

Article

스발바드군도 스피츠베르겐섬 콩스피요르드에 분포하는
갈조류의 중금속 농도

안인영* · 최희선 · 지정연 · 정호성 · 김지희

한국해양연구원 부설 극지연구소
(425-600) 경기도 안산시 안산우체국 사서함 29호Metal Concentrations in Some Brown Seaweeds from Kongsfjorden
on Spitsbergen, Svalbard Islands

In-Young Ahn*, Heeseon J. Choi, Jungyoum Ji, Hosung Chung, and Ji Hee Kim

Korea Polar Research Institute, KORDI
Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

Abstract : Concentrations of Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn were determined in four arctic brown algae (*Laminaria saccharina*, *L. digitata*, *Alaria esculenta*, *Desmarestia aculeata*) in an attempt to examine for their metal accumulation capacity and also to assess their contamination levels. Macroalgae were collected from shallow subtidal waters (<20 m) of Kongsfjorden (Kings Bay) on Spitsbergen during the period of the late July to early August 2003. Metal concentrations highly varied between sampling sites, species and tissue parts. Input of melt-water laden with terrigenous sediment particles seemed to have a large influence on baseline accumulations of some metals (Al, Fe, Mn, Pb etc.) in the macroalgae, causing a significant spatial variation. There were also significant concentration differences between the young and old tissue parts in *L. saccharina*, *L. digitata* and *A. esculenta*. While Al, Fe, Mn, Pb were higher in the perennial parts below meristematic region (excluding holdfast), Cd and As concentrations were significantly higher in the young blades above the meristematic region. Zn and Cr, on the other hand, showed little differences between the tissue parts. The highest metal concentrations were found in *D. aculeata*, which seems to be due to its filamentous fine branches leading to high surface/volume ratios. The lowest concentrations were found in the two *Laminaria* spp., the blades of which are thicker than *D. aculeata* and *A. esculenta*. No distinct signs of contamination were detected in the brown algal species analyzed. Added to this, the results of the present studies suggest the potential utility of *L. saccharina*, *L. digitata* and *A. esculenta* as biomonitors for metal pollution monitoring in this area.

Key words : 갈조류(brown seaweeds), 북극(Arctic), 스발바드(Svalbard), 중금속(heavy metals), 콩스피요르드(Kongsfjorden)

1. 서 론

우리나라 다산기지가 위치해 있는 Svalbard섬은 최근까

지 활발했던 석탄채광(1917-1962, 1990이후), 유전탐사 등 인간 활동으로 육상에 오염물질이 잔존해 있어 여름철에 석탄광물에 있는 여러 가지 중금속과 유류오염물질이 용설수에 씻겨 함께 유입되는 것으로 보고되고 있다. 또한 Svalbard섬은 대기 순환의 특성상 인근 유럽, 아메리

*Corresponding author. E-mail : iahn@kopri.re.kr

카, 러시아에서 발생한 독성유기오염물질 및 수은, 납 등이 집중적으로 유입되는 지역으로 이들 독성오염물질이 해양퇴적물과 해양조류, 포유류 등의 체내에 높은 농도로 농축되어 있는 것이 발견되고 있어 이로 인한 해양생태계 악영향이 우려되고 있는 곳이다(AMAP 2002). Svalbard 섬은 한편 Ny-Ålesund에 조성된 국제 연구타운 덕분에 모니터링에 가장 적합한 연구지역의 하나로 떠오르고 있다.

한편 이들 오염물질에 대한 정보는 매우 단편적으로, 해저퇴적물에서 이들 중금속과 유기염소계 오염물질이 낮게 검출되었으나, 먹이망의 최상위단계를 차지하고 있는 물개 등에서는 PCBs, 수은과 카드뮴 등의 농도가 매우 높게 나타나고 있다. 이는 오염물질의 먹이망을 통한 생물농축의 결과로 사료되고 있으나, 오염물질의 종류, 오염원과 유입과정, 먹이망을 통한 농축과정, 여러 오염물질의 복합적 영향 등이 정확하게 파악되어 있지 않아 이에 대한 연구가 시급한 실정이다(AMAP 2002). 한편 노르웨이 극지 연구소는 Kongfjorden의 물개와 해양조류(Marine birds)에서 중금속과 유기염소계 화합물을 분석한 바, 유기염소계 화합물의 농도는 낮은 반면 수은과 납 농도는 바렌츠해역의 다른 지역에 비해 훨씬 높게 나타나, Kongfjorden 부근에 이들 중금속 오염원이 있을 것으로 추정된 바 있다(Hop et al. 2001).

본 논문은 다산기지 인근 해역인 Kongfjorden만의 오염모니터링에 적합한 지표종을 선정하기 위한 연구의 일환으로 우선적으로 이 지역에 널리 분포하고 채집이 용이한 대형갈조류(*Laminaria saccharina*, *L. digitata*, *Alaria esculenta*, *Desmarestia aculeata*)를 대상으로 중금속 농축 양상을 조사하였다. 대형갈조류는 수심 20 m 미만의 암반에 널리 분포하며, 이곳의 주요 저서생물종인 green sea urchin(*Strongylocentrotus droebachiensis*)의 주요 먹이로 이용되고 있다.

2. 지역 개관 및 수리적 특성

Kongfjorden만은 스발바드 군도 스피츠베르겐섬 서쪽 해안에 위치해 있는 전형적 빙하피요르드 지형이다. 79°N, 12°E의 고위도 지방임에도 불구하고 따뜻한 북대서양 해류의 영향으로 동위도의 동쪽 해안에 비해 훨씬 온난하다(Svendsen et al. 2002). 해양생물분포도 북대서양과 북극생물이 혼합된 양상을 보이는 것으로 알려져 있으며, 여기에 육상으로부터 유입되는 담수와 토사량 등에 의해 분포생물, 특히 저서생물군집의 종조성과 밀도가 크게 변화하는 것으로 알려져 있다(Hop et al. 2002). 기타 Kongfjorden의 수리적 특성과 해양생물상은 Hop et al. (2002)와 Svendsen et al.(2002)에 잘 수록되어 있다.

3. 재료 및 방법

해조류는 Kongfjorden 3개 지역에서 2003년 7월 28일에서 8월 6일 사이에 잠수 채집하였다(Fig. 1). 연구지역 선정에는 이 지역에서 1995년 이후에 노르웨이, 폴란드 등에 의해 수행된 수 년간의 집중적 조사로 얻어진 저서생물 분포자료(Hop et al. 2002)와 수리자료(Svendsen et al. 2002)를 참조하였다. St. A는 부두근처로 오염이 가장 많이 된 곳으로 추정되며, St. B는 Fig. 2의 수은과 염분 분포에서 보듯이(Svendsen et al. 2002; Kang et al. 2003) 용설수의 영향을 거의 받지 않는 한편, 부두에서 멀리 떨어진 만 입구로 육상에서 유입되는 인위적 오염물질의 영향이 거의 없을 것으로 생각되어 대조지역으로 선정하였다. 마지막으로 St. C는 용설수의 유입량이 많아 수은과 염분이 Sts. A와 B에 비해 크게 낮고 또한 용설수와 함께 육상기원의 토사가 많이 유입되는 곳으로 해조류의 중금속 농축에도 차이가 있을 것으로 생각되어 선정하였다.

