

펜톤 반응을 이용한 원전 증기발생기 화학세정 폐액의 고농도 Fe(III)-EDTA 분해

조진오 · 목영선[†] · 김석태* · 정우태* · 강덕원* · 이병호** · 김진길**

제주대학교 청정화학공학과, *한국전력공사 전력연구원, **비츠로테크(주)
(2006년 8월 7일 접수, 2006년 9월 6일 채택)

Fenton Degradation of Highly Concentrated Fe(III)-EDTA in the Liquid Waste Produced by Chemical Cleaning of Nuclear Power Plant Steam Generators

Jin-Oh Jo, Young Sun Mok[†], Seok Tae Kim*, Woo Tae Jeong*, Duk-Won Kang*, Byong-Ho Rhee**, and Jin Kil Kim**

Department of Chemical Engineering, Cheju National University

*Korea Electric Power Research Institute

**Vitzrotech Co., Ltd.

(Received August 7, 2006; accepted September 6, 2006)

본 연구에서는 70000 mg/L 가량의 고농도 철(III)-에틸렌디아민테트라아세트산(Fe(III)-EDTA)을 함유하고 있는 원전 증기발생기 화학 세정 폐액의 처리를 위해 펜톤 반응을 사용하였다. Fe(III)-EDTA 분해실험은 모사 폐액 뿐 아니라 실제 폐액을 가지고도 수행되었다. 폐액에 주입된 과산화수소의 양과 폐액의 pH가 Fe(III)-EDTA 분해에 미치는 영향이 정량적으로 평가되었고, 다양한 측면에서 고찰되었다. 분해효율이 최대가 되는 최적의 pH는 폐액에 주입된 과산화수소의 양에 의존하였다. 즉, 폐액에 주입된 과산화수소의 양이 다를 때 최대 분해효율이 얻어지는 pH가 달랐다. Fe(III)-EDTA의 분해를 위한 적정 조건은 폐액의 초기 pH가 9이고 과산화수소 주입량이 24.7 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA)일 때였다.

An advanced oxidation process catalyzed by iron ions in the presence of hydrogen peroxide, the so-called Fenton's reaction, has been applied to the treatment of steam generator chemical cleaning waste containing highly concentrated iron(III)- ethylenediaminetetraacetic acid (Fe(III)-EDTA) of 70000 mg/L. The experiments for the degradation of Fe(III)-EDTA were carried out not only with a simulated waste, but also with the real one. The effect of pH and the amount of hydrogen peroxide added to the waste on the degradation was examined, and the results were discussed in several aspects. The optimal pH to maximize the degradation efficiency was dependent on the amount of hydrogen peroxide added to the waste. i.e., when the amount of hydrogen peroxide was different, maximum degradation efficiency was obtained at different pH's. The optimal amount of hydrogen peroxide relative to that of Fe(III)-EDTA was found to be 24.7 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA) at pH around 9.

Keywords: steam generator chemical cleaning waste, Fe(III)-EDTA, Fenton

1. 서 론

에틸렌디아민테트라아세트산(ethylenediaminetetraacetic acid, EDTA)은 킬레이트제로써 금속이온의 분석, 분리, 제거 뿐 아니라 금속 이온의 침전방지제나 세정제로도 이용되는 등 산업적인 활용범위가 매우 넓다. 화력발전소나 원자력발전소의 경우는 증기발생기 내부에 생성된 금속 산화물을 제거하여 재질의 보호 및 열전달 특성을 향상시키기 위한 목적으로 EDTA를 사용하고 있는데, 이때 발생하는 화학세정폐액에는 Fe(III)-EDTA 형태의 착화합물이 다량 포함되어 있다. 따라서 증기발생기 화학세정폐액의 후처리 공정이 필수적이다.

