

## 석탄회 조립물의 피복에 따른 연안 오염퇴적물의 저서환경 변화

정일원\* · 김경희\*\*†

\*, \*\* 부경대학교 해양공학과

## Changes in Benthic Environments in Polluted Coastal Sediment Using Granulated Coal Ash as a Cover

Ilwon Jeong\* · Kyunghoi Kim\*\*†

\*, \*\* Department of Ocean Engineering, Pukyong National University Busan 608-737, Korea

**요 약** : 연안지역의 오염된 저서환경을 개선 및 관리하기 위한 피복재의 성능 평가를 위하여 Mesocosm 실험을 수행하였다. 석탄회 조립물을 연안 오염 퇴적물에 피복하고 1, 3, 6개월 후의 pH, ORP(Oxidation Reduction Potential), 인산염 및 황화수소 농도 변화를 조사하였다. 석탄회 조립물에 함유되어 있는 산화칼슘은 가수분해 과정에 의해 산성화 된 퇴적물을 중화시키는 것으로 조사되었다. 또한 석탄회 조립물에서 용출되는 칼슘 및 실리카 이온은 퇴적물 간극수 중의 인산염을 침전시켜 퇴적물 내의 인산염 농도를 84.31% 감소시키는 것으로 조사되었다. 황화수소 농도는 1개월 만에 133.5 mg/L가 감소하였으며, 이는 황화수소가 석탄회 조립물 중의 산화망간과의 화학적 반응을 통해 침전되고, 퇴적물의 투수성 향상으로 퇴적물 내부의 혐기성이 약해졌기 때문으로 판단된다. 이상의 Mesocosm 실험 결과를 통해 석탄회 조립물을 오염된 퇴적물 상부에 피복하는 기술은 저서환경 개선에 효과적인 것으로 판단된다.

**핵심용어** : 연안 오염 퇴적물, 인산염, 황화수소, 석탄회 조립물, 피복

**Abstract** : We carried out basic research to evaluate covering material for improving and managing contaminated benthic environments in coastal areas. Changes in nutrient concentration such as phosphate, hydrogen sulfide of contaminated sediment, and pH, Oxidation Reduction Potential (ORP) were investigated through mesocosm experiments for 6 months by covering contaminated sediment with granulated coal ash. Calcium oxide eluted from the granulated coal ash was confirmed to neutralize acidified sediment by increasing pH through hydrolysis. Also, calcium oxide and silica eluted from the granulated coal ash adsorbed and precipitated with phosphate in the sediment. The concentration of phosphate in the sediment investigated decreased by ca. 84.31%. Similarly, the concentration of hydrogen sulfide decreased by 133.5 mg/L in one month. The hydrogen sulfide is considered to have reacted with substances such as manganese oxide which were eluted from the granulated coal ash and precipitated. Also, it was concluded that the hydrogen sulfide was reduced since anaerobic conditions in the sediment weakened. According to the results of these mesocosm experiments, granulated coal ash was found to be effective to remediate and manage benthic environments by covering the surface layer of sediment.

**Key Words** : Contaminated sediment, Phosphate, Hydrogen sulfide, Granulated coas ash, Covering

## 1. 서 론

지구상의 71%는 해양으로 덮여있으며, 이 중 연안해역은 해양의 7%를 차지하면서(Zheng and Klemas, 2018) 인위적인 영향에 가장 취약한 해양공간에 해당한다(Jickells, 1998).

우리나라에서는 1970년대 이후부터 산업화 및 도시화가 급속도로 고도화 되면서 유기물 및 영양염의 육역 유입 부

하량이 큰 폭으로 증가하게 되었고, 이는 부영양화 및 적조 등 많은 환경문제의 발생 원인이 되었다. 특히, 도시화로 부족해진 공간을 확보하기 위해 실시된 매립사업은 생물 다양성과 생산성이 매우 높은 조간대와 어류들의 산란장이자 치어들의 서식장으로 이용되는 해조장의 면적을 감소시켰다(Chang, 2008; MLTM, 2013). 그 결과, 조간대 및 해조장에서 소비되지 못한 육역 기원의 유기물이 연안 해역에 고농도로 퇴적되어 많은 환경문제의 원인이 되고 있다(Kim et al., 2018). 미국에서는 이와 같은 문제를 해결하고자 오수 처리

\* First Author : jeongi@gmail.com, 051-629-6590

† Corresponding Author : hoikim@pknu.ac.kr, 051-629-6590

시설을 활용하여 영양염의 육역 유입 부하량을 50% 감소시켰음에도, 적조, 청조 등의 연안환경 문제는 지속적으로 발생하고 있다(Oviatt et al., 2017).

