

# 오존수 산화를 이용한 활성탄 흡착탑의 현장 재생 시 흡착용량 및 구조특성의 변화

이진주 · 이기세<sup>†</sup>

명지대학교 환경에너지공학과  
(2020년 5월 19일 접수, 2020년 5월 20일 심사, 2020년 5월 25일 채택)

## Changes of Adsorption Capacity and Structural Properties during *in situ* Regeneration of Activated Carbon Bed Using Ozonated Water

Jinjoo Lee and Kisay Lee<sup>†</sup>

Department of Environmental Engineering and Energy, Myongji University, Yongin 17058, Korea  
(Received May 19, 2020; Revised May 20, 2020; Accepted May 25, 2020)

### 초 록

하폐수처리 및 정수처리에 사용되는 활성탄 흡착 공정에서 기존의 활성탄 열재생법 비해 활성탄 손실과 불완전 연소로 인한 오염물질 발생도 적으며, 사용 활성탄의 인발-재생-재충진에 소요되는 시간의 절약이 가능한 재생 방법으로 오존수를 이용한 *in situ* regeneration에 대한 기초연구를 수행하였다. 활성탄 흡착 컬럼 상에서 페놀(phenol) 및 PEG를 흡착 통과 시킨 후 오존수 접촉으로 흡착물질을 분해 제거하는 흡착-재생 사이클을 반복하였다. 오존수 접촉에 의한 재생 횟수가 증가할수록 페놀 흡착용량은 어느 정도 감소하지만, 일정 수준으로의 감소 후에는 구조 변화가 안정화되어 추가적인 감소가 일어나지 않았다. 흡착 용량이 감소하는 이유는 오존과의 반응에 의해 활성탄의 미세공 크기가 증가하면서 비표면적이 감소하기 때문으로 나타났다. 이러한 세공 크기의 변화와 비표면적의 변화로 인하여 재생 후 *in-pore* adsorption이 우세한 페놀과 같은 저분자량 물질의 흡착효율은 감소하게 되나 *external* adsorption 비율이 큰 PEG와 같은 고분자량 물질의 흡착효율은 크게 영향을 받지 않았다. 세공 크기 및 비표면적의 변화는 오존수와의 접촉시간이 길어질수록 심화되므로 제거하려는 물질의 크기를 고려하고 접촉시간을 조절함으로써 흡착 효율의 유지를 제어하는 것이 필요하다.

### Abstract

*An in situ* regeneration of activated carbon bed using an ozonated water was studied in order for avoiding the carbon loss, contaminant emission and time consuming for discharge-regeneration-repacking in a conventional thermal regeneration process. Using phenol and polyethylene glycol (PEG) as adsorbates, the adsorption breakthrough and *in situ* regeneration with the ozonated water were repeated. These organics were supposed to degrade by the oxidation reaction of ozone, regenerating the bed for reuse. As the number of regeneration increased, the adsorption capacity for phenol was reduced, but the change was stabilized showing no further reduction after reaching a certain degree of decrement. The reduction of adsorption capacity was due to the increase of pore size resulting in the decrease of specific surface area during ozonation. The adsorption capacity of phenol decreased after the ozonated regeneration because the *in-pore* adsorption was prevalent for small molecules like phenol. However, PEG did not show such decrease and the adsorption capacity was constantly maintained after several cycles of the ozonated regeneration probably because the external surface adsorption was the major mechanism for large molecules like PEG. Since the reduction in the pore size and specific surface area for small molecules were proportional to the duration of contact time with the ozonated water, careful considerations of the solute size to be removed and controlling the contact time were necessary to enhance the performance of the ozonated *in situ* regeneration of activated carbon bed.

**Keywords:** Activated carbon, *In situ* regeneration, Ozonation, Adsorption capacity, Specific surface area, Pore size

## 1. 서 론

오염물질을 제거하기 위한 하폐수 처리 공정은 응집-응결-침전을 통한 입자성 물질 제거와 BOD (biochemical oxygen demand) 제거 및 질소·인 제거를 위한 생물학적 공정을 포함하고 있는데, 이 공정들을 거치고도 유해한 오염물질 성분들이 남아 있다면 이들을 추가적으로

<sup>†</sup> Corresponding Author: Myongji University,  
Department of Environmental Engineering and Energy, Yongin 17058, Korea  
Tel: +82-31-330-6689 e-mail: kisay@mju.ac.kr

로 제거하기 위한 고도처리(또는 3차 처리) 단계를 거쳐야 한다. 고도처리 방법의 선택은 제거하고자 하는 대상 물질의 특성에 따라 정해지는데, 활성탄 흡착 공정은 생물학적 처리로 제거하지 못한 유기물 제거에 주로 이용된다[1].

