

병원폐수의 전기화학적 처리시 무기응집제 주입 효과에 관한 연구

Effect of Inorganic Coagulants on the Performance of Electro-Chemical Treatment Process Treating Hospital Wastewater

정승현 · 정병곤[†]

Seung Hyun Jeong · Byung Gon Jeong[†]

군산대학교 환경공학과

Department of Environmental Engineering, Kunsan National University

(2011년 4월 14일 접수, 2011년 10월 26일 채택)

Abstract : Effect of inorganic coagulants dosing on the performance of electro-chemical process was studied when treating hospital wastewater having low electrolyte concentration. It is thought that adding inorganic coagulants caused increase in concentration of electrolyte and this caused increase in free chloride concentration and consequently, caused increase in indirect oxidation effect. Thus, COD removal efficiencies more than doubled in percentage terms at the 2 hrs of reaction time and current density of 1.76 A/dm² compared with the results obtained from the parallel experiments without adding inorganic coagulants. T-N removal efficiencies approximately doubled in percentage terms at the 2 hrs of reaction time and 700 ppm of coagulants addition and applied current density of 1.76 A/dm² due to the increase of free residual chlorine such as HOCl caused by increase of electrolyte concentration through the addition of inorganic coagulants. Under the same experimental condition, more than 90% of T-P removal efficiencies was obtained. The reason can be explained that increase of chemical adsorption rate between phosphate and insoluble metal compounds caused by dissolved oxygen generated from anode by the increased electrolyte concentration through inorganic coagulants addition make a major role in improving T-P removal efficiencies. It can be concluded that inorganic coagulants addition as the supplemental agent of electrolyte is effective way in improving organic and nutrient salt removal efficiency when treating hospital wastewater having low electrolyte concentration.

Key Words : Current Density, Electro-Chemical Process, Hospital Wastewater, Inorganic Coagulants

요약 : 전해질 농도가 낮은 병원폐수를 전기화학적으로 처리할 경우 무기응집제 주입 효과에 대해 고찰한 결과, 무기응집제 주입으로 전해질 농도가 높아져 병원폐수 내 유리염소의 농도의 증가로 유기물질의 간접산화효과가 증가하여 전류밀도 1.76 A/dm², 반응시간 120분에서 무기응집제를 주입하지 않은 경우보다 COD 제거효율이 약 2배 향상되었다. 또한, 무기응집제에 의한 전해질의 증가로 HOCl과 같은 유리 잔류염소의 증가로 병원폐수 내의 클로라민이 질소로 전환되는 속도가 증가함에 따라 전류밀도 1.76 A/dm², 반응시간 120분 및 응집제 주입량 700 ppm에서 T-N 제거율을 약 2배 향상시킬 수 있었다. 동일 조건에서 90% 이상의 높은 T-P 제거율을 얻을 수 있었는데, 이는 무기응집제에 의한 전해질의 증가로 양전극에서의 발생되는 용존산소에 의해 생성된 불용성 금속 화합물과 인산염의 화학적 흡착반응 속도가 증가하였기 때문인 것으로 판단된다. 이상의 실험에서 전해질이 부족한 병원폐수의 전기화학적 처리시 무기응집제를 전해질로 첨가할 경우 유기물질 및 영양염 제거에 모두 매우 효과적임을 알 수 있었다.

주제어 : 전류밀도, 전기화학적 처리, 병원폐수, 무기응집제

1. 서론

환경부는 2003년부터 병원 폐수 배출시설의 적용 범위를 종합병원에서 병상 100개 이상인 모든 일반 병원으로 확대하는 내용의 수질환경보전법 시행규칙 개정령을 공포하여 시행하고 있다.¹⁾

전통적인 화학적 침전이나 화학적 산화 공법 또는 생물학적 처리공법 등에 의해 병원폐수를 처리할 때 운전비와 장치설비비가 많이 들고 처리시간이 길다는 문제점이 있다. 반면, 전기화학적 처리법은 소규모라도 처리효율이 높고, 반응의 제어가 용이하며, 슬러지 발생량이 적으며, 난분해성 독성물질의 파괴능력이 우수하여 병원폐수 처리 등에 전기 분해법에 대한 관심이 높아지고 있다.²⁻⁴⁾

유기오염물질은 전기분해시 전극표면에서 생성되는 hydroxyl radical에 의해 직접 산화되기도 하고,^{5,6)} 용액 중에 생성된 active chlorine에 의해 산화·분해되기도 한다.⁷⁾ 일반적으로 전기화학적 산화시간은 물질의 안정성과 농도, 전해질 농도, 전류밀도(current density), pH, 온도, 재순환 시간, 양극(anode)의 크기, 작용전압(working voltage) 등의 영향을 받으며,⁸⁾ 이외에도 양극재질, 전극간격, 교반, 유량 등 많은 영향요소가 있다. 전해질(supporting electrolyte)은 종류뿐만 아니라 그 농도도 중요하다.⁹⁾

전기분해법은 전해반응에 의해 발생된 환원, 중화, 전기 분해, 석출 등의 반응에 의해 전극면과 폐수의 경계면에서 발생되는 일차반응과 일차 전극 반응 생성물과 폐수 중의 오염물질이 반응하여 일어나는 침전, 응집, 흡착 및 부상분리

[†] Corresponding author E-mail: bjeong@kunsan.ac.kr Tel: 063-469-1873 Fax: 063-469-4964

