].

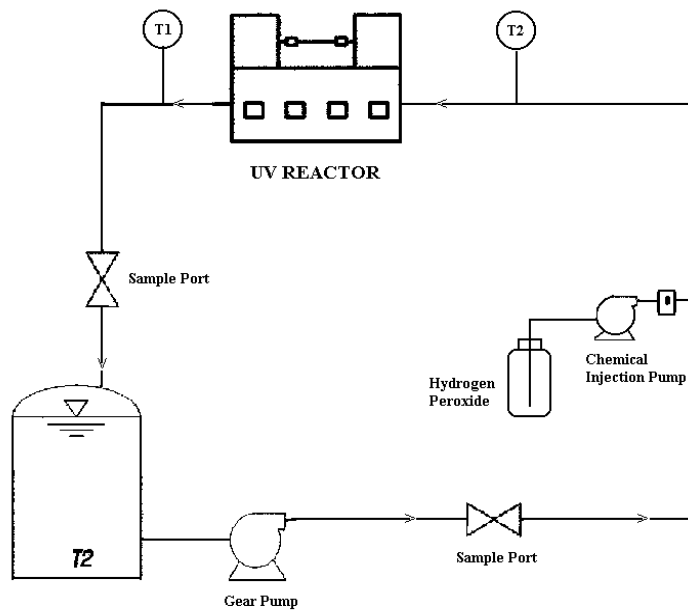


그림 2. 3kW용 UV/H₂O₂ 광산화 반응장치의 개략도^[1,2].

UV/H₂O₂ 공정의 최적 처리조건 도출실험

UV/H₂O₂ 광산화 반응의 최적 처리조건을 도출하기 위한 실험은 그림 2의 원통형 반응기 (유효용량 40 ℓ, 300 ∅ X 600L, horizontal type)를 이용하였으며 반응장치의 재질은 stainless steel로 하여 UV를 반사시킬 수 있도록 하였다. UV의 발생원으로 고압 수은 램프 (High pressure mercury lamp, 3kW)를 반응기의 중앙에 설치하였으며 blower(용량 : 500 ml/min)를 이용하여 대기중의 공기를 반응조에 공급하고 하단부에는 diffuser를 설치하여 공기를 확산시킬 수 있도록 하였다. 또한 광산화 반응장치에 폐액 저장 탱크(100 ℓ)와 폐액 공급 펌프를 연결하여 UV 반응기에서 유출된 폐액을 다시 폐액 저장탱크로 재순환시킴으로써 연속식으로도 운전할 수 있도록 반응장치를 구성하였다^[2].

모의 폐액은 방사성 세탁폐액 중의 계면활성제 농도를 고려하여 합성세제, PF(애경화학)를 사용하여 TOC, 50~100ppm으로 제조하였다. 모든 회분식·연속식 실험에서 H₂O₂를 모의 폐액에 일괄 투입한 후 완전 교반시켜 반응장치에 유입되도록 하였다.

먼저 batch mode에서 H₂O₂ 주입량에 따른 광분해율의 변화 실험을 수행하여 H₂O₂ 주입량을 결정하였고 또한 공기 공급량에 따른 용존산소량 및 pH를 변화시키면서 가장 높은 광분해율을 나타내는 최적 조건을 선정하였다.

이와 같은 회분식 실험으로부터 선정된 최적 처리조건에서 광산화 공정의 처리효과를 극대화시킬 수 있도록 연속 mode에서 유속 및 통과횟수를 고려한 최적의 처리조건을 도출하였다.

시료는 TOC 분석기(TOC-5000A, Shimadzu Co. Ltd., Japan)를 이용하여 분석하였으며 과산화수소의 농도는 Peroxide CHEMets[®]을 이용하여 시료 채취후 즉시 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

가. 계면활성제의 광분해 특성

UV/H₂O₂ 공정은 처리 대상 유기물의 자외선 에너지에 대한 흡수성이 높고 분해수율이 높다면 매우 효과적인 유기물 처리공정으로 이용할 수 있다. 일반적으로 발전소에서 발생하는 세탁폐액 중의 주 처리 대상 유기물질은 세제로서 주성분은 Alcohol Ethoxylate, Lauryl Alcohol-9, EDTA 등으로 그림 3에 나타난 바와 같이 비교적 광분해가 용이한 성분들이다^[11].