정수처리에서도 전처리-응집/응결/침전-(급속)여과-소독 순으로 이루어진 급속여과 공정이 표준적으로 사용되는데 주로 탁도로 표현되는 입자성 물질과 병원성 미생물의 제거가 주목적이기 때문에 냄새 유발 물질이나 자연유기물질(NOM, natural organic matter) 농도가 높은 원수를 처리하는 데에는 취약한 면을 가지고 있다[2]. 표준적인 급속여과 공정으로 제거하지 못한 성분들을 제거하기 위해 추가하는 과정을 고도정수처리라고 하는데, 여기에서도 활성탄 흡착 공정은 중요한 부분을 차지하고 있다. 특히 활성탄 흡착은 유기물질, 맛·냄새 성분들을 제거하기 위해 효과적이다[2]. 고도정수처리 공정에 이용되는 활성탄은 그 입자의 크기에 따라 분말활성탄(powdered activated carbon, PAC)과 입상활성탄(granular activated carbon, GAC)으로 구분된다.

분말활성탄은 일반적으로 원수 중 유기물 농도가 높거나 이취미가 있을 때 전처리 목적으로, 또는 수질사고가 발생하였을 경우에 응급적인 처리방법으로 회분식 공정(batch process)으로 주로 사용된다. THM (trihalomethane) 전구물질들을 포함한 유기물질 제거에 효과가 탁월하지만[3], 크기가 작은 분말활성탄은 재생 단계에서 회흡착물질 열분해 시 그 구조가 파괴되어 흡착 기능이 저하되기 때문에 활성탄을 재생하여 재사용하기 어려워 한 번 처리 후 폐기함으로 인해 대량으로 소모되는 단점이 있다. 또한 분말활성탄이 과량 주입되었을 경우, 처리수의 흑수현상과 활성탄 입자의 유출이라는 문제를 발생시킬 수도 있다.

반면 입상활성탄은 냄새 유발물질, 독성 유기물, 소독부산물을 생성하는 자연유기물질(NOM) 등을 흡착 제거하는 목적으로 연속식 공정(continuous process)으로 사용되는데, 열분해 재생공정을 통하여 다시 사용할 수 있는 장점이 있어 최근 국내에서 입상활성탄을 이용한 고도정수시설의 도입이 늘어나고 있다. 활성탄은 정수처리나 하폐수처리 공정에 들어가는 여타 물리화학적 처리 기술 및 재료에 비하여 비교적 고가이므로 한 번 사용 후 교체보다는 재생을 하여 가능한 한 여러 차례 재사용하는 것이 바람직하다. 일반적으로 입상활성탄을 이용한 흡착공정은 컬럼이나 충전상(packed-bed) 형태로 사용한다. 입상활성탄 공정은 흡착공정 후에 활성탄을 재사용하기 위해서는 유기물이 흡착 포화된 활성탄의 교체 및 재생이 필요한데 이를 위하여 co-current fixed-bed (향류고정상)이나 counter-current moving-bed (역류이동상) 방식으로 운영하며 흡착탑에서 배출된 활성탄은 재생로(furnace)로 이송되어 재생과정을 거치게 된다[1]. 현재 활성탄 재생법으로 열재생(thermal regeneration) 방법이 보편화되어 있다. 열재생법은 흡착된 유기물을 높은 열로 기화/연소시켜 재생하는 방법으로 에너지 소모량이 크고 불완전 연소로 인해 대기오염 문제를 야기시킬 수 있다. 통상적으로 열재생법으로 1회 재생시 연소로 인하여 10~20%의 활성탄 손실이 발생한다[4]. 또한 충전 흡착탑의 경우 사용한 활성탄을 흡착탑에서 꺼내서 재생하기 때문에 일정 시간의 비운전 간격이 존재하게 되므로 흡착 공정의 지연과 운전비용이 증가가 불가피하게 된다.

