

남해안 주요 하구 갯벌 퇴적물의 탈질소화를 통한 질소 영양염 제거

허낙원 · 이지영 · 최재웅 · 안순모*

부산대학교 지구환경시스템학부

Nitrogen Removal Via Sediment Denitrification and Its Seasonal Variations in Major Estuaries of South Coast of Korean Peninsula

NAKWON HEO, JIYOUNG LEE, JAE UNG CHOI AND SOONMO AN*

Division of Earth Environmental System, Pusan National University, Busan 609-735, Korea

남해안의 주요 하구 4곳(순천만, 섬진강, 고성천, 마산만)과 서해안의 태안 근소만 갯벌에서 2009년 3월부터 2010년 5월까지 유기물 정화능력을 파악할 수 있는 퇴적물 산소요구량(Sediment Oxygen Demand; SOD)과 탈질소화(Denitrification)를 측정하였다. 퇴적물 산소요구량은 퇴적물 배양 중 시간당 용존산소감소율로부터 추정되었으며, 탈질소화 측정에는 질소 안정동위원소를 추적자로 이용하는 isotope pairing technique이 사용되었다. 조사지역의 퇴적물 산소요구량과 탈질소화율은 각각 $-5.1\sim 24.6$ mmole O_2 $m^{-2}d^{-1}$ 와 $0.0\sim 3.9$ mmole N_2 $m^{-2}d^{-1}$ 의 범위를 보였다. 퇴적물 산소요구량이 가장 높은 곳은 마산만(평균 = 10.2 (범위 = $-2.2\sim 19.2$) mmole O_2 $m^{-2}d^{-1}$)이었으며, 순천만, 고성, 태안, 섬진강 순으로 나타났다. 탈질소화율도 마산만(평균 = 1.0 (범위= $0.0\sim 3.9$) mmole N_2 $m^{-2}d^{-1}$)이 가장 높았으며, 고성, 섬진강, 순천만, 태안 순으로 나타났다. 태안, 섬진강, 마산 지역에서는 계절적으로 저서미세조류에 의한 광합성이 탈질소화에 뚜렷한 영향을 미쳤는데, 광합성 동안 생성된 산소는 혐기성과정인 탈질소화를 저해하기 보다는 질산화를 원활하게 하여, 질산화-탈질소화 연계과정을 촉진시켰다. 남해안 하구에서 탈질소화의 계절변화 유형(봄철 최대 유형과 여름철 최대 유형)의 지역적 차이는 탈질소화에 사용되는 두 질산원(D_w : 강을 통해 공급된 질산과 D_n : 질산화-탈질소화 연계과정에 의해 생성된 질산)의 상대적 중요성에 따라 결정되었다. 즉 봄철에 탈질소화가 높게 나타난 순천만, 고성, 마산은 여름철에 비해 봄철 수층 질산염이 풍부하였고, 이를 통해 D_w 가 증가되었다. 태안과 섬진강 지역이 여름철에 탈질소화 최대값을 보인 이유는 수층의 질산염이 고갈되지 않은 상태에서 여름철 수온의 증가로 D_w 가 증가하였고, 이와 더불어, 산소고갈이 나타나지 않아 질산화에 좋은 환경이 조성되었으며, 결과적으로 D_n 이 증가되었기 때문이다.

Sediment oxygen demand(SOD) and denitrification rates were measured in four major estuaries(Suncheon Bay, Seomjin river estuary, Goseong stream estuary and Masan Bay) in south coast of Korean peninsula from March of 2009 to May 2010 to estimate organic matter cleaning capacity. SOD was estimated from the temporal dissolved oxygen concentration change and isotopic pairing technique was employed to measure denitrification. Sediment oxygen demand(SOD) was ranged from -5.1 to 24.6 mmole $O_2m^{-2}d^{-1}$ and denitrification rate was ranged from 0.0 to 3.9 mmole $N_2m^{-2}d^{-1}$ in the study area. SOD was the highest in Masan Bay(-2.2 to 19.2 , average = 10.2 mmole $O_2m^{-2}d^{-1}$) and Suncheon, Goseong, Tae-an and Seomjin followed. Denitrification was also the highest in Masn Bay(0.0 to 3.9 , average = 1.0 mmole $N_2m^{-2}d^{-1}$) and Goseong, Seomjin, Suncheon and Tae-an followed. The effect of benthic photosynthesis by microphytobenthos on denitrification was evident in some season of Tae-an, Seomjin, and Masn Bay. The increased oxygen level produced by photosynthesis stimulated nitrification without severe adverse effect on denitrification and, as a result, coupled nitrification and denitrification was enhanced in these areas. A difference of seasonal patterns of denitrification at each site depended on relative importance of denitrification on different nitrate source(D_w : nitrate from water column and D_n : nitrated produced during nitrification). Denitrification was maximum during spring in Goseong, Suncheon and Masn Bay. On the contrary, denitrification was the highest during summer in Tae-an and Seomjin estuary.

Keywords: Organic matter remineralization, Denitrification, cleaning capacity, Suncheon Bay, Seomjin river estuary, Goseong stream estuary, Masan Bay, Tae-an keunso Bay, tidal flat, microphytobenthos

*Corresponding author: sman@pusan.ac.kr

서 론

연안 하구는 인구밀도가 높은 곳으로서, 개발 압력이 큰 지역이다. 특히 우리나라에서는 연안하구를 중심으로 농공업이 발달하여 왔으며, 현재도 하구 개발이 큰 이슈가 되고 있다. 시화호나 새만금 매립을 둘러싼 논란 과정에서 나타난 바와 같이 하구와 인근 생태계가 가진 기능과 가치에 대한 정확한 평가가 어느 때 보다도 필요하다(허와 오, 1997; 최 등, 1999; 안 등, 2006). 즉, 하구가 가진 생태기능을 정확하게 파악하여 개발로 인해 하구의 가치를 규정하는 이러한 생태 기능들이 어떻게 달라질 것인가를 파악해야 한다. 여러 생태기능 중에서도 육상기원 물질을 걸러주는 필터 혹은 “자연 정화조”로서 하구의 역할은 하구가 가진 환경 용량(carrying capacity) 혹은 자정능력을 나타낼 수 있으며, 하구의 가치를 산정하는 핵심이라 할 수 있다(Nedwell and Trimmer, 1996; Barnes and Owens, 1998; Trimmer et al., 1998; Nedwell et al., 1999; 안, 2005). 하구는 강을 통해 유입된 유기물이 바다로 유입되는 통로로서, 하구에 위치한 갯벌에서는 유기물의 축적이 우세하게 일어나고 이러한 유기물이 미생물의 대사에 이용되면서 유기물의 무기물화와 다양한 전자 수용체의 변환과정이 일어난다(An and Joye, 2001). 하구 갯벌의 재광물화는 원양 퇴적물과는 달리 속도와 과정이 유기물의 공급보다는 전자수용체(호기성 호흡일 경우 산소, 그 이외에 질산염, 황산염 등)의 공급에 의해 좌우되는 경향이 있다(Jørgensen, 1977; Howes et al., 1984).

유기물 및 영양염의 변환, 제거 과정은 하구 갯벌이 가진 부영양화원인 물질의 저감 능력, 즉 자연 정화 능력을 정량화하여 보여줄 수 있다. 일반적으로 하구 퇴적물에 의한 유기물 및 질소 영양염 제거 능력은 퇴적물 산소요구량(sediment oxygen demand; SOD)과 탈질소화(denitrification)를 이용하여 추정할 수 있다(An and Joye, 2001). 퇴적물 산소요구량은 유기물이 호기성 분해와 혐기성분해를 통해 제거되는 과정 중 소비되는 산소의 양을 나타내는데, 유기물의 재광물화 속도를 나타낸다(Smith and Teal, 1973; Rowe et al., 1975). 탈질소화는 산소가 고갈된 상태에서, 질산염이 전자수용체로 이용되는 혐기성 유기물 분해과정이다. 탈질소화 과정이 연안환경에서 중요한 이유는 일차생산에 영양염으로 이용되는 질산염(NO_3^-)이나 아질산염(NO_2^-)이 산화이질소(N_2O) 또는 질소가스(N_2) 등의 기체 형태, 즉 식물성 플랑크톤이 영양염으로 이용하기 어려운 형태로 바뀌기 때문이다. 결국 탈질소화가 일어난 만큼 그 지역 식물성 플랑크톤이 이용할 수 있는 질소 영양염은 감소하게 되고 전반적으로 일차생산성을 감소시키는 역할을 하게 된다(Howarth et al., 1988). 따라서 부영양화문제가 심각한 대부분의 연안에서 탈질소화는 그 연안 생태계의 환경용량을 산정하는 주요 기작이 된다.

그 중요성에도 불구하고 국내 여러 하구의 퇴적물의 산소요구량이나 탈질소화율 자료는 귀한 편이다. 이 원인 중에 하나는 탈질소화 측정방법이 비교적 까다롭고, 표준적인 측정방법이 확립되지 못하였기 때문이다(Cornwell et al., 1999). 최근에 탈질소화 측정은 질소의 안정동위원소($^{15}\text{NO}_3^-$ 나 $^{15}\text{NH}_4^+$) 등을 이용하여, 질소 순환에 연관된 여러 과정, 즉 탈질소화, DNRA(dissimilatory nitrate reduction to ammonium), Anammox(Anaerobic ammonium oxidation)을 동시에 측정하는 방법이 개발되어 있다(Trimmer and Nicholls,

2009). 이와 더불어, 안정동위원소 추적자와 MIMS(Membrane inlet mass spectrometry)시스템을 이용하여, 비교적 간편하게, 질소 고정과 탈질소화를 동시에 측정할 수 있는 방법이 개발되었다(An et al., 2001).

탈질소화의 계절변화는 크게 2가지 다른 형태로 나타나는데, 각 형태는 여름철에 최대값과 최소값을 보인다는 점에서 대비된다(Rysgaard et al., 1995; Patel, 2008). 여름철에 최대값을 보이는 원인은 수온의 증가로 직접적으로 탈질소화가 증가하고 간접적으로 질산화가 증가하여 탈질소화에 이용될 질산염을 증가시키기 때문이다. 이와 반대로 탈질소화가 여름철에 최소값을 보이는 원인은 봄철 식물성 플랑크톤의 질소 영양염 흡수로 탈질소화에 이용되는 질산염이 여름철에 고갈되기 때문이다. 다시 말하면 탈질소화의 계절 변화는 탈질소화에 이용되는 질산염의 원천(source)에 의해 좌우된다고 말할 수 있다. 국내 주요 하구의 탈질소화도 질산염의 공급에 따라 서로 다른 계절 변화를 보일 것으로 예상된다. 계절에 따라 수층을 통한 질산염의 공급이 달라지고, 산소공급과 암모니움 공급 조건이 변함에 따라 질산화-탈질소화 연계과정(coupled nitrification-denitrification)이 변하여, 결국 탈질소화의 계절변화를 야기할 것이다(Sundbäck and Graneli, 1988; Nielsen et al., 1990; Nielsen and Sloth, 1994; Rysgaard et al., 1995).

국내 연안 하구와 갯벌에서 탈질소화와 산소소모율이 측정되었으나, 전반적인 값의 범위나, 계절적 변화 양상, 지역적 차이, 계절적 지역적 차이를 유발하는 조절 요인을 알기에는 그 자료가 매우 부족한 상황이다(안, 2005; 권, 2008). 직접적인 측정 이외에 일부 연구에서 탈질소화 값은 간접적으로 추정되었으나(나와 이, 2005; 이 등, 2007), 상당히 높은 값을 보이고 있어, 직접 측정에 의해 검증이 필요하다. 이 연구에서는 남해안의 주요 하구 4곳과 서해안의 태안 근소만 지역 갯벌 퇴적물의 탈질소화와 재광물화를 정량적으로 파악하고 특히, 탈질소화의 계절변화 유형의 지역적 차이에 대하여 살펴보았다. 각 하구에서 계절별 질산염 공급을 살펴보고 이것이 탈질소화 계절변화에 어떻게 영향을 끼쳤는지 알아보았다.

재료 및 방법

조사 지역

이 연구는 남해안에 위치한 4개의 주요 하구와 서해안의 1개 하구에서 이루어졌다. 남해안과 서해안의 차이를 파악하기 위하여, 서해 중부에 위치한 근소만 갯벌을 대조구로 삼았다. 충청남도 태안 근소만은 총 면적이 30 km^2 에 이르는 사니질 갯벌이다. 이곳에는 육상으로부터 직접 유입되는 하천이 없어 담수 유입의 영향이 적은 곳이며, 약 2 km 에 이르는 만의 입구를 통해 외해와 해수 교환이 일어나고 있다(김과 김, 2008).

