

농업용 저수지의 녹조제어 기법개발  
Development of Management Strategies and Techniques  
to Control Nuisant Algal Blooms in Korean Agricultural  
Reservoirs

건국대학교

농림부

# 제 출 문

농림부 장관 귀하

본 보고서를 “농업용 저수지의 녹조제어 기법개발” 과제의 최종보고서로 제출합니다.

2005년 09월 30일

주관연구기관명 : 건국대학교

총괄연구책임자 : 황 순 진

세부연구책임자 : 황 순 진

주관연구기관	건국대	책임연구원: 황순진 연구원: 김선주, 김성준, 신재기, 박구성, 최광현, 김호섭, 박정환, 유경아, 손주연, 엄성화, 김난영, 손정임, 김정승, 배영민, 심현정, 정윤희, 김영희
협동연구기관	농업기반공사	책임연구원: 안열 연구원: 김호일, 김경만, 이승현, 김이부, 김영수, 정지영, 이병준
	강원대	책임연구원: 김범철 연구원: 홍지영, 이윤경, 김재구, 정인식, 엄재성, 신명선, 최영순, 김문숙, 김윤희, 정유경, 정성민, 백소연, 김광영
	부산대	책임연구원: 주기재 연구원: 라궁환, 김명철, 김구연, 조가익, 이민기, 신운균
참여기업	(주)청호이앤씨	연구원: 고재만, 남기복
	(주)효림산업	연구원: 이일국, 이형태, 최광현

# 요 약 문

## I. 제 목

농업용 저수지의 녹조제어 기법개발

## II. 연구개발의 목적 및 필요성

저수지에서의 부영양화는 물의 건전한 이용과 생태계의 기능수행을 저해하는 비정상적인 조류(algae) 대발생을 초래하며, 국내의 대부분의 상수원으로 이용하는 호소 및 저수지에서 그 부작용(심층수의 산소고갈, 저서생물의 고사 등)이 나타나고 있다.

수화(algal bloom)또는 녹조현상으로 표현되는 조류의 대발생은 수중 유기물(클로로필, COD) 증가를 유발할 뿐 만 아니라 사멸시 저수지 바닥층(sediment)에 퇴적되어 분해됨으로써 심층산소의 고갈을 유발하여 오염의 악순환을 야기한다. 외국의 경우 많은 중소규모 호소에서 외부로부터 유입 오염원을 저감 또는 단절하여도 호소수의 녹조현상과 수질이 개선되지 않은 사례가 보고되었으며, 이는 심층산소 고갈로 인한 인의 내부부하에 기인하는 것으로 나타났다.

국내 4대강 유역의 주요상수원인 팔당호(한강), 대청호(금강), 물금(낙동강), 주암호(영산강)에서는 이미 조류의 번성으로 인해 상기한 여러 가지 문제들이 발생하여 경제적으로도 큰 피해를 미치고 있다. 녹조현상을 유발하는 주요 조류는 계절적으로 봄에는 규조류(*Stephanodiscus*, *Synedra*, *Asterionella*, *Melosira*), 여름과 가을에는 남조류(*Microcystis*, *Oscillatoria*)로 나타나고 있다.

이러한 문제들을 해결하기 위해서는 부영양화 및 녹조발생을 진단하고 예측함에 있어 전국적 범위를 대상으로 이해하는 것이 필요하며, 이와 함께 관리유형을 분류하여 저수지 부영양화 및 녹조방지 정책에 도입할 필요성이 크다.

또한, 장래 오염물질 부하와 함께 또 한편으로 양질의 물에 대한 요구도가 증가한다는 것을 감안할 때 농업용 저수지에 적합한 제어기술개발이 크게 요구된다.

본 연구과제의 최종목표는, (1) 우리나라 전국 농업용수 수질측정망에 포함된 농업용 저수지들을 대상으로 영양상태와 관련된 부영양 특성(주요오염원의 특성과 영향인자, source, 원인) 및 녹조발생의 유형을 평가하고, 이를 토대로 하여 농업용 저수지의 중점관리 유형을 분류함으로써 유형별 저수지 부영양화 및 녹조발생을 관리하는 기법을 개발하며, (2) 녹조발생이 농업에 미치는 직·간접적인 영향을 검토하며, 또한 농업용 저수지의 녹조현상이 농업생산기반(수질) 뿐 만 아니라 농업생산에 미치는 부작용에 대한 검토를 통해 수질관리 및 수질기준에 정책 자료를 제공하며, (3) 농업용 저수지에 대한 적용 가능한 녹조제어 기법들을 선택하여 실내 및 현장적용 실험을 통해 평가하고 이 결과를 이용하여 농업용저수지에 적합하도록 기술화하여, 앞으로 농업용저수지 녹조관리의 기술적 기반을 제공하고자 한다.

### Ⅲ. 연구개발 내용 및 범위

본 연구는 크게 저수지 녹조발생에 관한 기반연구와 녹조발생 처리기법 개발의 두 분야로 구성되며, 녹조관리 방안 연구는 농업용 저수지 부영양화 및 조류발생 진단과 예측, 농업용저수지 중점관리 유형분류, 녹조발생이 농업에 미치는 영향분석의 세가지 세부내용을 포함한다. 녹조발생 처리기법 개발연구는 녹조발생 사전예방기술(인불활성화 기술, 흡입식 저질퇴사 제거기술)과 발생녹조처리기술(조류응집/회수 기술, 어류에 의한 섭식 및 먹이망 조절기술) 분야의 4개 세부연구를 포함한다.

#### 1. 농업용저수지 녹조관리방안 연구

##### 가. 농업용저수지의 부영양화 및 조류발생 특성 진단과 예측

###### ○ 범위

- 농업용 저수지의 부영양 특성 및 조류 발생 분석을 통해 농촌 유역 저수지의 부영양 원인과 발생 메카니즘을 파악하고 이에 따른 저수지 관리 방안의



## 제시

- 내용
  - 우리나라 농업용 저수지의 영양상태 진단
  - 부영양화 특성 조사·분석
  - 조류발생 현황 파악 및 예측
  - 대상 저수지 유입수 수질에 따른 저수지 부영양화 및 녹조발생 예측
  - 대상 저수지 유역 환경 분석
  - 유역오염부하 및 하천수질의 영향 분석

### 나. 농업용 저수지의 중점관리 유형분류

- 범위
  - 농업용 저수지를 영양상태 및 규모 등을 포함하여 유형을 분류하고 분류결과를 토대로 적용 타당한 녹조제어를 위한 관리 방안 마련
- 내용
  - 저수지의 영양상태, 유역특성, 규모(수심, 저수량 등)등에 따라 유형분류
  - 유형별 특성 분석
  - 중점관리 유형분석
  - 유형별 녹조제어 관리방안 제시

### 다. 녹조발생이 농업에 미치는 영향 분석

- 범위
  - 녹조발생이 농업에 미치는 직·간접적인 영향을 검토하여 농업생산기반(수질) 뿐 만 아니라 농업생산에 미치는 영향 분석
- 내용
  - 농업용저수지의 녹조발생이 관개수로 수질에 미치는 영향 분석
  - 농업용저수지의 녹조현상이 논의 수질 및 농작물에 미치는 영향 검토

## 2. 농업용 저수지 녹조제어 기법 개발 연구

### 가. 화학적 응집제를 이용한 농업용저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술

- 범위
  - 화학적 응집제를 이용하여 농업용 저수지의 녹조발생의 주요 원인이 되는 저질층의 인을 불활성화 시키는 기술개발
- 내용
  - 화학적 호수수질개선 기술의 타당성검토
  - 적절한 응집제 선정에 위한 특성비교
  - 적절한 응집제 선정
  - 현장실험에 의한 응집제 효과 측정
  - 현장 실용화 문제점 개선 연구
  - 기술 실용화를 위한 프로토콜 완성
  - 시험지역에서 현장 적용기술 타당성 확인

### 나. 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법

- 범위
  - 우리나라 농업용저수지의 퇴적물오염 현황을 파악하고 녹조발생에 미치는 영향과 제어방안으로서의 효과적인 호소퇴적물 제거기법인 흡입식 기술의 개발
- 내용
  - 농업용저수지의 퇴적물 오염 현황조사
  - 퇴적물이 수질에 미치는 영향성 검토
  - 호소퇴적물 제거기법의 기술적 검토
  - 대상저수지의 퇴적물 제거 시행
  - 흡입식 기술을 이용한 퇴적물제거 현장적용 시험
  - 흡입식 기술을 이용한 퇴적물제거의 효과분석
  - 퇴적물제거가 수질에 미치는 영향 조사
  - 흡입식 기술을 이용한 퇴적물제거의 효과검정

- 흡입식 퇴적물제거기법의 비용절감방안 및 실용화방안 검토

#### 다. 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술

- 범위
  - 기존에 연구된 가압부상법의 원리를 이용하되 보다 효율적인 응집제의 이용과 함께 응집된 녹조 및 오염물질을 회수하여 처리의 효율을 높이고 그에 따른 수질개선 효과를 극대화 할 수 있는 기술 개발
- 내용
  - 가압부상기법의 기술적 검토
  - 수류를 이용한 퇴적오니의 제거 기법 검토
  - 초미세 균일기포를 이용한 조류제어 공법의 요소기술의 개발
  - 응집제의 선정 및 효율분석
  - 녹조의 회수 및 처리장치의 보완
  - 전체 시스템기술의 현장 녹조제어 효과 검증
  - 응집부상 조류제어 기술의 실용화 방안 검토

#### 라. 어류중심의 생물조절을 통한 조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법

- 범위
  - 소형 저수지에서 어류의 분포 및 저수지 생태계에서 어류의 역할을 파악하고 동·식물플랑크톤 동태와의 관계를 통하여 어류의 생물 조절 효과를 분석
  - 어류를 통한 동·식물플랑크톤 군집의 조절 가능성을 평가한 후 종합적인 저수지의 관리방안을 도출
- 내용
  - 농업용 저수지 및 유입천에서 어류와 동·식물플랑크톤 조사
  - 기초 생물학적 분석
  - 어류의 식성 조사
  - 적절한 어류의 서식밀도 조절과 어류를 이용한 수질관리방안 모색

- 선택 어종의 남조류에 대한 섭식 영향 평가
- 저수지 수질에 대한 적절한 생물 조절 방안 제시

## IV. 연구개발 결과 및 활용에 대한 건의

### 1. 연구개발결과

#### 가. 농업용저수지 녹조관리방안 연구

##### 1) 농업용저수지의 부영양화 및 조류발생 특성 진단과 예측

##### 가) 농업용저수지의 부영양화 특성에 따른 유형분류(Chl-a 기준) 및 관리방안

- 유형분류의 기준으로 엽록소 *a* 농도와 수심을 선택하였다.
- OECD 기준(최대 엽록소 *a* 농도  $25\mu\text{g L}^{-1}$ )의 적용 시 두 유형 간에 큰 차이가 있었던( $p < 0.002$ , t-test) 평균수심 7.5m를 토대로 4가지 유형으로 분류하였다.
- 평균수심 7.5m이하 Chl-*a*  $25\mu\text{g L}^{-1}$  이하를 I형, 평균수심 7.5m이하 Chl-*a*  $25\mu\text{g L}^{-1}$  이상을 II형, 평균수심 7.5m이상 Chl-*a*가  $25\mu\text{g L}^{-1}$  이상을 III형, 평균수심 7.5m이상 Chl-*a*가  $25\mu\text{g L}^{-1}$  이하를 IV형으로 분류한 결과 수질 측정망 대상 저수지(총 486개) 중 I형은 187개소, II형은 151개소, III형은 16개소, IV형은 132개소로 분류되었다.
- 엽록소 *a* 농도가 가장 높은 TYPE II에 포함된 저수지는 상대적으로 노후된 시설이 많았고 DA/LA비가 작으며 체류시간이 길고 유역 내 논과 밭으로 이용되는 면적이 넓고 유역에서 발생하는 오염부하가 많았다. 유역면적이 유역 내에서의 오염물질 발생부하량과 관련된 요인으로 고려될 수 있으나 수질과의 뚜렷한 상관성이 없었다.
- 관리대상 저수지로는 수질측면에서 TYPE II와 III에 포함되는 저수지이며, 유형별 특성을 고려할 때 호소 내 수질개선방법으로 준설, 인불활성화, 생물수확(조류), 유로 변경 등이 가능하며, 유지관리방법으로 폭기나 생물조작과 같은 방법을 병행하는 것이 바람직한 것으로 판단되었다.
- 그러나 이러한 방법들을 적용 할 때에는 우선 해당 저수지 생태계 전반에

대한 조사가 필요하며, 수질악화의 원인을 정확히 규명하고 그 문제를 해결할 수 있는 공법을 선택하는 것이 바람직하다.

## 나) 대상저수지에서의 조류 발생 특성 분석

### (1) 수질

- 부영양화 된 소형 농업용 저수지(신구저수지, 충청남도 보령 소재)를 선정해서 2002년 11월부터 2004년 2월까지 계절에 따른 수질변화와 이에 대한 유입 부하량 영향을 평가하였다.
- 수심간의 수온차  $1^{\circ}\text{C m}^{-1}$  이상의 수온약층이 5월에 형성되었고, 심층에서  $2\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  이하의 저산소농도가 5월부터 9월까지 관찰되었다.  $Z_{\text{eu}} / Z_{\text{m}}$  비는 0.2~1.1의 범위로, 수온약층 형성으로 혼합층이 수심 4 m 근처, 유광대 층이 수심 4.3m 였던 5월을 제외하고는, 대부분의 기간 동안에 유광대 층에 비해 혼합층의 수심이 깊었다.
- 수체 내 질소는  $1.1\sim 4.5 \text{ mgN L}^{-1}$ 의 범위로, 대부분이 용존 형태(평균 58.7%)가 우점하였으며 결빙된 수표면의 해빙 시에 암모니아성 질소와 질산성 질소가 증가하였다.
- 저수지내 총인 농도는  $43.9\sim 126.6 \mu\text{gP L}^{-1}$ 범위로 대부분은 입자성인의 형태(평균 80%)로 존재하였다. 용존무기인 농도는 심층에서의 일시적인 증가가 관찰된 7월과 8월을 제외하고는  $10\mu\text{gP L}^{-1}$ 이하였다.
- 엽록소  $a$  농도의 뚜렷한 증가는 인 유입부하량이 많았던 7월( $99\mu\text{g L}^{-1}$ )과 11월( $109\mu\text{g L}^{-1}$ )에 관찰되었고 총인과 양의 상관성을 보였다( $r=0.55$ ,  $P<0.008$ ,  $n=22$ ). 평균 엽록소  $a$  농도는 11월 8일에  $84.5\pm 29.0 \mu\text{g L}^{-1}$ 으로 가장 높았고 2월에  $13.5\pm 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 낮았다.
- 유입수량이 증가할수록 유입수내 총인 농도도 증가하는 경향을 나타냈으며( $r=0.69$ ,  $P<0.001$ ), 1년 중 강우량이 많았던 7월 25일 하루 동안에 연간 총인 유입부하량의 40.5%가 유입되었고, 11월 8일에도 17.1%가 유입되었다.
- 유역으로부터 유입되는 총인 부하량은  $159.0 \text{ kgP yr}^{-1}$ 였고, 식물플랑크톤에 의해 직접 이용 될 수 있는 용존무기인 부하량은  $126.3\text{kgP yr}^{-1}$ 로 총인의 77.7%에 해당하였다.

- 총 질소 부하량은 5.0ton yr<sup>-1</sup> 로 총 인 부하량(159.0 kgP yr<sup>-1</sup>)에 비해 30배 정도 높았으며, 총질소 부하 중 무기질소 부하량은 3.9 ton yr<sup>-1</sup>로 총 질소의 78% 였다.
- 인의 임계 부하량은 1.6 g m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>으로 과잉임계부하량을 상회하는 수준이 였다.
- 본 연구결과 저수지의 유역으로부터 유입되는 많은 양의 유입 인 부하는 저수지 수질의 계절적인 변화 뿐 만 아니라 부영양화의 가장 큰 원인으로 나타났으며, 중영양상태의 수질을 유지하기 위해서는 총인 유입부하량 (159kg yr<sup>-1</sup>)의 71%가 감소되어야 하는 것으로 계산되었다.
- 2002년 11월부터 2003년 12월까지 식물플랑크톤 성장에 대한 제한영양염 과 N/P무게비의 영향을 평가하였다. 조사기간 동안 수체 내 DIN/DTP과 TN/TP 무게비는 각각 17~187, 13~60의 범위로 나타났다.
- 영양염 첨가실험의 모든 경우(17번)에서 인에 의한 제한이 나타났으며, 질소제한은 8번에 걸쳐 나타났다. 식물플랑크톤 성장률은 DIN/DTP 비 30 이하에서 가장 크게 나타났고, 인 농도 50 µgP L<sup>-1</sup>까지는 지속적으로 증가하였다.
- 절대 농도에 있어서 차이가 있으나, N/P비가 동일한 상태에서의 남조류 성장은 질소 농도가 3.5 mgN L<sup>-1</sup>인 경우 N/P비가 1인 상태에서 성장량이 가장 높았다. 인 첨가에 따른 성장은 질소농도가 높을수록 현저히 높게 나타났다.

## (2) 조류 및 동물 플랑크톤 동태

- 봄철 규조류와 녹조류가 우점한 시기를 제외하고는 연중 남조류가 우점하였다. 남조류 군집 내 종 조성의 변화는 6월과 12월에 나타났으며, 식물플랑크톤 밀도 증가는 유입부하량이 많았던 7월과 11월에 관찰되었다.
- 남조류는 5월에 *Oscillatoria* spp.와 *Aphanizomenon* sp.의 우점 이후 *Microcystis* spp.가 우점하였으며, 12월 이후에는 *Oscillatoria* spp.와 *Aphanizomenon* sp.의 밀도가 증가하였다.
- 남조류 군집 중 *Microcystis* spp.가 우점한 6월부터 12월까지 수체 내 TN/TP비는 46~13의 범위(평균 27±5) 였다.
- 동물플랑크톤 군집 중 *Keratella cochlearis*, *Keratella valga*, *Polyarthra*

spp., *Conochilus unicornis*, *Pompholyx complanata*와 같은 윤충류의 점유율이 평균 67.8%로 가장 높았다.

- 동물플랑크톤의 최대 밀도는 *Pompholyx complanata*(12,388 ind L<sup>-1</sup>)가 우점한 6월에 관찰되었다. 최대 생물량은 *Conochilus unicornis* (1,048±28 µgC L<sup>-1</sup>)가 우점한 5월에 관찰되었고 이때 투명도가 현저히 증가하였다 ( $Z_{eu}/Z_m=1.1$ ).

## 2) 농업용 저수지의 중점관리 유형분류(COD 기준)에 따른 관리 기법

효율적인 농업용수 수질관리에 필요한 자료를 제공하기 위하여 10년 동안 축적된 498개 농업용수측정망 수질자료와 저수지의 물리적 인자를 활용하여 저수지 특성에 따라 유형 분류하였다.

- 저수지의 유효저수량/만수면적비(ST/WS)가 부영양화와 깊은 관계가 있는 수표면적과 저수량의 개념을 포함하고 있어 유형분류의 물리적 인자로 이용하였다.
- Chl-a 농도는 저수지 수질오염정도를 나타내는 부영양화 평가를 가능하는 척도로 25mg m<sup>-3</sup> 이상인 저수지를 부영양화 단계로 분류하고 있지만 국내의 호소수질 기준에 제시되고 있지 않아 실무적으로 수질관리 및 개선사업을 추진하기에 한계가 있다.
- 호소수질 기준에 해당되는 수질항목과 Chl-a 농도와의 상관성을 분석한 결과 COD가 가장 유의성이 있어 수질항목으로 COD를 이용하여 유형분류하였다.
- ST/WS가 5m이하 COD가 8mg L<sup>-1</sup> 이하를 I형, ST/WS가 5m이하 COD가 8mg L<sup>-1</sup> 이상을 II, ST/WS가 5m이상 COD가 8mg L<sup>-1</sup> 이상을 III형, ST/WS가 5m이상 COD가 8mg L<sup>-1</sup> 이하를 IV형으로 분류한 결과 수질측정망 대상 저수지 중 I형은 100개소, II형은 96개소, III형은 11개소, IV형은 291개소에 해당되었다.
- I형과 II형은 저수지 형태가 부영양화에 취약하여 구조를 개선하는 것이 바람직한 것으로 판단되었다. 그리고 II형과 III형은 수질이 악화되어 수질 개선사업이 필요가 있는 저수지로 수질개선 방법으로 II형은 유효수심을 깊게 하는 등 구조 개선이 필요하고, III형은 유역을 정비하여 발생부하량이

저수지로 유입되지 않도록 오염원 대책이 우선적으로 필요한 것으로 나타났다.

- 제안된 유형분류를 우리나라 중소규모 농업용 저수지의 녹조 및 부영양화에 대한 유형별 수질관리 체계로 운용함으로써 농업용수원의 관리주체기관들의 수질관리 업무에 중요한 기초자료를 제공하며, 수질문제로 차질을 빚는 현시점에서 저수지 수질개선 및 관리를 위한 정량적 평가를 통하여 원활한 사업추진을 유도할 수 있을 것으로 기대한다.

### 3) 녹조발생이 농업에 미치는 영향 분석

- 녹조가 발생한 저수지의 관개수로의 길이에 따라 수질을 조사한 결과 pH, EC와 COD 변화는 없지만 T-P와 SS는 침강에 의하여 감소하였으며, T-N은 탈질에 의하여 감소하였다.
- 부영양화 상태 저수지의 녹조가 발생한 용수와 수질이 양호한 용수를 이용하여 수도재배시험을 실시한 결과, 지상, 지하수 길이와 분얼수에 있어 모두 통계학적으로 유의성이 없었다. 그러나 영양생장기일 경우 관개수에 의한 영양염류가 과다하게 공급되면 성장에 오히려 악영향을 줄 수 있는 것으로 나타났다.
- 벼 재배기간 동안 표준시비량에 의하여 공급되는 질소 양은 10~15 kg/10a로 관개용수만으로 공급할 경우 T-N농도가 10mg L<sup>-1</sup>에 해당된다. 그러나 녹조가 발생한 저수지의 T-N농도가 5mg L<sup>-1</sup>이하이므로 기비중점 시비후 추비절감시비를 하고 적절한 용수관리를 한다면 농작물에 큰 영향은 없을 것으로 판단되었다.

#### 나. 농업용 저수지 녹조제어 기법 개발 연구

##### 1) 화학적 응집제를 이용한 농업용저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술

- 응집제 선정에 있어서 알루미늄, 철, 칼슘 응집제 중 알루미늄이 특히 많이 사용된다. 알루미늄염을 수체에 투여하면 Al<sup>3+</sup>를 형성하고 즉시 물 분자와 반응한다. 연속적인 가수분해 반응은 응집과 인 흡착능력을 갖는 콜로이드 형태의 Al(OH)<sub>3</sub>의 floc을 형성한다. 철과 칼슘 응집제는 pH 변화와 독성의



형태에 대한 문제가 적고 인 농도가 낮을 때도 사용이 가능하다는 장점을 가진다.

- 후평저수지의 경우 황산알루미늄을 처리한 후 pH는 7.3에서 6.9로 감소하였고 이후 평균 6.6의 값을 나타내다 점차적으로 증가하였고 투명도의 경우 투여된 평균 0.9 m에서 최대 2.1 m까지 증가하였다. 부유물질의 경우는 처리 후 약 51 % 감소하였다. Chl.a 농도는 약 44% 감소하였고 최대 88 %의 제거율을 보였다. 총인 농도는 1일 만에 약 12 % 감소하였고 최대 45 %의 제거율을 보였다. 황산알루미늄 처리 이후 식물플랑크톤 총 생물량은 감소하였고 특히 규조류의 감소가 두드러졌다.
- 홍부저수지의 경우 황산알루미늄을 처리하기 전 후의 투명도 변화가 거의 없었다. 투명한 날 바람이 약하게 불어 첨가한 황산알루미늄이 심층으로 침강하여 표층수와 혼합되지 않았기 때문이다.
- 소량의 황산알루미늄 응집제를 장기간 투여한 경우 수질 개선 효과가 거의 나타나지 않았다. pH는 처리 이전이나 이후 모두 8 이상의 높은 pH를 나타내었고, 투명도 역시 처리 이전, 이후 모두 0.5 m 내외로 나타났다. Chl.a 농도도 감소가 거의 나타나지 않았다. 오히려 강우 직후 Chl.a 농도가  $195.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 급격하게 증가하였는데 이는 강우에 의한 인 농도의 증가에 의한 것으로 사료된다. 투여기간이 여름철 장마기간이었으므로 주변토사 유입으로 인해 TP 농도는 증가하는 현상을 보였다.
- 역치 이상 최대량 이하의 농도를 반복적으로 투여한 경우 역시 수질 개선 효과가 거의 나타나지 않았다. 일시적인 감소 효과가 나타난 경우도 있었지만 빠르게 다시 처리 이전의 수질로 회복되었다. Chl-a, 부유물질, 인 농도 모두 처리 농도 감소가 나타나지 않았고 소량 투여시와 마찬가지로 강우에 의한 영향을 크게 받았다.
- 최대량 응집제를 투여한 경우 수질 개선 효과는 나타났지만 그 지속기간은 짧았다. pH는 처리 이전 9.2에서 이후 6.6까지 현저한 감소를 보였으나 이후 빠르게 8 이상의 높은 pH로 회복되었다. 탁도의 경우 처리 이전 164 NTU에서 처리 1일 후 25.2 NTU로 오히려 증가하였는데 이는 응집제 투여로 형성된 floc이 수중에 부유하여 일시적으로 탁도가 증가한 것으로 사료된다. Chl.a 농도 역시 처리 이전  $95.6 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $67.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 으로 감소하였으나 이후 농도 변동이 나타나지만 점차적으로 증가하였다. 인 농도는 TP의 경우 92.7

$\mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $65.4 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였고, DTP의 경우도  $10.8 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $2.2 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였다. 식물플랑크톤의 경우 우점종인 *Dictyosphaerium pulchellum*의 현존량이 응집제 처리에 따라 50% 정도 감소하였으나 다른 식물플랑크톤 중에 비해서 그 감소 정도가 적었고 이후 빠르게 현존량을 회복하였다.

- 최대량의 PAC 응집제를 투여한 경우 황산알루미늄을 투여한 경우와 비교하여 그 효과가 현저하게 나타났고 지속기간 역시 길게 나타났다. pH의 경우 황산알루미늄 처리시와는 대조적으로 급격한 감소가 발생하지 않고 서서히 pH가 감소하였다. 용존알루미늄 농도도 응집제 투여 이전, 이후의 농도 차이가 거의 나타나지 않았다. 투명도는 투여 1일 후부터 바닥이 보였고 Chl a 농도도 투여 1일 후 73% 감소하여 결빙시까지 낮은 농도로 유지되었다.
- 계절을 달리하여 최대량의 황산알루미늄을 투여하였을 경우는 수질개선 효과가 거의 나타나지 않았다. 계절상 algal bloom이 발생하는 계절이므로 식물플랑크톤의 활발한 성장에 의해 수질 개선 효과가 나타나지 않은 것으로 사료된다.
- 기술 현장 적용을 위한 가이드
  - 응집제 중에서 PAC는 톤당 가격이 18만원 정도로 황산알루미늄에 비해 약 3배 정도 비싸다는 단점이 있으나 침강효율이 좋아 수중의 부유물질을 침강시키는데 적합하다. 또한 알루미늄 응집제를 사용할 때 고분자 응집제를 소량 함께 첨가하면 응집 효과가 증진된다.
  - 응집제 투여량을 결정짓는 요인으로는 pH, 알칼리도, 탁도, 응집제의 종류, 조류의 종류와 밀도 등이다. 알루미늄 응집제를 투여하는데 있어서 pH가 6 이하로 낮아지지 않도록 투여하여야 한다. 조류의 밀도와 종류도 침강에 영향을 준다. 무기 부유물질이 많은 경우는 flocc의 밀도가 크므로 쉽게 침강되지만 조류가 많은 경우는 밀도가 낮아서 침강이 느리다. 또한 알루미늄 응집제 투여량이 최소역치 이하인 경우에는 거의 응집효과를 가지지 못한다.
  - 이 외에도 체류시간에 따른 투여방법, 투여 도구와 방법 등의 여러 가지 가이드를 고려하여 현장에 적용한다면 좀 더 경제적이고 효과적인 방법으로 수질 개선 효과를 기대할 수 있을 것으로 판단된다.

## 2) 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법 개발

- 농업용 저수지를 COD와 물리적 인자를 이용한 4개 유형분류를 근거로 하여 19개 저수지 퇴적물을 조사한 결과 T-N는 727~5,573 mg kg<sup>-1</sup>, T-P는 72~1,970 mg kg<sup>-1</sup>, 강열감량은 4.8~19.2%의 범위로 조사되었다. T-P와 강열감량은 수질과 상관성이 있지만, T-N은 대부분 높게 나타났다.
- 팔당호 퇴적물 제거기준을 적용할 경우 T-N과 강열감량은 유형과 상관없이 제거기준 이상이며, T-P는 부영양화 단계인 II형과 III형 저수지가 제거기준 이상으로 조사되어 퇴적물이 저수지의 부영양화에 영향을 미치고 있음을 알 수 있다.
- 빈영양 저수지(I,IV형)퇴적물은 C/N율이 10이상이고, 부영양 저수지(II, III형) 퇴적물은 C/N율이 10이하로 낮아 분해가 빠른 유기물로 이루어져 있는 것으로 조사되어 C/N율과 수질의 상관성을 볼 때 퇴적물이 저수지 부영양화에 영향을 미치고 있음을 알 수 있다.
- 퇴적물 제거에 따른 수질개선효과를 조사하고자 흡입식 기술을 이용하여 신구저수지(충남 보령)에 720m<sup>3</sup> 퇴적물 제거하였으며 제거된 지역에 10×10m 펜스를 설치하여 외부로부터 유입되는 오염물질을 최대한 차단하여 수질조사를 실시한 결과 준설한 구역은 OECD의 부영양화 기준인 25mg m<sup>-3</sup> 이하로 수질개선효과가 있었으며, T-N은 42%, T-P는 12%, Chl-a는 58% 감소효과를 나타냈다.
- 퇴적물 제거공법인 펌프준설선은 준설시 부유물질 발생으로 200 NTU 이상이 되어 2차 오염을 유발하였지만, 흡입식 준설공법은 준설지점에서 25 NTU 이하로 배경 수질과 비교하여 부유물질이 발생되지 않아 저수지 수질 개선 목적으로 퇴적물 제거공법으로 적절하였다. 또한 일반 준설선의 10~20% 함니율에 비하여 흡입식 준설공법은 특수한 흡입장치를 장착하여 65~85% 고함니율로 퇴적물 제거가 가능하여 침사지 용량을 작게 설계할 수 있어 경제적인 유리한 점이 있을 뿐만 아니라 침사지로부터 나오는 부유물질을 최소화할 수 있었다.
- 국내 농업용저수지의 퇴적물제거 및 회수오니의 활용방안 기준을 설정하여 2차적인 환경오염을 방지할 수 있는 제도적 장치 마련에 필요한 지표를 설정하였다.

### 3) 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술 개발

#### 가) 부상분리기술의 요소기술개발

- 조류 제거를 위한 부상분리공법의 주요 인자로 응집제, 가동시간, 슬러지 회수 및 처리방안을 고려하였다. 또한 수중 입자와 충돌 및 응집효율에 중요한 미세기포장치를 개발하고, 발생된 기포의 크기를 조사하였다. 부상 분리공법에서 주로 사용되는 응집제 중 Alum과 PAC(Poly aluminium chloride)의 응집효율을 평가하였다.
- 응집제의 효율은 수체 내 탁도와 염록소  $a$  농도로 평가하였고, Alum보다는 PAC의 응집효율이 높은 것으로 조사되었다.
- 미세기포장치에 의해 발생하는 기포의 크기는 적정크기인 20~40  $\mu\text{m}$  범위였다.
- 현장 적용에서 처리수와 펌프용량으로부터 계산된 가동시간과 jar-test를 통해 결정된 적정 응집제는 실제 투여량의 3분의 2만 사용해도 90%의 제거 효과를 얻을 수 있는 것으로 나타났다. 또한 계산된 응집제가 모두 사용된다 하더라도 pH의 급격한 감소가 없어 잔류 응집제에 의한 독성문제나 효율감소는 없을 것으로 판단되었다.
- 회수된 스크의 퇴비화 가능성을 성분분석과 발효 실험을 통해 평가하였다. 성분분석결과, 저니가 포함되지 않은 부상슬러지는 퇴비화의 원료로 사용이 가능한 것으로 조사되었다.
- 부상 슬러지의 재이용을 위한 퇴비화방안으로 자연발효를 위해서는, 부상 슬러지(스크)이외에 유기물 함량을 높이기 위하여 다른 원료와의 혼합과정과, 발효를 위한 조건으로는 탄질률(C/N) 및 수분조절을 맞추기 위한 미강 및 톱밥, 그리고 미생물 활성화를 위한 제올라이트 및 미생물제의 추가 투입, 그리고 발효장의 호기성 미생물의 성장을 위한 통기(목재 바닥)조건 및 교반조건을 고려해야 할 것으로 조사되었다.

#### 나) 전체시스템기술의 현장 녹조제어 효과검정

- PAC를 응집제로 사용하여 가압부상법에 의한 수질과 퇴적물의 개선효과를 평가하였다. 대상저수지(신구저수지)에 설치된 mesocosm(가로 × 세로:

- 6m × 6m)에서 입자성물질과 용존성물질의 변화와 노즐에 의한 퇴적물 교란전후의 퇴적물로부터 인용출율을 조사하였다.
- 부유물질(SS)과 휘발성고형물의 제거효율은 각각 54.4~71.2 %와 57.3~78.5 %였다.
  - 총인과 엽록소 a 농도의 제거효율은 각각 73.5~91.5 %, 53.7~97.8 % 였다.
  - 생화학적 산소요구량은 86% 이상의 제거효율을 나타냈으나 화학적 산소요구량의 제거효율은 28.9~62.8 %로 약간 낮았다.
  - 조류의 성장에 쉽게 이용될 수 있는 용존무기인(DIP)과 용존총인은 각각 34.1~88.2 %와 61.8~87.6 %의 제거효율을 나타냈다.
  - 퇴적물 부상분리 전 호기적 조건과 혐기적 조건의 산소 환경에서 용존무기인 용출율은 각각  $0.821 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 과  $2.270 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 이었다. 반면에 부상분리 후에는 각각  $0.684 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 와  $1.760 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 호기적 조건에서는 17%, 혐기적 조건에서는 23%정도의 감소효과를 나타냈다. 용존총인 용출율 또한 가압부상 후에 호기적 조건과 혐기적 조건에서 각각 33%( $5.62 \rightarrow 3.78 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ )와 20%( $6.23 \rightarrow 4.99 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ )의 감소가 나타났다.
  - 가압부상공법의 지속효과평가를 위해 실내에서 세가지 조건(미처리 퇴적물+원수; 미처리 퇴적물+처리수; 처리퇴적물+처리수)으로 수조실험을 수행하였다. 각 처리조건에서 일정한 시간별로 수질, 퇴적물내 질소, 인 함량, 조류의 변화를 분석하였다. 외부와의 물질교환이 단절된 환경에서의 분석이라는 한계는 가지고 있으나, 처리조건에서 입자성 물질(SS, Chl-a, TN, TP, 조류)의 처리효과는 전체 실험기간 동안(약 30일) 지속되었다. 현장조건에서의 지속효과는 대상 수체의 수질(영양염)과 조류의 발생정도에 따라 달라질 것이지만, 개선효과의 향상과 지속을 위해서는 저층의 일부 또는 전부를 제거하는 공법 및 외부오염원의 저감과 같은 방법들의 연계적용 방안이 검토되어야 할 것이다.

#### 다) 응집 부상 조류 제어기술의 실용화 방안 검토

- 부영양저수지의 수질개선을 위한 방법으로 부상분리의 적용은 효율과 발생된 슬러지의 사후처리가 가능하다는 점에서 효과적인 방법으로 제시되었다.

- 본 공법은 기존의 가압탱크방식과 달리 가압탱크와 공기압축기를 기액혼합 펌프가 대신하여 운전되는 것으로 동력비가 적고 이송이 편리하다는 장점이 있다. 또한 응집제를 사용함으로써 인 불활성화의 효과를 기대할 수 있다.
- 본 공법 적용 및 유지관리에 대한 경제성을 본 연구의 결과를 통해 산출한 결과, 보다 대규모의 적용이 비용을 크게 절감시킬 수 있음을 제시하였다.

#### 4) 어류중심의 생물조절을 통한 조절을 통한 수질개선 및 녹조 제어 기법개발

- 식물플랑크톤 식성의 어류를 통한 남조류 수화의 억제는 저비용의 생물친화적 방법으로 1990년대부터 많은 시도가 이루어져 왔으나 어류의 섭식에 의한 생물조절은 그 효과의 검증이 어렵다는 단점을 가지고 있으며 대상어종은 대개 외래기원의 시클리드과, 잉어과로 구성되어 있다. 본 연구는 한국 고유종이며 식물플랑크톤을 섭식하는 것으로 알려진 치리 (*Hemiculter eigenmanni*)를 대상으로 하였다.
- 남조에 의한 수화가 발생하는 소형 저수지를 선정한 후 서식지 내의 치리 개체군의 장 내용물 분석을 통해 많은 양의 남조류의 군체와 구조류 및 동물플랑크톤을 섭식하는 것을 확인하였다. 특히 장내용물 중 식물플랑크톤의 조성은 저수지내의 식물플랑크톤 조성과 유사하여 먹이 환경에 따라 식이물의 조성 또한 광범위하게 변화하며 소형 식물플랑크톤 보다는 대형의 구조류, 남조 콜로니 또는 사상체를 형성하는 남조류를 선호하는 것으로 나타났다.
- 그러나 산란 전, 후 개체들을 이용한 다양한 현장 메조코즘 실험을 통해 치리의 남조 섭식은 상류에서의 산란 후 6월에 본 서식처인 저수지 내로 회유한 개체들에 한정되는 것이기 때문에 치리에 의한 남조저감 효과는 수화가 이미 대량으로 진행 중인 수체에서 일어날 것으로 판단된다.
- 치리와 유사하게 수화가 발생한 환경에서 남조를 섭식하는 것으로 알려진 붕어 (*Carassius auratus*)의 경우 현장에 설치된 메조코즘에서 남조류 보다는 동물플랑크톤에 대한 높은 선호도를 보여 대형의 유행동물을 우선적으로 섭식하였다.
- 이는 갑각류에 속하는 동물플랑크톤을 우선적으로 섭식하는 기존의 연구

결과와 상반된 것으로 플랑크톤식성 어류의 섭식 전략이 먹이조건의 악화에 따라 유동적으로 변화되어 남조를 섭식하는 것임을 의미한다.

## 2. 연구개발결과 활용을 위한 건의

- 농업용저수지 생태계가 농업용수의 공급원이라는 기능의외에 국가적인 관점에서 생물서식지를 제공하는 중요한 자원이며 동시에 “생물다양성의 섬(Island of biodiversity)”의 기능을 인식하는 계기를 마련하는 측면에서 본 연구는 농업용 중소규모 저수지의 수질개선의 의미를 부여하였다. 정부의 소규모 저수지관리 정책은 현실적으로 매우 미비하며, 장기적인 관리정책이 확립되지 않는다면 국내 소규모 저수지에서의 다양한 환경적 역할을 기대하기 어렵다고 판단한다.
- 농업용저수지의 유형구분은 수많은 저수지를 관리적 측면에서 단순화시키고 방향을 제시할 수 있는 중요한 의미를 가진다. 본 연구에서 제시된 유형은 부영양화를 대표하는 조류의 생물량(Chl-a)와 COD를 기준으로 하는 두가지 체계이다. 현재 국가적인 수질 기준이 COD를 중심으로 하고 있으나 향후 Chl-a 농도가 포함될 것이므로 Chl-a에 근거한 유형구분도 중요한 의미를 가지고 있다. 두가지 체계가 반드시 일치해야 하는 당위성은 없다. 왜냐하면 두 가지의 항목(Chl-a와 COD)이 다양한 수질환경에 따라 똑같이 반응하는 것이 아니기 때문이다. 그러나 유형구분의 결과는 저수지의 규모, 특히 평균수심을 고려하였기 때문에 저수지 관리에서 수심과 형태적 요소를 고려해야함을 강조한다.
- 앞으로 유형구분이 관리적 차원에서 보다 객관성을 확보하기 위해서는 보다 많은 저수지들을 대상으로 한 검증과 자료 확보가 필요하므로 추가적인 연계 연구가 필요하다.
- 저수지의 수질과 녹조문제는 단순히 하나의 기법에 의해 해결할 수 없다. 따라서 본 연구에서 고려한 다양한 기술들은 종합적인 관리기법 중의 일부 기술들로 고려함이 마땅하며, 결과에서 제시한 유형별 관리기법들이 연계적으로 적용되는 방안을 채택해야한다. 한편으로 오염원의 분포와 특성, 유입 하천 등을 고려한 유역의 특성을 관리의 중요한 인자들로 고려하여야 한다.

- 우리나라 농업용 저수지들은 대부분 소규모이며, 노후한 상태이고 이미 상당부분 부영양화 되어 저질층에서 유기물이 크게 축적되어있고, 이로부터의 영양염용출(내부부하)가 수질악화의 큰 요인으로 나타난다. 따라서 본 연구에서 개발한 흡입식 준설기법의 적용이 앞으로 수질관리정책에서 크게 고려되어야 한다. 또한 가압부상공법은 효과가 우수하여 주요한 기술로 채택될 수 있으나, 효과 지속을 위해서는 다른 기법들과 연계하여 적용하는 방안이 고려될 필요가 있다.
- 본 연구에서 제시한 저질층에서 인 용출을 억제하고 조류를 제거하는 기법인 인불활성화는 저질층의 영향이 큰 농업용저수지에서 흡입식준설기법과 함께 적용할 수 있는 기술로 고려되어야 한다.
- 어류를 이용한 생물학적 조류제어기법은 가장 경제적이고 친환경적인 기술이나, 녹조현상이 만연하는 부영양상태의 저수지에서는 어류조절이라는 한 가지 방법으로는 효과를 기대하기 어렵다. 그러므로 다른 기술들과 연계적인 적용을 통하여 효과를 기대하도록 하는 것이 현실적인 방안이라고 판단한다.
- 본 연구에서 적용된 기법의 수질개선효과와 적용성을 고려하여 농업용저수지 중 수질개선사업이 계획 중인 저수지에 이들을 적용할 수 있는 기회를 제공해 줄 필요가 크다.



# SUMMARY

## I . Topic

Development of management strategies and techniques to control nuisance algal blooms in Korean agricultural reservoirs

## II . Purpose and Background of the Study

Eutrophication of reservoirs causes massive algal blooms preventing from sound water use and ecosystem functioning. More than half of whole Korean reservoirs are experiencing the water quality deterioration and thus it is easy to find its adverse effects across the whole country.

Relatively small-scaled agricultural reservoirs are predominating the Korean lentic ecosystem, and thus their role in the industry of agriculture is tremendously important. Because of the perspective that not only does the agricultural water quality standard in Korea not have the high priority but also national water quality management focuses large dams and rivers, many small reservoirs themselves have not been paid attention.

Eutrophication and deterioration of ecosystem health of a great number of agricultural reservoirs distributed across the country do have very important meanings as followings:

- (1) Bad water quality affects the growth of rice and paddy environment,
- (2) Reservoirs provide habitats of wildlife,
- (3) Their providing wildlife habitats makes them to be very important "network of biodiversity" in the country. This means that the water

quality deterioration and ecosystem destruction of agricultural reservoirs the loss lead to of core areas of biological treasure.

(4) They also provide important and aesthetic value.

Due to the increasing demand of water resources and ecosystem service from the numerous agricultural reservoirs in near future, it is necessary to turn the focus of national water quality management policy into them. The purpose of this study is to develop the strategies and techniques to control algal blooms in agricultural reservoirs, and include following objectives:

- (1) The evaluation of the characteristics of eutrophication and algal development by analyzing the trophic status and pollution sources of agricultural reservoirs.
- (2) The identification of type of management and establishment of their application strategies by analyzing morphometry of reservoirs, water quality parameters, and algal biomass.
- (3) The supply of basic data for the water quality management and water quality standard by evaluating the effects of algal bloom in the reservoir water on the rice production and paddy environment.
- (4) The development of various techniques to control algal bloom, which produces the technical base of algal bloom control in the agricultural reservoirs.

### III. Contents and Scope of the Study

This study consists of two parts, including basic research of the algal bloom development and technique development to control it. Basic research includes the diagnosis and prediction of eutrophication and algal bloom in the agricultural reservoirs; the production of management methods by classifying reservoir types; the evaluation of the effects of algal bloom on the paddy and its environment. The technical research includes bloom prevention method (phosphorus inactivation, dredging); treatment method

(dissolved air floating and collection, biological control).

## **1. The research of algal bloom control**

### **A. The diagnosis and prediction of eutrophication and algal bloom development in agricultural reservoirs**

- Diagnosis of trophic status of agricultural reservoirs
- Evaluation of algal development and prediction
- Basic research in the model reservoir including watershed characteristics, water quality change, plankton dynamics, algal growth kinetics, nutrient enrichment bioassay, nutrients loading form inflowing waters

### **B. Classification of reservoir types**

- Grouping of reservoirs according to trophic status, morphometry, dimension of reservoirs and watershed characteristics
- Analysis of specific types
- Production of management plan according to their types

### **C. The effects of algal bloom on the crop growth**

- Investigation of quality of water change of the irrigation waterway, soil and the growth of a crop in the reservoirs, where the algae bloom being happened

## **2. Applied research of controlling techniques of algae bloom**

### **A. Phosphorus inactivation using chemical cohesion**

- Selection of cohesive powders and experimental comparison of their capacity to collect algae
- *In situ* test of the effects of cohesive powders
- Production of application protocols

### **B. Vacuum suction dredge system**

- Investigation of organic content in the reservoir sediments
- Evaluation of the degree to which the sediment affect water quality
- Investigation of submersible dredging method
- Executing removal of reservoir sediment
- The field test of vacuum suction system
- Investigation of the water quality improvement by the sediment dredging
- Economic review and technical research about the efficiency of the vacuum suction system

### **C. Condensation and dissolved air floating (DAF) system**

- Technical review of DAF
- Evaluation of sediment removal method using water current produced by the DAF nozzle
- Development of a device producing ultra air bubble
- Selection and of chemical cohesive agents and test of their effects
- Complementation of collection of algae and treatment system
- Test of system technique in the field condition
- Economic and technical review of efficiency of DAF system

### **D. Fish manipulation to control algae bloom**

- Investigation of fish fauna and plankton in agricultural reservoirs
- Basic biological analyses
- Evaluation of the feeding preference of fishes
- Finding the water quality measurers using fish density manipulation and fish species
- Evaluation of feeding effects of selected fishes on cyanobacteria
- Production of biological control measures on reservoir water quality

## IV. Results and suggestions

### 1. Results of the research

#### A. Management strategy of algae bloom in agricultural reservoirs

##### 1) Diagnosis and prediction of eutrophication and algae bloom development

###### a) Water quality variation in the selected reservoir

The seasonal variation of water quality and the effect of pollutant loading from watershed into a shallow eutrophic reservoir (Shingu reservoir) was carried out from November 2002 to February 2004.

Stable thermocline which was greater than 1°C per meter of the water depth formed in May, and DO concentration of  $<2\text{mgO}_2/\ell$  was observed in hypolimnion from May to September, 2003. The ratio of euphotic depth to mixing depth ( $Z_{eu}/Z_m$ ) ranged 0.2~1.1, and the depth of the mixed layer exceed that of the photic layer during study period, except for May when  $Z_{eu}$  and  $Z_m$  were 4 and 4.3m, respectively.

Most of total nitrogen, ranged 1.1~4.5 mg N/ℓ, accounted for inorganic nitrogen (Avg, 58.7%), and sharp increase of  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$  was evident during the spring season. TP concentration in the water column ranged 43.9~126.6  $\mu\text{g P}/\ell$ , and the most of TP in the water column accounted for POP type (Avg. 80%). During study period, DIP concentration in the water column was  $<10 \mu\text{g P}/\ell$  except for July and August when DIP concentration in hypolimnion was 22.3 and 56.7  $\mu\text{g P}/\ell$ , respectively.

Increase of Chl.a concentration observed in July(99  $\mu\text{g}/\ell$ ) and November 2003(109  $\mu\text{g}/\ell$ ) when P loading through two inflows was high, and showed closely relationship with TP concentration ( $r=0.55$ ,  $P<0.008$ ,  $n=22$ ). Mean Chl. a concentration ranged from 13.5 to 84.5  $\mu\text{g}/\ell$  in the water column, and the highest and lowest concentration was observed in February 2004( $13.5\pm 1.0$

$\mu\text{g}/\ell$ ) and November 2003 ( $84.5\pm 29.0 \mu\text{g}/\ell$ ), respectively.

TP concentration in inflow water increased with an increment of discharge ( $r=0.69$ ,  $P<0.001$ ), 40.5% of annual total P loading introduced in 25 July when there was heavy rainfall. Annual total P loading from watershed was 159.0 kg P/yr, and that of DIP loading was 126.3 kg P/yr (77.7% of TP loading). The loading of TN (5.0 ton/yr) was 30 times higher than that of TP loading (159.0 kg P/yr), and the 78% of TN was in the form of non-organic nitrogen, 3.9 ton/yr in mass. P loading in Shingu reservoir was  $1.6 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ , which was exceeding the excessive critical loading of Vollenweider-OECD critical loading model. The results of this study indicated that P loading from watershed was the major factor to cause eutrophication and temporal variation of water quality in the study reservoir. Decrease by 71% in TP loading (159 kg/yr) is necessary for water quality improvement to mesotrophic level of the Shingu reservoir. The management of sediment at which the anaerobic period in summer was evident, thus the possibility of P release that can be utilized by algae exist, is also required.

#### **b) Classification of reservoir types based on Chl-*a*, reservoir morphometry depth and limnological parameters**

The study was conducted to group the Korean reservoirs 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, 7.5m). According to OECD criteria and trophic status 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 residence time, large paddy field and field to watershed ratio, and high

pollutant loading compared to other types of reservoirs.

The difference of TP concentration is 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 both type and more closely related with Chl-*a* concentration than nitrogen. Significant decrease of Chl-*a* concentration as increasing of TN/TP ratio observed only in reservoirs with Chl-*a* concentration of  $>25 \mu\text{g L}^{-1}$ .

Although drainage area is believed to be a factor that is related to the generation loads 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.

### **c) Analysis of algae bloom development in the selected reservoir**

The effects of limiting nutrients and the N:P ratios on the growth of phytoplankton was carried out in a shallow hypertrophic reservoir between November 2002 and December 2003.

Nutrient Enrichment Bioassays (NEBs) were conducted, along with analyses of seasonal ambient nutrients and phytoplankton taxa, in the reservoir. The average DIN:TDP and TN:TP mass ratios in the ambient water were 90 (range: 17 -187) and 34 (13 -60), respectively, during the study period. The dissolved inorganic phosphorus showed seasonal variation, but less than that of inorganic nitrogen. The TN:TP ratios ranged from 13 to 46 (mean:  $27\pm6$ ) during June to December when the cyanobacteria, *Microcystis*, dominated the phytoplankton composition.

The NEBs showed that phytoplankton growth was mainly determined by the phosphorus (all of total 17 cases) rather than the nitrogen content (8 of 17 cases). The rapid growth rate of phytoplankton was evident with TN:TP ratios less than 30 and the TDP increased up to  $50 \mu\text{g L}^{-1}$ , while

slow growth occurred with decreases in the DIN:TDP ratio. According to the results of the NEBs in various treatments, with different N concentrations (0.07, 0.7 and 3.5 mg L<sup>-1</sup>), but the same N:P ratios and when the nitrogen content was highest, the phytoplankton growth reached a maximum at N:P ratios < 1. The response of phytoplankton growth was a direct function of added phosphorus in the NEBs, and was greater with increased N concentrations.

The overall results suggest that cyanobacterial blooms were formed in the system when the availability of dissolved nitrogen was increased under P-limitation.

#### d) Phyto- and zooplankton dynamics

Seasonal dynamics of phyto- and zooplankton communities in shallow eutrophic reservoir (Shingu reservoir) from November 2002 to February 2004. Cyanophyceae, in phytoplankton community, dominated throughout the year, except for spring (March~May) when Bacillariophyceae (*Melosira varians*) and Chlorophyceae (*Dictyosphaerium puchellum*) were dominant. The change of dominant species in Cyanophytes occurred in June and December 2003, and the increase of phytoplankton cell density in July and November was observed during which the P loading through two inflows was high. In May, *Oscillatoria* spp. and *Aphanizomenon* sp. were dominant, but replaced by *Microcystis* spp. in the end of May. Dominant *Microcystis* spp. sustained until December and shifted to *Oscillatoria* spp. and *Aphanizomenon* sp. TN/TP ratio ranged from 46 to 13 (Avg. 27±6) from June to December when cyanobacteria (*Microcystis* spp.) dominated.

Rotifers such as *Keratella cochlearis*, *Keratella valga*, *Polyarthra* spp., *Conochilus unicornis*, *Pompholyx complanata* dominated in average 67.8 % of the zooplankton community. Abundance of zooplankton was the highest in June 2003, when *Pompholyx complanata* (12,388 ind L<sup>-1</sup>) was dominant. In May, the significant increase of *Conochilus unicornis* biomass (1,048±28 µg C L<sup>-1</sup>) was observed with clear improvement of transparency ( $Z_{ev}/Z_m=1.1$ ).



These results suggest that the seasonal variation of phytoplankton communities in shallow eutrophic reservoir are to be understood as results of multi-interactive selective factors such as temperature, light condition and nutrients, and small-sized rotifers as important predator of phytoplankton biomass.

## **2) Management method of water quality according to type grouping of agriculture reservoirs**

Monitoring data from agricultural reservoirs throughout the country were analyzed to classify agricultural reservoirs according to physical characteristics and COD concentrations, and evaluate the relationships between water quality items. The physical and chemical data of total 498 reservoirs were analyzed from 1990 to 2001.

Average COD, TP, TN, Chl-a, SS concentrations for the reservoirs and pollutant loadings from their watersheds were used for the analysis. It was possible that reservoirs were classified to 4 types using the relationships between the ratios of storage per water surface(ST/WS ratio) and COD concentrations. Type I was the reservoirs which were below 8 mg L<sup>-1</sup> COD conc. and below 5 m ST/WS ratio. Type II was the reservoirs which were over 8 mg L<sup>-1</sup> COD conc. and below 5 m ST/WS ratio. Type III was the reservoirs which were over 8 mg L<sup>-1</sup> COD conc. and over 5 m ST/WS ratio. Type IV was the reservoirs which were below 8 mg L<sup>-1</sup> COD conc. and over 5m ST/WS ratio. Type I and II are a reservoir form to be weak at the eutrophication and to improve the structure. The water quality of type II and III got worse. therefore, there was necessary for improvement business of water quality at this reservoir.

It is recommended that the improvement measures of polluted reservoirs should be performed as following order: integrated consolidation type (type II)→watershed consolidation type(type III). And the depth(ST/WS ratio) of reservoir should be maintained over 5~6m

for water quality improvement. Therefore, reservoir managers could evaluate the trophic state of reservoirs by COD concentrations.

### **3) The effects of algal bloom on the paddy-rice growth**

The results of water quality survey along to irrigation waterway of algal bloom agricultural reservoirs were that 1) the values of pH, EC and COD were not changed and 2) the values of T-P and SS were decreased because of sedimentation and 3) the value of T-N was decreased that may be considered on denitrification and volatilization.

The results of paddy rice cultivation experiment with irrigation water in eutrophication agricultural reservoirs and not in eutrophication agricultural reservoirs did not have significance statistically for shoot, root and the number of tiller. But it may happen the opposite effect by nutrient-rich irrigation at the growth stage. Total nitrogen amount in recommended chemical fertilizer application was 10 - 15 kg/10a for paddy-rice cultivation period. If the T-N concentration of irrigation water was 10 mg L<sup>-1</sup>, that nitrogen amount in irrigation water can be substituted that of chemical fertilizer. However, the T-N concentration of irrigation water at eutrophication agricultural reservoirs was generally less than 5 mg L<sup>-1</sup>. So it is necessary to do the application focusing basal fertilization and decreasing additional fertilization and a suitable management of irrigation water.

## **B. Research on the development to control algae bloom**

### **1) Phosphorus inactivation**

We have 18,000 reservoirs in Korea most of which are for agricultural irrigation. The requirement for better water quality in reservoirs has been increasing recently because of eutrophication problems. The use of aluminum coagulant has been reported as a good method of water quality improvement in many natural lakes in America and Europe. However, there was not many research cases of application of the method to reservoirs.

The technique of using aluminum coagulant in reservoirs is new to Korea. Most of reservoir managers in Korea are reluctant to using chemicals in reservoir, worrying about the side effects.

In this study the possibility of using aluminum coagulant for improving reservoir water quality was presented. The effectiveness was examined through both in vitro experiments and the on-site applications in pilot scale. The application of PAC in lakes and reservoirs resulted in varying effectiveness with the method of application and dosages. In the experiments comparing the application of the one-time optimum dose and the repeated application of sub-optimum dose, it was found that sub-optimum dose was not effective in suppressing algal growth, even though sufficient amount of aluminum was applied compared with equivalence of phosphorus content in lake water.

There was no evidence of toxicity to fish in the bioassay experiments. The concentration of aluminum used in the lake water quality improvement is usually 1/1000 of lethal dose, and the concentration of aluminum after the application of PAC in reservoirs was not much higher than the natural background concentration.

Some side effects were found in the application experiments in reservoirs. One of the most remarkable phenomena was that phytoplankton community changes with repeated application of aluminum coagulant. In the experiment of repeated application of sub-optimum dose we had the change of phytoplankton community into coagulant-tolerant species. Dinoflagellates were found to be very vulnerable to coagulant application, while green algae were most tolerant to coagulation. If we adopt the repeated dose regime after each significant input of nutrients, it may lead to a coagulant-tolerant community and the coagulant is not effective any more.

Even though we found some flaws in the management of plankton community, it can be concluded that the use of aluminum coagulation may be a very effective and economical method of water quality management in reservoirs.

## **2) The Effect of sediment dredging using vacuum suction system and treatment of the dredged material**

Reduction rate of reservoir by sediment deposition is very high rapid because unsteady soil erosion due to rainfall impact and mostly artificially constructed facilities. Dredging is worked for the secure purpose of reservoir capacity which is deduced after completion for a long time by landslide and pollutants deposition. Recently environmental interests is on the increase. Water quality and environmental access are necessary in sediments dredging.

To investigate the water quality improvement by the sediment dredging, Submersible dredging using Vacuum Suction System in Singu reservoir was performed. Survey and analysis of water were made from August 2003. The total quantity of the dredging was about 250m<sup>3</sup>, and the depth of the dredging was about 0.8m. The removal rate of T-N, T-P and chlorophyll-a in sediment were 40%, 10% and 60%. And an improvement occurred in phosphorus and biomass reduction. The submersible dredging will be one of restoration techniques though cost and disposal of sediment are the main limitations

The texture of sediment was changed into SL and the nutrient concentration was less by dredging. The nutrients of water were not changed in the first stage. After two months since dredging, the reducing effect was 10% in total phosphate, 40% in total nitrogen and 60% in Chlorophyll-a. Therefore immediate improvement of water quality occurred in nutrient reduction. But investigate for the long-term change is necessary to confirm the dredging effect.

## **3) Condensation and dissolved air floating (DAF) system**

Considered were cohesive agents, applying time, sludge recollection and treatment as DAF techniques. Ultra-air bubble generating system was also developed and the size of air bubble was measured. The size of air bubble

ranged 20–40 $\mu$ m. The efficiency of alum and PAC (Poly Aluminium Chloride) was evaluated in terms of the removal of turbidity and Chl-*a* concentration. PAC was appeared to be more efficient than alum as the cohesive capacity.

The efficiency of water quality improvement using the dissolved air flotation (DAF) technique was tested in a shallow eutrophic reservoir. The application of DAF was followed by the addition of a chemical coagulant (poly aluminum chloride; PAC). The experiment was conducted in the mesocosm scale (wide x length x depth: 6m x 6m x 3m). Suspended solids (SS) and volatile SS (VSS) concentration decreased by 54~71% and 57~79% of the initial concentration, respectively. Total phosphorus and Chl-*a* concentration also decreased by 74~92% and 54~98%, respectively. BOD decreased by >86% while COD decrease ranged 29~63%. Dissolved inorganic P (DIP) and dissolved total P (DTP) concentration decreased by 34~88% and 62~88%, respectively.

After DAF application further onto the sediment, DIP-release rate from the sediment decreased by 17% (0.82→0.68 mg m<sup>-2</sup>day<sup>-1</sup>) in the oxic condition and 23% (2.27→1.76 mg m<sup>-2</sup>day<sup>-1</sup>) in the anoxic condition, compared to the release rate from the untreated sediment. DTP-release rate from both the oxic and anoxic sediments also decreased by 33%(5.62→3.78 mg m<sup>-2</sup>day<sup>-1</sup>) and 20%(6.23→4.99 mg m<sup>-2</sup>day<sup>-1</sup>), respectively.

These results suggest that the DAF application both to the water column and onto the sediment be effective to improve water quality by removing particulate matters in the water column as well as reducing P-release from the sediment.

#### **4) Fish manipulation to control algae bloom**

The highly focused challenges using filter feeding fish species for the regulation of scum forming blue-green algae have been made since 1990s. These biological approaches have some merits in cost and additional problems. However, it is difficult to generalize the effect of biomanipulation.

Moreover, these planktivorous fishes are exotic species in Korea. We

excavated a Korean endemic cyprinid *Hemiculter eigenmanni* and conducted serial in situ mesocosm experiments for the effect on harmful cyanobacterial bloom. The population of *H. eigenmanni* ingested the colonies of blue-green algae (mainly *Microcystis* sp. and *Anabaena* sp.), diatoms (*Synedra* sp.) and zooplanktons in natural habitat. The gut content of this species depends on the composition of phytoplankton in water column and showed a slight preference to the globular colonies (*Microcystis* sp.) than filamentous colonies (*Anabaena* sp.). *H. eigenmanni* is a seasonal migratory species so that the population in the upper stream did not feed during the spawning season (May). And they showed feeding behaviors after the migration to the reservoir (July). Therefore, this implies the most effective reduction of the algal bloom by the *H. eigenmanni* feeding was initiated near the peak season of algal bloom.

As well as *H. eigenmanni*, *Carassius auratus* also ingested algal colonies in the enclosure. However, they showed a preference on zooplankton, especially large rotifers. Therefore it suggested that deterioration of food condition by a harmful algal bloom compels a alteration of food item to the toxic algae.

## 2. Suggestions from the results of the study

- This research emphasizes the importance of agricultural reservoirs. They are experiencing the water quality deterioration across the whole country. The improvement water quality and ecosystem health of agricultural reservoirs should have many values. They are water resources for the irrigation, wildlife habitats, and the treasure of biological diversity. The current status of the national policy of agricultural reservoir management exposes serious problems, and thus without establishing the firm strategies and plan, it is hard to expect the safe water quality for the irrigation and the various ecosystem service.

- The grouping and classification of agricultural reservoirs provides the direction and strategy of management. This study considered algae biomass

(Chl-a) and COD for two representative targets in the management. Currently, Korean water quality standard includes COD concentration, but Chl-a is importance because it is expected to be included as a standard parameter in near future. It is not necessary that both parameters is to be matched. However, both methods of classification underlined the morphometry of the reservoir, and also drainage area, reservoir surface area, storage volume, and the age, and pollutant sources need to be considered in the management parameters.

- In order to get the objective and justification of the results of reservoir classification in the management strategy, it is necessary to test and collect more data in many other reservoirs. This suggests the further complementary research.

- It is hard to solve the water quality management and algae bloom control with only one technique. Thus, each technique studied and developed in this research should be considered to be a part or component of integrated management tool, and thus combination and connections among techniques should be considered. In addition, the application of techniques should be considered under the perspective of watershed management.

- Most of Korean reservoirs are relatively small and aged (older than 30 years after construction), and experienced eutrophication. This condition caused massive algae bloom during summer and fall season, and a great deal of accumulation of organic matters, which is one of representative characteristic of most agricultural reservoirs. Thus, vacuum suction dredging technique is considered to be an appropriate way of controlling algae bloom and eutrophication. Sediment phosphorus inactivation and DAF technique should also be considered as complementary methods.

- Biological control using fishes is very economic and environment-friendly way to control algae bloom. However, the results of this study showed that it is hard to effective in the reservoirs prevailing algae bloom with only

application of fish manipulation. Thus, combination and complementary application with other techniques are advised to be used.

- The results and suggestions delivered from this study should be considered in the establishing the management strategy of agricultural reservoirs. They also are suggested to apply in the reservoirs under the current plan of water quality improvement projects.



# CONTENTS

<b>Chapter 1. Introduction</b> .....	<b>45</b>
Section 1. Purposes and necessity of the study .....	47
1. Technical aspect .....	48
2. Economic and industrial aspect .....	53
3. Socio-cultural aspect .....	56
<b>Chapter 2. Current status of techniques</b> .....	<b>59</b>
Section 1. Current status of related techniques and problems .....	61
1. Overall status of related research on the algal bloom development and its mechanism .....	61
2. Current status of related techniques on the algal bloom control .....	62
3. Studies on the algal bloom control .....	65
4. Phosphorus inactivation .....	66
5. Vacuum suction dredging technique .....	67
6. Condensation and dissolved air floating system .....	73
7. Biological control using fish .....	74
Section 2. Perspectives .....	75
Section 3. Justification of introducing foreign techniques .....	77
<b>Chapter 3. Results of the study</b> .....	<b>79</b>
Section 1. Development of technique on diagnosis and prediction of eutrophication and algal bloom development/Condensation and dissolved air floating system .....	83

1. Disgnosis of eutrophication and analysis of algal bloom development in agricultural reservoirs .....	83
2. Analysis of characteristics of algal bloom development in the selected reservoir .....	133
3. Suggestions for the management polocy .....	170
4. Development of DAF for the algal bloom control .....	173
Section 2. Development of management strategy by classification of majors types of reservoirs/Development of vacuum suction dredging technique and recycling method .....	
1. Measures of management by classifying major types of agricultural reservoirs .....	229
2. Effects of algal bloom on the rice and paddy environment .....	259
3. Effects of water quality improvement by the application of vacuum suction dredging technique .....	279
Section 3. Development of phosphorus inactivation .....	
1. Review of justification of phosphorus inactivation .....	353
2. Comparison of cohesive agents capacity .....	374
3. Selection and measurement of effects of cohesive agents .....	400
4. Results of application of cohesive in the reservoirs .....	411
5. Measurement of chemical cohesives in the laboratory .....	445
6. Guidelines of application .....	453
Section 4. Development of biological control of algae bloom by fish manipulation .....	
1. Selection of the study sites .....	463
2. Evaluation of fish habitats .....	463
3. Results of evaluation of fish habitats .....	466
4. Analysis of cyanobacterial development in the study reservoirs .....	483
5. Movement pattern of the selected fishes .....	484
6. Feeding on cyanobacteria by selected fishes .....	485

7. Laboratory feeding experiment .....	487
8. <i>In situ</i> feeding experiment .....	500
9. Current status of fish distribution in agricultural reservoirs .....	521
<b>Chapter 4. Level of purpose attainment and contribution to the related area .....</b>	<b>531</b>
Section 1. Basic research on the algal bloom development .....	535
1. Diagnosis and prediction of eutrophication and algal bloom development in the agricultural reservoirs .....	535
2. Classification of representative management types .....	537
Section 2. Development of treatment techniques of algal bloom .....	539
1. Phosphorus inactivation .....	539
2. Vacuum suction dredging techniques .....	540
3. Condensation and DAF system .....	540
4. Biological control by fish manipulation .....	542
<b>Chapter 5. Plan of practical use of results of the study         .....</b>	<b>547</b>
Section 1. The necessity of further related research .....	549
Section 2. The practical use of results .....	551
1. Development of technique on diagnosis and prediction of eutrophication and algal bloom development/Condensation and dissolved air floating system .....	551
2. Development of management strategy by classification of majors types of reservoirs/Development of vacuum suction dredging technique and recycling method .....	553
Section 3. Plan for the process in the commercial business .....	557

1. Condensation and dissolved air floating system .....	557
2. Vacuum suction dredging technique .....	559
<b>Chapter 6. International scientific information collected under the conduction of the study .....</b>	<b>561</b>
Section 1. Algal bloom development and control .....	563
1. Parameters related with alagl blooms .....	563
2. Limiting nutrients .....	564
3. Water quality improvement policy .....	566
Section 2. Flotation and separation technique .....	570
1. History and strength of flotation and separation technique .....	570
2. Cases of application .....	570
3. Types of flotation and separation technique .....	572
4. Phosphorus release from the sediment .....	575
Section 3. Water quality improvement using chemical cohesives .....	577
Section 4. Fish, Zooplankton and Microcystis .....	578
<b>Chapter 7. References .....</b>	<b>581</b>
<b>■ Appendices</b>	
Appendix 1: Published papers from the study .....	599
Appendix 2: Meetings of research staffs and memorandum .....	641
Appendix 3: Data of watershed, water quality and sediment of the study reservoir .....	651
Appendix 4: News and advertisement of techniques and information related to the study .....	689

# 목 차

<b>제 1 장 연구개발과제의 개요</b> .....	45
1절. 연구개발의 목적 및 필요성 .....	47
1. 기술적 측면 .....	48
2. 경제·산업적 측면 .....	53
3. 사회·문화적 측면 .....	56
<b>제 2 장 국내외 기술개발현황</b> .....	59
1절. 국내외 관련기술의 현황과 문제점 .....	61
1. 녹조발생 원인 및 메커니즘에 대한 전반적인 관련연구 현황 .....	61
2. 녹조제어에 대한 전반적인 국내·외 관련기술 현황 .....	62
3. 녹조관리방안에 관한 연구 .....	65
4. 화학적 응집제를 이용한 농업용저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술 .....	66
5. 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기술 .....	67
6. 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술 .....	73
7. 생물조절을 통한 조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법 .....	74
2절. 앞으로의 전망 .....	75
3절. 기술도입의 타당성 .....	77
<b>제 3장 연구개발수행내용 및 결과</b> .....	79
1절. 농업용 저수지 부영양화 및 녹조발생 진단·예측기법 개발/응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술 개발 .....	83

1. 농업용 저수지 부영양화 진단 및 녹조발생 특성 분석 .....	83
2. 현장 조사 저수지에서의 조류발생 특성 분석 .....	133
3. 녹조발생 특성 및 정책적 제언 .....	170
4. 부상분리 의한 조류 제어 기법 개발 .....	173
2절. 농업용 저수지의 중점관리 유형분류에 따른 관리기법 개발/흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법 개발 .....	227
1. 농업용 저수지의 중점관리 유형분류에 따른 관리기법 .....	229
2. 녹조발생이 농작물에 미치는 영향 .....	259
3. 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수에 따른 수질개선 효과 .....	279
3절. 화학적 응집제를 이용한 농업용 저수지의 인불활성화 및 조류 제거 기술개발 .....	351
1. 화학적 호수수질개선기술의 타당성 검토 .....	353
2. 적절한 응집제 선정을 위한 특성 비교 .....	374
3. 현장 실험에 의한 응집제 효과 측정 방법 .....	400
4. 현장 실험에 의한 응집제 효과 측정 결과 .....	411
5. 실험실 시험에 의한 응집제 효과 측정 .....	445
6. 기술의 현장 적용을 위한 가이드 .....	453
4절. 어류중심의 생물조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법개발 .....	461
1. 고정조사구 선정 .....	463
2. 집수역 생물 서식 유형 평가 .....	463
3. 집수역 생물 서식 유형 평가 결과 .....	466
4. 저수지의 남조변성 특성 평가 .....	483
5. 치리의 이동성 .....	484
6. 치리와 붕어의 남조섭식 .....	485
7. 실험실내 남조섭식 실험 .....	487
8. 남조섭식 현장 실험 .....	500

9. 소형 저수지의 어류서식 분포현황 .....	521
<b>제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도 .....</b>	<b>531</b>
1절. 녹조발생에 관한 기반연구 .....	535
1. 농업용저수지의 부영양화 및 조류발생 특성 진단과 예측 .....	535
2. 농업용 저수지의 중점관리 유형분류 .....	537
2절. 녹조발생처리기법 개발 .....	539
1. 화학적 응집제를 이용한 농업용저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술 .....	539
2. 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법 개발 .....	540
3. 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술 개발 .....	540
4. 어류중심의 생물조절을 통한 조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기 법개발 .....	542
<b>제 5장 연구개발결과의 활용계획 .....</b>	<b>547</b>
1절. 추가연구의 필요성 .....	549
2절. 연구결과의 활용 .....	551
1. 농업용 저수지 부영양화 및 녹조발생 진단 및 예측기법 개발 응집부 상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술 개발 .....	551
2. 농업용저수지의 중점관리 유형분류에 따른 관리기법 개발/흡입식 기 술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법 개발 .....	553
제3절 기업화 추진방안 .....	557
1. 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템 .....	557
2. 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법 .....	559

<b>제6장 연구개발과정에서 수집한 해외과학기술정보</b> .....	<b>561</b>
1절. 조류발생 및 제어 .....	563
1. 조류발생과 관련된 인자 .....	563
2. 제한영양염 .....	564
3. 수질개선정책 .....	566
제2절 부상분리기술 .....	570
1. 부상분리기술 역사 및 장점 .....	570
2. 국내·외 적용사례 .....	570
3. 부상분리기술의 종류 .....	572
4. 퇴적층으로부터의 인용출 .....	575
3절 응집제를 이용한 수질개선 .....	577
4절 어류 및 동물플랑크톤과 남조 .....	578
<b>제 7 장 참고문헌</b> .....	<b>581</b>
<b>■ 부록</b>	
부록 1: 연구관련 논문 게재 .....	599
부록 2: 연구진 회의 회의록 .....	641
부록 3: 조사대상 저수지 유역 현황, 퇴적물 및 수질자료 .....	651
부록 4: 진공흡인압송시스템 홍보자료 .....	689



# 제 1 장

## 연구개발과제의 개요

---

### 1절. 연구개발의 목적 및 필요성

## 제 1 장 연구개발과제의 개요

### 1절. 연구개발의 목적 및 필요성

1970년대를 기점으로 전국 또는 지역적으로 인구집중, 산업발달 및 도시화와 함께, 농업부분에서는 생산성 증대를 위하여 농약과 비료의 과다사용, 집약화 등의 결과로 인해 유역에서 오염물질이 증가하여 이들이 상당 기간 누적됨으로써 농업용 저수지의 부영양화 현상이 심각해지고 있다. 이로 인해 최근에는 저수지 내에서 조류가 대량으로 증식하여 물의 색과 냄새, 맛이 변하는 녹조현상이 빈번하게 발생하고 있다.

저수지의 부영양화는 물의 효율적 이용과 생태계의 건전한 기능수행을 저해하는 조류(일반적으로 위해한 조류)의 비정상적인 대발생을 초래하며(Havens et al., 1996; Hwang and Heath, 1997), 국내의 대부분의 상수원으로 이용하는 호소 및 저수지에서 그 부작용(예를 들면, 심층수의 산소고갈, 저서생물의 고사, 독성물질의 용출로 인한 어패류 및 기타 주요한 생물들의 피해, 어업 등 수산양식업에 피해, 착색으로 인한 혐오감 유발, 정수장 여과지 폐쇄, 이 취미 발생 등)이 나타나고 있다.

또한 녹조의 발생은 수중 유기물(예를 들면, 클로로필, COD)의 과다한 증가를 유발하여 수질오염의 악순환을 초래하며, 발생된 녹조는 사멸하여 저수지 바닥층(sediment)에 퇴적되어 분해됨으로써 심층산소의 고갈을 유발하여 생물의 서식지로서의 기능이 상실된다. 한편으로 심층의 산소고갈은 화학적으로 저니층의 산화-환원 전위를 낮춤으로써 녹조발생의 주원인이 되는 무기인의 수체 내로 용출(내부부하 현상)을 유도하여 녹조발생의 잠재성이 증대되는 악순환을 유발한다(Kalff, 2001; Cooke et al., 1993). 외국의 경우 많은 중소규모 호소에서 외부로부터 유입 오염원을 저감 또는 단절하여도 호소수의 녹조현상과 수질이 개선되지 않은 사례가 보고되었으며, 이는 심층산소 고갈로 인한 인의 내부부하에 기인하는 것이다.

국내 4대강 유역의 주요상수원인 팔당호(한강), 대청호(금강), 물금(낙동강), 주암호(영산강)에서는 이미 조류의 번성으로 인해 상기한 여러 가지 문제들이 발생하여 경제적으로도 큰 피해를 미치고 있다. 녹조현상을 유발하는 주요 조류

는 계절적으로 봄에는 규조류(*Stephanodiscus*, *Synedra*, *Asterionella*, *Melosira*), 여름과 가을에는 남조류(*Microcystis*, *Oscillatoria*)로 나타나고 있다(국립환경연구원, 1999).

이러한 문제들을 해결하기 위해서는 부영양화 및 녹조발생을 진단하고 예측함에 있어 전국적 범위를 대상으로 이해하는 것이 필요하며, 이와 함께 관리유형을 분류하여 정책에 도입할 필요성이 크다.

수역 내 녹조제어 및 수질개선을 위한 국내의 기술개발은 아직 상당히 미비하므로, 장래 오염물질 부하와 양질의 물에 대한 요구도가 증가한다는 것을 감안할 때 농업용 저수지를 비롯한 정체수역에서의 부영양화 및 녹조발생 특성에 대한 근본적인 이해와 제어기술개발이 크게 요구된다.

### 1. 기술적 측면

우리나라 농촌유역에서는 생활하수, 축산폐수와 같은 점오염원의 미처리와 함께 농경지 등에서 배출되는 비점오염원의 수계유입이 부영양화와 녹조의 번성을 유발하는 주요인으로 작용하고 있으며, 국내의 전반적인 하천과 저수지가 부영양화 상태를 보이고 있어 수질오염 및 관리에 큰 문제점으로 대두되고 있다(농림부, 2000; 환경부, 1999).

우리나라 수자원 총 이용량 중에서 농업용수로 이용되는 양은 약 53%에 이르고 있으며, 이 양의 대부분이 중소규모의 농업용 저수지로부터 이용된다는 점을 고려한다면 농업용 저수지의 수질개선과 녹조제어는 매우 중요한 농업환경 문제이다.

현재 국내 대부분의 호소는 중영양(mesotrophic, 전체의 72%) 또는 부영양(eutrophic, 전체의 22%) 상태이며, 2000년 농업용수수질측정망 대상 저수지 중 56%가 부영양 단계를 보여서 상습적인 녹조발생이 우려되고 있다(농림부, 2000).

1990년에 제정된 “농어촌발전특별조치법”은 향후 농업용 저수지들이 농업용수 제공의 목적 뿐 만 아니라 생활용수, 축산·수산 및 환경용수로 이용될 수 있도록 하는 정책적 근거를 마련하고 있으며, 이러한 종합적인 용수이용을 위해서는 현재의 농업용수의 녹조제어와 수질개선이 보다 적극적으로 필요하다.

우리나라의 기후적 여건상 국가적 수자원의 확보와 관리가 대형댐과 하천을 위주로 시행되어왔기 때문에 농촌유역의 중소규모저수지는 관개용수 외에는

크게 주목받지 못했다. 이로 인해 많은 경우 관리적 측면보다는 이용적 측면(예를 들면, 낚시 등)에 관심을 가져서 수질의 악화를 초래하였다.

그러나 농업용 저수지는 자연자원과 자연경관의 중요성 일부이며, 국토의 자연환경에서 찾을 수 있는 중요한 생물다양성의 섬(Island of biological diversity)이다. 자연환경에서 중소규모 농업용 저수지는 수서생물과 물과 관련이 있는 매우 중요한 환경이다. 이러한 환경에서 질적 악화는 서식생물과 친수성에 큰 악영향을 미치게 된다. 향후 이들의 이용성 증대가 필연적인 만큼 수질과 생태계의 보전은 매우 중요한 의의를 가지며 꼭 필요한 정책적 사안으로 제기되어야 한다. 말할 필요도 없이, 농업용수의 본연의 목적인 관개수 이용도 수질의 악화에 크게 영향을 받게 되므로 앞으로 농촌 유역에 산재하는 농업용 저수지에 대한 환경적 시각과 관리가 중요하다.

한편으로는, 미래의 수자원에 대한 확보와 자원의 효율적인 이용을 위하여 정수시스템(농업용저수지, 하구호, 댐)에 대한 관리의 중요성이 날로 증대하고 있는 국내 현실에서 농업용저수지는 향후 국가적으로 중요한 수자원으로 활용될 것이다. 이러한 측면에서 상당기간 오염이 지속적으로 진행되어온 농업용저수지의 수질개선이 적극적으로 다루어져야 할 단계이다.

농업용저수지의 부영양화 및 녹조현상의 개선을 위해서는 기본적으로 유역으로부터의 유입되는 외부오염원의 저감과 함께 저수지 내부에서 부영양화 및 녹조현상을 유발하는 요인들(예를 들면, 저질 층으로부터의 내부부하의 저감 등)이 같이 해결되어야 하며, 또 한편으로는 저수지에서 발생된 조류를 처리하고 또한 어떠한 상황에서 얼마만큼의 강도로 조류가 발생 될 것인가 등에 대한 예측도 중요하다. 어떠한 기법들이 우선적으로 고려될 것인가는 저수지 유역 및 해당 저수지의 상황과 환경에 따라 달라질 수 있다.

현재 우리나라의 농업용 저수지 중에는 특히 중소규모 저수지가 수적으로 대부분을 차지하며(농림부, 2001), 이들은 대부분의 경우 점오염원이 거의 존재하지 않은 자연지역에 분포하고 있다. 따라서 대부분의 중소규모 저수지의 주요 오염원은 비점오염원으로 볼 수 있으며 특별히 비점오염원의 영향이 크지 않은 지역에서는 저수지 자체 내에서의 영향(즉, 상당히 누적된 저질 층으로부터의 영양염 용출, 내부부하)이 클 것으로 판단된다.

또한 이들 중소규모의 농업용 저수지는 대부분 국가적으로 특별한 관리를 받지 못하고 있으나, 국가적인 물 관리 정책이 과거 하천 중심에서 호소에 대한

고려가 크게 증가할 것으로 예측되어(환경부, 2001) 향후 이들에 대한 효율적인 관리와 수질보전이 중요한 사안으로 부상할 것으로 전망된다.

상기한 바와 같이 우리나라 대부분의 농업용 저수지의 주요 오염원은 비점오염원이며, 또한 상당수의 저수지는 비점오염원의 영향이 그리 크지 않음에도 불구하고 지속적인 녹조현상이 발생하는 특성을 보이고 있다. 이러한 많은 농업용 저수지 특성에 대한 이해와 관리기술의 개발은 아직도 미흡하며, 상수원 호소 및 농업용수를 위한 중소규모 저수지의 부영양화 및 녹조현상이 현재의 물이용을 위협할 수준에 이르고 있으나 이에 대한 정책적 대안과 수질개선을 위한 기술개발이 크게 미치지 못하고 있다. 특히, 국내의 거의 모든 호소는 외국과 달리 자연호가 아니고 댐이나 제방을 축조하여 만든 인공저수지이므로 국내의 저수지 특성을 이해하고 그에 맞는 효과적인 처리 및 관리기술 개발이 필요하다.

우리나라의 경우는 아직까지 생활하수와 같은 점오염원에 대한 관리정책과 처리기술 개발에 역점을 두고 있으며, 도시에서 뿐 만 아니라 산림 및 농경지를 포함하는 농촌유역의 비점오염원에 대한 관리는 제대로 수행되지 못하고 있다.

1999년 환경부의 한강유역 수계의 수질개선을 위한 한강특별법을 마련하는 과정에서 국가적으로 비점오염원 관리의 중요성이 부각되었으나 현실적 측면에서는 아직 충분한 여건이 조성되고 있지 못하고 있다. 이 결과 비점오염원의 관리기술과 하천 및 호소에서 부영양화 및 녹조방지에 대한 기술개발은 매우 미흡한 상태이다.

### 가. 농업용 저수지 녹조관리 방안에 대한 기반연구

국내 상당부분의 농업용 저수지가 부영양화되어 용수의 효율적인 이용을 크게 저하시키고 있다. 저수지 수질관리 정책기반을 수립하기 위해서는 저수지의 부영양상태와 녹조발생의 원인 및 기작을 평가하고 진단하는 과정이 기술적용에 앞서 우선적으로 고려되어야 한다.

이와 함께 농업용 저수지의 중점관리 유형을 분류함으로써 유형별 저수지 부영양화와 녹조발생을 예측하는 기법의 개발이 필요하다. 저수지 유형 분류를 통한 효과적 관리방안 제시는 향후 녹조제어의 효율증진을 가져올 것으로 예상된다.

녹조발생이 농업에 미치는 직·간접적인 영향의 검토를 통하여 농업생산기

반(수질, 토양) 뿐 만 아니라 농업생산에 미치는 부작용에 대한 기초자료를 확보하여야 한다. 또한 녹조발생이 벼농사에 미치는 영향성을 분석하여 피해예방 및 역이용 방안을 통해 시비량절감 등의 정책이 필요하다.

## 나. 농업용 저수지 녹조제어를 위한 기술개발 연구

### 1) 화학적 응집제를 이용한 농업용저수지의 인불활성화 및 조류 제거 기술

우리나라 농업용 저수지는 대부분 부영양화로 인한 수질악화를 겪고 있다. 부영양화로 인한 조류의 번성은 수중의 조류성장 제한영양소가 증가하기 때문인데 우리나라에서는 대부분 인이 제한영양소이다. 따라서 저수지의 부영양화를 막으려면 인의 감소가 필수적인 목표인데 인은 대부분 비점오염원에서 유출되고 있으므로 이를 발생원에서 처리하기가 불가능하다.

인의 발생원을 감축시키지 못할 때 호수의 수질을 개선하기 위해서는 호수내 개선방법에 의존할 수밖에 없다. 호수내 수질개선방법으로는 화학적 인불활성화 방법, 생물학적 방법, 준설, 폭기 등이 연구되고 있다. 그러나 일부 방법은 비용이 많이 들거나 효과가 확실치 않아 널리 활용되지는 않고 있는 실정이다. 이 가운데 화학적 응집제를 사용하여 인을 제거하는 방법은 미국과 캐나다에서 일부 시도되고 있다.

호수에서 사용될 수 있는 인 제거능력을 가진 침전제로는 aluminum sulfate  $Al_2(SO_4)_3$ , sodium aluminate  $Na_2Al_2O_4$ , PAC,  $FeCl_3$ ,  $CaCO_3$ ,  $Ca(OH)_2$  등을 들 수 있다. 알루미늄, 철, 칼슘 등은 인산이온과 결합하면 불용성 침전을 만들므로 수처리에서 인의 제거제로 사용, 알루미늄 이온은 산성조건에서는 용해도가 크고  $Al^{3+}$  이온으로 용해되지만 pH가 6 이상으로 중화되면  $Al(OH)_3$ 의 floc을 만들어 침강하면서 수중의 부유물도 함께 침강시키는 성질을 가진다. 또한 알루미늄은 인산염과 결합하여 용해도가 낮고 안정한  $AlPO_4$  침전을 형성하므로 수중의 용존무기인을 제거하는데 매우 효율적이다.

응집제의 이러한 성질을 이용하여 부영양호의 수질개선에 이용될 수 있는 가능성이 크다. 특히 알루미늄은 수돗물을 만들 때 사용하는 약품으로써 호수에서 사용시 독성 피해가 없는 것으로 알려져 있어 사용 가능성이 크다. 인의 제거를 위한 생물학적 방법은 비용이 저렴한 장점이 있는 반면에 제거율이 낮고

효율이 불확실한 단점이 있는 반면, 화학적 방법은 제거율이 높아 효과가 확실하다는 장점을 가지고 있다. 그러므로 농업용 저수지에 적용하기 위해서는 비용을 저감하기 위하여 적절한 응집제의 선정, 적정투여량의 결정방법, 투여방법의 연구, alum 사용의 경제성 검토, 실용화 등의 연구가 필요하다.

### 2) 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물회수 및 처리기술

우리나라 농업용 저수지들은 축조이후 상당한 기간 동안 수질관리가 제대로 되지 못하였고, 또한 저수지 내외의 유기물에 의한 비점오염원의 영향을 크게 받아 퇴적물이 저수지 바닥에 축적되어 수심이 얕아지고, 이들이 오염원으로 작용하여 녹조발생의 원인을 제공하고 있다. 따라서 녹조 발생 원인을 제공하는 저수지퇴적물에 대한 효과적이고 실용적인 제거방안 정립이 필요하다.

국내 소수의 저수지들이 이러한 문제로 인해 준설이 시도되었으나 공법의 규모 상 경제성이 저하되는 약점이 있고 또한 제거한 퇴적물의 리사이클에 대한 부분이 취약한 문제로 남아있다. 한편으로 관행의 준설은 저수지 물을 모두 방출한 후에 적용되었다. 그러나 이러한 방법은 물의 이용상 현실적으로 적용이 어렵고 또한 저수지 바닥 층의 형태가 평평한 경우에 가능한 공법이어서 적용의 한계가 크게 드러나고 있다. 따라서 경제적이고 효율성 높은 준설 기술개발이 요구된다.

### 3) 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술

인구증가, 경제성장, 도시화에 따라 농업용저수지 등의 폐쇄성 수역의 녹조현상은 그 정도가 점점 심각하게 되어 물의 직·간접적인 이용에 큰 저해요인이 되고 있다. 따라서 이러한 녹조의 발생을 원천적으로 예방하는 기술의 개발과 더불어 이미 오염이 진행되어 녹조가 발생된 수역으로부터 오염물질 및 녹조 등을 제거하는 기술 또한 상당히 중요한 과제로 대두되었다.

가압부상원리를 이용하는 조류제거기술은 현재 국내에서 일부 적용된 사례가 있으나 응집을 위한 기포크기의 미세균일성이 기술적으로 충분히 완성되지 못하여 응집처리의 효율성이 떨어지는 문제가 있고, 특히 수체 내 오염물질이 집중적으로 축적되는 저질 오니 층의 유기물은 국내에서 적용되는 가압부상기술로는 처리하지 못하여 전반적인 시스템기술이 되지 못하고 있다.

이와 함께 제거된 조류 및 유기성 오니를 회수하여 탈수를 통해 적절히 처리하는 효율적인 기술이 마련되지 못하여 이 분야의 기술개발과 현기술의 업그레이드가 필요하다.

#### 4) 생물조절을 통한 조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법

담수 생태계의 부영양화 현상은 다양한 요소에 의해 결정되며(Wetzel, 1983), 특히 영양염류의 유입으로 인한 독성 남조류의 과다 번성은 생태학적인 관점 뿐만 아니라 사회적으로도 많은 문제점을 야기하고 있다.

최근에 생물적 요소를 이용한 남조류의 저감법이 제시되어 이러한 문제점에 대한 대안이 되고 있다. 조류저감을 위한 생물조절(biomanipulation)은 어류를 이용한 섭식효과를 통하여 진행되기 시작하였다. 어류는 수중 먹이망에 영향을 주는 중요한 요소의 하나이다.

외국, 특히 유럽의 경우 1980년대 이후로 어류를 이용한 수질개선 및 녹조제어에 많은 연구들이 시도되었고 enclosure 및 전 호소를 대상으로 하는 적용에서 상당한 수질개선 효과도 발표되어 왔다. 한편 다른 일부 연구들은 대상호소의 영양상태, 지리지형적 특성, 유역특성에 따라 그 효율성에 상당한 변이가 있음을 보고하였다.

어류의 적용기술은 대상 호소의 전반적인 특성을 이해하지 못하고 단순히 어류의 투입, 제거만으로는 녹조제어와 수질개선효과를 명확하게 판단하지 못할 수 있음이 제시되었다. 따라서 대상 호소 또는 저수지 특성을 이해하고 그에 맞는 어종과 적절한 밀도를 조절하여야 하며 또한 다른 수질개선 기술도 병행되어 복합적인 시너지효과를 도모하는 것이 고려될 필요가 크다.

## 2. 경제·산업적 측면

녹조현상을 포함하는 농업용수의 수질오염이 농업에 미치는 영향은 농작물의 수확량 감소와 품질저하와 같은 직접적인 피해 뿐만 아니라 오염물질 및 녹조생물에 의한 토양미생물의 생리, 생태적 피해 및 토양환경의 변화를 유발하는 등의 간접적인 피해가 복합적으로 나타날 수 있다. 이에 따라 용수사용량이 큰 농촌지역에서의 수질개선과 녹조방지는 매우 시급하며 이에 대한 연구와 기술개발이 크게 요구된다.



농업용수에 녹조를 포함하는 부유물질 함량이 높은 경우 농업용수 취수에 영향을 주며 관개시 유기물 및 무기물 입자에 의해 토양의 통기성과 투수성이 불량해져 작물의 뿌리신장 저해, 작토층의 이상 환원으로 급부병 유발, 작물생육 저해 등이 나타난다.

DO가 낮은 용수를 관개하면 토양 중 산소보급이 부족, 뿌리의 산소호흡 저해, 토양의 환원화가 촉진되어 황화수소( $H_2S$ ) 및 기타 유해물질이 생성됨으로써 수도생육 장애를 유발하기도 한다. BOD가 높을 경우 토양이 환원되어 농작물 뿌리 생육억제, 양분흡수 저해, 뿌리부패, 작물생육 장애를 일으킨다. 벼에 대한 질소의 과잉피해는 과번무, 도복, 등숙불량, 이병율 증가 등으로 알려져 있어 양질의 식량을 안정적으로 공급하기 위해서는 농업용수의 수질개선이 필요하다.

2001년 농업개방정책이 실시된 이후 장래의 수도생산은 위축될 수밖에 없고, 한편으로 외국산 쌀에 대한 경쟁력을 확보하기 위해서는 양질의 쌀을 생산해야 할 것이다. 따라서 농업용수의 수질개선을 통한 녹조제어는 장기적으로 우리나라 쌀 생산의 경쟁력을 확보하고 안정적인 국산미의 공급을 위해 매우 필요한 사안이다.

국가 경제의 발달과 생활수준의 향상으로 농업 이외 부문과의 물수요 경쟁이 심화될 것으로 예상된다. 향후 새로운 대규모 댐 건설이 거의 불가능한 실정에서 새로운 용수수요를 전적으로 신규개발을 통해 대처하는 방안 대신, 농업용수의 보전 등의 다른 방법을 통하여 충족시킬 수 방법이 대두될 것이다.

세계경제가 무한경쟁 체제인 WTO 체제로 돌입하게 됨에 따라 우리나라에서는 농촌지역의 생활여건을 개선하여 농업의 경쟁력을 높이는 정책을 추진하고 있고, 이를 위해서는 생활용수나 산업용수 등을 포함하는 농업용수의 수요가 필연적으로 증가하게 되어 있다.

최근 우리나라는 기상변동 및 물 사용 증가에 따라 매년 여름철에 식수 및 농업용수의 부족으로 어려움을 겪는 지역이 증가하고 있는 추세이다. 또한 농업용저수지 주변으로 도시의 팽창과 산업발달에 따른 오염물질의 대량발생으로 인해 수질악화는 더욱 심각해지고 있으며 적절한 유역관리나 수질개선을 위한 노력이 수반되지 않는다면 수질악화로 인해 기존의 저수지 자체도 이용이 제한되어 물 부족 현상이 가속화될 것으로 예상된다.

농업용저수지는 농업활동으로의 이용에 따른 직접적인 부가가치 창출 외에

도 양식이나 사람들의 친수공간으로 활용됨으로써 매우 큰 간접적 경제 가치를 가진다. 그러나 이러한 간접적인 부가 가치는 충분한 수량과 깨끗한 수질이 유지될 때 극대화 될 수 있으므로, 수질의 악화는 결과적으로 농촌지역 주민의 소득 감소와 더불어 삶의 질 자체를 저하시킬 수 있다.

#### 가. 화학적 응집제를 이용한 저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술

농업용 저수지의 수질악화는 이를 사용하는 농업활동에 피해를 준다. 기존의 저수지 가운데에는 수질이 악화되어 농업용수의 수질기준을 초과하는 곳이 많으며, 새로운 저수지를 건설하여 수자원을 확보하고자 할 때에도 수질의 악화가 우려되어 건설하지 못하는 예가 많다. 시화호의 예처럼 만들어진 저수지도 수질이 악화되어 사용하지 못하는 수도 있다. 따라서 저수지의 수질을 개선하는 것은 새로운 수자원의 확보와 동일한 경제적 의미를 가진다.

농업지역 오염원의 저감은 비용이 많이 들고 시행이 어려우므로 실용화되지 못하고 있는 실정이다. 따라서 호수 내 인 저감기술이 개발된다면 이는 비점오염원 저감을 위한 비용부담을 감축시켜주는 경제적 효과를 가지게 된다.

#### 나. 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기술

고비용이 소요되는 환경친화적 퇴적물제거기법의 처리비용을 저감하여 실용화 촉진방안 필요하다. 제거한 퇴적물의 현지이용방안 개발을 통해 처리비용 저감 및 지역주민에 혜택이 주어진다. 퇴적물제거를 통한 저수용량의 증가와 수질개선효과는 용수자원화 및 수질관리비용 절감 측면에서 필요하다. 퇴적물 제거방안의 단기 시공성 제고로 공사비 절감 필요하다.

#### 다. 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술

수체 내 물리·화학적 조류제거기술 중에서 앞으로 상용이 매우 기대되는 응집침전 기술의 효율성을 높이는 요소기술과 나아가 응집, 부상, 회수, 탈수, 처리 등을 하나의 시스템에서 수행할 수 있는 기술개발이 필요하다.

이러한 패키지 기술은 국내시장 뿐 만 아니라 중국, 동남아, 유럽 등에 기술을 이전하고 수출하는 경제, 산업적 효과를 매우 클 것으로 전망되어 기술개발의 요구도가 증대하고 있다.

### 라. 생물조절을 통한 조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법

우리나라 농업용수 및 기타 수자원 제공을 위해 형성된 소형 저수지들의 대부분이 부영양화로 조류의 대량번성이 나타나고 있고, 구체적인 유입경로 및 시기를 알 수 없으나, 외래도입어종(향어, 떡붕어, 과량볼우럭 등)이 전국에 걸쳐 광역적으로 서식하고 있다.

이런 외래도입종에 대한 도입 전·후에 대한 영향 평가가 없었고, 이들이 서식하는 소형 저수지에서 조류번성이나 억제에 어떠한 영향을 주는지에 대한 기본적인 연구가 매우 미비한 실정이다. 우리나라에 서식하는 재래종과 외래어를 이용한 실험결과에서 외래어보다는 재래종이 조류 억제에 매우 긍정적으로 나타나고 있다.

부영양 저수지의 녹조제어 및 부영양화 저감을 위해 다양한 기술들이 적용될 수 있지만 농업관련 사업의 특성상 저비용 고효율 방안이 모색될 필요성이 매우 크다. 이와 함께 유지관리비의 효율성을 고려할 때 생물이용을 통한 자연적인 조류 제어기법의 개발이 크게 요구된다.

### 3. 사회·문화적 측면

많은 농업용저수지들이 지역주민들과 관광객들을 위한 친수공간을 제공하여 주민의 생활수준과 삶의 질을 향상시킬 수 있는 잠재력을 보유하고 있다. 그러나 수질의 악화는 경관적 측면에서 불쾌감을 유발하여 사람의 접근을 억제시킴으로써 친수공간의 기능을 상실하게 되고 이로 인해 삶의 질적 수준이 저하될 수 있다.

수질오염으로 인한 호소 내 조류의 번성(특히, 남조류)은 호소경관을 해칠 뿐 만 아니라 이들 중 일부는 독성물질 및 이취미를 발생하여 물의 이용성 측면에서 많은 문제점을 야기한다.

농업용저수지는 대부분 낚시터로 이용되고 있으며 대형 저수지는 유원지로 이용되고 있는 곳도 있다. 그러나 부영양화로 인한 녹조의 발생은 미관상 불쾌감을 주며, 독성 남조류의 발생은 내수면 어업생산과 이용에 차질을 주는 등의 피해를 주고 있다. 독성 남조류가 녹조현상을 일으킨 저수지에서 잡은 어류는 남조류의 독소를 함유하고 있을 것으로 예상되므로 이를 식용하는 우리나라에서는 국민 보건의 문제로서의 의의를 가지고 있다. 저수지의 수질이 개선된다면

이들 저수지가 관광자원으로서도 활용될 수 있으며 국민 친수공간으로서 기여할 수 있을 것이다. 따라서 저수지의 부영양화를 막고 녹조현상을 감소시키는 노력은 매우 큰 의의를 가진다. 용수원의 수질개선 효과로 안전한 농산물생산에 대한 국민적 인식의 증대 및 국민건강 보호 효과가 있다.



## 제 2 장 국내외 기술개발 현황

---

- 1절. 국내외 관련기술의 현황과 문제점
- 2절. 앞으로의 전망
- 3절. 기술도입의 타당성

## 제 2장 국내외 기술개발현황

### 1절. 국내외 관련기술의 현황과 문제점

#### 1. 녹조발생 원인 및 메커니즘에 대한 전반적인 관련연구 현황

조류의 발생 원인으로는 다양한 요인들이 있으나 수계로 유입되는 과도한 영양물질이 가장 직접적인 원인으로 나타나고 있으며(Wetzel, 2001), 그 외 수온, 빛, 바람, 경쟁, 포식 등 여러 가지 무생물·생물학적 원인들의 상호작용이 중요한 요인들로 나타나고 있다(Kalff, 2001). 이들 요인은 수계 및 유역의 특성과 직접적인 관련이 있고 생물상의 특성에 따라 차이가 날 수 있으므로 한가지의 요인이 모든 수계에 반드시 적용되는 것이 아니라 매우 복잡한 양상으로 나타날 수 있다. 결국 해당수계의 부영양화 및 녹조발생은 유역과 수계의 특성이 반영되어 나타난다고 볼 수 있다.

외국의 경우 수계의 부영양화 원인과 조류발생에 대해서 많은 연구가 수행되었고 실제 부영양화 개선과 조류제어에 관해 진행된 사업들의 사례가 많다(Cooke et al., 1993). 조류의 생체량 증식을 유도하는 가장 직접적인 요인은 영양염류이므로 실험실 또는 현장 수준에서 질소, 인, 실리카와 같은 주요 영양염의 bioassay를 통한 조류성장에 대한 연구 및 이들의 제한 영양염으로서 기능을 검정하는 연구들이 많이 수행되었다. 자원 의존적인 조절기작(resource-dependent control) 즉, bottom-up control에 대한 연구는 조류성장 및 번성을 설명하는 가장 기본적인 연구들이며(Schindler, 1974), 이와 함께 현장 조건에서 여러 가지 영양염류의 비율에 따른 차별적인 조류종의 경쟁과 이를 통한 천이기작들이 제시되었다(Tilman, 1982). 한편으로 포식자 의존적인 조절기작(predator-dependent control) 즉, top-down control도 경우에 따라 중요한 조류생물량 조절인자로 작용할 수 있음이 보고되었다(Carpenter, 1988).

우리나라의 경우 조류발생의 원인을 규명하는 종합적인 연구는 거의 없었으나(서울시, 1999), 여러 수질요인 또는 조류 종들에 대한 단편적인 연구들은 최근에 다양하게 수행되어 오고 있다[예를 들면, 조류의 성장에 영향을 미치는 제한 영양염의 조사 및 조류의 bioassay(신과 조 2001; 신 등 2001), 호소 내 동식물 플랑크톤의 동태학과 그 원인(김 등, 1999), 조류의 일차생산력(김과

김 1989; 한 등, 1999), 수중 인 농도와 남조류 수화발생의 관계(오 등, 1997), 호소에 대한 외부 인 유입과 인 용출(김 등, 1994)]. 그러나 농업용 저수지에서의 녹조발생 원인과 기작에 대한 연구 뿐 만 아니라 농업용 저수지의 부영양화 및 녹조발생에 대한 유형분류, 발생예측 그리고 이를 통한 저수지 관리에 대한 기법이 연구된 사례는 없다.

상기한 기본적인 조류발생의 원인 및 기작들에 대한 정보와 함께, 실질적으로 부영양화 저감과 녹조제어는 해당유역과 저수지에서의 영양염을 비롯한 유기물질의 동태에 대한 이해와 조사 분석이 선행되어야 하며 이를 기초로 하여 효과적인 저감기술의 개발과 적용이 뒤따라야 한다. 이는 수계의 물리·화학·생물학적 특성이 시간적 공간적으로 차별성이 있음을 의미하는 것이며, 이는 저수지 관리적 측면에서 반드시 고려되어야 할 중요한 문제이다.

외국의 사례들을 종합하면, 수계의 부영양화 문제는 최종적으로 수계 내부에서 나타나는 생태계 수준의 현상이나 이들의 원인은 수계 외적요인과도 직접적으로 관련되어 있기 때문에 부영양화의 저감과 조류의 제어를 위해서는 유역의 오염물질 저감과 하천 또는 호소 내에서의 물질 저감 및 번성한 조류를 제어하는 방법을 병행해야 한다는 것이 기본원칙이다. 핀란드의 경우 지난 10-20년간 일부 호수에서 생물 조절을 이용한 수질 관리를 성공적으로 실시하고 있다. 정확한 호수의 육수학적 정보를 축적한 후 영양물질, 소형플랑크톤 플랑크톤 섭식어류의 현존량 등을 종합적으로 고려하여 정기적인 어류 조사결과를 바탕으로 제거작업을 벌여 동물플랑크톤의 생체량을 적절히 유지하면서 수질을 관리하고 있다.

## 2. 녹조제어에 대한 전반적인 국내·외 관련기술 현황

### 가. 국내 관련기술 현황

#### 1) 국내의 전반적 수준

국내의 부영양화 및 조류저감 기술의 대부분은 점오염원의 처리, 즉 오폐수처리를 통한 배출수 내 오염물질의 농도저감에 의존해 왔으며, 최근 들어 호소 부영양화 및 녹조발생의 원인으로 비점오염원의 중요성이 인식되면서 자연정화기법들의 연구와 적용이 시행되고 있으나, 아직 그 수준은 기초적 단계라 볼 수 있다.



최근 환경부에서 상수원의 녹조제어 문제에 대한 연구 및 기술개발이 시도되고 있으나 아직 뚜렷한 성과나 적용결과를 보이지 못하고 있다.

## 2) 호소 내의 오염물질 처리 및 수질개선에 대한 기술현황

호소 내에서의 오염물질 처리 또는 수질개선을 위한 기술적 접근은 현 단계로서는 호소생태계 전체의 생물·물리·지질·화학적 측면을 망라하는 전반적인 호소의 동태학을 제대로 이해하지 못하고 있는 수준이며, 따라서 호소 내에 적용하는 기술도 단편적인 기술들에 대한 연구 또는 적용에 머물고 있다.

국내에서 호소 부영양화 방지 및 녹조제어를 위해 시도된 몇 가지 방법들은 대부분 물리·화학적 기술들이며 아직 연구개발 단계를 크게 벗어나지 못하여 실질적인 실용화 및 적용사례는 거의 없다. 또한 적용한 사례도 종합적이기보다는 단편적으로 개별 기술을 적용한 사례가 대부분이며 성공적인 적용사례는 거의 없는 실정이다. 이는 호소라는 복잡하고 살아있는 생태시스템을 전반적으로 이해하지 못한 채 단순히 개발된 기술을 적용한 결과가 주원인이라고 판단되며, 기술의 효율성을 높이기 위해서는 부영양화와 녹조발생의 원인과 이들에 영향을 미치는 요인들의 복잡성을 고려하는 것이 필수적이다.

우리나라 호소 내에서 기 연구 또는 부분적으로 연구·적용된 방법들 중에는 준설, 응집제 및 미세기포를 투여해 유기물의 화학적 침전 및 부상을 유도하여 제거하는 가압부상법(예: 대청호, 팔당호), 수중폭기의 이용(예: 대청호, 달방댐), 황토살포(예: 팔당호, 대청호), 조류펜스의 이용(예: 서낙동강) 등이 있으며 대부분 복합적인 시스템 기술의 적용보다는 개별기술의 이용적 수준에 머무르고 있다.

식물(예, 미나리, 개구리밥, 부래옥잠, 줄, 부들, 갈대 등)을 이용하여 수질을 개선하는 연구가 상당히 많이 진척되었으며 이를 적용한 중소규모의 사례도 여러 곳이 있다(예, 팔당호). 그러나 실제로 오염물질을 흡수하는데 있어서의 식물의 역할은 전체의 10% 정도에 불과하며 대부분은 토양에 의한 흡착, 미생물의 흡수, 침전 등 다른 기작을 통해 이루어지고 있다는 것이 제대로 인식되지 못하고 있는 실정이다. 식물에 의한 수질정화는 습지와 같은 전체 생태계수준의 규모에서 이해되고 효과가 평가되어야 한다.

또한, 호소 내 인공 식물섬(예: 팔당호, 경포호, 파로호 등에서 시행)이 적용된 사례가 있으나, 인공 식물섬에 의한 직접적인 녹조제어의 기능은 별로 없고

단지 이들이 경관향상 및 호소 내 생물들의 피난, 은신처를 제공하는 역할이 주목받고 있다. 그 외에 다른 생물들 예를 들면, 부착조류, 패류를 이용한 수질개선 및 조류제어 등에 대한 측면이 연구된 바 있다.

## 나. 외국의 관련기술 현황

### 1) 외국의 전반적 수준

외국의 경우(미국, 독일, 스웨덴 등)는 일반적으로 유역 내 오폐수 처리의 기본 방침을 질소와 인과 같은 영양물질을 거의 완전하게 제거하는 3차 처리를 기본으로 설정하고 있다.

이와 함께 다양한 공학적 수처리 기술 및 부영양화 방지기술(아래 참조)들이 Pilot 수준 또는 전체 호소수준에서 이루어지고 있으며 많은 평가 자료를 축적하여 적용성과 응용성을 증대시키고 있다. 한편으로 또 다른 방법론적 접근은 생태학적 이론과 원칙을 바탕으로 자연생태계의 기능과 특성(즉, 물질의 재순환, 피드백 조절, 항상성 개념 등)을 기초로 하여, 생태학, 환경공학, 토목공학 등이 접목된 생태 공학적 기술들도 개발·적용하고 있다.

### 2) 오염하천 또는 호소유입수의 정화기술 현황

미국을 포함하는 북아메리카 대륙의 호소는 경우는 대부분 자연적으로 만들어진 자연호사이므로 호소주변의 지형이 완만하고 자연적인 습지 형태를 많이 포함하여 인공습지(미국, EPA) 또는 자연습지(예: Everglades, 미국 플로리다)를 이용한 자연적인 정화방법을 적용하는 사례가 많다.

또한 인공습지 또는 습지에서 식생을 매개체로 이용하여 오염물질 및 중금속을 정화하는 사례(폴란드), 모래와 식생을 동시에 응용하는 sand-plant 시스템(스위스), 부착조류와 수생식물을 이용하는 기술(스웨덴), 인공연못 형태의 저류조를 이용하는 기술(노르웨이), 인공습지, 식생완충대(buffer-strip), 저류조 등의 여러 가지 기법을 복합적으로 이용하는 기술(에스토니아), 수생식물과 어류를 동시에 적용하여 영양염 제거와 양식을 동시에 시행하는 기술(중국, 인도), 소규모의 하수를 처리하는 복합적(식생, 조류, 어류, 폭기 등) 기법을 응용하는 사례(스웨덴)들이 연구되고 있고, 이중 많은 부분들이 실제 적용된 사례가 있다.

하천의 자연정화공법을 이용한 정화기술의 적용은 일본에서 많이 시행되고

있으며 특히 다마천에서는 다양한 공법의 자연형 하천정화기술들(역간산화접촉법, 자연형 호안 정비, 미생물 부착여재의 이용 등)이 적용되고 있다.

### 3) 호소 내의 오염물질 처리 또는 녹조제어를 위한 기술현황

호소 내에서의 오염물질의 처리, 저질토의 관리 및 조류제어 방법은 지난 30여년 동안 다양한 지역에서 연구되고 적용된 사례가 있다. 외국에서의 호소관리는 유역으로부터의 오염물질 저감에 일차적인 목표를 두고 호소내의 개선방법을 그에 맞도록 계획하는 것을 원칙으로 하고 있다(예: Okeechobee호, 미국 플로리다). 또한 호소 내 생물·물리·지질·화학적인 동태학과 총체성에 대한 이해를 선행함으로써 다양한 기술들을 적용하고 그에 따른 효과를 기대할 수 있는 토대를 마련하고 있다.

호소 내 부영양화 방지 및 조류제어를 위한 물리화학적 방법으로 폭기(Casitas호, 미국 캘리포니아; 독일), 준설(Trummen 호, 스웨덴에서 성공사례, 체코), 저질의 안정화(독일), 인의 불활성화(Twin lakes; 미국 오하이오, 독일, 네덜란드), 희석(Moses 호, 미국 워싱턴), Lake flushing(미국, 네덜란드) 등의 기술들이 적용된 사례가 있다. 이외에 호소 침출수의 제거, 살조제의 투여, 인위적 순환 등의 기술도 시행된 사례가 있다(참고: Cooke et al. 1993).

생물을 이용한 방법으로는 어류조절을 통한 조류제어(독일, 캐나다, 미국, 네덜란드)와 수생식물의 제거를 통한 유기물오염원 제어(미국, 스웨덴, 네덜란드)는 시행된 사례가 많으며, 최근에 들어와 수생식물과 조류의 경쟁을 이용한 조류제어 방법에 대한 연구가 진행되고 있으며, 자연시스템의 일부를 직접 이용한다는 측면에서 기대효과가 매우 크다.

### 3. 녹조관리방안에 관한 연구

농업용저수지의 중점관리 유형분류 : 자연호 및 인공호의 유형분류에 관한 단편적 연구는 국내 및 국외에서 이루어져 왔으나, 현재 우리나라의 주요 농업용수원의 체계적 유형 분류 및 관리체제는 아직 구축되어 있지 못한 실정이다.

녹조발생이 농업에 미치는 영향검토 : 농업용수의 수질기준과 관련되어 다소의 연구가 시도되고 있으나, 저수지의 녹조발생이 농업에 미치는 실질적인 영향검토에 관한 결과는 아직 미흡한 실정이며, 농업용수 수질관리 정책 자료로서의

결과가 부족하다.

농업용 저수지 부영양화 및 녹조발생 진단/예측: 전국적으로 반 이상의 농업용 저수지가 부영양상태를 나타내고 있으나 현재 농업용 저수지의 부영양화 특성 및 녹조발생에 대한 기초적 연구사례가 매우 미흡하여 전반적인 저수지 수질관리에 대한 농업정책이 구축되어 있지 못한 실정이다.

#### 4. 화학적 응집제를 이용한 저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술

##### 가. 국내 기술현황

국내에서는 아직 화학적 응집제를 이용한 호소에 투여하는 기법이 활용되지 않고 있으나 소수의 시험적 사례가 있다. 서울의 석촌호에서 시험 사용된 바 있으며 이 때 좋은 수질개선의 효과를 얻은 바 있다. 그러나 비용문제와 강우 후에는 효과가 저하되는 경우도 발생한다.

국내에서 응집제 처리를 호수에서 직접 적용한 예는 적으나, alum은 정수공정에서 탁도를 제거하기 위하여 흔히 사용되고 있으며, 일산 호수공원에서는 호수 유입수를 처리하는 처리장을 만들고 여기에서 alum을 사용하여 정수한 후에 호수에 유입시키고 있다. 그러나 이러한 처리시설을 만들고 운영하는 데에는 많은 비용이 드는 단점도 있으며 농업용 저수지에서는 아직 적용된 예가 없다. 이 방법이 농업용 저수지에서 실용화되기 위해서는 적정투여량 측정기법, 응집제 투여의 비용, 경제성 검토, 호소 내 투여방법 및 기구 등에 관한 연구가 선행되어 경제성 있는 처리 방법이 개발되어야 한다.

##### 나. 국외 기술현황

알루미늄 화합물을 사용하는 수 처리공정은 정수장에서 오랫동안 사용해 오던 방법이다. 알루미늄이온은 수중에서 수산화물 hydroxide 침전을 만들면서 부유물을 공침시키는 성질을 가지고 있으며, 또한 phosphate 와 결합하면 용해도가 낮은 aluminum phosphate를 만드는 성질을 가지고 있으므로 부영양호의 수질개선에 적합하여 미국과 캐나다에서 적용된 바 있다.

미국에서 호소에 적용된 사례로서 Wisconsin 의 Mirror Lake과 Shadow Lake 의 예를 들 수 있다. 이들 호수에서 alum을 처리한 후 수년간 수질이 개선되는 효과를 얻은 바 있다(Cooke et al., 1993). Mirror Lake 에서는 alum 처리전의

호수 내 인 농도가  $0.04 \text{ mgP L}^{-1}$  이었으나 처리 후에는 10여 년간  $0.01 \text{ mgP L}^{-1}$ 을 유지했다(Garrison and Ihm, 1991). 반면에 Wisconsin의 Eau Galle 저수지에서는 매년 인의 부하가 크기 때문에 수질개선에 효과적이지 못하였다(Barko et al. 1990).

#### 다. 기술개발의 문제점

Alum을 사용하여 장기간 수질개선에 성공한 호소는 모두 체류시간이 긴 자연호이다. 외부에서 유입되는 인부하량보다 호소내 저질로부터의 용출에 의한 내부 부하량이 더 큰 호수들이므로 alum 처리의 효과가 장기간 지속되었다. 그러나 이들 자연호의 수리적 환경은 우리나라의 농업용 저수지와는 매우 다르다. 우리나라의 저수지는 체류시간이 짧고 강우시에 다량의 인이 매년 유입되는 곳이다. 그러므로 미국과 유럽의 자연호에서 사용하는 기술을 그대로 사용하면 우리나라의 육수학적 환경의 차이로 인해 효과가 다를 것으로 예상된다. 우리나라의 농업용 저수지에 화학적 응집제를 적용하기 위해서는 적절한 응집제의 선정, 적정투여량의 결정 방법, 투여방법의 연구, 응집제 사용의 경제성 검토, 실용화 등의 연구가 필요하다.

### 5. 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기술 개발

현재 농업용 저수지들의 준공년도가 50년 이상이 55%나 되며, 96%가 20년 이상으로 오래되었지만 이들 저수지의 퇴적물현황에 관한 실태 파악은 아직 이루어진 바가 없다.

저수지 용량확보를 위한 관행적인 준설방안은 오탉문제로 수질 악화의 위험이 아주 크며, 반면, 수질개선을 목적으로 한 환경친화적 준설은 처리비용이 매우 높아 그 실효를 거두지 못하고 있는 실정이며, 회수한 퇴적물에 대한 경제적, 자원 재활용적 후처리 방안은 없는 실정이다.

#### 가. 저수지 퇴적층 제거현황 및 공법

##### 1) 농업용 저수지 퇴적층 제거 현황

농업기반공사에서 관리하고 있는 농업용 저수지 3,324개소 중 80%에 해당되는 2,678개소가 준공 후 35년 이상 경과된 것으로 나타났다. 토사나 오염물질이

퇴적됨에 따라 준공 당시보다 저수지 능력이 현저히 저하되어 있는 것으로 판단되며 저수지 본래의 기능유지를 위한 퇴적층 제거 필요성이 있어 매년 시행(농업생산기반정비사업통계연보, 2004. 11)하고 있다.

‘94년~’04년까지 총 168,000백만 원 투입하여 1,849개소의 준설대상지구의 사업을 완료하여 준설율을 55%로 향상되었지만 현재까지 퇴적물 제거는 내용적 확보차원에서 육상준설을 실시되어 수질개선효과 기대하기 어려운 실정이다.

## 2) 저수지 퇴적층 제거공법

작업조건에 따라서 육상준설, 수중준설 및 양자를 병행하여 작업하는 육상/수중준설로 구분되며, 내용적 확보는 육상준설이 유리하지만 수질개선 목적일 경우 오염물질을 많이 함유된 제당부 퇴적물을 회수하기 때문에 수중준설을 실시해야 한다.

### 가) 육상준설

육상준설은 저수지 수위가 만수위이하로 저하되었을 경우에 현재의 수위와 만수위사이에 퇴적된 토사를 육상에서 굴착하는 방법으로 저수지 수위가 저하되어 바닥이 들어 났거나 저수지 형태상 담수가 되어 있어도 굴착이 가능한 저수지의 경우에 육상준설로 실시한다.

육상준설은 굴착, 적재, 운반의 공종으로 이루어지며 준설토의 종류와 경도 지내- 력에 따라서 준설장비는 도저(일반, 습지), 백호, 덤프의 조합으로 시공되어지는 것으로 이 방법은 함수비가 낮은 준설토를 육상에서 직접 굴착하여 사토 함으로써 공기가 단축되고 경제적이다.

### 나) 수중준설

담수호나 대규모 저수지 등에서 저수위와 관계없이 연중준설이 필요한 경우와 준설토의 성질상 수중에서 준설하는 것이 경제적인 경우에 수중에서 준설작업을 실시 가능하다.

준설에 필요한 기계 대부분을 선박위에 장치하여 작업을 실시하기 때문에 장비의 이동, 조립, 해체 등에 전문 인력과 많은 시간이 소요(수중준설 성능비교)된다.

[표 2.1.2] 여러 가지 준설공법의 비교

종류	작업방법 및 내용	대상토질	실능력	문제점	비고
펌프 준설선	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 커터로 굴착하여 물과 혼합한 이수를 펌프로 흡입, 배송하여 계획 위치에 투기하으로서 준설과 매립을 겸하며 이토나 사질토에 적합함</li> <li>· 대규모 준설 및 토사의 장거리 수송(저렴)</li> <li>· 토사를 송니관으로 직접 목적하는 곳에 연속 배출</li> </ul>	실트~ 굵은 자갈, 점토	실트<2100 모래<1400 자갈<650 굵은점토<1800	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 해상오염</li> <li>· 굳은 지반 굴착</li> </ul>	일반적으로 많이 사용
그래브 준설선	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 그래브 버킷으로 하부의 토사를 굴착하며 구역이 협소하거나 소규모준설 심도가 깊은 곳에 적합, 지반이 단단하거나 파쇄된 암도준설</li> <li>· 비교적 좁은 장소, 소규모의 항로, 박지의 준설, 방파제, 양반 바닥 굴착 및 기초 터파기</li> </ul>	실트~ 경질토	실트<200 보통모래<160 다져진모래<130 경질토<70	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 해상오염 (오탁)</li> <li>· 호박돌 섞인 흙의 준설</li> <li>· 단단한 지반에 불합리</li> </ul>	암준설시 주로 적용
버킷 준설선	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 여러개의 버킷을 연결한 연결라인을 회전시켜 하부 토사를 굴착하여 토운선 등에 적재하는 것으로 비교적 대규모 준설현장에 적합, 경도질 준설 가능</li> <li>· 비교적 대규모인 항로, 박지의 준설</li> <li>· 깊이가 얇은 물 밑바닥의 흙을 다량으로 파 올린다.</li> </ul>	가는 모래~ 연암	다져진모래<400 굵은 흙<130 니토(흙탕)<220 보통모래<330	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 해상오염 (오탁)</li> <li>· 별도 토운선 필요</li> </ul>	
디퍼 준설선	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 육상굴착에 사용하는 쇼벨식 굴착기를 pontoon 에 장치하여 굴착기로 하부의 흙을 굴착하는 장비로 단단한 토질에 적합</li> <li>· 비교적 광범위한 준설, 굳고 응결된 토사에 가장 유효하나 속도가 느리다.</li> </ul>	굳은 지반, 호박돌 섞인 토질	사암에 가까운 흙<72 풍화암<60 쇄암<47	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 속도에 문제가 있다</li> </ul>	
그래브 삭선	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 대규모 항로준설</li> </ul>	실트, 점토, 자갈섞인 모래	가는 모래 <1500	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 해상오탁 (오염)</li> </ul>	주로 항만준설 사용

## 나. 친환경적 준설공법 현황

### 1) 친환경적 공법 종류

#### 가) 피스톤펌프식 준설선

준설선 Ladder 하단에 유압시동을 위한 피스톤펌프를 설치하여, 스크류 피더 등의 보조 장치로 긁어 모아진 퇴적물들을 흡입·압송한 뒤 배출

#### 나) 흡입펌프식 준설선

흡입펌프식 준설선은 퇴적물 전용 준설용으로 특별히 개발된 특수펌프로 퇴적물을 수압에 의해 흡입하여 이것을 고압공기로 배송할 수 있어, 퇴적물을 고농도로 흡입하여 오염을 줄일 수 있는 장점이 있지만 펌프용량이 소형이므로 소하천 및 도시형 저수지에 적합하다.

- 뉴머펌프식 : 수압만을 이용하는 방식의 펌프
- Oozer 펌프식 : 수압뿐만 아니라 펌프 내를 진공상태로 하고 가압을 병용하여 흡입효과를 증대시키는 방식의 Oozer 펌프 적용, 이 펌프는 수압과 공기압을 이용하여 퇴적오니를 흡입 배출하는 방식

#### 다) 기타 특수펌프부착 준설선

나사펌프, 스크류펌프 등의 이용하는 준설선으로 이 펌프는 강한 물질의 운송에 알맞기 때문에 이것을 오니의 준설에 응용한 것이다.

### 2) 국내 친환경준설 공법 개발

- 민성건설(1992) : 유수지 슬러지 준설공법으로 오니 전용 준설선을 이용 무혼탁 준설에 신기술 획득
- 현대건설(1992) : 오니확산방지용 흡입구가 장착된 아지테이타식 오니 준설을 위해 특수고안, 개발한 신기술로 2차 오염방지를 위한 상수원, 도시 주변호수, 항만 및 내해의 오니준설에 적합한 준설공법 개발
- 삼성엔지니어링(2001) : 하이드로 사이클론 장치를 이용해 원심력차에 의해서 입자크기에 따라 준설된 오니를 분류하여 건축자재로 사용할 수



있도록 하는 분류시스템에 대한 특허출원

- 이동원(1999) : 진공펌프와 자흡식 펌프를 이용하여 오니를 연속적으로 준설할 수 있으며, 오니의 비산에 의한 물의 오염을 방지할 수 있고, 물이 오니토에 혼합되지 않도록 하는 고농도 오니토 준설방법에 대하여 특허 출원
- 이종경(1999) : 퇴적물이 수질을 오염시키지 않고 확실하게 제거하는 동시에 재처리 작업 없이 바로 건축공사에 사용할 수 있는 모래 및 자갈 등의 건축용 골재를 채취할 수 있는 흡입기를 이용한 호소, 저수지, 댐 및 하천의 바닥 퇴적물 제거방법 및 그 시스템에 대하여 특허 출원

이 공법들은 특허출원한 상태에서 실용화되지 않아 현장에 적용한 실적은 국내에서 전무하다.

#### 다. 국내 친환경공법 시공사례

담수호나 대규모 저수지 등에서 저수위와 관계없이 연중준설이 필요한 경우와 준설토의 성질상 수중에서 준설하는 것이 경제적인 경우에 수중에서 준설작업을 실시가 가능하지만, 준설에 필요한 기계 대부분을 선박 위에 장치하여 작업을 실시하기 때문에 장비의 이동, 조립, 해체 등에 전문 인력과 많은 시간 그리고 과다한 비용이 소요되는 단점이 있어 한강 등 일부지구에서 시범사례가 있다.

- 한강 퇴살기 사업의 일환으로 한강의 하류 안양천을 대상으로 시범 준설 실시(한국물환경학회, 한강에서의 퇴적오니 준설 및 제거효과에 관한 연구, 2001).
- 농업용 저수지의 경우 농번기 농업용수 확보차원에서 오월저수지(전남 고흥)에서 일반펌프 준설선을 적용한 시범준설 실시(농업기반공사 2004. 10).

#### 라. 해외 친환경적 준설동향 및 사례

외국의 경우 수중준설은 1960년대부터 시행하였다. 특히 미국은 1960년대 이후부터 Green호(워싱턴주)의 준설을 시작하여 지금까지 저수지의 저수용량 유지 및 수질 개선사업의 일환으로 준설사업을 시행하고 있다.

일본 역시 1970년대 초반 하천수질개선을 위한 가스미가우라호의 준설을 시작으로 현재까지 준설사업에 의해 발생하는 2차 오염방지 방법과 준설 퇴적오니의 효율적인 처리방법, 준설 후의 사후관리 등에 대한 지속적인 연구 병행 실시하였다.

### 1) 일본의 준설사례

#### 가) 가스미가우라호

1975~2000년까지 8,000 m<sup>3</sup>으로 계획되어 부압흡입 공기압송식으로 준설을 실시하여 COD 11.30 mg L<sup>-1</sup>에서 7.0 mg L<sup>-1</sup>으로 개선 효과

#### 나) 비아호

1995년~1996년 약 5,000 m<sup>3</sup>의 시범준설 실시하여 표층 인 함유량은 53~75% 감소, 인용출속도는 76~100% 감소 효과

#### 다) 고지마호

1996~2001년까지 608천m<sup>3</sup>으로 계획되어 고농도 퇴적오니 준설선 이용하여 퇴적층 제거하였지만 수질개선효과는 적었다.

### 2) 미국의 준설사례

#### 가) Liberty호

준설량은 인함유량이 높은 20ha의 면적과 60cm의 심도까지 퇴적물 제거하였지만 수질변동은 거의 나타나지 않았다.

#### 나) Lansing호

준설이후 수심이 17% 증가하였고, Chl-a농도는 절반으로 감소, 인 농도는 80% 감소효과

### 다). Gibraltar호

준설결과 수은의 재용출, 영양염류의 증가, 수화현상 등이 없어졌으며 부유물질의 증가가 감소추세

#### 6. 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술

부상분리의 일종인 가압부상법(Dissolved-air flotation, DAF)은 침전공정의 대안으로서 20여 년 전부터 유럽과 미국을 중심으로 정수처리 공정 뿐 만 아니라 조류 제거를 위한 방법으로도 사용되고 있다(Zabel, 1985; Malley and Edzwald, 1991; Edzwald et al., 1994). 국내에서도 가압부상법이 기존의 상수처리 과정인 응집·침전법의 대안으로서 (박과 장, 1997), 처리효율에 영향을 주는 요인들과 관련된 연구들이 진행되고 있다(김과 이, 1997; 한 등, 1999; 독고 등, 1999). 가압부상법이 폐수나 정수처리공정 외에도 부영양호수에서 문제가 되고 있는 조류를 제거하는 방법으로서 적용된바 있으며, 그 효율의 잠재성이 입증되고 있다(국립환경연구원, 1999; 환경관리공단, 2001). 예로, 경안천과 서낙동강에서 가압부상법에 의해 조류 제거뿐 만 아니라 수중 유기물질 및 영양염류 등에 대한 상당한 제거효율 나타냈다(국립환경연구원, 1999; 환경관리공단, 2001).

응집제 및 미세기포를 투여해 유기물의 화학적 침전 및 부상을 유도하여 제거하는 가압부상법(예: 대청호, 팔당호)이 국내에서 시도된 바 있으나, 응집을 위한 기포크기의 미세 균일성이 기술적으로 충분히 완성되지 못하여 응집처리의 효율성이 떨어지는 문제가 있고, 특히 수체 내 오염물질이 집중적으로 축적되는 저질 오니층의 유기물은 국내에서 적용되는 가압부상기술로는 처리하지 못하여 전반적인 시스템기술이 되지 못하고 있다. 가압부상은 수역의 수질만을 단시간에 저렴한 비용으로 개선하는 것을 큰 특징으로 하고 있다. 저니까지를 포함한 수질정화를 생각하는 경우에는 저니의 오탁물질을 별도의 방법으로 제거할 필요가 있다.

또한 제거된 조류 및 유기성 오니를 회수하여 탈수를 통해 적절히 처리하는 효율적인 기술이 마련되지 못하여 이 분야의 기술개발과 현재기술의 업그레이드가 크게 필요하다.

### 7. 생물조절을 통한 조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법

생물학적 조절은 수중 먹이망 상호작용을 이용해 식물플랑크톤을 섭식하는 동물플랑크톤의 양을 증가시키고 동물플랑크톤을 섭식하는 어류보다는 남조류를 주요 먹이원으로 하는 종의 개체수 증가를 유도하여 조류를 저감하도록 유도한다. 이를 위해서는 서식하고 있는 어류의 밀도, 종조성에 대한 이해가 선행되어야 하고 서식 어류의 특성에 따른 적정 밀도선정, 수질과의 연관관계 등이 먼저 밝혀져야 한다.

어류는 호수 내에서 미생물 먹이망에 영향을 미치는 중요한 인자이다. 어류상은 호소의 영양단계를 추정하는 지표로 잉어과(*Cyprinids*) 어류들이 우점하는 지역은 식물플랑크톤의 생체량(Chlorophyll-a)이 높게 나타나 생산성이 높은 지역으로 평가되고 있다(Persson et al., 1991). 일반적으로 우리나라의 경우 대부분의 호소에서 잉어과가 우점하고 있다. 우리나라에 도입된 초어류는 3종 모두 잉어과 어류로 초어 (*Ctenopharyngodon idellus*), 백연 (*Hypophthalmichthys molitrix*), 흑연(*Aristichthys nobilis*) 모두 중국이 원산지이다. 초어의 경우 육상식물까지 섭식하는 것으로 알려져 있고, 백연과 흑연은 동·식물플랑크톤도 함께 섭식하는 것으로 알려져 있으나 이들의 자연발생에 관한보고는 없었다.

우리나라의 농업용수 및 기타 수자원 제공을 위해 형성된 소형 저수지들은 1950년대 이후 급격히 증가하였다. 현재 소형 저수지의 대부분이 부영양화로 조류의 대량번성이 나타나고 있고, 구체적인 유입경로 및 시기를 알 수 없으나, 외래도입어종 (향어, 떡붕어, 파랑볼우럭 등)이 서식하고 있다. 한편, 이런 외래도입종에 대한 도입 전·후에 대한 영향 평가가 없었고, 이들이 서식하는 소형 저수지에서 조류번성이나 억제에 어떠한 영향을 주는지에 대한 정확한 연구가 매우 미비한 실정이다. 우리나라에 서식하는 재래종과 외래어를 이용한 실험결과에서 두 종 중 성체로 인해 실험이 어려웠던 외래어보다는 재래종이 조류 억제에 매우 긍정적으로 나타난 상태이다.

## 2절. 앞으로의 전망

정수시스템인 농업용 저수지는 인공적인 호소시스템으로 분류되며, 국내 전체 호소의 90% 이상을 차지하는 수적·양적으로 매우 중요한 자원이다. 자연호와는 수리·수문 및 유역특성이 상이하며 저수지 내의 생물학적 특성 및 이에 영향을 미치는 요인들이 달라 외국의 자연호들과는 여러 가지 측면에서 다르게 이해되어야 한다.

현재 우리나라 농업용 저수지의 대부분은 중소형 규모이며 외부에 특별한 점오염원이 존재하지 않는 특성을 나타내고 있다(농림부, 2000). 또한 이들의 규모나 입지 및 용수이용의 목적상 상수원 저수지들에 비해 관리적인 부분도 상대적으로 미흡하고 이에 따라 대부분 농업용 저수지가 부영양상태를 나타내고 있거나 진행 중인 상황이다. 현재 국내 대부분의 호소는 중영양(mesotrophic, 전체의 72%) 또는 부영양(eutrophic, 전체의 22%) 상태이며, 2000년 농업용수수질측정망 대상 저수지 중 56%가 부영양단계를 보여서 상습적인 녹조발생이 나타나고 있다(농림부, 2000). 현실적으로 농업용 저수지의 수질개선과 녹조제어 문제를 해결한 정책적 기반이 수립되지 못한다면 이러한 현상은 앞으로 더욱 악화할 것으로 전망된다.

우리나라 수자원 총 이용량 중에서 농업용수로 이용되는 양은 약 53%에 이르고 있으며, 이 양의 대부분이 중소규모의 농업용 저수지로부터 이용된다는 점을 고려한다면 농업용 저수지의 수질개선과 녹조제어는 매우 시급하며, 이의 필요성이 점진적으로 증대할 것으로 예상된다. 한편, 1990년에 제정된 “농어촌발전 특별조치법”은 향후 농업용 저수지들이 농업용수 제공의 목적 뿐 만 아니라 생활용수, 축산·수산 및 환경용수로 이용될 수 있도록 하는 정책적 근거를 마련하고 있으며, 이러한 종합적인 용수이용을 위해서는 현재의 농업용수의 녹조제어와 수질개선이 보다 적극적으로 필요할 것으로 전망된다.

이러한 현황과 향후의 전망으로 판단할 때 농업용 저수지의 부영양화/녹조관리 기법 및 제어기술의 개발에 대한 요구가 앞으로 크게 요구될 것으로 예상되며, 개발된 기술은 우리나라 뿐 만 아니라 중국, 동남아 등 앞으로 담수의 부영양화에 대한 개선 요구가 증대할 것으로 예상되는 국가들에 대한 기술수출의 기반을 마련할 수 있을 것이다.

### 1) 화학적 응집제를 이용한 저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술

생활수준의 제고와 함께 지금까지 방치되어 왔던 농업용 저수지의 수질문제는 수질악화로 인한 농업 피해, 저수지 하류의 수질 악화, 수질오염과 관련된 국민 보건의 문제, 국민 여가공간으로서의 저수지의 경제적 가치 등의 관점에서 매우 중대한 문제로 부상할 것으로 예상된다.

농업용 저수지의 수질오염원은 주로 비점오염원이므로 지금까지 도시하수의 처리에 적용하였던 방법으로는 개선이 불가능하므로 응집제를 이용한 호소 내 처리에 의존할 수밖에 없을 것으로 전망된다. 경제성 있는 기술이 개발되면 이는 농업용 저수지의 수질개선을 통하여 양질의 수자원확보의 효과를 기대할 수 있다. 앞으로 생활수준의 향상에 따라 더욱 양질의 상수원확보에 대한 요구가 커질 것으로 예상되며 상수원이 부족한 지역에서는 수질이 개선된 저수지를 상수원으로도 이용할 수 있으므로 그 경제적 가치는 더욱 커질 것이다.

### 2) 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법

농업용 저수지 3,277개소 중 49%에 해당되는 1,600개소가 준공된 지 50년 이상이 경과되어 저수능력 저하로 농업용수 확보 및 홍수조절 기능을 향상시키기 위한 준설의 필요성이 대두되고 있다. 무엇보다도 저수지 준설환경평가의 강화에 대비하여 친환경적인 퇴적물 준설의 공법 개발 및 적용성에 대한 대책이 미비하였다.

본 연구에서 시험실시한 진공흡인압송 준설공법이 장비의 육상운반성, 2차 환경오염저감, 고농도 저함수비의 퇴적물 준설 등에 대한 효과가 매우 양호한 것으로 평가되었으며, 향후 저수지의 수질개선 및 저수량 확보를 위한 수중준설 사업에 친환경적인 공법으로서 활용성이 클 것이다.

### 3) 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술

본 과제는 수중에 부유하는 유기성 오탁물질을 입경이 수십  $\mu\text{m}$  정도인 초미세 균일기포와 응집제를 사용하여 수면으로 부상시켜 제거하는 방법(가압부상방법)에 관한 것으로 오염이 진행되어 있는 농업용 저수지에서 오염물질을 직접적으로 분류하여 수역 외로 제거하는 기술이다.

또한, 수면에 부유하는 부상 스킴을 재침강 이전에 보다 효율적으로 회수할 수 있는 회수장치의 개발과 회수한 스킴의 효과적인 탈수방법을 개발하여 저수지의 청정화에서 유지관리까지 가능하게 할 것으로 기대된다.

#### 4) 생물조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법

현재까지 수질 개선을 위한 방안은 대부분이 화학적 혹은 물리학적 작용을 통한 시설들이 주를 이루고 있는 실정이며, 일부 생물학적 저감 방안으로 수초를 이용한 시설이 도입되고 있다.

그러나 이들 시설들은 2차 오염을 유발하거나 높은 설치비용으로 인해 여러 가지 문제점들이 도출되고 있다. 또한, 어류를 이용한 수질개선 방안으로 초어류를 여러 저수지에 도입하였으나, 명확한 결과를 알 수 없는 실정에 있다.

본 연구는 어류를 이용하여 수중 생물 먹이망에 직·간접적으로 영향을 주어 조류의 대량번성을 저감할 수 있는 자연 친화적인 생물학적 조절 방안을 제시할 수 있다.

### 3절. 기술도입의 타당성

녹조제어에 관한 기술은 현재로서는 선진국의 기술을 상당히 못 미치는 것이 사실이나, 우리나라 수역에서 부영양화와 녹조문제의 심각성 및 앞으로의 발전성을 고려할 때 선진기술을 그대로 도입하여 이용하는 것은 경제적 산업적으로 여러 가지 불이익을 감수해야 할 것이다.

외국의 호수수질 개선연구는 거의 자연호를 대상으로 하고 있다. 자연호는 체류시간이 길기 때문에 외부로부터 유입되는 인부하량에 비해 호수 내 저질에서 재용출되는 내부부하량의 비중이 커지는 특성을 가진다. 그러나 우리나라의 농업용저수지는 체류시간이 짧고 외부유입 부하량이 큰 특성을 가진다. 그러므로 미국과 유럽의 자연호에서 사용하는 기술을 그대로 사용한다면 육수학적환경의 차이로 인하여 효과가 크지 않을 것으로 예상된다.

그러므로 우리나라의 육수학적특성, 사회경제적 특성, 문화적 특성 등에 적합한 기술을 개발하여야 한다. 그러나 선진국에서 개발된 기술들을 우리 실정에 맞도록 재정비, 향상 시키는 부분도 간과해서는 안된다.





## 제 3 장

### 연구개발수행내용 및 결과

- 1절. 농업용 저수지 부영양화 및 녹조발생 진단·예측 기법 개발/응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술개발
- 2절. 농업용 저수지의 증점관리 유형분류에 따른 관리 기법 개발/흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법개발
- 3절. 화학적 응집제를 이용한 농업용 저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술개발
- 4절. 어류중심의 생물조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법개발

1절. 농업용 저수지 부영양화 및 녹조발생 진단·예측기법 개발/응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술 개발

## 제 3장 연구개발수행내용 및 결과

### 1절. 농업용 저수지 부영양화 및 녹조발생 진단·예측기법 개발/응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술 개발

#### 1. 농업용 저수지 부영양화 진단 및 녹조발생 특성 분석

##### 가. 농업용 저수지 특성에 따른 부영양화 평가

##### 1) 부영양화 평가기법

호수의 영양상태는 영양염류의 공급과 식물의 유기물 생산으로 나타나는 호수 내 여러 변화를 포함하고 있다. 또한 호수 내의 변화는 다양하며 호수의 따라서도 다르다. 그리고 계절적으로도 변동이 있으므로 영양상태의 판정에는 어려움이 따르는 것이 보통이다. 육수학에서는 호수를 종합적 입장에서 부영양호, 빈영양호로 구분한다. 이러한 정도는 호수의 영양상태(trophic state)라는 말로 표현된다. 호수는 외부로부터의 물질유입과 호수 내의 여러 변화의 결과로서 호수의 성상은 시간과 더불어 변화해 간다. 특히, 긴 시간적 관점에서 볼 때 호수는 빈영양상태에서 부영양상태로 천이한다.

인간의 활동은 이 변화를 촉진시켜 부영양화를 가속화한다. 호수의 영양상태는 시간적 변화의 관점에서 볼 때 부영양화도라는 말로 대치 될 수가 있다. 호수생태계는 계절변화를 반복하고, 매년 변화하기 때문에 부영양화도는 사계절을 포함한 최소 일 년이라는 시간적인 범주 내의 평균값으로 파악하든지, 같은 계절에 있어서 호수와 호수 사이나 하나의 호수에서 다른 해의 상대비교로서 판단되어야 한다.

이러한 정성적인 분류는 연구자의 주관에 따라 변동이 심하고 또한 복잡하다는 결점이 있어서 이러한 결점을 객관화시키고 단일항목의 측정으로 영양도를 판정하는 방법의 개발이 시도되었다(Forsberg and Riding, 1980; Vollenweider and Kerekes 1980). 대표적인 예로 식물플랑크톤, 동물플랑크톤, 저서동물에 관해서 지표종이나 군집의 다양도지수를 사용하여 단순지표에 의한 수역의 부

영양화도를 판정하는 생물학적 판정수법이 있다.

우리나라의 부영양화 평가기준은 Vollenweider의 총인과 총질소를 기준으로 하는 영양상태 분류방법에 따르고 있으나[표 3.1.2], 엽록소 a 농도와 투명도의 기준은 OECD와 미국 EPA를 참고로 한다[표 3.1.2][표 3.1.2]. 특이한 것은 우리나라의 수질기준은 총질소/총인의 비율이 7이하일 경우 총인기준의 적용을 배제하며, 총질소/총인의 비율이 16이상일 경우 총질소기준의 적용을 배제하고 있다.

이러한 사실의 근거는 수중 미생물에 대한 질소와 인의 제한요인의 효과를 고려한 것으로 7이하일 경우는 질소가 제한요인으로 작용하므로 인의 중요도가 상대적으로 저하되고, 16이상일 경우에는 인이 제한 요인으로 작용하여 질소의 상대적 중요성이 떨어진다는데 이유를 두고 있다. 그러나 제한요인의 지표로 이용할 수 있는 수중의 질소와 인산의 비율은 수계의 여러 가지 요인들에 의해 변화될 가능성이 있고 또한 시기적으로 변화하므로 위의 비율을 적용하기 어려운 경우도 있다. 따라서 총질소/총인의 비율에 대한 기준은 보조적인 자료의 성격이상을 가지기 어렵다고 판단된다.

상기한 여러 가지의 영양상태를 구분하기 위한 지표는 빈영양상태로부터 부영양상태까지 지표별 구분이 불연속성을 띠고 있는데, 실제로 수체의 영양상태는 연속적인 개념이다. Carlson(1977)은 이의 단점을 보완하고자 인, 클로로필, 투명도의 세 가지 요인들의 상관관계를 분석하여 0~100의 범위 내에서 영양상태의 구분을 연속적인 개념으로 설명하였으며, 이를 영양상태지수(Trophic Status Index)로 명명하였다. 이후에 TN에 의한 TSI가 Kratzer and Brezonik (1981)에 의해 제안되었으며, 본 연구에서는 농업용수질측정망 자료에 있는 투명도를 제외한 3가지 항목의 평가를 통해 영양상태를 평가하였다[표 3.1.2].

$$TSI (SD) = 10 \times ( 6 - \ln SD / \ln 2 )$$

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

$$TSI (TP) = 10 \times [ 6 - ( \ln ( 48 / TP ) ) / \ln 2 ]$$

$$TSI (TN) = 10 \times [ 6 - \ln ( 1.47 / TN ) \ln 2 ]$$

여기서, SD는 투명도 수심(m), Chl-a는 엽록소 a 농도( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) 그리고 TP는 총인( $\mu\text{gP L}^{-1}$ ) 그리고 TN( $\text{mgN L}^{-1}$ )은 총질소농도이다.

[표 3.1.3] Vollenweider의 질소와 인에 의한 호소의 영양상태 구분

영양상태	총인 ( $\text{mg L}^{-1}$ )	총질소 ( $\text{mg L}^{-1}$ )
극빈영양	< 0.005	< 0.20
빈중영양	0.005~0.01	0.20~0.40
중영양	0.01~0.03	0.30~0.65
중부영양	0.03~0.10	0.50~1.50
부영양	> 0.10	> 1.50

자료: 환경처(1994), 재인용.

[표 3.1.4] OECD의 기준에 의한 호소의 영양상태 구분

영양상태	연평균 총인농도 ( $\text{mg L}^{-1}$ )	연평균 클로로필a ( $\text{mg m}^{-3}$ )	연평균 클로로필b ( $\text{mg m}^{-3}$ )	연평균 투명도 (m)	최소 투명도 (m)
극빈영양	< 4.0	< 1.0	< 2.5	> 12.0	> 6.0
빈중영양	< 10.0	< 2.5	< 8.0	> 6.0	> 3.0
중영양	10~35	2.5~8	8~25	6~3	3~1.5
중부영양	35~100	8~25	25~75	3~1.5	1.5~0.7
부영양	> 100	> 25	> 75	< 1.5	< 0.7

자료: 환경처(1994), 재인용

[표 3.1.5] 미국 EPA의 기준에 의한 호소의 영양상태 구분

영양상태	엽록소-a ( $\text{mg m}^{-3}$ )	투명도 (m)
빈영양	< 7	> 3.7
중영양	7~12	2.0~3.7
부영양	> 12	< 2.0

자료: 환경처(1994), 수환경정책자료집 I, 재인용

[표 3.1.6] 부영양화지수(TSI)를 이용한 호소의 부영양화도 판정표  
(Kratzer and Brezonik, 1981)

부영양화지수(TSI)	호소의 영양상태
< 20	극빈영양
30~40	빈영양
45~50	중영양
53~60	부영양
> 70	과영양

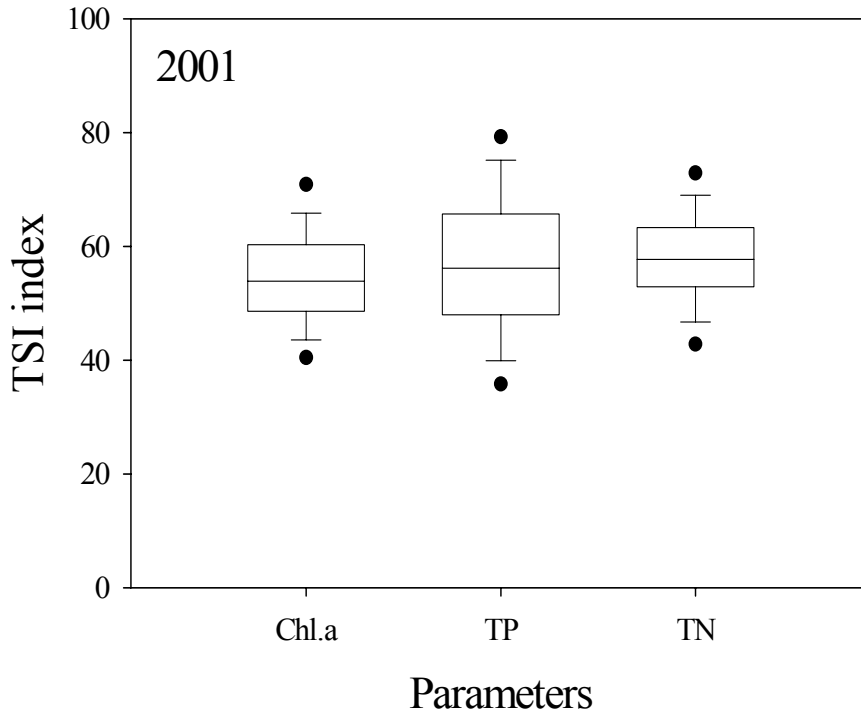
## 2) 농업용저수지의 영양상태

국내에 분포하는 농업용저수지 중 수질측정망 대상 저수지는 1996년 126개소에서 2001년 492개로 확대 실시 되어오고 있다. 지역별로는 경북이 84개소로 가장 많으며 전라남도, 경상남도 순이다. 전국적으로 분포하고 있는 이러한 측정망 대상저수지의 2001년 조사를 토대로 환경정책기본법 제 10조 호소수질환경기준(COD 기준)에 의해 등급을 평가한 결과 전체시설의 48%(235개소)가 III 등급이었고 수질기준을 초과하는 시설 또한 184개소(37.4%)로 나타났으며, 지역적으로는 충청남도에 위치한 수질측정망 대상저수지의 수질이 농업용수 수질기준을 초과하는 것으로 조사되었다[표 3.1.?]. Vollenweider의 영양상태 분류기준인 총인과 총질소에 따라 분류할 때 2001년 자료를 기준으로 전체 시설 수 492개소 중 212개소가 중부영양상태이고 189개소가 중영양상태이며 66개소가 부영양상태로 나타났다. Carlson(1977)이 제안한 엽록소 a 농도를 기준으로 한 영양상태 지수에서는 2001년도 자료를 기준으로 할 때(총 609개 자료) 부영양기준인 53이상을 상회하는 경우는 325개로 측정된 자료수의 53.4%로 조사되었다[그림 3.1.?].

[표 3.1.7] 우리나라 COD, Vollenweider, Carson 지수에 따른 저수지 수질등급

수질환경기준 <sup>1</sup>			Vollenweider <sup>1</sup>			Carlson (1977) <sup>2</sup>		
등급	시설수	%	구분	시설수	%	구분	자료수	%
I	-	0	극빈	4	0.8	극빈	0	0
II	72	14.6	빈중	21	4.3	극빈-빈	2	0.3
III	236	48.0	중	189	38.4	빈	21	3.4
IV	99	20.1	중부	212	43.1	빈-중	60	9.8
V	43	8.8	부	66	13.4	중	109	17.9
V 이상	42	8.5				중-부	92	15.1
						부	170	27.9
						부-과	121	19.9
						과	34	5.6

- (주) 1. 2001년 측정시설의 COD 평균값 이용, Vollenweider 기준 적용 시 저수지, 담수호 시설에 대해서만 평가  
 2. 2001년 측정지점의 평균값 이용 (엽록소 a 농도), 측정지점을 기준으로 시설수를 산정함에 따라 실제 측정 시설 수(402개소) 보다 자료수가 많음(예; 부남호의 경우 부남호 1과 2로 구분하였기 때문에 측정시설은 1이지만 측정지점은 2개로 고려됨)



[그림 3.1.1] 영양상태지수(Carson, 1977)에 따른 우리나라 농업용저수지 (2001년)의 구분

#### 나. 우리나라 농업용저수지의 부영양화 유형 및 특성 구분

##### 1) 저수지의 형태학적 특성과 영양상태

본 연구의 대상저수지는 대부분 규모가 작고 오래된 시설로서, 표면에 비해 넓은 유역면적을 가지고 있어 체류시간이 짧은 특성을 가지고 있다[표 3.1.2]. 조사대상저수지의 67%가 유효수량 2,000천 $m^3$  이하이고, 10,000천 $m^3$  이상의 유효저수량을 가지는 저수지는 14%에 불과하였다. 저수지의 표면적은 대상저수지의 66%가 40ha 이하이며, 10%에 해당하는 저수지만이 100ha 이상을 나타냈다. 표면에 대한 유역면적(DA/LA)의 비는 1.3~475의 범위였고(평균 45) 대상저수지의 80% 정도는 20 이상이었다. 체류시간은 12~310일 범위였으며, 72%에 해당하는 저수지가 70일 이하였다. 53%에 해당하는 저수지들이 1970년 이전에 건설되었다.

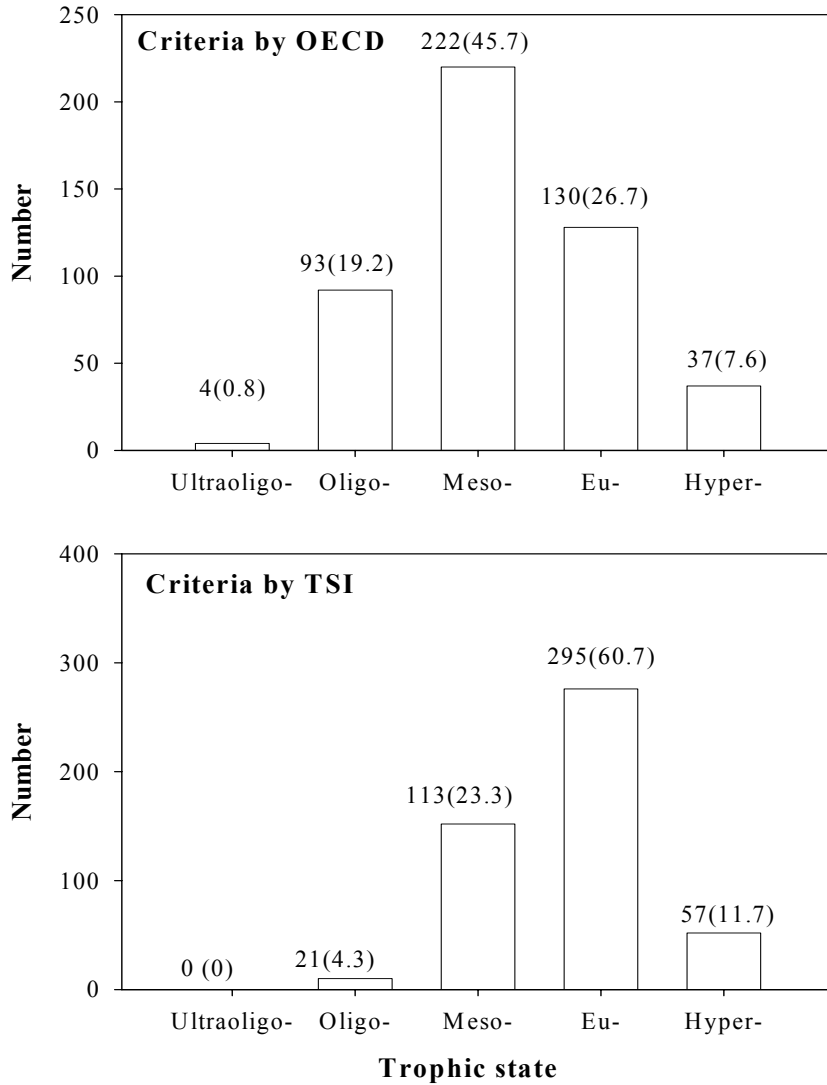
OECD와 TSI(Chl-a) 기준 적용 시 각각 34.3%, 72.8%에 해당하는 저수지가 부영양이거나 과영양상태로 분류되었다[그림 3.1.?]. OECD가 제시한 연평균 최대 엽록소 a 농도를 기준으로 두 가지 유형으로 분류하였고, 대상저수지의 65 %가 연평균 엽록소 a 농도가  $25\mu\text{g L}^{-1}$ 이하인 TYPE A에, 그 외 167개 저수지가 TYPE B에 포함되었다.

TYPE A에 포함되는 저수지들은 TYPE B에 포함된 저수지에 비해 수표면적(LA)에 대한 유역면적(DA)과 저수용량(WS)의 비가 큰 반면( $P < 0.02$ , t-test), 체류시간( $\tau$ )이 짧고 상대적으로 조성된 시기가 짧은 저수지들이 포함되었다( $P < 0.002$ , t-test) [그림 3.1.?]. 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.

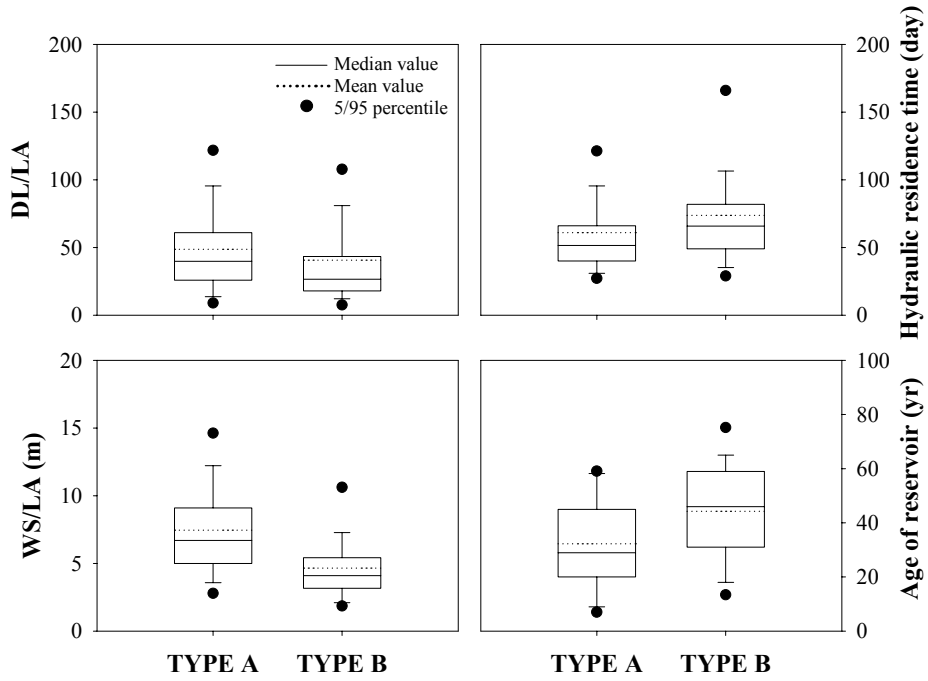


[표 3.1.8] 연구대상 농업용 저수지의 형태학적, 수리·수문학적 특성

	Available Water Storage (WS)			Reservoir surface area (LA)			Drainage area (DA)			Age of reservoir (year)			Hydraulic residence 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		



[그림 3.1.2] 조사대상 저수지의 엽록소 a 농도를 기준으로 한 OECD와 TSI에 의한 영양상태평가. ( ) : %

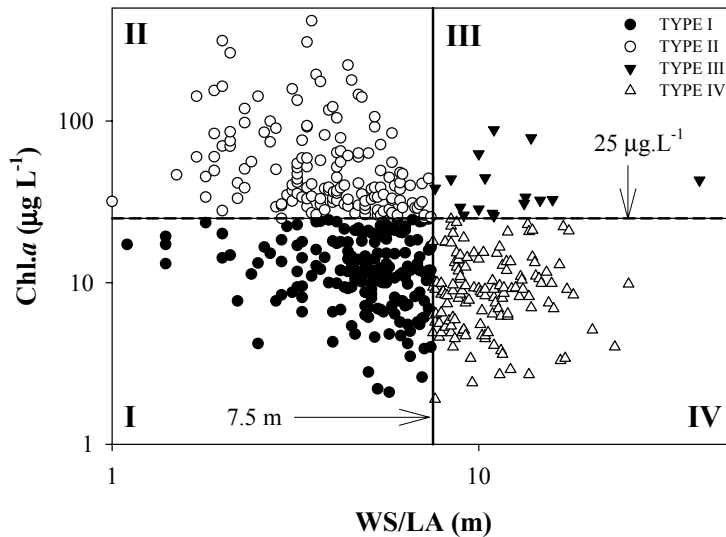


[그림 3.1.3] 엽록소 a 농도를 기준으로 분류된 두 유형간의 형태학적 수리·수문학적 특성비교. DA 와 LA 는 유역면적(drainage area), 저수지 수표면적(reservoir surface area)을 의미

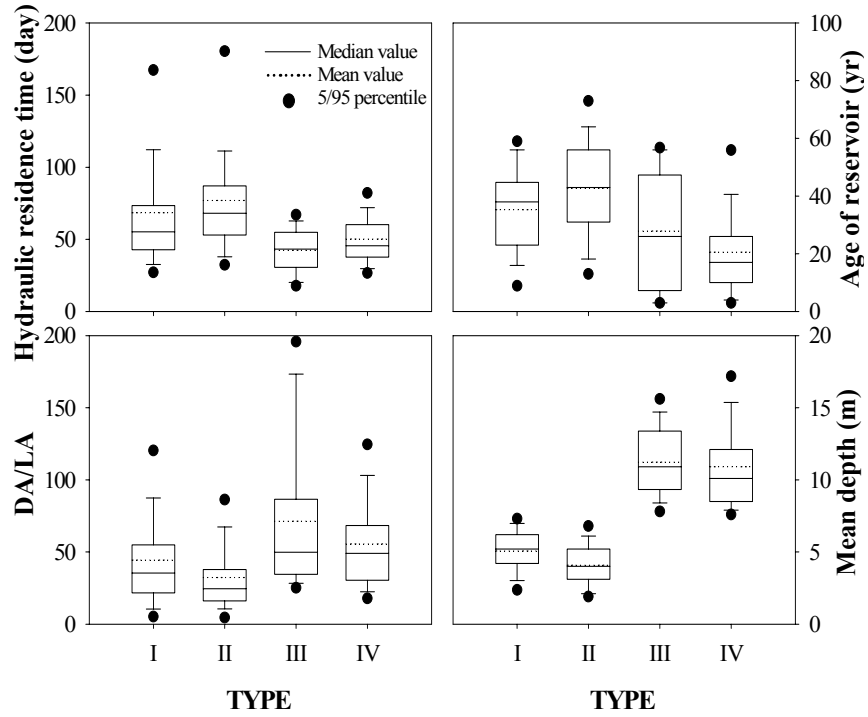
## 2) 저수지의 유형분류

수질측정망 대상저수지의 유형 분류를 위한 기준으로 엽록소 a 농도와 평균 수심을 적용하였다[그림 3.1.4]. OECD에서는 연평균 최대 엽록소 a 농도가  $25\mu\text{g L}^{-1}$  이상이면 부영양화단계로 분류하고 있으며, 이 기준의 적용 시 두 유형 간에 큰 차이가 있었던( $p < 0.002$ , t-test) 평균수심 7.5m를 토대로 4가지 유형으로 분류하였다. 평균수심은 저수지의 형태학적 특성과 관련된 인자 중 엽록소 a 농도와 가장 밀접한 상관성을 나타냈다( $r = 0.47$ ,  $P < 0.001$ ).

OECD에서 제시한 연평균 최대 엽록소 a 농도와 평균수심 7.5m를 토대로 4가지 유형으로 분류하였다[그림 3.1.4]. TYPE I에 포함된 저수지에서의 평균수심은 7.5m였고, TYPE II에 포함된 저수지의 90% 이상이 수심 7.5m보다 낮았다. OECD가 제시한 연평균 최대 엽록소 a 농도를 기준으로 TYPE I으로 분류된 저수지는 평균수심 7.5m를 기준으로 각각 TYPE I과 IV로, TYPE II에 포함된 저수지는 TYPE II와 III로 분류하였다. TYPE I, II에 분류된 저수지 유역면적과 표면적은 다른 두 가지 유형에 비해 넓었다[그림 3.1.4] [표 3.1.4]. 분류된 4가지 유형 중 유역면적과 표면적은 TYPE I에 포함된 저수지들이 가장 넓었고, TYPE III에 포함된 저수지들이 가장 작았다.



[그림 3.1.4] 엽록소 a 농도와 평균수심에 의한 조사대상 저수지의 유형분류



[그림 3.1.5] 유형별 저수지의 특성. DA 와 LA는 유역면적(drainage area)과 저수지 수표면적(reservoir surface area)을 의미

[표 3.1.9] 유형별 형태학적, 수리·수문학적 인자의 비교. DA, LA, age 그리고 HRT는 각각 유역면적(drainage area), 저수지수표 면적(reservoir surface area), 조성시기(age of reservoir) 그리고 수리학적 체류시간(hydraulic residence time)을 의미

TYPE	I					II					III					IV				
Chl-a	< 25					> 25					> 25					< 25				
Z	< 7.5m					< 7.5m					> 7.5m					> 7.5m				
	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	255	3	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

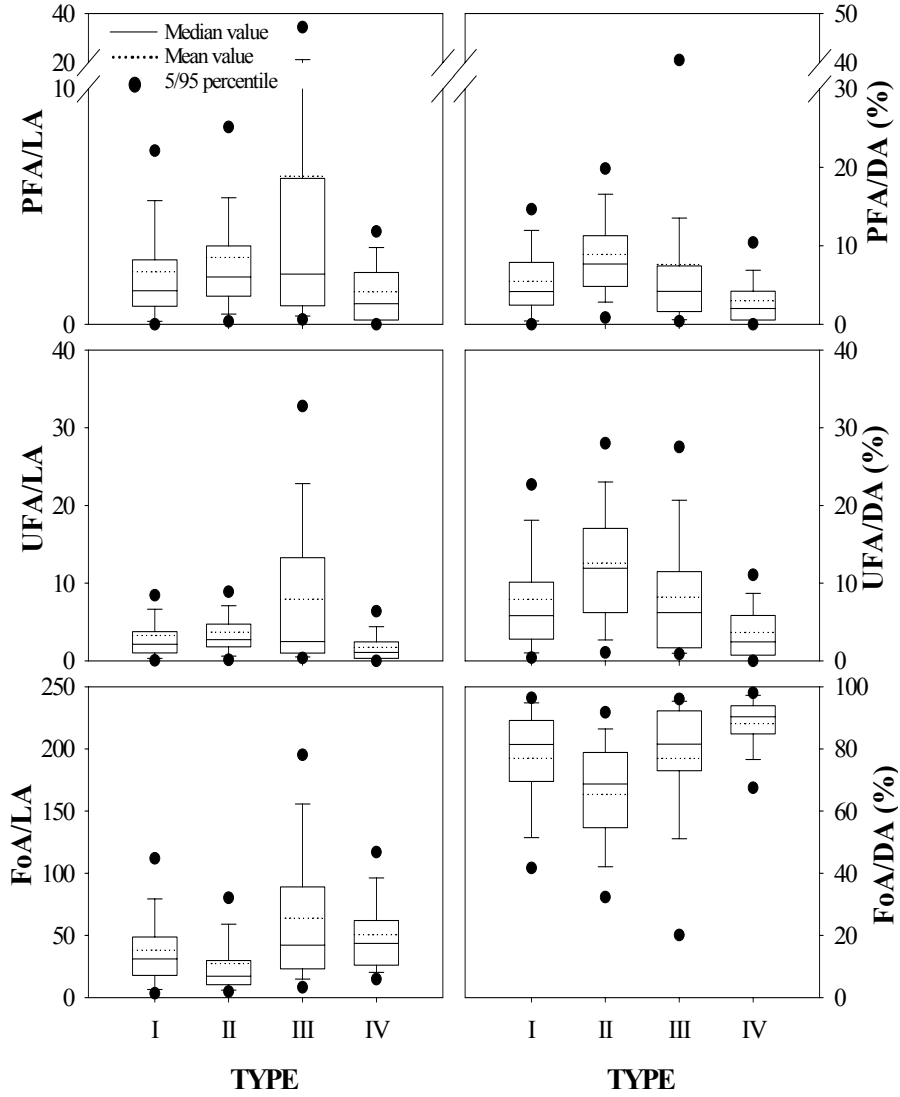
### 3) 형태학적, 수리·수문학적 인자와 엽록소 a 농도와의 관계

저수지에서의 엽록소 a 농도는 수심과 관계없이 저수지 형성시기가 오래된 경우에 높게 나타난 반면, 저수지에서의 표면에 대한 유역면적의 비가 수질에 미치는 영향은 수심에 따라 다르게 나타났다. 엽록소 a 농도와 평균수심 7.5 m를 기준으로 분류된 4 가지 유형에 포함된 저수지에서 수심 7.5 m 이하로 엽록소 농도에 있어 차이로 구분된 유형에서 TYPE I에 포함된 저수지들은 TYPE II에 비해 상대적으로 표면에 비해 넓은 유역면적을 가지고 있어 체류 시간이 짧은 수리·수문학적 특성이 있었고, 상대적으로 최근에 건설된 저수지들이었다[그림 3.1.?] [표 3.1.?]. 평균수심이 7.5 m 이상인 TYPE III와 IV에 포함된 저수지에서는 저수지 형성 시기가 오래 되었고, 수표면에 비해 유역면적이 넓은 저수지일수록 엽록소 a 농도가 높은 경향을 나타냈다.

### 4) 토지이용의 차이와 엽록소 a 농도와의 관계

유역 내에서의 논과 밭 이용 면적이 상대적으로 넓을수록 엽록소 a 농도가 높은 경향을 나타냈다[그림 3.1.?]. 저수지 표면에 대한 논(PFA)과 밭(UPA) 그리고 임야(FOA)가 차지하는 비율은 다른 유형에 포함된 저수지들에 비해 유역면적(DA)과 수표면적(LA)이 작았던 TYPE III에서 가장 높았다.

토지이용과 엽록소 a 농도와의 관계는 수표면에 대한 토지이용별 면적 비교는 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 유형 중에 TYPE III에 포함된 저수지들의 비록 평균수심이 가장 깊으나, 수표면적(LA)과 유역면적(DA)이 가장 작기 때문에 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 II을 제외한 나머지 유형들에서( $r>0.26$ ,  $P<0.01$ ) 관찰되었다.



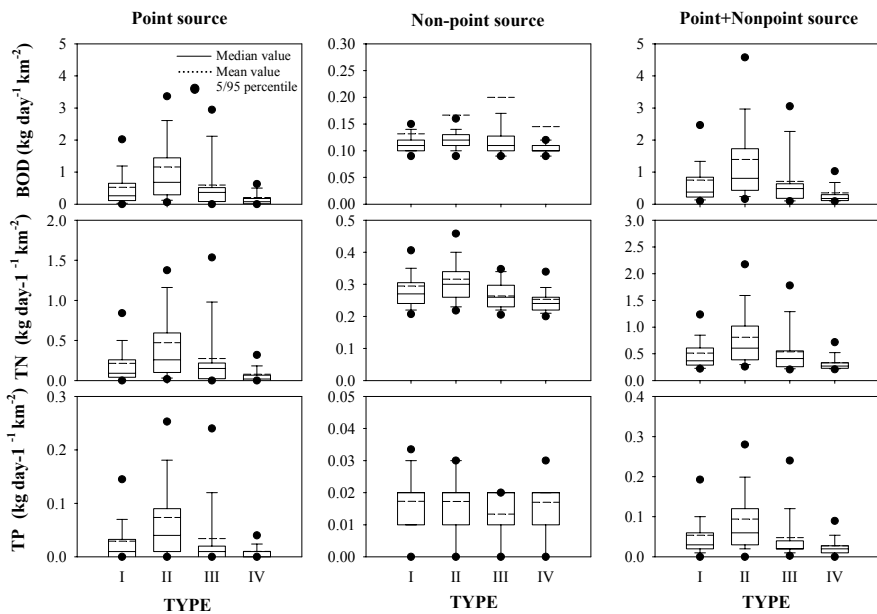
[그림 3.1.6] 유형별 토지이용 현황 비교. PFA, UFA, FOA, LA 그리고 DA 는 각각 논 면적(paddy field area), 밭 면적(upland field area), 산림면적(forest area), 저수지수표면적(reservoir surface area) 그리고 유역면적(drainage area)을 의미



## 5) 유역에서의 오염 발생 부하량과 수질과의 관계

엽록소 a 농도가 높은 유형의 저수지들에서 유역 내 점, 비점오염원으로부터 발생하는 BOD, TN 그리고 TP 발생부하밀도는 높았다[그림 3.1.?]. 점오염원과 비점오염원에 의한 오염물질 발생부하 밀도는 TYPE II에 포함된 저수지에서 가장 높았고, 유형간의 오염물질 발생부하밀도는 비점오염원 보다는 점오염원에서 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, TP 농도는 유역 내 점오염원과 비점오염원으로부터 발생하는 BOD( $r=0.52$ ,  $P<0.001$ ), TN( $r=0.45$ ,  $P<0.001$ ) 그리고 TP( $r=0.50$ ,  $P<0.001$ ) 발생 부하밀도가 높을수록 증가하는 경향을 나타냈고, 비점오염원 보다는 점오염원으로부터 발생하는 오염부하밀도와 높은 상관성을 보였다[표 3.1.?]. 유역 내 오염물질 발생부하밀도와 저수지 수체 내 농도와의 가장 높은 상관성은 점오염원 발생부하 밀도가 가장 높았던 TYPE II에서 관찰되었다.



[그림 3.1.7] 유형별 유역에서의 BOD, TN 그리고 TP 발생부하밀도 비교

[표 3.1.10] 오염부하발생밀도와 저수지내 수질과의 상관성분석. P, NP, 그리고 N+NP는 각각 점오염원(Point source), 비점오염원(nonpoint source) 그리고 점+비점오염원(point+nonpoint source)을 의미. 발생 부하밀도와 저수지내 수질농도의 단위는 각각  $\text{kg day}^{-1}\text{km}^{-2}$ 와  $\text{mg L}^{-1}$ 임.

Source		TYPE I			TYPE II			TYPE III			TYPE IV		
		BOD	TN	TP	BOD	TN	TP	BOD	TN	TP	BOD	TN	TP
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.

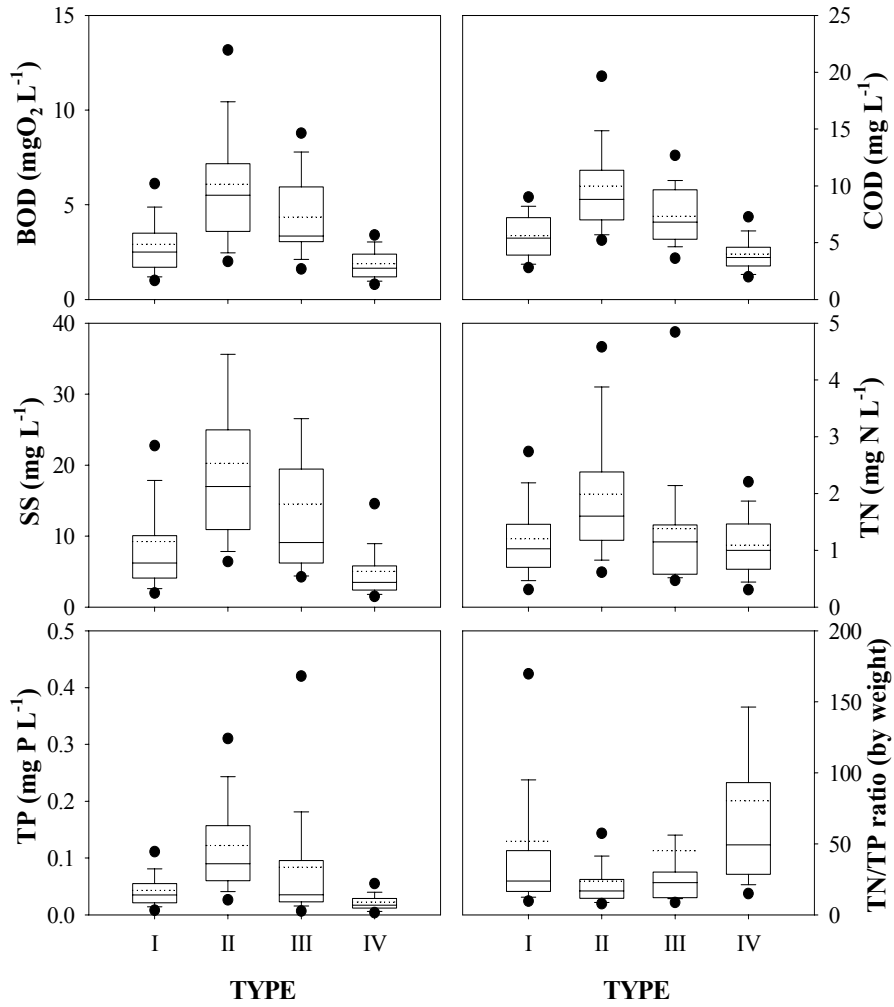
\*\* P<0.01.

## 6) 엽록소 a 농도와 수질인자간의 관계

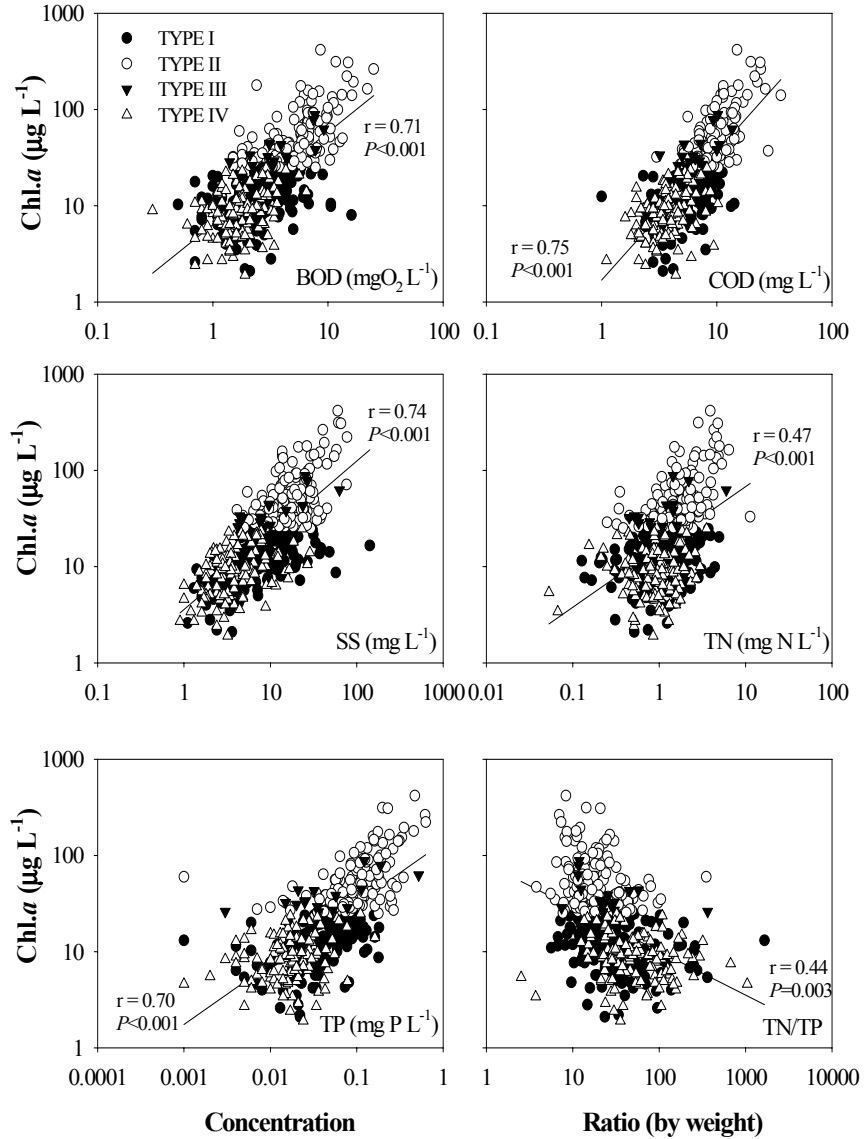
엽록소 a 농도가 높은 저수지에서 비교된 모든 수질항목의 농도가 높았으며, 유형간의 TN 농도 차이보다는 TP 농도의 차이가 크게 나타났고, TN/TP비가 낮을수록 엽록소 a 농도가 높았다 [그림 3.1.8].

각 유형에서의 TN 농도는 엽록소 a 농도가 가장 높은 TYPE II에 포함된 저수지에서 평균  $2.0 \text{ mgN L}^{-1}$  으로 TYPE IV에 비해 2배 정도 높았다. 반면에 TP 농도는 TYPE II에서 평균  $0.09 \text{ mgP L}^{-1}$  (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.

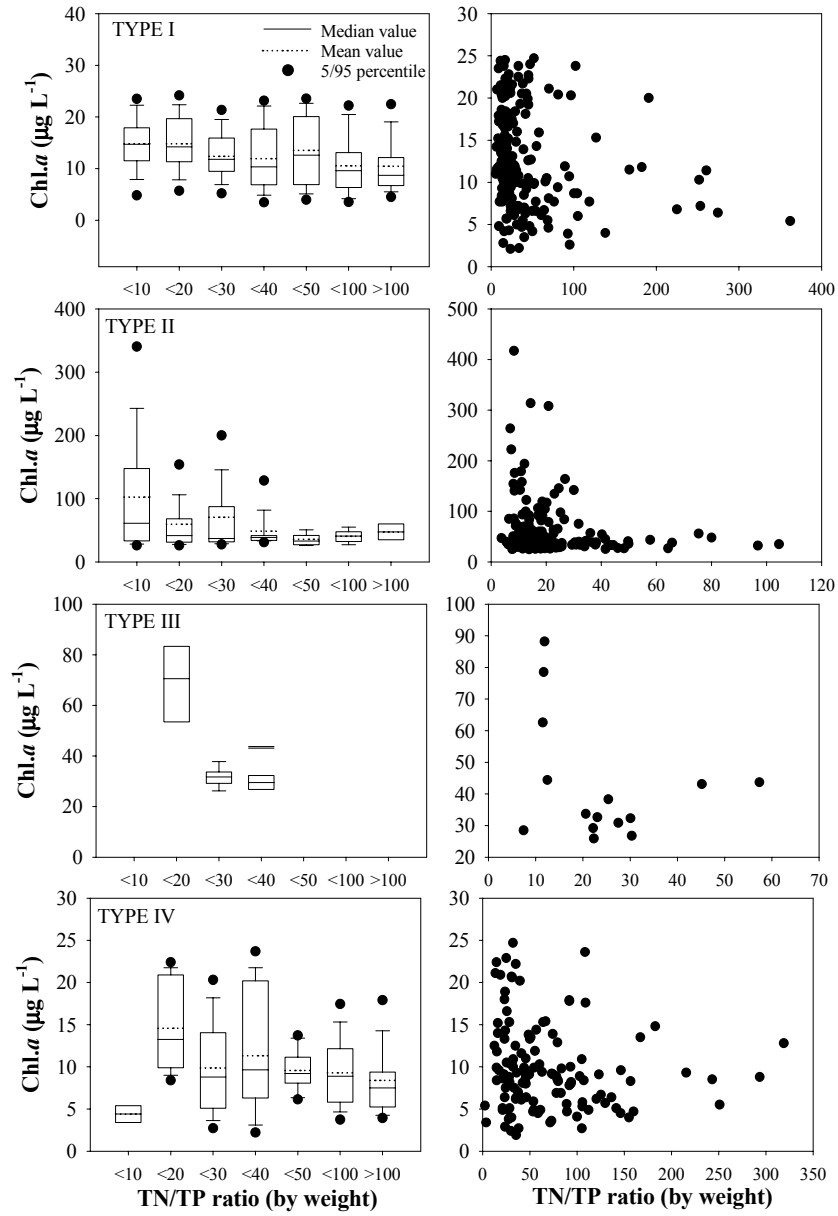
BOD, COD, SS, TP 농도와 엽록소 a 농도는 매우 유의한 양의 상관성을 나타냈으며( $r > 0.70$ ,  $P < 0.001$ ), TN/TP와는 음의 상관성을 나타냈다( $r = 0.44$ ,  $P < 0.001$ ) [그림 3.1.?] [표 ?]. TN/TP비가 증가함에 따라 엽록소 a 농도가 감소하는 경향은 엽록소 a 농도가 높은 TYPE II와 III에 포함된 저수지에서 현저히 나타났고, TYPE I과 IV에서 TN/TP비에 따른 엽록소 a 농도가 TN/TP 비 50이하에서 높았던 것과 달리 20 이하에서 높았다 [그림 3.1.?). 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[표 3.1.?).



[그림 3.1.8] 유형별 BOD, COD, SS, TN, TP 농도와 TN/TP ratio (by weight) 비교



[그림 3.1.9] 엽록소 a 농도와 BOD, COD, SS, TN, TP 농도 그리고 TN/TP ratio와의 상관성 분석



[그림 3.1.10] 유형별 엽록소 a 농도와 TN/TP ratio (by weight)와의 관계

[표 3.1.11] 엽록소 a 농도와 토지이용형태, 형태학적 특성과 수질과의 상관성 분석. DA, LA, age, PFA, UFA, 그리고 FOA는 각각 유역 면적(drainage area), 저수지면적(Reservoir surface area), 조성 시기(age of reservoir), 논면적(paddy field area), 발면적(upland field area) 그리고 산림면적(forest area)을 의미함. ( )는 저수지 개수

TYPE		BOD	COD	SS	TN	TN/TP	TP	Chl-a
I (187)	Chl-a	0.28**	0.46**	0.23**	0.25**	0.44**	-0.09	
	Age	0.17*	0.22**	0.03	-0.02	-0.02	0.14	0.15*
	DA/DL	-0.19**	0.28**	-0.09	0.14	0.17**	-0.19**	-0.05
	$\bar{z}$	-0.15*	0.27**	-0.20**	-0.09	0.08	-0.30**	-0.16*
	PFA/DA	0.21**	0.31**	0.26**	0.36**	-0.07	0.40**	0.27**
II (151)	UFA/DA	0.23**	0.40**	0.27**	0.12	-0.14	0.32**	0.18*
	FOA/DA	-0.33**	-0.47**	-0.29**	-0.20**	0.14	-0.44**	0.31**
	Chl-a	0.60**	0.62**	0.61**	0.46**	0.69**	-0.11	
	Age	0.25**	0.22**	0.29**	0.05	-0.23**	0.22**	0.32**
	DA/DL	-0.17*	-0.15	-0.11	0.06	0.10	-0.06	-0.03
III (16)	$\bar{z}$	-0.38**	0.33**	-0.28**	-0.27**	0.10	-0.28**	-0.28**
	PFA/DA	0.37**	0.30**	0.24**	0.39**	-0.18*	0.36**	0.23**
	UFA/DA	0.17*	0.13	0.26**	0.20*	-0.20*	0.24**	0.15
	FOA/DA	-0.28**	-0.23**	-0.26**	-0.31**	0.23**	-0.35**	-0.24**
	Chl-a	0.75**	.64**	0.66**	0.50*	0.56*	-0.26	
IV (132)	Age	0.35	0.61*	0.58*	0.58*	-0.05	0.50*	0.51*
	DA/DL	0.06	0.39	0.20	0.09	-0.18	0.04	0.26
	$\bar{z}$	-0.07	0.22	0.11	-0.06	-0.08	-0.14	0.04
	PFA/DA	0.69**	0.72**	0.93**	0.96**	-0.12	0.94**	0.45
	UFA/DA	0.81**	0.75**	0.86**	0.81**	-0.07	0.83**	0.77**
	FOA/DA	-0.79**	-0.78**	-0.94**	-0.92**	0.10	-0.92**	-0.67**
	Chl-a	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**	-0.07
	DA/DL	-0.13	-0.13	-0.06	-0.07	-0.03	-0.08	-0.02
	$\bar{z}$	-0.02	-0.11	-0.14	0.04	-0.06	0.01	0.02
	PFA/DA	0.15	0.23**	0.28**	0.33**	-0.11	0.36**	0.21*
UFA/DA	0.26**	0.32**	0.27**	0.28**	-0.15	0.39**	.23**	
FOA/DA	-0.27**	-0.29**	-0.23**	-0.31**	0.14	-0.34**	-0.22**	

\* P&lt;0.05

\*\*P&lt;0.01

### 7) 유형별 특성 요약

본 연구에서는 부영양화 원인인 영양염의 역할을 다양한 저수지들에서의 구조적인 특징과 유역환경 그리고 수리·수문학적 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[표 3.1.?). 그러나 유역면적이 넓고 수심이 얕다고 (TYPE I) 해서 부영양화 가능성이 높고, 유역면적이 작고 유역에서의 오염 발생 부하량이 작으며, 수심이 깊다고(TYPE III) 해서 부영양화 가능성이 적은 것은 아니었다. 이러한 결과는 부영양화에 대한 이러한 요소들의 영향이 수계에 따라 각기 다른 측면으로 반응함을 제시한다.



[표 3.1.12] 유형별 수질과 영양상태, 형태학적 특성, 토지이용현황, 유역 내 오염원밀도와와의 관계. DA, LA, age, HRT, PFA, UFA, FOA, P, NP 와 N+NP 는 각각 유역면적(drainage area), 저수지 수표면적(reservoir surface area), 조성시기(age of reservoir), 체류시간(hydraulic residence time), 논 면적(paddy field area), 밭 면적(upland field area), 산림면적(forest area), 점오염원(point source), 비점오염원(nonpoint source) 그리고 점+비점오염원(point+nonpoint source)을 의미함

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

## 다. 수질개선대책 및 유형별 적정관리방안

저수지의 수질오염방지 혹은 복원을 위한 방법은 호소외부 즉 발생원에 대한 관리와 저수지 내 즉 오염물질의 유입으로 오염된 호소를 생태학적 범위에서의 복원 기술로 구분할 수 있다.

생활하수에 기인하는 질소와 인의 고도처리, 인공습지나 자연형 하천을 통한 영양염류의 제거, 환경친화적인 농업활동의 장려 등은 유역에서 발생한 오염물질의 배출과 발생부하를 삭감하는 것이 일반적인 저수지 외적방법이며, 이외에도 유로전환에 의한 호외배출 등과 같은 방법이 있다. 저수지 내적인 방법은 일단 유입된 부영양화물질의 제거와 녹조발생과 관련된 저수지내 제반현상의 개선에 초점을 맞추며, 산화지 혹은 안정지, 저층수배수, 저니준설, 인불활성화, 생물제어 등을 통해 호소내 오염부하를 삭감시키는 방법과 희석이나 폭기, 화학약품사용 등 호소 내 조건 변경을 통한 수질개선방법이 있다.

### 1) 유역 관리 대책

#### 가) 물리적 대책

##### (1) 유로변경

##### (가) 원리

- 유입부하비율이 높은 유입하천수 혹은 오탁원 배수를 인공수로·관로 등을 이용하여 우회시켜 하류로 방류하는 방법.
- 영양염류 부하의 삭감 및 탁수의 유입 방지가 가능하고, 호소의 부영양화 제어나 탁수 장기체류 방지와 관련됨.

##### (나) 기술적 기본조건

- 고농도, 고부하의 오염유입수가 존재하는 경우.
- 대상이 되는 저수지의 수량이 유입수량에 비해서 적고, 이수계획에 영향을 미치지 않는 경우.
- 오염원 위치 및 변경유로가 지세상의 조건에 적합한 경우.

**(다) 시공·유지 관리성**

- 통상의 관로시공기술에 대응이 가능.
- 홍수시도 포함된 유로전환은 대규모적인 하천개수가 가능.
- 유로 내에 퇴적물이 퇴적되는 경우에는 이것을 제거하는 유지관리가 필요 (년 1회 정도).

**(라) 적용상의 유의점**

- 유입수의 일부를 다른 수역으로 방류하여 수량이 감소하기 때문에 이수계획의 조정이 필요.
- 홍수시를 포함한 유로전환은 치수면에서의 검토가 필요.
- 하류측에서의 방류수에 의한 2차 오염발생이 우려됨.
- 이상갈수가 장기화되면, 호소에서의 체류시간이 길어지게 되고, 호소의 부영양화 가능성도 고려해야 함.
- 연속 조사로부터 수질의 시간변동을 파악하고, 이것을 고려한 운용이 이수계획과 관련된다면 효과적인 수단이 됨.

**(마) 적용 사례**

## ○ Lake Washington, USA

Washington 호는 유역에 위치한 11개의 하수처리장으로 유입되던 2차 처리하수를 유로변경함으로써 수질을 개선한 사례로 잘 알려져 있다. 호수로부터의 유로변경은 1964년부터 1967년까지 이루어 졌고 유로변경 전 연평균 TP농도가  $64\mu\text{g L}^{-1}$ 에서 유로변경이 완료된 1972년에  $21\mu\text{g L}^{-1}$ 까지 감소하여 지류를 통해 호수로 유입되는 인 부하의 88%가 감소되었다. 엽록소 *a* 농도는 4년간의 여름철 평균농도가  $36\mu\text{g L}^{-1}$ 에서 인의 감소와 비례하여 7년간 평균농도가  $6\mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였다. 투명도는 유로변경 전 여름평균 1m에서 1970년대 중반까지 3.1m로 증가하였다. 결과적으로 1970년 이후의 호수상태는 TP농도가  $17\mu\text{g L}^{-1}$ , 엽록소 *a* 농도가  $3\mu\text{g L}^{-1}$ , 투명도는 7m 까지 향상하였다.

## ○ Lake Sammamish, USA

Sammamish호는 Washington호에서 12km떨어진 곳에 위치하고 있으며 평균 수심이 18m이고 체류시간은 0.55 yr이다. 1968년 착유장 폐수와 하수의 유로변경이 시작되었고, 유로변경에 따른 인부하의 35%가 감소함에 따라 호수에서의 TP 농도가  $33\mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $25\mu\text{g L}^{-1}$ 까지 감소하였다. 엽록소 a 농도는 50%까지 감소하여도 투명도는 유로변경후인 1970년대 초반부터 여름평균 3.3m로 큰 변화가 없었다. Sammamish호에서의 유로변경에 의한 수질개선효과는 Sammamish호와 달리 회복이 지연되었는데 이는 퇴적물로부터의 내부부하가 원인으로 판단되었다. 호수의 영양상태가 유지되는 동안 중영양 단계를 초과하지는 않았지만 심층에서의 산소결핍을 확인되었다.

## ○ Lake Norrviken, Sweden

Norrviken호는 유로변경 전 100년 동안 가정하수와 공업폐수가 유입되었고 과부영양상태의 호수이다. 유입되는 인의 87%가 유로 변경되었고, 이로 인해 호수에서의 인 농도가 감소하였다. 유로변경초기인 1969년부터 1975년까지는 호수에서의 평균 TP농도가  $450\mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $150\mu\text{g L}^{-1}$ 까지 감소하였으나 여전히 과부영양한 상태를 유지하였다. 1974년 이후에는 여름철 TP 농도가  $263\mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $100\mu\text{g L}^{-1}$ 으로 감소하였고 엽록소 a 농도는 유로변경 전  $100\mu\text{g L}^{-1}$ 이상이었으나, 유로변경 후 여름철 농도가 1980년에  $36\mu\text{g L}^{-1}$ 까지 꾸준히 감소하였다. 무기질소 농도 또한  $1000\mu\text{g L}^{-1}$ 이상에서 유로 변경 후  $100\mu\text{g L}^{-1}$ 까지 감소하였다.

## (바) 적용 시 고려사항

- 유로변경에 의한 수질개선은 내부 인부하가 적은 저수지에서 성공 확률이 높음.
- 유로 변경시 유로거리와 물을 받아들일 수 있는 장소를 고려하여 적용하여야 함.

**(사) 적용 대상 저수지**

- 유역으로부터 유입되는 유입부하량이 저수지 수질에 문제가 되는 저수지로 시설설치에 대한 부지확보가 가능한 저수지에 적용가능하나, 유입수량이 적어 저수지의 유량 유지가 어려운 곳에는 적용이 제한됨.

**나) 생물학적 대책**

**(1) 토양침투(침투여과법)**

**(가) 원리**

- 토양에 의한 여과·흡착, 식물에서의 흡수 등의 토양정화작용 중의 여과를 적극적으로 활용하고, 침투성을 양호하게 하고, 복수의 수로·침투정을 설치해서 자연적 정화작용의 촉진을 도모하는 방법.
- 급속침투법이라고도 불리며 지하수의 자양을 염두하고 실시.

**(나) 기술적 기본조건**

- 적용토양의 침투능력이 있는 적합한 크기인 겨우 ( $10\sim 30\text{mm day}^{-1}$ ).
- 인 제거에 적합한 부하하수의 유입이 있는 경우.
- 토양간극의 폐쇄를 방지하기 위해, 오탁수의 현탁성분이 적은 경우(SS  $5\text{mg L}^{-1}$  이하).
- 침투성이 양호한 토양인 경우.

**(다) 적용시 고려사항**

- 소요 토지 면적이 작기 때문에 청정하게 하기 위해서는 전처리가 필요함.
- 입자성 물질이 주로 제거되며 용전물질은 거의 제거되지 않음.
- 정화원리상 생물분해가 없기 때문에 슬러지의 처리가 필요함.

**(라) 적용 대상 저수지**

- 유역으로부터 유입되는 유입부하량이 저수지 수질에 문제가 되는 저수지로 시설설치에 대한 부지확보가 가능한 저수지에 적용가능.

## (2) 토양침투(표면유하법)

### (가) 원리

- 환경사지의 화전지 등에 적용되는 방법임.
- 간단한 살수장치로 경사지의 상단에서 오탁수를 동일하게 살포하고, 사면의 지표면을 균등하게 흐르는 사이에 정화하는 방법임.
- 사면을 유하하는 오탁수는 증발에 의한 대기로의 확산, 식물에 의한 흡수 및 지하침투 등에 의해 감소되며 지표면을 유하한 오탁수는 개수로로 통해 방류됨.

### (나) 기술적 기본조건

- 경사면의 지세조건이 처리에 적합하여야 함.
- 토양공극의 폐쇄를 막기 위해 오탁수의 부유물질 농도가  $10\text{mg L}^{-1}$  이하여야 함.

### (다) 시공·유지 관리성

- 자연정화작용을 이용한 방법이므로 지형을 고려한 설계가 바람직함.
- 토양이 단단하게 눌러져있고 현탁성분의 축적 등의 물리학적 요인 및 식물, 미생물에 의한 생물학적 요인을 원인으로 하는 막힘 때문에 슬러지를 걷어내야 할 필요.
- 생육하는 식물의 회수 필요.

### (라) 적용시 고려사항

- 살수에 의해 식물의 변화 및 주변으로의 취기 확산의 우려가 있음.
- 사용빈도가 증가함에 따라 정화효과가 급격하게 저하됨.
- 강우시의 지표면 퇴적물의 유출방지를 배려할 필요가 있음.

### (마) 적용 대상 저수지

- 유역으로부터 유입되는 유입부하량이 저수지 수질에 문제가 되는 저수지로 시설설치에 대한 부지확보가 가능한 저수지에 적용가능.

### (3) 토양침투(트렌치법)

#### (가) 원리

- 오탁수를 트렌치(trench)를 통해서 직접 토양 중으로 도입·침투시켜서, 토양입자에 의한 물리화학적 여과·흡착 작용, 토양미생물 및 식물에 의한 유기물의 분해·흡수, 토양 내 미생물학적인 산화·환원 작용 등을 활용하는 방법.
- 통상, 막힘이 없고 장기간 안정한 수질을 얻을 수 있기 때문에, 쇄석이나 모래를 충전한 후 복수의 토양트렌치를 만들어서 교대로 이용하는 경우가 많음.

#### (나) 기술적 기본조건

- 인 제거에 적합한 고부하수의 유입이 있는 경우.
- 토양공극의 폐쇄를 막기 위해 오탁수의 부유물질 농도가  $5\text{mg L}^{-1}$ 인 경우.
- 처리수량이 적기 때문에 정화대상의 규모가 적당한 경우.

#### (다) 적용시 고려사항

- 구조상, 오탁수의 침윤면이 토양 중에 매설되고 항상 처리의 상태 및 상황을 파악할 수 있는 것이 아니므로 과도한 부하 등에 의해 토양생태계가 복잡해 지지 않도록 시공에 있어서 충분한 검토가 필요함.
- 토양의 막힘을 해결하기 위해서는 트렌치의 교대사용과 동시에 토양미생물이 생식하는 환경조건을 정리할 필요성이 있음.
- 사질토양과 같은 토양에서 오탁수의 살포량을 극단적으로 증가하면, 지하수의 2차 오염을 일으키는 원인이 됨.
- 일반적으로 연속적으로 살수되기 때문에 단립구조가 교란에 의해 막히는 것이 큰 문제가 됨.

#### (라) 적용 대상 저수지

- 유역으로부터 유입되는 유입부하량이 저수지 수질에 문제가 되는 저수지로 시설설치에 대한 부지확보가 가능한 저수지에 적용가능.

## 2) 호소 관리 대책

### 가) 물리적 대책

#### (1) 준설

##### (가) 원리

- 수년간 외부로부터 오염물질이 유입된 호소의 퇴적층에는 많은 인이 포함되어 있고, 호소 내 인 순환에 중요한 역할을 함. 이에 유기물 및 영양염 농도가 높은 퇴적물을 호소 밖으로 배출하여, 내부부하를 감소시키는 방법임.

##### (나) 방법

현재 상용화 되어있는 준설기술들은 크게 호소의 물을 모두 배제시킨 후 불도저와 같은 중장비를 투입하여 시행하는 방법과, 준설선을 이용하는 두 가지 방법이 있음.

- 호소의 물을 배제시킨 후 중장비를 투입하는 준설방법은 수심이 얕고 작은 호수에만 그 적용이 가능하나, 중장비 및 준설퇴적물의 운송을 위한 트럭 등이 용이한 지점에서만 시행이 가능하며 호소생태계를 전혀 고려하지 않는 공법이란 단점이 있음.
- 최근에는 환경준설의 개념에서 개발된 흡입식 준설(본 연구과제에서 수행된 내용 참고)기술이 주목받고 있음. 이 방법으로 준설시 저수지의 물을 배제시키지 않아도 되고 내부수층의 교란이 거의 없어 친환경적 준설기술임.
- 준설선을 이용한 준설공법은 기계적 준설(the mechanical dredge), 수리학적준설(the hydraulic dredge) 및 특수목적용을 위한 준설(the special purpose dredge)로 구분됨.

##### (다) 적용효과

- 퇴적층로부터 용출되는 영양염이 수질에 크게 기여하는 경우 영양염류 통제가 가능함.
- 오락저니의 퇴적상황이 준설에 의해 제거하기에 적합한 경우 준설을 함으



로써 호소수심의 증가와 독성물질의 제거가 가능함.

- 수생식물의 성장을 조절할 수 있음.

#### (라) 적용상의 유의점

- 저서생물에 대한 영향을 고려해야함.
- 준설토량의 처리 및 처분지를 확보해야 함.
- 준설시나 준설직후 저질표면의 교란에 의해 영양염 용출량이 증가하여 일시적으로 수질이 악화될 수 있음.
- 저니의 성상 및 유기물, 영양염 함유량을 파악해서 준설의 구역이나 심도를 결정함.
- 준설시 퇴적층 내에 있던 독성물질이 용출되어 확산될 수 있음.

#### (마) 적용사례

##### ○ Lake Trumme, Sweden

스웨덴 서쪽 중심에 위치한 Lake Trumme은 수심이 얇은 호수이며, 내부 부하에 의해 오염된 수심이 낮은 호소가 준설을 통해 복원된 좋은 사례이다. 1894년부터 인근 병원으로부터 생활하수의 유입이 있었으며(Sjön Rtummen I Växjön, 1977), 1936년부터는 인근지역의 정화조로부터의 하수유입이 시작되었다. 1943년에는 섬유공장으로부터의 폐수가 유입되면서 겨울철 winter kill이 자주 발생하게 되었다. 1959년부터 하수의 유입을 금지시키는 한편 방직공장의 폐쇄 등 대대적인 점오염원의 관리가 있었으나 호수의 수질은 개선되지 않았다. Lund 대학에 의해 1966년~1967년에 걸쳐 실시된 육수학적 조사결과 호소퇴적층 상부1m에서 상당한 양의 영양물질이 용출됨을 알게 되었다. 이러한 내부기원 유기물의 감소를 위해 1970년과 1971년, 두 차례에 걸쳐 0.5 m의 준설이 실시되었으며 (Björk, 1974), 호수의 평균수심이 1.1~1.75 m로, 최고 수심이 2.1~2.5 m로 향상되었다. 이 기간 동안 준설한 퇴적물의 총량은  $30 \times 10^5 \text{ m}^3$ 이었다.

준설 후 퇴적층의 표층 P농도가  $2.4 \text{ mg L}^{-1}$ 에서  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$ 로 감소하였으며 (Sjön Rtummen I Växjön, 1977), 수층에서는 총인이 90%의 감소( $600 \text{ g L}^{-1}$ 에서  $70 \sim 100 \text{ g L}^{-1}$ )를 보였다. 총인의 감소는 여름철에 가장 높은 것으로 나타났다.

총질소의 경우도 80%( $6.3 \text{ mg L}^{-1}$  에서  $1.3 \text{ mg L}^{-1}$ )의 감소를 보였으며 투명도 역시 23cm에서 75cm로 향상 되었다. 1차생산량도 준설전인 1968~1969년의  $370 \text{ g C m}^{-2}$ 에 비해 준설 후인 1972년~1973년에는  $225 \text{ g C m}^{-2}$  로 감소하였다 (Cronberg *et al*, 1975).

○ Lake Lilly, WI, USA

Lake Lilly는 37ha규모의 호수로 미국 위스콘신 주의 서북쪽에 위치해 있으며 유역면적은 155ha로 농토가 그 대부분을 차지하고 있다. 부유성 수생식물 등의 침전으로 호수의 최고 수심이 1.8 m, 평균 수심이 1.4 m까지 감소되었으며, 부패가 진행 중인 식물퇴적물이 호수 하상에 10m이상 형성되었다. WDNR(The Wisconsin Department of Natural Resources)의 조사결과 퇴적물의 침전속도는  $0.5 \text{ cm yr}^{-1}$ 에 달하였다(Dunst, 1981). 이와 같은 호수의 오염은 winter kill등을 유발하였으며, WDNR은 호수의 어류의 감소를 막기 위해 호수의 수심을 6m 까지 확보하기 위해  $665 \times 10^3 \text{ m}^3$ 의 준설을 계획하였다. 시행 초기에는 수문학적 흡입 펌프방식이 채택 되었으나 퇴적토의 점성이 강하여(specific gravity equaled 1.02) 커터헤드 방식의 준설로 설계가 변경되었다. 준설작업은 1978년 7~10월, 1979년 5~8월에 걸쳐 두 차례 실시되었다. 준설 전 호수의 TIN(Total Inorganic Nitrogen)은 측정 한계에 가까웠으나, TP(Total Phosphorus)의 농도는 7~9월 중  $40 \mu\text{g L}^{-1}$ 이상을 나타내었다. 이러한 TP의 증가에도 조류의 대발생 현상은 나타나지 않았으며, 이는 호수 표면에 탁류로 인한 빛 제한을 받았기 때문이다. 높은 인농도는 퇴적층에서 식물잔여물들과 필라멘트성 조류의 부패에서 기인 한 것으로 추정되었다. 준설 기간 중 TP농도의 증가는 작업 중 퇴적층의 교란에 의한 것으로 생각되었다. DO의 경우 실험기간 중 1979년 2~4월을 제외한 모든 기간 동안  $6 \text{ mg L}^{-1}$ 을 유지한 것으로 나타났다. DO의 갑작스런 감소는 1978년 가을의 TIN 과 TP의 갑작스런 상승에 의한 것으로 생각되었다.

준설기간 중 퇴적층에서의 암모니아의 용출로 TIN의 증가현상이 관찰되었으나 (Dunst, 1981) 점차 안정되는 현상을 보였다. TP의 경우도 TIN과 비슷한 양상을 보여 주었으며 준설 기간 중에는 TP의 상승현상이 두드러졌다. 조류의 변화는 영양염의 변화에 따라 비슷한 양상을 보여 주었으며, 1차생산량은 1976년의  $185 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  와 1977년의  $140 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 에서 1978년에는  $1000 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 이상으로 상승하였다. 그러나 준설 직후인 1981년보다 10년 후인 1989

년에 수질개선이 관측되었다. TP의 경우 준설 후 상당한 감소를 보였으며, Chl-a의 경우에는 약간의 증가를 보였으나 이전과 큰 차이는 보이지 않았다. 장기적인 효과를 볼 때 Lilly 호에서 엽록소  $a$  변화는 1989년 4월~9월 사이에  $0.9\sim 5.3\mu\text{g L}^{-1}$ 의 변화를 보였으나 이전과 같은 수화현상은 나타나지 않았다. 같은 기간 투명도는  $5.9\sim 3.2\text{ m}$ 를 나타내었다. 1989년 TP와 TIN이 5월과 8월에 측정되었다. TP는  $9\mu\text{g L}^{-1}$  과  $12\mu\text{g L}^{-1}$ 로 준설이전의 농도인  $30\sim 60\mu\text{g L}^{-1}$ 보다 현저히 감소했으며, 총 무기질소(TIN)농도는  $20\mu\text{g L}^{-1}$ 이하로 검출되어 TP와 함께 현저히 감소한 것으로 나타났다.

#### ○ 국내 사례

국내에서 이루어진 준설은 대부분 홍수통제, 항만건설, 수로유지 및 호소 하천의 유량관리를 목적으로 대부분 시행되었으며, 1980년을 기점으로 수질개선을 위한 준설이 이루어지기 시작하였다. 총 3백만 $\text{m}^3$ 이상의 퇴적물이 마산만, 공지천, 경포호, 호암지, 한강 등에서 수질개선을 목적으로 준설되었으나(마산시, 1992; 서울특별시, 1993; 속초시, 1995) 준설 시 발생하는 2차 오염에 대한 방지 및 준설토의 운반, 처리 및 투기 등의 과정에 있어 기존의 하천정비, 골재채취, 및 홍수통제를 목적으로 한 준설 사업과 큰 차이는 없었다. 1994년부터 1997에 수질개선을 위해 실시한 준설작업은 2차오염의 방지를 위한 진공 흡입식 준설을 실시하였으나(현대산업개발주식회사, 1998) 퇴적물 제거기준 및 경제성의 고려, 그리고 준설퇴적물의 처리 방안이 미흡한 실정에서 이루어졌다[표 3.1.7].

[표 3.1.13] 수질개선을 목적으로 시행된 국내퇴적물 준설 사례

대상수역	지역	방법	기간	면적(ha)	제거량( $\times 10^3\text{m}^3$ )	준설토 처리
공지천	춘천시	펌프	88~90년	45	435	고수부지 유용토
마산만	마산시	펌프	88~92년	516	2061	호안매립
경포호	강릉시	펌프	93년	20	60	매립
호암지	충주시	펌프	94년	14	61	매립
주문진항	주문진	펌프	97년	-	234	해양투기
한강	서울시	펌프	94년~97년	-	526	매립

출처: 한국환경정책평가연구원, 1998.

(바) 적용 대상 저수지

- 외부부하에 비해 내부부하에 의한 수질악화가 우려되는 저수지로 수심이 얕고 비교적 규모가 작으며 준설장비의 운반이 용이하고 주변장치를 설치할 수 있는 수변구역이 있는 저수지

자료 :

- 속초시, 1995. 청초호 퇴적물 준설사업 실시 설계 보고서.
- 서울특별시 한강관리사업소, 1993. 한강하류 수질보전 대책수립조사 보고서, pp. 379-404.
- 마산시, 1992. 마산만 퇴적오니 준설 2단계 실시 설계 보고서.
- 한국환경정책평가연구원. 1998. 호소 및 하천 오염퇴적물 관리방안.
- Dunst, R. 1980. "Sediment problems and lake restoration in Wisconsin," in Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances, S. A. Peterson and K. K. Randolph, Eds. Proc. 5th U.S./Japan Experts Meeting. EPA Ecol. Res. Ser. Rept. EPA-600/9-8-044.
- Dunst, R. C. 1981. "Dredging activities in Wisconsin's lake renewal program," in Restoration of lake and Inland Water: International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration. EPA-440/5-81-010.
- Cronberg, G., Gelin, C., and Larsson, K. 1975. Lake Trummen restoration project II. Bacteria, phytoplankton, and phytoplankton productivity. Vech. Int. Verein. Limnol, 19: 1088.
- Björk, S. 1974. Europhian lake rehabilitation activities. Plenary Lecture of the Conference on Lake Protection and Management. Madison, WI.
- Sjön Trummen I Växjö Förstörd, Restaurerad, Pännyttfodd. 1977. Länsstyrelsen i Kronobergs Län, Växjö Kommun.

## (2) 심층포기

### (가) 원리

- 성층이 형성된 호소의 심층에서 성층을 파괴하지 않고 산소를 주입하여 심층의 무산소 상태를 방지함으로써 생물의 서식 공간 확보와 더불어 퇴적물로부터의 인 용출을 억제하는 방법임.

### (나) 포기방법

- 심층수를 호수가로 펌핑하여 폭기후 심층으로 반송함으로써 심층의 수온증가를 최소화하는 방법으로 사용되는 Mechanical agitation 방법과 순수 산소만을 주입하는 pure oxygen injection, 그리고 공기를 주입하는 방안 Injection of air가 있으며 이중 공기를 주입하는 방법이 가장 널리 사용되고 있음.

### (다) 효과

- 인이 퇴적물로부터 수체로 용출되는 것을 방지하고 철과의 공침으로 수체 내 인의 침강이 증가됨.
- 생물의 서식지가 확대 될 수 있음.

### (라) 적용상 유의점

- 포기량이 너무 과도하면 심층수가 표층으로 상승할 우려가 있음.
- 수심이 12~15m 이상에서 적용 가능함.
- 심층의 최대 부피 및 심층산소소비비율을 계산하여 적절한 aerator를 결정해야 함.
- 충분한 산소공급을 위한 air-flow rate를 계산함.
- 철이나 알루미늄과 같은 응집제를 투여하면 인을 불활성화 시키는데 매우 효과적임.
- 수온약층의 파괴로 영양염류가 풍부하고 산소 농도가 낮은 물이 표층으로 이동하면 악영향을 줄 수 있음.

(마) 적용 대상 저수지

- 수심이 깊고 여름철 심층 무산소 층이 형성되며, 내부부하가 비교적 큰 저수지

(3) 전층포기

(가) 원리

- 간헐식 공기양수관 등에 심층수를 양수해서 호소 내 전층을 순환시키는 방법.
- 수온약층을 파괴하고, 저층수의 용존산소 개선효과에 의한 퇴적층으로부터의 인용출을 억제함.
- 혼합층 수심의 증가로 유광대 아래까지 식물플랑크톤을 이동시켜, 광 이용도를 낮추어 식물플랑크톤의 성장을 억제함.

(나) 정화효과

- 광합성에 이용될 수 있는 빛이 제한되고 정수압이 급속하게 변하며, CO<sub>2</sub>농도와 pH 변화 등으로 조류의 천이가 일어나고 생체량이 감소할 수 있음.
- 표층에서 조류의 스컴 형성을 완화시키는 등 정화효과를 기대.

(다) 시공·유지 관리성

- 포기시설로서 콤프레샤, 송기관, 산기장치 등이 필요함.
- 대형기계의 가동으로 항시 다량의 전력에너지를 필요로 함.

(라) 적용상 유의점

- 포기시 여름철 표층수온이 낮아질 수 있기 때문에 표층수를 방류하는 댐에서는 하류의 수온저하에 의한 영향을 고려해야 함.
- 퇴적물 부상에 의한 영양염이 표층으로 이동 할 수 있으며 탁도가 증가할 수 있음.
- 성층파괴에 의한 심층수온의 상승에 따른 퇴적층에서의 영양염 용출 고려
- 혼합에 따른 수온차이는 3℃이하로 유지.
- 호수의 크기에 부적절한 폭기 장치를 설치하거나 위치선정이 잘못되면 심

층의 영양염류가 용출되어 중층의 저산소층이 나타나거나 표층까지 영양염류가 공급되어 조류의 대량번식이 발생하며 심층의 수온증가로 냉수어 종의 서식지가 제한될 수 있음.

#### (마) 적용사례(국내)

##### ○ 달방댐

1995년부터 1997년까지 약 3년간에 걸쳐 강원도 동해시에 위치한 달방댐에서 호소의 중심축을 중심으로 6기의 높낮이 조절형 간헐식 수중 폭기시설을 설치하여, 수질변화를 연구하였다. 달방댐은 식수원으로 사용되고 있으며 폭기시설 설치 전 여름철에 남조류가 대량 발생하여 수돗물에서 악취가 발생, 민원이 발생하는 등, 식수원으로 사용하기 곤란하였다. 폭기설치에 따라 성층이 파괴되었으며, 심층의 용존산소 농도가 증가하였고 총인 농도는 1995년에  $15\sim 40 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서 폭기시설 설치 후 1997년에  $15\sim 30 \mu\text{g L}^{-1}$ 까지 감소하였으나 총질소는  $0.8\sim 2.0 \text{ mg L}^{-1}$ 로 큰 변화가 없었다. 조류 종 조성에 있어서는 폭기전 우점종인 남조류가 규조류로 바뀌었고 식수원으로서의 사용상 문제가 되었던 냄새도 사라졌다. 수층혼합에 의해 식물플랑크톤 생물량은 전 수층에 고루 분포하였으나, 총 생물량은 폭기 이후 증가하는 경향을 보였다.

#### (바) 적용 대상 저수지

- 여름철 남조류가 우점하는 비교적 수심이 깊은 저수지로, 수층혼합에 의한 심층에서의 인 공급이 적은 조건의 내부부하가 작은 저수지에 적용가능.

### (4) 회석

#### (가) 원리

- 오염된 호소물에 오염이 덜 된 물을 혼합함으로써 영양염류의 농도를 낮추고, 유량에 증가에 의해 호소의 순환을 촉진시키고, 체류시간을 감소시키는 방법.

**(나) 효과**

- 호소 순환의 촉진, 교환율의 변화에 의해서 수질정화를 도모함.
- 영양염류의 농도 저하뿐만 아니라 유량증가로 체류시간이 단축됨.
- 식물플랑크톤, 영양염을 유출시킴으로써 호내의 생물증식능력을 억제시킴.

**(다) 희석수 사용의 장·단점**

- 물의 사용이 가능하다면 상대적으로 적은 비용이 듦.
- 제한영양염류를 줄일 수 있다면 효과가 즉각적으로 나타나거나 확실함.
- 희석수의 영양염류 농도가 낮지 않더라도 물리적으로 조류를 제어할 수 있음.
- 영양염류의 농도가 낮은 희석수를 사용하여야 함.
- 방류수 증가로 하류에 미치는 영향을 고려해야 함.
- 방류량과 유입량을 조절할 수 있는 시설이 필요하며 조건에 따라 비용의 변화가 큼.

**(라) 적용상의 유의점**

- 수량이 적을 시에는 정화효과를 기대할 수 없는 경우가 있음.
- 도수로를 위해 용지의 확보가 필요함.
- 홍수시 대책 등 치수면에서의 검토가 필요함.
- 수행 전에 인농도와 유량을 고려한 인부하모델을 수행하여 호소내의 인농도와 조류성장을 예측하는 것을 권장함.

**(마) 적용사례**

○ Lake Moses, WA, USA

Moses호는 희석방법에 의해 수질이 개선된 가장 좋은 성공사례의 호수로 워싱턴주 동부에 위치하고 있다. 1977년부터 봄과 초 여름동안 Columbia 강으로부터 운하를 통해 희석수가 호수의 Parker Horn지역으로 유입되었다. 1982년에는 Parker Horn지역 외에 Pelican Horn까지 펌핑에 의해 희석수를 공급하였다. Parker Horn 지역에서는 희석수가 공급되는 동안 계속하여 수질개선효과가



나타났으나 South Lake지역에서는 하수의 유입으로 효과가 나타나지 않았다. 그러나 1984년 이 지역으로 유입되는 하수를 유로변경함으로써 수질이 향상되었다. 1977년부터 1988년까지 사용된 12년간의 희석수 평균량은  $169.4 \times 106 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ 이었고 Parker Horn지역의 희석률은  $17\% \text{ d}^{-1}$ 로 나타났다. Parker Horn과 South Lake에서 처리전에 비해 수질이 50%정도 개선되었고 지하수와 하수가 유입된 Pelican Horn는 초기에는 큰 효과가 없었으나 하수의 유입을 변경한 이후 크게 향상되었다.

#### ○ Lake Green, WA, USA

워싱턴 주 시애틀에 위치하고 있으며, 호수주변 1.6km내에는 47,000명이 거주하고 있다. 희석에 의한 수질개선이 1960년에 제안되었고, 1962년 시행되었다. 1965년부터 1978년까지 두개의 cascade mountain streams를 원수로 하는 Seattle domestic supply로부터 영양염류 농도가 낮은 물을 유입시킴으로써 평균 희석률이 3배( $0.88 \text{ yr}^{-1} \rightarrow 2.4 \text{ yr}^{-1}$ ) 증가하였다. 희석수가 유입 직후 몇 년 동안에는 엽록소 *a*, TP, 투명도의 뚜렷한 향상이 있었다. 투명도는 여름동안 거의 4배정도 증가하였고 엽록소 *a* 농도는  $45 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $3 \mu\text{g L}^{-1}$ 까지 약 65% 감소하였다. 여름평균 TP 농도는  $65 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $20 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였고 조류 중 중 남조류의 감소가 현저히 나타났다. 희석 시작 후 68년에 모니터링이 중지되었고 1981에 다시 모니터링 되었다.

그 결과 여름철 엽록소 *a* 농도와 TP 농도가  $38 \mu\text{g L}^{-1}$ 과  $55 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 증가하였는데 이는 1970년대 후반에 희석수 감소에 따른 것으로 예측되었다. 1982년에 희석수 공급이 중단된 이후에는 남조류가 대량 발생하였고 이는 내부하에 의한 것으로 나타났다.

#### (바) 적용 대상 저수지

- 희석수를 사용할 수 있는 수원이 인근에 위치하고 있어야 하며, 수환경에 대한 수원확보 외 보전가치가 있는 경우에 적용할 수 있으나, 국내의 기후여건상 대부분의 저수지 수원이 부족하기 때문에 적용이 곤란함.

**(5) 선택적 방류**

**(가) 원리**

- 호소 내에 수온 또는 염분에 의한 성층 형성시나, 부유물질의 수직분포의 차가 있는 경우, 그 상황에 따라서 수괴를 선택하여 방류하는 방법.

**(나) 적용대상**

- 호소 면적이 적고 수심이 깊은 경우.
- 호내의 수질, 생물분포의 연직 분포차가 크고 성층이 형성된 경우.
- 게이트조작이나 펌프에 의한 선택취수가 용이한 경우.

**(다) 시공·유지 관리성**

- 시설, 장치로서 특수시공이 필요함.
- 수리조건에 따른 선택게이트의 운용이 필요하고 통상의 댐 관리 운용에 대응이 가능함.

**(라) 적용상의 유의점**

- 방류수의 수온 및 수질 등의 변화로 인해 하류수역의 수환경에 미칠 수 있는 영향을 고려한 게이트의 운영이 중요함.
- 평수기에는 저류량이 부족하여 운영이 곤란한 경우가 있음.

**(마) 적용 대상 저수지**

- 국내 저수지의 방류는 선택적 방류가 어려운 방류구 형태를 가지고 있기 때문에 저수지내의 물을 선택적 방류하는 것은 어려움이 있음.
- 그러나 여름철 집중강우시 유입되는 많은 유입수가 수질에 문제가 되고, 유입지점과 유입수를 도수하여 방류하고자 하는 곳까지의 거리가 가까운 저수지에서는 적용할 수 있음.

