

[Note]

## 지식기반적 방법을 활용한 저서생태계 평가의 유효 조사정점 개수 산정

유재원\* · 김창수 · 정희인 · 이용우<sup>1</sup> · 이만우 · 이창근 · 진승주<sup>2</sup> · 맹준호<sup>3</sup> · 홍재상<sup>4</sup>

(주) 한국연안환경생태연구소

<sup>1</sup>미국 워싱턴주 수산부

<sup>2</sup>(주)세광종합기술단

<sup>3</sup>한국환경정책·평가연구원

<sup>4</sup>인하대학교 생명해양과학부

## A Knowledge-based Approach for the Estimation of Effective Sampling Station Frequencies in Benthic Ecological Assessments

JAE-WON YOO\*, CHANG-SOO KIM, HOE-IN JUNG, YONG-WOO LEE<sup>1</sup>, MAN-WOO LEE, CHANG-GUN LEE,  
SUNG-JU JIN<sup>2</sup>, JUN-HO MAENG<sup>3</sup> AND JAE-SANG HONG<sup>4</sup>

*Korea Institute of Coastal Ecology, Inc., Incheon 402-835, Korea*

*<sup>1</sup>Washington State Department of Fish & Wildlife, Olympia, WA 98501, USA*

*<sup>2</sup>Sekwang Engineering Consultants, Co. Ltd., Seoul 658-19, Korea*

*<sup>3</sup>Korea Environment Institute, Seoul 122-706, Korea*

*<sup>4</sup>Department of Biology and Oceanography, Inha University, Incheon 402-751, Korea*

환경영향평가와 해역이용협의의 의사결정은 보고서에 기초하는 것이며, 이는 자연 서식처에 대한 구체적이고 정확한 정보를 필요로 한다. 생태학적 질과 상태에 대한 보고가 갖는 높은 중요성에도 불구하고, 생태학 분야의 축적된 연구 지식과 최근 기술(즉 연구 사례나 지시자/지표 기술의 활용 등) 등은 평가 현장에서 활용되고 있지 않으며, 환경영향평가서 조차 보존과 개발의 여부를 판단하는 데에 활용 가능한 정보를 담아내지 못하고 있다. 게다가 현장에서 행해지는 채집 노력량은 매우 제한적이며, 해역이용협의의 경우, 대부분의 사례가 2개 이상의 소수 표본만을 활용하는 것으로 나타났다. 이는 전문가 검토나 의사 결정에 활용될 중요한 생태학적 정보의 이해와 전달을 어렵게 하는 것이다. 따라서 보다 정확한 평가를 위해서는 효율적인 채집 정점 수의 설정이 우선 해결되어야 할 문제인 것으로 인식할 수 있었다. 본 연구에서 저자들은 대형저서동물 조사에서 채집 정점 수를 결정할 수 있는 몇 가지 통계 기법을 소개하였다. 그러나 이 기법들은 반드시 예비 조사를 통한 정보를 필요로 하므로 국내에서의 활용은 현실적으로 불가능할 것으로 판단되었다. 본 연구는 과학적 저널에 보고된 연구의 정점 배치가 환경영향평가 또는 해역이용협의 등에서 활용될 수 있는 생태학적 현상을 성공적으로 이해한 데에 기여한 것으로 볼 수 있다는 가정을 바탕으로 19개의 기존 연구에서 활용된 정점 배치 사례(총 19개 사례)를 분석하였다. 이로부터 추정된 정점 간 거리와 4×4 km의 단위면적 내 정점수를 계산하였고, 각각의 중위수는 2.3 km, 3개로 추정되었다. 본 연구는 각 사례별 단위면적 내 정점수(NSSU)와 총 조사 정점수(TNSS)를 이용하여 어림 조사지역 면적(ASA, km<sup>2</sup>)을 계산하고, 적절한 규모의 ASA 또는 NSSU/TNSS의 예측에 활용하기 위해 ASA와 조사 목적 그리고 NSSU 간 통계적으로 유의한 함수 관계를 추정하고, 제시하였다. 이와 같은 경험적 접근 방식에 의한 추정은 환경영향평가와 해역이용협의 현장 조사 시 채집 노력량을 늘리고, 타당한 자료와 정보를 근거로 의사를 교환하는 데에 기여할 것으로 판단된다.

Decision making in Environmental Impact Assessment (EIA) and Consultation on the Coastal Area Utilization (CCAU) is footing on the survey reports, thus requires concrete and accurate information on the natural habitats. In spite of the importance of reporting the ecological quality and status of habitats, the accumulated knowledge and recent techniques in ecology such as the use of investigated cases and indicators/indices have not been utilized in evaluation processes. Even the EIA report does not contain sufficient information required in a decision making process for conservation and development. In addition, for CCAU, sampling efforts were so limited that only two or a few stations were set in most study cases. This hampers transferring key ecological information to both specialist review and decision making processes. Hence, setting the effective number of sampling stations can be said as a prior step for better assessment. We introduced a few statistical techniques

\*Corresponding author: jwyoo@coastkorea.com

to determine the number of sampling stations in macrobenthos surveys. However, the application of the techniques requires a preliminary study that cannot be performed under the current assessment frame. An analysis of the spatial configuration of sampling stations from 19 previous studies was carried out as an alternative approach, based on the assumption that those configurations reported in scientific journal contribute to successful understanding of the ecological phenomena. The distance between stations and number of sampling stations in a 4×4 km unit area were calculated, and the medians of each parameter were 2.3 km, and 3, respectively. For each study, approximated survey area (ASA, km<sup>2</sup>) was obtained by using the number of sampling stations in a unit area (NSSU) and total number of sampling stations (TNSS). To predict either appropriate ASA or NSSU/TNSS, we found and suggested statistically significant functional relationship among ASA, survey purpose and NSSU. This empirical approach will contribute to increasing sampling effort in a field survey and communicating with reasonable data and information in EIA and CCAU.

**Keywords:** macrobenthos, effective number of sampling station, impact assessment, sampling design, monitoring strategy

최근 20년 간 우리나라 연안역 해저의 연성 기질에서 수행된 대형저서동물 군집 생태학 연구는 주로 군집의 구성과 유형, 생물 다양성 그리고 관련 측정변수들(출현 종수, 서식밀도, 생체량 등)의 시공간적 변동성, 인위적 또는 자연적 원인 요소(causal factor)의 추정 그리고 상태의 진단이 주된 관심사였다(예를 들어, 임과홍, 1994; 임과제, 1998; 이 등, 2003; 최와서, 2007; Yoo *et al.*, 2010). 환경의 변화와 충격에 대한 저서 생태계 반응의 미래 예측은 매우 어려운 것이나, 이는 이 분야에만 국한된 문제가 아니며, 현실적으로는 서식처의 중요성을 이해하고 상태를 정확하게 진단하는 것을 의미하는 역할이자 목표로 삼고 있다. 해양 서식처의 보존과 균형적 개발, 피해의 최소화를 통해 해양환경을 보존/관리하는 것을 목적으로 시행되는 해양환경영향평가와 해역이용협의(윤, 2007; 이하 영향평가) 역시 사전 조사와 개발 이후의 모니터링을 통하여 해역의 중요성과 상태의 진단과 변화의 보고를 목적으로 하고 있다. 그러나 서식처 일부 또는 전체에 비가역적인 변화를 낳을 수 있다는 점에서 개발의 정책적 판단 근거가 되는 생태계 평가의 중요성이 갖는 무게는 학계에서 수행되는 생태학적 연구에 비해 결코 가볍지 않다.