등과 같은 이차반응들이 동시에 일어나서 폐수 중의 부유물질과 용존성 물질 등을 동시에 제거하는 공법이다. 일반적으로 오염물질들은 직접 양극산화 혹은 간접산화 공법에 의해 전기화학적으로 분해될 수 있다. 직접 양극산화 공법은 오염물질들이 처음에 양극 표면에 흡착되고 그 다음 양극 전자 전달반응에 의해 오염물이 파괴된다.^{10,11)} 간접산화 공법에서 hypochlorite¹²⁾와 산화된 금속이온¹³⁾과 같은 강산화제들이 전기분해 동안 중간 생성물로서 발생된 후, 용액 중의 오염물질이 산화반응에 의해 간접 분해된다. 각종 폐수를 전기분해하여 처리할 때 전해질로서 염소가 주로 사용되었고, 염소는 산화되어 전기화학적으로 chlorine/ hypochlorite를 형성한다. 염소의 양극산화는 빠르게 발생되므로, 간접산화 효과가 염소를 함유한 폐수의 전기화학적 산화처리 동안 발생할 수 있다.^{14,15)}

이러한 전기화학적 방법을 이용한 폐수처리는 다양한 폐수에 대하여 적용되고 있으나, 용존성 유기물질이 많은 반면 전해질 농도가 낮은 폐수의 경우 별도의 전해질을 투입하지 않을 경우 처리효율이 낮게 나타난다. 일반적으로 병원 폐수에는 많은 양의 생활오수가 섞여 있어 폐수 중의 전해질 농도가 낮아 전기화학적 방법으로 처리할 경우 반응시간을 길게 할 필요가 있어 경제성이 떨어진다. 또한, 전기화학적 처리시 많은 거품이 발생하며 생성되는 플럭이 작고 가벼워 거품과 함께 부상하는 현상이 발생하여 운전상의 문제점이 도출되고 있는 실정이다.

따라서, 본 연구에서는 전해질 농도가 낮은 병원폐수의 전기화학적 처리시 나타나는 문제점을 개선하고자 전해질로서 무기응집제를 사용하여 유기물질 및 영양염 처리특성을 고찰하였다.

2. 연구방법

2.1. 실험폐수

실험폐수는 군산시 소재 K의료원의 병원폐수 저장탱크에서 채수하여 mesh를 사용하여 머리카락 등 고형물질을 제거하였다. 본 실험기간 동안 사용된 폐수성상은 Table 1과 같다.

Table 1. Characteristics of raw wastewater

Item	Conc.
pH	8.40
Alkalinity (mg/L as CaCO ₃)	10,823
COD (mg/L)	268
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	5.24
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	0.15
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	2.30
T-N (mg/L)	18.87
PO ₄ ³⁻ -P(mg/L)	13.58
T-P (mg/L)	19.46
Cl ⁻ (g/L)	1,972

2.2. 실험장치

본 실험에 사용된 전기화학적 처리장치를 Fig. 1에 도시하였다. 전기분해 반응조는 5 mm 두께의 철판을 사용하여 가로 9.5 cm, 세로 2.5 cm, 높이 61 cm, 전체 용적이 1.5 L이며 유효 용적은 1.4 L가 되도록 설계·제작 하였으며, 이 반응조 자체를 음극 전극판으로 사용하였다.

양극판은 두께 0.5 mm, 8 × 50 cm²(작용 극판 면적 약 8.5 dm²)의 망 형상의 티타늄(Ti) 판에 1.3 g/m²의 백금(Pt), 분리막층(top layer)에 3.0 g/m²의 이산화이리듐(IrO₂)을 전착한 불용성 극판(Dimensionally Stable Anode, DSA)으로 제작하였다. 또한, 음극판과의 접촉을 방지하기 위하여 아크릴 보강재를 이용하여 지지하였으며, 이 때 음극판과의 거리는 약 2.4 cm이었다.

혼합·순환 반응조는 아크릴판을 사용하여 17.5 cm × 12 cm × 30 cm로 유효 용량은 6 L가 되도록 제작하였다.

폐수 순환은 정량펌프(Masterflux, 7520-47)를 사용하였다. 전극판을 통해 흐르는 전류 및 전압공급은 전류 0~25 A, 전압 0~20 V의 범위에서 실험을 실시하였으며, 전기분해 반응조에 일정한 전위를 유지할 수 있는 D.C Power Supply (최대전압 30 V, 최대전류 30 A)를 사용하였다.

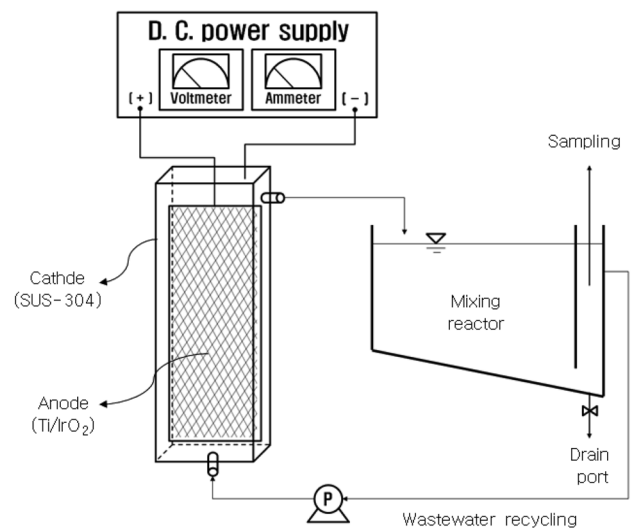


Fig. 1. Schematic diagram of experimental unit.

2.3. 실험방법

2.3.1. 전류밀도에 따른 처리특성 평가

혼합·순환 반응조에 병원폐수 6 L를 채운 후 전류밀도를 0.59, 1.18, 1.76, 2.35 및 2.94 A/dm²로 증가시켜 가며 실험을 수행하였다. 전기분해 반응조로의 폐수 순환유량은 4.0 L/min로 하였으며, 각 전류밀도에서의 반응시간은 0.5, 1, 2, 3, 4, 5 시간으로 변화시켰다.

