

야생동물(조류)에 대한 중금속 독성평가

이 두 표

호남대학교 생명과학과

머릿글

화석연료의 덕택에 세계 경제는 20세기에 들어서면서부터 눈부신 성장을 거듭하여 왔으며 절정에 달했던 1980년대의 경제생산 증가분은 인류문명의 시작 후 1950년까지 수 천년 동안의 경제생산 증가분을 능가하는 것으로 나타났다. 그러나 한편으로 이처럼 급속한 경제성장을 이루는 과정에서 중금속을 포함하는 각종 다량의 오염물질이 환경 중에 무제한 투입되어 환경오염을 야기시켜 왔으며, 그 결과 선진 공업국을 필두로 하여 세계 각 지역에서는 사람을 포함한 야생생물들이 생존까지 위협받을 정도에 이르렀다. 특히 1950년대 일본에서 발생한 미나마따병과 이따이이따이병은 그 대표적인 것으로 전례 없는 엄청난 참사를 겪은 우리 인류는 그 이후 각종 공해 규제를 실시하여 선진 공업국에서의 고농도 오염지역은 점차 감소되고 있다. 그러나 한편으로는 오염물질의 종류가 다양화되고 이미 환경 중에 방출된 오염물질은 물과 대기를 경유하여 또는 생물농축을 통하여 지구 곳곳에 확산되고 있다. 이와 같이 지구 규모로 확산된 각종 오염물질은 모든 생물에 미량이면서도 복합적으로 작용하여 만성 독성을 일으키는 등 새로운 양상으로 생물의 생존을 위협하고 있다.

이러한 상황하에서도 인류의 생존과 번영에 필수 불가결한 금속 및 그 화합물은 과학기술의 발달과 더불어 그 수요가 증가되어 생산량이 매년 증가 일로에 있으며, 이미 환경 중에 방출된 전체 금속의 독성은 방사선과 각종 유기물을 합한 독성을 훨씬 능가하고 있다고 평가되고 있다. 많은 금속 중에서도 일부 독성 원소는 야생생물에 다량으로 축적되어 이미 독성발현의 임계농도를 넘어 세계 도처에서 야생생물에 피해를 주고 있다. 여기에서는 그 중에서도 특히 문제가 심각한 독성 중금속 원소이면서 내분비 교란물질로 의심되고 있는 납, 카드뮴, 수은 등에 대하여 우리 나라를 비롯한 세계 각국의 야생동물(조류) 피해 실태와 독성평가 방법을 모색해 보고자 한다.

야생동물에 대한 중금속의 피해 및 독성 평가법

납(Pb)

납은 비필수원소로서 독성이 매우 강하여 생체에 미치는 영향이 큰 것으로 알려져 있으며 지각 속에 $1.6\text{g}/100\text{kg}$ 의 농도로 함유되어 있는 비교적 희귀한 원소중의 하나이다.

환경 중의 납은 여러 가지 형태로 존재하고 있으며 그 중에서도 금속형태의 납과 메칠 및 에칠기와 결합한 형태의 납화합물이 야생동물의 생존에 치명적인 영향을 미치고 있다. 이들의 동물 체내 축적경로는 소화계 경로와 호흡계 경로의 2가지가 있다.

우선 금속형태의 납은 주로 수렵용 산탄과 낚시추에 사용되는 납을 들 수 있으며 소화계 경로로 축적된다.. 이러한 금속 형태의 납은 일반적으로 동물의 체내에 들어가면 소화관을 거쳐서 곧바로 배설되기 때문에 독성을 발휘하지 않는다. 그러나 일부 조류, 특히 사냥(모래주머니)이 잘 발달되어 있는 초식성 조류에 있어서는 배설되지 않고 사냥 속에 남아 모래와 섞여 닳아지면서 체내에 흡수되어 중독을 일으킨다. 이러한 경우는 주로 급성 독성으로 험합성 효소인 ALAD의 활성 저해에 의한 빈혈, 뇌조직의 신경세포 손상, 자율신경계 마비, 심장혈관 및 신장기능 저해 등을 일으켜 결국에는 사망에까지 이르게 한다.

