

용존성 독소 microcystin-LR이 식물플랑크톤 군집에 미치는 영향

김 백 호* · 서 미 연¹ · 한 명 수

(한양대학교 생명과학과, ¹서울시 보건환경연구원)

Effects of Dissolved Microcystin-LR on the Different Phytoplankton Communities in a Microcosm Scale. Kim, Baik-Ho*, Mi-Yeon Suh¹ and Myung-Soo Han (Department of Environmental Science, Hanyang University, Seoul 133-791, Korea; ¹Seoul Metropolitan Government, Research Institute of Public Health and Environment, Seoul 137-130, Korea)

Based on the result that biological control agent (BCA) increased the dissolved microcystin-LR in a field experiment to control the cyanobacterial bloom (Kim et al., 2005), a laboratory experiment was used to evaluate the effects of dissolved microcystin-LR (MCLR) with different concentrations on abundance, dominance, diversity of phytoplankton community, concentration of chlorophyll *a* and microcystin concentration in replicated microcosms. The treatments in this laboratory experiment comprised different concentrations of T1 (natural MCLR concentration), T10 (ten times to natural MCLR concentration), and T100 (one hundred times to natural MCLR concentration). MCLR treatment of exclusively *Stephanodiscus hantzschii*-dominated community in Chonho bridge hardly changed in algal species, but abundance. In Kildong pond, *Aulacoseira* and *Dinobryon*-rich community was replaced by green algae *Scenedesmus*-rich community especially in T100 experiment. However, in Yangsoori-*Ryukgakji* pond having the highest concentration of initial MCLR, *Microcystis aeruginosa* was decreased in abundance. Therefore, the treatment of BCA to control *M. aeruginosa* severely changed the phytoplankton community in term of algal species, abundance (chlorophyll *a*) and dissolved microcystin-LR via a high release of MCLR.

Keywords : microcosm, microcystin-LR, *Microcystis aeruginosa*, phytoplankton community

서 론

세계적으로 부영양화가 심화된 수계에서 남조류 대발생 및 조류독소의 생성은 수생태계 교란 및 사람의 건강을 위협하기 때문에 21세기 환경문제의 새로운 화두로 등장하였다. 이와 관련된 조류로는 *Microcystis aeruginosa* (Carmichael, 1992; Park and Watanabe, 1996),

Microcystis viridis (Watanabe et al., 1986), *Anabaena flos-aquae* (Krishnamurthy et al., 1986), *Oscillatoria agardhii* (Meriluoto et al., 1989), *Nostoc* sp. (Sivonen, 1990), *Aphanocapsa cumulus* (Domingos et al., 1999), *Oscillatoria tenuis* (Brittain et al., 2000) 등이며, 많은 나라에서 새, 가축, 야생동물 및 사람에게 미치는 독성피해가 보고되었다 (Francis, 1878; Codd, 1995; Jochimsen et al., 1998). 남조류가 생성하는 독소는 microcystin, nodu-

* Corresponding author: Tel: 02) 2220-0909, Fax: 02) 2296-1741, E-mail: tigerk@hanyang.ac.kr

larin, anatoxin-a, anatoxin-a (s), aphantoxins 등으로 독소가 작용하는 대상기관은 간이나 신경계이며, 냄새나 육안으로 거부감을 느낄 수 있어 직접 섭취할 가능성은 매우 낮지만 생물학적 농축과정이나 정수과정 동안 제거되지 않을 경우 언제든지 심각한 영향을 줄 가능성은 배제할 수 없다. 국내수계에서 microcystin-LR (MCLR)에 의한 피해현상은 아직까진 알려진 바 없으나 (박 등, 1996; 김 등, 1998), 최근 수자원 이용 및 친수공간에 대한 관심이 증가하고 있어 이에 대한 적극적인 대책이 필요하다 하겠다.

조류독소 Microcystin은 현재 64종의 유도체가 알려져 있으며 이중 MCLR은 가장 강한 독성을 갖고 있다 (Chorus and Bartram, 1999; Brittain *et al.*, 2000). MCLR은 다른 유도체들과 마찬가지로 5가지 공통된 아미노산 D-alanine, D-erythro- β -methylaspartic acid, Adda, D-glutamic acid, N-methyldehydroalalanine 등을 가지며, 2, 4번이 L-leucine과 L-arginine으로 되어 있다 (최 등, 1997; Brittain *et al.*, 2000). 이들은 pH, 온도, 효소 등에 매우 강하기 때문에 6N HCl, TFA (trifluoroacetic acid) 등과 같은 강산으로나 제어가 가능하다 (Harada *et al.*, 1991). MCLR의 독성은 protein phosphatases 1, 2A를 억제함으로써 okadaic acid와 유사하게 쥐 간세포의 종양을 유발하며 (Runnegar *et al.*, 1995), 피해생물의 종류나 대상기관에 따라 독성영향도 매우 다양하다 (Runnegar *et al.*, 1987; Rodger *et al.*, 1994; Fujiki *et al.*, 1999). 이처럼 지금까지 독소 microcystin에 대한 연구는 주로 독소의 종류, 구조, 독성작용, 분해 및 제어 등에 집중되어 있으며 (Harada *et al.*, 1991), 남조류 대발생이나 이로 인한 독소 발생이 수중생태계에 미치는 영향에 대한 연구는 극히 빈약하다. 뿐만 아니라 살조세균과 같은 생물제제를 이용한 남조류 제어 (Choi *et al.*, 2005) 및 적용이후 수중 용존성 독소의 증가 (김 등, 2005)와 같이 수중내 노출된 독소가 식물플랑크톤 및 수환경에 미치는 영향을 파악하는 연구는 상수원 공급을 위한 수자원 관리에 매우 중요하다 하겠다.

본 연구는 남조대발생수역에서 용존성 조류독소가 수서생태계의 식물플랑크톤 군집의 종 조성 및 현존량, 그리고 수중 용존독소량 등에 어떠한 영향을 주는지를 파악하고자, 성격이 서로 다른 현장수에 용존성 독소 MCLR를 농도별로 투여하고 각 처리군의 식물플랑크톤, 환경요인, 독소량의 변화를 조사하였다.