## (6) 퇴적물의 피복

### (가) 원리

- 유기물이나 영양염의 용출부하가 큰 퇴적층에서 화학적으로 안정한 물질을 피복하여, 퇴적층으로부터의 용출을 억제하는 방법임.

### (나) 차단제

- 플라스틱, 모래, 자갈, 진흙 : 구입이 용이한 반면, 효율성이 떨어짐.
- 무기토양 : 정수식물이 성장할 수 있는 매질로 이용.

### (다) 장·단점

#### ○ 장점

- 독성물질이 용출되지 않음.
- 적은 곳에서는 피복이 쉬움.
- 제거가 가능.
- 퇴적층에 설치하므로 경관훼손이 없음.

#### ○ 단점

- 경제성이 적음.
- 수표면이 넓은 곳이나, 호소바닥에 방해물이 있는 곳에서는 피복하기가 용이하지 않음.
- 차단재가 빛에 의해서 분해될 수도 있음.
- 피복 중에 피복재가 손상될 수도 있음.
- 효과가 일시적임.
- 피복 재료에 중금속 등의 유해물질이 포함되어 있는 경우 2차 오염의 우려가 있음.
- 피복하기 전 슬러지의 준설 또는 수생식물의 제거가 필요가 있음.
- 저서생물의 자연환경이 변화가 야기될 수 있음.

**(라) 적용 대상 저수지**

- 퇴적물 관리가 필요하고 저수지에 적용가능.

**(7) 수위감소****(가) 원리**

- 호소에서 물을 강제로 배수하여 수위를 일시적으로 낮추어 어류를 포획하거나 수생식물과 침전물제거를 용이하게 하는 방법으로 미국이나 유럽의 여러 호수들에서 나타나고 있는 과도한 수생식물의 성장을 조절하는 방법으로 사용되고 있음.

**(나) 적용 시 유의사항**

- 다른 수질개선방법을 병행하여 처리비용을 줄일 수 있음.
- 장기간 낮은 수위를 유지하는 경우, 생태계와 침전물의 화학적인 변화로 원하지 않는 효과를 가져 올 수 있음.
- Siphon이 필요하기 때문에 자연호에서 적용하기에는 어려움.
- 배수시 수온의 변화로 냉수성 어종 등의 생물상이 변화 될 수 있음.

**(다) 적용사례**

○ Louisiana Impoundments, LU, USA

미국 북부의 루지애나에 위치한 Lafourche 저수지는 *Ceratophyllum demersum* (coontail)이 저수지 면적의 80%를 차지하고 있다. 겨울에 일시적인 수위저하를 실시하여, 수위저하가 *Ceratophyllum demersum* 생체량 변화에 미치는 영향을 조사한 결과 60%의 *Ceratophyllum demersum*가 제거되는 것으로 나타났다.

루지애나에 위치한 Anacoco 저수지에서는 *Potamogeton* sp.와 *Najas quadalupensis*가 저수지 면적의 40%를 차지하였다. 이러한 수생식물의 생체량을 조절하기 위해 여름중순부터 10월 중순까지 약 1.5m 정도 수위를 저하시켰고, 그 다음해의 2월 중순에 물을 다시 채웠다. 그 결과 *Potamogeton* sp.와 *Najas quadalupensis*의 생체량이 급격히 감소하여 저수지 면적의 5%만 차지하

는 효과를 얻었다.

Bussey저수지에도 *Potamogeton* sp.와 *Najas quadalupesis*가 저수지 280ha에 걸쳐 서식하고 있다. 이러한 수생식물의 생체량 감소를 위해 10월에 수위를 저하시켜 그 다음해에 다시 채웠다. 그 결과 물이 채워진 다음의 여름에 이러한 종들의 서식면적이 16ha로 감소하여 약 90%정도 감소하는 것으로 나타났다. Anacoco 와 Bussey저수지에서의 수위감소에 따른 생체량의 큰 감소는 *Potamogeton* sp.와 *Najas quadalupesis*가 수위저하에 민감하게 반응하는 종이기 때문인 것으로 예측되었다.

○ Ocklawaha 저수지, FL, USA

플로리다 중심부에 위치한 Ocklawaha 저수지에서의 우점식물은 주로 *Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa*, *Hydrilla*, *Water hyacinth*, *Pistia stratiotes* (*water lettuce*)이며, 이러한 수생식물의 생체량을 감소시키기 위해 수위를 1.5m 감소시켰다. 물을 다시 채운다음 두 번째 성장기간 끝에 *Ceratophyllum*은 47%, *Egeria*는 56%가 제거되었다. 반면에 *Water hyacinth*는 3,300%, *Hydrilla*는 6,440% 증가한 것으로 나타났으며, 이 두 종의 생체량조절의 실패요인은 결빙이 없는 온화한 겨울날씨에 의해 동결건조의 효과가 낮았기 때문으로 판단되었다.

Fox 호에서는 *Hydrilla*의 과도한 성장에 어업활동이 방해되었고, 이로 인해 1979년 1~4월, 1979년 11월부터 1980년 4월에 걸쳐 수위를 감소시켰다. 결과 *Hydrilla*는 효과적으로 제거되었으나 대신 cattail이 번식하였는데 이는 cattail이 건조한 토양에서 싹이 트는 종으로 물이 채워진 이후에 유일하게 생존한 관속식물이기 때문이었다.

○ Candlewood호, USA

Candlewood호에서는 레크레이션 활동을 방해하는 *M. spicatum*을 제거하기 위해 1983년부터 1984년 겨울에 수위를 2m 정도 저하시켰고, 1984년에서 1985년 겨울에는 2.7m 로 수위를 저하시켰다. 수위저하와 함께 퇴적물의 건조와 동결로 인해 *M. spicatum*이 제거되었다. 그러나 노출된 호수 바닥의 퇴적물에 수분이 남아 있는 지역은 여름에 *M. spicatum*이 성장하였고 노출되어 동결된

지역에서는 *Najas minor*과 *N. felxilis*가 침투하여 서식하였으나 물이용에 방해  
를 줄 정도의 서식 밀도를 가지지는 않았다.

○ Oregon reservoir, OR, USA

포틀랜드에 위치한 Oregon저수지는 *M.spicatum*의 생체량을 조절하기 위해  
수위저하를 시도하였으나 실패한 사례이다. 겨울철 수위를 저하시켰고  
*M.spicatum* 뿌리는 1~4℃의 기온에서 32시간동안 노출시켰다. 퇴적물 위  
milfoil 생체량은 제거되었으나 뿌리 윗부분은 영향 받지 않고 3월에 다시 성장  
하기 시작하였다. 이는 퇴적물의 수분함유능력과 높은 강수량은 수위저하 시기  
동안 뿌리에 수분이 지속적으로 제공되었기 때문이었다. 저수지는 수위저하  
이전의 수위로 다시 보충되지 못했고, 7월에 노출된 지역에 milfoil 이 다시 자라  
제초제를 사용해야 했다. 결과적으로 수위저하 기술은 비가 많이 오고 겨울에  
춥지 않은 지역에서는 효과가 크지 않음을 제시한다. 또한 저하된 수위의 복구  
가 어려울 수도 있기 때문에 과거의 강수량을 통해 수위보충 기간 동안 필요한  
빗물의 양을 예측하고 적용여부를 결정해야 한다.

(라) 적용 대상 저수지

- 수생식물이 과밀하고 있으며, 수질에 문제가 되는 저수지에서 적용가능.

(8) 수초제거

(가) 원리

- 수초 등의 식물은 분해시 많은 양의 용존산소를 감소시켜 어류패사를 유발  
할 수 있음.
- 겨울에 사멸될 수초를 인위적으로 제거하여 수초의 분해를 줄임으로써 용  
존산소의 감소를 막고 분해시 용출될 영양염류를 사전에 차단하는 기술임.
- 수초제거선이나 인력을 동원하여 제거함.

(나) 제거방법

- 직접 손으로 제거(hand removal)

- 유해한 수초를 제거하기 위한 방법으로 운하같은 수심이 낮고 지역에서 많이 사용함.
- 물고기가 산란하는 장소나 아름다운 장소와 같이 민감한 환경에서 사용.
- 잠수부를 이용하거나 흡입 준설(diver dredging)
  - 유해한 식물의 뿌리와 줄기를 제거하기 위하여 개발됨.
  - 선택적인 수초 제거가 가능하나 비용이 많이 듦.
  - 군집의 밀도가 높을 때는 제거 속도가 느림.
- 수초제거선
  - 유해한 수초의 즉각적 제어가 가능하고 군집의 밀도가 높을 때에도 사용이 가능함.
  - 잘려진 식물을 수집해서 제거해야 함.
  - 수초에 모여 사는 작은 물고기를 죽일 수 있으며, 수심에 제한을 받음.

#### (다) 적용 대상 저수지

- 수위저하방법과 동일

### (9) 조류제거

#### (가) 원리

- 호소에서 발생한 조류를 채취하고, 분리·농축·소각 등의 처리에 의해 수질 개선을 도모하는 방법임.
- 영양염류를 먹이원으로 하고 있는 조류를 직접 제거하므로 효과적인 영양염류 제거 방법이 됨.
- 조류제거선을 사용하는 것이 일반적임.
- 조류 농축방법으로는 원심분리식, 가압부상식, 여과식 등이 있음.

#### (나) 적용시 유의사항

- 조류제거 전에 호소 내 조류의 수직수평분포 특성, 계절적 발생 특성 등을 파악해야 함.
- 조류제거선과 처리장치를 조합시키는 것이 합리적임.
- 어업권이 설정되어 있지 않은 수역에서만 적용 가능함.

- 스컴이 형성되어 있지 않은 조류의 효과적인 회수가 중요함.
- 최종처분의 단계에서 악취의 발생이 예상되는 경우, 고온소각 및 탈취대책이 필요함.

#### (다) 적용사례

##### ○ 일산호수공원

1995년 경기도 일산신도시내 택지개발사업과 함께 도시근린공원으로 조성된 일산호수공원은 2개의 인공호와 1개의 자연호로 구성되어 있다. 1995년 4월 호수담수가 시작된 이래 이듬해 1996년 호수내 녹조가 발생하여 수질관리의 문제점이 나타났다. 이에 호수 내 최적의 수질관리를 위해 목표수질관리와 수처리시설물의 적정성에 관한 연구검토 결과 용수유입시설, 호수 내 저면폭기시설, 순환수의 가압부상법을 이용한 처리시설 등을 보강하여 수질개선효과를 이루어 있는 대표적인 사례이다.

가압부상법에 의한 순환처리 수량은  $2,00\sim 4,000\text{m}^3\text{d}^{-1}$ 로 처리시간은 12~24시간으로 설치되었다. 가압부상법은 호수수질에 따라 3월 중순이나 4월초부터 11월까지만 가동하며 동절기에는 수처리시설의 배관동파 우려가 있으므로 가동을 미리 중단하고 보온할 수 있도록 하였다. 가압부상법의 처리결과 처리시설의 COD제거율은 하계 및 추계에 유입수 농도가  $6\sim 7\text{mg L}^{-1}$  정도였으나 처리수의 COD농도는  $2\sim 3\text{mg L}^{-1}$  정도로 처리효율을 약 50~80%까지 유지할 수 있는 것으로 조사되었다.

#### (라) 적용 대상 저수지

- 비교적 소규모의 부영양한 저수지로, 내부부하가 큰 저수지.

#### 나) 생물학적 대책

##### (1) 원리

- 생태계의 먹이사슬내의 섭식·포식의 관계를 이용해 수질을 개선하는 방법으로 인위적으로 동·식물플랑크톤과 수생식물 그리고 어류 등을 호소에서 제거.



- 영양염류제어 중심으로 관리되어 왔던 전통적인 제어방안 대신, 호소에서 생물학적 구성요소들의 조작을 통하여 수질을 개선하는데 그 목적이 있음.
- 예로 육식성 어류를 증가시켜 동물플랑크톤을 잡아먹는 어류를 감소시키고, 그 결과 동물플랑크톤을 증가시켜 식물플랑크톤을 감소시키는 기작을 이용

### (2) 적용상의 유의점

- 호소에서 가장 높은 단계의 소비자를 조작한 것이 성공됨.
- 전형적으로 작고 얇은 폐쇄성 수역에서 성공적으로 수행되는 경향이 있음.
- 생태계에 따른 일차생산자의 특성, 먹이사슬의 구조와 강도, 상향식 조절요인으로서의 환경요인으로서의 환경요인 등을 고려해야 함.
- 성공적으로 수행하기 위해서는 위와 같은 환경요인의 영향과 각 생물군집의 특성, 먹이사슬의 구조 및 강도를 확인할 필요가 있음.

### (3) 적용사례

#### ○ Lake Michigan, USA

Michigan호는 수질개선을 위해 생물조절방법을 사용하였다. 1900년대 초 상업적 남획과 바다로부터 칠성장어의 침입으로 민물송어와 같은 호수의 상위 육식성 어류(piscivore)밀도의 감소를 초래하였다. 특히 청어와 같은 작은 치어를 섭식하는 어류는 50년대에 육식성 어류의 감소로 인해 우점하게 되었다. 청어의 선택적 섭식능력으로 크기가 큰 동물플랑크톤이 사라지고 크기가 작은 동물플랑크톤이 우점하게 되었다. 이로 인해 동물플랑크톤에 의한 조류섭식이 감소하여 조류의 생체량이 증가하였고 투명도가 감소하였으며 영양염 부하도 증가하게 되었다.

청어 생체량을 줄이기 위해 육식성어류인 칠성장어를 도입하였고, 이로 인해 1980년대 초부터 청어의 생체량이 감소하면서 크기가 큰 동물플랑크톤이 우점하게되었다. 이러한 동물플랑크톤 군집의 변화와 더불어 수질이 개선되었고 식물플랑크톤 중 조성도 크기가 작은 편모조류로 바뀌게 되었다. 영양염부하의 감소는 1972년 일년 평균 총인 농도  $7\mu\text{g L}^{-1}$ 에서 1985년에  $4\mu\text{g L}^{-1}$ 까지 감소하였다.

## ○ Lake Round, USA

Round호는 동물플랑크톤 섭식자인 bluegill, black crappie, 그리고 저서생물을 섭식하는 black bullhead를 제거하기 위해 rotenone라는 살충제를 투입하였다. 이후 bluegill을 섭식하는 어류인 largemouth bass와 walleye 그리고 bluegill의 비를 1:2.2로 하여 재투입하였다. rotenone의 투입이전의 여름평균 투명도는 2.1m이었으나 1980년 9월에 생물학적 처리와 10월 재처리 후 1981년 여름평균 투명도는 4.8m까지 증가하였고, 1982년 여름평균 투명도는 4.7m까지 증가하였다. 이러한 수질개선효과는 rotenone의 투입이후 증가된 *Daphnia pulex*에 의한 것으로 추측되었다.

## ○ 국내 연구 사례

동물플랑크톤을 이용한 수질정화 효과가 인위적으로 조성된 2개의 인공연못에서 4개월 동안 수행되었다. 동물플랑크톤을 인공적으로 투입한 연못의 수질은 실험기간동안조류의 증식이 거의 없이 탁도가 10이하를 유지하였으나, 어류와 함께 동물플랑크톤이 투입된 연못에서는 엽록소 *a* 농도와 탁도가 각각  $55\mu\text{g L}^{-1}$ 와  $40\mu\text{g L}^{-1}$ 로 높게 나타났다(김 등, 1996).

## (4) 적용 대상 저수지

- 작은 치어를 섭식하는 어류가 대량 서식하는 곳으로, 비교적 수질이 양호하면 수질의 계절적인 변화에서 여름보다는 봄에 조류 증식이 많은 저수지에 적용가능

## 다) 화학적 처리

## (1) 인 불활성화

국내에서 화학적 응집제는 정수처리 공정에서 탁도를 제거하기 위하여 흔히 사용하고 있으며, 폐·하수의 화학적 처리시에 사용되고 있다. 알루미늄, 철, 칼슘 등은 인산이온과 결합하면 불용성 침전을 만들어 수처리에서 인 제거제로 사용되고 있다. 본 공법은 호소 내에 철염 또는 알루미늄 등의 응집제를 투입하고 수중의 용존무기형태의 인을 불용성의 인산화합물로 응집 침전시키면서 동

시에 인의 저니 용출을 감소시키는 방법이다. 외국에서는 호수에 화학적 응집제를 처리한 후 수년간 수질이 개선되는 효과를 얻은 경우가 많다. 외국의 연구사례는 대부분 화학적 응집제를 저질로부터 용출되는 내부 인 부하를 제어하기 위해 사용되었다. 호수에서 인을 침전시키는 방법은 스웨덴의 Langjön호에서 처음 시도되었고 호소수의 체류시간이 길어 그 효과가 2년 이상 유지되었다. 최근 들어 미국과 캐나다에서는 전문적으로 호수에 응집제를 투입하는 시스템도 개발되었으나 국내의 경우 화학적 응집제를 이용해 호수에 직접 투입하는 기법이 활용되지 않고 있으며 소수의 시험적 사례가 있다. 본 공법에 대해서는 제3장 3절에서 자세하게 설명하고 있다.

#### 라) 국내 농업용저수지의 유형별 적정관리방안

국내 농업용저수지의 경우 수량유지가 어려운 상태이기 때문에 오염원특성, 지리적 여건, 규모, 기후 특성, 생태계 특성 등을 관리에 고려하여 적용하여야 한다. 본 연구에서 도출된 관리대상 저수지로는 수질측면에서 TYPE II와 III에 포함되는 저수지로 TYPE II에 포함된 저수지는 비교적 유역면적이 적고 수심이 얕은 특징을 가지는 반면, TYPE III에 포함된 저수지는 유역면적이 넓고 수심이 깊은 특징을 가지고 있다.

이러한 특성과 각 공법에서의 장·단점을 고려할 때 호소 내 수질개선방법으로 준설, 인불활성화, 생물수확 (조류), 유로 변경 등이 가능하며, 유지관리방법으로 폭기나 생물조작과 같은 방법을 병행하는 것이 바람직하다. 그러나 이러한 방법들을 적용 시에는 우선 해당저수지 생태계 전반에 대한 조사가 필요하며, 수질악화의 원인을 정확히 규명하고 그 문제를 해결할 수 있는 공법을 선택함이 바람직하다[표 3.1.?].

[표 3.1.14] 저수지 유형별 적용 가능한 수질개선공법의 요약

처리방법	단기간 효과	장기간 효과	비용	조건	저수지 유형
준설	E	E	H	· 수심이 얇고 내부부하가 큰 저수지 · 준설토에 대한 후처리 방안이 수립되어야 함	TYPE II
수위감소	G	F	L	· 수량이 유지가 용이하고, 수생식물의 피복도가 높아 수질에 문제가 되는 저수지	
퇴적물피복	E	F	H	· 내부부하가 큰 저수지 · 비용이 많이 들고 유지보수가 어려워 적용이 어려움	
생물학적조절 (Biomani- pulation)	P	E	L	· 단독 적용보다는 다른 공법과의 연계가 필요 · 생태계 구조에 대한 사전조사가 선행되어야 함.	TYPE I
생물수확	E	F	H	· 비교적 소규모의 부영양하고 외부부하가 적은 저수지에 적용가능함 · 수생생물의 경우에는 수질에 미치는 긍정적인 효과와 부정적인 효과에 대한 검토 후에 수확시기 등을 결정하여 적용 · 수확된 생물의 처리방법이 수립되어야 함.	TYPE II
인불활성화	E	F	L	· 내부부하가 큰 부영양 저수지에 적용가능	TYPE II
유로변경	E	F	H	· 외부부하가 크고, 유로거리가 짧은 저수지에 적용가능	TYPE II TYPE III
희 석	E	E	H	· 희석수로 사용가능한 수원이 인근에 위치한 경우에 적용가능	TYPE II
폭기	P	F	H	· 수심이 깊고 규모가 작은 저수지에 적용가능 · 심층폭기는 심층무산소층이 형성되고 내부부하가 큰 저수지에 적용가능 · 전층 폭기는 내부부하보다는 외부부하가 크고 수심이 깊은 저수지에 적용가능	TYPE III
선택적방류	E	E	H	· 내부부하가 큰 저수지에 적용 가능하며 도수관 설치가 용이한 저수지에 적용가능	TYPE III TYPE IV

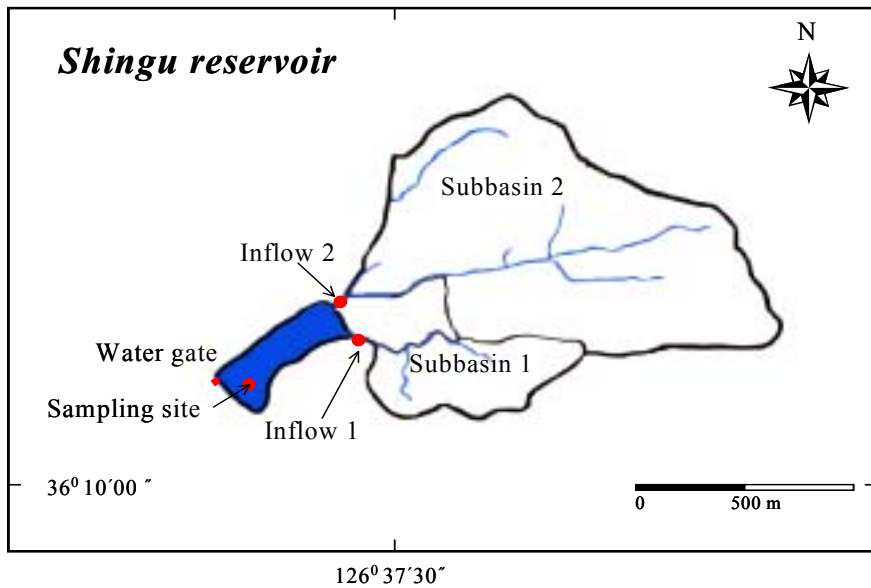
E=Excellent, F=Fair, G=Good, P=Poor, H=High, L=Low

## 2. 대상 저수지에서의 조류발생 특성 분석

### 가. 계절에 따른 수질 및 생물상 변화조사

#### 1) 조사지 개요

신구저수지는 충청남도 보령시 주안면에 위치하는 소규모(표면적 0.1 km<sup>2</sup>, 최대 수심이 7.0 m) 농업용저수지이다 [그림 3.1.11][표 3.1.1]. 유역면적은 2.55 km<sup>2</sup>이며 유로연장이 각각 1.3 km과 3.4 km인 2개의 유입수로 가지고 있다. 유역에서 발생하는 주 오염원은 축산폐수로 총 오염 발생부하량의 75.6 %를 차지하고 있다(농업기반공사, 2001). 평균수심이 3.9 m 이고 유효저수량은 38.8 만 톤이며 연평균 엽록소 a 농도가 25 $\mu\text{g L}^{-1}$ 를 상회하는 부영양상태의 저수지이다. 조사기간 동안 2002년 12월 말부터 2003년 2월 중순까지, 그리고 2004년 1월 중순부터 2월 초까지 약 2 주간 결빙되었고 5월 중순부터 약 2 주일 동안 관개용수로의 이용으로 수위의 감소가 있었다.



[그림 3.1.11] 신구저수지 유역 및 조사지점

[표 3.1.15] 신구저수지의 수리·수문학적, 형태학적 및 유역환경 특성 (농업기반공사, 2001)

Parameters	Value (%)	
Dam Elevation (m)	13	
Mean depth (m)	4	
Reservoir surface area (m <sup>2</sup> )	100,000	
Water storage ( $\times 10^3$ m <sup>3</sup> )	388	
Drainage area (km <sup>2</sup> )	2.55	
Paddy field area (km <sup>2</sup> )	0.28 (11.0)	
Field area (km <sup>2</sup> )	0.82 (32.2)	
Forest area (km <sup>2</sup> )	1.25 (49.0)	
Other area (km <sup>2</sup> )	0.20 (7.8)	
Production loading of pollutant		
Point source		
BOD (kg day <sup>-1</sup> )	34 (91.8)	
TN (kg day <sup>-1</sup> )	17 (60.7)	
TP (kg day <sup>-1</sup> )	2 (66.7)	
Non-point source		
BOD (kg day <sup>-1</sup> )	3 (8.2)	
TN (kg day <sup>-1</sup> )	11 (39.3)	
TP (kg day <sup>-1</sup> )	1 (33.3)	
Inflow	Inflow 1	Inflow 2
Subbasin area (km <sup>2</sup> )	0.26	1.47
Subbasin slope (%)	11.8	11.8
Stream length (km)	1.3	3.4
Hydraulic residence time (hr)	0.65	1.03

## 2) 수질 변화

강우사상과 관개용수 이용에 따라 수위변화가 야기되는 시기를 전후로 수질의 뚜렷한 차이가 나타났다. 조사기간 동안 강우사상은 연중 강우량(1,359mm)의 56.8 % (774mm)가 6월과 8월 사이에 집중되었고 이로 인해 5월 말에 관개용수 이용으로 6월 중순경에 5.0 m까지 감소했던 수위는 7월 중순경에 관개용수 이전(7.1 m)수준인 7.1 m까지 재 상승하였다.

수온상승과 더불어 3월 표층으로부터 4.5 m 수심에서 수심 간의 수온차이가  $0.4\sim 1.0^{\circ}\text{C m}^{-1}$ 인 수온약층이 관찰되었고, 5월에는 비교적 안정한 수온약층이 ( $> 1.3^{\circ}\text{C m}^{-1}$ ) 표층으로부터 3m 수심에서 관찰되었다[그림 3.1.?.] 관개용수로의 이용에 따라 수위가 감소한 5월 말부터 표층으로부터 6m 수심에서 수심 간의 수온차이가  $< 1.0^{\circ}\text{C m}^{-1}$ 인 수온약층이 형성되었고, 강우에 의해 저수지의 수위가 상승한 7월에는 표층으로부터 3m 까지 상승하였다. 심층에서의  $2\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ 이하의 낮은 용존산소농도는 5월부터 9월까지 지속되었으며 심층에서의 저 산소 상태는 강우에 의한 수위증가 이후 7월에 표층으로부터 3m까지 확대되었다[그림 3.1.?.]

투명도는 0.5~1.2 m의 범위로 5월에 가장 높았고, 수소이온농도는 6.1~9.9의 범위로 성층 형성기간 동안에 표층과 심층간의 큰 차이를 보였다. 전기전도도는 수심에 따른 차이보다는 계절에 따른 큰 차이를 보였다[그림 3.1.?.] 관개용수로의 이용에 따른 수위감소 전 5월 16일에 심층에서  $251.4 \mu\text{S cm}^{-1}$ 로 가장 높았고, 7월에 수위가 상승하는 시기에 급격히 감소하여 8월 8일에 중층에서  $96.0 \mu\text{S cm}^{-1}$ 로 가장 낮았다. 부유물질 농도는  $4.5\sim 45.0 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위였고, 10월과 11월에 높았으며 투명도와 음의 상관성을 보였다( $r=0.65, P=0.001$ ). 생화학적 산소요구량(BOD)은 8월에 표층에서  $6.6 \text{ mg L}^{-1}$ 로 가장 높았고, 수심 간의 큰 차이는 9월 19일에 관찰되었고, 표층에서의 농도가 중층에 비해 3배 정도 높았다. 화학적산소요구량(COD)은  $1.3\sim 13.5 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 부유물질 농도와 유사한 계절적인 변화를 보였다( $r=0.61, P=0.003$ ). 수심에 따른 변화는 7월에 수심 간의 평균이  $5.5\pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ 로 가장 낮았던 반면, 8월 8일에는 표층( $13.4 \text{ mg L}^{-1}$ )과 심층( $1.3 \text{ mg L}^{-1}$ )의 농도 차가 10배 이상으로 크게 나타났다.

유광층( $Z_{eu}$ )은 1.3~4.3 m의 범위였으나 3m 이상 이었던 5월과 1월을 제외하고는 평균  $2.0\pm 0.4 \text{ m}$ 로 큰 차이가 없었다[그림 3.1.?.].  $Z_{eu}/Z_m$ 은 0.2~1.1의 범위로 수온약층 형성으로 혼합 층이 수심 4m 근처이고 유광층 수심이 4.3 m 였던

5월을 제외하고는 대부분의 기간 동안에 유광대층에 비해 혼합층의 수심이 깊었다.

수체 내 질소 농도는 계절에 따른 뚜렷한 차이가 나타났으며, 강한 수온약층이 형성된 5월부터 심층에서의 암모니아성 질소( $\text{NH}_3\text{-N}$ )의 농도 증가와 더불어 수층간의 큰 차이가 관찰되었다[그림 3.1.?]. 암모니아성 질소 농도는 0~2.5  $\text{mgN L}^{-1}$ 의 범위로 수층간의 평균 암모니아 농도는 3월부터 6월까지 높게 유지되었고, 표층(0.004~0.68  $\text{mgN L}^{-1}$ )과 심층(0.97~2.53  $\text{mgN L}^{-1}$ )간의 큰 농도차이가 4월부터 8월까지 관찰되었다. 강우로 수위가 재 상승한 7월부터 암모니아 농도는 다시 감소하였으며, 7월부터 11월 초 까지 10월 18일을 제외하고는 표층에서의 농도가 0.021 $\text{mgN L}^{-1}$ 이하였다. 아질산성 질소( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) 농도는 0.006~0.242  $\text{mgN L}^{-1}$ 의 범위로 4월부터 증가하여 8월 (0.182±0.082  $\text{mgN L}^{-1}$ )에 가장 높게 나타났으며, 이후 다시 감소하는 경향을 보였다. 질산성 질소 농도( $\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ )는 0.3~1.9  $\text{mgN L}^{-1}$ 범위로 3월부터 증가하여 7월까지 높은 수준을 유지하였고 이후 감소하여 10월에 수층간의 평균농도는 0.4±0.0  $\text{mgN L}^{-1}$ 로 가장 낮았다. 총 질소 농도는 1.1~4.5  $\text{mgN L}^{-1}$ 범위로 무기형태의 질소가 평균 58.7%였고, 계절에 따른 변화는 질산성 질소 농도( $r=0.77$ ,  $P<0.001$ )와 암모니아성 질소( $r=0.73$ ,  $P<0.001$ )와 유사한 경향을 보였다.

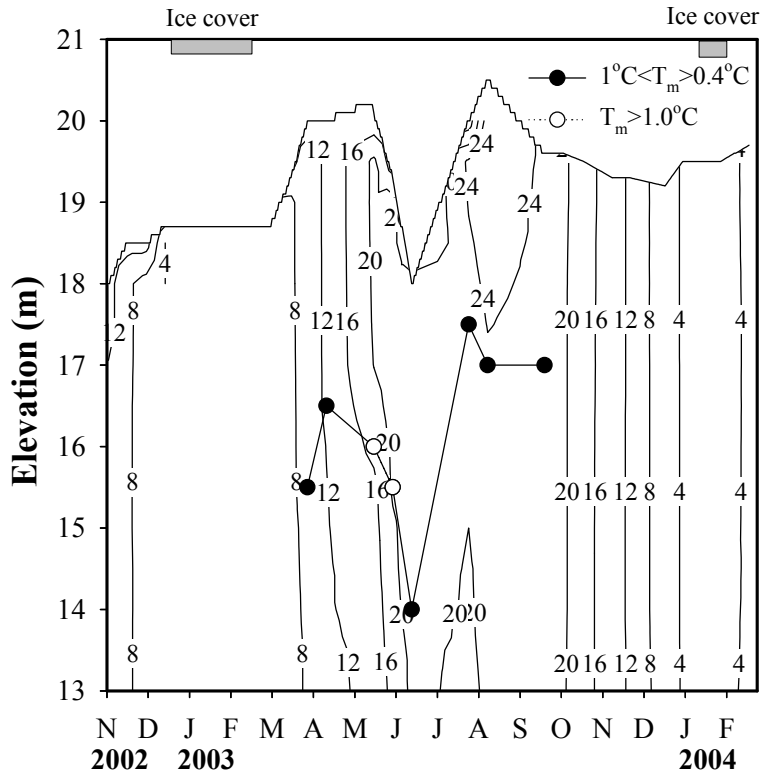
인 농도 또한 계절에 따른 큰 차이가 나타났으며, 심층에서의 산소 농도 감소가 가장 크게 나타났던 7월에 심층에서의 용존 형태 인의 일시적인 증가가 관찰되었다[그림 3.1.?]. 용존 무기인 농도(DIP)는 0.1~56.7  $\mu\text{gP L}^{-1}$  범위로 총인 중 6.6%였다. 용존무기인은 7월과 8월에 심층에서 각각 22.3, 56.7 $\mu\text{gP L}^{-1}$ 의 농도를 보인 것을 제외하고는 10 $\mu\text{gP L}^{-1}$ 이하였고, 10월 3일에는 전 수층에서 0.6 $\mu\text{gP L}^{-1}$ 이하였다. 용존 총인의 농도는 7.1~66.4 $\mu\text{gP L}^{-1}$ 의 범위였고 용존무기인의 농도와 유사한 계절적인 변화를 보였다( $r=0.90$ ,  $P<0.001$ ). 총인 중 용존총인의 형태는 년 평균 20%로 대부분이 입자성 인 형태로 존재하였으며 총인과 입자성인의 계절에 따른 변화는 일치하였다( $r=0.90$ ,  $P<0.001$ ). 총인은 43.9~126.6 $\mu\text{gP L}^{-1}$ 의 범위였고 5월 말부터 증가하여 7월에 수층간의 평균이 108.7±0.8  $\mu\text{gP L}^{-1}$ 로 가장 높은 농도를 보인 후 12월부터 감소하여 2004년 2월 해빙시에 46.1±1.8 $\mu\text{gP L}^{-1}$ 로 가장 낮았다.

수체 내 질소와 인 농도가 각각 봄과 여름철에 증가함에 따라 N/P비의 뚜렷한 계절에 따른 변화가 관찰되었다[그림 3.1.?]. DIN/DTP는 18~278의 범위로 7월

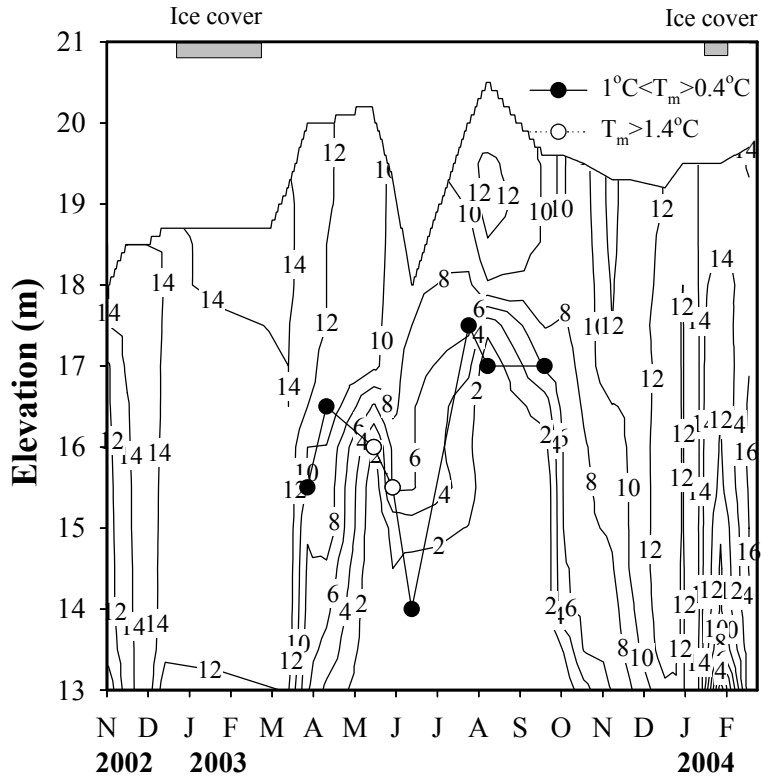


부터 11월까지를 제외하고는 100이상으로 높았다. TN/TP비는 13~60의 범위로 DIN/DTP의 계절적인 변화와 유사하게 7월과 11월에 평균  $26\pm 6$ 으로 낮았다.

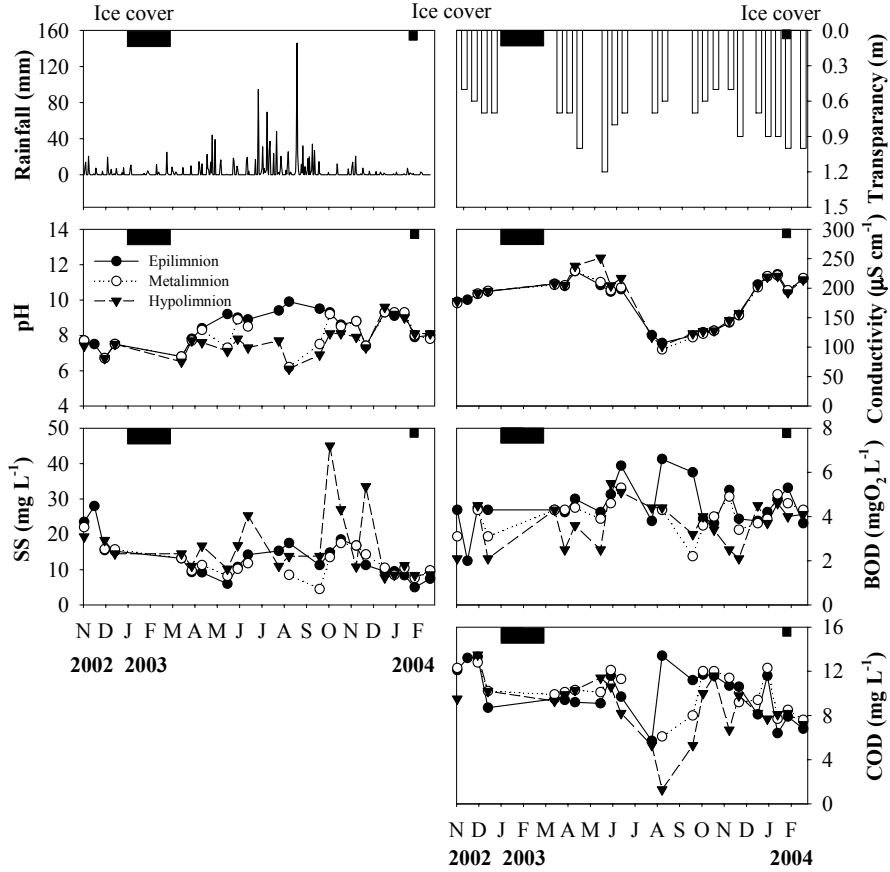
엽록소 a 농도는 계절에 따른 변화와 더불어 수심 간의 큰 차이를 보였다[그림 3.1.7]. 수층 간의 평균 엽록소 a 농도는 강우에 의해 수위가 재상승한 7월에 증가 이후 8, 9월에 감소하였다가 11월에 다시 증가하여  $84.5\pm 29.0 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 높은 농도를 보였으며 겨울철 해빙된 직 후인 2월에  $13.5\pm 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 낮았다. 수심 간의 큰 차이는 7월부터 11월 초까지 관찰되었으며, 9월 심층에서  $8.1 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 낮았고 11에 표층에서  $109.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 높았다. 엽록소 a 농도는 투명도( $r=-0.63$ ,  $P=0.002$ ,  $n=22$ )와 음의 상관성을 보였고 엽록소 a 농도가 증가함에 따라  $Z_{eu}/Z_m$ 이 감소하는 경향을 나타냈으나 뚜렷한 상관성은 없었다( $P=0.129$ )[그림 3.1.7]. 영양염과의 상관관계에서는 총인( $r=0.55$ ,  $P=0.008$ ,  $n=22$ ) 중 특히 입자성인( $r=0.56$ ,  $P=0.006$ ,  $n=22$ )과의 높은 양의 상관성을 나타낸 반면, 총질소 농도와는 뚜렷한 상관성이 없었다( $r=-0.38$ ,  $P=0.081$ ,  $n=22$ ).



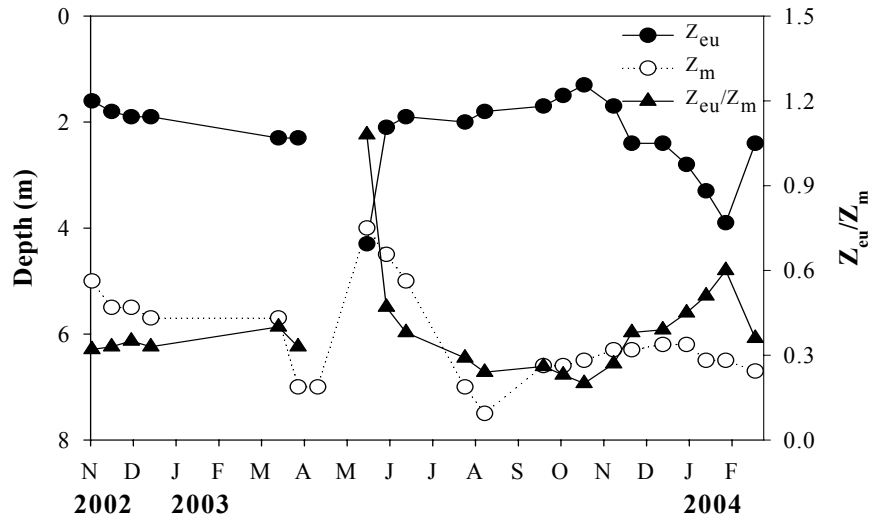
[그림 3.1.12] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지의 수온의 공간적·시간적 변화. T<sub>m</sub>은 수심 1m 당 수온 차이를 의미



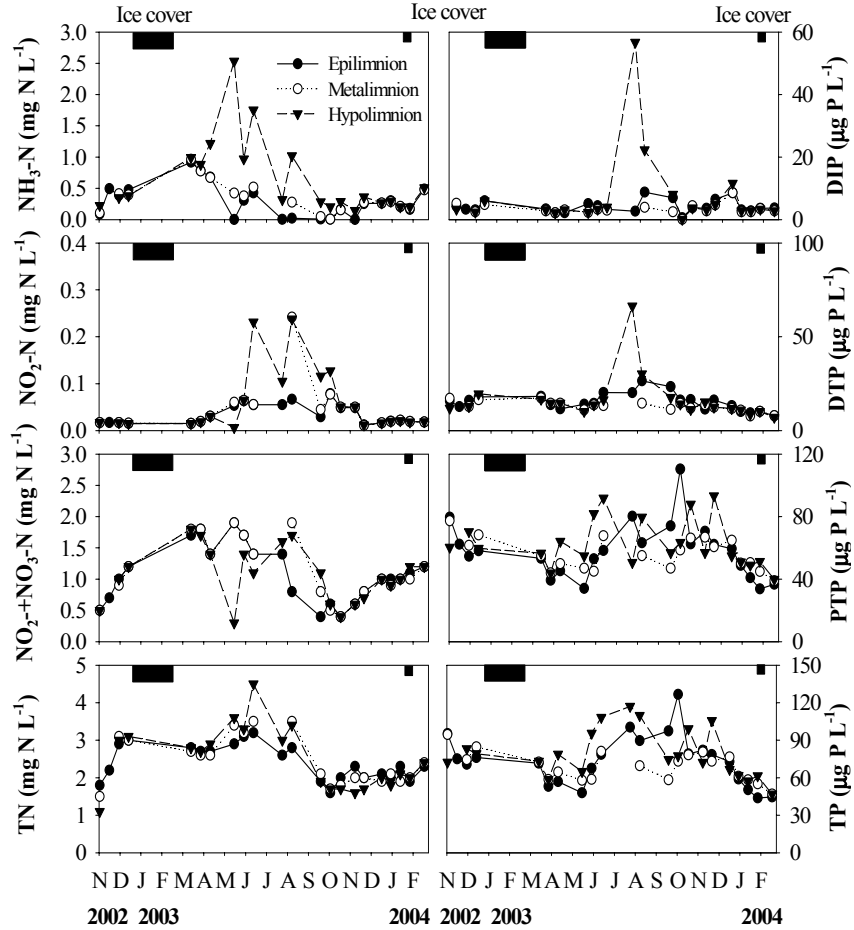
[그림 3.1.13] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지의 용존산소의 공간적·시간적 변화.  $T_m$ 은 수심 1m 당 수온차이를 의미



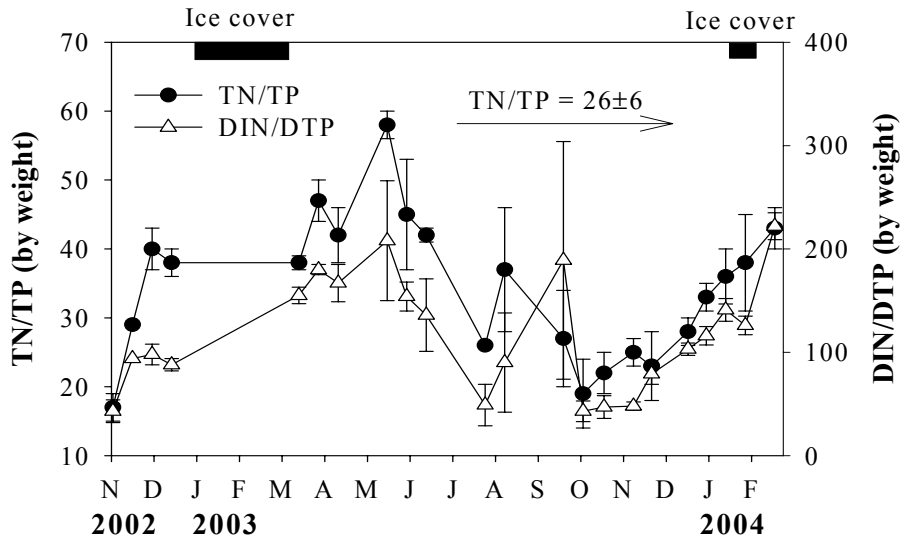
[그림 3.1.14] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지의 강우량, 투명도, pH, 전기전도도, 부유물질, 생화학적산소요구량 그리고 화학적산소요구량의 공간적·시간적 변화



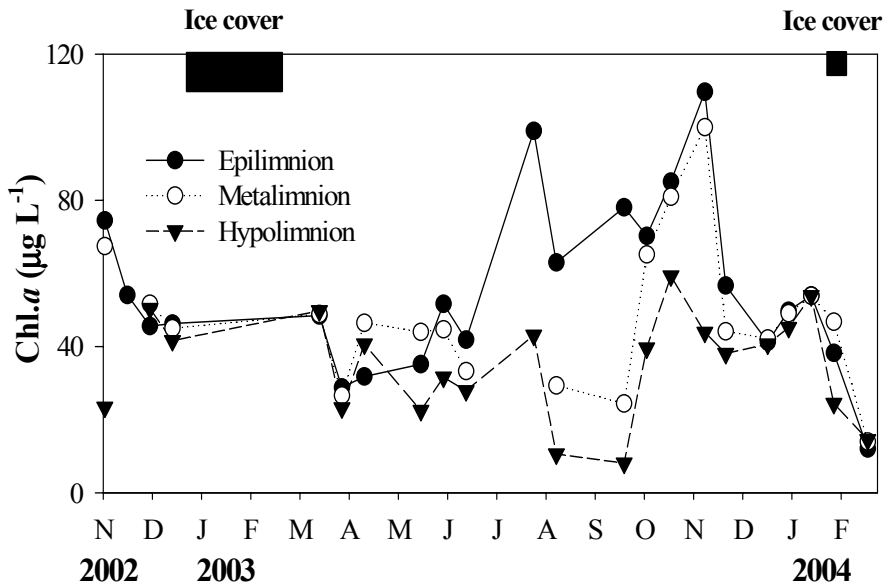
[그림 3.1.15] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지의 유광층 ( $Z_{eu}$ )과 혼합층( $Z_m$ ) 그리고 유광층대 혼합층 비의 시간적 변화



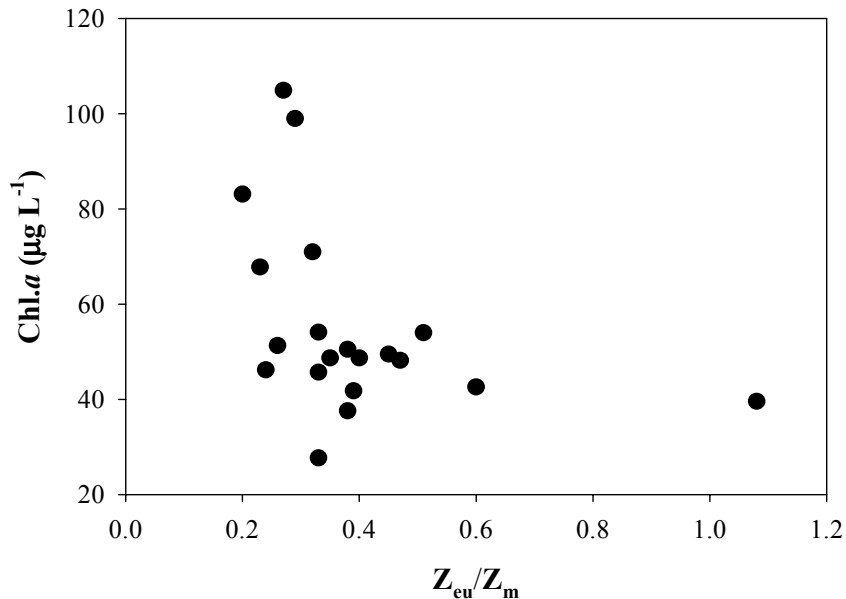
[그림 3.1.16] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지의 질소 (NH<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N+NO<sub>3</sub>-N, TN)와 인(DIP, DTP, PTP, TP) 농도의 공간적·시간적 변화



[그림 3.1.17] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지의 N/P비의 공간적·시간적 변화



[그림 3.1.18] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지의 엽록소 a 농도의 공간적·시간적 변화



[그림 3.1.19] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지에서 유광층/혼합층( $Z_{eu}/Z_m$ ) 비와 엽록소 a 농도와의 관계

### 3) 생물상 변화

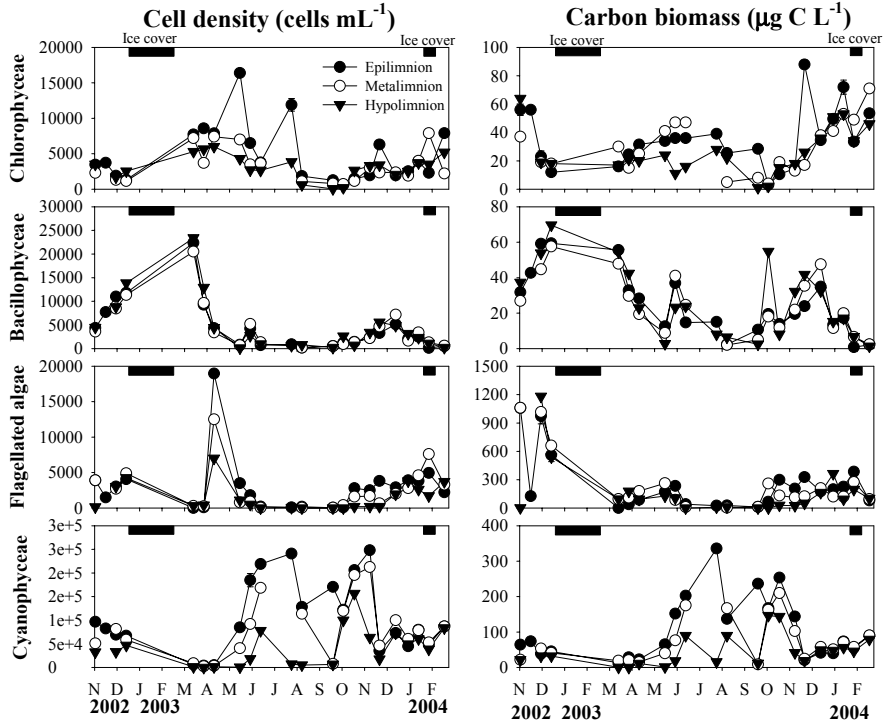
계절에 따른 식물플랑크톤의 종 조성 및 현존량 변화는 엽록소 a 농도의 변화와 유사하였다( $r=0.60$ ,  $P=0.003$ ,  $n=22$ )[그림 3.1.19][그림 3.1.20]. 3월에 *Melosira varians*, *Aulacoseria ambigua*와 같은 규조류가 증가한 이후에 *Rhodomonas* sp.와 같은 편모조류가 4월에 일시적으로 증가하였다. 이후 *Dictyosphaerium puchellum*, *Monoraphidium contortum*, *Scenedesmus* spp. 와 같은 녹조류 증가하였고 5월부터는 *Oscillatoria* spp., *Aphanizomenon* sp., 그리고 *Microcystis* spp. 와 같은 남조류로의 우점종의 변화가 관찰되었다. 남조류 군집의 우점종 변화는 5월에 *Oscillatoria* spp.에서 수위감소 이후 6월에 *Aphanizomenon* sp., 그리고 7월부터 12월 초까지는 *Microcystis aeruginosa*가 우점하였으며, 12월 말부터 봄철 녹조류와 규조류의 현존량 증가 전까지는 다시 *Oscillatoria* spp., *Aphanizomenon* sp.의 개체수가 증가하였다. 조사기간 중 가장 많은 식물플랑크톤 개체수는 *Microcystis aeruginosa* 우점시기인 7월 ( $2.5 \pm 0.06 \times 10^5$  cells  $\text{mL}^{-1}$ )과 11월( $2.5 \pm 0.02 \times 10^5$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) 표층에서 관찰되었다.



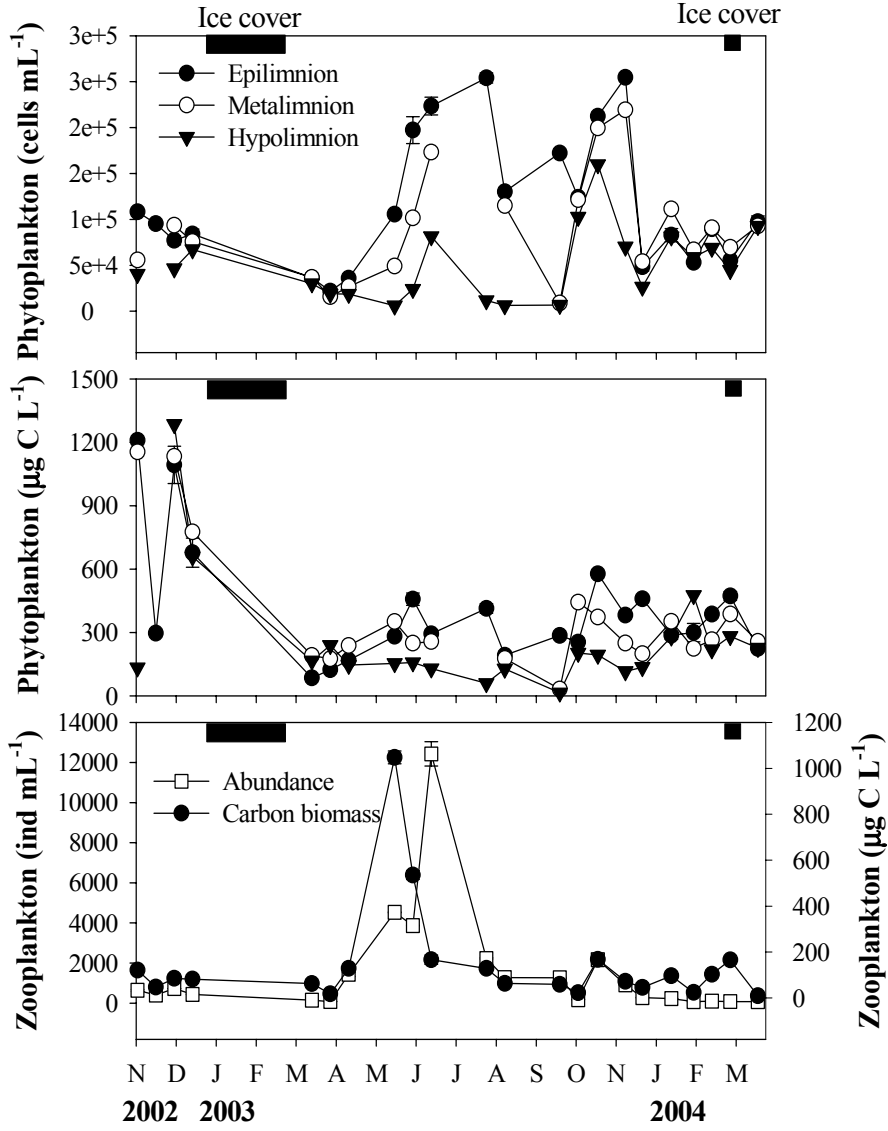
생물량(carbon biomass)에 의한 식물플랑크톤 군집변화는 군집별로 현존량에서 나타난 변화와 시기적인 차이가 있었다[그림 3.1.?]. 녹조류는 현존량의 증가가 3월부터 7월까지 관찰된 것과는 다르게 생물량은 11월부터 *Scenedesmus* spp.와 *Chlamydomonas* sp. 우점과 더불어 증가하였고, 편모조류의 생물량은 크기가 큰 *Cryptomonas* spp.의 개체수가 증가한 12월에 가장 높았다. 반면에, 규조류의 생물량은 11월부터 증가하여 12월에 가장 높았으며 현존량이 가장 높았던 3월 이후에 감소하는 경향을 보였으나 계절에 따른 현존량과 생물량의 변화는 유사하였고( $r=0.82$ ,  $P<0.001$ ,  $n=22$ )[그림 3.1.?], 남조류 생물량의 계절에 따른 변화도 현존량과 유사하였다( $r=0.88$ ,  $P<0.001$ ,  $n=22$ ).

동물플랑크톤 군집 중 윤충류가 개체수로서의 점유율이 평균 67.8%로 가장 높았으며, 동물플랑크톤 군집의 계절에 따른 현존량( $r=0.998$ ,  $P<0.001$ ,  $n=22$ )과 생물량( $r=0.95$ ,  $P<0.001$ ,  $n=22$ )의 계절에 따른 변화 또한 윤충류의 변화와 유사하였다[그림 3.1.?][그림 3.1.?]. 11월부터 4월까지는 *Keratella cochlearis*, *Polyarthra* spp. 와 같은 소형 윤충류가 우점하였고 5월 16일에는 본 연구에서 관찰된 윤충류 중 비교적 크기가 큰 *Conochilus unicornis* 가 일시적으로 증가하였으며 동물플랑크톤 군집의 생물량( $1,048 \pm 28 \mu\text{gC L}^{-1}$ )도 가장 높았다. 이후 5월 말에 *Brachionus diversicornis*로, 수위가 감소한 6월에는 *Pompholyx complanata*로의 우점종 변화와 더불어 가장 높은 현존량( $12,388 \text{ ind L}^{-1}$ )을 보였으며 강우에 의해 수위가 재상승한 7월과 8월에 *Keratella cochlearis*와 *Keratella valga*가 우점한 시기를 제외하고는 10월까지 우점하였다. 요각류와 지각류의 최대 현존량은 각각 요각류의 유생(Nauplius)과 *Bosmina longirostris*의 개체수가 증가한 수위감소 직전인 5월말에 관찰되었으며, 이 시기에 지각류는 최대 생물량을 보였다. 반면, 요각류의 최대 생물량은 크기가 큰(평균 1,328 $\mu\text{m}$ ) *Thermocyclops thomasi*가 출현한 1월 결빙되었던 시기에 관찰되었다.

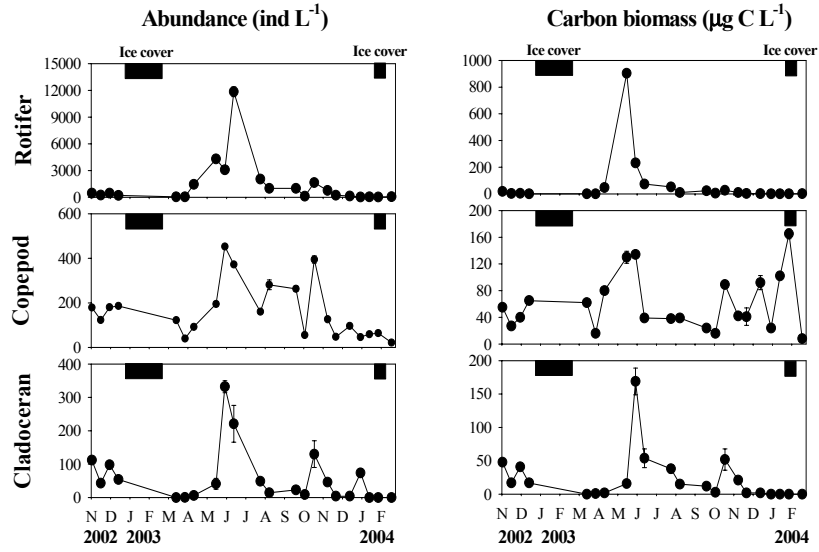
동물플랑크톤 생물량은 투명도( $r=0.45$ ,  $P=0.034$ ,  $n=22$ ) 및  $Z_{\text{eu}}/Z_{\text{m}}$ 비( $r=0.83$ ,  $P<0.001$ ,  $n=21$ )와 양의 상관성을 나타냈으며 특히 5월에 동물플랑크톤 군집 중 윤충류인 *Conochilus unicornis*의 생물량이 최대를 나타낸 시기에  $Z_{\text{eu}}/Z_{\text{m}}$ 비가 1.1로 가장 높았다[그림 3.1.?].



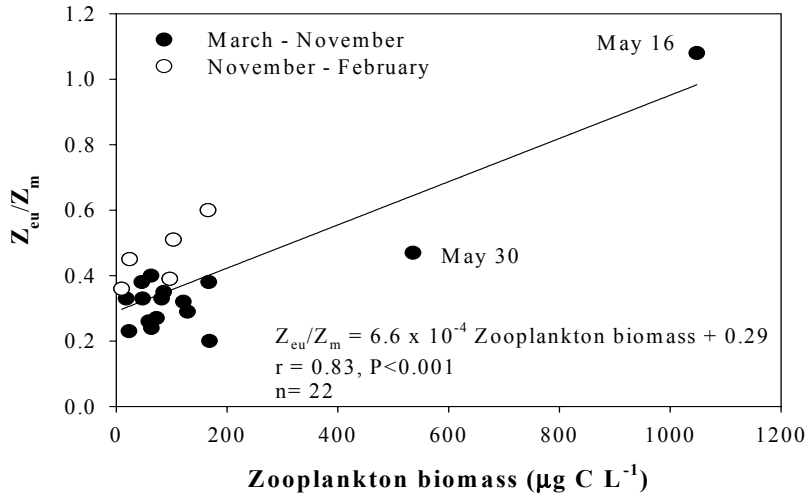
[그림 3.1.20] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지에서 식물플랑크톤 군집별 밀도와 생물량의 공간적·시간적 변화



[그림 3.1.21] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지에서 동·식물 플랑크톤의 총 밀도와 생물량의 공간적·시간적 변화



[그림 3.1.22] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지에서 동물플랑크톤 군집별 개체수와 생물량의 공간적·시간적 변화



[그림 3.1.23] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지에서 유광층/혼합층( $Z_{eu}/Z_m$ ) 비와 동물플랑크톤 생물량과의 관계

#### 4) 퇴적환경 및 침전율

호소의 영양 상태는 유역의 상태와 호소가 가지고 있는 지리학적, 수문학적 조건에 의해 결정된다. 호소의 퇴적층에는 많은 양의 유기물이 축적되기 때문에 유기물분해로 인해 심층은 용존산소가 감소하여 혐기성 상태가 된다. 이러한 혐기성 상태는 저서생물의 서식처로 적합하지 못하게 되어 결국 저서생물이 사멸하게 된다. 또한 유기물의 혐기성분해로 인해 생성되는 황화수소, 메탄, 암모니아 등의 혐기성가스가 생성되어 수질을 악화시킨다. 퇴적물 내에 함유된 중금속은 미량일지라도 먹이 사슬을 통해 생물 체내에 농축되어 인간의 건강을 해칠 수도 있다. 호수의 퇴적층은 인의 침전장소로서 인을 제거하는 기작으로 작용하지만, 한편으로는 내부부하에 의한 인의 공급원으로 작용하여 부영양화를 지속시킬 수도 있으므로 부영양화에서 수질회복의 일환으로 유입수 전환과 같은 방법으로 외부로부터 인부하량을 억제하더라도 퇴적층으로부터의 인 부하에 의해 호수의 수질을 회복하는데 오랜 시간이 소요되는 호소도 있다.

호수 내에서 유기물이 분해되면 용존무기인(DIP)이 생성되므로 유기물분해가 활발한 퇴적물 근처에서 DIP의 농도가 높다. 호수 퇴적물로부터 인의 용출을 좌우하는 요인으로는 수온, pH, 산화환원전위, 평형반응, 그리고 생물학적 활성도 등이 있다. pH가 높을수록 인의 용출이 증가하며, 호기성상태보다 혐기성 상태에서 인의 용출이 훨씬 높다. 퇴적층의 표면에서는 입자성인(POP)이 분해되어 DIP와 용존유기인(DOP)이 생성되는데 이 때 DIP는 물속의 ferric 이온( $Fe^{3+}$ )과 결합하여 침전된다. 그러나 저질표면이 무산소상태가 되면 산화환원전위가 낮아져 ferric 이온이 환원되어 ferrous 이온( $Fe^{2+}$ )이 되고 이 ferrous 이온은 인산과의 결합력이 작아져 수중의 DIP농도가 높아진다. 여름 부영양화의 성층기에 나타나는 무산소층의 DIP 농도는 표수층의 수백 배에 이르기기도 한다. 수직 혼합기에 심층에 산소가 다시 공급되면 철이 산화되면서 용해도가 작은 ferric 이온이 생성되고 DIP는 다시 침전된다. 따라서 퇴적층의 표면이 유산소상태인 경우와 무산소상태인 경우를 비교하면 무산소상태에서 더 빠른 속도로 인이 용출되어 수층으로 공급된다. 따라서 퇴적물로부터의 인의 내부부하량은 수심이 비교적 얇고 부영양화된 호수에서 매우 중요하며, 영양물질 공급 상태를 결정하는 요소로서 퇴적물이 중요한 역할을 한다.

본 연구에서는 총 4회에 걸쳐 신구저수지내 퇴적물을 채취하여 분석하였다. 함유량은 대체로 62.9~68.3%로 계절에 따른 큰 변화는 없었지만 유기물지표로

사용될 수 있는 강열감량은 계절에 따른 차이는 나타냈으며 규조류가 우점한 시기에  $35.1\text{mg w.wg}^{-1}$ 로 가장 높았다[표 3.1.?]. 수층 교란 시 다시 조류성장에 이용 가능한 간극수내 인의 농도는 매우 큰 변화를 나타냈으며 강열감량이 가장 높았던 시기에 가장 낮은 농도를 나타냈다. 이것은 결빙기간 동안에 유기물 분해에 따른 산소농도감소로 인해 수층 내 축적된 인이 해빙과 더불어 조류에 의해 이용됨으로써 나타난 결과로 생각할 수 있다.

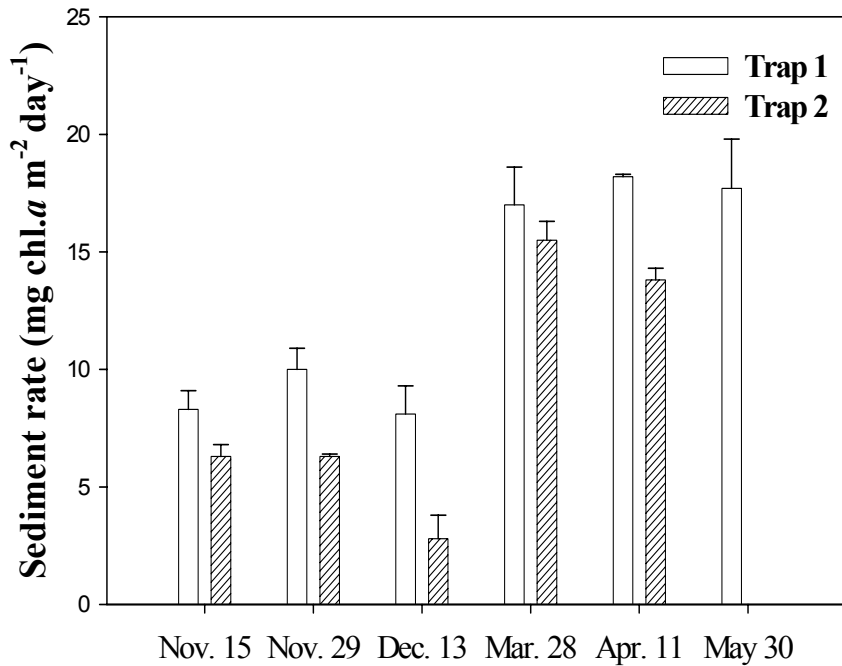
[표 3.1.16] 신구저수지 퇴적물 내 함수량, 강열감량, 유기질소 및 간극수 내 인 농도 (2002년 11월~2003년 5월)

Date	함수량 (%)	강열감량 ( $\text{mg w.wg}^{-1}$ )	TKN ( $\text{mgN kg}^{-1}$ )	P in pore water ( $\mu\text{gP L}^{-1}$ )	
				DTP	DIP
Nov. 15, 2002	62.3	34.2	3,122±56.0		
Dec. 13, 2002	68.3±0.5	26.4±1.0	3,458±28.0	323.4±4.2	142.5±2.3
Mar. 28, 2003	66.2±0.5	35.1±0.3		65.4±3.8	31.5±2.2
May 30, 2003	62.9±2.7	29.1±0.0		277.3±0.0	128.0±0.8

침전율은 식물플랑크톤의 생태학을 연구함에 있어 중요한 인자로 침전율의 변화정도는 조류의 생리적 상태와 수층의 안정도에 따라 좌우되는 것으로 알려져 있다. 수층의 안정도와 종에 따른 부유능력의 차이는 계절에 따른 종의 천이를 야기하는 중요한 원인이 되기도 한다(Jassby and Goldman, 1974; Lund et al., 1963). Lac Hertel 호에서는 조류의 감소가 침전에 의해 좌우되어 규조류가 여름철 높은 성장률에도 불구하고 높은 침전율로 인해 감소한 반면, 낮은 성장률에도 불구하고 침전율이 낮은 남조류로 우점종이 변하는 것이 관찰되었다(Knoechl and Kalff, 1975).

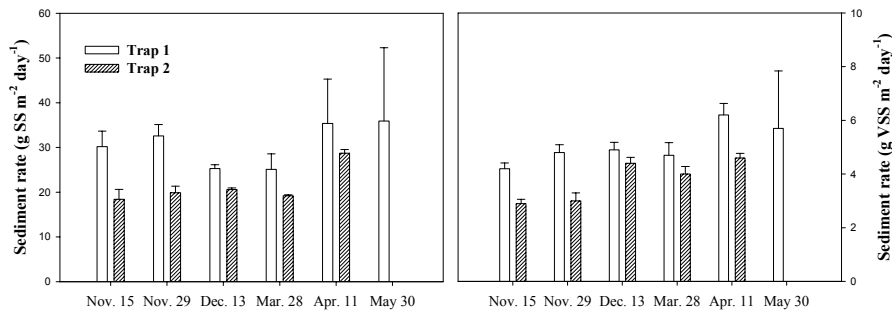
본 연구에서 엽록소 a 농도를 통한 침전율은  $6.3\sim 18.2\text{ mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$  범위로 계절에 따른 큰 차이를 나타냈다. 남조류가 우점한 시기인 2002년 11월~12월 사이에는 상대적으로 규조류가 우점한 2003년 3월부터 5월에 비해 침전율이 낮게 조사되었다[그림 3.1.?]. 비록 본 연구조사기간 동안 관찰되지는 않았지만

부유능력으로 인해 다른 조류 중에 비해 침전율이 낮은 남조류는 scum이 형성된 기간에는 침전율이 낮지만, 세포분해가 일어나는 시기에는 침전율이 급격하게 증가함으로써 침전에 의한 수체 내에서의 손실율이 다양하게 나타난다. 조류 종의 수층으로부터의 손실에 영향을 주는 요인으로서 수층의 안정도는 성층형성에 따른 혼합층 깊이( $Z_m$ )와 유광대층( $Z_{eu}$ )과의 비율로 계산될 수 있으며, 수온 상승과 성층이 형성되는 시기에는 혼합층이 유광대층 깊이보다 작아져 헤가 있는 동안에는 광합성에 알맞은 환경조건에 있게 되지만 전반적인 침전율은 증가하게 되어 무거운 규조류의 침전율이 증가됨으로써 규조류가 사라지는 결과를 초래하게 된다. 따라서 본 연구에서 나타난 침전율의 계절적인 변화는 우점종의 부유능력과 수층의 안정도의 변화에 의해 나타난 결과로 생각할 수 있다.



[그림 3.1.24] 신구저수지에서 엽록소 a 농도로 계산된 침전율의 계절변화 (2002년 11월~2003년 5월)

엽록소 a 농도에 의해 계산된 침전율은 달리 부유물질과 휘발성고형물질에 의해 나타난 침전율은 큰 차이를 나타내지 않았다[그림 3.1.25]. 이것은 부유물질 내 조류 외에 유입수나 퇴적물에서 수층 교란으로 인해 재부유 된 고형물질이 축적된 결과로 판단되며, 비록 문헌연구를 통해 재부유 된 토사의 영향을 배제할 수 있는 수심(퇴적층으로부터 1m 상부)에 트랩을 설치했지만, 조사 기간 동안 유입수량이 적었고 유입수내 부유물질 또한 낮았기 때문에 퇴적물로부터 재부유 된 물질의 영향을 크게 받은 것으로 판단된다.



[그림 3.1.25] 신구저수지에서 부유물질(SS)와 휘발성고형물질(VSS)로 계산된 침전율의 계절변화 (2002년 11월~2003년 5월)

엽록소 a 농도를 토대로 할 때 침전물 내 인과 질소의 농도는 낮은 침전율을 나타냈음에도 불구하고 남조류가 우점한 시기에 보다 높게 나타났다[표 3.1.2]. 분석 항목 간에 나타난 침전율 경향에 있어서의 차이는 다음과 같은 4 가지 이유로 설명될 수 있다. 첫째, 비록 남조류가 우점한 시기에 엽록소 a 농도에 의한 침전율이 낮았으나, 남조류와 규조류 침전당시의 생리적인 특성 즉 침전당시의 세포의 활성도의 차이가 있을 수 있다. 남조류는 수층의 안정도에 의해 침전율이 좌우되는 규조류와는 달리 부유능력이 있기 때문에 침전되는 시기에 이미 광합성능력을 상실한 상태이므로 엽록소 a 농도와 인과 질소의 농도사이에는 상관성이 낮아질 수 있다. 두 번째는, 침전물에 함유된 비휘발성고형물질의 함량비가 60%이상으로 많았고, 수체 내 인의 경우 대부분의 인이 입자성 유기인의 형태로 존재하고 있었기 때문에 퇴적물로부터 기인된 유기인이 재부유 후 침전됨으로써 침전물 성장에 영향을 주었을 가능성이 있다. 이러한 연구 결과는 퇴적물에 대한 분석 후에 좀 더 명확하게 설명될 수 있다. 세 번째는,



포식자의 영향으로 생각할 수 있다. 침전물의 정상분석에 이용된 시료는 분해를 억제하기 위한 시약이 첨가되지 않은 것이므로 트랩이 설치되어 있는 2주 동안 섭식자의 출입이 자유로웠기 때문에 수층에 비해 먹이 확보가 용이하다는 장점으로 포식자의 먹이섭식공간으로 활용되었을 가능성이 있다. 마지막으로 수질 분석결과 침전물 내 인 질소가 가장 높은 시기였던 2002년 11월 12월 조사 시 수체 내 총인과 총질소의 농도 또한 높았기 때문에 침전물 정상분석 시 수층 내 인, 질소농도가 반영된 것일 수 있다. 트랩에서 회수되는 물질은 현장에서 침전물이 손실되지 않도록 상등수만을 조심해서 비우고 증류수를 통해 일정량으로 조절하기 때문에 이때 침전물과 함께 포함된 호소수내 인, 질소 농도가 침전물정상분석에 영향을 주었을 가능성이 있다.

[표 3.1.17] 신구저수지에서 침전물내 인, 질소함량으로 계산된 침전물의 계절변화 (2002년 11월~2003년 5월)

Date	Trap 1		Trap 2	
	TP	TN	TP	TN
	mg m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup>			
Nov. 15, 2002	91.0±2.8	120.0±7.6	78.5±2.5	116.6±10.3
Nov. 29, 2002	96.1±13.2	136.5±10.3	63.7±4.2	131.8±24.4
Dec. 13, 2002	62.0±6.5	85.3±9.7	56.9±8.0	110.3±4.7
Mar. 28, 2003	27.5±2.6	101.8±9.7	20.0±1.8	97.2±7.9
Apr. 11, 2003	29.5±1.5	136.5±2.3	20.0±1.8	146.7±28.5
May 30, 2003	22.1±3.2	85.3±9.7		

#### 나. 영양염 농도 및 비율에 따른 녹조발생 분석

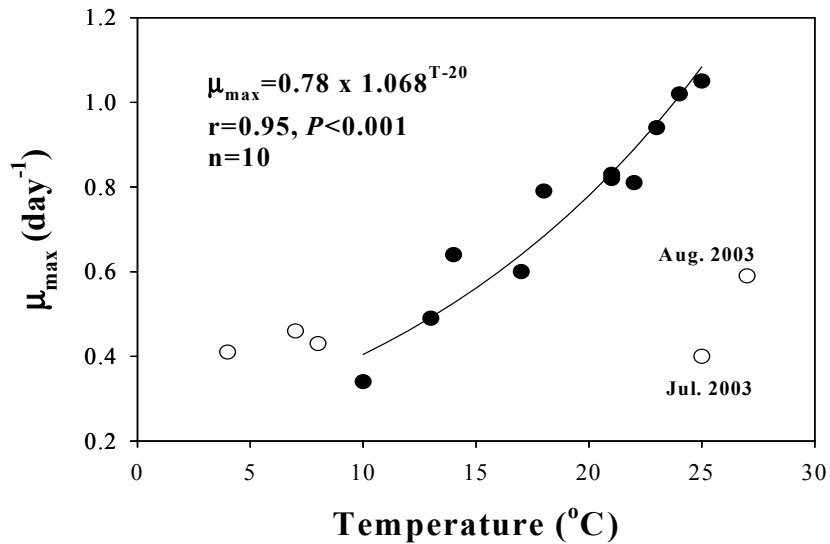
##### 1) 제한영양염과 수온, 광도에 따른 조류 성장 특성

##### 가) 제한영양염과 수온에 따른 조류성장반응

단일 제한 영양염으로 인 농도에 따른 성장반응에 사용된 현장에서 채집된 식물플랑크톤 군집 내 우점종은 3월과 4월에 *Aulacoseria* spp.를 제외하고는 *Microcystis* spp. 였다. 유역으로부터의 인, 질소 유입부하량이 많았고 수온도 높았던 2003년 7월과 8월의 낮은 최대 성장율( $\mu_{max}$ )을 제외하고는 10~25℃의 수온 범위에서는 수온과 양의 상관성( $r=0.97$ ,  $P<0.001$ )을 나타냈고 수온 10℃

증가 시 성장률은 2배 증가하였다(Q10≈2) [그림 3.1.2]. 최대 성장율은 9월에 1.09로 가장 높게 나타난 반면, 7월에 0.40 day<sup>-1</sup>로 가장 낮았다[표 3.1.2]. 계절별로는 5월과 6월 그리고 9월과 10월에 성장률이 수온이 낮은 11월과 12월 그리고 많은 강우량으로 유역으로부터 인과 질소 유입 부하량이 많았던 7월과 8월에 비해 높았다.  $\mu_{max}/K_S$  비는 5.13~0.51의 범위로 5월 16일에 가장 높았다[표 3.1.2].

인이 첨가되지 않은 배양액에서의 식물플랑크톤 성장률은 초기 접종된 엽록소 a 농도와 하루 동안에 감소된 배양액 내 무기인 농도로부터 계산된 인 흡수율이 높을수록 감소하는 것으로 나타났으며( $r=0.91, P<0.001$ )[그림 3.1.2], 저수지 내 엽록소 a 농도 또한 남조류가 우점한 일부 몇몇 시기를 제외하고 인 흡수율과 역의 상관성이 있었다( $r=0.76, P=0.01$ )[그림 3.1.2][그림 3.1.2].



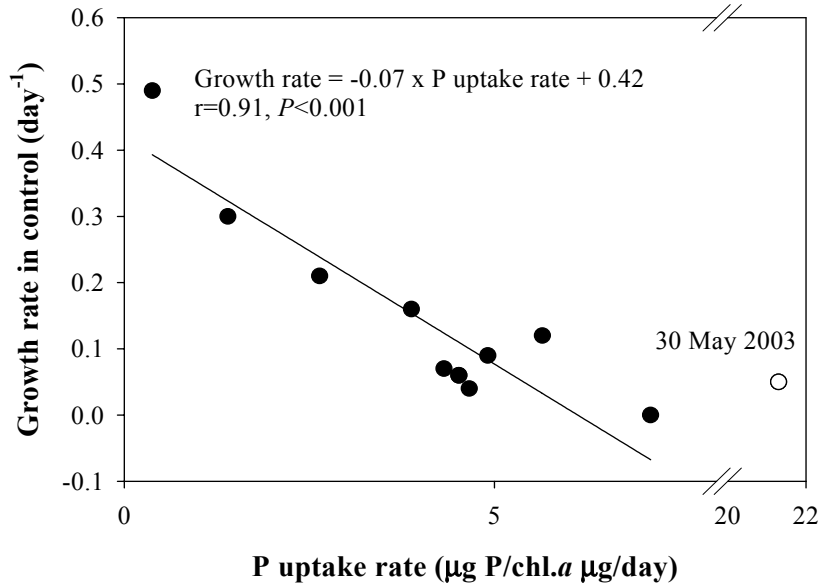
[그림 3.1.26] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지에서 수온과 식물플랑크톤 군집의 최대성장율과의 관계. ○는 선형관계식에서 제외된 자료

[표 3.1.18] 2002년 11월부터 2003년 1월까지 신구저수지에서 식물플랑크톤 군집의 성장역학과 관련된 매개변수의 변화

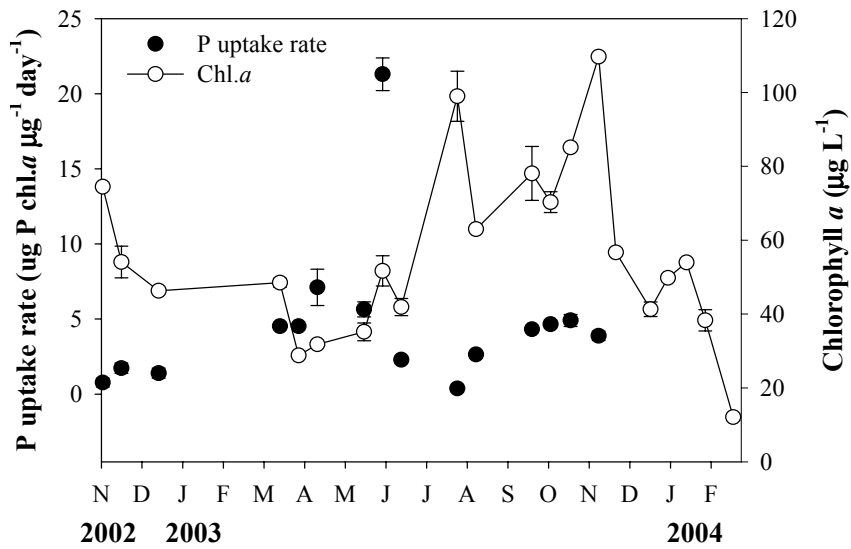
Date (Day/Mon/Yr)	Dominant species	DIP	Temp.		Chl.a <sup>1</sup>	Cells <sup>2</sup>	Growth kinetic				
		$\mu\text{g L}^{-1}$	In Situ	Culture	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\times 10^3$	$\mu_{\text{max}}$	$k_s$	$\mu_{\text{max}} k_s^{-1}$	Uptake rate ( $\mu\text{gP } \mu\text{g}^{-1} \text{ Chl.a day}^{-1}$ )	growth rate in control ( $\text{day}^{-1}$ )
1/11/02	<i>Microcystis</i> spp.	4.3	11.8	17	5.2	8.1	0.60	0.60	1.00	0.77	0.05
13/12/03	<i>Microcystis</i> spp.	5.6	4.0	4	1.4	10.5	0.41	0.69	0.59	1.40	0.14
14/03/03	<i>Aulacoseria</i> spp.	3.1	7.0	7	4.4	4.4	0.46	0.72	0.64	4.52	0.06
28/03/03	<i>Aulacoseria</i> spp.	2.2	10.1	10	2.8	5.1	0.34	0.67	0.51	4.52	0.10
11/04/03	<i>Aulacoseria</i> spp.	2.8	12.6	13	7.8	9.9	0.49	0.63	0.78	7.11	0.25
16/05/03	<i>Microcystis</i> spp.	3.2	20.8	21	7.8	6.4	0.82	0.16	5.13	5.65	0.49
30/05/03	<i>Aphanocapsa</i> sp.	3.7	21.6	22	4.5	9.2	0.81	0.40	2.03	21.30	0.03
13/06/03	<i>Microcystis</i> spp.	3.3	22.6	23	18.4	18.6	0.94	0.55	1.72	2.29	0.37
25/07/03	<i>Microcystis</i> spp.	2.7	24.6	25	61.1	30.1	0.40	0.66	0.60	0.38	0.15
08/08/03	<i>Microcystis</i> spp.	8.8	26.4	27	12.6	10.0	0.59	0.31	1.93	2.64	0.28
19/09/03	<i>Microcystis</i> spp.	7.0	23.6	24	7.1	13.7	1.02	1.05	0.97	4.32	0.09
03/10/03	<i>Microcystis</i> spp.	0.6	21.1	21	11.3	29.2	0.83	1.32	0.63	4.66	0.01
18/10/03	<i>Microcystis</i> spp.	3.8	17.9	18	8.1	22.3	0.79	1.52	0.52	4.91	0.10
08/11/03	<i>Microcystis</i> spp.	3.6	14.0	14	11	17.9	0.64	0.89	0.72	3.88	0.00

1 : Chl.a concentration of inoculum at the start of experiment

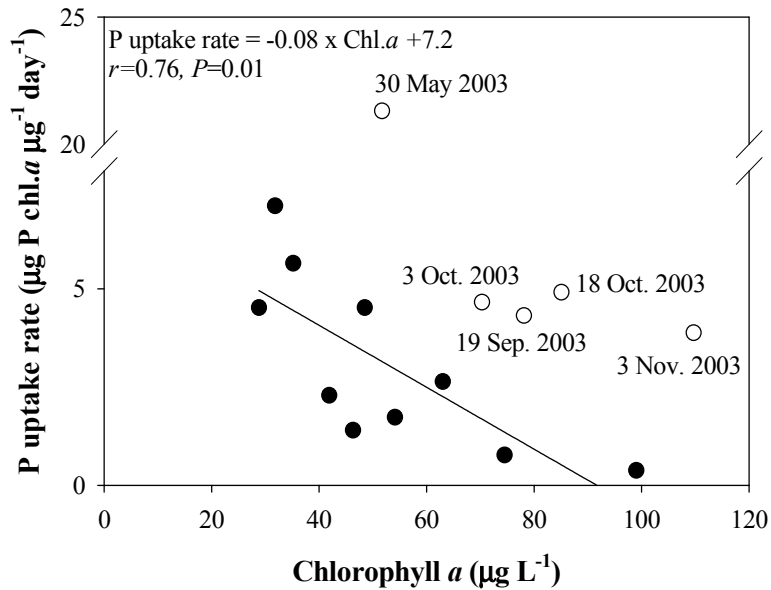
2 : Cells number of inoculum at the start of experiment



[그림 3.1.27] 2002년 11월부터 2003년 11월까지 신구저수지 식물플랑크톤 군집의 인이 없는 대조구에서의 성장률과 인 흡수율과의 관계. ○는 선형관계식에서 제외된 자료



[그림 3.1.28] 2002년 11월부터 2003년 11월까지 신구저수지 식물플랑크톤 군집의 인 흡수율과 엽록소 a 농도의 시간적 변화

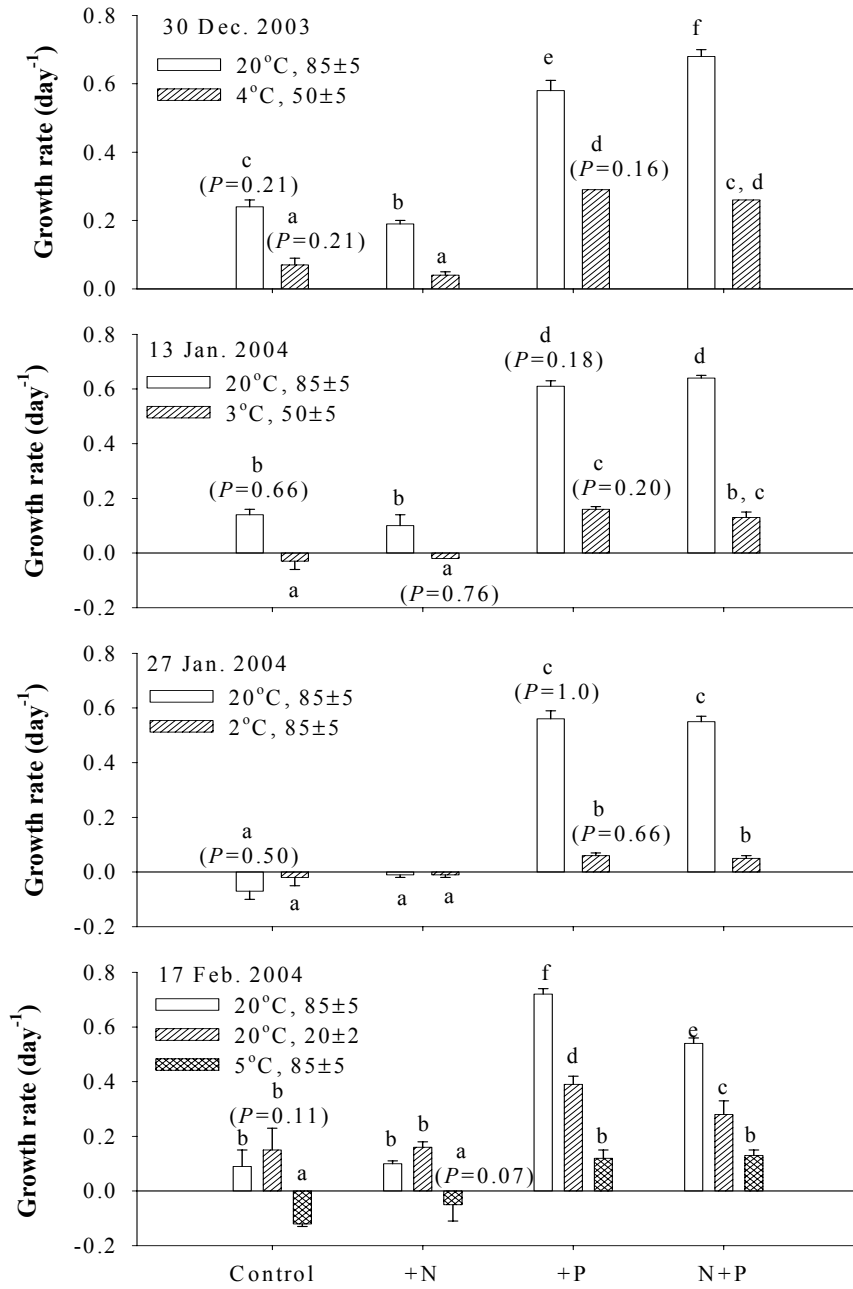


[그림 3.1.29] 2002년 11월부터 2003년 11월까지 신구저수지에  
서의 엽록소 a 농도와 인 흡수율과의 관계. ○는  
선형관계식에서 제외됨

#### 나) 제한영양염, 수온 그리고 광도에 따른 조류성장비교

겨울철 식물플랑크톤 성장은 인에 의해 제한되었고, 본 실험에서 조성된 조건의 광도에 비해 수온에 따른 성장률의 큰 차이가 있었다[그림 3.1.?]. 2003년 12월부터 2004년 2월까지 4회에 걸쳐 수행된 NEB(Nutrient Enrichment Bioassay) 실험 모두에서 인이 첨가된 경우에 식물플랑크톤의 성장반응이 크게 나타난 반면 질소가 처리된 곳에서의 성장은 영양염이 첨가되지 않은 대조구와 유사하였다( $P > 0.05$ , ANOVA). 2003년 12월 30일과 2004년 1월 13일 수행된 20°C 수온과  $85 \pm 5 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$  광도조건의 인 그리고 인과 질소가 모두 첨가된 처리구에서의 성장률이  $50 \pm 5 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$  광도와 4, 3°C의 수온조건의 처리구에 비해 각각 평균 2.3, 4.9배 높았고, 동일한 광도( $50 \pm 5 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) 조건에서의 1°C 수온차이는 약 2배의 성장률 차이를 보였다. 2004년 1월 27일에 광도는 동일하나 수온이 2°C인 조건에서 인 그리고 인과 질소가 모두 첨가된 처리구에서의 성장률은 수온이 20°C로 조절된 처리구에 비해 평균 9.8배 낮았다.

2004년 2월 17일에는 식물플랑크톤 성장에 대한 수온과 광도의 영향정도를 평가하기 위해 수온은 동일하나 광도가 상이한 조건, 그리고 광도는 동일하나 수온이 다른 조건에서의 성장률을 비교하였다. 수온은 20°C로 동일하나 광도가  $85 \pm 5 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 와  $20 \pm 2 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 로 상이한 조건의 인 그리고 인과 질소가 첨가된 처리구에서 약 4 배의 광도차이는 평균 1.8배의 성장률의 차이를 보였다. 광도가  $85 \pm 5 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 로 동일한 인과 질소가 첨가된 처리구에서 수온이 20°C 인 처리구에서의 성장률이 5°C인 처리구에 비해 평균 5배 정도 높았다. 수온과 광도가 상이한 조건의 성장률 비교에서는 20°C,  $20 \pm 2 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$  광도 조건에서의 성장률이 5°C,  $85 \pm 5 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 의 광도 조건의 처리구에 비해 평균 2.6배 높았다.



[그림 3.1.30] 2003년 12월부터 2004년 2월까지 신구저수지에서 영양염, 광도, 수온에 따른 성장을 비교

## 2) 조류 성장 역학(Algal Growth kinetic)

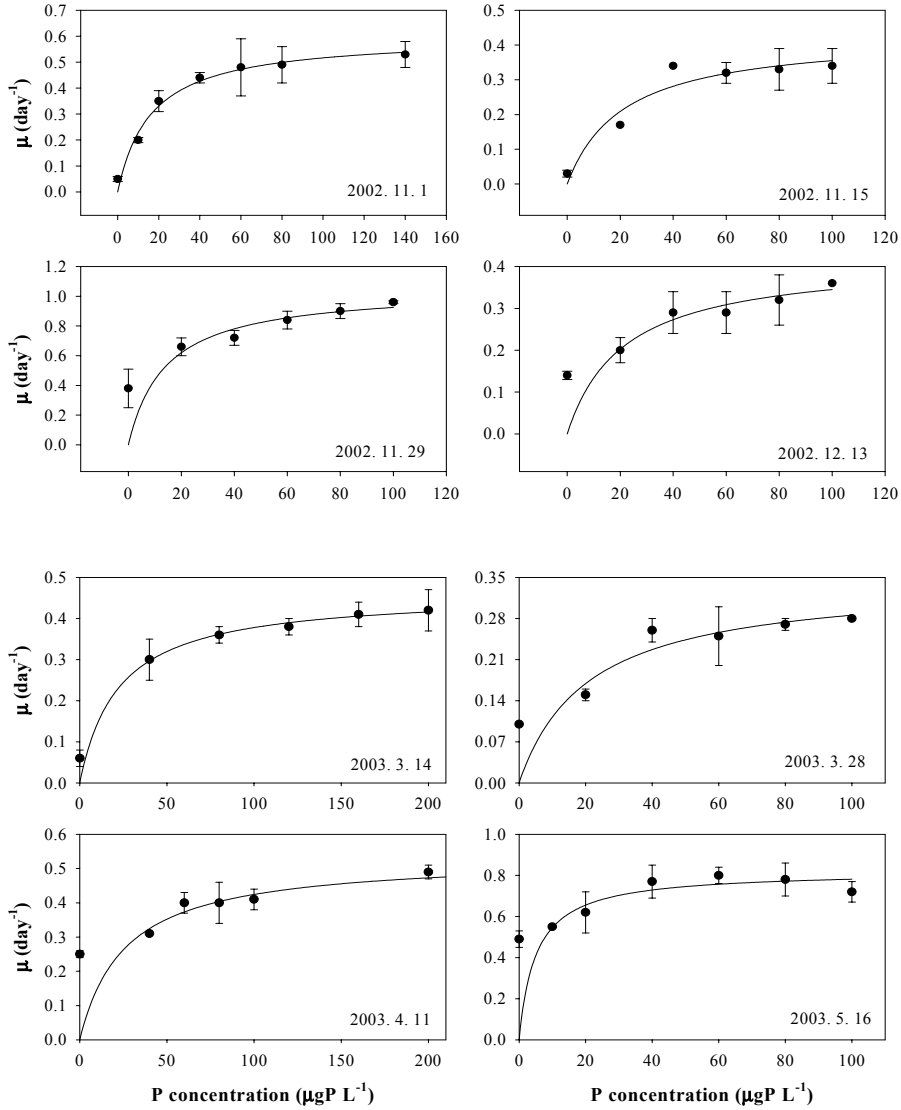
조류가 성장하기에 적합한 영양염 농도 범위는 수온, 일사량 등의 환경요인으로 인해 변하고, 조류마다 생리적인 특이성이 다르기 때문에 최적범위는 다르게 나타난다. 특히, 질소와 인은 조류 성장의 필수 영양염으로서 농도 변화에 따른 조류의 흡수능 또는 성장 정도는 다른 종과의 경쟁력에 대한 기준이 되며 (Dugdale et al., 1981), 대개 조류의 최대 성장률( $\mu_{max}$ )과 반포화 계수 ( $k_s$ )로서 결정된다. 영양염 조건에 따른 조류 성장 예측은 조류에 의한 부영양화 현상을 효과적으로 평가할 수 있는 좋은 생물학적 자료가 될 수 있으며, 영양염 이용에 대한 생리적인 특성이나 제한 영양염의 이용율을 통해 조류 개체군의 변동을 예측하고 이를 모형화 시킬 수 있다(Tilman, 1982; Mechling and Kilham, 1982).

신구저수지의 인 첨가에 따른 조류의 성장률은 2002년 11월 29일 남조류의 수온증가에 따른 성장률 비교를 위해 인위적으로 수온이 조절된 시기를 제외하고는 0.34~0.82로 나타났다[그림 3.1.?). 현장조건에서 가장 높은 성장률은 조사 기간 중 21℃로 가장 높았던 5월에 나타났으며 반포화농도 또한 0.16  $\mu\text{M}$ 로 가장 낮아 이시기에 영양염에 대한 조류간의 경쟁력 평가를 위해 사용되는 최대 성장률에 대한 반포화 농도의 비( $\mu_{max}/K_s$ ) 또한 5.12로 가장 높게 나타남으로써, 이 시기의 조류의 생리적 잠재력이 높은 것으로 예측되었다[표 ?].

[표 3.1.19] 신구저수지에서 조류성장률과 반포화상수( $k_s$ ) (2002년 11월~2003년 5월)

Date	Temp.	In Situ		$\mu_{max}$ ( $\text{day}^{-1}$ )	$k_s$ $\mu\text{M}$	$\mu_{max}/k_s$	Cell quota	
		Chl.a $\mu\text{g L}^{-1}$	DIP				ngP cell $^{-1}$	$\mu\text{g P } \mu\text{g chl.a}^{-1}$
2002. 11. 01	17	74.5	4.3	0.60	0.52	1.15	5.9	9.1
2002. 11. 15	8	54.1	3.3	0.43	0.68	0.63	1.7	8.2
2002. 11. 29	25	45.6	3.1	1.05	0.47	2.23	20.4	24.9
2002. 12. 13	4	46.3	6	0.41	0.69	0.59	34.0	255.6
2003. 03. 14	7	48.5	3.4	0.46	0.72	0.64	24.4	24.5
2003. 03. 28	10	28.8	2.2	0.34	0.67	0.51	54.5	99.7
2003. 04. 11	13	31.8	2.2	0.49	0.63	0.78	66.2	84.1
2003. 05. 16	21	35.2	5.1	0.82	0.16	5.12	37.4	30.5

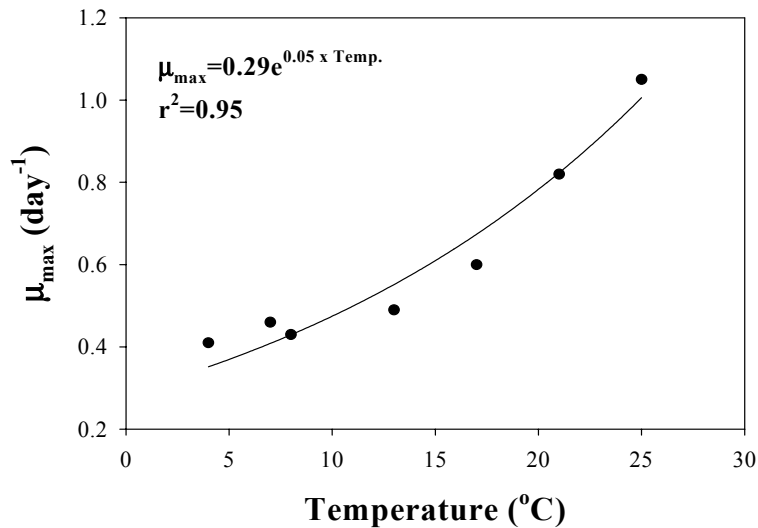




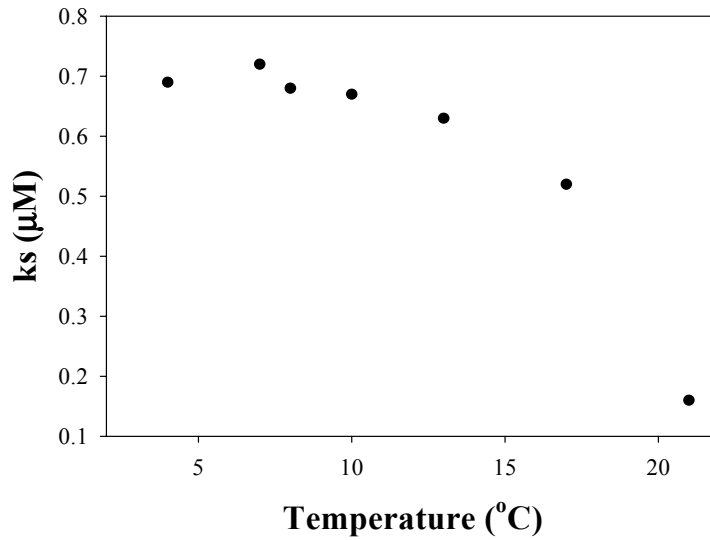
[그림 3.1.31] 인 첨가에 따른 신구저수지 조류성장역학 (2002년 11월~2003년 5월)

조류의 성장률은 수온증가에 따라 지수적으로 증가하는 반면[그림 3.1.2], 반포화상수는 감소하는 것으로 나타나 조류 발생에 대한 수온의 중요성이 확인되었다[그림 3.1.2]. 특히, 2002년 11월부터 12월까지 나타난 현장에서의 엽록소 a 농도의 감소는 용존무기인이나 섭식자등과 같은 외부요인보다는 수온이 직접적인 원인이 되었던 것으로 판단된다. 그러나 이와 달리 2003년 3월 이후 부터는 수온 증가와 함께 배양실험결과 조류의 성장률이 증가하는 경향을 나타냈음에도 불구하고 현장에서의 엽록소 a 농도는 감소하는 경향을 나타냈다. 비록 수온 상승과 더불어 조류의 성장률이 기대되기는 하나, 조류의 성장을 위해 필요한 영양염이 2003년 3월 14일 이후로 감소됨에 따라 성장률이 수온보다는 제한영양염의 수중 내 농도에 더 의존해 감소한 것으로 판단되며, 수온상승과 더불어 먹이원으로 적합한 조류종이 우점하는 경우에 대량 증식하는 섭식자의 영향 또한 하나의 이유가 될 수 있을 것이다.

이러한 결과를 토대로 할 때 대상 저수지에서의 조류 성장이 어느 일정한 가지 요인에 의해 좌우되기 보다는 여러 요인이 시간에 따라 제한요인으로 작용할 수 있으며, 때로는 이러한 요인들이 복합적으로 작용함으로써 조류의 성장에 영향을 줄 수 있음을 의미한다.



[그림 3.1.32] 신구저수지에서 수온과 조류 성장률과의 관계 (2002년 11월~2003년 5월)



[그림 3.1.33] 신구저수지에서 수온과 반포화농도와의 관계  
(2002년 11월~2003년 5월)

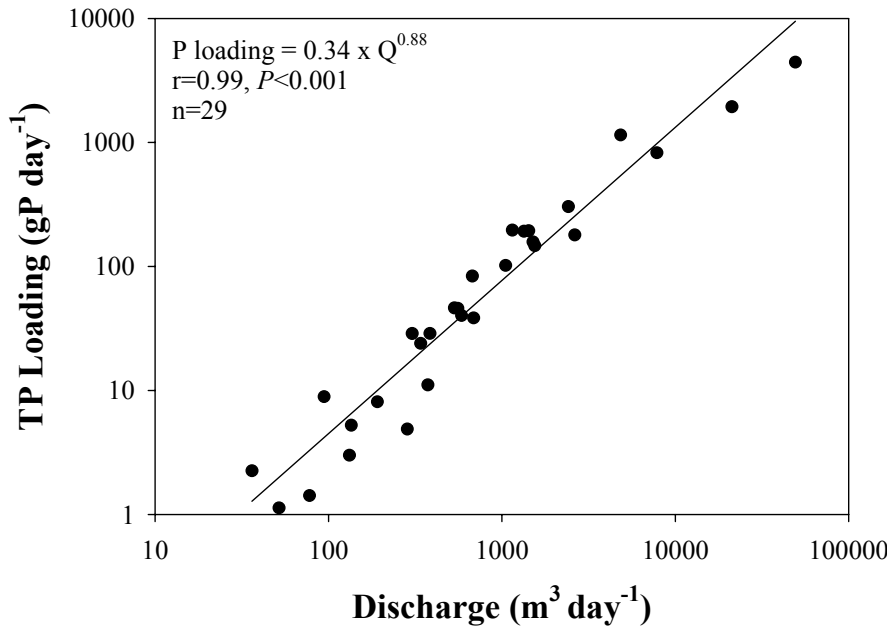
#### 다. 부영양화 원인 규명 및 관리방안

##### 1) 유입수질 평가

유역에서 두개의 수로를 통해 유입되는 인의 대부분은 용존 형태였으며, 인 유입 부하량은 유입수량과 양의 상관성을 나타냈다( $r=0.97$ ,  $P<0.001$ )[그림 3.1.2]. 유역으로부터 유입되는 총인 부하량은  $159.0 \text{ kgP yr}^{-1}$ 였고, 이중 용존형태의 인 부하량은 총인의 86.8 %에 해당하는  $138.0 \text{ kgP yr}^{-1}$ 였고, 식물플랑크톤에 의해 직접 이용될 수 있는 용존무기인 부하량은  $126.3 \text{ kgP yr}^{-1}$ 으로 총인의 77.7 %에 해당하였다[표 3.1.2]. 표면적당 인 부하량은 조사기간 실측된 자료를 통해 계산된 표면적당 인 부하량은  $1.6 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 이었다. 강우량이 많았던 시기가 현장 조사에서 제외되었기 때문에 HEC-HMS로 예측된 일일유입수량을 실측된 유입수량과 인유입부하량과의 관계식을[표 3.1.2] 이용해 유입부하량 산출한 결과를 토대로 계산된 수표면적당 인 부하량은  $4.1 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 으로 실측된 값에 비해 3배 정도 높은 수준이었다. 저수지로 유입되는 수표면적당 인부하량은 비록 실측치와 예측치 사이에 3배 정도의 차이가 있었으나 모두 과잉 임계 부하량을 상회하는 수준이었다[그림 3.1.2]. 유입수량이 많을수록 유입수내 총인 농

도 또한 증가하는 경향을 나타냈으며( $r=0.69, P<0.001$ )[그림 3.1.?), 1년 중 강우량이 많았던 7월 25일 하루 동안에 연간 총인 유입 부하량의 40.5%가 유입되었고, 11월 8일에도 17.1%가 유입되었다[표 3.1.?).

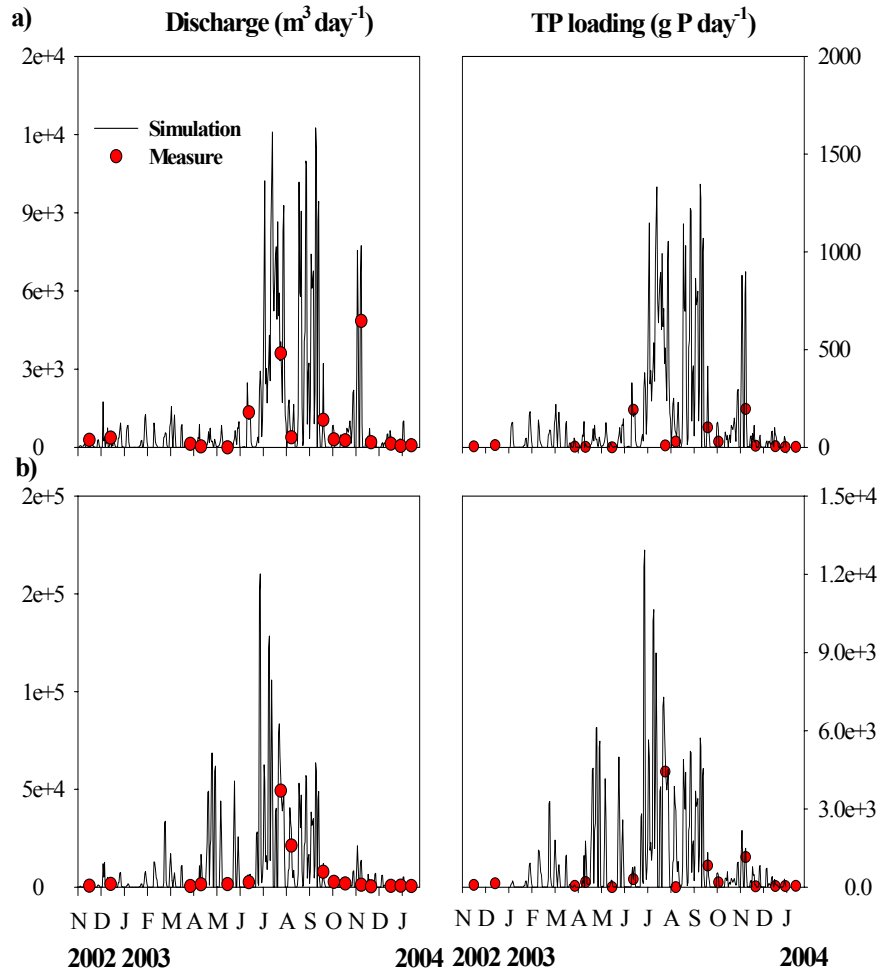
총 질소 부하량은  $5.0 \text{ ton yr}^{-1}$ 로 총 인 부하량( $159.0 \text{ kgP yr}^{-1}$ )에 비해 30배 정도 많았으며, 총질소 부하 중 무기질소 부하량은  $3.9 \text{ ton yr}^{-1}$ 로 총 질소의 78%였다. 유입수량 증가에 따른 총인 농도와 유사하게 총질소 농도 또한 유입수량이 많을수록 증가하는 경향을 나타냈으며( $r=0.48, P<0.001$ )[그림 3.1.?) 총인 유입 부하량이 많았던 7월에 질소 또한 연간 총 질소 유입 부하량의 45.7%가 유입되었다.



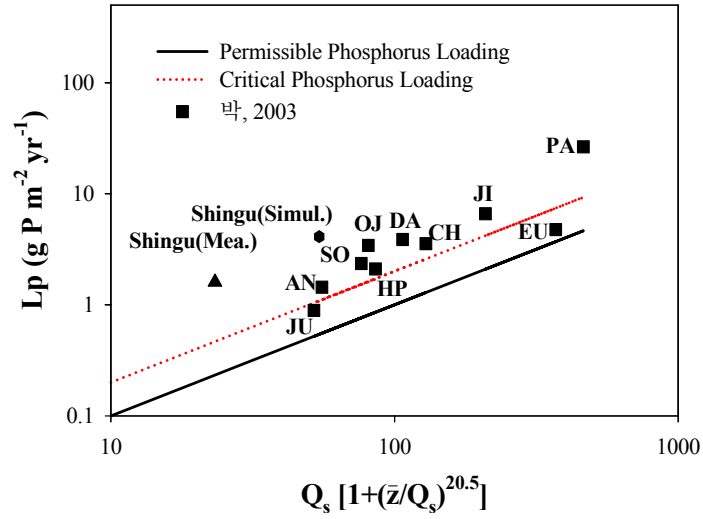
[그림 3.1.34] 2002년 11월부터 2004년 1월까지 신구저수지 유입수에서의 유량과 총인 부하량과의 관계

[표 3.1.20] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지 유입수의 유량, 부유물질, 총질소, 용존무기질소, 총인 그리고 용존 총인 농도

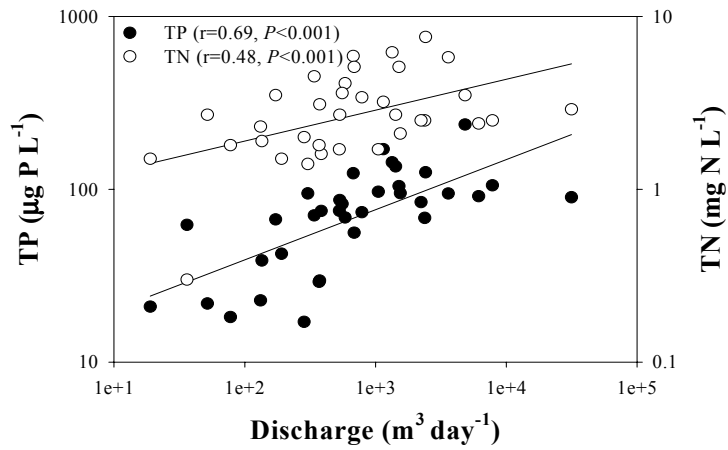
Date Day/Mon/Yr	Discharge m <sup>3</sup> day <sup>-1</sup>	TN		DIN		TP		DTP		DIP	
		mg L <sup>-1</sup>	kg day <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	kg day <sup>-1</sup>	μg L <sup>-1</sup>	g day <sup>-1</sup>	μg L <sup>-1</sup>	g day <sup>-1</sup>	μg L <sup>-1</sup>	g day <sup>-1</sup>
15/11/02	960.6	4.7	4.6	4.0	3.8	92.0	88.4	71.7	68.8	60.5	58.1
13/12/02	1,922.1	2.3	4.4	4.9	9.4	82.1	157.7	69.9	134.4	63.4	121.9
28/03/03	665.6	2.6	1.7	1.7	1.1	73.9	49.2	65.3	43.5	55.6	37.0
11/04/03	1,464.9	2.6	3.9	2.7	3.9	133.7	195.8	127.8	187.2	100.4	147.1
16/05/03	1,512.2	5.1	7.7	4.1	6.2	104.3	157.7	90.4	136.7	78.7	119.0
13/06/03	3,761.0	7.1	26.7	5.4	20.2	131.7	495.3	87.5	329.2	66.9	251.6
25/07/03	35,155.7	3.2	112.4	2.3	81.0	90.3	3,173.6	80.9	2,842.8	76.1	2,676.8
08/08/03	6,535.6	2.4	15.4	1.8	11.5	90.2	589.8	81.8	534.7	73.9	482.7
19/09/03	8,885.1	2.4	21.4	1.9	17.3	104.3	926.6	86.6	769.1	74.5	662.3
03/10/03	2,682.2	2.4	6.4	1.9	5.2	71.2	191.0	58.8	157.8	50.4	135.3
18/10/03	2,599.8	2.4	6.2	2.1	5.5	76.3	198.5	75.4	196.0	70.8	184.1
08/11/03	5,996.8	3.4	20.6	2.7	16.4	224.1	1,343.8	201.3	1,207.1	196.2	1,176.3
21/11/03	531.2	3.4	1.8	3.2	1.7	60.3	32.1	54.0	28.7	52.7	28.0
17/12/03	720.6	3.7	2.7	3.5	2.5	63.0	45.4	58.8	42.3	55.6	40.0
30/12/03	738.7	4.9	3.6	3.8	2.8	53.6	39.6	52.1	38.5	43.2	31.9
13/01/04	635.0	3.4	2.1	2.7	1.7	74.5	47.3	51.4	32.6	45.0	28.6
27/01/04	1,316.7	2.7	3.6	2.3	3.0	74.1	97.6	36.8	48.4	31.8	41.9
17/02/04	191.3	3.3	0.6	3.0	0.6	62.3	11.9	41.5	7.9	39.8	7.6



[그림 3.1.35] 2002년 11월부터 2004년 1월까지 신구저수지 두 유입수(a: Inflow 1, b: Inflow 2)의 유량과 총인 부하량의 시간적 변화



[그림 3.1.36] 국내 주요 호수와 신구저수지의 인 부하량과 Vollenweider-OECD model에 의한 임계 부하량. AN, JU, SO, HP, OJ, DA, CH, JI, EU, PA는 각각 안동호, 주암호, 소양호, 합천호, 옥정호, 대청호, 충주호, 진양호, 의암호 그리고 팔당호를 의미함.



[그림 3.1.37] 2002년 11월부터 2004년 1월 까지 신구저수지 두 유입수의 유량과 총인 그리고 총질소 농도와의 상관관계

## 2) 퇴적물 평가

조사기간 동안 퇴적물 내 함수율은 59.2~68.3 %의 범위로 평균 64.6 %이었고, 강열감량은 25.9~35.1(6.3~10.4%)mg ww g<sup>-1</sup>의 범위로 시기별로는 3월에 34.2mg ww g<sup>-1</sup> (9.1 %)와 11월에 35.1 mg ww g<sup>-1</sup> (10.4%)로 높았다[그림 3.1.?]. 간극수내 가장 높은 인 농도는 성층이 형성되고 관개수 이용에 따른 수위 감소 직전인 5월 말에 가장 높았고, 2002년과 2003년 모두 12월 말에 높았다. 간극수내 존재하는 용존무기인은 용존 총인 농도와 양의 상관성을 보였고(r=0.94, P<0.001)[그림3.1. ?], 7월 말부터 11월 까지 간극수내 용존무기인 농도 뿐 아니라 용존 총인에 대한 용존무기인의 비 또한 13.6~24.5%로 다른 시기에 비해 30~85.7%로 비해 낮았다.

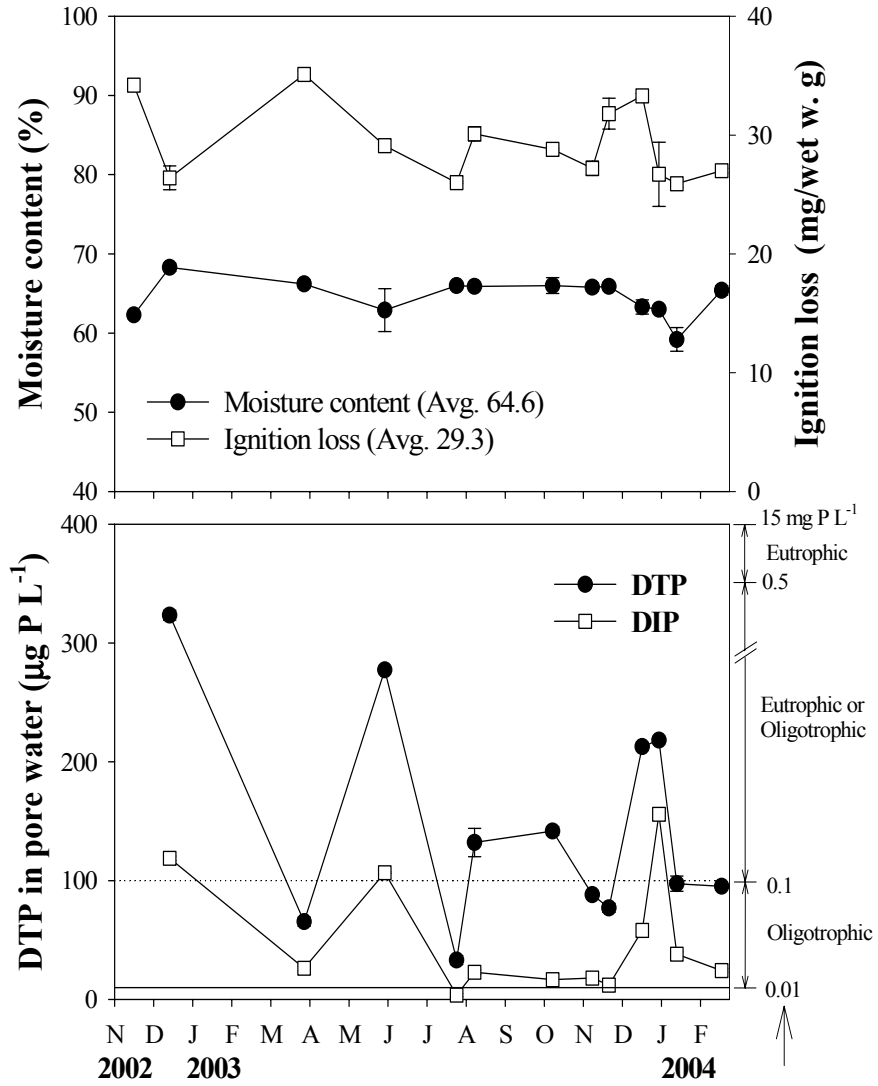
조사기간 동안 퇴적물 내 탄소와 인 함량은 각각 27.6~30.5 mg dwg<sup>-1</sup>, 0.8~1.1 mgP dw g<sup>-1</sup>의 범위로 계절에 따른 큰 변화가 없었던 반면에 질소함량은 3.4~4.9 mgN dw g<sup>-1</sup>의 범위로 10월~12월 조사기간 동안에 높았다[표 3.1.?]. 퇴적물 내 탄소:질소:인 평균 무게비는 28:4:1이었으며, C/P와 C/N비는 각각 26~35, 6~8의 범위였다.

[표 3.1.21] 2002년 11월부터 2003년 10월까지 신구저수지 퇴적물 내 탄소, 질소 인 함량 변화

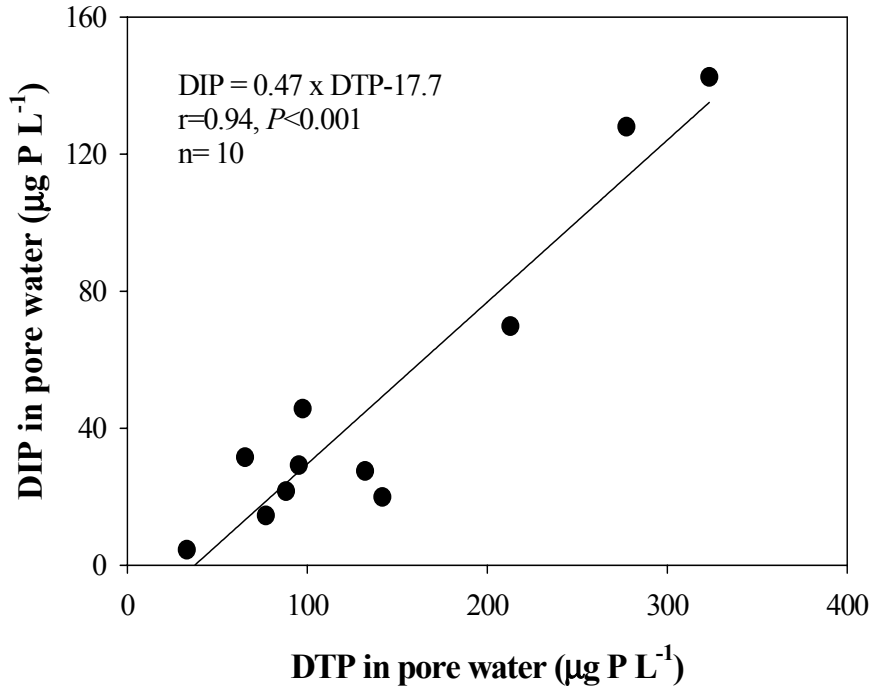
Date Day/Mon/Yr	C	N	P	C/N	C/P	N/P
	mgC DWg <sup>-1</sup>	mgP DWg <sup>-1</sup>	mgP DWg <sup>-1</sup>			
15/11/02	28.7	4.9	0.91±0.09	6	32	5
13/12/02	27.7	4.1	1.07±0.01	7	26	4
28/03/03	29.0	3.6	0.82±0.11	8	35	4
30/05/03	29.9	3.8	1.07±0.06	8	28	4
25/07/03	27.7	3.4	1.07±0.01	8	26	3
08/08/03	27.6	3.5	1.06±0.03	8	26	3
03/10/03	30.5	4.0	1.14±0.00	8	27	3

DW : dry weight





[그림 3.1.38] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지 퇴적물의 함수율과 강열감량 그리고 간극수내 용존총인과 용존무기인 농도의 변화. ↑는 간극수내 인 농도에 따른 영양상태 평가기준(Enell and Löfgren, 1988)



[그림 3.1.39] 2002년 11월부터 2004년 2월까지 신구저수지 퇴적물 간극 수내 용존총인과 용존무기인농도와의 상관관계

### 3. 녹조발생 특성 및 정책적 제언

본 연구결과 부영양 상태의 중소형 저수지에서 녹조발생은 외부로부터 인의 유입과, 토지이용형태나 저수지의 수심과 조성시기 등과 밀접한 관련이 있었다. 조류 발생과 관련된 원인 물질과 인의 주 공급원으로 유역과 퇴적물에 대한 정량적인 평가를 위해서는 유입부하량을 포함한 유역 내 오염 배출원 특성 뿐만 아니라 수체 내 생물학적 특성에 대한 현장 조사의 필요성이 제기된다. 이러한 연구는 상당한 노력을 요구하지만 부영양화의 원인을 규명하고 관리목표를 설정하기 위해서는 반드시 수행 되어야 할 중요한 측면이다.

국내 중소규모 부영양 저수지와 부영양상태의 모델 저수지를 대상으로 한 육수학적 조사에서 질소 보다는 인이 입자성 형태로의 존재비율이 높았고, 조류 성장에 있어 인이 제한영양염으로 나타났다. 반면, 본 연구에서 조류 발생량이 적었던 TYPE I, IV에 포함된 저수지에서는 N/P비의 증가에 따른 조류 생물량의 큰 변화가 없어 상대적으로 인 제한 가능성이 적은 것으로 판단되었다. 유역

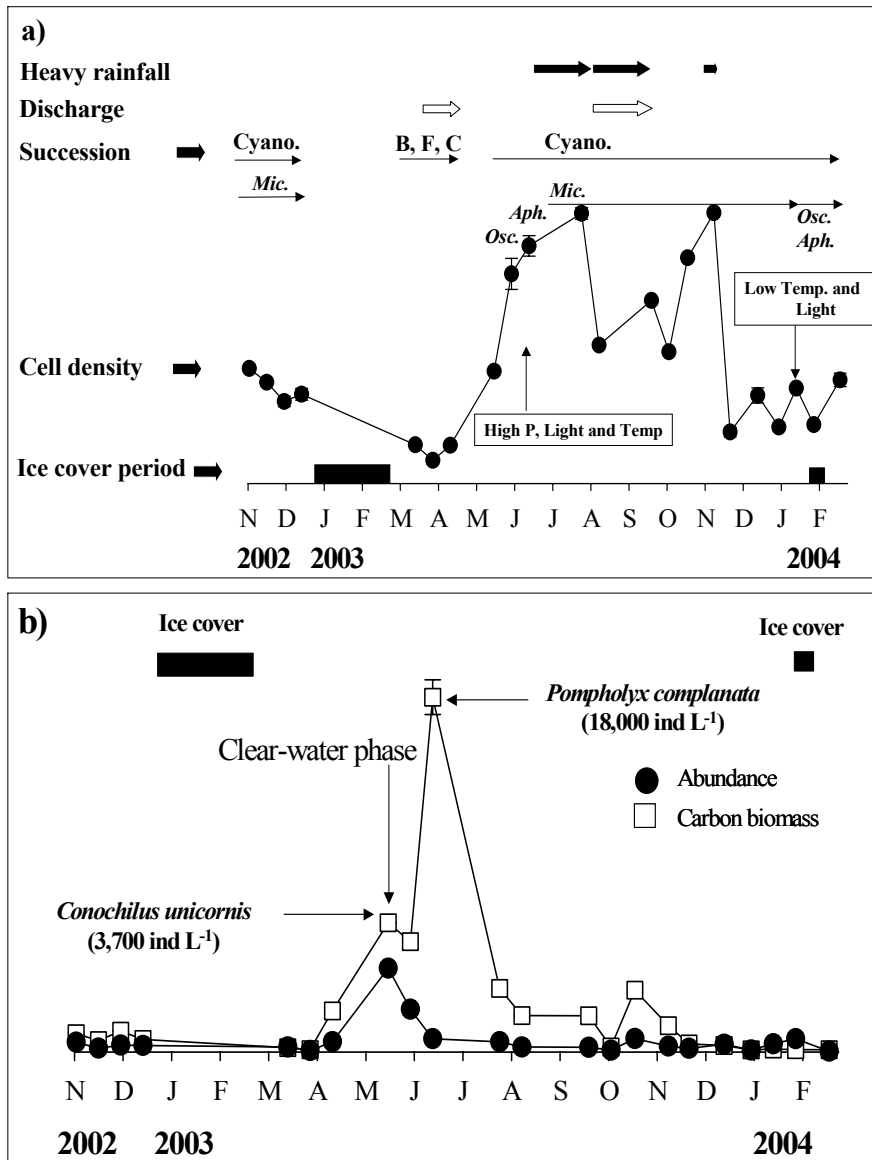
환경과 저수지의 특성이 상이한 저수지에서 수체 내 인과 질소의 존재 형태의 차이가 예측되며 있을 것으로 그 차이의 원인을 판단하는 것은 부영양화의 원인을 규명하는 또 다른 방법이 될 수 있을 것이다. 이를 위해서 본 연구에서 분류된 유형별로 대표저수지를 선정하여 유역환경과 퇴적물을 포함한 육수학적 조사가 수행될 필요성이 크다.

우리나라의 환경정책기본법에 따르면 저수지내 인과 질소에 대한 수질기준은 N/P 비 16을 기준으로 16이하에서는 질소를, 16 이상에서는 인을 규제하고 있다. 본 연구에서 부영양 저수지에서의 수체 내 질소 농도는 인에 비해 상대적으로 높고 무기형태로의 존재비율이 높기 때문에 질소의 제한 가능성이 낮았다. 부영양저수지에서의 현장조사와 남조류를 대상으로 한 조류 성장과 N/P비의 관계에 대한 연구에서 수체 내 인과 질소의 존재형태와 종 특이성에 따라 적정 N/P비가 유동적일 수 있음이 제시되었다. 본 연구에서 제시된 적정 N/P비는 30이하로 나타났으며, 질소 제한은 거의 없었다. 이러한 결과는 적정 N/P비가 저수지의 수질과 생물상에 따라 달라질 수 있음을 의미하며 국내 저수지 환경에 맞는 기준설정을 위한 연구가 진행될 필요가 크다.

수심이 얇은 부영양 저수지에서 나타난 가장 뚜렷한 생태학적 특징으로는 윤충류에 의한 청수기현상과 3월과 4월을 제외한 기간 동안의 남조류의 우점 그리고 남조류 종간의 우점종 변화 등이다. 온대호수에서의 청수기가 먹이원이 증가 몸체가 큰 동물플랑크톤, 지각류와 요각류에 의해 야기되는 것과 달리 본 연구에서 청수기에 앞서 식물플랑크톤의 뚜렷한 증가 없이 나타났다[그림 3.1.?). 이는, 수생태계 먹이망구조에서 식물플랑크톤 이외의 박테리아나 원생동물 등으로 구성된 미생물 먹이망의 구성요인들이 먹이원으로 사용되었을 가능성을 제시한다.

따라서 부영양화에 따른 모든 생물요인들을 시·공간적으로 고려하여 플랑크톤먹이망의 구조와 기능적 변화를 분석함으로써 수생태계에서 각기 다른 생물먹이망간의 상대적인 중요성을 결정짓는 요인들을 파악하고, 이들 간의 에너지흐름 관계를 정확하게 평가하기 위한 연구가 필요하다.

또한, 남조류 독소여부와 독소의 생물학적 농축여부 그리고 독성 남조류의 효율적인 섭식자를 규명하는 것과 겨울철 수온, 광도, 인 농도 그리고 결빙기간이 남조류 생존과 소멸에 미치는 영향을 파악하기 위한 연구도 부영양 저수지의 생태계의 변화를 예측하거나 이해함에 있어 크게 요구된다.



[그림 3.1.40] 낮은 부영양 저수지에서 플랑크톤 dynamic의 도식  
 B., F., C., Cyano., Osc., Aph. and Mic. denotes Bacillariophyceae, flagellated algae, Chlorophyceae, Cyanophyceae, Oscillatoria spp., Aphanizomenon sp. and Microcystis spp., respectively.

#### 4. 부상분리 의한 조류 제어 기법 개발

부상분리란 분산매(dispersed medium)에 분산된 부유상(suspended phase)에 공기를 부착시켜 분산매와 공기가 접하고 있는 한계면까지 부상시키는 현상을 말한다. 일반적으로 부상법은 미세한 기포를 액체속으로 주입시켜 입자에 작은 공기를 부착시키는 방법으로 부착된 기포에 의해 입자가 액체표면으로 상승되는 원리를 이용하는 것이다. 부상분리법은 현탁물의 비중이 물보다 작거나 또는 현탁물에 작은 기포를 부착시켜서 비중을 작게 하여 물의 표면에 정지시켜 물로부터 분리하는 방법으로 정의된다.

부상분리방법에 있어서 결정적인 요소는 오염물질의 물에 대한 친수성(hydrophilicity)을 작게 하여 미세한 기포를 오염입자에 접촉시키는 것인데, 이러한 방식으로 물보다 더 무거운 밀도를 가진 오염물질도 부상시킬 수 있다.

##### 가. 미세균일 입자 발생장치의 효과 분석

###### 1) 소규모 부상분리장치(PILOT) 제작

###### 가) 가압부상장치 구조

본 실험을 위해 철재 구조물에 타포린 재질의 방수막을 둘러싼 3개의 Mesocosm[규격 6m(L) × 6m(W) × 2.5m(H)]을 설치하였다. 바닥으로부터 Mesocosm으로 유입되는 호소수를 최소화하기 위해 평평한 곳에 설치하였다. 가압부상장치는 펌프본체, 배관, 밸브류, 유량계(현장직독식), 압력계, 공기유량계, 압력조절밸브(Pressure Regulation Valve), 에어벤트, 응집제 투입을 위한 약품탱크, 약품펌프, 약품유량계로 구성되어 있다[그림 3.1.]. 기액혼합펌프 부상분리시스템은 전단에 설치된 유입펌프에 의해 원수가 원수탱크로 유입되며, 유입된 원수는 배관을 통해 기액혼합펌프로 유입된다. 기액혼합펌프는 처리된 원수를 일부 재순환하여 부상조로 이송하는 펌프로, 공기용해장치, 가압펌프 및 공기압축기의 역할을 동시에 수행한다. 유입된 원수는 기액혼합펌프에 의해 순환되며, 기액혼합펌프 전단의 공기흡입에 의해 펌프에서 1차 에어를 잘게 분쇄한 뒤, 배관상에서 기체와 원수가 혼합된다. 기체가 용해된 혼합수는 기액혼합펌프 후단의 응집설비에서 토출되는 응집제와 함께 혼합되어 배관을 통해 이동하게 된다. 기체, 액체, 응집제가 혼합된 물은 압력조절밸브를 거쳐 토출부

에 장착된 계관형태의 미세기포발생장치에 의해 미세한 기포 형태로 분출되게 된다. 미세기포발생장치의 분출공의 출구에는 외부액체와 기액혼합유체가 격렬히 충돌하며 양자의 간극을 통과하는데 이때 미세기포가 발생하게 된다.

#### 나) 기액혼합펌프 (DAF PUMP)

기액혼합펌프는 전동기와 커플링으로 연결된 횡형 펌프로 공동베드에 부착한 것으로서 펌프 본체(CASING)는 GG 25, IMPELLER는 BLONZE(G-CuSn10), SHAFT는 STS304(X20CrNi 17.2), 미케니칼씰은 T. C.(Tungsten Carbide)로 한다.

펌프의 구성은 전동기, 펌프헤드, 공기공급부와 공동베드로 구성되어야 한다. 공기공급부의 배관은 부상조 최대 수면높이 이상으로 설치하고 펌프운전, 정지시 공기의 공급, 차단을 위하여 솔레노이드 밸브를 부착하고, 수동 공기조절 밸브 및 공기유량계를 부착하여야 한다. 펌프는 서어징이 없고 원활한 운전과 균형이 유지되며 각부의 진동과 소음이 적은 것으로 한다. 펌프는 가대위에 견고하게 설치하여야 한다.

#### 다) 압력조절밸브(Pressure Regulation Valve)

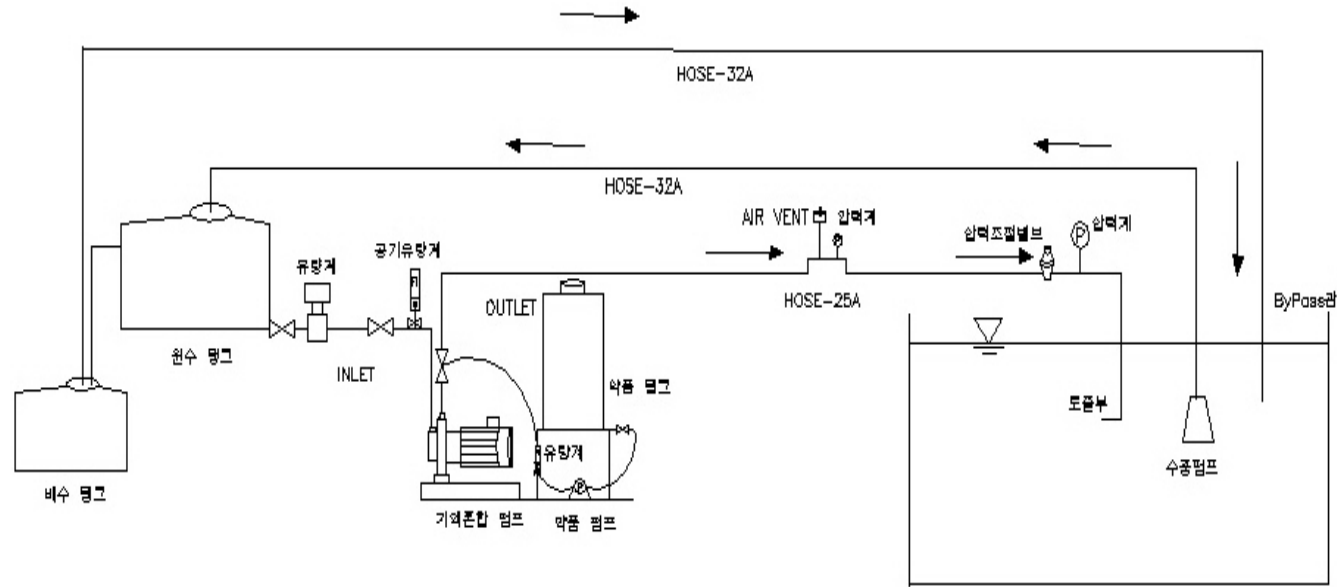
압력조절밸브는 펌프 토출측 가장후단에 설치되며, 분산노즐에 가장 가까운 것이 좋다.

- ① 사양 : 삼양밸브 YPR-41W형 또는 동등사양에 준함
- ② 구경 : 100 A
- ③ 재질 : STS 304

#### 라) 에어벤트

에어벤트는 압력조절밸브 전단에서 위치하며 배관상에서 큰기포의 형태로 모이는 AIR를 배출하는 기능을 한다.

- ① 사양 : 삼양밸브 YAC 25형 또는 동등사양에 준함
- ② 구경 : 25A



[그림 3.1.41] 부상분리 시스템 모식도

### 마) 압력계(Pressure Gauge)

압력계는 압력조절밸브의 압력변화율을 알려주는 역할을 한다.

- ① 사양 : 2-10 kg cm<sup>-2</sup>, STS 303
- ② 구경 : 15 A
- ③ 재질 : STS 304

### 바) 유량계

기액혼합펌프의 전단에 위치하며, 기액혼합펌프의 흡입유량을 확인하는데 사용된다.

- ① 사양 : 현장직독식, GLASS
- ② 구경 : 100 A

## 2) 미세기포 크기 평가

기포와 플럭 사이에 결합물을 만들고 결합물이 깨어지는 것을 방지하기 위해서 기포는 층류(laminar flow)상태에서 떠올라야 한다. 층류에서 기포의 최대직경은 130 $\mu$ m이며, 기포가 130 $\mu$ m보다 작을 경우 부상에 있어 스토크법칙(Stokes's Law)의 적용이 가능하다.

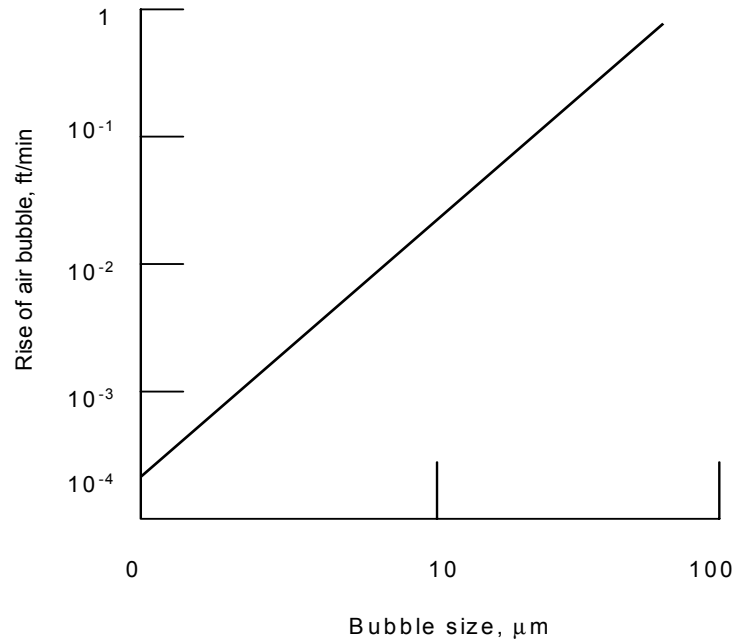
$$U_t = \frac{g(\rho - \rho_g)d^2}{18\mu}$$

$\rho_g$ 는 공기방울의 밀도이다. 층류에서 기포의 최대직경은 제한 값인 레이놀드 넘버(Reynold Number) Re = 1이라고 가정하고 위 식을 이용하여 계산할 수 있다.

수처리에서 생성된 플럭의 비중은 물과 매우 비슷하며, 미세한 기포와의 결합에 의해 표면으로 플럭을 떠오르게 할 수 있다. 전형적인 수처리 공정에 있어 플럭이 희박하게 분포되어 있을 때에 많은 미세기포가 존재할수록 기포플럭의 접촉기회가 증가하여 효율이 높게 되며, 기포크기가 작을수록 부상속도는 느려져 층류로 부상하게 된다. 실제적으로 용존공기부상법에서 생성되는 기포의 크기는 10~120 $\mu$ m이며, 평균적으로 대략 40 $\mu$ m이며(이 등, 2000), 부상속도와 기

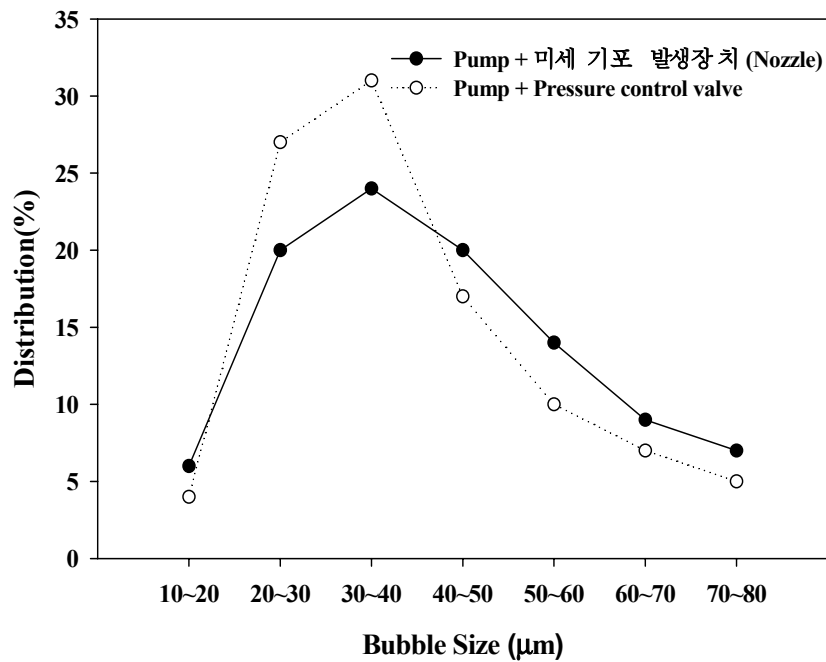


포 직경의 관계는 다음과 같다[그림 3.1.42].



[그림 3.1.42] 기포크기에 따른 부상속도 (이와 권, 2000)

용존공기 부상(Dissolved Air Flotation; DAF)에서 미세기포와 플록과의 충돌과정은 전체 반응에서 주된 공정 효율을 결정하는 인자이며(독고 등, 2003), 미세기포와 입자의 충돌효율은 기포의 크기가 중요한 요소로 작용하고 있다. 또한 기포의 크기는 용존공기 부상공정에서 압력, 밸브의 개방정도, 연결관의 길이에 따라 크기가 변한다(AWWA, 1999). 본 실험에서의 미세기포 발생장치와 압력조절밸브의 미세기포의 측정 결과는 대부분이 20~40 $\mu\text{m}$  정도의 크기를 보였으며, 일반적으로 부상분리 장치로써의 우수성을 나타냈다 [그림 3.1.43].

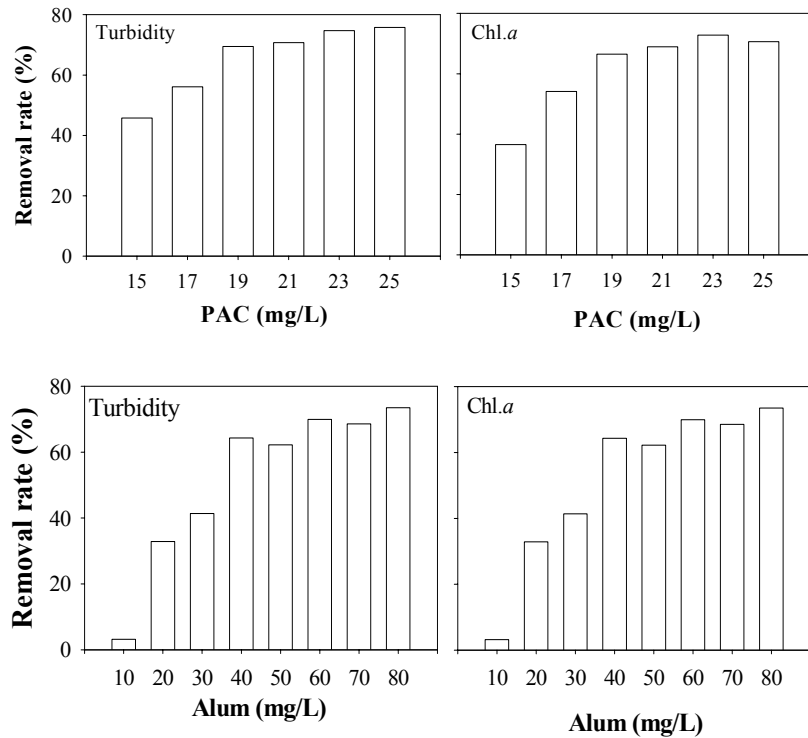


[그림 3.1.43] 미세기포발생장치(Nozzle)와 압력조절밸브의 기포크기별 분포

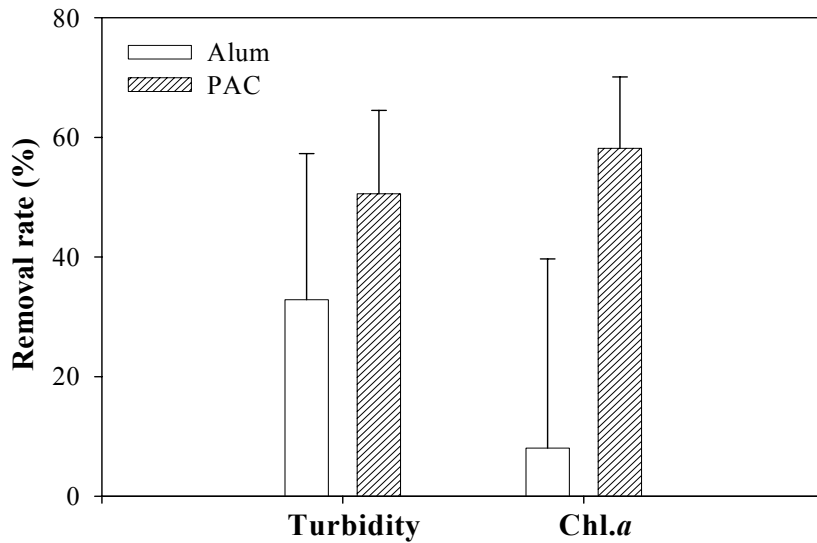
#### 나. 응집제의 성능 시험

부상분리공법을 주로 쓰이는 응집제로서 Ferric 계열의 응집제들보다 Aluminum 계열의 응집제인 Alum(Aluminum Sulfate)과 PAC(Poly Aluminum Chloride)가 좋은 효율을 나타낸다(Bunker et al., 1995; 진, 1995).

특히 PAC의 경우 낮은 탁도와 낮은 온도에서 Alum 보다 우수한 처리효율을 보이고 있으며, 더 짧은 시간에 응집이 되는 것으로 보고되고 있다(Bunker, 1995; 콕, 1994). 본 실험에서도 Alum에 비해 PAC의 응집효율이 적은 투입농도에 비해 높은 효율을 보였으며 [그림 3.1.?, ?] 상수처리시에 주로 사용되는 화학약품에 의한 2차 오염 가능성이 적고, 철염에 비해 발생하는 floc이 가벼워 미세기포에 의한 부상이 유리할 것으로 판단되어 PAC를 현장에 적용하였다.



[그림 3.1.44] PAC와 Alum 투입농도에 따른 탁도와 엽록소 a 농도의 감소율



[그림 3.1.45] 응집제 (PAC, Alum)의 제거효율

#### 다. 수질개선효과

##### 1) 가압부상장치 가동 조건

가압부상에 따른 조류제어효과 분석을 위한 실험은 총 4회에 걸쳐 수행되었으며, 적용시 신구저수지의 수위변동에 따라 처리수량은 115.2~28.8m<sup>3</sup>이었다. 가압부상에 앞서 PAC 투입농도를 결정하기 위해 현장에서 Jar-test를 수행하였으며, 그 결과 모든 시기에 적정 투입 PAC농도는 15mg L<sup>-1</sup>이었다. Jar-test를 통해 결정된 PAC농도에 처리수량을 곱하여 총 투입량을 계산하여 주입하였다 [표 3.1.?].

가압 부상 전의 pH는 9.4~7.9였으며, 가동시 중단된 이후의 pH는 6.3이상을 유지하였다. 전기전도도는 169.2~213.7  $\mu\text{S cm}^{-1}$ 이었으며, 가압부상처리 이후에는 207.4~230.0  $\mu\text{S cm}^{-1}$ 로 나타났다[표 3.1.?].

[표 3.1.22] 가압부상장치 가동시의 초기조건과 가동 전(before)·후(after)의 pH, 전기전도도변화

Date	Operating time (hr)	1PAC mg L <sup>-1</sup>	Depth (max) m	Volume m <sup>3</sup>	Temp. ℃	pH		Conductivity μS cm <sup>-1</sup>	
						Before	After	Before	After
April 22	8	15	3.2	115.2	16.7	8.9	7.3	213.7	230.0
May 18	8	15	3.0	108	18.2	7.9	7.2	206.3	218.9
June 4	3	15	0.9	32.4	23.0	9.1	6.5	169.2	207.4
June 5	3	15	0.8	28.8	24.5	9.4	6.3	169.5	212.0

1. Jar-test에 의해 결정된 주입농도

## 2) 입자성 물질의 제거

가압부상에 따라 입자성 물질의 뚜렷한 제거효과가 나타났고, 실험 초기 수체 내 입자성물질의 농도에 따라 제거효율은 증가하였다[그림 3.1.1][그림 3.1.2]. 부유물질 제거효율은 54.4~71.2%로 실험 초기 농도가 41.0±0.0 mg L<sup>-1</sup>이었던 6월 4일에 가장 높았다. 휘발성고형물 제거효율은 초기 농도가 8.0±1.0 mg L<sup>-1</sup>이었던 5월 18일에 57.3%로 가장 낮았고, 초기 농도가 20.5±1.0 mg L<sup>-1</sup>이었던 6월 5일에 78.5%로 가장 높았다. 생화학적 산소요구량(BOD)은 모든 시기에 86% 이상의 제거효율을 나타냈으나 화학적 산소요구량(COD) 제거효율은 28.9~62.8%로 BOD에 비해 낮았다.

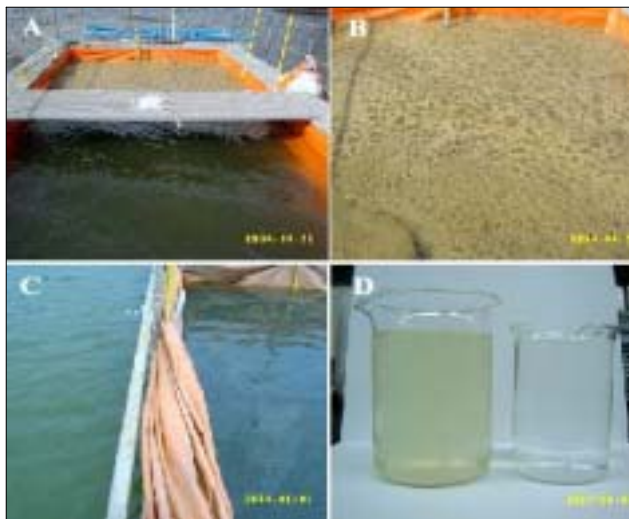
가압부상 처리에 따라 입자성 물질 감소와 더불어 용존성 물질도 감소하였으며 질소보다는 인에서 뚜렷한 감소가 나타났다. 조류의 성장에 쉽게 이용될 수 있는 용존무기인(DIP)은 34.1~88.2%의 감소율을 보였고 용존총인은 61.8~87.6%의 높은 감소율을 나타냈다. 총인은 초기 농도가 75.2 μg L<sup>-1</sup>이하였던 시기에는 73.5%와 75.2%의 제거효율을 보였으나, 초기 농도가 149.3 μg L<sup>-1</sup>과 148.6 μg L<sup>-1</sup>로 높았던 시기에는 91% 이상 감소하였다[표 3.1.1].

본 연구 결과와 유사하게 일산 호수공원에서 연구결과에서도 유입수내 인 농도 증가에 따라 제거효율이 증가함을 보고하였고(고양시, 1997), 김과 이(1997) 또한 부유물질 농도에 따라 제거효율이 증가함을 보고한 바 있다. 그러나

지금까지 선행된 연구결과에서는 가압부상에 의한 처리효과와 관련된 연구에서 초기농도가 높을수록 제거효율이 증가하는 원인은 명확히 밝혀진 바 없고, 단지 응집제의 종류나 pH, 수온이 중요한 물리적인 인자로 제시되고 있다 (Baker, 1982; Cooke *et al.*, 1993; 김과 이, 1997).

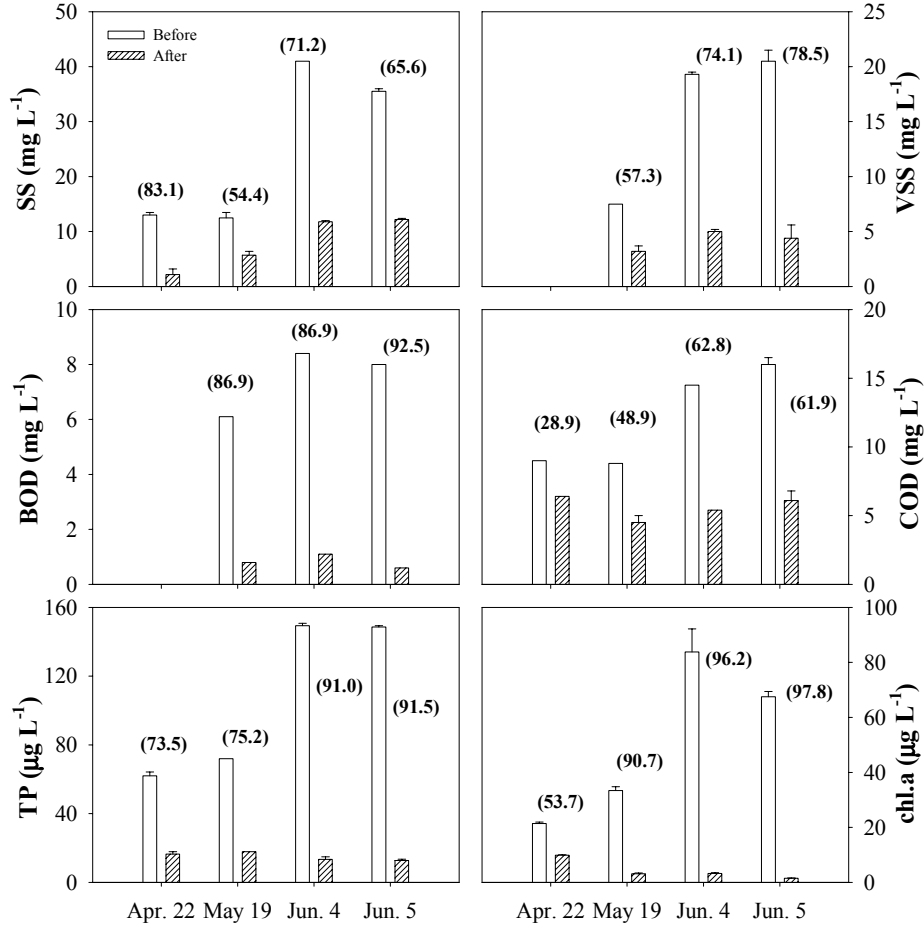
본 연구에서 사용된 알루미늄의 경우 pH에 따라서 형태를 달리함으로써 응집 효과에 영향을 준다. pH 6~8 사이에서 알루미늄은 인에 대한 흡착력이 높은 불용성의  $Al(OH)_3$ 로 존재하지만, pH가 8 이상에서는 흡착된 인이 재용출하게 된다(Cooke *et al.*, 1993). 반면 pH가 4.5~5.5의 범위에서는  $Al(OH)_2$ 형태로 가수분해되어 흡착력이 감소할 뿐 만 아니라 생물에게 독성을 야기할 수 있다 (Baker, 1982).

본 연구에서 가압부상 전 pH는 9.4~7.9범위였고, 가압부상후 pH는 6.3이상을 유지하였기 때문에 pH 변화에 따른 응집효과 감소나 생물에 대한 영향은 적었을 것으로 판단된다. 수온 또한 응집효과와 관련된 중요한 요인으로 수온이 증가할수록 가수분해 반응이 촉진되고 입자들의 충돌빈도수가 증가하여 결과적으로 응집효과가 증가하는 것으로 알려져 있다(김과 이, 1997; Cooke *et al.*, 1993). 본 연구기간 동안 수온은 16.7~24.5°C 범위로, 4월 보다는 6월에 높았기 때문에 응집효과에 영향을 야기했을 가능성이 있다[표 3.1.?].



[그림 3.1.46] 가압부상에 따른 수질개선효과

- A : 펜스 설치후 부상 시작      B : 부상분리후 스크의 형성  
C : 스크제거후 처리군의 비교      D : 처리전후의 원수와 처리수



[그림 3.1.47] 가압부상에 따른 입자성물질의 감소율(%)

[표 3.1.23] 가압부상에 따른 처리효과 비교

Parameters	This study				<sup>1</sup> Kyungan stream		
	Date	Before	After	% removal	Before	After	% removal
SS (mg L <sup>-1</sup> )	Apr. 22	13.0	2.2	83.1			
	May 18	12.5	5.7	54.4			
	Jun 4	41	11.8	71.2			
	Jun 5	35.5	12.2	65.6			
VSS (mg L <sup>-1</sup> )	May 18	7.5	3.2	57.3	3.7		
	Jun 4	19.3	5	74.1			
	Jun 5	20.5	4.4	78.5			
TP ( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )	Apr. 22	62	16.4	73.5		27.0	81.6
	May 18	71.9	17.8	75.2			
	Jun 4	149.3	13.4	91.0			
	Jun 5	148.6	12.7	91.5			
Chl.a ( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )	Apr. 22	21.4	9.9	53.7		17.0	85.9
	May 18	33.4	3.1	90.7			
	Jun 4	83.8	3.2	96.2			
	Jun 5	67.5	1.5	97.8			
TN ( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )	Apr. 22	-	-	-		2.4	35.3
	May 18	-	-	-			
	Jun 4	-	-	-			
	Jun 5	-	-	-			
COD (mg L <sup>-1</sup> )	Apr. 22	9.0	6.4	28.9	7.4	2.0	72.9
	May 18	8.8	4.5	48.9			
	Jun 4	14.5	5.4	62.8			
	Jun 5	16	6.1	61.9			
BOD (mg L <sup>-1</sup> )	May 18	6.1	0.8	86.9	4.7	0.2	84.0
	Jun 4	8.4	1.1	86.9			
	Jun 5	8	0.6	92.5			

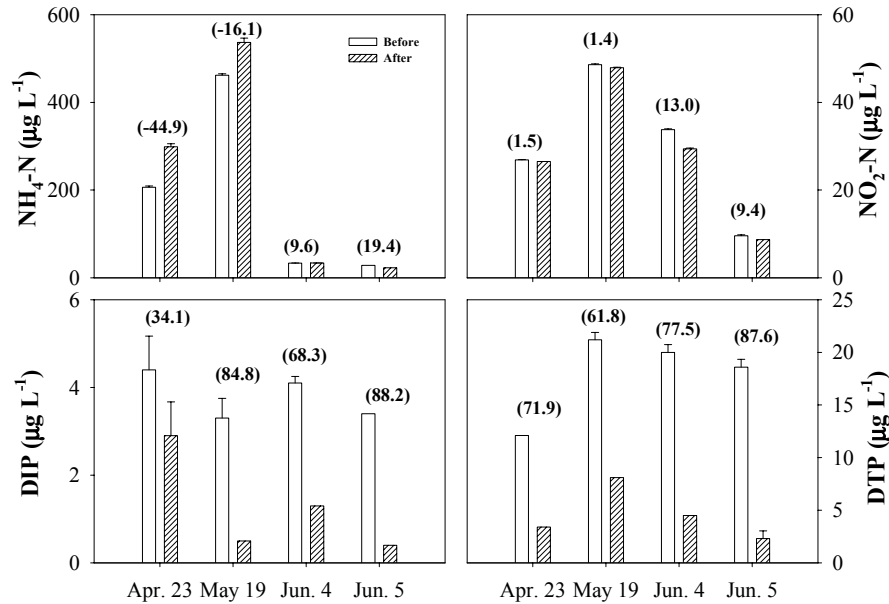
1. 국립환경연구원, 1998.



## 3) 용존성 물질의 제거

가압부상처리시 효율과 수체내 잔존하는 용존영양염의 농도는 미처리된 조류의 재발생 정도를 예측하게 하며, 현장 적용시 처리시간을 계산함에 있어 중요한 설계인자가 될 수 있다. 가압부상은 입자성 물질을 대상으로 한 처리공법으로서 공법 적용시의 용존성 물질의 변화는 응집제나 퇴적물로부터 부유된 입자와의 공침 그리고 대기로의 휘발등에 의해 야기될 수 있다.

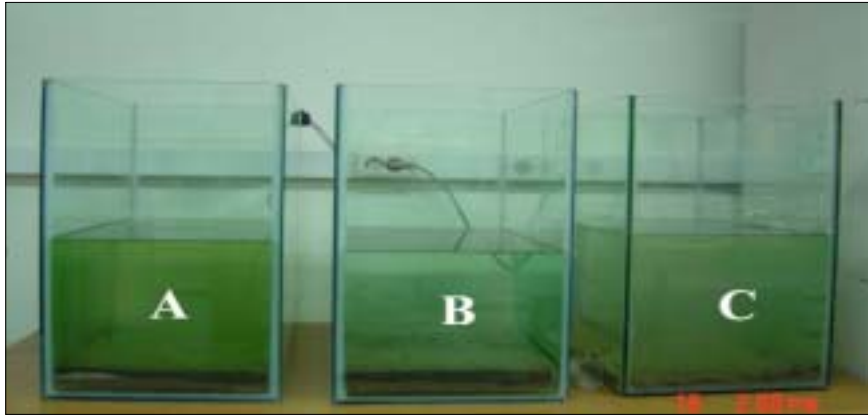
본 연구에서 가압부상 처리에 따라 입자성 물질 감소와 더불어 용존성 물질도 감소하였으며 질소보다는 인에서 뚜렷한 감소가 나타났다[그림 3.1.]. 조류의 성장에 쉽게 이용될 수 있는 용존무기인(DIP)은 34.1~88.2%의 감소율을 보였고 용존총인은 61.8~87.6%의 높은 감소율을 나타냈다.



[그림 3.1.48] 가압부상에 따른 용존성물질의 감소율(%)

#### 4) 가압부상의 지속효과 분석

실내에서 지속시간을 관찰하기 위해 일정크기(600 × 355 × 600mm)의 수조에 각각 처리수와 원수를 채우고 바닥에는 약 3cm정도의 모래를 깔고 그 위에 퇴적물을 동일한 두께로 넣었다[그림 3.1.?). 실험은 대조구(미처리 퇴적물+원수)와 처리구(미처리퇴적물+처리수, 처리퇴적물+처리수)로 구분된 3개의 수조에서 수행되었다. 조사기간은 10월 14일부터 11월 8일까지로 26일 동안 진행되었고 실험 시작 후 6일까지는 매일, 이후에는 3~4일 간격으로 수조내의 수표면에서 중간부까지 끌고루 혼합한 뒤에 일정량 채수하였다. 식물플랑크톤은 4~6일 간격으로 채취하여 우점종과 세포밀도를 계수하였다. 실험은 실내에서 이루어졌고 광주기는 12:12로 조절하였다.



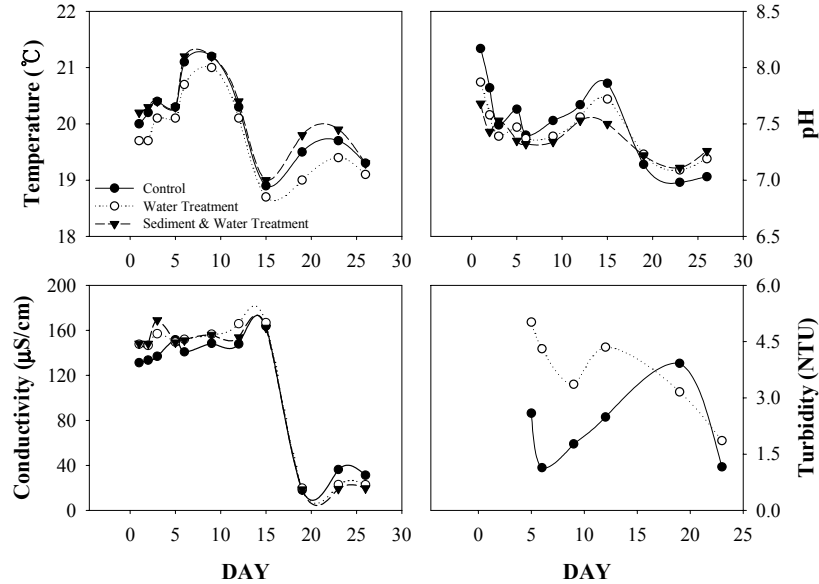
[그림 3.1.49] 가압부상의 지속시간에 관한 실내실험

(A : Control B : Water Treatment C : Water & Sediment Treatment)

##### 가) 시간에 따른 수질의 변화

실험기간 동안 수온, 수소이온농도(pH), 전기전도도(EC) 그리고 탁도는 수조들간의 큰 차이가 없었다. 수온은 실험초기 모든 수조에서 20℃ 정도를 유지하였고 15일 후 약 1℃ 정도 떨어진 약 19℃ 정도로 실험이 종료될 때 까지 유지되었다. pH는 7.0~9.35의 범위로 실험이 진행되는 동안 감소하는 경향을 보였다. 전기전도도는 실험 초기 121.8~148.3 범위였으나 15일 경과 후 18.0~36.3로 크게 감소하였다. 탁도는 실험초기 퇴적물과 물이 모두 처리된 수조에서 높게 나타났는데 이는 시료 주입시 부유된 퇴적물에 기인된 것으로 실험 종료시에는

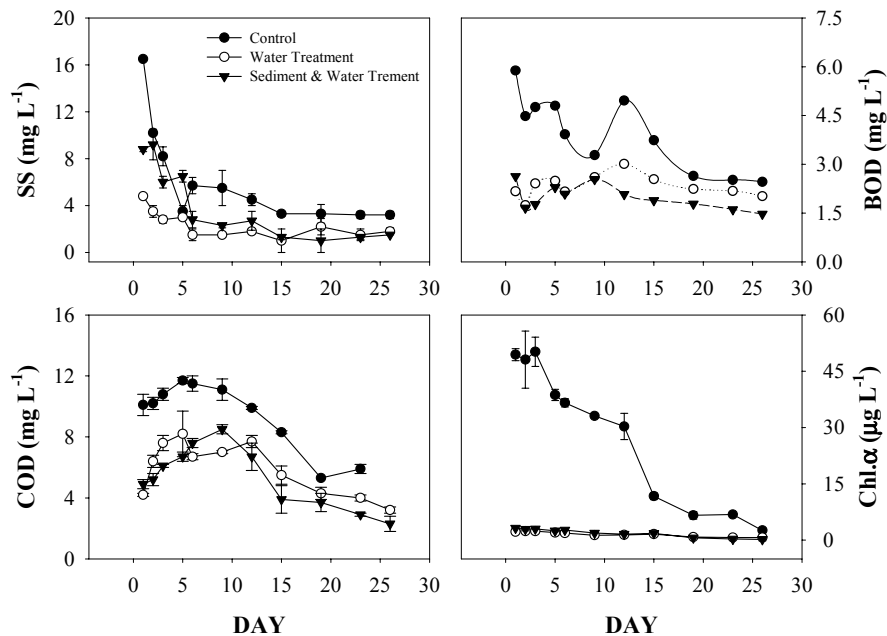
큰 차이가 없었다[그림 3.1.?.].



[그림 3.1.50] 가압부상 후 시간에 따른 수온, pH, 전기전도도, 탁도의 변화

지속시간을 위해 조성된 3개의 수조에서 부유물질과 BOD, COD, 엽록소 a 농도는 실험 초기 대조구에서 높은 농도를 보였으나 실험 종료시 3개의 수조 모두에서 거의 유사한 수준을 유지하였다. 부유물질(SS)은 실험 초기 대조구에서  $16.5 \text{ mg L}^{-1}$ 로 가장 높은 농도를 보였고 수처리가 이루어진 수조  $4.8 \text{ mg L}^{-1}$ , 수처리와 퇴적물 처리가 이루어진 수조에서  $8.8 \text{ mg L}^{-1}$ 의 농도를 보였지만 1~3일 경과 후 큰 폭으로 감소하여 대조구에서  $3.2 \text{ mg L}^{-1}$ , 처리구 수조들에서는 각각  $1.8 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $1.5 \text{ mg L}^{-1}$ 로 나타났다. 생화학적 산소요구량(BOD)은 대조구에서 초기에  $5.9 \text{ mg L}^{-1}$ 에서 실험종료 시  $2.6 \text{ mg L}^{-1}$ 로 처리구 수조들( $1.7 \sim 2.6 \text{ mg L}^{-1}$ )에서의 농도와 유사하였다.

화학적 산소요구량(COD)도 대조구에서  $5.3 \sim 11.7 \text{ mg L}^{-1}$ 의 농도범위를 보이면서 BOD 농도 변화와 유사한 경향을 보였고, 처리구에서도  $2.3 \sim 4.9 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 실험 종료시 감소하는 경향을 나타냈다. 엽록소 a 농도는 대조구에서 실험 초기  $49.4 \text{ mg L}^{-1}$ 에서 실험종료시  $2.6 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 감소하였고, 처리구 수조들에서는  $0.2 \sim 3.2 \text{ mg L}^{-1}$ 의 농도범위로 수조간의 큰 차이는 나타나지 않았다 [그림 3.1.?.].

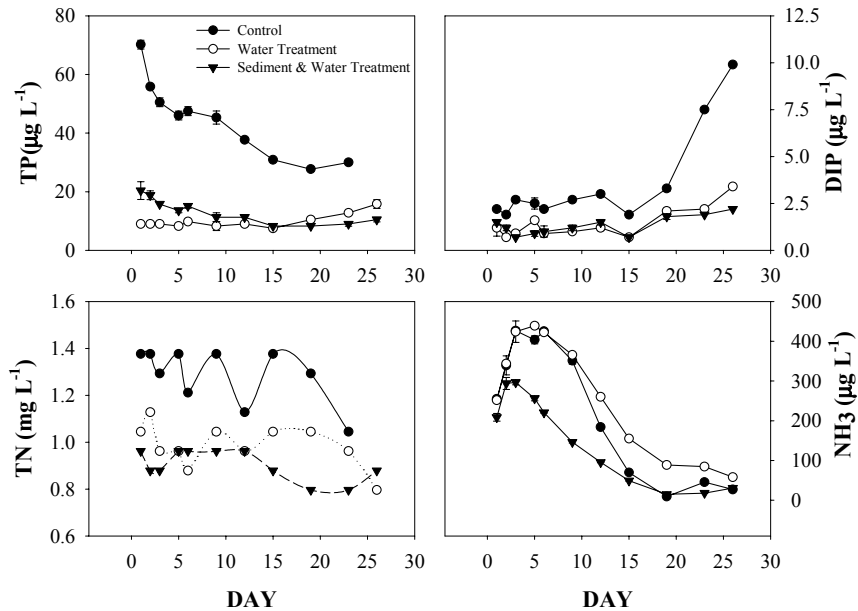


[그림 3.1.51] 가압부상 후 시간에 따른 SS, BOD, COD, Chl.a의 변화

실험기간 동안 영양염의 농도변화도 입자성물질의 변화와 유사하게 초기 대조구에서 높은 농도는 실험종료시 처리구와 유사한 수준으로 감소하는 경향을 보였다. 그러나 처리구에서는 실험이 진행되는 동안 농도의 증가는 관찰되지 않았다. 총인 농도는 대조구에서 실험초기  $70.2 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서 실험 종료시  $30 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였으나 처리구의 수조에서는 실험이 진행되는 거의 유사한 수준을 유지하였다. 총질소 농도 또한 총인 농도와 유사하게 대조구에서  $1.0\sim 1.4 \text{ mg L}^{-1}$  범위였고 처리구는  $0.8\sim 1.1 \text{ mg L}^{-1}$  농도범위로 다소 감소하는 경향을 보였다. 암모니아성 질소농도는 대조구와 처리구 모두에서 실험초기 높은 농도에서 시간경과에 따라 뚜렷한 감소경향을 보였고, 실험종료시 거의 유사한 수준을 유지하였다[그림 3.1.2].

용존무기인 농도변화는 실험이 진행되는 동안 대조구와 처리구에서 가장 큰 차이를 나타냈다. 대조구에서의 용존무기인 농도는 입자성물질이나 영양염 농도변화와 달리 시간경과에 따라 농도가 실험초기  $2.2 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서 실험종료시  $9.9 \mu\text{g L}^{-1}$ 까지 증가하는 경향을 보였다. 처리구에서도 실험초기  $1.2\sim 1.5 \mu\text{g L}^{-1}$ 였던 농도가 실험종료시  $2.2\sim 3.4 \mu\text{g L}^{-1}$ 까지 증가하는 경향을 보였다.

실험이 진행되는 동안 대조구와 실험구에서 나타난 입자성물질의 농도감소는 영양염 공급이 없고 물의 순환이 억제된 환경에서 침전과 분해에 따른 결과로 판단된다. 바닥으로 침전된 입자성물질은 분해되는 동안에 무기영양염 농도를 증가시킬 수 있으며, 이는 본 연구에서 용존무기인 농도가 증가된 원인이 될 수 있다. 본 연구의 결과를 토대로 할 때, 가압부상 후 추가적인 영양염유입이 없는 경우에는 가압부상에 의한 지속시간이 상당시간 유지될 수 있음을 제시한다. 따라서 수질개선을 위해 가압부상공법을 적용하고자 하는 경우 외부로부터의 영양염 공급을 억제할 수 있는 공법과 함께 적용하거나, 영양염공급이 적은 수체를 대상으로 적용해야 할 것으로 판단된다.



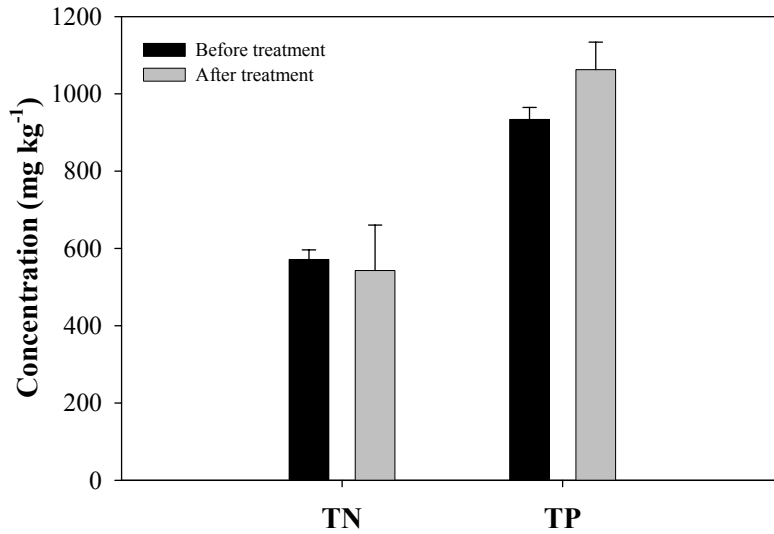
[그림 3.1.52] 가압부상 후 시간에 따른 TP, SRP, TN, NH<sub>3</sub>의 변화

### 나) 퇴적물의 농도변화

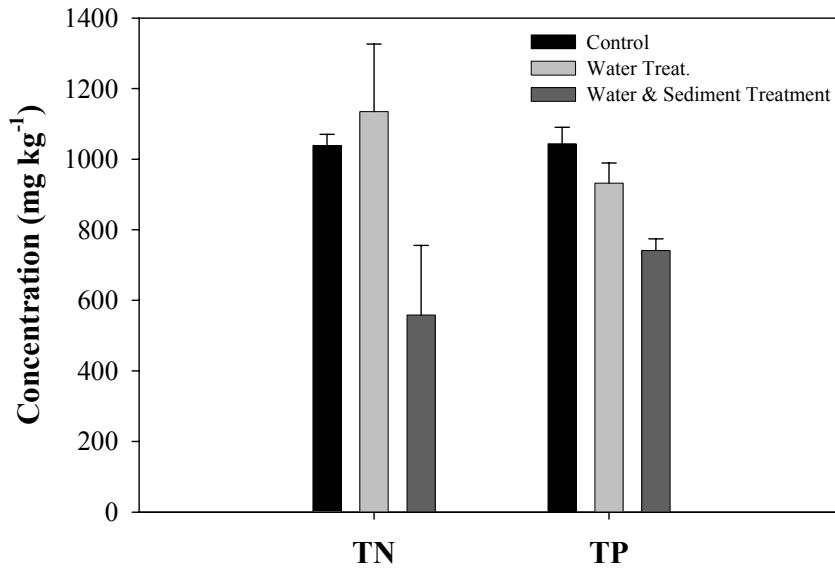
서로 다른 세 조건에서 수행된 실내실험에서 수체 내 입자성물질의 감소는 수체내 입자성물질의 침전에 의한 것이며 이는 퇴적물내 물질함량의 증가를 야기한 직접적인 원인으로 제시되었다. 대조구와 처리구에서 실험 후 TP함량이 대조구(원수+미처리퇴적물)에서 가장 높았고, 미처리된 퇴적물과 처리수가

투입된 처리구( $932.0 \text{ mg kg}^{-1}$ )는 현장에서 채취된 퇴적물내 총인 함량( $933.8 \text{ mg kg}^{-1}$ )과 큰 차이가 없었다. 이와 달리 부상처리된 퇴적물과 처리수가 투입된 처리구( $740.8 \text{ mg kg}^{-1}$ )에서는 현장에서 부상처리 후 채취된 퇴적물내 총인 함량( $1062.6 \text{ mg kg}^{-1}$ )보다 낮은 농도를 보였다. 이러한 결과는 미처리된 퇴적물과 처리수가 투입된 처리구에서 농도변화가 없었기 때문에, 수체 내 잔존하는 슬러지에 의한 것으로, 실내실험시 사용된 처리수내에는 잔존하는 슬러지가 적었음을 의미한다[그림 3.1.53][그림 3.1.54].

가압부상시 미처리된 슬러지는 퇴적물에 축적된 후 분해과정을 통해 무기형태로 수체로 환원되거나, 교란시 수체로 재부유함으로 지속시간을 단축시키는 원인이 될 수 있다. 따라서 가압부상시 부상분리된 슬러지의 제거효율은 퇴적물에 축적되는 유기물함량과 관련이 있으므로 가압부상 후 지속시간을 결정하는 중요한 인자중의 하나가 될 수 있을 것이다.



[그림 3.1.53] 가압부상 전·후 퇴적물의 TN, TP 농도

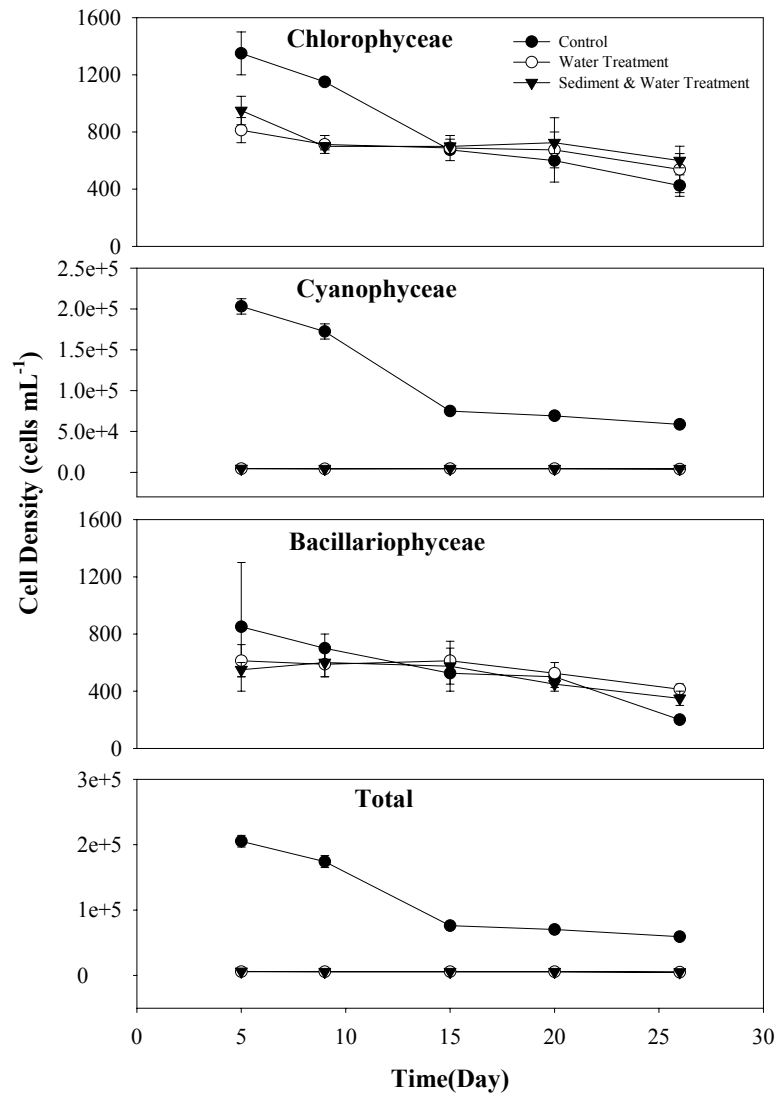


[그림 3.1.54] 퇴적물의 TN,TP 농도 (실내실험 26일 후)

#### 다) 식물플랑크톤의 변화

대조구와 처리구에서 식물플랑크톤 종조성은 유사하였고 세포밀도는 시간에 따라 감소하였다. 조사기간 동안 나타난 우점종은 남조류였고, 시간경과에 따른 현존량의 감소가 관찰되었다. 대조구에서 남조류세포밀도는 초기에  $2.0 \times 10^5 \text{ cells mL}^{-1}$ 에서 실험종료시  $5.8 \times 10^4 \text{ cells mL}^{-1}$ 의 밀도로 감소하였다. 처리구에서의 현존량은  $4.2 \times 10^3 \text{ cells mL}^{-1}$  정도로 거의 유사하였다[그림 3.1.?).

결론적으로 외부와의 물질교환이 단절된 환경에서의 분석이라는 한계는 가지고 있으나, 처리조건에서 입자성 물질(SS, Chl-a, TN, TP, 조류)의 처리효과는 전체 실험기간 동안(약 30일) 지속되었다. 현장조건에서의 지속효과는 대상 수체의 수질(영양염)과 조류의 발생정도에 따라 달라질 것이지만, 개선효과의 향상과 지속을 위해서는 저층의 일부 또는 전부를 제거하는 공법 및 외부오염원의 저감과 같은 방법들의 연계적용 방안이 검토되어야 할 것이다.



[그림 3.1.55] 가압부상 후 시간에 따른 식물플랑크톤의 변화



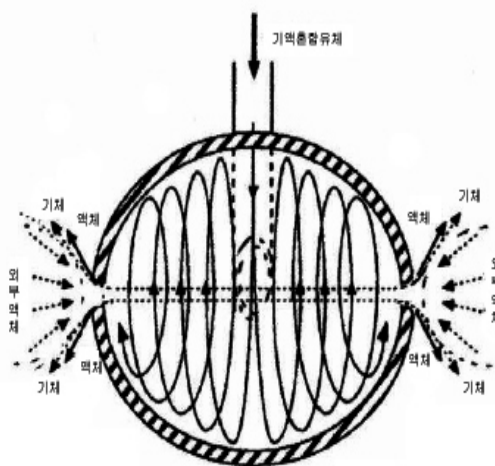
## 라. 미세기포발생장치(Nozzel)를 이용한 퇴적오니 처리장치 개발

## 1) 미세기포발생장치의 구조 및 작동원리

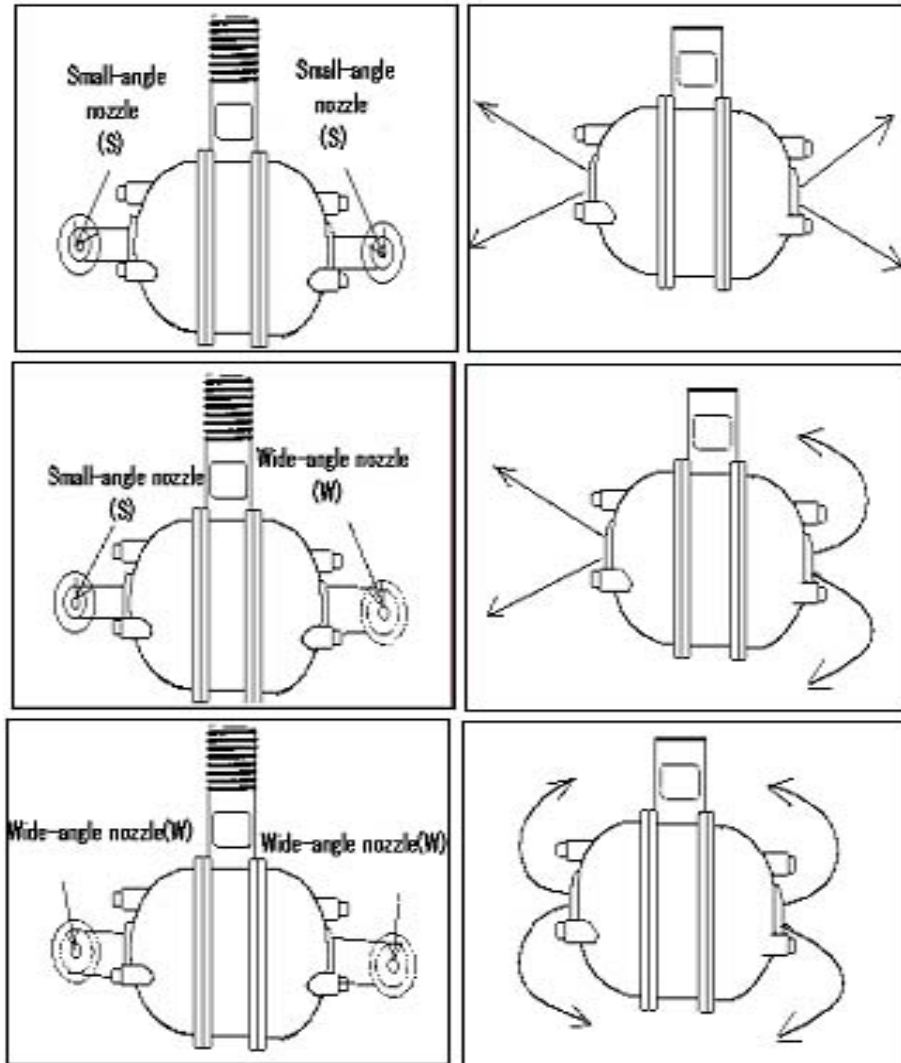
미세기포발생장치는 계란형으로 생긴 장치로써 기액혼합펌프에서 유입되는 기액혼합액이 중심으로 내부절선방향으로 도입되어 장치내에서 고속으로 선회하면서 양단으로 분출되는 장치로서[그림 3.1.56], 미세기포발생장치에서 기액혼합액은 기액혼합펌프가 아닌 일반 자흡식펌프를 이용하여 사용할 수 있는 단순 구조로 되어 있으며, 저 전력 고효율 장치로써 고장이 적으며, 설치가 간단한 장점이 있다.

미세기포발생장치 중심부의 최대내경 45mm, 직경 60mm, 공경 5.0mm이며, 이 비율이 장치의 성능을 결정하고 있다. 미세기포발생장치는 기액혼합펌프에서 토출되는 기액혼합유체가 배관을 따라 미세기포발생기로 이동하고, 미세기포발생장치의 분출공의 출구에는 외부액체와 기액혼합유체가 격렬히 충돌하며 양자의 간극을 통과한다. 이 때 양 액체의 충돌로 기체는 얇은 막으로 되어 고속으로 분출되는 액체의 전단력에 의한 파괴로 미세기포가 발생된다.

미세기포발생장치는 토출부분의 노즐은 Small-angle 과 Wide-angle로 나뉘어지며, 이러한 노즐의 모양에 따라서 기액혼합액의 토출 방향이 달라진다. 이러한 미세기포발생장치는 토출 방향에 따라 3종류(SS, SW, WW형)로 구분되며[그림 3.1.56], 본 실험에 사용되어지는 노즐은 SW형으로써 한방향으로 수류를 일으키는 것을 사용하였다.



[그림 3.1.56] 미세기포발생장치 모식도



[그림 3.1.57] 미세기포 발생장치의 종류

## 2) 퇴적물 부상분리에 따른 퇴적환경변화

### 가) 퇴적물 성상

2004년 6월 5일에 가압공기를 이용한 퇴적물 부상분리 전후의 퇴적물의 함수율은 각각 28.6%와 29.6%로 큰 차이가 없었다. 그러나 강열감량은 부상분리 전 2.7%에 비해 후에 3.8%로 증가하는 경향을 보였다. 이는 가압부상으로 발생한 스크임 일부의 침전에 따른 결과로 판단된다.

### 나) 인 용출률

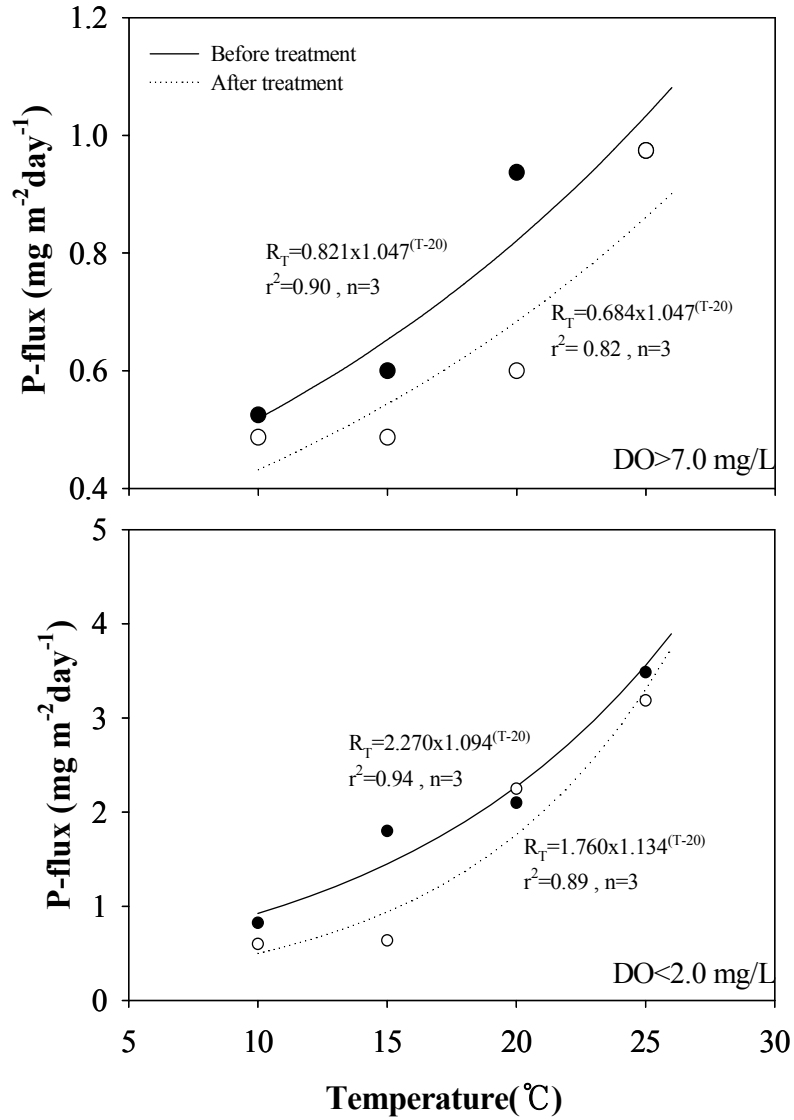
퇴적물에서 인의 용출은 생물학적, 화학적, 물리화학적 여러 요소들이 복합적으로 반응하여 일어난다. 퇴적물에 침전되어 있는 인의 형태는 외래성 유기물 및 무기물에 포함된 인과 자생성 유기물에 함유된 인, 자생성 유리화합물과 결합된 인, 표층수 생물군의 섭취에 의해 제거된 인, 퇴적물 입자에 흡착된 인 등이 있다. 수체에 존재하는 인의 대부분은 퇴적물 내에 있는 간극수에 녹아있는 용존 인 형태이며 인의 이동은 미생물의 분해 작용, 살아있는 세포로부터의 이탈, 세포의 자기분해와 같은 생화학적 반응과 용해, 유리 등과 같은 물리 화학적 과정을 통해 일어난다.

가압부상과 병행하여 퇴적물의 부상분리 후 퇴적물에서의 인 용출율은 현저히 감소하였다[그림 3.1.?] [표 3.1.?]. 호기적 조건과 혐기적 조건에서 퇴적물 부상분리 전 20°C에서의 용존 무기인 용출율은 각각  $0.821\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 과  $2.270\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 이었으나, 부상분리 후에는  $0.684\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 와  $1.760\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 로 호기적 조건에서는 17%, 혐기적 조건에서는 23%정도의 감소효과를 나타냈다[그림 ?]. 용존총인 용출율 또한 가압부상 전·후에 호기적 조건과 혐기적 조건에서 각각 33%( $5.62 \rightarrow 3.78\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ )와 20%( $6.23 \rightarrow 4.99\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ )의 감소가 나타났다[그림 3.1.?]. 퇴적층으로부터 용출되는 인 농도에 영향을 주는 인자로서 DO, pH, 온도 등과 용해된 인 농도, 퇴적물의 양, 수층의 깊이 그리고 입자 종류 등에 영향을 받는 것으로 알려져 있다(Fillos and Molof, 1972; Fillos and Swanson, 1975; Brannon *et al.*, 1985; 김 등, 1997; 정과 조, 2003). 특히, 수중에서 DO 농도는 퇴적층과 수층간의 인 흡착 및 용출에 상당한 영향을 끼치는데 일반적으로 부영양상태의 저수지내 퇴적물로 부터의 인 용출율은 호기적 조건에 비해 혐기적 환경에서 증가하는 것으로 알려져 있다(Fillos and

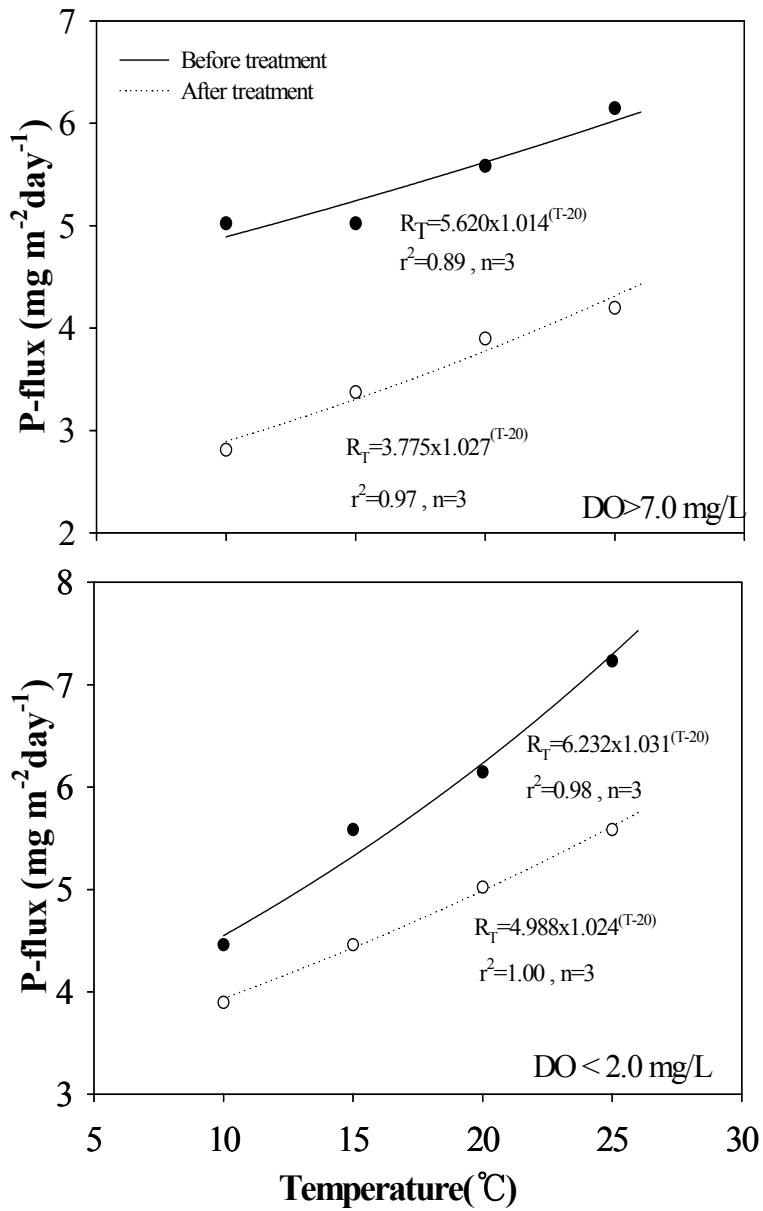
Swanson, 1975; Brannon *et al.*, 1985; 김 등, 1997; 정 등, 2003). 본 연구에서 조사된 인 용출율은 국내·외에서 연구된 결과와 비교시 호기적 조건에서의 연구결과는 팔당호와 유사하나 혐기적 조건에서의 인 용출율은 상대적으로 매우 낮은 수준이었다[표 3.1.1][표 3.1.2]. 산소 농도에 따른 용존 무기형태의 인 용출율은 혐기적인 조건에서 약 3배 정도의 차이를 보였고, 낙동강 하구호, 금강하구호와 영산강 유역의 하천저질토를 대상으로 한 인 용출 실험에서도 호기적 조건과 혐기적 조건에서 약 2배 이상의 차이를 보였다(Yang *et al.*, 1990; 김 등, 1997).

본 연구에서 퇴적물 부상분리와 가압부상 후 감소된 인 용출율은 퇴적층으로부터의 인 용출을 억제함으로써 수질개선효과를 오랜 시간 유지시킬 수 있는 가능성을 제시한다. 장기간 유기물이 퇴적층에 축적된 부영양호수에서는 퇴적층이 중요한 인 공급원으로, 깊은 저수지에서는 수층 혼합 시기에(Jeppesen *et al.*, 1991; Cooke *et al.*, 1993; Van der Molen and Boers, 1994), 수심이 얇은 수체에서는 바람에 의해 수체가 교란되는 시기에 (Williams and Barko, 1991) 퇴적물로부터 용출된 인이 수층으로 공급됨으로 식물플랑크톤 생물량이 증가할 수 있다.

본 연구에서 수체 내 입자성물질의 제거효율은 예측된 가동시간의 2/3 경과 후에 90%이상 제거되었기 때문에 이후 주입되는 응집제는 수체 내 잔류할 가능성이 있다. 수체 내 잔존하는 알루미늄이온은 수체에 잔존하는 무기인과 공침하거나 퇴적층으로부터 수층으로의 인 확산을 억제하므로(Garrison and Knauner, 1984; James *et al.*, 1991; Cooke *et al.*, 1993; Welch and Cooke, 1995; Holz and Hoagland, 1999), 내부부하에 의한 조류의 재성장을 억제할 수 있을 것이다. 이러한 결과를 토대로 가압부상시 폭기에 의해 수층전체가 호기적인 환경을 유지하는 것으로 가정할 때, 퇴적물로부터 20°C 조건의 호기적 환경에서 용출되는 용존총인 562g day<sup>-1</sup> 중 잔류 알루미늄에 의해 퇴적물로부터 용출이 억제되는 양은 약 184.0 g day<sup>-1</sup>로, 이는 유입수를 통해 유입되는 용존총인 378.1g day<sup>-1</sup>(김과 황, 2004)의 약 49%에 해당한다.



[그림 3.1.58] 퇴적물 부상분리처리 전·후에 산소 조건에 따른 퇴적물로 부터의 용존성 무기인(DIP) 용출량



[그림 3.1.59] 퇴적물 부상분리처리 전·후에 산소 조건에 따른 퇴적물로 부터의 총 용존성 인(DTP) 용출량

[표 3.1.24] 퇴적물 부상분리 전·후 퇴적물에서의 인(DTP, DTP) 용출양(Rp)

P-fraction	Temp (°C)	Aerobic (>7.0mg L <sup>-1</sup> )		Anaerobic(<2.0mg L <sup>-1</sup> )	
		Before	After	Before	After
		mg m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup>			
SRP	25	0.974	0.974	3.485	3.185
	20	0.937	0.600	2.099	2.248
	15	0.600	0.487	1.799	0.637
	10	0.525	0.487	0.824	0.600
DTP	25	6.146	4.197	7.232	5.584
	20	5.584	3.897	6.146	5.022
	15	5.022	3.373	5.584	4.459
	10	5.022	2.811	4.459	3.897

[표 3.1.25] 국내·외에서 연구된 인 용출양(Rp)

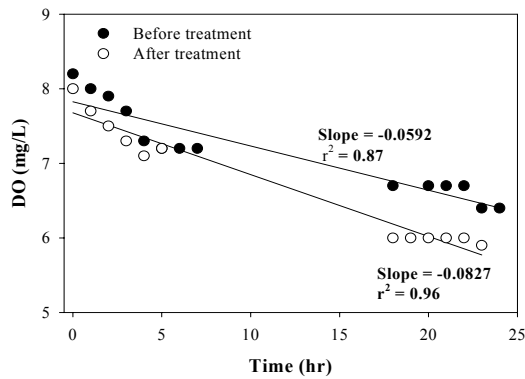
Site	용출률 (mg m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )		Experiment Condition	Reference
	Oxic	Anoxic		
Lake Estrom	8.0~9.0			Kamp-Nielsen, 1975**
Lake Enell	0.37			Lennox, 1984**
Lake Yunoko	0.37			Hosomi and Sudo 1984**
Lake Kasumigaura	1.0~10.0			Hosomi and Sudo, 1984**
Lake Trummen		4.4~14.0		Bengtsson, 1975**
Lake Sodra		36.0		Bengtsson, 1975**
Vallentunasjon	25.0~30.0			Bengtsson, 1985**
Muddy River	9.6	96.0		Fillos and Swanson, 1975**
Lake Warner	1.2	26.0		Fillos and Swanson, 1975**
Lake Ontario	0.2			Bannerman et.al., 1975*
Lake Erie	2.0~6.0			Ditoro and Connolly, 1980*
White Lake		34		Freedman and Canale, 1977*
Potomac Estuary	1~10.0			Calendar and Hammond, 1982*
Lake Mendota	0~9.0			Gallepp, 1979**
Lake Mendota	-1.9~83.0	0.67~65.0		Holdren et. al., 1980**
Lake Wingra	-5.6~3.4	0.95~2.9		Holdren et. al., 1980**
Minocqua	0.02~0.37	0.03~3.1		Holdren et. al., 1980**
대청호	0.5~4.1			수자원공사, 1990
Nam River		6.5	Lab(batch) 20℃	국립환경연구원, 2003.에서 재인용
Hoeya Reservoir		9.4	Lab(batch) 20℃	국립환경연구원, 2003.에서 재인용
Hoedong Reservior		15.5	Lab(batch) 20℃	국립환경연구원, 2003.에서 재인용
Nagdong River	-5.0~26.3		Lab(batch) 10~30℃	국립환경연구원, 2003.에서 재인용
Geum River	5.1	10.0	Lab(batch) 25℃	국립환경연구원, 2003.에서 재인용
This study Before treatment	0.525~0.974	0.824~3.485	Lab(batch)	
After treatment	0.487~0.974	0.600~3.185	10~25℃	

\* Thomann and Mueller, 1987에서 재인용, \*\* 한국수자원공사, 1990에서 재인용



### 다) 퇴적물 산소요구량 (SOD)

퇴적물에서 일어나는 생물 화학적 반응은 수체로부터 퇴적된 유기물이 미생물에 의해 분해되는 과정으로부터 시작된다. 퇴적된 고형유기물은 가수분해 반응 등을 통해서 용존 유기물로 변화하고 다시 미생물에 의해서 무기물로 변환된다. 산소가 있는 곳에서는 유기물이 호기성 박테리아나 곰팡이류에 의해서 산화되어 분해가 이루어지고 산소가 없는 곳에서는  $\text{NO}_3$ 와 같은 전자 수용체에 의해 유기물의 분해가 일어난다. 퇴적물 산소요구량(SOD: Sediment oxygen demand)은 수질과 저질사이의 산소 교환 및 이동을 나타내는 척도로서 저질 환경 변화에 따른 퇴적물내의 유기물질이 수체로 이동되는 비율과 퇴적물 바닥으로의 산소확산 및 소비 비율을 간접적으로 알 수 있는 지표가 된다. SOD는 온도, 산소농도, 유기물질, 저질두께, 산화환원전위, 미생물 활동도, overlying water의 mixing rate 등에 영향을 받는 것으로 알려져 있다(Seiki et al., 1994).



[그림 3.160] 퇴적물 부상분리 전후의 퇴적물 산소 소비

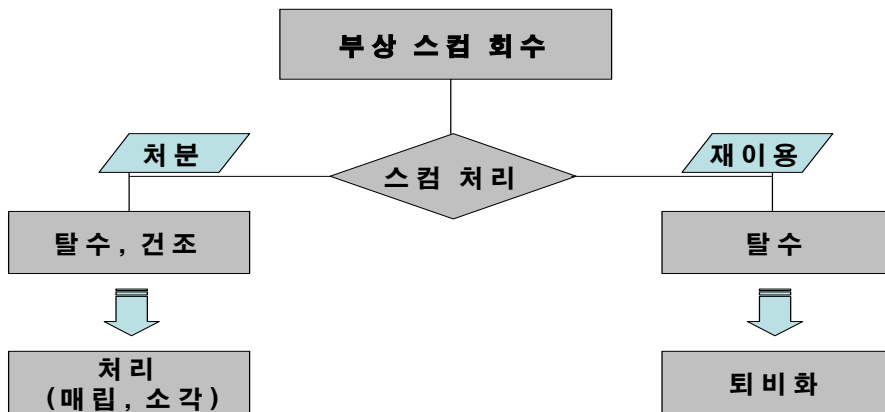
퇴적물의 부상분리에 이후의 퇴적물의 산소요구량은 다소 증가하는 경향을 보였다[그림 3.1.?.]. 부상분리 전의 SOD는  $0.533 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  이었으나 이후에는  $0.701 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 증가하였고, 이러한 퇴적물 산소요구량은 국내·외에서 연구된 결과와 비교시 회동호와 유사한 수준으로 가창호나 팔당호에서 보다는 높은 수준이었다[표 3.1.24]. 퇴적물의 부상분리 이후에 퇴적물 산소요구량이 증가한 것은 앞서 제시된 부상분리 이후의 퇴적물내 강열감량이 증가한 것과 마찬가지로, 수체로부터 제거되지 못한 응집된 입자들에 기인된 것으로 판단된다.

[표 3.1.26] 국내·외에서 연구된 퇴적물산소요구량(SOD)

Site	SOD ( $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ )	Experiment Condition	Reference
Lake Michigan	1~7	Dark, Lab, 20°C	김, 1994
Swedish Lakes	0.21~1.5	Dark, Lab, 13°C	김, 1994
Lake Hartwell	0.3~1.0	Lab, 18°C	김, 1994
Lake Superior	0.004~0.012	Lab, 4°C	김, 1994
Catfish Pond	1.91~6.82	In situ	Berthelson et al. (1996)
Onondaga Lake	0.82~2.24	Lab.	Gelda et al. (1995)
Ton-Ton Lake	1.24(mean)	Lab.	Sommaruga (1991)
Nulderauw Lake	0.90~3.60	Lab. (batch)	Van Luijn et al. (1999)
Suyeong Estuary	8.2~23.5		강, 1989.
Nakdong River-downsteam	0.313~0.844		안, 1992.
회동호	0.335~0.988	Lab, 20°C	김, 1994
원문만	0.005~1.285	In situ	박, 1993
89. 8	0.05~1.285	21~22°C	박, 1993
89.10	0.025~0.9	21~22°C	박, 1993
90.2	0.003~0.35	5~6°C	박, 1993
90.5	0.010~0.75	13~14°C	박, 1993
91.10	0.010~0.075	19~20°C	박, 1993
91.2	0.005~0.2	4~5°C	박, 1993
Seognam Stream	2.48~5.33	In situ (batch)	Go and Jung (1993)
Gachang Lake	0.03~0.45	Lab. (batch)	Yee et al. (1995)
Paldang Lake	0.04~0.30	In situ (batch)	Gang and Song (2000)
Nagdong River	1.22~3.40	Lab.(batch)	Jung and Cho (2003)
This study Before treatment	0.533	Dark, Lab. (batch) 20°C	
After treatment	0.701	Dark, Lab. (batch) 20°C	

마. 스킴 탈수 및 처리 방안

부상된 스킴 처리 방법으로는 이적 처리하는 방안과 재이용하는 방안으로 나뉘지며, 이는 수체 내 부상분리 처리시 발생하는 부상 스킴들이 대부분 조류 및 영양염류이기 때문에, 이적하여 매립 및 소각 처리하는 방법 뿐 만 아니라 퇴비화 등의 방법을 통한 재이용이 가능하리라 판단되기 때문이다[그림 3.1.?). 스킴처리를 위한 2가지 공정 방법의 차이는 이적처리를 하기 위해서는 충분한 탈수 및 건조가 필요하다.



[그림 3.1.61] 부상 스킴 회수 방안

1) 이동식 원심 탈수기

스킴을 이적처리 하기 위해선 충분한 탈수 및 건조가 필요하며, 이동식 원심 탈수기를 사용하여 스킴의 탈수 및 건조를 하였다. 이동식 원심탈수기는 트레일러에 설치되어있어 이동하기 편하기 때문에 현장 가압부상방법에 용이하게 사용되어 질 수 있으며, 원심력을 이용하여 고농도로 농축을 시킬 수 있는 장점을 가지고 있다. 부상분리시 스킴의 탈수 및 건조를 위하여 사용되어지는 이동식 원심탈수기는 이동이 가능한 형태로 배출된 스킴을 고액분리 후 케익화시켜 배출하는 것으로써[그림 3.1.?), 본 실험에서 부상된 스킴의 이적처리를 위한 탈수 및 건조를 위해 사용하였으며 원심탈수기 기기는 다음과 같은 특징을 가지고 있다.

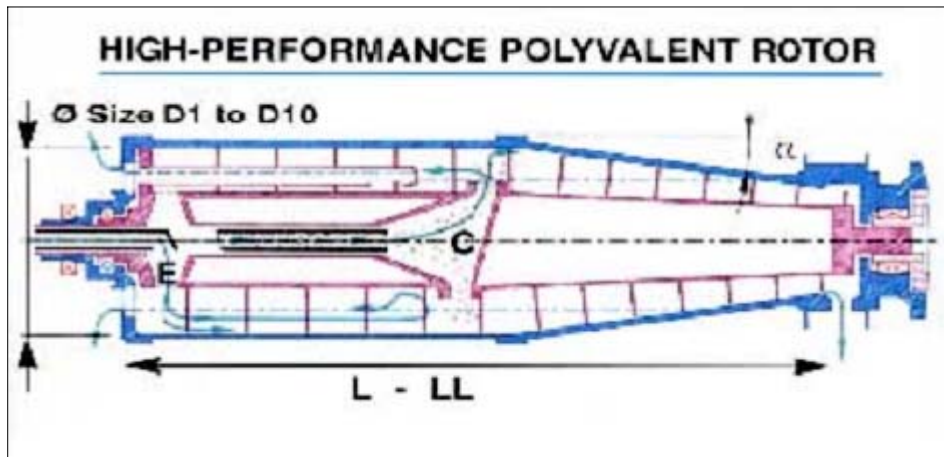


[그림 3.1.62] 이동식 원심 탈수기

#### 가) 고성능 폴리바란트 로터 (High Performance Polyvalent Rotor)

원심탈수기는 액체로부터 분리해야 할 고형물의 침전을 가속화시키는데 원심력을 이용한다. 처리하고자 하는 슬러지는 바울과 스크류로 구성되어 있는 로터에 투입되며 스크류는 바울보다 약간 더 빠르게 고속으로 회전한다. 고형물은 고액분리가 되면서 스크류에 의해 바울의 원추부 끝부분으로 이동하게 되며, 액체는 반대 방향으로 배출하게 된다. 폴리바란트 로터는 기계내의 슬러지 유입방향을 병류식[그림 3.1.?: E] 또는 향류식[그림 3.1.?: C]으로 선택할 수 있도록 되어있다. 로터는 다음과 같은 조건으로 운전이 가능하도록 설계되어 있다.

- Polymer의 주입 또는 무주입상태에서의 슬러지 농축
- 표준탈수율 또는 고효율 탈수로터는 복잡 다양한 슬러지에 대하여 탈수율, Polymer주입량, 전력소비량 및 처리량( $200\text{m}^3 \text{hr}^{-1}$ 까지) 등 최적의 성능을 발휘할 수 있도록 설계하였다.



[그림 3.1.63] 고성능 폴리바라트 로터 (High Performance Polyvalent Rotor)

#### 나) 인라인 설계 (In Line Design)

베어링에 걸리는 하중을 줄여 주는 평형완충장치(Isostatic Suspension), 콘크리트로 강화된 Monoblock Frame 등의 기계적인 설계는 원심탈수기의 진동과 소음을 최소화시켜준다. 고액은 아주 잘 분리되며 모든 형식에 에너지 회수장치 적용은 물론 설치가 매우 간단하다.

#### 다) 내마모성 향상 (New Anti-abrasion Protection)

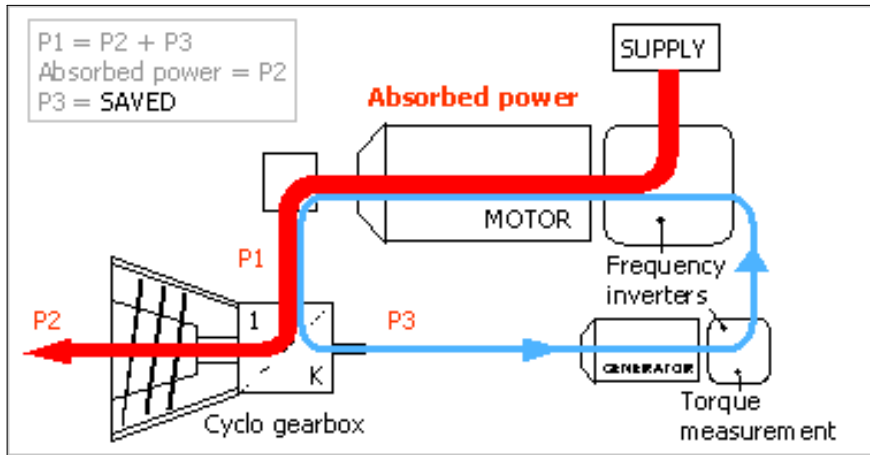
마모의 우려가 있는 스크류의 나선부분은 고유의 특수한 표면 코팅(Vickers Hardness 3000~4000)으로 처리하였으며 이 코팅은 내마모성이며, 분리 또는 재생이 가능하다.

#### 라) 가변속도 (Variable Speeds)

운전자에게 최대한의 유연성을 제공할 수 있는 이중의 계장상의 변화(Double Electronic Variation)을 주는 모듈 변속장치(Modular Transmission)로서 바울과 스크류의 속도를 개별적으로 컨트롤이 가능하다.

마) 에너지 회수 시스템 (Energy Recuperation System)

탈수되는 고형 침전물을 분리 배출시키기 위하여 스크류와 바울간의 명확한 속도차(차속)를 얻기 위해서 감속기의 입력축을 서서히 감속시켜주어야 한다. 이와 같이 서서히 감속시키는 것은 전자기 브레이크로서 가능하지만, 필요한 동력이 열로서 잃어버려 분산되어 버린다. 본 원심탈수기는 제동에 필요한 동력을 재생 및 순환시키기 위하여 연속 주파수변환회로(Frequency Variator Circuit)를 가진 모터 및 발전기(Generator)를 사용한다[그림 3.1.64].



[그림 3.1.64] 에너지 회수 시스템의 모식도

- P2 : 고형물 이송에 필요한 동력
- P3 : 축 제동에 필요한 동력
- $P1 = P2 + P3$  소모동력= $P2$   $P3$ = 회수동력

바) 스타텍 제어 (STARDEC Controls)

스타텍 제어모듈은 고형물 이송 토크를 측정하고 읽기 위한 전자장치로서 사용자가 보다 편리하게 이용할 수 있으며 시스템을 전체적으로 안전하고 자동화 및 연속 운전이 가능하도록 한다.

사) 감속기의 특수설계 (Specially Designed Reducer)

작으면서 높은 감속비, 높은 효율 그리고 거의 정비가 필요 없도록 설계되어 있다.

**아) 슬러지 배출 호퍼 (Sludge Discharge Hopper)**

함수율을 최소화 하면서 세척수로부터 고형물을 분리한다.

**자) 스테인레스강 사용 (Stainless Steel Contact parts)**

슬러지와 직접 접촉하는 모든 부위는 STS304, 316 또는 Duplex를 사용하여 20년 이상의 수명을 보장한다.

**차) 수위 조절 (Liquid Level Adjustment)**

디스크를 조정함으로써 수위조절이 매우 쉽다. 이는 원심탈수기 최적의 운전 조건을 맞추기 위해 조정하여야 하므로 손쉽게 조절 가능하여야 한다.

**카) 분해 및 유지관리의 신속성, 용이성 (Fast, Simple Dismantling and Maintenance)**

스크류는 바울이나 구동축의 분해 없이도 해체가 가능하다. 모듈화 취급이 가능토록 설계되어있으며 양쪽 2개의 주요 베어링 부위는 구리스 윤활을 하도록 되어있다.

**2) 중력식 벨트농축기**

부상분리식 스킴의 탈수 및 건조를 위하여 사용되어지는 중력식 벨트농축기는 생물학적 고도처리과정에서 발생하는 인 함유슬러지의 농축시 사용되어지는 것으로 본 실험에서는 부상된 스킴의 탈수 및 건조를 위해 사용하였다[그림 3.1.?.]. 중력식 벨트농축기는 전력비가 낮고, 시설 면적이 작으며, 기능이 간단하며, 스킴의 농축에 사용될 경우 처리비용을 감소시킬 수 있다.




중력식 벨트농축기에서 농축은 연속적인 이동벨트 상에서, 중력 배수에 의해 이루어진다. 스킴은 분배조로 유입되며, 분배조는 유입 유량의 에너지를 분산시킴으로서, 난류 및 플러의 파괴를 감소시킨다. 벨트로 분산된 스킴은 일련의 Plow에 의해 고랑이 형성되며, DISTRIBUTION BOX [그림 3.1.?.]에서 유리수 (FREE WATER)의 배수를 위한 OPEN BELT AREA를 형성한다. 이때 중요한 것은 Plow에 의해 스킴이 서서히 구르면서 뒤집힘으로서, 고/액 분리가 강화된

다는 점이다.

벨트를 지지하는 GRID SYSTEM(격자구조)은 연속적인 배수 시 벨트 밑면에서 발생하는 모세관 응축수(CAPILARY WATER)를 벨트 밑면과의 접촉에 의해 제거한다. 농축된 스크럼은 방출진, 추가적인 고/액 분리를 위하여 ADJUSTABLE ANGLE DISCHARGE DAM[그림 3.1.65]에 의해 한 번 더 교반된다. DOCTOR BLADE는 농축 슬러지의 배출하부에서 연속적으로 농축 스크럼을 제거하며, 고압의 소형 SHOWER ASSEMBLY는 스크럼이 유입되기 전에 벨트를 효과적으로 청소한다.



[그림 3.1.65] 중력식 벨트 농축기

		
분배 박스	DISPERSION FLOW	배출 DAM (DOCTOR BLADE)

[그림 3.1.66] 중력식 벨트 농축기 주요 공정 과정



### 3) 스킴 회수량 및 성분

가압부상시 발생하는 스킴량은 처리수량과 수체내 부유물질 농도에 의존하며, 조사 당시 수체내 부유물질량은 1.0~1.4 kg이었다. 가압 부상에 의해 회수된 스킴의 함수율은 84.4~90.6%였고, 강열감량은 13.5~31.8%였다[표 3.1.?]. 스킴으로 회수된 부유물질의 양은 처리수량이 108m<sup>3</sup>으로 많던 5월 18일에 5.9kg이었고, 처리수량이 유사했던 6월 4일과 5일에는 2.1%로 유사하였다.

처리수량과 수체 농도와 예측된 스킴량과 가압부상에 의해 회수된 스킴량을 토대로 계산된 처리율은 부유물질은 155.8~439.1%였고, 부유물질은 87.4~103.9%였다. 실제 수체내 존재하는 양에 비해 스킴으로 발생한 양이 높게 나타난 것은 투입된 알루미늄과 가압부상으로 퇴적물로부터 부유된 입자들이 포함된 결과로 판단된다.

[표 3.1.27] 가압부상시 발생 스킴의 양과 성분 그리고 제거율

Date	In Water					Scum					% removal	
	Vol	SS	VSS	<sup>1</sup> DW	VSS	<sup>2</sup> W.W	Moisture content	VSS	DW	VSS	SS	VSS
	m <sup>3</sup>	mg L <sup>-1</sup>		kg		kg	%	%	kg	kg	%	%
May. 18	108.0	12.5	7.5	1.4	0.8	38	84.4±0.7	13.5±0.6	5.9	0.71	439.1	87.4
Jun. 4	32.4	41.0	19.5	1.3	0.6	15	86.2±0.1	31.8±0.1	2.1	0.66	155.8	103.9
Jun. 5	28.8	35.5	21.5	1.0	0.6	22	90.6±0.1	19.2±0.4	2.1	0.58	202.3	94.1

1. DW : dried weight

2. WW : wet weight

#### 바. 부상슬러지 재이용(퇴비화) 방안

부상분리장치를 이용한 처리시 발생하는 부상슬러지(스컴)을 처리하기 위한 방법 중 이적처리방안 이외에 부상슬러지의 대부분이 조류 및 영양염인 것을 감안하여 퇴비화 등의 재이용방안이 가능할 것으로 판단되어, 저니를 교란시켜

부상된 저니포함 부상슬러지와 저니를 포함하지 않은 부상슬러지에 대하여 비료관리법에 의한 성분 검사 및 발효실험을 실시하였다.

