

## 녹조 구멍갈파래 (*Ulva pertusa* Kjellman)의 성장 및 색소조성에 미치는 무기 영양염류 및 중금속의 영향

김 장 균 · 한 태 준

(인천대학교 생물학과)

**적 요** - 본 연구에서는 동해와 서해에서 채수된 자연해수에서 녹조 구멍갈파래를 배양하여 성장을 비교하고 아울러 환경오염인자라고 할 수 있는 무기영양염류(질산염과 인산염)와 중금속(구리와 납)의 영향을 평가하였다. 먼저, 광량별 성장율은 서해해수조건보다 동해해수조건에서 뚜렷하게 높게 나타났으며 이때 최적성장광량은 두 조건에서 공히  $100 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 인 것으로 나타났다. 엽록소 함량의 경우  $60 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  이하의 광량에서는 동해해수조건에서 높게 나타났으나,  $100 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  이상의 광량에서는 두 조건에서 유사하게 나타났다. 광량과 색소함량 사이에는 일반적으로 반비례관계가 성립되었는데 즉, 광량이 증가함에 따라 색소함량이 감소되었다. 1988년부터 1997년까지 조사된 환경부자료에 의하면 자연해수에서의 질산염의 농도는 서해해수에서 0.88 ppm으로써 동해해수의 0.37 ppm보다 2배 이상 높았으며 인산염은 동해와 서해해수 모두에서 0.03 ppm으로 유사하게 나타났다. 또한  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ 은 각각 0.004, 0.003 ppm으로 환경기준보다 매우 낮은 것으로 보고된 바 있다. 따라서 이러한 자료를 기초로 하여 무기영양염류(질산염과 인산염)와 중금속(구리와 납)이 구멍갈파래에 미치는 영향에 대해 조사하였다. 무기염류의 효과에 대한 연구에서 질산염의 농도가 증가함에 따라 구멍갈파래의 성장율이 증가하였으며 5 ppm에서 성장포화를 보이는 것을 관찰할 수 있었다. 인산염은 성장에 특별한 영향을 끼치지 않는 것으로 나타났다. 엽록소 함량의 경우에는 인산염 농도가 증가함에 따라 뚜렷한 양적 증가현상을 보였다.  $\text{Cu}^{2+}$ 는 구멍갈파래에 매우 강한 독성을 끼쳐 농도가 증가함에 따라 엽체의 성장율과 엽록소 a, b 그리고 carotenoids 함량이 현저하게 감소하였으며 특히 1 ppm에서는 carotenoids가 전혀 검출되지 않았다.  $\text{Pb}^{2+}$ 는 위와 같은 성장 파라미터에 대하여 특별한 영향을 주지 않았다. 현재 자연해수중에 존재하는 질산염과 인산염,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  등은 그 농도면에 있어서 구멍갈파래의 성장제한요인으로 작용할 정도는 아닐 것으로 판단된다. 그러나  $\text{Cu}^{2+}$ 와 같은 경우 간헐적으로 높은 농도가 기록되는 것을 볼 때 이로 인하여 구멍갈파래의 생존에 결정적인 상해를 입힐 수도 있을 것으로 사료된다.

### 서 론

해조류의 종다양성 감소현상은 이미 많은 연구보고를 통하여 지적되어 왔는데, 이를테면 우리나라의 경우 제주도와 거문도에 생육하는 홍조 갈래곰보(*Meristotheca papulosa*)가 해조 셀러드로 이용되면서부터 수요가 증가하여 남획된 관제로 더 이상의 채집이 어려워졌고, 특히 한국연안에서 처음 보고된 신종들인 제주분홍풀(*Dasyisiphonia chejuensis*)과 분홍염주마디풀(*Gloiophycus koreanum*) 등은 멸종이 우려되는 실정이다(Lee et al. 1994). 해조류 생물 종다양성의 감소는 산업활동과정에서 배출되는 오염물질이 해양으로 유입되고 무분별한 연안개발로 해조류의 서식처가 파괴된 것과 결코 무관하다고 할 수 없다. 예를 들어 다량의 생활폐수와 매립

지 침출수는 해수내 영양염류의 농도와 화학적 산소요구량을 증가시켰고, 공단지역 산업폐수의 해양유입으로 해수내 유해 중금속 농도가 증가되어 해수질환경이 악화되었다. 또한 대규모 매립공사와 해사채취로 인해 해조류의 서식 기반환경이 파괴되었을 뿐 아니라 해수내의 부유물질과 혼탁도가 증가됨에 따라 광선투과율이 감소되어 해조류의 광합성 능력을 저하시키는 결과를 초래했다(Lee et al. 1994).

무기영양염류는 해조류의 성장에 결정적인 영향을 미치는 환경요인으로 인식되어 왔다. 특히 질산염은 해수질환경에서 해조류의 성장을 제한하는 가장 중요한 영양염류로서 영양염류의 효과에 대한 대부분의 연구들이 질산염에 초점을 맞추고 있다(Mathieson & Tveter 1975; Topinka & Robbins 1976; Lapointe & Ryther 1979; Fujita 1985; Fujita et al. 1989; Floreto et al. 1993;

Larned & Stimson 1996). 한 예로, 갈조 *Fucus spiralis* 는 해수내에 질산염 농도가 낮은 여름철에 성장감소현상을 나타냈는데, 이 때 질산염을 인위적으로 첨가하게 되면 생장이 빠르게 회복되었다(Topinka & Robbins 1976). 또한 Fujita (1985)는 영양염 결핍상태에서 5일 동안 배양한 녹조 *Ulva lactuca*와 *Enteromorpha* spp.에 고농도의 질산염을 첨가해 주면 급격한 성장증가현상을 보인다고 하였으며, 갈조 *Pelvetiopsis limitata*와 녹조 *Ulva rigida*는 실내배양과 실외배양 모두에서 질산염이 증가함에 따라 성장율의 증가현상을 나타냈다(Fujita et al. 1989).

반면, 아열대 혹은 열대지방의 연안생태계에서는 질산염보다 인산염이 제한요소로 작용한다는 것이 최근에 보고되어 인산염 또한 해조류 성장에 있어 주요한 제한요소로 인식되었다(Chopin et al. 1995). 녹조 *Codium edule*의 경우 낮은 인산염 상태( $0.016 \text{ gg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ )에서 보다 높은 인산염 상태( $0.023 \text{ gg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ )에서 성장율이 뚜렷하게 증가하는데 이 때, 질산염에 대해서는 뚜렷한 반응을 나타내지 않았다(Larned 1998). 홍조인 *Gracilaria tikvahiae*는 여름동안에 인산염을 처리했을 때 82%의 성장향상을 보인 반면 질산염은 성장에 거의 영향을 끼치지 않았으며, 겨울동안에도 인산염으로 처리했을 경우 질산염 처리시의 성장율 보다 약 3배 가량 높은 성장향상을 나타내었다(Lapointe 1987). 홍조 *Porphyra leucosticta* Thuret에서도 인산염 농도가 증가할수록 성장율이 증가되는 현상이 관찰되었으며(Flores-Moya et al. 1997), 아열대종인 *Agardhiella subulata* (C. Agardh) Kraft et Wynne와 *Chondrus crispus* Stackhouse는 carrageenan 생성에 있어서 인산염이 제한요소로 작용한다고 보고되었다(Chopin et al. 1990; Chopin et al. 1995).

영양염류와 관련된 기존 연구의 대부분은 질산염과 인산염이 고갈되었을 때 나타나는 생리학적, 생화학적 현상을 밝히는데 주력해 왔고, 질산염 및 인산염이 과량 적용되었을 때의 영향에 대한 연구는 극히 부분적으로만 진행되었다. 최근에 카리브해, 하와이, 플로리다 등에서는 몇몇 종의 해조류가 과다번무하는 현상이 보고된 바 있고(Smith et al. 1981; Lapointe 1989; Hughes 1994), 이와 같은 현상은 해수내 영양염류의 증가, 초식동물의 감소, 기상 대이변 현상 그리고 이러한 요인들의 복합적인 영향에 기인하는 것으로 추측된다(Smith et al. 1981; Lapointe et al. 1997). 이중 영양염류의 증가현상은 생활하수 및 폐수의 유입과 용승현상(upwelling) 등에서 원인을 찾을 수 있는데, 이러한 것은 일부 대형 해조류 과다번식의 가장 중요한 원인이 되고 있다고 밝혀졌다(Smith et al. 1981; Lapointe et al. 1997).