고농도의 유기물이 퇴적되어 있는 연안 퇴적물은 낮은 투수성으로 인해 간극수의 흐름이 매우 약하다(Kim et al., 2018). 따라서 연안퇴적물은 강한 혐기성 상태를 유지하게 되는데, 유기물의 혐기성 분해과정에서 황산화원균의 활동에 의해 발생하는 황화수소는 독성이 매우 강하며 빠른 속도로 산소를 소비한다. 또한, 연안 퇴적물로부터의 영양염 용출 및 재부상은 부영양화, 적조 및 빈산소수괴를 발생시키는 중요한 인자로 작용하게 된다(Billen et al., 1999). 따라서 연안 환경의 관리를 위해서는 유입부하량의 제어와 함께 오염 퇴적물의 개선이 수반되어야 한다(Kang et al., 2013).

화력발전의 부산물인 석탄회는 우리나라에서 매년 800만 톤 정도 발생하고 있으며, 재활용률은 70% 미만에 불과하다(Maeng et al., 2014). 또한, 석탄회의 재활용 방법은 혼화제, 성토제, 보조기층제 등 건축·건설 용도로 한정적이다(Maeng et al., 2014). 최근 국외를 중심으로 석탄회를 조립화하여 오염된 연안 저서환경을 개선하기 위한 재료로 이용하려는 노력이 시도되고 있다. 석탄회 조립물(Granulated Coal Ash, GCA)의 대표적인 환경개선 성능은 퇴적물로부터의 인산염 용출 억제(Asaoka and Yamamoto, 2010), 간극수 중의 황화수소의 농도 감소(Nakamoto et al., 2015) 및 산성 퇴적물의 중화(Kim et al., 2014) 등이 있다. 하지만 이러한 연구들은 대부분 Batch 실험 또는 퇴적물과 GCA를 혼합한 Mesocosm 실험을 통해 수행되었다(Yamamoto et al., 2016).

GCA를 실험역에 적용하기 위해서는, 특히 경제성을 고려하면, 피복이 일반적인 방법이 될 것이다. 하지만 피복 기술을 이용한 GCA 살포로 인한 화학적 반응 범위는 피복층에 한정될 수 있다. 또한 GCA 피복층으로 인해 퇴적물과 수층에 경계면이 형성되므로 퇴적물 층의 환원성이 증가할 가능성도 존재한다. 이에 본 연구에서는 Mesocosm 실험을 통해 GCA의 피복에 따른 연안저서환경의 변화를 조사하는데 그 목적을 둔다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1 Fukuyama 퇴적물의 특성

후쿠야마 내항은 강한 폐쇄성 내만으로 홍수기에 합류식 오수 처리시설로부터 25,000~250,000 m<sup>3</sup>/day의 오수가 연간 60회 이상 방출되는 지역이다(Touch et al., 2017). 후쿠야마 내항의 퇴적물은 유기물의 함량이 매우 높으며, 특히 여름철에는 적조 및 청조가 지속적으로 발생하고 있다. 또한 악취문제로 인해 지속적으로 민원이 발생하고 있는 지역이다.

Table 1. Properties of Fukuyama contaminated sediment

| Content          | Value      |
|------------------|------------|
| pH               | 7.42       |
| ORP              | -398 mV    |
| Loss on ignition | 20.29%     |
| Water content    | 487.52%    |
| Hydrogen sulfide | 135 mg/L   |
| Phosphate        | 24.67 mg/L |

Table 1에 Fukuyama 내만 퇴적물의 성상을 나타내었다. Fukuyama 퇴적물은 약 pH 7의 중성으로 나타나지만 산화환원전위인 ORP(Oxidation Reduction Potential)는 -398 mV의 수치를 나타내므로 강한 환원 환경에 있음을 알 수 있다. 또한 강열감량(Loss on ignition)은 20.29%로 유기물의 함량이 매우 높으며, 황화수소와 인산염의 농도는 각각 135 mg/L 및 24.7 mg/L의 농도로 나타났다. 이상의 결과로부터, Fukuyama 퇴적물은 매우 심각한 오염 상태임을 알 수 있다.

### 2.2 석탄회 조립물

실험에 사용한 GCA는 85%의 비회(Fly ash)와 15%의 시멘트를 혼합하여 제작하였다. GCA는 5~50 mm의 입경분포를 가지고 있다. 평균입경으로는 20 mm이며, 낮은 비중과 더불어 다공성의 특성을 가지고 있다(Nakamoto et al., 2015). GCA의 주요 화학적 구성성분은 SiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, CaO 등으로 알려져 있다(Nakamoto et al., 2015).

