

낙동강 하구역 퇴적물 중금속의 분포와 오염의 역사 추정

김기현* · 조진형¹ · 박남준

충남대학교 해양학과, ¹한국해양연구소 해양환경 · 기후연구본부

Distributions and Pollution History of Heavy Metals in Nakdong Estuary Sediments

KEE HYUN KIM*, JIN HYUNG CHO¹ AND NAM JOON PARK

Department of Oceanography, Chungnam National University, Taejon 305-764, Korea

¹Marine Environment and Climate Change Laboratory, Korea Ocean Research
& Development Institute, Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

낙동강 하구역 해저퇴적물중 중금속 함량의 수평적, 수직적 분포와 오염의 진행과정을 알아보기 위하여, 1999년 5월과 9월에 표층 및 추상시료를 채취하였다. 유기물은 갑문의 안쪽에서 가장 높게 나타났으며, 미량금속인 Zn, Cu, Pb는 낙동강의 상류로 갈수록 많은 양이 농축되어 있다. 또한, 상류의 많은 공단에서 유입되는 폐수의 영향 때문에 국지적으로 중금속의 농축현상이 일어나고 있다. 퇴적물의 깊이별로 ²¹⁰Pb_{ex}를 측정하여 퇴적속도를 추정한 결과, 낙동강 하류의 갑문안쪽 정점(정점 1)의 퇴적속도는 0.34 cm/yr이며, 갑문 바깥쪽의 장림 앞(정점 4)에서는 0.25 cm/yr로 나타났다. 정점 1에서는 퇴적물 혼합층(sediment mixing layer)이 존재하지 않는 것으로 나타났으며, 정점 4는 퇴적층 상부 약 3.5 cm까지 퇴적물이 혼합되어 있었다. 추상퇴적물 시료에서 오염의 진행과정을 살펴보면, 정점 1에서 많은 부분이 유기물에 포함되어 있는 Cu는 1920년대부터 점차 퇴적층에 농축되기 시작하여 1970년 이후에는 급격하게 증가했으며, 1990년대 이후 점차 감소하는 경향을 보이고 있다. Zn은 1960년대 중반부터 증가하기 시작하여 1990년대부터는 오히려 감소하고 있다. Pb는 1970년대부터 지속적으로 증가하는 양상을 보이고 있다. 정점 4에서 인간에 의한 오염기원인 중금속중 Cu, Zn이 최상부 퇴적층에 급격히 농축되어 있는 것으로 나타났다. 특히 Cu는 1950년대 중반(약 11 cm) 이후 부터 현저하게 증가하는 현상을 보인다. 낙동강 하구둑이 설치된 1987년을 기점으로 살펴보면, 정점 1에서 갑문 설치 후 중금속의 농도가 수직적으로 급격하게 증가된 것으로 나타난다.

In order to determine the horizontal and vertical distributions of metals and prospect the recent metal pollution history in Nakdong Estuary, we took surface and core sediments. Maximum value of organic matter occurs at the upstream site located 4 km from Nakdong barrage, and the concentration of trace metals (Zn, Cu, and Pb etc.) decrease seaward in the estuary. The sedimentation rates, based on ²¹⁰Pb_{ex} and ¹³⁷Cs activities, were 0.34 cm/yr in inside of barrage (core 1) and 0.25 cm/yr in Changrim (core 4). Sediment mixing layer does not exist in core 1, where anoxic condition is known to be prevail. The topmost sediment layer of core 4 (<3.5 cm) is severely mixed. At sites 1 and 4, concentrations of Cu slowly increased during the period of 1920–1970, rapidly increased during 1970–1990, and followed by slight decrease after 1990. Zn contents increased in early 1960s and peaked in 1993, and followed by decrease after 1990s. Pb has increased continuously since early 1970s. At the downstream of the barrage, Cu and Zn have increased in the topmost layer. The trend of increase of Cu is evident after 1950 (11 cm in sediment depth). Overall trend of heavy metal concentration clearly indicates the pollution has been increasing after the construction of the barrage.

서 론

하구역은 담수와 해수의 혼합이 일어나는 수역으로 물리, 지질, 화학, 생물학적으로 매우 복잡한 해양 환경이다. 이러한 하구 생태계는 강과 연안을 통해 유입되는 각종 유기물과 영양염류 등으로 인하여 생물생산성이 높고 인간활동과 밀접한 관계를 맺고 있

다(Kaul and Froelich, 1984; Zwolsman *et al.*, 1993). 또한, 육지에서 유입되는 산업 및 생활 폐수, 오염된 하천토사, 산업·생활 폐기물의 침전 등에 의해 수질 및 저질의 오염이 심각하며, 하계 저층수의 저산소화, 부영양화, 적조발생 등 생태계 파괴의 큰 원인이 되고 있다(Yang and Kim, 1994; Millward *et al.*, 1999; Zhang, 1999). 지난 수십 년간 경제발전만을 강조하고 자연환경의 보전을 등한시 한 결과, 자연적 풍화와 더불어 빠른 산업화로 많은 산업 폐기물 및 도시하수가 연안의 해수와 퇴적물의 오염을 증가시켜

*Corresponding author: khkim@cuvic.cnu.ac.kr

왔다. 특히, 강의 하구역과 연안 퇴적물은 하천에 의해 운반된 중금속 원소들의 제거의 장 역할을 하고 있다(Nriagu and Pacyna, 1988; Zwolsman *et al.*, 1996).

중금속 원소에 의한 수계의 오염을 이해하기 위해서는 퇴적물 중 금속원소의 함량, 분포 특성 및 분산 정도를 파악해야 한다(Dyer, 1989; Ansari *et al.*, 2000). 강을 통해 해양으로 유입되는 중금속의 90% 정도는 입자태로 유입되고 있으며, 산성화 정도, 염분의 변화, 산화-환원 과정 등의 영향으로 작은 입자에 흡착되거나, 철-망간 산화물(hydrous Fe-Mn oxides) 및 탄산염과 결합하여 공침되고, 유기물과 결합하여 해저의 퇴적물로 제거되고 있다(Gibbs, 1977; Salomons and Forstner, 1984; Santschi *et al.*, 1990; Negrel, 1997; Rozan and Benoit, 1999). 또한, 여러 요인중 입자의 크기는 중금속 원소의 퇴적물내 함유 정도를 결정하는 가장 중요한 요인 중의 하나이다(Horowitz and Elrick, 1987; Olsen *et al.*, 1993).

하구역 퇴적물중 중금속 원소의 수직적 분포는 과거에서 현재 까지 오염현상을 기록한 지시자로 이용되어 왔다. Goldberg 등(1963)에 의해 연안퇴적물에서 ^{210}Pb 를 이용한 연대측정방법이 확립됨에 따라 퇴적물 중금속의 수직적 농도분포와 연대측정자료를 이용하여 오염물질의 기록 및 오염의 진행과정을 추정하는 연구결과가 있다(Goldberg *et al.*, 1977, 1979; Hoshika and Shiozawa, 1984a, b; Thomson *et al.*, 1984; Battiston *et al.*, 1989; Bricker, 1993; Valette-Silver, 1993; Zwolsman *et al.*, 1993).

우리 나라의 연안해역중 낙동강 하구역의 오염에 관한 연구가 다른 해역에 비해 활발하게 진행되어 왔다. 그러나, 표층 퇴적물 중의 중금속 원소 함량변화에 관한 연구가 대부분으로(황 등, 1996; Lee *et al.*, 1981; Lee and Kim, 1990), 타 지역과 비교하여 표층 퇴적물 오염의 정도를 파악할 수는 있으나, 오염물질 유입량의 역사적 변화에 대한 구체적인 연구사례는 없는 실정이다. 다만, 수영만(Yang and Kim, 1994)과 마산만(조, 2000; Lee *et al.*, 1988)에서 퇴적물 연대측정과 중금속의 수직적 총 농도분포를 연구한 결과, 1930년대부터 오염되기 시작하여 1970년대에 구리, 아연, 납의 오염이 상당히 진행되었다고 보고한 바 있다. 따라서 이 연구는 표층퇴적물의 공간적 분포를 통해 중금속 오염의 범위를 고찰하고, ^{210}Pb 를 이용한 퇴적물 측정과 중금속 원소의 수직농도 변화를 통해 낙동강 하구역에서 오염의 진행과정을 밝히고자 한다.