조하대 수심 5-15 m 암반에 널리 분포하는 채집이 용이한 대형갈조류(*Laminaria saccharina*, *L. digitata*, *Alaria esculenta*, *Desmarestia aculeata*)를 대상으로 중금속 농축 양상을 조사하였다. *Laminaria saccharina*, *L. digitata*, *Alaria esculenta*는 성장점(meristematic region)위 20-30 cm 길이의 비교적 어린 엽상부(blades)와 성장점 이하 줄기부(stipe)를 포함한 노성한 부위(기부제외)로 나누어 분석하였다. *D. aculeata*는 기부를 제외한 전체 가지와 줄기부를 합쳐 분석하였다. 채집된 해조 표면에 육안적으로 보이는 부착생물은 채집지에서 가져온 해수로 씻어 제거하

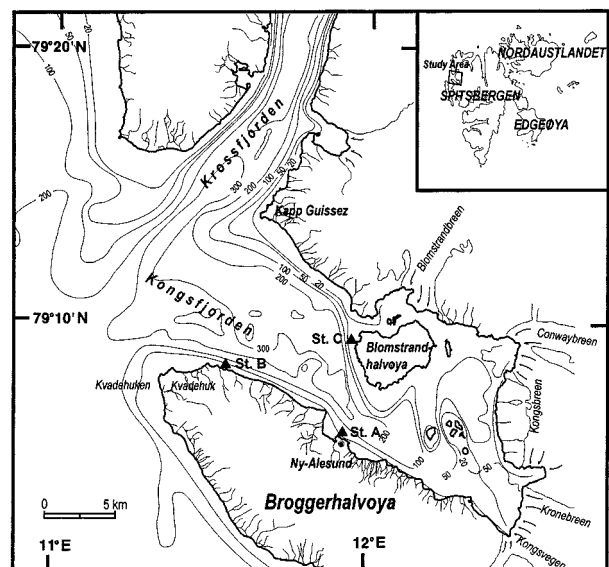


Fig. 1. Sampling stations in Kongfjorden. Seaweed samples were collected by SCUBA divers during the period of July 28th to August 6th, 2003.

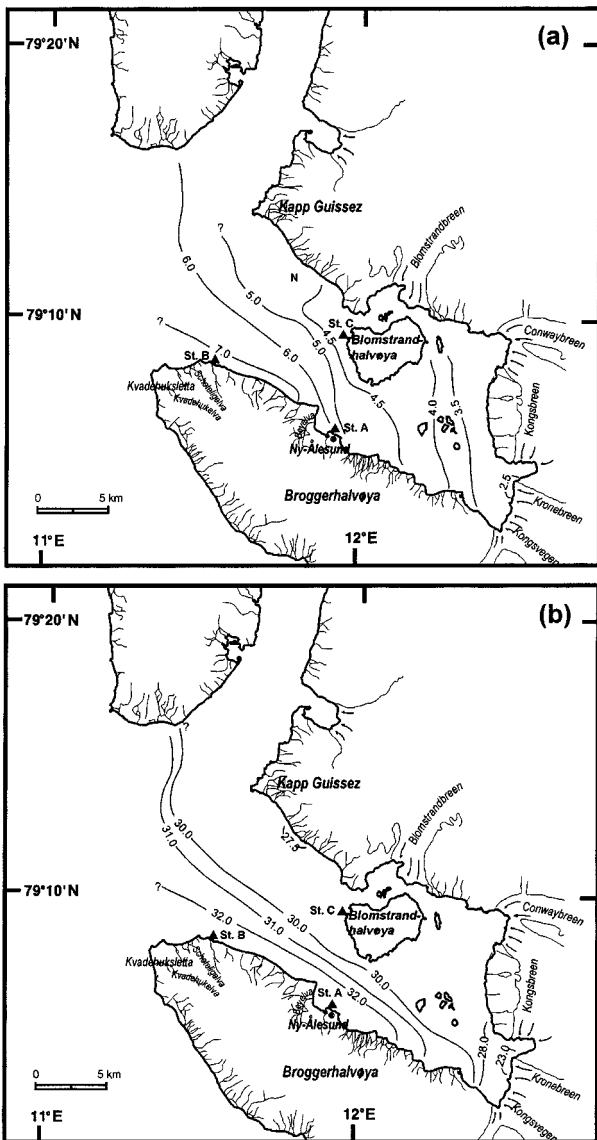


Fig. 2. Spatial distribution of surface water temperature (°C) (a) and salinity (psu) (b) in Kongsfjorden in summer (from Kang et al. 2003).

였다. 다만, *D. aculeata*의 경우는 가느다란 가지가 너무 많아 부착생물을 완전히 제거할 수 없었다. 부착생물을 제거한 해조는 50°C 건조오븐에서 48시간 정도 말린 후 한국으로 수송하여 다시 냉동건조하여 분말상태로 만든 후 0.2-0.3 g 정도 취하여 분석하였다. 시료의 전처리는 Ahn et al.(2002)에 수록된 방법을 따랐으며, 중금속 농도는 한국해양연구원의 ICP/MS(Perkin Elmer, Elan 6100)로 측정하였다. 표준시료는 Sea lettuce(CRM 279, Community Bureau of Reference, BCR, Belgium)을 사용하였다(Table 1). 부위별, 지역별 농도 차이는 ANOVA(General linear model), Kruskal-Wallis test 등을 이용하였다. 통계프로그램

Table 1. Analytical results of metal concentrations ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dry weight) in the standard reference materials of sea lettuce (CRM 279, IRMM-BCR, Belgium). Values are mean standard deviation. Values in parenthesis are not certified.

| Element | Sea lettuce | | |
|---------|-------------|----------------|------------|
| | Certified | Measured (n=4) | % Recovery |
| Cd | 0.274±0.022 | 0.237±0.005 | 104 |
| Cr | (11.6±0.6) | 8.94±0.23 | 76.7 |
| Pb | 13.48±0.36 | 12.39±0.28 | 91.8 |
| Cu | 13.14±0.37 | 11.16±0.06 | 92.6 |
| Ni | (15.9±0.4) | 15.14±0.11 | 99.0 |
| Mn | (2150±70) | 1920±40 | 89.4 |
| Fe | (2430±30) | 2190±50 | 90.3 |
| Zn | 51.3±1.2 | 42.4±0.7 | 90.1 |
| As | 3.09±0.20 | 3.11±0.12 | 100 |

램은 Minitab 13을 사용하였다.

4. 결과 및 토의

부위별 농도 차이

Figs. 3, 4와 5에 *Laminaria saccharina*, *L. digitata*, *Alaria esculenta*의 성장점 상하 부위에서의 중금속 농도 차이를 보여주고 있다. 성장점 위 어린 엽상부와 성장점 아래 줄기부를 포함한 노성한 부위에서의 중금속 농도가 뚜렷한 차이를 보였다. *L. saccharina*의 경우 Al, Mn이 성장점 하부에서 농도가 높았으며($p<0.001$ for Al, $p<0.01$ for Mn), Fe도 유사한 경향을 보인 반면($p=0.09$), Cd, Cu, Co, As는 성장점 상부에서 높은 농도를 보였다($p<0.05$ for Cd, $p<0.001$ for Cu, $p<0.001$ for Co, $p<0.01$ for As). Pb, Zn, Cr과 Ni은 유의한 차이를 보이지 않았다. *A. esculenta*의 경우 Al, Fe, Mn, Pb, Ni이 성장점 하부에서 ($p<0.001$ for Al, Fe, Pb, $p<0.01$ for Mn, $p<0.05$ for Ni), Cd($p<0.05$)과 As($p<0.05$)는 성장점 상부에서 훨씬 높은 농도를 나타냈다. Zn, Cu, Co와 Cr은 유의한 차이를 보이지 않았다. 한편 *L. digitata*에서는 통계적으로 유의한 차이가 관찰되지 않았는데 이는 시료 수가 적기 때문인 것으로 생각된다. 다만 Al의 경우 성장점 하부에서 높은 경향을 보였으며($p=0.07$), 특히 St. A와 St. C에서 성장점 하부에서 뚜렷하게 높은 농도를 보였다.

이와 같이 부위별 농도차이는 해조의 종에 따라 차이를 보였으나, 공통적으로 Al, Fe, Mn는 성장점 하부에서 Cd과 As는 성장점 상부에서, 그리고 Zn, Cr은 부위에 따른 차이가 없는 것으로 판단된다.