2.3.2. Jar-Test

응집제만을 주입했을 때 병원폐수의 처리효과를 관찰하기 위하여 Jar-test를 실시하였다. 실험은 Phipps & Bird 사

의 Standard Jar Tester (Model PB-700, USA)와 2 L 용량의 Laboratory Jar를 사용하였으며, 무기응집제는 시중에 판매되고 있는 Alum (8%)을 사용하였다. Alum 주입농도는 100, 300, 500, 700, 1,000 및 1,500 ppm (1%(v/v) = 10,000 ppm)으로 하여 각각에 대하여 급속교반(약 300 rpm) 15분, 완속교반(약 45 rpm) 30분, 1시간 침전 후 수표면 10 cm에서 시료를 채취하여 수질을 분석하였다.

2.3.3. 전기화학적 반응시간에 따른 처리특성 평가

일정 전류밀도 조건에서 무기응집제를 주입 후 전기화학적 반응시간을 30, 60, 90, 120 및 180 분으로 증가시켜 가며 유기물질 및 영양염 처리특성을 평가하였다.

2.3.4. 수질분석

수질평가를 위해 pH, Alkalinity, SS, COD, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, T-N, PO₄³⁻-P, T-P 및 Cl⁻을 분석하였고, 모든 분석은 Standard Method¹⁶⁾ 및 수질오염공정시험방법¹⁷⁾에 따라 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 전류밀도 변화에 따른 처리특성

3.1.1. COD 제거 특성

전류밀도를 0.59~2.94 A/dm²(전류세기를 5~25 A)까지 변화시키며 각 반응시간에 따른 COD 제거효율을 Fig. 2에 나타내었다. 그림에 나타난 바와 같이 전류밀도가 높고, 반응시간이 길수록 COD 제거효율도 증가하는 경향을 나타내고 있다. 상대적으로 낮은 전류밀도 0.59 및 1.18 A/dm²에서는 반응시간 5시간 경과에도 불구하고 제거효율이 낮게 나타난 반면, 전류밀도 1.76 A/dm² 이상에서는 반응시간 5시간에서 80% 이상의 매우 높은 제거효율을 보였다.

Lamy는 전류밀도가 증가할수록 일반적으로 COD 제거율이 증가하는데, 이것은 높은 전류에서 유리염소의 증가에

따른 간접산화효과가 증가하는 것에 원인이 있다고 보고한 바 있다.¹⁸⁾

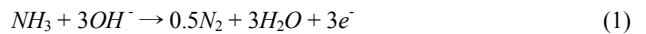
전류밀도 2.94 A/dm² (25 A)의 경우, 반응시간 1시간 이후에서는 COD 제거효율의 증가속도가 반응초기에 비해 상대적으로 떨어지는 경향을 보였다. 반응시간 5시간에서는 약 92.8%의 높은 COD 제거효율을 얻을 수 있었으나, 반응시간이 너무 길고 전류도 너무 높아 경제성이 떨어질 뿐만 아니라, 수온이 약 56.2℃까지 올라가 과부하 현상이 일어나 운전상의 위험을 초래할 수 있다고 판단되었다. 또한, 거품이 다량 발생하여 운전상의 어려움도 발생하였다.

전류밀도 2.35 A/dm² (20 A) 및 1.76 A/dm² (15 A)의 경우, 반응시간 3시간 이상에서는 두 경우가 비슷한 COD 제거효율을 보였다.

3.1.2. 영양염 변화

전류밀도 및 반응시간에 따른 질소변화를 Fig. 3~5에 나타내었다.

Marincic and Frank은 전기분해에 의한 암모니아의 제거는 식 (1)과 같다고 제시하였다.²⁰⁾



즉, 암모니아의 제거는 양극에서 발생하며 3개의 전자를 내면서 질소가스로 환원된다고 보고되고 있다.

Fig. 3에서 각 전류밀도에서 반응시간이 증가함에 따라 암모니아성 질소의 제거율이 증가하는 것으로 나타났는데, COD 제거와는 달리 전류밀도가 증가함에 따라 오히려 제거효율이 감소하는 것으로 나타났다. 이는 일정한 전류밀도 이상에서 암모니아 제거율이 감소하는 이유는 전극에 가해지는 전위가 변하고 이에 따라 이전 전위에서는 암모니아의 흡착만 일어나던 양극 전극에 수산화(OH⁻)가 암모니아보다 더 선택적으로 흡착되기 시작하여 산소가 발생함으로써 암모니아의 전극 흡착이 방해받아 암모니아의 질소화 전해

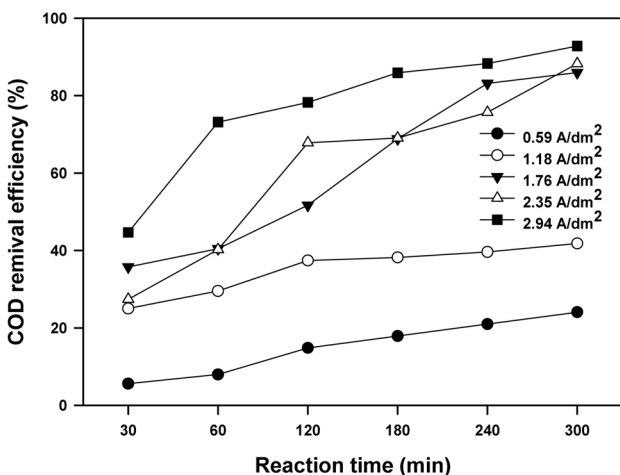


Fig. 2. Variation of COD removal efficiency depending on reaction time and current density.

