Article

서해 근소만 갯벌에서 영양염 플럭스의 계절 변화

김경희 · 김동선*

한국해양연구원 기후·연안재해연구부
(425-600) 경기도 안산시 안산우체국 사서함 29호

Seasonal and Spatial Variations of Nutrient Fluxes in the Intertidal Flat of Keunso Bay, the Yellow Sea

Kyung Hee Kim and Dongseon Kim*

Climate Change & Coastal Disaster Research Department, KORDI
Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

Abstract : In order to investigate the effects of intertidal sediments on the nutrient cycle in coastal environments, the benthic fluxes of ammonium, nitrate, nitrite, phosphate, and silicate at two stations on the intertidal flat of Keunso Bay were determined during each season. The efflux of ammonium was observed at S1 and resulted from the diffusion of remineralized ammonium and acceleration caused by the bioirrigation of macrofauna. The influx of ammonium at S2 was probably due to nitrification in the water column. The influx of nitrate was observed at both stations during all seasons, indicating that the nitrate in the pore water was removed by denitrification. Vigorous bioirrigation led to the efflux of dissolved inorganic nitrogen (DIN) at S1, whereas the influx of DIN at S2 was predominantly caused by denitrification. Contrary to the diffusive and bio-irrigated release of remineralized phosphate from the sediment at S1, the influx of phosphate was observed at S2, which may be attributable to adsorption onto iron oxides in the aerobic sediment layer. Silicate, which is produced by the dissolution of siliceous material, was mostly released from the sediment by molecular diffusion and bioirrigation. However, the influx of silicate was observed at S2 during spring and winter, which was ascribed to adsorption by particulate matter or assimilation by benthic microphytes. The annual fluxes of DIN were $328 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ at S1 and $-435 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ at S2. The annual fluxes of phosphate were negative at both sites ($-2.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ at S1 and $-28.9 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ at S2), whereas the annual fluxes of silicate were positive at both sites ($843 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ at S1 and $243 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ at S2).

Key words : nutrient flux, sediment-water interface, intertidal flat, Keunso Bay

1. 서 론

연안 환경에서 퇴적물과 수층 간의 상호작용은 매우 밀접하게 연결되어 있다. 연안의 여러 퇴적환경 중에서, 갯벌은 주기적으로 대기 중으로 노출되어 퇴적물 온도변화가 매우 크고, 육상과 바로 인접해 있어 육상으로부터 유

기물이 직접 유입되기 때문에, 다른 연안 환경에 비해 유기물 분해가 매우 활발히 일어나는 곳으로 알려져 있다 (Jickells and Rae 1997; Alongi *et al.* 1999). 특히, 퇴적물 내에서 미생물에 의한 유기물 분해로 재생산된 영양염은 일차생산력(primary productivity)에 영향을 끼치는 주요한 요인 중 하나이다(Callender and Hammond 1982; Hopkinson Jr. 1987). 퇴적속도가 빠르고 유기물 분해가 활발히 일어나는 갯벌은 퇴적물에서 재생산된 영양염이

*Corresponding author. E-mail : dkim@kordi.re.kr

수층으로 유출되어 식물플랑크톤의 일차생산에 필요한 질소와 인을 공급한다(Rizzo 1990; Gómez-Parra and Forja 1993; Cowan *et al.* 1996). 하지만, 이와 반대로 갯벌 퇴적물 내에서 일어나는 탈질산화작용이나 생물에 의한 섭취 등을 통해 수층의 영양염이 갯벌 퇴적물로 제거되기도 한다(Teague *et al.* 1988; Ogilvie *et al.* 1997). 이렇게 갯벌 퇴적물이 지역이나 환경 조건에 따라 영양염 순환에 미치는 영향이 다르기 때문에, 어떠한 요인이 영양염 플럭스를 결정하는가를 이해하는 것이 중요하다. 외국의 경우, 갯벌 퇴적물이 주변의 연안환경에 관련하여 영양염의 공급원으로 작용하는지 또는 제거원으로 작용하는지에 대한 많은 연구가 수행되었다. Cabrita and Brotas(2000)는 포르투갈의 Tagus estuary 갯벌 퇴적물이 탈질산화작용으로 질소를 제거하는 역할을 하며, Magalhães *et al.*(2002)은 포르투갈의 Douro River estuary 갯벌 퇴적물이 질소뿐만 아니라 인이나 규소와 같은 영양염의 제거원으로 작용하는 것을 보고하였다. Thornton *et al.*(2007)에 따르면, 영국의 Colne estuary 퇴적물에서는 용존무기질소(dissolved inorganic nitrogen)가 해수 중에서 퇴적물로 제거되는 반면에 인산염과 규산염은 해수 중으로 공급된다. 이 외에도, 해수-퇴적물 간의 플럭스와 저서생물의 종조성, 조류의 속도, 침수시간 등의 상관관계에 대한 다양한 연구들이 수행되었다(Rysgaard *et al.* 1995; Asmus *et al.* 1998; Thornton *et al.* 1999; Michaud *et al.* 2006). 그러나 국내에서는 갯벌 퇴적물을 비롯한 연안환경의 해수-퇴적물 간 물질 플럭스에 대한 연구가 거의 이루어지지 않았다. 더욱이 갯벌의 효용에 대한 관심이 커짐에 따라, 갯벌 퇴적물이 연안환경의 영양염 순환에 미치는 영향에 대한 연구가 요구되고 있다.

지금까지 저층 챔버(benthic chamber)를 이용하여 갯벌 퇴적물에서 영양염의 저층 플럭스(benthic flux)를 측정하는 많은 연구는 주로 하구에 인접한 갯벌에서 수행되었다(Rysgaard *et al.* 1995; Mortimer *et al.* 1998; Magalhães *et al.* 2002; Thornton *et al.* 2007). 이러한 갯벌은 외부에서 유기물이나 영양염 유입량이 많기 때문에, 갯벌 퇴적물 자체가 영양염의 거동에 어떠한 영향을 미치는가를 정량적으로 파악하기는 어렵다. 그러나 본 연구지역인 근소만 갯벌은 주위에 하천이나 강이 없는 반폐쇄성 만에 위치하여 외부로부터 유기물이나 영양염 유입이 매우 적기 때문에, 갯벌 퇴적물 고유의 영양염 플럭스를 연구하는데 적합한 것으로 생각된다. 본 연구의 목적은 근소만 갯벌에서 영양염 플럭스가 계절과 위치에 따라 어떻게 다른지를 파악하고, 영양염 플럭스를 조절하는 요인은 무엇인가를 밝히며, 갯벌 퇴적물이 연안환경의 영양염 순환에 어떠한 영향을 미치는지를 이해하는 것이다.

