

강화도 갯벌 퇴적물의 산소요구량과 탈질소화의 계절 변화

안 순 모
부산대학교 해양과학과

Seasonal Variations of Sediment Oxygen Demand and Denitrification in Kanghwa Tidal Flat Sediments

SOONMO AN*

Department of Marine Science, Pusan National University, Busan 609-735, Korea

2001년 12월부터 2004년 4월까지 강화도 남서부에 위치한 동막 및 여차리 갯벌에서 계절별로 퇴적물의 산소요구량과 탈질소화를 측정하여 퇴적물의 유기물 분해와 질소 영양염의 제거과정을 살펴보았다. 퇴적물 산소 요구량(SOD; sediment oxygen demand)은 니질 함량이 높은 동막이 평균 $683 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 이었고, 사질 함량이 높은 여차리에서 평균 $457 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 로 동막에서 높은 값을 보였다. SOD는 여름철에 높고, 겨울철에 낮은 경향을 보였는데, 2002년 4월에는 산소가 퇴적물에 의해 소비되기보다는 생산되어 저서성 규조류에 의한 광합성이 활발함을 알 수 있었다. 탈질소화도 동막이 높고 여차리가 낮았는데, 그 값은 각각 5.4와 $3.4 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 이며, 유기물로는 $9.3 \text{ mg-C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 과 $5.9 \text{ mg-C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 에 해당하는 양이다. 염습지를 포함한 연안 퇴적물의 탈질소화율은 $0 \sim 200 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 의 범위에 있는데, 본 조사의 값은 낮은 편에 속했다. 탈질소화가 낮은 것은 갯벌이 유기물 농도가 높은 환경임에도 불구하고 분해하기 쉬운 신선한 유기물은 부족하여 전반적인 유기물 분해율이 낮은 것으로 사료된다. 이는 평소에는 낮은 탈질소화를 보이나, 고농도의 유기물이 유입되면, 이를 효과적으로 제거할 잠재적 능력이 있음을 시사한다. 산소요구량과 무기탄소 용출량을 통해 살펴본 강화갯벌의 유기물 순분해율(net remineralization rate)은 동막이 평균 $196 \text{ mg-C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 이고 여차리가 평균 $132 \text{ mg-C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 이었다.

Seasonal variations of remineralization and inorganic nitrogen removal capacity were measured from Dec. 2001 to Apr. 2004 in a tidal flat located in south-western part of Gwanghwa island, Korea by measuring the sediment oxygen demand (SOD) and denitrification. SOD was higher in muddy sediment (Dong-Mak; three year average= $683 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$) than sandy sediment(Yeochoa; three year average= $457 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$). The SOD was high in summer and tended to be lower in winter. During the sediment incubation in Apr. 2002, production of oxygen from sediment was observed implying active benthic photosynthesis. Denitrification was also higher in muddy sediment (Dong-Mak; $5.4 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$) than sandy sediment (Yeochoa; $3.4 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$). The denitrification rate corresponds to the carbon remineralization rate of 9.3 and $5.9 \text{ mg-C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ in Dong-Mak and Yeochoa, respectively. The denitrification rates were lower compared to rates observed in other coastal area ($0 \sim 200 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$). Although Kwanghwa tidal flat sediments are replete in organic matter, remineralization activity seems to be limited by the availability of labile organic matter. The Kwanghwa tidal flat may have potential to effectively remove large load of organic matter. Net remineralization rates were 196 and $132 \text{ mg-C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ in Dong-Mak and Yeochoa, respectively.

Keywords: Denitrification, Kwang-Hwa Tidal Flat, Sediment Oxygen Demand, DIC(Dissolved Inorganic Carbon) Flux, Nitrogen Cycling

서 론

연안은 육상과 해양이 맞닿는 곳에 위치하여, 다른 해양환경과 구별되는 특징들을 가지고 있다. 육상기원 물질의 유입으로 역할을 하며, 일차 생산이 높고 다양한 생물의 생체량이 풍부하며, 인

간에 의한 이용이 활발한 지역이다. 해양이 제공하는 여러 이점을 이용하기 위하여 인구 및 산업시설이 밀집되어 있으며, 개발과 이용으로 야기되는 인위적인 환경 변화가 심한 지역도 연안이다. 현재 해안습지, 특히 갯벌과 같은 연안 생태계를 파괴시키는 정도는 이미 매우 심각한 수준에 이르렀다.

새만금 매립으로 시작된 갯벌 보존과 개발에 관한 논란은 갯벌의 기능과 가치에 대한 활발한 논의를 촉발시키는 계기가 되었으

*Corresponding author: sman@pusan.ac.kr

나, 정확한 개념 정립과 정량화는 부족한 상황이다. 갯벌의 가치 중 하나는 자연 정화 능력인데, 주로 갯벌로 유입된 유기물이 미생물에 의해 분해되어 연안의 부영양화를 감소시킬 수 있다는 것이다(고, 2001; 홍, 2003). 개펄은 노출과 침수로 인한 수층과 표면 퇴적물의 교란과 저서동물의 활동에 의한 퇴적층의 생교란(bioturbation) 등으로 인하여 퇴적층 내의 산소 공급이 원활하며, 많은 유기물의 유입에도 불구하고, 혐기성 분해과정보다 유기물 분해에 있어서 좀더 효과적인 호기성 분해과정의 비중이 높을 것으로 예상되며 따라서 개펄에서는 육상에서 기원한 유기물의 분해가 매우 활발할 것으로 예상된다(Howe *et al.*, 1984; Boudreau, 1997).

개펄의 유기정화 능력을 파악하기 위해서는 미생물에 의한 유기물의 분해 능력과 더불어 일차생산에 의한 유기물의 합성과정, 합성된 유기물의 소비과정을 파악하는 것이 중요할 것이다. 이와 더불어 시스템 내에서 유기물을 제거하는 기작으로 중요한 것은 탈질소화(denitrification)가 있다. 탈질소화는 미생물에 의한 혐기성 호흡의 하나로 이 과정에서 질산(NO_3^-)이 가스형태(N_2 나 N_2O)로 변환된다. 탈질소화의 산물인 질소 가스는 일차생산에 이용될 수 없으며, 따라서 탈질소화는 시스템 내에서 일차생산에 이용될 수 있는 총질소(무기질소와 유기질소)를 감소시키고 결과적으로 유기물을 제거하는 기작이다(Seitzinger, 1990). 탈질소화가 상세히 연구된 연안이나 하구에서는 이 과정이 플랑크톤에 의한 일차생산성을 제한하거나 부영양화를 감소시키는데 중요하다는 것이 밝혀졌다(Howarth *et al.*, 1988; An and Joye, 2001).

