

울산만의 저서환경 구배에 따른 저서동물군집 구조

윤상필* · 정래홍 · 김연정 · 김성길 · 최민규 · 이원찬 · 오현택 · 홍석진
국립수산과학원 환경관리과

Macrobenthic Community Structure Along the Environmental Gradients of Ulsan Bay, Korea

SANG-PIL YOON*, RAE-HONG JUNG, YOUN-JUNG KIM, SEONG-GIL KIM, MIN-KYU CHOI,
WON-CHAN LEE, HYUN-TAIK OH AND SOK-JIN HONG

Marine Environment Management Division, National Fisheries Research & Development Institute(NFRDI), Busan 619-705, Korea

본 조사는 유기물과 미량금속 오염이 의심되는 울산만에서 저서환경의 교란 유무와 정도를 파악하기 위해 수행되었다. 현장조사는 울산만 안쪽에 선정된 9개 정점에서 2006년 2월부터 11월까지 계절별로 저서환경과 대형저서동물군집에 대해 동시에 이루어졌다. 유기물 함량(TOC)은 평균 1.7% 이었으며 미량금속 중 As, Cu, Pb, Zn의 농도는 거의 모든 정점에서 최소영향수준(ERL)을 초과하였다. 저서동물군집의 총 출현종수는 199종, 평균 서식밀도는 4,578 개체/m² 이었으며 다모류가 가장 우세한 동물군이었다. 주요 우점종은 *Aphelochaeta monilaris*(22.6%), *Ruditapes philippinarum*(17.1%), *Magelona japonica*(12.2%), *Lumbrineris longifolia*(9.9%) 등이었으며 정점별 환경 특성에 따라 뚜렷이 다른 분포 양상을 보였다. 다변량분석 결과, 울산만 상단, 내만역, 내만역 중 태화강과 고사천이 만나는 지점 그리고 외해역에서 서로 다른 4개의 군집이 확인되었으며 특히 울산만 내의 군집 이질성이 두드러지게 나타났다. SIMPER 분석 결과, 4개 군집에서는 각각 *R. philippinarum-Capitella capitata*, *A. monilaris-Balanoglossus carnosus*, *Sinocorophium sinensis-Cyathura higoensis* 그리고 *M. japonica-Ampharete arctica*가 특징적으로 출현하였다. 전체 군집의 종조성과 밀도의 시-공간적 변화에 대해 가장 밀접한 상관성을 보인 환경 요인은 수심, 입도, 유기물 함량이었으며 중금속 중 Zn도 주요 항목에 포함되었다.

This study was carried out to investigate the extent to which benthic environment of Ulsan Bay was disturbed by organic materials and trace metals from the megacity and industrial complex. Field survey for benthic environment and macroinvertebrate community was seasonally conducted from February to November 2006 at nine stations covering the inside and outside of the bay. TOC was on average 1.7% while four (As, Cu, Pb, Zn) out of seven trace metals measured exceeded the Effects Range Low (ERL) in most of the stations. Total number of species sampled was 199 and mean density was 4,578 ind./m², both of which were greatly dominated by the polychaetes. Dominant species were *Aphelochaeta monilaris* (22.6%), *Ruditapes philippinarum* (17.1%), *Magelona japonica* (12.2%), *Lumbrineris longifolia* (9.9%) and their distribution was ruled by the difference in the benthic environmental condition of each station. From the multivariate analyses, four station groups were identified: northern part of the bay, middle and lower part of the bay, the intersection of Taewha River and Gosa stream and outside of the bay. As a result, the community heterogeneity of inner bay was much more greater than that of outer bay. SIMPER analysis showed that four groups were represented by *R. philippinarum-Capitella capitata*, *A. monilaris-Balanoglossus carnosus*, *Sinocorophium sinensis-Cyathura higoensis* and *M. japonica-Ampharete arctica*, respectively. Spatio-temporal changes of macroinvertebrate communities in Ulsan Bay were closely related to those of depth, mean grain size and organic content, and Zn was also a meaningful factor in that context.

Keywords: Organic enrichment, Trace metal, Benthic community structure, Ulsan Bay

*Corresponding author: spyoon@nfrdi.go.kr

서론

해양생물의 종 다양성을 위협하는 대표적인 인위적 요인으로는 연근해에서 행해지는 저인망 등에 의한 어획행위, 사회적·경제적 목적에 의해 행해지는 연안의 대규모 개발, 도시와 산업시설물에서 배출되는 다양한 종류의 오염물질 유입, 국가 간 경제 교류 과정에서 발생하는 외래종의 유입, 그리고 최근 잠재적 위협 요인으로서 널리 인식되고 있는 지구온난화 등을 들 수 있다(Snelgrove, 1998). 이 가운데 특히 대규모 연안개발은 육상과 해양의 접이 지역으로서 생태적 중요도가 높은 서식처들을 직접 파괴함으로써, 그리고 개발된 도시와 산업 시설물들은 연안환경으로 다량의 유해물질들을 배출함으로써 군집구조의 변화와 붕괴를 초래하기 때문에 연안 저서생태계의 질적 저하를 유발하는 주된 요인으로 언급되어 왔다(e.g. Simboura *et al.*, 1995; Lu *et al.*, 2002; Smith and Shackley, 2006; Lu and Wu, 2007).

이런 측면에서 울산만은 양질의 연안생태계를 유지하기에는 잠재적 위험도가 매우 큰 지역이다. 울산만은 1962년 특정공업지역으로 지정되면서 온산만과 함께 대표적인 임해공업단지로 성장해 왔다. 중공업, 석유화학, 비철금속, 기계 산업 등과 관련된 공단들이 대규모로 자리 잡고 있으며, 이를 바탕으로 울산시는 1인당 국민 소득 4만 달러에 이르는 인구 110만의 국내 최대 공업도시를 이루고 있다. 그러나 도시와 산업단지로부터 연안으로 흘러들어가는 오폐수를 막기 위한 하수도의 보급률은 62%(2001년 말 기준)에 그쳐 7대 광역시 중 가장 낮으며 전국 평균인 70.5%보다도 낮은 수준이다(see 최 등, 2005). 최근 최 등(2005)은 울산만과 온산만 일대의 퇴적물 내의 Fecal sterol을 분석함으로써 태화강과 고사천 뿐만 아니라 울산만에서도 하수기인 유기물에 의한 오염 징후가 관찰됨을 보고하였다. 유기물 오염 외에도 미량금속에 의한 오염 가능성은 이미 1970년대 중반부터 제기되어 왔으며(원 등, 1976), Lee *et al.*(1998)은 울산만의 퇴적물 내 미량금속 오염이 국내 연안 중 가장 높은 수준이라는 사실을 보고하기도 하였다.

해양에서 인위적 요인에 의해 환경에 스트레스가 가해질 경우 저서동물군집이 보이는 일반적인 반응은 종수 감소와 우점종의 증가이다(Pearson and Rosenberg, 1978; Warwick, 1986; Gray *et al.*, 1990). 이는 종마다 스트레스 요인에 대한 내성 정도가 다르기 때문이며 내성이 강한 종이 스트레스 상황 하에서 우발적으로 갖게 되는 상대적 우위의 결과로 볼 수 있다. 그러나 실제 오염 해역에서 관찰되는 저서동물군집의 세부적인 반응은 스트레스의 종류와 정도, 해역의 물리·화학적 특성 그리고 서식 생물의 조성 등에 따라 다양하게 나타나며 특히 울산만과 같이 복합적인 오염 요인이 존재하는 경우 군집 반응에 대한 해석과 예측에는 많은 어려움이 따른다(e.g. McLusky *et al.*, 1986; Ferraro *et al.*, 1991; Smith and Shackley, 2006). 따라서 환경오염의 여부와 정도를 파악하기 위해서는 보다 종합적인 접근법이 필요하다. 대표적으로 조사 시점의 환경에 대한 지표가 될 수 있는 물리·화학적 요인에 대한 조사와 보다 장기적인 환경 변화를 반영하는 것으로 알려진 저서동물군집에 대한 조사를 동시에 수행하고 그 결과를 비교·분석하는 것이 가장 널리 사용되고 있는 방법이다(Warwick, 1993; Elias *et al.*, 2005).

현재까지 저서환경의 오염 여부와 관련되어 울산만에서 수행된

연구들은 대부분 특정 요인 즉, 하수기인 유기물(최 등, 2005) 또는 미량금속(강과 이, 1996; 양 등, 1996) 등에 대해 개별적으로 이루어졌으며 접근법에 있어서도 화학적 분석법(강과 이, 1996; 양 등, 1996; 최 등, 2005) 또는 생물학적 분석법(Yi *et al.*, 1982; Shin *et al.*, 2001)이 별도로 적용되어왔다. 따라서 본 조사에서는 울산만 저서환경의 교란 유무를 파악함에 있어 저서동물군집의 시·공간적 구조 변화에 대한 분석과 함께 울산만의 자연적·인위적 저서환경에 대한 동시 분석을 수행하여 보다 합리적인 접근을 시도하고자 하였다.

재료 및 방법

저서동물 채집 및 저서환경측정

울산항 주변에서 울산연안 외측에 이르는 해역에서 저서환경 구배에 따른 저서동물군집의 시·공간적 변화 양상을 파악하고자 일렬로 배열된 총 9개 정점을 선정하여 2006년에 계절 조사(2월, 5월, 8월, 11월)를 수행하였다(Fig. 1). 퇴적물 시료는 표면적 0.05의 van Veen grab을 사용하여 정점 당 3회 반복 채집하였으며 이 가운데 2회 분의 채집시료는 저서동물군집 분석용으로, 그리고 1회 분의 채집 시료는 표층퇴적물의 지화학적 특성 분석용으로 사용하였다.

저층수의 특성에 대한 항목으로서는 수온, 염분, 용존산소(DO)가 포함되었으며 수질측정기(CTD, SeaBird-19)로 현장에서 관측하였다. 표층퇴적물 특성에 대해서는 평균입도(Mz; Mean Grain Size), 산화발성황화물(AVS; Acid Volatile Sulfide), 총 유기탄소(TOC; Total Organic Carbon) 그리고 금속원소(Cu, Cd, Pb, Cr, As, Zn, Hg) 등의 항목을 측정하였다. 단, 금속원소에 대한 분석

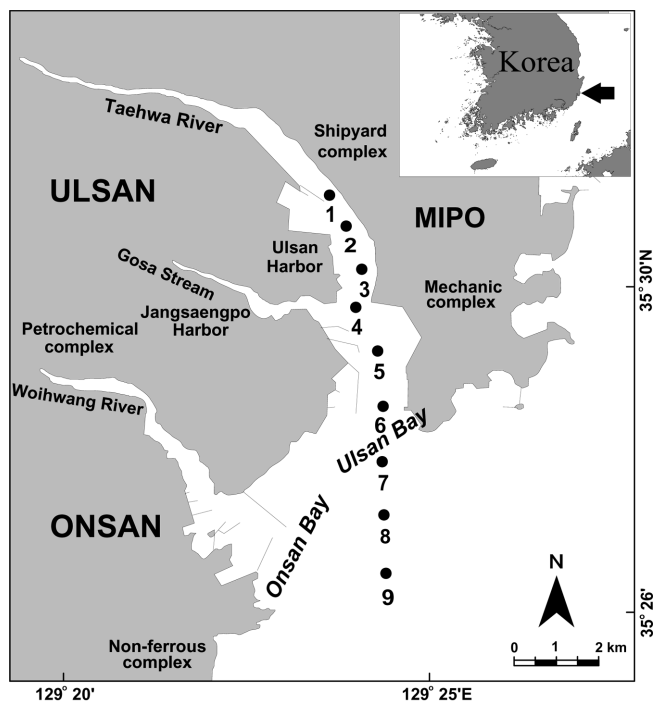


Fig. 1. Location of the 9 stations placed in a line from the lower part of Taehwa River to the outside of Ulsan Bay.

은 다른 환경 변수들과 달리 2006년 2월과 8월, 두 차례만 수행되었다.

표층퇴적물 시료의 평균입도와 산화발성황화물에 대한 분석은 해양환경공정시험방법(해양수산부, 2005)에 준하여 시행하였다. 총 유기탄소 측정을 위해 냉동 건조시킨 시료 0.5 g을 유리 vial에 넣고 1N HCl 10 mL를 첨가하여 탄산염을 제거하고, 70 °C에서 24 시간 동안 수분과 잔류염소를 날려 보냈다. 전처리된 시료는 105 °C에서 2시간 건조시키고, 상온에서 2시간 방치한 후 주석박막으로 3-5 mg의 시료를 말아 CHN 원소분석기(Perkin Elmer, model 2400)로 측정하였다. 금속원소의 분석은 퇴적물 시료를 -80 °C에서 동결건조한 후 플라스틱 재질의 체($\phi < 63 \mu\text{m}$)로 체질하여 통과된 시료를 사용하였다. 미량금속을 추출하기 위하여 1 g의 동결 건조된 퇴적물 시료를 50 mL 테프론 비이커에 넣고 혼합산(HNO_3 : $\text{HF}:\text{HClO}_4=2:2:1$)을 첨가하였다. 산을 완전히 휘발시킨 후 2% HNO_3 용액을 사용하여 100 mL로 정용하였다. 퇴적물 시료의 미량금속분석은 유도결합플라즈마 질량분석기(ICP-MS, Perkin Elmer, Elan 6000)로 분석하였으며, Hg의 경우 수은자동분석기(Milestone, AMA-254)로 분석하였다. 분석자료의 신뢰성을 확보하기 위한 Standard Reference Material은 PACS-2(Marine Sediment)를 이용하였으며, 모든 전처리 과정은 class 100의 clean booth 내에서 행하였다.

저서동물군집 분석을 위해 채집된 퇴적물 시료는 선상에서 망목 크기 1.0 mm 체에 걸러 퇴적물을 제거하였으며 잔존물을 현장에서 10% 중성포르말린으로 고정시켜 실험실로 운반하였다. 실험실에서 분류군별로 선별작업을 거친 후 가능한 한 중 수준까지 동정하고 종별로 계수하였다. 측정된 개체수는 단위면적 당(m^2)의 값으로 환산하여 분석에 이용하였다.

