

洛東江 하류 수계의 毒性 *Microcystis* 生態 연구

崔愛蘭* · 吳熙穆 · 李眞愛¹

(한국생명공학연구원 환경생명공학연구소, ¹인제대학교 환경시스템학부)

Ecological Study on the Toxic *Microcystis* in the Lower Nakdong River

Ae Ran Choi*, Hee-Mock Oh and Jin Ae Lee¹

Environmental Biotechnology Laboratory, Korea Research Institute of Bioscience and Biotechnology,
Daejeon 305-333 and

¹School of Environmental Science and Engineering, Inje University, Kimhae 621-749, Korea

The standing crop of genus *Microcystis*, microcystin concentrations and environmental factors were monitored at stations of the lower reaches of the Nakdong River in 1998 and 1999 during the periods of its occurrence. The *Microcystis* were observed from May to October, and the cell density was highest at Station Seonam up to 250,000 cells·ml⁻¹ forming scum over the water surface. There were significant relationships between the standing crop of *Microcystis* and nitrate nitrogen, total phosphorus concentrations and pH. Presumably these parameters were important in the succession to *Microcystis* dominated phytoplankton community in the summer period in the river. However, ammonium nitrogen, phosphate phosphorus concentrations and N/P ratio were not critical factors. The *Microcystis* bloom was notable above 25°C of surface water temperature. Microcystins were detected from May to November in the algal materials from the river. The 84.2% of algal materials with *Microcystis* exhibited the microcystin with the maximum of 1711.8 µg·g⁻¹ dw. The microcystin concentrations in the algal materials were significantly related to the standing crop of *Microcystis*, which was the primary determinant factor in the toxin level of algal materials. The concentrations were also significantly related to pH of the water column in the positive pattern.

Key Words: environmental factors, microcystin, *Microcystis*, Nakdong River

서 론

담수 생태계의 부영양화는 소수 우점 조류의 번무를 초래하며, 특히 하절기에 남조가 과다 번성하는 현상을 야기한다. 낙동강은 수질 부영양화가 진행되면서 식물플랑크톤의 군집 변화가 뚜렷하게 관찰되고 있고, 특히 하구연 축조 이후 하류역이 호소화 되면서 식물플랑크톤의 군집은 다른 양상으로 빠르게 변화하고 있다(Cho *et al.* 1993). 낙동강 수계에서 남조 *Microcystis*가 본격적으로 번무하기 시작한 것은 지난 1992년으로, 7월말에 폭발적으로 대발생한 이후 해마다 하절기에 대량으로 나타나 *Microcystis*의 우점도가 95% 이상에 이르고 있으며, *Microcystis*는 5월

말부터 10월 말까지 만성적으로 출현하고 있다(신 1998; 이 등 1999).

조류 독소를 생성, 분비하는 것으로 알려진 남조 중 우리나라 수계에서 하절기에 출현하는 속은 *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*이 주를 이루며, 그 중에서도 *Microcystis*가 대표적이라 할 수 있다(김 등 1994; 김 등 1995; 박 등 1999; Park *et al.* 1996). *Microcystis*는 빛이 도달하는 얇은 저토에서 월동하다가 봄이나 이른 여름에 개체군의 일부가 수층으로 전파되고, 무산소층 형성에 의해 용출되는 저토의 인을 이용하여 왕성하게 성장한다(Reynolds *et al.* 1981; Ganf and Oliver 1982; Reynolds 1984). *Microcystis*는 체내에 carbohydrate를 축적하고 gas vesicle을 가지고 있어 부력을 조절하는 능력이 있으므로, 성층화에 의해 수층의 안정성이 높아지면 수표면에 쉽게 부유하여 scum을 형성하는 것으로

*Corresponding author (aeran@kribb.re.kr)

알려져 있다(Thompson and Rhee 1994; Visser *et al.* 1995; Klemmer *et al.* 1996; Wallace and Hamilton 1999, 2000).

남조 *Microcystis*의 대발생은 시각적인 면은 물론이고 불쾌한 맛과 냄새를 유발시키고 있으며, 특정 strain은 조류독소 microcystin을 생성, 분비하여 경제적, 공중 보건학적으로 심각한 문제를 일으키는 대표적 담수성 유해조류대발생(HABs)의 원인종으로 알려져 있다(Shirai *et al.* 1991; Carmichael 1993; Walsh *et al.* 1998). 최근 낙동강 중·하류 수계에서 *Microcystis*가 크게 번무하고 있으며, 이 종이 HABs의 원인 생물로 상당한 피해를 가져왔다는 사례들이 외국에서 빈번히 발표되고 있어 이 종에 대한 발생 현황을 파악하는 연구는 매우 중요하다.

남조류가 생산하는 독성물질은 1833년 덴마크에서 동물 피해를 보고한 이래 현재까지 세계의 여러 지역에서 남조류 독성물질에 의한 공중보건학적 피해가 보고 되고 있다(Moestrup 1996; Codd 2000). 독성물질은 cyclic peptide, alkaloid, lipopolysaccharide 등의 화학구조를 가지며, 독성학적 측면에서 간독소, 신경독소, 피부독소로 분류된다. 이 중 출현이 가장 빈번하게 보고 되고 있는 독소는 microcystin이다(WHO 1999). Microcystin은 간출혈과 간기능 부전 등의 급성독성을 일으킬 뿐 만 아니라 protein phosphatase 1과 2A family의 활동을 저해하여 간암을 유발시키는 것으로 알려져 있다(MacKintosh *et al.* 1990; Tsuji *et al.* 1996). Microcystin을 생산하는 남조류는 *Microcystis*속 외에도 *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Hapalosiphon*, *Anabaenopsis*속 등의 일부 종들이 있으며, 단위 건중량 당 microcystin의 농도는 *Microcystis*의 출현 빈도와 개체군 밀도가 다른 남조류에 비하여 높아 microcystin은 주로 *Microcystis*의 수화 현상과 함께 생산되는 것으로 보고되고 있다(Harada *et al.* 1991; Sivonen *et al.* 1992; Park *et al.* 1993; Tsuji *et al.* 1994b; Christoffersen 1996).

본 연구는 낙동강 하류역에서 하절기에 크게 번무하는 남조 *Microcystis*의 현존량 및 우점도의 계절적 변화 경향성을 파악하고, *Microcystis* 발생기 및 발생 전·후의 수질 환경의 변동을 살펴보고자 시도되었다. 또, 서낙동강 수계에서 조체시료 내 microcystin의 정량·정성 분석을 실시하여 남조류 독성물질의 농도 분포와 계절 변동을 조사하였고, 동일 시기의 수질환경과의 관련 정도를 살펴보았다. 더불어, *Microcystis*의 대발생 시 조체로부터 유출되어 수체에 용존되는 독소량의 시간적 변화를 조사하여 microcystin의 유출정도를 파악하였다.

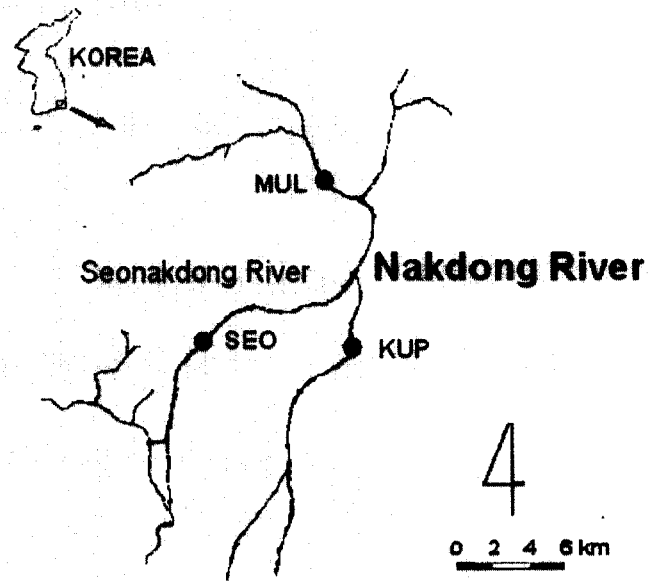


Fig. 1. The sampling sites in the lower Nakdong River (MUL, Mulgeum; KUP, Kupo; SEO, Seonam).

재료 및 방법

조사지점과 시기

*Microcystis*의 번무에 영향을 주는 환경요인을 조사하고자 낙동강 하류의 물금, 구포 및 서낙동강의 선암 지점에서 1998년에는 4월부터 11월까지, 1999년에는 4월부터 10월까지 남조류가 수계 내에서 관찰되는 시기에 격주 간격으로 물리·화학적 수질인자를 분석하여 *Microcystis* 발생기 및 발생 전·후 수질환경의 변동을 조사하였다(Fig. 1). 더불어, 식물플랑크톤의 분포와 *Microcystis*의 현존량 및 우점도를 조사하였다. 서낙동강의 선암지점을 조사지역으로 선정하여 동일시기에 조체와 물의 microcystin 농도를 분석하였다.

조사방법

물리·화학적 환경요인: 현장 수온과 용존산소는 DO meter (YSI, model 54A)를, pH는 pH meter (DMS, model DP-880M)를 각각 이용하여 현장에서 측정하였다. 수질 분석 시료는 Van Dorn Sampler를 이용하여 수심 0.5 m에서 채수하였고, Standard Methods (APHA 1992)에 따라 물리·화학적 수질인자를 조사하였다. 모든 실험은 3회 반복하여 측정값을 구하였다.

***Microcystis*의 현존량과 우점도:** 식물플랑크톤의 종조성 및 세포수를 관찰하기 위한 시료는 채수 현장에서 Lugol's solution으로 고정한 후 실험실로 운반하여 농축, 계수하였다. 군체의 경우 군체당 평균 세포수를 계수하여 군체수

와 적산하여 세포수를 구하였고, 정(1968), 정(1993), Watanabe(1996), Lee et al.(1997) 등의 문헌을 참고로 하여 동정하였다. Chlorophyll *a* 분석을 위한 시료는 수심 0.5 m에서 채수하여 GF/C로 여과하였다. 90% acetone 용액으로 추출 후 여과지로 걸러 Trichromatic method에 의해 흡광도를 측정하여 정량하였다(APHA 1992).

조류독성물질 분석

표준시료: Microcystin-RR, -YR, -LR의 표준시료(Wako Chemical Co.)를 100% methanol에 녹여 단계별 농도로 제조한 후, 각 농도별로 HPLC에서 얻어진 면적과의 상관식으로 회귀직선을 구하여 microcystin을 정량적으로 분석하였다.