해역이용협의서 작성 등에 관한 규정(국토해양부 고시 제2009-793호)에서 조간대 생물은 최소 3개 정선(암반 조간대는 각 정선당 3개, 총 9개 정점; 갯벌은 각 정선당 5개, 총 15개 정점), 조하대 생물은 최소 5개 정점을 조사하는 것으로 언급되어 있다. 그러나 대부분의 경우 갯벌 2~3정점, 조하대 2~6정점만을 대상으로 조사가 이뤄지고 있다. 2008년 삼성중공업(주)의 가로지 돌핀식 안벽공사 해역이용협의의 시 조하대 2개 정점, 2010년 인천항만공사의 인천남항 국제여객부두 및 터미널 건설사업 해역이용협의의 시 3개 정점 그리고 같은 해 현대제철(주)의 평택 당진항 현대제철부두 전면수역 준설공사 해역이용협의의 시 6개 정점 등이 그러한 예이다. 이와 같은 규모로는 제한된 공간 내 다양한 분포 유형을 나타내는 대형저서동물 군집을 대상으로 대조구를 설정하여 현황을 조사하고 이를 처리구의 것과 비교하는 것이 불가능하다. 갯벌의 경우, 상부부터 하부 조위까지 퇴적상의 현저한 구배가 관찰(Frey *et al.*, 1989)되며, 조위와 퇴적물의 상호 작용에 따라 저서동물 군집은 다양한 모습을 나타낸다(Yoo, 1998). 조하대의 경우에는 퇴적상의 공간적 변화가 훨씬 복잡하며, 따라서, 이것의 영향을 받는 저서동물 군집의 분포 역시 마찬가지로 할 수 있다. 게다가 정

점, 정점 간 그리고 지역적 규모의 측면에서, 조하대 군집이 지닌 생물 다양성의 변동은 갯벌의 것에 비해 상대적으로 높아 이들을 대상으로 교란 발생 전후를 비교하고, 주요 서식종의 분포 현황, 군집의 시공간적 분포 그리고 교란의 공간적 범위 추정 등에 대한 정보를 얻기 위한 시도는 현행의 조사 규모보다 강화된 그 이상의 노력을 필요로 한다.

생물 다양성과 서식처의 보존은 환경영향평가 학계의 주요 쟁점(예를 들어, 한국환경영향평가학회, 2010년 추계 학술대회 주제, “생물 다양성과 영향 평가”로 선정)이라 할 수 있으나, 대형저서동물 군집 대상의 영향평가 관련 보고 내용은 환경/정책적 판단에 기여할 수 있는 정보와 분명한 거리가 있다. 더 나은 발전을 위해서는 생태학 연구 분야에서 생산된 지식(사례와 기법)이 평가 분야에 활용되어야 하나 이것이 기여한 사례는 전무하다. 연간 수백건에 달하는 해양환경영향평가, 사전환경성 검토, 해역이용협의 등(윤, 2007)을 통해 생산되는 생물 조사 자료 역시 정도 관리 프로세스가 실종되어 해양 생태학의 발전에 긍정적인 피드백으로 작용하지 못하고 있다.

해양에서 수행되는 영향평가는 앞서 언급한 바와 같이 시급한 개선이 필요하다. 발전된 그리고 안정적인 기술의 도입을 통해 평가에 활용될 수 있는 지시자를 추가하는 것 외에도, 현행 제도의 틀 내에서 신뢰할 수 있는 결과를 양산하기 위한 방법적 보완이 지속적으로 이뤄져야 한다. 질과 양적인 측면에서 높은 변동성을 갖는 생물군집 대상의 연구에서는 관찰된 현상을 심도 깊고, 정확하게 이해하는 것이 필요하며, 사례의 전파와 정보 교류를 바탕으로 이를 강화하는 것이 무엇보다도 중요하다. 이를 위해서는 (1) 현장 조사 방법(채집기 종류, 채집 면적, 현장 처리 방법, 측정 항목 등)의 일관성을 통해 서로 다른 연구자 간의 결과를 비교할 수 있도록 하고, (2) 각 연구자는 분석 이전에 정확도가 높은 표본을 얻도록 노력하는 것이 중요하다. (1)과 (2)는 상호 보완적인 관계에 있는 것으로 영향평가의 해양생물 조사 분야에서는 여전히 연구에 기반한 근거의 제시가 필요하다.

현장 조사 방법의 일관성과 관련해서는, 국가에서 행하는 사업을 대상으로 이미 조사 지침서(예를 들어, 연안습지 조사 지침서, 해양생태계기본조사 프로토콜, 해역이용협의의 작성 지침 등)가 다수의 전문가 참여를 통해 마련된 사례가 있다. 유 등(2003)도 채집기의 효율성을 비교하여 적정 채집기를 선택하고, 이것이 모니터

링을 위한 양질의 저서생물 데이터베이스 확보 측면에서 갖는 중요성에 대해 기술한 바 있다. 표본 정확도는 채집 면적과도 밀접한 관계가 있는 것으로, 서식처의 생태학적 특성을 좀 더 정확하게 반영할 수 있도록 정점 내 채집 면적 또는 반복 시료 개수, 정점 개수 등의 조정을 통해 향상시킬 수 있는 것이다. 고 등(1999)은 우리나라 갯벌과 조하대 대형저서동물 군집을 대상으로 정점 내 적정 채집 면적을 추정할 바 있다. 출현 종수의 측면에서는 갯벌과 조하대에서 정점별로 각각 표면적 1.6, 1.5 m<sup>2</sup>의 퇴적물을 채집해야 하는 것으로 나타났고, 생물 다양성 지수, 풍도 등의 생태학적 지수의 측면에서는 각각 0.5~1.5, 0.5~1.2 m<sup>2</sup>인 것으로 추정되었으며, 최종 제안된 정점 당 채집 면적은 각각 1.5, 1.2 m<sup>2</sup>였다.