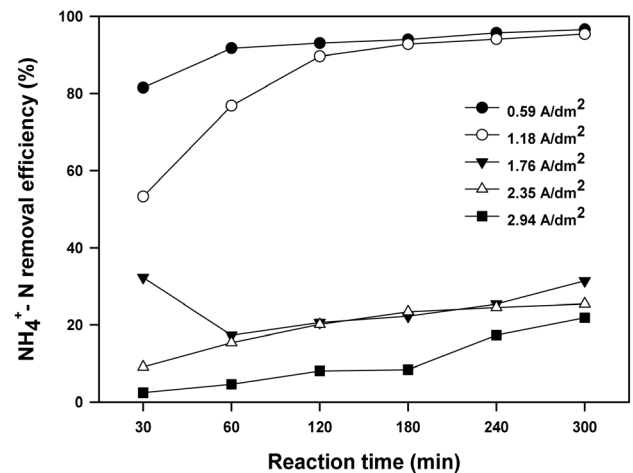
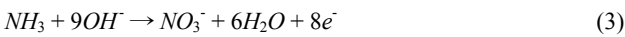
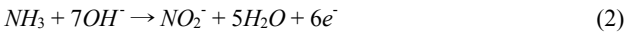


Fig. 3. Variation of NH₄⁺-N removal efficiencies depending on reaction time and current density.

반응이 저하되기 때문인 것으로 평가한 이전의 보고^{20,21)}와 비슷한 경향을 보이고 있다.

Fig. 4의 질산성 질소의 경우, 반응시간 약 2시간 까지는 전류밀도가 높을수록 질산성 질소의 증가율이 큰 것으로 나타났다. 1.76 A/dm² 이하의 전류밀도에서는 반응시간 2시간 이후에서도 꾸준한 질산성 질소의 증가가 관찰되었다. 배와 박은²²⁾ 폐수의 전기분해시 식 (2) 및 식 (3)과 같이 암모니아성 질소가 OH⁻에 의해 중간생성물로 아질산과 질산성 질소가 생성된다고 보고한 바 있다. Fig. 4의 결과를 볼 때, 본 연구에서도 아질산 또는 질산성 질소로의 중간생성물이 생성됨을 알 수 있었다.



반면, 2.35 A/dm² 이상의 전류밀도에서는 반응시간 2시간 이후 전류밀도가 증가에도 불구하고 질산성 질소의 증가율이 감소하는 경향을 나타내었는데, 이는 높은 전류밀도에서 반응시간이 경과함에 따라 질산성 질소가 환원과정을 거쳐 분해되기 때문인 것으로 판단된다. 질산성 질소가 환원과정을 거쳐 분해되기 위해서는 일단 아질산이 생성되어야 하는데, 식 (4)가 일단 일어나면 식 (5)를 통하여 H⁺ 소모반응이 일어나고 이후 생성되는 NO와의 자동촉매반응에 의하여 HNO₂는 급격히 일어나게 된다.^{23,24)} 생성된 아질산은 식 (8)처럼 전극 특성에 따라 질소, NO_x 및 암모니아로 변환된다.^{25,26)}

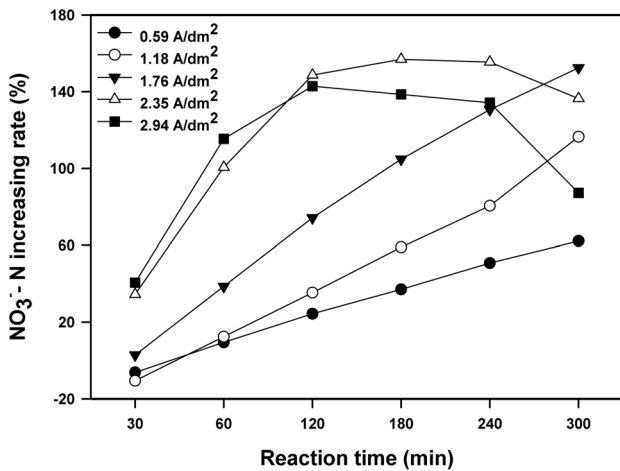
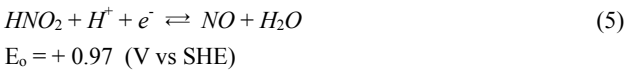
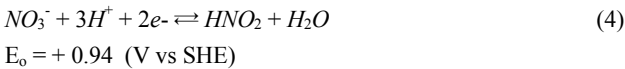
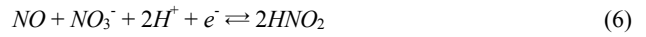
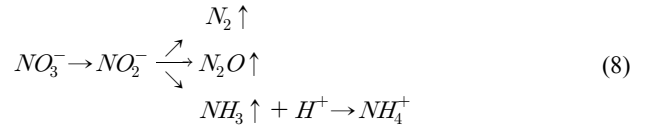
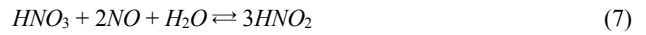


Fig. 4. Variation of NO₃-N increasing rate depending on reaction time and current density.

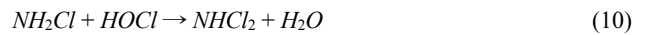
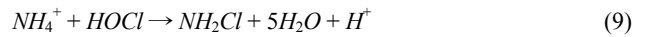


$E_0 = +0.517$ (V vs SHE)

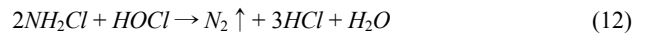


총질소는 Fig. 5에 나타난 바와 같이 전류밀도가 높을수록, 반응시간이 증가할수록 제거율이 더 큰 것으로 나타났다.

병원성 폐수는 비교적 높은 염소를 포함하고 있는데, 염소는 폐수 내에서 암모니아와 반응하여 클로라민을 생성하게 된다. 클로라민의 생성은 pH, 온도, 반응시간, 초기염소 대 암모니아 비에 따라서 좌우되는데, pH 4.5~8.5 범위에서는 NH₂Cl 및 NHCl₂의 형태가 주종을 이룬다. Calvin은 암모니아성 질소가 간접반응으로 유리된 염소와 반응하여 제거되는 반응을 아래와 같이 나타내었다.²⁷⁾



각 반응은 염소의 파괴점 반응과 같은 경향을 보이며 pH에 따라 상호 반응한다. 식 (10)에서 생성된 모노클로라민은 수중에 차아염소산이 많은 경우 식 (12)와 같이 곧바로 질소로 전환된다.