연구 대상 남해안 하구 중 가장 서쪽에 위치한 하구는 순천만이다(Fig. 1c). 순천만은 동쪽에는 여수반도와 고동산반도가 위치해 있고, 서쪽에는 고흥반도로 둘러싸인 지역으로서 갯벌의 면적은 약 $2.64 \times 10^3 \text{ km}^2$ 에 이른다. 순천만의 북동쪽으로는 이사천(유역면적: 72.1 km^2)과 동천(유역면적: 139.1 km^2) 등의 소하천이 유입되고 있으나 유량은 크지 않다. 만의 최대 폭은 약 21.6 km 이고 평균 수심은 약 5.4 m이며 퇴적물은 주로 실트질 점토로 구성

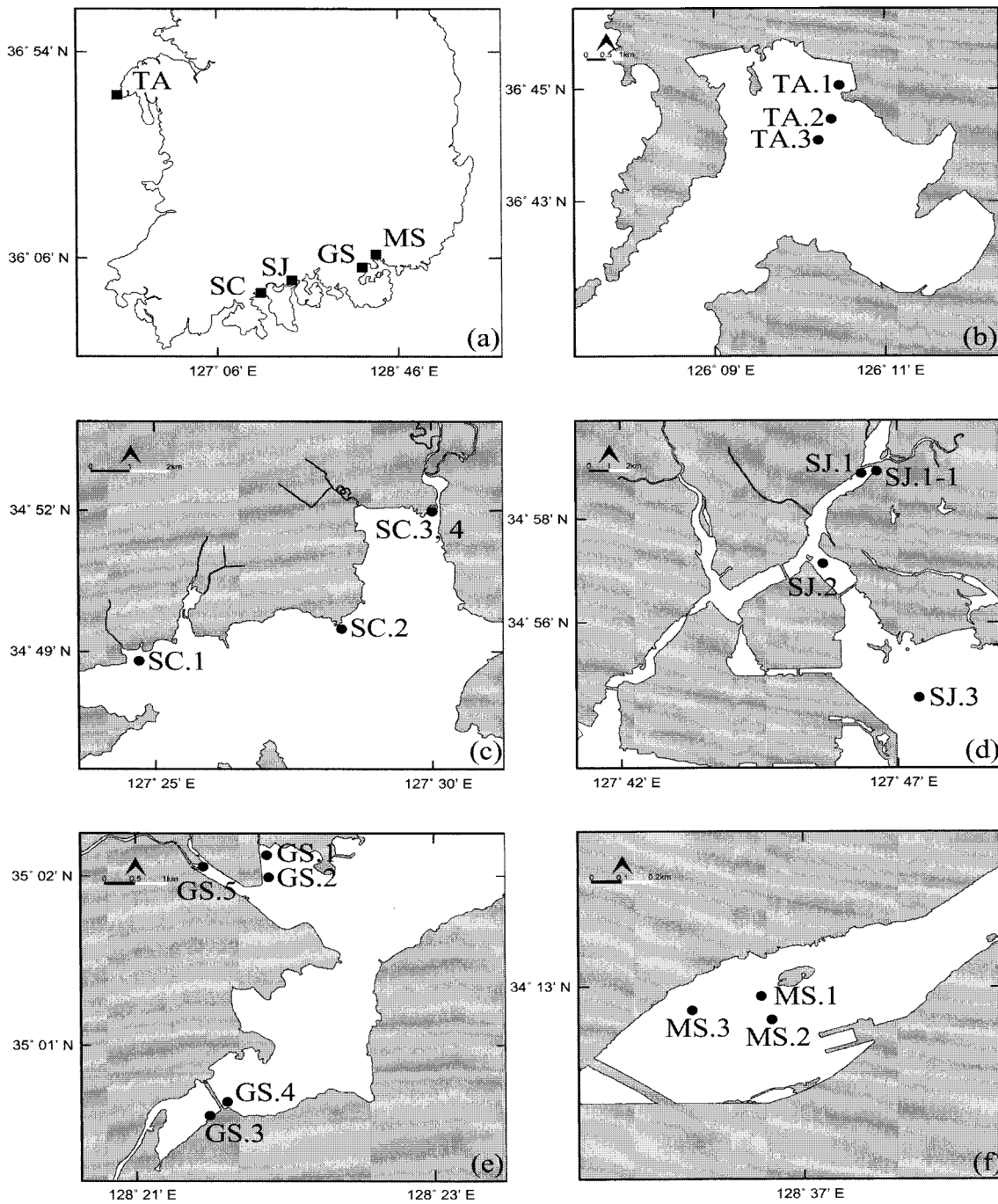


Fig. 1. Sampling stations in the (a) estuarine tidal flats of Western (TA) and Southern(SC, SJ, GS and MS) Korea. (b) Tae-an keunso Bay(TA.1, TA.2 and TA.3), (c) Suncheon Bay(SC.1, SC.2, SC.3 and SC.4), (d) Seomjin river estuary(SJ.1-1, SJ.1, SJ.2 and SJ.3), (e) Gosong stream estuary(GS.1, GS.2, GS.3, GS.4 and GS.5) and (f) Masan Bay(MS.1, MS.2 and MS.3).

되어 있다(김 등, 2005; 최 등, 2007). 남해안에 위치한 갯벌 중에서는 사질이 매우 적은 편으로서 서해안에 일반적인 니질 갯벌 특징을 많이 가지고 있다.

남해 중앙부에 위치한 섬진강 하구는 북쪽으로는 광양, 서쪽은 여수반도, 동쪽은 남해도가 인접해 있고, 여수해만과 노량수로를 통해 외해와 연결되어 있다. 국내 주요 하구 중 드물게 하구담이 존재하지 않는 자연하천으로서 조석에 따라 해수가 섬진강으로 유입되고 있다. 사니질 퇴적상인 섬진강의 유역면적은 약 4,897 km²

정도이고 유량은 연간 5.8~8.7×10⁸ m³ 정도이다(이 등, 2009). 섬진강 하구의 일간 해수 교환율은 경우에 따라 7.6~22.3% 정도이다(Park *et al.*, 1984).

경상남도 고성군 회화면에 위치한 고성 당항만 지역은 16.5 km²의 좁은 지역으로서 고성만과 인접한 입구의 폭은 0.8 km이다(김 등, 2002). 갯벌은 사니질로 이루어져 있고, 북서쪽으로 배둔천, 구만천, 마암천이 유입되며, 남서쪽으로 고성천이 유입되고 있다. 하천의 유역면적은 배둔천이 12.3, 구만천이 34.2, 마암천이 20.6, 고

성천이 19.7 km²이다. 고성천 하구에는 간사지라는 인공구조물이 있어 담수와 해수의 혼합이 제한받고 있다.

마산만은 가덕수로와 견내량 해협으로 외해와 연결되어 있고 면적은 약 33.8 km²이며 평균 수심은 약 15 m이다. 폭이 넓지만 수심이 약 45 m인 가덕수로를 통해 부분적으로 해수의 교환이 일어난다(김, 1984). 연구대상지역인 봉암갯벌은 사니질로 이루어진 비교적 작은 면적의 사니질 갯벌로서 마산만으로 유입되는 봉암천의 영향으로 형성되었다. 봉암갯벌의 면적은 2×10 km²이며 평균 조차는 2 m 정도이다(서 등, 2007).

퇴적물 채취 및 배양실험

각 조사 정점에서 퇴적물 산소요구량과 탈질소화율을 측정하기 위해 저조 때 갯벌 정점을 방문하였다. 태안의 경우는 TA.1, TA.2, TA.3 세 정점을 2009년 5월과 8월에 방문하여 퇴적물 시료와 해수를 채취하였다. 다른 지역에 비해 태안은 해수중 질산염 농도가 0.4~6.2 μM로 낮은 편이고, 염분은 26~32‰로 변화가 적어, 담수의 영향이 적고, 육상으로부터 유입되는 질산염의 양이 적음을 알 수 있었다(Table 1). 순천만은 SC.1, SC.2, SC.3, SC.4 네 정점을 2009년 3월부터 11월까지 4차례 조사를 하였다. 섬진강 조사에는 SJ.1-1, SJ.1, SJ.2, SJ.3 등 4개의 정점을 조사하였다. 조사는 2009년 5월부터 11월까지 3차례 실시 되었다(Table 1). 섬진강 지역은 정점에 따른 염분 변화가 뚜렷이 구별되어 상류 정점인 SJ.1-1과 SJ.1은 0~20‰, 중류 정점 SJ.2는 5~30‰, 하류 정점 SJ.3은 26~32‰의 범위를 보였다(Table 1). 고성은 GS.1, GS.2, GS.3, GS.4, GS.5 다섯 정점을 2009년 8월부터 2010년 5월까지 4차례 조사를 하였고 마산은 MS.1, MS.2, MS.3 세 정점을 2009년 6월부터 9월까지 2차례 조사를 하였다(Table 1). 고성의 수층 질산염 농도는 0.0~211.6 μM로 계절에 따른 변화 폭이 가장 크게 나타났다(Table 1).

퇴적물 코어는 투명한 아크릴 코어(높이 22 cm, 내경 4 cm)를

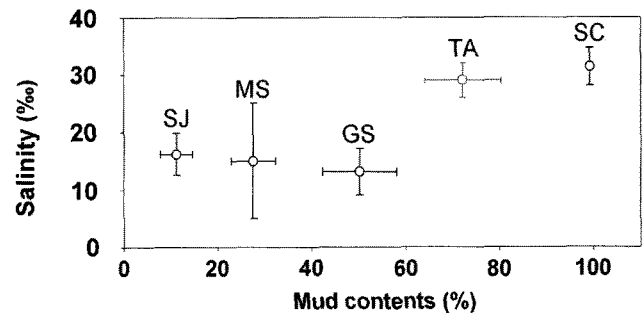


Fig. 2. Mud contents vs salinity in study sites. TA indicates Tae-an keunso Bay. SC indicates Suncheon Bay. SJ indicates Seomjin river estuary. GS indicates Goseong stream estuary. MS indicates Masan Bay. Error bar of salinity indicates standard error(n=2 to 11). Error bar of mud contents indicate standard error(n=3 to 9).

이용하여 12개가 채취되었으며, 배양 시 필요한 현장수도 같이 채집하였다. 퇴적물의 입도와 유기물 함량을 알기 위하여 표층 퇴적물도 채집하였다. 저서미세조류의 광합성이 탈질소화에 영향을 주는지 알아보기 위하여 암배양과 명배양을 동시에 실행하였다. 채집 코어의 반(6개)은 빛을 차단한 채 배양하였고, 나머지는 약 100 μEinstein/m²/min 빛을 비추고 배양하였다. 동위원소 추적자를 이용한 탈질소화 측정을 위해 질소의 안정동위원소(¹⁵N)를 이용하였다. 퇴적물 배양중 배양수에 Na¹⁵NO₃ (98 atom% ¹⁵N, Sigma-Aldrich)를 첨가했는데 현장 질산염 농도보다 100 μM 높아지도록 농도를 조절 하였다. 수층 질산염과 퇴적층의 질산염 농도가 평형에 이를 수 있도록 배양조에서 12~24시간 정도 전배양(pre incubation)을 거친 후, 현장 온도를 유지한채 퇴적물을 배양하였다. 배양은 2~3일 동안 계속되었는데, 매일 같은 시간에 용존가스 농도의 변화가 측정되었다.

Table 1. Locations and environmental conditions of study sites visited between March 2009 and May 2010. ND: no data

Site	Station	Location		NO ₃ concentration (μM)	Ignition loss (%)	Salinity (‰)	Sand contents (%; >64 μm)
		Latitude (E)	Longitude (N)				
Tae-an keunso Bay	TA.1	36°44'53.02"	126°10'53.89"	0.4~6.2	4.5~6.4	26~32	37.3
	TA.2	36°44'21.09"	126°10'49.19"	0.4~6.2	4.1~5.5	26~32	34.6
	TA.3	36°44'13.27"	126°10'39.25"	0.4~6.2	2.9~5.8	26~32	11.6
Suncheon Bay	SC.1	34°49'32.00"	127°25'09.00"	5.7~16.5	6.3~16.1	25~35	0.5
	SC.2	34°50'18.15"	127°29'16.32"	5.7~16.5	7.9~14.5	25~35	0.4
	SC.3	34°52'24.80"	127°30'40.94"	5.7~16.5	6.9~8.4	25~35	2.0
	SC.4	34°52'24.86"	127°30'41.03"	5.7~16.5	7.9~10.6	25~35	0.2
Sumjin river estuary	SJ.1-1	34°59'18.21"	127°46'48.79"	19.7~31.4	0.8~1.4	0~20	ND
	SJ.1	34°59'14.44"	127°46'29.93"	18.4~46.6	3.4~5.9	0~20	95.3
	SJ.2	34°57'45.73"	127°45'45.21"	6.8~31.6	1.6~5.6	5~30	87.5
	SJ.3	34°55'33.23"	127°47'37.49"	3.9~6.3	1.1~2.3	26~32	83.6
Goseong stream estuary	GS.1	35°02'54.87"	128°22'25.83"	52.5	6.3	2	69.6
	GS.2	35°02'43.13"	128°22'27.37"	2.6~14.7	3.4~4.4	6~35	65.1~80.7
	GS.3	35°00'51.98"	128°21'56.17"	0.0~211.6	5.8~8.8	2~17	17.1~45.5
	GS.4	35°00'59.43"	128°22'07.41"	0.9~58.3	6.4~8.8	12~27	26.2~77.3
	GS.5	35°02'51.06"	128°21'54.19"	1.1~133.4	6.2~8.6	0~35	33.6~36.1
Masan Bay	MS.1	35°12'53.91"	128°37'22.92"	10.0~21.6	3.6~5.4	5~25	75.3
	MS.2	35°12'52.59"	128°37'23.63"	10.0~21.6	1.4~2.4	5~25	78.8
	MS.3	35°12'53.51"	128°37'16.85"	10.0~21.6	3.9~5.1	5~25	63.2

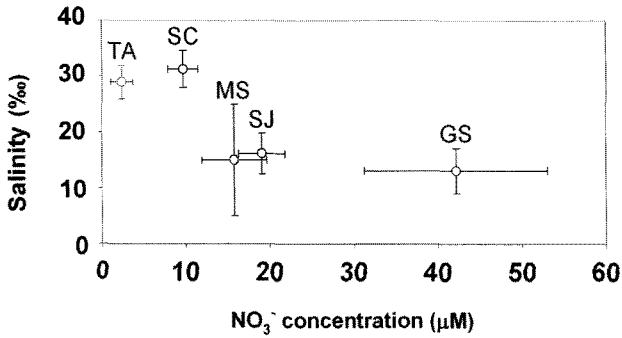


Fig. 3. Nitrate concentration vs salinity in study sites. See Fig. 2 for sites. Error bar of salinity indicates standard error(n=2 to 11). Error bar of nitrate concentration indicates standard error(n=4 to 34).