세포 내 microcystin 분석: 조류시료는 phytoplankton net로 채집한 후, 냉장 보관하여 실험실로 운반하였다. Pore size 26, 300 μm 의 stainless steel sieve를 이용하여 차례로 여과한 다음 26 μm sieve 위에 남은 조류를 분리시켰고, 분리된 조류는 즉시 동결건조 하였다(LYPH·LOCK[®] 4.5, Labconco). 세포 내 microcystin은 Harada(1996), Lee et al.(1998) 등의 방법에 따라 추출, 분석하였다. 동결 건조된 세포를 100% methanol 50 ml로 두 번 추출한 후, 각각의 추출물을 2,000 rpm에서 10분간 원심분리하여 상등액을 모았다. 연속적으로 5% acetic acid 50 ml로 두 번 추출하여 원심분리한 후, 상등액을 분리하여 보관하였다. 이후 100% methanol을 사용하여 추출물의 색깔이 없어질 때까지 추출하였다. Methanol로 추출한 상등액을 모두 모아서 Rotary vacuum evaporator(BÜCHI, model R-114)로 농축시킨 다음, 따로 보관한 5% acetic acid 추출액을 첨가하여 조건에 맞춘 ODS-cartridge(C₁₈, Sep-Pak[®] Plus, Waters)를 통과시켰다. ODS-cartridge를 20% methanol로 세척한 후에 100% methanol 10 ml로 추출하였다. Rotary vacuum evaporator를 사용하여 시료를 재농축 시킨 후, 다시 100% methanol 3 ml로 녹였다. 이 용액을 0.2 μm Nylon syringe filter(pore size 25 μm , Target[®], Young-Wha Scientific Co.)로 여과한 후 HPLC로 분석하였다.

용존 microcystin 분석: 표층수를 채수하여 pore size 26 μm 의 sieve를 통과시킨 후 20 l bottle에 담아 실험실로 운반하였다. Filter paper(Whatman, 42; Whatman, GF/C; MFS, pore size 0.45 μm)를 연속적으로 통과시켜 고형물을 완전히 제거한 시료를 condition된 ODS-cartridge에 통과시켰다. Microcystin이 흡착된 Sep-Pak cartridge는 20% methanol로 세척한 후 100% methanol 10 ml로 추출하였다. 추출한 100% methanol은 Rotary vacuum evaporator를 사용하여 완전히 건조한 다음, 최종적

으로 1 ml의 100% methanol로 용해하였다. 이 시료를 0.2 μm syringe filter로 여과하여 HPLC로 분석하였다.

HPLC: Microcystin 분석은 Waters 600 Controller, Waters Pump, Waters 486 Tunable Absorbance Detector로 구성된 Waters HPLC를 사용하였다. Nova-Pak[®] C₁₈(3.9×150 mm, 4 μm) column을 사용하였고, injection volume은 20 μl 로 정하였다. 이동상은 methanol과 50 mM의 phosphate buffer를 52:48(v/v)로 혼합하여 pH를 3.0으로 맞추어 사용하였다. Flow rate는 1.0 ml·min⁻¹로 하여 UV detector 238 nm에서 peak를 측정하였다. Detection limit은 60 ng/injection volume이었다.

통계분석: 수계 내 *Microcystis*의 현존량과 물리·화학적 환경요인과의 관계를 규명하기 위하여, 조사 시점을 *Microcystis*가 출현한 전체 시기, 수층의 *Microcystis* 현존량의 증가 및 감소 시기로 각각 구분하여 상관관계를 구하였다. 이 때, 측정 오차를 감안하여 *Microcystis*의 현존량이 그 직전에 조사된 값에서 5% 이하로 감소한 것은 증가 시점으로 인정하였다. 조체 내 microcystin의 농도와 물리·화학적 환경요인의 관계 조사에서는 전체 조사 시기, 조체 내 microcystin의 농도 증가 시기 및 감소 시기로 각각 구분하여 상관관계를 구하였다. 측정 오차를 감안하여 *Microcystis*의 현존량이 그 직전에 조사된 값에서 5% 이하로 감소한 경우와 microcystin 농도가 그 직전에 조사된 값에서 3% 이하로 감소한 경우를 각각 증가시점으로 인정하였다. Pearson Product Moment Correlation을 이용하여 각 인자와의 상관관계 값을 조사하였고, 그 값의 유의성을 검정하여 *Microcystis* 현존량, microcystin 농도 및 각 환경요인과의 관계를 규명하였다.

결 과

물리·화학적 환경요인

조사 기간 동안 표층의 수온은 20.8-28.0°C의 변동 범위를 나타내었다(Table 1). 용존산소는 그 변동 범위가 3.4-10.2 mg O₂·l⁻¹이었다. 물금, 구포, 선암지점의 평균 용존산소는 각각 6.9, 6.6, 6.0 mg O₂·l⁻¹로 나타나 선암지점에서 가장 낮게 나타났다. pH는 6.7-10.4의 변동범위를 보였고, 조사지점별 차이가 적었다. 암모니아성 질소는 조사기간 동안 검출한계 이하에서부터 1,131 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 에 이르는 변동 범위를 보였다. 각 조사지점의 평균은 1998년에 비하여 1999년에 23-262 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 를 보이며 증가하였고, 조사지점 중 선암지점에서 그 차가 가장 컸다. 각 지점별 평균값은 물금, 구포, 선암지점에서 각각 72, 73, 366 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 로 선암지점에서 가장 높은 경향을 보였다. 질산성 질소는 조사기간 동안 246-4,021 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 의 변동 범위를 보였다. 각 조사

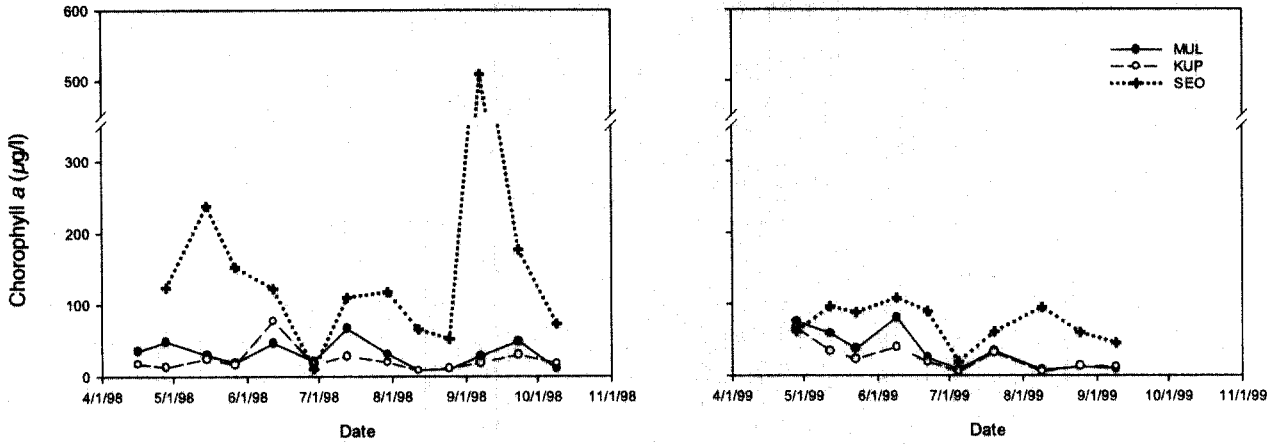


Fig. 2. The seasonal variation of chlorophyll *a* of surface water at stations of the lower Nakdong River in 1998-1999.

Table 1. The average composition and minimum/maximum value for each environmental parameters of surface water at stations of the lower Nakdong River in 1998-1999 (SD, standard deviation; ND, none detectable)

Parameters	Mean ± SD	Min. / Max.
Water temperature(°C)	23.3 ± 2.6	20.8 / 28.0
Dissolved oxygen(mg O ₂ ·l ⁻¹)	6.5 ± 1.5	3.4 / 10.2
pH	7.9 ± 0.8	6.7 / 10.4
Ammonium nitrogen(µg·l ⁻¹)	163 ± 239	ND / 1,131
Nitrate nitrogen(µg·l ⁻¹)	1,968 ± 899	246 / 4,021
Total nitrogen(µg·l ⁻¹)	2,506 ± 826	588 / 4,003
Phosphate phosphorus(µg·l ⁻¹)	73 ± 58	11 / 324
Total phosphorus(µg·l ⁻¹)	169 ± 127	40 / 703

지점에서의 평균은 1998년에 비하여 1999년에 전체 조사지점에서 그 차이가 21-802 µg·l⁻¹를 보이며 증가하였다. 각 지점별 평균값은 물금, 구포지점에 비하여 선암지점에서 상대적으로 낮았다. 총질소는 588-4,003 µg·l⁻¹의 범위를 보이며 변화하였다. 각 조사지점에서의 평균은 1998년에 비하여 1999년에 전체 조사지점에서 341-869 µg·l⁻¹의 차이를 보이며 증가하였다. 각 지점별 평균값은 물금, 구포, 선암지점에서 각각 2,495, 2,750, 2,734 µg·l⁻¹로 나타났다.

인산염 인의 농도는 조사기간 동안 11-324 µg·l⁻¹의 변동 범위를 보였다. 각 조사지점의 평균은 1998년에 비하여 1999년에 전체 조사지점에서 그 차이가 36-59 µg·l⁻¹를 보이며 감소하였다. 각 지점별 평균값은 물금, 구포, 선암지점에서 각각 68, 58, 84 µg·l⁻¹로 나타나 선암지점에서 가장 높았다(Table 1). 총인의 농도는 조사기간 동안 40-703 µg·l⁻¹의 변동 범위를 보였다. 각 조사지점의 평균은 1998년에 비하여 1999년에 전체 조사지점에서 108-182 µg·l⁻¹의 차이를 보이며 감소하였다. 각 지점별 평균값은 물금, 구포, 선암지점에서 각각 126, 106, 185 µg·l⁻¹로 나타나

선암지점에서 가장 높았다. N/P 비는 6.1-174.4의 변동 범위를 보였다. 각 조사지점의 평균은 1998년에 비하여 1999년에 전체 조사지점에서 50.3-93.2의 차이를 보이며 증가하였다. 각 지점별 평균값은 물금, 구포, 선암지점에서 각각 72.9, 86.4, 50.3으로 나타나 선암지점에서 가장 낮았다.

