〈論文〉

Microcystis aeruginosa の培養過程および微小動物の
摂食過程における microcystin の溶出と分解

朴 惠 璟* 稲 森 悠 平**
柳 在 根* 陳 翼 烈***

Release and Degradation of Microcystins during the Batch Culture
of *Microcystis aeruginosa* and Grazing with and without Microanimals

Hae-Kyung PARK*, Yuhei INAMORI**,
Jae-Keun RYU* and Ing-Nyol JIN***

* National Institute of Environmental Research, Department of Water Quality Research, 613-2, Bulkwang-dong, Eunpyung-gu, Seoul, Korea

** National Institute for Environmental Studies, 16-2, Onogawa, Tsukuba, Ibaraki, 305-0053 Japan

*** Kyungbuk National University, Department of Microbiology, Bokhyun-dong, Buk-gu, Daegu, Korea

Abstract

The production and release of microcystins during the batch culture of *Microcystis aeruginosa* LERL 031 which was isolated from Korean freshwater were investigated. Total amounts of two major toxins (microcystin-RR and -LR) did not decrease at the death phase of the culture while chlorophyll-*a* concentration decreased. The ratio of two major intracellular microcystin amounts of the cyanobacteria was changed depending on the growth phase.

The grazing effects on *Microcystis* biomass and microcystins by micrometazoa and protozoan which were isolated from biofilm oxidation reactor were examined. Among three microanimals *Monas guttula* was turned out to be the most effective grazer of *M. aeruginosa* LERL-031. In the condition of coexistence of *Aeolosoma hemprichi*, *Philodina erythrophthalma*, *Monas guttula* in the cyano-bacterial as grazer, chlorophyll-*a* concentration decreased by 73% of initial concentration after 31 days. In the condition of no addition of microanimals, intracellular microcystins were released to surrounding water during the lysis of cells but not degraded.

Key words: *Microcystis aeruginosa*, microcystin, microanimals

1. はじめに

富栄養湖における水の華と言われる藻類の大発生は pH 上昇, 異臭味発生, 酸欠による魚類の大量斃死, 浄水処理障害など水利用上の問題を招いている。さらに最近, 有害化合物を生産する藻類による家畜の被害が報告されるなど大きな社会問題になっている。

淡水域において大発生を引き起こす有毒藻類としては藍藻類の *Microcystis* 属と *Anabaena* 属をあげることができ, これらは肝臓毒の microcystin と神経毒の anatoxin を生産する。特に microcystin は1878年に初めて有毒藻類による家畜の被害が報告 (Francis, 1878) されてから, 現在その毒性物質を生産する原因藻類, 毒性

物質の構造および生合成機構に関する多くの研究 (Konst *et al.*, 1965; Carmichael and Saffermann, 1992; Botes *et al.*, 1985) がなされている。しかし毒性物質の除去と分解については十分な知見が得られていないのが実情である。

Microcystin は細胞内毒であるので, 細胞が破壊されない限りはその中に保持されるがその細胞が死滅すると周りの水に溶出するといわれている (Watanabe and Harada, 1993)。また Berg ら (1987) および Codd ら (1989) は自然に大量増殖した *M. aeruginosa* と人工培養した *M. aeruginosa* の細胞が破壊される時, 相当量の microcystin が周辺の水環境に溶出したことを報告している。さらに, このように水環境に溶出した毒性物質は

* 韓国国立環境研究院水質研究部 韓国ソウル特別市恩平区佛光洞613-2

** 国立環境研究所 〒305-0053 茨城県つくば市小野市16-2

*** 国立慶北大学校微生物学科 韓国大邱市北区伏賢洞

一般的な浄水処理（凝集—沈殿—汙過—塩素消毒）では除去されないと報告されている（Keijola *et al.*, 1989; Himberg *et al.*, 1989）。したがって安全な水利用のためには大量増殖したアオコの除去だけでなく藻類細胞の破壊による水中での毒性物質の動態把握および溶出した毒性物質の処理が非常に重要な問題である。

最近、韓国の湖沼でも *Microcystis* 属によるアオコの大発生が頻繁に起こり、このような異常増殖して問題を引き起こす原因となる *Microcystis* 属の中には microcystin を生産する有毒種が発見されている（Park *et al.*, 1995）。