따라서 방사성 세탁폐액 처리에 UV/H₂O₂ 공정을 적용시킬 경우, 계면활성제의 광분해 특성을 규명하기 위하여 회분 반응기에서 반응이 진행되는 시간에 따른 농도를 측정하여 속도자료 해석법^[12]에 의해 반응 속도식을 구하였다.

속도자료의 해석법에는 미분, 적분, 초기속도 및 반감기법의 4가지가 있다. 미분해석법은 단지 1회의 실험으로 반응속도를 구할 수 있으므로 가장 쉬운 방법 중의 하나이지만 비가역

반응일 경우와 반응속도가 단지 한 반응물의 농도 함수일 때만 적용이 가능하다. 적분법은 반응속도식을 알고 있는 경우 다른 반응조건에서의 반응속도상수를 구하고자 할 때 일반적으로 이용되는 방법이며 현저한 역반응이 존재할 때는 초기속도법을 이용한다^[13,14]. 광산화 반응과 같이 반응 속도가 한 성분 이상의 농도에 의존하는 경우는 과량법과 함께 반감기법이나 미분법 중의 어느 하나를 이용할 수 있으며 여기에서는 H₂O₂ 주입농도를 1000ppm으로 고정시킨 상태에서 계면활성제 농도(C₀)를 10, 20, 50, 100ppm으로 변화시키면서 반감기법으로 반응속도식을 구하였으며 회분반응계에서 계면활성제에 대한 몰수지는 다음 식과 같이 나타낼 수 있다.

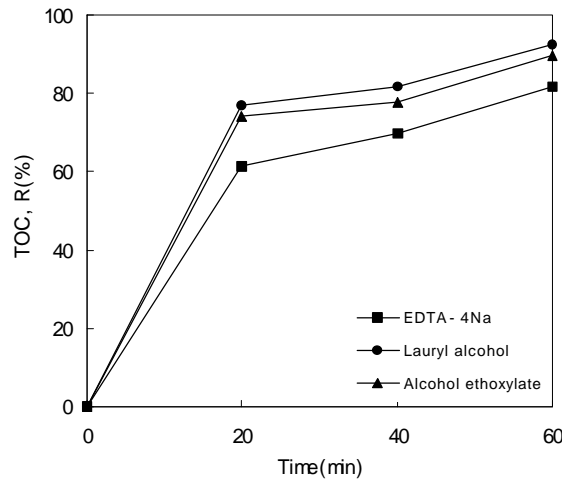


그림 3. UV/H₂O₂ 공정에서 세제 성분별 광분해율의 변화.

$$-\frac{dC}{dt} = -r = k \cdot C^a \text{-----(Eq-1)}$$

t=0 일 때 C = C₀의 초기조건으로 적분하면

$$t = \frac{1}{k(a-1)} \left(\frac{1}{C^{a-1}} - \frac{1}{C_0^{a-1}} \right)$$

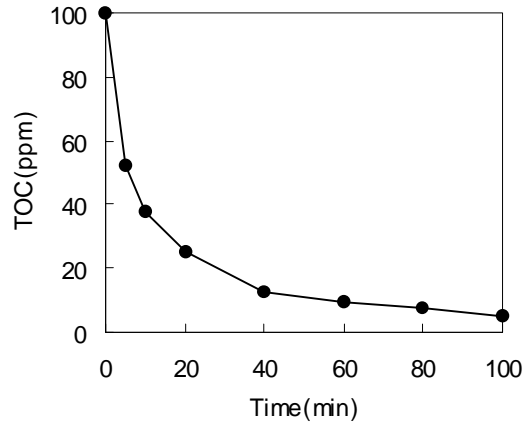
$$= \frac{1}{kC_0^{a-1}(a-1)} \left[\left(\frac{C_0}{C} \right)^{a-1} - 1 \right] \text{-----(Eq-2)}$$

$$C = \frac{1}{2} C_0 \text{ 일 때 } t = t_{\frac{1}{2}} \text{ 이므로 반응식 (Eq-2)의 C에 대입하면----- (Eq-3)}$$