시간에 따른 용존 가스(O₂, ²⁸N₂, ²⁹N₂, ³⁰N₂, Ar)의 농도의 변화는 MIMS (Membrane inlet mass spectrometry) 시스템을 이용하여 측정하였다(An *et al.*, 2001). 이때, 질소 가스 동위원소와 산소의 농도는 시스템에 의해 아르곤 가스에 대한 비율(²⁸N₂/Ar, ²⁹N₂/Ar, ³⁰N₂/Ar, O₂/Ar)로 나타내었다. 각 용존 가스의 비율은 항온수조에서 20 °C로 유지된 0‰과 30‰의 인공해수로 만든 표준용액과 비교하여, 농도로 환산하였다(Kana *et al.*, 1994). 탈질소화율은 isotope pairing technique을 이용하여 ²⁹N₂와 ³⁰N₂의 농도변화로부터 구할 수 있었으며 식은 아래와 같다(Nielsen, 1992).

$$\begin{aligned} \text{Total denitrification rate} &= D_{14} + D_{15} \\ D_{14} &= n(^{14}\text{N}, ^{15}\text{N})/2n(^{15}\text{N}, ^{15}\text{N}) * D_{15} \\ D_{15} &= 2n(^{15}\text{N}, ^{15}\text{N}) + n(^{14}\text{N}, ^{15}\text{N}) \\ ; D_{14} &= ^{14}\text{NO}_3\text{를 이용한 탈질소화율} \\ ; D_{15} &= ^{15}\text{NO}_3\text{를 이용한 탈질소화율} \\ n(^{14}\text{N}, ^{15}\text{N}); ^{29}\text{N}_2\text{ 발생률(N-equivalent)} \\ n(^{15}\text{N}, ^{15}\text{N}); ^{30}\text{N}_2\text{ 발생률(N-equivalent)} \end{aligned}$$

이와 더불어 isotope pairing technique에서는 탈질소화에 이용되는 질산염이 어떤 과정(수층으로부터의 공급, 혹은 질산화-탈질소화 연계과정)을 통해 공급되었는가를 확인할 수 있다. 질산화(nitrification)에 의해 생성된 NO₃를 이용한 탈질소화(D_n; 질산화-탈질소화 연계과정; coupled nitrification and denitrification)와 수층으로 확산된 NO₃를 이용한 탈질소화(D_w)는 코어 퇴적물의 수층내 ¹⁴NO₃의 농도와 ¹⁵NO₃의 농도를 이용해서 구하였다(Nielsen, 1992).

$$\begin{aligned} D_n &= D_{14} - D_w \\ D_w &= [^{14}\text{NO}_3]_w / [^{15}\text{NO}_3]_w * D_{15} \\ [^{14}\text{NO}_3]_w; &\text{수층내 } ^{14}\text{NO}_3\text{의 농도} \\ [^{15}\text{NO}_3]_w; &\text{수층내 } ^{15}\text{NO}_3\text{의 농도} \end{aligned}$$

배양기간 중 측정된 퇴적물 산소요구량(다른 원소들과는 달리, 양의 값은 퇴적물로 산소가 소비됨을 의미함)과 영양염 플럭스는 시간에 따른 산소농도 또는 영양염 농도의 변화량으로 계산되었다.

$$\begin{aligned} \text{Flux}(\text{mmole m}^{-2} \text{d}^{-1}) &= V / \bar{A} * (dC / dt) \\ V &= \text{퇴적물 위 수층의 부피}(\text{m}^3) \\ \bar{A} &= \text{코어의 단면적}(\text{m}^2) \end{aligned}$$

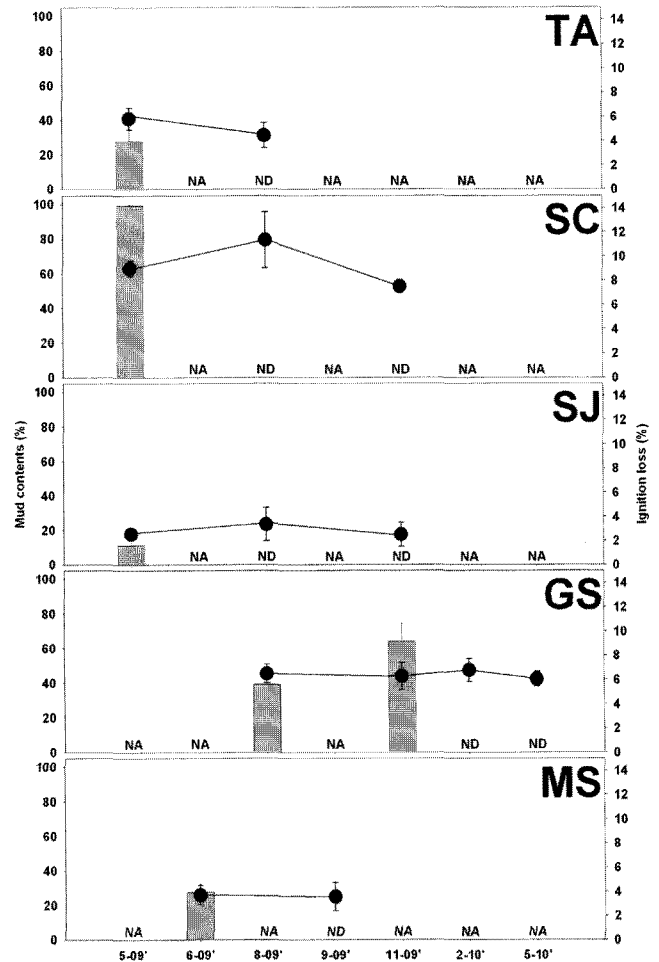


Fig. 4. Mud contents and organic matter contents (ignition loss) variations in Tae-an keunso Bay (TA), Suncheon Bay (SC), Soemjin river estuary (SJ), Goseong (GS) stream estuary and Masan Bay (MS). ●: ignition loss. Error bar of mud contents indicate standard error (n=3 to 5). Error bar of ignition loss indicates standard error (n=3 to 5). NA means not application. ND means no data.

C = 수층내 산소/영양염의 농도(mM)
t = 시간(day)

퇴적물내 유기물 함량은 강열감량(해양수산부, 1998)을 통해 추정하였다. 인산염과 암모니움은 Stickland and Parsons(1972)의 공극수 영양염 측정법을 이용하였고, 질산염은 스펀지 카드뮴법(Jones, 1984)으로 측정하였다. 통계분석은 SPSS 프로그램(version 17.0)을 이용하여 통계적 유의성을 α<0.05 수준으로 설정하여 분석하였다.

결 과

영양염 플럭스

시간별 수층의 농도변화로부터 계산된 질산염(NO₃) 플럭스의 범위는 -13.76-11.05 mmole m⁻²d⁻¹(양의 값은 퇴적물에서 수층으로 유입됨을 의미함)로 장소와 계절에 따라 큰 변화를 보였다. 태

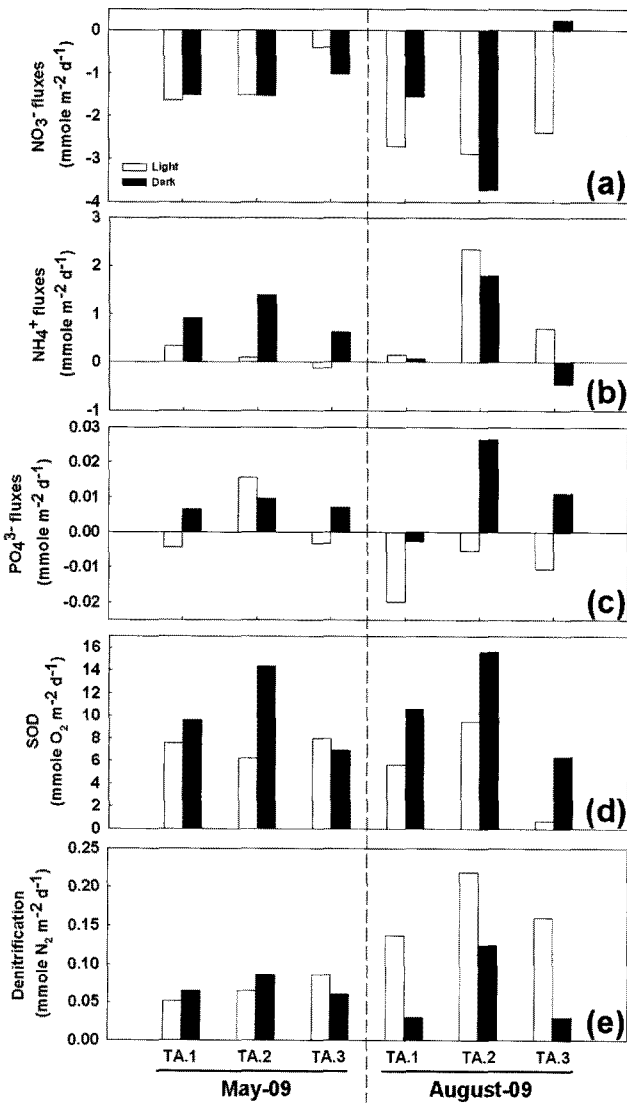


Fig. 5. Seasonal variability of (a) nitrate, (b) ammonium and (c) phosphorous fluxes, (d) sediment oxygen demand (SOD) and (e) denitrification rates in Tae-an keunso Bay during incubation experiments in May and August 2009. □: light treatment; ■: dark treatment.

안의 질산염 플럭스는 $-3.72 \sim 0.24 \text{ mmole m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 의 범위 값을 보였는데, 태안정점 TA.3의 암배양을 제외하면 모두 수층에서 퇴적층으로 질산염의 유입이 일어났으며, 봄철보다 여름철에 수층 질산염이 퇴적물로 유입되는 경향이 강하였다(Fig. 5a). 순천만의 질산염 플럭스는 $-4.11 \sim 3.89 \text{ mmole m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 로 나타났고 계절변화는 뚜렷하지 않았다(Fig. 6a). 섬진강 지역은 $-5.72 \sim 3.44 \text{ mmole m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 의 범위를 보였다(Fig. 7a). 고성 지역의 질산염 플럭스는 $-13.76 \sim 11.05 \text{ mmole m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 로 연구지역중 변화의 폭이 컸다(Fig. 8a). 마산 봉암갯벌의 경우, 질산염 플럭스는 $-4.87 \sim 0.05 \text{ mmole m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 로 나타났고 봄철보다 여름철에 질산염의 퇴적물 유입 플럭스가 높게 나타났다(Fig. 9a).

섬진강 하구 퇴적물을 제외한 모든 연구 지역에서 하절기에 평균 질산염의 플럭스가 $-3.76 \sim 1.27 \text{ mmole m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 로 대부분의 경우 퇴적물로 유입되는 경향이 나타났다(Figs. 5a, 6a, 7a, 8a, 9a).

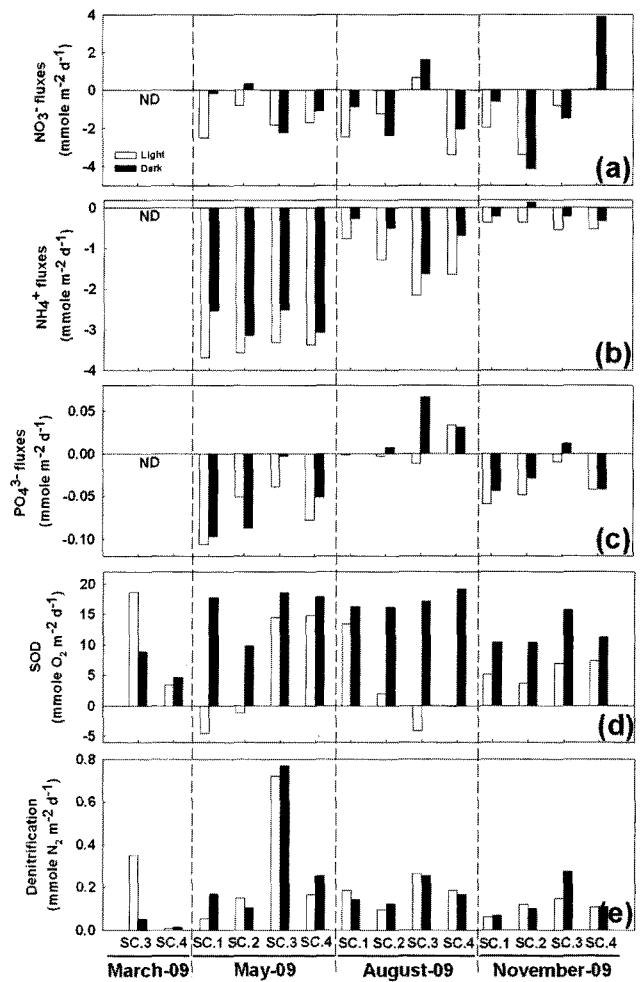


Fig. 6. Seasonal variability of (a) nitrate, (b) ammonium and (c) phosphorous fluxes, (d) sediment oxygen demand (SOD) and (e) denitrification rates in Suncheon Bay during incubation experiments between March and November 2009. □: light treatment; ■: dark treatment. ND means no data.

