

## 울산 태화강 하구역 퇴적물의 유기물 및 미량금속 오염도 평가

황동운\* · 이인석 · 최민규 · 김청숙 · 김형철

국립수산과학원 어장환경과

### Evaluation of Pollution Level for Organic Matter and Trace Metals in Sediments around Taehwa River Estuary, Ulsan

Dong-Woon Hwang\*, In-Seok Lee, Minkyu Choi, Chung-Sook Kim and Hyung-Chul Kim

Marine Environment Research Division, National Fisheries Research and Development Institute, Busan 46083, Korea

Grain size, the content of ignition loss (IL), and the concentrations of chemical oxygen demand (COD), acid volatile sulfide (AVS), and trace metals (Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd, Cr, As, and Hg) in surface sediments from the Taehwa River estuary, Ulsan, were measured to evaluate pollution levels and potential ecological risks of organic matter and trace metals in estuarine sediment. The mean grain size (Mz) of sediments in the study region ranged from  $-0.8-7.7 \phi$  (mean  $2.8 \pm 2.4 \phi$ ). Surface sediments in the upstream region of the Taehwa River were mainly composed of coarse sediments compared to the downstream region. The concentrations of IL, COD, AVS and trace metals in the sediment were much higher at downstream sites of Myeongchon Bridge in the vicinity of industrial complexes than at upstream sites of those in the vicinity of the residential areas due to the anthropogenic input of organic matter and trace metals by industrial activities. On the basis of several geochemical assessment techniques [sediment quality guidelines (SQGs), enrichment factor (EF), geoaccumulation index ( $I_{geo}$ ), pollution load index (PLI) and ecological risk index (ERI)], the surfaces sediments in the study region are not highly polluted for trace metals, except for As. However, the higher concentrations in downstream study regions of the Taehwa River could impact benthic organisms including shellfish (i.e. Manila clam) in sediments.

Key words: Sediment, Trace metal, Organic matters, Pollution, Taehwa River estuary

### 서론

우리나라에서 하구로 정의할 수 있는 지방하천 규모 이상의 하구는 전체 3,832개 하천 중 449개이며, 이중 상대적으로 규모가 큰 국가하천 규모의 하구는 총 13개가 있다(Cho et al., 2007; Lee et al., 2011). 하지만, 낙동강, 영산강, 금강과 같이 대부분의 하천은 하구둑 혹은 방조제가 건설되어 인공 구조물에 의해 담수의 흐름이 제한적이고 외해수와 혼합이 원활하지 않으며, 한강, 섬진강과 같이 개방된 하구 조차도 주변 육상지역에 산업화와 도시화로 인해 임해공단과 대도시가 조성되면서 하구역 주변의 인구밀도는 우리나라 평균의 약 3배에 이르고, 비계획적인 하구개발과 이용으로 하구 특유의 자연적인 환경 특성을 대부분 상실한 상태이다(Hwang et al., 2012). 특히, 대도시

를 관통하는 하천의 경우 주변의 인간활동으로 인해 유입된 각종 유기물과 미량금속, 잔류성 유기화학물질 등과 같은 오염물질들이 외해로 빠져나가지 못하고 하구역에서 다양한 생지화학적 과정을 거치면서 수질을 악화시키고 수중 생태계 및 하구 퇴적물의 오염을 일으키고 있으며, 이러한 도시하천 하류의 오염은 최근 급격히 증가하고 있는 추세이다(Cho and Yoon, 2011). 한반도의 남동쪽에 위치하고 있는 태화강은 울주군 상북면 가지산에서 발원하여 둔기천, 동천, 여천천 등의 지류가 모여 형성된 길이 48 km, 유역면적 644 km<sup>2</sup>인 국가하천으로 울산시의 도심을 가로질러 최종적으로 울산만으로 유입되는 우리나라의 대표적인 도시하천 중에 하나이다(Rhyu, 1993; Kim and An, 2010). 태화강 하구(Taehwa River estuary)는 태화강 하류에 형성된 개방형의 하구로 하류부의 하폭이 약 300 m, 하상경사는

<http://dx.doi.org/10.5657/KFAS.2015.0542>



This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

Korean J Fish Aquat Sci 48(4) 542-554, August 2015

Received 10 November 2014; Revised 27 April 2015; Accepted 31 July 2015

\*Corresponding author: Tel: +82. 51. 720. 2542 Fax: +82. 51. 720. 2515

E-mail address: dwhwang@korea.kr

약 1/2,000-1/4,000 로 매우 완만하여 울산만의 조차에 의해 강물의 수위 및 유속이 주기적으로 변하며, 밀물시 하류로부터 약 10 km 상류에 위치한 삼호교까지 해수가 유입되어 영향이 미치는 것으로 알려져 있다(Cho et al., 2011; Cho and Yoon, 2011).

1960년대 정부의 중화학공업 육성정책에 따라 울산이 중화학공업 도시로 지정되면서 태화강 주변에는 석유화학, 비철금속, 자동차 등을 기반으로 하는 대규모 산업단지들이 조성되었고(Kim et al., 1996; You et al., 2012), 대규모 인구가 유입되면서 태화강을 중심으로 신도시가 조성되어 현재 울산시 인구의 대부분이 태화강 유역 주변에 거주하고 있다(Rhyu, 1993; Yoon et al., 2009). 하지만, 울산의 경우 하수도 보급률이 전국 평균보다도 낮아 산업 혹은 주거지역에서 발생한 산업폐수 및 생활하수 등이 정화되지 못하고 소규모 하천을 통해 태화강으로 유입되면서 수계의 수질은 악화되었다(Choi et al., 2005; Yoon et al. 2009; Kim and An, 2010; Kwon et al., 2013).

지난 1997년부터 울산시에서는 약 2,900 억원의 예산을 투입하여 하수처리장 및 차집관로 건설, 하구하상준설, 지천환경개선 등 환경개선사업을 시행하였고(Park et al., 2010; Kwon et al., 2013), 그 결과 태화강 하류 수질의 생물학적 산소요구량(biological oxygen demand, BOD)이 1991년 11.7 mg/L에서 2009년 2.0 mg/L로 수질 및 수생태계 상태에 좋은 등급(2등급)을 나타내어 수질이 많이 개선된 것으로 나타났다(Kim and An, 2010; Sohn et al., 2013). 또한, 연어가 회귀하고 서식 물고기 개체수가 증가하였으며, 하류에 바지락 자원의 서식밀도가 높아지는 등 부분적인 생태계 복원효과가 나타나고 있다(Park et al., 2010; Choi et al., 2011). 하지만, 이러한 수질환경의 개선에도 불구하고 여전히 겨울철 태화강 하류에는 조류의 이상번식(algal bloom)이 2004년 이후 매년 반복적으로 나타나고 있으며(Cho and Yoon, 2011; Sohn et al., 2013), 최근 Kwon et al. (2013)이 태화강 수계를 따라 하천수중 미량금속 농도를 조사한 결과, 크롬(Cr), 니켈(Ni), 아연(Zn)이 상류에서부터 하류로 내려갈수록 뚜렷한 농도증가현상을 보인다고 보고한 바 있으며, 이는 태화강 하류 주변의 주거지역과 산업단지에서 하천으로 미량금속과 같은 유해 화학물질들이 여전히 유입되고 있음을 의미한다. 일반적으로 미량금속등과 같은 유해 화학물질들은 유기물과 달리 정수처리를 통한 정화과정을 거친다고 하여도 수중에서 완전히 제거되지 않는 특성을 가지고 있기 때문에 이들 유해 화학물질에 의한 태화강 하구 퇴적물의 오염이 예상된다.

따라서, 이 연구에서는 도심하천의 영향을 받고 있는 태화강 하구 퇴적물 중 미량금속의 분포특성과 오염도를 평가하고자 하였으며, 이를 위해 태화강 수계 중 울산만의 해수가 영향을 미치는 삼호교 부근에서부터 울산항 입구까지를 연구해역으로 선정하여 하구 퇴적물 내 미량금속 중 철(Fe), 구리(Cu), 카드뮴(Cd), 납(Pb), 크롬(Cr), 망간(Mn), 비소(As), 아연(Zn), 수은(Hg) 농도를 조사하였다.

## 재료 및 방법

### 시료채취 및 분석

태화강 하구 주변 퇴적물의 미량금속에 의한 오염현황을 파악하기 위해 2011년 4월 21-23일(3일간) 태화강 상류 삼호교부터 하류의 울산항 사이에 소형 선박(선외기)을 타고 이동하면서 수심이 얕아 선박의 접근이 어려운 해역은 잠수부를 통해 아크릴 관(hand corer, diameter ~ 5 cm)으로, 선박의 접근이 가능한 해역은 채니기(van Veen grab sampler)로 20개 지점에서 퇴적물 시료를 채취하였다(Fig. 1). 채취한 퇴적물은 현장에서 1회용 스폰으로 0-2 cm 내의 표층 퇴적물만을 미리 산세척한 고밀도폴리에틸렌병(high density polyethylene bottle)에 담아 냉장 및 냉동 상태로 보관하여 실험실로 운반한 후 미량금속(Fe, Cu, Pb, Zn, Cd, Cr, Mn, Hg, and As)과 퇴적물 내 미량금속의 농도분포에 영향을 주는 것으로 알려져 있는 퇴적물의 입도(grain size) 및 유기물 함량특성을 나타내는 성분들[강열감량(ignition loss, IL), 화학적산소요구량(chemical oxygen demand, COD), 산휘발성황화물(acid volatile sulfide, AVS)]을 Hwang and Kim (2011)이 이용한 방법으로 분석하였다. 이 연구에서는 미량금속 분석의 정확도 평가를 위하여 캐나다 국가연구위원회에 산하 연구소(National Research Council Canada, NRCC)에서 제작 판매하고 있는 PACS-2와 MESS-3 (marine sediment)를 인증표준물질(certified reference material)로서 사용하여 시료와 같은 방법으로 분석하여 분석결과의 신뢰성을 검증하였으며, 각 미량금속의 평균 회수율은 Fe 86%, Cu 83%, Cd 82%, Pb 97%, Cr 84%, Mn 94%, As 96%, Zn 84%, Hg 107%였다. 또한, 입도분석결과를 기초로 퇴적물의 평균입도(mean grain size, Mz)는 Folk and Ward (1957)이 제시한 계산식으로 구하였으며, 퇴적물 유형(sedimentary type)은 Folk (1968)의 삼각 다이어그램을 이용하여 구분하였다. 한편, 이 연구에서 표와 그림 등을 포함한 본문에 제시된 유기물 중 IL과 AVS, 그리고 미량금속의 농도는 퇴적물의 건중량(dry weight)을 기준으로 하며, 농도단위에 별도로 표기하지 않았다.

