

영산강 하구역 저서동물 군집구조의 10년 전후 변화

임현식^{1,*} · 서충현²

¹목포대학교 해양수산자원학과

²목포대학교 연안환경연구소

Structure Change of Macrozoobenthic Community After 10 years in Youngsan River Estuarine Bay, Southwest Coast of Korea

HYUN-SIG LIM^{1,*} AND CHONG-HYUN SEO²

¹Department of Marine and Fisheries Resources, College of Natural Sciences, Mokpo National University, 534-729, Korea

²The Institute of Coastal Environment, Mokpo National University, 534-729, Korea

영산강 하구역 대형저서동물 군집구조의 10년 경과 후의 변동사항을 파악하기 위하여 임과 박(1998)이 1995년 조사한 정점과 동일한 40개 정점에서 2006년 대형저서동물 군집을 조사하였다. 1995년에 비해 2006년에는 출현종수와 평균 밀도가 현저히 감소하였고, 생체량은 약간 감소하였으나 유사한 값을 보였다. 출현종수 감소는 다모류에서 가장 크게 나타나 1995년의 67종이 2006년에는 48종으로 감소하였으나 점유율은 각각 48% 및 43%로서 유사하였다. 연체동물도 31종에서 22종으로 감소하였으나 점유율은 유사하였다. 갑각류와 극피동물 및 기타분류군의 출현종수는 큰 변화가 없는 것으로 나타났다. 출현밀도는 다모류에서는 큰 차이가 없었으나 연체동물 및 갑각류는 크게 감소된 것이 특징적이었다. 그 밖에 극피동물과 기타분류군은 밀도 차이가 거의 없는 것으로 나타났다. 1995년과 2006년 동시에 가장 우점했던 종은 이매패류인 *Theora fragilis*였으며, 두 번째로 우점한 종은 다모류인 *Tharyx* sp.로서 우점 순위는 10여년이 지난 뒤에도 변함이 없었다. 그러나 *T. fragilis*는 1995년에 평균 1,254 ind./m²였으나, 2006년에는 235 ind./m²로 급격히 감소하였다. 주 분포역은 영산강 하구둑에서부터 목포항에 이르는 지역으로 큰 변화가 없었으나 이들 정점에서의 밀도 감소는 현저하였다. 그 대신 다모류인 *Tharyx* sp.의 밀도가 증가하였으며 점유율도 증가함으로써 *T. fragilis*가 우점하던 해역이 *Tharyx* sp.가 우점한 해역으로 바뀐 것으로 나타났다. 또한 1995년에 우점종으로 출현하였던 다모류인 *Poecilochaetus johnsoni*와 이매패류인 *Raetellops pulchella*는 2006년에 밀도가 현저히 감소하였으며, 고하도 서측해역에 우점적으로 분포하던 표층퇴적물식자인 이매패류의 *Yoldia johanni*는 급격한 밀도 감소와 함께 분포역도 축소되었다. 종 다양도는 2006년에 평균 1.95±0.42로서 1995년 여름철의 2.08±0.47에 비해 약간 감소하였으며, Rarefaction 방법으로 비교한 결과에서도 동일한 양상을 나타내었다. 이러한 결과는 반폐쇄적인 하구역에서 나타나는 지속적인 유기물 축적과 퇴적, 그리고 하구역 준설 및 주변의 토목 공사와 같은 인위적인 영향이 우점종들의 분포와 밀도에 영향을 미쳤음을 시사하고 있으며 그 결과 전체적인 종 다양도 감소를 초래한 것으로 판단된다.

In order to assess structure changes of marine benthic communities in the Youngsan River Estuarine Bay for this 10-year period, we sampled macrobenthos in 2006 using the van Veen grab at the same 40 stations where a previous benthic community survey was conducted in 1995. The number of species and mean density of macrobenthos in 2006 decreased significantly than those of 1995. There were no significant differences in both the number and the density of polychaetous species between the two sampling periods, while both number and density of molluscan species decreased significantly. Although the first two density-dominant species, semelid bivalve *Theora fragilis* and polychaete *Tharyx* sp. occurred as most dominant species, but the density of *T. fragilis* decreased significantly in many stations between 1995 and 2006. However, polychaete *Tharyx* sp. showed increment in density and percentage composition within community. The area dominated by *T. fragilis* was replaced by *Tharyx* sp.. Also, polychaete *Poecilochaetus johnsoni* and bivalve *Raetellops pulchella* which were predominant in 1995 decreased significantly by 2006. Bivalve *Yoldia johanni* decreased its density and reduced its distribution area by 2006. Species diversity and rarefaction curves also revealed that overall species richness decreased. These results confirmed that the dominant species and species diversity of macrobenthic communities in the area should be changed due to anthropogenic stresses during 10 years.

Keywords: macrozoobenthos, community structure, long term change, Youngsan River Estuarine Bay, opportunistic species, *Theora fragilis*, *Tharyx* sp.

*Corresponding author: hslim@mokpo.ac.kr

서론

하구역은 해수와 담수가 자유롭게 혼합되는 해역으로서 생산성이 높으며, 계절적으로 수온 및 염분농도의 변화가 심한 해역이다. 그러나 인위적으로 반폐쇄적인 환경으로 변한 하구역은 조류의 소통 불량으로 인해 영양염의 순환 불량 및 퇴적상의 변화가 나타나고 저서생물의 가입과 확산 및 먹이공급 등에 영향을 주어 저서생태계가 변하게 된다(Miller *et al.*, 1992, Snelgrove and Butman, 1994).

영산강 하구역은 영암반도, 해남반도 및 화원반도에 의해 둘러싸여 있으며, 달리도, 놀도 및 압해도에 의해 반폐쇄적인 만의 성격을 띠고 있다. 또한 영산강 하구역에는 농지개발 및 임해공단 설립을 목적으로 영산강 하구둑(1982년), 영암방조제(1991년), 금호방조제 (1994년)가 건설되어 감소수역 감소, 목포항 주변 해역의 해수 교환 불량, 담수의 자연적 유입 제한 등과 같은 환경변화가 발생하여 하구역 생태계의 변동을 가속화시키고 있다. 영산강 하구둑이 건설되기 전에 이 해역에서 수행된 연구로는 하구둑 건설전과 건설후의 해양환경 비교가 있으나 주로 수괴환경만을 다루고 있다(박, 1987). 또한 건설 이후 수행된 대부분의 연구들은 하구둑 공사와 관련된 물리화학분야와 지화학적인 특성에 대한 연구들이 주류를 이루었다. 저서동물군집에 관해서는 1년 정도의 연구기간동안 조사한 내용들이 대부분으로서 계절변동을 포함한 공간분포 양상을 파악하는데 집중되었다(임과 박, 1998a,b; 임 등, 1999; 박 등, 2000). 또한 영산강 하구역의 일부인 영암호에서의 저서동물 군집에 대한 연구도 수행되었다(임과 최, 2005). 그 결과 영산강 하구역 내만의 저서생태계는 계절적으로는 여름철 발생하는 빈산소수괴에 의해 영향을 받고 있으며, 공간적으로는 퇴적물의 유기물 함량 및 퇴적상에 의해 영향을 받고 있음이 지적되었다.

우리나라에서 비교적 장기간에 걸쳐 저서생태계 변동을 파악한 연구는 조간대의 경우 Hong and Yoo(2001)가 송도갯벌에서 Frey *et al.*(1987a,b)이 수행한 연구장소를 재방문(revisited)하여 동일한 방법으로 조사를 수행하고 생태계 변동을 파악한 예가 있다. 그 결과 우점종의 변화로부터 부영양화 가능성을 제시하였다. 조하대의 경우 신과 고(1990)는 광양만 조하대에서 저서 다모류 군집 변화를 연구하고 준설로 인한 퇴적상 변동으로 인해 군집구조의 변동이 나타났음을 지적하였다. 외국의 경우에도 연안개발이 이루어지는 장소의 경우 장기간에 걸친 저서생태계 변동을 파악한 예는 많이 있으며, 부영양화, 다양한 인위적인 교란 등을 원인으로 제시하고 있다(Raut *et al.*, 2005; Labrune, *et al.*, 2007; Patricio *et al.*, 2009; Musco *et al.*, 2011). 영산강 하구역에서도 주변 도시, 산업시설 및 영산강으로부터의 유기물유입으로 인한 부영양화가 능성, 대형선박의 입출항을 위한 항만의 증설과 항로 준설, 신외항 건설, 호안 및 안벽계류장 축조공사 등을 위하여 준설과 매립이 지속적으로 이루어지고 있다. 그 결과 저서생태계는 영향을 받아 출현종수와 밀도 및 우점종도 변했을 것으로 보인다.

해양 저서동물은 유영동물에 비해 이동성 적기 때문에 인위적 혹은 자연적인 환경교란에 대한 능동적인 대처능력이 부족하여 서식 환경이 변화하면 군집 구조가 변하기 때문에 해양생태계의 변동을 추적하는 데 지시자로 활용되어 왔다(Pearson and Rosenberg,

1978; Bilyard, 1987; Duineveld *et al.*, 1991; Borja *et al.*, 2000, 2003; Labrune *et al.*, 2007). 따라서 저서동물을 대상으로 일정기간(5년 혹은 10년)간격으로 재조사를 할 경우 장기적인 생태계 변동을 파악하는데 도움을 준다. 영산강 하구역에서는 1995년 8월에 40개 정점에서 대형저서동물 조사가 수행되었는데 시간경과에 따른 저서생태계 변동이 예상되지만 장기간에 걸친 생태계변동 양상을 파악한 예는 없는 실정이다. 본 연구의 목적은 영산강 하구역 저서동물 군집 조사를 통해 10여년에 걸친 저서생태계 변동을 파악하고자 하였다. 이를 위해 1995년으로부터 10여년이 경과한 2006년 8월에 동일정점에 대해 재조사를 실시하고 이 자료를 1995년에 조사된 자료와 비교하였다. 이러한 결과는 다양한 개발이 이루어지는 연안 및 하구역의 장기적인 생태계 변동을 이해하는데 도움을 줄 수 있으며, 더 나아가 하구역의 관리모형을 개발하고 관리방안 마련을 위한 기초자료로 활용될 수 있다.

재료 및 방법

영산강 하구역 저서생태계의 장기적인 변동특성을 파악하기 위해 임과 박(1998b)이 1995년에 실시한 조사와 동일한 40개 정점에서 동일한 조사방법으로 2006년 8월에 재조사를 수행하였다(Fig. 1). 저서동물 채집은 van Veen grab(표면적 0.1 m²)으로 각 정점당 3회씩 실시하였으며, CTD를 이용하여 표저층의 수온, 염분, 용존 산소량을 측정하였다. 또한 각 정점별 표저퇴적물의 입도 및 유기물함량을 분석하였다. 두 조사 기간 동안 군집 전체의 출현종수와 밀도 및 생체량, 종 다양도, 주요 우점종 밀도의 차이가 있는지를 파악하기 위해 각 정점별 자료를 사용하여 비모수통계기법(non-parametric method)인 Mann-Whitney U-test를 사용하여 두 조사기간동안의 차이를 분석하였다. 또한 두 조사시기간의 군집 차이

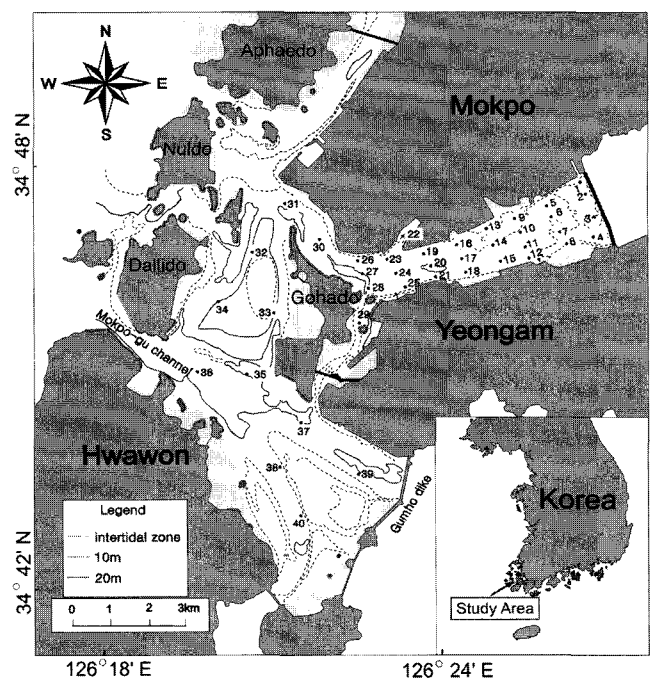


Fig. 1. Map showing the sampling stations in the Youngsan River Estuarine Bay (YREB), southwest coast of Korea.