EDTA를 제거하기 위한 기술로는 오존(O₃), 자외선(UV), 과산화수

소(H₂O₂), 펜톤(Fenton) 반응 등을 이용한 여러 가지 산화 공정들이 알려져 있다. 펜톤 반응을 이용한 산화 공정은 철 이온이 촉매로 작용하여 과산화수소를 분해시키고 이때 발생된 수산화 라디칼이 유기물을 산화시켜 제거하는 공정이다. 펜톤 반응은 자외선 조사에 의해 촉진될 수 있는데, Ghiselli 등[1]은 자외선을 이용한 광 펜톤 반응을, 그리고 Emilio 등[2]은 태양광을 이용한 광 펜톤 반응을 EDTA 분해에 적용하였다. 펜톤 반응에서 유기물의 산화에 관여하는 핵심적인 성분은 반응 중간물로 생성되는 수산화 라디칼이다. Jiraroj 등[3]은 수산화 라디칼 생성방법으로 자외선과 과산화수소를 사용하여 Pb-EDTA를 분해한 바 있다. 한편, 오존도 강력한 산화제로서 각종 유기물의 산화에 이용될 수 있다. Gilbert와 Hoffmann-Glewe[4]는 오존을 이용한 EDTA 제거 연구에서 수소이온농도(pH)의 영향에 대해 살펴보고 있으며, Rodriguez 등[5]은 EDTA의 산화에 미치는 오존, 자외선, 과산화수

[†] 주 저자 (e-mail: smokie@cheju.ac.kr)

소의 개별적인 영향 및 상호작용을 평가하였다. 그밖에 EDTA 분해에 광촉매[6], 전기방전 플라즈마[7,8] 등을 이용한 사례들이 문헌에 보고되어 있다.

위에 언급한 선행 연구들은 대부분 EDTA의 농도가 10~500 mg/L 범위의 저 농도에서 수행되었으나, 실제 발전소 증기발생기에서 발생하는 폐액에는 약 70000 mg/L 가량의 고농도 EDTA가 포함되어 있다. 따라서 저농도의 유기물 처리에 적합한 기존의 오존 산화 공정, 전기방전 플라즈마 공정, 광촉매 공정, 자외선 조사 공정 등은 발전소 증기발생기 폐액처리에 적용되기 어렵다. 또한, 저농도의 EDTA를 처리한 기존의 펜톤 반응 연구 결과들도 고농도의 EDTA를 포함하고 있는 발전소 증기발생기 폐액 처리에 그대로 적용하기가 어렵다.

본 연구에서는 원자력발전소 증기발생기 세정 폐액 속에 고농도로 존재하는 Fe(III)-EDTA를 산화·제거하기 위하여 펜톤 반응을 사용하였다. 이 화학세정 폐액에는 철 이온이 들어있으므로 철 이온을 새로이 첨가하지 않았다. EDTA의 분해에 영향을 주는 변수로는 과산화수소 농도, pH, 과산화수소 주입 속도 등이 있다. 증류수와 Fe(III)-EDTA로 이루어진 모사 폐액을 이용하여 이들 변수들의 영향을 평가하여 최적 분해 조건을 도출하였고, 실제 증기발생기 폐액의 처리결과와 비교하였다.

2. 이론적 배경

펜톤 반응은 과산화수소와 촉매로 작용하는 2가 철(Fe²⁺)의 반응을 통해 산화성이 우수한 화학종이 연속적으로 발생하는 과정이라고 정의할 수 있다. 펜톤 반응은 시약 자체의 복잡한 특성으로 인해 반응의 기본 메커니즘이 명확히 규명되어 있지 않으나, Lim 등[9]에 의하면 산화철 복합체 메커니즘 혹은 수산화 라디칼 메커니즘에 의해 설명될 수 있을 것으로 보인다. 일반적으로 펜톤 반응은 2가의 철 이온(Fe²⁺)이 반응의 촉매로 작용하는 경우를 지칭하며, 3가의 철 이온이 이용되는 라디칼 형성 과정은 유사 펜톤 반응(Fenton-like reaction)으로 구분하기도 한다. 본 연구의 Fe(III)-EDTA 제거 반응에는 3가의 철 이온이 촉매로 관여하므로 일종의 유사 펜톤 반응이라고 할 수 있다. 펜톤 반응은 다양한 종류의 유기물 제거에 이용된 사례들이 보고되어 있으며[10-14], 문헌의 연구결과들을 종합해보면 처리대상 물질의 분자구조 및 농도, 과산화수소 주입량, 철 이온의 농도, 수소이온 농도(pH), 과산화수소 주입속도 등 펜톤 반응 속도는 여러 가지 변수들에 의해 영향을 받는다. 본 연구에서는 Fe(III)-EDTA 농도를 고정한 상태에서 pH, 과산화수소 주입량, 과산화수소 주입속도 등을 변화시키며 이들 변수가 Fe(III)-EDTA 분해에 미치는 영향을 살펴보았다. Fe(III)-EDTA는 철 이온을 포함하고 있으므로 철 이온을 추가로 사용하지 않았다.

