

한국 임해 공단 연안에서 퇴적물, 해수 및 굴 (*Crassostrea gigas*)의 중금속 함량

이인숙 · 노분조 · 송준임 · 김은정

이화여자대학교 생물과학과

The Concentrations of Heavy Metals in Sediment, Seawater and Oyster (*Crassostrea gigas*) in Coastal Region of Industrial Complex in Korea

Lee, I.S., B.J. Rho, J.I. Song and E.J. Kim

Department of Biology, Ewha Womans University

ABSTRACT

To investigate the degree of contamination from Korean coastal region, the concentrations of Cu, Pb, Zn and Cd in sediments, seawater and oyster (*Crassostrea gigas*) at Masan Bay, Onsan Bay, Daesan industrial complex and their control areas were analysed. Values for sediments, seawater and oyster in the industrial complex coastal region were higher than those in the control area except for seawater in Daesan. The values for dissolved phase of Cu, Pb, Zn and Cd in seawater showed 0.3~1.75 $\mu\text{g}/\text{l}$, 0.013~0.12 $\mu\text{g}/\text{l}$, 0.20~6.14 $\mu\text{g}/\text{l}$ and 0.007~0.021 $\mu\text{g}/\text{l}$, respectively. The concentrations of Cu, Pb, Zn and Cd in sediments were 12.0~47.8 $\mu\text{g}/\text{g}$, 6.16~59.5 $\mu\text{g}/\text{g}$, 43.0~230 $\mu\text{g}/\text{g}$ and 0.52~11.2 $\mu\text{g}/\text{g}$, respectively. The concentrations of Cu, Pb, Zn and Cd in oyster showed 12.1~85.6 $\mu\text{g}/\text{g}$, 0.267~1.48 $\mu\text{g}/\text{g}$, 1,070~3,250 $\mu\text{g}/\text{g}$ and 3.23~7.71 $\mu\text{g}/\text{g}$, respectively. The contents of heavy metals in oysters at industrial complex coastal region showed that they were not seriously contaminated compared with those of Mussel Watch (1992).

Key words: Heavy metals, Oyster, Seawater, Sediments

서 론

구리, 납, 아연, 카드뮴 등의 중금속은 환경에 유입되면 그 양이 극히 미량일지라도 일단 하등동·식물의 생체내에 생물농축될뿐만 아니라 먹이사슬을 통해 생물확대됨으로써 결국은 우리 인간에게까지 해를 미치는 무서운 지속성 오염물질이다.

어느 특정 해역에서 지속성 오염물질의 오염도를 측정하는 방법에는 해수나 해저퇴적물 또는

* 본 연구는 1995년도 교육부의 기초과학연구소 학술조성비(BSRI-95-4421)로 수행된 연구내용의 일부임.

이 해역에 서식하는 정착성 생물을 이용하는 방법 등 크게 세 가지로 구분할 수 있다.

해수의 수질분석을 통한 오염도 측정방법은 해수 자체가 해류, 조석 등으로 인해 시시각각으로 유동함으로써 1~2회의 측정만으로는 정확한 오염도 조사가 곤란하다. 해저퇴적물의 경우도 오염물질이 단기간 내에 퇴적되는 게 아니고 오랜 시일이 걸려야 하므로 그것도 연안처럼 조석차가 심하고 생물활동이 활발한 곳에서는 난류와 생물교란 때문에 규칙적인 퇴적을 기대하기 어렵다. 이와 반면에 이매파류와 같은 연체동물들은 일생을 통해 활동범위가 거의 한 지역에 국한되면서도 중금속이나 유기독성화합물, 또는 방사성 물질 등을 생물농축시키기 때문에 오염에 대한 지표생물을 널리 이용되고 있다 (Goldberg *et al.* 1978, 이 1994). 지표생물을 이용한 오염감시방법은 생물감시라고 하며, 전 세계적으로 가장 널리 수행되고 있는 생물감시 프로그램으로는 “세계 홍합감시(International Mussel Watch)”를 들 수 있다 (NAS 1980, IMWC 1990). 세계적으로 굴이나 홍합과 같은 지표생물을 이용한 해양환경오염을 본격적으로 연구하기 시작한 것은 1960년대 말부터이다 (Sprague 1970). 우리 나라의 경우, 1970년대까지는 수산생물에 대한 중금속 조사가 간헐적으로 있었을 뿐 (수산진흥원 1983) 오염지표 생물을 이용한 연안해역의 오염도 측정에 대해서는 체계적인 조사연구가 없다가 1980년대에 들어와서야 연구가 시작되었다. 따라서 지표생물로서 세계적으로 널리 분포되어 있는 종을 선택한다면 지역 또는 국가간의 오염도 비교가 충분히 가능하다. 국제적으로 bivalve monitoring에 사용되는 종으로는 *Mytilus edulis*, *M. galloprovincialis*, *M. californianus*, *Crassostrea gigas*, *C. virginica*, *C. angulata*, *Saccostrea cucullata*, *S. glomerata*, *Septifer keenae* 등이 있는데 본 연구에서는 남해안을 중심으로 폭넓게 분포되어 있는 *Crassostrea gigas*를 지표생물로 삼았다.