수렵용 산탄에 의한 야생조류의 피해는 북미에서 잘 알려져 있다. 매년 160만 내지 240만 마리의 수조류가 월동 기간 중 사망하는 것으로 추산되며 그 주요 원인 중의 하나가 납탄알에 의한 납중독으로 알려져 있다. 이에 따라 야생동물 보호 차원에서 일부 대단위의 수금류 월동지역에 대해서는 수렵을 금지시키거나 납탄알 대신 독성이 없는 강철 또는 아연탄알을 고안하여 사용하고 있다. 그러나 산탄 재료의 대체는 총기의 파손, 명중률 저하 등의 이유로 실효를 거두지 못하고 있는 실정이다. 이러한 현상은 북미뿐만 아니라 수렵 및 낚시가 성행하고 있는 영국에서도 심각한 문제로 대두되고 있다. 80년대의 조사 결과에 의하면 매년 8,000여 마리의 청둥오리가 채식장애 흩어져 있는 납탄알을 주워 먹고 희생되었으며 4,000여 마리의 혹고니가 낚시추에 의해 사망했다고 한다. 그래서 1987년부터는 28.35g 이하의 낚시추는 수입 및 공급을 법적으로 금지시키고 있다.

필자가 최근 일본에서 월동중 사망한 고니류를 조사해 본 결과에 의하면 약 30%가 납탄알 및 낚시추에 의한 납중독 현상을 발견한 바 있다. 이들의 체내조직 분포 상황을 조사해 본 결과 뼈와 깃털조직에서 높은 농도를 보이는 정상개체와는 달리 납중독에 의해 사망한 개체는 간과 콩팥조직에서 가장 높은 농도를 나타내 납중독의 경우 조직분포 패턴이 달라진 것을 알 수 있었다(Fig. 1).

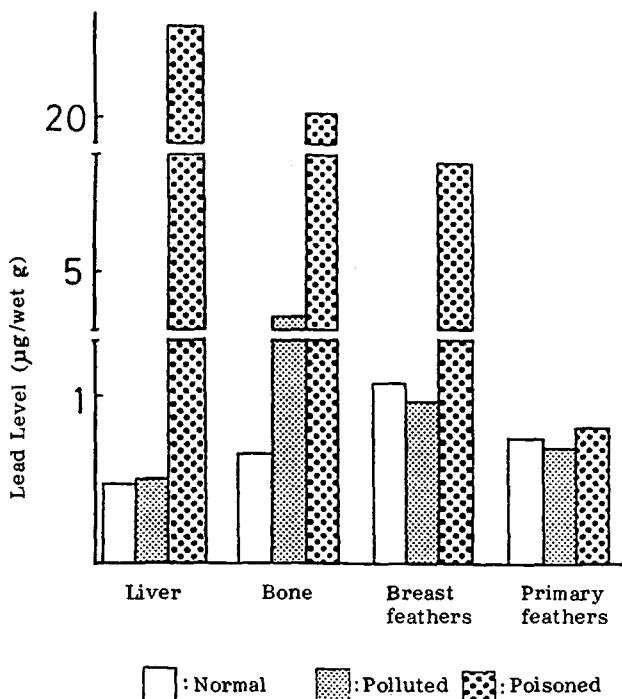


Fig. 1. Pb levels in tissues of swans with different status of pollution.

