

Article

경기만에서 해사채취가 대형저서동물 군집구조에 미치는 영향

유옥환* · 이형곤 · 이재학 · 김동성

한국해양연구원 해양환경연구본부
(425-600) 경기도 안산시 안산우체국 사서함 29호Impacts of Sand Mining on the Macrobenthic Community
in Gyeonggi Bay, Korea

Ok Hwan Yu*, Hyung-Gon Lee, Jae-Hac Lee, and Dong-Sung Kim

Marine Environment Research Department, KORDI
Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

Abstract : Small-scale effects of sand mining on macrobenthic communities have been reported previously. However, little information is available as to how dredging affects the macrobenthic community structure. The objective of this study was to determine the impacts of large-scale exhibition dredging on the macrobenthic community of Gyeonggi Bay, Korea, where sand mining has continued for 20 years. Prior to dredging, the macrobenthic species composition was similar to that of areas near the dredging site, with several common dominant species found before dredging. After dredging, the number of species, density, and diversity (H') in the experimental area (sites 0 and 1) decreased significantly, but no difference was observed at other sites. Multivariate analysis (multidimensional scaling) revealed significant differences in community structure before and after dredging. The amphipod *Urothoe grimaldii japonica*, which was the most dominant species at sites 0, 1, and 2, decreased rapidly at sites 0 and 1 after dredging, but no difference was observed at site 2. In addition, the index of multivariate dispersion (IMD) and the relative IMD (r.IMD) were large at sites 0 and 1, suggesting that the effects of dredging were direct at site 0 and 1, but indirect at site 2. The macrobenthic communities at sites 3 and 4 were not affected by dredging, but they were affected by physical conditions and biological interactions. We suggest that benthic biotope indices such as the IMD and r.IMD may constitute a valid tool for assessing the effects of dredging on the macrobenthic community; long-term monitoring is required to verify this.

Key words : sand mining, macrobenthos, biotope index, Gyeonggi Bay

1. 서 론

우리나라 바다모래(해사)의 전국채취량은 1992년에 1,550만 m³에서, 2005년도에는 3,000만 m³으로 급증하였고, 해사채취가 전체 골재채취에 차지하는 비율도 1992년에 15.3%에서, 2005년도에는 33.2%로 증가하였다(건설교통부 2005). 또한 수도권에서 소비되는 모래의 대부분은 바다모래로서 웅진군 및 충남 태안군 연안일대

에서 집중적으로 공급되고 있다. 이와 같이 해사채취의 증가에 따라 직·간접적인 해양환경의 영향이 증가하고 있으며, 특히 해저퇴적층 및 해저지형의 변화와 해사채취시에 발생하는 부유탁도의 증가는 해안침식 및 해양생태환경 파괴 그리고 수산자원의 감소로 이어질 것으로 여겨진다. 더군다나 동일 지역에서의 장기간 해사채취에 따라 해양생태계는 시·공간적으로 크게 바뀔 것으로 여겨지며, 명확한 영향을 파악하기 위해서는 장기적인 모니터링이 필요하다.

최근에, 해사채취에 대한 해양환경 및 대응책을 마련하

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

기 위해 국제적으로 많은 연구가 진행되어지고 있으며, 국제담사연합(ICES)에서는 각 국가에서의 골재채취량 및 해양환경변화 그리고 대응전략에 대한 보고서를 제출하였다(ICES 2001). 이와 동시에 해사채취에 따른 해양환경을 평가하기 위한 체계적인 연구결과가 보고되었다(MMS 2001; DTLR 2002). 이와 같은 분석방법에 따라 해사채취에 따른 해양환경을 평가하는 연구가 진행되고 있다(MEMG 2003; Boyd et al. 2004). 우리나라에서도 해사채취에 따른 해양환경변화에 대한 연구가 실시되었으나(한국골재협회 인천지회 2002; 해양수산부 2005), 연구방법이나 분석방법이 체계적으로 되어있지 않아, 환경변화를 평가하고 예측하는데 많은 어려움이 있다. 그러므로 해사채취에 따른 해양환경변화를 평가하기 위해서는 체계적인 분석 및 평가방법의 정립이 필요하다.

해사채취 지역에서의 저서동물은 채취에 따른 해저퇴적층의 교란 및 부유탁도에 의한 채집전에 의한 영향을 직접적으로 받고 있으며, 생물의 재가입은 해사활동이 완전히 끝난 후에 일반적으로 시작된다(Van Der Veer et al. 1985). 지금까지 해사채취 이후 퇴적물 이동에 따른 저서생물의 가입에 대한 많은 연구가 진행되고 있다(Kenny et al. 1998; Desprez 2000; Boyd and Rees 2003; Newell et al. 2004). Poiner and Kennedy(1984)는 해사채취지역 인근의 저서동물 밀도의 증가는 부유탁도의 채집전과 상관관계가 높다고 했다. 또한 해사채취지역에서의 저서동물 회복 기간은 다양한 환경조건(채취기간, 수리학적 특징, 퇴적물의 이동을, 해저지형형태, 채취전의 생태계 유사도 등)에 영향을 받고 있다(reviewed by Newell et al. 1998). 1년 기간 동안의 짧은 해사채취 이후의 저서생태계

의 완전한 회복(밀도, 생체량, 종다양도의 회복)은 일반적으로 채취가 멈춘 후 2-3년 이내에 나타나는 것으로 보고되고 있다(Kenny et al. 1998; van Dalssen and Essink 2001; Newell et al. 2002). 그러나 장기간의 해사채취가 일어난 지역에서의 저서생태계 회복은 보다 많은 시간이 소요될 것으로 예상되어지지만, 이에 대한 연구는 많지 않다(Hill et al. 1999).

우리나라에서 해사채취의 규모에 따른 저서생태변화 및 회복에 대한 연구는 단시간의 소규모 교란에 의해 실시되었다. 예를 들면, 1,700 m³량의 해사채취 이후의 저서생태계의 회복은 약 4개월 이상 소요되었다(한국골재협회 인천지회 2002). 반면, 1,900 m³량의 시범채취 이후, 대조구와 실험구에서 저서동물의 종수 및 생체량은 뚜렷한 차이가 나타나지 않았으나 서식밀도는 약 15일 경과 후 회복되며, 유사도는 실험기간 동안 회복되지 않았다(해양수산부 2005). 이와 같이 비슷한 양의 해사채취를 실시하였다 라도 저서생태계의 영향은 차이가 있으며, 이는 여러 가지 환경조건과 분석 및 평가방법의 차이에 의한 결과로 여겨진다. 또한, 지금까지 1광구에 허가되는 해사채취의 양은 최대 500,000 m³ 미만으로 (500,000 m³부터 환경영향평가 대상), 기존의 소규모 교란에 의한 연구결과를 바탕으로 대규모의 생태계 교란을 평가하기에는 많은 어려움이 있다.

그러므로 본 연구에서는 지금까지 수행된 시범채취량보다 많은 대량의 시범채취를 통하여 저서생태계의 영향 및 시범채취기간 동안의 저서생태계 변화를 살펴보았으며, 저서생태계의 영향 평가에 이용할 수 있는 생태지수에 대한 고찰을 실시하였다.

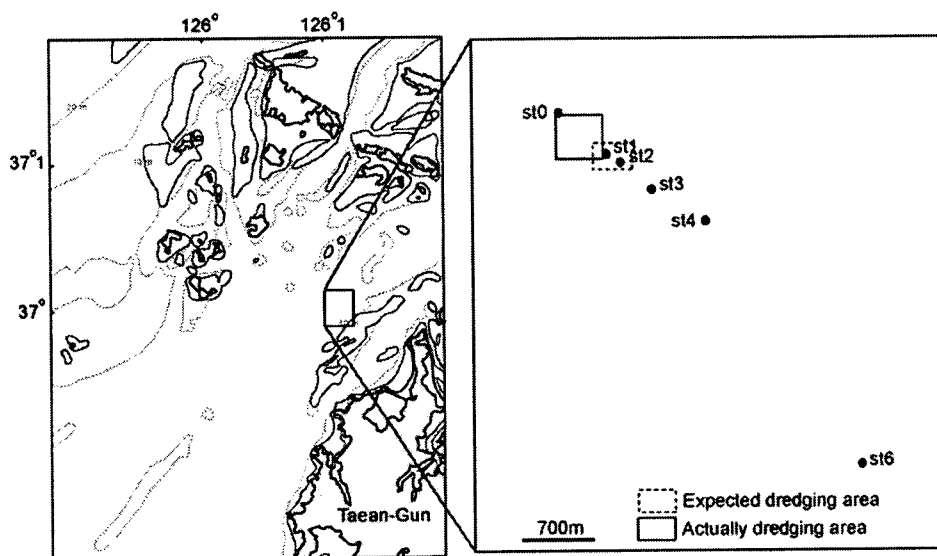


Fig. 1. Map of sampling area in Gyeonggi Bay, Korea.

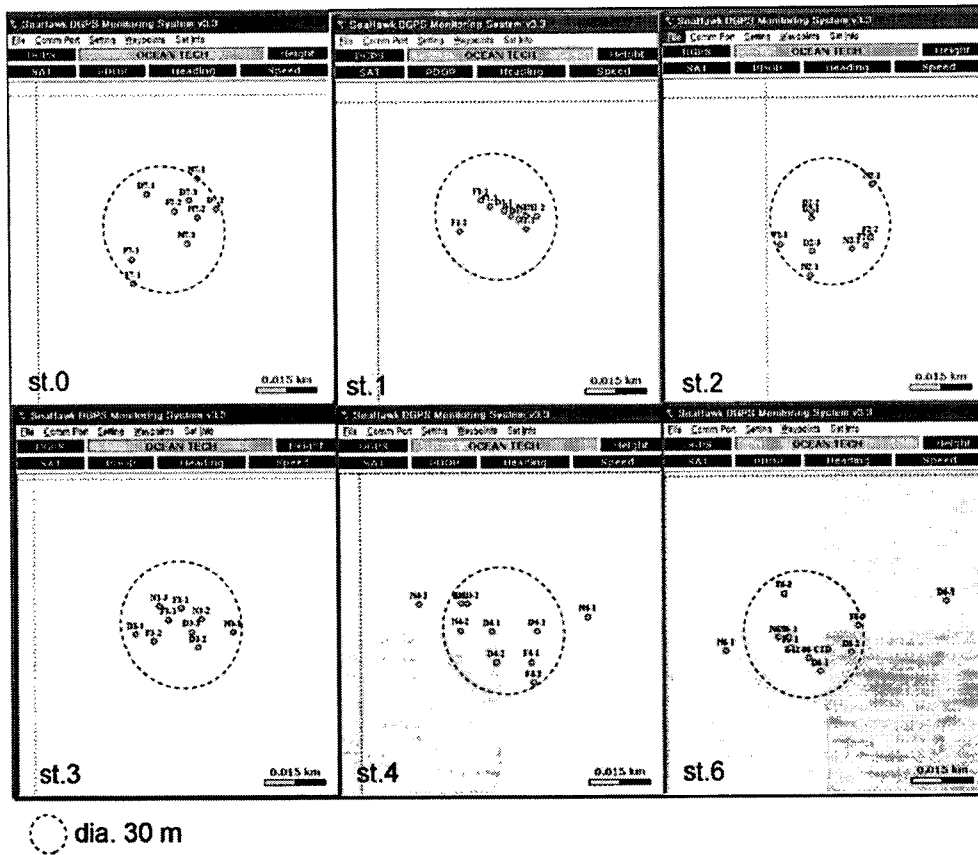


Fig. 2. Replicate samples at each sampling site on 25 November (N), 28 December (D), and 11 February (F).