### 미량금속의 오염도 및 위해도 평가방법

태화강 하구 퇴적물 중 미량금속의 오염도 및 위해도를 평가하기 위하여 이 연구에서는 최근에 국내외 여러 연구자들에 의해 널리 사용되어 온 퇴적물 기준(Sediment Quality Guidelines; SQGs)과의 비교, 농축 계수(Enrichment Factor, EF), 농집 지수(Geoaccumulation index,  $I_{geo}$ ), 오염 부하량 지수(Pollution load index, PLI), 생태계 위해도 지수(Ecological risk index, ERI)의 5가지 평가방법(Hwang et al., 2006; Hyun et al., 2007; Feng et al., 2011; Zhu et al., 2011; Ra et al., 2013; Sun et al., 2014)을 이용하였다.

먼저, 퇴적물 기준(SQGs)을 이용한 평가는 최근 우리나라의 해양수산부(고시 제2013-186호)에서 우리나라 해양환경특성

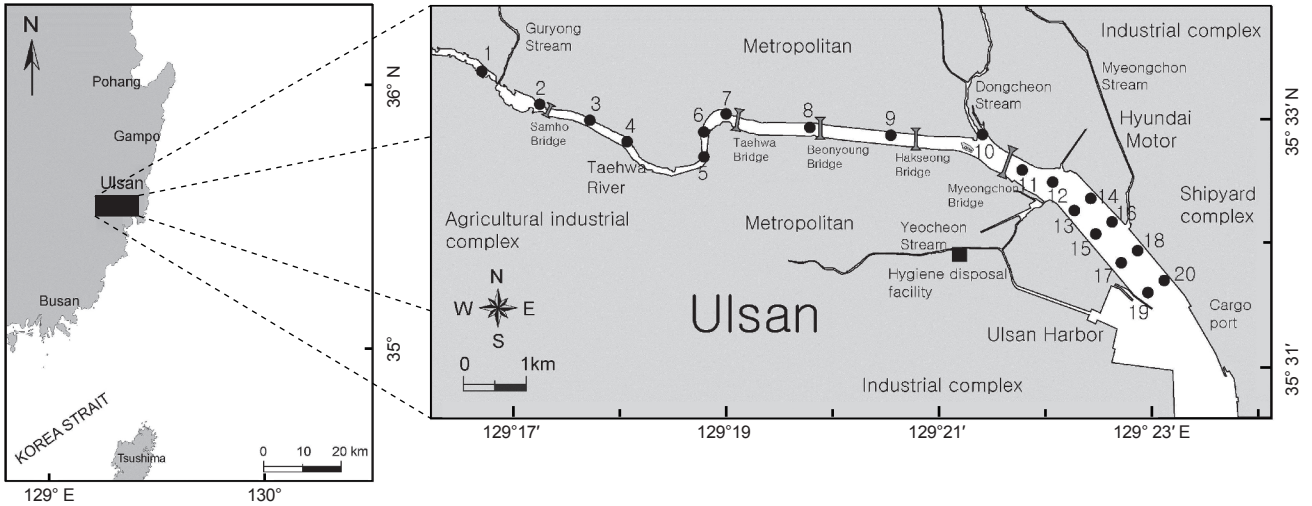


Fig. 1. The map showing the location of study area and the sampling sites for measuring the organic matter and trace metals in sediment around Taehwa River estuary, Ulsan.

퇴적물의 배경농도 및 미량금속에 의한 생물영양)을 고려하여 설정한 해양환경기준 중 퇴적물의 미량금속에 대한 주의기준 (threshold effects level, TEL)을 이용하여 오염도를 평가하였다(http://www.mof.go.kr). 하지만, 퇴적물 환경기준에 있어서 미량금속 중 Cu와 Zn은 보정원소인 리튬(Li)을 이용하여 입도의 영향을 보정한 농도와와의 비교를 권고하고 있으나, 이 연구는 기준이 설정되기 이전에 조사가 이루어져 보정원소에 대한 자료가 없다. 따라서, 이 연구에서는 전 세계적으로 퇴적물 중 미량금속 오염평가에 널리 이용되고 있는 미국 해양대기청(National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA)에서 설정해 놓고 있는 ERL (effect Range Low) 농도(Buchman, 2008)와 비교하여 퇴적물 중 미량금속 오염도를 살펴보았다.

EF는 퇴적물 내 광물의 구성비율을 고려하여 보정원소(Al, Fe 등)에 대한 각 미량금속의 농도비 값을 이용하여 지각에 비해 퇴적물 중 미량금속이 어느 정도 농축되어 있는지를 알아보는 방법으로(Sinex and Helz, 1981; Hwang et al., 2011), 이 연구에서는 퇴적물 중 Fe을 보정원소로 하여 다음의 방정식(1)로부터 EF 값을 계산하였다.

$$EF = \frac{(Me/Fe)_{\text{Observed}}}{(Me/Fe)_{\text{Crust}}} \quad (1)$$

여기서,  $(Me/Fe)_{\text{observed}}$  는 연구해역 내 퇴적물 중 Fe에 대한 각 미량금속의 농도비를 말하고,  $(Me/Fe)_{\text{crust}}$  는 지각 중 Fe에 대한 각 미량금속의 농도비를 의미한다.

$I_{\text{geo}}$  는 측정된 퇴적물 중 각 미량금속의 농도와 배경농도를 이용하여 오염을 정량적으로 평가하는 방법으로, Müller (1979)에 의해 제시된 다음의 방정식 (2)로부터  $I_{\text{geo}}$  값을 계산하였다.

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \frac{C_{\text{metal}}}{B_{\text{metal}} \times 1.5} \quad (2)$$

여기서,  $C_{\text{metal}}$  은 연구해역 내 퇴적물 중 미량금속의 농도,  $B_{\text{metal}}$  은 미량금속의 배경농도 (background or reference)를 의미한다.

PLI는 연구해역 내 미량금속의 배경농도에 대한 퇴적물 중 미량금속의 농도비 값을 측정된 모든 미량금속에 대해 종합적으로 고려하여 오염을 평가하는 방법으로 Tomlinson et al. (1980)에 의해 제시된 다음의 방정식 (3)로부터 PLI 값을 계산할 수 있다.

$$PLI = \sqrt[n]{(CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n)} \quad (3)$$

여기서  $CF (= C_{\text{metal}} / B_{\text{metal}})$  는 미량금속의 배경농도( $B_{\text{metal}}$ )에 대한 연구해역 퇴적물 중 미량금속의 농도( $C_{\text{metal}}$ )비,  $n$ 는 분석된 미량금속의 총 개수를 의미하며, 이 연구에서는 측정된 미량금속 중 지각에 풍부하게 존재하고 보존적 특성을 가지고 있는 Fe을 제외한 8개 원소에 대하여 다음의 방정식(4)로부터 PLI 를 계산하였다

$$PLI = \sqrt[8]{(CF_{\text{Cu}} \times CF_{\text{Pb}} \times CF_{\text{Zn}} \times CF_{\text{Cd}} \times CF_{\text{Cr}} \times CF_{\text{Mn}} \times CF_{\text{Hg}} \times CF_{\text{As}})} \quad (4)$$

ERI는 퇴적물 내 각 미량금속에 대하여 생태독성계수를 이용하여 저서생태계에 미치는 영향에 대한 위해도를 평가하는 방법으로 Hakanson (1980)에 의해 제시된 다음의 방정식(5), (6)



으로부터 ERI값을 계산하였다.

$$E_i = T_{\text{metal}} \times C_{\text{metal}} \times B_{\text{metal}} \quad (5)$$

$$EF = \sum_{(i=1)}^n E_i \quad (6)$$

여기서,  $C_{\text{metal}}$ 은 연구해역 내 퇴적물 중 미량금속의 농도,  $B_{\text{metal}}$ 은 미량금속의 배경농도,  $T_{\text{metal}}$ 는 미량금속의 독성계수,  $n$ 는 측정된 미량금속의 개수이다. 이 연구에서는 이 연구에서 측정된 미량금속 중 독성계수가 알려져 있는 7종의 미량금속(Cr = 2, Cu = 5, Zn = 1, Cd = 30, As = 10, Pb = 5, Hg = 40)을 이용하여 ERI를 계산하였다.

한편, 지각 중 미량금속 농도와 미량금속의 배경농도는 일반적으로 연구해역 주변에 오염되지 않은 해역의 퇴적물 중 미량금속 농도 혹은 세일이나 전세계 지각 중 미량금속의 평균농도를 사용한다(Hyun et al., 2003; Feng et al., 2011). 이 연구에서는 국내외 많은 연구자들(Chen et al., 2007; Zhang et al., 2009; Hwang and Kim, 2011, Zhu et al., 2011, Jeon et al., 2012)이 널리 이용하고 있는 Taylor (1964)와 Taylor and McLennan (1995)이 보고한 전세계 연안 대륙붕지역의 퇴적물 중 미량금속의 평균농도(Fe 3.5%, Mn 600 mg/kg, Zn 71 mg/kg, Cr 35 mg/kg, Ni 20 mg/kg, Pb 20 mg/kg, Cu 25 mg/kg, As 1.5 mg/kg, Cd 0.098 mg/kg, Hg 0.08 mg/kg)를 지각 중 미량금속의 농도와 미량금속의 배경농도로 이용하였다.

