

생물지표종을 이용한 온산만의 중금속 오염도 평가

한수정 · 이인숙

이화여자대학교 생물과학과

적 요: 온산만의 중금속 오염도를 평가하기 위해서 고랑딱개비(*Saccosiphonaria japonica*), 대수리(*Reishia clavigera*), 참굴(*Crassostrea gigas*) 등 3종의 연체동물을 선정하여 체내의 카드뮴, 구리, 아연의 농도를 분석하였다. 카드뮴의 농도는 고랑딱개비는 3.83~39.67 $\mu\text{g/g d.w.}$, 대수리는 7.47~103.47 $\mu\text{g/g d.w.}$, 참굴은 1.32~92.17 $\mu\text{g/g d.w.}$ 의 농도범위를 나타냈다. 굴에서의 카드뮴의 농도는 대조구보다 오염구에서 70배 더 높게 나타났다. 구리의 농도는 고랑딱개비는 22.92~1287.56 $\mu\text{g/g d.w.}$, 대수리는 34.53~656.97 $\mu\text{g/g d.w.}$, 참굴은 161.50~3208.52 $\mu\text{g/g d.w.}$ 의 농도범위를 나타냈다. 이 중 고랑딱개비에서 오염구와 대조구의 구리농도 차이가 약 56배로 다른 종보다 그 차이를 크게 반영하였다. 아연의 경우는, 고랑딱개비는 93.48~377.40 $\mu\text{g/g d.w.}$, 대수리는 423.65~1075.57 $\mu\text{g/g d.w.}$, 참굴은 2018.13~22275.00 $\mu\text{g/g d.w.}$ 의 농도범위를 나타냈다. 오염구와 대조구에서의 아연농도의 차이는 카드뮴과 구리보다 적게 나타났으며, 참굴이 약 11배로 가장 크게 나타났다. 본 연구결과, 고랑딱개비, 대수리, 참굴 모두 중금속 오염의 지표종으로 사용할 수 있음을 확인하였다.

검색어: 오염, 온산만, 중금속, 지표종

서론

우리나라는 1970년대부터 중화학공업을 중점적으로 육성하기 시작하면서 임해공단이 들어서고 또한 그 주변도시에 인구가 집중하게 되었다. 이들 공장에서 배출되는 산업 폐수와 도시생활하수들이 연안으로 유입되면서 특히 연안의 중금속 오염이 심화되었다.

이러한 중금속들은 저차영양단계에 생물농축(bioaccumulation)되고, 먹이사슬을 통해 고차영양단계에 생물확대(biomagnification)됨으로서 결국은 인간에게까지 영향을 미치게 된다(이1994). 카드뮴같은 중금속은 미량일지라도 생체내로 유입되면 유기염화물이나 탄화수소등의 오염물질보다도 상대적으로 긴 반감기를 가지며(Phillips 1980, Phillips and Segar 1986), 효소에 필요한 필수금속군 대신 결합하여 효소의 활성을 저해하여(Simkiss *et al.* 1982) 생리적 장애를 일으킨다.

최근 들어 생물체를 이용하여 연안의 오염도를 평가하는 연구들이 수행되고 있다. 이러한 해양오염지표종은 정착성 생물이고, 시료채취가 용이하며, 또한 환경내의 오염물질의 농도를 잘 반영하여야 한다(이 1994, Brown and Luoma 1995). 또한 내성이 강하여 다른 생물이 폐사된 지역에서도 살아남아 오염에 대한 정보를 제공해줄 수 있어야 하며, 세계적으로 널리 분포하는 종을 이용하여 지역간, 국가간의 오염정도를 비교할 수 있어야 한다(Phillips and Rainbow 1988). 이매패류와 같은 연체동물들은 일생을 통해 활동범위가 거의 한 지역에 국한되면서도 중금속이나 유기 독성 화합물, 또는 방사성 물질 등을 생물농축시키므로 오염감시 목적으로 사용할 수 있다(이 1994).

해수내의 중금속 농도는 매우 낮기 때문에 정확한 농도를 측정하는데 어려움이 있고, 해수 자체가 해류, 조석 등으로 인해 시시각각 유동함으로써 중금속의 농도변화가 심해 1~2회 측정만으로는 정확한 오염도조사가 곤란하다(Simkiss *et al.* 1982, 이 1994). 그러나 해양오염지표종은 환경 내에 존재하는 여러가지 오염물질을 해수내의 농도보다 수백배에서 수백만배까지 농축시키므로 해수 내에 존재하는 오염물질의 오염감시목적으로 이용할 수 있다(Simkiss *et al.* 1982, Phillips and Rainbow 1988, High *et al.* 1997). 대부분의 이매패류는 노출 환경 농도에 비례해서 중금속을 생물축적한다고 알려졌다(Simkiss and Taylor 1981). 그러므로 이러한 오염지표 생물을 이용한 오염감시가 지속적으로 이루어진다면 오염물질에 대한 조기 경고 프로그램으로서 중요한 역할을 할 수 있을 것이다.