연안지역의 생태환경은 하천과 인간활동에서 발생하는 폐기물의 투기 등에 직접적인 영향을 받으므로 중금속 오염에 매우 민감한 지역이다. 중금속 중 철, 망간, 구리, 아연 및 몰리브덴 등은 극미량일 경우 해조류의 성장에 긍정적인 영향을 주지만 농도가 높을 경우 해조류에 심각한 폐해를 끼친다는 것은 널리 알려져 있다(Dring 1996). 해조류는 연안지역에서 가장 중요한 1차 생산자이기 때문에 중금속에 노출된 해조류들은 어류나 무척추동물들에 의해 직접 섭취되는 먹이경로를 통하여, 또는 유기퇴적물의 형태로 잔류하면서 생태계에 심각한 영향을 끼치게 된다(Chung & Lee 1989). 해조류의 경우 중금속에 노출되는 시간이 길수록, 또한 높은 농도의 중금속에 접하게 될수록 생장이 점차 감소되며, 특히 갈조 *Laminaria saccharina*는 환경기준(20ppb)보다 2~3배 높은 농도인 50 ppb의  $\text{Cu}^{2+}$ 에 노출시켰을 때 성장율이 둔화되고 엽록소 함유량도 눈에 띄게 감소하는 것으로 나타났다(Chung & Brinkhuis 1986). 또한 해조류는 해수로부터 중금속을 흡수하여 체내에 축적하는 것으로 알려져 있는데(Chung & Lee 1989), 이는 생물학적 농축현상을 통하여 연안생태계의 파괴는 물론 궁극적으로는 이를 섭취하는 사람들에게까지 심각한 영향을 미칠 수 있는 가능성을 배제할 수 없다.

본 연구는 우리나라 해안 조건대 상부에 광범위하게 분포하고 형태적으로 단순한 구조를 가지고 있으며, 또한 생리적인 면에서 오염물질의 흡수와 축적이 용이할 것으로 보이는 녹조 구멍갈파래를 대상으로 영양염류(질산염과 인산염)와 중금속(구리와 납)이 성장 및 색소조성에 미치는 영향을 조사함으로써 이들 환경적 요인의 최적농도 및 독성농도를 규명하고자 하였다.

## 재료 및 방법

본 연구에서는 강원도 안인에 자연서식하는 녹조 구멍갈파래(*Ulva pertusa* Kjellman)를 채집하여 재료로 사용하였다. 구멍갈파래의 건강한 엽체로부터 직경 14 mm의 원형절편(disk)을 뽑아내어 250 ml의 배양액이 담긴 flask에 넣고,  $15 \pm 0.5^\circ\text{C}$ 의 온도하에서 12:12LD의 광주기로 유동배양하였으며 배양액은 2일 간격으로 전량 교체해 주었다.

### 1. 동해와 서해에서 채수된 자연해수에서의 성장 및 색소조성 비교

배양액은 강원도 안인과 인천광역시 월미도에서 각각 채수한 자연해수를 여과처리 없이 이용하였으며, 광원은 백색광(metal halide lamp; Samlip Co.)으로 10, 30, 60,

100, 150  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 의 광량과 암배양조건에서 8일동안 배양하였다.

### 2. 무기영양염류 농도에 따른 성장 및 색소조성 비교

증류수 1 l에 비가공 천일염 35 g을 녹여 pore size 0.45  $\mu\text{m}$ 의 membrane filter (Millipore Co.)로 여과한 인공해수에 질산염과 인산염을 첨가하여 사용하였다. 무기영양염류 농도는 지난 10년간 측정된 동해와 서해의 해수질 현황자료(1989~1994 Ministry of Environment Republic of Korea; 1995~1998 Ministry of Environment Republic of Korea)를 기초로 하여  $\text{KNO}_3$ 는 0.5, 2.5, 5, 10 ppm 그리고  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ 는 0.002, 0.02, 0.2, 0.8 ppm으로 설정하였으며, 100  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 의 광량에서 8일 동안 배양하였다.

### 3. 중금속 농도에 따른 성장 및 색소조성 비교

Han (1992)의 영양염류 조성법에 따라 만든 배지에  $\text{CuCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 와  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 를 첨가하여 농도구배를 설정하였다.  $\text{Cu}^{2+}$ 와  $\text{Pb}^{2+}$ 의 농도는 지난 10년간 경기만에서 측정된 자료(Kim *et al.* 1998)를 기초로 하였으며  $\text{CuCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 는 0.01, 0.1, 1 ppm 그리고  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  0.01, 0.1, 1 ppm이 되도록 복합 처리하여, 100  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 의 광량에서 8일동안 배양하였다.

### 4. 엽체의 생장율 측정

각 배양조건별로 처리된 엽체를 수거하여 휴지로 물기를 제거한 후 전자저울(A&D Co, ER-180A)로 생체량을 소수 넷째자리까지 측정하였으며, 이로부터 다음 식에 의하여 상대생장율(relative growth rate; RGR)을 구하였다.

$$\text{RGR} = \frac{(\ln W_n - \ln W_0)}{t} \times 100$$

( $W_0$ : 초기배양일 원형절편의 생체량,  $W_n$ : n일 배양후 원형절편의 생체량, t: 배양경과일, ln: 자연로그)

### 5. 색소함량 측정

배양조건별로 엽체의 생체량을 측정한 후 methanol (99.9%) 4 ml가 들어있는 10 ml의 vial에 엽체를 넣고 암상태에서 24시간동안 냉장보관하였다. 추출한 색소용액을 quartz cuvette에 담아 spectrophotometer (Specord S10, Zeiss Co.)로 470, 653, 666 nm에서의 흡광도를 측정하여 엽록소 a, b 및 carotenoids 함량을 계산하였다 (Lichtenthaler & Wellburn 1983).