에 영향을 주는 주요종을 파악하기 위해 SIMPER(similarity-percentages procedure) 분석을 실시하였다. 두 조사 기간간의 종 다양도 차이에 대한 추가적인 분석을 위해 단위개체수당 출현가능 종수를 나타내는 Rarefaction method(Sanders, 1968)를 사용하였다. 이 때 사용된 프로그램은 Primer(v. 6.0)와 Minitab 15 통계 패키지였다.

결 과

환경요인

표층수온은 1995년 8월에는 25.5~29.8 °C(평균 27.6 °C), 2006년 8월에는 25.6~29.7 °C(평균 27.8 °C)로서 평균값과 공간분포 양상은 큰 차이가 없었다. 저층수온은 1995년에는 23.2~27.0 °C(평균 24.7 °C), 2006년에는 23.7~26.1 °C(평균 25.0 °C)로서 유사한 수온범위였다(Fig. 2). 영산강 하구역의 수온 분포는 조류 소동이 원활한 목포구 수로에서 영산강 하구둑이 있는 내만의 정점으로 들어올수록 표층수온은 약 3°C 차이를 보였으나 저층수온은 차이가 적었다. 또한 두 해 모두 영산강 하구둑 주변에 위치한 정점들에서 표저층 수온은 6~7°C의 차이를 나타내었다. 이것은 내만역에서 표저층 수괴 사이에 수온에 의한 성층현상이 나타났다는 것을 시사한다.

표층염분은 1995년에 18.5~26.5 psu(평균 23.6 psu), 2006년에

는 14.9~29.1 psu(평균 22.2 psu)였으며 저층은 각각 21.8~27.5 psu(평균 24.2 psu) 및 28.0~30.6 psu였다. 표층염분은 1995년에는 내만의 일부 정점에서만 20 psu이하였으나, 2006년에는 20 psu 이하를 나타내는 정점들이 많았다. 저층 염분은 1995년에는 표층과 큰 차이가 없었으나 2006년에는 내만역에서 표층염분에 비해 4~5 psu의 높은 값을 나타내었다(Fig. 3).

표층 용존산소농도는 1995년에 6.4~9.5 mg/L(평균 7.9 mg/L), 2006년에는 7.2~10.2 mg/L(평균 8.4 mg/L)로서 1995년에 비해 높은 값을 보였다. 저층 용존산소농도는 1995년에는 0.8~7.6 mg/L(평균 4.2 mg/L), 2006년에는 1.9~5.6 mg/L(평균 3.3 mg/L)로서 1995년에 비해 낮았으나 2.0 mg/L 이하의 빈산소수괴가 1995년에는 10 개 정점에서 나타난 반면, 2006년에는 내만의 정점 7과 11에서만 나타났다. 2006년에는 1995년과 비교해 금호방조제 부근에서 저층용존산소가 상대적으로 낮은 값을 보이는 현상이 주목된다(Fig. 4).

표층 퇴적물의 유기물함량은 1995년에 평균 7.4%로서 영산강 하구둑 수문 인접 정점에서는 4% 이하의 값을 보였으나 외해역이 있는 정점으로 나오면서 유기물 함량이 6~8%로 증가하는 양상이었다. 2006년에는 하구둑 수문 인접 정점에서는 1995년과 비슷한 4% 내외의 유기물 함량을 보였으며 내만에 위치한 정점들에서는 5~7%의 범위였다. 목포구 수로의 영향을 받는 곳에 위치한 정점들에 비해 금호방조제 부근에 위치한 정점에서 높은 값을 보였으나 1995년에 비해서는 낮은 값이었다(Fig. 5).

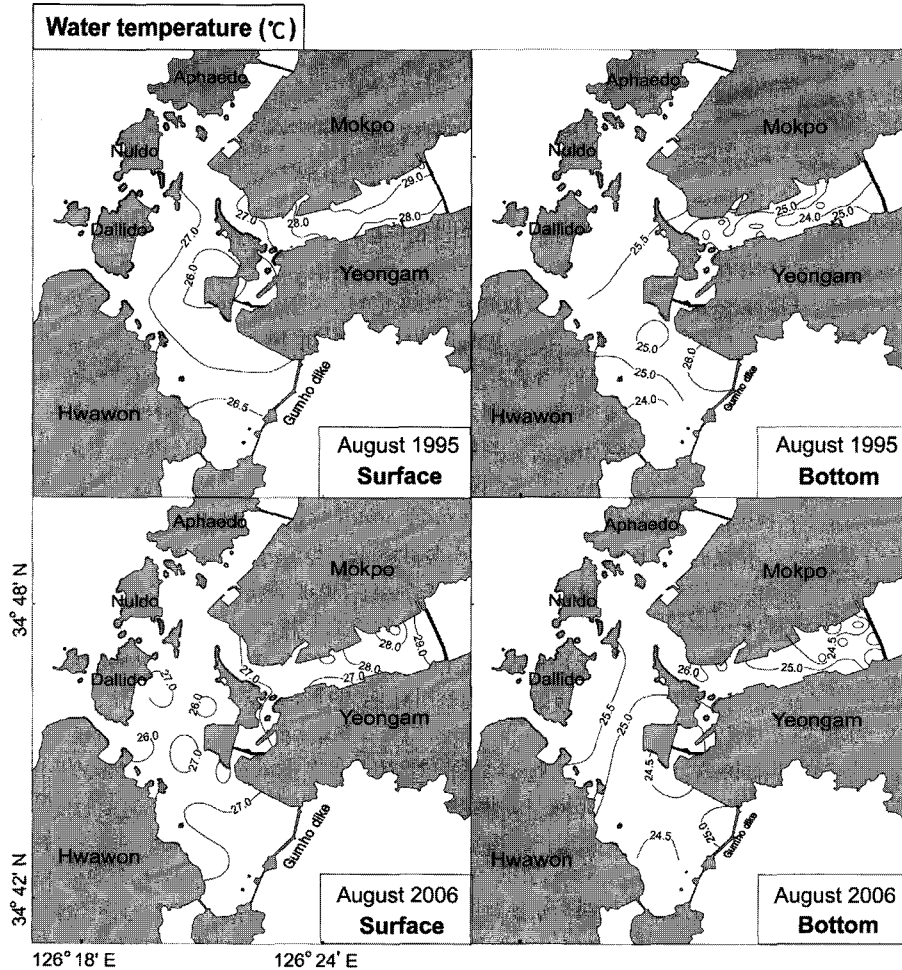


Fig. 2. Spatial distribution of water temperature in YREB in 1995 and 2006.

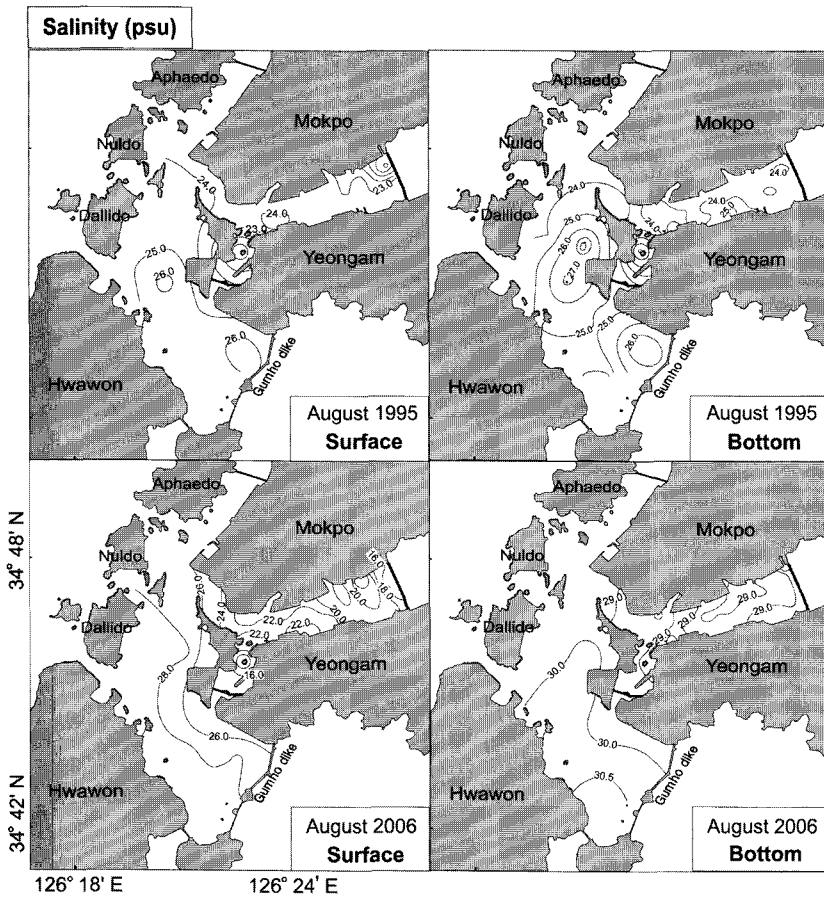


Fig. 3. Spatial distribution of salinity in YREB in 1995 and 2006.

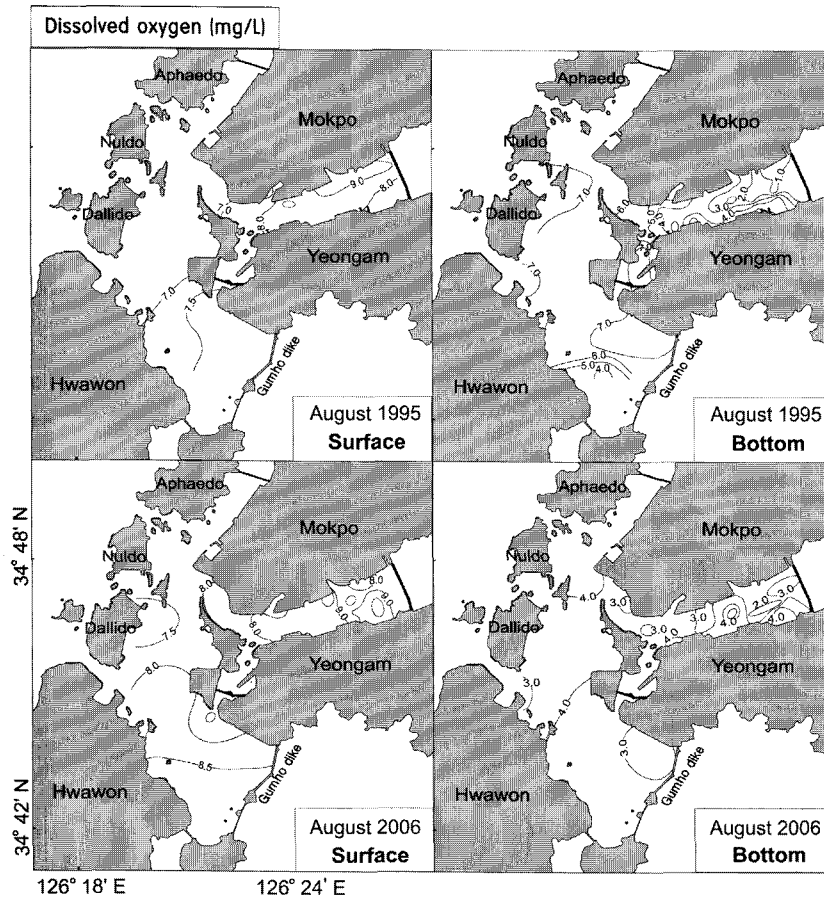


Fig. 4. Spatial distribution of dissolved oxygen concentration in YREB in 1995 and 2006.