### 결과 및 고찰

#### 퇴적물의 조성 및 유기물 분포

퇴적물의 입도는 퇴적지의 수리역학적 환경 특성을 가장 잘 반영하는 중요한 인자이다(Gao and Collins, 1992; Lee et al., 2004). 연구해역과 같이 서로 다른 특성을 가지는 담수와 해수가 만나 혼합되면서 복잡한 해양환경을 보이는 하구역에서는 주변 육상의 기반암의 조성, 부유물질의 운반양상, 조석에 따른 해수 유동의 변화 등 다양한 요인에 의해 하천 부유물과 외해에서 공급되는 세립질 퇴적물이 공존하며 공간적으로 각기 다른 하구 퇴적상을 형성하여 독특한 퇴적물 분포 양상을 나타낸다. 입도분석결과를 기초로 태화강 하구 주변 퇴적물의 퇴적물 조성과 퇴적물 형태(sedimentary type)를 Fig. 2에 나타내었다.

자갈, 모래, 실트, 점토의 함량은 각각 0.0-40.8% (평균  $6.7 \pm 12.7\%$ ), 0.9-99.9% (평균  $66.0 \pm 28.7\%$ ), 0.0-58.6% (평균  $17.5 \pm 20.5\%$ ), 0.0-40.6% (평균  $9.8 \pm 11.9\%$ )범위였다. 전반적으로 삼호교에서부터 울산만 하류쪽으로 갈수록 자갈과 모래와 같은 조립질 퇴적물은 점차 감소하는 반면, 실트와 점토와 같은 세립질 퇴적물은 점차 증가하는 양상을 보였다. 좀더 자세히 살펴보면, 자갈은 삼호교 부근의 St. 2와 St. 3, 태화교 부근의

St. 6, 학성교 부근의 St. 9에서 약 20% 이상의 함량을 보일 뿐 그 외 정점들에서는 2% 미만의 낮은 함량을 보이거나 나타나지 않았다. 모래의 경우 울산만 입구쪽의 St. 16-20을 제외한 모든 정점에서 50% 이상의 함량을 보여 연구해역은 모래가 우세한 환경인 것으로 나타났다. 세립질 퇴적물인 실트와 점토는 삼호교부터 명촌교 사이에서는 일부 정점들(St. 1, St. 4, St. 8)에서만 나타날 뿐 그 외 정점들에서는 나타나지 않았으나, 명촌교부터 울산만 사이에서는 하류쪽으로 갈수록 증가하여 약 70% 이상의 함량을 나타내었다.

퇴적물의  $Mz$ 는  $-0.8-7.7 \phi$  (평균  $2.8 \pm 2.4 \phi$ )범위로 왕모래(granule)부터 세립실트(fine silt) 사이의 넓은 입도분포를 보였으며 명촌교부터 울산만 입구쪽으로 갈수록 평균입도는 증가하였다(Fig. 2). 이는 이 연구해역의 규모를 감안했을 때 좁은 해역에 다양한 퇴적상이 존재하고 있음을 의미한다. 실제, 각 정점별 자갈, 모래, 실트+점토 함량을 이용하여 Folk (1968) 분류법에 따라 퇴적물 유형(sedimentary type)을 살펴본 결과, 연구해역의 퇴적물은 총 9개의 퇴적물 유형으로 구분되었다(Fig. 2). 약역니질사[slightly gravelly muddy sand, (g)mS]가 가장 우세하

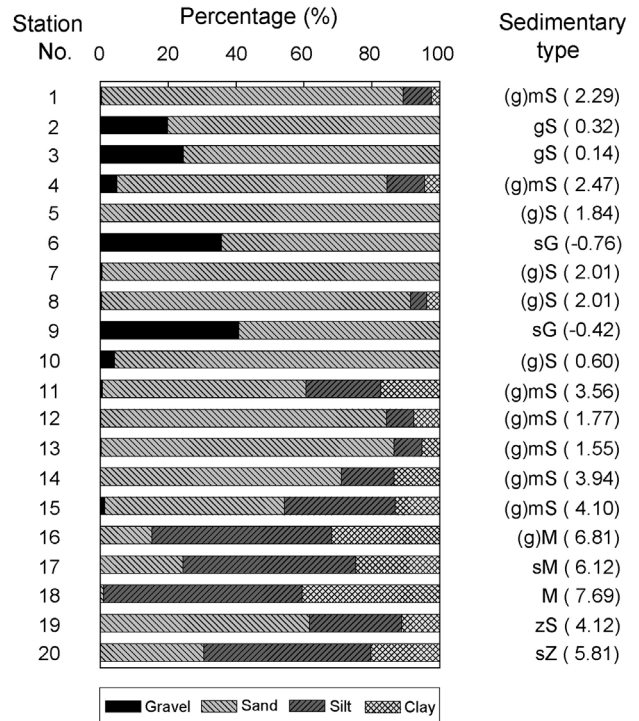


Fig. 2. The percentage composition of gravel, sand, silt and clay and the sedimentary type with each station in the study region. The values in the parenthesis of sedimentary type represent the mean grain sizes of sediment (Abbreviations: sZ – sandy silt, M – mud, sM – sandy mud, (g)M – slightly gravelly mud, mS – muddy sand, zS – silty sand, (g)mS – slightly gravelly muddy sand, (g)S – slightly gravelly sand, gS – gravelly sand, sG – sandy gravel).

였으며, 이는 주로 삼호교 상류쪽의 St. 1과 하류쪽의 St. 4, 그리고 명촌교 하류쪽의 St. 11-15 부근에 분포하였다. 약역질사 [slightly gravelly sand, (g)S]는 태화교 부근의 St. 5와 St. 7, 변영교 부근의 St. 8 동천 입구쪽의 St. 10에 분포하였고, 그외 사질역(sandy gravel, sG)은 태화교 부근의 St. 6과 학성교 부근의 St. 9, 역질사(gravelly sand, gS)는 삼호교 부근의 St. 2와 St. 3, 사질니(sandy mud, sM)는 울산만 입구쪽의 St. 17, 약역질니[slightly gravelly mud, (g)M]는 명천천 입구쪽의 St. 16, 니(mud, M), 실트질사(silty sand, zS), 사질실트(sandy silt, sZ)는 각각 울산항 입구쪽의 St. 18, St. 19, St. 20에 분포하였다.

연구해역 퇴적물 중 유기물 함량특성을 살펴보면, IL, COD, AVS는 각각 0.5-11.0% (평균  $3.9 \pm 3.5\%$ ), 2.2-20.7 mgO<sub>2</sub>/g (평균  $9.9 \pm 4.5$  mgO<sub>2</sub>/g), 0.0-4.4 mgS/g (평균  $0.8 \pm 1.4$  mgS/g) 범위로 세 성분 모두 명촌천 입구쪽의 St. 17과 St. 18에서 가장 높은 농도를 보이며 공간적으로 큰 차이를 나타내었다(Fig. 3).

IL의 경우 명촌교를 중심으로 높은 자갈과 모래함량을 보인 조립질 퇴적물이 분포하는 상류쪽에서는 St. 4 (3.8%)를 제외하고 모든 정점에서 2% 미만의 농도로 다른 정점들에 비해 상대적으로 낮은 농도를 보였다. 그러나, 하류쪽에서는 모래함량이 높은 여천천 입구쪽의 St. 12-14에서 약 2%의 농도를 보일 뿐, 높은 실트와 점토 함량을 보였던 그 외 정점들은 약 5% 이상의 농도를 보였으며, 특히 명촌천 입구쪽의 St. 17-18에서는 10% 이상의 농도를 나타내었다. COD는 명촌교를 중심으로 상류쪽에서는 약 10 mgO<sub>2</sub>/g의 일정한 농도를 보였으나 명촌교 하류쪽에서는 여천천 입구쪽의 St. 12와 St. 13에서 약 2 mgO<sub>2</sub>/g 으로 다른 정점들에 비해 상대적으로 낮은 농도를 보이고 그 외 정점들은 약 5 mgO<sub>2</sub>/g 이상의 농도를 보였다. 특히 명촌천 입구쪽의 St. 17와 St. 18에서는 각각 20.7 mgO<sub>2</sub>/g 과 17.2 mgO<sub>2</sub>/g 의 농도를 보여 다른 정점들에 비해 약 2-10배 정도 높은 농도를 나타내었고, St. 17은 일본에서 해양환경 퇴적물 기준 농도(20