## 결 과

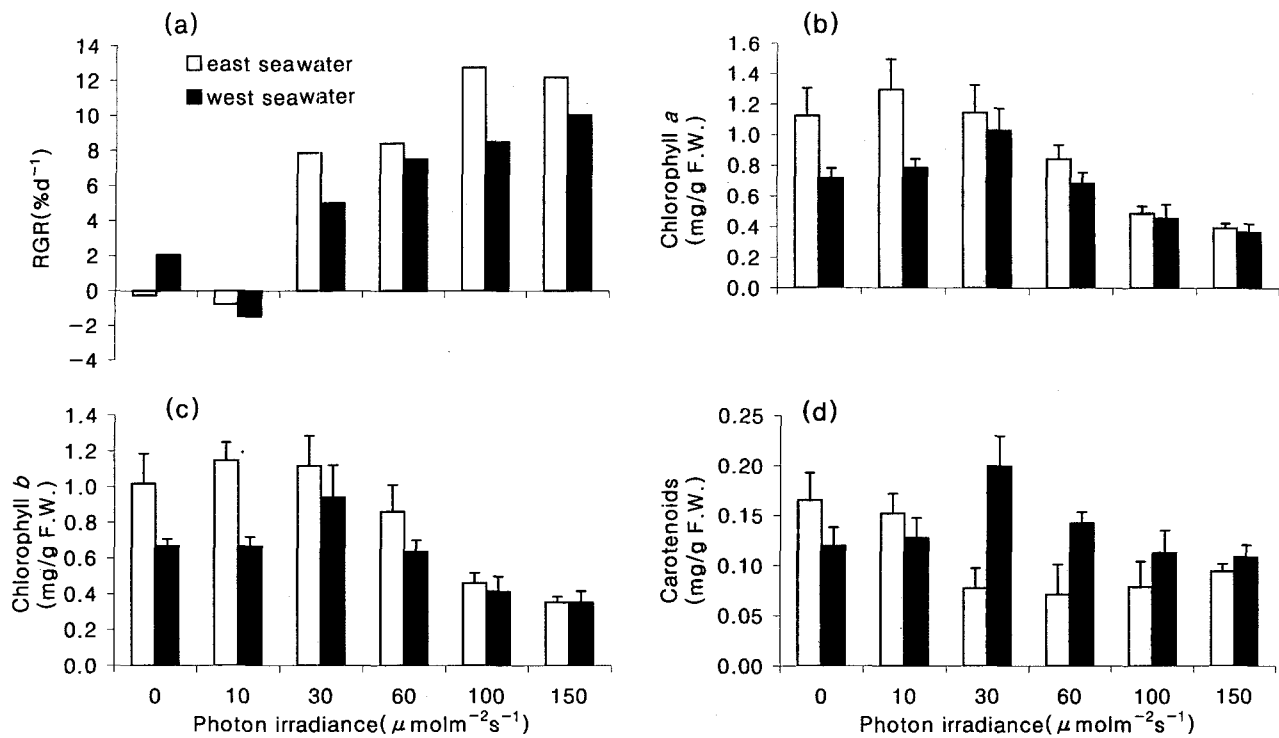
### 1. 동해와 서해의 자연해수에서의 성장 및 색소조성 비교

구멍갈파래의 원형절편을 10  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 의 광조건에서 8일간 배양하였을 때 엽체의 생장율은 동해해수와 서해해수조건 모두에서 암상태에 놓아둔 것과 큰 차이를 보이지 않았다( $P > 0.05$ , Fig. 1a). 그러나 30  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  이상의 광량에서는 두 해수조건 모두에서 광량이 증가함에 따라 생장율이 증가했는데 최대 생장율은 100  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 에서 나타났고 서해해수조건에서보다는 동해해수조건에서 훨씬 높은 생장율을 보였다( $P < 0.05$ , Fig. 1a).

엽록소 a와 b의 경우 60  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 의 광량 이하에서는 그 함량이 서해해수조건보다 동해해수조건에서 높았으나( $P < 0.05$ ), 100  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  이상의 높은 광량에서는 두 해수조건에서 유사한 것으로 나타났다( $P > 0.05$ , Fig. 1b, 1c). 반면 carotenoids 함량을 비교했을 때 광량 10  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  이하에서는 서해해수조건보다 동해해수조건에서 높았으나, 30  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  이상의 광량에서는 서해해수조건에서 오히려 높게 나타났다( $P < 0.05$ , Fig. 1d). 광량별 색소함량은 두 해수조건 모두에서 광량이 증가함에 따라 감소하였는데, 서해해수조건에서는 30  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 의 광량에서 최고 색소함량을 나타냈으며, 동해해수조건에서는 10  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 의 광량에서 최고 색소함량을 나타냈다. 엽록소 b:a의 비율은 동해와 서해해수조건 모두에서 광량이 10에서 30  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 로 증가함에 따라 그 값이 증가하였고 30  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  이상의 광량에서는 유사한 값을 보였다(Table 1). 반면 carotenoids:엽록소 a의 비율은 동해와 서해해수조건 모두에서 광량이 증가함에 따라 계속적으로 그 값이 증가하였는데, 모든 광량에서 동해해수조건보다 서해해수조건에서 높은 값을 나타냈다(Table 1).

### 2. 무기영양염류 농도에 따른 성장 및 색소조성 비교

1988년부터 1997년까지의 기간동안 동해해수와 서해해수내에서 측정된 무기영양염류의 농도변화를 살펴보면 질산염의 경우 점차 감소하는 추세를 보이는데 동해해수(평균 0.37 ppm)에 비해 서해해수(평균 0.88 ppm)에서 훨씬 높은 농도를 나타내었다(Fig. 2a). 인산염은 동해와 서해의 해수사이에 평균농도에 있어서 큰 차이를 보이지 않았지만(Fig. 2b), 서해 경기만의 무기영양염류 농도변화를 살펴볼 때 도심부근의 질산염과 인산염의 농도가 환경기준 3등급을 크게 초과하고 있는 것으



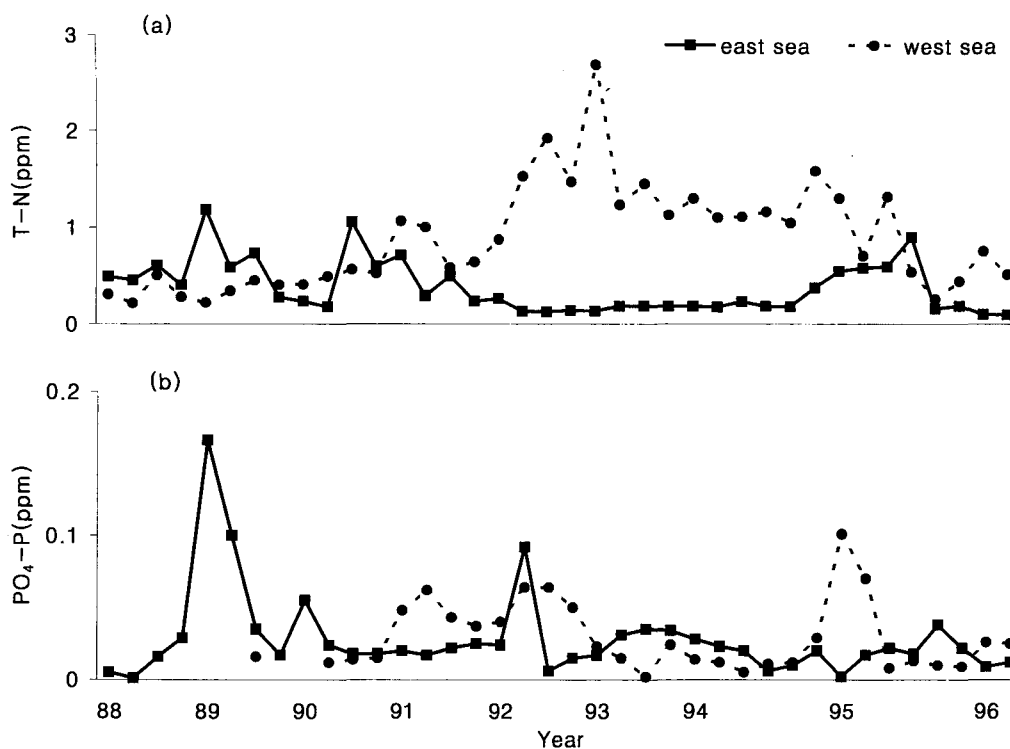
**Fig. 1.** Effects of photon irradiances on (a) growth (b) chlorophyll *a* content (c) chlorophyll *b* content and (d) carotenoids content in *Ulva pertusa*, grown either in the east seawater or the west seawater collected from the corresponding coasts in Korea. Mean  $\pm$  95% confidence intervals are shown (n = 5).

**Table 1.** Effects of photon irradiances on chl *b*/chl *a* ratio and carotenoids/chl *a* ratio in *Ulva pertusa*, grown either in the east seawater or the west seawater collected from the corresponding coasts in Korea. Mean  $\pm$  95% confidence intervals in parenthesis are shown (n = 5). Caro = Carotenoids