Walling 등[15]에 의하면 3가 철 이온과 과산화수소의 반응은 다음 식들로 표현될 수 있다.



반응 (1)과 (4)에서 Fe³⁺ 이온은 Fe²⁺로 환원되며, Fe²⁺ 이온은 반응 (2)와 (5)에 의해 Fe³⁺로 산화된다. 이러한 과정들이 반복되며 수산화 라디칼이 연속적으로 생성된다. 반응 (1)~(5)에 의해 생성된 수산화 라디칼은 강력한 산화제로서 유기물 (RH)의 분해 반응을 개시할 수 있다.



위의 반응식들에서 알 수 있듯이 수산화 라디칼의 생성은 pH에 의해 영향을 받을 수 있고, 이는 궁극적으로 유기물의 분해에 영향을 주게 된다.

3. 실험방법

Fe(III)-EDTA를 주성분으로 하는 모사 증기발생기 폐액을 제조하기 위하여 일정량의 EDTA iron(III) sodium salt (FW: 367.1, Sigma Chemical Co.)를 증류수에 녹였다. 모사 폐액의 부피는 100 mL였으며, 모사 폐액의 Fe(III)-EDTA 농도는 0.19 mol/L (70000 mg/L)였다. 모사 폐액의 pH는 황산(Daejung Chemicals & Metals Co.) 또는 암모니아수(Kanto Chemical Co.)에 의해 2~10 범위로 조절되었다. 모사 폐액 처리 실험은 250 mL 반응기에서 반회분식으로 수행되었다. 즉, 폐액이 담겨져 있는 반응기에 정량 펌프를 사용하여 과산화수소를 일정한 속도로 주입하였다. 반응제로 모사 폐액에 첨가된 과산화수소(Samchun Pure Chemicals Co.)는 초기 Fe(III)-EDTA 1 mol 당 6.4~57.6 mol 범위로 가변되었다. 반응기 전체에서 균일한 반응이 일어날 수 있도록 과산화수소와 폐액 혼합물을 마그네틱 바를 이용하여 잘 교반하였다. 과산화수소 주입속도의 영향을 살펴보기 위하여, 총 주입량을 고정한 상태에서 과산화수소 용액 (34.5%(w/w))의 주입속도를 0.33~35 g/min 범위로 변화시켰다. 모사 폐액을 이용한 실험 후 실제 폐액의 처리실험을 수행하여 두 결과들을 비교하였다. 실제 증기발생기 세정폐액에는 Fe(III)-EDTA이외에 부식억제제, 히드라진, 유기산, 암모니아 등의 화합물들이 소량 포함되어 있다.

모든 실험은 상온에서 수행되었다. Fe(III)-EDTA의 농도 분석을 위해 지르코늄 적정법을 사용하였는데, 이 방법은 Fe(III)-EDTA 용액에 HCl과 히드라진(hydrazine) 그리고 자일레놀 오렌지(xylenol orange)를 첨가하고, ZrOCl₂ 수용액으로 적정하여 농도를 결정하는 방법이다. 위의 반응식 (1)~(8)에서 알 수 있듯이 pH가 Fe(III)-EDTA 산화에 중요한 역할을 할 수 있으므로, 매 실험 전후에 폐액의 pH를 pH meter (HI 8314, HANNA instruments)를 사용하여 측정하였다.

4. 결과 및 고찰

Figure 1은 과산화수소의 주입속도에 따른 Fe(III)-EDTA 분해효율을 나타낸다. 총 과산화수소 주입량을 14.4 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA)로 고정한 상태에서, 과산화수소 용액의 주입속도를 변화시키며 이에 따른 영향을 관찰하였다. 모사 폐액의 초기 pH는 4.3이었다. Figure 1에 제시된 실험 결과에서 알 수 있듯이 과산화수소 주입

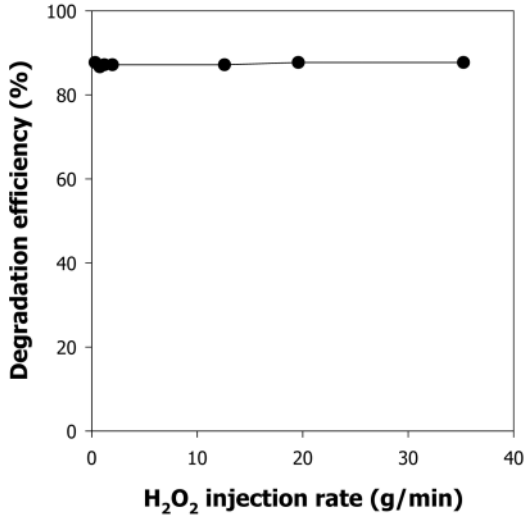


Figure 1. Effect of H₂O₂ injection rate on the degradation of Fe(III)-EDTA.

