

소양호에서 *Peridinium bipes*에 의한 담수적조 발생에 미치는 환경요인의 영향

강찬수 · 김상종

서울대학교 자연과학대학 미생물학과

Effects of Environmental Factors on the Outbreak of Freshwater Red Tide by *Peridinium bipes* in Soyang Reservoir

Kang, Chansu and Sang-Jong Kim

Department of Microbiology, College of Natural Sciences, Seoul National University,
Seoul 151-742, Korea

ABSTRACT: Physical and chemical environmental factors influencing on the outbreak of freshwater red tide by *Peridinium bipes* (dinoflagellate) in Soyang Reservoir were studied. Red tide occurred in the site of inflowing of tributary streams annually, but the extent and severity of red tide varied from year to year. Several environmental factors such as water level, nutrient releasing from sediment, cyst resuspension, and concentrations of Ca^{2+} and Mg^{2+} were studied in relation to development, extent, and duration of red tide. In June of 1989 and 1991, the red tides of *Peridinium bipes* were very severe, and these red tides coincided with notable and rapid drawdown of lake water in late spring. Nutrient releasing and cyst resuspension by turbulence during drawdown were suggested as main causes of red tide. The quantity of nutrient releasing from sediment and hydrometeorological factors such as run-off and wind may determine the extent and duration of red tide.

KEY WORDS □ Lake, Red tide, *Peridinium bipes*, Resuspension, Environmental factors

수계 생태계에서 적조(red tide)를 일으키는 쌍편모조류(dinoflagellates)의 생태학적 연구는 해양 생태계를 중심으로 다양하게 진행되어 왔다(Boczar *et al.*, 1990; Tomas and Gibson, 1990; Nakamura, 1990; Martin *et al.*, 1989). 적조를 일으키는 쌍편모조류의 광합성에 대한 생리생태학적 연구와 적조발생에 미치는 물리화학적 환경요인의 연구는 해양 환경뿐만 아니라 육수환경에서도 많은 연구가 진행되고 있다 (Polingher and Hichel, 1991; Häder *et al.*, 1990; Boczar *et al.*, 1990; Gophen and Serruya, 1990; Madariaga *et al.*, 1989; Padisak, 1985; Frempong, 1984; Elgavish *et al.*, 1982; Heaney and Talling, 1980).

적조의 발생은 수계 내에 대량의 유기물을 유입시키는 결과를 가져와 수계 생태계 내의 먹이사슬을 통한 물질의 흐름을 변화시키기도 하며, 독성물질의 방출이나 사체의 분해를 통해 일어나는 산소의 고갈로

인하여 생태계 내에 해로운 영향을 미치게 된다 (Shimizu *et al.* 1990; Shimizu, 1987; Uchida *et al.*, 1988; Steindinger, 1983).

세계적으로 담수적조를 일으키는 쌍편모조류로는 *Peridinium*과 *Ceratium*을 들 수가 있다. *Peridinium*에 의한 담수적조는 Victoria호, Tanganyika호 및 Kinneret호 등과 일본의 인공호수 Sagami호 등에서 관찰되고 있다. 특히, 이스라엘 Kinneret호의 *Peridinium gatunense* (*Peridinium cinctum* var. *weestii*)에 대한 생태학적인 연구는 담수조류의 발생 원인에 대한 많은 지식을 제공해 주었다 (Pollingher, 1987).

기존에는 인공호수와 자연호수 간의 생태학적 유사성이 인정되어 자연호수에서 얻어진 담수학적 기본이론이 인공호수에서도 적용이 가능한 것으로 생각되어 왔으나, 최근에 들어와 이들간의 차별성이 담수생태학의 중요한 주제로 대두될 만큼 생물에게

다른 환경을 제공하는 것으로 생각된다(Thornton *et al.*, 1990).

해양 생태계에서 쌍편모조류의 분포에 관한 연구는 국내에서도 많이 진행되었고(Lee and Yoo, 1990; Yoo and Lee, 1986, Yang *et al.*, 1983). 담수 생태계에서 관찰되는 적조에 관한 연구도 부분적으로 이루어진 바 있다(Kim, 1987). 하지만 지금까지의 연구는 쌍편모조류의 분포에 대한 연구에 국한되었고, 적조발생의 원인이나 환경요인의 영향에 대한 연구는 극히 저조한 실정이다.

국내에서 가장 큰 인공호수의 하나인 소양호의 지류 유입부에서는 매년 쌍편모조류인 *Peridinium bipes*에 의한 담수 적조가 관찰되고 있다. 하지만 적조의 규모나 정도는 매년 큰 차이를 나타내고 있는데, 이에 대한 연구는 별로 이루어지지 않았다.

본 연구에서는 인공호수인 소양호에서 나타나는 적조에 미치는 환경요인의 영향을 조사하였고, 자연 호수와는 다른 인공호수가 가지는 물리화학적 환경요인의 영향을 분석하였다.

재료 및 방법

소양호 지류 유입부에서 관찰되는 적조의 발생과 규모 및 지속기간과 관련하여 수위의 변화, 저니로부터의 영양염의 용출, cyst의 재부유 및 Ca^{2+} 과 Mg^{2+} 의 농도와 같은 환경요인을 조사하였다.

조사정점 및 채수

소양호에서 *P. bipes*의 적조가 관찰되는 상갈리 계곡수 유입부 정점 2와 3에서 1987년부터 1991년까지 채수하였다 (Fig. 1). 정점 2는 수위의 변화에 따라 위치가 변하며, 대체로 계곡수와 정체되는 지점으로 수심 2 m를 기준으로 선정하였다. 정점 3은 저수위의 경우에도 저니층이 노출이 되지 않는 하류지역으로 수위의 변화에 따라 수심이 4 ('91년 7월)-22 m ('90년 8월)까지 변화하였다. 시료는 4°C로 보관하여 dark 상태에서 실험실로 운반한 후, 당일로 처리하였다. 현미경 관찰을 위한 시료는 현장에서 formalin으로 고정하였다 (최종농도 2%). 적조수역에서의 일일변화를 관찰하기 위해 1988년 9월 22일에서 23일까지, 1989년 6월 23일에서 24일까지 두번에 걸쳐 30시간 동안 3시간 간격으로 수심 1 m에서 시료를 채취하여 *Peridinium*의 개체수를 측정하였다.

무기영양염류의 측정

Ion 분석은 pore size 0.45 μ m membrane filter (ϕ 47 mm, Gelman)로 여과한 시료의 NH_4^+-N (phenate method), NO_2^-N (colorimetric method), NO_3^-N (cadmium reduction method), $PO_4^{3-}P$ (stannous chloride method)를 측정하였다 (APHA, 1985). 저니 시료의 경우는 2g(wet weight)에 200 ml의 증류수를 가한 뒤, 5분간 1,200 rpm으로 homogenization 한 후 10배 희석하여 여과한 뒤 동일한 방법으로 측정하였다.