本研究では、代表的な有毒藍藻類の *M. aeruginosa* の増殖と分解過程中的 microcystin の動態を把握するために、まず韓国の湖沼から分離した *M. aeruginosa* の実験室培養過程における毒性物質生成および溶出特性を調査した。また、浄水処理場の接触酸化槽生物膜および湖水から分離した後生動物、貧毛類 *Aeolosoma hemprichi*、輪虫類 *Philodina erythrophthalma* と原生動物、鞭毛虫類 *Monas guttula* による藻類の摂食効果と摂食中の毒性物質の溶出および分解特性についてフラスコ規模の回分試験を行い検討した。

2. 方 法

2.1 供試生物としての藻類、原生動物、微小後生動物

本研究で使用した毒性物質生産藍藻類は韓国の挿橋湖で発生したアオコから分離した *M. aeruginosa* LERL-031 であり、韓国国立環境研究院、湖沼水質研究所（LERL-Collection）から分与された保存株である。本株が生産する主要毒性物質は Microcystin-LR、-RR である（Park *et al.*, 1995）。本株は無菌状態ではなく細菌が群体に付着している単藻培養状態であり、液体培養中で群体を形成する特性を有している。

藻類を摂食する微小動物としては、凝集体捕食者の *A. hemprichi* と汙過の捕食者の *P. erythrophthalma*、鞭毛虫類としては *M. guttula* を使用した。*A. hemprichi* と *P. erythrophthalma* は浄水処理場接触酸化槽の生物膜から分離したものであり、*M. guttula* は霞ヶ浦から分離したものを使用して 3 種類の微小動物すべてを *M. aeruginosa* の懸濁液で培養した。

2.2 *M. aeruginosa* の増殖過程における microcystin の生産と溶出

M. aeruginosa LERL-031 を 8 liter の MA 培地（Watanabe and Nozaki, 1994）の入っているガラス培養ビンで 25°C、24 時間連続照射（2,000lux）、滅菌フィルタを使った通気条件下で 72 日間培養した。

前培養した *M. aeruginosa* を接種後 1, 3, 7, 11, 16, 18, 22, 28, 38, 51, 72 日目に採水して浮遊物質濃度、chlorophyll-*a* 濃度を測定し、残余部分は凍結乾燥して microcystin 分析に使用した。

浮遊物質と Chlorophyll-*a* 濃度は Standard method for examination of water and wastewater（APHA, 1994）に準じて測定を行った。

2.3 微小動物による *M. aeruginosa* の摂食効果と摂食過程における microcystin の溶出および分解

対数増殖期まで培養した *M. aeruginosa* を遠心分離で

回収して滅菌蒸留水で 2 回洗浄後 300ml 滅菌蒸留水の入っている 500ml 三角フラスコに適量分けて培養するようにした。

なお、各微小動物の藻類分解効果を比較するために藻類細胞を Run1～5 の条件下で培養した。

Run 1：対照系として滅菌蒸留水に藻類だけ懸濁した試験系

Run 2：Run 2 に *A. hemprichi* を接種した試験系

Run 3：Run 1 に *P. erythrophthalma* を接種した試験系

Run 4：Run 1 に *M. guttula* を接種した試験系

Run 5：Run 1 に *A. hemprichi*, *P. erythrophthalma*, *M. guttula* を接種した試験系

本実験の各系において、*A. hemprichi* と *P. erythrophthalma* は 2 N/ml, *M. guttula* は 40N/ml になるように接種した。藻類懸濁液での微小動物の増殖を目的としたので、最少量となるように維持した。また、藻類の初期培養は 1,000mg/m³ とした。

また、この培養の際には 20°C、暗条件、間欠的攪拌条件下で行った。藻類と毒性物質の分解と微小動物の増殖量を測定するために各条件の試験系において微小動物接種後 3, 6, 9, 14, 20, 26, 31 日目に一定量を採取して chlorophyll-*a* 濃度、微小動物個体数、microcystin 濃度を測定した。微小動物個体数は顕微鏡で直接計数した。培養液内へ放出した毒素量を測定するために採取試料の一部分を汉過して汉過液と汉過しない原試料をそれぞれ凍結乾燥後 microcystin 含量を分析して各々水中へ溶出した遊離 microcystin 量と総 microcystin 量とし、総 microcystin 量から遊離 microcystin 量を除いた値を藻体内 microcystin 量とした。