일반적으로 갯벌은 염습지와 마찬가지로 유기물 공급이 높아 탈질소화가 높을 가능성이 있으나 현재 세계적으로 갯벌의 탈질소화 측정 자료는 매우 희귀한 실정이다(Herbert, 1999). 탈질소화 자료가 부족한 이유는 그 측정이 비교적 까다롭고, 표준적인 측정 방법이 확립되지 못했기 때문이다(Cornwell *et al.*, 1999). 탈질소화를 측정하는 가장 이상적인 방법은 시간에 따른 탈질소화의 최종 산물(질소가스)의 농도변화를 측정하는 것이다. 하지만 대기중(78%)이나 수중(61%)에 질소가스 농도가 높아서, 탈질소화에 의한 질소가스 변화를 측정하는 것은 매우 어렵다(Seitzinger *et al.*, 1994, Lamontagne and Valiela, 1995). 이러한 문제점을 해결하기 위해 다양한 방법들이 제시되었는데 널리 사용된 예로서는 아세틸렌을 탈질소화의 저해물질로 이용하는 방법과 안정동위원소를 이용하는 방법 등이 있다(Seitzinger *et al.*, 1994, Seitzinger, 1988). 아세틸렌은 탈질소화의 최종단계인 아산화질소(N_2O)에서 질소가스로의 변환을 저해한다. 아세틸렌을 주입한 후 아산화질소의 생산량을 측정하여 탈질소화를 측정하였는데 비교적 간단하고 저렴하게 측정할 수 있는 장점이 있으나 여러 문제점이 지적되어 왔다(Knowles, 1990). 안정동위원소를 이용한 측정법은 고가의 장비와 복잡한 용존가스 추출단계를 필요로 하여 제한적으로 사용되어 왔다(Koike and Hattori, 1979). Seitzinger *et al.*(1980)는 탈질소화 측정 이전에 수층의 질소가스를 모두 제거한 후 질소가스 농도 변화를 측정하였으나, 7-10일간의 전배양(preincubation) 기간 동안 탈질소화를 비롯한 생지화학적 과정들이 변할 수 있어 탈질소화가 실제보다 적게 측정될 수 있다고 지적되어 왔다(Cornwell *et al.*, 1999).

최근 들어 매우 정밀하게 질소가스 농도를 측정하는 방법(Brandes and Devol, 1995; Lamontagne and Valiela, 1995), 아르곤 가스를

내부 표준기체(internal standard)로 이용하는 방법(An and Joye, 1997; Kana *et al.*, 1994.), 질소동위원소를 이용한 방법(Nielson, 1992) 등이 개발되었다. 이중 Kana *et al.*(1994)이 개발한 MIMS(membrane inlet mass spectrometer) 시스템과 Nielson(1992)이 개발한 isotope pairing technique 등이 비교적 간단하고 정확하게 탈질소화를 측정하는 것이 가능하여 널리 사용되고 있다. An *et al.*(2001)은 MIMS 시스템의 기능을 확장시켜, MIMS 시스템을 이용한 isotope pairing technique이 가능하게 하였다. MIMS 시스템에서는 용존 질소가 실리콘 막을 통해 직접 질량분석기의 검출기로 유입되기 때문에 측정 과정이 간편하고 다른 방법에서 용존 가스 추출시 발생하는 오차를 크게 줄일 수 있었다(An *et al.*, 2001). 이러한 MIMS 시스템의 장점을 이용하면서, MIMS 시스템에 안정동위원소를 가진 질소가스들($^{29}\text{N}_2$, $^{30}\text{N}_2$)을 측정할 수 있는 기능을 더함으로써, isotope pairing technique이 가능했으며, 본 연구에서 이 시스템을 이용하여, SOD와 탈질소화를 측정하였다(An *et al.*, 2001).

본 연구는 강화도 갯벌 퇴적물에서 미생물에 의한 유기물 분해 및 탈질소화 과정의 시간적 변이를 측정하며, 이러한 변화를 일으키는 물리-지질학적, 생물-화학적 기작을 알아본 것이다. 강화도 남서부에 발달한 연성 조간대 중 니질을 대표하는 동막 갯벌과 사질의 함량이 높은 여차리 갯벌 정점에서 2001년 12월에서 2004년 4월까지 12차례에 걸쳐 퇴적물 코어를 채취하여 실험실 배양을 통해 퇴적물의 산소요구량, 탈질소화 및 무기탄소와 영양염 용출을 측정하였다.

재료 및 방법

조사 장소

강화도 남단의 갯벌지역은 한강 하구에 위치하여 육지로부터 많은 양의 유기물과 영양염이 유입되고 있으며 부영양화 및 연안개발로 문제가 발생하고 있는 곳이다. 이 지역은 조석간만의 차가 7.3 m에 달하여 넓은 갯벌을 형성하고 있으며, 많은 해양 동·식물들에게 다양한 서식지와 은신처를 제공하고 있다(환경부, 1991).

조사정점인 여차리와 동막은 강화의 남서쪽에 위치하고 있으며, 동쪽에는 김포반도와 사이에 300~1,500 m 폭의 좁은 염습수가 있고 서쪽은 약 1,200~3,800 m 폭의 석모수도가 있다(Fig. 1). 여차리 정점은 육지로부터 약 100 m 떨어진 조간대 상부에 위치하고 있으며 퇴적물의 사질 함량이 인근 지역에 비해 높다. 이에 비해 동막정점 퇴적물은 사질함량이 매우 낮으며 대부분이 세립질로 이루어져 있다. 여차리와 동막에서 2001년 12월부터 2004년 4월까지 1~3개월 간격으로 12차례에 걸쳐 현장 시료 채취가 이루어졌다. 각 정점에서 6개의 퇴적물 코어(지름=12 cm, 길이=30 cm)와 현장해수 40 L를 채취하였으며 48시간 내에 실험실의 배양시스템에서 퇴적물 배양이 이루어졌다. 2003년 3월에는 퇴적물내 유기물 농도를 알아보기 위하여, 퇴적물 코어를 2 cm 간격으로 절단하여, 강열감량법에 의하여 유기물 농도를 구하였다(해양수산부, 1998).

퇴적물 코어 배양실험

퇴적물 배양시스템은 현장온도로 유지되는 항온수조, 정량펌프 실리콘 튜브와 O-ring을 가진 마개로 구성되어 있다(Fig. 2). 각 퇴적물 코어는 약 5 cm의 headspace를 주고 이곳에 정량 펌프를 통

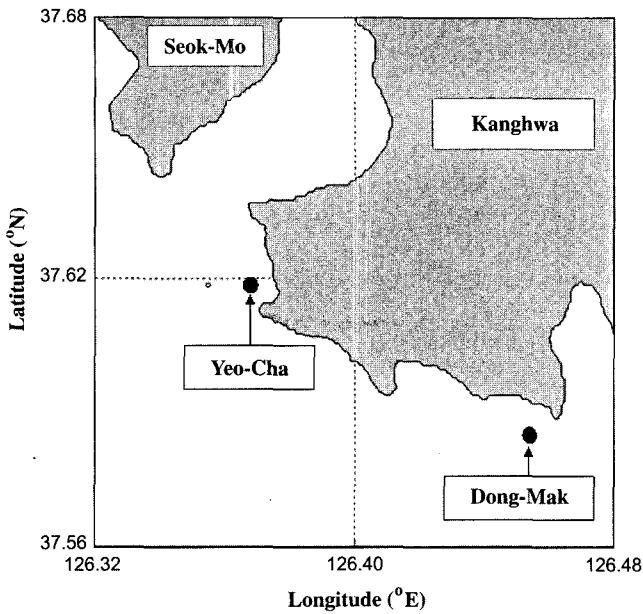


Fig. 1. Study area in Kanghwa island.

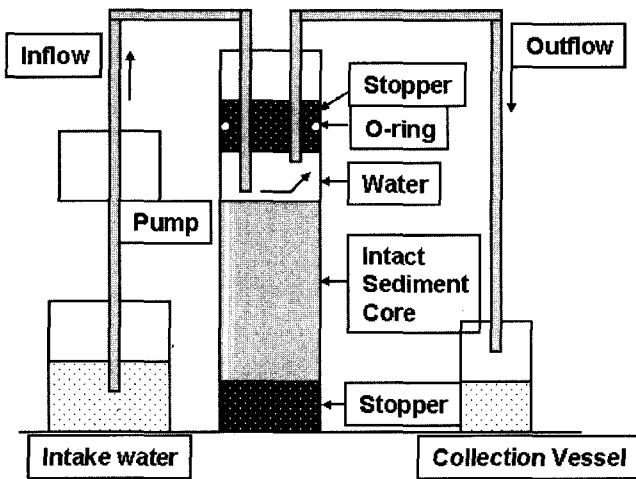


Fig. 2. Flow-through sediment incubation system (Lavrentyev et al., 2000).

