

Suwa호 방류수내 남조류 독소 (microcystin)의 일변화

김호섭* · 김범철¹ · 박호동² · 片上幸美² · 황순진

(건국대학교 지역생태시스템공학과, ¹강원대학교 환경과학과, ²日本 信州大學 物質循環學科)

Diel Changes of Cyanobacterial Toxins in Outflow Water of Lake Suwa. Kim, Ho-Sub*, Bomchul Kim¹, Ho-Dong Park², Yukimi Katagami² and Soon-Jin Hwang (Department of Biological Systems Engineering, Konkuk University, Seoul, 143-701, Korea, ¹Department of Environmental Science, Kangwon National University, Chuncheon, 200-701, Korea, ²Department of Environmental Science, Shinshu University, Matsumoto, 390-8621, Japan)

The temporal and diel changes of cyanobacterial cell density, species composition, and cyanobacterial toxins (microcystin-RR, -YR, -LR) were examined for the outflow water of Lake Suwa in Japan from May to October, 1998. The highest total cell densities of *Microcystis* were observed in July and September, when the dominant phytoplankton was *Microcystis ichthyoblabe* and *M. viridis*, respectively. Both the species composition and total cell density of *Microcystis* affected the variation of the concentration of three microcystin variants. Only microcystin-RR (MC-RR) and -LR (MC-LR) were detected in July when *Microcystis ichthyoblabe* dominated, while microcystin-RR, -YR (MC-YR) and -LR were detected in August and October when *Microcystis viridis* dominated. The microcystin concentration and the cell density of *Microcystis* in the outflow water showed diel variations; the ratio of maximum to minimum value was 3~20 fold for microcystin concentration, and 5~31 fold for cell density. The diel variations of toxin concentration as well as *Microcystis* cell density was closely related to the diel variation of wind. During the windy period, when higher speeds occurred in the afternoon hours than morning hours, both the cell density of *Microcystis* and microcystin concentration tended to increase in the morning and decrease in the afternoon. The results of this study suggest that controlling the timing of lake discharge at the floodgate or intake tower can be useful for water resource management with respect to decreasing cyanobacteria biomass within intake water.

Key words : Cyanobacteria, Diel change, Intaking water, Microcystin, *Microcystis*, Lake Suwa

서 론

수온이 높은 여름과 가을에 부영양화된 수역에서 발생하는 남조류가 인체에 미치는 영향 뿐만 아니라 수자원의 가치하락에 따른 경제적인 손실은 잘 알려진 사실

이다 (Persson, 1982; Smith and Gilbert, 1995; Dawson, 1998). 남조류가 생성하는 독소는 피해 대상이 되는 인체기관에 따라 신경독 (Neurotoxin), 간장독 (Hepatotoxin), 세포독 (Cytotoxin) 등으로 분류되고 있으며 지금까지 연구된 바에 의하면 남조류의 독소생성은 수온, pH, 수체 영양염의 농도, 조류의 성장시기 (Van der westhui-

* Corresponding author: Tel: 02) 450-3748, Fax: 02) 456-5062, E-mail: skylike@konkuk.ac.kr

zen and Eloff, 1985; Watanabae and Oishi, 1985; Utkilen and Gjølme, 1992; Park *et al.*, 1993; Kotak, 1995; Lyck *et al.*, 1996; Sivonen, 1996; Rapala *et al.*, 1997) 그리고 독소생성능력이 있는 종의 출현 여부 (Carmichael and Gorham, 1981; Park *et al.*, 1993; Watanabae *et al.*, 1994) 등과 관련되어 있다.

국내에서 주로 보고되고 있는 남조류 독소는 *Microcystis*속 (Henriksen, 1996)과 *Anabaena*, *Oscillatoria* (Sivonen *et al.*, 1990) 등이 주로 생성하는 것으로 알려진 간장독소(microcystin)와 *Anabaena*, *Aphanizomenon* (Repavich *et al.*, 1990; Watanabe and Harada, 1993) 등이 주로 생성하는 신경독소(anatoxins)이다 (김 등, 1999; Park *et al.*, 1999). *Microcystis*속의 종들이 주로 생성하는 Microcystin의 구조는 아민산을 포함한 7종의 아미노산이 이루는 cyclic peptide로서 (Bishop *et al.*, 1959) 구성 아미노산의 차이나 메틸기 치환의 유무 등에 의해 현재 50여종 이상이 분류되고 있으며, anatoxin-a는 non-cyclic 2차 아민이다 (Harada *et al.*, 1993). 세계 여러지역에서 남조류 발생에 따른 독소 생성율은 50%로 알려져 있으나 (Sivonen *et al.*, 1990), 국내에서는 85%로 비교적 높은 독소 발생율이 보고된 바 있다 (김 등, 1999).

국내 주요 댐 저수지의 수질악화에 따른 여름철 남조류의 대량 발생은 지형적·강우 특성상 유량확보와 더불어 깨끗한 수질상태를 유지해야하는 수자원의 관리적 측면에서 해결해야 할 중요한 문제로 나타나고 있다. 남조류의 일주기 운동이나 표층에 형성된 스킴이 바람에 의해 수평·수직적으로 이동하는 특성을 이용하여 취수탑이나 방류구의 위치 조정이 가능한 호소에서는 수심별 선택 취수를 하고, 취수탑이 없고 방류구가 고정되어 있는 경우에는 방류구 수심에서 남조류의 생물량이 최소가 되는 시간에 방류하는 것은 원수 내 남조류의 생물량이나 독소농도를 저감시킬 수 있는 실용적인 방법이 될 수 있다 (정 등, 1997; 이 등, 2000). 또한, 대부분의 하천 수질과 유량이 상류에 위치하고 있는 댐의 영향을 많이 받는 국내 현실을 감안할 때 호소수의 이용 목적에 따른 수문개폐의 적정 시기 혹은 차별적 수심에서의 선택적 방류는 호소 뿐만 아니라 하류 하천의 수질관리에 있어서도 유용하게 이용될 수 있을 것이다 (허 등, 1998).