섬진강 하구 갯벌의 경우 다른 지역과는 달리 퇴적물로부터 수층으로 질산염이 유입되는 경우가 빈번하게 나타났는데, 봄철 SJ.1의 명배양, SJ.2의 암배양, SJ.3의 명배양 등에서 이러한 현상이 관찰되었다(Fig. 7a). 이 시기에 이들 정점에서는 암모니움이 퇴적물로 유입되는 경향이 동시에 나타났는데(Fig. 7b), 이는 퇴적물 내 질산화 과정에 의해 암모니움이 소비되고 질산염이 생산되었음을 암시한다(Kemp *et al.*, 1981). 특히 명배양에서 암모니움 유입 및 질산염 유출 현상이 두드러졌는데, 이는 광합성에 의한 암모니움 및 질산염의 소비, 광합성 동안 생성된 산소에 의한 질산화의 촉진 등 광합성과 질산화의 복잡한 상관관계가 존재했을 가능성을 시사한다(An and Joye, 2001).

다른 해양환경에 비해 하구 갯벌 퇴적물은 유기물 분해과정 생성된 암모니움이 수층으로 활발하게 공급된다. 이러한 암모니움은 연안에서 일차생산자의 동화과정에 필요한 질소 공급원으로 잘 알려져 있다(McCarthy, 1972; Eppley *et al.*, 1973; McCarthy *et al.*, 1977; Harrison, 1978; Glibert, 1982). 이 조사에서 퇴적층에서 수층으로 유출입되는 암모니움(NH_4^+) 플럭스의 범위는 $-4.12 \sim 4.32$

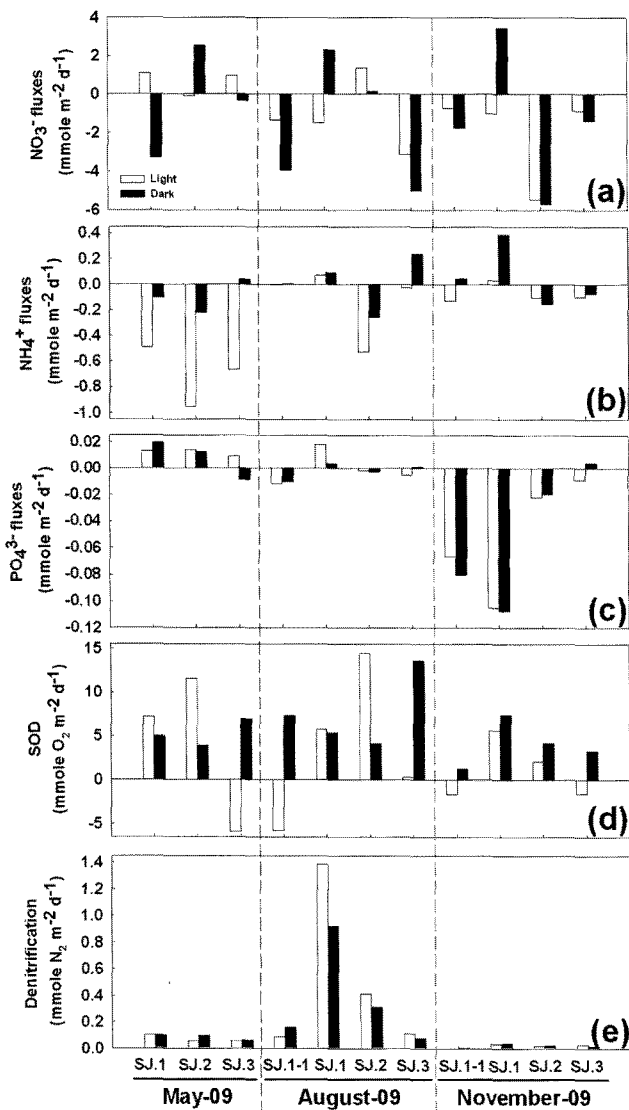


Fig. 7. Seasonal variability of (a) nitrate, (b) ammonium and (c) phosphorous fluxes, (d) sediment oxygen demand (SOD) and (e) denitrification rates in Seomjin river estuary during incubation experiments between May and November 2009. □: light treatment; ■: dark treatment.

mmole m⁻² d⁻¹로 나타났다. 태안의 암모니움 플럭스는 -0.46~2.34 mmole m⁻² d⁻¹였고, 여름철 TA.2 정점은 같은 계절의 다른 정점에 비해 퇴적물 밖으로 유출되는 경향이 나타났다(Fig. 5b). 이 시기 이 정점에서는 퇴적물 산소요구량도 나머지 두 정점에 비해 높았으며(Fig. 5d), 활발한 유기물 분해과정에서 생성된 암모니움이 소비과정(질산화나 저서미세조류에 의한 소비)이 적어, 퇴적물 밖으로 유출되었음을 시사한다. 태안 근소만 갯벌을 제외하고 대체적으로 봄 계절의 평균 암모니움 플럭스가 -3.15~-0.40 mmole m⁻² d⁻¹로 다른 계절보다 퇴적물로 유입되는 경향이 높게 나타났다(Figs. 5b, 6b, 7b, 8b, 9b).

순천만의 암모니움 플럭스는 -3.69~0.14 mmole m⁻² d⁻¹로 다른 지역에 비해 변화의 폭이 크게 나타났고 봄철에 암모니움이 퇴적물 속으로 유입되는 경향이 나타났다(Fig. 6b). 섬진강 지역은 암

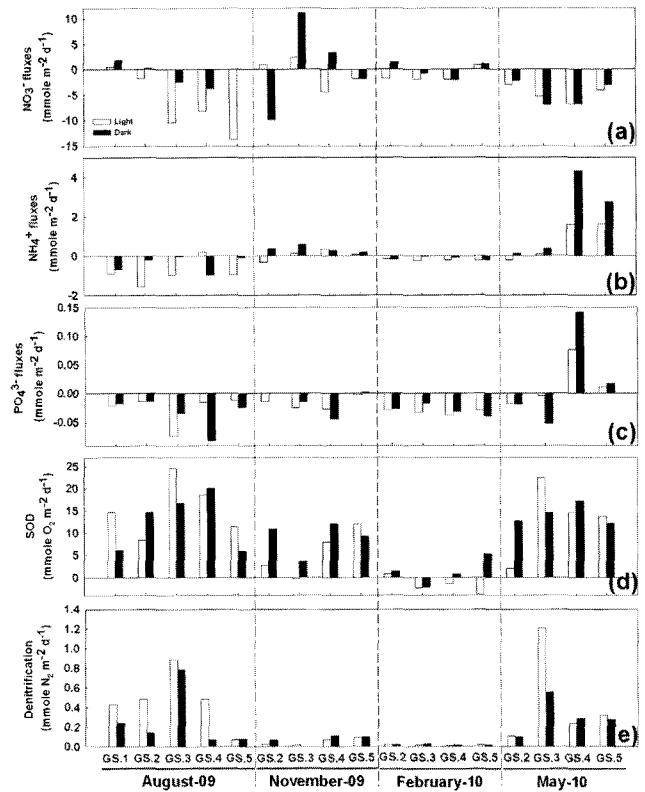


Fig. 8. Seasonal variability of (a) nitrate, (b) ammonium and (c) phosphorous fluxes, (d) sediment oxygen demand (SOD) and (e) denitrification rates in Goseong stream estuary during incubation experiments in August 2009 and May 2010. □: light treatment; ■: dark treatment.

모니움 플럭스의 범위가 -0.96~0.39 mmole m⁻² d⁻¹로 나타났고 순천만과 동일하게 봄철에 암모니움이 유입되는 경향이 나타났다(Fig. 7b). 고성지역의 경우, 암모니움 플럭스가 -1.58~4.32 mmole m⁻² d⁻¹의 범위로 나타났고 대체적으로 암모니움은 봄철에 퇴적물로 유입되고 여름철이 되면 퇴적물 밖으로 유출되는 경향이 나타났다(Fig. 8b). 마산지역은 -4.12~3.60 mmole m⁻² d⁻¹로 나타났고 여름철 MS.1 정점을 제외하면 봄철에 퇴적물 속으로 암모니움이 유입되고 여름철이 되면 유출되는 고성지역과 비슷한 경향이 나타났다(Fig. 9b).

연구지역에서 인산염(PO₄³⁻) 플럭스는 -0.22~0.14 mmole m⁻² d⁻¹의 범위를 보였다(Figs. 5c, 6c, 7c, 8c, 9c). 태안의 인산염 플럭스는 -0.02~0.03 mmole m⁻² d⁻¹로 나타났고 계절 변화는 뚜렷하지 않았다(Fig. 5c). 순천만의 범위는 -0.11~0.07 mmole m⁻² d⁻¹로 나타났고 여름철에 대부분이 퇴적물 밖으로 인산염이 유출되는 경향이 나타났다(Fig. 6c). 섬진강 지역의 인산염 플럭스는 -0.11~0.02 mmole m⁻² d⁻¹로 나타났고 가을철 SJ.1-1과 SJ.1 정점에서 퇴적물로 유입이 가장 높게 나타났다(Fig. 7c). 고성의 경우는 인산염 플럭스가 -0.08~0.14 mmole m⁻² d⁻¹로 나타났고 여름철보다 봄철에 퇴적물로 인산염의 유입이 높게 나타나는 경향이 나타났다(Fig. 8c). 마산 봉암갯벌의 인산염 플럭스 범위는 -0.22~0.02 mmole m⁻² d⁻¹로 다른 지역에 비해 퇴적물로 인산염의 유입이 가장 높게 나타났다(Fig. 9c).

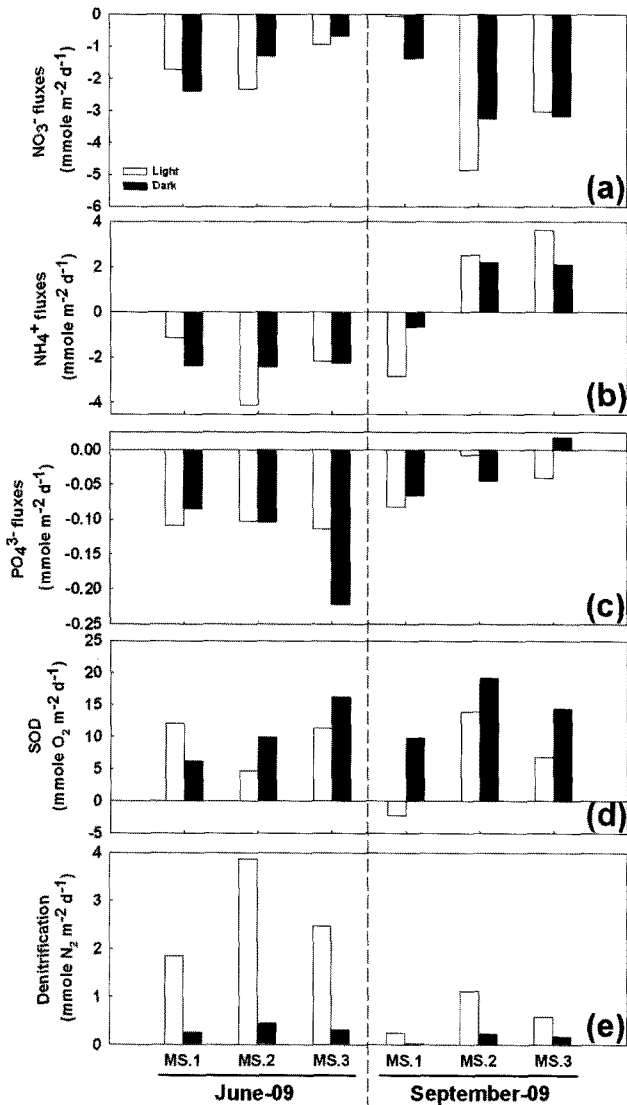


Fig. 9. Seasonal variability of (a) nitrate, (b) ammonium and (c) phosphorous fluxes, (d) sediment oxygen demand (SOD) and (e) denitrification rates in Masan Bay during incubation experiments in June and September 2009. □: light treatment; ■: dark treatment.

퇴적물 산소요구량

연구 지역의 퇴적물 산소요구량(SOD)의 범위는 $-5.9\sim 24.6$ mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 로 나타났다. 전 계절을 평균한 SOD값은 마산이 10.2 mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 로 가장 높았고 삼진강은 4.3 mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 로 가장 낮았다(Figs. 5d, 6d, 7d, 8d, 9d). 삼진강 지역이 다른 지역에 비해 퇴적물 산소요구량이 낮은 이유는 유기물 함량이 평균 3%(Fig. 4)로 다른 지역에 비해 가장 낮아, 퇴적물로의 유기물 유입이 적고, 따라서 유기물 분해 과정도 낮았기 때문으로 추정된다. 퇴적물내 유기물 함량이 11%(Fig. 4)로 가장 높은 순천만 갯벌의 경우 높은 SOD(9.8 mmole O_2 m^{-2} d^{-1})를 보였다(Fig. 6d).