지역개관

연구 지역인 낙동강(Fig. 1)은 영남지방의 1200만 인구가 생태계 자원의 급수원으로 지대한 공헌을 하고 있는 중요한 하천이다. 낙동강은 총 연장 525 km, 유역면적 28,852 km²에 달하는 남한 제일의 하천으로 대구, 부산 등의 대도시와 공장 및 농지가 위치하고 있으며, 많은 유기 및 무기물질, 토사 등이 낙동강을 따라 흘러내리다가 하구를 통하여 대한해협으로 유입되고 있다. 특히, 낙동강 중상류인 구미지역의 공단에서 유해물질 등이 완전처리가 안된 상태로 낙동강 하구에 유입되고 있다(박 등, 1996). 낙동강 유역의 공업은 1960년대 이전까지 소규모의 광공업 위주로 분포하였으나, 산업기지 등 계획기지정책에 의해 대구, 구미, 부산 등에 대단위 공단이 조성되고, 처리되지 않은 폐수가 낙동강으로 직접 방류되었다(김, 1998). 낙동강 하구 인근 해역은 녹산공단 조성, 하구둑 건설 등으로 해안선의 많은 변화가 있었으며, 가덕도 신항

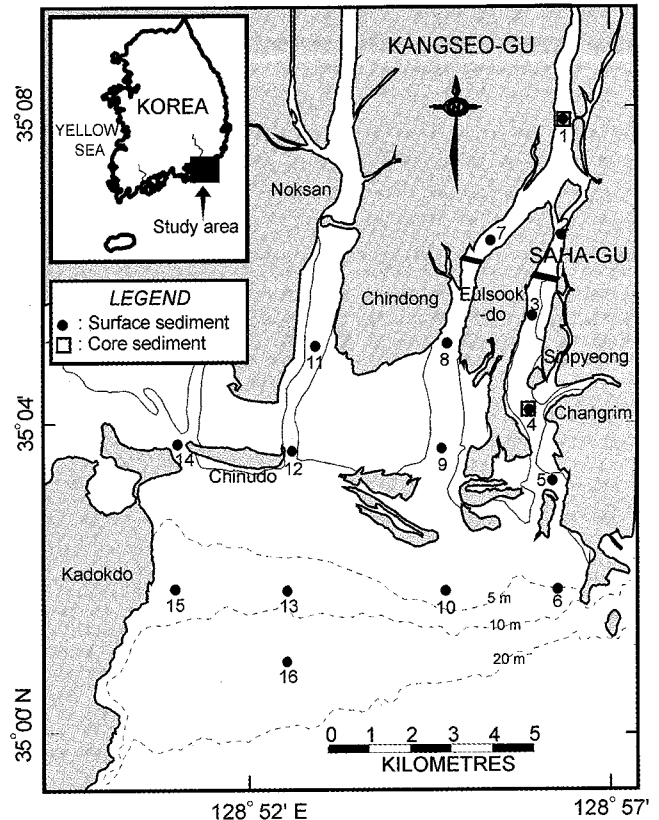


Fig. 1. Location of sampling station in Nakdong Estuary.

만 개발, 택지 조성 등 여러 산업시설 및 주거시설이 건설 중이거나 예정되어 있어 연안환경이 계속 변화되어 가고 있고, 앞으로도 많은 변화가 예상되는 해역이다.

재료 및 방법

낙동강하구의 담수지역과 인근해역에서 1999년 5월 20일에 Gravity Corer를 이용하여 주상퇴적물을 채취하였으며, 표층 시료는 1999년 9월 4일에 Van Veen Grab을 이용하여 채취하였다. 채취된 주상시료는 질소가스가 충전된 glove box 내에서 2 cm 간격으로 절단한 후 동결건조 하였으며, 표층퇴적물은 채취 직후 ice box에 넣어 냉장 보관 후 운반하여 냉동보관 하였다가 110°C에서 4시간 동안 건조하였다.

퇴적물의 분석

퇴적물의 입도는 약 10 g 정도를 취하여 증류수로 염분을 제거한 후, 과산화수소(10%)와 염산(10%)을 차례로 넣어 유기물과 탄산염을 제거한 후 증류수로 세척하였다. 세척된 시료를 4 ϕ 체로 습식체질하여 조립질과 세립질로 분류하였다. 조립질은 건조후 건식체질 방법으로 분석하였으며, 4 ϕ 이하의 세립질 시료는 확산제를 첨가한 후 피펫법으로 분석하였다. 분석한 시료는 1 ϕ 간격으로 입도별 백분비를 구하여 Folk and Ward(1957)가 제시한 도표 계산법에 따라 구하였다. 분마한 시료 약 10 g을 건조한 후, 550°C의 전기로에서 3시간 동안 회화한 후 무게의 변화를 통해 분석하

였으며, 강열감량을 통해 얻어진 결과를 유기물 함량으로 보았다.

중금속 원소의 분석

Agate mortar로 분마한 시료 0.2 g을 취하여 테플론 용기(teflon bomb)에 넣고 질산 5 ml를 가한 다음 뚜껑을 덮고 가열판에서 가열하여 유기물을 완전히 산화시켰다. 건조시킨 시료에 질산 6 ml, 불산 2 ml, 과염소산 2 ml를 넣고 가열하여 시료를 완전히 녹인다. 가열 건조시킨 시료에 1 N 염산 10 ml를 넣어 분석시까지 보관하였다.

중금속 원소의 정량은 유도결합 플라즈마 방출분광기(ICP-AES; SP-1000)를 이용하여 분석하였다. 정확도와 정밀도를 구하기 위해 정확한 농도를 알고 있는 연안퇴적물 표준시료 BCSS-1(Canada, NRC)을 사용하였다. 금속원소의 회수율은 알루미늄과 철이 각각 109, 113%였으며, 구리, 아연, 그리고 납이 각각 92, 90, 96%였다. 분석원소중 망간의 회수율이 138%로 오차가 큰 것으로 나타났다. 정밀도는 코발트가 최대 ±7.44%였다.

²¹⁰Pb 및 ¹³⁷Cs의 측정

분마한 퇴적물 시료를 플라스틱 계측병에 담아 밀봉한 후, ²²⁶Ra, ²¹⁴Pb, 그리고 ²¹⁴Bi 사이의 평형이 이루어지도록 3주 이상 보관하였다. 사용된 감마선 계측기는 저준위 방사능 시료를 측정하기에 적합한 WIGe 검색기(Well Type Intrinsic Germanium Detector, CANBERRA Model GCW 2021)로 약 24-36시간 동안 계수(counting) 하였다. ²¹⁰Pb는 46.5 keV, ¹³⁷Cs는 661.6 keV에서 측정하였으며, ²²⁶Ra과 평형에 도달해 있는 딸 핵종들인 ²¹⁴Pb(295.2 keV, 351.9 keV)와 ²¹⁴Bi(1120.3 keV)를 이용하여 ²²⁶Ra의 방사능을 Kim and Burnett(1983)의 방법에 따라 계산하였다.