### 2.3 실험 방법

오염퇴적물과 GCA를 이용한 Mesocosm 실험은 2013년 10월부터 2014년 3월까지 일본 Hiroshima 대학 부속의 Takehara Marine Science Station에서 시행되었다.

실험에는 일본 Hiroshima 현의 남동부에 위치한 Fukuyama 시의 내항(34°28'50"N, 133°22'55"E)의 퇴적물을 사용하였다. Grab sampler를 이용하여 해저면으로부터 0~40 cm의 표층퇴적물을 채취하고, 퇴적물 중의 패각, 지렁이 등의 저서생물 및 이물질을 제거한 후에 버킷에 밀봉하여 Fukuyama Marine science로 옮겼다. 본 실험에서는, 퇴적물에 대한 저서생물의 영향보다는 피복재료에 의한 화학적 과정에 중점을 두기 위해 순수 퇴적물만을 이용하였다(Couceiro et al., 2013).

30 L의 원기둥 형태의 플라스틱 용기에 퇴적물 20 L를 채워 대조구로 설치하였다. 실험구는 같은 형태의 용기에 퇴적물 16 L를 채운 후, 4 L의 GCA를 피복하였다. 대조구 및 실험구는 각각 3개씩 제작하였다.

## 석탄회 조립물의 피복에 따른 연안 오염퇴적물의 저서환경 변화

해수를 채운 대형 수조 내부에 대조구 및 실험구를 설치하였다(Fig. 1). 대형수조 내부의 해수는 대조구와 실험구 내부로 유입되지 않도록 수면 높이를 설정하였다. 대조구와 실험구에 유입되는 해수는 Takehara Marine Science Station 인근의 해수를 필터링하여 이용하였다. 대조구 및 실험구의 해수교환율은 30%/day로 설정하였다.

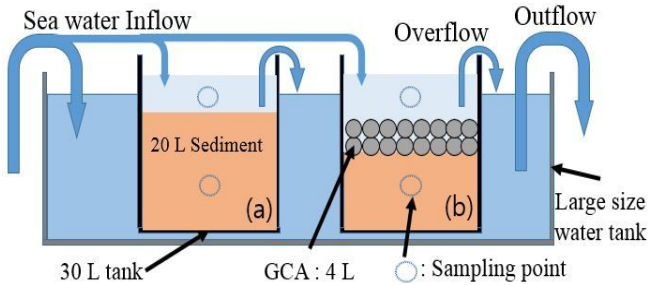


Fig. 1. The schematic design of the experiment.

분석항목으로는 수온(Water temperature), pH, ORP, DO (Dissolved Oxygen), Phosphate( $PO_4^{3-}$ ) 및 Hydrogen sulfide( $H_2S$ )을 설정하였다. 분석에 필요한 직상수 및 퇴적물 샘플은 1, 3, 6개월 후에 채취하였다. 직상수는 0.45  $\mu m$  Filter로 필터링 한 후에 분석에 사용하였다. 간극수는 퇴적물을 원심분리기(400 RPM, 20 min)로 추출한 후 분석에 사용하였다. 유입수의 수온은 자동측정기록장치(Compact-CT, JFE Advantec Co., Ltd., Kyoto, Japan)를 사용하여 측정하였다. 그리고 직상수의 DO는 DO meter(Compact-DOW, JFE Advantec Co., Ltd., Kyoto, Japan)를 사용하여 측정하였다. 직상수 및 간극수의 pH, ORP는 자동 측정장치(ORP, PS-112c, RMI; TOA Electronics, Ltd., Tokyo, Japan)를 이용하여 측정하였다. Phosphate 농도는 자동 분석기(SWATT, BLTEC)를 이용하여 기준시험방법(APHA, 1989)에 따라 분석하였다. Hydrogen sulfide 농도는 검지관(200SA, 200SB; Komyo Rikagaku Kougyo)를 이용하여 측정하였다. 모든 실험은 3회 반복으로 실시하였다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1 직상수 및 간극수의 pH, ORP 변화

Fig. 2는 실험 간 유입되는 유입 해수의 수온 변화를 나타내었다. 유입수의 수온은 계절적 변화로 인해 약 26°C에서 10°C로 감소하였다.

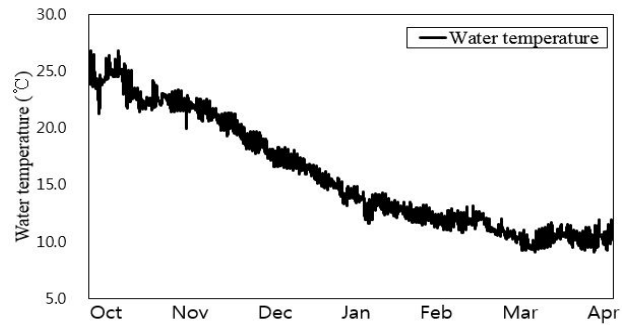


Fig. 2. Changes in temperature of seawater during experiment.

