

# <sup>13</sup>C, <sup>15</sup>N 추적자 실험을 통한 부유 수생식물 (*Iris pseudoacorus*)의 Cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa*) 성장억제능력 평가

김민섭 · 이연정 · 김백호<sup>1</sup> · 황순진<sup>1</sup> · 안광국<sup>2</sup> · 박선구<sup>3</sup> · 엄한용<sup>4</sup> · 신경훈\*

(한양대학교 해양환경과학과, <sup>1</sup>건국대학교 환경과학과, <sup>2</sup>충남대학교 생명과학부, <sup>3</sup>(주)아셈 호소생태연구소, <sup>4</sup>한국농촌공사 농어촌연구원)

Control of Cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa*) Blooms by Floating Aquatic Plant (*Iris pseudoacorus*): an *in situ* Mesocosm Experiment Using Stable (<sup>13</sup>C, <sup>15</sup>N) Isotope Tracers. Kim, Min-seob, Yeon-jung Lee, Baik-Ho Kim<sup>1</sup>, Soon-jin Hwang<sup>1</sup>, Kwang-Guk An<sup>2</sup>, Sun-Koo Park<sup>3</sup>, Han-Yong Ume<sup>4</sup> and Kyung-Hoon Shin\* (Department of Environmental Marine Sciences, Hanyang University, Ansan 426-791, Korea; <sup>1</sup>Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 147-704, Korea; <sup>2</sup>Department of Bioscience and Biotechnology, Chungnam University, Daejeon 305-764, Korea; <sup>3</sup>Research of Limnology, ASSUM, Gyeonggi 427-070, Korea; <sup>4</sup>Rural Research Institute, Ansan 426-908, Korea)

Bottom-up approaches to control of *Microcystis aeruginosa* blooms were comparatively investigated through an *in situ* mesocosm experiment using aquatic plants (*Iris pseudoacorus*). In the mesocosm experiments, floating *I. pseudoacorus*, seemed to be effective in controlling massive *M. aeruginosa* blooms in an agricultural reservoir, exhibiting a close coupling with temporal variations in Chl-*a* and DO concentration. Shading by floating *I. pseudoacorus* resulted in a reduced phytoplankton abundance inhibiting light energy availability. Moreover, *I. pseudoacorus* may suppress phytoplankton growth through the excretion of chemical substances, likes a allelopathy, that inhibit phytoplankton photosynthetic activity. The <sup>15</sup>N atom % of *I. pseudoacorus* showed higher values than POM, suggesting that *I. pseudoacorus* assimilates DIN predominantly compared to phytoplankton, which was mostly *M. aeruginosa*. This result strongly suggests that the *M. aeruginosa* bloom should be regulated by aquatic plants, like *I. pseudoacorus*, this approach can affect zooplankton composition. This is the first study that has used stable isotope tracers to evaluate the biomanipulation efficiency through floating *I. pseudoacorus*.

**Key words :** *Iris pseudoacorus*, *Microcystis aeruginosa*, bio-control, stable isotope tracer, allelopathy

## 서 론

호수, 저수지내의 지속적인 외부기원 영양염 유입은 부영양화 현상을 야기하며, 긴 체류시간, 낮은 N:P비, 수온

및 광량의 증가로 인해 남조류(e.g. cyanobacteria) 등의 대발생을 일으킨다(Kononen *et al.*, 1996; Beklioglu 1999). 특히, 담수생태계내에서 남조류(genera *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* 및 *Oscillatoria*) 등의 녹조발생은 전세계적으로 대표적인 수질오염 문제로 대두되고 있으

\* Corresponding author: Tel: 031) 400-4158, Fax: 031) 416-6173, E-mail: shinkh@hanyang.ac.kr

며, 많은 호수에서 부영양화 현상이 지속되면서 전체 식물플랑크톤 조성의 95% 이상을 차지하기도 한다(Sarnelle, 1993; Beklioglu 1999). 번성한 남조류는 담수생태계내에서 먹이사슬을 통해 동물플랑크톤(Koski *et al.*, 1999), 새우류(Engstrom *et al.*, 2001), 어류(Mohamed *et al.*, 2003), 이매패류(Bontes *et al.*, 2007) 등의 먹이원이 되기도 하는데, 체내에 이차생성물질로서 독성이 함유된 cyanotoxins, microcystins (MCs) 등을 합성하기 때문에, 수생태계내에서 중요한 먹이원이지만 그 독성으로 인해 섭식자의 주요 내장기관(간, 신장 등)에 악영향을 미쳐 높은 치사율이 발생한다(Dittmann *et al.*, 2006, Piola *et al.*, 2008). 이러한 변화는 수생태계 먹이망에 악영향을 미치며, 그 결과 수생태계 다양성 및 건강성을 악화시킨다. 예를 들면, 대량 발생한 남조류들이 먹이 사슬을 통해 동물플랑크톤에서 새우류(Engstrom *et al.*, 2000), 어류(Tester *et al.*, 2000)로 MCs가 전달된다는 연구가 빈번하게 보고되고 있으며, 더 나아가 패류(Sipia *et al.*, 2001), 식용어류로까지 그 독성이 전달되어 결국에는 최상위 섭식자인 인간에게까지 영향을 미치게 된다(Magalhaes *et al.*, 2001).

지금까지 호소수의 녹조 및 남조류 제어를 포함하는 수질관리 기술로서 여러가지 방법들이 소개되었으나 최근에는 그 중에서도 생물학적 수질개선 기법(Biomanipulation)이 주목을 받고 있다(Shapiro, 1984; Carpenter, 1985). Biomanipulation은 수생태계내 먹이사슬을 이용한 생물조절의 한 방법으로서, Top-down 효과를 이용하여 어류(zooplanktivore)의 개체수를 조절함으로써 동물플랑크톤으로 하여금 조류를 제어하거나(Paine, 1965; Carpenter, 1985) 직접 조류를 섭식하는 어류(Xie *et al.*, 2001) 혹은 패류(Hwang *et al.*, 2001)를 도입하는 방법들이 사용되어졌다. 또한, 수생식물(macrophytes)을 이용하여 수층의 영양염을 감소시킴으로써 녹조발생을 제어하는 Bottom-up 방법도 제안되었다(Strand and Weisner 2001). 수생식물을 이용하여 녹조를 제어하는 생태공학적인(eco-technology) 수질개선 기법은 수생태계의 건강성을 회복시키고(Mehner *et al.*, 2004), 종 다양성을 확보하며 깨끗한 수질을 복원하는 데 그 의의가 있다(Jeppesen *et al.*, 1997). 수생식물은 그 자체가 수생태계의 일부분으로서 식물플랑크톤 및 부착조류 등과 수층내 영양염을 흡수함에 있어서 서로 경쟁자의 역할을 하고 있으며(van Donk *et al.*, 1993), 동물플랑크톤들에게 서식처를 제공함으로써 조류의 발생을 억제하게 된다(Jeppesen *et al.*, 1998). 국내에서는 부채와 매질을 이용하여 식물을 식재하고 물에 뜨도록 하여 식물 흡수에 의한 수질정화효과를 목적으로 인공식물섬이 연구되었으며, 농림부와 한국농어촌 공사에서

저수지 수질개선의 목적으로 많이 연구가 이루어지고 있다(Park *et al.*, 2008).