2. 재료 및 방법

해사채취로 인한 저서생태계의 영향을 파악하기 위하여 선갑 50광구에 위치한 시범채취지역내의 2곳의 정점과 시범채취지역에서 떨어진 일직선의 4개 정점을 선정하여, 총 6개의 정점에서 저서생물을 조사하였다(Fig. 1). 특히, 선갑 50광구 밖에 위치한 일직선상의 정점 6은 자갈지역으로 퇴적환경이 시범채취지역과 차이가 있어, 장안사태 부근의 사질지역으로 조정하였다. 또한, 선갑 50광구 주변의 광구들은 과거부터 현재까지 해사채취가 이루어지고 있는 지역으로, 본 연구에서는 시범채취 이외의 해사채취로 인한 생태계 간섭을 최소화하기 위하여 정점들을 북서쪽에서 남동쪽방향으로 선정하였다(Fig. 1). 저서생태계 조사는 70,000 m³의 시범채취(2005년 11월 30일) 전과 시범채취 기간 동안 실시되었다. 1차 조사는 시범채취 5일 전 11월 25일에 실시하였고, 채취가 시작된 28일 후(2005년 12월 28일)와 70일 후(2006년 2월 11일)에 2차와 3차 조사를 실시하였다. 조사기간 동안 정점의 위치는 DGPS를 이용하여 기록하였으며, 각 정점에서의 채집 범위는 대부분 반경 30m안에 위치하도록 하였다(Fig. 2).

대형저서동물의 채집은 매 정점에서 Smith McIntyre Grab(0.1 m²)를 이용하여 3회씩 반복 채집하였고, 선상에서 망목 1mm인 체를 사용하여 분리하였으며, 잔존물은 10% 중성 포르말린으로 고정한 후 실험실로 운반하였다. 생물동정은 실험실에서 해부 현미경하에서 분류군별로 선별하고 종 단위로 동정, 계수하였다. 수층의 환경요인인 수온 및 염분은 CTD를 이용하여 전 수층을 측정하였고, 용존산소는 DO-meter를 이용하여 표층과 저층에서 측정하였다. 퇴적환경요인 분석을 위해 퇴적물의 온도를 현장에서 측정하였고, 퇴적물은 냉동 보관하여 실험실로 운반하여, 모래성분이 많은 것은 제외하고 동결 건조시킨 후 막자사발로 분쇄하여 분석 전까지 보관하였다. 퇴적물은 Folk and Ward(1957) 방법에 따라, 평균입도(Mz), 분급도(SD), 왜도(Skewness) 및 첨도(Kurtosis)를 측정하였고, 퇴적물의 강열감량(IL)을 측정하였다.

자료 분석

해사채취 지역에서 대형저서동물의 생태환경 분석을 위한 지표로서 Shannon & Weaver의 종 다양성 지수(Diversity index, H')와 Pielou의 균등도 지수(Evenness,

J)를 분석하였다. 정점별 종조성과 그에 따른 지역별 유사도 측정을 위해 정점별 총 출현 개체수를 4th root transformation하여 Bray-Curtis의 유사도지수를 구하였고, MDS(non-metric multidimensional scaling) 배열법으로 다차원분석을 하였다(Clarke 1993). 각 정점에서 영향을 미치는 저서동물을 파악하기 위해 SIMPER(similarity-percentages procedure) 분석을 실시하였다(Primer 5.0, Primer-E Ltd.).

조사 시기별 각 정점에서 출현하는 종수와 밀도, 종 다양도, 생체량 및 주요 우점종의 유의한 차이를 파악하기 위해, 먼저 자료의 정규성 검증(test of normality)을 실시하였다. 본 연구의 자료들이 정규성 분포로 이루어져, two-way ANOVA test를 실시하였다(SigmaStat 3.0, SPSS Inc.).

저서동물의 다차원 공간분포에 영향을 끼치는 환경요인(퇴적물 입도, 유기물 등)을 파악하기 위해 BIO-ENV (Biota-environment matching using step algorithm) 평가를 실시하였으며(Clarke and Ainsworth 1993), BIO-ENV에 의한 최상의 환경요인과 저서동물 군집간의 유의성 평가를 위해 Relate test($P < 0.05$)를 실시하였다(Clarke and Warwick 2001). 또한, 환경변수와 생물지수(종수, 밀도, 생체량, 종 다양도, 종 풍부도, 종 균등도 등) 그리고 우점종간의 상관관계를 파악하기 위해 Spearman rank correlation을 실시하였다.

해사채취에 의한 생태계 교란은 대조구내에서보다 실험구내에서 크게 나타나기 때문에 실험구내에서의 반복시료

의 변이(variability)가 크게 나타나, 변이를 파악하여 생태계교란 정도를 파악할 수 있다(Warwick and Clarke 1993). 그러므로 본 연구에서는 시료사이의 다변량 분산 지수(Index of Multivariate Dispersion, IMD)를 측정하여 생태계 교란을 파악하였다. IMD지수는 두 그룹의 유사도 평균 차를 시료수로 나누어 계산되어지며, 값은 1에서 -1 사이에 위치한다. 1과 -1에 가까울수록 실험구내에서 시료들 사이의 유사성이 대조구내의 시료들 사이의 유사성보다 낮아지게 되며, 0에 가까울수록 두 그룹사이의 차이는 나타나지 않는다. 또한 상대 다변량 분산 지수(the relative Index of Multivariate Dispersion, r.IMD)를 이용하여, 동일 지역에서의 시간변이에 따른 평균분산을 평가하였다(Somerfield *et al.* 1993). r.IMD 값이 1인 경우에는 시료들 사이의 상대분산도는 평균분산도와 일치하며, 1보다 큰 경우에는 평균분산도보다 상대분산도가 큰 경우로, 교란이 증가하고 있다고 평가한다. 반대로 1보다 적은 경우에는 시료사이의 상대분산이 적은 경우로, 교란의 영향이 적다고 평가할 수 있다. 본 연구에서는 해사채취 기간 동안 r.IMD 값이 1보다 큰 경우에 해사채취에 의한 생태계 교란이 있다고 평가하였다.

또한, 저서생태계 내에서 우점하는 다모류(polychaete)와 오염(또는 교란)에 민감하게 반응하는 단각류(amphipod)의 비: P/A ratio, [polychaete/(amphipod + polychaete)]를 이용하여 생태계의 교란을 평가하고자 시도하였다. 일반적으로 생태계 내의 교란이 증가할수록 P/A 비가 증가한다.

Table 1. Value of environmental variables during the sampling periods.

Date	Site	Gravel (%)	Sand (%)	Silt & clay (%)	Mean Grain (Ø)	IL*	Temperature in sediment	DO** in bottom	Depths (m)
25-Nov.	st.0	0.07	99.92	0	0.73	0.217	14.5	8.58	43.5
	st.1	0.67	99.13	0.19	0.86	0.192	14.7	8.55	39.4
	st.2	0	100	0	0.88	0.233	14.6	8.57	46.6
	st.3	14.97	85.03	0	0.1	0.168	14.5	8.5	49.7
	st.4	0	99.79	0.21	0.69	0.162	14.6	8.39	52.7
	st.6	0	100	0	0.99	0.249	14.5	8.39	27.6
28-Dec.	st.0	0.29	99.51	0.2	0.46	0.181	7.3	8.15	46.6
	st.1	0	100	0	0.97	0.216	7.4	8.17	42
	st.2	0	100	0	0.89	0.251	7.3	8.1	49.9
	st.3	28.87	71.13	0	-0.61	0.190	7.3	8.16	49.2
	st.4	1.66	98.17	0.17	0.65	0.152	7.2	8.23	57
	st.6	0	99.78	0.22	0.95	0.231	6.7	8.62	27.6
11-Feb.	st.0	1.74	98.26	0	0.4	0.169	2.9	10.44	44
	st.1	0.63	98.93	0.44	0.86	0.187	2.9	10.48	40.3
	st.2	0	100	0	0.92	0.261	2.7	10.5	41.7
	st.3	2.22	97.61	0.17	0.54	0.176	2.8	10.5	52.5
	st.4	0.17	99.65	0.19	0.6	0.177	2.6	10.6	53
	st.6	0	99.81	0.19	0.98	0.275	2.9	10.65	22.5

* , loss of ignition; **, Dissolved oxygen.