2. 재료 및 방법

연구지역

충청남도 태안반도에 있는 근소만은 조석의 영향을 받는 반폐쇄성 만으로, 총면적은 약 30 km²이며, 이 중 70%가 저조 시 대기 중에 노출된다(Fig. 1). 근소만은 직접 유입되는 하천이 없기 때문에, 만 외부와 내부의 해수 교환은 약 2 km 폭의 만 입구를 통해서만 이루어진다. 본 연구지역은 근소만 내에 있는 갯벌로서, 저조 시에 갯벌의 대부분이 대기 중에 노출되고, 고조 시에는 2~4 m의 수심을 유지한다. 갯벌 퇴적물의 영양염 플럭스를 측정하기 위하여 근소만 갯벌 내 두 개의 정점, S1과 S2에서 퇴적물 시료를 채집하였다. 현장 조사는 2006년 8월과 10월, 2007년 2월과 5월, 각 계절별로 4차례 수행하였다. 정점 S1과 S2의 퇴적상은 사니질(sandy silt)로 구성되어 있으며, 만 입구에서 측정한 평균 수온은 6.07~21.4°C였고, 평균 염분은 31.7~32.3 psu로 분포하였다.

실험방법

챔버 실험을 위한 퇴적물 시료는 각 정점에서 간조 시에 아크릴 코어(직경: 13.4 cm, 높이: 30 cm)를 이용하여 약 10~15 cm 깊이로 채집하였다. 퇴적물 시료는 교환되지 않게 하여 실험실로 옮긴 후, 기포가 생기지 않도록 서서히 현장 해수를 채우고 공기와 접촉이 없도록 밀봉하였다. 챔버 상단에 교반기를 설치하여, 챔버 실험을 수행하는 동안 챔버 내 해수가 잘 혼합되게 하였다. 챔버 실험은 빛을 차단한 상태로 12시간 동안 현장 온도 조건에서 수행하였다. 영양염의 분석을 위한 시료는 주사기를 이용하여 2시간 간격으로 60 ml씩 채집하였고, 동일한 양의 현장

Fig. 1. Locations of stations on the intertidal flat of Keunso Bay. The hatched part indicates the exposed area at low tide.

해수를 다시 챔버에 보충해주었다. 채집한 해수 시료는 GF/F 여과지로 여과하고 소량의 수은용액(HgCl_2)을 가하여 냉장 보관하였다. 영양염 분석은 자동분석기(Proxima, Alliance Instruments)를 이용하였으며, 각각의 측정값은 표준해수시료(CSK standard solution, Wako Pure Chemical Industries)로 정확도를 검증하였다.

표층 퇴적물의 유기탄소 함량은 건조퇴적물을 6% 아황산용액으로 처리하여 탄산칼슘을 제거한 후 원소분석기(CHNS analyzer, CE Instruments EA1110)로 분석하였다. 표층 퇴적물의 엽록소 농도는 직경 1 cm의 코어를 이용하여 표층퇴적물을 1 cm 깊이로 채집하여 90% 아세톤으로 추출한 후, 형광분석기(TD-700 fluorometer)로 측정하였다. 저서 생물의 생물구멍 밀도(burrow density)는 25×25 cm 크기의 방형구 내의 생물구멍 수를 10회 이상 측정된 평균값을 단위면적당 생물구멍 수로 환산하여 나타내었다.

3. 결 과

전체 챔버 실험 동안 영양염의 농도는 선형적으로 증가하거나 감소하였으며, 시간에 따른 농도변화의 기울기로 부터 영양염의 플럭스를 계산하였다(Table 1). 챔버 내 해수의 암모늄 플럭스는 $-0.536 \sim 2.977 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 분포하였으며, 플럭스의 방향은 정점 S1과 정점 S2에서 서로 반대의 결과를 나타냈다. 정점 S1의 경우, 시간에 따라 암모늄의 농도가 증가하여, 퇴적물에서 해수 중으로 암모늄이 유출되고 있음을 나타냈다. 암모늄 플럭스는 겨울에 $0.066 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 가장 낮았고, 봄에 $2.977 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 가장 높았다. 반면에 정점 S2에서는 해수 중의 암모늄 농도가 시간에 따라 감소하는 것이 관측되어, 암모늄이 해수에서 제거되는 것으로 나타났으며, 암모늄 플럭스는 봄에 $-0.074 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 가장 약한

플럭스를 제외하면 계절에 따른 뚜렷한 변화는 없었다.

챔버 내 해수의 질산염 농도는 정점 S1과 S2에서 사계절 모두 시간에 따라 감소하여, 질산염이 수층에서 제거되고 있음을 나타냈다. 정점 S1에서, 질산염 플럭스는 $-0.958 \sim -0.158 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 으로, 가장 낮은 가을에 비해 봄과 여름에 4~6배 높았다. 정점 S2의 질산염 플럭스는 $-2.435 \sim -0.462 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 으로 분포하였으며, 특히 겨울에 다른 계절보다 3~5배 높은 값을 나타냈다. 질산염 플럭스는 봄과 여름에는 정점 S1과 S2가 비슷한 반면에, 가을과 겨울에는 정점 S1보다 정점 S2에서 더 높았다.

암모늄, 질산염, 아질산염 농도를 모두 합한 용존무기질소 농도는 정점 S1에서 시간에 따라 증가하였으며, 정점 S2에서는 시간에 따라 감소하였다. 용존무기질소 플럭스는 정점 S1에서 $0.352 \sim 2.102 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, 정점 S2에서 $-2.576 \sim -0.402 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 으로 분포하였으며, 최대 플럭스는 정점 S1에서는 봄에, 정점 S2에서는 겨울에 나타났다. 용존무기질소 플럭스의 결과로 보면, 정점 S1에서는 용존무기질소가 퇴적물에서 해수로 유출되었고, 정점 S2에서는 해수 중의 용존무기질소가 퇴적물로 유입되었다.

