

용담호에서 환경요인과 식물플랑크톤의 시공간적 변동

허우명* · 권상용¹ · 김영길² · 이원호³ · 임병진⁴ · 김범철¹

(강원대학교 환경방재공학과, ¹강원대학교 환경학과,
²한국종합환경연구소, ³군산대학교 해양정보과학과, ⁴국립환경과학원)

Spatial and Temporal Variations of Environmental Factors and Phytoplankton Community in Lake Yongdam, Korea. Heo, Woomyung*, Sangyong Kwon¹, Younggeel Kim², Wonho Yih³, Byungjin Lim⁴ and Bomchul Kim¹ (Department of Environmental Disaster Prevention Engineering, Kangwon National University, Samchok 245-711, Korea; ¹Department of Environmental Science, Kangwon National University, Chuncheon 200-701, Korea; ²Korea Environmental Technology Consulting Hotline, Ansan 426-857, Korea; ³Department of Oceanography, Kunsan National University, Kunsan 573-701, Korea; ⁴Nation Institute of Environmental Research, Incheon 404-708, Korea)

Environmental gradients and phytoplankton community were studied on a monthly basis, at 3 stations of Lake Yongdam, from April 2002 March 2004. During July to August, thermocline formed at the depth of about 10 m, but it was lower depth, in between 25~30 m in October. Monthly variations of the epilimnetic (0~5 m) TP concentrations at station 1, 2 and 3 were in the range of 5.1~36.1 mg P · m⁻³, 6.1~77.7 mg P · m⁻³ and 6.7~47.7 mg P · m⁻³ respectively; with higher concentrations at the upstream areas showing. Monthly average of the epilimnetic (0~5 m) TN concentration at Station 1 was in the range of 0.88~1.73 mg N · L⁻¹, and Station 3 was in the range of 0.94~2.77 mg N · L⁻¹, which is higher if compared with the values of station 1. Transparency was in the range of 0.8~6.7 m, with lower values at upstream areas and higher at the downstream area. As for phytoplankton, during the winter season, diatoms had high appearance rate; during the spring season, *Cyclotella comta*, *Aulacoseira ambigua* f. *spiralis*, *A. granulata* and similar diatoms; during spring and summer *Ankistrodesmus spiralis*, *Chodatella subsala*, *Crucigenia irregularis*, *Coelastrum cambricum*, *Scenedesmus ecornis* v. *ecornis*.

Key words : environmental factors, Lake Yongdam, nutrients, phytoplankton

서 론

용담호는 전주권을 포함한 서해안 지역의 안정적 생활 용수, 농업용수 및 공업용수의 수요에 대비하고 홍수조절 기능 확보 및 갈수기 하천의 오염을 방지하는 등 수자원의 효율적인 사용을 위하여 건설되었다. 용담호 건설 이

전의 하천은 수심이 비교적 얇고 유속이 빠르면서 용존 산소의 농도가 비교적 높은 전형적인 계류성 하천형태를 하고 있었으나, 용담호가 완공된 현재는 유속이 완만하거나 정체되면서 수심이 깊고 오염물질의 퇴적현상이 일어나는 정수성 하천이나 댐 호의 형태로서 생태계 변화가 일어나고 있다(김 등, 2003). 용담호는 저수량으로 볼 때 소양호, 충주호, 대청호, 안동호에 이어 국내 5번째 규모

* Corresponding author: Tel: 033) 570-6573, Fax: 033) 574-7262, E-mail: woo@kangwon.ac.kr

의 대형호수에 속한다.

대부분의 인공호는 하천에 댐을 축조하여 만들어졌기 때문에 유역의 영향을 받기 쉽고 체류시간이 길어져서 부영양화되기 쉽다. 국내 대부분의 대형 인공호수에서는 유역관리를 소홀히 하여 부영양화의 징후가 뚜렷이 나타나고 있다 (Kim *et al.*, 1997). 호수의 부영양화는 식물플랑크톤의 종조성과 현존량에 중요한 영향을 미치고 있으며, 일반적으로 온대지역에서 규조류의 수화현상은 봄에, 남조류의 수화현상은 늦여름부터 가을까지 나타나고 있다 (Horne and Goldman, 1994). 또한 낮은 온도에서는 N/P비에 관계없이 규조류가 우점종을 차지하며 중간 정도의 온도와 N/P비에서는 녹조류, 높은 온도와 낮은 N/P비에서는 남조류가 우점종이 된다 (Tilman *et al.*, 1986). 또한 호수의 영양상태가 증가함에 따라 남조류의 출현시기가 매년 빨라지며 우점기간이 길어진다 (Reynolds, 1984).

본 연구에서는 담수초기 남조류 수화가 발생하고 있는 용담호를 대상으로 수화 발생과 환경요인과의 관계를 파악하고자 하였다. 국내의 담수환경에서 환경요인과 식물플랑크톤의 변화에 관한 많은 연구가 발표되고 있으며 (이 등, 2002; 이 등, 2003; 김 등, 2004; 정 등, 2004; 박, 2005b), 유 등 (2005)은 용담호 조류발생과 수질항목간에 다중회귀분석을 실시한 결과, COD, NH₃ 및 TP 변수 등이 Chl. *a*의 농도 변화를 설명할 수 있다고 하였다. 이 등 (2005)은 용담호에서 영양염, 수온의 증가 및 수체의 수리변화 등에 의한 다양한 공간적인 영향을 조류 발생의 기여인자들로 지적하였으며, 최 등 (2004)은 용담호에서 2002~2003년에 영양염류보다는 유입유량 등 기후인자가 조류의 발생 정도에 더 큰 영향을 미친다고 하였다. 허 등 (2005)은 용담호에서 총인의 유입부하량이 2003년에 183 ton · yr⁻¹이었으며, 우기기간 (7~9월)에 79%가 유입된다고 하였다. 또한 총인발생량의 28%가 호수내로 유입되며, 유입하천 중 다른 지류에 비해 금강본류에서 49%를 차지하여 부하량이 가장 많았음을 밝혔다.

본 연구는 국내의 인공호에서 담수 초기 자료가 전무한 실정을 감안하여 2001년 초부터 담수를 시작한 용담호에서 담수 과정의 수질변화 특성 및 식물플랑크톤의 변화 요인을 조사 분석하였으며, LTSI (Lake Trophic State Index) 방법을 이용하여 수질 영양단계를 평가하였다.