또다른 형태의 납, 즉 메칠납 혹은 에칠납 역시 야생동물의 생존에 커다란 영향을 미치며 이들은 주로 호흡기 경로 또는 소화계 경로를 통해 체내에 축적된다. 이들 납화합물은 주로 안티녹킹제로 가솔린에 첨가되어 자동차 배기가스로 대기중에 방출된다. 이렇게 방출된 납화합물 중 일부는 호흡을 통하여 허파를 거쳐 체내에 축적되고 일부는 야생동물의 먹이에 흡착되어 소화관을 통하여 흡수되고 조직 내에 축적된다. 따라서 그 축적량은 자동차 통행량에 비례하여 대도시나 고속도로 주변에서 생활하고 있는 야생동물에 여러 가지 형태로 피해를 주게 된다. 고속도로 주변 또는 납제련소 부근에서 방목되고 있는 가축이 납에 의한 급성 중독으로 사망한 미국의 예가 있기는 하지만 조류 및 양서류에 대해서는 주로 만성 중독을 일으켜 여러 가지 생리 레벨에서 이상을 초래한다. 즉, 정소의 증량 및 정자 수의 감소, 산란수 및 부화율 감소, 새끼의 발육 장애 등 번식 과정에 장애를 일으키며 그 외에도 체중 감소, 사지의 마비, 시력 감퇴 등을 초래한다.

이러한 피해는 최근 선진국을 중심으로 가솔린의 무연화 노력과 함께 서서히 줄어들고 있지만 후발선진국 및 개발도상국에 있어서는 아직도 커다란 사회문제로 남아 있다.

무연화가 진행되고 있던 1991년 우리 나라의 경우도 서울시 및 근교에서 살고 있는 집비둘기를 대상으로 납농도를 분석 비교해 본 결과 허파, 간, 콩팥, 뼈 등의 조직에서 서울시의 것이 근교보다 5~10배 높게 축적되어 있는 것으로 밝혀진 바 있다(Table 1). 대기오염이 심한 도시에 서식하는 야생동물의 경우 체내 조직의 납 축적은 호흡계 경로가 소화계 경로보다 3배 더 많은 것으로 알려져 있으며 집비둘기의 경우 체중 kg 당 공기 흡입량이 사람의 3.5배에 달한다고 알려져 있어 대기오염물질 중의 납이 인체에 미치는 독성을 평가하고, 특히 성장 중에 있는 어린이에 미치는 영향을 모니터 하는데 집비둘기가 유용하게 이용될수 있을 것으로 판단된다.

Table 1. Tissue lead concentration of *Columba livia* in Seoul and Songnam city.

| Area | Liver | Kidney | Lung | Bone |
|------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Seoul (N=9) | 1.99±2.10 (0.29-6.79) | 7.27±14.7 (0.79-44.2) | 0.50±0.34 (0.18-1.07) | 59.1±50.6 (7.72-147) |
| Songnam (N=3) | 0.18±0.04 (0.15-0.23) | 0.59±0.39 (0.34-1.04) | 0.12±0.15 (ND-0.22) | 5.14±5.61 (1.48-11.6) |

카드뮴(Cd)

카드뮴의 독성은 1900년대에 일본에서 많은 희생자를 낸 이따이이따이병 이후 세상에 널리 알려졌다. 카드뮴은 주로 아연광에 불순물로 포함되어 있으며 페인트, 색소, 각종 공삼품의 안정제, 전지 등에 이용되고 있다.

카드뮴은 주로 먹이를 통해 체내에 흡수되며 그 대부분은 간과 콩팥에 축적된다. 이 두 조직에서는 카드뮴 독성에 대한 생체 방어시스템에 의해 카드뮴과 친화력이 높은 메탈로치오네인이라고 부르는 저분자량의 단백질이 유도되어 독성이 발현을 저지시킨다. 그러나 그 능력에는 한계가 있어 카드뮴 농도가 그 한계를 넘으면 독성이 발휘되어 콩팥조직을 파괴하여 결국 신장해를 일으키게 된다. 그 증상으로 당뇨, 단백뇨, 뇨중 카드뮴 농도의 증가, 콩팥조직 중의 카드뮴 농도 감소 등이 있다. 그러나 야생동물의 경우 이러한 독성 발현의 여부는 실제로 검출하기 어려우며, 단지 어떤 집단에서 표본 추출한 개체의 조직간 농도 상관을 통하여 추정할 수 있을 뿐이다. 카드뮴 독성 발현의 임계치는 생물의 종에 따라 다르며 고등동물일수록 높은 경향을 나타낸다. 실제로 여러 생물종을 대상으로 콩팥에서의 임계농도를 추산해 보면 조류가 약 30ppm, 해양 포유류가 약 60ppm, 사람이 약 100ppm 정도이다. 이 농도를 세계 각 지역에서 살고 있는 야생동물에 적용해 보면 일부 해조류 및 해양포유류가 신장 장해를 겪고 있음을 알 수 있다(Fig.. 2). 이러한 예는 우리나라산 해조류에서도 예외가 아니며 특히 마산만

및 서해안 무인도에서 채집된 몇몇 해조류의 경우 이러한 임계치를 훨씬 초과하는 것으로 나타났다.