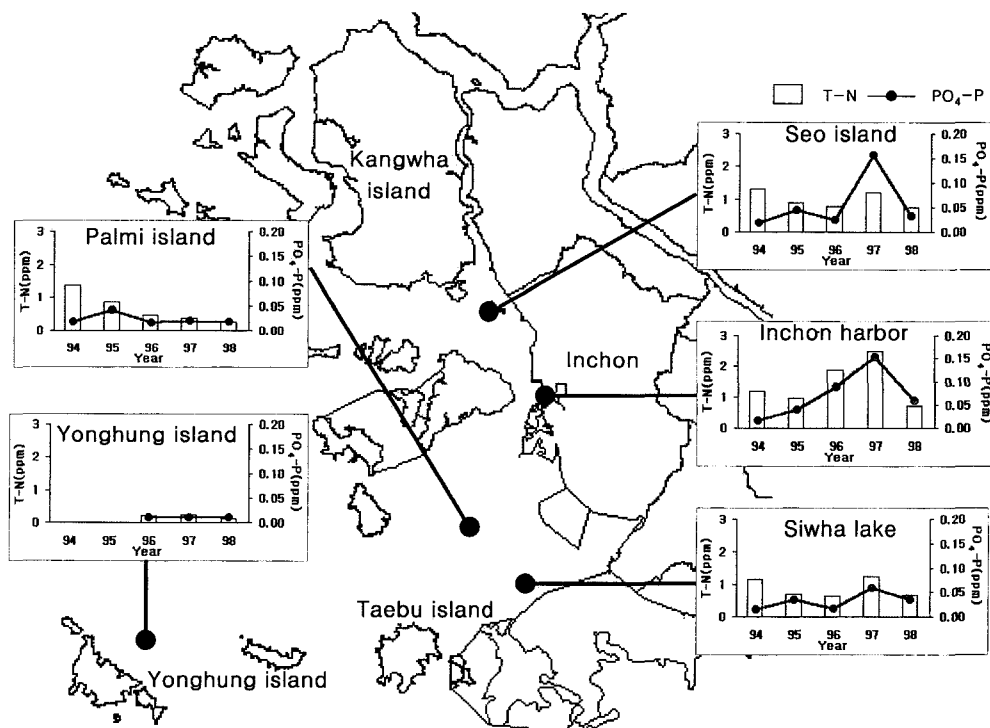
Photon irradiance ( $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ )	Chl <i>b</i> /Chl <i>a</i>		Chl <i>b</i> /Chl <i>a</i>	
	East sea	West sea	East sea	West sea
0	0.905( $\pm$ 0.023)	0.935( $\pm$ 0.056)	0.147( $\pm$ 0.009)	0.166( $\pm$ 0.013)
10	0.887( $\pm$ 0.019)	0.847( $\pm$ 0.005)	0.117( $\pm$ 0.020)	0.163( $\pm$ 0.013)
30	0.978( $\pm$ 0.074)	0.906( $\pm$ 0.054)	0.067( $\pm$ 0.038)	0.190( $\pm$ 0.045)
60	1.012( $\pm$ 0.076)	0.932( $\pm$ 0.035)	0.091( $\pm$ 0.042)	0.209( $\pm$ 0.008)
100	0.940( $\pm$ 0.064)	0.905( $\pm$ 0.039)	0.163( $\pm$ 0.040)	0.246( $\pm$ 0.003)
150	0.900( $\pm$ 0.018)	0.971( $\pm$ 0.027)	0.240( $\pm$ 0.006)	0.301( $\pm$ 0.019)

**Table 2.** Effects of inorganic nutrients on chl *b*/chl *a* ratio and carotenoids/chl *a* ratio in *Ulva pertusa*. Mean  $\pm$  95% confidence intervals in parenthesis are shown (n = 10)

Nitrogen (KNO <sub>3</sub> ; ppm)	Phosphorus (K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> ; ppm)							
	Chl <i>b</i> /Chl <i>a</i>				Caro/Chl <i>a</i>			
	0.002	0.02	0.2	0.8	0.002	0.02	0.2	0.8
0.5	0.798 ( $\pm$ 0.032)	0.819 ( $\pm$ 0.038)	0.765 ( $\pm$ 0.029)	0.741 ( $\pm$ 0.020)	0.199 ( $\pm$ 0.024)	0.180 ( $\pm$ 0.011)	0.208 ( $\pm$ 0.013)	0.226 ( $\pm$ 0.011)
2.5	0.773 ( $\pm$ 0.020)	0.757 ( $\pm$ 0.018)	0.772 ( $\pm$ 0.008)	0.806 ( $\pm$ 0.041)	0.253 ( $\pm$ 0.019)	0.235 ( $\pm$ 0.009)	0.233 ( $\pm$ 0.019)	0.186 ( $\pm$ 0.031)
5	0.841 ( $\pm$ 0.031)	0.900 ( $\pm$ 0.036)	0.803 ( $\pm$ 0.037)	0.812 ( $\pm$ 0.022)	0.210 ( $\pm$ 0.033)	0.127 ( $\pm$ 0.027)	0.181 ( $\pm$ 0.029)	0.194 ( $\pm$ 0.012)
10	0.825 ( $\pm$ 0.027)	0.924 ( $\pm$ 0.042)	0.872 ( $\pm$ 0.044)	0.961 ( $\pm$ 0.038)	0.174 ( $\pm$ 0.011)	0.152 ( $\pm$ 0.045)	0.191 ( $\pm$ 0.029)	0.136 ( $\pm$ 0.022)



**Fig. 2.** Annual changes of total nitrogen and phosphorus contents in seawater from the east sea and the west sea of Korea (squares : east sea water, circles : west sea water). Data adapted from the Ministry of Environment Republic of Korea (1989~1994) and the Ministry of Environment Republic of Korea (1995~1998). (a) T-N, (b) PO<sub>4</sub>-P



**Fig. 3.** Annual nutrient concentrations at 5 sites in Kyonggi bay, Korea. Data adapted from the Ministry of Environment Republic of Korea (1989~1994) and the Ministry of Environment Republic of Korea (1995~1998).

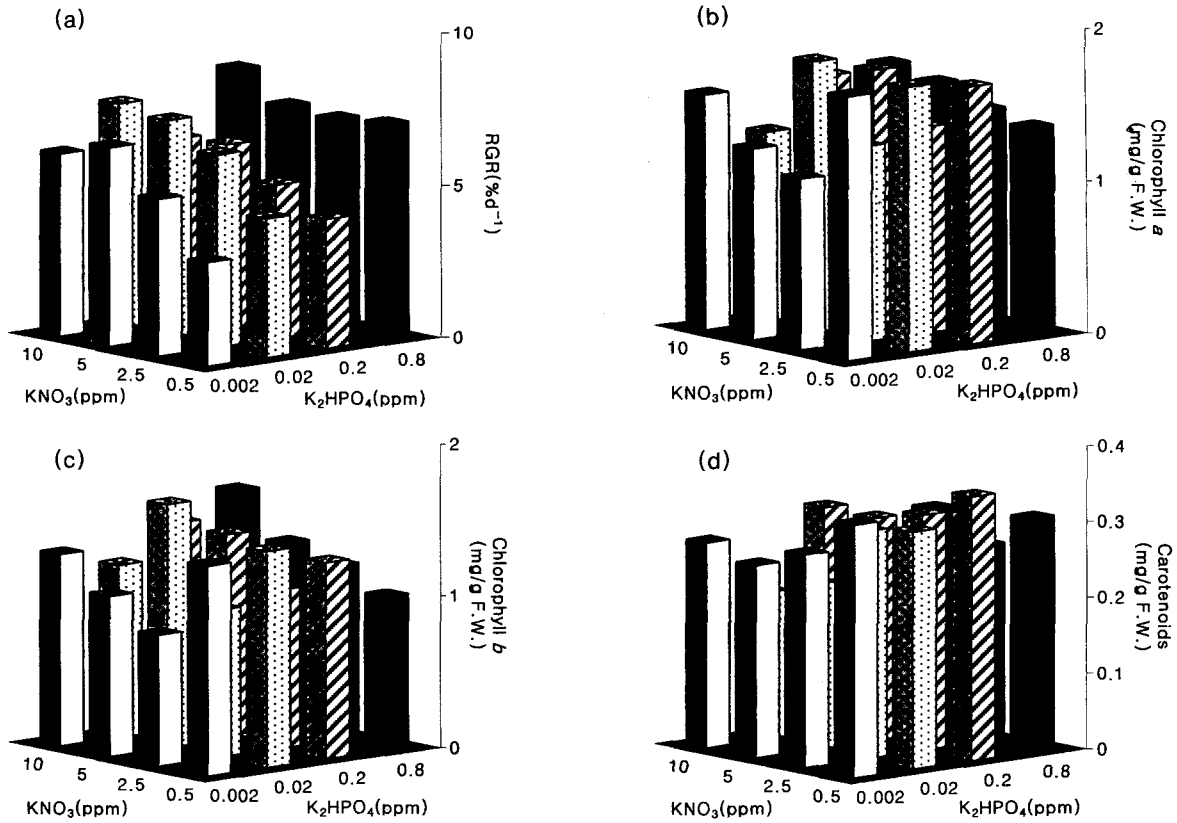


Fig. 4. The combined effects of nitrate and phosphorus on (a) growth (b) chlorophyll a (c) chlorophyll b (d) carotenoids in *Ulva pertusa*.

로 나타났다 (Fig. 3).