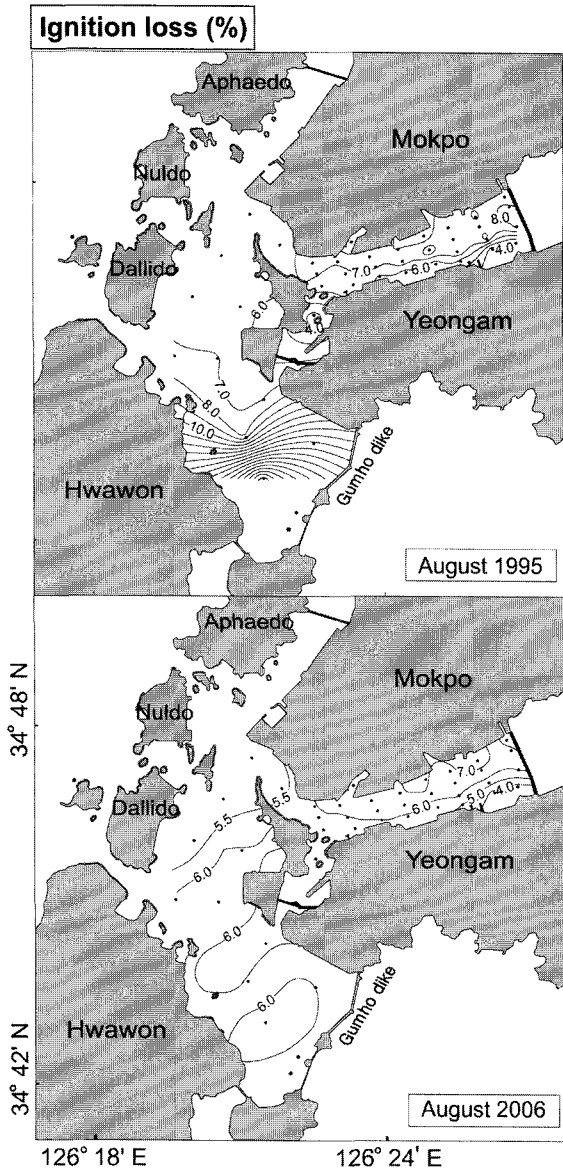


Fig. 5. Spatial distribution of ignition loss(%) of surface sediments in YREB in 1995 and 2006.

표층퇴적물 입도는 1995년과 2006년 모두 하구역 내만과 영암 방조제 부근에 위치한 정점들에서 상대적으로 세립한 입도를 나타내었다. 그러나 목포구 주수로와 영암호 방류의 직접적인 영향을 받는 정점으로 갈수록 조립해지는 특성이 나타났다(Fig. 6). 모래함량은 영산강 하구역 주변은 증가한 반면 고하도 외측은 감소된 양상을 보였다. 실트함량은 금호방조제 주변과 영산강 하구둑 주변은 증가하였으며, clay 함량은 전반적으로 감소양상을 나타내어 영산강 하구역의 표층 퇴적상이 변화되었음을 보여준다(Fig. 7).

저서동물 출현종 조성

조사기간 동안 출현종수는 1995년의 141종에서 2006년의 113종으로 감소하였다(Table 1)($p=0.010$). 1995년에 67종이 출현한 다모류는 2006년에는 48종으로 감소하였으나 통계적으로는 유의차가 없었다($p=0.329$). 점유율도 각각 48% 및 43%로서 유사하게

나타났다. 연체동물은 두 기간동안 31종에서 23종으로 감소하였으나($p=0.001$) 전체에서 차지하는 구성비는 유사하게 나타났다. 그 밖에 갑각류와 극피동물 및 기타분류군의 출현종수는 큰 변화가 없는 것으로 나타났다. 따라서 두 조사 기간동안 각 분류군별 구성비가 유사한 것으로 나타나 전 분류군에서 고르게 감소된 양상을 나타낸다. 출현밀도는 1995년에 1,979 ind./m²에서 2006년에는 750 ind./m²로 크게 감소하였다($p=0.001$). 다모류는 출현종수가 감소했음에도 불구하고 밀도는 503 ind./m²에서 461 ind./m²로 큰 차이는 없었다($p=0.969$). 그러나 연체동물은 출현종수 감소에 비해 밀도는 1,378 ind./m²에서 259 ind./m²로 감소폭이 큰 것이 특징적이었다($p=0.000$). 또한 갑각류 출현종수는 두 기간동안 거의 차이가 없었으나 밀도는 83 ind./m²에서 17 ind./m²로 감소하였다($p=0.039$). 그 밖에 극피동물과 기타분류군은 밀도의 차이가 거의 없는 것으로 나타났다. 생체량은 79.2 g/m²에서 70.3 g/m²로 크게 변하지 않았다. 출현종수가 가장 많은 다모류의 생체량은 21.4 g/m²에서 19.9 g/m²로 큰 변동이 없었으며, 밀도에서 큰 변화를 보인 연체동물 또한 27.0 g/m²에서 19.1 g/m²로 약간 감소하였다. 극피동물과 기타 분류군은 소폭 증가하였다.

두 조사기간 동안 출현종수와 밀도 및 생체량의 공간분포 양상의 변화를 보면 Fig. 8과 같다. 2006년에는 1995년에 비해 하구역 외측에 위치한 고하도와 달리도 사이의 정점들에서 출현종수 감소가 뚜렷하며, 영산강 하구둑에서 목포항에 이르는 장소에서도 감소하였다.

밀도는 영산강 하구둑에서 목포항까지 사이에 위치한 내만해역에서 크게 감소하였으나 고하도 외측에서는 감소폭이 크지 않았다. 생체량의 공간분포 양상은 큰 차이가 없었으며 고하도와 달리도 사이에 위치한 일부 정점들에서 높은 생체량을 보이는 정점들이 있었다.

주요 우점종의 변동

영산강 하구역에서 1995년과 2006년에 출현한 우점종은 Table 2와 같다. 1995년과 2006년 모두 최우점종은 이매패류인 *Theora fragilis*였으며, 두 번째 우점종은 다모류인 *Tharyx* sp.로서 두 기간동안 밀도 차이는 있으나 우점 순위의 변동은 없었다. 그러나 1995년에 세 번째 우점종이었던 다모류인 *Poecilochaetus johnsoni*는 2006년에 여섯번째 우점종으로 밀려났으며 대신 1995년에 네번째 우점종이었던 *Lumbrineris longifolia*가 2006년에는 세 번째 우점종으로 출현하였다. 1995년에 주요 우점종이었던 *Cirolana japonensis*와 *Yoldia johanni*, *Raetellops pulchella*의 밀도는 현저하게 감소된 반면, 1995년에 밀도가 낮던 *Heteromastus filiformis*, *Phylo felix asisticus*의 밀도는 증가하였다. 따라서 영산강 하구역에서 1995년에 1, 2위를 차지하던 우점종은 10년이 지난 이후에 순위는 바뀌지 않았으나 밀도가 감소된 것으로 나타났다. 또한 *P. johnsoni*, *C. japonensis*, *Y. johanni*, *R. pulchella*의 밀도가 감소하고, 다모류인 *Cirriiformia tentaculata* 및 *H. filiformis*의 밀도가 증가하였다. 그러나 *L. longifolia*는 밀도 변동이 없었다. 즉 우점종의 천이가 진행되고 있음을 나타내고 있다.

각 우점종의 공간분포 변화를 보면 *Theora fragilis*는 1995년의 경우 40개 모든 정점에서 출현하여 평균밀도가 1,254 ind./m²로 63%를 차지하는 우점종이었다. 2006년에도 40개 정점 중 36개의

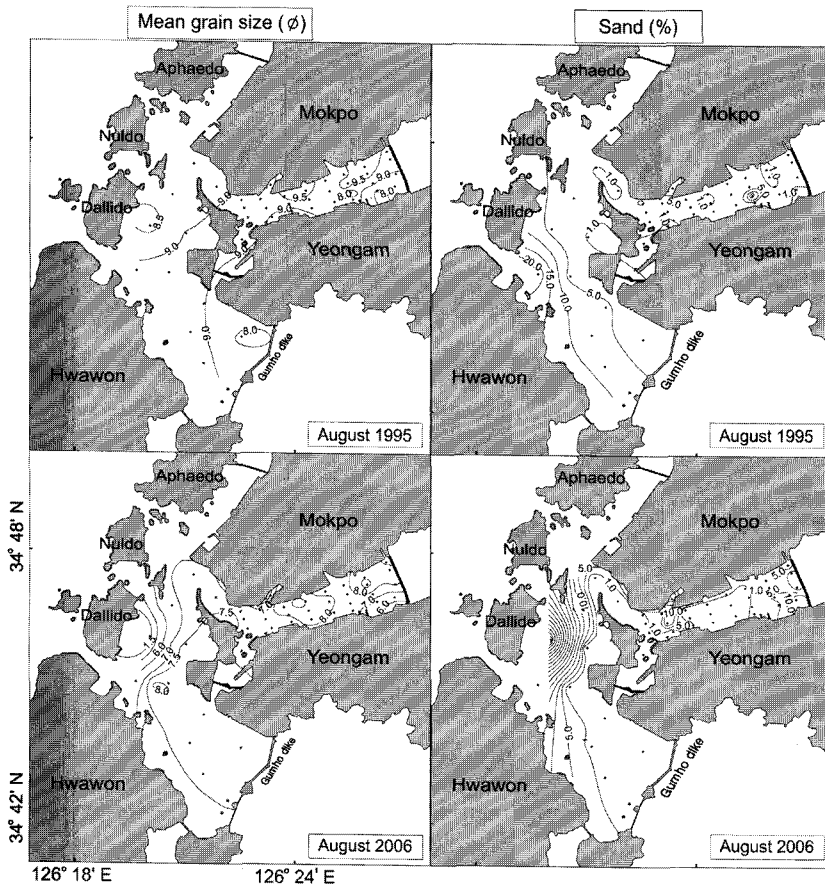


Fig. 6. Spatial distribution of mean grain size and sand composition of surface sediments in YREB in 1995 and 2006.