재료 및 방법

용담호에 대한 수질조사는 2002년 4월부터 2004년 3

월까지 호내 3개 정점을 선정하여 매월 1회 실시하였다 (Fig. 1). 호수내 각 정점에서 수심별 시료는 표층에서 5 m까지는 2~3 m 간격 (0, 2, 5 m)으로, 그 이하는 5 m 간격으로 Van Dorn 채수기를 이용하여 채수하였다. 시료는 GF/C filter paper로 여과하였으며, 여과지는 냉동보관하였다가 엽록소 *a* 농도측정에 사용하였다. 엽록소 *a* 농도는 Lorenzen (1967)의 방법을 사용하여 계산하였다. 여과액은 용존형태의 인 및 질소분석에 사용하였으며 총인 및 총질소 분석용 시료는 여과하지 않은 시료를 사용하였다. 무기인은 Standard Methods (APHA, 1992)의 ascorbic acid법으로 분석하였으며, 총인 (TP)은 시료 250 mL를 냉장보관하였다가 persulfate digestion과 ascorbic acid법에 따라 측정하였다. 질소는 cadmium 환원법으로 분석하였으며 (BRAN+LUEBBE, AutoAnalyzer3), 수온과 탁도 등은 multiprobe (YSI 6000)을 사용하여 현장에서 측정하였다. 호수의 영양상태는 총인, 투명도 및 엽록소 *a* 농도를 기초로 하여 산출한 LTSI (Yang and Dickman, 1993)로 평가하였다. 식물플랑크톤은 Van Dorn 채수기로 표층수를 채수하여 Lugol's solution으로 고정하고 실험실로 운반하여 안정된 실험대에 1주일간 정지한 후 siphon으로 위쪽부터 차례로 48시간 동안 농축하였다. 세포의 계수는 Sedgwick-Rafter counting

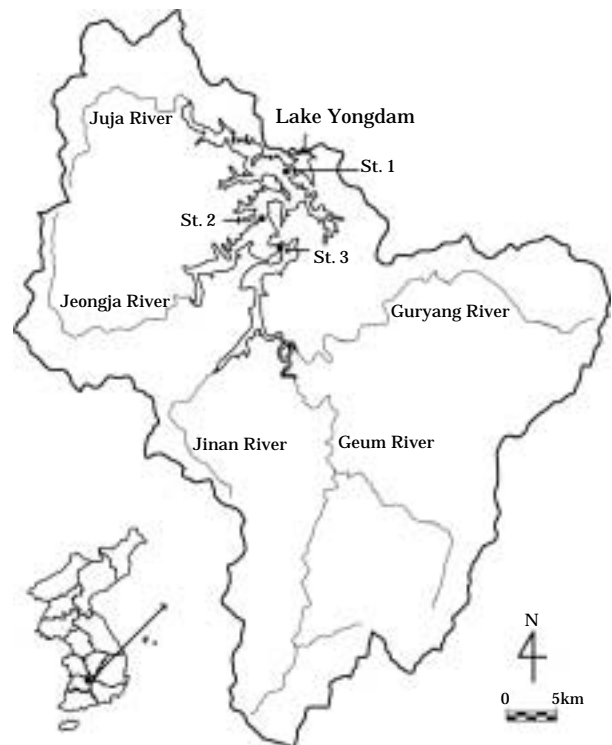


Fig. 1. Map showing the sampling sites.

chamber를 사용하여 현미경 (Olympus) 하에서 400~1,000배율로 계수하였다. 종 동정은 Mizuno (1964) 및 Hirose와 Yamagishi (1977)에 따랐다. 우점도지수는 Simpson's index (1949)를 이용하였다.

결 과

1. 환경요인 변동

조사기간동안 용담호 정점 1의 표층 (0~5 m)평균 수온은 2002년 4월부터 2004년 3월까지 4.9~29.6°C의 범위로 계절적인 변화가 뚜렷하였다. 수온약층은 5월부터 형성되기 시작하였으며, 7월과 8월에 수심 5 m와 10 m 사이에서 강하게 형성되었다. 10월에는 수온약층이 다소 낮아져 25 m와 30 m 사이에서 관찰되었다. 정점 2 및 3의 표층 (0~5 m)평균 수온은 각각 4.3~28.4 및 3.9~29.8°C의 범위로 정점 3에서 다소 낮았다. 2003년 및 2004년 1월과 2월에는 각각 6°C와 5°C 내외에서 수체의 전도현상 (turnover)이 관찰되었다.

용존산소는 정점 1에서 표층 (0~5 m)평균 5.5~12.1 mg O₂ · L⁻¹의 범위로 2002년 10월에 가장 낮았으며, 2004년 3월에 가장 높았다. 특히 2002년의 경우 6월부터 약 10 m 부근에서 중층산소 최저층이 관측되었으며, 8월에는 10 m에서 0.7 mg O₂ · L⁻¹로 매우 낮았다. 또한 2003년에는 8월에 5~10 m 층에서 1.8 mg O₂ · L⁻¹로 매우 낮았다. 정점 2와 3의 경우도 정점 1과 유사한 경향을 보였다.

투명도는 정점 1에서 0.8~6.7 m의 범위로 비교적 여름에 낮았으며 겨울에 높았다 (Fig. 2). 특히 2003년 5월에는 6.7 m로 매우 높게 나타났다. 정점 2와 3에서는 각각 0.9~4.9 m 및 0.6~4.5 m의 범위로 정점 1과 유사한 계절적인 변화를 보였다. 거리에 따른 변화를 보면 투명도는 상류인 정점 3에서 낮았고 하류인 정점 1 (담얹지점)에서 높았다. 엽록소 a의 월별 표층 (0~5 m)평균 농도는 정점 1, 2 및 3에서 각각 0.6~59.3 mg · m⁻³, 0.6~32.2 mg · m⁻³ 및 0.4~53.6 mg · m⁻³으로 2002년 9월에 가장 높았다. 특히 2002년 9월의 경우에는 조류의 수화현상에 따라 정점 1, 2 및 3의 표층에서 각각 119.1, 76.9, 및 120.4 mg · m⁻³의 높은 농도를 보였다. 같은 기간에 정점 1, 2 및 3에서 *Anabaena spiroides*가 우점종으로 출현하였다. 또한 DO는 정점 1, 2 및 3의 표층에서 각각 16.0, 14.6 및 17.9 mg O₂ L⁻¹로 매우 높았다. 거리에 따른 표층 평균 엽록소 a 농도는 상류지역이 다소 높은 것

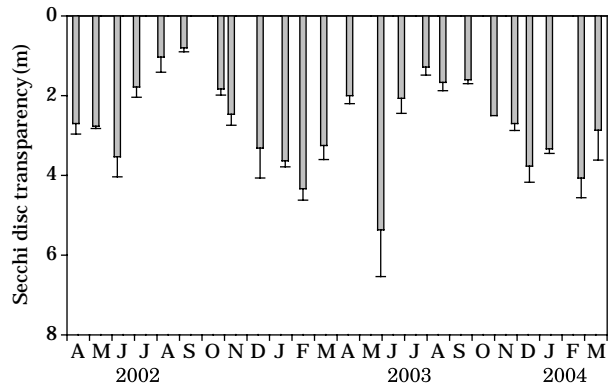


Fig. 2. Seasonal variations of Secchi disc transparency.

Table 1. A statistical summary of nutrients (0~5 m average data for each site) at the three stations (mean±standard deviation, minimum-maximum).

	St. 1	St. 2	St. 3
TP	15.3±8.0 (5.1~36.1)	17.2±14.5 (6.1~77.7)	20.7±13.6 (6.7~47.7)
DIP	2.7±1.1 (1.3~4.8)	3.6±4.6 (1.4~23.5)	4.5±5.9 (1.3~24.7)
TN	1.19±0.24 (0.88~1.73)	1.30±0.34 (0.86~1.91)	1.45±0.44 (0.94~2.77)
NO ₃ -N	0.90±0.24 (0.39~1.45)	0.97±0.30 (0.51~1.66)	1.00±0.35 (0.42~1.72)
NO ₂ -N	0.02±0.02 (0.00~0.06)	0.02±0.02 (0.00~0.06)	0.02±0.02 (0.00~0.06)
NH ₃ -N	0.04±0.02 (0.00~0.08)	0.04±0.02 (0.00~0.08)	0.04±0.03 (0.01~0.10)
SiO ₂	5.5±2.1 1.8~8.4	5.3±2.5 (1.2~8.7)	5.4±2.5 (0.9~8.3)
TN/TP	100±45 (34~218)	106±52 (20~191)	103±62 (27~281)
DIN/DIP	427±192 (110~940)	455±255 (108~1275)	423±244 (91~939)

Units for nitrogen-mg N · L⁻¹, phosphorus-mg P · m⁻³

으로 나타났다. 전체적으로 2003년의 경우 2002년에 비해 식물플랑크톤의 생물량이 낮았다.