탄소, 질소 안정동위원소 추적자를 이용한 실험은 광합성 및 섭식을 통한 유기물의 탄소, 질소 고정속도를 연구하는 데 많이 이용되었으며(Peterson *et al.*, 1987), 라벨링된 식물플랑크톤을 이용하여 전체 먹이사슬에서 에너지 순환을 이해하는 연구가 많이 수행되어졌다(Parker *et al.*, 1989). 기존의 연구가 생물학적 수질개선 기법을 평가하기 위해 MC 농도 분석, 영양염 및 클로로필 농도 분석, 투명도 측정 등을 이용하였지만(Benndorf *et al.*, 1990; Jeppesen *et al.*, 1997; An *et al.*, 2010), 본 연구는 남조류(*Microcystis aeruginosa*) 발생이 빈번한 신규저수지에서 수생식물(*Iris. pseudoacorus*)을 이용한 조류 제어를 평가하고자  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  안정동위원소 추적자를 이용하여 메소코즘 실험을 실시하였다. 안정동위원소 추적자 실험은 라벨링된 무기태( $\text{H}^{13}\text{CO}_3^-$ ,  $^{15}\text{NH}_4^+$ )를 사용하여 생태계내 에너지 흐름을 추적함으로써(Peterson *et al.*, 1987; Parker *et al.*, 1989) 생물조절을 평가할 수 있는 새로운 기법으로서 사용되어질 수 있다.

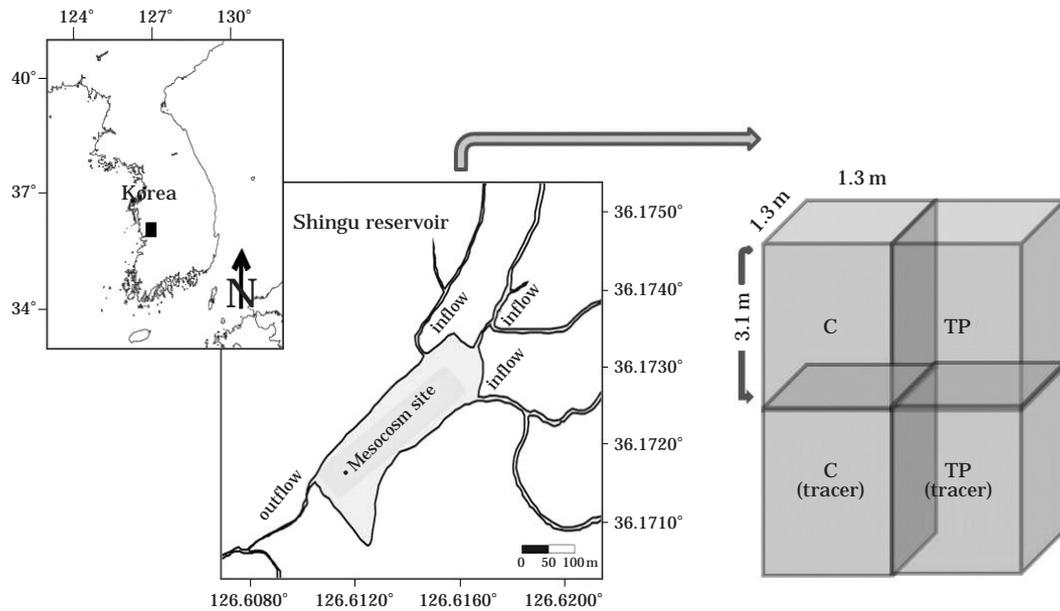
## 재료 및 방법

### 1. 신규저수지

신규저수지는 충청남도 서천군( $36^{\circ}10'N$ ,  $126^{\circ}37'E$ )에 위치한 소규모 농업용 저수지로서, 최대 수심은 7m, 평균 수심은 3.5m, 면적은  $0.1\text{ km}^2$ 이며 유효 저수량은  $3.88 \times 10^5\text{ ton}$ 이다. 저수지의 경계에는 농경지가 존재하며, 2개의 유입구가 존재하고 있어 저수지의 영양염 농도 증가에 큰 영향을 미치고 있다. 이로 인해, 여름철 부영양화 현상이 지속적으로 발생하며 주로 군집체를 형성하는 남조류(*M. aeruginosa*)에 의한 녹조발생이 빈번하게 일어난다. 평균 엽록소 *a*의 농도는  $25\ \mu\text{g L}^{-1}$ 이다.

### 2. 추적자 ( $^{13}\text{C}$ , $^{15}\text{N}$ )를 이용한 현장메소코즘 실험

부영양화가 크게 진행되어 식물플랑크톤중에서 남조류(*M. aeruginosa*)가 90% 이상 차지하는 신규저수지에 테플론 재질의 격자형 메소코즘( $1.2 \times 1.2 \times 2.0\text{ m}$ , 3,300 L)을 실험 개시 7일전에 설치하여 안정화 시간을 거쳐 현장의 자연 상태를 유지하도록 하였다(Fig. 1). 자연 상태를 유지한 메소코즘(실험군 Treatment, 대조군 Control)에 추적자( $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$ )를 첨가하여 안정화 기간을 거친 후 수생식물을 투입하여 3주 동안 총 10회에 걸쳐 대상 생



**Fig. 1.** A map showing the experimental mesocosm site in Shingu reservoir. The filled circle represents the sampling station for this study. The mesocosm was designed to include a control and treatments of TP (aquatic plant : *I. pseudoacorus*).

물을 채집하였다(1, 2, 3, 4, 6, 8, 10, 14, 22일).

- (1) 대조군(C): 대부분 남조류가 우점 (*M. aeruginosa*)
- (2) 실험군(TP): 인공식물섬 첨가(*I. pseudoacorus*)

메소코즘에 투여한 수생식물은 (주)아섬에서 제작한 이중식재기반 인공식물섬 형태로서 코코넛 섬유(coconut fiber)로 구성된 기반재에 발포성 부력재(poly Ethylene Form)를 부착하고 HDPE(High Density Poly Ethylene) 망체로 감싸서 제작하였으며 식물은 1년생 노랑꽃참포(*I. pseudoacorus*)를 식재하고 있으며 실험군 수층 표면적의 17.4%에 해당하는 0.25 m<sup>2</sup> 크기이다.

메소코즘에 첨가한 안정동위원소 추적자(<sup>13</sup>C, <sup>15</sup>N)는 NaHCO<sub>3</sub>(Isotech; <sup>13</sup>C > 99%)와 (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>(Isotech; <sup>15</sup>N > 99%)를 사용하였으며, 메소코즘 수층의 DIC(Dissolved inorganic carbon), DIN(Dissolved inorganic nitrogen)의 <sup>13</sup>C, <sup>15</sup>N 농도가 15%까지 증가되도록 투여하였다. 추적자를 첨가한 후 식물플랑크톤이 충분히 섭취하도록 안정화 시간을 거친 후 수생식물을 메소코즘에 첨가하여 생물조절 기법을 평가하였다.

### 3. 수질조사 분석항목 및 방법

기초적인 수질 자료(수온, 용존산소, 탁도)는 다항목 수질측정기(YSI Sonde 6600)를 이용하여 측정하였다. 엽록소 *a*의 농도는 시료수를 직경 47 mm, 구경 0.45 μm의 유리섬유 여과지(glass fiber filter paper, GF/F)에 여과한 후

90% 아세톤으로 추출하여 fluorescence spectrophotometer(Turner Design, 10R)를 사용하여 분석하였다. 총 무기태 질산염(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) 및 총 무기태 인산염(PO<sub>4</sub><sup>-</sup>)은 Strickland and Parsons(1072)의 방법에 의거하여 UV-Spectrophotometer(Cary 50, Varian)를 사용하여 분석하였다.

### 4. 식물 및 동물플랑크톤의 정성, 정량 분석

조류 생물량은 100 mL 시료를 취하여 Lugol 용액으로 고정하고 균일하게 혼합한 후 Sedgwick-Rafter chamber를 이용하여 광학현미경(Axiostar plus, ZEISS, Germany)하에서 세포수를 계수하고 출현종을 동정하였다. 동물플랑크톤은 플랑크톤 네트로 수직 예인한 시료를 포르말린으로 고정한 후 해부현미경 하에서 동정 및 계수하였다.

