

# 漢江流域の水質管理システムに関する研究

— 慶安川及び八堂湖を中心として —

Studies on Water Quality Management Systems for Lake Paldang  
and Kyeong-an Stream in Han River Basin in Korea

松重一夫  
相崎守弘 編

Edited by Kazuo Matsushige  
Morihiro Aizaki

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

## 序

1990年2月から1993年1月までの3年間、当国立環境研究所と韓国国立環境研究院との間で「漢江流域の環境汚染管理に関する研究」について、JICAのミニプロジェクトとして共同研究が行われた。この共同研究は水質管理システムおよび大気汚染管理の二つの分野で実施された。本報告書はこの内、水質管理システム分野の成果についてとりまとめたものである。

水質管理システム分野ではソウル市周辺1200万人の飲料水の水源となっており、韓国における最も重要な湖の一つとも言える八堂ダム湖およびその流入河川の一つである慶安川を対象にした水質管理のための基本的な調査・解析、モデルの作成、対策手法の検討等を行った。またこれらの成果を一つのシステムとして統合化するために、地理情報システムを導入した総合的な水質管理システムの構築を試みた。得られた成果はプロジェクトの終了に当たり、共同研究を行った各研究担当者が日本語および韓国語でとりまとめた。本報告書はその原稿をもとに韓国語部分を日本語に翻訳し、編集したものである。

また、これらの成果を受けて、水質保全・管理分野に関する日韓共同研究が本年9月より、JICAのプロジェクト方式技術協力「韓国水質改善システム開発プロジェクト」として発展的に継続され、今後5年間にわたり共同研究が実施される予定である。

本報告書は本年終了した日韓共同研究の成果を関係者や韓国の水質問題に興味を持つ方々に利用していただくとともに、新たに開始されたプロジェクト研究の基礎資料として活用されることを期待して作成した。その意図が達成されることを担当者一同念じている。

平成5年11月30日

地域環境研究グループ統括研究官  
内藤 正明

Outline of the Joint Study Project Between Japan and  
Republic of Korea under the theme  
" Pollution Control in the Han River Basin"

1. Background

The Republic of Korea has achieved rapid economic growth since the beginning of 1960's. On the other hand, urbanization and industrialization have caused serious environmental pollution problems. In particular, eutrophication of artificial lakes is one of the most vital issues because about 70% of the total Korean people depends on artificial lakes for drinking water resources. In relation to water pollution, such air pollutants as sulfur dioxide and suspended particulate are an important issue, since transportation of them and resultant deposition may cause water pollution.

Han River is the most important river in the Republic of Korea. Paldang Reservoir is located at downstream of Han River, about 45km north-east part of Seoul city. The water intaked from the reservoir is used drinking water of fifteen million peoples in the capital boundary. The reservoir was constructed at joint site of North Han River, South Han River and Kyeong-an River. Kyeong-an River is the most polluted than other rivers.

In the Republic of Korea, the National Institute of Environmental Research was established in 1978, and has been conducting research on water and air pollution since then. However, intensification of environmental pollution problems, especially in the Han River Basin, requires a comprehensive environmental management plan which included not only emission control but also restriction of land use.

In order to make such a plan successfully and practically, Japanese experiences in water and air pollution research should be transferred and applied. Therefore, it is necessary and significant to propose the Joint Study Project under the theme "Environmental Pollution Control in Han River Basin".

2. Objectives

The objective of this project was to develop methodology for designing water quality management plans. In this study, Han River Basin was chosen as research field, and the influence of transportation of air pollutants and resultant deposition were taken into account.

3. Study framework

The project was divided into following sub-themes;

- 1) Development of water Quality Management Methodology for Artificial lakes.
- 2) Development of Water Quality Management Methodology for Rivers.
- 3) Development of Analytical Method for Transportation of Air Pollutants and Resultant Deposition.

In order to implement the Project, the following approaches were carried out:

- 1) For sub-theme 1 and 2, the Kyeong-an River basin and Paldang Reservoir were chosen as a model area for intensive case studies.
- 2) For sub-theme 3, Seoul city area was chosen as model area

for analyses of air pollution.

#### 4. Organization

##### 1) The Japanese Study Team

The Japanese study team was mainly consist of researchers from the National Institute for Environmental Studies (NIES) under Environment Agency and experts from Local Governments.

Project leader: Ryuichi SUDO (NIES) (Feb. 1990 - July. 1991)  
Masaaki NAITO (NIES) (Aug. 1991 - Jan. 1993)  
Sub-leader: Morihiro AIZAKI (NIES) (For sub-theme 1 and 2)  
Shinji WAKAMATU (NIES) (For Sub-theme 3)

##### Researchers:

###### For sub-theme 1 and 2

Kazuo MATSUSHIGE (NIES)  
Yuhei INAMORI (NIES)  
Takehiko FUKUSHIMA (NIES)  
Senichi EBISE (NIES)  
Hideo HARASAWA (NIES)  
Jun NAKAJIMA (Chiba Pref. Lab. Wat. Pollu.)  
Katunori MATSUZAWA (Nagano Inst.Heal.Envi.Std.)  
Masaaki HOSOMI (Tokyo Univ. Agri. Tech.)

###### For sub-theme 3

Itushi UNO (NIES)  
Kiyoshi UEHARA (NIES)  
Akira UTSUNOMIYA (Fukuoka Inst.Heal.Envi.Std.)  
Takanori YAMASHITA (Nagasaki Inst. P. H. E. S)  
Atsuko MORI (Nagasaki Inst. P. H. E. S.)

##### 2) The Korean Study Team

The Korean Study Team was mainly consisted of researchers from the National Institute of Environmental Research (NIER) under the Environment Administration.

Project leader: Yoon-Soo SUH (NIER)  
Sub-leader: Jae-keun RYU (NIER) (For sub-theme 1)  
In-Seon LEE (NIER) (For sub-theme 2)  
In-Goo KANG (NIER) (For sub-theme 3)

##### Researcher:

###### For sub-theme 1 and 2

Sang-Chul SHIN (NIER)  
Dong-Il JUNG (NIER)  
Myeong-Hee KWEON (NIER)  
Jung-Kyu KIM (NIER)  
Duk-Hee RHEW (NIER)  
Sang-Yong YANG (NIER)  
Oh-Sang KWEON (NIER)  
Dong-Soo KONG (NIER)  
Hyeong-Jin LEE (NIER)  
Seong-HUN CHOI (NIER)

###### For sub-theme 3

Ei-Jeong HAN (NIER)  
Jin-Seok HAN (NIER)  
Chan-Kee SHIN (NIER)  
Tae-Sool PARK (NIER)

Soo-Eon CHOI (NIER)  
Pyung-Soo KWON (NIER)  
Seong-Kee CHANG (NIER)  
Jeong-Soo KIM (NIER)  
Seung-Do YU (NIER)

## 5. Results

This report was consisted of two chapters. In the Chapter 1, reports related sub-theme 1 and 2 are included, and those related sub-theme 3 are in the Chapter 3.

Chapter 1 : A Development of the Environment Management Technics  
for the Han River Basin  
- For Lake Paldang and Kyeong-an River -

### 1.1. Status of Paldang Reservoir and its Catchment area.

The purpose of this survey was present characteristics, pollution sources, and water quality status of the Paldang Reservoir. Paldang Reservoir was man-made river run reservoir. Catchment area of this reservoir was 23,600 km<sup>2</sup>. Woodland was about 15,000 km<sup>2</sup> and this was 65% of catchment area. Total storage capacity was 244 x 10<sup>4</sup> m<sup>3</sup>. Average depth was 6.7m and residence time was about 5.5 days.

This paper contains population, climate, administrative district, nature of the soil, geographical features, status of land use, domestic animals, waste water and sewage discharging facility, and nightsoil treatment facility in Paldang Reservoir catchment area.

In 1991, average BOD and COD<sub>Mn</sub> concentration of Paldang Reservoir were 1.1 mg/l and 1.7 mg/l respectively, and chlorophyll-a concentration was 8.8 mg/m<sup>3</sup>. Trophic level of the Paldang Reservoir was estimated mesotrophic state. The countermeasures for protecting water quality of Paldang Reservoir were considered as follows; Effective management of sewage treatment plant and stock-raising joint treatment plant in catchment area of Kyeong-an River, lake water quality purification by using aquatic plants, runoff control in summer precipitation. Finally basic environmental facility should be established until 1996.

(Jae-Keun Ryu)

### 1.2. Analyses on Input Loading of Paldang Reservoir

Paldang Reservoir is a man-made lake. Branch stream in drainage basin show dendrite pattern, and lake ecosystem is not steady in flooding season. The ratio of drainage basin to lake surface is 618, and mean depth of the lake is 6.5 m. The ratio of lake surface area to mean depth is 0.17 m/km<sup>2</sup>. Since Paldang Reservoir is shallow and stream-like, stratification of water temperature scarcely observe, and settling rate is very high.

External COD loading was estimated as 1,440 g/m<sup>2</sup>/year and efflux was 1,388 g/m<sup>2</sup>/year. Storage rate in water body was -3.1g/m<sup>2</sup>/year. External total phosphorus loading was estimated

as 40.0 gP/m<sup>2</sup>/year and efflux rate was 33.8 gP/m<sup>2</sup>/year. Storage rate in water body was 0.24 gP/m<sup>2</sup>/year. Apparent settling rate was estimated as 10.04 gP/m<sup>2</sup>/year and net settling rate was 6.01 gP/m<sup>2</sup>/year, then internal loading rate was estimated as 3.97 gP/m<sup>2</sup>/year. External total nitrogen loading was estimated as 1,041 gN/m<sup>2</sup>/year and efflux rate was 1,023 gN/m<sup>2</sup>/year. Storage rate in water body was estimated as -2.7 gN/m<sup>2</sup>/year and net settling rate was 20.6 gN/m<sup>2</sup>/year.

Recently, total nitrogen concentration has been decreasing in Paldang Reservoir, and total phosphorus concentration is increasing, then N/P ratio in water of the reservoir is continuously increased. Filamentous blue-green algae which has N<sub>2</sub> fixation ability frequently increased in the reservoir.

(Dong-Soo Kong)

### 1.3. Estimation of Pollutant Loading from each Sources

This study was performed to estimate the basic units for the pollutants (BOD, nitrogen and phosphorus) from various kinds of sources. We applied to the Kyeong-an stream basin as a model of basic units to estimate production and discharge amount of pollutant substances. The results were as follows;

1) The per capita production of domestic waste water were 52.4 g BOD, 6.76g T-N, and 1.05g T-P/Capita/day, that of livestock waste waters classified by cattle, pig and poultry were 581, 179, 37 g BOD/head/day, 220, 36, 1.3 g T-N/head/day, and 40.8, 13.4, 0.41 gT-P/head/day, respectively.

2) The per capita loadings of domestic waste water was different according to nightsoil treatment types. In case of septic tank, it was 32.3g BOD, 6.8g T-N and 12.2g T-P per capita per day. The loading of persons in the area received sewage systems was estimated as the loading of the sewage treatment plants, then the per capita loading was estimated as the same as production. That of nontreatment (land restoration) type was estimated as same as per capita production.

For the livestock waste water, it made a difference among the kinds of sources according to breeding scale such as permission, declaration and uncontrolled classified by the law, too.

The capita loading obtained were 5.48, 54.8, 103.8g BOD/head/day, 42.4, 39.7, 53.0g T-N/head/day, and 0.96, 1.19, 1.2g T-P/head/day from cattle, and 2.7, 27.0, 38.2g BOD/head/day, 14.2, 13.3, 17.7g T-N/head/day, and 0.69, 0.85, 0.86g T-P/head/day from pig respectively according to the permission, declaration and uncontrolled.

3) As nonpoint sources, loadings per unit area were estimated as 6.33, 8.60, 3.78g BOD/km<sup>2</sup>/day, 6.47, 6.17, 4.43g T-N/km<sup>2</sup>/day, and 0.16, 0.10, 0.03g T-P/km<sup>2</sup>/day, respectively from plowed field, rice field and forest area.

4) As a case study, total production of polluted substances in the Kyeong-an River basin were 50,534 kg/day for BOD, 12,801 kg/day for T-N and 2,744 kg/day for T-P. Also, the discharge rates were about BOD 18.1%, T-N 47.4% and T-P 11.4%, respectively against the total production amount of pollutant sources.

(Dong-Il Jung)

#### 1.4. Environmental Information System for Pollutant Sources in the Kyeon-an River Basin

The Kyeon-an river basin was selected for evaluation of a personal computer-based river basin management system. This system divides the basin area into 1 km<sup>2</sup> grids, calculates the pollutant load for each pollutant source with the basic unit method and categorizes each grid area into various groups depending on the amount and kinds of pollutants discharged. This categorization is visualized in color on a computer display. The management system estimates how much of the pollutants discharged into each tributary reach the main stream using the measured flow rate. Water quality in each tributary is categorized by color. The main stream is divided into 1 km long sections and the water quality for each section is calculated using the QUAL2E model. The results for the main stream are displayed in the same way used for the tributaries. The pollutants in the Kyeon-an river flow into Lake Paldang. Water quality in Lake Paldang is calculated using the lake water quality model which is described in Chapter 8. This management system can be used to evaluate the effectiveness of pollutant load reduction countermeasures.

(Kazuo Matsushige)

#### 1.5. Analysis on Effluence Characteristics of Pollutants

This study was carried out to investigate the analysis on effluence characteristic of pollutants for the Kyeong-an River that is heavily polluted by sources such as domestic waste water and livestock wastes.

Pollutant loading during the flowing down in stream was described by an  $L_t = L_0 \times e^{-kt}$ , in which the values of the self-purification coefficient (k) were 0.36 - 6.98/day with BOD, 0.42 - 1.73/day with TN and 0.38 - 5.58/day with TP on different pollutant concentration of stream. Pollutant loading for small branch was described by  $L_t = L_0 \times e^{-k_1 l}$ , in which the values of self-purification coefficient (r) were -0.209 - 9.773/km with BOD, -0.395 - 5.314/km with TN and -0.33 - 22.658/km with TP, respectively.

The water quality prediction was performed by QUAL 2E model which US EPA followed to QUAL 2, and the reaction coefficients for the model were estimated to the on-site analysis and literature review.

The model that was calibrated could be applied to predict water quality in according to the reduction of pollutant loading for Kyeong-an River.

(Dong-Il Jung)

#### 1.6. Land Use Analysis Using Satellite Data

The remotely sensed data obtained by a satellite such as Landsats have drawn much attention in recent years. There are several reasons why these data became so popular. First, capability of personal computer has progressed greatly to process

large amount of image data. Second, as global environmental issues such as deforestation and desertification in developing countries are becoming serious, remotely sensed data offer an operational tool to identify and analysis them, because generally in those countries, there might be no good land use maps for analysis and evaluation of the environment.

This paper summarizes an application of satellite data to the analysis of land use in Kyeong-an River which is a tributary of Han River in Korea. From a TM image data of the Landsat obtained, an appropriate area including the study area was extracted by using the IPSEN system, which was originally developed for processing of image data and remotely sensed data in the institute.

The obtained image (512x512) was then processed by the RICA system, which was developed as a classification tool of the image data. Four categories of land uses are specified from maps and field survey. Those are 1) urban land use such as residential area, road, building, and so on, 2) forest area including mountain area, 3) water area such as rivers, lakes, and ponds, and 4) agricultural land. Considering resolution of the obtained data in the study area, a typical land use such as greenhouse was omitted from land classification this time.

Though an appropriate result was obtained after several trials, some verification process should be needed for estimation of pollution load generated in the study area. Most of the area was classified into the above four categorical land use with some undefined areas. The undefined area is very small, but more information about the present land use condition is necessary to increase the classification capability. In addition, more precise classification can be performed in considering smaller area.

(Hideo Harasawa)

### 1.7. Prediction Model of Water Quality in Paldang Reservoir

A simulation model was developed to predict water quality in Paldang Reservoir in the future. The purpose of the prediction is to decide the methods which should be applied to clear the water quality in the reservoir.

The reservoir was divided into four boxes; Pukhan, Namhan, Kyeong-an and Main. Concentrations of inorganic phosphorus (IP), organic phosphorus (OP), COD and total nitrogen (TN) in the four boxes were calculated in the model.

The model developed here is based on the former models which the author made in 1989 and the two models in the second report of the study on the conservation of the water quality in Paldang Reservoir by Kong and the others in 1989.

Input-output model which includes transport, mixing, sedimentation, release from the bottom sediments, production and decomposition was applied.

IP, OP, COD and TN were calculated at daily intervals and the concentrations on the 15th day in every month were printed out. The annual mean values were also calculated.

The basic equations, the values of the input variables and parameters in the model were used as the same equations and values which were used in the former model as possible.



The program of the model was described in BASIC which was also used in the environmental system model in the catchment area.

The initial year of the model was 1989. The calculated values of the seasonal change in the concentrations were in good agreement with the observed values in the year.

The author expects that the model will be improved by applying more fitting values of the variables and parameters to Paldang Reservoir after the future studies in Korea.

(Jun Nakajima)

#### 1.8. Evaluation of Countermeasure Plan of Pollutant Loading Reduction

The effectiveness of various countermeasures for reducing pollutant loading is evaluated in terms of predicted water quality changes in both a river and a lake. Countermeasures for curtailing anthropogenic pollution are the installation of public sewage systems and small-scale individual sewage systems. Installation of on-site wastewater treatment systems, reduction of the number of livestock, and proper disposal of livestock wastes are effective measures for reducing the pollutant load from livestock stalls. Countermeasures against pollution from industrial activities and non-point sources are the tightening of water quality standards for industrial discharges and the enhancement of self-purification by natural river systems. The model incorporates the above mentioned countermeasures, predicts water qualities for both rivers and lakes, and evaluates the effectiveness of the countermeasures. The predicted water quality variables are visually categorized by color on a computer display.

(Kazuo Matsushige)

#### 1.9. Design of Decision Support System for Selection of Appropriate Wastewater Treatment Processes in Small Communities

The compliance ratios for environmental standards related to living environment still remains unsatisfactory because of discharge of domestic wastewater, especially gray water without treatment from individual houses. Since it can no be expected that public sewerage systems and on-site small wastewater treatment system (Gappei-Johkaso) for each household or small communities cover so rapidly with non-urbanized area.

Various plant-type treatment technologies for small domestic wastewater, such as rotating biological contactor (RBC), anaerobic filter and sequencing batch reactor activated sludge process, have been developed.

On the other hand, treatment technologies using natural purification systems such as wetland, soil trench, and oxidation pond also have been focused because plant-type treatment processes generally need much energy, much initial investment and operation and maintenance (O & M) cost, and high level operation techniques.

It is natural that each small community should have wide range of regional characteristics such as population, density, weather,

water use, and geological features and that treatment the regional characteristics. However, many administrators and designers have selected the treatment processed based on their experiences and/or previous cases. That is, how to select a treatment system for a small community reasonably has been established.

The purpose of this study is to design a knowledge-based expert system for selection of small treatment technologies suitable for the natural and socio-economical conditions of an objective area.

Treatment performance data, initial investment cost data, and O & M cost data for treatment technologies were reviewed. These data were rearranged as functions of inflow rate of treatment processes.

Characteristics of each treatment process have been obtained from hearing investigations for experts, particularly operation and maintenance, stability of effluent quality responding to change of loads in each treatment process. These information data were incorporated into the data base system for treatment technologies.

In the selection process of treatment technologies the Analytic Hierarchy Process(AHP) were adopted. The AHP is the decision making system based on pair-comparison of evaluation elements and alternatives.

The decision support system for selecting the appropriate wastewater treatment process was developed under given conditions of target each region such as population and water use. The decision support system which is written by Japanese is designed user-friendly based on man-machine system using PC-9801 series personal computer and includes the data on treatment performance, cost difficulty of maintenance, and general features of small wastewater treatment processes.

The system can also evaluate the combination processes of conventional (i.e. plant-type) wastewater treatment facilities and natural-purification system.

The flow of the decision support system is as follows.

- 1) A user needs to input local characteristics (population, area, unit load of BOD, COD, T-N, T-P, etc.) in accordance with direction of the computer. If the user does not know the values of parameters relating to per capita load, the system can show the reference data to help the user. The user also input target/requirement for treatment facilities.

- 2) Immediately after input data of local characteristics, the system calculates treatment performance and construction and maintenance cost. The system shows the list of performance and cost data of all processes complying with user's requirement on the display.

- 3) The user can sort the list for a parameter such as maintenance cost and T-N treatment performance and/or make order of priority among several types of processes using AHP (Analytic Hierarchy Process) with taking account of user's requirement and local conditions.

- 4) If the user wants to utilize natural purification systems, the user choose the natural purification system and input data such as available area and length relating to its performance. The decision support system evaluate the combination processes and shows the list of their performance and cost.

This decision support system is a prototype, but it is a

useful tool for selecting appropriate treatment process in a region. The system will be more useful by collecting reliable data for construction of knowledge data base.

(Masaaki Hosomi)

#### 1.10. Reduction Methods of Pollutant Loading

This study was to investigate the reduction methods of pollutant loading for small scale pollutant source contrasted with large scale. The treatment processes that can be applicable were considered to select the facilities such as SBR, extended aeration, oxidation ditch and others under the regulation.

It makes the selection standard of treatment process for small scale pollutant sources by the result of matrix system estimated detail with the viewpoint of treatment efficiencies, sensitivity for fluctuation of loading, economical analysis and environmental aspects for the facilities.

We selected the appropriate process for small scale pollutant sources of kyeong-an River with based on the standard, and it was performed by QUAL 2E model to predict water quality in according to reduction of pollutant loading with the selected process applying to Kyeong-an River.

(Dong-Il Jung)

#### 1.11. Methods of Purifying of Stream Water Quality

The most of technology for improving water quality is to control pollutant sources prior to flow in stream. But it takes very long time to clean up stream environment because the source control has regional difficulty for non-point source as well as huge expense account of establishment for sewerage system, septic tank and fundamental facilities related to reduce pollutant loading.

Therefore, it is necessary to reduce pollutant loading flowing in stream by applying processes such as direct treatment of stream using self-purification. The direct treatment of stream has advantage to be able to control artificially the self-purification capacity that natural ecosystem retains, so will be good technology to improve water quality of stream if modified some defects.

(In-Seon Lee)

#### 1.12. Lake Eutrophication Control Technologies in Korea

This paper included the preventive measures and the prospect of lake eutrophication in Korea. All pollution control techniques must be applied after the characteristics of the lakes are surveyed sufficiently. Most of Korean lakes are the large man-made ones and their characteristics are different from those of natural ones in foreign nations. Some of many techniques for natural lakes can be ameliorated only by systematic researches

and technologies because lake ecosystem is very complex. It is impossible to improve water quality with fragmentary and short-term projects.

(Jae-Keun Ryu)

Chapter 2; A Development the Environment Management Technics for  
the Han River Basin  
- Transport of Air Pollutants and Resultant Deposition-

This study is carried out to develop the technology of air pollution measurement and to estimate the soluble component of aerosol, the transport of air pollutant and resultant deposition in Korea.

The study points were Bulkwang in Seoul, Yangpyung in Kyungki province and Gosan in Cheju island. We used with High Volume Tape Sampler and 2-stage Air Sampler for aerosol,  $\text{NH}_3$  and  $\text{H}_2\text{NH}_3$  sampling. Dust Jar for deposition measurement and Radio sonde for upper meteorology measurement.

Average concentration of  $\text{SO}_2$ ,  $\text{O}_3$ , NMHC and TSP were respectively 0.031ppm, 13ppb, 0.48ppm and  $84\mu\text{g}/\text{m}^3$  at Bulkwang in Seoul during the period of survey. The percentage of  $[\text{SO}_4^{2-}]$  for total anion concentration is 90%. Average  $[\text{SO}_4^{2-}]$  is  $10\mu\text{g}/\text{m}^3$  and mean  $[\text{SO}_4^{2-}]$  in winter is  $15\mu\text{g}/\text{m}^3$  at Bulkwang.

Average  $[\text{NH}_4^+]$ ,  $[\text{Ca}^{2+}]$  and  $[\text{a}^+]$  are respectively  $3.49\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $1.1\mu\text{g}/\text{m}^3$  and  $0.86\mu\text{g}/\text{m}^3$  at Bulkwang.

The main component of aerosol is ammonium sulfate at Bulkwang, Yangpyung, and Gosan. The increasing of sulfate of aerosol had a frequency and this phenomenon was more clear in winter than summer.

Sulfate concentration was increased in Seoul when the wind direction was NW in winter and this sulfate was estimated to particle that transformed and reacted for  $\text{SO}_2$  with soil particle and sea salt in during the period of transport to Seoul from China. The sulfate at Gosan in Cheju island was increased with the increasing of  $[\text{Ca}^{2+}]$  and  $[\text{Cl}^-]$  when the wind direction was NW.

Ion component concentration of aerosol at Yangpyung was about 68% of that in Seoul. The resultant deposition for Paldang Reservoir were 97.1 ton per 30 days of insoluble component, 8.8 ton per 30 days of  $\text{NH}_4^+$ , 7.5 ton per 30 days of  $\text{NO}_3^-$  and 32.4 ton per 30 days of  $\text{SO}_4^{2-}$ .

# 目 次

I 研究の概要	1
1. はじめに	1
2. 開始に至るまでの経緯	1
3. 研究組織及び研究期間	2
4. 研究概要	3
II. 八堂湖及び慶安川流域の水質管理に関する研究	5
1 八堂湖流域の現況	5
1. はじめに	5
2. 韓国の水資源特性	5
3. 漢江の水質環境の概況	6
4. 八堂湖流域の現況	7
5. 八堂湖の水質現況	12
6. 結論	15
2 八堂ダム湖の流入負荷の解析	18
1. はじめに	18
2. 研究方法	18
3. 調査結果	20
4. 結論	30
3 汚染物質発生及び排出負荷量算定	33
1. はじめに	33
2. 汚染物質の発生源単位の算定	33
3. 汚染物質の排出原単位算定	42
4. モデル調査地域での汚染物質発生及び排出負荷量の算定	46
5. 結論	55
4 慶安川の流域環境情報システム	58
1. はじめに	58
2. 汚濁物質の発生・排出量分布	58
3. 流域毎の汚濁負荷	59
4. 河川水質の計算	68
5. プログラムのフローチャート	68
6. おわりに	70
5 汚染物質の流出特性の解析	73
1. はじめに	73
2. 河川自浄係数の算定	73
3. 河川の水質予測モデル	78
4. 結論	89

6	衛星データを利用した土地利用解析	90
	1. はじめに	90
	2. 衛星データの特徴	90
	3. 解析方法	90
	4. 結果の検討	95
	5. おわりに	99
7	八堂ダム湖の水質予測モデル	100
	1. はじめに	100
	2. モデル作成の経緯と基本的な考え方	100
	3. モデルの構造と計算フロー	101
	4. 入力関数とパラメータ	105
	5. 計算結果	106
	6. おわりに	106
8	汚濁負荷削減対策案の評価手法	111
	1. はじめに	111
	2. 人間由来の汚濁負荷削減対策	111
	3. 家畜由来の汚濁負荷削減対策	113
	4. 事業場排水・土地由来の汚濁負荷削減対策	113
	5. おわりに	114
9	地域特性に応じた小規模排水処理システムの設計	115
	1. はじめに	115
	2. 小規模浄化施設の種類	115
	3. 各処理方式の性能と社会経済的評価	120
	4. 地域特性に応じた小規模排水処理方式の選定システム	125
	5. おわりに	132
10	汚染負荷の削減方法	133
	1. はじめに	133
	2. 汚染源別処理システムの選定	133
	3. 慶安川流域の汚染物質削減方法	137
	4. 結論	144
11	河川の水質浄化方法	145
	1. はじめに	145
	2. 非点源汚染源の管理	145
	3. 河川の直接浄化方法	154
	4. 結論	159
12	湖沼浄化方法	160
	1. はじめに	160
	2. 富栄養化湖沼の浄化対策	161
	3. 結論	169

# I 研究の概要

## 1. はじめに

大韓民国は、1960年代はじめから急激な経済成長を遂げてきた反面、これに伴う都市化及び産業活動の発展によって環境の汚染が大きな社会問題となってきた。特に、ソウル特別市を中心とする漢江下流域には韓国国民の約40%が居住しており、その生活用水は漢江水系に依存している。漢江水系は大きく北漢江と南漢江とに分かれており、それぞれに幾つもの大きなダムが建設されている。八堂ダムは北漢江と南漢江の合流地点に建設されたダムで、ここからソウル市をはじめとする約1200万人の水道水が供給されている。近年、ダム湖水の富栄養化及び河川水の汚濁化が進行してきており、これに対処するため総合的な水質管理システムの開発が国家的次元から緊急課題として要請されている。これに関連して、都市地域で発生する亜硫酸ガスや粉塵のような大気汚染物質の挙動及びその効果による影響も併せて究明される必要がある。

このような状況のもとに、韓国環境研究院と日本国国立環境研究所は環境研究協力に関し協定を結び、「漢江流域の環境汚染管理に関する研究」に関しお互いに協力して共同研究を行うこととなった。

## 2. 開始に至るまでの経緯

以下に須藤（1990）によってまとめられた文献に基づき、本共同研究を行うに至った経緯を報告する。

1978年に大韓民国環境保全法が制定され、それに併せて保健環境部に国立環境研究所が設置された。そのころ、社会保健部水質担当官が国立環境研究所を来訪し、水質基準及び排水基準の項目及び基準値について当時水士環境部陸水研究室長であった須藤隆一博士と話し合いが行われた。韓国の環境庁が1980年に発足し、同時に国立環境研究所が環境庁へ移行した。さらに1986年に国立環境研究院に組織が拡充され現在に至っている。この間、陸水研究室を中心に韓国側の要望に応じて、徐胤洙水質研究部長、柳在根水質工学担当官らに湖沼の富栄養化防止、河川の水質管理、排水処理技術について協力を行ってきた。

1987年になって、八堂ダム湖畔に国立環境研究院の臨湖実験所を建設することになり、その参考資料を得るために、徐部長らが霞ヶ浦湖畔にある国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設を詳細に視察した。このような背景を踏まえて、1988年2月に須藤隆一部長（当時）と筆者がJICA専門家として韓国に派遣され、八堂臨湖実験施設の基本設計につき助言するとともに、水質保全分野における協力課題の設定とその推進方法の打ち合わせを行った。同年3月には日韓科学技術協力協定に基づいて国立公害研究所（当時）所長と国立環境研究院長との間に、水質分野のみでなく環境保全全般に係わる研究協力の覚え書きが交わされた。これを踏まえて、1989年から本格的に研究協力が出来るよう準備が始められた。同年2月には5名の研究者（須藤水質部長、海野企画官、河合崇欣主任研究員、深田環境公害課長（滋賀県）、中島研究員（千葉県））がJICA専門家として韓国に派遣され、漢江流域の調査、負荷計算、モデルの策定などに携わった。このような研究は確実に継続される必要があることから、単年単位の研究協力ではなく、研究協力プ

プロジェクトとして実施されるのが適切であるとの判断があり、関係者の協力の基にこれに切り替えられることとなった。1989年11月に外務省田村事務官を団長として環境庁、国立環境研究所、国際協力事業団からなる事前調査団が派遣され、環境研究院との間にR/D (Record of Discussion) が締結され、翌年2月より本プロジェクトが開始されることが決まった。

### 3. 研究組織及び研究期間

〔プロジェクト研究名〕 漢江流域の環境汚染管理に関する研究

〔研究期間〕 1990年2月～1993年1月

〔研究組織〕

韓国側；

プロジェクトリーダー	徐胤洙	(国立環境研究院水質部長)
副責任者	金良均	(同 大気部長)
同	柳在根	(同 湖沼水質研究所所長)
同	姜寅求	(同 大気化学室担当官)
同	李寅善	(同 水質化学室担当官)
	李徳吉	(同 大気物理室担当官)
	梁相庸	(同 湖沼研究所 )
	権五相	(同 )
	孔東壽	(同 )
	李蚩鎮	(同 )
	崔聖憲	(同 )
	韓義正	(同 大気化学室)
	辛燦基	(同 )
	韓振錫	(同 )
	申相哲	(同 水質化学室)
	鄭東一	(同 )
	権明姫	(同 )
	金貞圭	(同 水質微生物室)
	柳徳熙	(同 水質工学室)

日本側；

プロジェクトリーダー

(1990年)

須藤隆一<sup>1)</sup> (国立環境研究所水質土壌環境部長)

(1991-1992年)

内藤正明 (同 地域環境研究G統括研究官)

副責任者

相崎守弘 (同 水士圏環境部上席研究官)

同

若松伸司 (同 地域環境研究G総合研究官)

海老瀬潜一 (同 水質工学研究室長)

稲森悠平 (同 水改善研究T総合研究官)



松重一夫 ( 同 水改善研究 T )  
 福島武彦 ( 同 湖沼保全 T )  
 原沢英夫 ( 同 地球環境センター )  
 上原 清 ( 同 都市大気研究 T )  
 鶴野伊津志 ( 同 )  
 細見正明<sup>2)</sup> ( 同 土壌圏研究室 )  
 中島 淳 ( 千葉県水質保全研究所 )  
 松沢克典 ( 長野県衛生公害研究所 )  
 石橋龍吾 ( 福岡県衛生公害センター )  
 宇都宮彬 ( 同 )  
 開 泰二 ( 長崎県衛生公害研究所 )  
 山下敬則 ( 同 )  
 森 淳子 ( 同 )

現 ; 1) 東北大学 教授 2) 東京農工大学 助教授

#### 4. 研究概要

本共同研究の最終目標は、漢江流域を中心に、ダム湖湖水の富栄養化防止技術の開発および、漢江本川および支川の水質管理システムを開発することにある。そのために、八堂ダム湖、慶安川流域をモデルケースとした漢江流域、およびソウル市周辺地域を主たる研究対象地域に、以下の3つのサブテーマに分けて研究を行った。

##### 1) ダム湖水の富栄養化防止技術の開発

八堂ダム湖を中心に、湖沼水質の常時観測調査、流入・流出河川水質調査、八堂ダム湖の精密調査、水生生物を利用した湖沼における直接浄化技術の開発、藻類除去技術の開発、およびこれらの成果に基づき湖沼水質予測モデルの作成を行った。本研究課題は以下の者が担当した。

柳在根、梁相庸、権五相、孔東壽、金貞圭、李螢鎮、崔聖憲

相崎守弘、福島武彦、河合崇欣、中島 淳

##### 2) 河川水質管理技術の開発

慶安川流域を主たる研究対象地域として、家庭雑排水・し尿等の発生源原単位調査、排水処理技術の開発および適用法に関する研究、河川水質予測モデルの作成、ランドサットデータの利用法に関する研究、流域情報システムの構築、対策手法の効果評価等を行った。本研究課題は以下の者が担当した。

李寅善、申相哲、鄭東一、権明姫、柳徳熙

松重一夫、相崎守弘、海老瀬潜一、稲森悠平、福島武彦、原沢英夫、中島 淳、細見正明、松沢克典、

##### 3) 漢江流域での大気汚染物質の移動と降下に関する研究

ソウル市および漢江流域における大気汚染の成分および濃度の調査、排出源データのデータベース化、大気汚染物質の輸送および沈着の調査、ガスおよびエアロゾルの関連性の解析、大気汚染物質の挙動に関するモデル化の研究等を行った。本研究課題は以下の者が担当した。

姜寅求、李徳吉、韓義正、辛燦基、韓振錫

若松伸司、上原 清、鶴野伊津志、石橋龍吾、宇都宮彬、開 泰二、山下敬則、 森 淳子

#### 参考文献

須藤隆一（1990）：漢江流域における水質汚濁防止に関する日韓研究プロジェクト、水質汚濁研究、13； 11-15.

## II. 八堂湖及び慶安川流域の水質管理に関する研究

### 1 八堂湖流域の現況

#### 1. はじめに

八堂湖は南・北漢江及び慶安川が合流する漢江下流部に建設されたダム湖で、建設当初は水力発電を主たる目的とするダムであったが、現在はソウル市を中心とする首都圏1,500万人の上水源として重要なダム湖である。現在まで3段階の工事が完了し、1日393万トンの上水原水を首都圏に供給しているが、今後第4段階の工事が完了すると日量553万トンの上水原水が取水される予定である。

しかし、八堂湖は満水面積36.6km<sup>2</sup>に比べて流域面積23,600km<sup>2</sup>と極めて広く、また近年、流域内の産業の発展や生活様式の変化にともなって汚染負荷量は漸増しており、これに対処する環境基礎施設が未整備であることや湖沼が汚染の影響を受けやすい環境であることなどから、水質の悪化が懸念される状況である。特に最近では、八堂湖への流入河川の汚濁化が進行しており、湖内の栄養塩濃度も高く、クロロフィルa濃度等から判断すると既に中栄養の段階に至っている。慶安川河口の湾部では富栄養レベルになっているところもある。

一般に湖沼の水質汚染の原因は外的要因と内的要因に分けて考えられる。外的要因とは、流域から流入する生活排水や産業廃水等の点源汚染源及び山林や農地等の面源（非点源）汚染源である。内的要因としては、湖内に堆積した生物遺骸や汚染堆積物からの溶出である。

このような水質汚染要因に対処する方策としては、外的要因に対しては各種廃水処理施設の普及と3次処理システムの導入、流入河川の疏路変更、流入前のリン処理施設の設置、面源負荷削減方法の検討、合成洗剤の使用制限などが挙げられる。内的要因に対しては浚渫による堆積物の除去、水草の除去、薬品の添加、生態系の自浄能力の活用などの対策が挙げられる。このような湖水水質汚濁防止対策を適切に講じて行くためには、湖沼及び流域の水質汚染源特性を明らかにし、それに応じた対策を選択すべきである。湖沼水質研究所においては、このような目的から八堂湖の特性把握と流域の汚染源調査及び水質現況調査等を行ってきた。ここに、これまでに得られた成果を報告する。

#### 2. 韓国の水資源特性

韓国の年平均降水量は1,274mmであり、世界平均の970mmに比べ多少多い程度である。しかしながら、1人当たりの降水量に換算して比較すると、韓国の場合は3,000m<sup>3</sup>であり、世界平均の34,000m<sup>3</sup>に比べると1/11の値に過ぎない。また降水量の2/3が6～9月に集中しており、地域差も大きく、河川の流況が極めて不安定（河況係数が高い、即ち洪水期に流量が極めて大きく渇水期に流量が少ない。表1-1参照）であるため、効率的な水資源の管理と利用が極めて難しい状況である。

年間降水量を基準とした水資源総量は1,267億トンであるが、その内570億トンは蒸発及び地下浸透で、また467億トンは洪水期の流出で失われるため、実際に利用可能な水量は年降水量の1/5

表 1-1 各国の河川の川況係数

河川名	国名	最低流量 : 最高流量
漢江	韓国	1 : 393
洛東江	韓国	1 : 372
テムズ川	イギリス	1 : 8
ライン川	ドイツ	1 : 14
セーヌ川	フランス	1 : 23

程度の230億トン（約18％）に過ぎない。地下水についても、岩盤が多い等の地質的理由から滞水層が少なく、現在年間17億トン（全国水供給量の1％）を利用しているに過ぎない。これは、地下水に40～80％依存しているヨーロッパ諸国とは大きく異なる点である。

韓国では各種用水供給を水質汚濁の影響を受け易い河川水や湖沼水などの表流水に依存せざるを得ない実状であり、また平常時の河川流出量が水資源総量の18％にしか過ぎないため自然の自浄作用にも、余り期待できない状態である。反面、産業化、都市化が活発に進行しており、深刻な水質の汚濁化が予測されることから、水質改善及び保全に対する国民の関心は非常に高くなっている。

### 3. 漢江の水質環境の概況

漢江は本流河川長482km、これに流入する支川を合わせると総延長7,257kmに及ぶ河川であり、流域面積26,018km<sup>2</sup>は全国土面積の28％に相当している。首都であるソウル市内を貫流し黄海に注ぐ韓国で1番大きく重要な河川である。

八堂湖の上流では南漢江、北漢江、慶安川に分かれる。八堂ダム湖はこれら3河川の合流地点に建設されたダム湖であり、ここからは首都圏に一日400万m<sup>3</sup>の各種用水が直接供給できるほか、八堂ダム湖下流の漢江本流区間からも420m<sup>3</sup>の各種用水が取水されており、首都圏1600万人余の人々の極めて重要な上水源である。

漢江は全国河川流出量の28％に相当する194億m<sup>3</sup>の水が年間流れており、1991年の年間生活用水25億m<sup>3</sup>（1日843万m<sup>3</sup>）、工業用水10億m<sup>3</sup>、農業用水19億m<sup>3</sup>を供給してきており、その需要は年平均3％ずつ増加する予測が立てられている。

漢江水系の主要汚染源の現況と1988における予測を表1-2に示す。漢江流域には朝鮮民主主義人民共和国に属する地域を除外して、ソウル市の1,063万人をはじめとして大韓民国全人口の40％に相当する1,729万人が住んでいる。このうち、都市人口が92％であり、中・下流域のソウル首都圏に都市人口の89％が集中している。

表 1-2 漢江流域の汚染源

	人口 (×10 <sup>6</sup> 人)			家 畜 (×10 <sup>6</sup> 頭)	工 場	
	合計	都市地域	農村地域		排出施設数	排水量 (×10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> /日)
'91	17.3	15.8	1.5	1.6	3,886	287
'92	19.9	18.5	1.4	1.9	5,039	336

各種汚・廃水の年平均増加率は全国平均で生活排水が6～7%、畜産廃水が4～5%、工場廃水が16～17%程度で継続してきており、今後も相当期間この程度の値で推移して行くものと予測されている。

漢江流域には生活排水423万m<sup>3</sup>/日を含む455万m<sup>3</sup>/日の下・排水が流入しており、15ヶ所の下水処理場、46ヶ所のし尿処理施設等で一日403万m<sup>3</sup>の汚水を処理しているが、このうち1/2に近い200万m<sup>3</sup>は現在、蘭芝、安養川下水処理場等で単純沈殿だけの一時処理しか行われておらず、水質改善効果は余り期待できない状況である。これらの下水処理場の2次処理（生物学的処理）施設の工事は1994年完工を目標に現在45%程度進展が見られている。これとは別に、134万m<sup>3</sup>/日の処理能力を持つ下水道施設の増設工事が計画されており、これらの工事が完了すれば漢江下流部の水質改善に大きく寄与するものと思われる。

#### 4. 八堂湖流域の現況

##### 4.1 概況

八堂湖は1973年に北漢江、南漢江及び慶安川の合流点の下流に作られたダム湖である。流域面積は約23,600km<sup>2</sup>あり、そのうち北漢江流域が約10,700km<sup>2</sup>、南漢江流域が約12,300km<sup>2</sup>、慶安川流域が約600km<sup>2</sup>である。流域内の林野面積は約15,000km<sup>2</sup>あり、全流域面積の約65%を占めている。ダムの満水面積は36.5km<sup>2</sup>であり、平均水深は6.7mと浅く、ダム幅は平均で500m、合流地点で1km程度であり、周りは比較的高い山で囲まれた細長く屈曲した形状の湖沼である。八堂湖の総貯水量は2.44億トンであるが、有効貯水量は1.8億トンである。湖水容量に比べて流域面積が広いという特徴を持っている。そのため平均滞留時間は約5.5日と短く、河川型の湖沼である。

一般的に韓国の河川流量は7月から9月の豊水期に多く年間流量の約2/3がこの期間に集中している。残り1/3が渇水期の9ヶ月に分散している。八堂湖の流量変化もこれと似通っている。八堂湖付近の年間降水量は1,240mmで、韓国の平均値1,159mmより大きい。年間総流入量は173.24億トンあるが、洪水時にはほとんど保水能力がなく、上流から流入する水はほとんど遅滞無く下流に放流されている。

南・北漢江流域には内陸型の工業団地があり、水質汚染源の一つとなっているが処理施設を有し、上流面積も広くまた河川流量も多いところから水質はまだ良好な状態を保っている。慶安川流域では産業施設も多く、国土利用率も高く、水量も少ないところから汚濁化が進んでいるが、

表 1-3 八堂湖の緒元

流域面積	23,600	( km <sup>2</sup> )
満水面積	36.5	( km <sup>2</sup> )
平均水深	6.7	( m )
最大水深	25.5	( m )
湖沼長	73	( km )
湖沼幅	0.5 - 1	( km )
交換回数	68.3	( 回/年 )
平均降雨量	1,240	( mm )
総流入量	17,234×10 <sup>6</sup>	( m <sup>3</sup> )
貯水容量	244×10 <sup>6</sup>	( m <sup>3</sup> )
有効貯水容量	180×10 <sup>6</sup>	( m <sup>3</sup> )
利用形態	発電、上水	

近年の水質保全対策により、過去に比べると水質は改善されてきている。慶安川の八堂ダム湖流入部は川幅も広く水の交換期間も相当長いところから、光東橋上流では渇水期に富栄養化が進行し水質が悪化する場合もあるが、夏期には水草が繁茂し、水草による浄化効果が見られている。八堂湖の湖面積に対する流域面積の比は618であり、この値は日本の琵琶湖の5、諏訪湖の39、アメリカ、ミシガン湖の2、エリー湖の3に比べて極めて大きい。湖の細長さを表す長さに対する幅の比は0.032であり、これも日本の琵琶湖の0.25、霞ヶ浦の0.17、アメリカ五大湖の0.25に比べると非常に小さく、河川の特徴が大きい湖沼である。従って、外国で開発された湖沼の水質予測及び生態系モデルをそのまま適用できない可能性が高い湖沼である。なお、八堂湖の色々な地域にある湾部は、滞留時間が長く汚染される可能性が高くそれが湖全体に影響を与える可能性がある。表1-3に八堂湖の諸元を要約して示した。

#### 4.2 地質・地形

##### 1) 慶安川

龍仁群龍仁巴虎里ムジョン峰を水源とし、龍仁自然農園を左岸に經由して、広州群草月面池月里で大きな支川である昆池岩川を合流し、八堂ダム湖に流入する河川で、流域面積は約565km<sup>2</sup>である。流域内に分布している岩石層は先カンブリア期の堆積変成岩、片麻岩の複合体を基底にジュラ期の花崗岩、堆積岩等から構成されている。

##### 2) 漢江流域

南漢江は太白山脈から発生して西方に流れ、途中で北西に曲がって流下している。山岳地帯が多い。流域面積は12,335km<sup>2</sup>である。堆積岩地帯では峡谷が深く、花崗岩地帯では準平原状態になっている。

北漢江の水源は北緯にあり、雪嶽山の西方を通り過ぎて春川地域を通り、南漢江に八堂湖で合流している。流域面積は10,700km<sup>2</sup>で、大部分は山岳地帯である。流域内の地質は花崗岩、片麻岩が全流域の30~40%を占める。先カンブリア期の岩石としては連川系、原州系の変成岩層がある。

#### 4.3 気候

八堂湖流域中、八堂湖に最も近いところに位置する楊平地点における過去10年間（1981年1月～1990年9月）年平均気温は10.9℃で、月平均気温が20℃を超える月は6、7、8月である。また月平均10℃を超える月は5～9月の5ヶ月間である。零下の月は12～2月までの3ヶ月間であったが1989年以降は2月の気温が零度を上回るようになってきており、注目される現象である。この地点は他の地点に比べ相対的に気温が低い地点である。

年間総降雨量は約1,200～1,600mm程度である。しかし、1988年の降水量は760mmと少なく、反面1990年には9月までに2,200mmを記録している。大部分の降雨は6～9月に集中して降っている。しかし、1984年と1990年9月には400mm以上の降雨が記録されている。平均蒸発量は800～1,000mm程度で、日照時間は約2,300～2,600時間程度である。風速は1～1.5m/sec程度であるが、4月には強い風が吹き秋期には風が弱い。

#### 4.4 土地利用の現況

八堂湖の流域面積約23,600km<sup>2</sup>のうち林野が15,000km<sup>2</sup>と全面積の65%を占めている。畑地・水田面積は2,800km<sup>2</sup>で全体の14%を占めている。北漢江流域では農耕地が少なく、この流域の9%を占めているだけである。慶安川流域では農耕地が約21%ある。このように八堂湖の流域の大部分が山林であるのは南・北漢江の上流部が大部分山林地域であるためである。農耕地の大部分は南・北漢江の下流部及び慶安川流域に集中しており、農耕地からの水質汚濁が憂慮される。

#### 4.5 行政区域及び人口

八堂湖流域には5市、31群、25邑（町）、169面（村）があり4つの道にまたがっている。勿論この中には邑や面の一部だけが含まれる地域もある。各市、邑の分布を見ると、北漢江には春川市と5つの邑があり、南漢江には3つの市と17の邑がある。慶安川流域には2つの邑がある。南漢江流域に大きな都市が分布している。慶安川にある2つの邑は他の地域の邑に比べて人口が多い方である。

市、邑の人口は1,050,000名で、八堂湖全流域の人口2,088,000名の約50%を占めている。これは1984年の全国都市化人口比率の65.8%には達していないが、ほぼそれに匹敵する値である。八堂湖流域内の約50%の人口が都市地域に集中しているところから、今後水質におよぼす都市化の影響も注視して行かなければならない。

#### 4.6 家畜

現在、家畜廃棄物は汚水・糞尿及び畜産廃水の処理に関する法律の規制により処理している。表1-4に示したように、規模や設置場所により施設を区分し、水質保全特別対策地域及び上水保護地域には別途に強化した基準値を適用している。

表 1-4 畜産排水排出施設の基準

(I) 許可対象の畜産排水排出施設

施設の種類	規 模
豚飼育施設	面積1,400m <sup>2</sup> 以上、但し、水質保全特別対策地域および上水保護区域では面積700m <sup>2</sup> 以上
牛飼育施設	面積1,200m <sup>2</sup> 以上、但し、水質保全特別対策地域および上水保護区域では面積800m <sup>2</sup> 以上
馬飼育施設	面積1,200m <sup>2</sup> 以上、但し、水質保全特別対策地域および上水保護区域では面積800m <sup>2</sup> 以上

(II) 申告対象の畜産排水排出施設

施設の種類	規 模
豚飼育施設	面積 250m <sup>2</sup> 以上 1,400m <sup>2</sup> 未満
牛飼育施設	面積 350m <sup>2</sup> 以上 1,200m <sup>2</sup> 未満
馬飼育施設	面積 350m <sup>2</sup> 以上 1,200m <sup>2</sup> 未満
鶏・アヒル飼育施設	面積 500m <sup>2</sup> 以上
羊飼育施設	面積 500m <sup>2</sup> 以上

八堂湖流域には牛が約29万頭、豚が約64万頭、鶏が約810万頭飼育されている。この数は1988年の市・道統計から積算した全流域の総計値である。従って、これらの家畜飼育が水質環境に全面的に影響を与えているとは考えられないが、大きな水質汚染になる集団飼育場の現況調査と廃水処理施設の現況調査を継続し、これを基に対策を立てて行かなければならない。

浄化施設の設置対象農家を河川別に見ると、南漢江と慶安川流域に多く散在している。牛、豚及び鶏の大規模な飼育農家が京畿道の広州郡と利川郡に密集しており、従って八堂湖流域の家畜廃棄物管理としてはこれら2地域に重点をおくべきであろう。しかし、その他管理対象からはずれた家畜数及び地域がまだ50%以上残っており、これらの地域の管理や施設の拡充にも力を入れて行くべきである。



#### 4.7 廃・下水処理施設

八堂湖全流域の廃水処理施設を有する事業所は355ヶ所で、このうち1日50トン以上の排水を出す事業所数が73である。この73の事業所からの排水量は約41,200トン/日であり、流域全体の排水放流量44,900トン/日の92%を占めている。従って50トン/日以下の排水量の事業所は、数が多いが寄与率は少なく、大規模事業所の管理が重要であることがわかる。なお、南漢江流域には245ヶ所の事業所があり、全体の70%を占めている。これは南漢江流域に工業団地が立地しているため、排水対策を立てなければならない地域である。南漢江は流速も遅く、他の汚染源も多いところから更に汚染が進む可能性が高く、総合的な対策が必要な流域である。慶安川流域の上流部にも工業団地があり、また家畜飼育量も毎年増加しているところから排水施設面での対策が必要な流域である。排水量が50トン/日以上の上流域は京畿道龍仁、利川、江原道春川市、原州川、寧越に密集している。

下水処理施設は、稼働中のものは春川市の75,000トン規模の下水処理場一つで、その他の下水処理場は1991年に5ヶ所、1992年に1ヶ所、1995年に2ヶ所、1998年に1ヶ所が建設される計画である。これらの計画が完工される2000年には全流域で419,000トン/日の処理能力を持つ下水道施設ができあがるが、それでも流域内の24邑のうちわずかに6邑だけ施設されることから充分とは言えない状況である。

特に、湖畔周囲の飲食店、宿泊所、ゴルフ場及び集落施設等から出る下水の処理が緊急に必要である。従って、現在の下水処理場計画では絶対的に不足しており、また富栄養化の原因である窒素やリン等を除く高度処理は期待することが難しく、水質汚濁が更に進行することが予測される。

#### 4.8 し尿処理場の現況

流域内のし尿処理場は市単位の処理場が5ヶ所で、邑単位の処理場が16ヶ所である。これらによる1日の処理能力は827kl/日程度で、このうち北漢江に6ヶ所、南漢江に13ヶ所、慶安川に2ヶ所設置されている。南漢江流域での排出量は北漢江のそれと比べて2.7倍ほど大きく、流域全体の66%を占めている。

#### 4.9 首都圏広域上水道計画

首都圏広域上水道事業は急増する用水需要量に比べて都市別の水源確保が困難なことから、漢江下流の水質汚染水域にあるソウル市、城南、仁川及び富川市等に、水質の良好な八堂ダム湖の水を供給するとともに、水原、安養及び半月等の新工業都市等の首都圏全域に生活及び工業用水を供給するためのものである。

八堂湖における上水源取水場は現在3段階まで完成しており、1日390万トンの水を取水している。なお現在4段階目の事業が計画中である。4段階まで終了すると、総施設容量はチョングダム系統（八堂ダムから約4km下流の位置）を含めて553万トン/日になる。4段階目まで施設が完工されるとソウル市をはじめとして北へは議政府、高陽、日山まで、西へは仁川、富川、金浦まで、南には始興、安養、光明、半月、軍浦、果川そして城南、器興、龍仁、誤算、平澤、安城等の地域まで水が供給できる。今後、5,6段階の処理場が八堂湖にできると200万トン/日の