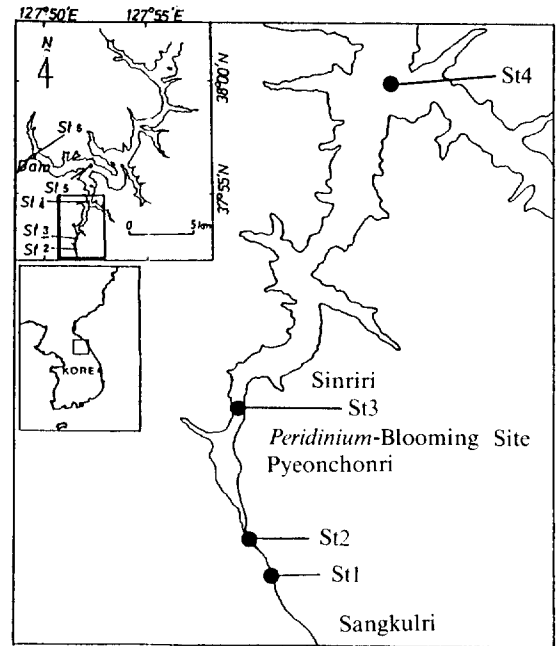


Fig. 1. Map of sampling sites in Soyang Reservoir.

Hardness의 측정은 EDTA titrimetric method를 사용하여 측정하였다(APHA, 1985).

식물플랑크톤 및 *P. bipes*의 분포조사

식물플랑크톤의 분포는 엽록소 a의 농도와 형광현미경을 통한 계수를 이용하였다. 엽록소 a는 시료 500 ml를 pore size 0.45 μ m membrane filter(ϕ 47 mm, Gelman)로 여과하여 90% acetone 용액을 사용하여 추출한 뒤 측정하였다(APHA, 1985). 형광현미경을 통한 계수는 Sudan Black B (Merk)로 염색한 polycarbonate membrane filter (Nuclepore, ϕ 25mm, pore size 8.0 μ m)을 사용하였다. 시료에 따라 3-15 ml의 시료를 여과한 후, 1% acridine orange 1 ml를 가하여 1분간 염색하여 현미경(Balplan, \times 150)하에서 계수하였다. 식물플랑크톤 개체수 및 cyst의 수는 시료당 30 field를 관찰하여 평균값으로부터 산출하였다.

소양호 상층수의 Bioassay

'91년 8월에 채수한 소양호 정점들의 수심 1 m 시료를 pore size 0.45 μ m membrane filter (ϕ 47mm, Gelman)로 여과한 후 500 ml flask에 300 ml씩 넣고 멸균하였다. 여기에 *Peridinium* 적조시료를 10 ml (65 cells/ml)씩을 넣고 물이 담긴 유리상자에 넣어 자연 태양광선 하에서 1주일간 배양하였다. 수온은 15-23°C로 변화하였다. 배양이 끝난 후 20 ml은 개체수 측정에, 100 ml은 엽록소 a 측정에 사용하였다.

저니의 재부유(resuspension) 실험

1991년 5월 적조가 발생하기 전 적조수역에서 수층 아래에 잠긴 것과 수위의 감소로 인해 공기 중에 노

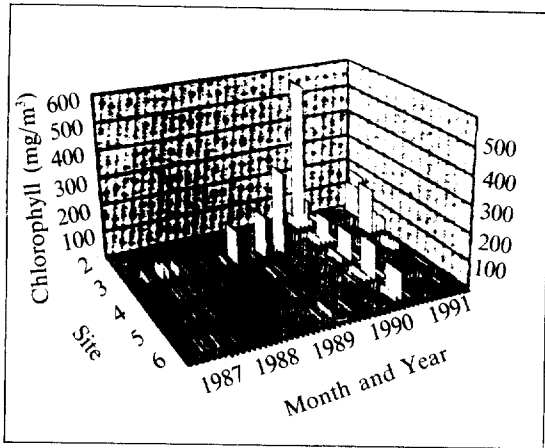


Fig. 2. Annual variation of chlorophyll a in surface water of Soyang Reservoir.

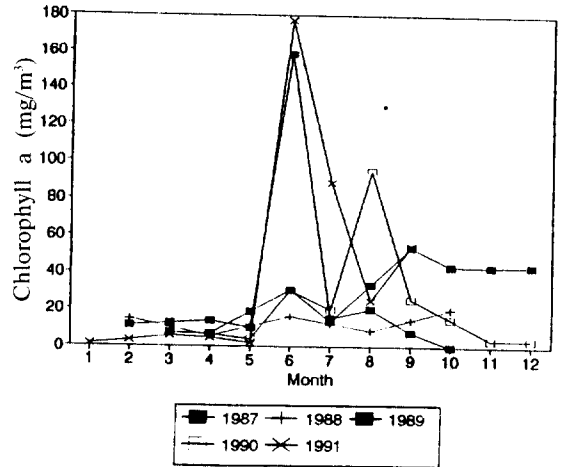


Fig. 3. Annual variation of chlorophyll a of st. 3 in Soyang Reservoir.

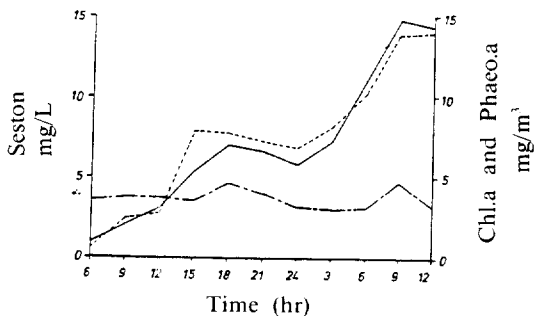


Fig. 4. Diurnal variation of chlorophyll a (—), phaeophytin a (---), and seston (· · ·) at surface layer of St.3 in Soyang Reservoir during short-term survey of red tide, on Sep. 22, 1988.

출된 저니 시료를 채취하였다. 건조중량은 5g의 시료를 70°C에서 4시간 건조시킨 후 측정하였으며, 함유율은 각각 45.0 및 46.0%였다. 수층의 교란이 저니의 재부유에 미치는 영향을 고찰하기 위해 각 시료 20g씩을 두 개의 2 l beaker에 옮긴 후 2 l의 증류수를 beaker의 벽면을 따라 천천히 넣었다(Kurata, 1989; Fabre, 1988). 수층의 교란을 2가지 강도로 simulation하기 위해 하나는 100 ml beaker 내에 magnetic bar를 넣고, 다른 하나는 두께가 없는 plate에 넣고 각각 80 및 120 rpm으로 회전시켰다. 전자의 경우는 단순한 확산을 통해 저니층의 영양염이 수층으로 확산되는 것을, 후자의 경우는 수층의 turbulence에 의한 저니의 재부유를 simulation한 것이다. 20시간 동안 재부유가 일어나도록 한 다음, 4시간 동안 방치하여 저니를 침강시키고 주사기로 위층의 물 250 ml을 조용히 따라 내어 무기영양염류의 농도 및 *Peridinium* cyst의 수를 측정하였다.