카드뮴 독성은 신장해 외에도 장에서의 칼슘 흡수를 저해하여 뼈의 연화를 초래하며(이따이이따이병) 조류에 있어서는 알껍질 생성시 칼슘의 동원을 저해하여 번식에 심각한 영향을 미칠 수도 있다.

최근 영산강 수계에서 서식하고 있는 황소개구리를 무작위 채집하여 외부기형(주로 발가락) 출현율을 조사해 본 결과 6.8%로 자연적인 기형 출현율 3%를 2배 이상 초과하는 것으로 나타났으며 기형개체의 콩팥조직 중 카드뮴을 비롯하여 납, 구리 등의 농도가 정상개체보다 7~8배 높은 것으로 밝혀진 바 있어(Table 2) 우리나라 수계생태계에서의 중금속 독성평가에 대한 연구가 절실하게 요구되고 있는 실정이다.

수은(Hg)

수은 중독은 로마시대의 Alamaden 광산에서 발생한 것을 비롯하여 중세에도 피혁, 모피공장 등에서 널리 알려져 “고대금속중독”으로 불리워져 왔다. 그러나 이것은 모두 무기수은중독으로 유기수은보다 독성이 약하며 포유류에서는 카드뮴처럼 주로 콩팥에 축적되어 신장해를 일으키고, 조류에 있어서는 만성 독성으로 정소 발달의 지연, 산란 능력의 감소 새끼의 성장 장해 및 사망률의 증가 등 주로 번식에 영향을 미친다.

이와는 달리 유기수은은 독성이 매우 강하고 신경계에 강한 친화력을 갖고 있어 야생동물에 치명적인 영향을 초래한다. 1950년대에 발생한 일본의 미나마따병이 먹이 연쇄를 통한 최초의 유기수은 중독 사건이며 미나마따만 지역의 주민을 비롯하여 물고기를 주로 먹는 까마귀, 해조류 등 많은 조류와 들고양이 등의 포유류가 중추신경계 질환으로 치명적인 피해를 입었다. 이와 때를 같이하여 스웨덴을 중심으로 한 유럽 각 지역에서 조류의 수가 급격히 감소하는 기현상이 일어났으며 특히 식곡성 조류와 이를 잡아먹는 맹금류에서 현저하였다. 이러한 조류 집단의 감소 원인은 종자 소독용 유기 수은계 농약에 의한 것임이 밝혀져 그 이후 유럽 각 지역에서는 유기수은계 농약의 사용을 전면 금지시켰다.

유기수은 중에서도 특히 메칠헤르은은 생물학적 반감기가 2~3개월로 길며 화학적으로 안정한 화합물이다. 따라서 먹이연쇄를 통한 생물농축 현상이 현저하게 나타난다. 또한 지질 친화력이 있어 혈액-뇌 관문을 용이하게 통과하여 중추신경계의 기능을 방해한다. 메칠헤르은의 야생동물에 있어서의 임상학적 증상으로는 먹이 섭취량의 감소에 따른 체중 감소, 날개와 다리의 약화, 근육운동 장해 등이 있다. 이러한 증상은 한번 나타나면 회복이 어려워 결국에는 사망에 이른다. 조류의 경우에는 이러한 병리학적 장해를 일으키는 레벨보다 훨씬 낮은 농도에서도 무정란의 증가, 알 중량의 감소, 부화율의 감소 등 번식 장해가 일어날 수 있다.