반면, 유 등(2003)은 반복 채집 디자인 하에서 각 정점에서 0.1 m<sup>2</sup> 표면적의 퇴적물 시료 3개를 채집하면, 채집기 종류와 상관없이, 정밀도 0.2 수준에서 출현 종수와 생물 다양성 지수가 이를 만족하며, 자료를 네제곱근 변환(fourth-root transformation,  $\sqrt[4]{\cdot}$ )할 경우 밀도와 생체량도 만족하는 것으로 나타났다. Koh and Kang(1998) 역시 동일한 정밀도 수준에서 조하대 군집의 밀도 추정에 적합한 반복 시료수를 0.1 m<sup>2</sup> 표면적의 퇴적물 시료 2개로 추정하였다. 출현 종수 또는 생물 다양성 지수의 측면에서 정점별 1 m<sup>2</sup> 이상의 채집 면적은 비현실적으로, 반복 시료가 없는 경우라면, 오히려 아래의 식 (1)과 같이 채집 면적에 구애받지 않는 지수인 Whittaker's  $d$  (Whittaker, 1975) 또는 그 외 유사 지수를 활용하는 것이 더 나은 선택일 것이다. 현장 채집의 경제성을 고려한다면, 정점 내에서는 반복 시료( $n=2$  또는 3, 각 시료 당 채집 면적은 0.1 m<sup>2</sup>)를 고려한 채집 디자인을 적용하는 것이 바람직하나, 국지적인 변동성을 고려하여 사전 조사를 통해 반복 시료의 개수를 설정하는 것이 필요하다.

$$d = SRs / \log A \quad (\text{단, } SRs = \text{표본내 총 종수, } A = \text{채집 면적}) \quad (1)$$

해역의 상태를 진단하고, 시공간적인 분포를 이해하는데 적절한 정점 수를 추정하는 것은 정점 내 반복 채집수 결정만큼 중요하나, 국내에서는 아직까지 이에 대해 논의된 바 없다. 국외에서는 오래 전부터 이에 관한 논의가 있었으며, 이에 사용될 수 있는 통계 모델은 다양하게 존재한다. 아래의 수식은 지하수 수질 모니터링을 위한 채집 방법에 관해 Nelson and Ward(1981)가 소개한 방법을 요약한 것이다. 시간과 공간의 차원에서 분산이 동질적(즉, 분산이 시간과 공간에 독립적)이라면, 정점 내 반복 시료 개수를 구할 때 사용하는 아래의 식으로 추정할 수 있다.

$$\mu \geq \left( \frac{Z_{\alpha/2} \sigma}{\mu - \bar{x}} \right) \quad (2)$$

이때,  $n$ 은 표본의 수이며,  $\mu$ 는 모평균,  $\bar{x}$ 는 변수  $x$ 의 표본 평균이다. 모집단의 편차,  $\sigma$ 를 표본 편차  $s$ 로 교체하면,  $Z_{\alpha/2}$ 는  $\alpha/2$ 에 해당하는 정규분포 확률값으로 자유도  $\nu$ (즉,  $n-1$ )에 해당하는 스튜던트  $t$  분포값, ( $t_{\alpha/2, \nu}$ )으로,  $|\mu - \bar{x}|$ 는 정밀도,  $P$ 로 대체할 수 있고, 아래의 식 (3)과 같이 변형된다.

$$n \geq \left( \frac{t_{\alpha/2, \nu} s}{P} \right) \quad (3)$$

식 (3)의 사용을 위해서는 사용자의 목적에 맞는 신뢰 구간( $1-\alpha$ )과 정밀도  $P$ 를 정하면 된다. 이와 같은 식에서 표본 분산  $s^2$ 은

과거 자료값을 활용하거나, 이전 유사 군집에 대한 조사 또는 예비조사로부터 구해진 추정치를 활용할 수 있다. 그러나 만약 사전에 이용할 수 있는 자료가 없다면, 다음과 같은 2단계 표본 채집 방법을 활용할 수도 있다. 1단계에서는 무작위적으로  $n_1$ 개의 표본을 구하고, 이 표본을 활용하여  $\sigma^2$  추정치를 구한다. Cochran(1977)은, 이와 같은 방법으로, 사전에 설정된 변동 계수 범위를 갖는  $\bar{x}$ 를 추정하는 데에 필요한 총 표본 수  $n$ 을 구하는 방법, 식 (4)를 제시하였다.

$$n = \frac{s_1^2}{\text{Var}(\bar{X})} \left( 1 + \frac{2}{n_1} \right) \quad (4)$$

여기서  $n$ 은 구하고자 하는 표본의 크기,  $n_1$ 은 분산의 추정 시 활용된 임의의 표본의 크기,  $s_1^2$ 은 크기  $n_1$ 의 표본으로부터 추정된 표본분산, 그리고  $\text{Var}(\bar{x})$ 는 표본 평균의 분산이다. 해양환경영향평가 시 1차 조사에서  $n_1$ 보다 많은 수의 표본을 추가 채집하여 추정된  $n$ 개의 표본을 1차부터 활용하거나 또는 그렇지 않은 경우 2차 이후부터 활용하면 될 것이다.

자연 서식처에서 관찰되는 자료들은 제한된 공간 범위 내에서 독립적인 것으로 볼 수 없으며 정점 간 거리가 인접한 경우 대부분 상호 종속적인 관계에 있음을 부인하기가 어렵다. 이와 같은 조건에서는 위의 식을 사용하여 정점 개수를 추정하는 것이 바람직하지 않으며, 이런 문제를 풀기 위하여 Matalas and Langbein (1962)이 다음과 같은 식을 제안하였다.

$$n_e = n_s [1 + \bar{\rho}(n-1)]^{-1} \quad (5)$$

식 (5)에서  $n_e$ 는 효율적 정점수,  $n_s$ 는 정점수,  $\bar{\rho}$ 는 모든  $n_s C_2$ 개의 표본 쌍간 상관관계수 평균이다. 식에서 상관관계가 없다면, 즉  $\bar{\rho} = 0$  이라면  $n_e = n_s$  이나 정점 간 상관관계가 높아질수록  $n_e$ 의 개수는 줄어든다. 만약 각 정점 내에서 다수의 표본을 관찰하고, 이를  $N_s$  (또는 사전에 조사된 군집/퇴적상 분포도를 바탕으로 채집된 각 군집 내 다수의 표본)라 한다면, 우리가 추정코자 하는 총 표본수 ( $N_s n_s$ )는 다음과 같은 식 (6)을 사용하여 구할 수 있다.

$$N_s n_s \geq \frac{t_{\alpha/2} s^2}{P^2} [1 + \bar{\rho}(n_s - 1)] \quad (6)$$

단, 이 식에서도 역시 모분산의 추정은 과거 자료값을 쓰거나 앞서 언급한 것과 같은 방법으로 추정해야 한다. 지금까지 언급한 적정 표본/정점 개수의 추정방법들은 사전 조사 자료나 유사한 서식처에서 구해진 과거 자료(historical data)와 같은, 이용 가능한 정보가 존재해야 한다. 게다가 개체군이 아닌, 군집에 적용 시에는 관련 군집 변수 각각을 대상으로 개별적으로 추정해야 하는 것이므로, 고 등(1999)이 행했던 것과 유사하게, 출현 종수, 생물 다양성, 서식밀도, 생체량 등에 따른 적정 표본 수를 개별적으로 산출한 뒤 변수 별 범위를 종합적으로 고려하여 표본 수를 정해야 한다. 그러나 국내 대형저서동물 군집 조사에 이와 같은 방법이 적용된 사례는 없으며, 예비 조사가 불가능한 해양환경영향평가에서는 실행이 어려울 것이다.

