

## 육수학적 특성에 따른 국내 저수지의 부영양화 유형분석 -엽록소 a와 수심을 중심으로

김 호 섭 · 황 순 진\*

(건국대학교 환경과학과)

Analysis of Eutrophication Based on Chlorophyll-a, Depth and Limnological Characteristics in Korean Reservoirs. Kim, Ho-Sub and Soon-Jin Hwang\* (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea)

The present study was conducted to analyze the pattern of eutrophication of Korean reservoir with Chl. a concentration and morpho-physical parameters, and to evaluate water quality characteristics of the classified types. The collected data from 486 reservoirs were classified as four types, with the Chl-a concentration ( $25 \mu\text{g L}^{-1}$ ) and the ratio of water storage/surface area (mean depth, 7.5 m). According to OECD criteria and trophic state index based on Chl-a concentration, 34.3 and 72.8% of selected reservoirs appeared to be eutrophic, respectively. Characteristics of TYPE II reservoirs generally showed high Chl-a concentration, relatively old age, small DA/LA ratio, short Hydraulic retention time, large paddy field and field to watershed ratio, and high pollutant loading compared to other types of reservoirs. The difference of TP concentration was greater than that of TN concentration in reservoir water among classified four types. Based on TN/TP ratio (by weight), phosphorus was limiting nutrient in all types and more closely related with Chl-a concentration than nitrogen. Significant decrease of Chl-a concentration with increase of TN/TP ratio observed only in reservoirs with Chl-a concentration  $> 25 \mu\text{g L}^{-1}$ . Although drainage area is believed to be a factor that is related to the generation load of pollutants in the watershed, it did not show any significant relationship with water quality parameters. Morphometric characteristics such as depth and age of reservoir as well as type of land use patterns in the watershed was among important parameters for the assessment of water quality characteristics in Korean reservoirs.

**Key words :** eutrophication, morpho-physical parameters, mean depth, DA/LA, land use, generation load of pollutants, water quality

### 서 론

저수지의 수질은 지역적인 기후, 유역 내 오염원 현황이나 지형 그리고 호수 규모와 같은 형태학적인 차이 (EPA, 1974) 뿐 만 아니라 유입수량이나 수체의 흐름 그

리고 방류되는 양 등과 관련된 수리수문학적 체계에 영향을 받을 수 있다(Carmack *et al.*, 1979). 수심은 외부로부터 유입되는 영양염류의 희석용량과 관련된 저수지의 부피를 결정하는 요인으로, 저수지의 생산력을 결정하는 가장 중요한 요인으로 고려되고 있으며 (Thienemann, 1927; Rawaon, 1952, 1953, 1955; Sakamoto, 1966;

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

Vollenweider, 1968; Ryder *et al.*, 1974; Cole, 1979), 수심이 얕을수록 빛과 영양염류에 대한 이용성 증가로 부영양화 가능성이 높게 예측되고 있다. 유역으로부터 유입되는 영양염류의 형태와 양은 오염원 및 토지이용형태 그리고 강우량과 강우빈도에 영향을 받으며 (Kernkel and Vladmir, 1980; Kennedy *et al.*, 1982; William, 1987; Tabuchi *et al.*, 1991), 유역에서의 영양염류 발생량과 저수지에서의 체류시간과 관련된 형태학적인 인자로서 유역면적은 수표면적에 비해 넓을수록 퇴적물과 영양염류의 부하에 대한 잠재력이 크기 때문에 저수지의 영양상태를 예측하는 지표로 활용되기도 한다 (Fee, 1979).

저수지의 생태학적 특성이 지역적인 기후, 유역 내 오염원현황이나 지형 그리고 저수지 규모와 같은 형태학적 특성으로 인해 부영양화 및 조류 대 발생에 각기 다른 측면으로 반응한다 하더라도 각기 다른 호소에서 유사하게 나타나는 일반성이 존재할 수 있다. 따라서 많은 호소에 대한 정책적 관리는 대상으로 하는 다양한 수계에서의 이러한 일반성을 찾아내고 해결하는 것이 최종적인 목표가 될 것이다.

국내에는 약 18,800개의 저수지가 분포하며, 1990년대 이후 인위적으로 야기된 부영양화를 경험하고 있는 숫자가 증가하고 있고 (농업기반공사, 2000), 여름에 남조류 (*Microcystis*, *Oscillatoria*)의 출현빈도 또한 증가하고 있다 (국립환경연구원, 1999). 대부분의 저수지들은 하천을 막거나 소하천이 유입되는 배수구역 하류부에 댐을 건설하여 만들어졌기 때문에 (환경처, 1994) 수표면적에 비해 유역면적이 큰 형태학적인 특성을 가지고 있다. 또한, 대부분이 저수량 100만톤 미만이고 평균 수심이 10m 이하로 부영양화 가능성이 높은 구조적인 특징과 여름철에 집중강우가 내리는 몬순기후의 기후적 특성으로 인해 불안정한 수리·수문학적 특성을 가지고 있다 (농업기반공사, 2001). 국내 분포하는 저수지의 이러한 일반적인 형태, 기후, 수리수문학적 특성에도 불구하고, 영양상태의 차이가 나타나는 것은 부영양화 및 조류 대발생에 대한 이러한 인자들의 반응이 각기 다른 측면에서 나타남을 의미한다.

본 연구에서는 국내 분포하고 있는 많은 저수지들에서의 관리적 측면에서의 효율성을 높이기 위해 유사한 조류 발생 특성을 가지는 저수지들간의 유형을 분류하여 각 유형에서의 조류발생과 관련된 일반성을 찾고자 시도하였다. 이러한 목적을 위해 저수지의 형태학적 인자, 유역 내 오염원의 종류, 오염발생 부하량과 수질과의 상관성 분석을 실시하였다.

## 재료 및 방법

### 1. 연구대상저수지 및 유형분석

본 연구에서 사용된 자료는 2001년 농업기반공사에서 운영하고 있는 수질측정망 중 486개 저수지에서 년 2회 측정된 자료를 활용하였다. 저수지 내 측정망이 여러 개인 경우 댐 앞 자료를 사용하였으며, 적은 측정회수로 평균값 보다는 최대값을 사용하는 것이 해당저수지의 대표 수질을 나타내기엔 신뢰도가 높은 것으로 판단하여 연 중 최대 엽록소 *a* 농도를 대표값으로 하였다. 수집된 자료는 OECD가 제시한 연중 최대 엽록소 *a* 농도  $25 \mu\text{g L}^{-1}$ 를 기준으로 각각 TYPE I ( $< 25 \mu\text{g L}^{-1}$ )과 TYPE II ( $\geq 25 \mu\text{g L}^{-1}$ )로 분류하였고, 세부적인 유형분류를 위해 저수지의 형태학적인 차이점을 비교하였다. 조사대상저수지들의 저수지 조성 시기 (Age of reservoir)와 형태학적, 수리·수문학적인 특징으로서 유효수량 (WS : Water storage)과 만수면적 (LA : reservoir surface area)의 비 ( $\bar{z}$  : Mean depth), 유역면적 (DA : Drainage area)과 만수면적의 비 (DA/LA) 그리고 체류시간 (HRT : Hydraulic retention time)이 비교되었다. 체류시간은 전 등 (2002)이 국내 농업용저수지에서 DA/LA와 체류시간과의 관계를 통해 도출해낸 계산식을 이용하여 산정하였다. 두 유형에서 사이에서 가장 큰 차이가 나타나는 인자를 토대로 4가지 유형으로 세분화하였으며, 엽록소 *a* 농도를 기초로 각 유형별 특성을 분석하였다.

### 2. 오염부하량 평가

유역에서 발생하는 발생부하량은 오염원의 형태에 따라 생활하수, 축산폐수, 산업폐수는 점오염원으로, 토지 및 가두리 양식은 비점오염원으로 구분하였다. 각 오염원에 따라 발생부하량은 원단위를 사용하여 계산하였다 (환경부고시, 제 1999-143호. 오염총량관리계획수립지침).

### 3. 영양상태 평가

본 연구대상 저수지에서의 영양상태는 연 중 최대 엽록소 *a* 농도에 대한 OECD기준 (Anon, 1982)과 Carlson (1977) (Chl. *a* 자료 이용)이 제시한 방법에 따라 영양상태지수 (Trophic state index : TSI)를 계산한 후 Kratzer and Brezonik (1981)가 제시한 기준에 따라 평가하였다.

$$\text{TSI} (\text{Chl}-a) = 10 \times [6 - (2.04 - 0.68 \ln \text{Chl}-a) / \ln 2]$$

4. 통계분석

본 연구대상 저수지의 수질과 형태학적 특성 그리고 유역 내 오염원과의 상관성 분석은 Pearson's correlation analysis를 이용하였다(SPSS 10.0). 저수지 유형간의 차이는 *t*-test를 이용하여 평가하였으며, 통계적 유의 수준은  $P < 0.05$ 를 기준으로 하였다.