Chlorophyll *a*는 5.1-509.3 µg·l⁻¹의 변동 범위를 보였고, 그 최고값은 1998년 9월에 선암지점에서, 최저값은 1999년 8월에 구포지점에서 각각 나타났다(Fig. 2). 조사기간 중 월별 평균은 1998년의 경우 9월에 185.2 µg·l⁻¹에 달하였고, 1999년에는 6월에 76.0 µg·l⁻¹로 연중 최고값을 보였다. 각 조사지점에서의 평균은 물금지점과 구포지점의 경우 그 차가 각각 3.7, 1.7 µg·l⁻¹로 1998년과 비교하여 1999년에 큰 증가가 없었다. 그러나, 선암지점에서는 1999년의 평균값이 1998년과 비교하여 그 차가 73.9 µg·l⁻¹로 감소하는 경향을 보였다. 각 지점별 평균값은 물금, 구포, 선암지점에서 각각 32.8, 23.8, 109.2 µg·l⁻¹로 나타나 선암지점에서 가장 높았다.

Microcystis의 현존량과 우점도

1998년에 *Microcystis*는 물금지점에서 8월 말에 식물플랑크톤 군집의 25%의 빈도로 나타났으며, 이 때의 현존량은 100 cells·ml⁻¹이었다(Fig. 3). 구포 지점에서는 5월 말에 처음 관찰되어 8월 말-9월 말 기간 동안 3회에 걸쳐 나타났다. *Microcystis*의 현존량은 9월 초에 조사시기가 중 가장 높게 나타나 그 값이 4,150 cells·ml⁻¹에 이르렀고, 이 때 수층에 출현한 식물플랑크톤 군집의 43%를 차지하였다. 선암지점에서는 6월 중순에 580 cells·ml⁻¹의 현존량을 보이며 나타났고, 이 후 증가하여 9월에는 43-89%의 높은 우점도로 출현하여 9월초에는 250,000 cells·ml⁻¹의 현존량으로 대번무하였다. 1999년에 *Microcystis*는 물금, 구포, 선암 등 하류의 모든 조사지점에서 5월부터 출현하여 10월

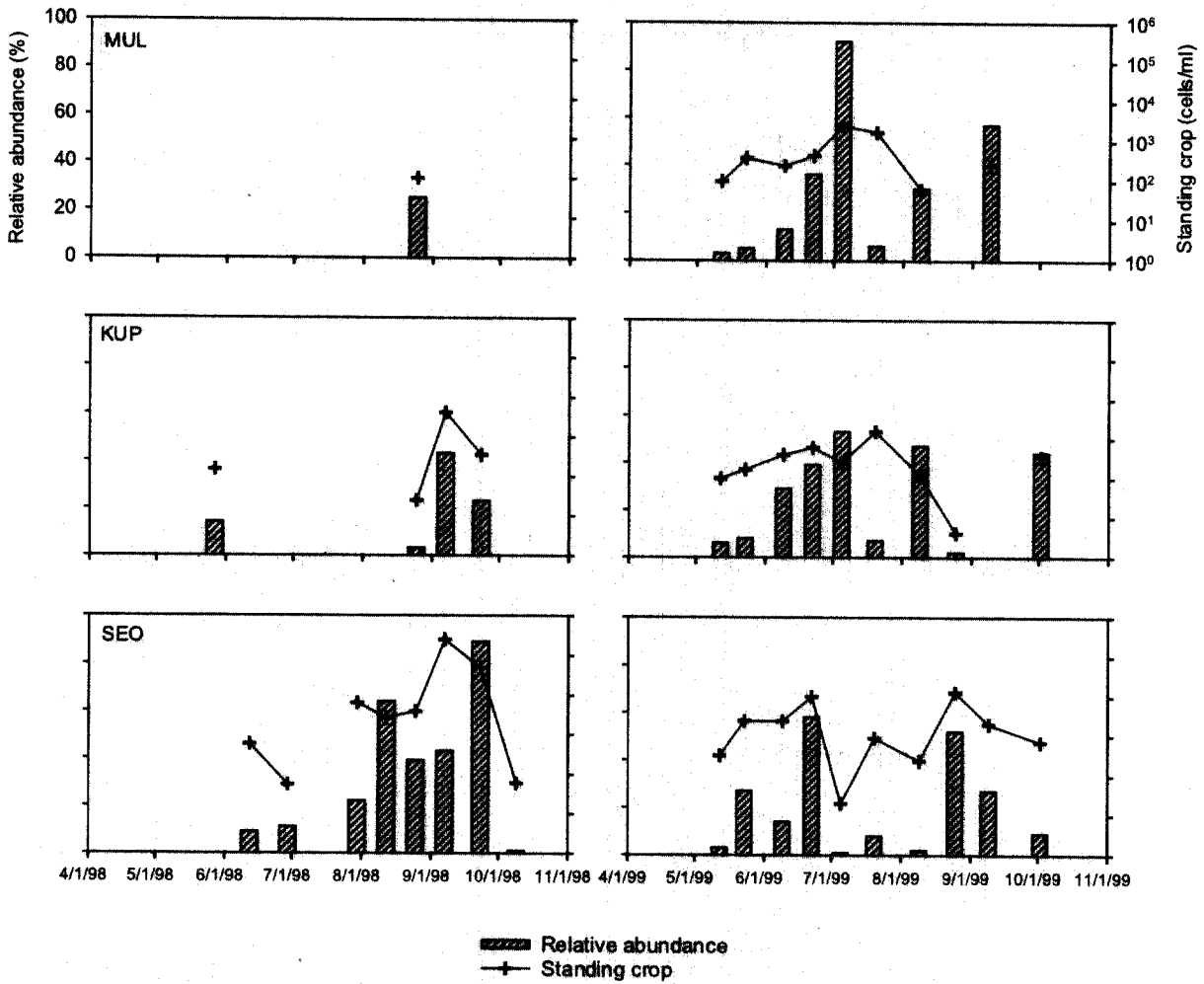


Fig. 3. The seasonal variations of standing crop and relative abundance of genus *Microcystis* at stations of the lower Nakdong River in 1998-1999.

까지 관찰되었는데, 총 11회 조사 중 8-10회에 걸쳐 나타나 1998년에 비하여 발생빈도가 증가하였다(Fig. 3). 물금지점에서는 5월 중순 100 cells·ml⁻¹의 현존량을 보이며 관찰되기 시작하여 9월 초까지 나타났다. 조사기간 중 7월 초의 현존량이 2,500 cells·ml⁻¹로 가장 높았고 이 때의 우점도는 92%이었다. 구포지점에서는 물금지점과 비슷한 양상을 보이며 출현하여 이후 증가하였다. 7월 말에 조사기간 중 최고값인 1,540 cells·ml⁻¹의 현존량을 보였으나 이 때의 우점도는 7%에 불과하였다. 선암지점에서는 5월 중순에 320 cells·ml⁻¹로 출현하여 6월 말에는 그 현존량이 10,250 cells·ml⁻¹에 이르렀다. *Microcystis*는 하절기의 강우로 인해 현존량이 일시적으로 감소하였으나, 이후 다시 증가하기 시작하여 8월 말에는 현존량이 13,150 cells·ml⁻¹에 이르렀고 이 때의 우점도는 52%이었다.

Microcystis 현존량과 물리·화학적 환경요인의 관계

물리·화학적 수질인자 중 수온의 자료를 이용하여

Microcystis 현존량에 미치는 영향을 조사한 결과에서는 *Microcystis* 현존량이 증가하는 시기의 자료에서 R²값이 0.3444로 나타나 *Microcystis* 현존량이 감소하는 시기의 R²값에 비해 상대적으로 높게 나타났으나 유의성은 없었다(Fig. 4A). pH는 조사시기 전체 자료 및 *Microcystis*의 현존량이 증가하는 시기의 자료를 이용하여 상관성을 조사한 결과, 두 인자 사이의 상관계수가 각각 0.5715, 0.6500으로 양의 상관을 보였고, 이는 신뢰구간 95% 수준에서 유의성이 인정되었다(Fig. 4B, Table 2). 또, 현존량이 세포가 지수적으로 증가하는 시기의 값일 수 있음을 감안하여 자료를 square root로 transformation하여 pH와의 상관관계를 살펴 본 결과에서도 전체 *Microcystis* 출현시기 및 현존량 증가시기에서 상관계수 값이 각각 0.5668, 0.6300으로 나타나 의미 있는 양의 상관을 보였다.

*Microcystis*의 현존량과 질소 농도와의 상관관계에서는 *Microcystis*가 출현한 전체 시기의 자료를 비교한 결과에서 유의성이 없었다(Figs 4C, 4D, 4E; Table 2). 조사시