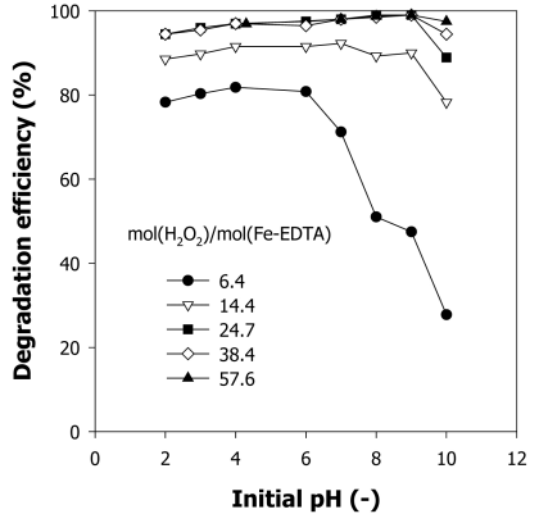


Figure 3. Effect of the initial pH and the amount of H₂O₂ added to the waste on the degradation of Fe(III)-EDTA.

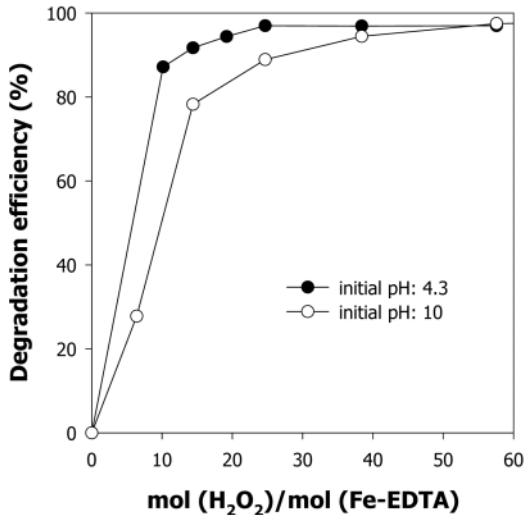


Figure 2. Effect of the amount of H₂O₂ added to the waste on the degradation of Fe(III)-EDTA at different initial pH.

속도는 Fe(III)-EDTA 분해에 거의 영향을 주지 못하였다. 다만 과산화수소의 주입속도가 높을 때는 반응이 격렬하게 일어나고, 주입속도가 느리면 반응이 서서히 지속적으로 일어나는 차이만 있을 뿐이다. Lee 등[10]은 염색폐수를 펜톤 반응으로 처리할 때 과산화수소 전체 사용량의 70%를 먼저 넣고 반응시킨 후 나머지 30%를 넣어 반응을 완결시킨 것이 전체 사용량의 30%를 먼저 넣고 나머지 70%를 나중에 넣어 반응을 완결시킨 경우보다 처리효율이 더 좋다고 보고하고 있으나, Fe(III)-EDTA 처리 실험에서는 과산화수소 주입속도에 따른 영향이 거의 없었다. 이 결과는 모사 폐액에 존재하는 높은 철 이온 농도와 유기물 농도에 기인한 것으로 판단된다. 모사 폐액에는 물(mol) 기준으로 동일한 농도의 Fe³⁺와 EDTA가 존재한다. 유기물의 농도가 낮을 경우에는 펜톤 반응에 의해 생성된 수산화 라디칼이 전부 유기물과의 반응에 이용되지 않고 재결합 등 다른 반응에 의해 소모될 수 있고, 또한 철 이온의 농도가 낮을 때에는 주입된 과산화수소가 철 이온과의 반응이외에 다른 반응에 의해 분해되어 소모될 수 있다. 그러나 본

연구와 같이 유기물의 농도가 높고 촉매로 작용하는 Fe³⁺ 이온의 농도도 높은 경우에는 과산화수소가 빠른 속도로 주입되더라도 반응 (1)~(5)가 충분히 빠른 속도로 일어날 수 있고, 이러한 반응을 통해 생성된 라디칼의 대부분이 유기물과의 반응에 이용될 수 있다. 이와 같이 철 이온 촉매와 유기물의 농도가 충분히 높은 경우에는 과산화수소 주입 속도가 펜톤 반응 속도에 영향을 주지 않으므로 아래의 모든 실험에서는 과산화수소 용액 주입속도를 3.5 g/min로 고정한 상태에서 수행하였다.