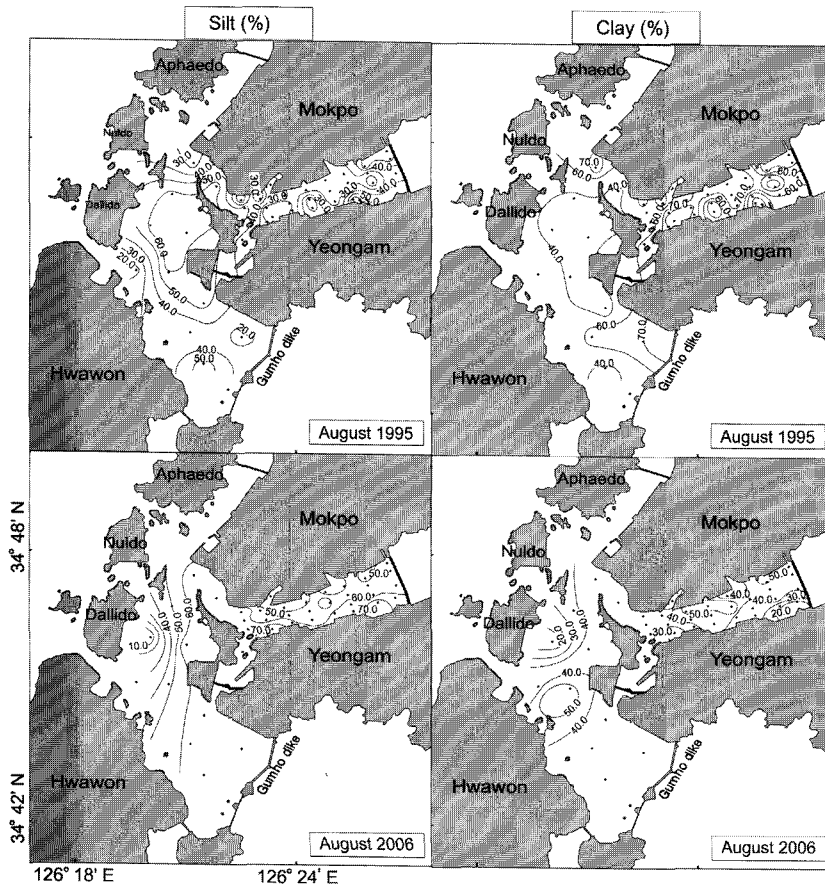


Fig. 7. Spatial distribution of silt and clay contents (%) of surface sediments in YREB in 1995 and 2006.

Table 1. Number of species, abundance and biomass of the subtidal macrobenthos in YREB in 1995 and 2006

Taxon	August 1995			August 2006		
	No. of species	Abundance (ind./m ²)	Biomass (g/m ²)	No. of species	Abundance (ind./m ²)	Biomass (g/m ²)
Polychaeta	67(47.5%)	503(25.4%)	21.4(27.0%)	48(42.5%)	461(61.5%)	19.9(28.3%)
Mollusca	31(22.0)	1,378(69.6)	27.0(34.0)	23(20.4)	259(34.5)	19.1(27.2)
Crustacea	26(18.4)	83(4.2)	5.5(6.9)	27(23.9)	17(2.3)	2.1(3.0)
Echinodermata	9(6.4)	11(0.6)	21.9(27.5)	6(5.2)	10(1.3)	23.1(30.9)
others	8(5.7)	4(0.2)	3.6(4.6)	9(8.0)	3(0.4)	6.1(8.6)
Total	141(100)	1,979(100)	79.4(100)	113(100)	750(100)	70.3(100)

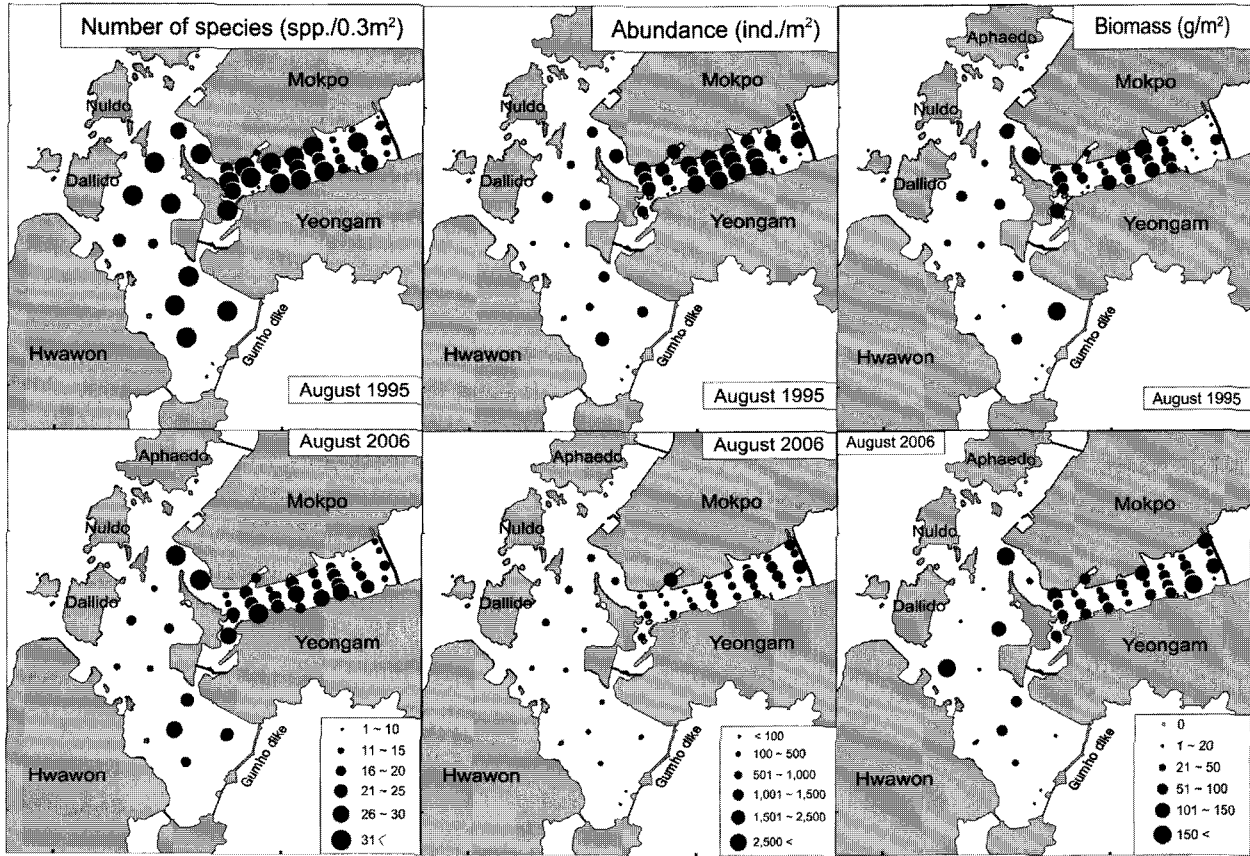


Fig. 8. Spatial distribution of species number, density and biomass of macrozoobenthos in YREB in 1995 and 2006.

정점에서 출현하여 평균밀도가 236 ind./m²로 32%를 차지하는 최우점종이었으나, 1995년에 비하여 밀도는 크게 감소하였다 ($p=0.001$). 영산강 하구둑에서 목포항 주변까지의 정점들에서 1,000~4,300 ind./m²로 출현하였으나, 영산강 하구둑 부근에 인접한 내만 정점들에서는 30 ind./m² 이하의 낮은 밀도를 보였다. 고하도와 달리도의 중앙에서 금호방조제에 이르는 정점에서는 50~500 ind./m²로 낮은 밀도를 보였다(Fig. 9).

*Poecilochaeus johnsoni*는 1995년의 경우 28개 정점에서 출현하여 평균 85 ind./m²로 4.3%를 차지하였던 우점종이었으나 2006년에는 23개의 정점에서 평균 20 ind./m²로 출현하였다(Fig. 9). 1995년의 분포 범위는 대불방조제에서부터 고하도 우측의 정점까지 주된 분포를 보였으나 2006년에는 밀도도 현저하게 감소하고 분포역도 축소되는 양상을 보여 우점종 가운데 가장 변화가 크게 나타난 종이다. *Raetellops pulchella*는 1995년에 32개 정점에서

출현하여 평균밀도가 48 ind./m²로 2.4%를 차지하는 우점종이었으나 2006년에는 밀도가 현저히 감소하였다. 특히, 목포항 주변이 주 분포역이었으나 2006년에는 정점 24와 34에서만 출현하였을 뿐 다른 정점에서는 출현하지 않았다(Fig. 9). *Cirolana japonensis*는 1995년에 23개의 정점에서 출현하여 평균 42 ind./m²로 2.1%를 차지하였던 우점종으로서 영산강 하구역의 대불방조제 주변에서 주로 분포하였다. 그러나 2006년에는 15개 정점으로 분포역이 축소되었으며, 밀도도 현저히 감소하였다($p=0.009$)(Fig. 10). *Yoldia johanni*는 1995년에 21개 정점에서 출현하였는데, 고하도와 달리도 사이의 정점에서 주로 출현하는 특징을 보였다. 그러나 2006년에는 10개 정점에서만 출현하였고 밀도도 현저히 감소하였다 ($p=0.003$)(Fig. 10). *Chaetozone setosa*도 1995년에는 21개 정점에서 출현하였는데, 내만역에 위치한 정점들에서 밀도가 상대적으로 높았다. 그러나 2006년에는 19개 정점에서 출현하였으나 1995년

Table 2. Comparison of dominant species of macrobenthic community from 40 sampling stations in YREB in 1995 and 2006

Species name	August 1995				August 2006			
	Abundance (ind./m ² ±SD)	%	Cum.%	Nos. of stations	Abundance (ind./m ² ±SD)	%	Cum.%	Nos. of stations
<i>Theora fragilis</i>	1,254±1257	62.7	62.7	40	236±223	31.7	31.7	36
<i>Tharyx</i> sp.	133±209	6.6	69.3	28	195±198	26.2	57.9	39
<i>Lumbrineris longifolia</i>	62±110	3.1	72.4	30	62±122	8.3	66.2	24
<i>Cirriformis tentaculata</i>	27±85	1.4	73.8	14	39±155	5.2	71.4	12
<i>Heteromastus filiformis</i>	1±3	0.1	73.9	6	20±20	2.7	74.1	32
<i>Poecilochaetus johnsoni</i>	85±118	4.3	78.2	28	20±37	2.6	76.7	23
<i>Phylo felix asiaticus</i>	1±2	0.1	78.3	7	17±22	2.2	79.9	30
<i>Sternaspis scutata</i>	3±7	0.2	78.5	14	13±19	1.8	80.7	26
<i>Glycera chirori</i>	14±21	0.7	79.2	30	13±12	1.8	82.5	33
<i>Inermonephtys inermis</i>	8±14	0.4	79.6	14	11±18	1.5	84.0	21
<i>Chaetozone setosa</i>	12±21	0.6	80.2	21	10±18	1.3	85.3	19
<i>Protankyra bidentata</i>	4±7	0.2	80.4	14	9±11	1.2	86.5	27
<i>Nephtys oligobranchia</i>	13±19	0.7	81.1	29	8±12	1.1	87.6	25
<i>Cirolana japonensis</i>	42±201	2.1	83.2	23	3±7	0.4	88.0	15
<i>Yoldia johanni</i>	34±66	1.7	84.9	21	3±7	0.4	88.4	10
<i>Raetellops pulchella</i>	48±79	2.4	87.3	32	0.2±1	0.1	88.5	2