수문기상학적 요인 (Hydrometeorological factors)

소양호 저수위의 변화, 일일 수온 변화, 강수량, 증발량 등은 한국수자원공사 소양댐 관리소의 자료를 이용하였다.

결 과

식물플랑크톤의 분포

소양호에서의 식물플랑크톤의 분포는 시간적 공간적으로 큰 변화를 보이고 있다 (Fig.2). 특히 적조가 일어나는 정점 2와 3의 경우는 다른 정점보다 현저히 높은 값을 나타내고 있다. 정점 3의 식물플랑크톤의 분포를 보면 해마다 큰 변화를 보이고 있는데, 적조가 일어난 1989년과 1991년의 6.7월에는 엽록소 a 농도가 100 mg/m³을 초과하고 있다(Fig. 3). 1990년의 경우는 정점 3에서는 적조가 나타나지 않았으나, 정점 2의 경우는 1990년 7월에 엽록소 a의 농도가 515.8 mg/m³

에 달할 정도로 심한 적조가 발생하였다. 한편, 1990년 8월에 높은 값을 나타낸 것은 cyanobacteria인 *Anabaena*의 blooming에 기인한 것이다. 1991년 8월 이후 수위가 증가함에 따라 정점 3에서 관찰되었던 적조가 상류 쪽의 정점 2에서 관찰되었다.

1988년 및 1989년 적조의 단기관측

1988년 9월의 경우에 정점 3의 상층에서 관찰된 엽록소 a 농도가 시간의 진행에 따라 증가하는 양상을 나타내었다(Fig. 4). 이는 소양호의 방류로 인하여 수위가 크게 감소하였고(0.5 m/48시간, 소양호 수문 관측자료, 88년 9월 22-24일), 정점 2에서 소규모로 나타난 적조가 사라진 것으로 보아 수위의 감소로 적조가 하류로 이동하면서 희석된 영향으로 생각된다. 적조가 나타난 9월 22일 정점 2 상층의 시료에서 관찰된 *Peridinium*의 수는 83000 cells/ml이었다.

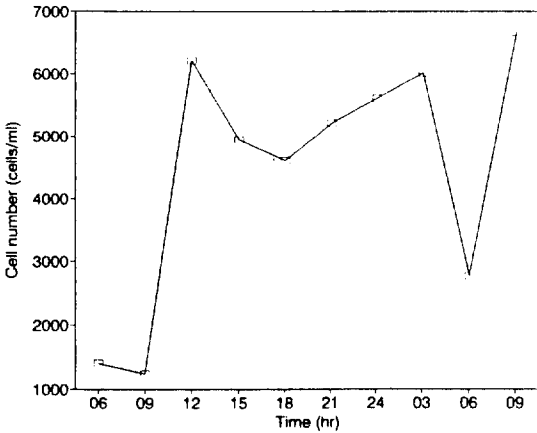


Fig. 5. Diurnal variation of cell number of *P. bipes* in surface water of St. 3 Soyang Reservoir during short-term survey of red tide on Jun. 23, 1989.

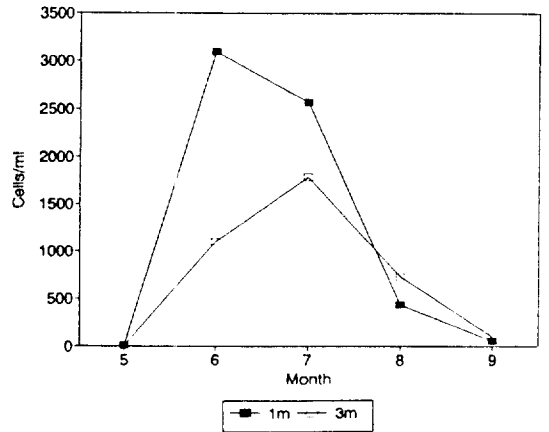


Fig. 7. Distribution of *P. bipes* at St. 3 in Soyang Reservoir during red tide of 1991.

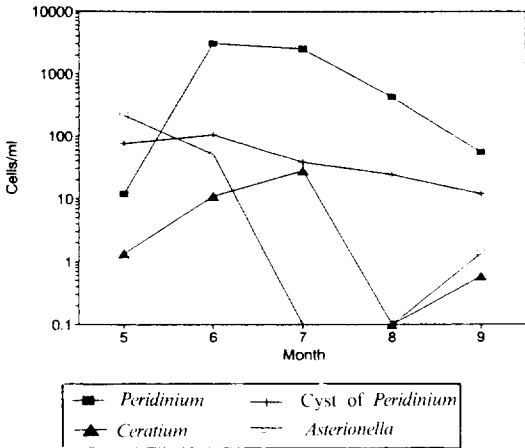


Fig. 6. Distribution of some genera of phytoplankton in surface water of St. 3 in Soyang Reservoir during red tide of 1991.

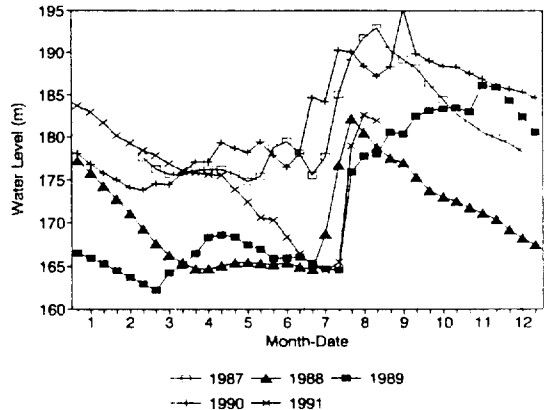


Fig. 8. Annual variation of water level of Soyang Reservoir.

1989년 6월 23일 적조가 일어난 정점 3에서 관찰한 *Peridinium* 분포의 일일변화는 Fig. 5와 같다. 일정한 변화양상은 관찰되지 않았으며, 1200-6700 cells/ml의 범위로 분포하는 것으로 나타났다. 평균 4300 cells/ml의 *Peridinium*이 관찰되었다.