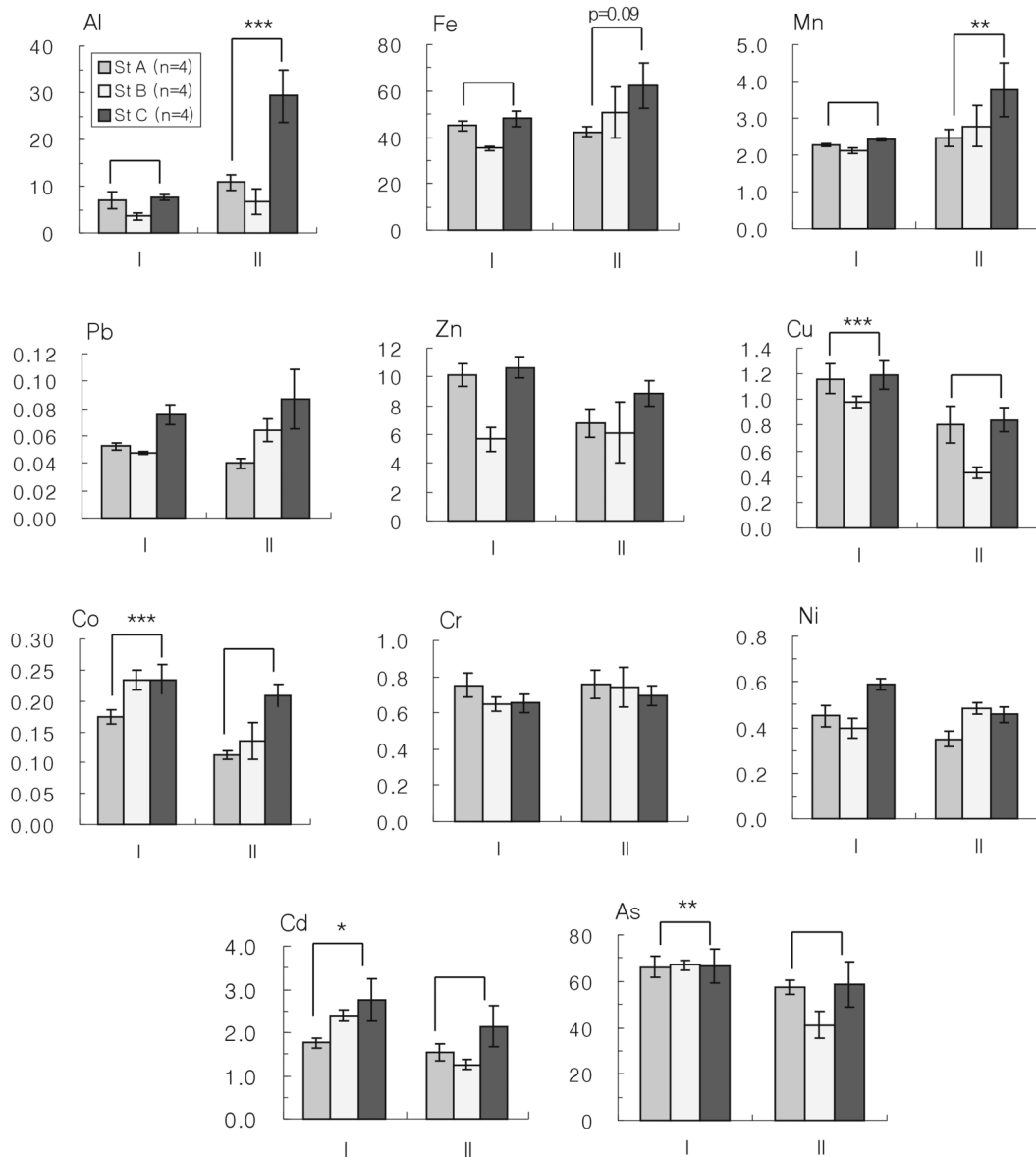


Fig. 3. Comparisons of metal concentrations ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dry weight) of *Laminaria saccharina* between the young (I) and the old (II) tissue parts at three sampling stations. Mean ± 1 standard error bars are represented. Statistical significance: *, $p < 0.05$; **, $0.01 < p < 0.05$; ***, $p < 0.001$.

채집지역간 농도 차이

*L. saccharina*에서는 대부분의 중금속 특히 Al, Pb, Cd, Zn, Cu, Co, Ni이 St. C에서 가장 높았고, Fe, Mn, Cr, As는 차이가 없었다(Fig. 3). *L. digitata*는 Al과 Ni을 제외하고는 채집 지역간 유의한 농도 차이가 발견되지 않았는데 (Fig. 4), 이는 시료 수가 적기 때문인 것으로 생각된다. Al은 Sts. A와 C에서의 농도가 St. B보다 높았으며($p < 0.05$), Ni의 경우에는 오히려 St. B에서 가장 높고 St. A에서 가장 낮았다($p < 0.05$). *A. esculenta*는 Al, Fe과 Pb의 경우에만 St. C에서의 농도가 St. B에서의 농도보다 높았고 나머

지는 지역간 차이가 없었다(Fig. 5). *Desmarestia aculeata*에서는 Cd를 제외한 모든 중금속이 St. C에서 가장 높았고, 만 입구에 있는 St. B에서 가장 낮았다(Fig. 6). St. A에서 채집한 개체의 중금속 농도도 St. C 개체의 값보다 전반적으로 낮았으나 통계적으로 유의한 차이는 보이지 않았는데 시료 수가 적기 때문인 것으로 판단된다.

공통적으로 Al은 네 종류의 갈조 모두에서 St. C에서 가장 높았으며, 그 외에도 Cd와 As를 제외한 대부분의 금속 특히 Fe, Mn, Pb 등의 농도가 St. C에서 채집한 대부분의 개체에서 가장 높았다(Figs. 3, 4, 5와 6). St. C는 수