자료 분석

저서동물군집의 구조를 파악하기 위한 단변량 변수로서 종수, 개체수 그리고 종다양도지수(H')(*Shannon and Weaver, 1963*) 등을 계산하였다. 군집구조의 시·공간적 변화를 파악하고 케이스 간 유사도에 의해 군집을 구분하기 위하여 대수 변환된 생물자료에 대해 Bray-Curtis 유사도 지수를 구하고 그 결과 만들어진 유사도 행렬에 기초하여 집괴분석(cluster analysis)과 다차원척도법(non-metric multidimensional scaling: MDS) 분석을 수행하고 그 결과를 상호보완적으로 적용하였다(*Clarke and Warwick, 1994*). 또한, 선행된 분석 결과에서 확인된 정점군들의 특징종을 찾아내기 위해 SIMPER(similarity percentages) 분석을 적용하였다(*Clarke, 1993*). 생물군집과 환경요인의 상호 연관성 추정을 위한 방법으로 BIO-ENV procedure(*Clarke and Ainsworth, 1993*)를 활용하였다. 이때 환경변수의 거리행렬은 normalized Euclidean distance로 산출하였으며 생물자료의 유사도 행렬과 환경자료의 거리행렬 사이의 상관성은 Spearman rank correlation coefficient(ρ)로 계산하였다. 모든 통계분석은 PRIMER 패키지(ver. 5.2.9)를 이용하여 수행하였다.

결 과

저서환경 특성 및 표층퇴적물의 미량금속 분포

조사 해역의 수심은 만의 가장 안쪽에 위치한 정점 1에서 2.8 m로 가장 낮았으며 만 외측의 정점 9에서 25.8 m로 가장 깊었다 (Table 1). 정점 1과 2사이 그리고 정점 5와 6사이에서 상대적으로 큰 수심 변화가 있었다. 저층수의 평균 수온은 정점 1에서 $14.4 \pm 2.6 \text{ }^\circ\text{C}$ 로 가장 높았으며 정점 9에서 $13.1 \pm 1.9 \text{ }^\circ\text{C}$ 로 가장 낮았

Table 1. Physico-chemical parameters showing the conditions of the benthic environment of the sampling stations in Ulsan Bay. Measurements are expressed by mean \pm 1SD.

Station	Depth (m)	Temperature (°C)	Salinity	DO (mg/L)	Mean grain size (ϕ)	TOC (%)	AVS (mg/g dry wt)
1	2.8	14.4 \pm 2.6	32.8 \pm 0.7	8.1 \pm 1.1	4.6 \pm 0.3	1.6 \pm 1.3	0.14 \pm 0.17
2	11.9	13.6 \pm 2.0	33.5 \pm 0.7	8.2 \pm 1.3	6.9 \pm 0.3	2.0 \pm 0.4	0.15 \pm 0.06
3	11.0	13.8 \pm 2.3	33.6 \pm 0.8	8.3 \pm 0.8	6.8 \pm 0.3	1.5 \pm 0.2	0.04 \pm 0.03
4	11.1	13.8 \pm 2.1	33.8 \pm 0.9	8.0 \pm 1.5	6.5 \pm 0.1	1.2 \pm 0.4	0.15 \pm 0.20
5	10.9	14.2 \pm 2.4	33.6 \pm 1.2	9.3 \pm 0.9	6.7 \pm 0.4	1.5 \pm 0.1	0.09 \pm 0.06
6	17.4	13.5 \pm 1.8	34.1 \pm 0.8	8.7 \pm 1.0	7.2 \pm 0.4	1.7 \pm 0.2	0.14 \pm 0.13
7	19.0	13.9 \pm 2.2	34.1 \pm 0.8	8.3 \pm 1.2	6.3 \pm 0.0	1.7 \pm 0.5	0.05 \pm 0.07
8	22.5	13.9 \pm 2.2	34.2 \pm 0.7	8.1 \pm 1.6	6.8 \pm 0.3	1.8 \pm 0.4	0.03 \pm 0.01
9	25.8	13.1 \pm 1.9	34.4 \pm 0.7	8.0 \pm 1.5	6.5 \pm 0.5	2.6 \pm 1.0	0.04 \pm 0.01
Station	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
	(mg/kg dry wt)						
1	21.3 \pm 10.7	0.30 \pm 0.06	53.1 \pm 16.4	46.0 \pm 32.4	0.05 \pm 0.02	54.5 \pm 18.3	170.3 \pm 23.6
2	28.2 \pm 7.5	0.39 \pm 0.07	58.7 \pm 2.4	41.2 \pm 2.2	0.07 \pm 0.02	54.1 \pm 7.6	185.1 \pm 26.1
3	32.3 \pm 21.2	0.27 \pm 0.01	66.4 \pm 20.5	61.0 \pm 39.9	0.05 \pm 0.01	58.7 \pm 27.4	201.7 \pm 57.9
4	33.1 \pm 11.7	0.82 \pm 0.73	73.8 \pm 3.6	57.0 \pm 36.4	0.09 \pm 0.06	74.9 \pm 1.2	268.0 \pm 53.5
5	22.1 \pm 5.7	0.22 \pm 0.06	58.0 \pm 8.8	42.5 \pm 13.4	0.06 \pm 0.01	47.5 \pm 13.1	165.2 \pm 9.2
6	17.1 \pm 6.7	0.29 \pm 0.04	80.6 \pm 4.0	39.3 \pm 7.5	0.06 \pm 0.00	50.9 \pm 17.6	169.4 \pm 22.9
7	22.4 \pm 1.4	0.30 \pm 0.07	78.7 \pm 5.4	41.3 \pm 7.7	0.05 \pm 0.01	50.2 \pm 15.1	160.8 \pm 14.5
8	14.5 \pm 3.8	0.28 \pm 0.03	82.6 \pm 3.3	30.4 \pm 5.1	0.04 \pm 0.02	48.3 \pm 4.5	158.2 \pm 0.1
9	13.3 \pm 1.3	0.20 \pm 0.03	73.5 \pm 15.9	25.0 \pm 2.5	0.05 \pm 0.00	38.9 \pm 2.7	131.5 \pm 18.3

지만 선형적인 감소는 아니었다. 염분의 계절 평균은 32.8±0.7~34.4±0.7의 범위로 정점 1에서 가장 낮았고 이후 점진적으로 증가하여 정점 9에서 가장 높았지만 그 차이가 크지는 않았다. 용존산소농도의 평균은 8.0±1.5 mg/L~9.3±0.9 mg/L 범위로 시공간적인 변화가 작았다. 입도분석 결과, 표층퇴적물의 퇴적상은 정점 1을 제외한 모든 정점에서 중립실트(medium silt)로 동일하였으며 정점 1에서만 극조립실트(very coarse silt)의 퇴적상이 나타났다. 총유기탄소(TOC) 함량은 정점 4에서 1.2±0.4%로 가장 낮았고 정점 9에서 평균 2.6±1.0%로 가장 높았으며 시공간분포 상에 일정한 양상은 관찰되지 않았다. 산화발성황화물(AVS)은 평균 0.04±0.03 mg/g dry wt - 0.15±0.20 mg/g dry wt의 범위로 정점 3을 제외하면 평균적으로 만 외측 보다는 내측에서 높았다. 특히, 큰 표준편차를 보인 내측의 일부 정점들(정점 1, 4, 6)의 경우 일시적으로 (11월) 0.2 mg/g dry wt을 상회하는 높은 농도를 보였다.

여름과 겨울 두 차례에 걸쳐 조사된 7개 미량금속에 대한 농도 분포를 Table 1에 평균과 표준편차로 정리하여 제시하였다. As의 평균 농도는 전 정점에서 NOAA의 해양퇴적물 환경 기준 가운데 하나인 Effects Range Low(ERL)에 해당하는 8.2 mg/kg dry wt를 넘었으며 특히, 정점 3과 4에서는 32 mg/kg dry wt 이상으로 ERL의 4배에 달하는 높은 농도가 관찰되었다. 두 번의 측정 시기에서 As의 농도는 전 정점에서 겨울에 상대적으로 높았으며 특히 정점 3에서 그 차이가 컸다. Cd의 평균 농도는 정점 4에서 0.82±0.73 mg/kg dry wt로 가장 높았으며 동일 정점에서 겨울에 측정된 값은 ERL(1.2 mg/kg dry wt)을 넘었다. 그 외의 정점에서는 0.30 mg/kg dry wt 전후의 수준이었다. 측정 시기에 따른 농도의 증감 양상은 정점별로 달랐다. Cr의 평균 농도는 정점 4를 제외하면 만의 외측에서 상대적으로 높았으며 특히 정점 8에서는 ERL(81 mg/kg dry wt)을 초과하는 82.6±3.3 mg/kg dry wt의 높은 농도가 관찰되었다. 측정 시기별 농도는 만의 내측에서는 겨울에, 외측에서는 여름에 상대적으로 높았으며 정점 3에서의 차이가 가장 컸다. Cu의 평균 농도는 정점 8과 9를 제외한 7개 정점에서 ERL(34 mg/kg dry wt)을 초과하였으며 특히 정점 3과 4에서 60 mg/kg dry wt 전후의 값으로 가장 높았다. 각 정점에서 측정 시기별 농도의 증감 양상은 Cr과 유사하였다. Hg의 평균 농도는 전 정점에서 ERL(0.15 mg/kg dry wt)을 초과하지 않았으며 정점 4에서 0.09±0.06 mg/kg dry wt로 가장 높았다. 측정 시기에 따른 농도의 증감 양상은 정점별로 달랐다. Pb의 평균 농도는 정점 9를 제외한 전 정점에서 ERL(46.7 mg/kg dry wt)을 넘었으며 특히, 정점 4에서 74.9±1.2 mg/kg dry wt로 가장 높았다. 측정 시기별 농도는 정점 4를 제외한 전 정점에서 겨울에 상대적으로 높았으며 특히 정점 3에서 큰 차이가 있었다. Zn의 평균 농도는 Pb와 유사하게 정점 9를 제외한 전 정점에서 ERL(150 mg/kg dry wt)을 넘었으며 특히, 정점 4에서 268.0±53.5 mg/kg dry wt로 가장 높았다. 측정 시기별 농도의 증감 양상은 정점별로 달랐으며 측정 시기별 농도 차이가 가장 컸던 정점은 3과 4였다.

저서동물군집의 종조성

울산 연안의 9개 정점에서 채집된 대형저서동물은 2월에 107종, 5월에 118종, 8월에 106종, 그리고 11월에 112종으로 봄에 다소 많은 종이 채집되었다. 사계절동안 채집된 총 종수는 199종이었

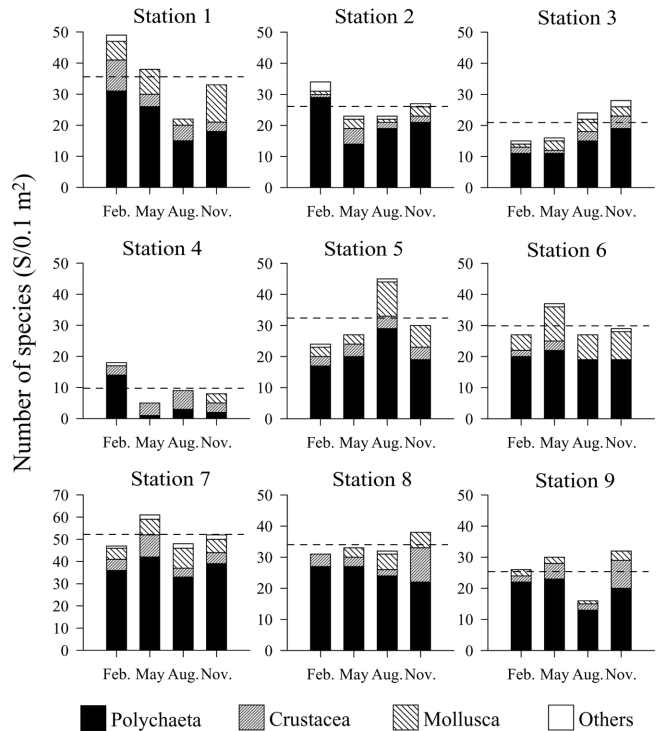


Fig. 2. Seasonal changes of the number of species in each sampling station. The number of species of four major animal groups in each case is also presented. Dashed line on the individual bar chart indicates seasonal mean number of species in the corresponding station.

으며 이 중 다모류가 99종으로 가장 많았고 갑각류와 연체동물이 각각 48종, 42종으로 다모류에 비해 절반 이하의 수준이었다. 한편, 전체 평균 출현종수는 30±13 종/0.1 m² 이었으며 정점별로는 정점 4에서 10±6 종/0.1 m²으로 가장 적었고 정점 7에서 52±6 종/0.1 m²으로 가장 많아 정점 간 차이가 비교적 컸다(Fig. 2). 지역적인 평균 출현종수의 증감 양상은 정점 4와 정점 7을 기준으로 정점 4까지 감소, 정점 7에서 최대 그리고 정점 7이후 다시 감소하는 양상이었다. 계절 평균 출현종수는 27±13 종/0.1 m²(여름)~31±12 종/0.1 m²(가을)로 여름에 가장 적었고 그 외의 계절에는 30 종/0.1 m² 정도의 수준을 유지하였다. 각 정점에서 관찰된 세부적인 계절 변화 양상에는 일관된 경향이 나타나지 않았으며 계절 변화의 폭은 정점 1에서 26종으로 가장 컸고 정점 8에서 7종으로 가장 작았다. 각 정점별, 시기별 출현종수에 대한 주요 동물군의 기여율은 다모류가 평균 67±15%로 가장 컸으며, 갑각류와 연체동물의 기여율은 각각 16±16%, 14±10% 이었다.