따라서 흡착포화 도달 후 활성탄을 주어진 흡착탑에서 빼내지 않고 충전탑 내에서 직접 재생하고 바로 흡착과정으로 재사용할 수 있는 현장재생(*in situ* regeneration) 기술의 필요성이 요구되고 있다. 본 연구에서는 사용한 활성탄을 흡착탑 내에서 흡착물질을 분해 제거를 함으로써 현장재생을 하기 위하여 오존수를 이용한 산화분해 방법을 검토하였다[5]. 오존(ozone)은 높은 산화환원전위(2.07 volt)를 갖는 강한

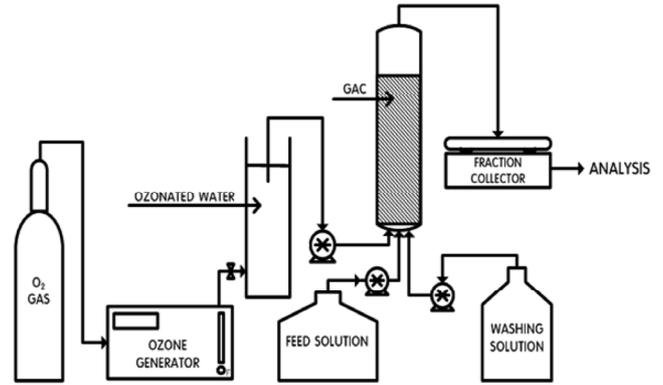


Figure 1. Schematic diagram of experimental set-up for adsorption breakthrough and ozonated regeneration of activated carbon bed.

산화제로 다양한 종류 및 형태의 유·무기물을 산화분해시킬 수 있다. 오존의 반응은 직접반응과 간접반응으로 나눌 수 있는데 직접반응은 오존이 반응물질과 직접적으로 반응하여 산화시키는 것을 말하며, 간접반응은 오존이 분해되는 과정에서 생성되는 OH radical을 이용하여 난분해성 유기물 등 오염물질을 분해하는 방법이다[6,7]. OH 라디칼의 생성을 유도하기 위해서는 pH를 높이거나 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, UV 등이 보조 사용이 필요하다[8,9].

본 연구에서는 고에너지 공정한 열재생 대신, 유기물이 흡착된 활성탄 고정상을 오존수를 공급하여 흡착 유기물을 산화분해함으로써 흡착활성탄을 화학적으로 재생하기 위한 기초 연구를 수행하였다. 오존수를 활성탄 흡착탑에 유입시켜 흡착된 유기물과 접촉시킴으로써 흡착탑으로부터 활성탄을 꺼낼 필요 없이 효과적으로 흡착 유기물이 분해 제거되는지, 그리고 이러한 *in situ* regeneration을 반복 수행하였을 때 재생 횟수에 따른 활성탄의 물성과 흡착능의 변화가 있는지를 분석하여 오존을 재생 방법으로 사용할 때의 문제점을 파악하고 문제점이 있다면 어떠한 해결책 또는 회피책이 가능한지 고찰하고자 하였다.

## 2. 재료 및 방법

실험에서 사용한 활성탄은 미국 Calgon Carbon 사의 Filtrasorb 400 (12 × 40 mesh)으로 실험 전 활성탄을 증류수로 검은 미분말이 나오지 않을 때까지 여러 번 세척하고 110 °C의 오븐에서 24 h 건조시킨 후 사용하였으며, 남은 활성탄은 추후 사용을 위해 desiccator에 보관하였다. 사용한 컬럼은 내경 13 mm의 Pyrex glass 재질이며, 컬럼의 양 끝에는 활성탄 입자의 유출을 막기 위하여 glass filter (세공크기 5~10 μm)를 설치한 후 건조 활성탄 5 g을 slurry-packing 충전하였다.

오존수와와의 접촉에 따른 흡착효율 변화를 파악하기 위하여 준비된 활성탄 흡착 컬럼을 이용하여 흡착 파괴(breakthrough) 실험과 오존수를 이용한 현장재생(*in situ* regeneration) 실험을 반복 수행하였다. 과실험에 사용한 유기물 adsorbate는 페놀(phenol)과 폴리에틸렌글리콜(polyethylene glycol, PEG)로 페놀은 Samchun Chemical (Korea)의 99% 순도의 제품을 사용하였으며 PEG는 분자량 1,500인 Sigma Aldrich의 PEG 1500을 사용하였다. 연구에 사용한 과과/재생 실험 공정의 실험장치 구성을 Figure 1에 나타내었다.