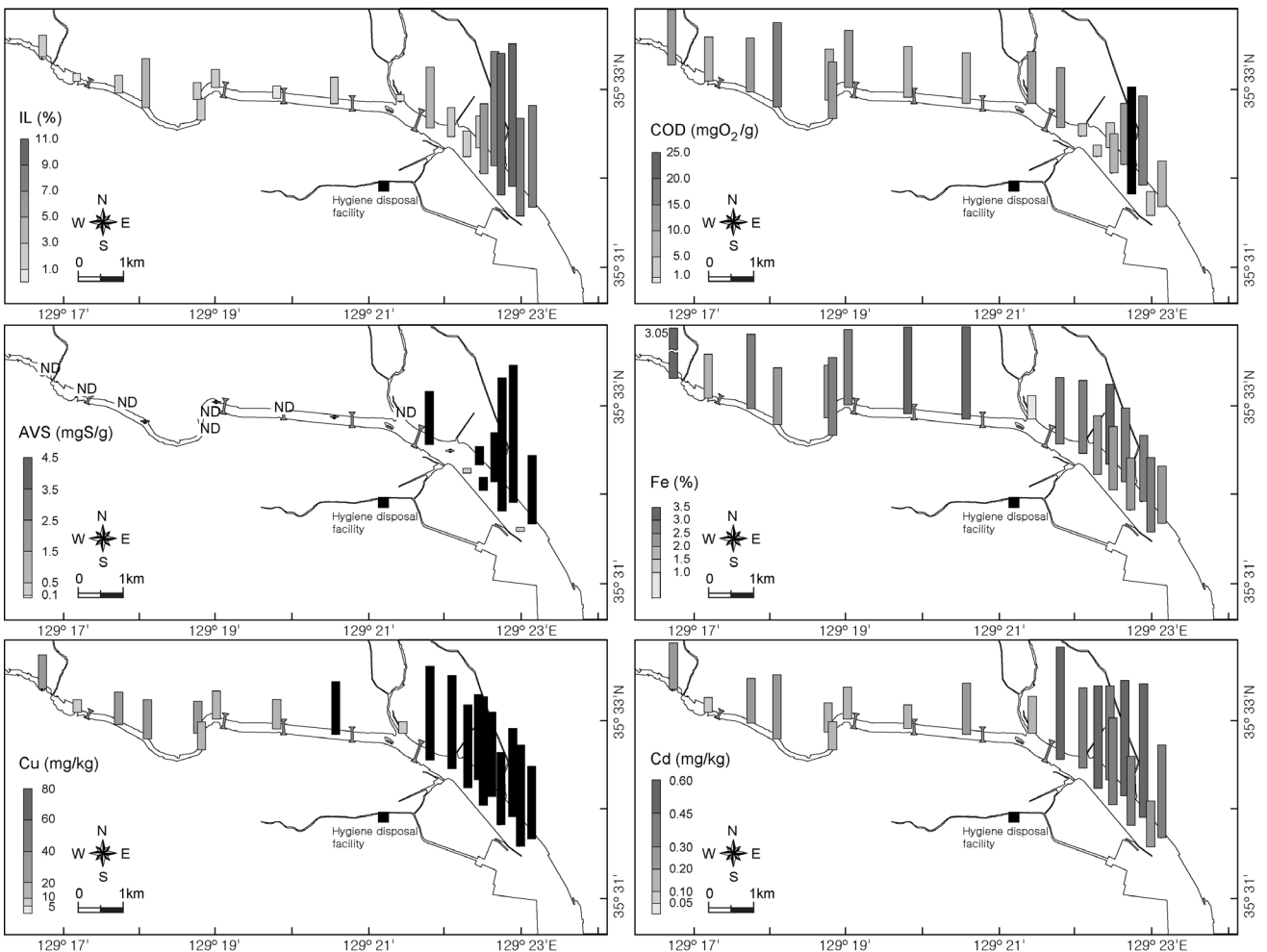


Fig. 3. The distributions of ignition loss (IL), chemical oxygen demand (COD), acid volatile sulfide (AVS), and trace metals in surface sediments of the study region. The black bars represent the concentrations exceeded the sediment quality guideline of Japan for organic matter and NOAA for trace metal. The star marks for trace metals indicate the concentrations exceeded the values of threshold effect level.

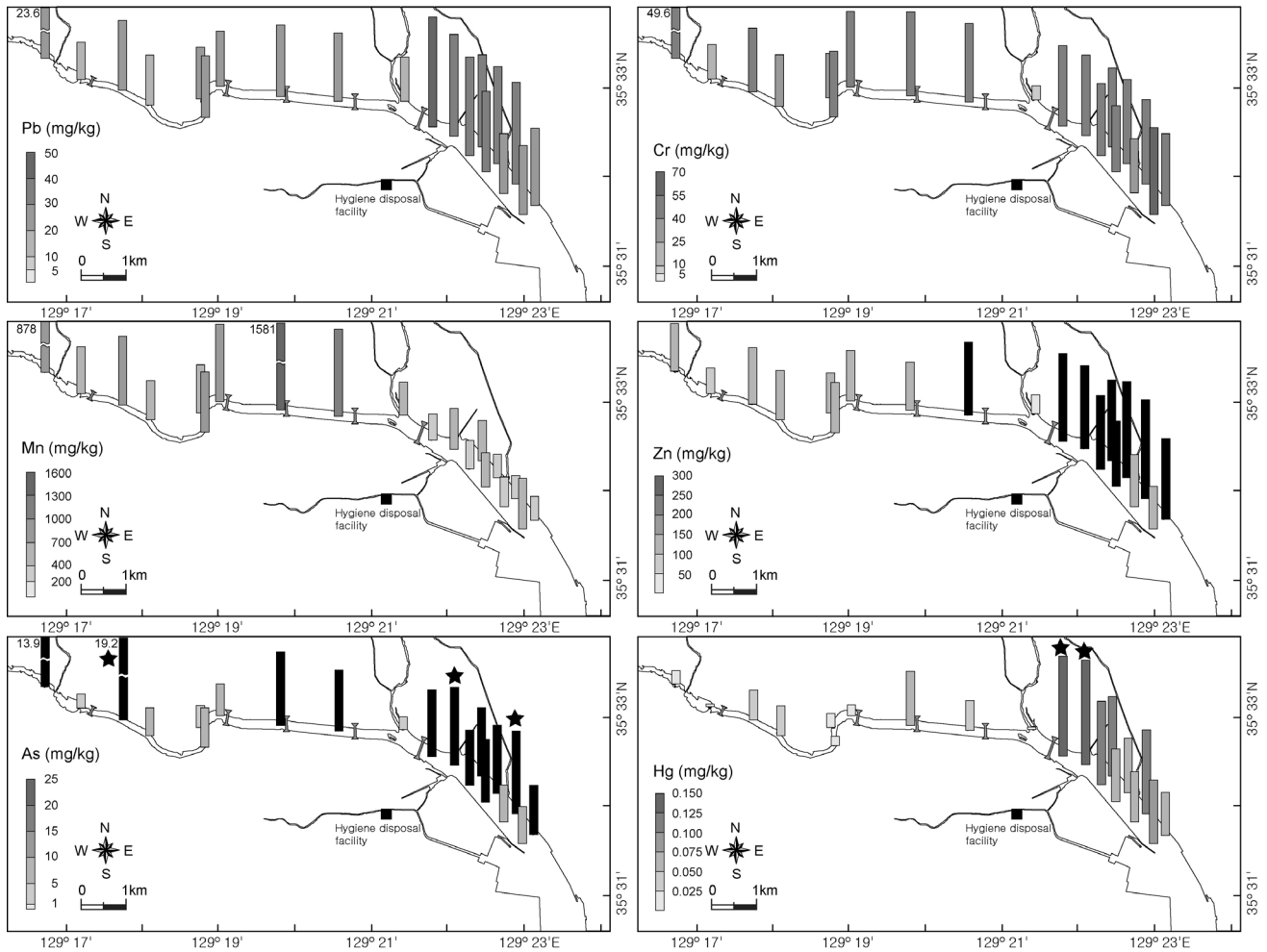


Fig. 3. Continued.

mgO<sub>2</sub>/g; Yokoyama, 2000)를 초과하는 것으로 나타났다. AVS 또한 IL과 유사하게 명촌교를 중심으로 상류쪽에서는 대부분의 정점에서 검출되지 않았으며, 검출된 일부 점정(St. 1, St. 4, St. 9)도 0.1 mgS/g 미만의 낮은 농도를 보였다. 반면, 하류쪽에서는 여천천 입구쪽의 St. 12-14에서 0.2 mgS/g 미만의 농도를 보일 뿐, 그 외 정점들은 약 0.5 mgS/g 이상의 높은 농도를 나타내었으며 특히 명촌천 입구쪽의 St. 17-18에서는 4.0 mgS/g 이상의 농도를 나타내었다. 또한, 대부분의 정점들이 일본에서 해양환경 퇴적물 기준 농도(0.2 mgS/g; Yokoyama, 2000)를 초과하는 것으로 나타났다.

이상의 결과를 보았을 때, 태화강 하구 퇴적물 중 IL, COD, AVS는 명촌교를 중심으로 상류와 하류가 서로 다른 농도분포 특성을 가지는 것으로 나타났다. 비록 COD의 경우 삼호교 부근의 정점에서 명촌교 하류쪽 정점들과 비슷한 높은 농도를 보이지만, 전반적으로 IL, COD, AVS 모두 상류보다는 하류에서 높고 특히 명촌교 하류인 명촌천 입구쪽 정점들에서 다른 정

점들에 비해 높은 농도를 보였다. 이러한 퇴적물 중 유기물 분포는 인근 명촌천에서 태화강 하구쪽으로 유입되는 육상기원 유기물 혹은 명촌교 하류에 서식하는 바지락에 의한 해양생물기원 유기물의 복합적인 영향 때문인 것으로 판단된다.

한편, 연구해역인 태화강 하구 퇴적물 중 IL, COD, AVS 농도를 이전에 한국 연안 퇴적물에서 보고된 연구결과와 비교해 보면(Table 1), 서해안의 대표적인 하구역인 금강 하구주변 퇴적물(Hwang et al., 2013a) 보다는 IL, COD, AVS 모두 2배 이상 높았으며, 한반도 연안(Kang et al., 1993)과 남해안의 반폐쇄적인 내만인 득량만(Jeon et al., 2012) 퇴적물에서 보고된 IL과 COD에 비해 비슷하거나 낮았으며, AVS는 3배 이상 높았다. 그러나, 남해안의 대표적인 패류양식해역인 가막만(Noh et al., 2006)과 연구해역과 같이 주변에 산업단지가 밀집되어 있는 반폐쇄적인 내만의 부산항(Park et al., 1995)과 마산항(Hwang et al., 2006)의 연안 퇴적물보다는 1/2 이상 낮은 농도를 나타내었다.

Table 1. The average of ignition loss (IL), chemical oxygen demand (COD), and acid volatile sulfide (AVS), and trace metals (Fe, Cu, Pb, Zn, Cd, Cr, Mn, As, and Hg) in coastal sediment of Korea

Study region	IL (%)	COD (mgO <sub>2</sub> /g)	AVS (mgS/g)	Metal (%)		Metals (mg/kg)							Reference
				Fe	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Mn	As	Hg	
Korean coast	6.7	12.4	0.24	-	37	35	122	0.3	58	-	9.1	0.05	Kang et al. (1993), Ra et al. (2013)
Geum River estuary	1.9	4.4	0.01	-	9.5	27	49	0.1	45	467	7.3	0.01	Hwang et al., (2013)
Nakdong River estuary	-	-	-	1.9	9.4	27	31	-	17	320	-	-	Kim et al. (2000)
Deukryang Bay	4.4	9.6	0.11	3.8	15	27	90	0.1	74	838	9.6	0.01	Jeon et al. (2012)
Gamak Bay	7.1	31.0	1.02	3.8	28	28	114	0.1	78	717	9.8	0.02	Noh et al. (2006), Kim et al. (2012)
Shihwa lake	-	-	-	3.4	207	66	309	0.5	101	399	12.3	0.12	Kim et al. (2005)
Masan Harbor	11.2	19.6	1.8	4.5	73	74	321	1.4	79	716	10.5	0.14	Hwang et al. (2006)
Ulsan Bay(or Harbor)	-	-	-	-	60	63	46	2.2	237	570	-	-	Kang and Lee (1996)
	7.0	9.7	0.33	3.3	81	35	189	0.3	62	499	16.1	0.11	Hwang et al. (2014)
Busan Harbor	12.1	17.5	1.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Park et al. (1995)
Taehwa River estuary	3.9	9.9	0.8	2.6	38	28	157	0.3	43	626	10.2	0.06	This study