총인 (TP)의 월별 표층 (0~5 m)평균 농도 (median)는 정점 1, 2 및 3에서 각각 12, 12 및 17 mg P · m⁻³로 상류 지역에서 높게 나타났다 (Table 1, Fig. 3). 계절적으로는 여름에 높고 겨울에 낮은 경향을 보였다. 총인의 공간적 계절변화는 2002년 및 2003년의 강우기간에 중층지역에서 높게 나타났다. 특히 2002년의 경우 9월에 정점 2의

10 m와 20 m 층에서 각각 $115 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 및 $211 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 이었으며, 정점 3의 10 m와 20 m 층에서는 각각 $149 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 및 $278 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 로 매우 높았다. 2003년의 경우에는 7월과 8월에 정점 2의 5 m 및 10 m 층에서 각각 $133 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 및 $99 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 로 높았다. 용존무기인 (DIP)의 월별 표층평균 (0~5 m) 농도 (median)는 정점 1, 2 및 3에서 각각 $2 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$, $2 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 및 $3 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 로 총인과 마찬가지로 상류지역에서 높았다. 용존무기인의 공간적인 계절변화는 총인과 마찬가지로 강우기간의 중층지역에서 높은 수직분포를 보였다.

총질소의 공간적 계절변화는 2002년의 경우 9월 이후부터, 2003년의 경우 8월 이후부터 표층과 중층에서 $1.0 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ 이하로 비교적 낮았으며 이러한 농도분포는 겨울철까지 지속되는 것으로 나타났다 (Fig. 4). 질산성질소 ($\text{NO}_3\text{-N}$)의 월별 표층 (0~5 m) 평균 농도는 정점 1에

서 $0.39 \sim 1.45 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위를 보였으며, 2002년 8월 이후 및 2003년 7월 이후부터 표층 (0~5 m)에서 급격히 낮아졌다. 정점 3에서는 $0.42 \sim 1.72 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 TN과 마찬가지로 8월 이후에 낮았다. 아질산성질소와 암모니아성질소는 월별 표층평균 (0~5 m) 농도가 전 정점에서 각각 $0.00 \sim 0.06 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ 및 $0.00 \sim 0.10 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 비교적 낮았다. TN/TP 무게비는 정점 1 표층 (0~5 m)에서 평균 34~218의 범위였으며, 계절적인 변화는 여름에 낮게 나타났으며, 겨울에 높았다. 규산 (SiO_2) 농도의 월별 표층 (0~5 m) 평균 농도는 전 정점에서 $0.9 \sim 8.7 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위였다.

2. 식물플랑크톤 변동

수중 생태계에서 1차 생산자인 식물플랑크톤은 조사기간 중 총 149종이 출현하였으며, 규조류 (36종: 19%), 녹

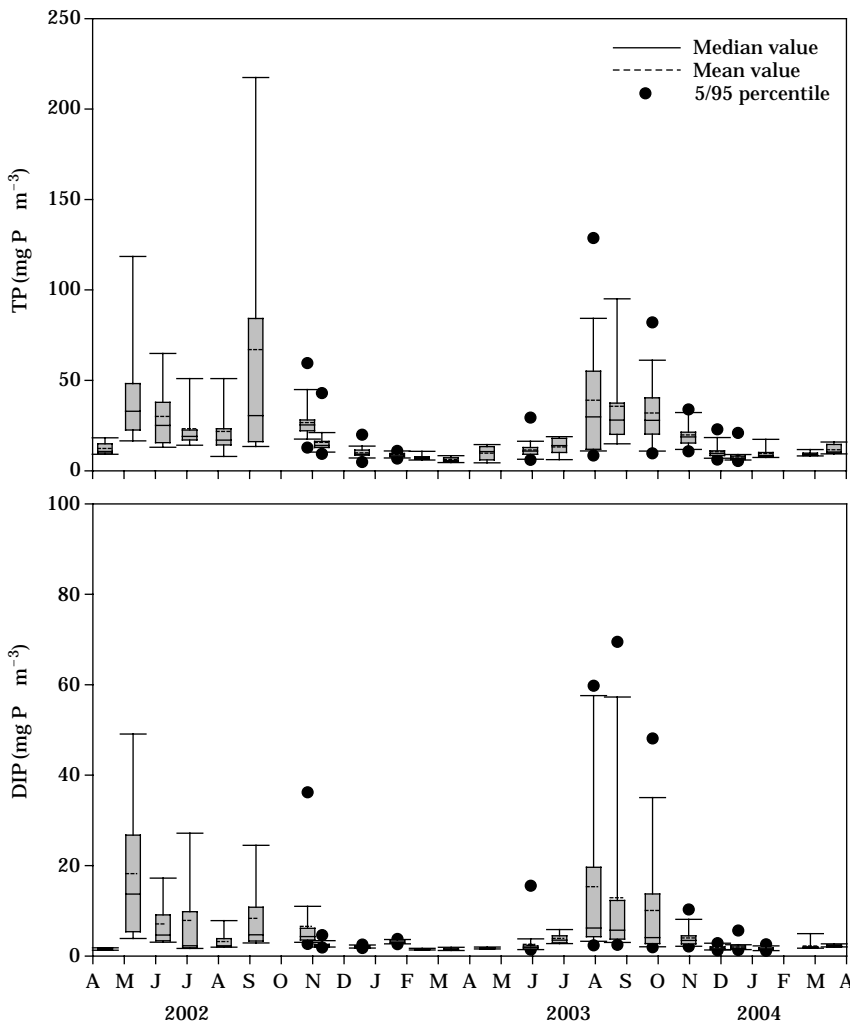


Fig. 3. Box-wiskle plot for the seasonal variations of total phosphorus (TP) and dissolved inorganic phosphorus (DIP).