Table 1. MCLR concentrations of natural freshwater at each sampling station and inoculated concentration in each treatment (unit: $\mu\text{g L}^{-1}$)

Sampling site	T1	T10	T100
CH bridge	0.03	0.30	3.00
YS pond	0.49	4.90	49.00
KD pond	0.01	0.10	1.00

CH bridge: Chonho bridge, YS pond: Yangsoori Ryukgakji, artificial pond, KD pond: Kildong ecological park pond. T1: natural MCLR concentration at that sampling time as control, T10: ten times treatment of T1 MCLR concentration, T100: 100 times treatment of T1 MCLR concentration.

재료 및 방법

1. 대상수역의 선정

시료채집을 위한 장소의 선정은 현장의 물리적 특성 및 조류독소의 분포가 차이를 나타내는 장소로서, 선행연구 (서 등, 2005)에서 밝혀진 독소 Microcystin-LR (MCLR)의 농도에 따라 양수리 육각지, 천호대교, 길동생태공원 등 3개 지점을 선정하였다 (Table 1). 채수당시 수온은 대부분 10°C 미만이었으며, 현장수를 채수하여 실내로 이동하는 시간 동안 냉암 보관하였고 이 시간 동안의 남조류 성장이나 독소량 변동은 무시하였다.

2. 실험 디자인

실험은 3개 현장수의 표층수 (< 50 cm)를 Van-dorn 채수기를 이용하여 10 L PE bottles에 채수한 후 냉암 보관하여 실험실로 이동하였다. 실험기간은 3월 7일부터 3월 21일까지 14일간 실시하였으며, 대조군 (T1)과 처리군 1 (T10), 2 (T100)에 대하여 3배수 실험으로 1 L 유리배양용기에 mesozooplankton 등을 제거하기 위하여 현장수를 60 μm mesh로 각각 여과한 후 1 L 유리 배양용기에 넣어 수행하였다 (Table 1). 독소처리는 현장수의 독소농도를 대조군으로 (T1), 각 채수지점에서 분석된 MCLR 농도의 10배 (T10), 100배 (T100)가 MCLR standard를 각각 처리하였고, 조사는 격일간으로 총 8회의 생물시료 및 환경요인 측정을 실시하였다. 환경요인은 수온, pH, 용존산소, 질산염, 인산염을 측정하였고, chlorophyll a는 대조군과 처리군의 실험규모를 고려하여 실험종료까지 총 2회를 측정하였다. 실험은 *Microcystis aeruginosa* 대발생시 현장 수온과 유사한 25~30°C, 광은 자연광 그리고 미속 교반 하에서 실시하였다.

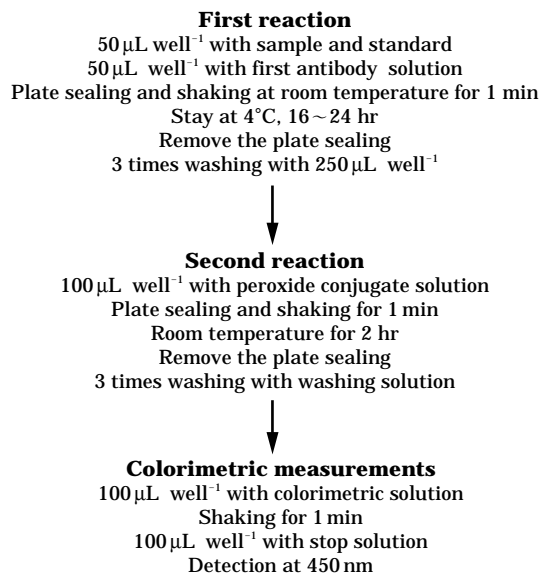


Fig. 1. Schematic steps of microcystin-LR analysis.

3. 환경요인분석

수온, pH, 용존산소는 Portable multi-parameter (YSI 610-D, USA)를 이용하여 microcosm 내에서 직접 측정하였고, 질산성질소, 인산염 인 분석을 위한 시료는 각 실험군을 균일하게 섞은 후 10 mL를 취해 Ion chromatography (Advanced I.C, Metrohm AG) IC Net 2.3을 이용하여 APHA (1995) 방법에 따라 정량하였다. Chlorophyll a는 현장수 500 mL를 GF/C filter (Whatman 1.2 μm porosity, England)로 여과한 후, 90% acetone 10 mL를 주입한 시험관에 넣고 마쇄하여 하룻밤 냉장소에 보관 후, UV/Visible Spectrophotometer (DU800, Beckman Coulter, Inc.)를 사용하여 multiple wavelengths에서 측정하였다.