전체 평균 개체밀도는 4,578±5,009 ind./m² 이었으며 표준편차가 평균보다 상대적으로 크다는 사실이 개체밀도의 이질적인 시공간 분포를 암시하였다. 이는 일부 우점종에서 관찰된 급격한 개체밀도 변화가 주된 원인이었으며 이러한 양상을 보인 대표종으로는 이매패류 *Ruditapes philippinarum*이 있었다. 이 종은 11월에 정점 1에서 27,250 ind./m²의 고밀도 분포를 나타내었으며 이는 치패의 계절적 가입의 결과였다(Fig. 3). 이 종의 일시적 가입 개체들을 배제하였을 경우, 전체 평균 개체밀도와 표준편차는 3,821±2181 ind./m²로 떨어졌다. 이 중 외에도 다모류 *Lumbrineris longifolia*

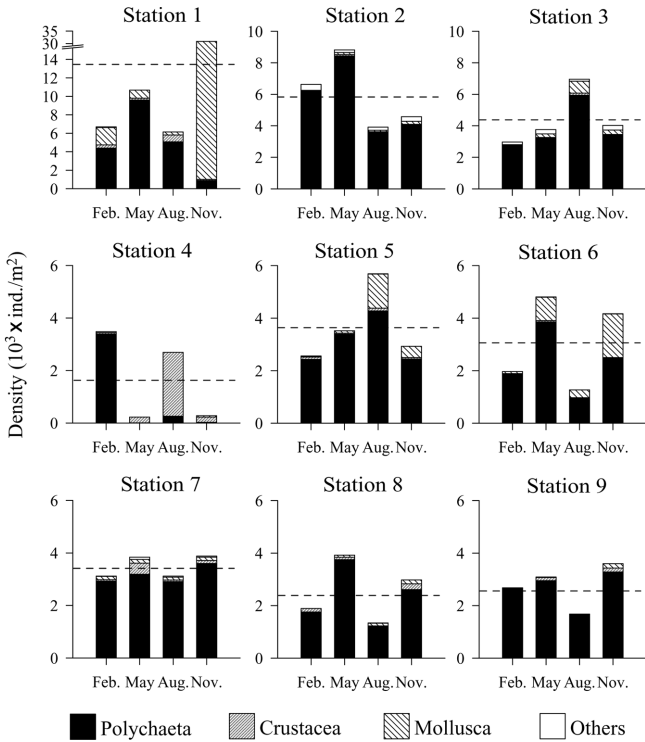


Fig. 3. Seasonal changes of macrofaunal density (ind./m²) in each sampling station. Density of four major animal groups in each case is also presented. Dashed line on the individual bar chart indicates seasonal mean of density in the corresponding station.

와 *Aphelochaeta monilaris* 등이 특히 내만의 정점 1과 2 등에서 봄에 일시적으로 6,000 ind./m²~8,000 ind./m² 정도의 고밀도 분포를 보임으로써 시-공간적 개체밀도 차이에 기여하였다. 정점별 평균 개체밀도의 분포 범위는 1,670±1,666 ind./m²~13,595±11,699 ind./m²로 정점 간 차이가 매우 컸다. 개체밀도의 정점 간 분포 양상은 밀도가 급격히 감소하여 가장 낮은 값을 보인 정점 4를 제외하면 상대적으로 만의 내측에서 높았으며 특히, 정점 1에서 높았다(Fig. 3). 계절별 평균 개체밀도의 범위는 3,554±1,832 ind./m²~6,370±9,277 ind./m²로 겨울에 가장 낮고 가을에 가장 높았으나 *R. philippinarum*의 가을철 가입 개체를 제거했을 경우에는 봄에 4,740±3,139 ind./m²로 가장 높았다. 각 정점에서의 세부적인 계절 변화 양상은 출현종수와 마찬가지로 일관된 경향이 나타나지 않았다. 계절 변화의 폭은 만의 외측에서 상대적으로 작았으며 특히 정점 7에서 가장 안정된 밀도 변화가 관찰되었다. 각 정점별, 시기별 개체밀도에 대한 주요 동물군의 기여율은 다모류가 평균 79±27%로 가장 컸다. 갑각류와 연체동물은 각각 정점 4와 1에서 일시적으로 높은 기여율을 보였지만 평균 기여율은 두 동물군 모두 10% 정도였다.

울산연안 저서동물군집의 종다양도지수(H')는 0.6~3.2의 범위로 시기적으로 그리고 특히 정점에 따라 차이가 컸다. 5월의 정점 2와 4, 8월의 정점 4 그리고 11월의 정점 1에서는 1 미만으로 매우 낮았다(Fig. 4). 반면, 정점 7의 전 시기, 2월의 정점 1 그리고 8월의 정점 5와 6에서는 2.6 이상의 높은 값이 관찰되었다. 정점별 다양도지수 평균은 정점 4에서 1.1±0.5로 가장 낮았고 정점 7

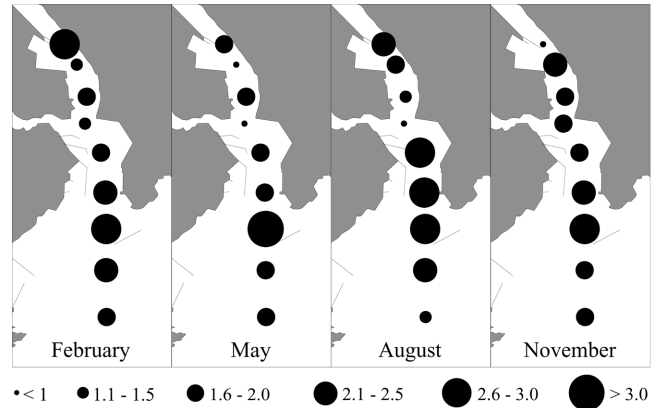


Fig. 4. Spatial distribution of diversity and its seasonal changes. The values of diversity are graded and expressed by 6 different size of bubbles.

에서 2.9±0.2로 가장 높았다. 계절별 평균은 5월에 1.7±0.7로 가장 낮았고 2월에 2.1±0.5로 가장 높았다. 조사 정점들 가운데 계절적으로 가장 작은 변화를 보인 정점은 7과 9(SD = ±0.2)이었으며 가장 큰 변화를 보인 정점은 1(SD = ±0.9)이었다.

우점종의 시-공간분포 패턴

우점종은 각 계절별로 개체밀도 순위를 고려하여 10위까지의 종을 대상으로 선정하였다(Table 2). 사계절 동안 최소한 1회 이상 우점종에 포함된 종은 총 20종이었다. 이들이 총 채집 개체수에서 차지하는 비율은 80.7%이었으며 각 계절별 채집 개체수에 대해서는 73.6%(8월)~85.3%(11월) 수준의 점유율을 보였다. 총 20종 가운데 사계절 내내 우점종에 포함된 종은 다모류 *Aphelochaeta monilaris*, *Magelona japonica*, *Lumbrineris longifolia* 그리고 이매패류 *Theora fragilis* 등 4종이었으며 특히 *A. monilaris*와 *M. japonica*는 연중 3순위 이내에 드는 우점종이었다. 이들의 계절적인 개체밀도 변화 양상을 살펴보면, *A. monilaris*와 *L. longifolia*는 연중 상반기에 해당하는 겨울과 봄에 상대적으로 풍도가 높았으며 반대로 *T. fragilis*는 하반기에 풍도가 높았다. 한편 *M. japonica*는 봄과 가을에 높은 풍도를 나타내었다. 위의 4종 외에도 다모류 *Pseudopolydora paucibranchiata*와 *Sigambra tentaculata*는 가을을 제외한 전 시기에 우점적으로 출현하였으며 각각 여름과 봄에 상대적으로 풍도가 높았다. 반면, 사계절 가운데 특정 계절에만 우점적으로 출현한 종들이 있었으며 대표적으로 이매패류 *Ruditapes philippinarum*, 다모류 *Rhynchospio tuberculata*, 그리고 옆새우류 *Sinocorophium sinensis* 등이 이에 해당하였다.

우점종들의 공간분포 양상은 같은 종이라 하더라도 계절에 따라 주분포 정점에 변화가 있었지만 만의 내측(정점 1~6)과 외측(정점 7~9)을 기준으로 살펴보면 대략적으로 5가지 유형이 존재하는 것을 확인할 수 있었다. 즉, 1) Type A - 만의 내측 전반에 걸쳐 분포하지만 외측에서는 출현하지 않거나 밀도가 현저히 감소하는 유형, 2) Type B - Type A의 정반대 유형, 3) Type C - 출현이 관찰되는 시기에 한 두 개의 특정 정점에만 집중적으로 분포하는 유형, 4) Type D - 만의 내·외측 널리 분포하지만 특정 정점에서 반복적으로 개체밀도 피크를 이루는 유형, 5) Type E - 만

Table 2. Dominant species of Ulsan Bay in each sampling occasion. Species are listed from the 1st to the 10th based on their numerical abundance.

Rank	Species	Av. den- sity (ind./m ²)	Propor- tion (%)	Fre- quency (%)
February 2006				
1	<i>Aphelochaeta monilaris</i>	1,061	29.9	77.8
2	<i>Magelona japonica</i>	434	12.2	77.8
3	<i>Lumbrineris longifolia</i>	422	11.9	100.0
4	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	249	7.0	55.6
5	<i>Euchone alicaudata</i>	164	4.6	77.8
6	<i>Theora fragilis</i>	148	4.2	22.2
7	<i>Prionospio saccifera</i>	119	3.3	88.9
8	<i>Sternaspis scutata</i>	91	2.6	44.4
9	<i>Sigambra tentaculata</i>	68	1.9	100.0
10	<i>Balanoglossus carnosus</i>	62	1.8	33.3
May 2006				
1	<i>Aphelochaeta monilaris</i>	1,644	34.7	55.6
2	<i>Lumbrineris longifolia</i>	862	18.2	77.8
3	<i>Magelona japonica</i>	663	14.0	66.7
4	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	159	3.4	44.4
5	<i>Rhynchospio tuberculata</i>	108	2.3	11.1
6	<i>Theora fragilis</i>	97	2.0	77.8
7	<i>Sigambra tentaculata</i>	93	2.0	77.8
8	<i>Ampharete arctica</i>	72	1.5	55.6
9	<i>Euchone alicaudata</i>	72	1.5	55.6
10	<i>Prionospio saccifera</i>	62	1.3	55.6
August 2006				
1	<i>Aphelochaeta monilaris</i>	840	23.0	44.4
2	<i>Magelona japonica</i>	387	10.6	77.8
3	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	276	7.6	55.6
4	<i>Sinocorophium sinensis</i>	254	7.0	11.1
5	<i>Polydora sp.</i>	230	6.3	44.4
6	<i>Lumbrineris longifolia</i>	221	6.1	77.8
7	<i>Theora fragilis</i>	221	6.1	88.9
8	<i>Capitella capitata</i>	106	2.9	22.2
9	<i>Sigambra tentaculata</i>	87	2.4	88.9
10	<i>Grandidierella japonica</i>	62	1.7	22.2
November 2006				
1	<i>Ruditapes philippinarum</i>	3,034	47.6	44.4
2	<i>Magelona japonica</i>	748	11.7	77.8
3	<i>Aphelochaeta monilaris</i>	598	9.4	55.6
4	<i>Lumbrineris longifolia</i>	299	4.7	88.9
5	<i>Theora fragilis</i>	227	3.6	88.9
6	<i>Musculista senhousia</i>	223	3.5	11.1
7	<i>Ampharete arctica</i>	90	1.4	44.4
8	<i>Mediomastus californiensis</i>	80	1.3	77.8
9	<i>Sternaspis scutata</i>	70	1.1	55.6
10	<i>Glycera chirori</i>	66	1.0	88.9

의 내·외측 전반에 걸쳐 분포하며 분포의 중심이 계절에 따라 현저히 달라지는 유형 등이 있었다(Fig. 5). Type A에 해당하는 대표종은 *A. monilaris*이며 이와 유사한 특징을 보인 종으로는 *L.*

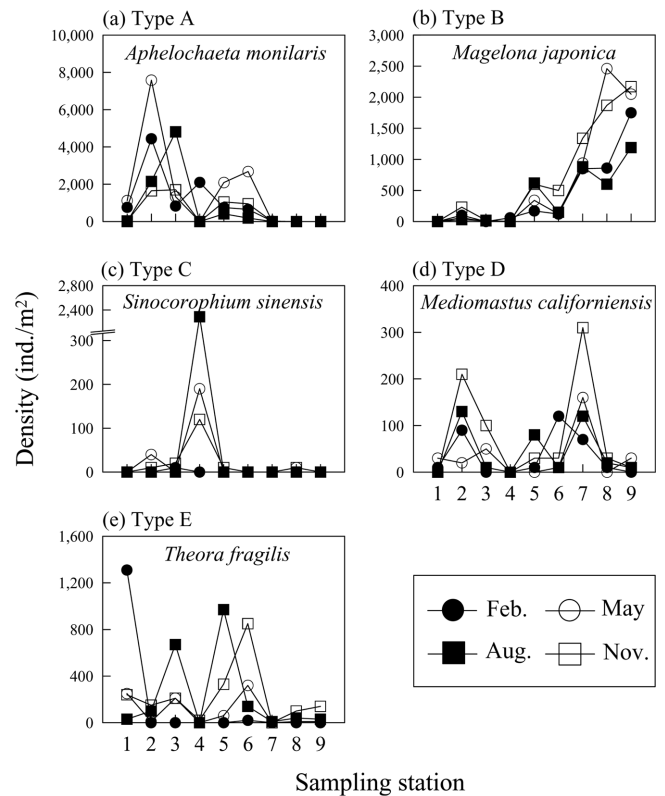


Fig. 5. Five types of spatial distribution patterns of dominant species. Five species corresponding to the cases of Type A to E are presented as a representative species.

*longifolia*와 *P. paucibranchiata* 등이 있다. Type B에는 *M. japonica*와 다모류 *Ampharete arctica*가 속한다. Type C에는 정점 4에서 집중적으로 출현한 *S. sinensis*와 정점 2와 3에서만 출현한 벌레아재비류 *Balanoglossus carnosus* 그리고 정점 1에서 제한적으로 출현한 종들이 있다. 이때패류 *R. philippinarum*와 *Musculista senhousia*, 다모류 *R. tuberculata*와 *Capitella capitata* 등이 이에 해당한다. Type D에는 정점 2와 7에서 반복적인 피크를 이루는 다모류 *Mediomastus californiensis*와 정점 5에서 같은 현상을 보이는 다모류 *Euchone alicaudata* 등이 있다. Type E에는 *T. fragilis*를 비롯하여 다모류 *S. tentaculata*, *Prionospio saccifera*, *Glycera chirori* 그리고 *Polydora sp.* 등이 해당한다. 한편, 공간분포 유형과는 별개로 만의 내측 또는 만 전체에 분포하는 종들에서 공통적으로 관찰되는 하나의 현상은 이들 중 대부분이 정점 4에서 현저한 밀도 감소를 보인다는 점이며 *L. longifolia*, *T. fragilis*, *S. tentaculata*, *M. californiensis*, *P. saccifera* 등의 분포가 대표적인 경우이다.