2.4 藻類産成有毒物質の Microcystin の定量分析

Microcystin の定量分析は Inamori *et al.* (1990) の用いている分析法に準じて行った。凍結乾燥した試料を 20 kHz 超音波破碎機を用い破碎した後、顕微鏡で細胞の完全な破壊を確認し、これを Sep-pakC18 カートリッジを通過させ microcystin を ODS シリカゲルに付着させ、最後に 100%メタノールで溶出させるようにした。Microcystin の定量分析は microcystin 標準物質（Sigma, Calbiochem co.）を用い、HPLC（Shimadzu Co.）により行った。使用カラムは Waters Puresil C18 4.6φ, 25 cm column で、移動相はメタノール—0.05M 硫酸ナトリウム（1：1）を使用した。

3. 結果および考察

3.1 *M. aeruginosa* LERL-031 の増殖期間中の microcystin の生産と溶出特性

M. aeruginosa の 72 日間における増殖曲線および増殖期間中の microcystin-RR と microcystin-LR の単位培地内総量の変化を Fig. 1 に示した。

藻類生体量を間接的に示す指標である chlorophyll-*a* 濃度は培養開始後 38 日目まで増加し続けたがその後培養終了まで漸次的に減少した。対数増殖期の比増殖速度は 0.25d⁻¹であった。

M. aeruginosa LERL-031 が生産する主要素は microcystin-RR と -LR（Park *et al.*, 1995）である。この microcystin-RR は二つの L-amino acid として ar-

ginine-arginine を持っており、microcystin-LR は leucine-arginine を有しているのを特徴としている (Watanabe and Harada, 1993)。

Microcystin-RR と -LR の単位培地内総量とは藻類細胞内に存在する形態と水中に遊離した形態をすべて包含した量をさす。対数増殖期で藻類生体量が増加することによって急激に増加し、藻類の増殖が認められなくなった後も microcystin の総量は少しずつ増加し、藻類生体量が減少した増殖末期においても microcystin 総量は減少せず最大量を示した。このことは microcystin は、藻類が死滅し細胞が破壊した後も周囲の水中に溶出し分解されずに遊離状態で存在し続けることを示している。

なお、培養期間中の microcystin-RR と -LR の細胞内含量を Fig. 2 に示した。

M. aeruginosa LERL-031 の主要生産毒性物質である microcystin-RR と -LR は増殖時期によって細胞内含量変化が異なるパターンを示した。すなわち microcystin -LR は対数増殖初期に細胞内の含量は最大となり、その後漸進的に減少したが、microcystin-RR の細胞内含量は対数増殖後期に最大となった。

本実験より、*M. aeruginosa* LERL-031 は増殖時期によって microcystin の細胞内含量が異なること、藻類の死滅後水中へ溶出した毒性物質内容物は分解されず、残

Fig. 1 Changes of chlorophyll-a concentration and total amounts of microcystins in the media during the batch culture of *Microcystis aeruginosa* LERL-031.

Fig. 2 Changes of intracellular contents of microcystins during the batch culture of *Microcystis aeruginosa* LERL-031.

存することがわかった。

3.2 微小動物による *M. aeruginosa* の摂食過程における藻体および chlorophyll-*a* の分解特性

生物学的浄水処理施設および汚濁湖沼における藻類の捕食者として知られている微小動物の有毒藍藻類に対する摂食効果に関する検討を行った。

微小動物の添加条件を変化させた各試験系の藻類生体量の変化を chlorophyll-*a* 濃度として追跡した結果を Fig. 3 に示した。

Chlorophyll-*a* 濃度は最初の 3 日間では増殖したが、その後各条件によって異なる速度で減少した。最初の 3 日間で藻類量が増加したのは対数増殖期まで培養した藻類を使用したためで光がない暗条件下でも呼吸によって短期間増殖したと考えられる。Fig. 3 の各減少曲線を 3 日目から回帰分析し比減少速度を求めたがその結果を Table 1 に示す。

Fig. 3 Changes of chlorophyll-*a* concentration in the culture condition Run 1 where no microanimals were added, the condition Run 2 where *Aeolosoma hemprichi* was added, the condition Run 3 where *Philodina erythrophthalma* was added, the condition Run 4 where *Monas guttula* was added, the condition Run 5 where *A. hemprichi*, *P. erythrophthalma* and *M. guttula* were added.

Table 1 Reduction ratio, specific decrease rate of cyanobacteria and specific growth rate of microanimals.