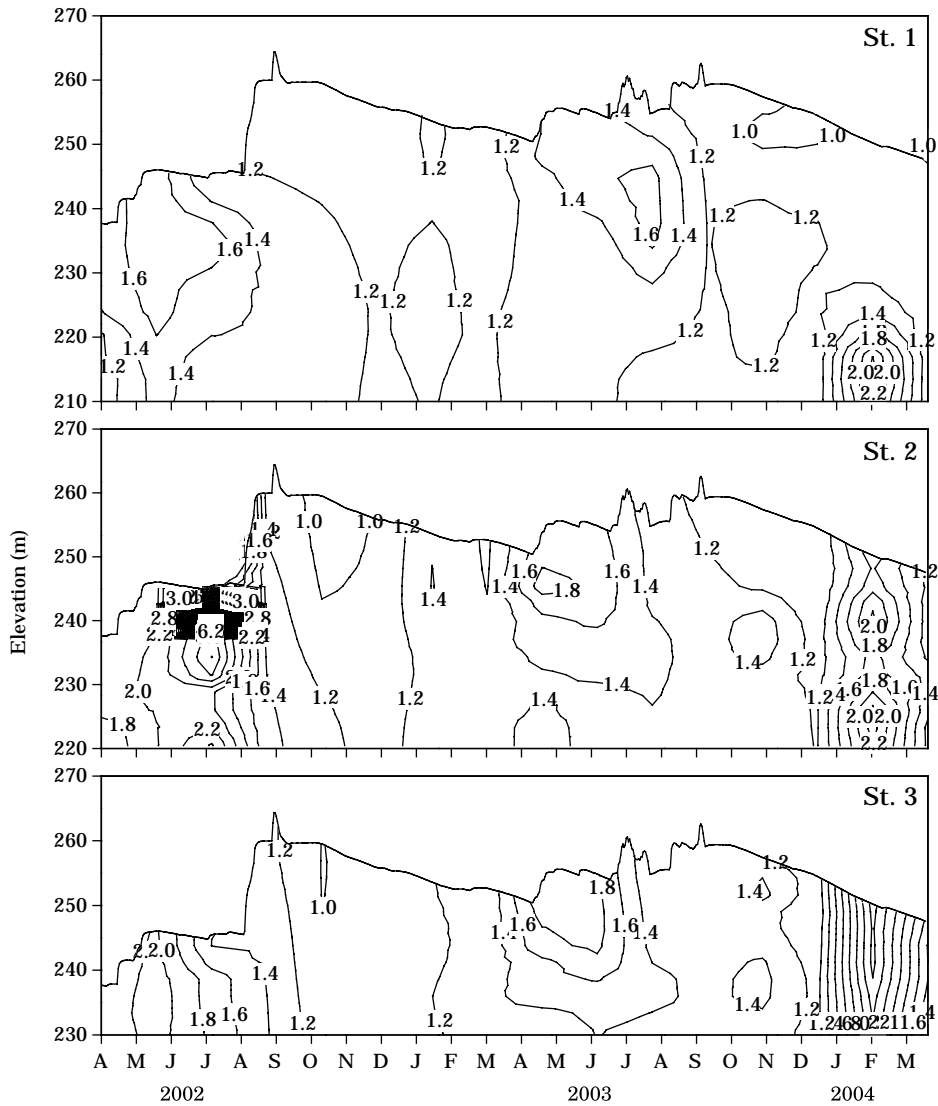


Fig. 4. The depth-time isopleths of total nitrogen ($\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$) at three stations in Lake Yongdam.

조류 (79종: 42%), 남조류 (16종: 9%)가 주요 우점군으로 출현하였으며, 이외에는 유글레나류 (4종: 2%), 와편모조류 (4종: 2%), 황색편모조류 (5종: 3%) 및 은편모조류 (2종: 1%), 미동정종 3종이 출현하였다. 월별 출현종수는 10~50종의 범위로 다양하였다. 겨울철에는 규조류의 출현비가 높게 나타났으며, 봄철에 *Cyclotella comta*, *Aulacoseira ambigua* cf. *spiralis*, *A. granulata*와 같은 규조류와 봄철과 여름철에 *Ankistrodesmus spiralis*, *Chodatella subsalsa*, *Crucigenia irregularis*, *Coelastrum cambricum*, *Scenedesmus ecornis* var. *ecornis*과 같은 녹조류, 여름철과 가을철에 *Anabaena spiroides*, *A. spiroides* var. *crassa*, *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon*

*flos-aquae*과 같은 남조류가 주기적으로 높은 출현양상을 보였다. 주요 우점종 중 *Anabaena spiroides*, *Aphanizomenon flos-aquae* 및 *Microcystis aeruginosa*의 최대 현존량은 각각 2.79×10^5 , 2.98×10^5 및 1.36×10^5 cells $\cdot \text{mL}^{-1}$ 로 매우 높은 현존량을 보이며 우점하였다 (Fig. 5). *Peridinium*과 같은 와편모류는 겨울철과 봄철에 현존량이 높았으며, *Cryptomonas* 등의 은편모조류는 뚜렷한 계절적인 경향성을 보이지 않았다.

용담호의 식물플랑크톤 현존량은 정점 1, 2 및 3에서 각각 $3.4 \times 10^2 \sim 6.8 \times 10^5$ cells $\cdot \text{mL}^{-1}$, $3.8 \times 10^2 \sim 3.3 \times 10^5$ cells $\cdot \text{mL}^{-1}$ 및 $3.1 \times 10^2 \sim 2.0 \times 10^5$ cells $\cdot \text{mL}^{-1}$ 의 범위로 나타났다. 초기 담수화가 시작된 2002년 여름과 가

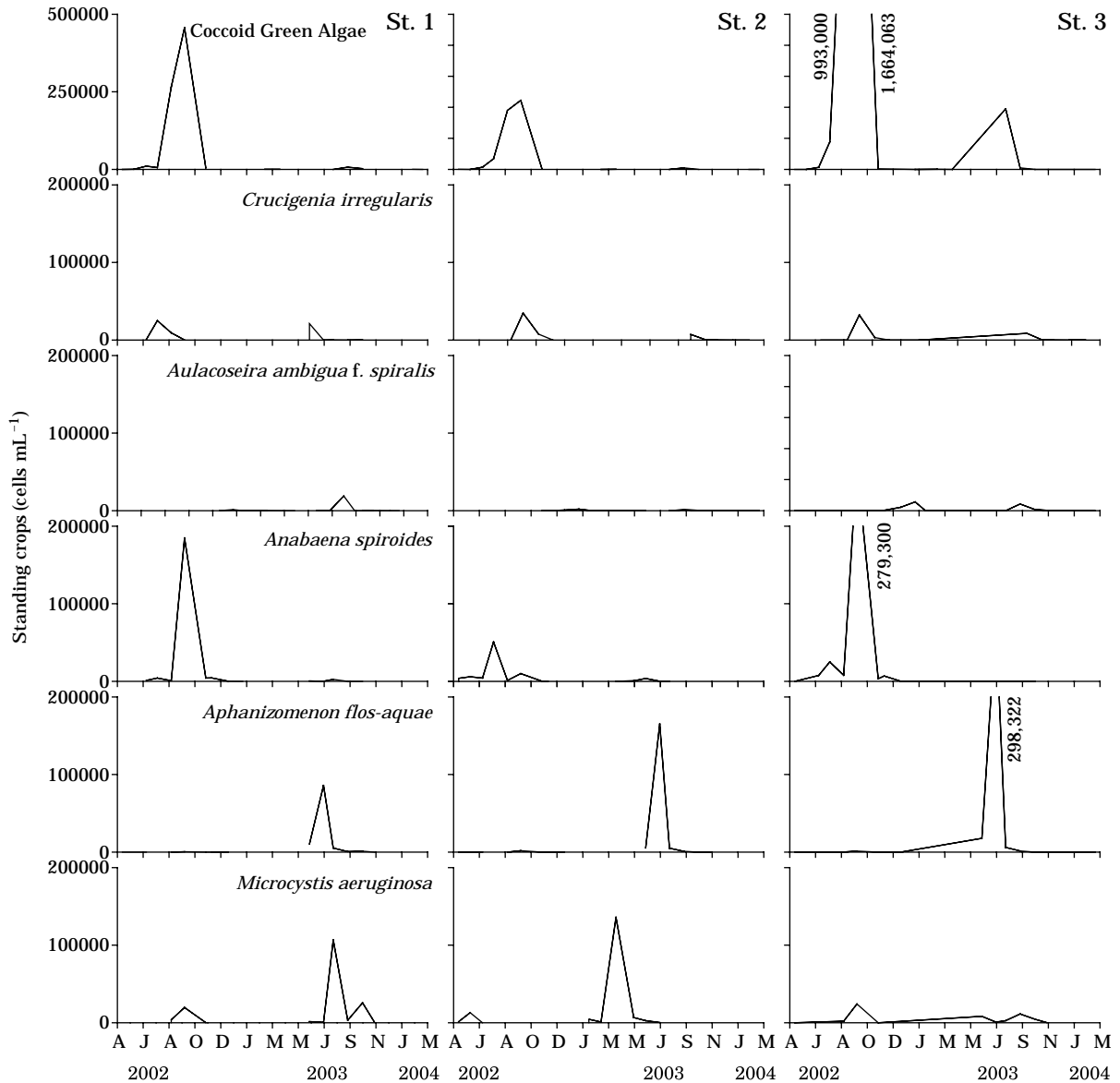


Fig. 5. Seasonal variations in cell densities of dominant species of phytoplankton in Lake Yongdam from Apr. 2002 to Mar. 2004.