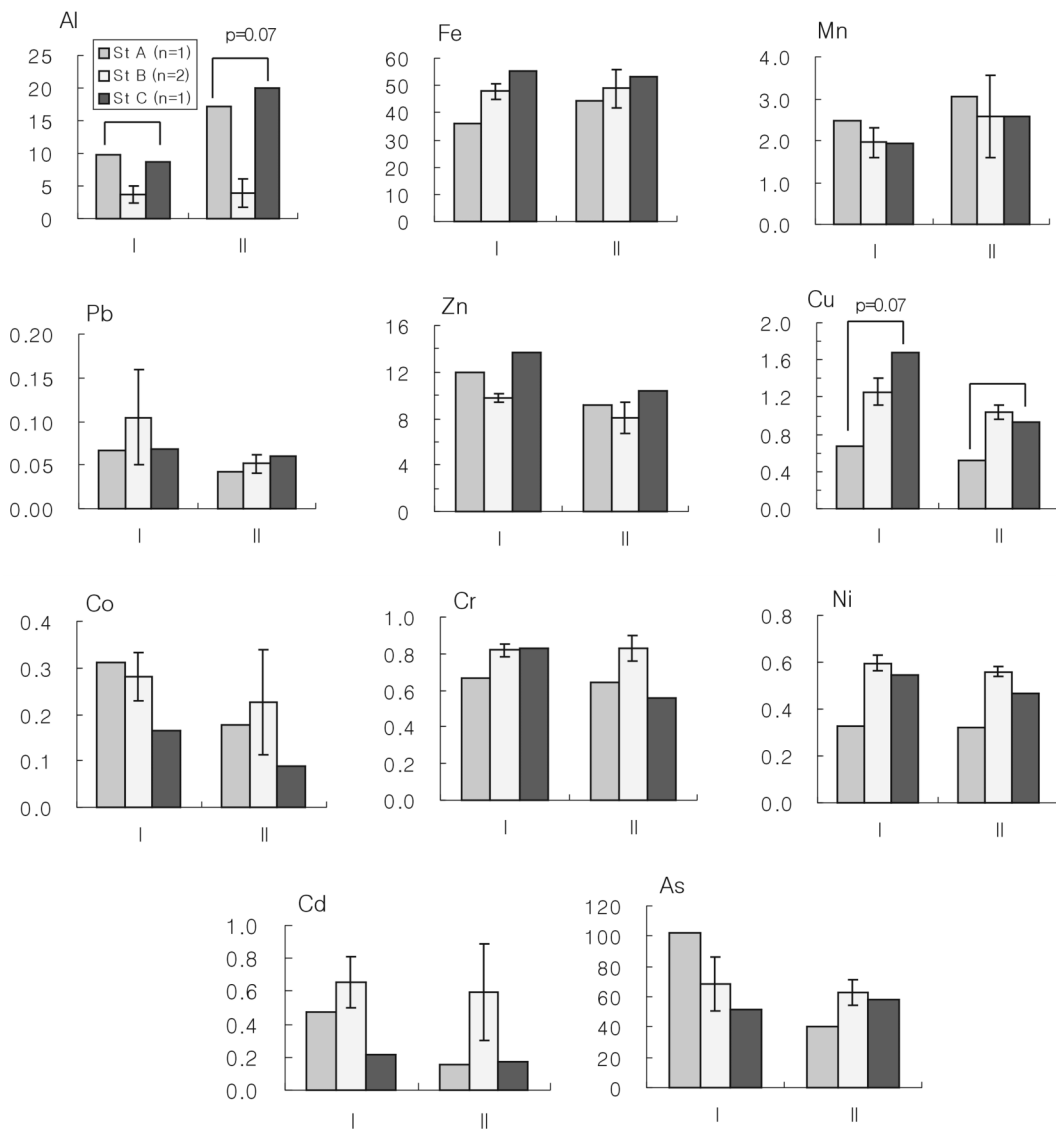


Fig. 4. Comparisons of metal concentrations ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dry weight) of *Laminaria digitata* between the young (I) and the old (II) tissue parts at three sampling stations. Mean \pm 1 standard error bars are represented.

온과 염분이 다른 두 곳에 비해 훨씬 낮은 것으로 볼 때, 용설수가 가장 많이 유입되는 곳으로 용설수와 함께 육상기원의 토사도 많이 유입되는 곳으로 추정된다. 실제로 연구기간 중 매우 혼탁한 용설수의 해수 유입이 육안으로 관찰되었다. 이러한 토사에는 육상암석 기원의 Al, Fe, Mn 등의 금속이 많이 함유된 것으로 생각된다. 세종기지가 있는 남극 킹조지섬에서도 하계에 용설수의 유입과 함께 Al, Fe, Mn, Pb, Cu 등이 육상기원의 풍화퇴적물과 함께 인근해로 유입되어 해조와 삿갓조개 등 해양생물의 농축양상에 영향을 주는 것으로 나타났다(Ahn *et al.* in press).

한편, 대부분의 금속들이 St. B에서 상대적으로 낮은 농도를 보인 반면, Cd의 경우는 St. B에서 비슷하거나 오히려 높은 것으로 나타났다. 특히 *L. digitata*와 *D. aculeata*의 Cd 농도는 다른 두 지역에 비해 높았는데 이는 용설수의 유입이 적은 St. B에서 생물이용 가능한 (bioavailable) 용존 Cd의 농도가 높아 이들 해조에 보다 높은 농도로 농축되었기 때문인 것으로 생각된다. 최근의 연구에 의하면 남극세종기지 부근에서 채수한 용설수에서의 용존성 Cd 농도($<0.01 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, unpublished)가 맥스웰만 해수에서의 Cd 농도($0.07\text{-}0.1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) 보다 훨씬 낮은 것으로 나타나고 있다(KORDI 2002, 2003).

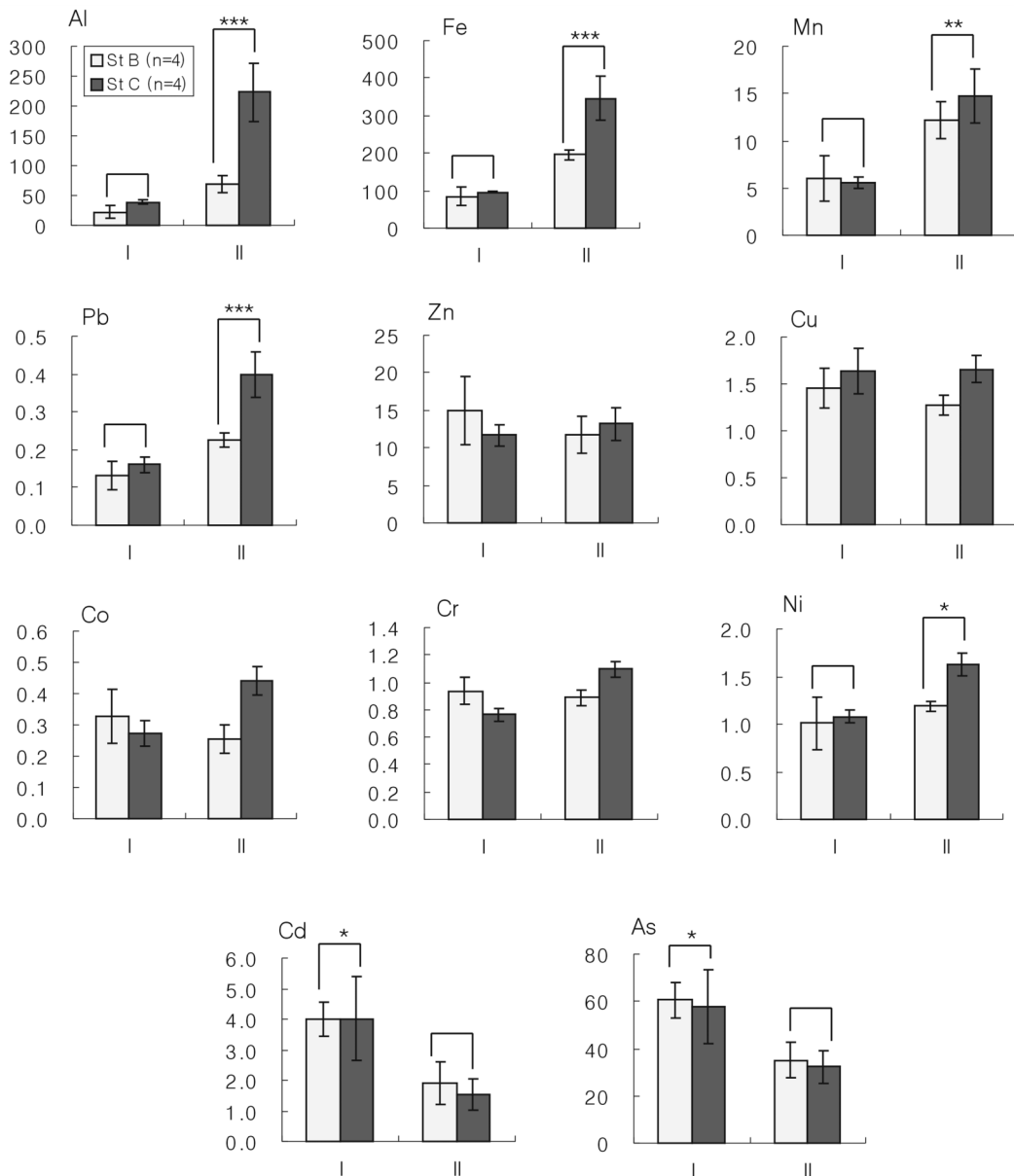


Fig. 5. Comparisons of metal concentrations ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dry weight) of *Alaria esculenta* between the young (I) and the old (II) tissue parts at three sampling stations. Mean \pm 1 standard error bars are represented. Statistical significance: *, $p < 0.05$; **, $0.01 < p < 0.05$; ***, $p < 0.001$.

