

남해 동부해역 임해공단 연안퇴적물의 중금속 오염: 마산만 및 진해만

조영길^{1,†} · 이창복²

¹목포대학교 해양자원학과

²서울대학교 지구환경과학부

Heavy Metal Contamination in Surface Sediments from Masan and Jinhae Bay, Southeast Coast of Korea

Yeong-Gil Cho^{1,†} and Chang-Bok Lee²

¹Department of Marine Resources, Mokpo Nat'l University, Jeonnam 534-729, Korea

²School of Earth and Environmental Sciences, Seoul Nat'l University, Seoul 151-742, Korea

요 약

마산만과 진해만 해저에서 각각 31개와 65개 표층퇴적물을 채취하여 중금속(Al, Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, As, Cd)을 분석하였다. 중금속 함량은 우리나라 주변의 만 및 하구 퇴적물에 비해 마산만에서 Fe, Cr, Cu, Zn, Pb, Cd, As 등이 높았고 진해만에서 Mn이 높았다. Cu, Zn, Pb, Cd, As는 항구 및 산업시설이 위치한 마산만 해안에서 매우 뚜렷한 증가를 보였으며 공간분포를 통한 오염물질의 근원지 추정 가능성이 있었다. 오염에 의한 중금속 농축은 지각의 함량을 배경농도로 한 농축비에 근거할 때 진해만은 국지적으로, 반면에 마산만은 넓은 지역에 걸쳐 활발히 진행된 것으로 확인되었으며 특히 Cu, Zn, Pb 및 Cd의 농축비가 대비되었다. As, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn 함량을 중금속 환경기준에 적용한 결과 진해만 시료의 일부와 마산만 시료의 거의 대부분이 주의기준(NOAA ERL, EC TEL, ANZECC ISQG-low, Hong Kong ISQV-low)을 초과하였으며, Cu 및 Zn 함량은 일부 마산만 시료에서 관리기준(NOAA ERM, EC PEL, ANZECC ISQG-high, Hong Kong ISQV-high)을 초과하였다. I_{geo} 값에 근거한 마산만의 중금속 오염은 Fe, Mn, Cr, Ni는 우려할 만한 수준이 아닌 반면 Cu, Zn, Pb는 강한 오염단계에 직면해 있거나 진입해 있으며, Cd는 시료의 87.1%가 강한 오염단계 이상의 심화된 오염상태로 파악되었다.

Abstract – Concentrations of selected heavy metals (Al, Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, As and Cd) in surface sediments from 96 sites in Masan and Jinhae Bay were studied in order to understand metal contamination. Results show that the surface sediments were mainly enriched by Cu (18-294 ppm), Zn (67-568 ppm), Pb (10-120 ppm) and Cd (0.2-3.5 ppm). The coastal zone of Masan Bay was significantly more contaminated than the non-coastal zone, and spatial distribution pattern suggested additional sources of heavy metal input in the coastal area. The enrichment ratio and geoaccumulation index (I_{geo}) have been calculated and the relative contamination levels assessed in the study area. The enrichment ratios of Cu, Zn, Pb and Cd in Masan Bay have been observed to be relatively high. I_{geo} results reveal that the study area is not contaminated with respect to Fe, Mn, Cr and Ni; moderately to strongly contaminated with Cu, Zn and Pb; and strongly to strong contaminated with Cd. The high contents of Cu, Zn, Pb and Cd in the study area result from anthropogenic activities in the catchment area. Based on the eight different sediment quality guideline values from USA (ERL, ERM), Canada (TEL, PEL), Australia/New Zealand (ISQG-high, ISQG-low) and Hong Kong (ISQV-low, ISQV-high), sediment quality of Masan and Jinhae Bay was also assessed and characterized.

Keywords: heavy metals(중금속), Jinhae and Masan Bay(진해만과 마산만), sediments(퇴적물), metal contamination(중금속 오염), geoaccumulation index(농축지수), sediment quality guideline(퇴적물 환경기준)

[†]Corresponding author: ygcho@mokpo.ac.kr

1. 서 론

한반도 남해안 동부에 위치한 진해만은 남쪽의 거제도에 의해 외해와 차단되면서 가덕수도를 통해 남동쪽으로 열려 있는 반폐쇄성 해역으로 해수교환이 불량한 전형적인 내만 퇴적환경이다. 만의 서부는 경남 고성군과 접해 있고, 북부는 내륙으로 좁게 만입한 마산만을 경계로 왼편으로 마산시, 오른편으로 창원시 및 진해시가 위치한다. 주변 육지의 배수지 같은 성격은 먼 지리적 조건으로 인해 진해만은 인접한 약 1,064 km² 면적의 육지로부터 110만 여명의 인간활동에 따른 부산물에 노출되어 있으며, 만으로 유입되는 오염부하량은 72.6 kgBOD/km²/일로 전국평균 37.7 kgBOD/km²/일의 2배에 이르는 것으로 조사된 바 있다(환경부[1996]). 육지로부터 유입된 오염물질은 만의 폐쇄적인 지형조건 때문에 밖으로 빠져나가지 못하고 대부분이 내부에 쌓여 오염을 가중시키고 있으며, 해마다 반복되는 진해만 적조는 심화된 오염현상의 단편을 보여준다(김[1989]; 국립수산진흥원[1997]; 조 등[1998]).

한편, 진해만 북부에서 육지로 깊숙이 만입한 마산만은 주변 육지에 마산 및 창원 공단을 비롯한 대규모 산업시설이 조성되어 있으며, 그로부터 도시의 생활하수와 함께 산업 오폐수가 다량 배출되고 있다. 산업단지의 오폐수 배출량은 해마다 증가하여 2000년에 이르러 약 57,000 m³/일을 초과함으로써 이미 공단의 산업폐수 영향으로 인한 마산만의 오염 악화 가능성이 제기되었다(환경부[2001]). 마산만 수질개선을 위해 2004년 ‘오염물질의 해안배출관리법’이 확정된 이후에도 육지중심의 환경정책과 사후관리 위주의 해양보전, 환경용량을 초과한 오염물질 유입 등 관리 문제로 인해 해역의 수질은 COD 기준 연평균 3등급 수준을 벗어나지 못하였다. 2005년 마산만 유입 오염부하량은 25,203 kg/일로 목표수질 달성을 위한 환경용량 22,935 kg/일을 초과하고 있으며, 2011년 오염부하량은 그보다 더 늘어난 26,033 kg/일로 예측된 바 2008년에 연안오염총량관리제를 도입하였다(국토해양부[2008]). 배출된 각종 오폐수 중에는 산업시설의 성격에 따라 특정 유해 중금속이 함유되어 있다. 그러한 중금속은 해양에서 물리화화학적 과정을 거쳐 결국 퇴적물의 형태로 해저에 쌓이게 되며, 가중된 오염의 영향은 유동적인 해수와 달리 퇴적물, 공극수, 고착생물 등의 저서생태계에 보다 중장기적 기록으로 남게 된다(Salomons and Förstner[1984]; Siegel[2002]).

우리나라 연안의 해저퇴적물에서 중금속과 저서생물 변화에 대한 지난 연구는 현저한 오염지역으로 마산만을 지목하였다(Hong *et al.*[1983]; Lee and Lee[1983]; 홍과 이[1983]; 유[1998]; 정 등[1999]). 특별관리해역의 지정(환경부[1996]), 수질개선을 위한 준설(권[2004]) 등 이 해역의 오염화 우려에 대한 현실적인 대응에도 불구하고 오염 지표종인 저서성 유공충 각에 나타난 황철반점은(우 등[1998]) 마산만 저서환경의 심화된 중금속 오염을 지시한다. 2002년에 이루어진 우 등[2007]의 연구는 1996년에 비해 마산만의 중금속 오염이 개선되지 않고 있으며, 오히려 하수종말처리장 배출구를 새로운 오염원으로 제시하였다. 또한 국토해양부는 마산만 내

만지역과 덕동하수처리장 처리수방류해역 내 저질의 중금속 오염을 인식하고 2010년을 목표로 준설 및 수중침적폐기물 수거를 통한 단계적인 저질환경 개선 추진전략을 제시함으로써 오염해역의 관리계획을 구체화하고 있다. 최근 이 등[2010]의 마산만 봉암갯벌 중금속 연구는 3년 전후 비교를 통해 다소 개선된 결과를 제시하고 있으나 마산만 전 지역의 비교자료가 없는 까닭에 한정된 지역의 현상에 국한될 수밖에 없다. 본 연구는 마산만과 진해만 전 해역의 공간적 변화를 파악할 수 있도록 보다 밀집된 격자형 정점으로부터 퇴적물을 채취, 분석함으로써 중금속 자료의 지역적 대표성을 확보하였고, 또한 시간적으로 중금속 오염이 가장 심화된 시기를(우 등[2003]) 대표한다. 준설이 활발한 해역에서 주상시료에 의한 오염역사를 추적하기는 한계가 있을 것이며, 따라서 연구지역의 전기 중금속 자료는 오염의 양상을 해석하는 후속 연구에 있어 중요한 기초자료가 될 것으로 기대된다.

2. 재료 및 방법

연안 해저 퇴적물의 중금속 오염평가를 위한 연구의 일환으로 1998년 5월 진해만에서 65개, 마산만에서 31개 퇴적물을 채취하였다(Fig. 1). 퇴적물은 van-Veen 채취기를 이용하여 채취하였으며, 이 퇴적물에서 입도와 화학분석을 위한 부시료를 취한 후 실험실에서 분석에 필요한 조치를 추가하였다.

퇴적물의 입도는 원시료에 과산화수소와 묽은 염산을 차례로 넣어 유기물과 탄산염을 제거한 후 40 체로 습식분리한 다음 조립질 부분은 표준체를 이용한 건식체질 방법으로, 세립질 부분은 자동입도분석기(Micromeritics, Sedigraph-5100)로 분석하였다. 분석결과는 시료 전체를 10 간격으로 입도별 백분비를 구한 후 Folk[1968]와 McBride[1971]의 방법에 따라 통계처리 하였다.