新たな給水が可能になり、2000年代には一日753万トンの大規模首都圏広域上水道が完成する。

## 5. 八堂湖の水質現況

八堂湖の1989年から1991年までの3年間の調査地点別、BOD、COD、T-N、T-P及びChl-aの年平均水質状況を表1-5に示す。

表 1-5 八堂湖の主要水質項目の年度別変化('89~'91)

項目 \ 区分	年 度	北漢江 (両水鉄橋)	南漢江 (朴岾ン 前)	慶安川 (光東橋下)	八堂湖 (ダム前)
BOD (mg/l)	1989	1.0	1.4	1.7	1.2
	1990	0.9	1.1	1.4	1.0
	1991	0.8	1.2	1.6	1.1
COD (mg/l)	1989	1.9	2.4	3.2	2.2
	1990	1.8	1.9	2.6	1.8
	1991	1.4	2.0	2.8	1.7
全窒素 (mg/l)	1989	1.850	1.950	4.350	2.350
	1990	1.131	1.598	2.298	1.645
	1991	0.998	1.303	1.880	0.985
全リン (mg/l)	1989	0.039	0.055	0.069	0.045
	1990	0.050	0.057	0.065	0.055
	1991	0.055	0.073	0.127	0.062
クロロフィルa (mg/m <sup>3</sup> )	1989	14.5	12.3	24.9	15.6
	1990	4.5	8.1	14.0	9.6
	1991	4.9	10.2	11.6	8.8

### 5.1 BOD

1989~1991年までの代表地点における年平均BODの調査結果は最低値0.8mg/l、最高値1.7mg/lであった。図1-1に示すようにわずかずつながら水質改善の傾向が見られた。

### 5.2 COD

CODの調査結果では最低値1.4mg/l、最高値3.2mg/lであった。図1-2に示すように北漢江流入水域及びダム前の地点では3年間で毎年水質改善の傾向が見られたが、南漢江及び慶安川流入水域では不規則な様相を示した。

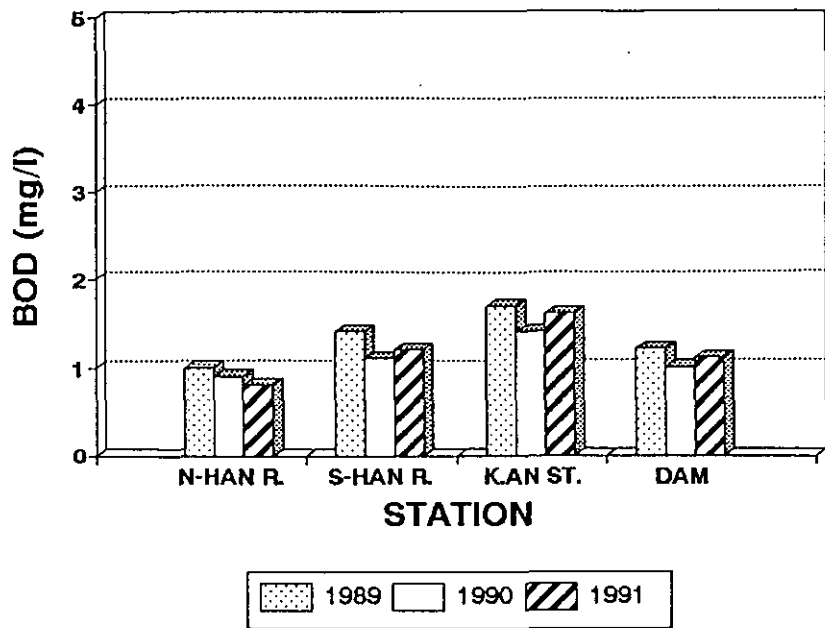


図 1-1 八堂湖年度別の各地点のBOD変化

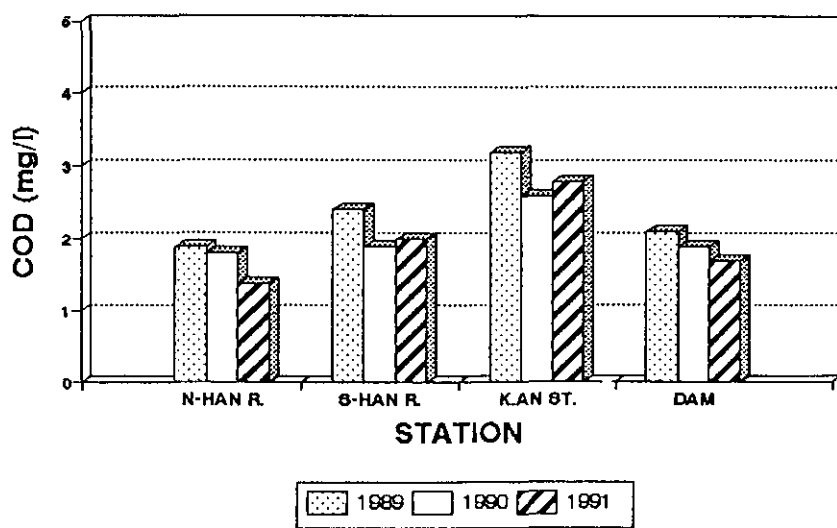


図 1-2 八堂湖年度別の各地点のCOD変化

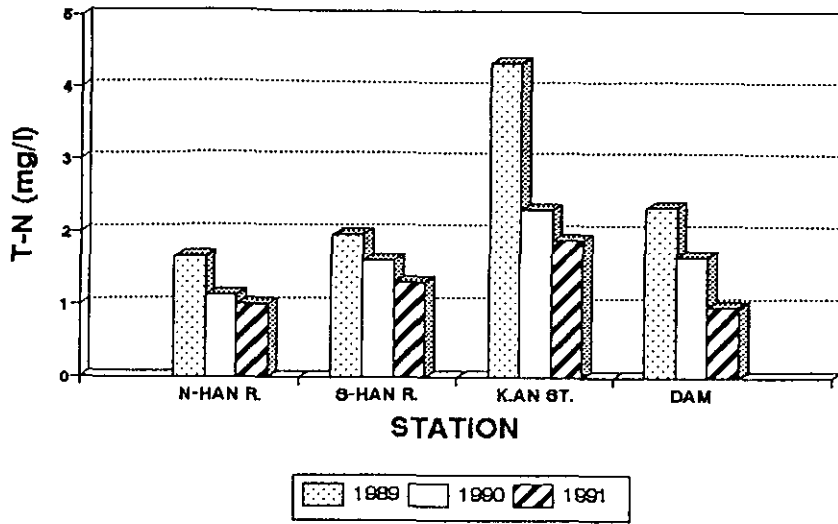


図 1-3 八堂湖年度別の各地点の全窒素変化

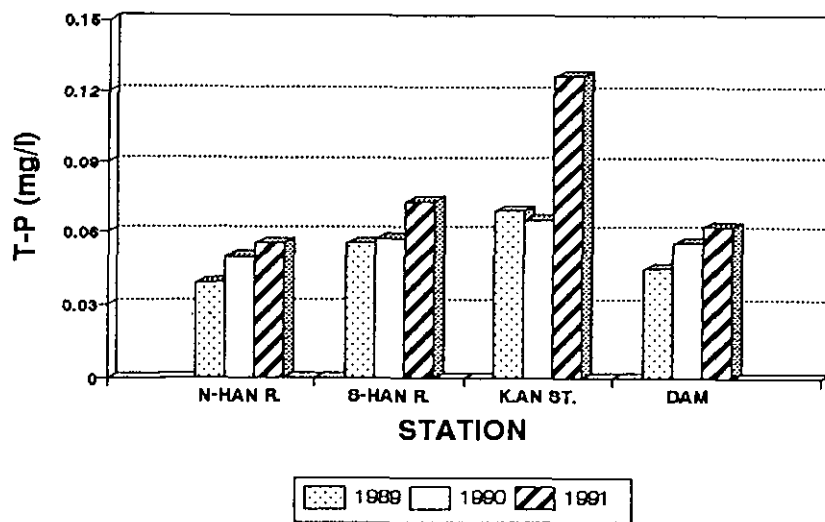


図 1-4 八堂湖年度別の各地点の全リン変化

### 5.3 総窒素 (T-N)

総窒素濃度は図1-3に示すように年度毎に明瞭な減少傾向を示している。特に慶安川では1989年に4.350mg/lであったのが1991年には1.88mg/lまで顕著に減少した。これは慶安川上流域の污水浄化努力等の結果によるものと推測される。

### 5.4 総リン (T-P)

総窒素濃度が減少傾向にあることとは反対に総リン濃度の場合は毎年増加する傾向を示している (図1-4)。これは流域内の非点源汚染源 (農耕地の肥料使用量増加、山林の減少、観光客の増加) 及び都市化と畜産業の発達によるリン含有汚染物の増加等に主要な原因があるものと考えられる。

### 5.5 クロロフィル a

クロロフィル a の場合、1989年は他の年に比べ高い濃度を示した (図1-5)。1990年及び1991年は北漢江流入地点及びダム前の地点で、アメリカ環境保護庁の富栄養湖の基準である12mg/m<sup>3</sup>以下の中栄養状態を示していた。慶安川下流の停滞水域では夏期に藻類の異常増殖現象を観察する場合もあるが、この水域に良く発達した水草帯による藻類増殖抑制効果もある程度起きているようである。

## 6. 結論

八堂湖は流入河川の影響が大きく水質の季節変動が激しい。特に7月の集中降雨期には湖水内に多くの浮遊物が流入し、透明度が0.5m以下になる場合もある。特に泥濁りの影響は大きく、回復に1ヶ月程度の期間が必要であり1ヶ月過ぎても安定な状態にならないなど、八堂湖の水質管理における流入河川管理は重要である。

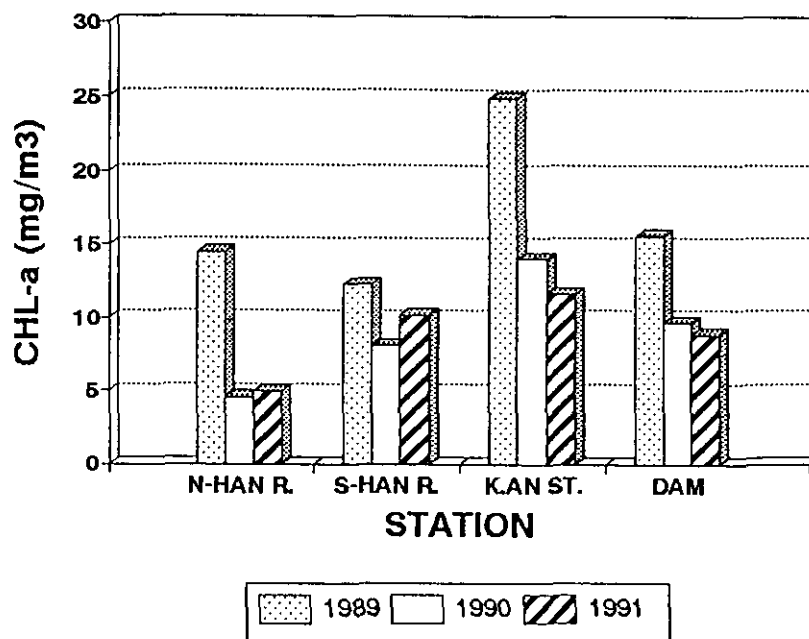


図 1-5 八堂湖年度別の各地点のクロロフィル a 変化

八堂湖に流入する3河川の中では、流量は少ないが水質汚濁が進んでいる慶安川が重要である。慶安川の流入する水域は滞留時間が長く停滞水域ができ易いが、夏期には水生植物が良く増殖しており、その浄化効果が見られている。しかし、秋期になると枯死し、栄養塩が回帰してくるため水質汚染源の一つともなっている。そのため、1991年よりこの水域の水草を9月から12月までは除去する作業を行っており、水質改善を図っている。

八堂湖では夏期にも温度成層ができることは少なく、河川的な特性が強く現れている。そして、水域により水質に顕著な差が見られることが特徴で、水質を評価する場合に注意しなければならない。1991年度平均水質はBOD、1.1mg/l；COD1.7mg/l；Chl-a、8.8mg/m<sup>3</sup>であり、中栄養の段階にあると判断された。

八堂ダム湖及び流入河川の水質調査から考えられる水質保全対策を列挙すると以下のようである。

1) 八堂湖内で最も汚染度が高いところは慶安川流入部であるところから、この川の流域対策として、龍仁と広州の下水処理場及び畜産共同処理場の効率的運営がなされなければならない。慶安川流入部は流入水量が少なく滞留時間が長い富栄養化の影響を受け易い地域であるところから、定期的な底泥の浚渫や河川整備に努力しなければならない。

2) 慶安川の深刻な汚濁化にもかかわらず、慶安川流入部の水質は河川に比較してかなり低いレベルに維持されている。これはこの水域に自生している水生植物による浄化作用によるものと考えられる。しかし、一方で高いクロロフィルa濃度が観測されるのはこの水域で水生植物の枯死する時期(10月)である。従って、水生植物は浄化機能もあるが時期によっては汚染源にもなるところから、成熟期が過ぎた後に有効的に除去する方法や対策の持続的研究が必要である。

3) 八堂湖では、夏の集中降雨時に流入する泥やゴミによる汚濁化が深刻である。この影響は1ヶ月以上も続くところからこのような流出を抑制することが必要である。これには浮遊物や泥が直接流入しないように対策を考えるとともに、清掃船等を利用してゴミを迅速に除去する体制の構築が必要である。

4) 八堂湖は水の滞留時間が5日程度と短く、河川の影響の強い湖である。流入河川中、南漢江は流速も遅く河川自身が富栄養化する危険性がある。この河川は流量が多いため河川の汚濁化が直接湖水の汚濁化に結びつく可能性が高い。従って、南漢江水質総合対策を円滑に推進させ、楊平、驪州、利川の基礎環境施設を1996年まで計画通り設置できれば水質目標達成に大きく寄与するものと判断される。

#### 参考文献

1. 建設部(1981-1990)：水文調査年報
2. 京畿道公営開発団(1990)：八堂湖浚渫及び効率的な管理方案調査研究
3. 孔東壽(1992)：八堂湖の陸水生物学的研究、高麗大学博士論文
4. Sim Young-Seob(1992)：漢江水質の管理方案、韓国衛生学会、91-99.
5. 韓国水資源公社水資源研究所(1988)：富栄養化防止対策
6. 湖沼水質研究所(1990)：湖沼分野研究論文抄録集(第1集)

7. 環境処 (1989, 1990) : 韓国環境年鑑
8. 環境処 (1988) : 水質汚染公定試験方法
9. 日本規格協会 (1981) : JIS
10. Korea society for Sanitation (KSS) (1992): Towards the Global and Local Solutions.
11. Ryu, J. K. and Seo Y. S. (1989): A Comprehensive studies on the Eutrophication of Paldang Reservoir (2), NIER, 89-16-258.
12. Ryu, J. K. and Seo Y. S. (1990): A Comprehensive studies on the Eutrophication of Paldang Reservoir (3), NIER, 90-17-291.
13. Ryu, J. K. (1990): The status and prospect of lake water management technologies in Korea, Kor. Soc. Wat. Qua. Res. Con., 201-219.
14. Seo Y. S. (1988): Eutrophication of Artificial Lakes in Korea and Proposed Counter measures, 1st Kor. - Jap. Env. Sci. Tech. Sym., 111-125.
15. Seo, Y. S. et al. (1988): A Comprehensive studies on the eutrophication of Paldang Reservoir (1). NIER, 88-15-240.
16. US EPA (1988): Lake and Reservoir Restriction Guidance manual.
17. US EPA (1987): Design manual - Phosphorus Removal.

## 2 八堂ダム湖の流入負荷の解析

### 1. はじめに

八堂湖は平均水深が6.5m、年平均滞留時間が3.0から7.2日という典型的な河川型のダム湖である。流入河川である南北漢江及び慶安川の流域特性や流量などは大きく異なっており、また降水量は夏期の7~9月に集中しているなど、水理的条件や負荷流出特性などが時空間的に不連続な分布をしているという特徴を持っている。湖水への汚濁負荷は外部負荷と内部負荷に区分され、流域からの外部負荷量の解析には汚染源の分布データ、発生原単位、排出率、流達率などを用いて計算する原単位法と、実測した水質と水量から算出する方法がある。流入負荷量は用いた方法と調査規模によって推定誤差が大きく、八堂湖へのリン負荷量を例にとれば、国立環境研究院が前者の方法で1989年に推定した負荷量は約1,000トン/年、1990年に推定した負荷量は約960トン/年であった。一方、金等が1989年に後者の方法で推定した負荷量は約300トン/年であり、顕著な違いがみられた。このような誤差は、これまでの八堂湖での水理水文及び水質調査が充分でなかったために起きたものと考えられる。本研究では外部負荷量の信頼性の高い値を得る目的で、1988年~1990年まで行われた国立環境研究院による常時水質調査の資料と本調査で新たに得た流量資料を利用して汚染負荷量を算出し、その推移を解析した。

### 2. 研究方法

国立環境研究院(1988~1990)と1991年に湖沼水質研究所が実測した常時水質観測資料(未発表)を収支解析に用いた。水文解析は地下水の流出入水量と貯留量の変化を含む流出入モデルを構築し、1981~1990年の10年間の水文資料(建設部、1981~1990)と清平および八堂ダムの発電所資料(韓国電力公社、1981~1990)等を利用して分析した。

$$dV/dt = \text{流入} - \text{流出} \quad (1)$$

$$(\text{流入} = (I_N + I_S + I_K) + R + G_i : \text{流出} = (O + E + G_o))$$

ここで、 $I_N$ ; 北漢江からの流量、 $I_S$ ; 南漢江からの流量、 $I_K$ ; 慶安川からの流入水量、

$dV$ ; ダムでの貯水量変化、 $dt$ ; 期間、 $R$ ; 降雨からの直接流入量、 $G_i$ ; 地下水流入量、

$G_o$ ; 地下水流出量、 $O$ ; 漢江への流出量、 $E$ ; 蒸発量

慶安川の流入量は慶安川水位表の流況から水位-流量関係式を作り算出した。北漢江の流量は清平ダムの放流量に高安の雨量観測所の降雨量と、流出率から求めた清平ダム以降の流出量を合わせて算出した。南漢江の流入量は麗州水位表地点での水位-流量関係式を求めて算出した流量に、麗州から南漢江の流入地点までの流域からの流出量を合算して求めた。八堂湖の月間貯水量の変動は水位-貯水容量関係式を利用して1981~1990年の毎月1日と末日の水位から貯水容量を算出し、その変動量をCMSの値として換算した。未知の水文量である地下水の流出入量は式(1)からその他の水文量を代入して算出した。

物質収支では漁獲による流出は無視した。降雨による負荷は窒素収支にだけ適用した。地表水



からの負荷は月平均の流入水量に水質を乗じて算出した（式2）。地表水からの負荷量の流量による変化特性を把握するために、月負荷量と月平均の流量の関係を分析した（式3）。地下水の水質濃度は河川水の水質濃度と同じと仮定して計算した（この場合、流出水の濃度としては河川水濃度を用いても意義はないものと思われるが、流入水の場合は河川水濃度では負荷量が多くなりすぎ負荷量を過大に評価することになるところから今後見直しが必要である）。

$$L = \Sigma I \cdot C \quad (2)$$

$$L = \alpha \cdot [I]^b \quad (3)$$

ここで、L; Lという物質の全負荷量、I; 月平均流入水量、C; 物質Lの月平均水質濃度

COD<sub>M</sub>の収支式は地表水の負荷、地下水の負荷、流出量、内部生産量、分解量及び水体と河床での滞留量から次式のように構成した。

$$COD_i - COD_o - dCOD_s - dCOD_w - COD_d = 0 \quad (4)$$

$$(COD_i = COD_L + COD_{g1} + COD_n : COD_o = COD_E + COD_{go})$$

ここで、COD<sub>L</sub>; 地表水からのCOD負荷量、COD<sub>g1</sub>; 地下水からのCOD負荷量、COD<sub>n</sub>; CODの湖内生産量、COD<sub>i</sub>; CODの全流入負荷、COD<sub>o</sub>; CODの全流出負荷、COD<sub>E</sub>; 地表水によるCODの流出量、COD<sub>go</sub>; 地下水によるCOD、dCOD<sub>s</sub>; 底泥でのCODの純蓄積量、dCOD<sub>w</sub>; 水体中でのCODの蓄積量、COD<sub>d</sub>; 水体中でのCODの分解量

リンは保存物質とみなして湖内生産量及び分解量を無視し、次式のような収支式を立てた。

$$P_i - P_o - dP_s - dP_w = 0 \quad (5)$$

$$(P_i = P_L + P_{g1} : P_o = P_E + P_{go})$$

ここで、P<sub>L</sub>; 地表水からのリン負荷量、P<sub>g1</sub>; 地下水からのリン負荷量、P<sub>i</sub>; 全流入リン負荷量、P<sub>E</sub>; 地表水からのリン流出量、P<sub>go</sub>; 地下水からのリン流出量、dP<sub>s</sub>; 底泥でのリンの純蓄積量、dP<sub>w</sub>; 水体中のリン蓄積量

堆積物中のリンの滞留係数（R<sub>P</sub>）は次式で定義した。

$$R_P = dP_s / P_i \quad (6)$$

窒素の収支式は降雨による流入と窒素固定及び脱窒量を考慮して構築した。

$$N_i - N_o - dN_s - dN_w = 0 \quad (7)$$

$$(N_i = N_R + N_P + N_T : N_R = N_L + N_{g1} : N_o = N_E + N_{go})$$

ここで、N<sub>L</sub>; 地表水からの窒素負荷量、N<sub>g1</sub>; 地下水からの窒素負荷量、N<sub>P</sub>; 降雨による直接流入窒素量、N<sub>T</sub>; 脱窒量を差し引いた純窒素固定量、N<sub>go</sub>; 地下水による窒素の流出量、dN<sub>s</sub>; 底泥での窒素の純蓄積量、dN<sub>w</sub>; 水体中での窒素の純蓄積量

式(7)から堆積物中での窒素の変化量は式(8)で、窒素の滞留係数( $R_N$ )は式(9)で整理できる。

$$dN_s = N_i - dN_w - N_o \quad (8)$$

$$R_N = dN_s/N_i \quad (9)$$

$$dN_s' = N_R - dN_w - N_o \quad (10)$$

$$R_N' = dN_s'/N_i \quad (11)$$

脱窒を無視したときの窒素固定量は式(7)と式(11)から式(12)のようになる。

$$N_f = dN_s - dN_s' - N_P \quad (12)$$

窒素固定量はリン収支と組み合わせて間接的な方法で算出が可能となる。窒素に対するリンの選択沈殿のため流入水のN/P比率と堆積物表層のN/P比率( $\beta$ )が異なると、 $dN_s = \beta dP_s$ であるので窒素固定量( $N_f$ )は次式で求められる。

$$N_f = \beta dP_s - dN_s' - N_P \quad (13)$$

### 3. 調査結果

流量と負荷量の関係を表す式(3)で係数 $b$ が1より大きい場合には流入水の水質濃度は流入量の増加と共に増加する。それぞれの水質項目についての係数 $b$ の値を表2-1に示す。流量増加によって流入水のリン濃度は増加を、CODと総窒素濃度は減少する。すなわち、流域の面源汚染源や河床堆積物に蓄積していたリンは降雨時の流量増加によって選択的に流出してくる事が示されており、反応性のリンの方がより流失し易い特性を持っている。

#### 3.1 COD収支

COD収支の1988~1990年の平均月別変化を表2-2に示す。季節的特徴としては6~9月の負荷量が40,383トンと年間負荷量の73%を占めており、7月には内部生産と河床への滞留量が大きく、6月と9月には分解および河床での損失が大きい。八堂湖へのこの期間の月別平均流入水量は7月と9月に各々2,178CMSと1,755CMSという同じくらいの水準のピークを示していたが(孔、1992)、7月のCOD負荷量は9月の負荷量に比べて約2倍大きく、7月の流出水のピーク時の流域からのCODの流出量が後半の9月の流出量に比べて相対的に大きなことを示している。

COD収支の各年度の年間収支を表2-3に示す。八堂湖へのCOD負荷量は1988~1990年の平均値として55,013トン/年であり、このうち河川由来の負荷量は48,219トン/年と全体の88%を占めていた。年平均の流出量は53,029トン/年で1,984トン/年のCODが湖水内で変化したものと推測される。このうち水中での減少量は120トン/年、内部生産量と分解量の差および河床蓄積量は2,104トン/年と推測された。八堂湖の年平均流入量が1988年に438.4CMS、1989年に510.6CMS、1990年に1,114.6CMSであったことを考慮すると(孔、1992)、COD負荷量は降雨量変化にともなう河川流量変化と関係が深い、1988年は流量に比べて負荷量が高く流入水のCOD濃度が高かったことを示している。総負荷量に対して、内部生産量と分解量の差を含めた河床蓄積量の比は0.18~0.09の範囲を変動し、流量による影響が大きなことを示している。

表 2-1 各負荷因子別の流量-負荷量の関係

Loading factors	Equations	R <sup>2</sup>	p-Value
COD <sub>Mn</sub>	$L = 2.9307 \cdot Q^{0.816}$	0.88	< 0.001
DRP	$L = 0.0044 \cdot Q^{1.630}$	0.88	< 0.001
T-P	$L = 0.0373 \cdot Q^{1.216}$	0.88	< 0.001
T-P	$L = 7.6250 \cdot Q^{0.911}$	0.88	< 0.001

\* calculated at flow ranges of 200~4,000 CMS

表 2-2 1988-1990 年の平均水質から八堂の化学的酸素要求量の値

Months	Input ( ton/month )			Output ( ton/month )			$\Delta$ COD <sub>w</sub>	COD <sub>n</sub> - COD <sub>d</sub> + $\Delta$ COD <sub>s</sub>
	COD <sub>L</sub>	COD <sub>xi</sub>	COD <sub>i</sub>	COD <sub>x</sub>	COD <sub>xi</sub>	COD <sub>o</sub>		
Jan.	1,430	47	1,477	1,121	248	1,369	-130	238
Feb.	1,433	98	1,531	1,227	183	1,410	-14	135
Mar.	1,909	446	2,355	2,134	179	2,313	5	37
Apr.	1,955	199	2,154	1,629	180	1,808	15	331
May.	1,875	174	2,049	1,907	50	1,956	-44	136
Jun.	4,050	1,174	5,225	6,108	9	6,118	116	-1,009
Jul.	17,134	2,863	19,997	18,143	0	18,143	71	1,784
Aug.	3,878	810	4,688	4,459	0	4,459	-164	193
Sep.	9,910	764	10,763	10,736	0	10,736	22	-85
Oct.	1,345	101	1,446	1,303	0	1,303	-40	183
Nov.	1,924	206	2,129	1,916	127	2,043	42	44
Dec.	1,377	113	1,489	1,340	31	1,371	0	119

表 2-3 用途別化学的酸素要求量の値

( ton COD<sub>Mn</sub>/yr )

Budget factors	1988	1989	1990	Mean
COD <sub>i</sub>	63,931.2	33,820.6	67,288.8	55,013.5
COD <sub>L</sub>	58,235.1	27,742.1	58,680.7	48,219.3
COD <sub>xi</sub>	5,696.1	6,078.5	8,608.1	6,794.2
COD <sub>o</sub>	52,651.5	32,994.4	73,440.9	53,028.9
COD <sub>x</sub>	50,274.6	32,926.3	72,862.4	52,021.1
COD <sub>xi</sub>	2,376.9	68.1	578.5	1,007.9
COD <sub>w</sub>	20.3	-454.5	75.5	-119.6
COD <sub>n</sub> - COD <sub>d</sub> + $\Delta$ COD <sub>s</sub>	11,259.4	1,280.7	-6,227.6	2,104.2
*R <sub>cod</sub>	0.18	0.04	-0.09	0.04

\* R<sub>cod</sub> = ( COD<sub>n</sub> - COD<sub>d</sub> +  $\Delta$ COD<sub>s</sub> ) / COD<sub>i</sub>

表 2-4 各水系別COD<sub>Mn</sub>負荷量および負荷存在比

Sectors	CODMn loads ( ton COD/yr )			
	1988	1989	1990	Mean
North Han River ( % )	16,936 (29.1)	10,429 (37.6)	27,416 (46.7)	18,260 (37.9)
South Han River ( % )	39,194 (67.3)	15,288 (55.1)	28,302 (48.2)	27,595 (57.2)
Kyongan Stream ( % )	2,105 (3.6)	2,025 (7.3)	2,962 (5.0)	2,364 (4.9)
Total	58,235	27,742	58,680	48,219

表 2-5 1988-1990 年の平均水質から八堂のリン量の値

Months	Input ( ton/month )			Output ( ton/month )			$\Delta P_w$	$\Delta P_s$	$R_p$
	$P_L$	$P_{xi}$	$P_i$	$P_x$	$P_{so}$	$P_o$			
Jan.	31.6	0.9	32.4	8.6	2.9	11.6	0.0	20.9	0.65
Feb.	33.5	2.3	35.9	10.8	1.9	12.7	0.6	22.6	0.63
Mar.	51.1	7.7	58.7	24.7	1.8	26.5	1.0	31.3	0.53
Apr.	39.8	5.5	45.3	29.3	1.2	30.4	0.4	14.5	0.32
May.	30.3	4.0	34.3	26.1	0.5	26.7	1.9	5.7	0.17
Jun.	90.2	41.0	134.3	119.2	0.1	119.3	7.4	7.6	0.06
Jul.	579.3	94.4	673.7	479.0	0.0	479.0	0.1	194.6	0.29
Aug.	84.9	16.3	101.2	88.3	0.0	88.3	-3.2	16.1	0.16
Sep.	285.9	19.3	305.2	360.6	0.0	360.6	1.2	-56.6	-0.19
Oct.	35.9	2.1	38.1	36.2	0.0	36.2	-0.5	2.4	0.06
Nov.	37.7	4.9	42.6	54.1	4.5	58.6	0.4	-16.5	-0.39
Dec.	25.1	2.3	27.5	37.4	1.1	38.5	0.0	-11.0	-0.40

各水系別の河川由来のCOD負荷量および組成比を表2-4に示す。慶安川は流入水量の比では2.8%に過ぎなかったが、COD負荷量では4.9%と高くなっており、この流域の汚濁負荷発生量が高いことを示している。

### 3.2 リン収支

全リン負荷量は6~9月の期間が1,214トンであり、年間負荷量の約80%を占めていた(表2-5)。これは夏期の降雨量増加に起因するものである。河床への蓄積量は7月に一番大きく、9月はマイナスになった。これは1990年9月の洪水時のおりに河床が洗掘されたためと判断された。おおよそ上半期には生物の成長能が大きいため、リンの吸収を通じた蓄積が優勢になり、下半期には枯死体の分解過程を通じた流出が大きくなるものと解釈された。溶存反応性リンは6~9月の負荷量が401トンで、年間負荷量の約84%を占めていた(表2-6)。全リンに比べてより夏期に集中していた。

表 2-6 1988-1990年の平均水質から八堂の月別の溶存態リン量の値

Months	Input ( ton/month )			Output ( ton/month )			Net (ton/month)		R <sub>P</sub>
	P <sub>L</sub>	P <sub>xi</sub>	P <sub>i</sub>	P <sub>x</sub>	P <sub>so</sub>	P <sub>o</sub>	ΔP <sub>w</sub>	ΔP <sub>s</sub>	
Jan.	4.9	0.0	5.0	0.5	0.6	1.1	0.0	3.9	0.78
Feb.	6.1	0.7	6.8	0.5	0.3	0.8	0.0	6.0	0.88
Mar.	7.5	0.3	7.8	0.5	0.3	0.8	0.2	6.8	0.87
Apr.	7.1	1.3	8.3	5.3	0.2	5.4	0.4	2.5	0.30
May.	8.7	1.4	10.1	7.5	0.1	7.6	0.6	1.9	0.19
Jun.	20.2	8.8	29.1	37.5	0.0	37.5	3.0	-11.5	-0.40
Jul.	179.4	31.6	211.0	186.3	0.0	186.3	0.1	24.6	0.12
Aug.	16.6	2.9	19.5	21.7	0.0	21.7	-1.6	-0.6	-0.03
Sep.	135.8	6.0	141.8	146.8	0.0	146.8	2.0	-7.1	-0.05
Oct.	14.9	0.4	15.3	17.3	0.0	17.3	0.2	-2.2	-0.14
Nov.	13.1	1.6	14.7	16.9	1.5	18.4	-1.0	-2.7	-0.18
Dec.	8.5	0.7	9.3	12.5	0.4	12.9	0.0	-3.6	-0.39

全リン負荷量は1988~1990年の平均値で1,529トン/年と推定され、この内河川由来の負荷量が1,330トン/年で約87%を占めていた。年平均の流出量は1,288トン/年、湖内貯留量は241トン、その内水中に9.3トン、河床への滞留量は231.6トンと推測された。全リンの堆積物中への滞留係数の年平均値は0.15で、0.45~-0.03の範囲で変動しており、流量の影響が大きかった。溶存反応性リンの年平均負荷量は478.5トン、年平均流出量は456.6トン、水中への貯留量は3.9トン、堆積物あるいは藻類への吸収等による滞留量は18.0トン、滞留係数は0.04であった(表2-7)。

堆積物への全リンの純変動量を水面積あたりに換算するとリンの純沈殿率 ( net settling rate ) がもとまり、16.6 mg/m<sup>2</sup>/dayであった。八堂湖の平均全リン濃度52 mg/m<sup>3</sup>をあてはめると純沈殿速度は0.32m/day (116.8 m/y)となった。孔(1992)は八堂湖の見かけの沈殿速度 ( apparent settling velocity ) を0.6m/day (219.0 m/year)と推定した。この値を平均6.5mとして換算す

るとリンの沈殿率係数 (settling rate coefficient) は33.7/year (0.09/day) となった。これらの沈殿速度の値は国外で報告されている値に比較すると極めて大きい。すなわち、Vollenweider (1975) は見かけの沈殿速度を10m/yearとしており、Dillon & Kirchner (1975) は13.2m/year、Chapra (1975) は16 m/year という値を報告している。これらの値に比べると八堂湖の値は10~20倍大きい。この原因としては、八堂湖が河川型の人造湖で、成層構造が形成されず、また浮遊物質の流入が大きくなると考えられる。孔 (1992) は八堂湖のリンの内部負荷を10.9mg/m<sup>2</sup>/dayと推定した。この値は湖全体としては152トン/年になる。また、河床への沈殿量は内部循環量152トン/年に純沈殿量231.6トン/年を加えたおおよそ283.6トン/年と推定された。総負荷量1,529.2トン/年に対する沈殿量は25.1%、再循環率は9.9%、沈殿量に対する再循環の割合は39.6%と推定された。Ralph et al. (1983) はアメリカの277の湖沼でリンの滞留係数と滞留時間あるいは交換回数との関係を調べた結果、相関係数は-0.27で極めて低かった。これは流入水中の全リンに対する懸濁態リンの割合に起因しており、懸濁態リンの占める割合の高い湖では滞留係数が大きくなり、溶存性のリンの割合が高い湖では低くなっていた。しかし、本調査で示したごとく同一の湖でも、流入水中のリンの形態が季節変化をしており、滞留係数が滞留時間などの水文的要因と相関があることが認められた。

表 2-7 各水系別リン負荷量および負荷存在比

	DRP (ton/yr)				Total P loads (ton/yr)			
	1988	1989	1990	Mean	1988	1989	1990	Mean
P <sub>i</sub>	391.6	216.9	827.5	478.5	1,336.6	1,020.8	2,230.2	1,529.2
P <sub>L</sub>	347.0	186.7	735.4	422.8	1,220.0	852.1	1,913.4	1,328.5
P <sub>#i</sub>	44.6	30.3	92.1	55.7	116.6	168.7	316.8	200.7
P <sub>o</sub>	305.0	115.4	949.6	458.7	733.8	851.6	2,279.5	1,288.3
P <sub>E</sub>	301.9	115.4	943.2	453.3	711.6	850.9	2,260.1	1,274.2
P <sub>#o</sub>	3.1	0.1	6.4	3.4	22.2	0.7	19.4	14.1
ΔP <sub>w</sub>	-1.2	3.7	9.8	3.9	2.6	7.6	17.6	9.3
ΔP <sub>s</sub>	87.8	97.8	-131.9	18.0	600.2	161.6	-66.9	231.6
*R <sub>P</sub>	0.22	0.45	-0.16	0.44	0.45	0.16	-0.03	0.15
Total settling of Phosphorous					383.6			
Estimated internal loading Phosphorous					152.0			

\* : non-dimensional

表 2-8 各水系別リン負荷量および負荷存在比

Sectors	DRP (ton/yr)				Total P loads (ton/yr)			
	1988	1989	1990	Mean	1988	1989	1990	Mean
North Han River	157	44	296	166	315	291	702	436
(%)	(45.4)	(23.5)	(40.3)	(39.2)	(25.8)	(34.2)	(36.7)	(32.8)
South Han River	175	116	394	228	874	507	1,051	811
(%)	(50.6)	(62.0)	(53.6)	(53.9)	(71.6)	(59.5)	(54.9)	(61.0)
Kyongan Stream	14	27	45	29	32	54	160	82
(%)	(4.0)	(14.4)	(6.1)	(6.9)	(2.6)	(6.3)	(8.4)	(6.2)
Total	346	187	735	423	1,221	852	1,913	1,329

\* :non-dimensional

権ら(1987)および金ら(1990)は八堂湖における植物プランクトンの一次生産量を255 gC/m<sup>2</sup>/yearと報告しており、この値は藻体中のC:N:P比を40:7:1と仮定するとリンの必要量として6.4 g/m<sup>2</sup>/yearとなる。溶存性無機態リンの面積当たり負荷量は12.5 g/m<sup>2</sup>/yearと算定されたが、7月及び9月の洪水期の負荷量を除外した負荷量は3.3 g/m<sup>2</sup>/yearと推定され、この値は光合成に必要なリンの値の約1/2に過ぎない。このことから平水期及び低水期の藻類生産は内部負荷由来の無機リンに相当量依存していると推定された。

各水系別にみると、慶安川からの負荷量は経年的に増加している傾向を示しているのに対し、南北漢江では1989年に低い値を示した(表2-8)。しかし、1988年の場合は7月1ヶ月間に年負荷量の79%が集中しており、その他の期間では1989年より低く、生態系に対する影響も低かったものと判断される。慶安川の流入水量は全流入水量の2.6%に過ぎないにもかかわらず、リンの負荷量比は6.2%を占めており、この流域のリン発生量が大きなことを示している。この傾向は溶存無機態リンの負荷量比7.0%にさらに顕著に現れている。

### 3.3 窒素収支

河川水を通した全窒素の負荷量は7月と9月の雨期にピークを示したが全リンに比べてその程度が低かった。これは窒素とリンの流出特性の違いによるものである(表2-9)。

アンモニア態窒素の滞留係数は1~6月には正の値を示したが夏期以降はほとんど負の値を示した。これは生物の増殖活性が夏期までは高いため蓄積が優先し、夏期以降は枯死分解を通した流出が大きなことを示唆している(表2-10)。アンモニア性窒素の年平均負加量は3,276トン/年、流出量は3,232トン/年で、流入純量44トン/年と推定された。このうち水中への貯留量は38トン/年、堆積物あるいは生物体内への滞留量は7トン/年と推定された(表2-11)。アンモニア性窒素の面積当たりの負加量は85.8 g/m<sup>2</sup>/yearと推定されたが、前述した藻類の光合成量255 gC/yearに

表 2-9 1988-1990 年の平均水質から月別の全窒素の値

Months	Input ( ton N/month )			Output ( ton N/month )			$\Delta N_w$	$\Delta N_s'$
	$N_L$	$N_{G1}$	$N_1$	$N_x$	$N_{G0}$	$N_0$		
Jan.	1,133.0	38.0	1,171.0	919.4	184.7	1,104.1	0.0	66.9
Feb.	1,000.7	104.8	1,105.5	995.9	84.4	1,080.3	47.4	-22.2
Mar.	1,523.1	371.0	1,894.1	1,911.9	130.9	2,042.8	37.3	-186.0
Apr.	1,519.3	179.0	1,698.4	1,654.1	140.4	1,794.6	4.8	-101.0
May.	1,711.1	196.8	1,907.8	2,187.6	44.7	2,232.3	35.7	-360.1
Jun.	3,108.9	863.9	3,972.7	4,634.0	7.7	4,641.6	-42.8	-626.0
Jul.	8,910.4	1,883.8	10,794.2	12,249.3	0.0	12,249.3	-14.8	-1,440.3
Aug.	3,145.8	657.3	3,803.1	4,501.3	0.0	4,501.3	-50.2	-648.1
Sep.	5,071.7	482.0	5,553.7	6,275.4	0.0	6,275.4	-116.2	-605.5
Oct.	969.2	79.3	1,048.6	891.5	0.0	891.5	-19.8	177.9
Nov.	1,185.8	141.4	1,327.2	1,255.1	79.1	1,334.2	15.7	-22.8
Dec.	889.9	72.9	962.8	878.0	18.9	896.9	0.0	65.9

表 2-10 1988-1990 年の平均水質から月別のアンモニア性窒素の値

Months	Input ( ton N/month )			Output ( ton N/month )			Net (ton N/month)	
	$N_L$	$N_{G1}$	$N_1$	$N_x$	$N_{G0}$	$N_0$	$\Delta N_w$	$\Delta N_s'$
Jan.	65.2	6.3	71.5	58.9	2.0	61.8	0.0	9.7
Feb.	70.8	8.1	78.9	64.2	0.0	64.2	0.4	14.4
Mar.	122.8	59.5	182.3	153.1	0.0	153.1	1.0	28.3
Apr.	119.2	18.2	137.4	105.8	0.0	105.8	-1.1	32.7
May.	132.2	11.0	143.4	94.5	2.6	97.0	-2.8	49.1
Jun.	256.4	68.1	324.5	215.5	0.0	215.5	10.8	98.1
Jul.	584.9	143.2	728.1	884.1	0.0	884.1	2.0	-158.0
Aug.	197.1	69.3	266.5	295.9	0.0	295.9	-2.3	-27.1
Sep.	582.3	102.1	684.4	709.4	0.0	709.4	0.7	-25.6
Oct.	69.3	8.1	77.4	98.2	0.0	98.2	10.7	-31.5
Nov.	331.6	35.8	367.4	321.4	18.8	340.0	18.3	9.1
Dec.	180.6	16.4	197.0	202.3	4.5	206.8	0.0	-9.7



表 2-11 年度別全窒素およびアンモニア性窒素の値

Loading factors	NH <sub>4</sub> -N (ton N/month)			Total N (ton N/month)			
	1989	1990	Mean	1988	1989	1990	Mean
N <sub>L</sub>	2,868.1	2,557.2	2,712.6	29,414.6	20,542.7	40,549.5	30,168.9
N <sub>at</sub>	885.5	408.9	548.2	2,762.9	5,105.8	7,342.0	5,070.2
N <sub>R</sub>	3,553.6	2,964.1	3,258.9	32,177.5	25,648.5	47,891.5	35,239.2
N <sub>E</sub>	3,566.1	2,840.5	3,203.3	30,263.3	26,480.5	57,813.5	38,352.5
N <sub>so</sub>	5.1	51.9	28.5	1,609.2	55.6	407.5	690.8
N <sub>o</sub>	3,571.2	2,892.5	3,231.8	31,872.5	27,036.2	58,221.0	39,043.2
ΔN <sub>w</sub>	16.4	59.0	37.7	-50.6	-225.0	-33.3	-103.3
ΔN <sub>s</sub> '	-21.7	35.0	6.7	355.6	-1,162.7	-10,296.2	-3,701.1
N <sub>P</sub>	12.3	22.4	17.4	6.3	12.3	22.4	13.7
β			-	3.3	3.3	1.1	2.6
ΔN <sub>s</sub>	-	-	-	1,980.7	533.3	-73.6	813.5
N <sub>z</sub>	-	-	-	1,618.8	1,683.7	10,200.2	4,500.6
R <sup>N'</sup>	-0.01	0.018	0.002	0.01	-0.06	-0.25	-0.12
N <sub>i</sub>				33,802.6	27,344.5	58,114.1*	39,753.4
R <sup>N</sup>	-	-	-	0.06	0.02	-0.001	0.02

\* This may include other types of loads

必要な窒素量44.6 g/yearに比べると約2倍の値になった。八堂湖の無機態窒素中の硝酸性窒素の比率は高いことからアンモニア性窒素と合わせた無機態窒素が藻類生産に対する制限要因になることはないものと判断された。八堂湖の堆積物のN/P比(β)は1988年に3.3(国立環境研究院、1988)、1989年及び1990年には各々3.3及び3.1であった(孔、1992)。1990年に堆積物のN/P比が減少した原因は、1990年の洪水期に洗堀により有機物含量の低い深い部分の堆積物が表面に現れた結果と推測される。湖面降雨負加量は降水の平均窒素濃度0.25 mg/lを降雨量に乗じて算出した。式(13)により推定された窒素固定量は1988年に1,618.8トン/年、1989年に1,683.7トン/年、1990年に10,200.2トン/年であった。自然水系の窒素固定能はおおよそ0.1~3 kg/ha/dayの値が報告されているが(Bohlool & Weibe, 1978; Burris, 1976; Wiebe et al., 1975)、藍藻類が大発生した水域での窒素固定量は無視できない値である(Goering et al. 1966)。八堂湖で1990年に推定された値は面積当たり換算すると7.24 kg/ha/dayとなり、たとえこの年に藍藻類の発生がみられたとしてもこの値は大きすぎる。この原因としては次のようなことが考えられる。1)降雨量が大きかったために計算から除外した湖への直接流入地域からの負荷が大きかったこと、2)堆積物のN/P比が洪水によって不均一になり、過小評価された可能性があること、3)洪水時には水

表 2-12 各水系別窒素負荷量および負荷存在比

Sectors	NH <sub>4</sub> -N loads (ton N/yr)				T-N loads (ton N/yr)			
	1988	1989	1990	Mean	1988	1989	1990	Mean
North Han River	-	1,280	1,050	1,165	9,837	7,257	17,114	10,403
(%)	-	(44.6)	(41.1)	(42.9)	(33.4)	(35.3)	(42.2)	(37.8)
South Han River	-	1,415	1,276	1,346	18,622	11,461	20,952	17,012
(%)	-	(49.3)	(49.9)	(49.6)	(63.3)	(55.8)	(51.7)	(56.4)
Kyongan Stream	-	173	231	202	956	1,825	2,484	1,775
(%)	-	(6.1)	(6.1)	(7.4)	(3.3)	(8.9)	(6.1)	(5.8)
Total	-	2,868	2,557	2,713	29,415	20,543	40,550	30,170

\* : non-dimensional

生植物、底性動物及び付着藻類の相当量が流出してしまうため生物体のN/Pが堆積物中のN/P比に比べ高くなることから、相対値としてのNsの値が過小評価された可能性が考えられる。過大評価されていると考えられる1990年の値を除けば、1988年、1989年の推定値1.16および1.20kg/ha/dayという値は前述した文献値の範囲内であった。1990年の窒素固定量を降雨量が低かった1988年及び1989年の窒素固定量と同じと仮定すれば、固定量と推定された10,200.2トン/年の内8,548.9トン/年はその他の要因による窒素負荷量と考えられる。3年間の年間平均的値として推定された全窒素負荷量39,753.4トンの内、河川由来の負荷は76%、地下水由来の負荷は12.8%、窒素固定による負荷が4.2%、降雨由来の負荷は13.7トンで無視できる程度、その他の要因による負荷が7.2%と推定できた。

総流出負荷量は39,043.2トンで、湖内貯留量は710.2トン、このうち堆積物への蓄積量は813.5トン/年で水中での貯留量は-103.3トン/年と推定された。

各水系別の全窒素の負荷比は南漢江が56.4%と一番高く、北漢江は37.8%、慶安川は5.8%と推定された(表2-12)。アンモニア性窒素の負荷比は慶安川が7.4%、北漢江が42.9%と推定され、八堂湖に近いこれらの流域の糞便性汚染源の存在が示唆された。すなわち、慶安川では龍仁邑および広州邑の生活下水の影響が、北漢江ではマソク一帯の小規模畜産団地からの排水中の高濃度のアンモニアの影響が大きなものと推測された。

### 3.4 N/P 負荷比

流量が増加するに従って全窒素負荷量の増加率はあまり高くないが、リン負荷量の増加率はかなり高いため、流入水中のN/P負荷比は顕著な流量依存性を示している。図2-1は八堂湖への月平均流入量と流出水中のN/P比の関係を示す。N/P比は流量の増加とともに減少して、おおよそ1,000CMSの流量で約20程度で一定の値に維持された。特に北漢江では1990年の大洪水後の1991年の

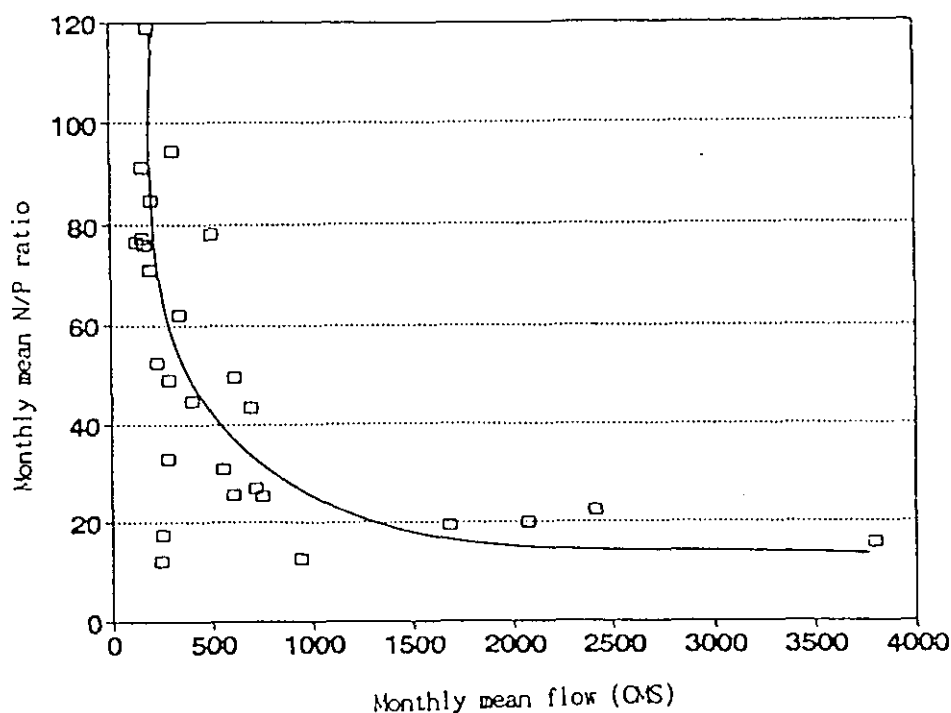


図 2-1 八堂湖における月平均のN/P比と流出量との関係

表 2-13 流入水および流出水の全窒素/全リン比の年変化

Years	Retention times (days)	N/P ratio of inflow	N/P ratio of outflow
1988	6.6	48.1	83.9
1989	5.7	31.6	40.2
1990	2.6	24.9	28.8
1991	-	13.5	15.7

N/P比が南漢江に比べて顕著に減少した。これは1990年が北漢江の流量が南漢江の流量を上回った唯一の年で、北漢江での降雨の影響が極めて大きかったためと考えられる。

表2-13は八堂湖での流入流量で加重平均した流入水の年平均N/P比と、流出水のN/P比および滞留時間の関係を示したものである。流入量が大きい場合滞留時間が短い場合に流入水及び流出水のN/P比は小さくなっている。また、流出水のN/P比は流出水のそれに比べて常に大きくなっており、その傾向は滞留時間が長いほど顕著であった。このように流出水のN/P比が流出水のそれに比べて大きいのは湖内での沈殿速度が窒素よりリンの方が早いためと考えられる。また湖内での窒素固定による窒素の増加もあるものと判断される。八堂湖のN/P比の減少にともない夏期に窒素固定能のある糸状性藍藻類 (*Lyngbya contorta*) の増加が報告されている。

#### 4. 結論

1988から1990年の期間の八堂湖での物質収支を解析し、以下のような結果を得た。

1) 流量の増加にともなって流入水中のリン濃度は増加し、CODと全窒素濃度は減少した。

2) 年平均のCOD負荷量は55,013トンと推定され、その内河川水由来の負荷が48,219トン(88%)、地下水由来の負荷量が6,794トン(12%)であった。河川水由来の負荷の内、南漢江からは57.2%、北漢江からは37.9%、慶安川からは4.9%の寄与率であった。年平均の流出量は53,029トン、湖内蓄積量は1,984トンと推定された。湖内蓄積量の内水中での蓄積量は-120トン、河床への滞留量は2,104トンと見積もられた。6~9月の期間の負荷量は年間負荷量の73%に達しこの期間に負荷が集中した。

3) 年平均の全リン負荷量は1,529トンで、その内河川由来の負荷が1,330トン(87%)、地下水由来の負荷が199トン(13%)と推定された。河川由来の負荷の内、南漢江からは81.0%、北漢江からは32.8%、慶安川からは6.2%と見積もられた。年平均流出量は1,288トン、湖内蓄積量は241トンと推定された。湖内蓄積量の内、水中への蓄積量は9.3トン、河床への蓄積量は231.6トンと見積もられた。全リンの沈殿速度は0.32 m/dayと推定され、国外での文献値に比べ10~20倍大きくかった。そのため、リンのモデルとして、国外のモデルをそのまま適用させることは適当でないと判断された。底泥からの舞い上がり分を含む総沈殿量は283.6トン、含まない純沈殿量は231.6トンと推測された。総負荷量に対する総沈殿量は25.1%、再循環率は9.9%、総沈殿量に対する再循環率は39.6%と推定された。6~9月の期間の負荷量は年間負荷の80%に達し、この期間に集中していた。年平均全リン濃度に比べ藻類の現存量は文献値に比較してかなり低かった。年平均の堆積物への滞留係数は0.15で、年間0.45から-0.03の範囲を変動しており、流量変動による影響が大きかった。

4) 溶存性無機態リンの年平均負荷量は479トンで、このうち河川水からの負荷量は423トンと推定された。河川由来の負荷の内、南漢江からは53.9%、北漢江からは39.2%、慶安川から6.9%と見積もられた。年平均流出量は457トン、湖内への蓄積量は22トンと推定された。湖内蓄積量の内、水中への貯留量は4トン、堆積物あるいは藻類等への移行による滞留量は18.0トン、滞留係数は0.04と低かった。滞留係数は1~5月と7月は正の値を、7月を除いた夏期以降は負の値を示した。平水期および低水期の藻類生産は内部循環由来の無機態リンに相当量依存しているものと推定された。

5) 年平均の全窒素負荷量は39,753トンで、このうち河川由来の負荷量は30,169トン(76%)、地下水由来の負荷量は5,070トン(13%)、窒素固定由来の負荷量が1,851トン(4.2%)、降雨由来の負荷量は14トン、その他が2,849トン(7.2%)と推定された。河川由来の負荷の内、南漢江からは56.4%、北漢江からは37.8%、慶安川からは5.8%と見積もられた。年平均の流出量は39,043トン、湖内蓄積量は710トンと推定された。湖内蓄積量の内、水中への蓄積量は-103トン、堆積物への蓄積量は813トンと推定された。

6) アンモニア性窒素の年平均負荷量は3,276トンで、このうち河川由来の負荷量は2,713トン(83%)、地下水由来の負荷量が546トン(17%)、降雨由来の負荷量が17トンと推測された。河川由来の負荷量の内、南漢江からは49.6%、北漢江からは42.6%、慶安川からは7.4%と見積もられた。アンモニア性窒素の年平均流出量は3,232トン、湖内変化量は44トンと推定された。湖内変化量の

内、水中への蓄積量は38トン、堆積物あるいは生物体への移行量は7トンと見積もられた。一次生産に対して窒素は制限因子にならないものと判断された。

7) 流入水のN/P負荷比は顕著な流量依存性を示した。流量の増加にともなって、N/P比は1988年の83.9から1991年の15.7まで減少した。夏期には窒素固定能を持つ糸状の藍藻類の増殖がみられた。滞留時間が長くなるほど、流入水に対する流出水のN/P比が増加し、年平均滞留時間が2.6から6.6日に増加すると流出水のN/P比は流入水のそれに比べて1.2倍から1.7倍に増加した。

#### 引用文献

1. 国立環境研究院(1989): 八堂、上水源保護総合対策に関する研究(II)、NIER, No. 89-18-265.
2. 国立環境研究院(1990): 八堂、上水源保護総合対策に関する研究(III)、NIER.
3. 金凡徹、金東爰、権伍吉(1989): 八堂湖の富栄養化の実態。韓国水質保全学会誌、5(2), 39-46.
4. 国立環境研究院(1988): 八堂、上水源保護総合対策に関する研究(I)、NIER, No. 88-15-240.
5. 建設部(1981-1990): 水文調査年譜
6. 韓国電力公社漢江水力発電所(1981-1990): 発電所年譜
7. 孔東壽(1992): 八堂湖の陸水生態学的研究、高麗大学理学博士学位論文
8. Vollenweider R. A. (1975): Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schwei. for Hydro.*, 37, 53-84.
9. Dillon, P. J., Kirchner, W. B. (1975): Reply to comment by S. C. Chapra. *Water Resou. Res.*, 11, 1035-1036.
10. chapra, S. C. (1975): Comment an empirical method of estimating the retention of phosphorus in lake. *Water Resou. Res.* 11, 1033-1034.
11. Ralph, R., Turner, E. A. Laes, and R. C. Harriss (1983): Nutrient retention and transformation in relation to hydraulic flushing rate in a small impoundment. *Freshwater Biology*, 13, 113-127.
12. 権伍吉、曹圭松、金凡徹、安泰奭(1987): 首都圏用水の水質管理のための八堂湖の富栄養化に関する研究。江原大学校。
13. 金東爰、金凡徹(1990): 八堂湖の一次生産。韓国陸水学会誌、23, 167-180. 14. Redfield, A. C., Ketchum, B. H., and Richards, F. A. (1963): The influence of organisms on the composition of seawater. In: M. N. Hill (ed), *The Sea*, Vol. 2, Interscience.
15. Bolool, B. B. and W. J. Weibe (1978): Nitrogen-fixing communities in an intertidal ecosystem. *Can. J. Micro.*, 24, 932-938.
16. Burris, R. H. (1976): Nitrogen fixation by blue-green algae of the Lizard Island area of the Great Reef. *Aust. J. Plant Physiol.*, 3, 51.
17. Weibe, W. J., R. E. Johannes, K. L. Webb (1975): Nitrogen fixation in a coreal reef

community, Science, 188, 257-259.