Lim 등[9]에 따르면 펜톤 반응은 일반적으로 pH 3~5 범위에서 잘 일어난다고 알려져 있다. EDTA의 경우는 산성(pH 3)과 염기성(pH 10)에서 분해효율이 높고, 중성 영역인 pH 6~8 범위에서는 분해효율이 상대적으로 낮다고 보고되어 있다[14]. Figure 2는 산성(초기 pH 4.3)과 염기성(초기 pH 10)에서 과산화수소 첨가량을 변화시키며 Fe(III)-EDTA 분해효율을 측정된 결과이다. 그림과 같이 산성 pH에서는 Fe(III)-EDTA 분해효율이 과산화수소 첨가량에 따라 증가하다가 과산화수소 첨가량이 24.7 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA) 이상이 되면 분해효율이 더 이상 증가하지 않는다. 반면 염기성 pH에서는 과산화수소 첨가량의 증가에 따라 분해효율이 지속적으로 증가한다. 그러므로 과산화수소 첨가량이 적을 때는 산성 pH에서 Fe(III)-EDTA 분해효율이 더 높으나, 과산화수소 첨가량이 많을 때에는 오히려 염기성 pH에서 분해효율이 더 높아진다. 이 결과는 과산화수소 첨가량에 따라 최대의 분해효율을 나타내는 최적 pH가 달라짐을 나타낸다. 따라서 과산화수소 첨가량 별로 Fe(III)-EDTA 분해에 미치는 pH의 영향을 보다 면밀히 검토할 필요가 있다.

Fe(III)-EDTA 분해에 미치는 pH의 영향을 보다 자세히 살펴보기 위하여 모사 폐액의 초기 pH를 2~10 범위에서 변화시켰으며, 과산화수소 주입량은 6.4~38.4 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA) 범위로 변화시켰다. Fe(III)-EDTA 분해효율과 과산화수소 주입량 및 초기 pH의 상관관계가 Figure 3에 제시되어 있다. 예상하던 대로 과산화수소 주입량이 많을수록 전 pH 범위에서 Fe(III)-EDTA 분해효율이 더 높았다. 초기 pH가 산성 (pH 2~4)인 경우는 과산화수소를 조금만 주입하여도 비교적 높은 분해효율이 얻어졌으나, 과산화수소 주입량을 24.7 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA) 이상으로 더욱 증가시켜도 분해효율이

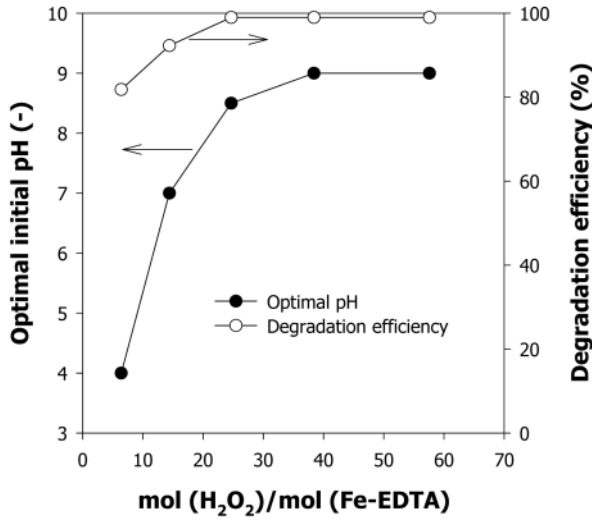


Figure 4. Optimal initial pH obtained by varying the amount of H₂O₂ added to the waste, and the degradation efficiency at the optimal pH.