직상수와 간극수의 pH 변화를 Fig. 3에 나타내었다. 대조구의 직상수 pH는 6개월 간 8에서부터 약 7.35까지 감소하였으며, 대조구와 실험구의 차이는 크지 않았다.

초기 간극수 pH는 약 7.4였으며 이후 대조구에서는 7.0~7.3의 범위로, 실험구에서는 7.6~8.2의 범위로 나타났다. 또한, 실험구의 pH는 대조구에 비해 유의하게 높은 pH 값을 나타내었다( $p < 0.05$ ).

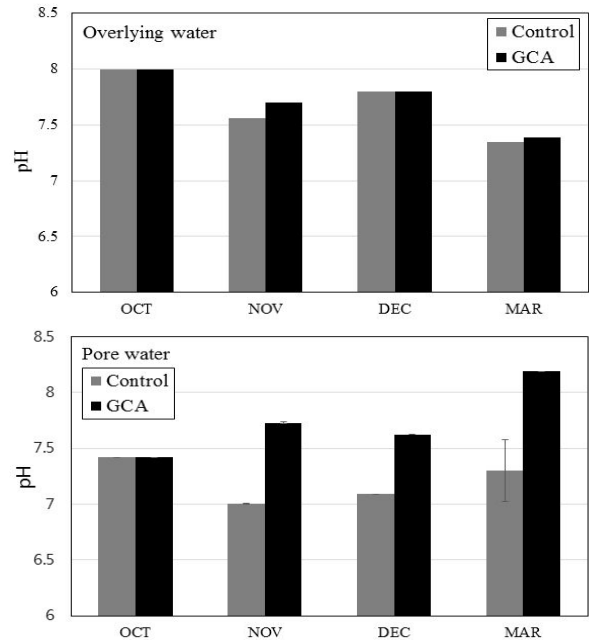
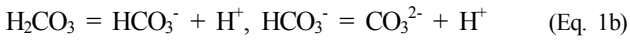


Fig. 3. Changes in pH at overlying water and at pore water of sediment.

직상수에서는 실험기간 중 대조구 및 실험구 모두 pH가 지속적으로 감소하였으며 이는 유입수의 pH 변화가 영향을 미친 것으로 판단된다. 겨울 해수의 pH는 이산화탄소가 해수 속으로 용해(Eq. 1a~1b)되면서 수소이온( $H^+$ )을 용출하기 때문에 일반적으로 pH가 낮다(Park et al., 2007).



간극수에서 실험구의 pH가 지속적으로 증가한 이유는 실험구에 피복한 GCA에서 CaO이 용출되어 가수분해 반응(Eq. 2)을 통해 OH<sup>-</sup>이 용해된 결과로 판단되며, 이는 산성상태의 오염퇴적물을 중화시키는데 기여하는 것으로 판단된다(Kim et al., 2014).



직상수와 간극수의 ORP 변화를 Fig. 4에 나타내었다.

대조구 및 실험구의 직상수 ORP는 초기에 약 110 mV로 나타났지만, 13년 11월에서 대조구는 약 18 mV, 실험구는 약 60 mV로 급격히 감소하였다. 하지만 13년 12월 및 14년 3월 측정에서는 지속적으로 증가하여 대조구는 100 mV, 실험구는 113 mV로 측정되었다.

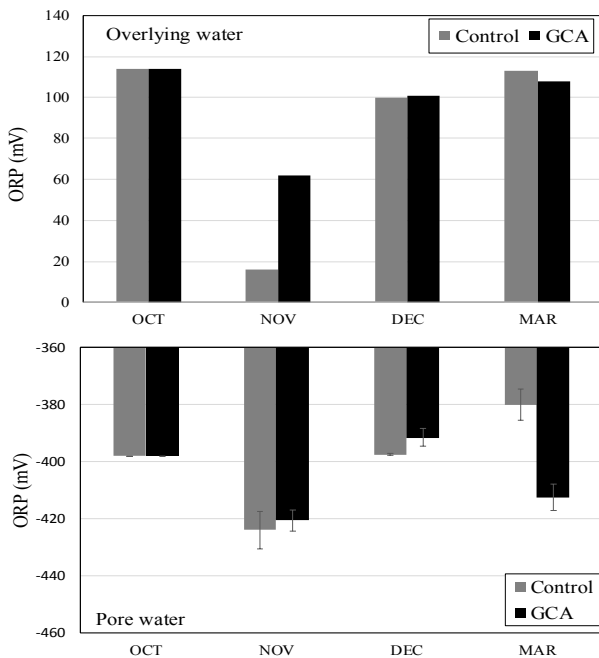


Fig. 4. Changes in ORP at overlying water and at pore water of sediment.