### 1) 기존 하수슬러지의 재이용 방안

하수슬러지에는 통상 유기성분이 약 70% 포함되어 있어 생물학적 퇴비화를 통한 재활용 방법은 폐기물의 감량화와 탄소원의 토지환원 측면에서 바람직한 방법이다. 그러나 하수슬러지에는 중금속, VOC/악취, 병원성미생물(바이러스, 세균, 기생충알)등 독성물질이 함유되어 있음에도 독성물질에 의한 위해성 평가와 검증이 이루어지지 않은 상태일 뿐만 아니라, 생물학적 발효에 의한 퇴비화는 특성상 적절한 수분조절 및 탄질비(C/N비) 조정을 위하여 톱밥 등 다량의 팽화제(Bulking agent)를 투입(통상 1:3)함에 따라 전체 감량화율이 40% 내외로 낮은 수준을 나타내며 발효기간이 2~4주 이상 장기간 소요되어 처리설비 부지가 넓어야 되는 등 문제점을 안고 있다. 또한 생산된 퇴비제품에 중금속이 그대로 또는 그 이상이 잔존하고 있어 퇴비원료로서의 한계성과 수요처 확보 곤란 등으로 현행 제도하에서는 하수슬러지를 이용한 퇴비제품의 생산과 사용은 실질적으로 극히 제한적일 수밖에 없다.

참고로 현행 농림부의 비료관리법에는 이러한 하수슬러지 중의 중금속문제 등으로 읍면단위 농어촌 지역 생활하수 슬러지의 경우만을 퇴비원료로 사용 가능하도록 하고 있으며 하수슬러지의 대부분을 차지하는 도시 및 공단지역 하수슬러지는 퇴비원료로서 불가능하도록 규정되어 있다. 결과적으로 중금속 등 독성물질이 함유된 하수슬러지의 생물학적 퇴비화는 근본적으로 재활용을 위한 바람직한 방법이 될 수 없을 것으로 파악되고 있다.

### 2) 부상분리 처리후 부상슬러지의 성분분석 결과

본 실험에서 부상분리 처리후 수거된 부상슬러지의 경우, 응집제에 의한 잔류 알루미늄을 제외한 중금속의 농도가 높지 않은 것으로 판단되어 중금속 함유량 분석을 하였으며 그 결과는 아래의[표 3.1.?]과 같다. 저니를 교란시켜 부상된 저니포함 부상슬러지의 경우 유기물이 차지하는 비율은 16.2% 으로 저니의 무기물 함유량이 비교적 많았으며, 또한 니켈(Ni)이 비료 관리법에 따른 부산물 퇴비원료사용 기준이상으로 재이용을 하는 것은 문제가 있는 것으로 판단되었

다. 그러나 저니가 포함되지 않은 부상슬러지의 경우, 유기물이 차지하는 비율은 33.8%로 기준에 미달이었으나, 니켈(Ni) 및 기타 중금속의 함유량은 모두 비료 관리법에 의한 기준 이내로 나타나 부산물 퇴비화의 원료로 사용이 가능하여 발효실험을 실시하였다.

[표 3.1.28] 가압부상시 발생된 스컴의 양과 성분 그리고 제거율

구분	유기물	As	Hg	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn	Ni
	(%)	(mg kg <sup>-1</sup> )							
기준	60이상	50이하	20이하	150이하	5이하	300이하	500이하	900이하	50이하
저니부상 (포함)	16.02	흔적	흔적	8.0	0.2	35.0	37.6	48.7	212.1
저니부상 (불포함)	34.31								9.52

### 3) 퇴비화 과정과 발효시 고려해야 할 기본인자

퇴비화는 혐기성 미생물에 의해 분해되는 부패와는 대별되며, 호기성 미생물에 의해 진행되는 부숙과정으로서 중온성균과 고온성균이 관여하며, 미생물에 의한 퇴비화는 3단계로 구분된다. 첫 번째 단계는 퇴비원료중의 당류, 아미노산 등 분해되기 쉬운 물질들이 분해되는 초기단계로서 부숙온도가 상승한다. 두 번째 단계는 셀룰로스(cellulose), 헤미셀룰로스(hemicellulose), 펙틴(pectine) 등 난분해성 물질들이 분해되는 단계로서 고온성 균들이 관여하며 수 주간 지속된다. 세 번째 단계는 퇴비더미의 온도가 떨어지며 분해속도도 지연되는 단계로서 숙성단계라고 하며 중온성균들이 관여한다. 일반적으로 퇴비화는 이러한 3단계 과정을 거친다. 그리고 퇴비화 과정에서 고려해야 할 기본인자는 아래와 같다.

#### 가) C/N 비

퇴비화 과정 중 탄소는 미생물의 에너지원으로 그리고 질소는 영양원으로 사용되며, 퇴비화에 적합한 C/N비는 25~30 정도이다. C/N비가 낮은 경우에는 탄소원이 제한요인이 되어 퇴비화가 지연되고 질소 손실을 유발한다. C/N비가

높은 경우에는 질소기아를 초래하며 퇴비화가 진행되지 못하거나 지연된다. 그러나 C/N비는 퇴비원료의 탄소 화합물의 특성을 고려하여 조절을 필요가 있다. 분해가 용이한 경우보다 분해가 어려운 리그닌 계통의 물질이 많은 재료는 초기 C/N비를 높여줄 필요가 있다.

#### 나) pH

pH는 미생물의 생육이나 퇴비화 과정중의 물질변화에 영향을 미치는 중요한 요인이 되고 있다. 퇴비화에 적합한 pH는 6.5~8.0 정도로서 대부분의 퇴비원료의 pH도 이 범위에 있다. 퇴비화 초기에는 유기산의 영향으로 pH가 약간 낮아지지만 유기태질소의 암모니아화 작용으로 퇴비의 pH는 9.0 이상으로 상승하는 경우도 있다. pH가 지나치게 높은 경우는 암모니아 휘산을 초래하므로 이롭지 못하다.

#### 다) 통기성

퇴비에 공기를 공급하면 호기성 미생물의 활성유지에 도움을 준다. 또한 퇴비의 지나친 온도 상승을 억제시키는 역할도 한다. 퇴비의 적정 통기량은 퇴비원료의 특성에 영향을 받지만 일반적으로  $50\text{m}^3 \text{hr}^{-1} \text{Dry ton}^{-1}$ 으로 알려져 있다.

통기성은 입자의 물리적 성질에 영향을 받기 때문에 입자가 작고 수분이 많은 재료는 팽화제(bulking agent) 사용하여 통기성을 개량해야 한다. 팽화제는 우리나라에서 일명 수분조절제라고도 하며 톱밥이 일반적으로 이용되고 있다. 최근에는 부족한 톱밥의 수요를 대처하기 위하여 팽화왕겨 등 농업부산물 활용도 점차 증가되는 추세이다.

#### 라) 수분함량

퇴비의 수분함량은 퇴비화 속도를 지배하는 필수적 요소이다. 퇴비화에 적합한 초기 수분함량은 50~65% 범위이다. 수분함량이 40% 미만인 경우는 분해속도가 저하되며, 65% 이상인 경우는 호기성 미생물의 활성이 억제되어 퇴비화가 지연되고 악취를 일으키는 원인이 된다. 퇴비의 수분함량이 40% 이하로 낮아질 경우 수분의 추가공급이 필요하다. 수분조절제는 통기성 개량을 위한 팽화제와 같은 개념으로 이용이 되고 있다.






#### 마) 온도

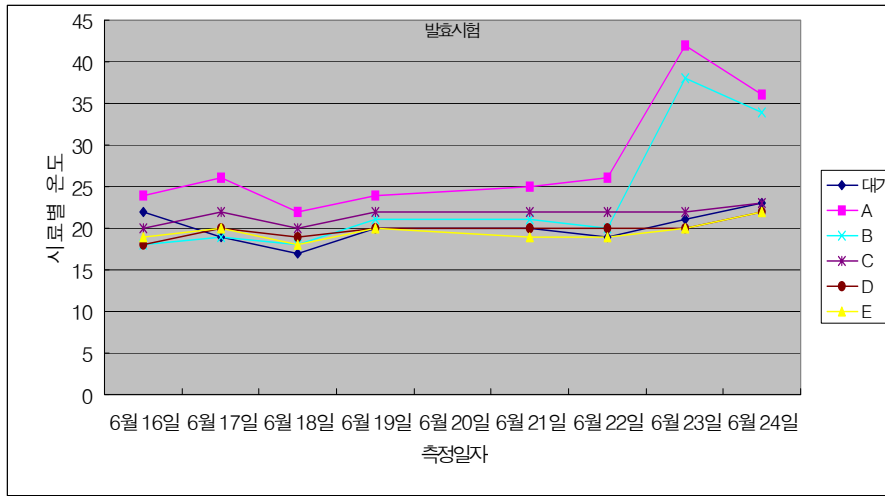
퇴비화 과정중의 온도 상승은 유기물의 분해에 기인되며 광합성의 역과정으로 이해될 수 있다. 퇴비화 과정 중 온도는 40℃ 이하의 중온대와 40℃ 이상의 고온대로 구분한다. 유기물의 분해가 가장 효율적인 온도 범위는 45~65℃ 범위이다. 신선 유기물 퇴비화의 부수적인 효과중 병원균 사멸과 잡초씨앗의 불활성화도 중요하기 때문에 고온대의 퇴비화 과정은 반드시 필요하다. 그러나 65℃ 이상의 고온대에서는 미생물의 활성이 떨어지기 때문에 오히려 퇴비화를 지연시키는 요인이 되기도 한다. 따라서 퇴비더미의 과도한 온도 상승은 통기량 조절로 관리할 필요가 있다.

#### 4) 퇴비화를 위한 발효실험 결과

수거한 부유슬러지는 PP-BAG에 담은 상태로 자연 탈수 건조시켜 수분을 제거 하였으며, 스킴은 중량을 측정 후 퇴비화 방법에 의해 발효를 진행하였으며, 생물학적 발효에 의한 퇴비화는 특성상 적정한 수분조절 및 탄질비(C/N 비) 및 수분조절을 위하여 불석(제올 라이트), 톱밥, 효소제 및 미강 등을[표 3.1.?]과 같이 투입 하고 통기를 위하여 바닥은 목재 마룻바닥에서 실행하였다. 그리고 발효의 과정의 확인을 위해 온도를 측정하였다.

[표 3.1.29] 발효실험을 위한 각 시료의 성분비

분류	성분	성분함량	사 진
A	스 컴	7kg	
	불 석(제올라이트)	1kg	
	툼 밥	1kg	
	효소제	100g	
	미 강(6월22일)	500g	
	합계(총무게)	8.6kg	
B	스 컴	7kg	
	불 석(제올라이트)	2kg	
	툼 밥	2kg	
	효소제	100g	
	미 강(6월22일)	500g	
	합계(총무게)	10.6kg	
C	스 컴	7kg	
	불 석(제올라이트)	1kg	
	툼 밥	2kg	
	합계(총무게)	10kg	
D	스 컴	10kg	
	합계(총무게)	10kg	
E	스 컴	7kg	
	불 석(제올라이트)	2kg	
	툼 밥	1kg	
	효소제	100g	
	합계(총무게)	10.1kg	



[그림 3.1.75] 발효실험을 위한 각 시료별 온도 변화(°C)

[표 3.1.30] 발효실험을 위한 각 시료별 온도(°C) 변화

	6월16일	6월17일	6월18일	6월19일	6월21일	6월22일	6월23일	6월24일
대기	22	19	17	20	20	19	21	23
A	24	26	22	24	25	26	42	36
B	18	19	18	21	21	20	38	34
C	20	22	20	22	22	22	22	23
D	18	20	19	20	20	20	20	22
E	19	20	18	20	19	19	20	22

퇴비화 발효실험의 결과 초기 미강을 첨가 이전에는 온도 변화가 거의 없으나 효소제 및 톱밥이 첨가된 시료 A, B에서 비교적 높은 온도를 유지하는 것을 발효실험을 위한 각 시료별 온도 변화 [그림 3.1.75]를 볼 수 있었으나, 발효 조건인 40°C이상의 온도변화는 없었다. 그러나 미강을 첨가한 22일 이후에는 온도가 급격히 상승하여 42°C까지 상승하는 것을 확인할 수 있었다.

결과적으로, 부상 슬러지의 재이용을 위한 퇴비화방안으로 자연발효를 위해서는, 부상 슬러지(스컴)이외에 유기물 함량을 높이기 위하여 다른 원료와의 혼합과정이 필요하며, 발효를 위한 조건으로는 탄질률(C/N) 및 수분조절을 맞추기 위한 미강 및 톱밥, 그리고 미생물 활성화를 위한 제올라이트 및 미생물제의 추가 투입이 필요하며, 발효장의 설계에서도 호기성 미생물의 성장을 위한

통기(목재 바닥)조건 및 교반조건을 고려한 설계가 중요하다. 그리고 중요한 인자는 각각의 성분에 대하여 최적의 배합비의 산정이 필요할 것으로 판단된다.

또한, 부상슬러지를 수거하여 자연건조시 여름철의 경우 슬러지 수거 후 약 2~3시간이 경과하면 악취가 발생하여 신속한 처리가 요구된다. 발효과정에서도 초기온도 상승전에는 악취의 발생하였으나 발효가 시작된 이후에는 빠른 감소를 보였다. 그러므로 현장 여건을 고려한 빠른 조치가 요구된다.

## 사. 가압부상장치의 설계 인자

### 1) 가압수량 및 주입 공기량

부상분리 장치에서 가압수량은 공기량을 결정하는 중요한 인자이며, 일반적인 부상분리조의 경우에는 통상 유출수의 5~15% 정도를 회수하여 순환 가압수로 사용하는 것으로 나타난다(김 등, 2002). 본 장치의 경우에는 현장가압부상법으로서 가압수로 사용되는 것이 처리수가 아니라 원수를 사용하는 것이므로 원수의 용량도 처리용량에 포함된다. 따라서 처리용량이 늘어나는 장점도 있으나, 가압수 공급을 위한 동력이 지나치게 많이 드는 단점이 있다.

일반적으로 정수처리시 부상분리장치의 반송비(가압수/처리수)는 7~8% 정도에서 대응하여 약  $8\sim 10\text{g air}^{-1}\text{m}^{-3}$ 의 공기가 적절한 최적의 수처리효율임에 비해(Rees, 1979), 현장가압부상방법인 본 실험에서는 처리수를 회수하는 반송 개념이 아니라 특성상 원수를 그대로 사용하여 가압수를 생산하므로 원수의 특성이 공기 용해도의 특성에 영향을 미침으로써 가압효율이 낮아질 것으로 예상되어, 김 등(2002)이 반송비(가압수/처리수)를 변화시켜 처리수질을 실험한 결과 가압수/처리수 비가 20%이상인 경우에 처리수질이 안정적인 것에 의거하여 전체적으로 안정적인 처리수질을 얻기 위한 적정 반송비를 20%로 결정하여 운전하였다. 공기유입량은 기액혼합펌프 유입유량의 15%를 주입시켰으며, 일부 용해되지 않는 공기는 에어밴트를 통하여 배출토록 하였다.

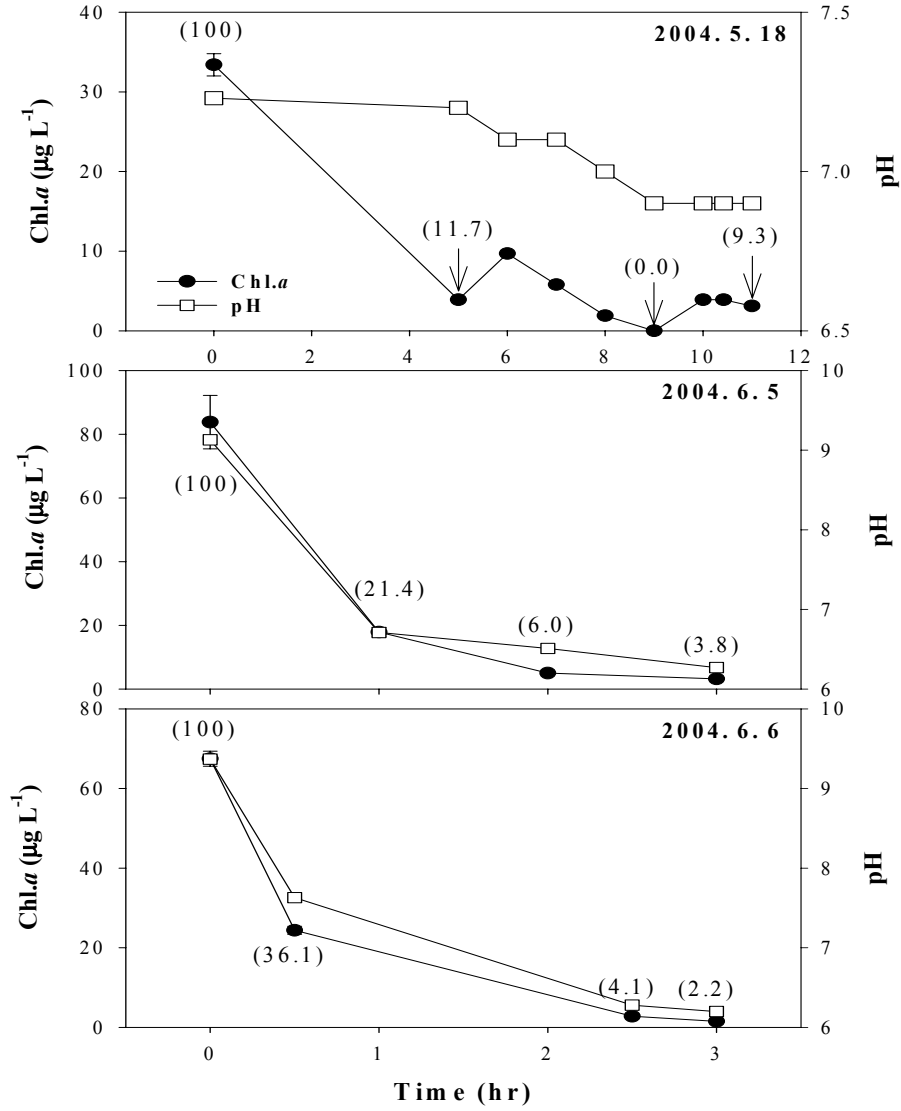
### 2) 약품투입량과 가동시간

가압부상장치 운영에 따른 엽록소 a 농도의 변화는 시설의 반송율과 약품 투입량에 의해 계산된 가동시간의 1/3이 경과된 이후에 제거율은 대략적으로 70%이상이었다 [그림 3.1.?]. 본 연구의 실험 초기 농도 조건에서 OECD기준에



따라 중영양상태의 수질 수준까지 제거하는데 소요되는 시간은 초기 농도와 상관없이 계산된 가동시간의 2/3가 경과된 이후에는 달성될 수 있는 것으로 판단된다. 이러한 결과를 토대로 할때, 실험 전 Jar-test를 통해 계산된 PAC농도와 처리용량으로 계산된 투입량의 2/3정도만이 실제 사용될 것으로 판단된다.

PAC를 호소 수질개선에 이용하는 경우 과도한 투입량은 수체의 pH 감소를 야기함으로써 수중 자연생태계에 큰 영향을 초래할 수 있다. 경안천에서의 수질개선을 위해 가압부상이 적용된 사례에서 적정 PAC농도는 본 연구에서 계산된 적정농도에 비해 3배 정도 낮은  $5\text{mg L}^{-1}$ 으로  $10\text{mg L}^{-1}$ 이 넘는 경우에 pH의 급격한 감소를 제시한 바 있다(국립환경연구원, 1999). 그러나 PAC 투입농도는 수체의 알칼리도에 따라 달라질 수 있으며 이는 각 수체가 가지는 특성에 따라 적정 PAC농도가 달라질 수 있음을 의미한다. 실제 경안천의 가압부상 전의 pH는 7.5이나 본 연구대상 수체는 9.4~7.9였으며, 가동 이후의 pH가 6.3이상으로 자연수에서 일반적으로 관찰되는 pH 수준이었다. 이는 초기 수체를 대상으로 Jar-test를 한 후에 결정되는 PAC농도에 의해 계산된 투입량 모두가 사용된다 하더라도 pH의 감소에 따른 큰 영향을 없을 것으로 판단된다.



[그림 3.1.76] 가압부상 적용 후 시간에 따른 엽록소 a 농도와 pH 변화(%)

## 아. 부상분리 운전시 문제점 및 개선방안

### 1) 기액혼합펌프의 운전상에 문제점 및 해결방안

기액혼합펌프 부상분리장치는 기존에 사용되어지고 있는 가압탱크방식에서 가압탱크와 공기압축기를 기액혼합펌프가 대신 하여 운전되는 것으로 장비의 콤팩트화 할 수 있는 것과 적은 동력비가 소요되는 장점을 가지고 있다. 그러나 기액혼합펌프의 운전상의 2가지의 문제점이 있으며, 한가지는 기액혼합펌프 자체의 자흡력이 없다는 것과 또 하나는 기액혼합펌프의 유입유량이 기준 유량에 비해 과도하게 유입 되면 공기의 유입이 잘 되지 않는 것이다.

기액혼합펌프는 일반펌프와는 달리 자흡력이 없기 때문에 저수지의 물을 끌어올려 부상분리에 사용할 수가 없다는 것이다. 이러한 문제를 해결하기 위해 기액혼합펌프는 저수지의 물을 끌어올려 저장할 수 있는 물탱크가 필요하며, 물탱크에서 배관을 통해 기액혼합펌프로 전달하도록 구성하였으며, 물탱크의 수위를 일정하게 맞추기 위해 후단에 수위조절 탱크를 두어 물탱크 내 수위를 조절하였다.

기액혼합펌프는 물탱크에서 기액혼합펌프로 물이 전달되어 기액혼합펌프에서 공기와 혼합되는 과정에서 기액혼합펌프의 기본 유량에 비해 유량이 커지면, 펌프내 공기의 유입이 작아지는 단점이 있다. 그러므로 기액혼합펌프 기준에 맞는 유량을 맞추어야 할 것이며, 적용범위에 따라 기액혼합펌프의 용량을 적절히 선택을 해야 한다.

## 자. 경제성 분석

### 1) 유지 관리비 산출

부상분리를 이용한 호소수 처리시 소요되는 비용은 설비의 규모와 처리 시간에 따라 그리고 수질의 변화에 따른 증감은 있을 수 있다. 본 연구과제의 실험 대상지였던 신구 저수지에서 실험한 결과를 통하여 기본비용을 산출하였다.

#### 가) 180m<sup>3</sup> 처리시 기준

2개의 펜스 [규격 6m(L) × 6m(W) × 2.5m(H) = 180m<sup>3</sup>]를 설치하여 운영하였으며, 소용량 미세기포장치(36m<sup>3</sup> hr<sup>-1</sup> : 반송율 약 20% 기준)을 적용하였다.

처리수량과 운영시간은 6월 4일 결과를 토대로 계산했으며 이때의 운영시간은 약 2시간이다.

① 인건비

- 스킴제거를 위한 일반직 인원 2명 × 80,000원/일 = 160,000원/일
  - 설비운전 및 관리를 위한 인원 1명 × 150,000원/일 = 150,000원/일
  - 8 시간중 가동시간은 2시간이므로
- 소계 = 310,000원 ÷ 4 = **77,500원 / 180m'**

② 약품사용량

소요되는 약품량은 수질의 농도에 따라 증감이 있으나, 6월 4일에 실험 초기 농도가 SS 41.0±0.0 mg/ℓ 이었던 때를 기준으로 하여 주입된 현장 적용 PAC농도는 약 10mg/ℓ (JAR TEST의 ⅓ 소모)이었다.

- 소요량 계산 : 10 mg/ℓ × 1,000 ℓ/m<sup>3</sup> = 10,000mg/m<sup>3</sup> = 0.01kg/m<sup>3</sup>
  - 전체 180m<sup>3</sup>에 대하여 약 0.01kg/m<sup>3</sup> × 180m<sup>3</sup> = 약 1.8 kg/ 180m<sup>3</sup> 임
  - kg 당 비용은 약 450원/kg(시중가)
- 소계 = **810원/ 180m'**

③ 전력비

현장에서는 발전기를 사용하였으며 전력량 산출이 없는 관계로 주동력인 기액 펌프의 동력비로 대신한다.

- 기액펌프의 동력 적용전력 : 약 2.2kw(3Hp)/hr
  - 수중펌프 및 기타 사용전력: 약 0.75kw(1Hp)/hr
  - 전력 소모량 : 2.95 kw × 2hr = 5.9 kwh [단가 50.3원/kwh]
  - 기본요금은 제외
- 소계 : **297원/180m'**

④ 장비비 감가상각비 (장비비 × 20% /년 : 5년 사용기준)

- 15,000,000원 × 20% ÷ 365일 × 1일 = **82.192원/ 180m'**

⑤ 보수비 (장비비 × 0.5% /년)

$$- 15,000,000\text{원} \times 0.5\% \div 365\text{일} \times 1\text{일} \approx 206\text{원} / 180\text{m}^3$$

⑥ 사무비

$$- \text{인건비} \times 10\% = 77,500\text{원} \times 10\% = 7,750\text{원} / 180\text{m}^3$$

⑦ 슬러지 처리비

$$- 180\text{m}^3 \times (41+3)\text{g}/\text{m}^3 \times 1/(1-0.85) \times 10^{-6} \text{ g}/\text{MT}$$

$$= 0.052 \text{ MT}/180\text{m}^3$$

$$- \text{처리비} : 38,000\text{원}/\text{MT} \approx 731\text{원}/180\text{m}^3$$

※ 180m<sup>3</sup>을 처리시 소요 비용 산출결과

구분	유지관리비	비고
인건비	77,500 원	2명(일반직), 1명 (기능직)
약품비	405 원	10mg/ℓ
전력비	297 원	2.95 kw/hr
장비비(감가상각비)	82,192 원	장비가격 x 20% x 1일/년
보수비	206 원	장비가격 x 0.5% x 1일/년
사무비	7,750 원	인건비 x 10%
슬러지 처리비	731 원	SS41.0±0.0 mg/ℓ
계	169,081 원	

$$※ \text{톤당 처리비용} : 169,081\text{원} \div 180\text{m}^3 \approx 939.34 \text{ 원}/\text{m}^3$$

본 연구는 가압부상의 효율검증을 목적으로 하여 설비가 소규모이므로, 이를 기준으로 신구저수지전체(약 40만톤)를 처리하는 비용산출시 처리시간의 증가로 처리비용이 증가하게 된다. 따라서, 신구저수지 전체를 대상으로 가압부상을 적용하는 경우에는 이보다 큰 규모의 팬스를 설치하여 가동하게 되며 그에 따른 처리시간이 단축되어 처리비용은 감소하게 된다. 본 연구에서 도출된 결과와 팬스의 규모를 현실적으로 가능한 크기로 가정하여 비용을 산출하면 다음과 같다.

### 나) 전체 신구저수지를 대상으로 처리하는 경우 (400,000m<sup>3</sup> 처리 기준)

펜스를 부유식으로 하고 1회 부상시 1,000m<sup>3</sup> 경우 규격은 약 [20m(L) × 20m(W) × 2.5m(H) = 1,000m<sup>3</sup>]를 설치하고, 미세기포 장치는 처리수 1000m<sup>3</sup>/hr를 처리할 수 있도록 대용량 미세 기포장치 [200m<sup>3</sup>/hr, 반송율 20%기준]을 적용하여 운영하는 것으로 가정할 때 톤당 처리비용은 약 728.67원이 감소하는 것으로 나타났다.

#### ① 인건비

1일 업무시간 8시간 기준으로, 부상시간(1시간)과 스킴제거 및 펜스 이동 및 재 설치(1시간)일 경우 1일 4회 정도 가능할 것으로 예상 된다. 따라서 1일 처리 용량은 약 1,000m<sup>3</sup>/1회 × 4회 = 약 4,000m<sup>3</sup> /day이며 400,000m<sup>3</sup> 처리시 소요 기간은 약 100일 소요가 예상된다. 신구저수지 전체를 대상으로 가압 부상을 적용하는 경우 남조류가 우점하는 5월부터 10월 중 성층형성으로 표층에 조류가 밀집되는 시기 6~9월(4개월)까지는 수온약층 상층부만 대상으로 하는 것으로 가정할 때 실제 가동일수는 3개월로 약 90일 가량이 되므로 가정된 설치규모 1,000m<sup>3</sup>은 적당한 것으로 생각된다.

- 스킴제거를 위한 일반직 인원 4명 × 80,000원/일 = 320,000원/일
- 설비운전 및 관리를 위한 인원1명 × 150,000원/일 = 150,000원/일
- 소계 = 100일 × 470,000원/일 = **47,000,000 원 / 400,000 m<sup>3</sup>**

#### ② 약품사용량

소요되는 약품량은 수질의 농도에 따라 증감이 있으나, 6월 4일에 실험 초기 농도가 SS 41.0±0.0 mg/ℓ 이었던 때를 기준으로 하여 주입된 현장 적용 PAC농도는 약 10mg/ℓ 이었다.

- 소요량 계산 : 10 mg/ℓ × 1,000 ℓ/m<sup>3</sup> = 10,000 mg/m<sup>3</sup> = 0.01 kg/m<sup>3</sup>
- 전체 400,000m<sup>3</sup>에 대하여 약 0.01 kg/m<sup>3</sup> × 400,000m<sup>3</sup>  
= 약 4,000 kg/ 400,000m<sup>3</sup> 임
- kg 당 비용은 약 450원/kg (시중가)를 적용 할 경우
- 소계 = 4,000 kg × 450 원 = **1,800,000 원 / 400,000 m<sup>3</sup>**

## ③ 전력비

DAF PUMP대 용량은 1대당 60m<sup>3</sup>/hr (5.5kw/약7Hp)까지 가능하므로, 여유율을 감안하여 4대를 동시에 가동시키는 경우 약 240m<sup>3</sup>/hr의 가압수를 생성할 수 있다. 처리용량은 1,000m<sup>3</sup>/hr이므로 400,000m<sup>3</sup> 처리시 총 가동시간은 약 4,000 시간으로 예상된다. 그러므로 동력비는 아래와 같이 예상된다.

- 기액펌프의 예상 소모 전력량 : 약 5.5kw(약7Hp)/hr × 4대 = 22kw/hr
  - 수중펌프 및 기타 소모전력량 : 약 2.2kw(2Hp)/hr × 2대 = 4.4 kw/hr
  - 예상 총 소모 전력량 : 26.4 kw × 4,000hr = 105,600 kwh
  - 적용전력 은 200kw 이하 이므로 저압전력
  - 기본요금 : 200kw × 4,040원 = 808,000원/월 × 4개월(100일) = 3,232,000원
  - 전력량 요금 : 105,600 kwh × 50.3원 = 5,311,680원
- 소계 : 기본요금+전력량요금 = **8,543,680 원/400,000m<sup>3</sup>**

## ④ 장비비 감가상각비 (장비비 × 20%/년 : 5년 사용기준)

## - 장비비 예산

- 기액펌프 : 20,000,000원 × 4대 = 80,000,000원
- 부상펜스 : 40,000,000원 (1set 약 100m)
- 탈수장치 : 80,000,000원 (1set/기계탈수)
- 기타 설비(펌프,배관 밸브류,유량계,압력계,노즐장치,스킴수거 장치)  
: 60,00,000원

소계 : 260,000,000원 × 20% × (4개월/1년) = **17,333,333 원/400,000m<sup>3</sup>**

## ⑤ 보수비 (장비비 × 0.5% /년)

## - 장비비 예산

- 기액펌프 : 20,000,000원 × 4대 = 80,000,000원
- 부상펜스 : 40,000,000원 (1set 약 100m)
- 탈수장치 : 80,000,000원 (1set/기계탈수)
- 기타 설비(펌프,배관 밸브류,유량계,압력계,노즐장치,스킴수거 장치)  
: 60,00,000원

소계 : 260,000,000원 × 0.5% × (4개월/1년) = **433,300 원/400,000m<sup>3</sup>**

⑥ 사무비

- 인건비 × 10% = 47,000,000원 × 10% = **4,700,000 원 /400,000m<sup>3</sup>**

⑦ 슬러지 처리비

- 400,000m<sup>3</sup> × (41+3)g/m<sup>3</sup> × 1/(1-0.85) × 10-6g/MT  
 = 117.33 MT/ 400,000m<sup>3</sup>

- 처리비 : 38,000원/ MT × 117.33 MT ≒ **4,458,540 원/ 400,000m<sup>3</sup>**

※ 400,000m<sup>3</sup>을 처리 시 소요 비용 산출결과

구분	유지관리비	비고
인건비	47,000,000 원	4명(일반직), 1명 (기능직)
약품비	1,800,000 원	10mg/ℓ
전력비	8,543,680 원	26.4 kw/hr
장비비(감가상각비)	17,333,333 원	장비가격 × 20% × 4개월/년
보수비	433,300 원	장비가격 × 0.5% × 4개월
사무비	4,700,000 원	인건비 × 10%
슬러지 처리비	4,458,540 원	SS41.0±0.0 mg/ℓ
계	84,268,853 원	

※ 톤당 처리비용

처리 비용 : 84,268,853 ÷ 400,000m<sup>3</sup> ≒ **210.67 원/m<sup>3</sup>**



자. 가압부상 개발내용 및 결과 요약

가압부상에 대한 개발내용과 적용결과를 [표 3.3.31]에 정리하였다.

[표 3.3.33] 가압부상에 따른 처리효과비교

내용	방법 및 적용범위	개발내용	적용결과
응집제	PAC, Al, Fe (실내, 현장)	PAC 선정	·pH 7이상 유지 ·응집효과 우수
미세기포발생 장치	제작(실내)	평균 40 $\mu$ m	·문헌조사결과 가압부상시 효율성이 높은 미세기포임경범위임
기액혼합펌프	제작	·공기와 물을 동시에 공급할 수 있도록 제작 ·수위조절탱크 설치	·기액혼합펌프내 유입유량조절 가능 ·장비의 콤팩트화 ·동력비 감소
수질개선효과	Mesocosm 설치(현장)	·입자성물질과 용존인에 대한 제거효율분석 ·퇴적물에 대한 부상분리효과분석 ·지속효과분석	·미처리된 슬러지에 의한 물질함량은 증가하나 인용출율과 산소소비율 감소 ·영양염공급이 없는 경우 오랜 지속효과 기대
가동시간 및 응집제투입량	측정(현장)	·반송비를 고려하여 계산된 가동시간과 Jar-test를 통해 계산된 응집제 투입량 계산	·이론적 가동시간 및 약품량의 2/3 소요 ·엽록소 a 농도 90%이상 제거
부상슬러지 재이용방안	슬러지 분석 및 발효실험(Pilot)	·퇴비화 가능	·저니가 포함된 슬러지는 니켈함량이 초과되어 부적합
스컴회수 및 탈수장치	현장 적용 및 상용기술 조사	·소용량 - 직접수거 ·대용량 - 상용기술 조사	·플러이 크고 단단하여 회수율이 높음 ·현재사용 가능한 대용량 회수 및 탈수장치 활용가능
경제성 분석	실제 처리 비용 및 예상비용 산출	·180 $\text{m}^3$ 처리시 939.34 원/ $\text{m}^3$ 소요 (시설규모, 180 $\text{m}^3$ ) ·400,000 $\text{m}^3$ 처리시 210.67원/ $\text{m}^3$ (시설규모, 1,000 $\text{m}^3$ )	·톤당 처리비용은 시설설치규모에 의해 의존하여 신규저수지의 경우 1,000 $\text{m}^3$ 정도가 적당하고 예상시간은 100일정도 소요 예측

2절. 농업용 저수지의 중점관리 유형분류에 따른 관리기법 개발/흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리 기법개발

## 2절. 농업용 저수지의 중점관리 유형분류에 따른 관리기법 개발/흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법개발

### 1. 농업용 저수지의 중점관리 유형분류에 따른 관리기법

#### 가. 서론

우리나라의 연간 수자원 총량은 1998년 현재 1,276억 $\text{m}^3$ 인데, 이 중 74%가 바다로 유실되거나 증발 등으로 손실되고 26%인 331억 $\text{m}^3$ 만이 유효하게 이용되고 있으며, 수자원 이용량 중에서 농업용수가 48%인 158억 $\text{m}^3$ 으로서 가장 많은 비중을 차지하고 있다(수자원공사, 2003). 농업용수 중에서 농업수리시설에 의해 공급되는 양은 101억 $\text{m}^3 \text{yr}^{-1}$ 인데, 이 중 저수지 및 담수호에 의해서 공급되는 양이 각각 47억 $\text{m}^3$ , 20억 $\text{m}^3$ 으로서 67%를 점하고 있어 우리나라의 농업용수는 저수지와 담수호, 특히 저수지에 대한 의존성이 상당히 높다.

최근 농업용수의 수질오염이 심화되어 농업용수원의 수질관리에 대한 필요성이 높아짐에 따라 농림부, 농업기반공사, 환경부에서는 농업용수 수질관리의 일환으로 주 농업용수원인 저수지와 담수호를 대상으로 농업용수 수질측정망을 운영하고 있다. 우리나라 농업용수 수질측정망은 1990년에 30지점이 지정되어 관리되기 시작하였으며, 2003년 500여 지점을 지정·운영되고 있다. 농업용수 수질측정망 조사자료에 의하면 1996년 이후 농업용수 수질기준(COD기준) 초과율이 지속적으로 감소하였으나, 2002년에는 23.2%로서 다소 상승한 것으로 보고하고 있다(농림부, 2002). 따라서 보다 적극적이고 지속적으로 농업용수의 수질을 관리해야 할 필요가 있음을 알 수 있다.

환경부와 농림부의 수질측정망 조사를 통하여 10여년 이상 축적된 자료를 호소의 수질개선에 활용하기 위해서는 자료를 면밀히 분석하고, 이에 따른 관리방안을 제시되어야 할 것이다. 이와 관련된 연구로 김(1999)은 1990년부터 1999년까지의 농업용수 수질측정망 자료를 분석하여 BOD와 COD의 상관성이 높다는 것을 확인한 바 있다. 전 등(2002)은 우리나라 저수지는 외국의 자연호소에 비해 체류시간이 작고, 유역면적이 상대적으로 크기 때문에 영양염류의 유입가능성이 크다고 보고하고 있다. 김(2002)은 농업용 저수지의 수질항목사이의 상관성을 분석하여 Chl-a와 COD가 상관성이 높다고 보고하는 등 농업용수 수질

측정망 자료를 분석한 연구가 이루어지고 있다. 전(2002)은 우리나라 저수지를 대상으로 물리적인 인자가 호소의 수질에 미치는 영향을 분석한 결과, 유역으로부터 동일한 인부하가 발생한다 할지라도 수심이 얇을수록 높은 Chl-a 농도를 나타내었으며, 수심이 얇고 수표면적이 클수록 총인과 Chl-a와의 상관성이 높았으며, 총인 농도에 비례하여 Chl-a 생산성이 높았다고 보고한 바 있다.

우리나라 대부분의 호소가 수심 10m 이하라는 것을 감안해 볼 때 호소의 부영양화 가능성은 높을 것으로 생각된다. 김 등(1992)은 국내 인공 호소는 외국의 자연호수에 비해 낮은 수심과 작은 저수용량으로 높은 생산성을 유발할 수 리·수문학적 특성을 가지고 있다고 기술하였고, 안 등(2002)은 대형호소인 대청호는 몬순기간에 비해 몬순 전후에 총인과 Chl-a의 상관관계가 높다고 보고하였다. 외국에서는 Vollenweider(1968)는 Rawson's(1955)의 깊은 호소는 낮은 호소에 비하여 부영양화에 덜 민감하다는 이론에 기초하여 인부하량과 평균 수심사이의 관계를 유도하였으며 수심만이 아니라 체류시간도 부영양화에 영향을 미치는 제한 인자라고 보고하였다. 또한 C. D. Brown et. al. (2000)은 TP와 Chl-a의 상관성에 대하여 심층적으로 분석한 바 있다.

이와 같이 저수지는 다양한 환경적 요소들이 수질에 영향을 미치고 있다. 농업용수원으로 이용되고 있는 저수지와 담수호의 효과적인 수질관리를 위해서는 축적된 자료를 이용하여 호소를 유형화하고, 각 유형의 특성을 고려하여 관리할 필요가 있다. 이미 김 등(1992) 등은 국내 인공호소를 호소의 형태적 특성에 따라 곁가지형, 하천형, 하구형, 저수지형으로 분류하고 각 호소형태에 따른 지형적, 수문학적 특성을 기술하여 형태의 특성을 제시한 바 있다. 농림부(2000)는 농업용 저수지를 오염원 분포에 따라 도시형, 도농복합형, 농촌형, 산간지형으로 분류하고 유형별 수질특성을 분석한 바 있다.

본 연구에서는 우리나라 농업용 저수지를 수질 및 형태에 따라 유형을 분류하고, 각 유형별 특성에 대한 고찰을 통하여 수질 관리 및 개선방안을 제시함으로써 효율적인 농업용수 수질관리에 필요한 기초자료를 제공할 목적으로 498개 농업용수 수질측정망 대상 저수지에 대한 조사 자료를 분석하여 유형분류를 하였으며 분류별 수질관리 및 개선방향을 제시하고자 하였다.

#### 나. 농업용 저수지 유형분류 인자

### 1) 물리적 인자

저수지는 물의 이용을 위하여 주로 유역의 하류에 축조되며 소수의 유입하천에 의해 많은 양의 오염물질 부하량이 유입되고 하천과 호소의 중간 형태라 할 수 있으며 호수에 비해 상대적으로 수질악화가 쉽게 이루어진다. 호소는 정체성 수역이라는 독특한 특성을 가지고 있다. 이러한 특성은 유역에서 호소로 유입되는 영양물질과 호소바닥에서 산소의 고갈에 의한 영양물질의 용출 등이 조류의 성장에 영향을 준다. 호소내에서는 조류의 성장에 의한 내부 COD의 증가에 영향을 미치는 등 화학물질 간에 서로 복잡하게 얽혀 상호간 반응을 한다.

호소 수질관리에서는 온도에 따른 성층현상과 전도현상, 수심이 얇은 곳에서 바람에 의한 수직 혼합도, 투광도, 수리학적 체류기간 등과 같은 물리적인 환경인자 또한 호소의 수질에 영향을 미치는 중요한 인자이다. 따라서 저수지의 수질관리를 위해서는 유역으로부터의 오염 부하량 감소뿐만 아니라 저수지의 수질에 영향을 미치는 물리적인 인자를 충분히 고려하여 이에 적합한 수질관리 대책 수립이 중요할 것이라 생각한다.

저수지 수질에 영향을 미치는 물리적 인자로는 체류시간, 수심, 유역면적, 유역 형상, 유역 경사, 토지이용상황, 수표면적, 저류량 등 여러 가지가 있다. Bartsch(1978)은 유역면적에 대한 호소의 수표면적비와 체류시간은 양대수관계가 있다는 것을 밝혔으며, Everett(1979)는 유역면적과 수표면적비, 총면적과 저류용량과 비율 사이의 관계를 분석하였다. Rawon(1955)의 연구결과를 바탕으로 Vollenweider(1968)는 호소의 깊이와 유역으로부터의 연간 저수지 표면적당 부하량에 따른 호소의 영양화도를 도표화하여, 저수지의 깊이와 유역으로부터의 부하량만으로 호소의 영양상태를 판단할 수 있는 매우 간단하면서 유용한 모델을 개발하였다. 또한 호소의 평균 깊이뿐만 아니라 체류기간이 호소의 영양상태에 영향을 끼친다는 점을 착안하여 수심에 대한 체류기간과의 비와 호소로 유입하는 연간 호소 표면적당 부하량에 따른 호소의 영양화도를 도표화하였다.

일반적으로 호소의 수심이 얇으면 호소가 더 쉽게 부영양화 된다는 보고가 있다. 호소의 수심이 얇아짐에 따라 Chl-a의 농도는 지속적으로 증가하고 있다. 호소의 Chl-a농도가  $12\text{mg m}^{-3}$  이상인 호소를 부영양호라 한다면 일본의 경우

평균수심 약 8m이하이면 호소가 부영양화 될 소지가 있다고 본다. 국내 인공호소는 외국의 자연호수에 비해 낮은 수심과 적은 저수용량으로 높은 생산성을 유발할 수리·수문학적 특성을 가지고 있다고 기술하고 있는데, 이와 같이 저수지의 생산성을 나타내는 지표로서 저수용량도 중요한 인자이다.

저수지 유형분류를 위하여 수질자료로는 1997~2002년 사이에 실시된 농업용수 수질측정망 조사 자료를 이용하였으며, 이 기간 동안의 측정망조사 대상 저수지 500개소이다. 모든 저수지에 대하여 취득 할 수 있는 수질에 영향을 미치는 자료로서는 유역면적, 유효저수량, 만수면적이다. 국내 20,000여개 모든 저수지에 대한 평균수심, 체류시간 등에 물리적 인자에 해당되는 자료들의 한계 때문에 유형분류에 사용되는 저수지의 수질에 영향을 미치는 인자로서 평균수심을 사용한다.

평균수심 계산은 유효저수량/만수면적비(ST/WS비, ST: Effective Storage, m<sup>3</sup>; WS: Water surface, m<sup>2</sup>)로 하였다. ST/WS비는 저수지의 유효수심의 개념이지만, 단순히 저수지의 깊이만이 아니라 저수지의 부영양화와 깊은 관계가 있는 수표면적, 저수량도 포함하고 있기 때문에 나름대로 의미가 있을 것으로 판단된다. 즉, ST/WS비가 큰 것은 상대적으로 저수용량이 크고, 저수지의 깊이가 깊은 형상으로서 내부생산을 억제할 수 있는 형태인 것으로 판단할 수 있다. 반대로 ST/WS비가 작은 것은 수표면적이 크기 때문에 상대적으로 수광량이 많고, 저수지의 수심이 얕으며, 저수용량이 적어 부영양화현상이 발생하기 쉬운 형태인 것으로 볼 수 있다.

## 2) 농업용 저수지의 영양염류

### 가) Chl-a

부영양화 현상을 일으키는 식물플랑크톤의 현존량을 알기 위한 가장 실용적인 방법은 식물의 광합성에서 가장 기본적인 역할을 하고 있는 엽록소의 양을 측정하는 것이다. 엽록소 a를 측정함으로써 식물플랑크톤의 존재량과 일차생산량을 추정할 수 있으며, 호소의 영양상태를 결정할 수 있다. 광합성에 의해 살아가는 식물들은 엽록소 a와 보조색소인 엽록소 b, c, d, carotenoid 등의 색소를 지니고 있다. 이 중에서 엽록소 a 이외의 색소도 광 에너지를 획득하는 역할을 하고 있지만, 광 에너지를 사용하여 광합성에 직접 참여하는 것은 엽록소 a이며

다른 색소들은 엽록소 a를 도와주는 색소이다.

엽록소 a 양을 결정하는 요인에는 빛, 온도, 영양염류 등이 있다. 따라서 엽록소 a 양과 광합성량 사이에는 밀접한 관계가 있다. 호수의 투명도와 엽록소 a 양 (식물플랑크톤 양)의 사이에는 양의 상관관계가 있고, 또 엽록소 a 양과 호수중의 총질소량, 총인량의 사이에도 양의 관계가 있다. 한편 식물플랑크톤의 종류에 따라 지니고 있는 색소의 종류도 다르다. 녹조류는 엽록소 a와 b, 규조류는 엽록소 a와 c, 와편모조류는 엽록소 a와 c, 그리고 남조류는 엽록소 a만을 가지고 있다.

OECD에서는 Chl-a 농도가  $25\text{mg m}^{-3}$  이상이면 부영양화단계로 분류하고 있다. 또한 U.S.EPA에서는  $10\text{mg m}^{-3}$ 보다 높으면 부영양단계로 분류하고 있으나 [표 3.2.?, Chl-a는 법적 조사인자가 아니므로 우리 현실에서는 당장 적용하기에 어려움이 있을 것으로 판단된다.

[표 3.2.34] 호소의 부영양화도 평가 기준

	trophic state	TP ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Chl-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Secchi-disk depth(m)*		Hypolimnion oxygen**	inorg-N ( $\text{mg L}^{-1}$ )***
Vollenweider	Ultra-oligotrophic	<5	-				<0.20
	Oligo-mesotrophic	5~10	-				0.20~0.40
	Mesotrophic	10~30	-				0.30~0.65
	Meso-eutrophic	30~100	-				0.50~1.50
	Eutrophic	>100	-				>1.50
OECD	Ultra-oligotrophic	$\leq 4$	$\leq 1$	$\geq 12$	$\geq 6$		
	Oligo-mesotrophic	$\leq 10$	$\leq 2.5$	$\geq 6$	$\geq 3$		
	Mesotrophic	10~30	2.5~8	6~3	3~1.5		
	Meso-eutrophic	30~100	8~25	3~1.5	1.5~0.7		
	Eutrophic	$\geq 100$	$\geq 25$	$\leq 1.5$	$\leq 0.7$		
U.S.EPA	Oligotrophic	<10	<4	>4		>80	
	Mesotrophic	10~20	4~10	2~4		10~80	
	Eutrophic	>20	>10	<2		<10	

\* for OECD left column is maximum and right column is minimum.

\*\* unit : % saturation

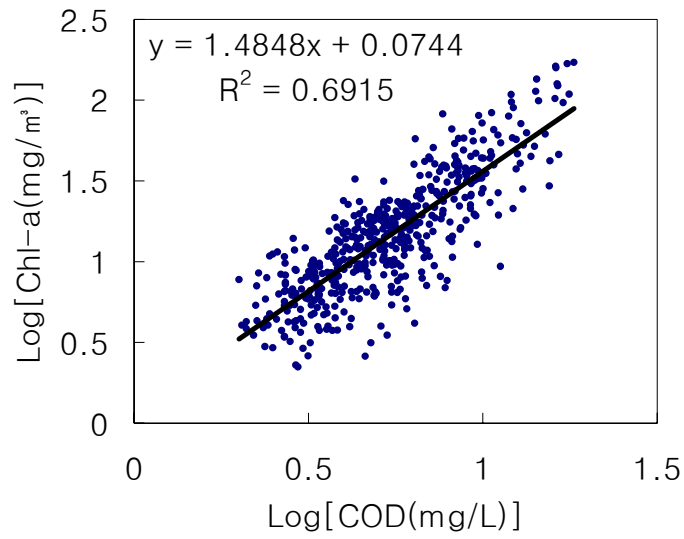
\*\*\* inorganic nitrogen.

## 나) COD

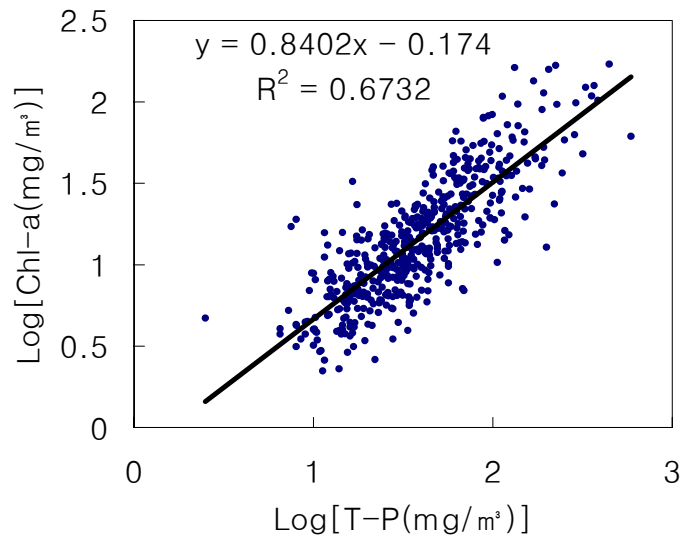
Chl-a농도는 저수지의 수질오염정도를 나타내는 부영양화 평가를 가늠하는 좋은 척도이기는 하지만 법적인 근거가 없다. 즉 호소수질 기준에 제시되고 있는 수질항목은 COD, SS, T-N, T-P, pH, DO 등이기 때문에 일선 실무자가 Chl-a농도를 이용하여 수질관리 및 개선사업을 추진하기에는 법적인 한계가 있다. 본 연구에서는 회귀분석을 통하여 Chl-a농도와 가장 상관성이 높은 수질인자를 도출하고, 이 수질인자를 이용하여 저수지를 유형화하여 일선 실무자가 수질개선사업을 추진하는데 참고자료로 활용할 수 있도록 하고자 한다.

Chl-a농도와의 상관성을 살펴보기 위하여 회귀분석을 실시한 결과 [그림 3.2. ?]~[그림 3.2. ?]와 같이 Chl-a와 COD가  $r^2=0.6915$ 으로 상관성이 가장 높았고, Chl-a와 T-P가  $r^2=0.6732$ 로 비슷한 값을 나타냈고, 다음으로 Chl-a와 SS가  $r^2=0.5327$ , Chl-a와 T-N이  $r^2=0.3352$ 의 순으로 나타났다. 이와 같이 유기물 지표인 COD와 Chl-a가 상관성이 높은 것은 저수지에서 유기물생산의 대부분은 식물플랑크톤의 광합성에 의해서 이루어지기 때문이다. 즉 식물플랑크톤이 활발히 광합성작용을 일으키면 Chl-a농도가 증가되고, 이 광합성작용에 의하여 이산화탄소와 물로부터 유기물이 생산되므로 COD농도가 증가되기 때문이다.

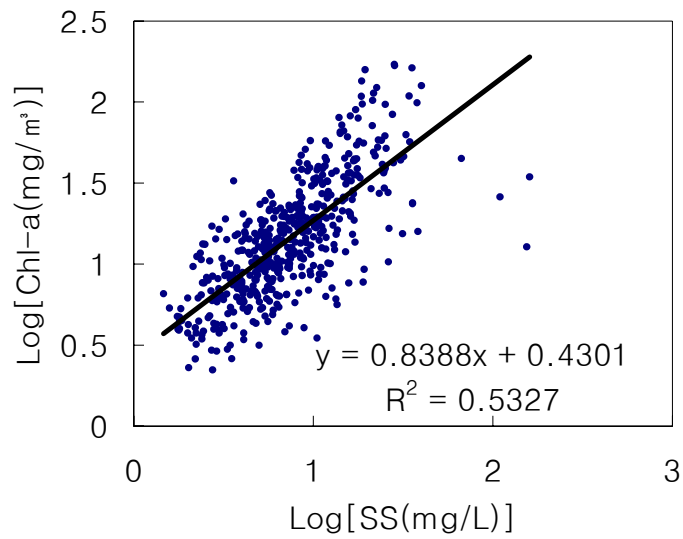




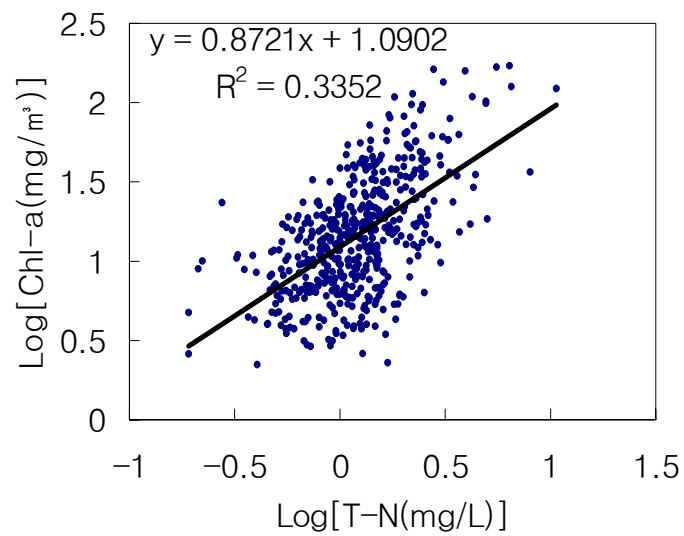
[그림 3.2.1] Chl-a와 COD의 상관관계



[그림 3.2.2] Chl-a와 T-P의 상관관계



[그림 3.2.3] Chl-a와 SS의 상관관계



[그림 3.2.4] Chl-a와 T-N의 상관관계

이와 같이 Chl-a와 COD, T-P사이에는 상관성이 비슷한 것으로 나타났다. COD와 T-P 중 Chl-a농도를 잘 대변할 수 있는 수질항목을 선택하기 위하여 각 수질항목의 수질기준 초과율을 분석한 결과 [표 3.2.2]와 같았다. 즉 총 498개 대상 저수지 중에서 평균 Chl-a농도가  $25\text{mg m}^{-3}$ 을 초과하여 부영양화된 것으로 분류되는 저수지는 23.7%인 118개이고, 평균 COD농도가  $8\text{mg L}^{-1}$ 를 초과하고 호소수질기준(IV등급)을 상회하는 저수지는 21.5%인 107개로서 큰 차이가 없었다. 그러나 평균 T-P농도가  $0.1\text{mg L}^{-1}$ 를 초과하여 호소수질기준을 초과하는 저수지는 12.7%로서 63개에 지나지 않는 것으로 나타났다. 이와 같이 호소수질기준 초과율이 Chl-a와 COD는 비슷한 반면 T-P는 약 절반정도 밖에 되지 않는 것을 볼 때 T-P보다는 COD가 Chl-a농도를 잘 방영하고 있는 것으로 판단된다.

Chl-a 농도가  $25\text{mg m}^{-3}$ 이상이면 부영양화단계로 분류하였을 때 부영양화된 저수지들은 구조적으로 부영양화에 취약한, 즉 식물플랑크톤의 활발한 광합성작용에 의하여 이산화탄소와 물로부터 유기물이 생산되어 COD농도의 증가 원인이 되는 내부생산성이 높은 저수지들이다. 이 높은 내부생산성은 플랑크톤 및 유기물증가로 이어지기 때문에 COD와 Chl-a가 밀접한 관련성이 있는 것으로 나타난 것은 당연한 결과라 하겠다. 이와 같은 우리나라 농업용 저수지의 특성을 감안한다면 COD를 수질오염 대표항목으로 설정하여도 무리는 없을 것이다.

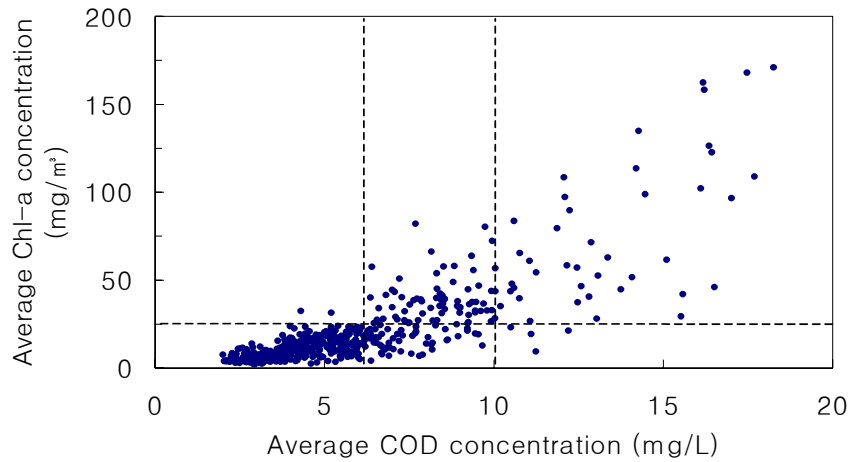
COD와 T-P의 분석비용측면에서 볼 때 COD는 약간 비싸고, 수질분석에 잔손이 많이 가는 단점이 있다. 반면 T-P의 경우는 고가의 장비가 필요하기 때문에 초기투자비가 많이 들고, 정밀장비이기 때문에 취급에 상당한 주의가 기울여야 하는 단점이 있다. 또한 COD는 샘플수가 적어도 분석이 용이한 장점이 있는 반면 T-P는 많은 수의 샘플을 일괄적으로 측정할 수 있는 장점이 있다. 일선 수질관리기관에 고가의 장비를 배치하는 것은 사실상 어려울 뿐만 아니라 기기의 활용성 면에서도 좋지 않으므로 지금으로서는 T-P보다는 COD를 대표 수질항목으로 설정하는 것이 적절할 것으로 판단된다.

또한 [그림 3.2.2]와 같이 평균 COD농도가  $6\text{mg L}^{-1}$  이하인 312개 저수지 중 Chl-a농도가  $25\text{mg m}^{-3}$  이하로 수질이 양호한 저수지는 310개로서 99.4%의 높은 비율을 차지하므로 COD가  $6\text{mg L}^{-1}$ 이하인 저수지는 부영양화가 진행되지 않은 저수지로 판단할 수 있다. 또한 평균 COD농도가  $10\text{mg L}^{-1}$ 이상인 40개

저수지 중 36개 저수지의 Chl-a농도가  $25\text{mg m}^{-3}$ 이상이므로 90%를 차지하므로 COD가  $10\text{mg L}^{-1}$ 이상인 저수지는 부영양화가 진행된 저수지로 판단하는 기준으로 활용할 수 있을 것이다. 평균 COD농도가  $6\sim 10\text{mg L}^{-1}$ 사이의 저수지 125개 중 Chl-a농도가  $25\text{mg m}^{-3}$ 이상인 저수지는 59(47.2%)개, 이하인 저수지는 66(52.8%)개로 서로 비슷하므로 COD농도가  $6\sim 10\text{mg L}^{-1}$ 사이의 저수지는 부영양화진행 여부를 판단할 때 주의해야 할 것으로 판단된다.

[표 3.2.35] 수질항목별 저수지의 호소수질기준 초과율

구 분	수 질 항 목		
	Chl-a	COD	T-P
초 과 율(%)	23.7 (118개소)	21.5 (107개소)	12.7 (63개소)



[그림 3.2.5] Chl-a와 COD의 관계

현재의 농업용수수질기준인 호소수질환경기준 IV등급은 COD가  $8\text{mg L}^{-1}$  이하로 되어 있다. 그러나 위와 같은 결과를 볼 때 농업용수수질기준을 [표 3.2.?]과 같이 COD가  $10\text{mg L}^{-1}$  이상이면 수질오염이 심화된 것으로 판단하여 시급히 수질개선대책을 마련해야 하는 저수지인 것으로 판단되어  $10\text{mg L}^{-1}$  이상을 수질대책기준,  $6\sim 10\text{mg L}^{-1}$ 는 시급하지는 않지만 수질오염이 우려되므로 우려기준,

6mg L<sup>-1</sup> 이하는 아직 수질오염이 진행되지 않은 저수지로 판단하여 수질오염 안전기준으로 세분하는 것이 바람직할 것으로 판단된다. 이러한 기준에 따르면 일선 실무부서의 수질관리 담당자가 저수지의 수질개선사업에 대한 우선순위를 결정하고, 수질개선사업을 추진해 나가는데 좋은 지표가 될 수 있다.

**[표 3.2.36] 농업용수수질기준(COD) 세분화**

분류	안전기준	우려기준	대책기준
COD농도(mg L <sup>-1</sup> )	≤ 6	6 ~10	≥ 10

이상과 같이 COD는 T-P보다 Chl-a와의 상관성이 높고, 우리나라 농업용 저수지 특성상 Chl-a농도가 잘 반영될 뿐만 아니라 일선 수질관리기관까지 분석 장비를 배치하고 활용하는 면에서도 COD가 유리할 것으로 판단된다. 또한 일선 수질관리 담당자들은 COD농도를 이용하여 부영양화 진행여부를 판단할 수 있으며, COD는 농업용수 수질기준인 호소수질기준 IV등급에 포함된 수질항목이다. 따라서 COD를 수질개선사업을 계획하고 추진하기 위한 대표수질항목으로 설정하여도 무리는 없을 것으로 판단된다. 이에 기초하여 본 연구에서는 COD를 대표항목으로 설정하여 저수지를 유형화하였다.

#### 다. 농업용저수지 유형분류

##### 1) 유형분류 방법

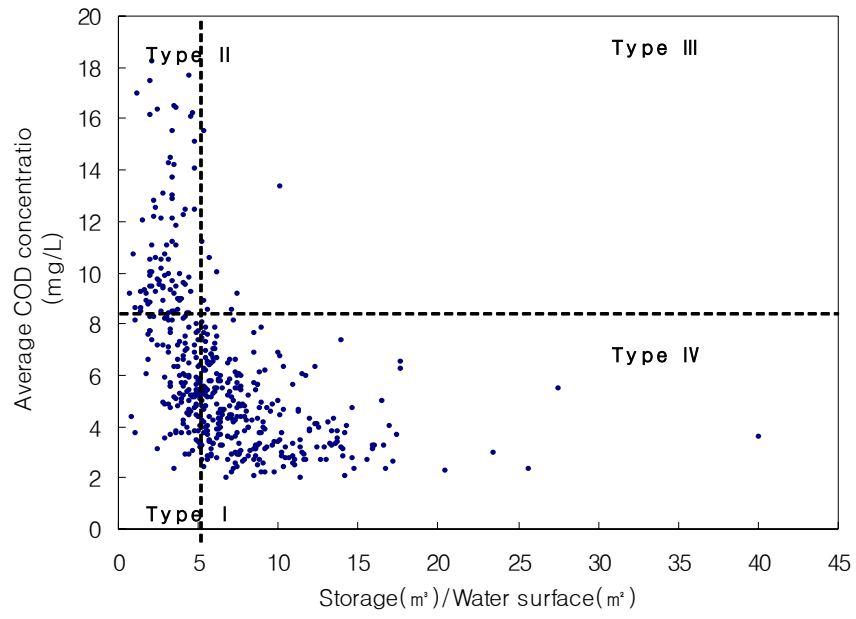
호소수질환경기준 IV등급에서는 COD농도가 8mg L<sup>-1</sup>이하로 규정되어 있으므로 본 연구에서는 평균 COD농도 8mg L<sup>-1</sup>을 기준으로 분류하였다.

ST/WS비가 10m보다 큰 저수지는 호소수질기준인 COD 8mg L<sup>-1</sup>을 초과하는 곳은 1개소이고, ST/WS비가 8~10m 사이의 저수지는 수질기준을 초과하는 곳이 없는 것으로 나타났다. ST/WS비가 8m이하가 되면서 수질기준을 초과한 저수지가 증가되기 시작하고, 5m 이하가 되면서 수질기준을 초과하는 저수지가 급격히 증가하는 경향을 나타내고 있다. 또한 ST/WS비가 10m 이상인 저수지를 제외한 모든 저수지의 평균 ST/WS비가 5.2m인 것으로 나타났다. 따라서 본 연구에서는 ST/WS비 5m을 기준으로 저수지를 분류하였다.

[표 3.2.?]와 같은 분류기준에 준하여 농업용수 수질측정망조사 자료를 활용하여 측정기간 동안의 평균 COD농도 대 ST/WS비 그래프를 이용하여 [그림 3.2.?]과 같이 저수지의 유형을 분류하였으며, 그 결과 유형 분류된 저수지는 [표 3.2.?]와 같다. 편의상 유형을 크게 구조개선유형과 유역환경개선유형으로 구분하고, 구조개선유형은 다시 I형, II형으로, 유역환경개선유형은 III형, IV형으로 세분하였다.

[표 3.2.37] 저수지 유형분류 기준 및 개소수

분류	분류기준		대상저수지수
	ST/WS비	평균 COD농도	
I형	≤ 5m	≤ 8mg L <sup>-1</sup>	100개소
II형	≤ 5m	> 8mg L <sup>-1</sup>	96개소
III형	> 5m	> 8mg L <sup>-1</sup>	11개소
IV형	> 5m	≤ 8mg L <sup>-1</sup>	291개소
계			498개소



[그림 3.2.6] COD와 ST/WS를 이용한 저수지 유형분류

[표 3.2.38] COD와 ST/WS를 이용해 분류한 유형별 저수지명

C-I형		C-II형		C-III형	C-IV형					
(100)		(96)		(11)	(291)					
고구	사천	고려	지정(광주)	방교	달창	비룡	덕산(우주)	초전	천락	미호
문죽	대지	길상2	봉암(고흥)	농암	옥연	강진	애당	요곡	월곡(경남)	백곡
삼합	당전	보통	내봉	옥곡	노흥	소수	광곡	삼기(경북)	내산	맹동
광혜	중화	덕우	월천	덕림	길정	궁	도천(전북)	지천	향양	보청
용덕	심곡	황송	둔전	신덕	복안	용계	천천	금화	하	추평
흥아소	화곡	용풍	2연봉	만운	송정	금석	옥계(전북)	용연	학동	우곡
우금	왕신	흥부	내아	동명	고연	백마(제천)	수송	용곡(경북)	응석	삼기
금주	무을	반월	문천	개운	산정	화산(충북)	우풍	반곡	흥사	장천
장현	지평	설성	연	남북	금광	중산	성남	박달	감물	평암
우천	판곡	기흥	효천	옥성	장흥	장연	석포	직지	오산(경남)	주촌
옥계	고경	어천	남매	청상	기천	만년	서산(강진)	화매	용치	오성
도교	임고	항리	가음		마지	송연	쌍정	소흥	연죽	필덕
경포	덕가	용담	호민		마둔	화곡	구성	화산(경북)	월평	구림
궁촌	고현	흥중	송곳		용설	한계	월산	양지	갈곡	화정
월운	매화	동방	가산		청용	쌍암	대룡(전남)	하도	옥천	오룡(전북)
개운	인삼	먹우	두량		덕산(경기)	봉소	월남	금봉	솔기	수청
향호	황계	공능	송원		기천	만년	서산(강진)	화매	용치	오성
용곡(충북)	구천	만수	아산호		오남	신대	월곡(전남)	도천(경북)	상신	성주
문광	기동	칠곡	남양호		원당	청림	죽암	지슬	삼기(경남)	상판
동부	신평	금정	간월호		기산(양주)	용암	백운	수야	남치	하곡
용연	매동	황금	부남호		고모	산수	문수(구례)	용천(경북)	삼덕	소월
반산	초동	연제	하빈		기산(포천)	청천	천은	창평	좌연	덕동
옥산	옥천	호암	대산		발랑	경천(충남)	추동	안흥	손항	오룡(경북)
옥계	입곡	입장	학		장계	고풍	증광	청계	지산	대성
덕용	우곡	축동	우두		도척	신송	덕산(전남)	황령	고삼	창림
가혜	예당	흥동	진죽		미산	신창	영천(전남)	사동	이동	백천
흥양	연풍	마산	흥덕		덕계	서부	율치	월매	보문	소대
성연	신대	오봉(충남)	대위		대룡(강원)	중천	양촌	죽안	탑정	남성
우목	효촌	순성	풍락		신매	궁평	서성	용암	경천(전북)	감동
중흥	흥업	초대(당진)	사곡		계촌	방동	장치	백록(경북)	대아	적량
장곡	백마(괴산)	송악(당진)	개천		오룡(강원)	천장	유천	대가	영산호	죽전
옥서	계룡	석문(당진)	대승		사천	영천(충남)	효곡	가북	담양댐	용천(부산)
고남	복심	전대	봉산		도원	봉림	칠동	구룡	장성댐	병산
문산	장흥	신구	장척		송강	적누	도촌(보성)	서암	광주댐	안평
신림	공산	성암	금호		반계	가곡	길용	벽계	니주댐	삼화
금풍	석우	풍전	주남		손곡	대사	송단	매산	두창	산막
석남	수양	승연2	사산		조연	내장	삼흥	목계(경남)	풍암(경기)	원남
대화	삼교호	도고	청호		생곡	구이	담안	가회	대평	부전
백산	원천	봉재	고아		굴운	임암	구산	봉성	용당	오동(장수)
인교	대호	풍년	육녀		오원	조산	안심	웅양	개심	오로
백석	용산	양전	도덕		원창	팔덕	백용	하동	무수	회룡
금마	대정	광리	감돈		용화	금평	원등	목계	백록(충북)	오로
벽남	오동(영광)	수룡	제2호		설악	용산(정읍)	송선	하이	정안	회룡
대포	성양	신휴	지정(장흥)		학사평	오산(전북)	명계(경북)	양화	만수	
백련	수동(장흥)	상성	서산(장흥)		동막	미륵	덕곡	갈천	장수	
임천	덕촌	능	소포담		취병	동화	오대	동부	대곡(보성)	
대동	봉암(진도)	옥구			신왕	동상	봉학	진례	흑석	
금전	군곡	미제			상오안	노동	오어	복곡	학파1	
구시	해원	황궁			대안	장남	조성	봉의	운암	
구안	신촌	기지			초당	양악	경천(경북)	외룡	기천	



## 2) 유형별 저수지 특성

### 가) I 형

I 형 저수지는 ST/WS비가 5m이하, Chl-a 농도가  $25\text{mg m}^{-3}$ 미만에 해당되는 저수지로서 100개 저수지가 이에 해당된다. 이 저수지들은 ST/WS비가 5m이하로서 구조상 부영양화에 취약한 구조이기 때문에 수질이 악화될 가능성은 높지만 부영양화가 진행되지 않고 있다.

이 저수지들은 농업용수 수질기준을 만족하기는 하지만 일부 저수지는 Chl-a농도가  $25\text{mg m}^{-3}$  이상으로 부영양화가 진행되었다. 또한 ST/WS비가 5m이하로서 구조상 부영양화에 취약한 구조이기 때문에 수질이 악화될 가능성이 높다. 따라서 제당을 높이거나 깊이 준설하여 ST/WS비를 크게 하여 구조를 개선함과 아울러 유역 면적내 오염원에 의한 저수지 수질이 악화되는 경우라면 호내 또는 유입수 대책을 수립하여 수질을 개선해야 할 것이다.

이와 같이 ST/WS비가 5m이하로서 구조적으로 취약한 저수지들을 COD 농도에 따라서 I, II형으로 분류하였는데, 이들 저수지의 Chl-a 농도에 영향을 미치는 또 다른 원인을 알아보기 위하여 [표 3.2.?]과 같이 유형별 저수지의 유역특성을 분석하였다. 먼저 I 형과 II형 저수지들은 평균 ST/WS비가 각각 3.9m와 2.9m로서 큰 차이가 없는 것으로 나타났다. I 과 II형에서 Chl-a 농도를 비교한 결과 ST/WS비가 큰 영향을 미치지 않는 것으로 판단된다. 그러나 저수지의 수질에 영향을 미치는 것으로 알려진 유역면적/만수면적(DA/WS)비, 총면적/유효저수량(TA/ST)비를 살펴본 결과 [표 3.2.?]과 같이 I 형 저수지의 평균값은 각각 47.3, 12.8로서 II형 저수지의 80.8, 39.3에 비해 낮게 나타났다. 이는 김 등의 보고처럼 II형 저수지는 호소면적에 비해 비교적 넓은 유역면적을 갖고 있고, 이에 따라 넓은 유역면적으로부터 높은 영양염류 부하량이 일어나고, 더불어 높은 호수생산성이 유발될 환경특성을 지니고 있다는 것을 보여주고 있다.

DA/WS비, TA/ST비, ST/WS비와 같은 각 물리적 인자가 유형별로 차이가 있는지를 살펴보기 위하여 분산분석을 실시하였다. 분석결과 5% 유의수준에서 DA/WS비와 TA/ST비는 유형별 차이가 없으나, ST/WS비는 같은 유의수준에서 유형별로 차이가 있는 것으로 나타났다.

[표 3.2.39] COD농도에 의해 분류한 저수지 유형별 구역특성 비교

유형	평균 저수량 (ST, 천 <sup>3</sup> )	평균 만수면적 (WS, ha)	평균 구역면적 (DA, ha)	평균 총면적* (TA, ha)	DA/WSHI (ha/ha)	TA/STHI ( <sup>m</sup> m <sup>-3</sup> )	ST/WSHI ( <sup>m</sup> m <sup>-3</sup> )
I형	3371.9	100.7	4115.6	4216.3	47.3	12.8	3.9
II형	3715.8	141.9	4953.5	5095.4	80.8	39.3	2.9
III형	1533.5	25.9	1085.5	1111.4	48.0	7.6	6.4
IV형	4919.6	55.3	2893.9	2949.2	54.0	6.9	8.7

\* 평균총면적 = 평균만수면적+평균구역면적

또한 구역에서 발생하는 오염부하량이 저수지의 수질에 미치는 영향을 살펴 보기 위하여 구역의 BOD, T-N, T-P 발생부하량을 저수지의 유효저수량 및 만수면적으로 나눈 값 즉, 저수지 단위유량당 발생부하량, 저수지 단위수면적당 발생부하량을 살펴본 결과 [표 3.2.?)과 같다. 구역에서 저수지의 단위유량당 평균 BOD, T-N, T-P 발생부하량은 II형 저수지가 각각 0.225, 0.108, 0.012 g m<sup>-3</sup> day로서 I형 저수지의 0.080, 0.061, 0.006 g m<sup>-3</sup> day에 비해 높았다. 그리고 저수지 단위수면적당 발생부하량은 II형 저수지의 경우 BOD, T-N, T-P가 각각 0.703, 0.317, 0.036 g m<sup>-2</sup> day으로서 I형 저수지의 0.275, 0.211, 0.020 g m<sup>-2</sup> day에 비해 높았다. 이는 II형 저수지가 I형 저수지에 비해 구역으로부터 발생하는 오염부하량이 많고, 이의 유입으로 II형 저수지가 수질이 나빠질 가능성이 높다는 것을 보여주는 것이라 할 수 있다.

[표 3.2.40] 저수지 유형별 구역 내 오염물질 발생부하량

유형	저수지 단위유량당 발생부하량 (g m <sup>-3</sup> day)			저수지 단위수면적당 발생부하량 (g m <sup>-2</sup> day)		
	BOD	T-N	T-P	BOD	T-N	T-P
I형	0.080	0.061	0.006	0.275	0.211	0.020
II형	0.225	0.108	0.012	0.703	0.317	0.036
III형	0.113	0.069	0.010	0.922	0.541	0.080
IV형	0.032	0.027	0.002	0.248	0.209	0.019

## 나) II형

II형은 ST/WS비가 5m이하, Chl-a 농도가  $25\text{mg m}^{-3}$  이상에 해당되는 저수지로서 담수호를 포함한 농업용수 수질측정망 대상 저수지 총 498개 중 96개가 II형으로 분류되었다. 특히 농업용수 수질측정망에 포함된 담수호는 7개 중 ST/WS비가 5m이하인 6개 담수호는 모두 부영양화 상태인 II형으로 분류되었다. ST/WS비가 7.3m인 영산호를 제외하고 우리나라 담수호의 경우는 호소의 형태면에서 부영양화에 취약한 구조인 것으로 나타났다.

이 유형에 해당되는 저수지는 ST/WS비가 5m이하로서 부영양화에 취약한 구조를 갖고 있어 활발한 광합성에 의해 Chl-a농도가 증가되고, 이에 따라 유기물이 증가되어 COD농도가 증가되는 것을 생각할 수 있다. 또한 관개용수의 부족을 방류수를 경지에 관개한 후 양수장을 통해 다시 저수지로 양수하고 있거나, 저수지 유역내 쓰레기 매립장과 같이 유역면적과 상관없는 오염부하가 큰 오염원이 있을 경우이다.

II형 저수지는 부영양화가 진행되고 녹조현상이 발생하는 저수지로서 조속한 수질개선사업이 필요한 것으로 판단된다. 이들 저수지의 경우 수질개선사업을 시행할 때에는 유입수 대책, 호저 퇴적물 준설 등 호내 대책과 더불어 저수지의 형태를 부영양화에 안전한 형태로 바꾸는 것도 고려되어야 한다. 즉, 우선 ST/WS비가 5~6m 이상, 가능하면 10m 이상이 되도록 저수지 바닥을 깊이 준설하거나, 저수지 제당을 높여 ST/WS비를 크게 함으로써 부영양화에 안전한 구조로 개선하는 것이 좋을 것으로 판단된다. 또한 저수지에 따라서는 구조적인 문제 외에 유역에서의 유입부하가 커서 수질이 악화되는 경우도 있으므로 II형 저수지의 경우에는 보다 정밀한 현장조사를 통하여 저수지 구조개선사업에 더불어 호내 대책 및 점오염원 및 비점오염원의 관리를 위한 유입수 대책을 도입하는 등 종합적인 수질개선대책을 세우고 시행해 나가는 것이 바람직할 것으로 판단된다. 또한 앞으로 저수지를 축조할 경우에는 토목적인 경제성만이 아니라 수질문제도 고려할 경우 평균수심(ST/WS비)이 최소 5~6m 이상, 가능하면 10m 이상이 되도록 만수면적에 비해 수심을 깊게 건설하는 것이 바람직할 것이다.

이상과 같이 II형 저수지들은 I형 저수지들에 비해 유역면적이 넓고, 또한 오염부하 발생량도 많은 것으로 나타났다. 따라서 II형 저수지들은 ST/WS비를 크게 하여 저수지의 구조를 개선할 뿐만 아니라 유역에서 유입되는 오염부하

도 고려한 호내·외 수질개선대책 등 종합적인 수질개선대책을 세워야 할 것으로 판단된다.

#### 다) III형

III형 저수지는 ST/WS비가 5m보다 크고, Chl-a 농도가  $25\text{mg m}^{-3}$  이상에 해당되는 저수지로서 전체 조사 대상 중 23개 저수지가 여기에 포함된다. 이들 저수지의 유역특성은 [표 3.2.?]과 같이 DA/WS비와 TA/ST비가 각각 48.0, 7.6로서 II형 저수지에 비해 DA/WS비는 큰 반면, TA/ST비는 작은 것으로 나타난 것으로 보아 유역특성의 영향을 받는 것으로 판단하기에는 무리가 있는 것으로 판단된다.

III형 저수지는 유역으로부터의 오염부하가 많이 유입할 조건에 있는 저수지인 것으로 볼 수 있으며, 이는 이들 저수지의 COD농도를 높이는 원인이 된 것으로 판단된다. 따라서 이들 저수지들의 수질을 개선하기 위해서는 발생부하가 저수지의 유입부하로 작용하지 않도록 점 및 비점오염원 대책을 세우는 등 유역을 정비하는 것이 좋을 것으로 판단된다.

유역의 오염부하 발생량을 보면 [표 3.2.?]과 같이 저수지의 단위유량당 평균 BOD, T-N, T-P 발생부하량은 각각  $0.113, 0.069, 0.010 \text{ g m}^{-3} \text{ day}$ 로서 I형 저수지의  $0.080, 0.061, 0.006 \text{ g m}^{-3} \text{ day}$ 에 비해 높았다. 그리고 저수지 단위수면적당 발생부하량은 BOD, T-N, T-P가 각각  $0.922, 0.541, 0.080 \text{ g m}^{-2} \text{ day}$ 으로서 I형 저수지의  $0.275, 0.211, 0.020 \text{ g m}^{-2} \text{ day}$ 에 비해 높았다. 이는 III형 저수지의 경우는 I형 저수지들에 비해 유역에서 발생하는 오염부하량의 영향을 많이 받는다는 것을 보여주는 결과인 것으로 판단된다.

이상과 같이 III형 저수지들은 ST/WS비가 5m이상으로서 구조면에서는 부영양화 제어기능을 갖고 있으나 수질이 악화되었으므로 유역의 오염 원인을 규명하고, 대책을 세우는 등 유역을 정비하여 오염부하의 배출을 최소화하는 것이 바람직하며, 경제성을 비교하여 ST/WS비를 10m이상으로 크게 하는 것도 바람직할 것으로 판단된다.

III형 저수지들은 IV형 저수지들에 비해 유역에서 발생하는 오염부하량이 많아 수질이 오염되기 쉬운 유역환경을 갖고 있으므로 III형 저수지의 수질을 개선하기 위해서는 우선 유역을 정비하여 오염발생부하를 줄이거나, 발생된 부하가 저수지에 유입되지 않도록 오염원대책을 세우는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

다.

#### 라) IV형

IV형 저수지는 ST/WS비가 5m보다 크고, Chl-a 농도는  $25\text{mg m}^{-3}$ 보다 낮은 저수지로서 구조면에서도 안전하고, 수질도 양호한 저수지로서 291개소가 이에 해당된다. 이들 저수지들은 오염배출부하가 증가되지 않도록 오염원을 적절히 관리하는 것만으로 현재의 양호한 수질상태를 유지할 수 있을 것으로 판단된다.

이상과 같이 ST/WS비가 5m이상으로서 구조면에서 안전한 저수지들을 Chl-a 농도에 의해 오염된 III형과 수질이 양호한 IV형으로 분류하였다. 이들의 수질에 영향을 미치는 원인은 [표 3.2.?]과 같이 III형 저수지들의 평균 ST/WS비는 6.4m로서 IV형의 8.7m에 비해 작은 것으로 보아 구조면에서 III형 저수지가 취약한 것으로 판단된다. 그러나 평균 DA/WS비와 TA/ST비는 III형이 각각 52.9와 8.1이고 IV형은 53.8 및 6.9로서 DA/WS비는 IV형이 큰 반면, TA/ST비는 III형이 큰 것으로 나타나 두 유형간의 Chl-a 농도의 차를 유역의 특성에 기인하는 것으로 판단하기에는 무리가 있는 것으로 판단된다.

III형과 IV형 저수지들의 유역에서의 오염부하 발생량을 보면 [표 3.2.?]과 같이 저수지의 단위유량당 평균 BOD, T-N, T-P 발생부하량은 III형이 각각 0.113, 0.069, 0.010  $\text{g m}^{-3} \text{day}$ 로서 IV형 저수지의 0.032, 0.027, 0.002  $\text{g m}^{-3} \text{day}$ 에 비해 매우 높았다. 그리고 저수지 단위수면적당 발생부하량도 III형이 BOD, T-N, T-P가 각각 0.922, 0.541, 0.080  $\text{g m}^{-2} \text{day}$ 으로서 IV형 저수지의 0.248, 0.209, 0.019  $\text{g m}^{-2} \text{day}$ 에 비해 매우 높았다.

IV형 저수지들은 유입부하가 현재 상태를 유지할 수 있도록 오염원관리를 한다면 수질을 양호한 상태로 유지할 수 있을 것으로 판단된다.

이상과 같이 농업용수 수질측정망 조사 대상 저수지 498개 중 [표 3.2.?]에서 제시한 바와 같이 저수지의 형태가 부영양화에 취약하여 저수지의 구조를 개선하는 것이 바람직한 것으로 판단되는 I, II형 저수지가 196개에 이르고, 수질이 악화되어 수질개선사업을 시행할 필요가 있는 II, III형 저수지도 107개인 것으로 분류되었다.

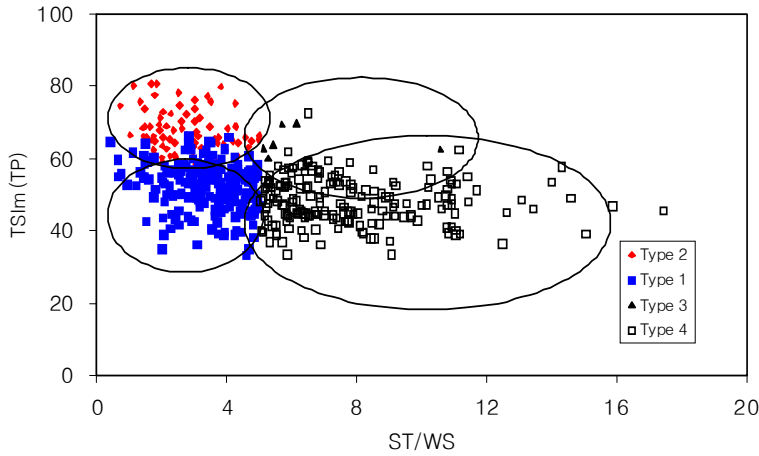
## 라. 저수지 유형별 비교

### 1) 저수지 유형별 부영양화 지수

부영양화를 판정하는 기준으로 우리나라에서는 Vollenweider의 총인과 총질소를 기준으로 하는 영양상태 분류방법을 사용하고 있으며 OECD와 미국에서 사용하는 Chl-a와 투명도의 기준으로 참고하고 있다.

그러나 수중의 질소와 인산의 비율은 수계의 여러 가지 요인들에 의해 변화되는 값이고 각 영양상태에 따라 불연속적인 값을 기준으로 하고 있어 실제로 수체의 연속적인 영양상태의 지표로 사용하기 어려운 점이 있다. 이러한 점을 보완하여 인, 클로로필, 투명도의 세가지 요인들의 상관관계를 분석하여 0~100의 범위내에서 영양상태를 연속적으로 구분하는 TSI를 사용하고 있다. TSI는 각각 인자간의 상관관계를 기초로 하고, 단일의 연속적인 수치에 의해서 부영양화도를 평가하는 것을 목적으로 한 지수이다. 일반적으로 수중의 인의 농도를 분석하는 것을 전제로 계산된 TSI값이 40이하이면 빈영양호, 40~60이면 중영양호, 60이상이면 부영양호로 구분할 수 있다.

COD농도와 유효수심을 기준으로 유형 분류된 저수지의 TSI값을 비교한 결과 [그림 3.2.?]와 같이 60기준으로 I형과 II형, III형과 IV형의 경계선이 되고 있음을 알 수 있다. [표 3.2.?]에서 I형은 TSI평균값이 54.0, II형은 67.9, III형은 69.7 그리고 IV형은 48.6으로 유형별 평균값의 차이가 있음을 알 수 있다. 이는 우리나라 농업용 저수지에서 물리적 인자가 수체의 부영양화도를 평가하는 것을 목적으로 하고 있는 TSI값으로 대체할 수 있음을 보여준다.



[그림 3.2.7] 저수지 유형별 부영양화 지수

[표 3.2.41] 저수지 유형별 TSI 비교

유형	TSI(Chl-a) 평균값	TSI(Chl-a) 범위
I형	54.0	33~71
II형	67.9	49~81
III형	69.7	70~80
IV형	48.6	34~73

## 2) 저수지 유형별 체류시간

호소내에서 영양염류의 체류시간은 침전과 재부유라고 하는 기작이 첨가되므로 수리학적 체류시간 개념으로는 이해하기가 어려운 부분이 많다. 예로, 겨울에는 질산염이나 인산염은 물분자와 유사한 체류시간을 가지지만, 봄이 되면서 조류 성장으로 그 양이 줄어드는 경향을 보인다. 대부분의 인과 질소는 일 년 내에 분해에 의해 호수로 재공급되지만, 조류 세포에 포함되어 있는 영양염류는 영원히 침전층에 남게 된다. 입자형태로 호수에 유입되는 다른 화합물질들도 침전하고 그 이후로는 영원히 침전층에 남게 된다. 따라서 대부분 화학물질

이나 입자상 물질의 체류시간은 그 물질 자체의 특성과 그것이 생물학적인 것, 무생물학적 요인들과의 상호작용에 의존하여 결정된다. 자연적으로 형성된 호수의 체류시간은 그 호수의 형태에 의해서도 크게 영향을 받지만, 우리나라 대부분의 인공호수는 체류시간을 고려하여 축조되어 왔고, 앞으로도 그러할 것이므로 호수 체류시간의 개념을 정확히 이해할 필요가 있을 것으로 사료된다. 또한 체류시간의 개념은 호수의 크기와 모양과도 높은 상관성을 가지는데, 호수와는 달리 저수지와 같은 경우에는 여름철 조류 대발생에 가장 중요한 요인이 되는 요소이기도 하다.

수리 수문학적 인자는 호소의 생산성을 파악하는데 중요한 역할을 담당하고 있으며 그 인자로는 수심, 체류시간, 유효저수용량 및 수리학적 혼합 정도 및 크기 등이 있다. 팔당호, 의암호는 5~17일 정도의 비교적 짧은 수리학적 체류시간을 가지며, 대청호, 충주호 등은 5개월에서 약1년 정도의 체류시간을 가지고 있다. 우리나라 농업용 저수지의 체류시간은 10일에서부터 130일 범위로 일반적으로 유역면적에 비하여 유효저수량이 클수록 체류시간은 크게 증가하는 경향이 있다.

본 연구에서는 강우량과 유역면적, 토지현황 자료를 이용한 HOMWRS(v1.0)를 이용하여 체류시간을 계산하였다. [표 3.2.?]에서 비슷한 구조를 가진 I형 저수지와 II형 저수지의 체류시간은 각각 74일, 127일이다. 유형분류 가운데에서 부영양화가 된 II형 저수지는 I형 저수지에 비하여 2배 정도가 된다. III형 저수지는 체류시간이 220일로 비슷한 구조를 가진 IV형 저수지 비하여 특히 높았다.

긴 체류시간을 가진 II형과 III형 저수지의 수질저하는 외부오염물질의 유입 뿐만 아니라 저수지의 내부요인이 상당한 역할을 하고 있음을 알 수 있다. 따라서 II형과 III형 저수지의 수질개선을 위해서는 외부오염물질 유입에 의한 외부형과 수저퇴적물 등에 의한 내부형으로 구분하여 보다 정확한 진단을 통하여 수질이 개선되어야 할 것이다. 따라서 농업용 저수지는 대형 호소에 비하여 낮은 수심과 작은 저수용량으로 높은 생산성을 유발한 수리 수문학적 특성을 지니고 있음을 알 수 있다. 또한 긴 체류시간으로 인한 저수지의 생산성을 유발할 수 있어 조류의 성장능력을 더욱 커 부영양화를 유발하는 특성을 가지고 있다.



[표 3.2.42] 저수지 유형별 체류시간

구 분	I형저수지	II형저수지	III형저수지	IV형저수지	비고
체류시간(일)	74	127	220	92	평균체류시간 : 96일
저수지 개소	100	96	11	291	

### 3) 유형별 수저퇴적물의 유기물 및 영양염류

저수지 수저퇴적물의 일반적인 특징으로 pH 항목과 유기물 성분으로 강열감량, 유기물함량, 영양염류로 T-N, T-P항목에 대하여 조사하였으며 조사결과는 [표 3.2.?]과 같다. 조사에 의하면 저수지 수저퇴적물의 유기오염물질 함량은 T-N 농도는 728~5,573 mg kg<sup>-1</sup>, T-P 농도는 72~1,970 mg kg<sup>-1</sup>, IG는 4.8~19.2%의 범위를 나타내, 대형 댐이나 담수호보다 높게 나타났다.

#### 가) 수저퇴적물의 유기물함량

수저퇴적물은 근원에 따라 육상에서 유입한 외부기원 퇴적물과 저수지내 생물의 사체 등에 기인한 내부생성 퇴적물로 나눌 수 있다. 구성성분은 토지이용도 등 유역의 특성에 따라 크게 차이가 날수 있으나 대체적으로 부식질(humus), 육상식물의 파편, 진흙(Clay)등의 외부기원 퇴적물과 규조류의 껍질을 비롯한 식물플랑크톤 세포, 동물의 배설물 등의 내부생성 유기물로 구분할 수 있다. 유기물 함량의 조사로 강열감량과 유기물 함량을 분석하였다. 이 가운데 강열감량은 유기물, COD, 중금속 등과 높은 상관관계를 나타내는 경우가 많기 때문에 수저퇴적물 오염 정도를 파악하는데 유익하다.

조사지점의 강열감량에 대한 분포는 4.7~19.1%의 범위를 나타냈으며, I형저수지에 해당되는 장곡저수지에서 4.7%, 가장 높은 분포를 보인 장계저수지에서 19.2%로 이들의 차이는 약 4배에 정도로 지역에 따라 차이가 많이 나타난 것을 알 수 있었다. 장계저수지의 경우 조사 당시 녹조가 저수지 전체에 심하게 발생되어 30일 정도 경과된 시점으로 조류의 침전 등의 원인으로 강열감량이 높게 나타난 것으로 판단된다. 외부오염원의 영향이 상대적으로 적고 수심이

깊고 수질이 양호한 IV형 저수지에서는 강열감량과 총질소와의 관계에서 상관관계가 있는 것으로 나타났고 그 외의 저수지는 상관관계가 낮게 나타났다.

[표 3.2.43] 유형별 저수지 수저퇴적물 유기오염물질 함량

저수지 (유형)	준공년도	pH	T-N (mg kg <sup>-1</sup> )	T-P (mg kg <sup>-1</sup> )	강열감량 (%)	유기물 (%)
장곡 (I)	1978	4.8-5.1	728-2,707	786-1,453	4.7-10.7	1.8-3.8
성연 (I)	1977	5.5-5.7	1,213-2,997	557~827	10.2-11.9	2.7-5.6
옥산 (I)	1945	4.9-5.4	1,531-2,860	705-1,181	5.3-9.8	2.8-4.9
삼합 (I)	1945	4.4-4.7	956-2,334	311-635	5.2-11.7	2.8-3.8
연제 (II)	1923	6.0-6.2	2,250-3,292	879-1,315	7.0-9.5	3.9-5.7
도고 (II)	1945	5.8-6.1	2,155-3,126	812-886	6.4-7.2	3.7-4.5
설성 (II)	1958	4.5	2,344-3,235	1,196-1,550	8.6-12.2	3.1-3.8
순성 (II)	1959	5.5-6.2	1,372-3,281	1,167-1,559	7.9-13.2	2.5-4.6
용담 (II)	1978	4.6-4.9	2,087-2,988	971-1,287	6.9-9.5	3.3-4.2
개천 (II)	1952	5.6-5.8	2,308-3,130	372-637	8.5-10.2	3.6-5.0
덕림 (III)	1944	5.9-6.4	1,885-2,583	1,148-1,970	5.9-6.7	2.1-3.1
장계 (III)	1986	4.5-4.7	1,519-5,572	757-1,523	7.2-19.2	3.3-9.0
삼가 (IV)	1962	5.2-5.3	1534-2009	237-325	6.4-10.8	3.2-4.7
수청 (IV)	1986	5.7-5.8	2,339-4,956	606-1,401	6.7-17.1	5.4-8.7
장찬 (IV)	1979	4.9-5.2	1,743-3,098	411-582	6.4-11.6	3.8-5.3
청림 (IV)	1970	5.5-5.7	2,588-2,867	632-774	8.5-12.7	6.2-6.8
만운 (III)	1970	5.0-5.9	903-2,312	729-980	5.9-7.8	2.1-3.6
사천 (IV)	1985	4.5-4.6	1,283-2,106	72-154	6.4-10.4	4.0-5.4

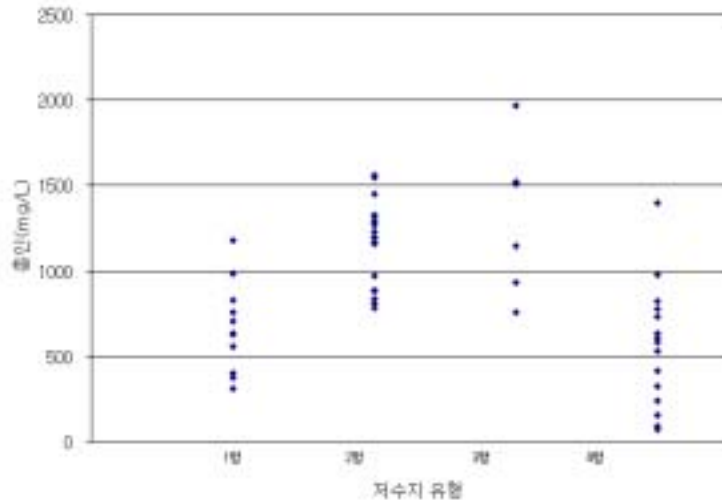
### 나) 수저퇴적물의 총인과 총질소의 함량

조사대상 저수지에서 퇴적물의 총인은  $72 \sim 1,970 \text{ mg kg}^{-1}$ 으로 조사되었다. 한 저수지내에서 조사지점에 따라 T-P의 농도는 다소 차이가 있었다. 인은 호소내 퇴적물에서 가장 많이 연구된 성분 중의 하나이다. 이러한 관심은 인이 담수환경에서 일차생산을 위한 주요한 제한인자이기 때문이다. 최근 농업배수, 하·폐수 등으로부터의 인부하 증가는 부영양화 과정에 중요한 역할을 하고 있다. 저수지내로 유입된 다량의 인은 대사과정을 거친 후 퇴적물에 침적된다. 퇴적물로 침적되는 인은 퇴적물 내에서 자체의 생물학적과정을 촉진하며 수층으로 용출되어 수체의 부영양화 과정을 가속화한다.

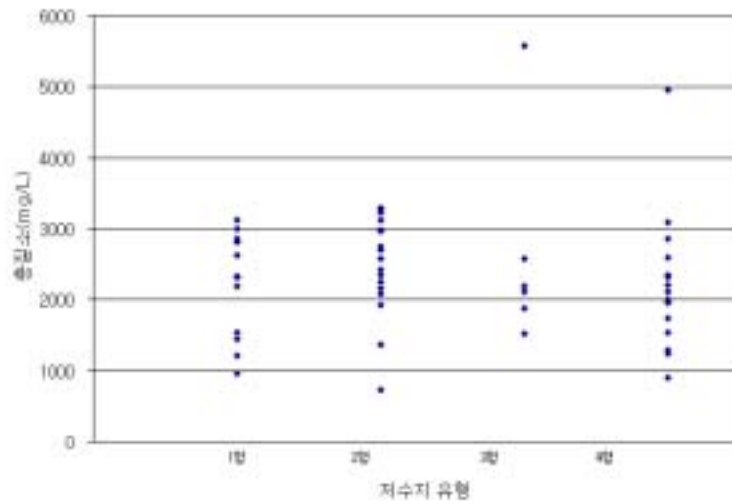
저수지 유형별 분류는 수심과 수질자료로 저수지를 4가지 유형으로 분류하였을 때, 수질에 따른 퇴적물의 분포를 본 조사의 수질성적에 의해 유형에 따라 [그림 3.2.8][그림 3.2.9]과 같이 나타낼 수 있다. 부영양화 된 저수지며, 외부 오염원 영향이 큰 II, III형 저수지의 퇴적물내 인함량이 수질이 양호하고 외부 오염원 영향이 적은 I, IV형 저수지보다 높게 분포하는 것으로 나타났다. 이는 수질과 유효수심으로 유형 분류한 저수지에서 퇴적물의 인농도와 상관성이 있다는 것은 저수지의 부영양화 원인 중 퇴적물로부터 용출된 영양염류가 한 요인이 될 수 있다는 것을 알 수 있다.

수저퇴적물의 총질소는 총킬달질소로서  $728 \sim 5,573 \text{ mg kg}^{-1}$ 로 조사되었다. 영양염류의 하나인 총질소는 총인과 함께 저수지내에서 부영양화의 원인물질로서 호소, 하천에서 중요한 오염도의 지표항목 중의 하나이다. 총질소는 생활하수, 축산폐수 등 인간의 생활과 밀접한 관계가 있는 지역에서 발생하는 항목으로서 이 지역에서는 높은 수준을 나타낸다. 조사 시점기준으로 총질소의 농도는 장계저수지  $5,572 \text{ mg kg}^{-1}$ , 수청저수지  $4,956 \text{ mg kg}^{-1}$  등이 높았으며 반면에 만운저수지  $237 \text{ mg kg}^{-1}$ , 장곡저수지  $728 \text{ mg kg}^{-1}$ 가 낮게 나타났다. 퇴적물내에 함유되어 있는 총질소는 저수지 유형과 관계없이 일반적으로 높은 함량을 나타내고 있다. 총질소가 부영양화의 제한인자이지만 저수지 유형과의 상관성이 낮다는 것은 퇴적물내 총질소 함량이 부영양화에 미치는 영향이 낮다는 것을 간접적으로 알 수 있다. 그러나 각각 저수지에서의 총질소 농도는 한 저수지내에서 지점별 큰 차이가 없는 곳이 있는 반면 장곡저수지, 장계저수지에서는 해당지점과 유입부 지점에서 4배 정도의 차이를 보였다. 호소 전체에 퇴적물이 균일하게 분포하는 전형적인 호소형 호소와는 달리 저수지의 퇴적물은 유입하

천, 지형, 저수지의 수리 등의 특성에 따라 퇴적물 분포의 공간적 변화가 매우 크기 때문에 시료채취 지점, 지점수 등의 차이에 따라 농도가 매우 달라지며 오염정도가 불연속적으로 나타나는 퇴적물의 특성에 기인한 것으로 판단된다.



[그림 3.2.8] 저수지 유형별 수저퇴적물 총인 분포



[그림 3.2.9] 저수지 유형별 수저퇴적물 총질소 분포

#### 4) 저수지 유형별 수질변동

일반적으로 저수지 수질의 연변화는 주기성을 보이고, 이것은 저수지내 수직 순환 현상과 관련된다. 저수지의 수질변화 경향을 분석하는 요소로 이용한 수질 단계, 주기기간, 수질 악화시키는 유용한 변수인 것으로 판단된다. 수질변화의 요인은 다음과 같다.

- 강우 : 강우량에 따른 오염물질 유입부하량 또는 유입수질의 인자변화
- 일사량 : 오염물질 유입부하량과 연계하여 강우 이후의 일사량분포
- 물리적 인자 : 호수의 형태, 유입부의 구조 및 수리형태, 유역/수면비율, 표층/심층의비
- 오염물질의 유입부하량 및 유입시기
- 오염물질의 유입농도 및 분포
- 저수지 수질에 대한 생물분포의 영향, 수변생물상과 호내 생물상의 관계

저수지 유형분류에 사용한 농업용 수질측정망 자료는 '02년까지는 2회  $\text{yr}^{-1}$ 이며, 03년 이후는 4회  $\text{yr}^{-1}$ 이다. 수질은 연변화 주기성을 가지고 있으므로 저수지의 수질변동의 원인을 구명하여 이를 수질개선사업 등에 이용하기에 다소 부족하다. 그러나 누적된 자료를 분석할 경우 전체 저수지에 대한 상호 비교가 가능할 것이라 생각한다.

농업용 수질측정망 자료 자료를 바탕으로 COD 평균값에 대한 표준편차를 유형별로 구하여 그 결과를 [그림 3.2.?]과 같이 나타내었다. 일반적으로 평균 COD값이 증가할수록 표준편차 값 즉 수질변동이 심하며, 특히 II형 저수지에서 수질변화가 심한 것을 알 수 있다.

산간형이며 구조적으로 안정적인 I형과 IV형 저수지는 유형분류의 기준값  $8\text{mg L}^{-1}$ 의 이하이면서 COD의 표준편차의 평균값은 1.46, 1.33로 II형과 III형 저수지에 비하여 적다. 이는 I형과 IV형 저수지는 외부 오염물질 유입이나 내부오염 발생에 대하여 자정능력이내에 해당되는 것을 알 수 있다. II형 저수지는 평균값이 3.33으로 수질변동이 상당히 크다는 것을 알 수 있다. II형 저수지 중 20개소는 표준편차가 4이상으로 심한 수질변동이 있음을 알 수 있다. 이는 조사시점에서 강우량의 차이, 전답비율의 차이, 대규모 점오염원 형성 등 내부요인보다는 외부요인에 의한 변동임을 알 수 있다. 따라서 II형 저수지에

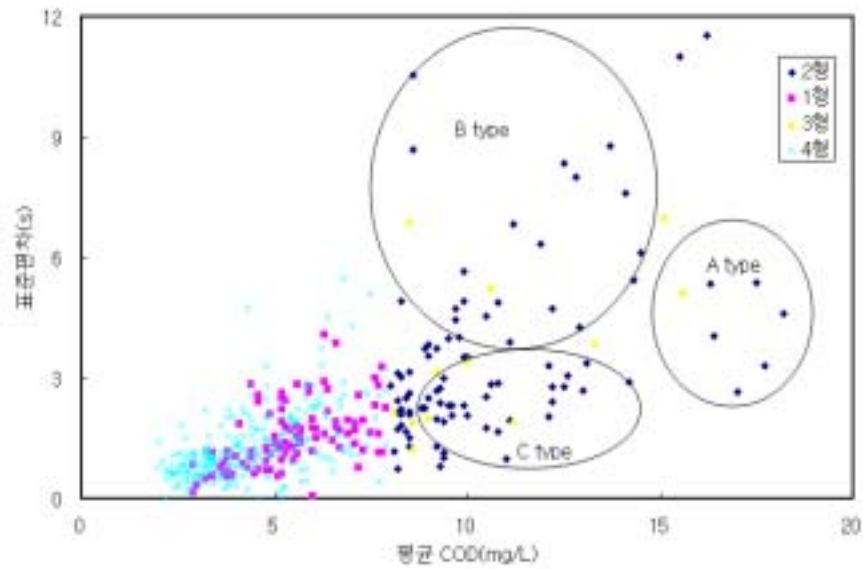
대한 수질변동의 원인을 파악할 경우 수질개선대책이 보다 효율적일 것이다.

오염도가 높은 II형 저수지에 대하여 COD와 표준편차(s) 값에 따라 A, B 및 C형으로 세분화하였다. [그림 3.2.2]에서 A형은 COD농도가  $10\text{mg L}^{-1}$  이상이며, 표준편차(s)가 3이상에 해당되는 저수지다. B형은 COD농도가  $8\sim 12\text{mg L}^{-1}$ 이며, 표준편차(s)가 4이상에 해당되는 저수지다. 그리고 C형은 COD농도가  $8\sim 10\text{mg L}^{-1}$ 이며, 표준편차(s)가 3이하에 해당되는 저수지다.

A형 저수지는 II형 저수지 중 20개소가 해당된다. 이 분류에 속한 저수지는 COD농도가 항상  $8\text{mg L}^{-1}$  이상이며, 외부 오염 유입량이 상당하다. 따라서 오염원이 내부보다는 외부 요인에 의하여 저수지 수질악화의 원인이 된다. 이중 왕송, 흥부, 기흥저수지는 유역면적내 대규모 인구밀집지역이 분포되어 있어 도시형 저수지에 가깝다. 특히 저수지 유역이 도시주변을 포함하고 있어 축산농가 및 공장폐수에 의한 오염이 심각하다. 그리고 동방, 연제, 순성 등은 유역면적이 임야에 대비하여 전답비율이 상당히 높은 넓은 농경지 및 저구릉지에 해당되는 저수지이다. 이는 점오염원보다는 비점오염원이 상당함을 알 수 있다. 풍년저수지는 유역내 대규모 양돈단지가 조성되어 있어 축산폐수가 주 오염원이다. 이와 같이 A형 저수지는 발생 부하량이 높기 때문에 수질개선 및 부영양화를 억제하기 위해서는 저수지 유입 부하량에 대한 대책이 마련되어야 할 것이다.

B형 저수지는 COD 평균값이 A형보다 낮지만 표준편차(s)값은 높다. 이는 외부에서 유입되는 부하량이 A형보다 적지만, 저수지의 자정능력에 대비하여 상당히 많은 오염물질이 유입되는 것으로 판단할 수 있다. B형 저수지 중 길상2, 호암, 내봉저수지 등은 양수저수장으로 농번기시 수질악화현상을 보이고 있다. 송곳, 지정저수지의 경우 소규모 인구지역으로 관통하는 저수지이다. 이와 같이 B형 저수지는 A형 저수지에 대비하여 오염원의 크기는 적지만 외부 오염원이 주원인임을 알 수 있다.

C형 저수지는 II형 저수지 중 상대적으로 수질변동이 적은 저수지로 오염원인으로는 내부 또는 외부요인일 것으로 판단된다. 이와 같이 수질변동의 정도는 오염원인에 대한 분석이 가능하며, 그에 대비하여 적합한 수질개선대책이 나올 것이라 생각한다.



[그림 3.2.10] COD농도와 COD 표준편차(s)와 상관성

[표 3.2.44] 저수지 유형별 COD 표준편차의 평균값

구 분	I 형저수지	II 형저수지	III 형저수지	IV 형저수지	비고
COD 평균값 (mg L <sup>-1</sup> )	5.59	10.78	10.91	4.52	
표준편차 평균값(s)	1.46	3.33	4.37	1.33	
저수지 개소	100	96	11	291	합:498개소

#### 마. 유형별 수질관리 및 개선방안

수질이 기준을 초과하는 유형은 II형과 III형으로 수질개선사업대상이 된다. I형의 경우는 당장 수질개선사업을 실시할 필요는 없지만 구조적으로 부영양화에 취약하기 때문에 저수지의 구조개선 위주로 수질개선사업을 실시하는 것이 좋다. 이 저수지들도 우선 관리주체 단독으로 정비가 가능하므로 지속적인

유역 및 오염원의 관리가 필요하다.

Ⅱ형의 경우 수질이 오염되어있기 때문에 신속한 수질개선사업이 필요한 저수지들이다. 이들 저수지는 구조적으로 부영양화에 취약하기 때문에 우선 구조 개선을 통해 수질을 개선해 나가고, 그것만으로는 부족한 경우에는 호내 대책 등을 세우는 것이 바람직하다. 즉 오염원인으로 퇴적물의 인용출 등 내부원인일 경우 저수지 관리주체 자체만으로 수질개선사업을 할 수 있기 때문에 신속한 수질개선사업을 실시할 수 있다. 저수지 유역내 오염원의 유입으로 수질악화 원인일 경우 환경부, 지자체, 유역주민들의 협조하에 수질대책이 마련되어야 한다.

Ⅲ형은 유효저수량, 수표면적, 유역면적이 작기 때문에 유역 및 저수지를 정비하고 관리하기에 용이할 것으로 판단된다. 또한 작은 유역에서 많은 부하가 발생되고 있으므로 발생된 부하를 관리하기도 쉬울 것으로 판단된다. 따라서 Ⅲ 저수지들을 우선 정비하는 것이 유리하며, Ⅲ형은 저수지가 부영양화를 제어할 수 있는 구조를 갖고 있고 오염 원인이 유역으로부터 유입된 부하이기 때문에 호내 대책보다는 유역을 중심으로 정비하는 것이 바람직할 것으로 판단된다. 그러나 Ⅲ형은 유역을 정비하기 위해서는 저수지 관리주체뿐만 아니라 관련부처, 지자체, 지역주민들과의 협의 과정이 필요하므로 수질개선사업의 진행속도가 늦어질 수밖에 없는 단점이 있다.

Ⅳ형의 경우는 수질개선사업이 필요하지 않으며, 부영양화의 제어가 가능한 구조를 가지고 있다. 따라서 현재 상태로 유역 관리를 잘 한다면 양호한 수질을 유지할 수 있다. 다만 양호한 수질을 유지하기 위해서는 관련기관 및 유역주민들과의 유기적인 공조가 필요하다.

이상의 결과를 종합할 때 수질개선사업을 추진할 경우에는 I형을 우선 정비하면서 Ⅲ형 → Ⅱ형 → Ⅳ형 순으로 정비해 나가는 것이 바람직할 것으로 판단된다. 이상의 결과는 년 2회 수질을 측정하는 498개 저수지의 농업용수 수질측정망 자료를 분석한 결과이다. 농업용 저수지 각각 특징을 가지고 있어 4가지로 분류된 유형에 일률적으로 적용하기에는 무리가 있지만 앞으로 많은 현장조사 와 자료 수집을 통해 보다 세밀한 분석과 검증절차를 거쳐 보다 과학적으로 분류가 될 것이지만 이상의 결과는 저수지를 신축하거나 수질개선대책을 수립하는 데에는 기초자료로 활용할 수 있을 것으로 판단된다.



## 2. 녹조발생이 농작물에 미치는 영향

### 가. 서론

논토양의 표면에 대량 번식한 조류는 점액물질을 분비하여 토양입자를 서로 엉키게 하고 광합성에 의해서 발생하는 산소가 표토 속에 많은 기포를 만든다. 서로 엉킨 표토가 기포의 부력에 의해서 얇게 벗겨지고 결국 물위에 뜨게 된다. 따라서 표토에 있는 조류를 대량번식 못하도록 하면 괴불은 자연히 생기지 않는다.

조류발생은 광, 온도, 시비, 기온, 수질 등과 밀접한 관계가 있는데 비가 오는 날이나 흐린 날에는 조류의 발생이 적고 맑은 날에는 조류의 증식이 빠른 것은 광에 의한 것이며 조류의 성장과 번식에 적합한 온도는 종류에 따라 크게 다르지만 논에 발생하는 조류의 경우에는 20℃ 내외로서 벼나 잡초의 생육에 적합한 온도보다는 낮은 편이다. 부유성 조류 중 녹조류는 인산시용에 의해서 번식이 왕성해지지만 질소시용으로 번식에 일시적 장애를 일으킨다. 그러나 남조류는 질소질 비료 증가에 의해서 많아지고 특히 도시근교에서 생활폐수가 들어오는 논에는 남조류가 급격히 증가하면서 괴불형성의 원인이 된다. 괴불 중에서도 규조류가 우점하여 갈색을 띠는 괴불은 인산질 비료를 사용할 때 많아지고, 남조류가 우점하여 남색을 띠는 괴불은 질소질 비료를 사용할 때 많이 발생한다.

씨레질 후에 논바닥 정지작업 후 24시간 내에 부유 토양이 침반하여 논바닥 표면에 막을 형성하는 데 그 막속에서 조류가 번식됨과 동시에 번식과정에서 대사작용으로 인해 생성되는 CO<sub>2</sub> 가스가 기포를 형성하고 이 기포들의 형성이 증대되어 그 막을 부상시킴으로써 괴불이 발생한다. 조류에 의한 괴불은 이앙 재배에서 묘대 또는 이앙 초기에 발생되어 유아와 유식물의 생육을 저해하여 입묘수의 저하, 결주발생으로 인하여 초기 생육에 큰 영향을 주는데, 최근 들어 생력재배의 일환으로 담수직파 재배가 많이 보급되면서 조류도 잡초로 인식하게 되었다. 괴불은 5월에서 10월 사이에 발생하므로 발생 시기가 넓고 특히 담수직파 재배는 조기파종으로 인해 괴불이 5월 초에서 발생하기 시작하여 입묘가 이뤄지는 파종 후 30일 동안 계속 발생하여 피해를 주고 있다.

괴불의 발생에 관여하는 요인으로는 시비 방법 중 표층시비를 하면 발생비율이 높고 또한 가용성 유기질 성분이 많은 관개수와 수중의 pH가 6~7 정도의

약산성에서 발생이 높다고 보고되어 있다. 우리나라에서는 괴불이 유아의 생육을 저해하여 수도재배에 많은 지장을 초래한 경우는 있었으나 재배법 개선으로 그 피해는 현저히 줄어들고 있다.

괴불발생에 관여하는 조류를 기포의 생성부위에 따라 구분해보면 표층 내에 생성하는 조류는 주로 규조류, 남조류, 접합조류가 관여하며, 표층표면에 형성하는 조류는 남조류가 관여하고 있는 것으로 알려져 있다. 그리고 괴불의 발생에 관여하는 요인으로는 시비 방법 중 표층시비를 하면 발생비율이 높고 또한 가용성 유기질 성분이 많은 관개수와 수중의 pH가 6~7 정도의 약산성에서 발생이 높다고 보고되어 있다. 한편 광 파장에 따라 괴불의 발생에 차이가 있다. 적색광인 660nm 파장에서는 발생율이 높고 450nm 청색광에서는 괴불 발생이 억제된다고 한다.

근래에 와서는 호수, 하천, 강 등에서 부영양화로 인한 오염과 이를 공업용수로 사용하는 내수산업의 피해 등 많은 문제점을 일으키고 있으며 그 주요 요인은 주로 녹조류에 의한 것으로 알려져 있다. 또한 우리나라에서는 괴불이 유아의 생육을 저해하여 수도재배에 많은 지장을 초래한 경우는 있었으나 재배법 개선으로 그 피해는 현저히 줄었으나 근년 들어 생력재배의 일환으로 담수직과 재배가 많은 면적에 보급되면서 이끼 및 괴불이 출자와 입모확보에 지장을 주고 있다.

#### 나. 논 표면수에 발생하는 조류

논에 발생하는 담수조류를 1991년 전국 논 조류 분포조사를 통하여 남조류 20종, 녹조류 46종, 윤조류 1종, 유그레나류 6종, 규조류 21종으로서 총 94종이 분류 동정되었다. 조류를 가끔 이끼라고 잘못 부르는 수도 있으나 이끼는 선대 식물로서 잎 줄기 헛뿌리로 분화되어 있으면서 주로 습지에서 자라는 식물인데 비하여 조류는 잎, 줄기, 뿌리의 구분이 되지 않은 엽상식물에 속한다.

##### ○ 남조류

논에 발생하는 남조류는 지역에 관계없이 전국적으로 고르게 분포하고 있는 것으로 보고된 조류이다. 남조류는 본래 서식범위가 넓어 수중이나 습한 곳은 물론이고 건조한 곳이나 음지에서도 잘 자라고, 온도범위도 넓어 온천수에서도

자라는 종이 있으며, 저온에 적합성도 높아 출현기간이 긴 종이 많다.

남조류는 눈에 대량 발생한 경우 괴불을 만들고 실내 양어수조나 저수탱크에 까지 발생하여 수질을 오염시키는 등 방제대상이 되기도 하지만 한편 규소 고정 능력을 갖고 있는 종이나 식용이 가능한 종이 있고 혼들말 등은 수질의 지표생물로서 이용되기도 한다.

전국 지역별 눈 조류 분포조사를 통하여 남조류는 전국적으로 발생하여 괴불을 일으키는 하나의 요인이 되고 있다고 보고되었다. 이러한 괴불을 효율적으로 방제하기 위해서는 주요 원인이 되는 남조류의 생태학적 특성이 규명되어야 하고 또한 이러한 특성을 규명하기 위해서는 눈에 발생하고 있는 남조류의 분류 동정이 필수적으로 선행되어야 할 것이다.

#### ○ 녹조류

녹조류는 눈에 발생하는 조류 중에서 가장 다양하고 지대에 따라 우점종이 다르다. 녹조류가 눈에 서식할 때는 자연히 눈물이나 토양 중에서 생활하지만 일반적으로 서식범위가 대단히 넓다. 일반 담수에서는 새우나 다슬기 등에 착생하는 녹조, 양어수조 등에 번식하는 녹조가 있고 교목의 수피나 경엽뿐만 아니라 암벽에 까지 부착생활을 하는 녹조도 있다.

녹조류는 남조류나 규조류에 비하여 계통학적으로 고등생물이며 엽록체 a, b를 가지고 있고 광합성산물이 전분이라는 점에서 남조류와는 다르고 종자식물과 비슷하다.

### ○ 윤조류

윤조류는 논에 발생하는 조류 중에서 가장 대형으로서 연중 불수가 있고 연못이나 용배수로 등에도 많다. 윤조류는 배양이 용역하여 실험재료로 많이 이용된다. 유그레나류(euglenoids)는 전국적으로 고르게 분포되어 있는 부유성 조류로서 논에서 흔히 수화현상(water bloom)을 일으킨다. 규조류도 전국에 규조류(diatoms)도 전국에 균일 분포하고 있으며 논에서 피부를 일으키는 주원인이 되는 조류이다.

윤조류, 유글레나류, 규조류는 일반적으로 각각 식물문(division)으로 취급하고 있다. 그러나 일부 학자에 따라서는 윤조류와 유그레나류를 녹조식물문(Chlorophyta)에, 규조류를 금조류(Chrysophyta)에 포함하여 각각을 강(class)으로 취급하기도 한다.

이양 초기의 논에 조류가 발생하고 이것이 피부로 발전하면 수온이 낮아지고 생육초기의 유묘와 양분 결합력이 커진다. 조류와 피부가 심하게 발생할 경우 특히 어린모는 활착과 분얼 시작이 늦어져 수수확보가 불리하므로, 조류와 피부는 발생초기에 방제되어야 한다.

농업용수 중에 함유된 영양물질은 그 물질의 물에 대한 용해도를 불문하고 관개수로 농지에 도입되어 점차적으로 토양표면에 침적되어 오랜 시간에 많은 양이 퇴적되면 유해물질이 토양표면을 피복함으로써 토양주위의 산소공급이 곤란해지고, 퇴적 유독물질이 풍화, 기타 작용에 의하여 전부 또는 그 중 일부가 가용성이 되어 식물에 흡수되어 피해를 나타내게 된다. 또한 과잉의 유기물이 포함되어 있는 관개수가 논에 유입되었을 경우에는 그 자체에 의해서 유해할 뿐만 아니라 논에 박테리아의 이상번식을 초래하여 일시적으로 유익할 경우도 있으나 질소과다, 섬유류의 잔사 등 악 환경을 조성하여 피해를 받게 된다.

### 다. 수질오염이 농작물에 미치는 영향

농업용수의 오염이 농작물 생육에 직접적으로 피해를 주는 경우로서 산, 알칼리, 염류, 과잉질소 등의 피해이다. 생산물의 품질에 대하여 피해를 주는 경우는 카드뮴을 함유한 용수에 의하여 카드뮴 오염미가 생산되기도 하고, 과잉질소를 함유한 도시하수에 의해 미숙된 쌀이 많아져 쌀의 품질이 악화되기도 하며, 세균오염에 의하여 농작물이 식용으로 이용되지 못하는 경우가 있다.

농업용 시설에 대한 영향으로는 통수시설의 막힘, 산성폐수에 의한 금속부분의 부식, 농업용수의 부영양화에 의한 녹조발생으로 관개용 관로 막힘 등이 있다. 그 외 오수유입에 의한 악취, 영양과다에 의한 조류의 이상발생 등이 있다.

### 1) 수질항목별 농작물 영향

#### 가) pH

pH는 물의 산성 또는 알칼리성 등 액상의 정도를 나타내는 지표로 대기가 오염되지 않은 지역에서 내리는 빗물의 pH는 약 5.6의 약산성을, 하천수는 약 7.0, 여름철 논이나 유수지의 표면수에서는 pH 9.0 이상을 보이고 있는데 이러한 pH의 변화는 자연에 존재하는 CO<sub>2</sub>에 의한 영향이다. pH는 그 자체로 인해 문제가 유발되는 경우는 그리 흔하지 않다. 이는 농작물 생육에 불리한 관개용수가 유입된다 하더라도 토양은 그 자신의 pH를 유지하려는 완충역할이 있어 관개수의 pH가 곧바로 농작물에 영향을 미치지 않는기 때문이다.

수질 분석에 있어서 pH는 물이 전반적으로 비정상적인 상태에 놓여 있는지를 감별하는데 주로 이용된다. 관개수로 이용되는 물의 일반적인 pH는 6.0~8.5의 범위에 있으며, 이러한 자연적인 pH 변화가 농작물에 미치는 영향을 보면 농작물 자체의 pH 허용범위가 5.0~6.5로 상당히 넓고, 또한 담수된 논토양은 화학적으로 pH 6.8정도를 유지하려는 경향이 강하므로 관개수의 pH가 농작물에 직접적으로 영향을 미치기보다는 산성수 유입에 의한 토양양분의 유실, 토양 중 알루미늄의 활성화, 알칼리성 물에 대한 토양양분의 불용성화 등의 간접적인 영향이 크다고 할 수 있겠다.

관개수의 비정상적인 pH에 의한 영향은 관개수로 등의 수리시설에 미치는 영향으로 산에 의한 관부식 등을 초래할 수 있으므로 특별한 주의 및 유지가 요구되고 있다. 일반적으로 벼 작물 토양의 최적 pH 범위는 5.0~6.5으로 알려져 있으며, 몇몇 작물의 생육에 대한 최적 pH는 [표 3.2.?]과 같다.

[표 3.2.45] 작물의 최적 pH 범위

구 분	범 위	구 분	범 위	구 분	범 위
벼	5.0~6.5	당근	5.0~7.0	블루그라스	5.0~7.5
밀	5.5~7.5	감자	4.5~6.5	귀리	5.0~7.5
콩	6.0~7.0	시금치	6.0~7.5	파인애플	5.0~6.0
완두콩	6.0~7.5	양배추	6.0~7.5	복숭아	6.0~7.5
보리	6.5~7.8	흰클로버	5.0~7.0	사과	5.0~6.5
토마토	5.5~7.5	붉은클로버	6.0~7.5	살구	6.0~7.0
오이	5.5~7.0	알파파	6.2~7.8	포도	6.0~7.5

\*자료 : 수질오염으로 인한 피해의 인과관계 규명 및 배상액 결정에 관한 연구, 1999, 환경부

#### 나) COD

화학적 산소요구량(COD)은 수중의 유기물량을 나타내는 지표로 그것 자체가 수도작에 대하여 독성을 주는 것은 아니고 분해성 유기물이 토양을 환원화하여 생긴 황화수소, 유기산, 2가 철 등의 유해물질이 작물에 영향을 준다. 밭의 경우 토양이 원래 산화적이며, 논에 비해 물 사용량이 아주 미미하여 관개수를 통해 유입되는 유기물의 양 정도로는 토양의 환원화가 일어나지 않으므로 밭작물에 대한 영향은 없다고 할 수 있겠다. 그러나 논과 같은 혐기적 조건에서는 수소, CH<sub>4</sub> 등의 가스, 초산, 낙산 등의 유기산, 알코올류 등의 중간 분해산물이 생성된다. 이러한 분해과정에서 수중의 용존산소, 토양중의 산화물(Fe<sup>3+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Mn<sup>4+</sup> 등)의 산소가 소비되므로 토양의 산화환원전위(Eh)가 낮아져 Fe<sup>2+</sup>, H<sub>2</sub>S, Mn<sup>2+</sup> 등이 생성되며, 과잉의 Fe<sup>2+</sup>, H<sub>2</sub>S, Mn<sup>2+</sup> 등이 유기산과 함께 양분흡수, 체내 대사를 저해하여 생육, 뿌리의 신장발근을 억제하며 때로는 근부현상을 일으키고, 특히 질소, 인산, 칼리 등 중요한 양분의 흡수가 저해되어 감수를 가져온다는 연구결과가 있다[표 3.2.13][표 3.2.14].

COD와 수도작의 수확량과의 관계를 보면 COD 농도 증가에 따라서 수도묘 건물량이 감소되었으며, 분담기에도 수량감소를 가져왔는데 유의성 있는 농도는 모두 50mg L<sup>-1</sup>로 나타났다(김복영, 1988)[표 3.2.15]. 또 농촌진흥청(1989, 김복영외)에서 도시오수(COD 175~221mg L<sup>-1</sup>)를 가지고 실험한 결과에 의하면

벼(묘)가 적갈색으로 고사되고 논두렁에는 염류가 집적되어 백색의 침전이 보이며, 또 논바닥의 부유물질이 벼에 부착되어 벼 생육과 수확량 등에 직접적인 피해를 준다고 하였다.

[표 3.2.46] 관개용수의 COD와 벼의 피해율(%)

피해율(감수%)	COD농도(mg L <sup>-1</sup> )
~ 0	~ 5.6
0 ~ 5	5.6 ~ 8.2
5 ~ 10	8.2 ~ 15.0
10 ~ 12	15.0 ~ 20.0

\*자료 : 수질오염으로 인한 피해의 인과관계 규명 및 배상액 결정에 관한 연구, 1999, 환경부

[표 3.2.47] COD 농도별 벼의 생산량

농도(ppm)	생 산 량		뿌리활력도
	건물중량(g/100개체)	비율(%)	
0	6.4	100.0	408.3
50	5.9	92.2	372.1
100	5.2	81.3	358.3
300	5.1	79.7	357.5
500	4.4	68.0	354.2
1000	4.1	64.7	322.1

\*자료 : 수질오염으로 인한 피해의 인과관계 규명 및 배상액 결정에 관한 연구, 1999, 환경부

[표 3.2.48] 관개수중 COD 농도에 따른 수도건물량 및 수량

구 분		COD 농도(mg L <sup>-1</sup> )					
		0	50	100	300	500	1,000
묘	건물량 (g 100본 <sup>-1</sup> )	6.4	5.9	5.2	5.1	4.4	4.1
	지수(%)	100	92.19	81.25	79.69	67.97	64.66
수량	비오염지 토양 (g pot <sup>-1</sup> )	75.9	69.3	68.1	-	66.5	66.0
	오염지 토양(%)	86.6	79.0	78.3	-	76.7	74.7
	평 균	78.2	74.2	73.2	-	71.6	70.4
	지 수	100	94.9	98.6	-	91.6	90.0

\*자료 : 수질오염과 농업, 한국환경농학회지, 제7권 제2호(1988), 김복영

#### 다) T-N(총질소)

질소는 모든 식물체의 기본이 되는 세포의 원형질을 형성하고 있는 단백질의 구성원소로 주로 도시오수, 유기폐수, 축산폐수 중에 많이 함유되어 있다. 오염수 중의 질소형태는 암모니아성 질소(NH<sup>4+</sup>), 질산성 질소(NO<sup>3-</sup>), 아질산성 질소(NO<sup>2-</sup>)등의 무기질소와 아민, 아미노산, 단백질 등의 유기질소로 구성되어 있다. 유기질 질소는 수중에서 미생물의 작용에 의하여 분해되어 암모니아로 무기화되고 수중의 용존산소와 미생물의 작용에 의해 질산성질소로 산화된다. 관개수 중의 질소 형태에 따라서 벼생육에 주는 영향이 다르게 나타나지만 계속해서 과잉으로 공급되면 질소과잉 장애가 나타난다. 또한 수중의 과잉질소, 특히 유기성 질소는 토양에 축적되면 토양질소 증가의 원인이 되며, 이상환원 또는 질소과잉으로 벼에 장애를 주게 된다. 일반적으로 벼에 대한 질소과잉의 장애는 과번무, 도복, 등숙불량, 병충해 발생다발 등의 현상으로 나타난다. 수도에 질소가 과잉 흡수되면 벼의 광에너지 이용율이 떨어져 호흡소모가 증대되고 경엽이 연약하여 도복이 잘되어 병충해에 걸리기 쉽다. 또 벼 생체내에 탄수화물인 당이나 전분의 누적이 작고 세룰로스나 리그린 등 세포막 구성성분이 감소되고 단백질질소 성분화가 감소되며 가용성질소가 증가되고 암모니아태질소가 집적된다. 암모니아태질소 집적은 대사작용에 유해하고 동화산물의 전류가 지연되어 등숙이 지연된다(정영호 등, 1973). 관개수중 질소의 과잉은 수도의 생육을



저하시키지만 재배 기간중의 기상추이, 품종과 재배방식, 시비법, 병충해 방제 등의 환경조건과 재배기술에 따라서 같은 농도라도 벼 생육에 미치는 영향은 다르다. 예를 들면 pot 시험에서는 용수중 질소농도가 수십 ppm이라도 수량이 증가하는 경우도 있고, 실제 포장시험에서는 수 ppm만으로도 수량이 저하될 수 있으므로 용수중의 질소농도한계를 일정하게 일률적으로 결정하기는 매우 어렵다(수질오염으로 인한 피해의 인과관계 규명 및 배상액 결정에 관한 연구, 1999, 환경부). 그러나 일본의 한 연구결과에 의하면 관행적 시비량을 전제로 하였을 때 관개수의 질소농도와 벼 생육과의 관계는 [표 3.2.?]과 같이 나타내었다.

질소는 도시오수나 유기폐수, 축산폐수 중에 많이 함유되어 있고, 이들이 오염된 하천수 중에는 질소농도가  $10\sim 20\text{mg L}^{-1}$ 을 상회하는 수도 많이 있다. 벼에 질소가 과잉 흡수되면 도체의 광 에너지 이용률이 떨어져 호흡소모가 증대되고 경엽이 연약하여 도복이 잘되며 병충해에 걸리기 쉽다. 또한 도체 내에 탄수화물인 당이나 전분의 축적이 적고 셀룰로오즈나 리그닌 등 세포막 구성성분이 감소되고 단백질 형태의 질소 성분비가 감소되며 가용성질소가 증가되고 암모니아성 질소가 집적된다. 암모니아성 질소 집적은 작물체의 대사작용에 유해하고 동화산물의 전류가 지연되어 등숙이 지연된다.

질소는 농작물이 가장 필요로 하는 영양소이기 때문에 벼 재배시 대략  $15\text{kg } 10\text{a}^{-1}$ 정도를 시용한다. 벼 재배기간 중에 관개용수의 총소요량은 1600톤이라고 하므로 관개용수중 질소함량이  $10\text{mg L}^{-1}$ 일 경우에는 벼재배기간 중에 관개용수에 의하여 공급되는 질소의 양은  $16\text{kg } 10\text{a}^{-1}$ 가 된다. 질소과잉에 의한 벼의 영향은 보고자에 따라서 다소 차이는 있으나 정상시비를 한 경우에 관개용수중 질소함량이  $3\sim 5\text{mg L}^{-1}$ 에서 수량감소를 가져온다고 한다.

[표 3.2.49] 관개용수의 질소 농도와 벼의 피해

T-N ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$\text{NH}_4\text{-N}$	생육 및 수량의 영향
1.0 이하	-	피해 전무
1 ~ 3	-	가끔 과번무
3 ~ 5	소량	과번무, 가끔 수량감소
5 ~ 10	중량	수량감소
10 이상	다량	수량 격감

### 라) T-P(총인)

인(P)은 무기태의 인산이온( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ )형태로 식물에 흡수된 후 유기화합물로 변환되어 세포 및 체구성 물질인 핵산(RNA, DNA), 핵단백질, 인지질, 보효소, 종자 안에 인산의 저장 형태인 피틴(phytin)으로 존재하며 그 밖의 몇 가지 조효소(coenzyme)가 인산화합물로 되어 있다. 또한 물질대사 중 당질, 유기산, 아미노산 등 많은 물질의 합성, 분해과정에서 인산과 결합한 상태에서 반응이 시작되므로 모든 대사반응과 진행을 조절한다고 할 수 있다.

인산은 광인산화 반응, 전분의 합성, 해당작용, 단백질합성 및 호흡대사 등에 관여하므로 인은 에너지 대사의 주체가 되고 고에너지 인산결합을 통해 APT가 가수분해 되는 과정에서 에너지가 발생된다. 인산의 이러한 역할로 식물의 생장점인 어린잎과 뿌리의 끝 부분과 같이 대사기능이 활발한 조직에 많이 집적되어 있다. 인산은 생장속도가 빠르고 분얼이 왕성한 초기 생육에 효과가 크며, 또한 생육 기간이 짧고 생육속도가 빠른 식물일수록 인산의 요구량이 많으며 인산의 체내 이동성은 질소와 비슷하거나 오히려 좋은 편이므로 부족한 경우에는 오래된 잎에 증상이 잘 나타난다. 인산이 결핍되면 벼 잎은 농록색이 되고 가늘어지며, 초장이 짧아지고, 줄기의 수가 감소하며 출수기와 성숙기가 늦어진다. 또, 인산이 결핍되면 체내의 암모늄질소나 가용태질소의 함량이 증대되어 도열병에 걸리기 쉽다. 그 밖의 잎과 줄기의 인산이 이삭으로 이동하기 때문에 잎과 줄기의 인산함량이 극히 적어지고 호흡작용도 저하된다. 그러나 일반적으로 우리나라 논 토양에는 유효인산이 비교적 많으므로 그 사용효과가 크지 않으며, 인산을 기비로 다량 사용하거나 토양중에 가급태 인산이 많이 있어도 벼가 인산을 과잉 흡수하는 일이 없어 인산 과잉 장애는 나타나지 않는다. 즉 인산이 다량 존재하여도 벼는 0.8~1.0 이상을 흡수하지 않는다(조 등, 1995).

### 마) DO(용존산소)

용존산소는 오염의 정도를 나타내는 간접적인 지표로 식품공장, 전분공장, 발효공장 등 유기공장폐수와 생활하수가 수중의 DO를 저하시키는 가장 주된 원인이 되고 있다. 관개수중의 용존산소량은 작물의 생육에 거의 영향을 미치지 않는 것으로 알려지고 있다. 논외의 경우 담수기간 중에 표층수의 수 mm에서 2cm 정도의 얇은 층을 제외한 그 이하에는 유리된 산소가 존재하지 않는다. 그런

상태에서도 벼의 뿌리는 호흡을 하고 질식하지 않는데 이는 벼 몸체의 도관조직을 통하여 지상부에서 뿌리로 산소가 공급되고 있기 때문이며, 이로 인하여 관개수중의 산소가 직접 벼에 영향을 주는 경우는 없다고 한다(환경부, 1999). 그러나 산소가 부족한 관개수의 유입은 토양의 환원을 촉진시켜 황화수소 등 유해물질의 생성으로 작물의 생육에 간접적인 피해를 가져올 수 있다고 한다. 1994년도 중국의 한 연구결과에 의하면 BOD  $30\text{mg L}^{-1}$ 에서 4.2%,  $80\text{mg L}^{-1}$ 에서 12.2%,  $150\text{mg L}^{-1}$ 에서 7.4%,  $200\text{mg L}^{-1}$ 에서 5.9%,  $400\text{mg L}^{-1}$ 에서 4.8%의 수확량 감소가 있었다.

#### 바) EC(전기전도도)

물의 전기전도도는 도전성 성분인 염류의 지표로 관개수나 토양용액 중의 염류농도가 높아지면 작물은 농도장해(염해)를 받는다. 염해는 일반적으로 벼의 삼투압 증가로 뿌리기능 저해를 받는 생리적인 작용과 토양 용액으로부터 염분의 이상흡수로 물질대사에 저해를 받는 생화학적인 작용으로 구분할 수 있다. 염해의 발생과정은 먼저 경엽중의 수분함량이 감소하고, 또한 많은 양이 흡수 축적된 염분 특히 염소이온의 직접적인 해로 염록소의 감퇴 또는 소실과 효소의 활력저하로 동화작용이 저해되어 탄수화물의 생성이 감소되는 반면, 상대적으로 질소의 과잉 축적에 의한 생육 및 출수가 지연되어 수량감소를 가져온다. 벼 생육시기별 염분 허용한계를 보면 [표 3.2.?]과 같이 발아기에는 염분농도가 높아도 발아가 가능하나 염분농도가 0.6% 전후에서부터 발아가 늦어지며 1.4% 이상에서는 발아불능으로 된다. 따라서 발아에서부터 이양까지는 염분농도 0.09%이하가 되도록 하여야 하며, 이양 후 활착기간은 벼의 전 생육기간 중 염해를 가장 받기 쉬운 시기인데 그 원인은 모를 찢 때 뿌리가 잘려 수분흡수 부족에 따른 수분 대사의 불균형과 잘린 부분으로부터 염분농도가 높은 토양용액과 직접 접촉이 되기 때문에 피해를 가중시킬 가능성이 크다. 따라서 이 시기에는 0.05% 이하의 염농도 유지가 필요하며 활착후에는 뿌리의 발달이 왕성하고 아울러 지상부 생육도 왕성하기 때문에 0.13%의 비교적 높은 농도에서도 정상 생육을 할 수 있다. 그러나 영양생장기를 지나 생식성장기로 접어들어 유수형성기로부터 수잉기까지는 화분모세포 감수분열기로서 0.07%, 수잉기로부터 출수기까지는 0.09%이하로 유지시키는 것이 중요하다. 그 이후에는 염해에 크게 민감하지 않으므로 0.13%만 유지하면 정상적인 생육을 할 수 있다.

염해의 발생에는 기온, 수온, 습도, 토양조건 등의 자연적인 조건과 품종, 재배시기, 시비방법 등이 크게 영향을 주는데 0.15%의 염분농도하에서는 약 20%, 0.25%에서는 약 50%의 감수를 가져온다. 일반적으로 뿌리 부분의 염분함량이 0.3% 이하일 때는 수도재배가 가능하다고 한다.

[표 3.2.50] 벼 주요생육 단계별 성장장애 한계농도

생육 단계	묘대기	이앙기 ~활착기	활착기 ~유수형성기	유수형성기 ~수잉기	수잉기 ~출수기	등숙기
농도 (ppm)	500이하	300이하	700이하	400이하	500이하	700이하
염분농도 (%)	0.09	0.05	0.13	0.07	0.09	0.13

\* 염소농도의 1.806배는 NaCl 농도

\* 자료 : 한국의 간척지 농업, 2002, 농촌진흥청 호남작물시험장

#### 사) SS(부유물질)

일반적으로 하천수는 유역의 상황에 따라 각종 현탁물을 부유물로 가지게 되며 그 양도 계절적으로 변한다. 인위적 오염의 원인이 되는 오염물질은 점토, 모래, 섬유, 미생물, 유기물, 미분탄, 광미사 등이다. 이들 물질은 광산, 각종 유기공장, 점토채취장, 공사장, 도시하수 등이 원인이다.

점토 혹은 모래 등의 현탁물질이 논토양의 표면에 침적되면 토양표면에 고결층을 형성하여 투수성을 악화시켜 산소의 공급이 나빠지고 뿌리의 신장발달을 방해하여 벼생육에 영향을 주게 된다.

펄프공장의 폐수는 수생균을 발생시켜 어린 벼 포기의 주변에 침착하여 기계적인 장애를 주거나 또는 이 침전물의 분해로 생기는 암모니아성 질소를 비롯한 각종 영양물질의 용출로 벼생육을 지연시키거나 임실장애를 나타내기도 한다.

광석분 또는 광미사는 토양중에서 풍화분해하여 중금속 등을 위시한 각종 성분의 용출로 작물생육에 악영향을 일으키는데 논보다는 밭에서 작물에 크게 영향을 미치기 쉽다.

## 2) 농작물 피해정도에 따른 수질기준

관개농업은 적절한 관개용수의 수질과 수량에 크게 의존함에도 불구하고, 과거 관개용수의 수질에 대한 관심이 적었던 것은 언제나 양호한 수질의 관개용수를 충분히 그리고 쉽게 이용할 수 있었기 때문이다. 그러나 현재는 부적절한 수질에 의한 농작물의 생육장해 및 수량감소와 더불어 관개용수에 포함된 특정 유해물질에 대한 우려가 증가되고 있다. 그러므로 관개용수의 규제 항목 및 농도를 결정하는 것은 작물의 생육장애 및 수량에 영향을 미치는 물질의 종류 및 작용 농도뿐만 아니라 작물에 미치는 영향이 미미할지라도 사람이 섭취하였을 때 건강에 위해가 되는 물질 및 그 허용농도를 결정하는 두 가지 측면에서 고려되어야 할 것이다.

앞에서 수질항목별 농작물의 피해정도를 고려하여 [표 3.2.?]과 같이 농업용수 수질을 4단계로 나눌 수 있다. 영양없음은 전혀 농작물과 토양에 대한 영향이 없으며, 오염이 거의 되지 않은 깨끗한 공급원으로 볼 수 있으며, 적은피해유발은 다소간 오염물질이 유입이 되어 벼의 생육에 지장이 없어 보이거나 적은 피해를 유발할 수 있는 정도로 다소간 오염이 되었거나 작물의 생육에 적은 피해를 가져올 수 있는 범위이며, 비배관리는 중간정도의 피해정도로 포장 전반에 걸쳐 번무가 일어나고 일부 도복피해가 발생하여 감비 등 비배관리가 요구되는 수준이며, 오염심함은 관개용수의 오염이 심하게 인식되고, 전면도복이 우려되며 비배관리를 하여도 수량감소 등 피해정도 심하게 우려되는 수준에 해당된다고 할 수 있다.

[표 3.2.51] 농작물 피해정도에 따른 수질기준

수질항목	영양없음	적은피해유발	비배관리	오염심함
pH	6.5~8.5	6.5~8.5	8.5~9.0	<6.0, 9.0<
BOD	8이하	8~10	10~20	20<
COD	8이하	8~10	10~20	20<
DO	5~7.5	5~7.5	2~5	2이하
SS	25~100	25~100	100~200	200<
EC	0.3 $\mu$ S cm <sup>-1</sup> 이하	0.3~0.7	0.7~3.0	3.0<
Cl	100이하	100~300	300~700	700<
TN	1이하	1~4	4~8	8이상

\*자료:농업용수 수질기준 제정등 제도개선에 관한연구(1997, 농어촌진흥공사)

## 라. 녹조발생 저수지 관개수로에 따른 농작물 영향조사

### 1) 조사 및 시험 방법

농업용 저수지로부터 공급되는 농업용수는 관개수로를 지나면서 폭기 등 화학적 변화 및 침전과 같은 물리적 변화가 일어난다. 따라서 저수지 복통의 수질과 관개용수의 말단부의 수질의 차이가 발생하게 된다.

관개수원 거리에 따른 수질과 농작물에 대한 영향을 조사하기 위하여 충남 당진 소재 전대저수지의 수원을 이용하는 몽리구역내의 논 2개 필지(수원으로 부터 각각 0.5km, 4km 거리)를 선정하여 2003월 11월에 관개수유입부와 논 필지내 중앙부 배수가 되는 유출부에서 농작물을 1m × 1m 면적에 대해 지상부 전량을 수확하여 수량 조사하였고, 수확 후 필지내 동일지점에 대해 토양시료를 채취하여 이화학적 성을 조사하였다. 수질조사는 토양과 농작물 조사당시는 관개수가 공급되고 있지 않아 2004년 5월 이양직후부터 각각의 필지로 유입되는 유입수와 배수되는 유출수를 조사하였다.

우선 관개수로에 따른 농작물의 영향을 조사하기 위하여 전대저수지(충남 당진)를 대상으로 수질과 토양을 조사하였다. 전대저수지는 [표 3.2.?]과 같이 COD가 12mg L<sup>-1</sup> 이상이며 T-N 과 T-P가 각각 4.150 mg L<sup>-1</sup>, 0.129 mg L<sup>-1</sup> 이상으로 저수지 유형분류에서 II형에 해당되는 부영양화 된 저수지이다.

[표 3.2.52] 전대저수지 수질측정자료

조사시기	수온 (°C)	pH	EC (μS cm <sup>-1</sup> )	DO (mg L <sup>-1</sup> )	BOD (mg L <sup>-1</sup> )	COD (mg L <sup>-1</sup> )	T-N (mg L <sup>-1</sup> )	T-P (mg L <sup>-1</sup> )	SS (mg L <sup>-1</sup> )	Chl-a (mg L <sup>-1</sup> )	저수율 (%)
'03. 3	9.8	9.1	251	9.2	7.7	17.5	5.625	0.168	13.8	120.5	100
'03. 6	23.6	7.9	246	4.8	7.4	17.6	5.870	0.173	45.5	46.8	86
'03. 9	23.5	9.2	159	7.1	7.3	14.3	4.150	0.291	16.4	138.3	90
'03. 11	14.2	10.1	197	8.9	6.6	12.8	3.354	0.129	18.6	105.7	94

### 2) 관개수로에 따른 수질조사

pH 측정결과 저수지 복통에서 유하되면서 pH는 7.15~7.16으로 변화가 없는

것으로 조사되어 관개용수로에서 농업용수 환경기준을 초과하지 않는 것으로 조사되었다. 전대저수지 북동지점의 전기전도도는  $120\mu\text{S cm}^{-1}$ 에서 유하되면서 용수로 내에서는 변화가 전혀 없었다. 관개용수의 용수로에서는 수심이 낮게 유지되고 유하되면서 공기중의 산소와 접촉되면서 DO가 다소 증가하기도 한다. 전대저수지의 호소내의 DO는  $9.7\text{mg L}^{-1}$ 으로 포화상태이지만 심층은  $3.4\text{mg L}^{-1}$ 으로 낮은 상태이다. 그러나 용수로에서 DO는  $7.7\sim 8.7\text{mg L}^{-1}$ 로 측정되었으며, 4.0km 지점의 DO는  $8.7\sim 9.7\text{mg L}^{-1}$ 로 나타나 환경기준치  $2.0\text{mg L}^{-1}$  이상으로 농업용수 수질기준치(IV등급)에 적합한 값을 나타냈다.

부유물질은 색도, 탁도와 밀접한 관계가 있으며 환경기준치는 하천에서  $100\text{mg L}^{-1}$ , 저수지는  $15\text{mg L}^{-1}$ 이하이다. 부유물질 함량이 높을 경우 농업용수의 취수에 지장을 주며 농경지에 관개시 규산 등의 무기질이 미립자에 의해 토양의 통기성과 투수성의 불량 등 생육저해요인이 된다. 보통에서 SS를 측정한 결과  $21.2\text{mg L}^{-1}$ 로 기준값보다 높게 조사되었지만 침강에 의하여 4.0km 지점에서 SS는  $6.22\text{mg L}^{-1}$ 로 상당히 감소되었다. 특히 수도작의 영양물질에 해당되는 TN의 경우 보통에서는  $5.281\text{mg L}^{-1}$ 에서 4.0km 지점에서  $3.148\text{mg L}^{-1}$ 로 약 40%감소가 일어났음을 알 수 있다. 그리고 수질에 중요한 인자인 TP는  $0.604\text{mg L}^{-1}$ 에서  $0.315\text{mg L}^{-1}$ 로 50% 감소가 있다. COD와 T-P는 관개수로에 유하되면서 부유물질의 침강 등에 의하여 감소추세를 보였다. T-N은 다소 감소하였지만 농업용수 수질기준( $1.0\text{mg L}^{-1}$ )보다 높게 조사되었다[표 3.2.20].

즉 관개수로별 수질조사결과 pH, EC, COD는 변화가 없지만, 유하되면서 침강 등 물리적 화학적 반응이 일어날 수 있는 수질인자 중 TP, SS는 물리적 침강에 의하여 감소한 것으로 판단되며, TN는 탈질에 의하여 감소한 것으로 판단된다. DO는 공기 중 산소접촉으로 증가하여 관개수로별 수질조사에서는 수질이 개선되는 방향으로 변화되었다.

질소는 농작물이 필요로 하는 영양소이기 때문에 벼 재배시에  $10\sim 15\text{kg } 10\text{a}^{-1}$ 정도를 비료로 공급된다. 벼 재배기간 중 관개량은 약  $1,000\text{ton } 10\text{a}^{-1}$ 이고 관개수 중에 질소함량이  $10\text{mg L}^{-1}$ 일 경우 벼 재배기간 중에 관개용수에 의하여 공급되는 질소의 양은  $10\text{kg } 10\text{a}^{-1}$ 가 되어 벼가 필요한 질소양의 대부분이 관개용수에 의하여 공급된다. 벼에 질소가 과잉 흡수되면 호흡소모가 증대되며, 암모니아태 질소와 같은 가용성질소가 집적된다. 암모니아태 질소 집적은 작물의 대사작용에 유해하고 동화산물의 전류가 지연되어 등숙이 지연될 뿐만 아니라

병에도 약하다. 질소과잉에 의한 변의 영향은 조사자에 따라서 다소 차이는 있으나 일본의 경우 관행시비를 한 경우 관개용수 중 질소허용한계는  $5\text{mg L}^{-1}$  정도라고 한다. 전대저수지의 조사에서도 북통지점의  $5.281\text{mg L}^{-1}$ 이고 그 외 지점은  $5.0\text{mg L}^{-1}$ 이하가 된다. 이와 같은 수질상태로는 농작물의 영향은 없을 것으로 판단된다.

[표 3.2.53] 전대저수지 관개수로에 따른 수질

조사지점	pH	EC ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	COD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	DO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	TN ( $\text{mg L}^{-1}$ )	TP ( $\text{mg L}^{-1}$ )	SS ( $\text{mg L}^{-1}$ )
북통지점	7.15	120	10.8	7.9	5.281	0.604	21.2
1.5km지점	7.16	120	9.4	8.4	4.185	0.388	18.4
4.0km지점	7.20	120	8.6	9.0	3.148	0.315	6.2

또한 조사지구의 한 필지내에서 유입부와 배출부의 수질조사를 실시한 결과 이양 후에 이루어져 기비의 양분 유출을 최소화하기 위하여 증발산과 지하 침투량 정도의 관개수를 공급하고 있는 상태에서 유출은 거의 일어나고 있지 않았다. 따라서 [표 3.2.?]과 같이 유출지점 수질성적은 유출지점의 배수로에 정체된 수질로 필지로부터 발생하는 유출수 성질을 대표하기는 어렵지만 수질변화는 없었다.

[표 3.2.54] 구역내 유입구와 배출구의 수질 조사결과

지점		pH	EC ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	COD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	T-N ( $\text{mg L}^{-1}$ )	T-P ( $\text{mg L}^{-1}$ )
상류 (0.5km)	유입	7.4	568	9.1	5.816	0.089
	유출	7.6	534	8.7	5.232	0.076
하류 (4km)	유입	8.9	670	10.7	6.383	0.070
	유출	8.6	650	10.4	6.202	0.096

### 3) 관개수로에 따른 토양조사

토양조사결과 관개수로 상류부 토양은 실트함량이 50% 이상인 미사질 양토



계였고 하류부는 상류측에 비하여 점토함량이 약간 높아 미사질양토 내지 양토 개의 토성을 가지고 있었다. pH는 약간 낮은 편이었고 유기물 함량은 상류부 필지가 하류부 필지보다 높았다. 작물 수량과 직접 관계되는 질소와 인산 성분의 경우 작물 수량이 좋은 유출부에서 낮게 나타나고 있어 향후 정밀농업의 기본적인 개념인 변량시비개념을 도입하여 동일 필지내에서 유입부보다 유출부쪽에 부분 증시하는 방안도 검토해 볼 필요가 있다[표 3.2.22].

[표 3.2.55] 관개수원 거리에 따른 농작물 영향조사 지점의 토양 조사결과

지점		입경분포(%)			토성	pH (-)	유기물 (%)	총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )	총인 (mg kg <sup>-1</sup> )	유효인산 (mg kg <sup>-1</sup> )
		모래	실트	점토						
상류 (0.5km)	유입	33	56	11	SiL	5.0	2.89	1,733	533	22.52
	중양	30	58	12	SiL	4.7	3.36	2,162	439	18.30
	유출	26	60	14	SiL	4.7	3.26	1,329	395	11.80
하류 (4km)	유입	32	52	16	SiL	5.0	2.02	1,123	533	33.36
	중양	38	45	17	L	4.9	1.65	1,032	511	29.18
	유출	36	46	18	L	5.4	1.68	610	410	20.05

## 4) 관개수로에 따른 농작물 수량조사

일반적으로 영양염류를 다량 포함한 특히 질소 성분다량 포함한 경우 용수 유입지점은 과번무하여 초장과 생체량은 증가하지만 수량은 감소하며 유입부에 비하여 유출부의 수량이 더 높게 나타난다. 농작물 수량 조사결과 경작자가 달라 영농방법 및 품종의 차이가 있어 명확한 비교는 어려웠다. 경작자 나름대로의 영농경험을 바탕으로 상류부에서는 단위면적당 포기수를 많게 하고 추비를 적게 주는 영농방식을 행하고 있었고 하류부에서는 배수불량을 완화하기 위해서 신속한 배수를 위해 배수지점을 2개 이상 관리하고 있었다.

전반적으로 유입부와 유출부가 중앙지점보다 수량이 좋았다. 특히 수확기까지 수분을 유지할 수 있는 유출부의 수량이 상대적으로 모두 높게 나타나고 있어 영양염류의 농도가 높은 관개수원을 이용할 경우 기비중점 시비 후 추비절감시비를 하고 적절한 용수관리를 한다면 농작물에는 큰 영향을 없을 것으로 판단된다[표 3.2.23].

[표 3.2.56] 관개수원 거리에 따른 농작물 수량 조사결과

지점		평균초장 (cm)	포기수 (포기 m <sup>-2</sup> )	포기당 날알수 (개 포기 <sup>-1</sup> )	단위면적당 날알무게 (g m <sup>-2</sup> )	등속율 (%)
상류 (0.5km)	유입	114.3	27	1,549	652	56.5
	중앙	112.9	27	1,852	863	41.8
	유출	115.0	28	2,151	1,054	58.9
하류 (4km)	유입	113.2	23	2,407	1,006	61.8
	중앙	105.6	22	1,987	968	72.2
	유출	114.5	21	2,671	1,149	79.9

## 마. 녹조발생 용수를 이용한 수도재배 시험

### 1) 개요

녹조가 발생한 상태의 관개수가 농작물에 생육에 미치는 영향을 파악하기 위하여 부영양 상태 저수지의 녹조가 발생한 용수를 이용한 수도재배 시험을 실시하였다[표 3.2.24].

### 2) 시험방법

포장시험과 포트시험의 문제점을 동시에 해결하고자 일반 논에서 관행 재배 중(유수발달기)인 벼를 1/5000a 와그너 포트에 1주씩 정식하여 시험용 포트를 준비하고, 농업용수로는 부영양상태에서 녹조가 발생한 충남 당진에 소재한 전대저수지의 용수와, 비교를 위하여 수질이 양호한 충남 아산소재 송학저수지의 용수를 실험수로 사용하였다. 대조구는 농어촌연구원 주말농원에 공급되고 있는 상수를 관개수로 이용하였다.

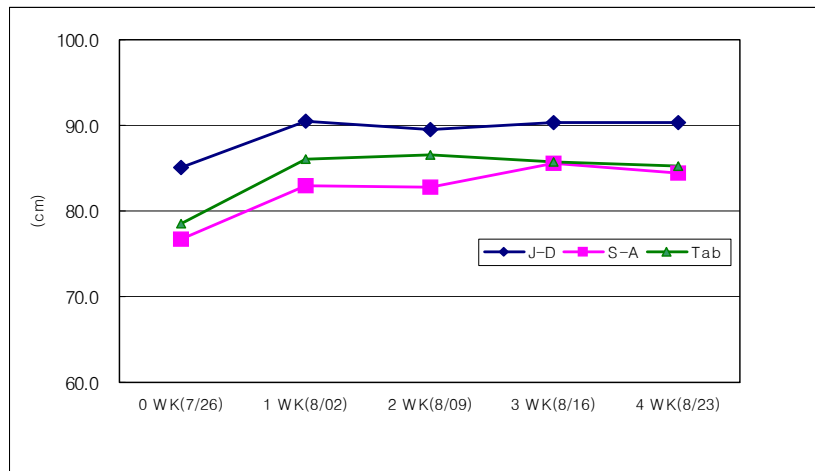
준비된 포트는 농어촌연구원 부지내 비닐하우스로 이송하여 시험기간 동안 장우에 의한 영향을 배제한 상태에서 실험을 수행하였고, 4주간 4반복으로 총 12개의 포트로 실험을 수행하였다. 생육조사는 매 1주당 초장을 조사하고 4주 후에는 수확하여 분얼수 및 지상부와 지하부의 길이와 분얼수를 조사하여 SPSS(ver 10.1)을 이용하여 통계처리하였다.

[표 3.2.57] 포트 시험에 사용한 용수수질

조사 항목	전대저수지	송학저수지	대조(수돗물)
pH	9.2	7.6	7.5
EC	231	193	174
COD	6.5	6.3	3.6
TN	1.085	0.701	0.471
TP	0.097	0.089	0.019

### 3) 시험결과

분얼기에 정식 후 매1주 단위로 조사한 수도의 초장의 변화는 [그림 3.2.11]과 같다. 벼가 정식된 포트에 준비된 3가지의 관개용수를 공급하였을 때 모든 처리구에서 초기에는 길이생장을 보인다. 후반기에는 영양생장기로 접어들면서 더 이상의 길이 생장은 보이지 않았다. [그림 3.2.11]에서 보이는 약간의 생육차이는 구간, 군내의 편이일 뿐 통계적 유의성을 보이지는 않았다.



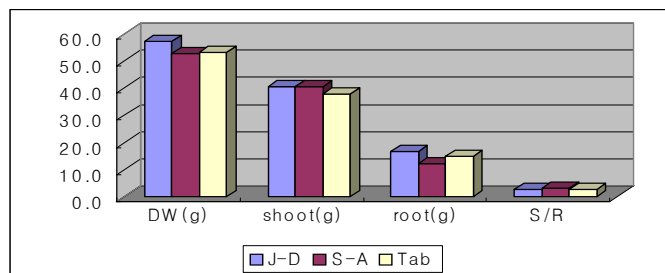
[그림 3.2.11] 분얼기 관개용수별 처리에 따른 초장 변화

[그림 3.2.12]는 정식하여 용수별 포트 실험 4주 재배 후 생육상태의 사진과 건물 중 조사를 하기위하여 수확직전 세척하여 뿌리부분의 생육 상태를 조사한 사진이다. J는 전대저수지를 나타낸 것이고 S는 송학, T는 대조구인 수돗물을 나타낸 것이다. 전대, 송학, 대조구의 용수를 공급한 결과 용수에 따른 벼의 생육에는 특별한 유의성을 발견할 수 없었다.



[그림 3.2.12] 관개용수별 처리에 따른 수도생육 사진

[그림 3.2.?]는 수확 세척한 식물체에 대하여 지상부와 지하부로 구분하고 각각의 길이를 측정하고 분얼수 계수한 결과이다. 지상부, 지하부 길이와 분얼수에 있어 모두 통계적으로 유의성은 없었다. 그러나 금회시험은 영양생장이 거의 완료되고 생식생장기단계에서 수행된 시험으로 실제 영양분을 많이 요구하는 영양생장기에 수행할 경우는 상이한 결과를 보일 수 있기 때문에 관개수에 의한 영양염류가 너무 과다하게 공급되면 성장에 오히려 악영향을 줄 수 있으므로 주의를 해야 한다.



[그림 3.2.13] 관개용수에 따른 재배후 지상부, 지하수 길이 및 분얼수

### 3. 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수에 따른 수질개선효과

#### 가. 서론

하천이나 호소에 퇴적된 호소 퇴적물은 미국 및 일본을 비롯하여 세계 각

국에서 자국의 안정적인 수자원 및 수질확보를 위하여 많은 기관에서 연구되어 지고 있으며 환경오염의 한 부분으로 중요한 위치를 확보해 가고 있다. 퇴적물은 외양이나 특징으로 보면 토양의 점토나 실트에 가까우며 따라서 호소 퇴적물은 토양의 한 형태로 취급하는 것이 일반적이다.

호소 퇴적물은 토양이 오염물질과 함께 물이나 바람 및 화학적인 부식과정을 거쳐 하천으로 유입되어 운반과정을 거친 후에 하천이나 호소에 다시 퇴적되어 형성된 또 다른 형태의 토양이므로 부식과정(화학적, 물리적 또는 생물학적인 과정)의 선택적인 성질 때문에 화학적 성질은 약간 다를 수 있으나 퇴적물의 화학적 성질은 원래 토양의 근원과 밀접한 관련이 있다. 상류지역의 토양이 유기물을 많이 함유하고 있는 토양이거나 토지가 논과 밭 등으로 많이 이용되는 유역일 경우 퇴적물 내에 질소, 인 등의 유기물과 각종 영양성분 및 중금속 등의 함량이 높다. 따라서 상류지역의 토양의 성질 및 토지 이용정도를 조사함으로써 하천이나 호소 내의 퇴적물의 성질 및 특징을 알 수 있는 중요한 단서가 될 수 있을 것이다.

퇴적물의 상당부분은 수중 현탁물질의 침강에 의해서 형성되는데, 그 현탁물질은 육지에서의 배출수에 함유되는 경우, 하천에 유입되는 경우 및 항만 내에서 생산되는 경우를 생각할 수 있다. 침강 과정으로는 하천수, 배출수 안의 부유물질의 응집 → 침강 → 침강물의 재부유 → 부유물질의 유동과 확산 → 입자의 재침강을 생각 할 수 있으며, 그 침강의 원인으로 다음과 같은 것을 생각할 수 있다.

- 유속의 감소 : 하천, 배수구에서 유입하는 입자가 큰 부유물질의 침강
- 응집 침전 : 콜로이드 입자의 응집, 생물 응집
- 이온 반응 : 염화나트륨이 염화칼슘으로 변하는 등의 석출 반응
- 흡착 : 용존 유기물의 부유물질에 의한 흡착
- 항만 내의 생산 : 수산 동식물의 사체 등의 침전

이와 같은 원인으로 배출되어 유입된 부유물질은 일반적으로 배수구로부터 1km이내에서 그 대부분이 침강한다. 또한 하천이나 호소 내에서 생산된 식물플랑크톤은 사멸한 후 흐름이 약한 지역에서 대부분 침강한다. 수체내에 대량으로 존재하는 박테리아는 세균이 서로 붙어서 하나의 덩어리를 만든다. 이 세균의 덩어리는 각종 오염물질을 흡착하는 성질을 갖고 있으며, 흐름이 약한 지역에서

는 침강한다.

호소 퇴적물의 퇴적속도는 지형·흐름의 상황·물질량에 의해서 결정되는데 일본 동경만의 연안부에서는  $3\sim 7\text{cm yr}^{-1}$  정도이고 팔당호의 경우는  $3.4\text{cm yr}^{-1}$  (북한강  $0.4\text{cm yr}^{-1}$ , 남한강  $3.3\text{cm yr}^{-1}$ , 경안천  $12.6\text{cm yr}^{-1}$ , 팔당분류  $2.4\text{cm yr}^{-1}$ ) 정도이며 대청호의 경우는  $7.0\text{cm yr}^{-1}$  정도로 추정되고 있다.

퇴적물 함유물질의 주요 배출원으로 유해함유물질은 배출하는 업종에 따라 다르게 나타난다. PCB에 관해서는 1973년 6월 이후 제조가 금지되었고, 현재 배출 가능성이 있는 업종은 고지재생업, 폐기물 처리장 등이다. 유분을 배출하는 업종으로는 석유정제, 석유화학, 기계 등을 생각할 수 있으며 이외에 선박 등에서 버려지는 폐유 등도 있다. 또 유기물을 다량으로 배출하는 업종은 파이프, 섬유, 식품공업 등이고, 하수처리장 배수도 큰 배출원이다. 또 유기물의 발생원으로서 부영양화 된 내부에서는 플랑크톤 등의 사체도 무시할 수 없으며, 악취 물질을 포함하는 경우가 많다.

퇴적물은 토질면에서 실트나 점토의 함량이 대부분이고 자연상태 밀도는  $1.20\text{b g cm}^{-3}$  정도이며 유기물 농도와 함유율 또한 상당히 높다. 유기물이나 질소, 인 등은 인간의 활동에 의해서 대부분 유입되며 부유물질에 흡착 또는 용존상태로 대부분 하천으로 유입 후 퇴적되어 형성된 만큼 인간과 밀접한 하천이나 호소일수록 퇴적물 내에 유기물의 농도가 높다. 또한 퇴적물은 교란에 의해서 쉽게 부유되며, 그 색깔은 짙은 흑갈색 및 회색을 나타내며 악취가 발생한다.

토사 및 오염물질들의 오랜 기간 축적으로 인한 퇴적물의 형성으로 하천이나 호소는 장기적인 내부 오염원을 안고 있는 실정이다. 이러한 호소 퇴적물은 초기에 이온교환, 흡착, 침전 등으로 오염물질을 제거하는 역할을 하지만 그 뒤 오랜 기간 동안 이송, 이온교환, 분자확산, 생물기작 등을 통해 오염물질의 공급원으로서의 역할을 하게 된다. 그리고 퇴적물 자체가 물보다 오염물질의 농도가 높은 간극수의 유출, 환원 환경에서 유화물로 저류되었던 중금속류가 산화물로의 변환에 따른 중금속의 용출가능성, 퇴적오니 표면에 흡착되었던 중금속과 인의 탈착, 유기물의 급격한 분해에 의한 영양염류의 용출, 오염농도가 높은 세립질 부유물질의 광범위한 확산 등이 수질 관리상 문제점을 야기 시키고 있다.

최근 수환경에 대한 오염물질의 분포나 제거에 대한 연구가 활발히 진행되면서 퇴적물이 수질오염을 일으키는 비점오염원으로 작용한다는 것이 알려지고

있다(전상호, 1990). 퇴적물은 유역의 풍화 침식 작용에 의한 육상 기원 물질과 수체에 녹아 있는 물질이 침전된 자생 기원 물질, 생물체가 수체 바닥에 퇴적되는 생물 기원 물질 등으로 구성되어 있어(Hakanson et al., 1983) 유역의 지질, 오염물질의 배출특성, 퇴적 당시의 수리적 조건 등을 알 수 있다. 일반적으로 수체로 유입되는 오염물질은 다양한 과정을 통해 퇴적물에 축적되지만 오염물질의 일부는 유기물의 분해나 그에 수반되어 일어나는 물리적, 화학적 변화에 따라 다시 상부 수층으로 장기간에 걸쳐 이동하게 된다(전상호, 1990; Hakanson et al., 1983; Jens, 1992). Jens(1992)는 물리적 변화에 따라 퇴적물에 함유된 중금속이 수층으로 용출되는 양을 조사하였다. 여기서는 재부유가 발생하면 상부 수층으로 용출되는 중금속 양이 크게 증가하며, 특히 구리와 수은의 용출량이 증가하는 것으로 나타났다.

호소퇴적물의 준설은 호소관리의 일반적인 방법으로 실시되고 있는데 이 퇴적물은 자체가 물보다 오염물질의 농도가 대단히 높다는 점, 오염물질의 농도가 높은 간극수의 유출, 환원환경에서 유화물로 저류되었던 중금속류가 산화물로의 변환에 따른 중금속의 용출가능성, 점토표면에 흡착되었던 중금속과 인의 탈착, 유기물의 급격한 분해에 의한 영양염류의 용출의 특성 등에 관한 연구가 이루어졌으며, 준설시 세립질 부유물질이 발생, 오염농도가 높은 세립질 퇴적물의 광범위한 확산, 오염물질의 제거에 큰 역할을 하는 오염 제거생물의 중요 서식지 파괴 등 수질관리상의 문제점을 야기하기도 한다.

호소나 하천에 오염물질이나 부유물질 등이 유입되었을 때 주요거동은 유입과 유출, 대기와 관계 및 수층과 퇴적물과의 관계로 요약할 수 있는데 오염물질이 수층으로 유입시 부유물질과 흡착, 침전과정을 거치게 되고 대기와의 증발과 용해 및 퇴적물과는 흡착과 용출의 과정을 거치게 된다.

수질, 수생태계와 퇴적물의 관계는 다음과 같은 과정을 거치면서 연결되는데 첫째, 퇴적물에 포함된 유기물은 미생물에 의해 산소를 소모하면서 분해되며 만일 이 과정에서 수층의 혼합이 이루어지지 않아 지속적인 산소공급이 중단된다면 유기물이 다량 포함된 퇴적물 주위의 산소는 고갈되고 퇴적물 내의 저서생물은 생존에 위협을 받게 된다. 더욱이 유기물을 분해하는 미생물은 무산소 환경에서는 메탄, 황화수소 등의 유독성 가스를 생성하는데 이는 저서생물의 생존에 치명적이 악영향을 미치게 된다. 그 다음으로 침전된 유기물이 분해되어 무산소 환경이 되면 인, 질소 등의 영양염류가 다시 무기이온 상태로 수중에



용출된다. 용출된 영양염류는 수층의 혼합에 의해 표층으로 재공급되어 식물플랑크톤의 성장을 촉진시키고 결국 새로운 유기물을 형성하는 순환을 거치게 된다.

퇴적물의 용출은 DO, pH, 온도의 변화 등의 환경변화와 용해된 영양염류의 농도, 퇴적된 퇴적물의 양, 수층의 깊이 등에 영향을 받을 수 있으며, 홍수시 교란에 의해서도 용출이 가능하며 퇴적물의 중금속 농도 및 퇴적물 표면에서 미생물의 활동 등에 의해서 영향을 받게 된다. 또한 퇴적물의 입도 또한 중요흡착 및 용출의 원인이 되며 입자가 가늘수록 표면적이 넓어 오염물질이 많이 함유될 수 있다. Kimme와 Owen은 점토성분이 많이 포함되어 있을수록 인의 고정성이 커지고 플랑크톤이나 화학적 침전으로 고정되는 양보다 더 크다고 하였다.

호소 퇴적물은 수질오염 주요 원인의 하나로 도시하수나 농업배수, 축산배수, 산업배수, 공장폐수 등의 유입을 통하여 하천이나 호소, 해저에 퇴적되어 질소, 인 등 무기염류의 농도를 증가시켜 영양염류를 증대시킴으로써 부영양화를 발생시킨다. 부영양화가 일어남으로써 조류가 다량으로 증식하게 되고, 조류의 사체를 분해하기 위한 미생물이 다량의 용존산소를 소비하게 되어 어류 및 수중 생태계를 위협하게 된다. 또한 산업폐기물이나 공장폐수 등의 유입으로 인하여 중금속이 함유된 저질층이 생성되면 수질악화는 물론 수생태계가 파괴되는 위험에 처하기도 한다. 일본 가스미가우라호의 경우 저질토로부터 인의 유입량이 전체 오염량의 50%정도를 차지하고, 미국 코네티컷주의 Linsley Pond의 경우는 45%, 미네소타주의 Shagawa Lake의 경우 전체부하의 66%를 차지한다고 보고되고 있으며, 우리나라의 경우 대청호는 인의 유입량이 전체 오염량의 7.9%이며, 농업용 저수지의 경우 전체부하 10~40%인 것을 보고되어 있다.

따라서 수질오염 유발 및 생태계 파괴 위험성을 내포하고 있는 퇴적물을 근원적으로 제거하는 것이 수질개선 대책중의 하나이다. 하상의 오염된 퇴적물이 혐기성 분해에 의해 가스가 발생하고, 퇴적물과 함께 부상(Bulking)되면서 수질 오염을 유발할 가능성이 있으며, 봄, 가을에는 수심별 온도차에 의한 전도현상(turn over)으로 오염된 퇴적물의 교란을 일으킬 수 있다.

호소에서의 저수용량 확보와 하천에서의 통수 단면적의 확보 측면에서도 수저 퇴적물 준설이 요구되며, 이를 통해 호소와 하천 본래의 역할 수행을 원활히 함과 동시에 수질개선에도 도움이 될 것이다.

### 나. 호소 퇴적물 제거기준

퇴적물의 질을 반영하는 제거기준은 퇴적물이 수질에 미치는 악영향을 사전에 예방하거나 이미 악영향이 있다고 판단되는 퇴적물에 대해서 수질 정화 또는 복구 등의 적절한 조치를 취하도록 하는 등 관리기준을 제시하고 있다. 따라서 퇴적물 제거 기준은 퇴적물이 수질 및 수생태계에 미치는 영향을 고려하여 설정되었다.

자연자원 관리 측면에서 수체에 유입되는 퇴적물을 적절히 관리하지 않을 경우 자연자원, 용수이용, 위락/심미적인 측면에서 다양한 악영향을 초래할 수 있는데, 생태학적으로 퇴적물은 저서생물이 부착 또는 생활 할 수 있는 공간을 제공하는 동시에 각종 수생생물의 산란장 또는 양육장으로 역할을 하고 있어 퇴적으로 인한 하상의 변화는 양육 또는 서식지 환경을 악화시켜 생물다양성 감소의 원인이 된다. 그리고 수질에 직·간접적으로 영향을 미치는 것은 잘 알려진 사실인데 특히 상수원수로 사용되는 하천이나 호소수가 지나친 부유 퇴적물을 포함하는 경우 미관상 문제, 취수구 막힘, 처리시스템의 오염 등의 문제를 초래할 수 있으며 용수 이용면에서 지나친 부유물의 퇴적은 수심 감소 및 장기적으로는 저수용량 감소의 원인이 되고 있다.

퇴적물 오염여부에 관계없이 항로, 박지 수로의 준설은 적정 수심유지를 위해 주기적인 준설이 되는 경우 준설된 퇴적물의 처리에 있어 준설된 퇴적물이 오염되어 있는 경우 투기장소에서의 환경적인 문제가 고려되어야한다.

또한 폐수, 생활오수, 폐기물처리장 침출수, 도시 및 농촌의 강우 유출수에 포함되어 하천으로 유입된 유기물, 영양염류, 유해화학물질 등의 오염물질은 비교적 유속이 약한 하천, 호소, 하구, 해양 바닥에 침강되어 퇴적물에 저장되었다가 환경변화에 따른 재용출, 먹이사슬을 통한 저서생물, 수생생물, 국민건강에 악영향을 미칠 수 있다. 즉 퇴적물에 포함된 유기물질이 분해될 때 용존산소를 소모하므로 수층의 혼합이 원활하지 않아 지속적으로 산소가 공급되지 않을 경우 무산소 환경이 되어 수중생물 생존에 치명적인 영향을 미친다. 또한 이러한 환원환경에서는 유기물을 분해하는 미생물이 메탄, 황화수소 등의 유독성 가스를 생성할 뿐만 아니라 인, 질소 등의 영양염류가 다시 무기이온 상태로 수중에 용출될 수 있으므로 이것은 부영양화의 원인이 되어 조류 대발생에 의한 수질악화를 초래할 수 있다. 단순히 퇴적물에 포함된 오염물질의 농도로 실제

저서생물에 미치는 영향을 예측하기에는 너무 많은 불확실성이 있기 때문에 퇴적물 질기준은 물, 공기, 토양 등의 타 매체에 비해 아직까지 미흡한 실정이었다.

수저 퇴적물의 오염여부와 제거여부를 결정하는 판단기준으로서의 퇴적물 제거기준을 설정하는 것이 일반적이다. 외국의 설정사례를 보면 오염물질의 종류(유기물, 영양염류, 유해물질), 관리의 대상(수질, 저서생물, 야생생물, 국민건강)에 따라 다양하게 설정되며 실제 관리대상에 미치는 악영향을 조절하는 지역의 자연환경 특성을 반영하여 제시하고 있다. 수저 퇴적물을 관리해야 하는 독립적인 매체로 보고 매체에 일차적으로 노출되는 저서생물을 보호한다는 입장에서 설정하여 최근 저서생물에 미치는 영향을 고려하여 설정하고 있다.

### 1) 미국

미국에서 퇴적물 관리문제는 1970년대부터 다량의 퇴적물을 수저에서 준설하고 수계에 투기해야하는 문제에서 시작되었다. 최초의 퇴적물 기준은 1973년 미국 환경보호청이 준설퇴적물을 관리하기 위해 마련된 연방수질국의 기준으로 투기하려는 준설퇴적물이 7개의 기준항목 중 한 항목이라도 기준을 초과하면 수계에 투기를 허용하지 않거나 투기 전에 적절한 처리를 하도록 요구하였다. 투기기준과 더불어 지역적인 특성 및 관리의 필요성에 의해 퇴적물 관련 기준이 개발되었다.

오염된 퇴적물에 대한 연구가 진행되어 퇴적물에 의한 악영향이 명확히 밝혀지면서 환경보호청은 퇴적물 오염으로부터 저서생물 더 나아가 국민건강을 보호하기 위한 퇴적물 환경준거치(Sediment Quality Criteria)의 개발에 착수하였다. 이러한 과정에 의해 개발된 기준은 ‘오대호 프로그램’, ‘전국 오염물질 배출저감시스템’, ‘준설퇴적물 관리 프로그램’, ‘슈퍼펀드 프로그램’ 등이 있으며, 이는 규제기준이 아닌 퇴적물 오염지역의 확인 및 정화사업의 지속성과 목표설정을 위한 수단으로 사용되고 있다. 또한 환경보호청은 퇴적물 환경기준을 바탕으로 지역특성을 반영하여 직접규제기능으로 사용할 수 있는 퇴적물질기준(Sediment Quality Standards) 개발을 권장하고 있다. 워싱턴주에서는 실제 오염퇴적물 관리를 위한 규제기준으로서 퇴적물질표준을 설정하고 있다.

지금까지 많은 퇴적물 기준이 제안되었지만 실질적인 규제기준으로서 사용되고 있는 퇴적물질기준은 많지 않으며, 기존의 대부분 퇴적물질기준은 퇴적물

오염평가를 위해 사용되는 예비기준 또는 퇴적물 관리에 있어 참고적인 판단기준으로 사용되는 권고기준의 성격으로 사용되고 있다. [표 3.2.?]에서 미국의 퇴적물질 관련 기준 개발현황을 나타내었다.

환경보호청의 퇴적물 환경기준 개발과 별도로 미국 해양대기청과 일부 주정부는 퇴적물 오염지역 선별, 오염평가, 오염퇴적물 정화 등의 오염퇴적물 관리를 위해 프로그램 또는 주 정부 차원의 퇴적물 관리기준을 설정하여 사용하고 있다.

[표 3.2.58] 미국의 퇴적물질 관련기준

관련기관	퇴적물질 기준	특 성
캘리포니아주	예비기준	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 퇴적물의 유해성은 유해퇴적물 판정기준에 준함</li> <li>· 퇴적물 재활용기준으로서의 퇴적물질예비기준 설정</li> </ul>
매사추세츠주	"	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 자체기준은 제시하지 않고 환경보호청, 미육군공병단, 캐나다 온타리오주 권고기준 사용</li> </ul>
텍사스주	"	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 증거자료 가중법에 근거하여 12개 금속류, 131개 유기화합물질에 대한 기준제시</li> </ul>
사우스캐롤라이나주	"	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 증거자료 가중법을 이용하여 32개 화학물질의 해양/하구 퇴적물에 대한 기준 제시</li> </ul>
해양대기청	권고기준	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 전국현황 및 추이 프로그램을 통해 수집한 퇴적물의 오염평가, 비교, 악영향 예측을 위한 기준</li> </ul>
뉴욕주	"	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 평형분배법을 이용하여 64종의 유기화학물질, 스크린 수준 농도법에 의해 12종의 금속에 대한 기준 마련</li> <li>· 퇴적물 오염수역구분, 오염퇴적물로 인한 악영향을 예측하는 기준으로 사용</li> </ul>
플로리다주	"	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 증거자료 가중법을 이용해 34개 물질에 대한 기준제시</li> <li>· 퇴적물 오염평가, 오염우심지역 파악, 습지환경 복구를 위한 계획, 환경오염에 대한 추이평가 기준으로 활용</li> </ul>
환경보호청	준거기준	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 퇴적물질표준 개발을 위한 준거기준</li> <li>· 5개 유기화학물질에 대한 기준개발 완료</li> </ul>
워싱턴주	표준 (규제기준)	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 악영향 임계법과 퇴적물질 종합평가법을 이용하여 뚜렛만 관리에 적용되는 47개 화학물질에 대한 퇴적물질 표준 제시</li> </ul>

## 2) 캐나다

캐나다 연방정부는 저서생물 보호를 위한 담수퇴적물 및 해양퇴적물에 적용되는 퇴적물질기준 개발을 위한 프로토콜을 발표한 후(CCME,1996), 1998년에 잠정퇴적물질권고기준과 악영향 기대수준을 발표하였다. 이 퇴적물질기준은 기본적으로 미국해양대기청의 퇴적물질권고기준의 개발에 사용된 증거자료가 중범에 의해 설정되었기 때문에 저서생물에 대한 악영향을 확률적으로 표현하고 있다.

즉 잠정퇴적물질권고기준 미만의 농도는 저서생물에 대한 악영향이 거의 없는 오염되지 않은 퇴적물의 상태를 나타내며, 악영향 기대수준 이상의 농도는 수생생물에 대한 악영향이 빈번하게 나타날 수 있는 수준으로 퇴적물 오염이 상당히 진행된 상태를 나타낸다. 또한 잠정퇴적물질 권고기준과 악영향 기대수준 사이의 오염물질농도는 악영향이 가끔 발생하는 정도의 오염상태를 나타낸다.

연방정부의 퇴적물 권고기준이 설정되기 이전부터 캐나다 온타리오주는 담수퇴적물에 대한 퇴적물질기준을 설정하여 사용해 왔으며, 이 기준은 많은 주정부와 국가에서 담수퇴적물의 평가에 준용되어져 왔다. 온타리오 기준은 저서생물의 보호를 위해 생물체에 대한 오염물질의 만성적, 장기적 영향을 기초로 하여 개발되었다. NEL(No Effect Level), LEL(Lowest Effect Level), SEL(Severe Effect Level)로 나누었는데, NEL은 퇴적물에 서식하는 생물체에 어떠한 영향도 미치지 않는 오염수준, LEL은 퇴적물에 서식하는 대다수의 생물체에 영향을 미치지 않는 오염수준, SEL은 저서생물에 악영향을 미칠 수 있는 심하게 오염된 수준의 세단계로 구성되어 있다.

## 3) 일본

일본의 경우에는 1956년 수은중독에 의해 발생한 미나마타병과 1965년 니가타현의 아가노강 주변 주민이 어패류에 농축된 수은을 섭취함으로써 발생한 니가타-미나마타병을 계기로 오염퇴적물 문제가 대두되기 시작하였다. 즉 수은으로 오염된 퇴적물 제거기준을 설정하고, 공사방법 등에 대한 지침을 개발하였다. 아직 국가적인 차원의 퇴적물 환경기준은 설정되어 있지 않고 각각의 준설사업에 따라 퇴적물 제거기준을 제시하고 있다. 1970년대 초부터 시작된 동경만

퇴적물 연구 결과는 일본 퇴적물 관리의 기초 자료로 이용되고 있다.

동경항 및 요코하마항은 각각 1972년~1981년, 1973년~1979년간에 걸쳐 각각 2,400,000 m<sup>3</sup>, 691,000 m<sup>3</sup>의 퇴적오니를 준설하였으며 이 때 설정한 준설 기준의 적용은 COD, 황화물, 강열감량 3가지로 [표 3.2.?]와 같은 기준을 설정하여 점수로 환산하여 총 6점 이상이면 제거 대상지역으로 설정하였다.

나고야항은 1972~1981년에 걸쳐 729천m<sup>3</sup>의 퇴적물을 준설하였으며 퇴적물 제거기준은 [표 3.2.?]과 같이 강열감량, COD, 유화물 중 2개 항목에서 (+)로 평가되면 제거하는 것으로 하였다. 다음 [표 3.2.28]는 일본에서 호소나 해역 및 만에서 시행된 준설사업의 준설토 제거기준 설정경위와 그에 따른 각 항목 기준치를 나타낸 것이다.

일본의 경우 준설기준은 퇴적물 성분 분석없이 오염이 심한 지역을 준설대상으로 삼는 경우도 있으나, 일반적으로 항목별 준설기준을 보면 COD 20,000~40,000 mg kg<sup>-1</sup>, 강열감량 12~20%, T-P 700~1,000 mg kg<sup>-1</sup>, T-N 1.6~3.0 mg kg<sup>-1</sup>, 유화물 1.0 mg kg<sup>-1</sup>의 범위정도이다.

[표 3.2.59] 동경항 및 요코하마항의 오니 제거기준

강열감량(%)	평가점	COD(mg kg <sup>-1</sup> )	평가점	황화물(mg kg <sup>-1</sup> )	평가점
0~5 미만	0	0~13 미만	0	0~0.6 미만	0
		13~20 미만	1	0.6~1.0 미만	1
5~15 미만	3	20~30 미만	2	1.0~5.0 미만	2
		30~40 미만	4	5.0~10.0 미만	4
15 이상	6	40 이상	6	10.0 이상	6

[표 3.2.60] 나고야항의 오니 제거기준

항 목	기 준	평 가
COD	2,000 mg kg <sup>-1</sup> 이상	+
	2,000 mg kg <sup>-1</sup> 미만	-
강열감량	10.0 % 이상	+
	10.0 % 미만	-
황화물	1,000 mg kg <sup>-1</sup> 이상	+
	1,000 mg kg <sup>-1</sup> 미만	-

[표 3.2.61] 일본 해역 준설기준 사례

구분	준설기준 설정 경위	준설기준	비고
호소	取訪湖 호안의 수심이 얕은 지역에 분리하기 쉬운 유기물이 퇴적되어 있으며 고등 수생식물이 2.5m 이상의 수심에서는 번식하지 않는다.	수심 2.5m 보다 얕은 지역 준설	
	中海定道湖 오니종의 중금속은 거의 없고 오염 원인물질은 N, P로 판단된다. 따라서 현재의 토색에 의한 오염 판정 지표를 기준으로 흑색, 흑회색토를 제거기준으로 하였다.	흑색, 흑회색토	흑색, 흑회색토의 특성 I.L : 12.6~16.0(%) COD : 30.0~36.6(mg g <sup>-1</sup> ) T-P : 0.635~0.691(mg g <sup>-1</sup> ) T-N : 1.61~2.68(mg g <sup>-1</sup> )
항만 및 해역	田子浦港 저니의 성상은 I.L 20.4% PCB는 28.5ppm 정도, 중금속의 함유는 극히 미량으로써 문제가 없고 PCB의 용출도 검출되지 않았다. 이러한 결과에 의거 I.L 15%이상, PCB 10ppm이상일 때는 제거 기준으로 설정	I.L : 15%이상, PCB : 10ppm이상	
	瀬戸内海 해역의 저질조사에서 회수사업을 실시하고 경비, 효율 등을 고려하여 검토하였다.	COD : 40(mg g <sup>-1</sup> ) I.L : 15~20(%) T.N : 1(mg g <sup>-1</sup> ) T-P : 1(mg g <sup>-1</sup> )	준설저니 두께는 20~30cm정도
	東京灣 만내의 저질조사에 기초하여 종합 평가법(I.L, COD, 유화물 등)을 채택 저니의 평가점이 6점 이상의 저니를 제거 대상	평가점 6점 이상의 저니	평가점 I.L : 15(%) 이상 6점 COD : 40(mg g <sup>-1</sup> )이상 6점 유화물:10(mg g <sup>-1</sup> )이상 6점
	나고야灣 제거기준 설정경위 불명	3항목(I.L, COD, 유화물) 중 2항목이 (+)가 붙은 저니	제거한정 기준 I.L : 10% 이상 (+) COD : 20mg g <sup>-1</sup> 이상(+) 유화물 1mg g <sup>-1</sup> 이상(+)
기타	大板, 妃路, 鹽釜, 三田尼中關	I.L : 15%	
	片室, 尼崎, 西宮 東幡灣	COD : 20mg g <sup>-1</sup> 유화물 : 1mg g <sup>-1</sup>	
	油津	강열감량 20%	



#### 4) 한국

국내에서 퇴적물 제거는 1980년 후반에 들어서야 관심을 갖기 시작하였다. 마산항의 퇴적물 제거사업을 비롯하여 1993년에는 팔당호 수질개선을 목적으로 “팔당호 퇴적물 준설사업” 계획수립 시에 외국 사례를 중심으로 하여 준설기준을 제시한 바 있으나 준설계획은 여러 가지 사정으로 무산되었으며, 서울시에서 한강의 수질개선 목적으로 1994년 잠실수중보 상류 취수장 부근을 시작으로 각 지천하구에 퇴적된 퇴적물 준설을 실시한 적이 있다.

한강수계 저수지 중 제일 하류부에 위치한 팔당호의 퇴적물 제거 기준의 적용은 다음 [표 3.2.?]의 4개 항목 중 준설대상지역 및 농도에 따라 2~3개의 항목이 기준을 초과하는 지역에 한하여 준설하여야 하며 다른 항목은 기준을 상회하거나 특정 항목의 농도가 기준치 보다 매우 높은 지역이 있을 경우 이 지역도 준설범위에 포함하도록 기준을 설정하였다.

한강에서의 퇴적물 제거 기준의 적용은 5개 항목 중 기준을 초과하는 경우로 설정하였으며 지역에 따라 다르게 적용하였다. 잠실수중보 상류는 2개 이상, 하류부는 3개 이상이 기준보다 초과되는 경우 준설대상으로 선정하였다.

이 외에도 환경부에서 공공수역의 수질오탁, 어패류오염 등의 원인이 되는 오염바닥물질의 제거 등의 기준으로 “바닥물질의 처리·처분 등에 관한 잠정지침” 및 “바닥물질의 잠정 제거 기준”을 정하여 잠정제거기준에 해당하는 바닥물질에 대해서는 준설, 봉입 등의 요구대책을 강구하도록 하였다. 이에 따르면 수은을 함유한 바닥물질의 잠정제거기준치는 하천 및 호소에 있어서  $25\text{mg L}^{-1}$  이상으로 하였으며 PCB를 함유한 바닥물질의 잠정제거기준으로는  $10\text{mg L}^{-1}$  이상으로 하고 있다.

[표 3.2.62] 국내 하천 및 호수 퇴적물 제거기준

지역	항목	기준		비고
팔당호	T-N(mg kg <sup>-1</sup> )	800 이상		4개 항목중 2~3개 항목이 기준을 초과한 지역 또는 특정항목의 농도가 매우 높은 지역
	T-P(mg kg <sup>-1</sup> )	1,100 이상		
	I.L(%)	7.0 이상		
	COD(mg g <sup>-1</sup> )	20 이상		
한강하류	T-N(mg kg <sup>-1</sup> )	2,000 이상		5개 항목 중 2~3개 항목이 기준을 초과한 지역이면서 동경만 기준에 의한 평가점이 6점 이상인 지역
	T-P(mg kg <sup>-1</sup> )	1,000 이상		
	I.L(%)	10 이상		
	COD(mg g <sup>-1</sup> )	20 이상		
	황화물(mg g <sup>-1</sup> )	1.1 이상		
대청호	T-N(mg kg <sup>-1</sup> )	3,000 이상		4개 항목중 2개 이상 항목이 기준치를 상회하는 지역
	T-P(mg kg <sup>-1</sup> )	1,500 이상		
	I.L(%)	7.0 이상		
	COD(mg g <sup>-1</sup> )	20 이상		
청초호	I.L(%)	0~5 미만	0 <sup>1)</sup>	3개 항목이 평가점이 6점 이상이면 퇴적물 제거 (일본의 동경만 평가기준 적용) ※ 1)는 평가점
		5~15 미만	3	
		15이상	6	
	COD(mg g <sup>-1</sup> )	13 미만	0	
		13~ 20 미만	1	
		20~30 미만	2	
		30~40 미만	4	
		40 이상	6	
	황화물(mg g <sup>-1</sup> )	0.6 미만	0	
		0.6~1.0 미만	1	
		1.0~5.0 미만	2	
		5.0~10.0 미만	4	
		10.0 이상	6	

## 다. 농업용저수지 퇴적물 오염도 조사

## 1) 조사 대상지

농업용 저수지 퇴적물 오염도 조사를 위한 저수지를 ‘농업용 저수지의 중점관리 유형분류에 의한 관리기법’에서 제시된 수질과 물리적 인자를 이용한 4가지 유형분류에 근거로 하여 유형별로 선정하여, 퇴적물 조사하였다. 각 유형별 조사대상 저수지의 현황은 [표 3.2.30]에 정리하였다.

[표 3.2.63] 조사대상저수지 유역특성 및 오염원 현황

유형	조사대상 저수지선정	준공 년도	저수량 (천㎡)	만수 면적 (ha)	저수량/ 만수면적	오염원	발생부하량 (kg day <sup>-1</sup> )			평균 Chl-a
							BOD	T-N	T-P	
I	(충남)옥산	1945	2,683	73	3.7	생활+비점원+축산	132	102	8	20
	(경기)삼합	1945	199	5	4.0	생활+임야	2	4	0	20
	(충남)장곡	1978	1,284	40	3.2	축산 + 생활	218	133	17	23
	(충남)성연	1977	1,774	72	2.5	축산+생활+비점원	28	26	2	6
	(경북)개천	1952	1,187	53	2.2	생활+비점원+축산	46	49	4	21
II	(충남)연제	1923	810	23	3.5	축산 + 생활	245	130	13	96
	(충남)도고	1945	4,439	97	4.6	축산 + 생활	236	161	19	47
	(경기)설성	1958	932	45	2.1	축산 + 생활	172	91	13	55
	(충남)순성	1959	1,263	48	2.6	축산 + 생활	189	99	14	99
	(경기)용담	1978	1,023	38	2.7	축산 + 생활	176	98	15	39
	(경기)왕송	1948	1,878	96	3.8	생활 + 축산	1,378	446	50	144
	(충남)신구	1956	404	10	3.8	축산 + 생활	67	40	6	42
III	(전북)덕림	1944	502	5	10.0	축산 + 생활	382	198	38	88
	(경북)만운	1970	2,051	36	5.7	축산+생활+비점원	173	148	14	37
IV	(충북)비룡	1962	6,333	78	8.1	임야+생활	64	107	4	6
	(경기)장계	1986	878	12	7.3	임야	2	4	0	15
	(충남)청림	1970	639	9	7.1	임야+생활	6	10	1	7
	(충북)장찬	1979	3,769	37	10.2	임야	35	78	14	5
	(강원)사천	1985	2,240	17	13.2	임야	22	49	3	3
	(전북)수청	1986	4,529	44	10.3	양식계+임야	403	107	23	15

## 2) 시료채취 및 분석방법

대표 저수지 선정에 따라 퇴적물 오염도 정도를 알기 위해서 유형별 대표 저수지에서 유입부에 제당부까지 10~14개 지점에서 VanVeen grab sample을 이용하여 표층 10~15cm의 퇴적물을 채취하였으며, 현장에서 색깔과 냄새를 기록하고, 퇴적물은 4℃이하로 냉장 보관의 Dark상태로 운반하였다.

퇴적물 시험은 아직까지 우리나라의 퇴적물 시험법이 없으므로 항목별 분석 방법은 다음과 같다. 일반 이화학 분석 방법은 농촌진흥청 농업기술연구소에서 1988년 12월 발간한 《토양화학분석법》에 준하여 시료를 노건(爐乾)하여 2mm의 표준체(10 메쉬)로 체걸음한 시료로 pH는 토양과 증류수의 비율을 1:5로 하여 pH meter로 측정하였고, 입도는 Hydrometer법으로, 유기물은 Walkley-Black법, 강열감량은 중량법, 유효인산은 Bray No.1법, 총질소는 Sulfuric acid로 분해한 Kjeldahl법, 총인산은 Nitric acid와 Perchloric acid 분해한 Vanado molybdate법으로 분석하였다.

퇴적물중의 중금속 함량은 토양환경보전법 제10조의 규정에 의한 토양오염 공정시험방법(환경부고시 제2002-122호, '02. 7. 24)에 준하여 분석하였다[표 3.2.31].

[표 3.2.64] 퇴적물 분석방법 및 측정기기

항목	단위	분석방법	측정기기
입도	%	Hydrometer법	Hydrometer
산도(pH)	-	pH meter (sam : DW =1:5)	pH meter
유기물	%	Walkey-Black 법	적정법
강열감량		중량법	회화로
총질소(T-N)	mg kg <sup>-1</sup>	Kjeldahl법	UV/Vis-Spectorphotometer
총인(T-P)		perchloric acid법	Auto-Kjedahl 장치
유효인산		Bray No.1법,	UV/Vis-Spectorphotometer
As		0.1N-HCl 추출법	ICP-AES
Cd		0.1N-HCl 추출법	ICP-AES
Cr <sup>+6</sup>		공침법	ICP-AES
Cu		0.1N-HCl 추출법	ICP-AES
Hg		질산분해법	AAS
Ni		왕수분해법, 산추출법	ICP-AES
Pb		0.1N-HCl 추출법	ICP-AES
Zn		왕수분해법, 산추출법	ICP-AES

### 3) 조사대상지 수질현황

표층, 수온, pH, 전기전도도, DO농도 등 일반항목에 대한 현장 수질조사는 다음과 같으며 그 결과를 부록에 실었다

#### 가) 수온

각 지점 간 수온변화는 수심이 깊어질수록 낮아지는 경향을 보이며, 수심 3~4m의 저수지에서는 3~8℃ 정도로 온도차이가 크게 나지 않으나 5~6m 이상의 저수지는 심층으로 갈수록 온도차이가 많이 나서 표층과 심층의 차이가 5~15℃ 정도로 차이가 많이 나는 경우도 있었다. 이는 수심이 깊은(5~6m이상) 저수지는 성층화가 이루어져 있다는 것을 확인할 수 있었다.

#### 나) pH

각 지점 간 수심별 pH 4.0~10.4의 범위를 나타냈으며, 부영양화되어 녹조가 발생한 저수지는 표층부가 pH 8~10 정도로 나타났으며, II형 저수지 중에서 수심이 낮고 녹조가 심한 저수지(도고, 연제저수지)의 경우 심층과 표층간의 pH 변화가 4~6 정도 차이가 나는 경우도 있었다. 통상 높은 pH의 경우 인농도의 용출을 증가시키는데 이는 착화합물에 흡착된 인과 OH<sup>-</sup>이온간의 치환에 기인하는 것으로 이에 의한 인의 용출은 주로 NAI-P에 기인한다. 그러나 장곡 저수지 유입부 이외에는 심층에서 인의 용출을 증가시킬 만큼 높은 pH를 나타내는 곳은 없었다.

#### 다) 전기전도도

전기전도도는 수중 용존이온의 정도를 나타내는 인자로 서로 다른 지역에 대해서는 지질·지리학적 특성의 차이로 전기전도도의 절대값으로 비교하기는 어렵지만 동일지역에 대해서는 상대적인 값의 비교가 가능하다. 대체로 외부 유기오염물질의 수중 분해 시 용출되는 용존이온 혹은 중금속 등의 무기성 오염원의 유입에 의해 측정값이 높아진다고 알려져 있다.

각 지점 간 수심별 전기전도도는 16~210  $\mu\text{S cm}^{-1}$ 로 나타났으며 같은 저수지 내에서는 지점별 변화가 적었다, 수심이 낮은 저수지의 경우에는 표층과 심층의 전기전도도는 비슷하나 바닥층에서는 퇴적물의 부유로 높게 나타났으며, 수심

이 깊은 저수지는 심층으로 내려갈수록 전기전도도가 증가하는 경향을 나타내는 곳도 있었다.

#### 라) 용존산소농도

퇴적물내에 함유된 인, 질소, 중금속, 유기물 등의 용출속도에 영향을 미치는 중요한 인자 중의 하나가 DO 농도이다. 퇴적물로부터의 용출은 호기성 상태에서 보다 혐기성 상태에서 활발하게 일어나는 것으로 알려져 있다.

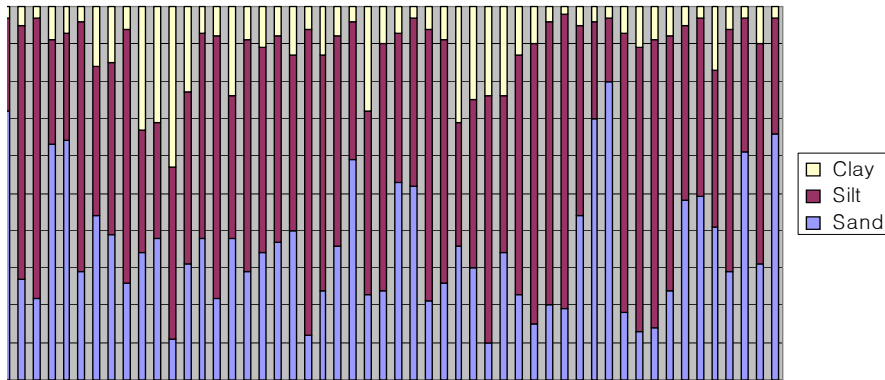
Ⅱ형 저수지들의 경우 제방부의 심층수는 산소가 매우 고갈되었다는 것을 알 수 있는데 이는 외부에서 유입되는 오염물질의 양이 많고 구조적으로도 내부생산이 많아 유기물이 저수지 바닥에 쌓이고 또한 유기물의 활발한 분해과정을 거치면서 산소가 고갈되는 상태로 판단된다. 이러한 산소부족 환경에서는 퇴적물에서 영양염류 등의 용출가능성이 높아져 부영양화 가속시키는 구조를 이루고 있는 것으로 판단된다. Ⅲ형 저수지 중 조사당시 매우 녹조가 심했던 곳인 장계저수지의 경우는 표층은 녹조발생으로 DO가 매우 높고 4m이하의 깊이부터는 거의 산소가 고갈된 상태로 나타났다. Ⅳ형 저수지는 심층으로 갈수록 산소농도의 급격한 감소현상은 나타나지 않았다.

#### 4) 퇴적물 물리적 성질

호소내 퇴적물 분포는 기본적으로 유입된 퇴적물의 입자특성과 호소수 순환 유속 등의 수리특성에 의해 결정된다. 조립퇴적물(모래, 자갈)은 침강속도가 빠르고 쉽게 재부유되지 않기 때문에 비교적 유속이 강한 수로 중심부나 하천 유역에 퇴적되는 반면 세립퇴적물(실트, 점토)은 침강속도가 느려 퇴적물 침강이 유리한 지역에 분포한다. 특히 세립퇴적물은 입자의 중량에 대한 표면적비가 상대적으로 매우 커 이온교환이나 흡착에 의해 수중의 오염물질과 쉽게 결합할 수 있기 때문에 표층의 세립퇴적물 분포는 오염물질 분포의 척도가 된다.

조사지점에서 퇴적물 입도분석 결과를 부록에 나타내었다. 저수지 지점별로 sand는 10~80%, silt는 17~83%, clay는 2~43%의 분포를 보였다. 저수지 내에서는 제당부에서 다른 지점(저수지 중앙, 유입부)보다 clay의 함량이 다소 증가하였으며, 저수지 세립물질의 함량이 높을수록 유기물함량이 증가하는 경향이 있는데 대부분의 경우 clay의 함량에 따라 유기물 함량이 증가하는 경향을 보이

고 있으나, 반드시 일치하지는 않았다[표 3.2.14].



조사대상저수지

[그림 3.2.14] 조사지의 퇴적물의 토성

저수지내 지점별 입도분포조사에서는 중·하류부 퇴적물에서 40~90 $\mu$ m 크기 입자가 주종, 분류 유입부, 지류 유입부에서는 40~120 $\mu$ m 입자가 고르게 분포하고, 특히 100~120 $\mu$ m 크기 입자가 다수를 점하고 있는데 이것은 입자의 침전속도가 입자의 크기의 제곱에 비례한다는 사실에 비추어 보면(침전시간), 저수지 유입부에 큰 입자가, 하류부에는 작은 입자가 주종은 이루어다 는 것과 같은 결과가 나타났다. 퇴적물 토성조사에 의하면 지류와 상류부는 모래가 62~72%를 차지하고 있는 반면 하류부는 실트질이 66~68%로 높게 나타났다.

개천저수지의 조사자료에 의하면 상류부, 중류부, 하류부, 지류부에 걸쳐 100 $\mu$ m 이상의 입도를 나타내는 입자가 큰 부분을 차지하고 있는데 이것은 저수지 유역의 하천이 저수지 중·하류부 지점으로 유로의 경사가 큰 유입부로부터 유입되는 토사에 의한 영향으로 상, 중, 하류에 걸쳐 고른 분포를 보였다. 입도분포결과를 이용한 퇴적물 분류기준에 의거 토성을 분류한 결과를 표에 제시하였다. 퇴적물은 모래가 29~34%정도로 고른 분포를 나타냈다.

장곡저수지의 경우 유입하천의 토사의 입도분포는 자갈(입자크기 4mm 이상), 모래(0.0625~4mm), 실트(0.0039~0.0625 mm), 점토(0.0039 mm 이하)를 말하는데, 강우량이 많은 시기에 조사시 자갈, 모래의 함량이 크게 나났으며 유입하천 두 지역에서 0.0625 mm(모래)이상의 함량이 59%이상으로 나타나 유입하천의

토사 대부분이 모래임을 알 수 있었다. 또한 저수지내 10지점에서 조사한 결과 자갈이 전체 토사의 5.34% 정도이며, 모래는 유입부에 많고 빨질인 실트와 점토는 저수지의 중·하류지점에서 높은 값을 보였다[표 3.2.32].

[표 3.2.65] 개천, 장곡저수지 지점별 퇴적물의 토성 (단위 : %)

지점	개천저수지			장곡저수지		
	Sand	Silt	Clay	Sand	Silt	Clay
상류부	34	55	11	59	37	4
중류부	29	62	9	36	56	8
하류부	38	38	24	24	63	13

앞에서 언급한 바와 같이 여러 연구에서 각각의 방법으로 퇴적물의 물리성을 분석하였는데 일반적인 경향은 큰 입자는 빨리 가라앉고 작은 입자는 천천히 가라앉는 이론처럼 유입하천에서부터 유입부, 저수지 상류부, 중류부, 하류부(제당부)로 갈수록 큰 입자의 양은 줄어들고 가는 입자의 양이 많아지는 것으로 조사되었으며, 저수지 유역의 상황에 따라 또한 변동이 가능하여 유입경사가 심한 곳은 전체 저수지에서 고른 분포를 나타내는 것으로 조사되었다. 또한 저수지내에서도 유입하천이 있는 지점에서는 모래의 함량이 높아지는 것을 볼 수 있다. 즉 저수지의 형태, 유입부의 위치, 유역의 현황 등에 따라 퇴적물의 분포는 달라지는 것으로 조사되었다.

##### 5) 퇴적물 유기물 및 영양염류

퇴적물의 특징을 분석하기 위하여 pH 항목, 강열감량, 유기물함량, T-N, T-P 항목에 대하여 조사하였으며 조사결과를 [표 3.2.?]에 요약하였다. 또한 퇴적물 조사년도, 조사지점, 실험방법 등이 상이하야 직접적인 비교는 어려우나 우리나라의 호소의 퇴적물의 유기물질 함량을 개략적으로 알아보기 위해 우리나라 주요 호소 및 저수지 퇴적물의 유기오염물질 함량을 정리하여 [표 3.2.34]에 정리하였다.

우리나라 호소에서 퇴적물의 유기오염물질 함량 중 COD 농도는 3,900~83,900 mg kg<sup>-1</sup>, T-N 농도는 20~2,946 mg kg<sup>-1</sup>, T-P 농도는 80~2,704 mg kg<sup>-1</sup>, IG는 0.09~20.2의 범위로 나타났으며, 담수호는 COD 농도는 732~21,996 mg



kg<sup>-1</sup>, T-N 농도는 140~2,740 mg kg<sup>-1</sup>, T-P 농도는 310~5,831 mg kg<sup>-1</sup>, IG는 0.8~14.5, 몇 군데 농업용 저수지는 COD 농도 6,500~68,000 mg kg<sup>-1</sup>, T-N 농도 200~5,000 mg kg<sup>-1</sup>, T-P 농도 330~3,000 mg kg<sup>-1</sup>, IG는 4.8~21.2의 범위를 나타낸다.

본 조사에 의한 저수지 퇴적물의 유기오염물질 함량은 T-N 농도는 728~5,573 mg kg<sup>-1</sup>, T-P 농도는 72~1,970 mg kg<sup>-1</sup>, IG는 4.8~19.2의 범위를 나타내, 대형댐이나 담수호보다 농업용 저수지 퇴적물의 T-P와 강열감량은 조사지점에 따라 함량의 차이는 있지만, T-N농도는 지점과 상관없이 대부분 높게 나타났다[그림 3.2.15~17].

[표 3.2.66] 농업용 저수지 퇴적물 유기오염물질 함량

저수지	T-N(mg kg <sup>-1</sup> )	T-P(mg kg <sup>-1</sup> )	강열감량(%)	유기물(%)
연제 (I)	2,250~3,292	879~1,315	7.0~9.5	3.9~5.7
도고 (I)	2,155~3,126	812~886	6.4~7.2	3.7~4.5
설성 (I)	2,344~3,235	1,196~1,550	8.6~12.2	3.1~3.8
순성 (I)	1,372~3,281	1,167~1,559	7.9~13.2	2.5~4.6
장곡 (II)	728~2,707	786~1,453	4.7~10.7	1.8~3.8
용담 (I)	2,087~2,988	971~1,287	6.9~9.5	3.3~4.2
성연 (II)	1,213~2,997	557~827	10.2~11.9	2.7~5.6
옥산 (II)	1,531~2,860	705~1,181	5.3~9.8	2.8~4.9
개천 (I)	2,308~3,130	372~637	8.5~10.2	3.6~5.0
삼합 (II)	956~2,334	311~635	5.2~11.7	2.8~3.8
덕림 (III)	1,885~2,583	1,148~1,970	5.9~6.7	2.1~3.1
장계 (IV)	1,519~5,572	757~1,523	7.2~19.2	3.3~9.0
삼가 (IV)	1534~2009	237~325	6.4~10.8	3.2~4.7
수청 (IV)	2,339~4,956	606~1,401	6.7~17.1	5.4~8.7
장찬 (IV)	1,743~3,098	411~582	6.4~11.6	3.8~5.3
청림 (IV)	2,588~2,867	632~774	8.5~12.7	6.2~6.8
만운 (III)	903~2,312	729~980	5.9~7.8	2.1~3.6
사천 (IV)	1,283~2,106	72~154	6.4~10.4	4.0~5.4

[표 3.2.67] 우리나라 주요 호소 및 저수지 퇴적물 유기오염물질 함량

지역	조사시기	COD (mg kg <sup>-1</sup> )	T-N (mg kg <sup>-1</sup> )	T-P (mg kg <sup>-1</sup> )	강열감량 (%)	유기물 함량(%)
삽교호	-	-	140~1,743	343~926	1.1~4.1	-
	1차	732~7,770	163~1,567	310~2,759	-	-
	2차	1,199~21,996	123~2,520	1,148~5,831	0.8~9.9	1.7~3.8
영산호	-	-	480~2,740	992~3,774	3.9~14.5	1.3~1.7
영암호	-	-	666~1,108	610~854	5.3~7.6	1.1~1.6
금호호	-	-	970~1,574	637~761	5.4~6.4	
왕궁지	강우전	6,500~60,000	971~1,460	330~550	-	
	강우후	24,000~55,000	2,000	2,900	-	
감돈지	강우전	15,000~18,000	1,100~3,500	460~790	-	
	강우후	44,000~68,000	2,000	2,000~3,000	-	
만운지	7월	7,500~24,000	200~5,000	750~2,700	4.85~11.82	
	10월	7,500~26,000	300~3,500	750~2,400	5.59~21.22	
소양호	1994	13,300~83,900	717~2,946	454~1,274	-	
팔당호	1994	3,900~30,500	573~1,842	290~561	-	
안동호	1994	14,000~34,100	998~2,266	411~812	-	
대청호	1994	15,500~41,400	998~1,948	528~1,303	-	
주암호	1994	16,700~55,800	812~2,231	417~753	-	
팔당호	2000	14,000~24,000	160~1,021	723~1,310	5.3~8.6	
	2000	2,500~24,600	20~2,200	216~1,623	0.09~20.2	
	1998	-	277~2,309	80~133	-	
	1997	-	208~2,309	348~511	-	
대청댐	1997	16,200~33,600	710~1,247	1,728~2,704	6.3~11.0	

우리나라에서 퇴적물 오염정도를 판단하기 위해 많이 이용되어온 미국 지역 환경청 기준과 저서생물에 대한 독성실험을 근거로 설정된 몇 가지 기준[표 3.2.?]과 앞에서 제시된 우리나라 준설기준과 비교한다. 수질환경기준과 달리 이러한 퇴적물 관련기준들은 서로 다른 통계적 의미를 가지고 설정되었으며 같은 오염물질 농도라 하더라도 퇴적물의 특성 및 생물적 유용성 등에 따라 실제 생물에 미치는 독성이 다르기 때문에 기준의 설정 방법, 지역 등에 따라

큰 차이가 날수 있다. 따라서 국외에서 개발된 퇴적물 환경기준의 단순한 비교를 통해서 우리나라 퇴적물을 평가하기는 어렵다. 그러나 이러한 비교는 적어도 퇴적물 오염도 범위의 윤곽을 제시해줄 수 있으므로 퇴적물 오염의 평가에 참고로 이용될 수는 있다.

[표 3.2.68] 담수퇴적물의 오염도 구분 사례

mg kg <sup>-1</sup>	미국 지역환경보호청 퇴적물 분류기준(담수)			캐나다 온타리오주 퇴적물질기준(담수)		
	비오염	중간오염	심한오염	NEL	LEL	SEL
I.L(%)	<5	5-8	>8	-	-	-
COD	<40,000	40,000-80,000	>80,000	-	-	-
TKN	<1,000	1,000-2,000	>2,000	-	550	4,800
T-P	<420	420-650	650	-	600	2,000

퇴적물내 유기물의 산화가 진행되어 수환경이 극도로 불안정한 경우 수질개선 목적으로 제한적인 준설이 필요하다 할 수 있으나, 수체가 안정적일 경우 저서생태계 교란 및 준설 중 퇴적물의 재부상으로 인해 수질오염을 야기시킬 수 있고 또한 정상적인 자정능력을 파괴할 수 있으므로 이의 영향이 최소화할 수 있는 방안을 강구 후 시행하여야 할 것이다.

국내·외 퇴적물 오염에 대한 기준을 바탕으로 저수지 퇴적물의 오염정도를 비교하였다. 총질소의 값은 모든 지점에서 LEL값을 초과하였으나, 2지점(수청저수지 가두리 양식장지점과 장계저수지 녹조 bloom발생)을 제외하고 SEL 값을 초과하지는 않았으며 팔당이나 한강의 퇴적물 준설 기준보다 매우 높게 나타났다. 대청호 준설기준보다 낮게 나타났다.

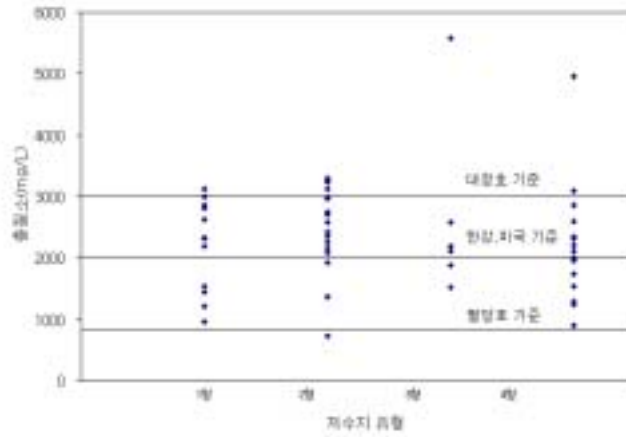
퇴적물의 T-N 농도는 수질에 따른 차이점이 나타나지 않았으며, 728~3,292 mg kg<sup>-1</sup>의 분포를 나타냈다. 장계저수지의 T-N 농도는 5,572 mg kg<sup>-1</sup>인데, 조사 당시 30일전부터 저수지 전체에 심한 녹조가 발생하여 많은 양의 녹조사체가 퇴적물에 일시적으로 침전되어 일어나는 현상이라 생각된다. 수청저수지의 경우 4,956 mg kg<sup>-1</sup>으로 매우 높은 값을 나타냈는데 이는 가두리 양식장의 영향에 의한 것으로 사료된다.

유형분류에 의한 퇴적물 조사에서 T-N는 고른 분포를 보였는데 수질이 양호한 I, IV형 저수지에서 3지점(수청, 개천, 장찬저수지)이 대청호 퇴적물 제거기준인  $3,000 \text{ mg kg}^{-1}$ 보다 높게 나타났다. II형 저수지는 부식화도가 22~65의 분포로 평균 36으로 부식화가 진행된 상태이며 C/N비가 낮은 유기물이 유입되어 분해가 빨리 진행되는 특징을 나타내며, IV형 저수지는 C/N비가 높은 유기물이 유입되었으며, 부식화도가 29~76의 분포이며 평균 43으로 부식화가 많이 진행된 상태이나 퇴적물의 T-N 농도는  $904 \sim 4,957 \text{ mg kg}^{-1}$ 로 매우 높은 경향을 보였다.

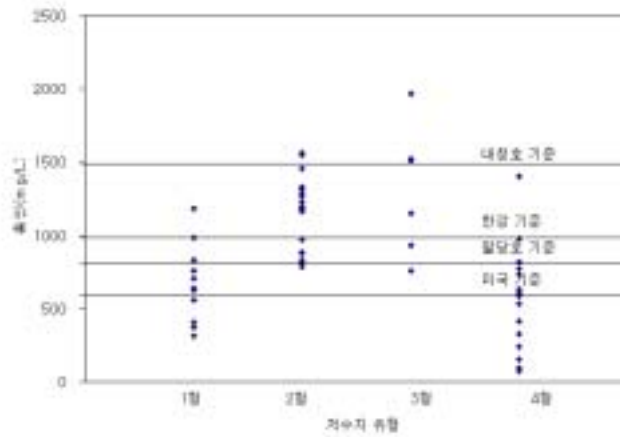
T-P의 값은 대청호 기준값을 초과하지 않으며 팔당이나 한강의 퇴적물 준설기준과 비교해 보면 I, III형 저수지의 제방이나 중간지점과 II, IV형 1지점, III형 저수지의 3지점이 준설대상에 포함된다. [그림 3.2.?]에서 보는 바와 같이 수질과 퇴적물과의 관계에 의한 분석에 의하면 부영양화되지 않은 저수지(II, III형 저수지중 2지점 제외) T-P 농도는 대체적으로  $1,000 \text{ mg kg}^{-1}$  이내로 나타났으며, 부영양화된 저수지에서의 T-P의 분포는  $750 \sim 1,900 \text{ mg kg}^{-1}$ 범위로 나타났다.

조사지점의 강열감량은  $4 \sim 19 \text{ mg kg}^{-1}$ 의 범위로 나타났다. 미국의 퇴적물 분류기준과 비교하면 많은 지점이 심한 오염상태로 판정되며, 국내기준 중에서 비교적 높게 산정된 한강의 퇴적물 제거기준을 초과하는 지점도 상당수 포함되었다. 일본의 준설기준인 IG 15와 비교하면 녹조 bloom이 심한 장계저수지와 가두리양식장이 있었던 수청저수지의 퇴적물만이 준설대상에 포함되었다. 수질의 오염정도에 따른 저수지 퇴적물의 강열감량의 값은 수질별 유형에 관계없이 분포하는 것으로 나타났다. 이는 강열감량은 주로 결합수, 유기물의 연소, 탄산염의 분해 등에 기인한 것으로 퇴적물내에는 일정량의 유기물질이 존재하고 있으나 외부오염 등에 의해 수질의 산화환원상태나 pH 등에 따라 용출되는 정도가 달라질 수 있으며, 퇴적물내에 유기물 함량이 다소 높다하더라도 저수지내의 수질이 부영양화나 pH의 상승 등에 의해 퇴적물 용출에 적합한 환경이 조성되지 않는다면 퇴적물의 영양물질 및 유기물은 수질에 영향을 미치지 않을 가능성을 시사하고 있다. 우리나라의 경우 산속 깊은 곳에 위치하여 인위적인 외부오염원이 없으며 산림에 의한 오염만이 발생하는 곳이라 하더라도, 저수지 인근의 산림, 토양에 의한 자연적인 오염부하만으로도 퇴적물내의 총질소나 강열감량과 같은 성분이 다량 함유 될 수 있다. 그러나 저수지 외부오염 등에 의해 급격한

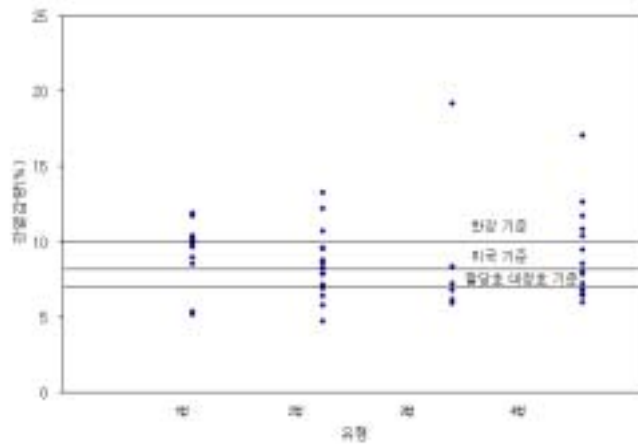
수질오염, 산화환원전위 변화, pH 상승 등의 현상이 발생하지 않는다면 퇴적물에 의한 수질오염가능성은 매우 낮다고 판단된다.