이와 같은 현황자료를 근거로 하여 질산염과 인산염의 농도를 설정하고 KNO<sub>3</sub>와 K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>의 영양염류를 복합처리하여 최적성장광량인 100 μmolm<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>에서 8일간 구멍갈파래를 배양하였을때, 일정 인산염 농도에서 질산염 농도가 증가할수록 생장이 증가하였는데, 인산염 0.8 ppm에서 모든 질산염 농도에 걸쳐 최대 성장을 나타내었다 (Fig. 4a). 또한 동해해수를 대표하는 농도(질산염 0.5 ppm, 인산염 0.002~0.02 ppm)에서 보다 서해해수를 대표하는 농도(질산염 2.5 ppm 이상, 인산염 0.02 ppm 이상)에서 생장율이 높게 나타났는데 이는 동해와 서해에서 채수한 자연해수에서의 생장을 양상과는 정 반대의 결과이다 (Fig. 1a). 엽록소 함량은 질산염 농도 0.5 ppm의 경우를 제외하고 모든 질산염 농도에서 인산염 농도가 증가함에 따라 엽록소의 양적 증가현상을 나타낸 반면 (Fig. 4b, c), carotenoids의 경우 질산염 0.5 ppm에서 인산염 농도에 상관없이 가장 높은 함량을 보였으며, 질산염 농도가 증가할수록 감소되는 것으로 나타났다 (Fig. 4d). 엽록소 b:a의 비율은 질산염 농도가 증가함에 따라 그 값이 증가하였으며, carotenoids: 엽록소 a의 비

율은 인산염 농도 0.002~0.2 ppm 범위에서 질산염 농도 2.5 ppm일 때 최대값을 보였다 (Table 2).

### 3. 중금속 농도에 따른 생장 및 색소조성

1985년부터 1997년까지 서해 경기만에서 측정된 Cu<sup>2+</sup>와 Pb<sup>2+</sup>의 농도 변화자료에 따르면 경기만 전역의 평균 농도는 모두 환경기준을 만족하는 것으로 나타났으나 (Fig. 5), 도심 부근에서는 간헐적으로 환경기준을 크게 초과하는 높은 농도를 보이고 있다. 이와 같은 현황자료를 근거로 Cu<sup>2+</sup>와 Pb<sup>2+</sup>의 농도를 설정하고 100 μmolm<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>에서 CuCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O와 Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>의 중금속을 복합 처리하여 8일간 구멍갈파래를 배양하였을때, 생장율은 Pb<sup>2+</sup> 농도에 상관없이 Cu<sup>2+</sup>의 농도가 증가함에 따라 감소하는 것으로 나타났다 (Fig. 6a). 엽록소 a와 b, carotenoids 함량도 마찬가지로 Pb<sup>2+</sup> 농도 변화에 대해서는 일정한 경향성을 보이지 않은 반면, 1 ppm의 Cu<sup>2+</sup> 농도에서 매우 낮은 값을 나타냈으며, carotenoids의 경우 전혀 검출되지 않았다 (Fig. 6b, c, d). 엽록소 b:a의 비는 Pb<sup>2+</sup> 농도에 상관없이 1 ppm의 Cu<sup>2+</sup> 농도에서 매우 높은 값을 나타냈으며 (P<0.05), 0.01과 0.1 ppm에서는 대

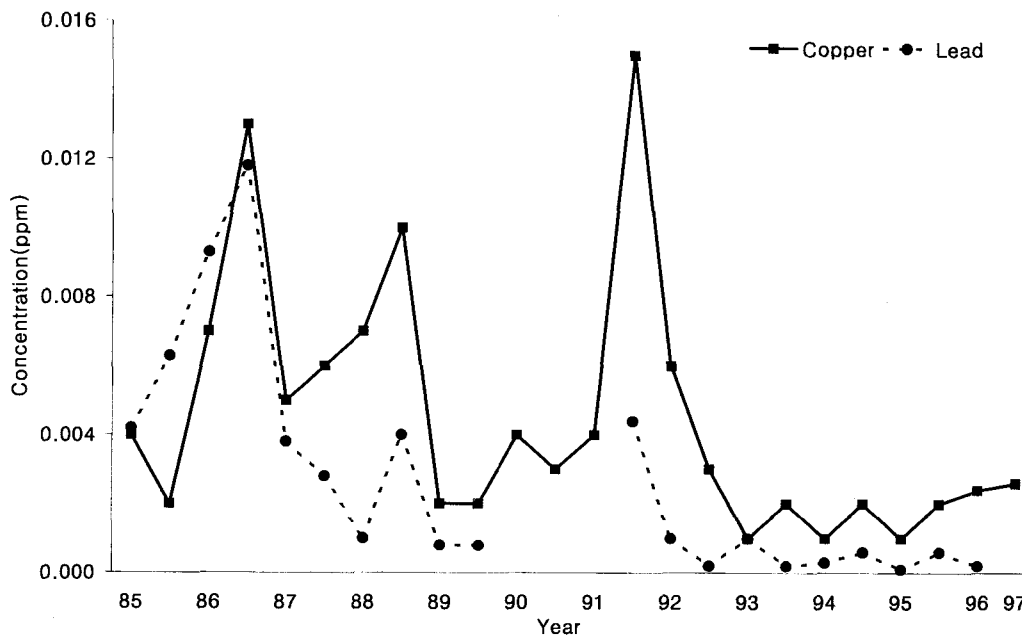


Fig. 5. Annual changes of heavy metal contents in Kyonggi bay, Korea (squares : copper, circles : lead). Data adapted from Kim *et al.* 1998.

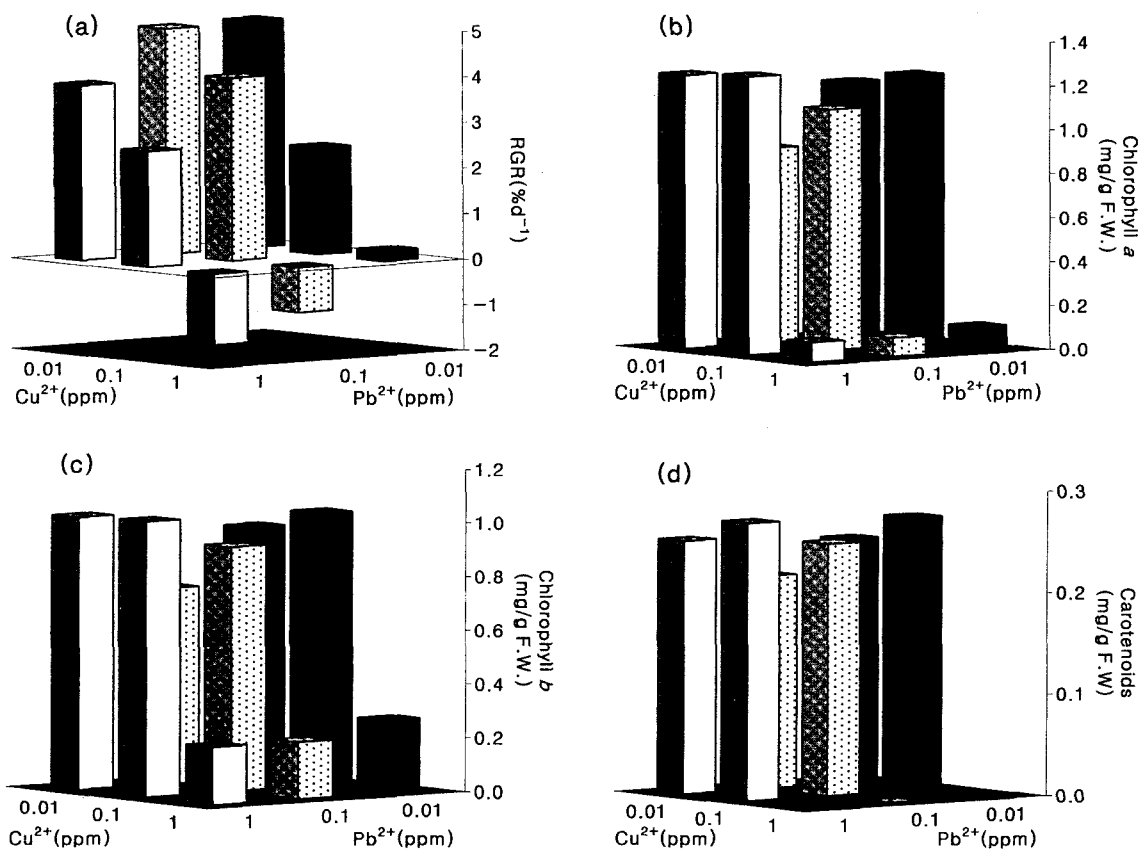


Fig. 6. Effects of heavy metals on (a) growth (b) chlorophyll a (c) chlorophyll b (d) carotenoids in *Ulva pertusa*.