1991년의 적조와 *Peridinium*의 분포

적조를 일으키는 *Peridinium*은 낮 동안 수심 4m 이내에서 최고값을 나타내는 것으로 보고되었다 (Pollinger and Hickel, 1991). 본 연구에서는 적조 발생시 유광층에 해당하는 정점 3의 1, 3 m에서 채수하여 *Peridinium*의 분포를 관찰하였다. 정점 3의 수심 1m에서의 식물플랑크톤 분포를 보면(Fig. 6), 5월에는 *Asterionella*가 220 cells/ml로 우점하였고, *Peridinium*의 cyst가 77 cells/ml로 나타났다. 6월에

는 *Peridinium*의 급격한 증가가 나타나고 *Asterionella*의 감소가 나타났다. 이때 cyst는 오히려 증가하고 있음이 관찰되었다. 수심별 *Peridinium*의 분포를 보면(Fig.7), 5월에는 수층 전체에서 12 cells/ml 미만이었으나, 수위가 급격히 감소한 6월에는 (총수심 4 m) 수심 1 m와 3 m에서 각각 3100 및 1100 cells/ml로 관찰되었다. 7월(총수심 4 m)에는 수심 1 m에서 2600, 3 m에서 1800 cells/ml로 나타났다. 수위가 급격히 증가한 8월의 경우에는 *Peridinium*의 수가 크게 감소하여 수심 1, 3, 8 m에서 각각 430, 730 및 55 cells/ml로 나타났으며, 9월에는 전수층에서 100 cells/ml 이하로 나타났다.

수위의 변화와 적조

Fig. 8에 나타난 것과 같이 1987년 이후 전반적으로 7월 장마철을 전후로 하여 수위의 급격한 변화가 나타나고 있다. 1987년과 1990년에는 봄철에도 수위가

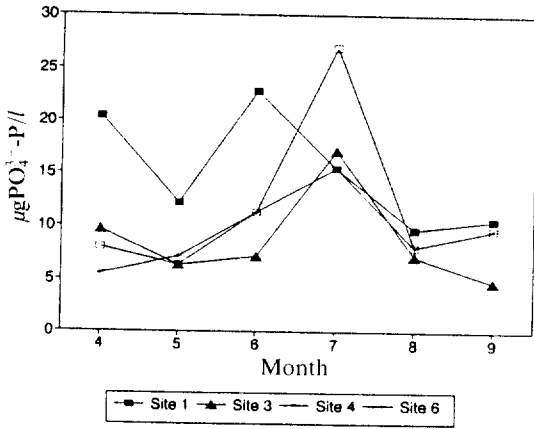


Fig. 9. Concentration of dissolved reactive phosphate (SRP) at surface water of Soyang Reservoir during the red tide of 1991.

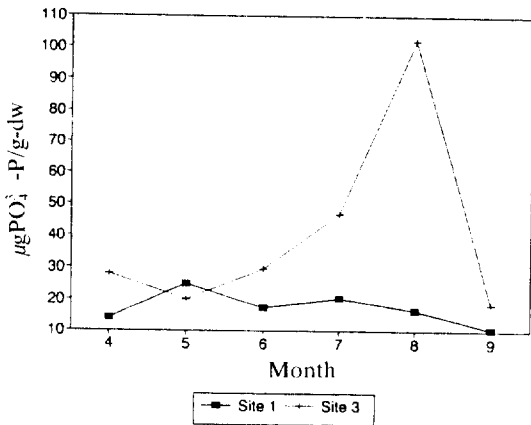


Fig. 10. Concentration of dissolved reactive phosphate (SRP) at sediment surface of red tide area in Soyang Reservoir during red tide of 1991

175 m 이상을 유지하지만, 그 외에는 장마철 전까지 165 m까지 감소한 것으로 나타났다. 수위의 변화와 적조발생과 관련하여 볼 때, 적조는 수위가 크게 감소한 1989년과 1991년에는 정점 3에서 나타났음을 볼 수 있다. 1991년의 경우에는 수위가 175m 이상으로 유지되었으며, 적조도 정점 2에서 관찰되었다. 1991년 적조와 물리화학적 환경요인

1991년 정점 3의 수심 변화를 보면 1월에는 15 m, 2월 10 m, 3월에는 7 m로 감소하였으며, 6월과 7월에 수심이 4 m까지 감소한 후, 8월에는 11 m, 9월에는 15 m로 급격히 증가하였다.

소양호 각 정점 표층의 용존 인산염 (soluble reactive phosphate, SRP) 농도를 보면 수위가 크게 감소한 6월에서 7월까지 전반적으로 3배 가까이 증가하였고, 수위가 증가한 8월에는 다시 감소하였다

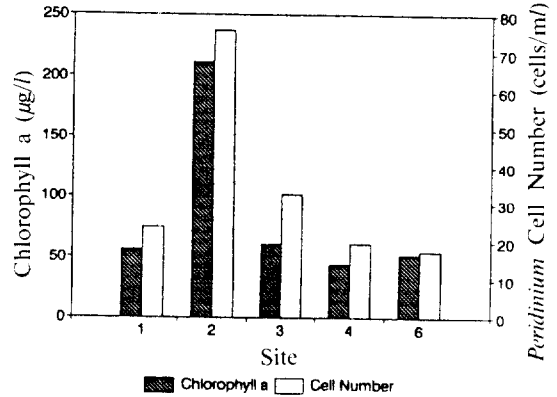


Fig. 11. Bioassay of surface water samples of Soyang Reservoir on Aug. 14, 1991 for the growth of *P. bipes*.

Table 1. Release of inorganic nutrient from sediment by turbulence (µg/L).

Day	Nutrients	Sample/Treatment*			
		S1/N1	S1/T2	S2/T1	S2/T2
1	NO ₃ -N	5.73	2.57	19.44	30.78
	NO ₂ -N	0.72	0.99	0.72	3.10
	PO ₄ -P	15.41	14.58	10.46	7.15
2	NO ₃ -N	3.89	6.79	26.03	35.52
	NO ₂ -N	0.99	0.99	2.04	3.89
	PO ₄ -P	8.81	14.58	10.46	7.98

*S1: sediment sample exposed to air

S2: sediment sample under water

T1: mild treatment

T2: intense treatment

(Fig. 9). 질산염, 아질산염이나 암모니움의 경우도 이 기간 중 정점 3에서 지속적으로 증가하는 양상을 보였다. 정점3 차니에서의 인산염 농도는 6월 이후 증가하는 양상을 보여 8월까지 크게 증가하였으며, 9월에는 원래의 수준으로 감소한 것으로 나타났다(Fig. 10).

Hardness의 경우는 7월 이후부터 측정하였으며, 7월 이후 계속 감소하는 양상을 나타내었다(Fig. 13). 정점에 따른 차이를 보면 계곡수에서 가장 높고 댐 쪽으로 갈수록 감소하는 양상을 보였다.

소양호 상층수의 Bioassay

8월에 수심이 증가한 후에는 적조의 위치가 정점 3에서 상류쪽으로 이동하였다 (Fig. 2). 물의 화학적 특성과 적조발생과의 관계를 밝히기 위하여 각 정점의 상층수를 이용한 bioassay 실험을 한 결과, 엽록소 a와 *Peridinium* 개체수 모두 정점 2의 시료에서 최고치를 나타내었다(Fig. 11). 그 다음으로는 정점3과 정점 1의 순이었으나, 정점 2를 제외하고는 큰 차이를

보이지 않았다. 이러한 결과로 볼 때, 8월에 적조가 나타난 정점 2에서 *Peridinium*의 성장을 촉진시키는 성분이 다른 정점보다 많이 존재함을 알 수 있었다. **저니의 재부유(resuspension) 실험**

실험실 내에서 행한 저니의 재부유 실험의 결과, 수층 아래에 잠긴 시료의 경우가 수위의 감소로 인해 공기 중에 노출된 저니 시료보다 많은 양의 무기 영양염류를 포함하고 있는 것으로 나타났다(Table 1). 또한 처리방법에 따라 용출되는 영양염류의 양도 차이가 나타났다. 한편, 영양염류의 종류에 따라 용출되는 정도를 보면, 인산염의 경우는 오히려 노출된 저니 시료에서 더 많이 용출된 결과를 얻었다. 이는 동일한 지점에서 채취한 시료가 아니기 때문에 나타나는 오차로 생각된다.