본 연구에서는 매년 남조류가 대량 발생하고 있으며 자연유하식 방류구 구조를 가진 Suwa호에서 방류수내 남조류의 세포밀도와 독소농도의 일 변화와 그에 영향

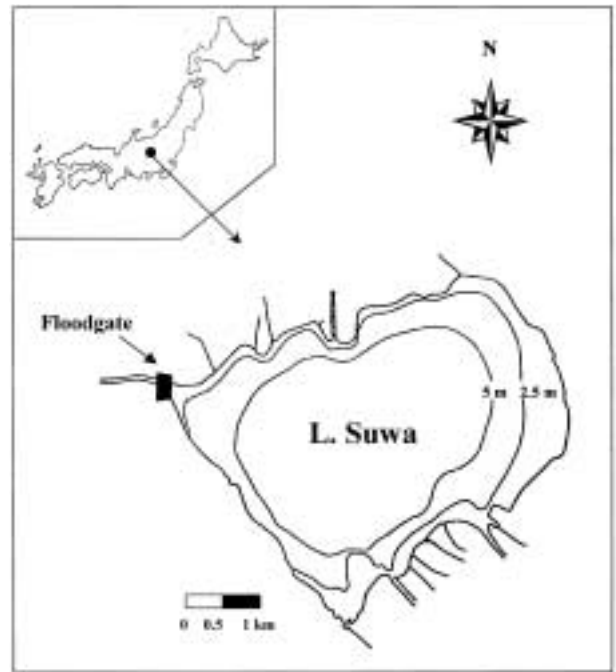


Fig. 1. The map showing the sampling site of Lake Suwa.

을 주는 인자를 고찰하였으며, 이를 통한 방류시기 조절에 의한 남조류 생물량의 저감가능성을 검토하였다.

재료 및 방법

1. 조사지 개요 및 조사시기

Suwa호는 일본 나가노현에 위치하고 있는 부영양한 호수로 수표면적이 13.3 km², 최대 수심 6.5 m, 평균수심이 4 m 정도이며 31개의 크고 작은 유입수를 가지고 있다 (Fig. 1). Suwa호의 물이 상층 방류되는 수문은 호수 서쪽에 위치하고 있으며, 총 길이는 80 m, 최대 방류량은 600 m³/s로 자연유하식 방류형태의 구조이다.

Suwa호에서 발생한 남조류의 계절에 따른 세포밀도, 우점종 그리고 독소의 정량·정성적인 변화를 조사하기 위해서 1998년 5월 20일부터 10월 21일까지 매 일주일에 두 번 간격으로 수문에서 방류되는 표층수를 채취하였다. 수문에서의 남조류 세포밀도와 독소의 일 변화 조사는 7, 8월에는 24시간 동안, 9월에는 72시간 동안 3시간 간격으로 실시되었다. 조사기간 동안의 유량과 풍속, 풍향은 長野地方氣象臺에서 1시간 간격으로 측정된 자료를 이용하였다.

2. 남조류 시료 채취 및 현존량 분석

남조류 세포의 정성·정량분석을 위해 현장에서 채취한 시료를 100 ml의 폴리에틸렌 시료병에 담아 포르말린으로 고정한 후(최종부피의 5%) 광학현미경하에서 1 ml Sedgwick-Rafter cell를 이용하여 200배로 검정하였다. *Microcystis*의 종 분류는 Komárek (1991)의 분류체계에 따랐다.

엽록소 *a* 농도를 측정하기 위해 일정량의 시료를 GF/C로 여과한 후 분석 전까지 -20°C 의 냉동고에 보관하였다. 여과지는 100% 메탄올(10 ml)을 넣어 24시간 동안 냉암소에 보관한 후 4,000 rpm으로 15분간 원심분리하여 얻어진 상등액의 흡광도를 측정하여 계산하였다(Marker, 1972; Marker *et al.*, 1980).

3. 남조류 세포 내 함유된 독소 분석

세포 내 함유된 독소 분석은 Harada *et al.* (1988)이 제시한 방법에 따라 분석하였으나, ODS cartridge로부터 독소의 용리는 Tsuji *et al.* (1994)이 제시한 0.1% TFA-methanol를 사용하였다. 독소분석을 위해 일정량의 표층수를 GF/C 여과지로 여과한 후 여과지는 분석 전까지 -20°C 의 냉동고에 보관하였다. 분석에 앞서 여과지는 동결 건조되었고 마쇄기로 미세하게 마쇄하였다. 세포로부터의 독소추출을 위해 시료에 5% aqueous acetic acid 10 ml 첨가한 후 30분간 교반상태를 유지하였으며, 4,000 rpm에서 15분간 원심분리 한 후 상등액을 채취하였다. 원심분리하여 얻어진 상등액은 10 ml의 메탄올과 10 ml의 증류수로 전처리된 ODS cartridge (Bakerbond SPE 7020-03, Octadecylsilane (C18), ODS type, 3 ml; J. T. Baker, Phillipsburg, NJ, USA)에 통과시켰다. 상등액이 처리된 ODS cartridge는 10 ml의 증류수와 15 ml의 20% methanol-water로 세척한 후 20 ml의 0.1% TFA-methanol을 사용하여 독소를 용리시켰다. ODS cartridge로부터의 독소 용리는 두 번에 걸쳐 이루어졌다. 용리액은 건조 후 methanol로 재용해 되었으며 메탄올 용액 ODS column (Cosmosil 5C18-AR, 4.6×150 mm, Nacalai, Japan)이 장착된 HPLC에 주입하였다. HPLC의 이동상 용매는 methanol : 0.05 M phosphate buffer (58 : 42, pH 3.0)가 사용되었고 유속은 1 ml/min를 유지하였다. 독소는 일본에서 출현하는 *Microcystis*속의 종들이 일반적으로 많이 생성하는 microcystin-RR (MC-RR), -YR (MC-YR), -LR (MC-LR)만을 검출하였고(Watanabe *et al.*, 1988), 시료의 흡수 peak면적을 표준 용액의 peak면적과 비교하여 정량하였다.

