

생물검정에 의한 남조류 *Microcystis*가 수질에 미치는 영향

신재기·조경제*
한국수자원공사 수자원연구소·인제대학교 환경시스템학부
(1999년 12월 18일 접수)

The Impact on Water Quality from Blue-Green Algae *Microcystis* of Natural Phytoplankton by Algal Assay

Jae-Ki Shin and Kyung-Je Cho*

Water Resources Research Institute, KOWACO, Taejeon, 305-390, Korea

*Division of Environmental Science and Engineering, Inje University, Kimhae, 621-749, Korea

(Manuscript received 18 December, 1999)

In order to understand the impact for decomposition of blue-green algae *Microcystis* on water quality, the algae were cultivated with collection of natural population during approximately one month, when water-bloom of *Microcystis* dominated at August 31, 1999 in the lower part of the Okchon Stream. The enrichment of inorganic N·P nutrients didn't in algal assay and the effect of *Microcystis* on water quality was assessed from the variation of nutrients by algal senescence. *Microcystis* population seemed to play a temporary role of sink for nutrients in the water body. Initial algal density of *Microcystis* was 2.3×10^6 cells/ml. When *Microcystis* population died out under light condition, algal N·P nutrients between 9~12 days affected to increase of biomass after reuse by other algal growth as soon as release to the ambient water. However, cellular nutrients under dark condition were almost moved into the water during algal cultivation. NH_4 , NO_3 and SRP concentration were highly increased with 160, 17 and 79 folds, respectively relative to the early. As a result, the senescence of *Microcystis* population seemed to be an important biological factor in which cause more eutrophy and increase of explosive algal development by a lot of nutrients transfer to water body. There are significantly observed an effort of reduce for production of inner organic matters such a phytoplankton as well as load pollutants from watershed in side of the water quality management of reservoir.

Key words : water quality, phytoplankton, *Microcystis*, algal assay, nitrogen, phosphorus

1. 서론

담수의 수질은 생활환경의 지속적인 향상으로 인해 부영양화가 심화되고 있으며 인구가 밀집된 도시를 중심으로 그 양상은 더욱 뚜렷하다. 담수에서 수질오염은 수계의 상황에 따라 차이가 크며, 수리·수문 인자를 포함하여 악화의 근원에는 다양한 내·외적 요인을 들 수 있다.¹⁾ 1차적으로 외부로부터 유입되는 물질에 영향을 많이 받으며 이에 대한 영향은 다른 결과보다도 식물플랑크톤의 생물량이 증가하고 있는데서부터 문제가 제기되고 있다. 그 예로 담수적조 또는 수화현상의 발생에 따른 조류예보제²⁾ 등의 제도적 도입이 해당한다.

담수생태계에서 조류 중 남조류 *Microcystis*는 그 수도가 클 때(>5,000 cells/ml)는 담수적조(red-tide algae) 생물로 분류가 되며 장기간 수화(water-bloom)를 유지하는 대표적인 조류이다.^{3,4)} 우리나라에서 남조류 *Micro-*

*cystis*의 출현은 계절적으로 봄(4월~5월)부터 발생하여 늦가을(10월~11월)까지 분포하나 7월 하순에서 9월 중순 사이에 최고(peak)를 보이면서 우점한다.⁵⁾ 연중 하절기를 중심으로 남조류 *Microcystis*가 수중에서 우점하는 것은 수온의 상승, 풍부한 영양염 및 높은 일사량 조건을 비롯하여 광합성 색소의 특이성,⁶⁻⁸⁾ 다른 조류에 비해 고광에 대한 적응력⁹⁾이 탁월하고, 상하 수직운동¹⁰⁾ 및 피식에 대한 대처 방편인 독소대사¹¹⁾ 등을 지니고 있기 때문이다. 또한 표층에 scum을 형성함으로써 수중에서 부족한 탄소(CO_2)를 대기과 물의 경계층에서 우선적으로 이용할 수 있기 때문에 우점할 수 있는 충족 조건이 된다.¹²⁾

*Microcystis*의 수화현상은 수질의 이·화학적 특성 뿐만 아니라 담수조류 군집구조에 적지않은 영향을 미칠 것이다. *Microcystis* 번무는 물의 투명도를 저하시켜 수

표면 아래 광 투과가 거의 차단되고 부유력이 왕성한 남조류 이외 다른 조류의 생장을 억제한다. 중 다양성이 감소하고 수표면 아래 층의 광합성이 저해를 받으며 저층으로 갈수록 DO가 고갈된다. 저층에 가까울수록 혐기성 상태의 용출을 촉진시켜 수질을 더욱 악화시키게 되고 이러한 수환경은 조류 발생을 증가시키는 요인으로 작용하게 될 것이다. 따라서 *Microcystis*는 수질오염에 대한 생물학적 지표가 된다.¹³⁾