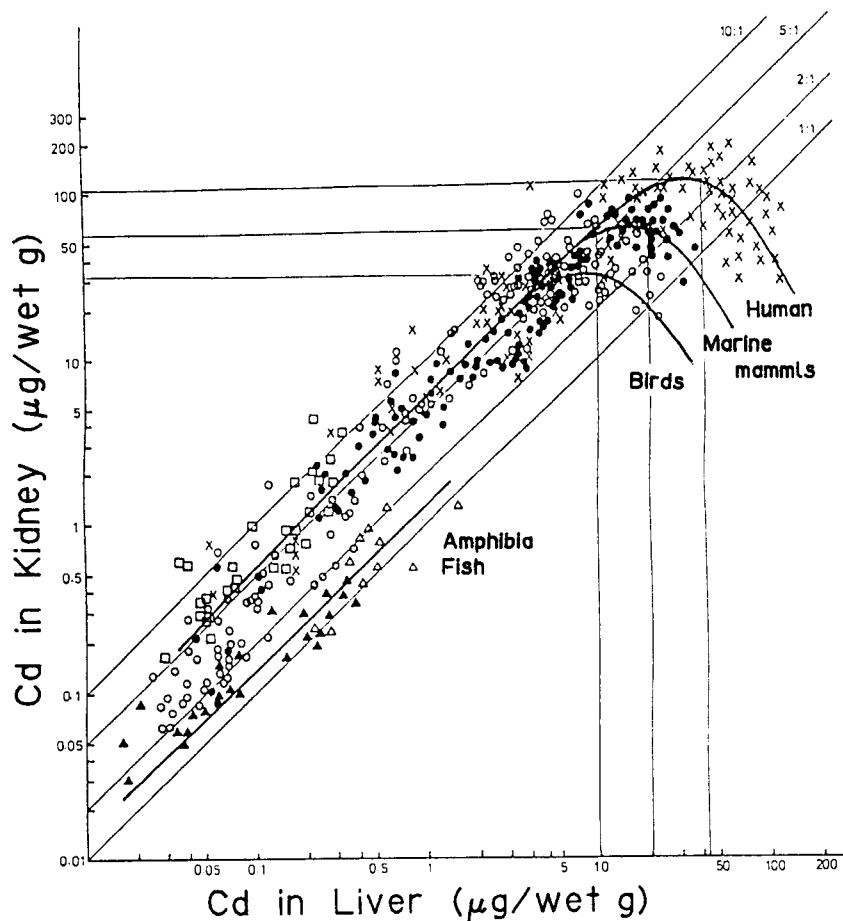


Fig. 2. Relationship between the concentrations of cadmium in liver and kidney in some organisms. \times : Human (constructed from data by Ellis *et al.* 1984), \square : Japanese serow, \bullet : Marine mammals, \circ : Birds, \triangle : Amphibia, \blacktriangle : Fish

이와 같은 사실을 감안해 볼 때, 우리나라 조류집단의 경우에도 1960년대 이후 개체수 감소 경향을 보이고 있는데 여기에는 메칠수은의 독성 영향이 주요 원인 중의 하나로 작용했다고 추측할 수 있다. 실제로 우리나라에서 유기수은계 농약이 사용 금지된 1978년을 기준으로 그 이전과 이후의 까치 깃털 중 수은농도를 비교해 보면 유기 수은계 농약 사용 시대가 3배 이상 높은 것으로 나타나 그러한 추측을 뒷받침해 준다 (Fig. 3). 그러나 아직도 하구 및 연안에 서식하고 있는 일부 해조류의 수은농도는 뚜렷한 감소현상을 보이지 않고 있어 계속적인 모니터링이 요구되고 있다.