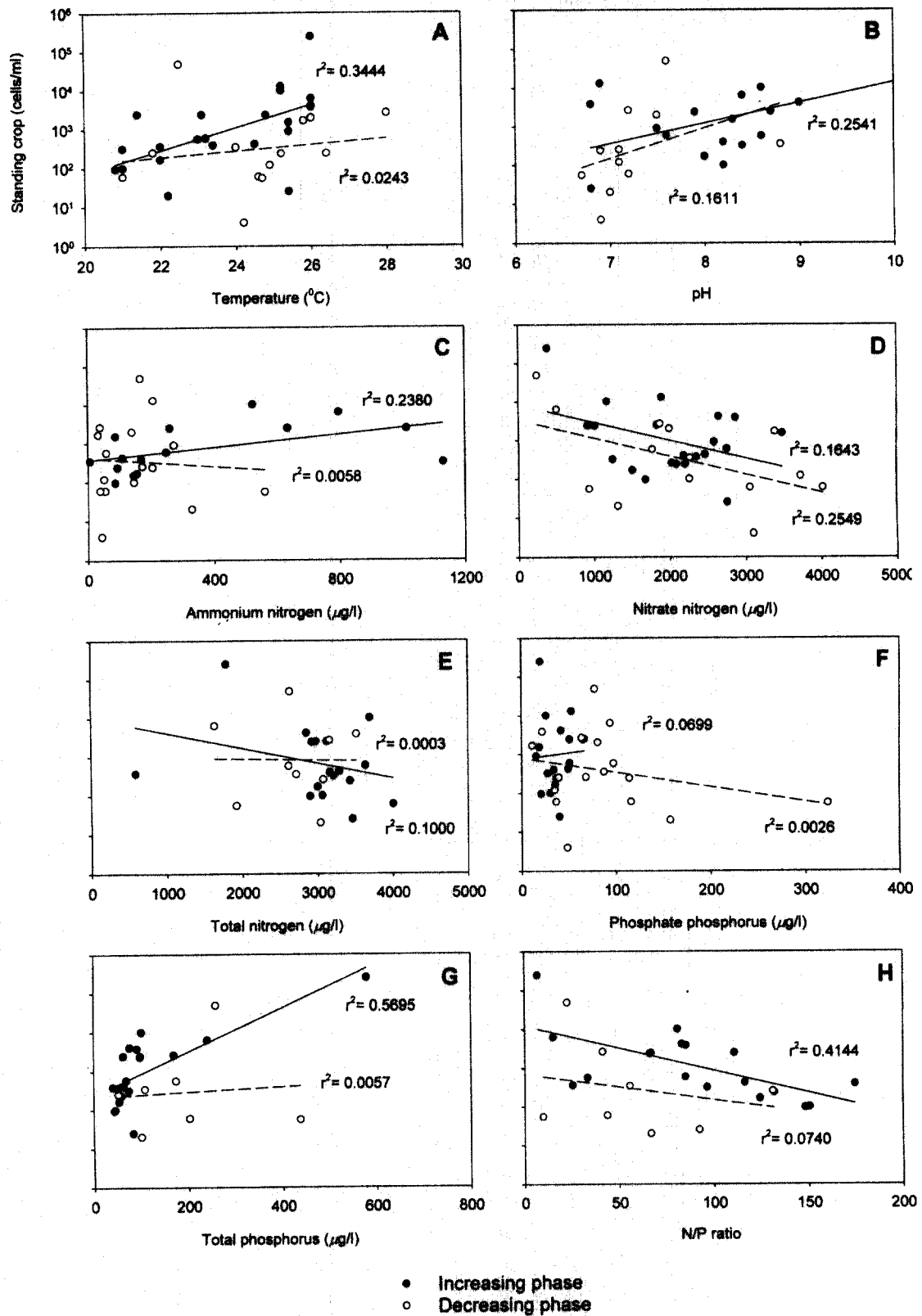


Fig. 4. The correlations between standing crop of *Microcystis* and water temperature (A), pH (B), ammonium (C), nitrate (D), total nitrogen (E), phosphate (F), total phosphorus (G) and N/P ratio (H) at stations of the lower Nakdong River.

Table 2. The relationships between the standing crop of *Microcystis* and the environmental factors of the water column at stations of the lower Nakdong River

$$y = y_0 + ax : y = \text{cells} \cdot \text{ml}^{-1} \text{ standing crop of } \textit{Microcystis}$$

$$x = \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}, \text{ nutrient concentrations; value of pH}$$

Factors	Phase	Coefficient of y_0	Std. error of y_0	Coefficient of a	Std. error of a	Correlation coefficient r^{**}
Nitrate nitrogen	All phase	46,777.2025	16,501.7486	-17.6437	7.2697	0.3892
		145.0525*	32.7175*	-0.0456*	0.0144*	0.4825*
	Increasing phase	84,407.9441	30,165.4096	-35.1285	14.1061	0.4961
		199.8178*	57.9893*	-0.0703*	0.0271*	0.5113*
	Decreasing phase	17,061.1431	6,602.0319	-5.7736	2.6904	0.5266
		99.9993*	27.9939*	-0.0285*	0.0114*	0.5852*
Total phosphorus	All phase	-25,132.3883	9,507.2418	289.4066	52.3677	0.7483
		-20.4759*	19.9497*	0.5825*	0.1099*	0.7344*
	Increasing phase	-32,243.5451	6,688.8849	430.0699	41.0849	0.9304
		-32.1825*	10.6424*	0.8478*	0.0654*	0.8530*
	Decreasing phase	966.5082	13,958.3743	32.6621	62.1282	0.2289
		19.1710*	60.2215*	0.1241*	0.2680*	0.2028*
pH	All phase	-228,020.4854	68,165.7744	30,858.9125	8,690.0880	0.5715
		-435.9610*	141.4621*	63.2669*	18.0342*	0.5668*
	Increasing phase	-339,411.6112	108,350.4551	43,869.8727	13,244.2680	0.6500
		-592.3314*	212.2684*	81.5150*	25.9467*	0.6300*
	Decreasing phase	-32,306.5547	61,132.6825	5,126.1638	8,382.4234	0.1997
		-165.9318*	261.9470*	27.8202*	35.9176*	0.2500*

*used transformed data (square root) of standing crop of *Microcystis*.

**Linear correlation constant between x and y .

기 중 *Microcystis* 현존량이 증가하는 시기와 그 값이 감소하는 시기를 구분하여 비교한 결과, 암모니아성 질소의 경우 *Microcystis* 현존량이 증가하는 시기의 R^2 값이 0.2380으로 나타나 그 현존량이 감소하는 시기의 R^2 값보다 상대적으로 높게 나타났으나 유의성 검정 결과 의미 있는 상관을 나타내지 않았다(Fig. 4C). 그러나, 자료를 square root로 transformation하여 각 질소 농도 값과의 상관관계를 살펴 본 결과에서는 전체 *Microcystis* 출현시기의 자료를 대상으로 한 *Microcystis*속의 현존량과 질산성 질소 농도 값과의 비교에서 상관계수 값이 0.4825로 나타났고, 신뢰구간 95% 수준에서 그 유의성이 인정되었다(Table 2).

인의 농도와와의 관계 조사에서는 인산염 인의 경우 모든 조사시기에서 *Microcystis* 현존량과 유의한 상관관계를 보이지 않았으나, 총인의 농도는 높은 상관성을 나타내었다(Figs 4F, 4G; Table 2). 총인은 *Microcystis*가 출현한 전체 시기 및 *Microcystis*의 현존량이 증가하는 시기의 비교에서 상관계수가 각각 0.7483, 0.9304인 양의 상관을 보였고, 신뢰구간 95% 수준에서 유의성이 인정되었다. 이 자료를 square root로 transformation하여 상관관계를 구해 본 결과에서도 각각 0.7344, 0.8530의 높은 상관계수 값을

얻었고, 유의성 검정 결과 의미 있는 상관임을 알 수 있었다(Table 2).

N/P 비 자료를 이용하여 *Microcystis* 현존량에 미치는 영향을 조사한 결과에서는 *Microcystis* 현존량이 증가하는 시기의 자료에서 R^2 값이 0.4144로 나타나 *Microcystis* 현존량이 감소하는 시기의 R^2 값에 비해 상대적으로 높게 나타났으나 유의성은 없었다(Fig. 4H).

Microcystin 농도 분포와 계절 변동

조체 내 microcystin의 농도: 조체 내의 microcystin은 계절적으로 5월 말-6월 말에 처음으로 검출되었다. 1998년에는 6월 말에서 11월 초까지 약 5개월 동안 지속적으로 검출되었고, 월별 평균 농도는 9월에 $1,186.2 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$ 로 최대값을 나타냈다. 1999년에는 5월 말에 다소 높은 농도로 검출되기 시작하여 월별 평균 농도가 6월에 $1,682.2 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$ 로 최대값을 나타내었으나, 10월에는 검출되지 않아 지속 기간은 약 4개월로 전년도와 비교하여 짧았다(Table 3).

Microcystin의 성분별로 Microcystin-RR, -YR, -LR이 모두 검출되었으며, Microcystin-RR의 농도가 가장 높게

Table 3. The average contents and compositions of microcystin variants in the algal materials ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$) from the station Seonam in the Seonakdong River in 1998-1999 (mean \pm standard deviation)

Year	Microcystin variants	Month							
		Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.
1998	Microcystin-RR	ND	ND	4.1 \pm 5.8	224.4 \pm 78.3	202.4 \pm 93.7	952.3 \pm 602.2	58.5 \pm 6.5	73.4 \pm 9.5
	Microcystin-YR	ND	ND	ND	13.6 \pm 6.9	1.8 \pm 2.5	6.7 \pm 9.5	ND	ND
	Microcystin-LR	ND	ND	ND	55.3 \pm 23.8	57.2 \pm 16.3	227.2 \pm 150.6	19.8 \pm 5.5	17.4 \pm 9.5
1999	Microcystin-RR	ND	117.3 \pm 165.8	1,115.4 \pm 11.7	343.9 \pm 486.3	133.7 \pm 56.9	109.0 \pm 2.4	ND	-
	Microcystin-YR	ND	ND	46.8 \pm 66.2	36.5 \pm 51.5	14.9 \pm 2.3	ND	ND	-
	Microcystin-LR	ND	69.4 \pm 98.1	520.0 \pm 85.5	81.3 \pm 115.0	145.3 \pm 48.4	111.0 \pm 1.2	ND	-

ND (None Detectable)

나타났다. 조체 내의 total microcystin의 연도별 평균 농도는 1998, 1999년에 각각 498.5, 781.2 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$ 로 연도별 차이를 보였다. 특히, 1999년에는 전년도에 비하여 약 5주 일찍 조체 내의 microcystin이 검출되었으며, 검출 초기의 total microcystin 농도도 373.2 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$ 로 전년도의 최초 농도 8.2 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$ 에 비하여 크게 높았다. Total microcystin 농도의 최대치는, 1998년 9월에 1,711.8 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$, 1999년 6월에 1,687.5 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$ 로 나타났다.

수중 microcystin의 농도: 수중의 용존 microcystin은 1998년 9월의 조사에서 2회에 걸쳐 검출되었고, 그 밖의 기간에는 검출되지 않았다. Microcystin-RR만이 검출되었고, 평균값은 1.8 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 이었다(Table 4). Microcystin의 유출량을 평가하기 위하여, chlorophyll *a* 농도와 단위 부피 당 조체 건중량의 상관관계식으로 chlorophyll *a*의 농도로부터 단위 부피 당 조체 건중량을 구한 후, 조체 건중량 당 microcystin의 농도를 적산하여 조체의 microcystin 농도를 단위 물체적 당 농도로 환산하였다. 그 결과 조체의 Microcystin-RR의 양은 9월 7일에 182.8 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, 9월 23일에 34.9 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 를 나타내었다. 따라서 이 때 조체의 microcystin 양에 대한 수중 microcystin의 농도 백분율은 9월 7일에 1.81%, 9월 23일에 0.86%로 각각 나타났다(Table 4).