결과 및 고찰

1. 남조류 우점종, 세포밀도와 독소의 계절 변화

조사기간 동안 남조류가 식물플랑크톤 내 우점종으로 나타났으며, 출현 남조류 종은 대부분이 *Microcystis*속 내 종들로서 세포밀도와 우점종의 계절적인 변화가 관찰되었다(Fig. 2, Table 1). 6월과 7월에는 *M. ichthyoblabe*가 우점하였으나, 8월 중순부터 10월까지 *M. viridis*가 우점종으로 나타났다. 남조류의 총 세포밀도는 7월과 9월에 두 번에 걸쳐 증가하는 경향을 나타냈고, 총 세포수는 엽록소 *a* 농도와 양의 관계를 나타냈다($r^2 = 0.74$, $n = 30$, $p < 0.001$).

계절에 따른 독소의 정량적인 변화는 엽록소 *a* 농도와 밀접한 관련이 있었으며($r^2 = 0.78$, $n = 30$, $p < 0.001$), 우점종에 따른 독소의 정성적인 변화가 관찰되었다(Table 2). 남조류의 빠른 성장이 일어난 7월에는 7월 25일을 제외하고는 MC-RR과 -LR만이 검출되었으나, 8월에는 *M. aeruginosa*의 개체수 증가와 함께 MC-YR를 포함한 3가지 독소 모두 검출되었고 비교적 MC-LR의 농도가 상대적으로 높았다. 세포 내 독소의 함량은 8월 26일을 제외하고는 7월에 비해 낮았다. 9월에는 조사기간 중 가장 높은 독소 농도와 함께 3가지 독소 모두 검출되었고, 10월에는 7~8월 보다 비교적 적은 독소가 검출되었으며 한 시기를 제외하고는 적은 양이나 조사기간 중 3가지 독소는 모두 검출되었다.

7월과 8월에 우점종으로 나타난 *M. ichthyoblabe*와 *M. viridis*는 *M. aeruginosa* 보다는 적은 양이지만 MC-RR, -YR, -LR 모두를 생성할 수 있으며 *M. wesenbergii*는 무독소 조류로 알려져 있다(Watanabe *et al.*, 1991).

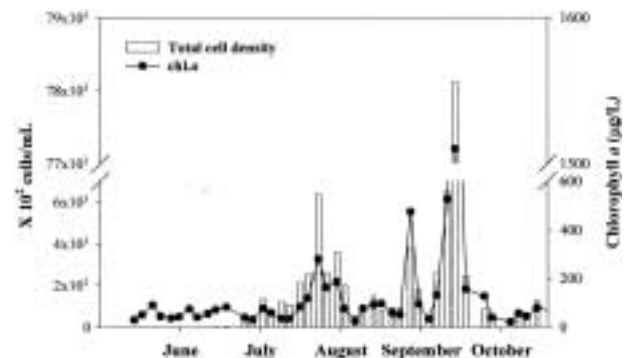


Fig. 2. Total cell density of cyanobacteria and chlorophyll *a* concentration in outflow water at the floodgate of Lake Suwa from May to October, 1998.

Table 1. Species composition and cell density ($\times 10^3$ cells/ml) of cyanobacteria in outflow water at the floodgate of Lake Suwa from May to October, 1998. *M.i.*, *M.v.*, *M.w.*, *M.n.*, *M.a.* and *A. spp* denotes *Microcystis ichthyoblabe*, *Microcystis viridis*, *Microcystis wesenbergii*, *Microcystis novacekii*, *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena spp.*, respectively. Others included unidentified picoplanktonic unicellular algae. The values in parentheses are relative abundance (%) of cyanobacteria. (* : $< 1\%$)

Date	Taxa							Total
	<i>M.i.</i>	<i>M.v.</i>	<i>M.w.</i>	<i>M.n.</i>	<i>M.a.</i>	<i>A. spp</i>	others	
16 May
16 May
20 May
23 May
27 May
30 May
3 June
6 June
10 June
13 June	1.6 (69)	.	0.7 (31)	2.2
17 June	2.6 (81)	0.01 (*)	.	.	.	0.6 (18)	0.01 (*)	3.2
24 June	9.3 (27)	5.8 (17)	15.8 (45)	.	.	4.0 (11)	.	34.9
27 June	4.3 (25)	9.1 (52)	4.0 (23)	17.4
1 July	57.3 (42)	30.7 (23)	18.8 (14)	.	.	23.5 (17)	5.0 (4)	135.2
4 July	34.5 (56)	.	2.2 (3)	.	.	25.0 (40)	.	61.7
8 July	112.6 (92)	.	8.3 (7)	.	.	0.5 (*)	.	121.4
11 July	90.6 (84)	9.0 (8)	7.6 (7)	.	.	0.3 (*)	.	107.4
15 July	131.6 (62)	15.7 (7)	40.8 (19)	.	1.7 (*)	0.4 (*)	22.5 (10)	212.4
18 July	148.0 (58)	9.2 (4)	93.8 (37)	.	.	2.2 (*)	.	253.2
22 July	363.3 (57)	16.6 (3)	55.3 (8)	27.6 (4)	18.3 (3)	.	158.0 (25)	636.0
25 July	200.0 (76)	42.8 (16)	15.6 (6)	3.6 (1)	.	.	.	262.1
29 July	239.0 (67)	59.3 (16)	55.2 (15)	.	.	1.0 (*)	3.6 (1)	358.2
1 August	143.4 (72)	38.6 (19)	18.2 (9)	200.2
5 August	19.3 (38)	18.3 (35)	13.1 (25)	.	.	.	1.0 (2)	51.7
8 August	2.6 (5)	17.2 (29)	39.3 (66)	59.0
12 August	32.0 (22)	42.0 (29)	63.8 (43)	.	.	.	9.4 (6)	147.2
15 August	3.8 (5)	17.2 (22)	43.4 (55)	.	.	.	14.2 (18)	78.5
19 August	.	65.0 (72)	13.4 (15)	7.6 (8)	.	.	5.0 (5)	91.0
22 August	7.5 (*)	74.2 (82)	8.1 (9)	3.0 (3)	.	.	4.4 (5)	90.4
26 August	38.8 (10)	206.8 (55)	107.4 (28)	.	16.0 (4)	2.5 (*)	7.1 (2)	378.7
29 August	14.4 (8)	81.2 (46)	29.8 (17)	42.0 (24)	7.9 (4)	.	1.6 (*)	176.8
2 September	14.2 (28)	23.2 (45)	.	8.9 (17)	.	.	5.4 (10)	51.8
5 September	46.0 (17)	98.1 (38)	42.1 (16)	.	52.3 (20)	.	23.0 (9)	261.5
9 September	36.8 (5)	430.8 (66)	160.7 (25)	.	18.8 (3)	.	2.5 (*)	649.6
12 September	.	7,812.0 (100)	7,812.0
16 September	.	103.7 (43)	138.3 (57)	242.0
23 September	0.3 (*)	49.5 (58)	31.3 (37)	1.1 (1)	1.3 (2)	1.1 (1)	0.7 (*)	85.4
26 September	.	20.2 (57)	14.4 (40)	.	.	.	1.2 (3)	35.8
3 October	.	21.0 (74)	6.1 (21)	.	.	.	1.5 (5)	28.6
7 October	0.04 (*)	61.0 (73)	21.3 (25)	.	.	.	1.1 (1)	83.4
10 October	.	45.2 (92)	4.1 (8)	49.3
14 October	.	119.5 (96)	4.9 (4)	124.4
21 October	.	55.2 (87)	7.4 (12)	.	.	.	0.3 (*)	63.1