중금속은 원시료를 냉동건조하여 마노유발에서 연마한 다음 산분해법에 따라 분석하였다(Totland[1992]). 퇴적물을 분해하기 위해 먼저 약 0.2 g의 분말시료를 테프론 용기에 넣고 혼합산(HNO₃/HF/HClO₄) 원액을 첨가하여 180 °C 가열판에서 가열, 건조시키는 과정을 2회 반복한 다음 건조된 반응물에 0.1N 질산을 넣어 중금속을 용출하였다. 용출된 중금속은 유도결합플라즈마 질량분석기(ICP-MS)를 이용하여 측정하였으며, 10개 항목(Al, Fe, Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd, As)이 분석되었다. 분석값은 표준물질(NIST 1646a)을 시료와 병행 분석하여 검증하였으며, 그 결과 정밀도는 4% 이내, 정확도는 ±7% 이내로 나타났다(Table 1).

3. 결과 및 고찰

3.1 퇴적물의 입도

진해만 퇴적물의 입도는 65개 시료 중 92%가 평균입도 80 이하의 매우 세립한 등급에 해당되었고, 나머지는 4~80 범위에 속하였다. 모래의 함량은 0.7~54.2%(평균 5.9±8.2%) 범위에서 변화하였고, 실트와 점토는 각각 1.4~45.7%(22.8±8.6%), 34.3~95.9%

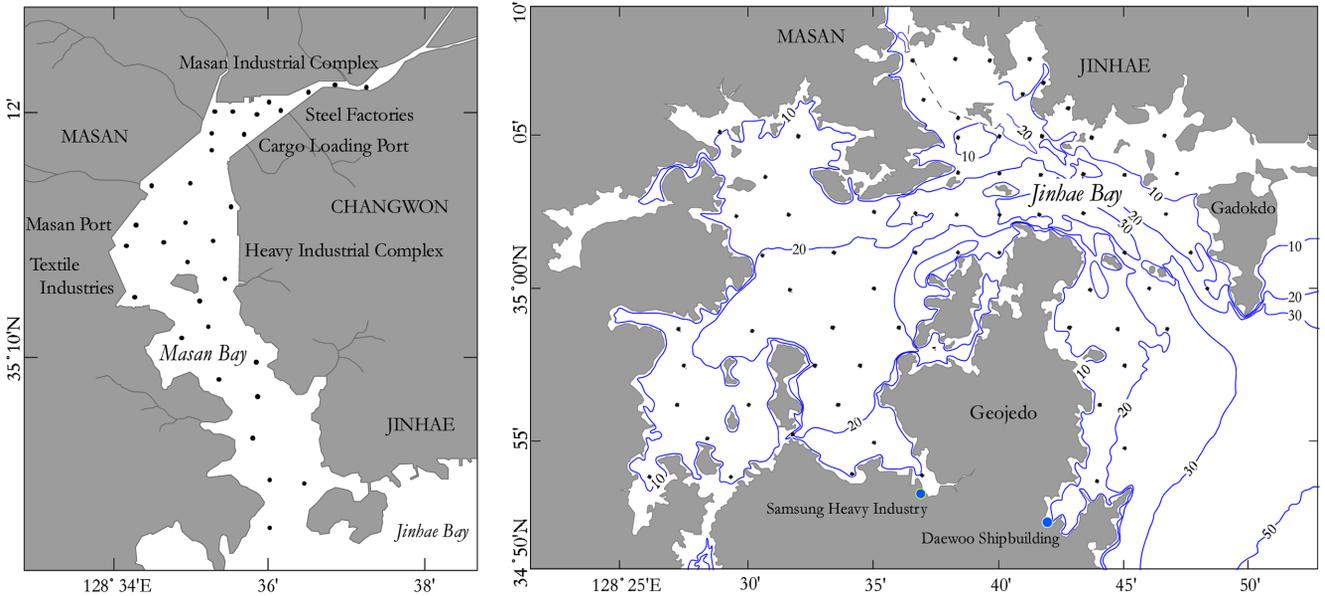


Fig. 1. Map showing the sampling stations of Masan and Jinhae Bay.

Table 1. Analytical results of Standard Reference Material 1646a

| | Al (%) | Fe (%) | Mn (ppm) | Cr (ppm) | Ni (ppm) | Cu (ppm) | Zn (ppm) | Pb (ppm) | As (ppm) | Cd (ppm) |
|-------------------|--------|--------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| certified values | 2.297 | 2.008 | 234.5 | 40.9 | 23.0 | 10.01 | 48.9 | 11.7 | 6.23 | 0.148 |
| measured values 1 | 2.32 | 2.07 | 227.3 | 42.7 | 23.0 | 9.3 | 51.0 | 11.8 | 6.12 | 0.155 |
| 2 | 2.32 | 2.07 | 222.5 | 42.7 | 22.2 | 9.4 | 50.6 | 11.5 | 6.44 | 0.151 |
| 3 | 2.30 | 2.05 | 232.1 | 41.2 | 22.2 | 9.4 | 51.2 | 12.3 | 6.34 | 0.151 |
| accuracy (%) | 0.6 | 2.6 | -3.1 | 3.2 | -2.2 | -6.3 | 4.1 | 1.3 | 1.1 | 2.9 |
| precision (%) | 0.4 | 0.6 | 2.1 | 2.1 | 2.0 | 1.2 | 0.6 | 3.4 | 2.6 | 1.4 |

(71.3±11.3%) 함량을 나타내 전반적으로 점토 성분이 우세하였다. 한편, 31개 마산만 퇴적물의 평균입도는 4~10 ϕ 범위였으며, 전체의 81%가 8~10 ϕ 크기에 해당되었다. 퇴적물의 입도성분 중 실트와 점토의 함량은 각각 13.2~49.5%(평균 25.5±9.3%), 21.5~85.8%(64.2±18.3%)로 점토가 우세하였으며, 모래의 함량은 평균 10.3%(0.9~56.8%)로 낮았다.

진해만과 마산만 퇴적물의 입도성분을 Folk[1968]의 삼각좌표에 도시하면 표층퇴적물은 크게 점토질(clay facies), 니질(mud facies), 사니질(sandy mud facies), 니사질(muddy sand facies) 등 4개 퇴적상으로 구분된다(Fig. 2). 가장 세립한 입자로 구성되는 점토질퇴적상에 속한 시료는 72개로 전체의 75%에 이르며, 니질퇴적상에 속하는 시료 10%를 포함하면 분석시료의 85%가 모래 함량이 10% 미만인 세립질 퇴적물 유형에 해당된다. 모래 함량이 10% 이상인 사니질 및 니사질퇴적상은 국지적으로 제한되어 있으며, 따라서 마산만을 포함한 진해만 해저의 대부분이 매우 세립한 입도의 퇴적물이 분포하는 것으로 판단된다.

3.2 중금속의 함량

마산만과 진해만 퇴적물을 분석한 중금속 함량의 범위와 평균을 Table 2에 요약하였다. 마산만 31개 퇴적물에서 중금속 함량은 Cd, Pb, Cu가 각각 17.4배, 12.8배, 12.2배로 가장 차이가 컸으며, Zn과

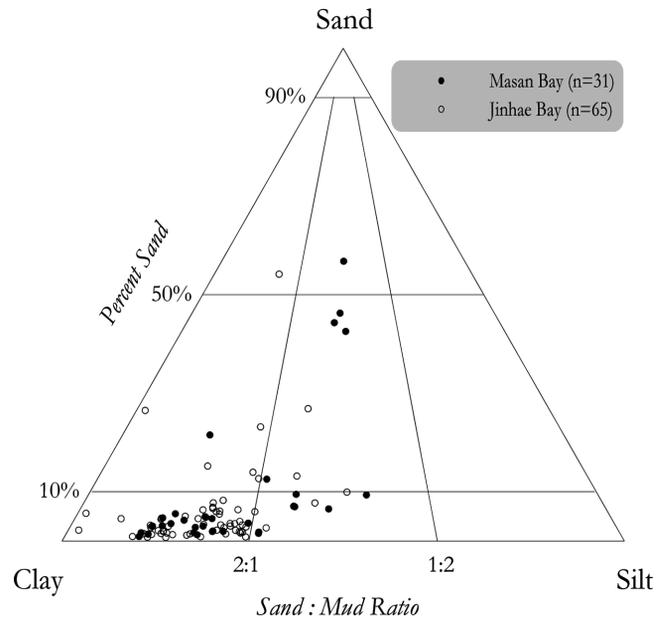


Fig. 2. Distribution of surface sedimentary facies.

Ni, Cr도 각각 6.2배, 3.7배, 3.6배로 비교적 큰 차이를 보였다. 함량의 변동(σ/\bar{x})은 Cu가 54%로 가장 컸고, Cd 46%, Pb 41%, Zn 38%, 그리고 Cr(22%), As(20%), Ni(17%), Mn(16%), Al(10%),

Table 2. The content of heavy metals in bulk sediments from Masan and Jinhae Bay including some coastal areas

| | Al (%) | Fe (%) | Mn (ppm) | Cr (ppm) | Ni (ppm) | Cu (ppm) | Zn (ppm) | Pb (ppm) | As (ppm) | Cd (ppm) | Mz (°) | n |
|--------------------------------|------------------------|----------------------|-----------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------|----|
| Masan Bay ¹⁾ | 7.4~11.9 (10.1±1.0) | 3.5~4.7 (4.3±0.3) | 473~1026 (624±102) | 31.3~112.3 (70.0±15.3) | 13.1~48.5 (32.6±5.5) | 24.1~294.0 (92.0±50.1) | 91.7~567.9 (322.1±121.7) | 9.4~119.8 (59.1±24.4) | 7.3~19.1 (13.1±2.7) | 0.20~3.52 (1.78±0.81) | 4.5~10.2 (8.7±1.5) | 31 |
| Jinhae Bay ¹⁾ | 4.4~10.1 (8.9±0.9) | 2.7~4.7 (4.0±0.3) | 432~2045 (766±263) | 23.2~81.7 (58.2±10.8) | 22.3~39.4 (33.6±3.5) | 18.3~90.6 (41.9±11.6) | 66.9~352.3 (125.1±42.2) | 10.2~68.6 (28.6±8.9) | 8.0~16.4 (10.2±1.3) | 0.20~1.84 (0.57±0.35) | 4.9~10.3 (9.2±0.8) | 65 |
| Masan Harbor ²⁾ | 6.4 | 4.5 | 716 | 79 | 17 | 73 | 321 | 74 | 11 | 1.4 | 7.2 | 22 |
| Ulsan Bay ³⁾ | 7.6 | 3.5 | 486 | 46 | 35 | 85 | 167 | 43 | | 0.56 | 8.3 | 50 |
| Kwangyang Bay ⁴⁾ | 8.2 | 3.8 | 909 | 67 | 33 | 19 | 95 | 35 | | | 7.9 | 91 |
| Youngsan Estuary ⁵⁾ | 8.3 | 4.1 | 673 | 77 | 37 | 23 | 96 | 28 | | 0.17 | 9.1 | 39 |
| Average crust ⁶⁾ | 6.9 | 3.6 | 720 | 71 | 49 | 32 | 127 | 16 | 7.9 | 0.2 | | |

¹⁾This study, Figures in parenthesis are average ± 1SD; ²⁾황 등[2006]; ³⁾환경부[1999]; ⁴⁾조 등[2000]; ⁵⁾조와 박[1998]; ⁶⁾Martin and Whitfield [1983].