챔버 내 해수의 인산염 농도는 암모늄 농도와 마찬가지로 정점 S1에서 시간에 따라 증가하고 정점 S2에서는 감소하였다. 인산염 플럭스는 정점 S1에서는 $-0.071 \sim 0.019 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 분포하여, 퇴적물에서 해수 중으로 인산염이 공급되었고, 정점 S2에서는 $-0.101 \sim -0.060 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 해수에서 퇴적층으로 인산염이 제거되었다. 인산염 플럭스는 정점 S1에서 여름에 $-0.071 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 퇴적물로 유입되는 플럭스를 제외하면 뚜렷한 계절변화를 보이지 않았다. 정점 S2에서도 겨울에 $-0.101 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 인산염 플럭스가 가장 컸고, 다른 계절에서는 크게 차이가 나지 않았다.

정점 S1에서 챔버 내 해수의 규산염 농도는 시간에 따라 증가하였으며, 이로부터 계산된 규산염 플럭스는 $0.117 \sim 4.074 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 으로 분포하였다. 봄에 플럭스가 가장 높았으며, 점차 감소하여 겨울에 가장 낮은 값을 보여 그 차이가 약 35배 정도였다. 정점 S2의 경우, 여름과 가을에는 해수 중의 규산염 농도가 증가했지만, 봄과 겨울에는 규산염 농도가 감소하였다. 규산염 플럭스는 $-2.397 \sim 3.697 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 으로 여름과 가을에는 퇴적물에서 해수로 규산염이 유출되었고, 봄과 겨울에는 해수에서 퇴적물로 규산염이 유입되었다.

4. 토 의

암모늄(Ammonium)

본 연구지역에서 암모늄 플럭스는, 정점 S1에서는 암모

Table 1. Nutrient fluxes during four seasons in the intertidal flat of Keunso Bay. Negative values indicate uptake by sediments and positive values mean release from sediments

		NH_4^+	NO_3^-	DIN	PO_4^{3-}	DSi
		(mmol m ⁻² day ⁻¹)				
S1	Spring	2.977	-0.958	2.102	0.019	4.074
	Summer	0.268	-0.683	0.352	-0.071	2.874
	Fall	0.490	-0.158	0.625	0.011	2.172
	Winter	0.066	-0.206	0.511	0.010	0.117
S2	Spring	-0.074	-0.993	-0.788	-0.074	-0.745
	Summer	-0.536	-0.462	-1.005	-0.082	3.697
	Fall	-0.368	-0.747	-0.402	-0.060	2.102
	Winter	-0.390	-2.435	-2.576	-0.101	-2.397

높이 퇴적물에서 유출되어 챔버 내 해수 중 암모늄 농도가 증가한 반면에, 정점 S2에서는 암모늄이 퇴적물로 유입되어 해수 중 암모늄 농도가 감소하는 반대의 결과를 나타냈다(Table 1, Fig. 2). 갯벌 퇴적물을 대상으로 한 챔버 실험에서 빛을 차단했을 경우, 대부분의 연구에서 암모늄이 퇴적물에서 해수 중으로 유출되는 것을 관측하였다

(Cowan *et al.* 1996; Ogilvie *et al.* 1997; Trimmer *et al.* 1998). 이렇게 암모늄이 유출되는 것은, 퇴적물 내에서 유기물이 분해되어 공극수에 축적된 암모늄이 확산에 의해 퇴적물에서 해수로 유출되기 때문이다. Cowan *et al.* (1996)은 해수의 용존산소와 퇴적물의 산소소모율, 퇴적물 온도가 변함에 따라 암모늄화(ammonification), 질산화

Fig. 2. Time evolution of ammonium concentrations in overlying water over the incubation period at both stations.

(nitrification), 탈질산화(denitrification) 중 어느 작용이 활발하게 일어나는지가 결정되고, 온도가 높고 해수의 용존 산소 농도가 낮을 때 암모늄이 해수 중에 유출되는 비율이 높아진다고 보고하였다. Ogilvie *et al.*(1997)과 Trimmer *et al.*(1998)은 암모늄이 퇴적물에서 유출되는 것이 퇴적물 온도 및 유기물 농도와 밀접한 관계를 보인다고 설명하였고, 해수 중의 암모늄 농도 증가는 암모늄화가 활발하게 일어나기 때문인 것으로 보고하였다.

이와 반대로 암모늄이 해수에서 퇴적물로 유입되어 해수 중의 암모늄 농도가 감소하는 결과를 보고한 연구도 있다. 이러한 결과들은 대부분 빛을 차단하지 않은 챔버를 이용한 저층 플럭스 연구에서 관측되었으며, 해수 중의 암모늄 농도가 감소하는 것은 저서성 규조류가 광합성을 하는 동안에 암모늄을 섭취하기 때문이다(Feuillet-Girard *et al.* 1997; Asmus *et al.* 1998; Cabrita and Brotas 2000). 그러나, Magalhães *et al.*(2002)은 빛의 차단 여부에 관계없이 암모늄이 해수에서 감소하는 결과를 보고하였다. 이들은 암모늄이 퇴적물로 유입되는 것은 수층에서 일어나는 질산화 작용에 의한 것이며, 퇴적물 표층에 서식하는 저서성 규조류의 일차생산에 의해 생성된 산소가 유기물 분해로 생성된 암모늄을 산화하여 질산화를 가속시키는 것으로 보고하였다.