**Table 3.** Effects of heavy metals on chl *b*/chl *a* ratio and carotenoids/chl *a* ratio in *Ulva pertusa*. Mean  $\pm$  95% confidence intervals in parenthesis are shown (n=10)

Copper (ppm)	Lead (ppm)							
	Chl <i>b</i> /Chl <i>a</i>				Caro/Chl <i>a</i>			
	0	0.01	0.1	1	0	0.01	0.1	1
0	0.779 ( $\pm$ 0.050)				0.263 ( $\pm$ 0.052)			
0.01		0.832 ( $\pm$ 0.060)	0.838 ( $\pm$ 0.040)	0.817 ( $\pm$ 0.048)		0.197 ( $\pm$ 0.045)	0.251 ( $\pm$ 0.033)	0.222 ( $\pm$ 0.024)
0.1		0.806 ( $\pm$ 0.019)	0.834 ( $\pm$ 0.018)	0.836 ( $\pm$ 0.029)		0.215 ( $\pm$ 0.013)	0.226 ( $\pm$ 0.012)	0.230 ( $\pm$ 0.032)
1		2.797 ( $\pm$ 0.432)	2.844 ( $\pm$ 0.570)	2.496 ( $\pm$ 0.131)		0	0	0

조근과 유사한 값을 보였다 (Table 3).

## 고 찰

본 연구에서 구멍갈파래는 광량이 증가함에 따라 생장율이 증가하며 배양해수에 따라 차이를 보이는 것으로 나타났다. 생장율의 경우 동해해수조건에서는  $100 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 에서 광포화가 나타났으나 서해해수조건에서는  $150 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 에서도 지속적인 성장증가현상이 일어났다 (Fig. 1a). 광량에 따른 생장율 관계의 그림에서 추측하건데, 보상점은 두 조건 모두에서  $10 \sim 30 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  사이에 존재할 것으로 보인다. 최근 일본산 구멍갈파래에 관한 연구에서 광포화점이  $48 \sim 64 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 에 존재하고, 보상점은  $16 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  이하인 것으로 보고된 바 있다 (Floreto *et al.* 1993). 본 연구와 비교하여 볼 때 한국산 구멍갈파래가 일본산 구멍갈파래에 비하여 광포화점이 보다 높으며, 보상점은 한국산과 일본산 구멍갈파래가 매우 유사한 것으로 보인다. 반면, Fortes와 Lüning (1980)은 유럽산 *Ulva lactuca*의 엽체생장이  $20 \sim 30 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$  이상의 광량에서 꾸준히 증가하여  $70 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ 의 광량에서 포화되었으며 1일 평균 생장율은 12%에 이른다고 보고하였다. 한국산 구멍갈파래의 경우 유럽산 *Ulva lactuca*보다도 높은 광에서 생장이 포화되지만 1일 평균 생장율(12%)은 유럽산 갈파래류와 유사한 것으로 나타났다.

대부분의 해조류는 빛의 세기가 감소하면 색소함량이 증가하는 경향이 있는데 이는 광수확의 효율성을 높이는 기작으로 이해된다 (Ramus *et al.* 1976a; Dring 1996). 유럽산 *Ulva lactuca*의 엽록소 *a* 함량은 광량이  $250 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ 에서  $30 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ 로 감소함에 따라 그 양이 57% 증가하는 것으로 나타났다 (Fortes & Lüning 1980). 본 연구에서 구멍갈파래는 광량이 감소함에 따라 색소함량

이 증가하였는데 최대 엽록소함량의 경우 동해해수조건에서는  $10 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ , 서해해수조건에서는  $30 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 에서 각각 1.3과 1.0 mg/g F.W.으로 나타났다 (Fig. 1b). Harris (1978)는 해조류의 엽록소 함량이  $50 \sim 100 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ 에서 가장 뚜렷하게 감소한다고 하였다. 이러한 주장을 뒷받침하듯이 Fortes와 Lüning (1980)은 *Laminaria saccharina*, *Porphyra umbilicalis* 그리고 *Ulva lactuca* 등의 엽록소 함량이  $30 \sim 70 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ 에서 뚜렷하게 감소된다고 보고한 바 있고, *L. saccharina*보다 엽체가 상대적으로 얇은 *Ulva lactuca*와 *Porphyra umbilicalis*에서 그 감소율이 더욱 현저하게 나타났다고 하였다. 이러한 차이에 대한 이유로서 *L. saccharina*의 경우 meristoderm과 세포벽에 의하여 엽록체에 도달하는 빛이 많이 차단되지만 *Ulva lactuca*와 *Porphyra umbilicalis*는 대부분의 엽록체가 비교적 장애없이 빛에 노출되기 때문에 일정광량 이상에서 엽록소의 함량변화가 민감하게 이루어지는 것이라고 설명된 바 있다 (Fortes & Lüning 1980). 본 연구에서 구멍갈파래의 엽록소 함량이 신속하게 감소되는 현상도 이와 같은 맥락에서 이해될 수 있을 것으로 사료된다. Carotenoids는 보조색소의 기능과 엽록소 보호기능을 한다고 알려져 있다 (Dring 1996). 본 연구에서 carotenoids 함량이 30과  $60 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 에서 동해해수조건보다 서해해수조건에서 매우 높게 나타난 것은 (Fig. 1d) carotenoids에 의하여 청색광 흡수효율이 증가될 수 있다는 점에서 의미있다고 본다. 서해해수는 비교적 탁도가 높기 때문에 상대적으로 청색광의 투과율이 낮게 되는데 이 때 구멍갈파래 엽체내의 carotenoids가 증가됨으로써 이를 보완할 수 있게 될 것으로 사료된다. 엽록소 *b*:*a*의 비율은  $30 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  이상의 광량에서 약 0.95로서 일정하게 나타나는데 이는 구멍갈파래를 비롯한 다른 녹조류의 전형적인 값으로 여겨진다 (Fortes & Lüning 1980; Ramus



et al. 1976b). *Ulva lactuca*의 경우 광량에 따른 엽록소  $b:a$ 의 비율(0.6~0.7)이 뚜렷한 변화를 보이지 않았으며(Fortes & Lüning 1980), 양지와 음지습성을 갖는 다른 녹조류의 보조색소: 엽록소  $a$ 의 비율도 뚜렷한 차이가 없는 것으로 보고되었다(Ramus et al. 1976b). 본 연구에서는 또한 동해와 서해해수 사이에 나타난 생장율과 색소함량의 차이를 규명하기 위해 환경오염인자 중 무기영양염류(질산염과 인산염)와 중금속(구리와 납)을 선택하여 이들이 각각 구멍갈파래의 생장 및 생존에 미치는 영향에 대해 조사하였다.