4. 식물플랑크톤 군집 분석

식물플랑크톤의 동정과 계수를 위해 대조군과 실험군을 격일에 걸쳐 10 mL씩을 취해 Lugol 용액으로(최종농

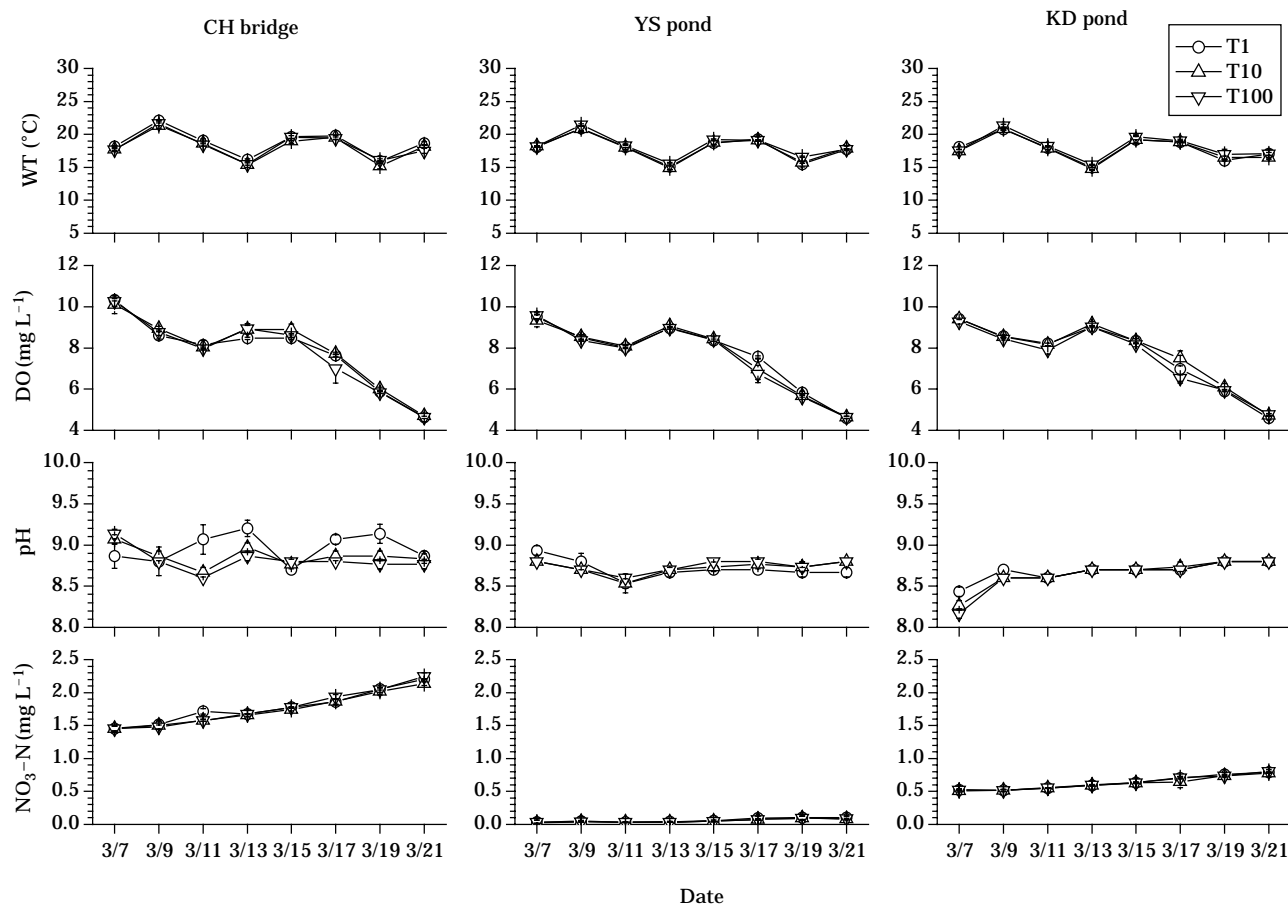


Fig. 2. Variations of water environments after treatment of microcystin-LR in three different waters. CH bridge: Chonho bridge, YS pond: Yangsoori Ryukgakji pond, KD pond: Kildong ecological park pond.

도 1%) 고정 후 시료의 광산화에 대한 손상을 최소화하기 위해 알루미늄 호일로 빛을 차단시켰다. 농축한 시료는 잘 혼합한 후 Sedgwick-Rafter Counting Chamber에 시료 2 mL을 골고루 옮긴 후 10분 이상 침전시킨 다음 광학현미경(Nikon eclipse 600, JAPAN) 200배하에서 세포수를 계수하였다. 식물플랑크톤 군집을 분석하기 위하여 출현종수와 개체수를 근간으로 하는 군집의 우점도지수(McNaughton, 1967), 다양성지수(Shannon-Weaver, 1963)를 각각 산출하였다.

5. 조류독소 Microcystin-LR (MCLR) 측정

독소는 Microcystin-LR standard (C₄₉H₇₄N₁₀O₁₂, Wako, Japan)를 이용하여 methanol 1 mL에 용해 후 현장수 대비 단계별로 증류수로 희석하여 사용하였다. 총 MCLR양은 1)조체성(C-MCLR), 2)용존성(D-MCLR)으로 구분하여 독소처리 전과 실험종료일에 각각 ELISA법

(enzyme-linked immunosorbent assay)으로 분석하였다. 분석은 실험초기와 종료일에 2회에 걸쳐 실시하였으며, 실험초기는 채수 당일에 곧바로 측정하였으며, 실험종료일에 처리군 배양기에 남아있는 시료 중 400 mL를 GF/C 여과지에 여과시킨 후, 여과된 조체성 시료를 시험관에 넣고 methanol 10 mL를 가하고 동결 보관하였다. 보관된 시료를 해동하여 10 µL를 취하고 증류수 990 µL를 micro centrifuge tube에 넣은 후 ELISA 분석에 사용하였다. 용존성 독소는 해동하여 전과 동일하게 ELISA 분석에 사용하였다(Fig. 1).