Condition	Reduction ratio of algae at 14-day (%)	Specific decrease rate of Chl.a (day ⁻¹)	Specific growth rate of microanimals (day ⁻¹)
1 (Control)	6.0	-	-
2 (+A)	34.1	0.336	0.232
3 (+P)	1.9	-	-
4 (+M)	44.2	0.305	0.817
5 (+A, P, M)	51.5	0.549	A : 0.149 P : - M : 1.161

Note : A—*Aeolosoma hemprichi*, P—*Philodina erythrophthalma*, M—*Monas guttula*

各試験条件のなかで3種類の微小動物の接種されたRun 5でchlorophyll-*a*濃度の比減少速度が最高値を示し、*P. erythrophthalma*の接種されたRun 3と微小動物無添加のRun 1では試験中期までchlorophyll-*a*濃度がほとんど減少しなかった。

微小動物無添加Run 1で試験開始22日後 chlorophyll-*a*濃度が急激に減少した理由は明らかではないが藻類の自己分解によることも考えられる。

3種類の微小動物を一緒に接種したRun 5では各微小動物の増殖パターンは単一微小動物を接種したRun 2, 3, 4とは異なって現れ、*M. guttula*の場合、増殖は認められなくなっても死滅せず一定の細胞数が維持され、Run 4では増殖できなかった*P. erythrophthalma*の場合でも20日後から増殖しはじめた(Fig. 4)。このような異なる増殖パターンが得られたのは3種類の微小動物を混合培養した結果、*M. aeruginosa*の群体を摂食できる*A. hemprichi*によって群体が崩れて*M. guttula*と*P. erythrophthalma*が摂食可能な形態に変わったためであると考えられる。

試験初期段階でchlorophyll-*a*濃度が急激に減少したRun 4およびRun 5の場合、chlorophyll-*a*濃度が急激に減少した時期は*M. guttula*の対数増殖期と一致した。特に*M. guttula*のみ接種したRun 4の条件の場合*M. guttula*の増殖が止まって減少しはじめた時期から、chlorophyll-*a*濃度の減少速度も顕著に減少し*M. aeruginosa*に対する*M. guttula*の摂食効果の高いことがわかった。Suttle等(1989)も*Monas*属のような微小鞭毛虫類は細菌から大型藻類まで広範囲の食物源を摂食できること、五大湖で藍藻類の*Oscillatoria* spp. と珪藻類の*Synedra* sp. を摂食するのが観察されたと報告していることから、大量増殖した藻類の生物学的処理における*Monas*属の利用可能性が高いと考えられる。

*A. hemprichi*が添加されたRun 2の条件において、*A. hemprichi*が増殖し始めた9日目以降にchlorophyll-*a*濃度が急速に減少し、*A. hemprichi*の*M. aeruginosa*

Fig. 4 Changes of abundance of microanimals; (A) condition under Run 2, 3, 4 (B) condition under Run 5.

の摂食能が裏付けられた。

3.3 微小動物の*M. aeruginosa*の摂食過程におけるMicrocystinの溶出および分解特性

M. aeruginosa LERL-031が生産する主要毒性物質であるmicrocystin-RRとmicrocystin-LRの*M. aeruginosa*の分解過程中的濃度変化をFig. 5および6に示した。

Fig. 5, 6は微小動物を接種しなかった条件(Run 1), 3種を接種した条件(Run 5)においてmicrocystinの量を藻類細胞内量と溶出量に区分し、各形態別microcystin量の変化を示したものである。Run 1において藻類細胞内のmicrocystin量と溶出microcystin量のすべてを含むmicrocystin-RRとmicrocystin-LRの総量は

Fig. 5 Changes of microcystin RR concentration in the condition of Run 1 and Run 5: Mean values of cellular microcystins, released microcystins, and total microcystins (sum of cellular and released microcystins) are presented.

microcystin-RR が約 $220\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, microcystin-LR が約 $120\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ で、試験期間中ほとんど変化せず、試験終了時においても藻類生体量を示す chlorophyll-*a* 濃度は64.3%減少した反面、毒性物質の90%以上は分解されずに残存した (Table 2)。しかし、細胞内 microcystin 量は藻類の自己分解が起こり、chlorophyll-*a* 濃度が減少し始めた22日目から減少し始め、反面細胞外に溶出された microcystin の量は chlorophyll-*a* 濃度が減少し始める時期から増加した。また、31日目において microcystin-RR の場合は分解されずに残存した毒性物質の87.0%, microcystin-LR の場合は58.1%が細胞外に溶出された状態で存在し、毒性物質は藻類細胞が分解されるとき細胞外へ溶出すること、また分解はほとんど起こらないこ

Fig. 6 Changes of microcystin LR concentration in the condition of Run 1 and Run 5; Mean values of cellular microcystins, released microcystins, and total microcystins (sum of cellular and released microcystins) are presented.