해 $^{15}\text{NO}_3^-$ ($\text{Na}^{15}\text{NO}_3$; 99% ^{15}N , Sigma-Aldridge)를 첨가한 현장 해수(최종 $^{15}\text{NO}_3^-$ 농도~현장농도+100 μM)를 공급 하였다(flow rate=1.0-1.2 mL min^{-1} ; An et al., 2001). 퇴적물 배양은 4-5일동안 진행되었는데, 배양 시작 1일 후 유입수와 유출수를 동시에 채취 하여, 용존가스, 무기질소(DIN; dissolved inorganic nitrogen) 및 무기탄소(DIC; dissolved inorganic carbon)시료를 얻었다. 이후 매일 같은 시각에 시료 채취가 이루어 졌다. 용존가스 및 무기탄소는 시료채취 즉시 측정하였고, 무기질소 시료는 GF/F 필터로 여과한 후 냉동 보관하였다.

용존 산소(O_2) 및 질소가스 동위원소($^{28}\text{N}_2$, $^{29}\text{N}_2$, $^{30}\text{N}_2$) 및 아르곤(Ar)의 농도는 MIMS(Membrane inlet mass spectrometer) system을 통해 측정하였다(Kana et al., 1994). MIMS system으로부터 얻은 각 용존 가스의 분압은 아르곤 가스에 대한 비율(O_2/Ar , $^{28}\text{N}_2/\text{Ar}$, $^{29}\text{N}_2/\text{Ar}$, $^{30}\text{N}_2/\text{Ar}$)로 나타내었고 표준용액(21°C로 유지된 염분도 0 ppt와 30 ppt의 인공해수)의 비율과 비교하여, 농도로 환

산하였다(Kana et al., 1994). 무기탄소 측정에는 약 100 ml의 시료가 사용되었는데, 이 시료의 total alkalinity, carbonate alkalinity를 측정하고, pH 값과 함께, carbonate, bicarbonate, CO_2 의 상대적인 양을 구하였고 이들을 더하여 무기탄소의 양을 얻었다(Strickland, 1977). 퇴적물 산소요구량(SOD; sediment oxygen demand)은 용존산소의 감소량으로부터 구하였다. 탈질소화는 $^{29}\text{N}_2$ 와 $^{30}\text{N}_2$ 의 농도변화로부터 isotope pairing technique(Nielson, 1992)을 이용하여 구하였고 다음과 같은 식

$$D_{15} = 2n(15, 15) + n(14, 15)$$

$$D_{14} = n(14, 15) / 2n(15, 15) * D_{15}$$

D_{15} : $^{15}\text{NO}_3^-$ 를 이용한 탈질소화율
 D_{14} : $^{14}\text{NO}_3^-$ 를 이용한 탈질소화율
 $n(14, 15)$: $^{29}\text{N}_2$ 발생률(N-equivalent)
 $n(15, 15)$: $^{30}\text{N}_2$ 발생률(N-equivalent)을 이용하였다.

퇴적물로부터 유입 혹은 유출되는 물질의 양(Flux)은 유입수와 유출수의 농도 차, 해수 공급 속도(flow rate)와 퇴적물코어의 단면적으로부터 계산하였다.

$$\text{Flux } (\mu\text{mole m}^{-2} \text{ h}^{-1}) / 10 = F \times (C_o - C_i) / A$$

여기에서, F: flow rate(mL h^{-1}), C_o : 유출수의 농도(μM), C_i : 유입수의 농도(μM), A: 코어 단면적(cm^2)이다.

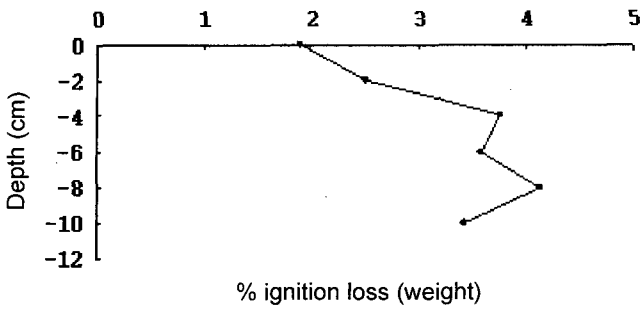
결과 및 고찰

퇴적물에 의한 산소요구량(SOD)과 DIC flux

강열감량으로 측정된 퇴적물의 유기물 농도는 깊이별 평균값에 있어서는 여차리가 3.2% 동막이 4.1%로 큰 차이를 보이지 않았으나 표층 퇴적물(0-1 cm)의 경우 여차리는 1.8%로 동막의 4.3%보다 낮은 값을 보였다(Fig. 3). 여차리는 동막에 비해 높은 사질함량(여차리: 16~57.4%, 동막 1.7~2.9%; 나, 2003)을 가져 두 지역의 유기물 농도의 차이는 퇴적물 입자 크기를 반영한 것으로 보인다.

퇴적물 깊이별 유기물 농도는 동막에서는 깊어질수록 유기물농도가 감소하였으나 4% 내외로 그 차이는 크지 않았다. 이에 비해 여차리의 유기물 농도는 깊이에 따라 급격히 증가하여 4 cm 이하에서는 4%에 달하는 값을 보였다(Fig. 3a). 평균 입도에 있어서도 유기물 농도와 유사한 경향을 보여 여차리의 표층퇴적물 평균입도 3φ 정도를 나타냈으나, 4 cm 이하에서는 6φ로 크게 증가하였다(나, 2003). 이는 여차리의 퇴적환경이 바뀌었음을 시사하는데, 이 지역의 퇴적 및 침식속도가 매우 빠름을 고려할 때, 최근에 수류의 작용이 강해진 것으로 생각된다. 퇴적환경의 차이는 그 곳으로 유입되는 유기물 공급이 달라짐을 의미한다. 즉, 수류의 흐름이 느리고 세립질의 입자가 퇴적되는 동막에는 유기물 공급이 높아 미생물 활동이 활발하고 수류의 흐름이 강한 여차리는 유기물 공급이 낮아 미생물 활동이 적을 것으로 예상하였다. 두 지역을 강화도 갯벌의 사질과 니질 퇴적물을 대표한다고 가정하여, 유기물 분해와 탈질소화를 살펴보았다. 퇴적물 입자의 차이는 퇴적물의 산소투과 깊이에도 영향을 끼쳐 호기성 분해와 혐기성 분해의 비율에도 영향을 끼칠 것이다(Howes et al., 1984).

A. Yeo-Cha



B. Dong-Mak

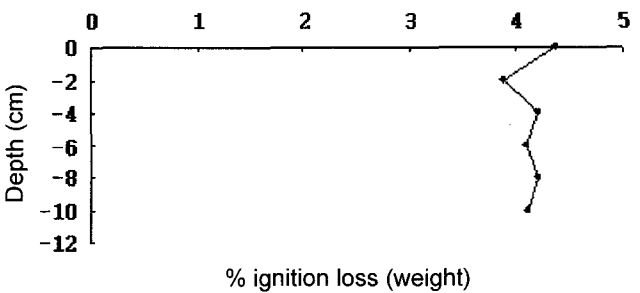


Fig. 3. Depth profiles of percent ignition loss (weight %) in Yeo-cha and Dong-Mak sediments (Mar, 2003).