재부유 실험에서 관찰한 *Peridinium* cyst의 수는 수층 아래에 잠긴 시료의 이틀 째의 것만을 관찰하였는데, 처리방법에 따라서 큰 차이를 보이지 않았다. T1과 T2에서 각각 56, 61 cells/ml로 나타났다.

고 찰

소양호에서 관찰되는 적조수역 내에서의 *P. bipes*의 분포는 다른 지역의 *Peridinium*에 의한 담수적조와 유사한 값을 보이고 있다. 소양호의 경우 1988년 9월, 1989년 6월 및 1991년 6월에 각각 83000, 1200-6700 (평균 4300), 3100 cells/ml의 수준을 나타내었는데, 이스라엘의 Kinneret호의 경우는 적조시 2000-5000 cells/ml의 수준을 보였으며, 일본의 Kanao-ko호는 10000-93000 cells/ml, Sagami호는 4000-7000 cells/ml의 수준을 보인 것으로 보고되었다(Pollinger, 1987).

소양호에서 나타나는 적조는 계곡수가 유입되는 정점에 한정되어 나타나고 있는데, 수위의 변화에 따라 위치가 변화하고 있다. 수위가 높게 유지된 1988년 9월과 1990년 7월의 경우에는 정점 2에서 적조가 나타나고, 수위가 감소한 1989년과 1991년 6월의 경우에는 정점 3에서 관찰되었다. 이러한 점에서 수위의 변화가 적조의 범위와 정도에 영향을 미치는 것으로 생각된다. 특히, 1988년 9월의 경우는 수위의 급격한 감소가 적조의 발생위치와 관계가 있음을 구체적으로 보여주고 있다.

수위가 높게 유지되는 경우에는 적조가 저니의 재부유가 일어나는 정점 2의 극히 일부지역에 한정되어 나타나지만, 수위가 감소하게 되면 감소하는 동안 순차적으로 저니의 재부유를 유발하여 정점 3에서 폭넓은 적조가 나타나는 것으로 보인다. 수위의 변화가 적조의 발생 위치를 결정하는 요인인 반면에 적조를 일으키는 직접적인 원인은 수층의 교란에 의한 저니의 재부유로 생각된다. 수위의 감소가 일어난 1991년 5월 이후 전 정점의 표층에서 식물플랑크톤의 성장에 따른 이용에도 불구하고 인산염 등 무기영양염류가 증가한 것은 수위의 감소에 수반된 저니의

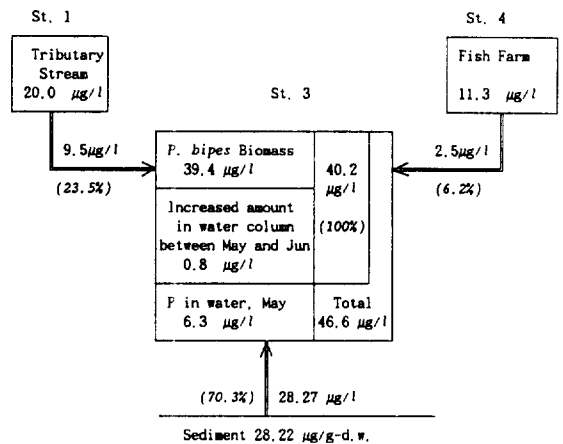


Fig. 12. The surface of phosphorus for the development of *P. bipes* red tide in June of 1991 at St. 3 of Soyang Reservoir.

교란 및 재부유의 영향에 다른 것으로 판단된다(Fig. 9; Kurata, 1989).

한편, 염록소 a가 식물플랑크톤 생물량의 1%를 차지한다고 가정하면 (AWWA, 1985), 적조가 일어난 6월 정점 3의 염록소 a의 양은 0.177 mg/l이고 *Peridinium*이 99% 이상을 차지한 식물플랑크톤의 생물량은 17.7 mg/l가 된다. 6월 정점 3의 seston이 20 mg/l 이상으로 나타나므로 이 값은 의미를 지닌다. *Peridinium* 생물량 450 mg 생성에 1 mg의 인이 필요한 것으로 보고되었고(Serruga et al., 1974), 이 두 값으로부터 *Peridinium* 세포에 포함된 인의 양은 39.4 µg/l로 계산된다.

1991년의 소양호 적조 발생시에 요구되는 인의 근원을 밝히기 위하여 상거리 계곡 유입수의 유속 및 유량을 측정하였다. 6월의 유량은 187.5 l/sec로서 5월과 6월 시료채취 기간으로 환산하면 6.642 × 10¹¹ t/41일이 된다. 계곡수로부터 인산염의 유입량을 계산하기 위해서 5월과 6월 계곡수의 인산염 농도의 평균치인 17.0 µg/l에 총유입수량을 곱하면 1.128 × 10¹⁰ µg이 된다. 이 양을 적조수역 담수체적 근사치인 1.19 × 10⁶ t으로 나누어 주면, 5월과 6월 사이 상거리 적조수역은 계곡수 유입에 의해 인산염 인의 증가분은 9.5 µg/l가 된다. 물론 이 양의 상당부분은 하류 쪽이나 저니층으로 사라지지만 전체량이 상거리 적조수역에 남는다고 가정을 한 것이다(Fig. 12).

또한 5월과 6월 사이 수층의 인산염 인의 증가분은 0.8 µg/l이므로, 이 두 가지를 더하면 40.2 µg/l인데, 이 값에 5월의 수층의 인산염 농도 6.3 µg/l를 더하면 46.6 µg/l이 되고 이것은 정점 3의 총인을 측정할 값 120 µg/l의 범위 내에 들기 때문에 의미를 지닌다.

또한 이 값은 위에서 계산된 유입수로부터 인의 유입만으로는 충족이 될 수 없는 것이다. 한편, 정점 3과 4에서 측정된 인산염 인의 농도의 차이는 5월의

0.8 $\mu\text{g/l}$ 이었고, 6월에는 4.2 $\mu\text{g/l}$ 로서 농도가 더 높은 정점 4로부터의 확산을 통해 공급될 가능성이 있으나, 5월과 6월의 평균 차이인 2.5 $\mu\text{g/l}$ 만큼 정점 4로부터 공급되었다고 해도 부족한 인의 양을 충족시킬 수는 없다.