とが分かった (Table 2)。

微小動物の3種類を共に接種した藻類がより速く摂食された Run 5 の microcystin の濃度変化において、試験終了時 chlorophyll-*a* の74.3%が減少したのに対し microcystin-RR は初期濃度の11.6%が減少した。なお microcystin-LR の場合は試験14日目から徐々に減少し始め、31日目には初期濃度の41.7%が減少することがわかった (Table 2)。

M. aeruginosa の細胞内毒性物質である microcystin の分解のためには microcystin を含有している *M. aeruginosa* の細胞を捕食させて分解させるか、捕食させることにより microcystin を細胞外に溶出させ細菌により分解させることのいずれかが重要と考えられる。なお、微小動物は摂食によって藻類細胞を破碎するので microcystin の溶出に重要な機能を有していること、溶出した microcystin の分解は主に細菌によって行われていることが知られている (Inamori *et al.*, 1994)。本研究でも微小動物が添加されない Run 1 の条件では microcystin の濃度がほとんど変化しなかったが、3種類の微小動物により藻類を捕食させた Run 5 の条件では microcystin-LR の分解能が高まり、このことから微小動物の摂食により藻類細胞内毒性物質の分解が促進されることが分かった。しかし本研究では藻類は群体表面に細菌の共存している状態で用い、分解能を有する細菌の添加は行わなかったが毒性物質の分解率が低いことから共存している細菌の毒性物質分解能は低いと考えられた。

Run 5 における microcystin の存在形態別濃度の変化を見ると藻類量の減少し始めた3日目から水体内に溶出した microcystin 量が増加し、逆に藻体内 microcystin 量は減少し、試験終了時の microcystin-RR は分解されなかった毒性物質の40.7%, microcystin-LR は33.8%が水体内に溶出し遊離した形態で存在した。

なお、本研究の結果は Fig. 7 にまとめるとおりである。

Jones (1990) は自然水中では microcystin-LR は3日目から3週間程度の誘導期を経た後生分解されること、Kiviranta ら (1991) は Finland の Vantaanjoki 江の水に細菌を添加して培養したところ microcystin が2~3カ月間分解されず存在することを報告している。

本研究でも人工培地で藻類が死滅し毒性物質が溶出しても細胞外の水にほとんど分解されることなく残存するのが見られたが、このことは湖沼流域で異常増殖した藻類が自己分解により藻類細胞が破壊されると細胞内毒性物質は水に溶出し分解されずに残存することになる可能性があるものと考えられる。

そして microcystin は水域に溶出した形態で存在しても自然分解はそれほど起こらないと考えられる。しかし、

Table 2 Decrease ratios of chlorophyll-*a* and microcystins at the end of test (unit: %).

Run No	Decrease ratio of chl- <i>a</i>	Decrease ratio of M-RR	Decrease ratio of M-LR	Ratio of released M-RR to total M-RR	Ratio of released M-LR to total M-LR
1	64.3	9.7	5.9	87.0	58.1
5	74.3	11.6	41.7	40.7	33.8

Fig. 7 Degradation mechanism of toxic *Microcystis aeruginosa* by microanimals.

藻類に対する摂食効果が高い微小動物を利用し *M. aeruginosa* の細胞を摂食させた結果、毒性物質分解能が高まった。さらに稲森ら(1994)は microcystin の分解能を高める上では捕食者としての微小動物の存在が必要であり、かつ、細菌による microcystin 分解能は酸素を十分に供給された好気条件が必要不可欠であることを明らかにしている。これらのことから摂食能の高い微小動物と microcystin 分解能の高い細菌が共存すると自然水域においても生分解能は高まるものと考えられるし、さらに上水処理でも生分解能の高い微小動物と細菌などを利用した生物処理の活用が重要になるものと考えられる。