3. 결 과

환경변수

시범 채취 주변 지역인 정점 0부터 4까지의 수심을 비교 했을 때, 정점 1의 수심(평균 40 m)이 가장 낮았고, 정점 4(평균 55 m)로 갈수록 깊어졌다(Table 1). 조사기간 동안 각 정점에서 수층별 염분 및 수온은 수층에서 차이가 나타나지 않았다. 그러나 정점별로 조사시간의 따라 염분 및 수온의 차이가 나타났으며, 2차 조사에는 수온이 6.5-7.4°C 범위였고, 염분은 31.7-31.9 psu 사이였으며, 3차 조사시기에는 염분은 31.5-31.7 psu 범위였고, 수온은 2.7-3.0°C로 2차 조사에 비해 낮아졌다. 퇴적물의 온도는 수층의 온도와는 최대 1°C 미만의 차이를 보였다. 표층과 저층에서의 용존산소량은 각 정점별로 뚜렷한 차이는 나타나지 않았으며, 3차 조사시기의 용존산소량(평균 10.56 mg/l)은 1-2차 조사(평균 8.4 mg/l)에 비해 상대적으로 높았다. 조사지역의 퇴적물은 굵은 모래로 대부분의 정점에서 98% 이상의 모래를 함유하고 있으며, 입도는 0.4-0.99 ϕ 사이로 조사시기별 뚜렷한 변화는 나타나지 않았다. 정점 3에서의 입도는 다른 정점에 비해 굵었으며, 1차와 2차 조사기간 동안 자갈이 15% 이상 함유되어있고, 특히 2차 조사 때 -0.61 ϕ로 매우 굵은 모래 특성을 나타냈다(Table 1).

대형저서동물

시범채취가 시작되기 전에 실시된 1차 조사에서의 대형저서동물은 총 37종 114 ind./m²이었으며, 2차 조사와 3차 조사에서는 각각 22종 99 ind./m²와 23종 65 ind./m²이었다. 시범채취동안의 종수 및 개체수는 시범채취가 시작되는 전에 비해 약 40% 이상이 감소되었다. 생체량은 1차 조사(2.1 g/m²)때 보다는 2차 조사(2.2 g/m²)때 약간 증가하였지만, 3차 조사에서는 1차 조사에 비해 약 35.6%가 감소하였다. 종 다양도 지수는 1차 조사시에는 평균 1.41을 보였으며, 2차와 3차 조사시에 각각 1.12와 0.75로 감소하였다.

동물군별 종수는 1차 조사시에 환형동물이 16종으로 전체출현 비율의 43%를 차지하였고, 갑각류 11종(30%), 연체동물 5종(14%) 순으로 감소하였다. 2차 조사시에는 환형동물이 11종, 갑각류가 5종, 연체동물이 4종으로 감소하였고, 3차 조사시에는 환형동물이 9종으로 다시 감소하였으나, 갑각류와 연체동물의 종수는 더 이상 감소하지 않았다. 동물군별 밀도는 1차 조사시에 환형동물과 44 ind./m²와 갑각류가 41 ind./m²로 전체출현 밀도의 70% 이상을 차지하였으며, 연체동물이 26 ind./m²로 약 22%를 차지하였다. 2차 조사시에는 환형동물과 갑각류는 46 ind./m²과 41 ind./m²로 1차 조사에 비해 감소하지 않았지만, 연체동물

Table 2. Results of two-way ANOVA analysis for the number of species, density (ind./m²), diversity, and biomass of macroenthic animals during sampling periods.

	Source	DF	F	P
Species	date	2	13.2	0.001
	site	5	5.7	0.001
	date x site	10	1.2	0.306
Density	date	2	6.9	0.003
	site	5	6.6	0.001
	date x site	10	1.0	0.434
Diversity	date	2	12.9	0.001
	site	5	5.8	0.001
	date x site	10	1.3	0.271
Biomass	date	2	0.6	0.536
	site	5	1.8	0.149
	date x site	10	0.6	0.793

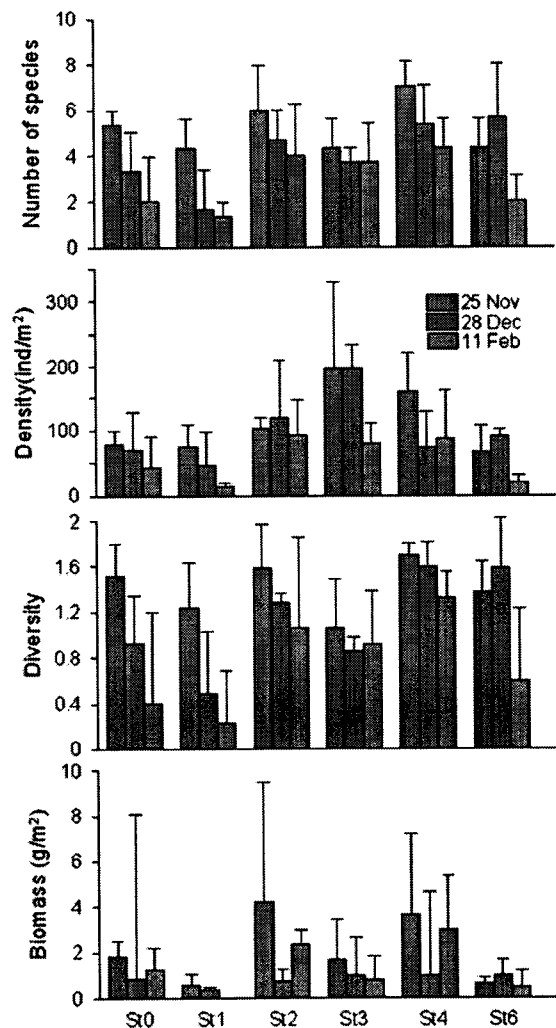


Fig. 3. Number of species, density (ind./m²), diversity and biomass of macroenthic animals during the sampling periods.

물은 12 ind./m²로 약 50% 이상이 감소하였다. 3차 조사 시에는 환형동물과 갑각류만 각각 28 ind./m²과 16 ind./m²로 감소하였고, 나머지 분류군은 감소하지 않았다.

본 연구에서 출현한 종수와 밀도와 종 다양성 지수는 조사 기간 및 정점에 따라 유의한 차이가 나타났다(Table 2). 정점에 따른 출현 종수는 1차 조사에 비해 2차와 3차 조사 때 모든 정점에서 감소하였다(Fig. 3). 정점 0과 정점 1에서의 감소폭이 다른 정점에 비해 크게 나타났으며, 정점 1에서 2차 조사 때의 종수가 1차 조사 때보다 50% 이상이 감소하였다. 특히, 정점 0-2에서 가장 많이 나타난 갑각류는 1차 조사 이후 정점 0-1에서 급격히 감소하였으나, 정점 2에서는 감소하지 않았다. 그러나 정점 3의 경우, 2차와 3차 조사 때의 종수는 차이가 나타나지 않았다. 정점별 출현 밀도는 정점 0과 정점 1에서 1차 조사보다는 2차와 3차 조사 때 감소의 폭이 증가하였으나, 정점 2-4에서는 조사가 진행될 때 마다 감소가 크지 않았다. 특히, 정점 2와 3에서는 1차보다는 2차 조사 때 밀도가 증가

하였으며, 정점 4에서는 2차보다는 3차 조사 때 밀도가 증가하였다. 반면에, 장안사퇴 부근에 위치한 정점 6에서는 2차 조사 때까지 밀도는 증가하다가 3차 조사 기간에는 밀도의 급격한 감소가 나타났다. 종 다양도 지수는 1차 조사기간에는 1.0에서 1.7 사이로 정점 간 뚜렷한 차이를 보이지는 않았지만, 2차 및 3차 조사 때에는 정점 6을 제외한 모든 정점에서 감소하였다. 특히, 정점 0과 1에서의 감소폭은 다른 정점(정점 2-4)보다 컸으며, 2차 조사시기에는 평균 0.4 이하로, 다른 정점에 비해 2배 이상으로 감소했다(Fig. 3).

본 연구기간 동안 채집시기별 총 출현량의 2% 이상으로 출현하는 종을 우점종으로 구분하여 나타냈다(Table 3). 1차 조사 때 가장 우점한 종은 다모류 *Hemipodus yenourensis*로 19.5%를 차지하였으며, 다음으로는 복족류 *Olivella fulgurata*(17.1%), 단각류 *Urothoe grimaldii japonica*(15.1%), *Mandibulophoxus hongae*(7.3%), 곤쟁이류 *Liella pelagicus*(3.4%) 등의 순서로 출현하였다.

Table 3. Dominant species (>2% of total density) during the sampling periods.

Date	Taxon	Species	Density (\pm SD)	%	Cumulative %
25 Nov.	Apo	<i>Hemipodus yenourensis</i>	22 (\pm 47)	19.5	19.5
	MGs	<i>Olivella fulgurata</i>	19 (\pm 19)	17.1	36.6
	CAM	<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	17 (\pm 15)	15.1	51.7
	CAM	<i>Mandibulophoxus hongae</i>	8 (\pm 12)	7.3	59.0
	CMy	<i>Liella pelagicus</i>	4 (\pm 4)	3.4	62.4
	CAM	<i>Orchomene pinguis</i>	3 (\pm 8)	2.9	65.4
	Apo	<i>Notomastus latericeus</i>	3 (\pm 7)	2.9	68.3
	Apo	<i>Glycera chirori</i>	3 (\pm 7)	2.9	71.2
	CAM	<i>Urothoe convexa</i>	3 (\pm 4)	2.9	74.1
	MBi	<i>Varcorbula yokoyamai</i>	3 (\pm 7)	2.4	76.6
	MBi	<i>Macoma praetexta</i>	2 (\pm 4)	2.0	78.5
	Apo	<i>Scoloplos armiger</i>	2 (\pm 3)	2.0	80.5
	28 Dec.	Apo	<i>Hemipodus yenourensis</i>	33 (\pm 50)	33.0
CAM		<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	24 (\pm 24)	24.6	57.5
CAM		<i>Mandibulophoxus hongae</i>	8 (\pm 5)	7.8	65.4
CAM		<i>Orchomene pinguis</i>	8 (\pm 19)	7.8	73.2
MGs		<i>Olivella fulgurata</i>	5 (\pm 5)	5.0	78.2
Apo		<i>Nephtys californiensis</i>	4 (\pm 3)	3.9	82.1
MBi		<i>Macoma praetexta</i>	3 (\pm 4)	3.4	85.5
Apo		<i>Prionospio paradisea</i>	3 (\pm 3)	2.8	88.3
MBi		<i>Varcorbula yokoyamai</i>	2 (\pm 5)	2.2	90.5
11 Feb.	Apo	<i>Glycera capitata</i>	15 (\pm 19)	26.7	26.7
	CAM	<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	8 (\pm 20)	14.9	41.6
	MGs	<i>Olivella fulgurata</i>	6 (\pm 7)	10.9	52.5
	MBi	<i>Macoma praetexta</i>	5 (\pm 8)	8.9	61.4
	CAM	<i>Mandibulophoxus hongae</i>	4 (\pm 6)	7.9	69.3
	Apo	<i>Terebellides</i> sp.	3 (\pm 5)	5.0	74.3
	CAM	<i>Orchomene pinguis</i>	2 (\pm 4)	4.0	78.2
	Apo	<i>Nephtys californiensis</i>	2 (\pm 3)	4.0	82.2
	MBi	<i>Varcorbula yokoyamai</i>	1 (\pm 2)	2.0	84.2
	Apo	<i>Notomastus latericeus</i>	1 (\pm 3)	2.0	86.1
	Apo	<i>Spio martinensis</i>	1 (\pm 2)	2.0	88.1