전술한 바와 같이 현재 우리나라 대부분 호소 또는 하천은 외부로부터 유입되는 각종 오·폐수로 인하여 조류가 대발생(algal bloom)하는 등 수질이 매우 악화된 상태를 나타내고 있다. 이 중에서 남조류의 수화현상은 여름 장마기 이후 수질을 더욱 악화시키고 있고 매년 되풀이 하여 대발생함으로써 수경관의 저하와 이취미 발생 등으로 상수원수의 확보를 어렵게 하고 있다. 정수처리 과정에서 수처리 화학약품의 투입량 증가에 따른 경제적 손실과 여과지의 막힘 등을 야기하고,¹⁴⁾ 생태계의 구조적 변화 뿐만 아니라 동물플랑크톤의 천이, 어류의 운동성과 산란을 저해하는 것으로 보고되고 있다.¹¹⁾

수중생태계에서 식물플랑크톤의 분해로 인한 수질의 영향을 평가하는 것은 매우 중요한 부분으로서 주로 산소소비율 측정에 의한 평가가 있었으나,^{15,16)} 생물검정(algal assay)을 통한 직접적인 연구는 많지 않다.¹⁷⁾ 따라서 본 연구는 호소의 유입하천 하류에서 매년 대발생하는 남조류 *Microcystis* 개체군을 이용하여 실내에서 배양하였고, 분석된 결과로서 호소의 중·하류 및 유입부 수중생태계에서 일어나는 수질 변동에 대한 영향을 간접적으로 파악하는데 목적이 있으며 향후 호소 수질관리에 대한 기초자료로 활용하고자 하였다.

2. 재료 및 방법

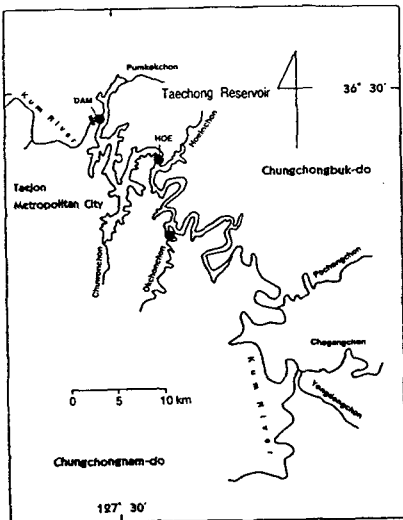


Fig. 1. Map showing sampling localities for water analysis and algal assay by blue-green algae *Microcystis* in Taechong Reservoir and the Okchon Stream.

수환경 조사는 금강 수계의 대청호에서 댐 부근(DAM), 본류와 지류의 합류점 하류에 해당하는 회남대교(HOE) 및 유입하천인 옥천천의 하류 등 3개 지점(Fig. 1)에서 1999년 7월 하순부터 9월 중순까지 총 7회 조사하였다. 조류 배양을 위한 시료채집은 남조류가 매년 심각한 수준으로 대발생하는 대청호 중류에 위치한 지류인 옥천천 하류(Fig. 1)에서 *Microcystis*가 표층에 scum을 형성한 시기(99년 8월 31일)에 하였다. 또한 현장에서 조류를 채집할 때, 수온, DO, pH, 전기전도도, 투명도 및 수심을 측정하였다. 배양 시료는 조류 이외 동물플랑크톤 등 다른 부유물질을 제거하기 위해 네트(망목크기 60 µm)로 1차 걸렀고, 2개의 수조(50 cm×40 cm×25 cm)에 동일한 양으로 각각 나누어 담았다. N·P 등 영양염의 첨가는 없었고, light와 dark의 두 조건으로 27일 동안 실내 배양기에서 배양하였으며, 각종 분석을 위한 시료는 1일~3일 간격으로 균일하게 각각 1.5 l씩 채취하였다. 배양 온도는 28±0.5°C, 광은 200 µmol/m²/s로 연속적으로 조사하였고, 12시간 간격으로 15분 동안 hand-shaking을 실시하였다.

시료의 수중 NH₄, NO₃, SRP(soluble reactive phosphorus) 및 SRSi(soluble reactive silicon)농도는 시료를 GF/C filter로 여과한 후 Rump and Krist¹⁸⁾와 APHA¹⁹⁾의 방법에 따라 분석하였고, 여과지는 90% ethanol로 비등 추출하여 665 nm와 750 nm의 흡광도값으로 정량하는 chl-a 분석²⁰⁾에 사용하였다. 용존유기물은 시료를 1회용 membrane(0.45 µm, Millipore) syringe filter로 여과한 후 UV-Vis-NIR Spectrophotometer(Varian Cary-5G, Australia)를 이용하여 254nm 파장에서 2회 측정된 흡광도값의 평균값을 이용하였다. 점도(viscosity)분석을 위한 시료는 GF/C filter로 1차 여과하였고, 즉시 Brookfield Rheocalc System(Ver. 1.2, U.S.A.)으로 측정하였다. 이때 SC4-18 spindle를 사용하였고, 1~100 rpm범위에서 측정된 축회전수 중에서 70과 80 rpm에서 30초 동안 측정된 평균값을 이용하였다.²¹⁾

조류 검정을 위한 시료는 채수한 후 즉시 Lugol 용액으로 고정하였고 3일 이상 정치시켜 10배로 농축하였다. 농축시료는 먼저 광학현미경(400× 또는 1,000×배율)으로 종조성을 파악하였고, 시료 1 ml를 Sedgwick-Rafter counting chamber에 골고루 분산시킨 후 200×배율하에서 계수하였다. 구조류는 질산과 중크롬산(K₂Cr₂O₇)으로 산화시켜 세정한 후 영구표본을 제작하였고 1,000×배율하에서 관찰 동정하였다.¹⁹⁾ 조류의 분류 및 동정은 신 등²²⁾에 제시된 문헌을 참고하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 수환경 요인