결 과

1. 이화학적 환경요인

MCLR 처리이후 수온 및 용존산소는 크게 변동되지

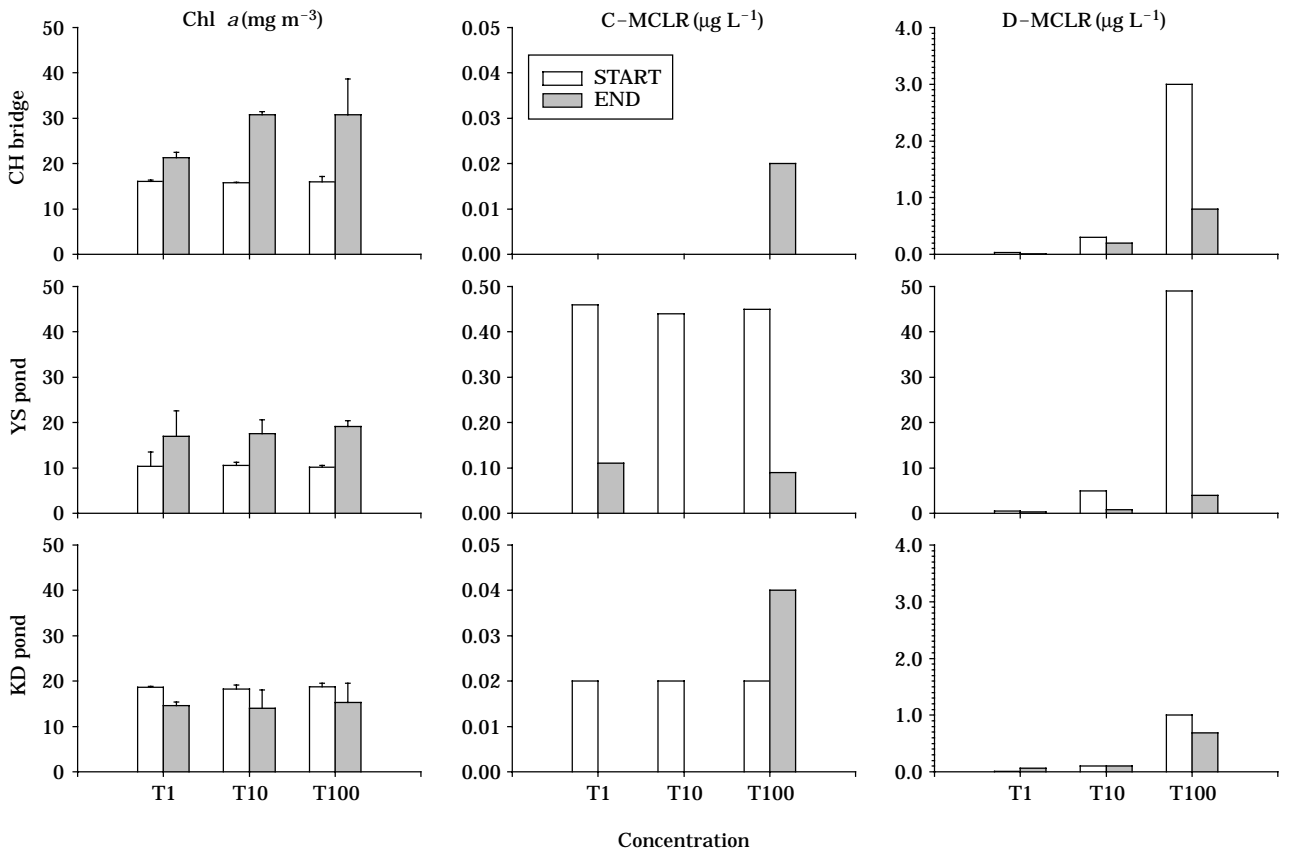


Fig. 3. Variations of chlorophyll a concentration and cellular MCLR and dissolved MCLR after the treatment of microcystin-LR with three different concentrations. CH bridge: Cheonho bridge, YS pond: Yangsoori Ryukgakji pond, KD pond: Kildong ecological park pond. T1: natural MCLR concentration at that sampling time as control, T10: ten times treatment of T1 MCLR concentration, T100: 100 times treatment of T1 MCLR concentration.

않았다. 수온은 3개의 시료군(천호대교, 양수리 육각지, 길동생태공원)에서 14.8~22.1°C 범위였으며, 용존산소는 실험 1일째 9.3~10.3 mg L⁻¹, 실험 20일째 4.5~4.6 mg L⁻¹로서 전체적으로 시간에 따라 감소하였다. pH는 전체적으로 8.2~9.2 범위로서 모두 약 알칼리성 상태를 나타냈다. 양수리 육각지와 길동생태공원은 모든 실험군(T1, T10, T100)에서 큰 차이를 보이지 않았으나 천호대교는 T1에 비해 T10, T100에서 점차 감소하였다. 질산성질소(NO₃-N)의 3개 현장수 농도는 서로 크게 차이를 보였으나 모든 실험군에서 시간에 따라 점차적으로 증가하였다. 천호대교의 경우 1.450~2.248 mg L⁻¹, 양수리 육각지 0.030~0.102 mg L⁻¹, 길동생태공원 0.508~0.808 mg L⁻¹로 조사되었다. 실험기간 동안 모든 실험군에서 인산염인(PO₄-P)은 검량한계 0.02 µg L⁻¹이하로 나타났다. 엽록소 a는 처리된 MCLR량에 따라 3개 지점이 각각 서로

변화를 나타냈다. 천호대교에서는 처리농도에 따라 증가하였는데, T100에서 15.8 mg m⁻³ → 30.8 mg m⁻³로 가장 크게 증가하였다. 양수리 육각지에서는 모든 실험군에서 처리전보다 다소(17.5 → 19.1 mg m⁻³) 증가한 반면, 길동생태공원에서는 처리전보다 약간(18.7 → 15.3 mg m⁻³) 감소하였다. MCLR 처리에 따른 독소변동(용존성)은 실험군에 따라 차이를 나타냈다. 천호대교의 경우, MCLR 처리이후 T10, T100에서 각각 처리농도의 70%, 30%가 검출되었다. 양수리 육각지에서는 MCLR 처리이후 T10, T100에서 각각 처리농도의 10%, 5%정도만 검출되었다. 길동생태공원에서는 MCLR 처리이후 T10에서는 변화가 없었으나 T100에서는 처리농도의 약 70%정도가 검출되었다. MCLR 처리에 따른 조체성 독소의 변동은 천호대교와 길동생태공원에서 뚜렷하였고, 남조 *Microcystis aeruginosa*가 대발생하는 양수리 육각지에서는 크게 감