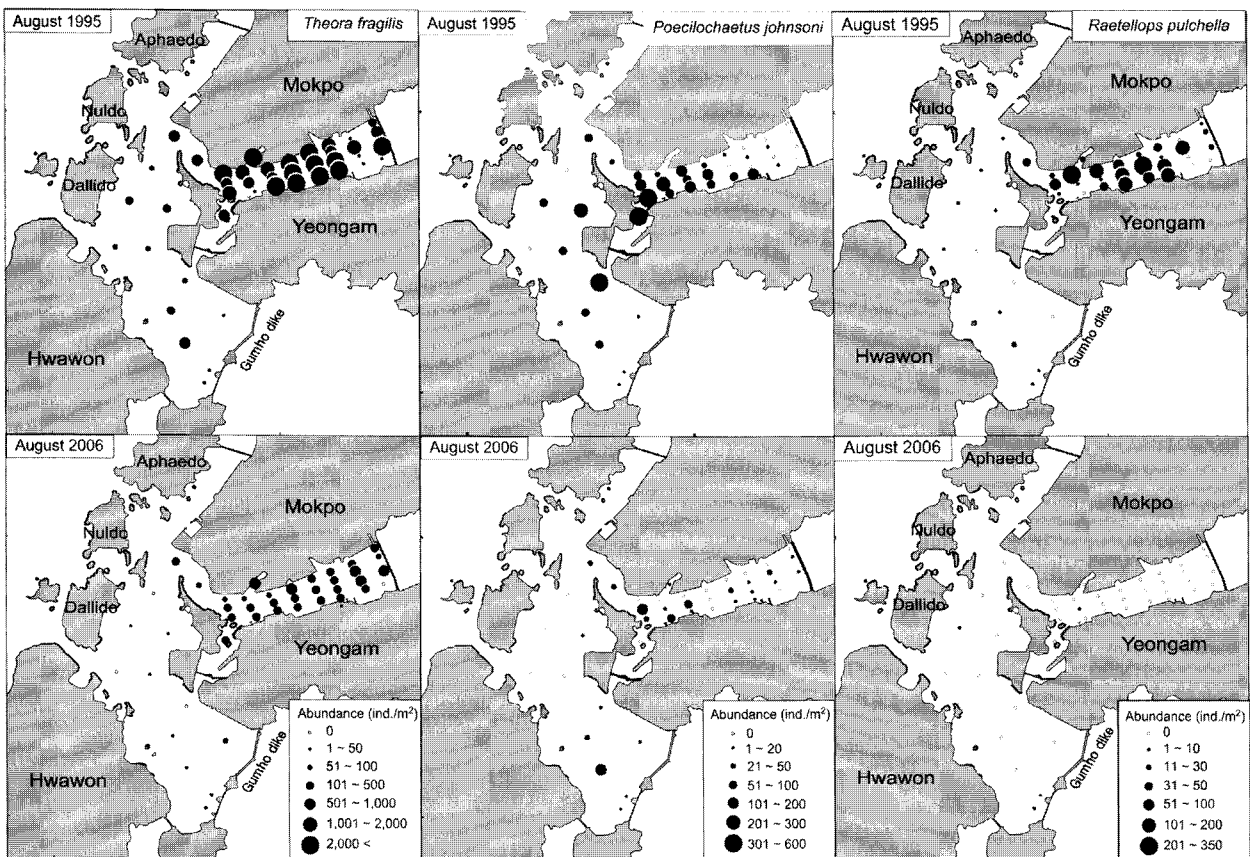


Fig. 9. Spatial variations in the density of *Theora fragilis*, *Poecilochaetus johnsoni* and *Raetellops pulchella* in YREB in 1995 and 2006.

에 비해 밀도와 분포역이 감소된 것으로 나타났다(Fig. 10).

Tharyx sp.는 1995년 조사에서 평균 133 ind./m²로 출현한 두 번째 우점종이었으나 2006년에는 평균 195 ind./m²로 출현 밀도가 증가하였다(p=0.003). 1995년에는 28개 정점에서 출현하여 7%의 점유율을 나타내었으나 2006년에는 조류 소통이 좋은 정점 36

을 제외한 39개 정점에서 출현하여 분포역이 크게 증가하였다(Fig. 11). 표층퇴적물의 유기물함량이 높은 영산강 하구둑 부근에 위치한 정점에서부터 목포항 주변의 정점들과 영암방조제와 금호 방조제 건설로 조류의 소통이 원활하지 않는 인접 정점에서도 상대적으로 높은 밀도로 출현하였다(Fig. 11). *Heteromastus filiformis*

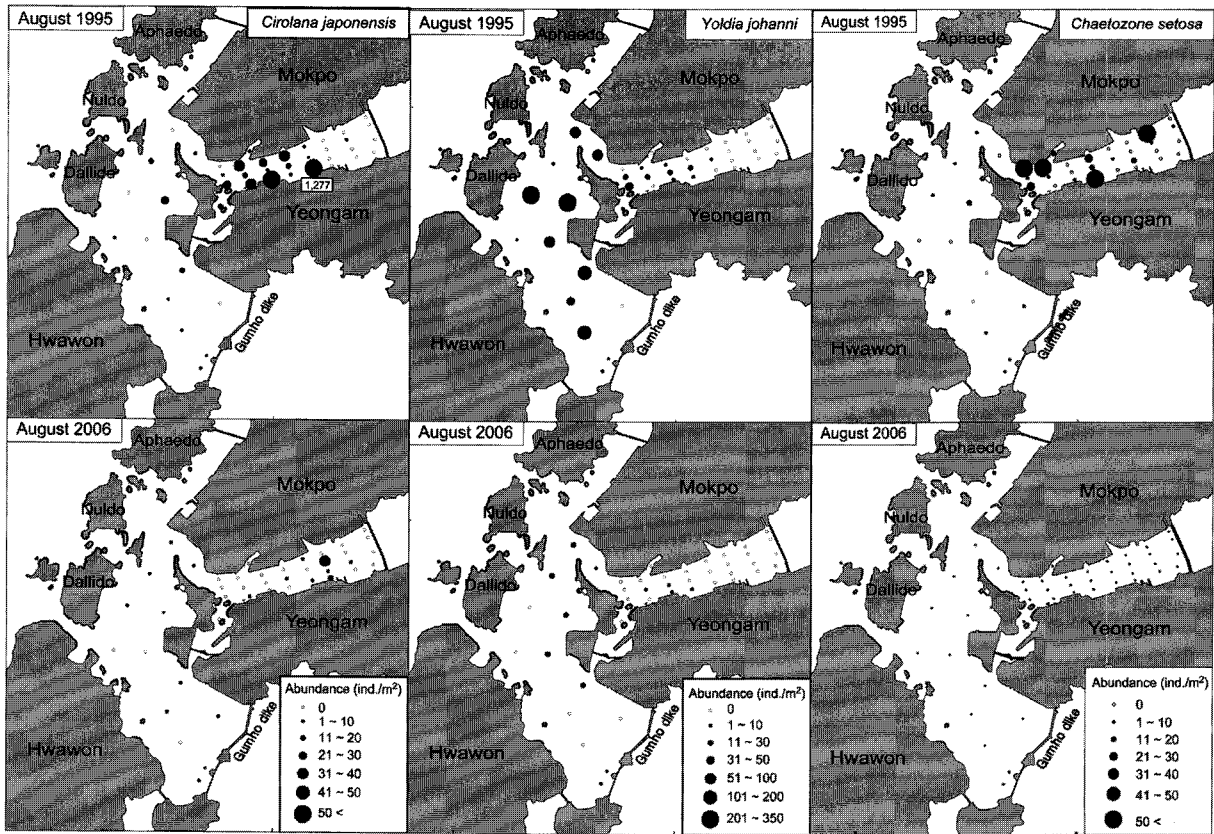


Fig. 10. Spatial variations in the density of *Cirolana japonensis*, *Yoldia johanni* and *Chaetozone setosa* in YREB in 1995 and 2006.

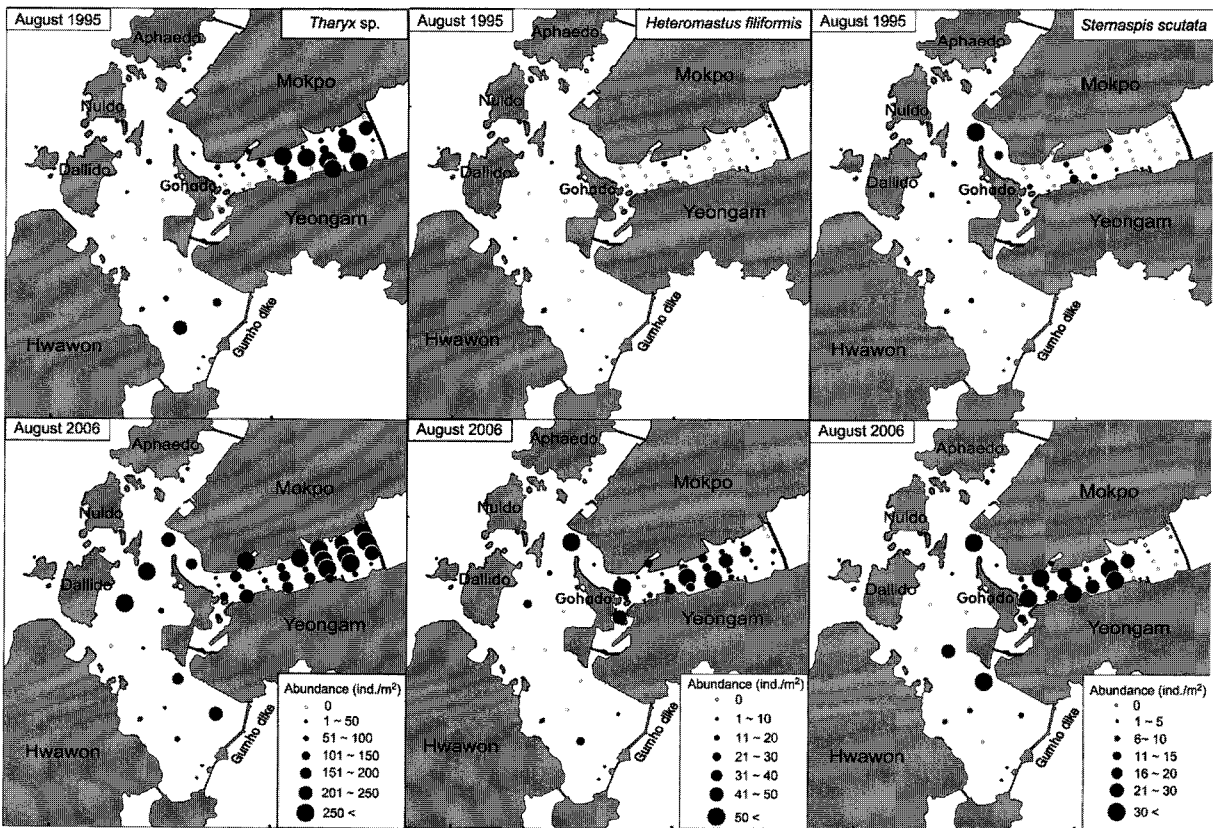


Fig. 11. Spatial variations in the density of *Tharyx* sp., *Heteromastus filiformis* and *Sternaspis scutata* in YREB in 1995 and 2006.