결 과

1. 저수지의 형태학적 특성과 영양상태

본 연구대상 저수지는 대부분 규모가 작고 노후된 시설로서, 수표면적에 비해 넓은 유역면적을 가지고 있고 체류시간이 짧은 특성을 가지고 있다(Table 1). 조사대상 저수지의 67%가 유효수량이 2,000 m<sup>3</sup> 이하이고, 10,000 m<sup>3</sup> 이상의 유효저수량을 가지는 저수지는 14%에 불과하였다. 저수지의 수표면적은 대상저수지의 66%가 40 ha 이하이며, 단지 10%에 해당하는 저수지만이 100 ha 이상을 나타냈다. 수표면적에 대한 유역면적 (DA/LA)의 비는 1.3~475의 범위였고(평균 45) 대상저수지의 80% 정도는 20 이상이다. 체류시간은 12~310일의 범위였으며, 72%에 해당하는 저수지가 70일 이하였다. 53%에 해당하는 저수지들이 1970년 이전에 건설되었다.

OECD와 TSI (Chl-*a*) 기준 적용 시 각각 34.3%, 72.8%에 해당하는 저수지가 부영양이거나 과영양상태로 분류되었다(Fig. 1). OECD가 제시한 연평균 최대 엽록소 *a*

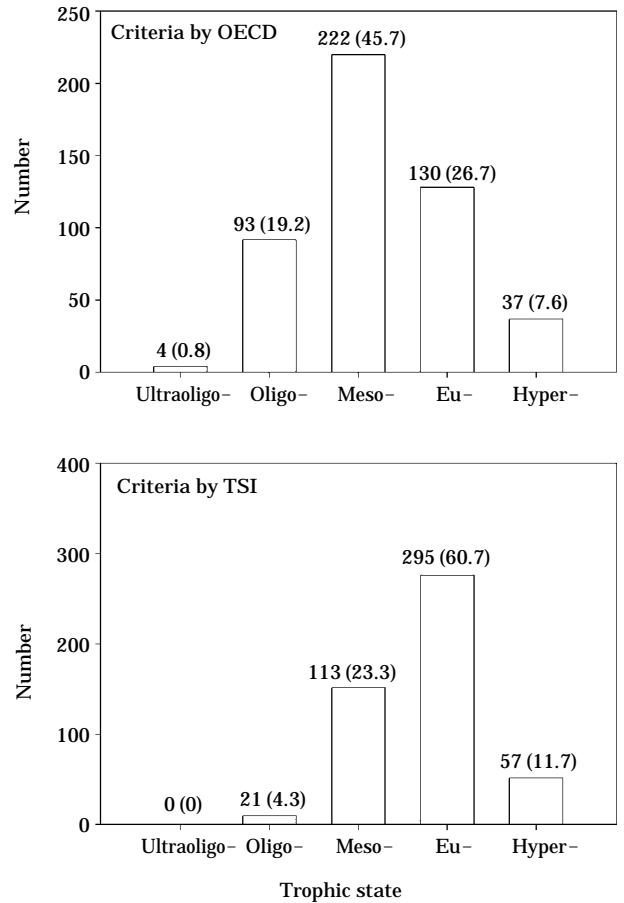
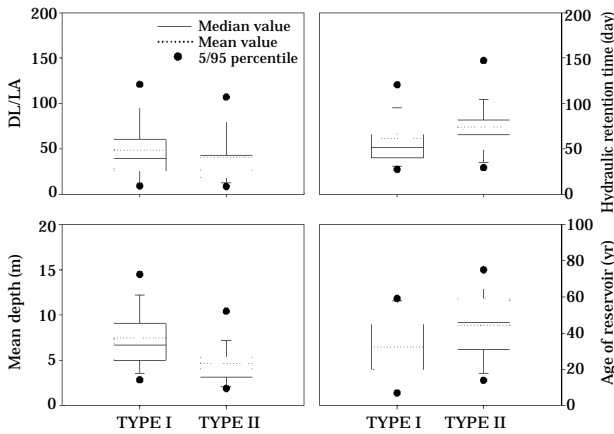


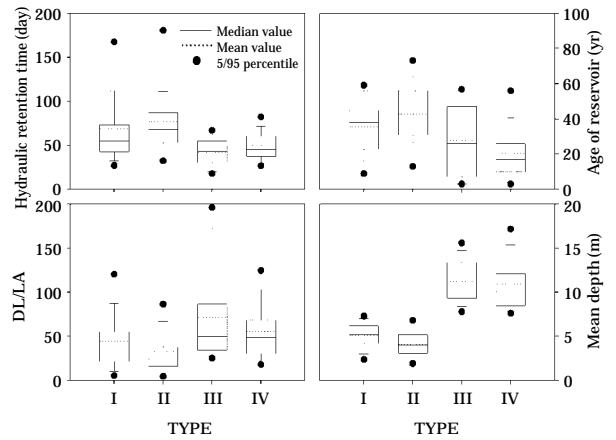
Fig. 1. Trophic state of study reservoirs by OECD criteria and TSI based on Chl-*a* concentration. Numbers in parentheses indicate relative abundance (%).

Table 1. Morphometric and hydraulic characteristics in study reservoirs.

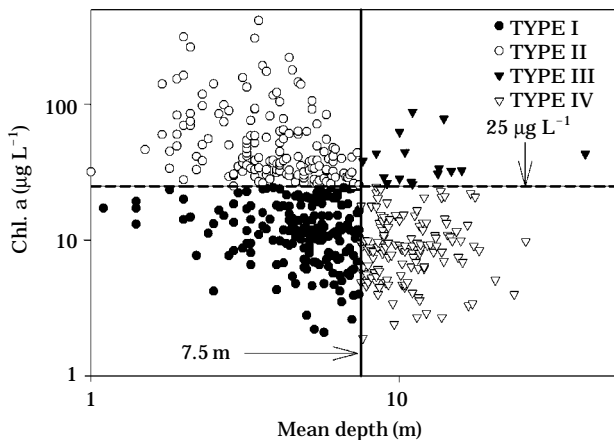
	Available water storage (WS)			Reservoir surface area (LA)			Drainage area (DA)			Age of reservoir			Hydraulic retention time (HRT)		
	10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>	no.	%	ha	no.	%	ha	no.	%	yr	no.	%	day	no.	%
Range	< 500	15	3.1	< 10	42	8.6	< 100	2	0.4	< 1930	14	2.9	< 30	107	22.0
	~ 1,000	114	23.5	~ 20	133	27.4	~ 500	102	21.3	~ 1940	12	2.4	~ 50	91	18.8
	~ 2,000	195	40.1	~ 30	97	20.0	~ 1,000	136	28.3	~ 1950	69	14.2	~ 60	78	16.1
	~ 3,000	60	12.4	~ 40	49	10.1	~ 2,000	140	29.2	~ 1960	79	16.3	~ 70	74	15.2
	~ 4,000	32	6.6	~ 50	40	8.2	~ 5,000	68	14.2	~ 1970	82	16.9	~ 80	43	8.9
	~ 10,000	39	8.0	~ 60	26	5.3	~ 10,000	18	3.7	~ 1980	84	17.3	~ 100	46	9.5
	~ 20,000	11	2.2	~ 100	53	10.9	> 10,000	14	2.9	~ 1990	88	18.1	~ 200	33	6.8
	> 20,000	20	4.1	> 100	46	9.5				> 1990	58	11.9	> 200	13	2.7
Total		486	100		486	100		480	100		490	100		485	100
Min.		180			3.0			81			1922			12.2	
Max.		82,892			2,732			48,800			1998			310.4	
Avg.		3,247			85.9			2,057			1959			73.5	
Median		1,395			36			966			1958			65.4	



**Fig. 2.** Comparison of morphometric and hydraulic characteristics in classified two types by OECD criteria of Chl-*a* concentration ( $25 \mu\text{g L}^{-1}$ ). DA and LA denotes drainage area and reservoir surface area, respectively.



**Fig. 4.** Morphometric and hydraulic characteristics in classified four types by OECD criteria of Chl-*a* concentration and mean depth of 7.5 m. DA and LA denotes drainage area, reservoir surface area, respectively.



**Fig. 3.** Classification of reservoirs based on OECD criteria of Chl-*a* concentration ( $25 \mu\text{g L}^{-1}$ ) and mean depth (7.5 m).

농도를 기준으로 두 가지 유형으로 분류하였고, 대상저수지의 65%가 연평균 엽록소 *a* 농도가  $25 \mu\text{g L}^{-1}$ 이하인 TYPE I에, 그 외 167개 저수지가 TYPE II에 포함되었다.

TYPE I에 포함되는 저수지들은 TYPE II에 포함된 저수지에 비해 수표면적(LA)에 대한 유역면적(DA)과 저수용량(W<sub>S</sub>)의 비가 큰 반면( $P < 0.02$ , *t*-test), 체류시간이 짧고 상대적으로 조성된 시기가 오래되지 않은 저수지들이 포함되었다( $P < 0.002$ , *t*-test) (Fig. 2). DA/LA의 비가 크고( $r = 0.22$ ,  $P = 0.04$ ), 평균수심이 깊을수록( $r = 0.47$ ,  $P < 0.001$ ) 엽록소 *a* 농도는 감소하는 경향을 보인 반면,

저수지 형성시기가 오래되었거나( $r = 0.32$ ,  $P < 0.001$ ) 체류시간( $r = 0.22$ ,  $P = 0.001$ )이 길수록 엽록소 *a* 농도는 증가하는 경향을 보였다.