Fe(7%) 순으로 감소하였다. 65개 진해만 퇴적물의 중금속 함량은 Cd, Pb, Zn, Cu, Mn, Cr이 각각 9.2배, 6.7배, 5.3배, 5.0배, 4.7배, 3.5배로 차이가 비교적 큰 반면 나머지 금속은 2.3배 이하로 작았다. 시료간 함량의 변동(σ/\bar{x})은 Cd가 61%로 가장 컸으며, Mn 및 Zn 34%, Pb 31%, Cu 28%, 그리고 나머지 금속은 20% 이하였다.

중금속의 평균함량은 Mn을 제외한 모든 금속이 진해만에 비해 마산만에서 높았다. 특히 함량의 범위와 변동이 큰 Cd, Zn, Cu 및 Pb의 함량은 진해만보다 각각 3.1배, 2.6배, 2.2배 및 2.1배로 높으며, 1.3배 이하의 차이를 나타내는 나머지 금속과 구분된다. 직간접적으로 입해공단의 영향을 받는 비슷한 여건의 다른 우심해역에 비해서도 해당 중금속의 함량은 마산만에서 현저히 높으며, 영산하구 퇴적물에 비할 때 Cd 10.5배, Cu 4.0배, Zn 3.4배, Pb 2.1배에 이른다. 평균입도의 평균값 90 내외의 비교시료에서 나타난 이와 같은 상대적인 농축은 수층에서 금속의 운반 및 퇴적과정에 관여하는 미세 입자의 역할과 영향을 고려할 때(deGroot *et al.*[1982]; Horowitz and Elrick[1988]) 마산만 해역에 육지로부터 중금속의 유입이 매우 활발히 이루어지고 있음을 시사한다.

한편, 마산만 돌섬 이북에서 이루어진 황 등[2006]의 연구는 본 연구에 비해 Pb, Mn, Cr, Fe는 각각 25.2%, 14.8%, 12.8%, 5.1% 높은 반면 Ni, Cu, Cd, As, Zn은 각각 47.9%, 20.7%, 21.2%, 16.0%, 0.3% 낮은 값을 보고하였다. 시료의 수와 채취지점, 분석방법 등의 차이를 무시할 때 그것은 본 연구와 시간적으로 7년의 차이를 반영한 것으로 비록 금속에 따른 차이는 있으나 마산만의 중금속 축적이 크게 개선되지 못한 것으로 보인다. 게다가 마산만 동북부에 위치한 봉암갯벌 특정지점에서 2009년의 중금속 함량은(이 등[2010]) 마산만 평균에 비해 Cu, Cr은 각각 42.4%, 20.0% 감소하였으나 Pb, Zn, Cd는 각각 57.3%, 36.3%, 32.8% 증가한 것으로 드러나 중금속 유입이 지속되었음을 뒷받침한다.

3.3 중금속의 공간적 분포

일반적으로 중금속은 산업활동의 대표적인 부산물로 산업 오폐수를 통해 환경으로 유출되며, 산업체가 밀집된 지역에서 함량이 높다(Förstner and Wittmann[1981]; Salomons *et al.*[1995]). 마산만은 서쪽의 마산항을 비롯해 북부의 마산자유수출공단, 동부의 창원공단, 중공업단지 및 각종 부두시설과 접해 있으며, 이에 반해 진

해만은 대부분 해역에 패류 및 어류 양식장이 고밀도로 분포한다. 따라서 마산만은 입해공단으로부터 배출되는 산업 폐기물의 영향을 직접 받는 반면 진해만은 주로 양식산업의 영향이 부각되는 권역으로 차별화되며, 중금속의 분포는 두 만의 상이한 환경조건을 반영하는 형태로 전개된다.

분석된 금속 중 Mn, Ni를 제외한 모든 원소의 함량이 진해만에 비해 마산만 퇴적물에서 높으며, 소위 오염형 중금속인 Cu, Zn, Pb 및 Cd 함량의 증가가 매우 뚜렷하다. 반면에 Mn 함량은 진해만 퇴적물에서 더 높으며, 특히 진해만 중부권역인 거제도 북단과 마산남단을 잇는 해역에서 증가하는 모습을 보인다. 한편, Cu는 마산항 터미널 주변해역에서 250 ppm 이상으로 가장 함량이 높고, 이곳에서 마산자유수출지역 해안을 따라 100 ppm 이상의 높은 함량이 유지된다. 그러나 Cu 함량은 마산만에서 진해만으로 가면서 점차 감소하다가 진해만 바깥 해역에 이르러 40 ppm 이하가 된다. 따라서 Cu 농축은 주로 마산만 북서부 해안의 퇴적물에서 매우 활발하며, 이곳으로부터 멀어지면서 Cu 오염원의 영향이 쇠퇴하는 것으로 판단된다(Fig. 3). Zn, Pb 및 As 함량 또한 Cu의 공간분포와 비슷하게 마산만 서부와 북서부 해안에서 가장 높아(Fig. 4, 5, 6) 이들 중금속을 포함하는 오염물질 유입이 주로 마산연안에서 이루어지고 있음을 지시한다. Cd 역시 진해만에 비해 마산만에서 함량이 높으나 Cu, Zn, Pb, As 등과 달리 마산만의 서부해안 보다는 북동부의 창원공단 적현부두 해안에서 뚜렷하게 증가하는 분포를 나타낸다(Fig. 7).

3.4 중금속 분포의 조절요인

퇴적물의 중금속 함량은 일반적으로 퇴적물 입자의 크기에 따라 달라지기 때문에 입도는 중금속 함량을 조절하는 매우 중요한 요인으로 작용한다(Salomons and Förstner[1984]; Horowitz[1991]; Cho *et al.*[1999]). 그러나 연구지역 퇴적물에서 중금속 함량과 입도의 관련성은 전반적으로 뚜렷하지 않으며, 마산만 퇴적물의 경우 상관관계가 더욱 미약하다(Fig. 8). 특히 Cu, Zn, Pb, As 및 Cd 함량은 같은 입도의 진해만 퇴적물에 비해 마산만에서 훨씬 높고 입도 관련성도 매우 불량하다.

Table 3에는 중금속 사이의 상관계수가 수록되었다. Al과 Fe, 그리고 Cu, Zn, Pb, As 및 Cd는 서로 매우 유의적인 상관관계를 갖

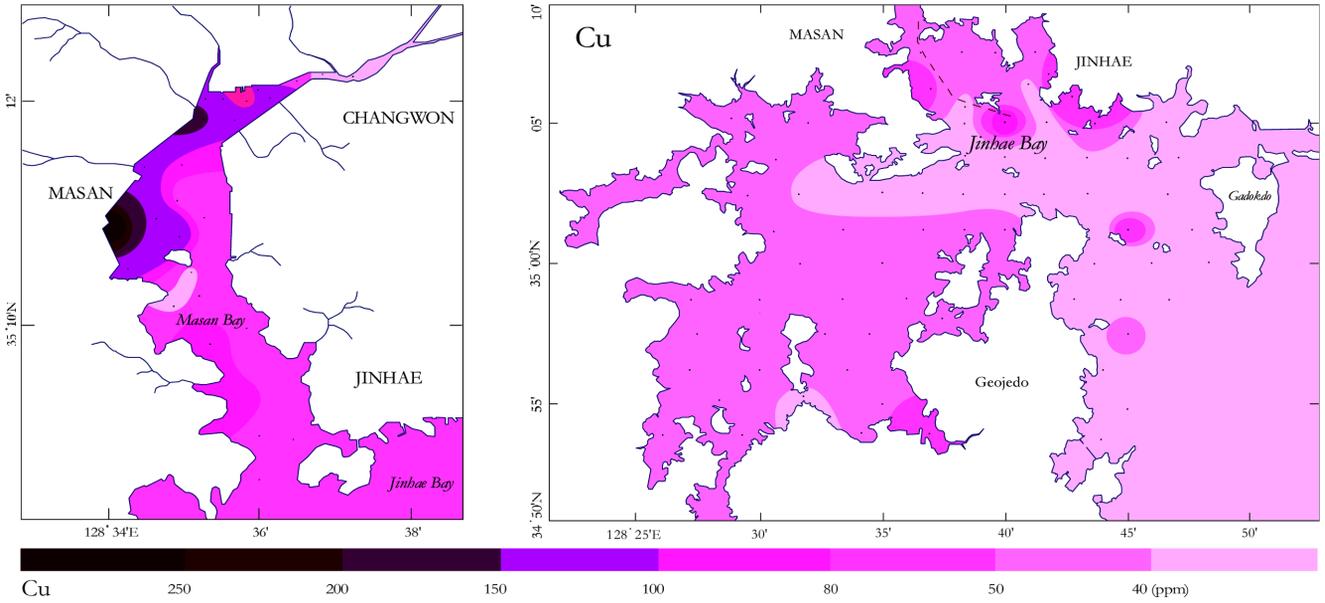


Fig. 3. Schematic map showing the distribution of Cu content in surface sediments.

