

## 수계내 저질에 대한 구리 및 카드뮴의 분배 특성

이군자 · 박청길\*

동명전문대학 식품가공과 · \*부산수산대학교 환경공학과  
(1992년 12월 20일 접수)

### Characteristics of Copper and Cadmium Partitioning in Aquatic Sediment

Goon-Ja Lee and Chung-Kil Park\*

*Department of Food Technology, Dongmyung Junior College, Pusan 608-080, Korea \*Department of Environmental Science and Engineering, National Fisheries University of Pusan, Pusan 608-737, Korea*

(Manuscript received 20 December 1992)

#### Abstract

Selective extraction procedure has been used to quantify copper and cadmium in association with the various phases of aquatic sediment such as exchangeable/adsorbed, carbonate, manganese oxides, organic matter and iron oxides.

Changes of pH influenced on the partitioning of copper in carbonate and exchangeable/adsorbed phases and of cadmium in carbonate phase of aquatic sediment. Addition of NTA and EDTA, copper and cadmium associated with carbonate phase were released from sediment to water.

Total partitioning coefficient was 8.361 for copper and 0.497 for cadmium. The relative binding strengths of copper and cadmium to each solid phase can be ranked by using the partitioning coefficients. For copper it was observed that carbonate > organic matter > exchangeable/adsorbed > manganese oxides > iron oxides and for cadmium it was observed that exchangeable/adsorbed > carbonate > manganese oxides > organic matter > iron oxides.

KEY WORDS : copper and cadmium partitioning, aquatic sediment, partitioning coefficient, binding strength

#### 1. 서 론

저질은 수계내에서 미량 중금속의 sink로서 중요한 역할을 한다. 저질에 흡착하는 미량 금속들이 분포하는 고형상(solid phase)은 다양하나 중요한 것들을 열거하면 exchangeable/adsorbed 상(phase), carbonate 상, manganese oxides 상, organic matter 상, iron oxides 상 그리고 crystal 상 등이 있다(Gi-

bbs, 1973 ; Tessier *et al.*, 1979 ; Allen and Unger, 1986). 이들 각 고형상은 중금속과의 친화력의 크기와 구성비가 다르기 때문에 저질에 흡착되는 중금속이 각 고형상에 분배되는 양은 다르다(Oakley *et al.*, 1981 ; Davies-Colley *et al.*, 1984 ; Wiley and Nelson, 1984). 또 하천의 준설과 같이 수질의 환경적 변화를 주거나, 중금속과의 친화력이 큰 NTA 또는 EDTA와 같은 여러가지 유기 리간드의 유입에 의해

중금속은 쉽게 해리되는데(Gregor, 1972 ; Gardiner, 1975 ; Ramamoorthy and Rust, 1978) 이때 각 고형상의 친화력의 크기에 따라 영향을 받는 정도가 다를 것으로 짐작된다.

한편 오염된 수역의 저질은 오염 정도가 심하면 우선 저질내의 미량 금속 성분과 인, 탄화수소 등의 변화가 심하고 각 고형상의 분배되는 중금속의 양이 상대적으로 많아진다. 이러한 것은 Gibbs(1977)의 오염되지 않은 Amazon과 Yukon 강의 저질에 대한 카드뮴의 분배결과를 보면 crystal 상이 각각 81.5%와 90.4%였으며 수중생물에 의해 이용가능한 다른 여러 고형상의 분배량은 극히 낮은 값을 나타내었다. 반면 Gupta and Chen(1975)에 의한 Los Angeles항의 저질은 crystal 상이 평균 8%로 인위적인 오염이 상대적으로 크다는 것을 알 수 있다. crystal상은 천연의 결정질 구조내에 미량 중금속을 가지므로 쉽게 흡착 또는 해리되지 않고 또한 수중생물의 이용이 거의 불가능하나 다른 고형상들은 수중생물의 저질 섭취에 의해 이용가능하며 많은 양의 중금속이 수중생물의 체내에 농축될 수 있다(Diks and Allen, 1983). 그러므로 수질오염을 평가하기 위해서는 오염된 저질중 중금속의 분배량이 많고 수중생물에 의해 이용가능한 고형상들에 대한 중금속의 분배특성을 알아보는 것이 바람직하다.