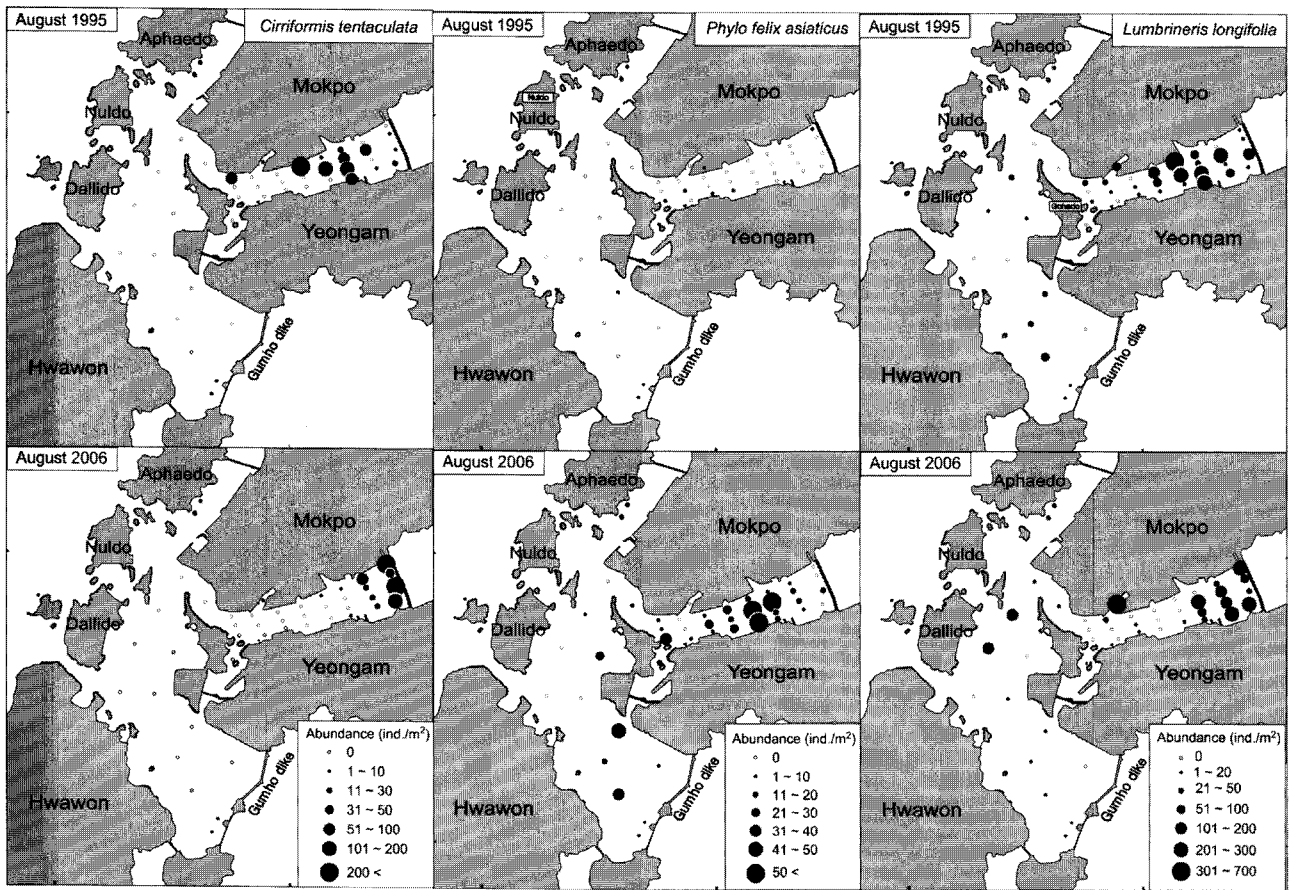


Fig. 12. Spatial variations in the density of *Cirriformis tentaculata*, *Phyllofelix asiaticus* and *Lumbrineris longifolia* in YREB in 1995 and 2006.

는 1995년에는 6개 정점에서 낮은 밀도로 출현하였으나 2006년에는 32개 정점으로 분포범위가 확대되었다. 특히 영산강 하구둑에서 목포항 주변에 이르는 정점에서 밀도가 증가하였다(Fig. 11). *Sternaspis scutata*는 2006의 경우 1995년에 비해 출현한 정점수와 평균 밀도가 증가하였다. 영산강 하구역의 중앙에 위치한 정점들과 고하도 북측과 남측에서도 높은 밀도를 보였다(Fig. 11). *Cirriformis tentaculata*는 1995년에 높은 밀도를 보였던 목포항 주변 정점에서는 출현하지 않았고, 영산강 하구둑 인접정점으로 분포역이 이동하였다(Fig. 12). *Phyllofelix asiaticus*는 1995년에는 7개 정점에서만 출현하였으며 밀도도 낮았으나 2006년에는 내만에 위치한 정점에서 서부터 외해의 영향을 받는 정점들까지 분포역이 넓게 확대되었고 밀도도 증가하였다(Fig. 12). *Lumbrineris longifolia*는 2006년에는 1995년과 유사한 출현 정점수였으며 평균 밀도도 차이가 없었다 ($p=0.294$). 그러나 분포역은 영산강 하구둑방향으로 좁더 내만역으로 이동한 것으로 나타났다(Fig. 12).

종 다양도 및 정점군의 변동

2006년 8월에 영산강 하구역 여름철 대형저서동물 군집의 종 다양도는 평균 1.95 ± 0.42 로서 1995년 8월의 평균 2.08 ± 0.47 보다 감소하여 차이가 있었다($p=0.042$). 또한 출현개체당 포함될 수 있는 종 수를 비교하는 Rarefaction curves 분석 결과에서는 뚜렷하지는 않지만 약간의 출현종수 차이를 나타내었다(Fig. 13). 각 해역별 종 다양도의 변화를 보면, 2006년의 경우 목포항을 중심으

로 한 내만의 일부 정점들에서 1995년에 비해 다소 증가하였다(Fig. 14). 그러나 고하도와 달리도 사이의 해역에서는 2006년이 1995년에 비해 종 다양도 감소가 뚜렷하였다. 특히, 1995년에는 달리도 앞 해역과 금호방조제 앞 해역에서는 $H'=2.5$ 이상을 보였으나 2006년에는 $H'=2.0$ 이하로 감소하였다. 전체적으로 보아 2006년에는 1995년에 비해 목포항 주변에서 영산강 하구둑에 이르는 해역에서는 우점종의 밀도 감소로 종 다양도가 증가한 반면 고하도 서측에서는 감소하였다.

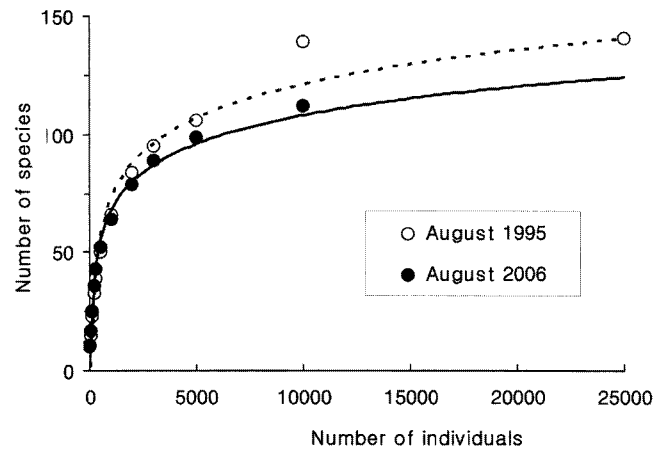


Fig. 13. Rarefaction curves for the comparison of species diversities between two sampling occasions of 1995 and 2006.

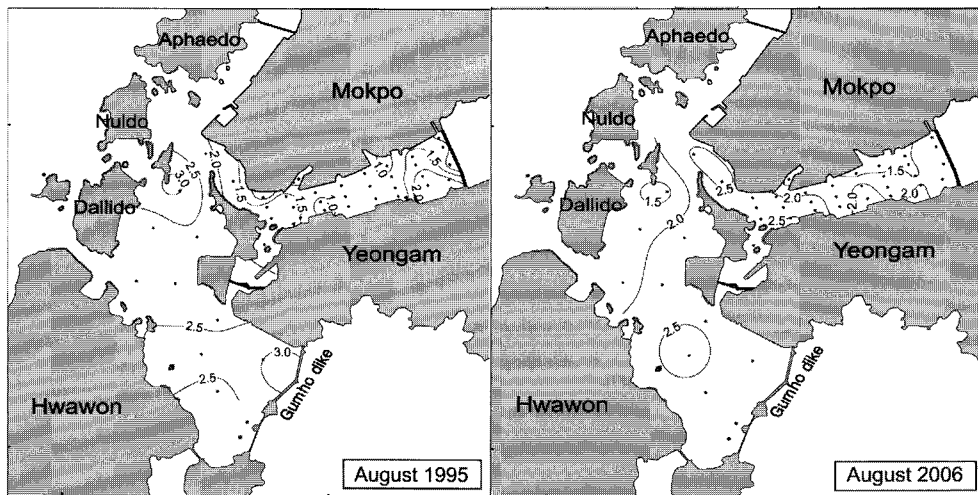


Fig. 14. Spatial distribution of species diversity of macrobenthos in YREB in 1995 and 2006.

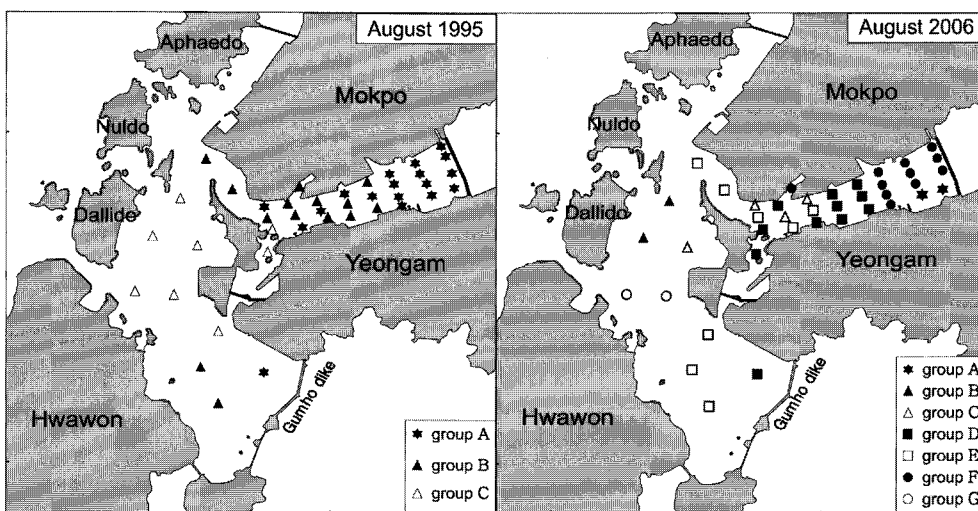


Fig. 15. Spatial distribution of station groups form cluster analysis of macrobenthic communities in YREB in 1995 and 2006.

각 정점별 출현 개체수 자료를 사용하여 집괴분석한 결과에서도 1995년과 2006년의 정점군은 차이가 나타났다. 1995년에는 하구역 내만 해역과 중앙부 해역 및 만 입구 해역의 3개의 정점군으로 구분되었으나 2006년에는 7개의 정점군으로 세분화되었다 (Fig. 15). 즉, 영산강 하구둑에서부터 목포항주변까지 구분된 정점군 A는 2006년에는 하구둑 주변 정점으로만 축소되었으며, 수문 주변의 정점들이 별개의 정점군으로 구별되었다. 또한 고하도 앞 해역에 넓게 분포하였던 정점군이 2006년에는 3개의 서로 다른 정점군으로 구분되었다. 그러나 1995년에 목포항 주변에 위치한 정점군은 2006년에는 큰 변화없이 유사한 정점군 배치를 보였다. 또한 목포항 주변 정점군과 하구둑 주변 정점군 사이에는 별개의 정점군이 출현하였다(Fig. 15).