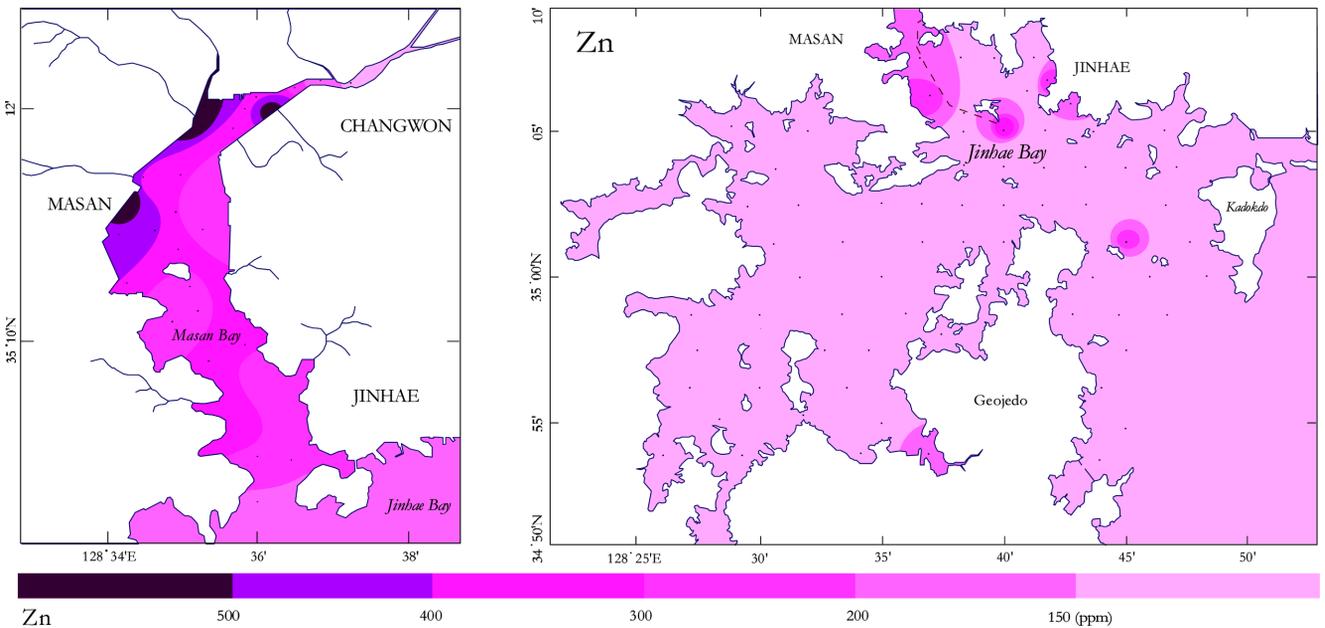


Fig. 4. Schematic map showing the distribution of Zn content in surface sediments.

는 반면 Cr과 Zn, Cd, 그리고 Fe와 Mn의 관계는 덜 유의적이며, Mn 및 Ni는 타 금속과 전반적으로 미약하거나 불량한 상관관계를 나타낸다. 이처럼 금속의 상호 관련성이 양호하거나 불량한 집단, 또는 보통의 유의적 관계를 갖는 집단 모두 각 집단에 속하는 금속은 하나 이상의 잠재된 공통요인에 의해 조절된다고 볼 수 있다. 금속의 상호 관련성과 내재된 복잡한 특성을 설명할 수 있는 공통요인은 관측되지 않은 잠재 변수로서 각 금속 사이의 관계를 이용해 추정할 수 있다(Cooley and Lohnes[1971]; Davis[1986]). 통계적 추정방법으로 본 연구에서는 R-mode 요인분석을 실시하였으며, 변수들의 분산 중 가능한 많은 부분을 설명하는 소수의 요인을 추출

하기 위하여 주성분분석을 통해 고유값(eigenvalue)이 1 이상인 최적요인을 추출하고 각 변수의 적재값(loading value)을 파악하였다 (Table 4, Fig. 9). 추출된 3개 요인은 총 분산의 77.1%를 설명해준다.

요인 1은 Cu, Zn, Pb, Cd, As, Cr 등 소위 오염형 중금속의 적재값이 높으며, 총 분산의 약 50%를 설명한다. 주로 산업활동의 부산물 형태로 환경에 배출되는 중금속은 강한 흡착 및 공침을 통해 수층으로부터 제거되고 퇴적물에 농축되어 함량의 국지적 상승을 유발한다. 타 지역에 비해 월등히 높은 함량(Table 2), 오염원 의심해역에서 현저한 함량 증가(Fig. 3~Fig. 7), 비의존적 입도관련성 (Fig. 8) 등은 해당 중금속 배출의 인위적 오염행위가 지속되었음

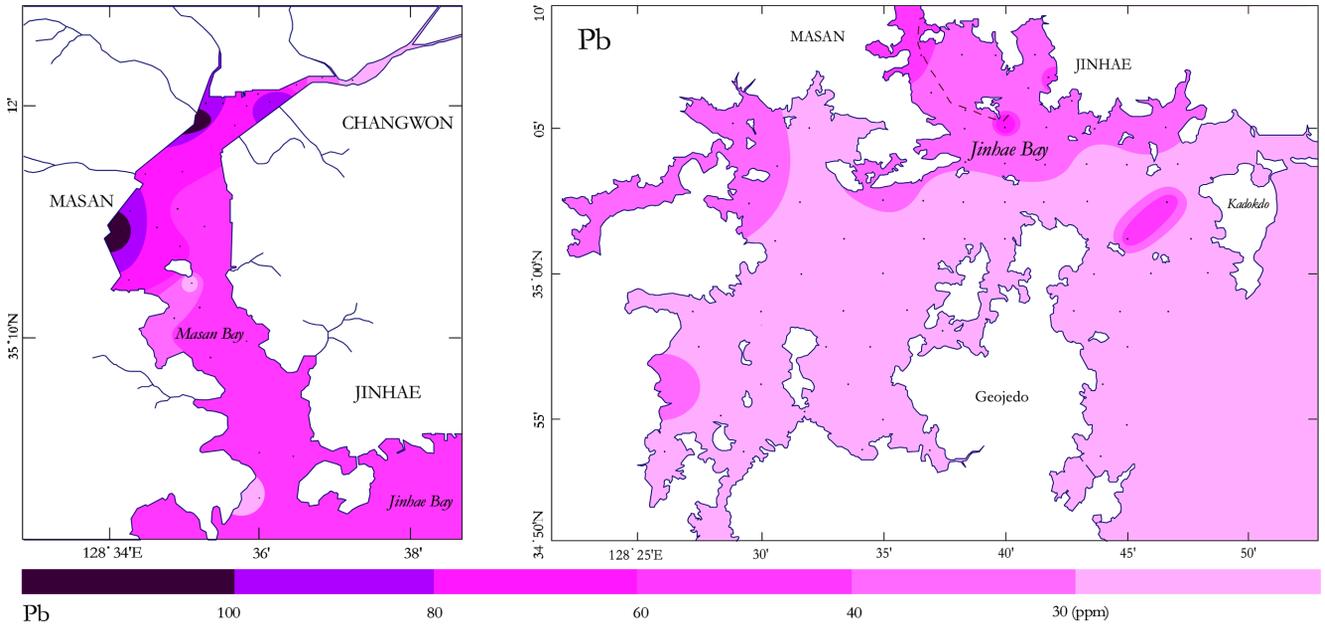


Fig. 5. Schematic map showing the distribution of Pb content in surface sediments.

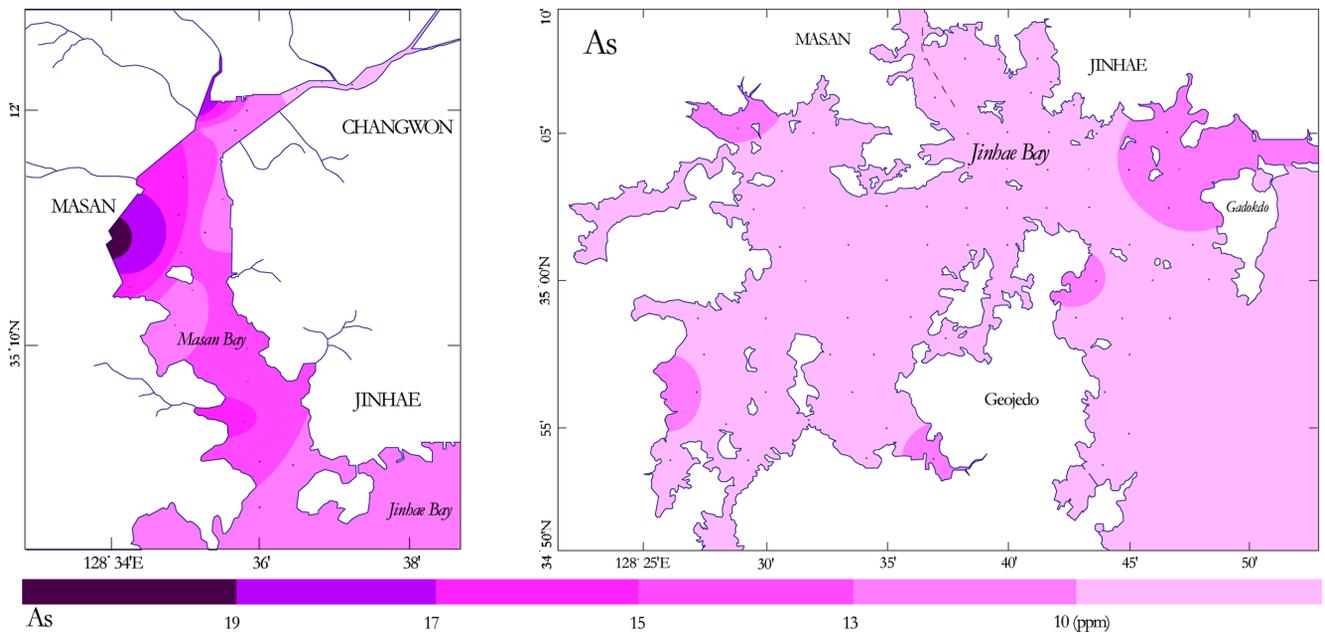


Fig. 6. Schematic map showing the distribution of As content in surface sediments.