또한, *M. aeruginosa*는 빠르게 성장하는 시기에는 MC-YR의 생성가능성이 높은 것으로 보고되고 있으며, *M. viridis*는 성장속도가 빠른 시기에 3가지 독소의 함량이

비슷하지만, 후반부에서는 MC-RR을 가장 많이 생성하는 특성을 가진 것으로 보고되고 있다 (Watanabe *et al.*, 1989; Kaya and Watanabe, 1990).

Table 2. Microcystin concentration in outflow water at the floodgate of Lake Suwa from May to October, 1998. N.D.: toxins not detected.

Date	Microcystin (µg/l)			Total microcystin (µg/l)
	-RR	-YR	-LR	
13 May	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
16 May	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
20 May	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
23 May	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
27 May	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
30 May	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
3 June	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
6 June	N.D.	N.D.	0.2	0.2
10 June	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
13 June	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
17 June	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
20 June	1.1	N.D.	0.4	1.5
24 June	0.9	0.1	1.0	2.0
27 June	1.3	N.D.	0.6	1.9
1 July	3.6	N.D.	2.4	6.0
4 July	3.7	N.D.	3.2	6.9
8 July	2.5	N.D.	1.6	4.1
11 July	1.6	N.D.	1.1	2.7
15 July	2.8	N.D.	1.8	4.6
18 July	4.4	N.D.	3.2	7.6
22 July	8.8	N.D.	7.3	16.1
25 July	1.7	0.4	4.5	6.7
29 July	3.4	N.D.	2	5.4
1 August	3.8	0.9	5.7	10.4
5 August	1.0	0.5	1	2.5
8 August	1.1	0.7	2.9	4.7
12 August	2.0	1.8	4.2	7.9
15 August	2.3	1.0	3.4	6.6
19 August	1.9	0.5	1.5	4.0
22 August	2.1	0.7	1.9	4.6
26 August	10.6	6.7	12.5	29.9
29 August	3.8	1.4	2.8	8.0
2 September	1.0	0.3	0.9	2.3
5 September	9.0	1.9	4.0	14.9
9 September	27.6	12.4	13.2	53.2
12 September	159.6	25.8	48.2	233.6
16 September	13.6	1.3	4.7	19.6
19 September	18.7	9.7	15.7	44.1
23 September	11.8	0.7	3.7	16.2
26 September	2.2	0.7	1.4	4.4
30 September	7.7	0.9	3.2	11.8
3 October	1.4	0.1	N.D.	1.6
7 October	2.6	0.7	1.1	4.5
10 October	1.9	0.1	1.1	3.1
14 October	13.1	1.7	5.8	20.6
17 October	3.1	0.3	1.8	5.1
21 October	3.3	0.5	3.1	7.0

2. 남조류 세포밀도와 독소의 일 변화

오전보다는 오후에 수문 반대 방향으로 비교적 강한

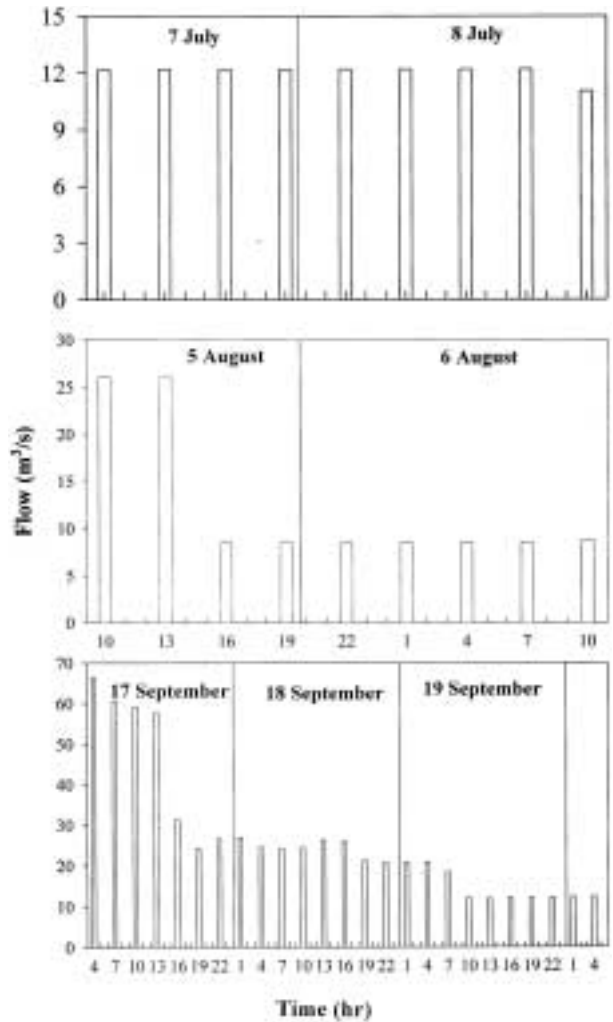


Fig. 3. Variations of flow rate over 24-h and 72-h period in July, August and September at the floodgate of Lake Suwa.