반면 간극수의 대조구 및 실험구의 ORP는 -424mV~ -380mV의 범위로 높은 환원상태를 나타내었다. 대조구 및 실험구의 간극수 ORP는 2014년 3월의 측정값을 제외하고 실험구의 간극수 ORP가 유의하게 높게 나타났다(p<0.05).

대조구 및 실험구의 직상수 ORP가 2013년 11월에는 감소하였다가 이후 지속적으로 증가한 이유는 11월의 상대적으로 높은 수온(Fig. 2)인 20~25°C 사이에서 유기물들이 혐기성 분해가 활발했기 때문으로 판단된다. 특히, 2013년 11월의 직상수 ORP는 실험구에서 약 40 mV 정도 높다. 이는 피복층이 없는 대조구에서 ODU(Oxygen Demand Unit)의 용출이 활발했기 때문으로 판단된다. 2014년 3월의 간극수 ORP는 실험구에서 유의하게 낮아졌는데(p<0.05), 이는 동시기에 pH가 급격히 높아진데 따른 결과로 판단된다.

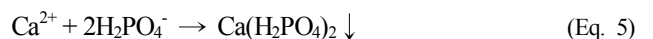
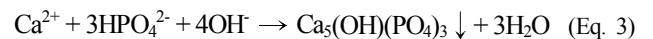
### 3.2 직상수 및 간극수의 인산염(PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) 농도 변화

Fig. 5은 대조구 및 실험구의 직상수 및 간극수 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 농도 변화를 나타내고 있다. 직상수에서 대조구 및 실험구 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 농도 변화는 13년 11월의 대조구에서 0.55 mg/L로 측정된 수치를 제외하면 0.02~0.13 mg/L 이내의 농도를 유지하였다. 또한, 실험기간의 직상수 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 농도는 실험구에서 유의하게 낮은 것으로 나타났다(p<0.05).

대조구 및 실험구의 간극수 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 농도는 초기 24.67 mg/L에서, 6개월 후인 14년 3월에는 대조구 및 실험구에서 각각 7.20 및 3.87 mg/L로 감소하였다. 또한, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 농도는 실험구에서 유의하게 낮은 것으로 나타났다(p<0.05).

직상수 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 농도가 실험구에서 대조구보다 낮은 것은 퇴적물과 직상수의 경계면에서 GCA 피복층이 퇴적물로부터 인산염의 용출을 차단하고 있기 때문으로 판단된다. 단, 2013년 11월 대조구의 직상수 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 농도가 실험구에 비해 0.42 mg/L 높게 나타난 것은 고수온 조건에서 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>의 용출량이 증가했기 때문으로 판단된다.

대조구의 간극수 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 농도는 감소하고 있는 추세이며, 이는 해수교환으로 인한 영향으로 판단된다. 반면에 실험구의 간극수 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 농도 감소는 GCA에서 용출되는 CaO가 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>와 반응하여 안정화된 것으로 판단된다(Asaoka and Yamamoto, 2010). 간극수 중의 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 고정은 주로 칼슘과 반응하여 침전이 일어나며(Yan et al., 2007), 다음의 같은 반응식(Eq. 3~6)으로 표현할 수 있다(Kim et al., 2014).



실험구 간극수의 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>이 안정화되는 다른 원인으로는 GCA로부터 용출되는 CaO, SiO<sub>2</sub>, Calcium silicates의 영향도 고

## 석탄회 조립물의 피복에 따른 연안 오염퇴적물의 저서환경 변화

려 할 수 있다. GCA로부터 SiO<sub>2</sub>의 용출은 다음의 반응(Eq. 7a, 7b)으로 이어진다(Asaoka et al., 2017). Calcium silicates은 용출 과정 중 가수분해를 통해 Ca<sup>2+</sup>, SiO<sub>2</sub>, 그리고 OH<sup>-</sup>으로 분해되며, 이는 산성 퇴적물의 중화에 기여 할 수 있다.