조체 내 microcystin 농도와 물리·화학적 환경요인의 관계: 동결건조된 조체 건중량 당 microcystin 농도와 수온의 관계에서는 전 조사에서 상관계수가 낮았다(Fig. 5A). Microcystin 농도와 pH값과의 비교에서는 상관계수가 0.6323으로 나타났고, 유의성 검정을 실시한 결과 이에 대해서는 99% 수준에서 그 유의성이 인정되었다(Fig. 5B, Table 5).

Microcystin의 농도와 수층의 chlorophyll *a* 농도 사이에는 유의성 있는 상관관계가 없었다(Fig. 5C). 조사시기 중 microcystin 농도가 증가하는 시기와 감소하는 시기를

Table 4. The ratio of the extracellular (EMC) and the intracellular microcystin (IMC) of the water column in the Seonakdong River in 1998

Date	Microcystin in algal materials ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$)	Microcystin in water		
		EMC ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)	IMC ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)	EMC/IMC (%)
Sep 7	1,711.8	3.3	182.8	1.81
Sep 23	660.6	0.3	34.9	0.86

구분하여 비교하였다. Microcystin 농도가 감소하는 시기의 R^2 값이 0.6231로 나타나 조류 독소량이 증가하는 시기의 R^2 값인 0.3099보다 상대적으로 높게 나타났으나 유의성 검정 결과 의미 있는 상관을 나타내지 않았다.

Microcystin 농도와 *Microcystis*의 현존량을 비교한 결과, 전체 조사시기 자료나 microcystin 농도의 증가시기의 자료에서는 유의한 상관관계를 보이지 않았다. 그러나 microcystin의 농도가 감소하는 시기의 microcystin의 농도값과 동일시기의 *Microcystis* 현존량의 비교 자료에서 0.8177의 높은 R^2 값을 나타내었다(Fig. 5D). 유의성 검정을 실시한 결과, 이 두 인자의 상관계수에 대해서는 95% 수준에서 그 유의성이 인정되었다. 또, 현존량 자료를 square root로 전환하여 microcystin 농도와의 상관계수를 구해 본 결과에서도 동일시기에 상관계수 0.9731의 강한 양의 상관을 보였다(Table 5).

고 찰

Microcystis 현존량과 물리·화학적 환경요인

낙동강 하류역의 물금 및 구포지점은 1998년에 남조류에 의한 수화 또는 녹조 현상이 나타나지 않았다(Fig. 3). 그러나, 서낙동강의 선암 지점에서는 *Microcystis*가 9월 7일에 250,000 cells $\cdot \text{ml}^{-1}$ 로 전체 조사 자료 중 최대의 현존량

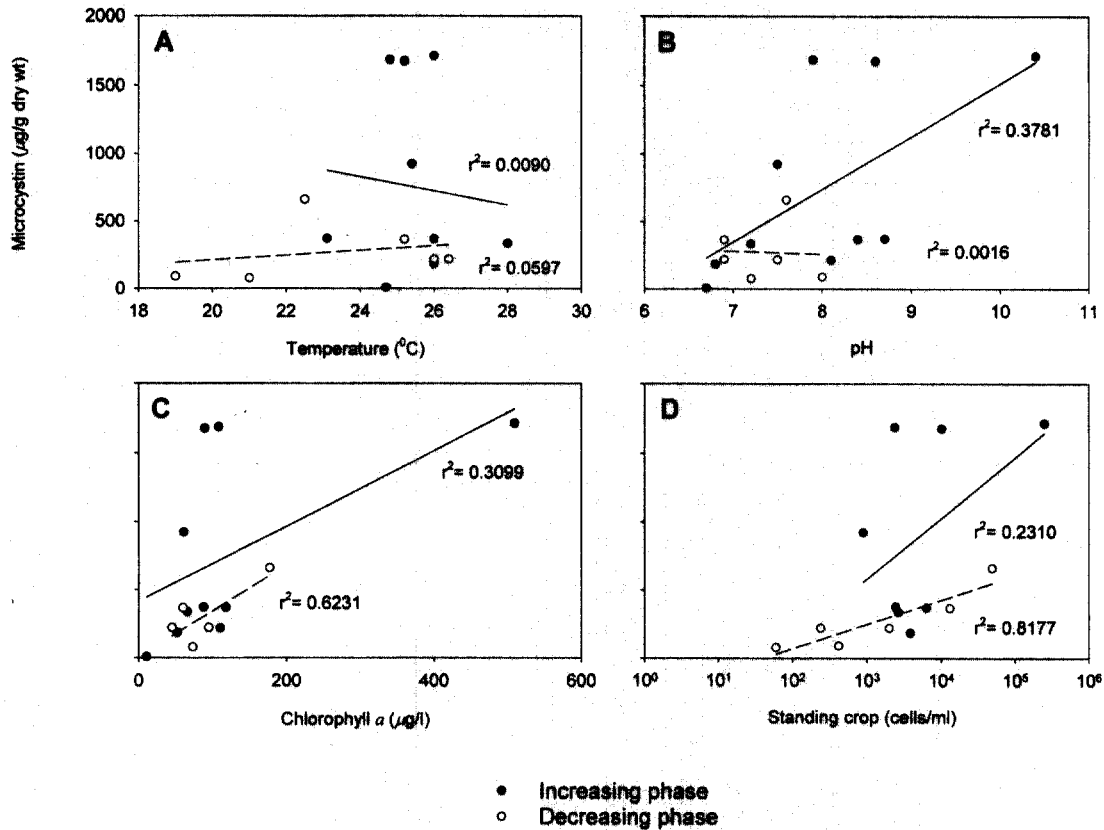


Fig. 5. The correlations between total microcystin concentrations and water temperature (A), pH (B), chlorophyll *a* concentrations (C) and standing crop of *Microcystis* (D) in the Seonakdong River.

Table 5. The relationships between the total microcystin concentrations and the environmental factors of the water column in the Seonakdong River

$y = y_0 + ax$: $y = \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$, contents of microcystin
 $x = \text{cells} \cdot \text{ml}^{-1}$, standing crop of *Microcystis*; value of pH

Factors	Phase	Coefficient of y_0	Std. error of y_0	Coefficient of a	Std. error of a	Correlation coefficient r^{**}
Standing crop	All phase	517.8428	156.0951	0.0048	0.0023	0.5210
	Increasing phase	776.1691	248.0858	0.0038	0.0028	0.4860
		657.8544*	287.3364*	2.1789*	1.5390*	0.5004*
	Decreasing phase	157.4894	35.4481	0.0107	0.0017	0.9523
93.7880*		31.1250*	2.5321*	0.2995*	0.9731*	
pH	All phase	-2,541.1990	1,026.0201	400.2394	131.0546	0.6323
	Increasing phase	-2,369.6503	1,426.0559	388.4160	176.1221	0.6149
	Decreasing phase	422.2023	1,846.0659	-20.3155	250.8040	0.0405

*used transformed data (square root) of standing crop of *Microcystis*.

**Linear correlation constant between x and y .

을 나타내면서 대번무하는 현상이 관찰되어 조사지점에 따라 그 양상이 달랐다. 1999년 *Microcystis*는 물금, 구포, 선암 등 하류의 모든 정점에서 5월부터 출현하여 1998년보다 그 출현 시기가 다소 앞당겨졌고, 전반적으로 출현 빈

도 및 세포수도 증가하였다. 출현 회수는 11회의 조사 중 8회로 1998년에 비하여 많았으나, 8월 이후 잦은 비로 인해 급격히 감소하였고, 10월 말 이후 소멸하였다.

Microcystis 현존량과 물리·화학적 환경요인의 상관관

계를 살펴 본 결과, 수온의 경우 *Microcystis* 현존량과 의미 있는 상관성을 나타내지 않아 하절기의 수온의 증감이 *Microcystis* 현존량을 조절하는 인자가 아님을 알 수 있었다(Fig. 4A). 그러나, *Microcystis*가 발생하기 직전에 최고 28°C의 급격한 수온 상승 현상이 나타나, 대발생의 촉발은 수온과 관계가 있을 것으로 추정하였다. *Microcystis*가 5,000 cells·ml⁻¹ 이상으로 대발생한 수역의 수온이 25.2-26.0°C의 범위를 나타내고 있어, 고수온기에 *Microcystis*가 대발생하는 것으로 추정하였다. 일반적으로 *Microcystis*는 15°C 이상에서 생육이 가능하지만 25°C 또는 그 이상일 때 성장률이 최대를 나타내며, 남조의 대발생은 20°C 이상에서 가능하다고 조사 되어, 고온이 대발생의 촉발 매개체인 것으로 보고 되어 있다(Robarts and Zohary 1987; Paerl 1996). 또 Maier *et al.*(1998)의 연구에서도 남조 번무의 유발 및 번무기간을 결정짓는 우세한 변수로서 수온과 유속을 지적하고 있다. 반면, Hötzel and Croome(1994)는 오스트렐리아의 Darling River에서 1980년부터 1992년까지 장기간에 걸친 남조 대발생의 기작에 대한 연구에서 수온이나 영양염의 영향은 유속이나 탁도에 비하여 크지 않았다고 보고하였다. 수온과 *Microcystis* 대발생에 관하여 향후 면밀한 연구가 요구된다.

본 연구에서 *Microcystis*가 출현한 시기의 pH의 변화는 6.7-10.4이었고, *Microcystis* 현존량과 pH는 의미 있는 양의 상관성을 보였다(Fig. 4B; Table 2). 또한, 전반적으로 *Microcystis*가 5,000 cells·ml⁻¹ 이상으로 대발생한 수역의 pH가 6.9-10.4를 나타내, 높은 pH와 *Microcystis* 대발생의 관계가 깊었다. 일반적으로 남조의 대발생은 pH의 상승을 유도하는 것으로 보고 되어 있으며, pH 9.0 이상에서 남조의 대발생이 관찰된다고 보고 되고 있다(Bowling 1994). 또, Reynolds and Walsby(1975)는 HCO₃⁻가 풍부한 pH 8.0-8.6 범위에서 최적 성장을 나타낸다고 하였고, Shapiro(1973, 1984)는 남조류가 pH가 높은 수계에서 다른 조류에 비해 그 성장이 유리하고 pH가 낮을 때는 경쟁력이 떨어진다고 보고한 바 있다.