중간 농도차이

Fig. 7에 Sts. A, B, C의 모든 자료를 통합하여 중간 농도를 비교하였다. Cd와 As를 제외한 모든 중금속 농도가 *Desmarestia aculeata*에서 가장 높았으며, 다음으로 *Alaria esculenta*였다. *Laminaria saccharina*와 *L. digitata*는 가장 낮은 농도를 보였으며 농도 범위도 서로 비슷했다. *Laminaria* spp.는 다른 두 종의 갈조류에 비해 엽상체가 두꺼워 부피에 대한 표면적 비율(surface/volume ratio)이 훨씬 작기 때문에 해수중 중금속 농축이 덜 일어난 것으로 생각된다. 한편 *D. aculeata*는 사상(filamentous)인 엽

체의 특징 때문에 해수중 용존성 중금속을 흡수할 수 있는 표면적 비율이 상대적으로 커서 체내 농축이 가장 활발히 일어날 수 있었던 것으로 생각된다. Cd와 As의 경우 오히려 *D. aculeata*에서 농도가 가장 낮았는데 정확한 이유는 연구해 볼 필요가 있다.

한편, *D. aculeata*에는 부착동물이 많았으며 이들 부착동물을 완전히 제거할 수 없어, 중금속 측정에 이들 부착동물들이 일부 포함되어 측정되었다. 따라서 측정된 중금속 농도가 *D. aculeata*만의 농도라고 보기가 어려우며 결과적으로 부착생물의 제거가 어렵다는 점 때문에 *D.*

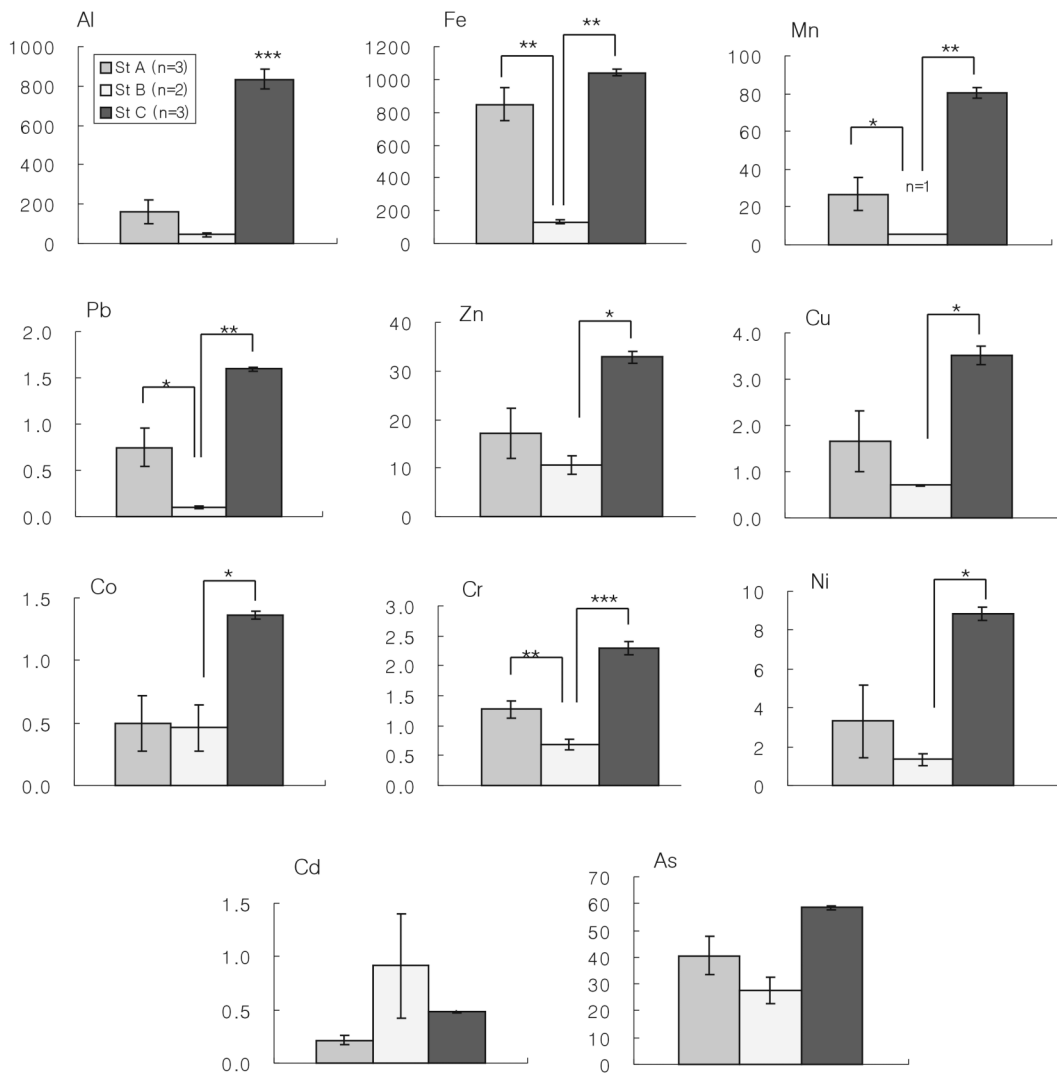


Fig. 6. Comparisons of metal concentrations ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dry weight) of *Desmarestia aculeata* at three sampling stations. Mean \pm 1 standard error bars are represented. Statistical significance: *, $p < 0.05$; **, $0.01 < p < 0.05$; ***, $p < 0.001$.

*aculeata*를 지표종으로 사용하는 것은 문제가 있는 것으로 보인다. 미역과에 속하는 *A. esculenta*는 다시마과에 속하는 *Laminaria* spp.보다는 엽체가 얇아 같은 부피의 경우 중금속을 흡수할 수 있는 표면적이 훨씬 커, 중금속 농축이 보다 잘 일어나는 것으로 생각된다. 중금속을 비교적 잘 농축하고 부착생물의 제거가 용이하고 서식 환경의 농도가 비교적 잘 반영된다는 점에서 *L. saccharina*, *L. digitata*, 그리고 *A. esculenta*가 적합한 지표종으로 사료된다.

다른 지역 갈조류와의 농도 비교

Table 2에서 본 연구에서 측정된 *Laminaria saccharina*, *L. digitata*, *Alaria esculenta*, *Desmarestia aculeata*의 중금속 농도와 다른 지역에서 보고된 유사한 종들의 중금속

농도를 비교하였다. *L. saccharina*, *L. digitata*의 경우 모든 중금속이 다른 지역의 *Laminaria* spp.에서 측정된 농도 수준과 유사하였으며, 눈에 띄게 차이가 나는 것은 없었다.

*A. esculenta*의 경우에도 대부분의 중금속 농도가 다른 지역의 *Alaria* sp.나 같은 미역과에 속하는 *Undaria pinnatifida*와 비슷한 수준이었다. 다만 Al과 Fe의 경우 생장점 하부에서 높은 농도를 보였으며, 특히 St. C에서 뚜렷하게 높은 농도를 보였다. 또한 Sts. B와 C의 일부 개체에서 Cd의 농도가 $6-7 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dry weight 정도로 오염된 해역에서 *Fucus vesiculosus*에서 측정된 농도와 비교할 만하였다. 그러나 대부분의 개체에서의 Cd 농도는 $< 3 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dry weight였으며, 오염이 가장 많이 되었을 것으로 기대되는 St. A에서도 $1.76 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dry weight로 훨씬 낮게