SIMPER 분석

1995년 8월과 2006년 8월의 비유사성에 기여하는 종을 파악하기 위해 SIMPER 분석을 실시하였다(Table 3). 1995년과 2006년에 출현한 저서동물군집의 비유사성은 71.2%를 나타냈다. 출현종

중에서 *T. fragilis*는 4.1%로 1995년과 2006년의 비유사성에 가장 높은 영향을 주었다. 특히, *T. fragilis*의 평균밀도는 1995년보다 2006년에 50%나 감소하였고 분포범위에서도 많은 차이를 나타내었다. 두 번째로 *Tharyx* sp.가 3.2%로 영향을 주었다. *Tharyx* sp.는 *T. fragilis*와 는 달리 분포 범위는 유사하였으나 2006년에는 평균밀도와 전체 밀도의 점유율이 높아졌다. 세 번째로 *R. pulchella*가 2.9%의 영향을 미쳤다. 이 종은 1995년에는 32개 정점에서 출현하였으나 2006년에는 2개 정점에서만 출현하여 밀도감소와 분포역 축소가 현저하게 나타났다. 그 밖에 *P. johnsoni*는 약 2.8%의 영향을 미쳤는데 밀도감소와 분포역 축소가 현저하였다. 결국, 두 조사시기 동안 이 종들의 서식밀도 차이가 두 군집의 비유사성에 영향을 준 것으로 나타났다.

토 의

영산강 하구역에서 지난 10여년간 저서동물 군집 변화 중 가장 큰 특징은 출현종수 및 밀도 감소를 들 수 있다. 일반적으로 출현

Table 3. Result of the SIMPER analysis showing dissimilarity in 1995 and 2006

Group	1995 average abundance	2006 average abundance	Average dissimilarity	% Contribution	Cumulative %	Overall average dissimilarity
<i>Theora fragilis</i>	3.76	2.46	2.95	4.14	4.14	
<i>Tharyx</i> sp.	1.69	2.52	2.29	3.21	7.35	
<i>Raetellops pulchella</i>	1.39	0.05	2.06	2.89	10.24	
<i>Poecilochaetus johnsoni</i>	1.57	0.91	2.02	2.83	13.07	
<i>Lumbrineris longifolia</i>	1.39	1.17	2.00	2.81	15.88	
<i>Heteromastus filiformis</i>	0.00	1.25	1.97	2.76	18.64	
<i>Phylo felix asiaticus</i>	0.19	1.13	1.64	2.30	20.94	
<i>Mediomastus</i> sp.	1.08	0.00	1.58	2.22	23.16	
<i>Cirriformis tentaculata</i>	0.64	0.57	1.49	2.10	25.25	
<i>Sternaspis scutata</i>	0.43	0.94	1.36	1.91	27.16	
<i>Asthenognathus inaequipes</i>	0.73	0.64	1.33	1.87	29.03	
<i>Inermonephthys inermis</i>	0.54	0.78	1.31	1.84	30.87	71.2%
<i>Cirolana japonensis</i>	0.89	0.00	1.30	1.82	32.69	
<i>Chaetozone setosa</i>	0.76	0.68	1.30	1.82	34.51	
<i>Protankyra bidentata</i>	0.45	0.90	1.28	1.79	36.31	
<i>Micropodarke</i> sp.	1.07	0.76	1.26	1.77	38.08	
<i>Nephtys oligobranchia</i>	1.03	0.83	1.23	1.73	39.81	
<i>Euchone</i> sp.	0.82	0.00	1.21	1.69	41.50	
<i>Macoma nipponica</i>	0.83	0.00	1.20	1.69	43.20	
<i>Prionospio steenstrupi</i>	0.00	0.74	1.16	1.63	44.82	
<i>Glycera chirori</i>	1.07	1.17	1.14	1.61	46.43	
<i>Harmothoe</i> sp.	0.70	0.23	1.06	1.49	47.92	
<i>Philine argentata</i>	0.46	0.46	0.96	1.35	49.27	

중수 및 밀도는 내만의 경우 부영양화되어 유기물량이 증가하면 증가하는 양상을 보인다. 갯벌에서도 출현중수 증가는 부영양화를 그 원인의 하나로 보고 있으며(Yoo *et al.*, 1999), 하구역에서도 시간경과에 따른 출현중수와 밀도 증가 원인을 부영양화로 추정하고 있다(Labrunce *et al.*, 2007). 그러나 영산강 하구역에서는 이러한 현상과는 달리 출현중수와 밀도 모두 감소하는 양상을 보였다. 연안역 대형저서동물의 출현중수 및 밀도 변동에 관여하는 환경 요소들은 다양하여, 수온, 염분, 빈산소, 퇴적물의 유기물함량, 퇴적상 등을 들 수 있다. 해수교환이 제한되는 정체된 내만의 경우 유입되는 퇴적물의 퇴적으로 인해 입도는 어느정도 세립화되는 것이 일반적인 현상이지만, 영산강 하구역에서는 지난 10년간 퇴적상이 일부지역에서 조립화되었으며 유기물함량도 감소한 것으로 나타났다. 이러한 이유로서 이 해역에서 지속적으로 이루어지는 항로 준설과 각종 건설사업을 들 수 있다. 영산강 하구역에는 북포항, 대불항 및 대형조선소에 출입하는 대형선박들의 수심 확보를 위하여 퇴적물 준설을 실시하고 있다. 그리고 호안 공사 및 암벽계류장 증설, 항만 규모의 증설을 위하여 준설과 매립이 지속적으로 이루어지고 있다.

준설은 저서동물의 서식처 기질인 표층퇴적물을 제거함으로써 퇴적상을 상대적으로 조립화시키는 원인이 되는데(Seys *et al.*, 1994), 영산강 하구역에서는 2006년에는 1995년에 비해 clay 함량이 감소하였고, 모래와 실트 함량이 증가하여 상대적 조립화되었다. 또한 퇴적물 유기물 함량도 세립질 퇴적물의 제거로 인해 감소된 것으로 보여진다. 본 해역에서 실시된 준설량 자료의 미공개로 인해 정확히 파악할 수 없는 실정이지만 이러한 결과는 조

립질 퇴적물을 준설함으로써 우점종이 변한 광양만의 결과와도 유사하다(신과 고, 1990). Raut *et al.*(2005)는 인도 Kadinaga Bay에서 35년간에 걸친 저서동물 군집자료를 비교하고 산업화와 도시 성장, 항구확장, 양식업 등에 의해 저서동물 군집과 우점종의 변화가 있음을 보고하였다. 고하도 서측해역에서 주로 분포하던 이매패류인 *Yoldia johanni*의 밀도가 급감한 것도 환경변화로 해석된다.

본 조사기간 동안 유의한 출현중수 감소를 보인 분류군은 연체동물이었다. 다모류의 경우 실제적인 출현중수 감소폭은 가장 크게 나타났으나 통계적으로는 유의한 차이가 없었다. 또한 다모류는 우점종의 종류가 바뀌었으나 연체동물은 우점종이 바뀐 것은 아니었다. 연체동물은 두 조사 기간동안 밀도변화에 비해 생체량 변동은 적었는데 이것은 1995년의 경우 생체량이 적은 *Theora fragilis* 어린개체가 대량으로 출현하였기 때문이다. 또한 *T. fragilis*는 입도가 세립하고 유기물 오염이 진행되는 내만역에서 높은 밀도로 출현하는 것으로 보고되어 있는 종으로서 밀도가 감소한 것은 이 해역의 입도 조립화와 관련성이 있어 보인다. 즉, 세립질 퇴적물의 감소로 유기물함량이 감소하고 초기착저 치패의 서식을 어렵게 하여 이 종들의 밀도 감소를 가져온 것으로 해석된다. 이러한 밀도 차이는 두 조사시기 군집의 비유사도에도 가장 큰 영향을 미쳐 저서군집의 변화에 영향을 미치는 것으로 판단된다(Table 3). *T. fragilis*는 영산강 하구둑 부근 정점과 고하도 외측 정점들에서 낮은 밀도를 보이지만 이는 서로 상반되는 환경 조건에 의해 나타나는 현상으로 볼 수 있다. 특히, 영산강 하구둑 주변은 수괴의 혼합이 매우 불량한 정체된 내만으로서 입도가 지나치게 세

립하고 유기물함량이 상대적으로 높아 유기물 오염 지표종인 *T. fragilis* 조차도 서식이 불가능하기 때문에 볼 수 있다. 반면 금호 방조제 주변은 방조제가 건설된 지 얼마되지 않아 퇴적물 입도가 영산강 하구둑 주변보다 세립하지 않고 퇴적물의 유기물 함량도 상대적으로 낮기 때문에 아직 기회종인 *T. fragilis*가 대량 번식하지 못했기 때문이다. 향후 시간이 경과하여 금호방조제 주변 퇴적물 입도의 세립화 및 유기물함량 증가는 이 종의 밀도를 증가시킬 것으로 판단된다. 그러나 이 종은 기회종으로서 생활사가 짧아 단기간의 환경변화에 의해서도 밀도변동이 큰 종임을 고려하면 향후 밀도 변동 및 분포범위에 대한 면밀한 감시가 요구된다.

영산강 하구역에서 1995년에 두 번째 우점종으로 출현하였던 다모류인 *P. johnsoni*의 밀도가 급격히 감소하여 이 해역에서 거의 사라진 것은 매우 주목할 만한 현상이다. 이 종은 여과식자 또는 선택적 퇴적물식자로 알려진 다모류이며 (Fauchald and Jumars, 1979), 우리나라 연안에서 우점종으로 보고된 예가 없고 서식 생태에 대해 알려진 것은 거의 없다. 이들의 밀도가 감소한 대신 1995년에는 거의 출현하지 않던 *H. filiformis*가 2006년에는 내만역에서 높은 밀도와 광범위한 해역에서 출현하고 있다. 이 종은 유기오염의 영향을 받고 있는 우리나라의 연안 내만에서 주로 출현하는 종으로 알려져 있는데 1995년에는 밀도가 낮고 극히 일부 정점에서만 출현하였으나 2006년에는 밀도증가와 함께 분포역도 증가되어 목포항 주변해역에 주로 분포하였다. 즉, *P. johnsoni*가 사라지고 *H. filiformis*가 대체된 것으로 나타났다.

한편, 1995년에 영산강 하구둑 주변에 주로 분포하던 *Tharyx* sp.는 2006년에는 목포항 주변 및 고하도 외측에까지 분포역을 확장하였다. 이 종은 우리나라 연안의 입도가 세립하고 유기물함량이 높은 내만역에서 우점적으로 출현하는 종으로 알려져 있다(신, 1995; 임 등, 1999; 임과 최, 2001). 그러나 이들의 밀도 변동은 크지 않고 이 해역의 유기물 함량 변화도 크지 않은 것으로 보아 이 종의 서식처 확장 원인에 대한 면밀한 모니터링이 지속되어야 할 것으로 판단된다.

신과 고(1990)는 광양만에서 다모류인 *L. longifolia* 및 *S. scutata*가 먹이나 서식처 환경에 대해 서로 경쟁적인 관계인 것으로 추정하였는데, 본 조사에서도 이들 두 종의 분포역은 서로 명백히 구분되고 있어 이러한 현상과 유사하다. *S. scutata*는 세립질 퇴적물에 서식하지만 출현하는 저서환경이 매우 다양하여 광역 분포종으로도 알려져 있는데, 2006년의 경우에는 1995년에 비해 목포항을 중심으로 대량 출현한 것이 특징적인 현상이다. 이 종은 진해만의 경우 세립한 내만역보다는 입도가 상대적으로 조립한 입구역에서 우점적으로 출현하는 것으로 나타났다(임과 홍, 1998). 다모류인 *C. tentaculata* 및 *L. longifolia*가 2006년에는 1995년에 비해 하구둑 방향으로 더 이동한 것으로 나타났다. *C. tentaculata*는 일본에서도 여름철 산소가 결핍된 퇴적물에서 우점하는 것으로 알려져 있는데(Tamaki, 1982), 하구둑 주변으로 서식처가 이동한 것은 2006년에는 이 해역의 특징인 산소결핍상태와 연관성이 있을 것으로 보인다.