태안 근소만 갯벌의 퇴적물 산소요구량은 $0.7\sim 15.7$ mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 의 범위였다(Fig. 5d). 이곳에서는 상부조간대(TA.1, TA.2)에서 SOD 값이 하부조간대(TA.3)보다 높은 경향을 보였는데, 특히, 중부조간대인 TA.2 정점의 퇴적물 산소요구량이 계절 평균 11.4

mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 로 가장 높게 측정되었다. 이 정점은 저서생물의 서식밀도가 높은 지역으로서 저서생물의 활동이 SOD 증가에 기여했다고 추정할 수 있다. 저서생물은 포식, 생물교란(bioturbation), 배설(excretion) 등을 통해 퇴적물 및 해수의 질소 플럭스에 영향을 줄 수 있다(Pelegri and Blackburn, 1994; Rysgaard *et al.*, 1995). Sundbck *et al.*(2000)의 연구에서도 암배양 동안에는 암모니움 플럭스와 저서동물 분포의 상관관계가 높게 나타나는 것을 관찰하는데, 태안의 중부조간대 TA.2에서도 나머지 두 정점에 비해 암배양 NH_4^+ 플럭스 값이 평균 1.6 mmole m^{-2} d^{-1} 로 가장 높아 저서생물과의 연관성을 시사하였다(Fig. 5b). 저서생물의 섭식, 은둔, 관(tube)건설, 관개시 산소 및 유기물의 퇴적물 속 운반이 TA.2에서 가장 높았을 가능성 있고, 이것이 퇴적물 산소요구량에도 반영되었다고 생각된다(Rhoads, 1974).

순천만 갯벌의 퇴적물 산소요구량은 $-4.5\sim 19.2$ mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 의 범위를 보이고 광합성에 의한 영향이 크게 나타났다(Fig. 6d). 광합성을 허용한 명배양에서 봄철 조사 정점 SC.1, SC.2, 여름철 조사 정점 SC.3 등에서 퇴적물 밖으로 산소의 유출이 나타나 광합성이 호흡과정보다 강하였음을 나타낸다(Fig. 6d). 순천만 갯벌은 염생식물인 갈대가 풍부하며, 갈대의 생체가 제공하는 유기물 공급이 퇴적물 산소요구량에 영향을 끼칠 것으로 예상하고, 갈대 서식지역인 SC.4 정점을 설치하고, 타 지역과 SOD 및 탈질소화를 비교하였다(Nedwell *et al.*, 1994). 강열감량으로 추정된 유기물 함량은 SC.4 정점이 평균 9%로 8%인 SC.3 정점보다 약간 높아, 갈대에 의한 유기물 증가 가능성을 보였다. 그러나 식생이 없는 SC.3 정점의 SOD값이 평균 12.0 mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 로 9.8 mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 인 식생이 있는 SC.4 정점보다 높게 나타나 갈대에 의한 유기물 공급 효과는 두드러지게 나타나지 않았다(Fig. 6d).

삼진강 하구 갯벌은 퇴적물 산소요구량이 $-5.9\sim 14.5$ mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 의 범위를 보였고, 계절변화는 뚜렷하지 않았다(Fig. 7d). 삼진강 지역은 저서미세조류에 의한 광합성이 활발하여 봄 계절의 SJ.1, 여름 계절의 SJ.1-1, 가을 계절의 SJ.1-1, SJ.3에서 산소가 발생해 퇴적물 산소요구량이 음을 보였다(Fig. 7d). 특히 여름철 SJ.1-1과 SJ.3의 경우 암배양과 명배양의 차이가 매우 커서, 이 시기에 저서미세조류가 매우 활발하게 활동하고 있음을 알 수 있었다. 같은 시기에 이들 정점에서 탈질소화는 다른 정점에 비해 위축되었는데, 활발한 광합성에 의한 산소생산이 혐기성 과정인 탈질소화를 직접 저해했을 가능성과, 광합성에 의한 암모니움이나 질산염 고갈이 탈질소화를 위축시켰을 가능성이 있다. 이중 후자의 가능성이 더 큰 것으로 보이는데, 여름철에 이들 정점에서 퇴적물로의 질산염 소비가 특히 많음에도 불구하고 탈질소화가 적어 광합성에 의한 질산염 소비를 유출할 수 있다(Figs. 7a,d,e).

고성의 퇴적물 산소요구량은 $-3.8\sim 24.6$ mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 으로 변화 폭이 가장 크게 나타났다(Fig. 8d). 고성지역에서는 하구둑에 의한 염분구조 변화효과가 유기물 분해와 같은 유기정화 능력에 영향을 줄 것이라 예상되었다. 그러나 하구둑이 있는 폐쇄형 하구(GS.3, GS.4)와 하구둑이 없는 자연형 하구(GS.1, GS.2, GS.5)를 나누어 SOD값을 비교하였는데 뚜렷한 경향성을 파악할 수 없었다(Fig. 8d).

마산 봉암 갯벌의 SOD값은 $-2.2\sim 19.2$ mmole O_2 m^{-2} d^{-1} 의 범위를 보였다(Fig. 9d). 봉암 갯벌 정점중 MS.2 지역은 말뚝계

(*Sesarma dehaani* sp.)의 밀도가 높은 지역인데, 저서 생물의 활동은 퇴적물 속 산소의 공급을 증가시켜 퇴적물 산소요구량을 증가시킬 것이라 예상되었다(Sundbck *et al.*, 2000). 그러나 인공섬과 가깝고 저서 생물이 적은 MS.1과 말뚝게가 서식하는 MS.2, 다모류가 서식하는 MS.3에서 정점간의 뚜렷한 경향성을 찾아보기 어려웠다(Fig. 9d).

탈질소화

조사 기간 중 탈질소화(denitrification)의 범위는 0.0~3.9 mmole N₂ m⁻² d⁻¹로 나타났다. 평균 탈질소화율은 마산이 1.0 mmole N₂ m⁻² d⁻¹로 가장 높았고 태안 근소만 갯벌이 0.1 mmole N₂ m⁻² d⁻¹로 가장 낮게 측정되었다(Figs. 5e, 6e, 7e, 8e, 9e). 마산지역의 탈질소화는 봄철에 특히 높았고 여름철에는 낮아졌는데, 가을과 겨울 자료가 없어, 다른 지역과의 직접적인 비교는 불가능하였다(Fig. 9e).

태안 근소만 갯벌의 탈질소화율 범위는 0.0~0.2 mmole N₂ m⁻² d⁻¹로 나타났다(Fig. 5e). 퇴적물 산소요구량과 동일하게 중부조건대인 TA.2 정점의 탈질소화율은 평균 0.12 mmole N₂ m⁻² d⁻¹로 가장 높았다. 퇴적물 산소요구량과 마찬가지로, 이 정점에서는 대형저서동물의 활동이 활발해 탈질소화를 높이는 데 기여했을 가능성이 있다.

순천만 갯벌의 탈질소화율은 0.0~0.8 mmole N₂ m⁻² d⁻¹의 범위로 측정되었다(Fig. 6e). 염생식물인 갈대와 같은 유기물 공급이 탈질소화에 영향을 미칠 것이라 예상되었기 때문에(Nedwell *et al.*, 1994), 갈대가 존재하는 SC.4와 갈대가 존재하지 않는 SC.3를 비교하였다. 갈대 식생이 없는 SC.3 정점이 평균 0.4 mmole N₂ m⁻² d⁻¹로 평균 0.1 mmole N₂ m⁻² d⁻¹인 식생이 있는 SC.4 정점보다 탈질소화율이 높게 나타났다(Fig. 6e). 일반적으로 생물 관(tube) 또는 구멍(burrow)이 있으면 박테리아 개체수와 신진대사적 활동이 2~3배 증가된다(Hylleberg, 1975; Aller and Yingst, 1978; Henriksen *et al.*, 1983; Kristensen *et al.*, 1985; Aller and Aller, 1986). 퇴적물로 산소 공급을 증가시킬 수 있는 생물 구멍(burrow) 개수를 살펴본 결과, SC.3에서 평방 미터당 평균 60.4개로 다른 정점에 비해 높게 나타났다. 갈대가 없는 SC.3에서 탈질소화율이 높은 이유는 생물 구멍으로 산소의 유입이 원활하여 퇴적물속 산화층의 깊이를 증가시키고 질산화-탈질소화 연계과정이 촉진되었을 가능성이 있다(Sundbck *et al.*, 2000). SC.3와 4의 탈질소화율이 평균 0.2 mmole N₂ m⁻² d⁻¹로 평균 0.1 mmole N₂ m⁻² d⁻¹인 SC.1과 2보다 조금 높은 탈질소화율이 나타났다(Fig. 6e). SC.1과 2는 육상환경에 가까운 반면 SC.3와 4는 이사천과 동천에서 나온 담수의 유입이 수층 질산염을 퇴적물로 쉽게 공급하고 탈질소화가 증가하게 되었을 거라 추정되었다(An, 1999).

섬진강 하구의 탈질소화율 범위는 0.0~1.4 mmole N₂ m⁻² d⁻¹로 나타났다(Fig. 7e). 섬진강 지역의 탈질소화 계절변화는 다른 계절에 비해 여름철에 증가하는 경향이 나타났다. 탈질소화에 영향을 줄 수 있는 수층 질산염 농도를 살펴본 결과, 여름철 수층 질산염 농도가 평균 20 μM로 중간 정도값이 나타났다. 수층 질산염 농도가 낮음에도 불구하고 여름철의 탈질소화가 증가할 수 있었던 원인은 수온의 영향으로 탈질소화가 촉진되었거나 질산화-탈질소화 연계과정이 활발하였을 가능성이 있다(Kemp *et al.*, 1990; An and Joye, 2001).

고성 지역은 0.0~1.2 mmole N₂ m⁻² d⁻¹의 탈질소화율 범위가 측정되었다(Fig. 8e). 고성천의 탈질소화 계절변화는 봄철에 가장 높았고, 여름철에 두 번째 peak가 나타났다(Fig. 8e). 여름철 수층 질산염 농도가 평균 22 μM로 1 μM인 가을철보다 높아서 탈질소화가 여름철에도 증가할 수 있었다고 생각된다.

마산 봉암 갯벌의 탈질소화율은 0.0~3.9 mmole N₂ m⁻² d⁻¹의 범위로 변화 폭이 가장 크게 나타났다(Fig. 9e). 탈질소화의 계절변화는 봄이 여름보다 높게 나타났다(Fig. 9e). 탈질소화에 영향을 줄 수 있는 수층 질산염 농도를 살펴본 결과, 봄철이 22 μM로 10 μM인 여름철보다 2배 이상 높게 나타났다. 수층 질산염 농도가 봄철에 높아서 탈질소화가 여름철보다 높게 나타날 수 있었다. 또한 마산지역은 광합성의 영향이 탈질소화에 뚜렷이 나타났다. 저서미세조류의 광합성 영향을 받는 명배양한 시료의 탈질소화율이 평균 1.7 mmole N₂ m⁻² d⁻¹로 평균 0.2 mmole N₂ m⁻² d⁻¹인 광합성의 영향을 받지 않는 암배양보다 높았다. 질산화로 생성된 질산염을 이용한 탈질소화를 나타내는 D_n값이 명배양에서 평균 0.8 mmole N₂ m⁻² d⁻¹로 0.1 mmole N₂ m⁻² d⁻¹인 암배양보다 높아서 명배양한 시료에서 저서미세조류의 광합성이 활발하여 질산화-탈질소화 연계 과정이 촉진된 것으로 추정된다(An and Joye, 2001).

통계분석

퇴적물 산소요구량과 탈질소화가 계절에 따라, 혹은 광합성에 의해 영향을 받는지를 알아보기 위해 two-way ANOVA 분석을 실시하였다. 퇴적물 산소요구량의 경우, 순천만 갯벌에서 암배양과 명배양의 차이가 뚜렷하였고 고성은 계절에 의한 변화가 통계적으로 유의하였다(Table 2).

탈질소화의 경우는 태안에서 광합성과 계절의 교호작용(Photosynthesis × Season)에 의한 영향이 뚜렷이 나타났다. 섬진강과 고성은 계절에 의한 변화만 뚜렷했으나 마산은 광합성의 영향, 계절의 영향, 광합성과 계절의 교호작용이 모두 뚜렷한 차이가 나타났다(Table 2).

토 의

퇴적물의 지화학적 특성에 따른 퇴적물 산소요구량 및 탈질소화 변화

퇴적물 입자와 유기물 농도는 각 퇴적물에서 일어나는 생지화학 과정에 크게 영향을 미치는 것으로 알려져 있다. 이 조사에서는 퇴적물 타입을 니질함량으로 구분해 보았는데 니질함량이 가장 높은 곳은 99%인 순천만이고, 섬진강은 11%로 가장 낮게 측정되었다(Fig. 2). 조사지역중 서해안과 가장 가까운 순천만에서 서해안에서 많이 보이는 펄갯벌과 유사한 퇴적물 특성이 나타났다. 퇴적물의 입자가 세립할수록 표면적이 넓어져서 퇴적물 입자에 유기물이 흡착되는 경향이 있다(Seiki *et al.*, 1994; 안, 2005). 전반적으로 퇴적물내 유기물 함량과 SOD는 양의 상관관계를 보이는 것이 일반적이며, 이 연구에서도 그러한 경향이 보였으나, 갯벌 퇴적물에 존재하는 유기물중 많은 부분은 분해되기 어려운 유기물(refractory organic matter)로 구성되어 있어 단기간의 SOD 값과 절대적인 상관관계를 보이지는 않았다(Seiki *et al.*, 1994; Fig. 4). 퇴적물속 유기물이 증가하면 유기물을 에너지원으로 사용하는

Table 2. Two-way ANOVA analysis to assess influence of photosynthesis process (Photosynthesis), seasonality (Season) and interaction between photosynthesis process and seasonality (Photosynthesis x Season) on sediment oxygen demand and denitrification in the study area. ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$.