따라서 정점 3에서 증가된 인의 전체량 40.2 $\mu\text{g/l}$ 중에서 유입수로부터 유래한 9.5 $\mu\text{g/l}$ 과 정점 4로부터 확산된 2.5 $\mu\text{g/l}$ 을 제외하고도 부터 28.3 $\mu\text{g/l}$ 이 부족 한데, 이 부족한 양은 저니로부터 용출된 것으로 볼 수 있다. 저니 시료를 homogenizing하여 측정된 결과, 5월의 정점 2 저니에는 26.9 $\mu\text{g/g-dry wt.}$, 6월 정점 3의 저니에는 29.5 $\mu\text{g/g-dry wt.}$ 의 수용성 인산염 인이 존재하고 있는 것으로 나타났고, 재부유 실험결과 저니 0.6 $\mu\text{g/g-dry wt.}$ 으로부터 1/당 10 $\mu\text{g/l}$ 의 인이 용출될 수 있음으로 보아 수층 1/당 건조중량으로 3 g 정도의 저니가 재부유된 것으로 계산된다.

하지만 적조가 계곡수 유입부인 정점2 또는 3에서만 일어나는 것은 단순한 수위의 감소에만 원인이 있다고 할 수는 없다. 소양호는 평균수심이 30 m가 넘고 최대 수심이 100 m가 넘는 수지형(dendritic type)의 인공호수로서 littoral zone의 경사가 매우 심한 편이어서 계곡수 유입부분을 제외하고는 littoral zone에 저니의 축적이 일어나지 않으며, 수위의 증감에 따라 노출되는 부분도 저니층이 아닌 식생이 제거된 토양으로 볼 수 있는 것이다. 또한 수층의 교란으로 침식이 일어나는 부분도 수위의 증감에 따라 변화하지만 토양층에 한정되어 있다. 이 경우는 수층에 무기 영양염류의 용출은 일어나지만 적조의 발생과 직접적인 관련이 있는 *Peridinium cyst*의 재부유는 일어나지 않는다.

계곡수 유입부는 경사가 완만하며 수심이 얕고, 지류로부터의 퇴적물이 활발하게 축적되어 저니층의 발달이 두드러지게 나타난다. 유입부의 경우 수위의 변화범위 내에 저니층의 형성이 이루어지기 때문에 수위의 감소와 수층의 교란에 의해 노출된 저니층의 재부유가 일어난다. 저니의 재부유가 일어나면 영양염류의 용출과 *Peridinium cyst*의 재부유가 일어나서 적조의 발생이 나타나는 것이다. 실험실 내에서 행한 재부유 실험에서 수층의 교란에 의해 영양염류가 용출되며, cyst 역시 약간의 교란에 의해서도 많은 양의 cyst가 수층으로 이동됨이 밝혀졌다. 특히, 영양염의 경우는 수층의 교란에 의한 영향이 큰 것으로 나타났다. 수층 아래에 위치한 저니와 수위의 감소에 의해 공기 중에 노출된 저니의 경우 용출되어 나올 수 있는 영양염의 양에서 큰 차이를 보였는데, 이는 재부유를 전후하여 영양염의 용출을 실제로 보여주는 것으로 생각된다.

한편, 매년 적조가 일어나는 계곡수 유입 정점의 경우 적조발생 이후 cyst가 다시 저니로 퇴적되기 때문에 재부유가 일어나면 적조의 발생이 유발될 수 있는 것이다. 수심이 깊은 소양호의 다른 정점의 경우에도 저니에 cyst가 퇴적될 수 있지만 깊은 수심

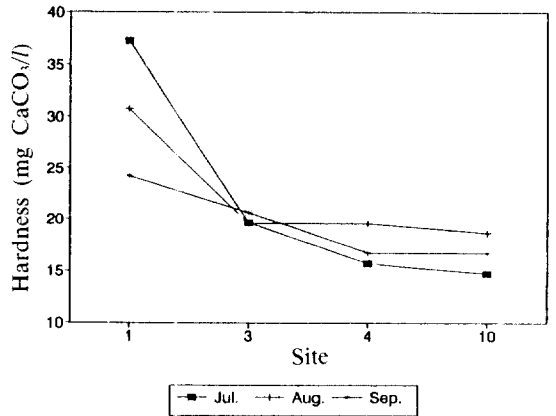


Fig. 13. The hardness of surface water in Soyang Reservoir.

으로 인하여 재부유에 의해 표층으로 직접 유입될 가능성은 적은 것이다.

계곡수 유입부에서 적조가 발생하는 환경요인으로서 중요한 것은 수층의 화학적 특성을 들 수 있다. 먼저 계곡수의 상대적으로 높은 경도(hardness) 값을 들 수 있는데(Fig. 13), 대부분의 담수 쌍편모조류들은 높은 경도와 관련되어 나타나며(Pollinger, 1987), 이것이 적조발생에 영향을 미칠 가능성은 두 가지이다. 첫째는 Mg^{2+} 이나 Ca^{2+} 이 쌍편모조류의 성장에 있어서 필요한 인산염의 이용도를 증가시킨다는 것인데, 이러한 주장은 식물플랑크톤의 배양에서 얻어진 결과를 토대로 하고 있다(Kagawa, 1989; Kagawa and Togashi, 1989).

다른 하나는 그 반대로 Mg^{2+} 이나 Ca^{2+} 이 인산염과 결합하여 인산염을 침전시키므로써 수층에서의 인산염 농도를 저하시킨다는 주장이다. 여기서는 쌍편모조류는 체내에 축적된 영양염이 많기 때문에 외부로부터 필요로 하는 인산염의 양이 다른 식물플랑크톤에 비해 상대적으로 낮기 때문에 쌍편모조류만의 성장을 선택적으로 가능하게 한다는 주장이다(Elgavish et al., 1982). 실제로 계곡수에서 댐 앞의 정점에 이르기까지 이들 이온의 농도가 지속적으로 감소하기 때문에 이러한 가능성이 존재한다. 이러한 경향은 정점 1은 24.18, 정점 2는 19.6, 정점 3은 21.25, 정점 4 및 정점6은 16.66 mg CaCO_3/l 로 측정된 '91년 9월 각 수층의 평균값에서도 나타난다.

소양호의 경우는 이상의 두 가지 가능성에 대해 밝혀진 구체적인 증거는 없지만, 적조 수역의 인산염 농도가 다른 정점에 비해 비슷하거나 높은 수준을 보이기 때문에 Mg^{2+} 나 Ca^{2+} 이 인산염의 농도를 저하시키는 작용을 한다고 하더라도 쌍편모조류의 성장에 도움을 줄 정도로 농도를 저하시킨다고 보기는 어렵다. 또한 수층의 교란이 일어나는 미세환경에서는 높은 영양염 농도와 cyst의 재부유가 동시에 나타나

므로 영양염류의 제거에 의한 쌍편모조류의 상대적 우점은 설명하기 어렵다.