조류 배양을 위한 시료를 채집할 때 수온은 28°C로서 전형적인 하계의 수온을 보였고, DO는 15.6 mg O₂/l로서 수온이 높음에도 불구하고 200%로서 과포화된 상태를 유지하였다. pH는 8.8로서 담수에서 높은 수준을 가리켰고, 이것은 DO의 증가와 함께 담수조류의 광합성이 활발한 것에 기인하는 것으로 볼 수 있었다. 전기전도도

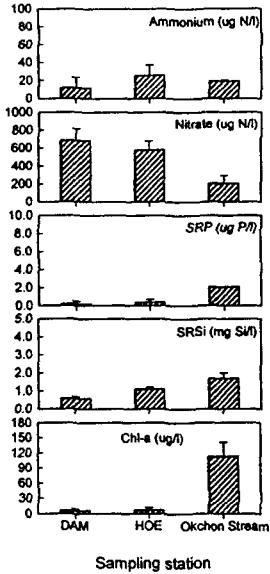


Fig. 2. Comparison of ammonium, nitrate, soluble reactive phosphorus(SRP), soluble reactive silicon (SRSi) and chlorophyll-a concentration in the two stations of Taechong Reservoir and the lower part of the Okchon Stream from July to September 1999. Vertical bars indicate standard deviation, N=7.

는 150 μ S/cm였고 투명도는 0.37 m로서 플라크톤을 포함한 입자상 물질에 의한 영향으로 가시 수심이 매우 작았다. 채집지점 부근의 최대수심은 10 m 내외였다.

남조류 *Microcystis*가 번무하던 시기를 전·후로 대청호의 댐 부근(DAM), 회남대교(HOE) 및 유입하천인 옥천천 하류에서 하절기(1999년 7월~9월)에 유량이 비교적 적고 유속이 거의 없는 시기를 중심으로 조사된 결과는 Fig. 2와 같다. 무기질소 중 NH_4 는 DAM, HOE 및 옥천천에서 평균 농도가 각각 12.1 μ g N/l, 25.7 μ g N/l 및 19.2 μ g N/l로서 HOE에서 조금 높았고 DAM에서 가장 낮았다. 반면에 NO_3 는 DAM, HOE 및 옥천천에서 각각 686.0 μ g N/l, 579.1 μ g N/l 및 204.8 μ g N/l로서 DAM에서 가장 높았고 옥천천에서 현저하게 낮았다. SRP는 세 정점의 평균 농도는 0.9 μ g P/l였고 그 중 옥천천이 2.1 μ g P/l로서 높았고 DAM으로 갈수록 감소하였다. SRSi는 DAM, HOE 및 옥천천에서 각각 0.6 mg Si/l, 1.1 mg Si/l 및 1.7 mg Si/l로서 SRP의 경향과 유사하였다. 반면에 chl-a 평균 농도는 DAM, HOE 및 옥천천에서 각각 6.3 μ g/l, 7.4 μ g/l 및 113.1 μ g/l로서 N성분이 감소한 양에 비례하여 옥천천이 DAM과 HOE에 비해 약 15~18배 더 커서 대비가 되었다.

3.2. 종조성 변화

배양기간 중 조류의 종조성과 세포밀도 변화를 나타낸 것은 Table 1과 같다. 정량조사에서 관찰된 주요 분류군은 규조류 4종, 남조류 6종, 녹조류 5종, 유글레나조

류 1종, 와편모조류 2종 및 은편모조류 3종으로서 총 17속 21종으로 정리되었다(Table 1). 다른 분류군에 비해 남조류가 배양 초기부터 종료 시점까지 상대빈도로 볼 때 99%이상으로서 가장 풍부하였다.

배양 초반에는 다양한 분류군이 관찰되었으나 약 1주일이 경과한 후부터는 남조류만 관찰되어 조류의 변동은 뚜렷하였다(Table 1). 남조류의 총세포수에 대한 *M. aeruginosa*의 상대적인 비율은 7~99%범위였고, 그 중 보름 후에 59%가 감소된 큰 변화 폭을 보였다. 반면에 *Oscillatoria* sp.는 이 시기에 53%의 증가를 보여 대비가 되었다(Table 1; Fig. 3 참조). 이것은 다른 이유보다도 우선적으로 하계의 자연 수환경에서 고풍(>1,800 μ mol/m²/s)의 일사량에 비해 현저하게 감소된 저광(200 μ mol/m²/s)의 환경 변화에 따른 영향과 그와 동시에 풍부한 N·P 영양염의 이용이 가능하였기 때문으로 추정되었다.