Lidia 등은 염소 이온이 풍부한 폐수 내의 암모니아의 간접

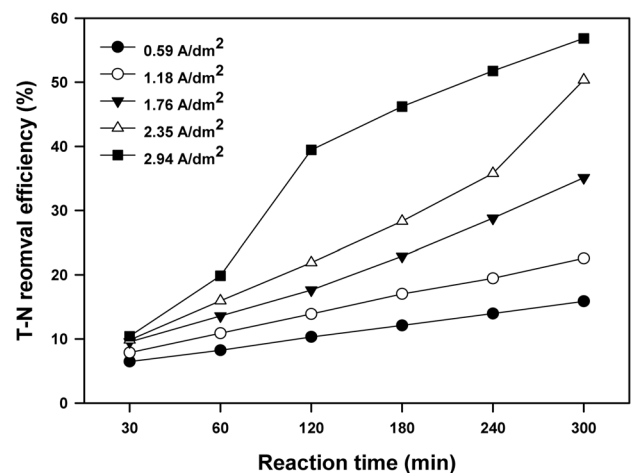
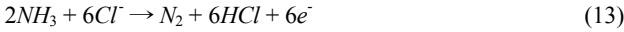


Fig. 5. Variation of T-N removal efficiencies depending on reaction time and current density.

분해에 의한 전반적인 반응은 식 (13)과 같다고 하였다.²⁸⁾



본 연구에서 사용된 폐수의 경우 pH가 약 8.4이며 총질소의 농도가 18.87 mg/L로 암모니아성, 아질산성 및 질산성 질소의 농도의 합(7.69 mg/L)보다 큼을 고려할 때 총질소 중 상당량의 클로라민이 존재함을 추측할 수 있다. 따라서 본 연구에서 총질소 제거의 주 메커니즘은 식 (9)~(13)의 염소에 의한 간접 분해반응인 것으로 판단된다.

이상의 결과로 미루어 볼 때, 전류밀도가 증가함에 따라 암모니아성 질소는 식 (1)과 같은 직접분해보다 식 (2) 및 (3)과 같은 중간생성물로의 전환이나 전류밀도의 증가로 생성된 염소에 의해 기 축적되어 있던 클로라민의 질소로의 전환이 우세하여 T-N의 제거율이 증가한 것으로 추측된다.

Fig. 6은 전류밀도 및 반응시간 변화에 따른 T-P 제거효율을 나타낸 것으로서, 전류밀도가 증가함에 따라 제거효율이 증가하는 것으로 나타났다. 반응시간 2시간까지는 증가속도가 선형적으로 나타났으며, 특히 전류밀도 1.76 A/dm²의 조건에서 효율적인 처리특성이 관찰되었다. 금속-인 화합물은 용해도가 낮기 때문에 쉽게 침전하며, 용해도는 pH에 민감한데, 인이 어떤 형태로 존재하는가에 의해 제거율과 pH 범위가 다르다.²⁹⁾ Meta 형태의 인은 넓은 pH 범위에도 제거율이 높은 반면에 pyro 형태의 인은 pH의 범위가 좁다. 또한, 전기분해 반응에서 폐수 내 금속은 다양한 수산화 착화합물을 형성하고, 침전물로서 인산염을 흡착하거나 sweeping floc에 의해 인산염을 제거하기도 한다. 또한, 전기분해 과정에서 생성된 금속수산화물은 화학적으로 만들어진 금속 수산화물보다 활성이 강하고 zeta 전위가 낮기 때문에 응집, 흡착, 침강특성이 우수하여 폐수처리에 효과적인 것으로 알려져 있다. Fig. 6에서도 전류밀도의 증가에 따른 pH의 변화와 다양한 형태의 금속 수산화물에 의해 인 제거율의 증가가 관찰된 것으로 판단된다.

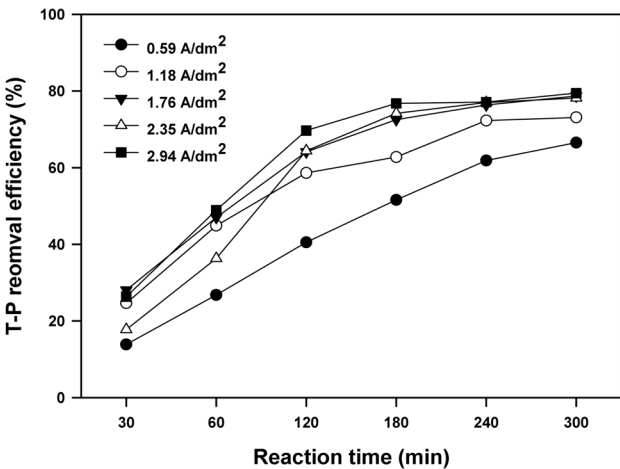


Fig. 6. Variation of T-P removal efficiencies depending on reaction time and current density.

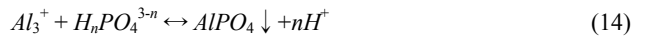
3.2. 응집제 주입에 따른 처리특성

3.2.1. Jar-test

전기화학적 처리시 무기응집제를 전해질로 사용하기에 앞서 무기응집제인 Alum 만을 이용한 응집처리 특성을 평가한 결과 Table 2와 같이 나타났다.

COD 및 T-N의 제거효율은 응집제 주입량이 증가함에 따라 제거효율이 증가하는 경향을 나타내었으나, Fig. 2 및 5의 결과보다 매우 낮은 수준이었다.

응집 처리에서 인은 식 (14)와 같은 인산염 침전에 의해 제거되는데, 응집제 주입량 500 ppm 이상에서 70% 이상의 제거효율을 보이고 있었다.