본 연구의 정점 S1과 S2 모두 해수 중에서 질산화 작용이 일어나는 것으로 생각된다. 이러한 질산화 작용은, 챔버 실험 중에 빛을 차단하였기 때문에 생물에 의한 영향은 거의 없고, 수층에 풍부한 산소에 의해서 해수 중에 존재하는 암모늄이 질산염으로 산화되어 일어나는 것으로 판단된다. 그럼에도, 정점 S1과 S2에서 서로 반대 방향의 암모늄 플럭스가 관측된 것은, 정점 S1과 S2가 동일한 공간대 내의 정점이지만 서로 다른 환경 조건을 가지고 있기 때문이다. 두 정점 간의 가장 큰 차이점은 생물구멍 밀도(burrow density)이다. 퇴적물 내에 구멍을 파고 서식하는 저서생물의 활동을 나타내는 생물구멍 밀도는 정점 S1에서 65~249 no. m⁻², 정점 S2에서 17~34 no. m⁻²로 관

측되었으며, 정점 S1이 정점 S2보다 최대 8배까지 많이 분포하였다(Table 2). 따라서, 정점 S1에서 퇴적물로부터 암모늄이 유출된 것은 정점 S1에 *Macrophthalmus japonicus*, *Laomedia astacina*, *Sinocorophium japonicum* 등의 관개 활동(bioirrigation)을 하는 저서동물이 많이 서식하며 (Koo, Unpublished data), 공극수에 고농도로 존재하는 암모늄이 이러한 저서생물의 관개활동에 의해 해수 중으로 바로 유출되어, 암모늄 플럭스가 증가하였기 때문인 것으로 생각된다. 저서생물에 의한 교란이 퇴적물과 해수의 영양염 교환에 영향을 준다는 것은 잘 알려져 있다(Clavero *et al.* 1991; Marinelli 1992; Rysgaard *et al.* 1995). Feuillet-Girard *et al.*(1997)은 확산에 의한 플럭스와 실제 현장에서 측정한 플럭스를 비교하여 저서생물의 활동이 암모늄 유출에 영향을 미치는 것을 밝혔다. 이에 비해 정점 S2에서는 정점 S1보다 생물구멍 밀도가 낮게 분포하기 때문에 생물교란작용의 영향이 작아서 주로 확산에 의해 퇴적물에서 해수 중으로 공급된 암모늄의 질산화가 더 활발히 일어나기 때문에 암모늄이 퇴적물로 유입된 것으로 판단된다.

질산염(Nitrate)

계절별로 실시한 모든 챔버 실험에서, 해수 중 질산염 농도는 시간에 따라 감소하여, 질산염이 해수에서 퇴적물로 제거되는 것으로 나타났다(Table 1, Fig. 3). 이러한 결과는 갯벌 퇴적물을 대상으로 실시한 다른 연구에서도 보고되었다(Ogilvie *et al.* 1997; Trimmer *et al.* 1998; Mortimer *et al.* 1999; Magalhães *et al.* 2002). 질산염이 해수에서 제거되는 것은, 퇴적물 내 무산소 환경에서 질산염이 환원되는 탈질산화작용이 일어나면, 상대적으로 질산염 농도가 높은 해수로부터 확산에 의해서 퇴적물로 질산염이 유입되기 때문이다(Seitzinger 1988). 탈질산화작용은 퇴적물로 유입되는 유기물이 많을 때, 관개활동을 하는 대형저서동물이 많을 때, 그리고 해수 중의 산소 농도는 낮고 질산염 농도는 높을 때 활발하게 일어난다(Devol

Table 2. Environmental conditions at stations S1 and S2 during four seasons; SOC: sediment oxygen consumption; DO_{BW}: dissolved oxygen concentration of bottom water; POC: particulate organic matter

		Temperature (°C)	SOC (mmol m ⁻² day ⁻¹)	DO _{BW} (μmol l ⁻¹)	Chl- <i>a</i> (μg cm ⁻³)	Burrow density (number m ⁻²)	POC (%)
S1	Spring	20.2	27.6	238.7	21.29	132	0.195
	Summer	26.3	25.7	197.5	10.14	249	0.357
	Fall	21.7	20.2	213.0	15.45	80	0.263
	Winter	7.5	22.4	299.1	11.93	65	0.193
S2	Spring	18.1	26.1	240.5	23.76	29	0.474
	Summer	28.9	23.4	177.8	14.73	29	0.273
	Fall	23.6	18.7	211.8	19.67	34	0.156
	Winter	8.7	31.7	298.6	28.97	17	0.906

and Christensen 1993). 본 연구에서 관측한 해수 및 퇴적물의 여러 가지 특성과 질산염 플럭스의 선형 회귀분석 결과, 질산염 플럭스의 변화는 산소소모율(SOC), 엽록소 농도(Chl-*a*), 유기탄소(POC) 등의 변화로 설명할 수 있다 (Fig. 4). 즉, 퇴적물로 유입된 유기물이 많고, 유기물을 분해하기 위하여 산소소모율이 증가하면, 퇴적물 내에 환원

환경이 조성되어 탈질산화가 활발하게 일어나고, 이로 말미암아 질산염 플럭스가 증가했기 때문인 것으로 판단된다. 다른 갯벌 퇴적물을 대상으로 한 연구에서 질산염 플럭스는, 프랑스의 Marennes-Oléron Bay에서 $-3.84 \sim -0.82 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ (Feuillet-Girard *et al.* 1997), 포르투갈 Douro River 하구에서 $-19.43 \sim -0.95 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$

Fig. 3. Time evolution of nitrate concentrations in overlying water over the incubation period at both stations.

Fig. 4. Plots of nitrate flux versus POC (particulate organic matter), SOC (sediment oxygen consumption), Chl-*a* for all seasons at both stations in Keunso Bay. Solid line represents the best-fit regression line.

(Magalhães *et al.* 2002), 영국의 Great Ouse 하구에서 $-11.9 \sim -0.71 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ (Trimmer *et al.* 1998) 등으로 보고되었으며, 본 연구지역의 질산염 플럭스보다 높았다(Table 3). 이렇게 높은 질산염 플럭스는 이들 갯벌이 하구에 인접해 있어서, 강을 통해 갯벌 퇴적물로 유기물이 많이 공급되기 때문인 것으로 판단된다. 이에 비해 근소만 갯벌은 반폐쇄성의 만에 있으며, 외부와 연결된 하천이나 강과 같은 유기물 공급원이 거의 없기 때문에 다른 갯벌에 비해 질산염 플럭스가 낮게 관측되었다.