위에 기술한 통계적 방법이 갖는 장점은 정량적 변수들(즉, 서식밀도, 출현 종수 등)의 측정 결과를 신뢰할 수 있도록 해준다는

데에 큰 장점이 있다. 그러나 일반적으로, 저서동물 군집 연구는 주요 서식처의 식별과 생물종의 서식 현황 파악, 군집과 개체군 분포의 시공간적 변동 패턴/구배의 인식 등도 중요하게 여기고 있다. 위에 언급한 변수들의 정확한 추정뿐만 아니라 다양한 생태학적 측면의 평가가 가능한 채집 디자인을 마련할 수 있도록 하기 위해서는 종전과 다른 방식의 접근을 통한 기준의 제시가 필요하다. 본 연구에서는 효율적인 정점 개수의 추정을 위해, 분산의 추정에 기초하는 통계적인 방법보다는 좀 더 현실적이고 경험적인 접근을 시도하였다. 저자들은 저서생태계 조사/연구에서 활용되는 정점의 공간적 배치에 대한 사례를 분석하여 관련 분야의 학자들이 생각하는 유효한 정점 간의 거리에 대한 정보를 추출하였다. 따라서 이는 일종의 전문가 의견 수렴 과정과 유사하다. 논문을 통해 학계에 보고된 현상(주로 생물 다양성의 평가와 군집의 분포 특성, 군집 간 측정변수의 차이, 교란 요인의 영향 등)은 전문가들로부터 평가를 받고 소정의 의견 교환 과정을 거쳐 타당성을 검

증받은 것이라 할 수 있다. 따라서 영향 평가에서 활용될 수 있는 생태학적 현상을 성공적으로 이해한 것으로 볼 수 있고, 이는 각 논문의 저자들이 설정한 정점 배치가 유효했기 때문이라 할 수 있다.

분석에 활용된 사례들은 주로 한국해양학회지와 한국수산학회지에 게재된 우리나라 연안 조하대 저서동물 군집 연구 논문들이다. 논문들은 90년대 중반부터 최근 2009년까지의 기간에 게재된 것으로 총 19개였다. 본 연구에서는 각 문헌의 정점지도를 활용하여 정점 간 거리와 단위 면적(4×4 km) 내 정점의 개수를 추정하였다. 전자의 경우에는 무작위적으로 다수의 정점들을 선택, 각 정점에 인접한 사방 정점들 간 거리를 구하고 이 값들(n=5~60)의 평균과 표준 편차 그리고 변동 계수(CV, coefficient of variation)를 추정하였다. 이때, 섬이나 지형적으로 최단(직선) 거리의 추정이 어려운 경우는 제외하였다. 후자는 정점지도에 단위 면적 격자를 무작위로 반복 설치(n=30)하여 격자 내 정점을 개수하고, 평균과 표준 편차를 추정하였다. 정점들의 공간적 산포 패턴은, 무작위,

**Table 1.** Summary of the selected literatures of macrobenthic community investigation performed in subtidal areas of Korean coasts

Area	Purpose of survey	Total no. of sampling stations	Sampling Year	Avg. Distance (km)	CV	No. of stations in 4 by 4 km unit area	Approximated survey area (km <sup>2</sup> )	References
Chonsu Bay, Chungnam Prov.	Spatial/temporal variation along environmental gradient	21	1993~1998	2.3±0.9	0.41	3±1	112	Park <i>et al.</i> (2006)
Daebu Is., Gyeonggi Prov.	Spatial/temporal variation along environmental gradient	13	1996	2.2±0.6	0.28	3±1	69	Lim and Choi (1998)
Deukryang Bay, Chonnam Prov.	Spatial/temporal variation along environmental gradient	20	1991~1992	4.4±1.7	0.38	1±1	320	Ma <i>et al.</i> (1995)
Gamak Bay, Chonnam Prov.	Pollution gradient/impact assessment	20	2005~2006	3.3±1.0	0.31	2±1	160	Yoon <i>et al.</i> (2008)
Gamak Bay, Chonnam Prov. And Tongyeong, Gyeongnam Prov.	Pollution gradient/impact assessment	11	1998	0.6±0.4	0.70	N/A	N/A	Jung <i>et al.</i> (2002)
Gangneung coast, Gangwon Prov.	Spatial/temporal variation along environmental gradient	14	1993~1994	1.5±0.6	0.44	8±3	28	Choi <i>et al.</i> (2000)
Geoje-Hansan Bay, Gyeongnam Prov.	Pollution gradient/impact assessment	15	2008	2.4±0.7	0.31	3±1	80	Yoon <i>et al.</i> (2009b)
Gwangyang Bay-Sori Is., Chonnam Prov.	Spatial/temporal variation along environmental gradient	14	1996~1997	8.3±4.0	0.47	1±1	224	Lim and Choi (2001a)
Gyeonggi Bay, Incheon	Pollution gradient/impact assessment	6	2005~2006	0.9±1.1	1.16	N/A	N/A	Yu <i>et al.</i> (2006)
Gyeonggi Bay, Incheon	Spatial/temporal variation along environmental gradient	16	1994~1995	5.2±2.9	0.56	1±1	256	Koh <i>et al.</i> (1997)
Gyeonggi Bay, Incheon	Spatial/temporal variation along environmental gradient	25	1989	8.2±2.9	0.36	1±0.4	400	Hong and Yoo (1996)
Hampyung Bay, Chonnam Prov.	Spatial/temporal variation along environmental gradient	41	1997	1.3±0.3	0.19	7±3	94	Lim and Choi (2001b)
Nakdong Estuary, Busan	Pollution gradient/impact assessment	28	2001	2.2±0.8	0.38	3±1	149	Lee <i>et al.</i> (2005)
Saemangeum, Chonbuk Prov.	Spatial/temporal variation along environmental gradient	38	2002~2005	6.6±2.6	0.40	1±1	608	An <i>et al.</i> (2006)
Saemangeum, Chonbuk Prov.	Spatial/temporal variation along environmental gradient	39	1988	4.5±1.2	0.28	1±1	624	Choi and Koh (1994)
Shihwa, Gyeonggi Prov.	Pollution gradient/impact assessment	17	1993~1997	3.3±1.7	0.50	2±1	136	Hong <i>et al.</i> (1997)
Sori, Geumo Is., Chonnam Prov.	Pollution gradient/impact assessment	28	1998~2000	1.1±0.7	0.61	6±3	75	Choi <i>et al.</i> (2006)
Ulsan Bay, Gyeongnam Prov.	Pollution gradient/impact assessment	9	2006	1.2±0.2	0.14	4±1	36	Yoon <i>et al.</i> (2009a)
Youngam Lake, Chonnam Prov.	Pollution gradient/impact assessment	45	2002	1.9±0.6	0.29	4±1	180	Lim and Choi (2005)
Average		22		3.2	0.43	3	209	

Note that N/A, not applicable due to relatively small spatial scale less than 4 by 4 km; CV, coefficient of variation.