응집제 주입농도 1,000 ppm 이상에서는 모든 분석항목의 처리효율의 증가속도가 감소되는 것으로 나타났다.

따라서 본 연구의 전기화학적 처리시 전해질로서 무기응집제를 사용할 경우 700 ppm 이하로 주입하는 것이 바람직하며, 인 제거효율의 향상과 유출수의 pH를 고려할 경우 500~700 ppm 범위에서 적정 주입량을 얻을 수 있을 것으로 판단된다.

또한, COD 제거(Fig. 2), T-N 제거(Fig. 5) 및 T-P 제거(Fig. 6)의 결과를 관찰해 볼 때, 전류밀도 2.94 A/dm² (25 A)에

Table 2. Results of Jar-test

Alum dosage (ppm)	pH	Removal efficiency (%)			
		SS	COD	T-N	T-P
100	8.23	27.4	9.5	2.0	36.1
300	7.92	54.7	15.3	4.4	47.2
500	7.28	72.0	19.4	4.6	70.4
700	6.74	85.1	23.4	5.5	78.3
1,000	6.37	81.2	24.5	6.2	78.6
1,500	5.89	77.9	21.3	5.8	79.2

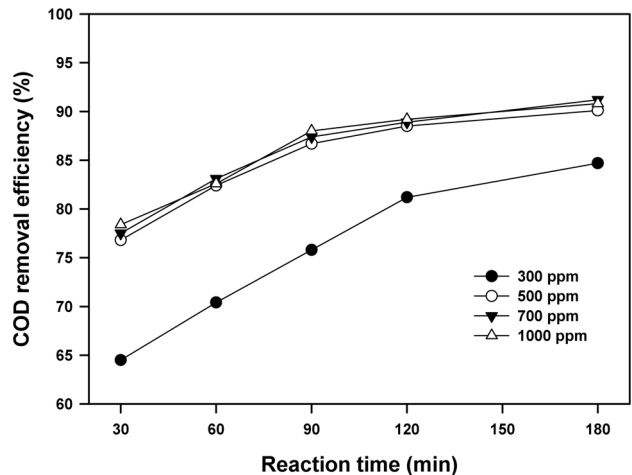


Fig. 7. Variation of COD depending on reaction time with adding alum.

서는 운전상의 문제점이 관찰되었으며, 1.18 A/dm² (10 A)에서는 제거율이 상대적으로 낮았으며, 1.76 및 2.35 A/dm²에서는 비슷한 유출수 수질을 관찰할 수 있어 전류밀도 1.76 A/dm² (15 A)에서 응집제 주입에 따른 전기화학적 처리 특성을 평가해 볼 필요가 있을 것으로 판단되었다.

3.2.2. COD 제거특성

Fig. 7은 응집제 주입량에 따른 COD 변화를 나타낸 것으로서, 주입량 500~1,000 ppm에서는 동일 반응시간에서 COD 제거효율이 비슷하게 나타났으며, 반응시간 90분까지는 선형적으로 약 85%까지 증가하다가 이후의 반응시간에서는 제거속도가 감소하는 것으로 나타났다. 응집제 주입 없이 실험한 Fig. 2의 결과와 비교해 볼 때, 낮은 전류밀도 및 짧은 반응시간에도 불구하고 COD 제거효율이 매우 향상된 것으로 평가되었다. 이는 낮은 전해질을 함유하고 있는 본 연구의 병원폐수에 무기응집제를 전해질로서 투입함에 따라 양극과 음극 사이의 전기적 저항이 감소하여 OH 라디칼 생성의 증가에 의한 유기물질의 직접산화 및 양극에서 생성된 차아염소산에 의한 유기물질 산화효과 등으로 유기물질 처리효율이 향상된 것으로 판단된다.

한편, 응집제 주입량 300 ppm에서는 미세 플럭에 의한 침전성 불량이 관찰되었으며, 유기물질 산화를 위해 전해질로서 주입되는 응집제의 적정 주입량은 500 ppm 이상인 것으로 관찰되었다.

3.2.3. 영양염 제거특성

무기응집제를 전해질로서 이용함에 따른 질소제거 특성 실험결과를 Fig. 8~10에 나타내었다. 각 응집제 주입농도에 대해 암모니아성 질소 제거율(Fig. 8)은 반응시간이 경과함에 따라 증가하는 경향을 나타내었다. 또한, 응집제 주입 농도가 높을수록 제거효율도 증가하는 것으로 나타났다.

Fig. 9의 질산성 질소의 축적은 응집제 주입량 300 및 500 ppm에서는 반응시간 120분까지 선형적으로 증가하는 경향

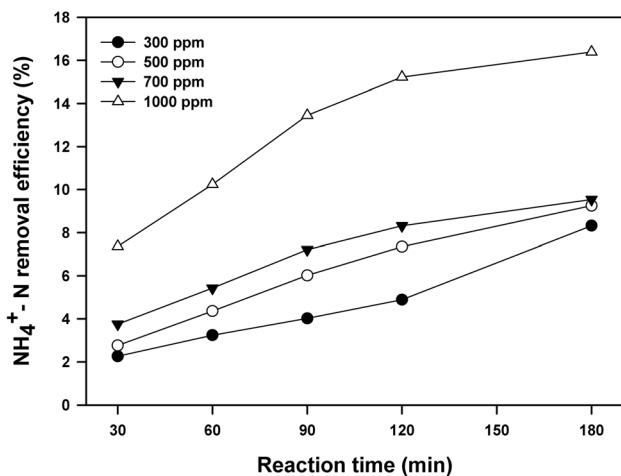


Fig. 8. Variation of NH₄⁺-N depending on reaction time with adding alum.