[그림 3.2.15] 퇴적물 총질소 분포 및 오염도



[그림 3.2.16] 퇴적물 총인 분포 및 오염도



[그림 3.2.17] 퇴적물 강열감량 분포 및 오염도

#### 6) 퇴적물 중금속류

호소나 하천의 퇴적물은 그 특징에 따라 귀중한 자원이 되는 경우와 오염이 되어 수역에서 제거되는 경우처럼 그 처리에 세심한 주의를 해야 하는 경우도 있다. 퇴적물이 오염되어 있지 않다면 그 이용이나 처분에 있어 별 문제가 없으나 만일 오염된 퇴적물이라면 이용에 앞서 그 위해성에 대한 평가가 이루어져야 하고 투기에 앞서서도 검토되어야 할 것이다. 여기서는 농업용 저수지 퇴적물의 중금속 오염도를 알아보기 위해 우리나라 토양환경보전법 및 폐기물관리법에 명시된 중금속 8가지에 대한 오염도를 측정하였다[표 3.2.36].

중금속은 8가지 항목에 대해 평가하였는데 우리나라(우리나라는 퇴적물기준이 없어 폐기물관리법과 토양환경보전법의 중금속항목을 참고함) 기준 중 가장 낮은 값으로 제시된 저서생물에 대한 영향으로 평가된 캐나다의 LEL기준으로 평가해봤을 때 7가지 항목은 안전하며 Ni은 몇 지점에서 LEL기준을 초과하는 것으로 나타났으나 우려할 수준의 농도는 아니었다[표 3.2.37][표 3.2.38]. 이러한 결과로 평가해볼 때 농업용 저수지 퇴적물은 중금속 오염에 의한 제거나 처리에 대한 고려수준이하로 판단된다. 농업용 저수지 퇴적물의 중금속 오염도는 팔당호나 대청호보다 대체적으로 낮게 나타나고 있다. 이는 농업용 저수지의 오염원이 주로 생활계, 축산계, 산림계를 통해 이루어짐으로 중금속에 대한 노출정도가 다른 호수에 비해 낮게 나타난 것으로 보이며, 농업용 저수지 중에서도 도시지역이나 광산주변에 위치하는 저수지의 경우에는 다소 다른 양상을

나타낼 것으로 보인다.

[표 3.2.69] 퇴적물 중금속 조사결과

항목 (mg kg <sup>-1</sup> )	저수지 조사결과	팔당호 (1998)	대청댐 (1997)	토양환경 보전법우려기준 (가지역)	경작지 함유량 (평균값)
Zn	36~114	55~102	120~761	300	4.4~24.5
Pb	0.5~19.6	117~208	4.4~10.2	100	2.2~4.8
Ni	0.4~35	-	-	40	0.67~1.19 (0~47)
Cd	0~0.4	1.7~2.5	0~0.5	1.5	0.07~0.1
Cu	0.3~13.6	22~47	17.7~57.1	50	2.4~4.7
As	0.6~5.1	-	1.2~9.0	6	0.36~0.59
Hg	0	-	-	4	0.09~0.6
Cr <sup>6+</sup>	0.4	-	16.2~15.2	4	0.26~0.82

[표 3.2.70] 외국의 퇴적물 중금속 오염상태에 의한 분류기준

mg kg <sup>-1</sup>	미국 지역환경보호청 퇴적물 분류기준(담수)			캐나다 온타리오주 퇴적물 환경기준(담수퇴적물)			한국토양 환경보전법
	비오염	중간오염	심한오염	NEL	LEL	SEL	우려기준
Zn	<90	90~200	>200	-	120	820	300
Pb	<40	40~60	>60	-	31	250	100
Ni	<20	20~50	>50	-	16	75	40
Cd	<20	20~50	>50	-	0.6	10	1.5
Cu	<25	25~50	>50	-	16	110	50
As	<3	3~8	>8	-	6	33	6
Hg	<23	20~53	>53	-	0.2	2	4
Cr <sup>6+</sup>	<25	25~75	>75	-	26	110	4

[표 3.2.71] 우리나라 폐기물관리법과 토양환경보전법 기준

구 분		Cd	Pb	Cu	As	Zn	Ni	Hg	Cr <sup>6+</sup>	
폐기물관리법	지정폐기물	0.3	3	3	1.5	-	-	0.005	1.5	
토양환경보전법	확인기준	-	3.6	160	80	8	-	6.4	4.8	
	우려기준	가지역	1.5	100	50	6	300	40	4	16
		나지역	12	400	200	20	800	60	16	12
	대책기준	가지역	4	300	125	15	700	100	10	10
나지역		30	1,000	500	50	2,000	400	40	30	

◆ 단 위 : 폐기물관리법(mg L<sup>-1</sup>), 토양환경보전법(mg kg<sup>-1</sup>)  
 ◆ 방 법 : 폐기물관리법(용출시험), 토양환경보전법(0.1N용출시험)  
 ◆ 비 고 :  
 1. 가지역 : 지적법에 의한 지목이 전·답·대·과수원·목장용지·임야·학교용지·하천·수도용지·공원·체육용지(수목·잔디 식생지에 한한다)·유원지·종교용지 및 사적지인 지역  
 2. 나지역 : 지적법에 의한 지목이 공장용지·도로·철도용지 및 잠종지인 지역

### 7) 퇴적물 인 존재형태별 분석

하천이나 호소에서 유역으로부터 유입되는 인화합물은 퇴적물 입자에 흡착, 침전되므로 퇴적물 중에는 수층에 비하여 상당히 높은 인화합물이 존재한다. 따라서 인의 존재 형태별 함량을 안다는 것은 퇴적물로부터 얼마만큼의 인이 대략적으로 하천이나 호소를 오염시키는지 알 수 있기 때문에 중요하다.

퇴적물에서 상부 수층으로 이동되는 오염물질의 양이나 기간 등은 퇴적물의 조성, 저서생물의 활동, 오염물질의 존재형태 등에 따라 달라 퇴적물이 함유된 유기물의 분해나 그에 수반되어 일어나는 물리적, 화학적 조건의 변화에 따라 용출이 용이한 형태의 성분이 수층으로 이동하게 된다. 현재까지 부영양화의 주요 인자로 알려진 인의 이동에 관한 연구가 활발히 진행되어왔다.

퇴적물에 함유된 인은 여러 가지 형태로 분류되지만 일반적으로 미립자의 표면에 흡착된 인(absorbed P), 철이나 알루미늄 등과 착물을 이룬 인(NAI-P : nonapatite inorganic phosphorus), 인회석 같은 광물에 포함된 인(apatite P),



유기물과 관련되어 있는 인(residual P) 등으로 분류된다.

- ① Absorbed P는 미립자 표면에 흡착된 인으로 물속에 녹아 있던 인이 점토 등의 표면에 전기적으로 흡착된 것으로 그 결합력이 약하여 퇴적물 입자의 교란이나 수층의 pH나 인농도의 변화 등에 쉽게 이동될 수 있는 부분이다.
- ② NAI-P는 금속과 착물을 이룬 인으로 주로 점토의 표면에 철이나 알루미늄과 결합되어 침전되거나  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_3$ ,  $\text{MnO}_2$  등이 생성될 때 공침되어 있는 부분으로 산화환원 전위가 낮아지거나 pH가 높아지면 수층으로 용출될수있는 부분이다.
- ③ Apatite P는 광물질을 구성하고 있는 인으로 주로 인회석을 구성하고 있으며 이는 주로 퇴적물 근원지의 지질이나 침식의 정도를 반영한다.
- ④ Residual P는 생물체나 그 분해산물에 포함되거나 그에 결합되어 있는 인으로 퇴적물에 존재하는 유기물 기원의 인은 plankton이 가라앉으면서 자가분해에 의해 방출되고 남은 잘 분해되지 않은 인과 유입수에 의해 운반되어 온 것이다. 퇴적물 내에서 이런 형태의 인이 많음은 수층에서 용존 무기인의 제거가 생물체에 의한 흡수에 의해 주로 이루어지고 있음을 나타낸다.

퇴적물에서의 인의 거동을 살펴보면 잔류인(Residual-P)의 농도가 높은 호소는 주로 생물체의 동화작용에 의해 수층의 인이 제거되며, 철이나 알루미늄과 착화합물을 형성하고 있는 인(NAI-P)이 많은 호소는 유역의 외부에 큰 오염원의 높은 인 부하량이 금속과의 착물형성 등으로 제거되고 있음을 짐작하게 한다. 또한 퇴적물 내의 인은 그 존재형태에 따라 생물에 이용되는 정도나 이동가능성이 다르기 때문에 존재형태를 파악한다는 것은 그 지역 퇴적물이 인의 지구화학적 순환에 어느 정도 역할을 하는지 평가할 수 있도록 한다. 호수의 퇴적물에서 잔류인은 대부분 내부부하에 의한 것으로 생물 생체량이 유기물질 구성의 중요한 부분을 차지하고 있다.

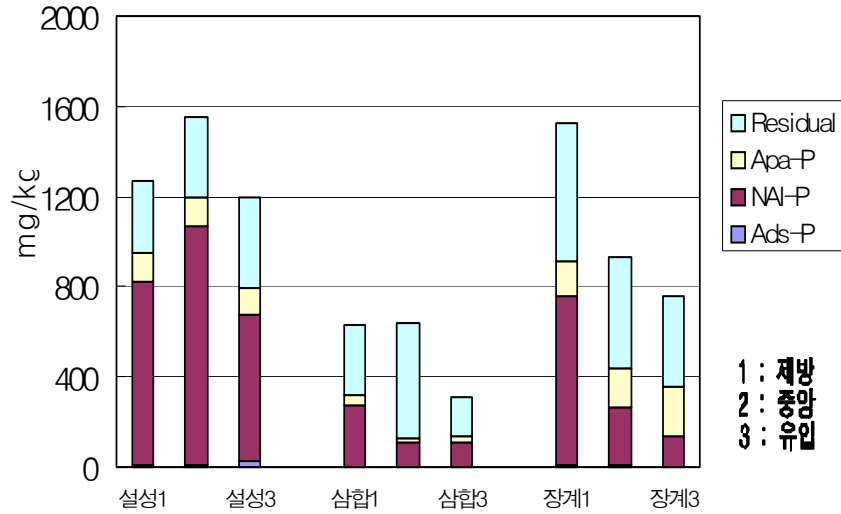
I형 저수지(삼합저수지)에서는 Ads-P의 함량 분포는  $1.5 \sim 4.2 \text{ mg kg}^{-1}$ (T-P의 0.3-0.7%), NAI-P는  $110 \sim 269 \text{ mg kg}^{-1}$ (T-P의 36.0~43.0%), Apa-P는  $16.5 \sim$

45.0 mg kg<sup>-1</sup>(T-P의 7.3~12.8%), Resi-P는 112~307 mg kg<sup>-1</sup>(T-P의 49.1~79.7%)의 범위로 용존무기인의 제거가 주로 생물체에 의한 흡수에 의해 주로 이루어지고 있으며 환경변화 등에 의한 용출가능성에 대해 안정한 상태로 사료된다. II형저수지(설성저수지)에서는 Ads-P의 함량 분포는 8.4~27.3 mg kg<sup>-1</sup>(T-P의 0.3~2.3%), NAI-P는 110~1,060 mg kg<sup>-1</sup>(T-P의 28~68%), Apa-P는 112~128 mg kg<sup>-1</sup>(T-P의 8.3~9.7%), Resi-P는 324~405 mg kg<sup>-1</sup>(T-P의 22.6~23.9%)의 범위로 철이나 알루미늄과 착화합물을 형성하고 있는 인(NAI-P)이 많은 저수지로 유역의 외부에 큰 오염원의 높은 인 부하량이 금속과의 착물형성 등으로 제거되고 있으며, 저수지의 산화환원전위 변화나 pH의 상승 등에 의한 인의 용출가능성이 높은 것으로 판단된다. 녹조 bloom이 발생한 III형 저수지(장계저수지)의 경우 총인의 농도가 매우 높으며 Resi-P의 분포가 가장 높게 나타나 녹조발생에 의한 내부생산량이 높아져서 나타나는 결과로 판단된다.

저수지 퇴적물 조사지점에서 제방이나 중심부에서 유입부보다 T-P와 T-N의 총량과 강열감량이 높은 농도로 존재할 뿐 아니라 용출 가능한 인이 차지하는 비율이 다소 높다는 것을 확인할 수 있었다[표 3.2.39][그림 3.2.18].

[표 3.2.72] 퇴적심도별 인의 존재형태 분석

저수지	I.G (%)	T-N (mg kg <sup>-1</sup> )	T-P (mg kg <sup>-1</sup> )	Ads-P		NAI-P		Apa-P		Resi-P		Labile P		
				mg kg <sup>-1</sup>	%	mg kg <sup>-1</sup>	%	mg kg <sup>-1</sup>	%	mg kg <sup>-1</sup>	%	mg kg <sup>-1</sup>	%	
삼합 (I)	제방	11.7	2,334	626	4.2	0.7	269	43	45	7.3	307	49.1	273	43.7
	중앙	9.7	1,448	635	2.1	0.3	110	17.3	16.5	12.8	112	79.7	223	26.0
	유입	5.2	956	311	1.5	0.5	112	36	26.8	8.6	170	54.9	113	36.5
설성 (II)	제방	12.2	2,962	1,269	8.4	0.7	813	64.1	123	9.7	324	25.5	822	64.8
	중앙	8.6	3,235	1,550	11.1	0.7	1060	68.4	128	8.3	350	22.6	1071	69.1
	유입	8.8	2,344	1196	27.3	2.3	651	54.4	112	9.4	405	33.9	678	56.7
장계 (III)	제방	19.2	5,572	1523	8.7	0.6	750	49.3	149	9.8	614	40.3	759	49.8
	중앙	8.4	2,191	933	6.3	0.7	262	28.1	173	18.5	491	52.7	268	28.8
	유입	7.2	1,519	757	3.6	0.5	134	17.8	220	29.3	397	52.4	138	18.3



[그림 3.2.18] 유형별 저수지의 인의 존재형태별 분포

#### 8) 심도별 퇴적물 오염 분석

설성저수지에서 퇴적물 주상시료를 채취하여 심도별 오염물질 함량과 인의 형태별 분석을 실시하였다. 설성저수지에서 3지점을 선택하여 코아시료를 채취하였는데 1번 지점(제방부)에서는 깊이 30cm, 2번 지점(호수 중앙)에서 40cm, 3번 지점(유입부)에서는 20cm까지의 시료를 채취할 수 있었다.

코아시료 채취상의 어려움 때문에 좀 더 깊은 심도까지 시료를 채취하지 못한 면이 있으나 조사지점에서 심도별로 깊이가 깊어질수록 clay비율이 높아지고, 강열감량은 변화가 거의 없었다. T-N과 T-P는 점차적으로 감소하는 경향을 나타냈다. 또한 인의 형태별 분석결과는 Labile-P(Ada-P + NAI-P)는 심도에 따라 감소하는 경향을 나타냈으며 Rasi-P는 증가하였다.

기존의 자료에 의하면 팔당호와 청초호의 조사결과에 의하면 퇴적깊이 1m까지의 조사결과 상층부에서는 오염도가 비슷하거나 다소 감소하다가 중간이상에서는 오염도가 증가하여 퇴적물이 아래로 이동할수록 유기물질의 오염도가 증가하였으며, 대청호에서는 상층부에는 비슷한 오염도를 보이다가 이후는 계속적으로 감소하였다는 보고가 있다[표 3.2.40].

[표 3.2.73] 심도별 오염도 분석 및 인의 존재형태별 분석

저수지 깊이 (cm)	sand (%)	silt (%)	clay (%)	I.G (%)	T-N (mg kg <sup>-1</sup> )	부식 화도	T-P (mg kg <sup>-1</sup> )	Ads-P		NAI-P		Apa-P		Resi-P		
								mg kg <sup>-1</sup>	%	mg kg <sup>-1</sup>	%	mg kg <sup>-1</sup>	%	mg kg <sup>-1</sup>	%	
설성	10	1.6	74.4	24.0	8.0	3,345	24	1,204	9	0.7	901	74.9	129	10.7	163	13.6
	20	32.0	29.0	39.0	9.0	2,368	38	841	12	1.4	649	77.2	70	8.3	110	13.1
제방	30	8.0	35.0	57.0	9.1	1,737	52	519	25	4.8	195	37.5	62	12.0	237	45.6
설성	10	7.7	72.3	20.0	8.5	3,092	27	1,122	12	1.1	817	72.8	144	12.9	148	13.2
	20	31.0	33.0	36.0	9.2	2,823	32	970	9.3	1.0	715	73.7	78	8.0	166	17.2
중앙	30	27.0	27.0	46.0	11.9	2,085	59	868	8.1	0.9	313	36.1	101	11.6	445	51.3
설성	40	6.0	38.0	56.0	9.0	1,381	65	560	4.2	0.7	126	51.5	101	18.1	327	58.3
	10	9.0	70.0	21.0	9.8	1,908	51	963	20	2.1	616	64.0	81	8.4	246	25.6
유입	20	21.0	59.0	20.0	7.0	2,085	33	1,049	9	0.9	708	67.5	113	10.8	248	20.8

퇴적물에 함유된 오염물질의 수직분포는 퇴적물 오염의 역사를 반영하고 실질적으로 준설 깊이를 결정하는 기본 자료임에도 불구하고 주상퇴적물 시료채취의 어려움으로 인해 같은 지역이라도 크게 다른 양상을 보여주는 사례가 많은데 이는 비균질적인 퇴적물 분포, 코아시료의 채취방법 및 분석 간격의 차이, 분석 실험방법의 차이 등을 반영할 수 있으므로 준설깊이의 결정을 위해서는 이러한 요인을 고려하여 지정된 조사지점에서 통일된 실험방법으로 연속 수행되어야만 신뢰성 있는 조사가 요구된다고 할 수 있다.

실제적으로 준설 공사시 준설심도까지 분석을 실시하여 준설 후 바닥층으로 드러나는 부분의 인의 형태별분석이 이루어진다면 준설에 의한 수질에 미치는 영향을 고찰할 수 있을 것이다. 퇴적심도별 오염물질의 총량기준은 퇴적표층에 오염물질의 양이 심층보다 많이 존재하는 경우 매우 적절하다. 그러나 심층으로 갈수록 오염물질의 양이 많아지거나 또는 수층으로 이동되기 쉬운 존재형태의 오염물질 농도가 높을 경우에는 이동성이 큰 성분의 함량이 준설여부를 판단함에 있어서 중요한 기준이 될 수 있다.

#### 9) 퇴적물의 영양수준 평가

18개 저수지중 4개의 저수지를 선정하여 정밀하고 대표성 있는 값을 얻기 위해 저수지마다 6~14지점에서 시료채취를 하였다. 퇴적물 정밀조사 자료를 이용하여 수질(Chl-a)에 따른 퇴적물의 강열감량, T-P, T-N의 분포를 도식화하여, 퇴적물의 영양수준과 수질과의 상관관계를 분석하였다. 또한 퇴적물의 생물생산량과 수질과의 관계를 알아봄으로써 퇴적물의 유기물 특성에 따라 저수지 수질에 미칠 영향을 예측하여 보았다. 또한 퇴적물의 기원을 알아볼 수 있는 C/N 비를 이용하여 저수지 퇴적물을 특성화하였다.

모래나 자갈, 점토 등 결정질 암석이나 토양에 의한 침전만으로 이루어진 퇴적물은 질소와 인 및 유기물의 농도의 낮을 것이나 C/N율은 높게 나타날 것이다. 이러한 관계를 설명하기 위해 여러 자료들에 의해 제시된 C/N율 값을 [표 3.2.?]와 같이 제시하고 있다.

[표 3.2.74] 여러 기질의 C/N 비 자료

기질	C/N 비	참고
토양	20	Bowen(1966)
부식	10-20	Golterman(1975)
육상식물	15	Bowen(1966)
수생식물	9.3	Hansen(1956)
플랑크톤	5.6	Hakansen(1983)

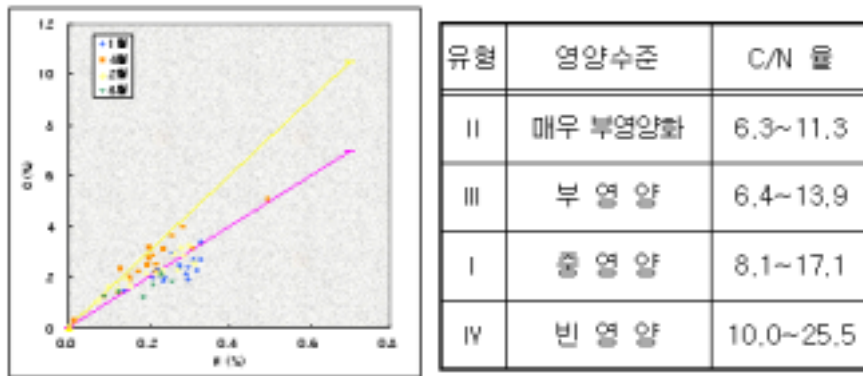
무기물질이 우점하는 빈영양호의 퇴적물은 높은 C/N율과 낮은 유기물 함량을 나타낼 것이며, 부식이 우세한 저수지는 높은 C/N율과 높은 유기물 함량을 나타낼 것이다. 또한 플랑크톤이 우점하는 매우 부영양화된 물의 퇴적물의 C/N율은 낮을 것이며 유기물 함량은 높을 것이다. 한센(1961)은 C/N율을 부식화도를 나타내는 수단으로 사용하였는데, 부식화된 저수지는 10-15, 빈부식의 저수지는 10이하의 값을 나타낸다고 하였다.

일반적으로 유기물은 각종 동물에 의해 그 일부가 해체되며 대부분은 각종 미생물에 의해 분해된다. 미생물에 의한 분해는 사체의 화학성분에 의해 크게 다르며, 탄수화물, 단백질, 지방 등은 빠르게 분해되는데(이분해성유기물), 리그닌, 탄닌, 테레핀류 등은 비교적 분해를 받기 어렵다(난분해성유기물). 유기물이 미생물에 의해 분해되는 정도는 탄질율, 산소, 반응, 지형, 모재의 성질, 시간 등에 따라 매우 다르지만, 가장 중요한 것은 탄질율(carbon - nitrogen ratio ; C/N ratio)이다. 유기물 중의 탄소와 질소의 함량비를 탄질율이라고 하는데 유기물의 분해는 특히 탄소와 질소의 함량에 따라 크게 달라진다. 신선한 유기물이 가해지면 미생물은 이것을 분해하여 탄소는 에너지원으로 섭취하고 질소는 영양원으로 섭취하여 세포구성에 이용하게 된다. 이와 같이 유기물이 분해되기 위해서는 유기물 중의 탄소와 질소가 미생물의 생육에 직접 관계해야하며, 유기물의 분해속도도 이에 의해 결정된다. 일반적으로 토양의 탄질비는 C : N = 20 : 1, 플랑크톤의 탄질비는 56 : 1 이다. 탄질율이 높은 경우 유기화합물의 합성과 에너지원으로서의 탄소의 양은 충분하지만 단백질 합성에 필요한 질소는 결핍되기 때문에 미생물의 증식도 적어지고 또한 분해도 늦어진다. 탄질율이 높으면 질소고정이 유기물 무기화보다 크고 낮아지면 무기화가 고정보다 커진다. 유기물 분해에 관여하는 생물체의 탄질율은 약 8:1이므로 유기물이 분해됨

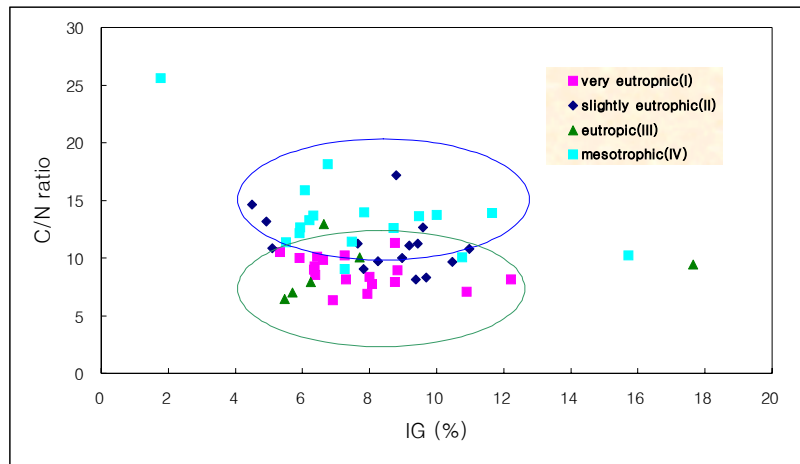
에 따라 탄질율도 8:1에 가까워 질것으로 보지만, 실제로는 10:1로 인정되는데, 이것은 질소를 함유하고 있지 않은 리그닌류이물이 존재하기 때문이다.

조사결과에 의한 저수지 수질별 퇴적물의 C/N 율을 분석하면 빈영양에 가까운 저수지는 높은 C/N 율을 나타내었으며, 부영양화된 저수지는 낮은 C/N 율을 나타냈다. 이러한 결과를 유기물(강열감량)에 대한 C/N 율과의 관계로 나타내어 보면 그 퇴적물의 특성을 좀더 세밀하게 볼 수가 있는데 [그림 3.2.?] [그림 3.2.20]에서 보면 저수지 퇴적물의 유기물의 특성을 볼 수가 있는데 빈영양호에 가까운 저수지 퇴적물의 유기물은 주로 C/N 율이 높은 것으로 이루어져 있으며, 부영양 저수지는 C/N 율이 낮은 유기물로 주로 구성되어 있어, 빈영양 저수지 퇴적물은 유기물은 풍부하지만 대부분 탄질율이 높아 분해속도가 매우 느리며 무기화보다는 질소의 고정되는 부분이 많을 것이며, 부영양저수지 퇴적물의 유기물은 질소함량이 높아 C/N 율이 낮음으로 분해가 빠르고 활발하게 진행되어 질소의 무기화율이 높을 것이라는 것을 알 수 있다.

실제로 수질과 총질소, 강열감량의 상관성은 매우 낮으나, 수질과 퇴적의 C/N 율의 상관계수가 0.62 로 나타나, 우리나라 농업용수 수질이 퇴적물 C/N 율과 총인 함량과 상관성을 나타내는 것으로 조사되었다.



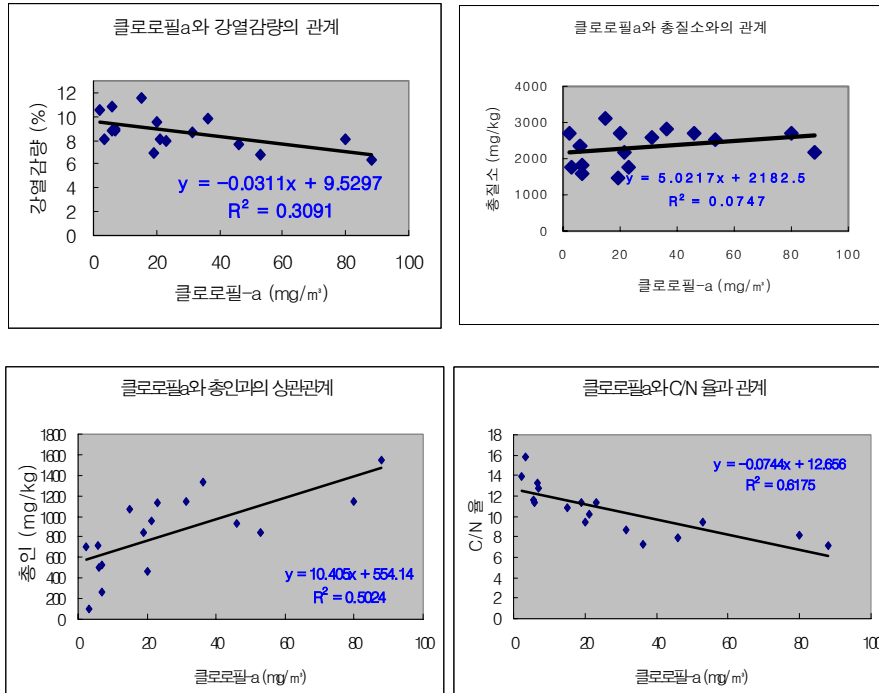
[그림 3.2.19] 저수지 수질 유형별 퇴적물의 C/N 율



[그림 3.2.20] 퇴적물 강열감량과 C/N율에 의한 퇴적물 특성화

II형 저수지는 IG/N의 비가 높고, C/N비가 대부분 10~12이하로 낮게 분포하여 유기물분해가 어느 정도 진행된 상태이며 분해가 안정화에 접어든 상태이며 C/N비가 낮은 형태의 물질이 유입되어 분해가 빨리 진행된 것으로 보이며, 이는 각 유형별 오염원 분포에서 II형 저수지의 오염원이 주로 축산이나 생활하수에 의해 오염원이 주를 이루고 있는 특성과 일치하며, IV형 저수지는 IG/N의 비가 높아 부식화가 매우 진행되었고, C/N비가 주로 10이상에서 분포하는 것으로 도식화되었는데, 이는 부식화는 진행되었으나 함유하고 있는 유기물의 특성이 분해가 상당히 느리고 탄질율이 높은 리그닌 등이 함유된 상태로 오염원 분포에서도 나타난 바와 같이 저수지 유역의 산림이나 내부부하에 의한 오염의 특성을 보이고 있다.





[그림 3.2.21] 수질 Chl-a와 퇴적물 항목과의 상관관계

라. 진공흡입식 퇴적물 제거공법

1) 퇴적물 제거기술의 문제점

최근 저수지, 하천 등의 수질개선을 위한 퇴적물 준설의 필요성이 점차 높아지고 있으나 지금까지 파악된 국내의 퇴적물 전용 준설선은 장비의 대소, 흡입 방식을 불문하고 7~8대에 불과한 것으로 확인되고 있다. 그러나 이들 준설장비들도 수질개선을 위해서는 친환경적인 측면에서는 몇 가지 문제점이 있는 것으로 분석되었다.

첫째, 수질개선을 위한 환경준설의 올바른 이해와 이에 적용되는 장비의 정확한 제원 및 성능, 처리능력 등에 대하여 일반준설개념을 탈피하여 준설과 매립의 목적보다는 환경을 기반으로 유입된 오염원을 제거하여 수질개선과 생태복원에 접근해야 할 것이다.

둘째, 퇴적물 준설시 퇴적물의 수중확산 등의 2차 오탁을 방지할 수 있고,

일반 준설선을 적용하였을 경우 원지반 토질성상에 따라 10~30%의 저함니율, 고함수비로 준설하여 수처리시설 등을 위한 부지를 충분히 확보되어야 하며, 수저에서 처리장까지 압송관을 통해 압송된 후 처리장에서 악취발생 또는 침사지로부터 부유물질 확산 등으로 많은 문제점을 야기시킬 수 있다.

저수지 또는 하천 등의 퇴적물 준설시에 수저 침적된 퇴적물은 매우 미세하고 불안정한 상태에 있기 때문에 준설시에 수중으로 확산되어 오히려 준설전보다 수질을 더욱 악화시키는 문제를 발생시킬 수 있을 뿐만 아니라 무분별한 퇴적토사의 제거는 저서생물의 서식지 파괴 등의 수저생태계를 파괴시키는 문제를 발생시킬 수 있다. 따라서 수중으로의 퇴적물 확산 등에 대한 2차 오염을 발생시키지 않고 계획 심도로 퇴적물을 선택적으로 제거할 수 있는 장비를 선정하는 것이 매우 중요하다. 준설대상 구역의 퇴적층을 단기간 또는 전체를 일시에 준설할 경우 저서생물환경의 회복기간이 약 2~3년 소요되지만 오염된 토층만을 부분적으로 준설하거나 또는 대상수역을 단계적으로 준설할 경우에는 생물의 회귀기간이 대체로 짧은 것으로 보고되고 있다.

따라서 보다 친환경적이면서 환경준설기술과 준설된 퇴적물의 적절한 처리, 처분과정 등이 잘 부합되어 활용도를 높일 수 있는 공법을 선택하여야 한다.

## 2) 퇴적물 전용 준설장비

지금까지의 준설은 해양준설에 비중을 두어 왔으나 점차 수질개선차원에서 내수면 준설이 더욱 활발해질 것을 예상할 때 친환경적이며, 분해조립 및 이동성이 우수하고, 최종처리의 공정을 최소화할 수 있도록 고함니율, 저함수비로 준설할 수 있는 준설(회수)시스템의 적용성이 점차 증가하고 있다.

준설은 주로 토사채취, 항로유지, 하구폐쇄 방지 등을 위하여 펌프준설선을 비롯한 각종 준설선 등을 이용하고 있으며, 저수지, 호소 등 수심이 비교적 얇은 곳에는 백호우를 이용하고 있다. 그러나 준설대상토질에 따라 준설선 흡입구 전면 커터를 장착하여 토사를 1차 교란·흡입할 때 토사중의 미세토립자가 수중에 부유하거나 확산되어 수질을 혼탁 시킬 뿐만 아니라 오니층의 두께가 얇고 넓은 면적에 분포되어 있는 지역에서는 준설능력이 크게 저하되는 결점이 있다. 외국의 경우, 효율적인 퇴적물을 제거하기 위한 전용준설선을 개발하여 준설 작업시에 발생하는 2차 수질오락을 최대한 억제하고 있다. 따라서 수질개선을 위한 내수면 준설장비는 해상 준설선과는 달리 소형이면서 조립·해체가

용이하여 육상운송을 위한 이동성이 우수해야 하며 준설시 주변수역으로의 2차적인 오탁이 발생되지 않아야 한다. 또한 준설토를 처리하기 위해 함니율이 비교적 높아야 하며 오톱만을 선택적으로 준설할 수 있는 박층 준설장비를 사용해야 한다. [표 3.2.7]은 일반 준설선과 퇴적물 전용준설선의 장단점을 나타낸 것이다.

현재 퇴적물 준설을 목적으로 도입되거나 개발된 국내의 장비는 우저펌프(Oozer Pump)방식, 뉴매틱펌프(Pneuma Pump)방식, 원심펌프(Centrifugal Pump)방식, 오거헤드석션(Auger head Suction)방식, 진공흡인압송방식 등이 있으며, [표 3.2.7]은 준설장비에 대한 특징을 비교한 것이다.

[표 3.2.75] 일반준설과 오톱전용준설방식의 비교

구분	일반 준설	퇴적물 전용준설
장점	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 시공비가 저렴하고 국내에도 많이 보유하고 있어 적용이 용이</li> <li>◦ 대량시공이 가능</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 준설시 부유물의 확산이 거의 없어 2차 수질오염의 우려가 없다</li> <li>◦ 특수흡인장치를 장착하여 고함니율의 준설이 가능 (65~85%)</li> <li>◦ 박층의 균일한 준설이 가능</li> <li>◦ 일괄연속공정으로 준설</li> </ul>
단점	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 준설시 부유물의 확산으로 2차 수질오탁의 우려가 있으며 균일한 두께로 준설이 곤란하다</li> <li>◦ 박층준설이 곤란하며, 함니율이 낮다(10~20%)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 시공비가 비교적 고가</li> <li>◦ 국내 보유장비가 극소수이며, 오톱전용준설선에 대한 인식 부족</li> </ul>
SS발생원 단위	SS발생이 많다 (0.44~3.5kg m <sup>-3</sup> )	SS발생이 적다 (0.021~0.03kg m <sup>-3</sup> )

[표 3.2.76] 퇴적물 전용준설선별 비교

장 비 명		PNEMATIC	OOZER	진공흡입압송식	Auger Head Suction(소형)
준설 비율	준설량 (m <sup>3</sup> hr <sup>-1</sup> )	300	100	60	30~60
	함니율(%)	30~50	30~50	65~85	30
펌프종류 - 준설가능심도 준설방법 - 펌프조작 - 준설선 진행	수압흡니 공기 압송 7.0~50.0m  Winch Cable조작방식 Winch진행	진공흡입 공기 압송 1.0~8.0m  Ladder Top Swing Spud진행	진공흡입 공기 압송 0.5~6.0m  유압 Shovel(어태치먼트) Spud진행	Auger Head Suction 펌프  Ladder Top Swing 자항식	
장 점	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 깊은수심, 두터운 오니층에서 준설능력이 다소 양호</li> <li>◦ 장거리 배송가능</li> <li>◦ 펌프만의 구입이 가능함</li> <li>◦ 두께 30cm 이내의 얇은층으로 준설 가능</li> <li>◦ 준설도의 입경분리가 가능하여 약품처리 비용이 절감</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 준설선과 일체화된 장치로 준설효과를 최대한 발휘, 별도의 추가 가압장치 없이 장거리 배송가능</li> <li>◦ 저수심에서의 준설 가능</li> <li>◦ 두께30cm이내의 얇은층으로 준설 가능</li> <li>◦ N=20까지의 견질도 준설 가능</li> <li>◦ 준설도의 입경분리가 가능하여 약품처리 비용이 절감</li> <li>◦ 정밀 준설가능</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 준설선과 일체화된 장치로 준설효과를 최대한 발휘, 별도의 추가 가압장치 없이 장거리 배송가능</li> <li>◦ 저수심에서 준설 가능</li> <li>◦ 두께 30cm이내의 얇은층으로 준설가능</li> <li>◦ N=20까지의 견질도 준설 가능</li> <li>◦ 자가밀폐형 드럼어태치먼트 적용으로 2차오염이 발생하지 않음</li> <li>◦ 정밀 박층 준설가능</li> <li>◦ 완전 자동 운전</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 소규모 준설선으로 이송 및 취급용이</li> <li>◦ 자항식으로 작업이 간편</li> <li>◦ Swing폭이 큼(180°)</li> </ul>	
단 점	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 저수심 준설시 작업능률 저하(수심10m이하에서 작업시 추가 진공펌프 장착)</li> <li>◦ N=100이상의 견질도에는 준설이 곤란</li> <li>◦ Mooring Winch에 의존하므로 작업능률저하</li> <li>◦ 정밀 준설 곤란</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 타방법보다 준설능력이 작다</li> <li>◦ 쓰레기, 이물질 등에 의한 Trouble 발생 소지가 있다.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 타방법보다 준설능력이 작다</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◦ 오락발생 가능성 있음</li> <li>◦ 준설도 장거리 배송을 위한 가압 필요</li> <li>◦ 얇은층 준설 불가</li> <li>◦ 준설 위치 불확실</li> <li>◦ 자항으로 얇은 수심에서 오락 발생 가능</li> </ul>	
2차오염억제	보통	보통	매우 양호	2차오염발생 가능	
소요작업흘수	1.6m이상	1.6m이상	0.6m이상	0.6m이상	
층별준설가능	가능	가능	가능	다소 미흡	
배송능력	1.0km	1.0km	1.0~2.0km	1.0km	
총중량(ton)	200	380	33.5	145	
준설비(%)	100	120~140	100~140	80	
이동성	어려움	어려움	매우 양호	보통	
저수지적용성	진입곤란	진입곤란	매우 양호	보통	

### 3) 진공흡입식 퇴적물 제거공법

진공흡입식 퇴적물 제거공법은 선상에서 흡입, 압송장치를 배치하여 특수흡인기인 드럼 어태치먼트를 사용하여 중소하천, 호소, 농업용 및 상수도용 댐 등의 수저에 퇴적된 고함수 퇴적물을 고농도로 직접 흡인하여 압송 처리함으로써 준설작업 중에 일어나는 오타에 의한 영향을 최소화하고 또한 퇴적물을 직접 배관을 통하여 장거리 압송하기 때문에 주변 지역 악취를 내지 않는 등 친환경적인 준설방법 중의 하나이다.

#### 가) 진공흡입기술 장비 특성

이 공법의 최대 장점은 퇴적물을 고농도를 흡인하여 회수하기 때문에 넓은 퇴적물 처리장이나 여수처리시설 등의 처리 시 면적이 작아 전체 공사비의 절감 효과를 얻을 수 있다. 또한 준설에 필요한 최대수심이 15m까지 가능하므로 국내 농업용 저수지의 수심이 10m 내외임을 감안할 때 대부분 저수지에 적용이 가능할 것이며, 일반 준설에 대비하여 시기의 제한성이 없으며, 또한 퇴적물이 대부분 침전되어 있는 제당, 북통, 여수토 인접지역에 준설이 가능함으로써 준설의 목적인 내용적 확보뿐만 아니라 수질개선효과를 기대할 수 있다.

진공흡입압송 시스템의 장점은 다음과 같다.

- ① 수저흡인에서 처리장까지 밀폐형 시스템 : 수저흡인으로부터 처리장까지 배관을 통하여 압송되므로 현장주변에 오니의 비산이 없으며 악취를 발생시키는 등의 우려가 없다.
- ② 밀폐형 드럼 어태치먼트의 적용 : 밀폐형 드럼 어태치먼트를 적용하므로써 소용되는 퇴적층의 두께만을 제거할 수 있으며 퇴적물의 함니율을 65~85%내외로 흡입이 가능한 고농도 최적오니 회수가 가능하며 모든 방향에서 작업이 가능하고 부유물질 확산이 거의 발생하지 않는다. 또한 진공으로 흡인할 때 퇴적층의 교란이 적어 주변 수역의 오타가 거의 발생하지 않은 공법이며, 연속적인 흡입, 압송이 가능하다
- ③ 고함니율 회수로 분체 고화재를 직접 투입하여 혼련이 가능 : 고함니율, 저함수비로 퇴적오니를 준설하므로 분체 고화재를 직접 투입하여 혼련하는 것이 가능하다. 따라서 고화재 투입량의 조정이 쉽고 사용량이 감소될 뿐만 아니라 여수처리가 용이하여 퇴적물의 효과적인 재자원화가 가능

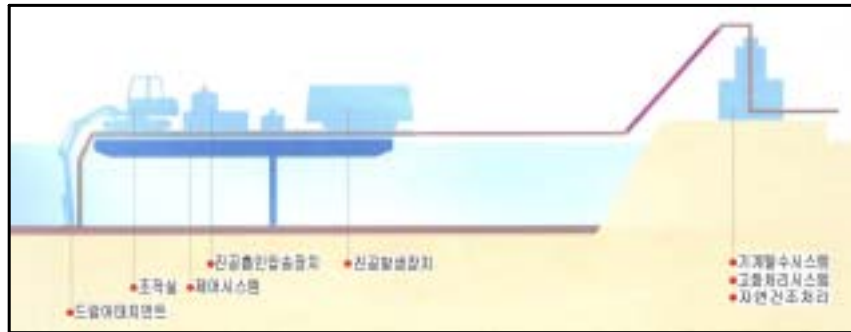
하다.

- ④ 분할·조립형 구조이므로 육상운송이 가능 : 최소화한 시스템은 분할이 가능하여 트럭으로 육상운송이 가능하여 운반비가 저렴하다. 그리고 좁은 장소에서의 조립·해체가 가능하다.
- ⑤ 진공흡인 압송장치 : 고진공, 고압공기의 변환에 의하여 고농도 오니의 장거리압송이 가능하다. 수중준설에서 최종처리시까지 일괄 연속적인 공 정으로 이루어지므로 시공성 및 경제성이 높다.
- ⑥ 진공발생장치 : 콤프레셔와 에젝터의 조합에 의한 고진공, 고풍량의 장비 로서 퇴적오니를 고함니율로 흡인이 가능하다.

#### 나) 진공흡입 시스템의 구조

진공흡입 시스템의 구조는 [그림 3.2.?]와 같이 퇴적물을 직접 흡입하는 드럼 어태치먼트, 퇴적물의 흡입과 압송을 위한 진공흡입압송장치, 모든 장치를 제어 하는 제어시스템 및 조작실로 이루어져 있다.

드럼 어태치먼트는 어떠한 방향에서든지 작업이 가능하며, 이물질이 물려 들어가는 것을 자동적으로 배제시켜 연속적인 작업이 가능토록 한다. 또한 오탁 수의 확산이 거의 발생하지 않으며, 퇴적물을 고농도 회수가 가능하다. 진공흡 입압송장치는 스크류 콤프레셔와 어젝터의 조합에 의하여 고진공, 고압공기의 변환에 의해 고농도 퇴적물의 장거리 수송이 가능하다. 제어시스템 및 조작실은 모든 시스템의 조작을 집중화하여 퇴적물 준설상황을 선상에서 확인할 수 있으며 또한 작업 기능을 조작실내에 집중시킴으로서 확실하고 안전하고 조작을 할 수 있다.[표 3.2.?]과 [그림 3.2.?]은 진공흡인 압송장비 제원 및 전경을 나타낸 것이다.



[그림 3.2.22] 진공흡입 시스템 구조

[표 3.2.77] 진공흡인 시스템의 제원

길이	11.2m	높이	3.7m
폭	6.4m	흘수	0.6m

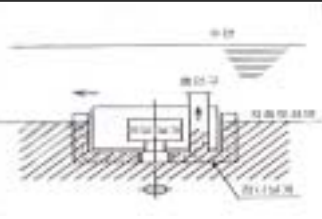
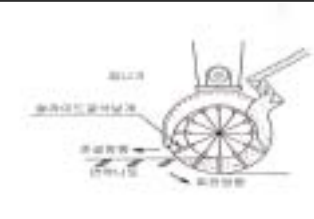
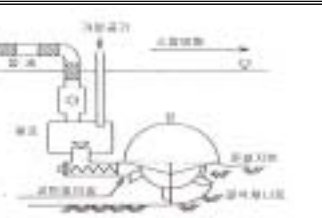
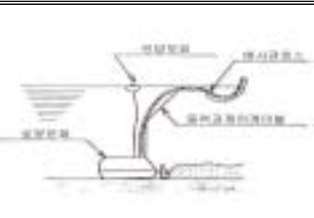


[그림 3.2.23] 진공흡입 시스템 사진

이 공법의 핵심기술에 해당되는 장비는 특수흡인기인 드럼어태치먼트(Drum Attachment)로 이는 오토 및 토사를 고탐니율로 흡인·압송하므로 여수처리 시설 및 처분지의 면적을 최소화할 수 있다. 고탐니율은 수역내에서 부유물질 발생을 최소화 가능할 뿐만 아니라 침니지 면적도 최소화할 수 있어 다른 방식에 대비하여 경제적 효과를 얻을 수 있다. [표 3.2.2]은 퇴적물 흡입방식을 비교 표이다. 또한 퇴적지반에 밀착하여 진공으로 흡인하므로 타 방식에 비해 오탁확산 방지효과가 매우 양호한 것으로 평가된 바 있으며, 흡인된 퇴적물은 압송관을 통해 최종처리장까지 일괄공정으로 압송 처리되는 방식이다.



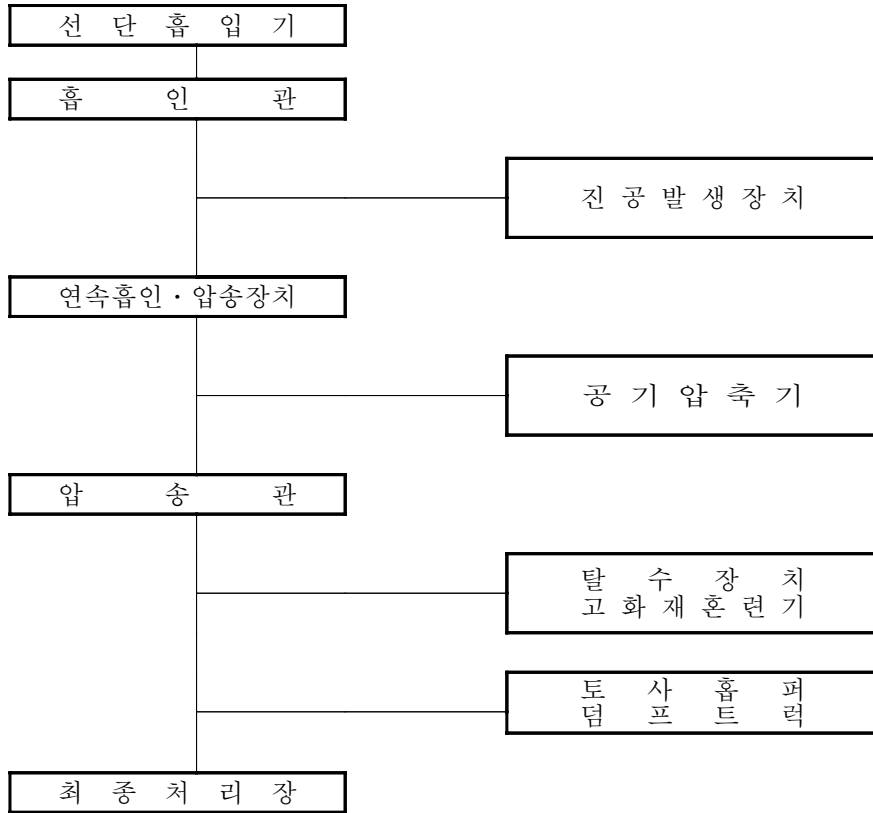
[표 3.2.78] 흡인방식별 비교

구 분	드럼 어태치먼트방식	슬라이드식 굴착 방식
개념도		
수밀성	저면, 측면 모두 자가밀폐(self seal)되어 유입수가 최소한으로 억제된다.	슬라이드커터와 케이싱내 주면 및 양쪽의 간극에서 물이 유입한다.
협잡물 유 입	드럼 어태치먼트흡인부에 물려 들어간 협잡물은 자동적으로 배제되므로 연속작업이 가능하다.	슬라이드 커터와 케이싱 사이에 목편, 패각, 돌, 비닐 등의 협잡물이 물려 들어가 전면에 장애물 제거장치가 필요하다.
주변 오락	교반·집니된 오니는 드럼어태치먼트 하부에서 흡인되므로 흡인중에는 오락확산이 거의 발생하지 않으므로 오락방지막이 필요 없다.	선단까지 흡인되지 않으므로 드럼의 회전과 준설진행방향의 이동차이에 따라 오니를 교반하므로 오니가 확산된다.
작업성	모든 방향의 작업이 가능하며 높은 효율의 준설작업이 가능하다.	작업방향이 전진방향만이며 효율이 낮다.
구 분	굴착 버킷 방식	집니 스크류 방식
개념도		
수밀성	공기실구조이므로 공기압의 조정으로 수밀성을 확보할 수 있다.	스크류와 덮개의 간극과 스크류사이의 외부에서 물이 유입한다.
협잡물 유 입	슬러리와 덮개 및 스크류 사이와 굴착부와 덮개부에 목편, 패각, 돌,비닐 등의 협잡물이 물려 들어간다.	스크류와 덮개 및 슬러리 사이에 목편, 패각, 돌, 비닐 등의 협잡물이 물려 들어간다.
주변 오락	굴삭채니부에서 오니를 교반하여 채니하므로 오니가 확산하는 실(seal)용 공기를 뿜어내므로 수면까지 오니를 뿜어 올린다.	집니스크류 중앙부만의 흡인이므로 스크류쪽 전면에서의 교반에 의한 오락이 발생한다.
작업성	작업방향이 전진방향만이며 효율이 낮다.	협잡물이 없는 저농도흡인은 가능하지만 부니의 고농도회수는 불가능하다

#### 다) 흡인압송 흐름도

진공흡입의 특징은 [그림 3.2.?]과 같이 흡인에서부터 처리장까지 배관을 통하여 압송되므로 현장주변에 퇴적물에 의한 비산이 없으며 악취를 발생시키는 등의 우려가 없어 도심지 호수 또는 하천 준설에 적합하다. 또한 밀폐형 흡입기를 적용하므로써 65~85%의 고함니율로 준설이 가능하며, 준설시에 오탁확산이 거의 발생하지 않는다.

준설된 퇴적물은 고함니율, 저함수비상태이므로 자연건조, 고화처리, 기계탈수 등 퇴적을 처리하기 위한 처리시설부지의 최소화, 고화재 투입량의 조정이 쉽고 사용량이 감소될 뿐만이 아니라 여수처리가 용이하여 퇴적오니의 효과적인 재자원화가 가능하다. 내수면의 수중준설을 위해 최소화한 시스템은 분해, 분할이 가능하여 트럭으로 육상운송이 가능하므로 운반비가 저렴하다.



[그림 3.2.24] 흡인압송 흐름도

라) 토질별 적용범위

진공 흡입식 기술을 적용한 준설장비는 준설대상토의 토성에 따라 장비의 처리능력에 영향을 미치므로 [표 3.2.79]을 토대로 효율을 결정하는 것이 바람직하다.

[표 3.2.79] 토질별 적용범위

종류	적용성	종류	적용성
유기질토	양호	사 질 토	양호
점 성 토	양호	모 래	보통
실트질토	양호	자 갈	불가

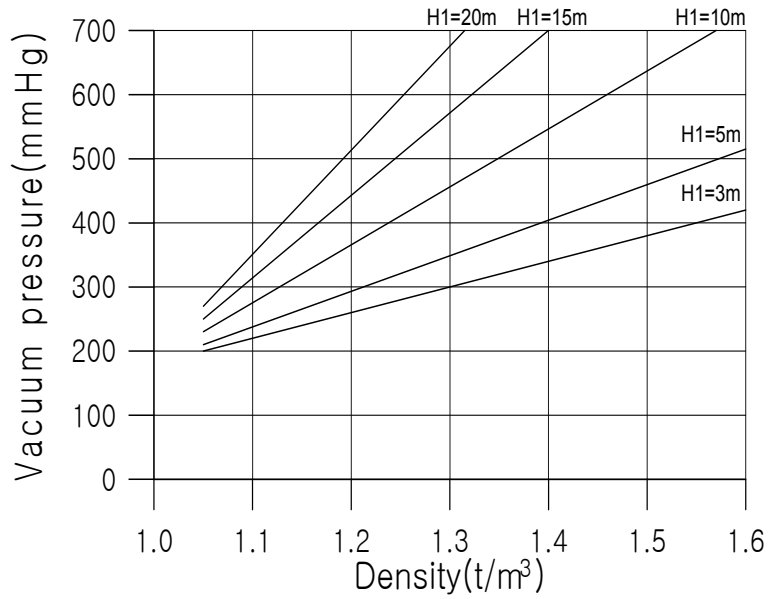
마) 진공흡인압송시스템의 처리능력

진공흡인압송시스템의 준설능력은 원지반의 토질(점성토, 실트질, 사질토, 모래), 함수비, 토층두께, 준설심도, 압송거리, 협잡물 등의 요소에 따라 다르나 [그림 3.2.79]~[그림 3.2.81]을 참고하여 산출한다.

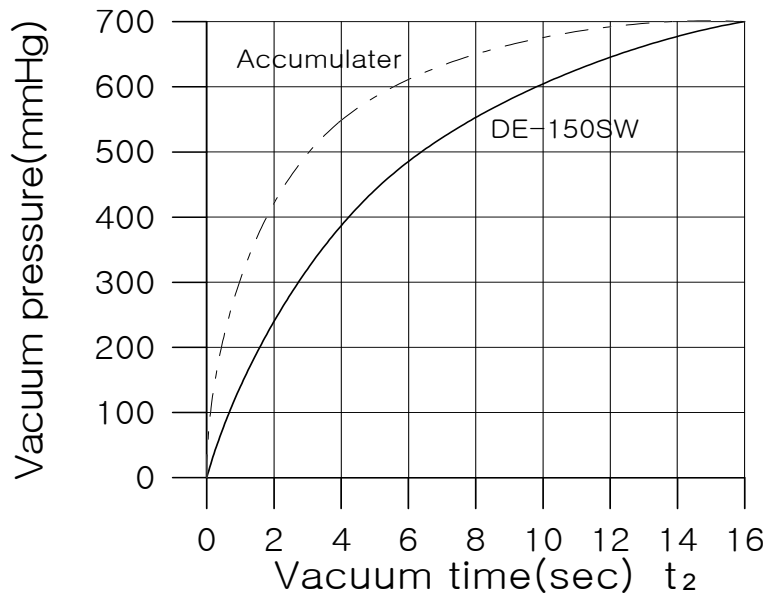
$$\text{처리능력 } Q(\text{m}^3 \text{ hr}^{-1}) = \frac{3,600 \times V}{12 + t_1V + t_2} \times 0.8 \quad (1)$$

여기서, Q : 준설량(m<sup>3</sup>/hr), t<sub>1</sub> : 흡인시간(sec/m<sup>3</sup>) t<sub>2</sub> : 진공흡인 시간(sec)

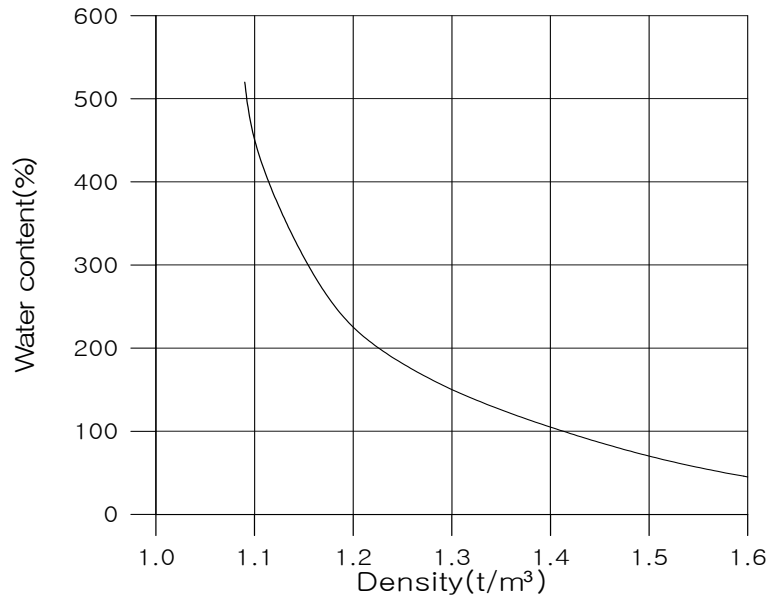
V : 탱크 실용적(m<sup>3</sup>/charge), H<sub>1</sub> : 수심(m)



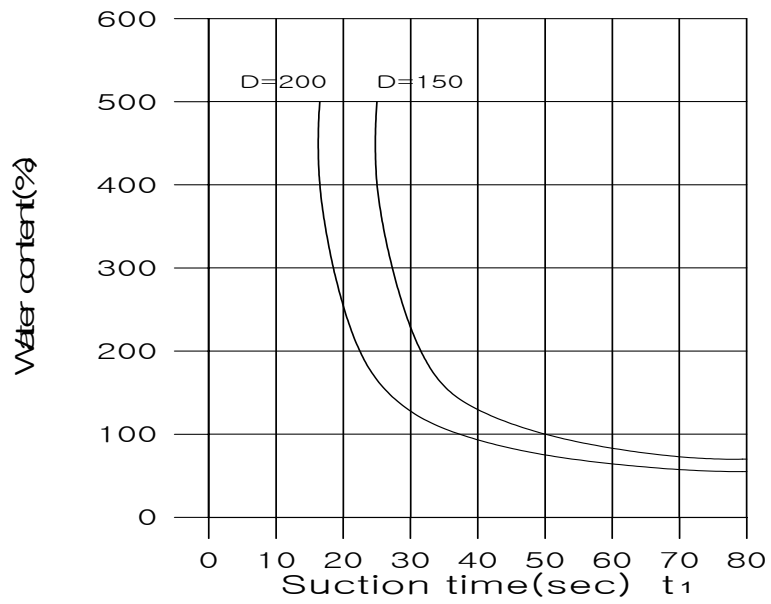
[그림 3.2.25] 습윤밀도와 진공압



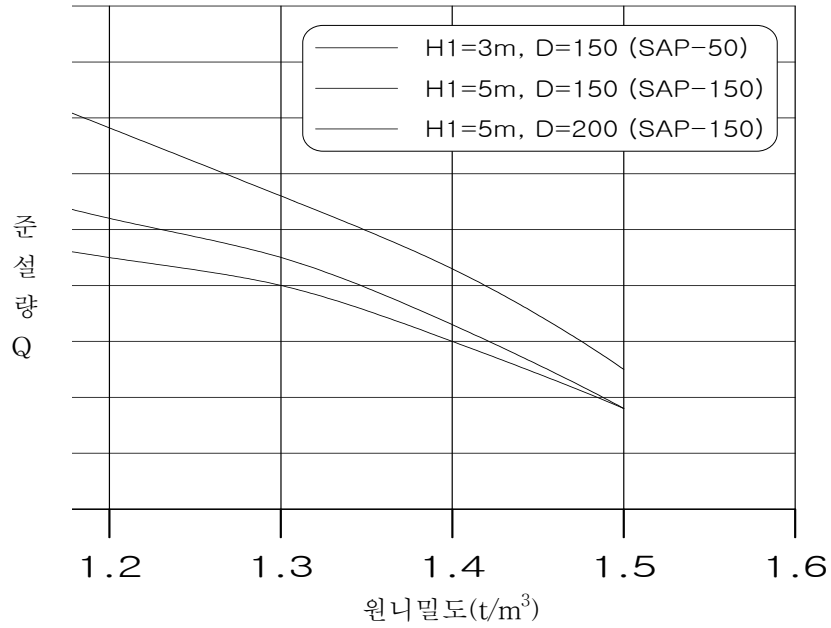
[그림 3.2.26] 진공흡인시간( $t_2$ )과 진공압



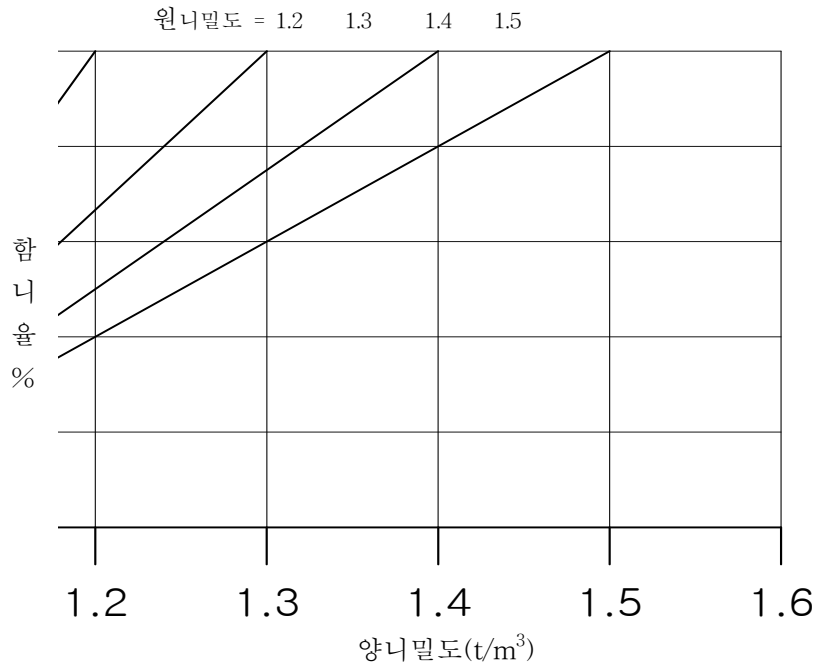
[그림 3.2.27] 습윤밀도와 함수비



[그림 3.2.28] 흡인시간( $t_1$ )과 함수비



[그림 3.2.29] 원니밀도와 준설량과의 관계

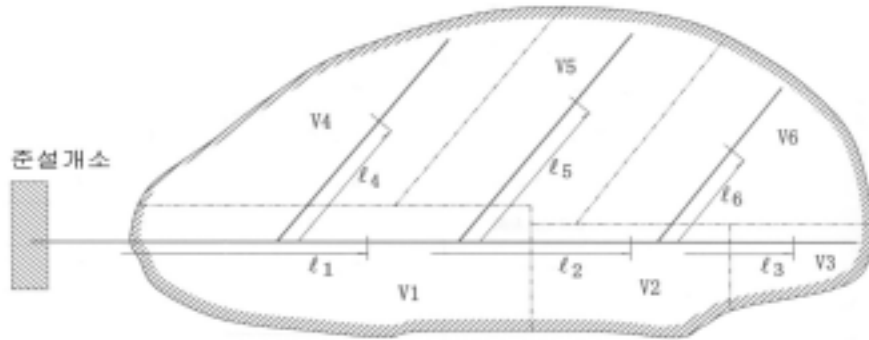


[그림 3.2.30] 양니밀도, 원니밀도, 함니율 관계

### 바) 준설토량과 압송거리

준설토량은 자연퇴적물의 용적을 기준으로 나타내며, 그 수량은 계획단면에 대한 토량과 저면여굴두께, 사면여굴폭을 고려한다.

평균압송거리는 압송관 포설계획을 [그림 3.2.31]과 같이 가정하여 간선 및 지선을 적당한 블록으로 구분하여 각 구분마다의 압송선으로부터 처리장소 압송관 중심거리  $\ell_1, \ell_2, \ell_3 \dots \ell_n$  과 각 구분마다의 사토량  $V_1, V_2, V_3 \dots V_n$ 을 구하여 산출하며 평균압송거리  $L = \sum(\ell_i \times V_i) / V_n$ 이다.



[그림 3.2.31] 압송관 배치도

진공흡입식 준설 공법에 대한 결과를 요약하면 다음과 같다.

- ① 진공흡입압송공법은 원지반에 밀착되어 선택적으로 오니토만을 흡입할 수 있는 드럼어태치먼트 중앙부에서 진공압으로 퇴적오니를 흡입하므로 오니의 수중확산 등의 2차오탁을 방지할 수 있다.
- ② 흡입압송기술을 적용한 내수면 준설은 원지반 토질성상에 따라 65~85%의 고탍니율, 저함수비로 준설하므로 여수처리시설 등을 위한 부지를 최소화할 수 있어야 하며, 수저에서 처리장까지 일괄공정에 의해 밀폐관을 통해 압송하므로 악취발생 또는 오니를 확산시키지 않아 도심지의 하천, 호수 등의 퇴적오니준설에 적합한 것으로 사료된다.
- ③ 내수면 수질개선차원에서 최종처리의 공정을 최소화할 수 있는 고탍니율, 저함수비의 준설이 가능한 장비가 매우 효과적이라고 판단된다.



### 마. 진공흡입시스템을 이용한 퇴적물 제거와 수질개선 효과

수저 퇴적물 제거에 따른 수질개선효과를 조사하기 위하여 시범 대상지인 신구저수지에서 진공흡입 시스템을 이용하여 2003년 7~8월경 15일 동안 저수지 퇴적물 제거를 실시하였다. 저수지 퇴적물 제거를 통하여 수질개선효과와 이 공법을 국내 최초로 적용함으로써 우리나라 농업용 저수지에 적용하기 위한 제반 문제점 개선을 통하여 퇴적물 제거의 경제성과 실용화에 촉진하고자 한다.

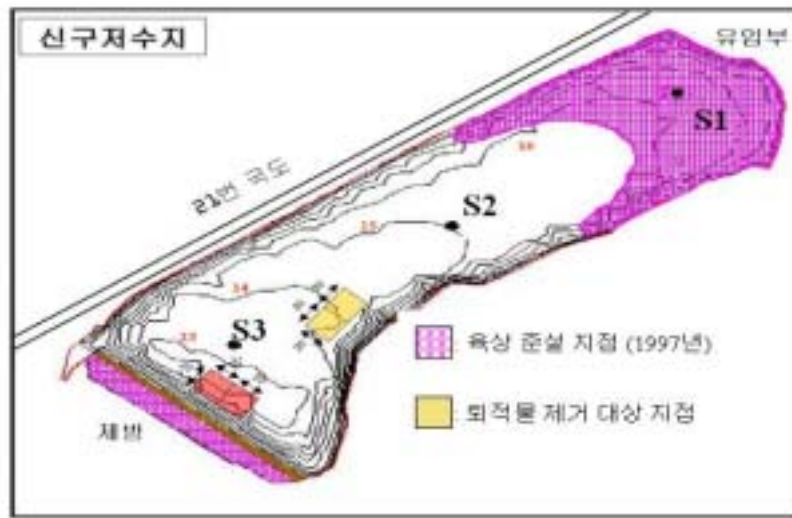
청초호, 팔당호 등지의 수저퇴적물 기준에 의거 적용 가능한 퇴적물 항목인 강열감량과 T-N, T-P 농도와 진공흡입 시스템의 준설심도를 고려하여 신구저수지의 중앙부를 퇴적물 제거대상지역으로 선정하였다.

#### 1) 시범대상지 조사

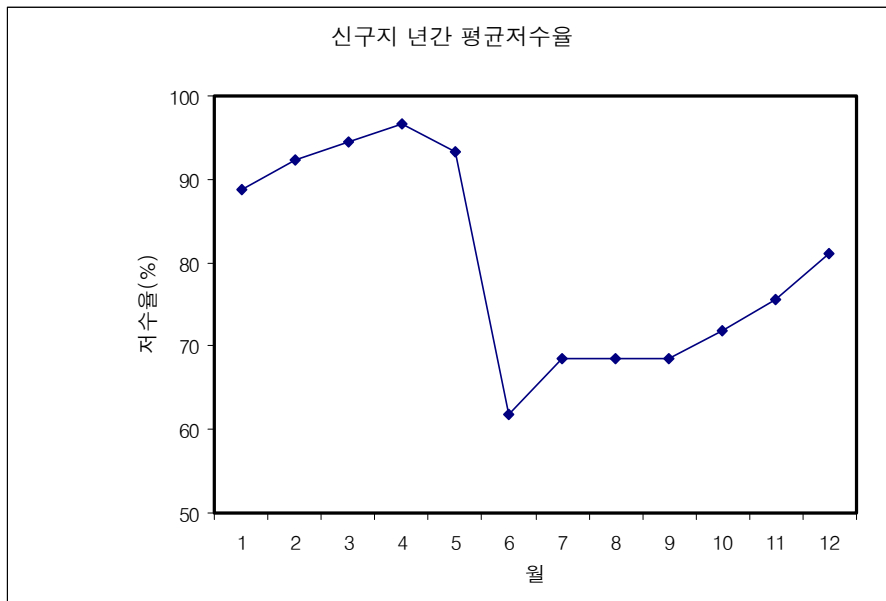
##### 가) 신구저수지 유역특성

신구저수지는 충남 보령군 주산면 소재지로 보령시와 서천군의 경계에 위치하고 있다. 유역은 200~300m 내외의 구릉지이며, 완만한 지형인 임야가 전체 유역면적의 50%를 차지하고 있다. 유입하천은 유역면적이 협소하여 유하거리가 짧은 소하천이 여러 갈래 유입되며, 주요염원은 구산마을의 소규모 축산농가의 미처리된 축산폐수로 총 BOD발생부하량의 75.0%를 차지하고 있다.

신구저수지의 유효수심(ST/WS)은 3.6으로 다른 저수지에 비하여 낮은 수심이다. 초음파 수심계를 사용하여 수심을 측정한 결과 [그림 3.2.?]와 같이 제당부근 가장 깊은 지점으로 수심 6.0 m이며 유입부에는 3.0 m으로 평균 4.0 m이다. 2002년 저수율변화에서 [그림 3.2.?]와 같이 6월 60%을 가장 낮은 저수율이며 평균 80%이상 저수율을 유지하고 있다. 1997년도 내용적 확보를 위하여 준설한 적이 있으나, COD와 Chl-a의 변화추이를 볼 때 준설에 의한 수질개선은 나타나지 않고 있다.



[그림 3.2.32] 신구저수지 수심도와 준설지역



[그림 3.2.33] 신구저수지 저수율 변화(2002년)

나) 오염원 및 수질현황

2002년 전·후반기 조사결과 COD는 각각 10.0 mg L<sup>-1</sup>, 11.1 mg L<sup>-1</sup>로 호소수질 환경기준 V등급이상으로 농업용수 수질환경기준인 IV등급을 상회하고 있다 [표 3.2.7][표 3.2.8].

[표 3.2.80] 신구저수지의 오염 부하량(2002년) (단위 : kg day<sup>-1</sup>)

구 분	점 오염원						비점오염원					계	
	생활계 (인)	축산계(두)			산업계 (m <sup>3</sup> day <sup>-1</sup> )	소계	토지현황(ha)						
		한우	젓소	돼지			전	답	임야	기 타	소계		
원수	291	164	25	1,165	0		28	82	125	20			
발 생 부 하 량	BOD	14	11	3	37		65	0	2	1	0	3	68
		20.6%	16.2%	4.4%	54.4%		95.6%		2.9%	1.5%		4.4%	100%
	T-N	4	7	2	17		30	3	5	3	0	11	41
		9.8%	17.1%	4.9%	41.4%		93.2%	7.3%	12.2%	7.3%		26.8%	100%
T-P	0	1	0	4		5	0	1	0	0	1	6	
		16.7%		66.6%		83.3%		16.7%			16.7%	100%	

\*자료 : 농업용수 수질오염원조사 종합보고서, 2002년

[표 3.2.81] 신구저수지의 수질 추이(2002년)

조 사 시 기	수온 (°C)	pH	EC (μs cm <sup>-1</sup> )	DO (mg L <sup>-1</sup> )	BOD (mg L <sup>-1</sup> )	COD (mg L <sup>-1</sup> )	T-N (mg L <sup>-1</sup> )	T-P (mg L <sup>-1</sup> )	SS (mg L <sup>-1</sup> )	Chl-a (mg m <sup>-3</sup> )	저수율 (%)
02.04	14.9	8.0	173	7.2	3.1	10.0	1.615	0.113	21.7	41.5	42
02.11	10.0	7.7	184	11.6	4.5	11.1	2.520	0.091	17.0	45.0	93

\*자료 : 농업용수 수질오염원조사 종합보고서, 2002년

#### 다) 신구저수지 수질 및 퇴적물 특성

신구저수지의 수질 및 퇴적물이 이화학적 특성을 파악하기 위하여 저수지 유입부, 중간부, 말단부에서 각각 수질시료와 퇴적물 시료를 채취하여 분석한 결과는 [표 3.2.1][표 3.2.2]와 같다. 조사시기는 11월로 비강우기이며 상류유역의 농경이 거의 일어나지 않는 시기로 외부의 유입부하가 없는 평수기였다.

수질의 특성은 수심이 얇은 유입부와 수심이 깊은 저수지 중간 및 말단부의 비교에서는 유입부가 약간 양호하였으나 큰 차이를 보이진 않았다. 평균적으로 호소 수질환경 생활환경 항목에 대한 4등급기준으로 COD와 SS 항목을 제외한 항목들은 4등급을 만족하고 있었다. 수질 항목중 3지점평균 총질소의 농도는  $2.4 \text{ mg L}^{-1}$ 이며 이중 무기질소형태인 질산성, 아질산성, 암모니아성 질소의 합인 무기질소 농도는  $1.4 \text{ mg L}^{-1}$ 이고 유기질소는  $1.0 \text{ mg L}^{-1}$ 로 무기질소가 유기질소보다 약간 높게 나타났다. 질소와 인의 비는 유입부가 32, 중간부가 28, 말단부가 25로 아래로 갈수록 약간씩 감소하는 경향을 보였고 평균 28로 비율이 16이상으로 나타나 수질 평가에 있어 질소기준은 적용하지 아니하는 수질 상태를 보였다.

퇴적물의 입도 특성은 미농무부(USDA) 입경 분류기준에 따라 모래, 미사 점토 성분을 각각 분석하고 삼상의 조성비에 따라 토성을 판단하였다. 저수지 상류부는 모래가 57%로 사양토로 분류되었고 중간부와 말단부는 세립질입자의 함량이 높아져 미사함량이 각각 71%, 57%로 토성은 미사질양토로 분류되었다.

퇴적물의 화학적 특성 중 강열감량과 유기물함량은 각각 평균 9.4%, 4.0%로 나타났으며, 가연성물질중 유기성 성분이라고 판단될 수 있는 강열감량과 유기물함량의 비는 유입부가 0.50이었고 중간부와 말단부가 0.41로 아래로 갈수록 유기성분의 절대량으로는 축적이 일어나만 유기성분의 지속적인 분해로 강열감량과 유기물함량의 비는 낮아졌다. 또한 일반적으로 생물체의 C/N/P는 100/10/1로 나타나는데 현재 신구저수지 퇴적물의 C/N는 평균 10.4로 일반 유기물의 C/N와 유사하였으나 N/P는 평균 2.7로 2배이상 높게 나타났다. 이는 유입된 SS성분 자체가 인성분을 흡착한 상태로 유입되었거나 또는 유입 퇴적후 수체의 용존인성분이 토사에 흡착된 것으로 판단된다. 또한 총인함량은 아래로 갈수록 증가하지만 유효인산의 함량이 감소하고 쉽게 용출될 수 있는 산가용성 인성분인 유효인산과 총인의 비가 아래로 갈수록 감소하는 것은 아래지점이

세립질 성분이 많은 토성을 가지고 있고 유하되면서 수체로 가용성은 용해되고 상대적으로 흡착이 강한 분별(fraction)이 높아진 것으로 판단된다.

종합적인 수질과 퇴적물의 항목간의 농도변화로 보아 수심이 얇은 상류에서는 입자가 큰 조립질입자가 퇴적되고 하류로 갈수록 세립질 입자가 퇴적되며 토사의 유하가 진행되면서 인성분은 가용성성분이 수체로 용출되며 이로 인하여 수체의 질소 무기성분과 함께 식물성 플랑크톤 증식에 영양염으로 공급되어 클로로필 함량이 높아지는 경향을 보이며 무기성 질소성분은 감소되고 있다.

퇴적물 제거기준은 일반적으로 유기물이나 영양염류 등에 의해 오염된 유기 오염퇴적물에 대하여 용수이용목적이나 자연환경적인 특성을 고려하여 단위 사업별로 퇴적물 제거기준이 설정되므로 전국적으로 적용되는 기준 개발 사례는 없으나 우리나라의 청초호, 팔당호 등지의 수저퇴적물 기준에 의거 적용가능한 퇴적물 항목인 강열감량과 총질소, 총인 농도를 고려하면 신구저수지의 말단부는 제거대상 퇴적물로 분류될 수 있다.

[표 3.2.82] 신구저수지 퇴적물 분석 (2002. 11.20)

분 석 항 목		측정지점			준설기준 (팔당호)
		S - 1	S - 2	S - 3	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	57.0	24.0	36.0	
	Silt %	41.0	71.0	57.0	
	Clay %	2.0	5.0	7.0	
	토 성 Texture	SL	SiL	SiL	
산 도	pH H <sub>2</sub> O (1:2.5)	6.1	5.8	5.9	
유 기 물	(%)	2.06	4.34	5.46	
유효인산	Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm	48.55	31.58	31.33	
총 인 산	(mg kg <sup>-1</sup> )	434.6	953.8	1087.5	<1,100
총 질 소	(mg kg <sup>-1</sup> )	1044.0	2396.2	3149.0	<800
강 열 감 량	%	4.1	10.7	13.4	<7.0

[표 3.2.83] 신구저수지 수질 분석 (2002. 11.20)

성분	측 정 지 점									수질환경기준 호소Ⅳ급
	S - 1			S - 2			S - 3			
수심(m)	0.4	1.2	1.6	0.5	2.1	4.1	0.6	2.6	5.4	
온 도( C )	7.32	7.07	7.11	7.17	6.93	4.10	7.18	6.75	6.82	
EC(uS cm <sup>-1</sup> )	154	155	154	153	153	154	154	156	155	
pH	8.14	8.10	7.99	8.39	8.11	7.30	8.63	8.06	7.62	6.8~8.5
COD(mg L <sup>-1</sup> )	9.9			11.6			10.8			<8.0
T-N(mg L <sup>-1</sup> )	2.157			2.517			2.501			<1.0
NO <sub>2</sub> -N(mg L <sup>-1</sup> )	0.017			0.016			0.017			
NO <sub>3</sub> -N(mg L <sup>-1</sup> )	0.829			0.856			0.834			
NH <sub>3</sub> -N(mg L <sup>-1</sup> )	0.542			0.552			0.47			
T-P(mg L <sup>-1</sup> )	0.067			0.09			0.101			<0.1
PO <sub>4</sub> -P(mg L <sup>-1</sup> )	-			-			0.002			
SS(mg L <sup>-1</sup> )	15.6			19.6			20.4			<15
Chl-a	34.1			67.3			81.2			<25

## 2) 진공흡입시스템을 이용한 저수지 퇴적물 회수

### 가) 퇴적물 회수지점

준설지역을 수저 퇴적물의 오염도 평가와 진공흡입시스템의 수심에 대한 제한성을 고려하여 선정하였다. '97년도 준설지역을 제외한 저수지내 중심부 기준으로 3개 지점에 대하여 퇴적물의 오염물질 함량 및 준설 지역을 조사하기 위하여 저수지내 30cm 깊이까지 주상시료를 채취하여 퇴적물의 오염물질 함량을 조사하였다.

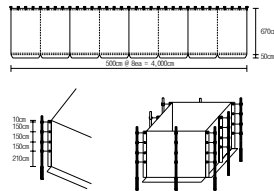
조사결과 [표 3.2.?)과 같이 약 30cm까지는 강열감량은 7.4~10.1%, TN는 2,000 mg kg<sup>-1</sup>이상, TP는 900 mg kg<sup>-1</sup>이상으로 퇴적층의 깊이에 따른 큰 차이는 없었다. 이는 저수지의 준공년도는 1956년도 장기간 퇴적물이 누적된 것을 판단된다. 따라서 저수지의 중심부에서도 퇴적물이 상당히 퇴적된 것을 판단되며, 진공흡입시스템이 적용 가능한 수심을 고려하여 저수지 중심부에 30m × 30m × 80cm 규모로 약 720m<sup>3</sup> 퇴적물을 회수하여 사토장에 처리하였다.

준설에 따른 수질개선효과를 조사하기 위하여 [그림 3.2.34]과 같이 준설지역

에 10m × 10m 펜스를 설치하여 외부로부터 유입되는 오염물질을 최대한 차단하였다. 또한 대조구로 준설하지 않은 지역(미준설)에 준설지역에 설치한 같은 크기로 펜스를 설치하였다.

[표 3.2.84] 준설지점 심도별 퇴적물 분석

분 석 항 목		측 정 지 점					
		S - 1		S - 2		S - 3	
		0cm	30cm	0cm	30cm	0cm	30cm
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	36.0	17.0	26.0	35.0	32.0	38.0
	Silt %	56.0	72.0	66.0	56.0	58.0	49.0
	Clay %	8.0	11.0	8.0	9.0	10.0	13.0
	토 성 Texture	SiL	SiL	SiL	SiL	SiL	L
산 도 pH H <sub>2</sub> O (1:2.5)	5.3	4.8	5.1	5.0	4.9	4.6	
유 기 물 (%)	1.31	3.49	3.90	3.26	4.19	4.06	
유효인산 Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm	39.18	24.36	44.07	25.84	31.44	28.31	
총 인 산 (mg kg <sup>-1</sup> )	1060.3	816.9	927.9	878.1	1064.5	1098.0	
총 질 소 (mg kg <sup>-1</sup> )	2465.2	2254.0	2501.3	2324.7	2595.2	2824.3	
강 열 감 량 %	10.1	7.4	9.3	8.2	8.6	9.5	



[그림 3.2.34] 준설에 따른 수질개선효과조사를 위한 펜스

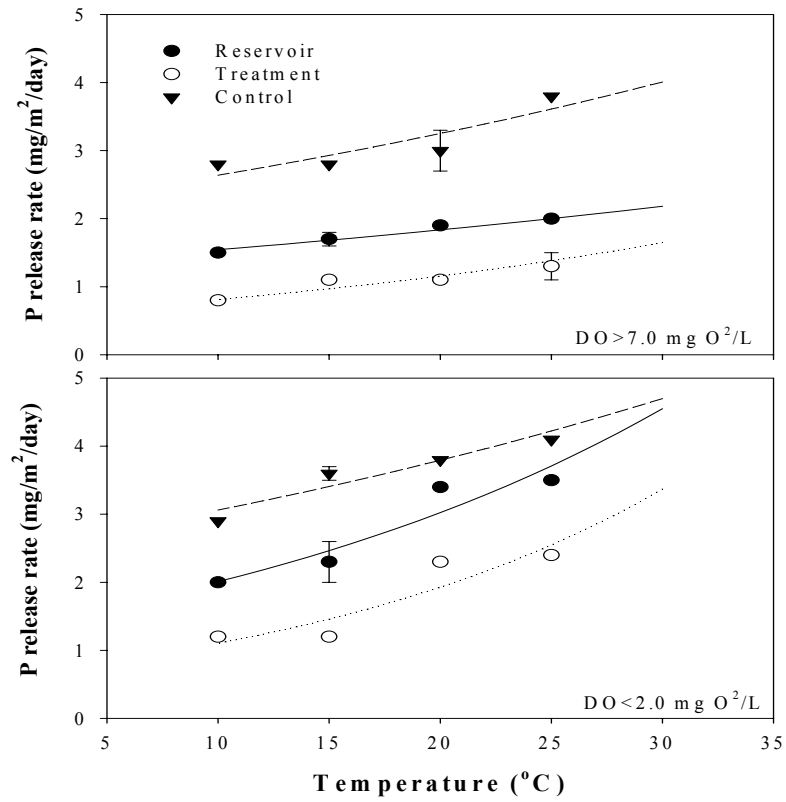
### 나) 퇴적물 제거에 따른 인용출 저감효과

퇴적물에서 인의 용출은 생물학적, 화학적, 물리화학적 여러 요소들이 복합적으로 반응하여 일어난다. 퇴적물에 침전되어 있는 인의 형태는 외래성 유기물 및 무기물에 포함된 인과 자생성 유기물에 함유된 인, 자생성 무리화합물과 결합된 인, 표층수 생물군의 섭취에 의해 제거된 인, 퇴적물 입자에 흡착된 인 등이 있다. 수체에 존재하는 인의 대부분은 퇴적물 내에 있는 간극수에 녹아있는 용존 인 형태이며 인의 이동은 미생물의 분해 작용, 살아있는 세포로부터의 이탈, 세포의 자기분해와 같은 생화학적 반응과 용해, 유리 등과 같은 물리 화학적 과정을 통해 일어난다.

퇴적층으로 부터의 인 용출은 DO, pH, 온도 등의 변화와 용해된 영양소의 농도, 퇴적된 sediment의 양, 수층의 깊이 그리고 입자의 종류 등에도 영향을 받는다. 또한, 퇴적층내의 중금속 농도 및 sediment 표면의 미생물의 활동과 퇴적물 입자의 크기(Yan Pui Samuel To, 1974) 그리고 본 연구에서 나타난 결과와 동일하게 수중에서의 DO 농도는 퇴적층과 수층간의 인 흡착 및 용출에 상당한 영향을 끼치는데 하천이나 호소에서 DO가  $1.5\text{mg L}^{-1}$  이하로 떨어질 때 인 용출이 증가하는 것으로 알려져 있다 (Fillos and Molof, 1972).

20°C 조건에서 DIP로 측정된 인 용출율은 준설이 이루어진 처리구에서 대조구나 호내에서의 인 용출율에 비해 낮아, 준설에 따른 내부부하의 감소가 나타났다. 대조구에서의 DIP 용출율은  $3.250\text{mg m}^{-2}/\text{day}$ 으로 처리구( $1.156\text{mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$ )에 비해 3배 정도 높았고, 혐기적 조건에서는 대조구와 처리구에 약 2배 정도의 차이가 있었다[그림 3.2.35][표 3.2.52]. 용존총인 용출율은 호내와 처리구에서 호기성조건에 비해 2배 이상 높았으나, 혐기성 상태에서는 대조구를 제외하고는 큰 차이가 없었다. 용존총인 중 용존유기인의 형태는 식물플랑크톤에 의해 이용 가능한 형태의 인으로서 준설이 이루어진 처리구에서 대조구에 비해 약 2.5배 낮은 인 용출율을 나타냈다.





[그림 3.2.35] 준설 전후의 호내, 대조구 그리고 준설된 처리구에서의 온도와 산소조건에 따른 인 (DIP) 용출율

[표 3.2.85] 온도와 산소 조건에 따른 인 용출율(RT)

	DIP (mg m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )		DTP (mg m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	
	Aerobic	Anaerobic	Aerobic	Anaerobic
Lake	1.834×1.017(T-20)	3.024×1.042(T-20)	3.056×1.032(T-20)	3.761×1.045(T-20)
Treatment	1.156×1.036(T-20)	1.928×1.057(T-20)	1.632×1.017(T-20)	2.419×1.058(T-20)
Control	3.250×1.021(T-20)	3.792×1.022(T-20)	6.121×1.043(T-20)	6.608×1.033(T-20)

### 다) 퇴적물에 의한 기여도 산출

호수에 유입된 인과 유출된 인의 양을 산출하면 여름 기간 중에 호수 바닥으로부터 수계로 실질적인 인 방출이 일어났다는 것을 보여줄 수 있다. 이러한 현상이 다른 호수들에서도 많이 보고되었으며 지금은 얕은 호수에서 유입된 인 부하를 감소시켜도 신속한 호수회복이 일어나지 않게 되는 이유가 퇴적물에서 인이 수계로 유입되기 때문인 것을 알게 되었다. 호수 퇴적물로부터 유입되는 인 유입의 정도는 유입/유출의 차이로 평가될 수 있다. 그러나 입상인 형태의 침전물이 호수로 들어오고 또 나가는 저수지의 경우 순수한 호수 퇴적물에서 수계로 방출되는 양과 반대로 수계에서 퇴적물로 침전되는 양과의 차이를 정확히 산출하기가 어렵게 된다.

그러나 준설의 도입여부를 판단하고자 할 때 주로 유입부하량 대비 퇴적물에 의한 내부용출량의 비로서 퇴적물에 의한 기여도를 산출하여 준설타당성 조사 시 적용하기도 한다. 대청호에서 용출되는 총인부하 산정법에 따라 농업용 저수지 퇴적물의 총인부하량을 산정하였다. 대청호의 경우 유역에서 유입되는 연간 총인 유입량 대비 7.9%의 기여율을 나타낸다고 하였으나, 대청호는 하절기 성층현상이 뚜렷하여 용출된 영양염이 상층으로 이동할 수 없으므로 상층수에 영향을 미치지 못하며, 또한 심층의 년중 수온이 10℃ 이하로 용출율이 더욱 낮아져 제시된 기여율보다 실제적으로는 훨씬 낮아 질 것이라고 추측하고 있다.

농업용 저수지(신구, 청림)의 경우 대청호의 용출율에 비하여 다소 낮거나 비슷하였으나 퇴적물에 의한 기여도는 [표 3.2.?]과 같이 훨씬 크게 나타났다. 이는 또한 수심이 낮은 저수지는 연중 뿐 아니라 일중에도 바람 등에 의해 수층의 혼합이 일어나므로 퇴적물 용출에 의한 영향이 더욱 높아질 것으로 추측되며, 농업용 저수지 중에서도 댐호와 비슷한 특징을 가지는 저수지는 퇴적물에 의한 기여율은 다소 높게 나타나 준설에 의하여 수질개선효과는 있을 것이라 추측된다.

[표 3.2.86] 퇴적물에 의한 기여율 산정

구 분	신구	청림	대청호
저수량(천 m <sup>3</sup> )	388	639	-
저수면적(천 m <sup>2</sup> )	100	90	52.7×103
평균수심(m)	4.0	7.1	30
용출율	협기	4.3	0.6
	호기	1.8	0.6
	그외	1.8	0.3
발생부하량	2,190	365	-
유입부하량	438 <sup>3)</sup>	732)	118,000 <sup>1)</sup>
인용출부하량	77	11	9,299
기여율(%)	18	15	7.9

1) 실측값

2)3) 발생부하량의 20% (용출율 단위 : mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>, 부하량 : kg yr<sup>-1</sup>)

### 3) 퇴적물 제거에 따른 수질개선효과

2003년 7월 상순에는 지속적으로 비가 내렸고, 7월 중순부터 8월 중순 사이에는 강우와 무강우가 며칠씩 반복되었다. 그 이후 8월 19일에 146mm의 비가 내리는 등 8월 하순에는 많은 비가 내렸다. 이에 따라 7월의 강우에 의해 빗물과 함께 유역에 축적되었던 오염물질이 많이 유입되어 저수지의 수질에 영향을 미쳤을 것으로 판단된다. 또한 7월 중순에는 강우와 무강우가 반복되면서 오염물질 유입 및 맑은 날씨가 반복됨으로서 식물성 플랑크톤이 번식할 수 있는 조건이 될 수 있었을 것으로 판단된다. 8월 이후에는 유역에 축적된 오염물질이 거의 없어 유입수의 영향은 적었을 것으로 판단된다.

호소의 부영양화를 나타내는 식물성 플랑크톤량의 지표인 Chl-a를 살펴보면 8월 4일에는 52.5 ~ 72.8 mg m<sup>-3</sup>로서 처리구에 관계없이 OECD의 부영양화기준인 25mg m<sup>-3</sup>보다 높은 값을 나타냈다. 이는 앞에서 언급한 바와 같이 7월 중순에 강우와 무강우가 반복되어 오염물질 유입과 맑은 날씨가 따른 광합성의 반복이 지속되어 식물성 플랑크톤이 증식되었기 때문으로 판단된다. 10월 10일에는 Chl-a농도가 낮아지기는 하였으나, 대조구와 배경구는 각각 44.2, 41.7 mg m<sup>-3</sup>으로서 아직도 OECD의 부영양화기준을 초과하고 있었다. 그러나 준설구는 18.6

$\text{mg m}^{-3}$ 으로서 OECD의 부영양화기준 이하로 낮아졌는데, 이는 준설에 의해 대조, 배경구에 비해 퇴적물로부터의 재용출이 적어 내부생산이 적었기 때문으로 판단된다. 바꾸어 말하면 처리구는 퇴적물로부터 영양염류가 재용출되어 내부생산에 이용되었기 때문에 결과적으로 Chl-a농도가 높아진 것으로 판단된다. 11월 이후에는 대부분  $25\text{mg m}^{-3}$  이하를 나타냈다.

pH의 경우 8월 4일과 10월 10일은 모두 농업용수 수질기준 (호소)인 6.0~8.5보다 높은 값을 나타냈다. 다만 준설구의 경우 10월 10일에 8.6으로서 수질기준과 비슷한 값을 나타냈는데, 이는 Chl-a가 다른 처리구에 비해 낮은 것으로 보아 조류의 발생이 적었기 때문이며 이는 준설의 영향으로 퇴적물이 제거되었기 때문인 것으로 판단된다. 11월 19일과 3월 20일은 모두 농업용수 수질기준을 만족하였다. EC의 경우 시기별로 절대값은 차이가 있지만 같은 시기에는 처리구별 차이가 없었다. 이와 같이 처리구별로 차이가 없는 것은 각 처리구가 완전 폐쇄된 독립구가 아니고 표면을 통해서 물의 유출입이 가능하기 때문에 전체적으로 저수지의 물과 비슷하기 때문인 것으로 판단된다. COD의 경우도 10월 10일에 대조구가  $16.4\text{ mg L}^{-1}$ 로서 다른 시기에 비해 상대적으로 높은 값을 나타낸 것을 제외하고는 EC와 마찬가지로 처리구별로 큰 차이가 없었다. SS의 경우 모두 농업용수 수질기준 (호소)인  $15\text{mg L}^{-1}$ 를 만족하였다. 처리구별 SS농도는 대부분 Chl-a농도가 낮은 준설구가 대조구 및 배경구에 비해 낮은 값을 나타냈다. T-N의 경우 대부분 농업용수 수질기준 (호소)인  $1.0\text{ mg L}^{-1}$  이상을 나타냈으며, 시기에 관계없이 대부분 처리구별 농도차이는 거의 없었다. T-P의 경우는 대부분 농업용수 수질기준 (호소)보다 낮은 값을 나타냈다. 처리구별 농도차이도 적은 것으로 나타났다.

이상과 같이 준설구, 대조구, 배경구의 경우 COD, T-N, T-P의 농도는 비슷한 반면 Chl-a농도는 준설구에서 낮은 것으로 나타나 준설이 부영양화를 방지하는데 어느 정도의 효과가 있는 것으로 판단된다[표 3.2.54][그림 3.2.36].

[표 3.2.87] 신구저수지 준설전후 수질

조사시기	조사지점	pH	EC	COD	TN	TP	PO <sub>4</sub> -P	SS	Chl-a	비고
2003-07-04	배경구	8.7	160	9.6	2.646	0.079	0.001	9.2	58.9	준설전
2003-08-04	준설구	9.78	125	16.4	1.646	0.079	0.006	12.5	57.7	준설시점: 2003. 7.10~25
	대조구	10.08	125	15.2	1.906	0.081	0.002	11.8	52.5	
	배경구	9.82	132	14.8	1.729	0.093	0.006	14	72.8	
2003-10-10	준설구	8.6	75	10.7	1.005	0.091	0.035	3	18.6	
	대조구	9.4	80	16.4	1.721	0.102	0.027	14.1	44.2	
	배경구	9.4	85	9	1.652	0.098	0.029	9.4	41.7	
2003-11-19	준설구	7	90	9.8	1.031	0.066	0.018	3.6	13.6	
	대조구	7	90	10	0.992	0.075	0.011	7.6	16.8	
	배경구	7.2	99	8.8	2.054	0.104	0.011	10.4	34.6	
2004-03-20	준설구	7.2	168	7.2	2.205	0.022	0.007	4	7.9	
	대조구	7.2	166	7.5	2.279	0.028	0.007	4	8.4	
	배경구	8.3	174	8.3	2.355	0.024	-	9.5	18.9	



[그림 3.2.36] 신구저수지 준설 후 수표면 사진(2003년10월10일) 준설구 (준설구역), 대조구(미준설구역)

## 바. 진공흡입시스템의 기술효과 및 개선

### 1) 진공흡입시스템의 기술효과

펌프 준설선은 커터가 부착된 펌프준설선으로 저수지 퇴적지반을 준설하기 위해서는 커터로 1차 교란을 시켜야 하며, 이때 오탁이 발생된다. 일반 펌프준설선은 오탁수와 교란된 토사를 흡인하여 배출하는 시스템이다. 그러나 이 펌프준설선은 개방된 해양과 같은 지역에서 준설하여 매립지에 토출하고 여수를 해양으로 방류하지만 폐쇄 수역인 저수지에서는 1일 준설작업량을 침사지에서 1차 침전 처리한 후 다시 저수지로 방류한다. 1일 작업량을 10,000 m<sup>3</sup>라고 하면 토사의 함니율이 15~20%정도이므로 나머지는 여수로서 방류해야하는 문제점이 있다. 다시 말하면 중간처리시설 및 침사지 용량이 10,000m<sup>3</sup>이상 되어야 하며, 공기내에 연속적으로 작업을 하기 위해서는 대규모의 침사지가 설치되어야 한다.

예전에는 이러한 문제가 묵인되었지만 최근에는 환경문제로 이와 같은 문제가 용인되지 않아 펌프준설선을 적용하는 것은 문제가 있다고 판단되며, 특히 ‘저수지준설사업관리(농림부)’에서도 퇴적물 준설은 공기를 제한하지 않고 있는 것도 이와 같은 맥락에서이다. [표 3.2.2]에서 제시한 바와 같이 펌프준설방식으로 퇴적물 제거시 부유물질에 의한 2차 오염도가 일어나고 있음을 알 수 있다. 따라서 펌프준설선을 적용하여 퇴적물 준설을 실시할 경우 오탁방지막 등 부유물질에 대한 대비책이 마련되어야 할 것이다. 만약 진공흡입식 준설공법을 적용할 경우 펌프준설시보다도 여수가 발생하는 양은 1/10정도의 규모로 볼 수 있으며, 준설 시 오탁발생이 되지 않고 적당한 침사지 규모로서 가능하므로 연중 준설시에도 적은 중간처리시설 및 침사지 확보만으로도 가능하지만, 작업능력이 펌프준설선보다 적기 때문에 충분한 공기가 주어져야 한다.

[표 3.2.88] 펌프준설과 진공흡입식 준설의 오탁발생비교(단위:NTU)

측정지점	진공흡입식				펌프준설		
	수심(cm)				측정지점	수심(cm)	
	50	100	200	300		표층	심층
하류 5m	22.1	22.6	23.5	83.2	준설지점	220	226
하류 50m	20.0	25.5	30.7	33.8	하류 300m	183	172
상류 50m	19.8	23.0	27.6	4.3	하류 600m	209	203

종래 항만이나 하천에 퇴적된 퇴적물 준설은 일반적으로 펌프준설선이나 그레브 준설선에 의해 시행하여 왔으나, 펌프준설의 경우 퇴적물과 동시에 대량의 물이 흡입되어 대규모의 처리장소와 여수처리 설비를 필요로 하며, 또한 그레브 식은 준설 시 오탁발생문제 및 대량처리 곤란 등의 문제가 있다. 이러한 관계로 현재는 퇴적물을 가능한 여수 없이 퇴적 상태 그대로 준설·운반 가능토록 함을 물론 주변 수질악화 방지도 가능한 준설기술이 개발되고 있다.

농업용 저수지의 수심, 사토장까지의 거리, 공사비 등 현장여건 및 작업조건상 토운선이 결합된 그레브, 디퍼, 버킷준설선을 사용할 경우 별도의 압송장치가 필요하게 되어 부가되는 장비의 조합으로 인하여 공사비의 증가요인이 된다.

소형 펌프준설선은 분해·조립 및 육상이동이 가능하나 운송비용이 과다하며 저농도 고풍수비로 준설하므로 여수처리시설(침사지)의 부지가 대규모이어야 하며, 연중 수중준설 시에는 부지확보문제가 있다. 환경적인 면을 고려해도 소형 펌프준설선으로 준설할 경우에는 오탁수의 발생량이 많아지므로 내수면의 폐쇄수역 수중준설의 경우에는 특히 오탁 발생을 최소화할 수 있는 대책이 마련되어야 한다. 만약 퇴적층에 실트성분이 많아 부유물질의 확산을 제어할 수 없을 정도라면 부유물질 발생이 적은 퇴적물 전용준설공법이 적합하다.

일반적으로 퇴적물부터 영양염류 용출은 온도, 호기도 및 산화환원전위 등의 제반조건들의 영향을 받으므로 영양염류 용출에 관여하는 퇴적물은 표층에 해당된다. 따라서 수질개선대책의 일환으로서 이루어지는 수중준설에서는 어떻게든 표층 퇴적물을 넓게 제거하는 것이 바람직하다. 그러나 국내외 준설사례에서 볼 수 있듯이 유입부의 오염부하 저감 방안 없이 퇴적물 준설만으로는 수질

개선 효과가 미흡하다. 따라서 유입부의 수질을 개선한 후 저수지 준설공법을 검토하여야 한다.

하천의 수질개선을 위해 수질정화공법이 이미 국내에서 적용되고 있다. 저수지 유입부에서 가장 문제가 되는 것은 축산폐수와 농경지 배수를 꼽을 수 있다. 축산폐수는 유기물이 거의 대부분으로 차지하기 때문에 수계에 유입되면 미생물들이 활발히 활동하여 유기물들을 소모하고 그로 인하여 미생물들이 산소를 소모하기 때문에 물속에 존재하는 산소가 고갈되어 물은 쉼게 된다. 더구나 축산분뇨는 악취를 발생하며 위생상 좋지 않는 병원균들을 발생시킬 수 있어 축산폐수에 대한 관리가 더욱 필요하다. 또한 유기물이 질산화 과정을 거쳐 질산성 질소( $\text{NO}_3\text{-N}$ )를 발생하므로 저수지에 유입되면 부영양화를 초래하는 원인이 되기도 한다. 현재 축산폐수는 환경관련법으로 관리하여 축산분뇨처리시설을 농가에 설치하여 운영하고 있지만 그것만으로는 부족하다. 또한 비점오염원이기도 한 농경지 배수는 식물의 부산물과 비료성분이 많이 포함되어 있어 저수지에 유입되면 영양분이 증가하여 부영양화를 발생하며 유기물이 분해하여 산소를 소모하므로 수질을 악화시킬 수 있다. 이에 따라 저수지 자체를 준설하여도 유입부의 수질이 나빠지기 때문에 준설효과가 미비하므로 수질정화시설이 도입이 되어야 한다. 물론 저수지 준설도 같이 병행되어야 한다. 저수량 확보와 수질개선에 좋은 효과를 나타나기 때문이다.

농업용 저수지에 수중준설사업을 실시할 경우 다음과 같은 조건에 적합해야 할 것이다.

- 농업용 저수지는 체류시간이 긴 정체성 수역형태를 가지고 있어 수중준설에 의한 호내 또는 현장 주변에 퇴적오니 부유 및 확산으로 인하여 농업용수로서 수질에 영향을 미치지 않아야 하며, 악취 발생 우려가 없어야 한다.
- 저수지 수저퇴적물의 표층 퇴적오니 제거효율이 높고, 저수지내 준설선의 자체 이동성을 가지고 있어 연속작업이 가능해야 하며, 작업의 효율성이 높아야 한다.
- 고농도 저함수비의 퇴적토사 및 오니상태로 회수되어 침사지(처분장)의 용적을 최소화할 수 있어야 하며, 침사지(처분장)까지 퇴적오니의 장거리 압송이 가능하여야 한다.
- 농업용 저수지는 내륙에 위치해 있어 준설장비 전체를 소형화하는 동시에 각 부분별로 분해가 가능한 형태로 구성되어 있어 육상운송이 용이해야



하며 좁은 장소에서도 조립·분해가 가능하여야 한다.

## 2) 진공흡입식 시스템의 개선

하천, 항만, 호소 댐 등의 퇴적층의 측량이나 천심측량의 시공관리 측량 환경 조사에 따른 측량의 지원장치로서 작업의 신속화와 고정밀 초음파 기술을 응용한 퇴적물 측정탐사장비를 이용하여 제거해야 할 심도와 위치를 현장에서 시행하는 과정에서 수정 변경할 수 있었다. 주요 측정항목은 측정심도, 퇴적물의 두께, 토질의 성상, 심도범위, 바닥의 굴착상황 등을 실시간으로 측정하여 한눈에 확인할 수 있도록 단면그래픽을 작도할 수 있기 때문에 시공관리에 매우 효과적이다. 시범대상지인 신구저수지에서도 이 장비를 사용하여 퇴적물을 측정된 결과 수심과 퇴적층의 심도를 시각적으로 확인할 수 있어 제거해야 할 퇴적량과 지점을 예측 및 실시간으로 확인이 가능하기 때문에 매우 효과적인 시공을 할 수 있었다.

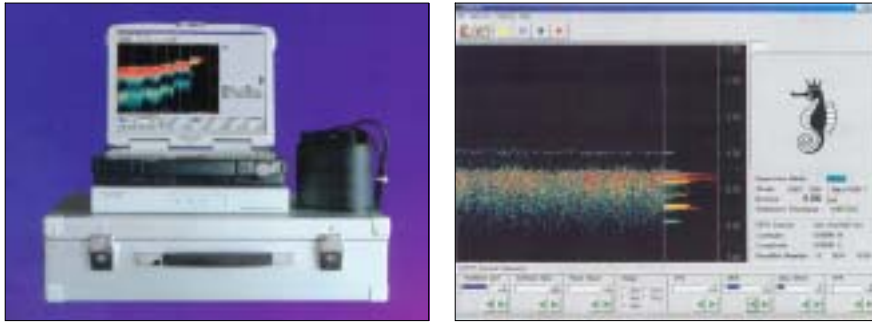
그러나 수중준설을 시행하는 과정에서 점토 및 실트질 함유량이 많은 퇴적물을 회수할 경우 수분함량 평균이상이 되어 실제 제거하고자 하는 퇴적물에 비하여 수분함량이 많이 다소 효율이 떨어지는 경우가 있었다. 따라서 준설 대상지반의 토질을 분석하여 사질토이면 드럼 어태치먼트를 밀폐형 그래브로 교체하여 공기압송시스템 방식으로 준설하고, 점토 및 실트질토이며 진공흡입압송시스템으로 준설할 수 있도록 시스템을 개선하였다. 이는 퇴적물의 성분과 관계없이 일률적인 방법을 응용하는 것보다 토질 성질에 적합하도록 구조를 개선함으로써 작업의 효율성을 높일 수 있었다.

또한 사질토를 준설할 경우에는 토립자의 비중이 크기 때문에 특히 자갈이 많이 포함된 퇴적물일 경우 무게에 의하여 밖으로 토출되지 않고 압송탱크에 존재하게 된다. 준설토가 완전히 배출되지 않을 경우 탱크의 하부에 쌓이게 되어 토출효율을 저하시키고 경우에 따라서는 막힘 현상이 준설 시공과정에서 발생하는 경우가 종종 있었다. 이러한 문제점을 해결하고자 기존에는 상부에 있는 배출구를 하부에 설치하므로서 준설토가 원활히 배출되어 시공의 효율성을 높였다.

### 가) 퇴적물 탐사 및 시공관리시스템 도입

퇴적물 준설의 설계, 시공을 하기 위해서 [그림 3.2.37]와 같은 탐사장비를

활용하여 퇴적된 오니의 분포상황, 심도, 성상 등을 파악할 수 있었다. 이는 준설 전과 준설 후의 데이터를 비교함으로써 수중준설효과를 확인할 수 있는 시공관리시스템으로서 오염된 퇴적물만을 효율적으로 제거하는데 활용하였다. 이 장치는 화상 데이터로서 출력되며, 퇴적오니의 분포위치를 정확히 알 수 있도록 GPS로 측정위치 데이터도 기록되므로 퇴적오니의 회수 및 잔류상황을 확인할 수 있다.

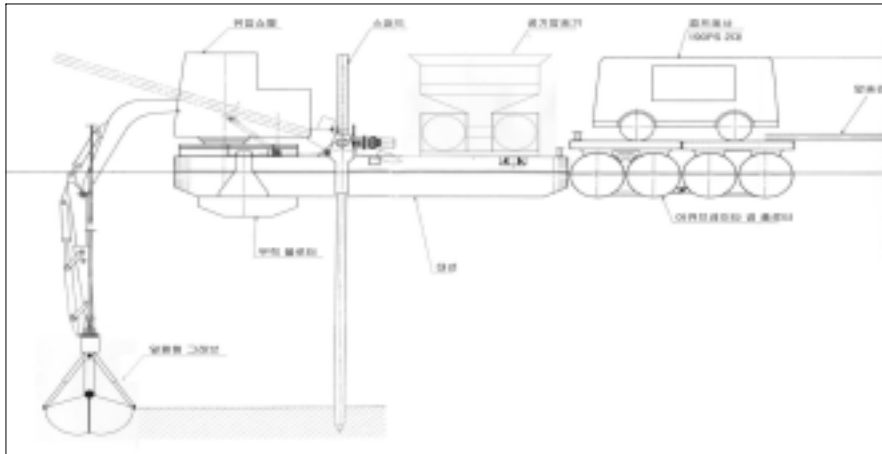


[그림 3.2.37] 수저퇴적물 탐사장비 및 모니터 결과화면

#### 나) 퇴적물 성상별 장비조합 개선

퇴적물의 성상에 따라 준설처리능력은 점토 및 실트질, 또는 사질토에 따라 다소 차이가 있다. 따라서 대상저수지의 시험시공을 결과를 토대로 퇴적물의 입도조성을 분석한 결과, 조립토사가 많이 함유되어 있었으며, 기존의 시공실적에서 나타난 퇴적물에 비하여 장비의 효율이 다소 감소하는 경향을 보였다. 따라서 [그림 3.2.?)와 같이 퇴적토사에 따라 적용할 수 있는 진공흡인방식의 드럼어태치먼트와 비흡인방식의 밀폐형 그래브를 적용하여 공기압송기로 압송함으로써 시공효율의 감소문제를 개선하고자 시도하였으며 밀폐형 그래브를 적용할 경우에는 약간의 오탐발생이 예상된다.

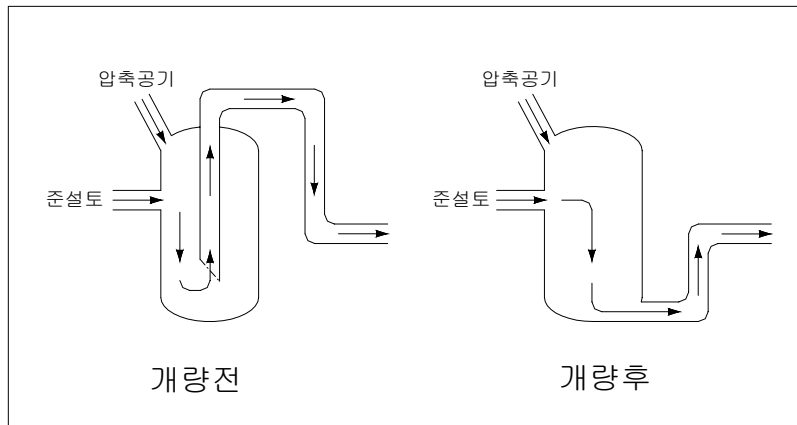
한편 스퍼드의 작동에 사용하는 전기모터를 유압모터로 변경함으로써 동력원인 발전기를 사용하지 않음으로써 공사원가를 저감을 시도하였다.



[그림 3.2.38] 토질에 따른 진공흡입시스템의 드럼 어태치먼트

다) 압송탱크의 기능 개선

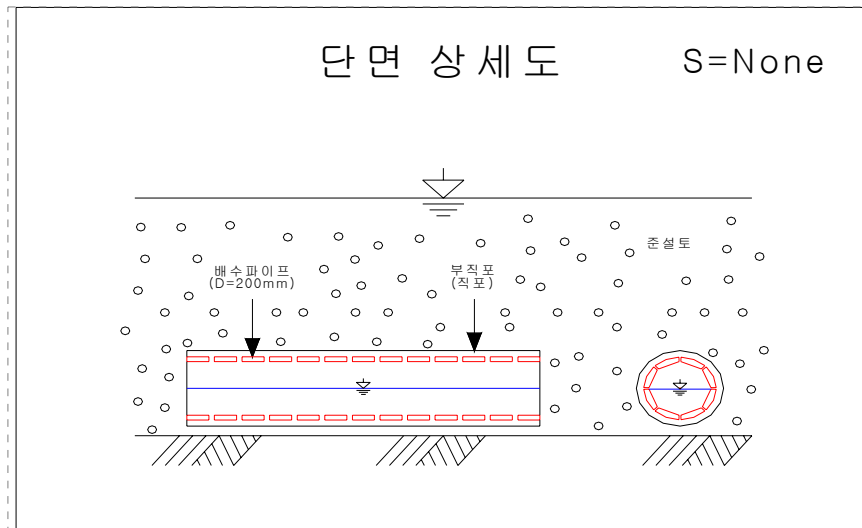
퇴적물이 사질토가 다량 함유되어있을 경우 압송탱크의 하부에 쌓인 퇴적물의 원활한 배출을 위하여 [그림 3.2.]와 같이 압송탱크 배출구 위치를 하부로 옮겨 하부에서 직접 배출되도록 함으로써 압송배출효율이 증가하도록 구조변경을 검토하였다.



[그림 3.2.39] 진공흡입 압송탱크의 개량전후

라) 퇴적물 저면급속탈수시스템 고안

퇴적물의 성상이 실트질 모래일 경우, 1일 준설량 320m<sup>3</sup>을 기준으로 할 때 퇴적물의 적정침사지 용량은 안전율을 고려하여 960m<sup>3</sup>가 필요하며, 침사지의 여유고를 고려하여 30m(L) × 20m(W) × 2m(H) = 1,200m<sup>3</sup>의 용량이 필요하다. 일반적인 준설공사에서는 상향월류방식을 적용하므로 방류기준이상의 오탁수가 저수지 또는 하천으로 방류되었다. 따라서 본 연구에서는 [그림 3.2.?]와 같이 연직침투이론을 토대로 침사지 저면으로 배수시킬 경우 최대 20ppm 이하로 저하됨으로서 2차적인 오탁수발생을 방지할 수 있다. 만일, 퇴적물의 성상이 실트질 점토 또는 실트질 모래일 경우 배수속도가 매우 낮아질 경우에는 압송관의 일정구간을 통한 응집제를 투여하면 매우 급속한 배수가 가능하다.



[그림 3.2.40] 저면급속탈수시스템

### 3절. 화학적 응집제를 이용한 농업용 저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술개발

### 3절. 화학적 응집제를 이용한 농업용 저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술개발

#### 1. 화학적 호수수질개선기술의 타당성 검토

##### 가. 응집제를 이용한 수질정화 사례조사

화학적 응집제는 정수공정에서 탁도를 제거하기 위하여 흔히 사용되고 있으며, 폐·하수의 화학적 처리시 사용하고 있다. 인 제거 능력을 가진 칼슘, 철, 알루미늄의 화학적 응집제를 물에 첨가하면 수중의 인과 부유물을 제거한다. 알루미늄 응집제를 주로 사용하고 있으며, 알루미늄 이온은 수중에서  $Al(OH)_3$  침전을 만들면서 부유물을 공침시키는 성질을 가지고 있다. 또한 인산염과 결합하면 용해도가 낮은  $AlPO_4$ 를 만드는 성질을 가지고 있으므로 부영양호의 수질 개선에 적합하다. 호수에서 인을 침전시키는 방법은 스웨덴의 Långsjön 호수에서 처음으로 시도하였다. 응집제는 낱알 모양의 건조된 황산알루미늄으로 호수 표면에 직접 적용하였다(Jernelöv, 1971). 액체 황산알루미늄을 사용하였을 때 floc 형성이 더 잘된다는 보고가 있고, Peterson et al.(1973)은 미국에서 처음으로 Wisconsin의 Horseshoe 호수에 액체 황산알루미늄을 사용하였다(Cooke et al., 1993). 오늘날 미국과 캐나다에서는 전문적으로 호수에 응집제를 투입하는 시스템도 개발되었다. 국내에서 화학적 응집제를 이용해 호수에 직접 투여하는 기법이 활용되지 않고 있으나 소수의 시험적 사례가 있다.

##### 1) Horseshoe 호수

Wisconsin의 Horseshoe 호수는 미국에서 처음으로 황산알루미늄을 처리한 호수이다. 농경지역과 버터 공장의 직접적인 하·폐수 유입으로 부영양화 되었다. 낙농업의 폐수가 유입되기 전에는 어업을 할 수 있었다. 그러나 1964~66년 겨울어류폐사와 1963~69년부터 해로운 남조류와 수초의 번성으로 호수의 이용도가 줄었다. 1965년 낙농업 공장은 폐쇄되었고, 1970년 Horseshoe 호수는 미국에서 처음으로 황산알루미늄을 처리한 호수가 되었다(Peterson et al., 1973).

황산알루미늄은 1966년에  $140\mu\text{g L}^{-1}$ 인 호수 전체의 평균 총인 농도를 1971년

에  $40\mu\text{g L}^{-1}$ 로 효과적으로 감소시켰다. 1982년에는 심층의 평균 총인 농도가 1966년보다 더 적었지만(Peterson et al., 1973; Garrison and Knauer, 1984), 1991년 6월에  $300\mu\text{g L}^{-1}$ 에서 9월 초에  $975\mu\text{g L}^{-1}$ 로 증가하며 심층의 농도가 매우 높았다. 그렇지만 저질로부터의 인 용출율은 약 21년간 처리 전의 50%를 유지하였다(Welch and Cooke, 1999).

그러나 황산구리를 사용한 후 황산알루미늄을 처리하여 Chl.a의 변화를 제대로 평가할 수 없었다. 낙농업 폐수를 제거한 영향도 황산알루미늄 처리에 의한 영향과 구분할 수 없었다. Horseshoe 호수의 부영양 상태를 개선하기 위해 폐수 유입의 유로 변경 후에 사용한 황산알루미늄 처리의 지속성과 효율성은 불확실하였다.

## 2) Snake 호수

1942년 폐수가 Snake 호수에 유입되자 1942~43년 어류가 집단으로 죽게 되었고 조류가 번성하기 시작하였다. 1964년에 유로 변경을 실시하였지만 조류의 번성은 계속되었다. 1970년에는 희석법을 실시하였고 영양염류가 약간 감소하였다(Borne et al., 1973). 1969년 호수 전체의 평균 총인 농도는  $240\mu\text{g L}^{-1}$ 이지만, 혐기성의 바닥에서는 부분적으로  $2,700\mu\text{g L}^{-1}$ 를 초과하였다. 응집제의 처리로는 1972년에 황산알루미늄과 알루미늄산나트륨을 같이 적용하였다(Garrison and Knauer, 1984).

호수 전체의 평균 총인 농도는  $100\mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였고, 혐기성의 바닥에서는 1973년  $130\mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였다. 유사한 값들이 1982년과 1991년에도 측정되었다. 조류 번성은 부분적인 경우에 의한 하수 유입으로 1982년에도 지속되었다(Garrison and Knauer, 1984). 심층에서 인이 증가하는 비율은 90% 정도 감소하였고 낮게 유지되었다. 황산알루미늄은 19년 동안 저질의 인 용출을 제한하였지만, 부영양한 상태에 대한 황산알루미늄의 영향은 유로 변경에 의한 영향과 구분할 수는 없었다(Welch and Cooke, 1999).

## 3) Pickerel 호수

Pickerel 호수는 평균수심이 2.6m의 얕은 호수로 다순환호이며  $110\text{mg L}^{-1}$ 의 높은 알칼리도를 갖는 호수이다. 표면으로 어떤 유입이나 유출이 없는 자연적인

부영양호이고, 조류 번성과 겨울 어류폐사의 전적을 가지고 있다. 1973년 호수에  $7.3 \text{ mgAl L}^{-1}$ 의 황산알루미늄을 처리하였다. Chl.a와 총인의 농도는 즉시 감소하였지만, 7월에 물의 혼합 후 남조류인 *Microcystis aeruginosa*가 우점하며 심한 조류의 번성이 일어났다. 1972년 여름에  $35 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 평균 총인 농도는 1973년, 1982년, 1991년( $44, 23, 30 \mu\text{g L}^{-1}$ )과 특별한 차이가 없었다.

#### 4) Dollar 호수

Dollar 호수는 작은 이순환호이고 물이끼 무리가 있는 알칼리성의 습지호이다. 부패성의 탱크로부터 흘러나온 폐수로 오염된 도시하수가 심각한 남조류 번성을 더하였다. 부패성 탱크로부터의 유출은 1971~72년에 다른 곳으로 변경하였다. Dollar 호수는 1974년 7월에 9 ton의 액체 황산알루미늄을 처리하였고, 침층에 황산알루미늄 처리를 한 세계 최초의 호수이다. 또한 호수의 표면은 1 ton으로 처리하였다(Kennedy, 1978).

황산알루미늄 처리는 1974년 침층의 총인 농도를 약  $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $230 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 낮추었고, 1980년까지 효과가 지속되었지만, 1981~91년의 자료는 찾을 수가 없다(Welch and Cooke, 1995b). 1991~93년의 침층의 총인 농도는 2~3가지 요인에 의해 1980년보다 증가하였다. 수질 개선에서 황산알루미늄의 중요성은 유로 변경의 영향과는 직접적으로 구분되지 않을지라도, 7월 말 황산알루미늄을 처리하기 전인 1974년 초여름의 표면 총인 농도는 평균적으로  $91 \pm 6 \mu\text{g L}^{-1}$ 를 나타냈다. 이 값은 1973년 여름  $82 \pm 14 \mu\text{g L}^{-1}$ 와 비슷하다. 황산알루미늄을 처리한 후 1974년 표면의 평균 총인 농도는  $24 \pm 3 \mu\text{g L}^{-1}$ 를 나타냈고(Kennedy, 1978), 1993년 표면 총인 농도와 매우 유사하다. 황산알루미늄 처리 후 Chl.a 농도는 감소하였지만, 1992~93년 남조류 군체가 호수 표면에 번성하였다. 이 문제를 제외하고 1993년의 수질은 황산알루미늄을 처리한 다음해인 1975년과 유사하다.

표층 총인 농도의 초기 감소는 호수 표면에 적은 양의 처리를 했기 때문이다. 다음 해에 표층의 낮은 총인 농도는 낮은 외부부하와 침층의 낮은 총인 농도와 관계가 있다. Chl.a 농도는 몇 년간은 지속적으로 감소하였지만, 내부부하로 인해 총인의 농도가 증가하여 17년 후에 다시 증가하였다.

침층의 평균 총인 농도는 1992년과 1993년 사이에 두 배가 되었고, 표면의 총인 농도는 외부부하가 증가한 기간인 18년 후에 증가하였다.



### 5) East Twin과 West Twin 호수

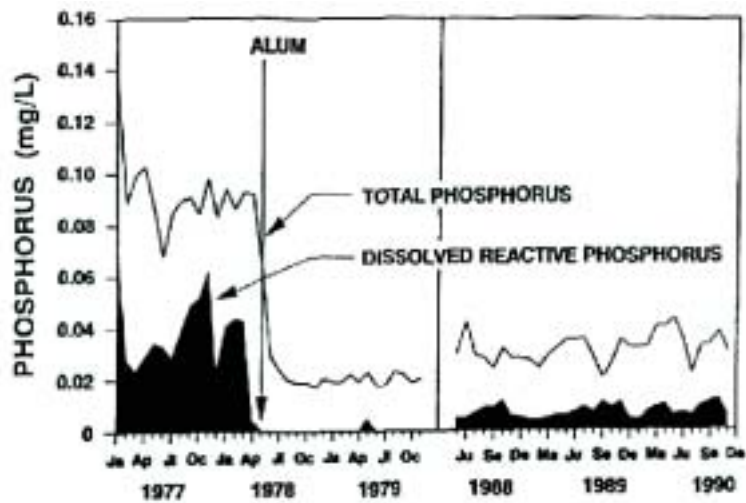
East Twin과 West Twin 호수는 빙하호이고 Dollar 호수와 같이 주거지역과 숲으로 이루어진 유역 안에 있다. West Twin 호수로의 물의 유입은 고지의 연못과 강우, 지하수(유입의 약 40%)로부터이고, 100m 하류의 East Twin 호수로 들어간다. East Twin 호수는 강우의 영향을 약간 받으며 water budget의 약 40%는 지하수이고 약 50%는 West Twin 호수로부터의 유출수이다.

1960년대 후반 호수는 도랑을 통하거나 직접 호수로 흘러들어오는 부패성의 유출수 때문에 과도하게 남조류가 번성하고 높은 대장균 수치를 나타내며 매우 부영양화 되었다. 준설을 통한 습지의 파괴를 포함하여 과도한 주택의 건설도 주된 원인이 되었다. 1971~72년 유역으로부터 폐수의 유로를 변경하였지만, 혐기성의 침층으로부터의 내부부하 때문에 호수의 복구는 지연되었다. 1975년 7월에 West Twin 호수의 침층에 Kennedy와 Cooke(1982)의 방법에 의해 결정된 최대 투여량인  $26.0 \text{ mgAl L}^{-1}$ 의 액체 황산알루미늄을 적용하였다. 하류에 있는 호수인 East Twin 호수는 West Twin 호수와 비슷한 역사를 가지고 있고 지형, 수리학, 생물상이 매우 비슷하기 때문에 처리를 하지 않은 대조구로 사용하였다. 황산알루미늄 처리에 의한 내부 부하의 감소 때문에 West Twin 호수는 유로를 변경한 것보다 더 빨리 복구될 것이라고 가정하였다. 황산알루미늄 처리는 침층의 총인 농도를 낮추고 최소한 6년에서 길게는 14년까지 침층의 농도를 낮게 유지하였다.

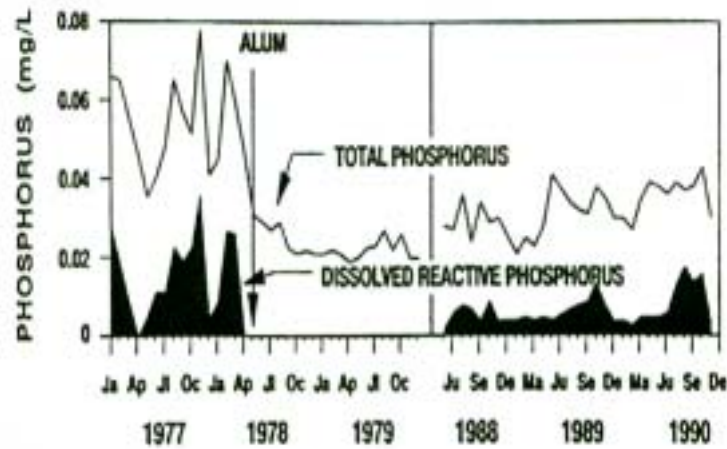
### 6) Mirror 호수와 Shadow 호수

1972~73년 하수 부하로 인해 Mirror 호수와 Shadow 호수의 연간 외부 인 부하는 각각 65%, 58%로 계산되었다. 혐기성의 침층 저질로부터의 내부 인 부하도 또한 주된 원인이었다. 1976년에 실시한 폭풍우수 배출의 유로 변경은 Mirror 호수와 Shadow 호수의 유역을 각각 13.1 ha, 56.7 ha로 감소하였다. 유로 변경으로 Mirror 호수는  $0.34$ 에서  $0.12 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 으로, Shadow 호수는  $0.24$ 에서  $0.10 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 로 외부 인 부하가 감소하였다. 유로변경은 표층수의 총인, 평균 총인, 용존반응성인의 농도를 즉시 감소시켰다. 그러나 인의 농도는 여전히 부영양한 호수에서 예상되는 범위에 있었고, 내부부하는 호수의 개선을 방해한다고 가정하여 1978년 침층에 황산알루미늄을 처리하였다.

황산알루미늄 처리로 Mirror 호수에서 약  $93\mu\text{g L}^{-1}$ 에서 약  $20\mu\text{g L}^{-1}$ 로, Shadow 호수에서는 약  $55\mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $23\mu\text{g L}^{-1}$ 로 평균 총인의 농도가 감소하였다. 이런 낮은 농도들은 일차적으로 심층에서의 인의 감소 때문에 최소한 3년간 지속하였다[그림 3.3.1][그림 3.3.2] 현장에서 용출 chamber에서 측정된 저질의 인 용출율은 90~95%로 감소하여 1990년(12년간)까지 낮게 유지되었다. Mirror 호수의 심층에서 총인의 최대 농도는 황산알루미늄 처리 전  $50\mu\text{g L}^{-1}$ 보다 높았지만 황산알루미늄 처리 후 3년간  $100\mu\text{g L}^{-1}$ 보다 낮았다. 1990년 Mirror 호수의 심층 총인 최대 농도는 약  $300\mu\text{g L}^{-1}$ 이었다(Garrison and Knauer, 1983; Garrison and Ihm, 1991). 1991년 7월 심층의 저질 위에서 총인은 Mirror 호수에서  $121\mu\text{g L}^{-1}$ , Shadow 호수에서  $106\mu\text{g L}^{-1}$ 이었다. 1990년 인 용출율이 매우 적게 증가한 것은 저질 아래 8~12cm의  $\text{Al}(\text{OH})_3$ 층이 처리 후 13년간 저질의 인 용출을 저지하는데 매우 효과적이었기 때문이라고 하였다.



[그림 3.3.1] Mirror Lake의 평균 인 농도 분포



[그림 3.3.2] Shadow 호수의 평균 인 농도 분포

#### 7) Annabessacook 호수

Annabessacook 호수는 가정 하수와 공장 폐수, 농업의 발달로 인한 유역의 비점오염원으로 인한 직접적인 유출로 1940년대까지 조류 번성은 일반적이였다. 1972년 외부 인 부하의 거의 80%를 변경하였고, 1976년 점오염원이 제거되었다. 조류 번성은 지속되었고, 계속되는 농업의 비점오염원 부하와 내부 부하가 점오염원과 마찬가지로 역할을 하였다. 황산알루미늄과 알루미늄나트륨을 1978년 심층에 적용하였고, 농업 하수의 관리를 같은 시기에 이행하였다 (Dominie, 1980; Gordon, 1980; Manfredonia, 1980). 그 후 유역과 호숫가를 따라 거주지의 발달이 가속화되었고, 1990년대 외부 인 부하가 1974년보다 더 높은 값으로 추정되었다(Dennis, pers. comm.).

황산알루미늄 처리는 처리 전(1977년) 가장 깊은 지점(12m)에서의 총인 농도를 평균  $565 \pm 85 \mu\text{g L}^{-1}$ (n=2)에서  $120 \sim 250 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 수준으로 낮추었다 (Dominie, 1980; Dennis, pers. comm.). 황산알루미늄 처리의 영향은 1991년(13년간)까지 심층의 인 농도를 분명하게 지속하였고, 1977년 처리 전의 두 개의 자료를 표본으로 추정하였다.

호수 수질에 대한 황산알루미늄 처리의 영향은 영양염류의 유로변경과는 구분되지 않았다. 초기의 총인과 Chl.a로 볼 때 호수수질을 개선하였지만, 조류의 번성은 다시 발생하였고 지속되어 1990년대의 값은 1977년대 중순과 다르지

않았다.

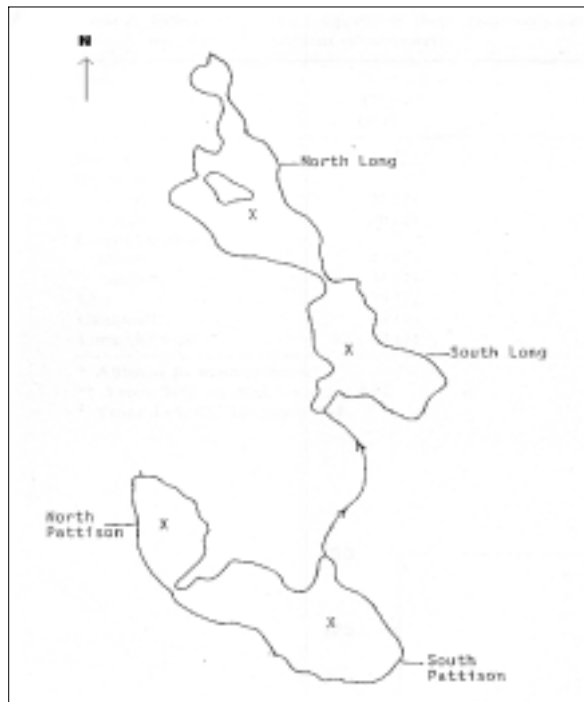
도시와 농업용 폐수의 유로변경은 호수 수질의 개선에 기여하였지만, 호수는 수직적인 이동의 가능성이 높은 2.25의 Osgood Index 값을 갖는 이순환호였다. 표면 층인의 가장 낮은 값은 6월에 나타났고, 표층수의 가장 높은 값은 항상 늦여름이었다. 이것은 수직적인 이동으로 심층의 인이 풍부할 때 표층의 층인을 증가시킨다고 설명한다. 황산알루미늄 처리 전 자료가 불충분하지만, 황산알루미늄 처리는 늦여름 인을 감소시킨 것은 확실하다. 황산알루미늄에 의한 내부 인부하의 제어는 호수 수질을 개선하는데 중요한 기여를 하였다.

### 8) Pattison 호수와 Long 호수(Thurston Country)

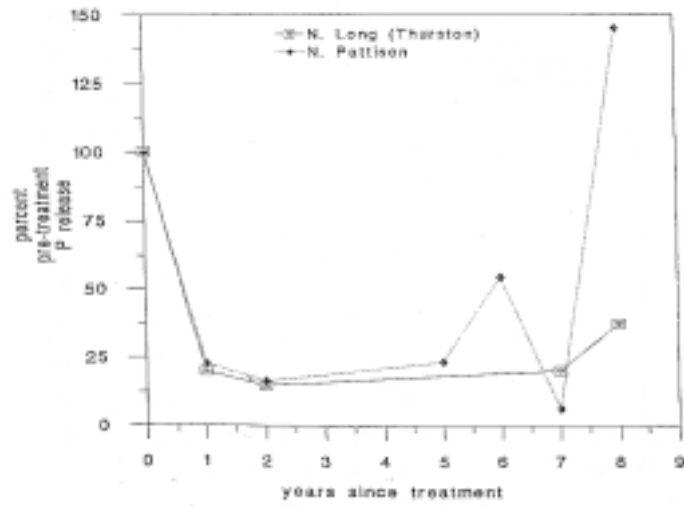
Pattison 호수는 작은 북호(33ha)과 커다란 남호(77ha)로 구성된다. 호수의 물가의 대부분은 개발되어 있고, 여름에 남호의 표면적의 거의 100%는 침수식물에 의해 덮혀 있다. Pattison 남호로부터의 유출수는 Long 남호(Thurston Country)로 유입된다[그림 3.3.3].

Long 호수는 지협에 의해 구분되는 북호(70ha)과 남호(60ha)으로 구성된다. 남호의 약 50%가 개발된 반면에, 북호 주위의 물가는 거의 완벽하게 개발되었다. 조류의 번성과 밀집된 수생식물대가 여가용의 호수를 위협하였다(Entranco, 1987b). Pattison 호수와 Long 호수로 유입되는 제어할 수 없는 인의 대부분이 내부적인 원인이었기 때문에 두 호수에 1983년 9월 황산알루미늄을 처리하였다.

Pattison 북호는 처리 후에 총인 농도가 처리전의 수치로 돌아가는데 5~6년이 걸렸기 때문에 4년간 효과적이었다. Pattison 남호에 과도한 수생식물은 황산알루미늄의 초기 효과를 약하게 했다. Pattison 남호로부터 Long 남호로 유입되는 물에서도 단기간(5년)의 효과를 볼 수 있었다. 그러나 황산알루미늄 처리 후에 Pattison 남호와 Long 남호에서 수생식물의 수확 활동의 영향 때문에 효과의 판단이 혼동되었다. 황산알루미늄 처리는 *Myriophyllum*을 제거하기 위해서 제조용 수중 음파 탐지기로 1991년 7월동안 양쪽 Long 호수를 처리하였지만, Long 북호에서 8년 후 여전히 효과적이었다[그림 3.3.4]. 제조용 수중 음파 탐지기는 일시적으로 총인 농도를 감소하였고 투명도를 증가하였다.



[그림 3.3.3] Pattison 호수와 Long 호수



[그림 3.3.4] Long 복호와 Pattison 복호의 저질에서 인 용출율

### 9) Wapato 호수

이 호수는 주간 고속도로뿐 아니라 주거지역과 상업지역으로부터의 폭풍우수가 유입되는 얇은 호수이다. 공원의 한 부분으로 휴양지로 사용되는 호수는 탁도, 조류 번성, 기름과 유성물질들로 인해 사용이 제한되었다. 1982년 다방면의 복원 사업에서 호수의 한 부분은 겨울 폭풍우수의 처리를 위해 유역 주위를 우회하도록 둑으로 막았다(Entranco, 1986). 회석수는 폭풍우수 유로변경에 따라 2년간 첨가되었다. 유로변경과 회석법 후에 총인의 농도는 46% 감소하였고 Chl.a 농도는 38% 감소하였지만, 처리 후 최고 총인 농도와 조류 번성은 내부부하로 인해 여전히 지속되었다. Wapato 호수는 1984년 황산알루미늄을 처리하였다. 회석수는 황산알루미늄 처리 후에 중지되었고 황산알루미늄의 효율을 평가하기 위하여 황산알루미늄 처리 전과 회석법이 없던 기간으로부터의 자료를 구할 수 없다(Welch and Cooke, 1999).

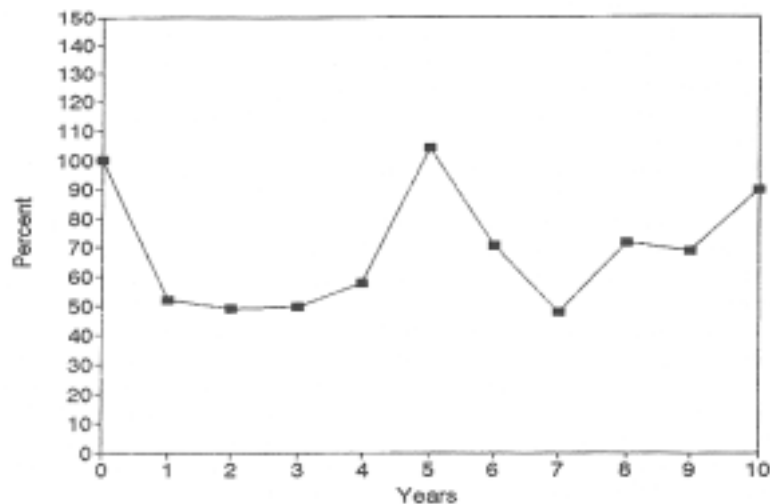
황산알루미늄을 처리한 얇은 호수에서 투명도가 증가하기 때문에 수생식물이 문제가 된다. 수생식물은 조류번성으로 부영양한 호수에서 빛에 의해 제한을 받는다. 황산알루미늄을 처리한 호수에서 대부분의 경우에 SD(Secchi disc)가 최대 수심을 초과하며 수생식물의 성장을 촉진시키고 내부 인부하를 증가시킨다. Wapato 호수에서 수생식물 *Ceratophyllum*의 활동범위가 역동적으로 증가하여 pH가 10.1까지 증가하였고 총인 농도는 연간 2배로 증가하였다. 실패원인은 *Ceratophyllum*에 의한 pH가 증가로 리간드 교환을 통하여 인의 용출을 유도하였기 때문이다(Entranco, 1986).

### 10) Long 호수(Kitsap Country)

Long 호수는 *Egeria densa*가 우점을 하고 내부 인부하로 인해 부영양한 호수로 1976년부터 연구와 복원 활동을 하였다. 3년 6개월의 전처리 연구 후인 1979년 6월 호수의 수심은 2m까지 낮아졌다. 여름동안 호수 바닥의 약 1/3은 노출이 되었다. 노출된 저질로 인해 1년간만 수생식물이 감소하였지만, 수위 저하에 따라 1980년 호수의 여름 총인 농도는 감소하였다(Jacoby et al., 1982).

1980년 9월 호수는 내부 인부하를 제어하기 위해서 황산알루미늄으로 처리하였다[그림 3.2.5]. 1985년 총인의 농도가 다시 증가한 이유는 수생식물이 감소하여 바람에 의한 혼합이 쉬워졌으며 저질에 인과 결합한  $Al(OH)_3$ 가 수체에서

혼합하였기 때문이다. 1986년 *E. densa*의 생체량이 평균치로 되돌아가 총인 농도가 다시 하락하였다. Long 호수의 황산알루미늄 처리는 4년간 내부 인 용출을 제어하였고, 부분적으로는 9년간 효과적이었다(Cooke *et al.*, 1993). 첫 번째 처리로 호수 수질이 9~11년간 개선되어 성공하였지만 1991년 10월 두 번째 처리를 하였다. 그 사이(1988~1990년)에 수생식물의 제거가 호수의 총인 농도를 낮게 한다고 결정하여 수생식물 수확과 제거 사업이 수행되었다(Welch, 1996).



[그림 3.3.5] Long 호수내 총인 함량의 연별 평균(여름기간) 변화율

#### 11) Campbell 호수와 Erie 호수

작은 지류에 의해 연결되어 있는 Campbell 호수와 Erie 호수는 개발 등에 의해 비교적 영향을 받지 않았다. 호수 각각의 물가를 약 21%와 32%를 포함하여 유역의 단 1%만이 개발되었다. 연결된 유역의 각각 72%와 77%는 숲으로 덮혀 PAC  $m^{-3}$  이하 있다. 그럼에도 불구하고 scum, 악취, 경우적인 물고기의 죽음을 포함하며 심한 남조류 번성이 호수에서 빈번하게 일어났다. 두 호수는 침수 식물이 표면적의 10%를 차지하고, 정수식물이 Erie 호수 물가의 51~75%, Campbell 호수의 76~100%를 덮고 있다. 황산알루미늄을 처리하기 전 인의 원인은 Erie 호수의 63%와 Campbell 호수의 27%가 내부부하 때문이었다

(Entranco, 1983).

Campbell 호수와 Erie 호수는 얇고 성층이 형성되지 않는 호수에서 황산알루미늄 처리가 성공한 대표적인 사례이다. 처리 효율은 8년 후에 초기값 만큼 높게 나타났다(Welch and Cooke, 1999).

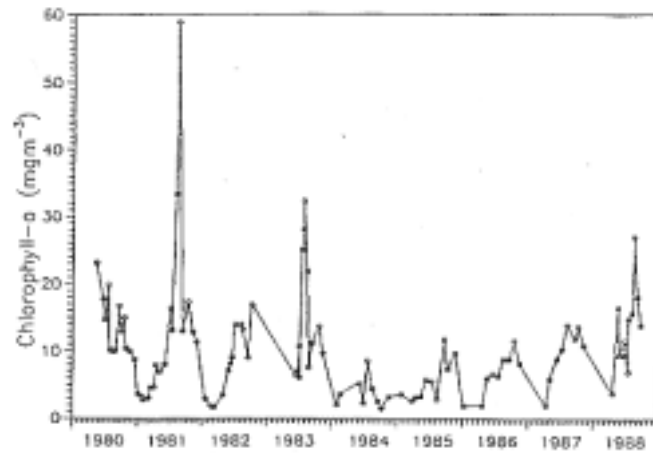
## 12) Kezar 호수

Kezar 호수에서의 남조류 번성은 폐수 유입의 영향으로 1960년대에 시작되었다. 물고기의 죽음과 수질 문제로 인공 폭기와 황산구리 처리를 하였다. 1981년 몇 개의 폐수유입을 차단하였고 외부 인 부하를 71% 제거하였다. 외부 인 부하의 경험적인 측정을 구할 수 없는 반면에, 모델링과 저질 core 분석을 통해 저질에서 인의 용출이 수체에서 인의 주요 원인이라고 제안하였다. 표층수와 함께 인이 풍부한 심층수의 부분적인 혼합으로 높은 가능성을 제안하였다.  $0.38\text{g m}^{-3}$ 의 황산구리로 전처리 후에 1984년 심층에 황산알루미늄과 알루미늄 나트륨을 2:1의 비율로 적용하였다(Connor and Martin, 1989a).

호수에 황산알루미늄 처리를 한 1984년 6m(최대 수심 = 8m)에서 총인 농도는 4년간의 평균인  $36\mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $16\mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였지만, 1987년까지 높은 농도로 되돌아갔고 1988~91년에 다시 황산알루미늄 처리를 한 1984년과 비슷한 농도로 감소하였다(Welch and Cooke, 1995b). 1981년 시행한 유로변경은 1984년 황산알루미늄 처리처럼 2m에서 총인의 농도를 뚜렷하게 감소하였다. 6m에서 나타난 감소에 따른 연속하는 감소와 증가의 경향은 2m에서도 나타났다. 이것은 이순환호에서 내부 인부하의 수직적인 entrainment가 중요했다고 설명하였다.

유로변경과 황산알루미늄 처리 후에 감소한 Chl.a 농도가 2m와 6m에서 평균 총인 농도와 마찬가지로 증가와 감소의 경향을 보였다[그림 3.3.6]. 전반적인 내부 인부하, 표층의 총인과 Chl.a 농도의 감소는 최소한 8년간 지속되었다. 그렇지만 호수 수질에 대한 황산알루미늄의 효율은 유로 변경의 영향과는 구분되지 않는다(Welch and Cooke, 1999).





[그림 3.3.6] 1981년부터 1988년까지 6m에서의 chl.a 농도

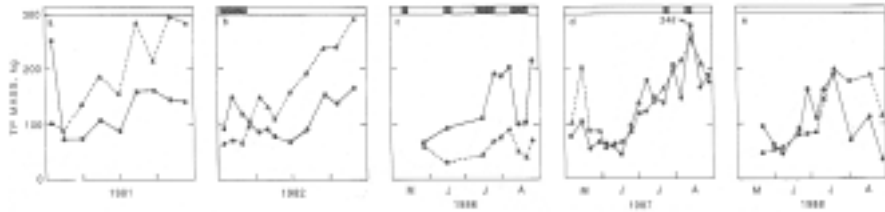
### 13) Eau Galle 저수지

Eau Galle 저수지는 홍수를 조절하기 위하여 만든 인공호이다. 유역의 대부분은 농경지로 영양염류의 부하가 높고 조류와 수생식물의 성장이 과도하게 일어났다(Barko et al., 1990). 높은 외부부하와 지하수를 포함하는 내부부하에 의해 여름에 조류 번성이 발생하였다(Gaugush, 1984). 외부부하의 유로변경이 없이 저수지의 심층에 1986년 5월말 황산알루미늄을 처리하였다. 5년간 저질의 인 용출을 제어할 수 있는 이론적으로 충분한 양을 투여하였다(Kennedy et al., 1987).

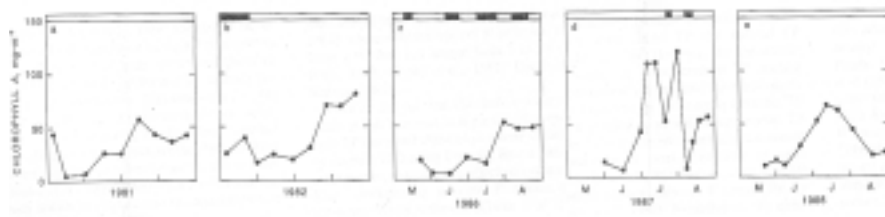
황산알루미늄 처리는 1986년 여름 저질에서 인 용출을 제어하는데 효과적이었지만, 실트와 영양염류의 높은 외부 부하는 황산알루미늄의 효과를 낮추었다(James et al., 1991). 증가하는 외부 부하와 표층에서의 총인과 Chl.a 농도 증가는 매우 밀접한 관련이 있다[그림 3.3.7][그림 3.3.8]. 처리 후 1년은 심층에서의 내부 부하와 용존반응성인의 농도가 대체적으로 낮았다. 그러나 1986년 성층 기간 동안 높은 외부 부하는 표층에서의 총인과 Chl.a 의 농도를 증가시켰다. 1987년과 1988년 여름동안 내부 부하로 인한 황산알루미늄 처리의 영향은 본질적으로 무효가 되었고, 표층의 총인과 Chl.a는 처리 전과 변화가 없었다(Barko et al., 1990).

황산알루미늄 처리가 실패한 이유는 지하수와 연안대를 포함하는 내부 인

부하가 주된 원인이었다. 그러나 Eau Galle 저수지는 외부 부하의 감소가 없이 황산알루미늄을 처리하여 실패한 사례로 설명할 수 있다.



[그림 3.3.7] 1981년, 1982년, 1986년, 1987년, 1988년의 표층(0-3m)과 심층(3-9m)에서의 총인(P)의 계절적 변화(●—● : 0-3m, ▲----▲ : 3-9m, ■ : 외부 총인 부하가 25kgTP day<sup>-1</sup>를 초과하는 기간)



[그림 3.3.8] 1981년, 1982년, 1986년, 1987년, 1988년의 표층(0-3m)에서 Chl.a 농도의 계절적 변화(■ :외부 총인 부하가 25kgTP day<sup>-1</sup>를 초과하는 기간)

#### 14) Morey 호수

Morey 호수는 남조류 번성에 의해서 약 10년간의 여름동안 손상되었다. 다량의 어류폐사가 1985년에 발생하였고, 이 호수를 부영양호로 생각하였다. 이러한 문제점들은 호수가 산이 많은 지역으로 울창한 삼림(92%)을 가지고 있기 때문에 예기치 못한 것이었다. 초기에 여름 캠프, 리조트, 주거지와 같은 하수처리 시스템에 의한 높은 영양염류 부하량을 의심하였다. 1981~82년에 세부적인 수치는 이러한 의심이 무의미하다는 것을 밝히고 내부 생성 부하량이 외부 유입 부하량을 많이 초과한다는 것을 밝혔다. 호수의 지세는 드물게도 3분의 2의 호수 지역이 중층 밑쪽으로 놓여 있다. 이 호수의 심층은 낮거나 혹은 거의

무산소 상태이며 퇴적물에서 방출에 의해 인 농도가 높은 특징을 가지고 있다. 그러므로 높은 농도의 인을 함유한 침층수는 인의 확산과 결합과 관련이 있고, 표층수로 수직적인 이동을 한다. 결론적으로 내부 생성 인부하량은 호수의 영양 상태를 증가시키는데 많은 영향을 주는 것으로 볼 수 있다. 1986년에 황산알루미늄과 완충제인 알루미늄산나트륨을  $44 \text{ gAl m}^{-2}$  ( $11.7 \text{ mgAl L}^{-1}$ )로 침층에 적용하였다.

황산알루미늄은 크기순서에 따라서 저질의 인용출량을 감소시켰고, 효과는 최소 6년간 지속되었다. 11m(최대수심 = 13m)에서 총인농도는 여름 처리 전에 평균  $200 \mu\text{g L}^{-1}$  이상에서 처리후인 1990~93년에는 범위  $18\sim 86 \mu\text{g L}^{-1}$ 으로 감소하였다. Chl.a 농도도 처리 전에 변성 수치( $31 \mu\text{g L}^{-1}$ )였던 것이 1990~93년에는  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였다. 인 용출의 제어에서 황산알루미늄의 효율성과 그 역할은 최소 13년 동안 지속적으로 수질을 향상시켰다[표 3.3.1](Smeltzer 1990; Smeltzer, pers. comm.).

[표 3.3.89] Morey 호수에 황산알루미늄 처리 후 여름동안의 수질 변화

Variable	Pre-Treatment Mean	Post-Treatment Mean	Percent Change
Spring TP( $\text{mg L}^{-1}$ )	0.037(10)	0.012(11)	-66%
Summer Photic Zone TP( $\text{mg L}^{-1}$ )	0.048(3)	0.015(12)	-68%
Summer Photic Zone Chl.a( $\text{mg L}^{-1}$ )	0.0129(8)	0.0050(12)	-61%
Summer Secchi Disk Transparency(m)	4.0(8)	7.2(13)	79%
Late Summer Hypolimnetic TP( $\text{mg L}^{-1}$ )	0.137(3)	0.023(10)	-83%
Late Summer Hypolimnetic DO( $\text{mg L}^{-1}$ )	1.9(6)	5.7(10)	193%

### 15) Cochnewagon 호수

Annabessacook 호수가 포함되어 있는 Cobbossee Watershed District안에 있는 호수로 1980년에 남조류 번성이 발생하였다. 이 시기 초반에는 중영양호였다. 1979~80년 초기에 농업지역과 거주지역에서 발생하는 영양염류가 감소하였다. 인의 주요 원인이라고 믿고 있는 호수의 무산소상태의 침층안에서 내부 생성된 인부하량이다. 예를 들어, 1984년 여름기간동안 외부에서 유입된 부하량의 1.5배에 해당하는 양이 침층에서 발생하였다. 저질에서의 인의 용출은 주기

적으로 혼합시기에 많은 양의 인을 함유한 침층수를 전 호수에 공급하여 조류 번성을 야기시킨다. 외부 유입의 유로변경 후에 조류의 평균 생체량(Chl.a)은 급격히 감소하고 투명도는 증가하였다. 그러나 1982년 장기간의 성층현상과 산소결핍에 의하여 8m(최대수심 = 8m)에서 평균 총인 농도는 매우 높았다. 1985년 또한 8m에서 높은 평균 총인 농도를 나타냈지만 일반적인 패턴은 유입수를 유로변경함에 따라 감소하였다. 황산알루미늄과 알루미늄나트륨이 1986년 침층에 첨가되어 내부 인 부하를 제어하였다(Dennis and Gordon 1991).

1986년 황산알루미늄처리로 1989년에 무산소 상태를 나타냈지만, 8m에서의 총인의 증가를 제어하였고 처리 전 평균  $43\mu\text{g L}^{-1}$ 에서 처리 후에 거의 평균 표층 농도와 일치하는  $14\mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였다. 그러나 황산알루미늄 적용은 표층 농도를 낮추지는 못하였다. 1986년의 처리를 기준으로 1980년에서 1991년 사이에 표층 평균 총인 농도범위는  $10 \pm 2 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $16 \pm 1.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 나타났다. 이러한 변동은 여름동안에 시료의 크기가 처리 전에 4~6 per이고 처리 후에는 11~12 per로 적은 것을 나타내었다. 이것은 처리시 인의 수직적 이동이 표층수에 인을 제공하는 것이 아니라는 것을 제시하였다(Dennis and Gordon 1991; Dennis, pers, comm.).

Chl.a는 유로변경 후에 급격히 감소하였고 투명도는 증가하였다(Welch and Cooke 1995b). 1980년 여름동안 상대적으로 낮은 표층 총인 농도( $15\mu\text{g L}^{-1}$ )에도 불구하고 황산알루미늄 처리 전에 낮은 수치였던 Chl.a 를 평균하면  $46\mu\text{g L}^{-1}$ 로 나타나는 것은 아마도 유로 변경에 의한 것이다. 그럼에도 불구하고 평균 Chl.a 농도는 황산알루미늄 처리 후에 초기보다 2/3정도 감소하고 그 후 6년 동안은 1/2정도 감소하며 지속된다. 1986년 침층수의 황산알루미늄 처리는 최소 5년간 무산소 상태의 침수층의 저질에서 용출하는 인을 조절하는 효과는 나타났다. 그러나 유로 변경 또한 호수 표층 수질의 향상에 중요성도 중요한 것이다.

## 16) Irondequoit Bay

Irondequoit Bay는 면적이 6.79km<sup>2</sup>로 황산알루미늄 처리한 호수 중에는 큰 것이다. Rochester 지역의 도시와 농촌지역의 배출수는 Ontario 호수만을 부영양한 상태로 만들었다. 남조류 번성은 항상 여름 기간 동안 일어났다. 폐수 배출과 더불어 더운 날씨는 1978~80년에 하수관 방류를 유역으로 전환시켰다. 그리고 1986년에는 하수관의 월류는 없어졌다. 황산알루미늄 처리에 의해서 먼저

여름기간동안에 중층과 심층의 저질로부터 확산성으로 전환된 인을 계산하면  $16\text{mg m}^{-2} \text{day}^{-1}$ 이다. 인을 표층으로 이동시킨 원인을 Eddy 확산으로 여긴다. 1986년 7월 1일부터 9월 9일까지 이 지역은 황산알루미늄으로  $28.7\text{mgAl L}^{-1}$ 로 중층과 심층의 저질(총 호수 면적의 45%)을 처리하였다.

심층에 인의 양은 유로변경에 의해서  $220\mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $180\mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였다. 그리고 1986~87년에 황산알루미늄 처리를 한 후에  $75\mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였고 1989~1990년에 약간 증가하는 것을 볼 수 있었다 (Welch and Cooke, 1995b). 심층의 인 축적으로 계산한 인 용출율은 처리 전(1982~85년)의 평균  $14 \pm 4\text{mg m}^{-2} \text{day}^{-1}$ 에서 처리 후(1987~90년)에 평균  $8 \pm 0.7\text{mg m}^{-2} \text{day}^{-1}$ 로 감소하였다. 퇴적물에서 방출되는 인의 조절의 효율성은 최소 4년간 지속되었다. 그럼에도 불구하고 저질에서의 용출률은 적용 후에 상대적으로 높았다(Nürnberg 1984).

표층수의 총인은 유로 변경한 후와 황산알루미늄 처리 전이 다양하였다(평균  $47 \pm 7\mu\text{g L}^{-1}$ ). 그럼에도 불구하고 호수 표층수질은 총인과 Chl.a 농도가 각각 36과  $17\mu\text{g L}^{-1}$ 로 여전히 높은 값을 나타냈지만 황산알루미늄을 처리함에 따라 향상되는 것을 볼 수 있었다.

황산알루미늄 적용은 내부 부하는 감소하였고 수직적 이동의 중요성의 제시와 일관되게 호수 수질을 약간 향상시켰다. 그러나 상대적으로 높은 표층수의 총인은 외부 인 부하량과 지속적인 저질의 인 용출이 빈약한 표층수질과 비례하여 여전히 유지되는 것을 제시하였다.

### 17) 일산 호수공원

호수공원은 일산신도시의 택지개발사업과 함께 조성된 도시근린공원으로 기존의 농촌지역인 장항 1동과 일산 신시가지 사이 전이 지대로 입지하여 3개의 근린공원을 합하여 계획되었다. 호수는 많은 양의 물을 장기간 담수하고 있으며 저면에 포설한 자갈의 미관을 유지하기 위하여 부영양화 기준치와 환경법 위락 시설 수질기준 및 일본의 친수성 수질 기준을 참고로 설정되었으며 목표 수질은 3급수이다.

인공 호수에 필요한 용수 공급은 부영양화의 우려가 가장 적은 일산정수장 상수원수인 잠실 대교의 상수원을 담수하기로 결정되었다. 설계 당시에는 유입 용수는 미처리하여 1995년 4월부터 담수를 개시하였지만 1996년 봄 호수에 녹조가 발생하게 되었다. 이를 계기로 일산 호수공원에서는 호수 유입수를 처리하

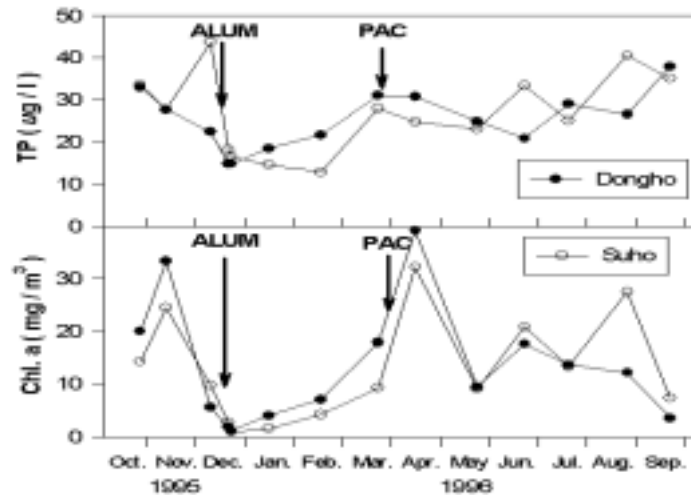
는 처리장을 만들고 여기에서 알루미늄 응집제를 사용하여 정수한 후에 호수에 유입시키고 있다(고양시, 2000).

### 18) 석촌호

서울 잠실에 위치한 석촌호는 1970년 초에 한강개수공사시 지류를 매립하는 과정 중에 생겼다. 호수주변이 주택지 및 상가지역으로 개발되면서 자연공원화가 되었다. 지하로 물이 빠져나가는 호소의 수위를 유지하기 위해 성내천에서 물을 끌어들여서 수위를 조절한다. 호수는 연중 부영양상태에 있으며, 호수를 관리하고 있는 롯데월드에서는 수질개선을 위해 폭기 장치를 설치하고 응집제를 투여하였다.

석촌호는 폭 6m, 길이 100m의 수로로 동호와 서호로 나뉜다. 최대수심이 5.3m(평균 4.3m)이고, 평수수위기 저수량이 508,000m<sup>3</sup>이다. 물의 유입은 강우, 지하수와 수위를 유지하기 위한 한강수이며, 유출은 증발과 지하수로 나가는 것이 전부이다. 한강수는 거의 10일 간격으로 유입되나, 정확한 유입량의 파악은 어렵다. 폭기 장치는 3월부터 11월까지 작동되며, 서호의 일부분에서는 1년 내내 작동되었다. 인의 응집, 제거를 위하여 1995년 12월 13일~16일까지 황산알루미늄 20ton(Al: 4.5%)이 투여되었고, 1996년 3월 27일에 PAC 10 ton(Al: 2.4%)이 투여되었다. 황산알루미늄과 PAC의 투여량은 각각 1.77 mgAl L<sup>-1</sup>, 0.47 mgAl L<sup>-1</sup>이었다.

황산알루미늄을 투여한 후 총인, Chl.a 농도는 약 50%, 90%가 감소하였다[그림 3.3.9]. PAC를 투여한 후 총인은 약 10%가 감소하였으나, Chl.a 농도는 계절적 요인으로 감소하지 않았다. 또한 높은 인 농도를 가진 한강이 유입원이었던 점(서울특별시, 1994)이 감소하지 않은 이유로 사료된다.

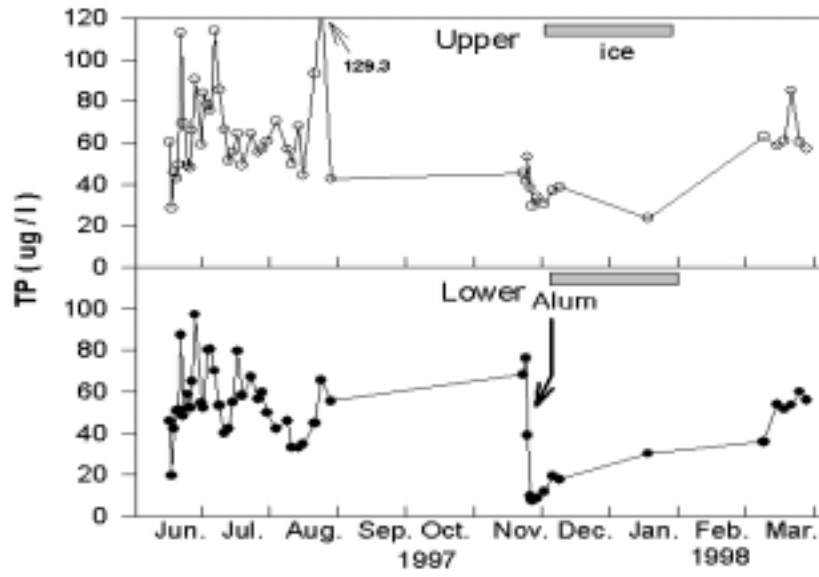


[그림 3.3.9] 석촌호의 총인과 Chl.a 농도 분포

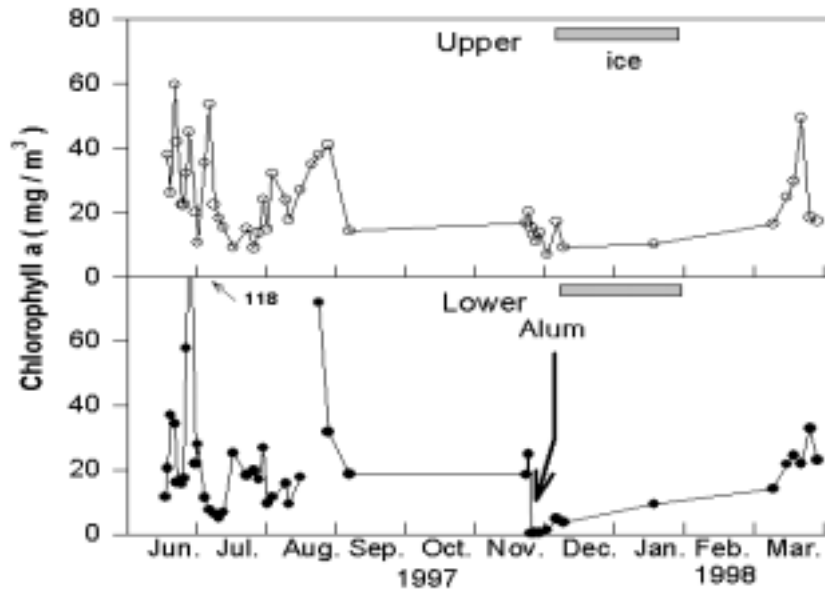
### 19) 연적지

연적지는 강원대학교 내에 있는 인공연못으로 여름에는 부엽수초가 발생하고 겨울에는 얼음이 어는 작은 연못이다. 조류의 현존량은 연중 높은 농도를 보여 투명도가 매우 낮으며(약 0.5m) 악취가 발생하는 등의 문제점이 있다. 제방을 사이에 두고 위연못(St. 1)과 아래연못(St. 2)으로 나뉘어져 있으며 주변은 수목으로 둘러싸여 있다. 위연못의 유입부에는 습지가 있고, 그 위에 폭포(St. 3)가 있다. 펌프를 이용해 아래연못의 물을 끌어올려 폭포로 유입시키고( $30 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ ), 습지를 거쳐 위연못에서 아래연못으로 물이 이동하며 월류되는 물은 아래연못의 파이프에서 표면 방류되고 있다. 그 외에 갈수기에 수위가 낮을 때에는 지하수를 유입시키고 있으나 지하수 유입은 매우 간헐적이며, 아래연못에는 소량의 자연적인 지하수유입이 있다. 1998년 8월 중순부터는 지하수를 계속적으로 유입시켰다( $180 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ ).

황산반토 투여 전 총인과 Chl.a 농도는  $60 \mu\text{g L}^{-1}$ ,  $25 \mu\text{g m}^{-3}$ 으로 부영양 수준에 속하였다. 1997년 11월 19일 St. 2에  $10 \text{ mg Al L}^{-1}$ 의 투여량으로 황산알루미늄을 처리하였다. 처리 후 총인과 Chl.a 농도가 각각 88%, 99% 정도 감소하였다[그림 3.3.10][그림 3.3.11]. 그러나 장기간의 효과를 얻지 못한 것은 처리 후 강우가 없었으므로 외부로부터의 인 유입보다는 내부 인으로부터의 재용출에 기인한 것으로 사료된다.



[그림 3.3.10] 연적지의 총인 농도 분포



[그림 3.3.11] 연적지의 Chl.a 농도 분포



[표 3.3.90] 국·내외 응집제 투여 현황

Lake name	Treatment date	Chemical used	Dose (mgAl L <sup>-1</sup> )	Alkalinity (mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	Application depth(m)
Horseshoe	1970. 5	AS	2.6	218~278	Surface
Snake	1972. 5	AS:SA	12	50	Surface
Pickereel	1973. 4	AS	7.3	110	Surface
Dollar	1974. 4	AS	20.9	101~127	Hypolimnion
West Twin	1975. 7	AS	26	102~149	Hypolimnion
Mirror	1978. 5	AS	6.6	222	Hypolimnion
Shadow	1978. 5	AS	5.7	188	Hypolimnion
Annab essacook	1978. 8	AS:SA=1:1.6	25	20	Hypolimnion
Pattison	1983. 9	AS	7.7	45	Surface
Lang(Thurston Co.)	1983. 9	AS	7.7	45	Surface
Wapato	1984. 7	AS	7.8	NA	Surface
Lang(Kisap Co.)	1980. 9	AS	5.5	10~40	Surface
Erie	1985. 9	AS	10.9	80~90	Surface
Campbell	1985. 10	AS	10.9	80~90	Surface
Kezar	1984. 6	AS:SA=2:1	30	3~10	Hypolimnion
Eau Galle	1986. 5	AS	4.5	144	Hypolimnion
Morey	1986. 6	AS:SA=1:1.4	11.7	35~54	Hypolimnion
Cochnewagon	1986. 6	AS:SA=2:1	18	13~15	Hypolimnion
Irondequoit Bay	1986. 7~9	AS	28.7	170	Hypolimnion
석촌호	1995. 12	AS	1.77	35	Surface
	1996. 3	PAC	0.47		
강원대학교 연못	1997. 11	AS	10	70~26	Surface
일산호수공원		AS, PAC			

AS=aluminum sulfate, SA=sodium aluminate, PAC=poly aluminum chloride

#### 나. 국내·외 수환경 특성 비교

외국에서 화학적 응집제를 사용하여 장기간의 수질개선에 성공한 호소는 모두 체류시간이 자연호이다. 외부에서 유입되는 인부하량보다 호소내 저질로부터의 용출에 의한 내부 부하량이 큰 호소들이므로 화학적 응집제 처리의 효과가 장기간 지속되었다. 그러나 이런 자연호의 수리적 환경은 우리나라의 농업용 저수지와는 매우 다르다. 우리나라의 농업용 저수지는 체류시간이 짧고 강우시에 다량의 인이 매년 유입되는 곳이므로 자연호와 다른 효과지속시간을 보일 것이다.

강수량은 계절과 지역에 따라 심한 변동을 보이고 있는데 몬순기후인 우리나라

라의 강우특성은 하계 특정기간에 집중적인 강우형태를 나타내며, 일간 최대 강우가  $100\text{mm day}^{-1}$  이상을 나타내는 경우가 빈번하다(김 등, 1997). 우리나라 연평균 강수량은 세계평균치인  $1,200\text{mm yr}^{-1}$  정도이지만, 연간 총 강수량의 60~70%가 하계(6~9월)에 집중되는 현상을 보이고 있다. 우리나라에서는 홍수시 다량의 물이 유입되어 연간 저수량의 변동도 크므로 체류시간의 변동이 매우 크다.

체류시간은 호수에 유입된 물이 평균적으로 호수 내에 머무르는 시간이며 호수를 완전히 채우는데 걸리는 시간에 해당하는 개념이다. 저수지 체류시간은 유역면적과 저수지 면적과의 비율과 강수량에 따라 좌우되며, 호수의 물질순환과 관련된 매우 중요한 요소이다. 짧은 체류 시간을 갖은 호수들은 인 부하에 대한 반응이 빠르게 나타나는 반면 체류 시간이 긴 호수들의 경우 이에 대한 반응이 느리게 나타난다. 인의 존재 형태는 용존형과 입자형으로 나눌 수 있는데 오염원의 종류와 성상에 따라 폭우시 오염물질의 유출양상이 달라진다. 일반적으로 용존 물질은 강우에 의해 영향을 받지 않거나 희석되는 경향이 있으며 입자상 물질은 강우에 따른 유속의 증가로 농도와 이동량이 증가한다.

농업용 저수지의 수질오염원은 주로 비점오염원이기 때문에 강우에 의해 토양이 유실되면서 농경지의 비료, 축산폐수 등이 유입된다. 우리나라 인의 발생원을 비교해보면 비료에 의한 발생량이 가장 크고, 가축의 배출이 사람의 배출보다 월등히 큰 것으로 추산된다. 특히 유역에 대도시가 없는 중상류의 호수에서는 주로 비료와 가축 분뇨가 인의 공급원인 것으로 보고되고 있다. 축산이 인의 공급원으로 대두되는 것은 우리나라의 축산이 대부분 수입된 사료에 의존하므로 유역 밖으로부터 많은 영양염류가 유역내로 유입된다는 것을 뜻한다. 가축분뇨는 농경지에 퇴비로 뿌려졌다가 폭우시 유출되는 비점오염원의 성격을 가진다. 그러므로 우리나라 저수지의 오염원의 주된 원인은 비료와 가축배설물의 유입이라고 볼 수 있다.

부영양하고 수심이 얇은 호수의 저질에서는 여름에 많은 양의 인이 용출을 하는 내부부하가 주된 오염원이 된다(Williams and Barker, 1991). 외국에서 화학적 응집제를 처리하는 자연호의 경우가 대부분 내부부하로 인한 부영양화가 많다. 우리나라는 강우에 의해 외부에서 들어오는 오염물질이 부영양화의 주된 원인이 되므로 내부부하에 의한 영향은 적다. 그러나 연적지처럼 응집제 처리 후 강우에 의한 외부부하의 영향보다는 인의 재용출로 인해 장기간의 효과

를 얻지 못하는 경우도 있었다.

## 2. 적절한 응집제 선정을 위한 특성 비교

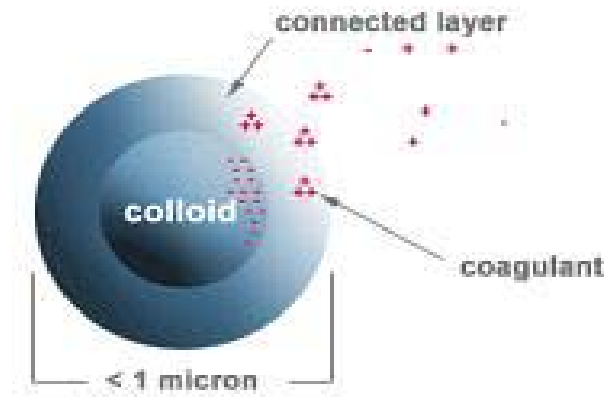
### 가. 응집제의 화학반응 조사

물속에 흩어진 입자들이 침전하려면 중력에 상응하는 만큼 무거워야 한다. 무거운 입자들의 물질, 즉 물보다 비중이 큰 고형물들은 침전이 되지만 콜로이드 입자는 그 크기( $10^{-6} \sim 10^{-4}$  mm)가 매우 작아서 비중이 물과 거의 같기 때문에 잘 가라앉지도 않고 표면에 떠오르지도 않아 매우 안정하게 현탁되어 있으며 스스로 몽칠 힘이 없으므로 외부에서 에너지를 주어야 한다.

입자가 물속에서 이동할 때는 입자표면에 강하게 붙어있는 이온층과 입자 주위에 분산되어 있는 이온층이 함께 이동하게 되므로 두 종류의 전위가 존재한다. 입자의 표면특성을 나타내는 것이 전기적 반발력(zeta potential)이다. 음의 전하를 소유하는 입자 표면의 전하가 셀수록(zeta potential이 클수록) 입자간 반발의 힘은 상대적으로 증가한다. 이러한 반발의 힘을 줄이지 않으면 입자끼리 상호인력이 생길 수 없다.

응집이란 입자표면 주위에 존재하는 이온층의 두께를 줄여주는 것이다. 즉 부유성 콜로이드 입자에 금속을 첨가하여 인위적으로 불안정하게 만들어 침전하는 것이다. 물속에서 입자의 전기적 반발력(zeta potential)이 -값이면 자기들끼리 서로 반발한다. 입자끼리 서로 인력이 작용하려면 입자의 표면부하가 중화되어야 하는데, +부호를 가진 금속(응집제)이 들어가면 표면에 달라붙어 중화현상이 일어나며 그때부터는 입자 간에 서로 인력이 작용하기 시작한다[그림 3.3.12]. 물속에서 음의 전기적 반발력(zeta potential)을 가진 입자를 양전하를 띤 금속을 첨가함으로써 전기적 반발력(zeta potential)을 줄여 입자들 간에 인력을 유도하여 floc을 성장시키고 중력보다 무거우면 침전하는 현상이다.

응집의 다른 작용은 가교작용이다. 고분자응집제는 분자중의 몇 개의 극성기를 가지고 있어 이 극성이 대전입자에 접촉하여 입자와 입자 간에 가교를 놓은 작용으로 floc이 크게 된다[그림 3.3.13].

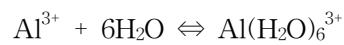


[그림 3.3.12] +전하를 가지고 있는 응집제가 콜로이드 입자 표면의 -전하를 중화

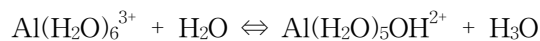


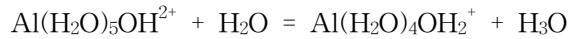
[그림 3.3.13] 고분자 응집제에 의한 흡착 가교 작용

알루미늄, 철, 칼슘의 화학적 응집제중 알루미늄이 특히 많이 사용이 된다. 알루미늄염을 수체에 투여하면  $Al^{3+}$ 를 형성하고 즉시 물분자와 다음과 같이 반응한다.

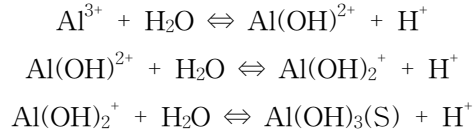


연속적인 가수분해 반응은 응집과 인 흡착 능력을 갖는 콜로이드 형태의  $Al(OH)_3$ 의 floc을 형성한다.





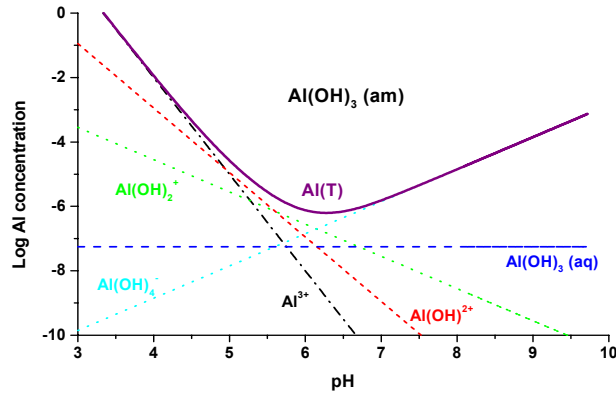
위의 식에서 물분자를 제거하면 다음과 같다.



용액의 pH는 알루미늄 수화 부산물들의 존재와 용해도를 결정하는 중요한 인자이다[그림 3.3.14]. pH 6~8에서는 불용성의  $\text{Al}(\text{OH})_3$ 가 주로 존재하며 인의 흡착과 불활성화 과정이 진행된다. pH 4~6에서는 다양한 용존 형태의 알루미늄이 존재하고 pH 4이하에서는 용존 형태의  $\text{Al}^{3+}$ 이 우점을 하게 된다. 알루미늄 응집제를 완충능력이 약한 물에 첨가하면 pH가 낮아져 용존 형태의 알루미늄이 우점한다. pH가 8이상으로 높아지면 양쪽성의 특성(amphoteric nature)을 갖는  $\text{Al}(\text{OH})_3$ 가 알루미늄에이트 이온을 형성한다.



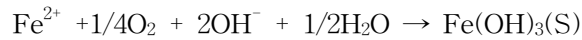
예를 들어 강한 광합성으로 인해 pH가 8이상이 되면 용해도의 증가에 따라 알루미늄염에 흡착했던 인이 재용출된다(Cooke et al., 1993a).



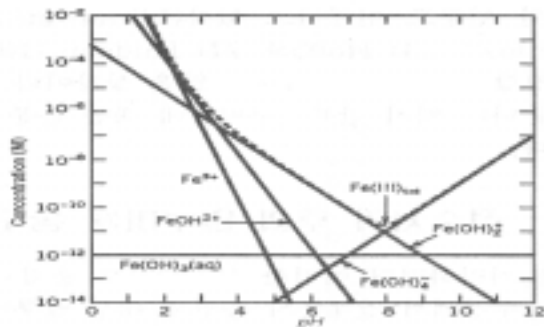
[그림 3.3.14] pH에 따른 알루미늄의 용해도

철과 칼슘 응집제는 pH 변화와 독성의 형태에 대한 문제가 적고 인 농도가 낮을 때도 사용이 가능하다.

호수와 저질에 존재하는 무기 철은 pH와 산화환원전위에 따라 산화된  $Fe^{3+}$  이거나 환원된  $Fe^{2+}$  의 형태로 변화한다.



$Fe(OH)_3$ 는 수체로부터 인을 흡착하고 저질 표면에 산화된 microzone의 형태를 이루어서 저질의 인을 오랫동안 잡고 있게 된다. 저질에서  $FePO_4$ 의 형태로 인을 잡아 제거하는 것은 pH 5~7에서 최대가 된다[그림 3.3.15](Andersen, 1975; Lijklema, 1977).

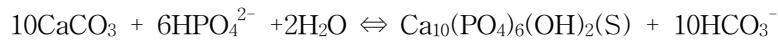


[그림 3.3.15] pH에 따른 철의 용해도

칼슘 화합물도 또한 인 농도에 영향을 준다.  $\text{CaCO}_3$ (방해석)와  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ 는 외부 유입원으로부터 호수로 첨가되거나 광합성을 하는 동안 경수의 호수에서 다음과 같이 생성된다.



식물에 의해  $\text{CO}_2$ 가 동화됨에 따라 pH가 증가하고  $\text{CaCO}_3$ 가 침전된다. 방해석은 특히 pH가 9.0 이상일 때 특히 인을 잘 흡착하고(Koschel et al., 1983), 수체에서 상당한 양의 인을 제거한다(Gardner and Eadie, 1980). pH가 높은 경우 hydroxyapatite(수산화 인회석) 형태가 다음과 같이 생성된다.

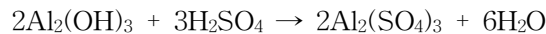


$\text{Fe}(\text{OH})_3$ 와  $\text{Al}(\text{OH})_3$ 와는 달리 수산화인회석은 pH가 9.5이상일 때 낮은 용해도를 갖고 높은 pH일 때 인을 강하게 흡착한다(Andersen 1974, 1975).  $\text{CO}_2$  농도의 증가와 pH가 낮아짐에 따라 방해석과 수산화인회석의 용해도가 증가하고 심층이나 어두운 연안대에서 호흡이 급격히 증가하므로 인이 용출될 것이다. 그러므로 효과적으로 인을 제거하고 불성활성화 하려면 깊은 물의 pH를 알칼리성으로 유지하여야 지속적인 인 흡착이 가능할 것이다(Cooke et al., 1993a).

## 나. 각 응집제 특성 조사

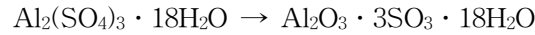
### 1) 황산알루미늄(Aluminum sulfate, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ )

황산알루미늄은 alum 또는 황산반토로 불리우며 1885년 Rutger대학의 Austen과 Wilber교수가 응집특성에 관한 연구를 발표한 이후 우수한 응집특성과 저렴하고 무독성이며 거의 모든 수종의 탁질에 적합하고 취급이 용이하여 오늘날까지 가장 광범위하게 사용되고 있는 응집제이다. 황산알루미늄은 수산화알루미늄을 주원료로 하여 황산과 다음과 같이 반응시켜 제조한다.



응집제 내의 유효알루미늄의 농도는 대개  $\text{Al}_2\text{O}_3$  또는 Al 농도(%)로 표시한

다.  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 를 건조(가열)시키면  $\text{SO}_3$ 와  $\text{H}_2\text{O}$ 는 기체 상태로 날아가고 고체성분인  $\text{Al}_2\text{O}_3$ 만 남는데, 오늘날 보통 이 농도를 사용하고 있다.



황산알루미늄은 고상 또는 액상으로 존재하며 고상은  $\text{Al}_2\text{O}_3$  농도로서 14~15%이고 액상은  $\text{Al}_2\text{O}_3$  농도로서 8%인 제품이 일반적으로 사용되고 있다. 오늘날 모든 정수장에서는 액상으로 사용하고 있다. 농도가 8.3% 이상이 되면 결정으로 석출하기 쉬우므로 겨울철에는 주입관이 폐쇄되는 경우가 있다. 고상을 사용할 경우에는 사용 전에 회석하여 사용하여야 하는 번거로움이 뒤따를 뿐만 아니라 정량투입이 용이하지 않기 때문에 대부분의 공장은 액상 황산알루미늄을 사용하고 있다.

황산알루미늄의 용액속에서 반응식은 다음과 같다.



위의 식과 같이, 황산알루미늄은 용액 속에서 쉽게 분해되어, 물속의  $\text{H}^+$ 를 증가시킨다.  $\text{H}^+$  증가에 따라 물 속 pH는 저하되고, 다음과 같은 반응이 일어나며, 물속에 있던 여러 부유물질들이 침전되는 것이다.



그러나  $\text{Al}(\text{OH})_3$ 의 생성과정과 응집기구는 복잡하여 응집과정에서 알루미늄의 중합이온을 생성하며, 이 생성은 pH, 공존이온, 응집제 등에 의해 좌우되고 flocc의 형성에도 크게 영향을 미친다. 또한 수산화알루미늄의 용해도는 pH 5.5~8.5에서 용해되지 않으므로 황산알루미늄에 의한 응집은 이 범위 안에서 이루어진다.

황산알루미늄의 간단한 물리화학적 특성은 [표 3.3.?]과 같다.



[표 3.3.91] 황산알루미늄의 물리화학적 특성

항 목	내 용
용해도(g/H <sub>2</sub> O 100g)	107(20℃)
녹는점	770℃
분자량	< 400
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 농도(비중)	7%(1.27)
	8%(1.32)
	17%(1.62)
색 상	액체 : 무색 내지 옅은 황갈색의 투명한 액체 고체 : 광택이 있는 편상 또는 결정성파편의 백색분말
용 도	정수 · 폐수처리

## 2) 폴리염화알루미늄(Poly aluminum chloride, PAC, [Al<sub>2</sub>(OH)<sub>n</sub>Cl<sub>6-n</sub>] m)

무기고분자 응집제인 폴리염화알루미늄이 현재 정수처리장에서 황산알루미늄을 대신하여 가장 많이 사용하고 있고, 서울지역 정수장의 경우 100% PAC를 사용하고 있다(곽, 1998). 현재 시판되고 있는 PAC는 순수한 폴리염화알루미늄이 아니라 미리 PAC 용액에 가수분해가 되지 않는 범위로 중축합축진제로서 황산이온을 적당량 혼합 숙성시킨 황산기 폴리염화알루미늄이다. 수도용 폴리염화알루미늄은 무색 내지 담황색의 투명한 액체로 Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 농도로서 10~11%인 제품이 일반적으로 사용되고 있다.

PAC의 염기도는 조성, 구조, 이화학적 성질, 응집효과, 저장의 안정성 등과 매우 밀접한 관계가 있는 중요한 성질이며 PAC 중의 Al 당량과 Al에 결합되어 있는 OH기 당량의 백분율을 말한다. 보통 수도용 폴리염화알루미늄의 염기도는 40~60%일 때 가장 효과적인 것으로 알려져 있으며 PAC의 조성이 Al<sub>2</sub>(OH)<sub>3</sub>Cl<sub>3</sub>인 경우 염기도는 아래와 같이 산출한다.

$$(3 \times \text{OH}^-) / (2 \times \text{Al}^{3+}) \times 100 = (3/6) \times 100 = 50\%$$

또한 염기도가 증가하면 안정성이 증가하며 중합도가 증가하고 교질성이 증가되며 응집성도 크게 된다. 보통 수도용 PAC의 분자량은 238.4이며 Al분율은 22.7%이다.

PAC는 황산알루미늄에 비해 다음과 같은 장점이 있다.

첫째, PAC는 양전하가 높고 가교성도 있기 때문에 황산알루미늄에 비하여 강력한 응집작용이 있다. 황산알루미늄에 비하여 저탁도의 경우 1.2~1.5배, 고탁도의 경우 2~5배의 우수한 탁도 제거 효과를 가지고 있다. 특히 고탁도수처리 응집제로서 PAC는 큰 이점을 가지고 있다. 우기에 수처리 대책의 최대과제는 장마철, 집중호우에 의하여 수원 하천 수질의 급격한 변동에 대한 응집처리 방법이다. 원수수질의 급변에 순응한 고속도이며 특성을 발휘하고 있는 PAC는 매우 우수한 응집제인 것이다.

둘째, 적정 주입을 폭이 매우 넓으므로 과량 주입에 의한 역효과가 적어 작업의 안전성이 좋아진다. 황산알루미늄의 적정주입율의 허용폭은 비교적 좁으며 과량 주입에 의하여 오히려 응집성이 저하된다. 그것은 형성floc의 해교, 파괴, 과량흡착, 다분자 흡착에 따른 친수성의 증대, 입자 표면전하의 송진 등에 의한 것이다. 따라서 PAC는 적정주입율의 허용폭이 매우 넓어서 보통 과량주입에 의한 역효과가 없이 그만큼 처리작업의 안전성이 좋아진다.

셋째, PAC 중 알루미늄은 처음부터 중축합반응에 의하여 수용성 활성다행착이온을 형성하기 때문에 황산알루미늄에 비하여 floc 형성시간(3분만에 응집의 80%가 끝나며 황산알루미늄에 비하여 매우 단기간), 침강 속도가 매우 빠르며 흡착 활성도가 높아 단단하고 크고 무거운 floc을 형성하므로 매우 강력한 응집 성능을 발휘한다. 따라서 교반, 혼화, 체류, 침전 등의 처리시간을 대폭 단축할 수 있기 때문에 floc 형성지, 침전지 등의 콤팩트화가 가능하게 되고 또 시설된 시설을 사용할 때는 처리능력을 1.2-2배로 증가할 수 있다.

넷째, 황산알루미늄의 처리로는 규산, 철, 망간의 제거 효과가 매우 불량하여 처리가 곤란하였지만 PAC는 이들의 제거에 대하여 효과가 있고 쉽게 처리할 수 있다. 따라서 순수제조장치의 전처리, 지금까지 곤란한 지하수, 유기철, 망간 물질을 다량으로 함유한 적수와 흑수 등의 처리에 매우 효과적이다.

마지막으로, 오염수의 탁도, 색도 제거 및 세균 제거 효과에 있어서도 현저한 차이를 나타내고, 알칼리도의 저하가 황산알루미늄에 비하여 약 1/2로 적어 완충제의 투입량이 절감된다. 또, 잔류알루미늄의 농도가 황산알루미늄에 비하

여 낮다.

그러나 PAC의 단점은 가격이 비싸다는 것과 안정성이 길지 않다는 것이다. 잘못 생산될 경우에는 6개월도 못가서 침전, 관에 슬러지를 형성하여 사용에 상당한 지장을 주게 된다. 그렇지만 PAC를 계속 사용하는 이유는 응집능력이 뛰어나기 때문이다.

PAC의 간단한 물리화학적 특성은 [표 3.3.92]와 같다.

[표 3.3.92] PAC의 물리화학적 특성

항 목	내 용
염기도	35-60%
비중(20℃)	1.19 이상
pH	3.5-5.0
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 농도	1종 : 10.0%-12.0% 2종 : 12.0%-15.0% 3종 : 15.0%-18.0%
색 상	무색 내지 옅은 황갈색의 투명한 액체
용 도	정수·폐수처리

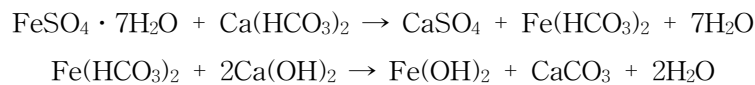
보통 PAC는 액체 황산알루미늄의 가격보다 약 2-3배 비싸지만 침강성이 더 좋다. 응집제 중 정수장에서 주로 사용하는 황산알루미늄과 PAC의 가격을 알아보면 경기도 안산의 삼구화학에서 액체 황산알루미늄(Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 7%) 1톤의 가격은 60,000원, 고체 황산알루미늄(Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 17%)의 가격은 190,000원, PAC (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 10.5±0.5%) 1톤의 가격은 180,000원이었다. 또한 수처리 중 잔류알루미늄의 양은 황산알루미늄보다 PAC가 더 낮다는 연구 결과도 있다(원 등, 1997). 잔류알루미늄이 호수에 남아있으면 후에 인과 결합해서 더 좋지만 생물체에 미치는 영향을 볼 때 잔류알루미늄이 적어야 좋다.

### 3) 황산제일철(ferrous sulfate, FeSO<sub>4</sub>)

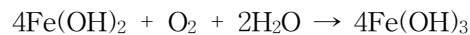
녹반이라고도 불리며 황산제이철을 제조하는데 원료로도 사용되며 인이나 악취 제거에 주로 사용한다. 액상 또는 고상으로 사용하고, 제품은 대개 5%(Fe)로 수송되며 그 이상의 농도에서는 Fe(SO<sub>4</sub>)·7H<sub>2</sub>O와 같은 결정을 만들기 때문에 피하는 것이 좋다. 황산제이철의 용해도는 온도와 pH에 의해 영향을 받는다.

대개는 고상으로 이동시켜 필요한 장소에서 녹여서 사용하는 경우가 많다. 특히 용액이 너무 묽어 수송에 불리함이 있고 고상의 경우에도 선적이나 취급상 까다로운 점 때문에 오늘날 수처리 시장에서 많이 사용하지 않는다(곽, 1998).

제조 방법은 철을 회황산에 용해시키거나 황산철을 자연 산화시켜 만든다.  $Fe^{2+}$  이온은 옅은 녹색을 나타내며 용해도가 크기 때문에 거의 침전하지 않으며 pH 7.7이상에서 침전이 생긴다. 일반적으로 침전물을 형성하기 위해서는 석회 가 동시에 첨가되어야 하고 응집제로서 반응은 아래와 같다.



수산화 제1철은 수중에 녹아 있는 산소에 의해 수산화 제2철로 된다.



#### 4) 황산제이철 (ferric sulfate, $Fe_2(SO_4)_3$ )

황산철은 물속에서 다음과 같이 반응을 하며 역시 적절한 알칼리도 존재 하에서 응집반응이 일어난다.



황산철이 물 속에 들어가면 알루미늄 응집제가 물속에 들어갔을 때 일어나는 현상과 유사하게 수화반응이 제일 먼저 일어난다. 원수의 알칼리도가 낮다면 인위적으로 완충제를 첨가하여야 한다. 황산철의 응집 pH 범위가 황산알루미늄 보다 넓어 철이 보다 넓은 pH 영역에서도 용해도가 작다는 것을 의미한다.

황산철의 단점은 잔류  $Fe^{2+}$ 가 관로에서 문제점을 야기 시킬 수 있다는 것과 과량 사용할 때 철 원료 속에 들어 있는 Mn이 잔류할 수 있다는 것이다. 장점은 SS관을 부식시키지 않으므로 기존의 수처리 공장에서 아무 시설변경 없이 적용될 수 있다는 것이다(곽, 1993).

황산제이철의 특징은 지하수용의 정수처리 응집제로서 효과적이며 다른 응집제와의 혼합제로서 사용도 검토할 필요가 있다. 잔류알루미늄의 문제점은

없으나 용출되는 철의 관리가 요구되는 물질이다(원, 1998).

#### 5) 염화제일철(ferrous chloride, FeCl<sub>2</sub>)

염화제일철은 정수처리용으로는 사용되지 않고 주로 폐수처리에 인이나 악취 제거용으로 사용된다. 염화제일철의 주원료는 제철공장에서 나오는 폐액이나 철을 염산으로 직접 녹여서 만들 수도 있다. 공기 유입 하에서 2가의 철은 3가의 철로 변하면서 인을 침전시킬 수 있다. 2가에서 3가로 변화하는 속도는 pH가 증가할수록 증가하게 된다. 악취는 황화합물 중에서 H<sub>2</sub>S 화합물이 가장 대표적이다. 이들이 물속에 녹아있을 때 악취가 발생한다. 악취의 제거는 다음과 같다.



그러나 염화제일철은 대개 부산물의 형태로 얻어지는 것이기 때문에 질이 문제가 된다. 제조비용이 저렴한 탓에 황제거제로 사용되나 타 응집제에 비해 용도가 낮다(곽, 1998).

#### 6) 염화제이철(ferric chloride, FeCl<sub>3</sub>)

염화철은 액상 혹은 고상으로 판매하고 있으며 응집제 처리 후 색을 유발할 수 있다는 점만 빼면 가격에서도 경쟁력 있는 응집제이다. 염화철은 3가 철로서 그 용도가 다양하며 pH영역이 넓다는 이유로 산업폐수처리에 용이하게 쓰인다. 원수의 알칼리도와 반응하여 최종적으로 다음과 같이 수산화합물을 형성한다.



염화철의 장점은 침전력과 유기물 제거력이다. 응집특성은 기본적으로 알루미늄 응집제와 유사한 경향을 보여주며, 화학적 특성이 틀리기 때문에 황산알루미늄에 비하여 색도제거와 BOD, COD 등의 TSS제거능력이 우수하고, 다른 유기응집제와 블렌딩하여 사용할 수 있으며, 보다 낮은 투입량에도 황산알루미늄보다 응집효과 우수하며, 황화합물 제거능력 우수하고, 응집 후 SO<sub>4</sub>이온을

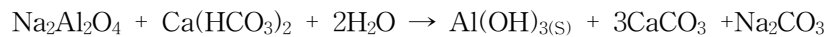
처리수에 남기지 않는다는 특징이 있다.

슬러지 처리시에도 상당한 장점이 있다. 즉, 기 응집제와 블렌딩하여 사용시 처리비용절감, 악취제거 효과를 기대할 수 있다.

한편 철응집제는 용해도가 낮으므로 pH가 4~11의 영역에서 사용될 수 있다. 철염이 대개 높은 pH 영역에서 사용될 수 있으므로 원수 중에 철/망간이 들어있는 경우에 철염이 알루미늄계 응집제를 사용하는 경우보다 유리하다. 철염을 사용하여 색도를 제거하고자 할 때는 응집 pH범위를 3.7~4.2로 조절하는 것이 효율적이며, 황산알루미늄을 사용하여 색을 제거하고자 할 때에는 pH를 5~5.5로 조절하는 것이 유리하다. 3가 철이온이 OH와 친화력이 훨씬 우수하기 때문이다(곽, 1998).

#### 7) 알루미늄산나트륨(sodium aluminate, $\text{NaAlO}_2$ )

알루미늄산나트륨은 주로 응집보조제로서 사용된다.  $\text{Al}_2\text{O}_3$  농도가 약 25%이므로 고농도 제품이다. 그러나 알루미늄의 반대이온이 나트륨(Na) 양이온인 것이 특징이다. 대부분의 응집제가  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  이온인 반면에 이것은 나트륨(Na)이다. 대개 제올라이트 제조원료로 사용되며 혹은 시멘트의 급결제원료로서도 사용된다. 응집반응식은 다음과 같다.



#### 8) 폴리 황산규산알루미늄(PASS, poly aluminum sulfate silicate)

PASS는 캐나다에서 개발된 무기고분자응집제로서 규소를 함유하면서 분자량이 100,000~300,000에 이른다.  $\text{Al}_a(\text{OH})_b(\text{SO}_4)_c(\text{SiO}_x)_d$ 의 조성을 갖고 있는 투명한 액체이고 산화알루미늄( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) 함량은 8.0% 이상이다. 규소를 포함하고 있으므로 침전성과 미세탁질의 제거 효과가 우수한 것이 특징이다. PAC와 같이 넓은 pH에서 작용하므로 원수의 pH를 조정할 필요가 없으며 온도의 영향이 적으므로 동절기에도 응집 성능이 뛰어나다. 사용량도 황산알루미늄 또는 PAC의 1/2정도로도 좋은 응집 효과를 얻을 수 있고 PASS 중에 함유되어 있는 규소성분의 작용으로 floc이 무거워져서 침강속도가 우수하므로 탁도도 더욱

개선된다(원, 1998; 콕, 1998).

#### 9) 폴리염화알루미늄규산(PACS, poly aluminum chloride silicate)

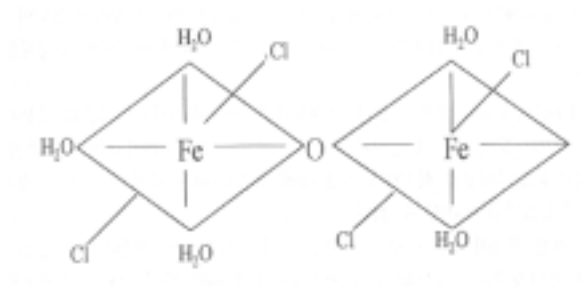
PACS는 기존의 PAC( $Al_2O_3$  농도 10%) 응집제를 보다 고농도화시킨 것으로  $Al_2O_3$ 가 17%인 것이 특징이다. PAC에 규소를 첨가하여 응집성능을 보다 개선한 것으로,  $Al_a(OH)_b(Cl)_c(Si)_d$ 의 조성을 갖으며 무색내지 미황색의 점조성 액체이고 pH는 3.0~3.5이다. PACS는 농도가 높아 수송비를 절감할 수 있으므로 장거리에 떨어져 있는 사용처에는 상당히 유리하다. PAC와 같이 저온, 고탁도에서의 응집력이 좋으며 고온, 높은 pH에서도 응집성능이 감소되지 않는다. 기존의 무기응집제와 달리 PACS에 포함된 활성규산의 가교작용으로 flocc이 치밀하며 무겁고 균질하여 침강속도가 빠르다(원, 1998).

#### 10) 폴리염화알루미늄칼슘(PACC, poly aluminum chloride calcium)

1977년에 개발된 응집제로서 염기도가 70%인 것이 가장 큰 특징이며 고탁도 저알칼리도의 원수처리에 가장 적합하여 홍수시 첨가된 칼슘으로 인하여 알칼리도 저하가 적어 알칼리제 사용량을 줄일 수 있다.  $Al_a(OH)_b(Cl)_c(Ca)_d$ 의 조성을 가지고 있으며  $Al_2O_3$  농도가 10%인 투명한 액체이다.

#### 11) 폴리염화철(PFC, poly ferric chloride)

철계통의 응집제의 용도가 점차적으로 증가됨에 따라 단분자인 철도 중합시켜 성능을 높여 사용하고 있다. 3가인 철은 알루미늄의 중합과 마찬가지로  $Fe-OH-Fe$ 를 반복단위로 하여 중합할 수 있다[그림 3.3.16]. 특히 철이 고분자화 될 경우에는 분자량이 크므로 침전속도가 상대적으로 빨라지는 장점이 있다.



[그림 3.3.16] PFC의 구조

### 12) 폴리황산알루미늄(PAS, poly aluminum sulfate)

폴리황산알루미늄은 황산알루미늄을 중합시켜 분자량을 1,000 이상 되도록 키운 것으로 무색 내지 담황색 투명한 액체로 PAS로 불리며 일반식은  $[Al_2(OH)_n(SO_4)_{3-n/2}]_m$  이고  $n$ 은  $1 \leq n \leq 5$ 이며  $m$ 은  $m < 10$  이고 염기도는  $n/6 \times 100\%$  이다. 염기도, 중합도, pH, 알칼리소비량, 다가음이온과의 반응성등은 PAC와 유사한 공통점을 가지고 있다. PAS는 염기도 중합도가 높을수록 물리 화학적 영향을 받기 쉬우며, 특히 열역학적으로 불안정하게 되므로 고염기성 용액을 만들기 어렵다. PAS의 응집특성은 염기도가 50%정도의 용액이 가장 좋으며 floc의 응집성능, 제탁 효과, 알칼리 조제의 절감효과, 적정주입율의 범위, 응집 pH범위 등이 PAC와 유사하다.

PAS는 가수분해속도가 빨라 겨울철 정수처리에 보다 유리하며, 기존의 황산알루미늄에 비하여 응집 속도가 빠르고 floc의 생성속도가 우수하다. 회석해서 사용할 경우에는 수화반응이 빠르게 일어나므로 회석 배수를 2~3배 범위로 하는 것이 좋고 회석 즉시 사용하여야 보다 큰 응집효과를 기대할 수 있다.

### 13) 폴리황산철(PFS, polyferric sulfate)

폴리황산철은 기존의 단분자 형태보다 응집형태가 우수하며 침전능력이 뛰어나다. 정수처리에 사용될 경우 처리 후 잔류알루미늄이 없어 최근 정수장에서 사용되는 경우도 있다. 그러나 철계통의 응집제를 사용할 경우 색을 유발할 수 있어 정수장에 사용코자 할 때에는 과량투입하지 않도록 하여야 한다. 이외에도 염기성 황산철( $Fe(SO_4)_3 + Fe(OH)_3$ )도 응집효과가 증가하는 장점이 있



다. 기존의 황산알루미늄에 대하여 PFS의 장점은 처리 후 잔류알루미늄이 잔류할 가능성이 없고, 처리비용과 슬러지 처리비용이 낮으며, 탈수가 잘된다는 점이다.

#### 14) 응집보조제

응집제의 성분을 충분히 발휘시켜 그 효과를 높이고 응집제를 절약하기 위하여 사용되는 약품으로 주로 무기응집제와 병용하며 알칼리 보충제와 응집보조작용제가 있다.

알칼리 보충제로는 탄산나트륨( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), 수산화나트륨( $\text{NaOH}$ ) 등이 있다. 소석회는 저장 및 취급이 나쁘며 중화에 의해 불용성염의 생성으로 슬러지 발생량이 많아지는 단점이 있으나 가격이 저렴하고 알카리도 보충효과가 커서 많이 사용되고 있으며 용해도가 적어 10~20%의 유액으로 사용되고 있다. 수산화나트륨은 강산으로 취급시 위험이 따르고 값이 비싼 단점이 있으나, 반응성이 좋고 슬러지 생성량이 적으며 용해도가 커서 용액으로 사용할 수 있으므로 주입이 용이하고 주입장치를 자동화 할 수 있는 장점 때문에 최근에 소석회보다 많이 사용되어 지고 있다.

응집보조작용제로는 벤토나이트, 활성규산, 비산재 등이 있다. 벤토나이트는 몬모릴나이트를 주성분으로하는 알칼리성 점토로 수중 콜로이드입자의 흡착을 위한 핵을 제공함으로써 저탁도시 황산알루미늄과 함께 사용되어 현저한 응집보조작용을 한다. 활성규산은 콜로이드상의 중합규산이고 그 자체가 음콜로이드이므로 황산알루미늄과 함께 사용할 때 flocc이 무겁고 단단하여 flocc 형성속도가 빠르고 응집 pH 범위가 넓어 한냉시나 홍수시 효과가 큰 장점은 있으나 여과지 손실수두가 크고 규산의 활성화가 곤란한 문제점도 있다. 비산재는 화력발전소의 연돌가스에서 포집한 석탄재 분말로 주성분은  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ 이며 벤토나이트 정도의 효과가 있다.

#### 다. 응집제의 독성 자료 검토

알루미늄계 응집제를 과다 사용하게 될 경우, 처리수에 잔류하는 알루미늄에 의해 인체의 뇌신경계통에 장애를 일으킨다. 특히 발생가능성이 높은 여러 질병 중 대표적인 것은 노인성 치매(알츠하이머, Alzheimer)이다(Craper et al., 1973;

Davison, 1982). 세계보건기구(WHO)는 높은 농도의 알루미늄을 장기간에 걸쳐 음용수를 통하여 섭취하였을 때 악성 노인성 치매에 걸릴 확률이 높다고 보고하였다. 또한 영국의학센터 및 수질연구센터의 최근 발표에 따르면 알루미늄이  $0.11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  들어있는 물을 마시면 그 이하의 농도로 함유된 물을 마시는 사람보다 1.5배 정도 노인성 치매에 걸릴 확률이 높다고 보고하고 있다(Robert et al., 1984). 알루미늄 섭취량 중 약 1%정도는 체내에 흡수되어 적당한 매개체와 함께 뇌로 이동되어 축적되는 것으로 알려져 있다. 건강한 사람의 경우 뇌속의 알루미늄 축적량은 1 mg이나 알츠하이머 증상이 있는 경우는 2~3 mg의 알루미늄이 축적되어 있다고 한다(Ho suet-mci과 Tso wing-shiu, 1992). 또한 신장 투석 환자에게 투석액의 알루미늄 농도가  $0.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  이상으로 투여하였을 경우 치매를 일으킨다고 보고하였다(Davison, 1982).

유럽공동체 음용수수질기준지침, 세계보건기구 음용수수질지침, 미국의 음용수수질기준 등에서 이와 같은 심미적 이유에서 음용수 규제 항목에 알루미늄의 잔류 농도를 포함시키고 있으며, 우리나라에서도 1995년 1월부터 상수의 알루미늄 농도 규제를 세계선진국 및 WHO 규제 및 권장치인  $0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  이하로 실시하고 있다.

알루미늄은 산성화된 호수에서는 독성의 금속이 된다. pH 4.5~5.5에서  $\text{Al}^{3+}$ 의 형태로 존재하게 되고  $0.1 \sim 0.2 \text{ mgAl} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 적은 농도에서도 물고기에게 독성을 나타내는 것으로 알려져 있다(Baker, 1982). 물고기의 피는 pH는 약 7.4이고, 아가미 막은 물에서 산소를 흡수해야 하기 때문에 특별히 얇다. 따라서 아가미의 막을 통하여 급격한 pH의 차이가 있게 된다. 예를 들어 호수의 pH가 2정도 증가하면 알루미늄의 용해도가 약 수천분의 일로 감소한다. 따라서 아가미를 젤 형태의  $\text{Al}(\text{OH})_3$ 가 덮게 되어 물고기가 호흡을 하지 못하여 죽게 된다(Gotfyrd, 1989). 비교적 낮지 않은 pH 5~6에서도 암석으로부터 알루미늄을 용해시키기 때문에 이러한 요인이 없는 실험실에서보다 자연계에서 더 심각한 해를 끼치게 된다. 그러나 호수의 생물상에 대한 알루미늄 응집제 처리 효과에 관한 연구는 거의 없다.

철 응집제 처리에서 걱정할 점은 중금속의 함유량이다. 값싼 철 부산물 등으로부터 공급받아 철 응집제를 사용할 때 응집제 속에 포함된 중금속이 문제가 된다. 2002년 12월 환경부에서 고시된 철 응집제의 규격을 보면 중금속의 규제 농도가 상당히 느슨한 것을 알 수 있다[표 3.3.5].

[표 3.3.93] 우리나라의 철 응집제의 규격

응집제	황산제이철( $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$ )	염화제이철( $\text{FeCl}_3$ )
성상	고체	액체
3가철	18% 이상	9.6-16.2%
2가철	3% 이상	2.5% 이하
유리산	4.5% 이상	1.0% 이하
물불용성물질	6.5% 이상	-
비소(As)	50ppm 이하	80ppm 이하
납(Pb)	50ppm	80ppm 이하
카드뮴(Cd)	10ppm 이하	20ppm 이하
크롬(Cr)	50ppm 이하	80ppm 이하
수은(Hg)	2ppm 이하	3ppm 이하
셀레늄(Se)	10ppm 이하	20ppm 이하

#### 라. 적절한 응집제 선정

##### 1) 실험실 시험에 의한 응집제 효과 측정

저수지의 내부 인부하를 제어하기 위한 방법으로 저질층에 응집제를 도포하는 경우에는 응집제의 양이 많을수록 효과가 있다. 외국의 사례들을 보면 알루미늄을 많이 첨가할수록 지속효과가 높았다. 그러나 우리나라의 경우에는 최소의 비용으로 최대의 효과를 볼 수 있는 최적의 첨가량을 결정하는 것이 필요하다. 실험실에서 다양한 시료에 응집제를 첨가하여 최적의 첨가량을 결정하고자 예비실험을 실시하였다.

실험실 시험에서는 jar test를 사용하였다. Jar test는 응집반응에 영향을 미치는 인자에 따라 각각의 시료에 맞는 응집제를 선택한 후 적정 pH에서 주입량을 결정하는 조작이다. 주어진 시간만큼 급속교반과 완속교반을 한 후 일정시간 침전시켜 상등액을 분석하는 방법이다. 본 실험실에서는 250ml의 병에 시료와 응집제를 일정량 넣고 100회 상하로 흔들어 교반을 시켜 일정시간 침전시킨 후 탁도와 pH를 측정하는 간단한 jar test 방법을 사용하였다[그림 3.3.17]. Jar test 실시 후 상등액이 대조구보다 80%의 탁도가 제거되었을 때의 응집제 첨가량을 적정첨가량으로 결정하였다. 대조구는 응집제를 첨가하지 않고 같은 시간

만큼 침전시킨 시료이다. 실험에 사용한 응집제의 종류는 황산알루미늄(7%), PAC, 유기고분자응집제(PAM)였다.

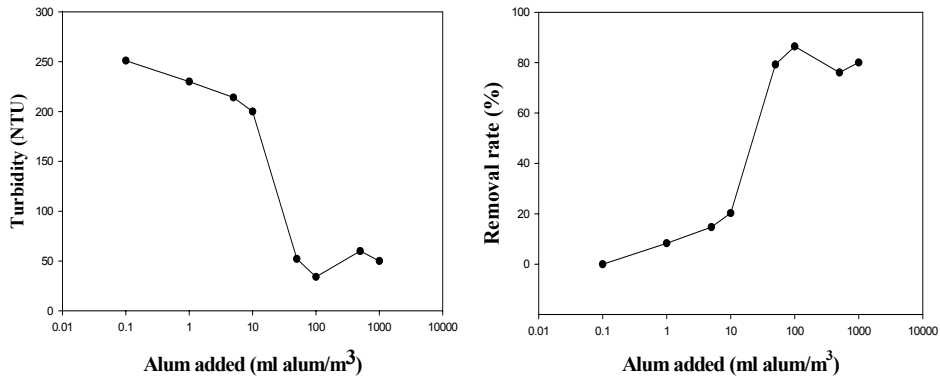


[그림 3.3.17] 실험에서 사용한 jar test(대조구는 11개의 병 중 제일 좌측의 병을 말한다. 대조구 오른쪽 10개의 병들은 첨가량을 조금씩 증가시켜 달리 넣어준 실험구이다)

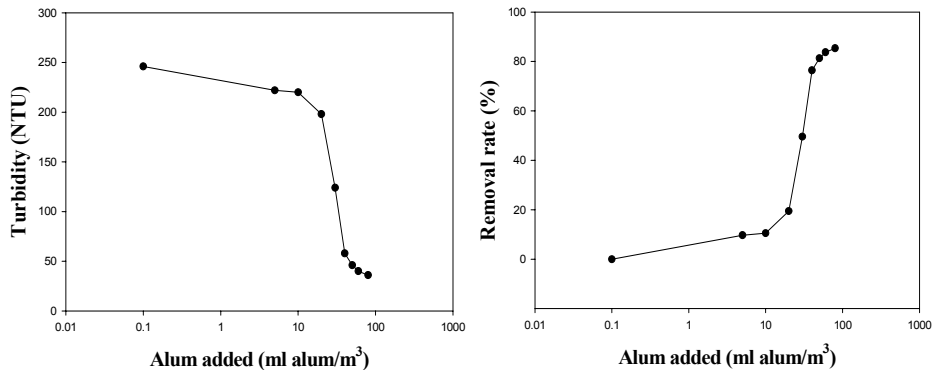
## 2) 저수지 시료의 응집제 효과 측정 실험 및 적정 응집제 선정 실험

### 가) 후평저수지 유입수의 응집침강 실험

2002년 8월 31일 강우시 350 NTU의 탁도를 나타내는 후평저수지의 유입수에 황산알루미늄을 처리하였다. 1차 시험시 50 mL alum  $m^{-3}$ 을 첨가하였을 때 79.3%의 제거효율을 나타내었고 탁도가 낮은 것을 볼 수 있었다[그림 3.3.18]. 2차 시험시 50mL alum  $m^{-3}$  이하에서 10mL alum  $m^{-3}$ 의 간격으로 황산알루미늄을 첨가하였을 때, 40mL alum  $m^{-3}$ 을 첨가한 경우의 제거효율은 76.4%, 50mL alum  $m^{-3}$ 을 첨가한 경우는 81.3%의 제거효율을 나타냈다. 약 47mL alum  $m^{-3}$ 를 투여했을 때 80%의 제거효율을 보였으며, 이때를 적정투여량으로 결정하였다[그림 3.3.19]. 탁도의 제거율은 응집제 첨가량에 비례하지 않는 결과를 보였다.



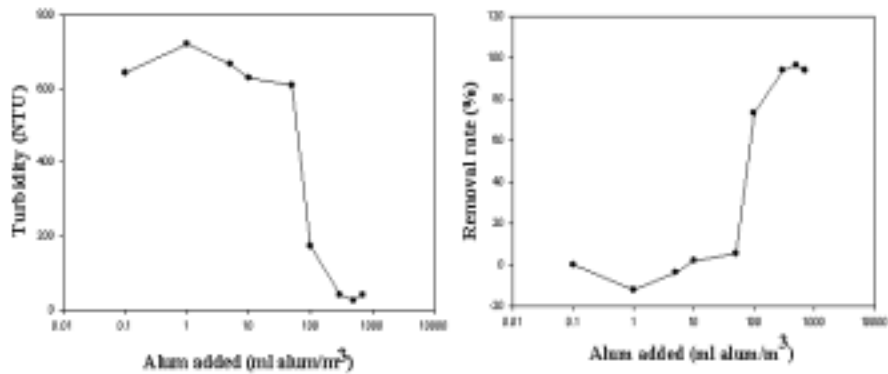
[그림 3.3.18] 후평저수지 유입수에 황산알루미늄을 첨가한 후 탁도와 제거율(1차 시험)



[그림 3.3.19] 후평저수지 유입수에 황산알루미늄을 첨가한 후 탁도와 제거율 (2차 시험)

#### 나) 도암호 유입수의 응집침강 실험

남한강 상류의 송천인 도암호 유입수에 황산알루미늄의 첨가에 따른 실험을 해보았다. 2002년 8월 31일 강우시 유입수의 탁도는 1610 NTU이었다. 1시간 침강 후에 눈에 보이는 효과가 없어서 3시간 후 상등액을 분석하였다. 대조구 탁도의 80%가 제거되는 약 166 mLalum m<sup>-3</sup>를 적정첨가량으로 결정하였다[그림 3.3.20].



[그림 3.3.20] 남한강 송천(도암호 유입수)에 황산알루미늄을 첨가한 후 탁도와 제거율

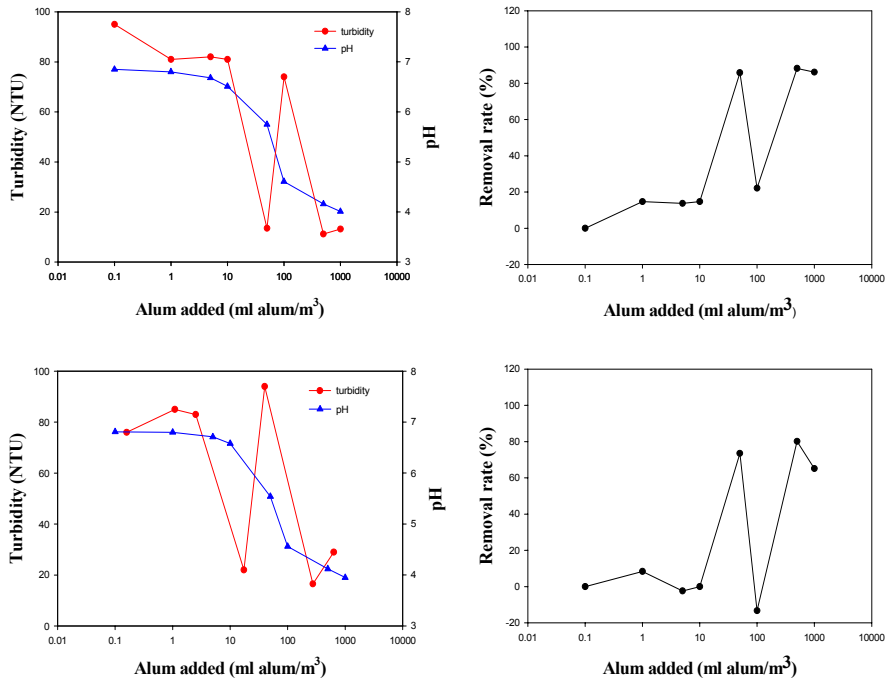
후평저수지 유입수와 도암호 유입수의 응집침강 실험 결과 탁도가 1610 NTU인 도암호 유입수는 166mL alum m<sup>-3</sup>, 탁도가 350 NTU인 후평저수지 유입수의 경우 47mL alum m<sup>-3</sup>가 적정첨가량으로 결정되었다. 즉, 탁도가 높을수록 응집제의 첨가량이 증가하였다.

#### 다) 호소수의 응집침강 실험(도암호)

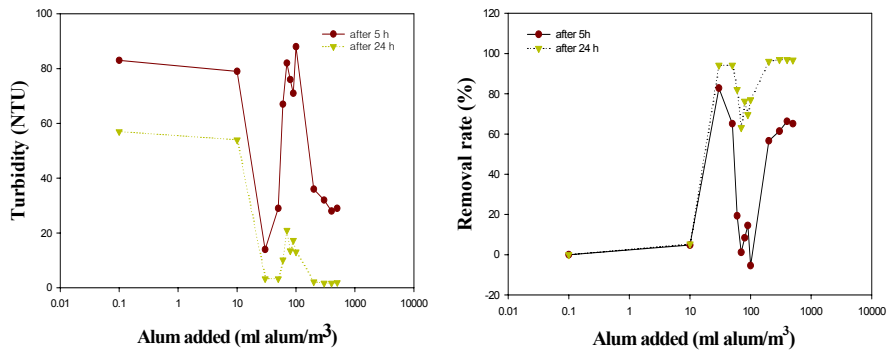
입자가 큰 유입수와는 달리 입자가 작은 호소수의 적정첨가량을 알아보기 위해서 도암호의 물을 시료로 사용하였다. 도암호 시료의 탁도는 110 NTU였다. 미세한 입자는 침강속도가 느려서 5시간을 침강시킨 후 탁도를 측정하였다. 탁도는 50mL alum·m<sup>-3</sup>의 양을 첨가할 때 낮아지다가, 100mL alum·m<sup>-3</sup>을 첨가하였을 때 다시 침강효과가 떨어져 높게 나타났다[그림 3.3.21]. 실험오차라고 생각하여 두 번의 반복실험을 하였으나 같은 결과가 나타났다. 두 번의 실험에서 탁도가 높아진 부분의 pH는 모두 6이하였다. 1차, 2차 실험에서와 같이 탁도가 낮아졌던 50mL alum·m<sup>-3</sup>을 첨가한 부분에 대하여 탁도가 낮은 곳에서의 첨가량과 다시 높아진 곳에서의 첨가량 중 어느 부분에서 탁도가 높아졌는지 알아보기 위해서 10mL alum m<sup>-3</sup>의 비율로 첨가량을 달리하여 실험을 하였다. 탁도가 낮았던 부분은 30mL alum m<sup>-3</sup>을 첨가하였을 경우였다. 5시간 후 82.8%의 제거효율을 보였고, 24시간 후에도 94.2%의 높은 제거효율을 보여 적정첨가량으로 결정하였다[그림 3.3.22].

PAC로 실험한 결과 황산알루미늄 첨가의 실험결과와 유사한 경향을 보였다.