집중 또는 균등 분포 등으로 구분되는 공간 분포양상의 관점 (Reynolds and Ludwig, 1988)에서, 대부분 무작위적인 배치를 갖고 있었다. 일부 연구는 방형격자 방식의 균등 분포(예를 들어, 임과 최(2001b))나 오염 구배 또는 좁은 폭의 기수역과 같은 지형적 특성을 고려한 선형적인 배치(유 등, 2006; 윤 등, 2009a)도 활용하였다.

Table 1은 각 연구의 대상 해역과 연구 내용을 요약한 것이다. 연구 목적은 저서생태계에 미치는 인위적 영향의 감지와 환경 요인에 따른 시공간적 변동의 이해였다. 이는 개발 이전의 상태를 이해하고 이를 바탕으로 동일한 정점의 조사를 통해 이후를 평가하는 영향평가의 목적과 일치하는 것이다. 총 19개 사례의 조사 정점 규모는 6~45개였으며, 평균적으로 22개의 정점을 배치하는 것으로 나타났다. 추정된 정점 간 평균 거리는 0.6~8.3 km 범위였고 그 평균은 3.2 km였다. 평균 거리의 변동 계수는 각 연구별로 0.14~1.16의 범위를 보였고, 변동 계수의 평균은 0.43인 것으로 나타나 정점 간 거리의 편차가 평균 거리의 약 40% 수준임을 알 수 있었다. 단위 면적(4×4 km) 내 조사 정점의 개수는 1~8개의 범위였고 평균은 3개였으며 대부분의 사례에서 편차는 1개였다. 일부 조사 공간의 규모가 4×4 km 주변 또는 그 이하인 사례는 정점 개수의 추정에서 제외하였다.

Fig. 1은 각 연구에서 활용된 조사 정점 간 평균 거리와 단위 면적 내 정점 개수 평균의 빈도 분포를 나타낸 것이다. 두 가지 변수의 분포는 모두 정규 분포와 거리가 있었으며, 이를 바탕으로 평균보다는 중위수를 사용하는 것이 바람직할 것으로 판단하였다. 연구자들이 연구 목적을 달성하기 위하여 활용한 정점 간 평균 거리(n=19)의 중위수는 2.3 km, 중위수의 95% 신뢰 구간은 1.5~4.4 km인 것으로 나타났다. 단위 면적 당 정점 개수 평균(n=17)의 중위수는 3이었고, 중위수의 95% 신뢰구간은 1~4개였다. 두 가지 변수 간에는 예상할 수 있는 대로 음(-)의 유의한 상관관계(r = -0.741, p < 0.001)가 추정되었으며, 독립적인 것으로 볼 수 없었다. 따라서 실제 현장 조사를 위한 정점의 배치 시에는 두 가지 기준 가운데

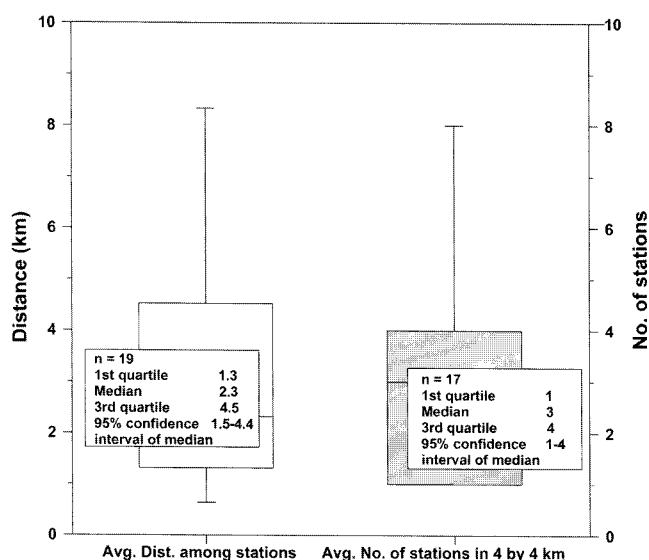


Fig. 1. Box plots of the average distance among sampling stations and no. of stations in a 4×4 km unit area extracted from the selected literatures on macrobenthic community investigation.

하나를 조사자가 택해도 무방할 것이다. 정점 간 평균 거리는 좁은 지형적 조건이나 염분도 구배에 따른 축성 분포(axial zonation)가 존재할 것으로 예상되는 지역에서 활용하는 것이 바람직하다. 정성/정량적으로 예측되는 피해 공간 범위(사업지역 포함) 또는 대조구 해역에 정점들을 배치할 때, 사안의 중대성에 따라 1사분위수와 3사분위수의 범위 내에서 정점의 개수를 늘리거나 줄이는 방법도 가능할 것이다. 만약 10×10 km의 공간 범위에 정점 간 거리 추정치를 적용하면 약 16개 정점, 단위 면적 당 정점 개수를 적용하면 약 19개의 정점 배치가 가능하며, 이는 180 km<sup>2</sup> 면적의 천수만에서 저서동물 군집 우점종의 시공간적 변동패턴을 연구한 박등(2006)의 21개 정점과 비교할 만한 수준이라 할 수 있다.

반면, 현행 환경영향평가 사업의 유형별(항만, 준설, 도로-교량, 발전소, 해안 개발, 매립 등) 조사해역 평균 반경은 해안인접 개발 사업의 2.0 km(면적, 약 13 km<sup>2</sup>)부터 발전소 건설사업의 11.4 km(면적, 약 410 km<sup>2</sup>) 범위를 보였다(맹과 조, 2010). 전자의 경우, 조하대 저서동물 조사 정점은 평균 7개로, 앞서 본 연구를 통해 제안한 값(3개/16 km<sup>2</sup>)의 2배수 이상의 정점에 대한 조사가 이뤄진 것으로 볼 수 있었다. 그럼에도 불구하고, 평균 36.3 km<sup>2</sup> 조사 면적의 항만 사업은 평균 5개 정점, 평균 190 km<sup>2</sup> 조사 면적의 준설 사업은 평균 8개 정점, 그리고 평균 410 km<sup>2</sup> 조사 면적의 발전소 사업은 평균 12개 정점 등으로 앞서 제안한 값에 크게 못 미치는 수준인 것으로 나타났다(맹과 조, 2010).