세계적으로도 진주담치와 굴을 이용한 통합감시 프로그램(International Mussel Watch)이 수행되고 있으며(NAS 1980, IMWC 1992), 우리나라에서도 진주담치(*Mytilus edulis*), 참굴(*Crassostrea gigas*), 총알고둥(*Littorina brevicula*) 등을 오염 감시에 이용하기 위한 연구가 수행되어 왔다(한국해양연구소 1982, 1989, 조 등 1988, Choi *et al.* 1992, 김 1996, 송 등 1997, 백과 이1998). 특히 총알고둥의 경우, 전국 연안에 분포하며 채집이 용이한 장점이 있다. 그러나 홍합류의 경우에는 서해안에는 거의 분포하지 않으며, 동해안이나 남해안에 서식하고 있다(고 등 1997).

본 연구에서는 온산만 연안에 분포하는 참굴, 대수리, 고랑딱개비를 채집하여 중금속 축적량을 조사하였다. 처음으로 대수리와 고랑딱개비를 이용한 연구가 시도되었으며, 비슷한 시기에 같은 지역을 조사했던 본 실험실의 총알고둥(송 등 1997) 및 진주담치(백과 이 1998)의 중금속 축적량

자료를 포함하여 이들 종간의 중금속 축적량의 특성과 차이를 비교해보고, 오염지표종으로서의 적합성 여부에 대해 고찰해보고자 하였다.

재료 및 방법

조사지역

온산만은 경상남도 울주군 온산면에 속하며, 1974년 4월 1일 산업기지 개발구역으로 지정되면서 대정천 상류에 온산공단이 조성되기 시작했다. 온산공단의 총면적은 16.93 km²이며, 주로 비철금속류 및 석유화학산업이 입지하고 있다. 고려아연, 온산동제련 등의 업체가 들어서고, 80년대 들어 화학, 제지, 자동차부품등 다양한 업종들이 입주하면서 종합단지로 탈바꿈하였다. 온산공단의 경우는 공업단지 개발을 위한 종합적인 계획 없이 각 공장들이 개별적으로 토지를 매입해 공장을 세운 경우로 업종자체가 공해산업이 주종이어서 인근의 환경오염과 주민들의 공해피해가 심각하다. 그러므로 일부지역에서 주민이주 및 피해보상이 이루어졌으나 양식어장 및 어업이 계속되고 있으므로 우려되는 바이다.

시료채취

대정천을 중심으로 4개의 정점(A, B, C, D)을 정하여 1997년 2월과 1998년 1월에 고랑딱개비(*Saccolosiphonaria japonica*), 대수리(*Reishia clavigera*) 그리고 참굴(*Crassostrea gigas*)을 채집하였다. 채집한 생물체는 분석 전까지 -70℃에서 보관하였다.

고랑딱개비는 정점별로 15~23 mm 범위, 대수리는 정점별로 15~23 mm 범위, 참굴은 정점별로 50~80 mm 범위로 25개체씩 분석하였다. 단, 참굴은 정점 B의 경우 폐각을 열어본 결과 반 이상이 비어 있었기 때문에 10개체를 분석하였다.

중금속 분석

각각의 생물체들을 증류수로 2번 헹구고 폐각을 제거한 후, 육질부를 다시 증류수로 3번이상 헹군 후, 동결건조기로 3일동안 건조시켰다. 건조된 시료를 호박막자사발에 갈아서 0.1~0.25 g의 시료를 Microwave 용 digestion vessel에 넣고, 65% 질산 5 ml을 넣은 후, 1시간 이상 실온에서 방치하여 이산화탄소를 날려보내고 Microwave digestion system(CEM, MDS-2000)을 이용하여 분해하였다 (Maccarthy and Ellis 1991). 분해된 시료를 3차증류수로 희석하여 Atomic Absorption Spectroscopy(Perkin Elmer AAnalyst 100)로 카드뮴, 구리, 아연의 농도를 측정하였다. 분석은 원소별, 종별, 정점별로 3반복하였다.

분석결과는 SAS package를 이용하여 분산분석하였다.

분석방법의 신뢰도는 미국 NIST(National Institute of Standard and Technology)에서 공인된 표준물질인 SRM 1566a(oyster tissue)의 분석을 통해 확인하였다.