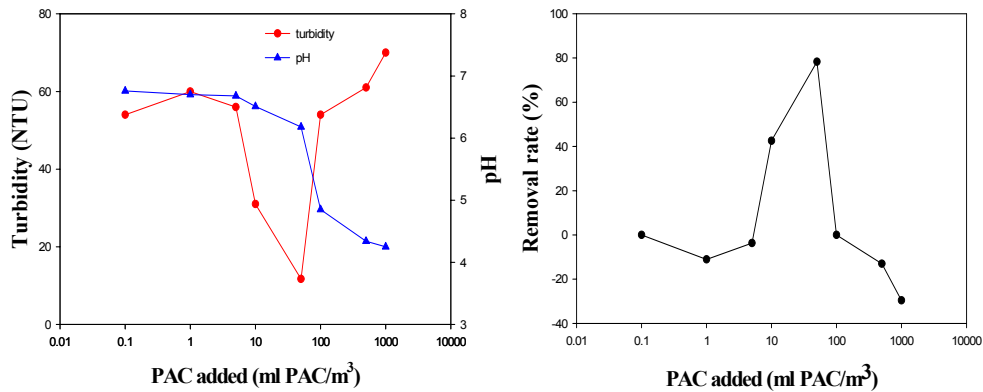
PAC를 50mL alum  $m^{-3}$  을 첨가하였을 때 대조구 탁도의 78.3%가 제거되었으며, 11.7 NTU의 탁도를 나타냈다[그림 3.3.23]. 탁도가 높은 곳의 pH는 모두 6이하였다.



[그림 3.3.21] 도암호 시료에 황산알루미늄을 첨가한 후 탁도와 제거율(1차, 2차)

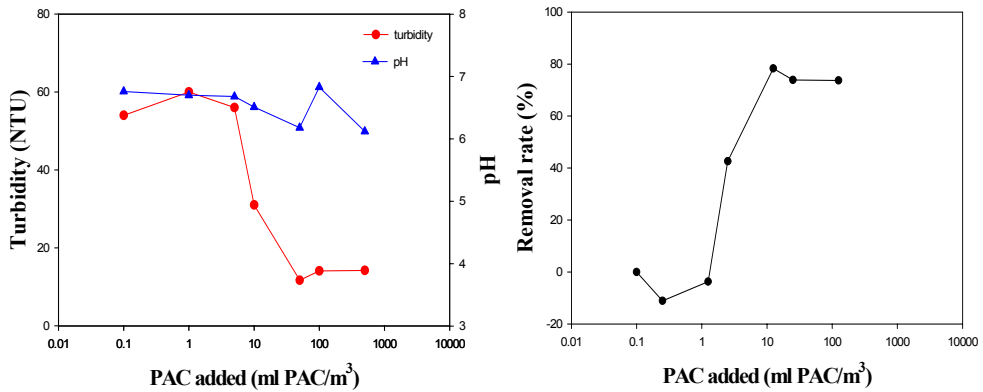


[그림 3.3.22] 도암호 시료에 황산알루미늄을 첨가한 후 5시간과 24시간 후의 탁도와 제거율



[그림 3.3.23] 도암호 시료에 PAC를 첨가한 후 탁도와 제거율

황산알루미늄과 PAC의 첨가 실험에서 탁도가 높았던 곳의 pH는 모두 6이하로 측정되었다. pH가 6이하일 때 알루미늄이 flocc을 형성하지 못하고 알루미늄 이온으로 존재하였기 때문에 탁도를 제거하지 못한 것으로 판단된다. pH가 6이하로 측정된 곳은 소석회를 각각 2mg과 12mg을 첨가하여 pH를 각각 6.83과 6.12로 증가시켜 다시 두 시간을 침강시켰다. 두 시간 후의 탁도는 각각 14.1과 14.2 NTU로 측정되었고, 제거효율은 각각 73.9%와 73.7%로 나타났다[그림 3.3.24].

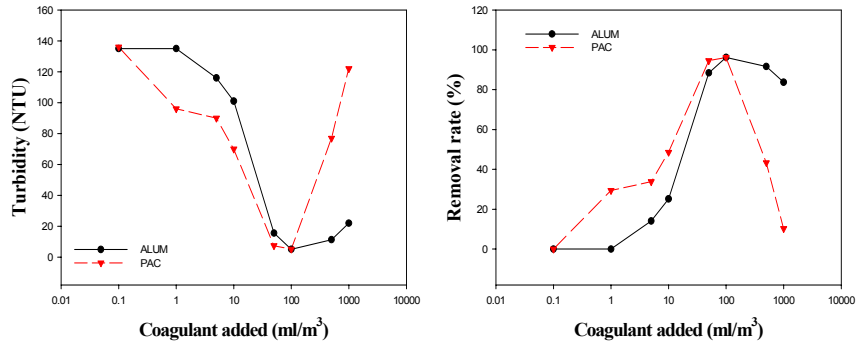


[그림 3.3.24] 도암호 시료에 PAC와 중화제를 첨가한 후 탁도와 제거율



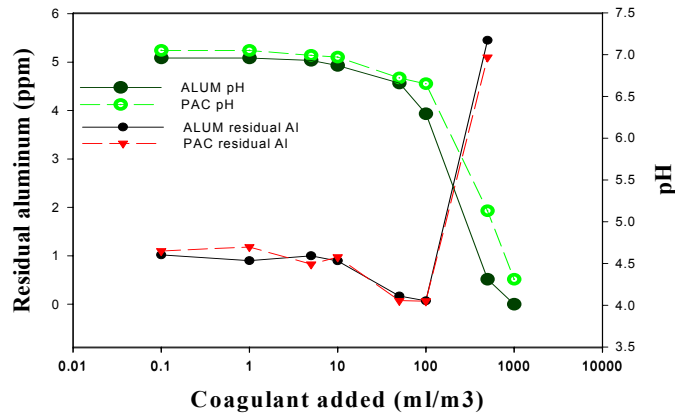
라) 호소의 저질층과 표층수의 인공탁수를 이용한 응집침전 실험(후평저수지)

PAC와 황산알루미늄의 효과를 비교하기 위해서 후평저수지 바닥의 흙과 표층수의 물을 섞어 초기 탁도 157 NTU의 인공 탁수를 제조하였다. 황산알루미늄과 PAC를 시료에 각각 첨가하여 제거 효율, 잔류알루미늄 농도, 인 농도를 측정하였다. 잔류알루미늄의 농도는 상등액을 여과하여 ICP(유도결합플라즈마 분광기, Inductively Coupled Plasma Spectrometer)로 측정하였다. 다음과 같이 PAC의 탁도 제거효율이 황산알루미늄보다 높았다[그림 3.3.25]. 응집제(황산알루미늄, PAC)를  $50\text{mL m}^{-3}$  첨가했을 때 약 90%에 가까운 제거효율을 나타냈다. 따라서 황산알루미늄과 PAC의 경우 각각 약  $45\text{mL alum m}^{-3}$ , 약  $37\text{mL PAC m}^{-3}$ 을 적정첨가량으로 결정하였다[그림 3.3.25].



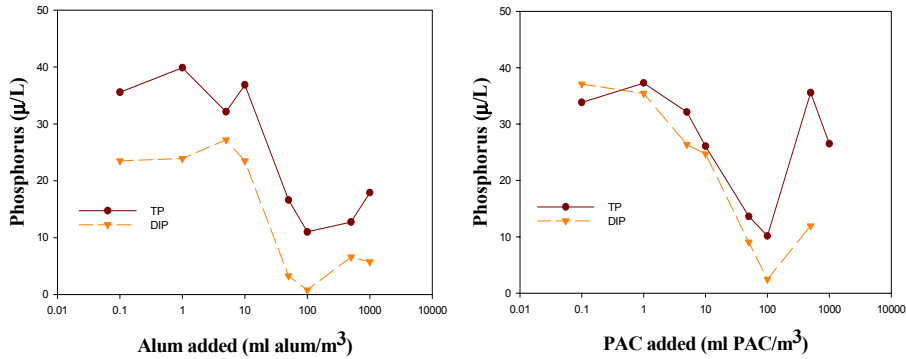
[그림 3.3.25] 후평저수지 제조탁수에 황산알루미늄과 PAC를 첨가한 후 탁도와 제거효율 비교

용존알루미늄의 농도를 측정하여 잔류알루미늄을 비교하였다. pH 6 근처에서 알루미늄의 용존량이 최저를 나타냈고 이때의 알루미늄 농도는  $0.2\text{ mg L}^{-1}$  이하를 나타냈다[그림 3.3.26].



[그림 3.3.26] 황산알루미늄과 PAC를 첨가한 후 pH와 잔류알루미늄의 농도 비교

응집제(황산알루미늄, PAC)를 50mL m<sup>-3</sup> 넣어주었을 때 탁도의 제거효율이 높았으며 인농도는 낮아졌다[그림 3.3.27]. 응집제를 넣어주기 전에는 약 40 $\mu$ g L<sup>-1</sup>이었으나 응집제를 넣은 후에는 약 10 $\mu$ g L<sup>-1</sup>로 총인 농도가 감소하였다.

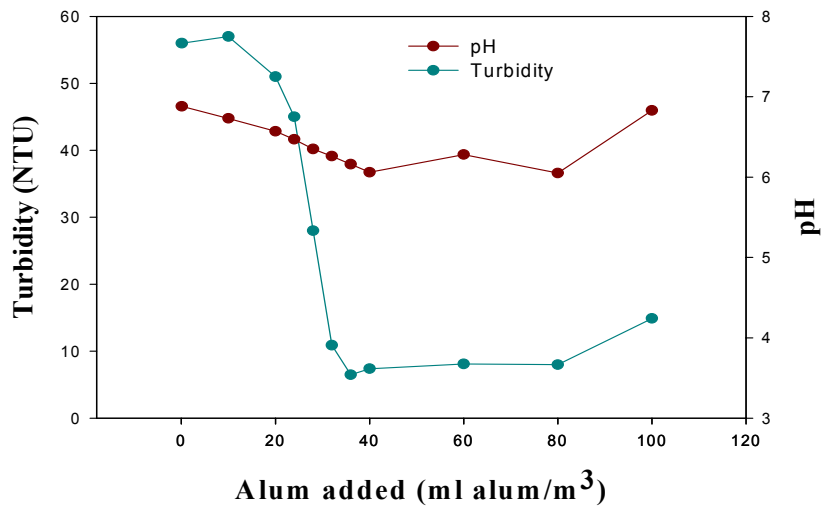


[그림 3.3.27] 황산알루미늄과 PAC를 첨가한 후 총인과 용존무기인 농도

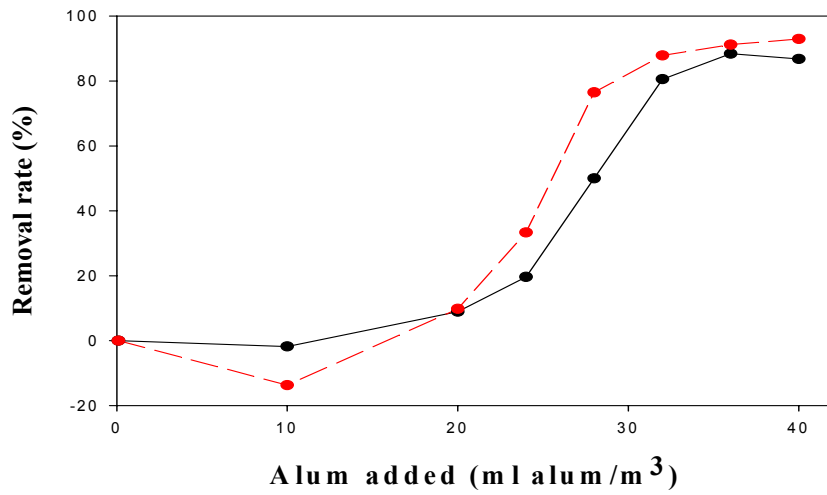
마) 미세입자의 응집침강 실험

미세한 입자에 대해 황산알루미늄과 PAC로 침강실험을 하였다. 탁도 173 NTU인 도암호 유입수를 1일 이상(40시간) 자연 침강시킨 상등액으로 실험하였다. 상등액의 탁도는 58 NTU이었고 황산알루미늄을 첨가하기 전에 미리 pH를 측정하였다. pH가 6이하인 곳은 소석회로 중화시켜 2시간 침강시킨 후 탁도를 정하였다. 이 때 36mL alum m<sup>-3</sup>을 첨가한 곳의 제거효율이 88.4%로 가장 좋았다. 적정첨가량은 80.5%의 제거효율을 보인 32mL alum m<sup>-3</sup>으로 결정하였다[그림 3.3.28].

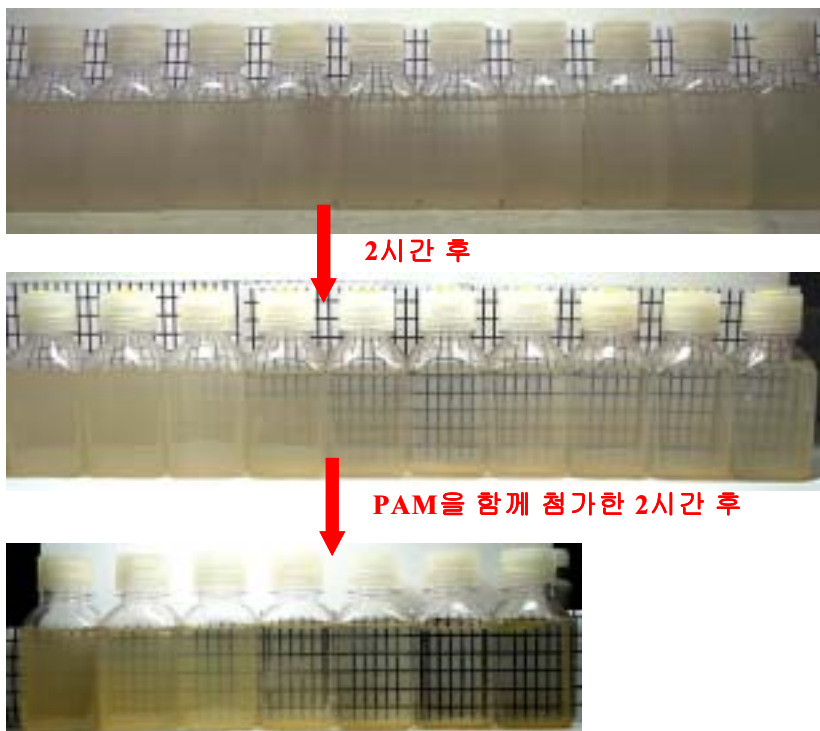
제거효율이 가장 높았던(88.4%) 곳의 첨가량보다 적은 양만큼 넣어준 곳에 유기고분자응집제(PAM)를 첨가하여 다시 2시간 침강시켰다. 이 때 PAM의 첨가량은 황산알루미늄 첨가량의 1%로 하였다. 황산알루미늄만을 첨가했을 때 88.4%로 가장 높은 제거효율을 보였던 곳에서, PAM을 첨가했을 때 91.2%의 제거효율을 나타냈다[그림 3.3.29][그림 3.3.30]. 황산알루미늄만을 첨가한 경우의 적정첨가량은 32mL alum m<sup>-3</sup>로 결정하였고, PAM과 함께 첨가한 경우의 황산알루미늄의 적정첨가량은 약 29mL alum m<sup>-3</sup>로 계산하였다.



[그림 3.3.28] 황산알루미늄과 중화제를 첨가한 후 탁도와 pH



[그림 3.3.29] 황산알루미늄, 중화제, PAM을 함께 첨가한 후 제거율



[그림 3.3.30] 황산알루미늄을 첨가한 두 시간 후와 PAM을 함께 첨가한 2시간 후의 탁도 제거 변화 모습

PAC로 실험하였을 때 황산알루미늄의 경우와 마찬가지로 2시간을 침강시킨 후 상등액의 탁도를 측정하였다. 16mL PAC  $m^{-3}$ 를 넣은 곳에서부터 제거효율이 좋아졌으며, PAC 16mL PAC  $m^{-3}$ 와 PAM (PAC 첨가량의 1%)을 함께 넣은 곳에서의 제거효율은 80% 이상을 보여 적정첨가량으로 결정하였다. 20~4mL PAC  $m^{-3}$ 를 첨가하였을 때는 모두 비슷한 값들인 약 7NTU의 탁도를 나타냈다. 20~4mL PAC  $m^{-3}$ 를 첨가한 곳에 PAM(PAC 첨가량의 1%)을 첨가하였을 때 도 약 4NTU의 비슷한 값들을 보였다[그림 3.3.28].

지금까지의 실험결과를 살펴보면, 첫째, 탁도가 높을 경우 응집제 첨가량이 증가하였다. 둘째, 황산알루미늄과 PAC를 비교해 보았을 때 PAC의 경우 더 적은 양으로도 같은 제거효율을 나타내는 것을 알 수 있었다. 셋째, 응집제를 단독으로 사용하였을 경우보다 유기고분자응집제를 사용함으로써 제거효율을 높일 수 있고, 주응집제의 사용량을 줄일 수 있음을 알 수 있었다.

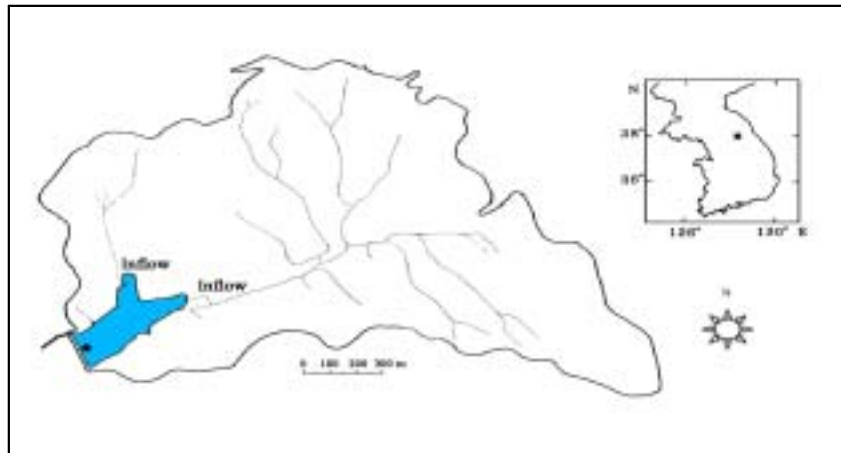
### 3. 현장 실험에 의한 응집제 효과 측정 방법

#### 가. 현장 시료에 응집제 적용 시험 방법

##### - 응집제 현장적용을 위한 제반여건 분석

#### 1) 후평저수지 응집제 투여 효과 측정

후평저수지를 대상으로 2002년 8월 31일부터 2003년 12월까지 조사하였다. 시료채취는 2002년 9월부터 2003년 8월까지는 1주 간격으로, 2003년 9월부터 11월까지는 1일 내지 3일 간격으로 실시하였고, 2003년 12월 12일에 1회 조사하였다. 2002년 12월부터 2003년 2월까지 호수 결빙기 동안은 월 1회 얼음 위에서 조사하였고, 2003년 12월 조사 이후 결빙되었다[그림 3.3.31].



[그림 3.3.31] 후평저수지 유역도와 조사지점

수질분석을 위한 시료는 후평저수지의 제방 앞에서 PVC Van Dorn 채수기로 채수하였다. 현장에서 수온, pH, 전기전도도, 탁도를 측정하였고, 투명도는 황산알루미늄 처리 후부터 지름 30 cm의 원판(Secchi disc)을 이용하여 그늘진 곳에서 측정하였다.

총인, 용존총인, 용존반응성인의 농도는 ascorbic acid법, chl.a의 농도는 UNESCO법, 부유물질농도는 무게측정법, 알루미늄농도는 전처리하여 ICP(inductively coupled plasma spectrometer; 유도결합플라즈마분광기)로 측정하였다.

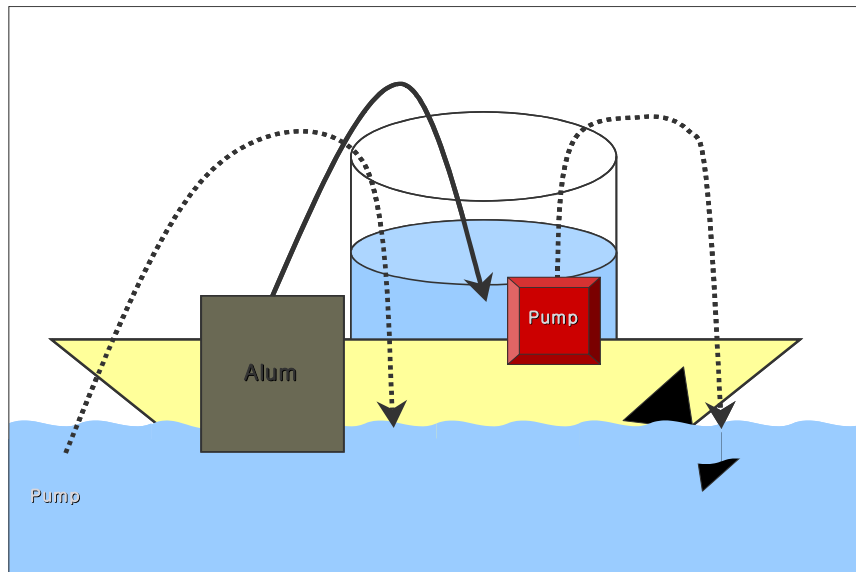
식물플랑크톤 시료는 독 앞 지점에서 PVC Van Dorn 채수기로 채수 즉시 500mL 폴리에틸렌 시료병에 담아 2mL Lugol 용액으로 고정하였다. 1주일 이상 침강시킨 후, siphon을 이용하여 농축하였고, 시료의 중량을 측정하여 농축 배수를 산정하였다. 농축된 시료를 1mL Sedwick-Rafter counting chamber를 사용하여 현미경으로 계수하였다.

동물플랑크톤은 망목의 크기가 35 $\mu$ m인 네트를 이용하여 5m를 수평끌기하여 채집하였다. 현장에서 sucrose-formalin을 이용하여 최종 농도가 4%가 되도록 고정한 후 실험실로 운반하여 관찰 전까지 실온 암소에서 보관하였다. 정량분석은 Sedwick-Rafter counting chamber에 넣어 현미경으로 계수하여 측정하였다.

응집제는 황산알루미늄을 사용하였다. 2003년 10월 27일에 0.7 mgAl L<sup>-1</sup>의 고체 황산알루미늄(Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 17%)을 호수 표층수에 직접 투여하였다. 호수 표층수

에는 탱크에 고체 황산알루미늄을 호소수로 녹인 후 배를 타고 이동하며 살포하였고, 모터보트를 순환시키면서 교반을 촉진시켰다[그림 3.3.32].

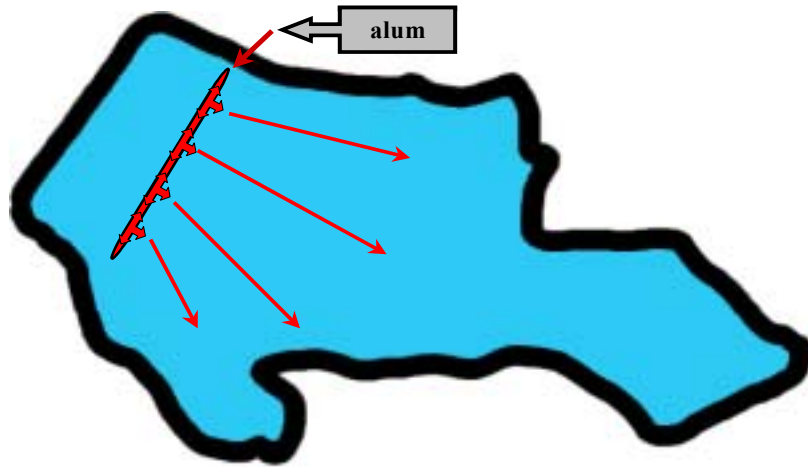
적정투여량 계산은 Cooke et al.(1993)의 방법을 이용하였다. 이는 초기 알칼리도와 pH에 따라 pH가 6이 될 때까지의 황산알루미늄의 최대 첨가량을 산정하는 방법이다. 산정한 최대투여량은  $7\text{mgAl L}^{-1}$ 였다. 후평저수지의 응집제 처리에서는 최소의 비용과 응집제의 사용으로 최대의 효과를 보기 위해서 산정한 최대투여량인  $7\text{mgAl L}^{-1}$ 보다 적은 양으로 최적첨가량을 결정하였다.



[그림 3.3.32] 후평저수지 내에서 펌프를 이용하여 혼합하는 응집제의 투여 방법

## 2) 홍부저수지의 응집제 투여 효과 측정

경기도 시흥시에 위치한 홍부저수지에 2003년 11월 9일에  $1.35\text{ mgAl L}^{-1}$ 의 액체 황산알루미늄( $\text{Al}_2\text{O}_3$  7%)을 투여하였다[그림 3.3.33]. 황산알루미늄의 투여장치는 직경 3cm의 고무호스에 일정한 간격으로 구멍을 뚫고 저수지를 횡단하여 물 위에 떠있도록 설치하였다. 호스에는 부표를 달아 가라앉는 것을 방지하였고, 운반차량과 호스를 연결하여 호스의 구멍으로 황산알루미늄이 흘러나와 바람에 의해 물에서 확산하여 침전하도록 하였다[그림 3.3.34].



[그림 3.3.33] 흥부저수지의 교반없이 원액을 호수에 분산 투입하는 응집제의 투여 방법



[그림 3.3.34] 흥부 저수지에서 호스의 구멍으로 황산알루미늄을 투여하는 모습

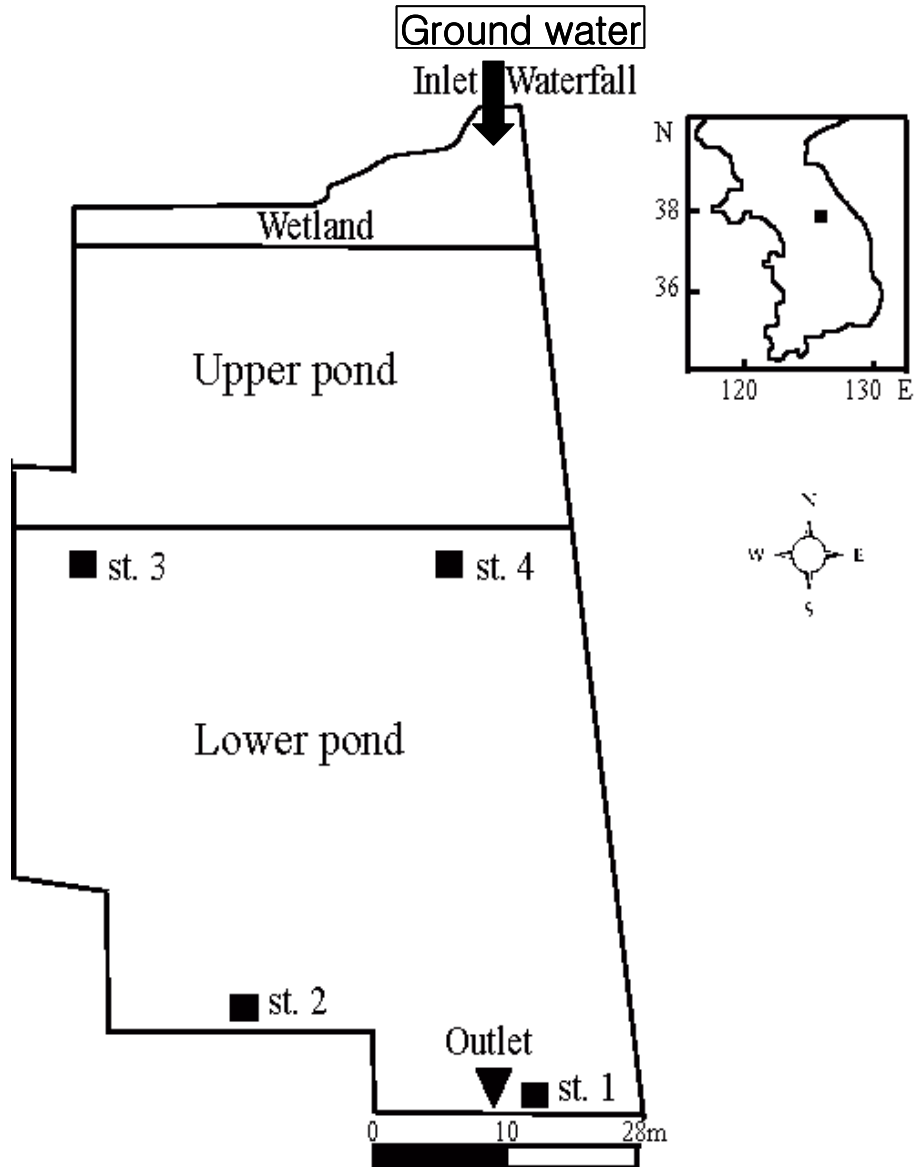


## 나. 응집에 의한 조류 제거 기술 연구 방법

### 1) 소량 황산알루미늄 응집제의 장기 투여 실험

일반적으로 응집제에 의한 수처리 방법은 수질의 알칼리도를 측정하여 수질의 pH를 저하시키지 않는 범위 내에서 최적량이나 최대량을 결정하여 투여한다. 그러나 본 연구에서는 농업용 저수지의 녹조제어가 연구 목표이므로 최소량의 알루미늄으로 최대의 조류제거를 연구 방향으로 삼고 있다. 따라서 최소량의 응집제를 장기적으로 투여했을 때 나타나는 조류 및 인 제거 효과를 살펴보았다.

소량 알루미늄 응집제의 장기 투여 실험은 강원대학교 내 인공연못인 연적지를 대상으로 실시하였다. 연적지는 여름에 부엽수초가 발생하고 겨울에 결빙되는 작은 연못이다. 조류 현존량은 연중 높은 농도를 보여 투명도가 매우 낮으며(약 0.5m) 악취가 발생하는 등의 문제점이 있다. 제방을 사이에 두고 위연못과 아래연못으로 나뉘어져 있으며 주변은 수목으로 둘러싸여 있다. 위연못의 유입부에는 습지가 있고, 그 위에 폭포가 있다. 지하수를 폭포로 유입시키고( $30\text{m}^3\text{day}^{-1}$ ), 습지를 거쳐 위연못에서 아래연못으로 물이 이동하며, 월류되는 물은 아래연못의 파이프에서 표면방류 되고 있다[그림 3.3.35].



[그림 3.3.35] 강원대학교 구내연못(연적지)의 구역과 조사지점

수질분석을 위한 시료는 PVC Van Dorn 채수기로 채수하여, 연적지의 4개 지점 st.1, st.2, st.3, st.4에서 PVC Van Dorn 채수기로 채수한 후 혼합하여 측정하였다. 수온, pH, 전기전도도, 탁도, 투명도는 현장과 실험실 도차 즉시 측정하였다.

총인, 용존총인, 용존반응성인의 농도는 ascorbic acid법, chl.a의 농도는 UNESCO법, 부유물질농도는 무게 측정법, 용존알루미늄 농도는 전처리하여 ICP(inductively coupled plasma spectrometer; 유도결합플라즈마분광기)로 측정하였다.

식물플랑크톤은 망목의 크기가 35 $\mu$ m인 네트를 이용하여 5m를 수평끌기하여 채집하였다. 현장에서 glutaraldehyde를 2mL 첨가하여 고정한 후 실험실로 운반하여 관찰 전까지 실온 암소에서 보관하였다. 정량분석은 Sedwick-Rafter counting chamber에 넣어 현미경으로 계수하여 측정하였다.

응집제는 고체 황산알루미늄( $Al_2O_3$  17%)을 사용하였다. 알루미늄 투여 전 예비조사로 2004년 3월 12일부터 매주 실시하였다. 응집제 투여는 2004년 6월 2일부터 2004년 7월 2일까지 총 30일간 실시하였다. 30일간 매일 5kg, 0.25 mgAl  $L^{-1}$ , 총 150 kg, 7.5 mgAl  $L^{-1}$ 을 호수에 투여하였다.

투여 방법은 수중에서의 반응시간을 최대한으로 하기 위해 고압 분무기를 사용하였다. 호소수를 수중펌프로 600L 용량의 탱크로 담은 후 고체 황산알루미늄을 녹였으며, 탱크 안에 수중펌프를 추가로 가동시켜 고체 황산알루미늄의 용해를 촉진시켰다. 용해된 응집제를 고압 분무기를 통해 연적지 수표면으로 살포하였다[그림3.3.36][그림3.3.37].

연적지의 응집제 처리는 소량을 장기투여 했을 경우의 조류 및 인 제거 효과를 보기 위한 것이기 때문에 Cooke et al.(1993)의 적정투여량 산정 과정은 생략하였다.



[그림 3.3.36] 응집제 투여 장비 - 저장탱크, 수중펌프, 고압 펌프



[그림 3.3.37] 연적지에서 고압 분무기를 이용하여 응집제를 투여하는 모습

## 2) 대량 황산알루미늄 응집제의 반복 투여 실험

소량의 응집제를 장기적으로 투여하였을 때 조류 및 인 제거 효과가 거의 나타나지 않았다. 따라서 소량에 비해 높은 농도이지만 최대량에는 미치지 못하는 양의 응집제를 반복적으로 투여했을 때 나타나는 조류 및 인 제거 효과를 살펴보았다.

조사지점은 소량 반복 투여와 같은 강원대학교 내 인공연못인 연적지를 대상으로 실시하였고, 수질분석 항목 및 실험방법 역시 같다.

응집제는 고체 황산알루미늄( $\text{Al}_2\text{O}_3$  17%)을 사용하였다. 알루미늄 투여 전 예비조사로 2004년 7월 25일부터 매일 실시하였다. 응집제 투여는 2004년 8월 9일 25kg,  $1.25 \text{ mgAl L}^{-1}$ , 2004년 8월 12일 50kg,  $2.5 \text{ mgAl L}^{-1}$ , 2004년 8월 24일 100kg,  $5.0 \text{ mgAl L}^{-1}$ 를 투여하였다. 이후 8월 29일까지 투여 효과 및 지속기간을 조사하였다.

응집제 투여 방법은 호소수를 수중펌프로 600L 용량의 탱크로 담은 후 고체 황산알루미늄을 녹였으며, 탱크 안에 수중펌프를 추가로 가동시켜 고체 황산알루미늄의 용해를 촉진시켰다. 용해된 응집제를 모터보트를 이용하여 호수를 교반시켜 호수 전체에 응집제를 고루 확산시키고 또한 교반에 의해 응집 효과가 가중되도록 하였다[그림 3.3.38].



[그림 3.3.38] 연적지에서 모터보트를 이용하여 응집제를 투여하는 모습

### 3) 최대량 황산알루미늄 응집제의 일시 투여 실험 I

일반적인 수처리 공정에서 사용되는 방법은 수질의 알칼리도를 측정하여 수질의 pH를 저하시키지 않는 범위 내에서 최적량이나 최대량을 결정하여 투여한다. 이와 같은 수처리 공정은 폐쇄된 계에서 인위적인 교반에 의해 단 시간 내에 이루어진다. 따라서 바람, 강우, 조류의 일주기 운동 등 여러 물리적 요인의 변동이 심한 호소에서는 효과가 다르게 나타날 것이라는 점에 착안, 최대량의 응집제를 호소에 투여하여 그 효과를 살펴보았다.

조사지점은 소량 반복 투여와 같은 강원대학교 내 인공연못인 연적지를 대상으로 실시하였고, 수질분석 항목 및 실험방법 역시 같다.

적정투여량 계산은 Cooke et al.(1993)의 방법을 이용하였다. 이는 초기 알칼리도와 pH에 따라 pH가 6이 될 때까지의 황산알루미늄의 최대 첨가량을 산정하는 방법이다. 산정한 최대투여량은  $10\text{mgAl L}^{-1}$ 였다.

응집제는 고체 황산알루미늄( $\text{Al}_2\text{O}_3$  17%)을 사용하였다. 알루미늄 투여 전 예비조사로 2004년 9월 1일부터 격일로 실시하였다. 응집제 투여는 2004년 9월 15일 200kg,  $10\text{mgAl L}^{-1}$ 를 투여하였다. 이후 10월 16일까지 투여 효과 및 지속기간을 조사하였다.

응집제 투여 방법은 호소수를 수중펌프로 600L 용량의 탱크로 담은 후 고체 황산알루미늄을 녹였으며, 탱크 안에 수중펌프를 추가로 가동시켜 고체 황산알루미늄의 용해를 촉진시켰다. 용해된 응집제를 모터보트를 이용하여 호수를 교반시켜 호수 전체에 응집제를 고루 확산시키고 또한 교반에 의해 응집 효과가 증대되도록 하였다.

### 4) 최대량 PAC 응집제의 일시 투여 실험

기존의 단분자응집제인 황산알루미늄은 염기도가 낮기 때문에 입자제거능력이 저조하다. 이에 비해 무기고분자응집제인 PAC의 경우 이중효과를 가지기 때문에 입자제거에 있어 탁월하다.

알루미늄이 고분자화되면 분자량이 커지고 상응하게 생성되는 플러클들도 단단하면서도 크기 때문에 침전 속도가 일반적으로 증가하는 장점이 있고 무기고분자응집제를 사용할 경우에 처리 후 탁도제거율이 우수하기 때문에 상대적으로 단분자응집제보다 잔류알루미늄 농도 역시 낮다.

앞서 현장실험에서 단분자응집제인 황산알루미늄을 첨가하였을 때 수질개선 효과가 거의 나타나지 않았거나 지속기간이 짧았다. 이 점을 개선하기 위해 황산알루미늄과 비교하여 좀 더 높은 효율성을 가진 PAC를 현장에 투입하여 보았다.

조사지점은 소량 반복 투입과 같은 강원대학교 내 인공연못인 연적지를 대상으로 실시하였고, 수질분석 항목 및 실험방법 역시 같다.

적정투여량 계산은 Cooke et al.(1993)의 방법을 이용하였다. 이는 초기 알칼리도와 pH에 따라 pH가 6이 될 때까지의 황산알루미늄의 최대 첨가량을 산정하는 방법이다. 산정한 최대투여량은  $10\text{mgAl L}^{-1}$ 였다.

응집제는 PAC( $\text{Al}_2\text{O}_3$  10%)를 사용하였다. 알루미늄 투입 전 예비조사로 2004년 11월 12일부터 매일 실시하였다. 응집제 투입은 2004년 11월 18일  $307\text{L}$ ,  $10\text{ mgAl L}^{-1}$ 를 투입하였고 이후 11월 27일까지 투입 효과 및 지속 기간을 조사하였다. 11월 27일 이후 결빙되어 조사를 수행할 수 없었다.

응집제 투입 방법은 PAC 응집제를 고압 분무기를 통해 연적지 수표면으로 살포하였다.

### 5) 최대량 황산알루미늄 응집제의 일시 투입 실험 II

PAC는 톤당 가격이 18만 원 정도로서 황산알루미늄에 비해 가격이 3배 가량 비싸다는 단점이 있으나 침강효율이 좋아 수중의 부유물질을 침강시키는 데에 적합하다. 그 외에도 PAC는 잔류알루미늄 농도가 낮아 수중동물에 대한 피해의 우려도 적다는 장점을 가진다. 최근에는 이 외에도 여러 가지 침강효율이 좋은 응집제가 많이 개발되고 있으나 아직 호수에서 대량사용하기에는 경제성이 떨어질 것으로 생각된다.

PAC보다 경제성이 뛰어난 황산알루미늄을 이용, 이전 현장투입와는 계절을 달리하여 현장에 적용하여 수질개선효과를 살펴보았다.

적정투여량 계산은 Cooke et al.(1993)의 방법을 이용하였다. 이는 초기 알칼리도와 pH에 따라 pH 6이 될 때까지의 황산알루미늄의 최대 첨가량을 산정하는 방법이다. 산정한 최대투여량은  $10\text{mgAl L}^{-1}$ 였다.

응집제는 고체 황산알루미늄( $\text{Al}_2\text{O}_3$  17%)을 사용하였다. 알루미늄 투입 전 예비조사로 2005년 4월 4일부터 일주일 간격으로 실시하였다. 응집제 투입은 2005년 5월 5일  $200\text{kg}$ ,  $10\text{mgAl L}^{-1}$ 를 투입하였다. 이후 5월 15일까지 투입 효과

및 지속 기간을 조사하였다.

응집제 투여 방법은 호소수를 수중펌프로 600L 용량의 탱크로 담은 후 고체 황산알루미늄을 녹였으며, 탱크 안에 수중펌프를 추가로 가동시켜 고체 황산알루미늄의 용해를 촉진시켰다. 용해된 응집제를 모터보트를 이용하여 호수를 교반시켜 호수 전체에 응집제를 고루 확산시키고 또한 교반에 의해 응집 효과가 증대되도록 하였다.

#### 4. 현장 실험에 의한 응집제 효과 측정 결과

##### 가. 현장 시료에 응집제 적용 시험 결과

##### 1) 후평저수지 응집제 투여 효과 분석

##### 가) 황산알루미늄을 처리하기 전 후평저수지의 육수학적 특성

##### (1) 물리적 특성

후평저수지에 황산알루미늄을 투여하기 전인 2002년 8월 31일부터 2003년 10월 26일까지의 육수학적 특성을 조사하였다. 2003년 9월 15일부터 2003년 10월 15일까지 유입수에 서서히 황산알루미늄을 투여한 기간은 예비 실험 기간으로 간주하여 본 실험 기간에 포함하지 않았다.

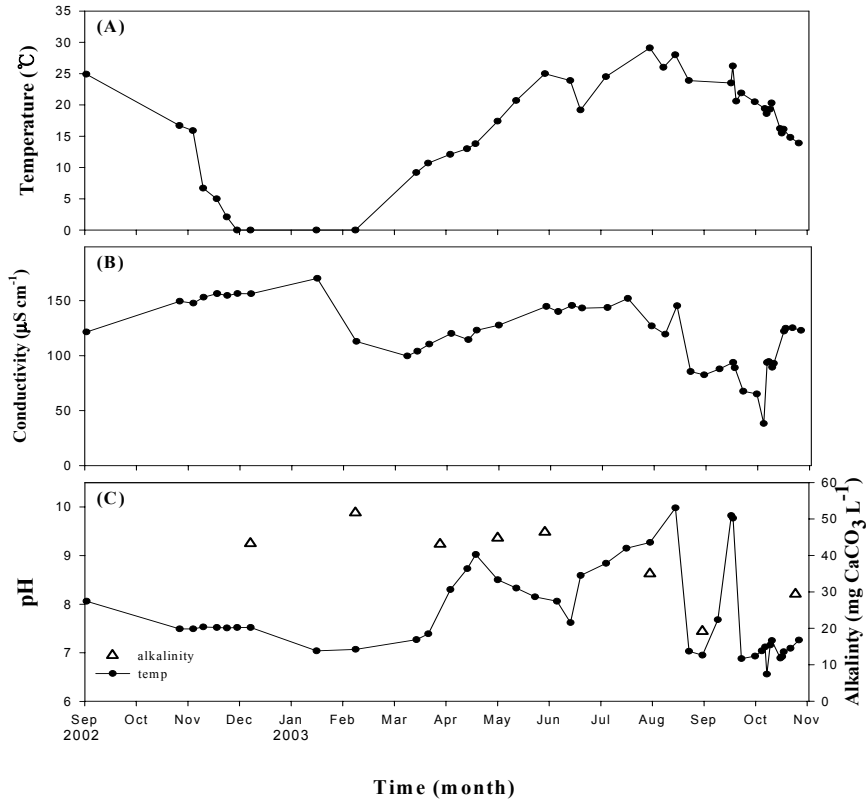
수온은 0°C ~ 29.1°C의 범위를 보였다. 2002년 12월부터 2003년 2월까지 얼음이 얼어있어 0°C로 보였고, 2003년 3월 해빙기 이후 지속적으로 증가하여 2003년 7월 30일에 29.1°C로 가장 높은 값을 나타냈다[그림 3.3.39(A)]. 응집에 있어 수온이 미치는 영향은 수온의 증가에 따른 가수분해 반응이 촉진되는 현상과 입자들의 열운동이 증가하여 입자의 충돌빈도수를 증가시키는 현상으로 볼 수 있다. 두 가지 영향으로 보면 수온이 올라가면 응집효과가 올라간다는 사실을 알 수 있다(곽, 1998). 또한 수온은 수중에서 알루미늄염의 반응을 변화시켜, 낮은 수온에서는 생물에 독성을 나타낼 수 있는  $Al(OH)_3$ 와 같은 형태의 알루미늄이 증가하기도 한다(Driscoll and Letterman, 1988). 알루미늄 가수분해 산물의 형태를 결정짓는 일차적인 인자인 pH 뿐만 아니라 수온 또한 알루미늄의 용해도에 영향을 주는 요인이 된다(Cooke et al., 1993).

전기전도도는 38.2~170.3  $\mu S\ cm^{-1}$ 의 범위를 보였고[그림 3.3.39(B)], pH는 약 7.8로 조사되었다[그림 3.3.39(C)]. 조사 기간동안 pH는 6.6~10.0의 범위에서



겨울에는 약 7.5의 값을 보였고, 여름에는 약 8.5의 값을 보이며 변동이 심했다. pH는 봄과 여름에 높은 값을 나타냈다. 2003년 4월부터 8.0이상의 pH를 나타내며 2003년 8월 14일 최고 10.0의 값을 나타냈다. 2003년 8월 중순부터 9월 중순까지의 여름 집중 강우시에 pH는 약 7정도로 급격히 감소하였지만 2003년 9월 16일에 다시 9.8의 값을 보이며 증가하였다. 2003년 9월 16일에는 엽록소 a의 농도도 최고값을 나타냈다. 식물플랑크톤의 광합성에 의해 높은 값의 pH가 나타났다고 판단된다.

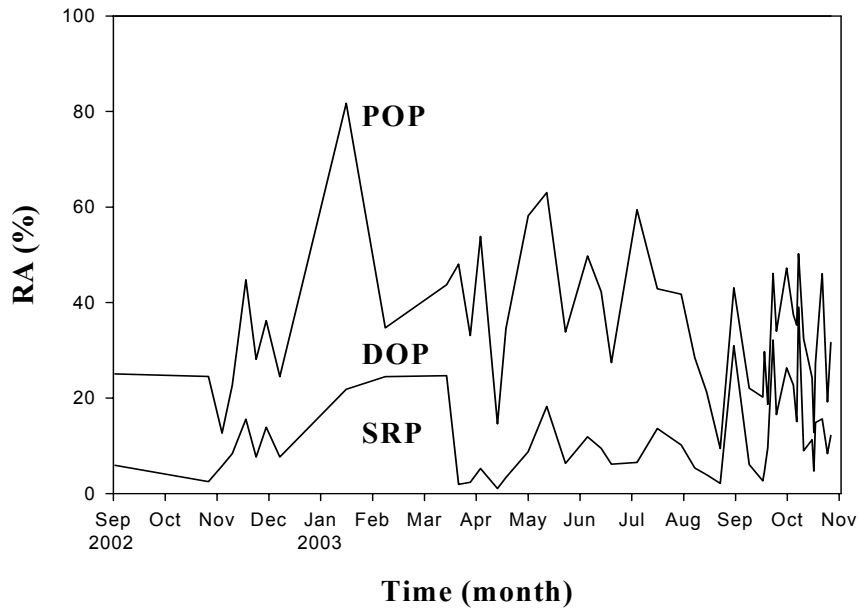
알칼리도는 약  $39.1 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ 로 조사되었고,  $19.2 \sim 51.7 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ 의 범위에 있다[그림 3.3.39(C)]. 2002년 12월부터 2003년 5월까지의 약  $45.9 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ 의 유사한 값을 보이다가 2003년 7월 말부터 감소하기 시작하였다. 알칼리도는 2003년 8월 30일에  $19.2 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ 로 가장 낮은 값을 나타냈고 pH가 7.0으로 가장 낮은 값이 나타났다. 2003년 10월 24일은 황산알루미늄이 수체로 투여되는 중이었지만 오히려 강우시기보다는 알칼리도가 증가한 것을 볼 수 있다.



[그림 3.3.39] 황산알루미늄을 처리하기 전(2002년 8월 31일~2003년 10월 26일) 후평저수지의 수온, 전기전도도, pH, 알칼리도의 분포

(2) 화학적 특성

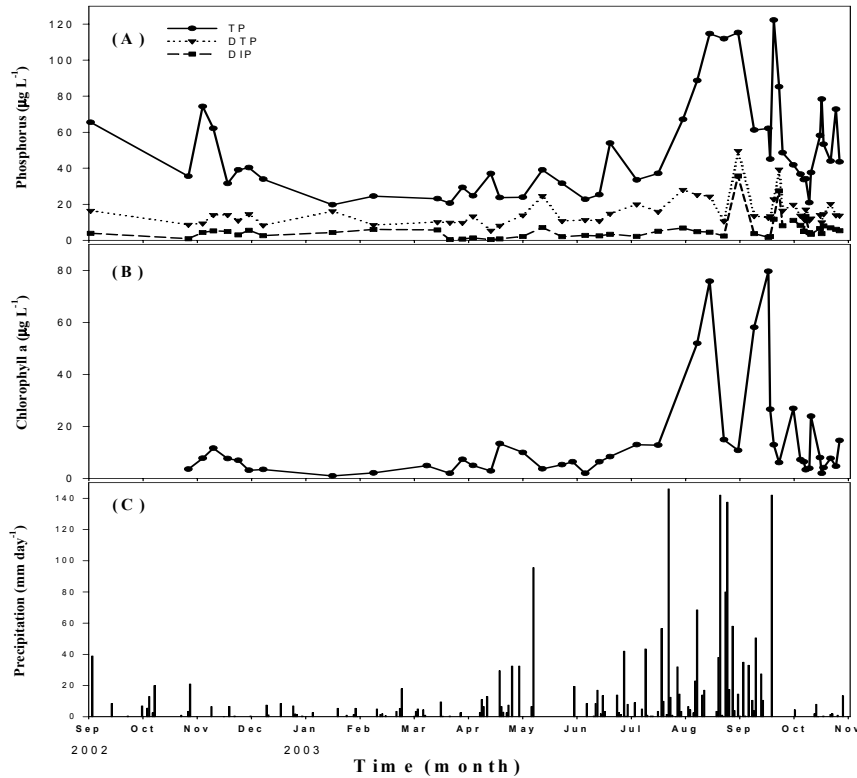
후평저수지의 인의 형태별 분포는 입자성유기인(POP), 용존유기인(DOP), 용존반응성인(SRP≅DIP; filtrable reactive phosphorus)이 각각 65%, 23%, 12%로 나타났다[그림 3.3.40]. 인은 주로 88%가 유기인의 형태로 존재하였다.



[그림 3.3.40] 후평저수지에 황산알루미늄을 처리하기 전에 관측된 인의 형태별 분포의 자연적 계절변동

총인 농도는  $19.7 \sim 122.3 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 범위에 있고 평균 약  $50 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 농도를 보였다. 총인 농도는 여름 집중 강우시기에 높은 농도를 나타냈고, 2003년 9월 19일에  $122 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 높은 값을 나타냈다. 용존 총인의 농도는  $5.4 \sim 49.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 범위에 있고 평균 약  $16 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 농도를 나타냈으며, 2003년 8월 30일에  $49.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 높은 농도를 보였다. 용존 반응성인의 농도는  $0.4 \sim 35.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 범위에 있으며 평균 약  $6 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 값을 나타냈고 2003년 8월 30일에 가장 높은  $35.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 농도를 나타냈다[그림 3.3.41(A)].

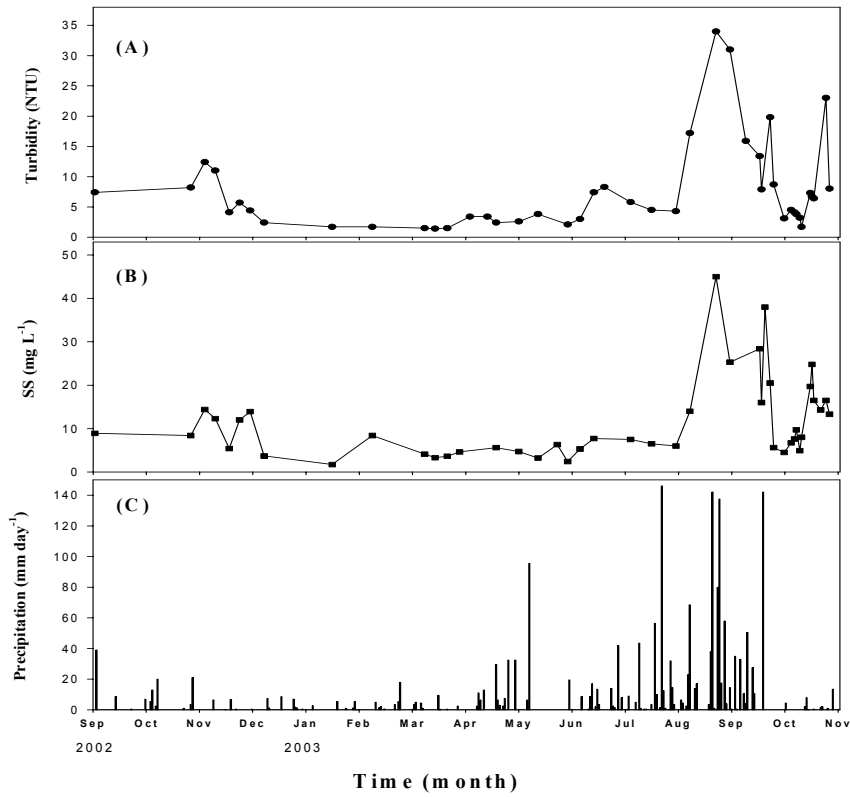
Chl.a의 농도는 평균 약  $12.5 \mu\text{g L}^{-1}$ 로  $0.1 \sim 79.6 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 범위에 있으며 2003년 8월 14일과 9월 16일에 각각  $75.8 \mu\text{g L}^{-1}$ 와  $79.6 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 높은 값을 보였다[그림 3.3.41(B)]. 그 사이 집중 강우로 인해 2003년 8월 30일에는  $10.8 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 농도가 급격히 낮아지는 것을 볼 수 있다[그림 3.3.41(C)]. Chl.a의 농도는 pH와 비슷한 경향을 보이고 이는 식물플랑크톤의 광합성으로 인한 것으로 생각된다[그림 3.3.41(C)].



[그림 3.3.41] 후평저수지에 황산알루미늄을 처리하기 이전에 관측된 인, Chl.a, 강우량의 자연적 변동. 강우 후에 인과 chlorophyll 농도가 증가한다

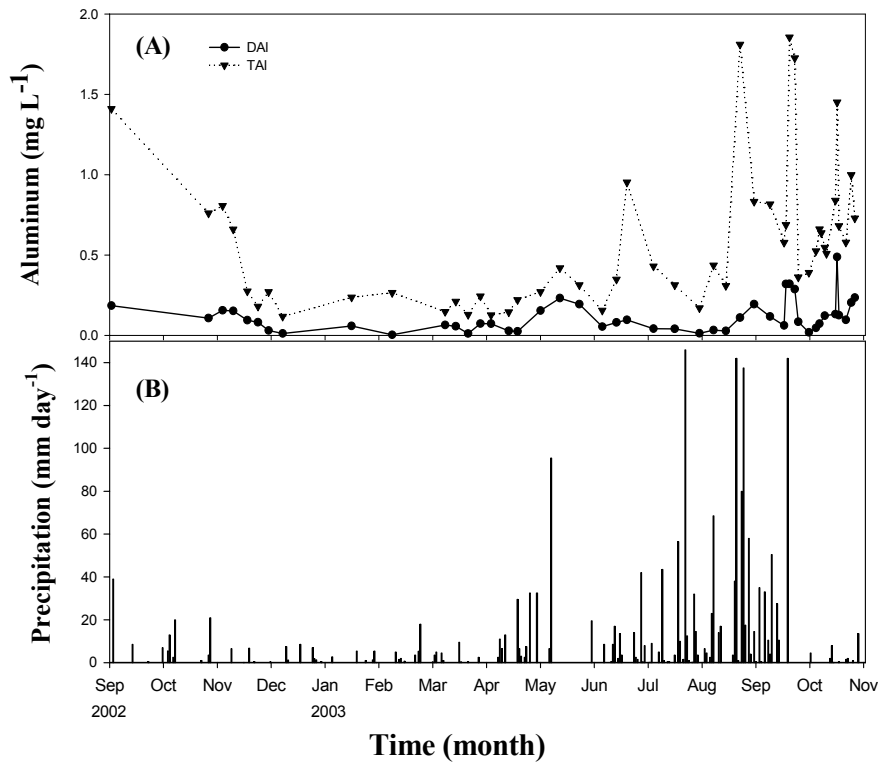
탁도는 1~34 NTU의 범위에 있으며 2003년 8월 30일에 34 NTU로 가장 높았다[그림 3.3.42(A)].

부유물질은  $1.7 \sim 45 \text{mg L}^{-1}$ 의 범위에 있고 2003년 8월 30일에  $45 \text{mg L}^{-1}$ 로 가장 높은 값을 나타냈다[그림 3.3.42(B)]. 총인, 탁도, 부유물질의 분포가 서로 비슷한 경향을 나타냈고 2003년 8월 30일 모두 높은 농도를 보이는 이유는 강우의 영향으로 판단된다. 선행무강우 일수는 6일이었고 8월 18일부터 8월 30일까지 총 496mm의 강우가 있었다[그림 3.3.42(C)].



[그림 3.3.42] 후평저수지에 황산알루미늄을 처리하기 전 탁도, 부유물질, 강우량의 분포

총알루미늄 농도는 0.117~1.810 mg L<sup>-1</sup>의 범위에서 평균은 약 0.445 mg L<sup>-1</sup>를 나타냈고, 용존알루미늄 농도는 0.003~0.232 mg L<sup>-1</sup>의 범위에서 평균은 약 0.084 mg L<sup>-1</sup>를 보였다. 알루미늄 농도는 황산알루미늄을 첨가하지 않은 때에도 다양한 변화를 나타내고 있다. 강우가 있을 때 알루미늄의 농도가 증가하는 것을 볼 수 있었다[그림 3.3.43].



[그림 3.3.43] 후평저수지에 황산알루미늄을 처리하기 전의 용존알루미늄 및 총알루미늄농도의 자연변동과 강우량. 강우 후에 높아지는 현상을 보인다

### (3) 식물플랑크톤의 계절적 변동

2002년 10월 25일부터 2003년 10월 26일까지 식물플랑크톤의 현존량과 생물량을 알아보았다[그림 3.3.44][그림 3.3.45].

후평저수지의 식물플랑크톤 계절적 천이를 살펴보면, 2002년 10월에는 나선모양의 규조류인 *Aulacoseira ambigua*와 녹조류인 *Dictyosphaerium pulcemillum*이 우점하였다. 11월부터는 규조류가 다수 출현하며, 은편모조류인 *Cryptomonas* sp.와 와편모조류인 *Ceratium hirundimella*와 같이 현존량은 적지만 크기가 큰 종들이 많이 출현함으로 생물량이 1,500 $\mu$ gC L<sup>-1</sup> 이상의 높은 값을 나타냈다. 겨울 결빙기 동안인 2002년 12월에는 *Cryptomonas* sp.와 여러

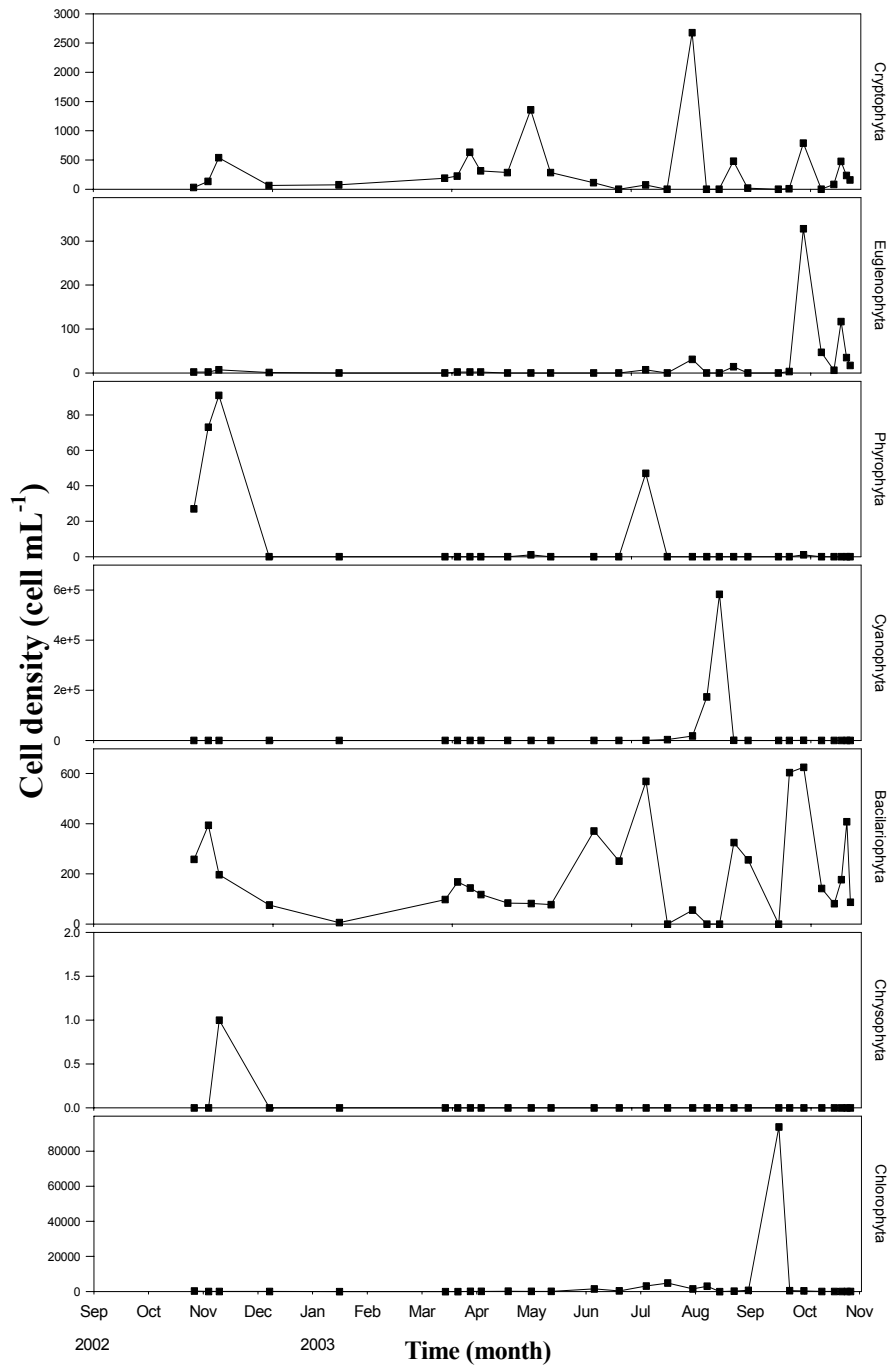
종류의 규조류가 출현하였고, 2003년 1월에는 *Cryptomonas* sp.가 우점하였으며 규조류의 다양성과 현존량이 감소하였다.

봄철에는 *Cryptomonas* sp.의 개체수가 증가하였고, 규조류의 종 다양성과 현존량이 늘어났지만 중심목 규조류의 우점은 볼 수 없었다. 5월이 시작되면서 *Coelastrum reticulatum*이 출현하기 시작하였으며 점차 증가하였으며 *Cryptomonas* sp.도 다수 출현하였다. 5월 말부터 6월까지의 다양한 종의 녹조류가 출현하였으며 우점종은 *Coelastrum reticulatum*과 별모양의 녹조류(종명 미확인)로 나타났다.

7월에는 *Anabaena* sp.와 같은 남조류가 출현하기 시작하였으며 나선형의 *Anabaena spiroides* var. *crassa*의 개체수가 점차 증가하였다. *Microcystis aeruginosa*는 2003년 7월 30일에 출현하였고, 8월 중순까지 우점종으로 나타났다.

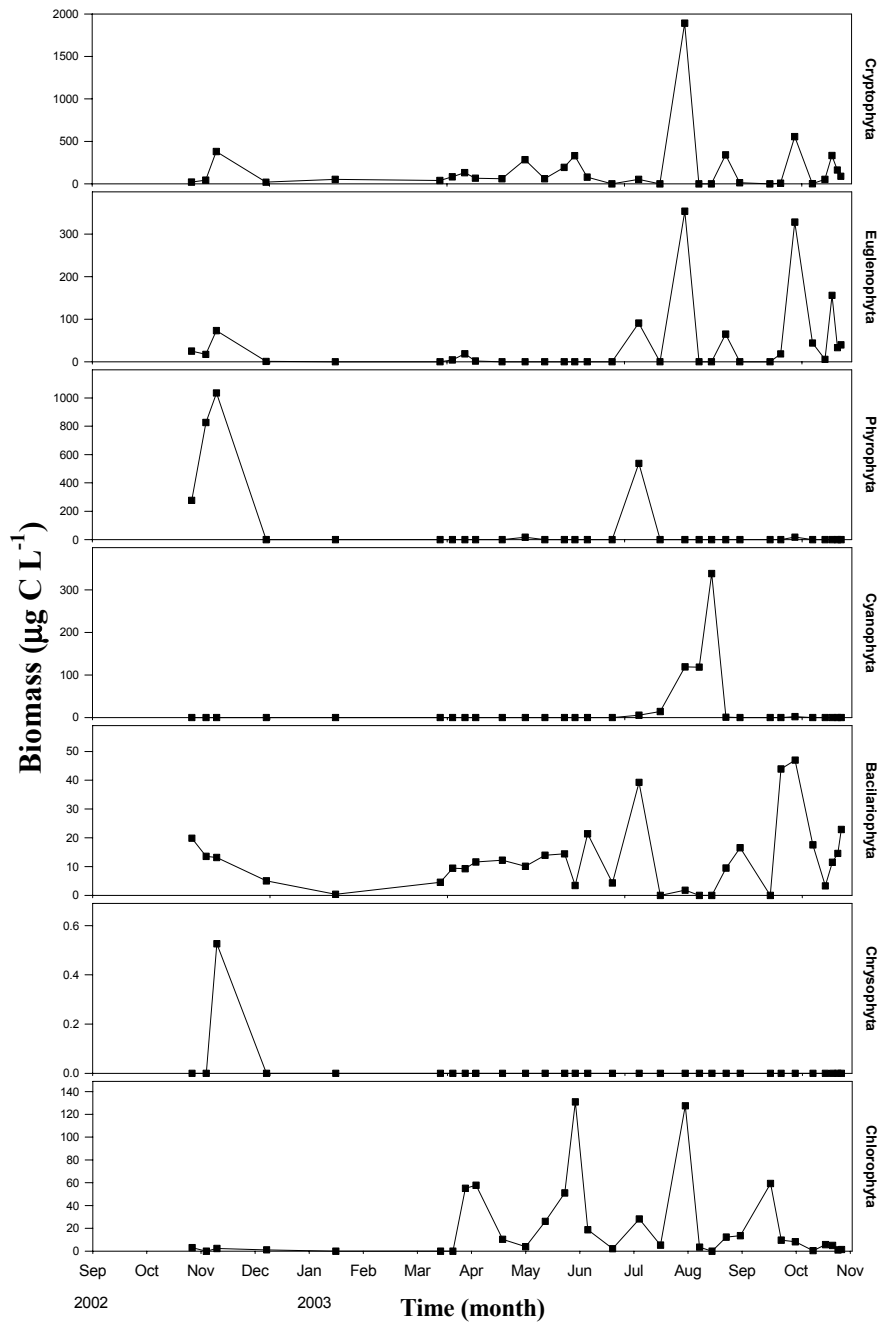
8월에는 *Microcystis aeruginosa*가 단독 우점하였고, 8월 중하순의 강우로 남조류는 모두 사라지고 다양한 종류의 규조류와 녹조류가 다수 출현하였다. 강우 후에는 녹조류인 *Actinastrum hantzschii*가 단독 우점하였고, Chl.a 농도는  $79.6\mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 높은 값을 보였다. 남조류인 *Microcystis aeruginosa*와 녹조류인 *Actinastrum hantzschii*이 높은 현존량으로 단독우점하며 높은 값의 Chl.a를 나타냈지만, 세포의 크기가 작았기 때문에 생물량에는 크게 기여하지 못했다.

9월 30일에는 최대 종 다양성을 보였으며 남조류도 다시 출현하였다. 10월 이후에는 *Cryptomonas* sp., *Euglena* sp., 다양한 종류의 규조류와 녹조류가 출현하였다.



[그림 3.3.44] 후평저수지에 황산알루미늄을 처리하기 전의 식물플랑크톤의 현존량

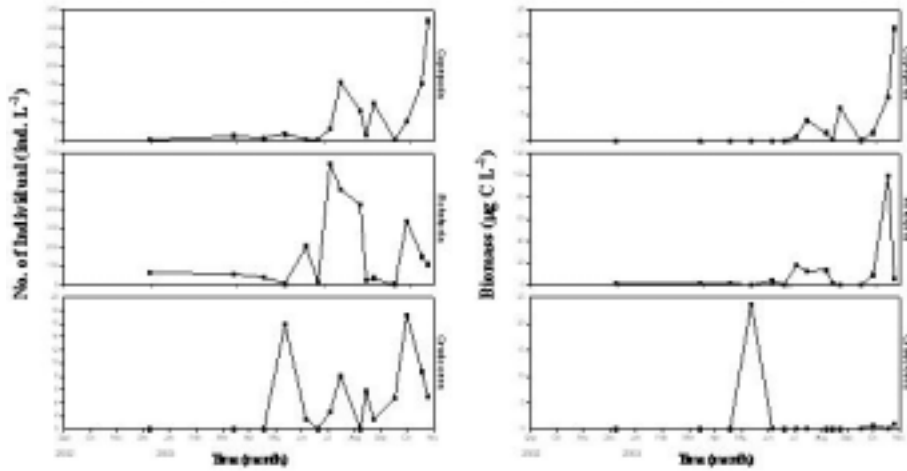




[그림 3.3.45] 후평저수지에 황산알루미늄을 처리하기 전의 식물플랑크톤의 생물량 분포

#### (4) 동물플랑크톤의 계절적 변동

동물플랑크톤의 분포를 살펴보면 결빙기인 12월에 *Asplanchna* sp.와 *Keratella cochlearis*와 같은 윤충류가 다수 출현하였고, 요각류는 유생(*Nauplius*)와 *Copepodid*가 출현하였으며, 지각류는 관찰되지 않았다. 3월이 되면서 윤충류인 *Asplanchna* sp.와 *Brachionus* sp., *Polyarthra* sp.가 다수 관찰되었다. 4월에는 *Polyarthra* sp.가 다수 관찰되었으며 겨울에 비해 더 낮은 현존량을 나타냈다[그림 3.3.46]. 5월에는 윤충류의 현존량이 감소하고, 지각류인 *Daphnia* sp.가 우점하였다. 6월에는 지각류와 요각류가 크게 감소하고, *Polyarthra* sp.가 우점하며 윤충류의 현존량이 최대를 나타냈다. 7월에도 6월과 마찬가지로 윤충류인 *Polyarthra* sp.가 우점하였고 *Conochiloides dossuarius*와 *Hexarthra mira*도 다수 출현하였다. 7월 16일은 종다양성이 최대가 되며 지각류와 요각류도 개체수가 크게 증가한 것을 관찰하였다. 8월부터는 현존량이 감소하였고, 14일에 현존량이 크게 감소하는 것이 관찰되었다. 8월 14일은 남조류인 *Microcystis aeruginosa*가 단독 우점하였고 먹이원이 부적절하여 동물플랑크톤의 종다양성과 현존량이 크게 감소한 것으로 판단된다[그림 3.3.46]. 9월까지 감소하는 경향을 보이던 동물플랑크톤 현존량은 30일 윤충류, 지각류, 요각류 모두 증가하였다. 10월이 되면서 윤충류와 지각류는 감소하였으나, 요각류는 최대 현존량과 생물량을 나타내며 증가하였다[그림 3.3.46]. 요각류의 우점종은 *Mesocyclops leuckarti*와 유생(*Nauplius*)으로 나타났다.



[그림 3.3.46] 후평저수지에 황산알루미늄을 처리하기 전의 동물플랑크톤의 현존량과 생물량 분포

#### 나) 황산알루미늄 처리 전·후의 변화

##### (1) 황산알루미늄 처리 전·후의 수질 변화

후평저수지에 고체 황산알루미늄을 투여한 후 pH는 10월 26일에 7.3에서 28일에 6.9로 감소하였고, 그 후 평균 약 6.6의 값을 나타냈다. 12월에는 7이상으로 측정되어 처리 전의 pH로 증가하는 경향을 보인다[그림 3.3.47]. pH는 황산알루미늄의 처리시에 알루미늄 가수분해산물의 형태와 용해도를 결정하는 중요한 인자가 된다(Cooke et al., 1993). pH 6이하에서 알루미늄은 다양한 용존 형태로 존재하게 되고 독성의 금속이 되어, pH 4.5~5.5의 범위에서 생물에게 독성을 나타낸다(Baker, 1982). 후평저수지의 pH는 황산알루미늄을 투여한 후에도 6~7을 유지하였고 실제로 어류가 죽은 예는 없었기 때문에 생물에 대한 독성 피해는 나타나지 않은 것으로 판단된다.

알루미늄 농도는 황산알루미늄을 투여한 후에 더 낮아지는 경향을 보였다. 처리 후 용존알루미늄은 0.080 mg L<sup>-1</sup>의 농도를 나타냈다. 처리에 상관없이 모두 음용수 수질 기준인 0.2 mg L<sup>-1</sup> 이하로 측정되었다.

투명도는 연구 기간 동안 눈에 띄게 증가하였다. 황산알루미늄을 처리하기

전에 측정하지 못했던 투명도는 Calson(1977)의 다음 식을 사용하여 계산하였고, 실측치와 비교하여 보정하였다.

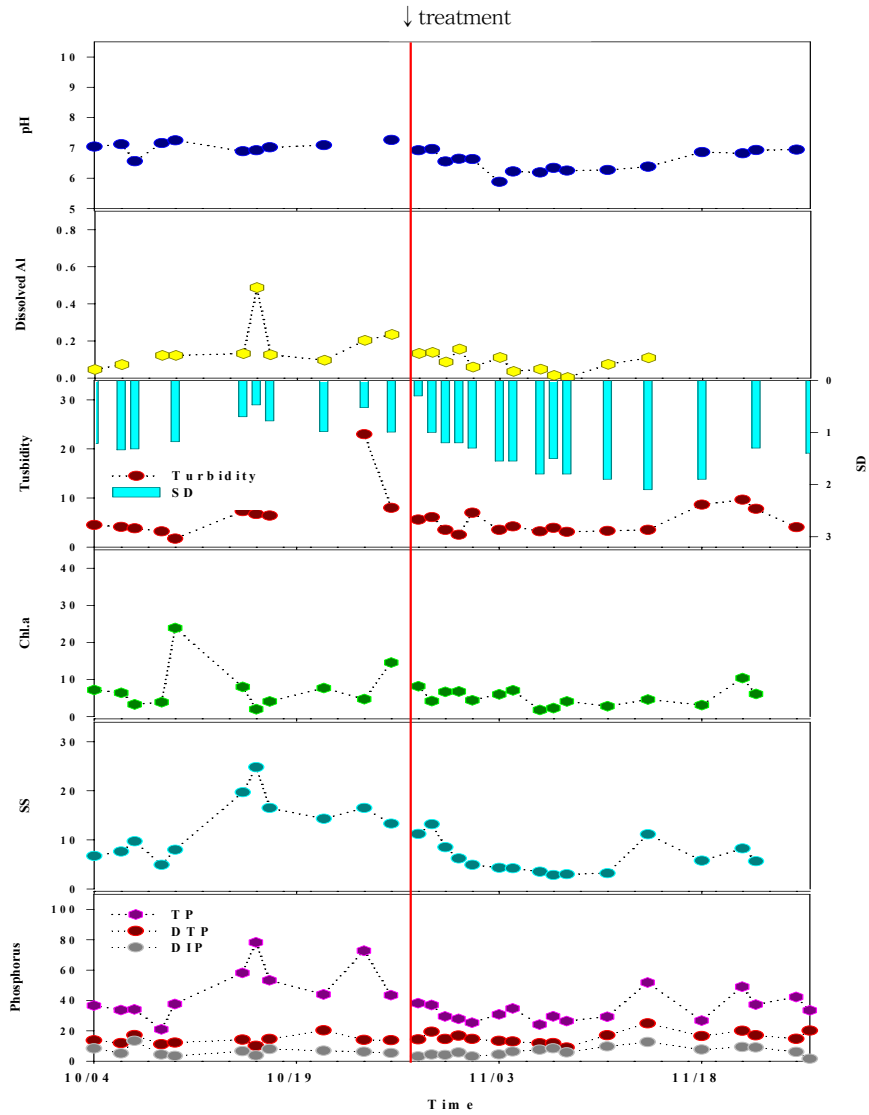
$$SD = 48.2TP - 0.98$$

황산알루미늄을 처리하기 전의 투명도는 평균 0.9 m로 계산하였다. 황산알루미늄을 투여한 후에 투명도는 점점 증가하여 최대 2.1 m를 나타냈고, 처리 전보다 약 130% 증가하였다.

부유물질 농도는 황산알루미늄 처리 후 약 51% 감소하였다[그림 3.3.47]. 투여 하루 후인 10월 29일은 처리 전인 26일과 비슷한 값을 보이지만 투명도가 깊어지는 것과 같은 경향으로 급속하게 농도가 감소하였다.

엽록소 a의 농도는 처리 전인 10월 26일에  $14.6 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서 황산알루미늄을 투여한 하루 후에  $8.2 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하여 황산알루미늄을 투여한지 1일 만에 약 44%가 감소하였다[그림 3.3.47]. 지속적으로 감소하는 경향을 보이며 11월 6일  $1.8 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 최저값을 나타냈고 88%의 제거율을 보였다.

총인 농도는  $44\mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $38\mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하여 1일 만에 약 12%가 감소하였다[그림 3.3.47]. 총인 농도는 점점 낮아지는 경향을 보이며 11월 6일에는  $24\mu\text{g L}^{-1}$ 로 최저값을 나타내며 45%의 제거율을 나타냈다. 그러나 강우 및 바람에 의한 교란으로 인해 농도가 일시적으로 증가하였다 감소하였다. 수심이 얇은 후평저수지는 강우와 바람에 의한 수체의 교란이 쉽게 일어나기 때문에 총인 농도의 변동이 심한 것으로 사료된다.

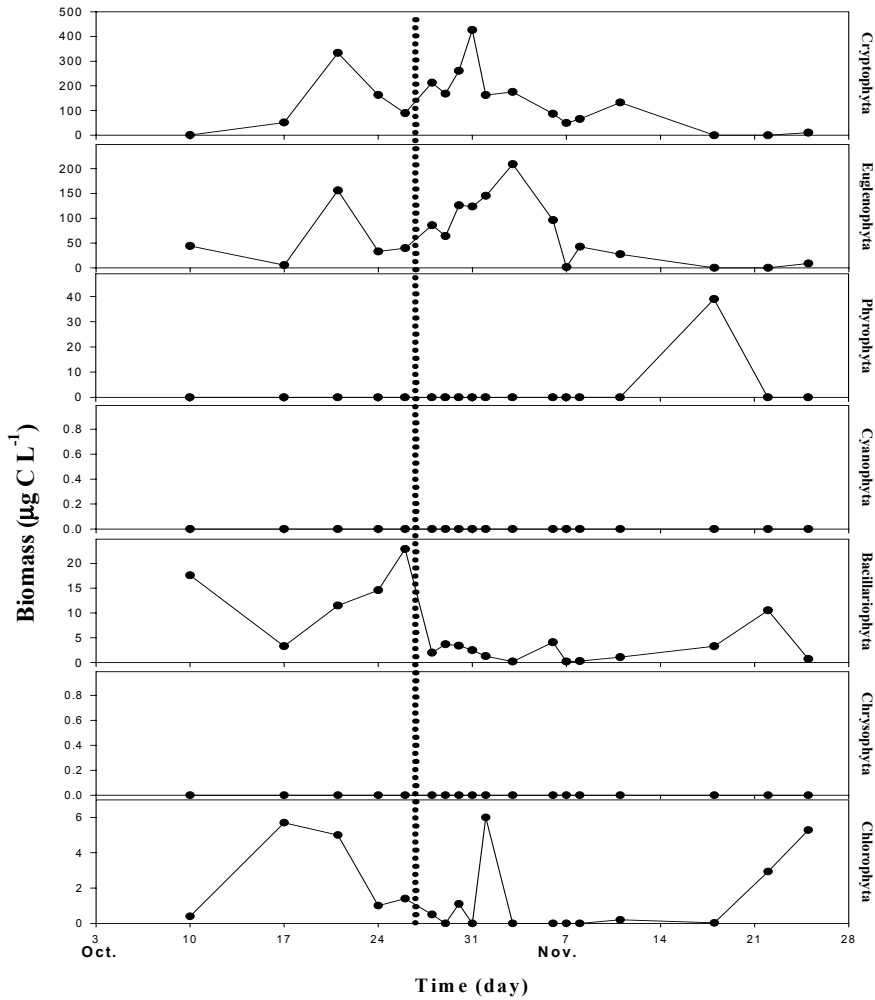


[그림 3.3.47] 후평저수지에 황산알루미늄을 처리한 전·후의 수질 변화(화살표는 응집제 처리일을 나타냄)

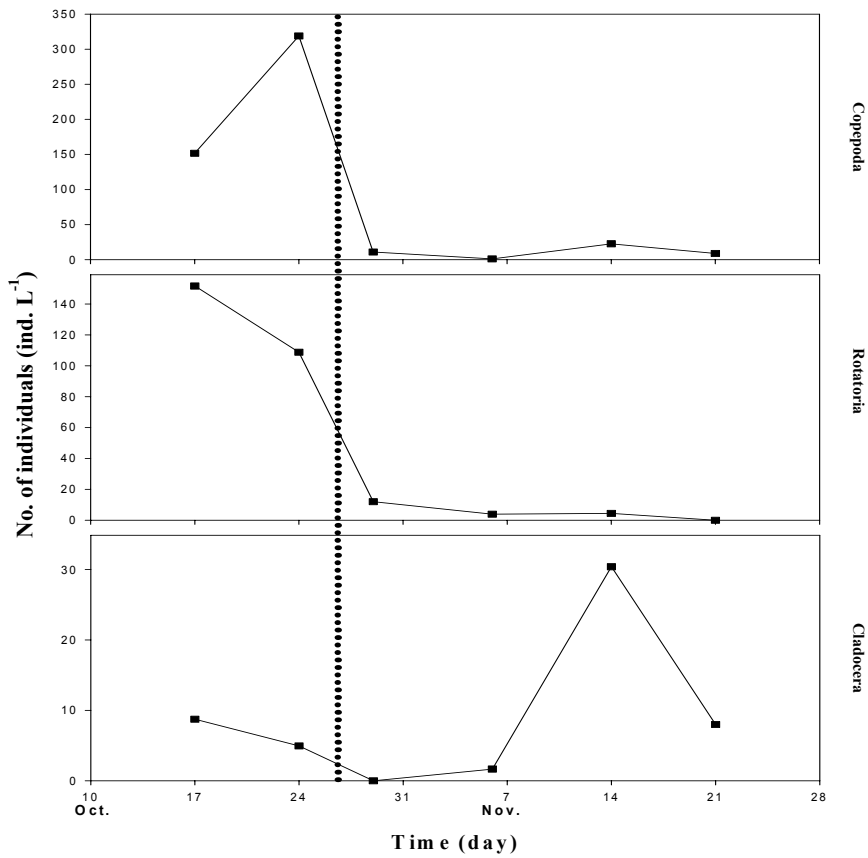
## (2) 황산알루미늄 처리 전·후의 동, 식물 플랑크톤 변화

황산알루미늄을 첨가한 10월 27일 이후 식물플랑크톤의 총 생물량은 감소하였고, 특히 규조류의 감소가 두드러졌다. 수온이 낮아지는 가을에는 혼합층의 깊이가 깊어져 규조류가 잘 적응하는 계절인데도 불구하고(Sommer et al., 1986), 규조류가 우점종이 아닌 것을 알 수 있다. 2002년 10월부터 2003년 1월까지의 식물플랑크톤 출현종과 현존량을 보면 규조류가 우점하였다. *Cryptomonas* sp.가 존재하지만 규조류와 함께 우점하거나 규조류가 월등히 우점하는 것을 알 수 있다. 황산알루미늄을 첨가한 후 처리 전과 비교하여 규조류의 생물량이 눈에 띄게 감소하였고 *Cryptomonas* sp.와 *Euglena* sp.가 규조류보다 우세하였다. 황산알루미늄을 투여한 후 플록이 수체 내의 부유물질과 결합하여 침강하게 될 때 유영 능력이 없는 규조류는 함께 침강하였다. 실제 현미경으로 동정시 규조류가 함께 뭉쳐져 있는 플록이 많이 관찰되었다. 그러나 편모가 있는 *Cryptomonas* sp.와 *Euglena* sp.는 처리 후에도 플록과 함께 가라앉지 않고 유영하는 것을 관찰할 수 있었다. 편모가 있는 식물플랑크톤은 플록과 함께 뭉쳐지는 중에 다시 플록을 빠져나오는 것이라고 판단하였다[그림 3.3.48].

10월 27일 황산알루미늄을 처리한 후 동물플랑크톤의 개체수는 모두 감소하였다. 처리 후 규조류와 같은 식물플랑크톤의 현존량이 감소하였고, 먹이원이 없었기 때문에 동물플랑크톤도 감소한 것으로 판단된다. 그러나 약 2주 후 *Bosmina longirostris*와 같은 지각류와 *Mesocyclops leuckarti*와 같은 요각류의 개체수가 증가하였다[그림 3.3.49]. 산성에서 알루미늄에 대한 독성을 알아보기 위한 실험에서 동물플랑크톤의 종풍부도와 종다양성은 모두 감소하였으나, 크기가 작은 *Bosmina longirostris*나 *Chydorus sphaericus*와 같은 지각류는 산성과 알루미늄에 내성 범위가 넓었다(Havens and Heath, 1989; Havens, 1990). 본 연구에서 *Bosmina longirostris*와 같은 지각류가 우점하는 동안 pH는 6이상을 유지하였기 때문에, 지각류의 우점은 산성과 알루미늄에 의한 내성의 영향보다는 다른 요인에 의한 것으로 판단하였다. 지각류가 우점한 같은 기간 식물플랑크톤의 경우 황산알루미늄 처리 후 여전히 우세하던 *Cryptomonas* sp.와 *Euglena* sp.가 현저히 감소하였고, 규조류가 다시 증가하는 것을 볼 수 있다[그림 3.3.49]. 지각류의 우점은 먹이원인 식물플랑크톤에 의한 것으로 판단된다.



[그림 3.3.48] 후평저수지에 황산알루미늄을 처리한 전·후의 식물플랑크톤 생물량 변화 (점선은 응집제 처리시기)



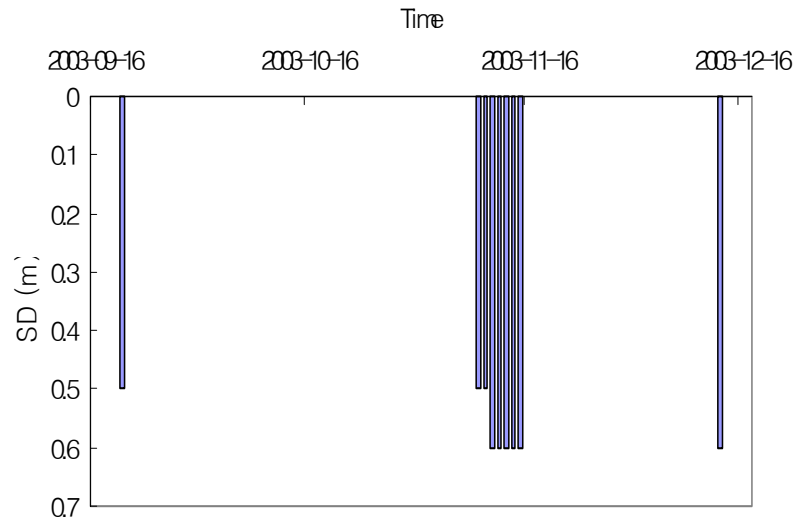
[그림 3.3.49] 후평저수지에 황산알루미늄을 처리한 전·후의 동물플랑크톤 개체수 변화 (점선은 응집제 처리를 나타냄)

## 2) 흥부저수지의 응집제 투여 효과 분석

### 가) 투명도의 변화

황산알루미늄을 투여하기 전 후의 투명도 변화가 거의 없다[그림 3.3.50]. 2003년 11월 9일은 바람이 약하게 불어 첨가한 황산알루미늄이 심층으로 침강하여 표층수와 혼합되지 않고 수질개선 효과가 나타나지 않은 것으로 판단된다. 또한 호스 자체의 무게와 황산알루미늄의 무게까지 더해져 호스가 수면위에 팽팽하게 떠있지 못하였기 때문에 심층으로 쉽게 침강한 것으로 판단된다.





[그림 3.3.50] 흥부저수지에 황산알루미늄을 처리한 전·후의 투명도 변화 (처리일 9월 16일)

#### 나. 현장 시료에 응집제 적용 시험의 효과 분석 및 문제점 도출

논목 저수지의 경우 다음과 같은 제거 효과를 나타내었다. 총인 농도는 황산알루미늄을 투여한 후 1일 만에 약 12%가 감소하였으며, 10일 후에는 45%의 제거율을 나타냈다. 엽록소 a의 농도는 황산알루미늄을 투여한지 1일 만에 약 44%가 감소하였다. 10일 후에는 88%의 제거율을 보였다. 투명도는 처리 전보다 약 130% 증가하였으며, 부유물질 농도는 황산알루미늄 처리 후 약 51% 감소하였다. 황산알루미늄을 첨가한 10월 27일 이후 식물플랑크톤의 총 생물량은 감소하였고, 동물플랑크톤의 개체수도 모두 감소하였다.

논목저수지의 실험에서 동물 플랑크톤의 감소는 알루미늄에 의한 직접적인 영향은 없는 것으로 사료되지만, 이에 대한 근거 제시를 위해 동물 플랑크톤에 대한 알루미늄 독성 평가 및 문헌 조사가 필요하다. 아울러 어류를 포함한 수생생물에 대한 구체적인 알루미늄 독성 연구 및 평가도 실시되어야 한다.

알루미늄 처리 직후 제거 효과는 높게 나타나지만, 그 지속기간은 오래가지 못한다. 특히, 농업용 저수지의 경우 수심이 낮기 때문에 바람, 강우와 같은 물리적 교반이 발생하면 응집 침전물의 재부유로 수중의 재오염이 발생한다고

알려져 있다. 따라서 이러한 단기적인 효과를 보완하기 위해서는 알루미늄 응집제 투여 후, 침전물의 재부유에 관한 영향이 파악되어야 한다.

후평 저수지의 경우, 알루미늄 응집제의 투여 후에도 수질 개선 효과는 나타나지 않았다. 첨가한 황산알루미늄이 표층수와 혼합되지 않고 심층으로 침강한 것으로 판단된다. 수질 개선효과가 나타나지 않은 원인은 투여방법과 투여시기가 적절치 않았던 것으로 사료된다. 투여 방법은 저수지를 가로지르는 호스에 작은 구멍을 뚫었으며, 이 구멍을 통해 응집제가 투여되는 방식을 설계했다. 그러나 호스 자체의 무게와 황산알루미늄의 비중까지 더해져 호스가 수면위에 팽팽하게 떠있지 못하였기 때문에 심층으로 빠르게 침강한 것으로 사료된다. 또한 투여시기 또한 부적절했던 것으로 판단된다. 투여한 시기는 11월 초로서 수직혼합이 일어나는 시기이며, 흥부저수지는 수심이 낮아서 저질로부터의 인 용출이 쉽게 발생한다. 또한 투여한 황산알루미늄량은 저질로부터의 용출되는 인을 억제하기에는 적은 양이었다. 따라서 투여된 양과 낮은 수온이 응집제의 수질개선 효과를 저해한 것으로 사료된다. 본 실험은 최적 투여량보다 적은 최소량의 알루미늄으로 수중의 조류제거를 제거하는 것이 목적이기 때문에 물리적 교반의 효과가 다르게 작용할 수 있다. 따라서 저수지에서의 최적 응집효과를 위하여 투여방법, 응집제와 수층간의 혼합, 물리적 교반, 투여시기에 대한 고찰과 투여방법에 대한 개선이 필요하다.

## 다. 응집에 의한 조류 제거 기술 연구 결과

### 1) 소량 황산알루미늄 응집제의 장기 투여 실험

#### 가) 응집제 처리 전·후의 수질 변화

pH의 경우 소량반복투여시 응집제 처리 이전이나 이후 모두 8 이상의 높은 pH를 계속 유지하였고 또한 응집제 처리 기간 동안 pH 10을 넘는 경우도 있었다. 이는 응집제 처리에 따른 식물플랑크톤의 현존량이 거의 감소하지 않았고 이러한 식물플랑크톤의 지속적인 algal bloom에 의한 것으로 사료된다.

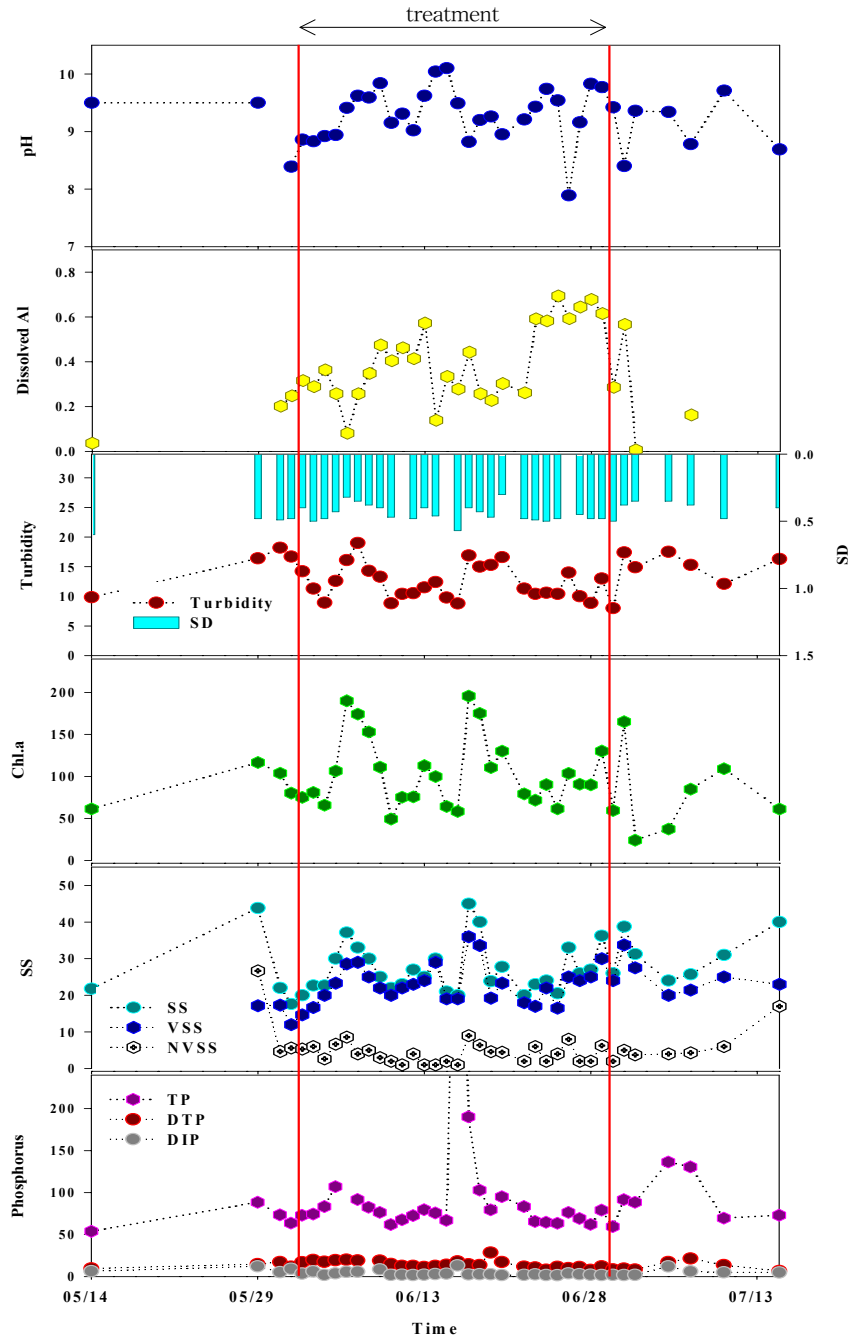
용존알루미늄의 농도 역시 응집제 처리 기간 동안 큰 변동을 나타내었다. 그러나 응집제 처리가 끝난 후 곧바로 배경 농도 이하의 농도로 낮아지는 것을 볼 수 있다.

소량반복투여시 투명도는 처리 이전이나 이후 모두 평균 0.5 m 내외로 나타

났고 탁도는 응집제 처리 이전 8~16 NTU에서 처리 이후 9~19 NTU로 응집제 투여에 따른 수질 개선 효과는 볼 수 없었다.

소량반복투여시 Chl.a 농도의 개선 효과 역시 거의 없었다. 오히려 강우 직후 Chl.a 농도가 급격히 증가하였는데 강우에 의해 인 농도의 증가로 인해 강우 직후 algal bloom이 발생하였다고 사료된다. 큰 강우에 의해 인 농도가 거의  $600\mu\text{g L}^{-1}$ 에 가까운 농도를 보였던 시기 직후의 Chl.a 농도 역시  $195.7\ \mu\text{g L}^{-1}$ 까지 증가하였다.

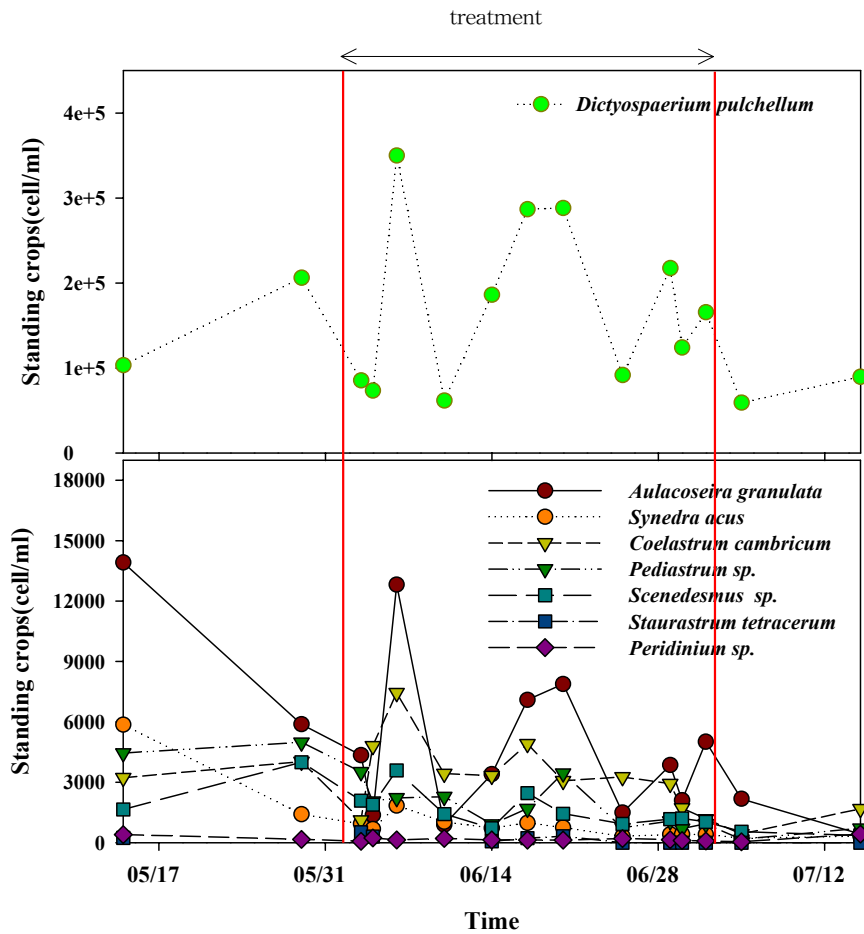
연적지의 인 농도를 살펴보면 비강우시 TP 농도가  $60\sim 100\mu\text{g L}^{-1}$ 정도로 OECD가 제시한 호수 부영양화 판정기준에 비추어 부영양 상태임을 알 수 있다. 소량반복투여시 인 농도의 감소 효과 역시 거의 없었다. 투여 시기가 여름철 장마 기간이었기 때문에 강우 시 주변 토사의 유입으로 인해 TP 농도가 증가하는 현상을 보였고 큰 강우가 있었던 시기에는 TP의 농도가 가정 하수보다도 높은 농도인 거의  $600\mu\text{g L}^{-1}$ 에 육박하는 농도를 나타낸 경우도 있었다[그림 3.3.51].



[그림 3.3.51] 강원대 구내연못(연적지)에서 소량의 황산알루미늄을 장기간 투여했을 때의 수질 변화 (화살표는 응집제 투여시기)

나) 응집제 처리 전·후의 식물플랑크톤 변화

연적지의 식물플랑크톤 우점종인 녹조류 *Dictyosphaerium pulchellum*의 현존량을 살펴보면, 소량의 응집제를 장기간 투여하였을 때 현존량은 거의 감소하지 않았다. 앞서서 Chl.a 농도 변화에서 언급했듯이 강우 직후 주변부로부터 유입된 토사에 기인한 인 농도의 증가로 인해 algal bloom이 발생하여 현존량이 크게 증가하는 것을 볼 수 있었다. *Dictyosphaerium pulchellum*는 응집 처리에 의해 잘 제거되지 않는 정수 장애조류로 알려져 있다[그림 3.3.52].



[그림 3.3.52] 강원대학교 구내연못(연적지)에서 소량의 황산알루미늄을 장기간 투여했을 때 식물플랑크톤 현존량 변화

## 2) 대량 황산알루미늄 응집제의 반복 투여 실험

### 가) 응집제 처리 전·후의 수질 변화

pH의 경우 응집제 처리 이전이나 이후 모두 8 이상의 높은 pH를 계속 유지하였고 또한 응집제 처리 기간 동안 pH 10을 넘는 경우도 있었다[그림 3.3.53]. 100kg 처리시 pH가 일시적으로 8이하로 감소하였지만 즉시 높은 pH로 회복됨을 볼 수 있었다. 이는 소량반복투여시와 같이 식물플랑크톤의 지속적인 algal bloom에 의한 것으로 사료된다.

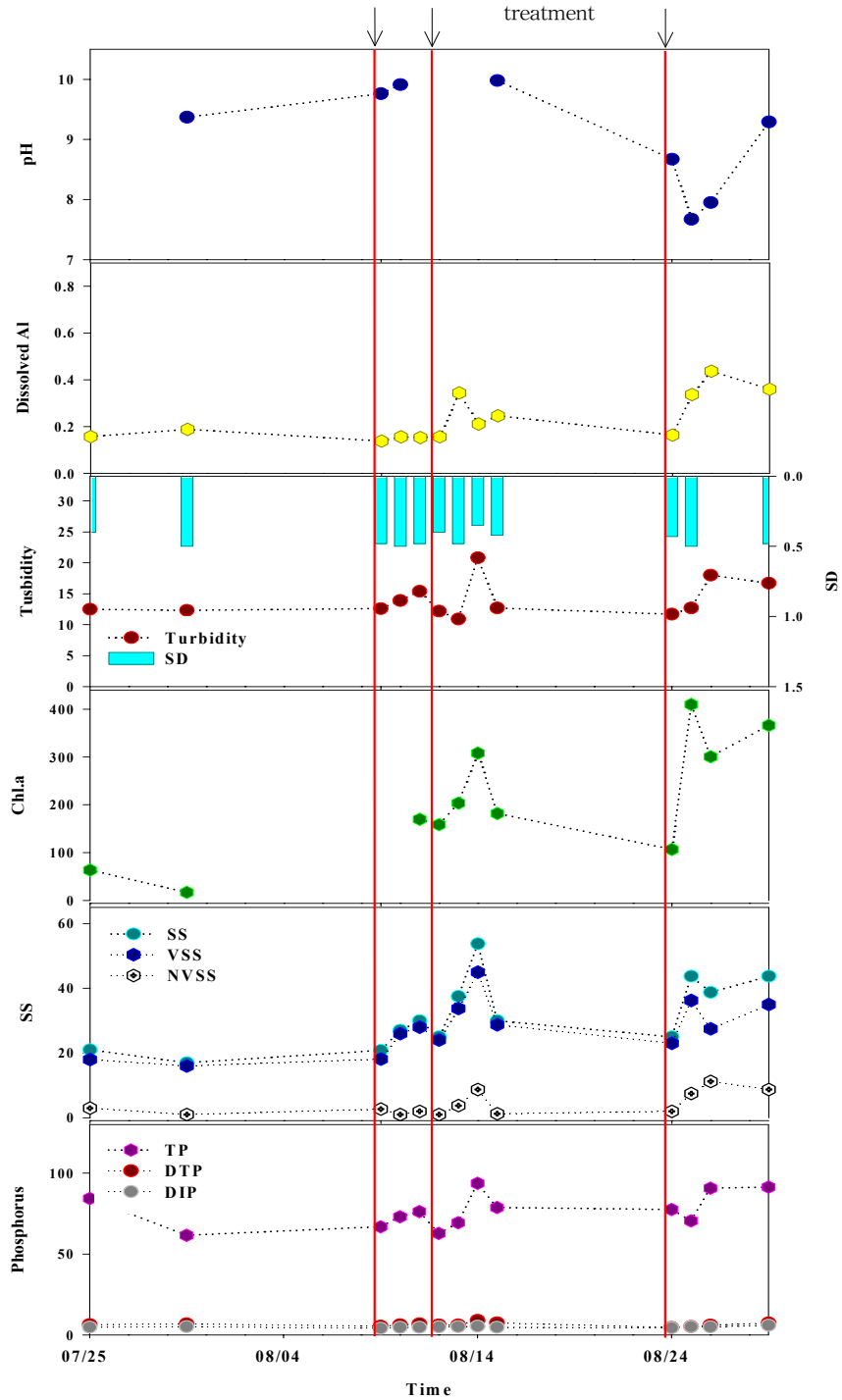
용존알루미늄의 농도는 응집제 처리 이후 잠깐씩 농도가 증가하였으나 일정시간이 지나면 배경 농도 이하의 농도로 낮아지는 것을 볼 수 있다.

대량반복투여시 투명도는 처리 이전이나 이후 모두 평균 0.5 m 내외로 나타났고 탁도는 응집제 처리 이전이나 이후 모두 10~20 NTU의 비슷한 탁도 값을 나타내었다. 오히려 강우에 의해 탁도가 일시적으로 증가하는 것을 볼 수 있다. 응집제 처리에 의한 개선효과는 나타나지 않았다.

대량반복투여시 Chl.a 농도의 개선 효과 역시 거의 없었다. 응집제 처리에 의한 영향보다는 간헐적인 강우에 의한 영향을 더 크게 받는 것을 볼 수 있었다.

부유물질의 농도의 경우도 다른 수질항목과 비슷한 경향을 나타내었다. 응집제 처리에 의한 영향보다는 간헐적인 강우에 의한 영향을 더 크게 받는 것을 볼 수 있었다.

인 농도 역시 다른 수질항목과 비슷한 경향을 나타내었다. 그러나 소량장기투여시와 비교하였을 때 용존총인의 농도가 평균  $17\mu\text{g L}^{-1}$ 에서 평균  $6.5\mu\text{g L}^{-1}$ 로 매우 낮게 나타났다. 이는 조류의 용존 유기인(DOP)의 이용 가능성으로 사료된다. 조류의 phosphatase exoenzyme은 체외의 유기인을 세포표면에서 가수분해하여 이용할 수 있도록 도와주는 효소로 무기인이 고갈된 상태에서도 유기인이 존재하면 인을 공급받을 수 있다. 따라서 알루미늄이온이 수중의 무기인산이온과 결합하여 불활성화한다 하더라도 수중의 DOP가 충분하다면 조류는 성장을 계속적으로 할 수 있는 것이다.



[그림 3.3.53] 강원대학교 구내연못(연적지)에서 대량의 황산알루미늄을 반복적으로 투여했을 때의 수질 변화 (화살표는 응집제 투여시기)

### 3) 최대량 황산알루미늄 응집제의 일시 투여 실험 I

#### 가) 응집제 처리 전·후의 수질 변화

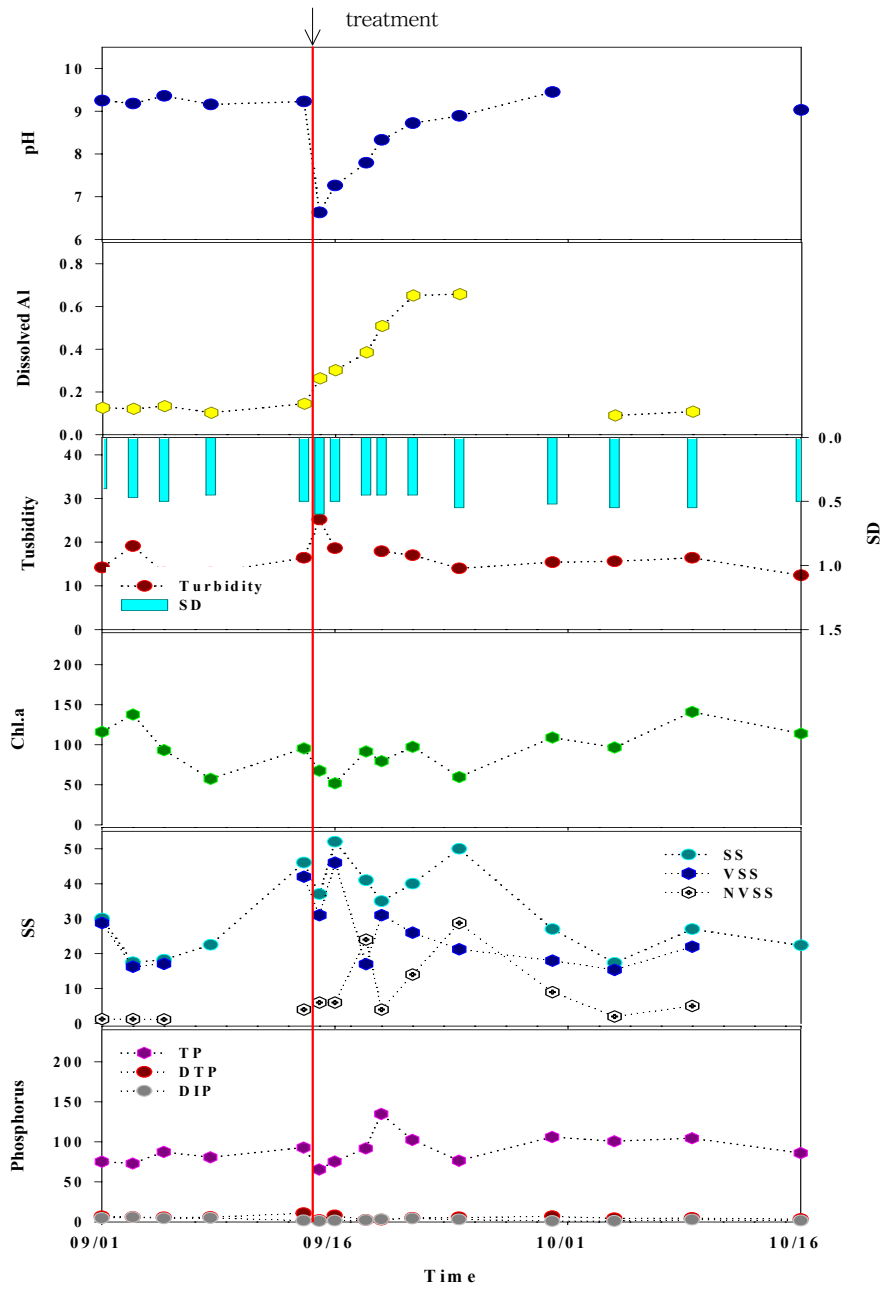
최대량투여시 pH는 9.2에서 6.6까지 현저한 감소를 보였으나 이후 다시 pH 8 이상의 높은 pH로 회복되었다. 이는 응집제 투여에 따른 수소 이온 농도의 증가와 식물플랑크톤의 공침 효과에 의해 일시적으로 pH가 감소하였다가 이후 식물플랑크톤의 성장에 따라 다시 광합성량이 증가하고 이에 따른 pH 상승에 기인하여 처리 이전의 pH가 높은 상태로 회복되었다고 사료된다[그림 3.3.54].

최대량투여시 투명도는 투여 전 0.5 m 내외에서 투여 1일 후 0.65 m까지 투명도가 증가하는 것을 볼 수 있었다. 탁도는 16.4 NTU에서 투여 1일 후 25.2 NTU로 일시적으로 증가하였다가 이후 감소하는데 이는 응집제 투여 후에 형성된 floc이 수중에 부유하여 일시적으로 탁도가 증가한 것으로 사료된다.

최대량투여시 Chl.a 농도는  $95.6 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $67.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였다. 그러나 시간이 지남에 따라 다시 농도가 증가하는 것을 볼 수 있었다.

또한 인 농도의 감소효과를 볼 수 있었다. DTP의 경우  $10.8 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $2.2 \mu\text{g L}^{-1}$ 로, TP의 경우  $92.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $65.4 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였다. 이는 조류의 공침으로 의한 POP 감소에 기인한다고 사료된다.



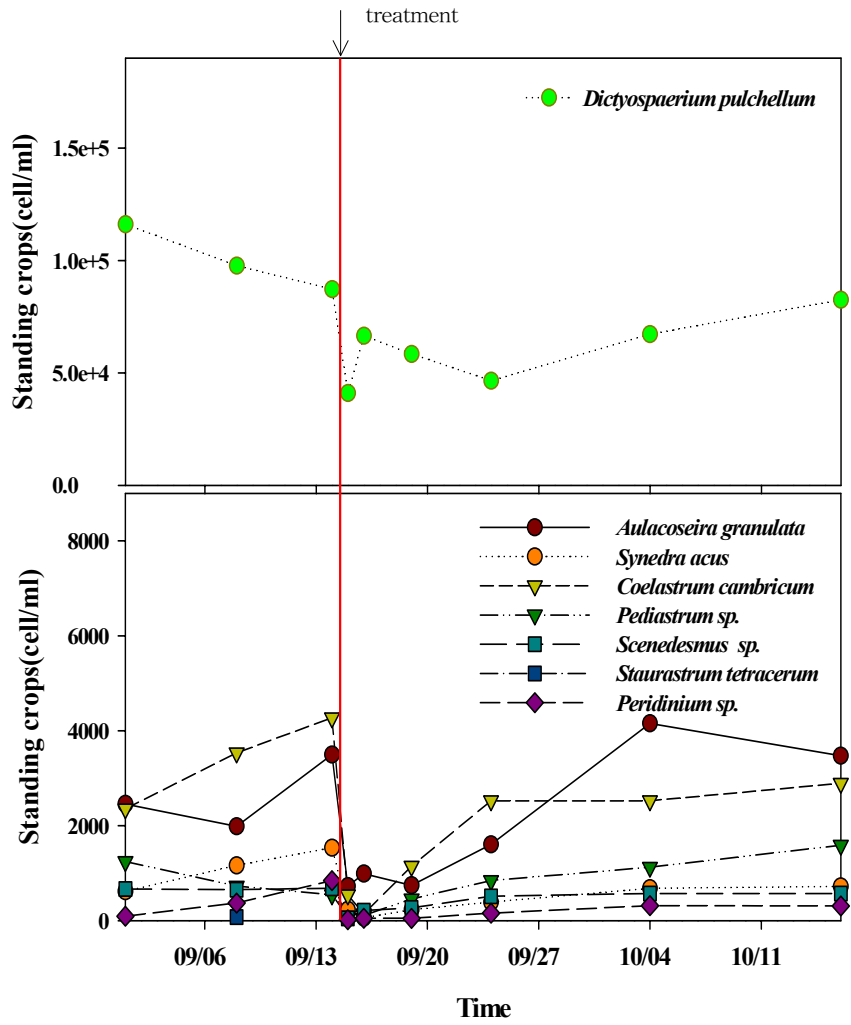


[그림 3.3.54] 강원대학교 구내연못(연적지)에서 최대량의 황산알루미늄을 투여했을 때의 수질 변화 (화살표는 응집제 투여시기)

### 나) 응집제 처리 전·후의 식물플랑크톤 변화

우점종인 녹조류 *Dictyosphaerium pulchellum*의 현존량을 살펴보면 약 50% 정도 감소하였다. 그러나 다른 식물플랑크톤의 감소에 비해서 그 감소 정도가 적었다. 또한 처리 후 바로 현존량이 증가하는 것을 보아 고농도의 응집제에도 내성이 큼을 볼 수 있다[그림 3.3.55].

와편모조류인 *Peridinium* sp.의 경우에는 우점종인 *D. pulchellum*와는 대조적으로 응집제 처리에 따른 현존량 감소가 현저하게 나타났다. 최대량투여시 현존량이 처리 이전  $841 \text{ cell mL}^{-1}$ 에서 처리 이후  $20 \text{ cell mL}^{-1}$ 로 97.6% 감소하였다. 최대량투여시 현존량 감소가 현저하게 나타나는 것을 미루어 *Peridinium* sp.이 응집제 처리에 민감하게 반응하는 식물플랑크톤 종이라 사료된다.



[그림 3.3.55] 강원대학교 구내연못(연적지)에서 최대량의 황산알루미늄을 투여했을 때 식물플랑크톤 현존량 변화 (화살표는 응집제 투여시기)

#### 4) 최대량 PAC 응집제의 일시 투여 실험

##### 가) 응집제 처리 전·후의 수질 변화

황산알루미늄과 동일한 농도의 PAC를 투여한 결과 황산알루미늄에 비해 그 효과가 현저하게 나타났다. 또한 지속기간 역시 황산알루미늄에 비해 길게 나타났다[그림 3.3.56].

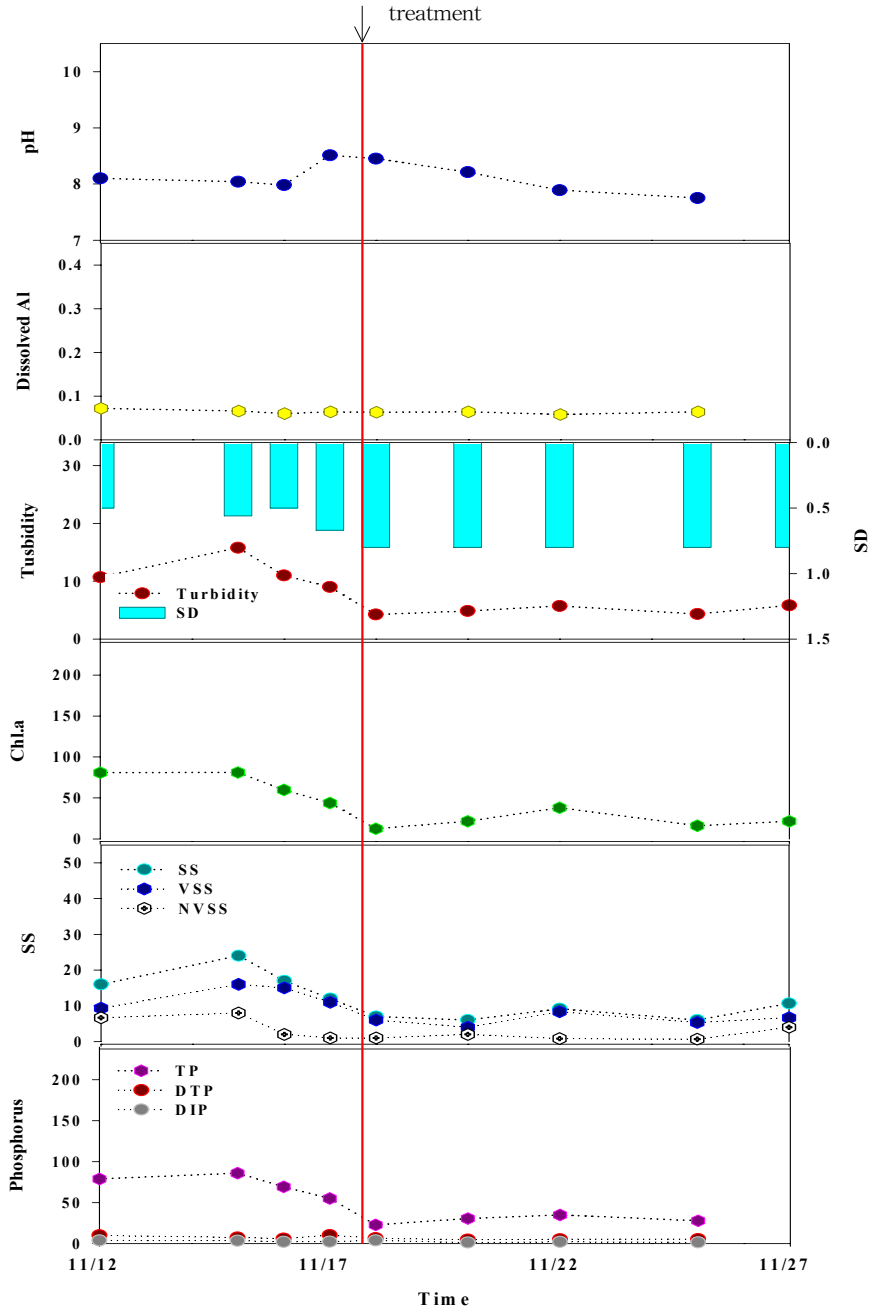
pH의 경우 황산알루미늄과 같이 응집제 투여에 따른 pH의 급격한 변동이 나타나지 않고 서서히 pH가 감소하였다.

용존알루미늄의 농도도 응집제 투여 이전과 이후의 차이가 거의 나타나지 않았다. 황산알루미늄의 경우 투여시거나 투여 직후 농도가 증가하는 현상이 나타났으나 PAC의 경우 투여 이전이나 이후 모두  $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 배경 이하 농도가 지속적으로 유지됨을 볼 수 있다.

투명도의 경우 PAC 투여 1일 후부터 바닥이 보였고 이는 결빙시기까지 지속적으로 유지되었다. 탁도의 경우 황산알루미늄처럼 투여 직후 플러키 발생하여 탁도가 크게 증가하는 현상이 발생하지 않아 낮은 농도가 지속적으로 유지되었다.

Chl.a 농도의 경우 투여 1일전  $44 \mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $12 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 약 73% 감소하였다. 계절적으로 농도가 감소하는 시기였지만 투여 이후 평균  $12 \mu\text{g L}^{-1}$ 라는 매우 낮은 농도가 결빙될 때까지 유지되었다.

부유물질 및 인 농도의 경우도 Chl.a 농도와 비슷한 경향을 나타내었다. PAC 투여 시기는 비강우 시기이므로 플랑크톤이 부유물질의 대부분을 차지한다. 따라서 계절적 요인 및 응집제 투여에 따른 플랑크톤 감소가 부유물질 감소를 동반하게 된다.



[그림 3.3.56] 연적지에 최대량의 PAC를 투여했을 때의 수질 변화

## 5) 최대량 황산알루미늄 응집제의 일시 투여 실험 II

### 가) 응집제 처리 전·후의 수질 변화

pH는 9.2에서 7.0까지 현저한 감소를 보였으나 이후 다시 점차적으로 증가하여 9 이상의 pH로 회복되었다. 이는 응집제 투여에 따른 수소 이온 농도의 증가와 식물플랑크톤의 공침 효과에 의해 일시적으로 pH가 감소하였다가 계절상 algal bloom이 발생하는 봄철이므로 이후 식물플랑크톤의 성장에 따라 다시 광합성량이 증가하고 이에 따른 pH 상승에 기인하여 처리 이전의 pH가 높은 상태로 회복되었다고 사료된다.

최대량투여시 투명도는 투여 전 0.4 m에서 투여 1일 후 0.5 m로 투명도가 일시적으로 증가하였으나 이후 다시 감소하였다가 증가하는 등 변동이 있었다. 탁도의 경우 크게 응집제 처리에 의한 개선 효과가 나타나지 않았다.

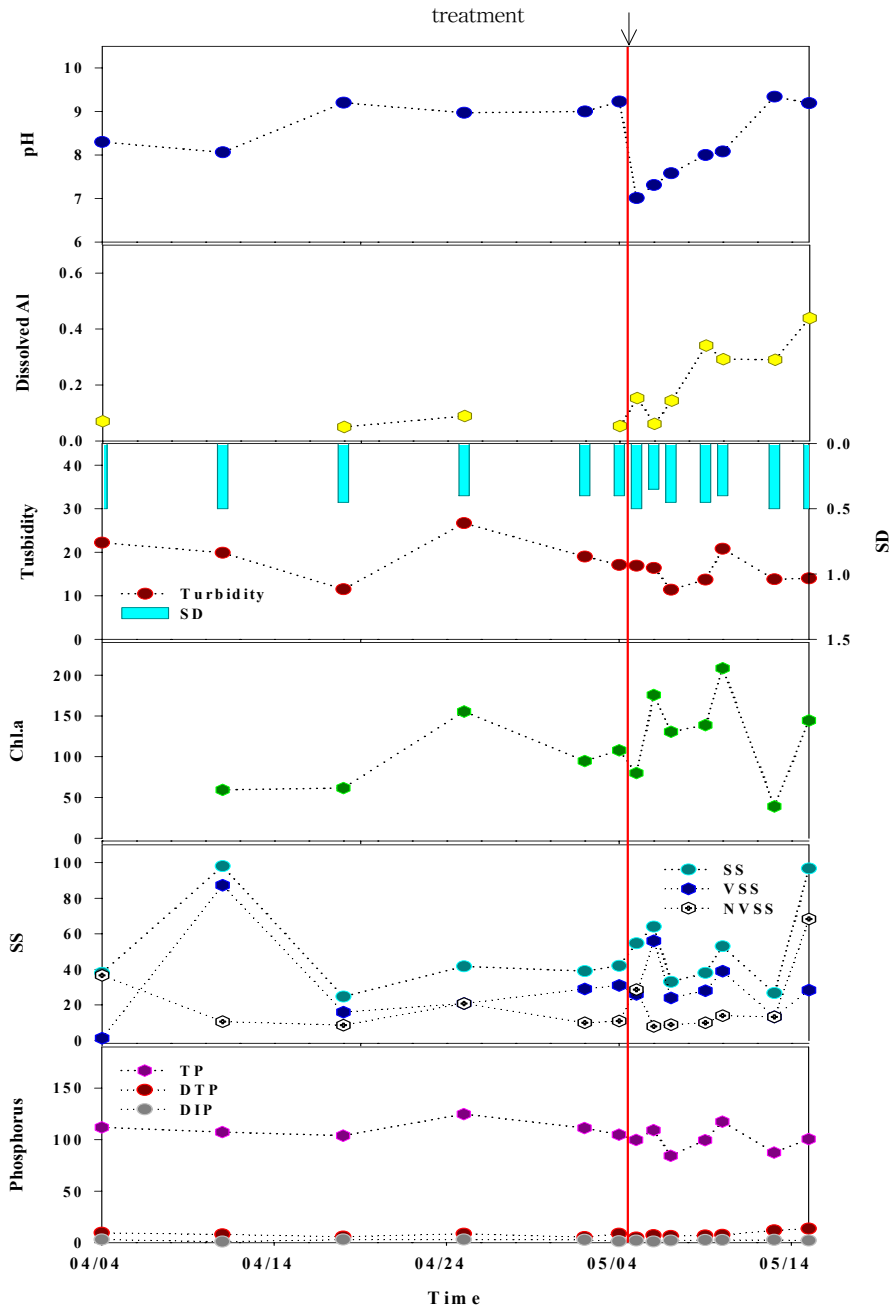
최대량투여시 Chl.a 농도는  $107\mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $80\mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하였다. 그러나 곧바로 농도 값이 크게 증가하는 것을 볼 수 있는데 이는 계절상 algal bloom이 발생하는 봄철이므로 활발한 식물플랑크톤의 성장에 기인한다고 사료된다.

인 농도의 경우도 응집제 처리에 따른 개선효과를 볼 수 없었다. 처리 이전, 이후 평균적인 인 농도는 처리 이전  $110\mu\text{g L}^{-1}$ 에서 처리 이후  $95\mu\text{g L}^{-1}$ 로 조금 낮아지는 경향이 나타났으나 이전 처리와 같이 크게 농도가 감소하는 경향은 나타나지 않았다[그림 3.3.57].

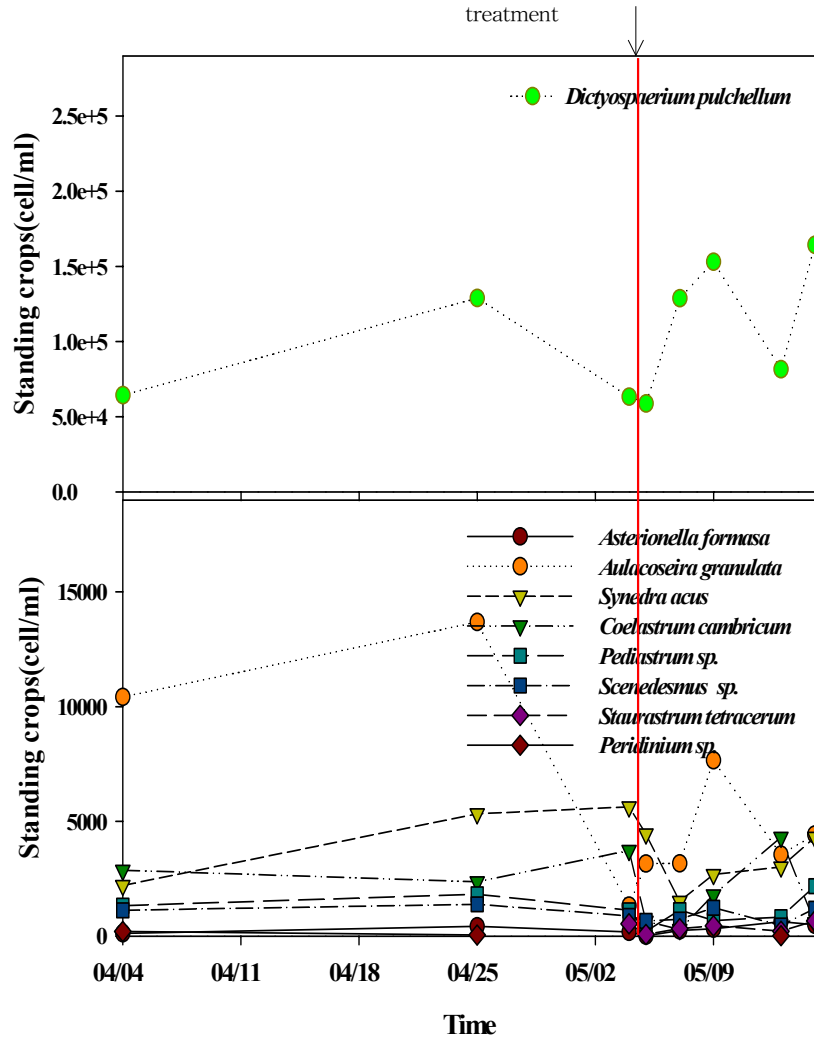
### 나) 응집제 처리 전·후의 식물플랑크톤 변화

우점종인 녹조류 *Dictyosphaerium pulchellum*의 현존량을 살펴보면 응집제 처리 전, 후 약간의 현존량 감소가 나타났으나 이후 급격하게 현존량이 증가하는 것을 볼 수 있다. 이는 계절상 algal bloom이 발생하는 봄철이므로 활발한 조류 성장에 의해 개선 효과가 나타나지 않았다고 사료된다.

다른 식물플랑크톤의 경우는 응집제 처리에 따라 현존량 감소가 뚜렷하게 나타났다. *Asterionella formasa*는 약 90%, *Coelastrum cambricum*은 약 83%, *Pediastrum* sp.은 약 81%, *Staurastrum teatracentrum*은 약 87%가 감소하였다. 그러나 현존량이 빠르게 회복되었다. 이는 앞서서와 마찬가지로 계절적 요인에 의한 것으로 사료된다[그림 3.3.58].



[그림 3.3.57] 강원대학교 구내연못(연적지)에서 최대량의 황산알루미늄을 투입했을 때의 수질 변화 (화살표는 응집제 투입시기)



[그림 3.3.58] 강원대학교 구내연못(연적지)에서 최대량의 황산알루미늄을 투여했을 때의 식물플랑크톤 현존량 변화 (화살표는 응집제 투여시기)



#### 라. 현장 시료에 응집제 적용 시험의 효과 분석 및 문제점 도출

소량의 황산알루미늄을 장기적으로 투여한 실험에서는 침강최소역치 이하의 농도인  $0.25 \text{ mg Al L}^{-1}$ 를 30일간 반복 투여함으로 투여 누적에 따른 점차적인 수질개선효과를 기대하였으나 기대한 효과를 얻을 수는 없었다. 알루미늄 응집제의 투여량이 최소역치 이하인 경우에는 거의 응집효과를 가지지 못한다. 알루미늄 농도가 적정량에 도달하여야 flocc이 형성되고 부유물질 침전 효과가 있다. 따라서 최소역치 이하의 양을 반복 투여하는 것은 효과가 없으며 한 번에 최소역치 이상을 투여하여야 한다. 대략적으로 알루미늄 응집침전의 최소역치는  $5 \text{ mg Al L}^{-1}$  정도인 것으로 보고되고 있다. 일반적으로 PAC 투여의 경우  $30 \text{ mL m}^{-3}$  정도이면 호수 내 부유물질을 적절히 침강시킬 수 있다.

황산알루미늄 응집제 투여시 호수표면에 응집된 플러의 스컴이 형성되었다. 이는 심미적으로 매우 좋지 않았다. 비록 며칠 내로 전부 침강하기는 하지만 위락용 가치가 높은 호수의 경우에는 고려해야할 사항이라고 생각된다.

플랑크톤 현존량을 살펴보면 우점종인 *Dictyosphaerium pulchellum*의 경우 현장 실험에서도 다른 식물플랑크톤에 비해 응집제 처리에 따라 현존량 감소율도 적었고 이후 회복속도가 매우 빠르게 나타났다. 이렇게 응집 처리에 의해 잘 제거되지 않는 정수장애조류나 응집 침전에 내성이 강한 종이 우점하는 호수에서는 응집제를 이용한 조류제거를 기대하기는 어려울 것 같다.

또한 황산알루미늄을 현장에 투여했을 때보다 PAC를 투여하였을 때 수질개선효과도 뚜렷하게 나타났고 지속기간도 길게 나타났다. 황산알루미늄 투여시 급격한 pH 감소가 나타났던 것과는 달리 pH 변동도 거의 나타나지 않았다. 또한 용존알루미늄의 농도도 PAC를 투여하였을 때 배경농도 이하의 농도로 투여 이전, 이후 농도 변화가 거의 나타나지 않았다. 이를 미루어 뚜렷한 수질개선효과를 기대하거나 알칼리도가 낮은 호수에서는 응집제로 황산알루미늄보다는 PAC가 좀 더 적합할 것으로 사료된다.

PAC는 톤당 가격이 18만 원 정도로서 황산알루미늄에 비해 가격이 3배 가량 비싸다는 단점이 있으나 침강효율이 좋아 수중의 부유물질을 침강시키는 데에 적합하다. 과거에는 정수장에서 황산알루미늄을 사용하였으나 현재에는 대부분의 정수장에서 PAC를 사용하고 있다. 그 외에도 PAC는 잔류알루미늄 농도가 낮아 수중동물에 대한 피해의 우려도 적다는 장점을 가진다. 최근에는 이외에도 여러 가지 침강효율이 좋은 응집제가 많이 개발되고 있으나 아직 호수에

서 대량사용하기에는 경제성이 떨어질 것으로 생각된다.

## 5. 실험실 시험에 의한 응집제 효과 측정

### 가. 생물 영향 및 어류 독성 실험

알루미늄 독성에 사용되는 어류는 문헌조사를 통하여 대표어종을 선정하였다. 선정된 어류를 대상으로 각기 다른 조건의 알루미늄 농도를 설정하여 LD<sub>50</sub>을 측정하였다.

국내 농업용 저수지에 흔히 출현하는 어류 우점종으로는 피라미(*common minnow/ Zacco platypus*), 붕어(*Carassius auratus*), 참붕어(*topmouth qudgeon/Pseudorasbora parva*), 잉어(*Cyprinus carpio Linnaeus*)등이 조사되었다.

하지만 참붕어 및 붕어는 어종확보가 어려웠으며, 피라미는 실험실 적용이 어려웠다. 잉어(*Cyprinus carpio Linnaeus*)는 춘천 내수면 시험장에서 확보할 수 있었다. 잉어(*Cyprinus carpio Linnaeus*)는 잉어목 잉어과의 민물고기이며 전체길이가 50cm 내외의 개체들이 주류를 이루며 때로는 1m 이상 되는 것도 있다. 큰 강이나 호소의 비교적 깊은 곳에서 사는 잡식성 물고기이다. 1년 만에 전체길이 10~15cm, 2년에 18~25cm, 3년에 30cm 내외로 성장한다. 아시아, 유럽 대륙에 널리 분포한다. 서식 장소는 전국적으로 분포하며, 큰 강이나 댐, 저수지, 늪 등 물이 맑고, 물살이 세지 않으며 바닥이 진흙인 곳에 많다(1999, 현암사). 확보된 잉어는 부화 후 60일이 경과된 평균 22.8 mm의 치어였으며, 실험실에서 10일 이상 현장수(연적지수-강원대학교 구내연못)에 적응시켰다.

각 실험군 별로 3마리씩 투여하여 일정 시간 간격으로 치사 여부를 확인하였다.

실험에 적용된 알루미늄 농도와 pH, 잉어의 치사율은 다음과 같다. 노출 시간을 1일(24h)로 설정하였으나, 대조군을 포함한 모든 실험군에서 3일(72h)이 경과한 후에도 어류의 치사는 발생하지 않았다.

투여되는 알루미늄 농도를 비교해 볼 때, 후평 저수지 투여량(2003년 10월)은 0.71 mg Al L<sup>-1</sup>이고 흥부 저수지 투여량(2003년 11월)은 1.35 mg Al L<sup>-1</sup>이며, 연적지(강원대 구내 연못) 투여량(2004년, 2005년 5월)은 소량장기투여시 총투여량 7.5 mg Al L<sup>-1</sup>, 대량반복투여시 1.25 mg Al L<sup>-1</sup>, 2.5 mg Al L<sup>-1</sup>, 5.0 mg Al

L<sup>-1</sup>, 이후 최대량투여시 10.0 mg Al L<sup>-1</sup>였다.

어류 독성 실험시 투여 단위인 ppm은 Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 농도이며, 이를 Al농도로 환산하면, 1 ppm(mg Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>) = 0.27 mg Al · L<sup>-1</sup>, 10 ppm = 2.65 mg Al · L<sup>-1</sup>, 20 ppm = 5.29 mg Al · L<sup>-1</sup>, 50 ppm = 13.23 mg Al · L<sup>-1</sup>, 100 ppm = 26.46 mg Al L<sup>-1</sup>, 500 ppm = 132.31 mg Al L<sup>-1</sup>, 1000 ppm = 264.63 mg Al L<sup>-1</sup>가 된다. 어류 독성 실험시 사용한 Al 농도는 최대 264.63 mg으로서 보통의 optimum dose 보다 수십 배가 높은 것이지만, 이에 대한 급성 독성은 나타나지 않았다[표 3.3.6].

[표 3.3.94] pH를 조정하였을 때 알루미늄 농도에 따른 *Cyprinus carpio* Linnaeus의 치사율

Aluminum 농도 (mgAl L <sup>-1</sup> )		대조군	0.3	2.7	5.3	13.2	26.5	132	265	1,323
초기 pH		8.7	8.4	7.2	6.6	5.0	4.9	4.3	3.9	4.1
중화후 pH		-	-	-	-	6.7	7.5	6.8	6.9	6.4
치사율 (%)	1일(24h) 후	0	0	0	0	0	0	0	0	60
	3일(72h) 후	0	0	0	0	0	0	0	0	100

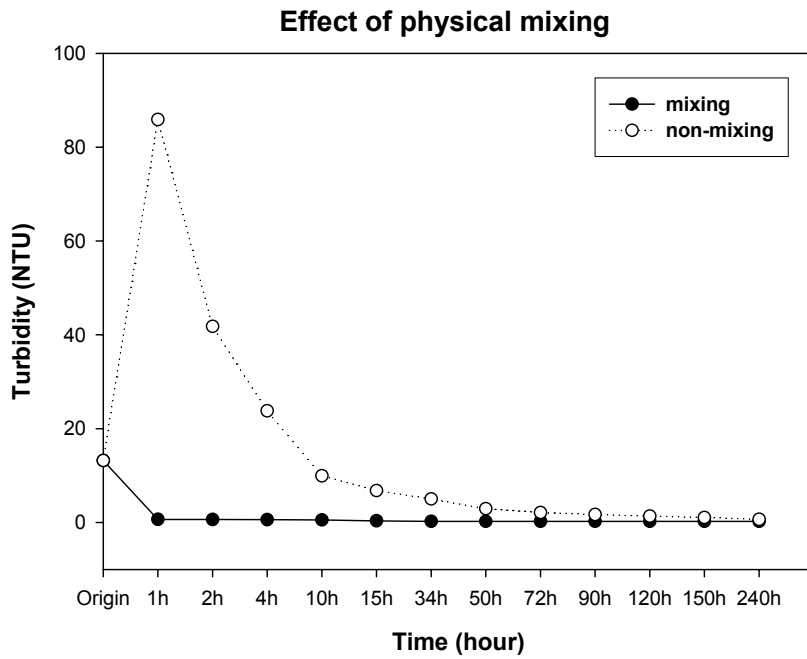
#### 나. 물리적 교반 효과 실험

교반/비교반 실험은 alum 투여시 교반 유무에 따라 응집 효율이 다른 것에 대한 고찰로서, 국내 호소나 저수지의 현장 적용시 응집효과(제거 효과)를 극대화시키는데 그 목적이 있다. 실험은 교반 실험군과 비교반 실험군을 설정하여 수체 내에 존재하는 콜로이드성 응집물의 지속기간을 분석하였다. 실험은 2L용량의 비이커에 현장수를 넣고 Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 17%함량의 고체 황산알루미늄을 넣어 500 ppm( = 132.31mg Al L<sup>-1</sup>)의 실험조를 만들었다. 물리적 교반은 마그네틱 바와 교반기를 이용하여 5분 동안 교반하였다. 교반 후 먼지 덮개를 한 후 비교반 시료와 비교, 관찰하였다. 수중 콜로이드성 응집물의 지속 시간은 탁도로써 측정하였다. 현장수는 연적지(강원대내의 연못)의 물을 사용하였으며, 실험 기간은 총 240시간(10일)동안 실시하였다.

연적지의 현장수를 대상으로 교반 실험조와 비교반 실험조에 응집제를 투여

하여, 시간에 따른 탁도 변화를 관찰하였다[그림 3.3.59] [표 3.3.7]. 응집제 투여 전의 탁도는 13.2 NTU를 나타냈다. 물리적 교반을 실시한 실험조는 교반 후 1시간 이내에 큰 floc이 형성되어 대부분의 floc들이 침강되었고, 34 시간 내에 침강이 종료되어 탁도의 변화가 없었다. 34 시간부터 실험 종료시점인 240 시간까지의 탁도는 0.24~0.22 NTU로써 변화가 없으며, 증류수의 0.16 NTU와 비교해볼 때 수중의 모든 부유물이 빠르게 제거됨을 알 수 있다. 현장에서 이와 같은 물리적 교반이 발생한다면 일시적으로 수질 개선 효과가 뛰어나다고 볼 수 있으나, 외부 오염원의 유입이나 저질로부터의 내부 오염원 발생에 대한 약한 내성을 가지게 되어 쉽게 수질 악화가 재발할 가능성이 높다.

반면 교반 실험조에서는 floc의 침강 속도가 서서히 진행됐으며, 실험종료시점인 240 시간(10 일)까지도 서서히 침강이 이루어지고 있었다. 이로써 자연 상태에서 물리적인 교반이 없을 경우, 상당 기간 동안 floc이 형성될 수 있는 잠재력을 보유하고 있음을 확인 할 수 있었다. 이는 수중에 콜로이드성 응집물이 장기간 존재한다는 것을 의미하며, 이러한 콜로이드성 응집물은 조류나 용존성 인에 대한 흡착능력을 보유하여 수질 개선 효과를 장기화시킨다. 또한 수중의 콜로이드 상태로 흡착된 인 역시 조류가 직접 이용할 수 없는 형태로 존재하기 때문에, 사실상 수질 악화에 기여하지 않는다. 효과 여부에 대한 연구와 실험이 더 수행되어야겠지만, 본 실험으로 판단할 때 부영양화도가 심한 저수지 등에 응집제를 투여할 경우는 물리적 교반을 배제하는 것이 더 효과적이라고 예상된다.



[그림 3.3.59] 교반조건과 비교반조건 하에서 응집제 처리시 탁도 변화

[표 3.3.95] 교반조건과 비교반조건 하에서 응집제 처리시 탁도 변화

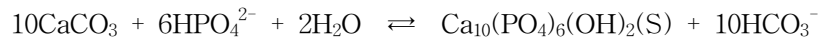
Aluminum 농도 (mg/Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	Time(hour)	탁도 (NTU)	
		mixing	non-mixing
500ppm	Origin	13.2	13.2
	1h	0.67	85.9
	2h	0.62	41.8
	4h	0.59	23.8
	10h	0.53	9.95
	15h	0.34	6.79
	34h	0.23	5.00
	50h	0.24	2.93
	72h	0.23	2.11
	90h	0.22	1.69
	120h	0.23	1.34
	150h	0.22	1.06
240h	0.22	0.66	
distilled water		0.16	

#### 다. 응집제로서 칼슘염의 적용 가능성 실험

칼슘은 pH의 변화나 독성 형태의 출현과 관계가 적은 낮은 인 농도에서 사용되곤 하였다(Stumm and Lee, 1960; Stumm and Morgan, 1970). 탄산 칼슘(calcite)과 수산화 칼슘은 외부기원으로부터 호수에 첨가될 수 있거나 광합성 동안 경수 호수가 CO<sub>2</sub>를 흡수할 때 생산될 수 있다.



CO<sub>2</sub>는 식물에 의해 동화되고, pH를 증가시키고 CaCO<sub>3</sub>로 침전된다. Calcite는 특히 pH가 9.0 이상일 때 인을 흡착하고, 수층으로부터 현저한 인 제거 결과를 보인다. pH가 높을 때, Ca<sup>3+</sup>와 인은 hydroxyapatite를 형성한다.



Fe(OH)<sub>3</sub>, Al(OH)<sub>3</sub>과 다르게 hydroxyapatite는 pH 9.5 이상에서 가장 낮은 용해도를 가지며 높은 pH일 때 인을 강하게 흡착한다. Calcite와 hydroxyapatite 용해도는 호흡작용이 활발하게 발생하는 심수층 혹은 어두운 연안대와 같이 CO<sub>2</sub> 농도가 증가하고 pH가 떨어지는 조건에서 급격하게 증가한다. 이것은 인 용출을 유도한다. 그러므로 효과적인 인 제거와 불활성화는 칼슘에 의해 가능하다.

알루미늄 응집제의 경우 알루미늄이 알츠하이머의 원인이 되는 금속이라는 이유로 응집제에 대한 인식이 문제시되는 경우가 있다. 칼슘의 경우는 경수호나 지하수에서 높은 농도로 존재하기 때문에 인식 등의 문제는 없다. 또한 칼슘염은 외국의 경수호에서 수질개선을 위한 응집제로 사용된 예가 있다.

따라서 칼슘염을 호소수에 응집제로 적용하기 위해 현장수를 대상으로 하여 응집효과를 살펴보고자 하였다.

실험방법은 연적지 호소수 1 L를 비이커에 담은 뒤 CaSO<sub>4</sub>, Ca(OH)<sub>2</sub>를 녹인 용액을 일정량 첨가한다. 급속교반 5분, 완속교반 10분을 실시하여 플러크 형성을 촉진시킨다. 이후 먼지 덮개를 덮고 2시간 정도 침강시킨 뒤 사이펀을 이용하여 상등액 100mL을 분취한다. 분취한 상등액으로 탁도 및 pH를 측정한다.

CaSO<sub>4</sub> 응집제의 경우, 응집 현상이 전혀 발생하지 않았다. 또한 Ca(OH)<sub>2</sub>

응집제의 경우 응집 현상은 발생하였지만 플럭의 사이즈가 미세하고 또한 플럭의 침강속도가 너무 느려 수중에 부유하기 때문에 탁도가 심하게 증가하였다 [표 3.3.8].

Ca염의 경우 탁도 제거를 위해 응집제로 사용한 예가 있지만 이는 고농도를 투여한 경우이다. 저농도를 투여하였을 경우에는 수질개선효과가 거의 나타나지 않았다. 플럭의 침강속도가 느리고 무기부유물질이 많은 경우에는 많은 양의 투여가 필요하다. 따라서 호소수에 투여하는 응집제로는 부적합하다고 판단된다.

[표 3.3.96] 칼슘염 처리시 탁도 및 pH 변화

첨가량	탁도	pH
Control	12.1	8.80
Ca(OH) <sub>2</sub> 5mg L <sup>-1</sup>	61.4	8.70
Ca(OH) <sub>2</sub> 10mg L <sup>-1</sup>	116	8.90
Ca(OH) <sub>2</sub> 20mg L <sup>-1</sup>	200	9.82
CaSO <sub>4</sub> 5mg L <sup>-1</sup>	12.2	8.81
CaSO <sub>4</sub> 10mg L <sup>-1</sup>	9.30	8.82
CaSO <sub>4</sub> 20mg L <sup>-1</sup>	8.81	8.79
Ca(OH) <sub>2</sub> 5mg L <sup>-1</sup> +CaSO <sub>4</sub> 5mg L <sup>-1</sup>	65.6	8.69
Ca(OH) <sub>2</sub> 10mg L <sup>-1</sup> +CaSO <sub>4</sub> 10mg L <sup>-1</sup>	111	8.72

#### 라. 보조응집제로서 고분자 응집제 적용 가능성 검토

유기고분자응집제와 무기고분자응집제는 응집특성이 서로 상이하기 때문에 최근 혼합하여 혹은 병행하여 사용하는 경우가 많아지고 있다. 유기응집제를 사용하면 플럭의 크기가 증가하고 침전속도가 증가하는 등 상응하는 효과가 크다. 특히 폐수처리장에서는 철응집제와 연계하여 사용하는 경우가 많은데 무기응집제로는 플럭 사이즈를 크게 만드는데 한계가 있기 때문이다.

고분자 응집제 중에서 polyacrylamide는 오늘날 가장 범용으로 사용되는 유기응집제 중의 하나다. polyacrylamide의 응집반응은 대개 patching하여 입자의 표면 위를 점령하고 그 다음 bridging하여 입자끼리 상호 연결하는 특징이 있다. 비이온성 혹은 음이온성의 polyacrylamide은 응집보조제로 사용된다.

유기고분자응집제와 무기응집제 모두 물속에서 플록을 침전시킨다는 원리는 같지만 그 역할은 완전히 다르다. 유기응집제가 플록의 크기 및 침전속도를 증가시키는 효과가 있긴 하지만 미세한 입자들을 제거하는 데에는 한계가 있는 반면, 무기응집제는 유기응집제가 하지 못하는 미세한 입자 제거가 가능하다. 이러한 이유로 상호보완적으로 사용될 수 있는 것이다.

이러한 특성을 이용하여 호소수에 고분자응집제를 보조응집제로 사용하여 투여하였을 때 무기응집제 단일로 투여하였을 때와 수질개선효과를 비교해보았다.

실험방법은 연적지 호소수 1L를 비이커에 담은 뒤 응집제로 황산알루미늄을, 보조응집제로 고분자응집제로 사용되는 polyacrylamide를 일정량 첨가한다. 보조응집제인 polyacrylamide의 첨가량은 응집제 첨가량의 0.2% 내외로 한다. 급속교반 3분, 완속교반 10분을 실시하여 플록 형성을 촉진시킨다. 이후 먼지 덮개를 덮고 2시간 정도 침강시킨 뒤 사이펀을 이용하여 상등액 100 mL을 분취한다. 분취한 상등액으로 탁도 및 pH를 측정한다.

고분자 응집제를 첨가한 경우, 전체적으로 탁도가 개선되었다. polyacrylamide 0.12 mg Al L<sup>-1</sup>를 첨가한 경우를 기준으로 했을 때 대조군은 43.8%, 황산알루미늄 5 mg Al L<sup>-1</sup>를 첨가했을 경우 59.1%, 황산알루미늄 10 mg Al L<sup>-1</sup>를 첨가했을 경우 6.0%의 탁도 개선율을 보였다. 또한 polyacrylamide 첨가량이 늘어날수록 탁도개선효과가 더 크게 나타나는 것을 볼 수 있다. 따라서 응집제와 polyacrylamide 소량을 동시에 투여하면 응집제 단일 처리시보다 적은 투여량으로 더 나은 수질개선효과를 기대할 수 있다. 하지만 polyacrylamide 특성상 높은 농도를 투여하게 되면 수체의 점성이 증가하기 때문에 적정량인 응집제의 0.2% 내외에서 투여하여야 한다[표 3.3.9].



[표 3.3.97] 보조응집제 polyacrylamide 첨가시 탁도 및 pH 변화

		대조군	Alum (5mgAl L <sup>-1</sup> )	Alum (10mgAl L <sup>-1</sup> )
미첨가	탁도	12.3	2.39	0.82
	pH	8.40	-	6.27
PAM첨가 (0.12mg L <sup>-1</sup> )	탁도	6.91	0.97	0.78
	pH	8.32	7.52	6.12
PAM첨가 (0.23mg L <sup>-1</sup> )	탁도	7.5	0.84	0.72
	pH	8.59	7.64	6.16

#### 마. 응집처리에 따른 식물플랑크톤 종별 침강효과 실험

앞서서 현장 투여 실험시 식물플랑크톤 현존량을 살펴보게 되면 식물플랑크톤 종별로 응집제 처리에 따라 현존량 변화 정도가 다르게 나타난다. 따라서 현장 투여시 식물플랑크톤 종에 대한 고찰이 필요할 것으로 사료되므로 어느 종이 응집제 처리에 민감하게 반응하는지 어느 종이 응집제 처리에 내성이 강한지를 알아보려고 침강 실험을 실시하였다.

실험방법은 연적지 호소수 1L를 비이커에 담는다. 사전에 jar-test를 실시하여 maximum dose를 산정한 뒤 호소수에 응집제를 1/2 maximum dose, maximum dose를 첨가한다. maximum dose를 첨가하게 되면 대부분의 식물플랑크톤이 침강할 것으로 예상, 식물플랑크톤 종별 차이를 좀 더 면밀히 살펴보고자 1/2 maximum dose를 첨가하여 그 차이를 살펴보았다. 급속교반 5분, 완속교반 10분을 실시하여 플럭 형성을 촉진시킨다.

충분히 교반을 실시한 시료를 1 L 메스실린더에 담아 먼지 덮개를 덮고 2시간 정도 침강시킨다. 2시간이 지난 뒤 사이펀을 이용하여 상등액 100mL를 분취한다. 분취한 시료는 즉시 Lugol's 용액으로 고정할 뒤 Sedwick-Rafter counting chamber에 넣어 현미경으로 계수하여 현존량을 측정하였다.

1/2 maximum dose를 기준으로 했을 때 식물플랑크톤 종별 침강률을 비교해보면 녹조류가 규조류나 와편모조류에 비하여 침강률이 낮은 것을 볼 수 있다. maximum dose의 경우 대부분의 식물플랑크톤이 100%에 가까운 침강률을 보

여 종별 비교는 불가능하다고 볼 수 있다. 또한 현장과는 달리 대부분의 종이 높은 침강률을 보이는 것을 볼 수 있는데 이는 현장에서는 바람에 의한 난류 발생 등으로 인해 침강성이 낮아지는 것으로 사료된다. 또한 우점종인 *Dictyosphaerium pulchellum*의 경우 실험실 실험에서는 침강률이 높게 나타났지만 현장에서는 응집제에 의해 침강되었어도 다시 부상하고 곧바로 성장하여 현존량 감소가 나타나지 않는다[표 3.3.10].

[표 3.3.98] 응집제 처리에 따른 식물플랑크톤 종별 침강률

종명	대조군	1/2 max dose (5mgAl L <sup>-1</sup> )	1/2 max dose 침강률 (%)	max dose (10mgAl L <sup>-1</sup> )	max dose 침강률 (%)
BACILLARIOPHYCEAE					
<i>Asterionella formasa</i>	27	0	100	0	100
<i>Aulacoseira granulata</i>	2332	90	96	18	99
<i>Synedra acus</i>	404	108	73	0	100
CHLOROPHYCEAE					
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	42914	12361	71	933	98
<i>Coelastrum cambricum</i>	1148	287	75	0	100
<i>Pediastrum sp.</i>	251	144	43	0	100
<i>Scenedesmus sp.</i>	215	108	50	36	83
DINOPHYCEAE					
<i>Peridinium sp.</i>	63	0	100	0	100

## 6. 기술의 현장 적용을 위한 가이드

### 가. 알루미늄 응집제가 조류를 제거하는 원리

알루미늄 응집제가 조류를 제거하고 부영양화를 억제하는 기작은 두 가지로 나누어 볼 수 있다.

- ① 알루미늄, 칼슘, 철, 등의 양이온은 부유물질 입자 표면의 음전하를 중화하

여 입자들이 잘 뭉칠 수 있게 한다. 수중의 부유물질은 대개 음전하를 띠고 있어 서로 배척하는 힘을 가지며, 이 때문에 작은 입자들은 오랫동안 침강하지 않고 떠 있다. 이 때 다가의 양이온은 입자 표면의 음이온을 중화하는 효과를 가진다. 이로써 입자들 간의 정전기적 반발력을 소멸시키고 응집을 촉진한다.

② 알루미늄 침전물의 플러이 수중의 부유물질을 공침시킨다. 알루미늄 응집제를 물에 첨가하면  $Al^{3+}$ 를 생성하며  $Al^{3+}$ 은 용해도가 낮으며, 수중의 수산화이온과 결합하여  $Al(OH)_3$ 의 침전을 만들게 된다. 이 수산화물은 조직이 치밀하지 않은 침전을 형성하여 수중에서 floc을 만들면서 수중의 부유물질을 포함시켜 공침시키는 성질을 가지고 있다. 이 과정에 의해 수중의 조류와 부유토사 입자들을 침강시킬 수 있다.

③ 용존 알루미늄 이온( $Al^{3+}$ )은 수중의 인산이온( $PO_4^{3-}$ )과 결합하면 용해도가 낮고 안정한  $AlPO_4$  침전을 형성한다. 그러므로 수중의 용존무기인을 제거하는데 매우 효과적이며 특히 저질표면에 알루미늄염이 퇴적되어 있으면 저질로부터 용출되는 인을 차단하여 내부부하량을 감소시킴으로써 부영양화를 억제할 수 있다.

#### 나. 응집제의 종류 선정

응집제로서는 주로 금속 양이온이 사용된다. 주로 사용되는 이온은 Al, Ca, Fe 등이다. 이 가운데 가장 널리 사용되고 있는 것은 Al 이다. 알루미늄염은 황산알루미늄(aluminum sulfate)과 polyaluminum chloride (PAC)가 주로 사용된다. 황산알루미늄은 톤당 6만원 정도로 가격이 저렴하므로 다량으로 호수의 저질층을 도포하여 장기간 내부부하량을 차단하는 데에 적합하다.

PAC는 톤당 가격이 18만원 정도로서 황산알루미늄에 비해 가격이 3배 가량 비싸다는 단점이 있으나 침강효율이 좋아 수중의 부유물질을 침강시키는 데에 적합하다. 과거에는 정수장에서 황산알루미늄을 사용하였으나 현재에는 대부분의 정수장에서 PAC를 사용하고 있다. 그 외에도 PAC는 잔류알루미늄 농도가 낮아 수중동물에 대한 피해의 우려도 적다는 장점을 가진다. 최근에는 이 외에도 여러 가지 침강효율이 좋은 응집제가 많이 개발되고 있으나 아직 호수에

서 대량사용하기에는 경제성이 떨어진다.

알루미늄 응집제를 사용할 때 소량의 고분자 응집제를 함께 사용하면 응집 효과가 증진된다. 여러 종류의 고분자 응집제료가 시판되고 있으며, 대표적인 고분자는 PAM (polyacrylamide)이다. 대략적으로 고분자 응집제의 첨가량은 알루미늄 응집제의 1% 정도이다.

#### 다. 응집제의 적정투여량 결정방법

응집제의 투여량을 결정짓는 요인으로는 pH, 알칼리도, 탁도, 응집제의 종류, 조류의 종류와 밀도 등이다.

##### 1) pH

알루미늄 응집제를 투여하는데 있어서 가장 주의하여야 할 사항은 pH가 6이하로 낮아지지 않도록 투여하여야 한다는 점이다. 알루미늄은 중성에서는 용해도가 매우 낮아 곧 침전을 형성하고 호수 바닥에 퇴적된다. 그러나 pH 6이하에서는 용존무기 알루미늄( $Al^{3+}$ ) 형태의 용해도가 증가하는데,  $Al^{3+}$ 는 어류의 아가미 표면으로 흡수되고, 체내의 pH는 중성이므로 이곳에서 침전이 형성된다. 즉, 아가미 표면에 알루미늄의 염이 침전되어 호흡을 방해하고 죽게 하는 피해를 가져온다. 그러므로 pH가 6이하로 낮아지지 않도록 사전에 최대 투여가능량을 산정하여야 한다. 특히 황산알루미늄은 산성이 강하므로 산성화에 주의하여야 한다.

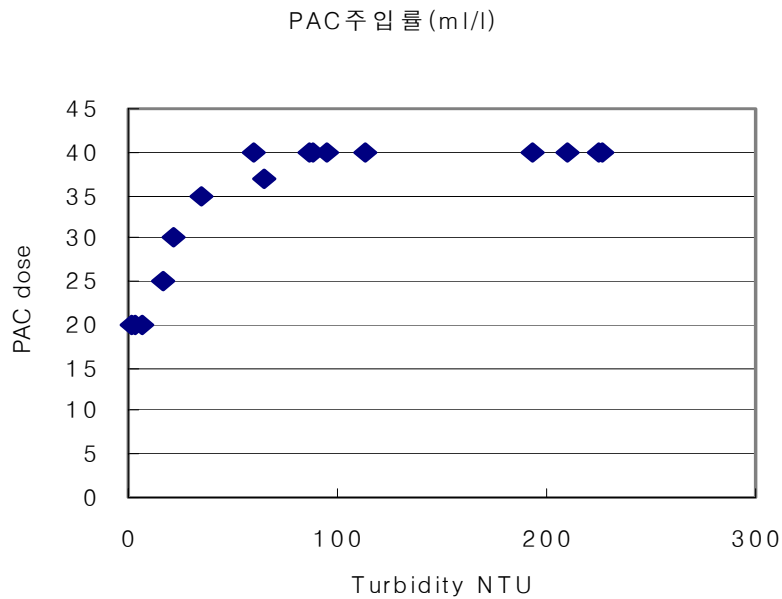
최대 투여가능량을 측정하기 위해서는 호수물에 응집제를 일정량씩 첨가하면서 pH를 측정하여, pH가 6에 도달하는 양이 최대 투여가능량이 된다. 이에 호수의 부피를 곱하여 호수전체의 최대 투여가능량을 산정한다.

투여가능량은 호수물의 알칼리도에 따라 결정된다. 알칼리도는 산을 중화하는 완충능력이다. 일반적으로 알칼리도를 결정하는 요인은 유역의 석회암성분이다. 석회암의 Ca 용출이 알칼리도를 좌우한다. 알칼리도가 높은 물은 완충능력이 높다는 뜻이며 더 많은 양의 알루미늄 응집제를 첨가하더라도 pH가 6이하로 낮아지지 않을 수 있다.

## 2) 탁도

정수장에서 응집제의 투여량은 일반적으로 jar test 에 의해 결정한다. jar test 에서는 여러 반응조에 서로 다른 농도의 응집제를 첨가하고 일정강도로 교반한 후 침강시켜 상정액의 탁도를 측정한다. 그러나 jar test 에서는 교반기에 의해 충분한 교반을 해주므로 호수에 투여할 때 보다 응집이 더 효과적으로 일어난다. 같은 양의 응집제를 투여하더라도 교반의 정도에 따라 응집효과가 크게 달라질 수 있으므로 투여량을 결정할 때에는 jar test 결과에만 의존하지 말고 호수 내에서의 교반정도를 고려하여 경험적으로 결정하여야 한다.

일반적으로 PAC 소비량은 탁도에 비례한다. 정수장에서는 10~60 mL m<sup>-3</sup> 정도를 투여하는데 원수의 탁도 증가에 따라 요구량도 증가한다[그림 3.3.60]. 정수장에서는 30분~3시간 이내의 짧은 시간동안 침전지에서 침전하여야 하므로 최대한 빠른 침강속도를 보이는 양을 투입한다.



[그림 3.3.60] 정수장에서 원수의 탁도에 따른 응집제 투여량. 탁도가 높을수록 응집제를 많이 투여하여야 한다

호수에서는 교반강도가 약하다는 불리한 점이 있으나, 반면에 침강 시간은

충분히 길게 줄 수 있다는 유리한 점이 있으므로 호수 내에서의 응집 효과 및 요구량은 정수장에서의 jar test 결과와 일치하지는 않는다. 호수 내에 투여할 때는 호수물과 혼합하여 투여하며 이 후의 확산에는 바람이 중요한 역할을 한다. 바람이 강할 날을 택한다면 교반의 효과가 배가될 수 있으나, 바람이 약하여 교반이 작을 때에는 투여한 응집제가 쉽게 침층으로 침강하여 응집 효과가 현저히 떨어질 수 있다. 알루미늄의 flocc이 부유물질을 제거하기 위해서는 입자들과 충돌하고 이들을 가교로 연결하여야 하는데 교반이 충분치 않으면 알루미늄의 flocc이 부유물을 포함하지 않은 채 침강할 수 있으므로 효과가 떨어지며 많은 양의 응집제가 필요하다.

### 3) 조류의 종류와 밀도

또한 조류의 밀도와 종류도 침강에 영향을 준다. 무기 부유물질이 많은 경우에는 flocc의 밀도가 크므로 쉽게 침강되지만 조류가 많은 경우에는 밀도가 낮아서 침강이 매우 느리다. 특히 세포내에 기포를 가지고 있어서 수면으로 부상하는 성질을 가진 cyanobacteria가 우점하는 경우에는 침강성이 매우 떨어진다.

### 4) 최소역치

알루미늄 응집제의 투여량이 최소역치 이하인 경우에는 거의 응집효과를 가지지 못한다. 알루미늄 농도가 적정량에 도달하여야 flocc이 형성되고 부유물질 침전 효과가 있다. 따라서 최소역치 이하의 양을 반복투여하는 것은 효과가 없으며 한 번에 최소역치 이상을 투여하여야 한다. 대략적으로 알루미늄 응집침전의 최소역치는  $5 \text{ mgAl L}^{-1}$  정도인 것으로 보고되고 있다. 일반적으로 PAC 투여의 경우  $30 \text{ mL m}^3$  정도이면 호수 내 부유물질을 적절히 침강시킬 수 있다. 응집제와 PAM 소량을 동시에 투여하면, 응집제 단일처리시보다 적은 투여량으로도 수질개선효과를 기대할 수 있으므로 경제적이다.

### 라. 호수의 체류시간에 따른 투여방법 선정

체류시간이 긴 호수에서는 일시에 다량을 투여하여 호수 저질을 도포함으로써 저질로부터의 인의 용출을 억제하는 것이 부영양화억제에 효과적이다. 특히

심층에 무산소층이 발달하는 호수에서는 저질로부터의 인의 용출이 크므로 이 방법이 효과적이다. 외부 유입 부하량이 작은 호수에서는 이 방법의 효과 지속 기간이 길다.

그러나 체류시간이 짧은 호수에서는 호수 체적에 비해 강우시 많은 양의 인이 유입하므로 강우 후에 인의 농도가 급증하는 현상이 나타난다. 따라서 이러한 호수에서는 저질로부터의 인 용출량은 큰 비중을 차지하지 않으며 저질도포는 효과가 없다. 그러므로 이러한 호수에서는 강우시 호수로 유입하는 하천에 응집제를 혼합하여 주거나 강우 후에 호수 표층에 투여하여 수중의 부유물질을 침강시키는 방법이 효과적이다. 외부유입 부하량이 큰 호수에서는 수중의 부유물질과 조류를 침강시키더라도 효과 지속기간이 짧다. 매 강우시마다 반복적으로 투여하여야 한다.

#### 마. 호수에 응집제를 투여하는 도구와 방법

응집제를 호수에 투여하는 방법은 응집의 효율을 결정짓는 중요한 요소이다. 가능한 한 혼합을 충분히 하여 수중의 입자들이 잘 응집되도록 하는 것이 중요하다. 호수에 투여하는 수심은 투여의 목표에 따라 달라진다.

외부부하량이 작은 호수에서 저질의 도포를 목적으로 투여하는 경우에는 일시에 많은 양의 alum을 선박을 사용하여 호수의 저질표면에 투입하면 되며, 굳이 혼합을 많이 할 필요가 없다. 이 때 호수 저질에 끌고루 뿌려지도록 선박의 운행 궤적을 조정하여야 한다.

그러나 수중의 부유물질을 침강시키는 것이 목표인 경우에는 호수의 표층에 투여하여야 하며 호수 물과 잘 혼합하여 입자들이 응집제와 결합을 할 수 있도록 하여야 한다. 혼합의 방법으로는 호숫가에 대형 용기를 설치하고 펌프로 호수물을 퍼 올려 응집제와 혼합한 후 호수로 다시 되돌려 보내는 방법을 흔히 사용한다.

또 다른 방법으로는 호숫가에 응집제 탱크를 설치하고 긴 호스를 통하여 호수 중앙부로 공급하며, 선박을 사용하여 호수표면에 끌고루 뿌리는 방법이다. 이때 배의 뒷부분에서 살포하여 선박의 스크류가 물을 혼합하도록 하면 혼합을 도울 수 있다.

강우시마다 외부에서 많은 부하량이 자주 유입되는 호수에서는 호수의 유입 하천에 혼합하여 투입하는 것이 효과적이다. 하천구간을 흘러가는 동안 응집제

와 혼합되고 수중의 입자와 응집체가 충돌하여 반응한 후 호수에 유입하여 침강하도록 하는 것이다. 호수 내에서 뿌리는 것보다 투입이 용이하므로 미국에서도 외부부하량이 많은 호수에서 사용하고 있는 방법이다.

#### 바. 우려되는 부작용

응집제의 반복투여는 응집에 내성이 있는 조류종으로의 천이를 일으킬 가능성이 있다. 조류는 종류에 따라 응집제에 의해 쉽게 제거되는 종이 있고 잘 제거되지 않는 종이 있다. 외편모조류는 가장 쉽게 제거되며 녹조류는 잘 제거되지 않는 경향이 있다. 규조류의 일부종도 응집, 침강이 되지 않는다. 따라서 응집제를 호수에 반복하여 투여하면서 조류를 제거할 경우 응집, 침강이 되지 않는 종이 우점하는 현상이 나타날 수 있다. 흔히 나타나는 대표적인 내성종의 녹조류의 일종인 *Dictyosphaerium* sp. 이다. 그러나 내성종은 주로 녹조류이므로 독소 발생이나 냄새발생의 피해는 없다.

또 하나의 부작용은 수심이 얇은 호수에서는 침강한 알루미늄과 부유물질 및 조류세포가 바람에 의해 재부유 될 수 있다는 점이다. 이 경우 호수의 혼탁도가 개선되지 않을 수도 있다. 따라서 응집제를 투여하는 호수는 심층의 저질이 바람에 의해 교란되지 않는 수심을 가져야 한다. 일반적으로 수심 2 m 이내의 저질은 바람의 혼합에 의해 쉽게 재부유되며, 수심 5 m 이상에서는 바람의 영향이 미치지 않는다. 호수의 혼합층 수심은 호수의 수면적에 따라 달라질 수 있다. 수면적이 넓은 호수에서는 바람의 이송거리(fetch)가 길기 때문에 바람의 혼합력이 크다. 반면에 작은 호수이거나 수초가 많은 호수에서는 바람의 혼합이 감소하여 혼합수심이 얇아진다.

대략적으로 평균 수심이 5 m 이하인 호수에서는 침전물 재부유의 가능성이 높으므로 알루미늄 응집제의 투여에 적합하지 않는 곳이다.

#### 사. 응집제의 독성 여부

알루미늄이온은 독성이 매우 낮으며 용해도가 작아서 수중생물에 해를 주지 않는 것으로 알려져 있다. 그러므로 음용수를 정수하는 데에 사용하고 있는 것이다. 다만 pH가 6이하로 산성화된 곳에서는 용존알루미늄의 농도가 높아질 수 있다. 그러나 우리나라에서는 아직 산성화된 호수가 나타나지 않고 있으므로



산성화에 의한 피해는 없을 것이다.

중성 pH에서 알루미늄이 동물에 치사피해를 나타내는 농도는 1000~2000 mgAl L<sup>-1</sup> 이상의 고농도이다. 일반적으로 호수에 투여하는 알루미늄의 농도는 10 mgAl L<sup>-1</sup> 수준이며 대부분의 알루미늄은 투여 후 1~2일이 지나면 침전이 되어 수중의 잔류 알루미늄은 0.2~0.5 mgAl L<sup>-1</sup> 이하로서 자연배경농도와 유사한 농도를 유지하므로 동물에 피해를 줄 가능성은 없다.

#### 아. 화학적 응집침전장치를 사용하는 방법

화학적 고속응집침전장치를 사용하면 초기 시설투자비가 많이 드는 단점은 있으나 수질개선효과가 확실하고 부작용이 적다. 고속응집침전장치는 대개 황산알루미늄을 응집제로 사용한다. 침전지에서 침전된 응집제는 반응조에 반응되어 재사용함으로써 호수 물이 고농도의 응집제와 반응함으로써 수중의 인과 부유물질을 완전히 제거한다. 설비 내 체류시간이 10~30분 정도로 고속으로 처리할 수 있다.

장치를 설치하는 초기 투자비가 많이 드나 이후 가동 중 운영비는 호수 물 1톤당 10원이내로서 저렴하다. 응집침전지를 사용하는 가장 좋은 방법은 호수 유입부에 전처리댐(pre reservoir)를 만들어 유입수를 이곳에 가둔 후 처리하여 본 댐에 유입시키는 방법이다. 유량이 작을 때는 이 방법이 매우 효율적이거나 유량이 큰 홍수기에는 단시간 내에 많은 물을 처리할 수 없기 때문에 월류할 수밖에 없다. 전처리댐으로부터 댐을 우회하여 홍수기의 탁수를 우회 배출할 수 있는 우회수로가 설치가능한 곳이라면 이 방법이 가장 좋은 수질개선방안이다.

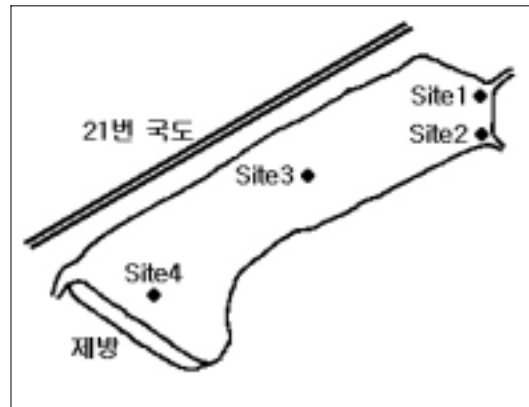
특히 수심이 얇은 호수에서는 응집제를 호수에 직접 투여할 경우 침전물이 재부유하여 혼탁해 질 수 있기 때문에 응집침전장치를 사용하는 것이 좋다.

## 4절. 어류중심의 생물조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법개발

## 4절. 어류중심의 생물조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법개발

### 1. 고정조사구 선정

동식물플랑크톤상 및 어류상 조사를 위한 고정조사구는 수생식물이 군락을 이루며 수심이 얕은 저수지 연변부와 유입천이 접하는 2개 지점(site 1, 2), 수생식물이 없고 수심이 4m 이하인 저수지 중앙부(site 3) 그리고 수심이 4m 이상으로 대상 저수지에서 가장 깊은 보 부근(site 4)의 4개 조사지점을 선정하였다[그림 3.4.1].



[그림 3.4.1] 신구저수지 내의 고정조사구

### 2. 집수역 생물 서식 유형 평가

#### 가. 플랑크톤상

##### 1) 식물플랑크톤

식물플랑크톤상 분석을 위한 종조성 및 세포 밀도의 계수를 위해 고정조사구로 선정된 4개 지점에서 2002년 10월부터 2003년 6월까지 2개월 간격으로 샘플링을 실시하였다. 표층수를 100mL를 취한 후 현장에서 Lugol 용액을 이용하여 최종농도를 0.4%(v/v)로 고정한 다음 실험실로 운반하여 400배 광학현미경에서 동정한 후 1mL을 계수하였다.

## 2) 동물플랑크톤

식물플랑크톤과 동일한 조사지점과 날짜에 샘플링을 실시하였다. 동물플랑크톤상의 분석을 위해 표층수 10L를 30 $\mu$ m 망목의 네트에 여과하여 50mL로 농축한 후 Formalin을 이용하여 최종농도를 4%(v/v)로 고정한 다음 실험실로 운반하여 400배 광학현미경 하에서 동정하였다. 윤충류의 경우 필요에 따라 산처리를 통해 저작기를 확인하여 동정하였다. 1mL을 계수하여 저수지수 1L에 존재하는 개체수로 환산하였다.

## 3) 동식물플랑크톤의 군집특성 분석

### 가) 다양도 지수

조사지점에서 각 종별로 출현한 개체수와 모든 개체수의 총합과의 관계로부터 군집의 종풍부도와 개체수의 상대적 균형성을 평가하는 Shannon-Weaver의 다양도 지수를 사용하였으며 밑으로 10으로 하였다.

$$\text{다양도 지수} = - \sum_{i=1}^k P_i \ln P_i$$

(k : 전체 출현 종수,  $P_i$  : i 번째에 속하는 개체수의 비율을 의미하며 각 종의 개체수/군집내의 총 개체수로부터 계산)

### 나) 우점도 지수

특정종에 의한 우점현상의 지표로 전체 개체수에 대해 우점종의 개체수가 차지하는 비율로부터 얻어진 Berger-Parker의 우점도 지수를 사용하였다.

$$\text{우점도 지수} = n_{\max}/N$$

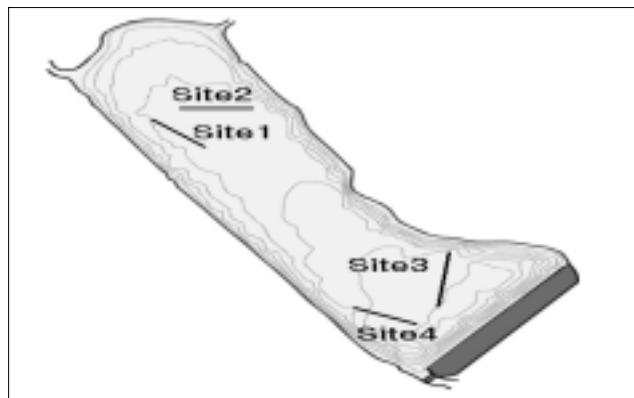
( $n_{\max}$  : 가장 풍부한 종의 개체수, N : 총 출현개체수)

## 나. 어류상

동식물플랑크톤과 동일한 조사지점과 날짜에 샘플링을 실시하였다. 저수지에 서식하는 어류상 분석을 위하여 7mm 망목(45m<sup>2</sup>)의 투망을 사용하여 각 조사지점별로 10회 채집한 후 현장에서 동정하고 출현 종별 개체수, 중량 및 체장을

측정하였으며 동정이 어려운 종은 10% formalin 용액에 고정한 뒤 분류, 동정하였다. 채집된 어류의 동정은 최 등(1990), 김과 강(1993) 및 김과 박(2002)을 이용하였고 분류체계는 Nelson(1994)을 따랐다.

그리고 어류상을 보완 조사하기 위해 2차 조사 2004년 6월 12일 저수지 내 4개 지점에 높이 1.2m, 망목 15mm의 자망을 20m씩 설치하였고 site3에는 20mm 망목의 자망을 50m 추가로 설치하였다. 소형 어류의 샘플링에는 조사지점별로 3개의 통발을 사용하였다. 자망 및 통발은 밤 시간을 포함하여 12시간 동안 설치 후 회수하여 포획된 어종별 개체수로 나타내었으며 각 조사지점 별로 Multi-parameter water quality monitor YSI 6600을 이용하여 탁도, Chl. a 및 이화학 요인을 측정하였다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.2] 저수지 내 자망 설치지점

#### 다. 이화학적 요인

대상저수지의 생물상 이해를 위해 기초적인 자료로서 2002년 10월부터 12월 까지 표층수의 수온( $^{\circ}\text{C}$ ), 용존산소( $\text{mg L}^{-1}$ ) 및 포화도를 DO meter(YSI model No. 85)를 이용하여 현장에서 측정하였다. 또한 수소이온 농도(pH)는 pH meter(Orion model No. 230A)를 사용하였고 전기전도도( $\mu\text{s cm}^{-1}$ )는 Conductivity meter(YSI model No. 30)를 이용하여 측정하였다. 2003년 4월부터는 Multi-parameter water quality monitor(YSI 6600 Sonde)를 도입하여 표층부터 1m 수심별로 수온, 용존산소 및 포화도, pH, 전기전도도, 염분도(ppt), 탁도(NTU), Chlorophyll a( $\mu\text{g L}^{-1}$ )를 현장에서 측정였다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.3] Multi-parameter water quality monitor를 사용한 이화학적 요인 측정

### 3. 집수역 생물 서식 유형 평가 결과

#### 가. 플랑크톤상

##### 1) 동물플랑크톤

##### 가) 조사시기별 출현종수 및 개체수

2002년 10월에 출현한 동물플랑크톤은 총 18분류군으로 도로측 유입천인 site 1에서 가장 적은 6분류군, 보부근의 조사지점인 site 4에서 18분류군으로 가장 많은 수의 동물플랑크톤이 서식하는 것으로 나타났으며 윤충류가 10분류군으로 원생동물과 지각류, 요각류에 비해 높은 종 다양도를 가지고 있었다. 분류군별 우점종은 원생동물의 경우 평균 53개체 L<sup>-1</sup>로 *Epistylis* sp.가 우점하였고 윤충류는 각각 488개체 L<sup>-1</sup>, 338개체 L<sup>-1</sup>가 출현한 *Keratella cochlearis*와 *Polyarthra euryptera* 였다. 지각류는 *Bosmina longirostris*가 53개체 L<sup>-1</sup>로 우점하였고 요각류의 경우 성체 및 미성숙 개체(copepodite)보다 유생(nauplius)의 비율이 95%로 매우 높았다[표 3.4.2].

2002년 12월에는 총 18분류군의 동물플랑크톤이 출현하였다. 저수지 중앙부

의 조사지점(site 3)에서 14분류군으로 종 다양성이 가장 높았고 site 1에서 7분류군으로 가장 낮았다. 최우점종은 *K. cochlearis*로 평균 109개체  $L^{-1}$  출현하였고 site 4에서의 출현량이 320개체  $L^{-1}$ 로 높게 나타났다. 윤충류인 *Asplanchna priodonta* 개체군의 밀도증가가 두드러졌다. 모든 조사지점에서 평균적으로 출현한 동물플랑크톤은 439개체  $L^{-1}$ 로 10월 조사의 32% 수준으로 감소하였다.

2003년 4월에는 총 12분류군의 동물플랑크톤이 출현하였다. 전반적으로 종 다양성이 감소하여 site 1, 2에서 9분류군, site 4에서 6분류군으로 가장 적게 나타났다. 2002년 12월 조사와 비교해볼 때 윤충류의 개체수는 19% 수준으로 감소한 반면 원생동물은 *Epistylis* sp. 개체군의 급성장으로 전체 동물플랑크톤 군집의 90%를 차지하였다.

2003년 6월에 23분류군의 동물플랑크톤이 출현하였다. 우점 분류군은 윤충류로 16분류군이 출현하였다. 지점별로는 site 1에서 15분류군으로 가장 많은 종류의 동물플랑크톤이 서식하였고 site 4가 9분류군으로 가장 적었다. 원생동물의 출현 개체수가 평균 19개체  $L^{-1}$ 로 급격히 감소하였고 윤충류 중 *Brachionus diversicornis*가 모든 조사지점에서 우점하였다.

[표 3.4.99] 2002년 12월에 출현한 동물플랑크톤

출현분류군	조사지점				평균
	site1	site2	site3	site4	
원생동물					
<i>Epistylis</i> sp.			25	78	26
<i>Diffugia limnetica</i>			5		1
<i>Tintinnidium fluviatile</i>	5		13	20	10
<i>Tintinnopsis cratera</i>					
<i>Vorticella</i> sp.					
윤형동물					
<i>Anuraeopsis fissa</i>			5		1
<i>Asplanchna priodonta</i>	12	9	30	48	25
<i>Asplanchna sieboldi</i>		3			1
<i>Brachionus angularis</i>					
<i>Brachionus calyciflorus</i>					
<i>Brachionus diversicornis</i>					
<i>Brachionus forficula</i>					
<i>Brachionus rubens</i>					
<i>Conochilus unicornis</i>					
<i>Filinia terminalis</i>		5		27	8
<i>Keratella cochlearis</i>	38	29	47	320	109
<i>Keratella valga</i>		5			1
<i>Lepadella acuminata</i>			8		2
<i>Monostyla closterocerca</i>					
<i>Mytilina ventralis</i>					
<i>Polyarthra euryptera</i>	96	38	87	120	85
<i>Pompholyx complanata</i>		2	8		3
<i>Trichocerca birostris</i>				7	2
<i>Trichocerca</i> sp.	6		14	23	11
지각류					
<i>Alona guttata</i>					
<i>Bosmina longirostris</i>			13	39	13
<i>Chydorus sphaericus</i>					
<i>Daphnia galeata</i>					
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			1	5	2
요각류					
copepod	6	19	12	5	11
copepodite					
nauplius	45	29	128	320	131
출현분류군수	7	9	14	12	11
총개체수	208	139	396	1012	439



[표 3.4.100] 2003년 4월에 출현한 동물플랑크톤

출현분류군 \ 조사지점	site1	site2	site3	site4	평균
원생동물					
<i>Epistylis</i> sp.	3425	2481	5100	3025	3508
<i>Difflugia limnetica</i>					
<i>Tintinnidium fluviatile</i>					
<i>Tintinnopsis cratera</i>					
<i>Vorticella</i> sp.	50	13	19	19	25
윤형동물					
<i>Anuraeopsis fissa</i>					
<i>Asplanchna priodonta</i>					
<i>Asplanchna sieboldi</i>					
<i>Brachionus angularis</i>	13				3
<i>Brachionus calyciflorus</i>		13	31		11
<i>Brachionus diversicornis</i>					
<i>Brachionus forficula</i>					
<i>Brachionus rubens</i>	13	6			5
<i>Conochilus unicornis</i>					
<i>Filinia terminalis</i>	19		6		6
<i>Keratella cochlearis</i>					
<i>Keratella valga</i>					
<i>Lepadella acuminata</i>					
<i>Monostyla closterocerca</i>					
<i>Mytilina ventralis</i>					
<i>Polyarthra euryptera</i>	25	38	25	6	23
<i>Pompholyx complanata</i>					
<i>Trichocerca birostris</i>					
<i>Trichocerca</i> sp.					
지각류					
<i>Alona guttata</i>					
<i>Bosmina longirostris</i>			6	6	3
<i>Chydorus sphaericus</i>					
<i>Daphnia galeata</i>		6			2
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>					
요각류					
copepod	19	19			9
copepodite	75	19	44	13	38
nauplius	156	100	163	56	119
출현분류군수	9	9	8	6	8
총개체수	3794	2694	5394	3125	3752

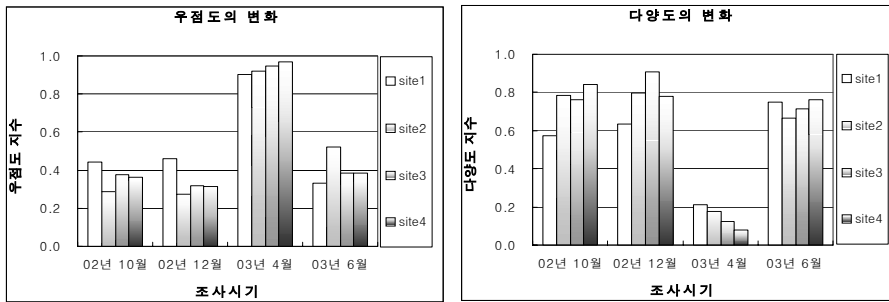
[표 3.4.101] 2003년 6월에 출현한 동물플랑크톤

조사지점 출현분류군	site1	site2	site3	site4	평균
원생동물					
<i>Epistylis</i> sp.				78	19
<i>Difflugia limnetica</i>					
<i>Tintinnidium fluviatile</i>					
<i>Tintinnopsis cratera</i>	5				1
<i>Vorticella</i> sp.					
윤형동물					
<i>Anuraeopsis fissa</i>					
<i>Asplanchna priodonta</i>	5	5	16	50	19
<i>Asplanchna sieboldi</i>			2	8	3
<i>Brachionus angularis</i>	5	3	5		3
<i>Brachionus calyciflorus</i>	3	3		5	3
<i>Brachionus diversicornis</i>	98	235	98	243	168
<i>Brachionus forficula</i>	3	8	3		3
<i>Brachionus rubens</i>					
<i>Conochilus unicornis</i>	3				1
<i>Filinia terminalis</i>					
<i>Keratella cochlearis</i>	63	70	73	105	78
<i>Keratella valga</i>		3			1
<i>Lepadella acuminata</i>	3				1
<i>Monostyla closterocerca</i>			3		1
<i>Mytilina ventralis</i>		3			1
<i>Polyarthra euryptera</i>	3	10			3
<i>Pompholyx complanata</i>	5	3	3	20	8
<i>Trichocerca birostris</i>				3	1
<i>Trichocerca</i> sp.	3				1
지각류					
<i>Alona guttata</i>					
<i>Bosmina longirostris</i>	3		8	18	7
<i>Chydorus sphaericus</i>		3			1
<i>Daphnia galeata</i>					
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>					
요각류					
copepod		5			1
copepodite	5	20	5		8
nauplius	88	80	38	105	78
출현분류군수	15	14	11	10	13
총개체수	290	448	251	633	405

나) 동물플랑크톤의 군집특성 분석

(1) 우점도 및 다양도 지수

우점도 지수와 다양도 지수는 원생동물이 급격한 개체군 성장을 보였던 2003년 4월의 평균 0.93, 0.15를 제외하고는 조사시기별, 지점별로 큰 폭의 변화를 보이지 않았다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.4] 우점도 지수 및 다양도 지수의 변화

나. 어류상

1) 출현종 및 개체수

4회의 조사결과 신규저수지에는 총 5종의 어류가 서식하고 있는 것으로 조사되었다. 2002년 10월 조사에서는 4종의 어류가 서식하는 것으로 나타났다. 조사지점 중 site 2에서 4종으로 가장 다양한 어류가 출현하였고 개체수로 볼 때 참붕어(36개체)와 붕어(26개체)가 우점종이었다. 12월 조사에서는 10월 조사에서 낮은 밀도로 서식하던 밀어와 점줄종개가 출현하지 않아 총 2종의 어류만이 조사되었고 전체 출현 개체수가 10월의 31% 수준인 26개체로 감소하였다. 2003년 4월의 조사에서는 총 4종의 어류가 출현하였다. 우점종이던 붕어가 총 9개체만 출현한 반면 참붕어의 우점현상이 강해 4개 조사지점 평균 25개체가 출현하였고 site 1과 2에서 전 조사지점의 94%에 해당하는 참붕어가 출현하였다. 6월 조사에서는 두 유입천에 위치한 site 1, 2에서 대륙송사리가 출현하여 기존의 조사시기에 비해 1종의 어류가 추가되었다. 참붕어가 모든 조사지점에서 우점하였으며 site 2에서 최고 33개체가 출현하였다[표 3.4.?].

[표 3.4.102] 조사시기별 어류의 출현종 및 개체수

조사시기 증명	2002년 10월				2002년 12월				2003년 4월				2003년 6월			
	site1	site2	site3	site4	site1	site2	site3	site4	site1	site2	site3	site4	site1	site2	site3	site 4
붕어 <i>Crassius auratus</i>	9	3	26		5	4	2	2	1			8	10	12	1	3
참붕어 <i>Pseudorasbora parva</i>	3	6	36		2	6	4	1	54	38	3	3	16	33	30	23
밀어 <i>Rhinogobius brunneus</i>		1							1	2				2		
점줄종개 <i>Cobitis leutheri</i>		1												4		
대륙송사리 <i>Oryzias latipes sinensis</i>													1	19		
출현종수	2	4	2		2	2	2	2	3	2	1	2	3	5	2	2

## 2) 생체량

저수지내의 생물상에 실질적으로 영향을 미칠 어종을 생체량을 척도로 평가하였다. 2002년 10월의 경우 전체 생체량의 80%가 붕어였고 조사지점별로는 site 3이 246g으로 전체의 75%를 차지하였다. 12월의 경우 개체수 측면에서는 붕어와 참붕어가 모두 13개체로 동일하였으나 생체량의 경우 각각 71g, 24g으로 붕어가 더 높은 비중을 차지하였다. 2003년 4월의 조사에서는 참붕어가 전체 생체량의 65%를 차지하였다. 6월 조사에서는 붕어와 참붕어가 각각 327g, 212g으로 참붕어의 비중이 다소 높았다[표 3.4.?].

[표 3.4.103] 조사시기별 어류의 생체량

조사시기 종명	2002년 10월				2002년 12월				2003년 4월				2003년 6월			
	site1	site2	site3	site4	site1	site2	site3	site4	site1	site2	site3	site4	site1	site2	site3	site4
붕어 <i>Crassius auratus</i>	44	16	204		28	21	11	11	8			85	85	89	16	52
참붕어 <i>Pseudorasbora parva</i>	7	8	42		4	11	7	2	97	80	3	6	38	70	60	38
밀어 <i>Rhinogobius brunneus</i>		0.4							5	1				2		
점줄종개 <i>Cobitis leutheri</i>		7											6	13		
대륙송사리 <i>Oryzias latipes sinensis</i>														5		
총중량(g)	53	31	246		32	32	18	13	110	81	3	91	129	179	76	90

## 3) 이화학적 요인

## 가) 2002년 10월, 12월 조사

2002년 4개 조사지점의 표층수에서 보여지는 이화학적 요인은 다음과 같다. 계절성에 따라 수온은 평균 15.5°C에서 4.9°C로 하강하였고 용존산소량이 9.3mg L<sup>-1</sup>에서 13.3mg L<sup>-1</sup>으로 증가하였다. 또한 전기전도도(EC) 항목이 평균 88 $\mu$ S cm<sup>-1</sup>에서 186 $\mu$ S cm<sup>-1</sup>로 증가하였다[표 3.4.?].

[표 3.4.104] 2002년 10월, 12월 조사지점의 이화학적 요인변화

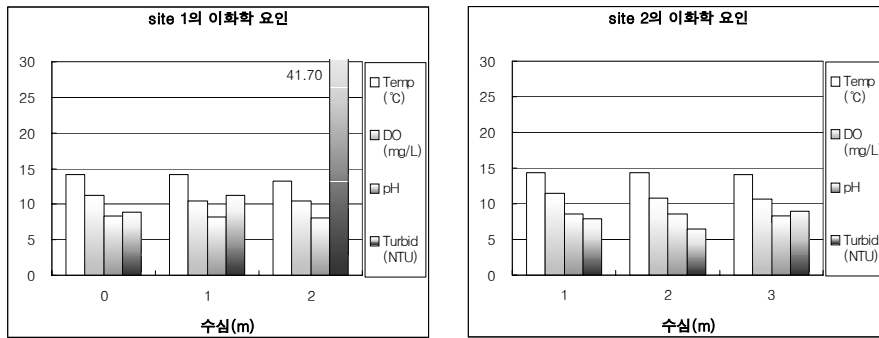
조사지점 측정항목	site1		site2		site3		site4	
	10월	12월	10월	12월	10월	12월	10월	12월
수온(°C)	16.2	4.7	14.0	5.5	15.8	4.7	16.1	4.6
pH	7.3	6.2	6.6	6.2	6.6	6.7	6.9	6.4
DO(mg L <sup>-1</sup> )	10.8	13.7	8.2	13.0	9.2	13.4	9.1	13.0
DO%	111	110	80	104	93	104	93	103
EC( $\mu$ S cm <sup>-1</sup> )	88	190	88	187	85	185	90	182

## 나) 2003년 4월 조사

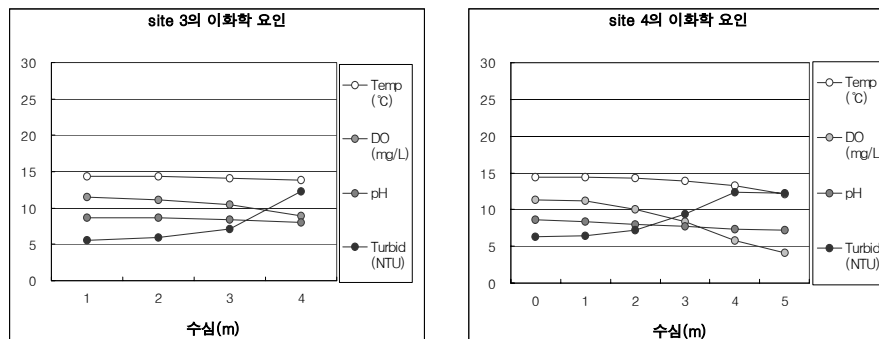
## (1) 수온, 용존산소, pH, 탁도

site 1과 2의 수온은 수심에 따른 변화를 보이지 않았다. 그러나 용존산소과 pH는 수심의 증가에 따라 점차 감소하였다. 탁도의 경우 site 1에서는 수심이 깊어짐에 따라 점차 증가하여 2m에서 최고값인 41.7NTU를 보이나 site 2에서는 특이한 경향성을 보이지 않았다[그림 3.4.?].

site 3과 4의 최고 수심은 각각 4, 6m 였으며 온도와 용존산소, pH가 수심의 증가에 따라 점차 감소하였다. 그러나 site 3에서 탁도는 5.5NTU에서 12.3NTU로 점차 증가하였으며 site 4에서는 수심 4m에서 최고값인 12.4NTU를 기록한 후 6m 지점에서도 유사한 수준인 12.2NTU를 유지하였다. site 4의 용존산소량은 3m 지점에서 감소의 폭이 커지고 저층인 5m 부근에서는 4.1mg L<sup>-1</sup>로 최저값을 나타냈다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.5] 2003년 4월 site 1, 2의 수심에 따른 이화학 요인 변화



[그림 3.4.6] 2003년 4월 site3, 4의 수심에 따른 이화학 요인 변화

(2) 전기전도도, 염분도

모든 조사지점에서 표층수의 전기전도도는 평균  $257\mu\text{s cm}^{-1}$ 로 일정하였으며 site 1의 2m( $195\mu\text{s cm}^{-1}$ )를 제외하고는 큰 변동을 나타내지 않았다. 염분도 또한 표층에서는 평균 0.15ppt로 일정하나 수심이 깊은 site 3, 4에서는 수심의 증가와 함께 증가하는 경향성을 보였다[표 3.4.?].

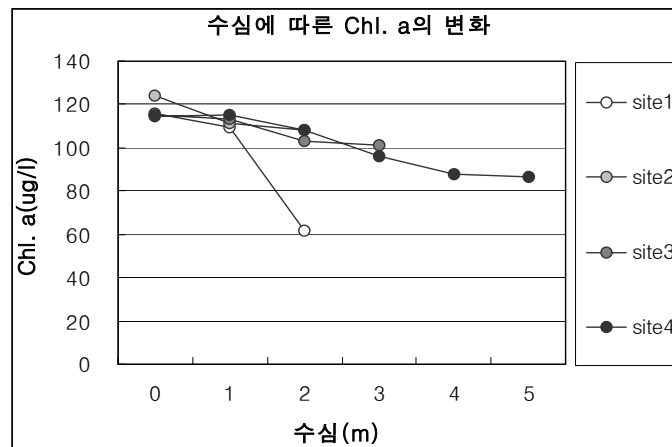


[표 3.4.105] 2003년 4월 조사의 전기전도도 및 염분도 변화

수심	site1		site2		site3		site4	
	EC	염분도	EC	염분도	EC	염분도	EC	염분도
0m	257	0.16	256	0.15	256	0.15	257	0.15
1m	254	0.15	255	0.15	257	0.15	257	0.16
2m	195	0.12	251	0.15	260	0.16	258	0.16
3m					261	0.16	260	0.16
4m							268	0.17
5m							269	0.17

(3) Chl. a

Chl. a는 site 2의 표층수( $124\mu\text{g L}^{-1}$ )를 제외하고 평균  $115\mu\text{g L}^{-1}$ 로 일정하였다. Chl. a는 모든 조사지점에서 수심의 증가에 따라 점차 감소하여 최저층에서 가장 낮은 값을 보이며 site 1에서는  $62\mu\text{g L}^{-1}$ 로 변화의 폭이 가장 컸다[그림 3.4.?].



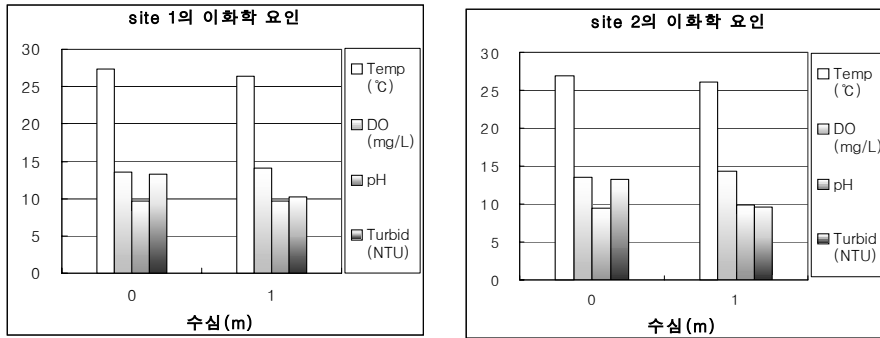
[그림 3.4.7] 2003년 4월 조사지점별 Chl. a의 변화

다) 2003년 6월 조사

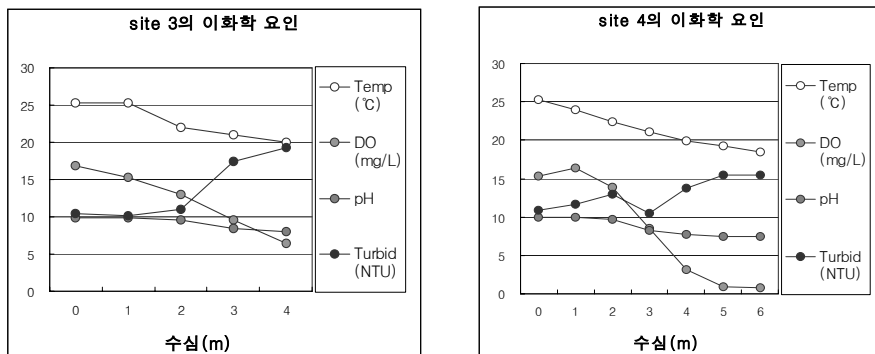
(1) 수온, 용존산소, pH, 탁도

site 1, 2는 4월 조사에 비해 수온이 평균 27°C로 증가하였고 조사지점간의 큰 차이점은 관찰되지 않았다[그림 3.4.7].

수심이 4m인 site 3의 경우 수온은 수심 1m에서 2°C가 감소한 후 수심의 증가에 따라 완만한 감소를 보여 4m 지점에서 19.9°C를 나타냈다. 용존산소의 감소는 특정 수심에서 급격한 감소현상 없이 서서히 감소하여 표층 16.8mg L<sup>-1</sup>에서 저층 4m 부근에서 6.4mg L<sup>-1</sup>로 10mg L<sup>-1</sup>이상 감소하였다. 탁도는 수심 3m에서 급증하는 특징을 보였다. 조사지점 중 수심이 가장 깊은 site 4는 최고 수심이 6m로 수심 3m 부근에서 산소약층을 형성한 후 저층인 6m 부근에서는 무산소층을 형성하였다[그림 3.4.7].



[그림 3.4.8] 2003년 6월 site 1, 2의 수심에 따른 이화학 요인 변화



[그림 3.4.9] site3, 4의 수심에 따른 이화학 요인 변화

## (2) 전기전도도, 염분도

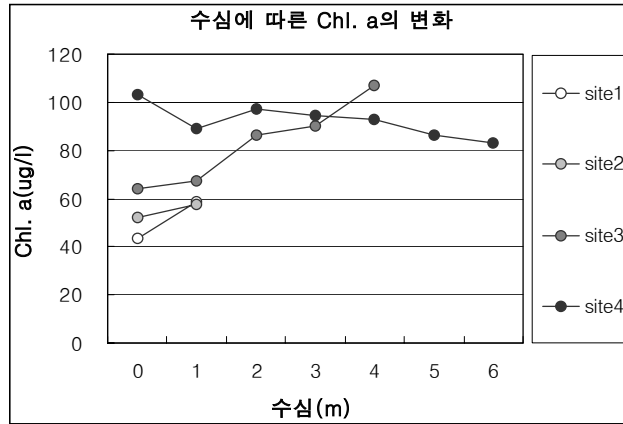
표층수의 전기전도도는 두 유입천에 위치하는 조사지점인 site 1, 2가 각각  $341\mu\text{s cm}^{-1}$ 와  $360\mu\text{s cm}^{-1}$ 로 저수지 내부의 조사지점인 site 3( $325\mu\text{s cm}^{-1}$ )과 site 4( $325\mu\text{s cm}^{-1}$ )보다 높은 값을 보였다. 수심이 4m이상인 site 3, 4에서는 수심의 증가와 더불어 전기전도도가 감소하였으며 염분도는 반대로 점차 증가하여 최저층에서는 0.16ppt를 기록하였다[표 3.4.?].

[표 3.4.106] 2003년 6월 조사의 전기전도도 및 염분도 변화

수심	site1		site2		site3		site4	
	EC	염분도	EC	염분도	EC	염분도	EC	염분도
0m	341	0.15	360	0.17	325	0.15	325	0.15
1m	337	0.16	330	0.15	324	0.15	317	0.15
2m					299	0.15	302	0.15
3m					299	0.15	299	0.15
4m					297	0.16	296	0.16
5m							295	0.16
6m							296	0.16

## (3) Chl. a

조사지점별로 표층의 Chl. a의 양은 큰 차이를 보여 유입천으로부터 보쪽의 조사지점으로 갈수록 높은 Chl. a 값을 나타내 site 4에서 최고  $103\mu\text{g L}^{-1}$ , site 1에서 최저값인  $44\mu\text{g L}^{-1}$ 를 기록하였다. site 4는 4월의 조사와 유사한 경향성을 가지고 수심의 증가와 함께 Chl. a의 양이 감소하였으나 site 1, 2, 3의 경우 수심 증가와 함께 Chl. a의 양도 증가하여 site 3의 경우 최저층인 4m 지점에서  $107\mu\text{g L}^{-1}$ 으로 표층에 비해  $43\mu\text{g L}^{-1}$ 이 증가하였다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.10] 조사지점별 Chl. a의 변화

다. 어류상(2차조사)

1) 이화학 요인

2004년 6월 저수지는 농업용수 사용으로 site1, 2의 경우 저토가 노출된 상태였으며 유입천으로부터의 원수 유입도 없는 것으로 조사되었다. 2003년 6월의 조사에 비해 pH는 평균 9.8에서 10.2로 다소 증가하였고 Chl. a는 평균  $65.7\mu\text{g L}^{-1}$ 에서  $167.8\mu\text{g L}^{-1}$ 로 높게 증가하였으나 유입천 부근의 조사지점 보다는 보부근의 조사지점이 높은 값을 보였다[표 3.4.?].

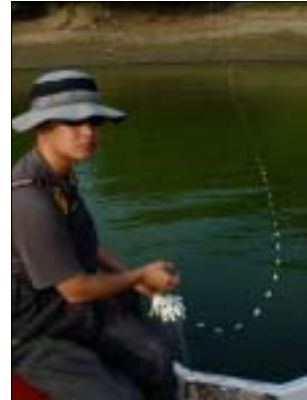
[표 3.4.107] 2004년 6월 신규저수지의 Chl. a 및 이화학요인

조사 항목 조사지점	수온 °C	전기전도도 $\mu\text{S cm}^{-1}$	염분도 ppt	용존산소 $\text{mg L}^{-1}$	포화도 %	pH	탁도 NTU	Chl.a $\mu\text{g L}^{-1}$
1	25.6	344	0.2	10.0	122.6	10.2	60.7	149.2
2	25.8	345	0.2	8.8	107.7	9.8	70.9	80.5
3	26.4	378	0.2	10.5	173.6	10.5	43.5	187.2
4	26.2	375	0.2	10.3	165.2	10.3	41.0	254.1

## 2) 어류상

2002년 10월부터 2003년 10월까지의 어류상 조사에서는 총 5종의 어류가 조사되었고 개체수로는 참붕어(*Pseudorasbora parva*)가 우점하였으나 생체량으로는 붕어(*Carassius auratus*)가 가장 높은 비중을 차지하였다. 자망 및 통발을 이용한 어류상의 조사결과 붕어가 우점종이었으며 메기(*Silurus asotus*) 1종이 추가되어 저수지 내 서식 어류는 총 6종으로 확인되었으며 이는 비슷한 규모를 가지는 국내 소형 저수지의 어류 다양성과 유사하다[그림 3.4.?].

그러나 수심의 감소로 저수지 연변부의 수생식물 군락이 소멸하여 이곳을 산란 및 서식처로 이용하는 대륙송사리(*Oryzias latipes sinensis*)는 조사결과 출현하지 않았고 소형어종인 참붕어 역시 선행연구결과의 같은 기간 보다 현저히 낮은 개체수로 출현하였다[그림 3.4.?]. 2003년 6월에 출현한 붕어의 평균 체장(8.6cm)과 생체량(4.6g)에 비해 12.0cm, 27.2g으로 증가하였다[표 3.4.?].



[그림 3.4.11] 신구저수지 전경 및 자망 설치

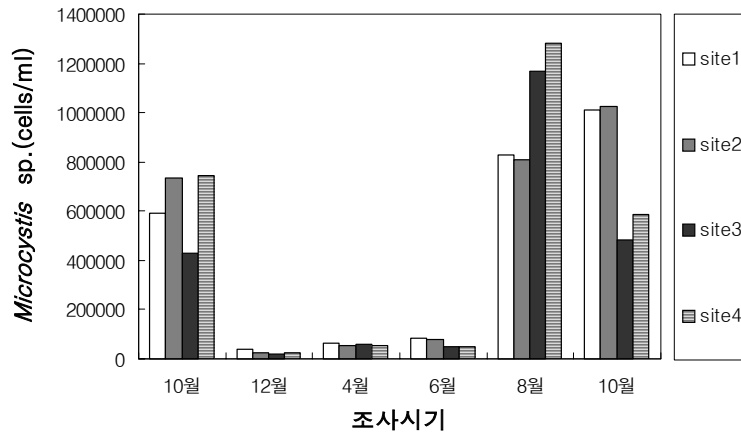
[표 3.4.108] 신구저수지의 어류 목록 및 개체수

조사시기		10월				12월				4월				6월				8월				10월				6월				
과명	site 어종명	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
붕어과	붕어	9	3	26		5	4	2	2	1				8	10	12	1	3	23	32	12	8	7	5	16		59	39	15	23
	참붕어	3	6	36		2	6	4	1	54	38	3	3	16	33	30	23	11	37	15		5	3	5	3		2	3	5	
미꾸리과	점줄종개		1							1				1	4								1							
송사리과	대륙송사리														19					16			2							
망둑어과	밀어		1								2																2	3	13	
메기과	메기																										1			

#### 4. 저수지의 남조번성 특성 평가

##### 가. 신구저수지

2002년 10월~2003년 6월까지 *Microcystis* sp.는 평균  $4.8 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>로 낮은 수준을 유지하나 8월이 되어 평균  $1 \times 10^6$  cells mL<sup>-1</sup>로 크게 증가하여 신구저수지의 남조에 의한 수화발생 시기는 8월에 최고값을 보였다. 세포 밀도의 확인과 병행된 Chl. a의 측정은 4월이  $105 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 6월의  $70 \mu\text{g L}^{-1}$ 보다 높은 값을 나타냈는데 이는 남조가 아닌 녹조, 규조 및 와편모조에 의한 것이었다. 조사지점별로는 유입천인 site1과 2(평균  $8.1 \times 10^5$  cells mL<sup>-1</sup>)보다는 저수지 내부인 site3과 4(평균  $1.2 \times 10^6$  cells mL<sup>-1</sup>)의 밀도가 높았다[그림 3.4.12].

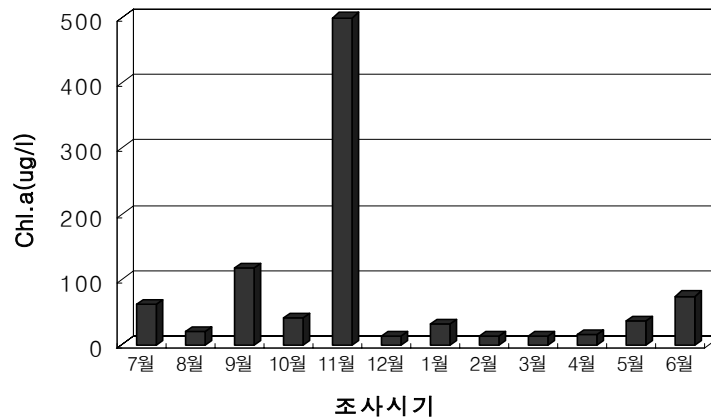


[그림 3.4.12] *Microcystis* sp. 세포수의 연중변화(2002년 10월 ~ 2003년 10월, 2003년 2월은 결빙으로 제외)

##### 나. 회동저수지

회동저수지의 Chl. a 증가는 2004년 5월 남조류인 *Aphanizomenon flos-aquae*와 *Anabaena spiroides*의 증가로 시작되며 농도는  $33 \mu\text{g L}^{-1}$ 이었다. 그 후 6월 또한 남조류인 *M. aeruginosa*( $31,440$  cells mL<sup>-1</sup>)와 *A. flos-aquae*( $5,656$  cells mL<sup>-1</sup>) *M. ichthyoblabe*( $4,812$  cells mL<sup>-1</sup>)가 대량 발생하여 Chl. a 농도가  $74 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 증가하였다. 2003년 9월에는 *Microcystis* 속에 의한 수화현상이 관찰되었으므로 수온이 상승하는 여름철이 될 경우 종조성은

*Microcystis* 속이 전적으로 우점하는 양상으로 변화할 것으로 보인다. 겨울철인 11월에는 낮은 온도에서 빠른 증식을 보이는 *S. hantzschii*의 대 발생으로 Chl. a의 농도가  $500\mu\text{g L}^{-1}$ 에 이르렀다[그림 3.4.?].



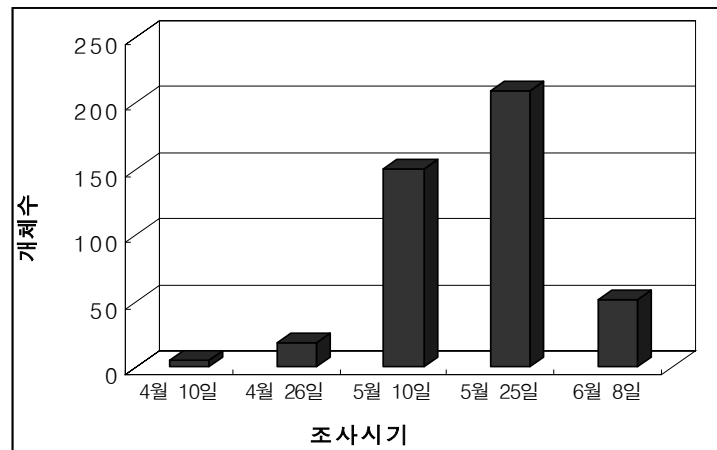
[그림 3.4.13] 회동저수지의 Chl. a 연중변화

## 5. 치리의 이동성

### 가. 개체군의 이동

투망을 이용해 회동저수지 선동교에서 수행된 치리 개체군의 이동 조사에서 산란을 위한 상류로의 이동분포는 4월 26일까지 소수의 개체들에 국한된 것으로 나타났다. 그러나 14일 후인 5월 10일에는 159개체, 5월 25일에는 209개체가 채집되어 최고로 높은 밀도를 기록하였으며 자갈이 풍부한 사질 저토에 산란을 하는 모습이 관찰되었다. 이후 6월 8일에는 70% 이상의 개체들이 하류인 회동저수지 내로 회유하고 산란을 하지 못한 일부의 개체들만이 상류 하천에 남아있는 것으로 조사되었다[그림 3.4.?].





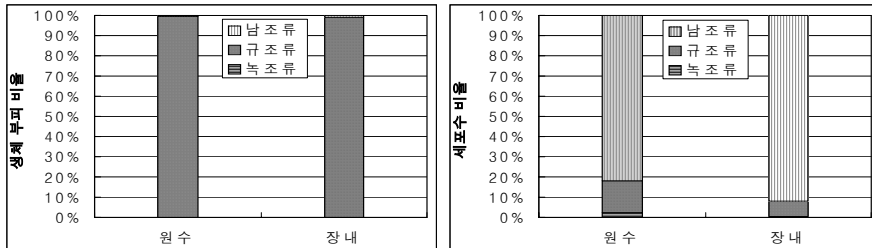
[그림 3.4.14] 조사시기별 치리 개체수의 변화

## 6. 치리와 붕어의 남조섭식

### 가. 회동저수지

조사결과 식물플랑크톤을 주먹이원으로 여과섭식을 하는 치리는 상류로 이동한 개체군의 경우 섭식이 거의 일어나지 않으며 산란 후 저수지내로 회유한 개체들을 중심으로 변성중인 규조 및 남조를 섭식하는 것으로 나타났다. 원수에 존재하는 식물플랑크톤은 세포수로서 남조류인 *M. aeruginosa*가 우점하였으나 생체 부피비율은 규조류인 *Synedra acus var. angustissima*가 99% 이상을 차지하여 실질적으로 우점하였다. 치리가 섭식한 전체 식물플랑크톤의 세포수는 2002년 10월의 조사에 비해 적었지만 장내용물 조성은 원수에 존재하는 식물플랑크톤의 강별 조성과 유사한 경향을 보였다. 또한 남조류에 의한 수화 발생으로 식물플랑크톤의 종조성이 단순해지고 대부분 *Microcystis* 속만이 존재하였던 2002년 10월의 장내용물 검경 결과는 *Microcystis*가 주로 섭식된 결과를 보였으므로(88.5%) 치리의 먹이 선택은 원수에 존재하는 우점 식물플랑크톤에 의해 영향을 받는 것으로 판단되며 원수에 존재하는 남조의 비율보다 장내에 더 높은 비율의 남조가 존재하는 것은 세포의 크기가 상대적으로 작은 규조류보다는 대형 콜로니를 형성하는 남조에 대한 선택성이 높은 것으로 보인다. 또한 원수 중에 존재하는 세포수 비율과 비교해 섭식된 세포수의 비율이 *Microcystis* 속(*M. aeruginosa*, *M. ichthyoblabe*, *M. novacekii*, *M.*

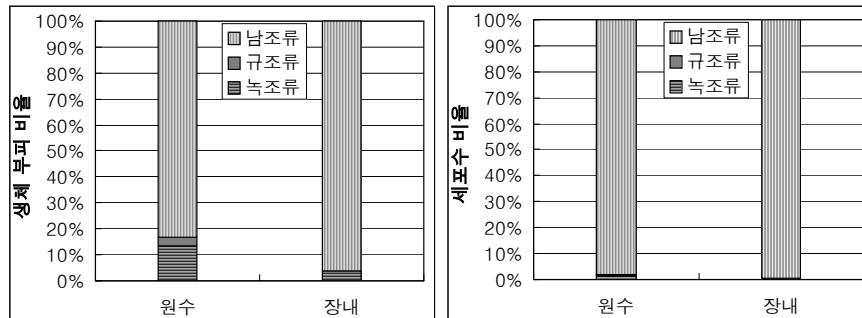
*wesenbergii*)은 66%로 *Anabaena* 속(*A. affinis*, *A. flos-aquae*, *A. minispora*)의 비율(41%)보다 높은 결과를 보였다. 이는 남조류 중에서도 길이가 긴 사상체를 형성하며 빠르게 작용하는 신경독소를 생성하는 것으로 알려진 *Anabaena* 속보다는 만성적인 간독성을 생성하는 *Microcystis* 속에 대한 선호도가 높을 수도 있음을 의미한다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.15] 회동저수지 원수 및 치리의 장내용물 조성

#### 나. 신구저수지

신구저수지의 원수에 존재하는 식물플랑크톤은 총 26종으로 녹조류가 15종, 규조류가 7종, 남조류가 4종으로 녹조류의 종 다양성이 가장 높았으며 회동저수지와는 달리 남조류 중 *Anabaena* 속은 존재하지 않았다. 세포 수 비율은 남조류가 97.9%, 녹조류가 1.6%, 규조류가 0.5%로 남조류가 우점하였다. 장내용물 또한 남조류의 세포수가 99.6%로 대부분을 차지하였으며 생체 부피비율도 96.2%로 가장 높아 붕어의 주된 먹이원이 남조인 것으로 나타났다. 남조류의 콜로니에 비해 크기가 작은 녹조류 및 규조류는 원수에 존재하는 세포수 비율과 비교해 섭취된 세포수의 비율이 각각 7.9%, 1.9%로 남조류(36.8%)에 비해 낮아 치리와 마찬가지로 큰 크기의 식물플랑크톤을 선호하는 것으로 나타났다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.16] 신규저수지 원수 및 봉어의 장내용물 조성

## 7. 실험실내 남조섭식 실험

### 가. 치리를 이용한 섭식 실험 - 1회

#### 1) 장내용물 검경을 통한 회동저수지 치리 개체군의 섭식물 평가

2002년 10월 부산시에 위치한 회동저수지에 서식하는 치리를 7mm 망목의 투망을 이용하여 채집하였다. 5개체의 치리를 실험실에서 해부하여 식도로부터 직장까지 장을 취한 후 절개하여 증류수 10mL로 세척하여 세척액 속에 존재하는 동식물플랑크톤을 현미경하에서 동정 및 계수하여 섭식물 및 양을 평가하였다.

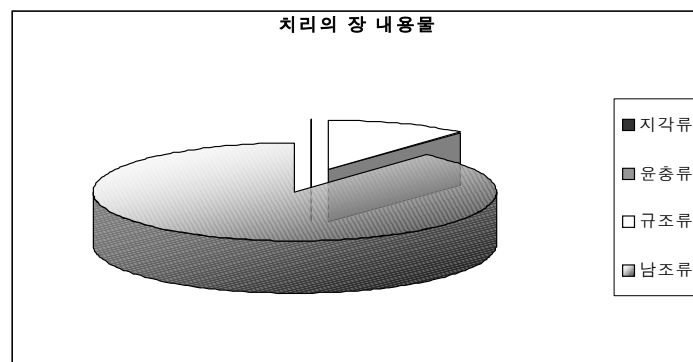
#### 2) 실험실 규모의 Microcystis 섭식실험

회동저수지 개체군에 속하는 치리를 샘플링하였다. 실험실로 운반된 치리를 식물플랑크톤이 제거된 회동저수지수에서 36시간 금식시켰다. 섭식에 사용된 *Microcystis*는 30 $\mu$ m 망목의 net를 이용하여 현장에서 채집하였다. 유리수조에 0.45 $\mu$ m 여과지로 여과한 저수지수 20L를 채우고 *Microcystis*를 초기농도 4.2  $\times$  10<sup>6</sup> colony로 조절한 후 수조 당 금식시킨 치리 1개체를 넣었다. 실험은 ambient temperature 하에서 진행하였고 *Microcystis*의 scum 형성을 막기 위해 air blower를 이용하여 폭기하였다. 섭식실험 시작 후 0시간부터 2시간 단위로 수조내에 존재하는 *Microcystis*의 colony 수를 현미경 하에서 계수하여 섭식량을 평가하였으며 2회의 반복구를 설정하였다.

나. 치리를 이용한 섭식 실험 결과 - 1회

1) 장내용물 검경을 통한 회동저수지 치리 개체군의 섭식물 평가

2002년 10월 회동저수지에 서식하는 치리 개체군의 장내에 존재하는 동식물 플랑크톤의 세포수를 계수하였다. 치리가 가장 많이 섭식하는 것은 *Microcystis* spp.  $1.3 \times 10^8$ 세포(섭식물의 88.5%), 규조류  $1.7 \times 10^7$ 세포(11.5%), 지각류와 윤충류 순으로 나타났다[그림 3.4.].



*M. aeruginosa*



*Aulacoseira* sp.