을 뒷받침한다. 또한 이 해역 퇴적물에서 Cu, Zn 및 Cd의 비광물 격자부분 함량비가 각각 71%, 79% 및 99%로 우리나라 다른 해역에 비해 훨씬 높은 지난 연구는(Hong *et al.*[1983]) 오염이 심화된 퇴적물일수록 화학적 존재형태가 불안정한 분해성부분(labile fraction)의 비율이 높아지는 기존의 사실과 부합한다(Salomons and Förstner[1980]; Förstner and Wittmann[1981]).

요인 2는 총 분산의 16.6%를 설명하는 인자로 Al, Fe의 적재값이 높다. 일반적으로 퇴적물에서 Al과 Fe는 철을 포함하는 자생광물, 예컨대 해록석, 일라이트 등이 존재하지 않을 때 일정한 비율을 유지하며, 이는 철이 알루미늄규산염광물의 격자에 함유되어 있

음을 의미한다(Calvert[1976]). 연구지역 퇴적물에서 Al과 Fe 관계는 $r=0.83$ 으로 양호하며, Fe/Al 비 또한 평균 $0.44(\pm 0.03)$ 로 전체 시료에서 꽤 일정한 값을 갖는다. 두 원소의 비로부터 철을 함유한 자생광물의 존재는 발견되지 않으며, 따라서 요인 2는 쇄설성 규산염광물 요인으로 해석된다. 요인 3은 Ni에 대해서만 높은 적재값을 갖는 요인으로 총 분산의 10.5%를 설명한다. Ni는 요인 1 그룹의 금속들에 비할 때 비록 격차는 크지 않으나 진해만 서부해안과 마산만 동부해안에서 다소 함량이 높다. 마산만 동부해역은 해안에 조성된 중공업 단지가 중금속의 잠재적 오염원일 가능성이 있으며, 이 정점들에서 입도와 미약한 관계는 Ni의 오염 가능성을 시사한

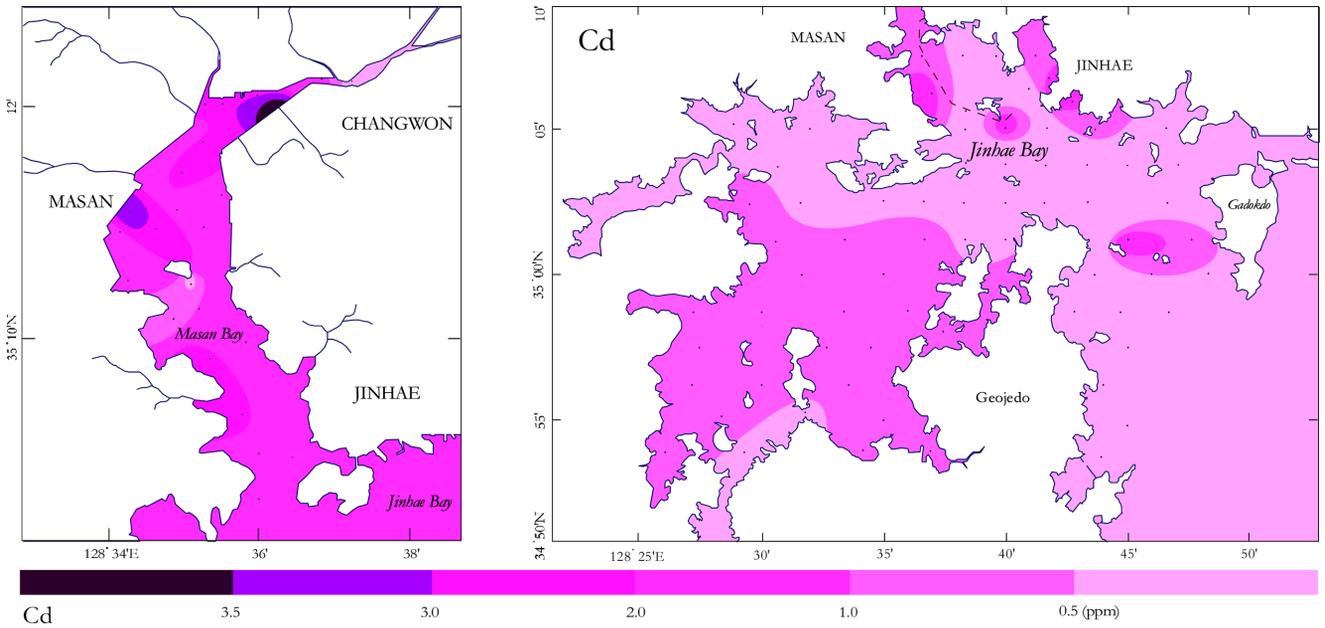


Fig. 7. Schematic map showing the distribution of Cd content in surface sediments.

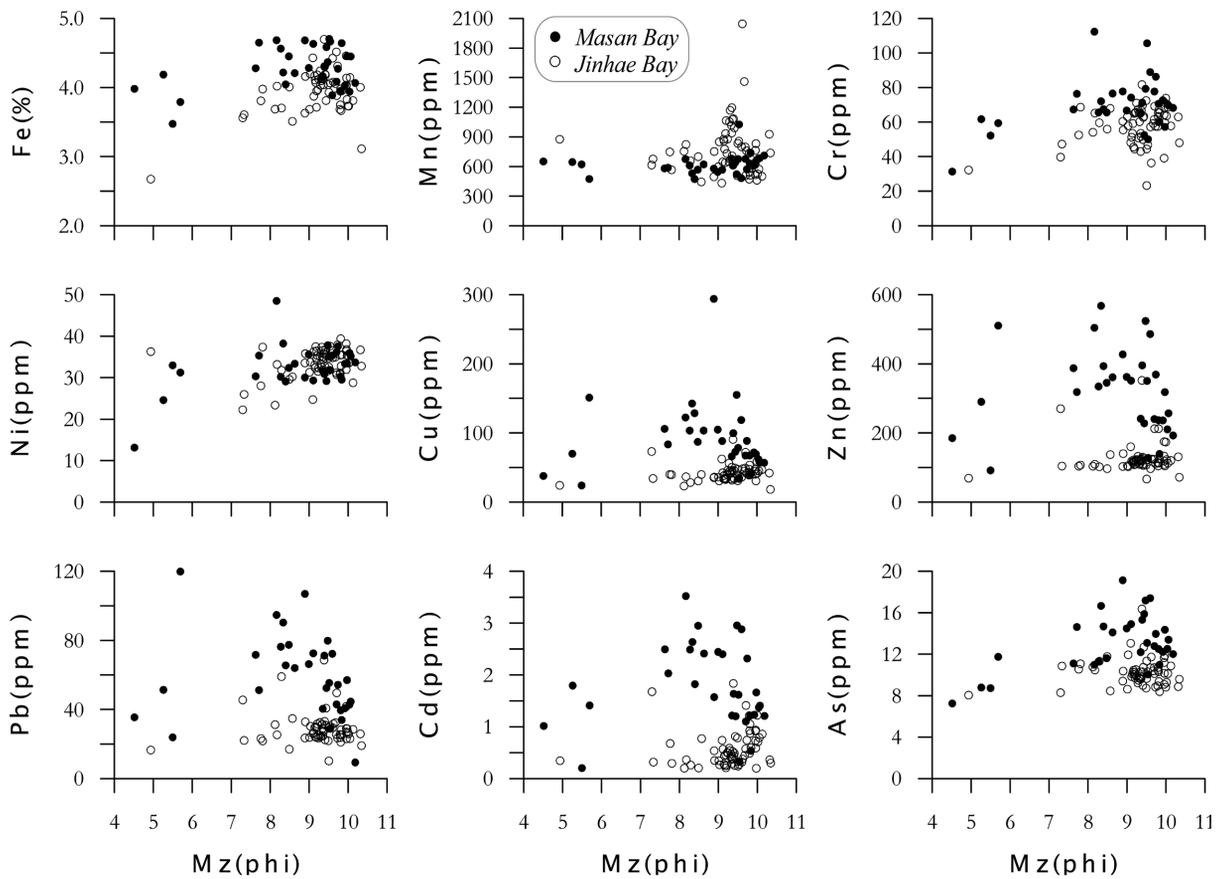


Fig. 8. Pair diagrams between heavy metals and mean grain-size (Mz) of sediments.

다. 의심지역 밖의 정점에서 Ni 함량은 입도와 함께 변화하는 경향을 보이며(Fig. 8), 요인 3에서 적재값이 큰 입도(Mz) 변수는 Ni가 입도의 영향을 함께 받고 있음을 뒷받침한다.