Table 1. A list of important species during natural algal cultivation from August 31 to September 24-27, 1999. r: rare, +: <30, 1: <100, 2a: <5.0 $\times 10^2$, 2b: <1.0 $\times 10^3$, 3b: <1.0 $\times 10^4$, 4a: <5.0 $\times 10^4$, 5a: <5.0 $\times 10^5$ and 5b: >5.0 $\times 10^5$ cells/ml. Asterisk(*) indicate light(L) and dard(D) condition, respectively

Algal species/sampling days	0	1	3	6	9	12	15	18	21	24	27
Bacillariophyceae											
<i>Aulacoseira ambigua</i>									2a		
<i>Aul. granulata</i>		r	r								
<i>Nitzschia palea</i>		2a	2a								
<i>Synedra acus</i>		+									
Cyanophyceae											
<i>Anabaena wisconsinense</i>									3a		
<i>Microcystis aeruginosa</i> (L)*		5b	5b	5b	5b	5a	5a	5a	5a	5a	5a
<i>Mic. aeruginosa</i> (D)*		5b	5b	5b	5b	5a	4a	4a	4a	4a	4a
<i>Mic. wesenbergii</i>		3a	r								
<i>Oscillatoria limosa</i>		4a	3b	4a	3a	3a	4a				
<i>Oscillatoria</i> spp.		3b	3b	3a	3a	5a	5a	5b	5b	5b	
<i>Phormidium ambigum</i> v. <i>ambigum</i>		3a	3b	3b	r						
Chlorophyceae											
<i>Eudorina elegans</i>		3a	3a								
<i>Monoraphidium griffith</i>		1	1								
<i>Pediastrum duplex</i>									r		
<i>Ped. simplex</i>									r		
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		2a									
Euglenophyceae											
<i>Euglena</i> spp.		1	r	2b	2a						
Dinophyceae											
<i>Ceratium hirundinella</i>		1	1								
<i>Peridinium</i> spp.		1	2	r							
Cryptophyceae											
<i>Chroomonas</i> spp.		1	1	2a	r						
<i>Cryptomonas</i> spp.		2a	r								
<i>Ithodomonas</i> spp.		1	1	1	r						

3.3. Chl-a 및 현존량

Chl-a는 light에서 배양 직전에 비해 배양 초기 3일 동안 33% 증가하였고, 이후 12일까지 지속적으로 감소하여 초기 농도에 비해 59%수준을 보였다(Fig. 3). 배양 12일부터 18일까지는 큰 차이가 관찰되지 않았고, 18일부터

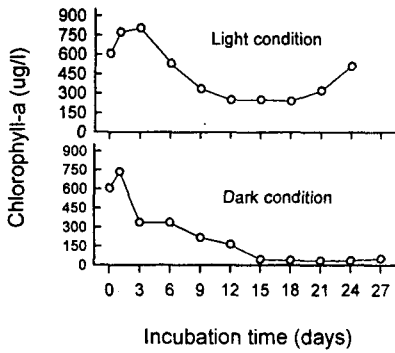


Fig. 3. Changes of chlorophyll-a concentration during algal cultivation under laboratory light and dark conditions from August 31 to September 24~27, 1999.

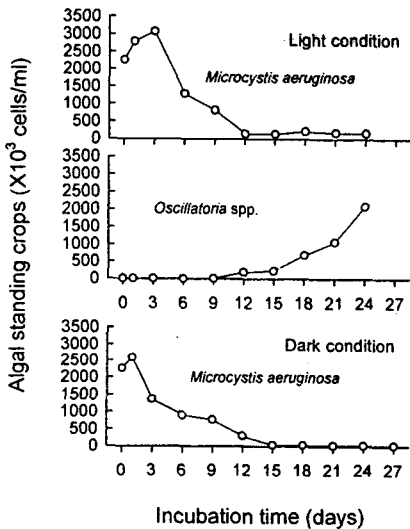


Fig. 4. Changes of algal standing crops during algal cultivation under laboratory light and dark conditions from August 31 to September 24~27, 1999.

24일까지 급감한 농도에서 다시 2배이상 증가하는 변동을 보였다(Fig. 3). 반면에 dark는 배양 후 하루만에 21% 증가가 있었고, 15일까지는 초기(2~3일)에 비해 큰 폭으로 감소하였다. 그 후에는 점진적으로 더욱 감소하여 44 $\mu\text{g}/\ell$ 를 보였고 최종 배양 시기까지 증가하는 양상은 없었다(Fig. 3).

조류의 현존량 변동은 chl-a 농도 변화와 거의 일치하였다(Fig. 4). 배양 결과로부터 남조류 *M. aeruginosa*의 초기 세포수는 2.3×10^6 cells/ml(총세포수의 99%)이었고 light에서 배양 3일까지 3.1×10^6 cells/ml로 성장을 보였다. 초기의 최대 세포밀도와 비교할 때, 배양 3일~6일 및 12일에 각각 58%, 95%가 사멸하였고 최종 배양 때까지 더 증가되는 경향은 관찰되지 않았다. 그러나 *M. aeruginosa*가 거의 사멸된 시점인 12일부터 평균 세포수

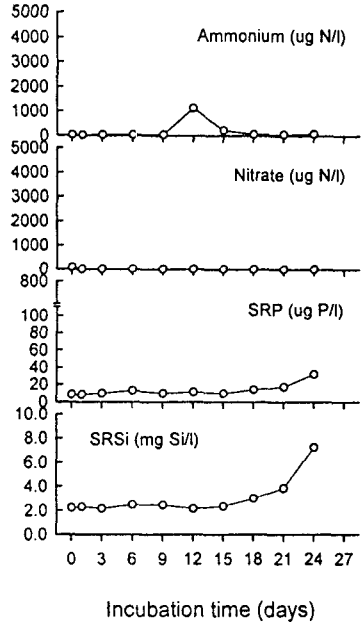


Fig. 5. Changes of ammonium, nitrate, SRP and SRSi concentration during algal cultivation under light condition from August 31 to September 24, 1999.