**2. 저수지의 유형 분류**

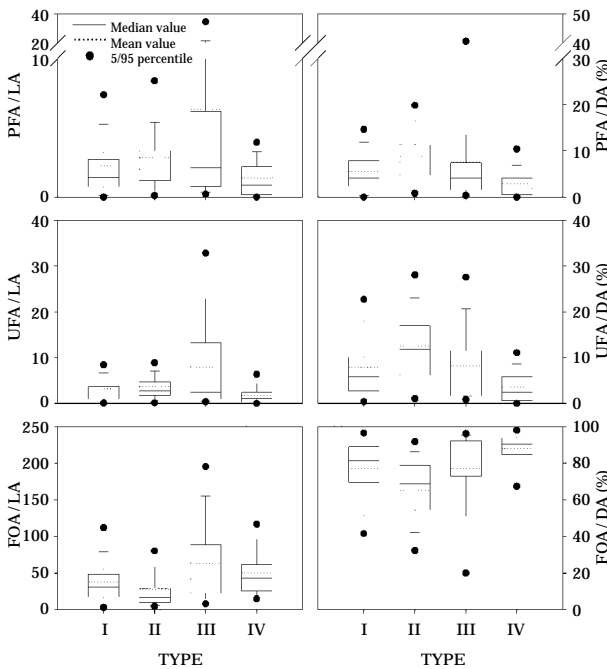
저수지의 형태학적 특성과 관련된 인자 중 엽록소 *a* 농도와 가장 밀접한 상관성을 나타내고( $r = 0.47$ ,  $P < 0.001$ ) OECD에서 제시한 연평균 최대 엽록소 *a* 농도에 의해 분류된 두 유형간의 큰 차이가 있었던 ( $P < 0.002$ , *t*-test) 평균수심 7.5 m에 근거하여 4가지 유형으로 세분화하였다 (Fig. 3). TYPE I에 포함된 저수지에서의 평균수심은 7.5 m였고, TYPE II에 포함된 저수지의 90% 이상이 수심 7.5 m보다 낮았다. OECD가 제시한 연평균 최대 엽록소 *a* 농도를 기준으로 TYPE I으로 분류된 저수지는 평균수심 7.5 m을 기준으로 각각 TYPE I과 IV로, TYPE II에 포함된 저수지는 TYPE II와 III로 분류하였다. TYPE I, II에 분류된 저수지 유역면적과 수표면적은 다른 두 가지 유형에 비해 넓었다 (Fig. 4) (Table 2). 분류된 4가지 유형 중 유역면적과 수표면적은 TYPE I에 포함된 저수지들이 가장 컸고, TYPE III에 포함된 저수지들이 가장 작았다.

**3. 저수지의 형태학적, 수리·수문학 인자와 엽록소 *a* 농도와의 관계**

저수지에서의 엽록소 *a* 농도는 수심과 관계없이 저수지 형성시기가 오래된 경우에 높게 나타난 반면, 저수지에서의 수표면적에 대한 유역면적의 비가 수질에 미치는

**Table 2.** Comparison of morphometric and hydraulic characteristics in classified four types by Chl-*a* concentration and mean depth ( $\bar{z}$ ) of 7.5 m. DA, LA, age and HRT denotes drainage area, reservoir surface area, age of reservoir and Hydraulic retention time, respectively.

TYPE	I					II					III					IV				
Chl- <i>a</i>	<25					>25					>25					<25				
$\bar{z}$	<7.5 m					>7.5 m					>7.5 m					>7.5 m				
	HRT	Age	DA	LA	DA/LA	HRT	Age	DA	LA	DA/LA	HRT	Age	DA	LA	DA/LA	HRT	Age	DA	LA	DA/LA
Unit	day	year	ha	ha	ratio	day	year	ha	ha	ratio	day	year	ha	ha	ratio	day	year	ha	ha	ratio
Min.	18.7	1923	156	7	1.3	12.2	1922	81	4	1.8	16.7	1944	25	53	24.2	19.3	1937	125	5	6.7
Max.	374.9	1998	336,447	3,460	228.6	310.4	1998	48,800	2,732	475.0	68.8	1998	21,880	79	277.0	144.8	2000	14,960	780	216.7
Avg.	55.2	1963	1,006	25	65.4	68.1	1958	1,002	39	24.6	43.2	1974	664	14	54.3	45.6	1984	1,040	19	49.1
Median	68.4	1966	4,523	98	44.4	76.9	1958	1,970	90	35.2	42.4	1971	1,966	16	84.2	50.2	1980	1,962	48	55.6



**Fig. 5.** Comparison of land use (PFA/LA, UFA/LA, FOA/LA, PFA/DA, UFA/DA, FOA/DA) in classified four types by Chl-*a* concentration and mean depth of 7.5 m. PFA, UFA, FOA, LA and DA denotes paddy field area, upland field area, forest area, reservoir surface area and drainage area, respectively.

영향은 수심에 따라 다르게 나타났다. 엽록소 *a* 농도와 수표면적에 대한 유효저수용량(WS/LA)의 비로 구분된 4 가지 유형에 포함된 저수지에서 수심 7.5 m 이하로 엽록소 농도에 있어 차이로 구분된 유형에서 TYPE I에 포함된 저수지들은 TYPE II에 비해 상대적으로 수표면적에 비해 넓은 유역면적을 가지고 있어 체류시간이 짧은 수리·수문학적 특성이 있었고, 상대적으로 최근에 건설된 저수지들이었다 (Fig. 4) (Table 2). WS/LA가 7.5 m 이상인

TYPE III와 IV에 포함된 저수지에서는 저수지 형성 시기가 오래 되었고, 수표면적에 비해 유역면적이 넓은 저수지일수록 엽록소 *a* 농도가 높은 경향을 나타냈다.

**4. 토지 이용의 차이와 엽록소 *a* 농도와의 관계**

유역내에서의 논과 밭 이용 면적이 상대적으로 넓을수록 저수지 내의 엽록소 *a* 농도가 높은 경향을 나타냈다 (Fig. 5). 저수지 수표면적에 대한 논 (PFA)과 밭 (UFA) 그리고 임야 (FOA)가 차지하는 비율은 다른 유형에 포함된 저수지들에 비해 유역면적 (DA)과 수표면적 (LA)이 작았던 TYPE III에서 가장 높았다 (Table 2).

토지이용과 엽록소 *a* 농도와의 관계는 수표면적에 대한 토지이용별 면적비 보다는 유역면적에 대한 토지이용별 면적비율에서 높은 상관성이 나타났다. 4가지 유형 중 가장 높은 상관성은 TYPE III에서 관찰되었고, 특히 유역 내 밭의 면적과의 상관성이 높았다 ( $r=0.81, P<0.001$ ). 이러한 결과는 4가지 유형중에 TYPE III에 포함된 저수지들의 비록 평균수심이 가장 깊으나, 수표면적 (LA)과 유역면적 (DA)이 가장 작기 때문에 (Table 2) 유역 내 토지이용이 수질과 밀접히 관련되어 있는 것으로 추정된다. 유역 내 임야면적의 비율이 증가할수록 엽록소 *a* 농도가 감소하는 경향은 4가지 유형에서 모두 관찰되었다. 반면에, 유역 내 논 면적 (PFA/DA)과 엽록소 *a* 농도와의 양의 상관성은 TYPE IV를 제외한 나머지 유형들에서 ( $r>0.27, P<0.01$ ), 밭 면적비율 (UFA/DA)과의 양의 상관성은 유형 II를 제외한 나머지 유형들에서 ( $r>0.26, P<0.01$ ) 관찰되었다.