일반적으로 영양염의 유입 양상은 식물플랑크톤 군집의 천이를 결정하는 주요 요인이며, 질소와 인의 영향을 많이 받는 것으로 보고 되고 있다. 질소, 인 등의 영양염과 남조류의 수화현상에 대한 관계는 지금까지 많은 연구가 이루어져 왔다(Takamura *et al.* 1981; Reynolds 1984). 최근에는 K⁺, Mg²⁺ 등의 양이온이 *Microcystis* 현존량의 증가에 미치는 영향이 보고 되기도 하였다(박과 권 1998; Parker *et al.* 1997). 본 연구에서는 *Microcystis* 현존량과 암모니아성 질소의 농도 사이에는 유의한 상관성이 없었으나, 질산성 질소의 경우 *Microcystis* 현존량과 유의한 상관관계를 보여 주었다(Figs 4C, 4D; Table 2). 또한,

Microcystis 현존량과 인산염 인의 농도 사이의 관계는 유의한 상관성이 없었으나, 총인의 경우 *Microcystis* 현존량과 유의한 상관관계를 나타내었다(Figs 4F, 4G; Table 2). 이로써, 낙동강 하류역에서 질소와 인의 영양염은 이들의 화학적 상태에 따라 하계 식물플랑크톤 군집의 천이를 결정하는 요인이 될 것으로 판단하였다.

*Microcystis*는 다른 조류에 비해 영양염의 제한을 받지 않아 낮은 질소 농도 조건에서도 개체군 생장이 양호하다고 알려져 있다(Hecky and Kilham 1988). Utkilen *et al.*(1996)은 (총질소 - 질산성 질소)/총질소의 비를 nitrogen growth number라 하고, 이 수치가 남조 대발생의 중요한 요인이 된다고 판단하여 질소와 남조 대발생의 상관성에 있어 질산성 질소의 중요성을 주장한 바 있다. 또한, Bowling(1994)에 따르면 질산성 질소가 남조 대발생과 유의한 상관성이 있다. 본 연구에서 *Microcystis* 현존량과 암모니아성 질소의 농도는 유의한 상관성이 없었으나, 질산성 질소의 경우 *Microcystis* 현존량과의 관계에서 그 유의성이 조사되었다(Figs 4C, 4D; Table 2). 이것은 수계에서 총무기질소 농도에 대한 암모니아성 질소의 기여도는 상대적으로 낮은 반면, 질산성 질소의 기여도는 상대적으로 높은 결과에 기인하는 것으로 추정하였다. 본 연구에서 암모니아성 질소의 농도는 검출되지 않는 경우도 있었고, 질산성 질소에 비하여 대체로 농도가 낮았다(Table 1). 암모니아성 질소가 검출되는 경우에도 질산성 질소/암모니아성 질소의 비율은 평균 35.6을 나타내, 수계에서 총무기질소 농도에 대한 암모니아성 질소의 기여도는 상대적으로 낮게 나타났다. 따라서, *Microcystis* 발생에 대한 암모니아성 질소의 기여도는 질산성 질소에 비교하여 낮고, 이에 따라 *Microcystis* 현존량과 암모니아성 질소의 농도는 유의한 상관성이 없을 것으로 추정하였다.

*Microcystis*가 번무하는 동안 수층에서 암모니아성 질소가 검출되지 않은 경우가 때때로 관찰되었다. 이것은 암모니아성 질소에 대한 조체의 친화력이 높아 암모니아성 질소가 조체 내로 우선 흡수되기 때문일 것으로 추정된다. Takamura *et al.*(1987)은 일본 Kasumigaura 호수에서 *Microcystis*의 암모니아성 질소 흡수가 0.40-2.89 g N·m⁻²·day⁻¹로 질산성 질소의 0.01-0.44 g N·m⁻²·day⁻¹보다 높게 나타났고 이 호수에서 *Microcystis*는 질소원으로 암모니아성 질소를 대부분 이용하는 것으로 보고하였다. 조와 신(1998)은 과영양상태의 낙동강 하류가 상류에 비해 암모니아성 질소가 현저히 감소하는데 이는 조류에 대한 친화력이 큰 암모니아성 질소가 조류의 증가로 인해 조체 내로 흡수되기 때문이라고 보고한 바 있다.

담수생태계에서 대개의 경우 수중 인은 조류생장의 제한요인으로 작용함이 알려져 있어 조류의 생장조절이나

제거방안 등을 위해서는 수중 인산염의 출처, 농도, 존재 형태 등에 대한 자료를 필요로 한다(오와 김 1995; Schindler et al. 1971). 본 조사에서 *Microcystis* 현존량은 인산염 인의 농도와 유의한 상관성이 없었다(Fig. 4F). 낙동강 하류역에서 *Microcystis*가 출현하는 시기 동안 인산염 인의 농도는 $11\text{--}324 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 로서 대체로 수계 내의 무기인 인의 농도가 높게 나타나, 낙동강에서 *Microcystis*의 현존량은 인산염 인의 농도에 큰 제한을 받지 않을 것으로 추정된다. Sterner(1989)는 남조류의 대발생에 대해 인은 질소에 비해 중요한 요인이 아니라고 주장한 바 있다. 또, Maier and Dandy(1997)는 총질소, 인산염 인, 총인 등의 영양염류와 남조류의 번무를 모델링한 결과, 모든 변수가 중요하나 어떠한 변수도 우세하지 못하다고 보고하였다.

낙동강 하류역의 N/P 비는 7-174로 매우 큰 변화폭을 나타냈으나, *Microcystis* 현존량과의 상관관계에서 그 유의성이 인정되지 않았다(Fig. 4H). 일반적으로 낮은 N/P 비가 남조 대발생을 유도하는 것으로 추정되고 있으나, 반면 전혀 상관성이 없다는 보고도 있어 N/P 비에 대한 확실한 상관성은 아직 논란이 많은 실정이다(Smith 1983; Pick and Lean 1987). Lee et al.(1995)은 서낙동강에서 수체의 N/P 비는 *Microcystis*의 출현과 뚜렷한 관계를 나타내지 않으며, 이는 수계의 높은 질소 농도로 인해 남조류의 성장이 질소 농도의 제한을 받지 않는 것에 기인할 것이라 추정한 바 있다. 본 연구에서도 N/P 비는 Redfield(1958)가 제안한 N/P 비의 제한영양염 기준인 16보다 대체적으로 높은 값을 보여, 질소 농도가 수계의 식물플랑크톤 성장에 대한 제한요소로 작용하지 않을 것으로 사료되었다.

Zohary et al.(1995)은 과영양 상태의 수계에서는 하절기에 *Microcystis aeruginosa*의 현존량이 적을 때에만 다른 남조가 출현하는 것을 발견하고, 종의 천이를 유도하는 것은 물리·화학적 환경요인들 보다는 종간의 경쟁배타의 원리가 더 중요한 기작이 될 것으로 추정하였다. 이로서 하절기의 *Microcystis*의 우점도와 번무 양상을 연구함에 있어 물리·화학적 환경요인들의 영향 뿐 만 아니라 다른 종들의 출현과 그들의 천이현상에 대해서 좀 더 심도 있는 연구가 계속되어야 할 것으로 사료된다.

Microcystin 농도와 물리·화학적 환경요인

서낙동강 수계 내의 microcystin의 조체 내 농도는 검출 한계 이하에서부터 $1,711.8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dw까지의 변화 범위를 나타내었다(Table 3). 1999년의 경우 전년도에 비교하여 5주 정도 이른 5월 말에 검출되었고, 조체 내 독소량이 약 1개월 정도의 비교적 단기간에 급증하여 6월 말에 최고값을 나타내는 등 남조독소의 출현 강도가 강해지는

경향을 보였다.

Microcystin은 7개의 아미노산이 고리를 형성하고 있는 구조로 되어 있고, 현재까지 70여 개 이상의 변이체가 알려져 있다(Kaya and Sano 1999). 서낙동강에서는 실험에 사용한 표준독성물질인 Microcystin-RR, -YR, -LR이 모두 검출되었으며, total microcystin에서 Microcystin-RR이 차지하는 비율이 42.4-100%, Microcystin-YR이 0-7.9%, Microcystin-LR이 15.3-50.5%로 Microcystin-RR이 가장 우점한 독소로 나타났다. 조사기간 동안 *Microcystis*의 출현은 총 19회 관찰되었으며, 동시에 microcystin이 검출된 것은 16회로, *Microcystis* 출현 시 독소가 검출될 확률은 84.2% 정도로 나타났다. HPLC를 이용한 자연 상태 남조시료의 독소 유무 조사에서 Kotak et al.(1995)는 74%, Pelander et al.(1996)은 18%, Vezie et al.(1997)은 73%, WHO(1999)는 28-74%, Codd(2000)는 25-59%의 시료에서 간독소가 검출되었다고 보고한 바 있다. 본 연구에서의 84.2%는 이들 문헌의 값보다 다소 높은 것으로 판단되었다.

조사기간 동안 용존 microcystin은 $0.3\text{--}3.3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 로 검출되었다(Table 4). 용존 microcystin이 검출된 1998년 9월 7일과 9월 23일에는 수계의 chlorophyll a 농도가 각각 $509.3, 177.1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 로 각각 나타났고, 이 때 *Microcystis*의 현존량이 각각 $250,000, 48,950 \text{ cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 로 수계에 *Microcystis*의 대발생이 관찰되었다. 또, 조체 내의 microcystin 농도가 9월 7일에 $1378.1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dw, 9월 23일에 $526.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dw로 검출되는 등 조체 내의 microcystin 농도가 매우 높았다(Table 3). 이로써, 상기 시기에 수체에서 용존 microcystin이 검출된 것은 *Microcystis*의 수화와 밀접한 관계가 있을 것으로 추정하였다. Microcystin의 생산량은 *Microcystis*의 지수증식기 후반에 가장 높게 나타난다고 알려져 있다(박 등 1999; Kaya and Watanabe 1990; Watanabe 1996).