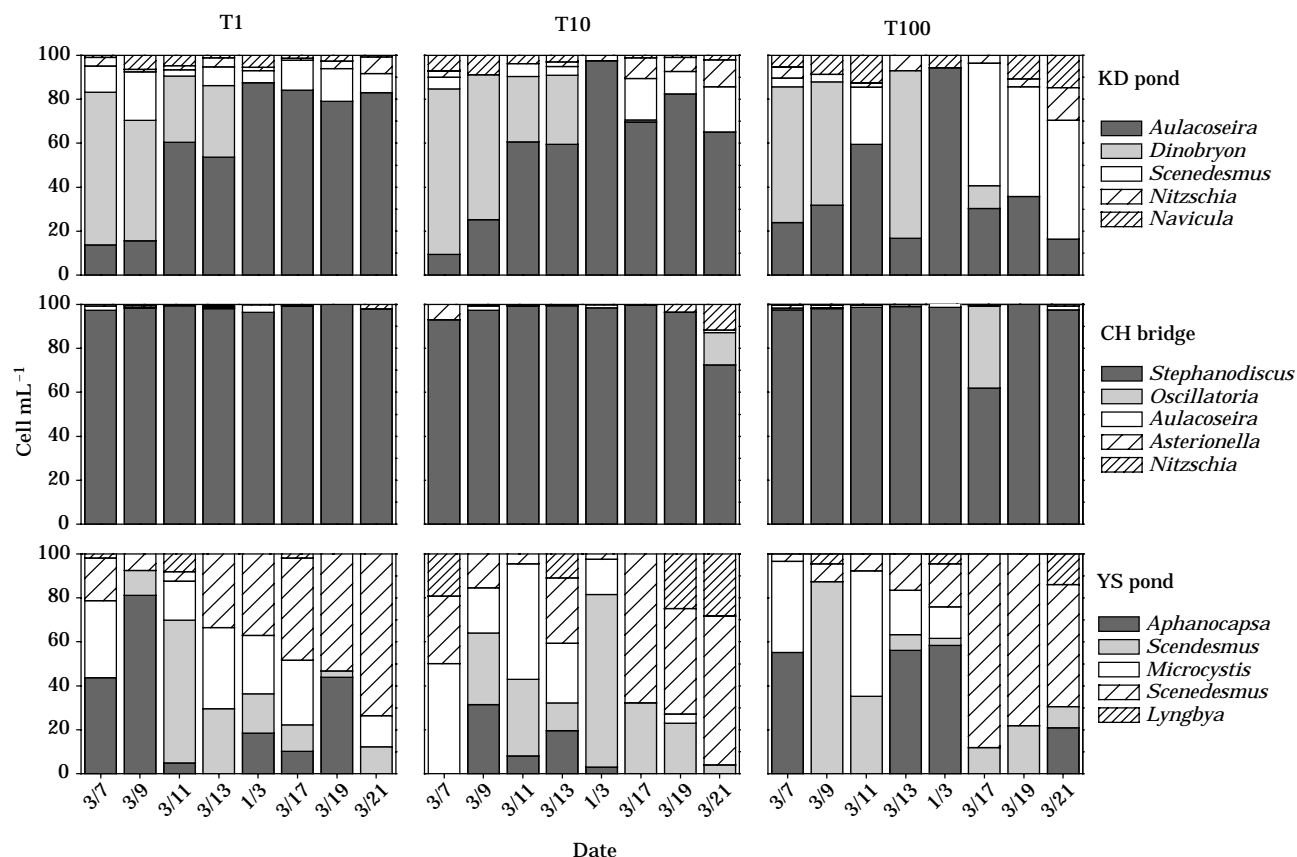


Fig. 4. Variations of standing crops of phytoplankton (cells mL⁻¹), dominance indices and diversity indices of phytoplankton community after the treatment of microcystin-LR with three different concentrations. CH bridge: Chonho bridge, YS pond: Yangsoori Ryukgakji pond, KD pond: Kildong ecological park pond. T1: natural MCLR concentration at that sampling time as control, T10: ten times treatment of T1 MCLR concentration, T100: 100 times treatment of T1 MCLR concentration.

소하였다.

2. 식물플랑크톤 군집 변화

1) 현존량

MCLR 처리에 따른 각 실험군의 식물플랑크톤 현존량은 현장수에 따라 다소 차이를 나타냈다. 천호대교(초기 밀도 = $14.58 \times 10^3 \text{ cells mL}^{-1}$) 와 양수리 육각지(초기 밀도 = $7.02 \times 10^3 \text{ cells mL}^{-1}$) 의 경우 시간의 경과에 따라 T1, T10, T100 모두 점차적으로 감소하였다. 이에 반해 길동생태공원(초기 밀도 = $0.4 \times 10^3 \text{ cells mL}^{-1}$) 의 경우, T1, T10에서는 1주일간 서서히 감소하다가 3/15일 이후 다시 점차적으로 증가하였다. 이에 반해 T100에서는 계속하여 낮은 밀도를($< 0.1 \times 10^3 \text{ cells mL}^{-1}$) 유지하였다.

2) 종 조성 및 우점종

MCLR 처리에 따른 각 실험군에서의 식물플랑크톤 종

조성 및 우점종 변화는 현장수에 따라 뚜렷한 차이를 나타냈다. 천호대교의 경우, 모든 실험군에서 *Stephanodiscus hantzschii*가 전체 현존량의 95% 이상($14.58 \times 10^3 \text{ cells mL}^{-1}$)을 차지하였으나, 실험기간에 따라 T10, T100에서 *Oscillatoria* sp. ($500, 3,000 \text{ cells mL}^{-1}$)가 다소 출현하였다. 결국 조류독소는 규조가 우점하는 군집에서 새로운 남조 *Oscillatoria*의 성장을 유도하였다. 양수리 육각지는 다른 2개 지점보다 실험기간 동안 다양한 종들이 출현하였다. T1에서는 실험초기에 *Aphanocapsa*, *Scenedesmus*, *Microcystis*가 우점한 반면, 실험후기로 갈수록 녹조 *Scenedesmus*, 남조 *Lyngbya* 등이 새롭게 증가하였으나 남조 *Aphanocapsa*, *Microcystis* 등이 점차 감소하였다. 이러한 경향은 T10, T100에서도 유사하게 나타났다. 결국 조류독소는 새로운 남조 *Lyngbya*의 성장을 유도하였으나 시간의 경과에 따라 영양물질의 고갈로 인한 microcosm내 식물플랑크톤 쇠퇴현상이 일어났다. 길동생