본 연구에서는 구리와 카드뮴이 저질에 흡착되는 경우 pH의 변화와 NTA와 EDTA와 같은 중금속과의 친화력이 큰 유기 리간드의 영향에 따른 각 고형상에 분배된 구리와 카드뮴의 분배율에 대해 알아 보았으며 또한 이들 각 고형상이 분배에 기여하는 정도를 분배계수로 알아 보았다.

## 2. 시료 및 방법

### 2.1. 시 료

실험에 사용된 시수 및 저질은 1988년 8월에 인위적인 오염이나 산업폐기물의 유입이 없고 비교적 유기물의 함량이 높은 경남 함안군 범수면 대송리 자연보호구역내의 천연늪지에서 상층부의 저질을 채취하였다. 그리고 그 지점의 표층수를 채수하여

0.45 $\mu$ millipore filter로 여과한 후 4 $^{\circ}$ C 이하의 냉장고에 보관하면서 실험에 사용하였다. 채취된 저질은 시수로 회석하여 64 $\mu$  이상의 입자를 제거한 후 실험에 사용하였다.

### 2.2. 각 고형상에 대한 구리와 카드뮴의 분배 실험

일정량의 저질을 시수로 회석하여 64 $\mu$  이상의 입자를 제거한 후 300ml BOD병에 100ml씩 취하였다. 이때 구리와 카드뮴의 흡착에 사용된 저질의 양은 각각 6.72g/l과 6.44g/l이었다. 구리와 카드뮴의 농도는 모두  $3 \times 10^{-4}$ M로 하였으며 pH 4에서 pH 9까지 단계별로 조절하여  $25 \pm 0.1^{\circ}$ C의 항은 왕복진탕기내에서 3일간 평형흡착시켰다. 평형흡착이 끝난 후 원심분리시켜 용액중의 구리와 카드뮴의 농도를 원자흡광광도법으로 측정하였다(APHA · AWWA · WPCF, 1985). 이 값을 용존형으로 나타내었다. 그리고 NTA와 EDTA를 각각  $10^{-4}$ M씩 첨가하여 같은 방법으로 실험하였다.

평형흡착후 원심분리된 저질의 각 고형상별 분배량은 선택적 연속추출법(Allen and Unger, 1986)으로 분리하여 원자흡광광도법으로 측정하였다(APHA · AWWA · WPCF, 1985). 각 고형상별 분리 방법은 다음과 같이 하였다.

#### 1) exchangeable/adsorbed 상

3일간 평형흡착시킨 저질을 원심분리시켜 상등액을 pH 1~2로 산성화시키고 구리와 카드뮴의 양을 측정하였으며 이것을 용존형으로 나타내었다. 그리고 잔사에 1M Mg(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (pH 7.0)용액을 20ml 넣고 25 $^{\circ}$ C에서 1시간 추출하였다. 그 후 원심분리시켜 상등액을 100ml 메스플라스크에 모으고 다시 순수로 수차례 세정하여 원심분리시킨 상등액을 함께 모아 정용하였다.

#### 2) carbonate 상

1)의 잔사에 1M NaOAc (pH 5.0)용액 20ml를 넣고 25 $^{\circ}$ C에서 5시간 동안 추출하였다. 추출후 원심분리하여 1)과 같이 정용하였다.

#### 3) manganese oxides 상

2)의 잔사에 0.01M NH<sub>2</sub>OH · HCl/0.01M HNO<sub>3</sub> (pH 2.0)용액 20ml를 넣고 25 $^{\circ}$ C에서 20분간 추출하여 원심분리한 후 1)과 같이 정용하였다.

4) organic matter 상

3)의 잔사에 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (pH 2.0)용액 5ml를 넣고 85°C에서 5시간 동안 분해시켰다. 분해시키는 동안 수시로 흔들어 주면서 충분히 분해될 수 있도록 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>를 보충하여 주었다. 분해가 끝난 후 냉각시켜 1M NH<sub>4</sub>OAc/6% HNO<sub>3</sub>용액 20ml를 넣고 25°C에서 1시간 추출한 후 원심분리 시켜 1)과 같이 정용하였다.