한편, Mn은 추출된 3개 요인에 의해 단지 57% 밖에 설명되지 않는다(Table 4). Mn은 공간적으로 진해만 서부와 동부의 경계 해역에서 함량이 높아 지역적인 속성환경의 차이가 반영된 것으로 추

Table 3. Pearson correlation coefficients between heavy metals

| | Al | Fe | Mn | Cr | Ni | Cu | Zn | Pb | As | Cd |
|----|----|--------|-------|---------|--------|---------|---------|---------|--------|---------|
| Al | 1 | .831** | -.156 | .454** | -.050 | .598** | .612** | .608** | .529** | .631** |
| Fe | | 1 | .053 | .416** | .146 | .407** | .430** | .421** | .491** | .392** |
| Mn | | | 1 | -.328** | .163 | -.314** | -.362** | -.299** | -.215* | -.439** |
| Cr | | | | 1 | .382** | .474** | .559** | .470** | .444** | .588** |
| Ni | | | | | 1 | .020 | .072 | .033 | .098 | .062 |
| Cu | | | | | | 1 | .855** | .859** | .731** | .730** |
| Zn | | | | | | | 1 | .914** | .727** | .908** |
| Pb | | | | | | | | 1 | .679** | .790** |
| As | | | | | | | | | 1 | .601** |
| Cd | | | | | | | | | | 1 |

** $p < .01$, * $p < .05$

Table 4. The Varimax-rotated R-mode factor pattern

| | Factor 1 | Factor 2 | Factor 3 | Communality |
|---------------|----------|----------|----------|-------------|
| Al | .472 | .787 | .007 | .842 |
| Fe | .227 | .875 | .204 | .859 |
| Mn | -.646 | .389 | .048 | .570 |
| Cr | .634 | .131 | .552 | .724 |
| Ni | .056 | -.042 | .840 | .711 |
| Cu | .826 | .344 | -.058 | .804 |
| Zn | .913 | .298 | -.031 | .924 |
| Pb | .853 | .337 | -.119 | .855 |
| As | .657 | .440 | .143 | .646 |
| Cd | .884 | .229 | .022 | .834 |
| Mz | -.214 | .224 | .783 | .709 |
| % of variance | 49.97 | 16.62 | 10.48 | |
| cumulative % | | 66.59 | 77.07 | |

측된다. 진해만 서부는 거제도 동쪽해안을 따라 외해로 이어지는 동부에 비해 폐쇄적이며, 제한된 해수의 순환과 밀집된 양식장의 영향을 받아 퇴적물 표층 부근에 빈산소층이 존재할 가능성이 크다(김[1989]; 국립수산진흥원[1997]; 조 등[1998]). 환원된 퇴적물 경계면에서 용존망간이 해수 중으로 확산되고 빈산소층을 벗어나면서 수층으로부터 제거된다면 퇴적물의 망간 농도는 증가할 것이다(Burdige and Gieskes[1983]). 빈산소 환경의 용존망간은 외해로 열려있는 진해만 동부의 해수와 접하면서 산화망간의 형태로 퇴적될 수 있으며, 진해만 서부와 동부의 경계해역에서 높은 Mn 함량은 그러한 추측을 뒷받침한다.

3.5 중금속의 농축비 및 오염도

연구지역 퇴적물의 중금속 함량은 무엇보다 공간적으로 변화가 크고 국지적 상승이 뚜렷하다는 특징이 있으며, 일부 중금속의 경우 오염요인에 의한 조절 가능성이 제시되었다. 그러나 중금속 축적이 인위적인 것이든 혹은 자연적인 것이든 퇴적물의 중금속 농축에 대한 평가는 중금속 함량이 일차적으로 입도의 영향을 받기 때문에 입도에 대한 표준화 과정이 필요하다.

비록 적정성에 대한 논쟁의 여지가 있지만 지금까지 많은 연구에서 입도분리, 외삽법, 광물성분보정, 단일시약추출, 보존성원소와

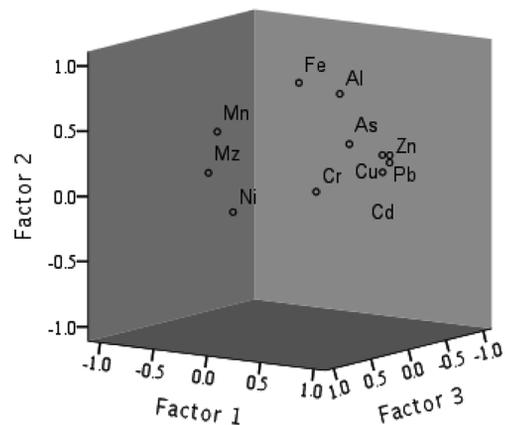


Fig. 9. Factor plot in rotated space.

비교 등 입도의 영향을 보정하기 위한 다양한 방법이 시도되었다(Allan[1971]; Smith *et al.*[1973]; Bruland *et al.*[1974]; Kemp *et al.*[1976]; Malo[1977]; Salomon and Mook[1977]; Förstner and Salomons[1980]). 간편한 표준화 방법으로 보존성원소에 대한 비는 금속/보존성원소(Al) 값을 표준물질의 그것과 비교해 이른바 농축비(enrichment ratio)를 구함으로써 해당 금속의 농축을 쉽게 검토할 수 있다(Ackermann[1980]; Li[1981]). 표준물질의 배경농도는 퇴적환경의 근원지물질을 추적, 분석하여 사용하는 것이 가장 이상적이나 아직까지 우리나라 주변해역 근원지물질의 배경농도에 대한 뚜렷한 기준이 없는 까닭에 본 연구에서는 지각의 평균함량을(Martin and Whitfield[1983]) 배경농도로 간주하여 농축비를 구하고 그 결과를 Fig. 10에 도시하였다.

그림에 나타난 것처럼 Fe, Cr 및 Ni 농축비는 대부분의 시료에서 1 이하인 반면 Mn은 진해만 시료의 일부가 2에 근접한다. 나머지 금속의 농축비는 비교적 마산만 퇴적물에서 높으며, 시료 다수에서 2 이상의 값을 보인다. 마산만의 Cu, Zn, Pb 농축비는 각각 평균 1.9(±0.9), 1.7(±0.6), 2.5(±1.0)이며, Cd는 진해만 퇴적물에서 0.8~6.4(평균 2.2±1.3), 마산만 퇴적물에서 0.9~10.4(평균 6.0±2.5) 범위로 마산만 해역에 중금속의 농축이 활발히 진행된 사실을 지시한다. 마산만 퇴적물의 Cu 및 Zn 농축비는 한반도 연안 퇴적물의 중금속 배경농도를 제한한 임 등[2007]의 기준을 적용하면 각

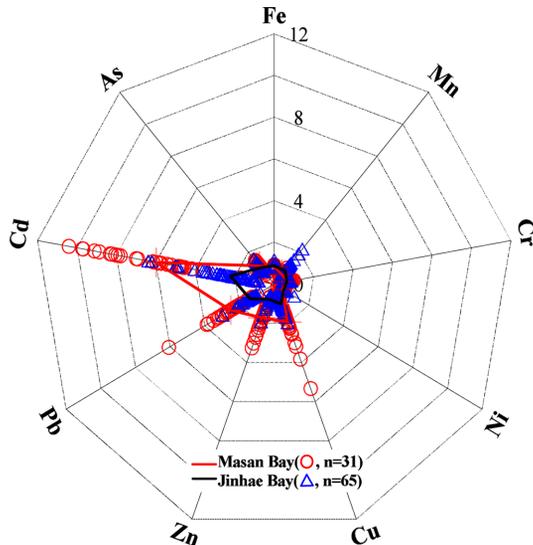


Fig. 10. The enrichment ratios (ER) of each analysed metal. Heavy lines in figure are average value of ER in Masan and Jinhae Bay samples.

각 1.2~7.9(평균 3.2±1.5), 1.0~5.3(평균 2.5±0.9)으로 더 높아진다. 그러나 산정된 농축비는 참조하는 배경농도가 주요 변수이기 때문에 명시적 기준이 없는 한 배경농도에 잠재된 문제를 감안하는 관대한 해석이 요구된다.

퇴적물의 중금속 농축은 퇴적물이 수중 생태기능의 본질적인 요소이기 때문에 직·간접적으로 생태계의 질을 변화시킬 수 있다. 생물적 또는 생태적 관점에서 중금속의 영향을 세분화하여 오염의 양상을 파악하는 객관적 기준이 여러 연구를 통해 제시되었으며(Smith *et al.*[1996]; ANZECC[1997]; US EPA[1997]; Chapman *et al.*[1999]; NOAA[1999]; Long *et al.*[2000]; MacDonald *et al.*[2000]), 해당 기준은 생태에 부정적인 영향을 미칠 수 있는 단계별 범주를 포함하고 있다. Table 5에는 몇 개국의 퇴적물 중금속 환경기준을 적용하여 연구지역의 중금속 오염을 평가하였다. 금속에 따라 차이는 있으나 전반적으로 마산만 시료의 대부분이 부정적인 생태영향

이 발현될 가능성이 있는 주의기준(ERL, TEL, ISQG-low, ISQV-low)을 초과하며, 진해만 시료의 경우도 NOAA 기준에서 As, Cu, Ni, EC 기준에서 As, Cr, Cu, Ni, ANZECC 기준에서 Ni가 대부분 주의기준을 초과한다. 특히 Cu, Zn은 마산만 일부 시료에서 부정적 생태영향이 발현될 개연성이 매우 높은 관리기준(NOAA ERM, EC PEL, ANZECC ISQG-high, Hong Kong ISQV-high)을 초과하며, EC PEL 기준을 넘는 시료는 Pb 및 Ni 3.2%, Cu 22.6%, Zn 61.3%에 이른다. 이러한 기준에 근거할 때 마산만 해저의 중금속은 생태영향에 부정적일 수 있는 수준으로 이해되며, 퇴적물 환경의 보다 효율적 관리를 위해 오염 평가의 단계적 접근이 필요할 것으로 판단된다.

농축비의 비교 및 퇴적물 환경기준의 적용을 통해 파악된 마산만 퇴적물의 중금속 오염을 보다 세부적으로 평가하기 위하여 오염의 강도를 geoaccumulation index 즉, I_{geo} 값에 준거하여 구분하였으며, Müller[1979]의 분류기준에 따라 각 오염단계에 해당되는 시료의 수를 정리하였다(Table 6). I_{geo} 는 퇴적물의 중금속 농축을 정량적으로 평가하기 위해 입도표준화 방법으로 63 μm 이하의 입자를 분리, 분석하여 다음과 같이 표현되는 중금속 축적지수를 나타낸다(Müller[1979]; Förstner and Salomons[1980]; Yaqin *et al.*[2008]; Ghrefat *et al.*[2011]).

$$I_{geo} = \log_2 C_n/B_n \times 1.5$$

여기서 C_n 은 시료의 금속함량을, B_n 은 표준물질의 배경농도를 나타낸다. 배경농도는 지각의 평균함량을(Martin and Whitfield[1983]) 이용하였으며, 평가는 31개 마산만 시료를 대상으로 하였다.