따라서 본 연구에서는 중금속 유입량이 많은 공단주변 해역과 각각의 대조구에서 해수, 퇴적물 및 굴의 중금속 함량을 조사하여 연안해역의 중금속 농도에 대한 장기적인 정보를 제공하고 지표생물중의 중금속 농도가 비정상적으로 높은 해역을 찾아냄으로써 중금속 오염의 초기경고체계 역할을 하고자 한다.

조사지 개황

임해공단 연안의 중금속오염도를 조사하기 위해 남해, 동해, 서해의 각각에서 오염물질의 유입량이 많은 공단 주변 지역(덕동, 춘도, 독곶)과 여기에 대한 대조구(이수도, 당사, 파도리)를 설정하였다. 남해에서는 주변에 마산, 창원, 진해 등의 공업도시들이 있어 오염물질의 유입이 많은 마산만의 덕동이 조사되었다. 이곳의 표층수는 아주 미약한 조류의 영향만을 받을 뿐이며 또한 중, 저층수는 바람에 관계없이 유속이 매우 약하기 때문에 외부해수와의 교환가능성이 매우 낮아 우리나라 연안 가운데 오염이 가장 심한 곳으로 손꼽히는 곳이다. 동해에서는 석유화학공단, 구리·동 제련소, 풍산금속, 고려아연, 쌍용정유 등의 공단이 위치한 온산만의 춘도를 조사하였다. 서해에서는 대산공업단지의 독곶이 조사되었는데 이곳에는 삼성 1단지, 현대 2단지 등의 공업단지가 조성되어있다 (Fig. 1). 조사정점들의 자세한 위치는 다음과 같다 (한국정신문화연구원 1991).

정점 1: 덕동

조사지점은 마산만과 진해만의 경계이며 마산만의 입구에 있는 모개동대섬으로 동경 128°36' 14", 북위 35°08'56"에 위치한다. 마산만은 만구가 약 1 km로 좁고 평균 수심은 20 m 정도로 깊어

천연의 좋은 항구인 반면 인접한 창원시의 내동천과 마산시의 근주천을 중심으로 한 각종 공장 폐수와 생활하수 및 덕동의 인분처리장으로부터 불충분하게 처리된 잔여물이 유입되고, 진해만 내륙 쪽으로 깊게 자리한 위치 때문에 해류의 순환이 활발치 못하여 적조현상이 자주 일어나는 곳이다.

정점 2 : 이수도

마산만에서 진해만을 지나 남남동 방향에 위치한 이수도는 거제도의 부속도로서 동쪽과 남쪽은 대한해협을 향하여 열려있으나 북쪽은 거제도의 북단이 마산만 방향을 막고 있다. 조사지점은 동경 $128^{\circ}44'01''$, 북위 $34^{\circ}57'57''$ 에 위치한다.

정점 3 : 춘도

춘도는 동경 $129^{\circ}21'17''$, 북위 $35^{\circ}26'47''$ 에 위치하며 온산반의 내만에 위치하는 작은 섬으로써 무인도이다. 본 지역은 1975년 이후 온산공업단지가 조성되어 비철금속단지 및 제 4 석유화학단지로 율주군공업의 중심지가 되었으며 주요업종은 동, 알루미늄, 아연 등의 비철금속과 석유화학, 펄프공업 등이다.

정점 4 : 당사

당사는 동경 $129^{\circ}33'25''$, 북위 $35^{\circ}58'17''$ 에 위치하며 동쪽은 전면이 동해에 접하고 동남부는 바위와 암초가 많다. 서쪽에는 동대산, 울산시와의 사이에는 구룡산, 동으로는 하천이 흘러 동해안 쪽에 들을 형성한다.

정점 5 : 독곶

독곶은 서산군 태안읍에서 북쪽으로 열려있는 가로림만의 동쪽 대산면에 있으며 동경 $128^{\circ}44'01''$, 북위 $36^{\circ}59'08''$ 에 위치한다. 북쪽만의 입구는 2.3 km, 만입의 길이는 25 km에 이른다. 대산지역의 북부해안에는 1988년 이후 간척사업으로 확보된 공업용지에 국내 최대 석유화학단지와 청유공장이 조성되어 있다.