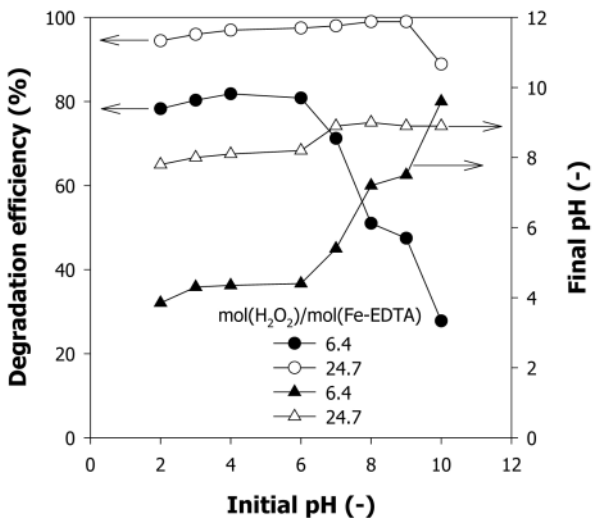


Figure 5. Effect of the initial pH on the final pH and the degradation efficiency.

97% 미만에 머물러 완벽한 Fe(III)-EDTA의 제거가 이루어지지 않았다. 그리고 큰 차이는 아니지만 초기 pH가 2인 경우 보다 초기 pH가 3~4인 경우가 분해효율이 더 높았다. 한편, 초기 pH가 염기성 영역일 때는 과산화수소 주입량 증가에 따라 Fe(III)-EDTA 분해효율이 크게 증가하는 경향을 나타내었다. 과산화수소 주입량이 적을 때는 산성 영역의 경우에 비해 분해효율이 낮았지만, 과산화수소 주입량이 24.7 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA) 이상이였을 때는 오히려 염기성 영역에서의 분해효율이 산성영역보다 더 높았으며 특정한 염기성 pH에서는 Fe(III)-EDTA가 거의 완벽하게 제거되기도 하였다. Figure 3을 살펴보면 처음에는 pH 증가에 따라 Fe(III)-EDTA 분해효율이 증가하다가, 일정한 pH를 넘어서면 높은 pH에서 분해효율이 더 낮아진다. 뿐만 아니라 과산화수소 주입량이 다를 때 최대의 분해효율을 나타내는 pH가 서로 다르다.

Figure 4는 과산화수소 주입량별로 최적의 초기 pH와 이 조건에서

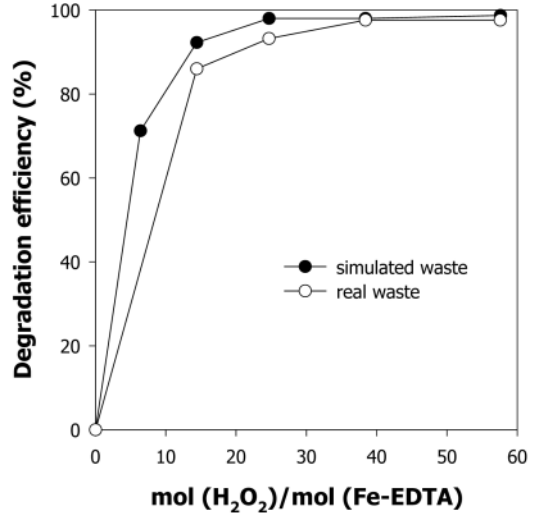


Figure 6. Comparison of the degradation efficiency between the simulated and real waste.

얻어진 Fe(III)-EDTA 분해효율을 나타낸다. 여기서 최적의 초기 pH란 각각의 과산화수소 주입량에서 최대의 분해효율이 나타나는 pH이며, Figure 3의 결과로부터 얻어졌다. 그림과 같이 과산화수소 주입량을 증가시키며 따라 최대의 분해효율이 얻어지는 초기 pH가 증가하다가 일정한 값(pH 9)에 도달하였다. 최적의 초기 pH에서 얻어진 분해효율은 과산화수소 주입량이 24.7 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA) 일 때 99%였으며, 과산화수소 주입량을 더 증가시켜도 더 이상 변화되지 않았다. 위의 결과들을 종합해보면 적절한 Fe(III)-EDTA 분해 조건은 과산화수소 주입량이 24.7 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA)일 때이며, 이 때 초기 pH는 9 가량으로 조절되어야 한다.