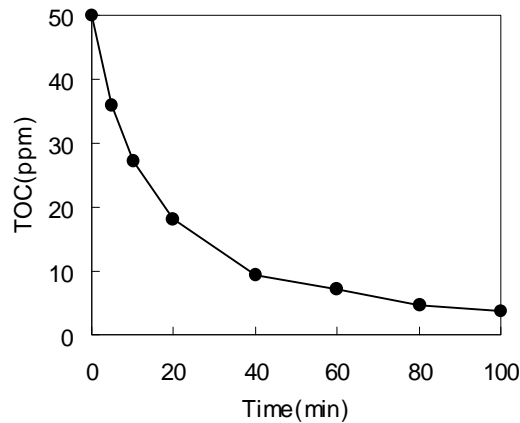
반응식 (Eq-3)의 양변에 자연로그를 취하면 다음과 같다.

$$\ln t_{\frac{1}{2}} = \ln \frac{2^{a-1}-1}{k(a-1)} + (1-a) \ln C_0 \text{----- (Eq-4)}$$

위의 $t_{\frac{1}{2}} = \frac{2^{\alpha-1}-1}{k(\alpha-1)} \left(\frac{1}{C_o^{\alpha-1}} \right)$ 반응식(Eq-4)에 의해 $\ln C_o$ 에 따른 $\ln t_{\frac{1}{2}}$ 관계를 plot 할 경우 기울기는 1에서 반응차수(α)를 뺀 것이 되며 그림 5와 같이 기울기는 -1이므로 $\alpha = 1 - (-1) = 2$ 로서 광산화 반응에서의 계면활성제 분해는 2차 반응임을 알 수 있다.



(a) C_o = 100(ppm)



(b) C_o = 50(ppm)

그림 4. UV/H₂O₂ 공정에서 시간에 따른 세제 농도 변화.

나. UV/H₂O₂ 공정의 최적 처리조건 도출실험

UV/H₂O₂ 공정에서 유기 오염물의 산화는 대부분의 경우 직접 반응 경로와 간접 반응 경로에 의해 이루어진다. 직접 반응 경로에서는 UV에 의해 유기 오염물의 분해가 이루어지며 간접 반응 경로에서는 UV에 의한 H₂O 및 H₂O₂의 광분해로 생성되는 라디칼에 의해 유기물의 산화 분해 반응이 일어난다. 일반적으로 간접 반응 경로에서의 라디칼은 다음 반응식과 같이 수소 추출 반응에 의해 유기 오염물(HRH)을 산화시키며 이 과정에서 생성되는 유

기 라디칼(HR·)은 산소 분자와 반응하여 과산소 라디칼(RHO₂·) 등을 생성하고 연속적으로 산화 분해 반응의 연쇄 반응을 개시하게 되어 유기 오염물질을 최종적으로 이산화탄소, 물, 무기염으로 전환시킨다^[15].

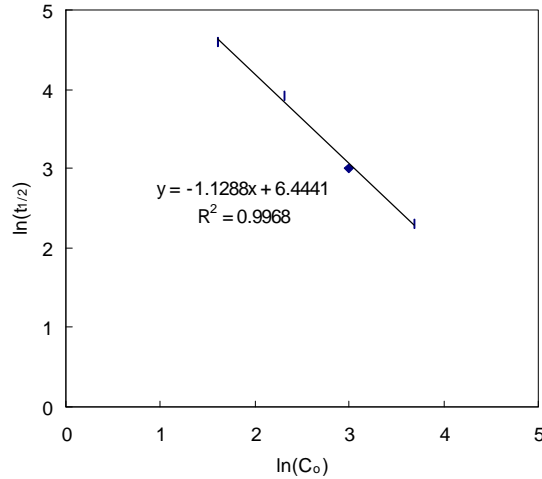
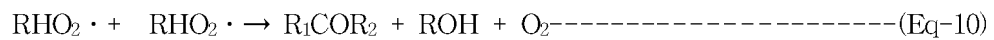
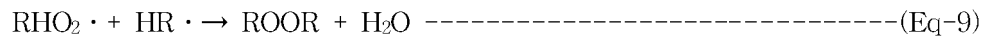
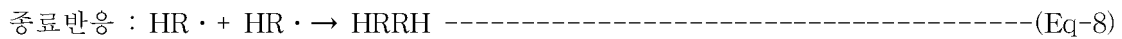
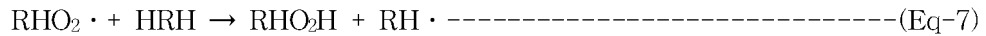
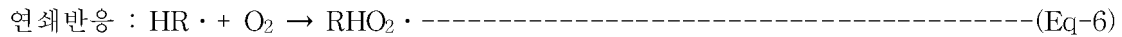
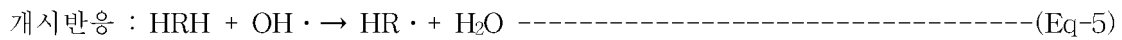