바람이 불었고 유출수량의 변화가 없었던 7월에는, 세 종류의 독소 중 MC-RR과 -LR이 검출되었다(Figs. 3, 4 and 5). 검출된 두 독소함량은 비슷하였으나 7시에는 MC-LR이, 10시에는 MC-RR의 농도가 높게 나타났다. 하루 동안 남조류 세포 내 총 독소농도는 1.0~3.4 µg/l의 범위로 시간에 따라 약 3.4배의 독소농도 차이를 보였으며, 오전시간에 비교적 높고 오후가 되면서 독소 농도가 감소하는 경향을 나타냈다(Fig. 5).

8월 조사에서도 풍향은 7월과 비슷한 경향을 나타냈고, 유량도 초기의 비교적 많은 유량을 제외하고는 시간에 따른 변화는 없었다(Figs. 3, 4 and 5). 7월에 비해 엽록소 a 농도가 낮았던 8월의 독소 농도는 새벽 4시를 제외하고는 7월의 결과와 마찬가지로 오전에 높은 농도

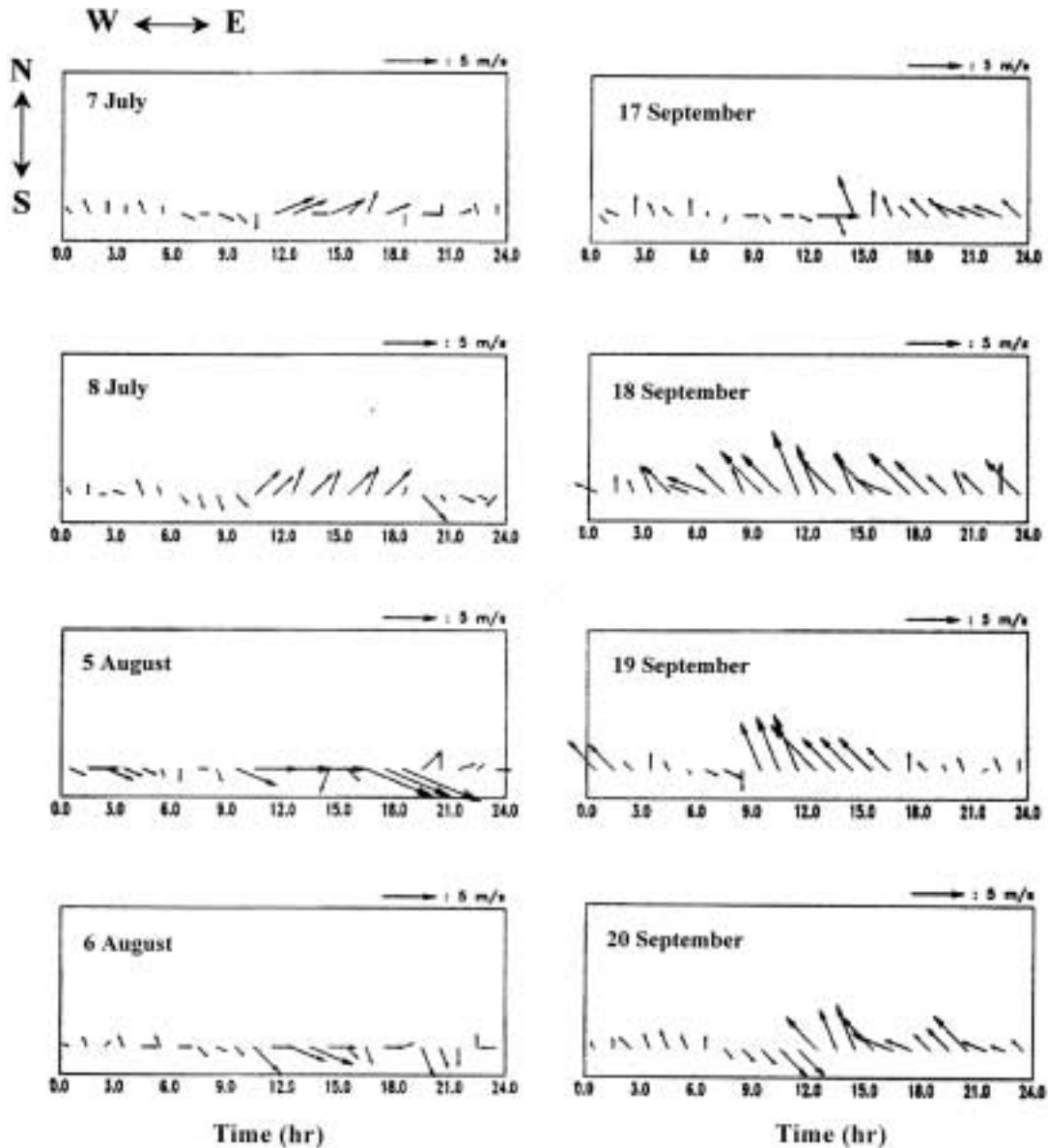


Fig. 4. Hourly wind speed and direction over 24-h and 72-h period in July, August and September at Lake Suwa.

를 보였으며 하루 중 남조류 세포 내 최대 농도($2.5 \mu\text{g/l}$)와 최소농도($0.5 \mu\text{g/l}$)는 5배의 차이를 나타냈다(Fig. 5). 조사 시점에서는 3종류의 독소 모두 검출되었으나 19시에는 MC-YR이 검출되지 않았고 MC-LR만이 높은 농도로 검출되었다. 8월 6일 10시에는 가장 높은 엽록소 *a* 농도($25.2 \mu\text{g/l}$)를 보였음에도 독소 농도는 높지 않았다. 이것은 우점종으로 나타났던 *M. ichthyoblabe*가 소멸되고 *M. viridis*가 성장하는 과정에서 세포 내 독소가 세포 노화로 분해될 때 수체로 용출되었거나 성장초기에는 독소 생성량이 적기 때문에 나타난 결과로 판단된다

(Van der Westhuizen and Eloff, 1983; Watanabe *et al.*, 1992).