각 유기물 페놀 500 ppm 또는 PEG 3 mM 용액을 미량펌프를 사용하여 2.7 mL/min의 유속으로 컬럼으로 유입하였다. 흡착포화에 도달한 과과 단계가 끝난 후, 증류수를 흘려 미흡착 유기물이 다 유출될

Table 1. Properties of Virgin and Regenerated GACs

	Single point surface area (m <sup>2</sup> /g)	BET surface area (m <sup>2</sup> /g)	Langmuir surface area (m <sup>2</sup> /g)	Micropore area (m <sup>2</sup> /g)	External surface area (m <sup>2</sup> /g)	Pore volume (cm <sup>3</sup> /g)	Pore size (nm)
Virgin GAC	847.3549	857.3899	1047.0742	666.7142	190.6757	0.411991	1.92207
Re-GAC 1	512.3469	527.9940	677.6503	398.4758	181.5182	0.287213	2.17588
Re-GAC 2	382.1923	396.3886	516.9108	223.8068	172.5818	0.234278	2.30413
Re-GAC 3	340.8412	355.8200	462.9701	201.8064	154.0136	0.204959	2.36407

Re-GAC1 = breakthrough after 1st regeneration; Re-GAC2 = breakthrough after 2nd regeneration; Re-GAC3 = breakthrough after 3rd regeneration.

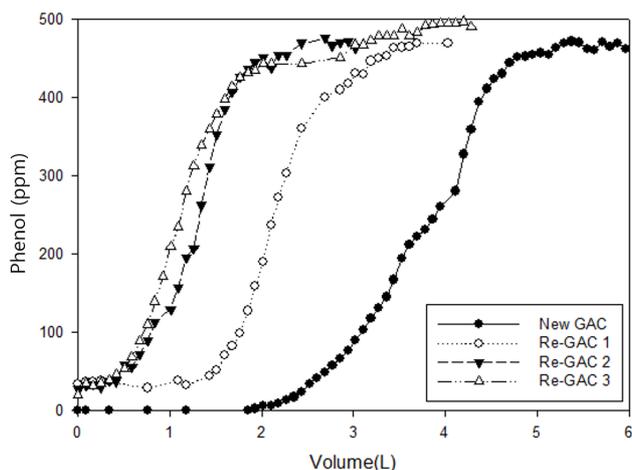


Figure 2. Breakthrough curves of phenol from virgin GAC and regenerated GACs. Re-GAC1 = breakthrough after 1st regeneration; Re-GAC2 = breakthrough after 2nd regeneration; Re-GAC3 = breakthrough after 3rd regeneration.

때까지 세척을 실시하였다. 오존수를 이용한 활성탄 재생을 위해서 Ozonia 사(스위스)의 Triogen LAB 2B Laboratory Ozone Generator를 이용하여 발생된 오존을 증류수에 용해시킨 후 용기 하부의 산기석(sparger)을 통하여 활성탄 컬럼으로 상향류 유입시켰다. 유입 오존수의 농도는 2.1 mg O<sub>3</sub>/L로 유지하였으며 과과실험과 동일한 유속으로 컬럼으로 유입시키면서 오존과 활성탄의 접촉시간을 5, 10, 15 min으로 변화시켜 흡착된 유기물을 산화분해시킨 후 다시 흡착 과과를 수행하여 흡착용량을 분석함으로써 재생효율의 변화를 측정하였다.