그림 5. UV/H₂O₂ 공정에서 세제 농도와 반응시간의 함수관계.



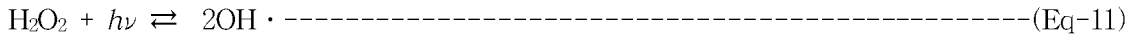
이와 같은 산화 분해 반응의 효율과 속도는 주로 라디칼 중간체의 반응성과 생성량 및 생성종, 화학 결합을 균일 분해하는데 필요한 에너지, 용해된 산소분자의 농도에 의해서 영향을 받는다. 따라서 광산화 반응의 라디칼 생성량에 영향을 미치는 H₂O₂ 주입량, 공기공급량, pH 및 처리유속 등을 변화시키면서 UV/H₂O₂ 공정의 최적 처리조건을 도출하였다.

UV/H₂O₂ 공정의 최적 처리조건 도출실험

최적 H₂O₂ 주입량

H₂O₂ 주입량에 따른 광분해율의 변화와 관련된 실험결과는 그림 6에 나타난 바와 같이 H₂O₂ 주입량에 따라 광분해율이 증가하여 H₂O₂ 1000ppm에서는 90.5%의 높은 광분해율을 나타내지만 1000ppm 이상에서는 오히려 감소하는 경향을 나타내고 있다.

일반적으로 1mol의 H₂O₂는 UV 조사에 의해 다음 반응식과 같이 2mol의 hydroxyl radical(OH·)을 형성하며 이 반응은 가역반응으로서 hydroxyl radical(OH·)의 재결합에 의해 다시 H₂O₂를 형성하기도 한다^[16].



이와 같이 H₂O₂ 주입량이 1000ppm 이상일 경우 광분해율이 오히려 감소하는 것은 과량으로 생성된 hydroxyl radical(OH·)의 재결합에 의해 다시 H₂O₂를 형성하는 역반응으로 반응이 활발히 일어나 라디칼 생성 및 유기물의 광산화 반응속도가 감소하기 때문으로 여겨진다. 따라서 발전소에서 발생하는 세제 함유 방사성 폐액의 계면활성제 평균농도, 50-100ppm 분해를 위한 최적 H₂O₂ 주입량은 1000ppm임을 알 수 있다.

또한 광산화 공정에서의 잔류 H₂O₂량이 방사성 폐액처리를 위한 주 공정으로 적용 가능한 역삼투막·이온교환탑과 같은 공정에 미치는 영향을 파악하기 위하여 H₂O₂ 잔류농도를 측정된 결과 10ppm 미만으로 매우 낮게 나타났다. 이는 H₂O₂의 자연 분해 및 계면활성제 분해에 의해 생성되는 탄산염(CO₃²⁻), 중탄산염(HCO₃⁻)과 같은 hydroxyl radical scavenger가 H₂O₂ 광분해에 의해 생성되는 hydroxyl radical(OH·)을 빠른 속도로 감소시키기 때문으로 생각된다.