5) iron oxides 상

4)의 잔사에 1M NH<sub>2</sub>OH · HCl/25% AOAc 용액 20ml를 넣고 95°C에서 6시간 동안 가열하였다. 가열하는 동안 수시로 흔들어 주면서 iron oxides상이 완전히 용해될 수 있도록 하였다. 냉각한 후 원심분리시켜 1)과 같이 정용하였다.

2.3. 분배계수 산출

일정량의 저질을 시수로 희석하여 64μ 이상의 입자를 제거한 후 300ml BOD병에 100ml씩 취하였다. 이때 구리와 카드뮴의 흡착에 사용된 저질의 양은 각각 8.43g/l과 9.19g/l이었으며 구리와 카드뮴의 농도는 모두 5×10<sup>-5</sup>~5×10<sup>-4</sup>M의 범위내에서 단계별로 넣었다. 그리고 pH 6.7±0.1이 되도록 조절한 후 25±0.1°C의 항온 왕복진탕기내에서 3일간 평형흡착시켰다. 평형흡착이 끝나면 원심분리시켜 용액층의 구리와 카드뮴의 농도를 원자흡광광도법으로 측정하였다. 이들 측정값이 구리와 카드뮴의 평형농도가 되며 원심분리한 저질은 선택적 연속 추출법으로 각 고형상별 중금속의 분배량을 측정하여 분배계수를 계산하였다.

Unger(1984)에 의하면 흡착된 금속의 양과 용액의 평형농도 사이의 직선적인 관계를 구하여 고형상과 용액상 사이의 금속의 분배를 비례상수로 나타낼 수 있다.

$$\frac{X}{m} = K_p[M]$$

여기서 X는 저질에 흡착된 구리와 카드뮴의 양 (moles)이고, m은 저질의 건중량(g)이다. 분배계수, K<sub>p</sub>는 고형상에 결합한 금속을 용존 금속농도로 나누어 준 비(ratio)이다. 분배계수의 값이 크면 클수록

고형상에의 분배가 더 크다는 것을 나타내 준다.

2.4. 저질 분석

구리 및 카드뮴은 DDTC-MIBK 용매추출법에 의해, 철과 망간은 산추출법에 의해 원자흡광광도법으로 측정하였다(APHA · AWWA · WPCF, 1985). COD는 알카리성 과망간산칼륨법으로 측정하였으며, 유기물은 요오드 적정법으로 정량하였다. 그리고 유기물량은 약 600°C에서 강열감량하여 정량하였다(環境廳水質保全局水質管理課, 1988).

3. 결과 및 고찰

3.1. pH의 변화에 따른 각 고형상에 대한 구리와 카드뮴의 분배

저질에 흡착된 구리와 카드뮴은 저질을 구성하고 있는 각 고형상의 친화력의 크기와 구성비에 따라 분배량이 달라지는데 pH의 변화에 따라 어떤 고형상이 영향을 크게 받는지 알아보기 위하여 평형 흡착후 선택적 연속추출법에 따라 dissolved(D), exchangeable/adsorbed(E), carbonate(C), manganese oxides(M), organic matter(O) 그리고 iron oxides(F) 상들에 대한 분배량을 측정하였다. 그 결과를 백분율로 계산하여 Fig. 1, Fig. 2에 나타내었다. 그리고

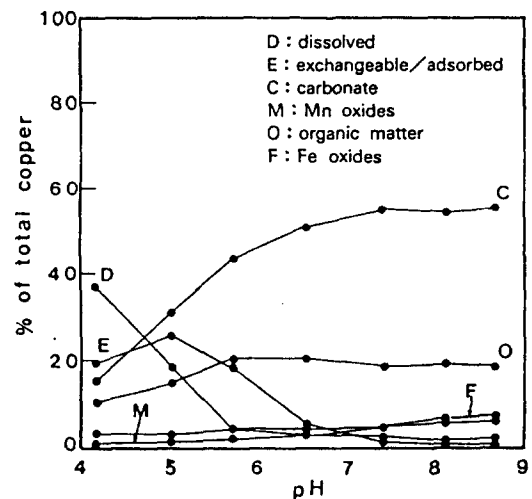


Fig. 1. Copper partitioning among each phase of sediment as a function of pH.