Site	Source	df	Sediment oxygen demand		Denitrification	
			F-value	p-value	F-value	p-value
Tae-an keunso Bay	Photosynthesis	1	3.957	0.082	7.506	0.025*
	Season	1	0.104	0.755	5.091	0.054
	Photosynthesis x Season	1	0.359	0.566	7.506	0.025*
Suncheon Bay	Photosynthesis	1	8.005	0.010*	0.082	0.778
	Season	3	0.210	0.888	1.580	0.225
	Photosynthesis x Season	3	2.409	0.097	0.293	0.830
Seomjin river estuary	Photosynthesis	1	1.188	0.292	0.083	0.777
	Season	2	0.636	0.542	4.013	0.039*
	Photosynthesis x Season	2	0.115	0.892	0.129	0.880
Goseong stream estuary	Photosynthesis	1	0.009	0.928	0.796	0.387
	Season	1	6.421	0.024*	8.269	0.012*
	Photosynthesis x Season	1	1.313	0.271	1.119	0.308
Masan Bay	Photosynthesis	1	2.160	0.180	19.594	0.002**
	Season	1	0.005	0.944	12.111	0.008**
	Photosynthesis x Season	1	1.103	0.324	8.352	0.020*

호기성 호흡인 퇴적물 산소요구량과 혐기성 호흡 중의 하나인 탈질소화가 높아진다. 따라서 이 연구에서 퇴적물 산소요구량과 탈질소화가 퇴적물 입자가 조립한 섬진강이 퇴적물 산소요구량과 탈질소화가 가장 낮을 것이라 예상되었다. 퇴적물 산소요구량의 경우, 예상한 바와 같이 퇴적상이 조립한 섬진강이 평균 4.3 mmole O₂ m² d⁻¹로 가장 낮았으나 탈질소화의 경우는 섬진강이 평균 0.2 mmole N₂ m² d⁻¹로 중간값을 나타내고 니질 함량이 72%(Fig. 2)로 두 번째로 높았던 태안이 평균 0.1 mmole N₂ m² d⁻¹로 가장 낮은 값이 나타났다. 또한 퇴적상이 가장 세립한 순천이 퇴적물 산소요구량과 탈질소화가 가장 높을 것이라 예상하였지만, 기대와는 달리, 마산이 가장 높은 퇴적물 산소요구량(평균 = 10.2 mmole O₂ m² d⁻¹)과 탈질소화(평균 = 1.0 mmole N₂ m² d⁻¹)가 나타났다. 퇴적상에 따른 퇴적물 산소요구량과 탈질소화의 회귀분석은 각각 R²이 0.081, 0.104로 낮게 나타나 퇴적상이 퇴적물 산소요구량과 탈질소화에 미치는 영향이 적음을 확인할 수 있었다.

질소 영양염과 탈질소화의 관계

수층 질산염 농도가 높을수록 탈질소화에 이용될 전자수용체가 증가하므로 수층 질산염 농도와 퇴적물의 탈질소화와 상관관계가 높다고 알려져 있다. 이러한 상호 관계를 바탕으로 탈질소화의 간접적인 추정방법은 퇴적물 코어의 NO₃ 플럭스를 이용하였기 때문에(Seitzinger, 1988), 이 연구에서도 수층 질산염이 높으면 탈질소화도 높을 것이라고 예상하였다. 평균 수층 질산염 농도가 16 μM (Fig. 3)로 중간값인 마산의 탈질소화가 최대인 경우를 제외하고 수층 질산염이 높을수록 탈질소화가 증가하는 경향이 나타났다. 마산지역의 수층 질산염 농도가 다른 지역에 비해 높지 않았지만 탈질소화가 높은 이유는 질산화와 같은 추가적인 NO_x 공급으로 수층 질산염 농도 이상의 질소 영양염이 탈질소화에 의해 제거될 수 있기 때문이다(Joye and paerl, 1994). 질산화에 영향을 줄 수 있는 수층 암모니움의 농도를 살펴본 결과, 마산 지역이 다른 지역에 비해 수층 암모니움 농도가 평균 50 μM로 가장 높았다(Fig.

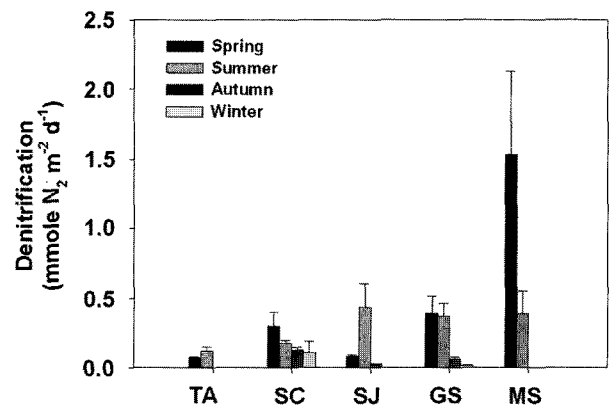


Fig. 10. Seasonal variability of average denitrification rates. Error bar indicates standard error (n=4 to 10).

11e). 그리고 질산화-탈질소화 연계 과정을 나타내는 D_n 또한 마산지역에서 0.4 mmole N₂ m² d⁻¹로 가장 높게 나타나 질산화가 높고, 질산화로 생성된 질산이 효과적으로 탈질소화에 이용됨을 시사한다(Fig. 12e). 마산이 다른 지역에 비해 수층 질산염 농도가 낮음에도 불구하고 탈질소화가 증가한 이유는 이러한 질산화-탈질소화 연계과정이 높기 때문이다. 질산화의 기질로 사용되는 암모니움의 농도가 높고, 저서동물의 생교란등으로 산소공급이 활발한 상황에서 질산화가 높아졌다고 추정된다. 이 결과는 수층 질산염 농도가 낮았지만 질산화-탈질소화 연계과정이 활발하여 높은 탈질소화를 보이는 미국 Galveston만의 결과와도 일치하였다(An, 1999).

탈질소화의 계절변화 유형의 지역적 차이

탈질소화의 계절변화는 일반적으로 2가지 형태로 나뉜다. 첫 번째 형태는 봄철에 탈질소화가 증가하고 여름철에 감소하는 경우로 덴마크 Kertinge Nor 하구에서 봄철 수층 질산염이 풍부하여

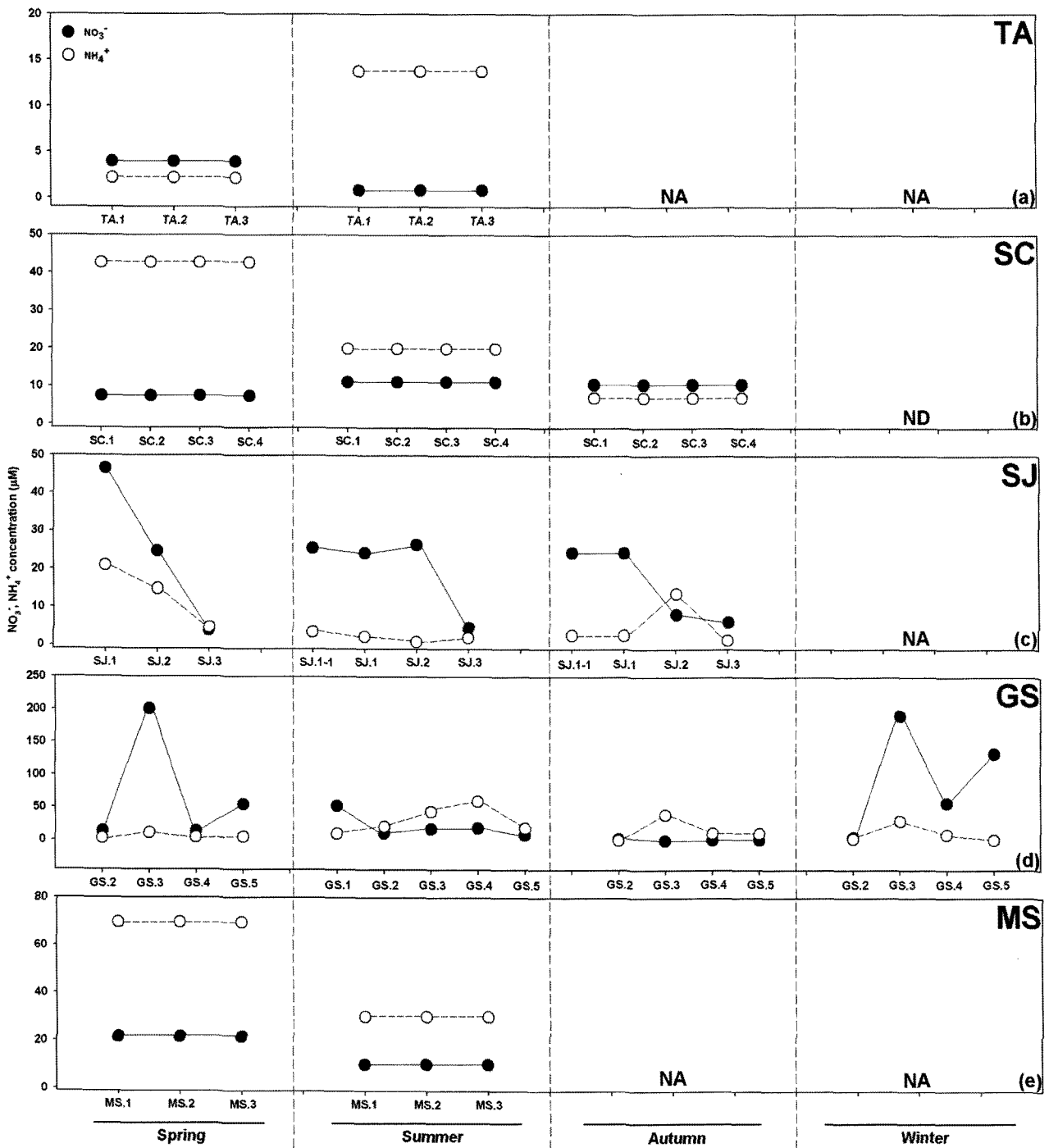


Fig. 11. Average of water column nitrate and ammonium concentrations in study area. ●: nitrate; ○: ammonium. NA means not application. ND means no data.

질산염을 이용하는 탈질소화율이 증가하고 여름이 되면 봄철 식물플랑크톤에 의해 질산염이 흡수되어 고갈되었기 때문에 질산염을 이용하는 탈질소화가 감소하는 경향이 있다(Rysgaard *et al.*, 1995). 두 번째 형태는 탈질소화가 다른 계절에 비해 여름철에 증가하는 일본 아고만의 경우로 여름철 수온이 증가하면 탈질소화 박테리아의 신진대사가 촉진되어 직접적으로 탈질소화가 증가되고, 간접적으로 질산화가 증가되어 탈질소화에 이용되는 질산염 농도가 증가되기 때문에 여름철 탈질소화가 증가할 수 있다(Patel,

2008).

연구지역의 계절변화 형태는 순천만, 마산, 고성 지역에서는 봄철에 탈질소화가 최대였으나 태안, 섬진강 지역은 여름에 탈질소화가 최대로 나타났다(Fig. 10). 덴마크 Kertinge Nor 하구와 비슷하게 봄철에 탈질소화가 높게 나타난 순천만, 고성, 마산은 여름철에 비해 봄철 수층 질산염이 풍부하고, 수층에서 유입된 질산을 이용하는 탈질소화(D_w)가 증가되었을 가능성이 있다(Seitzinger *et al.*, 1983; Jørgensen and Sørensen, 1985). 마산지역은 봄철 수층

질산염 농도가 22 μM 로 다른 계절보다 높아서(Fig. 11e) D_w 를 높 이는데 기여하였다(Fig. 11e). 그러나 순천만의 경우, 봄철 정점 SC.3에서 탈질소화가 높은 원인은 D_w 보다는 D_n 이 높기 때문인데, 이곳에 높은 밀도로 존재하는 저서생물에 의한 산소공급이 질산 화-탈질소화 연계과정을 촉진시킨 것으로 여겨진다(Fig. 11b). 고 성 지역의 경우는 봄철 수층 질산염 농도가 71 μM 로 80 μM 인 겨울철보다는 약간 낮았지만 높은 수준이었고(Fig. 11d), 높아진 수

온으로 인해 D_n 과 D_w 가 동시에 높아져서, 봄철 탈질소화가 최대 로 나타났다(Fig. 12d). 태안과 섬진강 지역이 여름철에 탈질소화 최대값을 보인 이유는 수층의 질산염이 고갈되지 않은 상태에서 여름철 수온의 증가로 수층의 질산염을 이용한 탈질소화(D_w)가 증 가하였고, 동시에 질산화-탈질소화 연계 과정(D_n)이 증가되었기 때 문이다(Kemp *et al.*, 1990; Patel, 2008). 태안과 섬진강 지역은 다 른 계절에 비해 여름철에 수층 질산염 농도가 각각 1 μM 과 20 μM