18. Goering J. J., Dugdale, R. C., and Menzel, D. W. (1966): Limnol. Oceanogr., 11, 614-620.

19. 劉光日、林炳珍 (1990) : 漢江下流系の植物プランクトンと水質汚染指標に対して、韓国陸水学会誌、23, 267-277.

### 3 汚染物質発生及び排出負荷量算定

#### 1. はじめに

水域の水質汚染は汚染物質の流入と水域内での複雑な物質代謝によって構成されているところから、その正確な機構を究明または解析することは困難な仕事である。これまでの大部分の水質管理及び浄化対策は、根本的な抑制策として汚染源の管理、あるいは浄化施設などを利用して水域への汚染物質の流入負荷量を減少させる方向で行われてきた。このためには、計画樹立段階で必然的に各種の汚染源についての負荷量資料が必要である。このような汚染源負荷量資料としては実測に基づく資料が一番望ましいわけであるが、実測資料を整備するには膨大な作業を要することから、一般的にはこれら汚染源の属性を包括的に1つにまとめ、各汚染源ごとの原単位を求め、これに基づいて負荷量を算出している。しかし、これまで使用されている原単位は調査者によってその値が異なっており、負荷量の算出結果は引用資料によって大きな影響を受けるという矛盾を持っている。特にこのような違いは点源汚染源よりも非点源汚染源に関して顕著である。これは、非点源汚染源が人為影響を多く受け、さらに対象地域の降雨、地質及び地形特性等の影響を受けるためと思われる。これを補完するためには、多くの精密で合理的な調査を行い、これらの因子の特性を明らかにするべきであるが、現実的には困難な作業である。そこで、本研究ではBOD、T-N及びT-Pを対象として簡単で比較的経済的な調査を実施し、各種汚染源についての汚染物質の発生量及び排出原単位を算出するとともに、その結果を既存の文献資料などと比較検討した。また得られた結果を実際のモデル調査地域に適用し、汚染物質の発生及び排出負荷量の予測を行った。

#### 2. 汚染物質の発生源単位の算定

##### 2.1 生活汚水の発生原単位

生活系の汚水は人が日常生活を営む時に発生する生活雑排水とし尿を総合したものである。したがって、生活水準、居住環境及び地域特性等によって各々その質と量が大きく異なり、断片的な調査結果を使用することはたいへん危険である。本研究では、調査対象として京畿道の龍仁郡にある多世帯住宅およびアパート団地を任意選択して、7日間1時間間隔で連続的に資料採取及び流量測定を行った。結果を表3-1に示す。資料採取にはオートサンプラー(Manning Technologies Inc.)を使用し、流量測定は水位計と水中ポンプとをコンピュータに連結して、ポンプの作動時間と回数から流量を算出した。

この結果から流量を各々 $Q_{a1}$ 、 $Q_{a2}$ 、 $Q_{b1}$ 、 $Q_{b2}$ (リットル/日)とし、濃度を各々 $C_{a1}$ 、 $C_{a2}$ 、 $C_{b1}$ 、 $C_{b2}$ (mg/l)、総人口を $P_a$ および $P_b$ とすると次式によって各原単位を算出できる。

$$W(\text{g}/\text{人}\cdot\text{日}) = \{(Q_{a1} \times C_{a1}) + (Q_{a2} \times C_{a2}) + (Q_{b1} \times C_{b1}) + (Q_{b2} \times C_{b2})\} / 1000 \times (P_a + P_b)$$

一方、し尿の場合には試料採取が難しいばかりでなく、性別や年齢によって違いを示すことがあるため、調査方法によって様々な結果が出ることがある。しかし本研究では性別、年齢を無視して平均値を得ることを目的として、調査の容易な浄化槽の流入水及び流出水の流量と濃度を測

定し原単位を算出した。調査地域は上記と同じ場所で、4回測定し平均値を得た。本調査ではし尿の平均発生量は1人1日あたり1リットル、生し尿の平均塩素イオン濃度を5.4g/lと仮定して、浄化槽の流入・流出水の塩素イオン濃度を測定し、し尿の希釈倍率を求め、その結果からし尿の原単位を逆算した。調査結果を表3-2に示す。

上の結果から、し尿の希釈倍率は36.2倍(5,400 Cl<sup>-</sup>/149 Cl<sup>-</sup>)になる。し尿の発生量は1リットル/人・日と仮定したところから、し尿流出水量は36.2リットルとなる。これらのデータから、し尿の発生原単位は各々の濃度にし尿流出水量を乗じて算出できる。以上のような方法で算出した生活系の発生原単位は表3-3の通りである。

上記の結果を国内外の文献資料と比較すると多少の違いがみられる。これは調査方法と調査地域が各々異なるために生じたものと考えられる。以後の本報告書において使用する原単位の値は、調査法や地域特性の影響をできるだけ少なくする目的で、今回の調査結果と比較的類似した結果が得られている文献データを表3-4のように整理し、今回の結果を合わせてそれらの平均値を使用することとした。

## 2.2 家畜排水の発生原単位

韓国の農村地帯では昔から各家毎に小規模に家畜を飼育してきた。しかし、最近は国民生活水準の向上にともなって肉類消費が増加し、酪農業が発展し、企業化された規模での畜産施設がたくさん生じてきた。それにともない、家畜飼育からの発生負荷量は増大し、汚染源としての比重が高まってきている。1989年度の資料によると韓国で飼育されている家畜数は牛が約200万頭、豚が約480万頭、鶏が約8,200万羽と推計されている。畜産廃水による汚染物質は主に家畜の糞尿、畜舎の清掃水及び飼料の残り物などから発生する。畜産廃水も家畜の種類、体重、飼育方法及び規模、飼料の種類などによって発生量及び性状が大きく変化する。本調査では家畜の糞を採取して濃度を測定し、国内外の文献から平均的な糞の発生量を求めて、それらを掛け合わせることで発生原単位を求めた。尿及び清掃水に関する発生量は龍仁郡にある大規模畜産施設を選定して、廃水処理場に流入する水量及び濃度を測定して、その結果から求めた。各調査結果を表3-5および表3-6に示す。以上の調査結果から算定された発生原単位は表3-7の通りである。

本調査で得られた発生原単位の値は、既存の資料及び文献に記載されている個々の値とかなりの違いがみられたが、それらの平均値とはおおよそ類似した値が得られた。したがって、この報告書においては表3-8に示した平均値を家畜の発生原単位として使用することとした。

## 2.3 土地利用に関する発生原単位

土地利用の違いによる面源からの汚染物質の発生及び流出過程はその対象が広範なことと地域特性も多様なことから明確に構造を調査し解析することは困難である。これを原単位として定量化することはさらに難しい。これまでに国内外で調査研究された報告書及び文献に引用されたデータを比較すると、表3-9に示すようにそれぞれの原単位の値が大きく異なっていることが分かる。その理由は、調査方法と調査時期の違い、また調査地域の諸般の特性、すなわち降雨、耕作形態、地質特性等に起因するものと思われる。



表 3-1 生活排水に基づく流量および濃度

区 分	A地域		B地域	
	排水管渠	雨水管渠	排水管渠	雨水管渠
流量 (l/day)	13,200	2,568	13,368	3,852
BOD (mg/l)	191.4	154.0	189.4	114.0
T-N (mg/l)	7.95	9.74	8.07	7.54
T-P (mg/l)	1.81	1.42	1.43	0.82
人口 (人)	153 (40戸)		110 (30戸)	

表 3-2 浄化槽の流入水および流出水の水質

( 単位 : mg/l )

区 分		1st	2nd	3rd	4th	mean
BOD	流入水	875.1	749.7	821.3	870.4	829.1
	流出水	358.6	295.3	327.4	353.8	333.8
T-N	流入水	168.3	150.4	149.7	166.7	158.8
	流出水	150.2	136.9	138.5	142.8	142.1
T-P	流入水	26.0	23.2	24.1	21.7	23.7
	流出水	25.8	22.7	23.9	21.3	23.4
Cl <sup>-</sup>	流入水	127.3	163.7	126.9	182.5	150.1
	流出水	127.0	162.0	127.7	179.0	148.9

表 3-3 実測に基づく生活排水の原単位

( 単位 : g / 人・日 )

区 分	B O D	T - N	T - P
合 計	52.4	6.76	1.05
雑排水	22.4	1.01	0.19
し 尿	30.0	5.75	0.86

表 3-4 生活排水に基づく発生原単位

(単位: g / 人・日)

区分	BOD	T-N	T-P	引用文献
雑排水	15	1.45	0.54	国松孝男 (1986)
	18	1.06	0.20	チェウイソ 他 (1991)
	20	1.52	0.24	須藤隆一 他 (1986)
	26	1.60	0.41	国松孝男 (1990)
	-	3.24	0.64	李弘根 他 (1991)
	22	1.01	0.19	実測結果 (1992)
平均	20.2	1.65	0.37	
し尿	9	7.15	0.68	国松孝男 (1986)
	24	7.60	1.46	チェウイソ 他 (1991)
	26	6.60	0.88	須藤隆一 他 (1986)
	30	5.75	0.86	実測結果 (1992)
平均	22.3	6.78	0.97	
計	42.5	8.43	1.34	

表 3-5 家畜の糞の性状

区分	糞の発生量 (kg/頭・日)	BOD (mg/kg)	T-N (mg/kg)	T-P (mg/kg)	体重基準 (kg)
牛	22	21,700 (477.4)	7,600 (187.2)	1,800 (39.6)	350
豚	2.2	64,200 (141.2)	8,400 (18.5)	5,700 (12.5)	115
鶏	0.1	37,000 (3.7)	13,000 (1.3)	4,100 (0.41)	1.4

\* ( )は全発生量: g / 頭・日

表 3-6 畜産排水の性状

区分	排水の発生量 (l / 頭・日)	BOD (mg/l)	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)
牛	36.5	2,845 (103.8)	1,452 (53.0)	33 (1.2)
豚	18	2,120 (38.2)	983 (17.7)	48 (0.86)

\* ( )は全発生量: g / 頭・日

表 3-7 家畜に基づく発生原単位の計算結果

( 単位 : g / 頭・日 )

区 分	B O D	T - N	T - P
牛	581	220	40.8
豚	179	36	13.4
鶏	3.7	1.3	0.41

表 3-8 家畜に基づく発生原単位

( 単位 : g / 頭・日 )

区 分	BOD	T-N	T-P	引用文献
牛	640	378	56	キムトンゲン 他 (1987)
	760	200	52	高木兵治 他 (1987)
	566	180	25	浮田正夫 (1982)
	584	116	28	Animal Waste Management (1987)
	581	220	40.8	実測結果 (1992)
平均	628	219	40	
豚	200	40	25	キムトンゲン 他 (1987)
	149	46	4	高木兵治 他 (1987)
	181	33	13	浮田正夫 (1982)
	148	35	10.4	Animal Waste Management (1987)
	179	36	13.4	実測結果 (1992)
平均	171	38	13	
鶏	4.5	0.96	0.78	キムトンゲン 他 (1987)
	3.2	1.25	0.25	高木兵治 他 (1987)
	-	2.25	0.75	浮田正夫 (1982)
	4.6	0.98	0.15	Animal Waste Management (1987)
	3.7	1.30	0.41	実測結果 (1992)
平均	4.0	1.35	0.47	

表 3-9 土地利用による汚染物質の発生原単位

( 単位 : kg / km<sup>2</sup>・日 )

区 分	BOD	T-N	T-P	引用文献
田	5.12	-	0.17	ソーユンス 他 (1989)
	7.10	-	0.17	キムトンゲン 他 (1987)
	6.45	-	0.78	クボンギョン (1988)
	4.93	7.10	0.29	Wanielista. M. P 他 (1979)
	2.30	-	0.53	チェウィソ 他 (1991)
	-	10.96	-	国松孝男 他 (1990)
	-	9.10	-	農業振興公社 (1988)
	-	6.92	-	イチャンギ 他 (1990)
	-	10.68	-	シントンソク 他 (1990)
	平均	5.18	8.95	0.39
畑	5.12	-	0.01	キムトンゲン 他 (1987)
	7.10	6.20	0.17	ソーユンス 他 (1989)
	1.46	-	0.65	クボンギョン (1988)
	-	14.40	-	長野県 (1988)
	-	7.12	-	経済企画院 (1989)
平均	4.56	9.24	0.28	
山林	0.96	-	0.013	ソーユンス 他 (1989)
	0.68	-	0.02	クボンギョン (1988)
	1.37	-	0.03	Wanielista. M. P 他 (1979)
	-	5.64	-	村岡 他 (1986)
	-	3.56	-	海老瀬潜一 (1984)
	-	4.71	-	和田安彦 (1978)
平均	1.00	4.64	0.021	
	8.760	-	0.55	ソーユンス 他 (1989)
	-	10.05	-	海老瀬潜一 (1984)
	0.96	-	0.027	ソーユンス 他 (1989)
	-	4.64	-	海老瀬潜一 (1984)

一般に土地利用別の汚染物質の流出量調査方法は試験圃場を設置して調査する方法と河川の流出負荷量を測定して算出する方法、水収支を利用して換算する方法及びライシメータの原理を利用して浸透流出量の調査を行う方法などがあるが、各方法毎に特徴を持っているため、どの方法が一番正確であるかを判断することは出来ない。ただ面源(土地)からの排出負荷量が地表排出量と浸透排出量の合計であると仮定すると、試験圃場を設置して調査するのが他の調査方法に比

表 3-10 調査流域の概況および河川調査結果

( 単位 : mg / l )

区 分		河 川 調 査 結 果				流域面積 ( km <sup>2</sup> )			
		流量 (m <sup>3</sup> /日)	BOD	T-N	T-P	計	山林	田	畑
雲 鶴 川	1次	2,444	0.9 ( 2.20)	1.24 ( 3.03)	0.011 (0.027)	0.92	0.74	0.11	0.07
	2次	10,547	1.8 (18.98)	1.56 (16.45)	0.017 (0.179)				
	3次	3,824	0.7 ( 2.68)	0.47 ( 1.80)	0.005 (0.019)				
	平均	5,605	1.13 ( 7.95)	1.09 ( 7.09)	0.011 (0.075)				
陵 院 川	1次	8,153	1.3 (10.60)	1.87 (15.25)	0.021 (0.171)	8.43	6.26	1.22	0.95
	2次	25,215	1.5 (37.82)	2.09 (52.70)	0.043 (1.084)				
	3次	11,197	1.3 (14.56)	1.02 (11.42)	0.018 (0.202)				
	平均	14,855	1.37 (20.99)	1.66 (26.46)	0.027 (0.486)				
老 谷 川	1次	4,854	1.2 ( 5.82)	1.69 ( 8.20)	0.022 (0.107)	4.42	3.31	0.58	0.53
	2次	18,813	0.9 (16.93)	1.66 (31.23)	0.012 (0.226)				
	3次	5,274	1.6 ( 8.44)	1.95 (10.28)	0.009 (0.047)				
	平均	9,647	1.23 (10.40)	1.77 (16.57)	0.014 (0.127)				

\* ( ) は全流出負荷量 : kg/日

べて優れていると考えられるが、試験圃場設置による経済的な負担は勿論、人工的状态が加味されるための信頼性の低下を補う長時間の観察及び測定資料の蓄積が必要である。

本研究では、経済面、時・空間的制限及び人的資源を考慮して、調査方法が比較的簡単な河川流出量の測定とライシメータの原理を応用した小規模のカラム実験を行って原単位を算出し、他の資料と比較検討した。

河川流出量測定を行ったモデル地域は慶安川の支川であるワンハク川、ヌングウオン川、ノコック川の上流地域で、山林、畑、水田の他汚染負荷に影響を及ぼす他の汚染源はほとんど存在しない地域で、1992年8,9,11月の3回調査を行い、河川流量及び水質を調べた(表3-10)。

またカラム実験は、内径が9.3cm、高さが37cmの亚克力管を使用して、管下部で流出水を採取できる構造にし、試験土壌は調査地域の山林、畑及び水田から直接カラムに25~27cmの量を採取して行った。水は実験室の水道水を使用し、水量は、韓国の年平均降雨量1159mmを基準として蒸発等による損失量(55%)を除外した637mmが河川に流出すると仮定し、毎日620mlづつを7日間(総量4,340ml)注入した。採水は毎日行い、流出水量及び水質を測定して流出負荷の変化を観察した(表3-11)。

表 3-11 カラム実験に基づく土壌からの浸透流出負荷量

( 単位 : mg / cm<sup>2</sup> )

区 分		BOD				T-N				T-P			
		1st	2nd	3rd	mean	1st	2nd	3rd	mean	1st	2nd	3rd	mean
山林	雲鶴川	0.29	0.20	0.36	0.28	0.48	0.33	0.40	0.40	0.004	0.004	0.006	0.005
	陵院川	0.26	0.34	0.27	0.29	0.56	0.34	0.53	0.48	0.004	0.003	0.003	0.003
	老谷川	0.11	0.35	0.40	0.29	0.20	0.46	0.57	0.41	0.003	0.007	0.004	0.005
田	雲鶴川	0.36	0.43	0.42	0.40	0.60	0.34	0.88	0.61	0.018	0.021	0.050	0.030
	陵院川	0.39	0.35	0.36	0.37	0.83	0.47	0.29	0.86	0.032	0.004	0.058	0.031
	老谷川	0.36	0.35	0.53	0.41	0.67	0.98	0.67	0.77	0.042	0.019	0.040	0.034
畑	雲鶴川	0.29	0.64	0.34	0.42	0.17	0.55	0.27	0.33	0.005	0.014	0.006	0.008
	陵院川	0.57	0.70	0.38	0.55	0.32	0.72	0.47	0.50	0.005	0.013	0.006	0.008
	老谷川	0.36	0.43	0.31	0.37	0.31	0.58	0.48	0.46	0.004	0.004	0.004	0.004

上記の調査結果から算出された河川における総流出負荷量を山林、畑、水田の各面積比によって適正に配分し、次式によって単位面積あたりの各々の原単位を求めた。

$$L = a \cdot Aa + b \cdot Ab + c \cdot Ac$$

ここで、L (kg/日) は河川における総流出負荷量であり、a、b、c (kg/km<sup>2</sup>・日) は山林、畑、水田における各々の単位面積あたりの流出負荷量 (原単位)、Aa、Ab、Ac (km<sup>2</sup>) は山林、畑及び水田のそれぞれの面積である。各調査地域の総面積は 5万分の 1の地図上から測定し、山林、畑、及び水田の構成比は管轄している地域の行政官の資料を引用した。汚染物質の流出量の配分比はカラム実験から得られた流出負荷量の比をそのまま適用した。以上のような方法で算出した各原単位を表3-12に示す。

表3-12で見られるごとく、1回目と3回目の調査結果はほぼ同じ様であったが、2回目の調査結果はたいへん高い原単位の値が得られた。第1回及び3回目の調査は晴天時期に行われたものであり、第2回目の調査は9月15日に行われ降雨強度がかなり高い状態の時のものである。第2回目の結果は表面流出と浸透流出が同時に測定され高い値になったものと推測できる。また調査地域によっても多少原単位の値が違っていることが分かる。これは各流域特性による違いと推測できる。本調査で得られた調査結果の平均値と表3-9に示した既存の文献資料の平均値を比較するとT-N、T-Pで多少低い値を示した反面、BODでは反対に少し高い値を示した。さらに豊富な調査を行い、カラム実験の諸条件などが補完されるとより精度の高い結果が得られるものと判断される。

表 3-12 河川流出量測定法およびカラム試験に基づく原単位

( 単位 : kg / km<sup>2</sup>・日 )

区 分		BOD				T-N				T-P			
		1st	2nd	3rd	mean	1st	2nd	3rd	mean	1st	2nd	3rd	mean
山林	雲鶴川	2.32	15.81	2.87	7.00	3.36	16.96	1.75	7.36	0.020	0.115	0.011	0.049
	陵院川	1.04	3.99	1.55	2.19	1.77	5.29	1.13	2.73	0.010	0.090	0.006	0.035
	老谷川	0.84	3.73	1.88	2.15	1.35	5.99	2.32	3.22	0.009	0.043	0.005	0.019
	平均	1.40	7.84	2.10	3.78	2.16	9.41	1.73	4.43	0.013	0.083	0.007	0.034
田	雲鶴川	2.88	33.99	3.35	13.41	4.20	17.46	3.85	8.50	0.092	0.600	0.092	0.261
	陵院川	1.56	4.11	2.06	2.58	2.62	7.31	2.77	4.23	0.080	0.120	0.123	0.108
	老谷川	2.74	3.73	2.56	3.01	4.52	12.76	2.72	6.67	0.123	0.119	0.050	0.097
	平均	2.39	13.94	2.66	6.33	3.78	12.51	3.11	6.47	0.098	0.280	0.088	0.155
畑	雲鶴川	2.32	50.59	2.71	18.54	1.19	28.32	1.18	10.23	0.025	0.401	0.011	0.145
	陵院川	2.28	8.22	2.46	4.32	1.01	11.20	1.01	4.41	0.013	0.390	0.012	0.138
	老谷川	2.74	4.58	1.46	2.93	2.09	7.55	1.95	3.86	0.012	0.025	0.005	0.014
	平均	2.45	21.13	2.21	8.60	1.43	15.69	1.38	6.17	0.017	0.272	0.009	0.099

#### 2.4 産業系廃水の発生原単位

水質環境保全法では廃水排出施設を26業種に分類して規制しているが、同一業種の中でも製品の種類、生産量、製造工程等の諸般の条件が異なるため、さらに細分類して調査しなければ大きな誤差を生じる恐れがある。しかし細分化した対象を調査するためには多くの時間と人力及び経済的な負担を必要とするため、ほとんどの調査者は断片的で大ざっぱな調査にとどまっている。その結果、引用資料によっては相対的に過小あるいは過大な負荷量が算定され、水質管理計画に間違いをもたらす恐れがあるので注意しなければならない。今まで報告された産業廃水の原単位は大部分がBOD, COD, SS等の項目であり、まだ排出許容基準が適用されていないT-N, T-Pに関しては原単位の調査が少ない。1996年からは韓国においても T-N及び T-Pの排出許容基準が適用され

表 3-13 産業排水の業種別汚染物質発生原単位

( 単位 : g / m<sup>3</sup>・日 )

業 種 別	発 生 原 単 位			備 考
	BOD	T-N	T-P	
紙製造施設	224	7.13	0.48	・白紙、包装紙
食料品製造施設	2,421	13.37	13.81	食品加工(牛乳、肉類)
飲料品製造施設	164	37.76	17.22	酒類および清涼飲料
皮・毛製造施設	6,348	450.74	26.07	皮革原料
繊維製造施設	987	103.42	11.25	綿、混紡
その他施設	288	51.99	21.46	化学工業、製薬工業他

るようになることから、事前に適切な対応策を用意しなければならない。

本研究では、各業種別に原水及び放流水を採取し、BOD、T-N、及びT-Pの濃度を測定し、その結果から各々の業種別原単位を算定しようとしたが、調査業種及び調査回数が不十分で、原単位算定に利用することが出来なかった。今後継続的な調査を実施し蓄積されたデータを基に、より信頼性の高い結果を得ようと考えている。表3-13には、本研究で1987年から1989年にかけて行った調査結果の内、慶安川流域内に限定してそこに所在していた業種につき、発生原単位を整理した結果を示す。

### 3. 汚染物質の排出原単位算定

#### 3.1 生活系汚水の排出原単位

人の日常生活によって発生した生活系廃水は様々な経路を通りながら公共水域に流入している。最も一般的な過程は、し尿浄化槽、汚水浄化施設、下水及びし尿終末処理施設などで汚水負荷を一部減少させた後排出される。したがって、発生負荷量と排出負荷量との間には大きな差がある。また、排出原単位は発生原単位とは異なって、地域特性とか居住形態などによって変化するので、一律の値は適用出来ず、当該流域の排出特性を考慮して各々の原単位を適用しなければならない。今回のモデル調査地域では、流域内の下水処理施設がまだ建設中であり稼動していなかったところから、発生した生活雑排水は全量が水系に流入していると考え、排出原単位は発生原単位と同じにした。ただし、し尿に関しては浄化槽の設置と取去の有無によって排出様相が異なるため、排出原単位を各々算定しなければならない。

本調査では、表4-2に表示した浄化槽の流出水の濃度に排出水量(38.2リットル/人・日)を乗じて浄化槽の排出原単位を算出した。その結果を表3-14に示す。BOD, 12.1; T-N, 5.15; T-P, 0.85 g/人・日であった。



また収去されたし尿はし尿終末処理場で処理された後水系に排出されるため、本調査では、京畿道龍仁郡と公州郡にあるし尿終末処理場で3回実測し、処理場で行っている12回の測定資料と合わせて排出原単位を算定した。その結果、し尿処理場の排出原単位は排出流量対比で BOD 55, T-N 176.1, T-P 23.5g/m<sup>3</sup>であった。未収去のし尿は、大部分が農地あるいは林野等に自然還元されているものと考えられ、非点原汚染源（面源）に含まれるものと考えた。

### 3.2 家畜廃水の排出原単位

家畜廃水の汚染物質は家畜糞尿と飼料の残り物に由来するものであろう。この中で尿は家畜の洗浄時に洗浄水とともに排出され、処理場あるいは水系に流入するが、糞の場合には大部分が事前に収去され堆肥として利用されている。しかし、糞尿の収去形態は飼育規模によって排出規制制度が各々定められており、一律的に一定の率を適用して排出量を算定することは出来ない。実際には、飼育規模によって法的に規制対象と非規制対象に区分されており、規制対象の中でも畜舎規模によって2つの基準が適用されている。本調査では各々の対象別に排出原単位を算定した。

#### 1) 非規制対象

非規制対象の範囲は畜舎規模によって牛、350m<sup>2</sup>未満、豚 250m<sup>2</sup>未満、鶏 500m<sup>2</sup>未満と法的に決められている。このような規模の飼育形態では特別な場合を除いて発生量全量が水系に排出されているものと仮定できる。したがって、牛、豚に関する汚染物の排出原単位は一頭当たりの1日の廃水排出量 36.5 リットル及び18.0 リットルに汚染物質の濃度（表 4-6参照）を乗じて求めた。また鶏については発生した糞の大部分が収去され堆肥として利用されているため、実際に排出される量は発生量の約2%程度と予測され、その仮定に基づいて排出原単位を計算した。算出結果を表3-15に示す。

#### 2) 規制対象

規制対象は飼育規模及び畜舎面積によって、汚水、糞尿及び畜舎廃水の処理に関する法律の規定により、許可対象と申告対象に区分されている。放流水の水質基準はそれぞれ異なっており、表3-16に示すとおりである。

表から分かるごとく、一定規模以上の畜舎施設では一段の廃水処理施設を設けて廃水基準値以下に処理した後排出されているところから、BOD の排出原単位を算出するためには、排出基準値の上限である 150mg/lあるいは1500mg/lを排出濃度とし、これに廃水発生量を乗じて求めることが出来る。

表 3-14 し尿処理場の排出原単位

(単位：g / 人・日)

区分	1st	2nd	3rd	4th	Mean
BOD	13.0	10.7	11.9	12.8	12.1
T-N	5.45	4.97	5.03	5.17	5.15
T-P	0.94	0.82	0.87	0.77	0.85

表 3-15 非規制対象の家畜排水の排出原単位

区 分	BOD			T-N			T-P		
	牛	豚	鶏	牛	豚	鶏	牛	豚	鶏
排水発生量 ( l / 頭・日 )	36.5	18	0.02	36.5	18	0.02	36.5	18	0.02
排水濃度 ( mg / l )	2,845	2,120	3.7	1,452	983	1.3	33	48	0.41
排出原単位 ( g / 頭・日 )	103.8	38.2	0.074	53.0	17.7	0.028	0.86	0.86	0.008

\* 鶏の場合、排水の発生量は発生糞の排出率であり、  
排出原単位は全発生量 ( g / 頭・日 ) である。

表 3-16 規制対象の畜産排水の排出施設

施設の種類	許可対象畜産排水排出施設		申告対象畜産排水排出施設	
	規 模	放流水水質基準 ( mg / l )	規 模	放流水水質基準 ( mg / l )
牛飼育施設	面積1,200m <sup>2</sup> 以上 (面積 600m <sup>2</sup> 以上)	BOD 150以下	350m <sup>2</sup> 以上～ 1,200m <sup>2</sup> 以下	畜産排水共同処 理施設： BOD 40以下 畜産排水浄化施 設： BOD 150以下 ( 50 以下 )
豚飼育施設	面積1,400m <sup>2</sup> 以上 (面積 700m <sup>2</sup> 以上)		250m <sup>2</sup> 以上～ 1,400m <sup>2</sup> 以下	
鶏飼育施設	-		500m <sup>2</sup> 以上	

\* ( )は上水保護区域、水質保全特別対策地域、特別清掃区域、特定湖沼水質管理区域に  
適用

T-N 及び T-Pの場合はまだ放流水の水質基準が適用されていないため(1996年1月1日から適用)  
既存処理の方法で除去できる量だけ取り除かれ、残りは排出されていると考えられる。本調査で  
は処理方法としては、最も一般的な活性汚泥処理法とし尿浄化槽を仮定し、除去率は活性汚泥法  
に関してはアメリカ EPAが研究報告したT-N 20%, T-P 20%という値を適用した。し尿浄化槽に関  
しては本調査研究で実施した浄化槽の流入水及び流出水の濃度(表 4-2)から換算して T-N 25%  
T-P 1.4%を適用した。これに廃水発生量を乗じて表3-17に示すような個々の排出原単位を算定し  
た。

表 3-17 規制対象の家畜排水の排出原単位

(単位：g / 頭・日)

家畜の種類	許可対象畜産排水排出施設			申告対象畜産排水排出施設		
	BOD	T-N	T-P	BOD	T-N	T-P
牛	5.48 (1.83)	42.4	0.98	54.8 (1.83)	39.7	1.19
豚	2.7 (0.9)	14.2	0.69	27.0 (0.9)	13.3	0.85

\* ( )は上水保護区域、水質保全特別対策地域、特別清掃区域、特定湖沼水質管理区域に適用

### 3.3 土地利用別の排出原単位

土地(面源)から発生する負荷は点源汚染源とは異なり、なんらの浄化施設を経ることなく直接水系に流入するところから、発生量自体を排出量と見ることが出来る。したがって排出原単位は表3-9及び表3-12に示した発生原単位と同じである。

### 3.4 産業廃水の排出原単位

産業廃水は法規則を受けるため、一定の基準以下に処理した後排出しなければならない。現在用いられている処理手法は多様であり、また業種による廃水の特性から除去効率も異なっており、運転条件なども影響を与えるため一律に排出原単位を算定することは出来ない。現行の法規定では排出許容基準が地域別に差をつけて適用されており、工場が所在する地域によっても排出様相が異なっている。それゆえ、産業廃水の排出原単位に関しては対象地域に所在している当該工場から排出される量を直接実施して適用するのが最も合理的なものと判断される。表3-18にはモデル調査地域を対象に1989年に本研究室で行った結果から算定されたT-NとT-Pの産業廃水系での排出原単位、及びBODの排出原単位として使用した排出許容基準の上限値を示す。

表 3-18 産業排水の排出原単位

業種別	排水原単位 (単位：g / m <sup>3</sup> ・日)		
	BOD	T-N	T-P
紙製造施設	清浄地域：50 (50)	7.13	0.29
食料品製造施設	カ地域：100 (80)	17.8	12.2
飲料品製造施設	ナ地域：150 (100)	15.9	7.34
皮・毛製造施設	特例地域：30 (30)	280	6.46
繊維製造施設		35.7	3.45
その他施設		35.7	11.5

\* ( )は1日排水排出量 3,000m<sup>3</sup> 以上の施設に適用

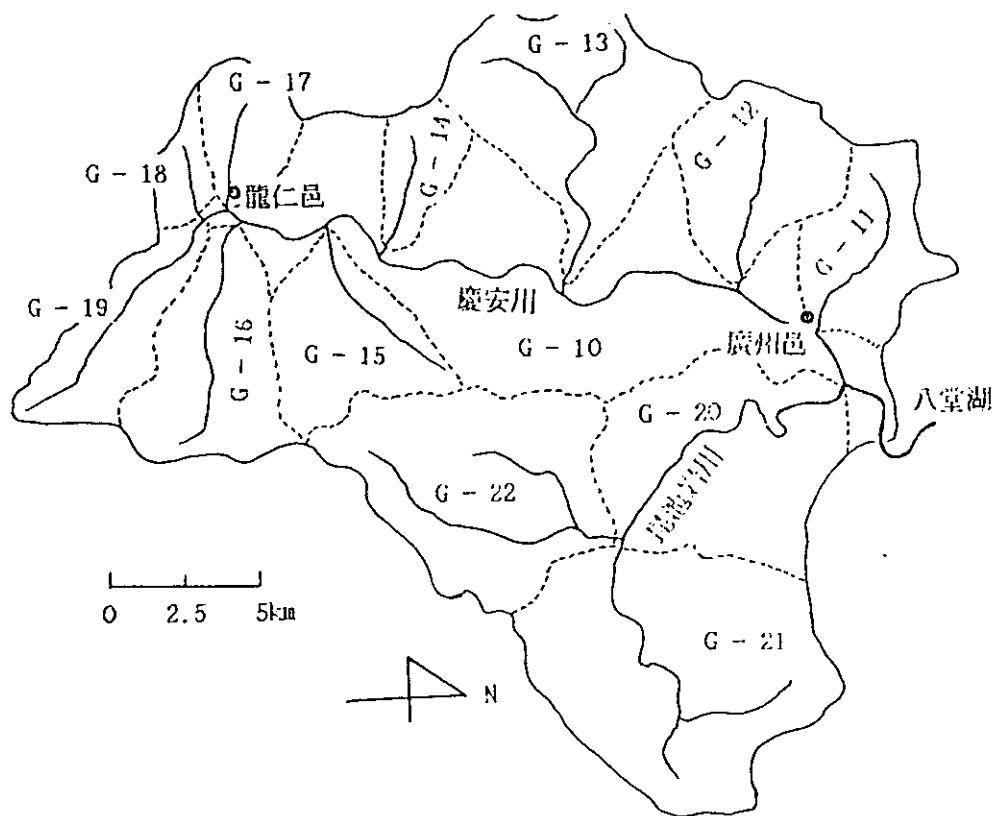


図 3-1 調査流域および小流域界の概略図

#### 4. モデル調査地域での汚染物質発生及び排出負荷量の算定

##### 4.1 調査地域の概況

算定した原単位を使って実際の流域における汚染物質の発生及び排出負荷量を予測するため、八堂ダム湖に隣接した慶安川の流域をモデル地域として選定した。慶安川は京畿道龍仁郡ホ里から発生して広州郡トウエチョン村で八堂ダム湖に流入している長さ 48km、総流域面積462.2km<sup>2</sup>の河川である。本調査の基準点は最下流のソハキョウ橋とした。流域内には 2つの郡、2つの町及び 7つの村を含む。土地利用の形態はほとんどが山林及び農耕地で、山林が約65%、畑が約13%、水田が約 11%であり、その他の土地利用が 11%である。また流域内には大規模の畜産施設及び畜産農家が散在しており、首都圏隣接地域として交通及び地理的な立地条件のため都市化及び産業施設の急速な増加が予測されている。そのため、八堂湖の上水源としての水質を保全するため、この流域の汚染源及び水質管理が早急に要求されている地域である。

現在流域内に常住している人口は約 144,500人であり、観光及び娯楽施設による移動人口も相当に多いと推定されている。本調査では、調査目的上流域を13の小流域に分け、すべての調査を小流域単位で実施した。図3-1は調査流域及び小流域を図示した概略図である。

流域の汚染源の現況調査は管轄する行政機関の各種統計資料に現地調査を通じて得られたデータを補完する方法で実施し、生活系、畜産系、産業系の点源汚染源及び非点源汚染源（土地利用形態）に区分して調査した。表3-19は生活系の汚染源を示すものであり、小流域別の人口数とし尿処理形態別の人口数を示している。表3-20は畜産系の汚染源を示し、家畜の種類別の総飼育数と規制対象別飼育数を示している。また表3-21は流域内にある主要な産業体の現況を整理して示したものであり、表3-22は土地利用別の面積を調査した結果である。

表 3-19 生活系汚染源の現況

小排水流域	全人口	し尿処理の形態別人口		
		浄化槽	汲み取り	自家処理
G-10	39,506	9,166	18,525	11,815
G-11	19,044	3,063	15,981	0
G-12	7,076	718	6,118	239
G-13	8,429	486	3,371	4,572
G-14	1,792	377	671	744
G-15	6,182	1,942	2,540	1,700
G-16	9,075	3,926	3,326	1,823
G-17	26,026	20,890	5,136	0
G-18	3,031	831	2,200	0
G-19	4,013	1,234	2,755	24
G-20	7,643	493	3,246	3,903
G-21	7,339	367	3,368	3,605
G-22	5,390	630	2,189	2,571
計	144,547	44,122	69,428	30,997

表 3-20 畜産系汚染源の現況

(牛)

小排水流域	全飼育数	規制対象別飼育数		
		許可対象	申告対象	非規制
G-10	2,417	38	497	1,883
G-11	108	0	0	108
G-12	400	0	188	212
G-13	1,052	52	144	856
G-14	18	0	1	18
G-15	347	0	8	339
G-16	307	0	4	303
G-17	97	0	0	97
G-18	61	0	45	18
G-19	186	0	28	158
G-20	1,281	159	325	797
G-21	1,897	121	328	1,249
G-22	1,750	64	221	1,465
計	9,721	434	1,788	7,499

## (豚)

小排水流域	全飼育数	規制対象別飼育数		
		許可対象	申告対象	非規制
G-10	53,753	14,388	26,064	13,340
G-11	1,693	0	428	1,265
G-12	3,964	2,606	783	575
G-13	14,050	2,074	5,718	6,257
G-14	2,369	782	1,095	492
G-15	9,227	4,063	1,669	3,495
G-16	4,357	1,136	306	2,916
G-17	1,721	0	700	1,021
G-18	83	4	0	79
G-19	1,537	693	0	844
G-20	7,600	4,702	1,246	1,652
G-21	4,314	2,420	1,007	887
G-22	3,601	1,746	622	1,234
計	108,269	34,613	39,598	34,058

## (鶏)

小排水流域	全飼育数	規制対象別飼育数	
		申告対象	非規制
G-10	319,056	278,210	40,846
G-11	8,593	8,287	306
G-12	107,254	91,811	14,443
G-13	181,314	105,325	75,988
G-14	5,949	5,535	414
G-15	5,400	578	4,822
G-16	16,176	15,000	1,176
G-17	30,082	0	30,082
G-18	174	0	174
G-19	25	0	25
G-20	159,640	153,396	6,245
G-21	368,561	354,283	14,278
G-22	56,454	46,551	9,903
計	1,258,678	1,059,975	198,703

表 3-21 産業系汚染源の現況

小排水流域	業種	企業数	排水排出量 ( m <sup>3</sup> /日 )	小排水流域	業種	企業数	排水排出量 ( m <sup>3</sup> /日 )
G-10	染色加工	2	705	G-11	ガラス製造	1	50
	飲料製造	1	2,395	G-16	食品製造	1	100
	皮革製造	1	1,500		石材加工	1	20
	製紙	1	500		飲料製造	1	50
	繊維	1	50		製薬	1	5
	コンクリト	1	40	G-17	食品製造	1	10
	ガラス製造	1	100	G-18	教育施設	1	5
	石材加工	3	90	G-20	飲料製造	1	800
	金属加工	1	10	G-21	製紙	1	50
	し尿処理	1	470		し尿処理	1	700

表 3-22 土地利用形態別の流域面積

(単位 : km<sup>2</sup>)

小排水流域	全面積	土地利用形態別面積				
		山林	田	畑	大地	その他
G-10	110.20	62.83	17.39	12.97	2.47	14.55
G-11	21.20	13.98	1.63	2.32	0.43	2.84
G-12	28.30	19.27	3.39	3.65	0.53	1.46
G-13	49.80	34.33	6.69	5.18	0.36	3.24
G-14	6.50	4.95	0.43	0.28	0.11	0.73
G-15	20.30	12.81	2.31	2.87	0.40	1.91
G-16	23.90	16.03	2.24	2.43	0.88	2.32
G-17	14.90	7.26	2.25	2.05	1.15	2.20
G-18	5.70	3.27	1.06	0.61	0.24	0.52
G-19	19.50	14.34	2.07	1.29	0.32	1.49
G-20	39.30	24.02	5.07	4.27	0.76	4.19
G-21	70.80	52.04	6.75	7.15	0.63	4.23
G-22	52.80	38.82	6.47	5.89	0.68	2.95
計	462.20	301.95	57.74	50.94	8.96	42.61

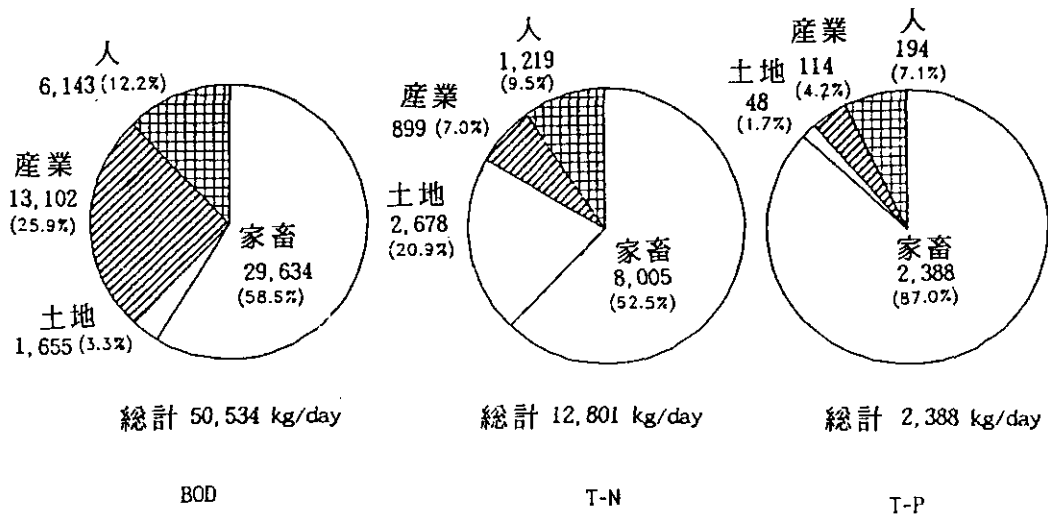


図 3-2 各汚染源別発生負荷量の分布

#### 4.2 汚染物質の発生負荷量の算定

汚染物質の発生負荷量は、前述した汚染源別の発生原単位に流域の汚染源数を乗じて、小流域ごとに BOD, T-N, T-P について求めた。

##### 1) BOD 発生負荷量

算定された BOD, T-N, T-P の発生負荷量を図3-2に示した。流域全体の発生負荷量は図に示すごとく 1日約50,534kgであった。汚染源別の寄与率を見ると全体の約 59%の29,634kgが畜産系に由来する負荷で、次が産業系廃水系で 26%, 13,102kg、次が生活系で 12.2%、面源負荷(土地利用)は3.3%の寄与率であった。

小流域別では慶安川の本流に沿ったG-10が全体発生量の約 50%の24,942kgを占めており、家畜飼育数が多いことと産業系廃水が流入することが原因と考えられる。反対にG-18は流域面積が狭く、家畜飼育数が少ないため全体の発生量に対して0.4%の218kgが発生しているにすぎない。

##### 2) T-N 発生負荷量

全流域で 1日に発生する T-N量は約12,801kgで、この中の 63%の8,005kgが畜産系からの発生であり、約 21%の2,678kgが面源(土地利用)から発生している。産業系の場合、BOD負荷とは異なって 1日あたり 899kg、7%の寄与率となっており、寄与率が一番低い。小流域別では、汚染源が多く存在しているG-10がやはり高く全体の 38%を占めていた。G-18は BODと同様に約0.6%、78kgと一番少なかった。

##### 3) T-P 発生負荷量

流域の T-P総発生量は 1日約 2,744kgで、この中の87%、2,388kgが畜産系からの発生負荷である。その他としては、生活系が約 7.1%、194kg、産業系が約4.1%、114kg、面源負荷として1.8%、48kgの負荷発生が推定された。小流域別では他の項目と同様にG-10からの負荷が高く、全体の約 40%の1,108kgであった。次がG-13の 11.9%、G-21の 11.4%、それからG-20の9.2%の順であった。



#### 4.3 汚染物質の排出負荷量

汚染物質の排出負荷量は汚染源によって発生負荷量と大きな差がある。一般的に、生活系污水は浄化槽の普及率及びし尿処理形態の違いなどが排出率に大きな影響を与える。畜産あるいは産業系の場合には法律の規制を受けるため、家畜飼育規模や廃水排出規模によって排出許容基準が異なるためその影響が大きい。面源（土地）からの負荷は特に浄化施設等を通ることもないため、最終的には発生量全体が排出してくるものと考えられる。ここでは前述した排出原単位に流域の単位汚染源数を乗じて、発生負荷量算定時と同様に13の小流域別にBOD、T-N、T-Pについての排出負荷量を算定した。

##### 1) BOD排出負荷量

前述したごとく汚染物質の排出負荷量は処理及び排出形態によって各々異なった原単位が得られている。表3-23は生活系廃水の排出負荷量を処理及び処理形態別に区分けして算定したもので、本モデル流域は下水処理施設がまだ非稼働であったことから雑排水は発生量の全体が排出されると仮定し、し尿は現況調査で区分したように浄化槽使用人口と、収去してし尿処理施設で処理される人口とその他の人口とに分けて算出した。これらの中で、浄化槽使用人口は生活雑排水とし尿と一緒に処理されるものとして取り扱ったが、その他の人口の場合にはし尿はし尿処理場で一括処理され排出するかもしれないしくは農地や山林に還元されるものと仮定し、産業系または面源負荷に含めて取り扱った。したがって浄化槽使用人口以外は生活雑排水だけが排出されるものとして計算した。計算の結果、総排出負荷量は約3,454kg/日で、このうち84.5%が生活雑排水由来であり、約15%がし尿由来のものであった。

表 3-23 生活排水に基づくBOD排出負荷量

(単位：kg/日)

小排水流域	全排出量	し尿処理形態別の排出量		
		浄化槽	汲み取り	自家処理
G-10	908.93	296.06	374.21	238.66
G-11	421.75	98.93	322.82	0.00
G-12	151.60	23.19	123.58	4.83
G-13	176.14	15.70	88.09	92.35
G-14	40.76	12.18	13.55	15.03
G-15	148.38	62.73	51.31	34.34
G-16	230.82	126.18	67.19	36.82
G-17	778.50	674.75	103.75	0.00
G-18	71.28	26.84	44.44	0.00
G-19	95.99	39.86	55.65	0.48
G-20	160.33	15.92	65.57	78.74
G-21	152.70	11.85	68.03	72.82
G-22	116.50	20.35	44.22	51.93
計	3,453.73	1,425.14	1,402.45	626.14

\* 浄化槽人口は生活排水+し尿処理水、汲み取り及び自家処理は生活排水のみを算定

表 3-24 家畜飼育に依るBOD排出負荷量

(単位 : kg/日)

小排水 流域	全排出量	飼育規模別排水量							
		許可対象		申告対象			非規制対象		
		牛	豚	牛	豚	鶏	牛	豚	鶏
G-10	1,463.70	0.14	25.90	27.20	702.20	0.00	195.49	509.07	3.27
G-11	71.13	0.00	0.00	0.00	11.13	0.00	11.20	48.29	0.02
G-12	81.25	0.00	4.69	10.29	21.13	0.00	22.02	21.96	1.18
G-13	499.91	0.19	3.73	7.90	154.39	0.00	88.85	588.77	6.08
G-14	51.54	0.00	1.41	0.07	29.57	0.00	1.70	18.76	0.03
G-15	221.76	0.00	7.31	0.42	45.07	0.00	35.21	133.36	0.39
G-16	153.33	0.00	2.04	0.21	8.25	0.00	31.46	111.28	0.09
G-17	70.39	0.00	0.00	0.00	18.90	0.00	10.12	38.96	2.41
G-18	7.14	0.00	0.01	2.46	0.00	0.00	1.64	3.02	0.01
G-19	51.40	0.00	1.25	1.54	0.00	0.00	16.40	32.21	0.00
G-20	206.79	0.58	8.46	17.79	33.65	0.00	82.77	64.04	0.50
G-21	214.63	0.44	4.36	17.95	27.10	0.00	129.70	33.86	1.14
G-22	232.19	0.23	3.14	12.08	16.80	0.00	152.08	47.07	0.79
計	3,325.16	1.58	62.30	97.89	1,069	0.00	778.70	1,300	15.90

一方、家畜飼育による畜産系廃水の場合は、汚水・糞尿及び畜産廃水処理に関する法律の規定によって許可事業者もしくは申告事業者と、なんの規制も受けない小規模畜産農家が存在し、実際の排出量は未規制の小規模経営から多くが排出されている。表3-24は小流域別に、家畜種類別、処理形態別（飼育規模別）排出負荷量を算定した結果を示すものである。畜産系の総負荷量としては1日当たり3,325kgが排出される。そのうち、全体の73%を豚の飼育からの負荷が占めており、牛が26.4%、鶏が約0.5%であった。鶏の場合は畜舎面積が500m<sup>2</sup>以上の施設の場合には申告対象施設になっているが、実際的には発生する鶏糞の大部分は回収され堆肥として利用されているところから、実際の排出負荷量は少ないものとみなした。