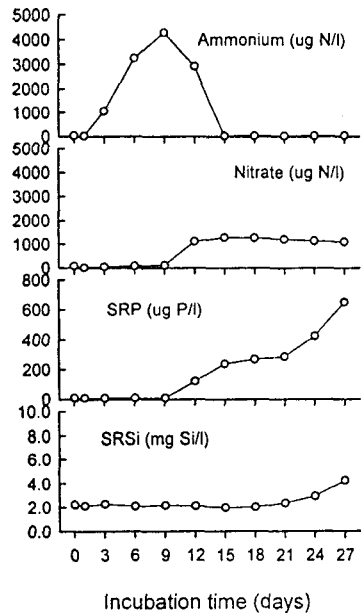


Fig. 6. Changes of ammonium, nitrate, SRP and SRSi concentration during algal cultivation under dark condition from August 31 to September 27, 1999.

가 5.3×10^3 cells/ml을 보였던 *Oscillatoria* spp.가 성장하여 24일쯤에 2.1×10^6 cells/ml로 지수적인 증가가 있었다(Fig. 4). Dark는 light와 달리 배양기간 동안 *M.*

*aeruginosa*가 절대적인 우점종에 해당하였고, 배양 2일 부터 그 수가 급격하게 줄어들기 시작하여 15일 이후에는 거의 사멸하여 배양 종료 시점까지 그대로 유지되었다 (Fig. 4).

3.4. N·P 및 Si 영양염

질소 성분 중 NH_4 는 light에서 초기~9일과 18일~24 일에는 $90 \mu\text{g N}/\ell$ 이하 농도로 매우 낮았으나 배양 시작 후 중반에 해당하는 12일~15일에는 $229\sim 1,143 \mu\text{g N}/\ell$ 범위로 높은 농도를 보였다(Fig. 5). NO_3 는 배양을 하는 동안 $6\sim 80 \mu\text{g N}/\ell$ 범위로 매우 낮았다. Dark에서 NH_4 는 초기에 비해 배양 9일째까지 급격하게 증가하여 $4,300 \mu\text{g N}/\ell$ 를 나타냈다(Fig. 6). 또한 이후 15일까지 직선적으로 감소하여 배양의 초기농도 수준인 $34 \mu\text{g N}/\ell$ 로서 거의 결핍된 수준을 보였다. NO_3 는 배양 9일까지 큰 변화가 없다가 12일경에 $1,100 \mu\text{g N}/\ell$ 정도로 크게 증가하였고 그 후 뚜렷한 변동은 관찰되지 않았으며 일정한 농도를 유지하였다(Fig. 6).

SRP는 light에서 초기부터 15일까지 평균 $10 \mu\text{g P}/\ell$ 수준을 보였고 24일경에 $32 \mu\text{g P}/\ell$ 로서 다소 증가하였다 (Fig. 5). 반면 dark는 배양의 9일까지 light와 동일한 농도를 보이다가 9일 이후부터 최종일까지 큰 폭의 증가로 인해 $650 \mu\text{g P}/\ell$ 를 보였다(Fig. 6).

SRSi는 light나 dark에서 그 경향은 유사하였다. Light는 초기부터 15일까지 $2.1\sim 2.5 \text{mg Si}/\ell$ 범위였고 평균농도는 $2.3 \text{mg Si}/\ell$ 로서 거의 일정하였다(Fig. 5). 반면에 배양 후반에 접어들면서 18일부터 서서히 증가하기 시작하여 21일부터 27일사이에는 다른 시기에 비해 급격한 증가가 관찰되었다. 이때 증가된 최고 농도는 $7.3 \text{mg Si}/\ell$ 로서 초기농도에 비해 3.3배 높았다. 동일한 시기에 dark는 초기농도에 비해 24일~27일 사이에 1.9배 증가하여 light보다 작았다(Fig. 6).

결과적으로 볼 때, N·P 영양염의 변동은 조류의 생장과 사멸에 의한 영향이 컸다. 먼저 light에서 남조류 *M. aeruginosa*가 사멸하기 시작한 후부터 9일째까지 NH_4 는 증가가 관찰되지 않았으나 SRP는 NH_4 보다는 미미한 증가가 확인되었다. 또한 NH_4 는 *M. aeruginosa*가 거의 사멸한 12일경에 일시적인 증가가 있었으나 이내 초기 농도 수준으로 감소하였다. 이것은 곧 *Oscillatoria* spp.의 생장을 $500 \mu\text{g chl-a}/\ell$ 수준으로 증가시킨 주요 인이 되었다(Fig. 4 참조). Dark는 light와 상이한 양상이 관찰되었다. 남조류 *M. aeruginosa*가 사멸하여 세포수가 감소된 만큼 NH_4 의 증가가 있었다.