퇴적속도의 추정

낙동강 하구 지역의 경우 특별한 상황(홍수, 계절적 차이 등)에 의해 계절별로 퇴적물이 다르게 나타날 수 있다. 그러나, 측정하려는 퇴적물은 장기간에 걸친 평균값 또는 침식/퇴적의 최종결과(Net)로 나타나는 Net퇴적물이므로, 긴 시간척도로는 계절적, 일시적인 변화

는 무시할 수 있고, steady state라고 가정할 수 있기 때문에 아래와 같이 ²¹⁰Pb_{ex}(과잉 방사능 납)를 이용하여 퇴적속도를 추정할 수 있다. 코어의 깊이에 따른 ²¹⁰Pb_{ex}의 분포는 아래의 식으로 표현된다.

$$({}^{210}\text{Pb}_{\text{ex}})_z = ({}^{210}\text{Pb}_{\text{ex}})_{z=0} \cdot e^{-(\lambda t)}$$

여기서 z는 퇴적층 깊이 (cm), z₀는 퇴적층 표면 위 식에 t=z/s(s는 퇴적속도, cm/yr)를 대입하여 정리하면,

$$({}^{210}\text{Pb}_{\text{ex}})_z = ({}^{210}\text{Pb}_{\text{ex}})_{z=0} \cdot e^{-(\lambda/s)z}$$

$$\ln({}^{210}\text{Pb}_{\text{ex}})_z = \ln({}^{210}\text{Pb}_{\text{ex}})_{z=0} - (\lambda/s)z$$

위 식을 ²¹⁰Pb_{ex}의 로그축과 깊이에 대하여 구한 회귀직선식의 기울기(a)에 적용하면,

$$s = -\frac{\lambda}{a}$$

가 된다. 여기서 a는 회귀직선식의 기울기(cm⁻¹), λ은 ²¹⁰Pb의 붕괴상수(0.031 yr⁻¹)이다.

결과 및 토의

표층퇴적물의 분포

낙동강 하구 및 주변해역의 평균입도(Mz)는 하구둑 안쪽인 정점 7에서 8.6 φ (clay 함량 63%), 하구둑 바깥쪽으로 유출수의 영향을 직접적으로 받지 않는 정점 3에서 6.8 φ를 제외하고, 대부분의 지역에서 5 φ 이하의 고운 모래 또는 모래가 퇴적되어 있다(Table 1). 유기물 함량(LOI) 역시 1.1~13.7%(평균 4.9%)로 갑문 주변의 하구둑 안쪽에서 가장 높고, 모래의 함량이 높은 주변해역에서 낮게 나타나고 있다. 유기물 함량이 높은 하구둑 안쪽의 퇴적물은 많은 유기물이 퇴적된 후 부패되어 심한 악취를 내고 있다. 하구역의 퇴적환경이 니질에서 모래까지 다양하게 분포되어 있고, 상류의 많은 공단에서 유입되는 폐수의 영향 때문에 국지적으로 중금속의 농축현상이 일어나고 있다.

Table 1. Mean grain size, organic matter (loss on ignition) and metal contents of surface sediments in Nakdong Estuary.

St.	Mz (φ)	LOI (%)	Al (%)	Fe (%)	Mn (μg/g)	Zn (μg/g)	Cu (μg/g)	Co (μg/g)	Cr (μg/g)	Ni (μg/g)	Pb (μg/g)
1	5.2	6.1	7.80	2.14	372.6	57.6	23.0	23.0	18.2	20.8	32.4
2	3.0	1.8	7.70	2.08	414.0	54.8	12.1	21.7	17.6	22.2	29.0
3	6.8	9.6	7.30	1.89	372.6	49.2	11.8	22.5	16.5	19.5	30.7
6	3.0	2.5	4.86	1.45	263.3	5.2	4.3	5.6	10.4	2.3	12.8
7	8.6	13.7	9.35	2.79	607.2	49.4	14.1	25.6	30.9	26.7	33.5
8	4.9	4.4	9.35	2.85	593.4	56.0	13.0	25.7	31.7	29.3	32.0
9	5.1	6.7	4.48	1.36	7.7	8.0	4.6	4.9	11.1	7.0	38.6
10	2.3	1.1	4.40	1.33	18.7	12.3	4.3	5.1	9.6	6.8	41.6
11	2.4	2.2	4.25	1.13	215.0	4.5	3.7	4.0	9.3	2.1	10.8
12	3.9	6.0	8.40	2.35	441.6	54.0	13.2	26.1	21.4	22.9	31.8
13	2.8	2.9	4.14	1.29	226.6	19.0	4.1	5.4	8.5	2.1	14.5
16	3.0	1.2	5.30	1.69	311.9	5.4	4.8	5.7	13.9	2.9	13.9
max.	8.6	13.7	9.35	2.85	607.2	57.6	23.0	26.1	31.7	29.3	41.6
min.	2.3	1.1	4.14	1.13	7.7	4.5	3.7	4.0	8.5	2.1	10.8
average	4.2	4.9	6.44	1.86	320.4	31.3	9.4	14.6	16.6	13.7	26.8

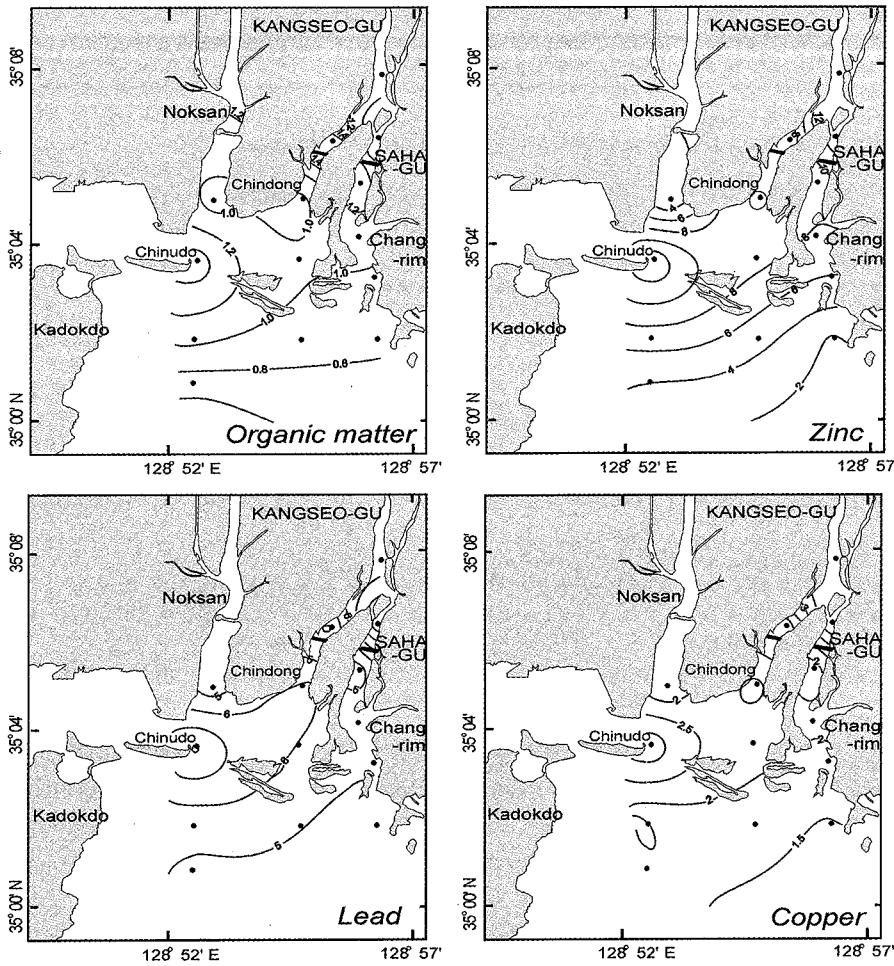


Fig. 2. Distribution of normalized values of organic matter and heavy metals to mean grain size (Mz) in surface sediments.