また産業系廃水（し尿終末処理場の放流水を含む）の小流域別の1日当たりの排出量はG-10が585.4kg、G-11が5kg、G-16が19.6kg、G-17が3.6kg、G-18が0.5kg、G-20が80kg、G-21が21.43kgで総排出負荷量は717.4kgであった。

面源からの排出負荷量は前述した発生負荷量と同じである。以上の結果から、小流域単位でのBOD排出負荷量を整理すると表3-25のようになる。1日の総排出量は約9,151kgで、このうち生活系及び畜産系からの排出負荷が各々38%及び36%を占めていた。残りの26%が面源及び産業系からの排出負荷である。

表 3-25 小排水流域別BOD排出負荷量

(単位 : kg/日)

小排水流域	全排出量	汚染源別排出量			
		人	家畜	土地	産業
G-10	3,377.7	908.93	1,463.70	439.65	565.4
G-11	571.4	421.75	71.13	73.51	5.0
G-12	334.7	151.60	81.25	101.80	0.0
G-13	802.1	176.14	499.91	126.07	0.0
G-14	110.9	40.76	51.54	18.56	0.0
G-15	445.3	148.38	221.76	75.14	0.0
G-16	521.8	230.82	153.33	118.02	19.6
G-17	983.4	778.50	70.39	130.87	3.6
G-18	112.0	71.28	7.14	33.12	0.5
G-19	207.3	95.99	51.40	59.91	0.0
G-20	587.0	160.33	206.79	139.92	80.0
G-21	590.1	152.70	214.63	179.25	43.5
G-22	507.9	116.50	232.19	159.19	0.0
計	9,151.28	3,453.73	3,325.16	1,654.99	717.6

表 3-26 小排水流域別全窒素排出負荷量

(単位 : kg/日)

小排水流域	全排出量	汚染源別排出量			
		人	家畜	土地	産業
G-10	2,260.0	112.39	907.41	660.58	579.65
G-11	201.0	47.20	33.83	118.19	1.79
G-12	257.5	15.37	76.61	165.51	0.00
G-13	574.0	16.41	271.51	286.08	0.00
G-14	74.1	4.90	35.23	33.93	0.00
G-15	299.5	20.20	159.92	119.35	0.00
G-16	263.8	35.19	87.97	136.44	4.22
G-17	279.6	150.53	33.42	94.52	1.12
G-18	48.8	9.28	4.09	35.24	0.18
G-19	154.5	12.97	34.23	107.29	0.00
G-20	427.3	15.15	174.44	223.53	14.23
G-21	679.5	14.00	148.09	393.79	123.63
G-22	460.1	12.14	144.22	303.78	0.00
計	6,069.72	465.73	2,110.96	2,768.23	72.48

## 2) T-Nの排出負荷

T-Nの排出負荷量をBODの場合と同様に各汚染源別、処理及び排出形態別に整理して表3-26に示す。生活系廃水の場合、1日当たり約466kgが排出されており、そのうち雑排水による分がし尿由来による分よりやや大きく51%を占めていた。畜産系の場合には総排出負荷量が2,111kgであり、そのうち豚飼育由来によるものが全体の76.7%、1,618kgを占めていた。面源からの排出負荷量は発生負荷量と同じで2,768.32kgであり、産業系からの総負荷量は約725kgであった。これらの値を総合すると、この流域におけるT-Nの総排出負荷量は約6,070kg/日となり、このうち面源から45.8%が、畜産系から34.8%が、産業系から約12%が、生活系から残りの約7.6%が排出されていた。

## 3) T-Pの排出負荷量

T-Pの排出負荷量は1日当たり総負荷量で313.3kgであり、そのうち生活系が約20%の91kgが排出されその中で雑排水による分が約59%、し尿由来分が41%を占めていた。畜産系は全体の約32%の100kgを排出しており、このうち豚飼育由来が87%も占めていた。そのほか産業系による排出負荷が約23.4%、73kgと推定され、面源負荷が最も少なかった。面源負荷の中では畑由来のものが約75%存在していた。表3-27は小流域のT-Pの排出負荷量をまとめて示したものであるが、汚染源別に負荷割合を見るとBODやT-Nとは異なってほぼ同様な負荷割合となっていた。

表 3-27 小排水流域別全リン排出負荷量

(単位 : kg/日)

小排水流域	全排出量	汚染源別排出量			
		人	家畜	土地	産業
G-10	126.2	22.41	46.92	13.00	43.89
G-11	13.8	9.65	1.59	1.97	0.57
G-12	9.9	3.23	3.58	3.11	0.00
G-13	22.1	3.53	13.72	4.90	0.00
G-14	3.3	0.98	1.92	0.41	0.00
G-15	14.0	3.94	7.71	2.31	0.00
G-16	15.2	6.69	3.94	2.46	2.12
G-17	32.0	27.39	1.90	2.27	0.41
G-18	2.8	1.83	0.14	0.75	0.06
G-19	5.6	2.53	1.43	1.60	0.00
G-20	24.4	3.25	7.28	4.12	9.78
G-21	31.2	3.03	5.43	6.23	16.46
G-22	12.8	2.53	4.98	5.33	0.00
計	313.27	90.99	100.54	48.45	73.29

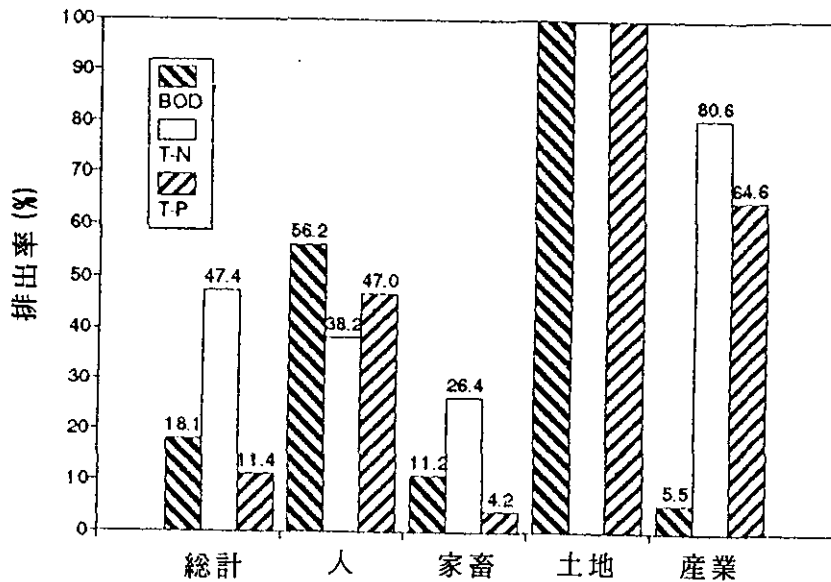


図 3-3 汚染源別の発生量と排出負荷量の比率

#### 4.4 汚染物質の発生及び排出負荷の比較

以上のように算出された発生負荷量と排出負荷量を比較してみると、BODの場合、総発生負荷量が 50,534kg/日であったのが、排出負荷量は9,151kg/日となっており、排出率は 18.1%となった。汚染源別の排出率は生活系が 58.2%、畜産系が 11.2%、産業系が 5.5%と推定され、面源からの排出率は100%とした。

またT-Nの場合には、総発生負荷量が12,801kg/日で、排出負荷量が8,070kg/日と推定されたところから排出率は約 47.4%と推定された。汚染源別の排出率を見ると産業系が 81%とほとんどが除去されておらず、生活系は約 38.2%、畜産系が約26.4%と推定された。

T-Pは総排出負荷量が 2,744kg/日総排出負荷量は 313kgと算定されたところから排出率は 11.4%と推定された。この中で、産業系は約 64.6%、生活系が約47%、畜産系が約4.2%の排出率であった。

以上の結果を整理すると、BODは生活系及び畜産系が、T-Nは畜産系及び面源由来が、T-P は生活系及び畜産系由来の排出負荷が大きくなことが明らかとなった。水質汚染防止のためにはこれらの汚染源についての優先的対策が必要と判断される。図3-3は汚染源別の発生負荷量に対する排出率の関係を示したものである。

#### 5. 結論

水域の富栄養化の原因物質であるBOD、T-N及び T-Pを対象として水質及び汚染源管理を目的として各汚染源からの発生及び排出負荷量を算定した。そのために、原単位を現地調査及び実験室実験により算出し、既存の資料及び文献値と比較検討した。また、算出した原単位を用いて実際のモデル流域に適用し、流域内での発生及び排出負荷量を算定した。その結果は以下のようである。

1) 現地調査及び実測を通して生活廃水による発生原単位を算定した結果、BOD 52.4g/人・日、T-N 6.76g/人・日、T-P 1.05g/人・日であった。畜産系廃水の場合にはBODで牛 581、豚 179、鶏 37g/頭・日であり、T-Nは牛 220、豚 36、鶏1.3g/頭・日で、T-Pは牛 40.8、豚 13.4、鶏 0.14g/頭・日であった。また土地利用形態別の発生原単位は畑、水田、山林について調査し、BODは各々6.33、8.60、3.78kg/km<sup>2</sup>、T-Nは6.47、6.17、4.43kg/km<sup>2</sup>、T-Pは0.16、0.10、0.03kg/km<sup>2</sup>となった。また既存資料と比較した結果、汚染源別にはそれぞれかなりの相違があった。正確な原単位を算定するためには調査対象をさらに広げることと測定頻度をさらにあげることが必要と考えられた。

2) 汚染物の排出原単位は汚染源の特性と排出形態、法規制の対象如何等によってえられる値が大きく異なっており、より細分化した汚染源の分類と合理的な調査方法による資料の蓄積によって精度の高い値がえられるものと考えられる。本調査で算定された排出原単位は、生活系汚水では浄化槽使用時で BODで32.3g/日・人、T-Nで6.8g/日・人、T-P 12.2g/日・人であった。し尿収去及び自家処理の場合には発生した生活雑排水の全量が排出されるとした。また畜産系廃水は、規制対象、申告対象及び非規制対象に分けて排出原単位を求め、それぞれ BODで牛の場合は 5.48、54.8、103.8g/日・頭、豚の場合は 2.7、27.0、38.2g/日・頭であった。T-Nは牛の場合は 42.4、39.7、53.0g/日・頭、豚の場合は14.2、13.3、17.7g/日・頭、T-Pは牛で 0.96、1.19、1.2g/日・頭、豚で 0.69、0.85、0.86g/日・頭と算定された。

3) 算定した原単位の値をモデル流域である慶安川流域に適用して負荷量の推定をした。慶安川流域で発生する総負荷はBODで50,534kg/日、T-Nで12,801kg/日、T-Pで 2,744kg/日と推定された。排出負荷量はBODで9,151kg/日、T-Nで6,070kg/日、T-Pで 313kg/日と推定され、排出率はそれぞれ18.1%、47.4%及び11.4%と推定できた。

#### 参考文献

1. 環境庁；水質環境保全法、1991.
2. 環境庁；汚水・糞尿及び畜産廃水の処理に関する法律、1991.
3. 崔義昭ほか；栄養塩類の原単位算定に関する研究、1991.
4. 金東君ほか；単位水域の環境容量算定に関する研究、国立環境研究院、1987.5) 徐胤洙ほか；水質環境基準達成最適化法案に関する研究、国立環境研究院、1989-1990.
6. Ku, Bon Kyong；流域内の土地利用状態が水質に及ぼす影響に関する研究、1987.
7. 経済企画院；経済総論、1989.
8. 李昌紀ほか；廃水排出施設の標準原単位の調査研究、国立環境研究院、1987-1988
9. 李昌紀ほか；廃下水中の栄養成分の生物学的な除去技術に関する研究、国立環境研究院、1990-1991.
10. Sin, Dong Suckほか；水田における窒素及びリン濃度とその流出入、韓国環境農学会誌、9, 133-142, 1990
11. 農業振興公社；淡水湖の環境汚染及び富栄養化防止対策の樹立(II)、1988.12) 李昌紀ほか；営農化学物質の適正使用法案に関する研究(I)、1988.

13. 田淵俊雄ほか；集水域からの窒素、リンの流出、1985.
14. 須藤隆一ほか；生活雑排水の汚濁負荷原単位、国立環境研究所研究報告、1988
15. 国松孝男；河川汚濁のモデル解析、国立環境研究所研究報告、1986.
16. 高木兵治ほか；汚水の土壌処理に関する技術指針（II）、用水と廃水、29、No. 7, 1987.
17. 浮田正夫；京都大学学位論文、1982.
18. 長野県；流入汚濁負荷量の算定、1988.
19. 国松孝男；農地からの栄養塩の流出（II）、日本陸水学会48会大会講演要旨集、34, 1990
20. 海老瀬潜一；土地利用形態別流出負荷原単位とその特性、第1回自然浄化シンポジウム、1984.
21. 村岡浩爾ほか；渓流水域からみた森林の浄化機能に関する研究、国立公害研究所研究報告、1986.
22. 和田安彦；河川上流部の自然負荷量の定量化とその特性、用水と廃水、20, 438-454, 1978.
23. 海老瀬潜一；流域内土地利用別流出負荷量の原単位の解析、国立公害研究所研究報告、50, 89-102, 1984.
24. "Animal Waste Manegement; state-of-the Art" ; Journal of the Environmental Engineering Division, 12, 1239-1261, 1978.
25. Wanielista, M.P. et al.; Nonpoint Source Effects on Water Quality, JWPCF, 49, 441, 1977.

## 4 慶安川の流域環境情報システム

### 1. はじめに

漢江流域環境情報システムのモデル地域として八堂ダムに流入する河川の中で汚濁の進行した慶安川流域を対象として、パーソナルコンピュータを用いた流域管理情報システムの開発を行った。

対象とした慶安川流域面積は462.2 km<sup>2</sup>あり、流域管理情報システムの単位ユニットは1辺が1 kmのメッシュとした。流域内には509個のメッシュが存在し、汚濁負荷発生量および排出量は、各メッシュを単位として原単位法を用いて計算を行った。メッシュから排出した汚濁物質は、近傍支流河川まで各支流河川毎に計算した流達率で流出し、支流河川では、調査測定した自浄係数で流下し本流河川に合流するものとした。本流河川では、5章で述べる負荷流出モデルを用いて計算を行った。また、湖沼では、10章で述べる湖沼水質モデルに慶安川から流入する汚濁負荷量を入力し計算を行った。

これらのモデルはすべて連結されており、さらに、このモデルに汚濁負荷削減対策モデルを連結し、各種の汚濁負荷削減対策を行った場合の効果が、河川および湖沼の水質にどのように反映するかをこのモデルを用いて計算が行えるように開発を行った。汚濁負荷削減対策の方法および結果については8章で述べる。

### 2. 汚濁物質の発生・排出量分布

汚濁物質の発生量および排出量は原単位法を用いて計算を行った。メッシュ毎の発生原数の計算は、メッシュの面積に近い大きさで、データの入手が可能な行政単位である里のデータを基にして計算を行った。調査流域内にある240の里のデータを収集し、この里のデータを各メッシュに含まれる面積で案分し計算を行った。しかし、必要な発生原数の統計データは、現時点では、人口データを除いて見当たらないため現場の邑・面役所に調査依頼しデータを収集した。

発生源は次のように分類した。まず、大きく人間の生活由来、家畜由来、面発生源の土地および点発生源の工場・事業場排水に分けた。さらに分類し、人間の生活由来の発生源は、し尿処理の形態から下水道使用人口、浄化槽使用人口、汲み取り便所使用人口およびし尿を自家処理している人口の4つに区分した。家畜由来の発生源は、まず、家畜の種類を牛、豚および鶏に分け、続いて飼育規模の違いにより排水処理基準が異なるため、牛は水質環境保全法の基準である飼育面積1,200m<sup>2</sup>以上あるいは100頭以上、汚水・糞尿および畜産排水の処理に関する法律の基準である350~1,200m<sup>2</sup>および処理基準の無い350m<sup>2</sup>以下の3区分、豚は同様に水質環境保全法の基準である飼育面積1,400m<sup>2</sup>以上あるいは1,000頭以上、汚水・糞尿および畜産排水の処理に関する法律の基準である250~1,400m<sup>2</sup>、処理基準の無い250m<sup>2</sup>以下および畜産共同処理区域に飼育されている頭数の4区分、鶏は汚水・糞尿および畜産排水の処理に関する法律の基準である500m<sup>2</sup>以上と処理基準の無い500m<sup>2</sup>未満の2区分した。土地利用面積は山林、畑、水田、市街地およびその他地域の5区分とした。

この様にして収集した里の発生源数のデータを発生源数基礎データベースとし、また、各メッ



シュに含まれる里の面積を入力したデータをメッシュ面積基礎データベースとし、メッシュ内の発生源数はこれらのデータを基に面積案分により計算を行い、このモデルの発生源数基本データベースとした。

次に、各発生源区分毎に調査測定した汚濁負荷の発生原単位および排出原単位を入力した発生源原単位データベースを用い、各メッシュ毎の発生原数にこれらの原単位を掛けて汚濁負荷の発生量および排出量の計算を行った。このシステムでは、発生量および排出量を汚濁物質毎に、様々な発生源の区分毎にその分布を表示できるようにした。用いた発生・排出原単位を表4-1に示す。表示例として、人間由来のBOD発生負荷量の分布を表示した画面を写真1に、BODの全汚濁負荷発生量の分布を表示した画面を写真2に示す。

その他、メッシュ内に存在する汚濁負荷発生源としては、工場排水等事業場排水があり、これらは各事業場毎に排出負荷量、排水量、メッシュ番号、排水流域番号および工場番号を入力した工場排水データベースをもとに、各メッシュの負荷に加算した。但し、流域情報により単独流域負荷となるようプログラムした。工場排水のデータベースを表4-2に示す。

### 3. 流域毎の汚濁負荷

各メッシュ毎に、メッシュに含まれる流域面積、近傍河川までの距離、支流河川の距離等のデータを入力しメッシュ流域情報データベースとした。各メッシュ毎に排出する汚濁物質は、流域面積に比例した量で各流域に流下すると計算を行った。

汚濁物質は、発生源から排出され各支流河川まで、各支流毎の流出係数で到達するものとし、計算式は次式を用いた。

$$L_1 = L_0 \cdot e^{-r \cdot l} \dots\dots\dots (1)$$

$L_1$  : 到達汚濁物質量 (kg・day<sup>-1</sup>)  
 $L_0$  : 初期汚濁物質量 (kg・day<sup>-1</sup>)  
 $r$  : 流出係数 (km<sup>-1</sup>)  
 $l$  : 流出距離 (km)

また、支流河川の汚濁物質の到達量は次式を用いて計算した。

$$L_2 = L_1 \cdot e^{-k \cdot T} \dots\dots\dots (2)$$

$L_2$  : 到達汚濁物質量 (kg・day<sup>-1</sup>)  
 $L_1$  : 初期汚濁物質量 (kg・day<sup>-1</sup>)  
 $k$  : 自浄係数 (t<sup>-1</sup>)  
 $T$  : 到達時間 (t)

この式における自浄係数は、BOD 2.01、窒素 0.79、リン 1.51を用いた。

上記の2つの式および各流域河川の汚濁負荷量入力した河川水質データベースを基に、各メッシュから排出し、支流河川最下流部に到達した汚濁物質の合計が各支流河川の汚濁物質量になる

表 4-1 発生・排出原単位

発生源	人発生量	下水道排出量	浄化槽排出量	収去排出量	その他排出量
BOD	0.04660	0	0.03470	0.02260	0.02260
窒素	0.00811	0	0.00648	0.00133	0.00133
リン	0.00115	0	0.00117	0.00028	0.00028

(単位 : kg/day/人)

発生源	牛発生量	処理1排出量	処理2排出量	未処理排出量
BOD	0.63800	0.00365	0.05475	0.10384
窒素	0.21900	0.02384	0.02670	0.03560
リン	0.04030	0.00320	0.00644	0.00653

(単位 : kg/day/頭)

発生源	豚発生量	共同処理排出	処理1排出量	処理2排出量	未処理排出量
BOD	0.16700	0	0.00125	0.01875	0.03138
窒素	0.03800	0	0.00478	0.00535	0.00710
リン	0.01300	0	0.00119	0.00240	0.00244

(単位 : kg/day/頭)

発生源	鶏発生量	処理排出量	未処理排出量
BOD	0.0041	0	0.0001
窒素	0.0014	0	0.0000
リン	0.0005	0	0.0000

(単位 : kg/day/羽)

発生源	土地面積	山林排出量	畑排出量	水田排出量	住宅地排出量	その他排出量
BOD	0	1.000	4.560	5.180	87.590	0.960
窒素	0	4.640	9.240	8.950	10.050	4.640
リン	0	0.021	0.280	0.390	0.550	0.027

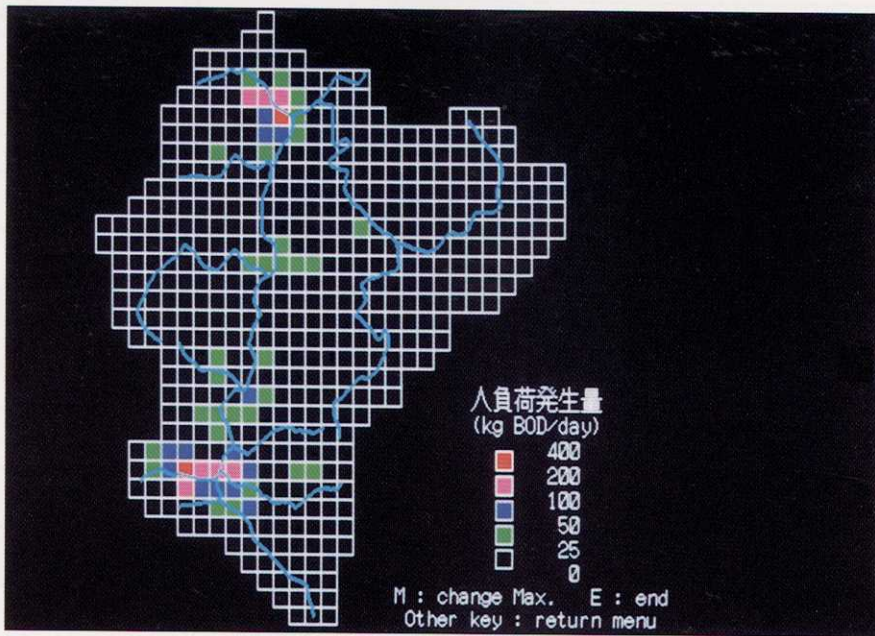


写真1

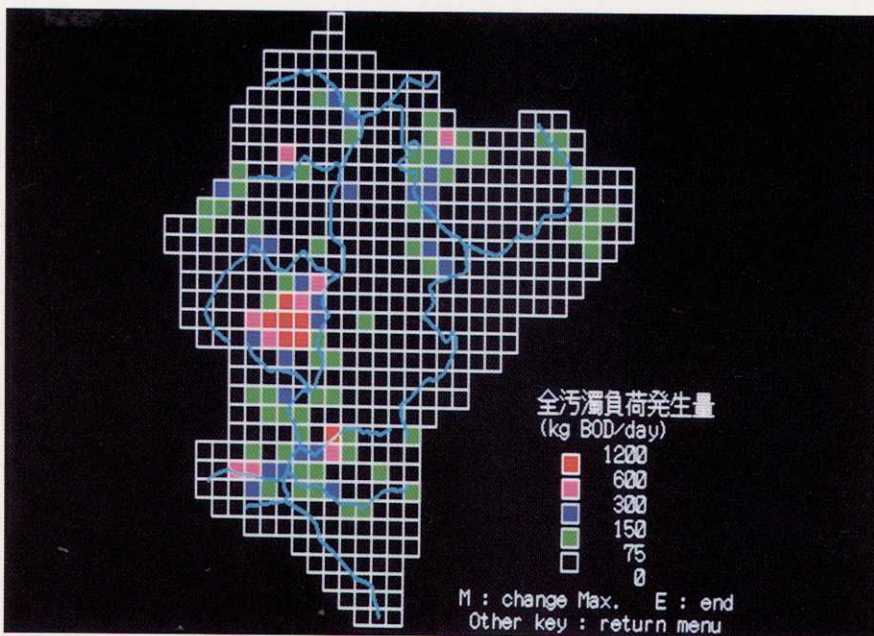


写真2

表 4-2 工場排水のデータベース

セル番号	BOD	T-N	T-P	流域番号	排水量	工場番号
40	0.5	0.18	0.06	18	5	13
46	3.6	1.29	0.41	16	36	14
47	5.0	0.79	0.37	16	50	23
48	10.0	1.78	1.22	16	100	18
49	0.5	0.18	0.06	16	5	29
53	1.0	0.36	0.11	17	10	20
53	0.8	0.29	0.09	17	8	21
53	0.8	0.29	0.09	17	8	22
56	1.0	0.18	0.12	17	10	19
71	0.5	0.18	0.06	16	5	17
84	70.0	24.98	2.42	10	700	4
84	10.0	3.57	1.15	10	100	9
84	1.0	0.36	0.11	10	10	12
84	0.5	0.18	0.06	10	5	16
85	150.0	419.63	9.69	10	1,500	5
85	50.0	3.57	0.15	10	500	6
85	6.0	2.14	0.69	10	60	10
97	25.9	82.77	11.05	10	470	32
108	2.0	0.71	0.23	10	20	15
109	5.0	1.79	0.17	10	50	7
109	1.0	0.36	0.11	10	10	11
264	4.0	1.43	0.46	10	40	8
275	38.5	123.27	16.45	21	700	33
297	80.0	14.23	9.78	20	800	31
329	5.0	0.36	0.01	21	50	30
373	239.5	37.98	17.58	10	2,395	3
397	0.5	0.18	0.02	10	5	1
483	5.0	1.79	0.57	11	50	2

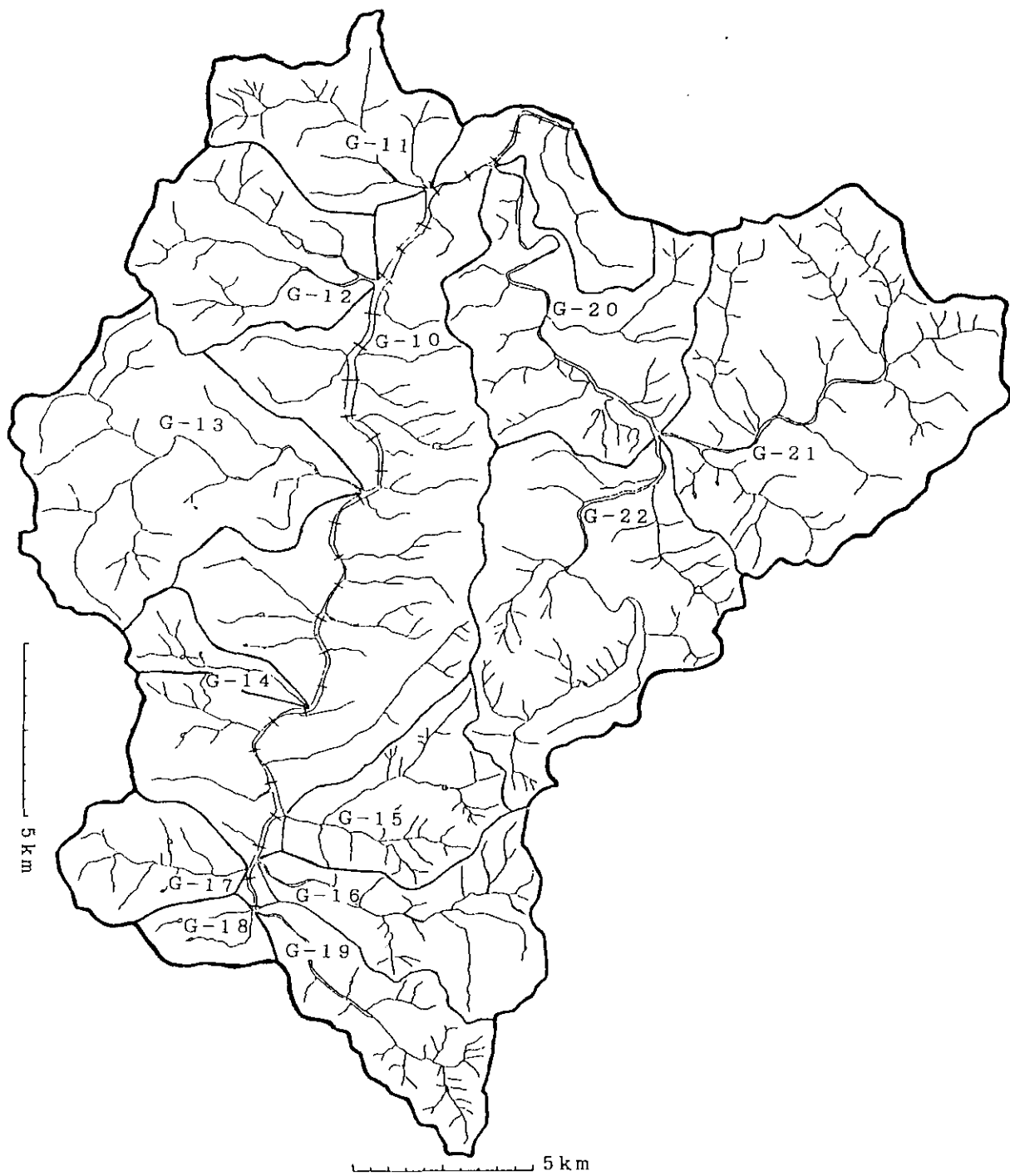


図 4-1 エレメントの位置および河川・流域番号

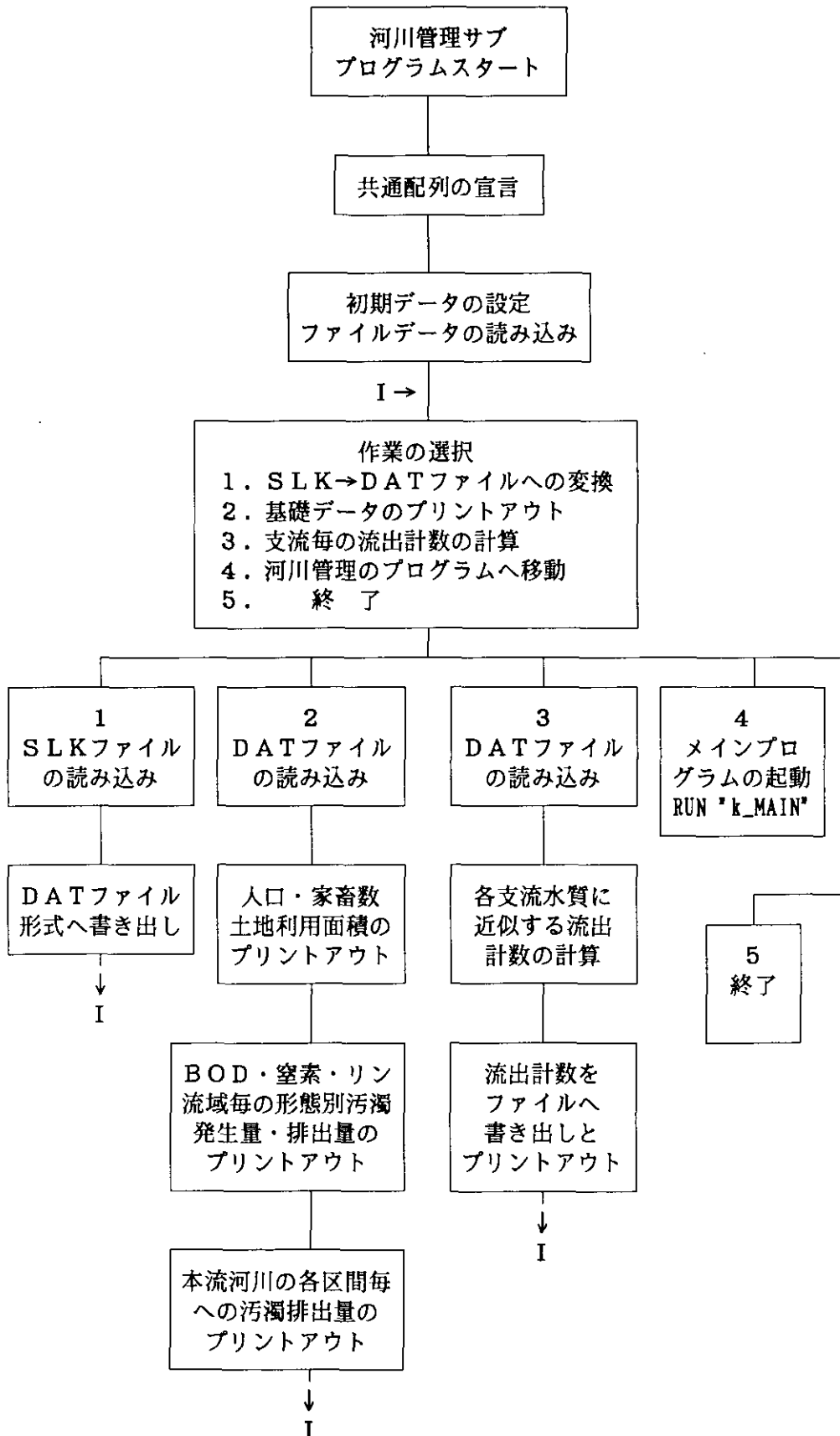


図 4-2 河川管理サブプログラムのフローチャート

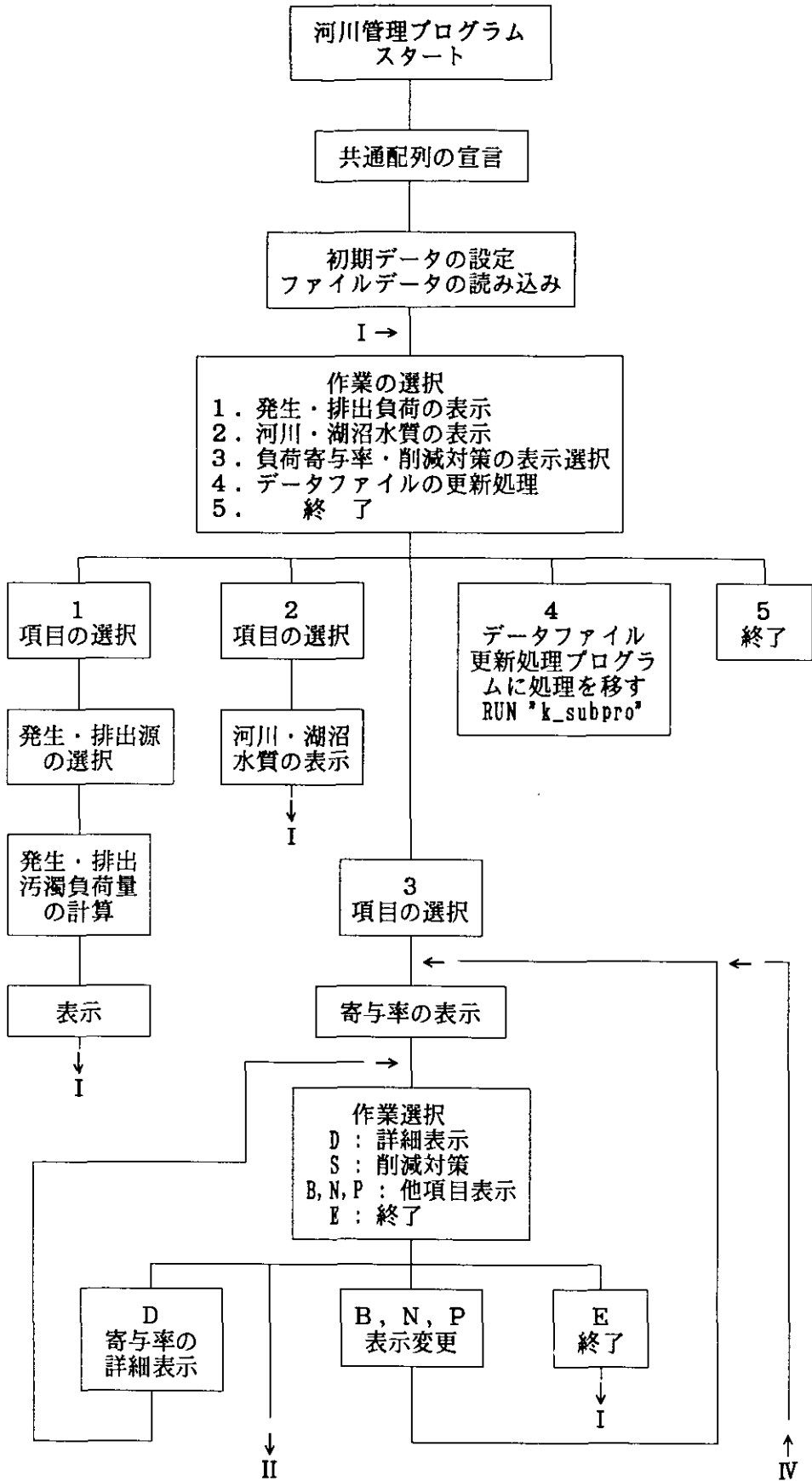


図 4-3 河川管理プログラムのフローチャート (I)





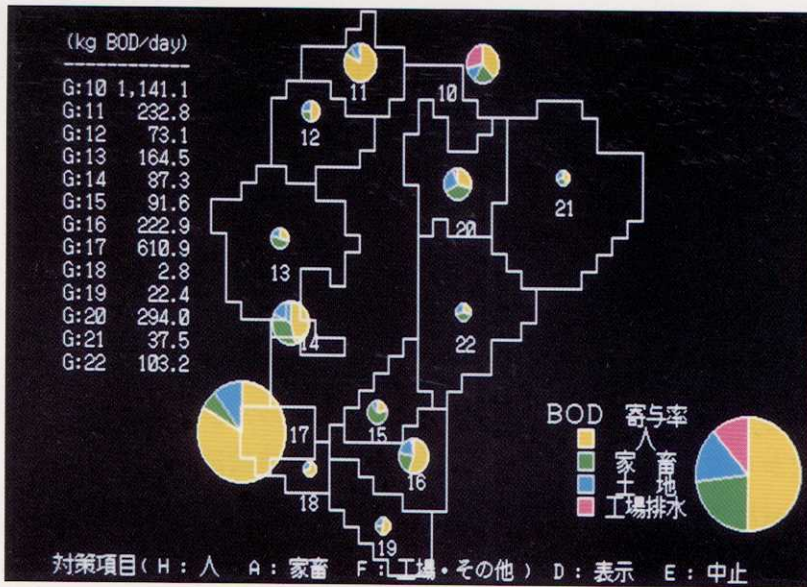


写真3

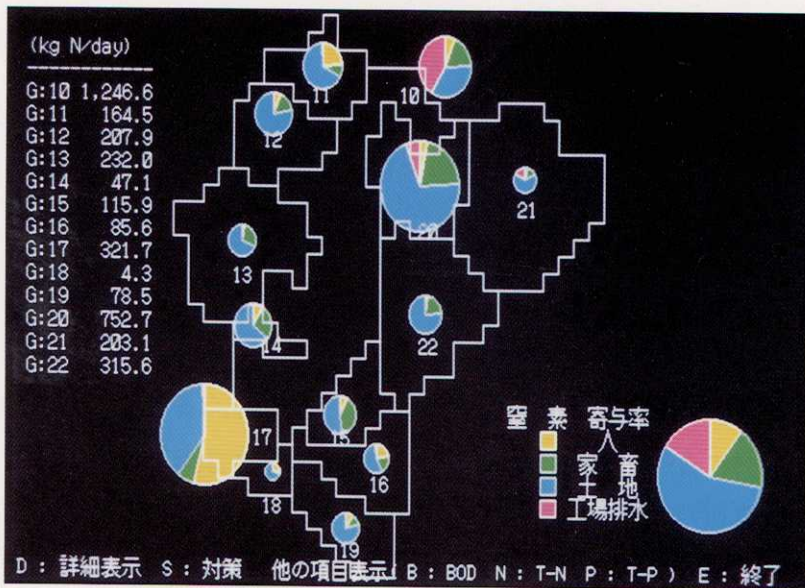


写真4

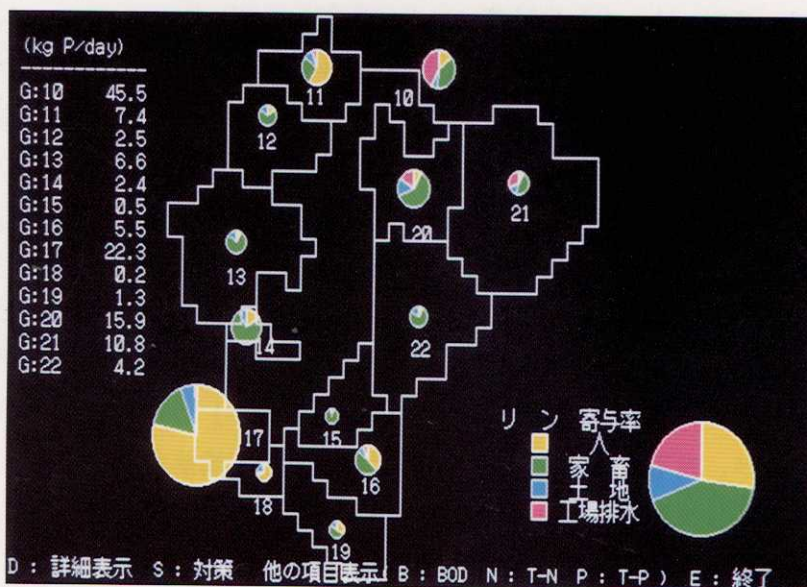


写真5

よう (1) 式の流出係数を計算した。このようにして求めた各支流河川の流出係数はBODで 0.02~9.65、窒素で 0.002~5.17、リンで 0.71~30.2であった。本流河川に直接流入するメッシュからの流出係数は上記の値を基にBOD 1.4345、窒素 0.3147、リン 2.3808とした。

#### 4. 河川水質の計算

支流河川の水質は、上記計算式(1)、(2)を用いて計算した到達汚濁物質量を河川水量で除して求める。本流部の水質は、5章に述べたQUAL2Eモデルの計算式を組み込み、リーチは9つに分割し、エレメントは1kmで区切り、各リーチ内のエレメント数は、上流部から2、2、4、4、2、2、4、7、3個とし、全部で30エレメントで計算を行った。各エレメントへ流入する汚濁物質量は、支流河川から流入する汚濁物質および河川本流に直接流入するメッシュからの汚濁物質の和とし、本流に直接流入する汚濁物質量は上記計算式(1)を用いて計算を行った。昆池岩川は、本モデルにおいては支流河川の1つとして計算したため、河川本流部は合流の無い1本の河川として計算を行った。エレメントの位置と支流河川および流域の番号を図4-1に示す。

#### 5. プログラムのフローチャート

流域環境情報システムの開発に当たっては、MS-DOS上のQBASICを用いてプログラムを作成した。汚濁負荷の発生量や排出量の分布が第三者にも分かりやすくするため可視的な表示が出来るように、また同様に、河川・湖沼の水質も可視的な表示が出来るように工夫を行った。データベースの入力は、日常よく使用される表計算ソフトウェアのマルチプランやロータス1・2・3等を利用できるようにし、流域管理システムのプログラム側でそのデータを読み込めるようにしてマンマシンインターフェースの向上を図った。

可視化およびマンマシンインターフェースの向上のため、ソースプログラムが非常に大きくなったこと(総計約98.7KB)、および計算速度を改善するため頻繁に使用するプログラムと、基本のデータベースを更新した場合に使用する2本のプログラムに分割して作製した。図4-2にデータベースを更新した時に使用する河川管理サブプログラムのフローチャートを、図4-3(I)3-1および図4-3(II)に河川管理のメインプログラムのフローチャートを示す。

河川管理サブプログラムは、1)表計算ソフトで作製したデータベースファイルを、メインプログラムでのファイルアクセスを速くするためシーケンシャルファイルに変換を行う。2)データベースファイルの内容を整理し、用紙にプリントアウトを行う。3)各支流河川の流出係数の計算を行う。4)メインプログラムの起動を行う。5)プログラムの終了、と言う機能がある。

河川管理メインプログラムは、1)汚濁負荷の発生・排出量をメッシュ毎に計算し、階級別に色分けをして分布図のメッシュ表示を行う。2)河川・湖沼水質値を表示すると共に河川・湖沼を水質階級別に色分けをして表示を行う。3)流域毎に汚濁負荷の排出量の表示および発生源毎の寄与率を表示し、汚濁負荷削減対策の選択を行い対策効果の計算を行う。4)サブプログラムの起動を行う。5)プログラムの終了、と言う機能がある。3)の寄与率の計算は各流域毎に各発生源毎に計算するが、表示は人間活動、家畜、土地および工場排水に由来する負荷の4つに分類し円グラフで表す、しかし、詳細な負荷寄与率の表示およびプリントアウトも出来るようになっている。写真3~5にBOD、窒素、リンの負荷寄与率の表示画面を示す。また、表4-3~4-5に

表 4-3 流域内のBODの発生源別負荷寄与率

流域番号 No.	負荷量 kg/day	比率 %	水質 mg/l	人間 %	家畜(牛 豚 鶏)				土地 %	工場排水 %
					%	%	%	%		
G-10	1,141.1	37	2.3	38	21	5	18	0	12	29
G-11	232.8	8	10.0	83	7	1	5	0	10	1
G-12	73.1	2	2.6	50	25	10	15	0	25	0
G-13	164.5	5	3.7	29	51	15	35	0	19	0
G-14	87.3	3	11.2	46	36	2	34	0	18	0
G-15	91.6	3	5.0	24	64	5	59	0	11	0
G-16	222.9	7	6.3	55	23	4	19	0	19	3
G-17	610.9	20	21.4	83	6	1	5	0	11	0
G-18	2.8	0	1.1	72	1	0	1	0	26	1
G-19	22.4	1	1.2	52	22	5	16	0	26	0
G-20	294.0	10	1.5	30	38	21	16	0	26	6
G-21	37.5	1	0.5	39	33	25	8	0	28	0
G-22	103.2	3	1.2	28	45	34	11	0	28	0

表 4-4 流域内の窒素の発生源別負荷寄与率

流域番号 No.	負荷量 kg/day	比率 %	水質 mg/l	人間 %	家畜(牛 豚 鶏)				土地 %	工場排水 %
					%	%	%	%		
G-10	1,246.6	33	2.5	6	18	4	14	0	35	41
G-11	164.5	4	7.0	24	8	2	6	0	66	1
G-12	207.9	6	7.3	6	16	6	10	0	78	0
G-13	232.0	6	5.2	3	28	9	19	0	68	0
G-14	47.1	1	6.1	9	26	1	25	0	65	0
G-15	115.9	3	6.4	8	40	5	34	0	53	0
G-16	85.6	2	2.4	21	21	5	16	0	56	2
G-17	321.7	9	11.3	54	6	1	4	0	40	1
G-18	4.3	0	1.7	26	2	1	1	0	72	1
G-19	78.5	2	4.3	10	11	4	7	0	78	0
G-20	752.7	20	3.9	3	21	13	8	0	70	6
G-21	203.1	5	2.8	3	14	10	4	0	66	18
G-22	315.6	8	3.7	3	21	16	5	0	76	0

表 4-5 流域内のリンの発生源別負荷寄与率

流域番号 No.	負荷量 kg/day	比率 %	水質 mg/l	人間 %	家畜 (牛 豚 鶏)				土地 %	工場排水 %
					%	%	%	%		
G-10	45.5	36	0.1	14	37	6	31	0	6	43
G-11	7.4	6	0.3	58	27	4	22	0	11	5
G-12	2.5	2	0.1	14	72	15	57	0	14	0
G-13	6.6	5	0.1	8	79	19	57	0	14	0
G-14	2.4	2	0.3	17	75	2	74	0	8	0
G-15	0.5	0	0.0	4	94	3	90	0	3	0
G-16	5.5	4	0.2	37	49	6	43	0	8	6
G-17	22.3	18	0.8	78	16	2	13	0	5	1
G-18	0.2	0	0.1	70	5	2	2	0	21	4
G-19	1.3	1	0.1	32	50	10	40	0	18	0
G-20	15.9	13	0.1	7	62	29	33	0	15	16
G-21	10.8	9	0.2	8	46	28	18	0	15	31
G-22	4.2	3	0.0	8	75	45	30	0	17	0

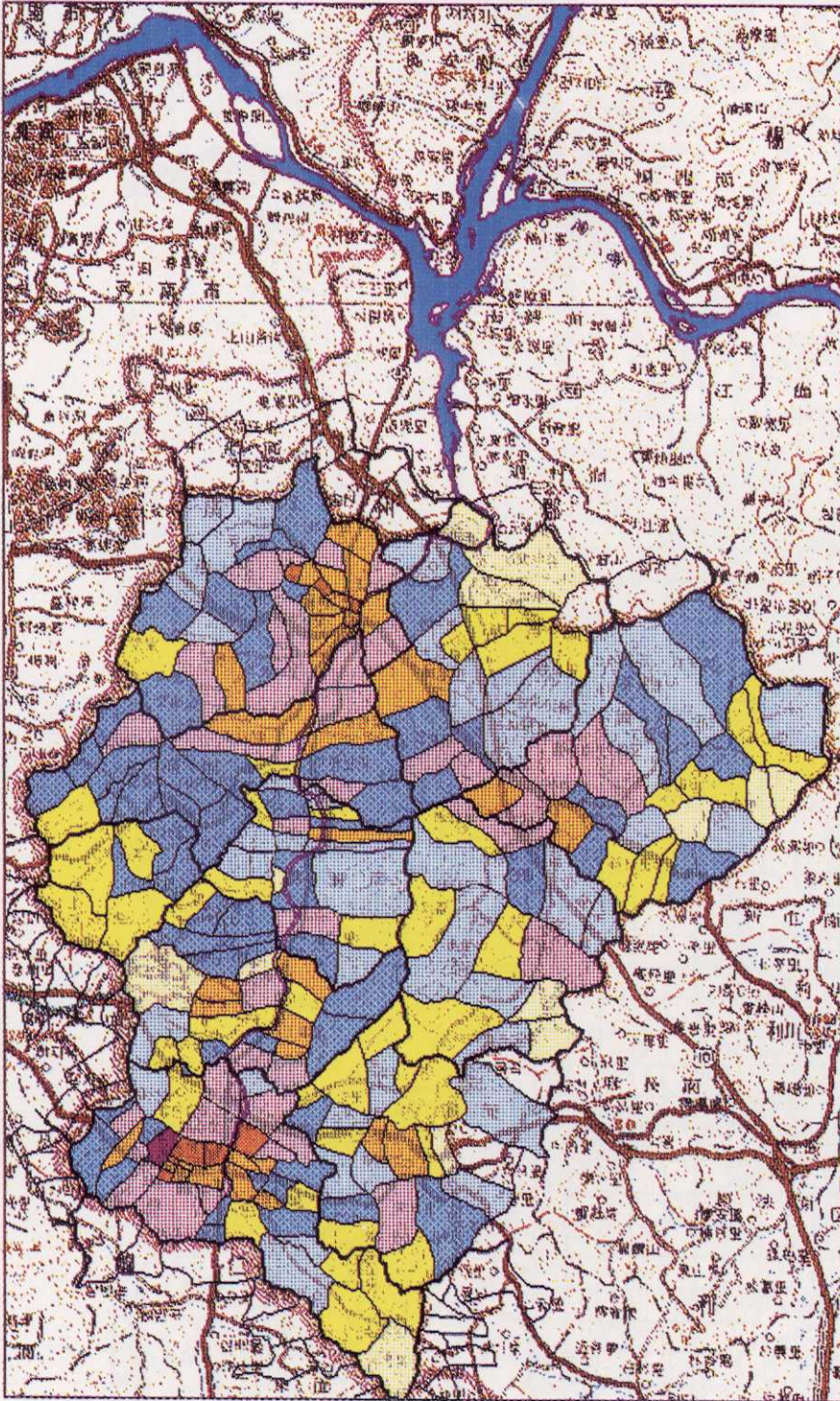
BOD、窒素、リンの流域毎の負荷寄与率のプリントアウトを示す。汚濁負荷削減対策の詳細については11章で述べるが、この水質管理システムの特徴は、この負荷削減対策を行ったことによる汚濁物質の発生量・排出量の変化を計算し、その結果をもとにして、河川水質の計算を行い、さらに、河川からの汚濁物質の流入を入力データとして湖沼水質を計算するようにプログラムしたことである。このことにより、様々な負荷削減対策を行った場合の、河川および湖沼の水質予測を行うことが可能である。

## 6. おわりに

このプログラムで使用したデータベースを整理すると、以下の7つとなる。

- 1) 発生源数基礎データベース (里単位)
- 2) メッシュ面積基礎データベース
- 3) 発生源数基本データベース (メッシュ単位)
- 4) 負荷原単位データベース
- 5) 工場排水データベース
- 6) メッシュ流域情報データベース
- 7) 河川水質データベース

システムの開発に当たっては、MS-DOS上でQBASICを用いてプログラムを作成したが、その後、より可視的表現を上げるため、地理情報システムのソフトウェアである株式会社PC-Mappingを用いて地図上に負荷源分布、河川・湖沼水質等の表示が行えるようにした。例として、図4-4に里単位の人口の分布、図4-5にメッシュ単位の人口分布を示す。現在、PC-Mappingで表示するデータは、QBASICで計算した値を用いているが、データの交換には、ディスクファイルを介在して行っているため、さらに使い易くするためPC-Mappingの内部での計算を充実させるようにソフトウェアを開発中である。



[3] village 地図データベース

一部界	一面界	一里界	その他
0.000~100.000	100.000~200.000	200.000~300.000	300.000~600.000
600.000~1000.000	1000.000~2000.000	2000.000~4000.000	4000.000~6209.000