정점 6 : 파도리

파도리는 태안군의 서쪽끝 소원면에 있으며 동경 $126^{\circ}08'22''$, 북위 $26^{\circ}44'53''$ 에 위치한다. 해안선이 길고 복잡한 리아스식 해안이며 연안의 수심이 얕고 조차가 커서 평야와 염전이 넓게 발달되어 있다.

분석방법

시료채취

1995년 7월과 8월에 걸쳐 각 조사지에서 해수, 퇴적물 및 쿨을 삼반복으로 채취하였다. 해수는 미리 산으로 세척된 1,000 ml 폴리에틸렌병에 표층수를 채취하였다. 채취된 시료는 먼지가 묻지 않도록 폴리에틸렌필름으로 이중 포장한 후 드라이 아이스로 냉동 보관한 후 실험실로 옮겼다. 표층퇴적물은 Van veen grab을 사용하여 수심 10 m 안팎의 퇴적물을 채취하였으며, 생물채취장소로부터 2 km 이내에서 행하였다. 최근에 유입된 오염물질을 조사하기 위해 위로부터 3

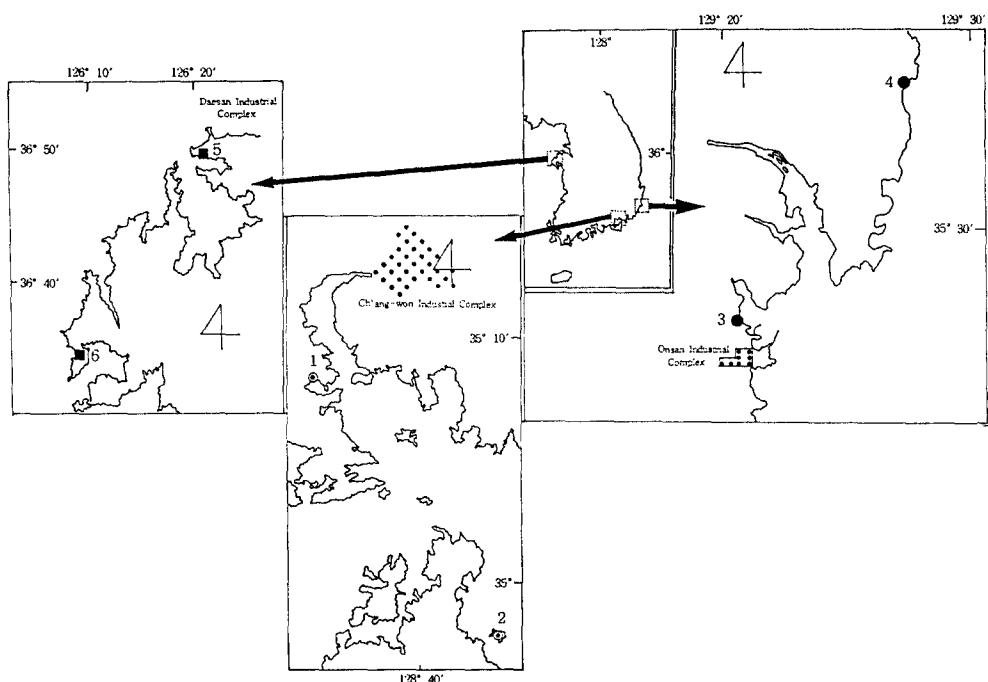


Fig. 1. Location of the sampling stations : ◎ = Masan Bay ; ● = Onsan Bay ; ■ = Daesan Industrial complex : 1 = Tokdong ; 2 = Isudo ; 3 = Chundo ; 4 = Tangsa ; 5 = Tokgok ; 6 = Padori.

cm정도를 측한 후 냉동 보관하여 실험실로 옮겼다. 끝 채취는 조간대에서 이루어졌으며 한 장소 당 20개체 정도를 채집하였는데 이는 오염물질 농도가 통계적인 의미를 갖기 위한 최소한도의 생물개체수이다 (NAS 1980). 또한 수심차에서 오는 농도 차를 최소화하기 위해서 수심 3 m 내외에서, 연령차에서 오는 농도 차를 최소화하기 위해 3~5 cm의 것을 채집하였다. 패각의 유기 퇴적물을 제거하고 개체로 분리한 뒤, 소화관 내의 먹이찌꺼기와 퇴적물에 함유된 중금속의 영향을 배제하기 위해 (이 1994) 약 24시간동안 청장 (depuration)시켰다. 청장 후 냉동보관하여 실험실로 옮겼다.

퇴적물 분석

퇴적물은 105°C에서 24시간동안 말린 다음 막자사발에서 갈고 잘 혼합한 후 4°C에서 저장하였다. 이중 중금속 분석에는 1 g (전중량)을 사용하였다.