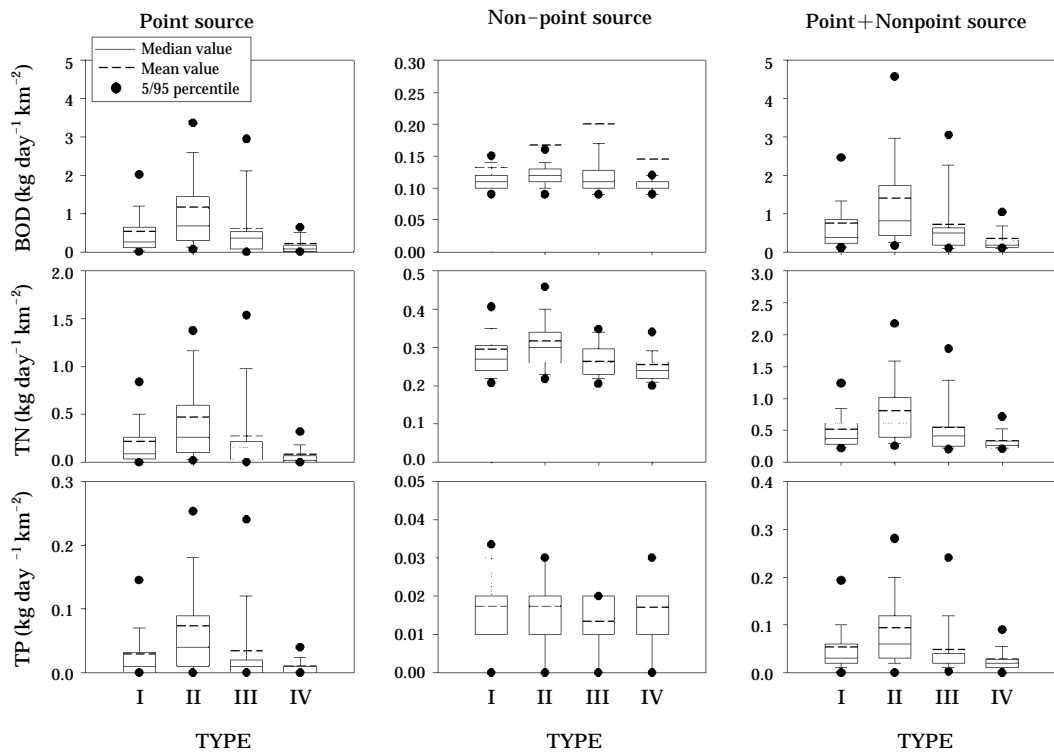
**5. 유역에서의 오염발생부하량과 수질과의 관계**

엽록소 *a* 농도가 높은 유형의 저수지들에서 유역 내 점, 비점오염원으로부터 발생하는 BOD, TN 그리고 TP 발생 부하밀도는 높았다 (Fig. 6). 점오염원과 비점오염원에 의

**Table 3.** Correlation coefficients of relationships between generation loads of pollutant (BOD, TN and TP) per watershed area and its concentration in water column. P, NP, and N+NP denotes point source, nonpoint source and point+nonpoint source, respectively.

Source	Unit	TYPE I			TYPE II			TYPE III			TYPE IV		
		BOD	TN	TP	BOD	TN	TP	BOD	TN	TP	BOD	TN	TP
		mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
P	BOD	0.22**			0.45**			0.25			0.34**		
	TN		0.17*			0.56**			0.62**			0.24**	
	TP			0.22**			0.54**			0.28		0.17	
NP	BOD	-0.07			-0.06			0.52*			0.20*		
	TN		0.03			0.11			0.58*			0.17	
	TP			-0.42			-0.02			-0.11		0.11	
P+NP	BOD	0.07			0.50**			0.26			0.40**		
	TN		0.15*			0.56**			0.68**			0.27**	
	TP			0.11			0.54**			0.28		0.21*	

\*  $P < 0.05$ ; \*\*  $P < 0.01$ .

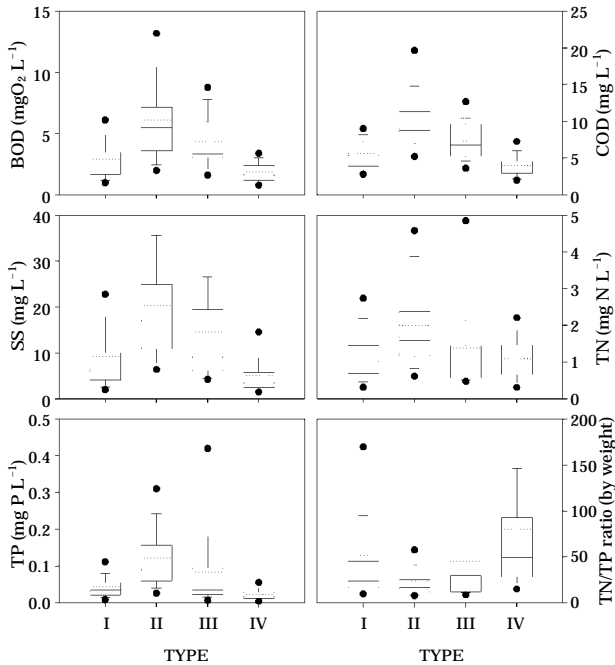


**Fig. 6.** Comparison of BOD, TN, TP generation load per watershed area in classified four types by Chl-a concentration and mean depth of 7.5 m.

한 오염물질 발생부하 밀도는 TYPE II에 포함된 저수지에서 가장 높았고, 유형간의 오염물질 발생부하밀도는 비점오염원 보다는 점 오염원에서 뚜렷한 차이가 있었다. 유역에서의 BOD 발생부하 밀도는 TYPE IV에 포함된 저수지를 제외하고는 점오염원에 의한 기여도가 높았다.

반면, TN 발생부하밀도는 비점오염원에 의한 기여도가 높았고, TP 발생부하밀도는 점오염원과 비점오염원간에 큰 차이가 없었다.

수체 내 BOD, TN, TP농도는 유역 내 점오염원과 비점오염원으로부터 발생하는 BOD ( $r = 0.52$ ,  $P < 0.001$ ),



**Fig. 7.** Comparison of BOD, COD, SS, TN, TP concentration and TN/TP ratio (by weight) in classified four types by OECD criteria of Chl-*a* concentration and mean depth of 7.5 m.

TN ( $r = 0.45$ ,  $P < 0.001$ ) 그리고 TP ( $r = 0.50$ ,  $P < 0.001$ ) 발생 부하밀도가 높을수록 증가하는 경향을 나타냈고, 비점 오염원 보다는 점 오염원으로부터 발생하는 오염부하밀도와 높은 상관성을 보였다 (Table 3). 유역 내 오염물질 발생부하밀도와 저수지 수체 내 농도와의 가장 높은 상관성은 점오염원 발생부하 밀도가 가장 높았던 TYPE II에서 관찰되었다 (Table 3).

#### 6. 엽록소 *a* 농도와 수질인자간의 관계

엽록소 *a* 농도가 높은 저수지에서 비교된 모든 수질항목의 수체 내 농도가 높았으며, 유형간의 TN 농도 차이 보다는 TP 농도의 차이가 크게 나타났고, TN/TP비가 낮을수록 엽록소 *a* 농도가 높았다 (Fig. 7).

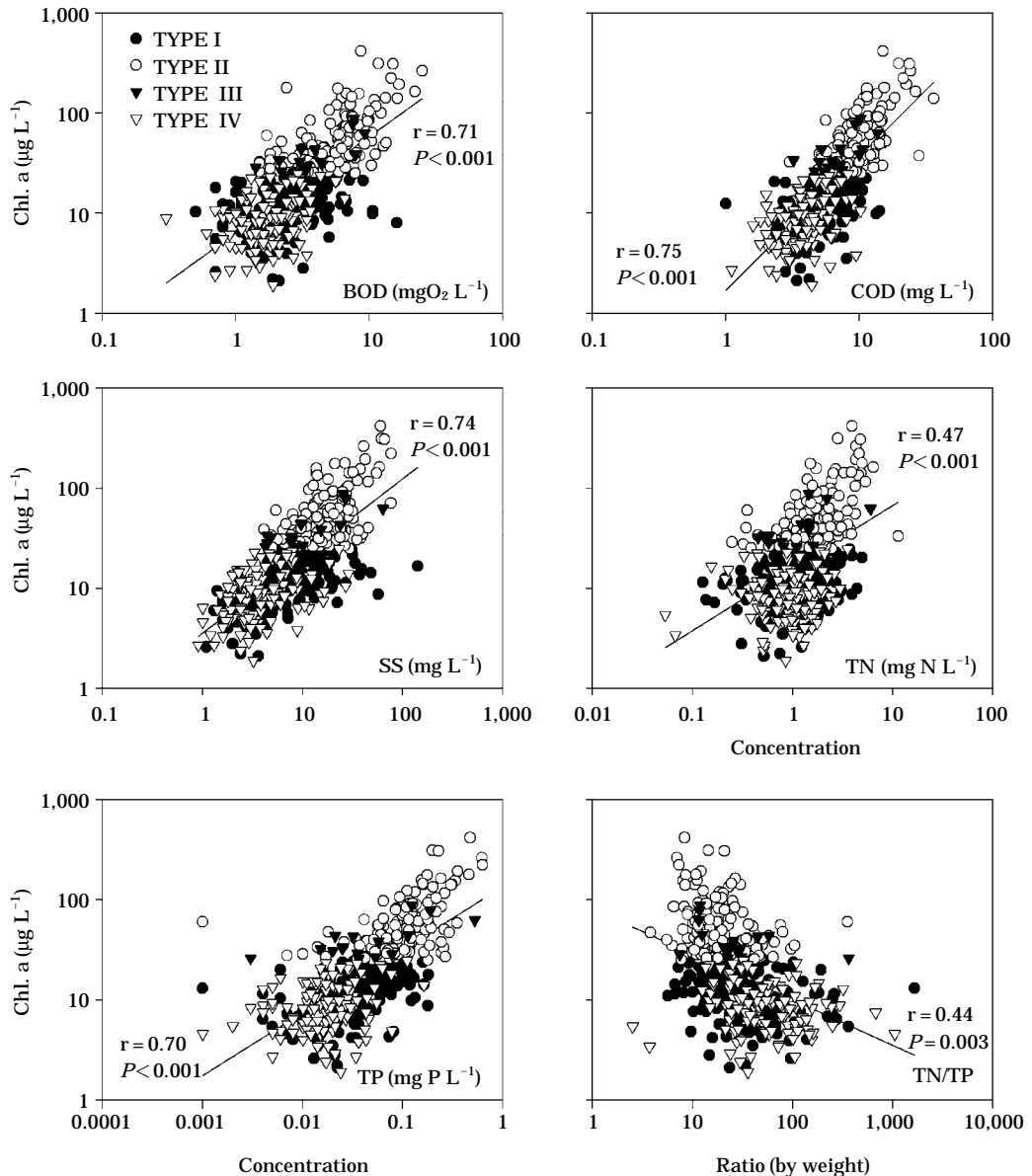
각 유형에서의 TN농도는 엽록소 *a* 농도가 가장 높은 TYPE II에 포함된 저수지에서 평균  $2.0 \text{ mg N L}^{-1}$ 으로 TYPE IV에 비해 2배 정도 높았다. 반면에 TP 농도는 TYPE II에서 평균  $0.09 \text{ mg P L}^{-1}$  (Median 0.122)로 TYPE IV에 비해 4배 정도 높은 농도를 유지하였다. 수심이 7.5 m 이하이며 엽록소 *a* 농도  $25 \mu\text{g L}^{-1}$ 를 기준으로 분류된 TYPE II에 포함된 저수지에서의 TN/TP비는 4~351의 범위로 평균 24 (Median 17)였으나, TYPE I에