図 4-4 里単位の人口分布（背景地図と河川および行政区界データ）

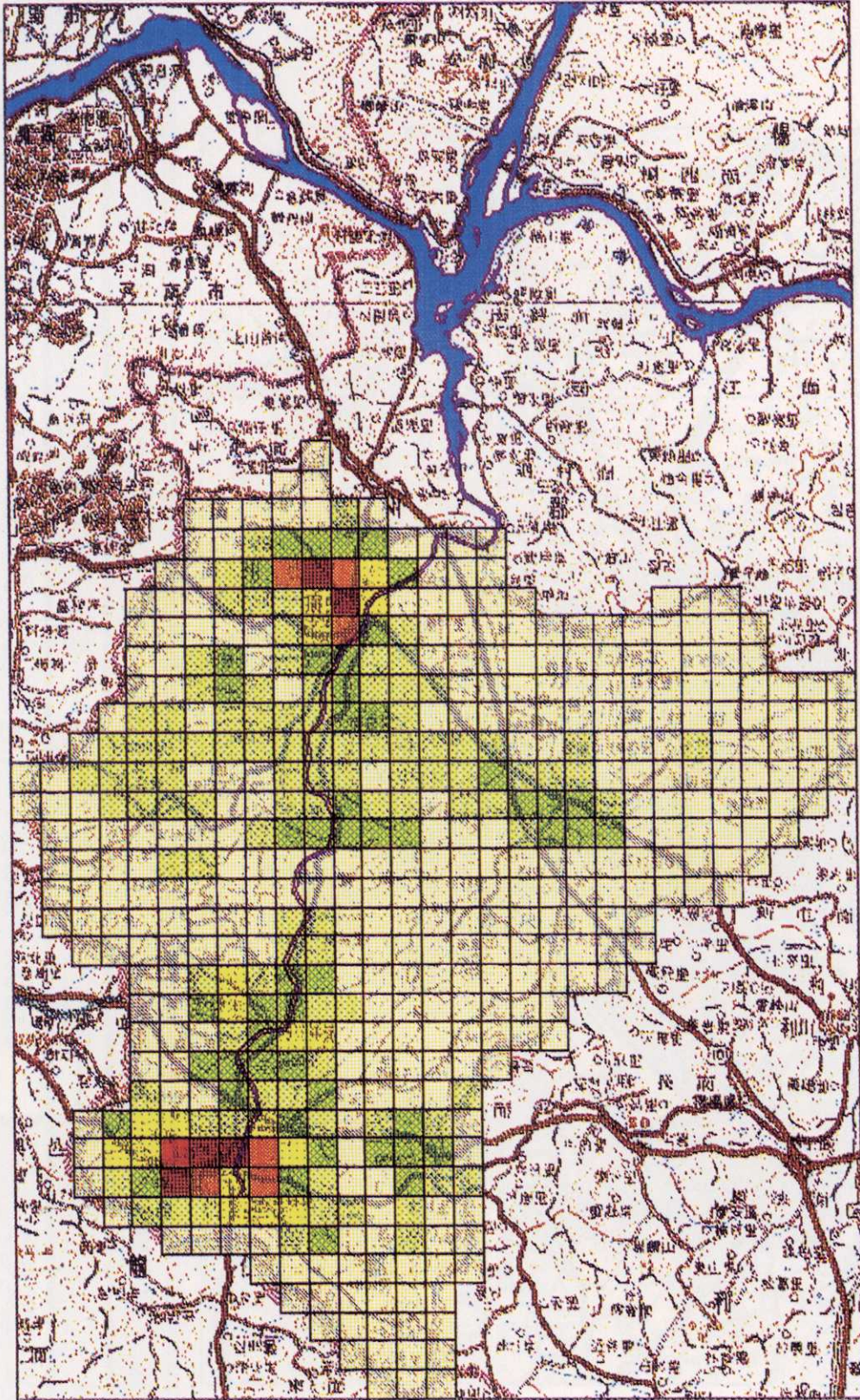


図 4-5 メッシュ単位の人口分布（背景地図と河川およびメッシュデータ）

## 5 汚染物質の流出特性の解析

### 1. はじめに

汚染源から発生した汚染物質は、人為的処理後、または未処理のまま河川に排出され、最終的には海洋や湖沼に流入している。この過程においてこれらの汚染物は自浄作用を受け物理・化学的に、また生物作用によって質的、量的に変化している。河川における自浄作用の過程を知ることには河川水質を評価する上で重要である。しかしながら、中小規模の河川においては、河床勾配や形状が多様で、また関連するファクターが多すぎるため、自浄作用を定量的に検討するのが困難である。そのため、有機物分解活性や沈殿作用などの速度から自浄係数を求め、汚染物質の流出特性を評価している。また、大規模の河川では水利目的上、ダムや堰を設けている河川も多く、そういう所では汚染物の沈殿によって体積物が厚く溜まるなど、物質収支を調べる上で中小河川とは異なった挙動がみられる。したがって中小河川における汚濁物質の流出特性を解析することは重要であるが、上述した理由で現地観測によって解析するよりは水質因子と関連した各種反応係数、水理、水文資料および地形条件等を考慮した数式モデルを作成し、利用することの方が適当と思われる。本研究では、汚濁物質流達負荷量の計算に適用できるよう中小河川の自浄係数の標準化をおこなった。また、水質予測モデルを利用して流出特性の解析を行う手法を提示し、その他の水系の水質予測モデルの開発に利用できるようにした。

### 2. 河川自浄係数の算定

#### 2.1 概要

発生源から排出された汚染物質は、小河川を流下しながら微生物による有機物分解や沈殿過程などを通して自然浄化され、本流河川に流入する。この時の自浄作用や過程は、汚染物質の流下する距離、すなわち流下時間と河床勾配および照度、汚染過程、その他環境条件等によって変化する。

一般的に自浄係数は発生源から支流に流入する前までの自浄係数と支流の自浄係数に区分できる。前者の場合は大部分ごく小さな水路から構成されているため、平常時において自浄係数を実測することはほとんど不可能である。そのため、この部分の自浄係数は発生源負荷量と支流の自浄係数の関係から算出した。支川の自浄係数は漢江流域の支川の中で、水質汚染の程度が湖となる 8 河川の一定区間を選択して、実測によって求めた。

自浄係数の算定は、目標水質達成のための汚染物質削減量求める河川水質予測モデル作成の上で絶対的に必要な要素である。

#### 2.2 支川の自浄係数

河川の自浄係数はこれまで説明してきたごとく、沈殿、分解、吸着等多くの因子の複合的作用によって構成されているため、すべての因子を考慮しながら自浄能を評価することは現状ではほとんど不可能と判断される。そこで本研究では、水質汚染の程度から自浄係数を算出する方法を検討した。調査は漢江流域の支川の中で汚染の程度が異なる上流域の、ソンチョン川、オッチョ

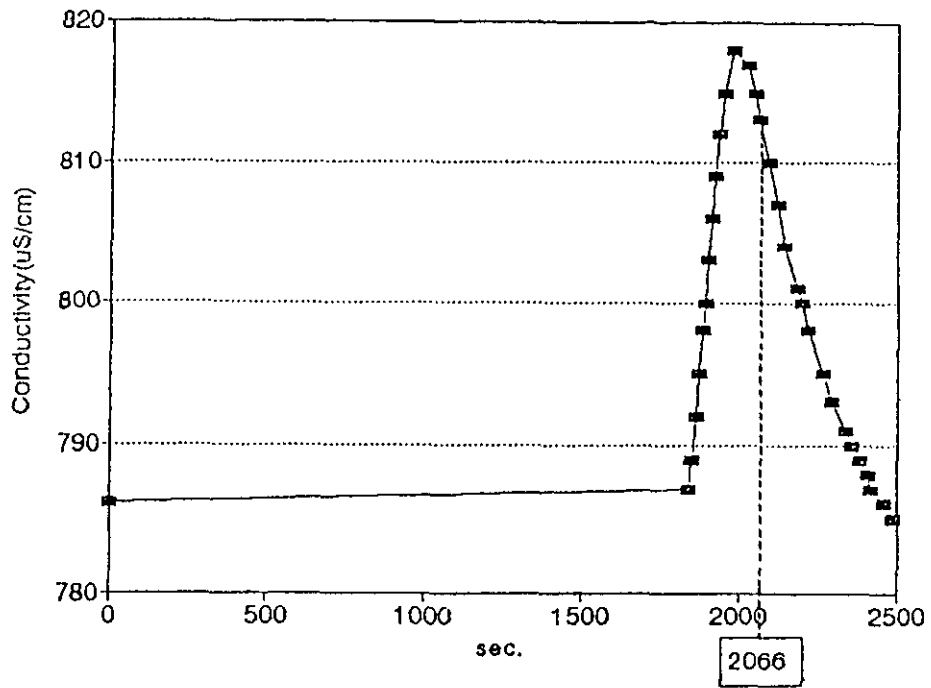


図 5-1 ポッカ川での流達時間の測定例

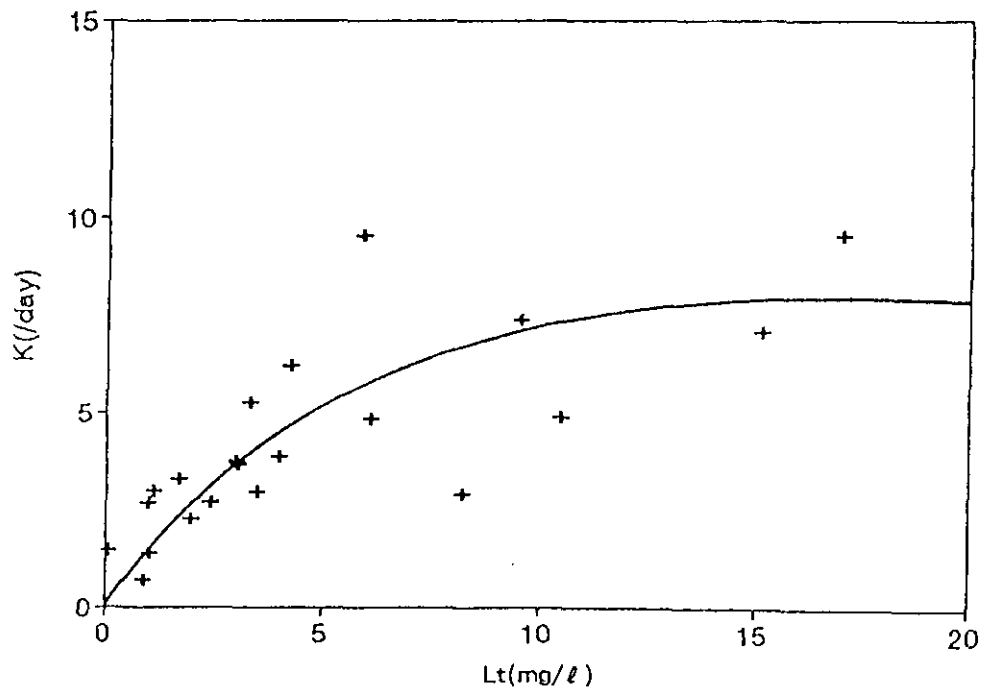


図 5-2 BOD濃度と自浄計数との関係



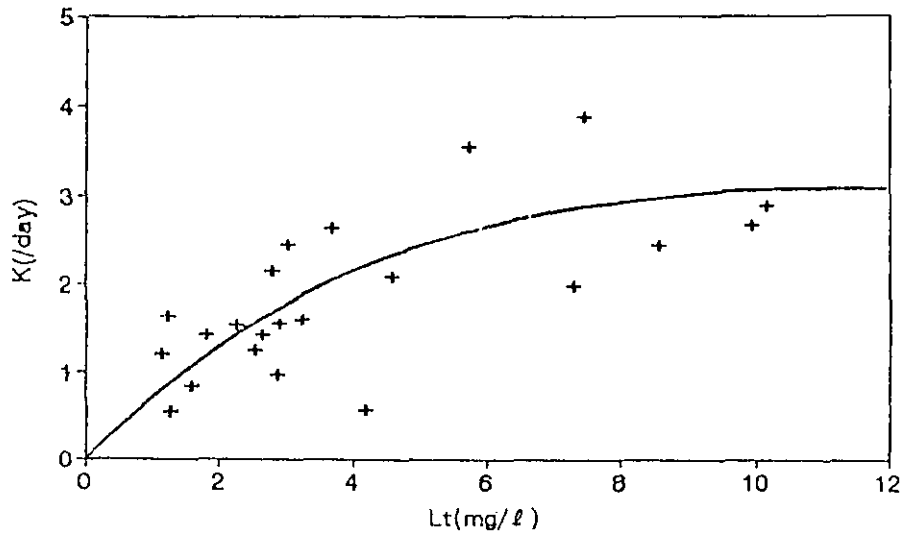


図 5-3 全窒素濃度と自浄計数との関係

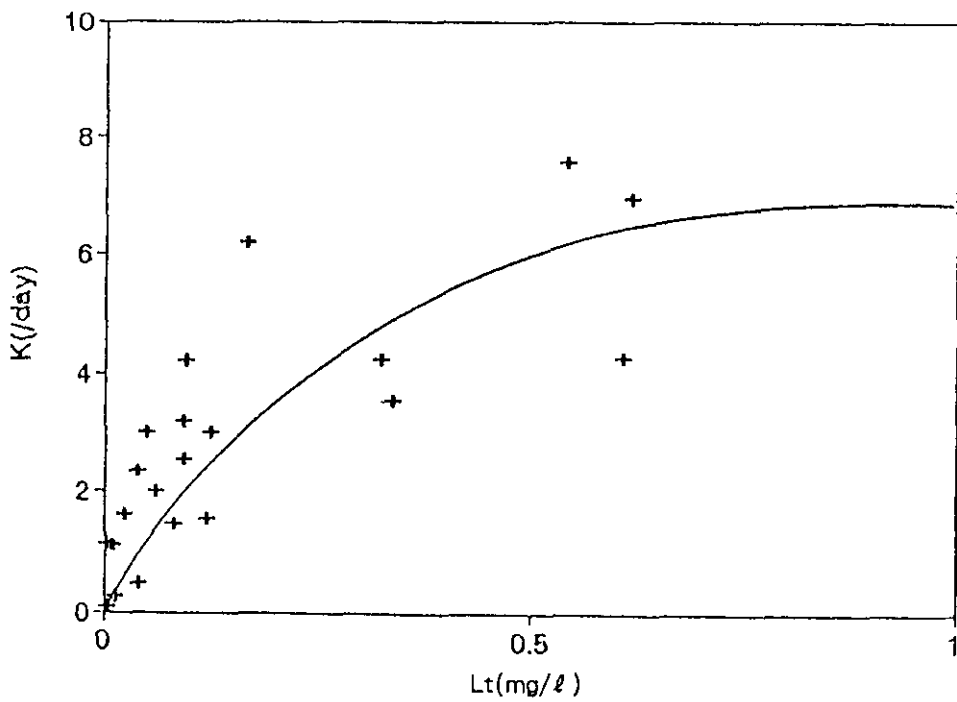


図 5-4 全リン濃度と自浄計数との関係

ン川などの 8 河川の一定区間 (600~1000m) で4回づつ実施した。自浄係数算定時の一番重要な因子と考えられる流下時間の精密測定のため、各区間の上流部で高濃度の食塩水を瞬間的に投入し、下流部の濃度が食塩水投入前の濃度になるまで測定して、ピークから回収率を算出した。図 5-1 はブク川で実施した流下時間算出のためのグラフで、食塩水投入後の電気伝導度の値を時間別に表したものである。測定区間の平均流下時間は34.4分で、このグラフの面積の1/2に該当する流下時間である。また自浄係数は上のような方法で算出した流下時間から次式を用いて計算した。一般的に炭水化物が大部分である有機物の場合、水中での酸化分解は一次反応と考えられる。

$$dL/dt = -k_1L - k_3L$$

上の式を積分して整理すると

$$L_t = L_0 \cdot e^{-(k_1+k_3)t} = L_0 \cdot e^{-k \cdot t}$$

ここで、

$L_0$  :  $t=0$  の時の汚染物質負荷量 (kg/日)

$L_t$  :  $t=t$  の時の汚染物質負荷量 (kg/日)

$t$  : 流下時間 (日)

$k$  : 自浄係数 (/日)

$k_1$  : 脱酸素係数 (/日)

$k_3$  : 沈降係数 (/日)

8 河川における4回の測定結果から自浄係数を計算した結果、水質汚染度と自浄係数の間には密接な関係があることが明らかになった。この結果は図5-2~5-4に示す。このBOD 30mg/l以下の河川を対象とした調査結果は、韓国における大部分の中小河川に適用可能と判断できた。

図5-2~5-4を基準として、慶安川流域の12の支川 (図 5-5) の自浄係数を算出した。結果を表 5-1に示す。BODの場合、0.36~6.98/日、T-N は0.42~1.73/日、T-Pは0.38~5.58/日になった。楠田によれば、日本の大部分がBOD 20mg/l以下の13の河川で測定した結果ではBOD の自浄係数で0.23~7.60となっており、本研究の結果と比較してほぼ同じ程度であった。

表 5-1 慶安川流域の12支川の自浄係数

(単位: 日)

流域	BOD	T-N	T-P	流域	BOD	T-N	T-P
G-11	4.91	1.71	3.31	G-17	6.98	2.32	5.58
G-12	1.59	1.73	1.16	G-18	0.78	0.42	0.73
G-13	2.23	1.34	1.78	G-19	0.85	1.17	0.88
G-14	5.28	1.57	3.51	G-20	1.01	1.05	0.97
G-15	3.02	1.64	0.38	G-21	0.36	0.76	1.82
G-16	3.52	0.66	1.88	G-22	0.84	0.98	0.58

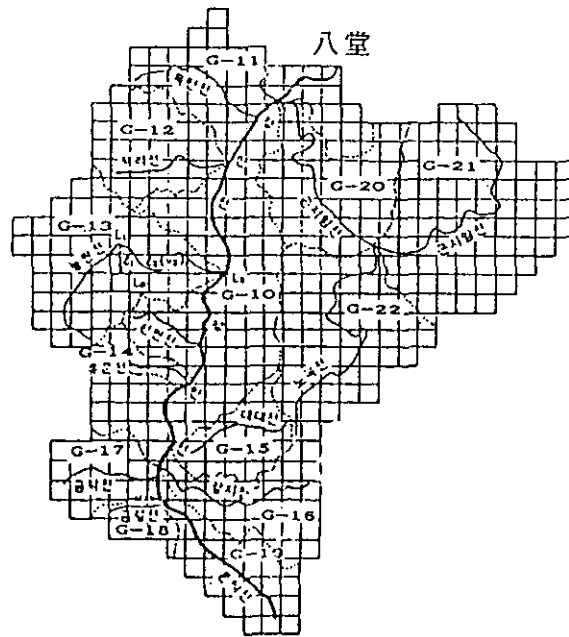


図 5-5 慶安川の流域図

表 5-2 慶安川の各流域別の発生源から支流までの自浄係数

(単位 : /km)

流域	BOD	T-N	T-P	流域	BOD	T-N	T-P
G-11	0.971	0.076	0.544	G-17	0.447	-0.395	0.209
G-12	1.982	0.093	1.800	G-18	9.773	5.314	7.169
G-13	1.478	0.556	0.848	G-19	6.650	0.993	3.607
G-14	-0.209	0.712	-0.033	G-20	1.031	0.115	2.219
G-15	6.097	2.324	22.658	G-21	5.198	0.673	0.508
G-16	1.200	1.982	1.838	G-22	2.928	0.318	1.570

### 2.3 発生源から支川までの自浄係数

汚染物質は図 5-5で示した各セルからL0の負荷量で排出され、h1の距離を流下しながらL1の負荷量で支川に流入し、支川中ではh2の距離をV2の速度で流下しながらL2の負荷量で本川に流入する。

図 5-5では負荷量L1は、実測できた負荷量をL2と流下時間 ( $h2/V2$ )、そして2-2項で算出した支川の自浄係数 ( $k$ ) を次式に代入して計算した。流速は支川の最下流地点での実測流速に支川の傾斜度を考慮した平均流速を用いた。

$$L_2 = L_1 \cdot e^{-k \cdot h_2 / v_2}$$

負荷が発生する各セルから支川流入部までの汚染物質の単位流下距離あたりの自浄係数（r）は、上式で計算したL1と流下距離h1とを次式に代入して各流域別に算出した。

$$L_1 = L_0 \cdot e^{-r \cdot h_1}$$

上式において流下距離h1は地図上で測定した。

表5-2は上式から計算した慶安川流域の発生源から支流流入部までの汚染物質の自浄係数を各流域別に表したものである。BODは -0.209~9.773/km、T-Nは -0.395~5.314/km、T-Pは -0.033~22.658と算出できた。算出した自浄係数は汚染物質が支川を通らないで直接本川に流入する直接流入域の自浄係数としても利用可能である。すなわち、慶安川の場合G-10流域の区間では流入する支川がないため汚染物質が直接本川に流入するので自浄係数（r）の算出は不可能である。そのため、表5-2で算出した12個の流域の自浄係数の中でG-10の流域に隣接しないG-14、G-15、G-18、G-19、G-21の流域を除外した流域の平均の自浄係数、BOD 1.431/km、T-N 0.392/km、T-P 1.277/kmを用いて流達負荷量を算出するようにした。

### 3. 河川の水質予測モデル

#### 3.1 概要

自然状態の河川水質をモデル手法を使って汚染特性を究明することは困難なことである。その上、現在の資料や汚染状態をベースに将来の水質予測を行うことはなお大変なことである。しかしながら、水需要の増加とそれとともに増える汚染物質の排出量の増加をふまえながら、水質管理対策に必要な諸般の事項を決定していく上で、水質予測モデル手法を利用することは必須なこととなっている。水質予測に使われるモデルは、使用者のモデルに対する理解度と経験、入力データの有用性、モデルの補正および検定の程度によって正確度が評価される。この中で、入力データの有用性は水質モデルの優秀性または使用者の能力の如何にかかわらず、根本的に誤差を左右するファクターであるところから使用前に慎重に検討して妥当な入力資料を使うべきである。

本研究では、以前に漢江流域環境保全事業等で、その計算能力の優秀性を立証できたPC用QUAL 2Eモデルを汚染物削減効果を判定するための水質予測モデルとして利用するため、その流量係数と各反応係数の算定方式および適正値を検討し、慶安川を対象として実測値と計算値の関係からモデル検定を行い、誤差を最小化させた後使用した。

#### 3.2 QUAL 2Eモデルの特徴

QUAL 2Eモデルは1985年にアメリカEPAによってQUALIIモデルを個人用のコンピュータに使用できるよう修正したもので、修正時に既存のQUALIIモデルのなかで藻類と栄養塩の関係、温度補正係数、ダムによる酸素供給等を考慮したBODとDOの図式化等、入出力問題をさらに改良したもので、その他の事項は既存のQUALII/SEMCOGバージョンと同一の一次元水質予測モデルである。

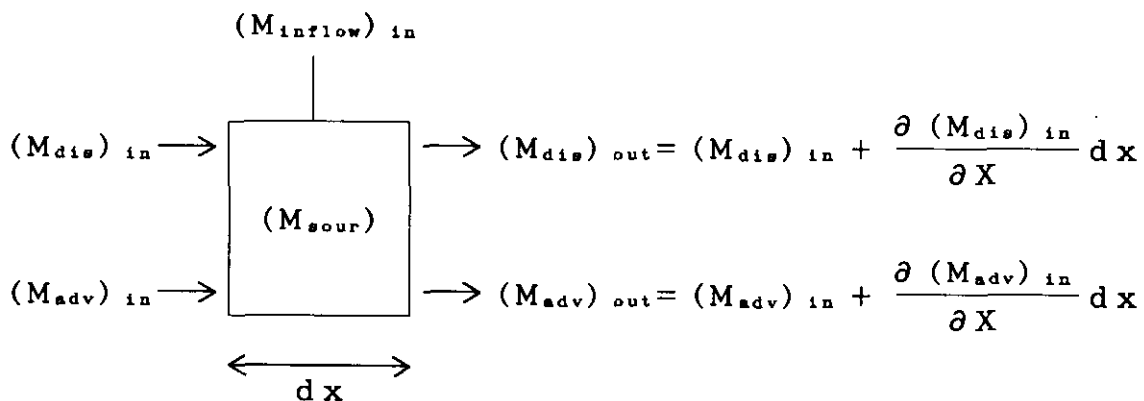
##### 1) 基本概念

QUAL 2Eモデルは河川での各種水質濃度を推定できる予測モデルで、解析方法は流体の流れ方向

で横方向は完全混合と仮定するモデルである。予測可能な水質項目はDO、BOD、Algae、Organic-N、NH<sub>3</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、Organic-P、Dissolved-P、温度、大腸菌群、3個の保存性物質、1個の非保存性物質の13項目である。解析形態としては定状状態または動的状態での解析が可能な完全動態解析ではなくて擬似動態解析であるが、流量などの水質データが定状状態で入力できるので、上流部から下流部までの水質は漸次定状状態に収斂するようになる。また、QUAL 2Eモデルは河川水質予測モデルで重要な流体移動と汚染物質拡散を一次元的に解析しているが、大きな点源汚染源と非点源汚染源、河川の支川および用水取水等、多様な定状状態または動的状態でシミュレーションできる。このモデルでは、対象河川を水理的に同一な特性を持つ区画（Reach）に区分して、その区画をまた同じ長さの小区画（Element）に区分して、計算は個々の小区画を中心に行われる。

## 2) 数学的理論

河川システムでは物質収支は流体の流れ方向での濃度負荷が表示できるAdvection、流体の乱流性と濃度差によって発生するDispersion、化学および生物学的反応による物質の増減、システム内の汚染負荷量流入・流出による負荷の増減で構成できる。微小区間の物質収支を表すと図5-8のようになる。



ここで、 $(M_{dis})_{in}$  : Dispersion による時間当たりの物質流入量  
 $(M_{adv})_{in}$  : Advection による時間当たりの物質流入量  
 $(M_{dis})_{out}$  : Dispersion による時間当たりの物質流出量  
 $(M_{adv})_{out}$  : Advection による時間当たりの物質流出量  
 $(M_{sour})$  : Reaction による時間当たりの物質循環量  
 $(M_{inflow})_{in}$  : 外部からの時間当たりの負荷循環

図 5-6 微小区間の物質収支

このような物質移動および反応量を数式で表すと以下のようなになる。

$$\begin{aligned}
 (M_{dis})_{in} = A_x U C & : (M_{adv})_{in} = -A_x D_L C / X \\
 (M_{sour}) = +R_x & : (M_{inflow})_{in} = S
 \end{aligned}$$

上式等を利用して単位区間に対する物質収支の基本方程式を求めると以下のようなになる。

$$\frac{\delta M}{\delta t} = \frac{\delta (A_x D_L (\delta C / \delta X))}{A_x \delta X} dX - \frac{\delta (A_x UC)}{\delta X} dX + (A_x dX) \frac{dC}{dt} + S$$

上の物質収支の基本方程式を利用してBOD、および窒素、リン等の物質収支方程式を求めると以下のようなになる。

$$\text{BOD (L)} : \frac{\delta L}{\delta t} = \frac{\delta (A_x D_L (\delta L / \delta X))}{A_x \delta X} dX - \frac{\delta (A_x UL)}{A_x \delta X} dX + \frac{S_L}{A_x dX} + (k_1 + k_3)$$

$$\begin{aligned} \text{溶存酸素 } (\phi) : \frac{\delta \phi}{\delta t} = & \frac{\delta (A_x D_L (\delta \phi / \delta X))}{A_x \delta X} - \frac{\delta (A_x U \phi)}{A_x \delta X} + \frac{S_L}{A_x dX} + [k_2 (\phi^* - \phi)] \\ & + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A - k_1 L - k_4 / A_s - \alpha_3 \beta_2 N_2 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{アンモニア性窒素 } (N_1) : \frac{\delta N_1}{\delta t} = & \frac{\delta (A_x D_L (\delta N_1 / \delta X))}{A_x \delta X} - \frac{\delta (A_x U N_1)}{A_x \delta X} + \frac{S_{N1}}{A_x dX} \\ & + (\alpha_1 \rho A - \beta_1 N_1 + \alpha_5 / A_s) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{亜硝酸性窒素 } (N_2) : \frac{\delta N_2}{\delta t} = & \frac{\delta (A_x D_L (\delta N_2 / \delta X))}{A_x \delta X} - \frac{\delta (A_x U N_2)}{A_x \delta X} + \frac{S_{N2}}{A_x dX} \\ & + (\beta_1 N_1 - \beta_2 N_2) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{硝酸性窒素 } (N_3) : \frac{\delta N_3}{\delta t} = & \frac{\delta (A_x D_L (\delta N_3 / \delta X))}{A_x \delta X} - \frac{\delta (A_x U N_3)}{A_x \delta X} + \frac{S_{N3}}{A_x dX} \\ & + (\beta_2 N_2 - \alpha_1 \mu A) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{溶存性リン } (P) : \frac{\delta L}{\delta t} = & \frac{\delta (A_x D_L (\delta L / \delta X))}{A_x \delta X} - \frac{\delta (A_x UC)}{\delta X} + \frac{S_L}{A_x dX} \\ & + (\alpha_2 (\rho - \mu) A - \frac{\sigma_s}{A_s}) \end{aligned}$$

ここで、M : 質量 (M)

x : 距離 (L)

t : 時間 (T)

U : 平均流速 (L/T)

S : 物質の流入流出量 (M/T)

C : 水質項目の濃度 (M/L<sub>3</sub>)

- $D_L$  : 縦拡散係数 ( $L^2/T$ )
- $A_x$  : 断面積 ( $L^2$ )
- $k_1$  : BOD脱酸素係数 (/day)
- $k_2$  : 再ばっ気係数 (/day)
- $k_3$  : BOD沈殿係数 (/day)
- $k_4$  : 堆積物BOD溶出率 ( $mg/day \cdot m^2$ )

### 3.3 反応係数および関係因子

モデルを動かすためには、現在の河川の地点別の水質、流量、各汚染源の負荷量を測定して算出するとともに区間別に反応係数を算定できなければならない。現在の韓国における状況では、水質モデルに関係する各種反応定数を測定することは不可能なことから、ここではモデル計算結果にいちばん影響を与える因子については実測し、その他の因子に関しては国内外の文献値を使用した。反応係数および水質調査地点の選定にあたっては、QUAL 2Eモデルでは横方向は完全混合と仮定した1次元モデルであるので、横方向に水質変化が激しい地点は除外した。

#### 1) 流量係数

QUAL 2Eモデルでは河川を水理学特性の似ている区間（大区間、Reach）に分けて、流量係数法によって流速および水深を算出するようになっている。流量係数法では水理モデルを実行するかもしれないか、もしくは実測データを利用して、地点別に流速と流量を算出し、同一区間内での流量と流速、流量と水深の関係を回帰分析によって求め、大区間別に回帰分析係数を入力して流速および水深を計算できるようにしている。流量係数法での流速と水深の関係を求める回帰分析式は以下の通りである。

$$U = a \cdot Q^b$$

$$d = \alpha \cdot Q^\beta$$

ここで、 $Q$  : 流量、 $U$  : 平均流速、 $d$  : 水深、 $a$ ,  $b$ ,  $\alpha$ ,  $\beta$  : 流量係数

慶安川流域の流量係数を算定するために慶安川下流（ソハキョウ橋）地点で、1992年5月から11月末まで晴天次1日1回、降雨時1日2-3回の頻度で流量および水深等を測定し、Rating Curveを作成した後で、図5-7に示すような流量と水深および流速の関係を表すグラフを作成した。グラフから、流量によって流速および水深との関係が異なることが明らかになったので、流量を表5-3に示す範囲で分け、それぞれの流量範囲での関係を改めてプロットし、傾斜と切片から流量係数 $a$ ,  $b$ ,  $\alpha$ ,  $\beta$ 値を算出した（表5-3）。

#### 2) 脱酸素係数 ( $k_1$ )

脱酸素係数は河川でのBOD自浄能と密接な関係がある因子で、概略的には河川試料を実験室でBOD測定法によって培養時間別に分析し、結果を代数微分法等によって算出する。生物学的酸化による酸素利用率と有機物質の分解の間に次式のような比例関係が成立するので、速度方程式は有機物質濃度の項で表示できる。

$$dL/dt = -k_1 \cdot L$$

ここで、 $L$ は時間 $t$ の時の有機物濃度 ( $mg/l$ ) で、 $dL/dt$ は好気性生物による有機物消耗率、 $t$ は培養時間 (日)、 $k_1$ は脱酸素係数 (/日) である。

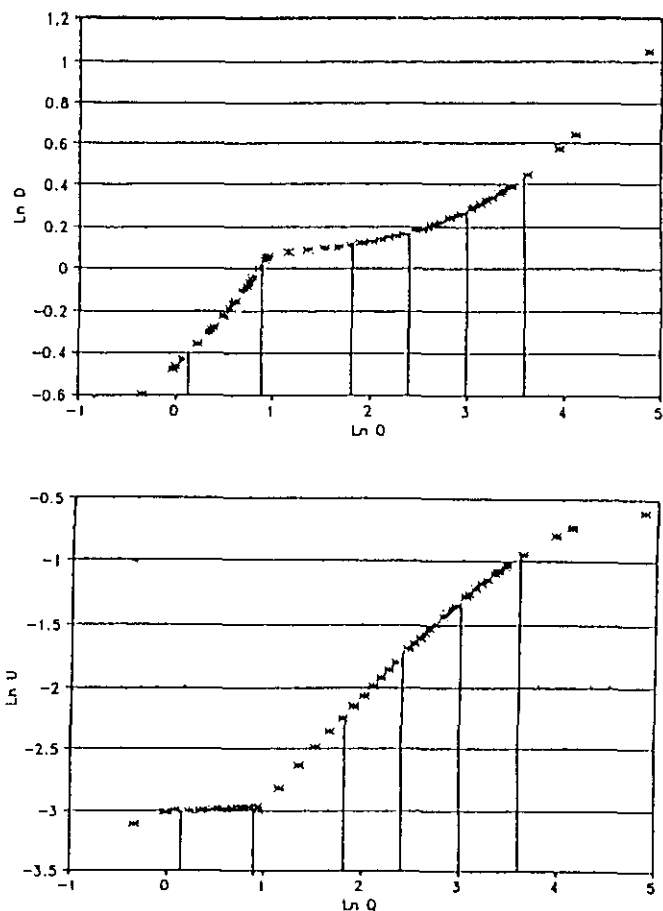


図 5-7 流量と水深および平均流速との関係

上式を積分して整理すると、

$$\text{Log } L = \text{Log } L_0 - k_1 \cdot t$$

上式で培養時間  $t$  と濃度  $L$  を半対数紙 (semi-log paper) 上に図示すると脱酸素係数 ( $k_1$ ) が算出できる。図5-8では直線の傾斜が脱酸素係数である。

### 3) その他の反応係数

QUAL 2Bモデルでは予測水質項目に関する反応係数を各Reach別に入力して実行するが、用いる反応係数の内相当数が韓国においては測定が不可能かもしれないため、上式に提示したBOD関連の反応係数以外の反応係数は表5-4に示した値を改変して使用した。

### 3.4 河川流入汚染負荷量算定

汚染物質負荷量算定は補正及び検定をした河川水質モデルで唯一の変数で、負荷量の変化は水質に直接的に影響を及ぼす。したがって、信頼性のある水質予測を行うためには合理的な汚染物質負荷量の推定が必要である。このためにはまず、各汚染源の排出原単位と河川の自浄係数の算定が先行しなければならないが、従来の自浄係数を算定するための基準と根拠が不明確で、算定

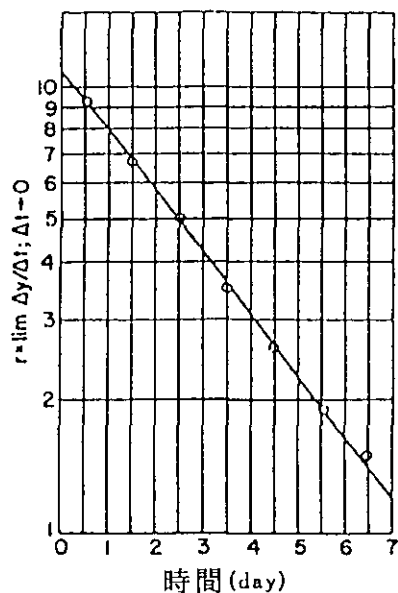


図 5-8 対数-微分法による脱酸素係数の算定



表 5-3 慶安川の流量変化による流量係数

流量 係数	1.12m <sup>3</sup> /sec 以下	1.12-2.52 m <sup>3</sup> /sec	2.52-6.29 m <sup>3</sup> /sec	6.29-11.09 m <sup>3</sup> /sec	11.09-19.83 m <sup>3</sup> /sec	19.83-37.07 m <sup>3</sup> /sec
a	0.049	0.049	0.022	0.024	0.030	0.046
b	0.292	0.047	0.868	0.823	0.734	0.593
$\alpha$	0.630	0.605	0.993	0.927	0.796	0.606
$\beta$	0.397	0.580	0.067	0.103	0.166	0.257

表 5-4 国内外の反応係数の資料現況

項目	定 義	単 位	QUAL 2E	国内値
$\alpha_3$	O <sub>2</sub> production per unit of algal growth	mg-O/mg A	1.40-1.8	*
$\alpha_4$	O <sub>2</sub> uptake par unit of algae respired	mg-O/mg A	1.60-2.3	*
$\alpha_5$	O <sub>2</sub> uptake par unit of NH <sub>3</sub> oxidation	mg-O/mg N	3.00-4.0	*
$\alpha_6$	O <sub>2</sub> uptake par unit of NO <sub>2</sub> oxidation	mg-O/mg N	1.00-1.14	*
$\rho_0$	Maximum algal growth rate	day <sup>-1</sup>	1.00-3.0	*
$\rho$	Algae respiration rate	day <sup>-1</sup>	0.05-0.5	*
$\sigma_1$	Algae setting rate	m/day	0.50-6.0	*
$\sigma_2$	Bethos source rate for dissolved phosphorous	mg-P/m <sup>3</sup> -day	Variable	*
$\sigma_3$	Bethos source rate for ammonia nitrogen	mg-O/m <sup>3</sup> -day	Variable	*
$k_2$	Reaeration coefficient		0.00-100	0.05-4.27
$k_4$	Benthic oxygen uptake	mg-O/m <sup>3</sup> -day	Variable	*
$k_6$	Coliform setting coefficient		0.05-4.0	0.10-4.0
$\beta_1$	Rate constant for the biological oxidation of NH <sub>3</sub> to NO <sub>2</sub>	day <sup>-1</sup>	0.10-1.00	0.10-1.0
$\beta_2$	Rate constant for the biological oxidation of NO <sub>2</sub> to NO <sub>3</sub>	day <sup>-1</sup>	0.20-2.00	0.20-2.0
$\beta_3$	Rate constant for the hydrolysis of organic-N to ammonia	day <sup>-1</sup>	0.02-0.40	*
$\beta_4$	Rate constant for the decay of organic-P to dissolved-P	day <sup>-1</sup>	0.01-0.70	*

された水系別流達負荷量は実際の値に比べて多くの場合かなりの誤差が生じていた。一般的に河川の自浄係数は、モデル対象河川を本流と呼ぶと、発生源から支流（小河川）までの自浄係数と支流から本流までの自浄係数に区分できる。そこで、本研究では前述したようにいろいろの形態の河川の自浄係数を実測して、汚染物質別に濃度と自浄係数の関係を求め、各支川の自浄係数をその関係から求めた。また、各発生源から支川までの自浄係数を、支川の汚染物質流達負荷量と自浄係数を利用して算出する電算プログラムをQuick Basicで作成し、各汚染源から河川本流に流

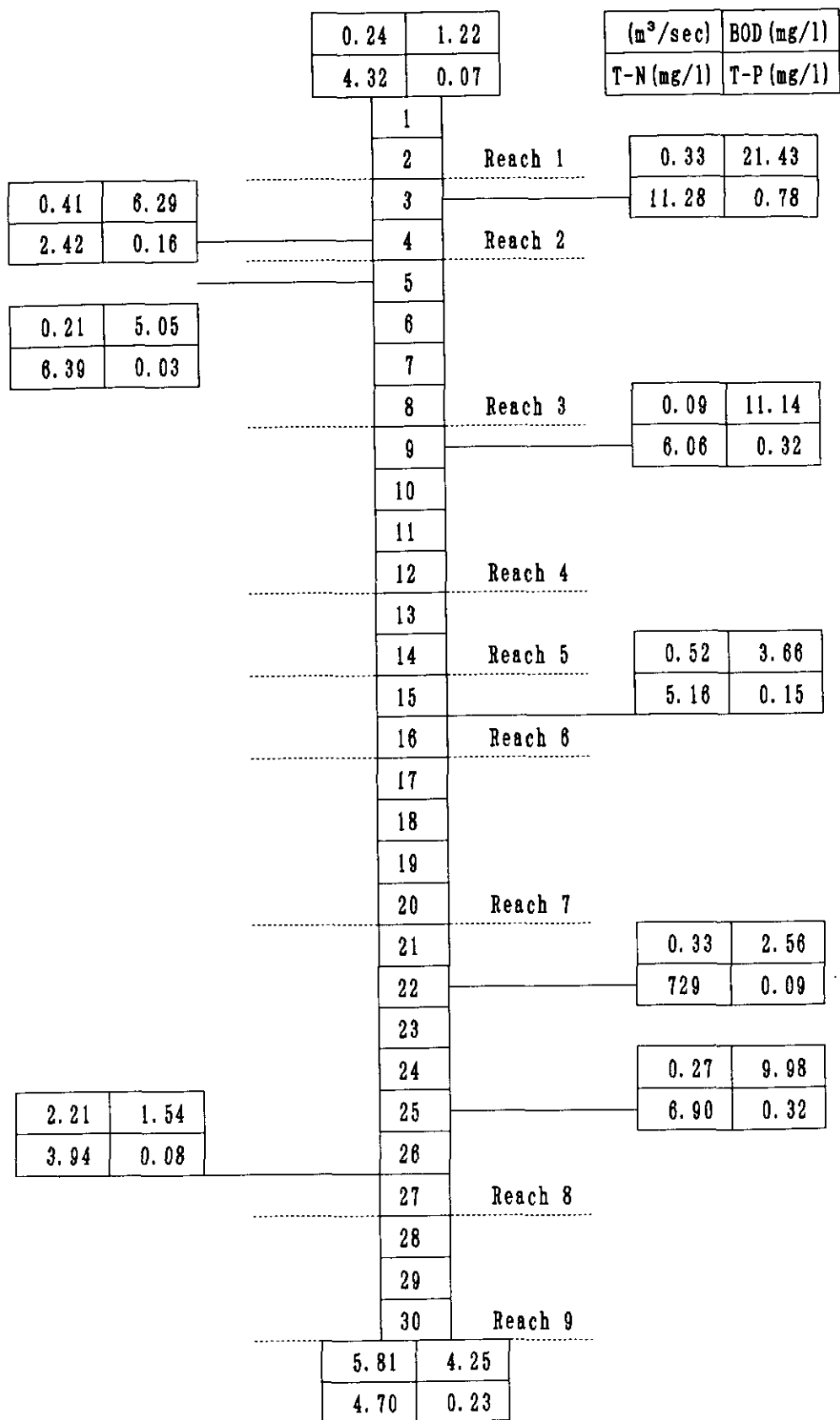


図 5-9 慶安川の水理学的模式図

表 5-5 各区間別流量係数

Reach \ 流量係数	a	b	$\alpha$	$\beta$
R-1	0.049	0.292	0.630	0.397
R-2	0.049	0.292	0.630	0.397
R-3	0.049	0.047	0.605	0.580
R-4	0.049	0.047	0.605	0.580
R-5	0.049	0.047	0.605	0.580
R-6	0.049	0.047	0.605	0.580
R-7	0.049	0.047	0.605	0.580
R-8	0.022	0.868	0.933	0.067
R-9	0.022	0.868	0.933	0.067

表 5-6 各リーチ別脱酸素係数、再ばっ気係数および沈殿係数

Reach \ 反応係数	脱酸素係数 ( $K_1$ )	再ばっ気係数 ( $K_2$ )	沈殿係数 ( $K_3$ )
R-1	0.03	3.65	0.01
R-2	0.17	2.47	0.09
R-3	0.12	1.61	0.08
R-4	0.10	1.49	0.07
R-5	0.12	1.43	0.04
R-6	0.09	1.31	0.07
R-7	0.12	1.07	0.06
R-8	0.15	0.99	0.03
R-9	0.05	1.17	0.01

入する汚染物質流達負荷量の推定に利用した。汚染物質流達負荷量は次式によって算出した。また、発生源から支川までの自浄係数は大きな支川がない本流の直接流入域についても利用した。

### 3.5 QUAL 2Eモデルの慶安川への適用

#### 1) 水理・水文模式図

図5-9は慶安川流域の水理・水文の模式図を4回の実測データから表したものである。慶安川下流の西露橋を基準として龍仁町の下流が流入する前まで、31kmの区間の堰、水質、流速等を考慮して9個の大区間 (Reach) に区分し、各小区間 (Element) の間隔を1kmとしてシステムを構成した。

表 5-7 慶安川流域の各小区間別の汚染物質流達負荷量

(単位 : kg/day)

小区間 ( km )	BOD	T - N	T - P
0 ~ 1	9.47	35.99	0.263
1 ~ 2	0.00	0.00	0.000
2 ~ 3	14.32	11.60	0.309
3 ~ 4	301.94	759.40	16.118
4 ~ 5	22.94	11.30	0.528
5 ~ 6	294.65	192.23	8.792
6 ~ 7	39.70	11.26	0.935
7 ~ 8	191.84	58.08	0.935
8 ~ 9	116.04	281.39	12.890
9 ~ 10	0.00	0.00	3.659
10 ~ 11	1.64	7.20	0.000
11 ~ 12	14.46	26.04	0.047
12 ~ 13	17.09	21.62	0.374
13 ~ 14	31.54	31.81	0.415
14 ~ 15	212.28	270.05	0.663
15 ~ 16	56.60	38.44	8.066
16 ~ 17	44.29	26.97	1.682
17 ~ 18	7.93	17.45	1.326
18 ~ 19	55.16	115.91	0.224
19 ~ 20	60.42	183.48	2.215
20 ~ 21	35.13	42.14	2.441
21 ~ 22	121.29	80.13	1.018
22 ~ 23	23.45	13.14	3.398
23 ~ 24	34.69	41.63	0.555
24 ~ 25	43.20	57.98	1.012
25 ~ 26	134.20	220.86	1.523
26 ~ 27	179.61	402.88	8.708
27 ~ 28	903.97	425.89	8.957
28 ~ 29	10.48	3.36	30.011
29 ~ 30	29.73	83.98	1.580
Total	3,007.9	3,452.0	118.0

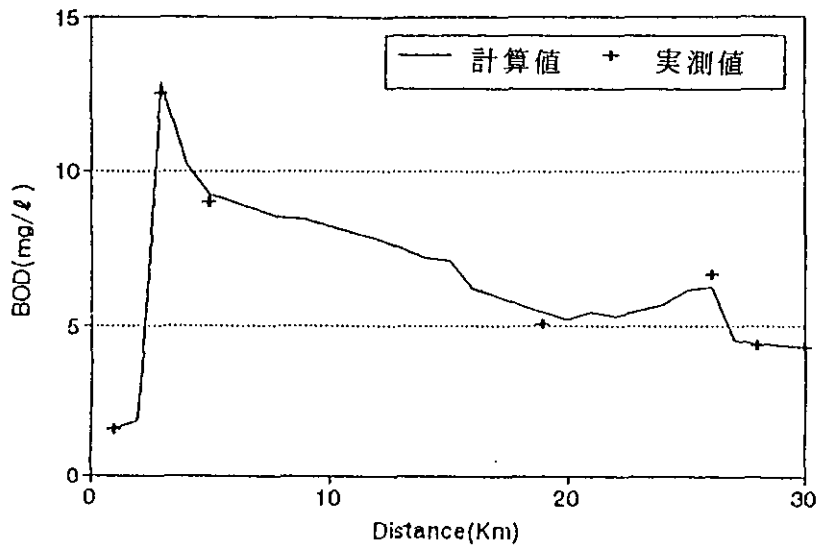


図 5-10 BODの実測値と計算値の比較

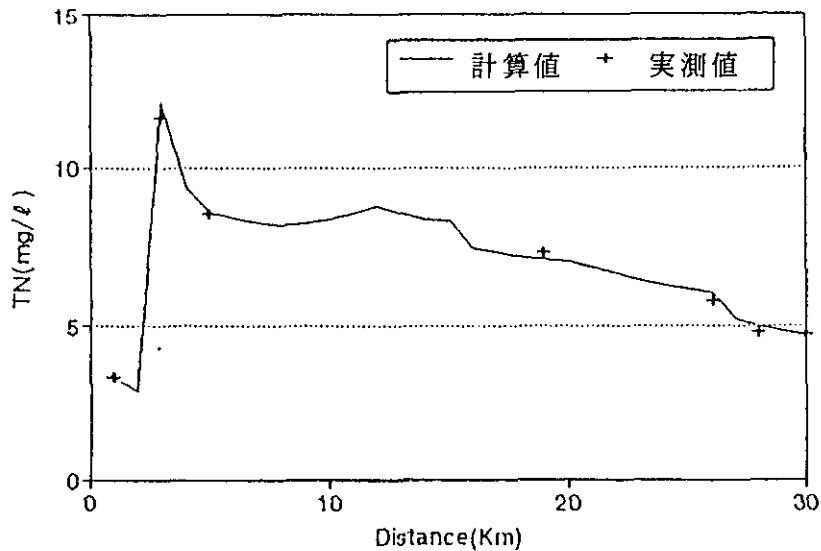


図 5-11 全窒素の実測値と計算値の比較

## 2) 流量係数

表5-5は図5-7から算出した慶安川の各Reach別の流量係数 $a$ ,  $b$ ,  $\alpha$ ,  $\beta$ 値を表したもので、QUAL 2Eモデル適用時に各区間 (Reach) の平均流速と水深に対する水理計算の係数として使用できる。今回のように長期間の水理測定による Rating Curve が作られた場合に算出が可能である。

## 3) 反応係数

表5-6は慶安川の各Reach別の脱酸素係数及び再曝気係数を表したものである。表5-6では脱酸素係数 ( $k_1$ ) は各Reach別に4回実測した平均値で、現場試料を実験室でDO測定法によって分析し、

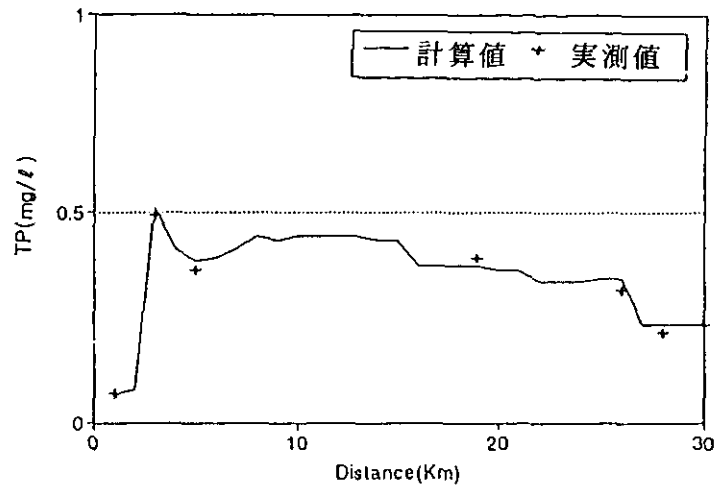


図 5-12 全リンの実測値と計算値の比較

その結果を図5-8のように代数微分法によって算出した。脱酸素係数は各区間によって 0.03~0.17/日の範囲にあり、西南海圏環境保全事業で使用した値とほぼ同じである。また、再曝気係数 ( $k_2$ ) は O'Connor and Dobbins 式を使って求めた。沈殿係数 ( $k_3$ ) は QUAL 2E モデルで標準値として提示されている値を使用した。堰が設置されている地点では調整して使用した。

#### 4) 本流流入汚染負荷量

本流流入汚染負荷量算定は水質予測時にいちばん影響が大きな因子で、河川の自浄係数によって左右できるため合理的な自浄係数の算定が先に行われていなければならない。本研究では、これまで自浄係数の算定時に不明確であった基準と根拠を図5-2~5-4のように河川の水質濃度の関数として標準化して使用した。さらに本研究で開発した電算プログラムを適用することによって発生源から支川までの自浄係数を算定し、表5-7に示した各区間 (Element) 別の BOD, T-N, T-P の流達負荷量を算出し、QUAL 2Eモデルに直接適用した。

表5-7では各小区間別汚染物質流達負荷量は支川を通して流入する量と支川を通らないで本流に直接流入する量を合わせたもので、QUAL 2Eモデル適用時に Point-load と Increment-load に分離して実行可能である。

#### 5) モデルの検定

モデルの検定は実測した水質と予測モデルの結果を最小化する過程で各種反応係数を含む不確実性のある媒介変数を一部調整することによって行った。QUAL 2Eモデルでは補正は試行錯誤法 (Trial and Error Method) でモデルを実行した後、結果を印刷もしくはファイルで実測値と比較分析し、入力データ中の水質に影響を与えている因子を一部修正して行う。図5-10~5-12はモデル検定後得られた計算値と実測値との関係を BOD, T-N, T-P 別に表したもので、現状水質を十分にシュミレートできたものと考えられる。このモデルを汚染物質削減による流入負荷量変化時の将来水質を予測するモデルとして使用できるものとする。

#### 4. 結論

発生源から排出された汚染物質が河川を流下しながら変化する過程は、河川の水質予測及び目標水質に対する汚染物削減量の算定等のために精密に検討される必要がある。本研究では汚染物質流達負荷量の算定時に絶対的の重要な要素である自浄係数の算定根拠及び基準を明確にし、水系別流達負荷量の推定時の精度の向上を図った。また、水質予測モデルを利用した汚染物質流出特性の解析手法を開発し、他の水系の水質予測モデル開発に活用できるようにした。

今後は自浄係数に対する変化因子を水質汚染度や河川の形態及び条件等によって細分化し、自浄能の定量的評価をより高める必要があると考える。また、水質予測モデルの反応係数の中で韓国において測定できていない項目について、特に窒素やリン等の栄養塩類の挙動に関する因子に関して係数を標準化し、最近問題になっている富栄養化問題に適用できるよう流入負荷量算定時の精度を高めなければならないと考える。

#### 参考文献

- 楠田哲也(1986):河川における浄化機能、水質環境保全に果たす付着微生物の浄化能力の再評価とその効率に関する総合研究、土木学会衛生工学委員会 付着微生物分科会報告書、95-115.
- 服部明彦(1988):湖沼汚染の診断と対策、閉鎖性水域特別プロジェクト、119-180.
- 海老瀬潜一(1988):流下過程の水質変化の物質収支法に関する評価、国立公害研究所研究報告、116, 100-101.
- 環境庁(1988):西南海岸環境保全総合計画事業
- 韓国建設技術研究院(1987):P C用河川水質管理モデルの開発(Ⅰ)
- 韓国建設技術研究院(1988):P C用水質予測モデルの改良及び応用、1988
- Linfield C. Brown :The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL 2E and QUAL 2E-UNCAS; Documentation and user Manual.