연차적 추출방법에서 각 단계마다의 추출물은 원심분리기(10,000 rpm에서 30분간)를 사용하여 상등액을 얻어냈고 다시 3차 중류수로 원심분리기(10,000 rpm에서 30분간)로 세척하여 다음 과정을 수행하였다 (Fig. 2). 각 상등액의 구리, 납, 아연 및 카드뮴 농도는 원자흡광분석기 (Perkin Elmer 2380)로 측정하였다. 마지막 단계의 전처리 과정은 teflon PFA용기에 시료 0.5 g(전중량)을 넣고, 왕수 (염산 : 질산 = 3 : 1) 4 ml과 불화수소 12 ml을 넣고 전자레인지 (CEM MDS 2000)에서 Nieuwenhuige(1991)과 Babukutty(1995)로부터 발전시킨 방법에 따라

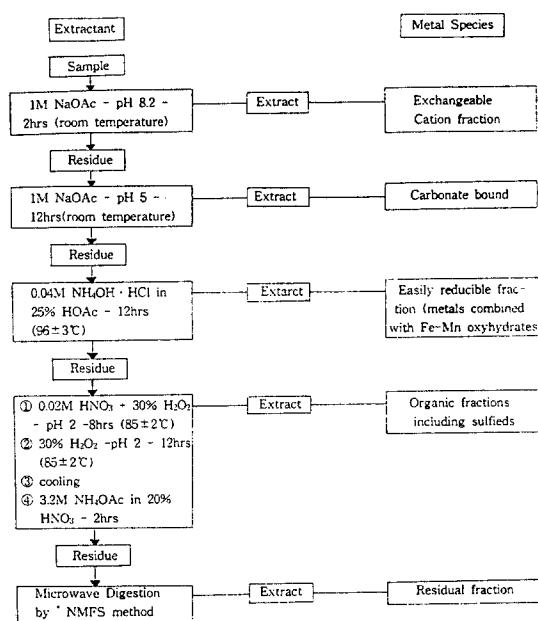


Fig. 2. Sequential extraction scheme for the sediments.

리, 납, 아연 및 카드뮴 농도를 측정하였다.

해수 분석

산으로 세척된 $0.4 \mu\text{m}$ Nucleopore filter로 해수를 여과하여 여액 500 ml에 증류된 염산 (6N) 2 ml를 가한 다음 분석시까지 상온에서 보관하였다. 실험에 사용된 모든 시약은 분석급을 김 등 (1994)의 방법에 따라 정제한 후 사용하였다. Danielsson 등(1982) 및 Bruland(1979)의 용매추출법을 변형시켜서 중금속을 분리 및 농축시켰다. 모든 실험조작은 clean bench안에서 행해졌으며 비불꽃원자흡광분광기(Varian #875 AAS & CRA-90)를 사용하여 구리, 납, 아연 및 카드뮴 농도를 측정하였다. 매일매일의 측정 오차를 줄이기 위하여 표준물질(CASS-3, NRC-CNRC)도 함께 분석하였다.

결과 및 고찰

퇴적물

퇴적물내의 총 중금속 함량은 연차적으로 얻어진 농도의 합으로 구하였다 (Table 1~4). 중금속으로 인한 퇴적물내 오염의 잠재적 효과를 평가함에 있어서 총농도를 사용하는 것은 정확한 예측을 어렵게 할 수도 있다. 왜냐하면 이는 총 농도내 lithogenic crystalline mineral추출물은 산화, 환원 환경변화에 쉽게 반응하지 않아 해수의 잠재적 오염에 심각한 위협을 주지 못하기 때문이다. 따라서 총농도의 일부인 실질적 운동성이 있는 산화, 환원 추출량을 따로 구분하는 것은 중요하다 (Tessier et al. 1979). 변화가능한 부분은 중금속의 흡착과 분리에 영향을 주는 부분이

분해시켰다. 반응이 완료되면 포화 붕산 (H_3BO_3) 25 ml로 희석시킨 후 원자흡광분석기로 구리, 납, 아연 및 카드뮴 농도를 측정하였다.