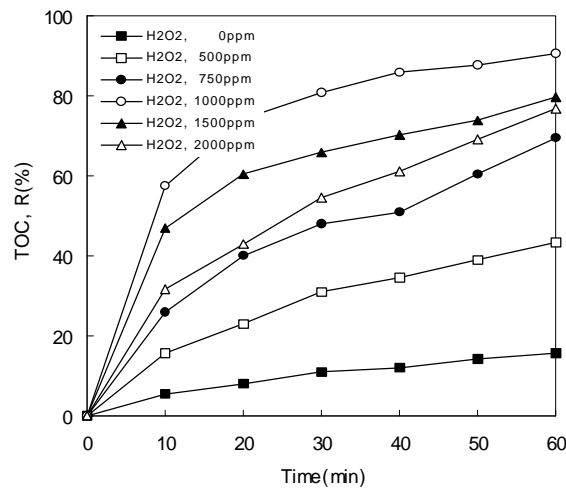


그림 6. UV/H₂O₂ 공정에서 H₂O₂ 주입량에 따른 광분해율 변화

공기공급량에 따른 광분해율 변화

UV/H₂O₂ 광산화 공정에서는 H₂O₂ 뿐만 아니라 H₂O의 광분해에 의해서도 e_{aq}⁻, H·, OH·, O₂⁻· 과 같은 라디칼종의 생성이 가능하며 이러한 라디칼종의 특성은 표 1과 같다. 일반적으로 UV 파장범위에서는 H·, OH·, O₂⁻·의 생성이 가능하며 이 중에서 O₂⁻· 과 같은 라디

칼의 생성량은 산소 분자량에 의해 영향을 받는 것을 알 수 있다. 뿐만 아니라 광산화 반응에서 산소 분자는 유기 라디칼(HR·)과 반응하여 과산화 라디칼(RHO₂·)을 생성함으로써 산화 연쇄 반응(Eq-6, 7)을 유도하여 유기 라디칼(HR·)의 재결합 반응(Eq-8)을 억제하므로 광분해율을 증가시킬 수 있다.

이를 확인하기 위하여 공기를 0, 100, 200, 300ml/min로 공급하면서 용존산소량 및 광분해율의 변화를 실험한 결과 용존산소량은 9.2 - 10ppm으로 공기 공급량에 따라 크게 증가하지 않으며 광분해율은 그림 7에 나타난 바와 같이 5% 정도 증가하는 것을 알 수 있다.

이는 UV 조사로 인한 반응조내의 온도가 Δ30℃ 정도 상승함에 따라 공기 중 산소의 용해도가 감소하여 용존산소량이 크게 증가하지 않으며 이로 인한 과산화 라디칼(RHO₂·)의 생성량도 증가하지 않은 것으로 생각된다.

표 1. 물의 광분해에 의해 생성되는 라디칼의 종류 및 특성^[10]

라디칼의 종류	최대 흡수 파장 (nm)	흡광계수 ($\epsilon, l/mol \cdot cm$)	산화포텐셜	화 학 양 론
e_{aq}^-	720	19000(720nm)	-	$H_2O + e^- \rightarrow e_{aq}^-$
$H \cdot$	<200	1620(188nm)	-	$H_2O + e^- + H^+ \rightarrow H_{aq} \cdot$
$OH \cdot$	<225	540(188nm)	2.80	$H_2O \rightarrow H \cdot + OH \cdot$ $H_2O_2 \rightarrow 2OH \cdot$
$O_2^- \cdot$	240	240(240nm)	2.32	$O_2 + e^- \rightarrow O_2^- \cdot$