### 5. 안정동위원소 분석 방법

입자태 시료(대부분 식물플랑크톤)는 플랑크톤 네트(20 μm)를 이용하여 동물플랑크톤을 제거해 준 후, 남은 원수를 450°C, 24시간 동안 태워서 유기물을 제거해 준 GF/F 여과지(47mm, 0.45 μm)에 여과하였다. 동물플랑크톤 시료는 광학현미경(Axiostar plus, ZEISS, Germany)에서 핀셋을 이용하여 요각류 시료를 직접 채집하였다. 입자태 및 동물플랑크톤 시료는 1N 염산을 이용하여 진공 데시케이

터 안에서 24시간 증기처리를 통하여 무기태 탄소를 제거해 주었다. 수생식물 시료는 잎과 뿌리로 구분한 후 시료 분쇄기 (FRITSCH-planetary mono mill, Pulverisette 6, Germany)를 사용하여 분말 형태로 갈아주었다. 후에 1N 염산을 이용하여 무기탄소를 제거해 준 후 증류수를 이용하여 산을 제거하고 동결건조하였다. 총 질소 안정동위원소비 측정을 위한 시료는 염산 처리가 결과값에 영향

을 미치므로 전처리를 하지 않았다 (Bunn *et al.*, 1995). 입자태, 동물플랑크톤, 수생식물 시료의 탄소, 질소 안정동위원소비 측정은 한양대학교 공동기기센터에 있는 원소 (Euro EA 3000-D, Italy)-질량 분석기 (Isoprime; GV Instrument, U.K.)를 이용하여 분석하였다. 탄소는 VPDB (Vienna PeeDee Belemnite), 질소는 대기중 N<sub>2</sub>를 표준물질로 사용하였다.

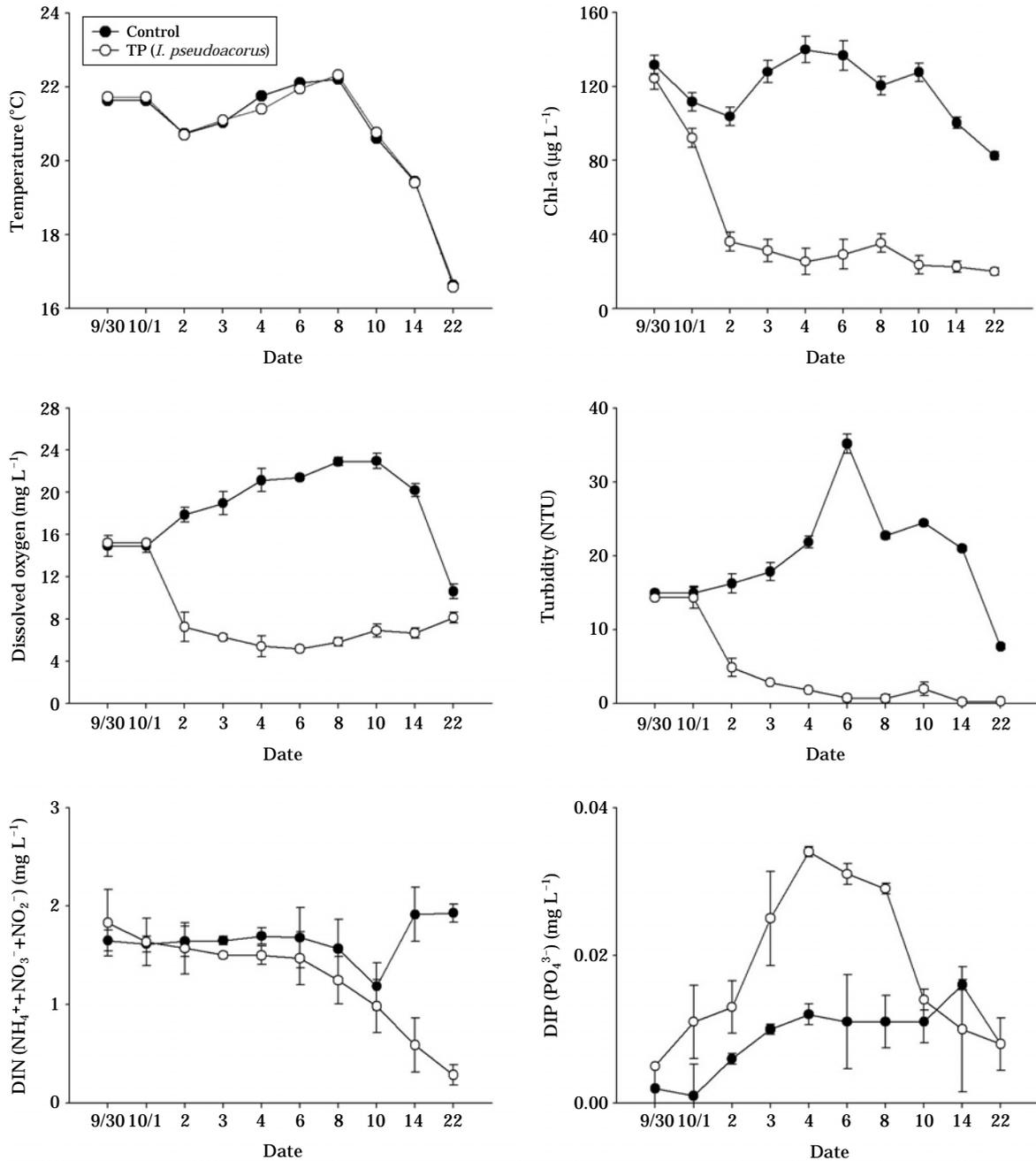


Fig. 2. Water quality conditions (water temperature, Chl-a, DO, turbidity, DIN and DIP) in each mesocosm in Shingu reservoir (C: control, TP: *I. pseudoacorus*).

탄소, 질소 안정동위원소비는 아래와 같은 계산을 이용하여 계산하였다.

$$\delta X = \{(R_{\text{sample}} - R_{\text{std}}) / R_{\text{std}}\} \times 1000 (\text{‰}),$$

$$X = {}^{13}\text{C} \text{ or } {}^{15}\text{N}, R = {}^{13}\text{C} / {}^{12}\text{C} \text{ or } {}^{15}\text{N} / {}^{14}\text{N},$$

대상생물의 체내에 동화된 탄소 및 질소의 양은 아래와 같은 계산을 이용하였다 (Hama *et al.*, 1983).

$$A (\text{atom } \%) = 100 / [1 / \{(\delta \text{ sample} / 1000 + 1) \times a_{\text{ns}}\} + 1],$$

A<sub>ns</sub>는 탄소일 경우 0.011180, 질소일 경우 0.0036765.

## 결 과

### 1. 수질변화

수온은 메소코즘 실험기간 동안 대조군과 실험군에서 비슷한 경향을 보이고 있으며 10일부터 22일까지 21.8°C에서 16.8°C로 감소를 보이고 있다 (Fig. 2). 엽록소 *a*의 농도는 실험군에서 실험개시 이튿날부터 124 μg L<sup>-1</sup>에서 20 μg L<sup>-1</sup>로 급격한 감소를 보이고 있으나 (Fig. 2), 대조군에서는 전체 실험기간 동안 131 μg L<sup>-1</sup>에서 83 μg L<sup>-1</sup>로 약간의 감소를 보이고 있다. 용존산소의 농도는 실험군에서 15.2 mg L<sup>-1</sup>에서 4.1 mg L<sup>-1</sup>로 뚜렷한 감소를 보이고 있으나 대조군에서는 반대로 증가하는 경향을 보이다가 실험 종료시에 감소하고 있다 (Fig. 2). 탁도는 대조군에서 13NTU부터 1NTU로 급격한 감소를 보이고 있으며, 대조군에서는 8일째까지 증가하다가 이후 감소하고 있고 (Fig. 2), 엽록소 *a* 및 용존산소의 농도와 비슷한 경향을 보이고 있어 *I. pseudoacorus*에 의한 생물조절 기법의 영향으로 여겨진다. 또한, 총 무기태 질산염의 농도는 대조군에서 실험기간 동안 1.83 mg L<sup>-1</sup>에서 0.28 mg L<sup>-1</sup>로 지속적인 감소를 보이고 있으나 실험군에서는 약간의 감소가 나타나다가 14일부터 다시 증가하는 추세를 보이고 있어 (Fig. 2), *I. pseudoacorus*의 수층내 무기태 질산염 흡수에 의한 영향으로 여겨진다. 총 무기태 인산염의 농도는 총 질소의 경향과는 다르게 실험군에서 지속적인 증가를 나타내다가 6일부터 감소하는 경향을 보이고 있으며 대조군에서는 조금씩 증가하는 경향을 보이고 있어, *I. pseudoacorus*를 식재한 부유 식물섬에서 용출된 것으로 여겨진다 (Fig. 2).