### 미량금속 함량 및 분포특성

태화강 하구 주변 퇴적물 중 미량금속 농도를 Fig. 3에 나타내었다. 각 미량금속별 농도는 Fe 0.91-3.56% (평균  $2.56 \pm 0.61\%$ ), Cu 7.7-69.7 mg/kg (평균  $38.1 \pm 20.5$  mg/kg), Cd 0.07-0.60 mg/kg (평균  $0.29 \pm 0.16$  mg/kg), Pb 14.4-42.3 mg/kg (평균  $28.1 \pm 8.1$  mg/kg), Cr 9.2-55.8 mg/kg (평균  $43.3 \pm 12.2$  mg/kg), Mn 298-1,582 mg/kg (평균  $626 \pm 330$  mg/kg), As 2.5-19.3 mg/kg (평균  $10.2 \pm 4.7$  mg/kg), Zn 48-254 mg/kg (평균  $157 \pm 58$  mg/kg), Hg 0.004-0.134 mg/kg (평균  $0.059 \pm 0.041$  mg/kg) 범위였다. Mn의 경우 가장 높은 Mz와 IL 농도를 보였던 명춘천 입구쪽의 St. 18에서 가장 낮고 변영교 부근의 St. 8에서 가장 높은 농도를 보였다. 그 외 미량금속들은 낮은 Mz와 IL을 나타내었던 삼호교 부근의 St. 2 (Cd, Pb)와 명춘교 부근의 St. 10 (Fe, Cu, Zn, Cr, As, Hg)에서 가장 낮은 반면, Fe는 학성교 부근의 St. 9, Cu는 명춘천 입구쪽의 St. 15, Cd와 Zn은 명춘천 입구쪽의 St. 18, Pb는 명춘교 바로 아래의 St. 11, Cr은 울산만 입구쪽의 St. 19, As는 삼호교 부근의 St. 3, Hg은 여천천 입구쪽의 St. 12에서 가장 높은 농도를 보였다. 전반적으로 유기물 분포와 유사하게, Fe과 Mn을 제외한 모든 미량금속들이 명춘교를 중심으로 조립질의 퇴적물로 이루어진 상류보다는 세립질 퇴적물이 우세한 하류쪽에서 높은 농도를 보였으며, Cu와 Hg은 약 3배 정도 높은 농도를 나타내었다. 일반적으로 연안 퇴적물 중 미량금속의 농도분포는 퇴적물의 입도나 유기물 함량에 의해 조절되며, 이전에 한반도 연안 대륙붕(Kim et al., 1998; Cho et al., 1999)이나, 반폐쇄적인 내만(Hyun et al., 2003; Lee

et al., 2004; Kim et al., 2012), 갯벌(Kim et al., 2008; Hwang and Kim, 2011; Hwang et al., 2013b), 하구역(Cho and Park, 1998; Hwang et al., 2013a) 등 다양한 해양환경에서도 퇴적물 중 미량금속 농도가 입도나 유기물 함량과 좋은 양의 상관성을 보인다고 여러 연구자들에 의해 보고되었었다. 태화강 하구 주변 퇴적물의 경우 Cu, Cd, Zn, Pb, Hg은 평균입도와 양의 상관성( $r=0.48-0.72$ ,  $P<0.05$ )을 보이고, Mn은 음의 상관성( $r=-0.51$ ,  $P<0.01$ )을 보였으며, 특히, Cu, Cd, Zn은 유기물 특성을 나타내는 IL과도 좋은 양의 상관성( $r=0.50-0.65$ ,  $P<0.05$ )을 보이고 Mn과는 음의 상관성( $r=-0.55$ ,  $P<0.01$ )을 나타내었다(Table 2). 이는 태화강 하구 퇴적물 중 Cu, Cd, Zn, Pb, Hg, Mn의 농도가 퇴적물의 입도나 유기물 함량에 의해 그 농도가 달라질 수 있음을 의미한다. 하지만, 태화강 하구 주변 퇴적물 중 Cr, As, Fe은 평균입도와 IL, COD 등과 뚜렷한 상관성을 보이지 않아 이들 미량금속들은 다른 이차적인 요인에 의해 달라지며, 연구해역내 퇴적물의 공급원이 주로 태화강 상류로부터 공급되고, Fe과 미량금속 사이에 뚜렷한 상관성을 보이지 않는다는 사실을 고려할 때, 연구해역 주변의 공업단지 및 주거지역으로부터 대기나 하천을 통한 미량금속의 유입, 태화강의 흐름을 유지하기 위한 하구 퇴적물의 준설 등과 같은 인위적인 요인의 영향을 크게 받고 있는 것으로 생각된다.

한편, 태화강 하구 퇴적물 중 미량금속의 평균농도는 이전에 연구해역과 인접한 울산만(Kang and Lee, 1996; Hwang et al., 2014)에서 보고된 퇴적물 중 미량금속 평균농도보다 Mn은 높았으나 그 외 미량금속은 비슷하거나 낮았다. 또한, 연구해역과 같이 강물 유입의 영향을 받는 금강(Hwang et al., 2013a)이나



Table 2. Pearson's correlation coefficients between mean grain size (Mz), organic parameters (ignition loss [IL], chemical oxygen demand [COD], acid volatile sulfide [AVS]), and trace metals (Cu, Cd, Pb, Cr, Mn, As, Zn, Fe and Hg) in the surface sediment of Taehwa River estuary (n=20)

	Mz	IL	COD	AVS	Cu	Cd	Pb	Cr	Mn	As	Zn	Fe	Hg
Mz	1												
IL	0.906**	1											
COD	0.364	0.471*	1										
AVS	0.803**	0.867**	0.623**	1									
Cu	0.640**	0.641**	-0.226	0.429	1								
Cd	0.718**	0.647**	0.048	0.617**	0.796**	1							
Pb	0.500*	0.385	-0.258	0.359	0.800**	0.851**	1						
Cr	0.437	0.326	-0.193	0.171	0.601**	0.463*	0.704**	1					
Mn	-0.512*	-0.546*	-0.077	-0.501	-0.510*	-0.670**	-0.342	0.193	1				
As	0.259	0.157	-0.109	0.178	0.429	0.490*	0.714**	0.695**	0.146	1			
Zn	0.589**	0.508*	-0.040	0.486*	0.730**	0.882**	0.906**	0.713**	-0.356	0.682**	1		
Fe	0.048	-0.041	-0.171	-0.152	0.225	0.053	0.378	0.846**	0.573**	0.637**	0.435	1	
Hg	0.480*	0.418	-0.258	0.380	0.845**	0.765**	0.906**	0.618**	-0.341	0.570**	0.754**	0.265	1

\*Correlation is significant at the 0.01 level (two-tailed), \*\*Correlation is significant at the 0.05 level (two-tailed).

낙동강(Kim et al., 2000) 하구역 퇴적물 중 미량금속의 평균농도 보다는 Pb은 비슷한 반면 그 외 Cu, Zn, Cd, Mn, As, Hg은 약 2-4배 높은 농도였다(Table 1). 또한, 남해안의 반폐쇄적인 내만 해역으로 패류양식이 활발한 득량만(Jeon et al., 2012)과 가막만(Kim et al., 2012) 퇴적물 중 미량금속 평균농도 보다는 Cr과 Mn은 낮고 Pb과 As는 비슷한 반면, 그 외 Cu, Zn, Cd, Hg은 높은 농도였다. 그러나, 연구해역과 같이 공업단지외와 대도시외에 인접하고 우리나라에서 가장 퇴적물 오염이 심각한 것으로 알려져 있는 시화호(Kim et al., 2005)나 마산만(Hwang et al., 2006) 보다는 As는 비슷하거나 낮은 반면, 그외 Cu, Pb, Zn, Cd, Cr, Hg은 2-5배 낮은 농도였다.

### 퇴적물 중 미량금속 오염도 및 위해도 평가

해양 퇴적물 중 미량금속 농도는 퇴적물 내 서식하는 저서생물의 분포에 영향을 줄 뿐만 아니라 공극수나 해수 중으로 용출되어 먹이사슬을 통해 높은 영양단계의 생물에 확대·농축되면서 최종적으로는 수산생물을 섭취하는 인간의 건강을 위협한다(Croteau et al., 2005; Lim et al., 2013). 따라서, 퇴적물 중 미량금속의 농도분포 및 오염을 평가하는 것은 미량금속에 의한 해양 환경 및 생태계에 미치는 영향을 예측하는데 매우 유용한 방법으로 인식되고 있으며(Yuan et al., 2012; Ra et al., 2013), 지금까지 퇴적물 자체의 미량금속 함량에 따른 오염도를 평가하는 지화학적 방법이나 퇴적물 내 미량금속 농도가 해양생물에 미치는 영향을 생물검정법(bioassay)을 통해 알아보는 독성학적 기법, 그리고 생물의 생활사별로 오염의 영향을 알아보는 생태학적 기법 등 다양한 방법으로 미량금속에 의한 퇴적물 오염도 및 위해도를 평가해 왔다(Lee and Lee, 2002; Hwang and

Kim, 2011). 이 연구에서도 앞서 설명한 바와 같이 SQGs, EF,  $I_{geo}$ , PLI, ERI 평가방법을 이용하여 연구해역 내 퇴적물의 오염도 및 생물에 대한 위해도를 평가하였다.