을철에는 2003년에 비해 매우 높은 현존량을 보였으며, 특히 2002년 8월 많은 강수(748 mm)를 기록한 이후 9월의 정점 3의 표층에서 2.0×10^5 cells \cdot mL⁻¹로 높았다.

중다양성지수는 정점 1, 2 및 3에서 각각 0.36~2.30, 0.13~2.19 및 0.06~2.66의 범위로 나타났으며, 전반적으로 봄철에 높았다. 2002년에는 녹조현상이 발생한 여름철과 가을철(8~10월)에 매우 낮았으나 2003년에는 다소 높게 나타났다(Table 2).

정점 1의 표층에서 환경요인과 식물플랑크톤 현존량의 상관관계를 분석한 결과 수온(0.528), 전기전도도(0.585),

용존산소(0.522), 총인(0.822) 및 엽록소 a(0.908) 등이 유의적인 양의 상관(p<0.01)을 보였으며, 투명도(0.534)와 질산성질소(0.638)와는 음의 상관(p<0.01)을 보였다. 식물플랑크톤 분류군 중에는 녹조류(0.899), 남조류(0.839)와 양의 상관관계(p<0.01)를 나타냈다(Table 3). 정점 3의 표층에서는 수온(0.536), 전기전도도(0.562), 탁도(0.762), 용존산소(0.615), 총인(0.599), 엽록소 a(0.982) 등과 유의한 양의 상관(p<0.01)을 보였으며, 투명도(0.555), 질산성질소(0.585)와는 음의 상관(p<0.01)을 보였다. 식물플랑크톤 분류군 중에는 녹조류(0.988),

Table 2. The dominant species and the dominance index (DI) of phytoplankton community in Lake Yongdam.

Month	St. 1		St. 2		St. 3	
	Species	DI	Species	DI	Species	DI
Apr., 2002	<i>Cyclotella comta</i>	0.40	<i>Cyclotella comta</i>	0.19	<i>Cyclotella comta</i>	0.11
May	<i>Cyclotella comta</i>	0.16	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.20	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.37
Jun.	<i>Anabaena spiroides</i>	0.70	<i>Anabaena spiroides</i>	0.40	<i>Anabaena spiroides</i>	0.43
Jul.	<i>Crucigenia irregularis</i>	0.38	<i>Crucigenia irregularis</i>	0.21	<i>Crucigenia irregularis</i>	0.39
Aug.	<i>Crucigenia irregularis</i>	0.87	<i>Crucigenia irregularis</i>	0.84	<i>Anabaena spiroides</i>	0.96
Sep.	<i>Anabaena spiroides</i>	0.52	<i>Anabaena spiroides</i>	0.48	<i>Anabaena spiroides</i>	0.71
Oct.	<i>Anabaena spiroides</i>	0.45	<i>Anabaena spiroides</i>	0.42	<i>Anabaena spiroides</i>	0.53
Nov.	<i>Anabaena spiroides</i>	0.69	<i>Anabaena spiroides</i>	0.79	<i>Anabaena spiroides</i>	0.84
Dec.	<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i>	0.18	<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i>	0.30	<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i>	0.39
Jan., 2003	<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i>	0.75	<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i>	0.56	<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i>	0.67
Feb.	<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i>	0.26	<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i>	0.29	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.33
Mar.	<i>Asterionella formosa</i>	0.28	<i>Asterionella formosa</i>	0.17	<i>Ankistrodesmus spiralis</i>	0.11
Apr.	<i>Cyclotella comta</i>	0.58	<i>Cyclotella comta</i>	0.40	<i>Cyclotella comta</i>	0.34
May	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	0.35	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	0.46	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.53
Jun.	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	0.44	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	0.25	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0.22
Jul.	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0.82	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0.96	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0.99
Aug.	<i>Microcystis aeruginosa</i>	0.70	<i>Microcystis aeruginosa</i>	0.72	<i>Cocoid green algae</i>	0.75
Sep.	<i>Phormidium valderianum</i> v. <i>tenuis</i>	0.20	<i>Microcystis aeruginosa</i>	0.16	<i>Microcystis aeruginosa</i>	0.24
Oct.	<i>Fragilaria crotonensis</i>	0.26	<i>Fragilaria crotonensis</i>	0.18	<i>Microcystis aeruginosa</i>	0.22
Nov.	<i>Fragilaria crotonensis</i>	0.61	<i>Fragilaria crotonensis</i>	0.82	<i>Fragilaria crotonensis</i>	0.85
Dec.	<i>Phormidium</i> sp.	0.30	<i>Fragilaria crotonensis</i>	0.38	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.46
Jan., 2004	<i>Phormidium</i> sp.	0.17	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.40	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.60
Feb.	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.27	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.20	<i>Cyclotella comta</i>	0.25
Mar.	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.14	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.22	<i>Cryptomonas</i> sp. (< 15 µm)	0.31

납조류 (0.731)와 양의 상관관계 ($p < 0.01$)를 나타냈다 (Table 4).

고찰

조사기간 동안 표층 수온은 6월부터 9월까지 *Microcystis*의 최적 생육조건인 25°C 이상의 분포를 보였다 (Chorus and Bartman, 1999). 일반적으로 수중에서의 용존산소 농도는 식물플랑크톤의 광합성과 호흡 및 미생물의 활동 등에 따른 여러 가지 기작에 의해 결정된다. 수온약층에서는 물의 밀도가 증가하므로 표층에서 침강하는 유기물이 오랜 시간 정체하기 때문에 용존산소의 변화가 유기물량에 따라 많이 소비될 수 있다. 그러므로 용담호처럼 중층 산소 최저층은 수온약층과 혼합층 사이에서 생성될 수 있으므로 수온약층은 중층산소 최저층의 형성원인이 된다. 소양호의 경우도 장마철에 중층으로 유입된 유입수의 높은 현탁물로 인해 중층산소 최저층이 형성되는 것으로 보고된 바 있으며 (Kim and Cho, 1989),

김 등 (1998)은 합천호에서 7월에 중층산소 최저층이 형성되어 10월까지 지속된다고 하였다. 본 연구에서도 6월 이후 중층산소 최저층이 관측되었다.