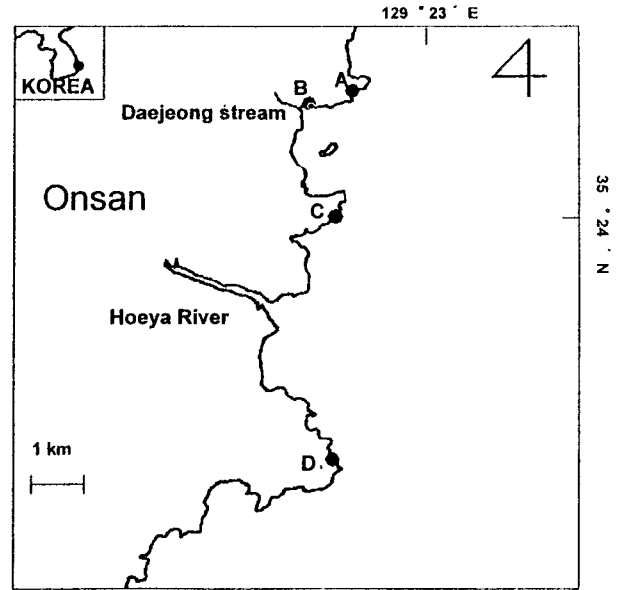


Fig. 1. Location of the sampling stations in the Onsan Bay.

결과 및 고찰

온산만 연안에 분포하는 패류3종의 중금속 축적량을 Fig. 2, 3, 4에 나타내었다. 중금속 축적량을 비교해보면 구리와 아연의 경우에는 참굴이 가장 높은 농도로 축적하며, 카드뮴의 경우, 정점 A를 제외하고는 나머지 세 정점에서 대수리가 가장 높은 농도로 축적하고 있음을 알 수 있다. 각 정점에서의 중금속 축적량을 보면, 세가지 원소의 농도가 모두 정점 B에서 가장 높고, 정점 C, 정점 D로 갈수록 낮아지는 경향을 보인다. 정점 B는 대정천 바로 앞 지점으로 대정천이 중금속의 주요오염원을 알 수 있다. 이원분산분석 결과, 종간, 정점간의 중금속 함량은 유의적인 차이를 나타냈으며($p=0.0001$), 또한 정점과 종 사이의 상호작용의 유의적인 수준($p=0.0001$)은 종이 중금속 생물축적에 중요한 영향을 주는 요인임을 나타낸다 (Table 1).

카드뮴(cadmium)

고랑딱개비는 3.83~39.67 $\mu\text{g Cd/g d.w.}$, 대수리는 7.47~103.47 $\mu\text{g Cd/g d.w.}$, 참굴은 1.32~92.17 $\mu\text{g Cd/g d.w.}$ 의 농도범위를 나타냈다. 즉 대수리 > 참굴 > 고랑딱개비 순으로 나타났다. 이전 연구에서 총알고등은 0.11~11.81 $\mu\text{g Cd/g d.w.}$ (송 등 1997), 진주담치는 1.40~25.09 $\mu\text{g/g d.w.}$ (백과 이 1998)의 농도범위를 나타냈다.

조 등(1988)이 1982~1983년에 걸쳐 같은 지역에서 조사한 진주담치의 카드뮴 농도범위인 0.40~5.56 mg/kg 보다 높게 나타났다. 참굴과 대수리는 카드뮴에 대해서는 비슷한 수준에서 오염구배를 반영하였으며, 정점 B에서의 농도를

비교하면, 총알고둥이나 진주담치보다 5배 이상 높은 농도로 카드뮴을 농축하고 있음을 알 수 있다. Fig. 2을 보면 모두 정점 B에서 가장 높은 농도를 나타내고 정점 D에서 가장 낮은 농도를 보이며 정점 A, C에서는 B와 D 사이의 농도를 보여 카드뮴의 오염구배를 반영함을 알 수 있다.

대정천 앞 정점 B와 대정천에서 가장 멀리 떨어진 정점인 정점 D에서의 카드뮴의 농도를 비교하면 고랑딱개비는 약 8배, 대수리는 약 14배, 참굴은 약 70배, 총알고둥에서는 약 107배, 진주담치에서는 약 12배의 차이를 나타냈다. 특히 총알고둥과 참굴의 경우, 다른 종보다 그 차이를 더욱 크게 반영하므로 카드뮴 생물감시(biomonitoring)에 적합할 것으로 생각된다. 그러나 홍합이나 굴 등의 이매패류는 오염이 아주 심한 지역에서는 흔히 발견되지 않는다고 한다(고 등 1999). 실제로 참굴의 경우, 정점B에서 채집한 개체수 중의 반 이상이 속이 빈 패각만 있는 상태였기 때문에, 오염이 심한 지역을 생물감시하는데 있어 시료채집상의 문제가 있을 것으로 우려된다. 그러므로 이러한 참굴이나 진주담치보다는 총알고둥이나 대수리, 고랑딱개비 등이 카드뮴 생물감시에 적합한 지표종으로 생각된다.