포함된 저수지에서는 상대적으로 TN/TP 비 (6~1,657)가 높았다. TYPE II와 유사한 영양상태의 TYPE III에 포함된 저수지에서는 TN/TP비는 평균 45로 TYPE II에 비해서는 높았으나, 수심이 유사한 TYPE IV에 비해서는 2배 정도 낮았다.

BOD, COD, SS, TP 농도와 엽록소 *a* 농도는 매우 유의한 양의 상관성을 나타냈으며 ( $r > 0.70$ ,  $P < 0.001$ ), TN/TP와는 음의 상관성을 나타냈다 ( $r = 0.44$ ,  $P < 0.001$ ) (Fig. 8) (Table 4). TN/TP비가 증가함에 따라 엽록소 *a* 농도가 감소하는 경향은 엽록소 *a* 농도가 높은 TYPE II와 III에 포함된 저수지에서 뚜렷하였고 (Fig. 9), TYPE I과 IV에서 TN/TP비에 따른 엽록소 *a* 농도가 TN/TP 비 50 이하에서 높았던 것과 달리 20 이하에서 높았다 (Fig. 9). 유형별로는 엽록소 *a* 농도가  $25 \mu\text{g L}^{-1}$  이상인 TYPE II와 III에 포함된 저수지에서 수질항목간의 상관성이 높았고, TYPE I과 IV에 포함된 저수지는 COD농도와의 상관성이 가장 높았으며, TN보다는 TP농도와의 상관성이 높게 나타났다 (Table 4).

## 고 찰

본 연구에서는 OECD에서 제시한 부영양화 기준인 연평균 최대 엽록소 *a* 농도에  $25 \mu\text{g L}^{-1}$ 를 기준으로 수집된 자료를 1차적으로 분류하였다. 저수지의 형태학적 특성과 관련된 인자 중 분류된 두 유형간의 차이가 크고 ( $P < 0.002$ ,  $t$ -test) 엽록소 *a* 농도와 가장 밀접한 상관성을 보였으며 ( $r = 0.47$ ,  $P < 0.001$ ), 엽록소 *a* 농도가  $25 \mu\text{g L}^{-1}$  이상인 저수지의 90% 이상이 포함되는 평균수심 7.5 m 를 기준으로 다시 세분화하여 각 유형별 수질 특성을 분석하였다. 저수지의 수질은 지역적인 기후, 유역 내 오염원 현황이나 지형 그리고 호수 규모와 같은 형태학적 특성 그리고 유입수량이나 수체의 흐름 그리고 방류되는 양 등과 관련된 수리수문학적 특성에 따라 이해될 필요가 있다 (EPA, 1974; Carmack *et al.*, 1979). 이러한 목적을 위해서는 수집된 자료를 각 대상저수지의 특성을 잘 반영할 수 있는 요인을 통해 분류할 필요가 있으며, 엽록소 *a* 농도와 TP 농도에 의해 구분된 영양상태 (Forsberg and Ryding, 1980; Jones *et al.*, 2003)나 혹은 저수지의 수질과 밀접한 상관성을 나타내는 것으로 알려진 지형적인 차이 (Jones *et al.*, 1993), 수심 (Thienemann, 1927; Rawson, 1952, 1953, 1955; Sakamoto, 1966; Vollenweider, 1968; Ryder *et al.*, 1974; Cole, 1979) 그리고 유역면적에 대한 수표면적의 비 (Fee, 1979) 등이 분류기준으로 고려



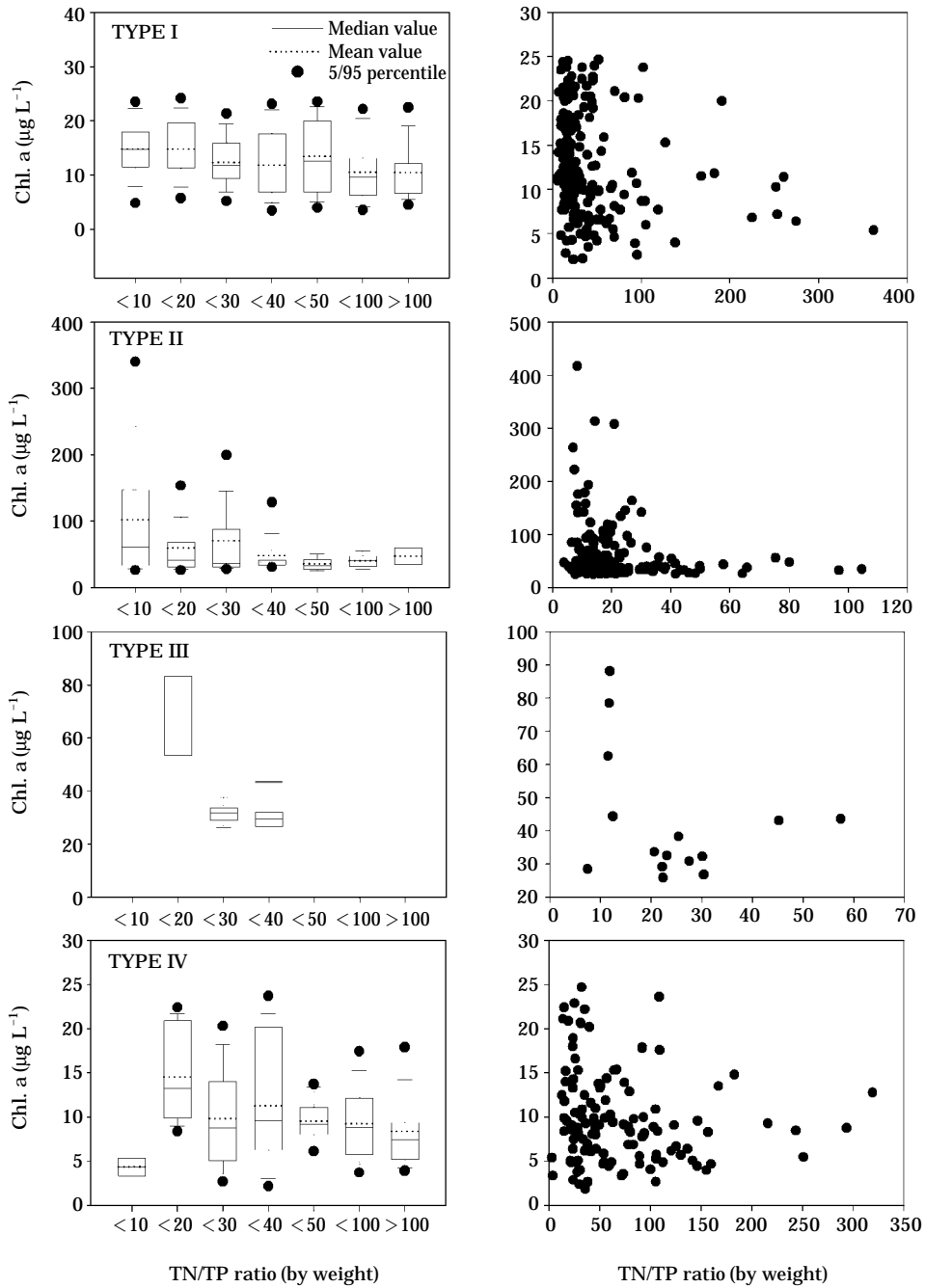
**Fig. 8.** Relationships between Chl-*a* concentration and water quality parameters (BOD, COD, SS, TN, TP and TN/TP ratio) in study reservoirs.