낙동강 하구의 표층 퇴적물의 경우 평균입도(Mz)의 차이(2.3~8.6 ϕ)가 크게 나타나기 때문에 기타 요인들 보다 입자의 크기에 의해 큰 영향을 받는 것으로 보여진다. 따라서, 중금속 원소들의 수평적 분포를 나타내기 위하여 알루미늄, 철, 리튬, 평균입도, 총 유기탄소 등의 요인중 평균입도(Mz)를 표준화(normalizing) 도구로 사용하였다(Daskalakis and O'Connor, 1995; Lee *et al.*, 1998; Fig. 2). 유기물은 갑문의 안쪽에서 가장 높게 나타났으며, 수로를 통해 외해로 갈수록 점차 감소하고 있다. Zn, Cu, Pb는 낙동강 상류로 갈수록 많은 양이 농축되어 있고, 서낙동강 수로에서는 오히려 상류로 갈수록 낮은 함량을 보이고 있다. 이것은 기존의 연구(황, 1997)와 상반된 결과로, 정점 12 지역의 평균입도(Mz)는 고운모래(fine sand, 3.9 ϕ)가 퇴적된 지역이나, 유기물이 주변에 비해 2배 이상 높게 퇴적된 결과로 보여진다(Table 1).

퇴적속도(sedimentation rate)

낙동강 하구둑의 건설 이후 사질 퇴적물의 함량이 계속해서 증가하고 있으며, 수심이 낮기 때문에 많은 수의 주상시료는 채취하지 못하였다(하, 2000; Lee and Kim, 1990). 퇴적속도를 추정하기 위한 시료는 하구둑의 안쪽과 바깥쪽의 수로지역에서 각각 1개씩 분석하였다. 각 정점에서 깊이에 따른 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (과잉 방사능 납)는 정점 1에서 1.24~7.30 dpm/g, 정점 4에서 0.77~9.76 dpm/g의 범

위를 나타내고 있다(Table 2).

Fig. 2중 정점 1에서 얻어진 방사능 감소 경향식을 보면,

$$(^{210}\text{Pb}_{\text{ex}})_z = 7.5208 \exp(-0.0905z) \quad (1)$$

식 1)에서 기울기(λ/S)는 0.0905이다. 여기서 λ 는 ^{210}Pb 의 붕괴 상수(0.031 yr^{-1})이며, S는 퇴적속도(cm/yr), 그리고 z는 주상시료의 깊이(cm)를 나타낸다. 정점 1에서 추정된 퇴적속도는 0.34 cm/yr로 나타났다. 같은 방법으로 얻어진 정점 4의 감소 경향식은,

$$(^{210}\text{Pb}_{\text{ex}})_z = 11.257 \exp(-0.1246z) \quad (2)$$

이며, 식 (2)로부터 추정된 정점 4의 퇴적속도는 0.25 cm/yr로 나타났다.

$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 의 방사능 감소 경향을 보면, 정점 1에서는 상부 퇴적층에 생물체 또는 물리적 요인에 의한 퇴적물 혼합층(sediment mixing layer)이 존재하지 않는 것으로 나타났다(Fig. 3). 하구둑 내부는 담수의 영향을 많이 받으며, 유입되는 오염물질이 정체되어 있어 저층에 저산소 환경이 발생하기도 한다. 실제 gravity corer를 이용한 시료 채취시 하구둑 안쪽 주변은 1 m 이상의 오니가 퇴적되어 있는 것을 확인하였다. 정점 4는 퇴적층 상부 약 3.5 cm까지 퇴적물이 혼합되어 있는 것으로 나타났으며, 그 이하 깊이에서는 방사능 붕괴 경향을 나타내고 있다.

Table 2. Radiochemical results for sedimentation rate in sediment cores.

Depth (cm)	²²⁶ Ra (dpm/g)	²¹⁰ Pb _{tot} (dpm/g)	²¹⁰ Pb _{ex} (dpm/g)	¹³⁷ Cs (dpm/g)
St. 1				
0-1	2.46 ± 0.10	9.85 ± 0.41	7.39 ± 0.42	0.575 ± 0.045
1-2	2.33 ± 0.11	8.85 ± 0.44	6.53 ± 0.45	0.125 ± 0.022
2-3				
3-4				
4-5	1.54 ± 0.12	5.90 ± 0.46	4.36 ± 0.47	0.080 ± 0.020
5-6				
6-7	0.85 ± 0.09	5.15 ± 0.36	4.30 ± 0.38	0.045 ± 0.014
7-8	1.04 ± 0.10	4.94 ± 0.41	3.90 ± 0.42	0.045 ± 0.014
8-9				
9-11	1.29 ± 0.11	4.44 ± 0.40	3.15 ± 0.42	0.124 ± 0.023
11-13				
13-15	0.92 ± 0.11	3.35 ± 0.41	2.43 ± 0.42	0.106 ± 0.023
15-17	1.00 ± 0.10	2.67 ± 0.35	1.67 ± 0.36	0.061 ± 0.015
17-21	0.61 ± 0.10	1.85 ± 0.37	1.24 ± 0.38	0.037 ± 0.013
St. 4				
0-1	2.47 ± 0.11	12.23 ± 0.47	9.76 ± 0.48	0.321 ± 0.035
1-2	2.78 ± 0.13	12.14 ± 0.55	9.36 ± 0.56	0.249 ± 0.035
2-3				
3-4	2.44 ± 0.10	9.79 ± 0.41	8.36 ± 0.42	0.081 ± 0.015
4-5				
5-6	2.52 ± 0.10	8.05 ± 0.40	5.95 ± 0.41	0.741 ± 0.016
6-7				
7-8				
8-10	1.94 ± 0.11	5.12 ± 0.40	3.18 ± 0.41	0.056 ± 0.015
10-12	1.54 ± 0.11	4.51 ± 0.42	2.96 ± 0.44	0.038 ± 0.014
12-14	0.56 ± 0.11	2.43 ± 0.39	1.87 ± 0.41	0.021 ± 0.011
14-16	0.23 ± 0.09	1.88 ± 0.33	1.65 ± 0.34	0.430 ± 0.039
16-18	0.44 ± 0.09	1.82 ± 0.32	1.38 ± 0.33	0.210 ± 0.028
18-21	0.09 ± 0.10	0.97 ± 0.36	0.88 ± 0.37	0.110 ± 0.023
21-24	0.04 ± 0.07	0.81 ± 0.29	0.77 ± 0.30	0.074 ± 0.015

Errors quoted are 1 errors based on counting statistics.

¹³⁷Cs는 인공방사능 원소로 1960년대 활발히 진행된 대기중 핵실험에 의해 자연환경에 유포되어 높은 방사능을 나타내며, 체르노빌 원전 사고(1986년)의 여파로 또 다른 방사능의 증가를 가져왔다(Zwolsmam *et al.*, 1993). 그러므로 주상시료에서 ¹³⁷Cs의 방사능이 증가하는 지점과 ²¹⁰Pb_{ex}에 의해 추정된 퇴적속도를 상호 비교하여 퇴적속도의 정확성을 검증할 수 있다. ¹³⁷Cs은 정점 1에서 0.037~0.575 dpm/g의 범위를 보이고 있다(Table 2). ¹³⁷Cs 방사능의 수직분포를 보면, 11~14 cm 깊이에서 급격히 증가된 방사능을 확인할 수 있다(Fig. 3). 이것은 ²¹⁰Pb_{ex}로부터 추정된 퇴적층의 연대와 비교해 볼 때 대기중에서 핵실험을 실시한 시기(1960~1970년대)와 일치하는 것으로 나타났다. ¹³⁷Cs의 경우 1970-1980년대에 낮은 방사능을 나타내다, 지속적으로 방사능이 증가하는 특이한 현상을 보이고 있다(Fig. 3). 정점 4는 0.021~0.741 dpm/g의 방사능 분포를 나타내고 있다(Table 2). ¹³⁷Cs 방사능의 수직분포를 보면, 약 5, 16 cm에서 높은 방사능을 보이고 있으나, ²¹⁰Pb_{ex}로부터 추정된 퇴적층의 연대와는 다소 차이가 나타나고 있기 때문에 두 핵종(²¹⁰Pb_{ex}, ¹³⁷Cs)중 과잉 방사능납만을 퇴적속도 추정에 사용하였다(Fig. 3).