또한 카드뮴같은 비필수금속의 경우, metal-binding protein등을 유도하여 체내의 기능장해를 방지하는 무독화 작용이 있다고 알려져 있으며(Simkiss *et al.* 1982), 진주담치(Nolan and Duke 1983, Frazier 1986, Bebiano and Langston 1991), 굴(Roesijadi *et al.* 1989, Roesijadi 1994), 대합(Bebiano *et al.* 1994, Romeo and Gnassia-Barelli 1995) 등의 이매패류와 복족류(Langston and Zhou 1986, Bebiano and Langston 1995, Dallinger *et al.* 1993)

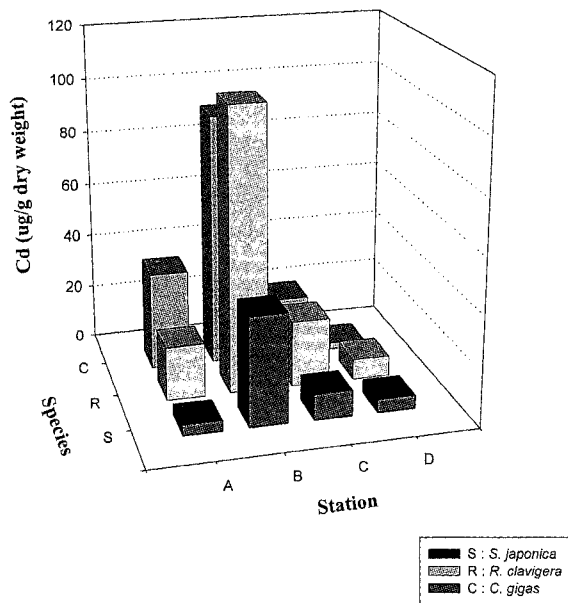


Fig. 2. Cadmium concentrations at four stations of the Onsan Bay in three species.

에서 밝혀져 있다.

구리(copper)

고랑딱개비는 22.92~1287.56 $\mu\text{g Cu/g d.w.}$, 대수리는 34.53~656.97 $\mu\text{g Cu/g d.w.}$, 참굴은 161.50~3208.52 $\mu\text{g Cu/g d.w.}$ 의 농도를 나타냈다. 즉 참굴 > 고랑딱개비 > 대수리 순으로 나타났다. 이전 연구에서 총알고둥은 29~100 $\mu\text{g Cu/g d.w.}$ (송 등 1997), 진주담치는 8.5~64.5 $\mu\text{g Cu/g d.w.}$ (백과 이 1998)의 농도범위를 나타냈다. 조 등(1988)이 1982~1983년에 걸쳐 같은 지역에서 조사한 진주담치의 구리 농도범위인 5.72~25.3 mg/kg 보다 높게 나타났다.

정점 B와 정점 D의 구리의 농도 차이는 고랑딱개비가 약 56배, 대수리가 약 19배, 참굴이 약 20배, 총알고둥에서는 약 3배, 진주담치에서는 약 8배의 차이를 나타냈다. 진주담치의 경우, 다른 종보다 구리축적량이 현저히 낮게 나타났다. 그리고 구리의 경우, 고랑딱개비가 오염도의 차이를 더 잘 반영하는 것으로 나타났다. 가장 오염이 심한 정점인 정점 B에서의 농도가 다른 정점에서의 농도에 비해 약 10배 이상 높게 나타나고 있다. 그러므로 고랑딱개비는 구리 오염을 생물감시하는 데에 적합한 지표종으로 생각된다.