1998-1999년의 조사기간 동안 조체 내 microcystin의 출현은 총 16회 관찰되었으며, 동시에 수체 내의 용존 microcystin이 검출된 것은 1998년 9월 2회에 불과하여, 조체 내 microcystin 출현 시 용존 microcystin이 나타날 확률은 12.5% 정도로 낮았다(Tables 3, 4). WHO(1999)는 문헌 조사 보고에서 용존 microcystin은 자연 시료에서 16-100%의 수준으로 독성을 나타내며, 농도는 trace- $200 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 의 범위를 나타낸다고 보고한 바 있다. 본 서낙동강의 연구 결과를 용존 microcystin의 농도나 출현 확률의 측면에서 이들 보고와 비교할 때 그 값이 낮은 것으로 판단되었다. 일반적으로 microcystin의 수체 내의 거동에 대한 연구보고는 매우 다양하다. Watanabe et al.(1992)과 Lambert et al.(1994)은 microcystin이 비교적 쉽게 분해

된다고 보고한 반면, Tanaka *et al.* (1993), Jones and Orr (1994), Tsuji *et al.* (1994a) 등은 microcystin이 화학적으로 매우 안정된 화합물로서, 수체 내 잔존 기간이 수개월에 이른다고 보고한 바 있다. 이처럼 용존 microcystin은 조체 내 microcystin과 그 분해시기가 다르며, *Microcystis*가 사멸하는 시기에 세포 밖으로 유출되는 것으로 알려져 있다 (Jones and Orr 1994; Harada *et al.* 1996; Lahti *et al.* 1997).

조체와 수중에서 모두 microcystin이 검출된 9월의 서낙동강에서 조체 건중량을 자료로 추정된 세포 내 microcystin 농도에 대한 수중 microcystin 농도의 비율은 0.86-1.81%이었다 (Table 4). Ueno *et al.* (1996)의 연구결과에 따르면 세포 내 microcystin 농도에 대한 수중 microcystin 농도의 비율을 일본 전역의 24개 담수 수계에서 추정한 결과 0-0.7%이었다. 그러나, 동일한 호수에서 6월 중순부터 9월 말에 걸쳐 1일-2주 간격으로 33회 연속적으로 조사한 다른 보고에서는 비율이 0-98%에 이르러 변화 폭이 매우 컸고, 세포 내에 존재하는 microcystin의 농도와 용존 microcystin의 농도는 상관성이 없음을 보고한 바 있다 (Ueno *et al.* 1996). 또한 Kotak *et al.* (1995)은 수중 microcystin 농도의 계절적 변동 연구에서 수천 배의 차이가 있고, 밤과 낮의 농도차도 6배에 달했음을 보고한 바 있다. 향후 남조류의 발생과 이에 따른 독성물질의 검출에 대한 면밀한 조사와 지속적 모니터링이 절실히 요구된다.

일반적으로 조체 내 microcystin의 농도는 chlorophyll *a* 농도나 *Microcystis*의 현존량과 밀접한 상관관계가 있는 것으로 알려져 있다 (Kotak *et al.* 1995; Park *et al.* 1996). 본 연구에서 조사된 서낙동강 지역의 동결건조된 조체 건중량당 microcystin과 chlorophyll *a* 농도는 Fig. 5C에서 나타나는 것과 같이 유의성 있는 상관관계를 나타내지 않았다. Tanaka *et al.* (1993)은 chlorophyll *a*의 농도가 200 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 이상일 때 microcystin이 검출되었다고 보고한 바 있다. 본 연구에서 microcystin이 검출된 시기의 chlorophyll *a*의 농도는 10.5-509.3 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 로, 상기 결과와 다소 차이를 보였다. 반면, microcystin의 농도와 *Microcystis*의 현존량과의 관계는 조류독소 농도의 증감에 따라 상관성이 달라졌는데, 조류독소의 농도가 감소하는 시기에만 *Microcystis*의 현존량과 유의한 양의 상관관계를 보였다 (Fig. 5D, Table 5). 따라서, microcystin의 농도가 증가하는 시기에는 독소량이 *Microcystis* 현존량 이외의 다른 환경요인에 영향을 받을 수 있으나 독소량이 감소하는 시기에는 *Microcystis* 현존량이 독소량에 가장 직접적 영향을 미치는 요인임을 알 수 있었다. Orr and Jones (1998)는 *Microcystis*의 microcystin 생산이 그 성장시기에 국한되어 세포밀도가 높아질 때 독소가 생성됨으로써 세포분열

과 microcystin의 생성은 밀접한 관련이 있고, 이로써 microcystin은 대사산물이라기보다는 세포 내 필수적 질소화합물로 추정된다고 보고하였다.

Microcystin 농도는 물리·화학적 환경요인 중 pH, 광량과 음의 상관성을, TOC, 질산성 질소, 인산염 인, chlorophyll *a* 등과 양의 상관성을 나타내며, chlorophyll *a*, 광량과 microcystin 농도 사이의 상관관계가 가장 높은 것으로 알려져 있다 (Vezie *et al.* 1998). 반면, microcystin의 농도는 질산성 질소와 음의 상관성을, 용존성 인, pH, chlorophyll *a* 등과 양의 상관성을 나타내는 것으로 보고되기도 하였다 (Rapala *et al.* 1997; Tanaka *et al.* 1993; Kotak *et al.* 1995). 또한 Utkilen and Gjølme (1995)은 microcystin의 생산 정도는 질소와 인의 농도와는 무관한 반면, 철 이온의 농도가 microcystin의 생산을 결정함을 밝혀 광합성이 microcystin 생산에 관여함을 주장하였다. 본 연구의 결과에서는 환경요인 중 pH만이 microcystin 농도와 유의성 있는 양의 상관성을 보였다 (Fig. 5B, Table 5). 이는 하절기에 수계에 식물플랑크톤이 증가되고 이로 인한 광합성 양의 증가로 인한 결과로 추측되었다. 향후 조사지 환경요인의 특성에 따른 microcystin의 농도 변화 양상의 면밀한 규명 연구가 요구된다.

사 사

본 연구의 일부는 한국과학재단 목적기초연구(R01-2000-00068) 및 신진연구자연구수사업의 지원으로 수행되었음.

참고문헌

- 김명운, 김민호, 조장천, 김상중. 1995. Cyanobacteria의 증식에 따른 대청호 생태계 내의 생물군집 변화. 한국육수학회지 28: 1-9.
- 김병철, 김은경, 표동진, 신윤근. 1994. 전국 주요호수의 남조류 bloom과 algal toxin. 한국육수학회 춘계학술발표대회 요지집. pp. 202.
- 박정원, 권덕기. 1998. 합천호에서 남조류 수화현상(녹조현상)의 초기 발생에 대한 연구. I. 수계에서 *Microcystis aeruginosa* Kütz.의 현존량 증가와 K^+ , Na^+ , Mg^{2+} 및 Ca^{2+} 농도와의 상관관계. 한국육수학회지 31: 97-102.
- 박해경, 정원화, 임연택, 김종택, 류재근. 1999. 팔당호에서 남조류 및 마이크로시스틴의 경시적 변화. 한국물환경학회 춘계학술발표회 논문초록집. pp. 90-93.
- 신재기. 1998. 낙동강 부영양화에 따른 담수조류의 생태학적 연구. 인제대학교 박사학위논문. 202 pp.
- 오희목, 김도한. 1995. 대청호 남조류 수화발생에 대한 단기적 예측. 한국육수학회지 28: 127-135.
- 이진애, 최애란, 김우현. 1999. 낙동강수계의 독성 남조류 발생 현황. 인제대학교 환경연구노트 8: 7-25.

- 정 준. 1993. 한국담수조류도감. 도서출판 아카데미서적. 469 pp.
- 정영호. 1968. 한국동식물도감. 제9권 식물편(담수조류). 문교부. 573 pp.
- 조경재, 신재기. 1998. 낙동강 하류에서 동·하계 무기 N·P 영양염류와 식물플랑크톤의 동태. 한국육수학회지 31: 67-75.
- APHA, AWWA, WEF. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Bowling L. 1994. Occurrence and possible causes of a severe cyanobacterial bloom in Lake Cargelligo, New South Wales. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 45: 737-745.
- Carmichael W.W. 1993. Disease related to freshwater blue-green algae toxins and control measures. In: Falconer I.R. (ed), *Algal toxins in seafood and drinking water*. Academic Press, Cambridge. pp. 187-209.
- Cho K.J., Chung I.K. and Lee J.A. 1993. Seasonal dynamics of phytoplankton community in the Nakdong River estuary, Korea. *Korean J. Phycol.* 8: 15-28.
- Christoffersen K. 1996. Ecological implications of cyanobacterial toxins in the food webs. *Phycologia* 35(Suppl.): 42-50.
- Codd G.A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecol. Engineer.* 16: 51-60.
- Ganf G.G. and Oliver R.L. 1982. Vertical separation of light and available nutrients as a factors causing replacement of green algae by blue-green algae in the plankton of a stratified lake. *J. Ecol.* 70: 829-844.
- Harada K.-I. 1996. Chemistry and detection of microcystins. In: Watanabe M.F., Harada K.-I., Carmichael W.W. and Fujiki H. (eds), *Toxic Microcystis*. CRC Press, Tokyo. pp. 103-148.
- Harada K.-I., Ogawa K., Matsuura K., Nagai H., Murata H., Suzuki M., Itezono Y., Nakayama N., Shirai M. and Nakano M. 1991. Isolation of two toxic heptapeptide microcystins from an axenic strain of *Microcystis aeruginosa*, K-139. *Toxicon* 29: 479-489.
- Harada K.-I., Tsuji K., Watanabe M.F. and Kondo F. 1996. Stability of microcystin from cyanobacteria - III. Effect of pH and temperature. *Phycologia* 35: 83-88.
- Hecky R.E. and Kilham P. 1988. Nutrients limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.* 33: 796-822.
- Hötzel G. and Croome R. 1994. Long-term phytoplankton monitoring of the Darling River at Burtundy, New South Wales: incidence and significance of cyanobacterial blooms. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 45: 747-759.
- Jones G.J. and Orr P.T. 1994. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Wat. Res.* 28: 871-876.
- Kaya K. and Sano T. 1999. Total microcystin determination using erythro-2-methyl-3-(methoxy-d₃)-4-phenylbutyric acid (MMPB-d₃) as the internal standard. *Anal. Chim. Acta* 386: 107-112.
- Kaya K. and Watanabe M.M. 1990. Microcystin composition of an axenic clonal strain of *Microcystis viridis* and *Microcystis viridis*-containing waterblooms in Japanese freshwaters. *J. Appl. Phycol.* 2: 173-178.
- Klemer A.R., Cullen J.J., Mageau M.T., Hanson K.M. and Sundell R.A. 1996. Cyanobacterial buoyancy regulation: The paradoxical roles of carbon. *J. phycol.* 32: 47-53.
- Kotak B.G., Lam A.K.Y., Prepas E.E., Kenefick S.L. and Hrudehy S.E. 1995. Variability of the hepatotoxin microcystin-LR in hypereutrophic drinking water lakes. *J. Phycol.* 31: 248-263.
- Lahti K., Rapala J., Färdig M., Niemelä M. and Sivonen K. 1997. Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR, in particulate material and dissolved in lake water. *Wat. Res.* 31: 1005-1012.
- Lambert T., Boland M.P., Holmes C.F. and Hrudehy S.E. 1994. Quantitation of the microcystin hepatotoxins in water at environmentally relevant concentrations with the protein phosphatase bioassay. *Environ. Sci. Technol.* 28: 753-755.
- Lee J.A., Choi A.R. and Chung I.K. 1995. Phytoplankton stoichiometry and nutrient status of the Sonaktong River. *Korean J. Limnol.* 10: 37-44.
- Lee J.A., Choi A.R. and Watanabe M. 1997. Morphological variations in genus *Microcystis* (Cyanophyceae) in the Nakdong River and its taxonomical implications. *Algae* 12: 147-157.
- Lee J.A., Srivastava V.C., Choi A.R., Kim W.H. and Park M.J. 1998. Composition of microcystin from cyanobacteria water blooms of the Sonaktong Reservoir, Korea. *Korean J. Limnol.* 31: 251-257.
- MacKintosh C., Beattia K.A., Klumpp S., Cohen S. and Codd G.A. 1990. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Lett.* 264: 187-192.
- Maier H.R. and Dandy G.C. 1997. Modelling cyanobacteria (blue-green algae) in the River Murray using artificial neural networks. *Math. Comput. Simul.* 43: 377-386.
- Maier H.R., Dandy G.C. and Burch M.D. 1998. Use of artificial neural networks for modeling cyanobacteria *Anabaena* spp. in the River Murray, South Australia. *Ecol. Model.* 105: 257-272.
- Moestrup Ø. 1996. Toxic blue-green algae (cyanobacteria) in 1833. *Phycologia* 35(Suppl.): 5.
- Orr P.T. and Jones G.J. 1998. Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen - limited *Microcystis aeruginosa* cultures. *Limnol. Oceanogr.* 43: 1604-1614.
- Paerl H.W. 1996. A comparison of cyanobacterial bloom dynamics in freshwater, estuarine and marine environments. *Phycologia* 35(Suppl.): 25-35.
- Park H.-D., Watanabe M.F., Harada K.-I., Nagai H., Suzuki M., Watanabe M. and Hayashi H. 1993. Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained in natural blooms and strains of cyanobacteria from Japanese freshwaters. *Nat. Toxins* 1: 353-360.
- Park M.J., Hwang I.Y., Choi A.R. and Lee J.A. 1996. A study on the blue-green algal toxin of the Sonaktong Reservoir. *Algae* 11: 149-154.