될 수 있다.

본 연구 대상 저수지들은 저수용량이나 수표면적이 작고 평균 수심은 1~40 m 범위(로(Mean: 6.6 m, Median 5.6 m)로 알며 53%에 해당하는 저수지들이 40년 전에 건설되었고, 80% 이상의 저수지가 수표면적에 비해 20배 넓은 유역면적을 가지고 있어 부영양화의 가능성이 높은 구조적인 특성을 보였다. 얕은 수심은 조류에 의한 유기물생산이 가능한 수층이 상대적으로 넓고, 수표면적에 비해 넓은 유역면적은 유역으로부터의 오염물질이 저수지

로 유입되는 양이 증가하여 부영양화 가능성이 높다(Fee, 1979; 김과 홍, 1992; 류 등, 2000; 박 2003). 또한, 상대적으로 노후된 저수지는 외부기원생성유기물 뿐만 아니라 내부생성유기물이 상대적으로 오랜 기간 축적되었을 가능성이 높기 때문에 수체에 대한 퇴적물의 영향이 상대적으로 중요할 수 있다. 본 연구에서도 엽록소 *a* 농도가 25 µg L<sup>-1</sup>를 상회하는 저수지들은 평균수심이 상대적으로 얕았고( $P < 0.001$ , *t*-test), 체류시간이 길었으며 상대적으로 노후된 저수지들이 많이 포함되어 있었다. 그





**Fig. 9.** Relationships between Chl-*a* concentration and TN/TP ratio (by weight) in classified four types by Chl-*a* concentration and WS/LA of 7.5 m.

러나, 유역으로부터 유입되는 퇴적물과 영양염류의 부하의 잠재력에 대한 형태학적인 지표로 활용되는(Fee, 1979) 수표면적에 대한 유역면적(DA/LA)의 비는 엽록소 *a* 농도가  $25 \mu\text{g L}^{-1}$  이하인 저수지들에 비해 작았다 ( $P < 0.02$ , *t*-test). 또한, 분류된 4가지 유형에서의 형태학적, 수리수문학적 특징과 엽록소 *a* 농도와의 관계는 수심

7.5 m를 기준으로 각기 다른 경향을 보였다. TYPE I과 II에서의 엽록소 농도는 체류시간이 길고, DA/LA비가 작고 수심이 얇은 저수지에서 높았으나, 수심이 7.5 m 이상인 저수지들 포함된 TYPE III와 IV에서는 이와 상반된 결과가 나타났다.

저수지의 지리적인 위치는 저수지의 수질을 결정함에

있어 매우 중요한 요인으로 작용한다. 하천 상류 보다는 하류지역에 위치한 저수지는 인간에 의해 이용되는 유역 면적이 넓고 그로 인해 발생하는 오염부하량이 산림이 많은 유역에 비해 높기 때문에 부영양화 가능성이 높은 것으로 평가되고 있다(김과 홍, 1992; 환경처, 1994; 박 2003). 그러나, 본 연구에서는 DA/LA비가 클수록 엽록소 *a* 농도가 감소하는 경향을 나타냈다. 이는 대부분의 저수지가 배수구역 하류부에 형성되는 경우가 많고 이로 인해 유사한 유역환경 특성을 가질 수 있기 때문에 저수지의 형태학적, 수리·수문학적인 인자들과 함께 유역내에서의 토지이용이나 오염물질 발생량 등과 같은 요소들까지 복합적으로 고려될 필요성을 제시한다.

저수지의 구조적인 특성과 더불어 유역내 오염원 및 토지 이용형태는 엽록소 *a* 농도와 수심에 의해 구분된 4 가지 유형 내 저수지들의 수질과 밀접한 관련이 있었다. TYPE II에 포함된 저수지에서의 높은 엽록소 *a* 농도는 유역면적이 유사한 크기의 TYPE IV를 포함한 다른 유형의 모든 저수지에 비해 얕은 수심과 긴 체류시간 그리고 노후된 시설이 많은 구조적인 특성과 유역 내 발생부하량이 점오염원에 기인하며 유역 내 논과 밭으로의 이용 면적이 넓은 유역환경 특성과 관련된 것으로 나타났다. 유역면적과 수표면적이 작은 TYPE III에 포함된 저수지들은 수심이 얕고 유역면적이 가장 넓은 TYPE I에 포함된 저수지들에 비해 유역에서 발생하는 오염물질 발생량이 적고 수심이 깊음에도 불구하고 엽록소 *a* 농도가 높았다. 이러한 결과는 유역에서 발생한 오염물질이 저수지로 유입되는 실제 유입부하량이 비교되지 않아 해석함에 어려움이 있으나, TYPE III에 포함된 저수지들은 유역과 저수지사이의 배출수위가 짧거나 유출되는 동안 화학적인 변화가 적은 특성 등으로 발생부하량에 대한 유입부하량의 비가 높을 가능성이 고려될 수 있다. 비점오염원에 기인된 오염물질의 배출부하량은 작물의 종류, 강우량(Krenkel *et al.*, 1980; Tanaka, 1990; Toshio *et al.*, 1991; 김 등, 1996; 김 등, 1997), 시비량(Cooke and Williams, 1973; Anon, 1983; 김과 유, 1995) 그리고 지리적 차이(Dillon and Kirkner, 1974) 등에 따라 계절적인 양상 뿐 만 아니라 지역적으로 큰 차이를 나타낼 수 있다. 또한 유역으로부터의 유출수내 농도는 저수지로 유입되기 전 경지, 습지 혹은 하천과 같은 완충지대를 거치면서 감소될 수 있다(Peterjohn and Correll, 1984). 따라서, 저수지로 유입되는 유입부하량은 실측이나 혹은 모델을 통한 계산에 많은 시간이 소요된다 하더라도 수질에 대한 유역내 오염원의 영향을 평가하기 위해서는 이에 대한 장기적인 연구가 수행될 필요가 있다. 그러나, 본 연

구에서는 대상저수지가 많아 유역에서 발생한 오염물질의 이동이나 처리과정을 파악하는 것과, 토양특성이나 경작형태 등에 따라 배출계수가 다르게 적용하는 것이 어려워 검토되지 않았다.

본 연구에서 조사된 모든 수질항목의 농도는 유역 내 논과 밭으로 이용되는 면적의 비가 높을수록 증가하였고, 수체 내 질소 농도의 유형별 차이보다는 인 농도의 차이가 크게 나타났다. 농경지로부터의 유출구조는 지표면으로 유출되거나 토양 속으로 침투되어 하류로 이동하게 되며, 강우량과 강우강도에 따라 그 형태와 양이 달라질 수 있다(Tabuchi *et al.*, 1991). 유역으로부터의 인과 질소의 유출은 토양입자와의 결합력의 차이로(Cooke and Williams, 1973), 질소는 표면유출이 있는 경우에는 쉽게 유출되거나(Happer, 1992) 인은 일반적으로 강우강도가 높은 시기에 토양입자와 더불어 입자형태로 많이 유입된다(Kernkel and Vladmir, 1980). 소양호 유역에서 유역으로부터의 연간 인부하량의 대부분이 하절기 집중강우시기에 수일간에 유입됨이 보고된 바 있다(김 등, 1996; 김 등, 1997). 이러한 결과는 유역 내 비점오염원이 산재한 경우 농경지의 이용면적과 강우강도에 따른 인과 질소의 유출특성이 수체 내 질소와 인 농도를 결정하는 중요한 인자로 고려될 수 있음을 제시한다.

년 평균 최대 엽록소 *a* 농도가  $25 \mu\text{g L}^{-1}$  이상인 TYPE II와 III에 포함된 저수지들에서의 수체 내 질소와 인 농도는 엽록소 *a* 농도가  $25 \mu\text{g L}^{-1}$  이하인 TYPE IV에 포함된 저수지에 비해 각각 2배, 4배 정도 높은 농도를 유지하였고, TN/TP비는 상대적으로 낮았다. 수체 내 N/P는 영양상태와 밀접하게 관련되어 있어, 본 연구에서 TYPE II와 III에서 낮은 N/P비를 나타낸 것과 같이 영양상태가 높을수록 비율이 감소하고 영양상태가 낮을수록 증가하는 경향을 보인다(Forberg *et al.*, 1978; Downing and McCauley, 1992; Welch and Lindell, 1992). 국내 분포하고 있는 저수지를 체류시간(60일)과, 순환기와 성층시기의 엽록소 *a* 농도를 토대로 하천형과 호소형으로 구분하여(공, 1997) 유형별 영양상태와 TN/TP비를 비교한 연구에서 유역면적이 넓은 하천형의 저수지들이 유역에 산재해 있는 비점오염원으로부터 유입된 많은 양의 인 부하에 기인하여 호소형에 비해 N/P비가 낮은 것으로 제기된 바 있다(김 등, 2003). 이러한 결과는 유역 내에서 인과 질소 배출원의 형태와 크기가 수체의 영양상태와 수체 내 N/P비를 결정하는 중요한 요인 중의 하나임을 시사한다.