### 2. 식물 및 동물플랑크톤의 종 조성 변화

연구 기간중에서 식물플랑크톤은 *M. aeruginosa* 종이

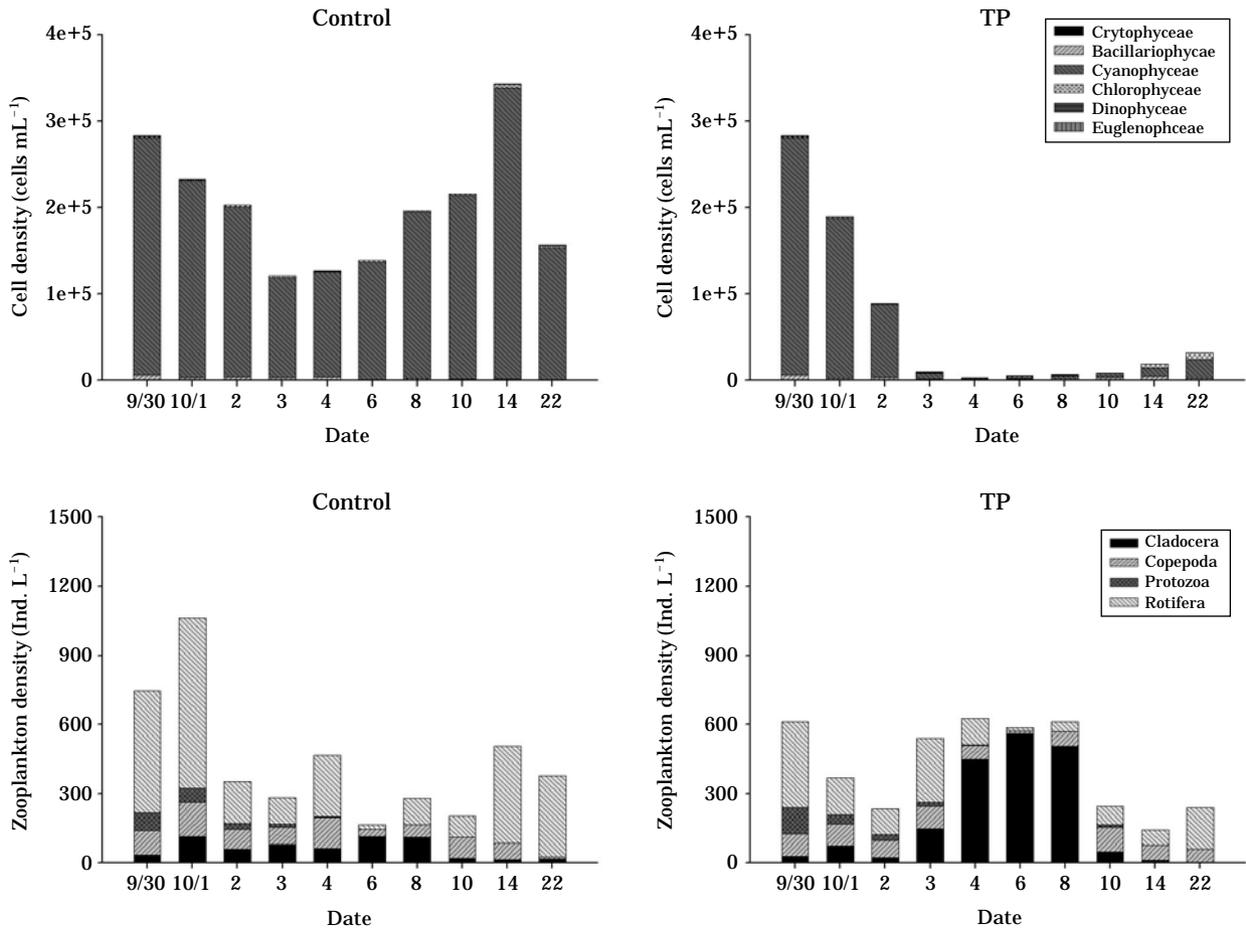
**Table 1.** Major species and relative proportions (%) of phytoplankton taxa in the initial mesocosm in Shingu reservoir.

Class	Species	Relative proportion (%)
Cyanophyceae	<i>Microcystis aeruginosa</i>	97.71
	<i>Oscillatoria</i> sp.	
	<i>Spirulina</i>	
Chlorophyceae	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	0.8
	<i>Closterium aciculare</i>	
	<i>Pediastrum simplex</i>	
	<i>Scenedesmus</i> sp.	
	<i>Staurastrum</i> sp.	
	<i>Gloeocystitis gigas</i>	
Cryptophyceae	<i>Cryptomonas ovate</i>	0.04
Euglenophyceae	<i>Trachelomonas</i> spp.	
Bacillariophyceae	<i>Aulacoseira</i> sp.	1.32
	<i>Cyclotella</i> sp.	
	<i>Navicular</i> sp.	
	<i>Synedra</i> sp.	
	<i>Nitzschia</i>	

전체의 97% 이상을 차지하고 있으며 다음으로 규조류, 녹조류가 1% 내외를 차지하고 있다 (Table 1). 대조군은 실험 개시일부터 종료시까지 정량적으로 증감을 반복하면서 감소를 보이지만 (283,200 ~ 156,120 cell mL<sup>-1</sup>), 실험군에서는 1일부터 급격한 감소를 보이고 있어 (295,430 ~ 32,000 cell mL<sup>-1</sup>) 대조군과는 큰 차이가 나타나고 있다 (Fig. 3). 동물플랑크톤은 윤충류가 전체의 70.7%를 차지하고 있으며, 요각류 14.3%, 원생동물이 10.4%, 지각류가 4.5% 순으로 나타나고 있다 (Table 2). 대조군에서는 동물플랑크톤의 정성, 정량 변화가 뚜렷하게 보이지는 않지만 실험군에서는 지각류의 조성비가 3일 (27%), 4일 (71%), 6일 (95%), 8일 (82%)로 높은 함유율을 나타내다가 다시 10일 (20%)로 감소하는 경향을 보이고 있다 (Fig. 3). 실험군에서 위와 같은 변화는 수생식물에 의한 생물조절 기법으로 인하여 식물플랑크톤과 동물플랑크톤의 정량 및 정성 변화에 영향을 미치는 것으로 사료된다.

### 3. 탄소 및 질소 안정 동위원소비의 변화

입자태 유기물내의 <sup>13</sup>C, <sup>15</sup>N atom %는 실험군에서 1.08 ~ 3.11, 0.37 ~ 4.29의 범위를 보이고 있어 대조군보다 (1.08 ~



**Fig. 3.** Cell density of phytoplankton and zooplankton classes in each mesocosm (C: control, TP: *I. pseudoacorus*) in Shingu reservoir.