조사 기간 중 평균 SOD는 동막이 $683 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 로서 여차리의 $457.4 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 보다 높았다(Table 1). 동막과 여차리 모두 계절적인 변화가 뚜렷하여, 여름에 높은 값을 보이고 겨울에 낮은 값을 보였는데, 여름철에는 약 $1000 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 정도의 값을 보이는 반면 겨울철에는 $500 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 이하의 값을 보였다(Fig. 4). 특히 2002년 4월에는 저서미세조류의 광합성 활동이 활발하여, 퇴적물에서 산소가 발생되었는데, 유기물 분해시 요구되는 산소가 광합성보다 작아 산소의 순발생(net production)이 관찰되었다. 이 시기를 제외하면 모든 계절에서 퇴적물은 산소를 소비하여 유기물 분해가 광합성보다 크음을 알 수 있었다.

퇴적물 배양시 SOD는 퇴적물내 유기물 분해의 척도로 이용되어 왔다(Rowe *et al.*, 1975). 연안 퇴적물의 유기물 분해는 호기성

Table 1. Sediment Oxygen demand in Dong-Mak and Yeo-Cha sediments. Average values of two cores and 3 day incubation period (n=6) were presented. Negative flux denotes the flux into the sediment. Unit: $\mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$

Date	Dong-Mak	Yeo-Cha
Jan-02	-378.2	-347.1
Apr-02	114.1	563.7
May-02	-352.8	-290.7
Aug-02	-671.3	-1162.8
Mar-03	-1096.9	-731.1
Apr-03	-762.7	-928.3
Jun-03	-954.4	-848.6
Sep-03	-1342.4	-783.6
Oct-03	-345.5	-302.7
Dec-03	-634.6	-114.2
Feb-04	-544.0	-286.9
May-04	-1227.0	-256.6
Average	-683.0	-457.4

과 더불어 혐기성 호흡이 중요하지만, 혐기성 호흡의 최종산물(주로 H_2S)이 산소에 의해 완전히 산화된다는 가정을 따르면, 산소소비량이 호기성뿐만 아니라 혐기성 호흡을 나타내는 지표가 될 수 있다(Howes *et al.*, 1984). 여러 연구에서 이러한 가정이 맞지 않음이 밝혀졌지만, 유기물 분해의 대체적인 경향을 파악할 수 있는 지표로 널리 사용되고 있다(Mackin and Swider, 1989; Seike *et al.*, 1989). 갯벌과 같이 저서미세조류에 의한 광합성이 활발한 지역에서는 산소의 소비(유기물분해)와 생산(광합성)이 모두 활발하게 일어남으로 SOD는 유기물의 분해만을 나타내기 보다는 이 두 과정의 차이를 나타낼 것이다. 2004년 4월에 산소의 발생이 관찰된 것은 호기성 미생물에 의한 분해와 혐기성 분해의 최종산물의 산화에 의해 사용된 산소의 양이 저서미세조류에 의한 광합성보다 작았음을 알 수 있다. 호기성이나 혐기성 분해과정은 온도에 따라 지수적으로 증가하는 경향이 있으나, 갯벌에서 저서 미세조류의 광합성은 광량(light availability)에 의해 좌우되는 경향이 있다(Pinckney *et al.*, 1997). 본 조사에서 SOD가 여름에 높은 값을 보이고 겨울에 낮은 값을 보인 것도 광합성은 계절에 따라 비교적 차이가 적음에 비해 유기물 분해활동은 여름철에 크게 증가하

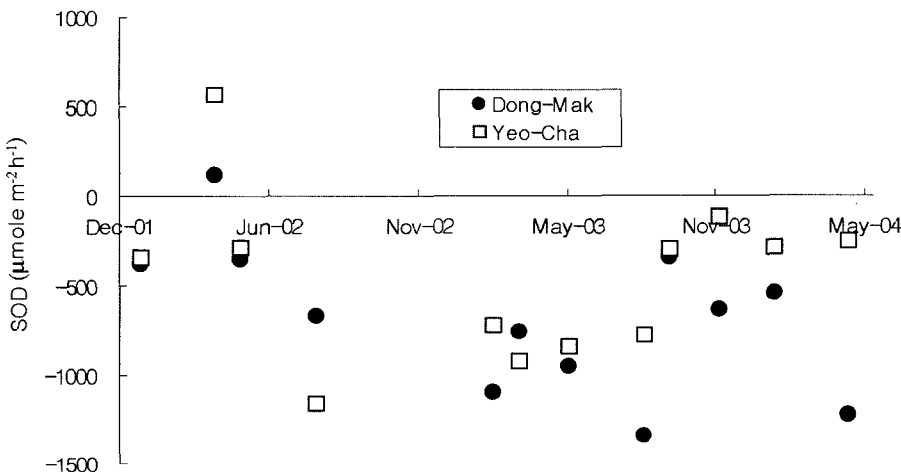


Fig. 4. Seasonal variations of sediment oxygen demand in Dong-Mak and Yeo-Cha sediments. Negative flux denotes the flux into the sediment.

Table 2. Dissolved inorganic carbon flux in Dong-Mak and Yeo-Cha sediments. Average values of two cores and 3 day incubation period (n=6) were presented. Negative flux denotes the flux into the sediment.

Unit: $\mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$		
Date	Dong-Mak	Yeo-Cha
Jan-02	235.5	-213.2
Apr-02	772.8	
May-02		
Aug-02		
Mar-03		
Apr-03	1503.9	1466.5
Jun-03	1823.3	1205.5
Sep-03	-335.4	2228.2
Oct-03	-667.0	-1598.9
Average	555.5	617.6

였기 때문에 보인다.

본 조사 결과($10\sim 15 \text{ mmole m}^{-2}\text{d}^{-1}$)를 다른 지역과 비교하여 보면, 일본 조하대의 SOD($12.5\sim 38.1 \text{ mmole m}^{-2}\text{d}^{-1}$; Seike *et al.*, 1989)나 미국 롱아일랜드 염습지($28 \text{ mmole m}^{-2}\text{d}^{-1}$; Mackin and Swider, 1989), 열대의 맹그로브 지역($2.8\sim 61 \text{ mmole m}^{-2}\text{d}^{-1}$; Alongi *et al.*, 1999)과 유사하거나 약간 낮은 값이며, 유기물 유입이 많은 국내 남해안 가두리 양식장에서 측정된 값($230 \text{ mmole m}^{-2}\text{d}^{-1}$; 심 등, 1997)에 비하면 매우 낮다. 대부분의 SOD 연구에서 광합성의 영향은 고려하지 않았으므로, 다른 지역의 SOD 측정값은 유기물 분해만을 측정된 값임에 반해 본 조사 값은 광합성의 효과가 반영되었으므로, 실제 유기물 분해율은 측정된 SOD보다는 클 것이다.