Table 2. Heavy metal concentration (Mean \pm S.D, range, $\mu\text{g}/\text{wet. g}$) in tissues of normal and abnormal bullfrog.

| Element | Liver | Kidney | Muscle | Bone |
|---------|--------------------------------|---|---|---|
| Fe | | | | |
| Normal | 277 \pm 139 (82.9-553) | 94.2 \pm 23.7 (76.9-121) | 12.0 \pm 8.08 (4.62-29.8) | 20.5 \pm 7.26 a (10.9-33.8) |
| | 191 \pm 153 (87.3-444) | 79.5 \pm 18.7 (57.9-107) | 7.98 \pm 2.68 (3.72-12.03) | 10.5 \pm 5.48 b (5.83-18.4) |
| Mn | | | | |
| Normal | 4.25 \pm 1.72 (2.11-7.85) | 6.28 \pm 2.08 a (4.43-8.53) | 1.30 \pm 0.80 a (0.10-2.50) | 18.5 \pm 5.78 (9.39-29.3) |
| | 4.59 \pm 1.20 (3.53-6.34) | 24.7 \pm 11.5 b (12.2-24.1) | 2.66 \pm 0.58 b (2.07-3.60) | 21.6 \pm 4.07 (17.0-26.7) |
| Zn | | | | |
| Normal | 27.1 \pm 7.17 (16.1-37.1) | 16.7 \pm 3.69 a (13.0-20.4) | 7.80 \pm 1.28 (5.68-10.0) | 51.4 \pm 8.14 (36.9-71.3) |
| | 20.7 \pm 4.17 (16.6-24.9) | 25.4 \pm 8.48 b (17.5-38.0) | 9.11 \pm 4.95 (3.78-15.0) | 44.3 \pm 11.2 (30.1-56.5) |
| Cu | | | | |
| Normal | 8.48 \pm 6.08 (2.79-23.4) | 2.23 \pm 0.30 a (1.91-2.50) | 1.38 \pm 0.76 (0.36-2.64) | 1.91 \pm 1.58 (0.49-5.19) |
| | 10.3 \pm 5.34 (5.28-17.6) | 15.9 \pm 9.86 b (5.26-26.8) | 1.45 \pm 1.15 (0.26-3.30) | 1.76 \pm 1.03 (0.58-2.90) |
| Pb | | | | |
| Normal | 2.20 \pm 1.20 (0.50-4.50) | 3.13 \pm 2.37 a (1.02-5.70) | 2.33 \pm 0.66 (1.60-3.40) | 3.37 \pm 2.11 (1.24-7.93) |
| | 3.45 \pm 1.52 (ND-4.76) | 24.8 \pm 15.4 b (9.3-42.0) | 2.10 \pm 1.61 (0.60-4.60) | 4.07 \pm 1.63 (ND-5.50) |
| Cd | | | | |
| Normal | 0.08 \pm 0.07 (ND-0.31) | 0.15 \pm 0.08 a (0.01-0.17) | 0.05 \pm 0.03 (ND-0.10) | 0.11 \pm 0.06 (ND-0.21) |
| | 0.10 \pm 0.07 (0.04-0.20) | 0.61 \pm 0.43 b (0.20-1.17) | 0.07 \pm 0.06 (0.02-0.17) | 0.15 \pm 0.09 (0.05-0.25) |

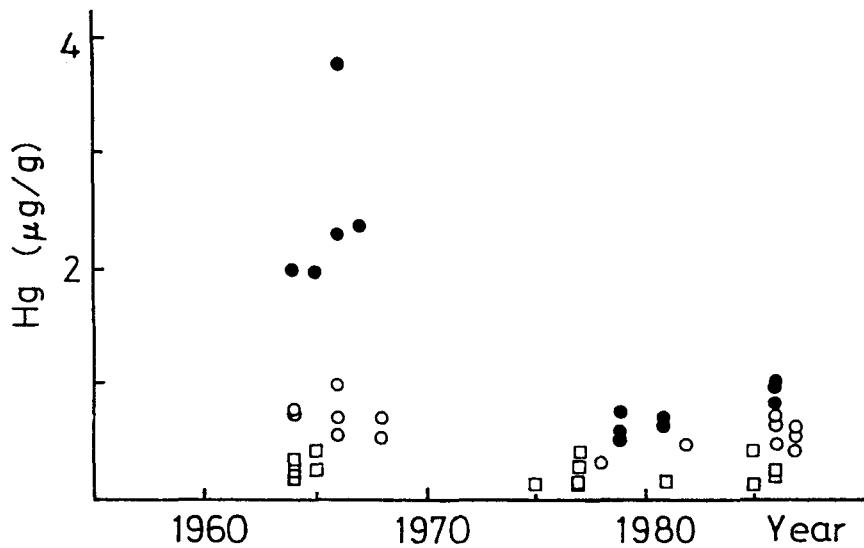


Fig. 3. Historical changes of Hg levels in museum feathers of birds living in agricultural areas ; ● : Magpie, ○ : Jay, □ : Ring-necked pheasant