굴(oyster) 분석

현장에서 냉동된 굴은 실온에서 녹인 후 꽈각에 묻은 더러운 것들을 증류수로 깨끗이 닦아내고 꽈각 내에 들어있던 해수를 따라버린 다음 폴리카보네이트로 만든 칼을 사용하여 제각하였다. 시료를 균질화시킨 후 teflon PFA용기에 균질화된 시료 0.2~0.3 g (건중량)을 넣고 진한 질산 10 ml를 넣은 후 2시간동안 clean bench안에서 상온에 방치했다. 이것을 전자레인지에서 MacCarthy와 Ellis(1991)의 방법을 이용하여 분해시켰다. 반응이 완료되면 5°C에서 식힌 후 3 차 증류수를 이용해 25 ml로 희석시켜 각각의 상등액을 원자흡광분석기로 구

Table 1. Copper concentrations in the different phases of the aquatic system. Data are mean \pm a standard deviation

Station	Sediment ($\mu\text{g/g}$)					
	Exch.	Carbo.	Fe-Mn	Org.	Resid.	Total
1	0.060 \pm 0.004	0.180 \pm 0.013	0.130 \pm 0.046	1.37 \pm 0.01	46.1 \pm 2.29	47.8
2	0.004 \pm 0.004	0.073 \pm 0.055	0.030 \pm 0.017	0.15 \pm 0.03	18.8 \pm 2.63	19.0
3	0.031 \pm 0.015	0.220 \pm 0.040	0.083 \pm 0.035	3.21 \pm 0.20	34.2 \pm 8.83	37.6
4	0.020 \pm 0.003	0.080 \pm 0.006	0.033 \pm 0.004	0.20 \pm 0.02	11.7 \pm 0.82	12.0
5	0.044 \pm 0.008	0.150 \pm 0.010	0.072 \pm 0.001	2.60 \pm 0.10	27.7 \pm 5.68	30.6
6	0.007 \pm 0.007	0.150 \pm 0.140	0.160 \pm 0.010	0.30 \pm 0.22	14.3 \pm 3.03	14.9

1 = Dokdong ; 2 = Isudo ; 3 = Chundo ; 4 = Tangsa ; 5 = Tokkot ; 6 = Padori : Exch. = exchangable cation fraction : Carbo. = carbonate bound fraction : Fe-Mn = easily reducible fraction (metals combined with Fe-Mn oxides) : Org. = organically bound fraction : Resid. = residual fraction : Total = sum of the different sediment fractions

Table 2. Lead concentrations in the different phases of the aquatic system. Data are mean \pm a standard deviation

Station	Sediment ($\mu\text{g/g}$)					
	Exch.	Carbo.	Fe-Mn	Org.	Resid.	Total
1	0.200 \pm 0.055	0.240 \pm 0.040	1.830 \pm 0.042	1.19 \pm 0.10	53.3 \pm 3.06	56.8
2	0.063 \pm 0.024	0.170 \pm 0.190	0.390 \pm 0.120	0.12 \pm 0.01	15.4 \pm 3.51	16.2
3	0.100 \pm 0.009	0.380 \pm 0.270	1.460 \pm 0.550	0.68 \pm 0.12	38.4 \pm 15.3	41.0
4	< 0.100	0.057 \pm 0.015	0.073 \pm 0.015	0.15 \pm 0.03	15.0 \pm 7.07	15.4
5	0.190 \pm 0.049	0.390 \pm 0.053	0.150 \pm 0.130	0.72 \pm 0.18	57.0 \pm 11.6	59.5
6	0.065 \pm 0.025	0.030 \pm 0	0.320 \pm 0.230	0.15 \pm 0.03	5.6 \pm 2.89	6.16

1 = Dokdong ; 2 = Isudo ; 3 = Chundo ; 4 = Tangsa ; 5 = Tokkot ; 6 = Padori : Exch. = exchangable cation fraction : Carbo. = carbonate bound fraction : Fe-Mn = easily reducible fraction (metals combined with Fe-Mn oxides) : Org. = organically bound fraction : Resid. = residual fraction : Total = sum of the different sediment fractions

Table 3. Zinc concentrations in the different phases of the aquatic system. Data are mean \pm a standard deviation

Station	Sediment ($\mu\text{g/g}$)					
	Exch.	Carbo.	Fe-Mn	Org.	Resid.	Total
1	0.100 \pm 0.003	1.26 \pm 0.02	2.43 \pm 0.05	1.63 \pm 0.03	225 \pm 3.84	230
2	0.008 \pm 0.007	0.26 \pm 0.06	0.95 \pm 0.03	0.59 \pm 0.01	107 \pm 13.0	109
3	0.014 \pm 0.004	1.51 \pm 0.45	3.03 \pm 0.17	3.33 \pm 0.17	136 \pm 13.0	144
4	0.010 \pm 0.001	0.19 \pm 0.01	0.32 \pm 0.01	0.36 \pm 0.03	102 \pm 12.9	103
5	0.100 \pm 0.003	3.73 \pm 0.06	2.80 \pm 0.46	2.36 \pm 0.15	70.8 \pm 1.96	79.8
6	0.003 \pm 0.002	0.38 \pm 0	0.63 \pm 0	0.34 \pm 0.09	41.6 \pm 2.61	43.0