무기탄소(DIC; dissolved inorganic carbon) flux 또한 유기물 분해의 척도로 사용되었는데, 혐기성과 호기성에 관계없이 호흡의 최종산물을 직접 측정함으로써 퇴적물의 순 호흡(net respiration)을 파악할 수 있는 지표가 되고 있다(Alongi *et al.*, 1999; Rasheed *et al.*, 2004). 평균 DIC flux는 동막이 $555.5 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$, 장화리가 $617.6 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 로서(Table 2) SOD와 유사한 값을 보였다. SOD와는 달리 여차리에서 높은 값을 보였다. DIC flux도 여름철에 높고 겨울철에 낮은 경향을 나타내었으나, 반복 시료 간, 배양일간 차이가 심하였다. 2003년 9월과 10월 동막과 2002년 1월, 2003년 10월 여차리에서는 배양 기간 중 퇴적물에서 DIC가 소비되었다. 이들 계절에서 DIC가 생성되지 않고 소비된 것은 미생물에 의한 생산과 광합성 등의 소비과정이 모두 활발하게 일어나고 있음을 시사한다. DIC flux와 SOD의 비율(RQ: Respiratory Quotient)은 이론적으로 1을 나타내야 하나, 연안에서 흔히 2가 넘는 값이 보고되는데 이는 호기성 호흡보다 혐기성 호흡이 중요할 때 나타난다(Dollar *et al.*, 1991; Hargave and Phillips, 1981; Kristensen, 2000). 해양에서 주요 혐기성과정인 황산염 환원과정 산물인 H_2S 는 퇴적물 표층 부근의 산화층에서 화학적 산화가 잘 일어나는 편이나, 황산염 환원과정이 높고, 산소의 공급이 원활치 못할 경우 급속등과 결합하여 퇴적물에 남아있게 되며, 이 경우 DIC flux와 SOD는 불균형을 이루게 되고 RQ 값은 높아지게 된다(Hargave and Phillips, 1981; Kristensen, 2000). 본 조사에서 3년동안 평균 RQ 값은 이론적인 값에 가까워, 강화도 갯벌에서 장기적으로는 혐기성과정의 산물이 모두 산화되고 있음을 시사했다. 본 실험에

Table 3. Denitrification in Dong-Mak and Yeo-Cha sediments. Average values of two cores and 3 day incubation period (n=6) were presented.

Unit: $\mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$		
Date	Dongmak	Yeo-Cha
Jan-02	3.0	1.6
Apr-02	2.9	2.9
May-02	5.7	4.4
Aug-02	2.9	1.6
Mar-03	16.2	8.7
Apr-03	2.0	4.3
Jun-03	7.3	5.5
Sep-03	7.1	6.0
Oct-03	1.0	2.4
Dec-03	5.5	2.6
Feb-04	8.0	0.7
May-04	3.8	0.0
Average	5.4	3.4

서 측정된 DIC flux로 순유기물 분해량을 추정해 보면, 하루에 평방미터당 약 $0.14 \text{ gC}(\sim 500 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1} \times 12(\mu\text{g C}/\mu\text{mole}) \times 24 \text{ (hour/day)})$ 이며 연간 분해량은 약 51.1 gC m^{-2} 이다. 갯벌의 일차 생산력은 매우 커서 $100\sim 400 \text{ g C cm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ 로 보고되어 있다(유 등, 2004). 이를 평방미터당, 일당으로 환산하면, $3\sim 10 \text{ kg C}$ 로서 본 조사에서 추정된 순 DIC flux로 추정된 유기물 분해량과 현격한 차이를 보이고 있다. 즉 갯벌에서 유기물의 생산(광합성)과 소비(미생물 분해)량은 매우 크나, 생산과 소비의 순환 과정 속에서 소실되는 양(net loss)는 극히 작음을 시사한다.

탈질소화

강화지역의 평균 탈질소화는 동막이 $5.4 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 로 여차리의 $3.4 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 보다 높았다(Table 3). 2003년 3월에 두 지역 모두 최대값을 보였다. 계절변화를 살펴보면, 늦봄과 여름철에 높은 값을 보이고, 겨울철에 낮아지는 경향을 보인다(Fig. 5). 거의 모든 계절에서 동막이 여차리에 비해 높은 값을 보이거나 탈질소화율이 비교적 낮았던 2003년 4월과 10월에는 여차리에서 더 높은 탈질소화율을 보였다.

탈질소화에 영향미치는 요인으로는 퇴적물중 산소농도(Tiedje *et al.*, 1989), 질산의 공급 그리고 유기 탄소의 양과 종류 등이 있다(Koike and Sorensen, 1988). 연안에 일반 적인 탈질소화의 계절변화는 크게 2가지 유형으로 나누어 볼 수 있는데 첫째는 초봄에 최대 값을 보이고 여름철에 최소 값을 보이는 경우로, 여름철에 수층에서 성층현상이 발생되고 높아진 수온으로 산소가 고갈되면 질산화(nitrification)가 저해 되어, coupled nitrification-denitrification이 낮아지고 탈질소화가 낮아지게 된다(Koike and Sorensen, 1988; Kemp *et al.*, 1990). 퇴적물에서 질산화는 암모니아 농도와 산소의 농도에 영향을 받게 되는데 여름철에 수온상승으로 유기물 분해가 늘어나고 이 과정에서 암모니아의 양은 많아질 것이나, 용존 산소 농도가 줄어들어 질산화가 원활하게 일어나지 못하게 되며 따라서 질산(NO_3^-)의 공급이 줄어 탈질소화가 저해되는 경우이다(Hendriksen and Kemp, 1988). 두 번째 유형은 여름철에 최대 값을 보이는 경우인데, 여름철 수온이 올라가도, 수층에 성층현상이

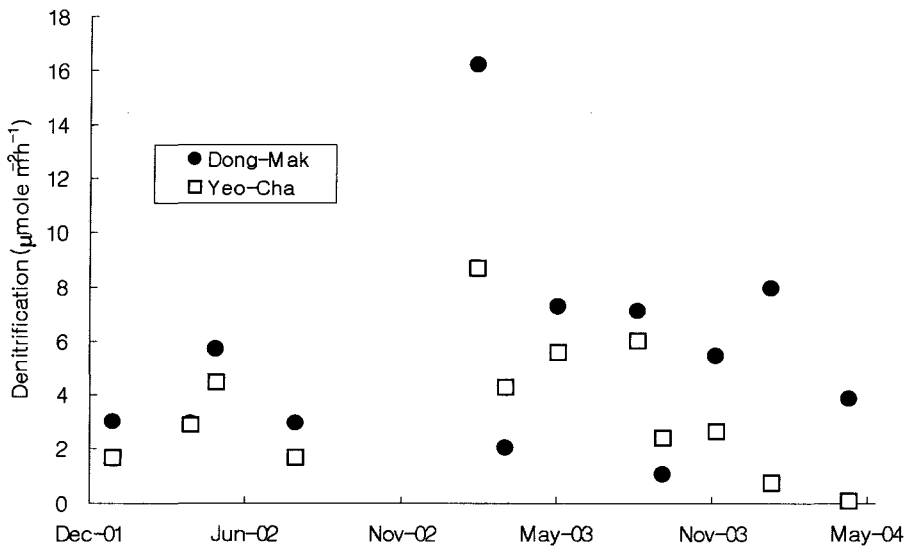


Fig. 5. Seasonal variations of denitrification in Dong-Mak and Yeo-Cha sediments.

발생하지 않는 지역에서는 높아진 수온으로 미생물의 활동이 활발해져 전반적인 유기물 분해가 촉진되며, 탈질소화도 높아지게 된다(Jenkins and Kemp, 1984; Rysgaard-Petersen *et al.*, 1994, An and Joye, 2001). 본 조사에서 강화도 갯벌에서는 여름철에 최대값을 보인 것은 갯벌의 특성상 대기 노출시 산소공급이 원활하게 이루어져 유기물 공급이 많은 여름철에도 무산소 환경이 전 퇴적층에 조성되지는 않으며, 질산화와 탈질소화가 일어날 수 있는 환경이 조성되었기 때문일 것이다.