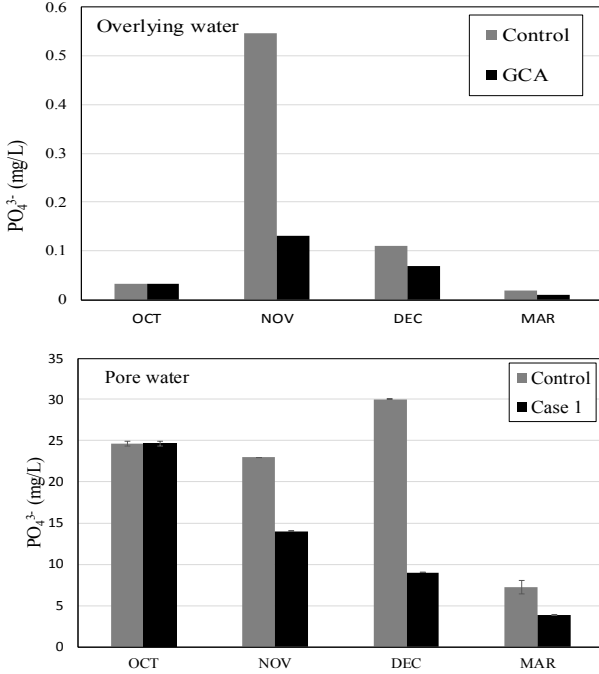
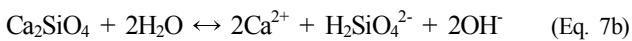
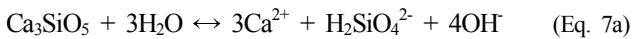
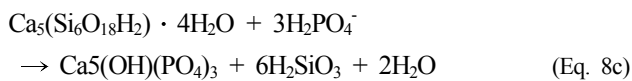
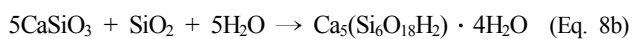


Fig. 5. Changes in concentrations of phosphate at overlying water and at pore water of sediment.



규산칼슘 용출 후에 퇴적물 내의 CaO 및 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>과 반응(Eq. 8a~8c)하여 간극수 내의 인산염 농도를 감소시킬 수 있다 (Yu et al., 2010).



### 3.2 간극수의 황화수소(H<sub>2</sub>S) 농도 변화

Fig. 6은 대조구 및 실험구의 간극수 H<sub>2</sub>S 농도 변화를 나타내고 있다. 대조구 및 실험구의 간극수 H<sub>2</sub>S 농도는 초기

135.0 mg/L였다. 1개월 후인 2013년 11월의 간극수 H<sub>2</sub>S 농도는 1.5 mg/L까지 감소하면서 98.89% 감소율을 나타내었으며, 이후 측정범위 이하로 나타났다. 반면 대조구 간극수의 H<sub>2</sub>S 농도는 13년 11월에는 175 mg/L로 증가하였다가, 6개월 이후에는 15 mg/L의 농도로 유의하게 감소하였다(p<0.05).

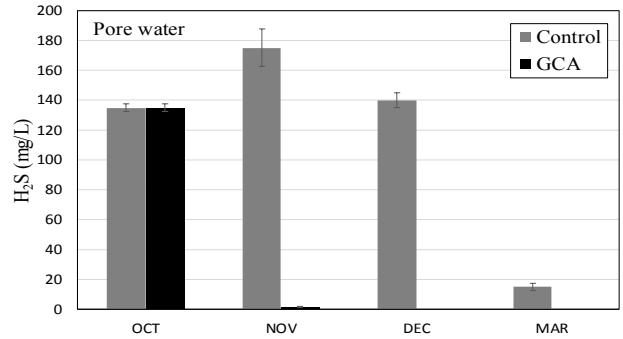


Fig. 6. Change in concentration of hydrogen sulfide at pore water of sediment.

H<sub>2</sub>S 발생에 작용하는 황산환원균(SRB, Sulfate-reducing bacteria)의 적정 활동 pH 범위는 약 7로 알려져 있다(Hao et al., 1996). 이 실험에서 실험구 간극수의 pH 범위는 7~8로 간극수의 pH가 지속적으로 증가하는 것을 알 수 있다(Fig. 3). 따라서 간극수 pH의 영향으로 SRB의 활동이 약화 된 것으로 판단된다. 또한, H<sub>2</sub>S 발생은 혐기성 조건에서 진행되기 때문에 호기성 조건에서는 H<sub>2</sub>S 발생이 억제될 수 있다. 연안 퇴적물은 점토질 저질로서 투수성이 낮지만, GCA를 적용할 경우 퇴적물의 투수성이 향상되고 환원성이 약화되는 것으로 보고되었다(Kim et al., 2014). 또한, GCA의 피복으로 인한 투수성 향상은 수층으로부터의 용존산소 공급을 증가시켜 H<sub>2</sub>S를 산화시키는데 기여 할 수 있는 것으로 판단된다(Eq. 8a~8c)(Xu et al., 2014).