군집의 시공간적 구조

울산만의 대형저서동물에 대해 조사된 시공간적 조합의 36개 케이스가 군집의 유사도 측면에서 어떤 구조를 갖는지를 알아보기 위해 집괴분석(cluster analysis)과 다차원척도법(non-metric multidimensional scaling)을 적용해 보았다. 집괴분석 결과, 전체 군집은 Bray-Curtis similarity 33.4% 수준에서 총 4개의 정점군

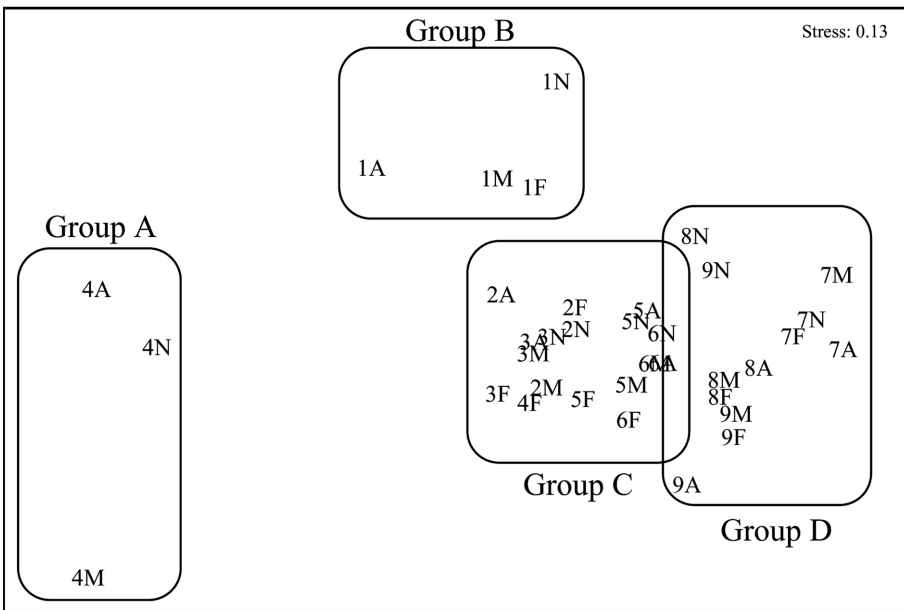
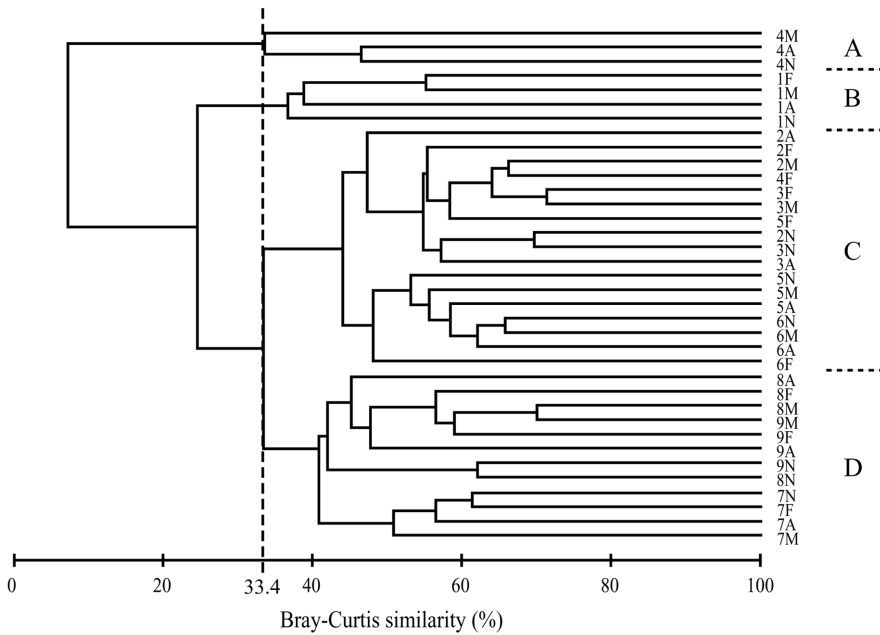


Fig. 6. Dendrogram of cluster analysis and non-metric multidimensional scaling (MDS) ordination plot for log-transformed macrobenthos abundance data. The suffixes F, M, A and N indicate sampling months of February, May, August and November, respectively.

(Group A to D)으로 구분되었다. 각 정점군의 세부적 구성은 조사 정점들의 공간적 위치를 반영한 결과였으며 전체 군집의 특성을 결정함에 있어 계절적 변화의 영향이 매우 미미하였음을 암시하였다(Fig. 6). 이는 동일한 유사도 행렬을 바탕으로 분석된 다차원척도법 분석 결과에도 잘 나타나있다. Group A로 묶인 정점군은 겨울을 제외한 나머지 계절에 조사된 정점 4의 군집으로 만 외측의 군집들뿐만 아니라 내측의 군집들과도 명확한 차이를 보였으며, 4개 그룹 가운데 가장 낮은 다양도(1.0 ± 0.6)와 개체밀도($1,067 \pm 1,406 \text{ ind./m}^2$)를 갖는 것이 특징이었다. 이차원 평면도의 중앙부 위쪽에 위치한 Group B는 정점 1의 사계절 군집을 포함하였으며 가장 높은 개체밀도($13,595 \pm 11,699 \text{ ind./m}^2$)와 Group A 보다 높은 다양도(1.8 ± 0.9)가 특징이었다. Group C는 정점 2, 3,

5 그리고 6의 사계절 군집과 정점 4의 겨울 군집 등을 포함하였으며 비교적 높은 개체밀도($4,239 \pm 1,908 \text{ ind./m}^2$)와 다양도(1.9 ± 0.5)가 특징이었다. 이차원 평면도의 수평축 상에서 Group A의 정반대 편에 위치한 Group D는 만 외측 정점들의 사계절 군집을 포함하였다. 이 정점군은 상대적으로 낮은 개체밀도($2,928 \pm 879 \text{ ind./m}^2$)와 가장 높은 다양도(2.2 ± 0.6)를 보이는 것이 특징이었다.

다변량분석에서 확인된 정점군들의 (비)유사도에 기여하는 종들 찾아내기 위해 정점군 내외의 (비)유사도에 대한 누적 기여율 90% 수준에서 SIMPER(similarity percentage breakdown) 분석을 실시하였다(Table 3). Group A의 정점군 내 유사도에 기여한 종은 *S. sinensis*, 등각류 *Cyathura higoensis*, 그리고 *P. paucibranchiata* 등이었으며 이 중 앞의 두 미소갑각류는 정점군 간의 비유사도에

Table 3. Species contributing to similarity within each station groups and dissimilarity between groups as revealed by the SIMPER procedure. Numerics in parentheses are percentages of contribution to the (dis)similarity and letters indicate the station group where species in question are more abundant as a result of pairwise comparison.

	A	B	C	D
	<i>Sinocorophium sinensis</i> (54.3)			
A	<i>Cyathura higoensis</i> (31.4)			
	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (7.2)			
	<i>Lumbrineris longifolia</i> (4.7, B)	<i>Lumbrineris longifolia</i> (10.4)		
	<i>Sinocorophium sinensis</i> (4.2, A)	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (10.4)		
B	<i>Ruditapes philippinarum</i> (4.2, B)	<i>Ruditapes philippinarum</i> (10.2)		
	<i>Capitella capitata</i> (3.5, B)	<i>Theora fragilis</i> (7.9)		
	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (3.1, B)	<i>Capitella capitata</i> (6.6)		
	<i>Aphelochaeta monilaris</i> (6.8, C)	<i>Ruditapes philippinarum</i> (4.0, B)	<i>Aphelochaeta monilaris</i> (14.4)	
	<i>Lumbrineris longifolia</i> (5.4, C)	<i>Capitella capitata</i> (2.8, B)	<i>Lumbrineris longifolia</i> (11.5)	
C	<i>Sinocorophium sinensis</i> (4.7, A)	<i>Magelona japonica</i> (2.5, C)	<i>Sigambra tentaculata</i> (8.7)	
	<i>Sigambra tentaculata</i> (4.2, C)	<i>Aphelochaeta monilaris</i> (2.1, C)	<i>Glycera chirori</i> (7.6)	
	<i>Magelona japonica</i> (3.7, C)	<i>Rhynchospio tuberculata</i> (2.1, B)	<i>Magelona japonica</i> (6.3)	
	<i>Magelona japonica</i> (5.5, D)	<i>Magelona japonica</i> (3.5, D)	<i>Aphelochaeta monilaris</i> (5.0, C)	<i>Magelona japonica</i> (13.0)
	<i>Sinocorophium sinensis</i> (4.2, A)	<i>Ruditapes philippinarum</i> (3.3, B)	<i>Ampharete arctica</i> (2.4, D)	<i>Sigambra tentaculata</i> (5.9)
D	<i>Lumbrineris longifolia</i> (3.0, D)	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (2.9, B)	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (2.3, C)	<i>Lumbrineris longifolia</i> (5.6)
	<i>Sigambra tentaculata</i> (2.8, D)	<i>Capitella capitata</i> (2.3, B)	<i>Magelona japonica</i> (2.2, D)	<i>Sternaspis scutata</i> (5.3)
	<i>Cyathura higoensis</i> (2.8, A)	<i>Aphelochaeta monilaris</i> (1.9, B)	<i>Balanoglossus carnosus</i> (2.2, C)	<i>Ampharete arctica</i> (4.7)

대한 기여도도 높아 Group A의 대표종으로 볼 수 있었다. Group B의 대표종으로는 정점군 내외의 (비)유사도에 동시에 기여한 *R. philippinarum*과 *C. capitata* 그리고 정점군 간 유사도에 대한 기여도가 높았던 *R. tuberculata* 등이 있었다. Group C의 대표종에는 *A. monilaris*와 정점군 간 유사도에 대한 기여도가 높았던 *B. carnosus*가 포함되었다. Group D의 경우, 정점군 내외의 (비) 유사도에 동시에 기여한 *M. japonica*와 *A. arctica*가 대표종이었다. 한편, 이번 조사의 대표적 우점종에 포함되는 *L. longifolia*, *P. paucibranchiata*, *S. tentaculata*, *T. fragilis* 등은 최소 2개 이상의 정점군에서 동시에 비슷한 밀도로 출현하였기 때문에 정점군 간

비유사도에 대한 기여도가 낮아 특정 정점군을 대표하는 종으로 는 볼 수 없었다.

저서동물군집과 저서환경요인의 상관관계

저서동물군집의 시공간적 구조 변화와 상관성을 갖는 저서환경 요인을 알아보기 위해 BIO-ENV procedure를 적용하였다. 이번 연구에서 저서환경요인으로서 측정된 총 14개 항목 중 7개의 미량금속 항목은 2월과 8월 두 차례만 측정되었기 때문에 BIO-ENV procedure도 4 계절자료와 2 계절자료에 대해 별도로 적용하였다 (Table 4). 사계절 동안 측정된 7개 환경변수 중 저서동물군집의

Table 4. Combinations of environmental parameters giving the best matches between biological and environmental (dis) similarity matrices. k means the size of the subsets of the environmental parameters for each combination. The best combination is shown in bold letters. Spearman rank correlation coefficients are presented in parentheses.

k	Best combination
	<i>Without trace metals</i>
1	Dep (0.44) Gra (0.33) TOC (0.32) Sal (0.14)...
2	Dep-Gra (0.50) Dep-TOC (0.48) Gra-TOC(0.44) Dep-AVS (0.40)...
3	Dep-Gra-TOC (0.52) Dep-Gra-TOC (0.49) Dep-Gra-AVS (0.46) Dep-Gra-DO (0.46) Gra-TOC-AVS (0.44)...
4	Dep-Gra-TOC-AVS (0.52) Dep-Gra-AVS-DO (0.49) Dep-TOC-AVS-DO (0.48) Dep-Gra-TOC-DO (0.48)...
5	Dep-Gra-TOC-AVS-DO (0.52) Dep-Gra-TOC-AVS-Sal (0.47) Dep-Gra-TOC-DO-Sal (0.47)...
6	Dep-Gra-TOC-AVS-DO-Sal (0.49) Dep-Gra-TOC-AVS-DO-Tem (0.47)...
	<i>With trace metals</i>
1	TOC (0.48) Dep (0.44) Sal (0.37) Zn (0.35) DO (0.29) Gra (0.27)...
2	TOC-Dep (0.65) Dep-Zn (0.62) Sal-Zn (0.61) Gra-Zn (0.59) Dep-DO (0.56)...
3	TOC-Dep-Zn (0.71) Dep-Sal-Zn (0.70) Zn-DO-Gra (0.67) Sal-Zn-Gra (0.66) TOC-Dep-DO (0.66)...
4	TOC-Dep-Sal-Zn (0.72) Dep-Zn-DO-Gra (0.72) Dep-Sal-Zn-Do (0.72) TOC-Dep-Zn-Gra (0.71)...
5	TOC-Dep-Zn-Do-Gra (0.73) Dep-Sal-Zn-DO-Gra (0.73) TOC-Dep-Sal-Zn-DO (0.72)...
6	TOC-Dep-Sal-Zn-DO-Gra (0.74) TOC-Dep-Zn-DO-Gra-Cr (0.71)...
7	TOC-Dep-Sal-Zn-DO-Gra-As (0.71)...

Dep: depth, Gra: mean grain size, Sal: salinity, Tem: temperature

Table 5. Relations between biotic and abiotic factors based on the Spearman rank correlation coefficient (ρ).