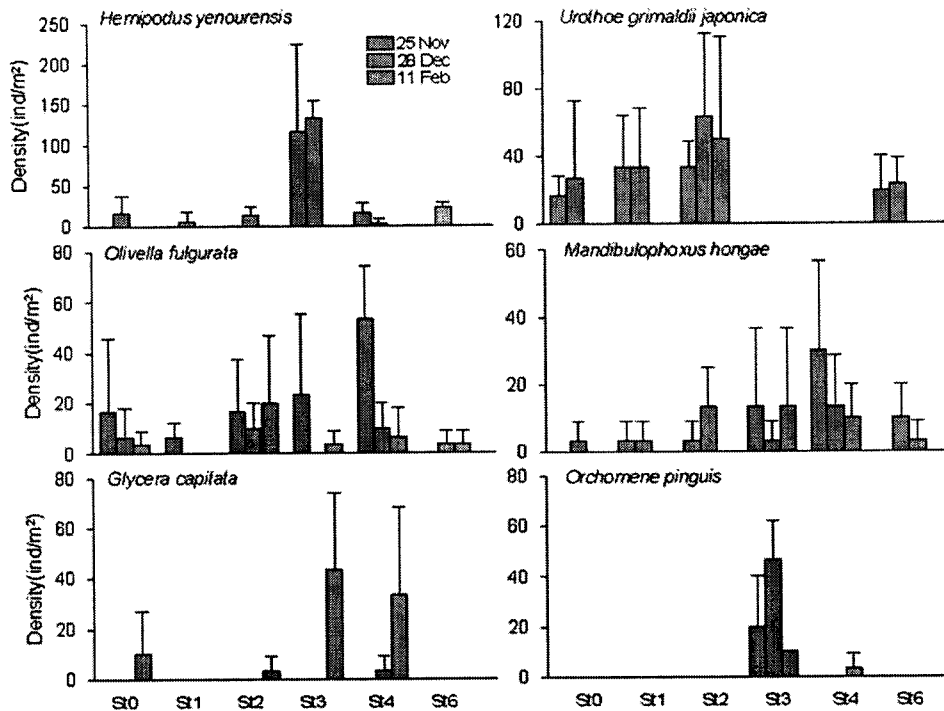


Fig. 4. Density (ind./m²) of dominant species during the sampling periods.

2차 조사 때에는 1차 조사와 마찬가지로 다모류인 *H. yenourensis*가 33.0%로 가장 높았으며, 그 다음으로는 단각류인 *U. grimaldii japonica*(24.6%), *M. hongae*(7.8%), *Orchomene pinguis*(7.8%), 복족류 *O. fulgurata*(5.0%) 순으로 나타났다. 반면에 3차 조사 때에는 1차와 2차 조사 때 우점종으로 보이지 않았던 다모류 *Glycera capitata*가 26.7%로 가장 높게 출현하였으며, 이매패류인 *Macoma praetexta*가 새롭게 상위 우점그룹으로 나타났다. 그리고 3차 조사 때에도 1차와 2차 조사와 마찬가지로 *U. grimaldii japonica*와 *O. fulgurata*가 각각 14.9%와 10.9%로 높았다.

조사기간 동안 정점별로 우점종의 출현량을 살펴보면, 1차와 2차 조사 때 가장 우점했던 *H. yenourensis*는 정점 3에서만 100 ind./m² 이상으로 높게 출현하였으며, 나머지 정점에서는 20 ind./m²로 매우 적었다(Fig. 4). *H. yenourensis*는 3차 조사 때에는 모든 정점에서 출현하지 않았다. 두 번째의 우점종인 단각류 *U. grimaldii japonica*는 정점 0-2 사이에서 대부분 출현하였으며, 정점 3-4에서는 출현하지 않았다. 이 종은 3차 조사 때에는 정점 3에서만 높게 나타났으며, 정점 0과 정점 1에서는 출현하지 않았다. 복족류인 *O. fulgurata*는 1차 조사 때 정점 1에서 정점 4로 갈수록 밀도가 증가하였으나, 2차 조사에서는 정점 2를 제외하고는 밀도가 감소했으며, 3차 조사 때 정점 1에서 출현하지 않았다. 단각류 *M. hongae*는 1차 조사 때

정점 0에서는 출현하지 않았고, 정점 1에서 정점 4로 갈수록 밀도는 증가하였으며, 3차 조사 때에는 정점 0-2 사이에서 출현하지 않았고, 정점 3 이후에서만 출현하였다. 3차 조사 때에 가장 우점했던 다모류 *G. capitata*는 정점 0, 2, 3, 4에서 출현하였으며, 특히 정점 3과 4에서 급격히 생물량이 증가하였다. 단각류 *Orchomene pinguis*는 정점 3에서만 전 조사기간 동안 출현하였고, 정점 4에서 3차 조사 때 소량 출현하였으며, 나머지 정점에서는 전혀 나타나지 않았다(Fig. 4).

다변량분석(Multivariate analyses)

시범채취가 시작되기 전에 실시된 1차 조사에서의 저서동물의 공간분포는 크게 3그룹(1그룹, 정점 0-2; 2그룹, 정점 3-4; 3그룹, 정점 6)으로 구분되었다(Fig. 5). 시범채취기간 동안의 2차 조사에서 정점 3과 정점 4가 구분되어졌으며, 정점 0과 정점 1의 정점 내 유사도가 낮아져, MDS 내의 분포 범위가 넓어졌다. 3차 조사에서는 정점 1과 나머지 그룹으로 구분되어졌으며, 유사도가 매우 낮은 정점 1에서의 반복 시료를 제외하였을 경우, 정점 0과 6 내의 반복 시료의 분포 범위가 넓어졌다. 시간에 따라 변화하는 온도변수를 제외한 환경변수간의 다차원척도분석에서는 크게 4그룹: 1그룹, 정점 0-2; 2그룹, 정점 3; 3그룹, 정점 4, 4그룹, 정점 6으로 구분되어졌다.

조사 기간 동안 정점내의 유사도에 영향을 주는 생물군

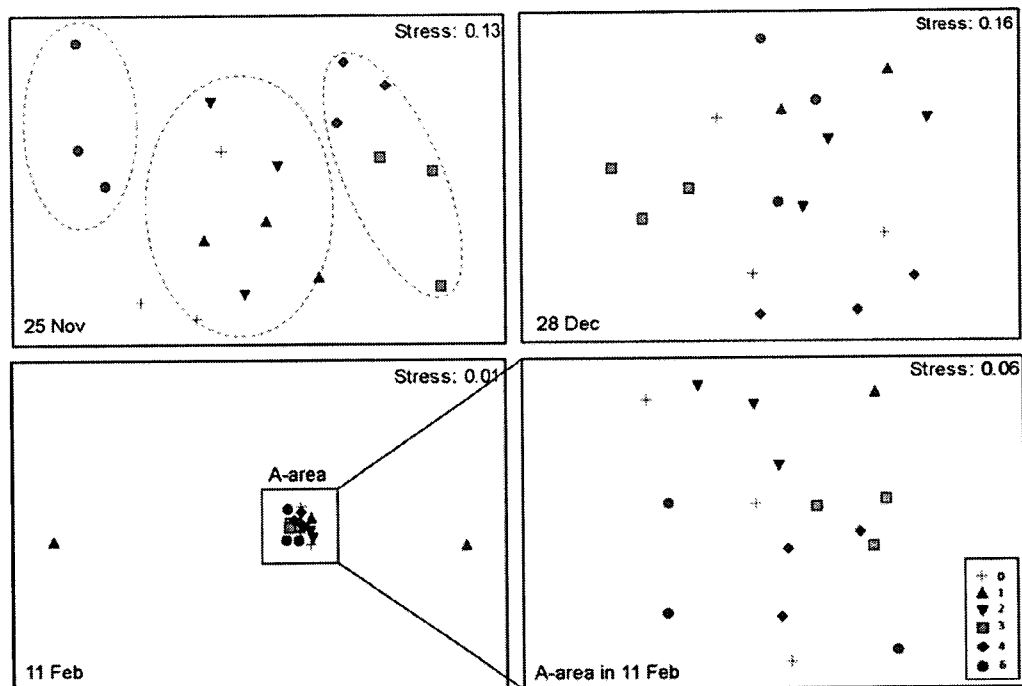


Fig. 5. MDS of Bray-Curtis similarities form 4th root transformed species abundance data at each sampling date.

Table 4. SIMPER analysis of macrobenthic animals, listing the main characterising species at each site during sampling periods. Average abundance, and the % contribution to the similarity made by each characterising species is shown. Also listed is the cumulative percentage and the overall average similarity between replicate samples from within site.

Date	Site	Species	Average abundance	Average similarity	% Contribution	Cumulative %	Overall average similarity
25 Nov.	st.0	<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	16.7	17.5	43.0	43.0	40.8
		<i>Notomastus latericeus</i>	16.7	17.5	43.0	85.9	
		<i>Prionospio paradisea</i>	6.7	5.7	14.1	100.0	
	st.1	<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	43.3	18.1	49.7	49.7	36.3
		<i>Leptochela aculeocaudata</i>	6.7	6.1	16.8	66.4	
		<i>Liella pelagicus</i>	10.0	6.1	16.8	83.2	
		<i>Olivella fulgurata</i>	6.7	6.1	16.8	100.0	
	st.2	<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	33.3	18.7	55.1	55.1	33.9
		<i>Liella pelagicus</i>	6.7	5.9	17.4	72.5	
		<i>Olivella fulgurata</i>	16.7	4.7	13.8	86.3	
		<i>Glycera subaenea</i>	10.0	4.7	13.8	100.0	
	st.3	<i>Hemipodus yenourensis</i>	116.7	26.1	65.5	65.5	39.8
<i>Orchomene pinguis</i>		20.0	7.5	18.7	84.2		
<i>Olivella fulgurata</i>		23.3	6.3	15.8	100.0		
st.4	<i>Olivella fulgurata</i>	53.3	17.1	33.6	33.6	50.9	
	<i>Mandibulophoxus hongae</i>	30.0	13.0	25.6	59.2		
	<i>Hemipodus yenourensis</i>	16.7	12.3	24.1	83.3		
	<i>Varcorbula yokoyamai</i>	16.7	4.7	9.2	92.4		
st.6	<i>Glycera chirori</i>	16.7	22.6	60.1	60.1	37.7	
	<i>Chaetozone</i> sp.	6.7	8.0	21.1	81.2		
	<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	20.0	7.1	18.8	100.0		

Table 4. Continued.