용존무기질소(Dissolved inorganic nitrogen)

챔버 실험 동안, 해수 중의 용존무기질소 농도는 정점 S1에서 시간에 따라 증가하였고, 이와 반대로 정점 S2에서 시간에 따라 감소하였다. 즉, 정점 S1은 퇴적물에서 해수로 용존무기질소가 유출되고, 정점 S2는 해수 중의 용존무기질소가 퇴적물로 유입되었다(Table 1, Fig. 5). 연안 환경에서 수행된 대부분의 퇴적물-수층 경계면 플럭스 연구는 용존무기질소가 해수 중에서 퇴적물로 유입되어, 해수 중의 용존무기질소가 제거되는 것으로 보고하였다(Ogilvie *et al.* 1997; Sundbäck *et al.* 2000; Magalhães *et al.* 2002; Thornton *et al.* 2007). 그러나, 정점 S1에서는 일반적인 경우와 다르게 용존무기질소가 퇴적물에서 해수 중으로 유출되었다. 이러한 결과는 다음의 두 가지 이유로 설명할 수 있다. 첫째, 앞서 기술한 바와 같이 저서생물의 교란작용(bioturbation)과 관개활동에 의해 암모늄이 직접 해수로 유출되어, 퇴적물에서 해수 중으로 암모늄 플럭스가 증가하였기 때문이다. 둘째, 저서생물의 교란작용에 의해 퇴적물 내로 산소공급이 많아져 퇴적물 내의 산화층이 두꺼워지며, 이렇게 두꺼워진 산화층에서 암모늄이 질산화 작용에 의해 질산염으로 산화되어서, 확산에 의해 해수 중의 질산염이 퇴적물로 유입되는 양은 감소하였기 때문이다(Rysgaard *et al.* 1994). 따라서, 정점 S1에서는 용존무기질소가 탈질산화 작용에 의해 퇴적물로 유입되는 양보다 저서생물의 교란작용에 의해 해수 중으로 유출되는 양이 많기 때문에, 퇴적물에서 해수로

Table 3. Estimates (minimum/maximum) of sediment-water nutrient fluxes ($\text{mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) in various intertidal sediments. Negative values indicate uptake by sediments and positive values mean release from sediments

Study site	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}	DSi	Reference
Marennes-Oléron Bay (France)	0.28/5.03	-3.84/-0.82	-0.13/0.65	1.18/12.7	Feuillet-Girard <i>et al.</i> (1997)
Königshafen Bay (Germany)	-1.34/15.4	-3.86/0.26	-	-	Asmus <i>et al.</i> (1998)
Cádiz Bay (Spain)	15.1/20.0	-	2.5/6.3	8.0/18.5	Forja and Gómez-Parra (1998)
Tagus estuary (Portugal)	0.43/2.26	-19.3/42.3	-	-	Cabrera and Brotas (2000)
Douro River estuary (Portugal)	-23.9/2.54	-19.4/-0.95	-3.66/0	-8.86/0	Magalhães <i>et al.</i> (2002)
Great Ouse estuary (UK)	2.27/10.5	-11.9/-0.71	-	-	Trimmer <i>et al.</i> (1998)
Mobile Bay (USA)	-0.53/4.34	-0.34/1.61	-0.05/0.48	-0.35/8.2	Cowan <i>et al.</i> (1996)
Keunso Bay	-0.54/2.98	-2.44/-0.16	-0.10/0.02	-2.40/4.07	This study

의 플럭스가 관측된 것으로 판단된다(Sundbäck *et al.* 2003). 실제로, 정점 S1에서는 생물구멍 밀도가 65~249 no. m⁻²으로 정점 S2에 비해 8배 많이 관측되었는데, 이러한 결과는 저서생물의 활발한 활동이 용존무기질소가 유출되는 것에 많은 영향을 미친다는 것을 뒷받침해준다 (Table 2).

정점 S2에서는 대부분의 연구에서와 마찬가지로 용존 무기질소가 해수에서 퇴적물로 유입되었다. 이처럼 용존 무기질소 농도가 해수에서 감소하는 것은 퇴적물 내에서 일어나는 탈질산화에 의해서 질산염이나 아질산염이 질소 (N₂) 가스로 환원되고, 다시 대기 중으로 방출되어 퇴적물 내 질산염 농도가 감소하게 되므로, 해수 중의 질산염이

Fig. 5. Time evolution of DIN concentrations in overlying water over the incubation period at both stations.

퇴적물로 유입되기 때문이다(Cabrita and Brotas 2000; Sundbäck *et al.* 2000; Thornton *et al.* 2007). 정점 S2에서는 정점 S1에 비하여 생물교란작용의 영향이 적기 때문에, 탈질 산화에 필요한 질산염이 확산에 의해 해수에서 퇴적물로 유입될 수 있게 안정적인 퇴적환경이 유지되는 것으로 판단된다.

인산염(Phosphate)

본 연구에서 인산염 플럭스는 암모늄 플럭스와 마찬가지로 정점 S1에서는 여름을 제외하면 퇴적물에서 유출되어 해수 중 인산염 농도가 증가하였고, 정점 S2에서는 퇴적물로 유입되어 해수 중 인산염 농도가 감소하였다 (Table 1, Fig. 6). 인산염 플럭스는 퇴적물 내에서 유기물

Fig. 6. Time evolution of phosphate concentrations in overlying water over the incubation period at both stations.

이 분해되어 인산염이 생성되는 정도와 퇴적물 표층에서 철산화물에 흡착하여 제거되는 작용에 의해서 결정된다 (Froelich 1988). 일반적으로 유기물 공급이 많고 퇴적속도가 빠른 갯벌 퇴적물은 인산염을 퇴적물에서 해수 중으로 공급하는 것으로 알려져 있다 (Coelho *et al.* 2004). 정점 S1에서는 일반적인 경우와 마찬가지로, 퇴적물 내에서 유

기물 분해로 생성된 인산염이 해수 중으로 유출된 것으로 판단된다. 퇴적물에서의 인산염 플럭스에 영향을 미치는 요인 중에서, 저서생물의 교란작용도 인산염이 퇴적물에서 해수 중으로 유출되는 것을 촉진시키는 것으로 보고되었다 (Michaud *et al.* 2006). 정점 S1에서도 저서생물의 관개활동과 교란작용으로 표층 퇴적물에 흡착되는 인산염보

Fig. 7. Time evolution of silicate concentrations in overlying water over the incubation period at both stations.