흡착 실험 동안 컬럼을 통과한 유기물 용액의 농도는 Hach DR/400U Spectrophotometer를 사용하여 페놀은 210 nm, PEG는 192 nm에서 자외선 흡광도를 측정함으로써 배출 농도변화를 분석하였다. 오존수의 오존 농도는 APHA Standard Methods의 Indigo Method로 측정하였다[10]. 오존과의 접촉에 따른 재생 활성탄의 구조 특성의 변화를 분석하기 위하여 미국 Quantachrom 사의 Autosorb-1 Surface Area & Pore Size Analyzer를 사용하여 활성탄의 비표면적, 세공 부피 및 세공 크기의 변화를 측정하였다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1. 재생 횟수에 따른 활성탄의 흡착 효율 및 물성 변화

Figure 2는 활성탄이 충전된 컬럼에 페놀 용액을 유입시켜 흡착포화시키는 과정의 과과곡선과 이 활성탄 컬럼을 오존수로 재생한 후 다시 페놀로 과과시키는 과정을 반복할 때 얻어지는 과과곡선을 비

교한 결과이다. 처음 New GAC 데이터는 virgin 활성탄의 페놀 과과곡선으로 이 과과곡선의 왼쪽 면적으로부터 활성탄 단위 질량당 페놀의 흡착 용량이 약 392 mg/g로 계산되었다. 이 페놀이 흡착포화된 활성탄을 오존 농도 2.1 mg O<sub>3</sub>/L, 흡착과과 때와 동일한 유속으로 유입시키면서 접촉시간 15 min의 조건으로 재생한 후 재흡착실험을 한 결과 Re-GAC1의 과과곡선을 얻었다. 동일한 방법으로 재생 후 흡착-재생을 반복하여 2차 재흡착 과과실험(Re-GAC2) 및 3차 재흡착 과과실험(Re-GAC3)을 수행하였다.

Figure 2에서 보면, 활성탄을 최초 1회 오존 재생한 경우(Re-GAC1) 흡착 용량이 new GAC의 약 60% 수준으로 감소됨을 볼 수 있는데, 이는 오존에 의하여 활성탄의 구조가 영향을 받아 흡착 용량이 감소하는 방향으로 흡착 특성이 변화하기 때문이라고 판단되었다[11]. 하지만 추가적인 오존 재생을 수행한 결과 2차 재생 및 3차 재생 후에는 흡착 용량이 35% 정도까지 감소하였으나 더 이상 추가적인 감소는 일어나지 않았다. 이로부터 오존 산화에 의해 활성탄의 구조 및 물성이 감소하지만 일정 수준의 변화 후에는 구조 변화가 안정화하여 재생 횟수에 비례하는 추가적인 용량 감소는 일어나지 않음을 알 수 있다. 이러한 흡착효율의 감소에 관련하여 오존이 페놀과 반응하면서 활성탄에 어떠한 영향을 미치는지, 흡착과 관련된 활성탄 세공의 크기나 비표면적에 변화를 주는 것이 아닌지를 확인할 필요가 있었다.

충진 컬럼 상에서 페놀을 분해 제거할 때 오존에 의해 활성탄의 구조가 바뀌는 경향을 알아보기 위해 각 재생 단계가 끝난 활성탄을 컬럼에서 일부 채취하여 건조시킨 후 활성탄의 비표면적 변화 등 물성변화를 Table 1 및 Figure 3a에 정리하였다. 활성탄의 BET 비표면적을 변화를 보면 새 활성탄에 비해 1회 재생한 활성탄의 표면적이 62%, 2회 재생한 활성탄은 46%, 3회 재생한 활성탄의 표면적이 42%로 오존재생 횟수에 따라 활성탄의 표면적이 감소하는 것을 알 수 있다. 또한 Figure 2의 운전 흡착용량의 감소 경향과 비슷하게 2차 및 3차의 비표면적 차이는 크지 않은 점은 동일하였다. Langmuir 비표면적과 미세공 표면적(micropore surface area)도 비슷한 경향으로 줄어드는 한편, 외부표면적(external surface area)은 상대적으로 작은 비율로 감소하였다. 이 결과로 오존 반응이 활성탄의 미세공( $\leq 2$  nm)의 구조변화에 더 큰 영향을 미침을 알 수 있다. 일반적으로 활성탄 흡착에서 미세공이 많이 분포하는 경우는 높은 비표면적을 가지며, 그 결과 저분자 오염물질들에 대한 미세공 내표면 흡착(in-pore adsorption) 기여도가 크게 나타나며 반대로 고분자 물질들은 미세공 표면보다는 외부표면에 의한 흡착(external adsorption)이 더 큰 비중을 차지하게 된다[12,13].