한편, 각 수층의 물을 이용한 bioassay 결과 1991년 8월 적조가 일어난 정점 2의 시료가 다른 정점들 보다 *Peridinium*의 성장을 촉진시키는 것으로 나타났는데, Mg^{2+} 과 Ca^{2+} 이나 다른 영양염류가 높은 계곡수의 경우는 별로 높지 않아서 일반적인 무기영양염류나 Mg^{2+} 및 Ca^{2+} 에 의한 성장촉진이 아닌 또 다른 성분의 존재를 생각할 수 있다. 예를 들어 pH의 영향을 생각할 수도 있는데, 계곡수는 pH가 7.88, 정점 2는 pH 8.07, 정점 3은 pH 9.29이며, 다른 정점은 pH 8.71-8.95의 범위로 나타났다. 일반적으로 쌍편모조류는 염기성 pH인 pH 8-9가 적당한 환경이지만 산성 조건에서도 살아가기 때문에 pH의 영향은 별로 없을 것으로 생각된다(Pollinger, 1987).

또 다른 가능성으로는 용존 유기물의 영향을 생각할 수 있다. *P. bipes*의 종속영양성에 대한 연구는 거의 없지만, 다른 쌍편모조류나 *Peridinium*의 다른 종들의 경우는 B12, thiamine과 같은 growth factor나 glucose, fructose 등의 탄수화물과 pyruvic acid나 malic acid와 같은 유기산에 의해 성장이 촉진되는 것으로 보고되고 있다(Gaines and Elbrächer, 1987). 이러한 유기물이 적조의 발생에 있어서 중요한 요인으로 작용한다면, 적조가 일어나기 전의 수층에 유기물의 농도가 높다고 하기는 어려우므로 또 다른 제공원으로서 저니에 존재하는 미생물의 대사산물을 생각할 수 있다. 유기물의 분해에 의해 생성된 탄수화물이나 유기산이 저니로부터 용출되고 이것이 적조발생에 영향을 미칠 수도 있을 것이다.

적조가 계곡수 유입부에서 발생하더라도 수층을 통해 다른 정점으로 확산될 가능성이 있으나 여기에는 바람에 의한 영향으로 확산이 쉽게 일어나지 않는 것으로 보인다. 상거리 계곡수 유입에서 물의 흐름 방향을 보면 상층에서는 상류쪽으로 흐르고 저층에서는 하류쪽으로 흐르는 것으로 나타났는데(Kim, 1987). *Peridinium*의 경우는 Fig. 8에서와 같이 상층에 모이는 경향을 보이므로 확산이 억제되는 것으로 판단된다(Pollinger and Hickel, 1991; Taylor, 1987; Pollinger and Berman, 1975). 따라서 적조가 일어나더라도 소양호 전체로 확산되기 보다는 계곡수 유입부에 한정되어 나타나게 되는 것이다.

적조가 발생하고 난 후, 지속 시간에 미치는 환경요인의 영향에 대한 구체적인 자료는 없지만 수온의 상승, 우수유출수(run-off)에 의한 희석 효과, 영양물질의 결핍 등을 들 수 있다. 일반적으로 쌍편모조류의 성장 최적온도는 15-18°C로 알려져 있으며, 세포의 증식은 14-21°C에서 일어나는 것으로 알려져 있다(Pollinger, 1987). 매년 6월의 수온의 변화를 보면 6월 중순을 고비로 21°C를 초과하는 것으로 나타나기 때문에 수온의 증가가 증식을 억제할 가능성은 있다. 하지만 쌍편모조류 중에서도 *Peridinium bipes*의 경우는 상대적으로 온도에 의한 영향을 덜 받는 것으로 알려져 있기 때문에 수온의 영향은 절대적이지 않은 것으로 보인다(Pollinger, 1987).

그 외에 영양염류의 고갈도 중요한 요인으로 생각할 수 있다. Cyst는 저니에서 luxury uptake로 체내에 축적한 인산염 등의 영양염류를 이용하여 외부의 영양염 흡수없이도 몇 회의 증식이 가능하지만, 이를 넘어서면 영양염의 결핍을 겪게 되는 것이다(Gaines and Elbrächer, 1987).

한편, 적조발생에 이어 장마기를 통해 집중적인 강우를 보이게 되는데, 이 때에는 계곡수로부터 댐까지의 흐름이 빨라져 확산되는 속도도 높아진다. 이에 따라 댐의 방류나 수량의 증가에 따른 희석 등으로 적조가 사라지게 되는 것으로 생각된다.

결론적으로, Bioassay 결과와 다른 현장 조사결과를 바탕으로 하여 종합적으로 볼 때, 정점 2 또는 정점 3에서 나타나는 적조의 위치는 수위의 변화에 의한 결과이며, 적조의 발생은 수층의 교란에 의한 저니로부터의 영양염의 용출과 cyst의 재부유가 직접적인 원인으로 판단된다. 물론, 적조의 발생에 필요한 수온이나 광도, 일조시간 등 물리적인 요인이 충족되어야 하지만 매년 6월의 경우는 이러한 기본적인 물리적인 요인이 충족된다고 볼 수 있는 것이다. 또한 적조의 발생이 가능하도록 하는 것은 계곡수로부터 유입된 Mg^{2+} 과 Ca^{2+} 및 저니에서 용출된 영양염류가 적조발생을 뒷받침하는 것으로 보인다.

발생된 적조는 바람과 물의 흐름에 의해 한정된 지역에서만 나타나게 되고 영양염류의 결핍이나 강우 등의 수문기상학적인 요인에 의해 지속기간이 결정되는 것으로 보인다(Madariaga et al., 1989; Taylor and Pollinger, 1987).

적 요

소양호에서 쌍편모조류의 일종인 *Peridinium bipes*에 의한 담수적조의 발생에 미치는 물리 화학적 환경요인의 영향을 조사하였다. 적조는 지류가 유입되는 정점에서 매년 일어나지만 규모와 정도에 있어서 큰 차이를 나타내었다. 적조의 발생과 규모 및 지속기간과 관련하여 수위의 변화, 저니로부터의 영양염의 용출, cyst의 재부유 및 Ca^{2+} 과 Mg^{2+} 의 농도와 같은 환경요인을 조사하였다. 1989년과 1991년 6월에는 발생한 대규모의 적조는 낮은 물 수위의 급격한 감소와 일치하였다. 현장과 실험실 실험 결과, 수위가 감소하는 동안 저니로부터의 영양염의 용출과 cyst의 재부유가 적조발생의 주요인으로 제안되었다. 용출된 영양염의 양과 우수유출수 및 바람이 적조의 범위와 기간을 결정하는 것으로 생각되었다.