투명도는 2003년 5월에 6.7 m로 매우 높게 나타났다. 이는 동물플랑크톤이 증가하여 식물플랑크톤의 현존량을 감소시켜 물이 맑아 보이는 청수기 (clear water phase) 현상 때문인 것으로 보인다 (Lampert *et al.*, 1986). 용담호 투명도의 경우 여름기간 (7~9월) 평균치 (< 2.0 m)가 부영양호 수준으로 판단된다 (US EPA, 1976; Carlson, 1977). 특히 상류지역인 정점 3에서는 2002년 8월과 9월에 녹조가 발생하여 투명도가 0.6 m와 0.7 m로 매우 낮았다. 이처럼 상류지역에서 생물량이 높게 나타나는 것은 계절적으로 높은 수온과 강우시 상류유역에서 유입되는 다량의 영양염류 때문인 것으로 보인다.

2002년 8월과 9월의 총인의 유입부하량은 각각 75,882 및 17,359 kg P · month⁻¹로 매우 높았다 (허, 2005). 국내주요 호수의 8월 투명도는 1.1~3.0 m로 남강호에서 가장 낮았고, 충주호에서 가장 높았다 (이 등,

Table 3. Pearson correlation coefficients between each parameter in Lake Yongdam (Site 1).

	TEM	COND	TUR	DO	SD	COD	TP	DIP	TN	NO ₃	NO ₂	NH ₃	SiO ₂	CHLA	TN/ TP	DIN/ DIP	BA	GR	CY	EU	DI	CH	CRY	PHY
TEM	1	.78**	.69**	.24	-.46*	.00	.61**	.32	.37	-.17	.49**	.17	.01	.46**	-.59**	-.28	-.00	.51*	.51*	.15	.12	.25	.11	.53**
COND		1	.55*	.48*	-.32	-.10	.51*	.12	.53**	-.04	-.01	.27	-.32	.58*	-.26	.02	-.14	.70**	.40	.36	.09	.30	-.01	.59**
TUR			1	.36	-.24	-.15	.54*	.24	.21	-.03	.16	.29	.26	.35	-.42	-.23	-.02	.07	.68**	-.25	.06	-.02	.61**	.34
DO				1	-.32	-.01	.46*	.09	.18	-.19	-.03	.22	-.19	.58**	-.03	.05	-.09	.51*	.56**	.10	.04	.10	.19	.52**
SD					1	-.21	-.60**	-.29	.10	.45*	-.280	.07	-.10	-.49*	.55**	.34	-.08	-.48*	-.52**	-.32	-.14	-.16	-.14	-.53**
COD						1	.19	-.04	-.12	-.30	-.13	-.20	.46*	.24	.03	-.16	-.11	.18	.26	-.17	-.31	-.21	.01	.18
TP							1	.48*	-.04	-.62**	.18	.23	.19	.90**	-.75**	-.54**	.02	.75**	.86**	.25	-.00	.04	.12	.82**
DIP								1	-.05	-.36	.03	.29	-.03	.40	-.41*	-.81**	.00	.43*	.38	.17	-.08	-.22	.27	.43*
TN									1	.69**	.01	-.01	-.18	.01	.32	.40	-.09	.14	-.14	.03	-.06	.03	-.30	.02
NO ₃										1	-.04	-.14	-.23	-.62**	.57**	.68**	-.06	-.55**	-.69**	-.28	.02	.12	-.24	-.64**
NO ₂											1	-.25	.18	-.04	-.43*	-.15	.52**	-.05	.18	-.20	.52**	.10	-.04	.18
NH ₃												1	-.24	.21	-.11	-.18	-.25	.16	.19	.16	-.23	.02	.38	.11
SiO ₂													1	-.01	-.15	-.20	.01	-.17	.28	-.27	-.21	-.37	.08	-.01
CHLA														1	-.48*	-.44*	-.01	.91**	.82**	.33	-.04	.03	-.05	.91**
TN/TP															1	.62**	-.16	-.36	-.57**	-.19	-.23	-.15	-.29	-.50*
DIN/DIP																1	-.10	-.43*	-.50*	-.21	-.01	.26	-.19	-.50*
BA																	1	-.06	.13	-.12	.83**	-.03	.01	.30
GR																		1	.66**	.50*	-.05	-.02	-.09	.90**
CY																			1	.09	.10	-.07	.16	.84**
EU																				1	-.14	-.12	-.10	.34
DI																					1	.24	.02	.25
CHR																						1	-.11	-.05
CRY																							1	.00
PHY																								1

*: p < 0.05, **: p < 0.01

BAC: Cell density of Bacillariophyceae, CHL: Chlorophyceae, CYA: Cyanophyceae, EUG: Euglenophyceae, DIN: Dinophyceae, CHR: Chrysophyceae, CRY: Cryptophyceae, PHY: Phytoplankton biomass (total cell number)

2002). 용담호의 댐앞(정점 1)을 기준으로 할 때 2002년과 2003년 8월의 평균 투명도는 1.6 m로 광동호(1.7 m) 및 팔당호(1.8 m)와 유사한 수준으로 보인다. 일반적으로 우리나라의 경우 강우시 다량의 무기현탁물이 호수로 유입되며 이때 유입되는 무기현탁물은 다량의 영양염류와 유기물질을 함유하고 있는 것으로 알려져 있다(허, 1993). 또한 우리나라와 같이 여름철에 강우가 집중되는 환경에서는 인이 흡착된 표토 및 가축 배설물 등이 일시에 하천으로 유입되기 때문에 인의 유입량이 크게 증가한다(허 등, 1998). 용담호에서도 2002년 8월과 9월의 총인의 유입부하량은 각각 75,882 및 17,359 kg P · month⁻¹로 매우 높았다(허 등, 2005). 용담호에서 우기이후 기간에 중충지역에서 총인농도가 높게 나타나는 것은 강우에 따른 탁류의 유입에 의한 것으로 생각된다.

우리나라의 경우 대부분의 성층이 형성된 호수에서 강우시 탁수층이 중충밀도류를 따라 형성되는 것으로 밝혀졌다(허 등, 1998; 정, 2004; 박 등, 2005a). Vollenweider (1968)는 총인 농도가 10 ~ 30 mg P · m⁻³, Carlson (1977)은 12 ~ 24 mg P · m⁻³이면 중영양이라 하였는데, 이러한 기준으로 볼 때 용담호는 연평균 총인 농도가 21.3 mg P · m⁻³으로 중영양호에 속한다.

남조류 발생과 밀접한 관계를 보이는 것으로 알려진(Schindler, 1977; Smith, 1983) TN/TP 무게비는 103 ± 53으로 국내 주요 인공호의 경우(40 ~ 160)와 유사한 것으로 보인다(Kim et al., 1997). 호수가 부영양화되면 인이 풍부해짐에 따라 N/P 비율이 낮아지고 이러한 환경조건에서 질소고정 능력이 있는 남조류들이 여름에 수화현상을 일으키게 되는 등 부영양화가 가속화되며, 조류의 천이를 유발한다. Smith (1986)는 표층의 TN/TP 비가 29 이하일 때 남조류가 우점하며, 수온과는 양의 상관관계를 보였음을 밝힌 바 있다. 용담호의 경우 TN/TP 비가 29 이하일 때는 아니지만 계절적으로 여름부터 늦가을까지 표층(0 ~ 5 m 평균)의 TN/TP 비가 20 ~ 81의 범위로 낮아진 시기에 남조류가 우점하였다. 용담호에서 낮은 TN/TP 비는 TN 농도의 감소에 따른 결과이며, 특히 질산성질소 농도의 감소가 뚜렷하다.