1 = Dokdong ; 2 = Isudo ; 3 = Chundo ; 4 = Tangsa ; 5 = Tokkot ; 6 = Padori : Exch. = exchangable cation fraction : Carbo. = carbonate bound fraction : Fe-Mn = easily reducible fraction (metals combined with Fe-Mn oxides) : Org. = organically bound fraction : Resid. = residual fraction : Total = sum of the different sediment fractions

Table 4. Cadmium concentrations in the different phases of the aquatic system. Data are mean \pm a standard deviation

Station	Sediment ($\mu\text{g/g}$)					
	Exch.	Carbo.	Fe-Mn	Org.	Resid.	Total
1	0.200 \pm 0.055	0.240 \pm 0.040	1.83 \pm 0.042	0.017 \pm 0.003	8.87 \pm 0.32	11.2
2	0.027 \pm 0.010	0.052 \pm 0.003	0.160 \pm 0.023	0.008 \pm 0.001	0.34 \pm 0.27	0.59
3	0.027 \pm 0.014	0.082 \pm 0.005	0.280 \pm 0.042	0.018 \pm 0.004	2.30 \pm 0.23	2.71
4	0.016 \pm 0.002	0.055 \pm 0	0.006 \pm 0.002	0.005 \pm 0.001	0.44 \pm 0.02	0.52
5	0.110 \pm 0.009	0.110 \pm 0.011	0.330 \pm 0.049	0.056 \pm 0.005	8.20 \pm 0.20	8.81
6	0.011 \pm 0.006	0.036 \pm 0.010	0.056 \pm 0.007	0.004 \pm 0.001	0.81 \pm 0.83	1.32

1 = Dokdong ; 2 = Isudo ; 3 = Chundo ; 4 = Tangsa ; 5 = Tokkot ; 6 = Padori : Exch. = exchangable cation fraction : Carbo. = carbonate bound fraction ; Fe-Mn = easily reducible fraction (metals combined with Fe-Mn oxides) ; Org. = organically bound fraction ; Resid. = residual fraction : Total = sum of the different sediment fractions

며 탄산염, Fe-Mn과 결합된 부분은 환원성이고 유기물과 결합된 부분은 산화성이다. 나머지 고형물 부분은 1차, 2차적 광물로서 그들의 광물조직내에 중금속을 포함하고 있다.

임해공단 연안과 각각의 대조구에서의 중금속 농도를 비교해보면, 각 단계(Exch., Carbo., Fe-Mn, Org., Resid., Total)마다 임해 공단 연안에서의 중금속 농도가 대조구에 비해 유의적인 차이를 나타냈다 ($P < 0.05$). 조사정점 중 중금속 최대농도는 납을 제외하고는 모두 덕동에서 측정되었다. 또한 홍 등(1989)의 진해만의 표층 퇴적물 자료(Cu : 21~63 $\mu\text{g/g}$, Pb : 14~38 $\mu\text{g/g}$, Zn : 105~277 $\mu\text{g/g}$, Cd : < 0.4~1.2 $\mu\text{g/g}$)와 비교하면 구리, 납, 아연 농도는 비슷하게 나타났으나 카드뮴 농도는 높게 나타났다. 위의 결과를 통해 퇴적물에서 산화 추출량이 우세한 원소로는 구리를 들 수 있고, 환원 추출량이 우세한 원소로는 아연, 카드뮴, 납을 들 수 있다. 이들이 총량에서 차지하는 비율은 20%이내로 밝혀졌으며 대부분이 잔류부인 lithogenic crystalline mineral로 존재하리라 여겨진다. 그리고 납, 구리는 산화, 환원 추출량으로 보아 퇴적층의 환경변화에 따라 다소 활발한 재이동을 할 것으로 보인다.

굴(oyster)

굴 생체내의 총 중금속 함량은 Table 5와 같다. 임해공단 연안에서의 납 농도는 대조구에 비해 유의적인 차이를 나타냈으며 ($P < 0.01$), 카드뮴 농도도 유의적인 차이를 나타냈다 ($P < 0.05$). 조사정점 중 중금속 최대농도는 구리를 제외하고는 모두 춘도에서 측정되었다. 본 결과를 Mussel Watch(1992)에서 발표된 자료와 비교해보면 아연은 평균 농도 (2,400 $\mu\text{g/g}$)와 가까웠으며 구리는 평균 농도 (150 $\mu\text{g/g}$)의 57% 미만에 속했다. 반면 납은 오히려 높은 농도 (0.94 $\mu\text{g/g}$)보다도 더 높게 나타났다. 아연은 다른 중금속에 비해 수백 배에서 수천배 높게 나타났는데 이는 굴이 축적된 아연을 분비하지 못하고 계속 축적하기 때문이다 (Rainbow and White, 1989). 이 아연은 무독성인 Zn pyrophosphate 형태인 입자로 존재하며 이는 생체내의 대사활동에 지장을 주지 않는 것으로 알려졌다 (Rainbow et al. 1990).