Patricio et al.(2009)은 하구역 저서동물 군집의 장기간에 걸친 변화를 파악하기 위해 17년간 각종 생태학적 지수를 계산하고 그 차이를 파악한 결과, 경우에 따라 생태지수 등에서도 상호 차이가 나타나는 것을 발견하고는 정밀조사의 필요성을 제기하였다. 2006

년 영산강 하구역에서의 저서동물 군집 종다양도는 1995년에 비해 평균값이 감소됨으로서 이 해역에서 생태계 변동이 있었음을 제시하고 있다. 종 다양도 변화양상을 보면 고하도 외측해역에서는 출현종수 감소로 인해 종 다양도가 감소하였으나 목포항 주변 정점들에서는 증가함으로서 상반된 양상을 보였다. 특히, 1995년에 기회종인 *T. fragilis*가 높은 밀도로 출현하였으나 2006년에는 밀도가 감소한 정점들에서는 출현종수가 감소하였음에도 불구하고 종 다양도 수치가 증가하였다. 이것은 종 다양도는 각 종별 출현밀도가 전체 밀도에서 차지하는 비율로 계산되어지기 때문이다.

영산강 하구역에서 두 조사 시기 간의 표층 및 저층수온 차이는 파악하기 어려웠다. 또한 염분도 풍수기 때 영산강 하구둑 수문을 통해 방류되는 담수량에 따라 변하기 때문에 염분을 측정할 시기에 따라 달라질 수 있다. 시간경과에 따라 환경요소가 저서생태계에 미치는 영향을 파악하기 위해서는 시계열적인 자료가 필요하다. 본 조사에서는 단순히 2회만 조사된 자료만으로는 영산강 하구역에서 진행되는 환경 변화의 경향을 파악하기 어려웠다. 그럼에도 불구하고 갯벌 저서생물 및 연안 조하대 저서생태계의 장기적인 변동에 영향을 주는 환경요소로서 온도변화가 유의한 환경요소의 하나로 파악되고 있음을 고려할 때 장기적인 시계열적인 모니터링이 필요하다(Labrune et al., 2007). 해양 환경요소 중에서 저층용존산소의 결핍현상이 1995년에는 명확히 나타났으나(임과 박, 1998; Lim et al., 2006), 2006년에는 영산강 하구둑에서 목포항 사이의 수심이 깊은 중심부에서만 산소 결핍현상이 발생함으로서 저서동물 군집에 큰 영향을 미치지 않았다. 영산강 하구둑 주변에서의 빈산소수괴의 발달은 여름철 표층수온이 높은 시기에 표저층 수괴의 혼합 저해로 인해 나타나는 현상으로서 매년 발생할 가능성이 있는 현상이지만 본 조사시기에는 광범위한 해역에서 관찰되지 않아 이 현상이 반복적으로 나타나는지에 대해서는 향후 지속적인 모니터링이 필요하다.

주목할만한 현상으로서 1995년에는 영산강하구둑 주변해역과는 구분되던 금호방조제 주변의 정점들이 2006년에는 출현종 조성이 내만에 해당되는 영산강 하구둑 주변 해역과 유사하게 변했다는 점이다. 이것은 1995년에는 금호방조제가 건설되지 않은 상태였으나 약 10여년이 지난 2006년에는 퇴적이 진행되어 내만환경과 유사한 환경으로 변해가고 있음을 나타낸다. 본 연구에서는 Yoo et al.(1999)과 같이 지속적인 간격으로 조사되지 못하고 단지 2회에 걸친 조사 자료만을 비교하였다. 따라서 향후 5년 주기로 계속될 예정인 저서생태계 모니터링 결과로부터 상세한 변동요인을 파악할 수 있을 것으로 보인다. 전체적으로 보면 목포항에서 영산강 하구둑 사이의 해역에서는 기존 우점종 대신 다른 우점종이 나타난 반면, 고하도 서측 해역에서는 주요 우점종들이 사라진 다음 새로운 다른 종이 나타나지 않았고 빈약한 상태로 남아있음을 알 수 있다. 일반적으로 연안에서 주로 발생하는 오염의 일종인 유기오염의 경우 출현종수가 감소할 경우라도 우점종의 변동이 나타난다. 이것은 이 해역의 생물상 변화가 연안역에서 발생하는 유기오염으로 인한 영향이 아닌 다른 영향을 받았을 가능성을 제시한다.

결론적으로 영산강 하구역의 대형저서동물 군집은 지난 10년 동안 획기적인 변화는 나타나지 않았으나 출현종수는 약 20%의 감소를 보였으며 평균 밀도는 약 40%의 감소를 보였다. 또한 주

요 우점종의 밀도감소, 유기물 오염 지시종으로 알려진 종들의 출현으로 인해 군집이 변하고 있다는 것을 알 수 있었다. 따라서 지속적인 모니터링과 종합적인 연구를 통하여 하구역으로의 유기물 유입, 해수정체로 인한 퇴적 및 여름철 빈산소 등으로부터 저서생태계를 포함한 하구 생태계가 영향을 받지 않도록 대책을 수립하여야 할 것이다.

사 사

본 연구는 국토해양부 연구과제 “하구역 종합관리시스템개발연구”의 지원으로 이루어졌으며 연구비 지원에 감사드립니다.

참고문헌

박영재, 1987. 영산강 하구댐 건설전후의 해양환경 비교연구, 조선대학교 대학원 석사학위논문. 68p.
 박홍식, 이재학, 최진우, 2000. 북동 주변 해역 조하대 저서동물 군집의 시공간적 분포. *5*(2): 169-176.
 신현출, 1995. 가막만의 다모류군집. *한국해양학회지*, *30*(4): 250-261.
 신현출, 고철환. 1990. 광양만 다모류 군집의 시공간적 변화. *한국해양학회지* *25*(4): 205-216.
 임현식, 박경양, 1998a. 영산강 하구역의 연성저질에 서식하는 저서동물 군집. 1. 저서환경. *한국수산학회지*, *31*: 330-342.
 임현식, 박경양, 1998b. 영산강 하구역의 연성저질에 서식하는 저서동물 군집. 2. 여름철 빈산소수괴의 출현과 저서동물 분포. *한국수산학회지*, *31*: 343-352.
 임현식, 박경양, 1999. 반폐쇄적인 영산강 하구역 조하대 연성저질의 저서동물 군집. *한국수산학회지*, *32*: 320-332.
 임현식, 박홍식, 최진우, 제종길. 1999. 남해 앵강만 조하대 연성성질 저서동물 군집. *한국해양학회지* ‘바다’. *4*(1): 80-92.
 임현식, 최진우. 2001. 남해안 소리도 주변 연성저질 해역의 저서동물 분포. *한국수산학회지*. *34*(3): 225-237.
 임현식, 최진우. 2005. 영암호 저서동물군집에 미친 하구둑 건설의 영향. *한국수산학회지*, *38*(3): 172-183.
 임현식, 홍재상, 1997a. 진해만 저서동물 군집생태. 2. 우점종의 공간분포. *한국수산학회지*, *30*: 161-174.
 임현식, 홍재상, 제종길, 1995. 진해만에서 아기반투명조개 *Theora fragilis* (Mollusca: Bivalve)의 분포. *한국패류학회지*, *11*: 21-34.
 Bilyard, G.R. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Mar. Poll. Bull.* *18*(11): 581-585.
 Borja, A., Franco, J., Perez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.*, *40*: 1100-1114.
 Borja, A., Muxika, I., and Franco, J., 2003. The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Mar. Poll. Bull.*, *46*: 835-845.
 Duineveld, G.C.A., A. Kunitzer, U. Niermann, P.A.W.J. De Wilde and J.S. Gray, 1991. The macrobenthos of the North sea. *Netherlands J. Sea Res.* *28*(1/2): 53-65.
 Fauchald, K. and P.A. Jumars, 1979. The diet of worms: A study of polychaete feeding guilds, *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* *17*:

193-284.
 Frey, R.W., J.D. Howard and J.S., Hong, 1987a. Prevalent Lebensspuren on a modern macrotidal flat, Inchon, Korea: Ethological and Environmental Significance. *PALAIOS*, *2*: 517-539.
 Frey, R.W., J.S. Hong, J.D. Howard, B.K. Park and S.J. Han, 1987b. Zonation of benthos on a macrotidal flat, Inchon, Korea. *Senckenbergiana marit.* *19*: 295-329.
 Hong, J.S. and J.W. Yoo, 2001. A Revisit on Zonal macrobenthic communities in Chokchon tidal flat, Incheon, Korea, after the survey in 1986. *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, *36*(3): 83-92.
 Labrune, C., A. Gremare, K. Guizien, J.A. Amouroux. 2007. Long-term composition of soft bottom macrobenthos in the Bay of Banyuls-sur-Mer(noth-western Mediteranean Sea): A reappraisal. *J. Sea Res.*, *58*: 125-143.
 Lim, H.S., R.J. Diaz, J.S. Hong and L.C. Schaffner, 2006. Hypoxia and benthic community recovery in Korean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* *52*: 1517-1526.
 Miller, D.C., M.J. Bock and E.J. Tumer, 1992. Deposit and suspension feeding in oscillatory flows and sediment fluxes. *J. Mar. Res.*, *50*: 489-520.
 Musco, L., B. Mikac, M. Tataranni, A. Giangrande and A. Terlizzi, 2011. The use of coarser taxonomy in the detection of long-term changes in polychaete assemblages. *Marine environmental Research.* *71*: 131-138.
 Patricio, J., J.M. Neto, H. Teixeira, F. Salas and J.C. Marques, 2009. The robustness of ecological indicators to detect long-term changes in the macrobenthos of estuarine systems. *Marine environmental Research.* *68*: 25-36.
 Pearson, T.H. and R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, *16*: 229-311.
 Raut, D., T. Ganesh, N.V.S.S. Murty and A.V. Raman, 2005. Macrobenthos of Kakinada Bay in the Godavari delta, East coast of India: comparing decadal changes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* *62*: 609-620.
 Sanders, H.L., 1968. Marine benthic diversity : A comparative study. *The American Naturalist*, *102*(925): 243-282.
 Seys, J.J., P.M. Meire, J. Coosen, J.A. Craeymeersch, 1994. Long-term changes(1979-89) in the intertidal macrozoobenthos of the Oosterschelde estuary: are patterns in total density, biomass and diversity induced by the construction of the storm-surge barrier? *Hydrobiologia.* *282/283*: 251-264.
 Snelgrove, P.V.R. and C.A. Butman, 1994. Animal-sediment relationships revised: cause versus effect. *Oceanogr. Mar. Biol. Rev.*, *32*: 111-177.
 Tamaki, K., 1982. Seasonal fluctuation of macrobenthic communities in the Osaka Bay, Japan. *Bull. Nansei Reg. Fish. Res. Lab.*, *14*: 44-69.
 Yoo, J.W., J.S. Hong and J.J. June, 1999. Long-term environmental changes: Interpretations from a marine benthic ecologist’s perspective(II)-Eutrophication and substratum properties. *J. Fish. Sci. Tech.* *2*(2): 210-217.

2011년 6월 10일 원고접수
 2011년 10월 10일 수정본 채택
 담당편집위원: 최광식