아연(zinc)

고랑딱개비는 93.48~377.40 $\mu\text{g Zn/g d.w.}$, 대수리는 423.65~1075.57 $\mu\text{g Zn/g d.w.}$, 참굴은 2018.13~22275.00 $\mu\text{g Zn/g d.w.}$ 의 농도를 나타냈다. 즉 참굴 > 대수리 > 고랑딱개비 순으로 나타났다. 이전 연구에서 총알고둥은 30~88 $\mu\text{g Zn/g d.w.}$ (송 등 1997), 진주담치는 46.8~291.2 $\mu\text{g Zn/g d.w.}$ (백과 이 1998)의 농도범위를 나타냈다. 조 등

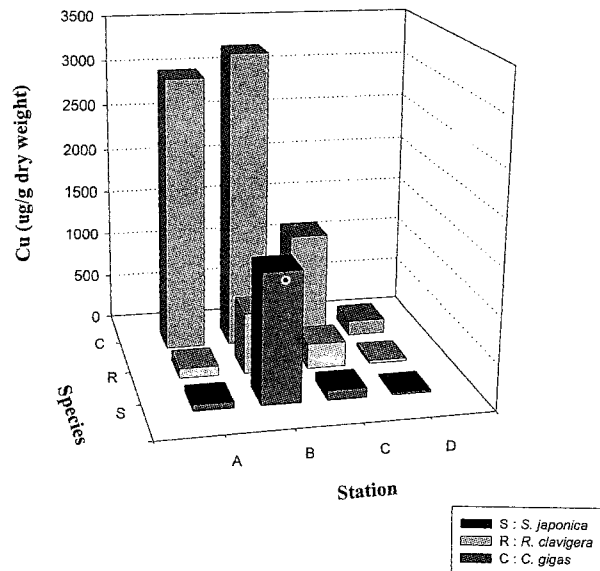


Fig. 3. Copper concentrations at four stations of the Onsan Bay in three species.

(1988)이 1982~1983년에 걸쳐 같은 지역에서 조사한 진주담치의 아연 농도범위인 33.4~66.5 mg/kg 보다 높게 나타났다.

정점 B와 정점 D에서의 아연 농도 차이는 고랑딱개비는 약 4배, 대수리는 약 3배, 참굴은 약 11배 차이였으며, 총알고등에서는 약 3배, 진주담치에서는 약 6배의 차이를 나타냈다. 아연은 다른 원소들보다 정점 B와 정점 D에서의 농도 차이가 비교적 적게 나타났으며, 참굴에서 약 11배로 가장 크게 나타났다. 아연의 경우, 오염구인 정점 B를 제외한 세 정점에서 생체내 농도가 비슷한 수준에서 낮은 농도로 나타났는데, 이러한 결과로 보아 또다른 필수금속인 구리보다 아연에 대해 더 조절기작을 갖는 것으로 생각된다. 총알고등은 고랑딱개비나 대수리보다 현저히 낮은 농도로 아연을 축적하였다. 또한 진주담치의 경우, 구리와 마찬가지로 아연도 굴보다 현저히 낮은 농도로 축적하는 것으로 나타났다.

굴은 강한 아연축적종으로, 아연을 무독화된 zinc pyrophosphate의 형태로 granule에 축적시키기 때문에 다른 종보다 더 높은 농도로 축적한다고 알려져 있다 (Rainbow 1993, 김 1996). 또다른 아연축적종인 조개삿갓도 체내로 흡수된 아연을 잘 배출하지 않기 때문에 체내에 높은 농도로 축적한다고 알려져 있다 (Rainbow 1993). 반대로 십각류인 *Palaemon elegans*는 아연조절종인데, 체내의 아연의 농도가 약간만 높아져도 독성이 나타나기 때문에 아연 흡수속도에 배출속도를 맞춰 체내의 아연농도를 조절한다고 한다 (Rainbow 1993). 홍합류의 경우는 신장으로부터 granule에 축적된 아연을 서서히 배출하기 때문에 약한 축적종 내지 부분 조절종으로 알려져 있다 (George and Pirie 1980, Rainbow 1993). 또한 Metal-binding protein은 구리, 아연 등 필수금속과 결합해 항상성을 조절한다고 보고되었다 (Engel and Brouwer 1989). 이러한 필수금속에 대한 조절기작은 진화와 관련된 것으로 알려졌으며, 생리적인 기작이 발달된 종일수록 부분적으로 혹은 완전하게 체내로 유입된 중금속을 조절하는 것으로 보고되었다 (Rainbow et al. 1990). 또한 이매패류의 조절기작은 갑각류만큼 발달하지는 못한 것으로 보고되었다 (Phillips and Rainbow 1988).

비슷한 시기에 같은 지역을 조사한 백과 이(1998)의 온산만 연안의 해수내의 중금속 농도분포 조사결과를 보면 정점 A, B, C, D에서 카드뮴의 농도는 0.009~1.705 µg/L, 구리의 농도는 0.12~24.55 µg/L, 아연의 농도는 0.32~35.12 µg/L의 농도범위를 나타냈다. 그리고 카드뮴, 구리, 아연 모두 정점 B에서 가장 높은 농도를 나타내고, 그 다음 정점 A, 정점 C, 정점 D의 순서로 점차 낮아지는 경향을 나타냈다 (B>A>C>D).