수체 내 TN/TP비에 따른 엽록소 *a* 농도의 변화는 TYPE II와 III에 포함된 저수지의 수체 내 N/P비 20 이

**Table 4.** Correlation coefficients of relationships between Chl-*a* concentration, type of land use, morphometric characteristics and water quality parameters in classified four types by Chl-*a* concentration and mean depth ( $\bar{z}$ ) of 7.5 m. DA, LA, age, PFA, UFA, and FOA denotes drainage area, reservoir surface area, age of reservoir, paddy field area, upland field area and forest area, respectively. Parenthesis indicates number of reservoirs analyzed.

TYPE	BOD	COD	SS	TN	TN/TP	TP	Chl- <i>a</i>
I (187)	Chl- <i>a</i>	0.28**	0.46**	0.23**	0.25**	0.435**	-0.09
	Age	0.17*	0.22**	0.03	-0.02	-0.024	0.14
	DA/DL	-0.19**	-0.28**	-0.09	0.14	0.166**	-0.19**
	$\bar{z}$	-0.15*	-0.27**	-0.20**	-0.09	0.079	-0.30**
	PFA/DA	0.21**	0.31**	0.26**	0.36**	-0.069	0.40**
	UFA/DA	0.23**	0.40**	0.27**	0.12	-0.137	0.32**
	FOA/DA	-0.33**	-0.47**	-0.29**	-0.20**	0.140	-0.44**
II (151)	Chl- <i>a</i>	0.60**	0.62**	0.61**	0.46**	0.69**	-0.11
	Age	0.25**	0.22**	0.29**	0.05	-0.23**	0.32**
	DA/DL	-0.17*	-0.15	-0.11	0.06	0.10	-0.06
	$\bar{z}$	-0.38**	-0.33**	-0.28**	-0.27**	0.10	-0.28**
	PFA/DA	0.37**	0.30**	0.24**	0.39**	-0.18*	0.36**
	UFA/DA	0.17*	0.13	0.26**	0.20*	-0.20*	0.24**
	FOA/DA	-0.28**	-0.23**	-0.26**	-0.31**	0.23**	-0.35**
III (16)	Chl- <i>a</i>	0.75**	0.64**	0.66**	0.50*	0.56*	-0.26
	Age	0.35	0.61*	0.58*	0.58*	-0.05	0.50*
	DA/DL	0.06	0.39	0.20	0.09	-0.18	0.04
	$\bar{z}$	-0.07	0.22	0.11	-0.06	-0.08	-0.14
	PFA/DA	0.69**	0.72**	0.93**	0.96**	-0.12	0.94**
	UFA/DA	0.81**	0.75**	0.86**	0.81**	-0.07	0.83**
	FOA/DA	-0.79**	-0.78**	-0.94**	-0.92**	0.10	-0.92**
IV (132)	Chl- <i>a</i>	0.38**	0.39**	0.33**	0.18	0.33**	-0.15
	Age	0.20*	0.16	0.30**	0.34**	-0.03	0.30**
	DA/DL	-0.13	-0.13	-0.06	-0.07	-0.03	-0.08
	$\bar{z}$	-0.02	-0.11	-0.14	0.04	-0.06	0.01
	PFA/DA	0.15	0.23**	0.28**	0.33**	-0.11	0.36**
	UFA/DA	0.26**	0.32**	0.27**	0.28**	-0.15	0.39**
	FOA/DA	-0.27**	-0.29**	-0.23**	-0.31**	0.14	-0.34**

\*  $P < 0.05$ ; \*\*  $P < 0.01$ .

상에서, 엽록소 *a* 농도가 25  $\mu\text{g L}^{-1}$  이하인 저수지에서는 100 이상에서 엽록소 *a* 농도가 현저히 감소하였다. 이는 식물플랑크톤의 인에 대한 제한정도가 부영양한 수체일 수록 심각하며, 부영양 정도에 따라 적정 N/P비가 달라질 수 있음을 제시한다. 저수지의 영양상태에 따른 적정 N/P비의 차이는 해당수체에 서식하는 식물플랑크톤의 종이나 질소와 인의 존재 형태, 섭식자의 존재여부 등과 같은 생물학적 요인과 체류시간이나 수심 등과 같은 형태학적 특성 등과 관련되어 있을 수 있다. 식물플랑크톤 종마다 성장을 위해서 요구되는 영양염 농도는 종마다 특이성을 가지고 있으며 (Caperon, 1968; Droop, 1968;

**Table 5.** Summary of relationship among trophic state, morphometric characteristics, type of land use, pollutant loading and water quality in classified four types by OECD criteria of Chl-*a* concentration and mean depth ( $\bar{z}$ ) of 7.5 m. DA, LA, age, HRT, PFA, UFA, FOA, P, NP and N+NP denotes drainage area, reservoir surface area, age of reservoir, Hydraulic retention time, paddy field area, upland field area, forest area, point source, nonpoint source and point + nonpoint source, respectively.

Characteristics	Parameters	TYPE			
		I	II	III	IV
Trophic state		High		Low	
		Large	Small		
Morphometric factors	LA	Large	Small		
	DA	Large	Small		
	Age		Old		Young
	$\bar{z}$			Small	Large
Type of land use in watershed	DA/LA		Short		Long
	HRT				
	PFA/DA		Large		Small
Contribution on generation loads per watershed area	UFA/DA		Large		Small
	FOA/DA		Small		Large
	P		High		Low
Water quality	NP		High		Low
	P+NP		High		Low
	Chl- <i>a</i>		High		Low
	TP/TN		Low		High

Fuhs, 1969; Davis, 1970; Rhee, 1973), 많은 조류 종들이 인과 질소를 성장에 필요한 양 이상으로 저장하여 3번 이상 세포분열을 하는데 이용할 수 있는 능력가지고 있다 (Goldman *et al.*, 1987). 또한 수체 내 N, P가 대부분이 입자형태로 존재하는 경우에는 TN/TP비에서 예측과는 달리 각 영양염에 대한 제한정도는 달라질 수 있다 (김과 황, 2004). Forsberg and Ryding (1980)은 부영양한 호수에서 엽록소 *a* 농도와 TP, TN농도가 양의 상관성으로 나타남을 보여주었고 이는 수체 내 존재하는 인과 질소 대부분이 입자성 형태로 존재함을 의미할 수 있다. 본 연구에서도 엽록소 *a* 농도와 TN, TP농도는 양의 상관성을 나타냈으나, TN ( $r = 0.47$ ,  $P < 0.001$ ) 보다는 TP ( $r = 0.70$ ,  $P < 0.001$ )에서 높은 상관성이 나타났다. 영양상태로 구분된 각 유형에서의 상관성도 영양상태가 높은 TYPE II와 III에서 엽록소 *a* 농도와 TN, TP농도와의 상관성이 높았고 TN 보다는 TP농도와의 상관성이 높게 나타났으며 (Table 4), 이를 토대로 할때 영양상태가 높을수록 수체 내 질소 보다는 인이 입자형태로 존재할 가능성이 더 높은 것으로 예측된다.

본 연구에서는 부영양화에 원인 영양염의 거동을 다양한 수계에서의 구조적인 특징과 유역환경 그리고 수리수문학적 특성을 통해 분석하였다. 엽록소 *a* 농도와 수심에 의해 분류된 유형 중 엽록소 *a* 농도가 가장 높았던 TYPE II에 포함된 저수지들의 일반적인 특성은 상대적으로 노후되었고, 체류시간이 길며 유역 내 논과 밭으로 이용되는 면적이 넓고 유역에서 발생하는 오염부하가 많았으며, DA/LA비가 작은 것이 그 특징으로 나타났다(Table 5). 그러나, 유역면적이 넓고 수심이 얕다고(TYPE I) 해서 부영양화 가능성이 높고, 유역면적이 작고 유역에서의 오염발생부하량이 작으며, 수심이 깊다고(TYPE III) 해서 부영양화 가능성이 적은 것은 아니었. 이러한 결과는 부영양화에 대한 이러한 요소들의 영향이 수계에 따라 각기 다른 측면으로 반응함을 제시한다. 본 연구에서 분류된 유형별 수질에 영향을 주는 인자에 대해 제시된 일반성이 수질관리를 위한 기초 자료로 활용되기 위해서는 수체의 유입부하량이나 수체 영양물질의 존재형태 그리고 부영양화결과 발생하는 조류의 생리·생태학적 특징과 포식자와의 섭식관계등과 관련된 연구가 진행될 필요성이 있다.