용담호에서 2002년 7 ~ 9월의 엽록소 a 농도는 US EPA (1976)의 부영양호 기준인 10 mg · m⁻³보다 높은 수준이다. LTSI (Yang and Dickman, 1993)에 의한 용담호 표층(0 ~ 5 m)의 영양상태는 정점 1, 2 및 3에서 각각 4.2, 4.5 및 5.2의 범위로 중부영양호(meso-eutrophic)로 나타났다. 7월부터 9월까지 모든 지점에서 7.0 내외로 부영양상태(5.4 ~ 9.5)로 평가되었다. 이 등(2002)의 경우 광동호, 충주호 및 운문호가 중부영양호로 평가되었으며,

팔당호, 대청호, 임하호, 안계호, 사연호 및 남강호가 부영양호로 평가되었다고 하였다.

용담호는 여름철과 가을철 남조류와 녹조류에 의한 우점도가 높은 부영양화 패턴을 보였다. 출현종의 대부분을 차지하고 있는 보편종은 규조류에서 소형 중심형 규조류인 *Cyclotella comta*, 대형 규조류인 *Fragilaria crotonensis*, *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*, 녹조류에서 *Crucigenia irregularis*, *Quadrigula chodatii*, 외편모류에서 *Peridinium* sp., 남조류에서 *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena spiroides*, *Anabaena spiroides* v. *crassa*, *Microcystis*, *Phormidium mucicola*, *Phormidium valderianum* var. *tenuis* 및 *Aphanizomenon flos-aquae*가 관찰되었다.

용담호에서 우점하는 남조류인 *Microcystis aeruginosa*는 세포내 기포에 의한 부유력, 높은 광적응력 등이 높은 성장을 이루는 장점으로 작용된다(조와 신, 1998). 녹조류에서 *Crucigenia irregularis*, 은편모조류에서 *Cryptomonas* sp., 황색편모조류에서 피막(lorica) 구조로 이루어진 *Dinobryon*이 보편종으로 관찰되었다.

계절적인 분포를 보면, 규조류는 가을철에 *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira granulata* v. *angustissima*, *Aulacoseira ambigua* cf. *spiralis*, *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*와 같은 부영양화된 호수에서 나타나는 대표적인 대형 규조류가 분포하였다.

남조류와 녹조류는 여름철과 가을철에 걸쳐 집중되는 것으로 나타났으며, 특히 우점종으로 출현한 *Anabaena*와 *Aphanizomenon*과 같은 질소고정 남조류의 번성은 질산성질소(NO₃-N)의 농도가 낮은 수계에서 우점도가 높아 종간 경쟁에서 질소고정 능력이 매우 중요한 요소로 판단된다. 또한, 영양세포(vegetative)에 대한 이형세포(heterocyst)의 비율(heterocyst/vegetative cell ratio)은 질소농도의 구배에 따른 영향을 받는다. 이형세포의 형성은 주변 수계 속에 용해된 무기질소 화합물의 양과 반비례한다(이 등, 2003). 남조류인 *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*속 등은 호수에서 가장 빈번하게 수화를 발생시키는 것으로 알려져 있다(Okino, 1973). 용담호의 경우 2002년 초기 담수화 과정에서 수몰지역의 오염원이 충분히 제거되지 않아 내부부하량이 높았고, 강수량이 8월에 집중되면서 상류에서 많은 양의 영양염이 유입되어 9월에 수화현상이 대규모로 발생되었다.

수화 원인종은 초기에는 군체를 형성하는 *Microcystis*와 사상체형에 속하는 *Anabaena* 및 *Aphanizomenon*과 같은 질소고정 남조류에 의해 이루어져 낮은 질산염의 농도에서도 우점하였다. 따라서 용담호에서는 남조류의

여러 생태적인 장점으로 인해 남조류에 의한 수화현상이 지속될 것으로 판단된다(김, 2005). 그러나 용담호의 경우 남조류의 제한 영양염인 총인의 평균 농도는 2002년 담수화 초기에는 $28 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 로 다소 높았으나 2004년에는 절반 이하인 $12 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 로 점차 감소하면서 초기에 비해 남조류의 밀도가 감소하였다. 인의 농도인 $10 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 는 빈영양과 중영양의 경계에 있으며(류 등, 2002), 유해 조류의 대발생이 일어난다(Sawyer, 1947). 따라서 유입하천의 오염원 관리를 통해 녹조제어가 가능한 수준의 농도로 유지되어야 할 것으로 보이며, 표층에서는 연속적으로 현존량이 높게 나타났다. 상류지점(St. 3)에서의 *Achnanthes*, *Cymbella*, *Gomphonema*, *Nitzschia* 등과 같은 소형 저서규조류의 유입은 식물플랑크톤 현존량에 큰 영향을 주지 않았다. 규조류 중에서 *Achnanthes*, *Gomphonema* 및 *Nitzschia* 등은 대부분 부착성으로 상류에서 물리적 또는 생리적 요인에 의해 탈리되어 하류로 유입된 것으로 보인다.

용담호의 식물플랑크톤 현존량은 수온, 총인 및 엽록소 a와 양의 상관관계를 보였으며, 분류군별로 보면 남조류, 녹조류와 높은 양의 상관성을 보여 높은 수온을 선호하고, 인농도에 제한되는 두 분류군의 중요성이 매우 큰 것으로 생각된다. 이에 반해 식물플랑크톤의 현존량은 투명도 및 질산성질소와 음의 상관관계를 나타냈다. 투명도는 주로 식물플랑크톤의 번성에 의해 감소한 것으로 보인다. 또한 대체적으로 총인이 높고, 질산성질소 농도가 낮을 때 식물플랑크톤의 현존량이 높게 나타났다. 이는 질소 농도가 식물플랑크톤이 성장하면서 질산성질소를 흡수하여 소비하였고 무기질소 농도가 낮은 수계조건에서 질소고정 능력이 있는 남조류가 번성하기 때문이다(Horne and Goldman, 1994). 분류군 중 규조류, 유글레나류, 황색편모조류 및 갈색편모조류는 수온과 음의 상관성을 나타내 수온이 낮은 계절에 보다 높은 현존량을 보였다.

결과적으로 용담호의 식물플랑크톤 군집은 수온과 인에 의해 가장 큰 영향을 받고 있는 것으로 추정할 수 있으며, 초기담수 이후 호수가 안정됨에 따라 여름과 가을철의 남조류 출현양상은 어느 정도 안정이 될 것으로 보인다. 또한 LTSI에 의한 용담호의 수질영양단계가 중·부영양상태로 판정되므로 향후 수자원 보호를 위해서는 인의 유입부하량의 관리나 호내 영양염류 관리 방안을 모색해야 할 것으로 보인다.