중금속 독성 평가에 대한 제언

이상에서 살펴본 바와 같이 이미 환경 중에 방출된 중금속은 여러 양상으로 사람을 비롯한 많은 야생동물의 생존에 영향을 미치고 있다. 이러한 중금속에 의한 생체영향은 장수 생물(조류, 포유류 등)의 경우, 번식, 이동, 털갈이 등 특정한 생물과정에서 나타나기 쉽기 때문에 이들에 대한 세밀한 조사를 통하여 얻어진 종합적인 정보는 중금속 오염의 공간적, 시계열적 독성평가에 있어서 필수 불가결한 요소라고 할 수 있다.

장수 생물 중에서도 특히 조류는 종류에 따라 서식환경이 달라 지구상 어떤 종류의 환경에서도 볼 수 있으며 식성도 다양하여 환경 중에 방출된 각종 오염물질을 축적하는 특징을 가지고 있다. 또한 다른 생물과는 달리 깃털이라고 하는 외부조직을 가지고 있으며 주기적으로 털갈이를 하는 동시에 이때 깃털을 통해서 체내 오염물질의 상당량을 체외로 배출하는 특성을 갖고 있다. 따라서 이러한 특성을 이용하면 생물을 죽이지 않고도 정보를 알아낼 수 있는 비포살적 방법에 의한 독성평가가 가능하다고 할 수 있다.

실제로 많은 종류의 조류를 대상으로 깃털과 간, 콩팥 등의 체내조직간에 수은, 카드뮴, 납 농도의 상관관계를 조사해 본 결과, 고도로 유의한 상관관계가 있는 것으로 나타났다(Fig. 4). 이러한 결과는 깃털 중의 중금속 농도로부터 체내조직 중의 농도를

추정해 낼 수 있다는 사실을 암시해 주며 중금속오염의 독성평가에 이용될 수 있음을 시사한다.

우리 나라에서는 최근 곳곳에서 오염문제가 심각하게 대두되고 있어 야생생물의 장기적 모니터링을 통한 독성평가가 조속히 이루어져야 하며 차제에 조류의 깃털을 이용한 비포살적 방법을 이용할 것을 제언한다. 이는 동물 포살이라고 하는 윤리적인 면에서뿐만 아니라 야생동물의 보호차원에서 큰 의의가 있다고 하겠다.