위와 같은 방법으로 추정된 우리나라 연안의 퇴적속도를 보면, 울산만의 0.49±0.03 cm/yr(Lee *et al.*, 1988), 진해만의 0.31~0.48 cm/yr(양 등, 1995), 함평만에서 0.73~0.90 cm/yr(제, 1999), 마산만에서 0.20~0.33 cm/yr(조, 2000)로 만내에 퇴적되는 양과 같거나 다소 낮은 것으로 나타났다.

금속원소의 수직 분포

주상시료의 중금속 농도분포를 Table 3에 제시하였다. 정점 1의 주요원소인 Al과 Fe는 각각 7.33~9.17%(평균 8.50%), 1.98~2.95%(평균 2.63%)로 나타났다. 두 원소는 표층 부근에서 다소 낮은 값을 보인 것 외에 수직적으로 큰 농도의 변화는 없다. Mn은 2~3 cm 깊이에서 최대값(485.0 µg/g)을 나타내며, 점차 농도가 감소한다. Cr, Cu, Zn, Pb, 그리고 Ni은 각각 13.5~33.0 µg/g, 19.5~29.6 µg/g, 58.3~102.5 µg/g, 15.4~26.7 µg/g, 21.6~29.1 µg/g의 농도를 나타내고 있다. 미량원소중 Cu, Zn, 그리고 Pb는 표층으로 향하면서 점차 농도가 증가하는 경향을 보이고 있다. 정점 4에서 Al은 7.39~9.07%(평균 8.34%), Fe는 1.98~

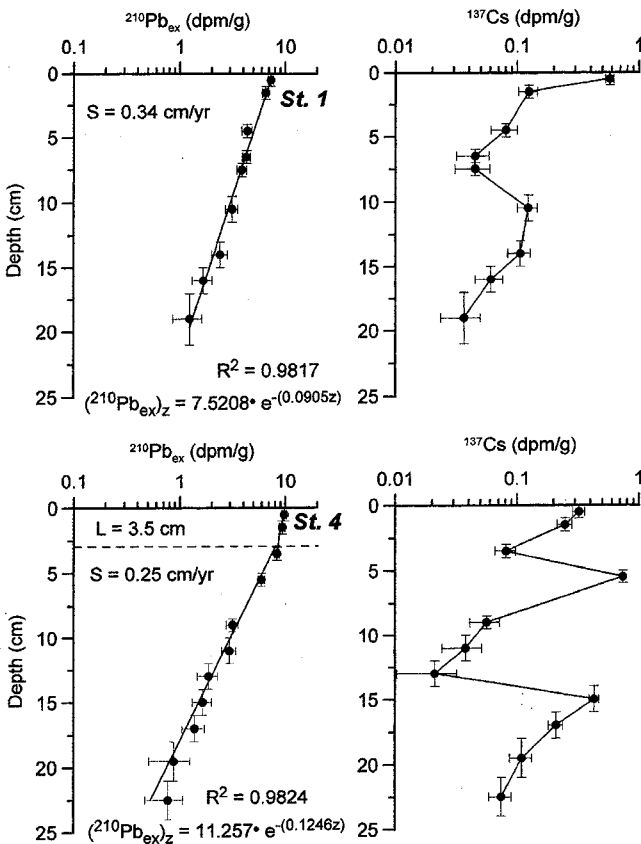


Fig. 3. Excess ^{210}Pb and ^{137}Cs profiles in sediment cores in Nakdong Estuary. S stands for sedimentation rates estimated from $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$; L is the mixing layer. The horizontal bars represents 1 counting error.

2.71% (평균 2.29%)를 나타내고 있다. Mn은 표층에서 최대값인 458.1 $\mu\text{g/g}$ 을 나타내고, 점차 감소하는 경향을 보인다. 정점 4의 Cr, Cu, Zn, Pb 역시 정점 1과 같이 최근에 쌓인 퇴적물일수록 농도가 증가하는 경향을 보이고 있으나, Ni는 정점 1과 4에서 상층의 퇴적물 일수록 농도가 감소하는 경향을 보이면서 퇴적되고 있다(Table 3).

오염의 역사 추정

주상퇴적물 시료의 중금속 총농도를 암석기원의 주성분 원소인 Al로 표준화(normalizing) 한 결과, 두 정점 모두 Mn, Cu, Zn, Pb 등이 퇴적층의 상부로 갈수록 점차 농도가 증가하는 경향을 보이고 있다(Figs. 4,5). 정점 1에서 Mn은 3, 15 cm의 두 깊이에서 농도 증가점을 볼 수 있다. 이것은 오염에 의한 증가보다는 일시적인 퇴적물 유입에 의한 현상으로 보여진다(Fig. 4). 유기물의 영향을 가장 많이 받는 Cu는 1920년대부터 점차 퇴적층에 농축되기 시작하여 1970년 이후에 급격하게 증가하였으며, 1990년대 이후 점차 감소하는 경향을 보이고 있다(Horowitz, 1987). Zn은 1960년대 중반부터 빠른 속도로 증가하기 시작하였으며, 1990년대부터는 오히려 감소하고 있다. 입자 흡착성이 강한 Pb는 1940년대부터 점진적으로 증가하기 시작하여, 1970년대 이후에는 급격하게 증가하는 양상을 보이고 있다(Zwolsman, 1993; Fig. 4). Ni은

총 농도는 물론 Al로 표준화했을 경우에도 상층으로 갈수록 점차 감소하는 경향을 보이고 있다. 이것은 낙동강하구 퇴적물이 점차 조립질로 바뀌어 간다는 기존의 연구결과와 일치하는 것으로 입도의존성이 강한 Ni가 다른 원소들에 비해 조립질 퇴적물에 적게 포함되는 것으로 추정된다(조, 1994; 하, 2000; Figs. 4, 5). 정점 4에서 Mn은 최상부의 퇴적물 혼합층에서 다소 농축된 현상을 보인다(Fig. 5). Cr은 1980년대 중반 이후 퇴적층에서 급격하게 증가/농축되는 경향을 보이며, 대표적인 오염형 중금속인 Cu, Zn 역시 최상부 퇴적층에서 급격히 증가하는 것으로 나타났다. 특히 Cu는 1950년대 중반(약 11 cm) 이후부터 현저하게 증가되는 현상을 보인다. Pb는 1900년대부터 점차 증가했으며, 퇴적물 혼합층(약 3.5 cm)에서는 일정한 분포를 보이고 있다(Fig. 5).

낙동강 하구둑이 설치된 1987년을 기점으로 살펴보면, 정점 1에서는 둑의 영향으로 유속이 급격히 감소하여, 정체되기 때문에 상당량의 오염물질이 입자와 흡착, 결합하여 퇴적될 것이다. 중금속의 수직분포를 보면 갑문 설치 후 급격한 농도의 증가를 볼 수 있다(Fig. 4). 정점 4에서는 수직적으로 중금속의 함량이 증가하나, 정점 1과 같이 급격하게 나타나지는 않는 것으로 나타났다(Fig. 5). 또한 각 깊이마다 농도의 변화 폭이 큰 것은 홍수 등에 의해 상류지역에서 중금속에 덜 노출된 다량의 토사가 유입되어 퇴적되거나 침식 등의 활동이 활발하게 일어났음을 보여준다(황 등, 1997).

주상퇴적물의 최저층에서 농도의 변화가 없는 깊이를 농축이 일어나지 않는 상태로 간주하고 Enrichment factor(EF)를 계산하였다(조 등, 1994).

$$EF = \frac{(X/Al)_{nd}}{(X/Al)_{bc}}$$

위 식의 X는 퇴적물층 각각의 중금속 원소이며, nd는 낙동강 퇴적물을 나타내고, bc는 각 코어의 background 값을 의미 한다.