5.88, 0.37~9.96) 낮은 동화율을 보이고 있다(Fig. 4). 또한, 동물플랑크톤(Copepod)의  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  atom %도 실험군에서 1.07~3.34, 0.36~4.29의 범위를 보이고 있어 대조군보다(1.07~5.69, 0.37~9.72) 낮은 동화율을 나타내고 있다(Fig. 4) 이는 실험군에서 수생식물(*I. pseudoacorus*)에 의한 생물조절 기법이 식물플랑크톤의 광합성 능력을 저해하기 때문에 입자태 유기물내의  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  atom %가 낮아져서 동물플랑크톤 또한 낮은 값을 보이고 있는 것이다(Fig. 5). 한편 수생식물(*I. pseudoacorus*)은 뿌리보다는 잎을 사용하여 대기로부터 이산화탄소를 흡수하여 광합성에 의해 새로운 유기물을 생성하기 때문에  $^{13}\text{C}$  atom %는 1.08~1.11%로 실험기간 동안 거의 변화가 없었다고 여겨진다(Fig. 5). 그러나  $^{15}\text{N}$  atom %는 0.36~3.23%로 실험기간 동안 크게 증가하고 있는데, 이는 *I. pseudoacorus*이 뿌리를 이용하여 수층으로부터 암모니아와 같은 무기태 질산염을 지속적으로 흡수하기 때문으로 사료된다(Fig. 5).

그리하여 뿌리에서 먼저 무기태 질산염을 흡수한 후 잎으로 이동시키기 때문에 실험기간 동안 뿌리에서의  $^{15}\text{N}$  atom %가 잎보다 높게 나타나는 것으로 여겨진다(Fig. 5).

## 고 찰

### 1. 수생식물을 이용한 생물조절 기법

메소코즘내에서 97% 이상 우점하는 *M. aeruginosa* 종이 추적자로서 첨가한 무기태 탄산염( $^{13}\text{HCO}_3^-$ ) 및 질산염( $^{15}\text{NH}_4^+$ )을 광합성을 통해 흡수하여 체내에 새로운 유기물을 생산하게 되면 입자태 유기물내 탄소와 질소의 atom %는 증가하며, 광합성 속도가 증가할수록 새로이 생성되는 유기물 양도 많아지게 되어 atom %가 더욱 증가하게 된다. 또한, 이렇게 라벨링된 식물플랑크톤을 동물플랑크톤이 섭식을 통해 체내에 흡수하게 되면 동물플랑크톤 체

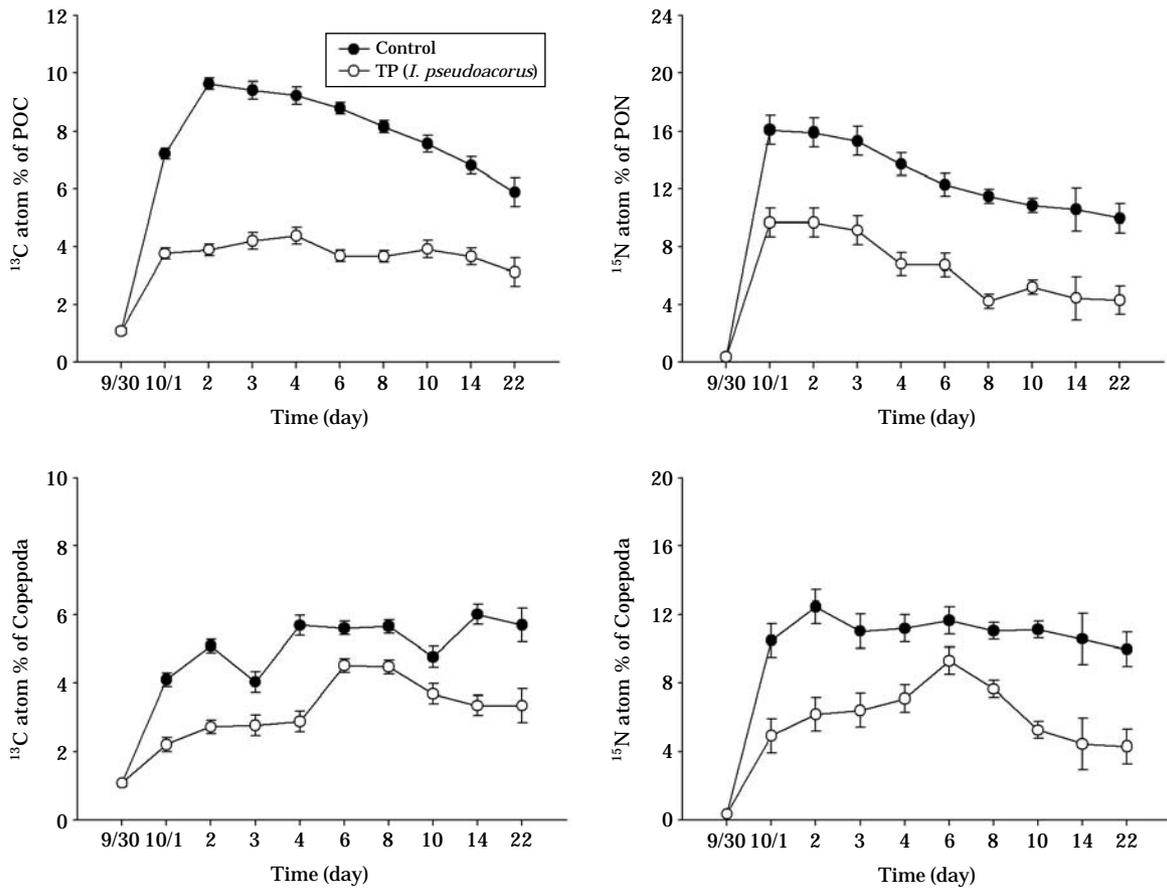
**Table 2.** Major species and relative proportions (%) of zooplankton taxa in the mesocosm during experimental period in Shingu reservoir.

Class	Species	Relative proportion (%)				
		10/1	10/4	10/6	10/8	10/22
Cladocera		4.5	71.5	95.7	82.7	0.8
	<i>Bosmina coregoni</i>	(3.0)	(14.9)	(32.7)	(33.9)	
	<i>Bosmina longispina</i>	(0.8)	(55.1)	(63.0)	(46.8)	(100)
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	(0.7)	(1.4)		(2.0)	
Copepoda		14.3	9.9	1.7	10.2	23.5
	<i>Thermocyclops taihokuensis</i>			(0.2)	(0.4)	
	<i>Mesocyclops dissilis</i>	(0.1)	(0.6)		(0.1)	
	<i>Copepodites</i>	(2.3)	(4.3)	(1.0)	(1.6)	(14.0)
	<i>Nauplius</i>	(11.7)	(4.9)	(0.5)	(7.9)	(9.5)
Rotifera		70.7	18.0	2.5	7.0	75.6
	<i>Asplanchna</i> sp.	(0.5)				
	<i>Brachionus calyciflorus</i>					
	<i>Brachionus forficula</i>					
	<i>Euclanis dilatata</i>				(0.3)	
	<i>Filinia longiseta</i>				(0.3)	(0.4)
	<i>Keratella valga</i>	(12.3)	(10.0)	(0.8)	(0.9)	(0.4)
	<i>Keratella quadrata cruvicornis</i>			(0.4)		(0.4)
	<i>Monostyla bulla</i>	(0.5)	(0.6)	(0.4)	(1.4)	(0.8)
	<i>Polyarthra remata</i>	(13.9)	(8.7)	(0.4)	(3.3)	(73.3)
	<i>Schizocerca diversicornis</i>	(3.2)	(0.6)			
	<i>Trichocera marina</i>	(15.5)	(5.6)	(0.4)	(0.5)	(5.8)
<i>Trichocera longispina</i>	(24.1)	(45.0)	(3.7)	(0.9)		
Protoza		10.4	0.4	0.0	0.0	0.0
	<i>Diffugia elegans</i>	(0.5)	(0.1)			
	<i>Pontigulasia</i> sp.	(9.88)	(0.3)			