Date	Site	Species	Average abundance	Average similarity	% Contribution	Cumulative %	Overall average similarity
28 Dec.	st.0	<i>Hemipodus yenourensis</i>	16.7	12.3	45.0	45.0	27.3
		<i>Macoma praetexta</i>	6.7	7.5	27.5	72.5	
		<i>Nephtys californiensis</i>	6.7	7.5	27.5	100.0	
	st.1	<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	50.0	42.9	100.0	100.0	42.9
	st.2	<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	63.3	24.6	57.1	57.1	43.1
		<i>Mandibulophoxus hongae</i>	13.3	6.5	15.2	72.3	
		<i>Hemipodus yenourensis</i>	13.3	6.5	15.1	87.3	
		<i>Olivella fulgurata</i>	10.0	5.5	12.7	100.0	
	st.3	<i>Hemipodus yenourensis</i>	133.3	37.0	47.7	47.7	77.6
		<i>Orchomene pinguis</i>	46.7	27.4	35.3	83.0	
		<i>Ophelia limacina</i>	6.7	6.9	9.0	91.9	
	st.4	<i>Macoma praetexta</i>	10.0	18.2	52.6	52.6	34.5
		<i>Mandibulophoxus hongae</i>	13.3	5.6	16.2	68.8	
		<i>Nephtys californiensis</i>	6.7	5.6	16.2	85.1	
		<i>Olivella fulgurata</i>	10.0	5.2	15.0	100.0	
	st.6	<i>Hemipodus yenourensis</i>	23.3	19.4	41.8	41.8	46.5
		<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	23.3	17.6	37.8	79.6	
		<i>Mandibulophoxus hongae</i>	10.0	4.7	10.2	89.8	
<i>Macra chinensis</i>		6.7	4.7	10.2	100.0		
st.0	<i>Nephtys californiensis</i>	6.7	11.6	100.0	100.0	11.6	
st.1						0	
11 Feb.	st.2	<i>Urothoe grimaldii japonica</i>	50.0	24.3	64.7	64.7	37.5
		<i>Nephtys californiensis</i>	6.7	7.0	18.6	83.4	
		<i>Olivella fulgurata</i>	20.0	6.2	16.7	100.0	
	st.3	<i>Glycera capitata</i>	43.3	28.6	47.8	47.8	59.7
		<i>Orchomene pinguis</i>	10.0	24.5	41.0	88.9	
		<i>Notomastus latericeus</i>	6.7	6.6	11.1	100.0	
	st.4	<i>Macoma praetexta</i>	20.0	20.8	58.8	58.8	35.3
		<i>Glycera capitata</i>	33.3	7.5	21.2	80.0	
		<i>Mandibulophoxus hongae</i>	10.0	7.1	20.0	100.0	
	st.6						0

을 파악하기 위해 SIMPER 분석을 실시하였다(Table 4). 시범채취가 시작되기 전 정점 0에서의 전체 유사도는 40.8%였으며, 단각류 *Urothoe grimaldii japonica*와 다모류 *Notomastus latericeus*가 각각 43.0%씩으로 유사도에 가장 큰 영향을 주었다. 그러나 시범채취가 시작된 이후 2차 조사와 3차 조사에서의 정점 내 유사도는 각각 27.3%와 11.6%로 계속해서 낮아졌으며, 유사도에 영향을 주는 생물군도 바뀌었다(Table 4). 정점 1의 경우, 1차와 2차 조사시 단각류인 *U. grimaldii japonica*가 유사도에 가장 높은 공헌을 하였다. 정점 내 유사도는 1차와 2차 때 36.3%와 42.9%였지만, 3차조사시에는 세 번의 반복시료 중 2개의 시료에서 생물이 전혀 출현하지 않아 정점 1내의 유사도는 0을 나타냈다. 정점 2의 경우, 1차 조사시의 정점 내 유사도는 33.9%를 나타냈으며, 2차와 3차 조사시에 각각

43.1%와 37.5%로 뚜렷한 변화가 나타나지 않았다. 또한 단각류인 *U. grimaldii japonica*가 유사도에 가장 높은 공헌을 하였으며, 채집 시기별 뚜렷한 차이가 나타나지 않았다. 정점 3의 경우, 정점내의 유사도가 1차 조사 때에는 39.8%를 보였지만, 2차 조사시에는 77.6%로 크게 증가하였고, 3차 조사에는 59.7%를 보였다. 정점 3에서는 1차와 2차 조사 모두 다모류 *Hemipodus yenourensis*와 단각류 *Orchomene pinguis*가 80% 이상으로 높게 나타났으며, 3차 조사에서는 다모류 *Glycera capitata*와 *O. pinguis*가 80% 이상으로, 가장 영향을 주는 다모류의 종이 바뀌었다. 정점 4에서는 1차 조사 때의 정점내 유사도는 50.9%를 나타냈으며, 2차 조사에는 34.5%로 감소하였고, 3차 조사에는 35.3%로 2차 조사 때와 비슷하였다. 장안사퇴에 위치한 정점 6의 경우, 유사도에 영향을 주는 종들이 다른

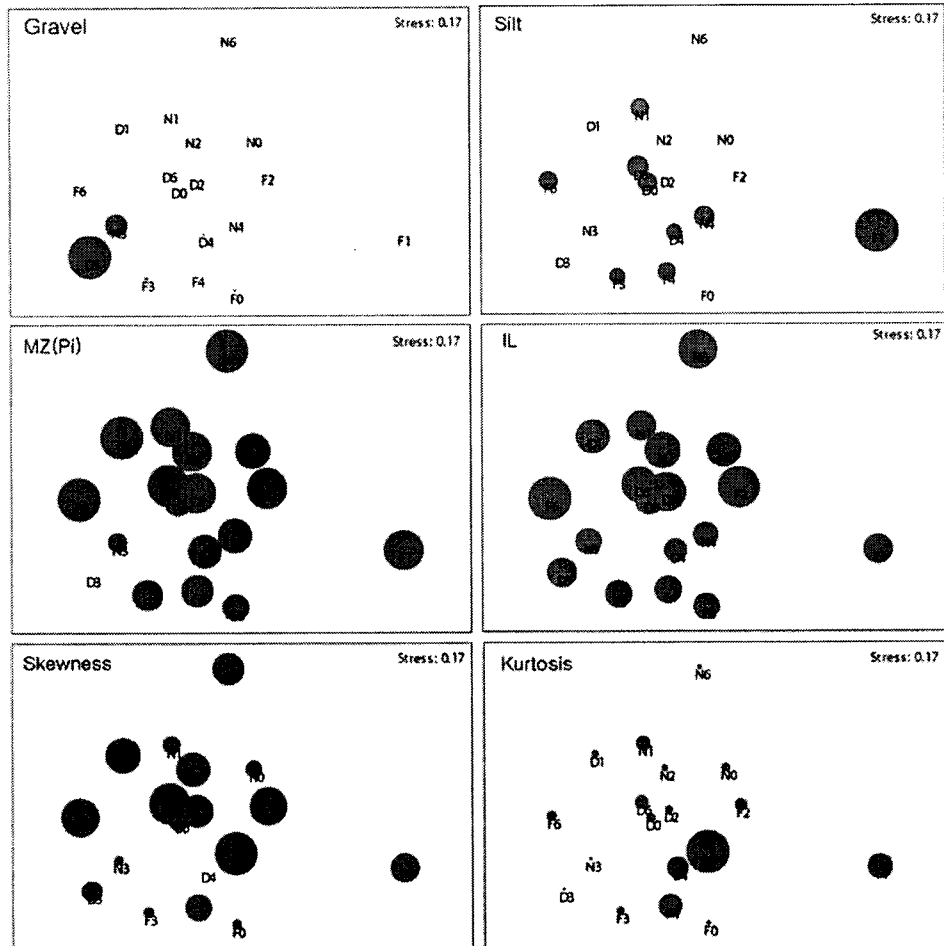


Fig. 6. MDS plot with superimposed circles of increasing size with increasing sediment characteristics.

정점과 다른 경향을 보였다(Table 2). 특히 1차 조사 때 80% 이상의 유사도에 영향을 주는 다모류 *G. chirori*와 *Chaetozone sp.*는 다른 정점에서는 주요한 종으로 출현하지 않았다. 그렇지만, 이 두 종을 제외한 단각류 *U. grimaldii japonica*와 *M. hongae* 등은 전강 50 광구내에서도 주요한 종으로 나타났다. 정점 6에서의 정점내의 유사도는 1차 조사에 37.7%와 2차 조사에 46.5%를 보였지만, 3차 조사에서는 유사도가 0으로 나타났다.

환경변수와의 관계분석

3차 조사 기간 동안의 모든 정점에서 출현한 생물량(정점내 평균밀도)를 이용하여 Bray-Curtis의 유사도지수를 측정하고, 환경변수(퇴적물 입도, 수온, 염분, 용존산소, 강열감량 등)와의 Spearman rank correlation을 이용한 BIO-ENV 테스트를 실시하여 저서동물 공간분포에 영향을 미치는 환경요인을 측정하였다. 본 연구지역에서의 저서동물 군집구조에 영향을 미치는 환경요인으로는 실트

비율, 평균입도 및 강열감량이 0.319로 가장 높았다. 실트의 비율은 3차 조사의 정점 1에 가장 크게 영향을 주었다(Fig. 6). 반면에, 평균입도는 정점 3을 제외한 모든 정점에서 비슷한 영향을 주었으며, 정점 3에서는 자갈의 영향이 크게 나타났다. 또한, 강열감량은 정점 0-2번과 정점 6에서의 영향이 정점 3과 4에서의 영향보다 비교적 크게 나타났다. 환경변수간의 Spearman rank correlation을 실시한 결과, 실트의 비율과 평균입도 및 강열감량은 서로간에 상관관계가 나타나지 않았다(Table 5). 평균입도와 강열감량은 모래의 비율이 증가 할수록 커지며, 반면에, 자갈의 비율이 증가 할수록 감소하였다.