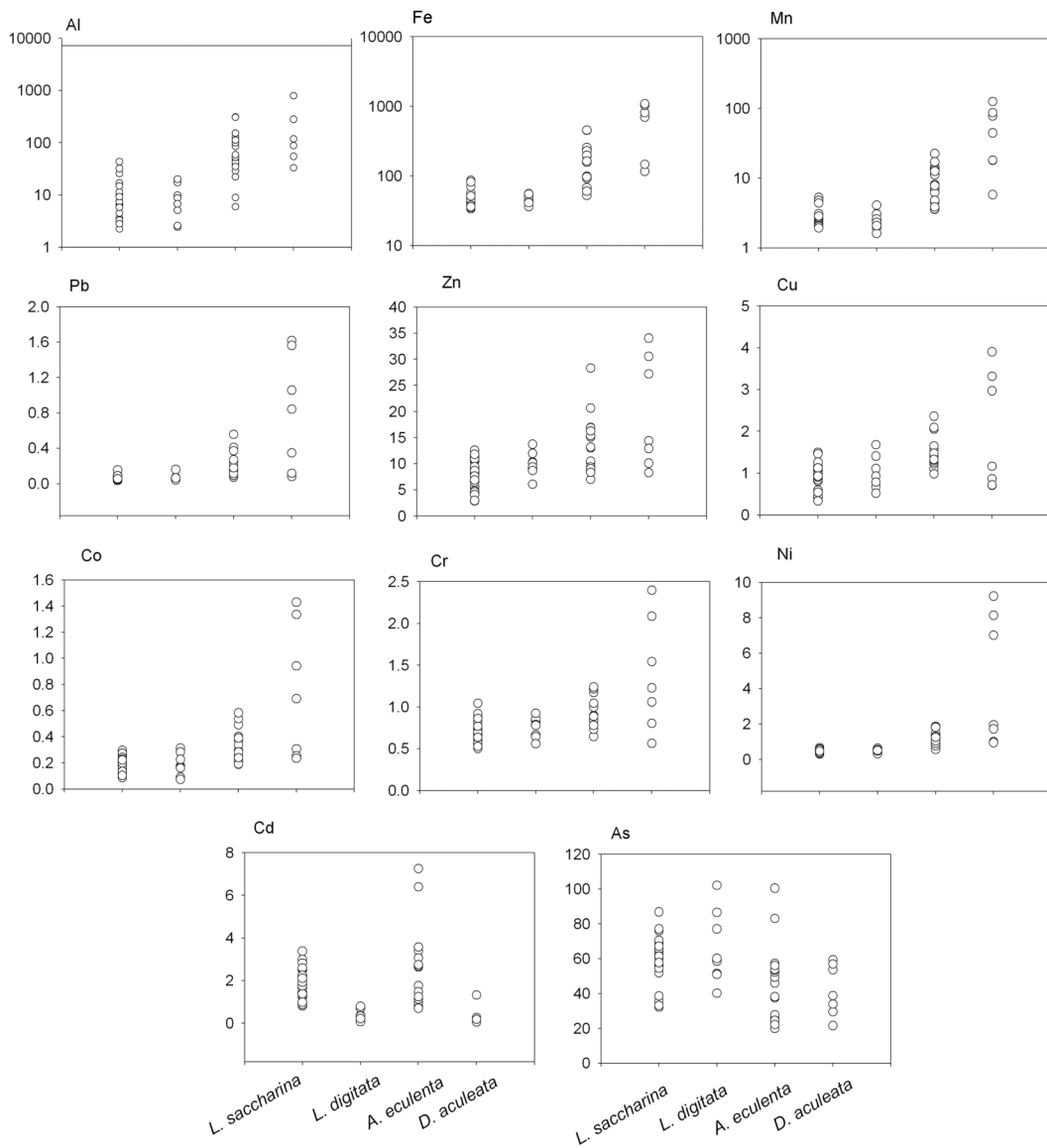


Fig. 7. Comparisons of metal concentrations ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dry weight) between the four species of brown algae. All the data from the three sampling sites were presented as vertical points.

나타난 것으로 보아, 인위적 오염으로 인한 것으로 보이지 않는다. *L. saccharina*, *L. digitata*, *D. aculeata*의 경우에도 St. A에서 오히려 Cd 농도가 낮거나 다른 지역과 비슷한 수준으로 나타났다. 이는 앞서 채집지역간 농도 차이에서 설명하였듯이 용설수의 유입량에 따라 해수의 생물이용 가능한 용존 Cd의 농도가 변화함으로써 해조류의 Cd 농축에 최소한 어느 정도는 영향을 주지 않았나 생각된다.

*D. aculeata*의 경우 본 연구지역에서 가장 높은 농도를 보인 종으로서 다른 지역의 *Desmarestia* spp.와 비교할 때 Fe과 Mn의 농도가 특히 St. C에서 높았다. St. C는 앞서 설명한 바와 같이 용설수가 가장 많이 유입되는 곳으로 용설수와 함께 육상 기원의 암석풍화물도 많이 유입되는

곳이다. Al, Fe은 세 종류의 갈조 모두에서 St. C에서 가장 높게 나타나고, 그 외 대부분의 금속도 St. C에서 가장 높거나 차이를 보이지 않은 것으로 보아 Al, Fe, Mn 등의 중금속이 용설수에 포함된 육상기원 암석풍화물과 함께 인근해로 유입되는 것으로 생각된다.

해양오염모니터링 지표종으로서의 갈조류

해조류는 주변 해수의 용존성 금속을 흡수하여 체내에 농축함으로써 생물이용 가능한 형태로 해수에 존재하는 중금속의 농도를 반영하는 적합한 지표종(biomonitor)으로 알려져 있다. 녹조류(*Ulva* spp., *Enteromorpha* spp.), 갈조류(*Fucus* spp., *Sargassum* spp.), 그리고 홍조류 등이

Table 2. Comparisons of metal concentrations in various brown algae from Kongsfjorden with those from other geographic localities. Figures are means or minimum-maximum values. unit: $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ dry weight.