정점 1에서는 Cr을 제외한 전원소가 농축되고 있는 것으로 나타났다. 이것은 낙동강 유역권이 1960년대부터 광중공업 단지 조성되었기 때문이다(김, 1998). 특히 Cu, Zn, 그리고 Pb의 경우는 1970년대 중반 이후 급격히 농축되고 있는 것으로 조사되었으며, 1990년대 이후에 Cu와 Zn의 농축율이 둔화되거나 감소하는 것으로 나타났다(Fig. 4). Mn과 Ni는 오염에 의한 농축보다는 다른 요인에 의해 값의 편차를 보이는 것으로 보여진다. 정점 4에서는 Cu가 1960년대부터 급격히 농축현상이 일어나고 있으며, Pb는 1900년대 초에 빠른 속도로 농축되기 시작하여 현재까지 서서히 농축현상이 진행되는 것으로 나타났다(Fig. 5). 상부의 3.5 cm 까지 생물 또는 물리적 요인에 의한 퇴적물의 혼합이 일어나고 있다는 증거는 Pb와 Ni에서만 관찰되고 있고, 측정된 다른 원소(Mn, Cr, Cu, Zn)에서는 최상층에서 농축현상이 상당히 빠르게 진행되는 것으로 나타났다(Fig. 5).

원소간의 상관관계(r)는 정점 4의 Zn-Pb를 제외하고 오염형 원소(Cu, Zn, Pb)간에 0.57~0.83의 유의적인 관계를 나타내고 있으며, Mn 역시 두 정점에서 농축된 원소들과 밀접한 관계를 갖고 있다(Table 4). 이것은 유기물이 산화되면서 환원환경을 이루어 유기물에 상당량 포함된 Cu, Zn 등과 더불어 Mn이 입자태(Mn-oxides)에서 용존태(Mn^{2+})로 전환된다. 이때 농도기울기를 따라 확산되면서 유사한 지화학적 거동을 한다.

Table 3. Major and trace metals in sediment cores from Nakdong Estuary.

Depth (cm)	Al (%)	Fe (%)	Mn (µg/g)	Cr (µg/g)	Cu (µg/g)	Zn (µg/g)	Pb (µg/g)	Ni (µg/g)
St. 1								
0-1	8.62	2.37	430.5	27.9	29.6	98.7	26.73	23.1
1-2	8.12	1.98	470.1	20.5	27.9	102.5	22.74	24.8
2-3	8.24	2.68	485.0	19.7	28.9	81.0	24.69	21.9
3-4	8.67	2.59	449.8	20.5	25.1	83.5	24.06	24.7
4-5	8.72	2.84	431.1	22.9	23.5	75.0	23.76	25.1
5-6	8.69	2.49	437.9	26.6	24.8	76.4	21.48	22.1
6-7	8.51	2.81	425.0	23.5	23.9	78.3	21.06	21.6
7-8	8.45	2.64	436.5	21.9	21.8	72.6	22.62	23.0
8-9	9.02	2.50	418.2	24.5	22.1	70.4	21.81	24.7
9-11	8.75	2.92	430.6	23.1	21.5	72.4	15.54	24.5
11-13	8.15	2.75	411.5	33.0	21.7	58.3	19.44	21.8
13-15	7.33	2.66	420.7	23.5	20.4	66.5	20.73	26.6
15-17	8.59	2.63	443.0	13.5	21.9	69.7	18.87	28.0
17-21	8.74	2.84	415.0	20.6	21.1	62.5	17.19	23.7
21-24	8.28	2.95	400.3	15.2	19.5	61.2	15.87	29.1
24-27	8.43	2.56	408.4	27.1	20.7	67.2	16.74	27.5
27-30	9.17	2.50	410.6	21.1	19.6	74.9	15.90	26.3
30-33	8.48	2.71	391.4	29.2	19.9	78.4	15.36	28.4
St. 4								
0-1	8.29	2.38	458.1	35.0	33.1	106.6	18.54	20.8
1-2	8.74	2.06	442.2	31.9	32.5	100.3	19.62	21.5
2-3	8.16	2.15	426.7	23.2	23.7	96.6	18.63	20.3
3-4	9.07	2.21	428.6	29.1	29.4	100.7	18.06	22.7
4-5	8.51	2.18	449.2	25.5	27.1	96.5	17.43	27.6
5-6	8.11	2.19	415.2	30.4	27.0	92.2	17.19	23.1
6-7	8.27	2.02	421.3	28.7	25.9	97.4	17.55	21.8
7-8	8.46	1.98	430.4	24.9	22.1	94.5	16.38	23.1
8-10	8.37	2.48	425.1	29.4	22.3	90.0	17.16	21.5
10-12	8.78	2.61	412.4	24.7	20.1	84.0	15.81	17.5
12-14	8.27	2.18	421.0	23.3	19.5	86.4	17.37	19.7
14-16	7.85	2.71	400.3	29.2	21.7	80.5	16.86	26.2
16-18	8.02	2.34	415.2	28.7	21.9	87.6	15.69	24.1
18-21	8.46	2.15	408.2	25.5	23.7	91.8	16.71	22.7
21-24	7.39	2.48	400.3	23.0	21.7	85.7	15.06	24.7
24-29	8.16	2.50	421.3	21.7	20.9	87.5	11.34	28.5
29-34	8.47	2.18	409.6	24.9	19.8	110.5	12.57	21.6
34-39	8.74	2.39	414.9	23.2	20.7	89.4	13.95	24.0

결 론

중금속 원소들의 수평적 분포를 중금속 원소들을 퇴적물 평균 입도로 표준화(normalizing)한 결과, 유기물은 감문의 안쪽에서 가장 높게 나타났으며, 수로를 통해 외해로 갈수록 점차 감소하고 있다. Zn, Cu, Pb는 낙동강의 상류로 갈수록 많은 양이 농축되어 있고, 서낙동강 수로에서는 오히려 상류로 갈수록 낮은 함량을 보이고 있다. 하구역의 퇴적환경은 니질에서 모래까지 다양하게 분포되어 있고, 상류의 많은 공단에서 유입되는 폐수의 영향 때문에 국지적으로 중금속의 농축현상이 일어나고 있다.

퇴적층의 깊이별로 ²¹⁰Pb_{ex}(과잉 방사능 납)를 측정하여 퇴적속도를 추정한 결과, 정점 1의 퇴적속도는 0.34 cm/yr이며, 정점 4는

0.25 cm/yr로 나타났다. 또한 정점 1에서는 상부 퇴적층에 생물체 또는 물리적 요인에 의한 퇴적물 혼합층(sediment mixing layer)이 존재하지 않는 것으로 나타났으며, 정점 4는 퇴적층 상부 약 3.5 cm 까지 퇴적물이 혼합되어 있는 것으로 나타났다.

주상퇴적물 시료의 중금속 총농도를 암석기원의 주성분 원소인 Al로 표준화(normalizing)한 결과, 정점 1에서는 Mn, Cu, Zn, Pb 등이 퇴적층의 상부로 갈수록 점차 농도가 증가하는 경향을 보이고 있다. 유기물의 영향을 가장 많이 받는 Cu는 1920년대부터 점차 퇴적층에 농축되기 시작하여 1970년 이후에는 급격하게 증가했으며, 1990년대 이후 점차 감소하는 경향을 보이고 있다. Zn은 1960년대 중반부터 증가하기 시작하여 1990년대부터는 오히려 감소하고 있다. Pb는 1970년대부터 지속적으로 증가하는 양상을 보이