GCA와의 화학반응도 H<sub>2</sub>S 농도 감소에 기여한다. GCA 중의 MnO는 H<sub>2</sub>S와 화학반응(Eq. 9)을 통해 H<sub>2</sub>S 농도를 감소시킨다(Asaoka et al., 2012).

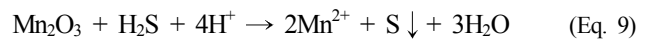


Fig. 7에는 직상수의 DO 농도 변화를 나타내었다. 실험 후 DO 농도는 2~10 mg/L의 범위로 나타났으며, 실험구에서 대조구에 비해 약 0.2~1 mg/L 정도 농도가 높은 것으로 관찰되었다. 이는 GCA 피복층이 퇴적물 중의 ODU 농도를 감소시키고 ODU의 용출을 억제시켰기 때문으로 판단된다.

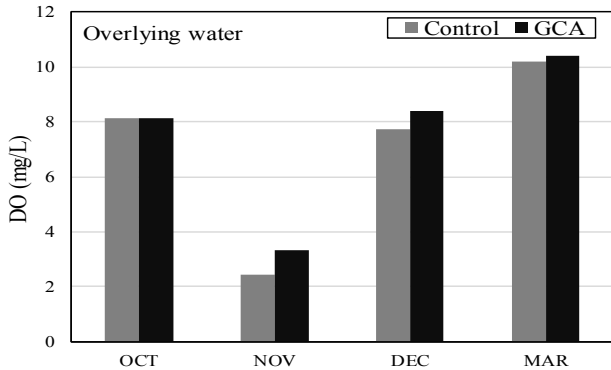


Fig. 7. Change in dissolved oxygen at overlying water.

#### 4. 결론

연안지역의 오염된 퇴적물로부터 영양염 유출과 이로 인해 발생하는 적조와 같은 해양문제를 개선하기 위해, 오염된 퇴적물을 개선시킬 수 있는 GCA의 연안 저서환경 복원 성능을 Mesocosm 실험을 통해 조사하였다.

GCA로부터 CaO의 가수분해는 산성화 된 퇴적물을 중화시키는 것으로 조사되었다.

간극수  $PO_4^{3-}$ 의 농도는 실험구에서 현저하게 감소하여 6개월 간 84.31%가 감소되었으며, GCA에서 용출되는 CaO 및  $SiO_2$ 가 간극수의 인산염과 흡착하면서 다양한 형태로 침전되는 것으로 조사되었다.

$H_2S$ 는 실험구에서 1개월 만에 약 98.89%가 제거되었다. 이는 GCA 중의 MnO이  $H_2S$ 와의 화학적 반응으로 안정된 영향으로 조사되었다. 또한, 피복층으로 인해 퇴적물의 투수성이 증가하고, 이로 인해 SRB의 활동이 약화된 것도  $H_2S$ 의 농도 감소에 기여한 것으로 나타났다.

이상의 결과로부터 GCA 피복은 오염된 퇴적물을 개선시킬 뿐만 아니라 영양염 용출을 억제하여 저서환경 개선에 기여하는 것으로 확인되었다.

#### 사 사

이 논문은 부경대학교 자율창의학술연구비(C-D-2017-1245)에 의하여 연구되었음.