Figure 5는 초기 pH를 변화시켰을 때의 반응 후 pH와 Fe(III)-EDTA 분해효율을 나타낸다. 초기 pH는 2~10 범위로 가변되었으며, 과산화수소 주입량이 적은 경우 (6.4 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA))와 큰 경우 (24.7 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA))에 대해 살펴보았다. 전반적으로 보면 과산화수소 주입량이 많을 때 반응 후 pH가 더 높았다. 과산화수소 주입량이 적은 경우에는 초기 pH가 높을 때 Fe(III)-EDTA 분해효율이 매우 낮았으며 반응 전후의 pH가 서로 유사하였다. 분해효율이 낮을 때 반응 전후의 pH가 유사한 것은 pH에 영향을 줄 수 있는 분해생성물들이 그 만큼 적었기 때문이다. 초기 pH가 낮을 때에는 과산화수소 주입량이 적은 경우에도 80% 가량의 분해효율이 얻어졌으며, 이때의 반응 후 pH는 초기 pH에 관계없이 4.3 가량이 되었다. 한편, 과산화수소 주입량이 많은 경우에는 전 pH 범위에서 Fe(III)-EDTA 분해효율이 높았으며, 초기 pH가 산성일 때는 반응 후 pH가 8 근처였고, 초기 pH가 염기성이었을 때는 반응 후 pH가 9 근처였다. 이와 같이 Fe(III)-EDTA 분해효율이 높을 때는 반응 후 pH가 일정한 값에 수렴하는데, 이러한 현상은 Fe(III)-EDTA가 분해되어 생긴 생성물들로 인해 완충용액이 형성되었기 때문으로 해석된다. 문헌에 보고된 결과에서도 염기성 EDTA 폐액의 처리 후 pH가 일정한 값에 도달하였다[16]. Fe(III)-EDTA가 완전히 산화되면 최종적으로 CO₂, HCO₃⁻, CO₃²⁻, NO₃⁻, H₂O 등의 무기물로 전환될 것이다. 그러나 이러한 최종 생성물들이 생성되기에 앞서 다양한 분해 경로를 거쳐 분해가 일어나므로, 분해 반응의 중간생성물로 NH(COOH)₂, H₂N-CH₂-COOH, HOOC-NH-NH-COOH 등의 각종 유기산이 생길 수 있다. 이들 유기산과

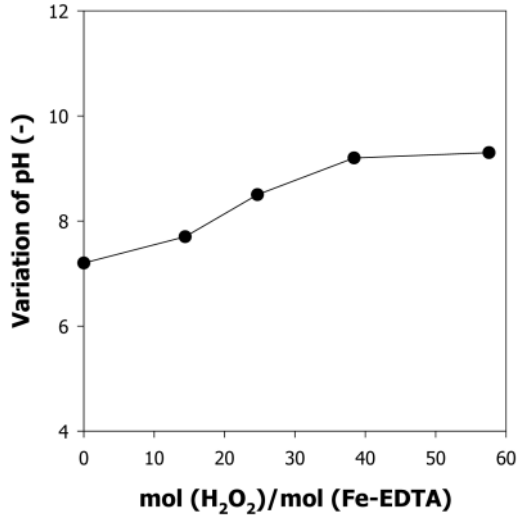


Figure 7. Effect of the amount of H₂O₂ added to the real waste on the final pH.

유기산 음이온들의 수용액은 완충용액으로 작용할 수 있으므로, 반응 후 pH는 초기 pH와 관계없이 특정한 값에 수렴하게 된다.

Figure 6은 모사 폐액과 실제 증기발생기 폐액의 처리 결과를 나타낸다. 실제 증기발생기 폐액의 Fe(III)-EDTA 농도는 모사 폐액과 마찬가지로 70000 mg/L였고, pH는 7.2였다. 비슷한 pH에서 두 결과를 비교하기 위하여 모사폐액의 pH는 7.0으로 조절되었다. 그림과 같이 실제 증기발생기 폐액의 Fe(III)-EDTA 분해효율은 모사 폐액에서의 분해효율보다 조금 낮았다. 모사폐액에는 Fe(III)-EDTA 밖에 들어있지 않지만 실제폐액에는 다양한 유기물이 공존하고 있어 Fe(III)-EDTA와 경쟁적으로 수산화 라디칼을 소모하므로 결국 실제 폐액에서의 분해효율이 더 낮아지게 된다. 실제 증기발생기 폐액을 처리하였을 때의 반응 후 pH를 측정된 결과는 Figure 7에 제시되어 있다. 실제 증기발생기 폐액의 초기 pH는 7.2였는데, 과산화수소 주입량을 증가시켜 Fe(III)-EDTA 분해효율을 높일수록 반응 후의 pH가 점차 증가하였다. 과산화수소 주입량이 높을 때 반응 후 pH가 더 높은 것은 Figure 5에서도 확인한 바 있다. 그러나 대부분의 Fe(III)-EDTA가 제거된 조건에서는 반응 후의 pH가 더 이상 증가되지 않고 9.3 내외로 유지되었다.