다 해수 중으로 바로 유출되는 인산염이 더 많아서, 해수 중의 인산염 농도가 증가한 것으로 판단된다. 갯벌 퇴적물을 대상으로 한 다른 연구의 인산염 플럭스는 Marennes-Oléron Bay(프랑스)의 $-0.13 \sim 0.65 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ (Feuillet-Girard *et al.* 1997), Cádiz Bay(스페인)의 $2.5 \sim 6.3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ (Forja and Gómez-Parra 1998), Mobile Bay(미국)의 $-0.05 \sim 0.48 \text{ mmol m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ (Cowan *et al.* 1996) 등으로 보고되었는데, 본 연구지역에서 유출되는 플럭스에 비해 크게 관측되었다(Table 3). 다른 연구지역에 비하여, 유기물 공급원이 제한적인 근소만 갯벌에서는 실제 해수 중으로 공급되는 인산염의 양이 많지 않은 것으로 판단된다.

정점 S1에 비해 저서동물의 활동의 영향을 덜 받는 정점 S2에서 인산염이 퇴적물에서 유입되는 것은 사계절 해수 중에 풍부하게 존재하는 산소의 영향으로 퇴적물 내에 산화환경이 유지되고, 이 산화층에서 인산염이 철산화물 등에 흡착되기 때문인 것으로 판단된다. 그러나, 여러 연구에서 인산염이 철산화물과의 흡착에 의하여 제거된다고 보고되었지만(Mortimer *et al.* 1998; Sundareswar and Morris 1999; Magalhães *et al.* 2002; Coelho *et al.* 2004), 본 연구지역에서도 흡착에 의한 영향으로 해수 중의 인산염이 제거되는지를 파악하기 위해서는, 인산염과 철산화물의 상관관계에 대한 연구가 더 필요하다.

규산염(Silicate)

본 연구지역의 규산염 플럭스는 정점 S1에서는 모든 계절에 규산염이 퇴적물에서 해수 중으로 유출되었고, 정점 S2에서는 여름과 가을에 퇴적물에서 해수 중으로 규산염이 유출됐지만, 봄과 겨울에는 해수에서 퇴적물로 규산염이 유입되었다(Table 1, Fig. 7). 일반적으로, 규산염은 퇴적물 내에서 규산 물질(siliceous material)이 용해(dissolution)되어 퇴적물에서 해수로 유출되기 때문에, 퇴적물은 규산염의 공급원으로 알려졌으며, 대부분의 저층 플럭스 연구에서도 이러한 결과를 보고하였다(Cowan *et al.* 1996; Feuillet-Girard *et al.* 1997; Nizzoli *et al.* 2007; Thornton *et al.* 2007).

갯벌 퇴적물로 유입되는 생물기원 규소(biogenic silica)의 공급원은 부유성 규조류와 저서성 규조류이며, 퇴적된 생물기원 규소는 다른 영양염과 달리 생물에 의해 분해되는 것이 아니라 화학적으로 용해된다. 즉, 퇴적물로 공급되는 생물기원 규소가 많을수록 규산염으로 많이 용해되고, 퇴적물에서 해수 중으로 유출되는 규산염 플럭스도 증가한다. 봄과 여름에 규산염 플럭스가 높은 것은, 저서성 규조류의 번성으로 생물기원 규소의 공급이 증가하였고, 온도가 높았기 때문인 것으로 판단된다(Cowan *et al.* 1996). 또한 저서생물의 관개활동도 규산염을 직접 해수

중으로 유출시켜 규산염 플럭스를 증가시키는 것으로 보고되었다(Marinelli 1992; Feuillet-Girard *et al.* 1997; Nizzoli *et al.* 2007).

정점 S2의 경우, 여름과 가을에는 규산염이 퇴적물에서 유출되는 반면, 봄과 겨울에는 퇴적물로 유입되었다(Table 1). 여름과 가을의 플럭스는 정점 S1과 마찬가지로 공극수에 축적된 규산염이 확산에 의해 챔버 내 해수로 유출된 것으로 판단된다. 그러나 봄과 겨울에 규산염이 해수 중에서 퇴적물로 유입된 것은 인산염과 유사하게 철산화물이나 알루미늄, 점토(clay)에 흡착되기 때문인 것으로 판단된다. Mackenzie *et al.*(1967)과 Siever and Woodford(1973)는 점토에, Mackin and Aller(1984)는 알루미늄에, Mayer *et al.*(1991)과 Michalopoulos and Aller(1995)는 철산화물에 흡착되어 규산염이 제거된다고 보고하였다. 그러나 본 연구에서는 봄과 겨울에만 해수 중의 규산염이 감소하였기 때문에, 흡착에 의해 규산염이 제거되는 것인지를 규명하기 위해서는 갯벌 퇴적물의 광물조성이 실제로 계절에 따라 어떻게 변화하는가에 대한 추가적인 실험이 필요하다. 또한, 정점 S2의 봄과 겨울에 퇴적물 표층에 저서성 규조류 매트(mat)가 형성되어 엽록소 농도가 각각 $23.76 \mu\text{g cm}^{-3}$ 과 $28.97 \mu\text{g cm}^{-3}$ 으로 높게 분포하였는데(Table 2), 빛을 차단하여 생물에 의한 효과를 없애도 퇴적물 표층에 번성한 규조류 군집이 필요로 하는 양은 증가하여, 해수 중의 규산염 일부가 저서성 규조류에 의해 사용된 것으로 판단된다(Magalhães *et al.* 2002).

연간 영양염 플럭스

근소만 갯벌에서 계절별로 관측한 영양염 플럭스를 연

Fig. 8. Annual nutrient fluxes ($\text{mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) at the sediment-water interface at stations S1 and S2. Negative values indicate uptake by sediments and positive values mean release from sediments.