Fe, Mn, Cr 및 Ni는 우려할 만한 수준은 아니나 As는 오염단계에 직면해 있음을 보여준다. Cu 및 Zn은 상당한 수준의 오염에 진입해 있으며, 시료의 각각 48.4%가 I_{geo} 2 이상으로 강한 오염단계에 직면해 있다. Pb는 전체의 74.2%가 I_{geo} 2 이상으로 강한 오염단계에 직면해 있으며, 시료의 12.9%는 I_{geo} 3 이상의 강한 오염단계에 진입해 있다. 특히 Cd는 대상 시료의 87.1%가 I_{geo} 3 이상의 강한 오염단계를 초과하고 있으며, 35.5%는 I_{geo} 4 이상으로 매우

Table 5. Percentage of samples exceeding sediment quality guideline value

| | NOAA ^a | | EC ^b | | | | ANZECC ^c | | | | Hong Kong ^d | | | | | |
|----|-------------------|-------|-----------------|-------|-------|-------|---------------------|-------|----------|-------|------------------------|-------|----------|-------|-----------|-------|
| | ERL | | ERM | | TEL | | PEL | | ISQG-low | | ISQG-high | | ISQV-low | | ISQV-high | |
| | M^1 | J^2 | M^1 | J^2 | M^1 | J^2 | M^1 | J^2 | M^1 | J^2 | M^1 | J^2 | M^1 | J^2 | M^1 | J^2 |
| As | 96.8 | 98.5 | 0 | 0 | 100 | 100 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 96.8 | 96.8 | 0 | 0 |
| Cd | 83.9 | 7.7 | 0 | 0 | 90.3 | 29.2 | 0 | 0 | 58.1 | 3.1 | 0 | 0 | 58.1 | 3.1 | 0 | 0 |
| Cr | 12.9 | 1.5 | 0 | 0 | 90.3 | 73.8 | 0 | 0 | 12.9 | 1.5 | 0 | 0 | 12.9 | 1.5 | 0 | 0 |
| Cu | 93.5 | 78.5 | 3.2 | 0 | 100 | 98.5 | 22.6 | 0 | 77.4 | 4.6 | 3.2 | 0 | 77.4 | 4.6 | 3.2 | 0 |
| Pb | 64.5 | 4.6 | 0 | 0 | 90.3 | 29.2 | 3.2 | 0 | 64.5 | 3.1 | 0 | 0 | 22.6 | 0 | 0 | 0 |
| Ni | 96.8 | 100 | 0 | 0 | 96.8 | 100 | 3.2 | 0 | 96.8 | 100 | 0 | 0 | 3.2 | 0 | 0 | 0 |
| Zn | 90.3 | 10.8 | 19.4 | 0 | 96.8 | 27.7 | 61.3 | 1.5 | 83.9 | 6.2 | 19.4 | 0 | 83.9 | 6.2 | 19.4 | 0 |

NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration; ERL, effect range low; ERM, effect range median; EC, Environment Canada; TEL, threshold effect level; PEL, probable effect level; ANZECC, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council; ISQG, Interim Sediment Quality Guidelines; ISQV, Interim Sediment Quality Value

^aNOAA[1999]; ^bSmith *et al.*[1996]; ^cANZECC[1997]; ^dChapman *et al.*[1999]; ¹Percentage of samples in Masan Bay; ²Percentage of samples in Jinhae Bay

Table 6. Number of observations that fall within the 7 pollution categories defined by Muller[1979] for geoaccumulation index (I_{geo}) of Masan Bay sediments (n=31)

| geoaccumulation index (I_{geo}) | Fe | Mn | Cr | Ni | Cu | Zn | Pb | As | Cd |
|-------------------------------------|-----------------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|
| > 5 | very strong polluted | | | | | | | | |
| 4~5 | strongly to strong polluted | | | | | | | | |
| 3~4 | strongly polluted | | | | | | | | |
| 2~3 | moderately to strongly polluted | | | | | | | | |
| 1~2 | moderately polluted | | | | | | | | |
| 0~1 | unpolluted to moderately polluted | | | | | | | | |
| < 0 | unpolluted | | | | | | | | |

강한 단계의 오염에 직면해 있다. 따라서 마산만 해저의 중금속 오염은 Cd, Pb, Cu 및 Zn을 중심으로 심화되어 있으며, 이들 중금속의 거동은 오염요인으로 해석되는 공통요인에 의해 조절되고 있음을 지시한다.

4. 결 론

남해 동부해안의 마산만과 진해만 해저에서 각각 31개와 65개 표층퇴적물을 채취하여 입도 및 수중 중금속원소(Al, Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, As, Cd)를 분석하였다.

퇴적물의 입도는 진해만 시료의 92%와 마산만 시료의 81%가 평균입도 8~10φ 크기로 매우 세립하며, 전체 시료의 75%가 점토 질퇴적상, 10%가 니질퇴적상에 속하였다. 국지적으로 제한된 지역에 모래 함량이 10% 이상인 사니질 및 니사질퇴적상이 존재하였고 거의 대부분의 해저에 세립질 퇴적물이 분포하였다. 중금속 함량은 진해만에 비해 마산만 퇴적물에서 전반적으로 높았으며, 오염 가능성이 큰 타 우심해역에 비해서도 Fe, Cr, Cu, Zn, Pb, Cd 및 As의 차별적 증가가 뚜렷하였다. 공간적으로는 마산만 서부 및 북서부 해안, 그리고 마산만 북동부의 창원공단 적현부두 해안에서 함량이 현저히 높았으며, 전자의 분포유형에는 Cu, Zn, Pb 및 As가, 후자에는 Cd가 대표적이었다. 최대함량 정점에서 최저함량과 차이는 Cd, Pb, Cu 경우에 각각 17.4배, 12.8배, 12.2배로 매우 컸으며, Zn과 Ni, Cr도 각각 6.2배와 3.7배, 3.6배로 비교적 컸다. 퇴적물의 입도와 중금속 사이의 관계는 전반적으로 미약한 가운데 중금속 간의 상관관계에서 Cu, Zn, Pb, As 및 Cd가 서로 양호한 관련성을 나타내 이들 중금속이 잠재된 공통요인에 의해 조절되고 있음을 보였다. 각 금속의 함량 및 분포에 가장 큰 영향을 미치는 공통요인을 R-mode 요인분석을 통해 추정된 결과 총 분산의 77.1%를 설명하는 3개 최적요인을 추출하였으며, 그 중 Cu, Zn, Pb, Cd, As 등의 적재값이 높고 총 분산의 약 50%를 설명하는 Factor 1은 오염요인으로 해석되었다.

중금속 농축을 지각의 평균함량을 배경농도로 계산한 결과 Fe, Cr, Ni는 대부분의 시료에서 1 이하의 농축비를 보인 반면 Cu, Zn, Pb는 다수의 마산만 퇴적물에서 2 이상의 값을 보였다. 특히 Cd 농축비는 진해만 퇴적물에서 평균 2.2, 마산만 퇴적물에서 평균 6.0으로 타 금속에 비해 가장 높았다. 퇴적물의 중금속 환경기준은 As,

Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn에 대해 마산만 시료의 대부분이 주의기준(ERL, TEL, ISQG-low, ISQV-low)을 초과하였고, 특히 Cu 및 Zn은 시료의 각각 22.6%와 61.3%가 EC 관리기준(PEL)을 초과하였다. 진해만 퇴적물에서는 관리기준에 해당되는 시료는 없었으나 As, Cr, Cu, Ni 등이 선택적으로 NOAA, EC 및 ANZECC의 주의기준을 초과하였다. 마산만 퇴적물의 중금속 오염을 I_{geo} 값에 준거하여 평가한 결과 Cd, Pb, Cu 및 Zn의 오염이 가장 뚜렷하였으며, 전체 시료의 각각 93.5%(Cd), 74.2%(Pb), 48.4%(Cu, Zn)가 I_{geo} 2 이상으로 강한 오염단계에 직면 또는 진입한 결과를 보였다. 특히 Cd는 시료의 35.5%가 I_{geo} 4 이상으로 매우 강한 단계의 오염에 직면한 가장 심화된 오염상태로 파악되었다.

후 기

본 논문은 선도기술개발사업 ‘연안 저서환경 건강평가 기술(Code No. 97-941-2)’ 과제의 결과에 근거한 것입니다. 연구의 지원에 감사드리며, 아울러 심사를 통해 좋은 의견을 주신 세 분의 심사위원께 사의를 표합니다.

참고문헌

- [1] 국립수산진흥원(National Fisheries Research & Development Agency), 1997, 한국연안의 적조: 최근 적조의 발생원인과 대책 (A Red Tide off the Korean Coast: Causes and Preventive Measure of Red Tide Blooming), 280 pp.
- [2] 국토해양부(Ministry of Land, Transport and Maritime Affairs), 2008, 마산만 특별관리해역 제1차 연안오염총량관리 기본계획(Basic Plan of 1st Total Pollution Load Management for the Special Management Sea Area Masan Bay), 234 pp.
- [3] 환경부(Ministry of Environment), 2001, 전국 폐기물 발생 및 처리현황(National Wastes Generation and Present State of Disposal).
- [4] Ackermann, F., 1980, “A procedure for correcting the grain size effect in heavy metal analysis for estuarine and coastal sediments”, Environ. Technol. Lett., Vol. 1, 518-527.
- [5] Allan, R.J., 1971, “Lake sediments, a medium for regional geochemical exploration of the Canadian Shield”, Can. Inst. Min. Met. Bull., Vol. 64, 43-59.