NO_3 의 증가는 NH_4 가 최고에 달한 이후부터 증가하기 시작했으며,¹⁷⁾ 일정 농도(최고 $1,300 \mu\text{g N}/\ell$)이상은 더 증가하지 않았다. 반면에 SRP농도의 증가는 NO_3 가 증가하는 시기와 비슷하였고 *M. aeruginosa*의 세포밀도가 65%정도 감소한 시기에 해당한다. 결과적으로, light는 배양 12일을 전·후로 *M. aeruginosa*에서 *Oscillatoria* spp.로 개체군의 천이를 보여 영양염의 정확한 증감 경향에 대한 설명은 어려웠으나, dark에서 이러한 경향이 뚜렷하여 *Microcystis*의 경우 조체가 사멸한 후 chl-a,

particulate N(ammonification→nitrification), 및 particulate P의 순으로 세포가 파괴되고 그 조직이 빠르게 분해되어 무기화되는 것으로 볼 수 있었다.¹⁷⁾

3.5. 용존 유기물과 점도

UV_{254} 측정으로 추정된 용존 유기물의 변화는 light에서 초기~21일까지 미미한 증가가 있었고, 그 후 지수적 증가로 인해 초기 농도에 비해 최고 7.8배 컸다(Fig. 7).

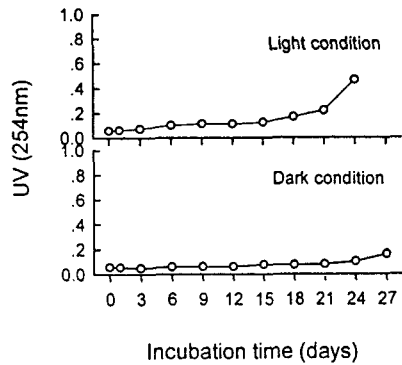


Fig. 7. Changes of dissolved organic matters(UV_{254}) by filtrate during algal cultivation under laboratory light and dark conditions from August 31 to September 24~27, 1999.

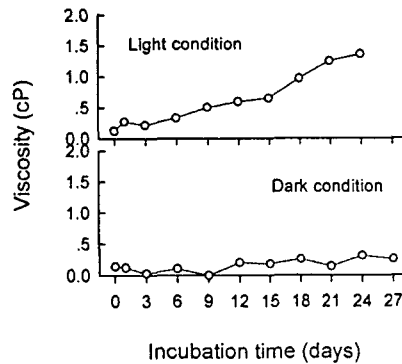


Fig. 8. Changes of viscosity by filtrate during algal cultivation under laboratory light and dark conditions from August 31 to September 24~27, 1999.

반면에 dark는 light와 같이 큰 폭으로 증가하는 양상은 관찰되지 않았고 평균값(범위)이 $0.08(0.06\sim 0.16)$ 였다. 점도(viscosity)는 다른 수환경 요인과 함께 수질을 평가하는 중요한 항목이 될 수 있다.²³⁾ 점도는 물의 유동성을 나타내는 척도로 이용되고 있으며 그 값이 클 때는 혼합이 약하거나 저해됨을 의미한다. 배양실험의 light조건은 초기부터 종료시점까지 시간이 경과함에 따라 직선적으로 증가하는 경향이 뚜렷하였다(Fig. 8). 배양종료 시기의 점도는 초기에 비해 11.3배 증가하였다. 반면에 dark는 그 양상이 달라서 배양동안 초반보다 중·후반에 조금 증가한 것으로 볼 수도 있었으나 light와 같이 큰 폭의

증감 변동은 없었고 평균값(범위)은 0.16 cP(0~0.31 cP) 였다(Fig. 8).

용존유기물과 점도의 증가가 light에서만 관찰된 것은 조류의 생장과 사멸에 의한 관련성이 컸다. 용존유기물의 증가는 조류의 왕성한 광합성에 의한 부산물로서 증가되는 경향이 뚜렷하였고, 점도의 증가는 다량의 점액질을 기초로 군체를 형성하고 있던 *Microcystis*가 사멸하면서 세포와 세포간의 분리에 의해 생겨난 부산물로 추정되었다.²⁴⁾ 이러한 점도의 증가는 수체의 용존 유기물과 남조류가 지니고 있는 특성 중의 하나인 독성과는 관련성이 있어 함량이 비례하여 증가하였으나²⁵⁾ 본 연구의 분석결과에서 N·P 영양염의 증감과는 무관하였다.

3.6. 수질 영향에 대한 고찰

호소는 중·상류의 지류로부터 다량의 영양염이 유입되면 유입부 부근에서부터 수질문제가 발생한다. 이것은 N·P 영양염을 포함한 오·폐수가 유입되자마자 수심이 깊어지고 유속이 급감하여 정체성이 더욱 증가하기 때문이다. 이러한 수질문제는 무엇보다도 계절에 따른 생물 특성과는 무관하게 연중 담수조류의 급격한 생물량 증가에 원인이 되고있다.