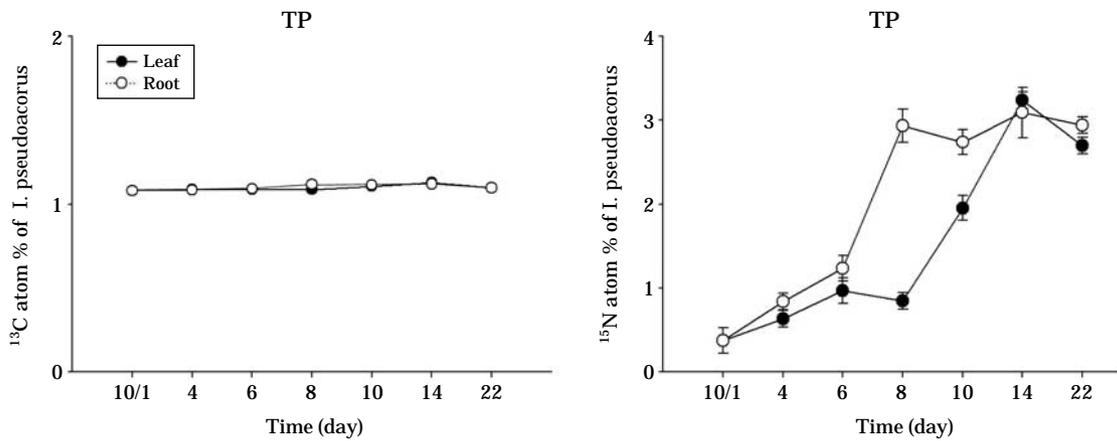
내의 atom %는 증가하며, 섭식 속도가 증가할수록 atom % 또한 더욱 증가하게 된다. 실제로 총 무기태 질소의 농도는 실험 종료일에 실험군에서  $0.28 \text{ mg L}^{-1}$ 로 대조군 ( $1.17 \text{ mg L}^{-1}$ )보다 확연한 감소를 보이고 있고 (Fig. 2), 실험군에서 *I. pseudoacorus*의  $^{15}\text{N}$  atom %가 0.36~3.23%로 크게 증가하고 있다 (Fig. 5). 이는 실험군에서 *I. pseudoacorus*이 뿌리를 이용하여 수층으로부터 지속적으로 용존 무기태 질소를 흡수하여 성장에 사용하기 때문에 수층내의 총 무기태 질소의 농도는 감소하고 *I. pseudoacorus* 체내의  $^{15}\text{N}$  atom %가 증가하는 것이다. 즉, 대조군과는 달리 실험군에서 *I. pseudoacorus*에 의해 총 무기태 질소 농도가 감소하면서 *M. aeruginosa*의 생산력이 제어되고 있음을 나타낸다. 하지만, 실험기간 동안 실험군에서 총 무기태 질소의 농도가  $1.83 \sim 0.28 \text{ mg L}^{-1}$ 로 수층내에 총 무기태 질소가 남아있기 때문에 *M. aeruginosa*의 생산력을 크게 좌우할 만큼 제한인자로서 작용하고 있다고 보기는 어렵다.

실험군에서 엽록소 *a*의 농도는 실험개시 다음날부터

$124 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $20 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 급격한 감소를 보이고 있으며 (Fig. 2), 용존산소의 농도는 실험군에서  $15.2 \text{ mg L}^{-1}$ 에서  $4.1 \text{ mg L}^{-1}$ 로 뚜렷한 감소를 보이고 있어 대조군과는 반대의 경향을 보인다 (Fig. 2). 또한, 대조군에서 POM의  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  atom %가 실험개시 2일째부터 9.6, 16.0%의 높은 값을 보이지만 수생식물을 첨가한 실험군에서는 4.3, 9.6%으로 낮은 값을 나타내고 있다 (Fig. 4). 대조군과 실험군에서 용존 산소 및 입자태 유기물의  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  atom % 차이가 1차 생산력의 차이로 여겨지며, 총 무기태 질소의 농도가 수층내에 아직 존재하고 있지만 엽록소 *a*의 농도는 큰 차이가 나타나는 것으로 보아 총 무기태 질소 외의 다른 인자로 인해 *M. aeruginosa*의 생물량 및 생산력에 영향을 미치는 것으로 여겨진다. 이러한 결과는 *I. pseudoacorus*이 남조류인 *M. aeruginosa*의 성장을 저해한다는 것을 의미하여 생물조절 기법으로서 수생식물 (*I. pseudoacorus*)이 녹조발생을 제어할 수 있다는 것을 제시하고 있다. 부유수생식물 (Floating macrophytes)은 호소 환경에서 수층내의 영양염 제거를 통해 미세조류의 생물량을



**Fig. 4.**  $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  atom % of POM and zooplankton (Copepod) in each mesocosm in Shingu reservoir during the experimental period.



**Fig. 5.**  $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  atom % in different part of the treatment organisms (*I. pseudoacorus* in Shingu reservoir during the experimental period.

억제하는 (Balls *et al.*, 1989; Barko *et al.*, 1998) 특성이 있어 “Bottom-up” 방법을 이용한 수질관리에 있어 큰 역할을 하고 있다 (Scheffer *et al.*, 1993). 또한, 수생식물에 의

한 질산염 제어의 가능성 이외에도 부유수생식물 자체의 표면에 의한 광량 투과의 제한성에 대한 가능성도 제시되고 있다. 실험군에 첨가된 인공물섬 형태의 수생식물

(*I. pseudoacorus*)이 수층 표면적의 17.4%를 차지하고 있고, 이로 인해 수층으로의 광투과가 제한되어 미세조류의 광합성에 영향을 미칠 수 있다는 것을 고려해야 한다. 수층으로의 광투과의 저해로 인해 광합성 활동이 약해져서 용존산소가 감소할 수 있기 때문이다(Fig. 2). 실제적으로, Ozimek *et al.* (1990)의 연구에 따르면, 수생식물(*Elodea nuttallii*)의 표면적과 미세조류 생물량과의 상관성을 비교해보았을 때 표면적이 넓을수록 광투과가 감소되어 미세조류의 생물량이 감소하는 것을 관찰하였다. 부유성 수생식물이 많은 수역에서는 광량이 크게 감소되면서 광합성: 호흡의 비가 낮아지게 혐기성 상태를 야기하여 수층 내의 산소 농도가 감소하게 된다(Caraco *et al.*, 2006). 그러므로, 부유성 수생식물의 표면적 및 생물량은 미세조류의 광합성 활동과 강한 상관관계가 있다고 사료된다. 또한, 수생식물은 화학적물질인 Allelopathy를 배출함으로써 부착조류나 미세조류의 성장을 억제하기도 한다(Hutchinson, 1975; Gopal and Goel, 1993). Allelopathy는 그 종류가 다양하지만 대표적으로 sulphur compounds, polyacetylenes, polyphenols, oxygenated fatty acids 등이 발견되어졌다(Gross, 1999). Jasser (1995)는 *C. demersum*이 유기화합물을 체외로 배출함으로써 cyanobacteria의 생물량을 감소시키는 데 기여하였다고 보고하였으며, 수생식물인 *Chara spp.* 군락지에서는 배출된 allelopathy로 인해 미세조류의 생물량이 매우 낮다고 보고되었다(Wium-Andersen *et al.*, 1982). 본 연구에서 사용된 부유수생식물(*I. pseudoacorus*)의 allelopathy의 배출에 대해서는 보고된 사례가 없지만 실험기간 동안 감소된 *M. aeruginosa*의 생물량으로 미루어 보아 가능성이 있는 것으로 사료되며 향후 이에 대한 후속 연구가 요구된다.