9월 조사기간은 태풍의 영향으로 조사기간 전 강우에 따른 유입수량이 많았고(Fig. 3), 조사기간 초기에는 불규칙한 풍향과 강한 바람이 불었으나 9월 19일 18시 이후의 풍속은 2 m/s 이하로 약화되었다(Fig. 4). 세 가지 독소 화합물 중 9월 18일 22시까지의 MC-RR의 농도가 가장 높았으나, 9월 19일 1시부터는 MC-LR의 농도가 증가하였으며, 9월 18일 4시까지의 MC-LR과 -RR만이 검출되었고, 그 후로는 -YR도 검출되는 시간에 따

른 독소의 변화가 관찰되었다 (Fig. 5). 독소농도는 처음 이틀 동안은 시간에 따른 불규칙한 변화를 보였나, 하루 동안의 풍속패턴이 7, 8월과 같았던 마지막 하루 동안의 독소농도는 오전시간에 높았다. 유입수량이 많고 풍향과 풍속이 불규칙 변화를 나타낸 시기에 관찰된 남조류 독소의 정량·정성적인 변화는 동일한 수체 내 짧은 거리에서도 독소농도와 bloom을 형성하는 종 조성 사이에 차이가 있을 수 있기 때문에 수문으로 이동된 수체 내 종 조성과 세포밀도의 차이에 기인된 것으로 생각할 수 있다 (Carmichael and Gorham, 1981).

밤과 낮 동안의 남조류 세포밀도와 독소 농도의 차이는 남조류의 일주기 운동이나 혹은 독소생성과 관련된 남조류의 생리적인 측면에 영향을 줄 수 있는 빛의 유무와 풍향, 풍속 그리고 밀도가 다른 유입수의 유입에 따른 수체의 물리적인 이동 등에 영향을 받은 것으로 사료된다. Heiskanen and Olli (1996)은 Baltic해에서 *Aphanizomenon cf. flos-aquae*가 밤 동안 침강하고 아침시간에 표층으로 상승하는 생물량의 일주기 변화를 관찰하였고, 이와 비슷하게 김과 문 (2000)도 공산호에서 *M. aeruginosa*가 아침과 일몰직전에 표층에 밀집됨을 보고한 바 있다. 반면, Ha *et al.* (2001)은 낙동강 하구에서 *M. aeruginosa*가 풍속의 영향을 크게 받아 풍속이 약한 야간에 (풍속, < 2 m/s, 2300-700) 표층에 높은 밀도로 밀집되는 상반된 결과를 제시한 바 있다.

남조류 세포밀도의 일변화에 대한 비교적 많은 연구에 비해 남조류 독소의 일변화에 대한 연구는 상대적으로 적게 이루어져 있다. 비록 남조류를 대상으로 한 연구는 아니지만 Taroncher-Oldenburg *et al.* (1997)는 독소생성과 빛과의 관계를 설명하기 위해 *Alexandrium fundyense*를 이용한 실험에서 인위적으로 조절된 빛 (150×10^{18} quanta/s/m², 14 : 10 L/D cycle) 조건 하에서 빛에 의해 세포순환 (cell cycle)이 조절되는 과정 중 빛이 없는 동안 독소가 생성되는 것을 밝힌 바 있다. Kotak *et al.* (1995)은 본 연구 결과와 비슷하게 *M. aeruginosa*의 세포 내 독소농도가 밤에 감소하고, 아침에 다시 증가하는 것이 보고된 바 있으나 그 이유에 대해서는 설명하지 못했다. 아직까지 남조류 독소 농도가 낮에 비해 밤에 감소하는 이유에 대해서는 명확하게 알려진 바 없으며, 일주기 운동과 관련된 낮과 밤 동안의 세포밀도에 따른 독소농도의 차이로 생각하기에는 여름철 성층 형성이나 풍속, 풍향 패턴으로 빛의 유무에 따른 수체 내 수직 이동이 억제될 수 있기 때문에 본 연구결과를 설명하기에는 부족함 점이 있다. 따라서, 본 연구에서 나타난 남조류 독소의 일 변화는 7월과 8월 조사시와 마찬가지로

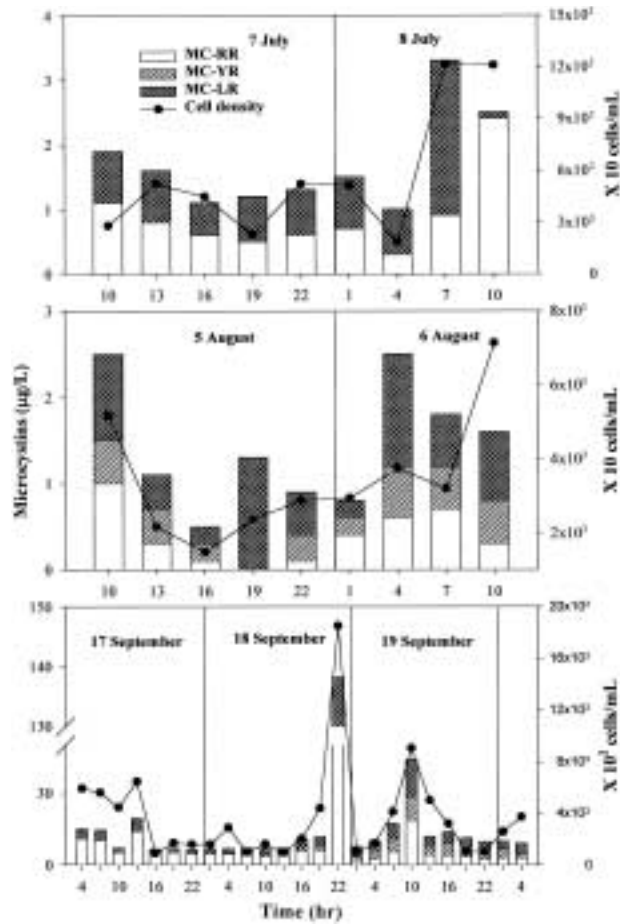


Fig. 5. Microcystin concentration and cell density of cyanobacteria over 24-h and 72-h period in July, August and September in outflow water at the floodgate of Lake Suwa.

가지로 오전보다는 오후에 남조류 세포가 수층 전체에 걸쳐 혼합될 정도의 바람이 (3~4 m/s) 부는 (Scott *et al.*, 1969; Harris, 1980) 기후적인 특성과 (Fig. 6) 9월 조사처럼 밀도차가 다른 유입수의 유입으로 종의 활성도가 다르거나 종 조성이 다른 남조류를 포함한 수체 혹은 호숫가에 밀집되어 있던 스킴이 이동함으로써 나타낸 결과로 판단된다 (Zohary and Breen, 1989).