Table 1에는 단위 면적(4×4 km) 내 평균 정점수와 총 채집 정점수를 바탕으로 어림 조사지역 면적(Approximated survey area, km<sup>2</sup>; 이하 ASA)을 추정하여 제시하였다. ASA는 단위 면적 내 평균 정점수와 -0.651(p=0.005)의 상관관계를 가졌다. 본 연구에서는 Table 1에 제시된 연구들의 단위 면적 내 평균 정점수와 조사 목적(dummy variable; 시공간 변동 조사=0, 오염/교란 조사=1) 그리고 ASA 간의 함수 관계를 추정하기 위하여 회귀 분석을 수행하고 그 결과를 Table 2에 요약하였다. 추정된 관계식은 53.4%(p=0.005)의 설명력을 가지며, 조사 목적과 단위 면적 내 평균 정점수의 계수 추정치는 각각 p=0.09와 0.006 수준에서 유의하였다. 진단된 모형은 조사 목적이 오염/교란 조사인 경우 그리고 단위 면적(4×4 km) 내 평균 정점수가 많을수록 상대적으로 작은 ASA에서 조사가 이뤄지고 있음을 나타내었다. 앞서 제안된 단위 면적 내 정점수 외에도, 본 연구를 통해 추정된 함수 관계식은 (1) 조사 목적과 사안의 중대성에 따라 달라질 수 있는 단위 면적 내 조사 정점수를 바탕으로 ASA를 추정하거나 (2) 해안개발 사업 시 해수유동 및 부유사/오염물질 확산 수치모형에 근거하여 생태계 조사범위를 설정토록 하는 국토해양부 고시(제2009-792호)에 따라 공간적 범위가 결정되면 제안된 함수를 바탕으로 역추정(inverse prediction)을 통해 단위 면적당 정점 개수와 이를 바탕으로 총 조사 정점수를 산정하는 데에 활용할 수 있다.

현행 영향평가의 저서생태계 조사는 대체로 서식밀도, 생체량, 다양도, 우점종 현황, 정점 간 유사도 분석 등의 동일한 구성을 보이며 이는 앞서 인용한 논문들이나 국가사업보고서(해양수산부, 2006; 국토해양부, 2007)와 크게 다르지 않다. 반면 이들 간에는 기술 내용의 심도에 큰 차이가 있으며, 이는 단순히 참여연구자의 숙련도 차이에 기인하는 것만으로는 볼 수 없다. 유력한 원인은 복잡한 공간 분포를 갖는 대형저서동물 군집을 대상으로 신뢰할

**Table 2.** Summary of regression analysis estimating functional relationship between response (Approx. survey area, km<sup>2</sup>) and predictor variables (purpose of survey, PS and no. of sampling station in 4×4 km unit area, NSSU)

Estimated Regression Model: ASA = 406 - 121 PS - 49.2 NSSU					
Predictor	Coef	SE Coef	T	P	
Constant	406.42	59.09	6.88	0.000	
PS	-121.06	66.69	-1.82	0.091	
NSSU	-49.23	15.32	-3.21	0.006	
S=133.422 R-Sq = 53.4% R-Sq(adj) = 46.7%					
Analysis of Variance					
Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	2	285134	142567	8.01	0.005
Residual Error	14	249219	17801		
Total	16	534354			

수 있는 분포양상/구배를 관찰했는지 또는 비교를 통해 표본이 나타내는 변동성을 이해했는지의 여부일 것이다. 갯벌 저서동물 군집을 예로 들면, 매립되기 전 인천 송도 갯벌에서는 상부부터 하부까지 41개 정점으로 구성된 1개 정선의 조사에서 총 9개의 종군(species group)과 3개의 대상분포가 관찰되었으며, 이는 연구자를 달리한 8년의 시간 간격에서도 변함없는 안정적 분포양상인 것으로 나타났다(Hong and Yoo, 2001). 인천공항 주변과 같이 비교적 좁은 공간적 범위의 갯벌(약 반경 4 km 이내; 용유도 덕교 서측, 남측, 을왕, 그리고 영종도 신불) 조사에서는 뚜렷한 차이를 보이는 8개의 군집이 식별되었다(Hong *et al.*, 1999). 반경 약 20 km 범위의 경기만 저서동물 군집을 연구한 Hong and Yoo(1996)는 계절별로 각각 10개의 종 그룹을 구분하고 4개의 군집을 식별하였다. 이중 3개 군집은 퇴적상의 유형에 따라 구분되었으며, 이들은 다양한 퇴적상이 혼재하는 경기만에서 퍼즐조각과 같은 공간 분포 패턴을 나타내는 것으로 파악되었다. 외국의 경우엔 100 m 이내의 공간에서는 40~90 m의 거리 내에 속성이 다른 군집 패치를 접할 수 있으며, 유사한 정도가 급격하게 낮아지는 것으로 보고된 사례도 있다(Somerfield and Gage, 2000). 현실적으로 조사에 투입되는 노력량(즉, 2~5개의 정점 개수)으로는 개발 대상 해역 저서동물 군집의 복잡한 공간 분포의 이해는 당연히 기대할 수 없고, 서식 밀도나 생물 다양성, 그리고 생태계 기능을 대변하는 생태량의 현황조차 파악이 불가능한 수준이라 할 수 있다.

저서동물 군집의 주요 개체군(높은 생태량을 갖는 종 또는 오염 지시자)의 출현 빈도는 서식처의 중요성과 상태 그리고 생물 다양성을 평가하는 데에 현저한 영향을 미치는 변수이다. 갯벌에서 8년간의 장기 모니터링(3개 정점, 정점 당 채집 면적 1 m<sup>2</sup>, 격월 간 조사, 총 126 m<sup>2</sup> 면적 채집)을 수행한 Yoo(1998)의 연구에서, 중요한 서식 정보를 갖는 우점종의 빈도는 정점에 따라 큰 변동폭을 나타내었다. 예를 들어 중부와 하부 조위에서 조사 기간 동안 97~100%의 빈도를 보이는 종들(동죽(*Macra veneriformis*), 가무락(*Cyclina sinensis*), 가시달해삼(*Protankyra bidentata*) 등)마저도 적정 서식처를 벗어난 위치에서는 전혀 관찰되지 않았다. Hong and Yoo(2001)의 경우, 갯벌 서식 우점종(밀도, 생태량 기준) 가운데에서 일부가 조사 정점의 대부분(80~90%)에서 관찰되기도 하였으나 이는 상위 2%에 해당하는 종들의 경우이며 나머지 우점종들은 조사 정선 대비 1/3~1/5 정도의 갯벌 공간에서만 관찰되었다. Yoo *et al.*(2007)은 조위 1.5~6.5 m, 퇴적물 평균입도 3.5~7  $\phi$

범위의 갯벌에서 23종 내외의 우점종 출현 양상을 바탕으로 각각 약 10 cm 간격의 조위와 0.1  $\phi$  간격의 평균 입도를  $r^2 = 0.97(n=41)$ 의 수준에서 역예측(inverse prediction)하였다. 이것이 가능했던 것은 대형저서동물 군집 우점종의 조위와 평균 입도에 대한 서식처 지위가 위에 언급한 정도의 간격을 식별할 만큼 세밀한 차이를 내며 분포하고 있음을 지시하는 것이다. 이러한 특성의 저서동물 군집 서식처를 소수의 정점으로 조사를 하고, 현황을 보고하여 이를 바탕으로 개발을 논한다는 것은 매우 위험한 시도가 아닐 수 없다.