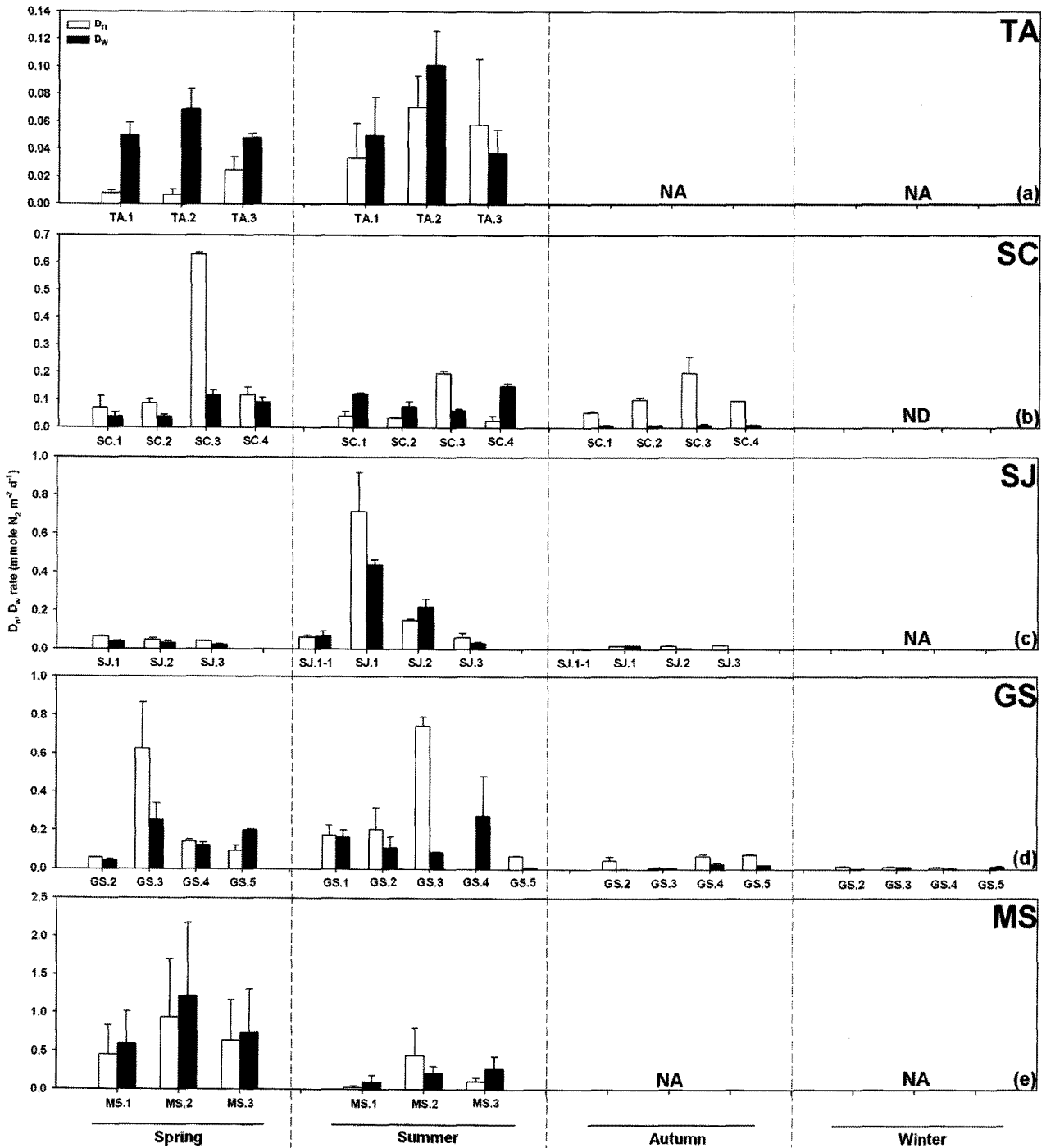


Fig. 12. Coupled nitrification-denitrification (D_n) rates and water column denitrification (D_w) rates in study area with temporal variability. Error bar indicates standard error ($n=2$). □: D_n rates; ■: D_w rates. NA means not application. ND means no data.

로 다른 계절에 비해 최대는 아니었지만(Figs. 11a,c) D_w 가 높게 나타났었다(Figs. 12a,c).

저서미세조류의 광합성이 탈질소화에 미치는 영향

통계 분석결과 마산 봉암 갯벌($p = 0.002$)과 태안 근소만 갯벌($p = 0.025$)에서 저서미세조류의 광합성이 탈질소화에 영향을 미치는 것으로 나타났다(Table 2). 또한 하절기 태안, 섬진, 마산의 탈질소화율은 광합성이 일어나는 명배양이 광합성이 일어나지 않는 암배양보다 높게 나타났었다(Figs. 5e, 7e, 9e). 명배양한 시료가 암배양한 시료보다 탈질소화가 높은 이유는 저서미세조류의 광합성으로 탈질소화가 촉진된다는 가설로 설명할 수 있다. 일반적으로 저서미세조류의 광합성으로 산소가 발생하면 수층의 용존 산소 농도가 대기보다 2~3배 이상 포화될 수 있고, 산소가 질산화에 이용되어 질산화-탈질소화 연계과정을 촉진시킬 가능성이 있다(Risgaard-Petersen *et al.*, 1994; An and Joye, 2001). 태안, 섬진강, 마산지역의 질산화-탈질소화 연계과정을 나타내는 D_n rate를 살펴본 결과, 탈질소화율과 동일하게 명배양이 암배양보다 D_n 이 높게 나타났다(Figs. 12a,c,e). 따라서 저서미세조류의 광합성 영향으로 질산화-탈질소화 연계과정이 촉진되고 결국 탈질소화도 증가할 수 있었다. 이와 반대로 순천, 고성 지역이 광합성에 의한 영향이 뚜렷하지 않은 이유는 광합성에 의한 산소 생산이 혐기과정인 탈질소화를 위축하였거나(Andersen *et al.*, 1984; Koike and Sørensen, 1988), 암모니움(NH_4^+)을 두고 저서미세조류와 질산화 박테리아 간의 경쟁으로 질산화-탈질소화 연계 과정을 감소시켰을 가능성이 있다(Rysgaard *et al.*, 1995; Risgaard-Petersen, 2003). 갯벌 퇴적물에서 저서미세조류의 분포는 패치형태를 띠는 것이 일반적이며, 따라서 이 조사에서 퇴적물 채취 과정에서 당시의 저서미세조류농도를 대표하는 시료를 채취 하는 것이 어려웠을 가능성도 있다. 따라서 이 조사에서 정점과 채취시기에 따라 광합성의 영향이 산발적으로 나타난 것은 패치형태의 저서미세조류 분포를 반영한 결과일 가능성도 있다.

다른 지역과 비교

조사기간 중 퇴적물 산소요구량의 전체 범위는 $-5.1\sim 24.6$ mmole O_2 $m^{-2} d^{-1}$ 로(Figs. 5d, 6d, 7d, 8d, 9d) 서해 상부에 위치한 강화도

동막 갯벌에서 측정된 $-2.7\sim 32.2$ mmole O_2 $m^{-2} d^{-1}$ 와 남해 동부에 위치한 낙동강 대마등에서 측정된 $-0.5\sim 37.0$ mmole O_2 $m^{-2} d^{-1}$ 보다 낮은 편이나 유사한 범위에 있었다(Table 3). 강화도 동막 갯벌에서 유기물 함량은 측정된 자료가 없어 비교를 할 수 없었으나 그 차이는 적었기 때문에 퇴적물 산소요구량이 비슷한 경향이 나타났다고 추정된다. 그리고 낙동강 대마등에서 측정된 유기물 함량이 0.7~17.4%(권, 2008)로 0.8~16.2%(Fig. 4)인 이 연구 지역의 유기물 함량과 비슷하였고 같은 남해안 지역으로 유입된 유기물의 신선한 정도도 비슷할 가능성이 있기 때문에 낙동강과 유사한 범위의 SOD 값을 보인다고 생각된다.

탈질소화율은 평균 0.96 mmole N_2 $m^{-2} d^{-1}$ 로 마산 지역이 가장 높았고, 고성, 섬진, 순천, 태안 순으로 나타났다(Figs. 5d, 6d, 7d, 8d, 9d). 마산지역의 탈질소화가 가장 높은 이유는 수층 암모니움 농도가 다른 지역에 비해 높아서 질산화-탈질소화 연계과정에 영향을 주었기 때문이다. 조사기간 중 탈질소화율의 범위는 0.0~3.9 mmole N_2 $m^{-2} d^{-1}$ 로 낙동강에서 측정된 0.0~2.7 mmole N_2 $m^{-2} d^{-1}$ 보다 높았으나 비슷한 범위에 있었고, 미국 Walker creek marsh에서 측정된 0.4~6.6 mmole N_2 $m^{-2} d^{-1}$ 보다 낮게 나타났다(Table 3). 낙동강의 수층 질산염 농도가 44~141 μM 로(권, 2008) 0~212 μM 인 연구지역보다 최대값은 높았으나 유사한 범위에 있어 탈질소화도 비슷한 값이 나타났다고 생각된다.

결론

남해안 주요 하구 4곳과 서해안의 태안 근소만 갯벌 퇴적물에서 탈질소화와 퇴적물 산소요구량은 각각 $-5.1\sim 24.6$ mmole O_2 $m^{-2} d^{-1}$ 와 0.0~3.9 mmole N_2 $m^{-2} d^{-1}$ 의 범위를 보였다. 퇴적물 특성과 담수유입 특성에 따라 지역적 차이가 나타났으며 계절 변화 양상도 관찰되었다. 퇴적물 산소요구량이 가장 높은 곳은 마산만(평균 = 10.2(범위=-2.2~19.2) mmole O_2 $m^{-2} d^{-1}$)이었으며, 순천만, 고성, 태안, 섬진강 순으로 나타났다. 탈질소화율도 마산만(평균 = 1.0(범위 = 0.0~3.9) mmole N_2 $m^{-2} d^{-1}$)이 가장 높았으며, 고성, 섬진강, 순천만, 태안 순으로 나타났다. 퇴적상에 따른 퇴적물 산소요구량과 탈질소화의 상관관계는 적었지만 질소 영양염이 증가할수록 탈질소화가 증가하는 경향이 나타났다. 태안, 섬진강, 마산 지역에서

Table 3. The ranges of sediment oxygen demand and denitrification rates in estuaries and open ocean sediments.

Type	Site	SOD (mmole O_2 $m^{-2} d^{-1}$)	Denitrification (mmole N_2 $m^{-2} d^{-1}$)	Reference
	Tae-an keunso Bay (Korea)	0.7~15.7	0.0~0.2	This study
	Suncheon Bay (Korea)	-4.5~19.2	0.0~0.8	
	Sumjin river estuary (Korea)	-5.9~14.5	0.0~1.4	
	Goseong stream estuary (Korea)	-3.8~24.6	0.0~1.2	
	Masan Bay (Korea)	-2.2~19.2	0.0~3.9	
Salt marsh	New port marsh (USA)	-	0.0~0.4	Thomson, 1995
	Walker creek marsh (USA)	-	0.4~6.6	Joye and Paerl, 1994
Tidal flat	San francisco Bay (USA)	-	0.0~0.1	Oremland <i>et al.</i> , 1984
	Dong-Mak tidal flat (Korea)	-2.7~32.2	0.0~0.4	An, 2005
Subtidal(estuary)	Patuxent river estuary (USA)	-	1.7~2.1	Jenkins and Kemp, 1984
	Nak-dong river estuary (Korea)	-0.5~37.0	0.0~2.7	Kwon, 2008
Open ocean	Chukchi Sea shelf	-	0.5~2.8	Devol <i>et al.</i> , 1997
	Alaskan continental shelf (USA)	-	0.1~0.6	Haines <i>et al.</i> , 1981

는 계절적으로 저서미세조류에 의한 광합성이 탈질소화에 뚜렷한 영향을 나타냈는데, 광합성에 의한 산소생산은 혐기성과정인 탈질소화를 저해하기 보다는 질산화를 촉진하여, 질산화-탈질소화 연계과정을 원활하게 만들었다. 남해안 하구에서 탈질소화의 계절변화 유형(봄철 최대 유형과 여름철 최대 유형)의 지역적 차이는 탈질소화에 사용되는 두 질산원(D_w 와 D_n)의 상대적 중요성에 따라 결정되었다. 즉 봄철에 탈질소화가 높게 나타난 순천만, 고성, 마산은 여름철에 비해 봄철 수층 질산염이 풍부하였고, 이를 통해 수층에서 유입된 질산을 이용하는 탈질소화(D_w)가 증가되었다. 태안과 섬진강 지역이 여름철에 탈질소화 최대값을 보인 이유는 수층의 질산염이 고갈되지 않은 상태에서 여름철 수온의 증가로 수층의 질산염을 이용한 탈질소화(D_w)가 증가하였고, 동시에 질산화-탈질소화 연계 과정(D_n)이 증가되었기 때문이다.

사 사

더 좋은 논문이 되도록 좋은 의견을 주신 두 분 심사위원께도 감사드립니다. 실험과 현장조사에 도움을 준 부산대학교 지구환경시스템학부 강성찬, 최태준에게 감사드립니다. 이 논문은 부산대학교 자유과제 학술연구비(2년)에 의하여 연구 되었습니다.