결론적으로 본 연구에서 하루 중 방류수내 남조류 세포밀도와 독소농도는 각각 5~31배, 3~20배의 큰 일변화를 나타냈으며, 이러한 차이는 호소 내 취수탑이나 수문에서 취수 수심 혹은 시기를 조절하여 선택 취수하는 경우 원수 내 포함되는 남조류의 생물량을 저감시킬 수 있음을 의미한다. 또한, 호소수 수질관리 측면에서도 남조류 세포밀도가 높은 시기 혹은 수심에서의 선택적 방류는 많은 양의 유기물을 호소 외로 배출한다는 점에서

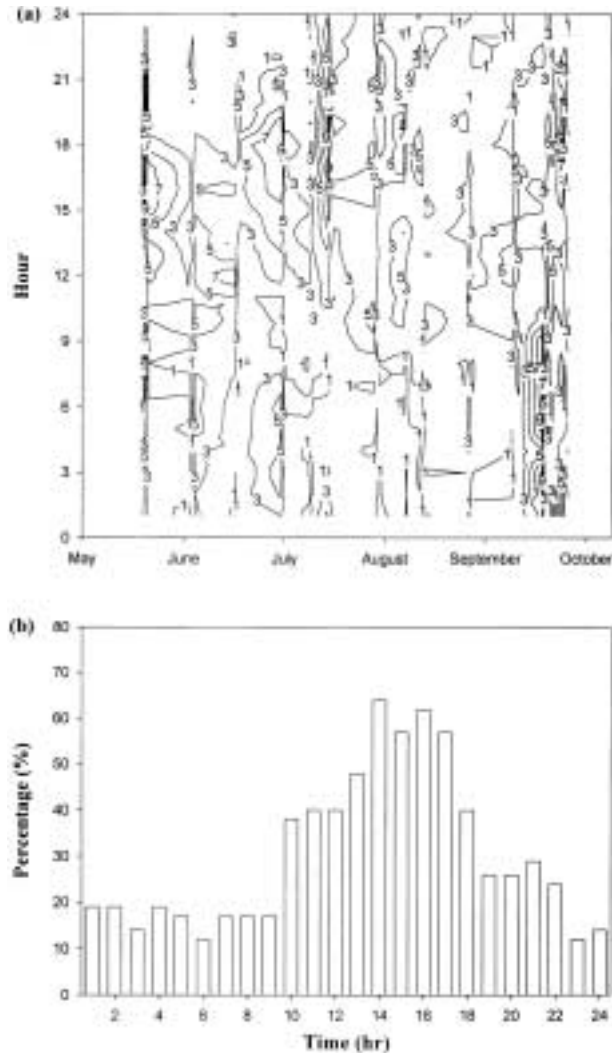


Fig. 6. (a) The monthly pattern of hourly wind speeds and (b) the percentage of strong wind days (>3 m/s) in the time sequence at Lake Suwa from May to October, 1998.

유용하게 이용 될 수 있을 것으로 사료된다. 그러나, 남조류의 수직적 분포의 일변화가 풍속과 풍향 등과 같은 기후적 특성 혹은 풍향에 영향을 주는 지형적 특성에 영향을 받아(김과 문, 2000; Ha *et al.*, 2000) 호수마다 각기 다른 양상을 나타낼 수 있기 때문에, 호수마다 남조류의 일변화에 영향을 주는 요인과 그에 따른 최적 방류시기와 수심을 선택하기 위한 연구가 진행되어야 할 필요가 있다.

적 요

방류수내 남조류 세포의 밀도와 종조성 및 독소의 계절별, 일일 변화를 일본 중심에 위치하고 있는 Suwa호의 수문에서 1998년 5월부터 10월까지 조사하였다. *Microcystis*의 높은 세포밀도가 *M. ichthyoblabe*가 우점했던 7월과 *M. viridis*가 우점종으로 나타난 9월에 관찰되었다. *Microcystis*의 종조성과 총 세포밀도는 3종류의 microcystin의 정성·정량적인 변화와 관련이 있었다. *M. ichthyoblabe*가 우점했던 7월 동안에는 MC-RR과 MC-LR만이 검출되었으나 *M. aeruginosa*의 개체수 증가와 함께 *M. viridis*가 우점종으로 나타난 8월부터 10월까지는 MC-YR을 포함한 3종류의 microcystin 모두 검출되었다.

방류수내 *Microcystis*의 세포밀도와 microcystin의 함량의 일 변화는 바람의 일 변화에 큰 영향을 받았다. 아침에 비해 오후에 바람이 강하게 부는 풍속주기의 조건에서 *Microcystis*의 세포밀도와 독소의 함량은 아침에 증가하고 오후에 감소하는 경향을 나타냈다. 본 연구의 결과들은 수문이나 취수탑에서 방류시기의 조절은 부영양 호수에서 물을 취수하여 이용함에 있어 원수내 조류의 생물량을 저감할 수 있는 유효한 방법임을 제시한다.

인 용 문 헌

- 김범철, 김호섭, 박호동, 최광순, 박종근. 1999. 국내호수에서 발생한 남조류의 microcystin 함량과 독성평가. 한국육수학회지 **32**: 288-294.
- 김한순, 문주환. 2000. 공산호에서 수화발생동안 *Microcystis aeruginosa* 수직분포의 변동. 한국육수학회지 **33**: 119-127.
- 이정호, 백인호, 김철호. 2000. 식물플랑크톤 분포도에 따른 운문호의 선택취수 수심 결정. 한국육수학회지 **33**: 311-318.
- 정진성, 강임석, 김시준, 김영진, 서정관, 이상봉, 이정호, 정용현. 1997. 상수도에서의 조류장에 및 저감대책. 낙동강환경관리청, 창원.
- 허우명, 김범철, 김윤희, 최광순. 1998. 소양호 유역에서 비점 오염원의 홍수유출과 오염수피의 호수내 이동. 한국육수학회지 **31**: 1-8.
- Carmichael, W.W. and P.R. Gorham. 1981. The mosaic nature of toxic blooms of cyanobacteria. p. 161-172. In: The water environment. Algal toxins and Health (W.W. Carmichael ed.). Plenum press, New York and London.