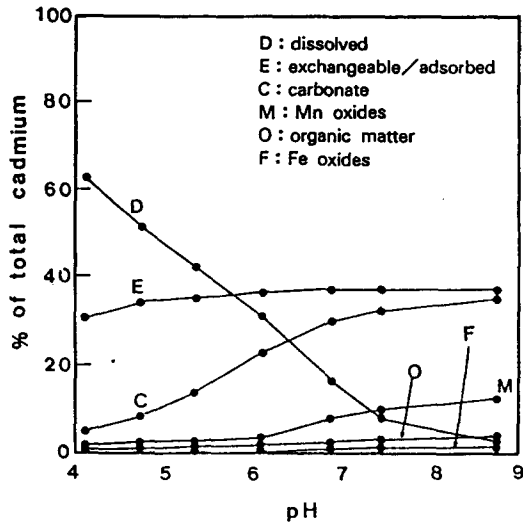


Fig. 2. Cadmium partitioning among each phase of sediment as a function of pH.

실험에 사용된 저질을 분석한 결과는 Table 1과 같았다.

구리의 경우 pH가 높아지면서 수중에 용존된 양(dissolved)이 급격히 감소하여 pH 6 이상에서는 97% 이상이 저질에 흡착되었다. 특히 carbonate 상에 분배된 양이 45% 이상으로 가장 많았으며 그 다음이 organic matter 상으로 거의 20%를 차지하여 구리는 carbonate 상과 organic matter 상에 거의 대부분 분배되었다. pH 6 이하에서는 carbonate 상에 분배된 것이 감소하면서 용존형과 exchangeable/adsorbed 상이 증가하였다. pH의 변화에 따라 각 고형상에 분배된 양이 현저하게 영향을 받아 용존형이 증가되는데 이것은 pH가 낮은 경우는

Table 1. Results of sediment analysis

COD	18,391.0	(ppm)
S <sup>2-</sup>	59.88	(ppm)
Cu	5.63	(ppm)
Cd	4.05	(ppm)
Fe	398.67	(ppm)
Mn	198.90	(ppm)
Org.*	13.6	(%)

\*Org. : organic matter

수소이온의 작용에 의한 중금속 이온의 해리 때문인 것으로 판단된다(Salim, 1983). 그리고 manganese oxides 상과 iron oxides 상에 분배되는 양은 측정된 pH 범위내에서는 10% 미만으로 대단히 적었다. 카드뮴의 경우 구리에 비하여 저질에 흡착되는 양이 적어 용존형 카드뮴의 양이 전반적으로 높고 저질에는 주로 exchangeable/adsorbed 상과 carbonate 상에 분배량이 많았다. pH 6 이상에서는 exchangeable/adsorbed 상과 carbonate 상에 분배되는 양이 각각 35%와 25% 이상으로 거의 대부분을 차지하였으며 pH 6 이하에서는 carbonate 상에 분배된 양이 감소하고 용존형이 증가하였다. 이는 고형상중 특히 pH의 변화에 가장 영향을 받기 쉬운 것이 carbonate 상이라고 한 Tessier *et al.*(1979)의 보고와 잘 일치하였다. manganese oxides 상과 iron oxides 상에 분배되는 양은 구리와 마찬가지로 측정된 pH 범위내에서는 거의 10% 미만을 나타내었다. 특히 organic matter 상은 구리와는 달리 측정된 pH 범위내에서는 분배되는 양이 3.3% 이하로 매우 낮은 값이었다. 그러나 exchangeable/adsorbed 상에서는 카드뮴이 구리에 비하여 pH의 변화에 상관없이 많은 양이 분배되었다. manganese, iron oxides 상은 생물체의 섭취에 의해 소화되어 체내에 농축되거나 환원상태에서는 해리될 수 있으므로(Gibbs, 1977), 이들 상에 분배된 양이 적을지라도 수질이 악화되거나 먹이사슬 효과로 본다면 결코 무시할 수 없을 것으로 보인다.

한편 고농도의 다양한 오염물질을 함유하는 저질은 준설작업시 고려해야 하는 것 중 하나가 되어 일어나는 수질변화에 의해 미량 금속이 해리되는 것이다(Gupta and Chen, 1975). 그러므로 저질의 carbonate 상에 분배된 구리와 카드뮴의 양이 많으면 pH가 낮아지는 경우 쉽게 수중으로 해리되어 용존형으로 존재할 가능성이 높은 것으로 추정된다.