을 보였으나, 주입량 700 및 1,000 ppm에서는 반응시간 60분까지는 증가하다가 이후에서는 급격히 감소하는 경향을 보

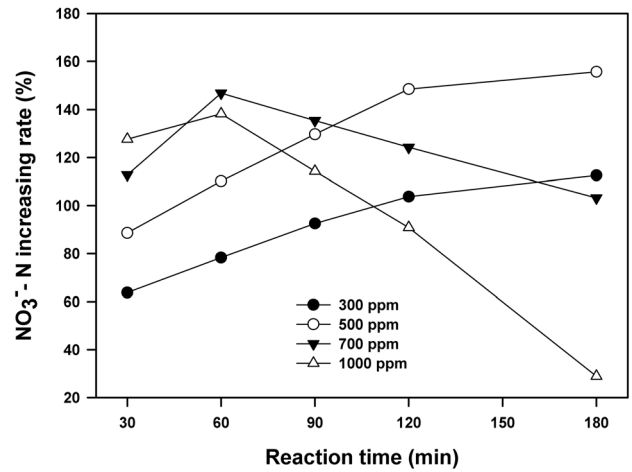


Fig. 9. Variation of NO₃⁻-N depending on reaction time with adding alum.

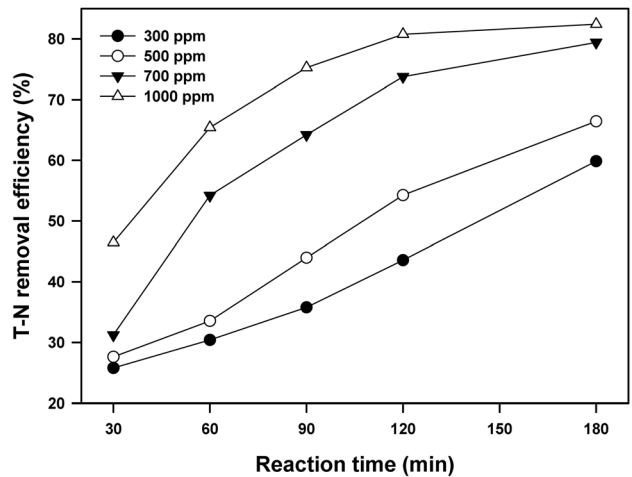


Fig. 10. Variation of T-N depending on reaction time with adding alum.

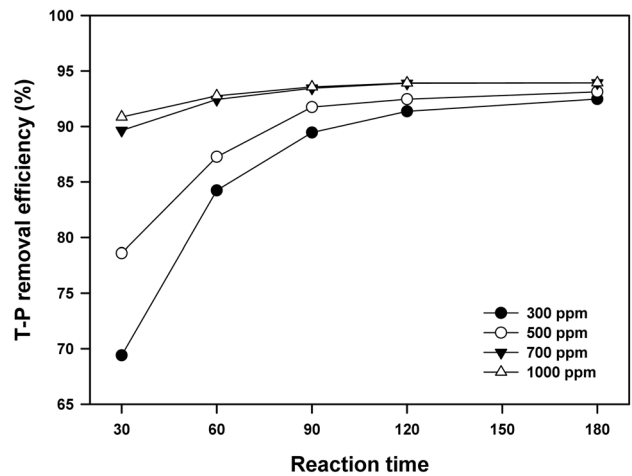


Fig. 11. Variation of T-P depending on reaction time with adding alum.

었는데 주입량이 높은 1,000 ppm이 700 ppm보다 감소속도가 더 크게 나타났다.

질산성 질소로의 전환율이 낮아짐에도 불구하고 Fig. 10의 T-N 제거효율은 증가하는 경향으로 나타났는데, Fig. 5의 결과와 비교해 볼 때 응집제 주입시 동일 전류밀도 및 반응시간에서 약 2배 이상의 처리효율이 나타났다. 이는 무기응집제의 주입으로 전해질이 풍부해짐에 따라 암모니아성 질소가 식 (2) 및 (3)과 같은 중간생성물로의 전환이나 염소의 생성이 많아짐에 따라 식 (9)~(13)과 같은 기 축적되어 있던 클로라민의 질소로의 전환율이 높아져 T-N 제거율이 증가된 것으로 추측된다.

Fig. 11은 T-P 제거를 나타낸 것으로 응집제 주입으로 Fig. 6의 결과보다 훨씬 짧은 반응시간에 90% 이상의 제거효율을 얻을 수 있었다.

이상의 실험에서 전해질이 부족한 병원폐수의 전기화학적 처리시 무기응집제를 전해질로 첨가할 경우 유기물질 및 영양염 제거에 매우 효과적임을 알 수 있었다.

4. 결론

전해질 농도가 낮은 병원폐수를 전기화학적으로 처리할 경우 무기응집제 주입 효과에 대해 고찰한 결과, 다음과 같은 결론을 얻었다.

1) 전기화학적 처리시 무기응집제를 주입할 경우 전해질 농도가 높아져 병원폐수 내 유리염소의 농도의 증가로 유기물질의 간접산화효과가 증가하여 전류밀도 1.76 A/dm², 반응시간 120분에서 무기응집제를 주입하지 않은 경우보다 COD 제거효율이 약 2배 향상되었다.

2) 무기응집제에 의한 전해질의 증가로 HOCl과 같은 유리 잔류염소의 증가로 병원폐수 내의 클로라민이 질소로 전환되는 속도가 증가함에 따라 전류밀도 1.76 A/dm², 반응시간 120분 및 응집제 주입량 700 ppm에서 T-N 제거효율을 약 2배 향상시킬 수 있었다.

3) 무기응집제 주입으로 전해질이 풍부해짐에 따라 양전극에서의 용존산소량의 증가로 생성된 불용성 금속 화합물과의 화학적 흡착반응 속도가 증가하게 됨에 따라 짧은 반응시간에 90% 이상의 T-P 제거효율을 얻을 수 있었다.