| | Al | As | Cd | Co | Cr | Cu | Fe | Mn | Ni | Pb | Zn | Localities | References |
|--|---------|--------|-----------|-------------|-----------|----------|----------|---------|-----------|-------------|----------|--------------------------------|------------|
| Laminariales(다시마목) Laminariaceae(다시마과) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Laminaria saccharina</i> | 2.2-43 | 33-87 | 0.96-3.6 | 0.086-0.29 | 0.53-1.0 | 0.35-1.5 | 35-86 | 1.9-5.2 | 0.30-0.58 | 0.035-0.15 | 2.9-13 | | 1 |
| <i>L. digitata</i> | 2.4-20 | 40-100 | 0.17-0.89 | 0.090-0.34 | 0.56-0.92 | 0.57-1.9 | 36-55 | 1.6-4.1 | 0.32-0.63 | 0.041-0.068 | 6.1-15 | | 1 |
| <i>L. saccharina</i> | 7 | 76.2 | 2.8 | 0.084 | <0.5 | <0.5 | 40 | 3.04 | 0.57 | <0.01 | 8.5 | Canada (British Columbia) | 2 |
| <i>L. setchellii</i> | 2.3 | 58.5 | 0.1 | 0.185 | <0.5 | <0.5 | <10 | 3.67 | 1.31 | <0.01 | 22.3 | Canada (British Columbia) | 2 |
| <i>L. japonica</i> | 8.9 | 29 | 0.02 | 0.449 | 1 | <0.5 | 80 | 6.79 | <0.05 | 0.22 | 13 | Japan | 2 |
| <i>L. longicuris</i> | | 60 | 1.53 | 0.24 | 1.47 | 2.8 | 308 | 9.7 | 1.36 | 0.40 | 31.2 | Canada (St. Lawrence River) | 3 |
| Laminariales(다시마목) Alariaceae(미역과) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alaria esculenta</i> | 5.9-310 | 20-100 | 0.85-7.9 | 0.19-0.59 | 0.64-1.2 | 1.1-2.4 | 52-450 | 3.6-22 | 0.56-1.9 | 0.074-0.55 | 7.0-28 | | 1 |
| <i>A. marginata</i> | 7.3 | 39.5 | 0.45 | 0.15 | <0.5 | <0.5 | 60 | 3.79 | 1.51 | 0.64 | 23.6 | Canada (British Columbia) | 2 |
| <i>Undaria pinnatifida</i> | 1.9-3.0 | 20-55 | 0.51-0.71 | 0.026-0.098 | 0.7-0.8 | <0.5-1.1 | 20-40 | 3.3-6.5 | <0.05 | 0.14-0.24 | 13-14 | Japan | 2 |
| <i>U. pinnatifida</i> | | 47-93 | <0.1 | | 0.5 | 1.0-3.0 | 152-190 | | 1.1-1.3 | 0.5-4.0 | 30-163 | Italy(Venice lagoon)* | 4 |
| Desmarestiales(산말목) Desmarestiaceae(산말과) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Desmarestia aculeata</i> | 33-940 | 21-59 | 0.16-1.5 | 0.23-1.4 | 0.56-2.4 | 0.70-4.0 | 120-1100 | 5.8-130 | 0.94-9.2 | 0.080-1.6 | 10-38 | | 1 |
| <i>Desmarestia</i> sp. | | | 0.20-0.68 | | | 2.8-4.3 | | | | | 19.27 | Antarctica (King George Is.) | 5 |
| <i>Desmarestia</i> sp. | | | 0.27-0.41 | | | 0.76-1.8 | | | | | 15-18 | Antarctica (King Anverse Is.) | 5 |
| <i>Desmarestia anceps</i> | | 29 | 1.0 | 155 | 3.25 | 4.05 | 108 | 2.0 | 8.6 | <0.6 | <0.1 | Antarctica (King George Is.) | 6 |
| <i>Desmarestia antarctica</i> | | 53 | <0.10 | 300 | 2.7 | <0.20 | 35 | 1.5 | 1.8 | <0.6 | 6.3 | Antarctica (King George Is.) | 6 |
| Fucales(모자반목) Fucaaceae(뽕부기과) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Fucus distichus</i> | | 25-30 | 0.9-1.2 | | | 2.5-3.4 | 295-660 | | | 0.6-1.0 | 27-138 | Arctic (lead/zinc ore deposit) | 7 |
| <i>F. vesiculosus</i> | | | 0.22-0.45 | | 0.3-1.8 | 4.8-9.4 | 65-616 | 276-778 | 0.3-0.7 | 0.3-1.1 | 13-18 | UK | 8 |
| | | | 2.0-10 | | 3.0-5.0 | 23-51 | 300-1200 | 91-490 | 3.0-71 | 3.6-12 | 511-1015 | UK* | 8 |

References: 1: this study; 2: Netten *et al.* (2000); 3: Phaneuf *et al.* (1999); 4: Caliceti *et al.* (2002); 5: Moreno *et al.* (1997); 6: Farias *et al.* (2002); 7: Bohn (1979); 8: Giusti (2001).

*indicates localities likely polluted.

지표종으로 널리 활용되어왔으나(see Rainbow 1995 for review; Topcuoğlu et al. 2003), 일반적으로 갈조류가 녹조나 홍조에 비해 해수중의 금속이온을 더 잘 농축하는 것으로 알려져 있다(Sánchez-Rodríguez et al. 2001). 갈조류를 해양오염모니터링에 지표종으로 이용하는 것은 1970년대 유럽에서 시작되었으며, 이후 *Fucus* spp., *Sargassum* spp., *Laminaria* spp., *Desmarestia* spp. 등의 갈조류 중금속 농축 양상에 대해 열대에서, 온대, 극지방에 이르는 다양한 지역에서 보고되었다(Bohn 1979; Markham et al. 1980; Bryan 1983; Forsberg et al. 1988; Moreno et al. 1997; Farias et al. 2002; Khristoforova and Kozhenkova 2002).

북극과 아북극해역에서는 *Fucus* spp.가 지표종으로 이용된 바 있고(Bohn 1979; Forsberg et al. 1988) 남극에서는 *Desmarestia* spp., *Adenocystis* spp. 등의 중금속 농축에 대한 연구 보고가 있다(Moreno et al. 1997; Farias et al. 2002). Bryan(1983)은 *Fucus vesiculosus*가 생물이용 가능한 형태로 해수에 존재하는 As, Cd, Cu, Pb, Zn의 농도를 반영하는 적합한 지표종이라고 보고한 바 있다. 본 연구지역에서도 조간대 상부 암반에 *Fucus distichus*가 많이 분포하고 있으나, 표면에 부착생물이 밀생하여 채집에서 제외하였다.

해조류에 농축된 중금속 농도와 해수에 용존되어 있는 중금속 농도와의 상관관계는 다양한 종류의 해조에서 특히 갈조류에서 많이 보고 되고 있는 한편 (Markham et al. 1980; Bryan 1983; Forsberg et al. 1988 for review), 생물이용 가능한 용존성 금속이온 외에도 입자성의 중금속이 해조엽상체(thalli) 세포벽(cell wall)에 물리적으로 부착되어 해조류 체내 농축농도에 큰 영향을 주는 경우도 있는 것으로 보고되고 있다(Luoma et al. 1982; Filho et al. 1999; Nassar et al. 2003). Luoma et al.(1982)은 *Fucus vesiculosus*에서 측정된 Cu, As, Pb, Zn, Ag의 농도가 서식지 해저퇴적물의 중금속 농도와 유의한 상관관계가 있음을 발견하고, 이와 같은 결과는 퇴적물에 있는 입자성 중금속이 해조류에 상당량 부착되어 나타난 결과로서 이런 경우 해조류가 해수 중에 생물이용 가능한 금속의 농도를 반영하는 지표종으로는 적합하지 않을 수 있음을 시사하였다. *F. vesiculosus*와 서식지 퇴적물의 중금속 농도간의 유의한 상관관계는 최근에도 보고된 바 있다(Giusti 2001). Nassar et al.(2003)도 철광산폐수가 유입되는 해역에서 Al, Fe, Mn and Cr 등이 철광산에서 나오는 부스러기와 함께 갈조인 *Padina gymnospora* 엽상체에 달라붙어 이들 중금속의 체내농축 농도를 수 배 상승시켰다고 보고하고 있다.

본 연구에서 부위별 농도차이는 해조의 종에 따라 차이를 보였으나, 공통적으로 Al, Fe, Mn는 성장점하부 줄기

부위 즉 다년생 부위에서 높게 나타나고, 특히 용설수 유입량이 많은 St. C에서 이러한 차이가 더욱 두드러지는 것으로 판단할 때 성장점 하부 다년생 부위에 이들 퇴적물 입자들이 더 많이 부착되어 나타난 결과로 생각된다. 이런 경우 이들 갈조류, 특히 오래된 엽체나 줄기 부분에는 입자성 금속들이 더 많이 부착될 가능성이 있고, 따라서 해수중 생물이용 가능한 중금속농도 변화를 올바르게 반영한다고 할 수 없을 것이다. 한편 Cd의 경우 용설수의 유입량이 가장 적은 것으로 생각되는 Kongsfjorden만 입구에 있는 St. B에서 가장 높은 경향을 보였으며, 이와 같은 경향은 *D. aculeata*에서 가장 두드러지게 나타났다. *L. saccharina*와 *A. esculenta*에서는 특히 어린 엽체에서 Cd의 농도가 유의하게 높았다. 이는 어린 엽체의 경우 해수중 용해되어있는 Cd이온을 흡수 농축하기 때문인 것으로 생각된다. Markham et al.(1980)도 *L. saccharina*의 Cd 농도가 실험해수의 농도와 대략적으로 일치한다고 보고하였다. 즉 이들 해조가 해수 중 생물이용 가능한 형태로 존재하는 Cd의 농도를 잘 반영한다고 할 수 있겠다.

5. 요 약

1) 4종의 갈조류 모두 중금속을 잘 농축하는 특성을 보였다. 부위별로 나누어 분석한 세 종류 해조류(*L. saccharina*, *L. digitata*, *A. esculenta*)에서는 Al, Fe 등의 농도가 용설수와 육상퇴적물이 많이 유입되는 해역에서 상대적으로 높았으나, 인간 활동으로 인한 중금속 농축은 발견되지 않았다.