Factors	Depth (m)	Temp. (°C)	Salinity	DO (mg/L)	Mean grain size (Φ)	TOC (%)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
							(mg/kg dry wt)						
No. of species (/0.1 m ²)													
Density (ind./m ²)	-0.43**		-0.36*							-0.73**			
Diversity (H')													
<i>Aphelochaeta monilaris</i>	-0.48**				0.45**		0.61**			0.63**			0.57*
<i>Ruditapes philippinarum</i>	-0.48**		-0.49**		-0.45**								
<i>Magelona japonica</i>	0.83**		0.37*			0.43**	-0.47*	-0.54*				-0.55*	-0.70**
<i>Lumbrineris longifolia</i>	-0.56**		-0.38*							-0.48*			
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	-0.65**						0.51*			-0.63**			
<i>Theora fragilis</i>	-0.36*	0.47**										-0.52*	
<i>Euchone alicaudata</i>				0.38*			0.49*						
<i>Sigambra tentaculata</i>					0.43**	0.38*							
<i>Sinocorophium sinensis</i>												0.54*	0.55*
<i>Prionospio saccifera</i>				0.38*									
<i>Polydorasp.</i>													
<i>Sternaspis scutata</i>	0.66**												
<i>Musculista senhousia</i>	-0.37*				-0.38*								
<i>Balanoglossus carnosus</i>					0.46**		0.48*						
<i>Mediomastus californiensis</i>													
<i>Ampharete arctica</i>	0.68**											-0.49*	

*Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed), **Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed)

시공간적 구조 변화와 상관성이 가장 높게 나타난 환경요인의 조합은 수심, 퇴적물 평균입도, 그리고 총유기탄소의 조합($\rho=0.52$)이었다(Table 4). 이 세 변수에 다른 환경 요인을 추가했을 때 상관성은 동일한 수준 또는 그 이하로 감소하였다. 단일변수로서는 수심($\rho=0.44$)이 가장 높은 상관성을 보였으며 퇴적물의 평균 입도($\rho=0.33$)와 총유기탄소($\rho=0.32$)가 그 뒤를 이었다. 한편, 14개 항목의 저서환경요인이 모두 포함된 2 계열자료에서 저서동물군집의 변화를 가장 잘 반영한 조합은 총유기탄소, 수심, 염분, 아연, 용존산소 그리고 입도의 조합이었으며 비교적 높은 상관성($\rho=0.74$)을 나타내었다. 단일변수로서는 총유기탄소($\rho=0.48$)와 수심($\rho=0.44$)이 가장 높은 상관성을 보였으며 미량금속 중에는 아연($\rho=0.35$)의 상관성이 가장 높았다.

저서동물군집의 대표적 생태제지수와 총 채집개체수의 1% 이상을 차지하는 상위 16종의 우점종들이 갖는 저서환경요인과의 개별적 상관성을 알아보기 위해 Spearman rank correlation coefficient (ρ)를 구하였다. 생태제지수 가운데 개체밀도는 수심, 염분 그리고 Cr의 농도와 유의한 음의 상관성을 보여 대체로 만의 내측에서 높은 값을 갖는 특성을 그대로 반영하였다. 반면, 시공간적으로 비교적 복잡한 변화양상을 보였던 출현종수와 다양도는 어떤 환경요인과의 선형적 관계를 나타내지 않았다. 저서환경요인과 우점종들의 개별적인 상관성은 전반적으로 공간적 변화가 비교적 뚜렷하게 나타났던 요인들 간에 유의한 상관성을 보였다. 예를 들어, Type A의 공간분포 유형을 보인 *A. monilaris*와 같은 경우, 수심과는 음의 상관관계를 그리고 만의 내측에서 비교적 농도가 높았던 미량금속들인 As, Cu 그리고 Zn 등과는 양의 상관관계를 보였다. 반면, Type B의 *M. japonica*와 같은 경우에는 수심과는 강한 양의 상관관계를, 그리고 만의 내측에서 농도가 높았던 As, Cd,

Pb 및 Zn과는 뚜렷한 음의 상관관계를 보였다. 한편, 특정 정점에서 한정적으로 분포했던 Type C의 종들 가운데 정점 1에 주로 분포하였던 *R. philippinarum*과 같은 경우 수심 및 입도와 음의 상관성을 보였으며 정점 4에 집중적으로 분포하였던 *S. sinensis*는 유사한 공간분포 양상의 미량금속인 Pb 및 Zn과 유의한 양의 상관성을 보였다. 몇몇 정점에 분포하거나 분포 범위가 넓었던 Type D와 E의 종들은 환경요인과 상관성을 보이지 않거나(예: *M. californiensis*) 일부 요인들과 비교적 낮은 상관성을 나타냈다. 한편, Type E의 *T. fragilis*는 우점종 가운데 계절성이 뚜렷한 요인인 수온과 양의 상관성을 갖는 유일한 종이였다.

고 찰

울산만의 저서동물군집

울산만 내외의 9개 정점에 대한 사계절 조사에서 채집된 총 종수는 199종으로 이를 동일한 조사 방법으로 국내 연안에서 수행되었던 연구 결과들과 비교해보았다(Table 6). 본 연구 지역보다 다양한 종이 출현하는 것으로 보고된 지역은 천수만(Park *et al.*, 2000b), 진해만(Lim and Hong, 1997; Paik and Yun, 2000), 경기만 주변 해역(Lim *et al.*, 1995; Koh *et al.*, 1997), 영강만(Lim *et al.*, 1999) 등으로 최소 230종 이상이 출현한 것으로 보고되었다. 반면, 마산만(Hong and Lee, 1983; Choi *et al.*, 2005), 득량만(Ma *et al.*, 1995), 광양만(Choi *et al.*, 2003), 가막만(Koo *et al.*, 2004) 등에서는 상대적으로 적은 종의 출현이 보고되었다.

서로 다른 지역 간의 직접적인 종수 비교에는 채집 빈도와 면적 등을 비롯한 채집 강도의 차이 그리고 퇴적상의 다양도 차이 등이 큰 영향을 미치기 때문에 위에 제시된 수치들로 울산만의 상

Table 6. Comparison of sampling area (m²), total number of species, density (ind./m²) and the number of polychaete species between present and other Korean studies on macrobenthic communities. Whittaker(1975)'s d is also presented for the comparison of relative species richness between studies with different sampling areas.

Reference	Study site	Sampling area (m ²)	Total species	Density (ind./m ²)	Polychaete species	Whittaker's d
Lim <i>et al.</i> (1995)	Kyeonggi Bay	20.4	266	498	111	203
Koh <i>et al.</i> (1997)	Kyeonggi Bay	19.2	231	455	89	180
Park <i>et al.</i> (2000b)	Chonsu Bay	25.2	311	769	143	222
Lim and Choi (2001b)	Hampyung Bay	12.3	168	1,168	58	154
Park <i>et al.</i> (2000a)	around Mokpo	15	238	663	88	202
Ma <i>et al.</i> (1995)	Deukryang Bay	6	118	1,432	52	152
Lim <i>et al.</i> (1991)	Yoja Bay	6.6	142	295-481	46-62	173
Koo <i>et al.</i> (2004)	Gamak Bay	12	182	766	78	169
Choi <i>et al.</i> (2003)	Gwangyang Bay	11.4	154	1,420	69	146
Lim <i>et al.</i> (1999)	Aenggang Bay	21.6	233	1,358	90	175
Lim and Hong (1997)	Jinhae Bay	129	287	1,045	88	136
Paik and Yun (2000)	Jinhae Bay	9.6	237	1,939	78	241
Hong and Lee (1983)	Masan Bay	4	65	152	34	108
Choi <i>et al.</i> (2005)	Masan Bay	16.8	104-107	448-485	53	87
Yun and Paik (2001)	around Kadugdo	12	260	1,729	89	99
Yi <i>et al.</i> (1982)	Ulsan Bay	4	127	978	67	211
Shin <i>et al.</i> (2001)	Ulsan Bay	12.6	117	535	63	106
Present study	Ulsan Bay	3.6	199	4,578	99	358

대적 종풍도를 판단하는 것은 쉽지 않다. 그러나 이번 연구에서 채집된 총 면적은 3.6 m²에 불과한데 비해 본 연구 지역 보다 출현종수가 많았던 지역들의 채집 면적은 - 채집강도가 극히 높았던 진해만(129 m², Lim and Hong, 1997)을 제외하더라도 - 최소 9.6 m²(진해만, Paik and Yun, 2000)에서 25.3 m²(천수만, Park *et al.*, 2000b)로 채집면적에서 큰 차이가 있었다(Table 6). 더욱이 본 연구 지역 보다 출현종수가 적었던 지역들의 채집면적 또한 최소 4 m²(마산만, Hong and Lee, 1983)에서 16.8 m²(마산만, Choi *et al.*, 2005)로 채집규모가 상대적으로 컸던 점을 고려한다면 울산만의 출현종수가 낮은 편은 아닌 것으로 판단된다. 이러한 사실에 대한 하나의 뒷받침으로 채집면적이 다른 지역 간의 종수 비교를 위해 Whittaker(1975)가 제안하였던 $d = \frac{\text{total number of species}}{\log(\text{sampling area})}$ 값을 계산하여 보면(Table 6), 본 연구 결과로부터 계산된 값은 가장 다양한 종이 출현하였던 천수만이나 경기만 그리고 진해만 등에 비해 월등히 높음을 알 수 있다(Table 6).

울산만에서 채집면적 대비 총 출현종수가 높게 나온 것에 대한 기여도가 가장 컸던 동물군은 다모류로 총 99종이 출현하였다. 전술된 연구 결과들과 비교해보면 천수만(Park *et al.*, 2000b)과 경기만 주변 해역(Lim *et al.*, 1995)에서만 상대적으로 많은 종이 출현하였고 그 외의 대부분의 지역에서는 다소 적거나(예: 앵강만, 가덕도 등) 또는 뚜렷이 적은 수준(예: 광양만, 여자만, 함평만 등)이었다(Table 6). 또한, 울산만과 지리적으로 가깝게 위치하고 있는 낙동강 하구역(이 등, 2005)이나 영일만(신 등, 1992)에서 수행되었던 연구에서도 다모류의 출현종수는 각각 68종, 72종으로 본 연구 결과에 비해 낮은 수준이었다. 결과적으로 울산만에 분포하는 다모류군집의 종풍도는 국내 내만이나 연안역 가운데서도 높은 편에 속하는 것으로 판단된다.

울산만 대형저서동물군집의 또 다른 특징은 개체들의 서식밀도

가 매우 높다는 점이다. 본 연구지역에서의 평균 서식 밀도는 11월에 일시적으로 가입하였던 바지락 치패의 개체들을 포함하였을 경우 4,740 개체/m² 이었으며 이를 제외하였을 경우에도 3,554 개체/m²의 고밀도 분포를 나타내었다. Table 6에 제시된 국내 연구 사례들의 평균 개체 밀도가 152 개체/m²(마산만, Hong and Lee, 1983) - 1,939 개체/m²(진해만, Paik and Yun, 2000)의 범위인 것을 감안하면 본 연구 지역의 밀도가 매우 높다는 사실을 알 수 있다. 국내 조하대에서 수행된 연구 사례 가운데 특정 정점이 아닌 조사 지역 전체의 평균 개체밀도가 3,000 개체/m²를 넘는 경우는 대단히 드물며 보통 특수한 환경적 조건을 자연적 또는 기회적으로 활용하는 극우점종이 군집을 좌우하는 경우가 이에 해당한다. 하나의 사례는 자연적으로 발생하는 환경적 구배가 작용한 예로 법성포 외탄천 하구역(임과 홍, 2002)이 이에 해당한다. 이 지역의 평균 개체밀도는 3,053 개체/m²인 것으로 보고되었으며 이는 다모류 한 종(*Minuspio japonica*)이 전체 개체수의 80%에 해당하는 점유율로 군집을 극우점하면서 전체적인 개체 밀도를 높인 경우이다. 이 종은 염분 20 전후의 기수환경을 선호하는 것으로 알려져 있다(정 등, 1997; 임과 홍, 2002). 또 다른 사례는 해상 가두리 양식이 행해지고 있는 해역에서 유기물의 인위적인 과잉공급이 유기물 오염을 비롯한 환경악화 상황을 기회적으로 이용하는 종들의 번성을 초래한 경우이다. Park *et al.*(2000c)과 정 등 (2002)은 통영과 가막만 인근에 위치한 가두리 양식장의 저서동물 군집을 조사하여 각각 3,543 개체/m² - 3,972 개체/m², 3,781 개체/m²의 개체밀도를 보고하였으며 이러한 고밀도가 범세계적인 유기물 오염지표종인 *Capitella capitata*의 극우점에 의한 것임을 밝힌 바 있다. 반면, 울산만 저서동물의 고밀도 분포는 단일종에 의한 극우점이 아닌 상대적으로 고른 점유율을 보인 다수의 종에 의한 것이라는 점에서 위의 두 가지 사례와는 다소 차이가 있다. 대

표적인 울산만의 우점종은 *Aphelocheata monilaris*, *Ruditapes philippinarum*, *Magelona japonica*, *Lumbrineris longifolia* 등이며 국내의 대표적인 유기물 오염지표종인 *A. monilaris*와 *L. longifolia*가 포함되어 있다는 점에서는 위의 사례들 중 후자와 유사할 수 있으나 유기물 오염과의 연관성이 적은 것으로 알려진 *R. philippinarum*과 *M. japonica*가 함께 포함되었다는 점에서는 자연적 환경 구배도 함께 작용하고 있음을 알 수 있다.