또 다른 요인으로는 겨울철에 유기물 분해에 비하여 상대적으로 높아진 광합성 활동이다. 저서 규조류에 의한 광합성은 유기물 생산으로 탈질소화를 비롯한 미생물 분해 활동을 촉진할 수 있으나, 동시에 산소생산을 통해 퇴적물의 산화환원 환경을 변화시킴으로써 탈질소화를 저해하거나, 촉진시킬 수 있다(An and Joye, 2001). 텍사스에 위치한 겔베스톤만의 경우 저서 규조류에 의한 산소발생은 질산화를 촉진시켜 질산의 농도를 높이는 효과가 있으며, 이러한 촉진 효과가 산소발생에 의한 저해효과(높아진 산소 농도에 의해 혐기성과정인 탈질소화가 저해됨)보다 커서, 결국 전반적으로 탈질소화를 촉진 시켰다(An and Joye, 2001). 그러나 지화학 모델에서 An and Joye(2001)는 광합성이 매우 높은 상황에서는 저해효과가 우세할 것으로 예측하였다. 본 조사의 경우 겨울철에 산소 발생이 관찰되어 유기물 분해과정을 증가하는 광합성이 있음이 밝혀졌는데, 이 경우 혐기성과정에서만 진행되는 탈질소화가 저해 되었을 가능성이 있다(Tiedje *et al.*, 1989).

본 조사에서 평균 탈질소화율은 $105 \mu\text{mole m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ($4.4 \mu\text{mole m}^{-2} \text{h}^{-1} \times 24\text{h}$)로서 다른 연안 퇴적물의 탈질소화율에 비하여 낮은 편에 속했다(Seitzinger, 1990; Herbert, 1999). 일반적으로 염습지(salt marsh)의 탈질소화($400\sim 4000 \mu\text{mole m}^{-2}\text{d}^{-1}$; Joye and Paerl, 1994; Herbert, 1999)가 매우 높은 것에 비해 본 조사에서 낮은 탈질소화율을 보인 것은 의외의 결과이다. 육상기원 유기물의 유입이 많은 마산만 인근 갯벌에서 같은 방법으로 측정된 탈질소화율은 $600\sim 2000 \mu\text{mole m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 으로 본 조사결과의 6-20배에 달했다(안 2004). 별도의 실험에서 강화도 퇴적물의 탈질소화에 영향을 미치는 요인을 살펴보기 위하여, 신선한 유기물(펄톤)을 첨가한 상

태에서 탈질소화율을 측정하였는데, 펄톤의 첨가에 의해 탈질소화가 크게 촉진되었다. 갯벌이 퇴적물의 유기물 농도가 높아 탈질소화를 비롯한 유기물 분해과정이 유기물보다는 산소 등의 전자수용체의 공급에 의해 결정될 것이라고 예상하였다. 그러나 펄톤의 첨가에 의해 탈질소화가 촉진된 것은, 강화도의 퇴적물이 유기물 농도는 높으나, 대부분의 유기물은 분해되기 어려운 성분으로 이루어져 있어, 분해되기 쉽고 탄소/질소비율이 낮은 유기물들 즉 미생물들에게 효과적으로 이용될 수 있는 유기물의 양은 부족함을 시사한다. 이는 평소에는 유기물 분해율이 낮으나, 육상으로부터 유기물 유입이 있을 때 탈질소화를 비롯한 갯벌의 미생물활동이 급격하게 증가하여, 빠르게 유기물을 제거할 수 있는 가능성이 높은 것으로 사료된다. 경상남도 마산만에 위치한 봉암과 가포 갯벌에서 SOD를 측정된 결과를 마산만 인근 지역(마산시와 창원시)의 월별 강수량과 비교하여 보았다(Fig. 6; 안 2004). 이 연구에서 SOD로 대표되는 미생물의 유기물 분해과정은 마산만으로 들어오는 유기물 유입량(담수유입량으로부터 추정)과 높은 상관관계를 보여, 갯벌의 유기물 분해가 유기물 유입량에 의해 달라짐을 알 수 있었다. 향후 강화도 갯벌 지역으로 유입되는 유기물의 양적/질적 변화를 살피고, 현장조건과 유사한 조건에서 유기물 분해와 탈질소화를 측정함으로써 갯벌의 유기물 분해 및 제거능력을 보다 정확하게 측정할 수 있을 것이다.

강화도 갯벌의 유기물 분해와 탈질소화를 통한 유기물제거

Fig. 7에 갯벌에서 유기물과 질소 영양염의 순환 및 변환 과정을 단순화하여 나타내었다. 갯벌에는 육상이나 해양 기원인 고농도의 유기물 및 질소 영양염이 유입된다. 이러한(오염)유기물은 갯벌 퇴적물의 유기물 pool로 편입되어 분해가 일어나게 된다. 퇴적물에서 호기성 및 혐기성 박테리아가 유기물을 분해하는 과정에서 유기물 중 탄소성분은 이산화탄소의 형태로 무기탄소로 변하며, 질소 성분 역시 무기질소(암모니아, 질산)로 변하게 된다. 무기질소 성분 중 일부는 탈질소화를 거쳐 시스템 내에서 제거되지만 일부는 수층으로 유입되거나 저서규조류의 광합성에 이용될 것이다. 저서미세조류에 의해 동화된 무기질소는 유기질소성분으로

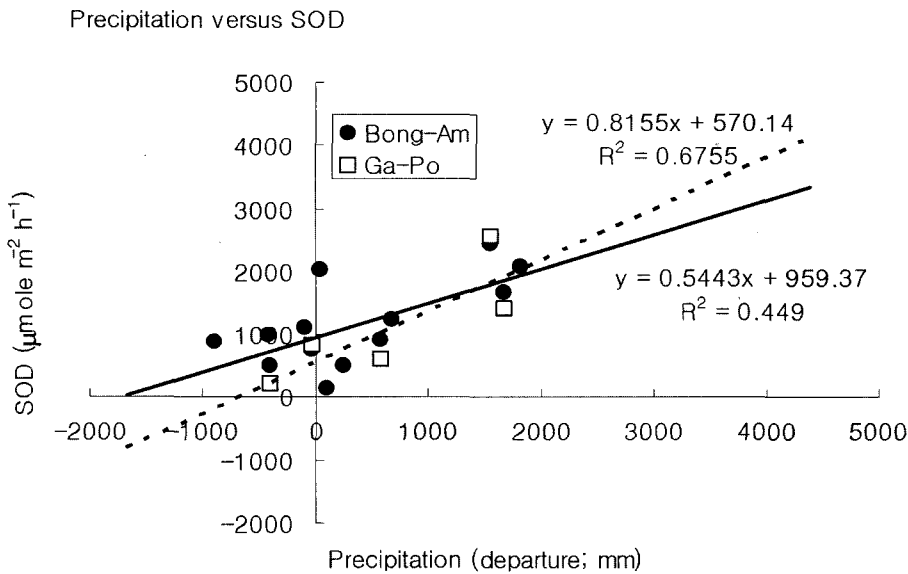


Fig. 6. Monthly precipitation (departure from annual mean) in Masan city versus sediment oxygen demand in Bong-Am and Gapo tidal flat, Masan, Bay (An, 2004).