Figure 3b에는 오존수에 의한 재생 횟수에 따른 미세공의 직경(nm)과 미세공의 부피(cm<sup>3</sup>/g)의 변화를 나타내었다. 재생 횟수가 증가하면 미세공의 직경은 1.8 nm에서부터 2.4 nm로 증가하는 반면, 미세공의 부피는 새 활성탄에 비해 각각 60, 34, 31%로 감소함을 보이고 있다.

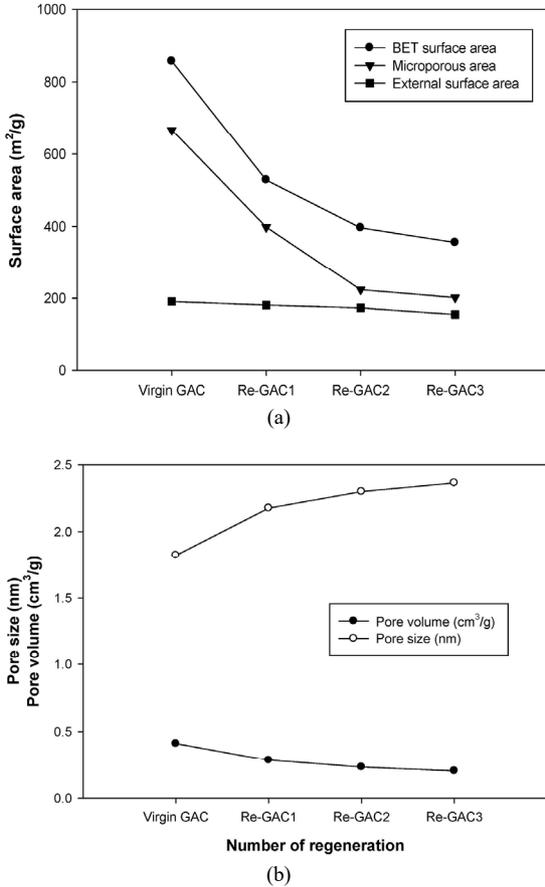


Figure 3. Changes in (a) surface area and (b) pore size of activated carbon after *in situ* regeneration with ozonated water.

결론적으로, 흡착용량의 감소, 미세공의 표면적과 전체 세공의 부피 감소는 그 감소폭의 유사성으로 보았을 때 전반적인 세공의 크기 증가에 따른 것임을 알 수 있다[14,15]

### 3.2. 용질의 크기 및 오존 접촉시간의 영향

Figure 4는 오존으로 재생한 활성탄에 대하여 분자량이 94인 페놀과 대비하여 분자량 1500인 PEG의 파괴곡선을 비교한 결과이다. 아울러 오존 접촉시간을 5, 10, 15 min으로 달리하였을 때 재흡착에 대한 접촉시간의 영향도 파악하고자 하였다. 먼저 Figure 4a는 페놀 흡착에 대하여 접촉시간 변화의 영향을 나타낸 결과로 15 min 접촉 시에는 앞의 Figure 2의 결과와 같이 상당한 흡착 용량 감소가 보이지만 접촉 시간이 짧아질수록 흡착용량 감소가 작아짐을 볼 수 있으며, 특히 5 min 접촉 시에는 virgin GAC의 흡착용량과 별 차이 없는 수준으로 재생됨을 나타내고 있다. 즉, 오존 접촉시간이 길어질수록 오존과 활성탄의 반응으로 활성탄 세공이 커지게 되고, 이에 따라 비표면적이 감소하여 *in-pore* adsorption에 의존하는 비율이 큰 저분자 물질인 페놀은 오존 접촉 시간이 증가됨에 따라 흡착 용량이 줄어들게 되는 것이라고 설명할 수 있다[16,17].

반면, Figure 4b에서 보면 평균분자량이 1500인 PEG는 새 활성탄과 재생 활성탄의 흡착 효율에 큰 변화가 없음을 알 수 있으며 재생 횟수가 증가하여도 큰 차이를 나타내고 있지 않다. 이는 상대적으로 분자량이 큰 PEG는 external adsorption이 우세하고 *in-pore* adsorption의 기여도가 적기 때문에 오존 처리에 따른 세공의 크기 증가에 의한 영