간 플럭스로 환산한 결과, 정점 S1에서는 대부분 퇴적물에서 해수 중으로 유출됐지만, 정점 S2에서는 해수에서 퇴적물로 유입되어, 정점 S1과 S2이 영양염 순환에 서로 다른 영향을 미치는 것으로 나타났다(Fig. 8). 암모늄과 질산염, 아질산염을 합한 용존무기질소는 정점 S1에서는 $328 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 로 퇴적물에서 해수 중으로 공급되었으며, 정점 S2에서는 $-435 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 로 해수에서 용존무기질소가 제거되었다. 인산염은 정점 S1에서 $-2.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, 정점 S2에서 $-28.9 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 로 해수에서 제거되었으며, 규산염은 정점 S1에서 $843 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, 정점 S2에서 $243 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 로 퇴적물에서 해수 중으로 공급되었다.

정점 S1과 S2의 가장 큰 차이점은 용존무기질소 플럭스로, 정점 S1에서는 갯벌 퇴적물이 용존무기질소 공급원으로 작용하고 정점 S2에서는 용존무기질소의 제거원으로 작용하였다. 용존무기질소 플럭스를 결정하는 주요인은 저서생물의 관개활동 및 교란작용인 것으로 판단된다. 즉, 정점 S1에서는 저서생물의 활동과 퇴적물 내 질산화-탈질산화 작용의 연계(nitrification-denitrification coupling)에 의해서 퇴적물로 유입되는 용존무기질소의 양보다 해수 중으로 유출되는 양이 많기 때문에, 용존무기질소가 퇴적물에서 해수 중으로 공급되었다. 반면에 정점 S2에서는 퇴적물 내의 탈질산화 작용과 수층의 질산화 작용에 의한 질산염 유입이 용존무기질소 플럭스를 결정하여, 해수 중의 용존무기질소가 퇴적물로 제거되었다. 근소만 갯벌의 연간 용존무기질소 플럭스는, Tagus estuary(포르투갈)의 $-2631 \sim 8031 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Cabrita and Brotas 2000), Mobile Bay(미국)의 $525 \sim 724 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Cowan *et al.* 1996), Chesapeake Bay(미국)의 $334 \sim 965 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Reay *et al.* 1995)과 같은 다른 연안환경의 플럭스에 비해 작게 관측되었는데, 이것은 근소만 갯벌 주변에 강이나 하천이 존재하지 않아 유기물 공급이 작기 때문인 것으로 생각된다.

연간 인산염 플럭스는 정점 S1과 S2에서 모두 해수에서 퇴적물로 유입되어 갯벌 퇴적물이 해수 중의 인산염을 제거하였다. 그러나 정점 S1에서는 실제로 여름을 제외하면 인산염이 퇴적물에서 해수 중으로 유출되었는데, 여름에 퇴적물로 유입되는 플럭스가 상대적으로 컸기 때문에, 결과적으로 연간 인산염 플럭스는 해수에서 퇴적물로 유입되었다. 갯벌 퇴적물이 일반적으로 인산염의 공급원으로 보고되었지만(Reay *et al.* 1995; Cowan *et al.* 1996; Forja and Gómez-Parra 1998), 본 연구에서는 인산염의 제거원으로 작용하였는데, 이것은 인산염이 유기물 분해에 의해 공급되는 양보다 금속산화물에 의해 퇴적물에 흡착되는 양이 더 많기 때문이다.

연간 규산염 플럭스는 인산염 플럭스와 반대로 정점 S1

과 정점 S2에서 모두 퇴적물에서 해수 중으로 유출되어 갯벌 퇴적물이 규산염의 공급원으로 작용하였다. 저서생물의 영향으로 정점 S1의 규산염 플럭스가 정점 S2에 비해 4배 정도 컸다. 근소만 갯벌 퇴적물의 연간 규산염 플럭스는 Mobile Bay(미국)의 $914 \sim 1162 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Cowan *et al.* 1996), Massachusetts Bay(미국)의 $1445 \sim 2445 \text{ mmol m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Hopkinson Jr. *et al.* 2001)과 같은 다른 연안환경의 플럭스에 비해 작았는데, 이것은 용존무기질소의 경우와 마찬가지로 다른 환경에 비해 유기물 공급이 적기 때문이다.

사 사

본 연구에 많은 도움을 주신 한국해양연구원 권개경, 양은진, 노재훈, 최동한 박사님과 한양대학교 현정호 교수님, 목진숙, 조혜연, 김성한 연구원께 진심으로 감사드립니다. 본 연구는 한국해양연구원의 기본사업인 “반폐쇄성 내만에 위치한 갯벌과 주변 해역 간의 물질 플럭스 규명(PE98130)”의 일환으로 수행되었습니다.

참고문헌

- Alongi, D.M., F. Tirendi, P. Dixon, L.A. Trott, and G.J. Brunskill. 1999. Mineralization of organic matter in intertidal sediments of a tropical semi-closed delta. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **48**, 451-467.
- Asmus, R.M., M.H. Jensen, K.M. Jensen, E. Kristensen, H. Asmus, and A. Wille. 1998. The role of water movement and spatial scaling for measurement of dissolved inorganic nitrogen fluxes in intertidal sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **46**, 221-232.
- Cabrita, M.T. and V. Brotas. 2000. Seasonal variation in denitrification and dissolved nitrogen fluxes in intertidal sediments of the Tagus estuary, Portugal. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **202**, 51-65.
- Callender, E. and D.E. Hammond. 1982. Nutrient exchange across the sediment-water interface in the Potomac River estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **15**, 395-413.
- Clavero, V., F.X. Niell, and J.A. Fernandez. 1991. Effect of *Nereis diversicolor* O.F. Muller abundance on the dissolved phosphate exchange between sediment and overlying water in Palmones River estuary (Southern Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **33**, 193-202.
- Coelho, J.P., M.R. Flindt, H.S. Jensen, A.I. Lillebø, and M.A. Pardal. 2004. Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: Relation to eutrophication and annual P-fluxes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **61**, 583-590.