### 3.2. 구리와 카드뮴의 분배에 대한 NTA와 EDTA의 영향

NAT와 EDTA는 가정용 세제의 tripolyphosphate 대신 사용되고 있으며 세제의 사용량이 날로 증가

하는 추세로 본다면 이들이 수질에 영향을 줄 것은 확실하다(Barica *et al.*, 1973; Woodiwiss *et al.*, 1979). NTA 또는 EDTA와 같은 착화능력이 큰 물질이 존재하는 경우 저질에 흡착한 중금속은 수중으로 해리된다. 그래서 저질과 결합한 상태의 구리와 카드뮴은 NTA와 EDTA에 의해 어떤 고형상이 가장 영향을 많이 받아 수중으로 해리되는지 알아 보기 위하여 구리와 카드뮴의 농도를 모두  $3 \times 10^{-4}$  M로 하였으며 NAT와 EDTA를 각각  $10^{-4}$  M씩 넣고 pH를 변화시키면서 실험하였다. 그 결과는 Fig. 3~6과 같았다.

NTA와 EDTA가 존재할 때의 결과를 NTA와 EDTA가 존재하지 않을 때(Fig. 1, Fig. 2)와 비교하여 보면 구리의 경우 pH 6 이상에서 carbonate 상에 결합한 것이 해리되어 감소한 반면 용존형 구리의 양이 상대적으로 증가하였다. 그리고 pH 6 이하에서는 carbonate 상과 함께 exchangeable/adsorbed 상도 약간의 해리가 있음을 보여 주었다. 그러나 다른 고형상들은 이들에 비해 크게 영향을 받지 않는 것으로 나타났다. 그러므로 pH 6 이상에서는 carbonate 상이 pH의 변화와 함께 NTA와 EDTA에 의해 탈착되어 음전하를 띤 착화물을 생성하여 저

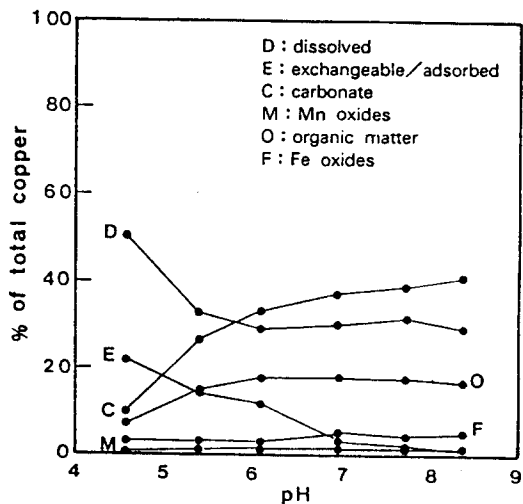


Fig. 3. Copper partitioning among each phase of sediment as a function of pH in the presence of  $10^{-4}$  M NTA.

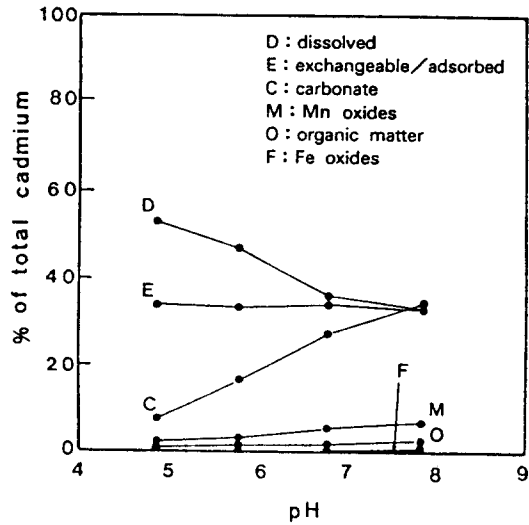


Fig. 4. Cadmium partitioning among each phase of sediment as a function of pH in the presence of  $10^{-4}$  M NTA.