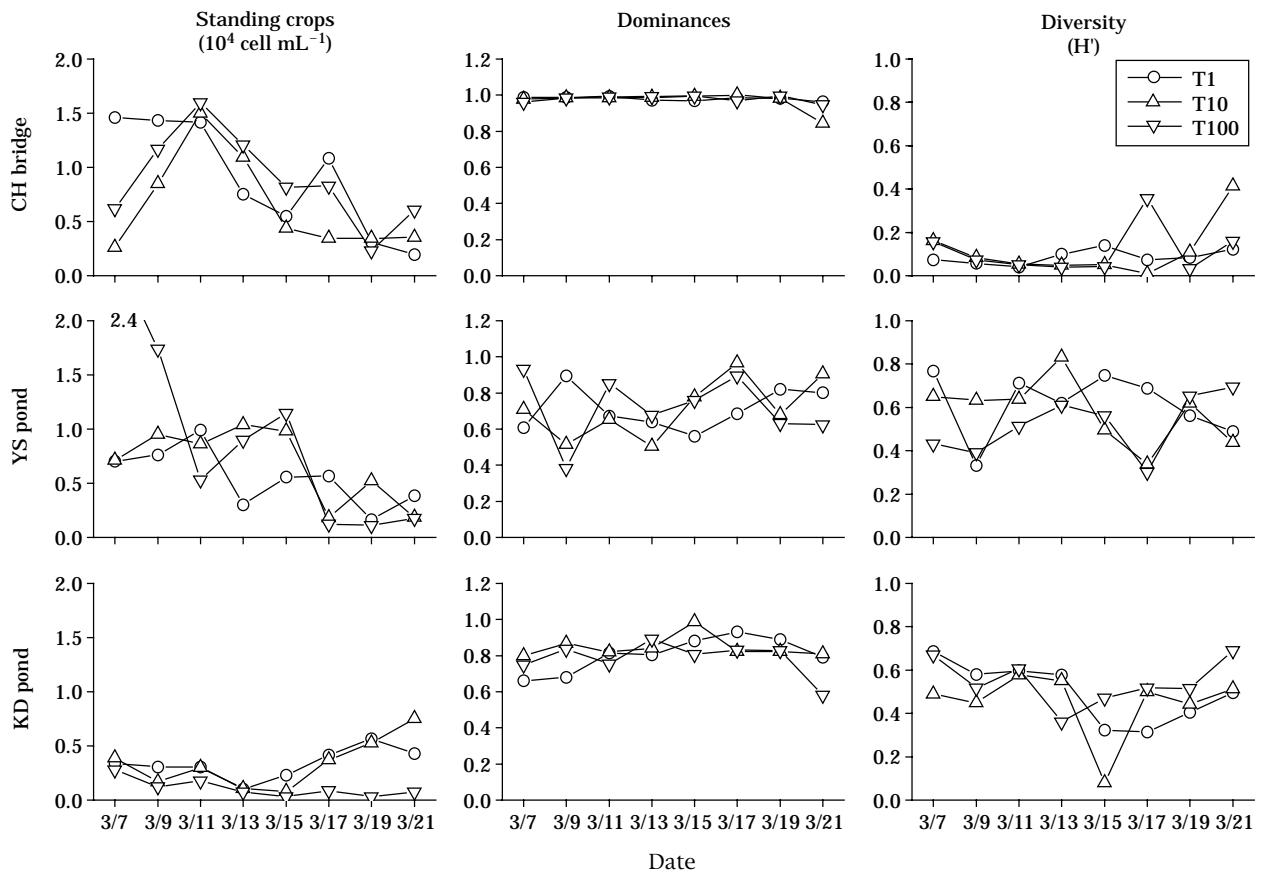


Fig. 5. Variations of standing crops of 1st and 2nd dominant phytoplankton species after the treatment of microcystin-LR with three different concentrations. CH bridge: Chonho bridge, YS pond: Yangsoori Ryukgakji pond, KD pond: Kildong ecological park pond. T1: natural MCLR concentration at that sampling time as control, T10: ten times treatment of T1 MCLR concentration, T100: 100 times treatment of T1 MCLR concentration.

태공원은 규조 *Aulacoseira granulata*와 황색편모조 *Dinobryon*이 우점하는 군집으로서 T100에서 뚜렷하게 감소한 반면, 녹조 *Scenedesmus*가 증가하였다. 결국 MCLR이 규조가 우점하였던 군집에서 녹조중심 군집으로 변화시켰으나, 종 조성면에서는 그다지 큰 영향을 주지 않았다.

우점도 및 다양성 지수: 독소처리에 의한 3개 식물플랑크톤 군집의 우점도 및 다양도 지수의 유의한 변동은 관찰되지 않았다 ($p > 0.5$). 천호대교의 식물플랑크톤 군집은 규조 *Stephanodiscus hantzschii*의 높은 우점으로 인하여 높은 우점도지수 (0.844~1.000)와 다른 2개 지점에 비해 낮은 다양도 지수 (0.283~0.450)를 나타냈으며, 양수리 육각지에서는 남조류와 녹조류가 우점하였으며, 천호대교보다 다소 낮은 우점도지수 (0.383~0.933)와 높은 다양도지수 (0.330~0.933)를 나타냈다. 길동생태공원은 규조류, 황색편모조, 녹조류 등이 고르게 분포하였으며, 천호대교와 양수리 육각지의 중간정도 우점도 지수 (0.581~0.988)와 다양도 지수 (0.050~0.784)를 나타냈다.

고 찰

Microcystin-LR (MCLR) 처리는 뚜렷한 식물플랑크톤 천이를 유도하였는데, 규조 *Stephanodiscus hantzschii*가 압도적으로 우점하였던 천호대교에서는 종 조성의 큰 변화를 나타내지 않았으며 소량의 남조 *Oscillatoria*가 발달하였고, 다양한 종이 관찰되었던 길동생태공원에서는 오히려 규조 *Aulacoseira granulata*, 황색편모조 *Dinobryon*이 감소하고 녹조 *Scenedesmus*가 증가하였다. 한편, 남조류가 우점하였던 육각지 (*Aphanocapsa*, *Microcystis*, *Scenedesmus*)에서는 흥미롭게도 *M. aeruginosa*는 억제되었으나 다른 조류는 큰 영향을 받지 않았다. 이러한 결과는 결국 1) 독소 MCLR 처리가 남조 *M. aeruginosa*를 사멸시키면서 유리된 조류의 독소가 남조류 사멸속도를 증가시키고 (Kotak *et al.*, 1993, 1995), 다른 남조의 발달을 유도하며, 2) 규조나 녹조와 같은 다른 조류에 대해서는 종 특이적으로 작용하는 특징을 보여준다. 결국 남조류 사멸에 의한 수중 용존성 독소의 증가는 동시에 다른 조류의 발달을 가져오는 식물플랑크톤 군집의 천이를 유도할 것으로 판단해 볼 수 있다.

부영양수역에서 용존성 MCLR 농도는 *Microcystis aeruginosa*를 포함한 수중 남조류 현존량이 크게 의존되어 있으나 (Kotak *et al.*, 1993, 1995), 조체성 독소가 동물플랑크톤 (Jungmann and Benndorf, 1994), 어류 (Rabergh

et al., 1991; Sugaya *et al.*, 1990), 패류 (Chen *et al.*, 1993), 수서곤충 (Andersen *et al.*, 1993) 등의 섭식자를 통해 농축되는 반면, 조류세포 사멸과 함께 수중으로 유출된 용존성 독소는 대부분 희석, 흡착, 온도, pH 등에 의한 열분해, 광분해, 생물적 분해 등을 통하여 소멸된다 (Harada and Tsuji, 1998). 본 연구에서 투여된 MCLR은 실험종료 후 분석결과 실험군에 따라 5~70%까지 큰 차이를 보였다. 특히, 규조류가 우점하였던 천호대교와 길동생태공원에서는 독소량이 크게 변하지 않은 반면, 남조류 *Aphanocapsa*, *Microcystis*가 우점하였던 육각지에서는 5%만이 검출되었다. 이처럼 육각지에서 소량의 독소가 검출된 원인은 추후 상세한 연구가 필요하나 1차적으로 성격이 다른 군집-식물플랑크톤 종 조성과 영양염의 특성으로 판단되어지며, 미생물이나 다른 소비자에 의한 분해 (Kotak *et al.*, 1996) 또는 여수로 배수관으로부터 유리된 Fe에 의해 용존성 MCLR이 분해 (Yuan *et al.*, 2002; Bandala *et al.*, 2004) 등의 가능성도 배제할 수 없다고 사료된다.