생물지수(종수, 밀도, 종 다양도, 종 풍부도, 종 균등도)와의 환경변수간의 상관관계 분석 결과, 퇴적물의 입도와는 상관관계가 나타나지 않았다(Table 5). 또한, 종수는 퇴적물 내의 온도와 양의 상관관계를 가지고 있었으며, 밀도는 수심과 양의 상관관계를 보였다. 특히, 종수가 많은 곳에서는 종의 밀도 및 종 다양도가 함께 증가하였다. 본 연구

기간 동안 우점한 종과 환경변수간의 상관관계 분석을 실시한 결과, 단각류인 *U. grimaldii japonica*의 밀도는 모래의 함량이 많은 곳에 높았으며, 평균입도 및 퇴적물의 강열감량과 양의 상관관계를 보였다. 단각류인 *M. hongae*는 수심이 깊어질수록 많이 출현하였고, 다모류 *G. capitata*의 밀도는 수온이 낮아질수록 증가하였다. 그러나 나머지 종들은 환경변수와 뚜렷한 상관관계를 보이지 않았다.

평가지수를 이용한 저서생태계 환경교란 분석

해사채취가 일어나는 곳에서의 저서 생태계의 교란은 일반적인 저서 생태계에 비해 크게 나타나기 때문에 특정 정점군 내에서의 반복적인 시료의 변이를 파악하여, 두 정점군간의 교란을 파악하는 IMD 분석과 동일 정점군 내에서의 교란을 알 수 있는 r.IMD 분석을 실시하였다. IMD 분석의 경우, 채집시기별 각 정점간 비교분석과 모든 채집기간을 고려하여, 정점간 변이를 파악하였다. 본 연구 기간 동안의 정점간 IMD 값을 계산한 결과(Table 6), 정점 0과 정점 1은 IMD 값이 0.258으로 다른 정점간의 유사성이 매우 높게 나타났으며, 정점 1과 정점 2는 IMD 값이 0.725로 유사성이 낮게 나타났다. 정점 2, 3, 4는 서로간의 IMD 값이 0.1 이하로 유사성이 매우 높았다.

조사 기간 동안 정점군 내의 상대 다변량 분산 지수 (r.IMD)를 측정한 결과, 정점 0과 1에서의 r.IMD 값은 계속해서 증가하였으며, 1-3차 조사 기간 모두를 합한 경우의 r.IMD 값은 각각 1.184와 1.44로 조사 기간 동안에 교란이 나타나고 있음을 알 수 있다(Tabel 7). 반면에, 정점 2-4의 경우는 조사가 진행 될수록 값은 점점 낮아졌으며, 모든 채집기간 동안의 r.IMD 값은 1 이하로 안정된 상태

Table 6. Index of Multivariate Dispersion (IMD) between all sampling sites for all sampling periods.

	st1	st2	st3	st4	st6
st0	0.258	-0.478	-0.488	-0.495	0.096
st1		0.725	0.728	0.719	0.221
st2			0.023	0.028	-0.664
st3				-0.076	-0.611
st4					-0.614
st6					

Table 7. Relative Index of Multivariate Dispersion (r.IMD) in each sampling site.

site	25-Nov	28-Dec	11-Feb	All
st0	0.982	1.263	1.298	1.184
st1	1.123	1.509	1.526	1.44
st2	1.228	1.018	0.702	0.699
st3	1.053	0.211	0.211	0.68
st4	0.491	1.193	0.737	0.705
st6	1.123	0.807	1.526	1.293

를 보였다. 장안사퇴 부근에 위치한 정점 6에서는 1차 조사 기간 때 1.123을 보였으며, 2차 조사 때 0.807로 감소하다가, 3차 조사 때에는 1.526로 다시 증가하였다. 또한 모든 채집기간 동안의 r.IMD은 1.293으로 비교적 교란이 증가함을 알 수 있었다.

또한, 본 조사기간 동안 다모류와 단각류의 비(P/A ratio)를 이용하여 생태계 교란을 측정하였다(Fig. 7). 1차 조사 때에는 시범채취 예정 지역인 정점 1과 정점 2 모두 P/A ratio가 0.5 이하를 보였으며, 특히 정점 1에서는 다모류가 전혀 출현하지 않아 P/A ratio가 0을 나타냈다. 반면에 정점 3-6은 0.6 이상의 값을 나타냈다. 시범채취가 시작된 후 약 30일 경의 2차 조사에서는 정점 1에서의 P/A ratio 값이 약간 증가하였으며, 나머지 정점의 경우 1차와

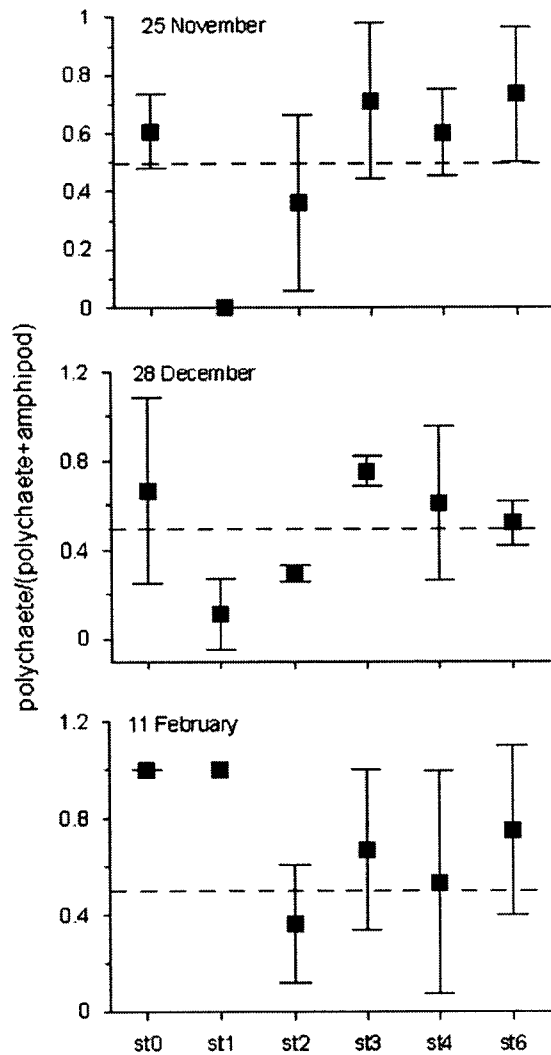


Fig. 7. The ratio of polychaetes and amphipods during sampling periods.

비슷한 범위를 보였다. 3차 조사 때에는 정점 0과 정점 1에서 단각류가 전혀 출현하지 않아 P/A ratio 값이 1로 매우 높은 값을 보였다. 반면에, 정점 2는 1차와 2차 조사와 비슷한 값의 범위를 나타냈다.

4. 고찰

본 연구에서 시범채취가 시작되기 전(1차 조사) 총 37종의 대형저서동물이 출현하였고, 평균밀도는 114 ind./m² 사이였다. 기존 연구(2001년도 3월과 11월)의 결과, 본 연구 지역을 포함하는 경기도 모래 퇴적상에 출현하는 대형저서동물의 종수는 총 207종이 보고되었으며, 밀도는 2001년 11월에 719 ind./m²였다(한국굴재협회 인천지회 2002). 그러나 2004년도 조사에 의하면, 59종(8월)과 40종(11월)이 출현하였고, 가을철 평균 밀도는 750 ind./m²이었다(해양수산부 2005). 2001년도의 연구결과는 경기도 연안을 광범위하게 조사한 결과로, 본 연구 결과와 비교하기에는 다소 무리가 있다. 그러나 2004년도의 연구결과는 본 연구지역에 인접한 지역으로 본 연구의 결과와 비교했을 때, 종수의 차이는 뚜렷이 구별되지 않았고, 평균밀도는 많은 차이가 나타났다. 또한, 본 연구의 1차 조사에서 가장 우점한 다모류 *Hemipodus yenourensis*는 경기도 남부 연안 사질로 된 수로지역에 우점하는 종으로 알려져 왔으며(Shin et al. 1992), 2004년도 여름철 및 가을철 조사 결과에서도 우점종으로 출현하는 것으로 보고되었다(해양수산부 2005). 그러나 2004년도 가을철에 우점하는 *Aonides oxycephala*와 *Pilargidae* spp. 등은 본 연구 지역에서는 전혀 출현하지 않았으며, 본 연구 기간 동안 우점했던 종들도 2004년도 조사에서는 우점종으로 출현하지 않았다. 이와 같이 종 조성 및 밀도의 차이는 본 연구 주변 지역의 해사채취 활동에 의한 것으로 생각되어진다. 해사채취가 일어난 동일 지역에서의 저서동물들은 장소에 따라서 다양한 생물상이 나타난다(Van Der Veer et al. 1985). 본 연구지역인 선갑 50광구를 제외한 주변 광구는 2000년부터 활발한 해사 채취가 진행되고 있는 지역으로 알려져 있다. 그리고 본 연구의 1차와 2차 조사에서 우점했던 *H. yenourensis*는 정점 3에만 극우점하고 있다(Fig. 4). 특히, 정점 3은 본 연구를 시행하기 전에 실시한 해저지형 예비 실험 결과, 저층 바닥이 고르지 못한 것으로 밝혀졌다. 즉, 정점 3 지역은 비공식적인 해사 채취에 의한 저층환경이 교란 받았던 것으로 추측할 수 있다.