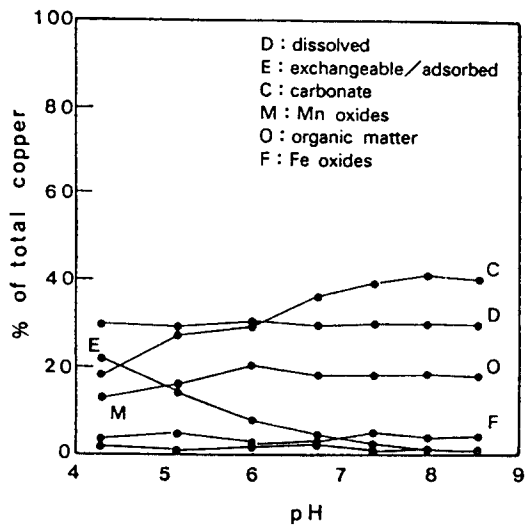


Fig. 5. Copper partitioning among each phase of sediment as a function of pH in the presence of  $10^{-4}$  M EDTA.

질의 표면에 흡착되지 못하고 수중으로 용출되기 때문이며(Gregor, 1972; Gardiner, 1975), pH 6 이하에서는 carbonate 상과 함께 수소이온의 작용에

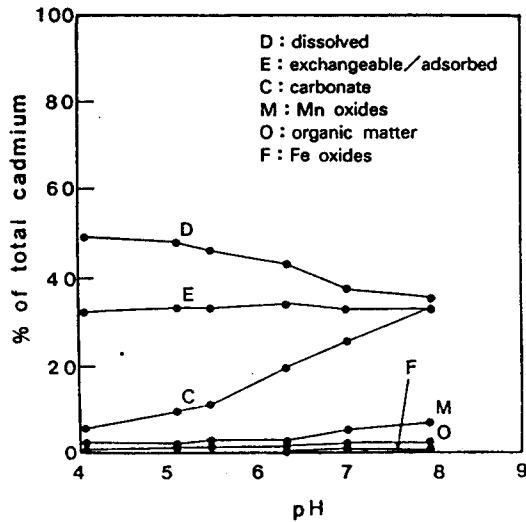


Fig. 6. Cadmium partitioning among each phase of sediment as a function of pH in the presence of  $10^{-4}$ M EDTA.

의해 exchangeable/adsorbed 상으로 부터 구리가 수중으로 용출되어 착화물이 생성됨을 알 수 있었다. 반면 카드뮴의 경우 pH 6 이상에서 NTA와 EDTA가 존재하지 않을 때 (Fig. 2)와 비교하여 carbonate 상이외 전반적으로 다른 고형상들의 분배량이 약간씩 감소하면서 용존형이 증가하였다.

이들 결과로부터 저질에 구리와 카드뮴이 흡착된 후 NTA 또는 EDTA와 같이 착화능력이 큰 물질이

유입되면 수중의 용존형과 우선 착화물을 형성하고 난 나머지가 저질에 흡착된 것을 탈착시키는 것으로 판단된다.

### 3.3. 각 고형상의 분배계수

천연 수계내에서 저질이 미량 중금속의 흡착에 크게 기여하는 저질내에 고형상은 어떤 것인지를 알아보기 위하여 분배계수를 계산하였다.

평형흡착후 선택적 연속추출법으로 각 고형상에 결합한 구리와 카드뮴의 양을 분리하여 측정할 결과를 Table 2와 Table 3에 나타내었으며 그들 값으로부터 계산한 분배계수를 Table 4에 나타내었다. 이때 저질의 총괄적인 분배계수(T)와 저질을 구성하는 각 고형상의 분배계수를 합한 값(Sum)과 비교해 보면 구리와 카드뮴 모두  $\pm 10\%$  이내의 오차를 나타내었다. 그리고 저질에 대한 구리와 카드뮴의 분배계수가 8.361과 0.497로 구리가 카드뮴보다 훨씬 저질에 결합되는 양이 많음을 알 수 있다. 분배계수의 값이 크다는 것은 용존형에 비해 저질에 분배되는 중금속량이 크다는 것을 나타내 준다. 그러므로 일정량의 저질에 대하여 구해진 분배계수는 각 고형상의 결합강도를 나타내 준다고 할 수 있다.