질산염과 인산염은 자연환경에서 해조류의 생장에 영향을 줄 수 있는 중요한 영양염류들이다(Lapointe et al. 1997). 그러나, 자연상태의 해수에는 해조류의 생장에 필요한 원소의 대부분이 충분히 녹아있으며, 또한 해조류는 영양염류 흡수시 수동적 확산에만 의존하지 않고 능동적 수송기작을 사용하기 때문에 영양염류가 단독적으로 생장제한요인이 되는 경우는 드물다. 뿐만 아니라 해조류는 해수중 영양염류가 높은 농도로 존재할 때 그것을 흡수하여 저장하는 능력을 가지고 있어서 주변의 영양염류 농도가 낮아져 생장이 제한될 때 저장해 두었던 영양염류를 사용한다고 보고된 바 있다(Chapman & Craigie 1977). 따라서 해수내에 질산염 제한이 일어나는 기간 동안에 생장하기 위해 그것을 얼마나 빨리 흡수하고, 많이 저장하느냐에 따라 해조류의 경쟁력이 좌우된다(Duke et al. 1989). 질산염은 세포내로 흡수되어 기공이나 세포질 등에 저장되거나 순차적으로 아질산염, 암모니움으로 환원되고 아미노산 합성, 단백질 합성을 통하여 해조류의 생장을 증진시킨다고 알려져 있다(Lobban et al. 1985). Larned(1998)은 9종의 다양한 해조류를 대상으로 질산염과 인산염 그리고 두 영양염류를 복합처리하였을 때 나타나는 생장반응을 조사한 결과 인산염보다는 질산염에 의해 생장이 제한되는 것을 관찰할 수 있었다. 본 연구에서 사용된 구멍갈파래도 일정 인산염 농도하에서 질산염 농도가 증가할수록 생장이 증가하는 것으로 보아 질산염이 구멍갈파래의 생장 제한요인이 될 수 있을 것으로 사료된다(Fig. 4a). 반면 엽록소 함량은 질산염 0.5 ppm의 경우를 제외한 모든 질산염 농도에서 인산염 농도의 증가에 따라 양적증가를 보이므로 인산염이 구멍갈파래의 엽록소 함량에 의미있는 영향을 끼칠 수 있음을 시사해 준다고 할 수 있는데, 인산염이 엽록소 생성기작에 어떠한 식으로 영향을 미치는 것인지에 대해서는 현재로서는 규명할 수가 없다. 또한 실제 해수를 사용한 실험연구결과 서해해수 조건에서 배양한 것보다 상대적으로 질산염의 농도가 낮은 동해해수에서 생장율이 높게 나타난 반면(Fig. 1a),

영양염류의 농도를 인위적으로 분배하였을 때 동해해수를 대표하는 농도(질산염 0.5 ppm, 인산염 0.002~0.02 ppm)에서 보다 서해해수를 대표하는 농도(질산염 2.5 ppm 이상, 인산염 0.02 ppm 이상)에서 생장율이 높게 나타났는데(Fig. 4a), 이는 자연상태에서 질산염과 인산염 이외에 구멍갈파래의 생장을 제한시키는 요인이 존재할 수 있다는 가능성을 시사한다고 할 수 있다.

식물의 대사과정에서 중금속의 특성은 광범위하게 연구된 바 있다(Gross et al. 1970; Edwards 1972; Puckett 1976; Chung & Brinkhuis 1986; Chung & Lee 1989; Lee et al. 1989; Chung & Kim 1992; Küpper et al. 1996). Cu, Zn, Cd, Hg와 같은 독성 중금속들은 고등식물 뿐만 아니라 남조류(Kowalewska & Hoffmann 1989), 단세포 녹조(Gross et al. 1970)와 지의류 photosymbiont(Puckett 1976)의 광합성을 저해한다고 알려져 있는데 주로 그 기작은 엽록소의  $Mg^{2+}$  이온을 치환시켜 이루어지는 것으로 알려져 있다. 대부분의 hms-chls (heavy metal substituted chlorophylls)는 Mg-chl과 비교할 때 불안정한 여기상태(excitation states)와 매우 낮은 형광량을 가지며 높은 발열량을 갖는다(Watanabe and Kobayashi 1988). Hms-chl의 전자방출능력은 Mg-chl  $a$ 에 비하여 현저히 감소되는데, 따라서 중금속 스트레스에 의해 Mg-chl이 hms-chls로 치환됨으로써 광합성이 완전히 억제될 가능성이 높아지는 것이다(Küpper et al. 1996). Chung과 Kim(1992)은 중금속(Cd, Cu, Hg, Zn)에 의한 구멍갈파래의 손상현상을 보고한 바 있으며, 그 중 수은(Hg)과 구리(Cu)는 매우 강한 독성을 나타낸다고 하였다. 특히, 구리의 경우 0.5 ppm 이상에서 구멍갈파래의 생장율을 급격히 감소시켰는데, 갈조 *Laminaria saccharina*의 어린 포자체도  $Cu^{2+}$  50 ppb 이상에서 9일동안 배양했을 때 엽체의 면적이 감소하였고, 100 ppb 이상의 농도에서는 5일 후에 백화현상이 일어나고 엽체가 심하게 손상되었다고 한다(Chung & Brinkhuis 1986). 홍조 *Callithamnion hookeryi*는  $Cu^{2+}$  0.01 ppm에서 생장이 감소하였으며 0.5 ppm에서는 생장이 완전히 멈췄다(Edwards 1972). 자연해수내의 지난 10년간 평균 중금속 농도는  $Cu^{2+}$  0.004 ppm,  $Pb^{2+}$  0.003 ppm이므로 위의 연구들에서 사용했던 농도는 다소 높은 경향이 있지만, 중금속은 단기간동안 고농도로 존재하게 되면 매우 치명적인 영향을 끼칠 수 있기 때문에(Chung & Lee 1989; Chung & Kim 1992) 높은 농도의 중금속에 대한 연구가 필요하리라고 판단된다. 본 연구에서 중금속  $Cu^{2+}$ 와  $Pb^{2+}$ 는 구멍갈파래의 생장에 제한요인으로 나타났지만  $Pb^{2+}$ 보다는  $Cu^{2+}$ 가 보다 절대적인 제한요인으로 보인다. 특히 1 ppm의  $Cu^{2+}$  농도에서 색소함량의 급격한 감

소현상이 나타났는데, 이는 100 ppb의  $Cu^{2+}$  농도에서 *Undaria pinnatifida*의 엽록소 함량이 뚜렷하게 감소한다고 하는 Lee 등(1989)의 보고와, 50 ppb 이상의  $Cu^{2+}$  농도에서 *Laminaria saccharina*의 엽록소 함량이 눈에 띄게 감소한다는 Chung과 Brinkhuis(1986)의 보고와 일치한다고 할 수 있어서 결국  $Cu^{2+}$ 가 색소에 절대적인 파괴요인으로 작용하는 것을 시사해 준다. 자연상태에서의  $Cu^{2+}$ 와  $Pb^{2+}$ 의 농도는 녹조 구멍갈파래에 독성효과를 나타낼 만큼 높은 농도는 아니지만 실측자료에서 나타나듯이  $Cu^{2+}$ 같은 경우 짧은 기간동안 간헐적으로 나타나는 1 ppm에 이르는 높은 농도를 보이기에 짧은 기간이라도 이러한 농도에 노출된 구멍갈파래는 생존에 심각한 상해를 받으리라고 사료된다(Fig. 6).

## 사 사

세심하게 논문을 읽어주시고 각별한 조언을 아끼지 않으신 충남대학교 부성민교수님, 공주대학교 김광훈교수님 그리고 순천향대학교 신현웅교수님께 진심으로 감사드립니다. 본 논문은 인천대학교 교내연구비 지원을 받아 수행되었습니다.