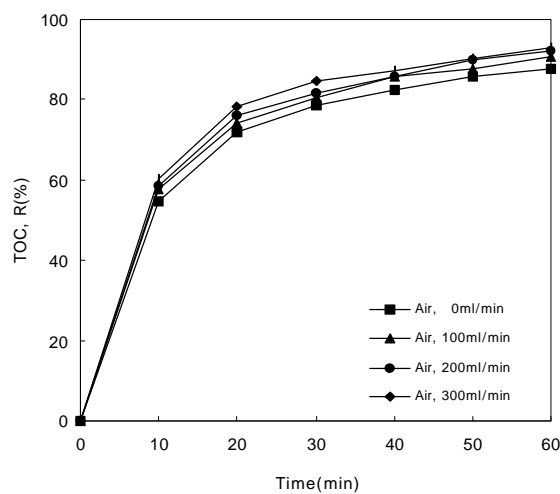


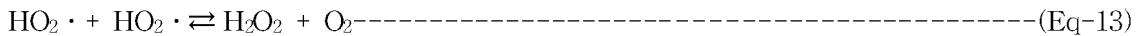
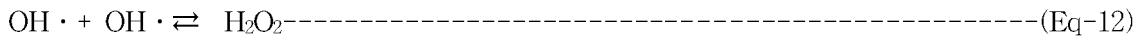
그림 7. UV/H₂O₂ 공정에서 공기 공급량에 따른 광분해율 변화.

UV/H₂O₂ 공정의 최적 pH 농도

방사성 폐액의 계면활성제 농도(50-100ppm, TOC)에 대하여 H₂O₂ 주입량을 1000ppm으로 고정시킨 상태에서 pH를 6.5, 9.5, 11로 변화시켜 pH에 따른 광분해율을 실험한 결과는 그림 8에 나타난 바와 같다.

모의 폐액의 H₂O₂ 주입량이 1000ppm인 경우의 pH는 9.5로서 광분해율은 90.5%로 나타난다. 그러나 NaOH를 사용하여 pH를 11로 조절한 반응조건에서의 광분해율은 71.9%, HCl을 사용하여 pH를 6.5로 조절한 경우의 광분해율은 62.3%로서 pH, 9.5인 경우에 비해 20 - 30% 정도 낮게 나타난다. 따라서 발전소에서 발생하는 방사성 폐액의 계면활성제 농도에 대해서 최적 pH는 9.5임을 알 수 있다.

이와 같이 H₂O₂ 주입량이 1000ppm으로 동일한 상태에서 pH를 6.5, 9.5, 11로 조절한 경우의 광분해율이 상이하게 나타나는 것은 UV 조사에 의한 H₂O₂의 광분해로 hydroxyl radical(OH·)을 형성하는 반응의 속도가 pH에 의해 영향을 받기 때문이다. 일반적으로 pH가 높은 경우, 수중에 다량으로 존재하는 hydroxyl ion(OH⁻)은 UV 파장의 광자(photon)를 흡수하여 hydroxyl radical(OH·)을 형성하므로 유기물 산화 분해 반응의 반응속도가 증가하여 광분해율이 증가하는 것으로 생각된다. 그러나 pH, 9.5 이상일 경우는 hydroxyl radical(OH·)의 생성반응보다는 과량으로 생성된 hydroxyl radical(OH·)끼리의 재결합에 의한 H₂O₂ 생성반응 즉 역반응으로 반응이 활발히 일어나기 때문에 오히려 광분해율은 감소되는 것으로 여겨진다.



유속에 따른 광분해율 변화

UV/H₂O₂ 공정의 최적 처리조건을 도출하기 위해 유속을 0.024, 0.047, 0.072m/min로 변화시키면서 광분해율의 변화를 실험한 결과는 그림 9와 같다. 처리유속이 0.024m/min인 경우의 광분해율은 91.7%, 0.047m/min인 경우는 81.02%, 0.072m/min인 경우는 67.4%로써 광산화 공정의 유속이 증가할수록 광분해율은 감소하는 경향을 나타내며 이와 같은 실험결과로부터 90% 이상의 광분해율을 얻기 위해서는 광산화 반응장치(유효 용량 : 40ℓ)의 유속을 0.024m/min 이하로 유지함이 최적임을 알 수 있다.

또한 광산화 반응장치의 유속을 0.024m/min로 고정시킨 상태에서 통과 횟수에 따른 광분해율을 실험한 결과 1회 통과시의 광분해율은 82.02%, 2회 통과시의 광분해율은 53.5%로서 총 91.7%의 광분해율을 얻을 수 있으며 1회 통과시에 비해 2회 통과시의 광분해율이 상당히 낮게 나타나는 것을 알 수 있다.