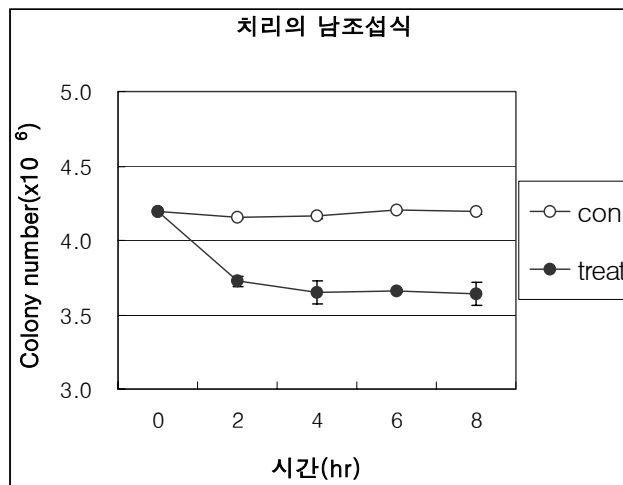
[그림 3.4.17] 치리가 섭식한 동식물플랑크톤 및 비율

2) 실험실 규모의 *Microcystis* 섭식실험

가) *Microcystis* 섭식

평균체장과 중량이 각각 15cm, 21.5g인 치리를 사용하였다. 실험은 ambient temperature 하에서 진행하였고 실험시작 직후의 수온은 20.1℃ 이었으며 시간

이 경과하면서 일조량의 증가로 온도가 점차 상승하여 8시간 경과 후 23.6℃까지 상승하였다. 처리군의 경우 *Microcystis*의 초기 밀도가  $4.2 \times 10^6$  colony에서 섭식실험을 시작하였다. 시간이 경과하면서 대조군에서는 *Microcystis* colony 수의 뚜렷한 변화가 관찰되지 않았으나 처리를 1개체  $20L^{-1}$  처리한 처리군에서는 2시간이 경과하며  $3.7 \times 10^6$  colony로 감소하였다. 그러나 처리의 섭식은 2시간까지 지속된 후 8시간이 경과하여도 지속적인 *Microcystis* colony 수의 감소는 나타나지 않았다[그림 3.4.?).

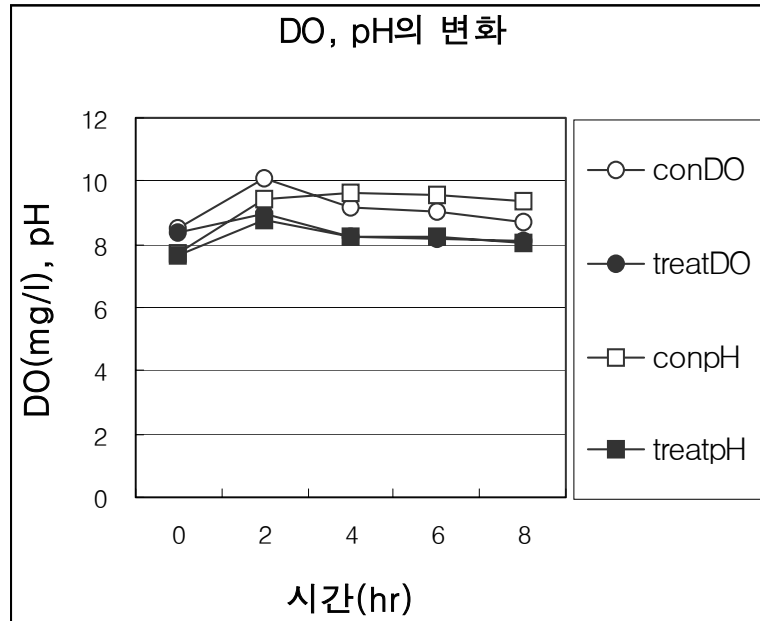


[그림 3.4.18] 시간에 따른 치리의 남조섭식

#### 나) 이화학적 요인의 변화

초기 용존산소량은 치리가 들어있지 않은 대조군(con DO)과 처리 처리군(treat DO)이 각각  $8.5mg L^{-1}$ ,  $8.4mg L^{-1}$ 로 유사한 값을 가지나 2시간이 경과 후 각각  $10.1mg L^{-1}$ ,  $9.0mg L^{-1}$ 로 증가하였다. 용존산소의 변화는 시간의 경과에 따라 점차 감소하는 경향을 가지며 실험 시작 후 8시간에 대조군과 처리군이 각각  $8.7 mg L^{-1}$ ,  $8mg L^{-1}$ 로 최저값을 보였다.

pH는 섭식실험 시작 후 대조군(con pH)과 처리군(treat pH)이 각각 7.7, 7.6으로 유사한 수준이었으나 2시간 경과 후 각각 9.4, 8.8로 증가하였다. 대조군에서는 2시간 이후로 pH 값이 안정화 되어 감소가 적은 반면 처리군에서는 4시간까지 감소후 안정화되었다[그림 3.4.?).



[그림 3.4.19] 시간에 따른 실험수조 내의 용존산소, pH의 변화

#### 다. 치리와 붕어를 이용한 섭식 실험 - 2회

##### 1) 어류의 샘플링

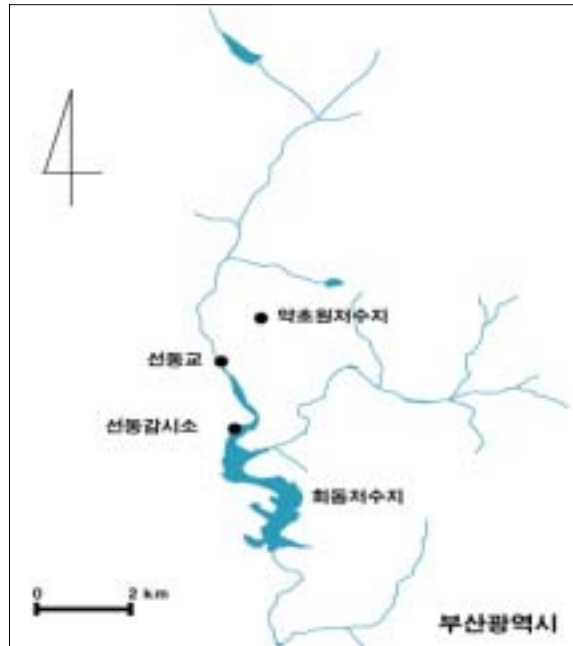
부산시에 위치한 회동저수지내 감시소 부근에서 투망으로 포획된 치리 및 붕어 개체군을 섭식실험에 사용하였다[그림 3.4.2].

##### 2) 실험동물의 준비

현장에서 포획된 어류는 실험실로 옮겨져 먹이원이 존재하지 않는 500리터의 수조에서 24시간 동안 금식시켰으며 산소고갈을 막기 위해 폭기하였다.

##### 3) 식물플랑크톤의 준비

섭식실험의 먹이원으로 제공된 *Chlorella vulgaris*와 *Stephanodiscus hantzschii*의 배양은 Allen medium을 사용하여 20℃ 배양기에서 배양되었으며 *Microcystis* sp.는 회동저수지의 표층에 부유하는 colony를 여과하여 샘플링하였다.



[그림 3.4.20] 조사 및 현장실험 저수지

#### 4) 섭식실험

체장과 생체량이 측정된 치리와 붕어를 먹이원이 존재하지 않는 20리터의 유리수조에 각각 4개체씩 넣고 1시간 동안 안정화시킨 후 각 수조별로 녹조류인 *C. vulgaris*(Chl. a의 양으로서  $219\mu\text{g L}^{-1}$ ), 치리가 우점하는 회동저수지에서 겨울철 수화를 일으키는 규조류인 *S. hantzschii* (Chl. a의 양으로서  $56\mu\text{g L}^{-1}$ ), 남조류인 *Microcystis* sp.(Chl. a의 양으로서  $290\mu\text{g L}^{-1}$ ) 그리고 *C. vulgaris*와 *S. hantzschii*의 혼합액(Chl. a의 양으로서  $231\mu\text{g L}^{-1}$ )을 제공하였다. 붕어의 *Microcystis* sp.(Chl. a의 양으로서  $264\mu\text{g L}^{-1}$ ) 섭식실험에는 3개체를 사용하였다[그림 3.4.?].

#### 5) 평가 항목

먹이원인 식물플랑크톤이 제공된 후 0, 3, 6, 9, 24시간의 섭식량을 Chl. a의 변화량으로서 측정하였고 이화학적 요인의 측정에는 Multi-parameter water quality monitor YSI 6600을 이용하였다.



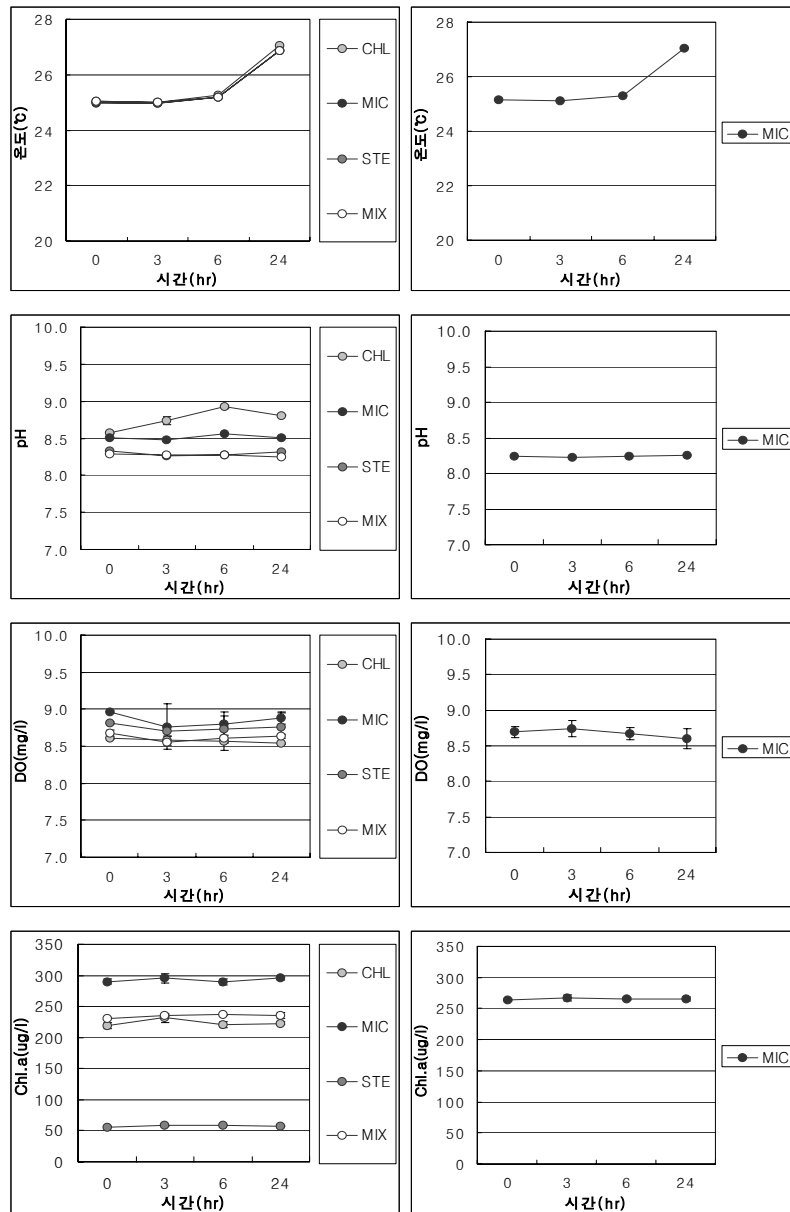
[그림 3.4.21] 실험실내 섭식실험

### 라. 치리를 이용한 섭식 실험 결과 - 2회

#### 1) 치리의 남조 섭식량

치리, 붕어를 이용한 모든 실험에서 초기의 온도는 25℃ 였으며 주위의 온도 조건에서 실험을 수행하였으므로 기온상승과 더불어 27℃까지 상승하였다. pH는 처리군별로 8.2~8.6으로 *C. vulgaris* 처리군에서만 6시간까지 서서히 증가한 후 감소하는 경향성이 관찰되었다. 용존산소량은 치리를 이용한 실험군에서 섭식실험 시작 후 3시간에는 감소한 후 다시 증가하여 0시간의 용존산소량 수준으로 회복하여 폭기로 인해 실험수조내의 산소결핍은 없었으며 붕어를 이용한 실험군에서는 시간에 따른 소폭의 감소가 관찰되었다. 치리 실험군과 붕어 실험군 모두 시간의 경과에 따른 Chl. a의 감소는 관찰되지 않았으며 실험종료 후 적출된 장에서도 어떠한 식물플랑크톤도 관찰되지 않았다. 실험에 사용된 치리는 2004년 5~6월의 산란을 마치고 회동저수지로 회유한 개체들로서 장내용물 검경에서는 소량의 섭식이 확인되었으나 본 실험에서는 서식처에 존재하는 대표적인 식물플랑크톤을 분류군별로 제공하였음에도 불구하고 어떠한 중도 섭식을 하지 않은 것으로 나타났다. 2002년 10월의 회동저수지내 치리 개체군의 활발한 섭식행동과 비교해 볼 때 회유한 개체들의 본격적인 섭식에는 시간적 지연이 있을 수도 있음을 의미한다[그림 3.4.?].





[그림 3.4.22] 치리(좌) 및 붕어(우) 섭식실험의 시간에 따른 Chl. a 및 이화학 요인의 변화(CHL: *C. vulgaris* 처리구, MIC: *Microcystis sp.* 처리구, STE: *S. hantzschii* 처리구, MIX: *Microcystis sp.* + *C. vulgaris* 처리구)

### 마. 붕어를 이용한 섭식 실험 - 3회

#### 1) 어류의 샘플링

부산시에 위치한 회동저수지내 감시소 부근에서 투망으로 포획된 붕어 개체군을 섭식실험에 사용하였다[그림 3.4.?].

#### 2) 실험동물의 준비

현장에서 포획된 어류는 실험실로 옮겨져 먹이원이 존재하지 않는 500리터의 수조에서 24시간 동안 순치시켰으며 산소고갈을 막기 위해 폭기 하였다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.23] 어류 포획 및 순치

#### 3) 식물·동물플랑크톤의 준비

섭식실험의 먹이원으로 제공된 *Microcystis* sp.는 회동저수지의 표층에 부유하는 colony를 여과하여 샘플링하고, 동물플랑크톤은 약초원 저수지의 원수 240L를 600mL로 농축하여 샘플링하였다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.24] 남조 샘플링 및 검경

#### 4) 섭식실험

체장과 생체량이 측정된 붕어를 먹이원이 존재하지 않는 20리터의 유리수조 (처리구)에 각각 3개체씩 넣고 1시간 동안 안정화시킨 후 각각의 6개 수조별로 동물플랑크톤 농축량 100mL씩 투여하고, 샘플링 한 남조를 초기 농도를  $50\mu\text{g L}^{-1}$ 로 보정하였다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.25] 실험실내 섭식실험

#### 5) 평가항목

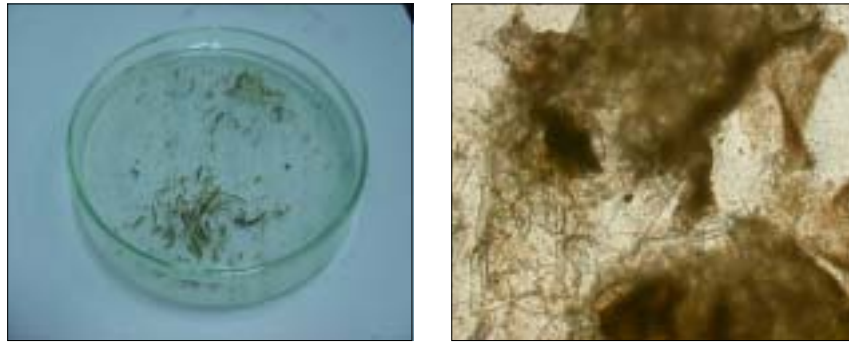
먹이원인 식물플랑크톤과 동물플랑크톤이 제공된 후 0, 30분, 2h, 4h, 8h, 14h, 36h 48h 72시간의 섭식량을 Chl. a의 변화량으로서 측정하였고 이화학적 요인의 측정에는 Multi-parameter water quality monitor YSI 6600을 이용하였다.

#### 바. 붕어를 이용한 섭식 실험 결과 - 3회

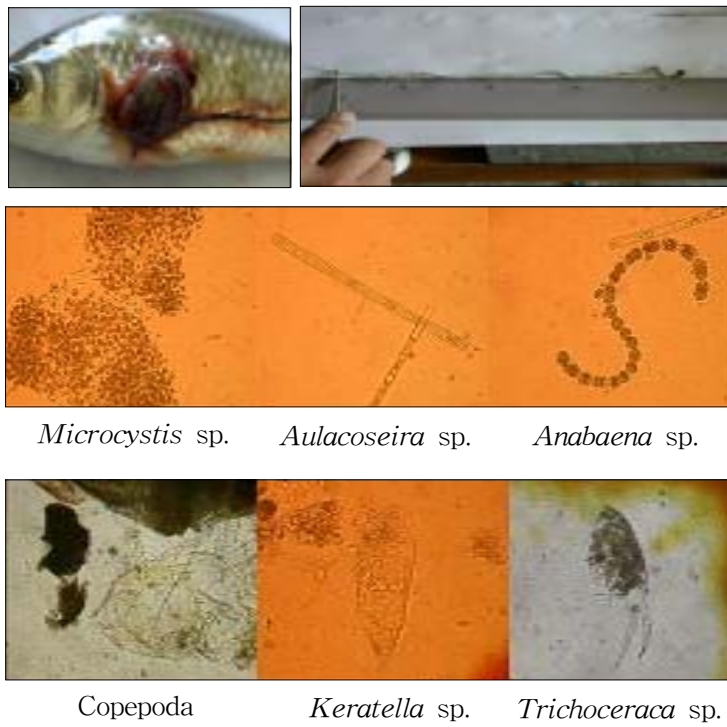
##### 1) 붕어의 플랑크톤 섭식량

붕어를 이용한 섭식실험에서 붕어의 배설물 내용을 보면 *Microcystis* sp.와 약 6종의 윤충류 및 절지동물을 섭식하는 것으로 나타났으며, 특히 중대형의 윤형동물을 선호하는 것으로 나타났다. 그리고 특정 크기의 남조 콜로니를 선택적으로 섭식하였다. 특이하게 붕어의 배설물은 침강하는 형태를 보였다[그림 3.4.?].

붕어의 장을 분석해 본 결과 장속에 녹색을 띄었으며, 식물플랑크톤은 *Microcystis* sp., *Aulacoseira* sp., *Anabaena* sp.가 대부분을 차지하였으며, 동물플랑크톤의 경우 요각류와 *Kelratella* sp., *Trichoceraca* sp.가 주를 이루었다 [그림 3.4.?].



[그림 3.4.26] 붕어의 배설물 내용물



[그림 3.4.27] 붕어의 장내용물

## 2) 식물플랑크톤 생체량

붕어의 남조 섭식유무는 붕어의 장과 내용물에서 확인하였으나 식물플랑크톤의 생체량의 변화를 처리구와 대조구를 비교해 볼 때, 붕어 실험군은 처리구보다 낮은 Chl. a의 양을 보이거나 모두 시간의 경과에 따른 Chl. a의 양은 감소하는 경향을 보였다. 그러나 모든 시간에서 대조구보다는 처리구에서 식물플랑크톤의 생체량 Chl. a가 낮게 나타났다[그림3.4. ?].

[그림 3.4.28] 시간에 따른 식물플랑크톤 생체량 변화

## 3) 이화학 변화

2004년 12월 9일 담수생태학 실험실 내에서 진행되었다. 실험이 실내에서 진행되어 이화학요인이 실험실의 영향을 받은 것으로 나타났다. 수온 변화는 실험실의 온도변화로 인한 영향으로 나타나며, 탁도의 경우 증가하다가 36시간 이후 감소한다. 전전도도의 경우 시간이 지남에 따라 증가하는데 이것은 어류의 배설물에 의한 것으로 추측된다. 용존산소의 경우 밤시간에 떨어지는 것으로 보아 남조의 호흡에 의한 것이라 여겨진다[그림 3.4.?].

[그림 3.4.29] 시간에 따른 이화학 변화

#### 4) 동물플랑크톤 분류군 변화

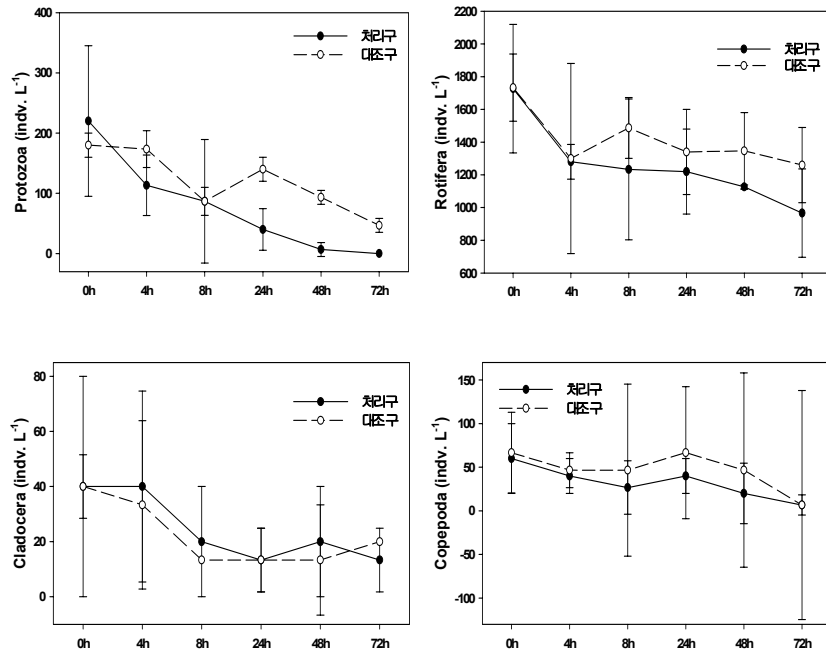
##### 가) 전체동물플랑크톤 변화

전체동물플랑크톤의 평균밀도는 대조구와 처리구에서 상반되게 나타났다. 대조구의 경우 시간이 경과함에 따라 서서히 증가하는 경향을 보였고 처리구에서는 감소하는 경향을 보였다. 72시간에서는 약 두 배 이상의 평균 밀도차이를 보였다. 이것은 붕어의 포식압에 따른 동물플랑크톤의 변화를 보여준다[그림 3.4.?].

[그림 3.4.30] 시간에 따른 전체 동물플랑크톤 평균 밀도 변화

##### 나) 분류군별 변화

붕어의 섭식에 따른 동물플랑크톤의 분류군별 변화를 보면 원생동물의 경우 대조구와 처리구에서 모두 감소하는 경향을 보였으나, 처리구에 더 낮은 밀도를 나타내었다. 율형동물의 경우 처리구와 대조구에서 시간이 경과함에 따라 서서히 감소하나 처리구에서 더 낮은 밀도를 보인다. 지각류는 처리구와 대조구에서 감소하는 경향을 보이거나 차이를 보이지 않았다. 요각류역시 지각류와 비슷한 경향을 나타낸다. 동물플랑크톤의 분류군별 평균밀도 변화는 전체동물플랑크톤 평균밀도 변화에서처럼 붕어의 포식압이 뚜렷하게 나타나지 않으나 율형동물문의 경우에는 붕어의 포식압이 나타난다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.31] 시간에 따른 분류군별 동물플랑크톤 평균 밀도 변화

## 8. 남조섭식 현장 실험

### 가. 치리를 이용한 남조섭식 실험

#### 1) 신구저수지 실험 1회

##### 가) mesocosm의 제원

현장에 설치된 mesocosm은 가로, 세로, 높이가 각각 1m, 1m, 1.5m로 철골 구조물에 빛의 투과율이 좋은 vinyl 재질로 만들어진 8개의 bag type mesocosm을 부착하여 제작하였다. mesocosm간에 50cm의 거리를 두어 4 × 2구조로 설치하였다. 모든 mesocosm은 외부와의 물질교환을 배제하기 위해 모서리부분을 sealing 처리하였다[그림 3.4.?].

##### 나) mesocosm의 설치

mesocosm은 2003년 4월 24일 저수지의 연변부로부터 5m의 거리를 두고 수



심이 3m 이상인 곳에 설치하여 하부가 저층에 닿지 않도록 하였다. 1m 높이에 부표를 설치하여 저수지에 부유시킨 후 바람에 의한 이동을 막기 위해 네 모서리에 닻을 연결하여 저층에 고정시켰다[그림 3.4.2].



[그림 3.4.32] 현장 설치 mesocosm의 구조



[그림 3.4.33] mesocosm의 설치

## 다) 실험재료 및 방법

### (1) 실험수의 준비

섭식실험이 시작되기 12시간 전 *Microcystis*에 의해 수화가 발생한 저수지 표층수를 펌프를 이용하여 mesocosm 별로 1m<sup>3</sup>씩 넣었다. Multi-parameter water quality monitor를 이용하여 mesocosm 내의 Chl. a의 양을 측정 후 30 $\mu$ m 망목의 net를 이용해 저수지에서 여과한 *Microcystis*를 이용하여 Chl. a의 농도를 동일하게 보정하였다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.34] mesocosm 운영준비 과정

### (2) 치리의 방류

치리는 회동저수지 개체군을 이용하였다. 현장에서 채집된 어류는 섭식물을 포함하지 않는 tap water에 넣어 신규저수지로 운반하였다. 운반시간을 포함하여 채집 시간으로부터 36시간 동안 금식시킨 치리를 *Microcystis*가 분주된 mesocom에 각각 0, 5, 10, 20개체씩 방류하였으며 치리 밀도별로 2회의 반복구를 설정하였다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.35] mesocosm내 밀도별 치리의 방류

### (3) 섭식량의 측정

밀도를 달리하여 치리를 방류한 후 1시간 동안 순치시켰다. 각 mesocosm 내부와 외부의 온도변화, 전기전도도, 염분도, pH, 탁도 및 Chl. a 변화량을 2시간 간격으로 수심 0.5m에서 측정하였다. 저수지 표층수를 이용한 실험수의 준비과정에서 유입되었을 이종의 식물플랑크톤에 의한 영향을 측정하기 위해 mesocosm 내, 외부의 원수를 시간대 별로 50mL씩 취하여 Lugol 용액으로 고정 한 후 실험실로 운반하여 종별 세포수를 계수하였다[그림 3.4.?].

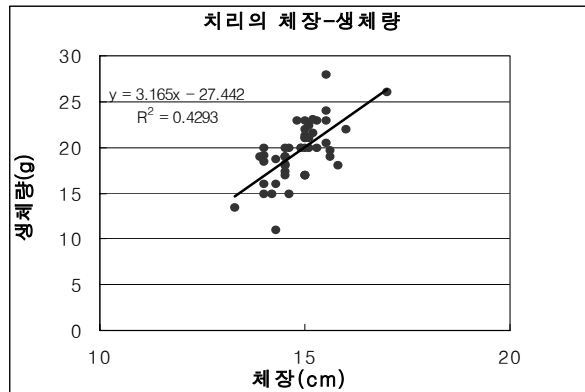


[그림 3.4.36] mesocosm 내, 외부의 원수 채집 및 고정

#### 2) 1회 실험- 결과

##### 가) 치리 개체군의 체장 및 생체량

회동저수지 개체군에 속하는 치리 50개체의 체장, 생체량을 측정하였다. 평균 체장은 14.8cm 였고 생체량은 19.5g 이었다. 체장은 최저 13.9cm, 최고 15.8cm, 표준편차 0.6cm로 비교적 고른 분포를 보였다. 생체량은 최저 11g, 최고 26g, 표준편차 3.1g으로 산란기를 맞아 포란한 암컷의 비교적 높은 생체량으로 인해 체장에 비해 균일하지 않은 분포를 나타냈다[그림 3.4.?].

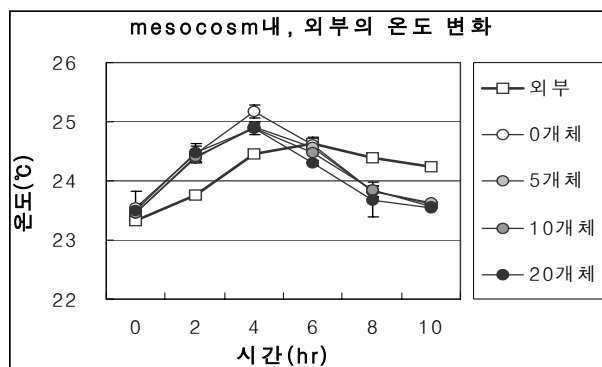


[그림 3.4.37] 치리의 체장, 생체량

나) 이화학적 요인의 변화

(1) 수온

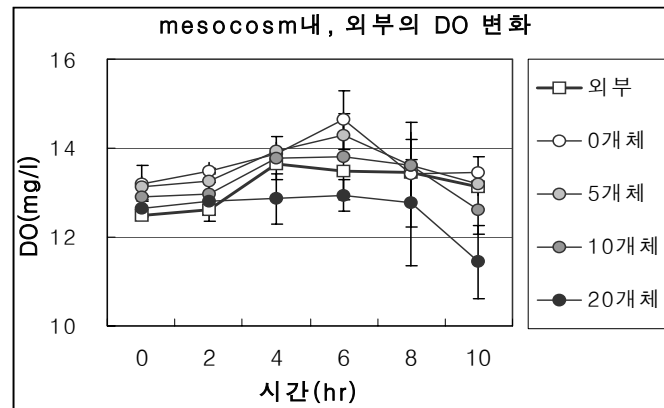
수온측정은 오전 10시에 시작하여 오후 8시까지 2시간 간격으로 진행하였으며 mesocosm간의 뚜렷한 수온 변화 및 차이는 나타나지 않았다. mesocosm 외부의 저수지수는 6시간 경과 후 24.6°C로 최고수온에 도달하는 반면 모든 mesocosm의 내부온도는 4시간 만에 최고수온을 기록하였다. mesocosm 외부의 저수지수는 일사량 감소에 따른 냉각 또한 점진적으로 일어나 10시간 경과 후에도 0시간 보다 0.9°C 높은 24.2°C를 유지하였으나 mesocosm 내부의 수온은 빠른 냉각으로 인해 평균 23.6°C로 0시간의 23.5°C와 큰 차이를 보이지 않았다 [그림 3.4.?].



[그림 3.4.38] mesocosm내, 외부의 온도 변화

## (2) 용존산소량

20개체의 치리를 방류한 mesocosm을 제외하고 용존산소량은 시간의 경과에 따라 서서히 증가하여 6시간에서 최대값을 보인 후 점차 감소하는 경향을 보인다. 또한 동일한 시간에서 치리의 밀도가 높을수록 용존산소량은 낮은 값을 나타냈다. 대조군과 치리 5개체를 포함하는 mesocosm의 경우 10시간 경과 후 용존산소량은 실험이 시작될 때의 수준(각각  $13.5\text{mg L}^{-1}$ ,  $13.2\text{mg L}^{-1}$ )으로 감소하였다. 그러나 치리 20개체를 방류한 mesocosm의 용존산소량은 상대적으로 낮은 비율로 8시간까지 증가한 후 10시간 경과 후에는 0시간의  $12.6\text{mg L}^{-1}$ 에 못 미치는  $11.4\text{mg L}^{-1}$ 까지 감소하는 특징을 보였다. mesocosm 외부의 용존산소량은 4시간에서  $13.6\text{mg L}^{-1}$ 로 최고값을 기록하였으나 내부에 비해 낮았으며 이는 mesocosm 내에 존재하는 높은 밀도의 남조류에 의한 광합성의 영향일 것으로 판단된다[그림 3.4.39].



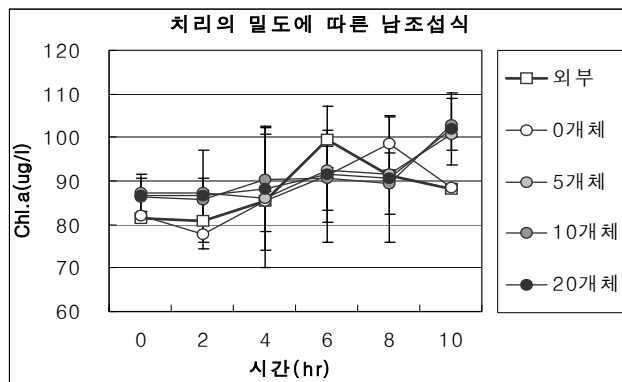
[그림 3.4.39] mesocosm내 용존산소의 변화

## (3) 전기전도도, 염분도, pH, 탁도

mesocosm 내, 외부의 전기전도도는  $310\sim 320\mu\text{s cm}^{-1}$ , 염분도는  $0.15\sim 0.17\text{ppt}$ , pH는  $9.7\sim 9.8$ 의 범위내에서 변화하였으며 mesocosm, 시간에 따른 변화를 보이지 않았다. 탁도 또한 치리의 밀도와 시간의 경과에 따른 변화의 경향성을 나타내지 않았다

### 다) Chl. a의 변화

mesocosm 외부의 Chl. a 농도는 광량의 증가에 따라 *Microcystis* 세포의 부력이 증가하여 표층으로 부유함으로서 0시간에  $81.5\mu\text{g L}^{-1}$ 에서 6시간에 최고  $99.4\mu\text{g L}^{-1}$ 로 증가한 후 10시간에는  $88.2\mu\text{g L}^{-1}$ 로 감소하며 이는 수온의 변화경향과 유사한 것으로 나타났다. 대조군을 제외한 처리군에서는 실험시작 10시간 후 평균  $101.9\mu\text{g L}^{-1}$ 로 최대값을 보여 치리의 섭식효과는 없는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 치리의 6~7월 산란기로 인해 섭식의 양이 감소하였기 때문인 것으로 분석된다[그림 3.4.?).



[그림 3.4.40] 치리의 밀도에 따른 남조섭식

### 3) 약초원수지 실험 2회

#### 가) 현장 mesocosm 실험

##### (1) 대상저수지

부산에 위치한 소형저수지로 수심이 평균 1m이며 녹조류와 남조류가 우점하며 여름철 남조에 의한 수화가 발생하는 약초원 저수지에서 현장실험을 수행하였다[그림 3.4.?).

##### (2) 어류의 샘플링 및 실험동물의 준비

회동저수지 상류인 선동교에서 투망으로 포획된 치리를 실험실에서 24시간 금식시켜 실험에 사용하였다.

### (3) 섭식실험

섭식실험을 위해 1cm × 1cm의 망목으로 제작된 1m × 1m × 1.5m의 개방형의 mesocosm 5개를 수심 1m의 저토 위에 고정시켰으며 100리터 부피의 폐쇄형 플라스틱 용기 2개는 저수지의 원수를 채운 후 연변부에 설치하였다[그림 3.4.1]. 5개의 mesocosm 내에는 각각 7~8개체의 치리를 방류하였고 플라스틱 용기 중 1개에만 8개체의 치리를 방류하였다.



[그림 3.4.41] 현장에 설치된 mesocosm

### (4) 평가항목

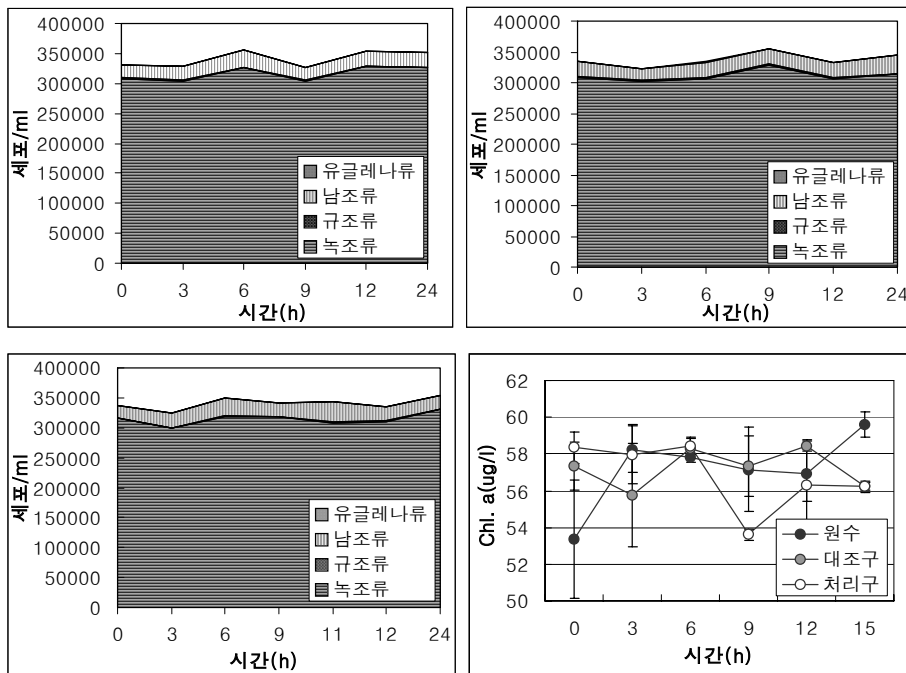
개방형 mesocosm에 방류된 치리는 0, 3, 6, 9, 12, 24시간에 5개체(mesocosm 별로 1개체씩) 무작위로 샘플링하여 체장과 생체량을 측정 후 장을 적출하여 실험실에서 섭식물을 분석하였고 폐쇄형 용기는 동일한 시간간격으로 치리 처리군과 대조구의 식물플랑크톤 세포수를 검경하였고 Chl. a 및 이화학적 요인의 변화는 Multi-parameter water quality monitor YSI 6600으로 측정하였다.

#### 4) 약초원수지 실험 2회 - 결과

##### 가) 현장 mesocosm 실험

약초원저수지 원수에 존재하는 식물플랑크톤은 녹조류 12종, 규조류 6종, 남조류 3종 유글레나류 1종이 조사되었다. 녹조류의 우점종은 *Chlorella* sp.(270,269세포 mL<sup>-1</sup>)와 *Scenedesmus quadricauda*(20,132cells mL<sup>-1</sup>)였으며 남조류는 *Oscillatoria limosa*(9,563cells mL<sup>-1</sup>)이었다. 약초원저수지의 원수에 섭식가능한 여러 종의 식물플랑크톤이 존재하였으나 개방형의 mesocosm에 투입된 후 3시간 간격으로 5개체씩 샘플링 된 치리의 장에서는 섭식된 식물

플랑크톤을 관찰할 수 없었고 해부결과 포란한 암컷과 수컷 모두 섭식행동을 하지 않은 것으로 조사되었다. 또한 성체크기의 산란한 암컷(17cm 이상) 중 산란은 하였으나 회동저수지내로 회유하지 않은 개체 역시 약초원저수지 내에서 섭식을 하지 않았다. 폐쇄형 용기를 사용한 섭식실험에서 또한 섭식에 의한 식물플랑크톤 종조성의 변화 및 Chl. a 양의 변화는 관찰되지 않았다[그림 3.4? ]].



[그림 3.4.42] 시간에 따른 식물플랑크톤 종조성 및 Chl. a 변화(좌상; 원수, 우상; 대조구, 좌하; 처리 처리구, 우하; Chl. a의 변화)



## 나. 붕어와 베스틀 이용한 섭식실험

### 1) 약초원 저수지 실험 3회

#### 가) 대상저수지

부산에 위치한 소형저수지(약초원)로 수심이 평균 1m이며 녹조류와 남조류가 우점하며 여름철 남조에 의한 수화가 발생하는 약초원 저수지에서 현장실험을 수행하였다[그림 3.4.?].

#### 나) 어류의 준비

2004년 7월 19일 진해내수면연구소에서 백연어(*Hypophthalmichthys molitrix*)를 지원 받았으며, 붕어는 양식한 붕어(*Crassius auratus*)를 이용하였다. 그리고 net type mesocosm(1×1×1.5m, 1×1cm 망목)에서 6일간 순치하였다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.43] 진해내수면 백연어 포획 및 양식 붕어

#### 다) 식물플랑크톤의 준비

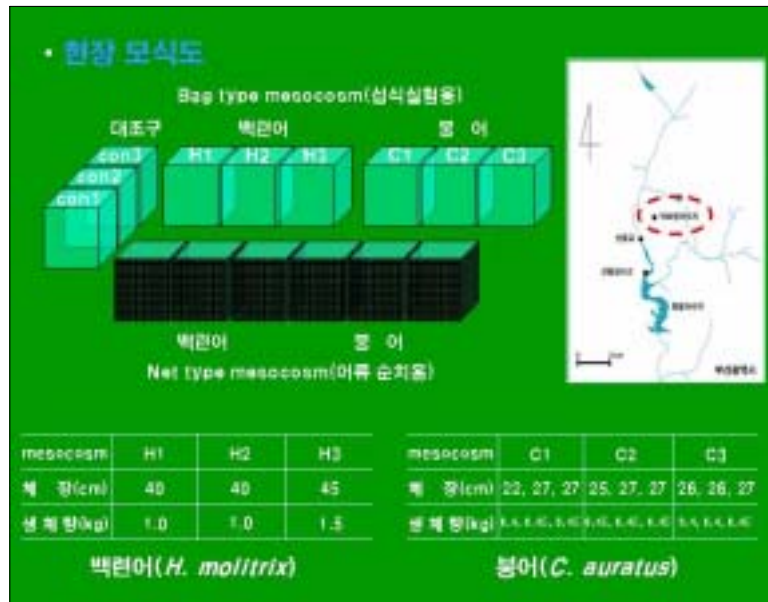
섭식실험의 먹이원으로 제공된 *Microcystis* sp.는 회동저수지의 표층에 부유하는 colony를 여과하여 샘플링하고, bag type mesocosm(1m × 1m × 1.5m)에 저수지 원수를 1m<sup>3</sup> 채우고 샘플링 한 남조로 Chl.a 초기 농도를 100 $\mu$ g L<sup>-1</sup>로 보정하였다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.44] 남조 샘플링 및 검경

라) 섭식실험

섭식실험을 위해 bag type mesocosm(1m × 1m × 1.5m)에 대조구 3개를 제외한 각각의 처리구에 일정한 생체량으로 백연어와 붕어를 방류하였다[그림 3.4.45].



[그림 3.4.45] 현장에 설치된 mesocosm 및 어류 생체량

마) 평가항목

개방형 mesocosm에 방류된 치리는 0, 1, 3, 5, 7일 시간간격으로 백연어, 붕어 처리군과 대조구의 식물플랑크톤 생체량 Chl. a 및 이화학적 요인의 변화는 Multi-parameter water quality monitor YSI 6600으로 측정하였다[그림 3.4.

?). 그리고 동물플랑크톤의 밀도를 측정하였다.

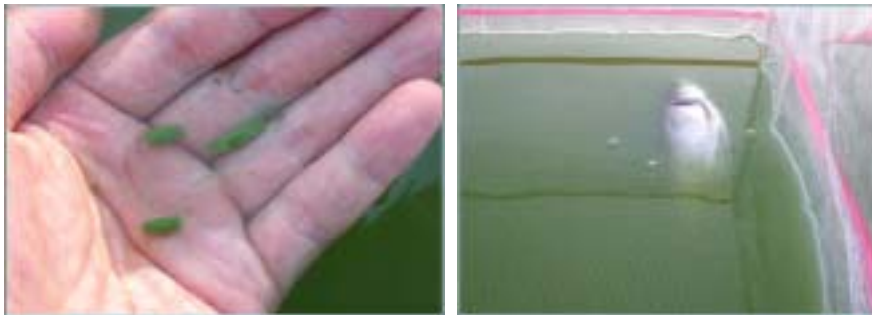


[그림 3.4.46] YSI 6600을 이용한 이화학 측정

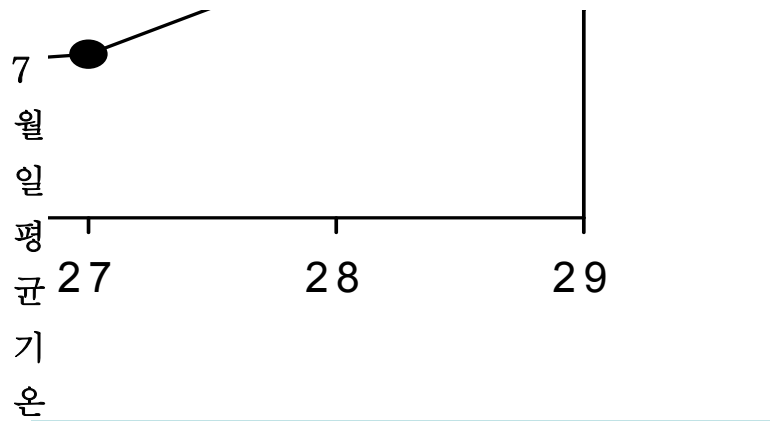
## 2) 약초원 저수지 3회 - 결과

### 가) 백연어의 섭식 실험결과

백연의 남조섭식유무는 백연어의 배설물을 통해 확인할 수 있었으나, 48시간에 백연어 처리구의 1번과 3번에서 폐사하였고, 2번 처리구는 72시간에 폐사하였다[그림 3.4.?). 그 이유는 낮은 수심과 높은 평균기온 그리고 남조독소가 원인으로 추정된다. 특히 실험기간 동안 7월 일평균 기온이 2003년에 비교해서 3~5℃정도 높게 나타났다[그림 3.4.?).



[그림 3.4.47] 백연어 배설물 및 폐사

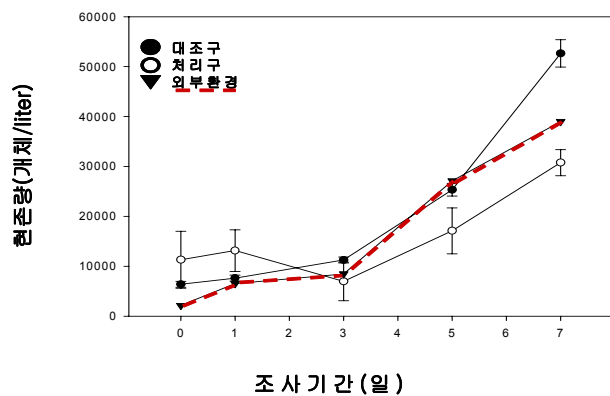


[그림 3.4.48] 실험기간 2004년 7월 일평균기온

나) 붕어의 섭식 실험결과

(1) 전체 동물플랑크톤의 밀도변화

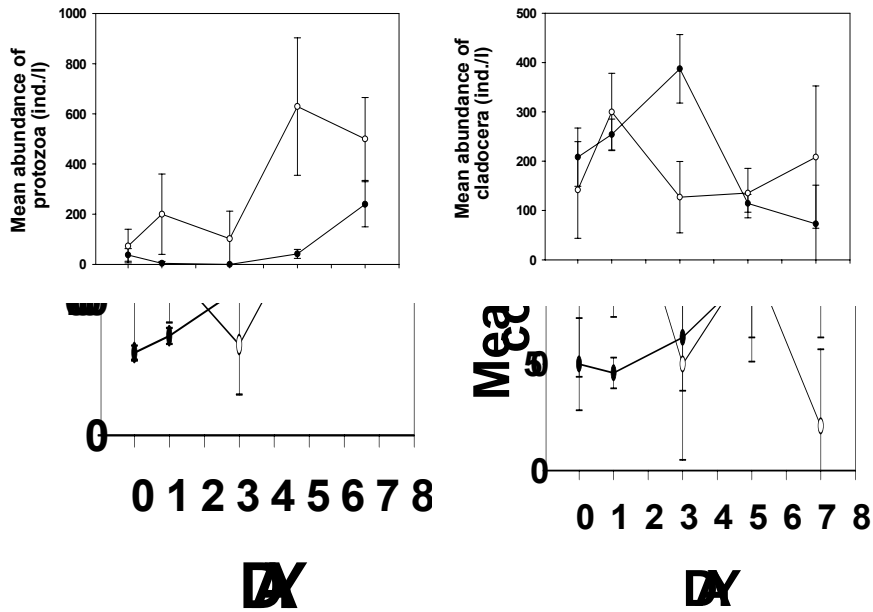
전체동물플랑크톤의 평균밀도는 모든 지점에서 3일을 기준으로 증가하였으나, 대조구에서 가장 밀도가 높았다. 그러나 처리구는 대조구와 저수지(외부환경)보다 30000ind L<sup>-1</sup>로 가장 낮게 나타났다. 7일 이후 처리구와 대조구에서 동물플랑크톤의 차이(df=2, t=7.973, p=0.015)는 통계적으로 유의한 수준을 보였다[그림 3.4.49].



[그림 3.4.49] 시간에 따른 전체동물플랑크톤 평균밀도 변화

(2) 분류군별 변화

붕어의 섭식에 따른 동물플랑크톤의 분류군별 변화를 보면 원생동물의 경우 대조구와 처리구에서 증가하는 경향을 보이지만, 특이하게 대조구보다 처리구에서 밀도가 높게 나타난다. 그리고 3일 이후에 증가하는 경향을 나타낸다. 유행동물의 경우 전체 동물플랑크톤의 평균밀도 변화와 같은 특징을 나타낸다. 대조구와 처리구 모두에서 3일 이후에 급속히 급격히 증가 하고 7일 이후 대조구(52,625 ind. L<sup>-1</sup>)와 처리구(30,770 ind. L<sup>-1</sup>)는 1.7배 차이가 난다. 지각류의 경우에는 붕어의 섭식에 의한 영향을 확인하기 힘들었고, 요각류의 경우에는 대조구에서 서서히 증가하는 경향을 보이거나 처리구에서는 시간이 지남에 따라 밀도가 감소하는 경향을 보였다. 7일 이후 대조구와 처리구에서 요각류의 평균밀도차는 처리구에서 낮게 나타났다[그림 3.4.5].



[그림 3.4.50] 시간에 따른 분류군별 동물플랑크톤 평균밀도 변화

## 다. 다양한 어류를 이용한 현장 섭식실험

### 1) 약초원 저수지 실험 4회

#### 가) 대상저수지

부산에 위치한 소형저수지(약초원)로 수심이 평균 1m이며 녹조류와 남조류가 우점하며 여름철 남조에 의한 수화가 발생하는 약초원 저수지에서 현장실험을 수행하였다[그림 3.4.?).

#### 나) 어류의 준비

2005년 5월 10일 울산시 근교 문죽저수지에서 베스를 투망으로 포획, 부산시 근교에 위치한 약초원 저수지에서 붕어와 참붕어를 투망과 족대를 이용하여 포획하였다[그림 3.4.?). 그리고 net type mesocosm(1m × 1m × 1.5m, 1cm × 1cm 망목)에서 3일간 순치하였다.



참붕어(*Pseudorasbora parva*)      붕어(*Carassius auratus*)      베스(*Micropterus salmoides*)

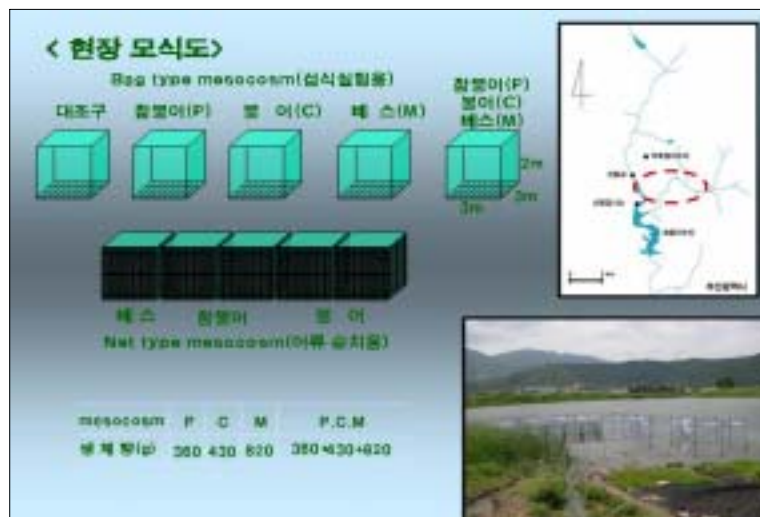
[그림 3.4.51] 실험 대상어종 및 어류 포획

다) 섭식 실험

다섯 개의 mesocosm(옆: 비닐, 3 × 31 × 2m, 바닥: 거물망, 0.5 × 0.5cm )을 제작하여[그림 3.4.?] 대조구 1개와 4개의 처리구에 각각 참붕어, 붕어, 베스 그리고 참붕어, 붕어 와 베스를 혼합하여 일정량 방류하였다. 실험 현장 모식도는 [그림 3.4.?]과 같다.



[그림 3.4.52] 메조코즘 제작과정



[그림 3.4.53] 실험 현장 모식도 및 사진



### 라) 평가항목

폐쇄형 mesocosm에 방류된 참붕어, 붕어, 베스 그리고 혼합어류는 0, 1, 3, 5, 7,일 시간간격으로 1개의 대조구와 4개의 처리구에 식물플랑크톤 생체량 Chl. a 및 이화학적 요인의 변화는 Multi-parameter water quality monitor YSI 6600으로 측정하였다[그림 3.4.?). 그리고 동물플랑크톤의 밀도를 측정하였다.



[그림 3.4.54] YSI 6600으로 이화학 측정

## 2) 약초원 4회 실험 결과

### 가) 이화학변화

실험 결과에서 이화학 변화의 경우 대조구와 처리구에서 모두 비슷한 경향을 보였으나 용존산소포화도의 경우 참붕어와 베스에서 5일 이후 높게 나타났다. 특히 수온과 전기전도도의 경우 3일째에 급격히 증가하는 패턴을 보였으며 3일째에 탁도가 급격히 증가한다[그림 3.4.?).

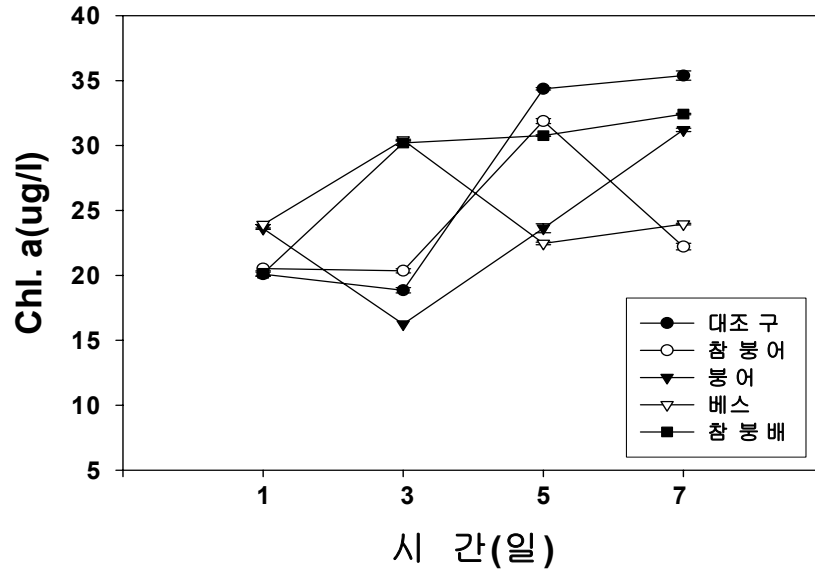


[그림 3.4.55] 시간에 따른 이화학 변화

나) 식물플랑크톤 생체량

식물플랑크톤의 생체량의 변화의 경우 대조구에서는 3일 이후 급격하게 증가하는 경향을 보인다. 그리고 참붕어, 붕어 그리고 베스를 혼합해서 방류한 곳에는 역시 대조구와 비슷하게 증가하는 경향을 나타내었다. 그리고 붕어의 경우 3일 까지 감소하다가 다시 급격히 증가하는 경향을 보인다. 이는 이화학 요인에서 3일째에 수온과 탁도가 급격하게 증가하는 경향과 관련이 있는 것으로 추측된

다. 그리고 베스와 붕어에서 7일째에 상대적으로 식물플랑크톤의 생체량이 낮은 경향을 보인다[그림 3.4.?].

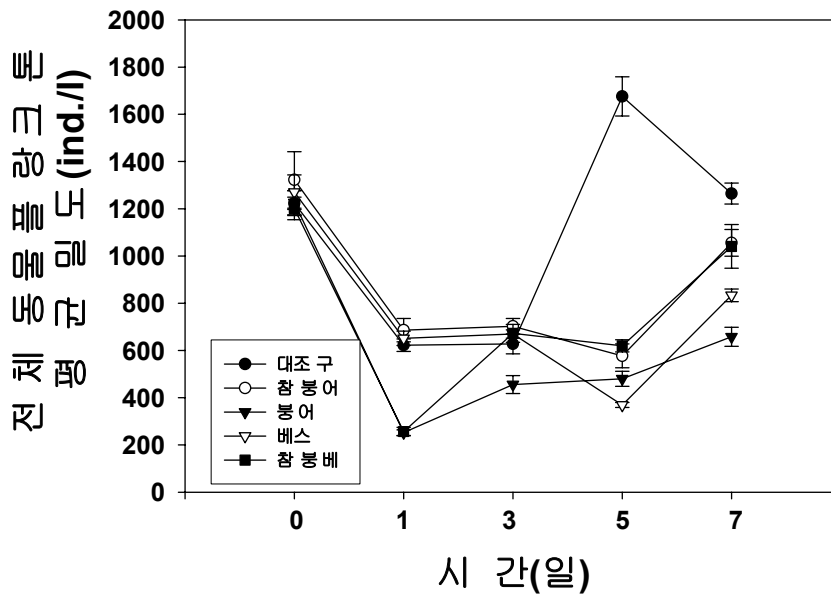


[그림 3.4.56] 시간에 따른 식물플랑크톤 생체량 변화

#### 다) 동물플랑크톤의 밀도변화

##### (1) 전체동물플랑크톤변화

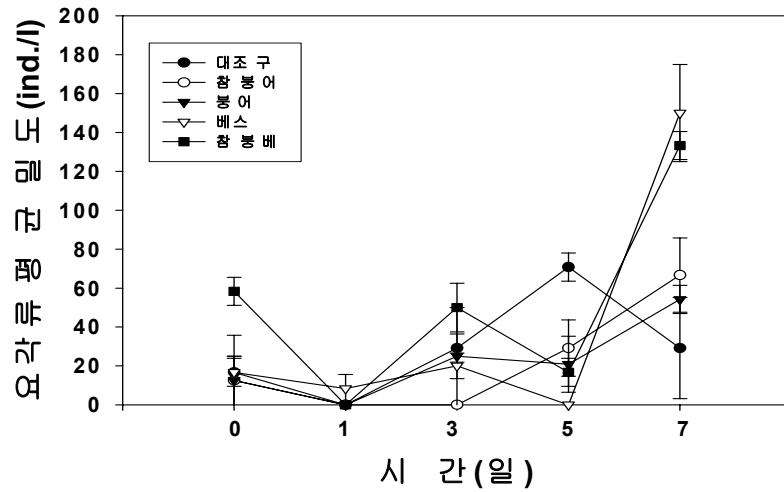
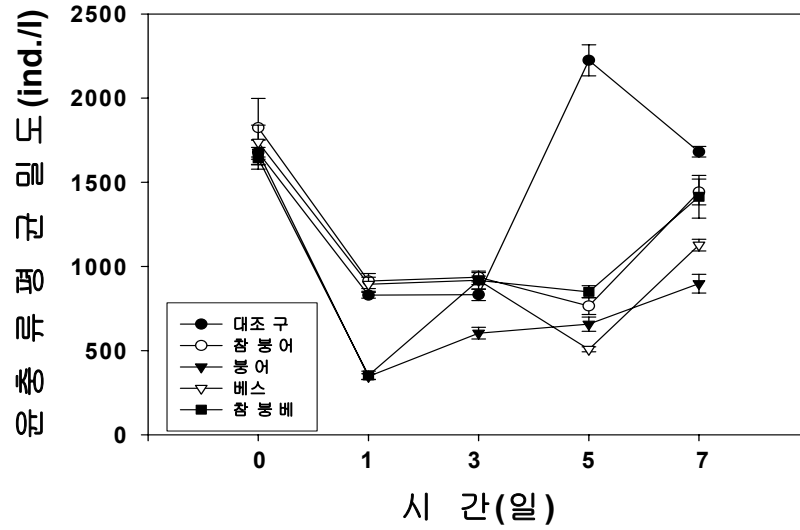
전체동물플랑크톤의 평균밀도는 모든 지점에서 1일 이후에 모두 감소하는 경향을 보였으나 식물플랑크톤의 생체량 변화와 비슷하게 3일째에 감소경향은 없고, 대조구에서 급격하게 증가하는 경향을 보여준다. 특히 대조구를 제외한 모든 처리구에서 5일째에 뚜렷한 증가 경향을 나타낸다. 특히 참붕어와 혼합한 처리구는 똑같은 경향을 보인다. 전체 동물플랑크톤의 평균밀도는 어류의 포식 압을 보이나 어류별 특이한 차이는 보이지 않는다[그림 3.4.?].



[그림 3.4.57] 시간에 따른 전체동물플랑크톤 평균밀도 변화

### (2) 동물플랑크톤 분류군별 변화

동물플랑크톤은 윤충류와 요각류가 주를 이루었으며, 원생동물과 지각류는 거의 없었다. 윤충류의 경우 동물플랑크톤의 대부분을 차지하므로 전체 동물플랑크톤의 평균 밀도 변화와 같은 경향을 보였으며, 요각류의 경우 특이한 차이를 확인하기 힘들었다. 즉 어류의 포식압을 확인하기 힘들다[그림 3.4.?].



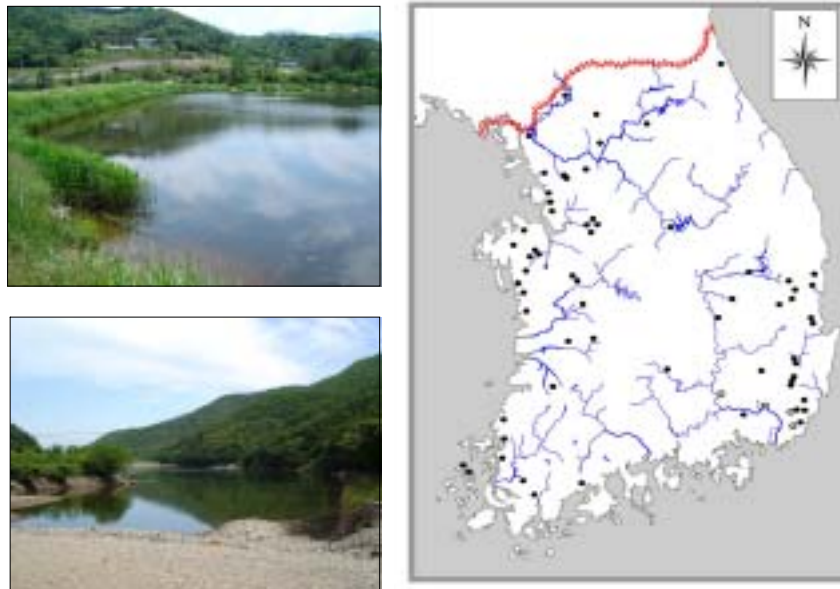
[그림 3.4.58] 시간에 따른 우점 분류군 동물플랑크톤 평균밀도 변화

## 9. 소형 저수지의 어류서식 분포현황

### 가. 저수지 어류상 평가

#### 1) 조사지점

어류군집의 분석을 위하여 문헌조사(지점 21~65)와 현장조사(지점 1~20)를 통하여 총 65개 저수지의 어류군집을 평가하였으며, 상수원으로 이용되는 중형급 저수지 2개소(회동저수지 및 범기저수지) 및 자연 습지 2개소(우포습지 및 원동습지)에 대한 어류군집을 비교대상으로 하였다. 현장조사는 2004년 6월 11일(지점 1~6), 2004년 8월 11~13일(지점 7~12), 2001년 8월 23일(지점 13~16), 2002년 5월 12일(지점 17) 및 2004년 6월 4일(지점 18~20)에 5차례 실시하였으며, 조사된 저수지의 위치 및 목록은 [그림 3.4.?] [표 3.4.?]와 같다.



[그림 3.4.59] 조사지점 (●, 농업용 저수지; ○, 식수원 및 자연습지)

[표 3.4.109] 출현 종수와 조사 지점(RA, 농업용 저수지; RD, 식수원; NW, 자연습지)

지점	저수지명	주소	유효 저수량(t)	준공 년도	출현 종수	비고	출처
1	못안	울산 울주군 상북면 지내리	81	1945	4	현장조사, RA	
2	오룡	울산 울주군 언양읍 평리	209	1956	4	현장조사, RA	
3	인보	울산 울주군 두서면 인보리	447	1978	4	현장조사, RA	
4	박달	경북 경주시 내남면 박달리	1,820	1989	3	현장조사, RA	
5	엿골	경북 경주시 율동	5		7	현장조사, RA	
6	옥성	경북 구미시 옥성면 대원리	1,898	1946	3	현장조사, RA	
7	용설	경기 안성시 죽산면 용설리	3,064	1985	7	현장조사, RA	
8	만수	경기 안성시 공도면 만정리	505	1945	8	현장조사, RA	
9	입장	충남 천안시 입장면 기로리	539	1952	9	현장조사, RA	
10	반월	경기 군포시 둔대동	1,461	1957	5	현장조사, RA	
11	정안	충남 공주시 정안면 고성리	1,510	1976	3	현장조사, RA	
12	월천	전남 함평군 손불면 월천리	1,251	1945	8	현장조사, RA	
13	덕산리	부산 기장군 장안읍 덕선리	24	1945	3	현장조사, RA	
14	병산	부산 기장군 정관면 병산리	530	1945	3	현장조사, RA	
15	용소골	부산 기장군 기장읍 서부리	250	1974	3	현장조사, RA	
16	송정	부산 기장군 철마면 송정리	704	1958	7	현장조사, RA	
17	신구	충남 보령시 주산면 신구리	404	1956	5	현장조사, RA	
18	산호	경북 군위군 소보면 산법리	516	1970	6	현장조사, RA	
19	웅양	경남 거창군 웅양면 산포리	2,140	1987	9	현장조사, RA	
20	대동	경북 청도군 화양읍 범곡리	92	1970	4	현장조사, RA	
21	주남	경남 창원시 동읍 죽동리	5,132	1945	12	문헌조사, RA	Cho et. al, 2003
22	금광	경기 안성시 금광면 금광리	10,550	1961	19	문헌조사, RA	강원대 환경기술개발센터, 2004
23	덕우	경기 화성군 봉담읍 덕우리	4,134	1949	17	문헌조사, RA	강원대 환경기술개발센터, 2004
24	동방	경기 화성군 팔탄면 노하리	907	1945	15	문헌조사, RA	강원대 환경기술개발센터, 2004
25	역우	경기 화성군 우정면 역우리	906	1945	14	문헌조사, RA	강원대 환경기술개발센터, 2004
26	왕송	경기 의왕시 월암동	1,878	1948	12	문헌조사, RA	강원대 환경기술개발센터, 2004
27	흥부	경기 시흥시 율왕동	1,894	1945	16	문헌조사, RA	강원대 환경기술개발센터, 2004
28	인흥	강원도 고성군 토성면 인흥리			10	문헌조사, RA	강원도와 농기반, 2001
29	덕촌	전남 보성군 조성면 매현리	28	1945	10	문헌조사, RA	농기반, 2003
30	홍성	충남 홍성군	15	1945	4	문헌조사, RA	농기반, 2002
31	보령	충남 보령시 주포면 보령리	17	1945	4	문헌조사, RA	농기반, 2002
32	갈치	경기 군포시 속달동	37	1984	6	문헌조사, RA	군포시, 1998
33	삼교	충남 당진군 신평면 운정리	62,787	1979	14	문헌조사, RA	인하대, 1999
34	만운	경북 안동시 풍산읍 만운리	2,051	1959	8	문헌조사, RA	인하대, 1999
35	강돈	전남 무안군 일로읍 강돈리	1,631	1945	7	문헌조사, RA	인하대, 1999

[표 3.4.11] <계속>

지점	저수지명	주소	유효 저수량(t)	준공 년도	출현 종수	비고	출처
36	왕궁	전북 익산시 왕궁면 동용리	1,941	1945	8	문헌조사, RA	인하대, 1999
37	불갑	전남 영광군 불갑면 녹산리	9,848	1945	11	문헌조사, RA	농기반, 2004
38	성진	전남 강진군 성전면 월하리	673	1960	10	문헌조사, RA	심과 윤, 1999
39	갈평	경북 청송군 진보면 괴정리	822	1970	3	문헌조사, RA	전, 1985
40	주산	경북 청송군 부동면 이진리	108	1945	1	문헌조사, RA	전, 1985
41	새곳	경북 청송군 파천면 송강리	11	1945	3	문헌조사, RA	전, 1985
42	중산	충북 충주시 삼모면 중산리	2,270	1982	5	문헌조사, RA	양과 이, 1997
43	황락	충남 서산시 해미면 황락리	1,039	1991	2	문헌조사, RA	최와 박, 1997
44	봉림	충남 예산군 봉산면 옥전리	1,050	1945	3	문헌조사, RA	최와 박, 1997
45	옥계	충남 예산군 덕산면 옥계리	3,014	1957	4	문헌조사, RA	최와 박, 1997
46	용봉	충남 예산군 덕산면 둔리	495	1979	5	문헌조사, RA	최와 박, 1997
47	경천	전북 완주군 화산면	25,346	1945	14	문헌조사, RA	홍과 장, 1997
48	탑정	충남 논산시 부석면 탑정리	31,611	1945	9	문헌조사, RA	홍과 장, 1997
49	부동	전남 신안군 임지면 상두리	32	1945	1	문헌조사, RA	윤과 장, 1997
50	둔곡	전남 신안군 외양리	4	1945	3	문헌조사, RA	윤과 장, 1997
51	남정	경북 영덕군 남정면 중화리	244	1964	4	문헌조사, RA	채와 박, 1997
52	회동	경북 영덕군 남정면 회리	345	1975	7	문헌조사, RA	채와 박, 1997
53	반곡	경북 포항시 신광면 반곡리	1,080	1945	5	문헌조사, RA	채와 박, 1997
54	기동	경북 포항시 기계면 화봉리	770	1955	6	문헌조사, RA	채와 박, 1997
55	신풍	경북 청송군 현동면 거성리	725	1971	4	문헌조사, RA	차와 윤, 1997
56	서상	강원 춘천시 서면 월송리	424	1975	6	문헌조사, RA	남과 여, 1997
57	오남	경기 남양주시 오남면 팔현리	3,044	1985	5	문헌조사, RA	손, 1998
58	도갑	전남 영암군 군서면 도갑리	1,429	1976	6	문헌조사, RA	채, 1998
59	고막	경기 김포시 월곶면 고막리	31	1945	1	문헌조사, RA	변, 1999
60	청천	충남 보령시 청라면 향천리	20,735	1962	2	문헌조사, RA	변, 2000
61	대왕	경기 성남시 수정구 상적동	827	1958	1	문헌조사, RA	최와 김, 2000
62	계룡	충남 공주시 계룡면 하대리	3,349	1964	10	문헌조사, RA	최와 이, 2000
63	내장	전북 정읍시 내장동	4,423	1964	7	문헌조사, RA	박, 2000
64	중리	경기 포천군 관인면 중리	519	1960	1	문헌조사, RA	채와 윤, 2000b
65	백학	경기 연천군 백학면 두일리	1,640	1969	5	문헌조사, RA	채와 윤, 2000a
66	회동	부산시 금정구 회동동	15,153	1946	20	문헌조사, RD	부산대 환경기술산업개발연구센터 , 2002
67	법기	양산시 동면 법기리	1,442	1932	6	문헌조사, RD	부산대 환경기술산업개발연구센터 , 2002
68	원동습지	경남 양산시 원동면 원동 낙동강 배후습지			24	문헌조사, NW	양 등, 2001
69	우포습지	경남 창녕군 이방면 우포습지			16	문헌조사, NW	Cho et. al, 2003

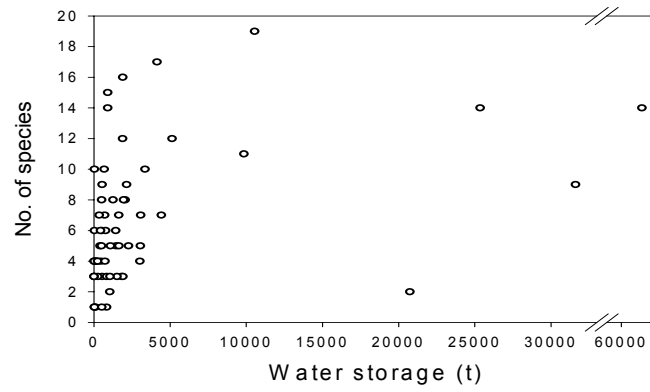
## 2) 조사 방법

현장조사는 춘·하계에 실시하였으며, 주로 투망(망목 7×7mm; 포획면적 4.5 m<sup>2</sup>)을 이용하여 각 저수지에서 10회 투척하였으며, 자망(망목 5×5mm)을 이용하여 각 저수지에서 30분에 걸쳐 어류를 채집하였다. 채집된 어류는 김과 강(1993) 및 김과 박(2002)을 이용하여 동정하였으며, Nelson(1994)의 분류체계를 따랐다. 각 어종에 대한 식성의 분류는 김과 박(2002), Nelson(1994), Moyle and Cech(2000) 및 fishbase homepage(www.fishbase.org)에 수록된 내용에 따라 종합적으로 고찰하여 육식성, 잡식성 및 초식성으로 분류하고, 각 어종에 따라 선호도가 높은 먹이원을 다시 분류하였다.

## 3) 조사 결과

조사된 농업용 저수지에서 나타난 어류는 총 21과 67종으로 분석되었다[표 3.4.?). 조사된 저수지 당 출현종수는  $6.5 \pm 4.2$ 종으로 나타났다. 각 저수지에서 출현한 종수와 저수지의 유효저수량과의 상관관계를 분석한 결과, 큰 연관성을 나타내지 않았다[그림 3.4.?). 소규모 저수지(유효저수량 10,000ton 이하)에서도 다양한 어류군집을 보이는 곳이 많았으며, 대형 저수지라 할지라도 불과 3종의 출현종을 나타낸 곳도 있었다. 대체로 농업용 저수지에서 어류 종수가 비교적 적은 것은 저수지의 위치가 대부분 산중턱에 위치하고 있는 것이 가장 큰 원인으로 생각된다. 이는 유입하천들이 대부분 하천차수 1~3차의 소규모 계류하천으로 서식어류상이 단순하기 때문이다. 한반도에 위치한 대형 댐들의 경우, 대부분 유입하천들이 하천차수 4~6차에 이르는 큰 하천들로 서식어류 군집이 매우 다양하기 때문에 댐 내의 어류군집의 다양성도 높다(나와 신, 1992; 변 등, 1997; 양 등, 1997; 최, 1969; 최 등, 1994).





[그림 3.4.60] 출현어종과 저수량과의 상관관계

[표 3.4.12] 조사지점 출현종과 섭식유형 (RA, 농업용 저주지; RD, 식수원; NW, 자연습지)

Family name	Species name	Feeding strategy		RA	RD	NW
Anguillidae	<i>Anguilla japonica</i>	Carnivore	insect	0		
Engraulidae	<i>Coilia nasus</i>	Carnivore	fish	0		
Clupeidae	<i>Konosirus punctatus</i>	Herbivore	algae	0		
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	Omnivore	unselective	0	0	0
	<i>Carassius auratus</i>	Omnivore	unselective	0	0	0
	<i>Carassius cuvieri</i>	Omnivore	unselective	0	0	0
	<i>Rhodeus ocellatus</i>	Omnivore	organic matter+plankton	0		0
	<i>Rhodeus uyekii</i>	Omnivore	periphyton+plankton	0		
	<i>Rhodeus notatus</i>	Omnivore	periphyton+plankton	0		
	<i>Acheilognathus lanceolatus</i>	Omnivore	periphyton+insect	0		
	<i>Acheilognathus rhombeus</i>	Herbivore	aquatic plant	0	0	0
	<i>Acanthorhodeus macropterus</i>	Omnivore	unselective	0	0	
	<i>Acanthorhodeus gracilis</i>	Omnivore	unselective			0
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Omnivore	unselective	0	0	0
	<i>Pungtungia herzi</i>	Omnivore	periphyton+insect	0		0
	<i>Sarcocheilichthys variegatus wakiyae</i>	Carnivore	insect			0
	<i>Gnathopogon strigatus</i>	Carnivore	insect	0		
<i>Squalidus japonicus coreanus</i>	Omnivore	unselective	0			
<i>Squalidus gracilis majimae</i>	Carnivore	insect	0	0	0	
<i>Squalidus chankaensis tsuchigae</i>	Omnivore	unselective	0	0	0	
<i>Squalidus multimaculatus</i>	Omnivore	unselective	0			
<i>Hemibarbus labeo</i>	Carnivore	insect	0	0	0	
<i>Hemibarbus longirostris</i>	Omnivore	periphyton+insect	0			
<i>Pseudogobio esocinus</i>	Carnivore	insect	0			
<i>Microphysogobio yaluensis</i>	Omnivore	periphyton+insect	0		0	
<i>Abbottina rivularis</i>	Omnivore	unselective	0			
<i>Abbottina springeri</i>	Omnivore	periphyton+plankton	0			
<i>Tribolodon hakonensis</i>	Omnivore	unselective		0		
<i>Rhynchocypris steindachneri</i>	Omnivore	unselective	0			
<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>	Omnivore	unselective	0			
<i>Aphyocypris chinensis</i>	Carnivore	insect	0			
<i>Zacco platypus</i>	Omnivore	unselective	0	0	0	
<i>Zacco temmincki</i>	Omnivore	unselective	0	0	0	
<i>Opsarichthys uncirostris amurensis</i>	Carnivore	insect+fish			0	
<i>Culter brevicauda</i>	Carnivore	insect	0	0	0	
<i>Hemiculter eigenmanni</i>	Omnivore	unselective	0	0	0	
<i>Hemiculter leucisculus</i>	Carnivore	insect	0			
Balitoridae	<i>Lefua costata</i>	Carnivore	insect	0		
Cobitidae	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	Herbivore	organic matter+algae	0		0
	<i>Misgurnus mizolepis</i>	Herbivore	organic matter+algae	0		
	<i>Cobitis hankugensis</i>	Omnivore	periphyton+insect			0
	<i>Iksookimia koreensis</i>	Omnivore	periphyton+insect	0		
	<i>Cobitis lutheri</i>	Carnivore	insect	0		
	<i>Iksookimia longicarpus</i>	Carnivore	insect	0		
<i>Iksookimia hugowolfeldi</i>	Carnivore	insect	0			

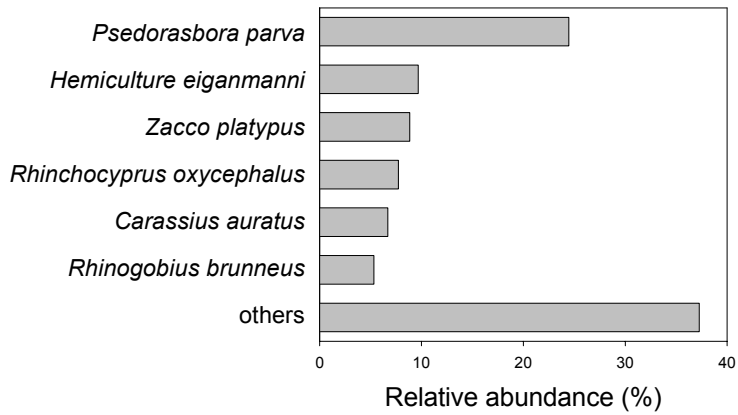
[표 3.4.12] &lt;계속&gt;

Family name	Species name	Feeding strategy		RA	RD	NW
Bagridae	<i>Pseudobagrus fulvidraco</i>	Carnivore	insect	0	0	0
Siluridae	<i>Silurus asotus</i>	Carnivore	fish	0		0
	<i>Silurus microdorsalis</i>	Carnivore	insect+fish	0		
Amblycipitidae	<i>Liobagrus mediadiposalis</i>	Carnivore	insect	0		
Osmeridae	<i>Hypomesus nipponensis</i>	Carnivore	insect	0	0	
	<i>Plecoglossus altivelis</i>	Carnivore	insect	0		
Salangidae	<i>Neosalanx andersoni</i>	Carnivore	zooplankton		0	
Salmonidae	<i>Oncorhynchus keta</i>	Carnivore	insect+fish	0		
	<i>Onchorhynchus mykiss</i>	Carnivore	insect+fish	0		
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Herbivore	algae	0		
Adrianichthyidae	<i>Oryzias latipes</i>	Carnivore	zooplankton	0		
	<i>Oryzias m...</i>	Carnivore	zooplankton	0		
Gasterosteidae	전가시고기	Carnivore	insect	0		
Centropomidae	<i>Coreoperca herzi</i>	Carnivore	insect	0		0
Centrarchidae	<i>Lepomis macrochirus</i>	Carnivore	insect+fish	0	0	0
	<i>Micropterus salmoides</i>	Carnivore	fish	0		0
Eleotridae	구굴무치	Carnivore	insect	0		
Odontobutidae	<i>Odontobutis interrupta</i>	Carnivore	insect+fish	0		
	<i>Odontobutis platycephala</i>	Carnivore	insect+fish	0		0
	<i>Micropercops swinhonis</i>	Carnivore	insect	0		
Gobiidae	<i>Chaenogobius urotaenia</i>	Carnivore	insect	0		
	<i>Acanthogobius flavimanus</i>	Carnivore	insect+fish	0	0	
	<i>Rhinogobius giurinus</i>	Carnivore	insect	0		
	<i>Rhinogobius brunneus</i>	Omnivore	periphyton+insect	0	0	0
	<i>Tridentiger obscurus</i>	Omnivore	unselective		0	
	<i>Tridentiger brevispinis</i>	Omnivore	unselective	0		
	<i>Acentrogobius pflaumi</i>	Carnivore	insect+fish	0		
Belontiidae	<i>Macropodus chinensis</i>	Carnivore	insect	0		
Channidae	<i>Channa argus</i>	Carnivore	fish	0	0	0
			No. of species	67	22	28

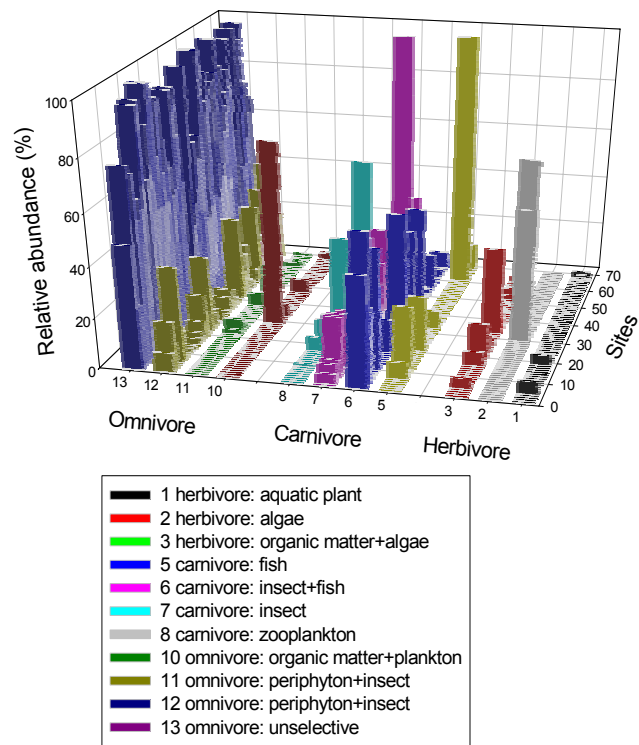
상대풍부도(RA) 24.5%로 전체적으로 우점하고 있는 것으로 나타났으며, 출현빈도 또한 38개 저수지에서 나타나 3번째로 많은 출현율을 보였다. 아우점종으로는 *Hemiculter eigenmanni*(치리; RA 9.7%), *Zacco platypus*(피라미; 8.8%), *Rhynchocypris oxycephalus*(버들치; 7.7%), *Carassius auratus*(붕어; 9.7%) 등의 순으로 나타났다[그림 3.4.?]. 출현빈도에 있어서는 *Rhynogobius brunneus*(밀어)가 총 42개 저수지에서 출현하여 가장 높은 출현율을 보였으며, 그 다음으로 *C. auratus*(붕어; 41개소), *P. parva*(참붕어; 38개소), *R. oxycephalus*(버들치; 23개소), *Z. platypus*(피라미; 22개소) 및 *Cypris carpio*(잉어; 21개소) 등의 순으로 나타났다.

외래유입종은 총 3과 4종이 출현하였으며, 상대풍부도 6.5%를 나타내었다. 이들 중에 *Carassius cuvieri*(떡붕어; RA 3.3%; 14개 저수지에서 출현)가 가장 많았고, *Lepomis macrochirus*(블루길; 2.5%; 9개 저수지), *Micropterus salmoides*(베스; 0.7%; 4개 저수지) 및 *Onchorhynchus mykiss*(무지개송어; 0.1% 이하; 1개 저수지) 등의 순으로 나타났다. *C. cuvieri*(떡붕어)의 경우 일부 저수지(지점 8, 9 및 55)에서 약 40~50% 이상의 출현율을 보이고 있어 점차적으로 그 활동범위가 넓어질 가능성이 매우 높은 것으로 평가되었다. *L. macrochirus*(블루길)의 경우 일부 저수지(지점 1, 3, 10 및 11)에서 40~50%의 출현율을 보이고 있는 것으로 나타났으며, 이러한 결과 육식성 어종의 출현비율이 매우 높게(지점 10의 경우, 95.2%를 나타냄) 나타나고 있었으며, 출현어종의 단순화 현상을 보이고 있었다(출현종수 3~5).

현장 조사 및 문헌 조사를 통해 얻어진 서식 어류군집 자료를 바탕으로 농업용 저수지의 먹이사슬에서 어류군집이 차지하는 역할을 규명한 결과, 대부분 잡식성 어종이 우점적으로 분포하고 있었다[그림 3.4.?]. 또한 각 출현종의 섭식 특성을 평가한 결과, 총 11형태로 구분되었다[표 3.4.?]. 잡식성 어류 중에서도 특정 분류군을 선호하는 종 보다는 단순히 잡식 성향을 나타내는 개체군들이 전체 농업용 저수지에서 상대풍부도 68.8%로 주를 이루고 있는 것으로 평가되었다. 잡식성 어류는 전체적으로 79.5%를 차지하고 있었으며, 육식성 어류가 16.2% 및 초식성 어류가 4.3%를 차지하였다. 초식성만을 나타내는 어류가 매우 낮은 비율로 나타나는 반면 잡식성 어종이 많이 나타나고 있는 것은 저수지에서 생활하기에는 여러 먹이 원을 선택할 수 있는 것이 유리하게 작용하기 때문인 것으로 판단된다.

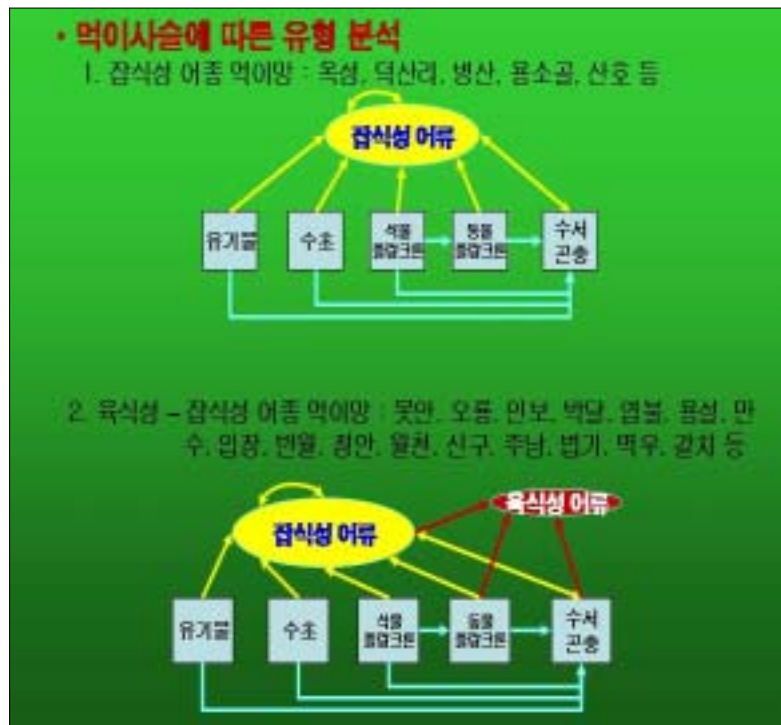


[그림 3.4.61] 농업용 저수지의 우점종



[그림 3.4.62] 69개 지점에서의 섭식유형별 그룹의 상대 풍부도(1~65, 농업용 저수지; 66~67, 식수원; 68~69, 자연 습지)

어류군집을 중심으로 농업용 저수지의 먹이사슬 형태를 분석하면 잡식성 어종이 전적으로 우세하며 다음과 같이 분류할 수 있다: 1) 잡식성 어종 우세형, 2) 육식성-잡식성 어종형, 3) 육식성-잡식성-초식성 어종형, 4) 잡식성-초식성 어종형 및 5) 육식성-초식성 어종형. 어류섭식 육식성 어종이 존재하지 않는 저수지는 전체 65개 저수지 중에서 총 35개 저수지로 나타났다[그림 3.4.?.].



[그림 3.4.63] 먹이사슬에 따른 유형 분석

## 제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

1절. 녹조발생에 관한 기반연구

2절. 녹조발생처리기법 개발 연구

## 제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

「농업용 저수지의 녹조제어 기법개발」 연구과제의 최종목표는 (1) 우리나라 전국 농업용수 수질측정망에 포함된 농업용 저수지들을 대상으로 영양상태와 관련된 부영양 특성(주요오염원의 특성과 영향인자, source, 원인) 및 녹조발생의 유형을 평가하고, 이를 토대로 하여 농업용 저수지의 중점관리 유형을 분류하여 부영양화 및 녹조발생을 예측 관리하는 기법을 개발하며, (2) 녹조발생이 농업에 미치는 직·간접적인 영향을 검토하여, 농업용 저수지의 녹조현상이 농업생산기반(수질, 토양) 뿐 만 아니라 농업생산에 미치는 부작용에 대한 검토하며, 이를 통해 농업용 저수지에서의 녹조현상을 제어하는 필요성 제시 및 수질관리 및 수질기준에 기초정책자료를 제공하며, (3) 농업용 저수지에 대한 적용 가능한 녹조제어 기법들을 선택하여 실내 및 현장적용 실험을 통해 평가하고 기술화하는 것이다.

목표달성을 위해 저수지 녹조발생에 관한 기반연구와 녹조발생 처리기법 개발로 분야를 구분하였다. 녹조관리 방안 연구에서는 농업용 저수지 부영양화 및 조류발생 진단과 예측, 농업용저수지 중점관리 유형분류, 녹조발생이 농업에 미치는 영향분석의 3가지 세부내용을 수행하였다. 녹조발생 처리기법 개발연구에서는 녹조발생 사전예방기술(인불활성화 기술, 흡입식 저질퇴사 제거기술), 발생녹조 처리기술(조류응집/회수 기술, 어류에 의한 섭식 및 먹이망 조절기술) 등 4가지 세부연구를 수행하였다.

본 연구에서 계획된 목표는 세부적인 연구내용을 수행하고 그 결과를 제시함으로써 충분히 달성되었으며, 특히 농업용저수지에서 시도된 본 연구는, 수적으로 국내 정수시스템의 99%이상을 차지하지만 농업용수이용 목적으로 인해 관심과 관리의 대상에서 거의 제외되어온 농업용저수지의 조류제어 문제를 학술적·기술적으로 종합하여 다룬 최초의 연구라는데 매우 큰 의의를 가진다.

본 연구의 결과는 앞으로 중소형 농업용 저수지의 수질·관리와 생태계 회복에 매우 중요한 기초자료뿐만 아니라 기술적으로 접근하는 방안을 제시하였다. 그간 농업용 저수지들은 국가적으로 상수원과 주요 수생태계만을 주로 관리하는 정책적인 단편성으로 인해 수질과 생태계의 상태가 크게 훼손되어 그 역할을 하지 못하고 있으며 매우 열악한 상태이다. 더 이상 이를 방치할 경우 우리는



수질과 생태적으로 매우 중요한 대상들을 거의 회복시키지 못할 가능성도 있다.

농업용 저수지가 농업활동을 위해 건설된 본래의 목적상 어느 정도의 질소와 인을 함유하는 것이 작물의 성장에 도움이 되는 것은 사실이다. 그러나 농업용 저수지의 존재목적이 농업용수의 공급 뿐이라는 생각이 농업용저수지의 수질 악화와 생태계 훼손을 조장한 측면도 부정할 수 없다. 그러나 저수지와 같은 정수생태계의 수질악화는 양성되먹임(positive feedback)의 특징을 가지기 때문에 어느 정도 악화되면 계속적으로 악화된다. 본 연구의 결과에서도 나타났지만 현재 농업용수 수질측정망에 포함되는 저수지의 50%이상이 부영양상태이며, 그 외 측정망 대상이 아닌 수많은 저수지들은 그보다 훨씬 더 악화된 상태이다.

수질의 악화는 본 연구에서 조사한 농작물의 발육과 성장에 뿐만 아니라 정량화 하지 못하였던 농작물의 미세한 부분에까지 영향을 미치며, 생태계로서의 건강성과 경관을 해치게 된다. 생태계적 측면에서 농업용 저수지는 국가적으로 “생물다양성의 섬”이며 철새들을 비롯한 많은 수서생물의 서식처를 제공한다. 농업용 저수지 수질의 악화는 결국 국가적 생물다양성의 손실을 가져올 가능성이 매우 큼을 인식하지 않으면 안 된다.

본 연구의 결과는 앞으로 농업용 저수지 시스템의 보다 계획적인 수질 관리와 생태계복원을 위한 기초자료와 연구의 방향을 제시하는 “연결다리”의 역할을 수행할 수 있을 것이다. 본 연구는 농업용저수지 조류제어와 저수지 관리의 시작점을 제공하였을 뿐이며 완성된 것이 아니다. 이 연구와 결과들을 바탕으로 향후 보다 심도 있는 정책과 연구들이 진행되어야 하며, 앞으로 농업용 저수지의 중요성을 보다 깊게 인식하는데 기여할 것으로 판단한다.

## 1절. 녹조발생에 관한 기반연구

### 1. 농업용저수지의 부영양화 및 조류발생 특성 진단과 예측

본 세부과제 연구는 농업용 저수지의 부영양 특성 및 조류 발생 예측을 통한 농촌 유역 저수지의 부영양 원인과 발생 메카니즘을 예측하고 이를 기초로 저수지 관리 방안을 제시함을 목표로 하였다. 이를 위해서 국내 농업용저수지에서 수질과 관련된 일반성을 제시하고 이를 토대로 적정관리방안을 제시하였고, 현장 연구를 통해 조류 발생메카니즘을 규명하였다.

#### 가. 농업용저수지의 부영양화와 조류발생 특성 및 관리방안

농업용저수지의 부영양화와 조류발생특성은 486개의 대상저수지로 하여 영양상태를 진단하고 형태학적, 수리·수문학적, 유역특성을 고려하여 4개의 유형으로 구분하여 부영양저수지에서 나타나는 일반성을 도출하였다.

본 연구에서 유역면적보다는 유역에서의 토지이용형태, 얕은 수심 그리고 조성시기가 수질과 밀접한 관련이 있고 부영양한 호수일수록 인에 의한 제한가능성이 큰 것이 부영양저수지에서의 일반성으로 나타났다.

이러한 저수지가 우선 관리대상으로 선정될 필요성이 있고 수질관리의 대상물질은 인으로 인 제어에 기초한 수질관리계획수립이 필요성을 제시하였다. 본 연구에서 제시된 국내 농업용저수지에서의 수질과 관련된 일반성을 근거로 할 때, 현재 저수지의 관리를 위해 사용되는 여러 가지 공법 중에서 단기적 효과를 얻을 수 있는 퇴적물의 준설, 인 불활성화, 가압부상에 의한 조류 제거 등의 방법과 사후관리방안으로서 폭기 등의 방법이 검토될 수 있는 것으로 나타났다.

그러나 수질관리 계획을 수립하는 경우에 목표수질과 더불어 경제적, 그리고 효과의 지속성 등이 고려되어야 하며 관리하고자 하는 대상저수지에 도입하고자 하는 공법의 적합성 여부는 결국 이러한 요인들이 종합적으로 검토되어 평가되어야 하며, 이러한 종합적인 평가는 해당저수지에서 수질문제의 정확한 원인 규명이 선행될 필요성이 있다.

본 연구에서 나타난 수질과 수질에 미치는 여러 가지 인자와의 관계를 통해 나타난 일반성은 수질관리계획 수립이나 관리 대상 저수지의 선정 그리고 수질 개선기법의 도입과정에서 중요한 정보로 활용될 수 있을 것으로 기대한다.

## 나. 조류 발생메카니즘

조류의 발생메카니즘을 규명하기 위해서 2002년 11월부터 2004년 2월까지 월 2회에 걸쳐 생태계전반에 걸친 연구를 통해 조류 발생 메카니즘은 섭식, 영양염, 유입수, 환경요인(빛, 수온)과의 관계에서 규명하였다. 연구는 저수지 수질, 플랑크톤, 퇴적물조성, 침강특성, 유입수량 및 수질, 방류수 수질을 대상으로 수행하였다. 이와 병행하여 실내실험으로 조류 성장에 영향을 주는 요인으로 수온, 광도, 영양염의 영향을 비교하였고, 현장 조류의 제한영양염 평가를 하였다. 이러한 생태계 전반에 걸친 연구에서 얻은 다음과 같은 결과에 의해 목표를 달성하였다.

### 1) 섭식

조류 발생과 동물플랑크톤 섭식과의 관계에서 섭식에 의한 조류 생물량의 감소는 봄철에 일시적으로 나타났으며, 대형담호에서 봄철 청수기를 유발하는 크기가 큰 지각류보다는 작은 윤충류에 의해 나타났다. 이는 부영양화가 심한 대부분의 중소형 인공저수지에서 일반적인 상황으로 평가된다. 즉 조류의 대부분이 섭식이 잘 안 되는 균체형(남조류)이기 때문에 조류섭식보다는 세균이나 크기가 작은 원생동물에 의해 에너지 전달이 주로 일어나며, 이에 따라 여과섭식성 지각류보다는 요각류와 윤충류의 상대적 발달과 중요성이 커지는 것이 보통이다. 이러한 연구결과는 향후 저수지에서의 물질순환이나 에너지흐름과 관련된 연구에 기초 자료로 활용될 수 있다.

### 2) 영양염, 빛, 수온

현장에서의 조류 발생은 인에 의해 생물량이 좌우되었고 종 조성의 변화를 야기하는 요인(수온, 광도, 영양염)은 계절에 따라 변하는 것으로 조사되었다. 특히 남조류의 생물량의 증가는 유입수로 부터의 인 유입량과 관련이 있었고, 생물량의 감소는 수온과 밀접한 관련이 있었다. 남조류 종간의 변화는 현장과 실내실험결과 모두에서 영양염 외에도 수온, 광도가 영향을 것으로 나타났으며, 선행연구에서 알려진 TN/TP비에 의해 예측된 조류 종간의 변화와 일치하는 결과를 도출하였다. 영양염첨가와 조류의 흡수능에 대한 실내실험결과에서

는 인의 흡수능이 적은시기와 현장에서 조류 발생이 증가하는 시기가 일치하여 조류발생과 관련된 지표로 활용될 수 있는 것으로 제시되었다. TN/TP비와 관련된 조류 성장률과의 관계에서는 배경질소농도가 높은 조건에서는 TN/TP비에 의해 질소제한가능성이 제시된다 하더라도 실제 조류가 질소에 의해 제한되지 않기 때문에, 현재 국내 호소 및 하천수질기준의 질소와 인에 대한 적용기준을 N/P비에 의해 판단하는 것은 재검토될 필요가 있음이 제기되었다.

### 3) 유입수

유입수로부터 유입되는 인부하를 고려시 외부부하가 큰 것으로 나타났으나, 여름철 심층의 무산소상태가 3개월 이상 유지되며, 무산소 층의 두께가 표층에서 3m 까지로 매우 넓은 부피를 차지하므로 내부부하에 의한 수질악화 또한 큰 것으로 예측되는 바 본 대상저수지의 수질관리는 외부부하 뿐 만 아니라 내부부하를 저감시킬 수 있는 방법이 적용되어야 함이 제시되었다.

이러한 연구 결과를 종합할 때, 부영양화는 유역으로부터의 외부부하와 더불어 저수지내 퇴적물에 기인한 내부부하에 그 원인을 찾을 수 있으며, 조류의 천이과 생물량과 관련하여 1차적으로 중요한 요인으로 인으로 제시되었다. 수온은 인이 부족한 시기에 조류의 생물량과 종의 천이를 야기하는 요인이었고, 광도는 이러한 두 가지 요인에 비해 그 중요성이 적었다. 섭식에 의한 생물량의 감소는 단기간내에 일어나는 것으로 조류의 생물량 감소에 영향을 주는 것으로 나타났다.

이러한 연구결과는 조류제어공법을 선택 시 활용할 수 있을 뿐 아니라 소규모 부영양저수지에서의 물질순환이나 에너지 흐름 그리고 수질을 예측함에 있어 중요한 정보를 제공할 것이다.

## 2. 농업용 저수지의 중점관리 유형분류

### 가. 농업용 저수지의 중점관리 유형분류에 따른 관리기법

농업용 저수지의 형태적 특성에 따라 걸가지형, 하천형 등으로 분류하였거나, 오염원 분포에 따라 도시형, 농촌형으로 분류한 바 있으나, 본 연구에서는 저수지의 구조적인 특성과 수질의 상관성을 고려하여 4가지 유형으로 분류함으로써 각 유형에 적합한 수질관리 및 개선방향을 제시하였다.

본 연구과제에서 저수지의 유형분류체계는 관련기관에서 저수지의 수질개선 정비사업시 우선 순위결정과 개선대책을 마련하는데 충분한 역할을 할 수 있을 것이라 판단된다.

#### 나. 녹조발생이 농작물에 미치는 영향

녹조가 발생한 저수지의 관개수로에 따라 수질과 농작물 조사 결과 저수지 유역내에서 농작물의 생육과 수확량에 큰 영향을 미치지 못하는 것으로 자료를 확보하였다. 그러나 영양염류의 농도가 높을 경우 가비중점 시비 후 추비절감시비를 하고 적절한 용수관리를 한다면 농작물에 큰 영향을 없을 것으로 판단된다.

## 2절. 녹조발생처리기법 개발

### 1. 화학적 응집제를 이용한 농업용저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술

대체적으로 연구 목표를 달성한 것으로 평가할 수 있다. 응집제를 사용하여 호수의 수질을 개선한 국내외의 사례들을 수집하였다. 특히 외국의 성공적인 적용사례들을 수집하여 보고함으로써 국내에서의 적용가능성을 제시하였다. 응집제를 이용하여 부유물질을 침강시키고 인을 제거하는 방법은 정수장에서 오랫동안 사용하던 기술이었다. 그러나 이를 호수에 직접 투여하여 호수의 수질을 경제적으로 정화하는 방법은 국내에 도입되지 않고 있는 실정이다. 외국의 사례조사결과 미국과 캐나다 등의 지역에서는 이미 호수의 수질개선을 위해 사용한 사례들이 많이 있는 것으로 밝혀졌다.

저수지들이 가지는 수자원으로서의 가치가 날로 커지고 있는 시점에서 우리나라에서도 이제는 응집제를 사용하여 수질을 정화하는 것이 경제적 타당성을 가지고 있으며, 부작용도 없다는 것이 선진국의 연구결과 보고되어 있으므로 이를 종합하여 국내에 도입한 것은 본 연구의 중요한 업적이라고 평가할 수 있다.

또한 응집제를 국내의 호수에 직접 사용하면서 현장에서 발생하는 여러 가지 장단점들을 경험하고 문제점을 도출함으로써 현장 적용성을 높였다.

응집제 투여의 효과와 독성 유무에 관한 연구는 연구결과의 활용에 중요한 결정인자이다. 본 연구의 결과 효과가 지속하는 기간이 짧은 경우와 효과가 좋은 경우들에 대해 가이드를 제시하였으므로 기술의 현장적용에 도움이 될 것이다.

생물을 이용한 독성 실험결과 독성이 없는 것으로 조사되었으며 이는 응집제를 이용하여 호수의 수질을 정화하는 기술을 사용하는데 있어서 가장 큰 걸림돌을 제거한 것이라고 볼 수 있다.

앞으로 저수지의 수질을 경제적으로 개선하는 방안으로서 활용될 것으로 기대된다.

## 2. 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기술 개발

농업용 저수지 퇴적물을 조사한 결과 T-N은 팔당호 퇴적물 제거 기준이상 함량하고 T-P와 강열감량은 수질과 상관성이 높고, 부영양화 단계인 저수지의 퇴적물은 C/N율이 10이하 낮아 분해가 빠른 유기물로 이루어져 있는 것으로 조사되었다.

이는 농업용 저수지에서 저질층 퇴적물이 부영양화에 영향을 미치고 있음을 알 수 있어, 저질층 퇴적물 제거로 수질개선효과를 얻을 수 있다는 자료를 확보하였으며, 실제 흡입식 기술을 이용하여 퇴적물 제거 시범사업 결과 수질개선효과가 있는 것으로 검증되어 저질 퇴적물 회수방법인 수중준설 사업 확대에 기여할 것으로 판단된다. 또한 우리나라 농업용 저수지의 퇴적물 오염관리 및 퇴적물 제거방안으로 활용할 수 있을 것으로 판단된다.

시범사업 실시 결과 퇴적물 제거공법인 펌프준설선은 준설시 부유물질 발생으로 2차 오염을 유발하였지만, 흡입식 준설공법은 준설지점에서 배경 수질과 비교하여 부유물질이 발생되지 않아 저수지 수질개선 목적으로 적절한 퇴적물 제거공법으로 검증되었다. 시범사업 실시로 확보된 자료를 바탕으로 국내의 농업용 저수지의 퇴적물 제거공법의 기준을 설정과 2차 수질오염을 방지할 수 있는 제도적인 공법에 필요한 지표로 활용할 수 있을 것이라 판단된다.

## 3. 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술 개발

본 연구는 녹조발생처리기술 중 가압부상법을 이용한 처리기술로서 기존에 연구된 가압부상법의 원리를 이용하되 보다 효율적인 응집제의 개발과 함께 응집된 녹조 및 오염물질을 회수하여 처리의 효율을 높이고 그에 따른 수질개선 효과를 극대화 할 수 있는 기술 개발하는 것을 목표로 하였다. 이 목표는 실내 실험을 통해 가압부상과 관련된 인자(응집제, 미세기포의 크기, 미세기포발생장치, 부상슬러지의 회수 및 처리장치)와 현장적용을 통한 수질개선효과 및 퇴적물 부상분리 효과의 검증과 추가로 부상슬러지의 처리방안으로 퇴비화 방안을 검토·제시함으로써 달성하였다.

### 가. 가압부상 요소기술 검토 및 개발

본 공법은 기존의 가압부상법이 가압탱크식인 반면에, 기액혼합펌프를 도입하여 가압탱크가 필요 없는 시스템으로 구성하였다. 이런 경우 장비의 이송이 용이하고 시설설치면적과 동력비가 기존에 방법에 비해 적게 소요되는 것으로 나타났다. 국내 수처리에서 주로 사용되는 알루미늄과 PAC에 대한 응집제 실험을 통해 PAC의 효과성을 입증하였고, 미세기포 발생장치의 적합성을 판단하기 위해 기포크기를 측정된 결과 기포의 크기가 선행연구에서 적정크기로 제시된 것과 일치하므로 적용에 있어 타당성이 입증되었다. 부상슬러지의 회수는 처리규모와 비용에 의해 결정될 수 있으며 스키머, 흡입펌프, 인위적 수거 등의 방법을 사용하였고, 처리규모가 큰 경우에는 스키머와 흡입펌프의 사용이 가능하나, 본 연구와 같이 처리 규모가 적은 경우에는 표면에 부상한 슬러지는 스킴이 단단하고 쉽게 깨지지 않기 때문에 인위적으로 수거가 가능하였다. 본 연구의 세부추진내용외로 회수된 슬러지의 사후 처리방안으로 퇴비화에 의한 처리 가능성을 검토하였다.

본 공법은 수체내 유기물을 대상으로 하는 실험과 퇴적물을 교란시켜 퇴적물내 포함된 유기물까지 부상분리하여 발생된 슬러지를 수거하여 퇴비화 가능성을 검토하였다. 퇴적물을 부상분리한 슬러지의 경우에는 퇴비화는 가능하나 유기물 함량등이 비료법에 제시된 규정농도 미만으로 나타나 그 사용이 어려운 것으로 나타났다. 반면에 수체 내 입자들을 부상 분리 후 회수한 슬러지는 퇴비화와 더불어 토양살포가 가능한 것으로 조사되었다. 따라서 당초 추진 계획했던 가압부상기술의 요소기술의 검토와 개발 외에도 슬러지 처리에 대한 문제까지 포괄적으로 연구를 진행함으로써 기대 이상의 효과를 얻었다.

#### 나. 현장 적용을 통한 수질개선효과

현장 실험은 수체 내 조류의 제거와 더불어 퇴적물의 부상분리에 따른 퇴적환경의 변화까지 조사하였다. 수체에서의 조류 제거효과는 매우 큰 것으로 나타났고, 잔류 알루미늄에 의해 퇴적물로부터의 인 용출이 감소함으로써 내부부하 감소 효과도 얻을 수 있는 것으로 조사되었다. 가압부상 적용 시 시간에 따른 엽록소  $a$  농도의 변화를 조사한 결과 현장처리수와 jar-test를 통해 결정된 가동시간과 응집제 투입농도의 2/3정도 소요된 시기에 90%이상의 처리효율이 나타나므로, 가동시간과 응집제 소요량이 저감될 수 있음이 제시되었다. 또한 본 시스템이 가압혼합펌프를 사용함에 있어 문제점으로 제시된 유입수량 증가 시



공기주입량 감소에 의해 정상운전이 안 되는 것은 수위조절이 가능한 물탱크의 설치를 통해 해결할 수 있었다.

이외 본 시스템을 현장에 반복 적용함에 있어 도출되는 문제는 없었고 추가적인 요소개발 없이도 현장에 적용 시 높은 수질개선효과를 기대할 수 있을 뿐 아니라, 장비의 이송과 조립 및 해체가 단시간 내에 이루어질 수 있도록 설계됨으로써 실용화가 용이한 수준으로 판단 할 수 있다.

#### 4. 어류중심의 생물조절을 통한 조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법개발

본 연구에서는 남조류에 의한 수화현상을 저감하는 방안으로서 식물플랑크톤 식성의 어류를 이용하는 방법으로서 기존에 보고된 어종(백련어), 한국 고유종인 치리 및 수화가 발생하는 저수지에 서식하는 붕어, 참붕어 등을 통한 접근을 시도하였으며, 기본적으로 서식지 내의 생물들과 본 실험에 사용된 어종과의 상관관계를 정의하기 위해 수화가 발생하는 저수지의 남조변성특성, 생물상의 변화, 어류상 등을 자료화 하였고 현장에서의 응용성을 고려하여 대상 저수지를 모색하여 다양한 종류의 메조코즘을 설치하여 섭식실험을 진행하였다.

##### 가. 대상 저수지의 생물상 및 치리의 남조섭식에 관한 실험실내 평가

1차년도의 목표는 어류를 이용한 남조제어 효과의 가능성을 입증하기 위해 연구과제의 효과적 수행이 가능할 것으로 판단되는 대상저수지의 선정 및 서식 생물 파악, 실험실내 실험을 통한 치리의 남조섭식 능력 검증, 그리고 선택된 대상 저수지가 실험에 적합도 평가였다.

대상 저수지는 각 세부과제의 수행과 공동의 연구가 가능한 충남 보령시에 위치한 신규저수지를 선정하였다. 어류를 이용한 섭식 실험에 앞서 저수지를 대표하는 4개 고정 조사구를 선정하여 동물플랑크톤상, 어류상 및 연중 남조에 의한 수화현상의 변화 그리고 이화학적 변화를 측정하여 자료화하였고 보다 정밀한 자료를 위하여 Multi-parameter water quality monitor(YSI 6600 Sonde)를 도입하여 수심에 따른 변화까지 세분화하여 측정하였다.

또한 2002년 10월에는 부산시 회동저수지에 서식하는 치리 개체군을 샘플링하여 장내용물을 검경하여 식이물의 대부분이 남조류(88.5%)와 규조류(11.5%)

로 구성되어 식물플랑크톤 식성의 어류인 치리가 서식처에서는 다량의 남조를 섭식하고 있음을 증명하였다. 이에 이어서 성체 크기의 치리(15cm)를 1개체를 20리터의 소형 수조에 넣고 *Microcystis*의 초기 밀도를  $4.2 \times 10^6 \text{colony mL}^{-1}$ 로 조절한 후 섭식시킨 결과, 2시간 경과 후  $3.7 \times 10^6 \text{colony mL}^{-1}$ 로 감소하여 실험실 내 실험에서도 남조섭식을 관찰하여 본 과제의 대상어종으로 치리가 타당함을 검증하였다. 그러나 2003년 4월에 수행된 회동저수지의 개체군을 사용한 신구저수지에서의 mesocosm 실험에서는 남조저감효과가 나타나지 않았다.

고정조사구에서 조사된 동물플랑크톤의 경우 종다양성이 최대가 되는 시점은 2003년 6월, 23분류군이었으며 겨울철의 원생동물이 주가 되는 군집형태에서 여름철에는 유행동물로 천이되는 양상을 보였다. 또한 남조류에 의한 수화발생으로 6월부터 Chl. a의 값이  $103 \mu\text{g L}^{-1}$ 으로 높아짐을 알 수 있었다. 어류의 경우 참붕어와 붕어를 우점종으로 하여 5종의 어류가 서식하며 베스 및 블루길 등의 포식성 외래유입종이 도입되지 않은 저수지로 향후 치리의 남조저감 효과가 검증될 경우 저수지 전체를 대상으로 하는 실험에서 top down 효과를 검증하기에 적합한 곳으로 평가되었다.

#### 나. 메조코즘을 이용한 치리의 남조섭식 평가 및 치리 개체군의 이동

2차년(2003)도에는 1차년도에 수행된 치리의 남조섭식량 평가를 현장 mesocosm 중심으로 검증하였고 이와 더불어 치리의 계절별 이동 및 먹이 선호도, 치리 서식처에서의 남조변성 특성, 치리를 이용한 남조저감에 응용될 국내 소형 저수지 모색 등에 중점을 두었다. 또한 1차년도에 조사된 신구저수지의 어류상을 결과를 보완하여 자망을 이용한 재조사를 수행하였다.

현장의 mesocosm은 부산인근에 위치하는 소형 저수지로 남조에 의한 수화가 발생하는 약초원 저수지에 설치하고 치리를 이용하여 섭식실험을 하였으나 폐쇄형 mesocosm에서의 Chl. a변화 및 개방형 mesocosm에서의 치리 장내용물 검경에서 섭식이 이루어지지 않는 것으로 나타났으며 이는 암,수 모두에서 동일하였다. 실험에 사용된 치리는 6월 산란을 마치고 회동저수지로 회유한 개체였으며 이로서 산란을 위해 상류로 이동한 치리 개체군 및 회유 직후 본 서식처로 회유한 치리는 본격적으로 섭식을 재개하지 않는 것으로 분석되었다.

식물플랑크톤을 주먹이원으로 여과섭식을 하는 치리는 상류로 이동한 개체군의 경우 섭식이 거의 일어나지 않으며 산란 후 저수지내로 회유한 개체들을 중심으로 번성중인 규조 및 남조를 섭식하는 것으로 나타났다. 원수에 존재하는 식물플랑크톤은 세포수로서 남조류인 *M. aeruginosa*가 우점하였으나 생체 부피비율은 규조류인 *Synedra acus* var. *angustissima*가 99% 이상을 차지하여 실질적으로 우점하였다. 치리가 섭식한 전체 식물플랑크톤의 세포수는 2002년 10월의 조사에 비해 적었지만 장내용물 조성은 원수에 존재하는 식물플랑크톤의 강별 조성과 유사한 경향을 보였다. 또한 남조류에 의한 수화 발생으로 식물플랑크톤의 종조성이 단순해지고 대부분 *Microcystis* 속만이 존재하였던 2002년 10월의 장내용물 검경 결과는 *Microcystis*가 주로 섭식된 결과를 보였으므로(88.5%) 치리의 먹이 선택은 원수에 존재하는 우점 식물플랑크톤에 의해 영향을 받는 것으로 판단되며 원수에 존재하는 남조의 비율보다 장내에 더 높은 비율의 남조가 존재하는 것은 세포의 크기가 상대적으로 작은 규조류보다는 대형 콜로니를 형성하는 남조에 대한 선택성이 높은 것으로 보인다. 또한 원수 중에 존재하는 세포수 비율과 비교해 섭식된 세포수의 비율이 *Microcystis* 속(*M. aeruginosa*, *M. ichthyoblabe*, *M. novacekii*, *M. wesenbergii*)은 66%로 *Anabaena* 속(*A. affinis*, *A. flos-aquae*, *A. minispora*)의 비율(41%)보다 높은 결과를 보였다. 이는 남조류 중에서도 길이가 긴 사상체를 형성하며 빠르게 작용하는 신경독소를 생성하는 것으로 알려진 *Anabaena* 속보다는 만성적인 간독성을 생성하는 *Microcystis* 속에 대한 선호도가 높을 수도 있음을 의미한다. 따라서 치리를 이용한 남조제어는 남조가 본격적으로 발생하는 6월보다는 남조가 대량으로 발생한 후에 가능한 것으로 평가되었다.

어류중심의 생물조절에 있어서 타당성이 검증될 경우 소형저수지 수준에서의 top down 조절을 위해 이용될 가능성이 있는 국내 소형저수지의 선정을 위한 조사에는 경상북도-울산광역시에 위치하는 8개 저수지를 대상으로 하였으며 결과 평균 5종의 어류가 서식하는 것으로 조사되었다. 이중 남조에 의한 수화가 발생하는 저수지는 2개였으며 외래유입종인 블루길(*L. macrochirus*) 등이 출현하는 곳은 4개 저수지로 나타났다.

#### 다. 식물플랑크톤식성 어류의 남조섭식

3차년(2004)도에는 치리이외의 식물플랑크톤 섭식이 가능한 어종인 백련어

(*H. molitrix*), 붕어(*C. auratus*) 등의 다양한 어류를 이용한 남조섭식과 포식성 왜래어종인 베스(*M. salmoides*)를 이용하여 식물플랑크톤을 여과섭식하는 동물플랑크톤을 섭식하는 소형어종을 감소시킴으로서 수질 및 식물플랑크톤상에 미치는 영향을 중점적으로 평가하였다.

폐쇄형 mesocosm에 *Microcystis*의 초기농도를  $100\mu\text{g L}^{-1}$ 로 조절하고 현장에서 순치된 붕어 및 백련어를 넣은 후 Chl. a 및 이화학요인, 동물플랑크톤의 변화를 측정하였다. 백련어의 경우 높은 수온과 남조독성으로 인해 72시간이 경과하여 폐사하였으나 붕어의 경우 3일 이후부터 동물플랑크톤을 섭식하는 것으로 나타났다.

또한 mesocosm이 설치된 약초원저수지에 서식하는 붕어, 참붕어와 울산 근교의 상보저수지에 서식하는 베스를 샘플링하여 붕어 처리구, 참붕어 처리구, 베스 처리구 및 세 어종의 혼합 처리구로 구분하여 mesocosm에 투입한 후 Chl. a 및 이화학요인의 변화를 측정하였으나 어떠한 처리구에서도 Chl. a의 감소효과가 나타나지 않았다. 이는 2차년도와 3차년도에 장내용물로부터 확인한 붕어의 남조섭식 결과와 상반되는 것으로 mesocosm의 좁은 공간과 얇은 수심으로 인한 수온상승 등의 요인에 의한 부작용인 것으로 판단된다.

## 제 5 장

# 연구개발결과의 활용계획

---

- 1절. 추가연구의 필요성
- 2절. 연구결과의 활용
- 3절. 기업화 추진방향

## 제 5장 연구개발결과의 활용계획

### 1절. 추가연구의 필요성

농업용저수지의 수질관리에 대해 관개용수로의 이용목적하에 유량확보측면에서의 연구가 많이 진행된바 있으나, 수질과 관련된 연구는 상대적으로 적게 이루어졌다. 이는 여름철 집중강우가 내리는 몬순기후적 특성으로 수질보다는 관개용수에 필요한 유량확보가 더 중요하게 인식되었기 때문이다. 그러나 최근 부영양화된 농업용저수지가 수적으로 증가되고 있으며, 환경에 대한 국민적 인식이 고조되면서 깨끗하고 친자연적인 환경조성을 요구하고 있다. 이러한 실정에서 안정적인 유량확보와 더불어 깨끗한 수질관리를 위해서는 무엇보다도 수질악화에 대한 정확한 진단과 더불어 관리계획을 수립하는 것이 필요하다. 이러한 필요성에 따라 농업용저수지 측정망 자료를 토대로 유형을 분류한 바 있고, 유형별 수질과 유역환경 특성을 규명하고자 하는 연구가 진행된 바 있다. 그러나 유형분류에 이용된 자료의 측정횟수 부족과 더불어 현장조사를 통한 검증이 이루어지지 않아 신뢰성 확보를 위해서는 수질관리가 요구되는 유형에 포함된 저수지를 대상으로 한 현장검증 측면에서의 연구가 필요하다.

저수지 환경의 특성과 관련된 여러 가지 현상을 이해하는 것은 수질을 이해하고 문제점을 판단하는데 가장 기본이 될 수 있다. 그 다음으로 해당 호수에서 관심이 되고 있는 문제를 진단하고 그 문제를 정확히 동정하는 작업이 필요할 것이다. 따라서 저수지 내에서 발생하는 일반적인 문제들, 예를 들면, 영양염문제, 조류문제, 수초문제, 수심문제, 저질문제, 산성화 문제 등과 동정된 문제들을 정확히 파악하기 위한 예비조사 및 분석, 그리고 이들을 기초로 호수의 영양상태를 정확히 판정하는 것이 중요하다. 저수지의 현재수질과 함께 수질에 영향을 미치는 요인들 그리고 이들 요인들에 대한 저수지의 반응에 대한 이해는 호소수질을 예측하는데 필수적이다.

유역은 저수지의 수질과 생태계에 영향을 미치는 중요한 요인으로 호수내의 관리대책은 반드시 유역으로부터의 유입물질을 저감하는 대책과 연계되어야 하는 만큼, 유역의 특성과 유역 내 오염원의 분포에 대한 이해는 저수지수질 및 생태계관리를 위해 필수적이라고 할 수 있다. 저수지와 유역의 특성을 이해

하고, 호수 내 문제와 유역의 오염원 분포를 파악한다면 그 해결을 위한 적용기술은 복원 혹은 관리 목표를 설정하는 과정에서 발견되는 여러 가지 문제점을 평가하고 진단하는 과정을 통해 어떤 현상에 영향을 미치는 항목을 선택하고, 가장 중요한 문제점을 해결할 수 있는가에 초점을 두고 선택될 수 있다. 그러나, 유역으로부터의 영향과 호수 바닥과의 상호작용 등 매우 복잡한 총체적인 결과로 나타나므로 저수지의 복원과 관리를 위해서는 이들 여러 가지 부분들을 모두 고려해야 하며, 가장 중요한 인자를 중심으로 그와 관계된 항목들을 단계적으로 평가하고 해결해야 할 필요도 있다.

우리나라의 수질관리정책은 그 원칙이 세부적인 측면에서 종합적인 부분으로 나아가는 경향이 있으나, 이는 그 목적과 정책이 문제되는 것은 아니나 방법상의 원칙이 바뀜으로 인해 노력과 경비가 중복적으로 투자될 수 있기 쉬우며 문제의 핵심을 전체계획에서 반영하지 못하는 사례가 발생할 우려가 크다. 그러므로 저수지의 조사와 관리정책의 수립은 저수지의 특성을 이해하는 것이 가장 중요하며, 그 다음으로 호수에 영향을 미치는 여러 가지 유역의 인자들을 종합적으로 연결하는 총체적 계획을 통해야 하며, 이 과정에서 세부적인 부분들이 정량화되고 예측되어야 한다.

따라서 농업용저수지 중 일차적인 관리가 요구되는 저수지를 대상으로 유역과 저수지 환경 전반에 대한 조사를 통해 부영양화 원인을 진단하고 수질개선 공법을 적용하여 그 효과를 검증함으로써 효율적인 수질관리기법을 제시함과 동시에 국내 농업용저수지 특성에 적합한 공법의 적용의 가이드라인 작성을 위한 연구가 필요하다.

## 2절. 연구결과의 활용

본 연구에서 도출된 연구결과를 전문 학술지에 투고하고 학회에서의 발표를 통해 검증하였다.

### 1. 농업용 저수지 부영양화 및 녹조발생 진단 및 예측기법 개발/응집 부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템기술 개발

본 연구과제를 수행하는 동안 도출된 연구결과를 학회지 논문으로 4편을 출간하였고, 국내학술대회에 7편, 국외학술대회에 4편의 연구결과를 소개하였다.

#### 가. 국내 논문발표 실적

- 1) 김호섭, 황순진. 2004. 얇은 부영양 저수지의 육수학적 특성: 계절에 따른 수질변화. 한국육수학회지 37: 180-192
- 2) 김호섭, 황순진. 2004. 육수학적 특성에 따른 국내 저수지의 부영양화 유형 분석: 엽록소 a 와 수심을 중심으로. 한국육수학회지 37(2): 213-226
- 3) 김호섭, 공동수, 황순진. 2005. 얇은 부영양저수지의 동·식물플랑크톤 군집 변화 특성. 한국육수학회지 38:18~29
- 4) 김호섭, 정동일, 이일국, 황순진. 2005. 가압부상법을 이용한 부영양저수지의 수질개선 (인쇄중)

#### 나. 국제논문

- 1) Ho-Sub Kim , Soon-Jin Hwang, Jae-ki Shin, Kwang-Guk An, Chun-Gyeong Yoon. 2005. Effects of Limiting Nutrients and N:P ratios on the Phytoplankton Growth in a Shallow Hypertrophic Reservoir. *Hydrobiologia*. (심사중)



#### 다. 국내 발표

- 1) Ho-Sub Kim , Soon-Jin Hwang, Ho-Il Kim, and Kyung-Man Kim. 2003. Classification of Korean Agricultural Reservoirs based on Chlorophyll-a and Morpho-physical Characteristics. The 58th Annual Meeting of the Korean Association of Biological Science. Chungnam national University, Daejeon, Korea.
- 2) Ho-Sub Kim, Kwang-Hyun Choi, Jung-Hwan, Park, and Soon-Jin Hwang. 2003. The Effect of Limiting Nutrients and Stoichiometry on Phytoplankton Growth in a Small Agricultural Reservoir (Singu reservoir). The 58th Annual Meeting of the Korean Association of Biological Science. Chungnam national University, Daejeon, Korea.
- 3) Kim, Ho-Sub, Ju-Yeon Son, Sung-Hwa Um, Kwang-Hyun Choi , Hyung-Tae Lee, Soon-Jin Hwang. 2004. Application of Dissolved Air Flotation Technique to Improve Eutrophic Reservoir Water Quality. The 59th Annual Meeting of the Korean Association of Biological Science. Seoul National University, Seoul, Korea.
- 4) 김호섭, 손주연, 엄성화, 공동수, 황순진. 2005. 가압부상을 이용한 수질 및 퇴적물 개선효과. 한국물환경학회·대한 상하수도학회 공동 춘계학술발표회 및 포럼, 국립금오공과대학교, 구미.
- 5) 김호섭, 공동수, 황순진. 2005. 부영양저수지에서 광도, 수온, 영양염조건 변화에 따른 남조류 군집반응. 자연형 하천조성을 통한 수환경개선 심포지엄 및 한국육수학회 춘계 학술발표대회, 한국수자원공사 수자원연구원, 대전.
- 6) 손주연, 김호섭, 공동수, 황순진. 2005. 육수학적 특성에 따른 국내저수지의 부영양화 유형분석과 관리방안. 자연형 하천조성을 통한 수환경개선 심포지엄 및 한국육수학회 춘계 학술발표대회, 한국수자원공사 수자원연구원, 대전.
- 7) 김호섭, 손주연, 엄성화, 공동수, 황순진. 2005. 가압부상을 이용한 수질 및 퇴적물 개선효과. 한국물환경학회·대한 상하수도학회 공동 춘계학술발표회 및 포럼, 국립금오공과대학교, 구미.

### 라. 국제발표

- 1) Kim, Ho-Sub and Hwang Soon-Jin. 2004. Analysis of Eutrophication based on Chlorophyll-a, Depth and Limnological Characteristics in Korean Reservoirs. The 1st Korean Japan joint limnology symposium, Material Cycling and long-term ecological research in freshwater ecosystems. Pusan National University, Busan.
- 2) Chung, Mi-Hee, Ho-Sub Kim, Chung-II Choi and Soon-Jin Hwang. 2004. Phytoplankton Community Dynamics in the Birth Stage of a Large Reclaimed Estuarine Lake in Korea (Lake Hwaong). The 1st Korean Japan joint limnology symposium, Material Cycling and long-term ecological research in freshwater ecosystems. Pusan National University, Busan.
- 3) Soon-Jin Hwang, Ho-Sub Kim, 2004. Characterization of Korean reservoirs based on Morpho-physical Parameters. 2004. 日本農業土木學會, 日本 삿포르 北海학원대학
- 4) Soon-Jin Hwang, Ho-Sub Kim and Chung-II Choi, 2004. Factors influencing phytoplankton growth and dynamics in a shallow eutrophic reservoir, S. Korea. The 12th International Symposium on River and Lake Environment. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Science, Wuhan, China

### 2. 농업용저수지의 중점관리 유형분류에 따른 관리기법 개발/흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법 개발

본 연구과제를 수행하는 동안 도출된 연구결과를 학회지 논문으로 8편을 출간하였고, 국내학술대회에 3편의 연구결과를 소개하였다.

#### 가. 국내 논문발표 실적

- 1) 김경만,김이부,안열,고재만. 2004. 진공흡인시스템을 이용한 저수지퇴적물 준설방법. 농어촌과 환경 통권 84호, p83
- 2) 고재만, 남기복. 2002. 8. 진공흡인압송시스템을 이용한 퇴적오니 준설효

- 과. 한국지반공학회/환경준설매립 학술논문집
- 3) 고재만. 2002. 8. 퇴적오니준설과 처리방안. 한국건설기술연구원, 2002년 지반환경
  - 4) 양태선, 최인걸. 2005. 5보령신구저수지의 퇴적오니준설현장 견학기, 한국지반공학회, 한국지반공학회지 제19권 제15호
  - 5) 연합뉴스. 2003. 6. 보령시 “퇴적오니 준설시스템 시연회”
  - 6) 대전일보. 2004. 9. 진공흡입으로 퇴적오니 “말끔”
  - 7) 고재만, 양태선, 이갑수. 2004. 12. 저심도 퇴적오니준설을 위한 기본적 시험 방법에 관한 연구. 한국환경관리학회 제10권 4호
  - 8) 고재만, 양태선. 2005. 3. 저수지 환경관리를 위한 흡입식기술의 적용성에 관한 연구. 한국환경관리학회 논문집 11권 1호

#### 나. 국제발표

- 1) Kyungman Kim and Jaeman Ko. 2004. The Effect of Sediment Dredging using Vacuum Suction System. The 1st Korean Japan joint limnology symposium, Material Cycling and long-term ecological research in freshwater ecosystems. Pusan National University, Busan.
- 2) Eve Kim, Kyung-Man Kim, Byeong-Deok Hong, Yeoul An. Organic matter contents and distribution of Sediments in Agricultural Reservoirs. The 1st Korean Japan joint limnology symposium, Material Cycling and long-term ecological research in freshwater ecosystems. Pusan National University, Busan.
- 3) 김경만, 고재만, 안열. 2007. 7. 저수지 수질개선을 위한 수중준설 사례. 농공학회 학술발표

### 3. 화학적 응집제를 이용한 농업용 저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술개발

본 연구과제를 수행하는 동안 도출된 연구결과를 학국내학술대회에 1편의 연구결과를 소개하였다.

#### 가. 국내 발표

- 1) 한지선, 최영순, 김범철. 2005. 소형 인공연못에서 황산알루미늄 응집제의 투여 방법의 차이에 따른 수질개선효과 비교. 한국물환경학회·대한 상하수도학회 공동 춘계학술발표회 및 포럼, 국립금오공과대학교, 구미.

### 4. 어류중심의 생물조절을 통한 수질개선 및 녹조제어 기법개발

본 연구과제를 수행하는 동안 도출된 연구결과를 학회지 논문으로 1편이 심사중이며, 국내학술대회에 1편, 국외학술대회에 3편의 연구결과를 소개하였다.

#### 가. 국내 논문발표 실적

- 1) 윤주덕, 장민호, 김명철, 남귀숙, 황순진, 주기재. 2005. 농업용 저수지의 어류군집 특성. 한국육수학회지 (심사중)

#### 나. 국내 발표

- 1) La, Geung-Hwan, Myoung-Chul Kim, Min-Kee Lee, Soon-Jin Hwang, Gea-Jae Joo, 2003. The Changes of Physico-chemical Factors During the Vacuum Suction Dredging Operation in a Small Reservoir. The 58th Annual Meeting of the Korean Association of Biological Science. Chungnam national University, Daejeon, Korea.

#### 다. 국제 발표

- 1) Shin, Woon-Kyun, Hyun-Woo Kim, Geung-Hwan, La and Gea-Jae Joo, 2004. Impact of Prolonged Turbidity on the Zooplankton Community in 2003 at the Lower Nakdong River, Korea. The 1st Korean Japan

- joint limnology symposium. Pusan National University, Busan.
- 2) La, Geunghwan, Woon-Kyun Shin, Hyun-Woo Kim and Gea-Jae Joo, 2004. Impact of the Abnormal Turbidity(2003) on Zooplankton Dynamic in a Regulated River(Nakdong River, Korea). The 12th International Symposium on River and Lake Environment. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Science, Wuhan, China
  - 3) Jung, Jong-Mun, You-Jeong Lee, Hong-Ki Park, Eun-Young Jung, Ki-Woon Kwon, Pan-Se Shin and Gea-Jae Joo, 2004. Seasonal Variation of Phytoplankton Community in the Hoidong Reservoir, S. Korea. The 12th International Symposium on River and Lake Environment. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Science, Wuhan, China

## 제3절 기업화 추진방안

- 전문학술지를 통한 자료의 검증 및 도출되는 문제점에 대한 보완
- 본 연구결과를 토대로 논문 투고 및 특허 출원 추진
- 농업용저수지 뿐만 아니라 골프장이나 유원지에 위치한 소규모 연못의 수질정화기술로서 적용할 수 있도록 지속적인 기술지원

### 1. 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오니제거 시스템

#### 가. 국산화 및 개발 추진계획

부상분리를 이용한 조류제거 사업에서 사용한 가압부상장비 중 미세기포 발생장치 부분이 특허 등록 되어있고, 분사 노즐장치에 관한 부분도 일본 BT사의 한국 특허 등록 되어 있어 기술이전이 짧은 기간 내에 이루어지기 어려운 실정이다. 하지만 전체 시스템의 개발에 있어서 일본과는 공통 개발자로서 협의가 이루어 졌으며, 노즐장치를 제외한 모든 장비는 국산화가 가능하다.

#### 1) 1단계 BT의 호소의 조류제거에 관한 적용성 개발

호소에서 적용성을 검토 본 연구과제에서 호소수의 조류제거용으로 신규 저수지에 적용을 해 보았으며, 그 가능성은 입증 되었다. 기존설비(가압탱크 또는 가압펌프방식)에 비해 설비가 훨씬 간편하며 경제적이고 보다 작은 미세기포를 만들어 볼 수 있었다.

#### 2) 2단계 규격화 및 추가 개발

큰 호소의 조류제거 적용의 경우에 있어서 고려해야 될 사항은 먼저 미세기포 발생장치의 규격화가 이루어져야 하며, 또한 경제성을 고려하여 설비의 대용량화가 필요하다. 기존의 시험 결과에 따르면 규모화의 방법으로 문제는 없을 것으로 생각된다. 하지만, 부상 후 떠오르는 스킴의 제거방안에 있어서는 호소 전체에 대한 구획화 방안이 필요하며, 아직 인력에 의거하고 있는 문제를 해결하기 위한 추가 개발과 검토가 필요하다. 또한 탈수에 방안에 있어서는 기계탈수의 경우 설비의 과대문제가 있으며 자연건인 경우는 부지 확보 및 냄새

발생에 따른 민원문제를 고려해야 한다.

그리고 스킴 재이용의 경우는 보다 빠른 탈수 및 수송으로 상기의 민원문제를 보완하는 방안을 검토해야 한다.

### 3) 3단계 생산 및 보급

상기의 적용 및 실험한 내용에 대한 검토를 통하여 보다 완벽하며 효과적인 가압부상장비에 대한 기술을 민간 환경업체에 이전하여 본격 생산 가능하도록 기술보급 실시한다.

#### 나. 폐수 처리장에서의 적용방안

초기 모델에서는 BT 노즐의 와류 현상으로 인한 호소처리용 저니 제거용으로만 적용을 했으나, 2005년 5월 BT노즐에 GUIDE VANE을 추가하여 와류를 최소화 하였고, 보다 작은 기포를 만들 수 있어서 폐수에 적용 시험을 했으며, 현장에 설치하여 가동 중에 있다.

그에 따른 검토결과, 기존의 가압 탱크 및 가압 펌프 방식의 미세기포장치에 비하여 훨씬 경제적인 뿐만 아니라, 설비 및 운용의 간편성에 따른 실용화가 가능하게 되었다.

그 실례는 아래의 사진을 첨부하였다. (청주 00 폐수처리장)



#### 다. 하천에서의 부상분리 적용방안

하천을 대상으로 할 경우에는 하천 본류보다는 오염이 심화된 소규모 유입지천을 대상으로 하며, 가압부상장비의 설치가 곤란하고 수심이 얇은 경우 또는 갑작스런 오염사고 발생시 신속하게 현장으로 이동하여 오염물질을 제거할 수 있을 것으로 판단된다.

가압부상조 기계장치 및 전기계장, 발전기 및 약품운반등을 2~3개의 컨테이너로 제작하여 현지에서 가압부상에 의한 오염물질 제거 및 탈수까지 가능하도록 제작 하며, 컨테이너의 크기는 국내 도로폭을 감안하여 폭 3.5m 이내, 높이 4m 이내로 제작하되 가능한 최대의 처리용량으로 제작한다.

#### 라. 정수장에 상수의 전처리에 적용방안

현재 국내의 상수처리장에서는 유입원수에 약품을 투입하여 응집에 의한 중력식 침강법을 적용하여 침전물을 제거한 후 여과 및 소독 공정으로 상수를 처리하여 공급하고 있으나, 이취미의 원인인 조류의 제거에는 미흡하며 대처를 하고 있지 못하고 있다. 또한 중력식의 침전방식에서는 조류에 의한 여과지 폐쇄 및 기타 침전물 처리에 따른 어려움을 극복하고 있는 현실이다.

이에 반하여, 본 실험 결과에서도 보았듯이 가압부상설비로 조류의 제거율은 95~98%이상의 높은 효율을 보이고 있으므로 상수의 고도처리 방안으로서 이취미를 제거하는 효율은 이미 국내외에서 증명이 되었으며, 현재 강원도 횡성정수장에 가압탱크방식(수입:LEOPOLD)이 적용되어 가동 중에 있다. 또한 국산화를 위하여 연구도 활발히 진행되고 있다.

그러므로 가압부상설비의 적용으로 인하여 보다 적은 소요부지 면적과, 유량 변동에 따른 대체 능력과 고품물 회수능력이 우수하며, 보다 경제적인 방안으로서 고도 상수처리방안으로 고려될 수 있을 것이다.

#### 2. 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법

농업용 저수지 3,277개소 중 49%에 해당되는 1,600개소가 준공된 지 50년 이상이 경과되어 저수능력 저하로 농업용수확보 및 홍수조절 기능을 향상시키기 위한 준설의 필요성이 대두되고 있다. 무엇보다도 저수지 준설환경평가의 강화에 대비하여 친환경적인 퇴적물 준설의 공법 개발 및 적용성에 대한 대책이 미비하였다. 따라서 저수지의 수질개선을 시행함에 있어 수중준설에 의한 2차



오염발생, 준설토 처리방법 및 생태보존 등을 고려한 수중준설사업에 필요한 퇴적물 회수방법 및 처리기법을 도입하여 시험적용하였다. 한편, 이에 대비하여 '04년도에는 농림부 시범사업의 일환으로 친환경적인 수중준설을 실시한 바가 있으며, 매년 친환경적인 수중준설 대상지구가 10%이상 증가될 것으로 예상되고 있다. 그러므로 본 연구에서 시험실시한 진공흡인압송 준설공법이 장비의 육상운반성, 2차 환경오염저감, 고농도 저함수비의 퇴적물 준설 등에 대한 효과가 매우 양호한 것으로 평가되었으며, 향후 저수지의 수질개선 및 저수량 확보를 위한 수중준설사업에 친환경적인 공법으로서 활용성이 클 것이라고 판단된다. 저수지의 수질개선을 위해 진공흡인압송공법을 설계에 적용한 대표적인 사례는 충남 아산시 소재 마산지(신정호)이며 퇴적오니준설은 실시되고 있지 않다.

최근 각종 수역의 항만건설현장에서 발생하는 연약지반개량시의 해저슬라임(slime)이 주변수역으로 확산되어 해양생태계에 미치는 영향을 최소화하기 위한 대책으로서 진공흡인압송공법을 적용한 준설설계검토가 활발해지고 있다. 그러나 본 연구에 적용한 진공흡인압송공법은 대수심에 적용하는데 한계가 있다. 따라서 원천기술인 진공흡인압송기술을 응용한 30m 이상의 대수심에 적용할 수 있는 흡입기술장비의 개발이 검토, 완료단계에 있으며, 본 연구에 적용한 진공흡인압송공법을 저수지와 같은 폐쇄수역이 아닌 해저의 부산 신행만 건설현장에서 2003년 10월에 시험시공을 실시하여 높은 해저슬라임의 제거효율에 대한 평가를 받았다. 따라서 저수심에서 고수심에 이르는 흡입기술을 응용하여 모든 수역에 활용할 수 있는 다목적 기술로 발전시켜 국산 신기술을 취득한 후 제품의 국산화율을 제고하여 항만, 어항, 호소 저수지 등에 대한 퇴적오니준설사업에 적극적으로 활용할 계획이다.

## 제 6 장

# 연구개발과정에서 수집한 해외과학기술정보

---

1절. 조류발생 및 제어

2절. 부상분리기술

## 제6장 연구개발과정에서 수집한 해외과학기술정보

### 1절. 조류발생 및 제어

#### 1. 조류발생과 관련된 인자

가. Thienemann, 1927; Rawaon, 1952, 1953, 1955; Sakamoto, 1966; Vollenweider, 1968; Ryder et al., 1974; Cole, 1979

- 외부로부터 유입되는 영양염류의 희석용량과 관련된 저수지의 부피를 결정하는 요인으로 저수지의 생산력을 결정하는 가장 중요한 요인으로 수심의 중요성을 강조.
- 수심이 얕을수록 빛과 영양염류에 대한 이용성 증가로 부영양화 가능성이 높은 것으로 예측.

나. Cooke and Williams, 1973; Krenkel and Vladmir, 1980; Happer, 1992; Tabuchi et al., 1991

- 유역으로부터 유입되는 영양염류의 형태와 양이 오염원 및 토지이용형태 그리고 강우량과 강우빈도와 관련이 있음을 제시함.
- 유역으로부터의 인과 질소의 유출은 토양입자와의 결합력의 차이로, 질소는 표면유출이 있는 경우에는 쉽게 유출되나, 인은 일반적으로 강우강도가 높은 시기에 토양입자와 더불어 입자형태로 많이 유입됨을 보고함.

다. Fee, 1979

- 유역에서의 영양염류 발생량과 저수지에서의 체류시간과 관련된 형태학적인 인자로서 유역면적은 수표면적에 비해 넓을수록 퇴적물과 영양염류의 부하에 대한 잠재력이 크기 때문에 저수지의 영양상태를 예측하는 형태학적인 지표로 활용됨.
- 수심이 깊은 호수보다는 얕은 호수가 빛의 이용율적 측면에서 조류 성장에

유리하며, 식물플랑크톤의 증식속도에 비해 수체의 체류시간이 너무 짧은 호수에서도 유출되는 양이 많기 때문에 체류시간이 길어질수록 조류발생 가능성이 증가함.

#### 라. Forsberg and Ryding, 1980

- 부영양한 호수에서 엽록소 a 농도와 TP, TN농도가 상관성이 높음을 제시하므로 이러한 영양염이 조류의 제한영양염으로 작용할 수 있음을 제시함.

## 2. 제한영양염

#### 가. Edmondson, 1991; Wetzel, 2001

- 생물은 생체를 구성하는데 많은 원소를 필요로 하며 원소에 따라 필요량이 다르다. 생태계의 생물의 총량은 생물체의 요구에 비하여 생태계 내에서 가장 결핍된 원소의 양에 의해 결정됨. 즉, 수중에 존재하는 총량이 문제가 아니라 생물의 요구량에 비하여 부족한 원소 즉, 제한영양소(limiting nutrient)가 문제가 됨.
- 일반적으로 담수에서 가장 결핍되어 있는 원소는 인(P)인데 인은 생물의 세포막과 DNA 등의 핵산을 만드는데 필수원소이므로 인이 없이는 생물이 성장할 수 없음. 따라서 식물플랑크톤의 양은 바로 인의 양에 비례하며 먹이사슬을 통하여 궁극적으로 어류의 양 역시 인의 양에 의해 결정됨.

#### 나. Forsberg and Ryding, 1980

- 식물플랑크톤 성장에 있어 질소와 인 제한 변이대를 10~17로 제시.

#### 다. Fujimoto and Sudo, 1997

- 남조류 종간의 경쟁에 있어 실험실 배양과 야외조사를 통해 높은 N/P 비와 낮은 수온에서 우점종이 *M. aeruginosa*로부터 *Phormidium tenue*로 변화하는 것을 관찰.

**라. Rhee, 1978**

- *Scenedesmus* sp.의 최적 N:P 원자비가 30을 전후로 영양염 제한이 나타남을 보고.

**마. Tilman, 1976, 1977**

- 두 종의 경쟁관계의 구조류에 있어 최적의 P:Si 비가 다르며, 종에 따른 최적 비율의 차이는 종들의 공존 혹은 경쟁적 배제를 결정하게 되는 요인이 될 수 있음을 제시.

**바. Smith et al., 1987**

- 남조류의 성장에 총인의 농도가 가장 중요하다는 것을 모델을 통해 제시하였으며, 남조류의 성장에 총인의 농도가 가장 중요함을 제시함.
- TN/TP 무게 비가 29 이상으로 증가하는 경우 총 조류 생물량에 대한 남조류의 비율이 감소한다는 'TN/TP rule' 제시.

**사. Smith, 1983**

- Bloom을 형성하는 남조류가 TN/TP 무게비가 29보다 적은 호수에서 우점하는 경향을 나타냄.

**아. Trimbee and Prepas, 1987; Sheffer et al., 1997; Ping et al., 2003**

- 남조류의 bloom이 단순히 N/P비의 감소보다는 인 농도 증가에 따른 결과로 해석함.

**자. Paerl et al., 2001**

- 질소와 인이 조류 성장을 위해 요구되는 양 이상으로 유입되는 부영양 수체에서는 제한 영양염에 따른 조류의 성장반응이 N/P rule과 다르게 나타날 수 있는 가능성 제기.

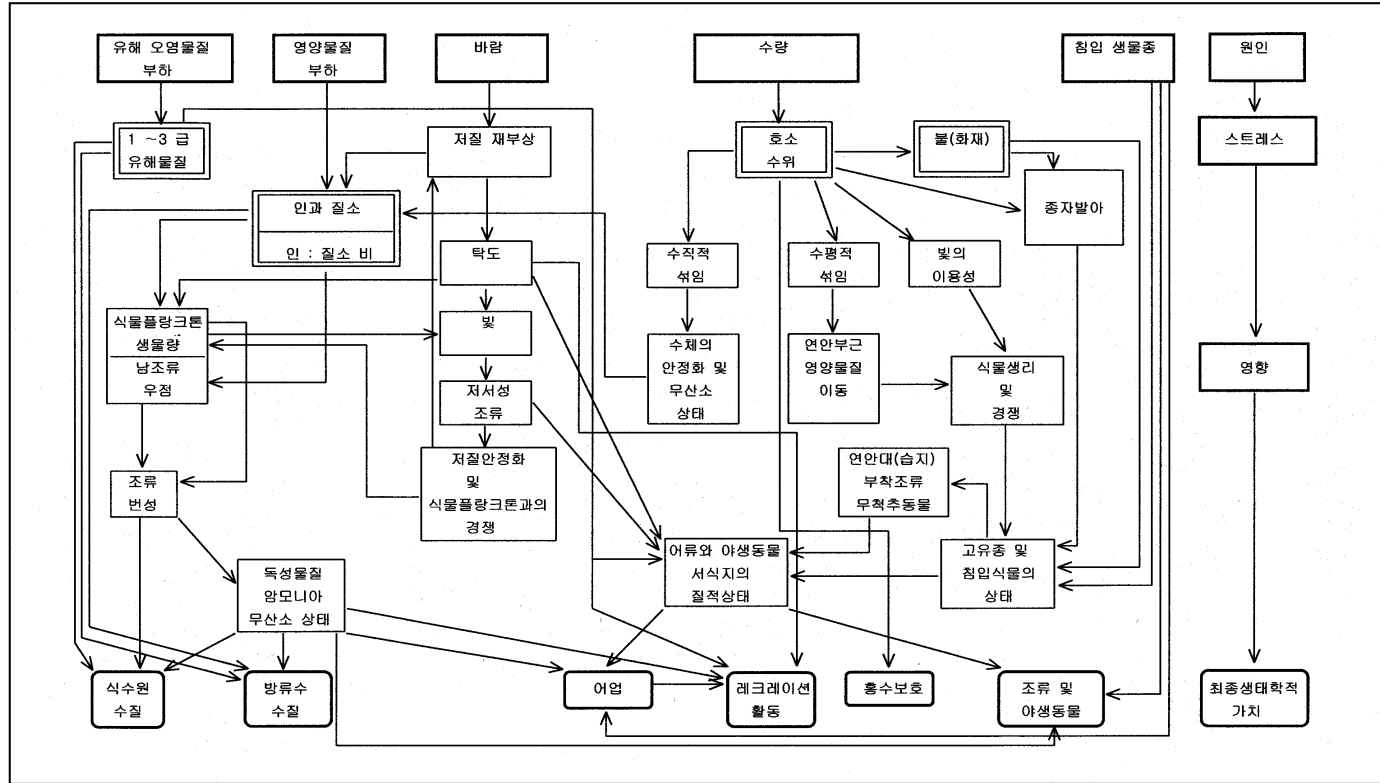
### 3. 수질개선정책

#### 가. Okeechobee 호의 호수관리정책결정과정

- 플로리다에 위치하고 있는 Okeechobee호의 보호와 개선은 여러 기관의 공동연구, 모니터링 및 관리 프로그램을 통하여 수행함.
- 1987년 주정부의 입법(SWIM Act)을 통하여, 주정부는 SFWMD에게 Okeechobee의 수질보호를 위한 프로그램을 개발하고 적용토록 함.
- 프로그램의 주된 내용은 호수수질개선, 생태자원분야의 효율적 이용과 보전, 홍수보호, 레크레이션 활동 및 어업활동의 개선 등을 포함하는 종합적인 사항들을 포함하고 있음. 이 계획은 호수에 영향을 미치는 Kissimmee강 유역과 호수의 물이 방류되는 지역인 Everglades 습지를 포함하는 남 Florida 전역을 대상으로 하며, 오염원은 점오염원과 비점오염원을 모두 포함하고 있음.
- Okeechobee 호수 내 수질은 유역과 호수내 과정 모두와 관련되어 있으므로, SWIM 계획의 전략은 유역으로부터의 오염물질 유입이 호수내의 여러 가지 과정에 어떻게 영향을 미치는가에 초점을 맞추고 있음. Florida에 인구증가 및 도시개발 이전에는 Okeechobee호의 수문현상은 Kissimmee강과 북서쪽의 습지지역 및 Everglade 습지에 의해 자연적으로 조절되었으나, 1900년대 중반 이후로 호수주위로 둑을 설치하고 수위를 인위적으로 조절하게 된 시기 이후부터 영양물질의 과도한 유입, 습지생태계의 파괴, 생물서식지의 격감 등 여러 가지 환경문제가 발생함.
- 따라서 본 SWIM 계획된 다른 연관계획들이 증가하는 물수요를 만족시키는 동시에 자연시스템을 복원시키는 두가지 목표를 동시에 추구하고 있음.
- SFWMD의 Okeechobee 호수의 조사 및 호수수질 보전정책은 문제를 발견하고 진단한 후 관리정책의 목적에 따라 필요한 연구 및 조사사업을 시행하는 원칙 하에서 일련의 사업을 시행하고 있음.
- Okeechobee호수 수질과 관련된 개념적인 모델은 호수의 현상에 영향을 미치는 여러 가지 원인들을 파악한 후 이들이 어떠한 현상으로 호수에 영향을 미치는지 또한 그와 관련된 과정들이 어떠한 최종적인 생태학적 가치와 관련되는지를 일목요연하게 보여주고 있음[그림 6.1.?] 이 모델은

또한 호수 내에서의 여러 가지 과정들이 양의 측면(positive feed back) 또는 음의 과정(negative feed back)으로 매우 복잡하게 얽혀 있음을 제시함.

- Okeechobee 호의 개념적 모델은 실제로 자연조건에서는 이 보다 더 복잡할 것이지만, 현재의 노력과 능력이 제한되기 때문에 실제 관리기법을 적용하는 차원에서는 가장 중요한 항목부터 단계적으로 시행해야 하며, 그 과정에서 다른 부분에 영향을 미칠 수 있는 요건의 불확실성을 최소화시키는 방향으로 목표가 설정되는 것이 당연할 것임.
- 수질변화의 측면에서 Okeechobee 호수 내에서 원인은 크게 유해오염물질, 영양물질, 바람, 수량의 네 가지로 구분되고 있음. 각각은 그 성격에 따라 서로 다른 작용의 과정을 거쳐 최종적으로 생태학 적 가치를 보여주게 되지만, 그 중간의 과정들은 서로 연결되어 있음을 알 수 있음. 특히 유해 조류의 발생과 관련할 때, 인과 질소와 같은 영양물질이 직접적인 요인이 되지만 이 호수의 얇은 수심을 고려할 때 바람의 영향이 상당히 큰 것으로 나타남. 즉, 바람은 얇은 호수의 저질층(sediment)에 영향을 주게 되어 호수의 탁도에 크게 영향을 미쳐 식물플랑크톤과 영양물질 이용 및 빛의 이용에 대해 경쟁관계에 있는 수생식물과 저서성 조류의 성장을 방해할 뿐 만 아니라 저질층으로 부터의 영양물질을 수체 내로 유입시키게 되는 역할을 함. 이는 호수 수질의 측면에서 볼 때 계속적인 악순환(positive feed back)을 유도함.



[그림 6.1.1] Okeechobee 호의 수질문제와 관련된 개념적 모델(SFWMD, 1997)



SFWMD, 1997. Surface water improvement and management(SWIM) plan update for Lake Okeechobee. South Florida Water Management District, West Palm Beach, FL.

#### 나. 호수복원 (EPA. 1978)

- Lake Restoration (EPA, 1978, EPA 440/5-79-001) : 호수복원에 대한 회의. 미국 내 여러 주에서 호수복원 사례와 정책 제시
- South Florida Ecosystem Restoration Plan (SFWMD, 1995) : 미국 남부 플로리다에서의 호수 생태계 복원의 원칙과 장기계획 제시
- Report to Congress - Water Quality of the Nation's Lake (EPA, 1989, EPA 440/5-89-003) : 미국호수의 수질상태의 정리 및 관리계획 제시
- Clean Lakes Program (EPA, 1985, EPA 440/5-85-003) : 미국 Clean Lake 관리 프로그램의 10년 결과 제시
- Surface Water Improvement and Management (SWIM) Plan : Update for Lake Okeechobee (South Florida Water Management District, 1993)

#### 다. 호수복원 및 관리 가이드라인 및 매뉴얼

- Restoration of Lake Ecosystems - a holistic approach (1994): IWRB Publication 32
- The Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual (EPA, 1990, EPA-440/4-90-006)
- Monitoring Lake and Reservoir Restoration (EPA, 1990, EPA 440/4-90-007)
- Clean Lakes Program Guidance Manual (1980, EPA-440/5-81-003)

## 제2절 부상분리기술

### 1. 부상분리기술 역사 및 장점

가. Zabel, 1985; Malley and Edzwald, 1991; Edzwald et al., 1994

- 부상분리의 일종인 가압부상법(Dissolved-air flotation, DAF)을 침전공정의 대안으로서 20여년 전부터 유럽과 미국을 중심으로 정수처리 공정 뿐만 아니라 조류 제거를 위한 방법으로도 사용함을 제시.

나. Zabel, 1985; Frederick, 1990; Malley and Edzwald, 1991; Edzwald et al., 1994

- 가압부상법은 발생하는 기포의 크기가 50~100 $\mu\text{m}$  정도로 부상물질인 플록이 파괴될 가능성이 적고, 입자와 기포사이에서는 충돌, 침강, 트랩핑, 흡수의 결과로 부착이 일어나기 때문에 계면활성제 등의 첨가제가 필요성이 없음.
- 또한, 응집 및 침전 시설면적의 축소가 가능하고, 빠른 시간 내에 현장에 설치·운영할 수 있으며, 여과속도가 빠르고 여과지속시간이 오랫동안 유지되며, 4 $^{\circ}\text{C}$  이하의 낮은 수온에서도 처리수질이 양호함.

### 2. 국내·외 적용사례

#### 가. 국외

1) Bare. et al., 1975; Funk. et al., 1968; Hyde et al. 1975; 독고 등.,

수중의 조류 제거는 20세기 초부터 영국에서 상수도 수원지를 식수화하는 과정에서 과잉 증식된 조류를 제거하기 위하여 Micro Strain법에 의하여 제거하여 왔으나, 1977년 WRC의 연구에 의하면 부유물질 제거효율이 50 %정도로 저조하다고 하였다. 가압부상법을 이용한 수중조류제거 연구는 1960년을 전후로 캘리포니아 주립대학에서 처음 연구되었다. 이 후 1968년 미국의 워싱턴

대학에서 조류 제거를 위한 목적으로 가압부상법에 응집제 사용을 접목시켰고 60~80 %의 제거효과를 얻었다. 1971년 영국의 WRC에서는 가압부상법에 의한 수중조류 제거가 침전법에 비해 월등히 우수함을 입증하였고, 1974년 미국 유타대학에서도 가압부상법에 의한 조류제거가 효과적인 방법임을 제시하였다.

## 나. 국내

### 1) 박과 장, 1997; 김과 이, 1997; 한 등., 1999; 독고 등., 1999

- 가압부상법이 기존의 상수처리 과정인 응집·침전법의 대안으로서, 처리 효율에 영향을 주는 요인들과 관련된 많은 연구들이 진행됨.

### 2) 박, 1982

- 가압부상법에 의한 수중 유분제거에 관한 연구에서 가압수의 압력이  $4 \text{ kg cm}^{-2}$ 이고 체적비가 10 %일때 처리효율이 88 %임을 제시함.

### 3) 한 등, 1999

- 용존공기부상법(DAF)에서 미세기포의 크기 범위가  $30\sim 90\mu\text{m}$ 에서는 작은 크기의 양전하를 지닌 FLOC 입자를 만들어야하며, 그 이상의 크기  $100\mu\text{m}$ 이상의 미세기포를 사용할 경우에는 큰 FLOC을 만드는 것이 유리함을 제시함.
- FLOC 입자도 저비중일 경우 작은 크기의 FLOC ( $80\sim 120\mu\text{m}$ ) 일때 충돌이론상 유리 하고, 충돌효율계수는 입자와 미세기포의 제타전위가 반대전하일 경우, 작은 크기의 저비중 입자에서와 큰 크기의 고비중 입자일 경우, 입자가 안정한 상태 보다는 불안정한 상태, 작은 크기의 미세기포는 작은 크기의 입자와 큰 크기의 미세기포는 큰 입자와의 충돌에서 각각 높은 것으로 나타남.
- 또한 용존공기 부상법(DAF)에서 미세기포와 입자간 충돌이론을 실험적으로 증명하였는데, 여기에서는 가압부상법에 의한 처리효율을 결정짓는 가장 중요한 요인으로 입자와 미세기포의 제타전위는 나타내는 전기적 특성과 입자의 크기의 중요성 제시.

- 따라서 용존공기 부상법(DAF)에 있어서 최대의 처리효율을 나타내는 FLOC크기를 만들어내는 교반시간과 최대의 충돌효율을 나타내는 제타 전위를 가진 입자 및 미세기포의 조합을 만드는 전처리 및 미세기포장치 의 중요성을 제시.

#### 4) 국립환경연구원, 1999; 환경관리공단, 2001

- 가압부상법이 폐수나 정수처리공정 외에도 부영양호수에서 문제가 되고 있는 조류를 제거하는 방법으로 팔당호의 유입수인 경안천과 서낙동강에서 적용함.
- 조류 제거 뿐 만 아니라 수중의 유기물질 및 영양염류 등에 대한 높은 제거효율 나타냄.

### 3. 부상분리기술의 종류 - 이성우외 4인, “고도상수처리”- 원리 및 응용-동화기술 pp. 471-481.

부상분리 장치의 구성은 크게 두 부분으로 분할 될 수 있으며, 미세기포를 발생하는 장치 와 응집,혼화를 포함한 부상 장치로 분리할 수 있다. 그런데 후자인 응집 및 혼화를 포함한 부상장치는 폐수나 하수에 관한 기존의 많은 연구를 통하여 기본 적인 설계 조건에 대한 검증이 이루어 졌으며 현장여건에 따른 설계 되어 적용이 되고 있다. 하지만, 부상분리의 핵심은 미세기포를 어떻게 보다 경제적이고, 효율적인 미세기포를 만들 수 있느냐가 새로운 개발의 관건이 되고 있다. 지금까지 개발된 부상분리의 분류중 미세기포를 생성하는 방법에 따라 분류를 하면 아래와 같다.

#### 가. 진공 부상법(Vacuum Flotation)

대기압하에서 공기를 포화시켜서 감압된 밀폐조에 집어넣은 후 공기의 용해도를 감소시켜서 기포를 발생시키는 방법.

#### 나. 미생물학적 부상법(Microbiological Autoflotation)

생물학적 질화/탈질System에 의하여 질소나 이산화탄소 같은 기포를 생성하거나, 혹은 조류(algae)가 왕성한 성장으로 광합성에 의한 과포화 상태의 산소

를 배출하면 물로부터 용출되어 나오는 산소와 함께 부유물을 떠올리는 방법.

#### 다. 용존공기부상법(Dissolved Air Flotation)

물과 기체를 가압하여 과포화 상태로 있는 기체와 액체의 혼합액을 대기중에서 압력을 감소시켜서 기포를 발생하도록 하는 방법 (탄산원리).

#### 라. 가압펌프부상법(Cavitation Air Flotation)

대기압하에서 가압펌프( $3\sim 5.5\text{kg cm}^{-2}$ )의 압으로 펌프의 프로펠러의 힘으로 강제된 기체와 액체의 혼합하여 포화시킨후 혼합액을 대기중에서 압력을 감소시켜서 기포를 발생하도록 하는 방법.

#### 마. 상압 부상법

기포제(계면활성제)를 이용하여 이온화된 미세기포를  $1\sim 1.5\text{kg cm}^{-2}$ 의 상압에서 생성시켜 정적인 상태로 분사주입하여 ss물질에 부착 부상시킴으로서 고액분리 하는 원리

#### 바. 전해 부상법(Electro Flotation)

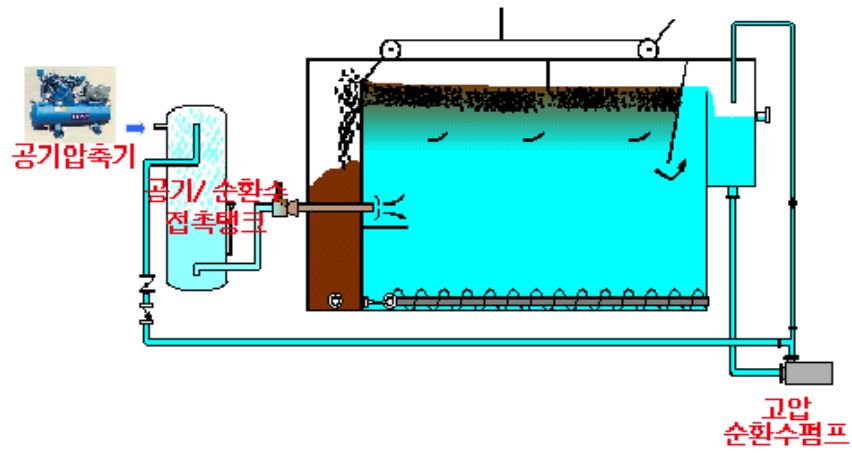
물을 전기분해하여 생기는 미세한 수소나 산소 Bubble로 이루어진 기포를 이용하여 부상시키는 방법.

#### 사. 물리적 부상법( Sharing Force Induced Flotation)

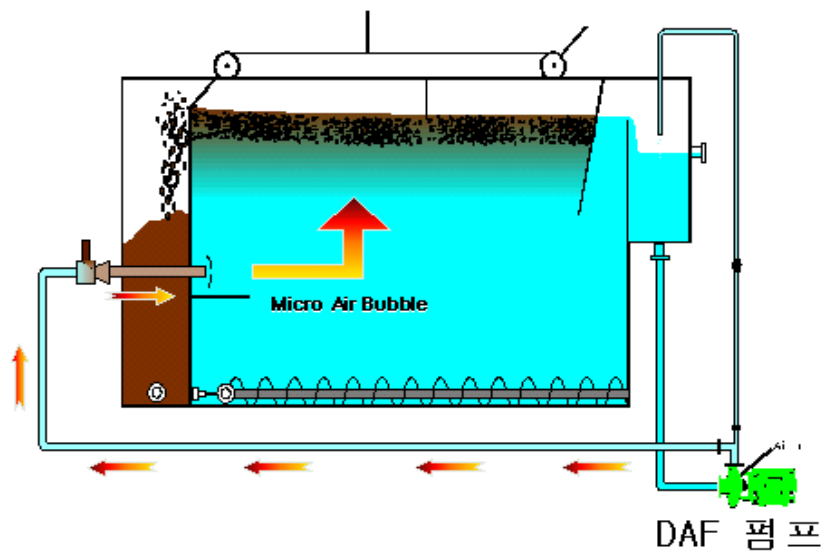
액체 기체 혼합액을  $2.7\text{kg cm}^{-2}$ 이상의 압력의 펌프를 사용하여 노즐을 통해 분사하여 액체와 기체의 전단력을 이용 물리적으로 미세 기포를 발생하도록 하는 방법

#### 아. 분산 공기 부상법(Dispersed Air)

$1.5\text{kg cm}^{-2}$ 의 상압에서 기체만을 사용하며 노즐대신 세라믹 멤브레인 디스크나 다공판을 통해 공기를 불어넣어 기포를 생성하는 방법.



[그림 3] DAF TANK 방식 시스템 모식도



[그림 4] DAF 펌프방식 시스템 모식도

#### 4. 퇴적층으로부터의 인용출

##### 가. 퇴적층이 수질에 미치는 영향

###### 1) Abrams and Jerrel, 1995

- 호소나 하천은 점오염원과 비점 오염원에 의한 영향으로 인, 질소 등의 각종 영양염과 중금속, 농약 등의 물질들은 수중에서 입자상태의 물질로 변하거나 입자에 흡착되어 수체의 바닥에 퇴적되어 호소나 하천의 장기적인 내부오염원으로 작용함.

###### 2) Jeppesen et al., 1991; Williams and Barko, 1991; Cooke et al., 1993; Van der Molen and Boers, 1994; Kalff 2002; 김 등, 2003

- 오랜 기간 유기물이 퇴적층에 축적된 생태계에서는 퇴적층이 인 공급원으로 중요성 강조.

###### 3) Jeppesen et al., 1991; Cooke et al., 1993; Van der Molen and Boers, 1994; Kalff, 2002

- 유역으로부터 공급되는 인 부하량은 강우강도나 유역 내 오염원의 분포 등에 의해 결정되며, 인 공급원으로서 퇴적층은 깊은 저수지에서는 수층 혼합 시기에 식물플랑크톤 성장을 유도할 수 있음을 제시.

###### 4) Williams and Barko, 1991

- 수심이 얇은 수체에서는 수온성층이 바람이 없는 시기에 형성되기 때문에, 바람에 의한 수체의 불규칙적인 교란으로 퇴적층으로부터 인 용출은 수시로 나타날 수 있음을 제시.

### 나. 퇴적층에서 수체로의 인 용출에 영향을 주는 인자

- 1) Yan Pui Samuel To, 1974; Fillos and Swanson, 1975; Brannon et al., 1985; Yang et al., 1990; 김 등, 1997; 김 등, 1997; 김 등, 2003; 정 등, 2003

- 퇴적물로 부터의 인 용출은 DO, pH, 온도 등의 환경변화와 용해된 영양염의 농도, 퇴적물의 양, 수층의 깊이 등에 영향을 받을 수 있으며 홍수시 교란, 중금속 농도 및 퇴적물 표면에서의 미생물 활동그리고 입도 분포도 중요한 흡착 및 용출의 원인이 됨.
- 일반적으로 부영양상태의 저수지내 퇴적물로 부터의 인 용출율은 호기적 조건에 비해 혐기적 환경에서 증가하는 것으로 알려져 있으며, 낙동강 하구호, 금강하구호와 영산강 유역의 하천저질토를 대상으로한 인 용출 실험에서도 호기적 조건과 혐기적 조건에서 약 2배 이상의 차이를 보고함.

### 다. 국내·외 연구 결과

#### 1) 박, 1993

- 원문만에서 조사기간 동안(1989-1991) 인 용출율이 평균  $19 \sim 238 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$ 로 수온이 높고 성층이 강하게 발달한 8월과 10월에 가장 높게 나타남을 보고함.

#### 2) 환경부, 1997

- 1997-1998년에 조사된 시화호( $2.3 \sim 464.6 \text{mg m}^{-2} \text{day}^{-1}$ )와 1996년 3월부터 11월까지 조사된 대청호( $4.1 \sim 10.1 \text{mg m}^{-2} \text{day}^{-1}$ ) 그리고 일본의 Kasumigawa호에서 ( $32 \sim 323 \mu\text{g m}^{-2} \text{day}^{-1}$ ) 결과 모두에서 공통적으로 수온이 높고 용존산소가 낮은 하절기에 인 용출율이 최대값을 보였고 동절기에는 낮은 값을 나타냄.



### 3절 응집제를 이용한 수질개선

본 연구의 개발 과정에서 외국에서 응집제를 사용하여 수질을 개선한 사례들이 많이 수집되었다.

또한 알루미늄 응집제의 독성에 관한 자료도 많이 수집되었다.

미국이나 캐나다 등에서 사용하고 있는 응집제 투여의 방법에 관한 다수의 문헌들이 수집되었다.

이 가운데 중요한 몇 개의 자료를 소개하면 다음과 같다.

Cooke, G. D., E. B. Welch, S. A. Peterson and P. R. Newroth. 1993a. Restoration and management of lakes and reservoirs. Lewis Publishers and CRC Press, Boca Raton, FL.

Welch, E. B. and G. D. Cooke. 1999. Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum. Lake and Reserv. Manage. 15(1):5-27.

Barko, J. W., James, W. F., Taylor, W. D., McFarland, D. G. 1990. Effects of alum treatment on phosphorus and phytoplankton dynamics in Eau Galle Reservoir: A synopsis. Lake and Reserv. Manage. 6(1):1-8.

## 4절. 어류 및 동물플랑크톤과 남조

### 1. 어류의 식물플랑크톤(남조) 식물플랑크톤(남조제어) 효과

#### 가. Radke, 2002

- 백련어의 섭식을 이용한 남조수화 억제실험에서 30 $\mu$ m 이하의 식물플랑크톤과 입자상 유기탄소의 경우 증가하는 경향을 보이거나 Secchi depth의 경우 증가하여 식물플랑크톤의 억제효과가 있음.
- 적당한 수의 백련어는 지각류의 번식속도를 증가시키므로 부가적인 식물플랑크톤 억제의 효과를 보임.

#### 나. Opuszinski, 1993

- 대두어는 부영양화된 저수지에서 수화를 일으키는 식물플랑크톤을 주로 섭식하며 동물플랑크톤 또한 주된 먹이원이나 전체 식이물에서는 낮은 비율을 차지함.

#### 다. Beveridge, 1993

- 백련어와 나일 틸라피아는 남조(*Microcystis*) 섭식시 독성이 없는 스트레인의 콜로니를 선택적으로 섭식하는 특성을 보임.
- 섭식의 선택성은 남조독(microcystin) 뿐만 아니라 독성/비독성 스트레인이 가지는 세포표면의 구성성분을 이용하여 선택적 섭식을 하는 것으로 판단됨.

#### 라. Fukushima, 1999

- 남조(*Anabaena*)가 발생하는 부영양호수에 여과섭식을 하는 백련어는 동 식물플랑크톤상에 변화를 초래함.
- 백련어가 없는 대조구에서만 남조 및 윤충류의 종 증가가 관찰되며 수온이 낮아져 어류의 섭식이 둔화될 경우 대형동물플랑크톤에 의한 식물플랑크톤 감소가 큰 비중을 차지함을 하는 것으로 판단됨.

**마. Starling, 1999**

- 나일틸라피아에 의한 수체내의 질소/인 재순환이 큰 비중을 차지하므로 어류의 제거에 의해 조류의 감소효과가 나타날 수 있음.

**바. Lazzaro, 2003**

- 적은 수의 어류식성의 포식성 어류가 존재할 경우 동물플랑크톤을 섭식하는 소형의 잡식성 어류에 의해 식물플랑크톤의 수화가 영향을 받으나 고밀도의 포식성 어류가 존재할 경우 이들에 의해 탐다운 효과가 나타남.

**사. Dawidowicz, 2002**

- 포식성 어류(창고기, 메기류, 송어)등을 이용해 잉어과에 속하는 소형 플랑크톤식성 어류를 제거할 경우 물벼룩의 섭식에 의해 식물플랑크톤 군집의 종조성이 변화함.

**2. 동물플랑크톤의 식물플랑크톤(남조) 섭식효과****가. Ghadouani, 2003**


- 현장에 설치된 메조코즘에 일정량의 질소와 인을 첨가하여 남조(*Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*) 수화를 유도하여도 수심이 얇은 메조코즘에서만 수화가 발생하므로 남조의 영양염 흡수에 수심이 영향을 미치는 것으로 평가
- 남조독은 낮은 농도에서 동물플랑크톤 군집에 억제효과가 없지만 특정 농도에서는 대형 지각류에 독성효과를 보이므로 동물플랑크톤에 의한 남조 제어에는 한계가 있음.

**나. Paterson, 2002**

- 물벼룩(*Daphnia*)에 의해 발생하는 사상성 남조류(*Aphanizomenon*)의 억제효과는 물벼룩에 의한 인의 침전으로 인한 재순환의 억제로부터 발생하는 것이 아님.

제 7 장  
참고문헌

---



## 제 7 장 참고문헌

- 강영미, 송홍규. 2000. 팔당호 수변부 퇴적물이 수층의 산소소모에 미치는 영향, 한국육수학회지 33: 23-30.
- 강현주, 1989. “수영강하구의 수질관리방안에 관한 연구”, 부산수산대학 환경공학과 석사학위논문, p48.
- 고광백, 정연구. 1993. 퇴적된 저질토의 산소요구량(SOD)을 효율적으로 산정하기 위한 새로운 추정방법의 개발, 대한 토목학회논문집 13: 287-293.
- 고양시. 2000. 호수공원 인공호수 수질관리 연구보고.
- 곽중운. 1994. 정수용 무기응집제의 응집이론과 최근 개발동향. 수도. 67(5):91-105
- 곽중운. 1998. 물리화학적 수처리의 원리와 응용.
- 국립환경연구원, 1998. 호소내 조류 대발생에 대한 수면제어기술에 관한연구(I)-팔당호 수역을 중심으로 한 제어기술의 개발-.pp.74-84.
- 국립환경연구원, 1999. 호소내 조류 대발생에 대한 수면제어기술에 관한연구(II)-팔당호 수역을 중심으로 한 제어기술의 개발-.pp.161-172
- 국립환경연구원, 2003.11.15, 낙동강수계 수중생태계 수질모니터링조사, p.116 재인용
- 김규동, 최영균, 김희준, 곽중운, 정태학. 2002. 무기고분자응집제를 이용한 조류의 응집제거. 상하수도학회지. 16(5):596-604.
- 김미정, 이병호. 1997. DAF(Dissolved Air Flotation)의 운전인자들이 오염물질의 제거율에 미치는 영향에 대한 기초연구. 대한환경공학회지 19(6): 755-762.
- 김범철, 김동섭, 황길순, 최광순, 허우명, 박원규. 1996. 부영양한 낙동강수계에서 유기물오염에 대한 조류1차생산의 기여도. Algae 11: 231~237.
- 김범철, 김호섭, 박호동, 최광순, 박종근. 1999. 국내 호수에서 발생한 남조류의 Microcystin 함량과 독성평가. 한국육수학회지 32 : 288-294.
- 김범철, 박주현, 임병진, 허우명, 황길순, 최광순, 채기숙. 1997. 국내 주요호수의 육수학적 조사(1):옥정호. 한국육수학회지 30:431-449.
- 김범철, 최광순, 심수용. 1997. 비점오염원으로 부터의 인의 홍수유출. 하천호소의 수질보전과 유역관리에 관한 한일공동세미나 pp.166~177.

- 김성한, 윤인길, 권오섭. 1997. 회분식 배양에 의한 서낙동강 저서층의 영양염류 용출. 한국육수학회지 30:281-288.
- 김익수, 강종연, 1993. 원색 한국어류도감. 아카데미서적, 서울.
- 김익수, 박종영, 2002. 원색도감 한국의 민물고기. 교학사, 서울.
- 김중민, 허성남, 노혜란, 양희정, 한명수. 2003. 호소형 및 하천형 댐호의 육수학적 특성과 조류 발생과의 상관관계. 한국육수학회지 36: 124~138.
- 김좌관, 1994. 중소인공호의 수질예측을 위한 변형 2상자 동적모형개발, 서울대학교 행정학박사학위논문.
- 김호섭, 박제철, 황순진. 2003. 도심의 얇은 인공호인 일감호의 수질변화특성과 퇴적환경의 평가. 한국육수학회지 36:161-171.
- 김호섭, 황순진, 2004a. 부영양 저수지에서 식물플랑크톤 성장에 대한 제한영양염과 질소/인 비의 영향. 한국육수학회지 37(1): 36-46.
- 김호섭, 황순진, 2004b. 얇은 부영양 저수지의 육수학적 특성-계절에 따른 수질변화. 한국육수학회지 37(2): 180-192.
- 나창수, 신선숙, 1992. 주암댐 축조후의 어류상에 관한 연구. 한국어류학회지 4(2): 55-62.
- 농림부·농업기반공사, 2000 농업용수 수질측정망 조사보고서(연도별수질성적)
- 농림부·농업기반공사, 2000, 농업용수 수질개선 시험사업 보고서(IV)
- 농림부·농업기반공사, 2000, 농업용수 수질실태 일제조사보고서
- 농림부·농업기반공사, 2000, 농업용수 수질오염원 조사 종합보고서
- 농림부·농업기반공사, 2000, 농업용수 수질측정망 조사보고서
- 농림부·농업기반공사, 2000, 농업용수 수질측정망 조사보고서(시설별조사결과)
- 농림부·농업기반공사, 2000, 저수지와 담수호의 수질개선방안(I)
- 농림부·농업기반공사, 2001, 농업용수 수질개선 시험사업 보고서(V)
- 농림부·농업기반공사, 2001, 농업용수 수질측정망 조사보고서
- 농림부·농업기반공사, 2001, 농업용수 수질측정망 조사보고서(시설별조사결과 I)
- 농림부·농업기반공사, 2001, 농업용수 수질측정망 조사보고서(시설별조사결과 II)

- 농림부·농업기반공사, 2001, 저수지와 담수호의 수질개선방안(Ⅱ)
- 독고석, 광동희. 2003. DAF에서 미세기포 크기제어 영향. 부상분리 국제워크샵 발표논문집.
- 독고석, 한무영, 박중현, 남기진. 1999. 용존공기부상법(DAF)에서 미세기포와 충돌이론의 실험적 증명. 한국물환경학회지 15(2) : 185-192.
- 마산시, 1992. 마산만 퇴적오니 준설 2단계 실시 설계 보고서.
- 박재환, 가압부상법에 의한 수중 유분제거에 관한 연구, 전북대학교 대학원 토목공학과, 1982
- 박중수. 1993. 원문만 해저 퇴적물 중 인의 존재형태와 용출. 부산수산대학교
- 박중용, 장석조, 1997. 가압부상법과 혐기성여상법을 이용한 염색폐수의 전처리에 관한 비교연구. 대한환경공학회지 19(6) : 763-772.
- 변화근, 전상린, 김도한, 1997. 소양호의 어류상과 어류군집. 한국육수학회지 30(4): 325-335.
- 서울특별시 한강관리사업소, 1993. 한강하류 수질보전 대책수립조사 보고서, pp. 379-404.
- 서울특별시. 1994. 한강 생태계 조사연구.
- 속초시, 1995. 청초호 퇴적물 준설사업 실시 설계 보고서.
- 안옥성, 1992. “낙동강수계의 용존산소 분석에 관한 모델링”, 부산수산대학교 대학원 석사학위논문, p25.
- 이선주, 권순범. 2000. 용존공기부상법(DAF)의 최적 운영조건에 관한 연구 (2차년도), 수자원공사
- 전영주. 1995. 가압부상 정수방법에 적합한 응집에 관한 연구. 연세대학교 보건대학원 석사학위논문.
- 정하영, 조경제, 2003. 낙동강 하류 수계에서 저질퇴적층의 SOD와 영양염 용출. 한국육수학회지, 36: 322-335.
- 최기철, 1969. 춘천호의 어류동태에 관하여. 한국육수학회지 2(1-2): 31-39.
- 최기철, 전상린, 김익수, 손영목. 1990. 원색 한국담수어도감. 향문사.. 서울. 277pp.
- 최충길, 황영진, 박종천, 라명숙, 이종빈, 1994. 동북호와 상류수계의 추·동계 어류상에 관한 연구. 한국어류학회지 6(1): 28-38.

- 한국수자원공사. 1990. 대청댐 저수지 Model 생태계를 이용한 부영양화 방지 수법 연구. pp 54-90.
- 한국환경정책평가연구원. 1998. 호소 및 하천 오염퇴적물 관리방안.
- 한무영, 독고석, 박중현. 1999. 용존공기부상법(DAF)에서 미세기포와 입자의 충돌이론. 한국물환경학회지 15(2) : 175-184.
- 환경관리공단. 2001. 서낙동강 수질개선방안 타당성 조사. 최종보고서(안).
- 환경부. 1997. 하천·호소의 수질보전과 유역관리에 관한 한일 공동세미나 환경처. 1994. 전국호소환경현황조사 및 주요호소 영양권역 설정 최종보고서.
- Abrams M.M. and W.M. Jarrell , 1995, Soil Phosphorus as a Potential nonpoint Source for Elevated Stream Phosphorus Levels, J. Environ. Qual. 24. pp.132~138.
- Anderson, J. M. 1974. Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. *Hydrobiol.* 74:428-550.
- Anderson, J. M. 1975. Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. *Arch. Hydrobiol.* 76:411-419.
- Baker, J. P. 1982. Effects on fish of metals associated with acidification. in: *Acid raini Fisheries*, R. E. Johnson, Ed. American Fisheries Society, pp. 165-176.
- Bare. W.F.R. Jones N.,B. and Middle brooks, E.j. Algae Removal Using Dissolved Air Floatation, *Jpurnal WPCF*, Vol. 47, No 1, January 1975, pp 153~169 (14)
- Barko, J. W., James, W. F., Taylor, W. D., MeFarland, D. G. 1990. Effects of alum treatment on phosphorus and phytoplankton dynamics in Eau Galle Reservoir: A synopsis. *Lake and Reserv. Manage.* 6(1):1-8.
- Bengtsson, L. 1975. Phosphorus release from highly eutrophic lake sediments. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 1107-1116.
- Berthlson, C.P., T.P. Cathcart and J.W. Poet. 1996. In situ measurement of sediment oxygen demand in catfish ponds. *Aquac. Eng.* 15: 261-171.



- Björk, S. 1974. European lake rehabilitation activities. Plenary Lecture of the Conference on Lake Protection and Management. Madison, WI.
- Borne, S. M., T. L. Wirth, J. O. Peterson, J. P. Wall and D. A. Stephenson. 1973. Dilutional pumping at Snake Lake, WI. A potential technique for small eutrophic lakes. Tech. Bull. No. 66. Wisconsin Dept. Natural Resource, Madison, WI.
- Brannon, J. M, R. L. Chen and D. Gunnison. 1985. Sediment-water interactions and mineral cycling in reservoirs. pp. 121-134. In: Microbial Process in reservoir. ed. D. Gunnison. Dr. W. Junk Pub., Dordrecht.
- Bunker, D.Q., Edzwald, J.K., Dahlquist, J., et al. 1995. Pretreatment considerations for dissolved air flotation water type coagulants and flocculation. Wat. Sci. Tech. 31(3-4): 173-178
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnol. Oceanogr. 22: 361~369.
- Cole, G. A. 1979. Textbook of limnology. 2nd ed. The C. V. Mosby Company, St. Louis.
- Connor, J. N. and M. R. Martin. 1989a. An assessment of sediment phosphorus inactivation, Kezar Lake, NH. Wat. Res. Bull. 25:845-853.
- Cooke, G. D., E. B. Welch, S. A. Peterson and P. R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs. Lewis Publishers and CRC Press, Boca Raton, FL.
- Cooke, G. D., E. G. Welch, S. P. Peterson and P. R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs(2nd ed.). Lewis. Boca Raton. p.548.
- Cooke, G. W. and R. J. B. Williams. 1973. Significance of man-made sources of phosphorus: fertilisers and farming. Wat. Res. 7: 19~33.
- Cooke, G.D., E.G. Welch, S.P. Peterson, and P.R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs(2nd ed.). 548pp. Lewis. Boca Raton.

- Crapper, D. R., Krishnan, S. S., and Dalton, A. J. 1973. Aluminum in Alzheimers disease and experimental neurofibrillary degeneration, Sci. pp 511.
- Cronberg, G., Gelin, C., and Larsson, K. 1975. Lake Trummen restoration project II. Bacteria, phytoplankton, and phytoplankton productivity. Vech. Int. Verein. Limnol, 19: 1088.
- Davision, A. M. 1982. Water supply aluminum concentration dialysis dementia and effect of reverse osmosis water treatment. Lancet. pp 785.
- Dennis, W. L. and T. V. Gordon. 1991. Cochnewagon lake restoration and Cobbossee watershed lakes protection: 1980-88. Unpubl. Report, Cobbossee Watershed District, E. Winthrop, ME.
- Dennis, W. L. Cobbossee watershed district, E. Winthrop, ME, pers. comm.
- Dominie, D. R. II. 1980. Hypolimnetic aluminium treatment of soft water Annabessacook Lake. P. 417-423. In: Restoration of lakes and inland waters. EPA 440/5-81-010, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Driscoll, C. T., Jr., and R. D. Letterman. 1988. Chemistry and fate of Al(III) in treated drinking water. J. Environ. Eng. Div. ASCE 114:21-37.
- Dunst, R. 1980. "Sediment problems and lake restoration in Wisconsin," in Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances, S. A. Peterson and K. K. Randolph, Eds. Proc. 5th U.S./Japan Experts Meeting. EPA Ecol. Res. Ser. Rept. EPA-600/9-8-044.
- Dunst, R. C. 1981. "Dredging activities in Wisconsin's lake renewal program," in Restoration of lake and Inland Water: International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration. EPA-440/5-81-010.
- Edzwald, J. K., D. Q. Bunker, J. Dahlquist, L. Gillberg and T. Hedberg. 1994. " Dissolved Air Flotation : Pretreatment and comparisons to

- sedimentation". Proceedings of the Gothenburg Symposium 1994 on Chemical Water and Wasterwater Treatment III. Gothenburg, Sweden. 3-17.
- Entranco. 1983. Water quality analysis and restoration plan: Erie and Campbell lakes. Report, Entranco Engr., Inc., Bellevue, WA.
- Entranco. 1986. Wapato lake restoration: A discussion of design considerations, construction techniques and performance evaluation. Final Report, Entranco Engr., Bellevue, WA.
- Entranco. 1987b. Pattison and Long lakes restoration project final report. Entranco Engr. Inc., Bellevue, WA.
- Fee, E. J. 1979. A relation between lake mophometry and primary productivity and its use in interpreting whole-lake eutrophication experiment. *Limnol. Oceanogr.* 24: 401~406.
- Fillos, J. and A.H. Molof, 1972, Effects of Benthic Deposits on Oxygen and Nutrient Economy of Flowing Water, *J. Water Poll. Control Fed.*, 44.
- Fillos, J. and W. R. Swanson. 1975. The release rate of nutrients from river and lake sediments. *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.* 47: 1032-1042.
- Forsberg, C. and S.O. Ryding, 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch. fur Hydrobiol.* 89: 189-207.
- Fujimoto, N. and R. Sudo. 1997. Nutrient-limited growth of *Microcystis aeruginosa* and *Phormidium tenue* and competition under various N:P supply ratios and temperatures. *Limnol. Oceanogr.* 42: 250-256.
- Funk, W.H., et al., Dissolved Air Flootation for Harvesting Unicellular Algae, *Water and Sewage Works*, August 1968, pp. 343-347
- Gallepp, G. W. 1979. Chironmid influence on phosphorus release in sediments water microcoms. *Ecology* 60: 547-556.
- Gardner, W. S., and B. J. Eadie. 1980. Chemical factors controlling phosphorus cycling in lakes. in: *Nutrient cycling in the great lakes: A summarization of factors regulation the cycling of phosphorus*, D.

- Scavia and R. Moll, Eds. Special Report No. 83, Great lakes research division, The University of Michigan, Ann Arbor, pp. 13-34.
- Garrison, P. J. and D. M. Ihm. 1991. First annual report of longterm evaluation of Wisconsin's clean lakes projects. Part B. Lake Assessment. Wisconsin Dept. of Natural Resources, Madison, WI.
- Garrison, P. J. and D. R. Knauer. 1984. Long-term evaluation of three alum treated lakes. P. 513-517. In: Lake and reservoir management. EPA 440/5-84-001, Environmental protection agency, Washington, D.C.
- Garrison, P. J. and D. R. Knauer. 1984. Long-term evaluation of three alum treated lakes. P. 513-517. In: Lake and reservoir management. EPA 440/5-84-001, Environmental protection agency, Washington, D.C.
- Gaugush, R. G. 1984. Mixing events in Eau Galle Lake. P. 289-291. In: Lake and Reservoir Management. EPA 440/5-84-001, Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Gelda, R.K., M.T. Auer and S.W. Effler. 1995. Determination of sediment oxygen demand by direct measurement and by inference from reduced species accumulation. Mar. Freshwater Res. 46:81-88
- Gordon, T. U. 1980. Local commitment to lake restoration: The Cobbossee Watershed example. P. 4-9. In: Restoration of lakes and inland waters. EPA 440/5-81-010, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Happer, D. 1992. Eutrophication of fresh water: principles, problems and restoration. Chapman and Hall. pp. 199~200.
- Havens, K. E. 1990. Aluminum binding to ion exchange sites in acid-sensitive versus acid-tolerant cladocerans, Environ. Pollut.64:133-411.
- Havens, K. E. and R. T. Heath. 1989. Acid and aluminum effects on freshwater zooplankton : an in situ mesocosm study, Environ. Pollut. 62:195-211.

- Holdren, G.C. and D. E. Armstrong. 1980. Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Environmental Science and Technology* 14: 79-87.
- Hosomi, M and R. Sudo. 1984. Release of nitrogen and phosphorus from sediments of Lake Kasumigaura, NIES report. No. 51. pp.191-217.
- Hyde, R.A., Packham, R.F. and Richards, W.N., "Water Clarification by flotation(1-4)", WRC, November 1975.
- Jacoby, J. M., D. D. Lynch, E. B. Welch and M. A. Perkins. 1982. Internal phosphorus loading in a shallow eutrophic lake. *Wat. Res.* 16:911-919.
- James, W. F., J. W. Barko and W. D. Taylor: 1991. Effects of alum treatment on phosphorus dynamics in a north-temperate reservoir. *Hydrobiologia* 215:231-241.
- Jeppesen, E., P. Kristensen, J. P. Jensen, M. Sndergaard, E. Mortensen, and T. L. Lauridsen. 1991. Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow eutrophic danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 48: 127-148.
- Jernelov, A. 1971. Phosphorus reduction in lakes by precipitation with aluminum sulfate. 5th International Water Pollution Research Conference, Pergamon Press, New York.
- Kalff, J. 2002. *Limnology, Inland Water Ecosystem*. Prentice-Hall, Inc.
- Kennedy, R. H. 1978. Nutrient inactivation with aluminum sulfate as a lake reclamation technique. Ph. D. Dissertation. Kent State University, Kent, OH. 292 p.
- Kennedy, R. H. and G. D. Cooke. 1982. Control of lake phosphorus with aluminum sulfate. Dose determination and application techniques. *Wat. Res. Bull.* 18:389-395.
- Kennedy, R. H., J. W. Barko, W. F. James, W. D. Taylor and G. L., Godshalk. 1987. Aluminum sulfate treatment of a reservoir: Rationale, application methods, and preliminary results. *Lake and Reserv.*

- Manage. 3:85-90.
- Koschel, R., J. Benndorf, G. Proft, and F. Recknagel. 1983. Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication. *Arch. Hydrobiol.* 98: 380-408.
- 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.
- Lijklema, L. 1977. The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. in: *Interactions between sediment and freshwater*, H. L. Golterman, Ed. W. Junk B. V. Publ., The Hague, The Netherlands, pp. 313-317.
- Malley, J. P. & J. K. Edzwald. 1991. Laboratory comparison of DFA with conventional treatment. *J. of AWWA.* 83(9):56-61.
- Manfredonia, R. 1980. Cobbossee watershed district lake restoration project. Progress Report #12. Unpubl. Report. Cobbossee Watershed District, E. Winthrop, ME.
- Moyle, P.B., J.J. Cech, 2000. *Fishes - An Introduction to Ichthyology*(4th eds.). Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Nelson, J. S., 1994. *Fishes of the world* (3rd ed). John Wiley & Sons, New York.
- Nürnberg, G. K. 1984. The prediction of internal phosphorus loads in lakes with anoxic hypolimnia. *Limnol. Oceanogr.* 29:111-124.
- Paerl, H. W., R. S. Fulton, P. H. Moisander and J. Dyble. 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World Journal* 1:76-113.
- Persson, L., S. Diehl, L. Johansson, G. Andersson, and S. F. Hamrin. 1991. Shifts in fish communities along productivity gradient of temperate lakes - patterns and importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology.* 38: 281-293.
- Peterson, J. O., J. T. Wall, T. L. Wirth, and S. M. Born. 1973. Eutrophication control: Nutrient inactivation by chemical precipitation

- at Horseshoe Lake, WI. Tech. Bull. 62. Wisconsin Dept. Nat. Res., Madison.
- Ping, X. L., L. Sixin, T. Huijuan and L. Hong. 2003. The low TN:TP ratio, a cause or a result of Microcystis blooms?. Water Res. 37: 2073-2080.
- 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
- Rees, D. J. Rodman, and T. F. Zabel, Water Clarification by Flotation-5, TR114, 1979. Water Research Center, Medmenham, United Kingdom.
- Rhee G.-Y. 1978. Effects of N:P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition, and nitrate uptake. Limnol. Oceanogr. 23 : 10-24.
- Robert, G. Miller, Frederick, Kopfler, Keith C. Keity, Judy A Stober and Nancy S. Ulmer. 1984. The occurrence of Al in drinking water, AWWA.
- 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.
- Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. Science 184: 897-899.
- Seiki, T., E.D. Izawa and H. Sunahara. 1994. Sediment oxygen demand in Hiroshima Bay. Wat. Res. 28:385-393.
- Sheffer, M., S. Rinaldi, A. Grangnani, L.R. Mur and E.H. Nes. 1997. On

- the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecol.* 78: 272-282.
- Sjön Trummen I Växjö Förstörd, Restaurerad, Pännyttfodd. 1977. Länasstyrelsen I Kronobergs Län, Växjö Kommun.
- Smeltzer, E. 1990. A successful alum/aluminate treatment of Lake Morey, Vermont. *Lake and Reserv. Manage.* 6:9-19.
- Smeltzer, E. Vermont Dept. Environ. Conserv., Waterbury, VT, pers. comm.
- Smith, V. H., 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221, 669-671.
- Smith, V. H., E. Willen and B. Karlsson. 1987. Predicting the summer peak biomass of four species of blue-green algae (cyanophyta/cyanobacteria) in Swedish lakes. *Wat. Res. Bulletin.* 23: 397-402.
- Sommaruga, R. 1991. Sediment oxygen demand in manmade lake Ton-Ton(uruguay). *Hydrobiologia* 215:215-221.
- Sommer, U., Z. M. Gilwicz, W. Lampert, and A. Duncan. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.*, 106:433-471.
- 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.
- Thomann, R. and J. Mueller, 1987. "Principles of Surface Water Quality Modeling Control", Harper and Row.
- Tilman, D. 1977. Resource competition between planktonic algae:An experimental and theoretical approach. *Ecol.* 58: 338-348.
- Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. *Princeton Monographs in Population Biology* 17. Princeton University Press.
- Trimbee, A. M. and E. E. Prepas. 1987. Evaluation of total phosphorus



- as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta lakes. *Can.J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1337-1342.
- Van der Molen, D. T. and P. C. M. Boers. 1994. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* 275/276: 379~389.
- VanLuijn, F., P.C.M. Boers., L. Lijklema and J.-P.R.A. Sweerts, 1999. Nitrogen fluxes and process in sandy and muddy sediments from a shallow eutrophic lake. *Wat. Res.* 33: 32~42.
- 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. Technical Report DAS/CSI/68.27. Organization for Economic Co-operation and Development, Parix, France.
- Vollenweider, R.A and J. Kerekes, 1980. OECD cooperative programme on moniting of inland water. Synthesis Report.
- Welch, E. B. and G. D. Cooke. 1995b. Effectiveness and longevity of alum treatments in lakes. Department of Civil Engineering, University of Washington, Water Resources Series Tech. Report No. 145.
- Welch, E. B. and G. D. Cooke. 1999. Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum. *Lake and Reserv. Manage.* 15(1):5-27.
- Wetzel, R. G. 2001 *Limnology* 3rd edition. Academic Press. San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo.
- Wetzel, R. G., 1983. *Limnology*, 2nd ed. Saunders College Publishing, Philadelphia. 860 pp.
- Williams, W. F. and J. W. Barko. 1991. Estimation of phosphorus exchange between littoral and pelagic zones during nighttime convective circulation. *Limnol. Oceanogr.* 36:179-187.
- Yan Pui Samuel To, 1974, Effects of Sediment on Water Quality the

- Occoquan Reservoir, Doctor's dissertation, Dept of Civil En VPI and Uni., VA.
- Yang, J.-W., K.-O. Song and S.-M. Lee. 1990. Release characteristics of phosphorus in Nakdong Estuary Barrage. Bull. Korean Fish. Soc. 23:192-197.
- Zabel, T. 1985. Advantages of dissolved-Air floation for water Treatment. J. of AWWA. 77(5):42-45.

## 부 록

- 부록 1: 연구관련 논문게재
- 부록 2: 연구진 회의 회의록
- 부록 3: 조사대상 저수지 유역 현황, 퇴적물 및 수질자료
- 부록 4: 진공흡인압송시스템 홍보자료

## 부 록 1. 연구관련 논문게재

- ‘얕은 부영양 저수지의 육수학적 특성: 계절에 따른 수질 변화’  
- 한국육수학회지 (37) -
- ‘육수학적 특성에 따른 국내 저수지의 부영양화 유형분석: 엽록소  $a$  와 수심을 중심으로’  
- 한국육수학회지 37(2) -
- ‘얕은 부영양저수지의 동·식물플랑크톤 군집변화 특성’  
- 한국육수학회지 (38) -

# 여 백

## 얕은 부영양 저수지의 육수학적 특성-계절에 따른 수질변화

김 호 섭 · 황 순 진\*

(건국대학교 환경과학과)

Seasonal Variation of Water Quality in a Shallow Eutrophic Reservoir. Kim, Ho-Sub and Soon-Jin Hwang\* (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea)

This study was carried out to assess the seasonal variation of water quality and the effect of pollutant loading from watershed in a shallow eutrophic reservoir (Shingu reservoir) from November 2002 to February 2004. Stable thermocline which was greater than 1°C per meter of the water depth formed in May, and low DO concentration ( $< 2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) was observed in the hypolimnion from May to September, 2003. The ratio of euphotic depth to mixing depth ( $Z_{eu}/Z_m$ ) ranged 0.2~1.1, and the depth of the mixed layer exceeded that of the photic layer during study period, except for May when  $Z_{eu}$  and  $Z_m$  were 4 and 4.3 m, respectively. Most of total nitrogen, ranged 1.1~4.5  $\mu\text{g N L}^{-1}$ , accounted for inorganic nitrogen (Avg, 58.7%), and sharp increase of  $\text{NH}_3\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$  was evident during the spring season. TP concentration in the water column ranged 43.9~126.6  $\mu\text{g P L}^{-1}$ , and the most of TP in the water column accounted for POP (Avg. 80%). During the study period, DIP concentration in the water column was  $< 10 \mu\text{g P L}^{-1}$  except for July and August when DIP concentration in the hypolimnion was 22.3 and 56.7  $\mu\text{g P L}^{-1}$ , respectively. Increase of Chl. *a* concentration observed in July (99  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) and November 2003 (109  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) when P loading through two inflows was high, and showed close relationship with TP concentration ( $r = 0.55, P < 0.008, n = 22$ ). Mean Chl. *a* concentration ranged from 13.5 to 84.5  $\text{mg L}^{-1}$  in the water column, and the lowest and highest concentration was observed in February 2004 ( $13.5 \pm 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$ ) and November 2003 ( $84.5 \pm 29.0 \mu\text{g L}^{-1}$ ), respectively. TP concentration in inflow water increased with discharge ( $r = 0.69, P < 0.001$ ), 40.5% of annual total P loading introduced in 25 July when there was heavy rainfall. Annual total P loading from watershed was 159.0  $\text{kg P yr}^{-1}$ , and that of DIP loading was 126.3  $\text{kg P yr}^{-1}$  (77.7% of TP loading). The loading of TN (5.0  $\text{ton yr}^{-1}$ ) was 30 times higher than that of TP loading (159.0  $\text{kg P yr}^{-1}$ ), and the 78% of TN was in the form of non-organic nitrogen, 3.9  $\text{ton yr}^{-1}$  in mass. P loading in Shingu reservoir was  $1.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ , which passed the excessive critical loading of Vollenweider-OECD critical loading model. The results of this study indicated that P loading from watershed was the major factor to cause eutrophication and temporal variation of water quality in Shingu reservoir. Decrease by 71% in TP loading (159  $\text{kg yr}^{-1}$ ) is necessary for the improvement of mesotrophic level. The management of sediment where the anaerobic condition was evident in summer, thus, the possibility of P release that can be utilized by existing algae, may also be considered.

**Key words : shallow eutrophic reservoir, water quality, seasonal variation,  $Z_{eu}/Z_m$ , P loading, sediment**

## 서 론

호수생태계에서 영양염부하의 증가는 조류의 번성, 투명도의 감소 및 이에 반응하는 생물학적 변화(예를 들면 부유생물종의 변화, 수생 식물상, 어류 생물상의 감소)를 유발하는 주된 원인이다(Hutchinson, 1957; Schindler, 1974; Reynolds, 1982). 부영양화된 담수생태계에서는 주로 인(phosphorus)이 조류의 성장에 제한영양염으로 작용하며(Schindler, 1974; Edmondson and Lehman, 1981; 한 등, 1993), 이들 중 상당부분이 유역으로부터 공급되고 오랜 기간 유기물이 퇴적층에 축적된 생태계에서는 퇴적층이 인 공급원으로 작용한다(Jeppesen *et al.*, 1991; Williams and Barko, 1991; Cooke *et al.*, 1993; Van der Molen and Boers, 1994; Kalff, 2002).

유역으로부터 공급되는 인 부하량은 강우강도나 유역 내 오염원의 분포 등에 의해 결정되며, 인 공급원으로서 퇴적층은 깊은 저수지에서는 수층 혼합 시기에 식물플랑크톤 성장을 유도할 수 있다(Jeppesen *et al.*, 1991; Cooke *et al.*, 1993; Van der Molen and Boers, 1994; Kalff, 2002). 반면에 수심이 얇은 수체에서는 바람이 없는 시기에 수온성층이 형성되기 때문에, 바람에 의한 수체의 불규칙적인 교란으로 인한 퇴적층으로부터 인 용출은 수시로 나타날 뿐 만 아니라(Williams and Barko, 1991) 교란 시 수층으로 부유된 입자가 빛 제한을 야기하여 낮은 광도에 적응력을 가진 식물플랑크톤으로의 군집 변화나 생물량의 감소를 야기하게 된다(Hoyer and Jones, 1983; Philips *et al.*, 1997).

그러나, 식물플랑크톤 대량 발생으로 대표되는 부영양화의 원인이 대부분이 유역으로부터의 영양염의 과잉공급으로 야기된 결과라 할지라도, 식물플랑크톤성장에 영향을 야기하는 여러 가지 요인이 복잡하게 연계되어 나타난 결과로서 이해되어야 한다. 또한 이러한 요인들의 중요도는 수체가 가지는 유역의 지형학적, 구조적인 특성 그리고 유역환경이나 계절에 따라 달라질 수 있기 때문에 이러한 요인들이 언제 어떻게 작용하는지 그리고 유역으로부터 유입되는 유입수나 영양염 부하가 수생태계 내에서의 어떠한 물리적, 생물학적, 화학적 변화를 야기하는지에 대한 연구는 수질관리에 있어 매우 중요하다.

특히, 강우사상이 계절적으로 편중된 지역에서는 기후

의 영향이 수생태계의 수질변화와 생태계의 기능에 매우 중요한 영향을 미칠 수 있다. 기후와 관련된 수문학적 특성은 특히 우리나라를 포함하는 온순기후의 영향을 받는 지역에서 유수생태계와 대형댐에서 수환경변화에 지배적인 영향을 미치는 특징적인 현상으로 밝혀졌다(Jones *et al.*, 2000; Faithful and Griffiths, 2000; 신 등, 2003a). 이와 함께, 인공호에서 수문의 조작에 따른 물의 방류도 호내의 수질변화에 상당한 영향을 미치는 인자이다(신 등, 2003b; Thornton *et al.*, 1990).

중소규모의 저수지는 수적으로 우리나라 정수생태계의 거의 대부분을 차지하며, 농업용 관개용수의 공급을 주목적으로 하여 농업용 저수지로 구분되고 있다. 농업용 저수지들의 대부분은 수심이 얇고(<10 m 이하), 생성연도가 오래되어 대부분 부영양화되었거나 이미 조류의 대번성을 경험하고 있는 수체들로서 농업지역의 비점오염원과 깊은 유기물 퇴적층을 가지는 공통적인 특성을 가지고 있다(Hwang *et al.*, 2003). 그러나, 우리나라의 대표적인 정수생태체인 얇은 부영양 저수지에 대한 수질변화에 대한 연구는 상대적으로 숫자가 적은 대형댐에 비해 매우 미비하며, 농업용 저수지의 수질변화와 부영양화의 일반성에 대한 정보는 거의 없는 실정이다.

본 연구는 국내 저수지의 대부분을 차지하는 전형적으로 수심이 얇은 부영양상태의 저수지에서 수질변화 특성을 이해하고자 수행되었으며, 계절에 따른 수질변화를 유입부하량과 연계하여 분석하였다.

## 재료 및 방법

### 1. 조사대상 저수지 개요

신구저수지는 충청남도 보령시 주안면에 위치하는 소규모(수표면적 0.1km<sup>2</sup>, 최대 수심이 7.0m) 농업용저수지이다(Fig. 1)(Table 1). 유역면적은 2.55 km<sup>2</sup>이며 유로연장이 각각 1.3과 3.4 km인 2개의 유입수로 가지고 있다. 유역에서 발생하는 주 오염원은 축산폐수로 총 오염 발생부하량의 75.6%를 차지하고 있다(농업기반공사, 2001). 평균수심이 3.9m 이고 유효저수량은 38.8 만 톤이며 연평균 염류소 a 농도가 25 µg L<sup>-1</sup>를 상회하는 부영양상태의 저수지이다. 조사기간 동안 2002년 12월 말부터 2003년 2월 중순까지, 그리고 2004년 1월 중순부터 2월

**Table 1.** Geographic, morphometric characteristics and generation load of pollutant in Shingu reservoir (농업기반공사, 2001).

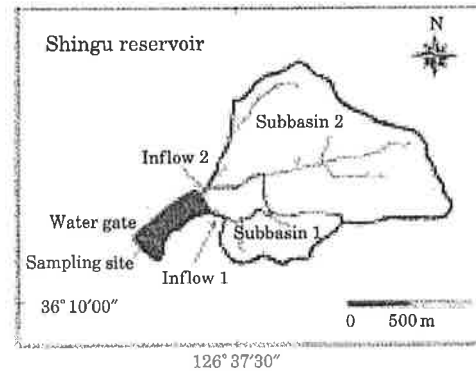
Parameters	Value (%)
Dam Elevation (m)	13
Mean depth (m)	4
Reservoir surface area (m <sup>2</sup> )	100,000
Water storage (× 10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> )	388
Drainage area (km <sup>2</sup> )	2.55
Paddy field area (km <sup>2</sup> )	0.28 (11.0)
Upland field area (km <sup>2</sup> )	0.82 (32.2)
Forest area (km <sup>2</sup> )	1.25 (49.0)
Other area (km <sup>2</sup> )	0.20 (7.8)
<b>Production loading of pollutant</b>	
<b>Point source</b>	
BOD (kg day <sup>-1</sup> )	34 (91.8)
TN (kg day <sup>-1</sup> )	17 (60.7)
TP (kg day <sup>-1</sup> )	2 (66.7)
<b>Non-point source</b>	
BOD (kg day <sup>-1</sup> )	3 (8.2)
TN (kg day <sup>-1</sup> )	11 (39.3)
TP (kg day <sup>-1</sup> )	1 (33.3)
<b>Inflow</b>	<b>Inflow 1</b> <b>Inflow 2</b>
Subbasin area (km <sup>2</sup> )	0.26    1.47
Subbasin slope (%)	11.8    11.8
Stream length (km)	1.3    3.4
Hydraulic residence time (hr)	0.65    1.03

초까지 약 2 주간 결빙되었고 5 월 중순부터 약 2 주일 동안 관개용수 이용으로 수위의 감소가 있었다.

## 2. 조사항목 및 분석방법

### 1) 수 질

2002년 11월부터 2004년 2월까지 2 주일 간격으로 수심이 가장 깊은 제방부근에서 0(표층), 3m(중층) 그리고 바닥으로부터 1m(심층) 상층부의 물을 채수하였다. 유입수는 저수지로 합류되기 전 지점에서 채수하였으며 유입수량은 유속계(Swoffer, Model 2100)로 측정된 유속과 수로 단면적을 곱해 계산하였다. 유광대 층( $Z_m$ )은 광도계(Li-core photometer, Model LI-250)로 0.1m 간격으로 측정된 광도를 수심과  $\ln(\text{광도})$ 와의 일차선형관계식을 통해 표층광도를 계산한 후 표층광도의 1%에 해당하는 수심으로 결정하였다. 혼합층( $Z_m$ )은 수심 간의 수온차이가  $0.4^\circ\text{C m}^{-1}$  이상인 수심으로 결정하였으며, 그 이전 수층이 혼합되는 것으로 간주하였다. 본 연구에서는 수심 간의 수온차이가  $1^\circ\text{C m}^{-1}$  이상인 경우는 안정적인 성층으로(Horne and Goldman, 1994),  $0.4 \sim 1^\circ\text{C m}^{-1}$ 인 경우에는 바람에 의해 교란될 수 있는 상대적으로 불안정



**Fig. 1.** Map showing the study area.

한 성층으로 고려하였다.

시료는 GF/F여과지로 여과한 후 엽록소 a 농도 측정에 이용하였으며, GF/F 여과지로 여과한 물과 원수를 각각 폴리에틸렌 병에 담은 후 영양염 분석 전까지  $-10^\circ\text{C}$ 에서 냉동보관하였다. 인은 용존무기인(Dissolved Inorganic Phosphorus: DIP)과 용존총인(Dissolved Total Phosphorus: DTP) 그리고 총인(Total Phosphorus: TP)을 각각 측정하였다. 입자성 유기인 농도(Particulate Organic Phosphorus: POP)는 총인 중에 용존 총인을 제외한 나머지로써 입자성인의 대부분이 입자성유기인으로서 존재하는 것으로 간주하였다. 질소는 질산성질소( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), 아질산성질소( $\text{NO}_2\text{-N}$ ), 암모니아성 질소( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) 그리고 총질소(Total Nitrogen: TN)를 각각 측정하였으며, 질산성질소와 아질산성 질소 그리고 암모니아성 질소의 합을 용존무기질소(Dissolved Inorganic Nitrogen: DIN)로 하였다.

엽록소 농도는 엽록소 a를 메탄올로 24시간 냉암소에서 추출한 후 흡광도를 측정하여 계산하였다(Maker, 1972; Maker et al., 1980). 용존무기인은 ascorbic acid법으로 분석하였으며(APHA, 1995), 용존총인과 총인은 GF/F여과지를 통과한 물과 원수를 각각 persulfate로 전처리한 후 용존무기인과 동일한 방법으로 측정하였다. 암모니아성 질소와, 아질산성 질소는 각각 인도페놀법과 colorimetric ( $4500 \text{ NO}_2\text{-B}$ )로 측정하였다(APHA, 1995). 아질산성질소가 포함된 질산성질소 농도(이하 질산성질소로 표현함)는 카드뮴환원법으로 측정하였고, 총질소는 persulfate로 전처리한 후 카드뮴환원법으로 측정하였다(APHA, 1995).

### 2) 유입수량 및 부하량 예측

신구저수지의 유입수량과 수질은 한달에 2회 측정된



**Table 2.** Discharge, SS, TN, DIN, TP and DTP in inflow of Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

Date Day/Mon/Yr	Discharge m <sup>3</sup> day <sup>-1</sup>	TN		DIN		TP		DTP		DIP	
		mg L <sup>-1</sup>	kg day <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	kg day <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	g day <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	g day <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	g day <sup>-1</sup>
15/11/02	960.6	4.7	4.6	4.0	3.8	92.0	88.4	71.7	68.8	60.5	58.1
13/12/02	1,922.1	2.3	4.4	4.9	9.4	82.1	157.7	69.9	134.4	63.4	121.9
28/03/03	665.6	2.6	1.7	1.7	1.17	3.9	49.2	65.3	43.5	55.6	37.0
11/04/03	1,464.9	2.6	3.9	2.7	3.9	133.7	195.8	127.8	187.2	100.4	147.1
16/05/03	1,512.2	5.1	7.7	4.1	6.2	104.3	157.7	90.4	136.7	78.7	119.0
13/06/03	3,761.0	7.1	26.7	5.4	20.2	131.7	495.3	87.5	329.2	66.9	251.6
25/07/03	35,155.7	3.2	112.4	2.3	81.0	90.3	3,173.6	80.9	2,842.8	76.1	2,676.8
08/08/03	6,535.6	2.4	15.4	1.8	11.5	90.2	589.8	81.8	534.7	73.9	482.7
19/09/03	8,885.1	2.4	21.4	1.9	17.3	104.3	926.6	86.6	769.1	74.5	662.3
03/10/03	2,682.2	2.4	6.4	1.9	5.2	71.2	191.0	58.8	157.8	50.4	135.3
18/10/03	2,599.8	2.4	6.2	2.1	5.5	76.3	198.5	75.4	196.0	70.8	184.1
08/11/03	5,996.8	3.4	20.6	2.7	16.4	224.1	1,343.8	201.3	1,207.1	196.2	1,176.3
21/11/03	531.2	3.4	1.8	3.2	1.7	60.3	32.1	54.0	28.7	52.7	28.0
17/12/03	720.6	3.7	2.7	3.5	2.5	63.0	45.4	58.8	42.3	55.6	40.0
30/12/03	738.7	4.9	3.6	3.8	2.8	53.6	39.6	52.1	38.5	43.2	31.9
13/01/04	635.0	3.4	2.1	2.7	1.7	74.5	47.3	51.4	32.6	45.0	28.6
27/01/04	1,316.7	2.7	3.6	2.3	3.0	74.1	97.6	36.8	48.4	31.8	41.9
17/02/04	191.3	3.3	0.6	3.0	0.6	62.3	11.9	41.5	7.9	39.8	7.6

실측 자료된 자료를 사용하였으며, 실측에서 제외된 시기의 인유입부하량은 수리수문모델인 HEC-HMS (Hydrologic Modeling System) 을 이용하여 일일 유입수량을 예측한 후, 실측된 자료를 토대로 도출된 유입수량과 인부하량과의 관계식을 이용하여 계산하였다. 신규저수지로 유입되는 2개의 유입수를 기준으로 1:25,000 축척의 지도를 이용하여 2개의 소구역으로 구분하여 유역도(Basin)를 작성하였고(Fig. 1) 구적기를 이용하여 각 소구역(sub-basin)의 면적을 계산하였다(Table 2). 실측과 예측된 인유입부하량을 토대로 호수 수질에 대한 유입부하량의 영향을 평가하기 위해서 Vollenweider (1976)가 제시한 다음 식으로부터 인의 입계부하량(mg · m<sup>-2</sup> · yr<sup>-1</sup>)을 계산하였다.

허용입계부하량 (Permissible critical loading)

$$= 10 \times Q_s (1 + \bar{z} / Q_s) 0.5$$

과잉입계부하량 (Excessive critical loading)

$$= 20 \times Q_s (1 + \bar{z} / Q_s) 0.5$$

여기서 Q<sub>s</sub>는 수리적 수표면 부하량(surface hydraulic loading, m/yr)이고,  $\bar{z}$ 는 평균수심(m)이다.

### 3. 통계분석

수질항목간의 상관성 분석은 수심별 평균값을 사용하여 Pearson's correlation analysis를 통해 분석하였고(SPSS 10.0), 통계적 유의 수준은 P<0.05를 기준으로 하였다.

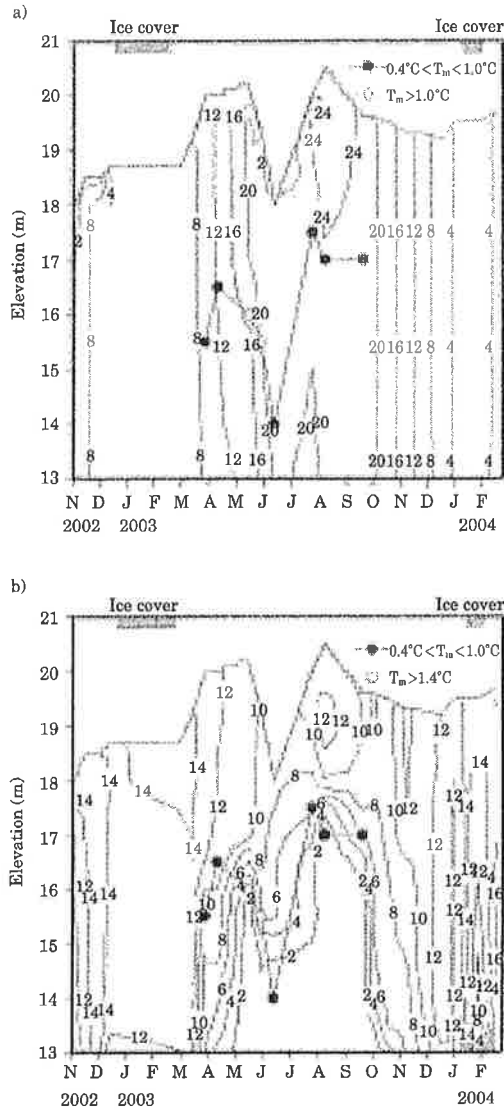
## 결 과

### 1. 수질 변화

강우사상과 관개용수 이용에 따른 수위변화가 야기되는 시기를 전후로 수질의 뚜렷한 차이가 나타났다. 조사기간 동안 강우사상은 연중 강우량(1,359mm)의 56.8%(774mm)가 6월과 8월 사이에 집중되었고, 이로 인해 5월말에 관개용수 이용으로 6월 중순경에 5.0m까지 감소했던 수위는 7월 중순경에 관개용수 이전(7.1m)과 유사한 7.1m까지 재 상승하였다(Fig. 2).

수온상승과 더불어 3월 표층으로부터 4.5m 수심에서 수심간의 수온차이가 0.4~1.0°C m<sup>-1</sup>인 수온약층이 관찰되었고, 5월에는 비교적 안정한 수온약층(>1.3°C m<sup>-1</sup>)에 표층으로부터 3m 수심에서 관찰되었다(Fig. 2). 관개용수로의 이용에 따른 수위가 감소한 5월 말부터 표층으로부터 6m 수심에서 수심 간의 수온차이가 <1.0°C m<sup>-1</sup>인 수온약층이 형성되었고, 강우에 의해 저수지의 수위가 상승한 7월에는 표층으로부터 3m까지 상승하였다. 심층에서의 2mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> 이하의 낮은 용존산소농도는 5월부터 9월까지 지속되었으며 심층에서의 저 산소상태는 강우에 의한 수위 증가 이후 7월에 표층으로부터 3m 까지 확대되었다(Fig. 2).

투명도는 0.5~1.2m의 범위로 5월에 가장 높았고, 수소이온농도는 6.1~9.9의 범위로 성층 형성기간 동안에 표층과 심층간의 큰 차이를 보였다. 전기전도도는 수심에 따른 차이보다는 계절에 따른 큰 차이를 보였다(Fig. 3).



**Fig. 2.** Temporal and vertical variation of (a) temperature and (b) dissolved oxygen concentration in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.  $T_m$  indicate the difference of temperature per meter of depth.

관개용수로의 이용에 따른 수위감소 전 5월 16일에 심층에서  $251.4 \mu\text{S cm}^{-1}$ 로 가장 높았고, 7월 수위가 상승하는 시기에 급격히 감소하여 8월 8일에 중층에서  $96.0 \mu\text{S cm}^{-1}$ 으로 가장 낮았다. 부유물질 농도는  $4.5 \sim 45.0 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위였고, 10월과 11월에 높았으며 투명도와 음의 상관관

을 보였다 ( $r = 0.65, P = 0.001$ ). 생화학적 산소요구량 (BOD)은 8월에 표층에서  $6.6 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 가장 높았고, 수심간의 큰 차이는 9월 19일에 관찰되었고, 표층에서의 농도가 중층에 비해 3배 정도 높았다. 화학적 산소요구량 (COD)은  $1.3 \sim 13.5 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 부유물질 농도와 유사한 계절적인 변화를 보였다 ( $r = 0.61, P = 0.003$ ). 수심에 따른 변화는 7월에 수심간의 평균이  $5.5 \pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ 로 가장 낮았던 반면, 8월 8일에는 표층( $13.4 \text{ mg L}^{-1}$ )과 심층( $1.3 \text{ mg L}^{-1}$ )의 농도 차가 10배 이상으로 크게 나타났다.

유광층 ( $Z_{eu}$ )은  $1.3 \sim 4.3 \text{ m}$ 의 범위였으나  $3 \text{ m}$  이상 이었던 5월과 1월을 제외하고는 평균  $2.0 \pm 0.4 \text{ m}$ 로 큰 차이가 없었다 (Fig. 4).  $Z_{eu}/Z_m$ 은  $0.2 \sim 1.1$ 의 범위로 수온약층 형성으로 혼합 층이 수심  $4 \text{ m}$  근처이고 유광층 수심이  $4.3 \text{ m}$  이었던 5월을 제외하고는 대부분의 기간 동안에 유광대층에 비해 혼합층의 수심이 깊었다.

수체 내 질소 농도는 계절에 따른 뚜렷한 차이가 나타났으며, 강한 수온약층이 형성된 5월부터 심층에서의 암모니아성 질소 ( $\text{NH}_3\text{-N}$ )의 농도 증가와 더불어 수층간의 큰 차이가 관찰되었다 (Fig. 5). 암모니아성 질소 농도는  $0 \sim 2.5 \text{ mg N L}^{-1}$ 의 범위로 수층간의 평균 암모니아 농도는 3월부터 6월까지 높게 유지되었고, 표층 ( $0.004 \sim 0.68 \text{ mg N L}^{-1}$ )과 심층 ( $0.97 \sim 2.53 \text{ mg N L}^{-1}$ )간의 큰 농도 차이가 4월부터 8월까지 관찰되었다. 강우로 수위가 재 상승한 7월부터 암모니아 농도는 다시 감소하였으며, 7월부터 11월 초까지 10월 18일을 제외하고는 표층에서의 농도가  $0.021 \text{ mg N L}^{-1}$  이하였다. 아질산성 질소 ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) 농도는  $0.006 \sim 0.242 \text{ mg N L}^{-1}$ 의 범위로 4월부터 증가하여 8월 ( $0.182 \pm 0.082 \text{ mg N L}^{-1}$ )에 가장 높게 나타났으며, 이후 다시 감소하는 경향을 보였다. 질산성 질소 ( $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$ )는  $0.3 \sim 1.9 \text{ mg N L}^{-1}$  범위로 3월부터 증가하여 7월까지 높은 수준을 유지하였고 이후 감소하여 10월에 수층간의 평균농도는  $0.4 \pm 0.0 \text{ mg N L}^{-1}$ 로 가장 낮았다. 총 질소 농도는  $1.1 \sim 4.5 \text{ mg N L}^{-1}$  범위로 무기형태의 질소가 평균  $58.7\%$ 였고, 계절에 따른 변화는 질산성 질소 농도 ( $r = 0.77, P < 0.001$ )와 암모니아성 질소 ( $r = 0.73, P < 0.001$ )와 유사한 경향을 보였다.