SQGs을 이용한 퇴적물 오염평가는 앞서 재료 및 방법에서 설명하였듯이, 미국 NOAA에서 사용하고 있는 퇴적물 오염기준 중 하위기준인 ERL 값과 우리나라의 해양수산부에서 최근 개정된 퇴적물 중 미량금속에 대한 기준 중 하위기준인 TEL 값을 비교하여 알아보았다. 이들 ERL과 TEL 이하의 미량금속 농도는 생물에 부정적인 영향이 없음을 의미한다. 먼저, 미국 NOAA에서는 퇴적물 중 미량금속 오염을 평가하기 위해 인체에 유해한 영향을 줄 수 있는 9개 미량금속(Cu, Pb, Zn, Cd, Cr, As, Ni, Hg, and Ag)에 대하여 기준을 설정해 놓고 있으며, 이 연구의 연구항목이 아닌 니켈(Ni)과 은(Ag)을 제외한 각 미량금속별 ERL값은 Cu 34 mg/kg, Pb 46.7 mg/kg, Zn 150 mg/kg, Cd 1.2 mg/kg, Cr 81 mg/kg, As 8.2 mg/kg, Hg 0.15 mg/kg 이다. 이 기준값들을 연구항목인 Fe과 Mn을 제외한 미량금속 농도와 비교해 보면, Cd, Pb, Cr, Hg은 모든 정점에서 ERL보다 낮았다(Fig. 3). 하지만, Cu의 경우 전체 20개 정점 중 11개 정점(명촌교 상류쪽의 St. 9과 하류쪽의 St. 11-20)에서 ERL값을 초과하였으며, Zn의 경우 전체 20개 정점 중 9개 정점(명촌교 상류쪽의 St. 9과 하류쪽의 St. 11-16, St. 18, St. 20)에서 ERL 값을 초과하였으며 특히, As의 경우에는 전체 20개 정점중 12개 정점(명촌교 상류쪽의 St. 1, St. 3, St. 8-9과 하류쪽의 St. 11-16, St. 18, St. 20)에서 ERL 값을 초과하였다. 또한, 우리나라의 해양수산부에서는 퇴적물 중 미량금속 오염을 평가하기 위해 8개 미량금속(Cu, Pb, Zn, Cd, Cr, Ni, As, and Hg)에 대하여 기준을 설정해 놓고 있으며, 이 연구의 연구항목이 아닌 Ni을 제외



한 각 미량금속별 TEL값은 Cu 20.6 mg/kg, Pb 44.0 mg/kg, Zn 68.4 mg/kg, Cd 0.75 mg/kg, Cr 116 mg/kg, As 14.5 mg/kg, Hg 0.11 mg/kg 이다. 이 기준값들을 Li을 이용하여 입도의 영향을 보정한 농도로서 비교하여야 하는 Cu와 Zn을 제외한 미량금속에 대하여 비교해 보면, ERL과 유사하게 Cd, Pb, Cr은 모든 정점에서 TEL보다 낮았다(Fig. 3). 하지만, Hg의 경우 전체 20개 정점중 2개 정점(명촌교 하류쪽의 St.11-12)에서, As는 전체 20개 정점중 3개 정점(명촌교 상류쪽의 St. 3과 하류쪽의 St. 12, St. 18)에서 TEL 값을 초과하였다(Fig. 3).

또 다른 오염평가 방법인 EF와  $I_{geo}$  는 퇴적물 내 미량금속의 인위적인 오염을 알아보는 평가방법으로 연구해역내 퇴적물 중 미량금속 농도를 기초로 앞서 제시한 방정식 (1), (2)로부터 각 정점별 EF와  $I_{geo}$  값을 계산하여 퇴적물의 오염도를 살펴 보았다(Table 3). 먼저, EF의 경우 이전에는 EF = 1.5를 기준으로 이보다 낮은 값은 오염되지 않은 상태를, 이보다 큰 경우에는 외부의 인위적인 요인에 의한 오염으로 평가해 왔으나 (Zhang and Liu, 2002; Hyun et al., 2007), 최근 Birth (2003)는 이들 EF 값을 7 단계로 좀더 세분화하여 퇴적물에 대한 미량금속 오염 평가기준을 제시하였고(Table 3). 이 연구에서도 세분화된 평가기준을 적용하여 퇴적물 오염도를 평가하였다. 그 결과, Hg은 EF 값이 0.1-2.2 (평균 1.0) 범위로 명촌교를 중심으로 상류쪽 정점들(St. 1-10)은 1.0 보다 낮아 오염되지 않은 상태(no enrichment)나타내었고, 하류쪽 정점들(St. 11-20)은 1.0-2.2 사이로 약간 오염된 상태(minor enrichment)를 나타내

었다. Mn은 EF값이 0.6-2.8 (평균 1.4)범위로 명촌교 아래쪽의 일부 정점들(St. 11, 13, 14, 16, 18, 20)에서 1.0 보다 낮아 오염되지 않은 상태(no enrichment)를 나타내었고, 그 외 정점들은 1.0-2.8사이로 약간 오염된 상태(minor enrichment)를 나타내었다. Pb과 Cr의 경우 EF값이 각각 1.2-3.3 (평균 2.0)과 1.0-2.2 (평균 1.7) 범위로 Pb에 있어서 St. 10을 제외하면 두 미량금속 모두 모든 정점에서 1.0-3.0 사이로 약간 오염된 상태(minor enrichment)를 나타내었다. Cu의 경우에는 EF값이 0.6-4.0 (평균 2.1) 범위로 명촌교를 중심으로 상류쪽의 St. 2, 5, 7, 8은 1.0보다 낮아 오염되지 않은 상태(no enrichment)를, 하류쪽의 St. 11, 13, 15, 17-19는 3.1-4.0 사이를 보여 적당한 오염상태(moderate enrichment)를, 그 외 정점들은 1.0-3.0 사이로 약간 오염된 상태(minor enrichment)를 나타내었다. Zn은 EF값이 1.8-4.9 (평균 3.0) 범위였으며, 명촌교를 중심으로 상류쪽은 1.8-2.9 사이로 약간 오염된 상태(minor enrichment)를, 하류쪽은 St. 19를 제외한 모든 정점에서 3.3-4.9 사이로 적당한 오염상태(moderate enrichment)를 나타내었다. 반면, Cd은 EF값이 1.1-8.4 (평균 4.3) 범위로 다른 미량금속과 같이 일부 정점들(St. 4, St. 12, St. 14)에서 4.5-5.0 사이로 적당한 오염상태(moderate enrichment)와 명촌교 상류쪽 정점들에서 1.1-2.6 사이로 약간 오염된 상태(minor enrichment)를 나타내었으나, 명촌교 하류쪽은 St. 19를 제외한 모든 정점에서 5.5-8.4 사이로 적당히 심한 오염상태(moderately severe enrichment)를 나타내었다. 특히, As에 있어서는 EF값이 3.7-15.8 (평균 9.1) 범

Table 3. Classification of enrichment factor (EF; Birth, 2003) and geoaccumulation index ( $I_{geo}$ ; Müller, 1981) and the number of EF and  $I_{geo}$  for the metal concentrations in estuarine sediments around Taehwa River

Range Class	Designation of sediment quality	Number of EF and $I_{geo}$								
		Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	As	Hg
EF > 50	Extremely severe enrichment		0	0	0	0	0	0	0	0
25-50	Very severe enrichment		0	0	0	0	0	0	0	0
10-25	Severe enrichment		0	0	0	0	0	0	9	0
5-10	Moderately severe enrichment		0	0	0	0	8	0	8	0
3-5	Moderate enrichment		0	6	1	9	3	0	3	0
1-3	Minor enrichment		14	10	19	11	9	20	0	10
< 1	No enrichment		6	4	0	0	0	0	0	10
	Average of EF		1.4	2.1	2.0	3.1	4.3	1.7	9.1	1.0
$I_{geo}$ > 5	6	Very strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
4-5	5	Strongly/very strongly polluted	0	0	0	0	0	0	0	0
3-4	4	Strongly polluted	0	0	0	0	0	0	1	0
2-3	3	Moderately/strongly polluted	0	0	0	0	0	1	0	11
1-2	2	Moderately polluted	0	0	0	0	3	8	0	5
0-1	1	Practically unpolluted/moderately polluted	0	3	10	7	14	6	4	3
< 0	0	Practically unpolluted	20	17	10	13	3	5	16	0
	Average of $I_{geo}$		-1.1	-0.7	-0.2	-0.2	0.5	0.8	-0.4	2.0

위였으며, 명촌교를 중심으로 상류쪽의 St. 2, 6, 7에서는 3.7-4.9 사이로 적당한 오염상태(moderate enrichment)를, 상류쪽의 St. 4, 5, 8-10 와 하류쪽의 St. 14, 17, 19에서는 5.7-10.0사이로 적당히 심한 오염상태(moderately severe enrichment)를, 그의 정점들에서는 10.0-15.8 사이로 심각한 오염상태(severe enrichment)를 나타내었다.

$I_{geo}$  또한 EF와 마찬가지로 각 정점별  $I_{geo}$  값(Table 3)을 총 7단계의 오염 평가기준(Müller, 1981)을 적용하여 연구해역내 퇴적물의 오염도를 평가하였다. 그 결과, Mn은  $I_{geo}$  값이 -1.6-0.9 (평균 -0.7) 범위로 명촌교 상류쪽의 St. 7-9에서만 0.1-0.9 사이로 오염되지 않은 수준(practically unpolluted)과 약간 오염된 수준(moderately polluted)의 중간단계를 나타내고 그의 정점들은 음의 값을 보여 모두 오염되지 않은 수준인 것으로 나타났다. Hg와 Cr의 경우  $I_{geo}$  값이 각각 -5.1-0.2 (평균 -1.6)와 -2.5-0.1 (평균 -0.4) 범위로 Hg의 경우 명촌교 아래쪽의 St. 11와 St. 12, Cr의 경우 명촌교 상류쪽의 St. 8과 하류쪽의 St. 16, 18, 19에서만 0.0-0.2 사이로 오염되지 않은 수준과 약간 오염된 수준의 중간단계를 나타내고 그의 정점들은 음의 값을 보여 모두 오염되지 않은 수준인 것으로 나타났다. Pb와 Cu의 경우에는  $I_{geo}$  값이 각각 -1.1-0.5 (평균 -0.2)와 -2.3-0.9 (평균 -0.2) 범위로 Pb의 경우 명촌교 아래쪽의 St. 11-16, 18에서, Cu의 경우 명촌교 아래 모든 정점에서 0.1-0.9 사이로 오염되지 않은 수준과 약간 오염된 수준의 중간단계를 나타내고 그의 정점들은 음의 값을 보여 모두 오염되지 않은 수준인 것으로 나타났다. Zn의 경우  $I_{geo}$  값이 -1.2-1.3 (평균 0.5) 범위였으며, 명촌교 상류쪽의 St. 2, 6, 10은 음의 값을 보여 오염되지 않은 수준을, 하류쪽의 St. 11, 16, 18은 1.0-1.3 사이로 약간 오염된 수준을, 그리고 그의 정점들은 0.0-1.0사이로 오염되지 않은 수준과 약간 오염된 수준의 중간단계를 나타내었다. 반면, Cd은  $I_{geo}$  값이 -1.1-2.1 (평균 0.8) 범위로 다른 미량금속과 같이 명촌교 상류쪽의 St. 2, 5-8에서 음의 값을 보여 오염되지 않은 수준을, 그의 명촌교 상류쪽 정점들과 하류쪽의 St. 19에서 0.1-1.0사이로 오염되지 않은 수준과 약간 오염된 수준의 중간단계를 나타내었으나, 명촌교 아래쪽의 St. 18을 제외한 정점들은 1.0-1.9 사이로 약간 오염된 수준을, St. 18은 2.0으로 약간 오염된 수준과 강하게 오염된 수준의 중간단계를 나타내었다. 특히, As의 경우에는  $I_{geo}$  값이 0.1-3.1 (평균 2.0) 범위로 명촌교 상류쪽의 St. 2, 6, 10은 0.1-1.0사이로 오염되지 않은 수준과 약간 오염된 수준의 중간단계를, 명촌교 상류쪽의 St. 4, 5, 7 와 하류쪽의 St. 17, 19는 1.2-1.8 사이로 약간 오염된 수준을, 명촌교 상류쪽의 St. 3은 약 3.1로서 강하게 오염된 상태를, 그의 정점들은 2.0-2.9 사이로 약간 오염된 수준과 강하게 오염된 수준의 중간단계를 나타내었다.