4) 전해질이 부족한 병원폐수의 전기화학적 처리시 무기응집제를 전해질로 첨가할 경우 유기물질 및 영양염 제거에 모두 매우 효과적임을 알 수 있었다.

사 사

본 연구는 중소기업청에서 지원하는 2007년도 산학연공동 기술개발사업의 연구수행으로 인한 결과물입니다. 지원에 감사합니다.

KSEE

참고문헌

1. 환경부, 수질환경보전법 시행규칙개정(2002).
2. Dhooge P. M., "An Electrochemical waste processing system for closed environments," In Proceedings of the 8th Princeton AIAA/SSI Conference. American Institute of Aeronautics and Astronautics, Washington, D. C., 90~97(1987).
3. Kreysa G., "Reactor design for electrochemical water treatment," In Process Technology for Water Treatment(Edited by Stucki S.), Plenum Press, New York, 65~83(1988).
4. Sharifian H. and Kirk D. W., "Electrochemical oxidation of phenol," *J. Electrochem Soc.*, **15**, 921~924(1985).
5. Brunner, P. H., Capri, S., Marcomini, A. and Giger, W., "Occurrence and behaviour of linear alkylbenzenesulphonates, nonylphenol, nonylphenol mono-, and nonylphenol dieoxylates in sewage and sewage sludge treatment," *Water Res.*, **22**(12), 1465~1472(1988).
6. Han, S. K., Nam, S. N. and Kang, J. W., "OH radical monitoring technologies for AOP(Advanced oxidation process)," First IWA Asia-Pacific regional conference, 1Dp3.
7. Snoeyink, V. L. and Jenkins, D., *Water chemistry*, John Wiley & Sons(1980).
8. Israilides, C. J., Vlyssides, A. G., Mourafeti, V. N. and Karvouni, G., "Olive oil wastewater treatment with the use of an electrolysis system," *Bioresour. Technol.*, **61**, 163~170(1997).
9. Chiang, L. C., Chang, J. E. and Tseng, S. C., "Electrochemical oxidation pretreatment of refractory organic pollutants," *Water Sci. Technol.*, **36**(2-3), 123~130(1997).
10. Comninellis C. H. and Pulgarin C., "Anodic oxidation of phenol for wastewater treatment," *J. Appl. Electrochem.*, **21**, 703~708(1991).
11. Stucki S., Kotz R., Carcer B. and Suter W., "Electrochemical wastewater treatment using high overvoltage anodes, part II : anode performance and applications," *J. Appl. Electrochem.*, **21**, 99~104(1991).
12. Mendia L., "Electrochemical processes for wastewater treatment," *Water Sci. Technol.*, **14**, 331~344(1982).
13. Farmer J. C. and Wang F. T., Hawley-Fedder R. A., Lewis P. R., Summers L. J. and Foiles L., "Electrochemical treatment of mixed and hazardous wastes: oxidation of ethylene glycol and benzene by silver(II)," *J. Electrochem. Soc.*, **139**, 654~662(1992).
14. Della Monica M., Agostizno A. and Ceglie A., "An electrochemical sewage treatment process," *J. Appl. Electrochem.*, **10**, 527~533(1980).
15. Poon, C. P. C. and Brueckner, T. G., "Physicochemical Treatment of Wastewater seawater mixture by electrolysis," *J. WPCF*, **47**(1), 66~78(1975).
16. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Ed. APHA., AWWA and WEF(1998).
17. 환경부, 수질오염공정시험방법(2002).
18. Lamy, C., "Electrocatalytic oxidation of organic compounds on noble metals in aqueous solution," *Electrochemical Acta.*, **29** (11), 1581~1588(1984).
19. Marincic Ljiljana and Frank B. Leitz, "Electrochemistry and electro-oxidation of ammonia in wastewater," *J. Appl. Electro-*

- chem.*, **8**, 333~345(1978).
20. Kim, K. W., Kim, Y. J., Park, G. I. and Lee, I. H., "Electrolytic Decomposition Mechanism of Ammonia to Nitrogen at IrO₂ Anode," *Korean, Chem., Eng. Res.*, **42**(5), 524~531(2004).
 21. Comminellis, C., "Electrocatalysis in the Electrochemical Conversion/Combustion of Organic Pollutants for Waste Water Treatment," *Electrochimica Acta*, **39**, 1857~1862.
 22. 배성근, 박승조, "전기화학적 방법에 의한 폐수중의 암모니아 제거에 관한 연구," *대한환경공학회지*, **6**(1), 44~55(1984).
 23. Kim, K. W., Lee, E. H., Choi, I. K., Yoo, J. H. and Park, H. S., "Electrolysis of Nitric Acid by using a Glassy Carbon Fiber Column Electrode System," *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **245**(2), 301(2000).
 24. Bard, A. J., Parsons, R. and Jordan J., "Standard Potentials in Aqueous Solution," P127, Marcel Dekker, Inc. N. Y(1985).
 25. Paidar, M., Bouzek, K. and Bergmann, H., "Influence of Cell Construction on the Electroreduction of Nitrate," *Chem. Eng. J.*, **85**, 99(2002).
 26. Genders, J. D. and Hartsough, D., "Electrochemical Reduction of Nitrates and Nitrites in Alkaline Nuclear Waste Solutions," *J. Appl. Electrochem.*, **26**, 1(1996).
 27. Calvin P. C. Poon, "Electrochemical process for sewage treatment," *28th Industrial Waste Conference Proceeding*, **8**, 281~292(1973).
 28. Lidia S., Jereni N. and Francesco Z. G., "Electrochemical treatment of tannery wastewater using Ti/Pt and Ti/Pt/Ir electrodes," *Water Research*, **29**(29), 517-524(1995).
 29. Diamadopoulos, E. and Benedek, A., "Aluminium hydrolysis effects on phosphorus removal from wastewaters," *JWPCF*, **56**(11), 1165~1172(1984)