참고문헌

- 권지남, 2008. 낙동강 하구 갯벌 퇴적물의 유기물 분해와 질소 순환. 석사학위 논문, 부산대학교, pp. 46-60.
- 김동선, 김경희, 2008. 서해 근소만에서 영양염의 조성 및 계절 변화. *Ocean and Polar Res.*, **30**(1): 1-10.
- 김용현, 신현출, 임경훈, 2005. 남해안 여자만의 저서 다모류 군집 분포. *한국수산학회지*, **38**(6): 399-412.
- 김중화, 1984. 진해만의 해수교환. 석사학위 논문, 부산수산대학교, 36 pp.
- 김창제, 김미금, 손창배, 강성진, 2002. 당항만의 해수유동에 관한 연구. *한국해양학회지*, **26**(2): 227-233.
- 나태희, 이동섭, 2005. 공극수 모델로 추정된 강화도 갯벌의 탈질산화 작용. *한국해양학회지*, **10**(1): 56-68.
- 서진영, 안순모, 최진우, 2007. 하구역 모래갯벌인 봉암갯벌(경남 마산)에 서식하는 대형저서동물의 봄철 공간 분포. *한국해양학회지*, **12**(3): 211-218.
- 안순모, 2005. 강화도 갯벌 퇴적물의 산소요구량과 탈질소화의 계절 변화. *한국해양학회지*, **10**(1): 47-55.
- 안순모, 이재학, 우한준, 이형곤, 유재원, 제종길, 2006. 새만금 방조제공사로 인한 조하대 환경과 저서동물 군집 변화. *Ocean and Polar Res.*, **28**(4): 369-383.
- 이용우, 최은정, 김영상, 강창근, 2009. 광합성색소 분석을 통한 광양만 갯벌 퇴적물 중 저서미세조류의 계절변화. *한국해양학회지*, **14**(1): 48-55.
- 이재성, 박미옥, 안순모, 김성길, 김성수, 정래홍, 박중수, 진현국, 2007. 낙동강 하구 갯벌 사질 퇴적물에서 생지화학적 유기탄소 순환. *한국해양학회지*, **12**(4): 349-358.
- 최만식, 천중화, 우한준, 이희일, 1999. 시화호 표층퇴적물의 중금속 및 퇴적상 변화. *한국 환경과학회지*, **8**(5): 593-600.
- 최정민, 우한준, 이연규, 2007. 반폐쇄된 만내 부유퇴적물 유·출입과 표층퇴적물 조성 변화 -남해 여자만 봄철-. *한국해양환경 공학회지*, **10**(1): 1-12.
- 해양수산부, 1998. 해양환경공정시험방법. 해양수산부고시 제 1998-4호, 316 pp.
- 허성희, 오임상, 1997. 인공호수 시화호와 주변해역의 생태계 연구 : 서문. *한국해양학회지*, **2**(2): 49-52.
- Aller, J.Y. and Aller, R.C., 1986. Evidence for localized enhancement of biological activity associated with tube and burrow structures in deep-sea sediments at the hebble site, Western North Atlantic. *Deep-Sea Res.*, **33**: 755-790.
- Aller, R.C., 1980. Relationships of Tube-dwelling Benthos with sediment and overlying water chemistry. In *Marine Benthic Dynamics*, Tenore, K.R. and Coull, B.C. (eds.) Univ. S. Carolina Press. pp. 285-310.
- Aller, R.C. and Yingst, J.Y., 1978. Biogeochemistry of tube-dwellings: a study of the sedentary polychaete *Amphitrite ornata* (Leidy). *Mar. Res.*, **36**: 201-254.
- An, S.M., 1999. Nitrogen cycling and denitrification in Galveston bay. Ph.D Thesis, Texas A&M University, USA, pp. 135-177.
- An, S.M., Gardner, W.S. and Kana, T.M., 2001. Simultaneous measurement of denitrification and nitrogen fixation using isotope pairing with membrane inlet mass spectrometry analysis. *Appl. Environ. Microbiol.*, **67**(3): 1171-1178.
- An, S.M. and Joye S.B., 2001. Enhancement of coupling nitrification-denitrification by benthic photosynthesis in shallow estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **46**(1): 62-74.
- Anderson, T.K., Hensen, M.H. and Sørensen, J., 1984. Diurnal variation in nitrogen cycling in coastal marine sediments. 1. Denitrification. *Mar. Biol.*, **83**: 171-176.
- Barnes, J., Owens, N.J.P., 1998. Denitrification and nitrous oxide concentrations in the Humber estuary, UK, and adjacent coastal zones. *Mar. Poll. Bull.*, **37**: 247-260.
- Cornwell, J.C., Kemp, W.M. and Kana, T.M., 1999. Denitrification in coastal ecosystems: methods, environmental controls and ecosystem level controls, a review. *Aquat Ecol.*, **33**: 41-54.
- Devol, A.H., Codispoti, L.A. and Christensen, J.P., 1997. Summer and winter denitrification rates in western Arctic shelf sediments. *Continental shelf research*, **17**(9): 1029-1050.
- Epply, R.W., Renger, E.H., Venrick, E.L. and Mullin, N.N., 1973. A study of plankton dynamics and nutrient cycling in the central gyre of the North Pacific Ocean. *Limnol. Oceanogr.*, **18**: 534-551.
- Glibert, P.M. and Garside, C., 1982. Micro and fine-scale chemistry: analytical limitations and recommendations. Technical Report No. 82008, University of Miami, pp. 251-279.
- Haines, J.R., Atlas, R.M., Griffiths, R.R. and Morita, R.Y., 1981. Denitrification and nitrogen fixation in Alaskan continental shelf sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, **41**: 412-421.
- Harrison, W.G., 1978. Experimental measurements of nitrogen remineralization in coastal waters. *Limnol. Oceanogr.*, **23**: 684-694.
- Henriksen, K., Rasmussen, M.B. and Jensen, A., 1983. Effect of bioturbation on microbial nitrogen transformations in the sediment and fluxes of ammonium and nitrate to overlying water. *Ecol. Bull.*, **35**: 193-205.
- Hopkinson Jr., C.S., 1987. Nutrient regeneration in shallow-water sediments of the estuarine plume region of the nearshore Georgia

- Bight, USA. *Marine Biology*, **94**: 127–142.
- Howarth, R.W., Marino, R. and Lane, J., 1988. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnol. Oceanogr.*, **33**: 669–687.
- Howes, B.L., Dacey, J.W.H. and King, G.M., 1984. Carbon flow through oxygen and sulfate reduction pathways in salt marsh sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **29**(5): 1037–1051.
- Hylleberg, J., 1975. Selective feeding by *Abernicola pacifica* with notes on *Abarenicola vagabunda* and a concept of gardening in lugworms. *Ophelia*, **14**: 113–137.
- Jenkins, M.C. and Kemp W. M., 1984. The coupling of nitrification and denitrification in two estuarine sediment. *Limnol. Oceanogr.*, **29**: 609–619.
- Jones, M.N., 1984. Nitrate reduction by shaking with cadmium: alternative to cadmium columns. *Water Res.*, **18**(5): 643–646.
- Jørgensen, B.B., 1977. The sulfur cycle of coastal marine sediment(Limfjorden, Denmark). *Limnol. Oceanogr.*, **22**(3): 814–832.
- Jørgensen, B.B. and Sørensen, J., 1985. Seasonal cycles of O_2 , NO_3^- , and SO_4^{2-} reduction in estuarine sediments. The significance of an NO_3^- reduction maximum in spring. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **24**: 65–74.
- Joye, S.B. and Paerl, H.W., 1994. Nitrogen cycling in microbial mats: rates and patterns of denitrification and nitrogen fixation. *Marine biology*, **119**: 285–295.
- Kana, T.M., Darkangelo, C., Hunt, M.D., Oldham, J.B., Bennett, G.E. and Cornwell, J.C., 1994. Membrane inlet mass spectrometer for rapid high precision determination of N_2 , O_2 and Ar in environmental water samples. *Anal. Chem.*, **66**: 4166–4170.
- Kemp, W.M. and Boynton, W.R., 1981. External and internal factors regulating metabolic rates of an estuarine benthic community. *Oecologia*, **51**: 19–27.
- Kemp, W.M., Sampou, P. and Mayer, M., 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediment. *Limnol. Oceanogr.*, **35**(7): 1545–1563.
- Koike, I. and Sørensen, J., 1988. Nitrate reduction and denitrification in marine sediments, Chapter 11: In Blackburn, T.H. and Sørensen, J. (eds.), *Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments*. Wiley.
- Kristensen, E., Jensen, M.H. and Andersen, T.K., 1985. The impact of polychaeta (*Nereis virens* Sars) burrows on nitrification and nitrate reduction in estuarine sediments. *Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **85**: 75–91.
- Kuwae, T., Hosokawa, Y. and Eguchi, N., 1998. Dissolved inorganic nitrogen cycling in Banzu intertidal sand-flat, Japan. *Mangroves and Salt Marshes* **2**: 167–175.
- McCarthy, J.J., 1972. The uptake of urea by natural populations of marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **17**: 738–748.
- McCarthy, J.J., Taylor, W.R. and Taft, J.L., 1977. Nitrogenous nutrition of the plankton in the Chesapeake Bay. 1. Nutrient availability and phytoplankton preferences. *Limnol. Oceanogr.*, **22**: 996–1011.
- Nedwell, D.B., Blackburn and Wiebe, W.J., 1994. Dynamic nature of the turnover of organic carbon, nitrogen and sulphur in the sediments of a Jamaican mangrove forest. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **110**: 223–231.
- Nedwell, B.D., Jickells, T.D., Trimmer, M. and Sanders, R., 1999. Nutrient in estuaries. *Adv. Ecol. Res.*, **29**: 43–92.
- Nedwell, D.B. and Trimmer, M., 1996. Nitrogen fluxes through the upper estuary of the Great Ouse, England: The role of benthic sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **142**: 273–286.
- Nielsen, L.P., 1992. Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS Microb. Ecol.*, **86**: 357–362.
- Nielsen, L.P., Christensen, P.B., Revsbech N.P. Sørensen, J., 1990. Denitrification and photosynthesis in stream sediment studied with microsensor and whole-core technique. *Limnol Oceanogr.*, **35**(5): 1135–1144.
- Nielsen, L.P., Sloth N.P., 1994. Denitrification, nitrification and nitrogen assimilation in photosynthetic microbial mats. In: Stahl, L.J., Caumette, P (eds) *Microbial mats, structure, Development and environmental significance*. NATO ASI Series G Ecological Sciences, **35**: 319–321.
- Oremland, R.S., Umberger, C., Culbertson, C.W. and Smith, R.L., 1984. Denitrification in San Francisco bay sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, **47**: 1106–1112.
- Park, Y.A., Lee, C.B. and Choi, J.H., 1984. Sedimentary environments of Gwangyang Bay, southern coast of Korea. *Oceanol. Soc.*, **19**: 82–88.
- Patel, A.B., 2008. Benthic denitrification and organic matter mineralization in intertidal flats of an enclosed coastal inlet, Ago Bay, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, **57**: 116–124.
- Reay, W.G., Gallagher, D.L. and Simmons Jr. G.M., 1995. Sediment-water column oxygen and nutrient fluxes in nearshore environments of the lower Delmarva Peninsula, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **118**: 215–227.
- Pelegri S.P. and Blackburn T.H., 1994. Bioturbation effects of the amphipod *Corophium volutator* on microbial nitrogen transformations in marine sediments. *Mar. Biol.*, **121**: 253–258.
- Rhoads, D.C., 1974. Organism-sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **12**: 263–300.
- Richards, W.A., Cline, J.D., Broenkow, W.W. and Atkinson, L.P., 1965. Some consequences of the decomposition of organic matter in Lake Nitinat, an anoxic Fjord. *Limnol. Oceanogr.*, **10**: 185–201.
- Risgaard-Peterson, N., 2003. Coupled nitrification-denitrification in autotrophic and heterotrophic estuarine sediments: On the influence of benthic microalgae. *Limnol. Oceanogr.*, **48**: 93–105.
- Risgaard-Peterson, N., Rysgaard, S., Nielsen, L.P. and Revsbech, N.P., 1994. Diurnal variation of denitrification and nitrification in sediments colonized by benthic microphytes. *Limnol. Oceanogr.*, **39**(3): 573–579.
- Rowe, G.T., Clifford, C.H., Smith, J.K. Jr. and Hamilton, P.L., 1975. Benthic nutrient regeneration and its coupling to primary productivity in coastal waters. *Nature*, **255**: 215–217.
- Rysgaard, S., Christensen P.B. and Nielsen L.P., 1995. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **126**: 111–121.
- Seiki, T., Izawa, H., Date, E., 1989. Benthic nutrient remineralization and oxygen consumption in the coastal area of Hiroshima Bay. *Water Research*, **23**: 219–228.
- Seiki, T., Izawa, H., Date, E. and Sunahara, 1994. Sediment oxygen

- demand in Hiroshima bay. *Wat. Res.*, **28**: 385–393.
- Seitzinger, S.P., 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystem: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.*, **33**: 702–724.
- Seitzinger, S.P., Pilson, M.E. and Nixon, S.W., 1983. N₂O production in near-shore marine sediments. *Science*, **222**: 1244–1246.
- Smith, K.L. Jr. and Teal, J.M., 1973. Deep-Sea Benthic Community: Respiration an in situ study at 1850 meters. *Science*, **179**: 282–283.
- Stickland, J.D.H. and Parsons, T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Reserch Board of Canada Bulletin, **167**: 49–80.
- Sundbck, K. and Graneli, W., 1988. Influence of microphytobenthos on the nutrient flux between sediment and water: a laboratory study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **43**: 63–69.
- Sundbck, K., Miles, A. and Goransson, E., 2000. Nitrogen fluxes, denitrification and the role of microphytobenthos in microtidal shallow-water sediments: an annual study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **200**: 59–76.
- Thompson, S.P., 1995. Seasonal pattern of nitrification and denitrification in a natural and a restored salt marsh. *Estuaries*, **18**: 399–408.
- Trimmer, M., Nedwell, Sivyer, D.B. and Malcolm, S.J., 1998. Nitrogen fluxes through the lower estuary of the river Great Ouse, England: The role of the bottom sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **163**: 109–124.
- Trimmer, M. and Nicholls, J.C., 2009. Production of nitrogen gas via anammox and denitrification in intact sediment cores along a continental shelf to slope transect in the North Atlantic. *Limnol. Oceanogr.*, **54**(2): 577–589.

2011년 1월 5일 원고접수

2011년 3월 23일 수정본 채택

담당편집위원: 현정호