또한 같은 지역의 송 등 (1997)에 의한 해저퇴적물의 중금속 분포에 대한 조사도 정점 A, B, C에서 각각 카드뮴의 농도는 1.62, 3.72, 0.82 µg/g d.w., 구리의 농도는 39, 307, 10 µg/g d.w., 아연의 농도는 154, 1273, 101 µg/g d.w.으로 정점 B에서 가장 높은 농도를 나타내며, 정점 A, 정점

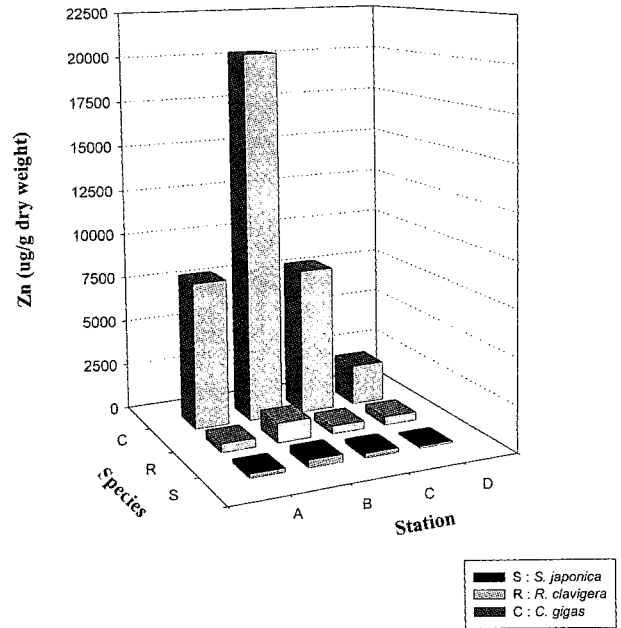


Fig. 4. Zinc concentrations at four stations of the Onsan Bay in three species.

C의 순서로 점차로 농도가 낮아지는 경향을 나타냈다 (B>A>C).

위의 해수와 해저퇴적물에서의 중금속 농도분포를 고려할 때, 고랑딱개비, 대수리, 참굴 3종 모두 환경내의 오염구배를 반영함으로 오염감시에 사용할 수 있을 것으로 생각된다. 총알고등을 지표종으로 이용할 경우, 전국연안에 분포하며 채집이 용이한 점 등의 장점이 있다. 그러나 총알고등은 구리나 아연같은 필수금속에 대해서는 정점 D와 정점 B에서 농도차이가 약 3배로 비교적 적게 나타나고 카드뮴은 107배로 현저한 차이를 나타냈으므로 필수금속군보다는 카드뮴에 대해서 좋은 지표종으로 사용할 수 있을 것으로 생각된다. 고 등(1999)은 총알고등에서 필수금속인 아연, 구리의 해수내 농도구배와 생물체내 농도는 낮은 상관성을 보인다고 밝힌 바 있다. 그러나 구리나 아연에 대해서도 최소한 오염구를 생물감시하는 지표종으로는 사용할 수 있을 것으로 생각된다.

우리나라에서 처음으로 진주담치를 지표생물로 연안해역의 중금속 오염도를 측정했던 한국해양연구소(1982) 보고서에 의하면 참굴의 중금속 부하량은 진주담치보다 전반적으로 높는데 카드뮴은 같은 해역의 진주담치보다 2배, 구리는 8배, 아연은 3배 높게 나타났다고 한다. 이는 종에 따른 중금속 농축전략의 차이를 반영한다.

본 조사에서는 종에 따라 원소별로 농축경향이 유의적으로 다르다는 것을 알 수 있었다. Phillips와 Rainbow (1989)의 중금속 생물농축전략은 종에 따라 다르고 종내에서도 중금속에 따라 다르다고한 보고와 일치된다. 중금속

Table 1. Statistical analysis of heavy metal bioaccumulation at four stations of the Onsan bay in three species (two-way ANOVA)

Metal	Cd	Cu	Zn	
Main effects				
a) station	F	429.26	1288.51	62.01
	P	0.0001*	0.0001*	0.0001*
b) species	F	101.51	3530.19	324.45
	P	0.0001*	0.0001*	0.0001*
Interactions 'station' by 'species'				
	F	32.22	440.53	52.99
	P	0.0001*	0.0001*	0.0001*
Residual				
Sum of squares	37891.38	46873138.61	1195831005.00	
Degrees of freedom	35	35	35	

* Statistically significant difference

오염 감시체계를 수립함에 있어서 현장의 특성을 고려한 적절한 지표종을 선택하는 과정이 무엇보다 중요할 것이다. 그러므로 생물감시하고자 하는 중금속의 오염상황과 중금속 종류에 따른 종의 생물 농축 전략을 평가하여 지표종을 선택해야 할 것이다. 본 연구에서 처음으로 시도된 고랑딱개비와 대수리도 지표종으로 이용할 수 있음을 확인하였다.