## 6 衛星データを利用した土地利用解析

### 1. はじめに

流域の水環境管理を行ううえで、流域内の土地利用状況を的確に把握することは、流域内の人間活動から発生する汚濁負荷推定の基礎データとなる（茨城県，1982）。しかしながら、土地利用図を作成することは、時間・資金のかかる作業であり、また最新の情報を得て更新することも容易ではない。例えば、国土地理院作成の土地利用図では、一旦作成された地域では、数年から10年といった間隔でしか、更新されていない。東京都のように財政規模の大きい自治体では、独自に土地利用関連調査を実施し、土地利用図を作成するとともに500mメッシュ単位でデータを整備しているが、一般にこの作業はたいへん手のかかるものである。

その点、土地利用状況の解析に衛星データを用いることは、早い時期から検討が開始され、まだ実用段階にはいたっていないが、緑の国勢調査などに応用が検討されており、その有用性が実証されつつある。本報告では、衛星データを用いて比較的広い流域の土地利用状況を推定する方法を示すとともに、その有効性について検討を加えた結果をまとめたものである。対象地域は漢江流域の支流、慶安川流域を含む地域を対象とした。

### 2. 衛星データの特徴

衛星データを活用した土地利用、より正確には土地利用被覆状況を把握するためには、地表面から反射される太陽光線の強弱を人工衛星に搭載されたセンサーで測定し、その反射強度のパターンから、地表面の被覆状態を判別しようとするものである（中根，1990）。本解析で用いた衛星データは、ランドサット衛星のセマティックマップパー（TM）センサーにより収録されたデータである。同じくランドサット衛星のもうひとつのセンサーであるマルチスペクトルスキャナー（MSS）の波長領域を比較したのが表6-1である。ランドサット衛星は、1972年に1号が打ち上げられて以来、現在まで5号が打ち上げられており、4・5号からのデータが利用可能である。ランドサットは1日に地球を15周し、16日で元の軌道にもどる。一回の走査幅は185mであり、分解能は、MSSで約80m×80m、TMで30m×30mである（RESTEC，1986）。ランドサット衛星のデータは、土地利用形態分類、植生の相観的区分、閉鎖性水域の水質・水温評価などに利用されている。また地球規模の環境保全が問題になるに従い、砂漠化、森林伐採などの詳細な地図や土地利用図がない広範な地域の解析手段として重要性が増大している。

### 3. 解析方法

#### 3.1 対象地域

衛星データの対象地域は、慶安川流域を対象とした。データ処理の便も考慮して、慶安川流域を含む東経127度～127度30分、北緯37度～37度30分にわたる領域を対象とした（図6-1参照）。解析には、ランドサットのTMデータで、1989年にとられたシーンのうち対象流域を含み雲による遮蔽が少ない画像がえられた日時のものを選定して入手した。1989年6月3日のフル



表6-1 ランドサットのセンサーのバンドの波長領域(μm)

バンド	MSS	TM	TM各波長の特徴
1		0.45~0.52	青・緑
2		0.52~0.80	緑
3		0.63~0.69	赤
4	0.5~0.8	0.78~0.90	近赤外域
5	0.6~0.7	1.55~1.75	中間赤外
6	0.7~0.8	10.4~12.5	遠赤外
7	0.8~1.1	2.08~2.35	中間赤外

TMカラー合成

- ①トゥーカラー (バンド1:青、バンド2:緑、バンド3:赤)
- ②フォールスカラー (バンド2:青、バンド3:緑、バンド4:赤)
- ③ナチュラルカラー (バンド2:青、バンド3:赤、バンド4:緑)

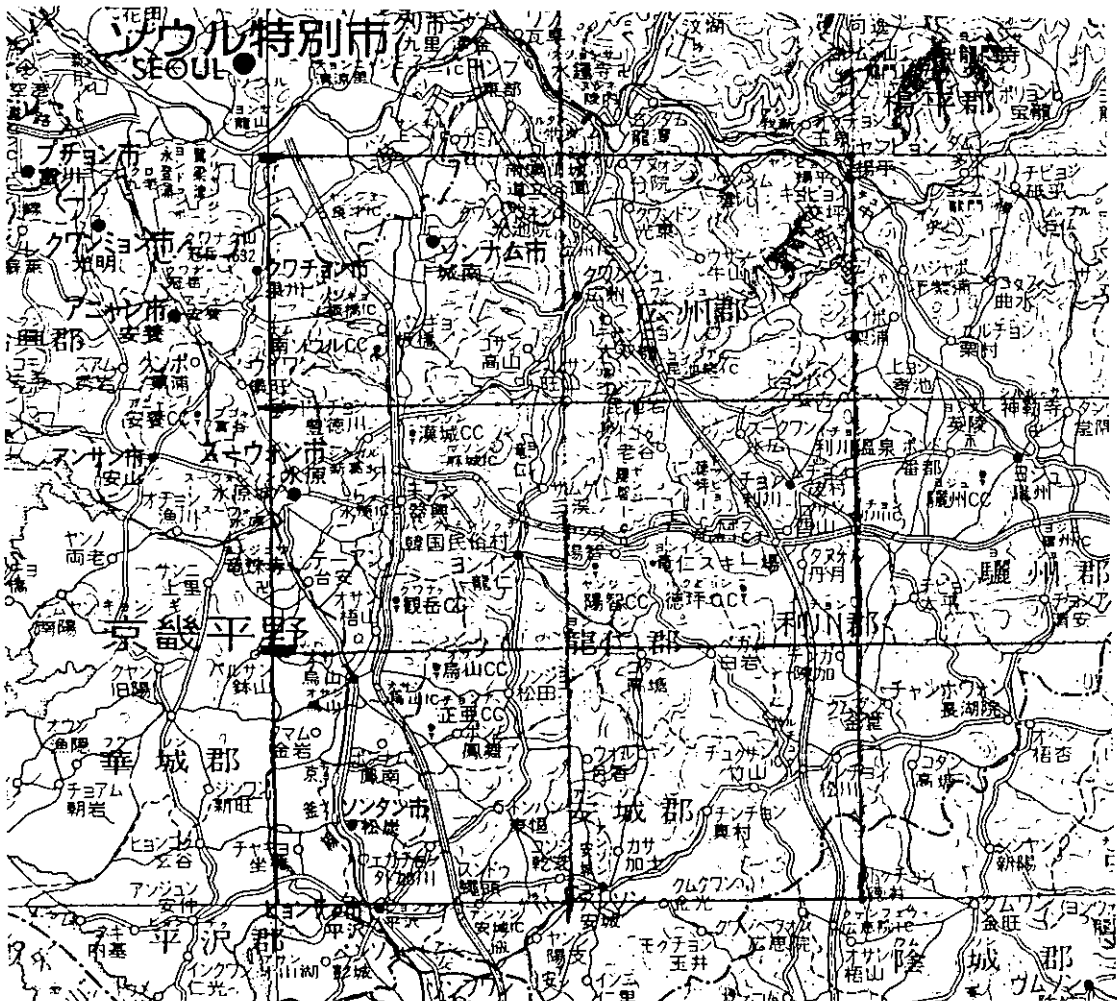


図 6-1 対象地域

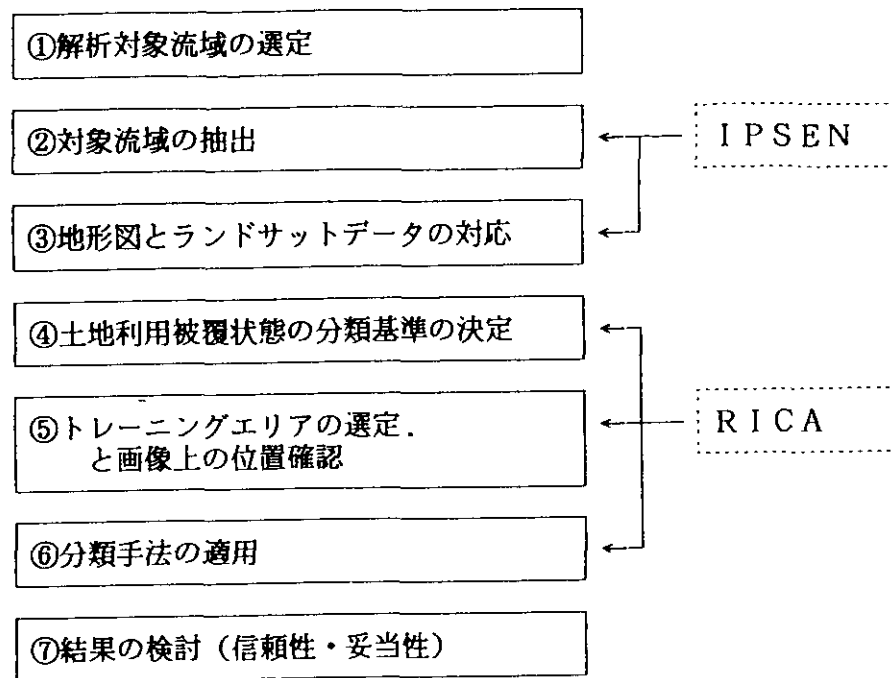


図 6-2 データ解析の手順

シーン（7020ピクセル×5965ライン）及び10月9日のサブシーン（4320ピクセル×2983ライン）である。いずれもバルク補正を行ったBIL形式のデータである。解析には慶安川の流域がよく撮れているサブシーンを中心に解析を進めた。なお、次に示す一連の解析作業を容易にするために各シーンのフォールスカラー写真も合わせて入手した（写真-1）。

### 3.2 解析手順

ランドサットデータを用いた土地利用被覆・形態分類を行う手順を図6-2に示した。次に各ステップの概要を示す。

#### 1) 解析対象流域の選定

－地図により、ランドサットデータでカバーしている範囲を確認

#### 2) 対象流域の抽出

－慶安川流域を含む緯度・経度の範囲を抽出

#### 3) 地形図とランドサットデータの対応

－主要なランドマークの確認（河川、貯水池、道路、橋など）

#### 4) 土地利用被覆状態の分類基準の決定

－土地利用被覆として、市街地（居住地、都市域）、森林、水域、農地に分類した。

また、本流域でよくみられるビニールハウスは、解析対象地域に比べ点的であるので全流域レベルの今回の解析では考慮しなかった。

#### 5) トレーニングエリアの選定と画像上の位置確認

－現地調査、地図からの情報からトレーニングエリアの選定

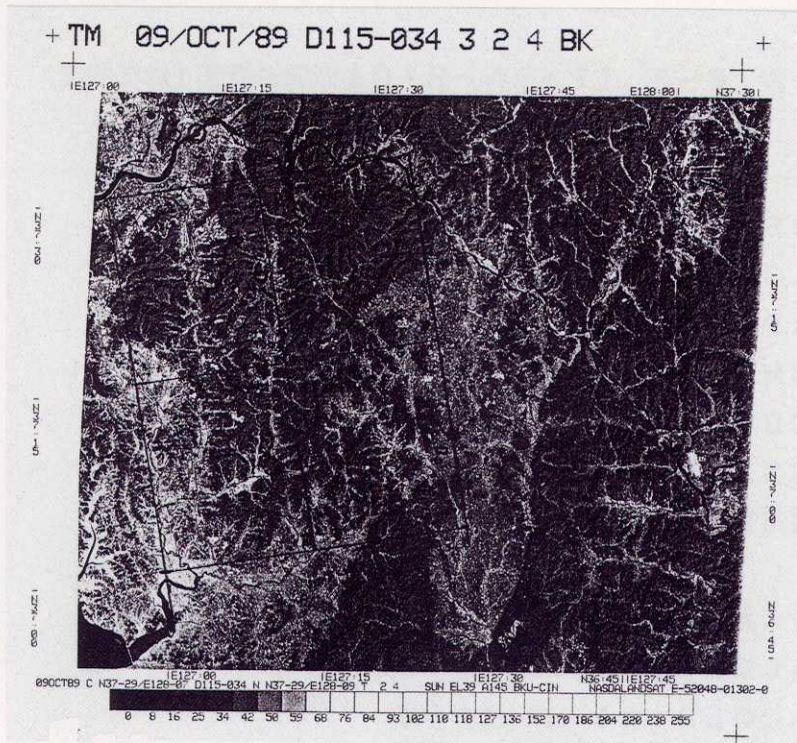


写真-1 TM画像 (サブシーン)

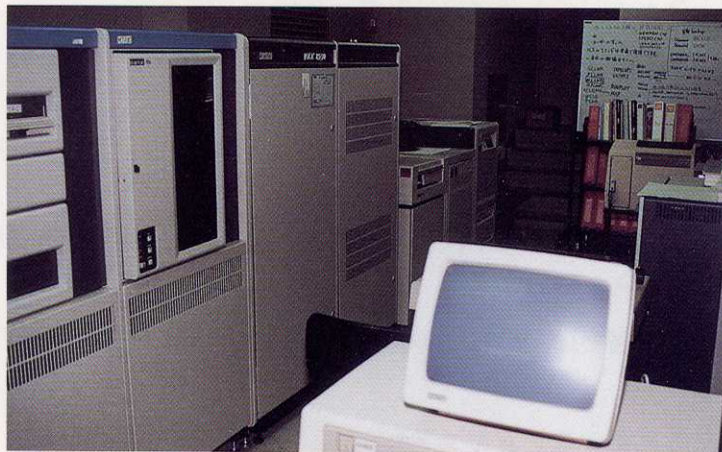


写真-2 用いた計算機システム (DEC社製VAX8550)



写真-3 用いた画像処理システム (I-5000)

表 6-2 IPSEN-RICAの機能概要(処理関連)

IPSEN (画像処理一般)
AGETF: ディスク画像→画像ファイル(コア)
APUTF: 画像ファイル→ディスク
BMAXI: 画像(コア)と画像(ディスク)のオーバーレイ
CDISP: 画像の表示
GSAMP: 任意領域の切り出しとアフィン変換
GMPOV: 画像と地図情報とのオーバーレイ
RICA (分類処理)
ARECT: トレーニングエリアの設定
ACOLR: カラーデータの作成
ETRAN: トレーニングエリアと色指定データの入力
ESTAT: バンド間の特性計算と表示
ECLAS: 分類実行(最尤法最適線型判別関数)

#### 6) 試験的分類

—土地利用被覆分類を幾つかの手法により算定(今回は最適線型判別関数法を用いた)

#### 7) 結果の信頼性・妥当性の検討

—現地調査結果や地図との対応による得られた画像の信頼性・妥当性の検討

### 3.3 解析に用いた計算機システムとソフト

解析には、国立環境研究所所有のミニコン(DEC社製VAX8550)及びカラー画像表示装置(グラフィカ社製I-5000)と大容量のTMデータを蓄積する光ディスク装置(書換え可能型)を用いた(写真-2及び3)。また一連の画像処理については、当研究所が開発した汎用画像処理システム(IPSEN)及び土地分類解析システム(RICA)を用いた。両システムの機能について簡単に表6-2に示した。両システムは有機的に連動しており、一連の画像処理を実施した後に、それらの結果を用いて分類手法を適用できるようになっている。

### 3.4 解析手順

#### 1) 解析対象流域の選定

ランドサットTMデータは南北の軸がややずれているので、処理を容易にするために、方向の補正、範囲の抽出を行う。オリジナルデータは、横4320×縦2983なので、画像表示装置に収まるようデータ抽出を行った。このさい対象地域をカバーするために横・縦3ピクセル毎に間引いて

データのサンプリングを行った。得られた画像は1024×904である。

## 2) 対象流域の抽出

慶安川流域を含む緯度・経度の範囲を抽出するために、アフィン変換を用いた。アフィン変換は次式で地図上の評点と画面上に表示されたTM画像データとの対応をとり、最小二乗法により最も確からしい区域をとりだす。得られた地域の範囲を示したのが図6-3 (左) である。

## 3) 土地利用被覆状態の分類基準の決定

土地利用被覆として、市街地(居住地, 都市域)、森林、水域、農地の4カテゴリに分類した。取り出した地域全域では、ビニールハウスのように全対象地域に比較して相対的に小規模な土地利用形態は画面上での判定が困難なことが判明したので、ビニールハウスの分布のような規模の小さな土地利用については、少し範囲を限定して解析することが考えられる。ちなみに取り出した慶安川流域を含む範囲は、東西約44km, 南北約56kmの範囲である。

## 4) トレーニングエリアの選定と画像上の位置確認

現地における土地利用状況は各カテゴリごとに緯度・経度で示されているので、その情報を参考に地図で位置を確認したのち、画面上で同一の土地利用被覆状況と考えられる範囲(5~10ドット程度)を選定してトレーニングエリアとした。トレーニングエリアを対象地域の画像と併せて示したのが図6-3である。

## 5) 試験的分類

土地利用被覆分類の手法として、システムでは最尤法と最適線型判別関数法をもっているが、ここでは最適線型判別関数法により土地利用被覆分類を行った(飯倉・安岡, 1988)。本方法による分類手順の概要を示すと以下の通りである。

- A. トレーニング領域の設定 (ARECT) に続き、色指定データを入力する (ACOLR)。
- B. トレーニングデータと色設定データの入力 (ETRN)。
- C. 各チャンネル間の特性を計算し、表示する。分類上はなるべく統計的に独立性のチャンネルを用いることが分類能を高めるうえで有効である。図6-4各チャンネル間の特性を調べるためにいくつか表示したものである。
- D. 得られた分類基準にもとづいて各ピクセルの分類を行い、所定の色で表示する。結果は分類番号によって出力して後の処理に利用できるようにする。得られた結果を図6-5に示した。

## 6) 結果の信頼性の検討

現地調査結果や地図との対応による得られた画像の信頼性をチェックする。

## 4. 結果の検討

得られた結果をもとに、一部流域の分類結果を慶安川が漢江に合流する地域について示すと図6-6のようである。ここで、カテゴリ1: 都市域, 2: 森林, 3: 水面, 4: 農地である。カテゴリ0は最良線型判別関数で判別がつかなかったピクセルである。都市域, 水域については比較的よく判別できていると思われるが、農地, 林地については、現地情報, 地図との比較により分類精度を検討する必要がある。判別不可なピクセルは数が少ないが、より判別精度をあげるためには、トレーニングエリアの数を増やすために、現地の情報や地図情報を活用する必要がある。

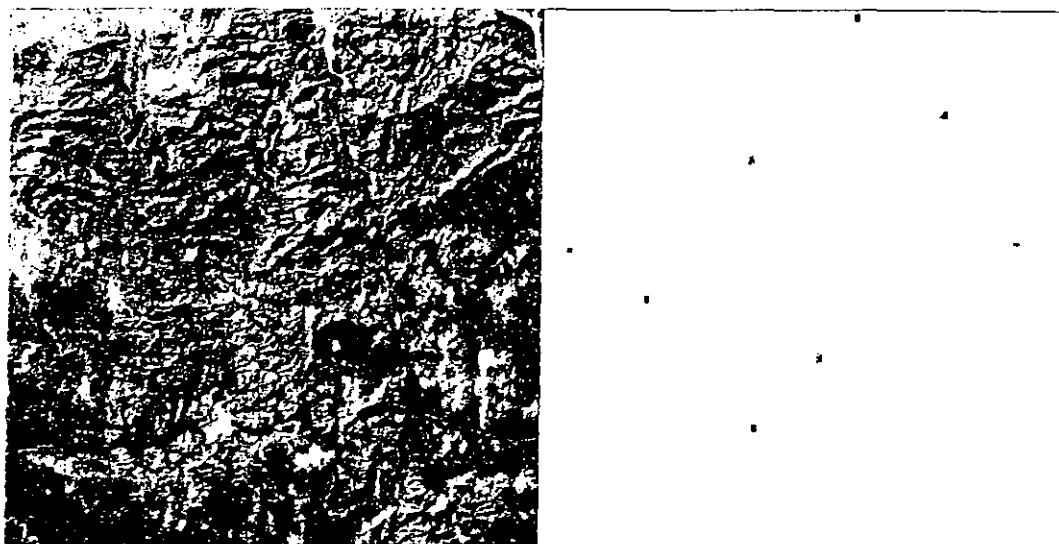


図 6-3 対象地域の画像 (左) とトレーニングエリア (右)

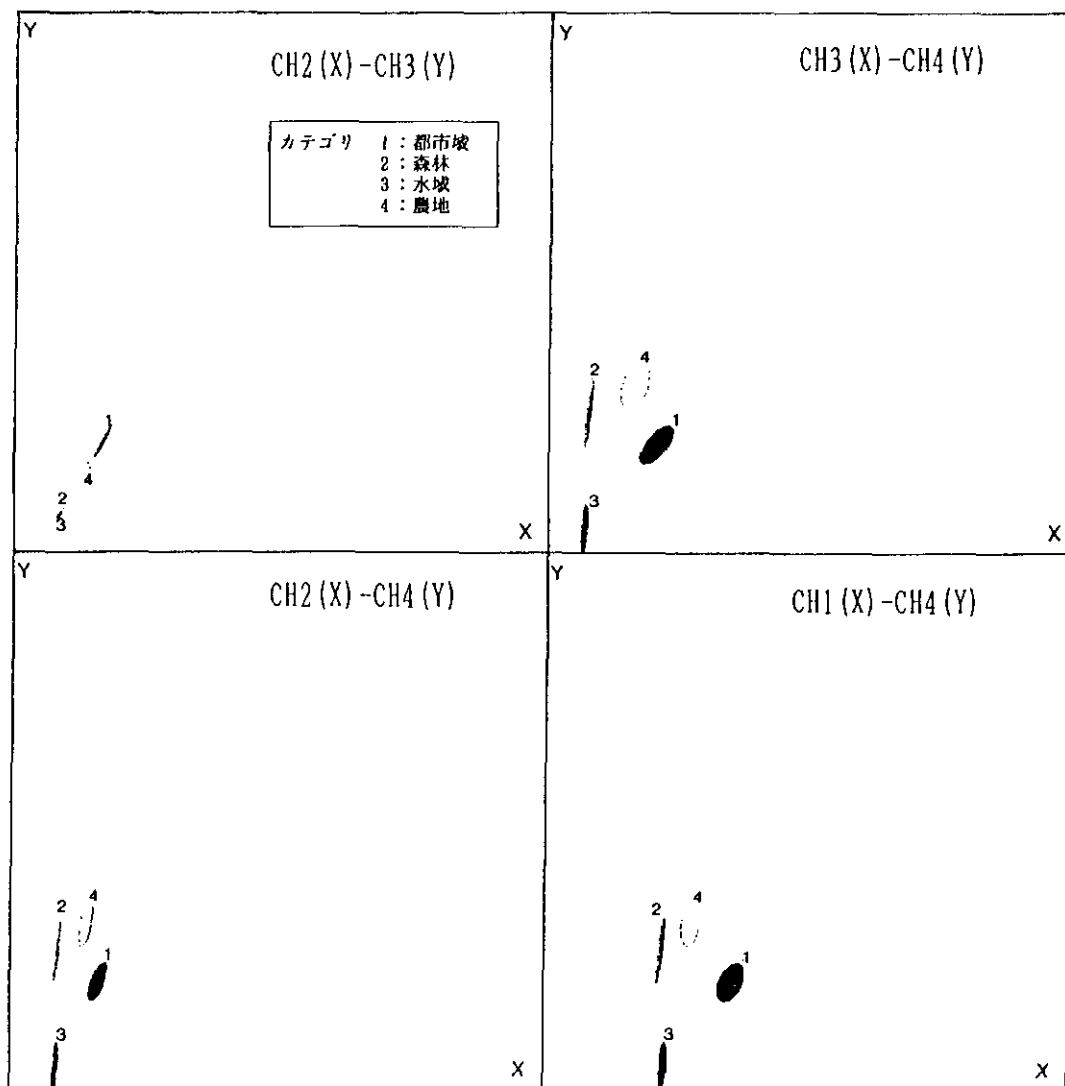


図 6-4 バンド間の特性

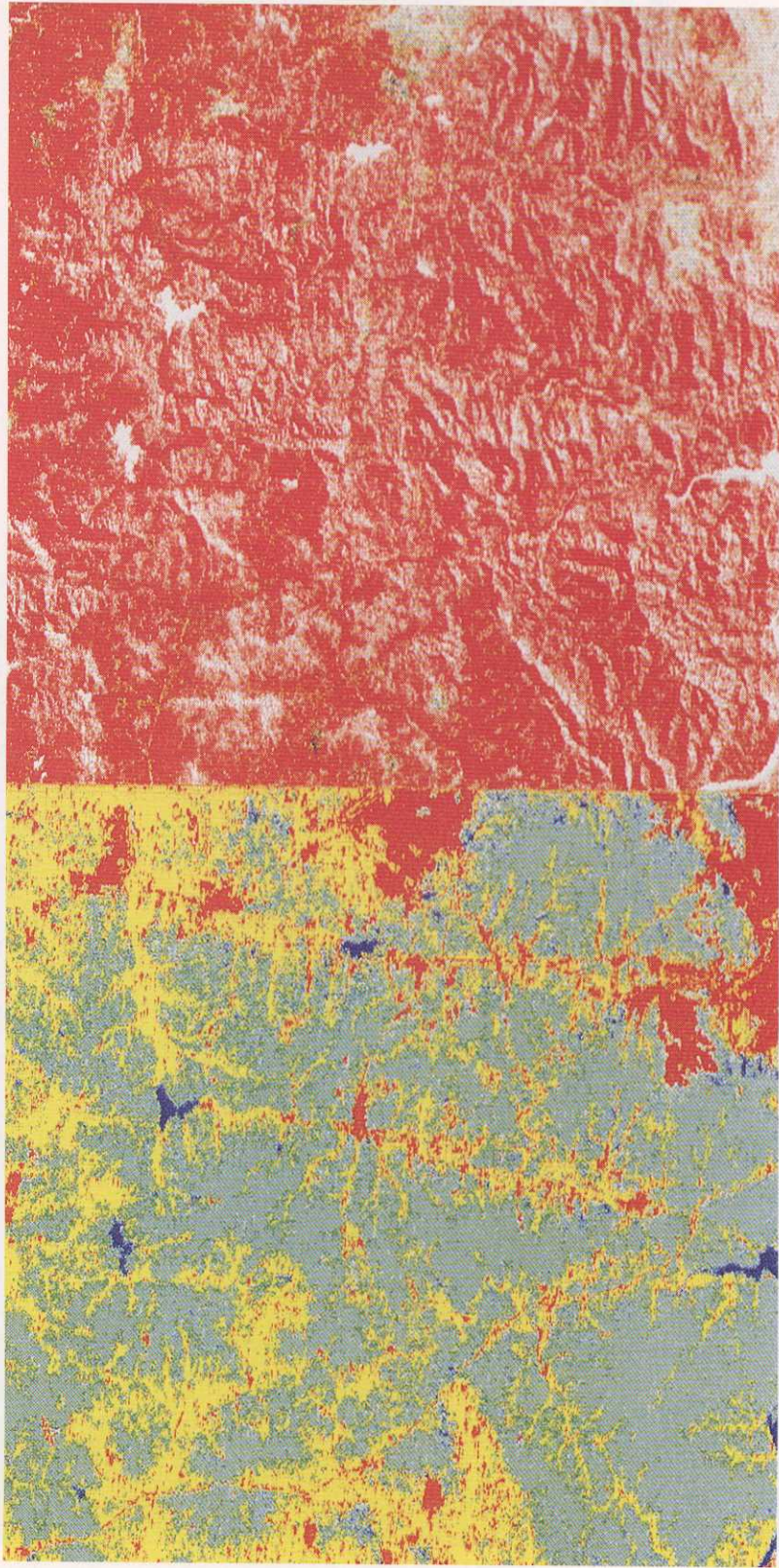


图 6-5 土地利用分类结果(下)

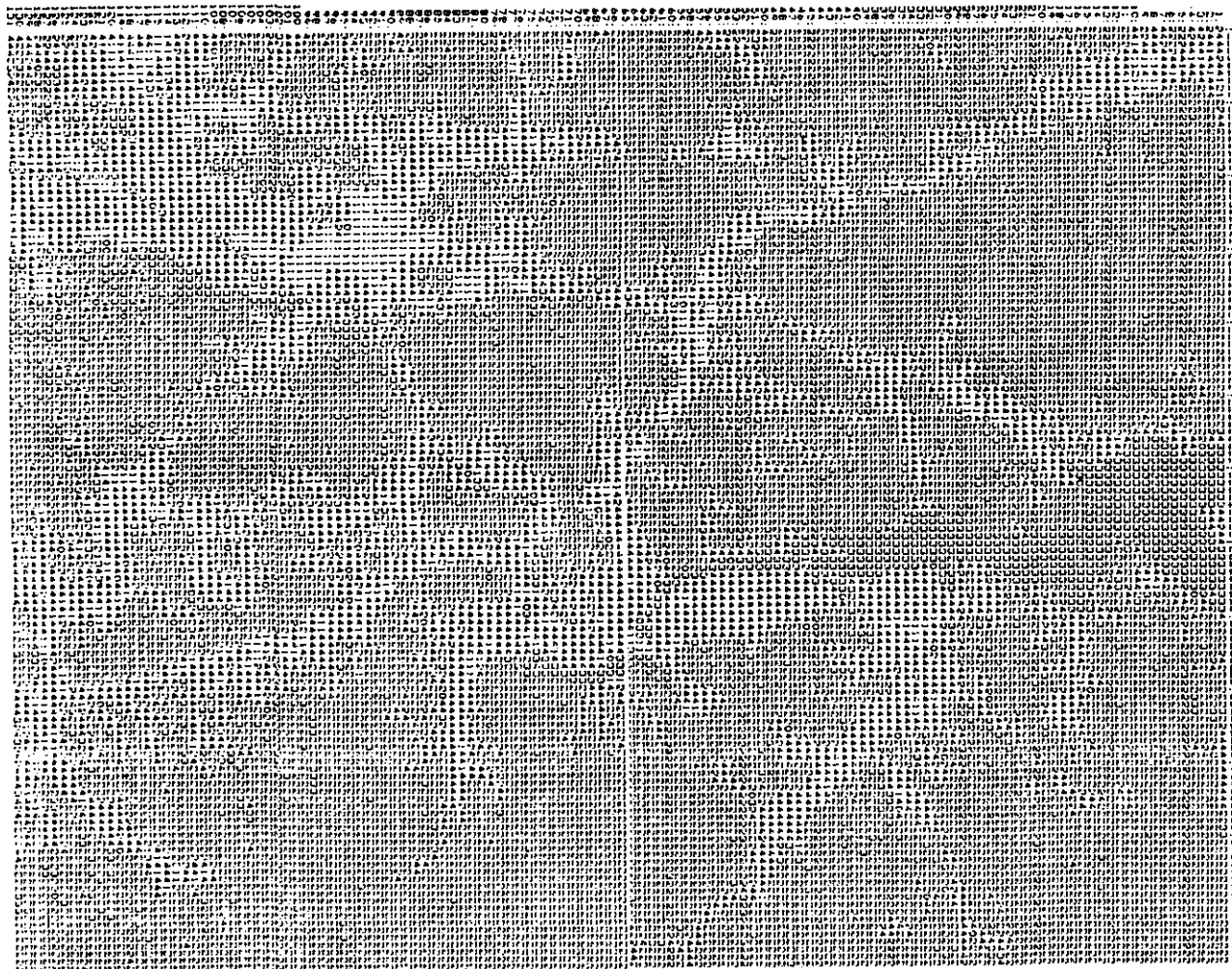
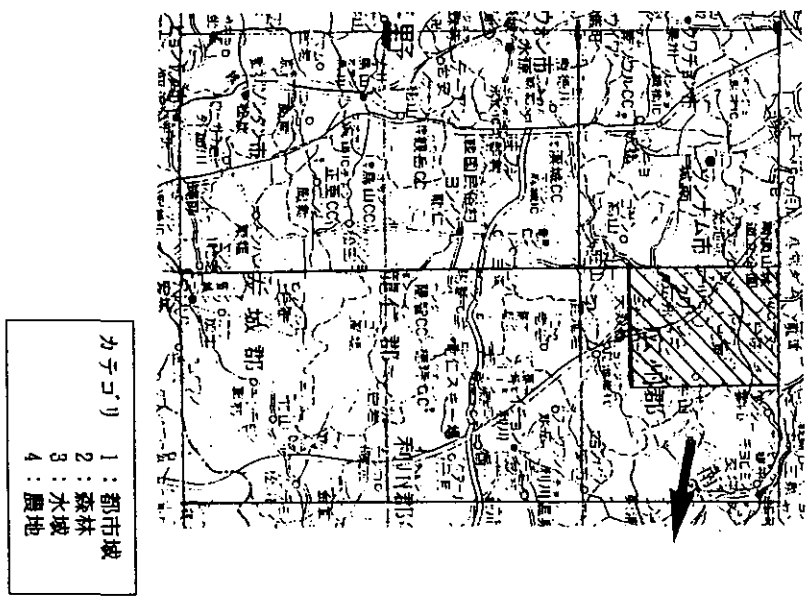


図 6-6 一部地域の土地利用分類結果 (数字)



## 5. おわりに

衛星データを用いて、慶安川流域の土地利用被覆状況の判定を行ってみた。今回は全流域を含む範囲を対象にしたこと、また土地利用分類の可能性を検討するために、分類数を4つに限定して実施した。画像処理システムの分類プログラムの制約で処理の対象とする画像の大きさが512×512に限定されるため、ビニールハウスのような土地利用としては特徴的だが、全流域面積に比べると点的な土地利用については充分画像上で判別できないことが解析途中で分かった。ビニールハウスを含めたもう少し詳細な土地利用被覆分類を行うには、TMデータの各ピクセル(30m×30m)を間引くことなく利用するため、より小流域を対象にする必要がある。例えば、15km四方程度であれば、現地調査結果をもとに詳細な土地利用被覆が決定できる可能性がある。

## 参考文献

1. 福島武彦他 (1990) 流域管理とその支援システム (第1報), 環境システム研究, Vol. 18, pp. 129-135.
2. 茨城県 (1982) 汚濁負荷削減計画策定調査.
3. 飯倉善和・安岡善文 (1988) 最良線型判別関数を用いた多重分光画像の効率的な自動判別, 計測自動制御学会論文集, 24(3), 8-15.
4. 中根周歩 (1990) ランドサットデータの植生・土地利用変化解析への応用, 第3回環境容量シンポジウム報告, 国立環境研究所, F-23-'90/NIES, pp. 15-24.
5. RESTEC (1986) 地球観測データ利用ハンドブック.

## 7 八堂ダム湖の水質予測モデル

### 1. はじめに

湖沼の水質浄化対策の実施に当たっては、どのような施策を適用するかの意志決定がなされる。その際に、各浄化対策によって、湖沼の水質が将来どれだけ浄化するのかを予測することは、意志決定の根拠として重要な情報である。日本では、湖沼水質保全計画など行政施策の策定において、将来水質予測の実施が一般的な手段となっている。

水質予測は、予測の目的によって重点とする情報が異なり、したがって時間および空間のスケールや精度、信頼度をはじめとするモデルの構造は、当然異なってくる。ここで水質予測の目的とすることは、上記のように適用する水質浄化対策を決める意志決定の根拠を得ることである。すなわち、これまで述べられてきた八堂ダム湖の流域環境システムと結合させ、流域の水質浄化対策の効果を評価することを目的としたモデルを作成する。

率直に言って、八堂ダム湖の水質予測モデルを作成するに十分なデータが、今日までに集積したとはいいがたい。また、本来ならば現場の状況を熟知した人間がモデルを作成することが好ましい。そうした意味で、ここで述べるモデル作成に当たり、著者は当初から大きな困難を有していた。しかし、今後こうした手法が韓国においても一般化してゆくことを想定して、あえて不完全な状況下ではあるが、八堂ダム湖の水質予測モデルに取り組んだことを述べておきたい。

### 2. モデル作成の経緯と基本的な考え方

韓国の湖沼の水質予測モデルは、本プロジェクト研究以前には、ほとんどみられないといわれている。国立環境研究院による八堂上水源保護総合対策に関する研究の1次年度報告書（以下単に1次年度報告書と記載）では、ソウル大学の李らにより、Vollenweider型のリン負荷モデルを八堂ダム湖に適用した計算結果が示されている。

著者は、1989年3月に国立環境研究院において、八堂ダム湖を水平4ボックスに分割し、それぞれの全リンおよびCOD濃度の年間平均値を求めるモデルを、BASICで記述してトランスファーした。これは短期間での作業ということもあり、年間での物質収支を考えた簡単な物質循環モデルではあったが、モデルの解法をプログラムとして示し、実際の計算手順までを示したことは、どのように現実に水質予測モデルを適用するのかを理解するに役立ったと思う。

八堂上水源保護総合対策に関する研究の2次年度報告書（以下単に2次年度報告書と記載）では、国立環境研究院の孔らにより、2つの八堂ダム湖の水質予測モデルが示されている。ひとつは水平4ボックスの全リン濃度の季節変動を求める物質循環モデルで、Palphosと呼ばれている。いまひとつは洪の大清湖のモデルをもとにしたクロロフィルaと無機態の窒素、リンを指標としたもので、Lake Qualモデルとよばれている。孔のPalphosは、著者の1989年3月のモデルをもとに発展させたもので、技術トランスファーの目的が達せられたものと考えている。

このようなこれまで八堂ダム湖の水質予測モデルが作られて来た経緯をとくに尊重して、モデルの作成に当たった。ここで示すモデルがこれまでの経緯の延長として、今後、より精度が向上し現場に適合したモデルに発展されてゆくことを期待するからである。以下にモデル作成の基本

的な考え方を示す。

1) 生物系モデルの適用に必要なデータが揃っていないこと、予測の目的は浄化対策の効果の評価であることなどから、物質循環モデルを用いる。水質指標は、一次生産がリン制限であることから COD及びリンを主たる対象とするが、窒素についても浄化対策の評価が必要とされるので全窒素を対象に加える。

2) 北漢江、南漢江、慶安川の各流入部及びそれらの合流した本流の部分の水質には、それぞれ間に差異がみられること、一方水深方向の水質変動は小さいことから、水平4ボックスの分割とし、水深方向の分割は行わないこととする。

3) 降雨等の影響により水質の季節変動が大きな水域であることから、季節変動が示されるようなモデルとする。具体的には月別平均値を求めるものとする。

4) 入力関数と各パラメータは、八堂ダム湖での調査結果を最大限用いる。とくに孔らが採用したデータは、なるべくそのまま使用する。データが不足する項目や訂正が必要とされるものは、やむを得ない場合に限って文献値等で補う。

5) 計算プログラムの記述にはポピュラーな言語を用い、またその内容が理解されやすいコメントを多く記載する。具体的には、流域環境システムに合致させて、BASIC (QuickBASIC) を用いる。

### 3. モデルの構造と計算フロー

#### 1) 基本概念

モデルの基本概念を図7-1に示した。予測の対象とする指標は、COD、OP (有機態リン)、IP (無機態リン)、TN (全窒素) であり、ここで考慮している物質の流れは以下のとおりである。

まず、全項目で共通なものは隣接するボックスとの移流と交換である。次に沈降と溶出の過程で、前者についてはCOD、OP、TN、後者についてはCOD、IP、TNにおいて考慮するものとする。生物過程は生産と分解の過程について考える。生産過程では CODの増加とIPからOPへの変換が、分解過程では CODの減少とOPからTPへの変換がある。窒素はTNとしては生物過程で増減をしないものと仮定する。

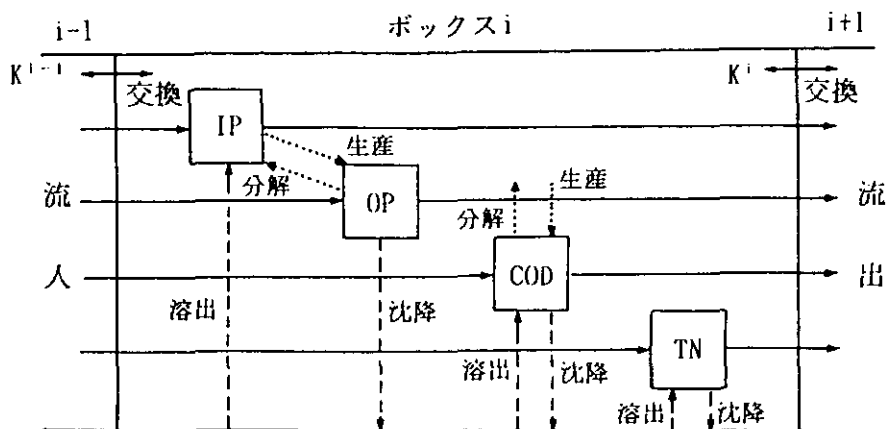


図 7-1 モデルの基本概念

## 2) 基本式

モデルの基本式は、各水質指標について以下のとおりである。

$$V^i (dC_{ip}^i/dt) = L_{ip}^i - Q^i C_{ip}^i + K^{i-1} (C_{ip}^{i-1} - C_{ip}^i) - K^i (C_{ip}^i - C_{ip}^{i+1}) + BP^i A^i - (PR^i - RESp^i) V^i C_{op}^i \quad (1)$$

$$V^i (dC_{op}^i/dt) = L_{op}^i - Q^i C_{op}^i + K^{i-1} (C_{op}^{i-1} - C_{op}^i) - K^i (C_{op}^i - C_{op}^{i+1}) - SP^i A^i C_{op}^i + (PR^i - RESp^i) V^i C_{op}^i \quad (2)$$

$$V^i (dC_c^i/dt) = L_c^i - Q^i C_c^i + K^{i-1} (C_c^{i-1} - C_c^i) - K^i (C_c^i - C_c^{i+1}) + BC^i A^i - SC^i A^i C_c^i + \alpha PR^i V^i C_{op}^i - RESc^i V^i C_c^i \quad (3)$$

$$V^i (dC_n^i/dt) = L_n^i - Q^i C_n^i + K^{i-1} (C_n^{i-1} - C_n^i) - K^i (C_n^i - C_n^{i+1}) + BN^i A^i - SN^i A^i C_n^i \quad (4)$$

ただし、上つきの  $i$  はボックスを、下つきの  $ip$ 、 $op$ 、 $c$ 、 $n$  はそれぞれ IP、OP、COD、TN を表し、その他の記号の意味と単位は次のとおりとする。

C	濃度	g/m <sup>3</sup>
L	流入負荷量	g/日
Q	流出水量	m <sup>3</sup> /日
K <sup>i</sup>	ボックス $i$ と $i+1$ との交換水量	m <sup>3</sup> /日
V <sup>i</sup>	ボックス $i$ の容積	m <sup>3</sup>
A <sup>i</sup>	ボックス $i$ の面積	m <sup>2</sup>
BP	IP の溶出速度	g/m <sup>2</sup> ・日
BC	COD の溶出速度	//
BN	TN の溶出速度	//
SP	OP の沈降速度	m/日
SC	COD の沈降速度	//
SN	TN の沈降速度	//
PR	比生産速度	1/日
$\alpha$	COD/P の換算率	-
RES	分解速度	1/日

## 3) ボックス分割

八堂ダム湖を北漢江 ( $i=1$ )、南漢江 ( $i=2$ )、慶安川 ( $i=3$ )、本流 ( $i=4$ ) の 4 ボックスに分割した。それぞれのボックスの水質を代表させる地点は、1 次年度報告書の調査地点の L1、L2、L3、L7 とした。移流と交換については、図 7-2 のようにまとめられる。このボックスに対応して式 (1) ~ (4) を書き換え、さらに両辺を  $V^i$  で除すと、各ボックスについて式 (5) ~ (12) のようになる。ただし  $i=1, 2, 3$ 、 $\Sigma$  は  $i=1 \sim 3$  の和を示す。

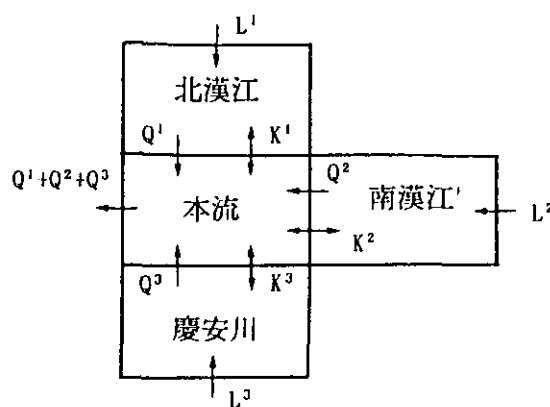


図 7-2 ボックス間の移流と交換

$$dCip^1/dt = (Lip^1 + BP^1 A^1) / V^1 - \{(Q^1 + K^1) / V^1\} Cip^1 + (K^1 / V^1) Cip^4 - (PR^1 - RESp^1) Cop^1 \quad (5)$$

$$dCip^4/dp = BP^4 A^4 / V^4 + \sum \{(Q^1 + K^1) / V^4\} Cip^1 - \{\sum (Q^1 + K^1) / V^4\} Cip^4 - (PR^4 - RESp^4) Cop^4 \quad (6)$$

$$dCop^1/dt = Lop^1 / V^1 - \{(Q^1 + K^1 + SP^1 A^1) / V^1 - (PR^1 - RESp^1)\} Cop^1 + (K^1 / V^1) Cop^4 \quad (7)$$

$$dCop^4/dt = \sum \{(Q^1 + K^1) / V^4\} Cop^1 - [\{\sum (Q^1 + K^1) + SP^4 A^4\} / V^4 - (PR^4 - RESp^4)] Cop^4 \quad (8)$$

$$dCc^1/dt = (Lc^1 + BC^1 A^1) / V^1 + \alpha PR^1 Cop^1 - \{(Q^1 + K^1 + SC^1 A^1) / V^1 + RESe^1\} Cc^1 + (K^1 / V^1) Cc^4 \quad (9)$$

$$dCc^4/dt = BC^4 A^4 / V^4 + \alpha PR^4 Cop^4 + \sum \{(Q^1 + K^1) / V^4\} Cc^1 - [\{\sum (Q^1 + K^1) + SC^4 A^4\} / V^4 + RESe^4] Cc^4 \quad (10)$$

$$dCn^1/dt = (Ln^1 + BN^1 A^1) / V^1 - \{(Q^1 + K^1 + SN^1 A^1) / V^1\} Cn^1 + (K^1 / V^1) Cn^4 \quad (11)$$

$$dCn^4/dt = BN^4 A^4 / V^4 + \sum \{(Q^1 + K^1) / V^4\} Cn^1 - [\{\sum (Q^1 + K^1) + SN^4 A^4\} / V^4] Cn^4 \quad (12)$$

ここで、IPについてはj=1~4、OPについてはj=5~8、CODについてはj=9~12、TNについてはj=13~16として順にならべると、式(5)~(12)は式(13)のような行列の式でまとめられる。

$$d[C_j]/dt = [GG_j] + [FF_{j,k}] \cdot [C_k] \quad (13)$$

$$(j=1\sim 16, K=1\sim 16)$$

#### 4) 細部の計算方法

まず水理的な関係式については、孔らの用いた手法をそのまま踏襲することとした。すなわち、流量 $Q^1$ と雨量 $R$ 、蒸散量 $E$ から $V^1$ 、 $A^1$ 及び水位 $H$ を求め、さらにボックスの断面積 $CA^1$ と拡散係数 $DL^1$ を計算してから、交換水量 $K^1$ を求めた。

一次生産の速度 $PR^1$ については、式(14)の形で照度依存、温度依存、栄養塩(ここではIPのみを考慮)濃度依存の項に分け、照度依存と温度依存については式(15)及び(16)の形とした。

$$Pr^i = \beta \cdot PrF \cdot PrG \cdot Cip^i / (kp + Cip^i) \quad (14)$$

$$PrF = (Light / LightOpt) e^{(1 - Light / LightOpt)} \quad (15)$$

$$PrG = (Temp / TempOpt) e^{(1 - Temp / TempOpt)} \quad (16)$$

ただし、 $\beta$ :最大比増殖速度(1/日)、 $kp$ :半飽和定数(g/m<sup>3</sup>)、 $Light$ :水中平均照度(cal/cm<sup>2</sup>·hr)、 $LightOpt$ :最適照度(cal/cm<sup>2</sup>·hr)、 $Temp$ :水温(°C)、 $TempOpt$ :最適水温(°C)。

分解速度については、式(17)の形で水温に依存するとした。

$$RES = RES_0 \cdot RESk^{(Temp - 20)} \quad (17)$$

ただし、 $RES_0$ 及び $RESk$ は、いずれも定数。

### 5) 計算フロー

計算のフローを図7-3に示した。入力関数と各種パラメータを逐次入力させた上で、各濃度[C<sub>j</sub>]の初期値(1989年3月の実測値)を読み込む。式(13)に従って刻み幅 $\Delta t$ 時間後(ここでは1日)の[C<sub>j</sub>]を順次計算し、一定時間後(毎月15日)に計算値を出力させる。年間の計算が終了したならば、次の年度の入力関数(流入負荷量)に更新し、再び式(13)による[C<sub>j</sub>]の計算を行う。必要な年度まで計算したところで終了する。

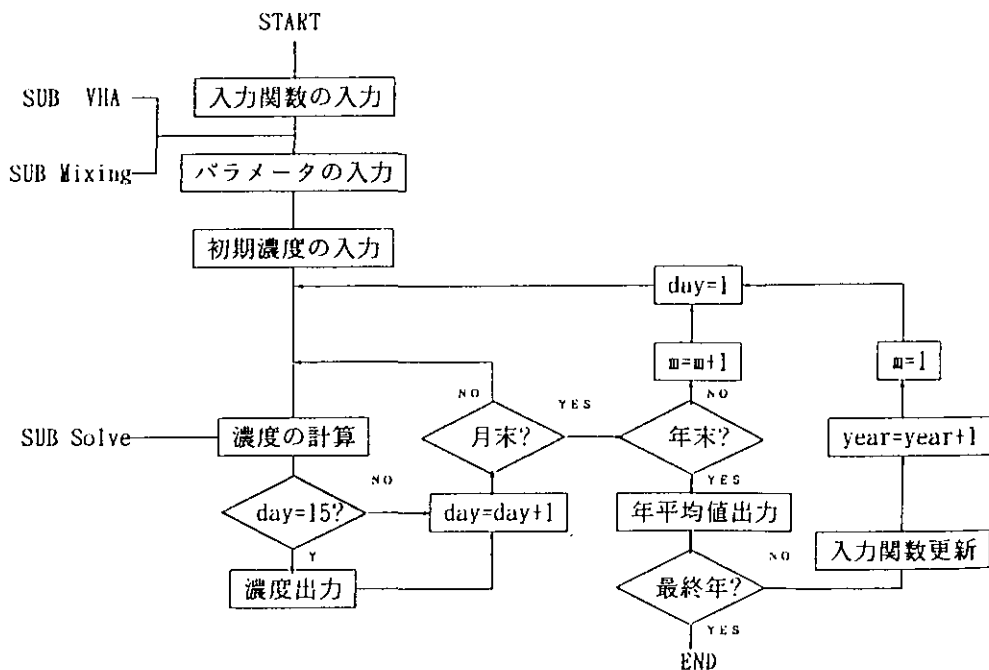


図 7-3 計算のフロー

#### 4. 入力関数とパラメータ

季節変動を考慮するために、入力変数及びパラメータには月別の数値を用いることとした。計算の初期条件（すなわち現状水質）とする年度は、八堂ダム湖と流入河川の水質データが最も集積している1989年とした。以下、月は下つきの $m$ で表示し、プログラムの順に説明する。なお、具体的な数値は、プログラム中に記載してある。

##### 1) 流量 ( $Q^i_m$ )

流量は、1次年度報告書に示されている1981年～1987年の月別平均値を用いた。ただし、慶安川については、他の流量との差し引き計算値のために冬季の流量が過大と考えられた。そこで、年間の流量に月別降水量の比（対象の月とその前月との平均値を用いた）を乗じて求めた値を使用することとした。これにより、より実態に近い流量となったと考えているが、今後は降雨時を含めた慶安川の長期間の流量データを集めた上で再検討する必要がある。

##### 2) 流入負荷量 ( $Lip^i_m$ , $Lop^i_m$ , $Lcod^i_m$ , $Ltn^i_m$ )

TPの負荷量については、2次年度報告書の値を使用した。IPの負荷量はTPの負荷量にIPとTPの濃度比（1989年平均値）を乗じて求め、OPはTPとIPの差とした。COD及びTNの負荷量は1989年の各月の濃度に $Q^i_m$ を乗じた。

##### 3) 降水量 $R_m$ と蒸発量 $E_m$

1次年度報告書に示されている1981年～1987年の月別平均値を用いた。

##### 4) 水温 $Temp_m$ と照度 $Light_m$

2次年度報告書に示されている値をそのまま使用した。水中平均照度は水面の照度の1%に減少する深度までの平均値を想定して換算した。

##### 5) 溶出速度 ( $BP^i_m$ , $BC^i_m$ , $BN^i_m$ )

リンについては孔らの用いた値をそのまま使用した。COD ( $BC^i_m$ ) と窒素 ( $BN^i_m$ ) については、各ボックスの底泥中の強熱減量 ( $Ignloss^i$ )、窒素濃度 ( $SedN^i$ ) と水温 ( $Temp_m$ ) から以下の式で計算した。

$$BC^i_m = (4.73 \cdot Ignloss^i - 16.2) \cdot e^{(0.06 \cdot (Temp_m - 20))} \quad (18)$$

$$BN^i_m = (31.728 \cdot SedN^i - 3.882) \cdot e^{(0.06 \cdot (Temp_m - 20))} \quad (19)$$

##### 6) 沈降速度 ( $SP^i_m$ , $SC^i_m$ , $SN^i_m$ )

このパラメータについては、文献値の範囲を参考にしながら、計算値と実測値の比較して調整した。

##### 7) 生産項 ( $\alpha$ , $\beta$ , $LightOpt$ , $TempOpt$ , $kp$ )

植物プランクトンのCOD/P比を示す $\alpha$ は2次年度報告書の1989年実測値の平均値を用いた。最大比増殖速度 $\beta$ は1次年度報告書及び文献値をもとに、計算値と実測値を比較しながら決めた。最適照度、最適温度、半飽和定数は、2次年度報告書に従った。