각 고형상의 결합강도를 분배계수로 나타내 보면 구리의 경우 carbonate > organic matter > exchangeable/adsorbed > manganese oxides > iron oxides

Table 2. Concentration of copper partitioning among each phase of aquatic sediment(8.43 g/l)

Total Cu added	D	E	C	M	O	F
50	0.58	0.7	25.3	8.7	13.4	2.82
100	1.33	15.5	51.7	13.9	21.9	5.36
150	2.18	24.0	92.0	19.0	36.8	5.06
200	2.57	30.8	119.6	19.8	40.2	5.36
250	2.92	36.8	162.1	25.8	41.5	5.76
300	4.06	43.2	181.5	33.4	47.4	6.21
500	7.38	70.8	338.4	39.4	65.7	7.91

Concentration as micromoles per liter, D:dissolved, E:exchangeable/adsorbed, C:carbonate, M:Mn oxides, O:organic matter, F:Fe oxides

**Table 3.** Concentration of cadmium partitioning among each phase of aquatic sediment (9.19g/l)

Total Cd added	D	E	C	M	O	F
100	7.80	55.8	31.2	4.80	5.16	0.60
150	12.60	74.9	49.5	5.40	6.84	0.60
200	21.40	97.2	57.4	6.84	7.56	1.20
250	30.72	115.1	61.6	12.96	8.40	0.96
300	35.19	128.2	93.7	11.16	9.60	1.20
400	64.55	193.4	100.8	14.64	10.80	1.44
500	109.13	195.2	110.3	19.20	12.00	1.80

Concentration as micromoles per liter, D:dissolved, E:exchangeable/adsorbed, C:carbonate, M:Mn oxides, O:organic matter, F:Fe oxides

**Table 4.** Partition coefficients for copper and cadmium

Metal	T	Sum	E	C	M	O	F
Cu	8.361	8.973	1.223	5.490	0.788	1.301	0.171
Cd	0.497	0.450	0.260	0.148	0.023	0.017	0.002

$K_p$  as litters per gram of dry sediment, T:total, Sum=E+C+M+O+F, E:exchangeable/adsorbed, C:carbonate, M:Mn oxides, O:organic matter, F:Fe oxides

des 이었으며, 카드뮴의 경우 exchangeable/adsorbed > carbonate > manganese oxides > organic matter > iron oxides이었다. 이들의 값은 Fig. 1과 Fig. 2에서도 볼 수 있는 바와 같이 구리의 경우 manganese oxides 상과 iron oxides 상, 카드뮴의 경우 manganese oxides 상, organic matter 상 그리고 iron oxides 상들은 측정된 pH 범위에서는 분배에 크게 기여하지 못하였다. 이것은 Oakley *et al.*(1981)과 Davies-Colley *et al.*(1984)에 의하면 금속과의 친화력은 manganese oxides 상과 iron oxides 상이 가장 크지만 이들은 저질내의 구성비가 대단히 적기 때문에 금속과의 친화력이 다른 고형상보다 훨씬 크면서도 금속의 분배에는 크게 기여하지 못한다고 하였다. 그리고 Gupta and Chen (1975)에 의하면 organic matter 상을 연속 추출할 때 유기물에 결합한 중금속도 함께 추출되어 유기물의 농도에 강한 상관성을 보인다고 하였다. 그러나 실험에 사용한 저질을 분석한 결과(Table 1), 유기

물이 59.88ppm이었으나 이 농도는 구리나 카드뮴과 결합하더라도 이 실험에서는 분배율이 1% 미만으로 전체 분배율에 크게 영향이 없었을 것으로 판단된다.

한편 수역마다 저질의 조성이 다르기 때문에 그들의 분배계수를 직접 비교해 볼 수 없겠으나 Wiley and Nelson(1984)에 의하면 Sturgeon 호수의 저질중 silt와 clay에 대한 카드뮴의 분배계수는 pH 6.0에서 0.85이었으며, Unger(1984)에 의한 Des Plaines 강 등의 저질중 silt와 clay에 대한 카드뮴의 분배계수는 pH 7.5에서 1.18~10.3이었으며 아연의 분배계수는 0.026~4.17이었다. 그리고 Nelson *et al.*(1989)에 의한 활성 슬릿지의 분배계수는 pH 7.0에서 카드뮴이 3.0, 구리가 7.2이었다. 그러므로 본 실험 결과도 이들과 크게 벗어나지 않았음을 알 수 있었다.