- Parker D.L., Kumar H.D., Rai L.C. and Singh J.B. 1997. Potassium salts inhibit growth of the cyanobacteria *Microcystis* spp. in pond water and defined media: Implications for control of microcystin - producing aquatic blooms. *Appl. Environ. Microbiol.* **63**: 2324-2329.
- Pelander A., Ojanperä I, Sivonen K., Himberg K., Waris M., Niinivaara K. and Vuori E. 1996. Screening for cyanobacterial toxins in bloom and strain samples by thin layer chromatography. *Wat. Res.* **30**: 1464-1470.
- Pick F.R. and Lean D.R.S. 1987. The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* **21**: 425-434.
- Rapala J., Sivonen K., Lyra C. and Niemela S.I. 1997. Variation of microcystin, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* spp. as a function of growth stimuli. *Appl. Environ. Microbiol.* **63**: 2206-2212.
- Redfield A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* **46**: 205-221.
- Reynolds C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 384 pp.
- Reynolds C.S. and Walsby A.E. 1975. Water blooms. *Biol. Rev.* **50**: 437-481.
- Robarts R.D. and Zohary T. 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *N.Z.J. Mar. Freshwat. Res.* **21**: 391-399.
- Schindler D.W., Armstrong F.A.J., Holmgren S.K. and Brunskill. 1971. Eutrophication of Lake 227, experimental lake area, Northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *J. Fish. Res. Bd. Canada* **28**: 1763-1782.
- Shapiro J. 1973. Blue-green algae: why they become dominant. *Science* **179**: 382-384.
- Shapiro J. 1984. Blue-green dominance in lakes: the role and management significance of pH and CO₂. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **69**: 765-780.
- Shirai M., Ohtake A., Sano T., Masumoto S., Sakamoto T., Sato A., Aida T., Harada K.-I., Shimada T., Suzuki M. and Nakano M. 1991. Toxicity and toxins of natural blooms and isolated strains of *Microcystis* spp. (cyanobacteria) and improved procedure for purification of cultures. *Appl. Environ. Microbiol.* **57**: 1241-1245.
- Sivonen K., Skulberg O.M., Namikoshi M., Evans W.R., Carmichael W.W. and Rinerhart K.L. 1992. Two methyl ester derivatives of microcystins, cyclic heptapeptide hepatotoxins, isolated from *Anabaena flos-aquae* strain CYA 83/1. *Toxicon* **30**: 1465-1471.
- Smith V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* **221**: 669-671.
- Sturner R.W. 1989. Resource competition during seasonal succession toward dominance by cyanobacteria. *Ecology* **70**: 229-245.
- Takamura N., Iwakuma T. and Yasuno M. 1987. Uptake of ¹³C and ¹⁵N (ammonium, nitrate and urea) by *Microcystis* in Lake Kasumigaura. *J. Plankton Res.* **9**: 151-165.
- Takamura Y., Nomura K., Hagiwara T., Hiramatsu A., Yagi O. and Sudo R. 1981. Chemical composition of aoko (*Microcystis*) in Lake Kasumigaura and *Microcystis aeruginosa* in pure culture. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.* **25**: 31-46.
- Tanaka Y., Takenaka S., Matsuo H., Kitamori S. and Tokiwa H. 1993. Levels of microcystin in Japanese lakes. *Toxicol. Environ. Chem.* **39**: 21-27.
- Thompson P. and Rhee G-Y. 1994. Phytoplankton responses to eutrophication. In: Rai R.C., Gaur R. and Soeder C.J. (eds), *Algae and Water Pollution*. Advances in Limnology, Heft, 42. Springer-Verlag, pp. 125-166.
- Tsuji K., Naito S., Kondo F., Ishikawa N., Watanabe M.F., Suzuki M. and Harada K.-I. 1994a. Stability of microcystins from cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerization. *Environ. Sci. Technol.* **28**: 173-177.
- Tsuji K., Naito S., Kondo F., Watanabe M.F., Suzuki S., Nakazawa H., Suzuki M., Shimada T. and Harada K.-I. 1994b. A clean up method for analysis of trace amounts of microcystins in lake water. *Toxicon* **32**: 1251-1259.
- Tsuji K., Setsuda S., Watanabe T., Kondo F., Nakazawa H., Suzuki M. and Harada K.-I. 1996. Microcystin levels during 1992 - 1995 for Lake Sagami and Tsukui - Japan. *Nat. Toxins* **4**: 189-194.
- Ueno Y., Nagata S., Tsutsumi T., Hasegawa A., Yoshida F., Suttajit M., Mebs D., Pütsch M. and Vasconcelos V.M. 1996. Survey of microcystins in environmental water by a highly sensitive immunoassay based on monoclonal antibody. *Nat. Toxins* **4**: 271-276.
- Utkilen H. and Gjelme N. 1995. Iron-stimulated toxin production in *Microcystis aeruginosa*. *Appl. Environ. Microbiol.* **61**: 797-800.
- Utkilen H., Skulberg O.M., Underdal B., Gjelme N., Skulberg R. and Kotai J. 1996. The rise and fall of a toxigenic population of *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae/Cyanobacteria) - a decade of observations in Lake Akersvatnet, Norway. *Phycologia* **35(Suppl.)**: 189-197.
- Vezie C., Brient L., Sivonen K., Bertru G., Lefevre J.-C. and Salkinoja-Salonen M. 1997. Occurrence of microcystin-containing cyanobacterial bloom in freshwaters of Brittany (France). *Arch. Hydrobiol.* **139**: 401-413.
- Vezie C., Brient L., Sivonen K., Bertru G., Lefevre J.-C. and Salkinoja-Salonen M. 1998. Variation of microcystin content of cyanobacterial blooms and isolation strains in Lake Grand-Lieu (France). *Microbiol. Ecol.* **35**: 126-135.
- Visser P.M., Ketelaars H.A.M. and Mur L.R. 1995. Reduced growth of the cyanobacterium *Microcystis* in an artificially mixed lake and reservoir. *Wat. Sci. Tech.* **32**: 53-54.
- Wallace B.B. and Hamilton D.P. 1999. The effect of variations in irradiance on buoyancy regulation in *Microcystis aeruginosa*. *Limnol. Oceanogr.* **44**: 273-281.
- Wallace B.B. and Hamilton D.P. 2000. Simulation of water-bloom formation in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *J. Plankton Res.* **22**: 1127-1138.
- Walsh K., Jones G.J. and Dunstan R.H. 1998. Effect of high irradiance and iron on volatile odour compounds in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Phytochemistry* **49**:

1227-1239.

Watanabe M. 1996. Isolation, cultivation and classification of bloom-forming *Microcystis* in Japan. In: Watanabe M.F., Harada K.-I., Carmichael W.W. and Fujiki H. (eds), *Toxic Microcystis*. CRC Press, Tokyo. pp. 13-34.

Watanabe M.M., Kaya K. and Takamura N. 1992. Fate of the toxic cyclic heptapeptides, the microcystins, from blooms of *Microcystis* (cyanobacteria) in a hypertrophic lake. *J.*

Phycol. **28**: 761-767.

WHO. 1999. *Toxic cyanobacteria in water*. Chorus I. and Bartram J. (eds), E & FN Spon, London and New York. 416 pp.

Zohary T., Pais-Madeira A.M., Roberts R.D. and Hambright K.D. 1995. Cyanobacteria - Phytoplankton dynamics of a hypertrophic African Lake. *Wat. Sci. Tech.* **32**: 103-104.

Accepted 31 August 2002