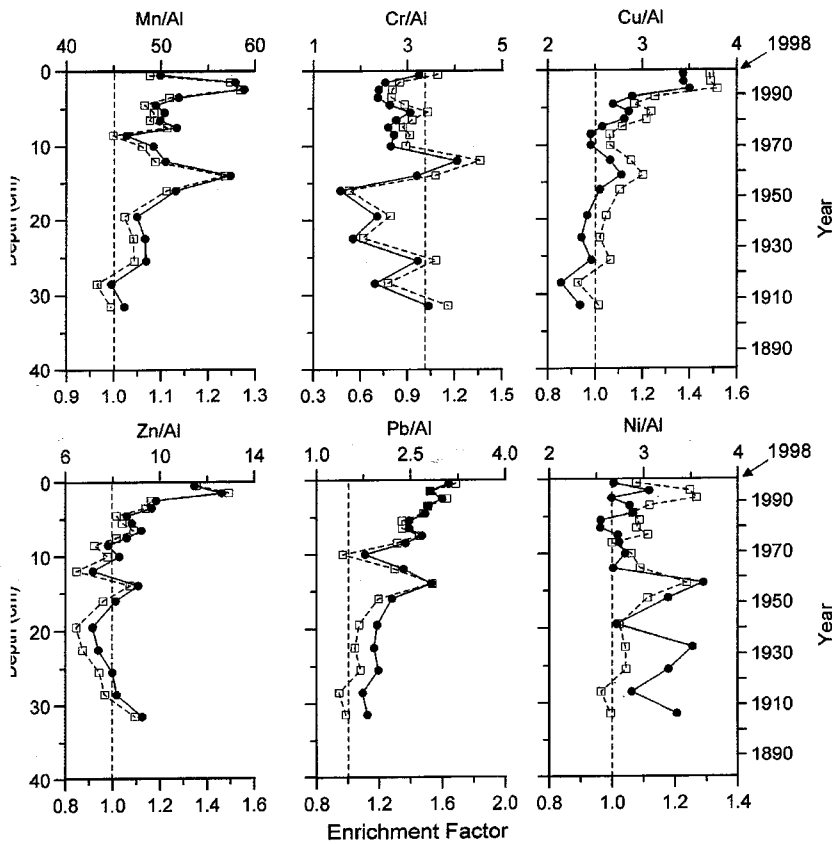


Fig. 4. Distribution of enrichment factors and normalized values of heavy metal to Al concentration in sediment core St. 1. Solid circles indicate normalized values and open squares represent Enrichment Factor (EF). The time scale is based on sedimentation rate.

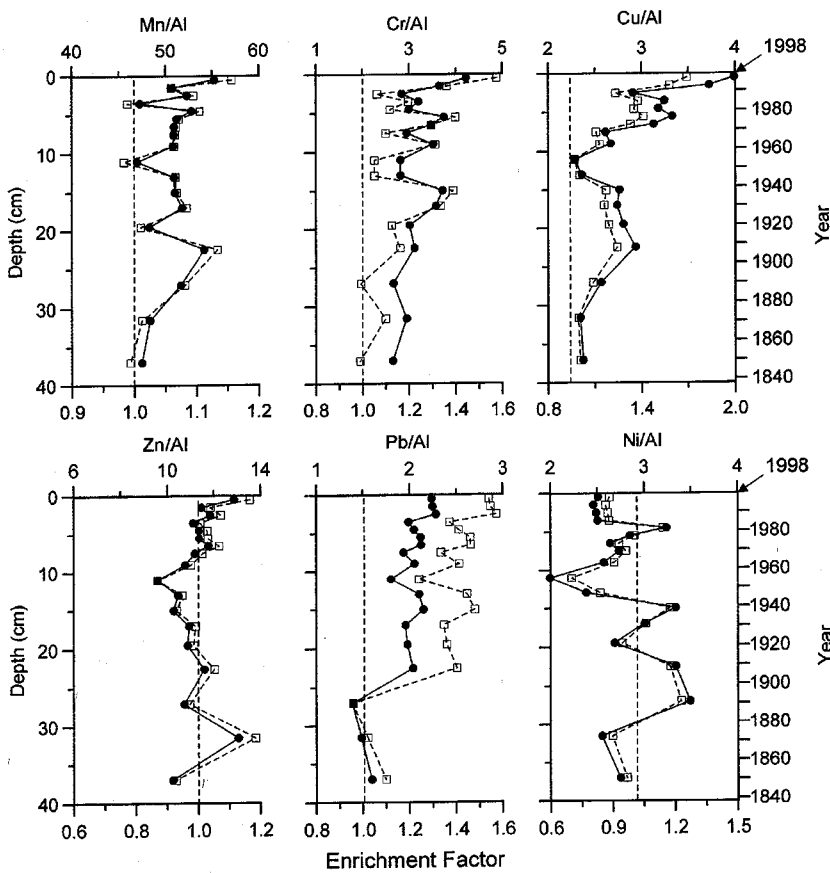


Fig. 5. Distribution of enrichment factors and normalized values of heavy metal to Al concentration in sediment core St. 4. Solid circles indicate normalized values and open squares represent Enrichment Factor (EF). The time scale is based on sedimentation rate.

Table 4. Correlation coefficients of inter-elements in sediment cores (n=18 ea.)

	Al	Fe	Mn	Cr	Cu	Zn	Pb	Ni
St. 1								
Al	1.00							
Fe	0.03	1.00						
Mn	-0.13	-0.42	1.00					
Cr	-0.06	-0.09	-0.35	1.00				
Cu	-0.04	-0.53	0.78	0.03	1.00			
Zn	0.07	-0.72	0.57	0.02	0.79	1.00		
Pb	-0.12	-0.42	0.67	0.05	0.83	0.59	1.00	
Ni	-0.07	0.09	-0.46	-0.35	-0.57	-0.22	-0.57	1.00
St. 4								
Al	1.00							
Fe	-0.31	1.00						
Mn	0.40	-0.38	1.00					
Cr	0.12	-0.06	0.46	1.00				
Cu	0.28	-0.35	0.73	0.77	1.00			
Zn	0.40	-0.59	0.57	0.37	0.57	1.00		
Pb	0.17	-0.36	0.50	0.61	0.68	0.19	1.00	
Ni	-0.33	0.19	-0.07	-0.19	-0.05	-0.22	-0.41	1.00

고 있다. 정점 4에서는 대표적인 오염형 중금속인 Cu, Zn 역시 최상부 퇴적층에서 급격히 증가하는 것으로 나타났다. 특히 Cu는 1950년대 중반(약 11 cm) 이후부터 현저하게 증가되는 현상을 보인다. Pb는 1900년대부터 점차 증가했으며, 퇴적물 혼합층(약 3.5 cm)에서는 일정한 분포를 보이고 있다. 낙동강 하구둑이 설치된 1987년을 기점으로 살펴보면, 정점 1에서 갑문 설치 후 중금속이 수직적으로 급격하게 농도가 증가했음이 나타난다. 정점 4에서는 수직적으로 중금속의 함량이 증가하나, 정점 1과 같이 급격하게 나타나지는 않는 것으로 나타났다. 또한 각 깊이마다 농도의 변화 폭이 큰 것은 홍수 등에 의해 상류지역에서 중금속에 덜 노출된 다량의 토사가 유입되어 퇴적되거나 침식 등의 활동이 활발하게 일어났음을 시사한다.

감사의 글

이 연구는 1997년도 학술진흥재단의 학술연구비(과제번호, 1997-022-H00022) 지원에 의해 수행되었습니다. 총괄 연구책임자인 부경대 문창호 교수, 공동연구에 참여해 주신 부경대 김석윤 교수, 수원대 강 현 교수, 그리고 시료채취와 실험에 도움을 준 충남대 방사능화학 연구실 학생들에게 감사드리며, 논문을 세심하게 심사해 주신 부경대학교 김대철 교수님과 또 다른 심사위원께 감사드립니다.

참고문헌

김경호, 1998. 낙동강 유역의 산업. 낙동강연구논총, 1: 177-202.
 박청길, 조규대, 허성희, 김상근, 조창환, 1986. 낙동강하구 부근의 해양환경조사연구. 한국어업기술학회지, 22: 1-20.