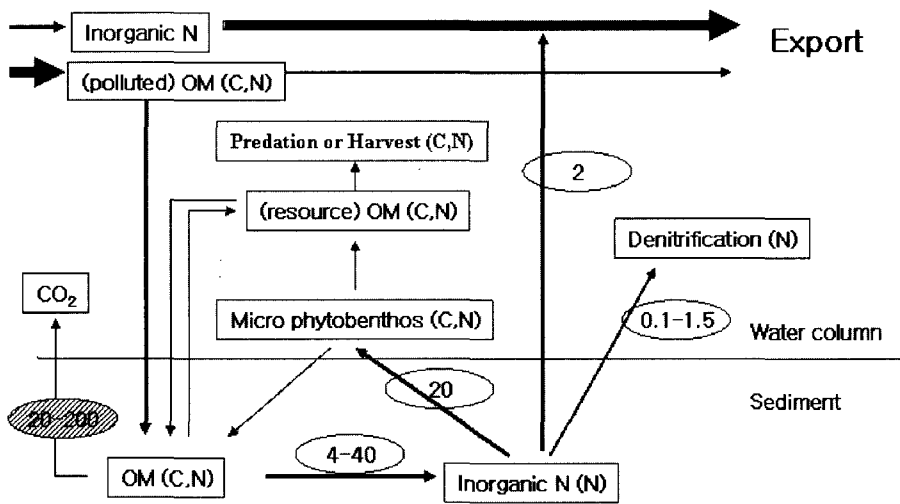


Fig. 7. Organic matter (OM) and nitrogen transformation within tidal flat sediments. The values in ellipse show flux range in Kanghwa tidal flat ($\text{mmolm}^{-2}\text{d}^{-1}$); shaded ellipse: carbon flow, clear ellipse: nitrogen flow.

서 유기물로 바뀌게 된다. 저서미세조류의 의한 생산된 유기물 중 일부는 퇴적물의 유기물 pool로 다시 돌아갈 것이며, 일부는 저서동물이 섭취하여 소비자의 생체 즉 자원 유기물로 변할 것이다. 저서생물은 어류나 인간의 포식/수확과정에 시스템 내에서 제거될 수 있다. 유기물 제거라는 측면에서 갯벌의 정화과정을 단순히 퇴적물 내에서 유기물이 분해되는 양만을 따지는 것은 적당치 않을 것이며, 유기물 및 영양염의 순환을 고려한, 즉 분해와 생산을 고려하여 정화를 생각해야 할 것이다. 유기물의 제거라는 측면이 아니고, 오염 유기물이 자원 유기물로 변하는 기작으로서 갯벌의 자정능력을 바라본다면 퇴적물 내 유기물 분해는 큰 역할을 한다고 생각할 수 있다. 유기물의 분해는 유기질소를 무기질소로 바꾸어 탈질소화로 제거될 가능성을 높이고, 저서 구조류의 생체(biomass) 증가로 이어져 새나 인간이 이용할 수 있는 부분을 증가시키는 역할을 할 수 있다.

강화도 퇴적물에서 측정된 유기물분해 및 저서 구조류에 의한 일차생산, 무기질소 용출, 탈질소화의 값을 정리하면 Fig. 7과 같다. 다양한 방법으로 측정되거나 추정된 퇴적물에서 유기물이 분

해되는 속도는 $20\sim 200 \text{ mmole-C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 였다(나와 이, 2005; 목 등, 2005; 양 등, 2005; 유 등, 2005; 황과 조 2005). Redfield ratio ($\text{C/N}=5$; Howes *et al.*, 1984)를 적용하여, 무기 질소의 생체용 일차생산에 이용되고 있다. 본 조사에서 암모니아와 질산 등의 무기 질소가 수층에 유입되는 양은 평균 $2 \text{ mmole-N m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 이며, 탈질소화를 통해 제거되는 양은 $0.1\sim 1.5 \text{ mmole-N m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 이다. 본 조사에서 저서동물등에 의한 저서미세조류의 섭식, 인간이나 조류, 어류 등에 의한 저서동물의 포식 및 수확에 의한 계의 제거 등을 추정하지는 못했지만, 국내 최초로 갯벌의 주요 유기물 순환 과정을 측정함으로써, 갯벌 정화의 개념을 제시하고 그 값의 범위를 밝혀, 향후 연구의 비교자료를 마련했다는 데 의의가 있을 것이다.

결론

1. 퇴적물 산소 요구량은 니질 함량이 높은 동막이 평균 $683 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 이었고, 사질 함량이 높은 여차리가 평균 $457 \mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 로

동막에서 높은 값을 보였다. 계절변화는 여름철에 높고, 겨울철에 낮았다.

2. 탈질소화도 퇴적물 동막이 높고 여차리가 낮았는데, 그 값은 각각 5.4와 3.4 $\mu\text{mole m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 이었다. 이는 동막과 여차리에서 각각 9.3 mg-C $\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 과 5.9 mg-C $\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 만큼의 유기물이 제거 되는 양이다. 탈질소화는 봄, 여름에 높은 값을 보였고, 겨울철에 낮았다.

3. 강화갯벌의 유기물 순분해율(net remineralization rate)은 동막이 평균 196 mg-C $\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 이고 여차리가 평균 132 mg-C $\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 이다.

감사의 글

본 연구는 해양수산부의 수산특정연구 개발사업(20010021)의 지원에 의하여 수행되었습니다. 먼저 본 과제의 책임자이신 조병철 교수님의 도움과 지원에 감사 드립니다. 또한 현장조사 및 실험에 도움을 준 경남대학교 토목환경공학부 왕리나, 장경준, 김태영, 백봉주에게 감사 드립니다. 본 논문을 자세히 살펴 주시고, 좀 더 좋은 논문이 되도록 조언해주신 해양연구원 김동선박사님과 다른 한 분의 심사자께도 감사 드립니다.