인 농도 또한 계절에 따른 큰 차이가 나타났으며, 심층에서의 산소 농도 감소가 가장 크게 나타났던 7월에 심층에서의 용존 형태 인의 일시적인 증가가 관찰되었다 (Fig. 5). 용존 무기인 농도 (DIP)는  $0.1 \sim 56.7 \mu\text{g P L}^{-1}$  범위로 총인 중  $6.6\%$ 였다. 용존무기인은 7월과 8월에 심층에서 각각  $22.3, 56.7 \mu\text{g P L}^{-1}$ 의 농도를 보인 것을 제외하고는  $10 \mu\text{g P L}^{-1}$  이하였고, 10월 3일에는 전 수층에서

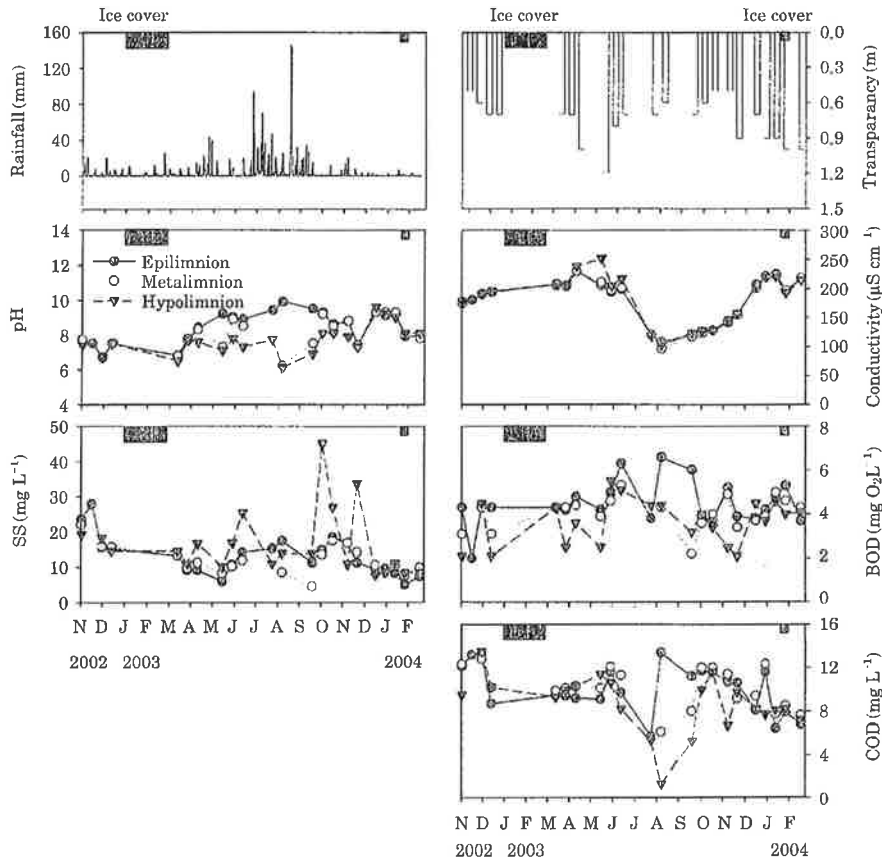


Fig. 3. Temporal and vertical variation of rainfall, transparency, pH, electric conductivity, suspended solids, biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

$0.6 \mu\text{g P L}^{-1}$  이하였다. 용존 총인의 농도는  $7.1 \sim 66.4 \mu\text{g P L}^{-1}$ 의 범위였고 용존무기인의 농도와 유사한 계절적인 변화를 보였다 ( $r = 0.90, P < 0.001$ ). 총인 중 용존총인의 형태는 년 평균 20%로 대부분이 입자성 인 형태로 존재하였으며 총인과 입자성인의 계절에 따른 변화는 일치하였다 ( $r = 0.90, P < 0.001$ ). 총인은  $43.9 \sim 126.6 \mu\text{g P L}^{-1}$ 의 범위였고 5월 말부터 증가하여 7월에 수층간의 평균이  $108.7 \pm 0.8 \mu\text{g P L}^{-1}$ 로 가장 높은 농도를 보인 후 12월부터 감소하여 2004년 2월 해빙시에  $46.1 \pm 1.8 \mu\text{g P L}^{-1}$ 로 가장 낮았다.

엽록소  $a$  농도는 계절에 따른 변화와 더불어 수심 간의 큰 차이를 보였다(Fig. 6). 수층 간의 평균 엽록소  $a$  농도는 강우에 의해 수위가 재상승한 7월에 증가 이후 8, 9월에 감소하였다가 11월에 다시 증가하여  $84.5 \pm 29.0 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 높은 농도를 보였으며 겨울철 해빙된 직후인

2월에  $13.5 \pm 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 낮았다. 수심간의 큰 차이는 7월부터 11월 초까지 관찰되었으며, 9월 심층에서  $8.1 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 낮았고 11월에 표층에서  $109.7 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 높았다. 엽록소  $a$  농도는 투명도 ( $r = -0.63, P = 0.002, n = 22$ )와 음의 상관성을 보였고 엽록소  $a$  농도가 증가함에 따라  $Z_{eu}/Z_m$ 이 감소하는 경향을 나타냈으나 뚜렷한 상관성은 없었다 ( $P = 0.129$ ) (Fig. 7). 영양염과의 상관관계에서는 총인 ( $r = 0.55, P = 0.008, n = 22$ ) 중 특히 입자성인 ( $r = 0.56, P = 0.006, n = 22$ )과의 높은 양의 상관성을 나타낸 반면, 총질소 농도와는 뚜렷한 상관성이 없었다 ( $r = -0.38, P = 0.081, n = 22$ ).

## 2. 유입 부하량

유역에서 두 유입수로로 유입되는 인의 대부분은 용존 형태였으며, 인 유입부하량은 유입수량과 양의 상관성을

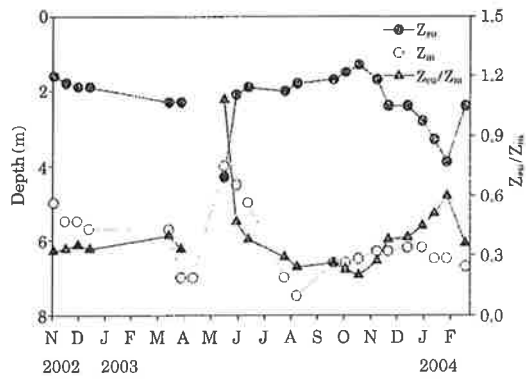


Fig. 4. Temporal variation of euphotic depth ( $Z_{eu}$ ), mixing depth ( $Z_m$ ) and  $Z_{eu}/Z_m$  ratio in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

나타냈다 ( $r = 0.97, P < 0.001$ ) (Fig. 8). 유역으로부터 유입되는 총인 부하량은  $159.0 \text{ kg P yr}^{-1}$ 였고, 이중 용존형태의 인 부하량은 총인의 86.8%에 해당하는  $138.0 \text{ kg P yr}^{-1}$ 였고, 식물플랑크톤에 의해 직접 이용될 수 있는 용존무기인 부하량은  $126.3 \text{ kg P yr}^{-1}$ 으로 총인의 77.7%에 해당하였다 (Table 2). 수표면적당 인 부하량은 조사기간 실측된 자료를 통해 계산된 수표면적당 인 부하량은  $1.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ 이었다. 강우량이 많았던 시기가 현장 조사에서 제외되었기 때문에 HEC-HMS로 예측된 일일유입수량을 실측된 유입수량과 인유입부하량과의 관계식을 (Fig. 8) 이용해 유입부하량 산출한 결과를 토대로 계산된 수표면적당 인 부하량은  $4.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ 로 실측된 값에 비해 3배 정도 높은 수준이었다 (Fig. 9). 저수지로 유입되는 수표면적당 인부하량은 비록 실측치와 예측치 사이에 3배 정도의 차이가 있었으나 모두 과잉임계부하량을 상회하는 수

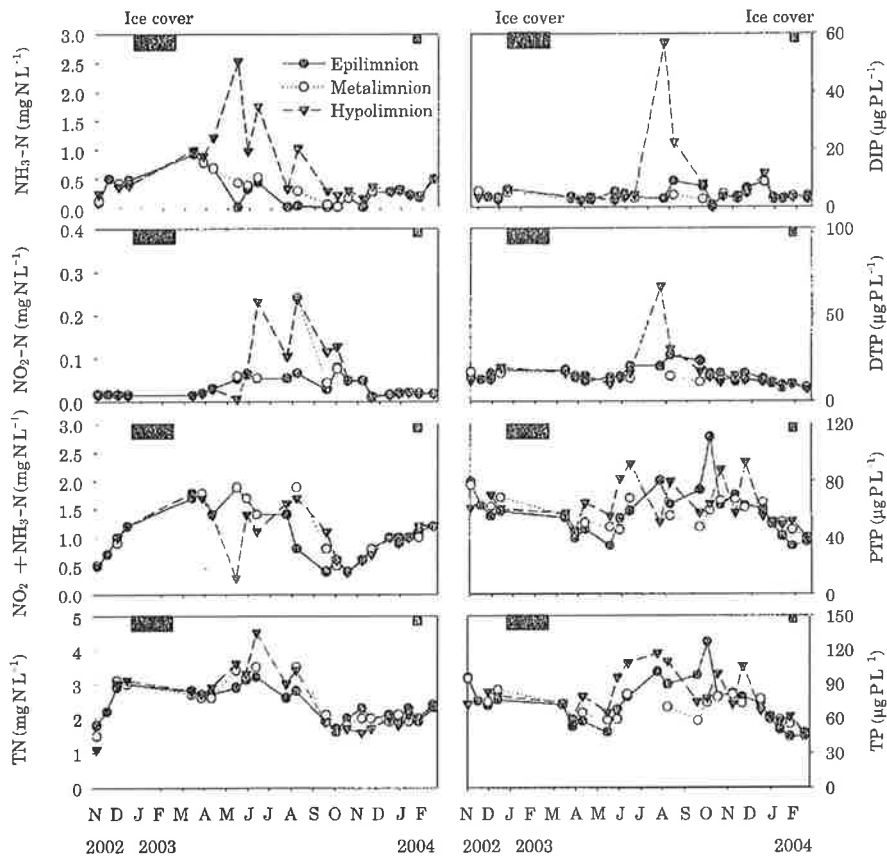


Fig. 5. Temporal and vertical variation of nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ , TN) and phosphorus (DIP, DTP, PTP, TP) concentration in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

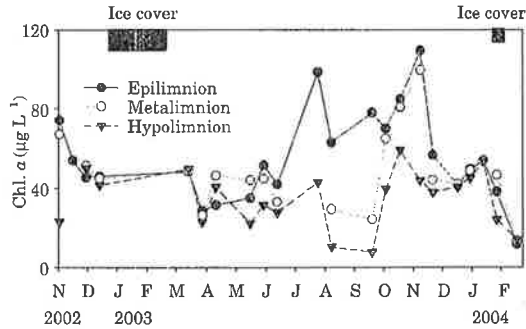


Fig. 6. Temporal and vertical variation of Chl. *a* concentration in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

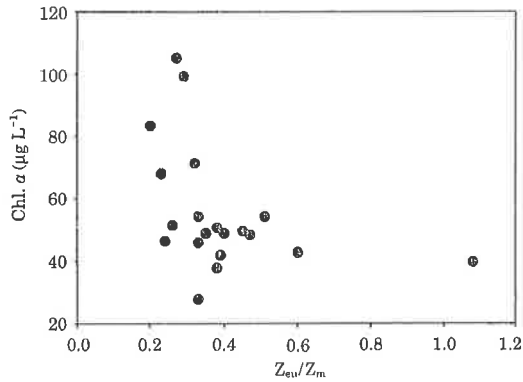


Fig. 7. Relationships between  $Z_{eu}/Z_m$  ratio and Chl. *a* concentration in Shingu reservoir from November 2002 to February 2004.

준이었다(Fig. 10). 유입수량이 많을수록 유입수내 총인 농도 또한 증가하는 경향을 나타냈으며( $r = 0.69, P < 0.001$ )(Fig. 11), 1년 중 강우량이 많았던 7월 25일 하루 동안에 연간 총인 유입부하량의 40.5%가 유입되었고, 11월 8일에도 17.1%가 유입되었다(Table 2).

총질소 부하량은  $5.0 \text{ ton yr}^{-1}$ 로 총인 부하량( $159.0 \text{ kg P yr}^{-1}$ )에 비해 30배 정도 많았으며, 총질소 부하 중 무기질소 부하량은  $3.9 \text{ ton yr}^{-1}$ 로 총질소의 78%였다. 유입수량 증가에 따른 총인 농도와 유사하게 총질소 농도 또한 유입수량이 많을수록 증가하는 경향을 나타냈으며( $r = 0.48, P < 0.001$ )(Fig 11) 총인 유입부하량이 많았던 7월에 질소 또한 연간 총 질소 유입부하량의 45.7%가 유입되었다(Table 2).

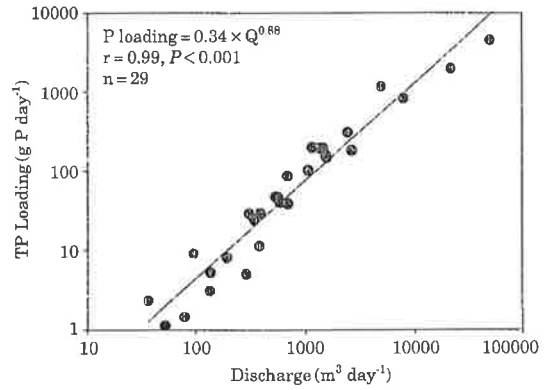


Fig. 8. Relationships between discharge and TP loading from two inflows of Shingu reservoir from November 2002 to January 2004.

## 고찰

결빙된 수표면의 해빙과 얇은 수심에도 불구하고 수온 상승에 따라 형성된 성층 그리고 강우에 따른 유입 부하량의 계절에 따른 차이는 저수지내 수질의 계절적, 수직적 변화의 원인 이었다. 결빙된 수표면의 해빙 시에 암모니아성 질소와 질산성질소의 뚜렷한 증가(Agbeti and Smol, 1995; 조와 신, 1997, 1998; 신 등, 2000)는 결빙 기간동안에 미생물 활동으로 생성된 암모니아의 축적과 이를 이용하는 식물플랑크톤의 낮은 수온에서의 성장억제에 따른 영양염 이용률 감소 등에 의해 야기될 수 있다(Odum, 1959; Talling, 1962; Løvstad and Bjørndalen, 1990). 본 연구에서도 암모니아성 질소와 질산성질소의 뚜렷한 증가가 관찰되었으며, 수체 내 무기질소의 증가는 총질소 농도의 증가의 직접적인 원인 이었다( $r = 0.93, P < 0.001$ ). 유입수량 증가에 따른 유입수내 농도 증가는 질소( $r = 0.48, P < 0.001$ )보다는 인( $r = 0.69, P < 0.001$ )에서 뚜렷하게 나타났으며, 총인 농도는 인 유입부하량이 많았던 7월과 8월에 증가한 반면, 질소 농도는 감소하는 경향을 보였다. 박(2003)은 국내 12개 저수지에서 본 연구에서 나타난 질소와 인의 계절적인 변화와 유사하게 총질소가 춘계에 무기질소의 증가로 인해 높은 농도를 나타낸 반면 총인 농도는 유입유량이 증가한 하계에 증가함을 제시한 바 있다.

식물플랑크톤 성장에 이용 가능한 총질소와 총인 중 용존형태의 비율은 질소는 용존 무기 형태(58.7%)가 인은 입자형태(79.9%)로의 존재비율이 높아, 질소에 비해 인의 잠재적 제한가능성이 높은 것으로 나타났고 이러한

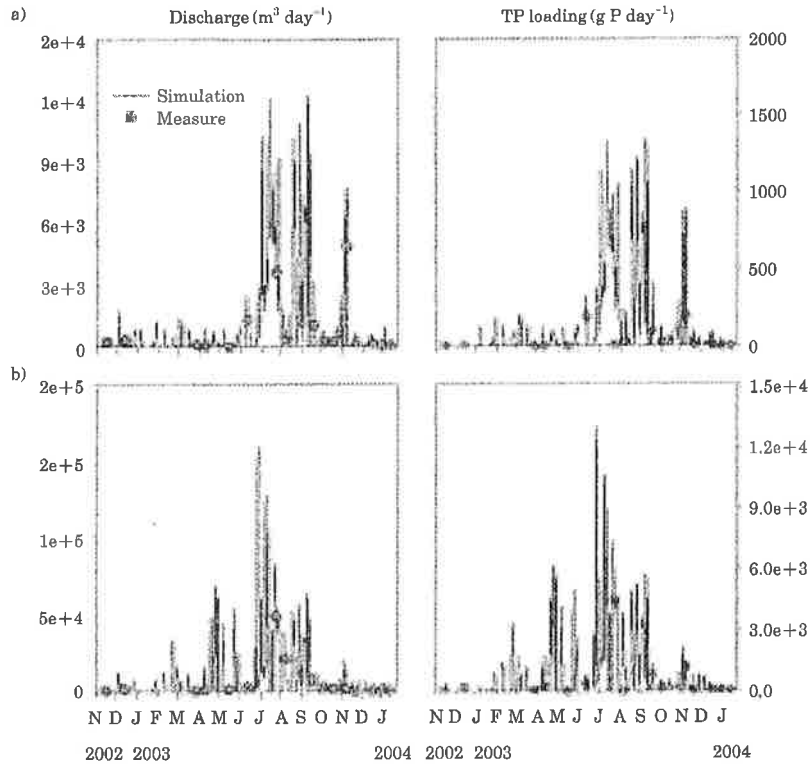


Fig. 9. Temporal variation of discharge and TP loading from two inflows (a: Inflow 1, b: Inflow 2) of Shingu reservoir from November 2002 to January 2004.

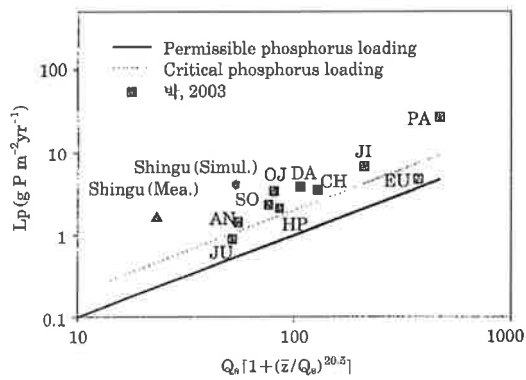


Fig. 10. Plot of phosphorus loading and critical loading of Vollenweider-OECD model in Shingu reservoir and several Korean reservoirs. AN, JU, SO, HP, OJ, DA, CH, JI, EU, PA denotes L. Andong, L. Juam, L. Soyang, L. Hapchon, L. Okjong, L. Dae-chong, L. Choongju, L. Jinyang, L. Euam and L. Paldang, respectively.

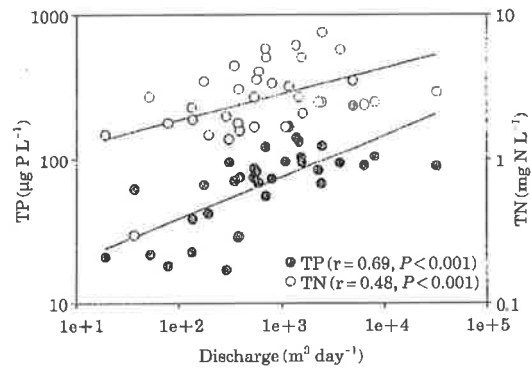


Fig. 11. Relationships between discharge and TP, TN concentration from two inflows of Shingu reservoir from November 2002 to January 2004.

결과는 영양염 첨가에 따른 식물플랑크톤의 성장반응에 대한 앞선 실험에서 확인된 바 있다(김과 황, 2004). 박

(2003)은 국내 12개 주요 대형저수지의 수체 내 총 질소 중 무기질소가 본 연구 대상저수지에서와 유사하게 평균 63%이나, 용존 총인과 용존 무기인은 각각 54, 24%로 본 연구에서 나타난 총인 중 용존 총인(20.1%)과 용존무기인(6.6%)의 비율과는 큰 차이가 있었다. 자연호에 비해 인공호에서 짧은 체류시간과 빛 제한에 따른 식물플랑크톤의 무기인 이용율의 감소는(박, 2003) 용존인이 높은 비율로 존재하는 이유로 설명되고 있다(Prepas and Rigler, 1982; Tarapchak *et al.*, 1982; Lillie and Mason, 1983). 그러나, 본 연구 대상저수지는 인공호임에도 불구하고 외국의 자연호에서 보고 되고 있는 수체 내 무기인의 비율(5% 이하)과 유사하였고, 이는 비록 구조적으로 인공호이나 비교된 국내 12개 인공호에 비해 식물플랑크톤 성장에 대한 체류시간이나 빛 제한의 영향이 상대적으로 적음을 시사한다. 본 연구대상 저수지가 유입수량이 적은 배수구역의 말단부에 위치해 있고 관개용수 이용에 따른 저수지 물의 인위적인 배제나 집중 강우시 유입수량 증가에 따라 자연적으로 방류되는 시기 외에는 유출이 증발산이나 지하수로의 침투에 한정되기 때문에 식물플랑크톤의 성장을 위한 수리학적 체류시간은 충분할 것으로 생각할 수 있다. 식물플랑크톤 성장과 관련된 빛 조건은 연구기간 동안에  $Z_{eu}/Z_m$ 이 평균 0.4로 하루 중 낮 시간을 12시간으로 가정 시 유광대층에 머무르는 시간은 4.8 시간으로,  $Z_{eu}/Z_m$ 이 1인 조건에 비해 단위면적당 식물플랑크톤 생산력은 빛 제한에 의해 감소될 수 있는 환경이었다(Kimmel and White, 1979). 그러나, 여름철 높은 수온에도 불구하고 수심 간의 수온 차( $0.4 \sim 1^\circ\text{C m}^{-1}$ )가 작았기 때문에 바람에 의한 교란으로 유광대 층 속으로 재순환하는 빈도는 깊은 호수에 비해 빈번할 수 있기 때문에 하루 중 계산된 4.8 시간 보다 더 오랜 시간 동안 유광층에 머물렀을 것으로 생각된다. Reynolds(1989)는 평균 풍속이  $2.5 \sim 5.0 \text{ m s}^{-1}$ 로 일정하게 유지되는 경우 10m 혼합층이 교란되는데 소요되는 시간이 10~20분 정도이며, Ibelings 등(1991)과 Denman and Gargett(1983)는 동일한 조건에서 3m 혼합층이 불과 4~8분안에 교란됨을 보고하였다. 또한, 식물플랑크톤 군집 중 남조류는  $Z_{eu}/Z_m$ 이 작다하더라도 부력조절을 통해 이동 가능하기 때문에 이러한 물리적환경이 용존무기인을 흡수하여 성장에 이용함에 있어 미치는 영향은 다른 조류 종들에 비해 적을 것이다.

저수지에서 엽록소  $a$  농도는 집중강우에 의해 인 유입 부하량이 증가된 이후에 나타났다. 조사기간 중 엽록소  $a$  농도 증가는 7월과 11월에 년 간 총 유입부하량의 40.5%와 17.1%가 유입된 이후에 나타났으며 유입수량이 7월에

비해 적었던 11월에 가장 높은 농도를 보였는데 이것은 7월에 유입수량 많았던 반면 엽록소  $a$  농도가 높은( $132.0 \mu\text{g L}^{-1}$ ) 유출수가 발생했던 것과 달리 11월에는 유출수가 없었기 때문인 것으로 사료된다(김과 황, 2004). 제한 영양염류의 농도는 생물량을 결정하는 주 원인으로(Hutchinson, 1957; Reynolds *et al.*, 1987; Carpenter and Kitchell, 1993; 김 등, 1999) 식물플랑크톤 대 발생은 외부로부터 많은 영양염류가 유입된 이후나(Lathrop and Carpenter, 1990; 김, 1998), PEG모델에서 제시된 바와 같이 퇴적물로부터 재 유출된 영양염류가 수층내로 확산되는 혼합시기에 야기된다(Sommer *et al.*, 1986). 본 연구에서 유역으로부터 유입되는 인의 86.8%가 용존형태이고 이중 식물플랑크톤에 의해 직접이용 될 수 있는 형태의 용존무기인이 77.7%였던 반면, 저수지 수체 내 존재하는 총인 대부분이 입자성 유기인( $r=0.90, P<0.001$ )으로 엽록소  $a$  농도와 양의 상관성( $r=0.60, P<0.003$ )을 나타낸 것으로 미루어 볼 때 유입된 인이 식물플랑크톤에 의해 빠르게 흡수되어 성장에 이용되어 식물플랑크톤 밀도 증가의 원인이 된 것으로 추측된다.

유역으로부터 저수지로 유입되는 수표면적당 인 부하량에 대한 실측과 예측값은 각각  $1.6$ 과  $4.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ 로 모두 과잉 임계부하량을 초과하는 것으로 나타났으며 이를 토대로 할 때 본 연구대상 저수지의 부영양화는 유역으로부터의 인 과다유입에 기인된 것으로 판단된다. Vollenweider(1976)의 인 부하모델은 크기가 다른 호수들에서 유입되는 인 부하량이 호수수질에 대한 영향을 비교하기 위해 평균수심과 체류시간을 고려하여 개발된 것으로, 수질을 예측하고 환경용량을 산정하는데 사용되고 있다(김 등, 1995a; 김 등, 1995b). 임계부하량 모델을 통해 신규저수지물 중영양호의 수질로 유지하기 위해서는 실측된 총인 수표면적당 인 부하량의 경우  $0.47 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$  이하가 되어야하며, 이는 총인 유입 부하량( $159 \text{ kg yr}^{-1}$ )의 71% 감소가 요구된다. 이러한 목표 수질을 위해 요구되는 실측된 유입수 년 평균 농도  $92.8 \text{ mg L}^{-1}$ 는 총인 부하량과 연간유입수량으로부터 환산하면  $29.8 \text{ mg L}^{-1}$ 를 유지해야한다.

본 연구대상 저수지의 수질개선을 위해서는 유역으로부터 유입되는 인 부하량에 대한 감소가 우선적으로 요구된다. 또한 여름철 퇴적층에서 심층 산소 고갈이 야기되었고, 이 시기에 퇴적물로 유출된 인이 유입수량이 적은 시기에 식물플랑크톤 성장에 이용될 수 있기 때문에 퇴적물에 대한 관리도 수행될 필요가 있다.

본 연구는 2002년 11월부터 2004년 2월까지 수심이 얇은 부영양상태의 저수지에서 계절에 따른 수질변화와 이에 대한 유입 부하량 영향을 평가하기 위해 이루어졌다. 수심간의 수온차가  $1^{\circ}\text{C m}^{-1}$  이상의 수온약층이 5월에 형성되었고, 심층에서  $2\text{mg O}_2\text{ L}^{-1}$  이하의 낮은 산소 농도가 5월부터 9월까지 관찰되었다.  $Z_{\text{eu}}/Z_{\text{m}}$ 은 0.2~1.1의 범위로 수온약층 형성으로 혼합 층이 수심 4m 근처이고 유광대 층이 수심 4.3m였던 5월을 제외하고는 대부분의 기간 동안에 유광대층에 비해 혼합층의 수심이 깊은 것으로 나타났다. 수체내 질소는  $1.1\sim 4.5\text{mg N L}^{-1}$ 의 범위로, 대부분이 용존 형태(Avg. 58.7%)로 존재하고 있었으며 결빙된 수표면의 해빙 시에 암모니아성 질소와 질산성 질소가 증가하였다. 저수지내 총인 농도는  $43.9\sim 126.6\text{ }\mu\text{g P L}^{-1}$  범위로 대부분은 입자성인의 형태(Avg. 80%)로 존재하고 있었다. 용존무기인 농도는 심층에서의 일시적인 증가가 관찰된 7월과 8월을 제외하고는  $10\text{ }\mu\text{g P L}^{-1}$  이하였다. 엽록소 *a* 농도의 뚜렷한 증가는 인 유입부하량이 많았던 7월( $99\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ )과 11월( $109\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ )에 관찰되었고 수체내 총인과 양의 상관성을 보였다 ( $r=0.55, P<0.008, n=22$ ). 수층간의 평균 엽록소 *a* 농도는 11월 8일에  $84.5\pm 29.0\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ 으로 가장 높았고 2월에  $13.5\pm 1.0\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ 로 가장 낮았다. 유입수량이 증가할 수록 유입수내 총인 농도도 증가하는 경향을 나타냈으며 ( $r=0.69, P<0.001$ ), 1년 중 강우량이 많았던 7월 25일 하루 동안에 연간 총인 유입부하량의 40.5%가 유입되었고, 11월 8일에도 17.1%가 유입되었다. 유역으로부터 유입되는 총인 부하량은  $159.0\text{ kg P yr}^{-1}$ 였고, 식물플랑크톤에 의해 직접 이용 될 수 있는 용존무기인 부하량은  $126.3\text{ kg P yr}^{-1}$ 로 총인의 77.7%에 해당하였다. 총 질소 부하량은  $5.0\text{ ton yr}^{-1}$ 로 총 인 부하량 ( $159.0\text{ kg P yr}^{-1}$ )에 비해 30배 정도 많았으며, 총질소 부하 중 무기질소 부하량은  $3.9\text{ ton yr}^{-1}$ 로 총 질소의 78%였다. 인 입계 부하량은  $1.6\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$ 으로 과잉입계부하량을 상회하는 수준이었다. 본 연구결과 저수지의 유역으로부터 유입되는 많은 양의 유입 인 부하는 저수지 수질의 계절적인 변화 뿐 만 아니라 부영양화의 가장 큰 원인으로 나타났으며, 중영양상태의 수질을 유지하기 위해서는 총인 유입부하량( $159\text{ kg yr}^{-1}$ )의 71%가 감소되어야 할 필요성이 제기되었다. 또한 여름철 심층 산소 고갈이 야기되었고, 이 시기에 퇴적물로부터 용출된 인이 식물플랑크톤 성장에 이용될 수 있기 때문에 퇴적물에 대한 관리도 수행될 필요가 있다.

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

인 용 문 헌

김동섭, 김법철, 황길순, 박주현. 1995a. 팔당호의 부영양화 경향(1988-1994). 한국수질보전학회지 11: 295-302.  
 김법철, 김재욱, 전만식, 황순진. 1999. 소양호 등·식물플랑크톤의 계절변동. 한국육수학회지 32: 127-134.  
 김법철, 허우명, 황길순. 1995b. 도암호의 부영양화 실태. 한국육수학회지 28: 233-240.  
 김윤희. 1998. 홍수시 소양호에서 중층탁류의 이동 및 영향에 관한 연구. 강원대학교 환경학과 석사학위논문.  
 김호섭, 황순진. 2004. 부영양저수지에서 식물플랑크톤 성장에 대한 제한영양염과 질소/인 비의 영향. 한국육수학회지 37: 36-46.  
 농림부 농업기반공사. 2001. 농업용수 수질측정망 조사 보고서.  
 박주현. 2003. 한국 주요호수의 비교육수학적 연구. 강원대학교 환경학과 대학원 석사학위논문.  
 신재기, 강창근, 황순진. 2003b. 팔당호에서 수중탁도의 일변동과 고탁수 입자의 분포. 한국육수학회지 36: 257-268.  
 신재기, 조주래, 황순진, 조경제. 2000. 경안천-팔당호의 부영양화와 수질오염특성. 한국육수학회지 33: 387-394.  
 신재기, 황순진, 강창근, 김호섭. 2003a. 하천형 저수지 팔당호의 육수학적 특성: 수문과 환경요인. 한국육수학회지 36: 242-256.  
 조경제, 신재기. 1997. 낙동강 중·하류에서 무기 N·P 영양염의 변동. 한국육수학회지 30: 85-95.  
 조경제, 신재기. 1998. 낙동강 하류에서 동·하계의 N·P 영양염류와 식물플랑크톤의 동태. 한국육수학회지 31: 97-75.  
 조규송. 1993. 한국담수동물플랑크톤 도감. 아카데미서적.  
 한명수, 유재근, 유광일, 공동수. 1993. 팔당호의 생태학적 연구 1. 수질의 연변화: 과거와 현재. 한국육수학회지 26: 141-149.  
 Agbeti, M.D. and J.O. Smol. 1995. Winter limnology: Comparison of physical, chemical and biological characteristics in two temperature lakes during lakes during ice over. *Hydrobiologia* 304: 221-234.  
 APHA. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed., APHA-AWWA-WEF, Washington, D.C., USA.  
 Carpenter, S.R. and J.R.Kitchell. 1993. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35: 634-639.



- Cooke, G.D., E.G. Welch, S.P. Peterson and P.R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs (2nd ed.). Lewis. Boca Raton. p.548.
- Denman, K. and A.E. Gargett. 1983. Time and space scale of vertical mixing and advection of phytoplankton in the upper ocean. *Limnol. Oceanogr.* **28**: 801-815.
- Edmonson, W.T. and J.T. Lehman. 1981. The effect of changes in the nutrient income on the condition of lake Washington. *Limnol. Oceanogr.* **26**: 1-29.
- Faithful, J.W. and D.J. Griffiths. 2000. Turbid flow through a tropical reservoir (Lake Dalrymple, Queensland, Australia): Responses to summer storm event. *Lakes & Reservoir Management* **5**. 231-247.
- Horne, A.J. and C.R. Goldman. 1994. Limnology 2nd edition. McGraw-Hill, Singapore. p. 50.
- Hoyer, M.V. and J.R. Jones. 1983. Factors affecting the relation between phosphorus and chlorophyll *a* in USA midwestern reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **40**: 192-199.
- Hutchinson, C.E. 1957. A treatise on limnology. I, Geography Physics and Chemistry. New York, John Wiley and Sons Inc. p.1015.
- Hwang, Soon-Jin, Chun. G. Yoon and Soon Kook Kweon. 2003. Water quality and limnology of Korean reservoirs. *Paddy & Water Environment* **1**: 43-52.
- Jeppesen, E., P.Kristensen, J.P. Jensen, M. Sndergaard E. Mortensen and T.L. Lauridsen. 1991. Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow eutrophic danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* **48**: 127-148.
- Kalff, J. 2002. Limnology, Inland Water Ecosystem. Prentice-Hall, Inc.
- Kimmel, B.L. and M.M. White. 1979. DCMU-enhanced chlorophyll fluorescence as an indicator of the physiological status of reservoir phytoplankton: An initial evaluation. pp. 246-262. *In*: Phytoplankton-environmental interactions in reservoirs (M.W. Lorenzen, ed). U.S. Army Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Lathrop, R.C. and S.R. Carpenter. 1990. Zooplankton and their relationship to phytoplankton, p.127-150. *In*: Food Web management (J.F. Kitchell, ed.). Springer-Verlag, New York.
- Lillie, R.A. and J.W. Mason. 1983. Limnological characteristics of Wisconsin lakes. Tech. Bull No. 138., Dept. Nat. Resour., Madison, WI.
- Løvstad, O. and K. Bjørndalen. 1990. Nutrients (P, N, Si) and growth conditions for diatom and *Oscillatoria* spp. in lakes in south-eastern Norway. *Hydrobiologia* **196**: 255-263.
- Marker, A.F.H. 1972. The use of acetone and methanol in the estimation of chlorophyll in the presence of phaeophytin. *Freshwater Biol.* **2**: 361-385.
- Marker, A.F.H., E.A. Nusch, I. Rai and B. Riemann. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih.* **14**: 91-106.
- Odum, E.P. 1959. Fundamentals of Ecology. W.B. Saunders, Philadelphia. p. 546.
- Phlips, E.J., M. Cichra, K.E.Havens, C. Hanlon, S. Badylak, B. Rueter, M. Randall and P. Hansen. 1997. Relationships between phytoplankton dynamics and the availability of light and nutrients in a shallow subtropical lake. *J. Plankton Res.* **19**: 319-342.
- Prepas, E.E. and F.H. Rigler. 1982. Improvements in quantifying the phosphorus concentration in lake water. *Can. J. Fisher Aquat. Sci.* **39**: 882-829.
- Reynolds, C.S. 1982. Phytoplankton periodicity its motivation, mechanisms and manipulation. *Annual Report of the Freshwater Biological Association* **50**: 60-75.
- Reynolds, C.S. 1987. Cyanobacterial water-blooms. *In* J. Callow (ed), Advances in Botanical Research, Academic Press, London **13**: 437-481.
- Reynolds, C.S. 1989. Physical determinants of phytoplankton succession. pp. 9-56. *In* : Plankton ecology: succession in plankton communities (U. Sommer, ed.). Springer Veri., Berlin.
- Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Sci.* **184**: 897-899.
- Sommer, U., Z.M. Gliwicz, W. Lampert and A. Duncan. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* **106**: 433-471.
- Talling, J.F. 1962. Freshwater algae, pp. 743-757. *In*: Physiology and biochemistry of algae (R. A. Lewin, ed.). Academic Press, New York.
- Taraphak, S.J., S.M. Bigelow and C. Rubitschun. 1982. Overestimation of orthophosphorus concentrations in surface waters of southern Lake Michigan: Effects of acid and ammonium molybdate. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**: 296-304.
- Thornton, K.W., B.L. Kimmel and F.E. Payne. 1990. Reservoir limnology: ecological perspectives. 246 pp. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Van der Molen, D.T. and P. C. M. Boers. 1994. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shal-

- low lakes before and after reduction of the external loading. *Journal of Great Lakes Research* **27**: 379-389.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Journal of Great Lakes Research* **2**: 53-83.
- Williams, W.F. and J.W. Barko. 1991. Estimation of phosphorus exchange between littoral and pelagic zones during nighttime convective circulation. *Journal of Great Lakes Research* **17**: 179-187.
- (Manuscript received 1 May 2004,  
Revision accepted 12 June 2004)

# 육수학적 특성에 따른 국내 저수지의 부영양화 유형분석 -엽록소 *a*와 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;

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 염록소  $a$  농도를 대표값으로 하였다. 수집된 자료는 OECD가 제시한 연중 최대 염록소  $a$  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·수문학적 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 유형에 사이에서 가장 큰 차이가 나타나는 인자를 토대로 4가지 유형으로 세분화하였으며, 염록소  $a$  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 염록소  $a$  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.

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

#### 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 염록소 *a*

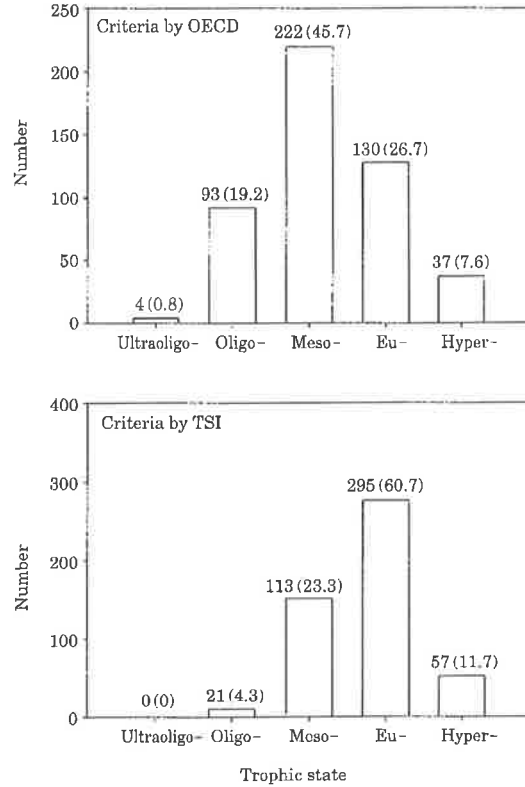


Fig. 1. Trophic state of study reservoirs by OECD criteria and TSI based on Chl-*a* concentration. Numbers in parentheses indicate relative abundance (%).

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	

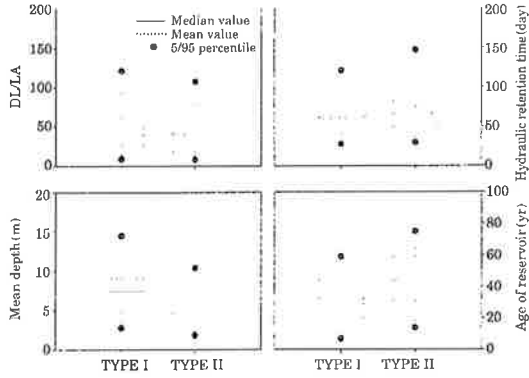


Fig. 2. Comparison of morphometric and hydraulic characteristics in classified two types by OECD criteria of Chl-*a* concentration ( $25 \mu\text{g L}^{-1}$ ). DA and LA denotes drainage area and reservoir surface area, respectively.

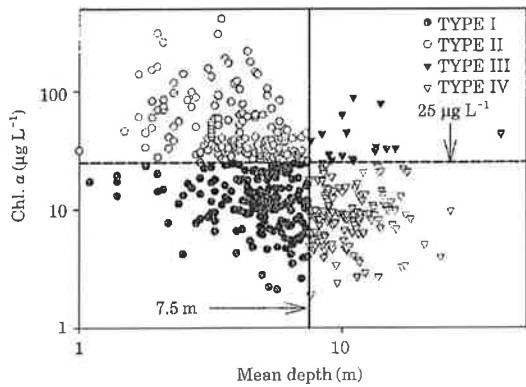


Fig. 3. Classification of reservoirs based on OECD criteria of Chl-*a* concentration ( $25 \mu\text{g L}^{-1}$ ) and mean depth (7.5 m).

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(WS)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,

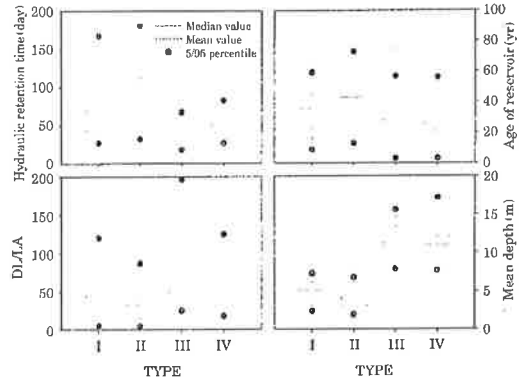


Fig. 4. Morphometric and hydraulic characteristics in classified four types by OECD criteria of Chl-*a* concentration and mean depth of 7.5 m. DA and LA denotes drainage area, reservoir surface area, respectively.

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

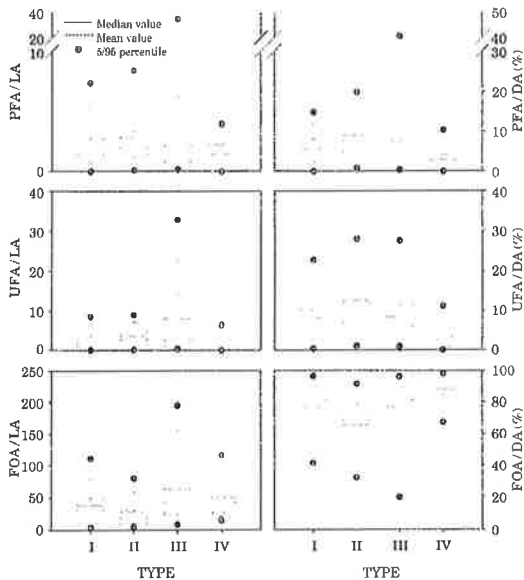
저수지의 형태학적 특성과 관련된 인자 중 엽록소 *a* 농도와 가장 밀접한 상관성을 나타내고( $r = 0.47$ ,  $P < 0.001$ ) OECD에서 제시한 연평균 최대 엽록소 *a* 농도에 의해 분류된 두 유형간의 큰 차이가 있었던( $P < 0.002$ , *t*-test) 평균수심 7.5 m에 근거하여 4가지 유형으로 세분화하였다(Fig. 3). TYPE I에 포함된 저수지에서의 평균수심은 7.5 m였고, TYPE II에 포함된 저수지의 90% 이상이 수심 7.5 m보다 낮았다. OECD가 제시한 연평균 최대 엽록소 *a* 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 4가지 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).  $WS/LA$ 가 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 넓은 수역 내의 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.

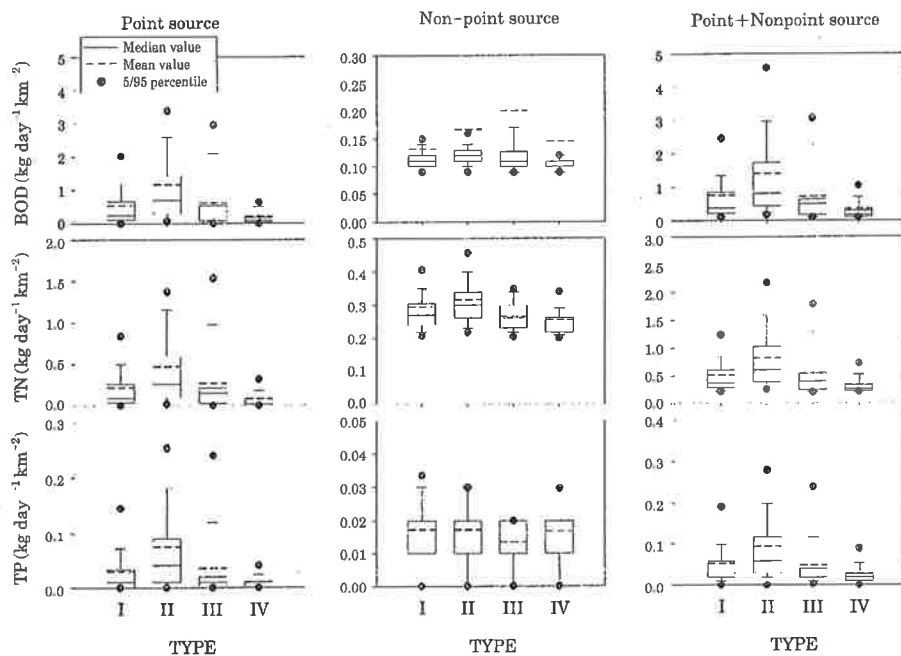
#### 5. 유역에서의 오염발생부하량과 수질과의 관계

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 <sup>2*</sup>			0.45 <sup>2*</sup>			0.25			0.34 <sup>2*</sup>		
	TN		0.17 <sup>*</sup>			0.56 <sup>2*</sup>			0.62 <sup>2*</sup>			0.24 <sup>2*</sup>	
	TP			0.22 <sup>2*</sup>			0.54 <sup>2*</sup>			0.28			0.17
NP	BOD	-0.07			-0.06			0.52 <sup>*</sup>			0.20 <sup>*</sup>		
	TN		0.03			0.11			0.58 <sup>*</sup>			0.17	
	TP			-0.42			-0.02			-0.11			0.11
P+NP	BOD	0.07			0.50 <sup>2*</sup>			0.26			0.40 <sup>2*</sup>		
	TN		0.15 <sup>*</sup>			0.56 <sup>2*</sup>			0.68 <sup>2*</sup>			0.27 <sup>2*</sup>	
	TP			0.11			0.54 <sup>2*</sup>			0.28			0.21 <sup>*</sup>

<sup>\*</sup> P < 0.05; <sup>2\*</sup> 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 ( $r = 0.52, P < 0.001$ ),



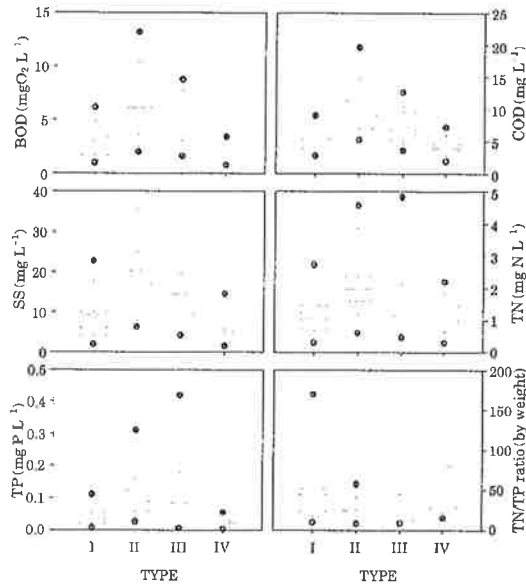


Fig. 7. Comparison of BOD, COD, SS, TN, TP concentration and TN/TP ratio (by weight) in classified four types by OECD criteria of Chl-*a* concentration and mean depth of 7.5 m.

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).

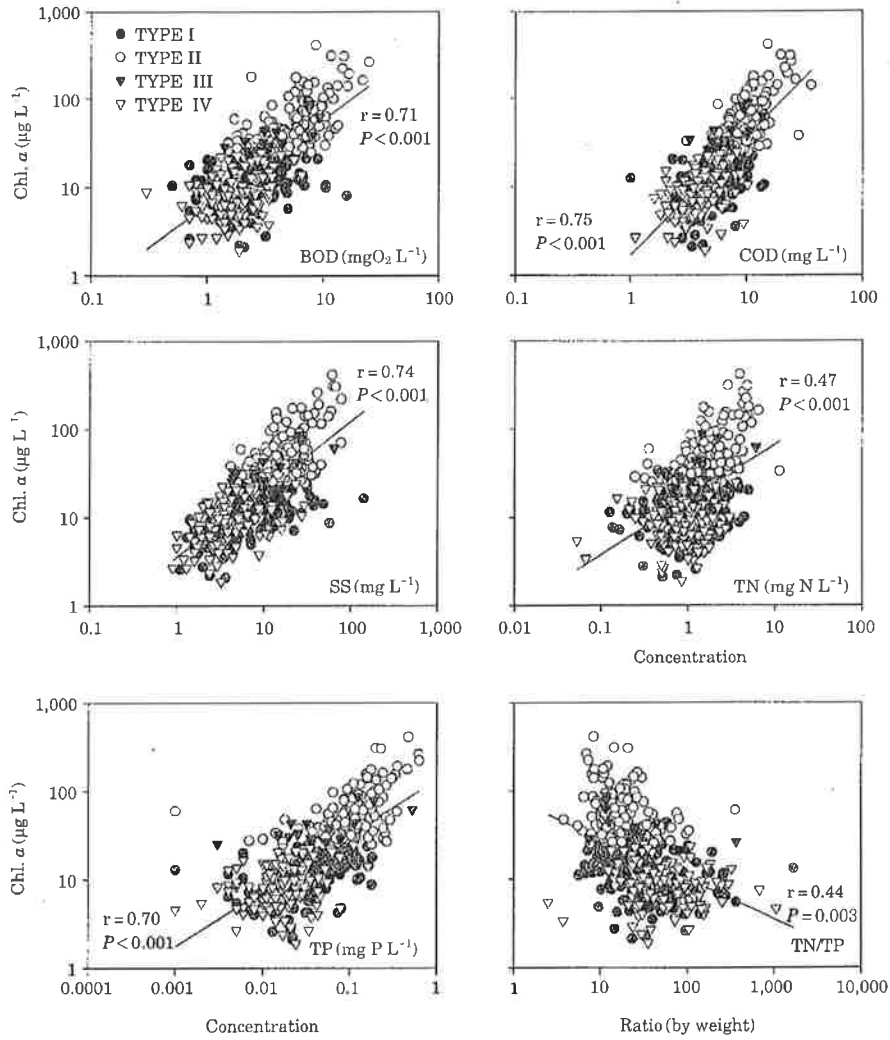
각 유형에서의 TN농도는 엽록소 *a* 농도가 가장 높은 TYPE II에 포함된 저수지에서 평균  $2.0 \text{ mg N L}^{-1}$ 으로 TYPE IV에 비해 2배 정도 높았다. 반면에 TP 농도는 TYPE II에서 평균  $0.09 \text{ mg P L}^{-1}$  (Median 0.122)로 TYPE IV에 비해 4배 정도 높은 농도를 유지하였다. 수심이 7.5 m 이하이며 엽록소 *a* 농도  $25 \mu\text{g L}^{-1}$ 를 기준으로 분류된 TYPE II에 포함된 저수지에서의 TN/TP비는 4~351의 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 50이하에서 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( $P<0.002, t\text{-test}$ ) 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 m를 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 얕으며 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 뿐 만 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

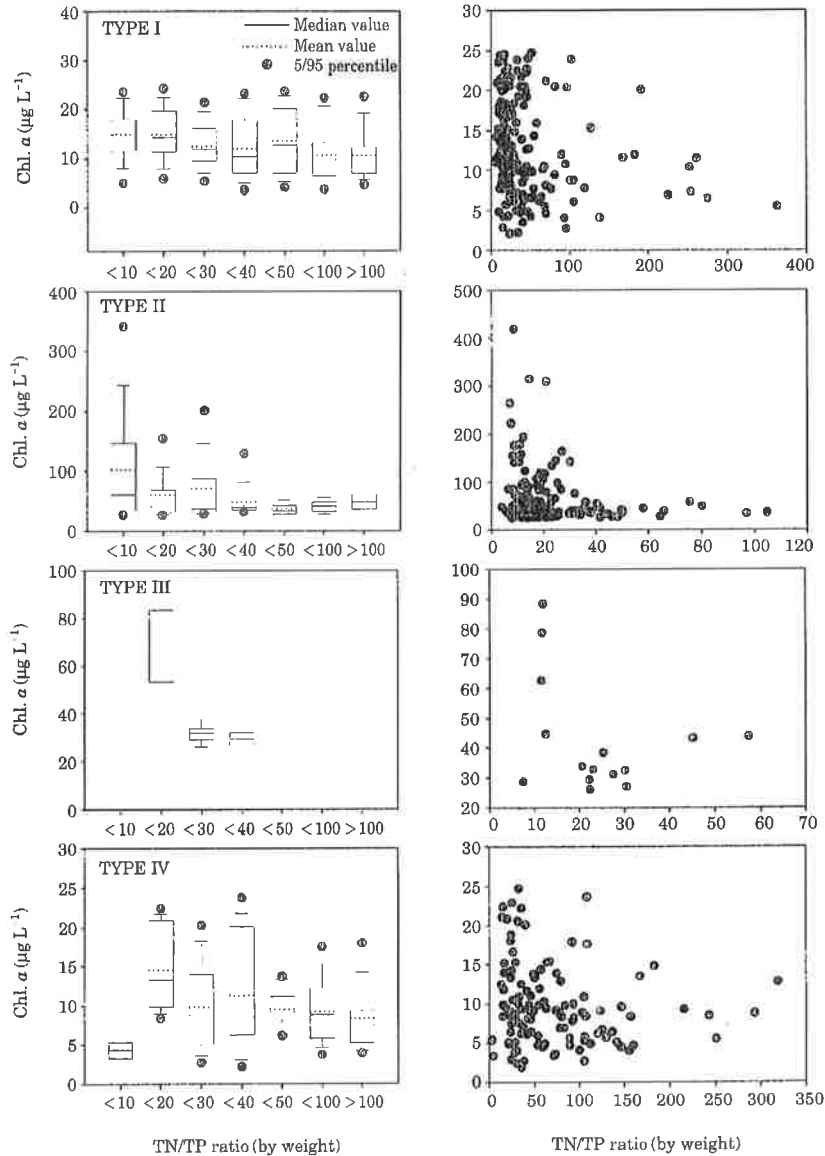


Fig. 9. Relationships between Chl-*a* concentration and TN/TP ratio (by weight) in classified four types by Chl-*a* concentration and WS/LA of 7.5 m.

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

7.5m를 기준으로 각기 다른 경향을 보였다. TYPE I과 II에서의 엽록소 농도는 체류시간이 길고, DA/LA비가 작고 수심이 얕은 저수지에서 높았으나, 수심이 7.5 m 이상인 저수지를 포함한 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·수문학적 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 4가지 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 얇은 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 얇고 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 배출수로가 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 지리적인 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 보고 된 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 <sup>55</sup>	0.46 <sup>99</sup>	0.23 <sup>90</sup>	0.25 <sup>55</sup>	0.435 <sup>46</sup>	-0.09
	Age	0.17 <sup>7</sup>	0.22 <sup>55</sup>	0.03	-0.02	-0.024	0.14
	DA/DL	-0.19 <sup>57</sup>	-0.28 <sup>93</sup>	-0.09	0.14	0.166 <sup>59</sup>	-0.19 <sup>96</sup>
	$\bar{z}$	-0.15 <sup>57</sup>	-0.27 <sup>50</sup>	-0.20 <sup>50</sup>	-0.09	0.079	-0.30 <sup>50</sup>
	PFA/DA	0.21 <sup>50</sup>	0.31 <sup>50</sup>	0.26 <sup>50</sup>	0.36 <sup>96</sup>	-0.069	0.40 <sup>99</sup>
	UFA/DA	0.23 <sup>96</sup>	0.40 <sup>96</sup>	0.27 <sup>53</sup>	0.12	-0.137	0.32 <sup>53</sup>
II (151)	FOA/DA	-0.33 <sup>93</sup>	-0.47 <sup>93</sup>	-0.29 <sup>93</sup>	-0.20 <sup>93</sup>	0.140	-0.44 <sup>93</sup>
	Chl- <i>a</i>	0.60 <sup>93</sup>	0.62 <sup>93</sup>	0.61 <sup>93</sup>	0.46 <sup>93</sup>	0.69 <sup>93</sup>	-0.11
	Age	0.25 <sup>93</sup>	0.22 <sup>93</sup>	0.29 <sup>96</sup>	0.05	-0.23 <sup>93</sup>	0.22 <sup>96</sup>
	DA/DL	-0.17 <sup>93</sup>	-0.15	-0.11	0.06	0.10	-0.06
	$\bar{z}$	-0.38 <sup>96</sup>	-0.33 <sup>96</sup>	-0.28 <sup>96</sup>	-0.27 <sup>96</sup>	0.10	-0.28 <sup>96</sup>
	PFA/DA	0.37 <sup>96</sup>	0.30 <sup>96</sup>	0.24 <sup>96</sup>	0.39 <sup>96</sup>	-0.18 <sup>96</sup>	0.36 <sup>96</sup>
III (16)	UFA/DA	0.17 <sup>96</sup>	0.13	0.26 <sup>96</sup>	0.20 <sup>96</sup>	-0.20 <sup>96</sup>	0.24 <sup>96</sup>
	FOA/DA	-0.28 <sup>96</sup>	-0.23 <sup>96</sup>	-0.26 <sup>96</sup>	-0.31 <sup>96</sup>	0.23 <sup>96</sup>	-0.35 <sup>96</sup>
	Chl- <i>a</i>	0.75 <sup>96</sup>	0.64 <sup>96</sup>	0.66 <sup>96</sup>	0.50 <sup>96</sup>	0.56 <sup>96</sup>	-0.26
	Age	0.35	0.61 <sup>96</sup>	0.58 <sup>96</sup>	0.58 <sup>96</sup>	-0.05	0.50 <sup>96</sup>
	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
IV (132)	PFA/DA	0.69 <sup>96</sup>	0.72 <sup>96</sup>	0.93 <sup>96</sup>	0.96 <sup>96</sup>	-0.12	0.94 <sup>96</sup>
	UFA/DA	0.81 <sup>96</sup>	0.75 <sup>96</sup>	0.86 <sup>96</sup>	0.81 <sup>96</sup>	-0.07	0.83 <sup>96</sup>
	FOA/DA	-0.79 <sup>96</sup>	-0.78 <sup>96</sup>	-0.94 <sup>96</sup>	-0.92 <sup>96</sup>	0.10	-0.92 <sup>96</sup>
	Chl- <i>a</i>	0.38 <sup>96</sup>	0.39 <sup>96</sup>	0.33 <sup>96</sup>	0.18	0.33 <sup>96</sup>	-0.15
	Age	0.20 <sup>96</sup>	0.16	0.30 <sup>96</sup>	0.34 <sup>96</sup>	-0.03	0.30 <sup>96</sup>
	DA/DL	-0.13	-0.13	-0.06	-0.07	-0.03	-0.08
IV (132)	$\bar{z}$	-0.02	-0.11	-0.14	0.04	-0.06	0.01
	PFA/DA	0.15	0.23 <sup>96</sup>	0.28 <sup>96</sup>	0.33 <sup>96</sup>	-0.11	0.36 <sup>96</sup>
	UFA/DA	0.26 <sup>96</sup>	0.32 <sup>96</sup>	0.27 <sup>96</sup>	0.28 <sup>96</sup>	-0.15	0.39 <sup>96</sup>
	FOA/DA	-0.27 <sup>96</sup>	-0.29 <sup>96</sup>	-0.23 <sup>96</sup>	-0.31 <sup>96</sup>	0.14	-0.34 <sup>96</sup>

<sup>\*</sup>  $P < 0.05$ ; <sup>\*\*</sup>  $P < 0.01$ .

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	
		LA	Large	Small	
Morphometric factors	DA	Large		Small	
	Age	Old		Young	
	$\bar{z}$				
	DA/LA	Small		Large	
Type of land use in watershed	HRT	Short		Long	
	PFA/DA	Large		Small	
	UFA/DA	Large		Small	
Contribution on generation loads per watershed area	FOA/DA	Small		Large	
	P	High		Low	
	NP	High		Low	
Water quality	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 아니었다. 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.
- 김법철, 김동섭, 황길순, 최광순, 허우명, 박원규. 1996. 부영양한 낙동강수계에서 유기물오염에 대한 조류1차생산의 기여도. *Algae* 11: 231-237.
- 김법철, 최광순, 심수용. 1997. 비점오염원으로 부터의 인의 총수출. 하천호소의 수질보전과 유역관리에 관한 한일공동세미나. pp.166-177.
- 김복영, 유재규. 1995. 벼 재배에서 방류수에 의한 영양염류의 유실. *한국환경개배수* 12: 150-156.
- 김종민, 허성남, 노혜란, 양희정, 한명수. 2003. 호소형 및 하천형 댐호의 육수학적 특성과 조류 발생과의 상관관계. *한국육수학회지* 36: 124-138.
- 김좌관, 홍유희. 1992. 국내 인공댐호의 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, 함종화, 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. Vladimir. 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)



# 얕은 부영양 저수지의 동·식물플랑크톤 군집변화 특성

김 호 섭 · 공 등 수 · 황 순 진<sup>1,\*</sup>

(국립환경연구원 수질총량과, <sup>1</sup>진국대학교 환경과학과)

Characteristic Community Dynamics of Phyto- and Zooplankton in a Shallow Eutrophic Reservoir. Kim, Ho-Sub, Dong-Soo Kong and Soon-Jin Hwang<sup>1,\*</sup> (Watershed Management Research Division, National Institute of Environmental Research, Incheon 404-170, Korea; <sup>1</sup>Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea)

This study was conducted to understand seasonal dynamics of phyto- and zooplankton communities in a shallow eutrophic reservoir (Shingu reservoir) from November 2002 to February 2004. Cyanophyceae dominated throughout the year, except for spring (March~May) when Bacillariophyceae (*Melosira varians*) and Chlorophyceae (*Dictyosphaerium puchellum*) were dominant. The change of dominant species in Cyanophytes occurred in June and December 2003, and the increase of phytoplankton cell density in July and November was observed when the P loading through two inflows was high. In May, *Oscillatoria* spp. and *Aphanizomenon* sp. were dominant, but replaced by *Microcystis* spp. in the end of May. Dominant *Microcystis* spp. sustained until December and shifted to *Oscillatoria* spp. and *Aphanizomenon* sp. TN/TP ratio ranged from 13 to 46 (Avg. 27±6) from June to December when cyanobacteria (*Microcystis* spp.) dominated. Rotifers such as *Keratella cochlearis*, *Keratella valga*, *Polyarthra* spp., *Conochilus unicornis*, *Pompholyx complanata* dominated in average 67.8% of the zooplankton community. Abundance of zooplankton was the highest in June 2003, when *Pompholyx complanata* (12,388 ind L<sup>-1</sup>) was dominant. In May, the significant increase of *Conochilus unicornis* biomass (1,048±28 µg C L<sup>-1</sup>) was observed with distinct improvement of transparency ( $Z_{eu}/Z_m = 1.1$ ). These results suggest that the seasonal variation of phytoplankton communities in this reservoir are to be understood as results of multi-interactive factors such as temperature, light condition and nutrients, and small-sized rotifers as important predator.

Key words : Cyanobacteria, P loading, shallow eutrophic reservoir, small-sized rotifers, TN/TP ratio

## 서 론

온대호수에서 동·식물플랑크톤의 천이는 수생태계 내의 생물적 요인과 무생물적 요인간의 상호작용의 결과로 연속성을 가지기 때문에 예측이 가능한 것으로 이해되고

있다(Reynold, 1980; Sommer *et al.*, 1986). 식물플랑크톤의 천이를 야기하는 가장 기본적인 요소는 수온과 빛이며, 제한영양염 농도와 동물플랑크톤의 섭식압 그리고 수층의 혼합 등은 생산력과 증가시기를 결정하는 중요한 요인으로 알려져 있다(Hutchinson, 1957; Reynolds *et al.*, 1987; Lathrop and Carpenter, 1990; Carpenter and

itchell, 1993; Sterner and Grover, 1998). Reynolds (1984)는 온대호수에서 식물플랑크톤의 종이나 생물량의 변화를 야기하는 요인들이 봄 성장기에는 수온, 유광층과 혼합층의 깊이 등과 같은 물리적인 요인들이 중요하게 작용하며, 여름에는 영양물질의 농도나 비율과 같은 화학적 요인이, 그리고 늦여름에는 포식과 기생 등과 같은 생물학적 요인이 중요하게 나타남을 제시한 바 있다.

PEG (Plankton Ecology Group) 모델에서 제시된 바와 같이 성층이 형성되는 온대호수에서 봄과 가을에 규조류가 우점하고 동물플랑크톤의 개체수 증가에 따른 섭식압이 증가하며, 여름에는 남조류가 우점하는 것이 일반적인 동·식물플랑크톤의 천이 양상이다 (Sommer *et al.*, 1986). 반면에, 수심이 얇은 부영양호수에서는 동·식물플랑크톤의 계절적인 천이 뿐만 아니라 생물간의 상호작용과 무생물학적 요인과의 상호관계의 결과가 PEG 모델에서 제시된 일반적인 현상과 다르게 나타날 수 있다 (Sommer *et al.*, 1986; 김 등, 2003). 수심이 얇은 부영양호수는 구조적으로 바람에 의한 불규칙한 교란, 인 공급원으로서의 퇴적층의 역할 증가 그리고 집중 강우시에 높은 희석률 등의 특징을 가지고 있기 때문이다.

수층의 불규칙한 교란은 조류 성장에 있어 침전을 억제하고 퇴적물로부터의 용출된 인을 수층으로 공급하여 조류 성장을 조장할 수 있으나 (Eppesen *et al.*, 1991; Williams and Barko, 1991; Cooke *et al.*, 1993; van der Molen and Boers, 1994; Alf, 2002), 입자의 재부유가 지배적인 환경에서는 조류 성장이 빛 제한에 의해 억제되거나 종 변화가 야기될 수 있다 (Boyer and Jones, 1983; Philips *et al.*, 1997). 또한, 집중 강우 시에는 유입수내 입자와의 침전이나 호수 외로 배제됨으로써 생물량이 감소

될 수 있는 반면, 유역으로부터 공급된 인에 의해 조류 성장이 증가될 수도 있다. 따라서 계절에 따른 동·식물플랑크톤 중 조성과 생물량 변화는 생리·생태학적 측면 뿐만 아니라 수체가 가지는 구조적·지형적 특징과 유역 환경 특성 등이 복잡하게 연계되어 나타난 결과이다.

본 연구에서는 국내 전형적인 얇은 부영양저수지에서 동·식물플랑크톤 천이양상을 이해하기 위해 동·식물플랑크톤의 종 조성과 생물량의 계절에 따른 변화와 이에 영향을 주는 인자, 그리고 영향인자에 따른 반응결과를 분석하였다.

## 재료 및 방법

### 1. 조사지 개요

본 연구는 충남에 위치하고 있는 신규 저수지를 대상으로 하였다. 신규저수지의 수표면적은 0.1km<sup>2</sup>이고 유효저수량은 38.8만 톤으로, 김과 황 (2004b)에 의해 제시된 농업용저수지 분류기준에 따르면 얇고 부영양 Ⅲ형에 해당한다. 신규저수지는 여름철 심층에 무산소층이 형성되며 겨울철에는 저수지 수표면 전체가 결빙되는 얇고 부영양한 농업용저수지이다. 조사기간 동안 5월 중순부터 약 2주일 동안 관개용수의 이용으로 6월 중순경 수위가 5.0m까지 감소하였고, 7월 중순경에 집중강우에 따른 유입수량 증가로 관개용수 이전 (7.1m)과 유사한 7.1m까지 수위가 상승하였다 (김과 황, 2004a).

### 2. 조사 기간 및 지점

2002년 11월부터 2004년 2월까지 월 2회 조사하였다. 조사지점은 방조제 부근으로 수심이 가장 깊은 곳을 선정하였다 (Fig. 1). 2002년 12월 말부터 2003년 2월 중순까지, 그리고 2004년 1월 중순부터 2월 초까지 약 2주간 결빙되었고 앞선 결빙기간 동안의 조사는 이루어지지 않았다. 엽록소 *a* 농도, TN/TP비, DIN/DTP비 그리고 유광층 깊이/혼합층 깊이 ( $Z_{eu}/Z_m$ ) 등의 수질자료는 김과 황 (2004a)이 제시한 자료를 이용하였다.

### 3. 식물플랑크톤

식물플랑크톤 중 조성과 현존량을 분석하기 위해 수심별 (0, 3, 5 m)로 채수된 일정량의 시료를 100ml-Pak bags에 담아 Lugol 용액으로 고정한 후 실험실로 운반하였다. 식물플랑크톤의 정량분석은 Sedgwick-Rafter 계수판을 이용하여 광학현미경하 (×200)에서 규조류 (Bacillarioid

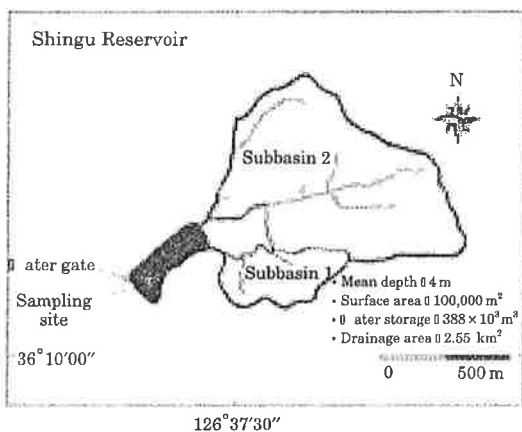


Fig. 1. Map showing the study area.

phyceae), 남조류(Cyanophyceae), 녹조류(Chlorophyceae)로 구분하여 동정하고 계수하였으며 와편모조류(Dinophyceae)와 은편모조류(Cryptophyceae)는 출현종과 밀도가 작아 두 분류군 모두를 편모조류(flagellate algae)로 취급하였다. 식물플랑크톤의 생물량은 동정 시 출현종의 가로, 세로 길이를 측정하여 Kellar *et al.* (1980)이 제시한 공식으로 체적( $V: \mu\text{m}^3$ )을 계산하였고, 규조류는  $10^{(-0.427+0.784(\log V \mu\text{m}^3))} \mu\text{gC}$ , 녹조류와 남조류는  $10^{(-0.460+0.866(\log V \mu\text{m}^3))} \mu\text{gC}$  (Mullin *et al.*, 1966) 그리고 편모조류는  $200 \text{ fg C } \mu\text{m}^{-3}$  (Starthmann, 1967) 부피당 탄소 환산계수를 이용하여 계산하였다.

#### 4. 동물플랑크톤

동물플랑크톤은 망목의 크기가  $63 \mu\text{m}$ 인 네트를 이용하여 수심 2m에서 수직에인하여 채집하였다. 채집된 동물플랑크톤 시료는 Whirl-pack에 담아 sucrose-formaline을 최종 농도가 5%가 되도록 첨가한 후 실험실로 운

반하여 관찰 전까지 실온 보관하였다. 동물플랑크톤의 정량·정성 분석은 Sedwick-Rafter 계수판에 넣어 광학현미경 하에서 윤충류, 지각류, 요각류로 분류하여 실시되었다(Stemberger, 1979; Balcer *et al.*, 1984; 조, 1993). 관찰 시 출현 종에 대한 가로, 세로 길이를 모두 측정하였으며, 평균값을 생물량 계산에 이용하였다. 윤충류 체적은 Downing and Rigler (1984)가 제시한 식에 따라 계산하였고, 동물플랑크톤의 비중을 1.025로 가정하여 습중량을 구하고, 습중량의 10%를 건중량으로 계산하였다(Hall *et al.*, 1976; Pace and Orcutt, 1981). 예외적으로 윤충류 *Asplanchna*와 *Synchaeta*는 몸체가 매우 약해서 약간의 충격에도 쉽게 파괴되고 다른 종에 비해 수분함량이 많기 때문에 건중량은 습중량의 4%로 하였다(Dumont *et al.*, 1975). 지각류와 요각류의 건중량은 Length-Dry weight 관계식을 이용하여 계산하였고(Culver *et al.*, 1985), 동물플랑크톤의 생물량( $\mu\text{gC L}^{-1}$ )은 건중량의 48%를 탄소량으로 고려하여(Andersen and Hessen, 1991) 산

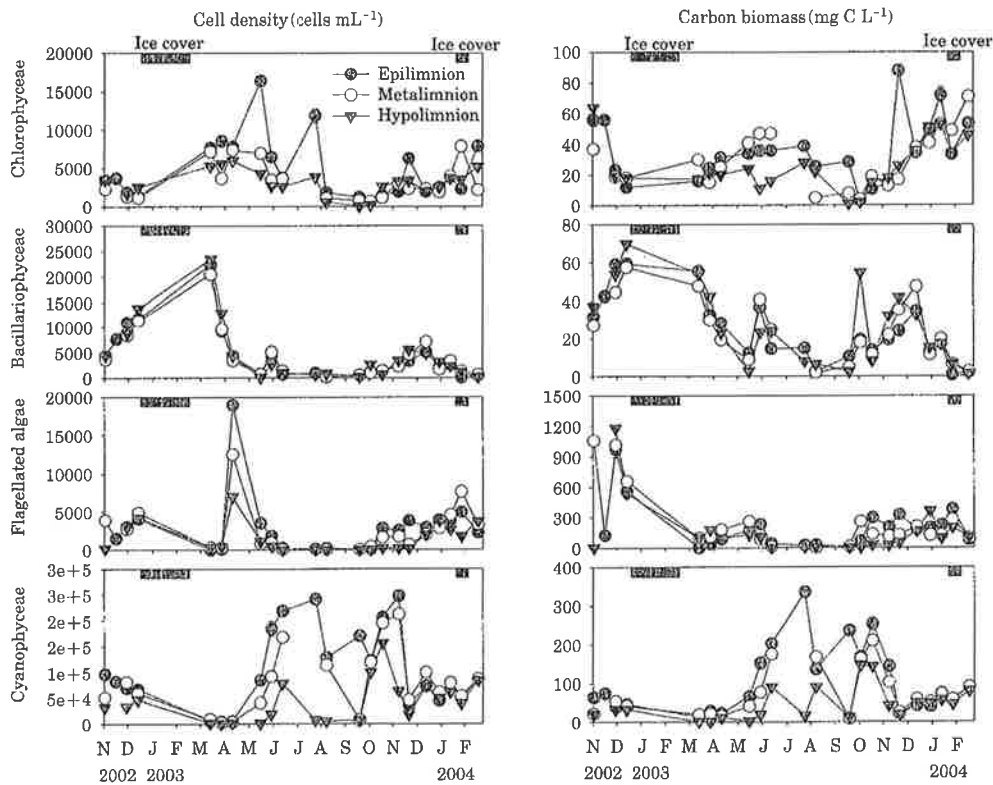


Fig. 2. Temporal change of density and biomass of major phytoplankton community in Shingu Reservoir from November 2002 to February 2004.

출하였다.

### 5. 통계분석

상관성 분석은 Pearson's correlation analysis를 통해 분석하였고 (SPSS 10.0), 통계적 유의 수준은  $P < 0.05$ 를 기준으로 하였다.

## 결 과

### 1. 식물플랑크톤 군집 변화

계절에 따른 식물플랑크톤의 종 조성 및 현존량 변화가 관찰되었고, 봄철 규조류와 편모조류 그리고 녹조류의 일시적인 증가를 제외하고는 연중 남조류가 우점하였다 (Figs. 2, 3). 3월에 *Melosira varians*, *Aulacoseria ambigua*와 같은 규조류가 먼저 증가한 이후에 *Rhydomonas* sp.와 같은 편모조류가 4월에 일시적으로 증가하였다 (Table 1). 이후 *Dictyosphaerium puchellum*, *Monoraphidium*

*contortum*, *Scenedesmus* spp.와 같은 녹조류가 증가하였고 5월부터는 *Oscillatoria* spp., *Aphanizomenon* sp. 그리고 *Microcystis* spp.와 같은 남조류로의 우점종의 변화가 관찰되었다. 남조류 군집의 우점종 변화는 5월에 *Oscillatoria* spp.에서 수위감소 이후 6월에 *Aphanizomenon* sp.이 그리고 7월부터 12월 초까지는 *Microcystis aeruginosa*가 우점하였다. 12월 말부터 봄철 녹조류와 규조류의 현존량 증가 전까지는 다시 *Oscillatoria* spp., *Aphanizomenon* sp.의 개체수가 증가하였다. 조사기간 중 가장 많은 식물플랑크톤 개체수는 *Microcystis aeruginosa* 우점 시기인 7월 ( $2.5 \pm 0.06 \times 10^6$  cells mL<sup>-1</sup>)과 11월 ( $2.5 \pm 0.02 \times 10^5$  cells mL<sup>-1</sup>) 표층에서 관찰되었다.

생물량 (carbon biomass)에 의한 식물플랑크톤 군집 변화는 군집별로 현존량에서 나타난 변화와 시기적인 차이가 있었다 (Fig. 2). 녹조류의 현존량은 3월부터 7월에 증가하였으나 생물량은 *Scenedesmus* spp.와 *Chlamydomonas* sp.가 우점한 11월에 증가하였다. 편모조류의 생물량은 크기가 큰 *Cryptomonas* spp.의 개체수가 증가한 12월에 가장 높았다. 반면에, 규조류의 생물량은 11월부터 증가하여 12월에 가장 높았고 현존량이 가장 높았던 3월 이후에 감소하는 경향을 보였으나 계절에 따른 현존량과 생물량의 변화는 유사하였다 ( $r = 0.82, P < 0.001, n = 22$ ) (Fig. 2). 남조류의 현존량과 생물량의 계절에 따른 변화는 유사하였다 ( $r = 0.88, P < 0.001, n = 22$ ).

### 2. 동물플랑크톤 군집변화

동물플랑크톤 군집 중 윤충류밀도 점유율이 평균 67.8%로 가장 높았으며, 동물플랑크톤 군집의 계절에 따른 현존량 ( $r = 0.998, P < 0.001, n = 22$ )과 생물량 ( $r = 0.95, P < 0.001, n = 22$ )의 변화 또한 윤충류의 변화와 유사하였다 (Figs. 3, 4). 11월부터 4월까지는 *Keratella cochlearis*, *Polyarthra* spp.와 같은 소형 윤충류가 우점하였고 5월 16일에는 본 연구에서 관찰된 윤충류 중 비교적 크기가 큰 *Conochilus unicornis*가 일시적으로 증가하였으며 동물플랑크톤 군집의 생물량 ( $1,048 \pm 28 \mu\text{g C L}^{-1}$ )도 가장 높았다 (Table 2). 이후 5월 말에 *Brachionus diversicornis*, 수위가 감소한 6월에는 *Pompholyx complanata*로의 우점종 변화와 더불어 가장 높은 현존량 ( $12,388 \text{ ind L}^{-1}$ )을 보였으며, 이들은 강우에 의해 수위가 재 상승한 7월과 8월에 *Keratella cochlearis*와 *Keratella valga*가 우점한 시기를 제외하고는 10월까지 우점하였다. 요각류와 지각류의 최대 현존량은 수위감소 직전인 5월말에 관찰되었고 요각류의 유생 (Nauplius)과 지각류인 *Bosmina*

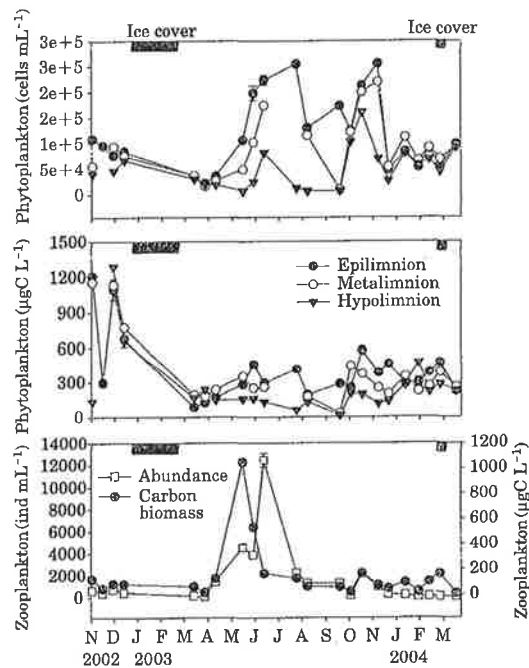


Fig. 3. Temporal changes of total density and biomass of plankton community in Shingu Reservoir from November 2002 to February 2004.

**Table 1.** List of dominant phytoplankton taxa in Shingu Reservoir from November 2002 to February 2004. Dominant taxa listed up are those greater than 20% in total cell density (cells mL<sup>-1</sup>) and carbon biomass (µgC L<sup>-1</sup>). Taxa listed in the parentheses are those greater than 10%, but less than 20% in total cell density and carbon biomass, respectively.

Date (Mo/Day/Yr)	Cell density	Biomass
11/01/02	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp., ( <i>Microcystis aeruginosa</i> )
11/15/02	<i>Microcystis aeruginosa</i> ( <i>Oscillatoria</i> sp.)	<i>Cryptomonas</i> sp.,
11/29/02	<i>Microcystis</i> spp., <i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp.,
12/13/02	<i>Microcystis aeruginosa</i> ( <i>Oscillatoria</i> sp.)	<i>Cryptomonas</i> sp.,
03/14/03	<i>Melosira varians</i> ( <i>Monoraphidium contortum</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> )	<i>Melosira varians</i> ( <i>Aulacoseria ambigua</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> )
03/28/03	<i>Melosira varians</i>	<i>Cryptomonas</i> sp., <i>Oscillatoria</i> sp. ( <i>Melosira varians</i> )
04/11/03	<i>Rhodomonas</i> sp. ( <i>Monoraphidium contortum</i> )	<i>Cryptomonas</i> sp., <i>Oscillatoria</i> sp. ( <i>Rhodomonas</i> sp.)
05/16/03	<i>Oscillatoria</i> sp. ( <i>Aphanocapsa</i> sp.)	<i>Cryptomonas</i> sp., <i>Oscillatoria</i> sp.
05/30/03	<i>Oscillatoria</i> sp. ( <i>Aphanizomenon</i> sp.)	<i>Cryptomonas</i> sp., <i>Oscillatoria</i> sp.
06/13/03	<i>Aphanizomenon</i> sp. ( <i>Aphanocapsa</i> sp.)	<i>Aphanizomenon</i> sp. ( <i>Cryptomonas</i> sp.)
07/25/03	<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>
08/08/03	<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i> ( <i>Cryptomonas</i> sp.)
09/19/03	<i>Microcystis aeruginosa</i> ( <i>Oscillatoria</i> sp.)	<i>Microcystis aeruginosa</i>
10/03/03	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Cryptomonas</i> sp. ( <i>Oscillatoria</i> sp.)
10/18/03	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Oscillatoria</i> sp. ( <i>Microcystis incerta</i> )	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Cryptomonas</i> sp.
11/08/03	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Microcystis flos-aquae</i>	<i>Cryptomonas</i> sp., ( <i>Microcystis flos-aquae</i> )
11/21/03	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp.
12/17/03	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp. ( <i>Oscillatoria</i> sp.)
12/30/03	<i>Oscillatoria</i> sp., <i>Microcystis aeruginosa</i> ( <i>Aphanizomenon</i> sp.)	<i>Cryptomonas</i> sp. <i>Rhydonomas</i> sp. ( <i>Chlamydomonas</i> sp.)
01/13/04	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp. ( <i>Oscillatoria</i> sp., <i>Rhodomonas</i> sp., <i>Chlamydomonas</i> sp.)
01/27/04	<i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp. ( <i>Rhodomonas</i> sp.)
02/17/04	<i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp., <i>Cryptomonas</i> sp. ( <i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Rhodomonas</i> sp., <i>Chlamydomonas</i> sp.)

*longirostris*의 개체수가 증가하였으며, 이 시기에 지각류는 최대 생물량을 보였다. 반면, 요각류의 최대 생물량은 크기가 큰(평균 1,328 µm) *Thermocyclops thomasi*가 출현한 1월 결빙되었던 시기에 관찰되었다.

동물플랑크톤 생물량은 투명도 ( $r = 0.45$ ,  $P = 0.034$ ,  $n = 22$ ) 및  $Z_{eu}/Z_m$ 비 ( $r = 0.83$ ,  $P < 0.001$ ,  $n = 21$ )와 양의 상관성을 나타냈으며 특히 5월에 동물플랑크톤 군집 중 윤충류인 *Conochilus unicornis*의 생물량이 최대를 나타낸 시기에  $Z_{eu}/Z_m$  비가 1.1로 가장 높았다(Fig. 5).

## 고 찰

신구저수지에서 식물플랑크톤의 계절적인 천이는 3월부터 5월까지 규조류와 편모조류 그리고 녹조류의 현존량 증가를 제외하고는 남조류가 우점하였고, 남조류 우점 기간 동안 중 조성의 변화가 관찰되었다. PEG모델에서 조사된 24개의 서로 다른 호수, 저수지 그리고 연못에서 나타나는 식물플랑크톤과 동물플랑크톤의 계절적인 천이는 불규칙적인 물리적 사건들에 의해 교란될 수 있다

**Table 2.** List of dominant zooplankton taxa in Shingu Reservoir from November 2002 to February 2004. Dominant taxa listed up are those greater than 20% in total cell density and carbon biomass. Taxa listed in the parentheses are those greater than 10%, but less than 20% in total cell density and carbon biomass, respectively.

Date	Abundance	Biomass
11/01/02	<i>Kelatella cochlearis</i> ( <i>Asplanchna herricki</i> , Nauplius, <i>Bosmina longirostris</i> )	<i>Diacyclops thomasi</i> , <i>Bosmina longirostris</i> ( <i>Asplanchna herricki</i> )
11/15/02	<i>Kelatella cochlearis</i> ( <i>Asplanchna herricki</i> , Nauplius, <i>Bosmina longirostris</i> )	<i>Diacyclops thomasi</i> , <i>Bosmina longirostris</i> , (Copepodid, Nauplius)
11/29/02	<i>Kelatella cochlearis</i> ( <i>Asplanchna herricki</i> , Nauplius, <i>Bosmina longirostris</i> )	<i>Diacyclops thomasi</i> , <i>Bosmina longirostris</i> (Copepodid, Nauplius)
12/13/02	<i>Kelatella cochlearis</i> ( <i>Diacyclops thomasi</i> , <i>Bosmina longirostris</i> )	<i>Diacyclops thomasi</i> , <i>Bosmina longirostris</i> (Copepodid, Nauplius)
03/14/03	Nauplius ( <i>Thermocyclops thomasi</i> , Copepodid)	<i>Thermocyclops thomasi</i> , (Copepodid, Nauplius)
03/28/03	Nauplius, <i>Polyarthra euryptera</i>	<i>Thermocyclops thomasi</i> , (Copepodid, Nauplius)
04/11/03	<i>Polyarthra euryptera</i> , <i>Polyarthra trigla</i>	<i>Thermocyclops thomasi</i> , ( <i>Diacyclops thomasi</i> )
05/16/03	<i>Conochilus unicornis</i>	<i>Conochilus unicornis</i>
05/30/03	<i>Brachionus diversicornis</i> ( <i>Asplanchna herricki</i> , <i>Pompholyx complanata</i> )	<i>Brachionus diversicornis</i> , ( <i>Asplanchna herricki</i> , <i>Diacyclops thomasi</i> , <i>Bosmina longirostris</i> )
06/13/03	<i>Pompholyx complanata</i>	<i>Pompholyx complanata</i> , <i>Bosmina longirostris</i>
07/25/03	<i>Kelatella cochlearis</i> ( <i>Kelatella valga</i> , <i>Pompholyx complanata</i> )	<i>Thermocyclops thomasi</i> , <i>Asplanchna herricki</i> , <i>Diaphanosoma birgei</i>
08/08/03	<i>Kelatella valga</i> ( <i>Kelatella cochlearis</i> , Nauplius, <i>Trichocerca longiseta</i> )	<i>Thermocyclops thomasi</i> , <i>Diaphanosoma birgei</i> , Nauplius, (Copepodid)
09/19/03	( <i>Brachionus angularis</i> , Nauplius, <i>Pompholyx complanata</i> )	( <i>Bosmina longirostris</i> , Nauplius, <i>Thermocyclops thomasi</i> , <i>Diacyclops thomasi</i> , Copepodid)
10/03/03	Nauplius ( <i>Kelatella cochlearis</i> , <i>Asplanchna herricki</i> , <i>Trichocerca longiseta</i> )	<i>Diacyclops thomasi</i> , ( <i>Bosmina longirostris</i> , Nauplius, <i>Thermocyclops thomasi</i> , Copepodid, <i>Asplanchna herricki</i> )
10/18/03	<i>Pompholyx complanata</i> (Nauplius)	<i>Bosmina longirostris</i> ( <i>Diacyclops thomasi</i> , <i>Asplanchna herricki</i> , <i>Thermocyclops thomasi</i> , Copepodid)
11/08/03	<i>Pompholyx complanata</i>	<i>Bosmina longirostris</i> ( <i>Diacyclops thomasi</i> , <i>Thermocyclops thomasi</i> )
11/21/03	<i>Kelatella cochlearis</i> , <i>Pompholyx complanata</i> (Nauplius)	<i>Thermocyclops thomasi</i>
12/17/03	<i>Kelatella cochlearis</i> , Nauplius	<i>Thermocyclops thomasi</i> , <i>Diacyclops thomasi</i>
12/30/03	Nauplius, <i>Polyarthra trigla</i> ( <i>Polyarthra euryptera</i> )	<i>Thermocyclops thomasi</i> (Nauplius, Copepodid)
01/13/04	Nauplius, <i>Diacyclops thomasi</i> ( <i>Polyarthra euryptera</i> , <i>Polyarthra trigla</i> )	<i>Diacyclops thomasi</i>
01/27/04	Nauplius, <i>Thermocyclops thomasi</i> , <i>Polyarthra trigla</i> ( <i>Diacyclops thomasi</i> )	<i>Diacyclops thomasi</i>
02/17/04	<i>Polyarthra euryptera</i> , Nauplius	<i>Thermocyclops thomasi</i> , Nauplius, <i>Polyarthra euryptera</i>

더라도, 예측이 가능하고 방향성이 있는 것으로 이해되고 있다(Sommer *et al.*, 1986). 온대 담수호에서 여름에 비해 상대적으로 일조시간이 짧고 수온이 낮은 봄과 가을에는

규조류가 우점하고, 여름으로 갈수록 남조류의 생물량이 증가하는 것이 일반적인 현상이다(Sommer *et al.*, 1986). 본 연구에서 나타난 식물플랑크톤의 종 천이는 봄에 규

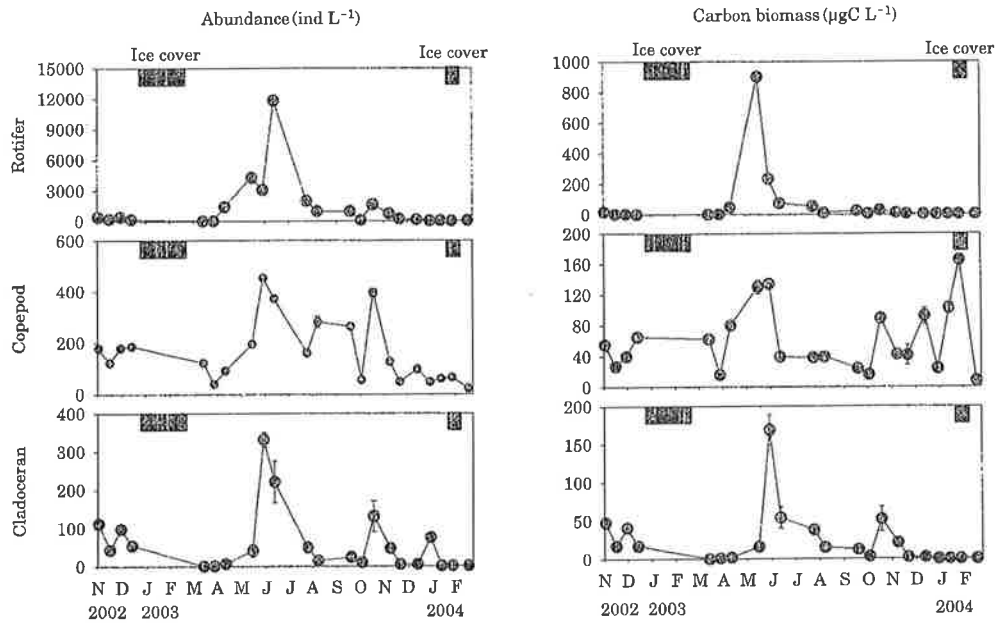


Fig. 4. Temporal changes of abundance and biomass of zooplankton community in Shingu Reservoir from November 2002 to February 2004.

조류가 우점하고 여름부터 남조류가 우점한 것은 PEG 모델과 일치하였으나 가을철에 규조류 현존량의 증가 없이 결빙기간을 포함하여 봄철 규조류가 증가하기 전까지 남조류가 우점한 결과는 차이가 있었다. 김 등(2003) 또한 수심이 얇은(최대 수심 1.5 m) 부영양저수지에서 녹조류가 우점한 봄철을 제외하고는 남조류가 우점함을 보고한 바 있으나, 본 연구와 달리 규조류가 식물플랑크톤 중 우점종으로 관찰되지 않았다. 이러한 차이를 나타낸 요인 중의 하나는 두 저수지간의 수심차이로, PEG모델에서는 얇은 호수나 빈영양호수에서 봄철에 규조류의 성장이 제한될 수 있음을 제시한 바 있다(Sommer *et al.*, 1986).

본 연구에서 남조류 우점기간이 PEG모델에서 제시된 것과 비교해 긴 시간 유지되는 것은 본 연구대상 저수지의 영양상태가 매우 높은 수준임을 제시한다. 영양상태가 증가할수록 남조류의 출현시기가 빨라지고 우점기간이 길어지는 것으로 보고된 바 있다(Reynolds, 1984). Romo and Miracle (1994)는 Albufera호에서 계절에 따른 식물플랑크톤 군집변화에 대한 장기간에 걸친 연구(1970~1980년)에서 여름과 가을에 우점한 사상성남조류인 *Oscillatoria*의 수온에 대한 민감도가 영양염이 높은 시기에는 상대적으로 감소하여 남조류의 우점기간이 길어

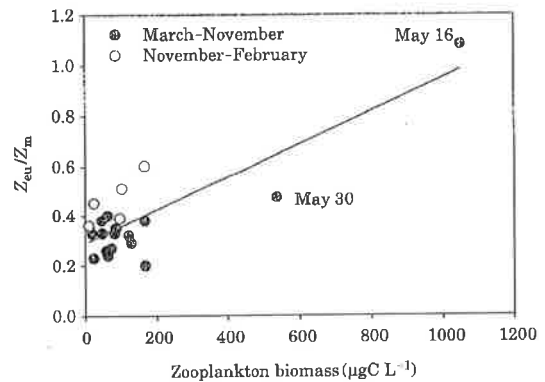


Fig. 5. Relationships between zooplankton biomass and  $Z_{eu}/Z_m$  ratio in Shingu Reservoir from November 2002 to February 2004.  $Z_{eu}$  and  $Z_m$  denotes euphotic depth and mixing depth, respectively.

짐을 제시한 바 있다. 겨울철 결빙을 경험하는 본 연구대상 저수지에서 겨울철 *Oscillatoria*와 *Aphanizomenon*과 같은 남조류가 우점한 것은 유입수나 수체 내 순환과정을 통해 낮은 수온의 환경에 적응하기에 충분한 인이 공

급되어 나타난 결과로 유추할 수 있다.

식물플랑크톤의 최대 현존량의 발생시기와 정도는 유역으로부터 유입되는 인 부하량과 퇴적물에 의해 영향을 받는 것으로 나타났다. 본 연구에서는 유역으로부터 유입된 인의 86.8%가 용존형태이고 이중 용존무기인이 77.7%로 대부분이 식물플랑크톤에 의해 직접 이용될 수 있는 형태였다(김과 황, 2004a). 현장에서의 높은 엽록소 *a* 농도는 7월과 11월에 연간 총 부하량의 40.5%와 17.1%가 유입된 이후에 나타났으며 (Fig. 6; 김과 황, 2004a) 유입 수량이 7월에 비해 적었던 11월에 가장 높은 밀도를 보였다. 이는 7월에 유입수량이 많아 엽록소 *a* 농도가 높은 ( $132.0 \mu\text{g L}^{-1}$ ) 유출수가 발생했던 것과 달리 11월에는 유출수가 없었기 때문인 것으로 사료된다(김과 황, 2004a). 제한영양염류의 농도는 생물량을 결정하는 주 원인이며 (Hutchinson, 1957; Reynolds *et al.*, 1987; Carpenter and Kitchell, 1993; 김 등, 1999) 식물플랑크톤 대 발생은 외부로부터 많은 영양염류가 유입된 이후나 (Lathrop and Carpenter, 1990; 김, 1998), PEG모델에서 제시된 바와 같이 퇴적물로부터 재 용출된 영양염류가 수층내로 확산되는 혼란시기에 야기된다 (Sommer *et al.*, 1986).

수온과 빛 그리고 영양염의 농도는 식물플랑크톤의 생물량 뿐만 아니라 계절적인 천이를 유발하는 주 원인인 것으로 알려져 있으며 (Hutchinson, 1957; Reynolds *et al.*, 1987; Carpenter and Kitchell, 1993) 본 연구에서도 남조류 군집내 우점종의 변화와 관련된 중요한 요인이었다 (Figs. 6 and 7). 신구저수지에서 남조류가 우점한 기간 중에 수온과 광도가 상대적으로 낮고 TN/TP비가 높았던 5월과 12월부터 규조류 밀도 증가 전까지 *Oscillatoria*가

우점하였다. 6월 중순이후에는 인 유입부하의 증가에 따른 TP 농도 증가와 TN농도의 감소로 TN/TP비가 감소하였고, 이시기에 *Microcystis* spp.가 우점하였다 (Figs. 6 and 7). *Oscillatoria*는 영양염 농도와 TN/TP비가 높고 낮은 수온과 광조건에서 우점하는 반면 (Zevenboom *et al.*, 1982; Wasmund, 1989; Cichra *et al.*, 1995) *Microcystis* spp.는 TP농도가 높고 낮은 TN/TP비의 조건에서 우점하는 것으로 알려져 있다 (Reynolds, 1993). 몇몇 연구에서 남조류 종간의 우점종의 변화는 영양염 조성비, 광도 그리고 수온에 따른 남조류 종간의 부력조절기능의 상실과 관련되어 설명되고 있다 (Klemer, 1973; Walsby and Klemer, 1974; Klemer, 1976; Konopka *et al.*, 1993). Konopka *et al.* (1993)은 광도와 영양염이 *Oscillatoria agardhii*의 부력 조절 능력에 미치는 영향에 대한 연구를 위해 인 ( $0.5 \text{ mgP L}^{-1}$ )과 질소 ( $5 \text{ mgN L}^{-1}$ ) 그리고 탄소를

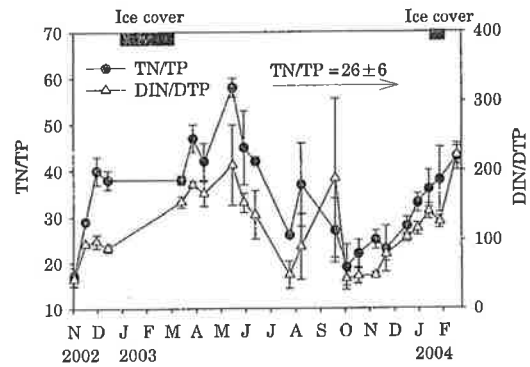


Fig. 7. Temporal and vertical variation of N/P ratio (by weight) in Shingu Reservoir from November 2002 to February 2004.

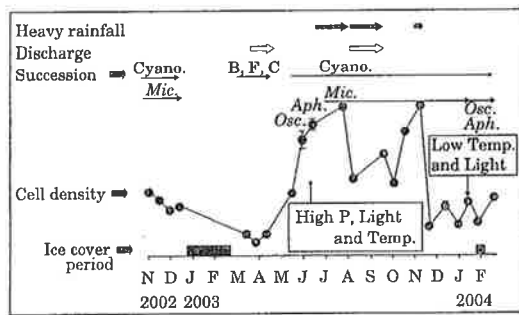


Fig. 6. Scheme of phytoplankton dynamics in Shingu Reservoir from November 2002 to February 2004. B., F., C., Cyano., Osc., Aph. and Mic. denotes Bacillariophyceae, flagellated algae, Chlorophyceae, Cyanophyceae, *Oscillatoria* spp., *Aphanizomenon* sp. and *Microcystis* spp., respectively.

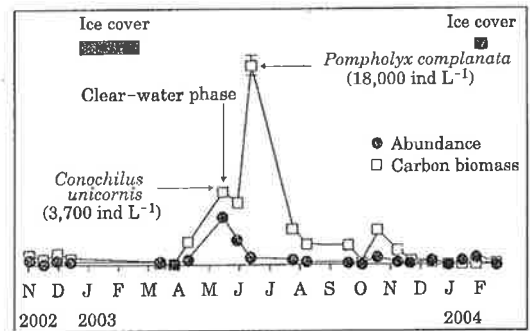


Fig. 8. Scheme of zooplankton dynamics in Shingu Reservoir from November 2002 to February 2004.



(24 mgC L<sup>-1</sup>)가 첨가된 container를 1 m (표층광도의 30%), 2 m (표층광도의 13%), 그리고 4.2 m (표층광도의 1%) 수심에 설치하였고 광도가 높을수록 그리고 영양염이 첨가된 곳에서의 뚜렷한 부력상실을 보고한 바 있다. 동절기에 남조류의 생물량 감소와 더불어 *Microcystis* spp.에서 다시 *Oscillatoria*로의 우점종의 변화는 낮은 수온에서 *Microcystis* spp.의 성장률 감소와 부력기작 상실과 관련되어 설명될 수 있다. 온대호수에서 수온변화에 따른 *Microcystis*의 성장률은 15°C 이하의 수온에서 점차적으로 감소하고 (Krieger and Eloff, 1978; Nicklisch and Kohl, 1983; Kappers, 1984; Reynolds, 1984; Robarts and Zohary, 1987), 약 10°C에서는 부력기작을 상실하여 퇴적층으로 침전하는 것으로 제시된 바 있다 (Reynolds, 1987).

본 연구에서의 동물플랑크톤군집 변화는 PEG모델과 차이가 있었다. 대부분의 온대 호수에서 봄에 동물플랑크톤 천이 양상은 세대교번이 짧은 소형윤충류가 수 일 내에 기하급수적인 증가고 이후 먹이원 증가에 따라 크기가 크고 성장율이 느린 지각류와 요각류 종이 증가한다 (Sommer et al., 1986). 본 연구에서도 동물플랑크톤 군집의 생물량 변화가 PEG모델과 유사하게 윤충류가 증가한 이후에 요각류와 지각류가 증가하였으나, 현존량 변화는 지각류와 요각류의 현존량이 5월에 증가한 이후에 식물플랑크톤의 밀도 증가와 더불어 윤충류인 *Pompholyx complanata* 현존량이 증가하였다. 식물플랑크톤 천이는 동물플랑크톤의 군집 변화를 야기하는 중요한 원인종의 하나로 여름철 부영양 호수에서 대량 발생하는 남조류는 동물플랑크톤이 쉽게 섭식할 수 없는 크기와 형태, 그리고 독소를 생성하는 특성 때문에 동물플랑크톤의 군집변화에 큰 영향을 미칠 수 있다 (Lampert, 1987; Benndorf and Henning, 1989; Reynolds, 1989). 또한 크기가 큰 요각류나 지각류는 윤충류를 먹이원으로 이용하거나 서로 경쟁함으로써 윤충류의 성장을 억제할 수 있다 (Gilbert and Stemberger, 1985). 그러나 지각류와 요각류는 윤충류에 비해 상대적으로 먹이원으로서 남조류에 대한 이용도가 낮고, 남조류가 생성하는 독소에 대해 민감하게 반응하기 때문에 (Gilbert, 1990), 남조류 bloom은 요각류나 지각류와 같은 포식자의 성장을 억제하고 그로 인해 윤충류의 동물플랑크톤 군집 내 풍부도가 증가될 수 있다. 이러한 선행연구결과들은 본 연구에서 윤충류의 현존량 증가가 요각류와 지각류의 현존량이 증가한 이후에 나타난 이유로 설명될 수 있다.

윤충류의 생물량이 증가한 시기에 우점종은 동물플랑크톤 군집 생물량 (carbon biomass)의 83.5% (875.5 ±

22.7 µg L<sup>-1</sup>)를 차지한 윤충류인 *Conochilus unicornis*였고 (Fig. 8) 식물플랑크톤에 대한 Top-down 효과가 관찰되었다. 청수기 현상을 야기하는 대형동물플랑크톤의 대량발생은 섭식에 용이한 식물플랑크톤이 증가하고 성층이 형성되는 호수에서 주로 봄철에 관찰되며 먹이생물의 고갈이나 섭식에 용이하지 않은 식물플랑크톤으로 천이가 일어나는 경우 범추계 된다 (Lampert et al., 1986; Sommer et al., 1986; Vanni and Temte, 1990; 김 등, 1999). 얇은 부영양 호수에서 청수기 현상은 수심이 깊은 호수에서와 달리 여름이나 가을에 나타날 수도 있으며 (Scheffer et al., 1997), 식물플랑크톤의 종 조성과 생물량이 중요한 원인종의 하나로 고려될 수 있다 (Lampert, 1987; Benndorf and Henning, 1989; Reynolds, 1989). 김 등 (2003)은 부영양저수지에서 지각류와 요각류의 현존량과 생물량 증가가 규조류와 편모조류가 증가한 8월에 나타남을 보고한 바 있다. 본 연구에서는 청수기 현상이 봄철 규조류가 우점한 시기에 소형 윤충류에 의해 야기되었고, 이는 윤충류의 빠른 성장률 (Sommer et al., 1986)이 먹이원이 적은 환경에서 지각류나 요각류와의 먹이원에 대한 경쟁에 있어 유리하게 작용했기 때문인 것으로 생각된다.

## 적 요

본 연구는 수심이 얇은 부영양 저수지에서 동·식물플랑크톤 천이양상을 이해하기 위해 2002년 11월부터 2004년 2월까지 수행하였다. 봄철 규조류와 녹조류가 우점한 시기를 제외하고는 연중 남조류가 우점하였다. 남조류 군집 내 종 조성의 변화는 6월과 12월에 나타났으며, 식물플랑크톤 밀도 증가는 유입부하량이 많았던 7월과 11월에 관찰되었다. 남조류는 5월에 *Oscillatoria* spp.와 *Aphanizomenon* sp.의 우점 이후 *Microcystis* spp.가 우점하였으며, 12월 이후에는 *Oscillatoria* spp.와 *Aphanizomenon* sp.의 밀도가 증가하였다. 남조류 군집 중 *Microcystis* spp.가 우점한 6월부터 12월까지 수체 내 TN/TP비는 13~46의 범위 (평균 27±5)였다. 동물플랑크톤 군집 중 *Keratella cochlearis*, *Keratella valga*, *Polyarthra* spp., *Conochilus unicornis*, *Pompholyx complanata*와 같은 윤충류의 점유율이 평균 67.8%로 높았다. 동물플랑크톤의 최대 밀도는 *Pompholyx complanata* (12,388 ind L<sup>-1</sup>)가 우점한 6월에 관찰되었다. 최대 생물량은 *Conochilus unicornis* (1,048±28 µgC L<sup>-1</sup>)가 우점한 5월에 관찰되었고 투명도가 현저히 증가하였다 ( $Z_{0.1}/Z_m = 1.1$ ). 본 연구 결과는 수심이 얇은 부영양 저수지에서 식

물플랑크톤 군집 변화가 수온, 광도 그리고 영양염 농도의 복합적인 영향으로 이해될 필요가 있고, 윤충류가 식물플랑크톤의 생물학적 조절자로서 중요한 역할을 수행할 수 있음을 제시한다.

## 사 사

본 연구는 농림부 기획연구과제 (과제 302006-03-2-SB010)인 농업용저수지의 녹조 제어기법개발 연구의 일환으로 수행되었음.

## 인 용 문 헌

- 김법철, 김재욱, 전만식, 황순진. 1999. 소양호 등 · 식물플랑크톤의 계절변동. 한국육수학회지 32: 127-134.
- 김윤희. 1998. 홍수시 소양호에서 중층탁류의 이동 및 영향에 관한 연구. 강원대학교 환경학과 석사학위논문.
- 김호섭, 황순진, 박재철. 2003. 수심이 얇은 부영양 인공호(일감호)의 등 · 식물플랑크톤 동태학. 한국육수학회지 36: 286-294.
- 김호섭, 황순진. 2004a. 얇은 부영양 저수지의 육수학적 특성: 계절에 따른 수질변화. 한국육수학회지 37: 180-192.
- 김호섭, 황순진. 2004b. 육수학적 특성에 따른 국내 저수지의 부영양화 유형분석: 엽록소  $a$ 와 수심을 중심으로. 한국육수학회지 37: 213-226.
- 조규승. 1993. 한국담수동물플랑크톤 도감. 아카데미서적.
- Andersen, A. and D.O. Hessen. 1991. Carbon, nitrogen, and phosphorus contents of freshwater zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 36: 807-814.
- Balcer, M.D., N.L. Korda and S.I. Dodson. 1984. Zooplankton of the great lakes. A guide to the identification and ecology of the common crustacean species. The university of Wisconsin Press.
- Benndorf, J. and M. Henning. 1989. *Daphnia* and toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in Bautzen Reservoir (GDR). *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 74: 233-248.
- Carpenter, S.R. and J.R. Kitchell. 1993. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35: 634-639.
- Cichra, M.F., S. Badylak, N. Henderson, B.H. Rueter and E.J. Philips. 1995. Phytoplankton community structure in the open water zone of a shallow subtropical lake (Lake Okeechobee, Florida, U.S.A.). *Archiv fur Hydrobiologie, Advances in Limnology* 45: 157-175.
- Cooke, G.D., E.G. Welch, S.P. Peterson and P.R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs (2nd ed.). Lewis. Boca Raton. p.548.
- Culver, D.A., M.M. Boucherle, D.J. Bean and J.W. Flethcer. 1985. Biomass of freshwater crustacean zooplankton from Length-Weight regressions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1380-1390.
- Downing, J.A. and F.H.R. Rigler. 1984. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters. Blackwell Scientific Publications. pp 247-249.
- Dumont, H.J., L.V. De Velde and S. Dumont. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of cladocera, copepoda, and rotifera from the plankton, periphyton, and benthos of continental waters. *Oecologia* 91: 75-97.
- Gilbert, J.J. 1990. Differential effects of *Anabaena affinis* on cladocerans and rotifers: mechanisms and implications. *Ecol.* 7: 1727-1740.
- Gilbert, J.J. and R.S. Stemberger. 1985. Control of *Keratella* populations by interference competition from *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr.* 30: 180-188.
- Hall, D.T., S.T. Threlkeld, C.W. Burns and P.H. Crowley. 1976. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7: 177-208.
- Hoyer, M.V. and J.R. Jones. 1983. Factors affecting the relation between phosphorus and chlorophyll  $a$  in USA midwestern reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 192-199.
- Hutchinson, C.E. 1957. A treatise on limnology. I, Geography Physics and Chemistry. New York, Jone Wiley and Sons Inc. p.1015.
- Jeppesen, E., P. Kristensen, J.P. Jensen, M. Sndergaard, E. Mortensen and T.L. Lauridsen. 1991. Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow eutrophic danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 48: 127-148.
- Kalf, J. 2002. Limnology, Inland Water Ecosystem. Prentice-Hall, Inc.
- Kappers, F.I. 1984. On population dynamics of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Ph.D. thesis, University of Amsterdam.
- Kellar, P.E., S.A. Paulson and L.J. Paulson. 1980. Methods for biological, chemical and physical analyses in reservoirs. Technical Report, Lake Mead Limnological Research Center, University of Nevada, Las Vegas, p.234.
- Klemer, A.R. 1973. Factors affecting the vertical distrib-

- ution of a blue-green alga. PhD thesis, University of Minnesota.
- Klemer, A.R. 1976. The vertical distribution of *Oscillatoria agardhii* var. *isothrix*. *Arch. Hydrobiol.* **78**: 343-362.
- Konopka, A.E., A.R. Klemer, A.E. Walsby and B.W. Ibelings. 1993. Effects of macronutrients upon buoyancy regulation by metalimnetic *Oscillatoria agardhii* in Deming Lake, Minnesota. *J. Plankton Res.* **15**: 1019-1034.
- Krüger, G.H. and J.N. Eloff. 1978. The effect of temperature on specific growth rate and activation energy of *Microcystis* and *Synechococcus* isolates relevant to the onset of natural blooms. *J. Limnol. Soc. sth. Afr.* **4**: 9-20.
- Lampert, W. 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions, N. Z. *J. Mar. Freshwat. Res.* **21**: 483-490.
- 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.
- Lathrop, R.C. and S.R. Carpenter. 1990. Zooplankton and their relationship to phytoplankton, p.127-150. In: Food Web management (J. F. Kitchell, ed.). Springer-Verlag, New York.
- Mullin, M.M., P.R. Sloan and R.W. Eppley. 1966. Relationship between carbon content, cell volume, and area in phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* **11**: 307-311.
- Nicklisch, A. and J.G. Kohl. 1983. Growth kinetics of *Microcystis aeruginosa* (Kütz) Kütz as a basis for modelling its population dynamics. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* **68**: 317-326.
- Pace, M.L. and J.D. Orcutt. 1981. The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.* **26**: 822-830.
- Phlips, E.J., M. Cichra, K.E. Havens, C. Hanlon, S. Badylak, B. Rueter, M. Randall and P. Hansen. 1997. Relationships between phytoplankton dynamics and the availability of light and nutrients in a shallow subtropical lake. *J. Plankton Res.* **19**: 319-342.
- Reynolds, C.S. 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake system. *Holarctic Ecology* **3**: 141-159.
- Reynolds, C.S. 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biol.* **14**: 111-142.
- Reynolds, C.S. 1987. Cyanobacterial water-blooms. In J. Callow (ed), *Advances in Botanical Research*, Academic Press, London **13**: 437-481.
- Reynolds, C.S. 1989. Relationships among the biological properties, distribution and regulation of production by planktonic cyanobacteria. *Toxicity Assessment* **4**: 229-255.
- Reynolds, C.S. 1993. The Ecology of freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. p 384.
- Reynolds, C.S. 1989. Relationships among the biological properties, distribution and regulation of production by planktonic cyanobacteria. *Toxicity Assessment* **4**: 229-255.
- Robarts, R.D. and T. Zohary. 1987. *Microcystis aeruginosa* and underwater light attenuation in a hypertrophic lake (Hartbeespoort Dam, South Africa). *J. Ecol.* **72**: 1001-1017.
- Romo, R. and R. Miracle. 1994. Long-term phytoplankton changes in a shallow hypertrophic lake, Albufera of Valencia (Spain). *Hydrobiologia* **275/276**: 153-164.
- Sommer, U., Z.M. Gliwicz, W. Lampert and A. Duncan. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* **106**: 433-471.
- Stemberger, R.S. 1979. A guide to rotifers of the Laurentian Great Lakes. EPA-600/4-79-021.
- Sterner, R.W. and J.P. Grover. 1998. Algal growth in warm temperate reservoirs: Kinetic examination of nitrogen, temperature, light, and other nutrients. *Wat. Res.* **32**: 3539-3548.
- Strathmann, R.R. 1967. Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnol. Oceanogr.* **12**: 411-418.
- Van der Molen, D.T. and P.C. M. Boers. 1994. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* **275/276**: 379-389.
- Vanni, M.J. and J. Temte. 1990. Seasonal patterns of grazing and nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* **12**: 411-418.
- Walsby, A.E. and A.R. Klemer. 1974. The role of gas vacuoles in the microstratification of a population of *Oscillatoria agardhii* var. *isothrix* in Deming Lake, Minnesota. *Arch. Hydrobiol.* **74**: 375-392.
- Wasmund, N. 1989. Live algae in deep sediment layers. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* **74**: 589-597.
- Williams, W.F. and J.W. Barko. 1991. Estimation of phosphorus exchange between littoral and pelagic zones during nighttime convective circulation. *Limnol. Oceanogr.* **36**: 179-187.

Zevenboom, W., A.B. de Vaate and L.R. Mur. 1982. Assessment of factors limiting growth rate of *Oscillatoria aqardhii* in hypereutrophic Lake Wolderwijd, 1978, by use of physiological indicators. *Limnol. Oceanogr.* 27: 39-52.

(Manuscript received 3 January 2005,  
Revision accepted 28 February 2005)

# 여 백

## 부 록 2. 연구진 회의 회의록

# 여 백

## 부록 2: 연구진 회의 회의록

### 1. 1차년도 연구과제 협의회

제 목	연구과제 협의회
일 시	2002년 12월 20일 오전 11시
장 소	건국대학교 농대 본관 지역건설환경공학과 세미나실
참가자	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 건국대: 황순진 교수, 김호섭, 박구성, 최광현, 박정환, 유경아, 유영선, 이우향, 김형중</li> <li>· 농업기반공사 농어촌연구원: 김경만 연구원</li> <li>· 강원대: 김범철 교수, 정성민, 홍지영</li> <li>· 부산대: 주기재 교수</li> <li>· 엔피테크놀로지: 이태섭, 박희숙</li> <li>· 청호이앤씨: 고재만, 남기복</li> <li>· 농림부: 권충희 사무관</li> </ul>
회의 내용 요약	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 유형분류             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 자료가 충분한 500개의 저수지를 대상으로 실시</li> </ul> </li> <li>2. 각 팀별 연구계획             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 2003년 봄에 단기적 효과를 위해 동면저수지에 Alum 투여 계획</li> <li>- 겨울에 어류의 포획이 힘들어 봄에 본격적인 연구 수행</li> </ul> </li> <li>3. 퇴적물 준설             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 준설 시 처리방안 결정</li> <li>- 제거된 퇴적물의 처리 방안</li> </ul> </li> </ol>



## 2. 1차년도 연구성과 발표회

제 목	연구성과 발표회
일 시	2003년 7월 14일 오후 1시~6시
장 소	대전한화콘도 본관 2층 국실
참가자	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 건국대: 황순진, 김선주, 김호섭, 유경아, 손정임, 김정승, 배영민, 심현정, 정윤희, 엄성화</li> <li>· 농업기반공사: 김경만 연구원</li> <li>· 강원대: 김범철, 홍지영</li> <li>· 부산대: 주기재, 라금환, 김명철</li> <li>· 엔피테크놀로지: 유승형, 박구성</li> <li>· 청호이엔씨: 고재만</li> <li>· 농림기술센터: 이규천(기획평가실장), 신완식(과제담당간사)</li> <li>· 농림부: 권충희 사무관</li> <li>· 고양시청: 함문숙</li> </ul>
회의 내용 요약	<p>1. 1차년도 연구성과에 대한 기관별 발표</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- 건국대: 농업용저수지의 유형별 부영양화 특성</li> <li>- 농업기반공사: 농업용저수지의 중점관리 유형분류에 따른 관리기법 개발</li> <li>- 강원대: 화학적 응집제를 이용한 농업용저수지의 인불활성화 및 조류제거 기술 연구</li> <li>- 부산대: 어류중심의 생물조절을 통한 저수지 수질개선</li> <li>- 엔피테크놀로지: 응집부상장치를 이용한 저수지 조류 및 오폐수 제거시스템 기술 개발</li> <li>- 청호이엔씨: 흡입식 기술을 이용한 저수지 저질층 퇴적물 회수 및 처리기법 개발</li> </ul> <p>2. 안 건</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- 계획에 따라 연구내용이 모두 수행되어야 함</li> <li>- 2차년도 연구는 처리기법 위주로 수행</li> <li>- 시설 설치는 1차년도 연구종료 전까지 완료</li> </ul>

### 3. 2차년도 중간 연구성과 발표회

제 목	중간 연구성과 발표회
일 시	2004년 2월 10일 오후 1시~6시
장 소	성우리조트
참가자	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 건국대: 황순진, 김호섭, 신재기, 엄성화, 유경아, 손주연</li> <li>· 농업기반공사: 김경만, 김이부</li> <li>· 강원대: 김범철, 김윤희, 최영순, 신명선, 이윤경, 김문숙, 정유경, 시마무라 야스히로, 한지선, 최용범, 장창원</li> <li>· 부산대: 주기재, 라금환, 김명철</li> <li>· 효림산업: 최광현</li> <li>· 청호이엔씨: 남기복</li> <li>· 농림부: 권충희</li> <li>· 농림기술관리센타: 서형석, 이규천</li> </ul>
회의 내용 요약	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 어류의 섭식             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 회동과 신규저수지에서 어류의 남조류에 대한 섭식의 차이에 대한 원인규명</li> <li>- 선택적 섭식여부는 판단이 어려움</li> <li>- 추후에 관련 자료 제시</li> </ul> </li> <li>2. Alum의 투입             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 투입 최적농도에 대한 의견제시</li> <li>- 지속적 투입시 누적량에 대한 대처방안</li> <li>- Alum의 투입시기 결정</li> </ul> </li> <li>3. 유형분류             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 오염된 저수지를 분류하는 기준의 선정</li> <li>- 용수의 이용에 따라 기준의 변화가 필요</li> </ul> </li> <li>4. 퇴적물 준설             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 흡입식 준설방법의 채택 이유</li> <li>- 준설토 처리방안의 검토 필요</li> </ul> </li> </ol>

#### 4. 2차년도 연구성과 발표회

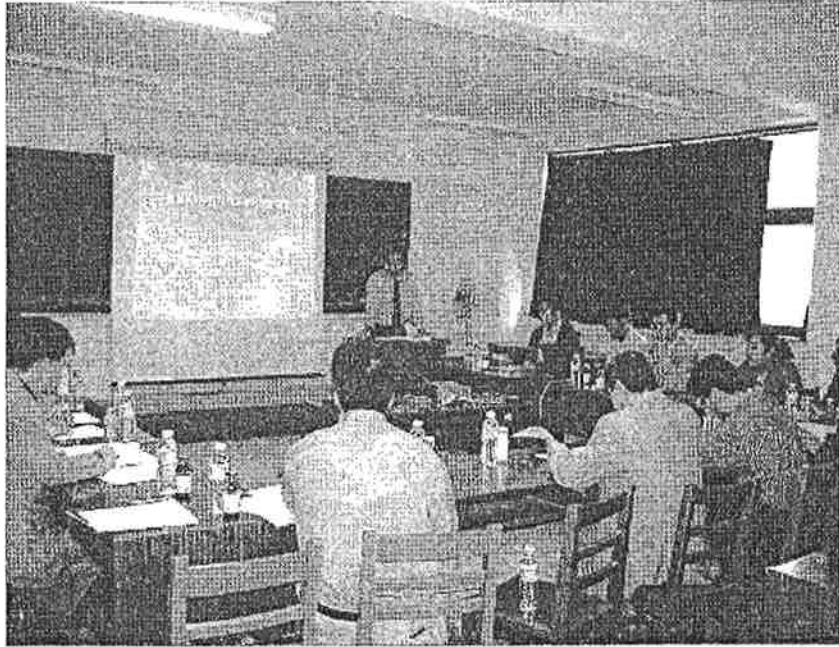
제 목	연구성과 발표회
일 시	2004년 7월 12일 오후 1시~6시
장 소	대천한화리조트 국실
참가자	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 건국대: 황순진, 김호섭, 박정환, 유경아, 손주연, 엄성화, 김정승, 김영희</li> <li>· 농업기반공사: 김경만, 이승현, 김호일</li> <li>· 강원대: 김범철, 최영순, 이형준, 한지선, 김준학</li> <li>· 부산대: 주기재, 라금환</li> <li>· 효림산업: 최광현</li> <li>· 청호이엔씨: 고재만, 남기복</li> <li>· 농림부: 권총희</li> <li>· 농림기술관리센터: 서형석</li> </ul>
회의 내용 요약	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Alum 처리             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 인 불활성화 후 침전물의 처리 방안 검토</li> <li>- Alum 처리로 인한 동물플랑크톤 감소의 원인 규명</li> </ul> </li> <li>2. 어류를 통한 녹조제어             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 외부에서 어류를 도입해 수질개선효과 검토 예정</li> <li>- 좀 더 실용성에 대한 부분이 실행되어야 함</li> </ul> </li> <li>3. 가압부상             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 스킴의 처리방법의 검토</li> <li>- 퇴비화를 위해 CaO 사용을 검토</li> <li>- 호수 전체에 가압부상 적용방법 모색</li> </ul> </li> <li>4. 수도작             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 수도작에 대한 영향 실험 시 실험조건의 검토</li> <li>- 타 연구과제와 중복될 수 있는 점을 고려</li> </ul> </li> <li>5. 유형분류             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 유형분류 시 분류기준이 되는 항목을 일치되어야 함</li> </ul> </li> </ol>

### 5. 3차년도 중간 연구성과 발표회

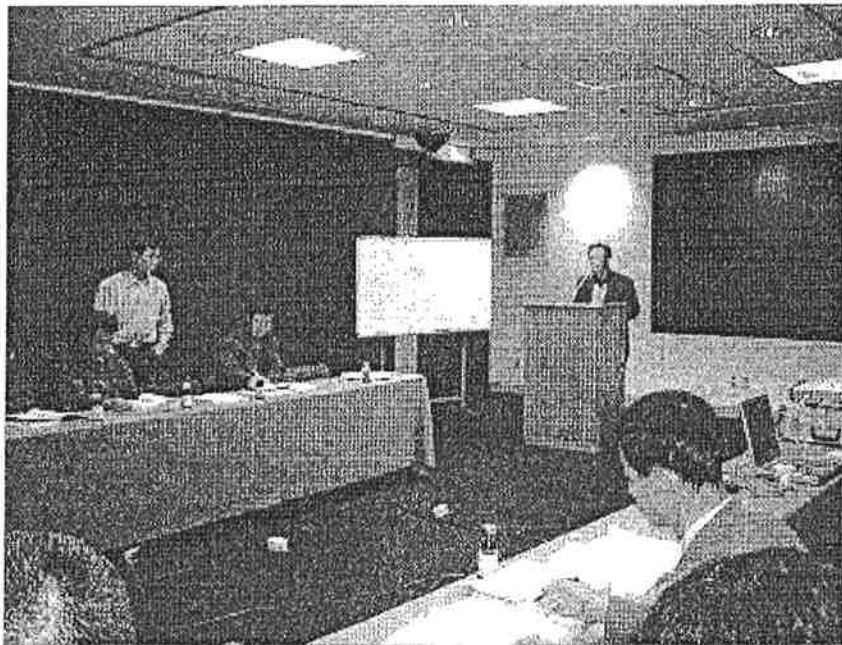
제 목	중간 연구성과 발표회
일 시	2005년 2월 17일 오후 1시~6시
장 소	성우리조트
참가자	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 건국대: 황순진, 유경아, 손주연, 엄성화, 김난영, 김영희</li> <li>· 농업기반공사: 김경만, 이병준, 박길래, 김행운, 이태호</li> <li>· 강원대: 김병철, 시카타, 한지선, 정성민, 최영순, 백소연</li> <li>· 부산대: 주기재, 김명철, 윤주덕, 도윤호</li> <li>· 효림산업: 이형태</li> <li>· 청호이엔씨: 고재만</li> <li>· 농림부: 권충희</li> <li>· 농림기술관리센터: 서형석</li> </ul>
회의 내용 요약	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 유형분류             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 유형분류시 기준이 되는 수심의 결정 과정 검토</li> <li>- COD와 Chl-<i>a</i>를 통합한 기준의 도출 모색</li> </ul> </li> <li>2. 퇴적물의 이용             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 퇴적물의 퇴비화에 대한 가능성 검토</li> </ul> </li> <li>3. 준설             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 탁도가 높아지지 않은 준설방법의 모색</li> </ul> </li> <li>4. 어류             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 녹조제어를 위한 어류의 역할 검토</li> <li>- 외국사례를 검토하여 어류를 이용한 녹조제어의 적용방법 모색</li> </ul> </li> <li>5. Alum             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 소량장기투여는 효과가 없는 것으로 나타남</li> <li>- 응집제 투여시 적정 pH에 대한 조사가 필요</li> </ul> </li> </ol>

### 6. 3차년도 연구성과 발표회

제 목	연구성과 발표회
일 시	2005년 7월 21일 오후 1시~6시
장 소	보광휘닉스파크
참가자	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 건국대: 황순진, 김호섭, 손주연, 엄성화, 김난영, 김영희</li> <li>· 농업기반공사: 김경만</li> <li>· 강원대: 김범철, 정유경, 한지선, 김재구, 정성민</li> <li>· 부산대: 주기재, 김명철, 윤주덕</li> <li>· 효림산업: 이형태, 이일국</li> <li>· 청호이엔씨: 고재만</li> <li>· 농림부: 불참</li> <li>· 농림기술관리센터: 서형석</li> </ul>
회의 내용 요약	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 가압부상장치             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 농업용저수지에서 적용 시 적용방법 제시 필요</li> </ul> </li> <li>2. Alum             <ul style="list-style-type: none"> <li>- Alum을 이용한 인 불활성화 방법 적용 시 가이드라인 작성 필요</li> <li>- 적용 시 수심, 날씨, 투여량 등의 고려가 필요</li> </ul> </li> <li>3. 준설             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 준설 후 침전면적에 대한 검토</li> <li>- 침전 시간에 대한 검토</li> </ul> </li> <li>4. 어류             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 수체에 어류를 투입하는 것 외에 빼내는 방법도 검토 필요</li> </ul> </li> <li>5. 농업용저수지의 녹조를 제거해야 할 필요성             <ul style="list-style-type: none"> <li>- 심미적인 영향과 민원의 발생이 원인</li> <li>- 농작물의 성장에 큰 영향을 끼침</li> </ul> </li> </ol>



[회의모습 1] 1차년도 과제협의회 (2002년 9월, 건국대학교)



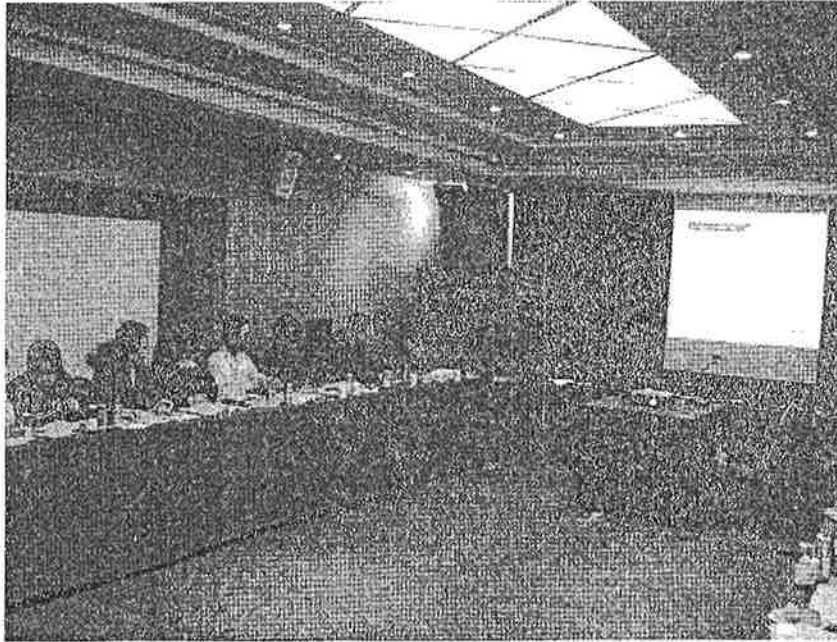
[회의모습 2] 1차년도 연구성과발표회 (2003년 7월, 한화콘도)



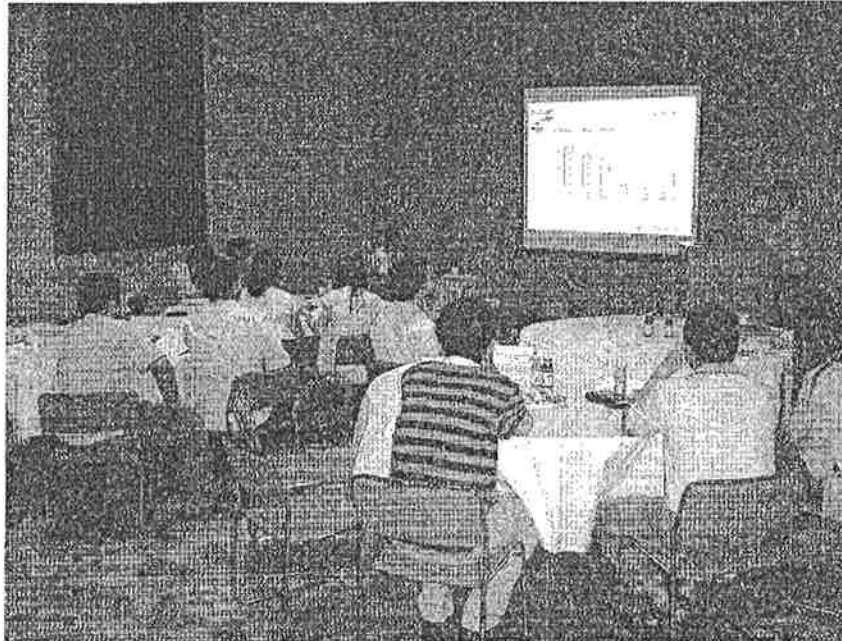
[회의모습 3] 2차년도 중간연구성과발표회 (2004년 2월, 성우리조트)



[회의모습 4] 2차년도 연구성과발표회 (2004년 7월, 한화리조트)



[회의모습 5] 3차년도 중간연구성과발표회 (2005년 2월, 성우리조트)



[회의모습 6] 3차년도 연구성과발표회 (2005년 7월, 휘닉스파크)



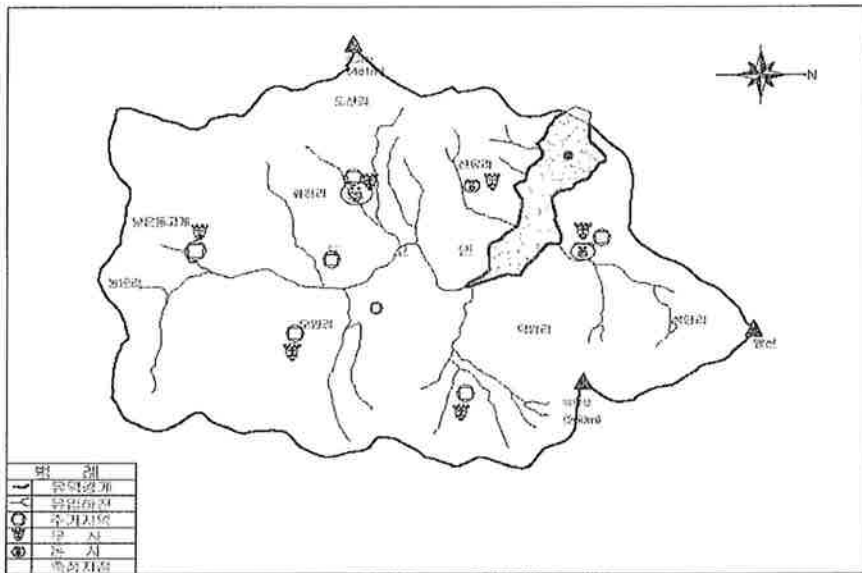
# 여 백

### 부 록 3. 조사대상 저수지 유역현황, 퇴적물 및 수질자료

# 여 백

### 부록 3: 조사대상 저수지 유역현황, 퇴적물 및 수질자료

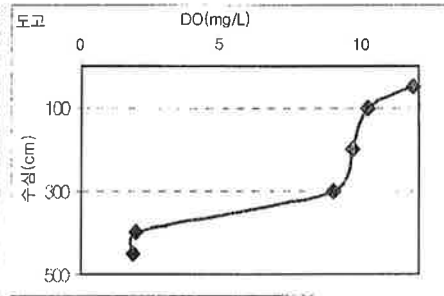
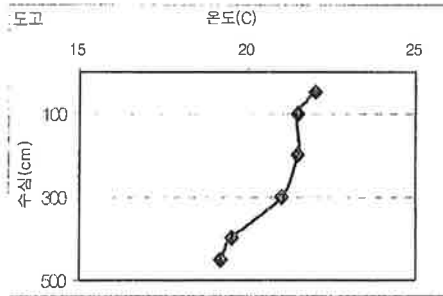
#### 도고저수지



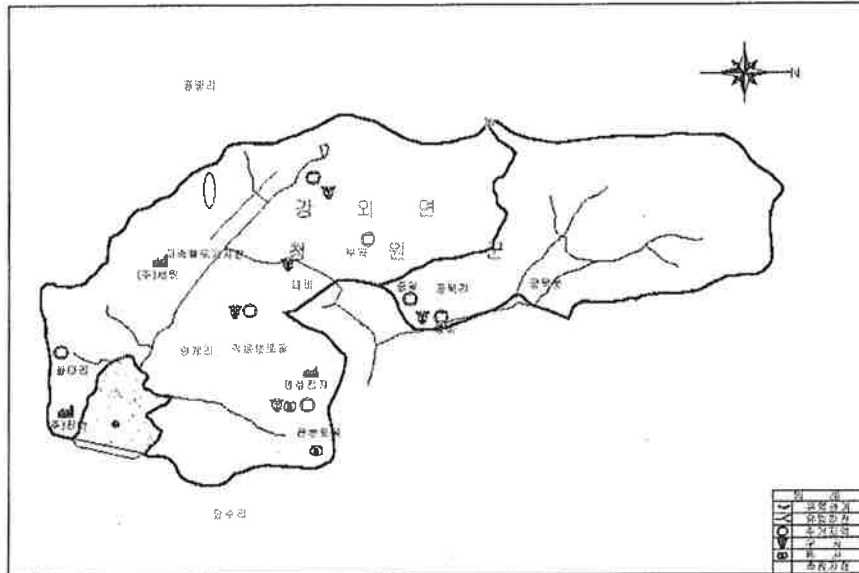
분석항목		도고저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.5.23			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	72.0	27.0	22.0	
	Silt %	25.0	68.0	75.0	
	Clay %	3.0	5.0	3.0	
	토성	SL	SiL	SiL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		6.1	5.9	5.8	
강열감량 (%)		6.94	6.42	7.18	<7.0
유기물 (%)		4.59	3.71	3.82	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		3126.1	2155.3	2251.7	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		812.0	832.6	886.8	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		63.35	47.67	115.68	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	도고저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.5.23			
	제당	중심	유입	
온도( C )	22.0	22.8	23.2	
pH	9.0	8.8	9.1	6.8-8.5
EC(μS/cm)	177	179	184	
COD(ppm)	13.6	11.4	11.4	<8.0
T-N(ppm)	3.870	4.644	4.058	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.068	0.083	0.088	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	1.951	2.120	2.114	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.258	0.544	0.485	
T-P(ppm)	0.132	0.128	0.130	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.000	0.014	0.011	
SS(ppm)	12.0	11.4	12.2	<15
Chl- <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	62.3	54.2	42.4	<25



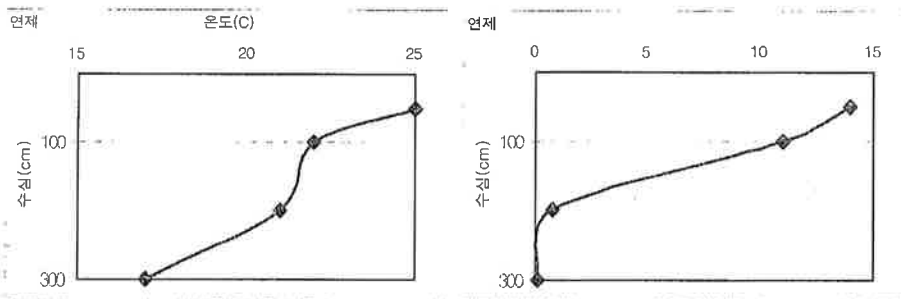
연제저수지



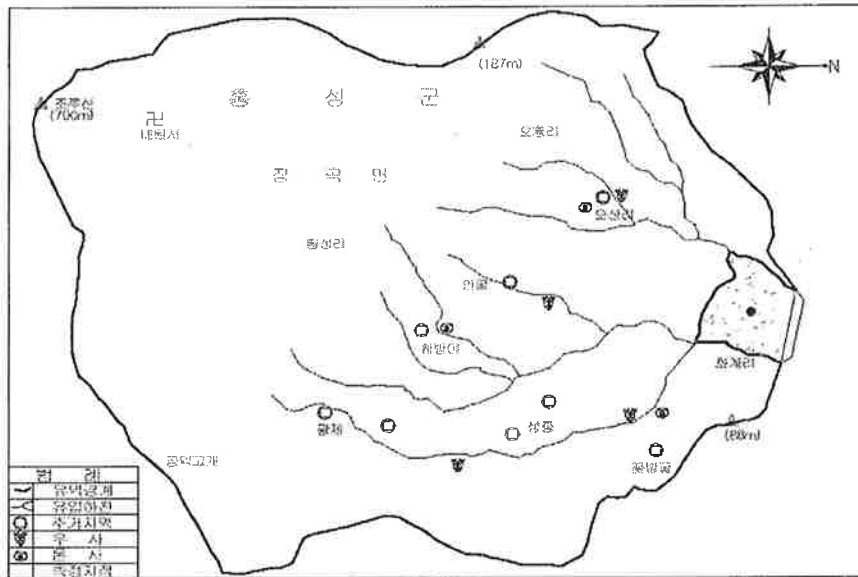
분석항목		연제저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.4.2			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	63.0	64.0	29.0	
	Silt %	28.0	29.0	67.0	
	Clay %	9.0	7.0	4.0	
	토성	SL	SL	SiL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		6.1	6.0	6.2	
강열감량 (%)		9.51	7.88	7.00	<7.0
유기물 (%)		5.02	5.79	3.93	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		2573.1	3292.1	2250.9	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		1233.2	1315.9	879.4	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		32.00	45.32	35.29	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	연제저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.5.23			
	제당	중심	유입	
온도(C)	25.0	22.8	24.3	
pH	8.0	9.0	9.2	6.8-8.5
EC(uS/cm)	205	130	201	
COD(ppm)	16.8	16.0	17.2	<8.0
T-N(ppm)	2.602	2.302	2.835	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.001	0.003	0.003	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.112	0.000	0.000	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.849	0.642	0.769	
T-P(ppm)	0.175	0.181	0.194	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.029	0.021	0.019	
SS(ppm)	12.4	13.4	13.2	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	79.7	75.2	95.6	<25



용담저수지

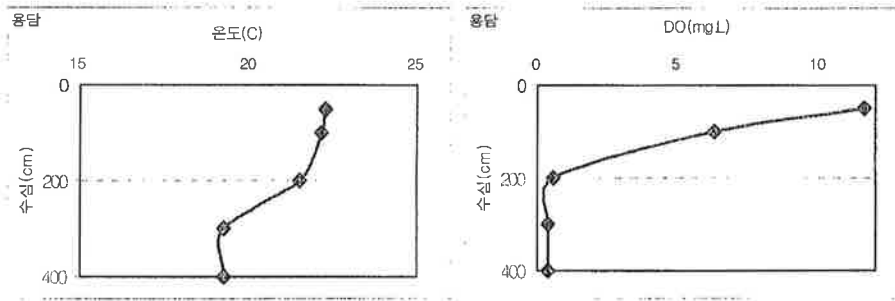


분석항목		용담저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.6.20			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	44.0	39.0	26.0	
	Silt %	40.0	46.0	68.0	
	Clay %	16.0	15.0	6.0	
	토성	L	L	SiL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		4.6	4.6	4.9	
강열감량 (%)		9.51	9.60	6.92	<7.0
유기물 (%)		4.08	4.25	3.33	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		1287.8	1189.2	971.1	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		2988.9	2756.7	2087.1	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		53.92	41.77	68.70	



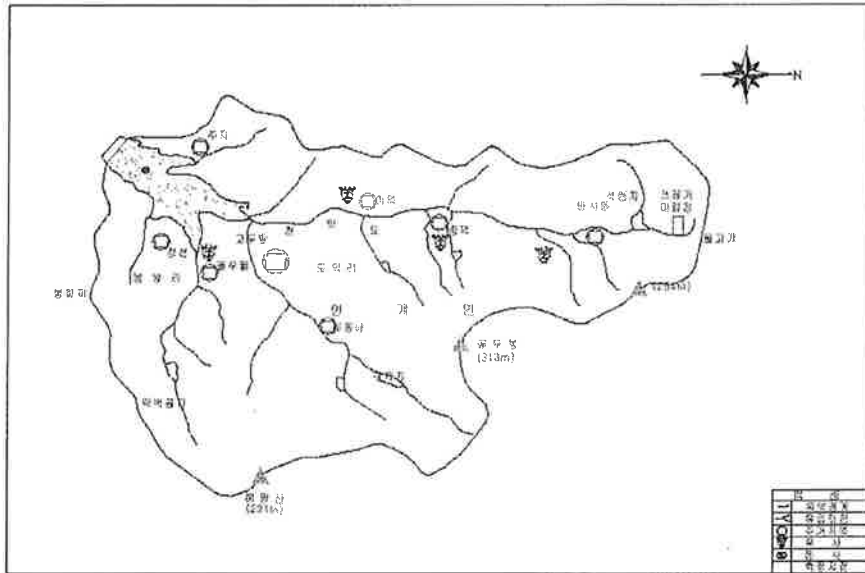
부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	용담저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.6.20			
	제당	중심	유입	
온 도( C )	24.7	24.7	23.5	
pH	9.6	9.3	9.0	
EC(uS/cm)	108	107	107	6.8-8.5
COD(ppm)	10.9	11.2	10.6	<8.0
T-N(ppm)	1.856	1.780	1.828	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.011	0.012	0.032	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.186	0.173	0.228	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.306	0.323	0.384	
T-P(ppm)	0.099	0.117	0.134	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.008	0.004	0.003	
SS(ppm)	10.4	11.6	20.8	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	35.8	37.9	20.6	<25



개천저수지

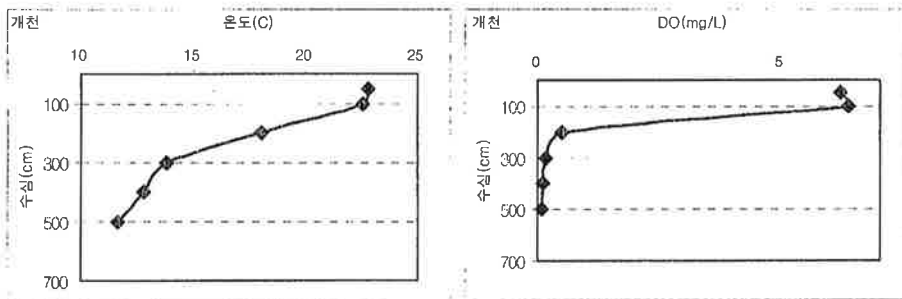
부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료



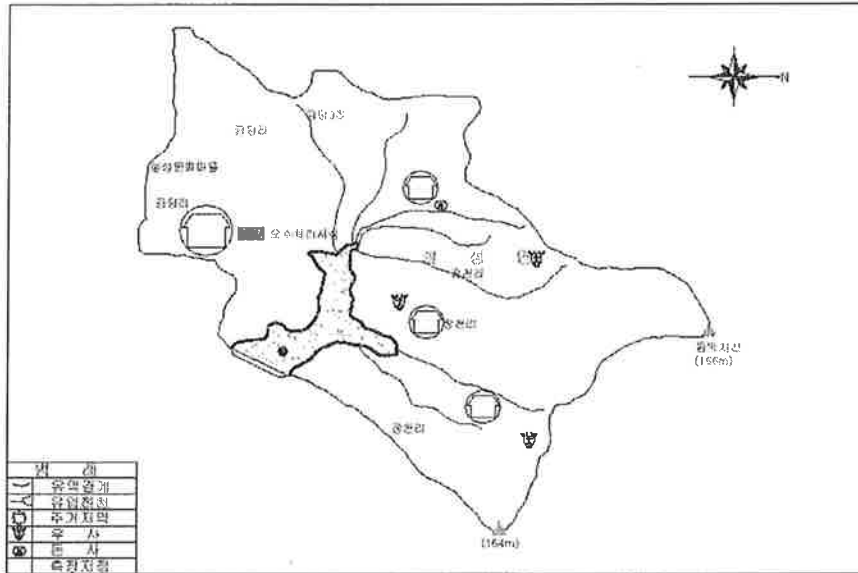
분석항목		개천저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.4.7			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	38.0	29.0	34.0	
	Silt %	38.0	62.0	55.0	
	Clay %	24.0	9.0	11.0	
	토성	L	SiL	SiL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		5.8	5.6	5.8	
강열감량 (%)		10.19	8.51	9.98	<7.0
유기물 (%)		4.39	3.60	5.01	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		637.6	372.7	402.3	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		3130.8	2308.5	2626.7	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		24.8	26.5	29.1	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	개천저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.4.7			
		중심	유입	
온도(C)	중심	유입	23.7	
pH	12.5	12.1	8.9	
EC(uS/cm)	8.3	8.0	138	6.8-8.5
COD(ppm)	9.6	6.4	6.4	<8.0
T-N(ppm)	0.990	0.905	1.060	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.003	0.003	0.003	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.146	0.133	0.083	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.055	0.064	0.070	
T-P(ppm)	0.066	0.050	0.079	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.002	0.008	0.007	
SS(ppm)	14.8	13.6	28.8	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	20.5	19.5	25.5	<25



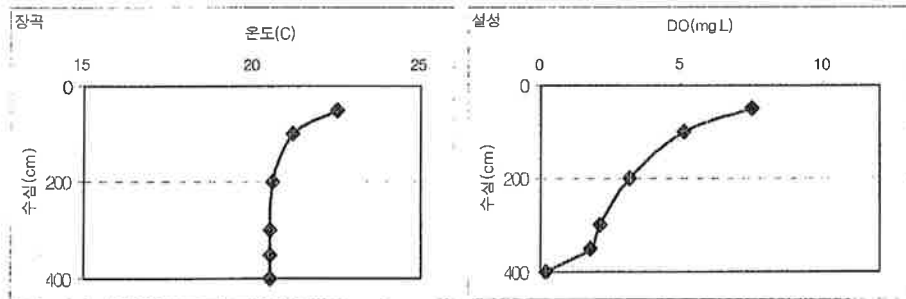
설성저수지



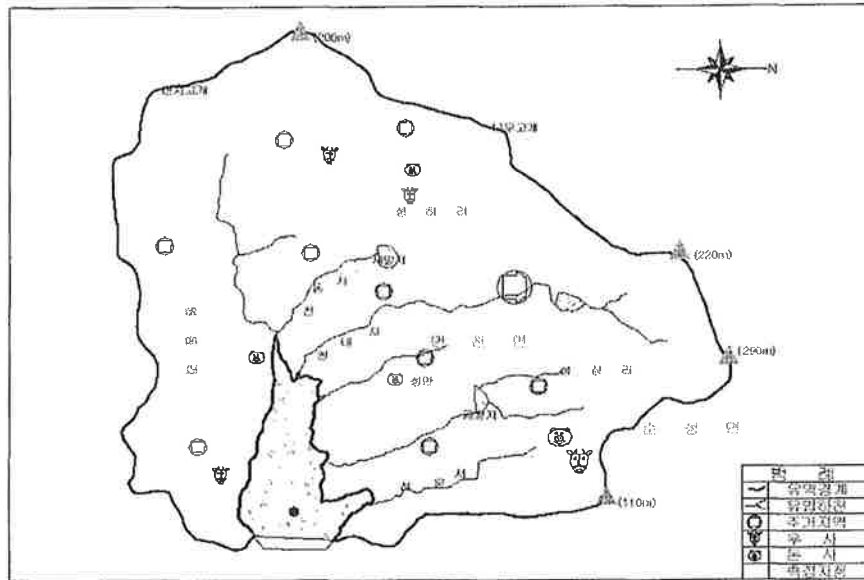
분석항목		설성저수지			준설기준 (팔당호)
		'03,9,26			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	34.0	38.0	11.0	
	Silt %	33.0	31.0	46.0	
	Clay %	33.0	31.0	43.0	
	토성	CL	CL	SiC	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)					
강열감량 (%)		12.2	8.6	8.8	<7.0
유기물 (%)		3.62	3.86	3.13	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		1269.7	1550.6	1196.4	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		2962.3	3235.4	2344.8	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		40.41	54.36	121.71	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	설성저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.9.26			
	제당	중심	유입	
온 도( C )	22.5	22.4	23.7	
pH	9.0	9.0	8.9	
EC(uS/cm)	120	120	138	6.8-8.5
COD(ppm)	9.0	9.8	13.0	<8.0
T-N(ppm)	4.558	4.856	6.406	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.159	0.156	0.160	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	3.562	3.667	4.775	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.325	0.386	0.412	
T-P(ppm)	0.121	0.164	0.240	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.024	0.029	0.044	
SS(ppm)	10.2	11.6	16.0	<15
Chl- <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	36.7	28.0	44.1	<25



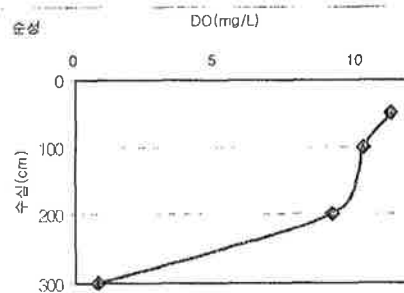
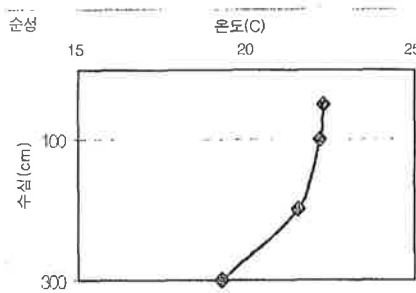
순성저수지



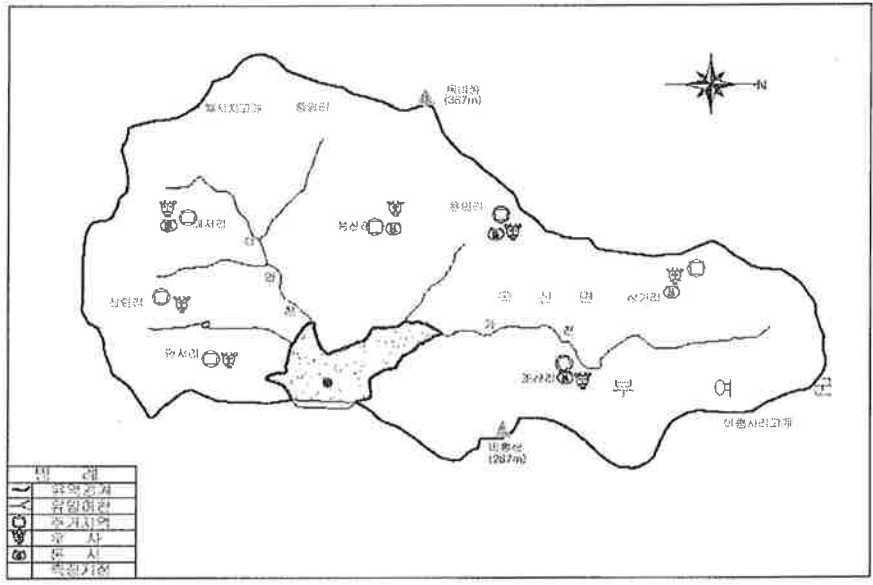
분석항목		순성저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.4.2			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	31.0	38.0	22.0	
	Silt %	46.0	55.0	70.0	
	Clay %	23.0	7.0	8.0	
	토성	L	SiL	SiL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		6.3	6.2	5.5	
강열감량 (%)		13.28	7.92	5.79	<7.0
유기물 (%)		4.59	3.38	2.49	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		3281.7	2417.7	1372.1	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		1559.4	1327.3	1167.1	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		47.1	66.7	107.0	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	순성저수지			수질환경기준 호소 IV급
	'03.4.7			
	제당	중심	유입	
온도(C)	12.3	12.5	12.5	
pH	10.0	10.0	10.0	6.8-8.5
EC(μS/cm)	384	384	382	
COD(ppm)	23.2	24.8	24.8	<8.0
T-N(ppm)	3.611	3.552	3.621	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.029	0.028	0.031	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.534	0.491	0.563	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.019	0.079	0.023	
T-P(ppm)	0.303	0.316	0.350	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.005	0.007	0.002	
SS(ppm)	40.4	45.6	58.0	<15
Chl- <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	251.4	242.1	285.2	<25



옥산저수지

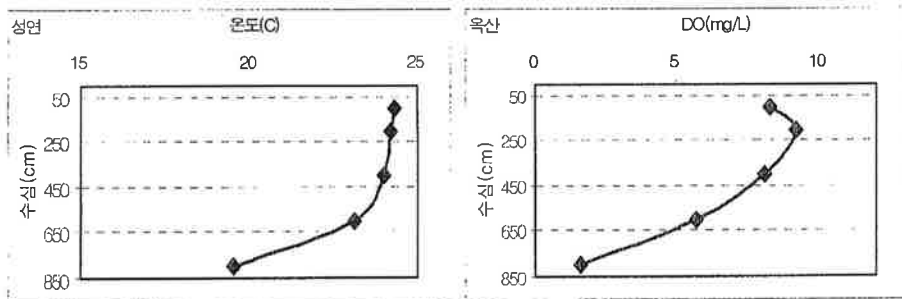


분석항목		옥산저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.6.20			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	37.0	40.0	12.0	
	Silt %	55.0	47.0	82.0	
	Clay %	8.0	13.0	6.0	
	토성	SiL	L	Si	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		5.4	5.2	4.9	
강열감량 (%)		8.99	9.84	5.36	<7.0
유기물 (%)		3.69	4.94	2.86	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		983.7	1181.4	705.2	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		2199.2	2860.3	1531.3	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		48.67	41.25	44.00	

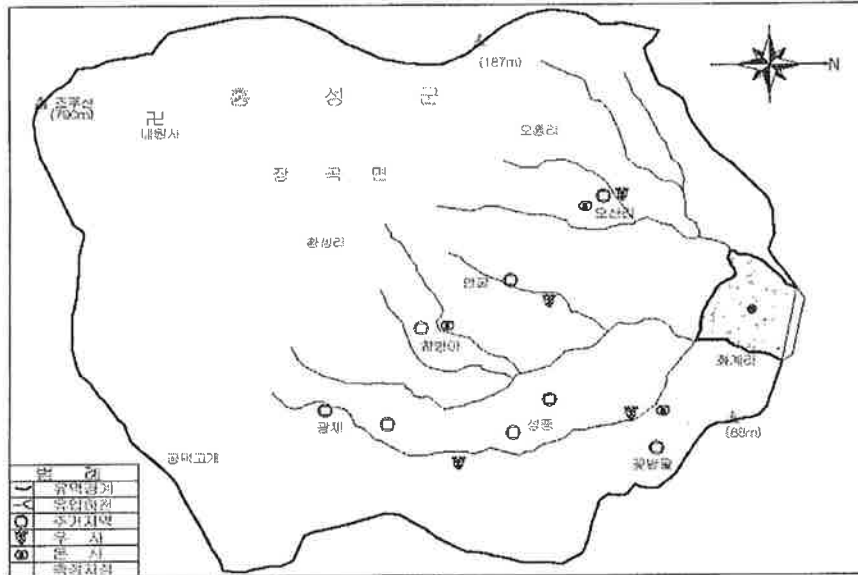


부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	목산저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.6.20			
	제당	중심	유입	
온도(C)	24.3	24.2	24.5	
pH	7.5	7.5	7.5	
EC(uS/cm)	134	118	117	6.8-8.5
COD(ppm)	7.6	7.6	7.2	<8.0
T-N(ppm)	1.676	1.607	1.997	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.034	0.039	0.138	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.545	0.570	0.631	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.348	0.234	0.220	
T-P(ppm)	0.059	0.059	0.059	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.006	0.000	0.003	
SS(ppm)	2.8	4.2	9.4	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	30.5	15.9	16.9	<25



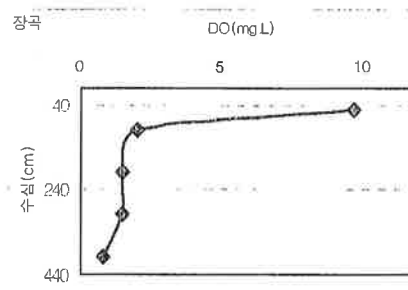
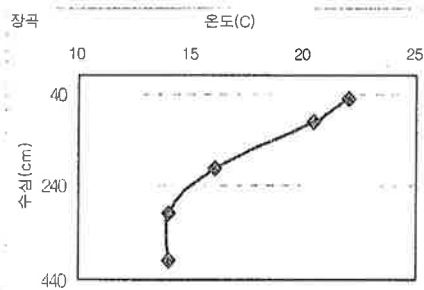
장곡저수지



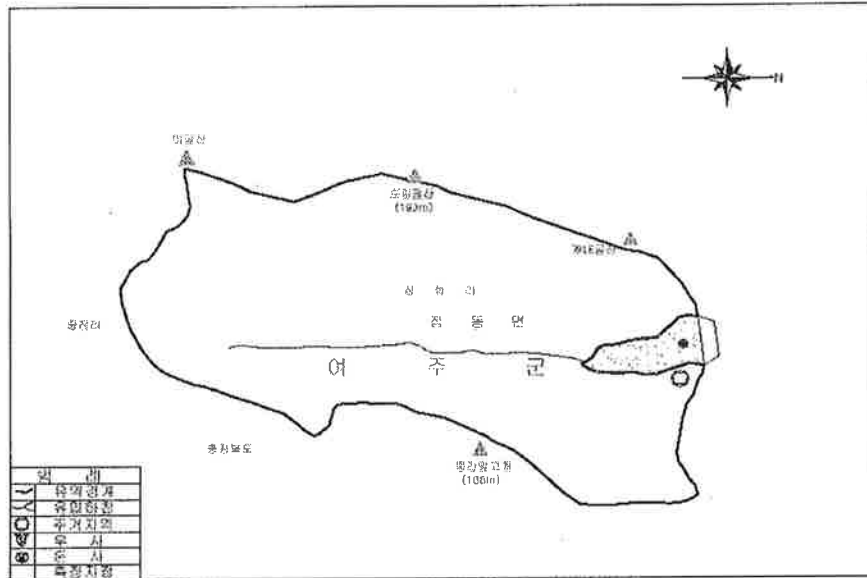
분석항목		장곡저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.6.20			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	24.0	36.0	59.0	
	Silt %	63.0	56.0	37.0	
	Clay %	13.0	8.0	4.0	
	토성	SiL	SiL	SL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		4.8	4.9	5.1	
강열감량 (%)		10.74	8.28	4.71	<7.0
유기물 (%)		3.89	3.72	1.84	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		1453.7	1161.7	786.3	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		2707.8	1922.0	728.2	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		45.86	43.57	42.67	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	장곡저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.6.20			
	제당	중심	유입	
온도(C)	22.0	23.3	24.5	
pH	9.5	8.5	10.1	
EC(uS/cm)	210	193	159	6.8-8.5
COD(ppm)	11.5	11.3	11.3	<8.0
T-N(ppm)	2.558	2.882	2.723	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.070	0.125	0.189	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.443	0.469	0.517	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.871	0.887	0.974	
T-P(ppm)	0.133	0.152	0.158	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.011	0.026	0.031	
SS(ppm)	10.2	14.2	15.4	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	103.8	115.1	119.6	<25



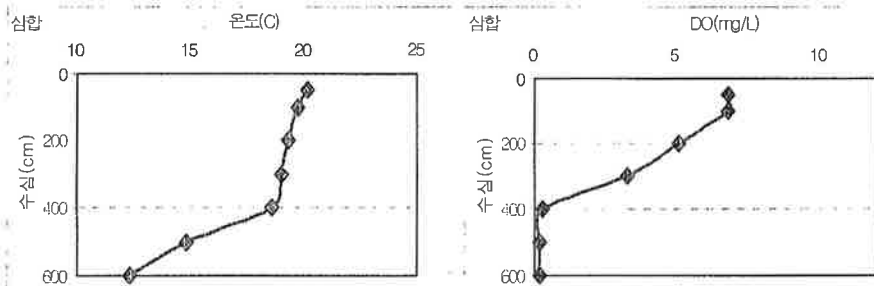
삼합저수지



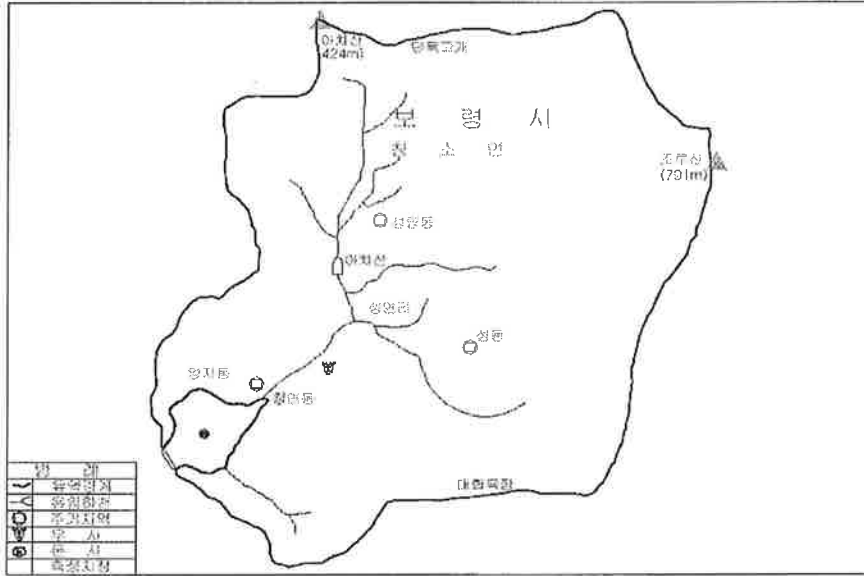
분석항목		삼합저수지			준설기준 (팔당호)
		'03,9,26			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	23.0	53.0	24.0	
	Silt %	49.0	40.0	66.0	
	Clay %	28.0	7.0	10.0	
	토성	CL	SL	SiL	
강 열 감 량 (%)		11.7	5.2	9.7	<7.0
유 기 물 (%)		3.89	2.83	3.29	
총 질 소 (mg kg <sup>-1</sup> )		626.5	311.1	635.8	<1,100
총 인 산 (mg kg <sup>-1</sup> )		2334.2	956.2	1448.3	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		8.96	13.21	20.27	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	삼합저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.9.26			
	제당	중심	유입	
온도(C)	20.1	20.9	21.4	
pH	7.4	7.3	7.2	
EC(uS/cm)	43	43	44	6.8-8.5
COD(ppm)	4.6	3.6	4.2	<8.0
T-N(ppm)	1.012	0.669	0.943	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.007	0.007	0.006	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.341	0.358	0.330	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.085	0.063	0.041	
T-P(ppm)	0.041	0.036	0.042	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.024	0.033	0.034	
SS(ppm)	3.0	6.8	2.3	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	7.7	6.2	6.5	<25



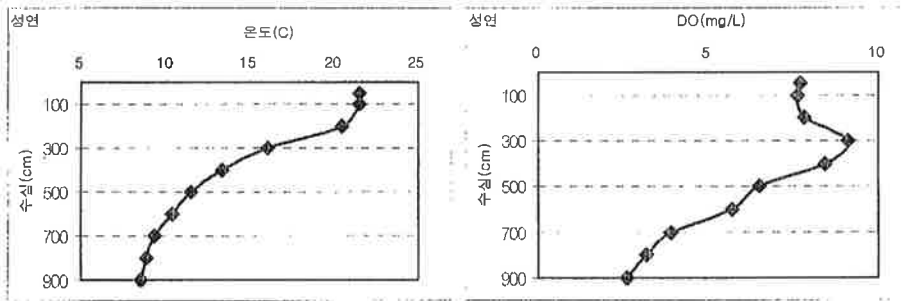
성연저수지



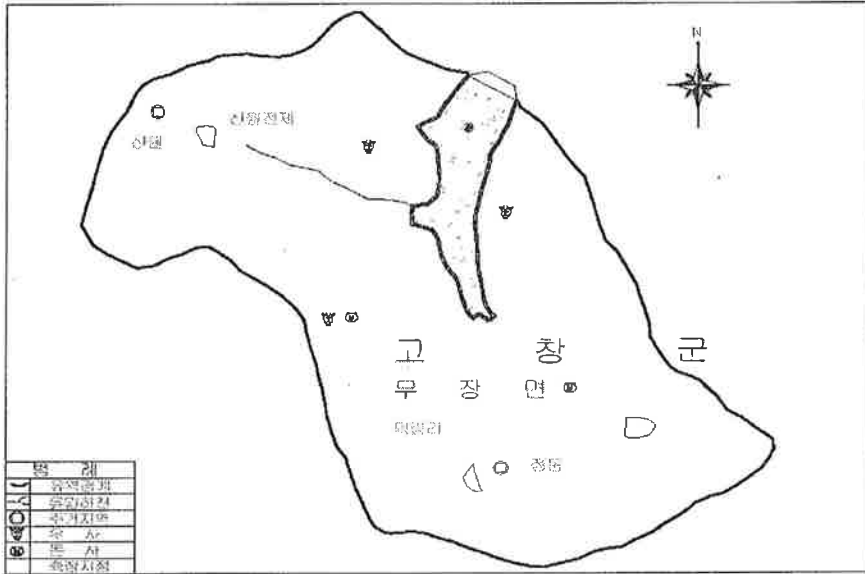
분석항목		성연저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.4.7			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	26.0	21.0	52.0	
	Silt %	65.0	73.0	45.0	
	Clay %	9.0	6.0	3.0	
	토성	SiL	SiL	SL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		5.6	5.7	5.5	
강열감량 (%)		11.9	10.3	10.4	<7.0
유기물 (%)		5.6	5.5	2.7	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		827.8	755.8	557.2	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		2997.6	2815.4	1213.6	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		18.7	21.3	15.5	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	성연저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.4.7			
	제당	중심	유입	
EC(uS/cm)	76	76	77	
pH	8.5	8.3	8.5	6.8-8.5
COD(ppm)	3.2	3.2	3.4	<8.0
T-N(ppm)	1.285	1.356	1.427	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.004	0.005	0.004	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	1.068	1.081	1.131	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	<	0.037	<	
T-P(ppm)	0.016	0.018	0.020	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.005	0.002	<	
SS(ppm)	4.4	4.0	3.6	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	4.9	6.2	5.5	<25



덕림저수지

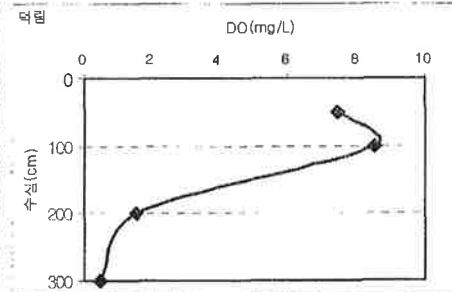
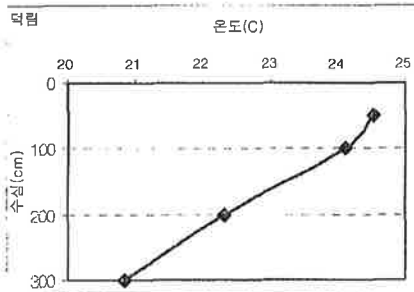


분석항목		덕림저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.4.7			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	36.0	30.0	10.0	
	Silt %	33.0	45.0	66.0	
	Clay %	31.0	25.0	24.0	
	토성	CL	L	SiL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		6.0	5.9	6.4	
강열감량 (%)		6.2	6.8	5.9	<7.0
유기물 (%)		3.1	2.9	2.1	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		1969.6	1510.3	1148.7	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		2583.1	2113.1	1885.7	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		52.0	57.3	85.3	

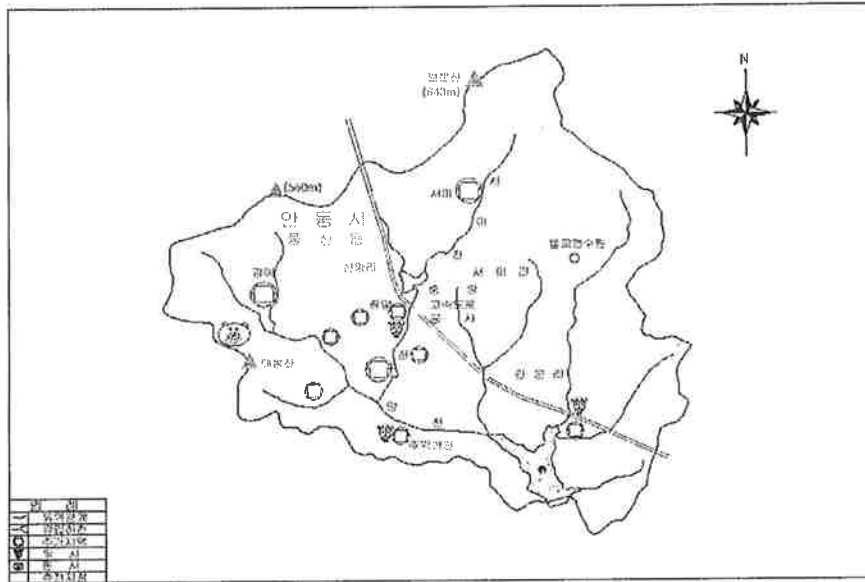


부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	덕림저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.4.7			
	제당	중심	유입	
EC(uS/cm)	383	381	382	
pH	8.7	8.8	8.7	6.8-8.5
COD(ppm)	31.0	35.0	34.0	<8.0
T-N(ppm)	12.914	13.991	14.642	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.542	0.546	0.533	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	3.945	4.162	4.167	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	7.040	8.167	7.971	
T-P(ppm)	0.360	0.454	0.505	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.024	0.046	0.054	
SS(ppm)	24.0	22.8	30.0	<15
Chl- <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	151.4	184.2	185.9	<25



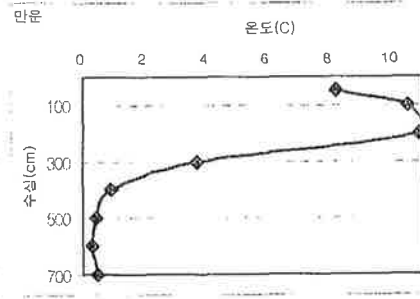
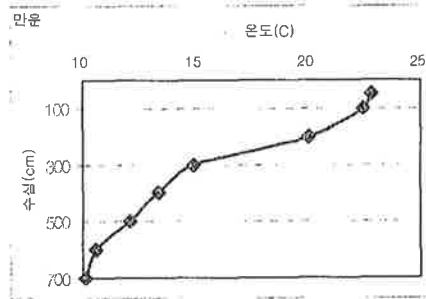
만운저수지



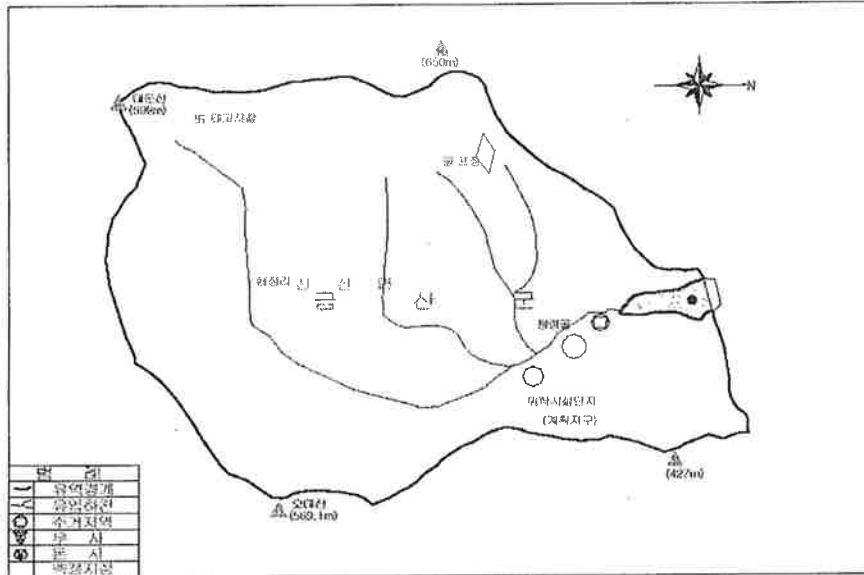
분석항목		만운저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.4.7			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	34.0	23.0	14.9	
	Silt %	42.0	64.0	75.1	
	Clay %	24.0	13.0	10.0	
	토성	L	SiL	SiL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		5.0	5.6	5.9	
강열감량 (%)		7.9	6.0	6.9	<7.0
유기물 (%)		3.6	2.4	2.1	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		980.2	729.7	819.4	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		2312.4	1238.2	903.7	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		42.5	25.3	30.0	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	만운저수지			수질환경기준 호소 IV급
	'03.4.7			
	제당	중심	유입	
EC( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	185	185	185	
pH	9.8	9.8	9.6	6.8-8.5
COD(ppm)	7.2	7.4	7.2	<8.0
T-N(ppm)	1.729	1.708	1.885	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.014	0.014	0.014	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	1.114	1.111	1.069	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	<	0.054	0.013	
T-P(ppm)	0.038	0.026	0.033m	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.001	0.001	0.004	
SS(ppm)	4.0	5.6	6.8	<15
Chl- <i>a</i> ( $\text{mg m}^{-3}$ )	20.1	19.2	18.8	<25



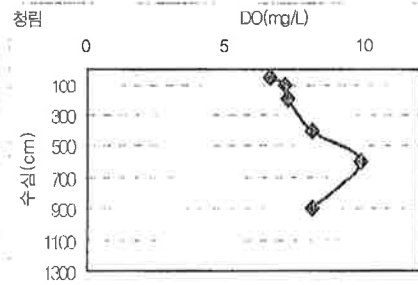
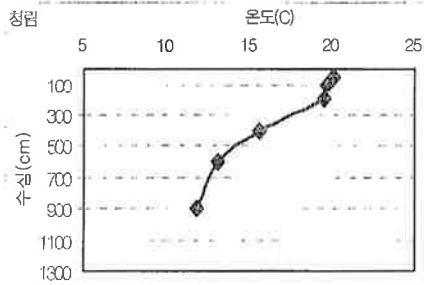
청림저수지



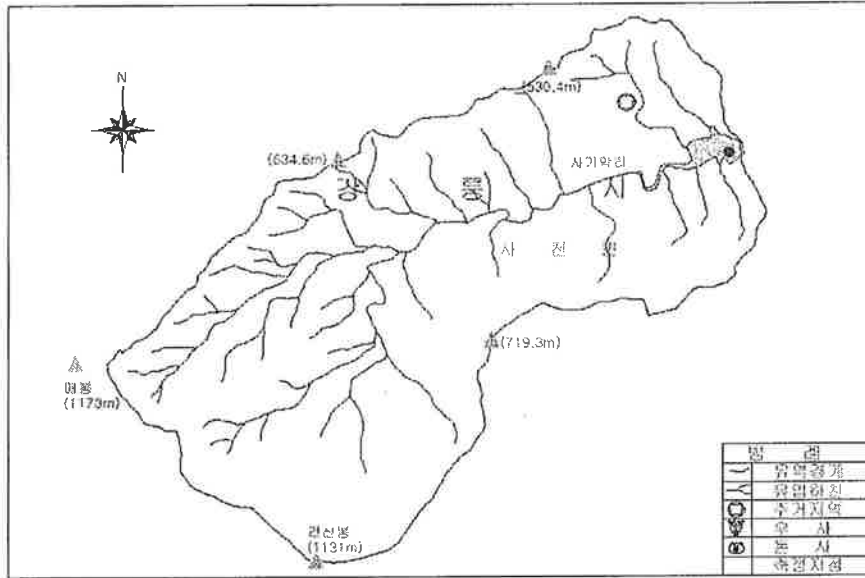
분석항목		청림저수지		준설기준 (팔당호)
		'03.4.2		
		중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	20.0	19.0	
	Silt %	76.0	79.0	
	Clay %	4.0	2.0	
	토성	SiL	SiL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		5.7	5.5	
강열감량 (%)		8.53	12.66	<7.0
유기물 (%)		6.23	6.88	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		2588.2	2867.1	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		774.5	632.0	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		53.81	63.10	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	청림저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.5.23			
	제당	중심	유입	
온도(C)	20.1	20.0	20.0	
pH	6.8	7.4	5.9	
EC(uS/cm)	53	53	53	6.8-8.5
COD(ppm)	1.8	2.2	1.8	<8.0
T-N(ppm)	1.547	1.583	1.442	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.007	0.007	0.007	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	1.204	1.221	1.258	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.023	0.023	0.031	
T-P(ppm)	0.010	0.008	0.014	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.000	0.000	0.000	
SS(ppm)	1.4	1.4	1.2	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	1.8	2.1	2.7	<25



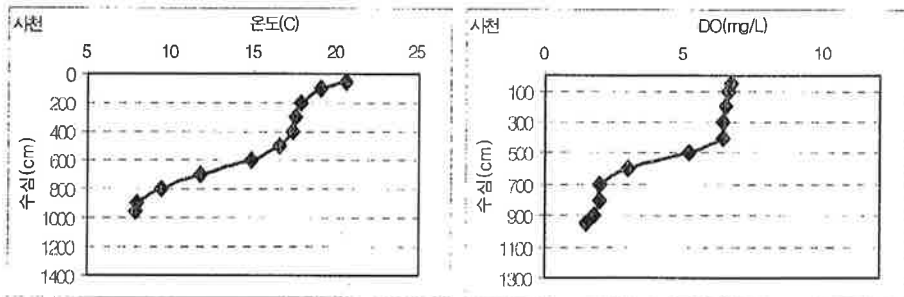
사천저수지



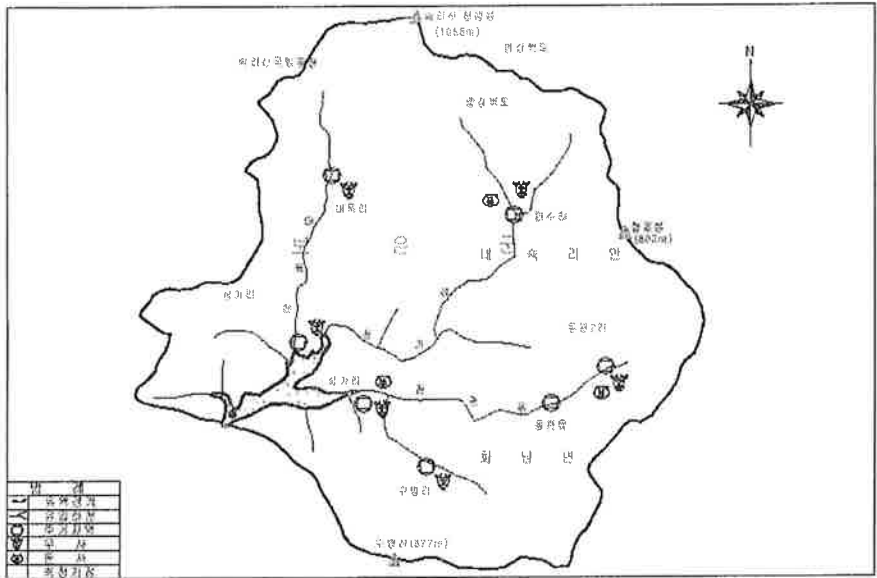
분석항목		사천저수지			준설기준 (팔당호)
		'03,8,28			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	44.0	70.0	80.0	
	Silt %	51.0	26.0	17.0	
	Clay %	5.0	4.0	3.0	
	토성	SiL	SL	LS	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		4.6	4.5	4.5	
강열감량 (%)		10.43	7.24	6.46	<7.0
유기물 (%)		4.95	4.01	5.45	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		154.0	72.0	91.5	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		2106.7	1283.5	1987.7	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		42.49	36.20	32.12	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	사천저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03,8,28			
	제당	중심	유입	
온도( C )	20.6	21.3	20.6	
pH	6.5	6.5	6.6	
EC(uS/cm)	16	17	16	6.8-8.5
COD(ppm)	5.6	5.1	5.1	<8.0
T-N(ppm)	0.297	0.352	0.429	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.001	0.002	0.002	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.287	0.270	0.256	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.058	0.032	0.070	
T-P(ppm)	0.032	0.033	0.036	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.003	0.008	0.011	
SS(ppm)	12.8	12.2	11.4	<15
Chl- <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	3.0	2.4	4.4	<25



비룡저수지

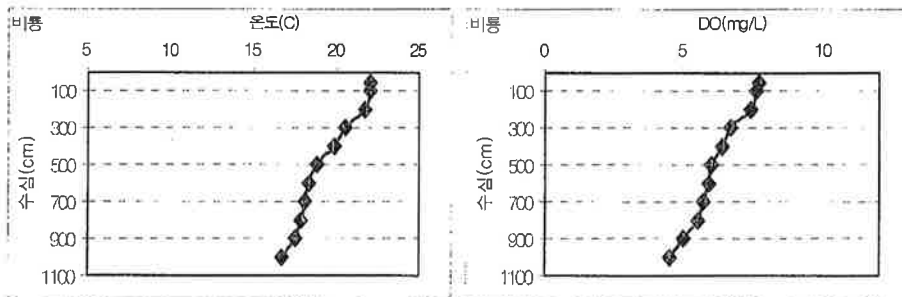


분석항목		비룡저수지			준설기준 (팔당호)
		'03.8.28			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	18.0	13.0	14.0	
	Silt %	75.0	76.0	77.0	
	Clay %	7.0	11.0	9.0	
	토성	SiL	SiL	SiL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		5.3	5.2	5.2	
강열감량 (%)		10.87	6.42	9.47	<7.0
유기물 (%)		4.75	3.21	4.24	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		237.2	237.8	325.7	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		2009.5	1534.1	1951.6	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		26.84	17.11	37.84	

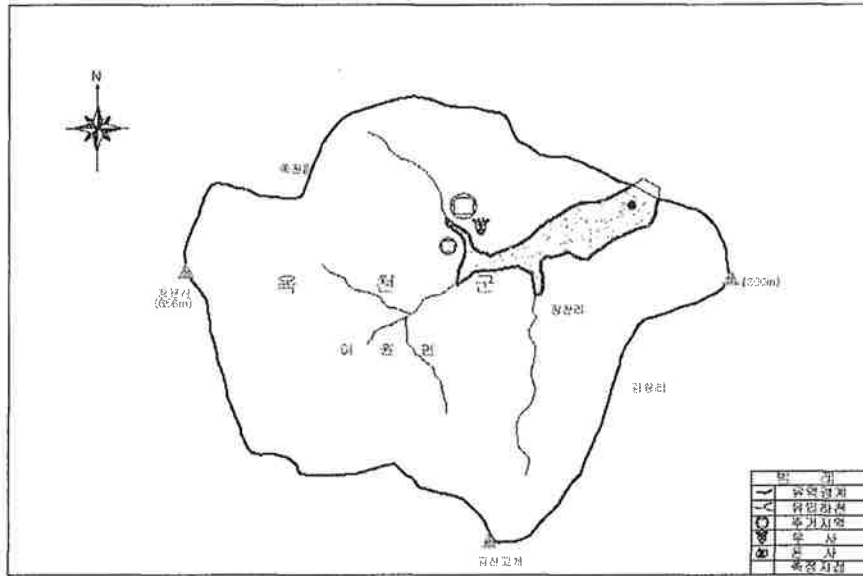


부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	비룡저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03,8,28			
	제당	중심	유입	
온 도 ( C )	22.0	22.2	22.0	
pH	8.3	8.0	8.2	
EC(uS/cm)	22	21	21	6.8-8.5
COD(ppm)	2.7	3.2	3.1	<8.0
T-N(ppm)	0.529	0.622	0.530	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.003	0.003	0.003	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.442	0.438	0.433	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.062	0.093	0.097	
T-P(ppm)	0.024	0.035	0.030	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.020	0.015	0.010	
SS(ppm)	2.6	2.8	2.6	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	6.4	8.2	6.4	<25



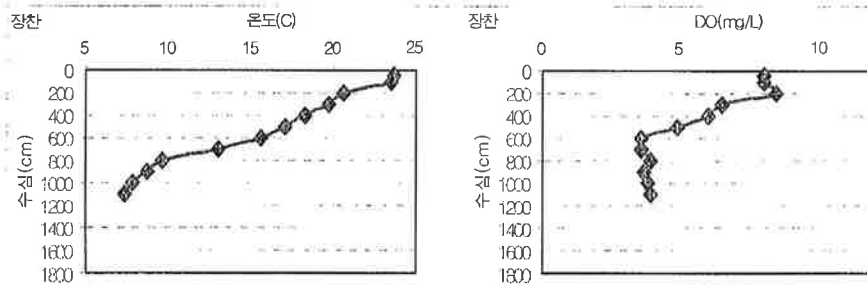
장찬저수지



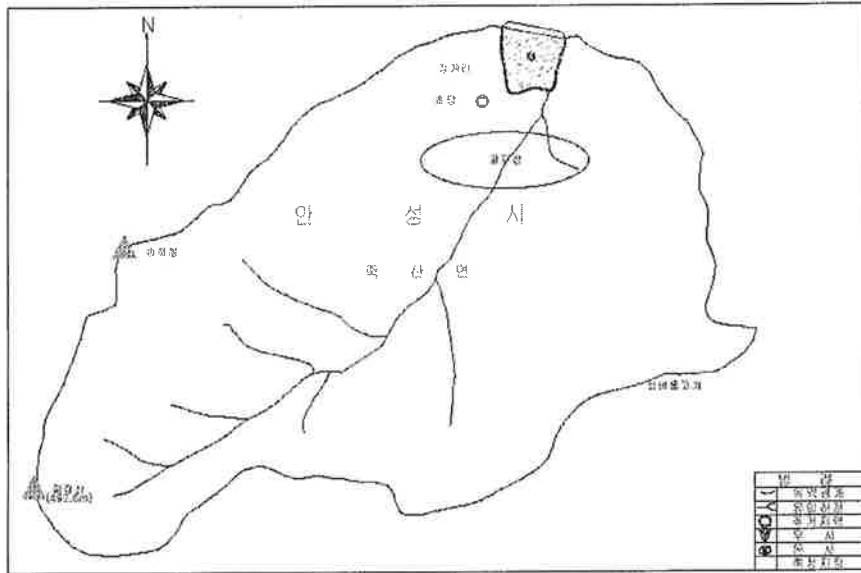
분석항목		장찬저수지			준설기준 (팔당호)
		'03,8,28			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	24.0	48.0	49.0	
	Silt %	68.0	47.0	48.0	
	Clay %	8.0	5.0	3.0	
	토성	SiL	SL	SL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		4.8	4.9	5.2	
강열감량 (%)		11.69	8.11	6.44	<7.0
유기물 (%)		5.38	4.34	3.81	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		528.7	411.9	582.5	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		3098.2	2209.3	1743.7	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		29.06	27.13	46.77	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	장찬저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03,8,28			
	제당	중심	유입	
온도(C)	23.6	23.0	23.6	
pH	8.0	8.0	7.8	
EC(uS/cm)	22	21	21	6.8-8.5
COD(ppm)	4.4	4.6	4.0	<8.0
T-N(ppm)	0.749	0.908	0.781	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.004	0.003	0.003	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.525	0.532	0.516	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.199	0.158	0.083	
T-P(ppm)	0.036	0.044	0.033	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.013	0.016	0.012	
SS(ppm)	15.6	7.8	4.2	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	5.5	6.1	6.0	<25



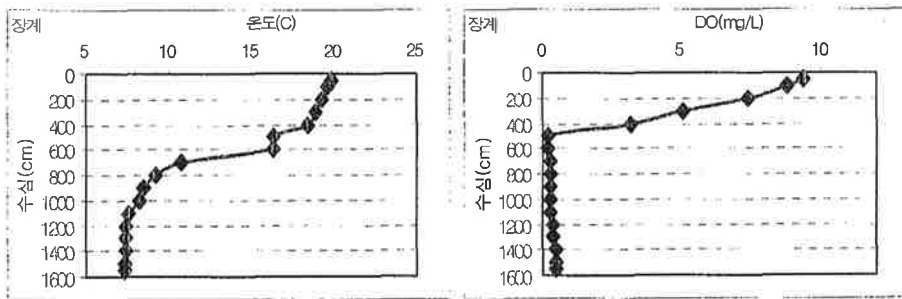
장계저수지



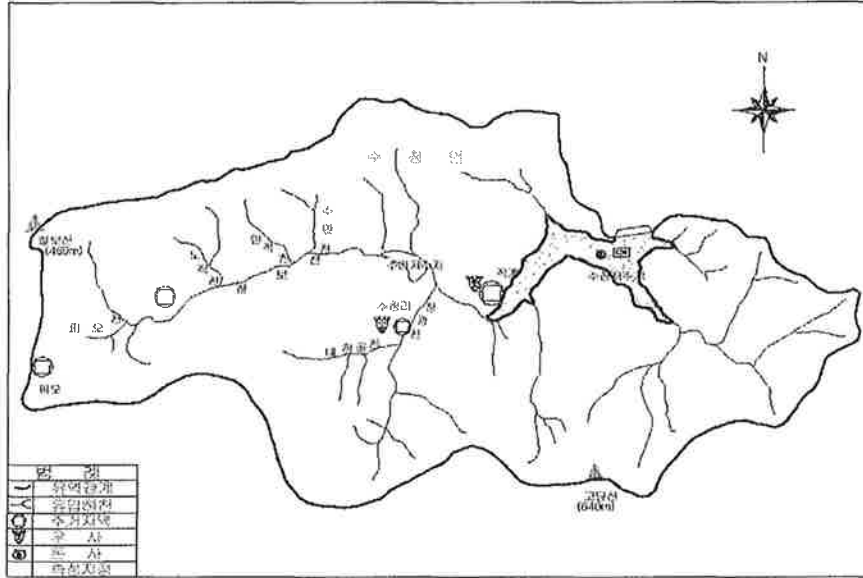
분석항목		장계저수지			준설기준 (팔당호)
		'03,9,26			
		제당	중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	41.0	29.0	61.0	
	Silt %	42.0	65.0	36.0	
	Clay %	17.0	6.0	3.0	
	토성	L	SiL	SL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)					
강열감량 (%)		19.2	8.4	7.2	<7.0
유기물 (%)		9.08	3.79	3.39	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		1523.6	933.1	757.7	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		5572.9	2191.1	1519.6	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		37.11	43.11	67.87	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	장계저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.9.26			
	제당	중심	유입	
온도( C )	19.8	20.6	20.9	
pH	9.9	10.3	10.4	
EC(uS/cm)	67	82	94	6.8-8.5
COD(ppm)	17.0	26.4	39.0	<8.0
T-N(ppm)	1.459	2.608	4.079	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.002	0.002	0.002	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.000	0.114	0.110	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.060	0.065	0.118	
T-P(ppm)	0.111	0.156	0.265	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.032	0.022	0.023	
SS(ppm)	17.0	28.6	57.1	<15
Chl-a(mg m <sup>-3</sup> )	49.4	92.8	141.4	<25



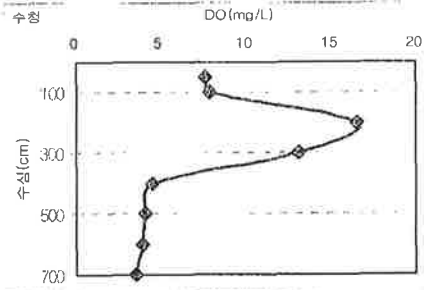
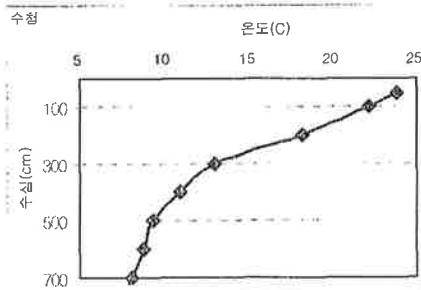
수청저수지



분석항목		수청저수지		준설기준 (팔당호)
		'03.4.7		
		중심	유입	
입도분석 Mechanical Analysis	Sand %	31.0	66.0	
	Silt %	59.0	31.0	
	Clay %	10.0	3.0	
	토성	SiL	SL	
산도 pH:H <sub>2</sub> O (1:2.5)		5.7	5.8	
강열감량 (%)		17.1	6.8	<7.0
유기물 (%)		8.7	5.4	
총질소 (mg kg <sup>-1</sup> )		1401.6	606.5	<1,100
총인산 (mg kg <sup>-1</sup> )		4956.7	2339.8	<800
유효인산Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		77.5	75.3	

부록 3. 조사대상 저수지 유역 및 수질자료

분석항목	수청저수지			수질환경기준 호소Ⅳ급
	'03.4.7			
	제당	중심	유입	
EC(uS/cm)	74	74	74	
pH	9.2	9.2	9.2	6.8-8.5
COD(ppm)	4.4	4.2	4.0	<8.0
T-N(ppm)	1.636	1.384	1.356	<1.0
NO <sub>2</sub> -N(ppm)	0.007	0.007	0.007	
NO <sub>3</sub> -N(ppm)	0.992	0.953	1.024	
NH <sub>3</sub> -N(ppm)	0.045	0.038	0.022	
T-P(ppm)	0.046	0.033	0.030	<0.1
PO <sub>4</sub> -P(ppm)	0.003	0.005	0.006	
SS(ppm)	2.6	2.0	2.4	<15
Chl- <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	13.7	10.7	9.7	<25



## 부 록 4. 진공흡인압송시스템 홍보자료



# 여 백

## 부록 4: 진공흡인압송시스템 홍보자료

### 자료 목록

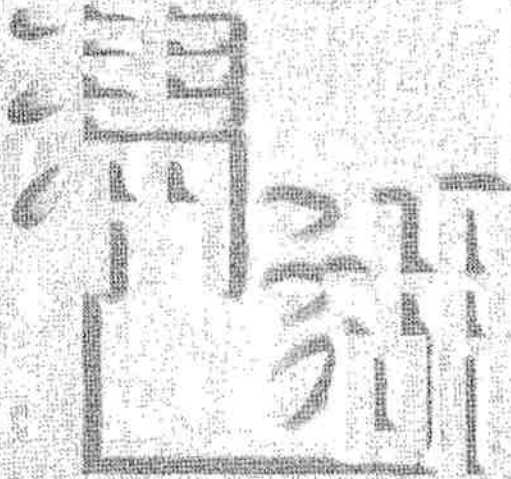
순서	제 목	분 류
1	진공흡인압송시스템에 의한 퇴적오니회수공법	카탈로그
2	진공흡인압송시스템에 의한 퇴적오니 회수공법에 관한 원가조사연구보고서	보고서
3	진공흡인압송시스템 (취급설명서)	기술자료
4	진공흡인압송시스템에 의한 퇴적오니회수공법(적산기준)	기술자료
5	진공흡입으로 퇴적오니 '말끔'	보도자료
6	보령서 '퇴적오니'준설시스템 시연회	보도자료
7	진공흡인압송시스템을 이용한 저수지 퇴적물 분설공법	기술정보
8	진공흡인압송시스템을 이용한 퇴적오니준설 효과	학술논문
9	저수지의 수질개선을 위한 수중오니준설 사례	학술논문
10	퇴적오니준설과 처리방안	세미나
11	진공흡인압송시스템에 의한 퇴적오니회수공법 현장견학기	학회기사
12	연구과제 시연회 및 현장견학 안내문 2건	광고자료
13	진공흡인압송시스템의 적용 및 개발실적	자료
14	오니준설관련장비	수집자료(해외)
15	저심도 퇴적오니준설을 위한 기본적 실험방법에 관한 연구	학술논문
16	저수지 환경관리를 위한 흡입식기술의 적용성에 관한 연구	학술논문
17	저수지 수질개선을 위한 준설(충남 마산지=신정호)	설계적용 자료


# 여 백

CLOSED SYSTEM

진공흡인입송시스템에 의한

# 퇴적오니회수공법



株・日合作  
 (주) 청호이앤씨  
CHUNG HO E&C Co., Ltd.

# 여 백

CH 3

" 진공흡인압송시스템에 의한  
퇴적오니 회수공법 " 에 關한  
原價調査研究報告書

2003. 6.

KRI 韓國企業政策研究所  
THE KOREAN ENTERPRISE RESEARCH INSTITUTE

# 여 백

# 진공흡인압송시스템

- 취급설명서 -

2005. 1



(주) 청 호 이 앤 씨  
CHUNG HO E&C Co., Ltd.



# 여 백

---

진공흡인압송시스템에 의한  
퇴적오니 회수공법  
- 적 산 기 준 -

---

2004. 6.



(주) 청 호 이 앤 씨  
CHUNG HO E&C Co., Ltd.

# 여 백

## 진공흡입으로 퇴적오니 ‘말끔’

[대전일보 2003-05-30]

저수지등의 퇴적 오니를 무혼탁상태로 처리할수 있는 진공흡입 압송시스템 시연회가 29일 보령시 주산면 신구저수지에서 있었다.

한·일합작(주)청호이앤씨(참여기업· 대표 고재만)는 건국대학교(주관연구기관), 농업기반공사 농어촌연구원(협동연구기관)과 함께 농업저수지 등의 수질개선을 위해 개발한 진공흡입압송 시스템을 이용, 보령시 주산면 신구저수지(2백55@)에서 퇴적오니 준설 시범을 보였다. 이날 준설에 나선 진공흡입압송시스템은 무혼탁 상태로 1시간당 60m<sup>3</sup>퇴적 오니를 끌어 올려 기존 펌프준설시 발생하는 혼탁으로 인한 수질악화를 말끔히 해결했다.

기존 펌프준설 방식은 퇴적 오니 함유율이 물 1m<sup>3</sup>당 10-15%에 비해 65-85%로 높은 데다 2차 오염(혼탁)을 일으키지 않고 고농도 준설로 처리지까지 완전 밀폐시스템으로 압송하는 기술력을 선보였다.

# 여 백

## 보령서 '퇴적 오니' 준설 시스템 시연회

[연합뉴스 2003-05-29]

(보령=연합뉴스) 임준재기자 = 저수지의 퇴적된 오니(더러운 흙)를 치우는 준설 시스템 시연회가 베풀어져 눈길을 끌었다.

㈜청호이앤씨(대표 고재만)는 건국대학교(연구기관) 및 농업기반공사 농어촌연구원(협동연구기관)과 함께 농업저수지 등의 수질개선을 위해 개발한 진공흡입압송시스템 시연회를 29일 충남 보령시 주산면 신구저수지(255ha)에서 가졌다.

이날 시연회에서 이 시스템은 무혼탁 상태로 시간당 60㎥ 퇴적 오니를 끌어올려 기존 펌프 준설 시 발생하는 혼탁으로 인한 수질 악화 문제를 말끔히 해결했다.

특히 기존 펌프준설 방식으로 준설한 퇴적 오니 함유율(물 속에 포함된 퇴적오니 비율)은 물 1㎥당 10-15%에 불과하지만 이 시스템은 65-85%까지 높일 수 있는 데다 2차 오염(혼탁)을 일으키지 않고 고농도 준설로 처리지까지 완전밀폐시스템으로 압송이 가능한 등 획기적인 기술력을 선보였다.

농업기반공사 관계자는 "이 시스템이 수질 개선, 녹조 억제, 용수량 확보에는 기대만큼의 성능을 보였으나 퇴적 오니 준설시 함유율(퇴적 오니에 포함된 물의 양)이 200%를 넘어서 넓은 사토장을 확보하거나 준설 기간을 늘려야 하는 문제점이 나타났다"고 밝혔다.

㈜청호이앤씨 관계자는 "이 시스템은 준설시 발생하는 오니의 확산, 악취, 비산 먼지 등 환경오염을 방지할 수 있는 데다 시공면에서도 효율성이 높아 하천, 저수지, 항만 등의 수질 환경 개선에 폭넓게 활용될 것으로 기대된다"고 말했다.



저수지 밑바닥에 쌓인 퇴적 오니를 무혼탁 상태로 처리할 수 있는 진공흡입압송시스템 시연회가 29일 오후 충남 보령시 주산면 신구저수지에 시범을 보이고 있다.

limjj21@yonhapnews.co.kr

(끝)

<저작권자(c)연합뉴스>

# 여 백



## 진공흡인 압송시스템을 이용한 저수지 퇴적물 준설방법

김 경 만\*, 안 열\*\*, 김 이 부\*\*\*, 고 재 만\*\*\*\*, 남 기 복\*\*\*\*\*

### 1. 서론

산업의 발달과 소비생활 등의 인간 활동 결과로부터 각종 물질이 생산, 소비되어 배출되고 있다. 그 결과로서 호소, 하천 및 해저퇴적물에는 자연퇴적물 이외의 여러 가지 유해한 중금속 등의 유해 및 독성물질이 함유되어 있는 경우가 있다. 오히려 발생원이 다종다양하고 성상도 여러 가지이며 고함수 상태의 물질이다. 그리고 호소나 항만에서는 각종 오염이 진행되고 있는 것이 현실이다. 퇴적물의 오염과 저서미생물이나 어패류의 오염 등의 관계는 명확하지는 않지만 이들에 관한 환경평가가 국제적으로 문제가 되어 기준 검토가 이루어져야 한다. 따라서 인간의 건강 확보나 환경보전의 관점에서도 표층퇴적물을 정화 또는 준설 등으로 제거

처분할 필요가 있다.

농업용 저수지들의 준공연도가 50년 이상 된 것이 55%나 되며, 96%가 준공된 지가 20년 이상 경과되어 제당부근에는 미세한 퇴적토사가 상당량 퇴적되어 있으리라 판단이 되나 이에 대한 구체적인 조사가 이루어지고 있지 않은 실정이다.

지금까지의 준설사업은 저수량 확보를 위한 퇴사제거에 중점을 두고 갈수기 또는 용수공급시기에 맞추어 백호 등의 육상장비로 상류부의 퇴사만을 단기적으로 제거하고 있으며, 대부분의 농업용 저수지는 갈수기에도 저수지의 물이 완전히 배수가 되지 않아 기존의 육상준설로는 제체부근의 퇴적토사 및 오니를 제거할 수 없는 실정이다.

기존 준설방법으로 저수량 확보의 목적은 어느 정도 달성할 수 있으나 수질개선의

\* 농업기반공사 농어촌연구원 환경연구실 주임연구원(kkm6763@karico.co.kr)

\*\* 농업기반공사 농어촌연구원 환경연구실장(an10@karico.co.kr)

\*\*\* 농업기반공사 농어촌연구원 환경연구실 주임연구원(eve@karico.co.kr)

\*\*\*\* (주)청호이앤씨 대표이사(520725@hanmail.net)

\*\*\*\*\* (주)청호이앤씨 과장(nam2186@hanmail.net)



목적은 만족시킬 수 없으며 오히려 수질 및 수생태계에 미치는 악영향으로 어업피해보상소송 등 민원발생의 원인이 되고 있다. 따라서 담수시에도 퇴적토사 및 오니의 준설이 가능한 수중 퇴적토 제거 공법을 활용하여 저수지준설사업을 안정적이고 친환경적으로 추진해야 할 필요가 있다. 또한, 사수위 이하를 준설함으로써 어족자원의 보존과 극심한 가뭄에 대비한 여분의 수량을 확보할 필요가 있다고 판단된다.

## 2. 퇴적오니 준설

### 가. 퇴적오니의 성인 및 영향

퇴적오니란 도시하수, 농업배수, 축산폐수, 산업폐수 등이 하천이나 호소, 해저에 유입, 퇴적되어 수질오염의 주원인으로 작용하는 것이다. 오니의 입도분포는 0.005mm 이하로 아주 미세하고 유해물질, 기름성분, 유기물질 등에 오염된 상태로 하천이나 호소, 바다의 저면에 쌓여 있으며, 악취가 심하며 입자가 매우 미세하여 외부의 충격에 의한 교란이 매우 심한 특징이 있다.

퇴적오니의 퇴적속도는 지형, 흐름상황, 현탁물질의 양 등에 따라 다르지만 국내의 팔당호 3.4cm/년, 남한강 3.3cm/년, 경안천 12.6cm/년, 대청호 7cm/년으로 보고 되고 있으며, 일본의 동경만 연안은 3~7cm/년으로 알려져 있다. 특히, 유기성 오니는 영양염류

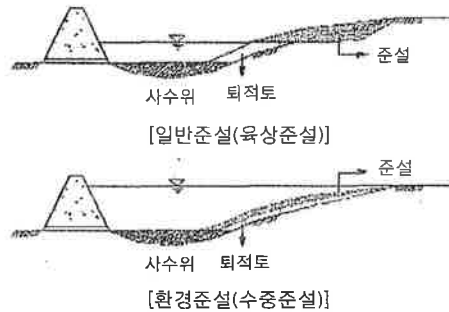


그림 1. 육상준설과 수중준설 방법의 비교

의 공급원이 되어 심층부 산소의 고갈을 유발하며 심층의 산소고갈은 화학적으로 무기인의 수중으로 용출을 유도하여 생물의 서식지 기능을 상실하게 하며 녹조발생의 잠재성이 증가되는 악순환을 유발하여 경제적으로도 큰 피해를 주고 있다.

### 나. 퇴적오니 준설의 필요성

퇴적오니는 하천이나 호소, 해저에 퇴적되어 질소, 인 등 무기염류의 농도를 증가시켜 영양염류를 증대시킴으로써 부영양화를 발생시킨다. 부영양화로 인하여 조류가 다량으로 증식하게 되고 조류의 사체를 분해하기 위한 미생물이 다량의 용존산소를 소비하게 되어 어류 및 수중 생태계를 위협하게 된다. 또한 산업폐기물이나 공장폐수 등의 유입으로 인하여 중금속이 함유된 오니층이 생성되면 수질악화는 물론 생태계가 파괴되는 위험에 처하기도 한다. 가스미가



우라호는 저질토로부터의 인의 유입량이 전체 오염부하량의 약 50%, Linsley Pond와 Shagawa Lake는 각각 전체부하의 45%, 66%를 차지한다고 보고 된 바가 있으나 국내에서는 아직 연구결과가 보고 되지 않고 있는 실정이다. 따라서 수질오염 유발 및 생태계 파괴의 위험성을 내포하고 있는 오니를 근원적으로 제거하는 것이 최선의 방지책이라고 판단된다.

하상의 오염된 퇴적물이 혐기성 분해시 가스가 발생하고 저니가 함께 부상되면서 수질오염을 유발할 가능성이 있으며 봄, 가을에는 수심별 수온차에 의한 전도현상으로 오염된 퇴적물의 교란을 일으킬 수 있다. 호소, 저수지 등의 저수량 확보, 하천의 통수단면적을 확보하기 위한 측면에서도 토사준설과 오니준설이 요구되고 있으며, 그 결과 수질개선에 도움이 될 것이다.

#### 다. 준설로 인한 환경문제

미세하고 불안정한 침강오니는 준설시에 상층부로 확산되어, 영양염류의 재용출이 발생하여 부영양화를 촉진시킬 수 있으므로 준설공법을 선정할 때 상층부로의 확산을 방지하기 위한 2차 오염의 가능성을 억제하여야 한다. 수역의 퇴적오니층을 전체 준설할 경우, 저생생물의 회복기간이 2~3년 소요되지만 부분적, 또는 단계적인 준설시에는 회복기간이 대체로 짧은 것으로 보고되

고 있다.

그 밖에 준설오니의 처분지에 대한 문제이다. 최근에는 준설토 처분장소의 확보가 더욱 어렵고 사토장 주변의 생태계와 환경에 악영향을 미치는 예도 많아 준설토를 성상에 따라 적절히 처리한 후 감량화하여 재활용함으로써 처리토로 인한 환경문제를 최소화할 수 있을 것이다.

#### 라. 퇴적오니 준설기준 적용

퇴적물(오니)의 환경기준은 실질적으로 하천, 저수지, 댐, 하구, 해양 등 수체에 퇴적된 퇴적물의 오염여부 및 오염된 퇴적물의 제거여부를 결정하기 위한 판정기준으로 이용한다.

우리나라에서의 퇴적물 오니제거는 1980년 후반에 들어서야 관심을 가지기 시작하여 마산만의 퇴적오니 제거사업을 필두로 1993년에는 '팔당호 퇴적물 준설사업 기본계획'을 수립하여 퇴적오니 제거를 위한 기준을 설정하기도 하였다. 개별사업의 경우 조사보고서를 바탕으로 자체 기준을 설정하여 퇴적오니를 처리하고 있으며, 적용된 국내 하천 및 호소 퇴적물 제거기준은 표 1과 같다.

일본의 경우 1956년 수온증독에 의해 발생한 미나마타병과 1965년 니가타현의 아가노강 주변 주민이 어패류에 농축된 수온을 섭취함으로써 발생한 니가타-미나마타

병을 계기로 오염퇴적물 문제가 대두되기 시작하였다. 즉 수은으로 오염된 퇴적물 제거기준을 설정하고, 공사방법 등에 대한 지침을 제시하였다. 아직 국가적인 차원의 퇴적물 환경기준은 설정되어있지 않고 개발 사업에 따라 퇴적물 제거기준을 제시하고 있다. 동경만 퇴적물 기준은 일반적인 일본

퇴적물 관리의 기초 자료로 이용되고 있으며, 나고야항에서 1972~1981년에 걸쳐 729천m<sup>3</sup>의 퇴적물을 준설시 퇴적물 제거기준은 강열감량, COD, 유기물 중 2개 항목에서 (+)로 평가되면 제거하는 것으로 하였다. 일본의 경우 준설기준은 퇴적물 성분분석없이 오염이 심한 지역을 준설대상으로

표 1. 국내 하천 및 호소 퇴적물 제거 기준

항 목	기준치	평가점	제 거 기 준	
팔당호	T-N(mg/kg)	1,100 이상	4개 항목중 2~3개 이상 항목이 기준치를 상회하는 지역, 다른 항목은 기준을 하회하나 특정항목의 농도가 매우 높은 지역	
	T-N(mg/kg)	800 이상		
	강열감량(%)	7.0 이상		
	COD(mg/g)	20 이상		
한 강	T-N(mg/kg)	2,000 이상	기준을 초과하는 항목이 잠실수중보 상류는 2개 이상, 하류는 3개 이상이고, 동경만의 평가방법에 의한 평가점이 6점 이상일 때 제거	
	T-P(mg/kg)	1,000 이상		
	강열감량(%)	10 이상		
	COD(mg/g)	20 이상		
대청호	T-N(mg/kg)	3,000 이상	4개 항목중 2개 이상 항목이 기준치를 상회하는 지역	
	T-P(mg/kg)	1,500 이상		
	강열감량(%)	7.0 이상		
	COD(mg/g)	20 이상		
청초호	강열감량(%)	0~5 미만	0	3개 항목의 평가점이 6점 이상이면 오니제거 (일본의 동경만 평가기준 적용)
		5~15 미만	3	
		15 이상	6	
	COD(mg/g)	13 미만	0	
		13~20 미만	1	
		20~30 미만	2	
		30~40 미만	4	
		40 이상	6	
	황화물(mg/g)	0.6 미만	0	
		0.6~1.0 미만	1	
		1.0~5.0 미만	2	
		5.0~10.0 미만	4	
10.0 이상		6		

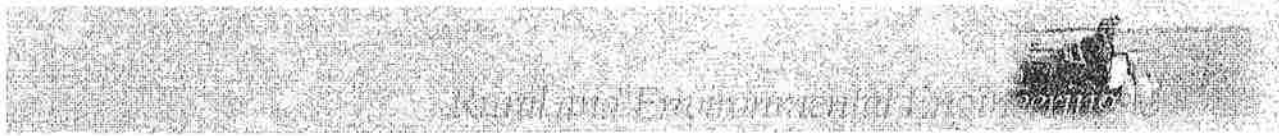


표 2. 동경만 및 나고야항의 퇴적물 제거기준

항 목	범 위	평가점	비 고	
동경만 요코하마만	강열감량(%)	5 미만	0	평가점이 6점 이상이면 오니 제거
		5~15 미만	3	
		15 이상	6	
	COD(mg/g)	13 미만	0	
		13~20 미만	1	
		20~30 미만	2	
		30~40 미만	4	
		40 이상	6	
	황화물(mg/g)	0.6 미만	0	
		0.6~1.0 미만	1	
		1.0~5.0 미만	2	
		5.0~10.0미만	4	
		10.0 이상	6	
나고야 항	강열감량(%)	10 이상	+	3개 항목중 2개 항목이상이(+)로 평가되면 오니 제거
		10 미만	-	
	COD(mg/g)	20 이상	+	
		20 미만	-	
	황화물(mg/g)	1이상	+	
		1미만	-	

삼는 경우도 있으나, 일반적으로 항목별 준설기준을 보면 COD 20,000~40,000mg/kg, 강열감량 12~20%, T-P 700~1,000mg/kg, T-N 1.6~3.0(mg/kg), 유화물 1.0(mg/kg)의 범위정도이다.

마. 퇴적오니 준설방법

지금까지 준설은 주로 토사채취, 항로유지, 하구폐쇄 방지 등을 위하여 펌프 준설선을 비롯한 각종 준설선 등을 이용하고 있으며, 수심이 얕은 곳에는 백호우를 이용하기도 하였다. 그러나 준설대상토질에 따라 준

설선 흡입구 전면에 커터를 장착하여 토사를 1차 교란·흡입할 때 토사중의 미세토립자가 수중에 부유하거나 확산되어 수질을 혼탁시킬 뿐만 아니라 오니두께가 얇고 넓은 면적에 분포되어 있는 지역에서는 준설능력이 크게 저하되는 결점이 있다. 외국의 경우, 효율적인 퇴적오니를 제거하기 위한 오니전용 준설선을 개발하여 준설작업시 발생하는 2차 수질오탁을 최대한 억제하고 있다.

일반적으로 농업용 저수지에 적용할 수 있는 수중준설장비는 분해, 조립, 이동이 가능한 소규모 장비가 적용되어야 하므로

표 3. 수중 준설 공법의 비교

	진공흡입압송공법	그래브, 백호굴착 대선공법	마이크로 펌프선
양니 함니율	50~70% 퇴적오니·부니·실트질토, 사질토 등 회수 가능	80~100% 하상·호소 등을 버킷 등으로 굴착하여 준설하기 때문에 오 니·부니·실트 질토 등의 연약 토는 회수가 불가능	5~15% 퇴적오니·사질토 등은 회수가 가능하지만 샌드펌프를 사용하 여 준설하기 때문에 여수가 많음 수상·육상 배관을 사용해 압송
송니방법	수상·육상 배관(밀폐시스템 채용) 수저에서 직접 흡인하여 처분장 에 흡인토를 압송	다운선·직접반출 트럭으로 반송 버킷으로 굴착 후, 배관을 사용해 공기압송을 하는 경우도 있지만, 수분이 적기 때문에 장거리 압송 은 불가능	
오니확산 탁수발생	수저에 퇴적되어 있는 오니를 드럼 어태치먼트(Attachment)에 의해 교반·집니 시킨 후 탁수와 동시에 회수하여 흡인하기 때문에 거의 발생하지 않는다.	수저를 직접 굴착하여 회수하기 때문에 오니의 확산에 의한 탁수·악취가 발생됨	수저에 퇴적되어 있는 오니를 샌 드펌프로 회수하기 때문에 확산 은 적다. 토질에 따라 원지반을 교반하기 때문에 탁수가 발생하 는 경우도 있음
소음	공기압축기·파워 쇼벨 등을 사 용하지만, 특정 건설 기계의 허용치 이내	파워 쇼벨 등을 사용하지만, 특정 건설기계의 허용치 이내	특정 건설기계의 허용치 이내
냄새	회수된 오니는 수상 및 육상 압송 관으로 직접 처분지까지 압송 하기 때문에 오니의 비산이나 미관상 불결감이 없다.	수저를 직접 굴착하기 때문에 오 니 확산에 의한 탁수·악취의 발생 은 확실하다. 다운선으로 반출하여 트럭 등으로 운반하기 때문에 미관 상 불결감은 필연적이다.	오니는 압송관에 의해 처리장 까지 압송되기 때문에 악취의 발 생은 없다.
흡수 장비의 폭	흡수는 80cm 정도이고 장비의 폭도 작기 때문에 수심이 얇은 도시 하천, 호소 등이나 교각이 많은 장소에서도 시공 가능	대선에 따라 다양하지만 교각이 많은 장소에서는 적합하지 않음	대선에 따라 다양하지만 교각이 많은 장소에서는 적합하지 않음
대상지반	오탁의 확산이 거의 발생하지 않 으므로 오니토, 실트질토, 사질토 및 중금속 등으로 오염된 오염토 등의 회수	오탁의 발생이 되어도 문제가 없는 지반에 적용하나 연니, 부니의 회수는 불가능	샌드펌프의 용량에 따라 변화
평균처리량	60m <sup>3</sup> /h(후처리 및 토질에 따라 변화)	버킷의 용량에 따라 변화	
후처리	필터프레스, 고화처리, 자연건조 등	고화처리, 자연건조 등	여수가 95~85%로 많기 때문에 일반적인 육상처리 방법으로는 불가능하며 탁수처리시설을 고 려해야 함

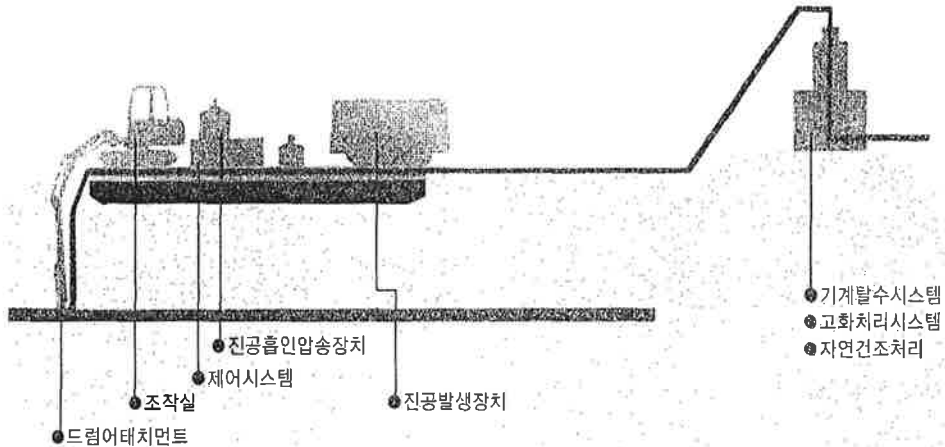


그림 2. 진공흡인 압송시스템 구성 모식도

현장적용에는 많은 제약이 따르게 된다. 현재 국내에는 농업용 저수지 등 내수면에 적용이 가능한 소형이며 환경을 고려한 친환경 수중준설 장비는 거의 없는 상황이다.

국외의 수중준설 장비를 참고로 하여 국내의 농업용 저수지에 적용이 가능한 수중준설장비는 진공흡인 압송시스템, 그레브 또는 백호에 의한 굴착대선공법, 마이크로 펌프선 등이 있으며 표 3에 각 공법의 특징을 비교·검토하였다.

### 3. 연구과제에 적용한 진공흡인 압송시스템 공법

진공흡인 압송시스템은 선상에 흡인·압송 장치를 배치하고 특수흡인기인 밀폐형

드립어테치먼트를 사용하여 시가지의 중소 하천, 호소, 농업용 및 상수도용 댐, 내해 등의 수저에 퇴적된 고함수 오니를 고농도로 직접 흡인하여 압송 처리함으로써 오탁에 의한 영향을 최소화할 수 있는 시스템이다. 또한 흡입한 오니를 압송관을 통하여 장거리 압송하기 때문에 악취를 발생시키지 않고 교통이나 지역주민에게 영향을 주지 않는 최적의 친환경적 퇴적토사 및 오니 준설 시스템이다.