사 사

본 연구는 1998년도 교육부 기초과학육성연구비(BSRI-98-4421)의 지원에 의해 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

인용문헌

고철환, 강성길, 오인숙, 정경수. 1999. 총알고둥(*Littorina brevicula*) 체내 중금속 농도에 따른 온산만 중금속 오염평가. 서울대학교 "연안 저서환경 건강평가 기술"에서, 환경부, 서울. pp. 328-349.

고철환, 강성길, 최만식. 1997. 총알고둥(*Littorina brevicula*)을 이용한 전국 연안역 중금속 오염의 평가. 서울대학교 "연안 저서환경 건강평가 기술"에서, 환경부, 서울. pp. 238-264.

김은정. 1996. Contamination assessment and bioavailability of heavy metals in the Chinhae bay system, Korea. 이화여자대학교 대학원 생물과학과 이학석사학위논문.

백수민, 이인숙. 1998. 온산연안에 서식하는 진주담치(*Mytilus edulis*)의 중금속 생물농축에 관한 연구. 한국생태학회지 21: 217-224.

송미연, 최병래, 박경숙, 이인숙. 1997. 온산만의 퇴적물과 총알고둥(*Littorina brevicula*)내 중금속의 분포. 한국생태학회지 20: 51-60.

이수형. 1994. 이매패류를 지표종으로 이용한 해양환경오염연구. 한국패류학회지 10: 24-40.

조현서, 박정길, 변종률. 1988. 온산연안해역의 중금속 오염에 관한 연구. 수질보전학회지 4: 31-40.

한국해양연구소. 1982. 생태계내에 있어서 오염물질의 이동체에 대한 연구. BSPE 00032-60-4. p.77.

한국해양연구소. 1989. 연안환경보전기술개발연구. BSPG 00083-242-4.

Bebiano, M.J. and W.J. Langston. 1991. Metallothionein induction in *Mytilus edulis* exposed to cadmium. Mar. Biol. 108: 91-96.

Bebiano, M.J. and W.J. Langston. 1995. Induction of metallothionein synthesis in the gill and kidney of *Littorina littorea* exposed to cadmium. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 75: 173-186.

Bebiano, M.J., M.P.A. Serafim and M.F. Rita. 1994. Involvement of metallothionein in cadmium accumulation and elimination in the clam *Ruditapes Decussata*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 53: 726-732.

Brown C.L. and S.N. Luoma. 1995. Use of the euryhaline bivalve *Potamocorbula amurensis* as a biosentinel species to assess trace metal concentration in San Francisco Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 12: 129-142.

Choi, H.G., J.S. Park and P.Y. Lee. 1992. Studies on the heavy metal concentration in mussel and oyster from the Korean coastal water. Bull. Korean Fish. Soc. 25: 485-494.

Dallinger, R., B. Berger, P.E. Hunziker, N. Bircler, C.R. Hauer and J.H.R. Kagi. 1993. Purification and primary structure of snail metallothionein. Eur. J. Biochem. 216: 739-746.

Engel, D.W. and M. Brouwer. 1989. Metal regulation and molting in blue crab, *Callinectes sapidus*: metallothionein function in metal metabolism. Biol. Bull. 173: 237-349.

Frazier, J.M. 1986. Cadmium-binding proteins in the mussel, *Mytilus edulis*. Environ. Health. Pers. 65: 39-43.

George, S.G. and B.J. Pirie. 1980. Metabolism of zinc in the mussel, *Mytilus edulis* (L.): A combined ultrastructural and biochemical study. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 60: 575-590.

High, K. A., V. J. Barthelet, J. W. McLaren and J-S Blais. 1997. Characterization of metallothionein-like proteins from zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). Environ. Toxicol. Chem. 16: 1111-1118.

IMWC. 1992. The international mussel watch. The International Mussel Watch Committee, 122 p.