사 사

본 연구는 한국과학재단의 지원을 받아 서울대학교 분자미생물학연구소 제 6연구부 연구계획의 일부(1991)로 수행되었으며, 본 연구의 수행에 협조한 한국수자원공사 소양댐관리사무소에 사의를 표한다.

참 고 문 헌

1. APHA-AWWA-WPCE, 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16th ed. AWWA. Dence. Co.
2. Boczar, B.A., B.B. Prezelin and H.A. Matlick, 1990. In situ photosynthetic physiology and chlorophyll-protein biochemistry of two dinoflagellate blooms. *Br. Phycol. J.*, **25**, 157-168.
3. Elgavish, A., M. Halman and T. Berman, 1982. A comparative study of phosphorus utilization and storage in batch cultures of *Peridinium cinctum*, *Pediastrum duplex* and *Cosmarium* sp. from Lake Kinneret (Israel). *Phycologia*, **21**, 47-54.
4. Fabre, A., 1988. Experimental studies on some factors in influencing phosphorus solubilization in connexion with the drawdown of a reservoir. *Hydrobiologia*, **159**, 153-158.
5. Frempong, E., 1984. A seasonal sequence of diel distribution patterns for the planktonic dinoflagellate *Ceratium hirundinella* in a eutrophic lake. *Freshwater Biol.*, **14**, 401-421.
6. Gaines, G. and M. Elbrächer, 1987. Heterotrophic nutrition. In: The biology of dinoflagellates. (ed. by F.J.R. Taylor) pp. 224-268. Blackwell Science Publisher, London
7. Gophen, M. and S. Serruya, 1990. Longterm patterns in nutrients, phytoplankton and zooplankton of Lake Kinneret and future predictions for ecosystem structure. *Arch. Hydrobiol.*, **113**, 449-460.
8. Hader, D.P., M. Häder, S.M. Liu and W. Ullrich, 1990. Effects of solar radiation on photo-assimilation, motility and pigmentation in a freshwater *Peridinium*. *BioSystems*, **23**, 335-343.
9. Heaney, S.I. and J.F. Talling, 1980. Dynamic aspects of dinoflagellate distribution patterns in a small productive lake. *J. Ecol.*, **68**, 75-94.
10. Kagawa, H., 1989. Proposals for inhibiting abundant phytoplankton growth at the head of a river reservoir. In: Regulated rivers: research and management. **3**, 123-132.
11. Kagawa, H. and M. Togashi, 1989. Contribution of dissolved calcium and magnesium to phytoplanktonic particulate phosphorus concentration at the heads of two river reservoir. *Hydrobiologia*, **183**, 185-193.
12. Kim, B.C., 1987. An ecological study of phytoplankton in Lake Soyang. Ph. D. thesis. Seoul National Univ.
13. Kurata, A., 1989. The effect of low water levels on the water quality of Lake Biwa. *Hydrobiologia*, **176/177**, 29-38.
14. Lee, J.B. and K.I. Yoo, 1990. Dynamics and seasonal succession of dinoflagellate community in Masan Bay, Korea. *J. Oceanol. Soc. Kor.*, **25**, 106-116.
15. Madariaga, I. de, E. Oliver and G.T. Boalch, 1989. Primary production in the Gernika Estuary during a summer bloom of the dinoflagellate *Peridinium quinquecorne* Ab. *Bot. Mar.*, **32**, 159-165.
16. Martin, B.B., D.F. Martin and W.H. Taft, 1988. Control of monospecific dinoflagellate blooms in Florida: an alternate view. *J. Environ. Sci. Health.*, **A23**, 35-39.
17. Nakamura, Y., 1990. Chemical environment for red tides due to *Chattonella antiqua*. 3. Roles of iron and copper. *J. Oceanogr. Soc. Japan.*, **46**, 84-95.
18. Padisak, J., 1985. Population dynamics of the freshwater dinoflagellate *Ceratium hirundinella* in the largest shallow lake of Central Europe, Lake Balaton, Hungary. *Freshwater Biol.*, **15**, 43-52.
19. Pollinger, U. and T. Berman, 1975. Temporal and spatial patterns of dinoflagellate blooms in Lake Kinneret, Israel (1964-1974). *Verh. Int. Verein. Limnol.*, **19**, 1370-1382.
20. Pollinger, U. and B. Hickel, 1991. Dinoflagellate associations in a subtropical lake (Lake Kinneret, Israel). *Arch. Hydrobiol.*, **120**, 267-285.
21. Pollinger, U., 1987. Ecology of dinoflagellates: B. freshwater ecosystem. In: The biology of dinoflagellates. (ed. by F.J.R. Taylor) pp.502-529. Blackwell Science Publisher, London
22. Serruya, C., M. Edelstein, U. Pollinger and S. Serruya, 1974. Lake Kinneret sediments: Nutrient composition of pore water and mud water exchanges. *Limnol. Oceanogr.*, **19**, 489-508.
23. Shimizu, Y., 1987. Dinoflagellate toxins. In: The biology of dinoflagellates. (ed. by F.J.R. Taylor) pp.282-315. Blackwell Science Publisher, London
24. Shimizu, Y., S. Gupta and H.N. Chou, 1990. Biosynthesis of red tide toxins. In: Marine Toxins-origin, structure, and molecular pharmacology (ed. by S. Hall and G. Strichartz) pp. 21-28. American Chemical Society, Washington, DC.
25. Steidinger, K.A., 1983. A re-evaluation of toxic dinoflagellate biology and ecology. In: Progress in phycological research. vol. 2. (ed. by F. E. Round and D. J. Chapman) pp. 147-188.
26. Taylor, F.J.R., 1987. Ecology of dinoflagellates. A. General and marine ecosystems. In: The biology of dinoflagellates. (ed. by F.J.R. Taylor) pp.398-502. Blackwell Science Publisher, London
27. Thornton, K.W., 1990. Perspectives on reservoir limnology. In: Reservoir limnology: ecological perspectives. (ed. by K. W. Thornton, B.L. Kimmel and F. E. Payne) pp.1-13. John-Wiley & Sons, New York.
28. Thomas, W.H. and C.H. Gibson, 1990. Quantified

- small-scale turbulence inhibits a red tide dinoflagellate, *Gonyaulax polyedra* Stein. *Deep-Sea Res.* **37**, 1538-1593.
29. Ushida, A., A. Shimada and Y. Ishida, 1988. Antibacterial and antialgal substances produced by the dinoflagellate *Peridinium bipes*. *Nippon Suisan Gakkaishi.* **54**, 1941-1945.
30. Yang, D.B., E.S. Kim and K.W. Lee, 1983. Seawater quality and red tides in Jinhae Bay in 1972-1982. *Bull. KORDI.* **5**, 15-20.
31. Yoo, K.I. and J.B. Lee, 1986. Taxonomical studies on dinoflagellates in Masan Bay. 1. Genus *Prorocentrum* Ehrenberg. *J. Oceanol. Soc. Kor.* **21**, 46-55.

(Received October 23, 1991)

(Accepted November 22, 1991)