따라서 이러한 결과를 바탕으로 원전 발생 방사성 폐액내 계면활성제 처리를 위하여 UV/H₂O₂ 공정을 활용코자 할 때 적절한 통과횟수를 결정지어 반응기 수와 용량을 경제적인 면을 고려하면서도 최적의 처리효율을 얻을 수 있도록 반응기 설계에 활용할 수 있을 것이다.

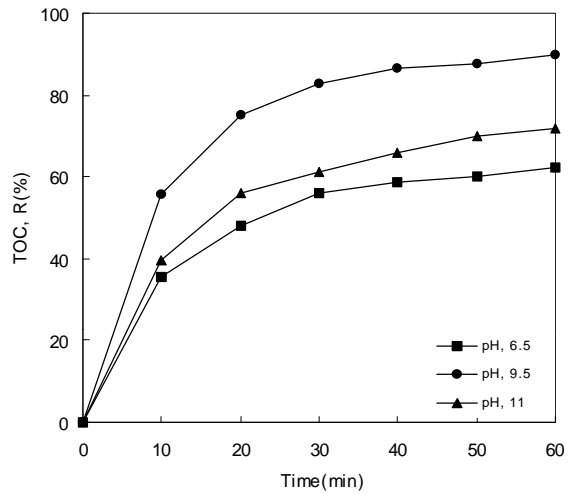


그림 8. UV/H₂O₂ 공정에서 pH에 따른 광분해율 변화.

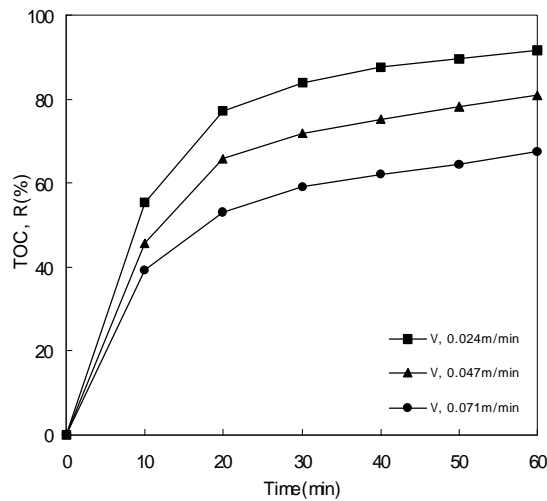


그림 9. UV/H₂O₂ 공정에서 유속에 따른 광분해율 변화.

4. 결 론

UV/H₂O₂ 공정에서 방사성 폐액 중에 함유되어 있는 계면활성제 제거효율을 극대화 하기 위하여 최적 처리조건 도출 실험 결과로부터 다음과 같은 결론을 얻을 수 있다.

- (1) 계면활성제 광분해 특성을 규명하기 위하여 회분 반응기에서 시간에 따른 농도 변화를 실험한 결과 반감기법에 의한 반응시간과 농도의 함수관계로부터 계면활성제의 광분해 반응은 2차 반응임을 알 수 있다.
- (2) UV/H₂O₂ 공정의 유기물 산화는 UV에 의한 직접 반응 경로와 라디칼에 의한 간접 반응 경로로 이루어진다. UV에 의한 단독 산화 공정에서는 계면활성제의 광분해율이 15%정도로 매우 낮게 나타나지만 UV/H₂O₂ 공정에서는 hydroxyl radical과 같은 중간 생성물에 의해 91.7% 정도의 높은 광분해율을 나타낸다. 이와 같은 실험 결과로부터 UV/H₂O₂ 광산화 반응에서의 계면활성제 분해는 직접 반응 경로보다는 라디칼과 같은 중간 생성물에 의한 간접 반응 경로에 의해 이루어지는 것임을 알 수 있다.
- (3) UV/H₂O₂ 공정에서 산화 분해 반응의 효율과 속도는 주로 라디칼 중간체의 생성량 및 생성종 등에 의해 영향을 받는다. 따라서 라디칼 생성량에 영향을 미치는 H₂O₂ 주입량, 공기 공급량, pH를 변화시키면서 실험한 결과, 계면활성제의 농도, 50-100ppm에 대해 H₂O₂ 주입량 1000ppm, pH 9.5일 때 90% 이상의 광분해율을 얻을 수 있다.
- (4) UV/H₂O₂ 공정의 연속식 실험에서 유효 용량, 40ℓ의 광산화 반응장치(φ0.3 x L0.6, horizontal type)를 이용할 경우 유속을 0.024m/min 이하로 유지하여 반응기를 2회 통과시 광분해율 90% 이상을 얻을 수 있었다.
- (5) 따라서 UV/H₂O₂ 공정은 2차 폐기물의 발생이 거의 없으므로 방사성 폐액 처리계통 내 유기물 처리용 전처리 공정으로의 활용도가 높다고 결론지을 수 있다.