상류나 유입지류의 하류에서 담수조류의 생물량 증가는 일시적인 영양염의 저장고(sink)역할을 하는 것으로 볼 수가 있었다. 이것은 호소에서 상류나 유입부의 수질이 본류의 중·하류와는 이질적이어서 조류가 이용할 수 있는 영양염이 풍부하나 하류로 갈수록 P 등 제한영양염이 연중 거의 고갈된 상태를 보이기 때문이다.^{22,26)} 담수조류에는 운동성보다도 비운동성인 것이 세포밀도로 볼 때 많은 부분을 차지하여 물리적인 작용이 없이는 극히 제한된 환경에서 생육하게 되며 이러한 성격은 생물량과 종조성의 차이로 볼 때 유수상태보다는 정수역과 만곡부에서 더욱 뚜렷하다.²⁶⁾ 따라서 호소의 본류 및 하류에서 생물량이 증가하는 경우는 유입지류에서 유량이 증가하는 시기에 flushing의 영향이 크며 발전방류에 따른 수문조작 및 취수 등에 의한 영향도 이에 해당한다.²⁶⁾

조류의 생물량 증감은 다른 수환경 요인이 적절할 경우 무기 N과 P의 농도에 의한 영향이 더욱 중요하다(Fig. 2~6). 먼저 표층의 경우는 light의 결과로서 비교해 볼 때 조류의 사멸로 인한 영양염의 방출이 이내 동일 또는 다른 조류 개체군의 증가에 직접적인 영향을 미치게 됨을 알 수 있었다. 반면 dark는 유평층 이하의 저층 조건으로 볼 때 사멸되었거나 생리적으로 활성이 저하된 조류가 침강한 경우에 *Microcystis*속을 비롯하여 연질의 조체에 포함된 유기 N·P의 물질이 분해를 통해 무기화되는 것은 3일 이내에 진행됨을 알 수 있었다(Fig. 6). 조류가 사멸된 후 조체가 무기화되는 정도는 N과 P의 경우 각각 70~90%, 24%로서 P보다는 N이 월등히 높다.¹⁷⁾ 따라서 나머지는 입자성을 유지하여 저도에 축적되고 산화환원의 정도에 따라 분해가 지속되어 최종적으로 수체에 제공급되는 과정을 이루게 될 것이다.

전술한 바와 같이 본 연구의 결과에서 제시된 조류와 관련된 영양염의 형태 변화는 유입 지류에서 뿐만 아니

라 호소 전체의 영양염 변동에 대한 영향이 대단히 클 것이다. 호소는 하류로 갈수록 상류보다 저수량이 증가하기 때문에 본류를 중심으로 영양염의 증감은 갈수기를 제외하고는 대하천과는 달리 급변하는 현상은 좀처럼 관찰되지 않고 있으며 집중 강우로 인한 대량 방류 등의 특정시기에만 큰 폭으로 증가하는 경향이 뚜렷하다.^{22,27)} 이러한 경향은 상류 또는 지류의 직접적인 영향으로 볼 수도 있으나 대발생한 조류의 사멸에 의한 원인도 배제할 수 없을 것으로 판단된다.

호소의 수질은 상류 또는 지류의 영향이 절대적이었고 특히 유입지류에서 들어오는 N과 P의 영양염을 포함한 각종 오염물질의 저감에 대한 대책과 노력이 없이는 점차 악화되고 있는 수질문제를 근본적으로 해결하기는 어려울 것으로 본다. 또한 현재까지 호소의 수질기준이 BOD와 COD의 유기물, TN 및 TP 적용²⁸⁾에 우선되고 있으나 호소의 육수생태학적 측면을 고려한다면 앞으로 무기 N과 P에 대한 항목이 반드시 추가되어야만 조류의 발생양상을 보다 정확하게 진단하고 예측할 수 있을 것으로 판단되며 이에대한 적극적인 검토가 있어야겠다.

4. 결 론

대청호 중류에 위치한 옥천천 하류에서 *Microcystis*가 대발생한 시기인 1999년 8월 31일에 자연 조류 개체군을 채집하여 생물검정으로서, 남조류 *Microcystis*가 사멸한 후 수질에 미치는 영향을 파악하기 위해 약 1개월동안 배양하였다. N·P 영양염의 첨가는 없었고, 조류의 사멸에 따른 영양염의 변동을 분석하여 수질에 미칠 수 있는 영향을 평가하였다. *Microcystis*는 수체에서 영양염에 대한 일시적인 sink역할을 하는 것으로 볼 수 있었다. Light조건에서 *Microcystis*가 사멸하게 되면 N·P 영양염이 방출되자마자 9~12일을 기준으로 다음 천이단계의 조류에 이용되어 생물량 증가에 큰 영향을 주었다. 반면에 dark에서는 세포의 분해에 기인된 무기영양염이 대부분 수체로 이동되어, *Microcystis*의 초기 현존량이 2.3×10^6 cells/ml일 때 NH₄, NO₃ 및 SRP의 최고농도는 초기 농도에 비해 각각 160배, 17배 및 79배의 증가가 관찰되었다. 결과적으로 조류가 사멸된 후에는 다량의 영양염이 수체로 전달되어 부영양화를 더욱 가속시키게 되고 조류의 발생량을 폭발적으로 증가시킬 수 있는 중요한 생물학적 인자로 볼 수가 있었다. 따라서 호소 수질관리의 측면으로 볼 때 외부로부터 유입되는 오염물질 뿐만 아니라 식물플랑크톤과 같은 내부생성 유기물의 저감에 대한 노력도 시급한 것으로 판단되었다.