울산만을 대표하는 우점종들의 시-공간 분포 양상은 크게 5가지 유형으로 나누어 볼 수 있었다. 첫 번째 유형의 종들은 내만 분포형(Type A)으로 *A. monilaris*, *L. longifolia*와 *Pseudopolydora paucibranchiata* 등이 이에 포함되었다. 기존에 *Tharyx* sp.로 동정되어왔던 *A. monilaris*나 *L. longifolia*는 모두 국내에서 유기물 오염과 관련된 종으로 보고되어왔으며(임과 박, 1999; Shin et al., 2001; Lim and Choi, 2001a; 윤 등, 2007), *P. paucibranchiata* 역시 계절적으로 빈산소수괴의 생성과 소멸이 반복되는 가막만의 북서내만역에서 *C. capitata*와 유사한 시-공간적 분포 양상을 보인다는 사실이 보고된 바 있어(윤 등, 2007) 울산만 내해역에서의 유기물 오염 가능성을 암시하고 있다.

내만 분포형 종들 가운데 *A. monilaris*는 울산만 저서동물군집의 제 1 우점종이었으며 총 개체수에서 차지하는 비율은 22.6%이었다. 주 분포역은 울산항 입구에 마주한 수로역으로 봄에 가장 높은 밀도를 보였다. 평균 개체밀도는 1,036 개체/m², 최대 밀도는 정점 2에서 5월에 관찰된 7,580 개체/로 이는 현재까지 보고된 밀도 수준 중 가장 높은 편에 속하는 낙동강 하구역(평균 420 개체/m², 최대 2,878 개체/m² - 이 등, 2005)이나 소리도 주변 해역(평균, 582 개체/m², 최대 4,303 개체/m² - Lim and Choi, 2001a)에 비해서도 높은 값이었다. 현재까지 이 종의 분포는 국내의 거의 모든 해역에서 보고되어왔으며(최와 고, 1990; 신 등, 1992; Choi et al., 2003), 특히 목포 주변 해역(Park et al., 2000a), 영산강 하구역(임과 박, 1999), 가막만(신, 1995; Koo et al., 2004; 윤 등, 2007), 광양만(Choi et al., 2003), 앵강만(Lim et al., 1999), 진해만(임 등, 2007), 낙동강 하구역(이 등, 2005), 울산만(Shin et al., 2001) 등에서는 제 1 또는 제 2 우점종으로 출현하고 있어 국내 서남해에서 동남해에 이르는 많은 해역에서 개체수 측면에서 대단히 중요한 종임을 알 수 있다. 더욱이 이 종의 개체밀도가 과거에 비해 증가하고 있다는 사실을 보고한 최근의 연구들이 있으며 그 대표적인 경우가 광양만(Choi et al., 2003)과 진해만(임 등, 2007)이다. 울산만의 경우에도 Yi et al.(1982)와 Shin et al.(2001)에 의해 조사되었던 1980년에서 1981년 그리고 1997년 당시 공간분포 양상은 울산 내만역으로 동일하였지만 평균 개체밀도는 각각 72 개체/m², 89 개체/m²로 본 조사 결과에 비해 10배 이상 낮았다는 점을 고려해 볼 때 1997년 이후의 뚜렷한 증가 추세를 추정해 볼 수 있다.

또 다른 내만 분포형(Type A) 종인 *L. longifolia*는 국내 서해와 남해 연안의 대표적인 우점종으로 천수만(Park et al., 2000b; 박 등, 2006), 함평만(Lim and Choi, 2001b), 득량만(신과 김, 2002), 가막만(신, 1995; 윤 등, 2007), 진해만(Lim and Hong, 1997; Paik and Yun, 2000; 임 등, 2007)과 광양만(정 등, 1997; Choi et al., 2003) 등에서 제 1 또는 2 우점종으로 출현하고 있다. 본 조사에서는 제 4 우점종으로 출현하였으며 총 개체수에 대한 점유율은

9.9%이었다. 주 분포역은 울산항 입구의 수로역으로 *A. monilaris*와 유사하였으며 계절적으로도 동일한 시기(봄)에 가장 높은 밀도를 보였다. 평균 개체밀도는 451 개체/m²이었으며 최대 밀도는 정점 1에서 봄에 관찰된 6,060 개체/m²이었다. 국내 연안 중 이 종의 평균 개체밀도가 상대적으로 높게 보고된 곳은 진해만으로 Paik and Yun(2000)에 의한 조사 당시 평균 417 개체/m²로 본 조사와 유사한 수준이었으며 그 외의 해역에서는 대부분 평균 100 개체/m² 전후로 본 조사 결과보다는 현저히 낮은 수준(e.g. Lim and Hong, 1997; 정 등, 1997; Lim and Choi, 2001a; 이 등, 2005; 박 등, 2006)이었다. 단일 정점에서 기록된 최대밀도의 경우에도 가막만(2,148 개체/m² - 윤 등, 2007)과 광양만(1,055 개체/m² - 정 등, 1997; 1,380 개체/m² - Choi et al., 2003)에서 1,000 개체/m² 이상의 밀도가 관찰된 바 있지만 울산만의 내해역에서 보다는 현저히 낮았다. 울산만에서 이 종의 과거 출현 기록을 보면 Yi et al.(1982)의 조사에서는 본 조사와 유사하게 울산 내만역에 주로 분포하였으며 평균 개체밀도와 최대밀도는 각각 258 개체/m², 3,640 개체/m²로 본 연구 보다는 낮지만 국내 다른 연안에 비해서는 상대적으로 높은 밀도가 관찰되었다. 그러나 Shin et al.(2001)의 연구에서는 울산 내만역에서는 거의 출현하지 않고 온산만 내에서 집중적으로 출현하는 것으로 나타나 Yi et al.(1982)이나 본 연구와 차이가 있었다.

내만 분포형 종들과 정반대의 공간분포 양상을 보이는 외해역 분포형(Type B) 종에는 *M. japonica*와 *Ampharete arctica*가 대표적이었다. 특히, *M. japonica*는 울산만 입구를 벗어나면서 급격히 개체밀도가 증가하여(Fig. 5) 외해역 분포 중심에도 군집 전체에서 차지하는 비중(12.2%)이 매우 높았다. 이 종은 울산만의 제 3 우점종으로 평균 개체밀도는 558 개체/m²이었으며 최대밀도는 정점 8에서 5월에 관찰된 2,460 개체/m²이었다. 이 종의 국내 분포는 동서남해 전 해역에서 확인되었지만(e.g. 신과 고, 1993; Lim et al., 1995; Shin et al., 2001) 대부분 군집 내에서의 중요도는 높은 편이 아니었다. 한편, 주요 우점종으로 출현한 해역으로는 소리도 주변 해역(평균 41 개체/m² - Lim and Choi, 2001a), 진해만(평균 57 개체/m² - Lim and Hong, 1997), 낙동강 하구역(평균 54 개체/m² - 이 등, 2005), 울산만(평균 81 개체/m² - Yi et al., 1982) 등이 있다. 특히, 동해 후포 연안(백 등, 2007)에서는 평균 170 개체/m², 최대밀도 1,878 개체/m²로 출현한 바 있다. 이 연구들에서 종의 공간분포 양상과 관련하여 관찰되는 공통점은 주분포역이 내만보다는 만의 입구나 외측과 같이 일정 수준이상의 수심과 해수의 소통이 원활한 곳이라는 점이며 이는 울산만에서의 기존 연구(Yi et al., 1982; Shin et al., 2001)나 본 조사의 결과와도 일치한다. 이러한 공간분포 특성은 이 종이 내만역에서 관찰되는 유기물 오염과는 상대적으로 관련성이 적을 것이라고 추정하는 근거가 되기도 하였다(e.g. Yi et al., 1982; Lim and Hong, 1997; 임 등, 2007). 그러나 이 종의 섭식유형이 표층퇴적물식자라는 사실(Choi et al., 2003)과 수심 조건이 충족되는 동해와 같은 경우 니질 퇴적상에 대한 뚜렷한 선호도를 보였다는 점(백 등, 2007) 등을 감안하면 공간분포에 있어 일정 수준 이상의 유기물 공급이 서식의 전체 조건이 될 가능성을 배제할 수는 없을 것으로 판단되며 본 연구 해역에서도 외해역의 유기물 함량이 내만역에 비해 낮지 않았다는 점이 이러한 가능성을 뒷받침한다.

세 번째 유형(Type C)의 종은 모든 출현 시기에 특정 정점에 대해 높은 선호도를 보이는 종들로서 *R. philippinarum*과 *Sinocorophium sinensis* 등이 이에 포함되었다. 바지락(*R. philippinarum*)의 경우, 치패의 가입이 관찰된 11월을 포함하여 사계절 동안 채집된 총 개체수(28,180 개체)의 99.8%(28,120 개체)가 정점 1에서 출현하였다. 태화강 하류에 한정적으로 분포하는 양상은 Shin *et al.*(2001)에 의해서도 확인된 바 있다. 바지락은 국내 서해와 남해에 주로 분포하며 조위 상의 주 분포역은 조간대 지역(e.g. 안과 고, 1992; 권 등, 1993; 신 등, 2004)이지만 수심이 낮은 조하대에서도 분포가 확인되고 있다(Shin *et al.*, 2001; Lim and Choi, 2001b; 이 등, 2004). 바지락은 수온과 염분 조건에 대해서는 비교적 넓은 범위의 내성을 갖는 것으로 알려져 있지만(Laing and Child, 1996; Kim *et al.*, 2001) 퇴적상이나 수역학적 환경에 있어서는 상대적으로 뚜렷한 선호도를 보이는 것으로 파악되고 있다(Lim and Choi, 2001b; 조 등, 2001; 신 등, 2004). 예를 들어, 조 등(2001)은 곰소만의 바지락 양식장에서 개체들이 성공적으로 적응하여 고밀도 분포를 이루는 지역은 평균 입도 4Φ - 5Φ, 모래 함량 50% 이하의 퇴적상을 나타내었으며 퇴적물의 퇴적을 방해하는 고에너지 환경이나 표층 퇴적물의 니질 피복층 두께가 4 cm를 초과하는 환경은 서식에 부적합한 것으로 기술한 바 있다. 본 조사에서 정점 1이 환경적으로 다른 정점과 가장 크게 대별되는 부분은 상대적으로 조립한 퇴적상이었으며 평균 입도 4.6Φ, 모래 함량 58%의 조성을 보여 조 등(2001)의 연구 결과와 일치하였다. 따라서 울산만에서 바지락이 정점 1에 집중적으로 분포하는 것은 퇴적상 차이가 주된 요인이었을 것으로 추정되며 아울러 낮은 수심 또한 기여 요인이었을 것으로 판단된다. 한편, 바지락과 함께 정점 1에 한정되어 분포하는 또 다른 종으로는 유기물 오염 지역에서 출현하는 전형적인 다모류인 *Capitella capitata*와 Spionid 계열의 *Rhynchospio tuberculata* 등이 있었으며 특히 *C. capitata*의 존재는 이 종이 극심한 유기물 오염과 그에 따른 환원환경을 기회적으로 이용하는 종이라는 측면에서 정점 1의 환경 특성을 간접적으로 암시하였다(Pearson and Rosenberg, 1978; Wildish *et al.*, 2001; Edgar *et al.*, 2005). 따라서 역으로 정점 1에서 바지락이 대량으로 착저하고 또한 상대적으로 적은 수이긴 하나 연중 성체들이 관찰되고 있다는 사실은 이 종이 유기물 오염 등의 환경 악화에 대해 일정 수준 이상의 내성을 가지고 있을 것이라는 판단을 가능케 한다.

Type C에 해당하는 또 다른 종인 *S. sinensis*는 태화강으로 연결된 수로와 고사천이 만나는 지점인 정점 4에서 전체 출현 개체수(2,710 개체)의 96.0%(2,600 개체)가 채집되었으며 특히 8월에 높은 밀도를 보였다. 이 종의 국내 분포는 시화호(홍 등, 1997), 범성포 외탄천 하구역(임과 홍, 2002), 평양만(Choi *et al.*, 2003) 그리고 진해만(박과 이, 2002) 등에서 확인되었으며 어패류 양식장이 밀집한 해역(박과 이, 2002; Choi *et al.*, 2003)이나 공단에 인접한 해역(홍 등, 1997) 등에서 우점종으로 출현함으로써 오염에 대한 내성이 강한 종으로 알려져 왔다. 특히, 홍 등(1997)은 시화호 방조제 건설 후 시화호 내측에서 발생한 용존산소 결핍 현상과 염분 감소에 따른 환경 변화를 기회적으로 이용하는 종임을 밝힌 바 있다. 울산만에서 출현하는 다양한 유형의 우점종들 가운데 *S. sinensis*의 분포 양상에 특히 주목하는 이유는 만의 내외역 전 반에 걸쳐 출현하는 종들은 물론이고 내만역에서 풍부한 밀도를

보이던 *A. monilaris*나 *L. longifolia*와 같은 종들까지도 *S. sinensis*가 우점하는 정점 4에서는 출현하지 않거나 또는 인접 정점들에 비해 현저히 감소한 밀도를 보였다는 사실 때문이다. 환경적인 측면에서 타정점과 비교했을 때, 정점 4는 유기물 함량, 염분, 입도 등에서는 차이가 없었지만 산회발성황화물과 미량금속의 농도는 상대적으로 높았다. 특히 미량금속의 경우 Cr과 Cu를 제외한 전 항목이 현저히 높은 특성을 보였다. *S. sinensis*가 환원환경에 대해 내성을 갖고 있다는 사실은 이미 박과 이(2002)에 의해 기술된 바 있지만, 현재까지 미량금속에 대한 반응성과 관련된 언급은 없었다. 그러나 시화 방조제가 건설되기 이전인 1980년대 초 반월공단의 입주가 완료된 시점에서 공단 인근의 정점에서 4,500 개체/이상의 고밀도 출현을 보였던 기록(KORDI, 1981)은 이러한 가능성을 뒷받침한다. 또한 정점 4가 유기물 함량 등의 환경에서 차이가 없었음에도 *A. monilaris*, *L. longifolia*, *Theora fragilis*와 같은 유기물 오염 지표종들의 밀도가 현저히 감소하였다는 점도 정점 4에서 관찰된 현상이 유기물 오염이 아닌 미량금속 오염에 의한 결과일 수 있음을 제시한다. 따라서 *S. sinensis*의 분포 양상은 미량금속 오염에 대해 상대적으로 강한 내성과 기회주의적 특성이 결부된 결과로 판단된다. 하지만 이러한 결과는 갑각류가 모든 해산 동물군 중 중금속을 포함한 오염에 가장 민감하다는 일반적 사실(Rand and Petrocelli, 1985; McLusky *et al.*, 1986)과는 상반된 결과라는 측면에서 실험적 접근법에 의한 근거 제시가 필요할 것으로 생각된다.