Langston, W.J. and M. Zhou. 1986. Evaluation of the significance of metal-binding proteins in the gastropod

- Littorina littorea*. Mar. Biol. 92: 502-512.
- Maccarthy, H.T. and P.C. Ellis. 1991. Comparison of microwave digestion for analysis of Pb, Cd, Cr, Co and Zn in the shellfish by flame AAS. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 74: 566-569.
- NAS. 1980. The international mussel watch. National Academy of Science, Washington D.C. p.248.
- Nolan, C.V. and E.J. Duke. 1983. Cadmium accumulation and toxicity in *Mytilus edulis*: Involvement of metallothioneins and heavy-molecular weight protein. Aquat. Toxicol. 4: 153-163.
- Phillips, D.J.H. 1980. Quantitative Aquatic Biological Indicator : Their Use to Monitor Trace Metal and Organochlorine Pollution. Applied Science Publishers, London. 460 p.
- Phillips, D.J.H. and D.A. Segar. 1986. Use of bio-indicator in monitoring conservative contaminants: programme design imparatives. Mar. Pollut. Bull. 17: 10.
- Phillips, D.J.H. and P.S. Rainbow. 1988. Banarcles and Mussels as Biomonitors of Trace Elements: A comparative study. Mar. Ecol. Prog. Ser. 49: 83-93.
- Phillips, D.J.H. and P.S. Rainbow. 1989. Strategies of trace metal sequestration in aquatic organisms. Mar. Environ. Res. 28: 207-210.
- Rainbow, P.S. 1993. The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. In R. Dallinger and P.S. Rainbow (eds.), Metals in Invertebrate. Lewis Publishers, pp. 3-23.
- Rainbow, P.S., D.J.H. Phillips and M.H. Depledge. 1990. The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. Mar. Pollut. Bull. 21: 321-324.
- Roesijadi, G. 1994. Behavior of metallothionein-bound metals in a natural population of an estuarine mollusc. Mar. Environ. Res. 38: 147-168.
- Roesijadi, G., S. Kielland and P. Klerks. 1989. Purification and properties of novel molluscan Metallothionein. Arch. Biochem. Biophys. 273: 403-413.
- Romeo, M. And M. Gnassia-Barelli. 1995. Metal distribution in different tissues and in subcellular fractions of the Mediterranean clam *Ruditapes decussatus* treated with cadmium, copper or zinc. Comp. Biochem. Physiol. 111C: 457-463.
- Simkiss, K. and M. Taylor. 1981. Cellular mechanisms of metal ion detoxification and some new indices of pollution. Aquat. toxicol. 1: 279-290.
- Simkiss, K., M. Taylor and A.Z. Mason. 1982. Metal detoxification and bioaccumulation in mollusc. Mar. Biol. Lett. 3: 187-201.

(1999년 7월 23일 접수)

An Assessment of Heavy Metal Contamination in the Onsan Bay Using Biological Indicators

Han, Soo-Jeong and In-Sook Lee

Department of Biological Science, Ewha Womans University, Seoul 120-750, Korea

ABSTRACT: Concentrations of cadmium, copper and zinc were determined in three molluscan species including *Sacculosiphonaria japonica*, *Reishia clavigera* and *Crassostrea gigas* to assess heavy metal contamination in the Onsan Bay. The range of cadmium concentrations were 3.83 ~ 39.67 $\mu\text{g/g}$ d.w. in *S. japonica*, 7.47 ~ 103.47 $\mu\text{g/g}$ d.w. in *R. clavigera*, 1.32 ~ 92.17 $\mu\text{g/g}$ d.w. in *C. gigas*. Concentration of cadmium at contaminated site in *C. gigas* was 70 folds higher than that of reference site. The range of copper concentrations were 22.92-1287.56 $\mu\text{g/g}$ d.w. in *S. japonica*, 37.53 ~ 656.97 $\mu\text{g/g}$ d.w. in *R. clavigera*, 161.50 ~ 3208.52 $\mu\text{g/g}$ d.w. in *C. gigas*. The concentration of copper at contaminated site in *S. japonica* was 56 folds higher than that of reference site. The range of zinc concentrations were 93.48 ~ 377.40 $\mu\text{g/g}$ d.w. in *S. japonica*, 423.65 ~ 1075.57 $\mu\text{g/g}$ w. in *R. clavigera*, 2018.13 ~ 22275.00 $\mu\text{g/g}$ d.w. in *C. gigas*. The difference of zinc concentrations between reference site and contaminated site was relatively small than those of cadmium and copper in all the species tested. The largest difference was 11 folds in *C. gigas*. In the present work, we confirmed that all of these species, *S. japonica*, *R. clavigera* and *C. gigas*, could be used as biological indicators to monitor heavy metal contamination.

Key words: Contamination, Heavy metal, Indicators, Onsan Bay