#### 가 진공흡인 압송시스템의 특징

- 1) 현장주변에 오니 확산과 악취 발생 최소화  
진공흡인 압송시스템은 밀폐형 시스템을 채택하여 수저에서 흡입된 준설물질이 처리

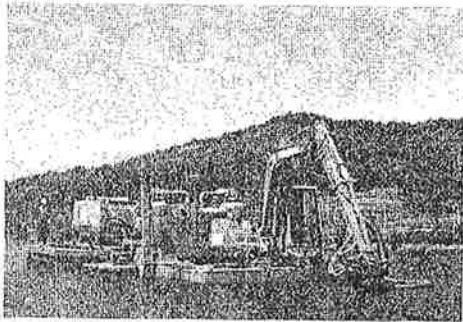


그림 3. 농업용 저수지에서 작업 중인 진공흡인 압송시스템

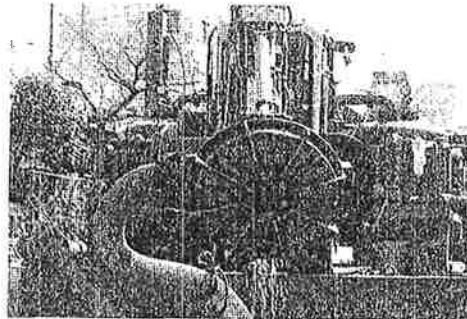


그림 4. 진공흡인 압송시스템의 드럼어태치먼트

장까지 배관을 통하여 압송되므로 현장주변에 오니 확산이나 악취 발생의 우려가 없다. 또한 수중 준설시스템이므로 저수율 등에 영향을 받지 않아, 안정적인 준설사업 추진이 가능하다.

#### 2) 퇴적오니의 제거효율성과 연속작업능력

진공흡인 압송시스템은 자가밀폐형의 드럼어태치먼트를 적용하여 필요한 두께만큼만 선택적으로 제거할 수 있을 뿐만 아니라 65%~85%의 높은 함니율로 오니의 회수가 가능하며 어떠한 방향에서든지 작업이 가능하다. 자가밀폐형 드럼어태치먼트는 이물질(나무토막 등)이 유입되는 것을 자동적으로 배제시켜 연속작업이 가능하며 오탍수의 확산이 거의 발생하지 않아 수질 및 수중 생태계에 미치는 악영향이 없다.

#### 3) 고농도 퇴적오니의 장거리 압송기능 선상에 고진공, 고압공기를 형성시키는

압송탱크가 별도로 설치되어 있어 고진공을 형성시킨 탱크에서 드럼어태치먼트로부터 고농도 퇴적오니 회수를 가능케하며, 고압 공기 탱크에서는 장거리까지 이송을 가능하게 한다. 또한 제어장치에 의하여 자동 변환에 의해 연속작업을 가능하게 한다.

#### 4) 장비 운반의 용이성

시스템 전체를 소형화로 되어 있으며, 각 부분별로 분해가 가능하여 육상운송이 용이하며 좁은 장소에서의 조립과 분해가 가능하다.

#### 나. 준설심도 결정장치 적용

퇴적오니를 관리 또는 제거하기 위해서는 퇴적된 오니의 양, 두께, 성질 등을 측정해야 한다. 또한 시공전과 시공후의 준설결과를 비교하여 수중에서의 준설효과를 실시간 확인할 수 있는 준설심도 결정장치를 이 시스템에 적용 가능하다. 이 장치는 퇴적오니를



포함한 원지반상태를 화상 데이터로서 출력되며, 화면상에서 퇴적오니의 분포위치를 정확히 알 수 있어 퇴적오니의 제거상황을 한눈에 볼 수 있다.

#### 다. 준설시 오탁수 저감효과

수질개선을 위한 수중준설시 발생하는 가장 큰 문제는 주변수역의 오탁발생이다. 지금까지 각종 준설에 사용된 펌프방식의 준설공사에서는 준설시 발생하는 오탁으로 인하여 준설전에 비하여 2차오염을 유발시키는 문제점이 지적되어왔다.

농림부 정책기획과제로 수행중인 농업용 저수지(신구,충남 보령)에서 광도계로 측정 한 수중오탁도에 대한 결과 그림 7과 같다. 측정방법은 준설지점으로부터 100m지점까지 수심 50cm, 100cm, 200cm, 300cm 간격으로 수중광도를 측정 한 결과 오탁이 거의 발생하지 않음을 알 수 있다. 또한, 종합수질측

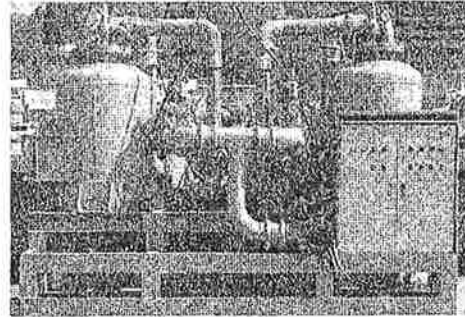
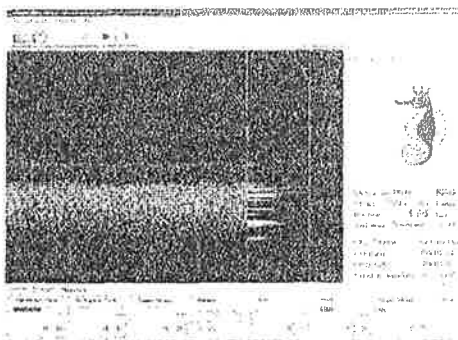


그림 5. 진공흡인 입송시스템의 고진공, 고압장치

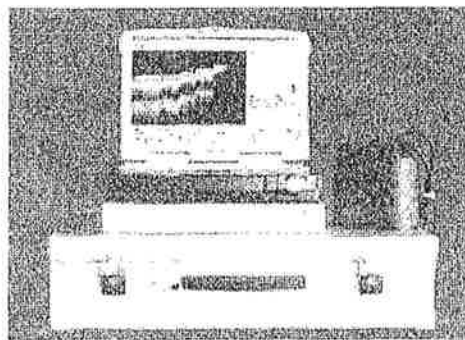
정기(YSI 6600 Sonde)에 의해 측정 한 결과, 준설 전 10m 범위의 탁도는 평균 12.7NTU로 안정적이며, 준설 완료 60분 후 15.0NTU로 안정된 상태로 계속 유지되고 있음을 확인할 수 있었다.

#### 라. 퇴적오니 제거에 따른 수질개선효과

퇴적오니 제거에 따른 수질개선효과를 조사하기 위하여 연구의 시범대상지인 신구저수지에서 진공흡인 시스템을 이용하여



오니탐사 모니터링 화면



퇴적오니 탐사장치

그림 6. 준설심도 결정시스템 출력화면 및 탐사장치



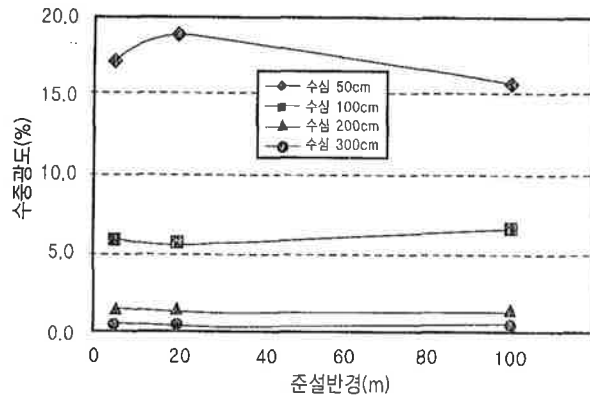
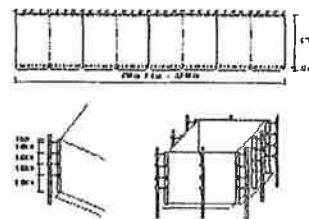


그림 7. 퇴적오니 회수 중 주변수역 수중광도변화

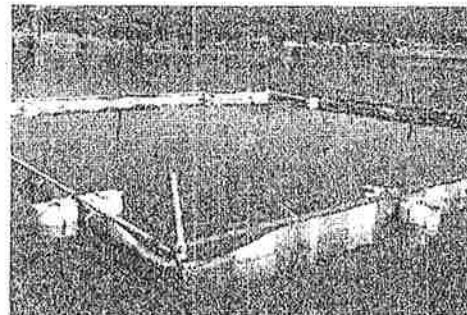
2003년 7월~8월경 15일동안 저수지 퇴적 오니 회수를 실시하였다. 그림 8과 같이 준설지역에 10m×10m 펜스를 설치하여 외부로부터 유입되는 오염물질을 최대한 차단하였다. 또한 대조구로 준설하지 않은 지역(미준설)에 설치한 같은 크기로 펜스를 설치하였다.

2003년 7월 중순에는 강우와 무강우가 반복되면서 오염물질 유입 및 맑은 날씨가 반복됨으로써 식물성 플랑크톤이 번식할 수 있는 조건이 될 수 있었을 것으로 판단된다. 8월 이후에는 유역에 축적된 오염물질이 거의 없어 유입수의 영향은 적었을 것으로 판단된다.

호소의 부영양화를 나타내는 식물성 플랑크톤량의 지표인 Chl-a를 살펴보면 8월 4일에는 52.5~72.8 mg/m<sup>3</sup>로서 처리구에 관



펜스 도면



펜스 사진

그림 8. 퇴적오니 제거에 따른 수질개선효과 조사를 위한 펜스



계없이 OECD의 부영양화 기준인 25 mg/m<sup>3</sup> 보다 높은 값을 나타냈다. 이는 앞에서 언급한 바와 같이 7월 중순에 강우와 무강우가 반복되어 오염물질 유입과 맑은 날씨에 따른 광합성의 반복이 지속되어 식물성 플랑크톤이 증식되었기 때문으로 판단된다. 10월 10일에는 Chl-a 농도가 낮아지기는 하였으나, 대조구와 배경구는 각각 44.2, 41.7 mg/m<sup>3</sup>으로서 아직도 OECD의 부영양화 기준을 초과하고 있었다. 그러나 준설구는 18.6 mg/m<sup>3</sup>으로서 OECD의 부영양화 기준 이하로 낮아졌는데, 이는 준설에 의해 대조, 배경구에 비해 퇴적물로부터의 재용출이 적어 내부생산이 적었기 때문으로 판단된다. 바꾸어 말하면 처리구는 퇴적물로부터 영양염류가 재용출되어 내부생산에 이용되었기

때문에 결과적으로 Chl-a 농도가 높아진 것으로 판단된다. 11월 이후에는 대부분 25 mg/m<sup>3</sup> 이하를 나타냈다.

준설구, 대조구, 배경구의 경우 COD, TN, TP의 농도는 비슷한 반면 Chl-a 농도는 준설구에서 낮은 것으로 나타나 준설이 부영양화를 방지하는데 어느 정도의 효과가 있는 것으로 판단된다.

#### 마. 적용분야

오탁된 호소나 하천, 농업용 저수지 등의 수체에 퇴적된 오니 제거의 필요성은 양질의 수자원 이용이라는 사회적인 요구에 발맞추어 점점 높아지고 있다. 종래의 준설공법은 수체의 오니를 수중에 확산시키기 때문에 또 다른 환경문제를 발생시키고 있다.

표 4. 신구저수지 준설전후 수질자료

문 제 점	조사지점	pH	EC	COD	TN	TP	PO4-P	SS	Chl-a	비고
2003. 07. 04	배경구	8.7	160	9.6	2.646	0.079	0.001	9.2	58.9	준설전
	준설구 <sup>1)</sup>	9.78	125	16.4	1.646	0.079	0.006	12.5	57.7	
	대조구 <sup>2)</sup>	10.0	125	15.2	1.906	0.081	0.002	11.8	52.5	
2003. 08. 04	배경구 <sup>3)</sup>	9.8	132	14.8	1.729	0.093	0.006	14.0	72.8	준설시점 2003년 7.10~ 25
	준설구	8.6	75	10.7	1.005	0.091	0.035	3.0	18.6	
	대조구	9.4	80	16.4	1.721	0.102	0.027	14.1	44.2	
2003. 10. 10	배경구	9.4	85	9.0	1.652	0.098	0.029	9.4	41.7	7.10~ 25
	준설구	7.0	90	9.8	1.031	0.066	0.018	3.6	13.6	
	대조구	7.0	90	10.0	0.992	0.075	0.011	7.6	16.8	
2003. 11. 19	배경구	7.2	99	8.8	2.054	0.104	0.011	10.4	34.6	7.10~ 25
	준설구	7.0	90	9.8	1.031	0.066	0.018	3.6	13.6	

- 1) 준설구: 퇴적오니를 회수한 구역에 펜스를 설치한 지점
- 2) 대조구: 퇴적오니를 회수하지 않은 구역에 펜스를 설치한 지점
- 3) 배경구: 퇴적오니를 회수하지 않은 구역에 펜스를 설치하지 않은 지점

또한 주변 생태계의 교란, 악취비산 등의 문제를 유발하기 때문에 준설공사의 이미지를 크게 손상시키고 있으나 진공흡인 압송시스템은 수저 오니를 고농도로 회수하기 위해 진공흡인 압송시스템과 드럼어태치먼트를 적용하여 퇴적오니를 수저에서 처리장까지 연속적으로 압송하기 때문에 주변 수역의 오탉이나 악취의 비산이 없이 효율적인 시공이 가능하다. 본 공법은 도심의 관광지, 공원, 호수, 하천, 농업용 저수지와 소규모 어항 및 댐의 지류하천 등의 퇴적오니 회수에 최적의 공법이다.

#### 4. 결론

물부족 시대의 안정적인 저수량 확보와 깨끗한 수질에 대한 사회적인 요구는 날로 증가하고 있으며, 저수량 확보와 깨끗한 수질관리를 위해서는 퇴적토사 및 오니의 제거는 반드시 필요한 상황이다. 수질에 악영향을 미치는 오니는 주로 저수지의 중·하류부에 퇴적되어 있기 때문에 기존의 육상 준설방법으로는 충분한 내용적 확보 및 퇴적오니를 제거할 수 없는 실정이다. 따라서 안정적이고 친환경적인 저수지 준설 사업의 추진을 위해서는 시기, 저수율에 관계없이 퇴적토사 및 오니의 준설이 가능할 뿐만 아니라 수생태계의 영향이 적은 환경수중준설 공법의 확대시행이 필요하다.

환경 수중준설 공법중 진공흡인압송시스템은 원지반에 밀착되어 흡인할 수 있는 자가밀폐 드럼어태치먼트를 적용하고 드럼어태치먼트 중앙부에서 진공압으로 퇴적오니를 흡인함으로써 오니의 수중으로서의 확산 등의 2차오염을 방지할 수 있으며 준설오니는 원지반 토질성상에 따라 65%~85%의 고함니율로 준설할 수 있다. 진공흡인압송시스템은 상대적으로 낮은 함수비로 준설할 수 있어 여수처리시설 등을 위한 부지를 최소화할 수 있어 각종 수역의 퇴적오니 준설에 적합하며 준설두께를 선택적으로 흡인할 수 있는 박층준설 시스템이므로 오염토층만을 제거할 수 있다. 또한 흡인된 오니는 원지반에서 처리장까지 밀폐관을 통하여 압송되기 때문에 작업현장주변에서의 악취가 발생하거나 오니를 확산시킬 우려가 없는 친환경 수중준설공법으로 퇴적오니의 유기염류 재용출을 적게 하여 수질개선 효과가 있는 것으로 조사되었다.

공사비의 효율적인 집행을 감안할 때 친환경적인 수중준설공법과 갈수기에 주로 이용하는 기존 육상준설공법 병행도 고려할 만한 방법으로 판단된다.

## 참고문헌

- 고철환, 이종현, 류종성, 이정석, 장원근, 유기물, 중금속의 퇴적물내 분포특성 및 환경요인과의 관계, 해양환경감시평가기술 1차년도 보고서, 1997, pp.43~ 66.
- 마산시, 마산만 퇴적오니 준설 제2단계 실시설계보고서, 1992, pp.31~120.
- 박영동, 오염된 퇴적물 준설을 위한 퇴적물 환경기준 설정에 관한 연구, 1998, pp. 1~23.
- 서울특별시 한강관리사업소, 한강하류 수질보전 대책수립 조사보고서, 1993, pp. 379~404.
- 속초시, 청초호 퇴적물 준설사업 실시설계보고서, 1995, pp.197-204.
- 이창희, 수서퇴적물 환경기준 개발에 관한 연구, 2000, 한국환경정책·평가연구원, pp.1~73.
- 전상호, 한강퇴적물에 함유된 오염물질의 존재형태와 이동성에 관한 연구 :한강본류 퇴적물의 인과 중금속을 중심으로, 한국환경과학연구협회 연구보고서, 1990, pp.35~ 39.
- 전상호, 호소 퇴적물 준설이 수질에 미치는 영향의 평가방법에 관한 연구, 한국환경과학 연구협회의, 1991, pp.16-18, pp.22~25.
- 국립환경연구원, 한강수질검사소, 한강수계 호소 퇴적물 영향 조사, 2000, pp.21~37.
- 국립환경연구원, 환경관리공단, 팔당호 퇴적물 준설 타당성 검토 공청회, 1998, pp.1~18.
- 농림부, 농업기반공사, 저수지준설사업 관리요령, 2002, 4-7, pp.46~52.
- 농어촌진흥공사 농어촌연구원, 삼교지구 유입하천·호소 퇴적물 조사 및 강우시 수질조사, 1999, 경희대학교, pp.29~31, 142~199.
- 한국수자원공사, 댐저수지 유기퇴적물 분포 및 처리방안 연구(1차년도), 1996, pp.11~12, pp.43~56, pp.72~76.
- Anon, Ecological Evaluation of Proposed Discharge of Dredged or Fill
- Anold H. M. Hieltes and Lambertus Lijklema, Fractionation of Inorganic Phosphates in Calcareous Sediments, J. Environ. Qual., Vol. 9, no.3, 1980, pp.405~407.
- Barbanti, A., Bothner, M. H., A Procedure for Partitioning Bulk Sediments into Distinct Grain - size Fractions for Geochemical Analysis. Environmental Geology, 21, 1993, pp. 3~13.
- Dana R. Kester, Bostwick. H. Hetchum, Iver W. Duedall, P. Kilho Park, Wastes in the Ocean Volume 2, John Wiley & Sons, Inc. 1983, pp. 4~27.
- Dutka, B. J. & K. K. Kwan. Battery of Screening Test Approach Applied to Sediment Extracts Toxicol. Assess., 3, 1988, pp. 303~314.
- Hakanson L. and M. Jansson, 1983, Principles of lake sedimentology, Springer - Verlag, Berlin, p. 316.
- Jens M. Skei, A Review of Assessment and Remediation Strategies for Hot Sediments, Hydrobiologia, 235/ 236, 1992, pp. 629~ 638.
- Long, E.R., D.A. Wolfe, R.S. Carr, K.J.Scott, G.B.Thursby, H. L.
- Peter M. Chapman, Sediment Quality Criteria from the Sediment Quality Triad: An Example, Environ. Toxicol. Chem., 5, 1986, pp. 957~964.
- Swartz, Richard C., Donald W. Schultz, Theodore H. Dewitt, George R. Dittsworth and Janet O. Lamberson, Toxicity of Fluoranthene in Sediment to Marine Amphipods: A Test of the Equilibrium Partitioning Approach to Sediment Quality Criteria, Environ. Toxicol. Chem. 9, 1990, pp. 1071~1080.

팔당호 3.4cm/년, 남한강 3.3cm/년, 경안천 12.6cm/년, 대청호 7cm/년으로 보고되고 있으며 일본의 동경만 연안은 3~7cm/년으로 보고되고 있다.

특히, 유기성 오니는 영양염류의 공급원이 되어 심층부 산소의 고갈을 유발하며 심층의 산소고갈은 화학적으로 무기인의 수중으로의 용출을 유도하여 생물의 서식지 기능을 상실하게 하며 녹조발생의 잠재성이 증대되는 악순환을 유발하여 경제적으로도 큰 피해를 주고 있다.

### 3. 준설시 예상되는 환경문제

수저의 오니는 미세하고 불안정한 상태이기 때문에 준설시에 수중으로 확산되어 오히려 수질을 악화시키는 문제를 발생시킬 수 있을 뿐만 아니라 무분별한 퇴적토사의 제거는 저서생물의 서식지 파괴 등의 수저생태계를 파괴시키는 문제를 발생시킬 수 있다. 따라서 수중으로의 오니 확산 등의 2차 오염을 발생시키지 않고 계획 심도로 오니를 선택적으로 제거할 수 있는 장비의 선정이 매우 중요하다. 수역의 퇴적오니층을 전체 준설할 경우 저서생물의 회복기간이 2~3년 소요되지만 오염된 오니층만을 부분적으로 준설할 경우에는 저서생물의 회복기간이 대체로 짧은 것으로 보고되고 있다.

또한, 준설에 따른 준설오니의 처분에 대한 문제가 대두될 수 있다. 준설오니는 유해한 중금속 및 화학물질을 함유하는 경우가 있으며 따라서, 처분 장소의 확보가 더욱 어렵게 되고 처분지 주변의 생태계와 환경에 악영향을 미치는 예도 많이 있으므로 이에 대한 충분한 검토가 이루어져야 한다.

### 4. 퇴적오니준설

여름철 조류의 이상변식 현상의 주요원인은 수계 주변에서 배출되는 오·폐수뿐만 아니라 수저에 장기간 축적된 오염물질의 용출 또한 큰 원인으로 작용하고 있다. 따라서 수계 주변에서 유입되는 오염물질 처리장의 설치 등의 대책 이외에 장기간 오염물질이 축적된 수저의 오니토 준설 등의 방안도 함께 추진되어야 한다는 연구 결과가 있다.

#### 4.1 준설두께의 결정

일반적으로 준설두께는 수온모델을 이용하여 수온약층 생성과 수심구배를 이용하여 수심을 예측하고 준설수심에 따른 준설량을 결정한다. 그러나 이 방법은 준설량이 과다하게 산정될 수 있어 불필요한 저니까지 준설될 수 있다. 이에 비해 일반적으로 저니에서 용출되는 영양염을 억제 및 제거하기 위한 목적으로 적용되는 준설은 저니의 물리적, 화학적 특성을 조사하고, 인의 용출율을 조사하여 저질층을 결정하는 방법이 많이 적용되고 있다. 그림 1과 같이 저니의 수직방향의 영양염을 산정하여 인의 용출 범위를 확인하여 준설 두께를 결정한다.

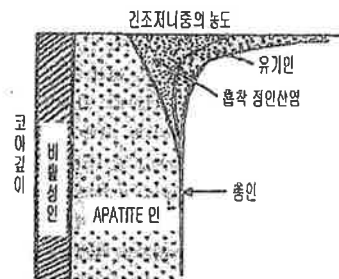


그림 1. 저질층의 인의 연직 분포 (Erie호)

#### 4.2 진공흡인압송시스템

준설 장비를 선정할 때는 대상토질, 압송거리, 준설심도, 준설토의 처분방법, 면적, 지형상황, 지역환경, 기상조건 등에 따라 결정할 필요가 있다. 본 시스템은 특수흡인기인 드럼어태치먼트(Drum Attachment)를 적용하여 하천, 호소, 해양 등의 오니토 및 토사를 고탐니율로 준설·압송할 수 있기 때문에 여수처리시설 및 처분지의 면적을 최소화할 수 있다. 또한 원지반면에 밀착하여 드럼어태치먼트의 중앙부에서 진공으로 흡인하는 자가밀폐방식을 적용하기 때문에 타 방식에 비해 저니의 오탐 확산 방지에 효과가 매우 큰 것으로 나타났다. 진공흡인압송시스템의 구성 모식도 및 흡인기구는 그림 2 및 그림 3과 같다.

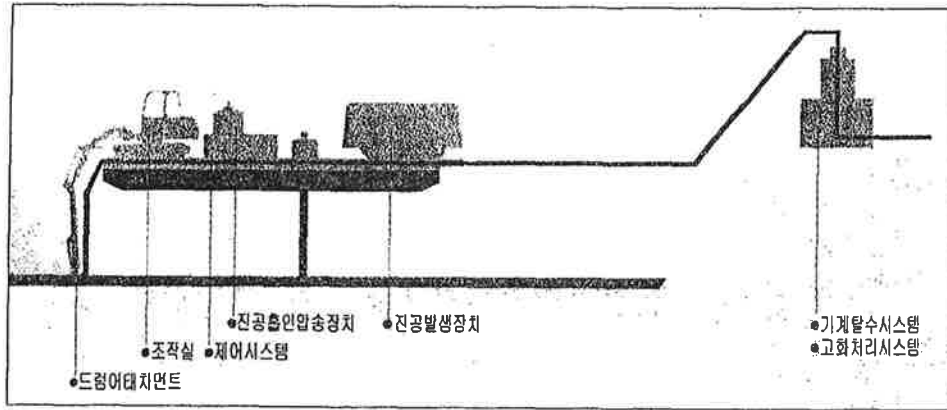


그림. 2 진공흡인압송시스템 구성 모식도

드럼어태치먼트에서 교반되고 모아진 오니는 진공으로 흡인되고 압송장치에 의해 압송관을 통해 최종 처리장까지 운반하여 현장의 상황에 맞는 후처리 방식으로 최종 처리된다.

표-1 진공흡인압송시스템 제원

길이	폭(분할·조립형)	높이	흡수	건조 중량
11.20m	6.00m	3.70m	0.60m	33.50톤

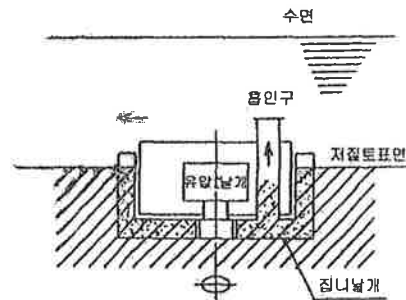
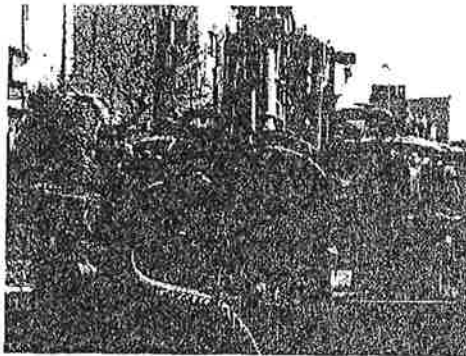


그림. 3 자가밀폐형 드럼어태치먼트(Drum Attachment)

자가밀폐형 드럼어태치먼트는 오니의 흡인시 저면, 측면 모두 자가밀폐(Self Seal)되므로 물의 유입이 최소한으로 억제되며 흡인부에 물려 들어간 협잡물은 자동적으로 배제되므로 연속작업이 가능하다. 또한, 교반되고 모아진 오니는 드럼어태치먼트 하부에서 진공으로 흡인되기 때문에 흡인중에는 오탁의 확산이 거의 발생하지 않으므로 오탁방지막을 설치할 필요가 없으며 자가밀폐형 드럼어태치먼트는 모든 방향에서 작업이 가능하므로 높은 효율의 오니준설 작업이 가능하다.

## 5. 진공흡인압송시스템의 처리능력

본 진공흡인압송시스템의 준설능력은 원지반의 토질(점성토, 실트질, 사질토, 모래), 함수비, 토층두께, 준설심도, 압송거리, 협잡물 등의 요소에 따라 다르나 다음의 그림을 참고로 하여 산출한다.

### 5.1 진공흡인압송시스템 성능

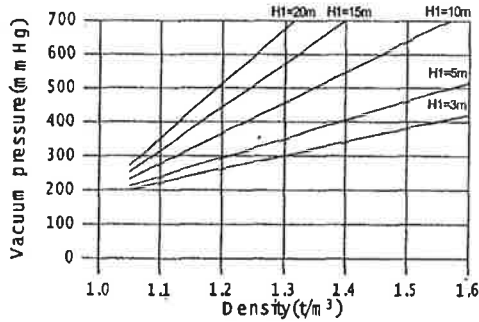


그림 4. 흡윤밀도와 진공압

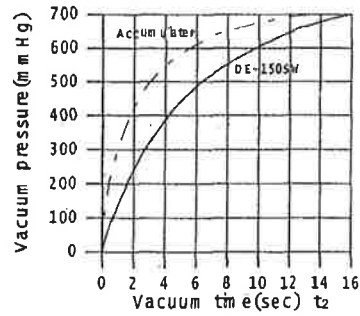


그림 5. 진공흡인시간(t2)과 진공압

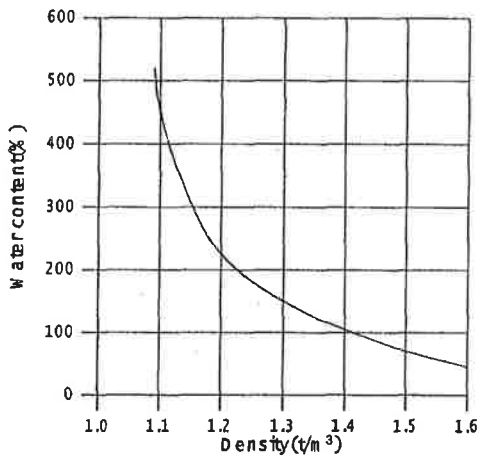


그림 6. 흡윤밀도와 함수비

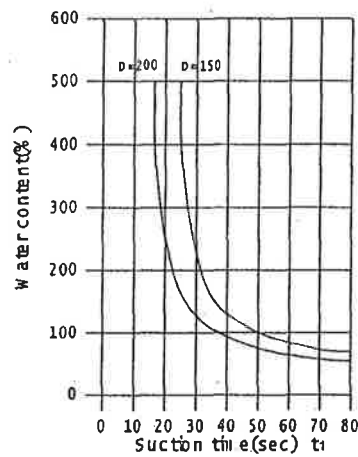


그림 7. 흡인시간(t1)과 함수비

$$\text{처리능력 } Q(\text{m}^3/\text{hr}) = \frac{3,600 \times V}{12 + t_1V + t_2} \times 0.8 \quad (1)$$

여기서, Q : 준설량(m<sup>3</sup>/hr), t<sub>1</sub> : 흡인시간(sec/m<sup>3</sup>) t<sub>2</sub> : 진공흡인 시간(sec)  
 V : 탱크 실용적(m<sup>3</sup>/charge), H<sub>1</sub> : 수심(m)이다.

준설수역의 수심(H<sub>1</sub>)이 3m, 흡인압송관 직경(D)이 150mm, 원지반의 함수비가 150%일 때의 본 진공 흡인압송시스템의 흡인처리량 Q는 다음과 같다.

$$Q = \frac{3,600 \times 0.6}{12 + 36 \times 0.6 + 1} \times 0.8 = \frac{3,600 \times 0.6 \times 0.8}{34.6} \approx 50\text{m}^3/\text{hr} \quad (\text{어큐무레이터 사용})$$

그림 8에서 원니(原泥)밀도가 1.3t/m<sup>3</sup>, 수심(H<sub>1</sub>)이 3m, 흡인압송관 직경(D)이 150mm이고 SAP-50형 준설선을 적용할 경우, 준설량(Q)은 50m<sup>3</sup>/hr이며 그림 9에서 원니밀도가 1.5t/m<sup>3</sup>, 양니밀도가 1.3t/m<sup>3</sup>인 경우의 함수율은 60%이다.

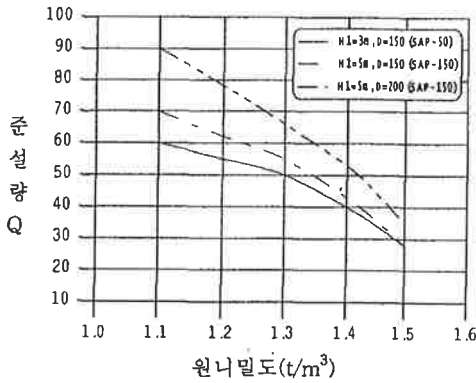


그림 8. 원니(原泥)밀도와 준설량과의 관계

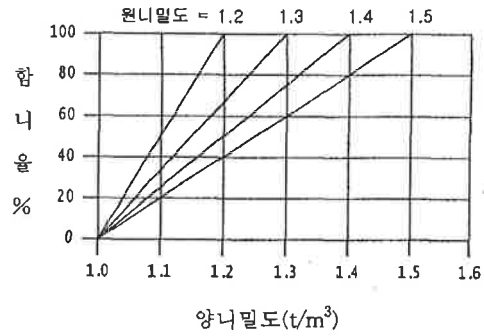


그림 9. 양니(揚泥)밀도, 원니(原泥)밀도, 함수율 관계

### 5.2 진공흡인압송시스템의 적용 사례

진공흡인압송시스템을 이용한 시공에 있어서 원니(原泥) 함수비와 준설압송 함수비(揚泥 함수비)를 조사하여 함수율과 여수혼입율을 계산하였다.

#### (1) 원니(原泥) 함수비와 양니(揚泥) 함수비 측정

간만의 영향으로 해수가 유입, 후퇴를 거듭하는 하천이기 때문에 원니(原泥)의 자연함수비는 110%로 오히려 저함수비라고 할 수 있으며 준설두께는 도시하천이라는 점에서 부식저질토화가 진행하여 0.8~1.2m의 두께로 결정되었다. 토질성상은 그림 10 및 표-2와 같다.

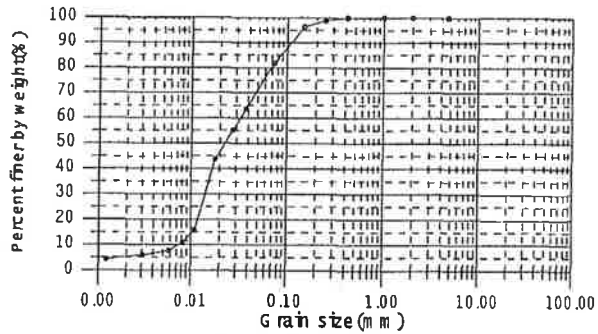


그림 10. 입도분포 곡선

표-2 준설오니의 물성실험 결과

항 목	측 정 치	항 목	측 정 치
최대입경	0.25mm	곡률계수(Cg)	0.77
D <sub>60</sub>	0.034mm	비중(G <sub>s</sub> )	2.54
D <sub>30</sub>	0.014mm	원니(原泥) 함수비	110%
D <sub>10</sub>	0.0075mm	양니(揚泥) 함수비	151.4%
균등계수(Cu)	4.53		

함수율은 아래의 식(2)에 의해 계산한다.

$$W_v = \frac{W_{ot} + (100 / G_s)}{W_t + (100 / G_s)} \quad (2)$$

여기서, W<sub>v</sub> : 함수율, W<sub>ot</sub> : 원니(原泥)함수비, W<sub>t</sub> : 준설압송(揚泥) 함수비, G<sub>s</sub> : 비중이다.



(2) 합니율, 여수 혼입율 계산

식 (2)에 의한 계산 결과 합니율은 78.3%이며 여수 혼입율은  $1 \div 0.783 = 1.277$ 가 되어 27.7%의 여수가 혼입되었다. 상기의 결과로부터 본 진공흡인압송시스템을 적용하여 퇴적오니를 준설할 경우 78.3%의 고합니율로 퇴적오니를 준설할 수 있었다.

## 6. 결론

1. 본 진공흡인압송시스템은 원지반에 밀착되어 흡인할 수 있는 자가밀폐형 드럼어태치먼트를 적용하여 드럼어태치먼트 하부의 저면에서 진공압으로 퇴적오니를 흡인함으로써 오니의 수중으로의 확산 등의 2차 오염이 발생하지 않아 오타방지막을 설치할 필요가 없다.
2. 본 진공흡인압송시스템을 적용한 실트질 퇴적오니토의 사례에서는 합니율이 78.3%로 나타났으며 시공실적에 의하면 퇴적오니의 종류, 성상에 등에 따라 차이가 있으나 대략 65%~85%의 고합니율(고농도) 상태로 퇴적오니를 준설할 수 있는 것으로 실측되었다. 따라서, 여수처리시설 등을 위한 부지를 최소화할 수 있어 각종 수역의 퇴적오니준설에 적합한 것으로 사료된다.
3. 본 진공흡인압송시스템은 오염 퇴적층만을 선택적으로 제거할 수 있는 드럼어태치먼트를 적용함으로써 박층준설이 가능하여 수중의 저서생태계에 미치는 영향이 적을 것으로 사료된다.

## 참고 문헌

1. 공동수(1996), "국내 인공호수의 부영양화 제어방안. 호소의 부영양화 방지대책에 관한 한·일 세미나", 국립환경연구원.
2. 이종남, 신문섭, 고병욱, 박상배(1992), "호내에서 Pump 준설에 의한 토사의 확산예측", 제34회 수공학 연구발표회 논문집, pp354~362
3. 이창희, 김은정(1998), "호소 및 하천오염퇴적물 관리방안", 한국 정책평가연구원.
4. 조홍제, 한건연, 김상호(1996), "낙동강 하류부에서의 오니준설에 따른 수질영향분석", 한국수자원학회지, 제29권 제3호, pp 177~186
5. 황순진(1998), "경기도 인공호수의 수질개선과 효과적인 관리방안", 경기개발연구원 연구보고서, 98-17.
6. 황순진(1998), "수질관리를 위한 생태학적 접근방안", 경기 21세기 20, pp.77~95.
7. 埋立て・浚渫ともなう富栄養化水質汚濁予測とその改, 1981, Vol: 9
8. 油谷進介, 室田明, 岩田尚生(1993), "浚渫埋立工事における濁りの発生原単位の検討", 474/VI-20
9. 日本 真空 システム協會(2001), "積算基準"

## 저수지의 수질개선을 위한 수중오니준설 사례

### A Case Study on Sludge Dredging for Water Quality Improvement in Reservoir

고재만<sup>1)</sup>, Koh, Jae Man, 김경만<sup>2)</sup>, Kim, Kyung Man, 안열<sup>3)</sup>, An, Yul

<sup>1)</sup> (주)청호이엔씨 대표이사, President, Chungho E & C Co., LTD, chunghoenc@hanmir.com

<sup>2)</sup> 농업기반공사 주임연구원, Chief Researcher, KARICO

<sup>3)</sup> 농업기반공사 환경연구실장, Director, KARICO

**SYNOPSIS :** In this paper we describe basically the improvement effects of the slurry deposit after dredging using vacuum suction system, some units and applicability in the reservoir.

When we make use of vacuum suction system, turbid does not happen hardly, and slurry dredging is available by high slurry content in lower layers.

Displayed relation of wet density, vacuum pressure, slurry content etc. associated with construction ability. Also, we did the parametric studies by some tests of water qualities in Singu reservoir and compared those properties between before and after dredging.

**Keywords :** slurry dredging, vacuum suction system, water quality improvement.

#### 1. 서론

우리나라의 수자원 총이용량 중 농업용수로 이용되는 양은 약 53%에 이르고 있으며 농업용 저수지들의 준공연도가 50년 이상 된 것이 55%, 96%가 준공연도가 20년 이상 경과되어 체체부근에는 미세한 퇴적토사가 다량 퇴적되어 있는 것으로 예상하고 있다. 대부분이 중소규모의 농업용 저수지로부터 용수를 사용하는 점을 고려할때 점차 수질이 저하되는 농업용 저수지의 수질개선은 매우 중요한 농업환경 문제로 대두되고 있으나 이를 위한 적정기술이 크게 미치지 못하고 있다.

퇴적물의 영향이 큰 하천과 호수, 저수지 등의 수질을 개선하기 위한 방법으로 준설을 고려할 수 있으나 친환경적인 준설장비를 사용하지 않으므로서 준설과정 중에 수중으로 많은 양의 오염물질이 확산되어 준설하기 전보다 오히려 수질이 악화되는 것으로 보고 되고 있다.

저수지의 준설사업은 주로 저수량 확보를 위한 퇴사제거에 중점을 두고 갈수기 또는 용수공급시기에 맞추어 백호 등의 육상장비로 상류부의 토사만을 단기적으로 제거하고 있으며, 대부분의 농업용 저수지는 갈수기에 도 저수지의 물이 완전히 배수가 되지 않아 기존의 육상준설로는 체체부근의 퇴적토사 및 오니를 제거할 수 없는 실정이다.

기존의 준설방법은 저수량 확보를 위한 목적은 어느 정도 달성할 수 있으나 수질개선의 목적은 만족시킬 수 없으며 오히려 수질 및 수생태계에 미치는 악영향으로 어업피해보상소송 등 민원발생의 원인이 되고 있다. 따라서 담수시에도 퇴적토사 및 오니의 준설이 가능한 수중 퇴적토 제거 공법을 활용하여 저수지준설사업을 안정적이고 친환경적으로 추진해야 할 필요가 있다. 또한, 사수위 이하를 준설함으로써 어족자원의 보존과 한발에 대비한 여분의 수량을 확보할 필요가 있다고 판단된다.

본 고에서는 수질개선을 위한 연구사업의 일환으로 진공흡인암송시스템에 의해 오니준설을 실시하여

흡입기술의 적정성, 수질개선 효과, 준설시 오탕도, 준설오니의 처리·처분방안에 대하여 고찰하고자 하였다.

## 2. 수질개선을 위한 퇴적오니 준설

### 2.1 퇴적오니의 성인 및 영향

퇴적오니는 도시하수, 농업배수, 축산폐수, 산업폐수 등이 하천이나 호소, 해저에 유입, 퇴적되어 수질오염의 주원인으로 작용하는 것이다. 오니의 입도분포는 0.005mm 이하로 매우 미세하고 유해물질, 기름성분, 유기물질 등에 오염된 상태로 수저면에 퇴적되어 악취가 심하며 불안정한 상태에 있으며 외부의 충격에 의한 교란이 매우 심한 특징이 있다.

퇴적오니의 퇴적속도는 지형, 흐름상황, 현탁물질의 양 등에 따라 다르지만 국내의 팔당호 3.4cm/년, 남한강 3.3cm/년, 경안천 12.6cm/년, 대청호 7cm/년으로 보고 되고 있으며, 일본의 동경만 연안은 3~7cm/년으로 알려져 있다. 특히, 유기성 오니는 영양염류의 공급원이 되어 심층부 산소의 고갈을 유발하며 심층의 산소고갈은 화학적으로 무기인의 수중으로 용출을 유도하여 생물의 서식지 기능을 상실하게 하며 녹조발생의 잠재성이 증가되는 악순환을 유발하여 경제적으로도 큰 피해를 주고 있다.

그림 1.~그림 3.은 퇴적오니의 성상을 나타낸 것이다.

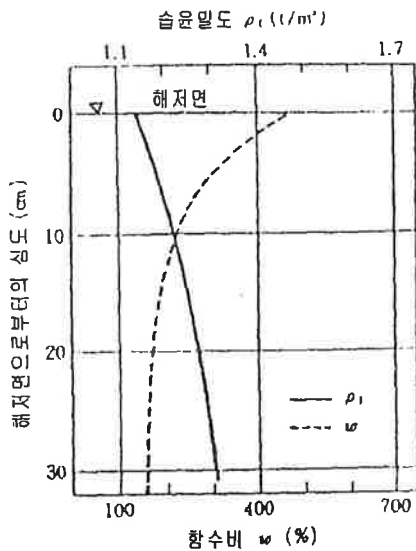


그림 1. 퇴적심도와 함수비와의 관계

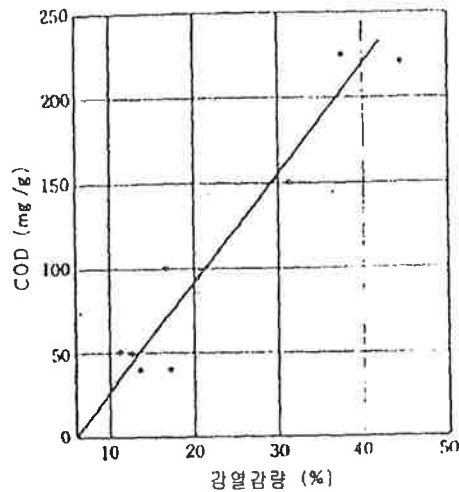


그림 2. 유기물 함유량과 COD와의 관계

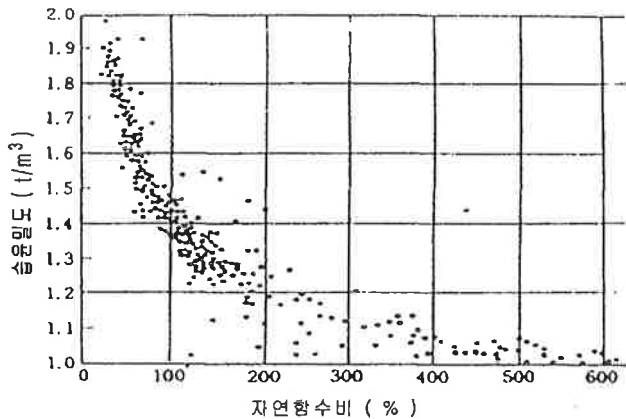


그림 3. 습윤밀도와 자연함수비와의 관계

## 2.2 퇴적오니 준설의 필요성

오니는 하천이나 호소, 해저에 퇴적되어 질소, 인 등 무기염류의 농도를 증가시켜 영양염류를 증대시킴으로써 부영양화를 발생시킨다. 부영양화로 인하여 조류가 다량으로 증식하게 되고 조류의 사체를 분해하기 위한 미생물이 다량의 용존산소를 소비하게 되어 어류 및 수중 생태계를 위협하게 된다. 또한 산업폐기물이나 공장 폐수 등의 유입으로 인하여 중금속이 함유된 오니층이 생성되면 수질악화는 물론 생태계가 파괴되는 위험에 처하기도 한다. 오염된 퇴적물이 혐기성 분해 시 가스가 발생하고 저니가 함께 부상되면서 수질오염을 유발할 가능성이 있으며 봄, 가을에는 수심별 수온차에 의한 전도현상으로 오염된 퇴적물의 교란을 일으킬 수 있다. 호소, 저수지 등의 저수량 확보, 하천의 통수단면적을 확보하기 위한 측면에서도 토사준설과 오니준설이 요구되고 있으며 그 결과 수질개선에도 도움이 될 것이다.

가스미가우라호(일)는 저질토로부터의 인의 유입량이 전체 오염부하량의 약 50%, Linsley Pond와 Shagawa Lake(미)는 각각 전체부하의 45%, 66%를 차지한다고 보고 된 바가 있으나 국내에서는 아직 연구결과가 보고되지 않고 있는 실정이다. 따라서 수질오염 유발 및 생태계 파괴의 위험성을 내포하고 있는 오니를 근원적으로 제거하는 것이 최선의 방지책이라고 판단된다.

## 2.3 준설시 예상되는 환경문제

미세하고 불안정한 퇴적오니는 준설시에 상층부로 확산되어, 영양염의 회귀가 발생하여 부영양화를 촉진시킬 수 있으므로 준설공법을 선정할 때 상층부로의 확산을 방지하기 위한 2차오염의 가능성을 억제하여야 한다. 수역의 퇴적오니층을 일시에 준설할 경우, 저생생물의 회복기간이 2~3년 소요되지만 부분적 또는 단계적인 준설시에는 회복기간이 대체로 단축되는 것으로 보고 되고 있다.

그 밖에 준설오니의 처분지에 대한 문제이다. 최근에는 준설토 처분장소의 확보가 더욱 어렵고 처분지 주변의 생태계와 환경에 악영향을 미치는 예도 많아 준설토를 성상에 따라 적절히 처리한 후 감량화하여 재활용함으로써 처리토로 인한 환경문제를 최소화해야 할 것이다.

## 2.4 오니준설기준 적용예

표 1.은 국내에서 적용하고 있는 하천, 저수지, 댐, 하구, 해양 등 수체에 퇴적된 퇴적물의 오염여부 및 오염된 퇴적물의 제거여부를 결정하기위한 판정기준을 나타낸 것이다.

표 1. 국내 하천 및 호소 퇴적물 제거기준

항 목	기준치	평가	제거 기준	
팔당호	T-N(mg/kg)	1,100 이상	4개 항목중 2~3개 이상 항목이 기준치를 상회하는 지역, 다른 항목은 기준을 하회하나 특정항목의 농도가 매우 높은 지역	
	T-P(mg/kg)	800 이상		
	강열감량(%)	7.0 이상		
	COD(mg/g)	20 이상		
한 강	T-N(mg/kg)	2,000 이상	기준을 초과하는 항목이 잠실수중보 상류는 2개 이상, 하류는 3개 이상이고, 동경만의 평가방법에 의한 평가점이 6점 이상일 때 제거	
	T-P(mg/kg)	1,000 이상		
	강열감량(%)	10 이상		
	COD(mg/g)	20 이상		
	황화물(mg/g)	1 이상		
대청호	T-N(mg/kg)	3,000 이상	4개 항목중 2개 이상 항목이 기준치를 상회하는 지역	
	T-P(mg/kg)	1,500 이상		
	강열감량(%)	7.0 이상		
	COD(mg/g)	20 이상		
청초호	강열감량(%)	0~5 미만	0	3개 항목의 평가점이 6점 이상이면 오니 제거(일본의 동경만 평가기준 적용)
		5~15 미만	3	
		15 이상	6	
	COD(mg/g)	13 미만	0	
		13~20 미만	1	
		20~30 미만	2	
		30~40 미만	4	
		40 이상	6	
	황화물(mg/g)	0.6 미만	0	
		0.6~1.0 미만	1	
		1.0~5.0 미만	2	
		5.0~10.0 미만	4	
10.0 이상		6		

## 2.5 친환경적인 준설장비의 선정

지금까지의 준설은 주로 토사채취, 항로유지, 하구폐쇄 방지, 매립, 저수지의 내용적 확보 등을 위하여 펌프 준설선을 등을 이용하고 있으며, 수심이 얇은 곳에는 백호를 이용하고 있다. 그러나 준설대상토질에 따라 준설선 흡입구 선단에 커터를 장착하여 토사를 1차 교란·흡입하기 때문에 퇴적물중의 미세입자가 수중에 부유하거나 확산되어 주변수역을 혼탁하게 할 뿐만 아니라 퇴적층 심도가 얇고 넓게 분포되어 있는 지역에서는 준설능력이 크게 저하되는 결점이 있다. 외국의 경우, 효율적인 퇴적오니를 제거하기 위한 오니전용준설선을 개발하여 준설작업시에 발생하는 2차 수질오탁을 최대한 억제할 수 있는 친환경적인 수중준설공법을 채택하고 있다.

일반적으로 농업용 저수지에 적용할 수 있는 수중준설장비는 분해, 조립, 이동이 가능하며 효율이 높은 장비를 적용해야 한다. 현재 국내에는 호소, 하천, 농업용 저수지 등 내수면에 적용이 가능한 준설장비로서 친환경 수중준설 장비는 거의 없는 상황이다.

그러나, 국내의 농업용 저수지에 적용할 수 있는 수중준설장비는 진공흡인압송시스템, 그레브 또는 백호에 의한 굴착대선공법, 마이크로펌프선 등이 있다.

진공흡인압송시스템은 수저오니를 고농도 저합수비상태로 수저에서 처리장까지 연속적으로 장거리압송하므로 주변 수역의 오타이나 악취의 비산이 없이 효율적인 시공이 가능하여 도심의 관광지, 공원호수, 하천, 농업용 저수지와 소규모 어항 및 댐의 지류하천 등의 퇴적오니준설에 최적인 것으로 알려져 있다.

표 2.는 저수지에 적용가능한 수중준설공법을 비교한 것이다.

표 2.저수지에 적용가능한 수중준설공법

	진공흡인압송공법	그레브+백호굴착 대선공법	마이크로펌프선
오니 함유율	50~70% 퇴적오니·부니·실트질토, 사질토 등 회수가 가능	80~100% 하상·호소 등을 버킷 등으로 굴착하여 준설하기 때문에 오니·부니·실트·질토 등의 연약토는 회수가 불가능	5~15% 퇴적오니·사질토 등은 회수가 가능하지만 샌드펌프를 사용하여 준설하기 때문에 여수가 많음 수상·육상 배관을 사용해 압송
송니방법	수상·육상 배관 (밀폐시스템 채용) 수저에서 직접 흡인하여 처분장에 흡인토를 압송	토운선·직접반출 트럭으로 반송 버킷으로 굴착 후, 배관을 사용해 공기압송을 하는 경우도 있지만, 수분이 적기 때문에 장거리 압송은 불가능	
오니확산 탁수발생	수저에 퇴적되어 있는 오니를 드럼 어태치먼트 (Attachment)에 의해 교반·집니 시킨 후 탁수와 동시에 회수하여 흡인하기 때문에 거의 발생하지 않는다.	수저를 직접 굴착하여 회수하기 때문에 오니의 확산에 의한 탁수·악취가 발생	수저에 퇴적되어 있는 오니를 샌드펌프로 회수하기 때문에 확산은 적다. 토질에 따라 원지반을 교반하기 때문에 탁수가 발생하는 경우도 있음
소음	공기압축기·파워쇼벨 등을 사용하지만, 특정 건설기계의 허용치 이내	파워 쇼벨등을 사용하지만, 특정 건설기계의 허용치 이내	특정 건설기계의 허용치 이내
냄새	회수된 오니는 수상 및 육상 압송관으로 직접 처분지까지 압송하기 때문에 오니의 비산이나 미관상 불결함이 없다.	수저를 직접 굴착하기 때문에 오니 확산에 의한 탁수·악취의 발생은 확실하다. 토운선으로 반출하여 트럭 등으로 운반하기 때문에 미관상 불결함은 필연적이다.	오니는 압송관에 의해 처리장까지 압송되기 때문에 악취발생은 없다.
대상지반	오타의 확산이 거의 발생하지 않으므로 오니토, 실트질토, 사질토 및 중금속 등으로 오염된 오염토의 회수	오타의 발생이 되어도 문제가 없는 지반에 적용하나 연니, 부니의 회수는 불가능	샌드펌프의 용량에 따라 변화
평균 처리량	60m <sup>3</sup> /hr (토질에 따라 변화)	버킷의 용량에 따라 변화	60m <sup>3</sup> /hr (토질에 따라 변화)
후처리	필터프레스, 고화처리, 자연건조등	고화처리, 자연건조 등	여수가 85~95%로 많기 때문에 일반적인 육상처리 방법으로는 불가능하며 탁수처리시설을 고려해야 함

### 3. 퇴적오니준설 사례

#### 3.1 적용준설장비 개요

본 연구에 적용한 진공흡인압송시스템은 대선상에 흡인압송장치를 설치하고 특수흡인기인 밀폐형 드럼어태치먼트를 사용하여 시가지의 중소하천, 호소, 농업용 및 상수도용 댐, 내해 등의 수저에 퇴적된 고함수 오니를 고농도로 직접 흡인하여 압송 처리함으로써 오타에 의한 영향을 최소화할 수 있는 시스템이다. 또한 흡인한 오니를 압송관을 통하여 장거리 압송하기 때문에 악취를 발생시키지 않고 교통이나 지역주민에게 영향을 주지 않는 최적의 친환경적 퇴적토사 및 오니 준설시스템이다(그림 4. 및 표 3. 참조).

#### 3.1.1 구성도 및 제원

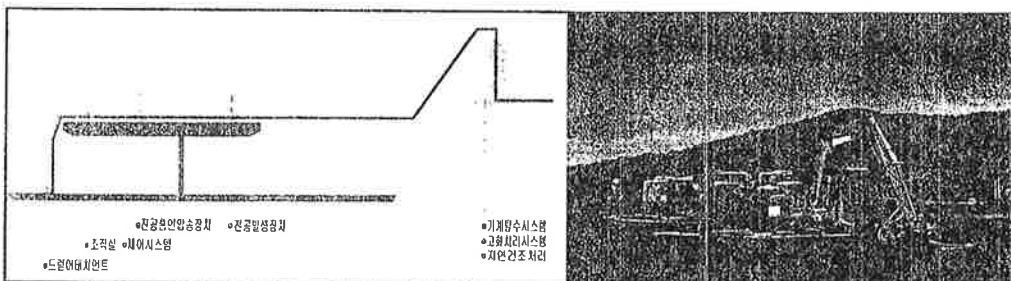


그림 4. 진공흡인압송 시스템 구성 모식도

표 3. 장비 제원

길이(L)	11.2 (m)	높이(H)	3.7m
폭(B)	6.4 (m)	홀수(h)	0.6m
조합 총중량(W)	33.5 (ton)	처리능력(Q)	60(m <sup>3</sup> /hr)

#### 3.1.2 장비의 특징

##### 1) 현장주변에 오니의 확산과 악취 발생 최소

진공흡인압송시스템은 수저에서 흡인된 준설물질이 처리장까지 배관을 통하여 압송되므로 현장주변에 오니의 확산이나 악취 발생의 우려가 없다. 또한, 수중준설장비이므로 저수율 등에 영향을 받지 않아 안정적인 사업추진이 가능하다.

##### 2) 퇴적오니의 제거효율성과 연속작업능력이 우수

진공흡인시스템은 자가밀폐형의 드럼어태치먼트를 적용하여 필요한 두께만큼만 선택적으로 제거할 수 있을 뿐만 아니라 65%~ 85%의 높은 함수율로 오니의 회수가 가능하며 어떠한 방향에서든지 작업이 가능하다. 자가밀폐형 드럼어태치먼트는 이물질이 유입되는 것을 자동적으로 배제시켜 연속작업이 가능하며 오타수의 확산이 거의 발생하지 않아 수질 및 수중생태계에 미치는 악영향이 없다.

##### 3) 고농도 퇴적토사 및 오니의 장거리 압송이 가능

대선상에 고진공, 고압공기를 형성시키는 압송탱크가 설치되어 있어서 흡인구로부터 고농도 퇴적오니 회수를 가능하게 하며, 자동반환에 의해 고농도 퇴적토사 및 오니를 장거리까지 압송이 가능하다.

4) 자동제어시스템에 의한 조각이 간편

시스템의 조각을 집중화하여 퇴적토사 및 오니의 준설 상황을 선상에서 확인할 수 있으며, 모든 작동은 자동제어 시스템에 의해 간편하게 조작된다.

5) 장비 운반의 용이성

시스템 전체가 소형화되어 각 부분별로 분해·조립이 용이한 규모로 구성되어 있어 육상운송이 용이한 동시에 좁은 장소에서도 조립·분해가 가능하므로 운반비가 저렴하다.

**3.1.3. 진공흡인압송시스템의 처리능력**

진공흡인압송시스템의 준설능력은 원지반의 토질(점성토, 실트질, 사질토, 모래), 함수비, 토층두께, 준설심도, 압송 거리, 협잡물 등의 요소에 따라 다르나 그림 5~그림 10.을 참고하여 산출한다.

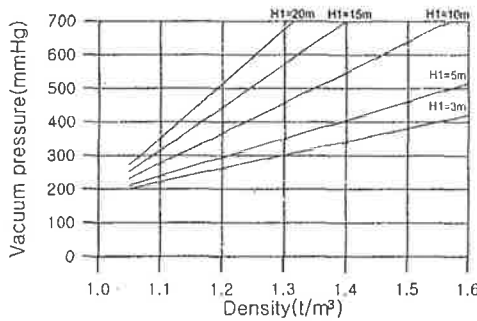


그림 5. 흡윤밀도와 진공압

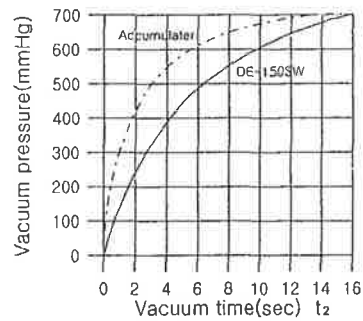


그림 6. 진공흡인시간(t2)과 진공압

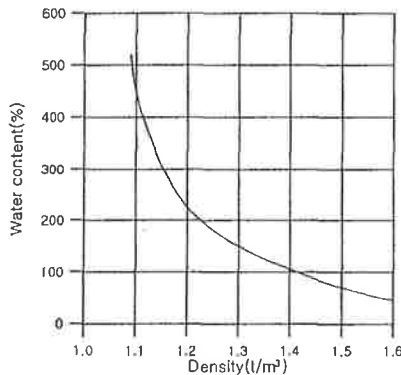


그림 7. 흡윤밀도와 함수비

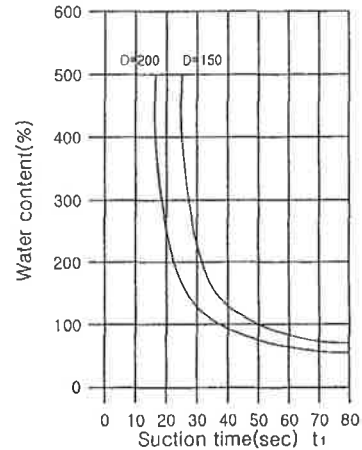


그림 8. 흡인시간(t1)과 함수비

$$\text{처리능력 } Q(\text{m}^3/\text{hr}) = \frac{3,600 \times V}{12 + t_1V + t_2} \times 0.8 \quad (1)$$

여기서, Q : 준설량(m<sup>3</sup>/hr), t<sub>1</sub> : 흡인시간(sec/m<sup>3</sup>) t<sub>2</sub> : 진공흡인 시간(sec)  
 V : 탱크 실용적(m<sup>3</sup>/charge), H<sub>1</sub> : 수심(m)이다.



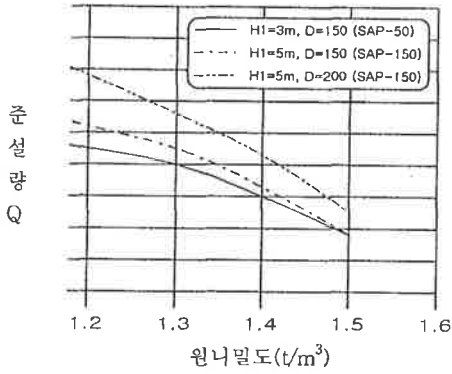


그림 9. 원니밀도와 준설량과의 관계

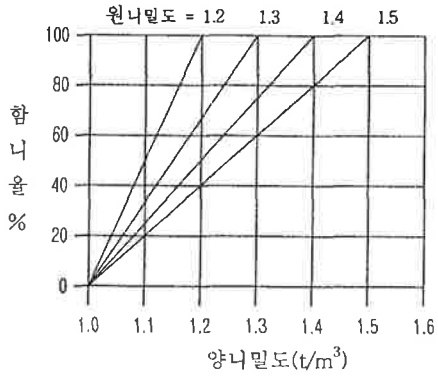


그림 10. 양니밀도, 원니밀도, 함니율 관계

### 3.2 대상 저수지의 개요 및 시험방법

시험대상 저수지는 충남 보령시 주산면 신구리에 위치한 농업용 저수지(신구저수지)로서 현황은 표. 4와 같고 유하거리가 짧은 소하천이 여러갈래로 유입하면서 합류되어 저수지내로는 2개의 유입구가 있다. 주 오염원은 소규모 축산농가의 미처리된 축산폐수가 유입되어 수질은 부영양화상태이다.

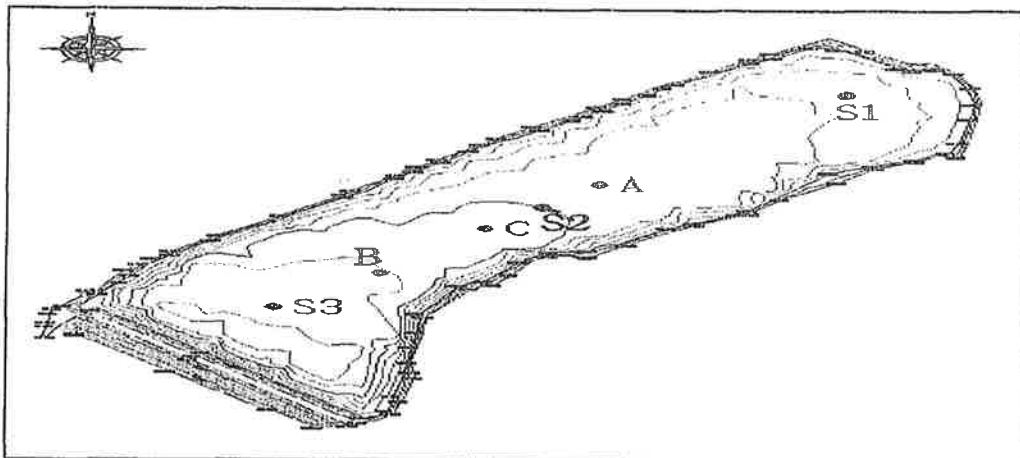


그림 11. 저수지의 평면도와 조사위치

표 4. 저수지의 개요

수혜면적	102 (ha)	유효저수량	388,000 (m <sup>3</sup> )
유역면적	255 (ha)	만수면적	10 (ha)
준공년도	1956 (년)	관리주체	농업기반공사
수 계 명	금강 서해	측 후 소	보령

진공흡인압송시스템을 이용하여 퇴적오니를 준설하고 수질개선에 대한 경시적인 효과를 조사하기 위하여 그림 11.의 신구저수지내에서 퇴적토층 및 수질 조사 등 각종 시험을 실시하였으며, S-1, S-2, S-3은 준설전 저수지내의 퇴적토층을 조사한 지점이며 A, B, C 지점은 수질을 측정할 지점이다. 준설당시의 저수지의 수심은 약 5m이었으며, 농업용수 공급시기에는 약 2m내외의 수심을 유지하였다가 우기철 이후 만수상태인 6m를 유지하였다. 또한 수중준설시 주요사항인 오탁도를 측정하였다.

### 3.2.1 퇴적물 조사 및 시험

저수지의 퇴적물의 이화학적인 성질을 파악하기 위하여 준설을 하기전에 S-1, S-2, S-3 지점에서 그레브 오니 샘플러를 사용하여 오니가 비교적 많이 퇴적되어 있다고 예상되는 수저표층 0~30cm의 범위에 대한 퇴적도를 채취하여 입도, 강열감량 등을 시험분석하였다.

### 3.2.2 수질조사 및 시험

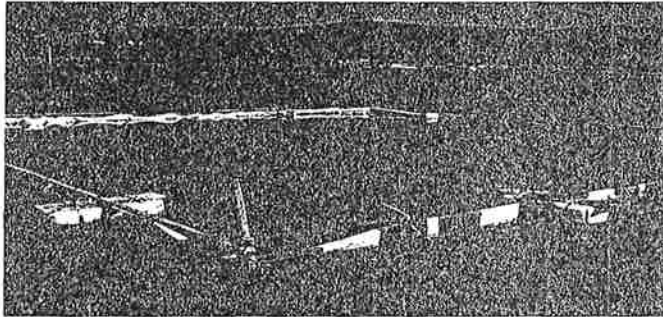


사진 1. 차단막 설치 전경

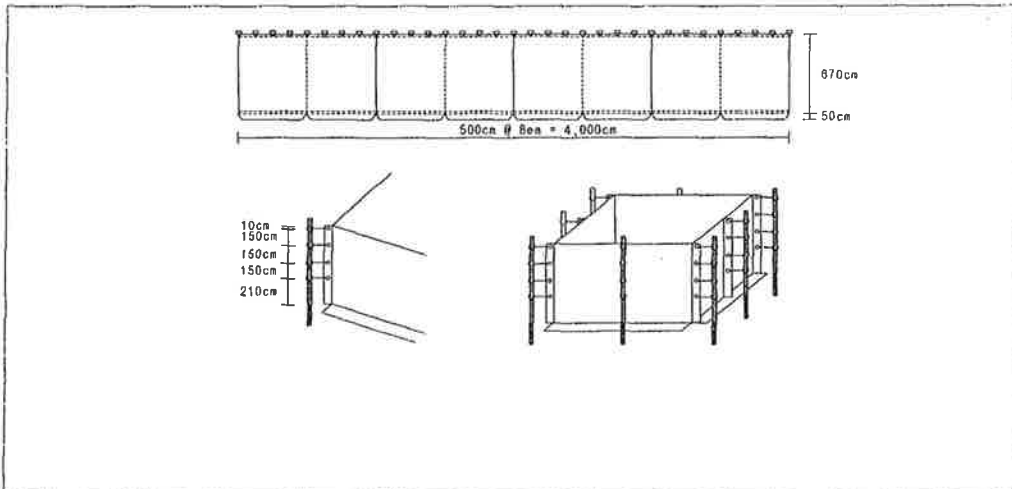


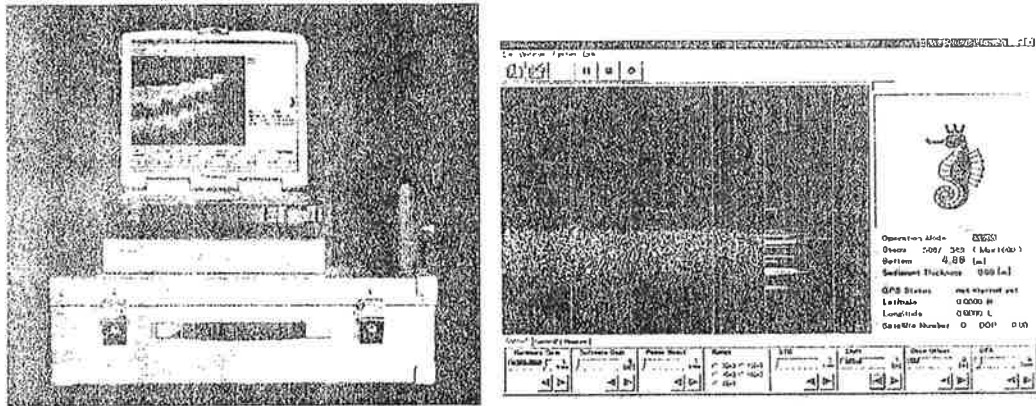
그림 12. 차단막 설치도면

퇴적오니를 준설하고 차단막을 설치한 구역을 A(준설구), 퇴적오니를 준설하지 않은 구역에 차단막을 설치한 지점을 B(대조구), 퇴적오니를 준설하지 않은 구역에 차단막을 설치하지 않은 지점을 C(배경구)

로 하여 구분하여 측정하였다. 차단막을 설치하기전에 저수지의 수저면을 30m(L)×30m(B)×1m(T) = 900 m<sup>3</sup>의 퇴적토층을 준설하였다. 차단막의 규모는 각각 10m(L) × 10m(B) × 7m(H)이며, 수위강하에 따라 조절되도록 자동강하 조절장치를 장착하였다(그림 12. 및 사진 1. 참조).

### 3.2.3 준설심도 조사 및 시공관리

오니탐사측정기는 퇴적오니 준설의 설계, 시공을 하기 위해서는 퇴적된 오니의 분포상황, 심도, 성상 등을 파악해야 한다. 또한 준설 전과 준설 후의 데이터를 비교하므로써 수중준설효과를 확인할 수 있는 시공관리시스템으로도 활용되고 있다. 이 장치는 화상 데이터로서 출력되며, 퇴적오니의 분포위치를 정확히 알 수 있도록 GPS로 측정위치 데이터도 기록되므로 퇴적오니의 제거상황을 확인할 수 있다(사진 2. 참조)



(b) 오니탐사장치

(a)오니탐사결과

사진 2. 준설심도 출력화면 및 탐사장치

## 4. 결과 및 고찰

### 4.1 준설시의 오락도

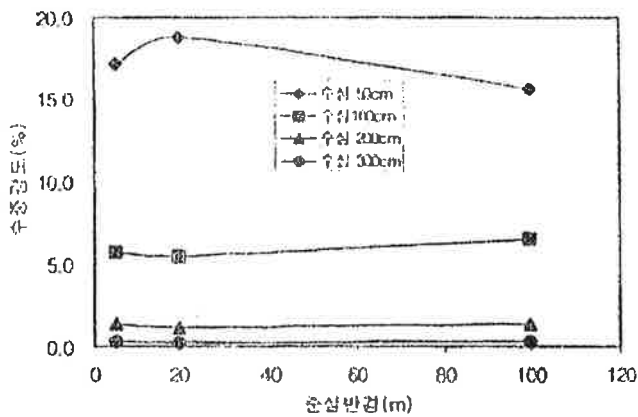


그림 13. 수중오탁도 측정결과

수중준설시에 가장 큰 문제는 주변수역의 오탐발생이다. 지금까지 각종 준설에 사용된 펌프방식의 준설공사에서는 준설시에 발생하는 오탐으로 인하여 준설 전에 비하여 2차오염을 유발시키는 문제점이 지적되어왔다.

그림 13.은 진공흡인압송시스템에 의한 퇴적오니준설중에 광도계로 측정된 수중오탐도에 대한 측정결과이다. 측정방법은 준설지점에서부터 20m 간격으로 100m지점까지 수심 50cm, 100cm, 200cm, 300cm 간격으로 수중광도를 측정된 결과 오탐이 거의 발생하지 않음을 알 수 있다.

또한, Multi-parameter water quality monitor(YSI 6600 Sonde)에 의해 측정된 결과에 서도 준설전 10m범위의 오탐도는 전수심 평균 12.7NTU로 안정하며, 준설이 완료된 후 60분후에는 15NTU로 감소하면서 안정한 상태로 되었다.

#### 4.2 수질개선효과

퇴적오니 제거에 따른 수질개선효과를 조사하기 위하여 연구 대상저수지인 신구저수지에서 진공흡인압송시스템을 이용하여 준설전후의 수질개선을 조사하기 위하여 준설구, 대조구, 배경구로 구분하여 10m(L) × 10m(B) × 7m(H)의 규모로 차단막을 설치하여 수질의 경시적인 변화를 측정하였으며, 그 결과는 표 5.와 같다.

표 5. 처리대상별 수질분석결과

조사시기	조사지점	pH	EC	COD	TN	TP	PO <sub>4</sub> -P	SS	Chl-a
'03.07.04	배경구	8.7	160	9.6	2.646	0.079	0.001	9.2	58.9
'03.08.04	준설구 <sup>1)</sup>	9.78	125	16.4	1.646	0.079	0.006	12.5	57.7
	대조구 <sup>2)</sup>	10.08	125	15.2	1.906	0.081	0.002	11.8	52.5
	배경구 <sup>3)</sup>	9.82	132	14.8	1.729	0.093	0.006	14	72.8
'03.10.10	준설구	8.6	75	10.7	1.005	0.091	0.035	3	18.6
	대조구	9.4	80	16.4	1.721	0.102	0.027	14.1	44.2
	배경구	9.4	85	9	1.652	0.098	0.029	9.4	41.7
'03.11.19	준설구	7	90	9.8	1.031	0.066	0.018	3.6	13.6
	대조구	7	90	10	0.992	0.075	0.011	7.6	16.8
	배경구	7.2	99	8.8	2.054	0.104	0.011	10.4	34.6
'04.03.20	준설구	7.2	168	7.2	2.205	0.022	0.007	4	7.9
	대조구	7.2	166	7.5	2.279	0.028	0.007	4	8.4
	배경구	8.3	174	8.3	2.355	0.024	-	9.5	18.9

주1) 준설구 - 준설 구역에 차단막 설치지점

주2) 대조구 - 미준설 구역에 차단막 설치지점

주3) 배경구 - 미준설 구역에 차단막을 설치하지 않은 지점

표 5.는 퇴적오니를 제거한 후 수질을 측정된 결과를 나타낸 것이다.

시험대상 저수지의 부영양화를 나타내는 Chl-a는 3개 처리구에 관계없이 OECD의 부영양화기준인 25mg/m<sup>3</sup>보다 높게 나타났다. 그 원인은 7월중의 강우와 무강우가 반복되고 맑은 날씨에 따른 광합성의 반복이 지속되어 식물성플랑크톤이 증식된 결과라고 판단된다. 그러나 준설구는 18.6mg/m<sup>3</sup>로서 OECD의 부영양화 기준이하로 낮게 나타났다. COD, TN, TP는 비슷한 반면 Chl-a는 준설처리한 구역에서 낮

게 나타나 오니준설이 부영양화를 방지하는데 다소의 효과가 있는 것으로 판단된다.

일본의 비와호의 경우 표층저질의 상태를 조사한 결과, 표층의 인이 53~75%정도 감소하였고 준설구 간과 미준설구간의 질소와 인의 용출속도를 비교 분석한 결과, 준설에 의해 인이 76~100%, 질소가 90~100% 감소하였으며 영양염을 높게 함유한 표층 퇴적오니를 제거함에 따라 양호한 준설효과를 나타 내었다.

### 4.3 퇴적오니의 이화학적 분석결과

퇴적토의 이화학적 성질은 그림 9의 S-1, S-2, S-3지점, A, B, C지점에서 1,2차에 걸쳐 시료를 채취 하여 시험한 결과로 표 6.과 같다.

표 6. 퇴적물의 이화학적 시험 결과

위 치 분석항목		1차 조사			2차 조사					
		S-1	S-2	S-3	A-상 (0cm)	A-하 (30cm)	B-상 (0cm)	B-하 (30cm)	C-상 (0cm)	C-하 (30cm)
입도 분석	Sand (%)	57.0	24.0	36.0	36.0	17.0	26.0	35.0	32.0	38.0
	Silt (%)	41.0	71.0	57.0	56.0	72.0	66.0	56.0	58.0	49.0
	Clay (%)	2.0	5.0	7.0	8.0	11.0	8.0	9.0	10.0	13.0
	토성	SL	SiL	SiL	SiL	SiL	SiL	SiL	SiL	L
산도 pH H <sub>2</sub> O (1:2.5)		6.1	5.8	5.9	5.3	4.8	5.1	5.0	4.9	4.6
유기물 함유량 (%)		2.06	4.34	5.46	1.31	3.49	3.90	3.26	4.19	4.06
유효인산 Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		48.55	31.58	31.33	39.18	24.36	44.07	25.84	31.44	28.31
TP (mg/kg)		434.6	953.8	1,087.5	1,060.3	816.9	927.9	878.1	1,064.5	1,098.0
TN (mg/kg)		1,044.0	2,396.2	3,149.0	2,465.2	2,254.0	2,501.3	2,324.7	2,595.2	2,824.3
강열감량 (%)		4.1	10.7	13.4	10.1	7.4	9.3	8.2	8.6	9.5

1차 조사의 경우, 퇴적물의 입도특성은 미농무부(USDA)입경 분류기준에 준하였다.

지수지 상류부는 모래 57%로서 사양토, 중간부와 말단부는 미사함량이 각각 71%, 57%로 미사질양토로 분류되었다. 퇴적물의 화학적 특성중 강열감량과 유기물 함량은 각각 평균 9.4%, 4.0%로 나타났으며, 가연성 물질중 유기성 성분이라고 할 수 있는 강열감량과 유기물함량의 비는 유입부가 0.50, 중간부와 말단부가 0.41로 아래로 하류부로 갈수록 유기성분의 지속적인 분해로 강열감량과 유기물 함량의 비는 낮아졌다. 또한 일반적으로 생물체의 C/N/P는 100/10/1로 나타나는데 현재 신구저수지 퇴적물의 C/N는 평균 10.4로 일반 유기물의 C/N과 유사하였으나 N/P는 평균 2.7로 2배 이상 높게 나타났다. 이는 유입된 SS성분 자체가 인성분을 흡착한 상태로 유입되었거나 또는 유입 퇴적후 수체의 용존인성분이 토사에 흡착된 것으로 판단된다. 또한 총인 함량은 하류부로 갈수록 증가하지만 유효인산의 함량은 아래지점이 세립질 성분이 많은 토성을 가지고 있고 유하되면서 수체로 가용성은 용해되고 상대적으로 흡착이 강한 토성으로 빈한 것으로 판단된다.

2차 조사의 경우, 약 30cm까지의 강열감량은 7.4~10.1%, TN은 2000mg/kg이상, TP는 900mg/kg 이상으로 퇴적층의 깊이에 따른 큰 차이는 없었다. 이는 저수지의 준공년도인 1956년도부터 장기간 퇴적오니가 퇴적된 것을 알 수 있다. 따라서 저수지의 중심부에서도 퇴적오니가 가장 많이 퇴적된 것으로 판단되었다.

#### 4.4 퇴적오니탐사결과

사진 2의 오니탐사장비(HDF-5000)를 이용하여 저수심 5m에서 퇴적된 오니의 양, 두께, 성질 등을 측정된 결과, 약 1m정도의 퇴적물이 쌓여 있는 것으로 파악되었으며, 수질의 경시적 변화를 조사하기 위해 그림 9.에서 보는 바와 같이 준설구에 해당하는 A지역을 중심으로 약 30m(L) × 30m(B) × 1m(T)의 퇴적토층을 준설하였다. 준설후, 오니탐사장비의 측정결과와 비교하기 위하여 간접적인 방법을 통하여 확인한 결과 원지반이 나타났으며, 이 결과는 오니탐사장비의 탐사결과와 매우 일치하는 결과를 보여 시공관리를 하는데 매우 효과적임을 확인하였다.

#### 4.5 준설토의 재활용성 분석

그림 14.는 진공흡입암송시스템을 적용하여 신규 저수지에서 준설한 퇴적토의 입도분석시험 결과이다. 준설토의 입도분석은 침니지에 토출된 상태에서 비교적 조립토에 해당하는 입자가 집중되어 있는 토출구 부근에서 임의로 시료를 채취하여 입도시험한 결과이다.

시험목적은 저수지의 퇴적토사를 재활용할 수 있는지의 판단을 하기 위하여 실시하였으며, 배수불량 농경지 또는 퇴폐음재 등 매립성토재 등으로 활용할 가치가 있다고 판단된다. 사진 3.은 침니지내의 주변에 자연방치된 오니의 건조상태를 나타낸 것이며, 유기질이 다량 함유되어 있어 저습농경지의 복토재 또는 생산성이 낮은 농경지등에 살포하여 토양개량에 활용하여도 문제가 없을 것으로 예상되나 향후 이에 대한 보강연구가 필요할 것으로 판단된다.

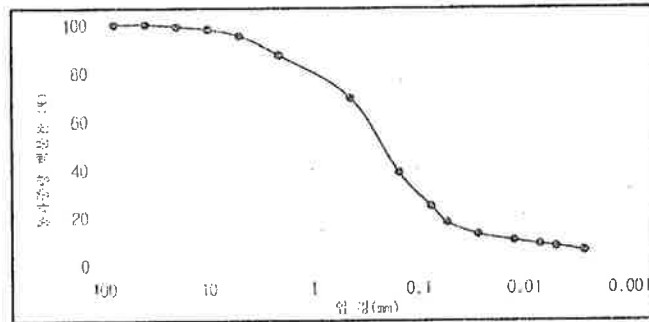


그림 14. 퇴적오니의 입도분포곡선

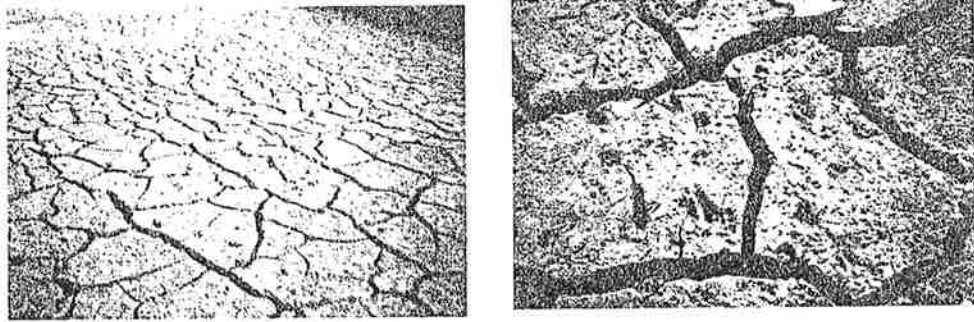


사진 3. 침니지에서의 자연건조처리(준설후 5개월후)

## 5. 준설오니토의 처리방안

준설토의 후처리 방법으로는 크게 자연건조처리, 기계탈수처리, 고화처리로 구분할 수 있으며 각각의 처리 과정을 간략하게 제시하였다. 준설토의 처리는 준설토의 성상, 준설량, 공기, 현장의 상황 등을 종합적으로 고려하여 적절하게 결정해야 한다.

그림 15.는 건설발생토와 준설토와의 위치를 나타낸 것이며, 그림 16.은 준설토의 처리흐름도를 나타낸 것이다.

또한, 준설토를 재활용할 경우에는 그림 17.과 같은 과정을 거쳐 활용가능성을 검토하는 것이 적합하다고 판단된다.

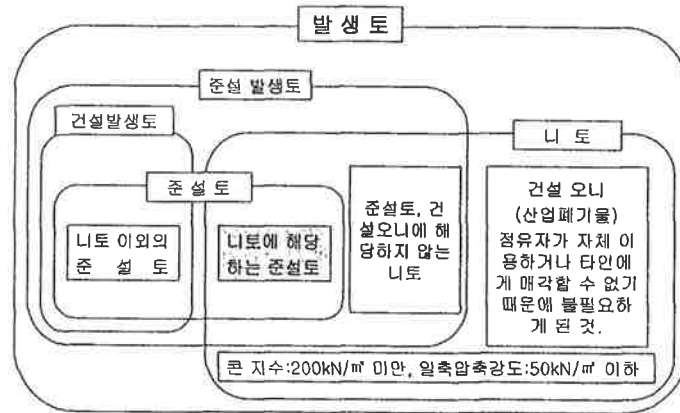
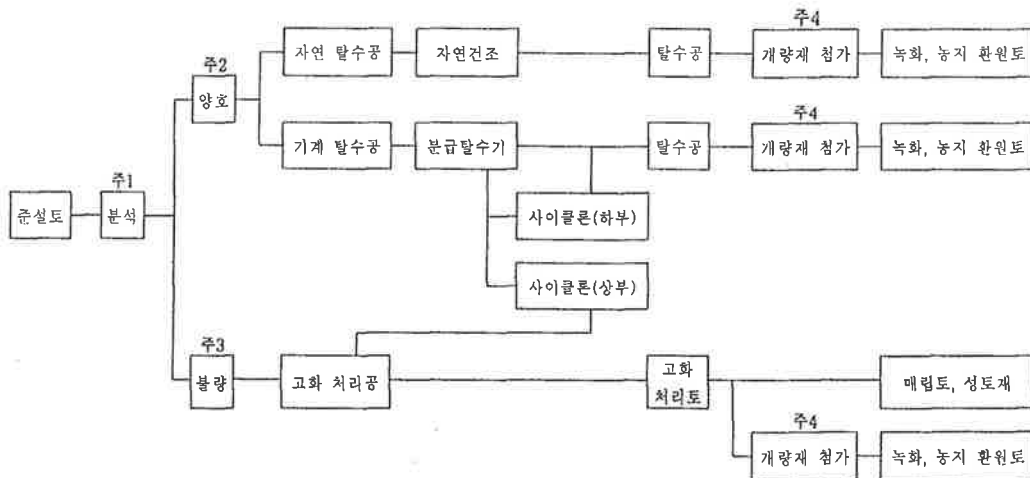


그림 15. 건설발생토와 준설토



- ※ 주1 분석항목 : 염분농도(NaCl), 비료성분(N, P, K 등), 유해물질(중금속, 세균, 병원균)
- ※ 주2, 3분석은 각 함유량시험을 실시한다. 또한 실외의 시험장에서 받아시험, 생육시험 등을 실시해 결정한다. 중금속은 용출시험을 실시하여 환경기준 등을 판정한다.
- ※ 주4 유효이용을 위해 이탄, 모래, 역청 등을 혼합한다.

그림 16. 준설토의 처리 흐름도

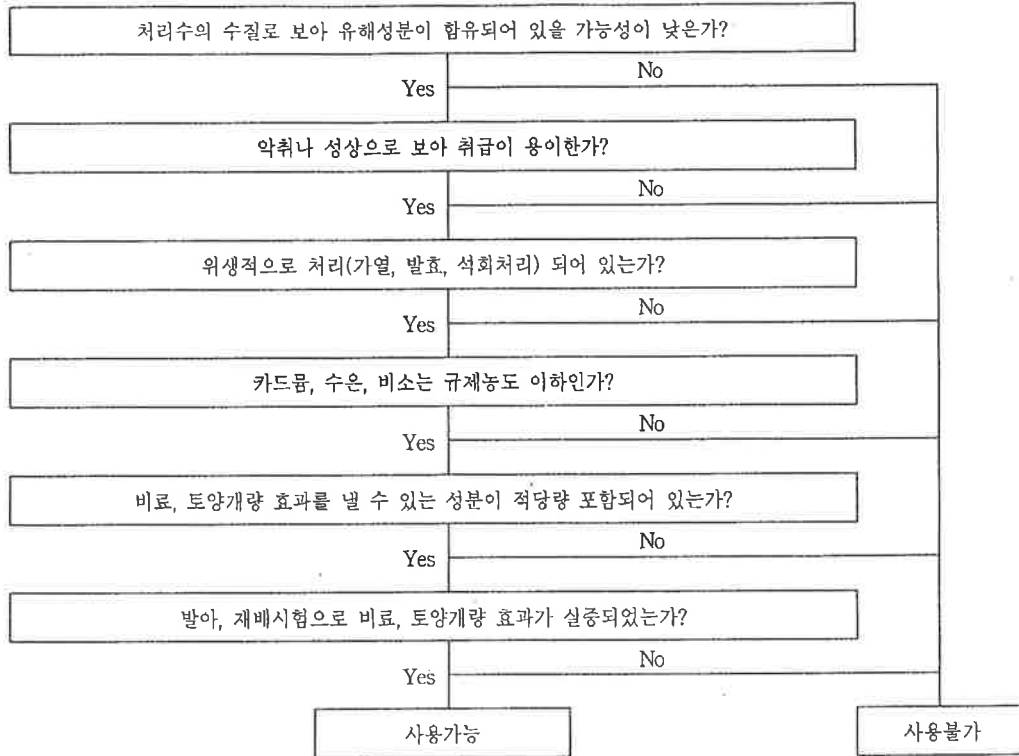


그림 17. 준설토의 재활용성 흐름도

## 6. 결론 및 제언

농업용 저수지의 저수량 확보와 수질개선을 위해 토적오니준설을 실시하여 준설장비의 적용성 및 각종 조사 및 시험 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 준설구역과 미준설지역의 수질을 비교한 결과, 준설구역이 수질개선에 효과가 있는 것으로 나타났으며 부영양화를 방지하는데 효과가 있을 것으로 예상되었다.
2. 펌프준설방식은 주변수역의 오타이 크게 발생되어 수중환경에 큰 영향을 주고 있으나 진공흡인압송 시스템은 주변수역의 오타확산 등의 2차오염이 거의 발생하지 않아 오타방지막의 설치가 불필요하여 수중준설에 매우 적합한 것으로 나타났다.
3. 준설오니는 원지반 토질성상에 따라 차이는 있으나 65%~85%의 고농도 저함수비상태로 장거리압송이 가능할 뿐만 아니라 여수처리시설을 위한 침니지의 부지를 최소화할 수 있어 각종 수역의 퇴적오니준설에 적합한 것으로 나타났다.
4. 향후 준설오니토를 이용해 다양한 건설재료, 퇴폐음재, 성토재 등의 재활용을 위한 방안이 마련되어야 할 것으로 판단된다.



• 참고문헌

1. 박영동, 오염된 퇴적물 준설을 위한 퇴적물 환경기준 설정에 관한 연구, 1998, pp.1~23
2. 속초시, 청초호 퇴적물 준설사업 실시설계보고서, 1995, pp.197~204
3. 이창희, 수저퇴적물 환경기준 개발에 관한 연구, 2000, 한국환경정책·평가연구원, pp.1~73
4. 이창희, 김은정(1998), "호소 및 하천오염퇴적물 관리방안", 한국 정책평가연구원.
- 전상호, 호소 퇴적물 준설이 수질에 미치는 영향의 평가방법에 관한 연구, 한국환경과학 연구협의회, 1991, pp.16~18, pp.22~25
2. 조홍제, 한건연, 김상호(1996), "낙동강 하류부에서의 오니준설에 따른 수질영향분석", 한국수자원학회지, 제29권 제3호, pp 177~186
3. 황순진(1998), "경기도 인공호수의 수질개선과 효과적인 관리방안", 경기개발연구원 연구보고서, 98-17.
4. 황순진(1998), "수질관리를 위한 생태학적 접근방안", 경기 21세기 20, pp.77~95.
5. 山崎正一 외2(1995), 水中堆積物の浚渫固化處理方法
6. 油谷進介, 室田明, 岩田尙生(1993), "浚渫埋立工事における濁りの發生原單位の検討", 474/VI-20
7. 日本 眞空 システム協會(2001), "積算基準"
8. シメント固化材による地盤改良マニュアル, 1994. 社團法人 シメント協會
9. 福江ほか(1993), 海底土の汚染の現状と問題點, 第28回土質工學研究發表會, 2-1, 169-172
10. 松本・横田(1977), 底からみた東京灣の 汚染の歴史,地球化學 11.51-57
11. (財)先端建設技術センター(2000), 建設汚泥リサイクル指針
12. 日本 "建設의 機械化" (1993) 4月号 No.518 pp21-28

# 2002 지 반 환 경

## (2002 Geoenvironment)

2002. 10

 **한국건설기술연구원**  
KICT KOREA INSTITUTE OF CONSTRUCTION TECHNOLOGY

- 745 -

# 여 백

### **3. 퇴적오니 준설과 처리방안**

**고재만 박사**

**(주)청호이앤씨**

# 여 백

# 현장 견학기

양태선\*, 최인걸\*\*

2003년 4월 25일 하루 일정으로 한국지반공학회 준설대립·연약지반·지반환경위원회에서는 충남 보령시에 있는 신구저수지내의 퇴적오니 준설현장과 전북 부안에 있는 세만급 방조제 축조현장을 견학하였다.

전날부터 내리던 봄비는 아침 출발할 때까지도 그칠 줄 모르고 계속 쏟아지는 빗줄기 속에 양재동 서초구민회관을 출발한 25인이 서해안 고속도로 서해대교를 거쳐 보령시 신구저수지 현장에 도착할 때까지도 마는 계속되었다. 꽃은 일기에도 불구하고 현장으로 직접 찾아오신 한국과학기술원의 이승례 교수, 부산에서 직접 차를 몰고 오신 동아지질 정경환 사장 등 10여명을 포함한 35명의 현장 참석회원들에게 다사한번 감사를 드리며, 견학소감을 신고자 한다.

첫번째 견학지로서는 저수지의 수질개선과 퇴적물로 인한 내용적 감소를 해결하기 위하여 농림부의 정책연구과제의 일환으로 실시되고 있는 퇴적오니 준설현장인 신구저수지이다.

현장에 도착하니 정책과제에 참여하고 있는 (주)청호이엔씨의 고재만 사장이 연구과제의 필요성과 현장의 개요에 대한 설명이 있었다. (주)청호이엔씨는 한일합작회사로서 국내 최초로 진공흡인압송시스템을 일본으로부터 도입하여 주로 육상의 수중준설을 전문으로 하는 업체이다. 이날 견학을 위하여 일본의 엔지니어들이 직접 시연을 보였으며, 진공흡인압송시스템과 오토탄사장비들의 각 기능에 대한 설명도 있었다. 2차 시험시공계획은 5월 20일 이후에

\* 정희원, 김포대 환경토목과 교수

\*\* 성희원, 유신 코퍼레이션 이사

표 1.

위 치	충남 보령시 주산면 신구리		
수해면적	102ha	저수량	388,000m <sup>3</sup>
유역면적	255ha	민수면적	10ha
축조년도	1956년	관리주체	농업기반공사
수 계 명	금강 서해	관할 축후소	보령

있을 예정이며 주요 견학 내용은 다음과 같다.

## 1. 보령 신구저수지의 퇴적오니 준설

신구저수지의 퇴적오니 준설현장은 농림부 첨단기술개발사업의 일환으로 대상저수지의 현황은 표 1과 같다.

### 1) 수질개선 및 저수량확보를 위한 퇴적오니 준설의 필요성

호소, 하천, 함만 등으로 유입되어 생성된 퇴적오니로 인한 수질오염이 점차 가속화되고 있으며, 이로 인하여 자정능력을 상실한 호소와 하천, 댐 등에서는 부영양화 현상으로 심층부의 산소고갈, 저서생물의 고사, 독성물질을 생성하는 남조류의 출현에 따른 어패류의 피해 및 상수원지역의 정수장에 똥 각종 환경문제로 경제적인 피해가 증가하고 있다. 이를 해결하기 위한 대책으로서 내부 오염원인 퇴적오니토를 수질환경보전차원에서 제거해야만 하는 사례가 점차 증가 추세에 있다. 퇴적오니를 준설하는 목적, 과정 및 처리방식 등을 환경공학, 생태학적인 측면에서 최근에는 환경준설 또는 박층준설이라는 용어를 쓰기도 한다.

지금까지의 준설에서는 퇴적오니토를 준설할 때 발생하는 부유물질로 인하여 수중으로 많은 양의 오염물질이 확산됨으로서 준설하기 전보다 오히려 수질이 더 악화되기도 하였다.

그러나, 수질개선 차원에서 수지 옹니토를 회수하기 위한 옹니전용 준설장비인 진공흡인 압송시스템을 이용한 선진 외국에서는 이미 관련 기술이 개발

되어 호소, 하천 또는 항만, 저수지 등에 적용되어 수질개선에 매우 좋은 효과를 얻고 있으며, 국내에서는 저수지의 수질개선을 위해 농림부 정책사업의 일환으로 퇴적오니 준설을 시행하고 있다.

## 2) 저수지 퇴적오니토의 성상

저수지 퇴적오니토의 성상은 표 2와 같다.

표 2.

구분	측정지점	측정지점		
		S-1	S-2	S-3
퇴적오니토 구성	모래 (%)		39	
	실트 (%)		43.7	
	점토 (%)		17.3	
	토성 (%)		CL	
	원지반함수비 (%)		51.2	
	비중		2.67	
pH		6.1	5.8	5.9
유기물 (%)		2.06	4.34	5.46
유호인산 Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>		48.55	31.58	31.33
TP (mg/kg)		434.6	953.8	1087.5
TN (mg/kg)		1044.0	2396.2	3149.0
강열감량 (%)		4.1	10.7	13.4

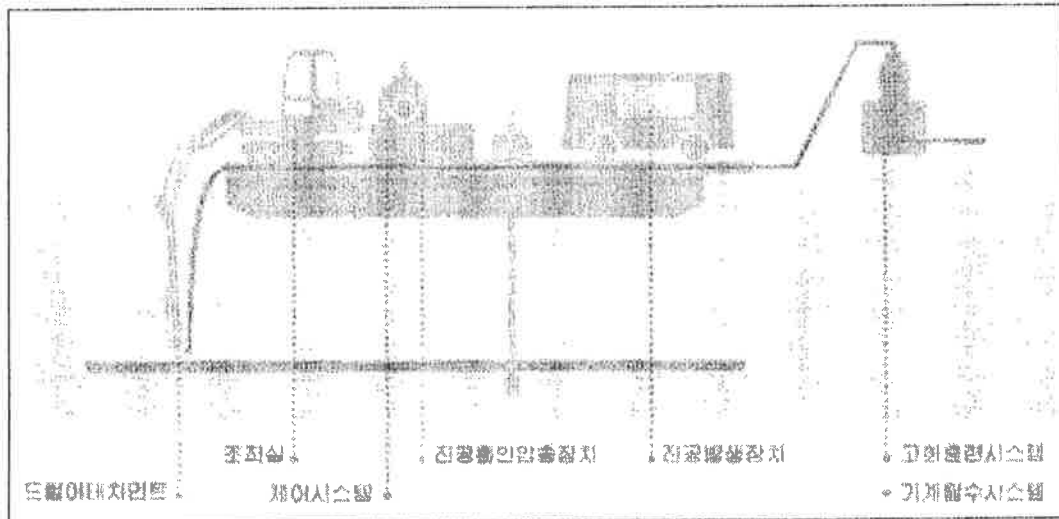


그림 1. 진공흡인압송시스템의 제원

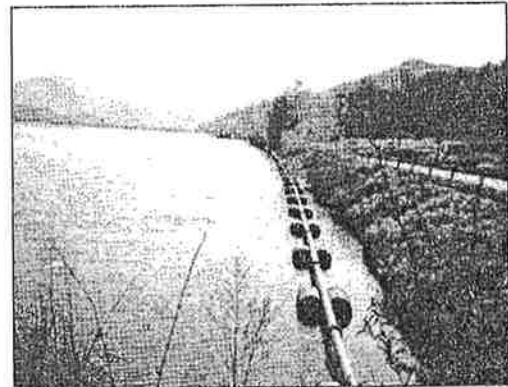
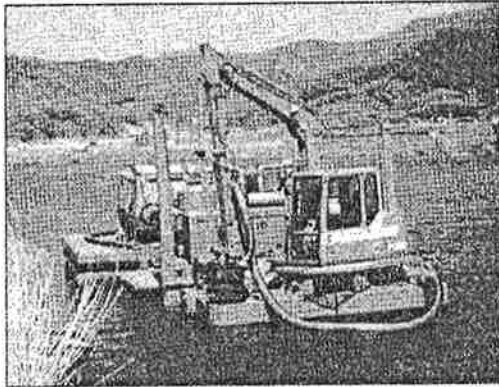


그림 2. 진공흡인압송시스템과 압송관의 전경

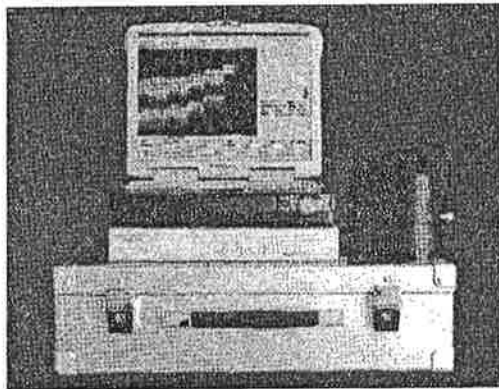


그림 3. 오니측정 탐사장비 HFD-5000

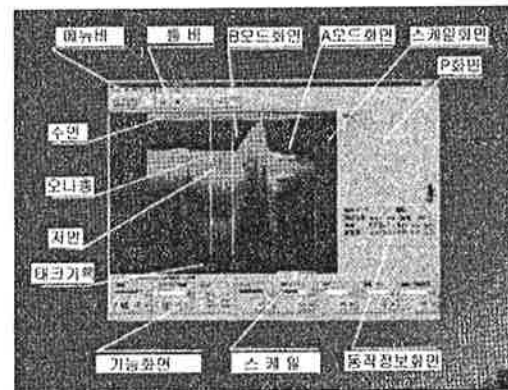


그림 4. 오니측정 탐사장비의 기능도와 예시

### 3) 퇴적오니토준설을 위한 진공흡인압송시스템

지금까지 국내에서 시공되고 있는 준설방식에는 여러 가지가 있으나 일반적으로 펌프방식에 의한 준설이 대부분이다. 펌프방식은 준설시에 주변이 오탁되어 오히려 준설전에 비하여 2차적인 오탁을 발생시키고 있기 때문에 폐쇄성 수역에서의 작업이 제한적으로 이루어지고 있으며, 함니율도 진공흡인방식에 비하여 크게 낮은 것으로 알려져 있다.

그러나, 신구 저수지의 퇴적오니토의 준설은 밀폐형 드립이태치먼트 하부면에서 진공압으로 퇴적오니를 흡인함으로써 오니의 수중확산으로 인한 2차오염이 발생하지 않아 오탱방지막을 설치하지 않아도 주

변오탁의 우려가 없으며, 퇴적오니토의 성상에 따라 65%~85%의 고탱니율 저함수비로 준설할 수 있기 때문에 준설오니토의 후처리를 하기 위한 여수 처리 시설에 필요한 부지를 최소화할 수 있을 뿐만 아니라 준설오니토의 재활용이 용이하다.

진공흡인 압송시스템은 박층준설도 가능하여 오염토층만 선택적으로 제거할 수 있으며, 준설오니토는 원지반에서 처리장까지 압송관을 통하여 송니되기 때문에 현장주변에서의 악취발생이나 오니비산의 우려가 없어 도심지 또는 민가 인접지역에서도 효과적으로 작업이 가능하다. 특히 시스템 전체를 최소화하여 각 부분별로 분할·육상이동이 간편하며, 협소한



표 3.

구분	분류	기준	처리, 처분방법
미오염토	사질토	입경분포	그대로 또는 물로 세척후 사용
	점성토		처리하여 재료로 사용(탈수, 시멘트 혼합)
	고유기질토	유해물질유량	배양토 등으로 이용
오염토	무해물질	기준치 이하	유기물을 다량 함유하였을 때는 비료로 재이용 체적을 감량화(탈수)한 후 처분
	어류사료	-	유효하게 이용 가능
	유해물질	유해물질함량	유해폐기물과 같은 처분이 필요
	독성물질	독성물질	독성폐기물과 같은 처분이 필요

표 4.

소성처리	입상	배수재, 골재, 녹회기반재, 원예용토, 블록
슬러리와 안정처리	슬러리스	퇴매음재, 충전재
고도안정처리	입상, 피상	쇄석 또는 모래대체품, 블록
용융처리	입상, 피상	쇄석, 모래, 석재대체품
고도탈수처리	탈수케익	성토재, 퇴매음재
안정처리	개량토	성토재, 퇴매음재
건조처리	흙 - 분체	성토재

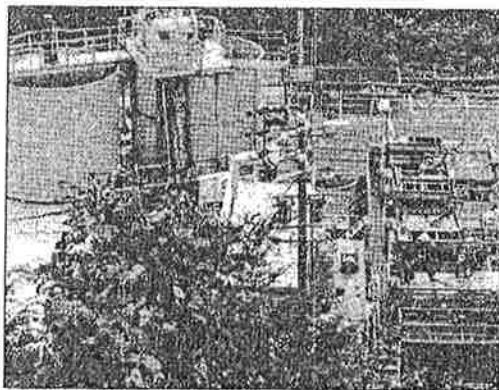


그림 5. 탈수플랜트 전경

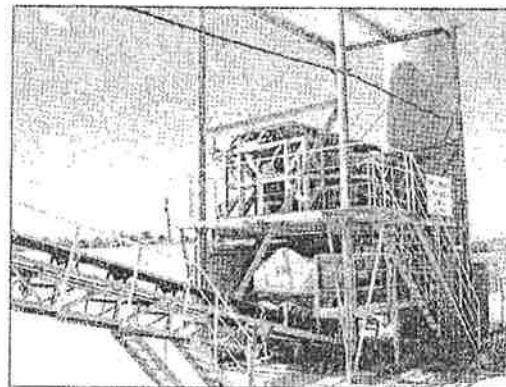


그림 6. 탈수케익 리사이클링

장소에서도 조립·해체가 용이한 장점 등이 있다.

#### 4) 오토훈정 탐사장비

하천, 항만, 호소 댐 등의 부니층(浮泥層)의 측량이나 침식측량의 시공관리 측량 환경조사에 따른 측량의 지원장치로서 작업의 신속화와 고정밀 계측을 초음파 기술로 실현시킨 저니 측정 탐사장치(HFD-5000)를 선보인 것도 지반기술자들에게는 관심의

대상이었다.

이 탐사장치의 기능은 다른 유사기능을 가진 장비보다도 경량이면서 다루기 간편하고 소형인 동시에 기능이 매우 다양한 특징이 있다. 주요 측정항목은 측정심도, 부니층의 두께, 토질의 성상, 침도범위, 바닥의 굴착상황 등을 실시간으로 측정하여 화면에 확인할 수 있도록 단면그래픽을 작도할 수 있기 때문에 시공관리에 매우 효과적이다.

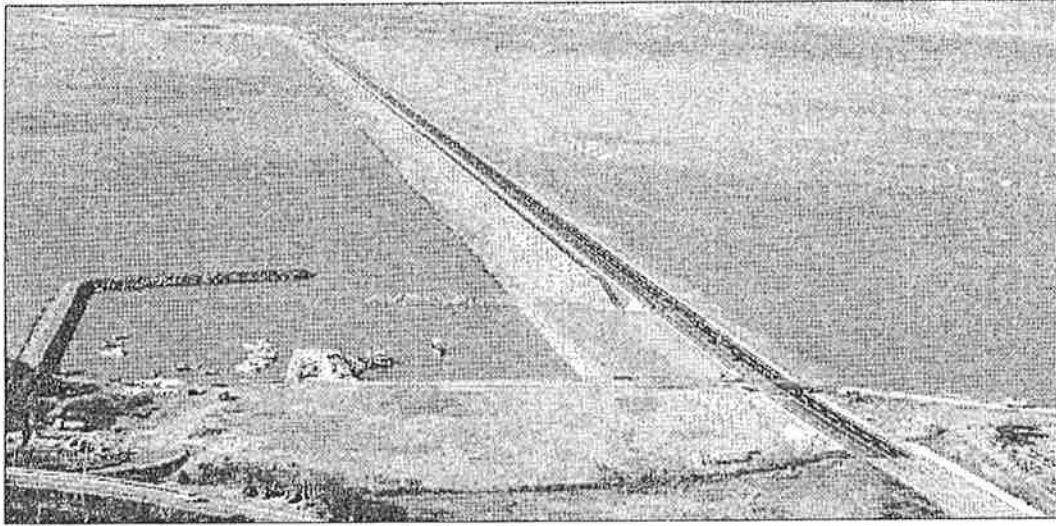


그림 7. 방조제 전경(조감도)

##### 5) 준설오니토 처리

준설 오니토의 처리에는 현장여건, 준설토의 분류와 처리·처분 등 많은 방안이 있으나 기계탈수, 자연건조, 고화처리 등을 실시하여 메립 또는 재활용하고 있다.

신구저수지의 경우 연구과제로서 실시되는 만큼 준설오니토를 직접 반출하지 않고 각종 실험용으로 활용하기 위하여 대상피트에 저류한 후 이용방법과 이용·용도에 따라 표 4와 같이 활용할 계획이다.

신구저수지 준설과 같은 이색적인 현장과 고개만 사장의 재미있는 현장설명으로 비가 오는 중에도 흐트러짐없이 경청하는 현장건축학자들의 진지한 자세가 좋았다.

## 2. 전북 부안 새만금 방조제 축조현황

### 1) 새만금 사업 현황

새만금 사업은 지난 1975년 냉해와 식량난으로 위기를 느낀 정부가 서남해안 간척자원조사를 벌이면서부터다. 이를 토대로 지난 86년부터 87년말까지 2년간 예비조사와 타당성조사를 실시했고 지난 89년

새만금종합개발사업 기본계획을 수립했다.

또한 지난 91년 6월에는 외곽시설 실시설계를 마치고 같은 해 11월에 부안군 변산면 대항리에서 군산시 비용도를 잇는 새만금사업이 착공되었다.

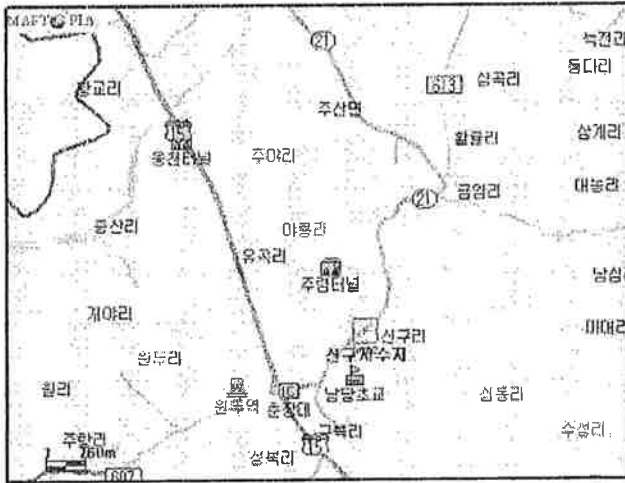
오는 2011년까지 3조 2천5백70억원의 예산을 투입해서 길이 33km 방조제를 쌓고 28,300ha의 토지와 11,800ha의 담수호를 각각 조성하는 사업으로 인천국제공항 건설, 경부고속전철 건설과 함께 3대 국책사업으로 평가되는 대규모 사업이다. 사업의 조사설계와 공사감독분야는 농업기반공사가 시행하고 용지매수와 보상은 전라북도 새만금지원사업소가 맡으며 사업총괄은 농림부가 담당하고 있다.

조석을 완전 차단하는 방조제 외곽시설 공사는 4개 공구로 추진되고 있으며 각 공구별 연장은,

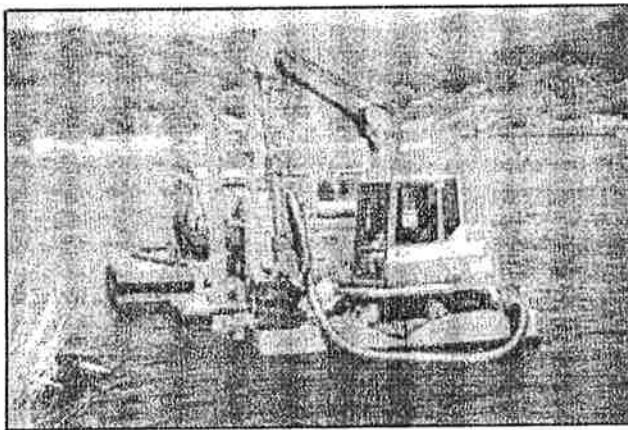
- 1공구는 부안군 변산면 대항리에서 군산시 옥도면 가력도 사이 4.4km,
- 2공구는 군산시 가력도에서 군산시 신시도 9.9km,
- 3공구는 신시도에서 야미도 2.7km,
- 4공구는 야미도에서 비룡도사이 11.4km와 1진입도로 및 연결도로 4.3km이다.

## 모 시 는 글

우리나라는 고도경제성장을 하면서 경제, 생활대국으로서 변모하고 있습니다. 이와 같은 상황에서 환경문제가 국내뿐만 아니라 세계적으로 해결해야 할 문제로 대두되고 있으며 이를 해결하기 위해 각 분야별로 여러 가지 노력들이 진행되고 있습니다. 무엇보다도 생태계에 적합한 시공, 환경을 배려한 시공에 대한 사회적인 요청이 증가하고 있습니다. 특히, 호소나 저수지, 하천, 항만 등의 수질개선을 위한 퇴적오니회수시에는 수중 생물에 대한 배려가 필요한 시공기계, 시공방법이 점차 절단화하고 있습니다. 따라서 (주)정호이엔씨는 농업기반공사 농어촌연구원, 건국대 등과 함께 농업용저수지의 수질개선을 위한 농림부 정책과제의 일환으로 고농도저함수비, 무흔락상태로 퇴적오니를 흡인하여 처리할 수 있는 진공흡인압송시스템에 의한 퇴적오니회수처리 시험시공에 대한 각종 현장 시연회를 갖고자 하오니 바쁘실 줄 아오나 참석하시어 고견과 아울러 평가를 해주시기 부탁드립니다.



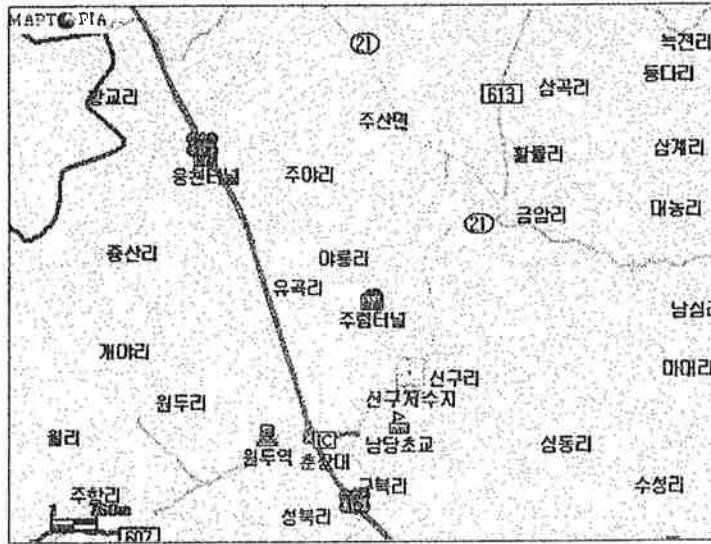
- 일시 : 2003년 5월 29일(목)  
14시: 00분
- 장소 : 충남 보령시 주산면  
신구저수지(약도 참조)
- 방법 : 시해안고속도로 춘장대 IC →  
좌회전(21번국도) →  
직진(1km) →  
신구저수지



홈페이지 : <http://www.chunghoenc.co.kr>  
(주)정호이엔씨 대표이사 고재만 배상

## 현장견학 일시 및 현장 약도

- 일 시 : 2003년 04월 25일(금요일) 10:30 ~ 11:30(1시간)
- ◆ 내 용 : 진공흡인암송시스템에 의한 저수지의 퇴적오니 준설
- 소요시간 : 약 2시간 30분(학회 사무실 → 현장견학지)
- 가 는 길 : 서초동 → 경부고속도로 → 서해안고속도로 → 춘장대IC →  
신구저수지(제1견학처) → 춘장대IC → 서해안고속도로 → 부안IC →  
새만금 사업현장 전시관(제2견학처)
- 약 도 :



■ 종합일정 :

시 각	내 용	소요 시간	비 고
08:00 ~ 10:30	· 서울출발-충남 보령 도착 (제1견학처)	2시간30분	전세버스
10:30 ~ 11:30	· 저수지 퇴적오니준설 견학(제1견학처) · 장비 및 공법소개 · 시공장면 견학	1시간	(주)청호이앤씨
11:30 ~ 13:00	· 중식	1시간 30분	
13:00 ~ 15:00	· 충남 보령 출발~전북 부안 새만금사업 · 현장도착 (제2견학처 : 전시관)	2시간	전세버스
15:00 ~ 16:30	· 전시관 및 준설현장견학(제2견학처)	1시간30분	농업기반공사 새만금사업단
16:30 ~ 20:30	· 귀경	4시간	서울 해산

# 여 백

□ 진공흡인압송시스템의 적용 및 개발실적(1)

- 사업명 : 농업용 저수지의 녹조제어 기법 개발
- 내 용 : 흡입식기술을 이용한 저수지 퇴적오니 시험준설 시연회 및 견학회
- 일 시 : 2003년 5월 29일
- 장 소 : 충남 보령 신구저수지



연구과제 시험준설 및 시연회(관련기관)



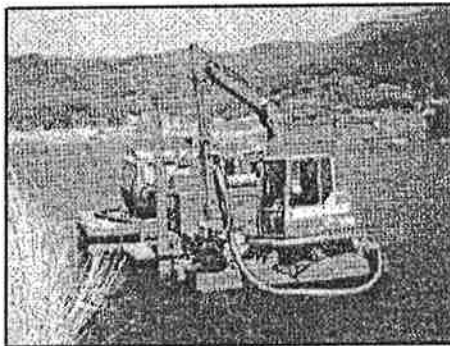
연구과제브리핑(오니준설)



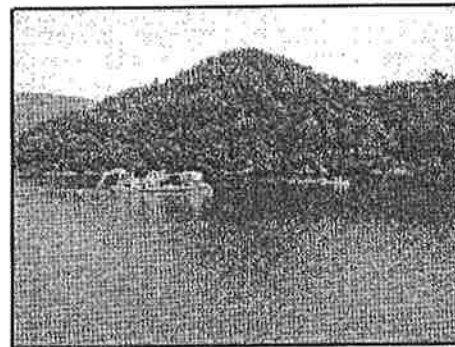
퇴적오니탐사장비 설명



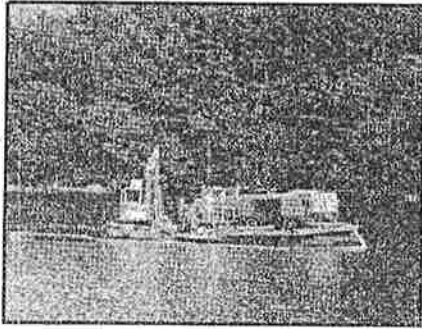
견학회 (한국지반공학회)



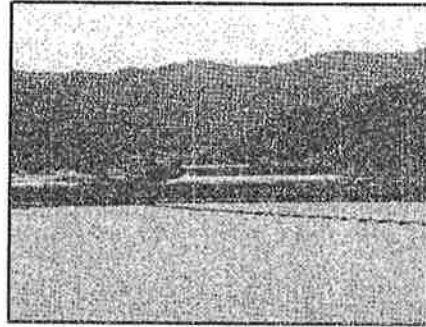
진공흡인압송시스템



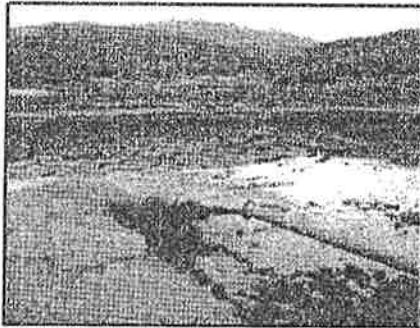
오니준설작업(1)



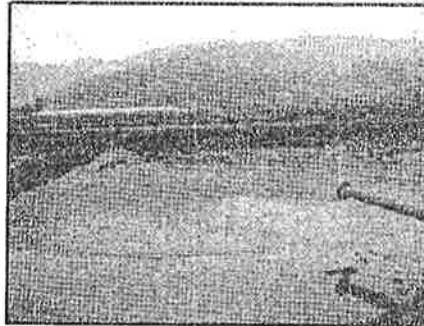
오니준설작업(2)



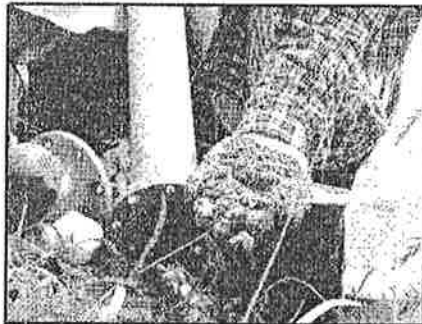
침니지와 연결된 수상압송관



준설오니 토출장면



침니지에 토출된 오니



퇴적오니 및 토사



준설오니의 단위중량 측정

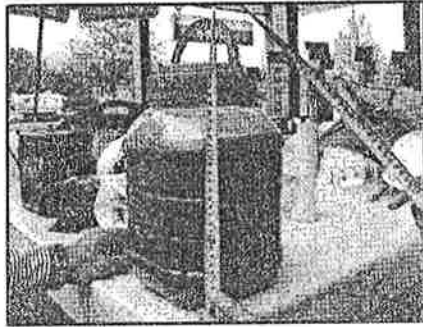


오니준설 5개월

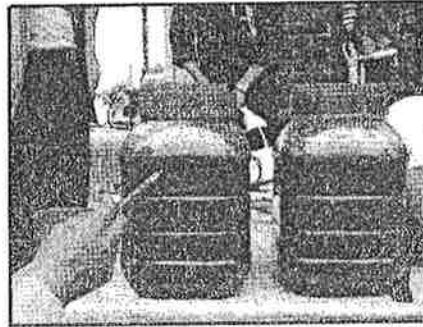


후의 자연건조오니



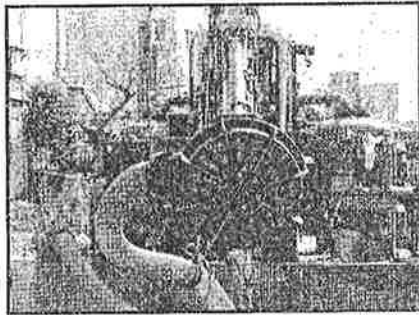


준설오니 합니를 측정(1)



준설오니 합니를 측정(2)

□ 진공흡인압송시스템의 적용 및 개발실적(2)



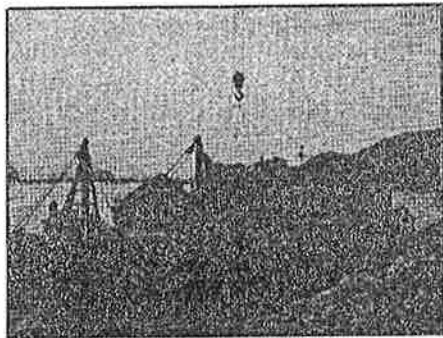
토사용 흡인기



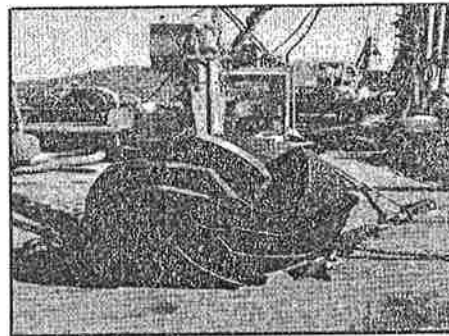
먼니용 흡인기(개량형)

□ 진공흡인압송시스템의 적용 및 개발실적(3)

- 사업명 : 부산신항만 복합부두 건설공사
- 내 용 : 연약지반개량시의 흡입식기술을 이용한 해저슬라임(slime) 제거 시험준설
- 일 시 : 2003년 10월 6일
- 장 소 : 부산신항만 건설현장

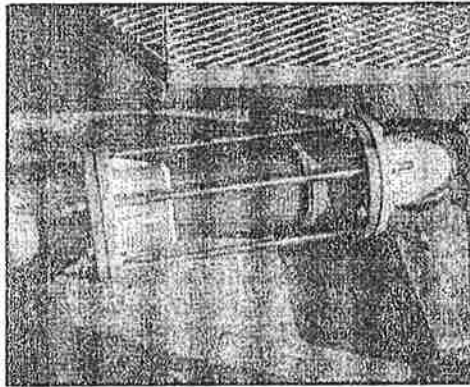


바지작업선 탑재



슬라임 흡인기



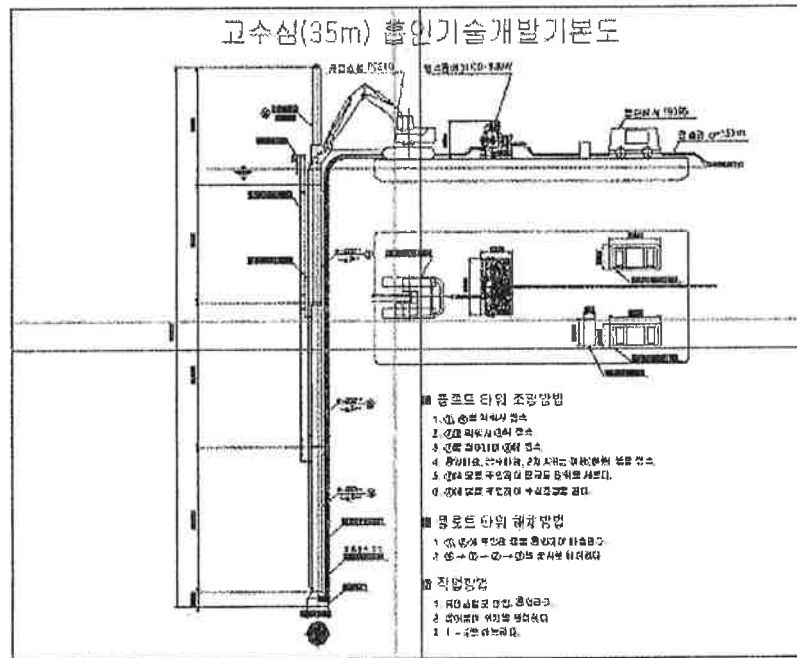


검사용 투명압송관



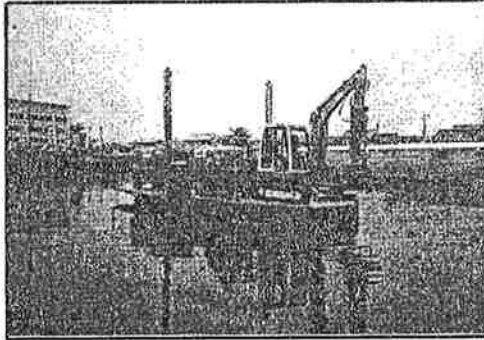
슬라임 토출

□ 진공흡인압송시스템의 응용기술 개발계획



## 1. 오니준설관련 장비

### 1. 진공흡인·압송 장치

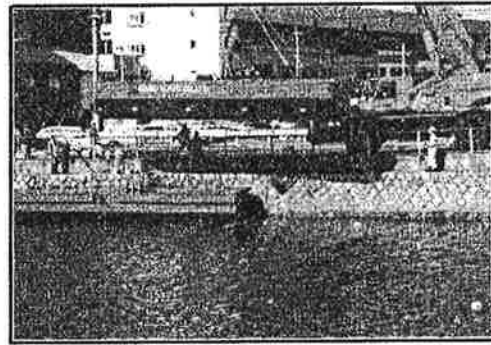
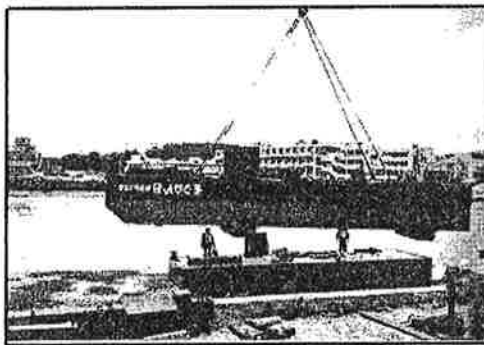


오니전용준설선

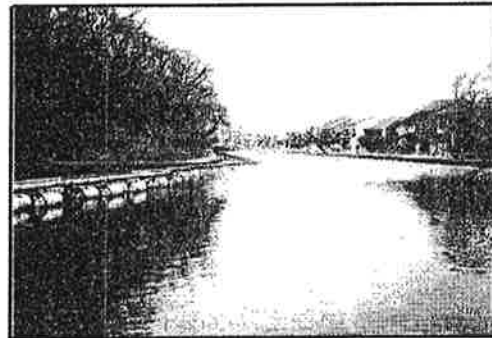
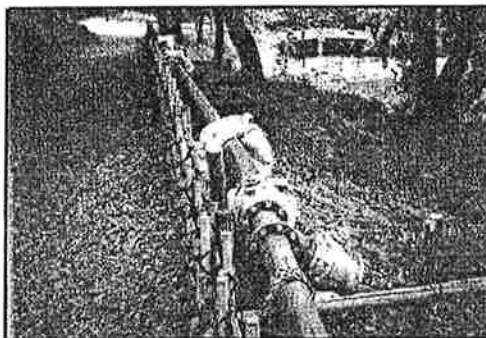


셀프실 드럼어태치먼트

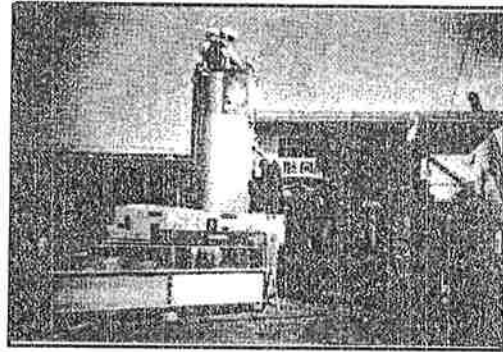
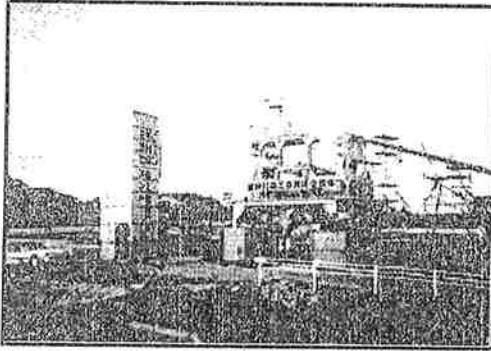
### 2. 진공흡인압송 장치 조립



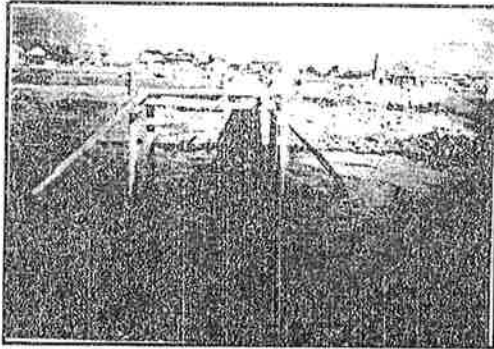
### 3. 압송배관 설치



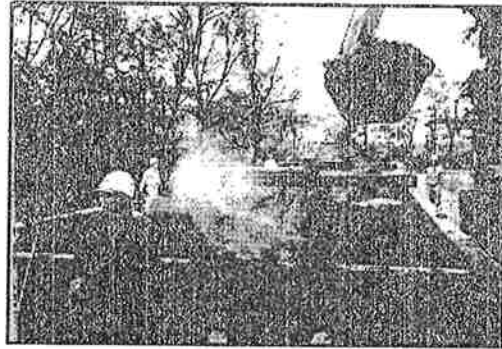
4. 고화 훈련장치



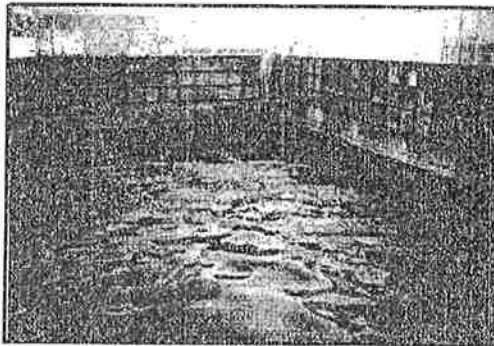
5. 저니처리 및 운반



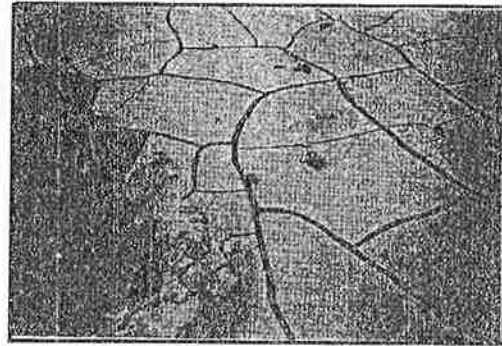
침니지 처리



침니지처리 후 덤프트럭으로 반출



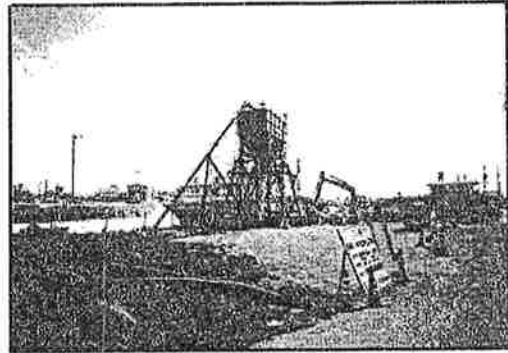
최종처리지



침니지 고화처리 1주일 후 상태

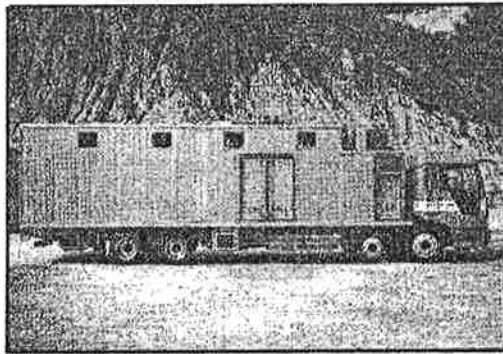


침니지 교화처리 3개월 후 상태

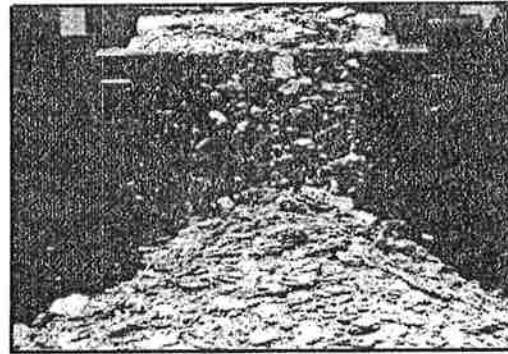


박스덤 프용 호퍼

#### 6. 탈수장치



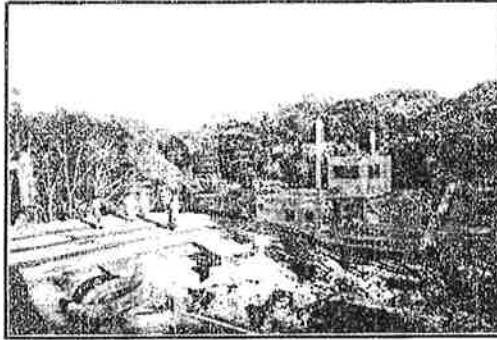
원심탈수차(유·무기물용)



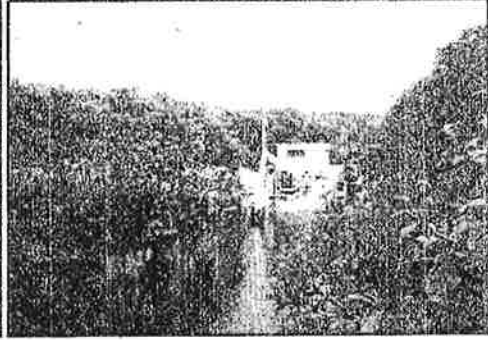
기계탈수 후의 고형물

## 2. 각종 시설의 오폐수 준설 전경

### 1. 공원 호수

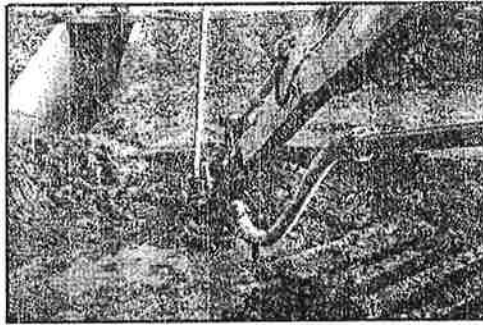


공원 오폐수준설

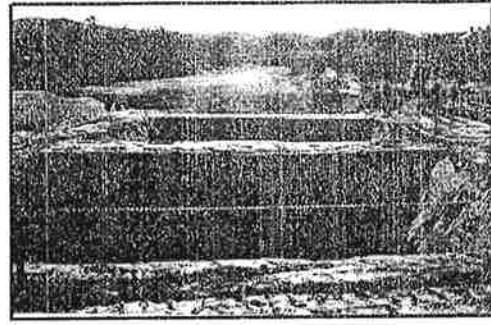


호수 오폐수준설

### 2. 골프장 저수지

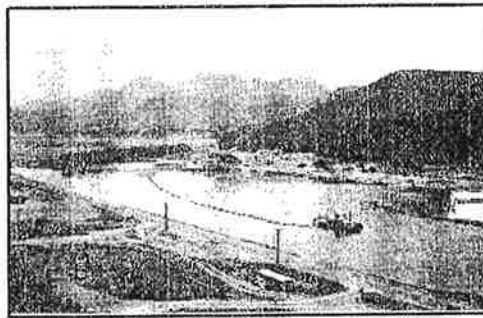


작업중인 선단흡입부

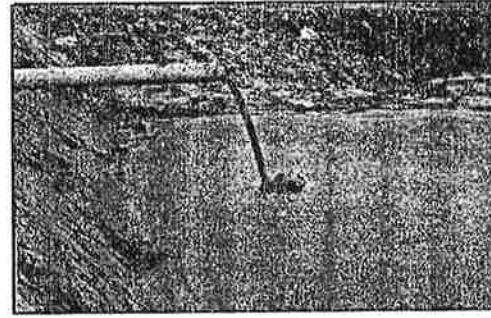


침니지(고화 후 티그라운드로 이용)

### 3. 항만

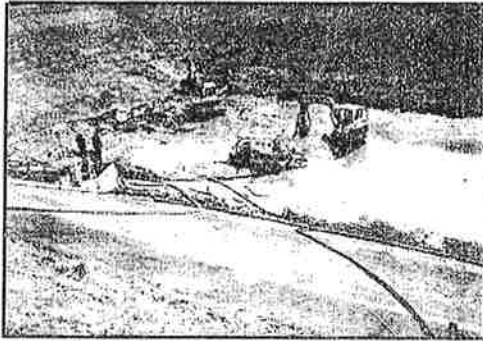


어항 오폐수준설

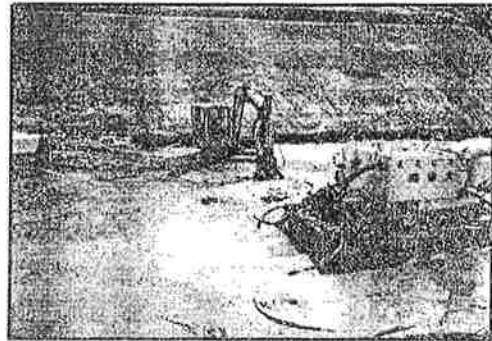


고화재 혼련 후 배출 중

4. 댐·저수지

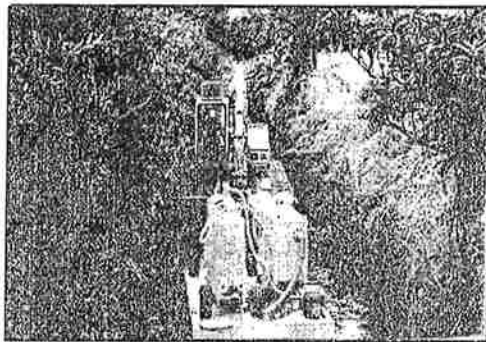


저수지 오니준설

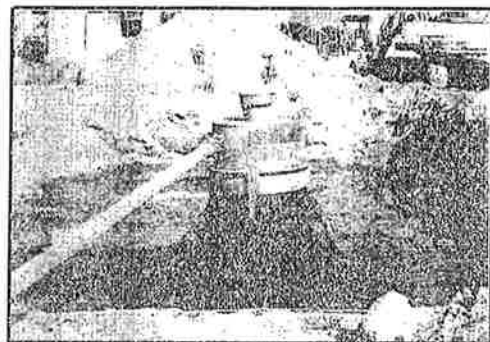


오니 흡인·압송 작업중

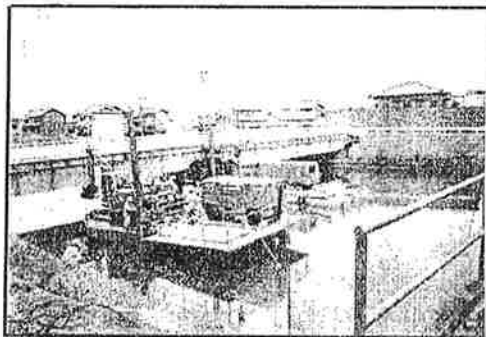
5. 오염하천



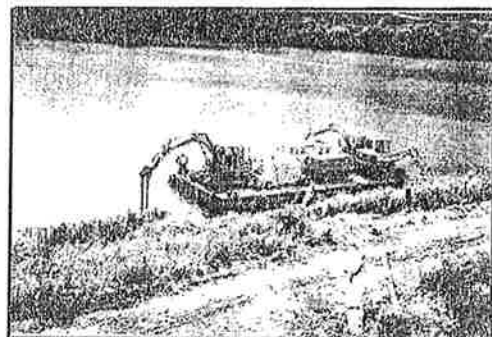
지류·소하천 오니준설



오니배출 중



대하천 오니준설



하구오니준설

# 여 백



## 저심도 퇴적오니 준설을 위한 기본적 실험방법에 관한 연구

양태선·고재만·이갑수

김포대학 환경토목과, (주)청호이앤씨\*

(접수 2004년 11월 1일, 채택 2004년 11월 24일)

### A study on basic testing method of dredging deposit sludges in lower layers

Tae-Seon Yang · Jae-Man Koh\* · Kab-Soo Lee

Dept. of Environmental Civil Engineering, Kimpo College · \*Chungho E&C. Co.,Ltd\*

(Received 1 November 2004 : Accepted 24 November 2004)

#### ABSTRACT

In this paper we describe basically the improvement effects of the slurry deposit after dredging using vacuum suction system, some units and applicability in the reservoir. Displayed relation of wet density, vacuum pressure, slurry content etc. associated with construction ability. Also, we did the parametric studies by some tests of water qualities in Singu reservoir and compared those properties between before and after dredging. When we make use of vacuum suction system, turbid does not happen hardly, and slurry dredging is available by high slurry content in lower layers.

Key words : slurry dredging deposit, vacuum suction system, water quality improvement.

#### 국문요약

일반준설시에는 주변수역의 오탁이 크게 발생되어 오탁방지망을 설치해야 하지만 진공흡인압송시스템에 의한 준설시 준설지점으로부터 100m지점까지 수심도 50cm, 100cm, 200cm, 300cm 간격으로 수중광도를 측정하여 오탁이 거의 발생하지 않아 오탁방지망의 설치가 불필요하여 진공흡인압송방식이 내수면준설에 적합한 것으로 나타났다.

준설지역을 대상으로 미준설지역과 수질을 분석하여 비교한 결과, 진공흡인기술에 의한 퇴적오니 준설이 수질개선에 효과가 있으며, 결국, 부영양화를 방지하는데 효과가 있는 것으로 나타났다.

수질개선이 필요한 저수지내의 퇴적물은 대부분이 유기성 오니를 함유하고 있으므로 준설오니를 이용한 건설재료, 되메움재의 재이용을 위한 활용방안이 마련되어야 할 것으로 판단된다. HDF-5000의 오니탐사장비를 이용하여 저수심 5m에서 퇴적된 오니의 양, 두께, 성질 등을 측정하여 간이



적인 방법을 통하여 확인한 결과와 매우 일치하는 것을 확인되어 준설전후의 시공관리에 매우 효과적 일 것으로 확인되었다. 본 논문에서는 이러한 준설을 하기 전후의 수질개선에 대하여 기본적 실험방법과 그 결과를 고찰해 보고자 하였다.

## 1. 서 론

### 1. 연구목적 및 배경

1970년대를 기점으로 전국 또는 지역적으로 인구집중, 산업발달 및 도시화와 함께, 농업부에서는 생산성 증대를 위하여 농약, 비료의 과다사용, 집약화 등의 결과로 인해 유역에서 오염물질이 증가하여 이들이 상당 기간 누적됨으로써 농업용 저수지의 부영양화 현상이 심각해지고 있으며, 이로

인해 최근에는 저수지 내에서 조류가 대량으로 증식하여 물의 색과 냄새, 맛이 변하는 녹조현상이 빈번하게 발생하고 있다. 우리나라 농업용 저수지는 17,860여개소에 달하며 저수지의 부영양화는 물의 이용과 생태계의 건전한 기능수행을 저해하는 조류의 비정상적인 발생을 초래하며, 국내 대부분의 상수원으로 이용하는 호수 및 저수지에서 심층수의 산소고갈, 생물의 고사, 독성물질의 용출로 인한 어패류 및 기타 주요한 생물들의 피해, 어업 등 수산양식업에 피해, 착색으로 인한 혐오감 유발, 정수장여과지 폐쇄, 악취발생 등이 나타나고 있다.

우리나라 수자원 총 이용량 중 농업용수로 이용되는 양은 약 53%에 이르며, 대부분이 중소규모의 농업용 저수지로부터 이용된다는 점을 고려한다면 농업용 저수지의 수질개선은 매우 중요한 농업환경

Table 1. An Example of Application in Korea

항 목		기준치	평가점	제거 기준
팔당호	T-N(mg/kg)	1,100 이상		4개 항목중 2~3개 이상 항목이 기준치를 상회하는 지역, 다른 항목은 기준을 하회하나 특정항목의 농도가 매우 높은 지역
	T-P(mg/kg)	800 이상		
	강열감량(%)	7.0 이상		
	COD(mg/g)	20 이상		
한 강	T-N(mg/kg)	2,000 이상		기준을 초과하는 항목이 잠실수중보 상류는 2개 이상, 하류는 3개 이상이고, 동경만의 평가방법에 의한 평가점이 6점 이상일 때 제거
	T-P(mg/kg)	1,000 이상		
	강열감량(%)	10 이상		
	COD(mg/g)	20 이상		
	황화물(mg/g)	1 이상		
대청호	T-N(mg/kg)	3,000 이상		4개 항목중 2개 이상 항목이 기준치를 상회하는 지역
	T-P(mg/kg)	1,500 이상		
	강열감량(%)	7.0 이상		
	COD(mg/g)	20 이상		
청초호	강열감량(%)	0~5 미만	0	3개 항목의 평가점이 6점 이상이면 오니 제거(일본의 동경만 평가기준 적용)
		5~15 미만	3	
		15 이상	6	
	COD(mg/g)	13 미만	0	
		13~20 미만	1	
		20~30 미만	2	
		30~40 미만	4	
		40 이상	6	
	황화물(mg/g)	0.6 미만	0	
		0.6~1.0 미만	1	
1.0~5.0 미만		2		
5.0~10.0 미만		4		
10.0 이상		6		

Table 2. An Example of Application in Japan

항 목	범 위	평가점	비고	
동 경 만 요코하마만	강열감량(%)	5 미만	0	평가점이 6점 이상이면 오니 제거
		5~15 미만	3	
		15 이상	6	
	COD(mg/g)	13 미만	0	
		13~20 미만	1	
		20~30 미만	2	
		30~40 미만	4	
	황화물(mg/g)	40 이상	6	
		0.6 미만	0	
		0.6~1.0 미만	1	
1.0~5.0 미만		2		
나고야 항	강열감량(%)	5.0~10.0 미만	4	3개 항목중 2개 항목이상이 (+)로 평가되면 오니 제거
		10.0 이상	6	
	COD(mg/g)	10 이상	+	
		10 미만	-	
	황화물(mg/g)	20 이상	+	
20 미만		-		
황화물(mg/g)	1 이상	+		
	1 미만	-		

문제로 대두되고 있으나 수질개선을 위한 기술개발이 크게 미치지 못하고 있다.<sup>5)</sup>

수질에 대한 퇴적물의 영향이 큰 하천과 호수의 수질을 개선하기 위한 방법으로 준설을 고려할 수 있으나 준설은 퇴적토의 제거만을 목적으로 하므로 준설 과정 중에 수중으로 많은 양의 오염물질이 확산되어 준설하기 전보다 오히려 수질이 더 악화될 수 있다고 한다.<sup>4)</sup> 따라서 담수시에도 퇴적토사 및 오니의 준설이 가능한 수중 퇴적토 제거 공법을 활용하여 저수지준설사업을 안정적이고 친환경적으로 추진해야 할 필요가 있다. 본 논문에서는 이러한 준설 전후의 수질개선에 대하여 기본적 실험방법과 그 결과를 고찰해 보고자 하였다.

## 2. 국내외 하천 및 호소의 퇴적물 제거기준

퇴적물의 환경기준은 하천, 저수지, 댐, 하구, 해양 등 수체에 퇴적된 퇴적물의 오염여부 및 오염된 퇴적물의 제거여부를 결정하기 위한 판정기준으로 이용하고 있다.<sup>3)</sup> Table 1, Table 2는 국내외의 오니준설 적용 예를 나타낸 것이다. 국내외 퇴적오니제거는 마산만의 퇴적오니 준설사업<sup>2)</sup>을 시작으로 팔당호 퇴적물 준설사업 기본계획시 그 기준을

설정(1993년)하기도 하였다. 준설대상지역에 따라 조사항목 및 기준치가 각각 다르며, 평가항목의 수와 제거기준이 다를뿐만 아니라 대부분 일본의 평가기준에 의존하고 있음을 알 수 있다. 일본은 1956년 수은중독에 의한 미나타병과 1965년 니가타에서 발생한 니가타-미나타병을 계기로 퇴적물 제거기준을 설정하여 공사방법 등의 지침을 제시하며, 사업에 따라 퇴적기준을 제시하고 있다. 따라서, 조사항목이 동일하지만 기준치는 각각 달리 적용하고 있다.<sup>1)</sup>

## II. 퇴적오니준설에 의한 수질개선 시험방법

### 1. 시험개요

시험대상 저수지는 충남 보령시 주산면 신구리에 위치한 농업용 저수지(신구저수지)로서 현황은 Table 3과 같다. 저수지 유역현황은 200~300m 내외의 구릉지를 이루고 있으며, 유하거리가 짧은 소하천이 여러갈래로 유입하면서 합류되어 저수지내

Table 3. Facilities Condition of Singu Reservoir

수혜면적	102ha	유효저수량	388,000m <sup>3</sup>
유역면적	255ha	만수면적	10ha
준공년도	1956년	관리주체	농업기반공사
수계명	금강 서해	측후소	보령

로는 2개의 유입구가 있다. 주변에는 30~40가구의 민가가 산재하고, 2개의 축사가 있으며, 주오염원은 소규모 축산농가의 미처리된 축산폐수가 유입되어 수질은 부영양화상태이다.

## 2. 조사 및 시험방법

저수지의 수질개선을 위해 진공흡인기술을 이용하여 퇴적오니를 준설하고 준설전후의 수질개선에 대한 경시적인 효과를 조사하기 위하여 Fig. 1의 저수지내에서 퇴적토 및 수질 조사 등의 각종 시험을 실시하였으며, Fig. 1에서 S1, S2, S3은 준설전 저수지내의 퇴적토층을 조사한 지점이며, A, B, C는 준설 전후의 수질을 측정할 지점이다. 저수지의 수심은 준설당시에는 약 5m이었으며, 농업용수 공급시기에는 약 2m내외의 수심을 유지하였다가 우기철이후 만수상태인 6m를 유지하였다.

### (1) 퇴적물 조사 및 시험

저수지의 퇴적물의 이화화학적 성질을 파악하기 위하여 준설을 하기전에 S1, S2, S3의 지점에서 그 래브오니 샘플러를 사용하여 오니가 비교적 많이

퇴적되어 있다고 예상되는 수저표층 0~30cm의 범위에 대한 퇴적토를 채취하여 입도, 강열감량 등을 시험분석하였다.

### (2) 수질조사시험

Fig. 2와 같이 퇴적오니를 준설하고 차단막(타포린)을 설치한 구역(A(준설구), 퇴적오니를 준설하지 않은 구역에 차단막을 설치한 지점 B(대조구), 퇴적오니를 준설하지 않은 구역에 차단막을 설치하지 않은 지점 C(배경구)로 하여 1개월단위로 수질을 측정하였다. 차단막의 설치규모는 각각 10m × 10m이며, 수위강하에 따라 조절되도록 자동강하 조절장치를 장착하였다. 차단막을 설치하기전에 30m(가로)×30m(세로)×1m(토층두께)=900 m<sup>3</sup>의 규모로 준설을 실시하였다(Fig. 3 참조)

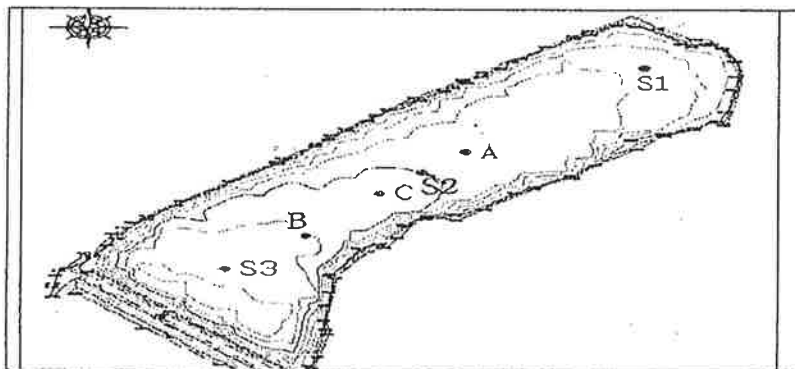


Fig. 1. Plan and investigation site in reservoir.

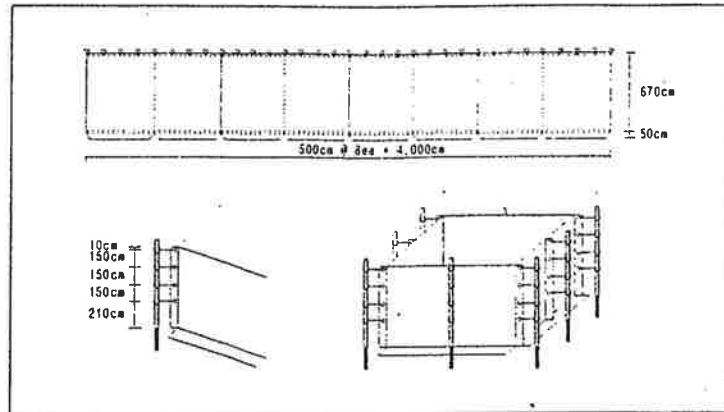


Fig. 2. Drawing of setting up isolation screen.

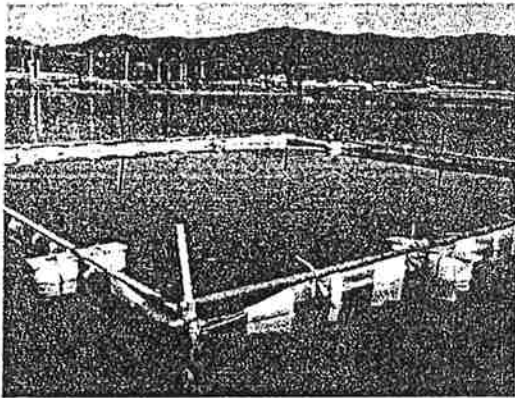


Fig. 3. Whole view of isolation screen(dredging side).

### (3) 퇴적오니심도 조사

퇴적오니를 준설하기 위해서는 준설전에 퇴적된 오니의 양, 두께, 성질 등을 측정해야 한다. 따라서, 퇴적오니를 측정하기 위하여 개발된 오니전용 탐사장비 HDF-5000를 사용하여 토층의 성상 및 두께를 측정하였으며, 실제시공시 시공전과 시공후의 토층을 간편하고 정확하게 측정하므로써 퇴적토층이 초기치와 결과치를 비교하면 오니준설상태를 효과적으로 측정할 수 있다. 이 장치는 화상 데이터로서 출력되며, 퇴적오니의 분포위치를 정확히 알 수 있도록 GPS로 측정위치 데이터도 퇴적오니 데이터와 동시에 기록되는 특징이 있으며, 퇴적오니의 제거상황을 한눈에 볼 수 있도록 그래픽으로 나타낼 수도 있다.

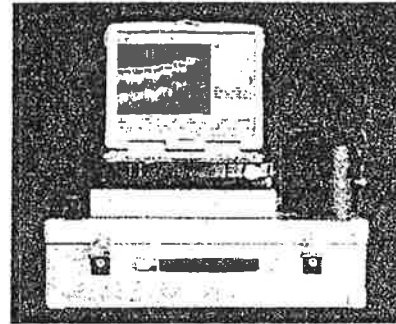


Fig. 4. Units of sludges exploration.

### (4) 준설시 오탁도조사

진공흡인기술을 이용하여 준설작업시에 발생하는 수중오탁도의 범위를 측정하기 위하여 수중광도계(Li-Cos) 및 YSI 6600 Sonde를 사용하였다. 측정방법은 준설지점으로부터 100m지점까지 수심도 50cm, 100cm, 200cm, 300cm 간격으로 오탁범위를 조사하였다.

## 2. 결과 및 고찰

### (1) 준설전후의 퇴적토 분석결과

퇴적토의 이화학적 성질은 그림 1에서 보는 바와 같이 각각 1.2차에 걸쳐 S1, S2, S3 및 A, B, C 지점 등에서 시료를 채취하여 시험한 결과는 Table 4와 같다.

Table 4. Test Results of deposited Soil before and after Dredging

분석항목	위 치	1차조사			2차조사					
		S-1	S-2	S-3	A-상 (0cm)	A-하 (30cm)	B-상 (0cm)	B-하 (30cm)	C-상 (0cm)	C-하 (30cm)
입도 분석	sand (%)	57.0	24.0	36.0	36.0	17.0	26.0	35.0	32.0	38.0
	silt (%)	41.0	71.0	57.0	56.0	72.0	66.0	56.0	58.0	49.0
	clay (%)	2.0	5.0	7.0	8.0	11.0	8.0	9.0	10.0	13.0
산도 pH H <sub>2</sub> O (1 : 2.5)		6.1	5.8	5.9	5.3	4.8	5.1	5.0	4.9	4.6
유기물 함유량 (%)		2.06	4.34	5.46	1.31	3.49	3.90	3.26	4.19	4.06
유효인산 Ava. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm		48.55	31.58	31.33	39.18	24.36	44.07	25.84	31.44	28.31
총인산 (mg/kg)		434.6	953.8	1,087.5	1,060.3	816.9	927.9	878.1	1,064.5	1,098.0
총질소 (mg/kg)		1,044.0	2,396.2	3,149.0	2,465.2	2,254.0	2,501.3	2,324.7	2,595.2	2,824.3
강열감량 (%)		4.1	10.7	13.4	10.1	7.4	9.3	8.2	8.6	9.5

1차 조사의 경우, 퇴적물의 입도특성은 미농무부 (USDA) 입경 분류기준에 준하였다.

저수지 상류부는 모래 57%로서 사양토, 중간부와 말단부는 미사함량이 각각 71%, 57%로 미사질 양토로 분류되었다. 퇴적물의 화학적 특성중 강열 감량과 유기물 함유량은 각각 평균 9.4%, 4.0%로 나타났다. 가연성 물질중 유기성 성분이라고 할 수 있는 강열감량과 유기물함량의 비는 유입부가 0.50, 중간부와 말단부가 0.41로 아래로 하류부로 갈수록 유기성분의 지속적인 분해로 강열감량과 유기물 함량의 비는 낮아졌다. 또한 일반적으로 생물체의 C/N/P는 100/10/1로 나타나는데 현재 신구저수지 퇴적물의 C/N는 평균 10.4로 일반 유기물의 C/N과 유사하였으나 N/P는 평균 2.7로 2배 이상 높게 나타났다. 이는 유입된 SS성분 자체가 인성분을 흡착한 상태로 유입되었거나 또는 유입 퇴적후 수체의 용존인성분이 토사에 흡착된 것으로 판단된다. 또한 총인 함량은 하류부로 갈수록 증가하지만 유효인산의 함량은 아래지점이 세립질 성분이 많은 토성을 가지고 있고 유하되면서 수체로 가용성은 용해되고 상대적으로 흡착이 강한 분별(Fraction)이 높아진 것으로 판단된다.

2차 조사의 경우, 표 4와 같이 약 30cm까지의 강열감량은 7.4~10.1%, TN은 2000mg/kg 이상, TP는 900mg/kg 이상으로 퇴적층의 깊이에 따른 큰 차

이는 없었다. 이는 저수지의 준공년도인 1956년도 부터 장기간 퇴적오니가 퇴적된 것을 알 수 있다. 따라서 저수지의 중심부에서도 퇴적오니가 가장 많이 퇴적된 것으로 판단되었다.

#### (2) 수질분석결과

수질개선효과를 확인하기 위하여 진공흡인압송 시스템을 적용하여 퇴적오니를 제거한 후 Table 5와 같이 배경구, 준설구, 대조구로 구분하여 수질을 측정하였다.

시험대상 저수지의 부영양화를 나타내는 chl-a는 3개 처리구에 관계없이 OECD의 부영양화기준인 25mg/m<sup>3</sup>보다 높게 나타났다. 그 원인은 7월중의 강우와 무강우가 반복되고 맑은 날씨에 따른 광합성의 반복이 지속되어 식물성플랑크톤이 증식된 결과라고 판단된다. 그러나 준설구는 18.6mg/m<sup>3</sup>로서 OECD의 부영양화 기준이하로 낮게 나타났다. COD, TN, TP는 비슷한 반면 chl-a는 준설처리한 구역에서 낮게 나타나 오니준설이 부영양화를 방지하는데 다소의 효과가 있는 것으로 판단된다.

일본의 비와호의 경우 표층저질의 상태를 조사한 결과, 표층의 인이 53~75%정도 감소하였고 준설구간과 미준설구간과의 질소와 인의 용출속도를 비교 분석한 결과 준설에 의해 인이 76~100%, 질소가 90~100% 감소하였으며 영양염을 높게 함유

Table 5. Change of Water Quality before and after Dredging

조사시기	조사 지점	pH	EC ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	COD ( $\text{mg}/\ell$ )	TN ( $\text{mg}/\ell$ )	TP ( $\text{mg}/\ell$ )	$\text{PO}_4\text{-P}$ ( $\text{mg}/\ell$ )	SS ( $\text{mg}/\ell$ )	Chl-a ( $\text{mg}/\ell$ )	비고
2003.07.04	A	8.7	160	9.6	2.646	0.079	0.001	9.2	58.9	준설전
2003.08.04	A	9.78	125	16.4	1.646	0.079	0.006	12.5	57.7	준설시점: 2003. 7. 10~25
	B	10.08	125	15.2	1.906	0.081	0.002	11.8	52.5	
	C	9.82	132	14.8	1.729	0.093	0.006	14	72.8	
2003.10.10	A	8.6	75	10.7	1.005	0.091	0.035	3	18.6	
	B	9.4	80	16.4	1.721	0.102	0.027	14.1	44.2	
	C	9.4	85	9	1.652	0.098	0.029	9.4	41.7	
2003.11.19	A	7	90	9.8	1.031	0.066	0.018	3.6	13.6	
	B	7	90	10	0.992	0.075	0.011	7.6	16.8	
	C	7.2	99	8.8	2.054	0.104	0.011	10.4	34.6	
2004.03.20	A	7.2	168	7.2	2.205	0.022	0.007	4	7.9	
	B	7.2	166	7.5	2.279	0.028	0.007	4	8.4	
	C	8.3	174	8.3	2.355	0.024	-	9.5	18.9	

- 주1) A : 준설구 - 퇴적오니를 회수한 구역에 차단막을 설치한 지점
- 주2) B : 대조구 - 퇴적오니를 회수하지 않은 구역에 차단막을 설치한 지점
- 주3) C : 배경구 - 퇴적오니를 회수하지 않은 구역에 차단막을 설치하지 않은 지점

한 표층 퇴적오니를 제거함에 따라 양호한 준설효과를 나타내었다.

(3) 퇴적오니탐사결과

HDF-5000의 오니탐사장비를 이용하여 저수심 5m에서 퇴적된 오니의 양, 두께, 성질 등을 측정한 결과, 약 1m정도의 퇴적물이 쌓여 있는 것으로 파악되었으며, 수질의 경시적 변화를 조사하기 위해 Fig. 5에서 보는 바와 같이 준설구에 해당하는 A지역을 중심으로 약 30m×30m×1m의 퇴적토층을 준설하였다. 준설후, 오니탐사장비의 측정결과와 비교하기 위하여 간이적인 방법을 통하여 확인한 결과 원지반이 나타났으며, 이 결과는 오니탐사장비의 탐사결과와 매우 일치하는 것을 확인하였다.

(4) 준설시 오탉수의 발생 측정결과

수질개선을 위한 수중준설시에 발생하는 가장 큰 문제는 주변수역의 오탉수발생이다. 지금까지 각종 준설에 사용된 펌프방식의 준설공사에서는 준설시에 발생하는 오탉수로 인하여 준설전에 비하여 2차오염을 유발시키는 문제점이 지적되어 왔다.

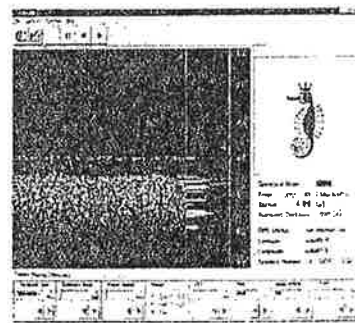


Fig. 5. Results of sludges exploration.

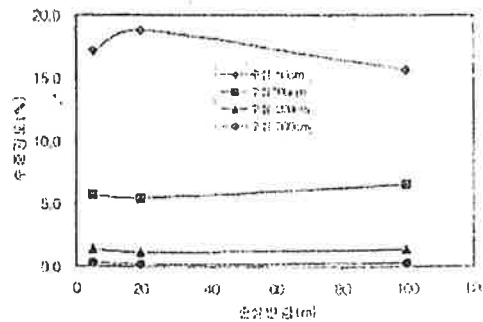


Fig. 6. Results of corruption.

Fig. 6은 진공흡인 기술을 이용한 오토준설시 수중오탁도에 대한 조사결과를 나타내고 있다.

측정방법은 준설지점으로부터 100m지점까지 수심도 50cm, 100cm, 200cm, 300cm 간격으로 수중광도를 측정된 결과이며, 수중오탁이 거의 발생하지 않음을 알 수 있다. 또한, YSI 6600 Sonde로 측정된 결과에서는 준설전 10m범위의 탁도는 전수심 평균 12.7NTU로 안정하며, 준설이 완료된 후 60분 후에는 15NTU로 감소하면서 안정상태로 유지되었다.

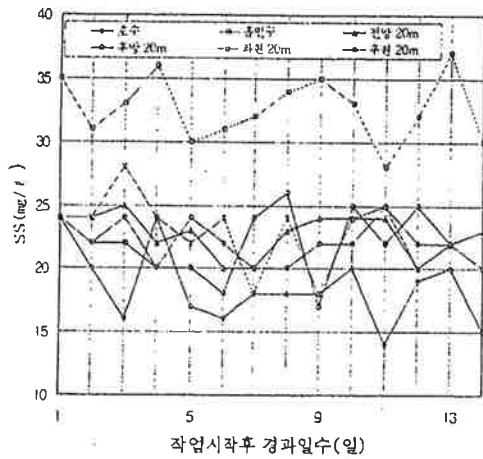


Fig. 7. Change of SS concentration before and after dredging.

일본에서도 내수면내의 수중생물의 서식보호를 위하여 진공흡인기술을 이용한 준설공사시 오탁도 조사가 필수사항으로 되어 있으며, SS를 측정된 결과는 Fig. 7과 같다.

SS발생은 흡인구 부근에서 저수지 원수보다 약간 높았으나 수평거리가 20m인 전후좌우방향에 대해서는 거의 호수와 동일한 수준을 보였다. 단, 호수의 원수는 기후 수심 등에 따라 변화를 보이는 것이므로 측정일자별로 그 결과도 다소 영향을 받게 되지만 오탁수의 발생이 적어 양호한 결과로 평가되었다.

#### (5) 준설후 준설토의 재활용성 분석

Fig. 8은 진공흡입기술을 적용하여 농업용저수지에서 준설한 퇴적토에 대한 입도분석시험 결과이

다. 준설토의 입도분석은 사토장에 토출된 상태에서 비교적 조립도에 해당하는 입자가 집중되어 있는 토출구 부근에서 임의로 시료를 채취하여 입도 시험한 결과이다.

시험목적은 저수지의 퇴적토사를 재활용할 수 있는지의 판단을 하기 위하여 실시하였으며, 배수 불량 농경지 또는 퇴메움재 등 매립성토재등으로 활용할 가치가 있다고 판단된다. Fig. 9는 퇴적된 준설오니의 건조상태를 나타낸 것이며, 유기질이 다량 함유되어 있어 저습농경지의 복토재 또는 생산성이 낮은 농경지등에 살포하여 토양개량에 활용하여도 문제가 없을 것으로 예상되나 향후 이에 대한 보장연구가 필요할 것으로 판단된다.

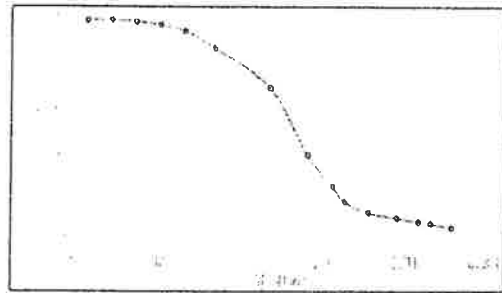


Fig. 8. Grain size distribution curve of dredging soil.

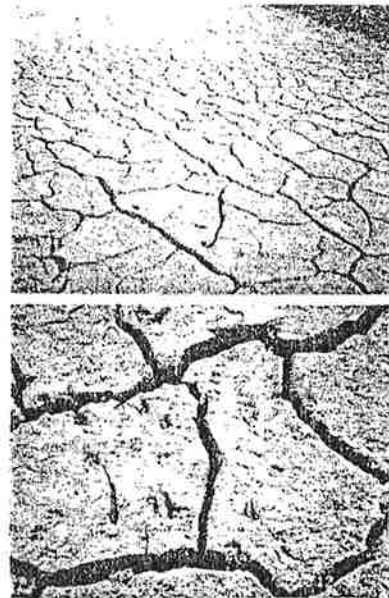
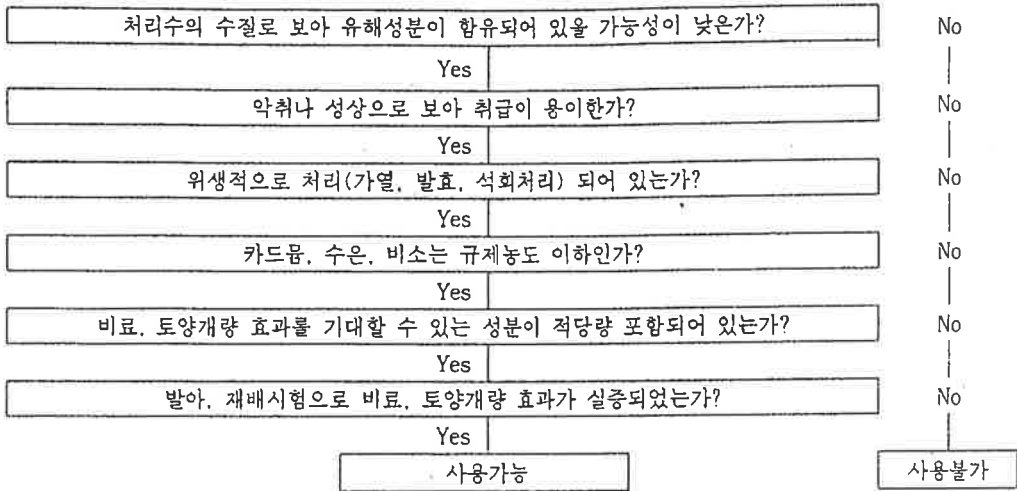


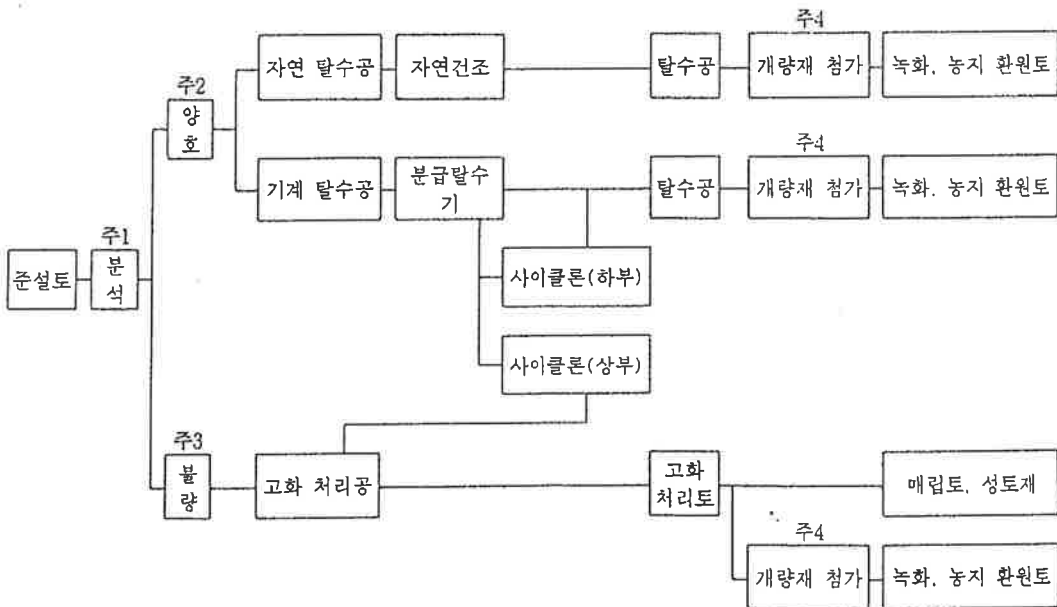
Fig. 9. Dried dredging sludges.

준설토를 재활용할 경우에는 다음과 같은 과정을 거쳐 활용가능성을 검토하는 것이 적합하다고 판단된다.

① 준설토 재활용성 검토흐름도



② 준설토 재활용 방안



- ※ 주1 분석항목 : 염분농도(NaCl), 비료성분(N, P, K 등), 유해물질(중금속, 세균, 병원균)
- ※ 주2, 3분석은 각 함유량시험을 실시한다. 또한 실외의 시험장에서 발아시험, 생육시험 등을 실시해 결정한다. 중금속은 용출시험을 실시하여 환경기준 등을 판정한다.
- ※ 주4 유효이용을 위해 이탄, 모래, 역청 등을 혼합한다.



### III. 결 론

퇴적오니 준설을 위한 기본적 실험방법에 관하여 각종 자료 및 현장 시험결과를 토대로 고찰한 결과를 요약하면 다음과 같다.

(1) 일반준설시에는 주변수역의 오탁이 크게 발생되어 오탁방지막을 설치해야 하지만 진공흡인압송시스템에 의한 준설시 준설지점으로부터 100m지점까지 수심도 50cm, 100cm, 200cm, 300cm 간격으로 수중광도를 측정 한 결과 오탁이 거의 발생하지 않아 오탁방지막의 설치가 불필요하여 진공흡인압송방식이 내수면준설에 적합한 것으로 판단된다.

(2) 배경구, 대조구, 준설구의 수질분석결과 COD, TN, TP는 비슷한 반면 chl-a는 준설처리한 구역에서 낮게 나타나 진공흡인기술에 의한 퇴적오니준설이 수질개선에 효과가 있으며, 결국, 부영양화를 방지하는데 효과가 있는 것으로 나타났다.

(3) 수질개선이 필요한 저수지내의 퇴적물은 대부분이 유기성 오니를 함유하고 있으므로 준설오니를 이용한 건설재료, 퇴매움재 등의 재이용을 위한 활용방안이 마련되어야 할 것으로 판단된다.

(4) 오니탐사장비를 이용하여 저수심 5m에서 퇴적된 오니의 양, 두께, 성질 등을 측정 한 결과, 간이적인 방법을 통하여 확인한 결과와 매우 일치하는 것을 확인되어 준설전후의 시공관리에 매우 효과적일 것으로 확인되었다.

5. 황순진, "수질관리를 위한 생태학적 접근방안". 경기 21세기 20, pp 77~95, 1998.
6. 日本 眞空 システム協會發刊, "積算基準", pp 1~90, 2001
7. 社團法人 シメント協會, "シメント固化材による地盤改良マニュアル", pp 357~380, 1994
8. 福江 外, "海底土の汚染の現状と問題點", 第28回 土質工學研究發表會 論文集2-1, pp 169~172, 1993
9. (財)先端建設技術センター, "建設汚泥リサイクル指針", pp 155~241, 2000
10. 建設の機械化, "湖沼等日の浚渫における眞空吸引押送工法の開發" No.518 pp 21-28, 1993

### References

1. 김경만, 안열, 김이부, 고재만, 남기복, "진공흡인압송 시스템을 이용한 저수지 퇴적물 준설방법". 농촌과 환경, pp 83~95, 2004
2. 마산시, "마산만 퇴적오니준설제2단계 실시설계보고서", pp 31~120, 1992
3. 이창희, 유혜진, "수저퇴적물 환경기준 개발에 관한 연구", 한국환경정책평가연구원 연구보고서, pp 1~73, 2000
4. 조홍제, 한건연, 김상호, "낙동강 하류부에서의 오니준설에 따른 수질영향분석", 한국수자원학회지, 제29권 제3호, pp 177~186, 1996

## 저수지 환경관리를 위한 흡입식기술의 적용성에 관한 연구

양태선 고재만\*

김포대학 환경토목과 \*(주)청호이앤씨

(접수 : 2005년 1월 10일, 채택 : 2005년 1월 28일)

### A Study on Applicability of Sludge Dredging Using Suction System for Reservoir Environmental Management

Tae-seon Yang Jae-man Koh\*

Dept. of Environmental Civil Engineering, Kimpo College

\*Chungho E&C. Co. Ltd

(Received 10 January 2005 : Accepted 28 January 2005)

#### ABSTRACT

There are many demands to apply deposit sludge dredging to improve revoir water quality, little dredgers, some problems of neo-environment. First, the sludge dredging which used of recovering water quality, not of dredging on the basis of environment. Also, ecological recovery is needed. Second, protecting turbid would be isolated. If we make use of vacuum suction system, sludge is transported with high slurry content, low water content. It is applied to sludge dredging at river, lake in the city.

This paper describes that applicability of suction system will be investigated environmentally and ecologically for improving water quality.

**Key Words** : suction system, reservoir management, deposit sludge dredging

#### 국문요약

저수지등의 수질개선을 위한 퇴적오니준설의 필요성이 점차 높아지고 있으나 국내 옹기전용준설은 많지 않고 장비들도 친환경적인 측면에서 문제점이 있다.

첫째, 수질개선을 위한 준설과 매립의 목적보다는 환경을 기반으로 유입된 오염원을 제거하여 수질개선과 생태복원에 접근해야 할 것으로 예상된다.

둘째, 옹기전용준설 퇴적물의 오탁을 방지할 수 있어야 한다. 흡입압송기술을 적용하는 경우 고품니율, 저합수비로 준설하여 수처리시설 등을 위한 부지를 최소화할 수 있고, 일괄공정에 의해 밀폐관을 통해 압송하므로 악취발생 또는 옹기를 확산시키지 않아 도심지의 하천, 호수 등의 퇴적오니 준설에 적합하다.

이 논문에서는 환경공학적, 생태학적인 관점에서

수질개선을 위한 흡입식기술의 적용성에 대하여 고찰해 보고자 하였다.

되어 활용도를 높일 수 있는 공법에 대하여 제안을 하고자 한다.

## 1. 서 론

### 1. 연구목적 및 배경

저수지 또는 하천 등의 퇴적오니준설시에 수저침전된 오니는 매우 미세하고 불안정한 상태에 있기 때문에 준설시에 수중으로 확산되어 오히려 준설전보다 수질을 더욱 악화시키는 문제를 발생시킬 수 있을 뿐만 아니라 무분별한 퇴적토사의 제거는 저서생물의 서식지 파괴 등의 수저생태계를 파괴시키는 문제를 발생시킬 수 있다. 따라서 수중으로의 오니 확산 등에 대한 2차 오염을 발생시키지 않고 당초 계획한 깊이만큼 오니를 선택적으로 제거할 수 있는 장비를 선정하는 것이 매우 중요하다. 준설대상수역의 퇴적오니층을 단기간 또는 전체를 일시에 준설할 경우 저서생물환경의 회복기간이 약 2~3년 소요되지만 오염된 오니토층만을 부분적으로 준설하거나 또는 대상수역을 단계적으로 준설할 경우에는 생물의 회복기간이 대체로 짧은 것으로 보고되고 있다.

따라서, 보다 친환경적이면서 환경준설기술과 준설된 오니토의 적절한 처리, 처분과정 등이 잘 부합

### 2. 오니준설장비의 현황

지금까지의 준설은 해양준설에 비중을 두어 왔으나 점차 수질개선차원에서 내수면 준설이 더욱 활발해질 것을 예상할 때 친환경적이며, 분해조립 및 이동성이 우수하고, 최종처리의 공정을 최소화할 수 있도록 고탐니율, 저함수비로 준설할 수 있는 준설(회수)시스템의 적용성이 점차 증가하고 있다.

현재 오니준설을 목적으로 도입되거나 개발된 국내의 장비는 우저펌프(Oozer Pump)방식, 뉴매틱펌프(Pneumatic Pump)방식, 원심펌프(Centrifugal Pump)방식, 오거헤드석션(Auger head Suction)방식, 진공흡인압송방식 등이 있다. 수질개선을 위한 내수면 준설장비는 해상준설선과는 달리 소형이면서 조립·해체가 용이하여 육상운송을 위한 이동성이 우수해야 하며 오니준설시 주변수역으로의 2차적인 오염이 발생되지 않아야 한다. 또한 오니준설토를 처리하기 위해 함니율이 비교적 높아야 하며 퇴적오니층만을 선택적으로 준설할 수 있는 박층준설장비를 사용해야 한다. 그러나 흡입식기술을 적용한 장비라고 하여도 만족할 만한 성능을 보유하지 못하고 있는 실정이다. Table 1은 내수면에서 오니준설이 가능한 소규모 준설장비를 비교한 것이다.<sup>4)</sup>

Table 1. Comparisons of Sludge Dredger by Suction System

형식별	뉴매틱펌프	우저펌프	오거헤드석션	진공흡인압송
장점	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 고수심, 두꺼운층 준설에 효과적</li> <li>· 외수면준설적합</li> <li>· 장거리배송이 가능</li> <li>· 펌프만의 구입가능</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 외수면준설적합</li> <li>· 장거리배송시 추가 가압장치 불필요</li> <li>· 정밀준설이 가능</li> <li>· 저수심 준설가능</li> <li>· 견질토 준설 가능</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 오염문제가 없는 지역의 준설에서 유리</li> <li>· 소규모 호소등 내수면 준설에 적합</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 준설토가 고탐니율저함수비 상태이므로 여수처리시설을 최소화할 수 있으며, 분체고화처리가 가능</li> <li>· 저수심 준설 가능</li> <li>· 해체조립이 용이</li> <li>· 견질토, 박층준설 가능</li> <li>· 내수면준설에 적합</li> </ul>
단점	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 해체조립이 곤란</li> <li>· 저수심에는 능률저하</li> <li>· 견질토 작업 곤란</li> <li>· Mooring Winch에 의존한 작업능률 저하</li> <li>· 정밀준설 곤란</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 해체조립이 곤란</li> <li>· 준설능력이 낮다</li> <li>· 쓰레기, 이물질에 의한 문제 발생 소지가 있음</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 커터방식이므로 오탐우려</li> <li>· 박층준설 불가</li> <li>· 준설토장거리배송을 위한 가압 필요</li> <li>· 함니율이 낮다</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 고탐니율이므로 장거리배송시 추가가압장치가 필요</li> <li>· 고탐니율로 준설이 가능하나 준설능력이 작다</li> </ul>

## II. 수질개선 방법

### 1. 국내외 주요 오폐수처리시설<sup>2)</sup>

국내의 주요사례로서 한강을 비롯한 청초호, 마산만 정화사업의 일환으로 1990.5 ~ 1992.7까지 2차에 걸쳐 시행되었다. 준설도는 오폐수로서 미세립자의 점토 및 실트질토로 준설작업시 오폐수확산에 의한 수질오염을 최소화 할 수 있는 오폐수전용 준설선을 이용하였다.

또한, 한강에서는 하류의 수질보전을 위하여 1994년에 시행하여 현재까지 시행되고 있으며 준설전후의 저질조사를 통해 T-N, T-P, 황화물, 강열감량, COD등의 함량이 감소하여 오염 가능성이 저감되는 것으로 조사되었다.

일본의 주요사례로서 가스미가우라호는 유역면적이 넓으나 수심이 얇으며 원래 자연적인 부영양화가 진행될 호소이다. 준설은 2차오염을 방지할 수 있는 고탐니울의 오폐수전용준설선을 적용하여 저니를 처분장까지 액압식 압송방식으로 장거리배송을 하였으며, 흡인에서 처분장까지 일괄공정으로 처리한 것이 특징이다.

한편 미국의 밴쿠버호는 영양염이 풍부한 부영양호로 1982년 5월 호수복구를 위해 펌프준설장비를 적용한 준설을 하였으며 이로 인해 수중의 SS농도와 조류의 농도는 감소되었으나 투명도와 탁도는 큰 변화가 없었고 수심의 증가에 의한 위락경관의

가치는 크게 회복된 것으로 나타났다. Lansing호는 부영양화가 되어 1979년~1980년까지 준설한 결과, 수심이 17% 증가하였고 chl-a 농도는 약 50%, 인의 농도는 80%로 감소하여 부영양호가 중영양호로 변화되었고 생물의 수가 증가한 것으로 나타났다.

### 2. 오폐수처리시설의 특성 및 문제점

준설은 주로 토사채취, 항로유지, 하구폐쇄 방지 등을 위하여 펌프준설선을 비롯한 각종 준설선 등을 이용하고 있으며, 저수지, 호소 등 수심이 비교적 얇은 곳에는 백호우를 이용하고 있다. 그러나 준설대상토질에 따라 준설선 흡입구 전면에 커터를 장착하여 토사를 1차 교란·흡입할 때 토사중의 미세토립자가 수중에 부유하거나 확산되어 수질을 혼탁시킬뿐만 아니라 오폐수의 두께가 얇고 넓은 면적에 분포되어 있는 지역에서는 준설능력이 크게 저하되는 결점이 있다. 외국의 경우, 효율적인 퇴적 오폐수를 제거하기 위한 오폐수전용준설선을 개발하여 준설작업시에 발생하는 2차 수질오염을 최대한 억제하고 있다. Table 2는 일반 준설선과 오폐수전용 준설선의 장단점을 나타낸 것이고 Table 3은 오폐수전용 준설선을 비교한 것이다. Table 4는 각종 준설선의 형태에 따른 형식과 기술, 기능을 비교한 것이다.<sup>1),2)</sup>

Table 2. Comparisons of General Dredging and Sludge Dredging Type

구 분	일반 준설(펌프준설방식)	오폐수전용 준설(진공흡인압송방식)
장 점	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 시공비가 저렴하고 국내에도 많이 보유하고 있어 적용이 용이</li> <li>· 대량시공이 가능</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 준설시 부유물의 확산이 거의 없어 2차 수질 오염의 우려가 없다</li> <li>· 특수흡인장치를 장착하여 고탐니울의 준설이 가능(65~85%)</li> <li>· 박층의 균일한 준설이 가능</li> <li>· 일괄연속공정으로 준설</li> </ul>
단 점	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 준설시 부유물의 확산으로 2차 수질오염의 우려가 있으며 균일한 두께로 준설이 곤란하다</li> <li>· 박층준설이 곤란하며, 합니울이 낮다(10~20%)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· 시공비가 비교적 고가</li> <li>· 국내 보유장비가 극소수이며, 오폐수전용준설선에 대한 인식 부족</li> </ul>
SS발생원 (kg/m <sup>3</sup> )	SS발생이 많다(0.44~3.5)	SS발생이 적다(0.021~0.03)

Table 3. Comparisons of Applicability of Sludge Dredger

장 비 명		PNEUMATIC	OOZER	진공흡인압송식	Auger Head Suction(소형)
준설 능력	준설량(m <sup>3</sup> /h)	300	100	60	30~60
	함니율(%)	30~50	30~50	65~85	30
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 펌프종류</li> <li>- 준설가능심도</li> <li>- 배송능력</li> <li>○ 준설방법</li> <li>- 펌프조작</li> <li>- 준설선 진행</li> </ul>		수압흡니 공기 압송 7.0m~50.0m 10km	진공흡입 공기 압송 1.0m~8.0m 10km	진공흡입 공기 압송 0.5m~6.0m 10km	Auger Head Suction펌프 1.0m~4.0m 2.0km
장 점		<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 깊은수심, 두터운 오니층에서 준설능력이 다소 양호</li> <li>○ 장거리 배송가능</li> <li>○ 펌프만의 구입이 가능함</li> <li>○ 두께30cm 이내의 얇은 층으로 준설 가능</li> <li>○ 준설토의 입경분리가 가능하여 약품처리 비용이 절감</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 준설선과 일체화된 장치로 준설효과를 최대한 발휘, 별도의 추가 가압장치 없이 장거리 배송가능</li> <li>○ 저수심에서의 준설 가능</li> <li>○ 두께30cm이내의 얇은 층으로 준설 가능</li> <li>○ N=20까지의 견질토 준설 가능</li> <li>○ 준설토의 입경분리가 가능하여 약품처리 비용이 절감</li> <li>○ 정밀 준설가능</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 준설선과 일체화된 장치로 준설효과를 최대한 발휘, 별도의 추가 가압장치 없이 장거리 배송가능</li> <li>○ 저수심에서 준설 가능</li> <li>○ 두께30cm이내의 얇은 층으로 준설가능</li> <li>○ N=20까지의 견질토 준설 가능</li> <li>○ 자가밀폐형 드럼어태치먼트 적용으로 2차오염이 발생하지 않음</li> <li>○ 정밀 박층 준설가능</li> <li>○ 완전 자동 운전</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 소규모 준설선으로 이송 및 취급용이</li> <li>○ 자항식으로 작업이 간편</li> <li>○ Swing폭이 큼 (180°)</li> </ul>
단 점		<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 저수심 준설시 작업능률 저하(수심10m이하에서 작업시 추가 진공펌프 장착)</li> <li>○ N=10이상의 견질토에는 준설이 곤란</li> <li>○ Mooring Winch에 의존하므로 작업능률저하</li> <li>○ 정밀 준설 곤란</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 타방법보다 준설능력이 작다</li> <li>○ 쓰레기, 이물질 등에 의한 Trouble 발생 소지가 있다.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 타방법보다 준설능력이 작다</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 오락발생 가능성 있음</li> <li>○ 준설토 장거리 배송을 위한 가압 필요</li> <li>○ 얇은층 준설 불가</li> <li>○ 준설 위치 불확실</li> <li>○ 자항으로 얇은 수심에서 오락 발생 가능</li> </ul>
2차오염억제		보통	보통	매우 양호	2차오염발생 가능
소요작업흘수		1.6m이상	1.6m이상	0.6m이상	0.6m이상

층별준설가능	가능	가능	가능	다소미흡
배송능력	10km까지 가능	10km까지 가능	10km까지 가능	10km까지 가능
준설선 총중량 (Ton)	200	380	33.5	145
준설비(%)	100	120~140	100~140	80
준설선 이동성	어려움	어려움	매우 양호	보통
저수지적용성	진입곤란	진입곤란	매우 양호	보통

Table 4. Description of Dredging Technology

공법 구분	준설기종	기능		평가항목				적 용
		굴착 (흙니)	양니·배송 (운반)	박층준설	고농도준설	오탁발생	작업방식	
펌 프	커터 펌프준설선	커터	와류펌프	△	△	△	스윙 방식	현재 보유대수가 많음 시공능력은 대~소량까지 광 범위하게 적용 가능 오니준설에는 약간 부적합
	무커터 펌프준설선	특수흡입구	와류펌프	◎	△	◎	스윙 방식	펌프준설선에 커터부를 특수 흡입구로 개량 현재 보유대수가 많음 오니준설의 실적이 많음
	특수 오니혼기압 준설선	휠 버킷	Screw Conveyor (혼기압송)	◎	○	◎	스윙 방식	현재 보유대수가 적음 비교적 고농도 니수의 배송에 이용
	뉴마펌프 우저펌프	특수 흡입구	뉴마펌프 우저펌프 (혼기압송)	◎	○	◎	스윙 방식	현재 보유대수가 적음 비교적 고농도 니수의 배송에 이용
	특수 오니 혼기압송 준설선	Screw 펌프	Screw 펌프 (혼기압송)	◎	○	◎	스윙 방식	현재 보유대수가 적음 시공능력이 적음
기 타	흡입·공기 압송방식	특수 흡입구	진공펌프 공기압송	◎	◎	◎	스윙 방식	유량조정이 가능하여 안정하 게 고풍니율 (60%~90%)로 흡인이 가능

### III. 흡입식 기술의 적용성 고찰

#### 1. 저수지 수질개선에 적용한 흡입식 기술

##### (1) 흡입기술 장비 선정

오탁수의 발생이 거의 없고 고농도 저함수비의 준설을 목적으로 개발된 준설공법이며, 공사 목적, 현장 상황, 원지반의 토질특성 및 퇴적상황 등에 따라 내부오염부하 저감, 준설에 의한 정화대책공법등을 고려하여 적절한 장비를 선정해야 한다.

준설장비는 토질, 압송거리, 준설심도, 처리·처분방법, 면적, 지형, 주변환경, 기상조건 등을 고려하여 흡입식기술인 진공흡인압송방식을 적용한다.

이 장비는 특수흡인기인 드럼어태치먼트(Drum

Attachment)를 적용하여 오니토 및 토사를 고풍니율로 흡인·압송하므로 여수처리시설 및 처분지의 면적을 최소화할 수 있다. 또한 퇴적지반에 밀착하여 진공으로 흡인하므로 타 방식에 비해 오탁확산 방지효과가 매우 양호한 것으로 평가된 바 있으며, 흡인된 오니는 압송관을 통해 최종처리장까지 일괄 공정으로 압송 처리되는 방식이다. Table 5, Fig. 1은 진공흡인 압송장비 제원 및 전경을 나타낸 것이다.

Table 5. Dimensions of Suction System Unit

길이	12.63m	높이	4.00m
폭	8.00m	홀수	0.6m

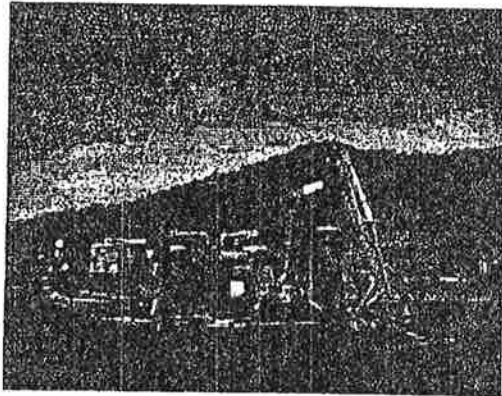


Fig. 1. Suction system unit

(2) 흡인압송 흐름도

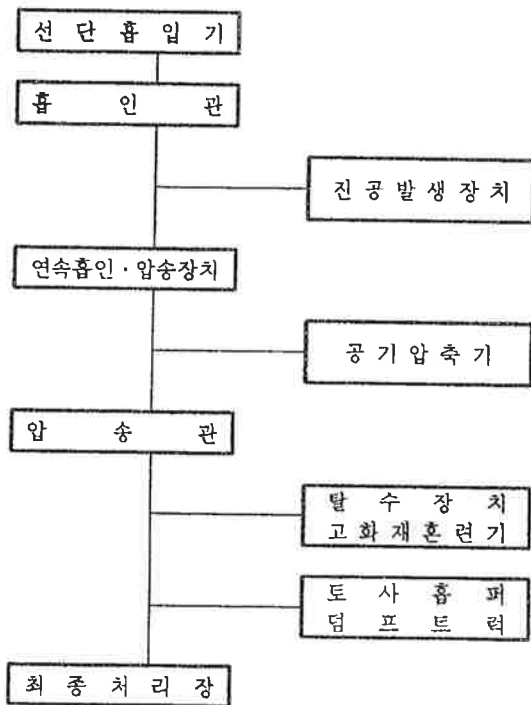


Fig. 2. Flows of suction transportation

진공흡인압송공법의 특징은 Fig. 2와 같이 흡인에서부터 처리장까지 배관을 통하여 압송되므로 현장주변에 오니의 비산이 없으며 악취를 발생시키는 등의 우려가 없어 도심지 호수 또는 하천의 오니준설에 적합하다. 또한 밀폐형 흡인기를 적용하므로써 65%~85%의 고 함니율로 준설이 가능하며, 준설시에 오탁확산이 거의 발생하지 않는다.

준설된 오니는 고함니율, 저함수비상태이므로 자연건조, 고화처리, 기계탈수 등 퇴적을 처리하기 위한 처리시설부지의 최소화, 고화재 투입량의 조정이 쉽고 사용량이 감소될 뿐만 아니라 여수처리가 용이하여 퇴적오니의 효과적인 재자원화가 가능하다.

내수면의 수중준설을 위해 최소화한 시스템은 분해, 분할이 가능하여 트럭으로 육상운송이 가능하므로 운반비가 저렴하다. 흡입식기술을 적용한 준설장비는 준설대상토의 토성에 따라 장비의 처리능력에 영향을 미치므로 Table 6을 토대로 효율을 결정하는 것이 바람직하다.

Table 6. Applicable Range of Soils

종류	적용성	종류	적용성
유기질토	양호	사 질 토	양호
점 성 토	양호	모 래	보통
실트질토	양호	자 갈	불가

(3) 실제 적용 결과

준설전후의 퇴적토를 분석한 국내 저수지의 결과이다. 각각 1,2차에 걸쳐 S1,S2, S3 및 A,B,C지점 등에서 시료를 채취하여 시험한 결과는 Table 7과 같다.

1차 조사의 경우, 퇴적물의 입도특성은 미농무부(USDA)입경 분류기준에 준하였다.

저수지 상류부는 모래 57%로서 사양토, 중간부와 말단부는 미사함량이 각각 71%, 57%로 미사질 양토로 분류되었다. 퇴적물의 화학적 특성중 강열감량과 유기물 함량은 각각 평균 9.4%, 4.0%로 나타났으며, 가연성 물질중 유기성 성분이라고 할 수 있는 강열감량과 유기물함량의 비는 유입부가 0.50, 중간부와 말단부가 0.41로 아래로 하류부로 갈수록 유기성분의 지속적인 분해로 강열감량과 유기물 함량의 비는 낮아졌다. 또한 일반적으로 생물체의 C/N/P는 100/10/1로 나타나는데 현재 저수지 퇴적물의 C/N은 평균 10.4로 일반 유기물의 C/N과 유사하였으나 N/P는 평균 2.7로 2배 이상 높게 나타났다. 이는 유입된 SS성분 자체가 인성분을 흡착한 상태로 유입되었거나 또는 유입 퇴적후 수체의 용존인성분이 토사에 흡착된 것으로 판단된다. 또한 총인

Table 7. Test Results of deposited Soil before and after Dredging

분석항목	위 치	1차조사			2차조사					
		S-1	S-2	S-3	A-상 (0cm)	A-하 (30cm)	B-상 (0cm)	B-하 (30cm)	C-상 (0cm)	C-하 (30cm)
입도 분석	sand (%)	57.0	24.0	36.0	36.0	17.0	26.0	35.0	32.0	38.0
	silt (%)	41.0	71.0	57.0	56.0	72.0	66.0	56.0	58.0	49.0
	clay (%)	2.0	5.0	7.0	8.0	11.0	8.0	9.0	10.0	13.0
산도 pH H <sub>2</sub> O (1:2.5)		6.1	5.8	5.9	5.3	4.8	5.1	5.0	4.9	4.6
유기물 함유량 (%)		2.06	4.34	5.46	1.31	3.49	3.90	3.26	4.19	4.06
유효인산 Ava. P2O5 ppm		48.55	31.58	31.33	39.18	24.36	44.07	25.84	31.44	28.31
총인산 (mg/kg)		434.6	953.8	1,087.5	1,060.3	816.9	927.9	878.1	1,064.5	1,098.0
총질소 (mg/kg)		1,044.0	2,396.2	3,149.0	2,465.2	2,254.0	2,501.3	2,324.7	2,595.2	2,824.3
강열감량 (%)		4.1	10.7	13.4	10.1	7.4	9.3	8.2	8.6	9.5

함량은 하류부로 갈수록 증가하지만 유효인산의 함량은 아래지점이 세립질 성분이 많은 토성을 가지고 있고 유하되면서 수체로 가용성은 용해되고 상대적으로 흡착이 강한 분별(Fraction)이 높아진 것으로 판단된다. Table 8은 흡인방식에 대하여 비교한 것이다.

준설토는 주로 매립 또는 해양투기를 해왔으나 최근에는 처분지의 부족, 또는 해양투기의 금지 등에 따라 여러 가지의 유효이용이 증가하고 있다. 그 예로서 ① 공원, 위락시설 등의 조성 ② 공장용지, 택지 등의 조성 ③ 축제재료, 건설성토재 ④ 토양개량제, 비료 등으로 활용도가 매우 높다. 매립지에 투입하는 경우에도 그 매립지의 이용방법에 따라 처리방법이 다르기 때문이다.

## 2. 흡입식기술과 처리

준설 저니토의 처리·처분방법은 하천, 해역, 저수지 등에 따라 차이는 있으나 준설공사의 목적, 준설토량 및 성상, 저니의 재활용 방법, 공사현장의 제반조건, 공사중 환경에 미치는 영향의 정도, 경제성 등을 고려하여 결정한다.

퇴적된 오니를 준설하여 고화처리 후 검토된 처분장으로 반출하며, 고풍수비의 고유기질 오니에서는 수분을 저하시키는데 많은 에너지가 필요하다. 고화 과정에서 에트린가이트를 생성하여 토중수를 결정수로서 받아들여 전체의 수분저하를 원활하게 하는 고화방법이 매우 효과적이다. 니토의 고화처리는 오니토를 처분지까지 운반할 때의 비산방지, 악취저감, 처분지에서 투기토를 균일하게 정지하기 위한 중장비의 주행성, 각종 건설재료로 재활용 및 토지조성을 위해 처리하고 있다.

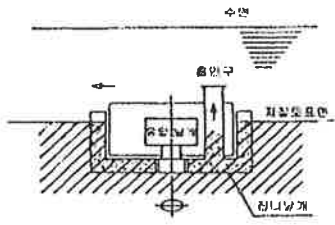
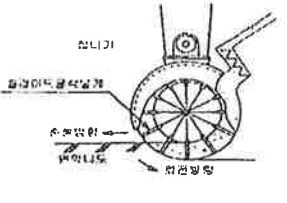
## IV. 결론

최근 저수지, 하천 등의 수질개선을 위한 퇴적오니준설의 필요성이 점차 높아지고 있으나 지금까지 파악된 국내의 오니전용준설선은 장비의 대소, 흡입방식을 불문하고 7~8대에 불과한 것으로 확인되고 있다. 보다 친환경적이면서 타 흡입기술에 비하여 실시한 오니준설 공법에 대한 결과를 요약하면 다음과 같다.

(1) 수질개선을 위한 환경준설의 올바른 이해와 이에 적용되는 장비의 정확한 제원 및 성능, 처리능력 등에 대하여 일반준설개념을 탈피하여 준설과 매립의 목적보다는 환경을 기반으로 유입된 오염원을 제거, 수질개선과 생태복원에 접근해야 할 것으로 요망된다.



Table 8. Comparisons of Suction Types

구분	드럼 어태치먼트방식	슬라이드식 굴착 방식
개념도		
수밀성	저면, 측면 모두 자가밀폐(self seal)되어 유입수가 최소한으로 억제된다.	슬라이드커터와 케이싱내 주면 및 양쪽의 간극에서 물이 유입한다.
협잡물 유입	드럼 어태치먼트흡인부에 물려 들어간 협잡물은 자동적으로 배제되므로 연속작업이 가능하다.	슬라이드 커터와 케이싱 사이에 목편, 폐각, 돌, 비닐 등의 협잡물이 물려 들어가 전면에 장애물 제거장치가 필요하다.
주변 오탁	교반·집진된 오니는 드럼어태치먼트 하부에서 흡인되므로 흡인중에는 오탁확산이 거의 발생하지 않으므로 오탁방지막이 필요 없다.	선단까지 흡인되지 않으므로 드럼의 회전과 준설진행방향의 이동차이에 따라 오니를 교반하므로 오니가 확산된다.
작업성	모든 방향의 작업이 가능하며 높은 효율의 준설작업이 가능하다.	작업방향이 전진방향만이며 효율이 낮다.

(2) 진공흡인압송공법은 원지반에 밀착되어 선택적으로 오니토만을 흡인할 수 있는 드럼어태치먼트 중앙부에서 진공압으로 퇴적오니를 흡인하므로 오니의 수중확산 등의 2차오탁을 방지할 수 있다.

(3) 흡인압송기술을 적용한 내수면 준설은 원지반 토질성상에 따라 65%~85%의 고탍니율, 저함수비로 준설하므로 여수처리시설 등을 위한 부지를 최소화할 수 있어야 하며, 수저에서 처리장까지 일괄공정에 의해 밀폐관을 통해 압송하므로 악취발생 또는 오니를 확산시키지 않아 도심지의 하천, 호수 등의 퇴적오니준설에 적합한 것으로 사료된다.

(4) 내수면 수질개선차원에서 최종처리의 공정을 최소화할 수 있는 고탍니율(고오니함유율), 저함수비의 준설이 가능한 장비가 매우 효과적이라고 판단된다.

## References

1. 김경만, 안열, 김이부, 고재만, 남기복(2004), "진공 흡인압송시스템을 이용한 저수지 퇴적물 준설방법", 농촌과 환경, pp83~95
2. 공동수, "국내 인공호수의 부영양화 제어방안. 호소의 부영양화 방지대책에 관한 한·일 세미나" 국립환경연구원,1996
3. 이종남, 신문섭, 고병욱, 박상배, "호내에서 Pump 준설에 의한 토사의 확산예측", 제34회 수공학연구발표회 논문집, pp354~362,1992
4. 이창희, 김은정, 호소 및 하천오염퇴적물 관리방안, 한국 정책평가연구원,1998.
5. 조흥제, 한건연, 김상호, "낙동강 하류부에서의 오니준설에 따른 수질영향분석", 한국수자원학회지, 제29권 제3호, pp 177~186,1996
6. 埋立て・浚渫ともなう富栄養化水質汚濁予測とその改, 1981, Vol: 9
7. 양태선,고재만,이갑수,"저심도 퇴적오니 준설을 위한 기본적 실험방법에 관한 연구",환경관리학회지,제 10권제4호,pp 339~348,2004

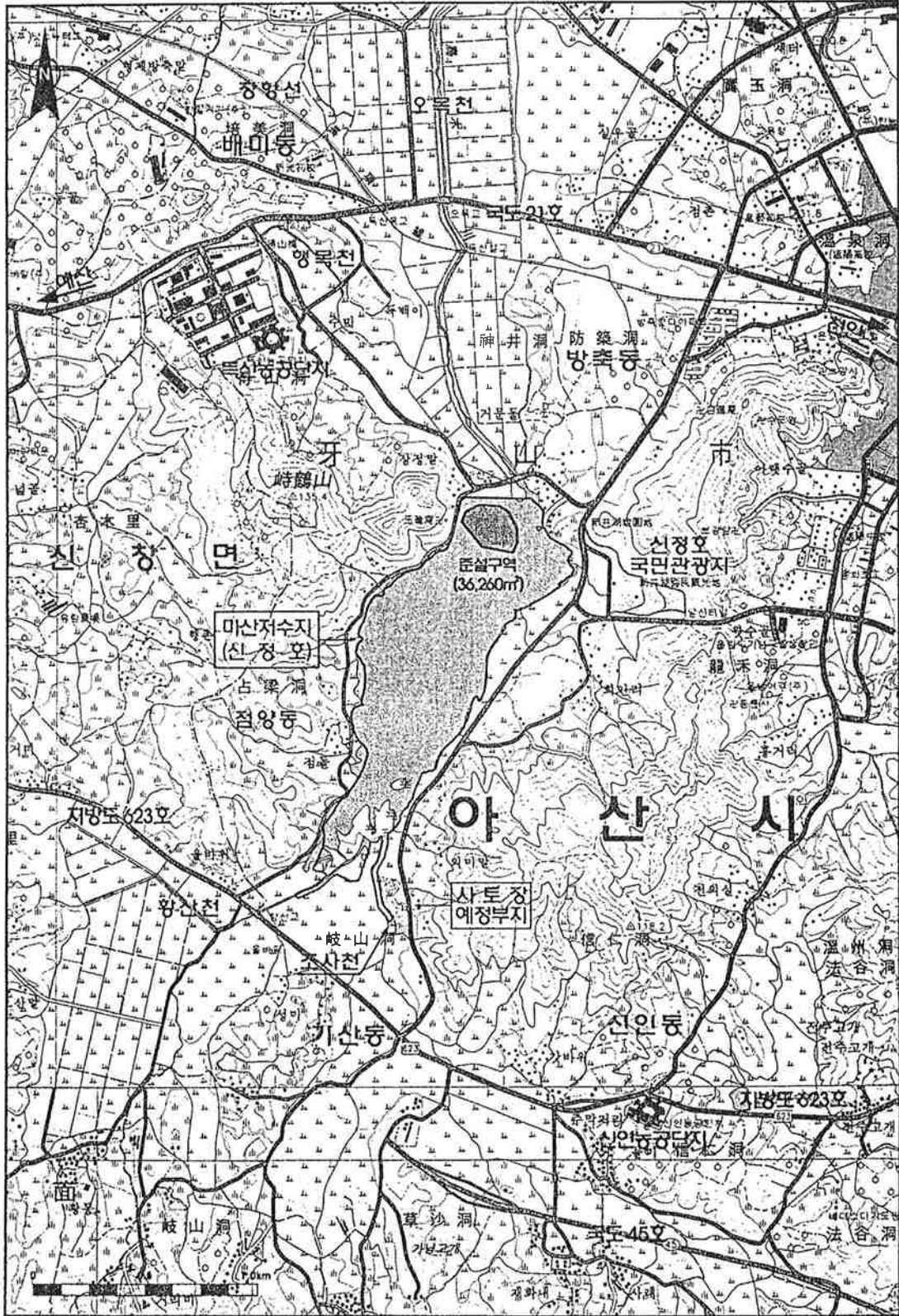
**충청남도 아산시**

**2005 . 6**

**마 산 지 (신 정 호) 준 설 사 업**

 **농업기반공사 아산지사**

# 여 백



사업계획 개요			
지구명	마산지(신정호) 준설사업	시행자	농업기반공사 아산지사
목적	저수지 수질개선		
구역	충청남도 아산시 방축동 일원 (1도 1시 1동)		
면적	수혜면적 : ha		
공사개요	저수지 준설		
	18,937㎡		
공사기간	2005년	월 일	부터
	2005년	월 일	까지

# 준 설 시 방 서

## 제1장 준설공사

### 1. 일반사항

#### 1.1 적용범위

본 항은 "마산저수지 수질개선·자연공원 조성사업" 준설공사 중 진공흡입에 의한 퇴적물 제거 공사에 관한 적절한 장비의 선정 및 공사방법, 현장관리에 대하여 적용할 시방을 규정한다.

#### 1.2 준설선의 종류 및 준설구역의 구분

1.2.1 준설선의 종류는 진공흡입압송방식의 오토타운 준설선을 사용하여 지정구역을 준설한다.

1.2.2 도급자는 특별한 경우가 없는 한 설계서에 명시된 진공흡입압송방식의 오토타운준설선을 구입하여 작업을 시행해야 하며 불가피하게 이를 변경할 시에는 감독원의 승인을 받아야 한다. 준설선 변경할 시에는 준설에 의한 2차 오염 발생 기준(SS+15ppm)을 초과하지 않아야 하는 등 진공흡입압송방식의 오토타운준설선의 성능에 부합되어야 한다.

#### 1.3 조사

도급자는 본 공사를 시행함에 있어 공사를 착수하기 전에 준설 계획 구역 내의 기상, 해상, 지리, 토질 등 작업조건을 충분히 정확 한 수심측량을 실시하고 정확한 준설량을 확인하되, 여간변동으로 인하여 설계도서의 내용과 현저한 변화가 있을 경우에는 감독관 과 협의하여 상세한 조사를 실시하고, 준설계획을 수정하여야 한다. 수질 및 저질오염도 또는 생태계 조사는 공신력 있는 연구소, 기관, 환경전문가에 의뢰하고 그 결과는 감독관의 확인을 받아야 한다.

## 2. 준설장비 선정

본 공사에 사용되는 준설장비는 퇴적오니를 준설하는데 필요한 제반요구 조건을 충족시킬 수 있는 진공흡인압송방식의 오니전용 준설선으로서 준설 및 이송시 2차 오염을 일으키지 않는 설비를 갖춘 준설선이어야 한다. 또한 내수면에 위치한 저수지의 특성을 고려하여 준설토 함니율 및 준설로 인한 2차 오염을 최소화하기 위하여 준설선은 다음과 같은 장비 또는 이와 동등 이상의 성능을 갖춘 진공흡인압송방식의 오니준설선을 사용하며 부대설비의 조합기준 펌프 준설선에 준한다.

### 2.1 준설장비 선정 조건

2.1.1 준설선은 오탁의 발생 방지를 위하여 진공흡인압송방식의 오니전용 준설선 이어야 한다.

2.1.2 준설 능력은  $60 \text{ m}^3/\text{hr}$ (실트질토, 함수비 150% 기준) 이상, 함니율(부피비) 50% 이상이어야 한다.

2.1.3 준설시 확산에 의한 2차 오염 방지가 가능한 장비 ; 흙임장치 5m 이내의 SS는 원수의 SS + 15ppm 이내로 준설 작업으로 인한 오탁수 확산방지가 가능하여야 한다.

2.1.4 쓰레기 처리 장치 ; 바닥에 산재해 있는 폐기물들은 준설 작업 시 이로 인한 작업에 영향이 없도록 사전에 제거 가능한 장치를 부착하거나 출입 시 막히지 않고 중간처리 시설까지 이송이 가능하여야 한다.

2.1.5 기타 ; 기타 필요하다고 인정되는 각종 부속장치

## 3. 준설

### 3.1 공사준비

3.1.1 도급자는 본 공사시행을 위하여 저수지의 운영이나 저수지를 이용하는 선박의 통행, 타 도급자의 시공 등에 장애가 되지 않도록 하여야 한다.

3.1.2 도급자는 항행 규칙에 대한 제반 사항을 준수해야 하며, 준설선, 작업선, 기타 부속장비, 배서관 등 장애물에는 반드시 경고

및 위험표시를 설치하여야 한다. 상기 위험, 경고시설을 표시하지 않거나 무시함으로써 발생하는 일체의 피해에 대해서는 또  
급자가 전반적인 책임을 진다.

3.1.3 위와 같은 경고시설의 설치, 운영 등은 관계법규에 따라야 하며 사전에 감독원의 승인을 받아야 한다.

3.1.4 도급자는 본 시방서 및 일반 시방서의 요구 조건에 따라 감독원을 위한 수상교통수단을 제공하여야 하고 본 공사가 진행되는  
동안 합시 이용 가능할 수 있도록 하여야 한다.

3.1.5 도급자는 공사 구역을 구획별로 공사가 원활히 수행할 수 있도록 하여야 하며 감독을 하는데 필요한 축표, 부표 등 필요한 표  
지를 설치 또는 제공하여야 하며, 이에 필요한 제반 시설물을 설치하여야 하고 이에 대한 시설물은 항상 양호한 상태로 보호  
유지되어야 한다.

## 3.2 공사시행

3.2.1 도급자는 오니준설에 필요한 장비로서 국내에서 구득 할 수 없는 장비에 대하여는 도입 또는 제작 등의 방법, 일정계획 등 장  
비도입 계약서 및 계획서를 작성하여 감독관에게 제출하여야 하고, 이 새로운 장비의 운전요원에 대한 운전, 관리, 수리기술  
등을 충분히 습득시켜 작업 중 장비고장으로 인한 공사의 장기 중단상태가 발생하지 않도록 하여야 한다.

3.2.2 도급자는 합리적이고 효율적인 준설을 하면서 환경에 대한 오염을 완벽하게 방지하기 위하여 공사수행 방법 및 작업순서, 본  
공사에 사용할 장비의 목록 등을 설명하는 시공계획서를 감독관에게 제출하여 승인을 받아야 한다. 본 계획서에 장비받입 계  
획, 준설방법, 운전방법, 중간처리계획, 최종처리계획, 환경오염방지계획까지 모든 사항이 포함되어야 한다.

3.2.3 도급자는 감독원으로부터 시공계획서 승인을 받은 후에 본 설계도서에 표시된 바에 따라 성실하게 시공하고 하상 퇴적오니의  
부상이 없도록 한다.

3.2.4 준설심도는 가능한 계획준설 수심보다 20~30cm이상(여갈두께 기준) 깊게 준설하지 않도록 하고 계획준설 수심보다 알게 준설  
하여서는 안된다.



3.2.5 준설된 오니를 하천에 유출시키지 않고 중간처리시설까지 운송하는 제반 장비는 적절한 능력과 효율이 동시에 만족되어야 하며 2차 오염이 발생되지 않도록 충분한 성능의 장비를 투입하여야 한다.

3.2.6 도급자는 가시설된 구조물 및 시설물에 손상을 주지 않도록 사전에 충분한 검토를 한 후 공사를 하며 시공 중 위험을 끼칠 우려가 있을 때에는 즉시 감독원에게 통보하고 대응조치를 취해야 하며 도급자 부주의에 따라 손상이 발생되었을 때는 도급자 부담으로 원상복구 하여야 한다.

3.2.7 도급자는 오니전용 준설선이 현장에 반입되면 감독원 입회하여 30일 이상 시험준설을 시행하고 함니울 등을 조사, 작업능력을 산정하여 장비의 제반 성능을 시공계획서와 비교 분석하여 시공계획에 반영토록 하고 설계변경을 위한 기본 자료로 사용한다.

3.2.8 도급자는 야간에 작업하는 경우에는 오니의 유출여부 등을 육안으로 관찰 할 수 있도록 제반조치를 강구하여야 하며, 유사시에는 오탐방지막 설치 등 필요한 조치를 취할 수 있도록 대책을 수립하고 필요시 감독원과 협의하여 승인을 얻도록 한다.

3.2.9 도급자는 준설구역에서도 장비의 이상 등에 따라 오니의 유출 및 외부퇴적물의 유입방지를 위하여 주의할 기울여야 하며 오탐확산을 막을 수 있도록 상시 대비하여야 한다.

### 3.3 준설

준설은 2차오염을 최소화하기 위하여 다음에 요령에 의거 시공한다.

3.3.1 준설범위 및 준설심도 등을 사전 조사하여 가장 경제적이고 유리한 준설이 될 수 있도록 검토한 후 준설계획서를 제출 감독관 승인 후 준설작업을 시행한다.

3.3.2 1회 준설 두께는 30cm 이내로 하고 전면을 고루 준설하도록 최대한 연이층의 이동이 되지 않도록 한다.

3.3.3 흙입장치 5m 이내의 SS는 원수의 SS + 15ppm으로 한다.

3.3.4 준설시 스윙속도는 오탐이 부유되지 않도록 저속으로 하며 최대 10m/분을 초과하지 않도록 한다.

3.3.5 작업중 급격한 타도의 변화가 발생시에는 즉시 준설작업을 중지하여 그 원인을 조사하고 감독관에게 보고한 후 적절한 대책을 수립한 후 제거한다.

3.3.6 준설작업의 수질오탁 현황, 수심현황 등을 수시조사 분석하여 기록 보관한다.

3.3.7 배사관은 항상 점검하여 준설오니기가 누출되는 일이 없도록 하며 마모, 파손된 것은 즉시 교체하고 배사관으로부터 준설토가 누출되어 발생하는 문제는 도급자 책임으로 조치한다.

3.3.8 준설 및 배사관은 기상 악조건에 대비한 대피계획을 수립하고 도급자 책임하에 시행하며 장마 등의 우기철에는 기상청 예보에 따른 조치를 강구한다.

3.3.9 도급자는 준설이 완료되면 준설된 구간에 대한 검사를 받아야 한다. 검사용 기계는 위치를 동시에 측정 가능한 음향 측정기 또는 이와 동등한 성능을 가진 장비이어야 하고 검사측심 결과를 자동기록장치에 의한 기록지를 감독원에게 제출하여야 한다.

3.3.10 준설작업순서는 단위구역별로 상류에서 하류, 오염이 심한지역, 퇴적량이 많은 지역을 우선적으로 작업한다.

#### 4. 검사

4.1 본 준설은 저수지의 퇴적오니를 대상으로 진공흡인압송방식의 오토표준설 장비를 사용하는 것으로 하였고 준설선에 부착된 각종 장비의 작동에 의해 준설 당시의 준설두께, 준설위치 등이 정확하게 확인 가능하므로 각종 기록지를 감독원에게 제출하여 확인하는 것으로 준설작업은 완료된 것으로 한다.

4.2 단 지구역에 대한 준설작업이 완료되었을 때는 감독원의 일회 하에 감독원이 승인한 방법에 의해서 수심측량을 실시하여야 한다. 감독원의 일회 하에 승인한 방법에 의해서 수심측량 결과 변화한 하상의 수심도를 작성 제출하여야 하며, 이 수심도와 각종 기록지에 의한 검사는 상호 보완 효력을 가진다.

4.3 최종확인 수심측량은 공인기관의 음향측심기에 의한 방법으로 시행하는 것을 원칙으로 한다.

## 제2장 최종처분

### 1. 운반

1.1 준설선으로 부터 최종처분지까지 운반은 다음과 같은 순서에 의하여 운반하며, 배사관의 연결부, 오니투기장 투기까지의 과정 중 오니가 누출되는 경우는 발생즉시 작업을 중단하고 필요한 수선보강 또는 교체하여 감독관의 검사 및 승인을 득한 후 작업을 재개하여야 한다.



- 1.2 오니전용준설선에 의해 준설된 오니토의 운반은 배사관을 사용하고, 오니수의 누출여부를 감독관에게 검측, 승인 후 사용하여야 한다.
- 1.3 배사관 운반시에는 주변의 수상교통에 지장을 주지 않도록 필요한 조치를 강구하고 부득이 통행에 제한을 주어야 할 때에는 사전에 대책을 수립하여 감독원의 승인을 받아야 한다.
- 1.4 도급자는 중간처리시설에서 배수처리 한 오니를 덤프트럭으로 운반시에는 오니가 도로에 낙하되지 않도록 필요한 조치를 강구하여야 한다.
- 1.5 도급자는 공사구역의 기상예보 및 변화를 파악하고 기상 악화는 기상 악화는 감독원과 협의하여 장비를 안전한 곳으로 대피 할 수 있도록 모든 조치를 강구하여 피해가 발생하지 않도록 하여야 한다.

### 제3장 환경 모니터링 계획

#### 1. 개요

퇴적오니 준설 및 처리에 대한 공사 기간 중의 저수지 환경변화를 감시하고 2차 공해방지 대책 수립을 위한 기초자료를 확보하기 위하여 필요시 다음과 같이 시험을 할 수 있다.

#### 2. 조사 및 감시

2.1 도급자는 환경 Monitoring 계획에 의거 준설에 의한 2차 오염방지에 최선을 다하며 조사위치 및 계획은 다음과 같고 감독원과 협의하여 조사위치 침 계획을 변경할 수 있다.

항 목	세 부 조 사 항 목	시 기	조 사 지 점	비 고
수 질	pH, DO, BOD, COD SS, T-N, T-P	월 1 회	준설구역, 상류, 하류 : 3개소 중간처리시설 유출수 : 1개소	
저 질	pH, COD, 황화물 강열감량, T-N, T-P	월 1 회	준설작업 대표지역 : 2개소	표층, 0.5~1.0m
생 태 계	어류상, 저서생물, 플랑크톤	필 요 시	작업 저수지 대상	

2.2 도급자는 필요한 조사 및 감시를 관리사무소나 전문기관에 의뢰하여 측정, 분석 관리토록 한다.

2.3 측정, 분석방법은 환경오염 측정시험법을 기준으로 하고 이에 명시되지 않은 사항은 외국의 해당 시험법 등을 준용하여야 한다.

### 3. 모니터링 System 운영

도급자는 조사 및 분석에 의한 SS 결과치가 중간처리시설 방류수는 SS 60mg/l 이상일 때, 준설지역 주변관의 수질 차이가 상이할 경우(+15mg/l) 즉시 공사를 중지하고 저감대책을 강구하여야 한다.