Type D와 E는 공통적으로 만 내외역 전반에 걸쳐 출현하는 종들로서 분포의 중심 정점이 계절에 따라 얼마나 변하는가의 여부에 따라 구분되었다. 계절에 따른 분포 중심의 이동이 비교적 적었던 Type D의 대표종은 *Mediomastus californiensis*이었으며 Type E의 대표종은 *T. fragilis*이었다. *Mediomastus* 계열의 종은 국내 경기만(신 등, 1989; Lim *et al.*, 1995), 여자만(Lim *et al.*, 1991), 가막만(신, 1995; 윤 등, 2007), 삼천포 연안(신과 고, 1993) 등에서 우점종으로 출현하고 있으며 유기물 오염 등에 의해 교란된 환경에서 나타나는 기회종으로 인식되고 있다(Lim *et al.*, 1991; 신과 고, 1993; Lim *et al.*, 1995). *T. fragilis*는 국내 대부분의 연안에 출현하는 주요 우점종의 하나이며 특히 천수만(Park *et al.*, 2000b), 영산강 하구역(임과 박, 1999), 가막만(Koo *et al.*, 2004), 마산만(Choi *et al.*, 2005) 등에서 군집 내 중요도가 매우 높은 종으로 기술되고 있다. 특히 이 종은 국내의 대표적인 유기물 오염 지표종으로서(Hong and Lee, 1983; 임과 박, 1999; Choi *et al.*, 2005) 저산소 환경에서도 강한 내성을 갖는 것으로 알려져 있다(Tami, 1996). 따라서 이 두 종이 울산만의 내외역 모두에서 출현하며 비교적 높은 밀도(*M. californiensis* - 평균 48 개체/m²; *T. fragilis* - 평균 173 개체/m²)를 보이고 있다는 사실은 유기물 오염에 의한 환경교란이 울산만 전역에서 발생하고 있음을 암시한다.

다차원척도법(MDS)과 집괴분석(cluster analysis)에 의한 다변량 분석 결과는 울산만의 대형저서동물 군집이 총 4개의 그룹(Group A to D)으로 구성되어 있음을 보여주었으며 각 그룹의 세부적 구성에는 계절적 요소보다는 공간적 요소가 반영되어 있었다. 그러나 다차원척도법의 이차원 평면상에 배치된 각 그룹의 상대적 위치는 구성원들의 지리적 위치 그 자체를 반영하고 있지는 않았으며 이는 특히 인위적 환경 요인이 작용한 결과로 볼 수 있

었다. 이와 같은 현상이 두드러지게 관찰되는 해역은 내만역(Group A to C)으로 외해역(Group D)과 달리 크게 3개의 그룹으로 구성되었다.

이 중 정점 4의 세 계절 자료를 포함하는 그룹 A는 외해역 그룹뿐만 아니라 같은 내만역 그룹과도 큰 이질성을 보였다. 이 그룹은 4개 그룹 가운데 가장 낮은 다양도와 개체밀도를 보였으며 *S. sinensis* 및 *Cyathura higoensis*에 의해 대표되는 그룹이었다. 전술된 바와 같이 정점 4는 환경적 측면에서 가장 높은 미량금속 농도를 보이는 것이 특징이었다. 미량금속에 의한 오염이 저서동물군집의 종풍도와 더불어 개체밀도까지 감소시킨다는 사실은 이미 여러 오염 해역에서 보고되고 있다(Chapman *et al.*, 1987; Warwick, 2001; Mucha *et al.*, 2005). 또한 Watzin and Roscigno(1997)는 Zn을 주성분으로 한 독성실험에서 미량금속에 의한 오염이 유생의 가입과 초기 생존율에 악영향을 미친다는 사실을 밝힌 바 있다. 정점 4에서 상대적으로 높은 농도를 보인 미량금속은 As, Cd, Hg, Pb, Zn 이었으며 특히 As, Pb, Zn의 농도는 ERL을 훨씬 웃도는 값이었다. 저서생물에 치명적 영향을 줄 수 있는 미량금속의 절대 농도는 생물학적·환경적 요인에 따라 달라질 수 있지만(McLusky *et al.*, 1986; Chapman *et al.*, 1987; Dauvin, 2008) 실험적 결과들 중 Zn을 예로 들면 250 µg/g을 초과할 시에 이러한 영향이 나타난다는 사실을 기술한 연구들(Long and Morgan, 1990; Long *et al.*, 1995)이 있으며 정점 4에서의 Zn 농도는 그 값을 초과하고 있었다. 따라서 이러한 일련의 사실들과 정점 4에서 관찰된 유기물 오염 지표종들의 뚜렷한 밀도 감소는 정점 4에서 미량금속에 의한 오염이 저서동물군집에 악영향을 주고 있음을 암시하는 결과로 생각된다. Shin *et al.*(2001)은 본 조사의 Group A와 유사한 지리적 위치에 있는 하나의 정점군이 빈산소 수괴에서 기회적으로 출현하는 *Grandidierella* sp. 1에 의해 대표되는 것으로 기술한 바 있어 본 연구 결과와는 차이가 있었다.

Group A 외에 내만역은 다시 Group B와 C로 나누어졌으며 Group B는 태화강 하류의 정점 1을 그리고 Group C는 나머지 내만역 정점들을 포함하였다. 이 두 그룹은 모두 상대적으로 높은 개체밀도가 특징이었다. 각 그룹을 대표하는 종은 Group B의 경우 *R. philippinarum*, *C. capitata* 그리고 *R. tuberculata*이었으며 Group C는 *A. monilaris*와 *Balanoglossus carnosus*이었다. 내만역의 대표적 우점종이었던 *L. longifolia*는 두 그룹 모두에서 높은 개체밀도를 보여 특정 그룹을 대표하지는 않았다. 환경적 측면에서 Group B와 C는 표층퇴적물의 평균 입도에서 가장 큰 차이가 있었으며 염분, 유기물 함량 등의 환경요소에서는 큰 차이가 없었다. 한편, 울산만에서 수행된 이전 연구에서 본 조사의 Group B와 C에 해당하는 해역은 모두 하나의 정점군으로 구분되었으며 Yi *et al.*(1982)은 *Cirratulus cirratulus*와 *L. longifolia*를 그리고 Shin *et al.*(2001)은 *C. cirratulus*, *R. philippinarum*, *Tharyx* sp.를 대표종으로 기술한 바 있다. 이 두 연구와 본 연구의 차이는 첫 째, 이번 조사에서는 *C. cirratulus*가 전혀 채집되지 않았다는 점이며 둘째, Shin *et al.*(2001)에서는 *L. longifolia*가 울산만의 상부에서 거의 채집되지 않았지만 본 조사에서는 Yi *et al.*(1982)와 유사하게 내만역의 우점종이었다는 점이다. 그러나 이 두 종이 모두 환경적인 스트레스가 존재하는 해역의 특징종이라는 측면에서 이러한 차이가 환경적 변화의 결과인지 아니면 채집정점의 배치와 채집시기의 차이

인지는 현재로서는 확인 할 수 없다.

외해역의 3개 정점을 포함하는 Group D는 상대적으로 낮은 개체밀도와 가장 높은 다양도가 특징이었으며 종수와 개체밀도의 연중 변화가 4개 그룹 가운데 가장 적었다. 특히 이 그룹의 정점 7은 평균적으로 50 종 이상이 출현하여 종 다양도 측면에서 울산만에서 가장 중요한 정점이었다. Group D를 대표하는 종은 *M. japonica*와 *Ampharete arctica*이었으며 이들은 국내 연안의 외해역에 주로 분포하는 종으로 보고되고 있기 때문에(최와 고, 1990; Lim and Choi, 2001a; 백 등, 2007) 환경 오염과의 관련성은 상대적으로 적은 것으로 알려져 있다. Yi *et al.*(1982)와 Shin *et al.*(2001)에서도 동일 해역의 대표종이 *M. japonica*임을 기술한 바 있다. 한편, Shin *et al.*(2001)은 *M. japonica*와 함께 *Syllis elongata*를 대표종으로 기술하였으나 본 조사에서는 이 종이 채집되지 않았다. Group D의 저서환경은 타 정점에 비해 상대적으로 수심이 깊고 산화발성 황화물과 중금속의 농도가 낮지만 입도와 유기물 함량 등에서는 내만역과 차이가 없는 것이 특징이었다.

BIO-ENV 분석에서 단일변수로서 또는 조합변수로서 울산만 저서동물군집의 시·공간적 변화에 가장 근접한 상관성을 보인 변수는 수심, 입도, 그리고 유기물 함량이었다. 또한 미량금속에 대한 측정이 이루어진 2 계절 자료 분석 결과에서는 Zn도 주요 조합변수 중의 하나였다. 이러한 결과는 울산만 저서동물군집의 구조가 자연적 환경조건(수심과 입도)과 인위적 환경조건(유기물 함량과 미량금속)의 상호작용에 의해 결정되고 있음을 보여주는 증거이다.

울산만에서 관찰되는 또 다른 중요한 환경적 특성은 개방형 지형으로 인해 일반적으로 반폐쇄형 지형의 만에서 관찰되는 내만역과 외해역의 물리·화학적 환경 차이가 상대적으로 적게 나타난다는 점이다. 실측된 자료에서 수심을 제외한 수온, 염분, 용존산소 그리고 입도 등에서 내만역과 외해역 간에 주목할 만한 차이는 관찰되지 않았다. 특히, 유기물이 풍부한 반폐쇄성 내만에서 흔히 관찰되는 계절적인 저층의 용존산소 저하 현상도 울산만에서는 관찰되지 않았으며 내만역과 외해역의 용존산소 조건은 연중 동일한 수준이었다(Table 1). 빈산소 수괴의 형성이 저서동물군집의 소멸과 회복이라는 계절적 악순환을 초래할 수 있다는 측면에서 울산만의 양호한 용존산소 조건은 저서동물군집의 유지와 발전에 매우 중요한 요인으로 작용한 것으로 판단된다. 예를 들어, Dauvin(2008)은 Seine Estuary의 조하대에서 관찰되는 *Abra-Pectinaria* 군집이 오염물 농도가 매우 높은 열악한 환경 하에서도 높은 종풍도와 개체밀도를 유지할 수 있었던 것은 원활한 해수의 유통이 빈산소 환경의 형성을 방지함으로써 군집의 지속적 발전을 가능케 했기 때문인 것으로 추정된 바 있다.

울산만은 폭 3.2 km, 만입길이 8.3 km의 소규모 만이며 퇴적상도 태화강 하류를 제외하면 중립실트질로 단조로운, 한마디로 서식처 다양도가 낮은 환경이다. 또한 퇴적물의 유기물 함량은 국내 연안 중 가장 높은 값을 보이는 남동부 연안 평균인 2.18%(Kang *et al.*, 1993)에 근접하고 있으며 다수의 미량금속들이 거의 모든 정점에서 ERL을 넘는 농도를 보이는 열악한 환경이다. 생물학적으로도 울산만 내외에 걸쳐 유기물 오염 지표종들이 우점하는 양상, 내만역에서 일반적으로 “intermediately opportunistic species”로 알려진 *A. monilaris*나 *L. longifolia* 등이 “highly opportunistic species” 만큼이나 극상의 밀도를 보이는 현상, 그리고 태화강과

고사천이 만나는 지점에서 관찰되는 명백한 저서동물군집의 질적 저하와 같은 현상들은 울산만의 전반 또는 일부 해역이 유기물 및 미량금속에 의해 오염되어 있음을 보여주는 증거라고 할 수 있다. 그렇지만 이러한 낮은 서식처 다양도와 인위적 오염 상황의 존재에도 불구하고 본 조사의 또 다른 결과는 울산만의 출현종수와 개체밀도가 국내 연안에서 수행된 다른 연구 결과들에 비해서 낮지 않은 수준이라는 점을 보여주었다. 또한 그 값은 울산만에서 수행된 기존의 연구 결과(Yi *et al.*, 1982; Shin *et al.*, 2001)에 비해서도 증가된 값이었다. 이러한 결과가 가능할 수 있었던 몇 가지 원인을 유추해보면 첫 째, 울산만의 다양한 수심 구배는 단조로운 퇴적환경이 제공하지 못하는 추가적인 환경 변화를 제공하였으며, 둘째, 개방형 지형에 따른 내만역과 외해역 간의 원활한 소통은 다양한 오염 요인에 의해 내만역이 고립되는 상황을 방지하는 효과를 주었으며 특히 연중 양호한 용존산소 조건은 생물 군집의 지속적 발전을 가능케 했을 것으로 추정된다. 셋 째, 비교적 다양한 생물상을 보이는 외해역의 군집은 개방형 지형과 맞물려 울산만 내외의 종 분산에 기여했을 것으로 생각된다. 결과적으로 이러한 여건들이 Yi *et al.*(1982)의 조사 이후 공통적으로 지적되어온 유기물 오염의 상황 하에서도 군집이 유지되고 어떤 면에서 발전되어 올 수 있었던 요인이 되었을 것으로 판단된다.

사 사

본 연구는 국립수산과학원의 “저서동물군집을 이용한 생태계 평가기법 연구(RP-2009-ME-015)”의 일환으로 수행되었으며, 본 논문의 세세한 부분까지 검토해 주시고 좋은 의견을 주신 최진우 심사위원님과 또 다른 심사위원님께 감사드립니다.