- [6] ANZECC (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council), 1997, ANZECC interim sediment quality guidelines, Report for the Environmental Research Institute of the Supervising Scientist, Sydney, Australia.
- [7] Bruland, K.W., Bertine, K., Koide, M. and Goldberg, E.G., 1974, "History of metal pollution in southern California coastal zone", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 8, 425-432.
- [8] Burdige, D.J. and Gieskes, J.M., 1983, "A pore water/solid phase diagenetic model for manganese in marine sediments", *Am. J. Sci.*, Vol. 283, 29-47.
- [9] Calvert, S.E., 1976, "The mineralogy and geochemistry of near-shore sediments", In: J.P. Riley and R. Chester (editors), *Chemical Oceanography*, Vol. 6, Academic Press, New York, 187-280.
- [10] Chapman, P.M., Allard, P.J. and Vigers, G.A., 1999, "Development of sediment quality values for Hong Kong special administrative region: a possible model for other jurisdictions", *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 38, 161-169.
- [11] Cho, K.J., Choi, M.Y., Kwak, S.K., Im, S.H., Kim, D.Y., Park, J.G. and Kim, Y.E., 1998, "Eutrophication and seasonal variation of water quality in Masan-Jinhae Bay", 『The Sea』 *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, Vol. 3, 193-202.
- [12] Cho, Y.G. and Park, K.Y., 1998, "Heavy metals in surface sediments of the Youngsan estuary, west coast of Korea", *J. Environ. Sci.*, Vol. 7, 549-557.
- [13] Cho, Y.G., Lee, C.B. and Choi, M.S., 1999, "Geochemistry of surface sediments off the southern and western coasts of Korea", *Mar. Geol.*, Vol. 159, 111-129.
- [14] Cho, Y.G., Lee, C.B. and Koh, C.H., 2000, "Heavy metals in surface sediments from Kwangyang Bay, south coast of Korea", 『The Sea』 *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, Vol. 5, 131-140.
- [15] Chung, C.S., Kim, S.H., Kang, D.S., Park, Y.C., Yoon, C.H. and Hong, G.H., 1999, "A study on the evolution of eutrophication in Masan Bay by analyses of pigment derivatives from a sediment column", 『The Sea』 *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, Vol. 4, 101-106.
- [16] Cooley, W.W. and Lohnes, P.R., 1971, *Multivariate Data Analysis*, John Wiley & Sons, Inc., 364 pp.
- [17] Davis, J.C., 1986, *Statistics and Data Analysis in Geology*, John Wiley & Sons, Inc., 646 pp.
- [18] de Groot, A., Zshuppe, K. and Salomons, W., 1982, "Standardization of methods of analysis for heavy metals in sediments", *Hydrobiologia*, Vol. 92, 689-695.
- [19] Folk, R.L., 1968, *Petrology of Sedimentary Rock*, Hemphill's, Drawer M. University Station, 170 pp.
- [20] Förstner, U. and Salomons, W., 1980, "Trace metal analysis on polluted sediments. I. Assessment of sources and intensities", *Environ. Technol. Lett.*, Vol. 1, 494-505.
- [21] Förstner, U. and Wittmann, G.T.W., 1981, *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, Springer-Verlag, Berlin, 486 pp.
- [22] Ghrefat, H.A., Yousef, A.-R. and Rosen, M.A., 2011, "Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Kafra Dam, Jordan", *Environ. Monitor. & Ass.*, Vol. 178, 95-109.
- [23] Hong, G.H., Park, Y.A. and Lee, K.W., 1983, "Partitioning of heavy metals in sediments from Jinhae Bay, Korea", *J. Oceanol. Soc. Korea*, Vol. 18, 180-184.
- [24] Hong, J.S. and Lee, J.H., 1983, "Effects of the pollution on the benthic macrofauna in Masan Bay, Korea", *J. Oceanol. Soc. Kor.*, Vol. 18, 169-179.
- [25] Hong, J.S. and Lee, J.H., 1983, "Effects of the pollution on the benthic macrofauna in Masan Bay, Korea", *J. Oceanol. Soc. Korea*, Vol. 18, 169-179.
- [26] Horowitz, A. and Elrick, K., 1988, "Interpretation of bed sediment trace metal data: methods for dealing with the grain size effect", In: *Chemical and biological characterization of sludges, sediments, dredge spoils, and drilling muds* edited by Lichtenberg, J., and others, ASTM STP 976, Philadelphia, Penn., 114-128.
- [27] Horowitz, A., 1991, *A Primer on Sediment-Trace Element Chemistry*, Lewis Publishers, INC., Michigan, 136 pp.
- [28] Hwang, D.W., Jin, H.G., Kim, S.S., Kim, J.D., Park, J.S. and Kim, S.G., 2006, "Distribution of organic matters and metallic elements in the surface sediments of Masan harbor, Korea", *J. Kor. Fish. Soc.*, Vol. 39, 106-117.
- [29] Kemp, A.L.W., Thomas, R.L., Dell, C.I. and Jaquet, J.M., 1976, "Cultural impact on the geochemistry of sediments in lake Erie", *J. Fish. Res. Board Can.*, Vol. 33, 440-462.
- [30] Kim, H.G., 1989, "Characteristics of flagellate red tide and environmental conditions in Masan Bay", *Bull. Fish. Res. & Devel. Agency*, Vol. 43, 1-40.
- [31] Kwon, Y.T., 2004, "Evaluation of heavy metal pollution in the dumping site of the dredged sediments, Masan Bay", *J. Kor. Soc. Mar. Environ. Eng.*, Vol. 7, 75-81.
- [32] Lee, C.W., Jeon, H.P. and Lee, S.J., 2010, "Evaluation of heavy metal contamination for Bongam tidal flat sediments in Masan Bay, Korea", *J. Wetlands Res.*, Vol. 12, 15-20.
- [33] Lee, S.H. and Lee, K.W., 1983, "Heavy metals in sediments from Jinhae Bay, Korea", *J. Oceanol. Soc. Korea*, Vol. 18, 49-54.
- [34] Li, Y.H., 1981, "Geochemical cycles of elements and human perturbation", *Geochim. Cosmochim. Acta*, Vol. 45, 2073-2084.
- [35] Lim, D.I., Choi, J.Y., Jung, H.S., Choi, H.W. and Kim, Y.O., 2007, "Natural background level analysis of heavy metal concentration in Korean coastal sediments", *Ocean & Polar Res.*, Vol. 29, 379-389.
- [36] Long, E.R., MacDonald, D.D., Sever, C.G. and Hong, C.B., 2000, "Classifying probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guidelines", *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 19, 2598-2601.
- [37] MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G. and Berger, T.A., 2000, "Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems", *Arch. Environ. Con-*

- tam. Toxicol., Vol. 39, 20-31.
- [38] Malo, B.A., 1977, "Partial extraction of metals from aquatic sediments", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 11, 277-282.
- [39] Martin, J.M. and Whitfield, M., 1983, "The significance of the river input of chemical elements to the ocean", In: C.S. Wong, E.A. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton and E.D. Goldberg (editors), *Trace Metals in Sea Water*, New York: Plenum, 265-296.
- [40] McBride, E.F., 1971, "Mathematical treatment of size distribution data", In: *Procedures in Sedimentary Petrology* edited by Carver, R. E., Wiley- Interscience, New York, 109-127.
- [41] Ministry of Environment, 1996, *Environmental Statistics Yearbook*, 646 pp.
- [42] Ministry of Environment, 1999, *Methodologies for the Quality Assessment of Benthic Environment of Korean Coastal Waters*, 786 pp.
- [43] Müller, G., 1979, "Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971", *Umschau*, Vol. 79, 778-783.
- [44] NOAA, 1999, Screening quick reference tables (SquiRTs), <<http://response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/squirt/squirt.html>>.
- [45] Salomons, W. and Förstner, U., 1980, "Trace metal analysis on polluted sediments. II. Evaluation of environmental impact", *Environ. Technol. Lett.*, Vol. 1, 506-517.
- [46] Salomons, W. and Förstner, U., 1984, *Metals in the Hydrocycle*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 349 pp.
- [47] Salomons, W. and Mook, W.G., 1977, "Trace metal concentrations in estuarine sediments: mobilization, mixing or precipitation", *Neth. J. Sea Res.*, Vol. 11, 199-209.
- [48] Salomons, W., Förstner, U. and Mader, P., 1995, *Heavy Metals: Problems and Solutions*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 412 pp.
- [49] Siegel, F.R., 2002, *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 218 pp.
- [50] Smith, J.D., Nicholson, R.A. and Moore, P.J., 1973, "Mercury in sediments from the Thames Estuary", *Environ. Pollut.*, Vol. 4, 153-157.
- [51] Smith, S.L., MacDonald, D.D., Keenleyside, K.A., Ingersoll, C.G. and Field, J., 1996, "A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystem", *J. Great Lakes Res.*, Vol. 22, 624-638.
- [52] Totland, M., Jarvis, I. and Jarvis, K.E., 1992, "An assessment of dissolution techniques for the analysis of geologic samples by plasma spectrometry", *Chem. Geol.*, Vol. 95, 35-62.
- [53] US Environmental Protection Agency, 1997, "The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the united states", Vol. 1-3, EPA 823-R-97-006, Science and Technology Office, Washington DC.
- [54] Woo, H.J., Cho, J.H. and Choi, J.U., 2007, "Characteristics of heavy metals and benthic foraminifera on surface sediments in Masan Bay and Gadeog channel, Korea", *Ocean & Polar Res.*, Vol. 29, 233-244.
- [55] Woo, H.J., Cho, J.H., Jeong, K.S., Chung, C.S., Kwon, S.J. and Park, S.M., 2003, "Pollution history of the Masan Bay, south-east Korea, from heavy metals and foraminifera in the surface sediments", *J. Kor. Earth Sci. Soc.*, Vol. 24, 635-649.
- [56] Woo, H.J., Kim, H.Y., Jeong, K.S., Chun, J.H., Kim, S.E. and Chu, Y.S., 1999, "Response of benthic foraminifera to sedimentary pollution in Masan Bay, Korea", 「The Sea」 *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, Vol. 4, 144-154.
- [57] Yaqin, J.I., Yinchang, F., Jianhi, W.U., Tan, Z.H.U., Zhipeng, B. and Chiqing, D., 2008, "Using geoaccumulation index to study source profiles of soil dust in China", *J. Environ. Sci.*, Vol. 20, 571-578.
- [58] Yu, C.M., 1998, "Evaluation of offshore water quality by bioassay using the gametes and embryos of sea urchins", 「The Sea」 *J. Kor. Soc. Oceanogr.*, Vol. 3, 170-174.

2012년 7월 20일 원고접수

2012년 8월 10일(1차), 2012년 10월 4일(2차) 심사수정일자

2012년 10월 8일 게재확정일자