따라서 본 연구의 실험군에서 부유성 수생식물(*I. pseudoacorus*)로 인해 수층내의 총 무기태 질소의 농도가 감소하고 그 표면적으로 인해 광투과가 저해되어 수층내의 용존산소 농도가 감소하며(Fig. 2), 체외로 배출된 allelopathy 화합물 등으로 인해 우점종인 *M. aeruginosa* 종과 식물플랑크톤의 생물량이 감소하게 되는 것으로 사료된다. 반면에, 수생식물이 없는 대조군에서는 식물플랑크톤의 생물량이 유지되는 것을 보여주며(Fig. 3),  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  atom % 또한 실험군보다 높은 농도를 보여주고 있어 광합성을 통한 유기물 생성능력이 높다는 것을 의미한다(Fig. 4). 본 연구에서는  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  추적자 실험을 통하여 부유성 수생식물(*I. pseudoacorus*)이 미세조류의 성장을 억제함으로써 생물조절 기법으로 큰 기여를 할 수 있다는 것을 밝혀내었다. 하지만 수생식물의 종의 차이와 그 표면적 및 생물량에 의해 미세조류 대량발생 제어 효과에 차이가 나는

것도 고려될 필요가 있다.

## 2. 생물조절기법이 동물플랑크톤에게 미치는 영향

실험군 및 대조군에서 Copepoda의  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  atom %는 먹이원으로 사료되는 입자태 유기물의  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  atom %과 밀접한 관계를 보이고 있다. 실험군에서 Copepod의  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  atom %는 항상 대조군의 Copepod보다 가벼운 값을 보이고 있으나, 이는 먹이원인 입자태 유기물의  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  atom %가 대조군보다 낮기 때문이다(Fig. 4). 실험군에서 부유성 수생식물(*I. pseudoacorus*)에 의해 *M. aeruginosa*의 생물량이 감소하고 있음에도 불구하고, 대조군과 비교해보았을 때 섭식자인 Copepoda의 생물량 및 먹이 동화율에( $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  atom %) 큰 영향을 미치지 않는 것으로 여겨진다.

실험군 및 대조군에서 실험 초기에 윤충류가 전체의 43%를 차지하고 있으며 다음으로 요각류(26%), 지각류(20%) 순이다. 실험군에서는 실험시작 4일째부터 지각류(*Bosmina sp.*)의 생물량이 증가하면서 6일째에는 전체 생물량의 95% 이상을 차지하고 있다. 그러나 10일째부터 생물량이 감소하면서 실험 마지막 시기에는 윤충류가 전체 생물량의 80% 이상을 차지하고 있다. 대조군에서는 6일째를 제외하고는 윤충류가 전체의 50% 이상을 차지하고 있다. 이는 부유성 수생식물(*I. pseudoacorus*)에 의한 생물조절기법이 미세조류의 번성을 억제하면서, 이로 인한 영향으로 동물플랑크톤의 종조성에 영향을 미치는 것으로 여겨진다. *M. aeruginosa*이 대발생하는 담수생태계에서 자체적으로 생성해내는 독성물질인 Microcystins(MCs)로 인해 동물플랑크톤의 먹이로서 적합하지 않아 성장을 저해한다는 연구가 많이 보고되었다(Lampert, 1987; DeMott, 1999). *Daphnia* 혹은 *Diaphanosoma sp.*와 같은 크기가 큰 지각류(cladoceran)들은 독성이 강한 남조류들에게 매우 민감하게 반응하여 생물량이 감소하며(Infante *et al.*, 1984), *Bosmina longirostris* (Fulton, 1988)과 *Moina macrocopa* (Hanazato and Yasuno, 1984)와 같은 작은 지각류는 독성 남조류의 번성에도 잘 견딘다고 보고되었다. 본 연구에서는 *Daphnia*와 같은 크기가 큰 지각류들보다는 크기가 작은 *Bosmina coregoni*, *Bosmina longispina* 같은 지각류가 대부분을 차지하고 있으며, 실험군에서 독성물질(MCs)을 생성해내는 *M. aeruginosa*의 생물량이 감소하는 시기부터 크기가 작은 지각류(*B. coregoni*, *B. longispina*)의 생물량이 급증하는 것이 관찰되고 있다. 결론적으로, *M. aeruginosa*와 같은 독성 남조류가 번성하는 환경에서 같은 종류의 지각류라고 할 지라도 그 종의 차이에 따라서 반응하는 정도가 다른 것

으로 사료된다.

부유수생식물 (*I. pseudoacorus*)에 의하여 빛의 투과가 감소되고 식물플랑크톤의 생물량 및 수층의 산소 농도가 감소하면서 (Large *et al.*, 1996; Caraco *et al.*, 2006), 동물플랑크톤의 여과 섭식이 감소하고 (Roman *et al.*, 1993) 그 생물량 및 군집구조가 받는 영향도 고려해야 한다 (O'Farrell *et al.*, 2009). O'Farrell *et al.* (2010)는 부유수생식물이 번성하는 여름철에 그 표면적이 증가함으로써 수층으로의 빛의 투과가 감소하고 광합성 활동이 저해되어 수층내 산소 농도가 감소하면서 동물플랑크톤의 생물량이 감소한다고 보고 하였다. 그러나 본 연구에서는 수층내 산소 농도가 감소하는 시기에 동물플랑크톤 전체의 생물량은 오히려 증가하는 경향을 보이고 있으며 윤충류가 감소하고 지각류가 증가하고 추세를 보이고 있다. 이는 산소 고갈보다는 지각류 (*B. coregoni*, *B. longispina*)의 주된 먹이원인 식물플랑크톤의 생물량이 감소하면서 윤충류와의 먹이 경쟁을 통해서 윤충류의 생물량을 억제하는 것으로 여겨진다.

## 적 요

생물조절기법 (Biomaniplulation)을 이용한 수질개선 방법으로서, 인공식물섬을 이용한 부유성 수생식물 (*I. pseudoacorus*)은 그 표면적에 따라서 수층으로의 광량 투과를 제어함으로써 미세조류의 광합성 효율을 저해한다. 또한, 수층에서 영양염을 흡수하여, 미세조류의 성장을 억제함으로써 남조류 (*M. aeruginosa*) 대량발생을 제어할 수 있다는 것을  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  추적자 실험을 통하여 정량적으로 확인하였다. 이와 같이 부유수생식물을 이용하여 저수지내 남조류 번성을 억제함으로써 수질 개선에 중요한 역할을 하지만, 동물플랑크톤의 종 조성 변화를 야기할 수 있다는 것을 고려해야 할 것이다. 본 연구 결과는 향후 인공식물섬을 사용한 남조류 제어 기법에 중요한 자료로 활용될 것으로 사료된다.

## 사 사

본 연구는 농림부 핵심 전략 연구과제 “생물조절(먹이연체)을 통한 농업용 저수지 수질관리 기법개발” (306009-03-2-CG000)과 2008년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 연구임 (No. 2008-0060923).

## 인 용 문 헌

- An, K.G., J.Y. Lee, K. Hema, S.J. Lee, S.J. Hwang, B.H. Kim, S.K. Park and H.Y. Um. 2010. Control of algal scum using top-down biomanipulation approach and ecosystem health assessments for efficient reservoir management. *Water Air Soil Pollutant* **205**: 3-24.
- Balls, H., B. Moss and K. Irvine. 1989. The loss of submerged plants with eutrophication I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broadland. *Freshwater Biology* **22**: 71-87.
- Barko, J.W. and W.F. James. 1998. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension, p. 197-217. *In: The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes* (Jeppesen, E., M. Søndergaard and K. Christoffersen, eds.). Springer, New York.
- Beklioglu, M. 1999. A review on the control of eutrophication in deep and shallow lakes. *Turkish Journal of Zoology* **23**: 327-336.
- Benndorf, J. 1990. Conditions for effective biomanipulation: conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* **200/201**: 187-203.
- Bontes, B.M., A.M. Verschoo, L.M. Dionisio Pires, E. Van Donk and B.W. Ibelings. 2007. Functional response of *Anodonta* anatine feeding on a green algal and four strains of cyanobacteria, differing in shape, size and toxicity. *Hydrobiologia* **584**: 191-204.
- Bunn, S.E., N.R. Loneragan and M.A. Kempster. 1995. Effects of acid washing samples on stable isotope ratios of C and N in penaeid shrimps and seagrass: implications for food web studies using stable isotopes. *Limnology and Oceanography* **40**: 622-625.
- Caraco, J., J.C. Cole, S. Findlay and C. Wigand. 2006. Vascular plants as engineers of oxygen in aquatic systems. *Bioscience* **56**: 219-225.
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell and J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* **35**: 634-639.
- DeMott, W.R. 1999. Foraging strategies and growth inhibition in 5 daphnids feeding on mixtures of a toxic cyanobacterium and a green alga. *Freshw Biol* **42**: 263-274.
- Dittmann, E. and C. Wiegand. 2006. Cyanobacterial toxins-occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. *Molecular Nutrition & Food Research* **50**: 7-17.
- Engstrom, J., M. Viherluoto and M. Viitasalo. 2001. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on grazing, zooplank-