참고문헌

강화성, 이광우, 1996. 광양만, 마산만 및 울산만 퇴적물층의 미량금속과 퇴적속도. 한국수질보전학회지, **12**(4): 455-461.
 권오길, 박갑만, 이준상, 1993. 원색 한국패류도감. 아카데미서적. pp. 445.
 박홍식, 이순길, 2002. 저서생물상을 이용한 진해만 수하식 양식장의 저서환경 평가. 한국해양환경공학회지, **5**(1): 68-75.
 박홍식, 강래선, 이재학, 2006. 천수만 조하대 연성저질에 서식하는 저서동물 우점종의 분포 양상과 저서환경. 한국수산학회지, **39**(특집호): 214-222.
 백상규, 강래선, 전재욱, 이재학, 윤성규, 2007. 동해 후포주변 사질조하대에 서식하는 대형저서동물군집의 분포특성. Ocean and Polar Res., **29**(2): 123-134.
 신상호, 구본주, 체종길, 2004. 서해 가로림만 갯벌의 대형저서동물 공간분포. 한국습지학회지, **6**(1): 57-72.
 신현출, 1995. 가막만의 저서다모류군집. 한국해양학회지, **30**(4): 250-261.
 신현출, 고철환, 1993. 삼천포시 근해역의 다모류군집. 한국해양학회지, **28**(4): 305-312.
 신현출, 김용현, 2002. 득량만 저서다모류군집의 공간분포. 한국해양학회지-바다, **7**(1): 20-31.
 신현출, 강성길, 고철환, 1989. 경기만 남부 해역의 저서다모류

군집. 한국해양학회지, **27**(2): 164-172.
 신현출, 최성근, 고철환, 1992. 영일만 다모류 군집의 계절별, 공간적 변화. 한국해양학회지, **27**(1): 46-54.
 안순모, 고철환, 1992. 서해 만경-동진 조간대의 환경과 저서동물 분포. 한국해양학회지, **27**(1): 78-90.
 양재삼, 정주영, 강정원, 황갑수, 1996. 울산만의 중금속 분포. 한국수질보전학회지, **12**(4): 351-358.
 원종훈, 박정길, 양한섭, 1976. 울산만해수층의 수온, 카드뮴, 구리, 납, 아연의 농도분포. 한국수산학회지, **9**(3): 177-184.
 윤상필, 정래홍, 김연정, 김성수, 이재성, 박중수, 이원찬, 최우정, 2007. 가막만의 저서환경과 다모류군집 특성. 한국해양학회지-바다, **12**(4): 287-304.
 이재학, 유옥환, 이형근, 박자양, 2004. 이원방조제 주변의 조간대 및 조하대 대형저서동물의 군집과 환경요인과의 관계. 한국수산학회지, **37**(4): 295-306.
 이형근, 이재학, 유옥환, 김종관, 2005. 낙동강 하구역 주변 대형저서동물 군집의 공간 특성. Ocean and Polar Res., **27**(2): 135-148.
 임경훈, 신현출, 윤성명, 고철환, 2007. 진해만 대형 저서동물군집 분석을 통한 저서환경 평가. 한국해양학회지-바다, **12**(1): 9-23.
 임현식, 박경양, 1999. 반폐쇄적인 영산강 하구역 조하대 연성저질의 저서동물 군집. 한국수산학회지, **32**(3): 320-332.
 임현식, 홍재상, 2002. 법성포 외탄천 하구역의 염분과 퇴적환경에 따른 대형저서동물의 공간분포. 한국해양학회지-바다, **7**(1): 8-19.
 정래홍, 홍재상, 이재학, 1997. 광양 제철소 건설을 위한 매립과 준설공사 기간중 저서 다모류 군집의 공간 및 계절 변화. 한국수산학회지, **30**(5): 730-743.
 정래홍, 임현식, 김성수, 박중수, 전경암, 이영식, 이재성, 김귀영, 고우진, 2002. 남해안 가두리 양식장 밀집해역의 대형저서동물 군집에 대한 연구. 한국해양학회지-바다, **7**(4): 235-246.
 조태진, 이상배, 김석윤, 2001. 곰소만 조간대 바지락 양식장 저질의 퇴적학적 및 수리역학적 특성. 한국수산학회지, **34**(3): 245-253.
 최민규, 최희구, 김상수, 문효방, 2005. Fecal sterol을 이용한 울산만과 주변해역 퇴적물내 하수기인 유기물 평가. 한국환경과학회지, **14**(1): 23-32.
 최진우, 고철환, 1990. 한국 동해 대륙붕 및 대륙사면에서의 다모류 분포. 한국해양학회지, **25**(1): 36-48.
 해양수산부, 2005. 해양환경공정시험방법. 389pp.
 홍재상, 정래홍, 서인수, 윤건택, 최병미, 유재원, 1997. 시화방조제의 건설은 저서동물군집의 시-공간 분포에 어떠한 영향을 미쳤는가?. 한국수산학회지, **30**: 882-895.
 Chapman, P.M., R.N. Dexter and E.R. Long, 1987. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser., **37**: 75-96.
 Choi, J.W., O.H. Yu and W.J. Lee, 2003. The summer spatial distributional pattern of macrobenthic fauna in Gwangyang Bay, southern coast of Korea. The Sea, **8**: 14-28. (in Korean with English abstract)
 Choi, J.W., J.Y. Seo, C.H. Lee, T.K. Ryu, C.G. Sung, G.M. Han and S.M. Hyun, 2005. Spatial distribution patterns of macrobenthic communities during winter and summer in the Masan Bay Special Management Area, southern coast of Korea. Ocean and Polar

- Res., **27**: 381–395. (in Korean with English abstract)
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, **18**: 117–143.
- Clarke, K.R. and M. Ainsworth, 1993. A method for linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **92**: 205–209.
- Clarke, K.R. and R.M. Warwick, 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, UK, 144 pp.
- Dauvin, J.C., 2008. Effects of heavy metal contamination on the macrobenthic fauna in estuaries: The case of the Seine estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, **57**: 160–169.
- Edgar, G.J., C.K. Macleod, R.B. Mawbey and D. Shields, 2005. Broad-scale effects of marine salmonid aquaculture on macrobenthos and the sediment environment in southeastern Tasmania. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **327**: 70–90.
- Elias, R., J.R. Palacios, M.S. Rivero and E.A. Vallarino, 2005. Short-term responses to sewage discharge and storms of subtidal sand-bottom macrozoobenthic assemblages off Mar del Plata City, Argentina (SW Atlantic). *J. Sea Res.*, **53**: 231–242.
- Ferraro, S.P., R.C. Swartz, F.A. Cole and D.W. Schulrs, 1991. Temporal changes in the benthos along a pollution gradient: Discriminating the effects of natural phenomena from sewage-industrial wastewater effects. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, **33**: 383–407.
- Gray, J.S., K.R. Clarke, R.M. Warwick and G. Hobbs, 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **66**: 285–299.
- Hong, J.S. and J.H. Lee, 1983. Effects of the pollution on the benthic macrofauna in Masan Bay, Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, **18**: 169–179.
- Kang, C.K., P.Y. Lee, J.S. Park and P.J. Kim, On the distribution of organic matter in the nearshore surface sediment of Korea. *Bull. Korean Fish. Soc.*, **26**: 557–566.
- Kim, W.S., H.T. Hur, S.H. Hur and T.W. Lee, 2001. Effects of salinity on endogenous rhythm of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Bivalvia: Veneridae). *Mar. Biol.*, **138**: 1359–1371.
- Koh, B.S., J.H. Lee and J.S. Hong, 1997. Distribution patterns of the benthic macrofaunal community in the coastal area of Incheon, Korea. *The Sea*, **2**: 31–41. (in Korean with English abstract)
- Koo, B.J., J.G. Je and S.H. Shin, 2004. Benthic pollution assessment based on macrobenthic community structure in Gamak Bay, southern coast of Korea. *Ocean and Polar Res.*, **26**: 11–22.
- KORDI, 1981. Report on water quality monitoring in coastal areas of Banweol, Ulsan, Changwon and Yeochon. Korea Ocean Research and Development Institute, pp. 95 (in Korean).
- Laing, I. and A.R. Child, 1996. Comparative tolerance of small juvenile palourdes (*Tapes decussates* L.) and Manila clams (*Tapes philippinarum* Adams & Reeve) to low temperature. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **195**: 267–285.
- Lee, K.W., H.S. Kang and S.H. Lee, 1998. Trace elements in the Korean coastal environment. *Sci. Total. Environ.*, **214**: 11–19.
- Lim, H.S. and J.S. Hong, 1997. Ecology of the macrozoobenthos in Chinhae Bay, Korea - 3. Community structure. *J. Korean Fish. Soc.*, **30**: 175–187. (in Korean with English abstract)
- Lim, H.S. and J.W. Choi, 2001a. Macrobenthic community in the soft bottom around Sorido island, southern coast of Korea. *J. Korean Fish. Soc.*, **34**: 225–237. (in Korean with English abstract)
- Lim, H.S. and J.W. Choi, 2001b. Community structure of subtidal macrobenthos in Hampyung Bay during autumn in 1997, southwest coast of Korea. *J. Korean Fish. Soc.*, **34**: 327–339. (in Korean with English abstract)
- Lim, H.S., J.G. Je, J.W. Choi and J.H. Lee, 1991. Distribution pattern of the macrozoobenthos at Yoja Bay in summer. *Ocean Res.*, **13**: 31–46. (in Korean with English abstract)
- Lim, H.S., J.H. Lee, J.W. Choi and J.G. Je, 1995. Macrobenthic community on the soft-bottom around the Youngjong island, Korea. *J. Korean Fish. Soc.*, **28**: 635–648. (in Korean with English abstract)
- Lim, H.S., H.S. Park, J.W. Choi and J.G. Je, 1999. Macrobenthic community of the subtidal soft bottom of Aenggang Bay in the southern coast of Korea. *The Sea*, **4**: 80–92. (in Korean with English abstract)
- Long, E.R. and L.G. Morgan, 1990. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOSOMA 52. pp. 175.
- Long, E.R., S.L. MacDonald, S.L. Smith and F.D. Calder, 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.*, **19**: 81–97.
- Lu, L., B.P.L. Goh and L.M. Chou, 2002. Effects of coastal reclamation on riverine macrobenthic infauna (Sungei Punggol) in Singapore. *J. Aquat. Ecosyst. Health*, **9**: 127–135.
- Lu, L. and R.S.S. Wu, 2007. A field experimental study on recolonization and succession of subtidal macrobenthic community in sediment contaminated with industrial wastes. *Mar. Pollut. Bull.*, **54**: 195–205.
- Ma, C.W., S.Y. Hong and H.S. Lim, 1995. Macrobenthic fauna of Deukryang Bay, Korea. *J. Korean Fish. Soc.*, **28**: 503–516. (in Korean with English abstract)
- McLusky, D.S., V. Bryant and R. Campbell, 1986. The effects of temperature and salinity on the toxicity of heavy metals to marine and estuarine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **24**: 481–520.
- Mucha, A.P., M. Teresa, S.D. Vasconcelos and A.A. Bordalo, 2005. Spatial and seasonal variations of the macrobenthic community and metal contamination in the Douro estuary (Portugal). *Mar. Environ. Res.*, **60**: 531–550.
- Paik, S.G. and S.G. Yun, 2000. Community structure of the macrobenthos in Chinhae Bay, Korea. *J. Korean Fish. Soc.*, **33**: 572–580. (in Korean with English abstract)
- Park, H.S., J.H. Lee and J.W. Choi, 2000a. Spatio-temporal distribution of macrobenthic community on subtidal area around Mokpo, *The Sea*, **5**: 169–176. (in Korean with English abstract)
- Park, H.S., H.S. Lim and J.S. Hong, 2000b. Spatio- and temporal patterns of benthic environment and macrobenthos community on subtidal soft-bottom in Chonsu Bay, Korea. *J. Korean Fish. Soc.*, **33**: 262–271. (in Korean with English abstract)

- Park, H.S., J.W. Choi and H.G. Lee, 2000c. Community structure of macrobenthic fauna under marine fish culture cages near Tongyong, southern coast of Korea. *J. Korean Fish. Soc.*, **33**: 1–8. (in Korean with English abstract)
- 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.
- Rand, G.M. and S.R. Petrocelli, 1985. *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Hemisphere, Washington DC. pp. 666.
- Shannon, C.E. and W. Weaver, 1963. *The mathematical theory of communications*. University of Illinois Press, Urbana, 125pp.
- Shin, H.C., S.M. Yoon and C.H. Koh, 2001. Spatial distribution of benthic macrofaunal community in Ulsan Bay and Onsan Bay, eastern coast of Korea. *The Sea*, **6**: 180–189. (in Korean with English abstract)
- Simboura, N., A. Zenetos, P. Panayotidis and A. Makra, 1995. Changes in benthic community structure along an environmental pollution gradient. *Mar. Pollut. Bull.*, **30**: 470–474.
- Smith, J. and S.E. Shackley, 2006. Effects of the closure of a major sewage outfall on sublittoral soft sediment benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.*, **52**: 645–658.
- Snelgrove, P.V.R., 1998. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity Conserv.*, **7**: 1123–1132.
- Tami, K., 1996. Temporal tolerance of larval *Theora fragilis* (Bivalvia: Semelidae) to hypoxic conditions. *Fish. Sci.*, **62**: 996–997.
- Warwick, R.M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, **92**: 557–562.
- Warwick, R.M., 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Aust. J. Ecol.*, **18**: 63–80.
- Warwick, R.M., 2001. Evidence for the effects of metal contamination on the intertidal macrobenthic assemblages of the Fal Estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, **42**: 145–148.
- Watzin M.C. and P.R. Roscigno, 1997. The effects of Zinc contamination on the recruitment and early survival of benthic invertebrates in an estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, **34**: 443–455.
- Whittaker, R.J. (Ed.), 1975. *Communities and Ecosystems*, 2nd Edition. Macmillan, New York, pp. 1–385.
- Wildish, D.J., B.T. Hargrave and G. Pohle, 2001. Cost-effective monitoring of organic enrichment resulting from salmon mariculture. *ICES J. Mar. Sci.*, **58**: 469–476.
- Yi, S.K., J.S. Hong and J.H. Lee, 1982. A study on the subtidal benthic community in Ulsan Bay, Korea. *Bull. KORDI*, **4**: 17–26.
- Yun, S.G. and S.G. Paik, 2001. Community structure of macrobenthos around Kadugdo, a south coast of Korea. *J. Korean Fish. Soc.*, **34**: 493–501. (in Korean with English abstract)

2008년 2월 17일 원고접수

2008년 4월 17일 수정본 채택

담당편집위원: 신현출