남조 *Microcystis aeruginosa*를 제어하기 위한 다양한 친환경적 제어방법이 개발되고 있으며 (Daft *et al.*, 1975; Sigee *et al.*, 1999; Fukushima *et al.*, 2000; Bettarel *et al.*, 2003), 특히 살조세균을 이용한 제어연구가 활발하게 진행중이다 (Yamamoto *et al.*, 1998; Manage *et al.*, 2001; Choi *et al.*, 2005). 그러나 이들 대부분의 연구는 배양 *M. aeruginosa* 세포에 대해 살조능을 보인 살조세균의 분리 및 관련 물질의 탐색으로서 이러한 생물 또는 생물유래 물질을 현장생태계에 직접 적용한 사례는 아직 없다. 최근 남조 *M. aeruginosa*가 대발생하는 현장수를 이용한 mesocosm 실험에서 김 등 (2005)은 살조세균 *Xanthobacter autotrophicus* 투여가 처리전 수중내 용존성 MCLR 농도보다 4배 이상 증가시킨다고 보고하였으며, 살조세균 활성을 위해 배지의 첨가가 필요하다고 하였다. 두 연구의 공통으로 사용된 육각지의 현장수 실험에서 생물체 제거는 남조 *M. aeruginosa* 및 식물플랑크톤 총현존량 감소, 용존성 MCLR 및 영양염 증가를 보인 반면, MCLR 처리는 독소량은 오히려 감소하고 영양염은 큰 변동을 보이지 않았으나 뚜렷한 종 천이를 유도하였다. 결국, 생물체제를 처리할 경우 수중의 남조 *M. aeruginosa*를 포함한 식물플랑크톤 총현존량은 물론 조류독소에 의해 새로운 조류의 발달이 유도됨을 시사해 준다. 다만 새로운 종의 발달이 남조류 사멸에 대한 단순한 종 천이과정인지, 독소에 상관없이 영양염의 공급에 따른 먹이경쟁의 결과에 의한 종 천이인지를 규명하기 위한 추후 연구가 필요하다.

적 요

남조 대발생을 제어하기 위한 생물제재의 처리가 수중 생태계에 미치는 영향을 파악하는 연구의 일환으로, 살조세균 처리이후 증가된 용존성 microcystin-LR (MCLR) 이 식물플랑크톤 군집의 종조성 및 현존량, 그리고 조류독소 분포에 어떠한 영향을 주는 지를 파악하기 위하여, MCLR standard를 성격이 다른 3가지 현장수를 넣은 시험관에 대조군, 현장 농도의 10배, 100배 씩 처리하고 식물플랑크톤 생물량, 엽록소 *a*, 환경요인, 독소량 등의 변화를 각각 조사하였다. 규조 *Stephanodiscus hantzschii* 가 압도적으로 우점하였던 천호대교에서는 독소처리이후 현존량은 점차 감소하였으며 종조성은 크게 변하지 않았으며, 규조 *Aluacoseira*와 황색편모조 *Dinobryon*이 우점한 길동생태공원에서는 현존량이 크게 감소한 반면, 고농도 처리에서는 녹조 *Scenedesmus*가 크게 발달하였다. 남조류와 용존성 MCLR 농도가 가장 높았던 양수리 육각지에서는 남조 *M. aeruginosa* 감소 및 총 현존량의 감소가 일어났다. 이상의 결과는 생물제재 처리이후 남조 *M. aeruginosa* 사멸에 따른 용존성 독소의 증가가 수중내 식물플랑크톤 군집의 종조성 및 현존량 변화를 더욱 심화시키는 것으로 밝혀졌다.

감사의 말씀

이 논문은 2004년 한국학술진흥재단의 지원에 의하여 연구되었으며 (KRF-2004-050-C00018), 실험에 도움을 주신 김보라, 정승원군께 깊은 감사를 드립니다.

인 용 문 헌

- 김백호, 정승원, 서종근, 서미연, 한명수. 2005. 살조세균 적용이 식물플랑크톤 군집 및 조류독소 분포에 미치는 영향. 한국육수학회지. **38**: 395-404.
- 김범철, 김호섭, 유민철, 최연규, 박호동, 최일환. 1998. 국내 호수에서 발생하는 남조류 독소의 분포. 한국수질보전학회 춘계학술발표회 논문초록집, 141-144.
- 박혜경, 진익렬, 류홍일, 류재근, 稻森悠平. 1996. *Microcystis* (Cyanobacteria) 분리주에서의 Microcystin 생산에 관한 연구. 한국수질보전학회지 **12**: 29-34.
- 서미연, 김백호, 한명수. 2005. 서울 경기지역의 공원 연못 및 한강수계내 조류독소 Microcystin-LR의 분포. 한국육수학회지. **38**: 371-382.
- 최병욱, 노영호, 이종수. 1997. 한국산 남조류 *Microcystis*로부터 생산된 Microcystin 구조와 생물활성에 관한 연구. 공업화학 **8**: 610-616.
- Andersen, R.J., H.A. Luu, D.Z.X. Chen, C.F.B. Holmes, M.L. Kent, M. LeBlac, F.J.R. Taylor and D.E. Williams. 1993. Chemical and biological evidence links microcystin-LR to salmon netpen liver disease. *Toxicon*. **31**: 1315-1323.
- APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th Ed. APHA, AWWA, WPCF, Washington, p. 1134.
- Bandala, E.R., D. Martinez, E. Martinez, D.D. Dionysiou. 2004. Degradation of microcystin-LR toxin by Fenton and Photo-Fenton processes. *Toxicon*. **43**: 829-832.
- Brittain, S., Z.A. Mohamed, J. Wang, V.K.B. Lehmann, W.W. Carmichael and K.L. Rinehart, 2000. Isolation and characterization of microcystins from a River Nile strain of *Oscillatoria tenuis* Agardh ex Gomont. *Toxicon*. **38**: 1759-1771.
- Carmichael, W.W. and R.S. Saffermann. 1992. A status report on planktonic cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins. EPA/600/R92/079.
- Chen, D.Z.X., M.P. Boaland, M.A. Smillie, H. Klix, C. Ptak, R.J. Andersen and C.F.B. Holmes. 1993. Identification of protein phosphatase inhibitors of the microcystin class in the marine environment. *Toxicon*, **31**: 1407-1414.
- Choi, H.-J., B.-H. Kim, J.-D. Kim and M.-S. Han. 2005. *Streptomyces neyagawaensis* as a control for the hazardous biomass of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) in eutrophic freshwaters. *Biological Control* **33**: 335-343.
- Chorus, I. and J. Bartram. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. Geneva: World Health Organization
- Codd, G.A. 1995. Cyanobacteria toxins: occurrence, properties and biological significance. *Water Sci. Tech.* **32**: 149-156.
- Daft, M.J., S.B. McCord and W.D.P. Stewart. 1975. Ecological studies on algal-lysing bacteria in fresh waters. *Freshwater Biol.* **5**: 577-596
- Domingos, P., T.K. Rubim, R.J.R. Molica, S.M.F.O. Azevedo and W.W. Carmichael. 1999. First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. *Environ. Toxicol.* **14**: 31-35.
- Francis, G. 1878. Poisonous Australian lake. *Nature* **18**:

- 11-12.
- Fujiki, H. and M. Suganuma. 1999. Unique features of the okadaic acid activity class of tumor promoters. *J. Cancer Res. Clin. Oncol.* **125**: 150-155.
- Fukushima, M., N. Takamura, B.H. Kim, M. Nakagawa, L. Sun and Y. Zheng. 2000. The responses of an aquatic ecosystem to the manipulation of the filter-feeding silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**: 1-7.
- Harada, K-I., K. Ogawa, K. Matsuura, H. Murata, M. Suzuki, Y. Itezono, N. Nakayama, M. Shirai and M. Nakano. 1991. Isolation of two toxic heptapeptide microcystins from an axenic strain of *Microcystis aeruginosa*, K-139. *Toxicon.* **29**: 479-489.
- Harada, K-I. and K. Tsuji. 1998. Persistence and Decomposition of Hepatotoxic Microcystins Produced by Cyanobacteria in Natural Environment. *J. Toxicol.-Toxin reviews.* **17**: 385-403.
- Jochimsen, E.M., W.W. Carmichael, J.S. An, D.M. Cardo, S.T. Cookson, C.E. Holmes, M.B. Antunes, D.A. de Melo Filho, T.M. Lyra, V.S. Barreto, *et al.* 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *N. Engl. J. Med.* **338**: 873-878.
- Jungmann, D. and J. Benndorf. 1994. Toxicity to *Daphnia* of a compound extracted from laboratory and natural *Microcystis* spp., and the role of microcystins. *Freshwater Biol.* **32**: 13-20.
- Kotak, B.G., A.K-Y. Lam and E.E. Prepas. 1995. Variability of the hepatotoxin microcystin-LR in hypereutrophic drinking water lakes. *J. Phycol.* **31**: 248-263
- Kotak, B.G., S.L. Kenefick, D.L. Fritz, C.G. Rousseaux, E.E. Prepas and S.E. Hrudey. 1993. Occurrence and toxicological evaluation of cyanobacterial toxins in Alberta surface waters. *Water Res.* **27**: 495-506.
- Kotak, B.G., R.W. Zurawell, E.E. Prepas, C.F.B. Holmes. 1996. Microcystin-LR concentration in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **53**: 1974-1985
- Krishnamurthy, T., W.W. Carmichael and E.W. Sarver. 1986. Investigations of freshwater cyanobacteria (blue-green algae)toxic peptides. I. Isolation, purification and characterization of peptides from *Microcystis viridis*. *Tetrahedron Lett.* **26**: 4695-4698.
- Manage, P.M., Z. Kawabata and S. Nakano. 2001. Dynamics of cyanophage-like and algicidal bacteria causing *Microcystis aeruginosa* mortality. *Limnology* **2**: 73-78.
- McNaughton, S.J. 1967. Structure and function in California grasslands. *Ecology* **49**: 962-972.
- Meriluoto, J.A.O., A. Sandstrm, J.E. Eriksson, G. Remaud, A.G. Craig and J. Chattopadhyaya. 1989. Structure and toxicity of a peptide hepatotoxin from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii*. *Toxicon.* **27**: 1021-1034.
- Park, H.D. and M.F. Watanabe, 1996. Toxic Microcystis in eutrophiclakes. *In: Watanabe , M.F., Harada, K.-I., Carmichael, W.W., Fujiki, H. (Eds.). Toxic Microcystis*, CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 57-77.
- Rabergh, C.M.I., G. Bylund and J.E. Eriksson. 1991. Histopathological effects of MC-LR, a cyclic peptide toxin from the cyanobacterium (blue-green alga) *Microcystis aeruginosa*, on common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquat. Toxicol.* **20**: 131-146.
- Rodger H.D., T. Turnbull, C. Edwards and G.A. Codd. 1994. Cyanobacterial (blue-green-algal) bloom associated pathology in brown trout, *Salmo trutta* L., in Loch Leven, Scotland. *J. Fish Dis.* **17**: 177-181.
- Runnegar M.T.C., J. Andrews, R.G. Gerdes and I.R. Falconer. 1987. Injury to hepatocytes induced by a peptide toxin from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon.* **25**: 1235-1239.
- Shannon, E.C. and W. Weaver. 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana. 117pp.
- Sigee, D.C., R. Glenn, M.J. Andrews, E.G. Bellinger, R.D. Butler, H.A.S. Epton and R.D. Hendry. 1999. Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities. *Hydrobiologia* **395/396**: 161-172.
- Sivonen, K. 1990. Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Appl. Environ. Microbiol.* **56**: 2658-66
- Sugaya, Y., M. Yasuno and T. Yanai. 1990. Effects of toxic *Microcystis viridis* and isolated toxins on goldfish. *Jpn. J. Limnol.* **51**: 149-153.
- Watanabe, M.F., S. Oishi, Y. Watanabe and M. Watanabe. 1986. Strong probability of lethal toxicity in the blue-green alga *Microcystis viridis* Lemmermann. *J. Phycol.* **22**: 552-556.
- Yamamoto, Y., T. Kouchiwa, Y. Hodoki, K. Hotta, H. Uchida and K. Harada. 1998. Distribution and identification of actinomycetes lysing cyanobacteria in a eutrophic lake. *J. Appl. Phycol.* **10**: 391-397.
- Yuan, B.L., J.H. Qu and M.L. Fu. 2002. Removal of cyanobacterial microcystin-LR by ferrate oxidation-coagulation. *Toxicon.* **40**: 1129-1134.

(Manuscript received 29 May 2005,
Revision accepted 21 August 2005)