4. まとめ

- 1) *M. aeruginosa* の細胞内および溶出 Microcystin の量は培養過程において異なること、藻類の死滅後水中へ溶出した毒性物質内容物は分解されず、残存することがわかった。
- 2) 群体を形成する *M. aeruginosa* の捕食者として貧毛類 *A. hemprichi*、輪虫類 *P. erythrophthalma*、鞭毛虫類 *M. guttula* を接種して培養したところ、凝集体捕食者の *A. hemprichi* と原生動物 *M. guttula* の捕食能の高いことがわかった。
- 3) *M. aeruginosa* の群体が *A. hemprichi* により捕食され分散されると *P. erythrophthalma*、*M. guttula* の捕食能が高まることがわかった。
- 4) Microcystin の分解性、溶出性について微小動物を接種した系では3種類の *A. hemprichi*、*P. erythrophthalma*、*M. guttula* の系において分解能が最大になることがわかった。
- 5) *M. aeruginosa* が自然水域で異常増殖し自己分解が

おこると microcystin が周りの水に溶出され分解されずに長期間存在する可能性のあることが明らかとなった。

(原稿受付 1997年9月29日)

(原稿受理 1998年4月20日)

参考文献

- 1) APHA, AWWA, WPCF (1992) Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th ed.
- 2) Berg, K., Skulberg, O.M. and Skulberg, R. (1987) Effects of decaying toxic blue-green algae on water quality—a laboratory study, *Archiv. Hydrobiol.*, **108**, 549–563.
- 3) Botes, D.P., Wessels, P.L., H. Kruger, M.T.C. Runnegar, S. Santikarn, Smith, R.J., Barna, J.C.J. and Williams, D.H. (1985) Structural studies on cyanoginosins-LR, -YR, -YA and -YM, peptide toxins from *Microcystis aeruginosa*, *J. Chem. Soc. Perkin. Trans.*, **1**, 2747–2748.
- 4) Carmichael, W.W. and Saffermann, R.S. (1992) A status report on planktonic cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins, *EPA/600/R92/079*.
- 5) Codd, G.A., Bell, S.G. and Brooks, W.P. (1989) Cyanobacterial toxins in water, *Wat. Sci. Technol.*, **21** (3), 1–13.
- 6) Francis, G. (1878) Poisonous Australian lake, *Nature (London)*, **18**, 11–12.
- 7) Himberg, K., Keijola, A.-M., Hisvirta, L., Pyysalo, H. and Sivonen, K. (1989) The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria cyanobacteria*: a laboratory study, *Wat. Res.* **23** (8), 979–984.
- 8) Inamori, Y., Sudo, R., Kaya, K., Ohno, Y. and Oyama, K. (1990) Role of micro animals in the removal of toxin-producing *Microcystis viridis* in bio-film processes, pp.311–314 In, *Proceedings of IAWPRC*.
- 9) Inamori, Y., Takagi, H., Akimoto, S. and Sudo, R. (1994) Effect of predation by micro metazoa on biodegradation of microcystin RR. pp.444 In, *Proceedings of 1994 Jpn. Soc. on Wat. Environ. Symposium*

- 10) Jones, G.J. (1990) Biodegradation and removal of cyanobacterial toxins in natural waters, *Water Board Blue-Green Algae Seminar*, pp.33-36.
- 11) Keijola, A. -M., Himberg, K., Esala, A. -L., Sivonen, K. and Hiisvirta, L. (1988) Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and pilot-scale experiments. *Toxic Assess.* **3**: 643-656.
- 12) J., Kiviranta, Sivonen, K. Lahti, K. Luukkainen, R. and Niemela, S.I. (1991) Production and biodegradation of cyanobacterial toxins-alaboratory study, *Arch. Hydrobiol.*, **121**, 281-294.
- 13) Konst, H., McKercher, p.D. Gorham, P.R. Robertson, A. and Howell, J. (1965) Symptoms and pathology produced by toxic *Microcystis aeruginosa* NRC-1 in laboratory and domestic animals, *Can. J. Com. Med. Vet. Sci.* **29**, 221-228.
- 14) Park, H. -K., Jin, I. -N., Rhu, H. -I., Ryu, J. -K. and Inamori, Y. (1995) Microcystin (hepatotoxin) production from Korean isolates of the *Microcystis* spp. (cyanobacteria). *J. KSWQ*, **11**, in press.
- 15) Suttle, C.A., Amy, M.C., Taylor, W.D. and Harrison, P.J. (1986) Grazing of planktonic diatoms by microflagellates, *J. Plankton Research*, **8** (2), 393-398.
- 16) Watanabe, M.F. and Harada, K. -I. (1993) Toxic water bloom of blue-green algae: Biological and chemical characteristics. *Jpn. J. Limnol.*, **54**, 225-243.
- 17) Watanabe, M.M. and Nozaki, H. (1994) NIES-collection list of strains. 4th ed. pp.32.