##### 8) 分解項 ( $RES_0$ , $RES_k$ )

分解のパラメータは、文献値の範囲から採用した。

## 5. 計算結果

初期値には1989年3月の各濃度を使った。時間の刻み幅  $\Delta t$  は1日とし、毎月15日の各濃度を出力させた。微分方程式(13)による  $\Delta t$  後の各濃度の計算は修正オイラー法により、 $\Delta t/2$ の刻み幅で計算した。

1989年4月～11月の計算値を実測値と比較して図7-4に示した。計算に用いたパラメータの一部は1989年度の実測値から求めているので、この比較は現状水質が満足に記述されることを確認しているものであり、いわゆるモデルの検証には相当しない。正しい意味でモデルの検証を行うためには、さらに別の年度の入力関数及び実測濃度のデータが必要とされる。図7-4の計算値と実測値の比較、およびそれぞれの年間平均値の一致(表7-1)は、満足のいくものであった。

本モデルは、年度ごとに更新される流入負荷に応じて将来の水質が計算されるように作成されており、流域環境システムから出力される負荷量と結合させて、八堂ダム湖の将来水質の予測に用いられる。

表 7-1 計算値と実測値の比較(1989年4月-11月の平均値)

	COD mg/l				T-N mg/l				T-P $\mu$ g/l			
	北漢江	南漢江	慶安川	本流	北漢江	南漢江	慶安川	本流	北漢江	南漢江	慶安川	本流
実測値	1.9	2.3	3.0	2.0	1.4	1.9	2.7	1.7	44.4	56.5	65.6	48.9
計算値	1.9	2.3	2.9	2.1	1.4	2.1	2.8	1.8	36.1	55.4	67.6	46.3

## 6. おわりに

国立環境研究院では、八堂ダム湖の調査研究が精力的に取り組まれており、これまでに貴重な成果が数多く得られている。八堂ダム湖の水質予測モデルを作成するに当たり、これらの調査研究の結果を多数活用することができた。今後もさらに細かな研究成果が蓄積され、それをもとにモデルも改良されていくと考える。

今回のモデルでは、窒素の比重を軽くしているが、その形態変化及び生物過程への関連を記述したモデルへ改良がなされるであろう。また、物質循環モデルだけでなく生物系モデルも作成されていくと考える。こうした際に重要なことは、水質予測の目的に応じた精度と正確さを、それぞれの入力関数とパラメータに持たせることで、そのためには実測データを積み上げてゆくことが大切である。

とくに流入負荷量の正確な把握は、最も重要な課題であろう。韓国における降雨のパターンが日本とは大きく異なることは、日本で得られた流出解析の結果がそのまま利用できないことを意味しよう。流入河川を見て回ると伏流の影響が大きい感も強く、いずれにしても、韓国の汚濁負荷の流出過程は、それだけでたいへん魅力的な研究課題といえる。

このような調査研究による実測データの積み上げにより、八堂ダム湖の水質予測の信頼性がより向上するものと期待している。



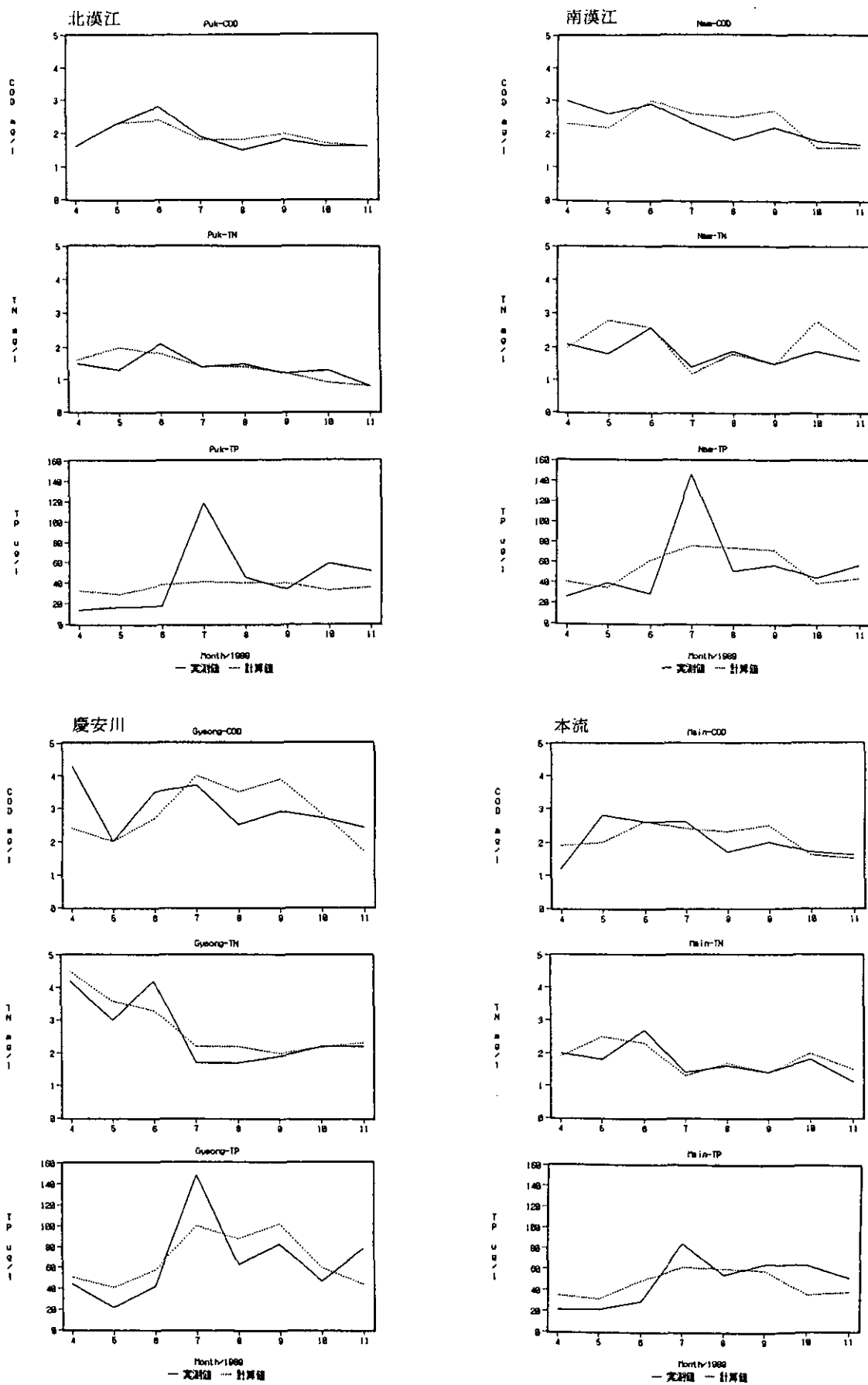


図 7-4 計算値と実測値の比較 (1989年の季節変動)



```

(13) Nitrogen Released from the Bottom Sediments (mg/m2/day)
Nitrogen Contents in Sediments (mg/l)
  SedM(1) = 1.86
  SedM(2) = 2.87
  SedM(3) = 2.47
  SedM(4) = 2.27
  ---Report No.1 p.344 (mg/l)

FOR N = 1 TO 12
  FOR I = 1 TO 4
    DNH(I) = 31.728 * SedM(I) - 3.682
    BN(I, N) = DNH(I) * EXP(1.86 * (Temp(N) - 20))
  NEXT I
NEXT N
---Ref.s

REM (4) Hydraulic Matters

(1) Calculation of Volume and Area (m3, m2)
CALL UMR(V), H(), A(), Q(I)
---Report No.2* p.178

(2) Mixing Factors (m3/sec)
CALL MIXING(Q), H(), K(I)
---Report No.2 p.251-253 No.2* p.178

REM (5) Settling Factors

(1) Phosphorus Settling Velocity (m/day)
FOR N = 1 TO 12
  FOR I = 1 TO 4
    SP(I, N) = .82
    SP(2, N) = .5
    SP(3, N) = .25
    SP(4, N) = .5
  NEXT I
NEXT N
---Ref.s

(2) COD Settling Velocity (m/day)
FOR N = 1 TO 12
  FOR I = 1 TO 4
    SC(I, N) = .82
    SC(2, N) = .5
    SC(3, N) = .25
    SC(4, N) = .5
  NEXT I
NEXT N
---Ref.s

(3) Nitrogen Settling Velocity (m/day)
FOR N = 1 TO 12
  FOR I = 1 TO 4
    SH(I, N) = .81
    SH(2, N) = .85
    SH(3, N) = .81
    SH(4, N) = .85
  NEXT I
NEXT N
---Ref.s

REM (6) Primary Production

RelativeProductionRate = Beta * PrF(Light) + PrG(Temp) + (C1) * (Kp + C1a)
Where
  Beta : (Max rate) (day)
  Kp : (P Concentration at the Half of Saturation (g-m3)
  LightOpt : Optimum Light Intensity (cal/cm2/hr)
  TempOpt : Optimum Temperature (degree)
  Alpha : COD-P ratio in phytoplankton (-)

Alpha = 52.5
---1989 Average (Report No.2, p.44)

Beta = 11
---Report No.1 p.174 and Ref.s

LightOpt = 2501
TempOpt = 251
Kp = .81
---Report No.2* p.181

FOR N = 1 TO 12
  Light(N) = Light(N) + (1 - .81) * (-LOG(.81))
  PrF(N) = (Light(N) / LightOpt) * EXP(1 - Light(N) / LightOpt)
  PrG(N) = (Temp(N) / TempOpt) * EXP(1 - Temp(N) / TempOpt)
  Beta(N) = Beta * PrF(N) + PrG(N)
NEXT N

REM (7) Decomposition (1/day)

RES = RESB - RESK * (Temp - 20)

RESB = .1
RESB0 = .1
RESK = 1.82
RESK0 = 1.82
FOR N = 1 TO 12
  RES(N) = RESB + RESK * (Temp(N) - 20)
  RES0(N) = RESB0 + RESK0 * (Temp(N) - 20)
NEXT N
---Ref.s

REM (8) Correct the Units
To g/day
FOR N = 1 TO 12
  FOR I = 1 TO 3
    L1a(I, N) = L1a(I, N) * 1000
    L1b(I, N) = L1a(I, N) * 1000
    L1c(I, N) = L1a(I, N) * 1000
    L1d(I, N) = L1a(I, N) * 1000
  NEXT I
NEXT N

```

```

To m3/day
FOR I = 1 TO 4
  Q(I, N) = Q(I, N) * 3600 * 24
  K(I, N) = K(I, N) * 3600 * 24
  BP(I, N) = BP(I, N) / 1000
  BC(I, N) = BC(I, N) / 1000
  BN(I, N) = BN(I, N) / 1000
NEXT I
NEXT N

REM (9) Calculation of the Concentration (g/m3)

(1) Structure of the Equation
QC(J) = Q1(J) + FF(J, K) - C(J)
FOR J = 1 TO 4
  C(J) = C1a(J, N)
FOR J = 5 TO 8
  C(J) = C1a(J - 4, N)
FOR J = 9 TO 12
  C(J) = C1a(J - 8, N)
FOR J = 13 TO 16
  C(J) = C1a(J - 12, N)
NEXT J

(2) The Initial Values
CLS
year = 1989
FOR J = 1 TO 16
  READ C(J)
NEXT J
Pukhan Nishan Oyeongon Main
[P
DATA 0.000, 0.000, 0.000, 0.000
OP
DATA 0.027, 0.030, 0.071, 0.035
COD
DATA 1.4, 2.6, 2.8, 2.6
TN
DATA 1.10, 0.92, 5.45, 2.44
---March 1989 (Report No.2* p.25)

(3) The Beginning of Year
Byear:
IF year > 1989 THEN GOTO Eyear
IF year = 1989 THEN N = 3 ELSE N = 8
LPRINT : LPRINT
LPRINT TAB(2); "YEAR"; TAB(14); "MONTH"; TAB(30); "PUNJAN"; TAB(46); "NISHAN"; TAB(55);
"OYEONGON"; TAB(61); "MAIN"
FOR J = 1 TO 16
  Meant(J) = 0
NEXT J

(4) The Beginning of Month
Bmonth:
N = N + 1
IF N > 12 THEN GOTO Eyear
day = 0

(5) Start of Integration
DO WHILE day < 30
  day = day + 1

(6) Calculation of FF and GG
FOR I = 1 TO 4
  PR(I) = Beta(N) * C(I) / (Kp + C(I))
NEXT I
QK = Q1(1, N) + Q1(2, N) + Q1(3, N) + K(1, N) + K(2, N) + K(3, N)
---Inorganic Phosphorus
FOR J = 1 TO 3
  QQ(J) = (L1a(J, N) * BP(J, N) + A(J, N)) / U(J, N)
  FOR K = 1 TO 18
    IF K = J THEN
      FF(J, K) = -(Q(J, N) + K(J, N)) / U(J, N)
    ELSEIF K = 4 THEN
      FF(J, K) = K(J, N) / U(J, N)
    ELSEIF K = J + 4 THEN
      FF(J, K) = -(PR(J) - RES0(N))
    ELSE
      FF(J, K) = 0
    END IF
  NEXT K
NEXT J
QQ(4) = BP(4, N) - A(4, N) / U(4, N)
FOR K = 1 TO 18
  IF K < 4 THEN
    FF(4, K) = (Q(K, N) + K(K, N)) / U(4, N)
  ELSEIF K = 4 THEN
    FF(4, K) = -QK / U(4, N)
  ELSEIF K = 8 THEN
    FF(4, K) = -(PR(4) - RES0(N))
  ELSE
    FF(4, K) = 0
  END IF
NEXT K
---Organic Phosphorus
FOR J = 5 TO 16
  I = J - 4
  QQ(J) = L1a(I, N) / U(I, N)
  FOR K = 1 TO 18
    IF K = J THEN
      FF(J, K) = -(Q(I, N) + K(I, N) + SP(I, N) + A(I, N)) / U(I, N) + (PR(I) - RES0(N))
    ELSEIF K = 8 THEN
      FF(J, K) = K(I, N) / U(I, N)
    ELSE
      FF(J, K) = 0
    END IF
  NEXT K
NEXT J
NEXT J

```

図 7-5 計算プログラム (II)

```

GG(0) = 0
FOR K = 1 TO 10
  IF K < 5 THEN
    FF(0, K) = 0
  ELSEIF K < 10 THEN
    FF(0, K) = (Q(K - 4, M) + K(K - 4, M)) / U(4, M)
  ELSEIF K = 10 THEN
    FF(0, K) = (QK + SP(4, M) + A(4, M)) / U(4, M) + (PR(4) - RESp(M))
  ELSE
    FF(0, K) = 0
  END IF
NEXT K
---COD
FOR J = 0 TO 11
  I = J - 8
  GG(I) = (Load(I, M) + BC(I, M) + A(I, M)) / U(I, M)
  FOR K = 1 TO 10
    IF K = J THEN
      FF(I, K) = (Q(I, M) + K(I, M) + SC(I, M) + A(I, M)) / U(I, M) - REScod(M)
    ELSEIF K = 12 THEN
      FF(I, K) = K(I, M) / U(I, M)
    ELSEIF K = J - 4 THEN
      FF(I, K) = Alpha + PR(I)
    ELSE
      FF(I, K) = 0
    END IF
  NEXT K
NEXT J
GG(12) = BC(4, M) + A(4, M) / U(4, M)
FOR K = 1 TO 10
  IF K < 8 THEN
    FF(12, K) = 0
  ELSEIF K = 8 THEN
    FF(12, K) = Alpha + PR(4)
  ELSEIF K < 12 THEN
    FF(12, K) = (Q(K - 8, M) + K(K - 8, M)) / U(4, M)
  ELSEIF K = 12 THEN
    FF(12, K) = (QK + SC(4, M) + A(4, M)) / U(4, M) - REScod(M)
  ELSE
    FF(12, K) = 0
  END IF
NEXT K
---Total Nitrogen
FOR J = 13 TO 15
  I = J - 12
  GG(I) = (Ln(I, M) + BN(I, M) + A(I, M)) / U(I, M)
  FOR K = 1 TO 10
    IF K = J THEN
      FF(I, K) = (Q(I, M) + K(I, M) + SN(I, M) + A(I, M)) / U(I, M)
    ELSEIF K = 10 THEN
      FF(I, K) = K(I, M) / U(I, M)
    ELSE
      FF(I, K) = 0
    END IF
  NEXT K
NEXT J
GG(16) = BN(4, M) + A(4, M) / U(4, M)
FOR K = 1 TO 10
  IF K < 13 THEN
    FF(I, K) = 0
  ELSEIF K < 16 THEN
    FF(I, K) = (Q(K - 12, M) + K(K - 12, M)) / U(4, M)
  ELSEIF K = 16 THEN
    FF(I, K) = (QK + SN(4, M) + A(4, M)) / U(4, M)
  ELSE
    FF(I, K) = 0
  END IF
NEXT K
(7) Solve the Equation
DT = .5
NM = 10
CALL Solve(NM, C(), GG(), FF(), C(), DT / 2, CM(3))
CALL Solve(NM, C(), GG(), FF(), C(), DT, C())
CALL Solve(NM, C(), GG(), FF(), C(), DT / 2, CM(3))
CALL Solve(NM, C(), GG(), FF(), C(), DT, C())
FOR J = 1 TO 10
  IF C(J) < 0 THEN C(J) = 0
NEXT J
(8) LPRINT the Concentrations of the N-th Month
IF day = 15 THEN
  LPRINT year, M
  FOR JJJ = 1 TO 4
    LPRINT , , W00(JJJ):
    FOR JJ = 1 TO 4
      J = 4 + (JJJ - 1) + JJ
      LPRINT USING "#####.####": C(J):
      Mean(J) = Mean(J) + C(J)
    NEXT JJ
  NEXT JJJ
  LPRINT
  NEXT JJJ
  LPRINT , , "T-P":
  FOR JJ = 1 TO 4
    LPRINT USING "#####.####": C(JJJ) + C(JJ) + 4:
  NEXT JJ
  LPRINT
  END IF
LOOP
GOTO Bmonth
(9) LPRINT the Annual Mean Values
Eprint
LPRINT year, "Mean"
IF year = 1000 THEN nm = 0 ELSE nm = 12
FOR JJJ = 1 TO 4
  LPRINT , , W00(JJJ):
  FOR JJ = 1 TO 4
    J = 4 + (JJJ - 1) + JJ
    Mean(J) = Mean(J) / nm
  NEXT JJ
NEXT JJJ
LPRINT USING "#####.####": Mean(J):
NEXT JJJ
LPRINT
END SUB
LPRINT USING "#####.####": Mean(J):
NEXT JJ
LPRINT
END SUB
(10) Load in the next year
year = year + 1
FOR I = 1 TO 3
  READ YLp(I), YLoad(I), YLn(I)
NEXT I
---Annual Total Loadings (10^6g/year)
T-P COD T-M
1000
DATA 208.384, 13751.92, 8091.39
DATA 119.3193, 24087.77, 18468.83
DATA 47.5058, 726.543, 634.155
---Distribution in 12 Months (kg/day)
FOR I = 1 TO 3
  FOR M = 1 TO 12
    Lp(I, M) = YLp(I) + 1000 * Lp(I, M) / Ltp(I)
    Load(I, M) = YLoad(I) + 1000 * Load(I, M) / Lload(I)
    Ln(I, M) = YLn(I) + 1000 * Ln(I, M) / Lln(I)
  NEXT M
  Ltp(I) = YLp(I) + 1000
  Lload(I) = YLoad(I) + 1000
  Lln(I) = YLn(I) + 1000
NEXT I
---Divide Phosphorus Loadings
FOR M = 1 TO 12
  FOR I = 1 TO 3
    Lp(I, M) = (Prate(I, M) * Lp(I, M)
    Lop(I, M) = Ltp(I, M) - Lp(I, M)
  NEXT I
NEXT M
LPRINT
LPRINT -----
GOTO Byear
Ecalc:
-----
REM (10) Closing
END
SUB Mixing (Q(), H(), K())
DIM CA(3, 12), U(3, 12), EA(3, 12), SE(3, 12), T(3), CB(3)
DIM LS(3, 12), p(3, 12), DL(3, 12), W(3, 12), W0(3), K(3)
FOR M = 1 TO 12
  FOR I = 1 TO 3
    T(I) = (1 / TAN(.47) + 1 / TAN(.803))
    T(2) = (1 / TAN(.19) + 1 / TAN(.83))
    T(3) = (1 / TAN(.050) + 1 / TAN(.11))
    W0 = 25.3
    W0(1) = 0.14, 0.3: W0(2) = 0.36, 0.2: W0(3) = 10.11, 0.9
    U(1, M) = W0(1) + (H(M) - H0) * T(1)
    U(2, M) = W0(2) + (H(M) - H0) * T(2)
    U(3, M) = W0(3) + (H(M) - H0) * T(3)
    CA(1, M) = CA(1) + (H(M) - H0) * W0(1) + .5 * (H(M) - H0) ^ 2 * T(1)
    CA(2, M) = CA(2) + (H(M) - H0) * W0(2)
    EA(1, M) = CA(1, M) / U(1, M)
    EA(2, M) = CA(2, M) / U(2, M)
    K(1) = .922: K(2) = .02: K(3) = .06
    SE(1, M) = (U(1, M) + NM) / (1.486 + EA(1, M) ^ 2 + 3) ^ 2
    LS(1, M) = 19.8 + EA(1, M) + SE(1, M) ^ 2 * (1 / 2)
    B(I, M) = .18 * (LS(1, M) + U(1, M) * H) ^ 1.5
    DL(1, M) = B(1, M) * (U(1, M) + W(1, M)) ^ 2 * (EA(1, M) + LS(1, M))
    K(1, M) = DL(1, M) + CA(1, M) / (.5 + 347501)
    K(2, M) = DL(2, M) + CA(2, M) / (.5 + 325001)
    K(3, M) = DL(3, M) + CA(3, M) / (.5 + 105001)
  NEXT I
NEXT M
END SUB
SUB Solve (NM, U(1), U(2), U(3), DT, U(4))
REM Modified Euler
REM U4(J) = U1(J) + DT * (U2(J) + M(U3, K) + U3(K))
DIM U5(10)
FOR J = 1 TO NM
  U5(J) = 0
  FOR K = 1 TO NM
    U5(J) = U5(J) + M(U3, K) + U3(K)
  NEXT K
  U4(J) = U1(J) + DT * (U2(J) + U5(J))
NEXT J
END SUB
SUB W00 (U(), H(), A(), O())
DIM I(12), p(12), T(12), T(12), T(12)
FOR I = 1 TO 4
  FOR M = 1 TO 12
    I(0) = 2.540799E+09
    I(1) = (H - 1) + (Q(I, M) + Q(2, M) + Q(3, M) - Q(4, M) + R(M)
    - E(0)) + 3000 - 24 - 30
    TU(M) = (H(M) - 1) + I(M) / 2
    p(1) = .35005: p(2) = .20001: p(3) = .12061: p(4) = .21004
    U(1, M) = TU(M) + p(1)
    H(M) = (TU(M) / 1000000) + 44.2270 + .0104570 * I / 31
    TA(M) = (.876077 + H(M) ^ 2 - 0.05707) + 10000000
    T(1) = .370712: T(2) = .312054: T(3) = .140040: T(4) = .104383
    A(1, M) = TA(M) - T(1)
  NEXT M
NEXT I
END SUB

```

図 7-5 計算プログラム (III)

## 8 汚濁負荷削減対策案の評価手法

### 1. はじめに

汚濁負荷削減対策には様々な方法が検討されるが、このシステムでは発生源毎に、人間生活由来の汚濁、家畜由来の汚濁、工場・事業場等の点発生源由来の汚濁および田畑等の土地由来の汚濁に分け削減対策を検討した。発生源毎に想定される負荷削減対策を行った場合、排出負荷量がどの程度削減されるか、また、負荷削減によって河川および湖沼水質がどのように変化するか、6章で作成した河川管理モデルを用いて計算を行い、負荷削減対策の評価を行う。

### 2. 人間由来の汚濁負荷削減対策

人間の生活排水に由来する汚濁負荷の削減方法として、下水道、高度処理下水道および合併処理浄化槽を用いた汚濁負荷削減について検討を行った。まず、下水道は、モデル流域で計画されている廣州地域と龍仁地域の2つの下水道が完備した場合を想定し、図8-1に示す範囲内の生活排水がすべて下水処理されると仮定し、各々図中に示す下水処理場より処理水が河川に放流されるものとして計算を行った。各下水道の放流水水質は、BOD 30mg/l、窒素 25mg/l、リン 6mg/lの値を用いた。また、高度処理下水道による負荷削減は、これらの下水道で将来、処理水質の基準を強化した場合を想定して下水道対策と同様の地域を処理対象地域として、処理水質基準が強化され、BOD 10mg/l、窒素 8.3mg/l、リン 2mg/lとしたとして計算を行った。合併処理浄化槽を普及することによる負荷削減対策の場合には、対策区域内のすべての家庭排水が合併処理浄化槽で処理され近傍に放流されると仮定して計算を行った。対策区域の選択方法は、各流域単位で選択を行う、1つ1つのメッシュ毎に選択を行う、全流域を選択するという3つの方法で行うことが可能である。合併処理浄化槽を普及させた場合の汚濁負荷排出量の計算は、排出原単位を変更する方法を用い、BOD 4.5 g/day・人、窒素 6.5 g/day・人、リン 0.9 g/day・人の値を用いた。

下水道対策を行った場合を想定して計算を行うと、対策流域内の支流河川の水質は改善されることが分かり、特に生活排水由来の負荷の大きい流域G-17では、BODで21.4mg/lの現状水質が7.2mg/lに改善されると予測されるが、下水道の処理水が放流される本流河川の最下部の水質は、現状の4.2mg/lから4.4mg/lと改善が期待できない。しかし、高度処理下水道にした場合には3.5mg/lに改善されると予測される。合併処理浄化槽を全流域に100%普及させた場合を想定すると、すべての支流河川のBODの値は改善され、G-17では6.2mg/l、本流の最下部では2.5mg/lと予想されるが、窒素・リンの値は改善されないという結果が予想される。しかし、窒素、リンの結果は、現在のモデルが自家処理し尿の窒素、リンは水系に影響を及ぼさないという仮定をしているので、それらが合併処理浄化槽を普及することによって河川の負荷となると想定されるためであり、今後の検討が必要である。生活排水対策を最大限取った場合を仮定し、高度処理下水道と下水道区域外は全て合併処理浄化槽を普及させたとすると、予測される水質はG-17で4.3mg/l、本流の最下部では2.8mg/lと予想される。これらの対策を行った場合の湖沼水質は、八堂ダムで一番影響の大きい慶安川流入部の年平均水質を計算して比較すると、現状のCODは2.3mg/lであるが、下水道対策を行った場合は3.4mg/l、高度処理下水道対策を行った場合は2.4

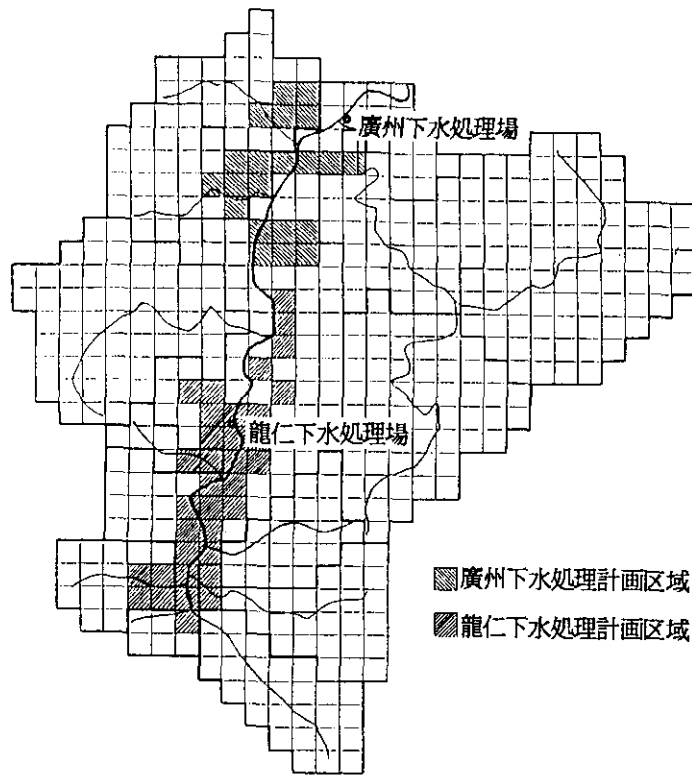


図 8-1 下水道計画地域

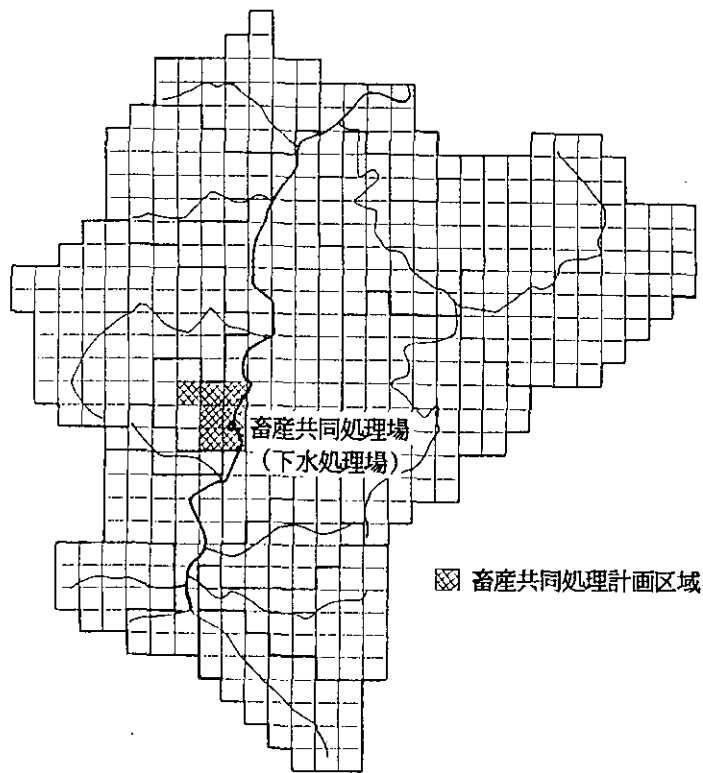


図 8-2 畜産共同処理計画地域

mg/l、合併処理浄化槽を普及させた場合は2.2mg/l、高度処理下水道対策およびその他の全ての地域に合併処理浄化槽を普及させた場合は2.3mg/lと予想される。

### 3. 家畜由来の汚濁負荷削減対策

家畜由来の汚濁負荷削減対策は、この流域で影響の大きい豚についてのみ対策の検討を行った。対策としては、豚舎排水を対象とした畜産共同排水処理施設の設置および飼育頭数の削減による汚濁負荷の削減について行った。畜産排水の共同処理は図8-2に示す地域に飼育されている豚の飼育舎排水を集めて共同処理を行い、処理水は龍仁下水処理場でさらに処理され下水処理水と共に放流されるものとした。放流水質は下水処理水の水質と同様な値で計算を行った。飼育頭数の削減は、削減率を入力することにより、対策区域を選択した地域内に飼育されている豚の頭数を削減率に応じた頭数に変更して汚濁負荷の排出量を削減するように計算した。対策区域の選択は、合併処理浄化槽と同様に流域、メッシュ毎および全流域の3通りの方法により行う。

畜産共同排水処理を行った場合の効果は、対策区域が本流に直接流入す地域であるため本流最下流部の水質を比較すると、対策前のBODは4.2mg/lから4.1mg/l、窒素は6.2mg/lから6.1mg/l、リンは0.22mg/lから0.21mg/lと改善されることが予想される。飼育頭数の削減を行った場合の効果は、極端な例として全流域の豚の頭数を0としたと仮定して計算を行うと、豚の飼育による汚染の影響が大きい流域G-15ではBOD5.1mg/lが2.1mg/l、窒素6.4mg/lが2.0mg/l、リン0.16mg/lが0.00mg/lと予測される。また、削減率でみると各々59%、69%、100%の削減となる。八堂ダム湖の慶安川流入部の年平均水質を見ると、CODは2.3mg/lが1.6mg/l、窒素は3.1mg/lが2.1mg/l、リンは0.06mg/lが0.05mg/lになると予測される。

### 4. 事業場排水・土地由来の汚濁負荷削減対策

事業場排水および土地由来の汚濁負荷削減対策としては、事業場排水の場合、事業場排水の排水基準の強化、土地由来の汚濁負荷としては負荷削減対策の可能な田畑の施肥管理による負荷の削減が考えられる。そこで、事業場排水の基準強化および施肥管理について検討を行った。施肥管理による田畑からの汚濁負荷削減では、削減項目を窒素とリンとした。また、施肥管理による肥料の削減が水質に与える影響の割合は現在のところ明確なデータがないため、田畑の排出原単位が直接何パーセント削減されるかを入力することによって、河川および湖沼の水質を計算する方法とした。

その他の方法として、河川の直接浄化による河川水質の改善が考えられる。河川直接浄化については具体的な処理方式による除去率の算定が行えなかったため、河川にある浄化装置を設置して、その装置による汚濁負荷の削減を仮想して、各項目の削減率を入力する事により、河川および湖沼の水質を計算する方法によって河川直接浄化の効果を検討した。また、仮想の河川直接浄化施設は支流河川の合流地点の直上部に設置するものとして計算を行った。

この流域内の主な点負荷源としては工場・事業場が28ある。これらの事業場排水の対策を最大限行った場合、つまり、排出負荷量を0として計算し、本流河川の最下流部の水質を比較すると、対策前のBOD4.2mg/lから対策後3.7mg/l、窒素は6.2mg/lから5.1mg/l、リンは0.22mg/lから0.17mg/lと改善されることが予想され、八堂ダム湖の慶安川流入部の年平均水質では、COD

2.3mg/lが2.0mg/l、窒素3.1mg/lが2.1mg/l、リン0.06mg/lが0.06mg/lになると予測される。施肥管理による削減効果の予測として、田畑からの負荷が0となる想定は難しいが、効果を強調するため窒素、リンの排出量を0として計算してみると、本流河川の最下流部で窒素は6.2mg/lから5.0mg/l、リンは0.22mg/lから0.21mg/l、八堂ダム湖の慶安川流入部の年平均水質では、COD2.3mg/lが2.2mg/l、窒素3.1mg/lが2.8mg/l、リン0.06mg/lが0.06mg/lになると予測される。河川直接浄化を行い、慶安川最下流部の汚濁負荷を全て50%削減した場合と仮定して、八堂ダム湖の水質を計算すると、CODの年平均値は北漢江部で1.85mg/lが1.65mg/l、南漢江部で2.07mg/lが2.06mg/l、慶安川流入部で2.29mg/lが1.61mg/l、ダム中央部で1.80mg/lが1.78mg/l、窒素の年平均値は北漢江部で1.33mg/lが1.32mg/l、南漢江部で2.02mg/lが2.01mg/l、慶安川流入部で3.11mg/lが2.24mg/l、ダム中央部で1.78mg/lが1.75mg/l、リンの年平均値は北漢江部で0.03mg/lが0.03mg/l、南漢江部で0.05mg/lが0.05mg/l、慶安川流入部で0.06mg/lが0.05mg/l、ダム中央部で0.04mg/lが0.04mg/lと予測される。また、極端な例として慶安川からの流入汚濁負荷量を0仮定した場合は、慶安川流入部のCODは0.09mg/l、窒素は1.37mg/l、リンは0.03mg/lと予測される。

## 5. おわりに

河川・湖沼の水質を改善するために、慶安川流域の人間由来の負荷削減対策を行った場合、八堂ダム湖の慶安川流入部の水質はCOD2.2mg/l、流域内の豚の飼育を全部廃止した場合COD1.6mg/l、工場排水負荷を全部取った場合COD2.0mg/l、慶安川の汚濁負荷を50%削減した場合COD1.6mg/l、全部削減した場合COD0.09mg/lと予測され、八堂ダム湖の水質改善はかなり難しいことが予想される。

本モデルは、原単位法により汚濁負荷の発生量および排出量の計算、河川流達モデルによる河川水質の計算、物質循環モデルによる湖沼水質モデルを連結し、様々な負荷削減対策を行った場合の河川・湖沼の水質予測が行えるシステムである。しかし、基礎的なデータの不足、原単位の算定方法の不備等の問題点もあり、各種の対策方法についても代表的な例を上げたにとどまった。今後、より多くの削減対策の評価をより精度良く行うには、さらに、精度の良いモデルとする必要がある。また、計算の基礎となるデータベースは時間と共に古くなり、定期的な更新の出来る体制が必要である。



## 9 地域特性に応じた小規模排水処理システムの設計

### 1. はじめに

家庭および小規模事業場等の汚濁発生源が、低密度に分散して存在する中小都市や農山村に、大都市型の大規模集中処理方式の下水道網を普及させることは、社会経済的コストを考えれば容易なことではなく非現実的である。このため、小規模下水道、農業集落排水施設、合併式浄化槽、さらには生活雑排水の単独処理などの処理方式の技術開発が進められている。しかしながら、これらの技術開発は処理水質を改善することを目的として個々の処理技術の検討にとどまっている。ある集落と水域の水利用形態などの地域特有の条件が与えられた場合、これらの多様な処理方式をどのように選択して適用するか、その基礎となる技術的、社会経済的検討は全くなされていない。

ここでは主として生活雑排水や生活排水を対象とした小規模分散型の処理施設の選択手法について述べることにする。

### 2. 小規模浄化施設の種類

生活排水のような排水の処理は生物処理が中心であるが、大規模処理施設に適用される標準法の活性汚泥法は小規模浄化施設として適切でない。人口密度の低い地域で展開されるべき小規模排水処理法としては、数多くの方式が考えられるが、いずれの処理法であっても次の要件を充すことが望ましい。

- ① 水中の有機物や浮遊物質を除去し、透明な処理水が得られること。
- ② 窒素やリンなどの栄養塩が除去されること。
- ③ 汚泥の発生量が少ないこと。
- ④ 維持管理操作が容易で安定して良好な水質が得られること。
- ⑤ エネルギーや薬剤の消費が少ないこと。
- ⑥ 安価な装置であること。
- ⑦ 衛生学的に安全であること。

以上の全ての要件を充すことはなかなか困難であるが、地域特性に応じて最適な処理方式が選択されるべきである。人口が密集していない地域においては、処理施設を小規模化して分散させること、及び処理方式も装置を用いる閉鎖型処理技術のみならず、自然が持つ浄化能力を活用した開放型処理技術の導入、並びに両者を組み合わせたプロセスの開発などが要請されていることを認識する必要がある。

小規模排水処理方式を考えるための前提条件として、生活雑排水及び生活排水の負荷量調査のデータに基づき、代表的な小規模排水の流量変動パターンは図9-1のように考える<sup>1)</sup>。そのときの各水質濃度は時間的に定まった変化がないため、以下に示す一定濃度とする。

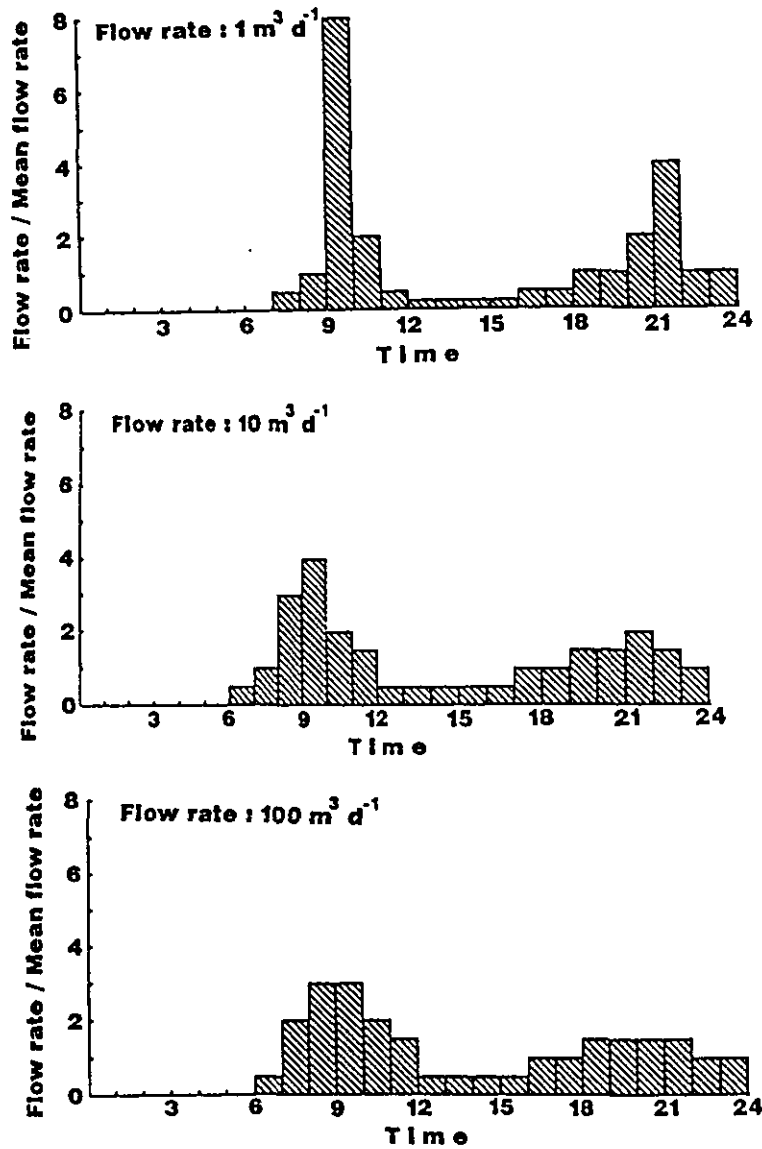


図 9-1 小規模排水の流量変動パターン

1) 生活排水の流入水濃度

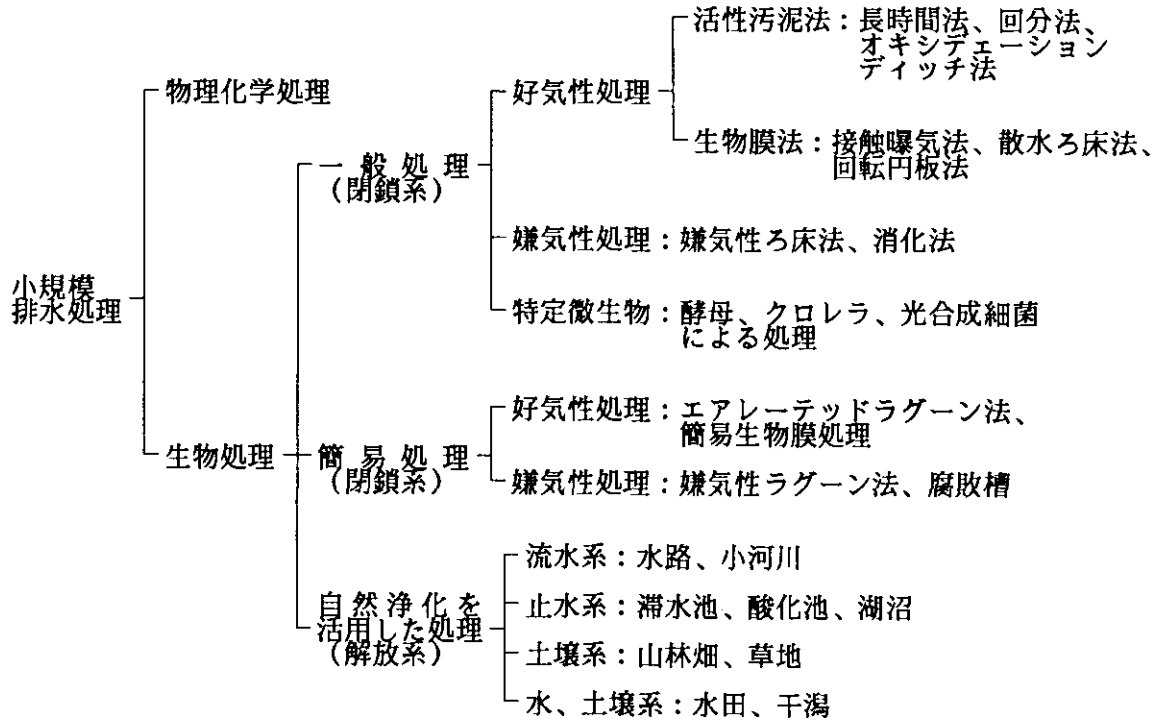
懸濁性BOD 90 mg/L ; 溶解性BOD 90 mg/L  
 懸濁性T-P 2.5 mg/L ; 溶解性T-P 1.5 mg/L  
 懸濁性T-N 15 mg/L ; 溶解性T-N 23 mg/L  
 SS 170 mg/L

2) 生活雑排水の流入水濃度

懸濁性BOD 70 mg/L ; 溶解性BOD 80 mg/L  
 懸濁性T-P 1.0 mg/L ; 溶解性T-P 1.0 mg/L  
 懸濁性T-N 7 mg/L ; 溶解性T-N 3 mg/L  
 SS 80 mg/L

ついで、表9-1には、小規模排水処理の種類が例示されている。そのいくつかを次に説明する。

表 9-1 小規模排水処理の種類



### 2.1 長時間曝気法

曝気槽の曝気時間を1日以上とって、施設に余裕をもたせることにより、維持管理を容易にするとともに、MLSSも高い状態を保ち、汚泥滞留時間(SRT)を長くする事により、発生汚泥量を少なくしている。通常、調整槽・最初沈殿槽は必要としないが、流入水量が大きい場合は、調整槽を設ける必要がある。

長所としては、1)長時間曝気となるため流入水量の変動に対応することが可能である、2)余剰汚泥の減量化をはかることができる、3)維持管理が比較的容易である、があげられる。短所は、

1)標準活性汚泥法より施設が大きくなる、2)汚泥の沈降性が悪いので、沈殿槽等の設計には注意を要する、ことである。

### 2.2 オキシデーショントイッチ法

深さ1~3m前後のトイッチ(水路)を設け、ロータ等により排水を循環させながら曝気し、排水を処理する方法である。長時間曝気法の曝気槽より浅い。また、曝気時間が非常に長く、長時間曝気法の一つである。

長所は、1)装置が簡単であるので維持管理が容易である、2)送風機の代わりに機械式曝気装置を使用しているため電気料を軽減できる、3)汚泥発生量が比較的少ない、ことである。短所は、1)臭気の発生や騒音があるので、設置には配慮が必要である、2)水深が浅く曝気時間が非常に長いので、広い面積を必要とする、ことである。

### 2.3 嫌気好気活性汚泥法

同一汚泥を用いて嫌気-好気の繰り返し操作を行い、排水を処理する方法であり、汚泥は嫌気槽と好気槽を循環する。嫌気槽は機械的に攪拌する。嫌気状態では脱窒とリンの放出が、また好気

状態では硝化とリンの取り込み、有機物の好気分解が進行し、BOD、窒素、リンの除去を同一汚泥で行わせるものである。汚濁懸濁液の循環量を増やすと窒素除去率は増加するが、過度の循環は溶存酸素濃度の増加による窒素除去性能の低下をもたらす。

長所は、脱窒、脱リンを期待出来ることである。短所は、1) 装置が複雑なため、建設費がかり、管理も難しい、2) 嫌気処理をするので、臭気が発生する可能性がある、ことである。

#### 2.4 回分式活性汚泥法

回分式（バッチ式）活性汚泥法は、1つの反応槽内で排水をバッチ式で処理する活性汚泥法の一つである。一つの反応槽で流入、曝気、沈殿、排水の工程を繰り返し行う。曝気時には好気反応、排水の流入及び攪拌時には嫌気反応となる。

長所は、1) 流入汚水量の時間変動の影響を受けにくい、2) 汚水の量や質に応じて曝気時間、沈殿時間等をかなり自由に設定出来る、3) バルキングがおきにくい、4) 脱窒、脱リンが可能である、ことである。短所は、1) 維持管理や操作に経験が必要である、2) 曝気槽にスカムがしやすい、ことである。

#### 2.5 嫌気ろ床法

槽内に接触材を充填して、曝気を行わず排水を処理する方法である。嫌気処理としては低濃度の負荷に対応し汚泥の発生量も少ない。また、汚泥滞留時間がきわめて長いので増殖速度の小さい嫌気性微生物が浄化に十分貢献できる。

長所は、1) 曝気を行なう必要がないので、維持管理費は少なくすむ、2) 汚泥発生量が少ない、3) 低濃度の負荷に対応できる、ことである。短所は、1) 装置が大型になる、2) 嫌気処理をするので、臭気が発生する可能性がある、ことである。

#### 2.6 嫌気・好気ろ床法

接触材を嫌気及び好気槽に充填して、槽内の嫌気及び好気微生物を高濃度に保持し、小さい容積で効率よく排水を処理する方法である。

長所は、1) 嫌気ろ床での有機物除去により、好気ろ床での曝気量・汚泥発生量の軽減が期待できる、2) 好気槽から嫌気槽へ排水を循環することにより窒素除去が可能である、ことである。短所は、1) 運転開始期間が長い、2) 接触材上の生物膜の剥離や目詰まりが起こると処理効率が低下する、ことである。

#### 2.7 接触曝気法（好気性ろ床法）

曝気槽内に接触材を充てんし、表面に付着した微生物の作用により、排水を処理する方法である。微生物の増殖に必要な酸素は、曝気装置により槽内に供給される。接触材表面に付着した微生物（汚泥）は、やがて剥離し、沈殿槽で沈殿分離される。接触材には種々のものがあるが、びん状、ひも状、波材、平板等、様々である。

長所は、1) 返送汚泥の必要がないため、浮遊生物法に比べ、維持管理が容易である、2) 標準活性汚泥法に比べ、発生汚泥量が少ない、ことである。短所としては、1) 生物膜のはく離が起きた

場合、水質が悪化することがある、2) 設定負荷より大きな負荷が流入する場合、接触材の目詰まりが頻繁となり、処理水質が不安定になる、3) 目詰まりが起きるので、逆洗浄装置を設ける必要がある、4) 微小動物が異常に発生し、処理水質が低下することがある、が挙げられる。

## 2. 8 散水ろ床法

碎石等の接触材（ろ材）の表面に付着した生物膜によって、排水中の有機物を処理する付着生物膜法で、ろ材はプラスチック波状板や貝殻なども使われる。ろ材の目詰まりを防止するため、最初沈殿池または極細目スクリーンを設置する必要がある。

長所は、1) 動力費が小さい、2) 汚泥管理等の操作がなく、維持管理が容易である、ことである。短所は、1) 臭気およびハエが発生する、2) 処理水の透視度が他の処理方式に比べて劣る、3) 目詰まりする、4) 設置面積が大きい、ことである。

## 2. 9 回転円板法

回転円板法は付着生物法の一つで、直径1～4 mの円板の一部が排水の水面下になるように円板を設置し、ゆっくり回転させ、円板上に付着した好気性生物が大気と接触する際に酸素を利用して排水を処理する方法である。円板が反応槽内の排水中を通過するとき、過剰な付着生物は円板の表面から剥離する。

長所は、1) 運転管理上の操作が簡単である、2) バルキング現象による沈殿池からの汚泥の流失はほとんどない、3) 曝気を必要とする処理方式に比べ、動力費が少ない、ことである。短所は、1) 施設の操作が簡単である反面、水質の制御が難しい、2) 透視度が他の方式に比べてやや劣る、3) ユスリカや貝類が発生しやすい、ことである。

## 2. 10 水路浄化法

水路浄化法は水路にプラスチック製の接触材などの生物膜担体を入れ、付着微生物により浄化を促進する方法である。人工排水を用いた実験や実際の生活雑排水を対象とした試験施設による実施例もある。しかし、水路での浄化機構は、SSの沈殿・舞い上がり、微生物による有機物の分解、底泥堆積物の分解にともなう有機物・栄養塩の溶出、付着藻類による光合成およびその剥離など種々の物理、化学、生物的反応が絡み合っており、個々の実験結果をそのまま実際の水路の設計指針として一般化するには問題がある。また、維持管理技術に関する定量的な情報が乏しい。

## 2. 11 土壌浄化法

トレンチ型の土壌浄化法は、排水を土壌中に不飽和浸透させ（ $25 \sim 50 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{日}$ 以下）、土壌の物理化学的および生物学的作用によって汚濁物を除去する方法である。この処理法は自然浄化能を利用する方法であるから比較的広い面積を必要とするものの、維持管理が容易であり、動力を必要とせず、有機物とリンの除去に安定して優れた性能を示すなど、優れた点を多く有しており、個別処理に適している。

短所は、目詰まりと硝酸態窒素による地下水汚染がある。前者に関しては、適切な土壌の選択ないし土壌の改良を行い、トレンチ構造の工夫などの対策を講じた上で、2系列のトレンチの切

り替えが望ましいとされている。しかし、トレンチの切り替えの時期については、なお検討が不足しており、目詰まりの機構解明とともに合理的な切り替えの時期の推定が必要であろうと考えられる。また、後者に関しては、脱窒の炭素源としてジュートや目詰まり防止のためのゼオライトを挿入した多段土壌層法が提案されている。また、土壌浸透水を全て集水し、土壌トレンチの前処理として設置した嫌気ろ床に返送循環することにより、脱窒を行う嫌気ろ床・土壌トレンチ循環法も提案されている。

## 2.12 酸化池法

酸化池法は、排水を池に滞留させて藻類の光合成によって発生した酸素と空気中から溶解した酸素によって好気性状態を維持して、排水中の有機物を生物学的に分解する処理方法である。酸化池は、ラグーンあるいは安定化池ともよばれるが、この3つの用語には厳密な相違はない。しかしながら、一般には酸化池の予備処理あるいは生物処理を施した排水を池に貯留し、藻類の増殖を伴う場合に用いる。ラグーンは生排水をそのまま池に流入させる場合に用いることが多い。安定化池は、池に排水を貯留させ好気性あるいは嫌気性で処理する場合に用い、酸化池及びラグーンを包括する用語である。排水を池に滞留させた場合には、藻類が増殖することが多いので、池の自浄作用を利用した処理法をここでは酸化池とよんでおく。