적 요

용담호의 3개 정점에서 환경요인 및 식물플랑크톤의

군집에 대해 2002년 4월부터 2004년 3월까지 1개월 간격으로 조사하였다. 수온약층은 7월과 8월에 수심 약 10 m 지역에서 형성되었으며, 10월에는 다소 낮아져 25~30 m 사이에서 관찰되었다. 총인(TP)의 월별 표층평균(0~5 m) 농도는 정점 1, 2 및 3에서 각각 $5.1 \sim 36.1 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$, $6.1 \sim 77.7 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 및 $6.7 \sim 47.7 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-3}$ 로 상류지역에서 높게 나타났다. 총질소(TN)의 월별 표층(0~5 m) 평균 농도는 정점 1이 $0.88 \sim 1.73 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ 이었으며, 정점 3에서 $0.94 \sim 2.77 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 정점 1에 비해 높았다. 투명도는 0.8~6.7 m의 범위로 상류지역에서 낮았고 하류지역에서 높았다. 여름과 가을철에 남조류인 *Microcystis*, *Anabaena* 및 *Aphanizomenon* 등에 의한 수화현상이 나타났으며, 식물플랑크톤 현존량은 수온, 총인과 양의 상관관계를 보였다. 식물플랑크톤 현존량은 분류군별로 보면 남조류와 녹조류가 수온 및 총인과 높은 양의 상관성을 보여 고온성의 인농도에 제한되는 두 분류군의 중요성이 매우 큰 것으로 생각된다. 투명도 및 질산성질소는 식물플랑크톤의 현존량과 음의 상관관계를 나타냈다. 용담호의 수질영양단계는 중·부영양상태인 것으로 사료된다.

사 사

본 연구는 군산대학교 새만금환경 연구센터(군산대학교 RRC)의 연구비 지원에 의하여 수행되었습니다.

인 용 문 헌

- 김대균, 최애란, 이혜경, 권오섭, 김종철. 2004. 회야댐 저수지에서 물리·화학적 환경요인에 따른 식물플랑크톤과 세균 군집의 변화. *육수지* **37**: 26-35.
- 김범철, 박주현, 임병진, 허우명, 황길순, 최광순, 채기숙. 1998. 국내 주요호수의 육수학적 조사(2): 합천호, *육수지* **31**: 312-327.
- 김영길. 2005. 만경강 하구·용담호·부안호 식물플랑크톤의 생리·생태학적 연구. 군산대학교 박사학위논문.
- 김종국, 오창환, 윤창호. 2003. 용담댐 수질 보전 대책 연구. pp. 2-3.
- 류재근 등. 2002. 호소공학. 동화기술.
- 박재충, 박정원, 신재기, 이희무. 2005a. 인공호에서 몬순과 태풍 강우에 의한 고탁수층의 이동과 소멸특성. *육수지* **38**: 106-117.
- 박재충, 박정원, 김종달, 신재기. 2005b. 인공호에서 환경요인과 식물플랑크톤의 시·공간적 변동. *한국조류학회지* **20**: 333-343.

- 박종근. 2005. 대청호의 수질 환경요인과 영양단계 평가. *육수지* **38**: 382-392.
- 유순주, 채민희, 황종연, 이재안, 박종겸, 최태봉. 2005. 담수 이후 용담호 영양상태 변동 용인 분석. *한국물환경학회지* **21**: 360-367.
- 이상호, 최현용, 손영태, 권효근, 김영곤, 양재삼, 정해진, 김종구. 2003. 하계 서해안 연안역 주변 저염수와 순환. *한국해양학회지. 바다* **8**: 138-150.
- 이정준, 이정호, 박종근. 2003. 대청호의 남조류 수화 발달과 환경요인 변화와의 상관 관계. *육수지* **36**: 269-276.
- 이정호, 박종근, 김은정. 2002. 국내 주요 호수의 식물플랑크톤 종조성 및 영양단계 평가. *한국조류학회지* **17**: 275-281.
- 이혜숙, 이흥수, 이창훈, 정선아, 이요상, 정남정. 2005. 용담호 Chlorophyll-a의 시·공간적 분포. *대한상하수도학회·한국물환경학회 2005 공동 추계학술발표회 논문집*.
- 정미희, 김호섭, 최철일, 황순진. 2004. 화옹호의 식물플랑크톤과 환경요인. *육수지* **37**: 193-204.
- 정세웅. 2004. 성층화된 저수지로 유입하는 탁류의 공간분포 특성 및 연직 2차원 모델링. *대한환경공학회지* **26**: 970-978.
- 조경제, 신재기. 1998. 낙동강 주요 담수조류의 생장 및 영양염 반포화계수. *한국조류학회지* **13**: 235-240.
- 최태봉, 이재안, 이재운, 김동호, 이준배. 2004. 초기담수호인 용담호의 영양상태 변동. *한국물환경학회·대한상하수도학회 공동추계학술발표회 논문집*.
- 허우명. 1993. 소양호의 부영양화와 남조류 bloom에 관한 연구. *강원대학교 박사학위논문*.
- 허우명, 김범철, 김윤희, 최광순. 1998. 소양호 유역에서 비점오염원의 홍수유출과 오염수피의 호수내 이동. *육수지* **31**: 1-8.
- 허우명, 권상용, 김영길, 이원호, 김범철. 2005. 용담호 소유역별 인 및 부유물질 유입부하량 산정. *육수지* **38**: 322-333.
- APHA, AWWA, WPCF. 1992. Standard Methods for the examination of water and wastewater 18th ed. Washington D.C., 1100pp.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* **22**: 361-369.
- Chorus, I. and J. Bartman. 1999. Toxic cyanobacteria in water. E&FN Spon, London and New York.
- Hirose, H. and T. Yamagishi. 1977. Illustrations of the Japanese fresh-water algae Uchidarokakuno Publishing Co.
- Horne, A.J. and C.R. Goldman. 1994. Limnology. McGraw-Hill Inc., New York.
- Kim, B. and C.S. Cho. 1989. The Hypolimnetic Anoxic Zone and the Metalimnetic oxygen Minimum Layer in a Deep Reservoir, Lake Soyang. *Korean J. Limnol.* **22**: 159-166.
- Kim, B., J.H. Park, G. Hwang and K. Choi. 1997. Eutrophication of Large Freshwater Ecosystem in Korea. *Korean J. Limnol.* **30**: 512-517.
- Lampert, W., W. Flecker, H. Rai and E. Taylor, 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton : A study on the spring clear-water phase. *Limnol. Oceanogr.* **31**: 478-490.
- Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equation. *Limnol. Oceanogr.* **12**: 343-346.
- Mizuno, T. 1964. Illustrations of the freshwater plankton of Japan. Hoikusa publishing co., LTD.
- Okino, T. 1973. Studies on the blooming of *Microcystis aeruginosa*. *Jap. J. Bot.* **20**: 381-402.
- Reynolds, C.S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press.
- Sawyer, C.N. 1947. Fertilization of lakes by agricultural and industrial drainage. *New England Water Works Association.* **61**: 109-127.
- Schindler, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* **195**: 260-262.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature.* **163**. p. 688.
- Smith, V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by bluegreen algae in lake phytoplankton. *Science* **221**: 669-671.
- Smith, W.H. 1986. Prediction the proportion of blue-green algae in lake phytoplankton. *can. J. Fish. Aquatic Sci.* **43**: 148-153.
- Tilman, D., R. Kiesling, R. Sterner, S.S. Kilham and F.A. Johnson. 1986. Green, Blue-green and diatom algae: taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. *Archiv für Hydrobiologie* **106**: 473-85.
- U.S. EPA. 1976. Water Quality Criteria Research of the U. S. Environmental Protection Agency, Proceeding of and EPA Sponsord Symposium, EPA-600 (3-76-079): 185.
- Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication, OECD Technical Report, DAS/CSI/68.27.
- Yang, J.R. and M. Dickman. 1993. Phosphorus loading and efficiency of biomanipulation. *Verh Internat. Verein. Limnol.* **24**: 2482-2488.