## 적 요

본 연구에서는 엽록소 *a* 농도와 저수지의 수심을 토대로 유형을 분류하고 각 유형에서의 수질특성을 평가하였다. 486개의 저수지를 대상으로 엽록소 *a* 농도  $25 \mu\text{g L}^{-1}$ 와 수심 7.5 m를 기준으로 4가지 유형으로 분류하였다. 각 호수에서의 연평균 최대 엽록소 *a* 농도를 기초로 OECD와 TSI 기준에 따라 평가 시 각각 34.3%와 72.8%가 부영양상태였다. 엽록소 *a* 농도  $25 \mu\text{g L}^{-1}$ 를 기준으로 구분된 유형들에서 총질소 농도(2배) 보다는 총인(4배)의 농도차이가 크게 나타났다. TN/TP비를 토대로 할 때 인이 제한 영양염으로 나타났고, 영양상태가 높은 저수지들에서 인에 대한 제한정도가 큰 것으로 나타났다. 엽록소 *a* 농도가 가장 높은 TYPE II에 포함된 저수지는 상대적으로 노후된 시설이 많고 DA/LA비가 작으며 체류시간이 길고 유역 내 논과 밭으로 이용되는 면적이 넓고 유역에서 발생하는 오염부하가 많았다. 비록 유역면적이 유역 내에서의 오염물질 발생부하량과 관련된 요인으로 고려될 수 있으나 수질과의 뚜렷한 상관성이 없었다. 본 연구에서 수심이나 시설물의 노후정도와 같은 형태학적인 특성과 더불어 유역 내의 토지이용형태는 저수지의 수질을 결정하는 매우 주요한 인자로 나타났고 수질 특성을 평

가함에 있어 효과적인 인자로 제시되었다.

## 사 사

본 연구는 농림부 기획연구과제(과제 302006-03-2-SB010)인 '농업용저수지의 조류 제어기법개발 연구'의 일환으로 수행되었음.

## 참 고 문 헌

- 공동수. 1997. 국내 주요호소의 영양상태 판정기준에 관한 제고 하천·호소의 수질보전과 유역관리에 관한 한·일 공동세미나. pp. 251-266.
- 국립환경연구원. 1999. 호소내 조류 대 발생에 대한 수면제어 기술에 관한연구(II). 팔당호 수역을 중심으로 한 제어기술의 개발.
- 김범철, 김동섭, 황길순, 최광순, 허우명, 박원규. 1996. 부영양한 낙동강수계에서 유기물오염에 대한 조류1차생산의 기여도. *Algae* 11: 231-237.
- 김범철, 최광순, 심수용. 1997. 비점오염원으로 부터의 인의 홍수유출. 하천호소의 수질보전과 유역관리에 관한 한일공동세미나. pp.166-177.
- 김복영, 유재규. 1995. 벼 재배에서 방류수에 의한 영양염류의 유실. *한국관개배수* 12: 150-156.
- 김종민, 허성남, 노혜란, 양희정, 한명수. 2003. 호소형 및 하천형 담호의 육수학적 특성과 조류 발생과의 상관관계. *한국육수학회지* 36: 124-138.
- 김좌관, 홍옥희. 1992. 국내 인공담호의 물리적 환경인자에 의한 호수특성 고찰에 관한 연구. *한국환경과학회지* 1: 49-57.
- 김호섭, 황순진. 2004. 부영양 저수지에서 식물플랑크톤 성장에 대한 제한영양염과 질소/인 비의 영향. *한국육수학회지* 37: 36-46.
- 농림부 농업기반공사, 2001. 농업용수 수질측정망 조사 보고서.
- 류재근, 안태석, 이덕길, 박혜경, 공동수, 김종민, 박준대. 2000. 정책결정자를 위한 부영양화관리방안. 국립환경연구원.
- 전지홍, 윤춘경, 함중화, 김호일, 황순진. 2002. 농업용저수지의 물리적 인자가 수질에 미치는 영향. *한국육수학회지* 35: 28-35.
- 환경처. 1994. 전국호소환경현황조사 및 주요호소 영양권역 설정 최종보고서.
- Anon. 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Organisation for Economic Cooperation and Development. Paris.
- Caperon, J. 1968. Population growth responses of Isochry-

- sis galbana. *Ecology* **49**: 866–872.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* **22**: 361–369.
- Carmack, E.C., C.B.J. Gray, C.H. Pharo and R.J.Daley. 1979. Importance of lake–river interactions on seasonal patterns in the general circulation of Kamloops Lake, British Columbia. *Limnol. Oceanogr.* **24**: 634–644.
- Cole, G.A. 1979. Textbook of limnology. 2nd ed. The C.V. Mosby Company, St. Louis.
- Cooke, G.W. and R.J.B. Williams. 1973. Significance of man–made sources of phosphorus: fertilisers and farming. *Wat. Res.* **7**: 19–33.
- Davis, A.G. 1970. Iron, chelation and the growth of marine phytoplankton. 1. Growth kinetics and chlorophyll production in cultures of the euryhaline flagellate *Dunaliella tertiolecta* under iron–limiting conditions. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* **50**: 65–86.
- Dillon, P.J. and W.B. Kirchner. 1974. The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Wat. Res.* **9**: 135–148.
- Downing, J.A. and E. McCauley. 1992. The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* **37**: 936–945.
- Droop, M.R. 1968. Vitamin B12 and marine ecology. 4. The kinetics of uptake, growth and inhibition of *Monochrysis lutheri*. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* **48**: 689–733.
- EPA. 1974. Lake restoration. US Environmental Protection Agency, Minneapolis, Minnesota.
- Fee, E.J. 1979. A relation between lake morphometry and primary productivity and its use in interpreting whole–lake eutrophication experiment. *Limnol. Oceanogr.* **24**: 401–406.
- Forsberg, O. and S.–O. Ryding. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste–receiving Lakes. *Arch. Hydrobiol.* **89**: 189–207.
- Fuhs, G.W. 1969. Phosphorus content and rate of growth in the diatom *Cyclotella nana* and *Thalassiosira fluviatilis*. *J. Phycol.* **5**: 305–321.
- Goldman, J., D.A. Caron and M.R. Dennet. 1987. Nutrient cycling in a microflagellate food chain, 4. phytoplankton–microflagellate interactions. *Marine Ecology Progress Series* **38**: 75–87.
- Happer, D. 1992. Eutrophication of fresh water: principles, problems and restoration. Chapman and Hall. pp. 199–200.
- Jones, J.R., M.F. Knowlton and K.G. An. 2003. Trophic state, Seasonal Patterns and Empirical Models in South Korean Reservoirs. *Lake and Reservoir Management* **19**: 64–78.
- Kennedy, R.H., K.W. Thornton and R.C. Gunkel. 1982. The establishment of water quality gradients in reservoirs. *Can. Wat. Res.* **7**: 71–87.
- Kratzer, C.R. and P.L. Brezonik. 1981. A carlson–type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Wat. Res. Bull.* **17**: 713–717.
- Krenkel, P.A. and N. Vladmir. 1980. Water quality management. p. 229.
- Peterjohn, W.T. and D.L. Correll. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* **65**: 1466–1475.
- Rawson, D.S. 1952. Mean depth and the fish production of large lakes. *Ecology* **33**: 513–521.
- Rawson, D.S. 1953. The standing crop of net plankton in lakes. *J. Fish. Res. Bd. Can.* **10**: 224–237.
- Rawson, D.S. 1955. Morphometry as a dominant factors in the productivity of large lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **12**: 164–175
- Rhee, G–Y. 1973. A continuous culture study of phosphate uptake, growth rate and polyphosphate in *Scenedesmus* sp. *J. Phycol.* **9**: 495–506.
- Robert, R., F.S. Soong, J. Fitzgerald, L. Turczynowicz, O. E. Saadi, D. Roder, T. Maynard and I. Falconer. 1993. Health effects of toxic cyanobacteria (blue–green algae). Univ. Adelaide. South Australia.
- Ryder, R.A., S.R. Kerr, K.H. Loftus and H.A. Regier. 1974. The morphoedaphic index, a fish yield estimator–review and evaluation. *J. Fish. Res. Bd. Can.* **38**: 663–688.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by the phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence upon lake depth. *Arch. Hydrobiol.* **62**: 1–28.
- Tabuchi, T., K. Hisao, S. Hiroyuki, T. Keiko and M. Takashi. 1991. Nitrogen outflow during irrigation period from a small agricultural area–Research on outflow load from agricultural area without a point source (II), *Trans. JSIDRE* **154**: 55–64.
- Tanaka, S. 1990. 雨水調整池の非特定汚染源 負荷の. 日本“用水と廢水” **32**: 3–12.
- Vollenweider, R.A. 1968. The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Tech. Rep. OECD. Paris. DAS/CSI/68. **27**: 1–182
- Welch, E.B. and T. Lindell. 1992. Nutrient limitation. *In: Ecological Effects of Wastewater* (E.B. Welch, and T. Lindell, eds.), pp. 134–135. Chapman & Hall press, London, Glasgow, New York, Tokyo, Melbourne, Madras.
- Williams, R.J.B. 1971. The chemical composition of water

from land drains at Saxmundham and Woburn, and the influence of rainfall upon nutrient losses. Report of the Rothamsted Experimental Station for 1970. **2**: 36-67.

William, F.J., R.H. Kennedy and R.H. Montgomery. 1987. Seasonal and longitudinal variations in apparent depo-

sition rates within an Arkansas reservoir. *Limnol. Oceanogr.* **32**: 1169-1176.

(Manuscript received 1 May 2004,  
Revision accepted 12 June 2004)