## 참 고 문 헌

- Chapman ARO & JS Craigie (1977) Seasonal growth in *Laminaria longicruris*: relations with dissolved inorganic nutrients and internal reserves of nitrogen. *Mar. Biol.* **40** : 197-205.
- Chopin T, MD Hanisak, FE Koehn, J Mollion & S Moreau (1990) Studies on carrageenans and effects of seawater phosphorus concentration on carrageenan content and growth of *Agardhiella subulata* (C. Agardh) Kraft and Wynne (Rhodophyceae, Solieriaceae). *J. Appl. Phycol.* **2** : 3-16.
- Chopin T, T Gallant & I Davison (1995) Phosphorus and nitrogen nutrition in *Chondrus crispus* (Rhodophyta): Effects on total phosphorus and nitrogen content, carrageenan production, and photosynthetic pigments and metabolism. *J. Phycol.* **31** : 283-293.
- Chung IK & BH Brinkhuis (1986) Copper effects in early stages of the Kelp, *Laminaria saccharina*. *Mar. Pollut. Bull.* **17** : 213-218.
- Chung IK & JA Lee (1989) The effects of heavy metals in seaweeds. *Kor. J. Phycol.* **4** : 221-238.
- Chung IK & MG Kim (1992) Effects of heavy metals on *Ulva pertusa* Kjellman. *Kor. J. Phycol.* **7** : 89-99.
- Dring MJ (1996) The Biology of Marine Plants. Cambridge University Press, Cambridge.
- Duke CS, W Litaker & J Ramus (1989) Effects of temperature, nitrogen supply, and tissue nitrogen on ammonium uptake rates of the chlorophyte seaweeds *Ulva curvata* and *Codium decorticatum*. *J. Phycol.* **25** : 113-120.
- Edwards P (1972) Cultured red alga to measure pollution. *Mar. Pollut. Bull.* **3** : 184-188.
- Flores-Moya A, M Altamirano, M Cordero, ME González & MG Pérez (1997) Phosphorus-limited growth in the seasonal winter red alga *Porphyra leucosticta* Thuret in Le Jolis. *Bot. Mar.* **40** : 187-191.
- Floreto EAT, H Hirata, S Ando & S Yamasaki (1993) Effects of temperature, light intensity, salinity and source of nitrogen on the growth, total lipid and fatty acid composition of *Ulva pertusa* Kjellman (Chlorophyta). *Bot. Mar.* **36** : 149-158.
- Fortes MD & K Lüning (1980) Growth rates of north sea macroalgae in relation to temperature, irradiance and photoperiod. *Helgoländer Meeresunters* **34** : 15-29.
- Fujita RM (1985) The role of nitrogen supply variability in regulating nitrogen uptake by macroalgae and in structuring a macroalgal community. Ph. D. Thesis. Boston University.
- Fujita RM, PA Wheeler & RL Edwards (1989) Assessment of macroalgal nitrogen limitation in a seasonal upwelling region. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **53** : 293-303.
- Gross RE, P Pugno & WM Dugger (1970) Observations on the mechanism of copper damage in *Chlorella*. *Plant Physiol.* **46** : 183-185.
- Han T (1992) Effect of visible light and UV radiation on early sporophytes of species of the Laminariales. Ph. D. Thesis. University of Liverpool, UK.
- Harris GP (1978) Photosynthesis, productivity and growth: the physiological ecology of phytoplankton. - *Arch. Hydrobiol.* (Beih.: *Ergebn. Limnol.*) **10** : 1-171.
- Hughes TP (1994) Catastrophes, phase-shifts and large scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* **265** : 1547-1551.
- Kim TG, SO Park & WS Choi (1998) 2020 Incheon Dream, Incheon Metropolitan City, Incheon.
- Kowalewska G & SK Hoffmann (1989) Identification of the copper porphyrin complex formed in cultures of blue-green alga *Anabaena variabilis*. *Acta. Physiol. Planta* **11** : 39-50.
- Küpper H, F Küpper & M Spiller (1996) Environmental relevance of heavy metal substituted chlorophylls using the example of water plants. *J. Exp. Bot.* **47**(295) : 259-266.
- Lapointe BE & JH Ryther (1979) The effects of nitrogen

- and seawater flow rate on the growth and biochemical composition of *Gracilaria foliifera* var. *angustissima* in mass outdoor cultures. *Bot. Mar.* **22** : 529–537.
- Lapointe BE (1987) Phosphorus- and nitrogen-limited photosynthesis and growth of *Gracilaria tikvahiae* (Rhodophyceae) in the Florida Keys: an experimental field study. *Mar. Biol.* **93** : 561–568.
- Lapointe BE (1989) Macroalgal production and nutrient relations in oligotrophic areas of Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.* **44** : 312–323.
- Lapointe BE, MM Littler & DS Littler (1997) Macroalgal overgrowth of fringing coral reefs at Discovery Bay, Jamaica: bottom-up versus top-down control. *Proc. 8th Coral Reef Symp.* **1** : 927–932.
- Larned ST & J Stimson (1996) Nitrogen-limited growth in the coral reef chlorophyte *Dictyosphaeria cavernosa*, and the effect of exposure to sediment-derived nitrogen on growth. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **145** : 95–108.
- Larned ST (1998) Nitrogen- versus phosphorus-limited growth and sources of nutrients for coral reef macroalgae. *Mar. Biol.* **132** : 409–421.
- Lee JA, YI Sunwoo, HJ Lee, IH Park & IK Chung (1989) The effects of copper on the early stages of *Undaria pinnatifida* (Harv.) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) under temperature-irradiance gradient. *Kor. J. Phycol.* **4** : 41–53.
- Lee JH, YH Kim, SM Boo, K Lee, OM Lee, YP Lee, M Chang & MS Han (1994) "Aquatic lower plants". pp 121–138. *In* Biodiversity Korea to 2000: A Strategy to Save, Study and Sustainably Use Korea's Biotic Resources. Minum Publ. Co., Seoul.
- Lichtenthaler HK & AR Wellburn (1983) Determinations of total carotenoids and chlorophyll *a* and *b* of leaf extracts in different solvents. *Biochem. Soc. Trans.* **11** : 591–592.
- Lobban CS, Harrison PJ & Duncan MJ (1985) The Physiological Ecology of Seaweeds. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mathieson AC & E Tveter (1975) Carrageenan ecology of *Chondrus crispus* Stackhouse. *Aquat. Bot.* **1** : 25–43.
- Ministry of Environment Republic of Korea (1989~1994) Korea Environmental Yearbook, Seoul.
- Ministry of Environment Republic of Korea (1995~1998) Environmental Statistics Yearbook, Seoul.
- Puckett KJ (1976) The effects of heavy metals on some aspects of lichen physiology. *Can. J. Bot.* **54** : 2695–2703.
- Ramus J, SI Beale & D Mauzerall (1976a) Correlation of changes in pigment content with photosynthetic capacity of seaweeds as a function of water depth. *Mar. Biol.* **37** : 231–238.
- Ramus J, SI Beale, D Mauzerall & KL Howard (1976b) Changes in photosynthetic pigment concentration in seaweeds as a function of water depth. *Mar. Biol.* **37** : 223–229.
- Smith SV, WJ Kimmerer, EA Laws, RE Brock & TW Walsh (1981) Kaneohe Bay sewage diversion experiment: perspectives on ecosystem responses to nutritional perturbation. *Pac. Sci.* **35** : 84–92.
- Topinka JA & JV Robbins (1976) Effect of nitrate and ammonium enrichment on growth and nitrogen physiology in *Fucus spiralis*. *Limnol. Oceanogr.* **21** : 659–664.
- Watanabe T & M Kobayashi (1988) Chlorophylls as functional molecules in photosynthesis. Molecular composition *in vivo* and physical chemistry *in vitro*. Special Articles on Coordination Chemistry of Biologically Important Substances **4** : 383–395.

## Effects of Inorganic Nutrients and Heavy Metals on Growth and Pigmentation of the Green Alga, *Ulva pertusa* Kjellman

Jang-Kyun Kim and Taejun Han

(Department of Biology, University of Incheon, Incheon 402-749, Korea)

**Abstract** - Differential growth of *Ulva pertusa* Kjellman was observed in response to different photon irradiances and seawater. Growth rate of *U. pertusa* cultivated in the seawater collected from the East Sea was significantly higher than that in the seawater collected from the Yellow Sea. Optimal growth was found at  $100 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  in both cases. Chlorophyll contents of *U. pertusa* grown in the east sea water were higher than that cultivated in the west sea water at irradiances lower than  $60 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ . At irradiances higher than  $100 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ , there was no difference in chlorophyll content in between the two different seawaters with tendency that pigmentation decreased with increasing photon irradiances. Nitrate concentration in the west sea water was 2-fold higher than that in the east sea water, while phosphorus concentrations (0.03 ppm) were similar. Concentrations of  $\text{Cu}^{2+}$  and  $\text{Pb}^{2+}$  were 0.004 and 0.003 ppm respectively which are far below environmental standard concentrations (0.02 ppm for  $\text{Cu}^{2+}$  and 0.1 ppm for  $\text{Pb}^{2+}$ ). Taking those data into account, we have done laboratory investigations into the effects of inorganic nutrients and heavy metals on *U. pertusa*. As nitrate concentration increased from 0.5 to 5 ppm, growth rate of *U. pertusa* increased, but different concentrations of phosphorus did not cause any differential effect. On the other hand, chlorophyll contents increased with increasing phosphorus concentrations. Copper of *U. pertusa* be toxic decreased the growth and pigmentation as the concentration increased, whereas lead showed no such effect. Concentrations of  $\text{Cu}^{2+}$  employed in the present study were much higher than those in ambient seawater. Intermittent soaring of  $\text{Cu}^{2+}$  level as observed in natural seawater could, however, seriously damage the growth behaviour of *U. pertusa*. [*Ulva pertusa* Kjellman, Inorganic nutrients, Heavy Metals].