국내의 영향평가에서는 부유생물과 저서동물 간 조사 정점의 개수가 일치한다. 수층과 해저 퇴적물 환경의 균일성(homogeneity) 또는 복잡성이 동일한 수준이 아니라는 점에서 이것 자체가 커다란 모순의 증거라 할 수 있다. 게다가 어류나 부유생물의 분포는 조석이나 일주 변화의 영향을 받으므로 조사 및 결과의 해석에 많은 제약이 따르며 전혀 다른 유형의 채집 디자인을 필요로 한다. 반면, 저서생물은 낮은 이동성으로 오염과 환경 악화의 영향을 고스란히 반영하며, 생태계 기능과 질적 평가 시 매우 중요한 역할을 하는 분류군이라는 것이 보편적 인식이고(Pearson and Rosenberg, 1978; Gray, 1981; Thrush *et al.*, 2006), 전 세계 해양 생태계 서식처 평가 시스템의 50%가 대형저서동물 군집을 활용하며, 23%가 어류 그리고 6%가 이들 두 구성원을 동시에 활용하고 있다는 사실(Diaz *et al.*, 2004)이 그 증거라 할 수 있다.

개발과 보존의 판단에 도움이 될 수 있는 개발 대상 서식처에 대한 자세한 정보를 획득하기 위해서는 좀 더 유용한 지시자(예를 들어, 건강도 지시자 활용, 서식처의 희소성/중요성 평가, 생산성/기능성 평가 등)의 활용이 필요하며, 이는 정점 수의 효율적 배치가 해결할 수 있는 문제는 아니다. 그러나 이러한 지시자의 추가 이전에, 시급히 해결해야 할 문제가 바로 각 정점 별 반복 채집 표본이 없는 상태에서 소규모의 정점 수(즉, 조사 해석 면적의 크기에 상관없는 2~5개의 정점)로 해역 현황을 정확히 읽어낼 수 없는 자료를 양산하는 것이다. 자연 서식처의 보존과 관리를 위한 정책의 마련과 결정에는 과학의 기여가 절대적으로 필요하다. 재현성을 갖추지 못한 자료를 바탕으로, 전문가들조차 상황 인식이 어려운 내용의 보고서에 근거하여 서식처가 사라질 수 있는 개발 여부를 판단한다는 것은 비과학적이다. 이와 같은 저서생태연구에 내포된 문제의 심각성을 인식하고, 무엇을 갖고 판단을 해야 하는지에 대한 재논의가 오래 전에 이뤄졌어야 함에도 불구하고 아직

까지 논의가 되지 않은 것은 매우 안타까운 현실이며, 이러한 프로세스의 실종은 현재의 조사가 형식적인 절차와 다를 바 없고 허가를 득하는 데에 치중되어 있는 시스템임을 반증하는 것으로 생각된다.

앞서 언급한 바와 같이, 개발에 앞서 서식처의 현황에 대한 강도 높은 조사를 통해 얻어진 정확한 정보를 바탕으로 개발 여부를 판단하며 서식처의 보존과 관리를 위해 도식화 기술과 음향장비까지 활용하는 외국(Andrew, 2003; Diaz *et al.*, 2004)에 비해, 그간 국내에서는 현황/중요성에 대한 판단과 상태에 대한 이해가 어려운 부정확한 수준의 정보들만이 제시된 것으로 볼 수 있다. 이러한 견해의 근거가 바로 연구와 영향평가 간 조사 정점 규모와 이를 바탕으로 하는 조사 내용의 현격한 차이이다. 우리나라는 자연 서식처에 대한 개발 압력이 높으므로 개발의 당위성과 필요성을 갖춘 사업들이 존재한다. 그럼에도 불구하고 개발의 비용적인 측면만을 고려하여 현황에 대한 정확한 정보를 손에 쥐지 않은 채 판단을 내리는 것은 미래에 가용될 자원의 보존을 크게 위협하는 요인이 될 수 있다. 추후에는, 모니터링의 효율성을 조절하는 요인으로서, 연간 시기에 따른 변동이 크지 않은 요인들과 계절적 변동이 큰 해양생태계의 환경 요인과 생물학적 변수들을 비교하고, 이를 통해 변수들 간 차등적인 조사 빈도를 설정하는 문제에 대해서 논의하는 것이 필요할 것으로 판단된다.

## 사 사

본 과제는 한국환경정책평가연구원의 “해안개발사업 환경영향평가 영향예측 결과에 근거한 해양동식물상 조사정점 선정방안(BA2010-11)”과 국토해양부의 “갯벌 자생력 평가 및 기능 복원 기술개발(D10812910H330000110)”의 일환으로 수행되었으며, 본 논문을 검토해 주시고 좋은 의견을 주신 최진우 심사위원님과 임명의 심사위원님 그리고 한국환경정책평가연구원의 조범준 박사님께 감사드립니다.

## 참고문헌

고병설, 이재학, 홍재상, 1997. 인천연안역 저서동물군집의 시공간적 분포 양상. 한국해양학회지-바다, 2: 31-41.  
 고철환, 강성길, 이창복, 1999. 송도 갯벌과 영일만 조하대 저서동물의 군집조사를 위한 적정 채집면적의 결정. 한국해양학회지-바다, 4: 63-70.  
 국토해양부, 2007. 해양생태계 기본조사(35.5° 곰소만 입구-37° 아산만). 국립수산과학원, TR-2008-ME-003, 861 pp.  
 마채우, 홍성운, 임현식, 1995. 득량만의 저서동물 분포. 한국수산학회지, 28: 503-516.  
 맹준호, 조범준, 2010. 해안개발사업 환경영향평가 영향예측 결과에 근거한 해양동식물상 조사정점 선정방안. Working Paper 2010-11, 한국환경정책평가연구원, 97 pp.  
 박홍식, 강래선, 이재학, 2006. 천수만 조하대 연성저질에 서식하는 저서동물 우점종의 분포 양상과 저서 환경. 한국수산학회지, 39: 214-222.  
 안순모, 이재학, 우한준, 구분주, 이형곤, 유재원, 제종길, 2006. 새만금 방조제공사로 인한 조하대 환경과 저서동물 군집 변화.