5. 결 론

본 연구에서는 고농도의 Fe(III)-EDTA를 함유하고 있는 원전 증기발생기 화학 세정 폐액의 처리에 유사 펜톤 반응을 적용하였다. 본 연구의 실험결과 얻어진 주요 결론은 다음과 같이 요약될 수 있다. 과산화수소 주입속도는 Fe(III)-EDTA의 분해효율에 거의 영향을 미치지 않는다. 과산화수소 주입량이 적을 경우에는 폐액의 초기 pH가 낮을 때 더 높은 Fe(III)-EDTA 분해효율이 얻어지지만, 과산화수소 주입량

이 많을 경우에는 초기 pH가 염기성일 때 더 높은 분해효율이 얻어지며, 특정한 염기성 pH에서는 분해효율이 최대가 된다. 반응 후의 pH는 초기 pH가 산성이냐 염기성이냐에 따라 특정한 값에 수렴하는 현상이 관찰되었는데 이는 Fe(III)-EDTA가 분해되어 생기는 중간생성물들로 인해 완충용액이 형성되었기 때문으로 판단된다. Fe(III)-EDTA의 분해가 가장 잘 일어나는 조건은 초기 pH가 9이고 과산화수소 주입량이 24.7 mol (H₂O₂)/mol (Fe(III)-EDTA)일 때이다.

감사의 글

본 연구는 산업자원부 전력산업연구개발사업의 지원으로 수행되었습니다.

참 고 문 헌

- G. Ghiselli, W. F. Jardim, M. I. Litter, and H. D. Mansilla, *J. Photochem. Photobiol. A: Chem.*, **167**, 59 (2004).
- C. A. Emilio, W. F. Jardim, M. I. Litter, and H. D. Mansilla, *J. Photochem. Photobiol. A: Chem.*, **151**, 121 (2002).
- D. Jiraroj, F. Unob, and A. Hagege, *Water Res.*, **40**, 107 (2006).
- E. Gilbert and S. Hoffmann-Glewe, *Water Res.*, **24**, 39 (1990).
- J. B. Rodríguez, A. Mutis, M. C. Yeber, J. Freer, J. Baeza, and H. D. Mansilla, *Water Sci. Technol.*, **40**, 267 (1999).
- E.-H. Park, J. Jung, and H.-H. Chung, *Chemosphere*, **64**, 432 (2006).
- Y.-K. Kim, S. A. Kim, S. B. Lee, J. K. Kim, and D.-W. Kang, *Plasma Proc. Polymers*, **2**, 252 (2005).
- I. Yeo, S. Yoo, and H. Park, *Proc. Korean Soc. Environ. Eng. Spring Meeting*, pp.284-290 (2005).
- H. Lim, K. C. Namkung, and J. Yoon, *J. Korean Ind. Eng. Chem.*, **16**, 9 (2005).
- S. H. Lee, H. J. Moon, and Y. M. Kim, *J. Korean Soc. Water Wastewater*, **17**, 87 (2003).
- C. L. Hsueh, Y. H. Huang, C. C. Wang, and C. Y. Chen, *Chemosphere*, **58**, 1409 (2005).
- E. Guivarch, S. Trevin, C. Lahitte, and M. A. Oturan, *Environ. Chem. Letters*, **1**, 38 (2003).
- Y.-S. Kim, S.-H. Kong, S.-Y. Bae, and G.-C. Hwang, *J. Korean Ind. Eng. Chem.*, **12**, 755 (2001).
- M. D. Tucker, L. L. Barton, B. M. Thomson, B. M. Wagener, and A. Aragon, *Waste Management*, **19**, 477 (1999).
- C. Walling, R. E. Partch, and T. Weil, *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, **72**, 140 (1975).
- D.-W. Kang, B.-H. Rhee, and S. B. Park, *Technology for Treating Non-Biodegradable Wastewater Using the Integrated Plasma System*, Research Report 02NK01, Korea Electric Power Research Institute (2005).