본 연구의 시범채취 예정지역인 정점 0-2에서는 다모류 보다는 단각류가 우점하였다. 정점 0과 1에서의 단각류의 밀도는 시범채취가 시작된 이후 2차와 3차 조사에서 계속해서 감소하였으나, 정점 2에서는 감소하지 않았다. 단각류 가운데, *Urothoe grimaldii japonica*는 조사 기간 동안

정점 0과 1의 반복 시료 사이의 유사도를 결정하는데 매우 중요한 역할을 하였으며(Table 4), 3차 조사에서는 정점 0과 1에서 출현하지 않았다. 저서동물 가운데 단각류들은 환경변화에 민감하게 반응하기 때문에, 해양환경변화를 평가하는데 지시종으로 많이 이용하고 있다(Gomez Gesteira and Dauvin 2000). 특히, 모래지역에 많이 나타나는 Oedicerotidae, Urothoidea 단각류들은 퇴적물의 얇은 깊이에 사는 굴착성 서식특성을 가진 종들로, 퇴적물의 교란에 쉽게 반응한다(Brown and McLachlan 1990). 본 연구지역에서 많이 나타난 *U. grimaldii japonica*는 굴착성 생활방식을 가지며, 퇴적물 위의 저서성 구조류 및 데트리터스를 주요 먹이로 섭취하는 데트리터스식자로 알려져 있다(Yu et al. 2002). 또한, 해사채취 지역에서의 저서동물의 밀도 및 공간분포는 퇴적상 가운데 자갈 및 모래의 상대적인 비율과 높은 상관관계를 가지며, 유기물의 양에 따라 영향을 받는 것으로 알려져 있다(Byrnes et al. 2004). 본 연구에서도 *U. grimaldii japonica*는 모래의 함량과 높은 상관관계를 가지며, 또한 유기물의 양을 평가할 때 이용되는 강열감량과도 유의한 상관관계를 가졌다(Table 5). 더군다나 종수가 많이 출현하는 곳에 *U. grimaldii japonica*도 높게 출현하였다. 그러므로 본 연구의 결과 해사채취에 따라 민감하게 반응하는 생물군은 단각류로 여겨지며, 특히, 본 연구 지역에서 *U. grimaldii japonica*는 해사채취가 시작되기 전에 높게 출현하였으나, 해사채취가 시작되면서 생물량이 감소하여 해사채취에 따른 저서생태계 반응을 평가하는 지시자로 유용하게 이용될 수 있을 것으로 여겨진다.

본 연구에서 다모류 *Glycera capitata*는 3차 조사 시기 때 정점 3과 4를 중심으로 급격히 생물량이 증가하였다(Fig. 4). 1990년대 전 후에 경기도 남부 연안의 저서다모류 군집연구에서, *Glycera* 다모류는 남양만 입구 및 아산만에 우점하고 있으며, 본 연구 지역에는 우점하지 않는 것으로 보고되었다(Shin et al. 1992). 또한, 2002년도에 실시된 해사채취 인근 지역의 연구에서도 *G. capitata*는 *Hemipodus yenourensis*만큼 밀도가 높지 않았으며(한국굴재협회 인천지회 2002), 해사채취 완료해역에서 우점하였지만 진행해역에서는 우점하지 않았다(해양수산부 2005). 그러나 본 연구의 3차 조사 때 급격한 생물량이 증가한 이유는 *G. capitata*의 퇴적 환경 변화에 따른 서식처 선호도에 따른 가입과 *H. yenourensis*와의 먹이에 대한 경쟁관계를 생각할 수 있다. 지금까지 *G. capitata*는 바닥면이 굵은 모래 성분으로 이루어진 곳에 많이 출현하는 것으로 알려져 왔다(Tsetlin and Safonov 2002; Van Hoey et al. 2004). 또한, *Glycera* 다모류는 야간에 헤엄쳐서 이동하는 능력을 가지고 있다(Dean 1978). 본 연구의 2차 조사 때 정점 3과 4에서의 자갈 성분 비율이 증가하였다. 그러므

로 인근지역에서 이동된 *G. capitata*가 정점 3과 4에의 적합한 서식 환경에서 생물량이 급격히 증가될 수 있었던 것으로 여겨진다. 두 번째로 먹이경쟁관계에 의한 결과로, *H. yenourensis*와 *G. capitata*는 모두 퇴적물 위에 있는 먹이를 섭취하는 육식자로 알려져 있다(Da Cunha Lana et al. 1989; Vizakar et al. 1991; Sarda et al. 2000). 특히, *Glycera* 다모류는 퇴적물 위에 사는 다모류와 단각류를 주요 먹이로 섭취하며(Mattson 1981), 또한 육식성식자인 다모류를 섭취하는 것으로 알려졌다(Ambrose 1984). 본 연구에서 두 종 모두 종풍부도가 높은 곳에 많이 나타나고 있으며, 특히 먹이로 이용되는 갑각류의 양은 *H. yenourensis*와 *G. capitata*가 우점하는 곳에서는 적었다. 그러므로 두 종은 포식자로서 먹이에 대한 경쟁을 할 것으로 여겨지며, *G. capitata*가 *H. yenourensis*보다 먹이 경쟁에서 우위를 차지하여, 종 조성이 바뀌는 것으로 여겨진다.

저서동물의 공간분포를 분석하기 위해 실시한 다차원척도분석에서는 장안사퇴 부근의 정점 6을 제외한 정점들은 시범채취가 시작되기 전 크게 시범채취예정지역과 나머지 지역으로 구분되어져 있었다. 그러나 채취가 시작되면서 채취예정 지역 부근의 정점 0과 정점 1에서의 MDS 공간내의 범위가 넓어졌으며, 시범채취 후 2 개월 뒤에는 정점 1 내에서의 반복 시료들 사이에서는 유사도가 없었으며, 정점 0에서의 MDS 공간에서의 범위가 커졌다. SIMPER 분석에 의해서도 3차 조사에서의 정점 0과 정점 1에서의 중간 유사도는 각각 11.6과 0으로 정점내의 저서동물 군집의 종 조성이 심하게 변하고 있음을 설명해 주고 있다. 더군다나 정점간의 유사도 차를 이용해서 평가하는 IMD 지수에서도 채취가 진행되면서 정점 0과 정점 1 사이에는 IMD 값이 낮아졌다. 또한, 채집기간별 정점 내에서의 상대유사도를 측정하는 r.IMD 값의 경우, 정점 0과 정점 1은 각각 1.18와 1.44로 교란이 매우 크게 나타났다. 이와 같은 결과를 고려해 볼 때, 해사채취에 의한 생태계 교란이 정점 0과 정점 1에서 크게 나타나, 이곳에서의 저서동물의 군집구조에 영향을 주는 것으로 여겨진다. 그러나 시범채취 예정지역에 속해있는 정점 2는 시범채취가 시작된 이후에도 정점내의 중간 유사도의 변화가 크게 변하지 않았다(Tabel 4). IMD 지수에서도 시범채취가 시작되면서 정점 1과의 차이가 크게 나타났으며, 반면에 정점 4와 차이가 크게 나타나지 않았다. 또한, 전 채집 기간 동안의 정점 2의 r.IMD 분석에서도 값이 0.70로 생태계의 교란이 크게 나타나지 않았다. 이와 같은 결과를 고려해 볼 때, 정점 2는 해사채취에 의한 생태계 교란이 크게 나타나지 않고 있음을 추측할 수 있다.

본 연구에서의 저서동물 군집구조는 BIO-ENV 분석 결과 해사채취에 의한 환경변화 중 특히, 실트의 함량과 평

균입도 그리고 퇴적물의 유기물의 양에 의해 영향을 받는 것으로 밝혀졌다. 일반적으로 저서동물들의 군집구조는 퇴적물의 입도에 따라 큰 영향을 받으며 종 조성이 변하는 것으로 알려져 있다(Gray 1981). 그러므로 퇴적물의 입도 변화는 저서생태계 변화에 주요한 요인으로, 본 연구지역에서의 해사채취에 따른 퇴적물의 교란 및 제거에 따른 입도 변화는 환경에 적응해서 살고 있는 생물들에게 1차적으로 중요한 영향을 주고 있음을 알 수 있다. 특히 해사채취에 의한 표층에서의 부유물질 침전은 퇴적물 내의 실트함량을 증가시킴으로 평균 입도를 세립질화 시키게 되어, 저서생태계의 종 조성 및 군집구조에도 매우 중요한 제한 요인으로 여겨진다. 해사채취 예정지역에서 우점하는 단각류들은 사실 퇴적물에 적응해서 사는 생물들로, 실트의 함량이 증가 할수록 단각류의 비율이 감소되어 졌다. 본 연구에서는 실트의 함량과 우점하는 단각류들 간의 유의한 상관관계가 나타나지는 않았지만, 음의 관계를 보여 실트의 양이 증가할수록 단각류의 양이 감소하였다.

본 연구에서 해사채취에 따른 저서생태계 환경을 평가하는데 IMD 및 r.IMD 지수를 사용하였다. IMD 지수는 대조구와 실험구 사이의 유사도 변이(variability)를 파악하여, 두 지역 사이의 교란 상태를 평가하는데 이용된다(Clarke and Ainsworth 1993). 또한 r.IMD 지수는 둘 이상의 시료들 사이의 평균분산과 상대분산을 비교하여 생태계 안정도를 평가한다(Somerfield et al. 1993). 지금까지 생태계의 교란을 평가하는데 ABC 방법이 이용되었다. ABC 방법은 생물의 밀도와 생체량(무게)을 이용하여 평가하는데, 오염된 환경을 평가하는데 많이 이용되어지고 있다(Warwick 1986). 최근에 해사채취 지역에서의 교란을 평가하는데 ABC 방법을 변형한 SEP 지수가 제안되었다(한국골재협회 인천지회 2002). SEP 지수는 밀도의 다양도 지수와 생체량에 의한 다양도 지수를 이용하여 계산되어 생태계의 교란상태를 평가한다(McManus and Pauly 1990). 그러나 이와 같은 지수는 다모류의 비율이 상대적으로 높은 니질 퇴적환경에서는 비교적 정확히 분석되어 지지만, 다모류 이외의 갑각류나 연체동물이 많이 나오는 사실 퇴적환경에서는 정확도가 많이 떨어져 주의가 필요하다(Clarke and Warwick 2001). 또한, SEP 지수는 각 개체의 자료를 이용하여 분석하는 단일군집(single community) 분석 방법으로, 단일군집 분석에 의한 방법보다 다변량분석(multivariate analysis)에 의한 평가가 보다 정확하게 평가되어질 수 있다(Warwick and Clarke 1991). 그러므로 본 연구지역에서의 사실 퇴적환경에서 다모류 이외의 갑각류의 개체가 많이 나오는 지역에서 SEP 지수 보다는 다변량분석에 의한 IMD 지수를 이용한 평가가 보다 효과적일 것으로 여겨진다. 본 연구에서는 SEP 지수와

IMD 지수와의 비교를 검토하지 않아, 앞으로 이에 대한 연구를 바탕으로 보다 정확한 평가가 필요할 것으로 여겨진다. 또한, 본 연구에서 유류오염 지역에서 이용되는 다모류와 단각류의 비(P/A ratio)를 이용한 분석에서도 IMD 분석에 의한 결과와 비슷하게 나타나, 앞으로 P/A ratio에 대한 효율성을 평가할 필요성이 있다.