해수

해수의 용존성 구리, 납, 아연 및 카드뮴의 농도는 Table 6과 같다. 독곳을 제외하고는 임해

Table 5. Concentrations of heavy metals in Oysters (*Crassostrea gigas*) of the sampling sites. Data are mean \pm a standard deviation

Station	Oyster soft tissue ($\mu\text{g/g}$)			
	Cu	Pb	Zn	Cd
1	85.6 \pm 8.91	1.020 \pm 0.057	2480 \pm 244	6.40 \pm 0.57
2	49.4 \pm 1.87	0.267 \pm 0.133	1820 \pm 262	3.98 \pm 0.66
3	42.2 \pm 4.29	1.490 \pm 0.690	3520 \pm 403	8.71 \pm 0.81
4	12.1 \pm 1.77	0.379 \pm 0.083	2540 \pm 106	5.75 \pm 0.50
5	28.3 \pm 0.62	1.340 \pm 0.219	1480 \pm 183	8.71 \pm 1.69
6	20.3 \pm 2.64	0.525 \pm 0.219	1070 \pm 103	4.12 \pm 1.42

1 = Dokdong : 2 = Isudo : 3 = Chundo : 4 = Tangsa : 5 = Tokkot : 6 = Padori

Table 6. Concentrations of heavy metals in dissolved phase of seawater at the sampling sites. Data are mean \pm a standard deviation

Station	Seawater ($\mu\text{g/l}$)			
	Cu	Pb	Zn	Cd
1	0.61 \pm 0.093	0.120 \pm 0.010	1.70 \pm 0.408	0.010 \pm 0.002
2	0.17 \pm 0.042	0.110 \pm 0.015	0.29 \pm 0.247	0.007 \pm 0.005
3	1.75 \pm 0.231	0.042 \pm 0.001	6.14 \pm 0.944	0.045 \pm 0.003
4	0.30 \pm 0.206	0.036 \pm 0.002	0.57 \pm 0.120	0.011 \pm 0.002
5	0.35 \pm 0.035	0.013 \pm 0.003	0.20 \pm 0.015	0.015 \pm 0.001
6	0.32 \pm 0.050	0.022 \pm 0.009	0.23 \pm 0.050	0.021 \pm 0.002

1 = Dokdong : 2 = Isudo : 3 = Chundo : 4 = Tangsa : 5 = Tokkot : 6 = Padori

공단연안에서 대조구보다 중금속의 농도가 높게 측정되었으나 유의적인 차이는 나타나지 않았다. 중금속 최대농도는 납을 제외하고는 모두 출도에서 측정되었다. 납의 농도가 덕동과 이수도에서 다른 정점에 비해 높게 나타났는데 이는 상당량의 납이 대기를 통해서 해양으로 유입되었기 때문인 것으로 생각된다 (Harper 1991). 또한 김 등(1994)의 진해만 자료 (Cu : 0.22~1.70 $\mu\text{g/l}$, Pb : 0.010~0.237 $\mu\text{g/l}$, Zn : 0.12~10.58 $\mu\text{g/l}$, Cd : 0.012~0.103 $\mu\text{g/l}$)와 비교하면 구리, 납 및 아연 농도는 비슷하게 나타났으나 카드뮴 농도는 약간 높게 나타났다. 표준물질의 분석결과 카드뮴, 구리, 납, 아연은 각각 $0.027 \pm 0.003 \mu\text{g/g}$, $0.510 \pm 0.018 \mu\text{g/g}$, $0.010 \pm 0.002 \mu\text{g/g}$, $1.26 \pm 0.098 \mu\text{g/g}$ 로 나타났다. 따라서 입증된 값 $0.03 \pm 0.005 \mu\text{g/g}$, $0.517 \pm 0.062 \mu\text{g/g}$, $0.012 \pm 0.004 \mu\text{g/g}$, $1.24 \pm 0.25 \mu\text{g/g}$ 에 대해 각각 89.7%, 98.7%, 86.7%, 102%의 회복율을 보여 실험의 정확도가 보완되었다.

적 요

본 연구는 한국 연안의 오염도를 파악하기 위해 마산만, 온산만, 대산공업 단지 및 각각의 대조구에서 해수, 퇴적물 및 굴의 구리, 납, 아연 및 카드뮴의 농도를 조사하였다. 임해 공단 연안과 각각의 대조구에서의 중금속 농도는 대산공단 지역의 해수를 제외하고는 임해 공단 연안의 중금속 농도가 대조구에서보다 높게 나타났다.