#### 4. 요약

수계내 저질에 대한 구리 및 카드뮴의 분배 특성을 검토하기 위하여 선택적 연속추출법에 의해 실험한 결과 다음과 같았다.

저질에 분배된 구리는 pH의 변화에 따라 carbonate 상과 exchangeable/adsorbed 상이 영향을 많이 받았으며 카드뮴은 carbonate 상이 영향을 많이 받았다. 그리고 NTA와 EDTA가 함께 존재할 때 구리와 카드뮴 모두 carbonate 상과 결합한 것이 가장 많이 해리되어 수중으로 이동하였다.

저질과 결합한 금속량과 평형농도 사이의 구리와 카드뮴의 총괄적인 분배계수는 구리가 8.361이었으며 카드뮴이 0.497이었다. 저질내 각 고형상에 분배된 크기를 분배계수로 나타내면 구리의 경우는 carbonate, organic matter, exchangeable/adsorbed, manganese oxides 그리고 iron oxides 차례로 컸으며, 카드뮴의 경우는 exchangeable/adsorbed, carbonate, manganese oxides, organic matter 그리고 iron oxides 차례로 컸다. organic matter 상은 구리와는 달리 카드뮴에서는 분배에 크게 기여하지 않았다.

#### 참고문헌

- 環境廳水質保全局水質管理課, 1988, 底質調査方法とその解説, 改訂版, 日本環境測定分析協會, 東京, 日本.
- Allen, H. E. and M. T. Unger, 1986, Metal-sediment association constants based on selective fractionation, in "Chemicals in the environment," Proc. Inter. Conf. Lisbon, 599~606.
- APHA · AWWA · WPCF, 1985, Standard methods for the examination of water and wastewater, 16th ed. Washington.
- Barica, J., M. P. Stainton and A. L. Hamilton, 1973, Mobilization of some metals in water and animal tissue by NTA, EDTA and TPP, Water Res., 7, 1791~1804.
- Davies-Colley, R. J., P. O. Nelson and K. J. Williamson, 1984, Copper and cadmium uptake by estuarine sedimentary phases, Environ. Sci. Tech., 18, 491~499.
- Diks, D. M. and H. E. Allen, 1983, Correlation of copper distribution in a freshwater-sediment system to bioavailability, Bull. Environ. Contam. Toxicol., 30, 37~43.
- Gardiner, J., 1975, Complexion of trace metals by EDTA in natural waters, Water Res., 10, 507~514.
- Gibbs, R. J., 1973, Mechanisms of trace metal transport in rivers, Science, 180, 71~73.
- Gibbs, R. J., 1977, Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon river, Geol. Soc. Am. Bull., 88, 829~843.
- Gregor, C. D., 1972, Solubilization of lead in lake and reservoir sediment by NTA, Environ. Sci. Tech., 6, 278~279.
- Gupta, S. K. and K. Y. Chen, 1975, Partitioning of trace metals in selective chemical fractions of nearshore sediments, Environ. Letters, 10, 129~158.
- Nelson, P. O., A. K. Chung and M. C. Hudson, 1989, Factors affecting the fate of heavy metals in the activated sludge process, J. Water Poll. Control Fed., 53, 1323~1333.
- Oakley, S. M., P. O. Nelson and K. J. Williamson, 1981, Model of trace metal partitioning in marine sediments, Environ. Sci. Tech., 15, 474~480.
- Ramamoorthy, S. and B. R. Rust, 1978, Heavy metal exchange processes in sediment-water systems, Environ. Geo., 2(3), 165~172.
- Salim, R., 1983, Adsorption of lead on the suspended particles of river water, Water Res., 17(4), 423~429.
- 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.



Unger, M. T., 1984, Sorption of cadmium and zinc onto operationally defined natural solid/solution interfaces, Ph. D. Thesis, Illinois Institute of Tech., Chicago.

Wiley, J. O. and P. O. Nelson, 1984, Cadmium adsorption by aerobic lake sediment, J. Environ.

Eng., 110, 226~243.

Woodiwiss, C. R., R. D. Walker and F. A. Brown, 1979, Concentrations of nitrilotriacetate and certain metals in Canadian wastewaters and streams, 1971~1975, Water Res., 13, 599~612.