각 정점별 퇴적물의 미량금속 오염도 및 저서생물의 위해도를 평가하기 위하여 연구해역 내 퇴적물 중 미량금속 농도를 기초로 앞서 설명한 방정식 (4)와 (6) 으로부터 각 정점별 PLI와 ERI 값을 계산하여 퇴적물의 오염도 및 위해도를 알아보았다(Fig.

4). 퇴적물 중 높은 농도로 존재하는 Fe을 제외한 8종의 유해 미량금속에 의한 PLI는 0.5-2.5 (평균 1.7) 범위였으며(Fig. 4A), 명촌교 상류쪽의 St. 2, 6, 10은 1.0 미만으로 오염되지 않은 상태(no pollution)인 것으로 나타났으나, 그의 정점들은 1.0을 초과하여 오염된 상태(polluted)를 보였다. 특히, 명촌교 하류쪽의 여천천 입구쪽의 St. 11부터 명촌천 앞쪽의 St. 18까지는 2.0을 초과하여 다른 정점들보다 오염이 심한 것으로 나타났다. ERI는 48-368 (평균 205) 범위였으며(Fig. 4B), PLI 값이 1.0 미만 이었던 명촌교 상류쪽의 St. 2, 6, 10은 100 미만을 나타내어 퇴적물 안에서 서식하는 생물에 부정적인 영향을 미칠 위해성이 낮은 것으로 나타났으나, 명촌교 상류쪽의 St. 5과 St. 7은 각각 109와 104로서 어느 정도 생물에 위해성을 줄 수 있는 상태(moderate risk), 명촌교 상류쪽의 St. 1, 4, 8, 9와 하류쪽의 St. 17, 19는 155-192 사이로 저서생물에 상당한 위해성을 줄 수 있는 상태(considerable risk), 명촌교 상류쪽의 St. 3과 하류쪽의 St. 13-15, 20은 224-291 사이로 저서생물에 매우 심한 위해성을 줄 수 있는 상태(very high risk)인 것으로 나타났다. 특히, 명촌교 하류쪽의 St. 11, 12, 16, 18은 300을 초과하여 저서생물에 극심한 위해성을 줄 수 있는 상태(disastrous risk)였다. 하지만, 이들 정점들의 경우 절대농도가 다른 주변의 농도와 비슷하거나 낮고 다른 지화학적 평가결과에 있어서도 약간 오염된 수준을 보이고 있어, 생물들에게 심각하게 악영향을 줄 만큼 우려할 만한 오염수준은 아닌 것으로 생각된다.

이상의 미량금속의 오염도 및 저서생물에 대한 위해성을 종합해 보면, 연구해역인 태화강 하구역 주변 표준 퇴적물은 전반적으로 Cu, Pb, Cd, Zn, Cr, Mn, Hg의 경우 비록 인위적인 오염의 영향은 있으나 아직 우려할 만큼 오염된 상태는 아닌 반면, As

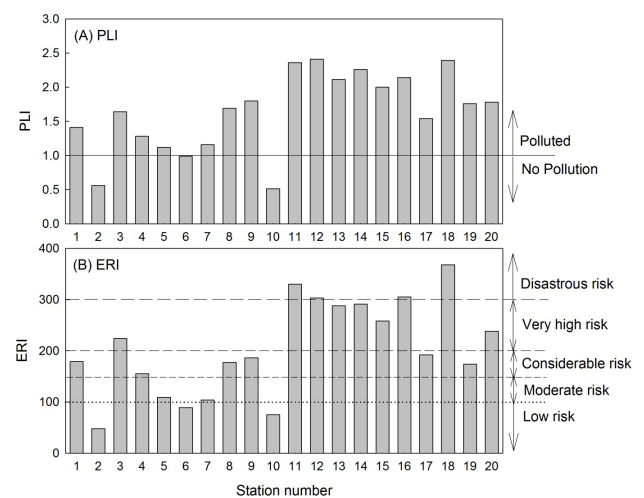


Fig. 4. The bars showing the calculated PLI (A) and ERI (B) values with each station around Taehwa River estuary. The solid and dotted lines represent the boundary values for classifying the pollution level of trace metals in sediment.

는 심각한 오염상태인 것으로 나타났다. 명촌교를 중심으로 주거지역이 밀집한 상류쪽 보다는 공업단지가 밀집되어 있고 도심을 가로질러 흘러 들어오는 지류의 영향을 많이 받는 하류쪽에서 미량금속의 농도가 높아 퇴적물의 오염도가 높고, 이로 인해 퇴적물 내 서식하는 생물에 부정적인 영향을 줄 가능성도 높은 것으로 나타났다. 특히, 높은 퇴적물 오염도 및 위해도를 보인 명촌교 하류쪽 여천천 입구부터 울산만 입구까지의 해역은 동해안의 죽변연안과 형산강과 더불어 우리나라의 대표적인 바지락 서식해역으로 바지락의 서식밀도가 높아 수산자원으로서 이용가치가 매우 높은 곳이다(Choi et al., 2011). 아직도 태화강 하구 주변에 소규모 하천들을 따라 육상으로부터 유기물 및 미량금속의 유입 가능성이 매우 높은 만큼 태화강 하구 생태계 보전 및 지속적인 수산자원의 이용, 그리고 더 나아가 안전한 수산물 공급측면에서 깨끗한 수질 및 저질 환경 개선을 위한 종합적인 관리대책이 요구된다. 아울러, 수산자원으로서 이용가치가 높은 연구해역인 태화강 하구역에 서식하는 바지락의 생물 이용성 및 체내 농축정도에 대한 추가적인 연구가 수행되어져야 할 것으로 생각된다.

## 사 사

이 연구의 현장조사 및 시료분석에 도움을 준 국립수산과학원 어장환경과 연구원들에게 감사드립니다. 이 논문은 2015년 국립수산과학원 수산과학연구사업(R2015056)의 지원으로 수행된 연구입니다.

## References

- Birth G. 2003. A scheme for assessing human impacts on coastal aquatic environments using sediments. In: Proceedings of Coastal GIS 2003. Woodcoffe CD and Fumess RA, eds. Wollongong University Papers in Center for Maritime Policy, Australia, 14.
- Buchman MF. 2008. NOAA screening quick reference tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of response and restoration division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 34.
- Cho HY, Cho BJ and Kim HN. 2007. How many estuaries are there in Korea?. J Korean Soc Coast Ocean Engin 19, 274-294.
- Cho HJ and Yoon SK. 2011. A study on Taehwa River red tide solution through stream flow. J Wetlands Res 13, 363-375.
- Cho HJ, Yoon YB, Kang HS and Yoon SK. 2011. Characteristics of red tide blooms in the lower reaches of Taehwa River. J Korean Soc Water Wastewater 25, 453-462.
- Cho YG and Park KY. 1998. Heavy metals in surface sediments of the Youngsan Estuary, west coast of Korea. J Kor Environ Sci Soc 7, 549-557.
- Choi M, Choi HG, Kim SS and Moon HB. 2005. Evaluation of sewage-derived organic matter using fecal sterols in the sediments from Ulsan Bay and adjacent areas. J Environ Sci 14, 23-32.
- Choi YM, Yoon SC, Lee SI, Kim JB, Yang JH, Yoon BS and Park JH. 2011. The study of stock assessment and management implications of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* in Taehwa river of Ulsan. Korean J Malacol 27, 107-114.
- Chen CW, Kao CM, Chen CF and Dong CD. 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. Chemosphere 66, 1431-1440.
- Cho YG, Lee CB and Choi MS. 1999. Geochemistry of surface sediments off the southern and western coasts of Korea. Mar Geol 159, 111-129.
- Croteau M, Louma SN and Stewart AR. 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: evidence of cadmium biomagnifications in nature. Limnol Oceanogr 50, 1511-1519.
- Choi YM, Yoon SC, Lee SI, Kim JB, Yang JH, Yoon BS and Park JH. 2011. The study of stock assessment and management implication of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* in Taehwa river of Ulsan. Korean J Malacol 27, 107-114.
- Feng H, Jiang H, Gao W, Weinstein MP, Zhang Q, Zhang W, Yu L, Yuan D and Tao J. 2011. Metal contamination in sediments of the western Bohai Bay and adjacent estuaries, China. J Environ Manage 92, 1185-1197. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.020>
- Folk RL. 1968. Petrology of sedimentary rock, Hemphill Publishing Co., Austin TX, U.S.A., pp. 170.
- Folk RL and Ward WC. 1957. Brazos river bar: A study in the significance of grain size parameters. J Sed Petol 27, 3-26.
- Gao S and Collins M. 1992. Net sediment transport patterns inferred from grain-size trends, based upon definition of transport vectors. Sediment Geol 80, 47-60.
- Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. Water Res 14, 975-1001.
- Hwang DW, Jin HG, Kim SS, Kim JD, Park JS and Kim SG. 2006. Distribution of organic matters and metallic elements in the surface sediments of Masan harbor, Korea. J Kor Fish Soc 39, 106-117.
- Hwang DW, Kim PJ, JungRH, and Yoon SP. 2013b. Distributions of organic matter and trace metals in intertidal surface sediment from the Mokpo-Haenam coast. Korean J Fish Aquat Sci 46, 454-466. <http://dx.doi.org/10.5657/KFAS.2013.0454>.
- Hwang DW and Kim SG. 2011. Evaluation of heavy metal contamination in intertidal surface sediments of coastal islands in the western part of Jellanam province using geochemical assessment techniques. Korean J Fish Aquat Sci 44, 772-784. <http://dx.doi.org/10.5657/KFAS.2011.0772>.