참 고 문 헌

- 1) Vollenweider, R. A. and J. J. Kerekes, 1982, Eutrophication of waters : Monitoring, Assessment and Control, OECD, Paris, France.
- 2) 환경부, 1998, 환경백서, 행정간행물(38000-67030-06-51), pp. 335-381.
- 3) Ward, A. K. and R. G. Wetzel, 1980, Interactions of light and nitrogen source among planktonic

- blue-green algae, Arch. Hydrobiol., 90, 1-25.
- 4) Reynolds, C. S. and A. E. Walsby, 1975, Water-blooms, Biol. Rev., 50, 437-481.
 - 5) 신재기, 조경제, 1997, 낙동강 수계에서 남조류 *Microcystis*의 분포와 개체군 변동, Algae, 12, 283-290.
 - 6) Watanabae, M. F., 1977, Phycoerythrin in the deeper water layer of a stratified eutrophic lake : an application of Bile pigment in determining the standing crop of blue-green algae, Int. Revue ges. Hydrobiol., 62, 549-556.
 - 7) Golecki J. R. and G. Drews, 1982, Supermolecular organization and composition of membranes, In The Biology of Cyanobacteria, Carr N. G. and B. A. Whitton (eds.), Botanical Monographs. Vol. 19, Blackwell scientific publications, Oxford, pp. 125-141.
 - 8) Hashimoto, S. and A. Otsuki, 1995, Natural occurrence of phycoerythrocyanin-like pigment in cyanobacterial blooming samples dominated by *Microcystis* in Lake Kasumigaura, J. Plankton Res., 17, 907-917.
 - 9) Horne A. J. and C. R. Goldman, 1994, Limnology, 2nd ed, McGraw-Hill, Inc, 576pp.
 - 10) Visser, P. M., B. W. Ibelings, B. V. D. Veer, J. Koedoods and A. L. R. Mur, 1996, Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in lake Nieuwe Meer, the Netherlands, Freshwater Biology, 36, 35-450.
 - 11) Demott, W. R., 1991, Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of Daphnia, Limnol. Oceanogr., 36, 1346-1357.
 - 12) Paerl, H. W. and J. F. Ustach, 1982, Blue-green algal scums : An explanation for their occurrence during freshwater blooms, Limnol. Oceanogr., 27, 212-217.
 - 13) Takamura, N. and M.M. Watanabe, 1987, Seasonal changes in the biomass of four species of *Microcystis* in Lake Kasumigaura, Jpn. J. Limnol., 48, 139-144.
 - 14) United Nations, 1992, Protection of inland waters against eutrophication, New York, ECE/ENWVA/26, 29pp.
 - 15) Fallon, R. D. and T. D. Brock, 1979, Decomposition of blue-green algae(cyanobacterial) blooms in Lake Mendota, Wisconsin, Appl. Environ. Microbiol., 37, 820-830.
 - 16) Mann, K. H., 1988, Production and use of detritus in various freshwater, estuarine, and coastal marine ecosystems, Limnol. Oceanogr., 33, 910-930.
 - 17) Aizaki, M. and N. Takamura, 1991, Regeneration of nutrient and detritus formation from aerobic decomposition of natural phytoplankton, Jpn. J. Limnol., 52, 83-94.
 - 18) Rump, H. H. and H. Krist, 1988, Laboratory manual for the examination of water, wastewater, and Soil, VCH Verlagsgesellschaft, Publ, New York, NY (USA), 190pp.
 - 19) APHA, AWWA, WPCF, 1992, Standard methods for for the examination of water and wastewater, 18th ed.
 - 20) Nusch, E. A., 1980, Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination, Arch. Hydrobiol. Beih. (Ergebn. Limnol.), 14, 14-36.
 - 21) Nielsen, L. E., 1977, Polymer rheology, Marcel Dekker, INC, New York, 203pp.
 - 22) 신재기, 조경제, 오인혜, 1999, 대청호에서 수환경 요인 및 식물플랑크톤의 변동, 한국환경생물학회지, 17, 529-541.
 - 23) Wetzel, R. G., 1983, Limnology, 2nd ed. W. B. Saunders Comp. Harcourt Brace Jovanovich College Publ. Inc., Philadelphia, 767pp.
 - 24) Zohary, T. and C.M. Breen, 1989, Environmental factors favouring the formation of *Microcystis aeruginosa* hyperscums in a hypertrophic lake, Hydrobiologia, 178, 179-192.
 - 25) 최일환, 신재기, 임성아. 2000. Cyanobacteria의 분해에 따른 microcystins의 변화. 한국 육수학회지, 33: 9-22.
 - 26) 한국수자원공사, 1998, 섬진강 다목적댐 수질관리 기법 연구, pp. 83-90.
 - 27) 신재기, 1998, 낙동강에서 부영양화에 따른 담수조류의 생태학적 연구, 인제대학교 대학원 박사학위논문, 202pp.