양한섭, 김성수, 김규범, 1995. 진해만 퇴적물의 퇴적속도와 중금속 오염. 한국환경과학회지, 4: 489-500.
 제종길, 1999. 갯벌 생태계조사 및 지속 가능한 이용방안 연구. 한국해양연구소, BSPM 99035-00-1228-3, 877 pp.
 조영길, 1994. 한반도 주변해역 퇴적물중 금속원소의 분포와 기원에 관한 연구. 서울대학교 박사학위논문, 262 pp.
 조영길, 이창복, 최만식, 1994. 남해대륙붕 표층퇴적물 중 중금속 원소의 분포 특성. 한국해양학회지, 29: 338-356.
 조진형, 2000. 마산만 퇴적물중 중금속의 분별작용과 오염의 역사. 충남대학교 석사학위논문, 88 pp.
 하정수, 2000. 낙동강 하구와 주변 연안역 퇴적물의 특성 및 퇴적환경. 부경대학교 석사학위논문, 92 pp.
 황선출, 정성욱, 박원우, 김우성, 이봉헌, 박홍재, 1996. 낙동강 하류의 하상구조와 오염물질과의 상관관계 연구. 한국환경과학회지, 5: 481-494.
 황선출, 이봉헌, 박원우, 정영언, 박홍재, 정성욱, 1997. 낙동강, 서낙동강, 수영천 하구의 하상구조에 따른 연중 퇴적저토의 오염특성 연구와 부산근해 적조에의 영향에 관한 연구. 한국환경과학회지, 6: 513-520.
 Ansari A.A., I.B. Singh and H.J. Tobschall, 2000. Importance of geomorphology and sedimentation processes for metal dispersion in sediments and soils of the Ganga Plain: identification of geochemical domains. *Chem. Geol.*, 162: 245-266.
 Alloway, B.J., 1995. Heavy Metals in Solids (2nd ed.). Chapman & Hall, Glasgow, pp. 368.
 Battiston G.A., S. Degetto, R. Gerbasi and G. Sbrignadello, 1989. Determination of sediment composition and chronology as a tool for environmental impact investigations. *Mar. Chem.*, 26: 91-100.
 Bricker S.B., 1993. The history of Cu, Pb, and Zn inputs to Narragansett Bay, Rhode Island as recorded by salt-marsh sediments. *Estuaries*, 16: 589-607.
 Daskalakis K.D. and T.P. O'Connor, 1995. Normalization and elemental sediment contamination in the coastal united states. *Environ. Sci. Technol.*, 29: 470-477.
 Dyer K.R., 1989. Sediment processes in estuaries: future research requirements. *J. Geophys. Res.*, 94: 14327-14339.
 Folk R.L. and W.C. Ward, 1957. A Study in significance of grain-size parameters. *J. Sed. Petrol.*, 27: 3-27.
 Gibbs R.J., 1977. Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon Rivers. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 88: 829-843.
 Goldberg E.D., 1963. Geochronology with ²¹⁰Pb. In *radioactive dating*, International Atomic Energy Agency, Vienna, 75 pp.
 Goldberg E.D., E. Gamble, J.J. Griffin and M. Koide, 1977. Pollution history of Narragansett Bay as recorded in its sediments. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 5: 549-561.
 Goldberg E.D., J.J. Griffin, V. Hodge, M. Koide and H. Windom, 1979. Pollution history of Savannah River Estuary. *Environ. Sci. Technol.*, 13: 588-594.
 Horowitz A.J. and K. Elrick, 1987. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Appl. Geochem.*, 2: 437-451.
 Hoshika A. and T. Shiozawa, 1984a. Sedimentation rate and heavy metal pollution of sediments in the Seto Inland Sea, Part 2. Hiroshima Bay. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 40: 115-123.
 Hoshika A. and T. Shiozawa, 1984b. Heavy metal and accumulation

- rates of sediments in the Seto Inland Sea, Part 3. Hiuchi-Nada. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, **40**: 334–342.
- Kaul, L.W. and Froelich P.N. 1984. Modeling estuarine nutrient geochemistry in a simple system. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **48**: 1417–1433.
- Kim K.H. and W.C. Burnett, 1983. α -ray spectrometric determination of uranium-series nuclides in marine phosphorites. *Anal. Chem.*, **55**: 1796–1800.
- Lee C.L., M.D. Fang and M.T. Hsieh, 1998. Characterization and distribution of metals in surficial sediments in Southwestern Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.*, **36**: 464–471.
- Lee K.W., 1992. Seismic Characteristics and Depositional Process of Sediments in Jinhae Bay, Southeastern Coast of Korea. M.S. Thesis, Chungnam National University, 49 pp.
- Lee K.W., D.S. Lee, S.H. Lee and E. Matsumoto, 1988. History of heavy metal pollution in Masan and Ulsan Bay sediments. *Ocean Res.*, **10**: 7–13.
- Lee S.H., D.S. Lee, E.S. Kim, H.S. Kwak and K.W. Lee, 1981. Heavy metals in the Nakdong Estuary. *J. Oceanogr. Soc. Korea*, **16**: 24–30.
- Lee Y.D. and C.W. Kim, 1990. A Study of Sedimentary environment in the estuary of Nakdong River: Sediment processes and heavy metal distributions. *J. Oceanogr. Soc. Korea*, **25**: 182–188.
- Macdonald, R.W., D.M. Macdonald, M.C. O'Brien and C. Gobeil, 1991. Accumulation of heavy metals (Pb, Zn, Cu, Cd), carbon and nitrogen in sediments from Strait of Georgia, B.C., Canada. *Mar. Chem.*, **34**: 109–135.
- Millward G.E., C. Rowley, T.K. Sands, R.J.M. Howland and A. Pantiulin, 1999. Metals in the sediments and mussels of the Chupa Estuary (White Sea) Russia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **48**: 13–25.
- Negrel Ph., 1997. Multi-element chemistry of Loire Estuary sediments: Anthropogenic vs. natural sources. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **44**: 395–410.
- Nriagu J.O. and J.M. Pacyna, 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, **333**: 134–139.
- Olsen C.R., I.L. Larsen and P.J. Mulholland, K.L. Von Damm, J.M. Grebmeier, L.C. Schafener, R.J. Diaz and M.M. Nichols, 1993. The concept of an equilibrium surface applied to particle sources and contaminant distributions in estuarine sediments. *Estuaries*, **16**: 683–696.
- Rozan T.F. and G. Benoit, 1999. Heavy metal removal efficiencies in a river-marsh system estimated from patterns of metal accumulation in sediments. *Mar. Environ. Res.*, **48**: 335–351.
- Salomons W. and U. Forstner, 1984. Metals in the hydrocycle. Springer-Verlag, Berlin, 349 pp.
- Santschi P., P. Hohener, G. Bernoit and M.B. Brink, 1990. Chemical Processes at the sediment-water interface. *Mar. Chem.* **30**: 269–315.
- Thomson J., M.S.N. Carpenter, S. Colley, T.R.S. Wilson, H. Elderfield and H. Kennedy, 1984. Metal accumulation rates in north-west Atlantic pelagic sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **48**: 1935–1948.
- Valette-Silver N.J., 1993. The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries*, **16**: 577–588.
- Yang H.S. and S.S. Kim, 1994. Pollution of heavy metal and sedimentation rate in the sediments of Suyeong Bay, Pusan. *Bull. Korean. Fish. Soc.*, **27**: 643–658.
- Zhang J., 1999. Heavy metal compositions of suspended sediments in the Changjiang (Yangtze River) estuary: significance of riverine transport to the ocean. *Cont. Shelf Res.*, **19**: 1521–1543.
- Zwolsman J.J.G., G.W. Berger and G.T.M. Van Eck, 1993. Sediment accumulation rates, historical input, postdepositional mobility and retention of major elements in salt marsh sediments of the Scheldt estuary. SW Netherlands, *Mar. Chem.*, **44**: 73–94.
- Zwolsman J.J.G., G.T.M. Van Eck and G. Berger, 1996. Spatial and temporal distribution of trace metals in sediments from the Scheldt Estuary, South-West Netherlands. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **43**: 55–79.

2000년 6월 30일 원고접수

2000년 10월 16일 수정본 채택

담당편집위원: 김대철