- tivory and survival of the mysid shrimp *Mysis mixta*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **257**: 269-280.
- Fulton, R.S. 1988. Resistance to blue-green toxins by *Bosmina longirostris*. *J Plankton Res* **10**: 771-778.
- Gopal, B. and U. Goel. 1993. Competition and allelopathy in aquatic plant communities. *Botanical Review* **59**: 155-210.
- Gross, E.M. 1999. Allelopathy in benthic and littoral areas: case studies on allelochemicals from benthic cyanobacteria and submerged macrophytes. p. 179-199. *In: Principles and Practices in Plant Ecology: Allelochemical Interactions* (Inderjit Dakshini, K.M.M. and C.L. Foy, eds.). CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hama, T., T. Miyazaki, Y. Ogawa, T. Iwakuma, M. Takahashi, A. Otsuki and S. Ichimura. 1983. Measurement of photosynthetic production of a phytoplankton population using a stable  $^{13}\text{C}$  isotope. *Mar Biol* **73**: 31-36.
- Hanazato, T. and M. Yasuno. 1984. Growth, reproduction and assimilation of *Moina* macrophoda fed on *Microcystis* and/or *Chlorella*. *Jpn J Ecol* **34**: 195-202.
- Hutchinson, G.E. 1975. A Treatise on Limnology. Vol. III. Limnological Botany. Wiley, New York.
- Hwang, S.J., H.S. Kim and J.K. Shin. 2001. Filter-feeding effect of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* PRIME) on phytoplankton. *Korean Journal of Limnology* **34**(4): 298-309.
- Infante, A. and W. Riehl. 1984. The effect of Cyanophyta upon zooplankton in a eutrophic lake. *Hydrobiologia* **113**: 293-298.
- Jasser, I. 1995. The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. *Hydrobiologia* **306**: 21-32.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T.L. Lauridsen, L.J. Pedersen and L. Jensen. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* **342-343**: 151-164.
- Jeppesen, E., T.L. Lauridsen, T. Kairesalo and M.R. Perrow. 1998. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes, p. 91-114. *In: The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes* (Jeppesen, E., M. Søndergaard and K. Christoffersen, eds.). Springer, New York.
- Kononen, K., J. Kuparinen, K. Makela, J. Laanemets, J. Pavelson and S. Nommann. 1996. Initiation of cyanobacterial blooms in a frontal region at the entrance to the Gulf on Finland, Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* **41**: 98-112.
- Koski, M., M. Rosenberg and M. Viitasalo. 1999a. Reproduction and survival of the calanoid copepod *Eurytemora affinis* fed with toxic and non-toxic cyanobacteria. *Marine Ecology Progress Series* **186**: 187-197.
- Lampert, W. 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *NZ J Mar Freshw Res* **21**: 483-490.
- Large, A.R.G., G. Pabon and C. Amoros. 1996. Primary production and primary producers, p. 117-136. *In: Fluvial Hydrosystems* (Petts, G.E. and C. Amoros, eds.). Chapman & Hall, London.
- Magalhaes, V.F., R.M. Soares and S.M.F.O. Azevedo. 2001. Microcystin contamination in fish from the Hacarepagua Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicol* **39**: 1077-1085.
- Mehner, T., R. Arlinghaus, S. Berg, H. Dorner, L. Jacobsen, P. Kasprzak, R. Koschel, T. Schulze, C. Skov, C. Wolter and K. Wysujack. 2004. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology* **11**: 261-275.
- Mohamed, Z.A., W.W. Carmichael and A.A. Hussein. 2003. Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an Egyptian fish farm containing a *Microcystis* bloom. *Environmental Toxicology* **18**: 137-141.
- O'Farrell, I., P. de Tezanos Pinto, P. Rodriguez, G. Chaparro and H. Pizarro. 2009. Experimental evidence of the dynamic effect of free-floating plankts on phytoplankton ecology. *Freshwater Biology* **54**: 363-375.
- Ozimek, T., R.D. Gulati, E. van Donk. 1990. Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The lake Zwemlust example. *Hydrobiologia* **200/201**: 399-407.
- Paine, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *The American Naturalist* **103**: 91-93.
- Park, S.K., I.K. Cho, O.B. Kwon, J.S. Mun, H.Y. Um and S.J. Hwang. 2008. Algae and nutrient removal by vegetated artificial floating island. *Korean J Limnol* **41**(Special issue): 93-98.
- Parker, P.L., R.K. Anderson and A. Lawrence. 1989. A  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  tracer study of nutrition in aquaculture: *Penaeus vannamei* in a pond growout system, p. 288-303. *In: Stable Isotopes in Ecological Research* (Rundel, P.W., J.R. Ehleringer and K.A. Nagy, eds.). Springer-Verlag, New York.
- Peterson, B.J. and B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **18**: 293-320.
- Piola, R.F., I.M. Suthers and D. Rissik. 2008. Carbon and nitrogen stable isotope analysis indicates freshwater

- shrimp *Paratya australiensis* Kemp, 1917 (Atyidae) assimilate cyanobacterial accumulations. *Hydrobiologia* **608**: 121-132.
- Roman, M.R., A.L. Gauzens, W.K. Rhinehart and J.P. White. 1993. Effects of low oxygen waters on Chesapeake bay zooplankton. *Limnology and Oceanography* **38**: 1603-1614.
- Sarnelle, O. 1993. Herbivore effects on phytoplankton succession in a eutrophic lake. *Ecological Monographs* **63**: 129-149.
- Scheffer, M., S.H. Hospe, M.L. Meijer, B. Moss and E. Jepsen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution* **8**: 275-279.
- Shapiro, J. and D.I. Wright. 1984. Lake restoration by biomanipulation. *Freshwater Biology* **14**: 371-383.
- Sipia V.O., H.T. Kankaanpaa, J. Flinkman, K. Lahti and J.A.O. Meriluoto. 2001. Time-dependent accumulation of cyanobacterial hepatotoxins in flounders (*Platichthys flesus*) and mussels (*Mytilus edulis*) from the northern Baltic Sea. *Environmental Toxicology* **16**: 330-336.
- Strand, J.A. and S.E.B. Weisner. 2001. Dynamics of submerged macrophyte populations in response to biomanipulation. *Freshwater Biology* **46**: 1397-1408.
- Strickland, J.D.H. and T.R. Parsons. 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. (Bull.). p. 167-311.
- Tester, P.A., J.T. Turner and D. Shea. 2000. Vectorial transport of toxins from the dinoflagellate *Gymnodinium breve* through copepods to fish. *Journal of Plankton Research* **22**: 47-61.
- Van Donk, E., R.D. Gulati, A. Iedema and J. Meulemans. 1993. Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *Hydrobiologia* **251**: 19-26.
- Wium-Andersen, S., C. Christophersen and G. Houen. 1982. Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). *Oikos* **39**: 187-190.
- Xie, P. and J.C. Liu. 2001. Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria blooms. *Sci World* **1**: 337-356.

(Manuscript received 11 August 2011,  
Revised 16 September 2011  
Revision accepted 20 September 2011)