- Cowan, J.L.W., J.R. Pennock, and W.R. Boynton. 1996. Seasonal and interannual patterns of sediment-water nutrient and oxygen flux in Mobile Bay, Alabama (USA): Regulating factors and ecological significance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **141**, 229-245.
- Devol, A.H. and J.P. Christensen. 1993. Benthic fluxes and nitrogen cycling in sediments of the continental margin of the eastern North Pacific. *J. Mar. Res.*, **51**, 345-372.
- Feuillet-Girard, M., D. Gouleau, G. Blanchard, and L. Joassard. 1997. Nutrient fluxes on an intertidal mudflat in Marennes-Oléron Bay, and influence of the emersion period. *Aquat. Living Resour.*, **10**, 49-58.
- Forja, J.M. and A. Gómez-Parra. 1998. Measuring nutrient fluxes across the sediment-water interface using benthic chambers. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **164**, 95-105.
- Froelich, P.N. 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnol. Oceanogr.*, **33**, 649-668.
- Gómez-Parra, A. and J.M. Forja. 1993. Benthic nutrient fluxes in Cadiz Bay. *Hydrobiol.*, **252**, 23-24.
- Hopkinson Jr., C.S. 1987. Nutrient regeneration in shallow-water sediments of the estuarine plume region of the nearshore Georgia Bight, USA. *Mar. Biol.*, **94**, 127-142.
- Hopkinson Jr., C.S., A.E. Giblin, and J. Tucker. 2001. Benthic metabolism and nutrient regeneration on the continental shelf of Eastern Massachusetts, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **224**, 1-19.
- Jickells, T.D. and J.E. Rae. 1997. Biogeochemistry of Intertidal Sediments. Cambridge University Press, Cambridge. 193 p.
- Mackenzie, F.T., R.M. Garrels, O.P. Bricker, and F. Bickley. 1967. Silica in seawater: Control by silica minerals. *Science*, **155**, 1404-1405.
- Mackin, J.E. and R.C. Aller. 1984. Dissolved Al in sediments and water of the East China Sea: Implications for authigenic mineral formation. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **48**, 281-297.
- Magalhães, C.M., A.A. Bordalo, and W.J. Wiebe. 2002. Temporal and spatial patterns of intertidal sediment-water nutrient and oxygen fluxes in the Douro River estuary, Portugal. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **233**, 55-71.
- Marinelli, R.L. 1992. Effects of polychaetes on silicate dynamics and fluxes in sediments: Importance of species, animal activity and polychaete effects on benthic diatoms. *J. Mar. Res.*, **50**, 745-779.
- Mayer, L.M., J. Jorgensen, and D. Schnitker. 1991. Enhancement of diatom frustules dissolution by iron oxides. *Mar. Geol.*, **99**, 263-266.
- Michalopoulos, P. and R.C. Aller. 1995. Rapid clay mineral formation in Amazon Delta sediments: Reverse weathering and oceanic elemental cycles. *Science*, **270**, 614-617.
- Michaud, E., G. Desrosiers, F. Mermillod-Blondin, B. Sundby, and G. Stora. 2006. The functional group approach to bioturbation: II. The effect of the *Macoma balthica* community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment-water interface. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **337**, 178-189.
- Mortimer, R.J.G., M.D. Krom, P.G. Watson, P.E. Frickers, J.T. Davey, and R.J. Clifton. 1998. Sediment-water exchange of nutrients in the intertidal zone of the Humber estuary, UK. *Mar. Pollut. Bull.*, **37**, 261-279.
- Mortimer, R.J.G., J.T. Davey, M.D. Krom, P.G. Watson, P.E. Frickers, and R.J. Clifton. 1999. The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes in the intertidal zone of the Humber estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **48**, 683-699.
- Nizzoli, D., M. Bartoli, M. Cooper, D.T. Welsh, G.J.C. Underwood, and P. Viaroli. 2007. Implications for oxygen, nutrient fluxes and denitrification rates during the early stage of sediment colonisation by the polychaete *Nereis* spp. in four estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **75**, 125-134.
- Ogilvie, B., D.B. Nedwell, R.M. Harrison, A. Robinson, and A. Sage. 1997. High nitrate, muddy estuaries as nitrogen sinks: The nitrogen budget of the River Colne estuary (United Kingdom). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **150**, 217-228.
- Reay, W.G., D.L. Gallagher, and G.M. Simmons Jr. 1995. Sediment-water column oxygen and nutrient fluxes in nearshore environments of the lower Delmarva Peninsula, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **118**, 215-227.
- Rizzo, W.M. 1990. Nutrient exchanges between the water column and subtidal benthic microalgal community. *Estuaries*, **13**, 219-226.
- Rysgaard, S., N. Risgaard-Petersen, N.P. Sloth, K. Jensen, and L.P. Nielsen. 1994. Oxygen regulation of nitrification and denitrification in sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **39**, 1643-1652.
- Rysgaard, S., P.B. Christensen, and L.P. Nielsen. 1995. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **126**, 111-121.
- Seitzinger, S.P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanol.*, **33**, 702-724.
- Siever, R. and N. Woodford. 1973. Sorption of silica by clay minerals. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **37**, 1851-1880.
- Sundareshwar, P.V. and J.T. Morris. 1999. Phosphorus

- sorption characteristics of intertidal marsh sediments along an estuarine salinity gradient. *Limnol. Oceanogr.*, **44**, 1693-1701.
- Sundbäck, K., A. Miles, and E. Göransson. 2000. Nitrogen fluxes, denitrification and the role of microphytobenthos in microtidal shallow-water sediments: An annual study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **200**, 59-76.
- Sundbäck, K., A. Miles, S. Hulth, L. Pihl, P. Engström, E. Selander, and A. Svenson. 2003. Importance of benthic nutrient regeneration during initiation of macroalgal blooms in shallow bays. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **246**, 115-126.
- Teague, K.G., C. Madden, and J.W. Day. 1988. Sediment-water oxygen and nutrient fluxes in a river-dominated estuary. *Estuaries*, **11**, 1-9.
- Thornton, D.C.O., G.J.C. Underwood, and D.B. Nedwell. 1999. Effect of illumination and emersion period on the exchange of ammonium across the estuarine sediment-water interface. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **184**, 11-20.
- Thornton, D.C.O., L.F. Dong, G.J.C. Underwood, and D.B. Nedwell. 2007. Sediment-water inorganic nutrient exchange and nitrogen budgets in the Colne Estuary, UK. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **337**, 63-77.
- Trimmer, M., D.B. Nedwell, D.B. Sivyer, and S.J. Malcolm. 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.
-

Received Mar. 27, 2008

Revised May 22, 2008

Accepted Jul. 18, 2008