- Hwang DW, Lee IS, Choi M, and Choi HG. 2014. Distribution and pollution assessment of organic matter and trace metals in surface sediment around Ulsan Harbor. *J Korean Soc Environ Anal* 17, 146-160.
- Hwang DW, Lee IS, Choi M, Kim SY and Choi HG. 2013a. Evaluation of organic matter and trace metal contamination in surface sediments around the Geum River estuary using sediment quality guidelines. *Korean J Fish Aquat Sci* 46, 930-940. <http://dx.doi.org/10.5657/KFAS.2013.0930>.
- Hwang DW, Park SE, Kim PJ, Koh BS, and Choi HG. 2011. Assessment of the pollution levels of organic matter and metallic elements in the intertidal surface sediments of Aphae Island. *Korean J Fish Aquat Sci* 44, 759-771. <http://dx.doi.org/10.5657/KFAS.2011.0759>.
- Hwang SD, Lee WJ and Im YJ. 2012. Comparison of nekton assemblage structures between estuary and inshore waters on the mid-western coast of Korea. *The Sea – J Korean Soc Oceanogr* 17, 149-159. <http://dx.doi.org/10.7850/jkso.2012.17.3.149>.
- Hyun S, Lee CH, Lee T, Choi JW. 2007. Anthropogenic contributions to heavy metal distributions in the surface sediments of Masan Bay, Korea. *Mar Pollut Bull* 54, 1031-1071. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.02.013>.
- Hyun S, Lee T, Choi JS, Choi DL and Woo HJ. 2003. Geochemical characteristics and heavy metal pollutions in the surface sediments of Gwangyang and Yeosu Bay, south coast of Korea. *The Sea-J Kor Soc Oceanogr* 8, 380-391.
- Jeon SB, Kim PJ, Kim SS, Ju JS, Lee YH, Jang DS, Lee JU and Park SY. 2012. Characteristics of spatial distribution of geochemical components in the surface sediments of the Deukryang Bay. *J Kor Soc Environ Anal* 15, 203-214.
- Kang CK, Lee PY, Park JS and Kim PJ. 1993. On the distribution of organic matter in the nearshore surface sediment of Korea. *Bull Kor Fish Soc* 26, 557-566.
- Kang HS and Lee KW. 1996. Trace metal concentrations and sedimentation rates of Kwangyang, Masan and Ulsan Bay sediments. *J Korean Soc Water Qual* 12, 455-461.
- Kim G, Yang HS and Kodama Y. 1998. Distributions of transition elements in the surface sediments of the Yellow Sea. *Cont Shelf Res* 18, 1531-1542.
- Kim JG, You SJ and Ahn WS. 2008. Evaluation of characteristics of particle composition and pollution of heavy metals for tidal flat sediments in the Julpo Bay, Korea. *J Kor Soc Mar Environ Safety* 14, 247-256.
- Kim KH, Cho JH and Park NJ. 2000. Distributions and pollution history of heavy metals in Nakdong estuary sediments. *The Sea – J Korean Soc Oceanogr* 5, 285-294.
- Kim KT, Kim ES, Cho SR, Chung KH and Park JK. 2005. Distribution and pollution of heavy metals in the environmental samples of the Lake Shihwa. *J Korean Soc Mar Environ Engin* 8, 148-157.
- Kim PJ, Shon SG, Park SY, Kim SS, Jang SJ, Jeon SB and Ju JS. 2012. Biogeochemistry of metal and nonmetal elements in the surface sediment of the Gamak Bay. *J Kor Soc Mar Environ Safety* 18, 67-83.
- Kim SB, Lee JY and Jang BK. 1996. Some heavy metal concentrations of seawater and *Mytilus coruscus* in Ulsan Seaside. *Korean J Rural Med* 21, 85-95.
- Kim YP and An KG. 2010. Characteristics of physico-chemical water quality characteristics in Taehwa-River watershed and stream ecosystem health assessments by a multimetric fish model and community analysis. *Korean J Limnol* 43, 428-436.
- Kwon HO, Son HS, Oh JY, Oh JE and Choi SD. 2013. Monitoring and pollution assessment of heavy metals in the Taehwa River, Ulsan, Korea. *J Korean Soc Environ Anal* 16, 212-219.
- Lee KH, Rho BH, Cho HJ and Lee CH. 2011. Estuary classification based on the characteristics of geomorphological features, natural habitat distributions and land uses. *The Sea – J Korean Soc Oceanography* 16, 53-69.
- Lee MK, Bae W, Um IK and Jung HS. 2004. Characteristics of heavy metal distribution in sediments of Youngil Bay, Korea. *J Kor Soc Environ Engin* 26, 543-551.
- Lee BG and Lee JS. 2002. The foreign and domestic trends on the evaluation and regulation of heavy metals in the coastal oceans. In: *Proceedings of the Autumn meeting, 2002 of the Korean Society of Oceanography*. Oh IS and Park GR, eds. Han Yang University, Seoul, Korea, 141-176.
- Lim DI, Choi JW, Shin HH, Jeong DH and Jung HS. 2013. Toxicological impact assessment of heavy metal contamination on macrobenthic communities in southern coastal sediments of Korea. *Mar Pollut Bull* 73, 362-368. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.037>.
- Müller G. 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Verderungen Seit. *Umschau* 24, 778-783.
- Müller G. 1981. Die schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse Eine Bestandaufnahme. *Chemiker Zeitung* 105, 157-164.
- Noh IH, Yoon YH, Kim DI and Park JS. 2006. The Spatio-temporal distribution of organic matter on the surface sediment and its origin in Gamak Bay, Korea. *J Kor Soc Mar Environ Engin* 9, 1-13.
- Park SE, Hong SJ, Lee WC, Jung RH, Cho YS, Kim HC and Kim DM. 2010. Summer water quality management by ecological modeling in Ulsan Bay. *J Korean Soc Mar Environ Safety* 16, 1-9.
- Park YC, Yang HS, Lee PY and Kim PJ. 1995. Environmental characteristics of the seawater and surface sediment in the vicinity of Pusan Harbor area in winter. *J Kor Fish Soc* 28, 577-588.
- Ra K, Kim ES, Kim KT, Kim JK, Lee JM and Choi JY. 2013. Assessment of heavy metal contamination and its ecological risk in the surface sediments along the coast of Korea.

- J Coast Res 65, 105-110. <http://dx.doi.org/10.2112/SI65-019.1>.
- Rhyu SW. 1993. A study on the water pollution characteristics of the Taehwa River – Chemical oxygen demand and chloride ion concentration. *J Environ Sci* 2, 291-297.
- Sinex SA and Helz GR. 1981. Regional geochemistry of trace element in Chesapeake Bay sediments. *Environ Geol* 3, 315-323.
- Sohn ER, Park JI, Lee B, Lee JW and Kim J. 2013. Winter algal bloom and spatial characteristics of water quality in the lower Taehwa River, Ulsan, Korea. *Korean J Microbiol* 49, 30-37. <http://dx.doi.org/10.7845/kjm.2013.262>.
- Sun CI, Lee YJ, An JH and Lee YW. 2014. Speciation and ecological risk assessment of trace metals in surface sediments of the Masan Bay. *The Sea – J Korean Soc Oceanogr* 19, 155-163. <http://dx.doi.org/10.7850/jkso.2014.19.2.155>.
- Taylor SR. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: A new table. *Geochem Cosmochim Acta* 28, 1273-1285.
- Taylor SR and McLennan SM. 1995. The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophys* 33, 241-265.
- Tomlinson DL, Wilson JG, Harris CR and Jeffrey DW. 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgol Meeresunt* 33, 566-575.
- Wilson JG. 2002. Productivity, fisheries and aquaculture in temperate estuaries. *Est Coast Shelf Sci* 55, 953-967.
- Yokoyama H. 2000. Environmental quality criteria for aquaculture farms in Japanese coastal area – a new policy and its potential problems. *Bul Natl Res Inst Aquacult* 29, 123-134.
- Yoon SP, Jung RH, Kim YJ, Kim SG, Choi MK, Lee WC, Oh HT and Hong SJ. 2009. Macrobenthic community structure along the environmental gradients of Ulsan Bay, Korea. *The Sea – J Korean Soc Oceanogr* 14, 102-117.
- You YS, Lee JH, Park JC, Kim DM and Cho HS. 2012. Distribution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in riverine waters of Ulsan coast, Korea. *J Korean Soc Mar Environ Safety* 18, 398-405. <http://dx.doi.org/10.7837/kosomes.2012.18.5.398>.
- Yuan H, Song J, Li X, Li N and Duan L. 2012. Distribution and contamination of heavy metals in surface sediments of the South Yellow Sea. *Mar Pollut Bull* 64, 2151-2159. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpollbul.2012.07.040>.
- Zhang J and Liu CL. 2002. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China-weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuar Coast Shelf Sci* 54, 1051-1070.
- Zhang W, Feng H, Chang J, Qu J, Xie H and Yu L. 2009. Heavy metal contamination in surface sediment of Yangtze River intertidal zone: An assessment from different indexes. *Environ Pollut* 157, 1533-1543. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.01.007>.
- Zhu L, Xu J, Wang F and Lee B. 2011. An assessment of selected heavy metal contamination in the surface sediments from the South China Sea before 1998. *J Geochem Explor* 108, 1-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.08.002>.