참고문헌

- 고철환, 2001. 한국의 갯벌. 서울대학교출판부, 서울, 1074 pp.
- 나태희, 이동섭, 2004. 공극수 모델로 추정된 강화도 갯벌의 탈질산화 작용. 한국해양학회지, 바다, (투고중)[kin1].
- 나태희, 2003. 강화도 갯벌의 탈질산화 작용에 관한 연구. 이학석사학위 논문, 부산대학교, 54 pp.
- 심정희, 강영철, 최진우, 1997. 남해안 통영지역 가두리양식장 해수 퇴적물 경계면에서의 chemical fluxes. 한국해양학회지, 2(2): 151-159.
- 목진숙, 조혜연, 현정호, 2004. 강화도 남단 갯벌의 혐기성 유기물 분해능과 환산염 환원력: 저서동물의 잠재적 영향. 한국해양학회지, 바다, (투고중).
- 안순모, 2004. 인공 개펄을 이용한 마산만 오염물질의 자연 정화 연구. 한국과학재단, 특정기초연구 최종보고서, 89 pp.
- 양은진, 최중기, 유만호, 조병철, 2004. 강화도 필 갯벌에서 저서원생동물의 계절 분포 및 섭식률. 한국해양학회지, 바다, (투고중).
- 유만호, 송태운, 최중기, 2004. 강화도 갯벌의 저서미세조류 군집의 분포 및 일차생산. 한국해양학회지, 바다, (투고중).
- 해양수산부, 1998. 해양환경공정시험방법. 해양수산부고시 제 1998-4호, 316 pp.
- 홍재상, 2003. 한국의 갯벌. 대원사, 서울, 143 pp.
- 환경부, 1991. 1991 자연생태계 지역조사 [서해안 간석지(강화도 남단)조사]. 1995. [kin2]
- 황정연, 조병철, 2004. 산소 미세전극을 이용한 강화군과 인천 북항 조간대 갯벌의 순광합성을 측정. 한국해양학회지, 바다, (투고중).
- Alongi, D.M., F. Tirendi, P. Dixon, L.A. Trott and G.J. Brunskill, 1999. Mineralization of organic matter in intertidal sediments of tropical semienclosed delta. *Estuarine, Coastal and shelf research*, 48: 451-467.
- An, S., W.S. Gardner and T. Kana, 2001. Simultaneous measurement of denitrification and nitrogen fixation using isotope pairing with membrane inlet mass spectrometer (MIMS) analysis. *App. Env. Microbiol.*, 67(3): 1171-1178.
- An, S. and S.B. Joye, 1997. An improved chromatographic method to measure nitrogen, oxygen, argon and methane in gas or liquid samples. *Mar. Chem.*, 59: 63-70.
- An, S. and S.B. Joye, 2001. Enhancement of coupled nitrification-denitrification by benthic photosynthesis in shallow estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 46(1): 62-74.
- Brandes, J.A. and A.H. Devol, 1995. A marine isotopic nitrogen budget: Implications for present and past nutrient balances. *EOS*, 76(3): 134-138.
- Capone, D.G., 1988. Benthic Nitrogen fixation. In: Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments, edited by Blackburn, T.H. and J. Sørensen, Wiley.
- Capone, D.G. and R.P. Kiene, 1988. Comparison of microbial dynamics in marine and freshwater sediments: Contrast in anaerobic carbon metabolism. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 725-740.
- Cornwell, J.C., W.M. Kemp and T.M. Kana, 1999. Denitrification in coastal ecosystems: methods, environmental controls and ecosystem level controls, a review. *Aquat Ecol.*, 33: 41-54.
- Dollar, S.J., S.V. Smith, S.M. Vink, S. Obrebski and J.T. Hollibaugh, 1991. Annual cycle of benthic nutrient fluxes in Tomales Bay, California and contribution of the benthos to total ecosystem metabolism. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 79: 115-125.
- Hargrave, B.T. and G.A. Phillips, 1981. Annual in situ carbon dioxide and oxygen flux across a subtidal marine sediments. *Estuarine, Coastal and shelf science*, 12: 725-737.
- Hendriksen, K. and W.M. Kemp, 1988. Nitrification in estuarine and coastal marine sediments: Methods, patterns and regulating factors. In: Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments, edited by Blackburn, T.H. and J. Sørensen, Wiley.
- Herbert, R.A., 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiol reviews*, 23: 563-590.
- Howarth, R.W., R. Marino, J. Lane and J.J. Cole, 1988. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine and marine ecosystems. I. Rates and Importance[kim3]. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 669-687.
- Howes, B.L., J.W.H. Dacey and G.M. King, 1984. Carbon flow through oxygen and sulfate reduction pathways in salt marsh sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 29(5): 1037-1051.
- Jorgensen, B.B., 1977. The sulfur cycle of a coastal marine sediment (Limfjorden, Denmark). *Limnol. Oceanogr.*, 22: 814-832.
- Joye, S.B. and H.W. Paerl, 1994. Nitrogen cycling in microbial mats: Rates and patterns of denitrification and nitrogen fixation. *Mar. Biol.*, 119(2): 285-295.
- Kana, T.M., C. Darkangelo, M.D. Hunt, J.B. Oldham, G.E. Bennett and Cornwell, 1994. Membrane inlet mass spectrometer for rapid high-precision determination of N₂, O₂, and Ar in environmental water samples. *Anal. Chem.*, 66(23): 4166-4170.
- Kemp, W.M., P. Sampou and M. Mayer, 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay Sediment. *Limnol. Oceanogr.*, 35(7): 1545-1563.
- Knowles, R., 1990. Acetylene inhibitions technique: Development, advantage, and potential problems. In: FEMS Symp on Denitrification in soils and sediment, edited by Revsbech, N.P. and J., Sørensen, Plenum, 56: 1151-1166.

- Koike, I. and A. Hattori, 1979. Estimates of denitrification in sediments of Bering Sea shelf. *Deep-Sea Res.*, **26**: 409–15.
- Koike, I. and J. Sørensen, 1988. In: Nitrate Reduction and Denitrification in Marine Sediments, edited by Blackburn, T. H. and J. Sørensen, Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments, Wiley.
- Kristensen, E., 2000. Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. *Hydrobiologia.*, **426**: 1–24.
- Lamontagne, M.G. and I. Valiela. 1995. Denitrification measurement by a direct N₂ flux method in sediment of Waquoit Bay, MA. *Biogeochem.*, **31**(2): 63–83.
- Lavrentyev, P, Gardner, W.S, Yang, L. 2000. Effects of the Zebra mussel on microbial composition and nitrogen dynamics at the sediment-water interface in Saginaw Bay, Lake Huron. *Aquat Microb ecol.*, **21**: 187–194.
- Mackin, J.E. and K.T. Swider, 1989. Organic matter decomposition pathways and oxygen consumption in coastal marine sediments. *Journal of Marine research.*, **47**: 681–716.
- Nielson, L.P., 1992. Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS Microb Ecol.*, **86**: 357–362.
- Pinckney, J. and R.G. Zingma, 1991. Effects of tidal stage and Sun angles on intertidal benthic microalgal productivity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **76**: 81–89.
- Pinckney, J., D. Millie, B. Vinyard and H. Paerl, 1997. Environmental controls of phytoplankton bloom dynamics in the Neuse River Estuary, NC, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic science.*, **54**: 2491–2501.
- Rasheed, M., C. Wild, U. Franke and M. Huettel, 2004. Benthic photosynthesis and oxygen consumption in permeable carbonate sediments at Heron Island, Great Barrier Reef, Australia.
- Rowe, G.T., C.H. Clifford, J.K. Smith and P.L. Hamilton, 1975. Benthic nutrient regeneration and its coupling to primary productivity in coastal waters. *Nature.*, **255**: 215–217.
- Ryther, J.M. and W.M. Dunston, 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science.*, **171**: 1008–1013.
- Rysgaard-Peterson, N., S. Rysgaard, L.P. Niesen and N.P. Revsbech, 1994. Diurnal variation of denitrification and nitrification in sediments colonized by benthic microphytes. *Limnol. Oceanogr.*, **39**: 573–579.
- Seike, T., H. Izawa and E. Date, 1989. Benthic nutrient remineralization and oxygen consumption in the coastal area of Hiroshima Bay, Japan. *Water Research.*, **23**: 219–228.
- Seitzinger, S.P., L.P. Nielson, J.M. Caffrey and P.B. Christen, 1994. Denitrification measurements in aquatic sediments: A comparison of three methods. *Biogeochem.*, **23**: 147–167.
- Seitzinger, S.P., 1990. Denitrification in aquatic sediments. In: FEMS Symposium on Denitrification in soil and sediment edited by Revsbech, N.P. and J. Sørensen, Plenum, **56**: 301–322.
- Seitzinger, S.P., 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystem: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.*, **33**: 702–724.
- Seitzinger, S.P., S.W. Nixon, M.E.Q. Pilson and S. Burke, 1980. Denitrification and nitrous oxide production in near shore marine sediments. *Geochimica Cosmochimica Acta.*, **44**: 1853–1860.
- Strickland, J.D.H. and T.R. Parson, 1977. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries researchboard of Canada, Ottawa, 310 pp.
- Tiedje, J.M., A.J. Sexstone, D.D. Myrold and J.A. Robinson, 1989. Denitrification: ecological niches, competition and survival. *Antonie van Leeuwenhoek.*, **48**: 569–583.

2004년 10월 25일 원고접수

2005년 1월 18일 수정본 채택

담당편집위원: 조병철