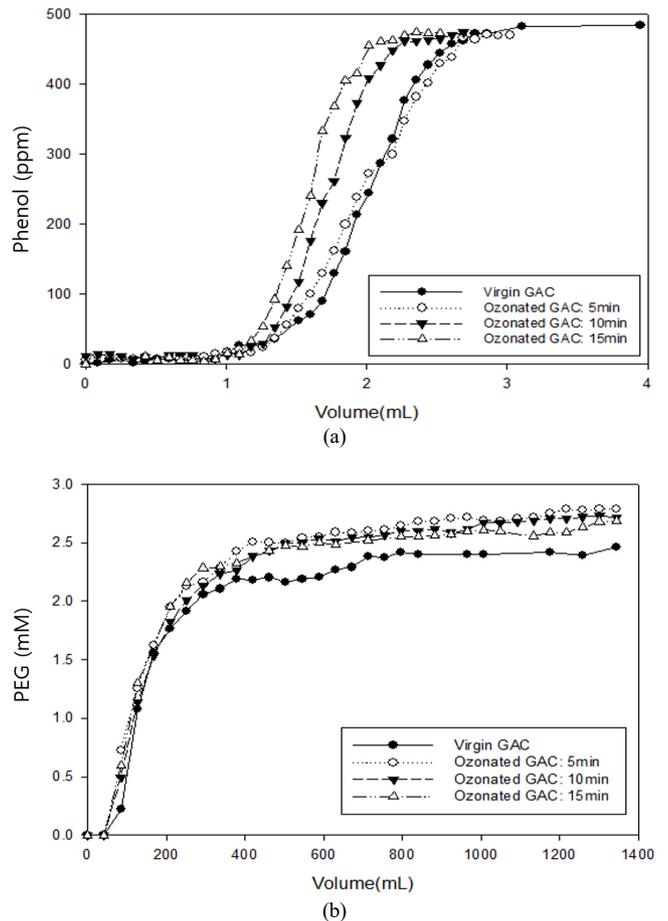


Figure 4. Breakthrough curves of (a) phenol and (b) PEG 1500 from ozone-regenerated GAC column with different contact times (5, 10, and 15 min).

향을 페놀보다 덜 받는 것으로 판단된다. 따라서 오존을 이용한 활성탄의 *in situ* regeneration 시 활성탄의 세공 크기 대비 제거하고자 하는 용질의 분자량 크기를 고려하여 오존접촉시간을 조절해야 할 필요가 있음을 알 수 있다.

## 4. 결 론

본 연구에서는 기존의 활성탄 재생 방법인 열재생법 비해 활성탄 손실이 적고 흡착탑에서 사용 활성탄을 빼내고 다시 충전하는 시간의 절약이 가능한 경제적인 재생 방법으로 오존수를 이용한 *in situ* regeneration 방법에 대한 기초연구를 수행하였다. 오존수 접촉에 의한 반복적 재생 횟수가 증가할수록 페놀 흡착 용량은 어느 정도 감소하지만, 일정 수준으로의 감소 후에는 오존 접촉에 의한 활성탄의 구조 변화가 안정화되어 추가적인 감소가 일어나지 않는다. 흡착 용량이 감소하는 이유는 오존과의 반응에 의해 활성탄의 미세공 크기가 증가하면서 비표면적이 감소하기 때문으로 나타났다. 이러한 세공 크기의 변화와 비표면적의 변화로 인하여 재생 후 페놀과 같은 저분자량 물질의 흡착효율은 감소하게 되나 PEG와 같은 고분자량 물질의 흡착효율은 크게 영향을 받지 않았다. 이는 페놀은 세공 내부에서의 *in-pore* adsorption의 비중이 큰 반면 PEG는 external adsorption에 주로 의존하기 때문으로 사료된다. 세공 크기 및 비표면적의 변화는 오존수와

의 접촉시간이 길어질수록 심화되므로, 오존에 의한 현장재생을 수행할 때에는 제거하고자 하는 주 대상물질의 크기를 고려하고 접촉시간을 단축함으로써 흡착 효율의 유지를 제어할 필요가 있다.

## 감 사

이 연구는 명지대학교 교내 학술연구비 지원으로 수행되었습니다.