2) 다년생 부위인 줄기와 기부에는 입자성 중금속이 상당량 부착되는 것으로 생각되며, 이런 경우 해조류가 해수 중에 생물이용 가능한 금속의 농도를 반영하는 지표종으로는 적합하지 않을 수 있음을 시사하였다. 어린 부위를 이용한 단기간의 농도변화를 반영하는 것은 가능할 것으로 보인다.

3) 중금속을 보다 잘 농축하고 부착생물의 제거가 용이하고 서식 환경의 농도가 비교적 잘 반영된다는 점에서 *Laminaria* spp.와 *Alaria esculenta*가 이 지역 중금속 오염 모니터링에 적합한 지표종으로 이용될 수 있을 것으로 판단된다.

사 사

이 연구는 한국해양연구원 부설 극지연구소에서 수행하는 '북극다산기지 주변 자연환경 및 생물자원 연구'의 일환으로 이루어졌다. 잠수채집을 해주신 라승구 씨와 조운찬 씨, 그리고 세심한 심사를 해주신 김경태 박사께 감사드린다.

참고문헌

- Ahn, I.Y., K.H. Chung, and H.J. Choi. Influence of glacial runoff on baseline metal accumulation in the Antarctic limpet *Nacella concinna* from King George Island, Antarctica. *Mar. Pollut. Bull.* (in press)
- Ahn, I.Y., K.W. Kim, and H.J. Choi. 2002. A baseline study on metal concentrations in the Antarctic limpet *Nacella concinna* (Gastropoda: Patellidae) on King George Island: variations with sex and body parts. *Mar. Pollut. Bull.*, 44, 424-431.
- Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). 2002. Arctic Pollution 2002. AMAP, Oslo, Norway. 111p.
- Bohn, A. 1979. Trace metals in fucoid algae and purple sea urchins near a high arctic lead/zinc ore deposit. *Mar. Pollut. Bull.*, 10, 325-327.
- Bryan, G.W. 1983. Brown seaweed, *Fucus vesiculosus*, and the gastropod, *Littorina littorea*, as indicators of trace metal availability in estuaries. *The Sci. Total Environ.*, 28, 91-104.
- Caliceti, M., E. Argese, A. Sfriso, and B. Pavoni. 2002. Heavy metal contamination in the seaweeds of the Venice lagoon. *Chemosphere*, 47, 443-454.
- Farias, S., S.P. Arisnabarreta, C. Vodopivec, and P. Smichowski. 2002. Levels of essential and potentially toxic trace metals in Antarctic macro algae. *Spectrochimica Acta Part B*, 57, 2133-2140.
- Filho, G.M.A., L.R. Andrade, C.S. Karez, M. Farina, and W.C. Pfeiffer. 1999. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Mar. Environ. Res.*, 48, 213-224.
- Forsberg, Å., S. Söderlund, A. Frank, L.R. Petersson, and M. Pedersen. 1988. Studies on metal content in the brown seaweed, *Fucus vesiculosus*, from the Archipelago of Stockholm. *Environ. Pollut.*, 49, 245-263.
- Giusti, L. 2001. Heavy metal contamination of brown seaweed and sediments from the UK coastline between the Wear river and the Tees river. *Environ. Int.*, 26, 275-286.
- Hop, H., K. Saterup, M. Schlabach, and G.W. Gabrielsen. 2001. Persistent organic pollutants in marine macrobenthos near urban settlements in Svalbard, Longyearbyen, Pyramiden, Brarentsburg and Ny-Ålesund. Nor. Polarinst. Internrapp. 8. Tromsø: Norwegian Polar Institute.
- Hop, H., T. Pearson, E.N. Hegseth, K.M. Kovacs, J.M. Weslawski, C. Wiencke, S. Kwasniewski, K. Eiane, R. Leakey, S. Cochrane, M. Zajackowski, O.J. Lonne, F. Mehlum, C. Lydersen, B. Gulliksen, S. Falk-Petersen, M. Poltermann, S.-A. Wangberg, M. Kendall, K.Y. Bischof, A. Voronkov, N.A. Kovaltchouk, G.W. Gabrielsen, M. Wlodarska-Kowalczyk, J. Wiktor, G. di Prisco, A. Estoppey, C. Papucci, and S. Gerland. 2002. The marine ecosystem of Kongsfjorden, Svalbard. *Polar Res.*, 21(1), 167-208.
- Kang, S.-H., Y. Kim, J.-S. Kang, K.-C. Yoo, H.I. Yoon, and W. Lee. 2003. Monitoring on the marine environment and phytoplankton of Kongsfjorden, Svalbard, Arctic. *Ocean Polar Res.*, 25, 213-226.
- Khristoforova, N.K. and S.I. Kozhenkova. 2002. The use of the brown algae *Sargassum* spp. in heavy metal monitoring of the marine environment near Vladivostok, Russia. *Ocean Polar Res.*, 24(4), 325-329.
- KORDI. 2002. Annual report of environmental monitoring on human impacts at the King Sejong Station, Antarctica. ECPP 02-102, Korea Ocean Research & Development Institute. 598 p.
- KORDI. 2003. Annual report of environmental monitoring on human impacts at the King Sejong Station, Antarctica. ECPP 02-102, Korea Ocean Research & Development Institute. 522 p.
- Luoma, S.N., G.W. Bryan, and W.J. Langston. 1982. Scavenging of heavy metals from particulates by brown seaweed. *Mar. Pollut. Bull.*, 13(11), 394-396.
- Markham, J.W., B.P. Kremer, and K.R. Sperling. 1980. Effects of cadmium on *Laminaria saccharina* in culture. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 3, 31-39.
- Moreno, J.E.A. de, M.S. Gerpe, V.J. Moreno, and C. Vodopivec. 1997. Heavy metals in Antarctic organisms. *Polar Biol.*, 17, 131-140.
- Nassar, C.A.G., L.T. Salgado, Y. Yoneshigue-Valentin, and G.M.A. Filho. 2003. The effect of iron-ore particles on the metal content of the brown alga *Padina gymnospora* (Espírito Santo Bay, Brazil). *Environ. Pollut.*, 123, 301-305.
- Netten, C. van, S.A. Hopton Cann, D.R. Morlery, and J.P. van Nettern. 2000. Elemental and radioactive analysis of commercially available seaweed. *The Sci. Total Environ.*, 255, 169-175.
- Phaneuf, D., I. Côté, P. Dumas, L.A. Ferron, and A. LeBlanc. 1999. Evaluation of the contamination of marine algae (seaweed) from the St. Lawrence River and likely to be consumed by humans. *Environ. Res. Section A*, 80, S175-S182.
- Rainbow, P.S. 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, 31, 183-192.
- Sánchez-Rodríguez, I., M.A. Huerta-Díaz, E. Choumiline, O. Holguín-Quiñones, and J.A. Zertuche-González. 2001. Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: implications for the geochemical control of metals in algal tissue.

Environ. Pollut., 114, 145-160.

Svendsen, H., A. Beszczynska-Møller, J.O. Hagen, B. Lefaucconier, V. Tverberg, S. Gerland, J.B. Ørbæk, K. Bischof, C. Papucci, M. Zajaczkowski, R. Azzolini, O. Bruland, C. Wiencke, J.-G. Winther, and W. Dallmann. 2002. The physical environment of Kongsfjorden-Krossfjorden, an Arctic fjord system in Svalbard. *Polar Res.*, 167-208.

Topcuoğlu, S., K.C. Güven, N. Balkis, and Ç. Kirbasoğlu. 2003. Heavy metal monitoring of marine algae from the Turkish Coast of the Black Sea, 1998-2000. *Chemosphere*, 52, 1683-1688.

Received Mar. 19, 2004

Accepted Apr. 24, 2004