5. 요 약

해사채취 지역에서의 저서동물은 채취에 따른 해저퇴적층의 교란 및 부유탁도에 의한 재침전 등의 영향을 직접적으로 받고 있으나, 이에 대한 연구는 매우 적다. 지금까지 대부분의 해사채취의 규모에 따른 저서생태계 변화 및 회복에 대한 연구는 단시간의 소규모 교란에 의해 실시되었으며, 일반적으로 대규모로 이루어지는 해사채취에 따른 생태계 교란을 평가하기에는 많은 어려움이 있다. 그러므로 본 연구에서는 해사채취가 많이 이루어지는 경기만 지역에서, 대량(70,000 m³)의 시범 해사채취를 실시하여 저서생태계 군집구조에 미치는 영향을 조사하였다. 저서생태계 조사는 2005년 11월부터 시범채취가 시작되기 전과 채취기간 동안에 실시되었다.

시범채취가 시작되기 전에 출현한 대형저서동물의 종수는 해사채취가 진행되고 있는 주변 지역에서의 비슷하였다. 시범채취 예정 지역(정점 1과 2)에서 단각류 *U. grimaldii japonica*가 우점했으며, 다차원척도분석에서도 시범채취 예정해역은 하나의 그룹으로 구분되었다. 그러나 시범채취가 시작되면서, 정점 0과 1에서의 종수 및 밀도가 급격히 감소하였다. 특히 이곳에 우점했던 단각류 *U. grimaldii japonica*가 급격히 감소했으며, 시범채취 2개월 후에 조사된 3차 조사에서는 정점 0과 정점 1에서는 출현하지 않았다. 그렇지만, 정점 2에서는 뚜렷한 변화가 나타나지 않았다. 종간의 유사도 분석과 IMD 그리고 r.IMD 그리고 P/A ratio 분석에서 정점 0과 1에서 변화가 크게 나타났다. 본 연구의 결과, 해사채취의 직접적인 영향은 정점 0과 1에서 나타났으며, 정점 2에서는 직접적인 영향이 나타나지 않았다. 본 연구에서 해사채취에 따른 저서생태계의 영향을 평가하는데 이용한 IMD와 r.IMD 및 P/A ratio 분석 결과는 모두 비슷하였으며, 장기간의 모니터링 검증을 통해 생태평가지수의 개발이 필요할 것으로 여겨진다.

사 사

본 연구는 해양수산부에서 실시된 “해사채취의 친환경적 관리방안 연구(PM36500)”의 지원으로 수행되었습니다.

참고문헌

- 건설교통부. 2005. 금년 수도권 모래수급은 원활할 전망, 2005년도 골재수급계획 확정, 건설교통부 보도자료. 4 p.
- 한국골재협회 인천지회. 2002. 경기만내 해사부존량 추정 및 해사채취에 따른 환경영향 연구. 한국골재협회 인천지회. 585 p.
- 해양수산부. 2005. 해사채취의 친환경적 관리방안 연구(1). 해양수산부. 861 p.
- Ambrose, W.G. 1984. Influences of predatory polychaetes and epibenthic predators on the structure of a soft-bottom community in a Maine estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 81, 115-145.
- Boyd, S.E. and H.L. Rees. 2003. An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction in the central English Channel. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 57, 1-16.
- Boyd, S.E., K.M. Cooper, D.S. Limpenny, R. Kilbride, H.L. Rees, M.P. Deamaley, J. Stevenson, W.J. Meadows, and C.D. Morris. 2004. Assessment of the re-habilitation of the seabed following marine aggregate dredging. *Sci. Ser. Tech. Rep.*, CEFAS Lowestoft, 121, 154 p.
- Brown, A.C. and A. McLachlan. 1990. Ecology of sandy shore. Elsevier, Amsterdam. 328 p.
- Byrnes, M.R., R.M. Hammer, T.D. Thibaut, and D.B. Snyder. 2004. Effects of sand mining on physical processes and biological communities offshore New Jersey, U.S.A. *J. Coast. Res.*, 20, 25-43.
- Clarke, K.R. and M. Ainsworth. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 92, 205-219.
- Clarke, K.R. and R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMBER-E Ltd., Plymouth, 162 p.
- Da Cunha Lana, P., M.V.O. Almeida, C.A.F. De Freitas, E.D.C.G. Couto, L.M.P. Conti, F.A.G. Gonzalez, M.J.D.S. Lopes, M.H.C. Da Silva, and L.A. Pedroso. 1989. Spatial structure of subtidal macrobenthic associations in a subcreek (Parana State, Brazil). *Neritica*, 4, 119-136.
- Dean, D. 1978. The swimming of bloodworms (*Glycera* spp.) at night, with comments on other species. *Mar. Biol.*, 48(1), 99-104.
- Desprez, M. 2000. Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the eastern English Channel: Short- and long-term post-dredging restoration. *ICES J. Mar. Sci.*, 57, 1428-1438.
- DTLR. 2002. Guidelines for the conduct of benthic studies

- at aggregate dredging sites. Department for Transport, Local Government and the Regions, 117 p.
- Folk, R.L. and W.C. Ward. 1957. Brazos river bar: A study in the significance of grain-size parameters. *J. Sediment. Petrol.*, 267, 3-27.
- Gomez Gesteira, J.L. and J.-C. Dauvin. 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Mar. Pollut. Bull.*, 40, 1017-1027.
- Gray, J. 1981. *The Ecology of Marine Sediments*. Cambridge Univ. Press, 185 p.
- Hill, A.S., L.O. Veale, D. Pennington, S.G. Whyte, A.R. Brand, and R.G. Hartnoll. 1999. Changes in Irish Sea benthos: Possible effects of 40 years of dredging. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 48, 739-750.
- ICES. 2001. Effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES Cooperative Research Report NO. 247. 80 p.
- Kenny, A.J., H.L. Rees, J. Greening, and S. Campbell. 1998. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos at an experimental dredge site off north Norfolk, UK (results 3 years post-dredging). ICES CM 1998/V:14. 8 p.
- Mattson, S. 1981. Burrowing and feeding of *Goniada maculata* Osted (Polychaeta). *Sarsia*, 66(1), 49-51.
- McManus, J.W. and D. Pauly. 1990. Measuring ecological stress: Variations on a theme by R.M. Warwick. *Mar. Biol.*, 106, 305-308.
- MEMG. 2003. Group co-ordinating sea disposal monitoring. Final report of the dredging and dredged material disposal monitoring task team. Sci. Ser. Aquat. Environ. Monit. Rep., CEFS, Lowestoft, (55). 52 p.
- MMS. 2001. Development and design of biological and physical monitoring protocols to evaluate the long-term impacts of offshore dredging operations on the marine environment. U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service. 116 p.
- Newell, R.C., L.J. Seiderer, and D.R. Hitchcock. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: A review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanogr. Mar. Biol.: An Ann. Rev.*, 36, 127-178.
- Newell, R.C., L.J. Seiderer, N.M. Simpson, and J.E. Robinson. 2002. Impact of marine aggregate dredging and overboard screening on benthic biological resources in the central North Sea: Production Licence Area 408. Coal Pit. Marine Ecological Surveys Limited. Technical Report No. ER1/4/02 to the British Marine Aggregate Producers Association (BMAPA). 72 p.
- Newell, R.C., L.J. Seiderer, N.M. Simpson, and J.E. Robinson. 2004. Impacts of marine aggregate dredging on benthic macrofauna off the south coast of the United Kingdom. *J. Coast. Res.*, 20, 115-125.
- Poiner, R. and R. Kennedy. 1984. Complex patterns of change in the macrobenthos of a large sandbank following dredging. *Mar. Biol.*, 78, 335-352.
- Sarda, R., S. Pinedo, A. Gremare, and S. Taboada. 2000. Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, 57, 1446-1453.
- Shin, H.C., S.G. Kang, and C.H. Koh. 1992. Benthic polychaete community in the southern area of Kyeonggi Bay, Korea. *J. Oceanol. Soc. Kor.*, 27, 164-172.
- Somerfield, P.J., J.M. Gee, and S. Widdicombe. 1993. Analysis of meiobenthic community structure along a transect through the Garroch Head sewage sludge disposal site. Final report on contract MMC-47-1, phase 1. Report to MAFF CSF, Plymouth Marine Laboratory, NERC.
- Tsetlin, A.B. and M.V. Safonov. 2002. Interstitial polychaetes (Annelida) from the Kandalaksha Bay of the White Sea. *Zool. Zh.*, 81, 899-908.
- van Dalssen, J.A. and K. Essink. 2001. Benthic community response to sand dredging and shoreface nourishment in Dutch coastal waters. *Senckenbergia Mar.*, 31, 329-332.
- Van Der Veer, H.W., M.J.N. Bergman, and J.J. Beukema. 1985. Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: Effects on macrobenthic infauna. *Neth. J. Sea Res.*, 19, 183-190.
- Van Hoey, G., S. Degraer, and M. Vincx. 2004. Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian continental shelf. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 59, 599-613.
- Vizakar, L., S.N. Harkantra, and A.H. Parulekar. 1991. Population ecology and community structure of sub-tidal soft sediment dwelling macro-invertebrates of Konkan, west coast of India. *Indian J. Mar. Sci.*, 20, 40-42.
- Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, 92, 557-562.
- Warwick, R.M. and K.R. Clarke. 1991. A comparison of some methods for analyzing changes in benthic community structure. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 71, 225-244.
- Yu, O.H., H.Y. Soh, and H.-L. Su. 2002. Seasonal zonation patterns of benthic amphipods in a sandy shore surf zone of Korea. *J. Crust. Biol.*, 22, 459-466.

Received Apr. 24, 2006

Accepted May 26, 2006