## References

1. T. D. Reynolds and P. A. Richards, *Unit Operations and Process in Environmental Engineering*, 2nd Ed., PWS, MA, USA (1996).
2. J. W. Park, H.-C. Kim, A. S. Meyer, S. Kim, and S. K. Maeng, Influences of NOM composition and bacteriological characteristics on biological stability in a full-scale drinking water treatment plant, *Chemosphere*, **160**, 189-198 (2016).
3. B. W. Lykins Jr., R. M. Clark, and J. Q. Adams, Granular activated carbon for controlling THMs, *J. Am. Water Works Assoc.*, **80**(5), 85-92 (1988).
4. R. J. Martin and W. J. Ng, The thermal regeneration of exhausted activated carbon: The balance between weight loss and regeneration efficiency. In: L. Pawlowski, W. J. Lacy, and J. J. Dlugosz (eds), *Chemistry for the Protection of the Environment*, pp. 427-438, Environmental Science Research, vol 42. Springer, MA, USA (1991)
5. X. He, M. Elkouz, M. Inyang, E. Dickenson, and E. C. Wert, Ozone regeneration of granular activated carbon for trihalomethane control, *J. Hazard. Mater.*, **326**, 101-109 (2017).
6. A. Bachar, B. Gurzęda, J. Zembrzuska, M. Nocuń, and P. Krawczyk, Regeneration of expanded graphite electrodes by joined electrochemical and ozone treatment in liquid phase, *J. Solid State Electrochem.*, **22**, 3965-3975 (2018).
7. I. Lee, E. Lee, H. Lee, and K. Lee, Removal of COD and color from anaerobic digestion effluent of livestock wastewater by advanced oxidation using microbubbled ozone, *Appl. Chem. Eng.*, **22**(6), 617-622 (2011).
8. H. Lee, E. Lee, C.H. Lee, and K. Lee, Degradation of chlorotetracycline and bacterial disinfection in livestock wastewater by ozone-based advanced oxidation, *J. Ind. Eng. Chem.*, **17**(3), 468-473 (2011).
9. H. T. Luu, D. N. Minh, and K. Lee, Effects of advanced oxidation of penicillin on biotoxicity, biodegradability and subsequent biological treatment, *Appl. Chem. Eng.*, **29**(6), 690-695 (2018).
10. APHA-AWWA-WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st ed., American Public Health Association, Washington DC, USA (2005).
11. P. M. Álvarez, F. J. Beltrán, V. Gómez-Serrano, J. Jaramillo, and E. M. Rodríguez, A comparison between catalytic ozonation and activated carbon adsorption/ozone-regeneration processes for wastewater treatment, *Appl. Catal. B: Environ.*, **92**, 393-400 (2009).
12. F. S. Cannon, V. L. Snoryink, R. G. Lee, G. Dagois, and J. R. Dewolfe, Effect of calcium in field-spent GACs on pore development during regeneration, *J. Am. Water Works Assoc.*, **85**(3), 76-89 (1993).
13. Y. Guo and E. Du, The effects of thermal regeneration conditions and inorganic compounds on the characteristics of activated carbon used in power plant, *Energy Procedia*, **17**, 444-449 (2012).
14. H. Valdes, M. Sánchez-Polo, J. Rivera-Utrilla, and C. A. Zaror, Effect of ozone treatment on surface properties of activated carbon, *Langmuir*, **18**, 2111-2116 (2002).
15. J. Chaichanawong, T. Yamanoto, and T. Ohmori, Enhancement effect of carbon adsorbent on ozonation of aqueous phenol, *J. Hazard. Mater.*, **175**, 673-679 (2010).
16. K. Yaghmaeian, G. Moussavi, and A. Alahabadi, Removal of amoxicillin from contaminated water using NH<sub>4</sub>Cl-activated carbon: Continuous flow fixed-bed adsorption and catalytic ozonation regeneration, *Chem. Eng. J.*, **236**, 538-544 (2014).
17. J. Rivera-Utrilla and M. Sanchez-Polo, Adsorbent-adsorbate interactions in the adsorption of organic and inorganic species on ozonized activated carbons: A short review, *Adsorption*, **17**, 611-620 (2011).

## Authors

Jinjoo Lee; M.S., Graduate Researcher, Department of Environmental Engineering and Energy, Myongji University, Yongin 17058, Korea; jinjoolee21@gmail.com

Kisay Lee; Ph.D, Professor, Department of Environmental Engineering and Energy, Myongji University, Yongin 17058, Korea; kisay@mju.ac.kr