- Dawson, R.M. 1998. The toxicology of microcystins. *Toxicol.* **36**: 953–962.
- Ha, K., H.-W. Kim, and K.-S. Jeong. 2000. Vertical distribution of *Microcystis* population in the regulated Nakdong River, Korea. *The Jap. Soci. Limnol.* **1**: 225–230.
- Harada, K.-I., K. Matsuura, M. Suzuki, H. Oka, M.F. Watanabe, S. Oishi, A.M. Dahlem, V.R. Beasley, and W.W. Carmichael. 1988. Chemical analysis of toxic peptides produced by cyanobacteria. *J. Chromatogr.* **448**: 275–283.
- Harris, G.P. 1980. The measurement of photosynthesis in natural populations of phytoplankton. p. 129–187. In: *Physiological ecology of phytoplankton* (I. Morris ed.). Blackwell, Oxford.
- Heiskanen, A.-S. and K. Olli. 1996. Sedimentation and buoyancy of *Aphanizomenon cf. flos-aquae* (Nostocales, Cyanophyta) in a nutrient-replete and nutrient-depleted coastal area of the Baltic Sea. *Hycologia.* **35**: 94–101.
- Kaya, K. and M.M. Watanabe. 1990. Microcystin composition of an axenic clonal strain *Microcystis viridis* and *Microcystis viridis* - containing water blooms in Japanese freshwaters. *J. Applied phycol.* **2**: 173–178.
- Komárek, J. 1991. A review of water-bloom forming *Microcystis* species, with regard to populations from Japan. *Arch. Hydrobiol./suppl.* **92**, Algological studies **64**: 115–127.
- 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.
- Lyck, S., N. Gjørlme, and H. Utkilen, 1996. Iron starvation increases toxicity of *Microcystis aeruginosa* CYA 228/1 (Chroococcales, Cyanophyceae). *J. Phycol.* **35**: 120–124.
- Marker, A.F.H. 1972. The use of acetone and methanol in the estimation of chlorophyll in the presence of phaeophytin. *Fresh wat. Biol.* **2**: 361–385.
- Marker, A.F.H., E.A. Nusch, I. Rai, and B. Riemann. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih.* **14**: 91–106.
- Park, H.D., M.F. Watanabe, H. Hayashi, and T. Okino. 1993. Seasonal variations of *Microcystis* species and toxic heptapeptide microcystins in Lake Suwa. *Environ. Toxicol. and Wat. Qual.* **8**: 425–435.
- Persson, P.E. 1982. Muddy odour: a problem associated with extreme eutrophication. *Hydrobiol.* **86**: 161–164.
- Rapala, J., K. Sivonen, Christina, and S.I. Niemela. 1997. Variation of *Microcystis*, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* spp. as function of growth stimuli. *Applied and Environ. Microbiol.* **63**: 2206–2212.
- Scott, J.T., G.E. Myer, R. Stewart, and E.G. Walther. 1969. On the mechanism of Langmuir circulations and their role in epilimnion mixing. *Limnol. Oceanogr.* **14**: 493–503.
- Sivonen, K. 1996. Cyanobacterial toxins and toxin production. *Phycol.* **35**: 12–24.
- Smith, B.A.D. and J.J. Gilbert. 1995. Relative susceptibilities of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa*. *Arch. Hydrobiol.* **132**: 309–336.
- Taroncher-Oldenburg, G., D.M. Kulis, and D.M. Anderson. 1997. Toxin variability during the cell cycle of the dinoflagellate *Alexandrium fundyense*. *Limnol. Oceanogr.* **42**: 1178–1188.
- Tsuji, K., S. Naito, F. Kondo, M.F. Watanabe, S. Suzuki, H. Nakazawa, M. Suzuki, T. Shimada, and K.-I. Harada. 1994. A clean-up method for analysis of trace amounts of microcystins in lake water. *Toxicol.* **32**: 1251–1259.
- Utkilen, H. and N. Gjørlme. 1992. Toxin production by *Microcystis aeruginosa* as a function of light in continuous and its ecological significance. *Appl. Environ. Microbiol.* **58**: 1321–1325.
- Van der Westhuizen, A.J. and J. N. Eloff. 1983. Effect of culture age and pH of culture medium on the toxicity and growth of the blue-green alga (*Microcystis aeruginosa*). *Z. Pflanzenphysiol.* **110**: 157–163.
- Van der Westhuizen, A.J. and J.N. Eloff. 1985. Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006). *Planta* **163**: 55–59.
- Watanabe, M.F. and S. Oishi. 1985. Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* **49**: 1342–1344.
- Watanabe, M.F., S. Oishi, K.-I. Harada, K. Matsuura, H. Kawai, and M. Suzuki. 1988. Toxins contained in *Microcystis* species of cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicol.* **26**: 1017–1025.
- Watanabe, M.F., K.-I. Harada, K. Matsuura, M. Watanabe, and M. Suzuki. 1989. Heptapeptide toxin production during the batch culture of two *Microcystis* species (cyanobacteria). *J. Appl. Phycol.* **1**: 161–165.
- Watanabe, M.F., M. Watanabe, T. Kato, K.-I. Harada, and M. Suzuki. 1991. Composition of cyclic peptide toxins among strains of *Microcystis aeruginosa* (blue-green algae, cyanobacteria). *Bot. Mag. Tokyo* **104**: 49–57.
- Watanabe, M.F., K. Tsuji, Y. Watanabe, K.-I. Harada, and M. Suzuki. 1992. Release of heptapeptide toxin (mi-

- crocystin) during the decomposition process of *Microcystis aeruginosa*. *Natural Toxins* **1**: 48–53.
- Watanabe, M.F., H.-D. Park, and M. Watanabe. 1994. Compositions *Microcystis* species and Hepatapeptide toxins. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **25**: 2226–2229.
- Zohary, Z. and C.M. Breen. 1989. Environmental factors favouring the formation of *Microcystis aeruginosa* hyperscums in a hypertrophic lake. *Hydrobiol.* **178**: 179–192.

(Received 17 Jul. 2001, Manuscript accepted 25 Aug. 2001)