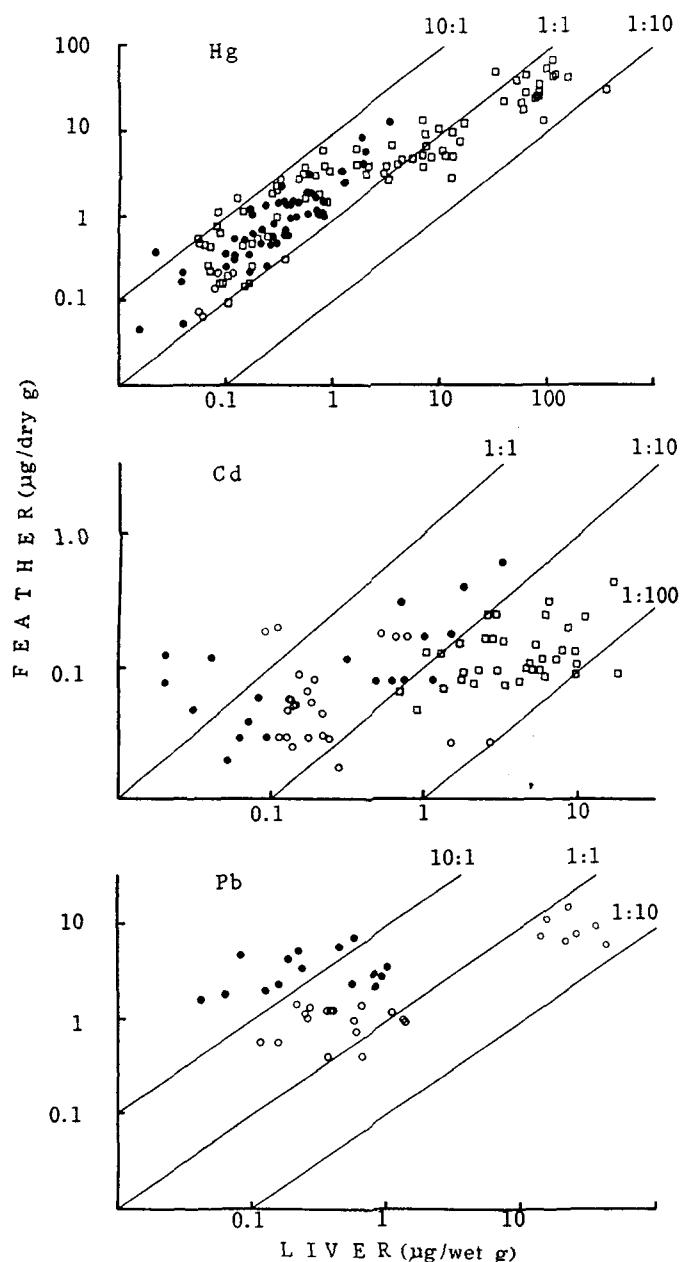


Fig. 4. Relationships between Hg, Cd, and Pb concentration in liver and feathers of birds ;● : Terrestrial birds, ○ : Anseres, □ : Sea birds

맺는 말

지금까지 생태계에 있어서 오염 레벨이 비교적 높고 생체 성이 강한 것으로 알려진 몇몇 중금속 원소에 대하여 이들에 의한 야생동물의 피해 및 독성평가 방법 즉, 중금속의 조직분포 패턴, 조직간 상관관계, 외부조직인 깃털 또는 털을 이용한 비포살적 방법 등에 대하여 논의하였다. 그러나 실제로 야생동물에 대한 오염물질의 독성영향을 평가하는데는 현대 오염의 특성상 단일 원소에 의한 영향보다는 여러 원소가 복합적으로 일으키는 복합독성의 영향을 고려하지 않으면 안 된다. 또한 이들 독성원소들은 내분비 장애를 일으키는 것으로도 추측되고 있어 현재의 지식만으로는 많은 어려움이 있으므로 앞으로 해결해야 할 선결과제로 남아 있다.

최근, 북해를 위시한 몇몇 해안에서 발생한 물범, 돌고래 등의 집단사망, 오대호 번식 조류의 높은 기형 발생률 등을 이러한 복합독성 및 내분비 장애에 의한 것으로 알려졌으며, 이와 같은 생물에서의 이번 현상과 북극스모그, 대규모 한발 및 홍수 등 대기권 이번 현상은 현재의 지구환경이 위기적 상황에 있음을 알려주는 충격적인 메시지로 받아들여지고 있다. 따라서 21세기는 환경을 위시한 정치, 경제 등 모든 국면에서 국경을 초월한 하나의 운명공동체로 일치 단결하여 깨끗한 지구 경영에 동참하여야만 현재의 위기적 상황을 극복할 수 있다고 하겠다.

참고문헌

- Environmental Pollution (7), 1974, p.209~215.
- Environmental Pollution (Series B, 7), 1984, p.205~221.
- Environmental Pollution (46), 1987, p.263~295.
- Environmental Pollution (47), 1987, p. 305~314.
- Environmental Pollution (50), 1988, p.139~161.
- Environmental Pollution (65), 1990, p.209~218.
- 경희대 조류연구소 연구보고 (2), 1988, p.17~31.