참 고 문 헌

1. Se-Moon Park, Jong-Bin Kim, Eun-Jung Park, and Myung-Chan Lee, "Comparative Study on the Organic Removal Effect in Liquid Radwaste Between the Two Different Type of UV Lamps for UV photo-oxidation Degradation Process", *Proceedings of International Symposium on Radiation Safety Management 99*, pp. 359-367, (1999).
2. 김종빈, 박세문, "방사성 세탁폐액 처리공정 연구", '98춘계원자력학회 논문집, pp. 421-426 (1998).

3. M. Kikuchi, Y. Sugimoto, H. Yusa and K. Ebara, "Development of a Laundry Waste Treatment System", *Nuc. Eng. and Des.*, *44*, pp. 413~420(1977).
4. O. Legrini, E. Oliveros, and A. M. Braun, "Photochemical processes for Water Treatment" , *Chem. Rev.*, *93(2)*, pp. 671~698 (1993).
5. IAEA, "Treatment of Low- and Intermediate-Level Liquid Radioactive Wastes", *Technical Report Series No. 236*, IAEA, pp. 91 ~ 113(1984).
6. Kurtis, G., and Jessica, L., "Response to comment on formation of nitroaromatic compounds in advanced oxidation processes : Photolysis versus photocatalysis," *Environ. Sci. Technol.*, *33(18)*, 3282 - 3283(1999).
7. Ho. T. L., and Bolton, J. R., "Toxicity changes during the UV treatment of pentachlorophenol in dilute aqueous solution", *Water Res.*, *32*, 489 ~ 497(1992).
8. Gurol, M. D., and Singer, P. C., "Kinetics of ozone decomposition : A dynamic approach", *Environ. Sci. Technol.*, *16(7)*, 377 - 383(1982).
9. F. Herrera, and A. Lopez., "Photochemical decoloration of remazol brilliant blue and uniblue a in the presence of Fe^{+3} and H_2O_2 ", *Environ. Sci. Technol.*, *33(18)*, 3145 - 3151(1999).
10. Hoigue, J., and Barder, H., "The role of hydroxyl radical reaction in ozonation processes in aqueous solution", *Wat. Res.*, *10*, 377 - 386(1976).
11. Bolton, J. R., and Safarzadeh - Amiri, A., "The role of iron in advanced oxidation processes : The first international conference on advanced oxidation technologies for water and air remediation", London Convention Centre, June 25 - 30(1994).
12. Stachelin, J., and Hoigue, J., "Decomposition of ozone in water in the presence of organic solute acting as promoters and inhibitors of radical chain reaction", *Environ. Sci. Technol.*, *19(12)*, 1206 - 1213(1985).
13. Kelly, A., and James, R., "The photochemical generation of hydroxyl radicals in the uv-vis/ferrioxalate/ H_2O_2 system", *Environ. Sci. Technol.*, *33(18)*, 3119 - 3126(1999).
14. Angela, L., and Michael, R., "Sonolytic destruction of methyl tert-butyl ether by ultrasonic irradiation : The role of O_3 , H_2O_2 , frequency, and power density", *Environ. Sci. Technol.*, *33(18)*, 3199 - 3205(1999).
15. M. Kikuchi, and Y. Sugimoto, "Development of a laundry waste treatment system", *Nuc. Eng., and Des.*, *44*, 413 - 420(1977).
16. O. Legrini, and E. Oliveros, "Photochemical processes for water treatment", *Chem. Rev.*, *93(2)*, 671 - 698(1993).