Ocean and Polar Res., 28: 369-383.  
 유옥환, 이형곤, 이재학, 김동성, 2006. 경기만에서 해사채취가 대형저서동물 군집구조에 미치는 영향. Ocean and Polar Res., 28: 129-144.  
 유재원, 김창수, 박미라, 이형곤, 이재학, 홍재상, 2003. 새만금 외해역에서 대형 저서동물 군집 조사를 위한 적정 채집기의 선택. 한국해양학회지-바다, 8(3): 285-294.  
 윤상필, 정래홍, 김연정, 김성길, 최민규, 이원찬, 오현택, 홍석진, 2009a. 울산만의 저서환경 구배에 따른 저서동물 군집. 한국해양학회지-바다, 14: 102-117.  
 윤상필, 정래홍, 김연정, 홍석진, 오현택, 이원찬, 2009b. 굴 양식장 밀집해역인 거제한산만의 저서동물군집 구조와 저서환경의 시공간적 변동. 한국해양학회지-바다, 14: 213-228.  
 윤성순, 2007. 해양환경영향평가센터의 발전을 위한 과제. 월간해양수산, 279: 18-24.  
 이재학, 박자양, 이형곤, 박홍식, 김동성, 2003. 저서오염지수(BPI)를 이용한 시화호 환경평가. Ocean and Polar Res., 25: 183-200.  
 이형곤, 이재학, 유옥환, 김종관, 2005. 낙동강 하구역 주변 대형저서동물 군집의 공간 특성. Ocean and Polar Res., 27: 135-148.  
 임현식, 제종길, 1998. 대부도와 탄도 주변 갯벌의 저서동물 군집. 해양연구 20: 121-130.  
 임현식, 최진우, 1998. 경기만 대부도 주변 조하대 해역의 저서동물 군집. 한국수산학회지, 31: 453-462.  
 임현식, 최진우, 2001a. 남해안 소리도 주변 연성저질 해역의 저서동물 분포. 한국수산학회지, 34: 225-237.  
 임현식, 최진우, 2001b. 한국 서남해역 함평만 조하대의 가을철 저서동물 군집구조. 한국수산학회지, 34: 327-339.  
 임현식, 최진우, 2005. 영암호 저서동물군집에 미친 하구둑 건설의 영향. 한국수산학회지, 38: 172-183.  
 임현식, 홍재상, 1994. 해양 저서동물 군집을 이용한 진해만의 환경 평가-종별 개체수 분포 특성에 따른 그래프 분석기법의 적용-. 한국수산학회지, 27: 659-672.  
 정래홍, 임현식, 김성수, 박중수, 전경암, 이영식, 이재성, 김귀영, 고우진, 2002. 남해안 가두리 양식장 밀집해역의 대형저서동물 군집에 대한 연구. 한국해양학회지-바다, 7: 235-246.  
 최진우, 서진영, 2007. 마산만 저서생태계를 중심으로 연안해역 건강성 평가를 위한 저서생물 지수의 적용. Ocean and Polar Res., 29: 339-348.  
 최진우, 서진영, 임현식, 신현출, 2006. Sea Prince호 유류유출 후의 남해안 소리도-금오도 주변 연성퇴적물 대형저서동물의 군집구조. 한국수산학회지, 39(특집호): 151-164.  
 최진우, 제종길, 이재학, 임현식, 2000. 동해 강릉 연안의 사질 퇴적물에 서식하는 대형저서무척추동물의 분포양상. 한국해양학회지-바다, 5: 346-356.  
 해양수산부, 2006. 해양생태계 기본조사(37° 아산만-38° 최북단). 국립수산과학원, 687 pp.  
 홍재상, 윤상필, 2000. 황해 대청도 옥죽포의 외해로 노출된 모래갯벌에 서식하는 대형저서동물의 대상분포. 한국해양학회지-바다, 5: 146-156.  
 홍재상, 정래홍, 서인수, 윤건택, 최병미, 유재원, 1997. 시화방조제의 건설은 저서동물군집의 시공간 분포에 어떠한 영향을 미쳤는가? 한국수산학회지, 30: 882-895.  
 Andrews, B., 2003. Techniques for spatial analysis and visualization

- of benthic mapping data - final report. Science Applications International Corporation, SAIC Report No 623, 28 pp.
- Choi, J.W. and C.H. Koh, 1994. Macrobenthos community in Keum-Mankyung-Dongjin Estuaries and its adjacent coastal region, Korea. *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, **29**: 304-318.
- Cochran, W.G., 1977. Sampling techniques. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Diaz, R.J., M. Solan and M. R.M. Valente, 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *J. Environ. Manage.* **73**: 165-181.
- Frey, R.W., J.D. Howard, S.J. Han and B.K. Park, 1989. Sediment and sedimentary sequences on a modern macrotidal flat, Inchon, Korea. *J. Sed. Petrol.* **59**: 28-44.
- Gray, J.S., 1981. Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. *Mar. Pollut. Bull.* **12**: 173-176.
- Hong, J.S. and J.W. Yoo, 1996. Salinity and sediment types as sources of variability in the distribution of the benthic macrofauna in Han Estuary and Kyonggi Bay, Korea. *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, **31**: 217-231.
- Hong, J.S. and J.W. Yoo, 2001. Revisit on zonal macrobenthic communities in Chokchon tidal flat, Incheon, Korea, after the survey in 1986. *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, **36**: 83-92.
- Hong, J.S., J.W. Yoo, R.H. Jung, I.S. Seo and B.S. Koh, 1999. Macrobenthic communities on the tidal flats around Yongjong and Yongyu Islands, Inchon, Korea. *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, **34**: 220-230.
- Koh, C.H. and S.G. Kang, 1998. Sample size determination for the estimation of population density of marine benthos on a tidal flat and a subtidal area, Korea. *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, **33**: 113-122.
- Matalas, N.C. and W.B. Langbein, 1962. Information content of the mean. *J. Geophys. Res.*, **67**: 3441-3448.
- Nelson, J.D. and R.C. Ward, 1981. Statistical considerations and sampling techniques for ground-water quality monitoring. *Ground Water*, **19**: 617-625.
- 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.
- Reynolds, J.F. and J.A. Ludwig, 1988. *Statistical Ecology, A Primer On Methods And Computing*. John Wiley and Sons, 337 pp.
- Somerfield, P.J. and J.D. Gage, 2000. Community structure of the benthos in Scottish sea-lochs. IV. multivariate spatial pattern. *Mar. Biol.*, **136**: 1133-1145.
- Thrush, S.F., J.E. Hewitt, M. Gibbs, C. Lundquist and A. Norkko, 2006. Functional role of large organisms in intertidal communities: community effects and ecosystem function. *Ecosystems*, **9**: 1029-1040.
- Whittaker, R.H., 1975. *Communities and ecosystems*, 2nd edition. Macmillan, New York, 385 pp.
- Yoo, J.W., 1998. The spatial distribution and long-term variation of macrofaunal communities on macrotidal flats in the West Central Coast of Korea. Ph.D. Thesis, Inha University, 352 pp.
- Yoo, J.W., I.S. Hwang and J.S. Hong, 2007. Inference models for tidal flat elevation and sediment grain size: a preliminary approach on tidal flat macrobenthic community. *Ocean. Sci. J.*, **42**: 69-79.
- Yoo, J.W., Y.W. Lee, J.L. Ruesink, C.G. Lee, C.S. Kim, M.R. Park, K.T. Yoon, I.S. Hwang, J.H. Maeng, R. Rosenberg and J.S. Hong, 2010. Environmental quality of Korean coasts as determined by modified Shannon-Wiener evenness proportion. *Environ. Monit. Assess.*, **170**: 141-157.

---

2011년 1월 10일 원고접수

2011년 7월 5일 수정본 채택

담당편집위원: 신현출