#### References

- [1] APHA(1989), American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Standard Method for Examination of Water and Waste Water, Vol. 17, pp. 152-156.
- [2] Asaoka, S., S. Hayakawa, K. H. Kim, K. Takeda, M. Katayama and T. Yamamoto(2012), Combined adsorption and oxidation mechanisms of hydrogen sulfide on granulated coal ash, J Colloid Interface Science, Vol. 377, No. 1, pp. 284-290.
- [3] Asaoka, S., H. Okamura, K. Kim, Y. Hatanaka, K. Nakamoto, K. Hino, T. Oikawa, S. Hayakawa and T. Okuda(2017), Optimum reaction ratio of coal fly ash to blast furnace cement for effective removal of hydrogen sulfide, Chemosphere, Vol. 168, pp. 384-389.
- [4] Asaoka, S. and T. Yamamoto(2010), Characteristics of phosphate adsorption onto granulated coal ash in seawater, Marine Pollution Bulletin, Vol. 60, No. 8, pp. 1188-1192.
- [5] Billen, G., J. Garnier, C. Deligne and C. Billen(1999), Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river systems: implication for coastal eutrophication, Science of The Total Environment, Vol. 243-244, pp. 43-52.
- [6] Chang, J. H.(2008), Criteria and Evaluation of Local Tidal Flat for Designation Conservation Sites in the Southwestern Coast of Korea, Journal of Environmental Science, Vol. 17, No. 12, pp. 1391-1402.
- [7] Couceiro, F., G. R. Fones, C. E. L. Thompson, P. J. Statham, D. B. Sivyer, R. Parker, B. A. Kelly-Gerrey and C. L. Amos(2013), Impact of resuspension of cohesive sediments at the Oyster Grounds (North Sea) on nutrient exchange across the sediment - water interface, Biogeochemistry, Vol. 113, No. 1, pp. 37-52.
- [8] Hao, O. J., J. M. Chen, L. Huang and R. L. Buglass(1996), Sulfate reducing bacteria, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, Vol. 26, No. 2, pp. 155-187.
- [9] Jickells, T. D.(1998), Nutrient Biogeochemistry of the Coastal Zone, Science, Vol. 281, No. 5374, p. 217.
- [10] Kang, K., Y.-K. Kim and S.-J. Park(2013), Phosphate Removal of Aqueous Solutions using Industrial Wastes, Journal of The Korean Society of Agricultural Engineers, Vol. 55, No. 1, pp. 49-57.
- [11] Kim, K.-H., I.-C. Lee, S.-H. Ryu, T. Saito and T. Hibino(2014), Application of Granulated Coal Ash for

석탄회 조립물의 피복에 따른 연안 오염퇴적물의 저서환경 변화

- Remediation of Coastal Sediment, Journal of the Korean Society for Marine Environment & Energy, Vol. 17, No. 1, pp. 1-7.
- [12] Kim, K.-M., K.-H. Kim, I.-C. Lee and T. Hibino(2018), Changes in Performance of Granulated Coal Ash on Remediation of Coastal Sediment, Journal of the Korean Society for Marine Environment & Energy, Vol. 21, No. 1, pp. 40-45.
- [13] Maeng, J.-H., T.-Y. Kim and D.-H. Seo(2014), Minimizing Environmental Impact in Accordance with the Thermal Power Plant Ash Management (I). Korea Environment Institute.
- [14] MLTM(2013), Ministry of Land, Transport and Maritime Affairs, Report on the outcome of land use map of foreshore, Vol. 34.
- [15] Nakamoto, K., T. Hibino, K. Hino and N. Touch(2015), Granulated Coal Ash - used Method for Remediation of Organic Matter Enriched Coastal Sediments, Procedia Engineering, Vol. 116, pp. 326-333.
- [16] Oviatt, C., L. Smith, J. Krumholz, C. Coupland, H. Stoffel, A. Keller, M. C. McManus and L. Reed(2017), Managed nutrient reduction impacts on nutrient concentrations, water clarity, primary production, and hypoxia in a north temperate estuary, Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol. 199, pp. 25-34.
- [17] Park, Y.-G., S.-H. Choi, M. Katsumi, J.-S. Lee, S.-G. Gang and J.-H. Hwang(2007), Review on Ocean Carbon Sequestration through Direct Injection, Journal of the Korean Society for Marine Environment & Energy, Vol. 10, No. 2, pp. 118-124.
- [18] Touch, N., T. Hibino, H. Takata and S. Yamaji(2017), Loss on Ignition-Based Indices for Evaluating Organic Matter Characteristics of Littoral Sediments, Pedosphere, Vol. 27, No. 5, pp. 978-984.
- [19] Xu, X., X. Cao, L. Zhao and T. Sun(2014), Comparison of sewage sludge- and pig manure-derived biochars for hydrogen sulfide removal, Chemosphere, Vol. 111, pp. 296-303.
- [20] Yamamoto, H., T. Yamamoto, Y. Mito and S. Asaoka(2016), Numerical evaluation of the use of granulated coal ash to reduce an oxygen-deficient water mass, Marine Pollution Bulletin, Vol. 107, No. 1, pp. 188-205.
- [21] Yan, J., D. W. Kirk, C. Q. Jia and X. Liu(2007), Sorption of aqueous phosphorus onto bituminous and lignitous coal ashes, Journal of Hazardous Materials, Vol. 148, No. 1, pp. 395-401.
- [22] Yu, Y., R. Wu and M. Clark(2010), Phosphate removal by hydrothermally modified fumed silica and pulverized oyster shell, Journal of Colloid and Interface Science, Vol. 350, No. 2, pp. 538-543.
- [23] Zheng, Q. and V. V. Klemas(2018), 8.04 - Coastal Ocean Environment, Comprehensive Remote Sensing. pp. 89-120.

---

Received : 2018. 12. 26.

Revised : 2019. 01. 10.

Accepted : 2019. 02. 25.