해수내의 용존성 구리, 납, 아연 및 카드뮴의 농도는 각각 $0.3 \sim 1.75 \mu\text{g/l}$, $0.013 \sim 0.12 \mu\text{g/l}$,

0.20~6.14 $\mu\text{g}/\text{l}$, 0.007~0.021 $\mu\text{g}/\text{l}$ 범위를 나타냈다. 퇴적물내의 구리, 납, 아연 및 카드뮴의 농도는 12.0~47.8 $\mu\text{g}/\text{g}$, 6.16~59.5 $\mu\text{g}/\text{g}$, 43.0~230 $\mu\text{g}/\text{g}$, 0.52~11.2 $\mu\text{g}/\text{g}$ 범위를 보였다. 굴의 구리, 납, 아연 및 카드뮴 농도는 12.1~85.6 $\mu\text{g}/\text{g}$, 0.267~1.49 $\mu\text{g}/\text{g}$, 1,070~3,250 $\mu\text{g}/\text{g}$, 3.23~7.71 $\mu\text{g}/\text{g}$ 범위로 나타났다. 본 연구에서 임해공단 연안에 있는 굴의 중금속 농도는 Mussel Watch(1992) 조사와 비교해 볼 때 크게 오염되지 않은 것으로 사료된다.

인용문헌

- 김경태 · 홍기훈 · 이수형. 1994. 진해만 표층해수중의 중금속 농도 분포. 한국해양학회지 16: 19-27.
- 수산진흥원. 1983. 한국연안어장 보전을 위한 환경오염조사연구. 국립수산진흥원사업보고 58: 626.
- 이수형. 1994. 이매폐류를 지표종으로 이용한 해양환경오염 연구. 한국폐류학회지 10:24-40.
- 한국정신문화연구원. 1991. 한국민족문화대백과사전. 16:602-625.
- 홍기훈 · 조성록 · 강성현 · 정창수 · 김종근. 1989. 연안환경보전기술개발연구. 한국해양연구소 보고서. BSPG 00083-242-4.
- Babukkuty, Y. and J. Chacko. 1995. Chemical partitioning and bioavailability of Pb and Ni in an estuarine system. Environ. Tox. Chim. 14:427-434.
- Bruland, E.A. 1979. Sampling and analytical methods for the determination of Cu, Cd, Zn and Ni at the nanogram per liter level in sea water. Anal. Chim. Acta. 105:233-245.
- Danielsson, L.G., B. Magnusson, S. Westerlund and K. Zhang. 1982. Trace metal determinations in estuarine waters by AAS after extraction of dithiocarbamate complexes into freon. Anal. Chim. Acta. 144:183-88.
- Goldberg, E.D., T.B. Vaughan, J.W. Farrington, G. Harvey, J.H. Martin, P.L. Parker, R. W. Risebrough, W.M. Robertson and E. Schneider. 1978. The International Mussel Watch. National Academy of Sciences. Environ. Conserv. Vol. 5. No. 2.
- Harper, D.J. 1991. The distribution of dissolved Cd, Pb and Cu in the Bristol channel and the outer Severn estuary. Mar. Chem. 33:131-143.
- IMWC. 1990. The international mussel watch committee Cochin estuary determined using chemical extraction techniques. Sci. Total Environ. 102:113-128.
- Maccarthy, H.T. and P.C. Ellis. 1991. Comparison of microwave digestion for analysis of Pb, Cd, Cr, Co and Zn in shellfish by flame AAS. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 74:566-569.
- Mussel Watch. 1992. Recent Trends in Coastal Environmental Quality: Results from the First Years of the NOAA Mussel Watch Project. 14p.
- Nieuwenhuige, J. 1991. Comparison of microwave and conventional extraction techniques for the determination of metals in soil, sediment and sludge samples by Atomic Spectrometry. Analyst. 116:277.
- NAS. 1980. The International Mussel Watch. Washington D.C. National Academy of Sciences. 248p.

- Rainbow, P.S. and S.L. White. 1989. Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle. *Hydrobiol.* 174:245-262.
- Rainbow, P.S., D.J.H. Phillips and M.H. Depledge. 1990. The significance of trace metal concentrations on marine invertebrates. *Mar. Pollut. Bull.* 21:321-324.
- Sprague, A.M. 1970. Measurement of pollutant toxicity to fish. II. Utilizing and applying bioassay results. *Wat. Res.* 4:3-32.
- Tessier, A., P.G.C. Campbell and M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51:844-851.

(1996년 4월 30일 접수)