長所は、1) 動力費が少ない、2) 維持管理が容易である、ことである。短所は、1) 広大な面積を必要とする、2) 冬期の処理性能が低下する、3) 臭気やユスリカなどが発生する、ことである。

## 2.13 湿地

水生植物自身が栄養塩を取り込むだけでなく、水生植物の表面に付着している生物膜により有機物を酸化分解したり、また湿地土壌(底質)が物理化学的にリンを吸着除去する方法である。利用できる植物は、浮葉植物、沈水植物、抽水植物である。特に、抽水植物であるヨシは、体の一部が水中および土壌中に、さらに空中にでており、水中および土壌中での浄化効果が期待される。排水を表面水として処理する方式と根圏を通過させて処理する方式がある。

長所は、1) 枯れたヨシの刈り取り程度で、維持管理が容易である、2) 動力費をほとんど必要としない、3) 有機物だけでなく、窒素やリンの除去が可能である、ことである。短所は、1) 表面流れ方式では排水の流入口付近でユスリカなどの衛生昆虫や臭気が発生する、2) 面積を必要とする、3) 刈り取ったヨシを処分する必要がある、4) 浸透流方式の場合、目詰まりする可能性がある、ことである。

## 3. 各処理方式の性能と社会経済的評価

### 3.1 処理性能の比較

各処理方式ごとに既報のデータを整理して、排水流入量と各水質項目の除去率との関係式を表した。一例として図9-2に長時間曝気法と接触曝気法の結果を示す。各水質項目の除去率は各図の右側に流量のべき乗の関数式と括弧内にその相関係数と適用される流量の範囲を示している。いずれも相関係数は低く、かつ排水流入量の違いによる差が小さい。すなわち、スケールメリット効果がほとんど認められない。これは、排水流入量が処理方式によって概ね限定された範囲にあ

ることも一因である。例えば、嫌気・好気ろ床法は排水流入量が1～10m<sup>3</sup>/日の範囲に適用されている。また、文献値に示されるデータはチャンピオンデータに近いものと考えられること、また同じ実験者が流量を変えて行った事例が少なく、各装置の運転管理法の違い、温度（地域）の違い、などの要因が含まれていることが、排水流入量と処理性能との間に明瞭な関係が得られなかった原因と考えられる。

表9-2は100m<sup>3</sup>/日の生活排水を一定の目標水質にするための閉鎖型処理方式の規模（水力学的滞留時間HRT）を比較したものである。これは、茨城県八郷町で同一の生活雑排水を対象として共同実験を行った実験の成果である<sup>1)</sup>。処理方式毎に目標処理水質が異なるため、単純な比較はできないがおおよその目安になる。BOD、窒素、リンとも除去するためには、排水の流入が一定であれば、HRT 5 2時間の反応槽を有する連続流入式回分式活性汚泥法である。一方、

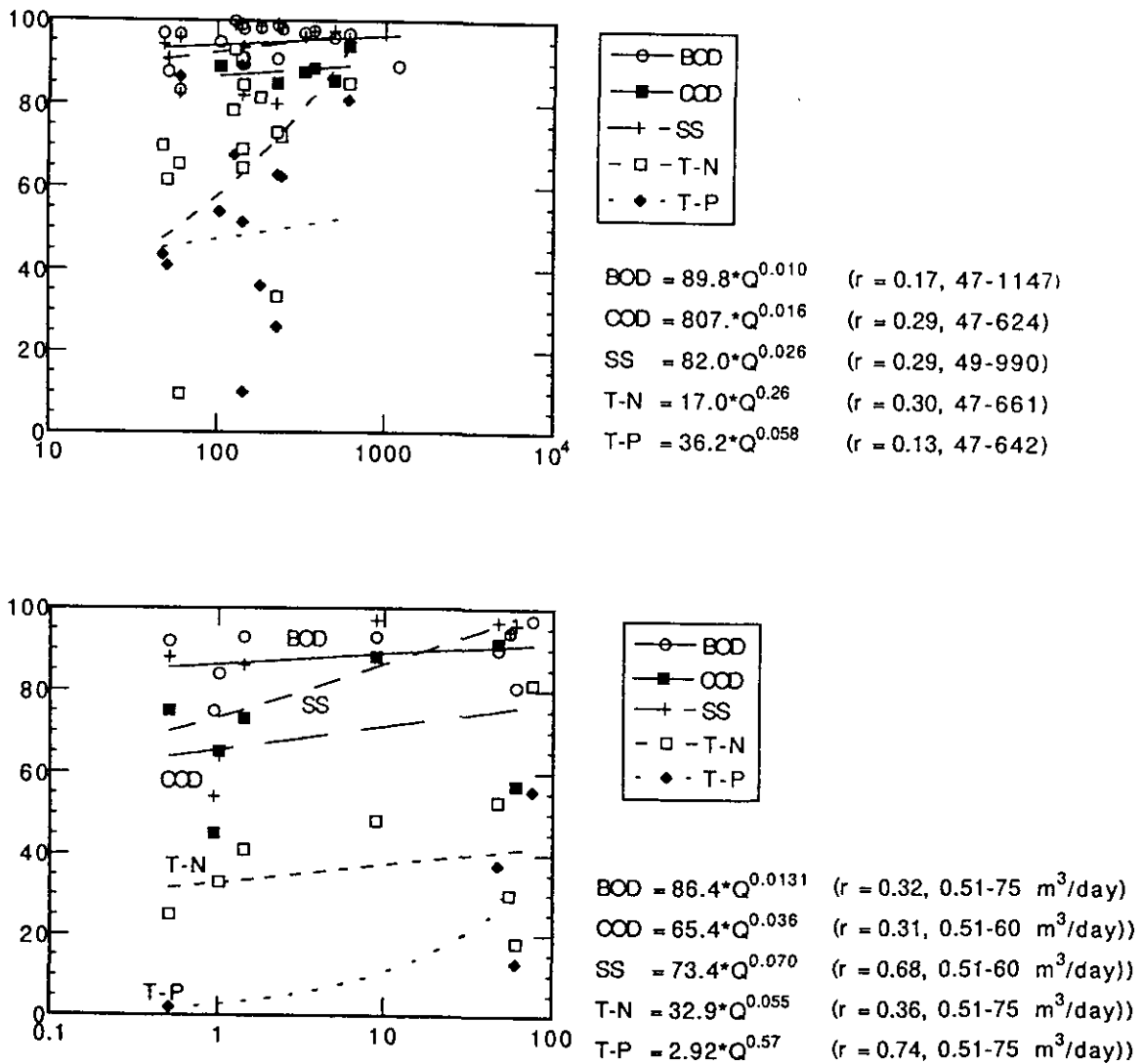


図 9-2 排水流入量と各水質項目の除去率との関係  
(a) 長時間曝気法 : (b) 接触曝気法

表 9-2 閉鎖型処理方式におけるHRT（時間）の比較

処理水の目標値	嫌気性ろ床法	嫌気好気ろ床法	回転円板法	連続流入式回分活性汚泥法	鉄接触材を用いた回分間欠曝気法	嫌気好気活性汚泥法
BOD ≤ 60mg/l	60					
BOD ≤ 20mg/l		53.0	1.10 (3.33)			
BOD ≤ 20mg/l NH <sub>4</sub> -Nの硝化		60 (60)	1.19 (5.99)			
BOD ≤ 20mg/l T-N ≤ 5mg/l				17.3 (25.9)		
BOD ≤ 20mg/l T-P ≤ 0.5mg/l						10 (12)
BOD ≤ 20mg/l T-N ≤ 5mg/l T-P ≤ 0.5mg/l				52.32 (62.7)	(19)	

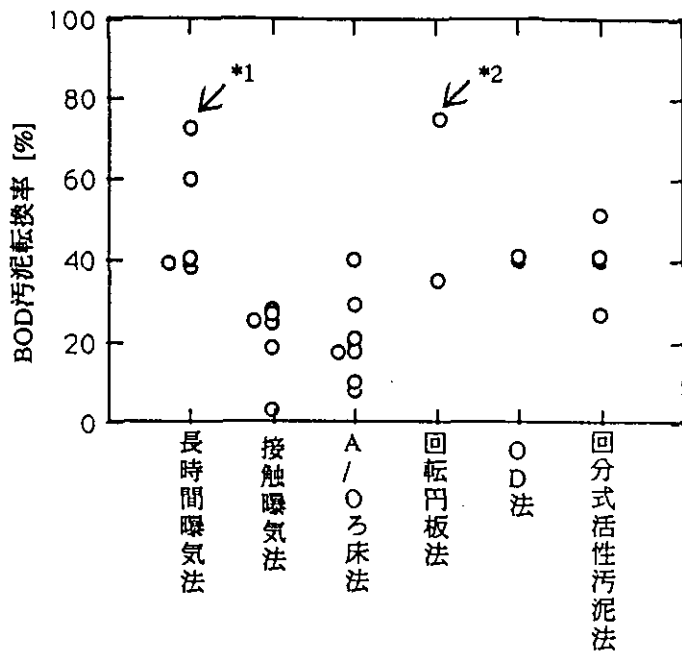
表 9-3 開放型処理方式における必要面積（m<sup>2</sup>）の比較

処理水の目標値	水路浄化法	ヨシ原 (浸透流方式)	ヨシ原 (表面流方式)	土壌浄化法 (改良型)	土壌浄化法 (従来型)
BOD ≤ 20mg/l	6900				
BOD ≤ 20mg/l NH <sub>4</sub> -Nの硝化 T-P ≤ 0.5mg/l				1100	5300
BOD ≤ 20mg/l T-N ≤ 5mg/l T-P ≤ 0.5mg/l		540	1560		

BODを20mg/L以下にするためには、嫌気・好気ろ床の場合HRT53時間の反応槽を必要とする。同様に、表9-3は100m<sup>3</sup>/日の生活排水を一定の目標水質にするための開放型処理方式の規模（必要面積）を比較したものである。改良型の土壌浄化法であれば、BODとリンの除去と硝化を目標とした場合、1100m<sup>2</sup>の土壌トレンチの面積が必要となる。BOD、窒素、リンの除去を目標とすれば、表面流れ方式のヨシ湿地の場合1560m<sup>2</sup>の面積が必要となる。

各処理方式の余剰汚泥量について、除去BOD当たりの汚泥転換率で表したものが図9-3である。各処理方式の除去BOD当たりの汚泥転換率は40%前後を示すが、接触曝気法や嫌気・好気ろ床法は20%前後でその他の処理方式に比べ、汚泥発生量が小さい。





(注)  
 \*1 汚泥の引抜きによるリン除去の実験  
 \*2 野外実験装置

図 9-3 各処理方式の除去BOD当たりの汚泥転換率

### 3.2 社会経済的評価

各処理方式について、各専門家からヒアリング調査を行い、社会経済的評価をまとめた。評価項目は地域適合性と維持管理である。装置を主体とした閉鎖型処理方式については、地域適合性評価として臭気、騒音、病原微生物、美観、自然浄化の利用可能性からなる指標項目について検討した。また、維持管理については、自動運転の信頼性、管理方式、維持管理費、汚泥引き抜き回数、汚泥処理、の項目について比較検討した。しかし、各処理方式によって大きな差が認められなかった。一方、自然浄化を利用した開放型処理方式については、臭気、騒音、美観、地下水などの周辺環境への影響度合い、土地の勾配、地盤強度、地下水位、降水時の対応、気温、日射量、さらには維持管理方式やその費用、汚泥の処理処分など維持管理の点から評価を行った。自然浄化を利用した開放系処理方式の場合、装置を主体とした閉鎖型処理方式に比べ、汚泥の処理処分などの維持管理が容易でしかもその費用が低いことが特徴である。しかしながら、いかに自然浄化を活用しても水質浄化に伴って発生する汚泥は蓄積していくので、いずれ処理性能が低下する。このように処理性能が維持されうる有効期間が、現時点ではいずれの方式とも維持管理と関連させて明らかにされていないため、社会経済的な評価について相互比較を行うのが困難である。

表9-4には、文献値から得られた建設費用と処理水量 $Q\text{m}^3$ 、また維持管理費用と処理水量 $Q\text{m}^3$ との関係式をまとめる。十分なデータが報告されていないため、精度は低いと考えられるので、現在これらの関係式の信頼度を調べている。さらに、こうした費用計算においては、地域特性が反映される。例えば、地域により人件費や資材費が異なったり、流量調整槽の設置、土地代、地盤強度、地下水位などの項目は建設費用に影響を及ぼす。現在、こうした要因を反映した費用計算のためのエキスパートシステムを構築中である。

表 9-4 各処理方式の建設および維持管理に関する費用関数 (Q: 処理水量)

装置名	建設コスト [千円]	維持管理コスト [千円/年]
長時間曝気法	$3580Q^{0.631}$ (10-10000)	$133.2Q^{0.736}$ (10-10000)
接触曝気法	$4886Q^{0.526}$ (70-800)	$517.96Q^{0.283}$ (70-800)
a/o ろ床法	$1340Q^{0.85}$ (1-1000)	$26.7Q^{0.99}$ (1-1000)
回転円板法	$986Q^{0.978}$ (165-4000)	$25.0Q^{0.956}$ (165-4000)
OD 法	$3622Q^{0.707}$ (830-1200)	$262.8Q^{1.38}$ (830-1100)
	$0.586Q^{1.99}$ (240-1100)	$309.5Q^{0.56}$ (50-1000)
	$286Q^{0.711}$ (50-1000)	
回分式活性汚泥法	660 m <sup>3</sup> /day 1.8 億	660 m <sup>3</sup> /day 246 万円/年
	190 m <sup>3</sup> /day 1.45 億	77(460) m <sup>3</sup> /day 500 万円/年

注: 括弧内は適用範囲 [m<sup>3</sup>/day]

表 9-5 処理水量3785m<sup>3</sup>/日における建設費と維持管理費の概算 (米国)

処理方法	建設費 [千円] *	年間維持費 [千円] *		
		減価消却費**	維持管理費	計
腐敗槽	45,600	50,006	1,866	6,872
回転円板法	96,000	10,540	6,922	17,461
散水ろ床法	108,000	11,857	7,018	18,875
標準活性汚泥法	120,000	13,175	8,929	22,104
安定化池	30,000	3,294	2,842	6,136
土壌還元処理	40,800	4,479	4,985	9,464

\* 1ドル120円として計算した

(ただし、これらの費用は1975年の米国で評価されたものである)

\*\*15年で償却し、年7パーセントとする

表9-5は、費用計算がよく行われている米国において処理水量を1MGD (3,785 m<sup>3</sup>/日) としたときの各処理方式の費用関数を示したものである<sup>2)</sup>。ただし、この値は1975年当時のもので注意を要する。一応、処理方式間の比較が可能であると考えられる。

## 4. 地域特性に応じた小規模排水処理方式の選定システム

### 4. 1 システムの考え方

ここでは、小規模の集落からなる地域の地形、気候等の自然環境特性や土地及び水利用形態等の社会経済的特性に応じて、閉鎖型処理技術（回分式活性汚泥法、回転円板法、嫌気ろ床法、嫌気・好気ろ床法など）ならびに開放型処理技術（水路、水生植物、土壌浄化法など）等多種多様な処理方式及びその組み合わせ方式を選定するシステムを構築することを目的としている。

共同処理、個別処理、あるいは自然浄化と組合せた処理プロセスのなかから、地域に適合した処理方式の選定を行うシステムを構築する。具体的には、AHP（Analytic Hierarchy Process、階層分析法）を用いて、各処理方式の処理性能、建設費用、維持管理費用、維持管理技術のレベル、周辺環境に及ぼす影響の度合い、を評価基準として地域に適合した処理方式を選定するシステムを構築する。

### 4. 2 階層分析法（AHP）とは

一般的に意志決定は、主観的な判断に基づく行動であり、個人的な事柄の場合には意志決定の結果の是非は、決定した本人に帰ってくるものであるから、良くても悪くても仕方が無いことであるが、公共事業のように結果の是非が複数の人間あるいは社会にはねかえる場合には、決定者の判断は客観的になされなければならない。

このような意志決定問題を客観的に解決するために、従来から種々な手法が開発されてきた。線形計画法はその代表的なものであり、近年ではコンピュータを利用したエキスパートシステム等の手法も開発されている。線形計画法は多くの分野で利用されているが、問題の構造が明確であり、しかも数量関係が線形の目標関数として確定していなければならないといった条件がある。このため、単一の目的しか処理できない、質的な情報を処理できないといった制約があった。そこで、多目的意志決定モデル、あるいは質的情報に対応した問題解決型モデルの開発が試みられてきた。特に、最近ではファジー処理にみられるような質的情報による判断を要求されることが多くなってきている。多目的問題に対応でき、かつ質的情報が取り扱えることを念頭に提案されたのが階層分析法（AHPモデル）である。

階層分析法（AHP:Analytic Hierarchy Process）は、1971年にThomas L. Sattyが提唱し、不確定な状況や多様な評価基準における意志決定手法である<sup>3)</sup>。この手法の大きな特徴は、問題の分析において、主観的判断とシステムアプローチをうまくミックスした問題解決型意志決定手法であるという点にある。すなわち、階層分析法は、複雑であいまいな状況下での意志決定を行う場合に有効と考えられる。

AHP手法の手順は次に示す3段階から成り立っている。

第1段階：まず問題を階層構造に分解する。階層にはレベルがあって、それぞれのレベルは要素からなる。あるレベルの要素は、それ以下のレベルにある複数の要素から決定される。階層図ではこれらの要素間を直線で結ぶ。最上層のレベルは1個の要素からなり、対象となる意志決定における問題である。ここでは、地域に適合した処理方式の選定である。階層の最下層レベルは最終的な選択の対象となる代替案の要素が位置する。ここでは、各処理方式である。最上層のレベルと最下層のレベルとの中間レベルには、代替案の中から1つに絞り込むための評価基準の要素が存在する。それ以下のレベルでは複数の要素が一つ上のレベルの要素との関係から決定され

る。階層の最下層に代替案が位置する。

#### 第2段階

各レベルの要素間において重み付けを行う。重み付けは一つ上のレベルにある関係要素を評価基準として、各レベルの二つの要素間の重要性の対（ペア）比較を行う。

重要性の尺度は次の通りである。

- 1・・・同じくらい重要
- 3・・・やや重要
- 5・・・かなり重要
- 7・・・非常に重要
- 9・・・極めて重要

例えば、A、B 2つの要素を一对比較し、AはBに比べて5（かなり重要）と評価した場合、Bの尺度は1/5となる。

このようにして得られた各要素レベルの一对比較トリックスから、線形代数における固有値を求め、各要素の重みとする。この際、比較尺度に首尾一貫性があるかどうかについて、得られた固有値から整合度を求め、整合性も判断する。

#### 第3段階

各レベルの要素間の重み付けが計算されると、この結果を用いて階層全体の重み付けを行う。これによって、問題に対する各代替案のプライオリティが決定される。

### 4. 3 小規模排水処理方式選択システムの開発

小規模排水処理方式には様々な異なる特徴を持つ方式があるため、地域の特性と意志決定者の意向とが合致する方式を合理的に選定することは困難なことである。そこで、小規模の集落からなる地域の特性に応じて排水処理方式を選択する際の意志決定支援システムとしてパソコン上で作動するAHPを組み込んだ対話型小規模排水処理方式選択システムを開発した。

代替案（処理方式）としては、標準活性汚泥法（参考として）、嫌気好気活性汚泥法、長期間曝気法、接触曝気法、オキシデーションディッチ法、回分式活性汚泥法、回転式円板法、嫌気好気ろ床法、酸化池・ラグーン、アシ浄化法、土壌浄化法、水路浄化法等である。

図9-4に本システムの階層図を示す。処理方式を選定する際に重要な評価基準（1次レベル）の要素として、処理性能、建設費用、維持管理、環境影響を取り上げた。さらに2次レベルの評価基準として、処理性能についてはBOD除去率、N除去率、P除去率、SS除去率を項目要素とした（すなわち、処理性能は、これらの除去率によって評価される）。維持管理については、維持管理費用（発生汚泥の処理費用、電気代など）と維持管理技術の難易度をさらに、環境影響については、騒音、臭気、ハエ・カ等の発生を項目要素とした。

開発したシステムの内容は、以下のようなものである。まず、利用者は対象とする地域の人口、気象条件、地形地質に関する基本的なデータを入力する。次に利用者は、地域に関する数値化が困難な情報（水質改善の必要性や経済的な基盤など）や地域住民や個人の考え方を総合して、小規模排水処理方式の選定に係わる各評価基準の重みづけを対話形式で一对比較により決定する。また、入力した基本データから図9-2や表9-4などに基づいて処理性能や建設費用、維持管理費用などが



計算され、データベース化される。さらに専門家の意見もデータベースとして格納されている。利用者が各代替案の一対比較を行う際には、ディスプレイに表示されたこれらの各処理方式のデータや専門家の意見を参考にすることができる。そして、これらの重みづけ計算結果を総合して、各処理方式の総合重要度の順位付けを表示する。

以下、システムの表示画面の例によって、システムの概要を説明することとする。

図9-5は、対象とする地域の基本データの入力画面である。地域名称、人口、平均気温、排水の種類等を入力するものである。ここで入力された人口と排水の区別の原単位から、発生するBOD負荷量あるいはN、P負荷量をシステム内部で計算し、それを基に各処理方式のBOD等の処理水濃度、建設費用、維持管理費用を計算し、重要度入力の際の判断材料とする。

図9-6は一対比較をする際の各レベルの選択画面である。ここで、比較を行う各レベルの評価基準を選択すると、図9-7に示す一対比較の重要度入力画面に移る。図9-7の一対比較の重要度入力画面において、カーソルキーで画面中の○印を移動して、一対比較を行った後、リターンキーを押すと、計算された各要素の重要度（重み付け）が表示される（図9-8）。ここで、整合土壌が0.1よりも大きくなれば、数学的に矛盾した一対比較を行ったことになり、一対比較をもう一度やり直す。人間は判断基準が多くなればその時々でその重み付けを変えてしまうことがある。整合度を導入することにより、こうした矛盾をなくすることができる。

処理方式の選択画面が図9-9である。処理方式は全部で13用意してあるが、13の方式全てについて一対比較を行うことは非常に煩雑である。したがって、ここでは各処理方式の特徴を示したデータベースを参照にして、各地域の実情にあった方式を利用者が最大5つまで選択できるようにした。

図9-10は、評価基準毎に各処理方式の一対比較の入力画面である。ここでは、各処理方式の特性を表示して一対比較をやりやすいようにしてある。例えば、BODの除去性能に関して、各処理方式を比較する場合に、各処理方式別のBOD平均除去率と処理水濃度をシステム内で計算し、表示する。この結果を参考にしてBOD除去率に関する各処理方式の一対比較を利用者が行う。この場合、BOD処理水濃度が2つの処理方式で異なったとしても、基準以下であれば、利用者はあまり重要な差とみなさないと考えられる。

図9-11は計算された総合重要度の表示画面である。これを印刷する。さらに別の利用者が行った結果や同じ利用者が評価基準を変更した場合の結果などを参考にしながら、地域に適合した排水処理方式を選定する際の判断材料とする。

#### 4.4 本システムの特徴

本システムの特徴は、次のようなものである。

1) 一対比較をする際に、グラフィカルに重要度を入力できるようにしたので、操作が簡単である。また、その際に各要素の特徴、コメントを表示することにより、利用者が重要度を判断しやすいようにした。

2) パソコンを対象としているので、手軽に利用できる。また、試行錯誤的に繰り返して種々の条件下での結果をすぐ比較することができる。

小規模排水処理方式の選択 一対比較重要度の入力 Escキー→メニュー

<p><b>レベル1 評価基準</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>1) 処理性能</li> <li>2) 建設費用</li> <li>3) 維持管理</li> <li>4) 環境影響</li> </ul>	<p><b>レベル2 評価基準</b></p> <p><b>1) 処理性能</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>1) BOD平均除去率</li> <li>2) N平均除去率</li> <li>3) P平均除去率</li> <li>4) SS平均除去率</li> </ul> <p><b>3) 維持管理</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>1) 汚泥発生量</li> <li>2) 維持管理費</li> <li>3) 技術の難易度</li> </ul> <p><b>4) 環境影響</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>1) 騒音</li> <li>2) 臭い</li> <li>3) ハエ・カ</li> </ul>	<p><b>代替案評価基準</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>1) 標準活性汚泥法</li> <li>2) 嫌気好気活性汚泥法</li> <li>3) 長時間ばっ気法</li> <li>4) 接触ばっ気法</li> <li>5) 柱状レゾナンス法</li> <li>6) 回分式活性汚泥法</li> <li>7) 鉄接触回分活性汚泥法</li> <li>8) 回転式円板法</li> <li>9) 嫌気好気ろ床法</li> <li>10) 酸化池・ラグーン</li> <li>11) アンシ浄化法</li> <li>12) 土壌浄化法</li> <li>13) 水路浄化法</li> </ul>
--	---	---

\*印は一対比較入力済み。↑↓カーソルキーで移動、リターンキーで決定

図 9-6 一対比較をする際の各レベルの選択画面

小規模排水処理方式の選択 一対比較重要度の入力 Escキー→前メニュー

レベル1 評価基準

	非常に重要	極めて重要	かなり重要	やや重要	同程度	やや重要	かなり重要	極めて重要	非常に重要	
処理性能	◆									建設費用
処理性能		⊕								維持管理
処理性能		⊕								環境影響
建設費用			⊕							維持管理
建設費用			⊕							環境影響
維持管理				⊕						環境影響

↑↓カーソルキーで移動、←→カーソルキーで評価、リターンキーで決定、重要度計算結果の表示

図 9-7 一対比較の重要度入力画面

**小規模排水処理方式の選定** 一対比較重要度の入力 Escキー→前メニュー

レベル1 評価基準 の重要度 計算結果

	処理性能	建設費用	維持管理	環境影響
処理性能	/	7	5	5
建設費用	1 / 7	/	3	3
維持管理	1 / 5	1 / 3	/	1
環境影響	1 / 5	1 / 3	1	/
<b>重要度</b>	0.649	0.183	0.084	0.084
<b>整合度</b>	0.099 <整合性は十分です。>			

copyキーで画面のバックキー、Escキーで一対比較に戻る。

図 9-8 各要素の重要度

**小規模排水処理方式の選定** 一対比較重要度の入力 Escキー→前メニュー

下の処理方式の中から、希望する処理方式を2つ以上5つまで選択して下さい。

- ① **標準活性汚泥法** 余剰汚泥が大量に発生する。
- ② **嫌気好気活性汚泥法** 家庭排水には殆ど使われていない。
- ③ **長時間ばっ気法** 標準活性汚泥法に比べリン除去率が低い。  
流入BODが少ない排水には不適。  
200人以上の場合は断続ばっ気が適す。
- ④ **接触ばっ気法** フウハウが多い。適用例 ≤40m<sup>3</sup>/day。  
5) **サジテーション法** 降雪地域には不適。流量変動に強い。建設費が安い。  
6) **回分式活性汚泥法** サジテーション法より建設費が安い。  
流入水量の変化に対応できる(例 観光地向け)。
- 7) **鉄接触回分活性汚泥法** 数例だが実績がある。
- ⑧ **回転式凹板法** 流量、季節変動に対応できる。  
住民による定期点検が必要。  
汚泥引き抜きが3ヶ月に1回必要。
- 9) **嫌気好気ろ床法** 汚泥発生量が少ない。用地が少なくてもよい。
- 10) **酸化池-ラックン** 蚊の発生がある。子供が落ちる危険がある。
- 11) **アン浄化法** 3次処理、雑排水に適している。
- 12) **土壌浄化法** 3次処理、雑排水向き。SSに弱い。負荷変動に強い。
- 13) **水路浄化法**

↑ ↓ : 移動    SPACE : 選択/解除    RET : 決定

図 9-9 処理方式の選択画面



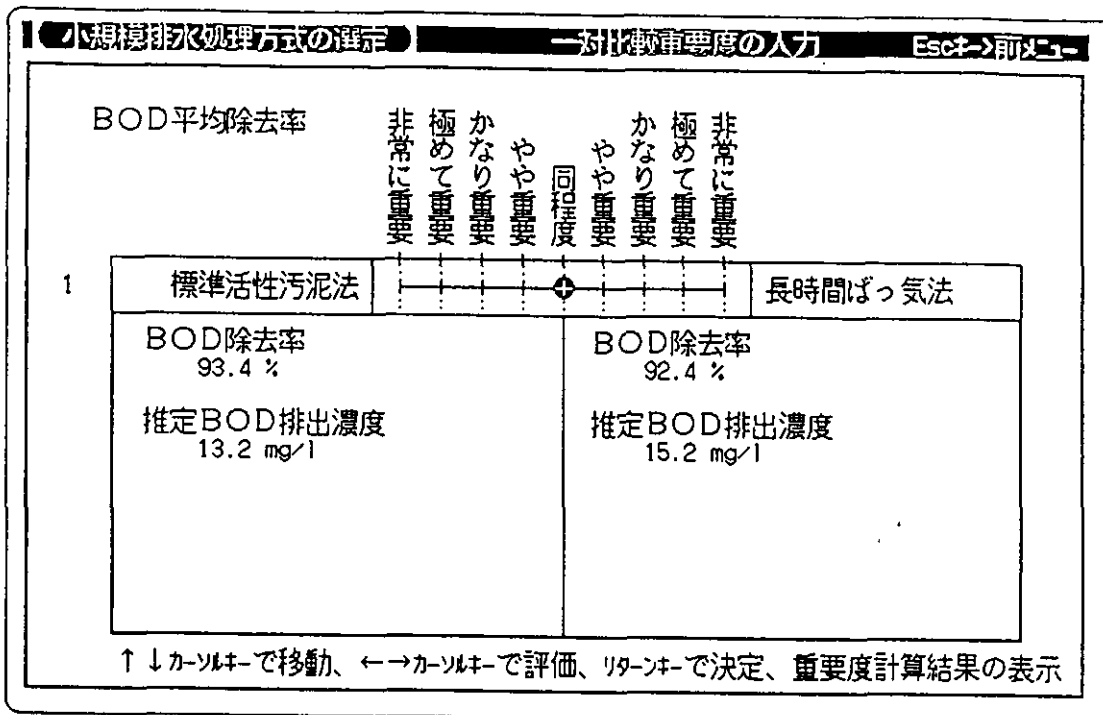


図 9-10 各処理方式の一対比較の入力画面

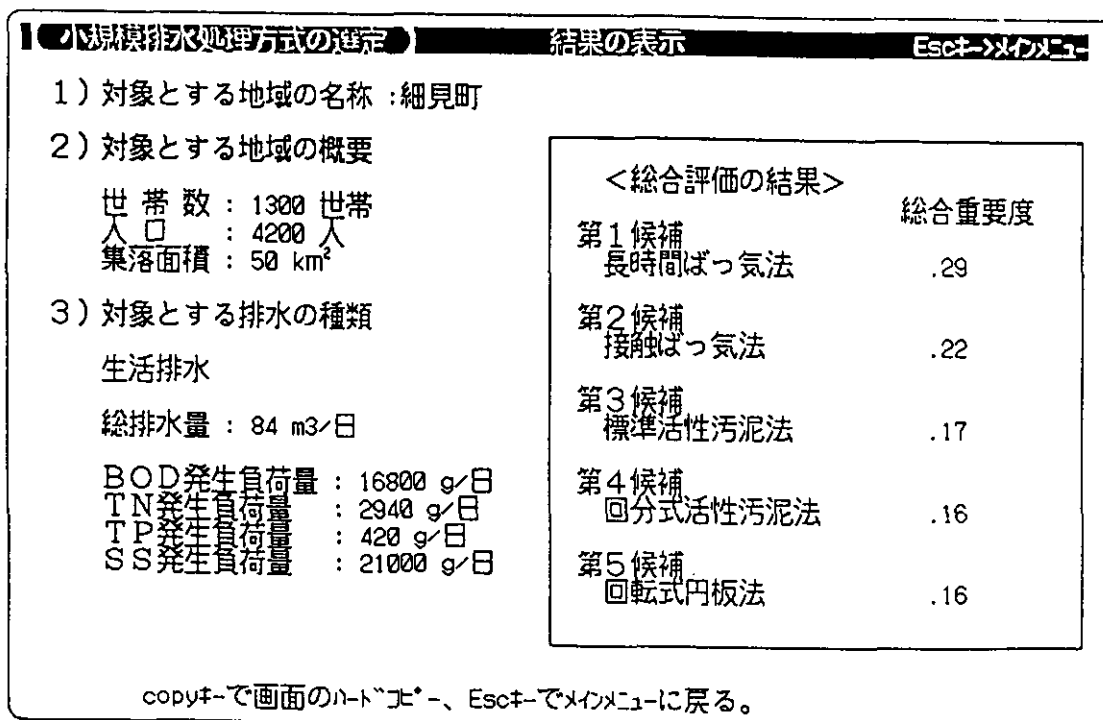


図 9-11 総合重要度の表示画面

本システムはプロトタイプであり、システムの実質的な本体部分は完成しているものの、使い勝手等の実用に際してはまだまだ、改良の余地が残されている。今後の課題としては、一対比較の際に代表的なものを入力したら後は入力しなくても自動的に判断し、決定できないかという課題がある。これは、ある程度、エキスパートシステムに近づいたシステムと言えるであろう。

建設費用や維持管理費用の算定する際にも地域の特性が反映できるようなエキスパートシステムを現在構築中である。

また、各処理方式の組み合わせについては、今回のバージョンでは対応できていない。数種の処理方式を組み合わせることは実際面では考えられることであるので、この点についても今後の課題として残されている。

## 5. おわりに

処理方式は従来からユーザーや設計者の好みや経験によって決定することが多かった。ここでは小規模排水処理方式の選定を、階層分析法（AHP）を応用した意志決定支援システムを構築したわけであるが、このような支援システムは様々な場面において応用ができ、かつまた有効であると思われる。

今後、このシステムが各方面で実用に供され、役立つことを期待したい。

## 引用文献

1. 文部省「人間環境系」重点領域研究、N13-02 村上班、環境に適合する分散型排水処理方式の検討、「人間環境系」研究報告集G022（1990）
2. W.J. Jewell and R. Swan (Eds.) (1975) Water Pollution Control in Low Density Areas, Proceedings of a Rural Environmental Engineering Conference.
3. 刀根薫（1986）ゲーム感覚意志決定法 AHP入門、日科技連

# 10 汚染負荷の削減方法

## 1. はじめに

韓国の水質汚染防止対策は主に大都市を中心に行われており改善効果を上げてきたが、小規模の集落地域や農・漁村の人口密集地域では今だに生活排水やし尿浄化槽放流水および家畜廃水等により水路、小河川、湖沼の水質汚染が増加していて周辺環境および農業活動に悪影響を及ぼし、それはますます深刻化している。これらの地域から発生する排水の特徴は都市地域と異なるため、大都市地域の処理システムや外国の方式を用いることは費用および維持管理の面から見ると極めて非現実的であるため、人家の密集度、畜産の飼育規模、流入河川の汚濁の程度など地域特性を考慮した処理システムの開発が早急に必要とされる。したがって本研究では小規模生活排水および畜産廃水を中心に効果的な処理施設の選択方法を提示し、これらを慶安川流域に適用した場合の水質改善効果を予測した。

## 2. 汚染源別処理システムの選定

### 2. 1 処理方式の特徴および適用可能性

現在、韓国の下水处理など大部分の大規模処理施設ではBOD、SSの除去率が高く広い処理場の敷地を必要としない標準活性汚泥法が採用されてきたが、この方法は汚泥発生量が多く、維持管理に高度の技術を必要とするため小規模の汚染源から排出される生活排水（し尿排水を含む）および畜産廃水の処理方式としては適切ではないと評価されており、これらの地域の特性に適合した処理方式の選択は慎重に検討されなければならない。図10-1は小規模処理施設の種類を示したものである。また、これらは雑排水・し尿および畜産廃水の処理に関する法律で規定され

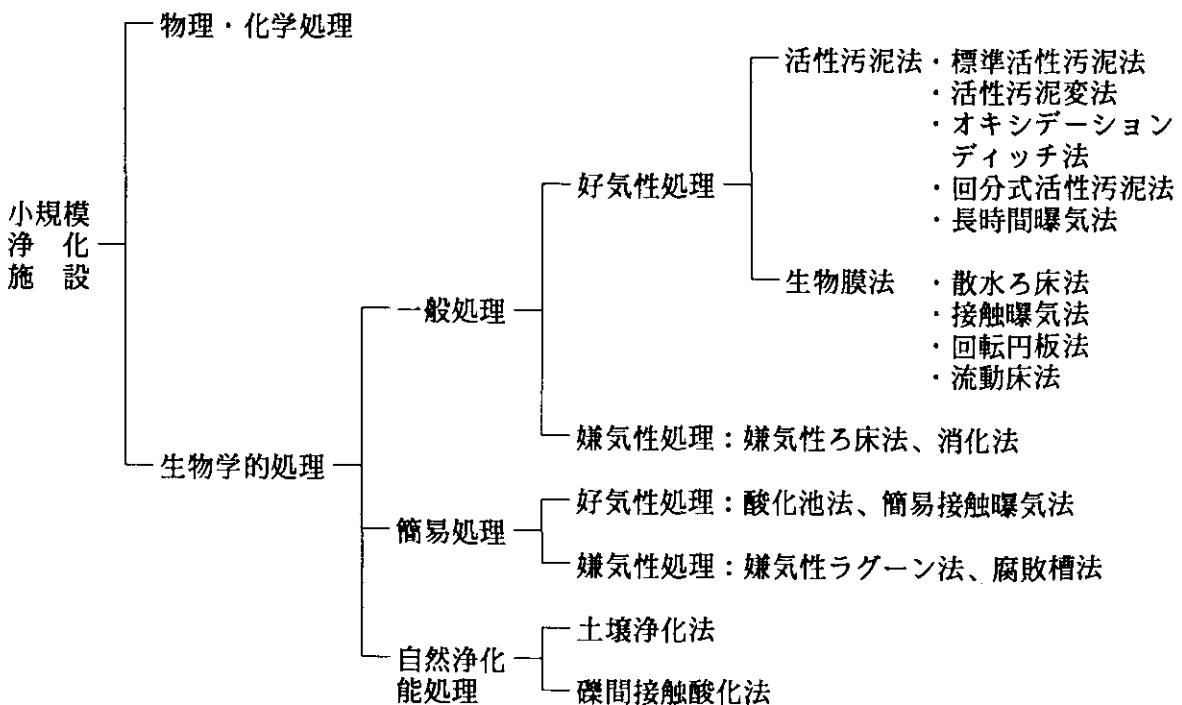


図 10-1 処理方式の種類

表 10-1 処理方式別特性

区分	処理方式	処理効率 (%)			長 所	短 所
		BOD	T-N	T-P		
一般処理・活性汚泥法	標準活性汚泥法	90	20	20	<ul style="list-style-type: none"> <li>・運転変化で水質制御可能</li> <li>・曝気量が少ない</li> <li>・大規模施設に適合</li> <li>・処理技術が蓄積</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・運転が複雑</li> <li>・高度な維持管理技術が必要</li> <li>・汚泥発生量が多い</li> </ul>
	活性汚泥変法	85	20	20	<ul style="list-style-type: none"> <li>・単位容積当たり負荷量増加</li> <li>・酸素利用率向上</li> <li>・負荷変動の柔軟性</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・流入廃水の適切な分解が難しい</li> <li>・汚泥バルキングが起き易い</li> </ul>
	長時間曝気法	85	30	20	<ul style="list-style-type: none"> <li>・負荷変動による運転が容易</li> <li>・維持管理が容易</li> <li>・汚泥生成量が少ない</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・施設の敷地面積が広く必要</li> <li>・曝気量が多い</li> <li>・余剰汚泥の分解減少が発生</li> </ul>
	オキシデーション法	90	40	30	<ul style="list-style-type: none"> <li>・負荷変動に対応した運転が可能</li> <li>・維持管理が容易</li> <li>・汚泥発生量が少ない</li> <li>・運転条件の変更で栄養塩類の除去が可能</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・施設面積広い</li> <li>・大規模施設が難しい</li> </ul>
	回分式活性汚泥法	90	45	35	<ul style="list-style-type: none"> <li>・負荷変動に対応が容易</li> <li>・装置が簡単</li> <li>・運転条件の変更が容易</li> <li>・栄養塩類の除去が可能</li> <li>・汚泥のバルキング抑制</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・スカム発生の可能性はある</li> <li>・運転制御装置が必要</li> <li>・汚泥発生量が多い</li> </ul>
一般処理・生物膜法	散水ろ床法	80	20	20	<ul style="list-style-type: none"> <li>・動力費が少ない</li> <li>・維持管理が容易</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・害虫発生の可能性はある</li> <li>・水頭損失が大きい</li> <li>・閉塞現象の発生</li> <li>・広い施設面積が必要</li> </ul>
	接触曝気法	80-90	20	20	<ul style="list-style-type: none"> <li>・維持管理が容易</li> <li>・汚泥発生量が少ない</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・生物膜の剥離により水質が悪化</li> <li>・閉塞現象発生の可能性はある</li> </ul>
	回転円板法	90	10-15	5	<ul style="list-style-type: none"> <li>・維持管理が簡単</li> <li>・動力費が少ない</li> <li>・沈澱槽の浮遊物質流出が少ない</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・水質の制御が難しい</li> <li>・温度変化に敏感</li> <li>・処理容量の限界</li> <li>・害虫発生の可能性はある</li> </ul>
簡易処理	酸化池法	80	80	80	<ul style="list-style-type: none"> <li>・動力費が少し必要</li> <li>・維持管理が容易</li> <li>・栄養塩類の除去が可能</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・広い敷地が必要</li> <li>・悪臭と害虫の発生</li> <li>・冬季処理性能の低下</li> <li>・藻類の回収、処理システムの確立が必要</li> </ul>
	嫌気性ラグーン法	40-60	20-30	1-2	<ul style="list-style-type: none"> <li>・維持管理が容易</li> <li>・処理施設の構造が簡単</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・広い敷地が必要</li> <li>・悪臭と害虫の発生</li> <li>・冬季処理性能の低下</li> </ul>
	腐敗槽法	40-50	20-30	1-2	<ul style="list-style-type: none"> <li>・維持管理が容易</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・流動変動が大きいと処理性能が低下</li> </ul>
自然浄化能処理	土壌浄化法	80	50	50	<ul style="list-style-type: none"> <li>・有機物とリンの除去率が高い</li> <li>・動力と薬品がほとんど不要</li> <li>・維持管理が容易</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・閉塞現象の発生</li> </ul>
	礫間接触酸化法	70	50	50	<ul style="list-style-type: none"> <li>・動力がほとんど不要</li> <li>・維持管理が簡便</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・生物膜の脱離、ろ材の閉塞現象</li> <li>・洪水時浸水の可能性</li> </ul>

ている汚水浄化施設と畜産廃水の浄化施設、その他自然浄化能を利用した処理方法などであり、各処理方式別の特性および適用の可能性について表10-1に詳細に記載した。

これまで、生活排水および畜産排水の主な処理方式は、活性汚泥法と生物膜法に限定されていたが、最近の国際的な趨勢は水路浄化法、土壌処理法、酸化池法、嫌気性処理法等、自然の浄化機能を利用することが特徴である。これらの処理方法における汚染物の除去率はあまり高くないが維持管理がきわめて容易で経済的なことが知られている。

## 2.2 処理方法の選択基準

小規模の排出源に対する処理方法は先に述べたような様々な方法が考えられるが、次の要件を十分に満たした方法を、地域の特性により適正に選択しなければならない。

- 有機物の除去効率が満足できること。
- 維持管理の操作が簡便であること。
- 維持管理費（動力、薬品等）が安いこと。
- 施設費が安いこと。
- 余剰汚泥の発生量が少ないこと。
- 負荷変動に対して影響が少ないこと。
- 衛生学的に安全であること。

以上の条件を全部満足することは極めて難しいが人口の密集状態や家畜の飼育頭数などを考慮して優先的には、維持管理が容易で流入排水量および負荷変動に対して適応性の高い方法でなければならない。なお、処理方式は地域の放流水基準が満足できることのみならず、基準強化および水質保全のために既存の処理施設より高度な処理が出来なければならない。汚泥発生量が少なく処理処分が容易でなければならない。その他、既存施設の場合、改良が容易で費用も安価な方式でなければならない。このような選定基準に基づいた加重値を表10-2に整理した。

小規模排出源に対する処理方法の選択のため、各基準に対する加重値と適用可能な処理方法のマトリックスを組み合わせて、各プロセス別の適用基準による配点をした後、100点満点で80点以上の処理方式を小規模処理施設に適用可能な方式として選定した。処理方式の選定のためのマトリックスを表10-3に示した。一方、一般的に適用される標準活性汚泥法は高度な維持管理および大量に発生する余剰汚泥の処理、処分の問題等のため、小規模の人口密集地域などの処理施設として適用することが難しい事が分かった。

## 2.3 適正な処理方式の選定

小規模な汚染源の処理施設として適用が可能な方式としては、2項より次のような方式が選定される。

- 土壌浄化法
- オキシデーションディッチ法
- 嫌気性ラグーン法
- 礫間接触酸化法
- 長時間曝気法
- 回分式活性汚泥法
- 腐敗槽法

表 10-2 システムの選定基準および加重値

順位	選 定 基 準 項 目	加重値
1	維持管理の容易性	0.25
2	施設費および維持管理費等の経済性	0.20
3	余剰汚泥の処理、処分の容易性	0.15
4	負荷変動の対応性	0.15
5	処理基準および計画水質の満足性	0.10
6	栄養塩類の除去可能性	0.10
7	悪臭等衛生学的な側面	0.05
合計		1.00

表 10-3 各処理システムの分析結果

項目 処理法	項目							合計
	1	2	3	4	5	6	7	
標準活性汚泥法	E 5	E 4	E 3	C 9	A 10	C 6	A 5	42
活性汚泥変法	E 5	E 4	E 3	B 12	A 10	C 6	A 5	45
長時間曝気法	B 20	C 12	C 9	A 15	A 10	A 10	A 5	81
オキシデーションディッチ法	A 25	B 16	C 9	B 12	A 10	A 10	A 5	87
回分式活性汚泥法	A 25	C 12	D 6	A 15	A 10	A 10	A 5	83
散水ろ床法	A 25	E 4	B 12	B 12	C 6	C 6	D 2	67
接触曝気法	C 15	C 12	E 3	A 15	B 8	B 8	A 5	66
回転円板法	A 25	E 4	C 9	B 12	A 10	C 6	A 5	71
酸化池法	A 25	B 16	D 6	B 12	B 8	E 2	A 5	74
嫌気性ラグーン法	A 25	A 20	A 15	B 12	C 6	B 8	E 1	87
腐敗槽法	A 25	A 20	A 15	A 15	E 2	E 2	E 1	80
土壌浄化法	B 20	A 20	A 15	A 15	C 6	B 8	B 4	88
礫間接触酸化法	A 25	A 20	A 15	D 6	B 8	C 6	A 5	85

A : 100, B : 80, C : 60, D : 40, E : 20 点

表 10-4 計画人口および家畜頭数別処理方式

汚 染 源	規 模 (計画人口 および頭数)	処 理 方 式		備 考
		1 段階	2 段階	
人 間	2,000 - 4,000人	長時間曝気法	土壌処理	農村の主要部落および湖沼周辺の環境保全
	1,000 - 2,000人	オキシデーショ ンディッチ法	土壌処理	農業用排水および水質保全
	500 - 1,000人	回分式 活性汚泥法	土壌処理	農業用排水および水質保全
	300 - 500人	腐敗槽法	-	近隣生活環境保全および公共用水の水質汚染防止
家 畜 (豚基準)	5,000 - 10,000頭	オキシデーショ ンディッチ法	-	
	3,000 - 5,000頭	回分式 活性汚泥法	-	
	1,000 - 3,000頭	腐敗槽法、嫌気 性ラグーン法	-	

以上の処理方法は全部小規模の処理施設として適用の可能性があるが人口、家畜等汚染源の種類と地形的条件、密集の程度により表10-4のように区分できる。土壌浄化法や礫間接触酸化法は方式の特徴から有機物濃度が低い場合に適するため、生活排水等を直接処理するより1段階の処理の後、後処理方法に用いることが効率的である。畜産排水の場合はBODなどの汚染物濃度が極めて高いため1段階の生物学的処理後でも土壌処理を適用することは適切でないと判断できる。各汚染源の規模による処理方式を調べてみると計画人口300-500人や飼育頭数1,000-3,000頭以下の極めて小さい規模の地域では近隣の生活環境保全などのため主な処理方法としてはより簡易な生物処理施設の腐敗槽や嫌気性ラグーンを設置して処理することが公共水域の水質汚染防止のために効果的であると考えられる。比較的規模の大きい計画人口 2,000-4,000人程度の地域は現在、慶安川流域などと同じくらいの規模で広く普及し使用されている長時間曝気法が選択され農村の主要部落および湖沼周辺の環境保全のため優先的に処理を行った。

### 3. 慶安川流域の汚染物質削減方法

#### 3.1 概要

慶安川流域は首都圏地域の上水源である八堂湖に隣接したところに位置し、水質環境基準1等級を目標水質として定めている。しかし、龍仁および廣州邑下水終末処理場が完成するまでは平

水時のBODは4.3mg/lと目標水質と大きく隔たっていたが、処理施設の完成した1992年10月以後はかなり改善されている。しかし、目標水質のBOD 1mg/l以下を達成するためにはまだ相当量の有機物を削減しなければならない。なお、窒素、リンの排出を抑制して八堂湖の富栄養化防止に寄与しなければならない。したがって、本節では最近完成した下水終末処理施設等による効果を評価した。その他、排水域の人間および家畜の密集地域に対して前節に提示した処理方式を適用して汚染物質の削減量を算定しこれを基に水質の改善効果を予測することにする。

### 3.2 下水終末処理場の稼働による水質改善効果

京畿道龍仁郡浦谷面と廣州郡廣州邑に各々18,000m<sup>3</sup>/日、11,000m<sup>3</sup>/日規模の下水終末処理場が1992年10月以降に正常に稼働し始めたことにより慶安川本流に流入する汚染物質量が大きく減少して慶安川の水質を大きく改善することができると評価されている。特に、龍仁郡処理場は浦谷面新院里、留雲里一帯の集団畜産農家から排出される養豚排水の自然浄化式酸化池の流出水を下水と同時に処理しており、これまで問題とされていた養豚排水の処理に効果的に働いている。自然浄化式酸化池の流出水は下水処理場までの遮集管渠がまだ設置されていないが酸化池の運転状況が極めて不良のため暫定的に手でポンプアップして下水と共に合併処理を行っている。

表10-5は下水終末処理場および廣州郡に設置した2箇所の簡易汚水処理施設の稼働前後の汚濁負荷量を各流域別に示した。BODは施設稼働前に比べ約40%減少し、窒素、磷は各々約18%、11%減少することが分かった。稼働後の流入汚濁負荷量を用いて、6章で述べたQUAL2Eモデルにより水質予測を行った結果、BODが4.3mg/lから2.1mg/lへ、窒素、磷は各々4.7mg/lから3.5mg/l、0.23mg/lから0.21mg/lへ改善することが分かった。

表 10-5 下水終末処理施設の稼働前後の汚濁負荷量

(単位: kg/日)

流域	稼働前			稼働後		
	BOD	T-N	T-P	BOD	T-N	T-P
G-10	1,206.3	1,445.4	53.3	730.1	1,009.9	64.4
G-11	232.8	161.0	7.4	67.2	128.7	2.5
G-12	73.1	207.9	2.5	58.2	203.3	2.2
G-13	164.5	232.0	6.6	141.7	242.4	7.3
G-14	86.6	47.1	2.5	42.4	28.4	1.0
G-15	91.6	115.9	0.5	86.2	114.2	0.5
G-16	222.9	85.6	5.5	157.7	76.3	3.8
G-17	610.9	321.7	22.3	203.9	195.6	6.5
G-18	2.8	4.3	0.2	1.6	3.4	0.1
G-19	22.4	78.5	1.3	21.0	77.4	1.2
G-20	294.0	752.7	15.9	293.0	753.8	16.0
G-21	37.5	203.1	10.8	36.4	204.6	10.9
G-22	103.2	315.6	4.2	103.2	315.6	4.2
計	3,007.9	3,452.1	118.0	1,803.0	2,833.4	105.5



### 3.3 汚濁物質の削減量の算定

慶安川の水質は前に述べたように下水終末処理施設等の稼働の後でも目標水質とかなり隔たっていて、その他の汚染源に対する適切な負荷削減対策を検討しなければならない。さらに、窒素、磷の除去対策のために既存の下水終末処理施設に高度処理システムの導入が必要であると判断される。表10-6は規模別の汚濁物質の削減対策方法および順位を示した。下水終末処理施設等の排水区域から除外された小規模の汚染源対策には2節より選定した方法により処理計画人口および家畜頭数がおおい所を優先的に処理することとした。生活排水の場合、1段階の生物処理の後、2段階で窒素およびリン等の除去のために土壌処理法を導入した。表10-6に示した汚濁物質の削減量の算定区分は処理順位の順に汚濁物質の削減量の累計を示した符号である。

表 10-6 規模別の汚濁物質の削減方法および順位

順位	規 模	処 理 方 法	汚濁物質の削減量 算定区分	備考
0	下水終末処理場の設置および稼働		A	1 段 階 処 理
1	2,000 - 4,000人	長時間曝気法	B	
2	1,000 - 2,000人	オキシデーションディッチ法	C	
3	5,000 - 10,000頭	オキシデーションディッチ法	D	
4	3,000 - 5,000頭	回分式活性汚泥法	E	
5	500 - 100人	回分式活性汚泥法	F	
6	1,000 - 3,000頭	腐敗槽または嫌気性ラグーン	G	
7	300 - 500人	腐敗槽	H	
8	下水終末処理場の高度処理		I	2 段 階 処 理
9	2,000 - 4,000人	長時間曝気法+土壌処理	J	
10	1,000 - 2,000人	オキシデーションディッチ法 +土壌処理	K	
11	500 - 1,000人	回分式活性汚泥法+土壌処理	L	

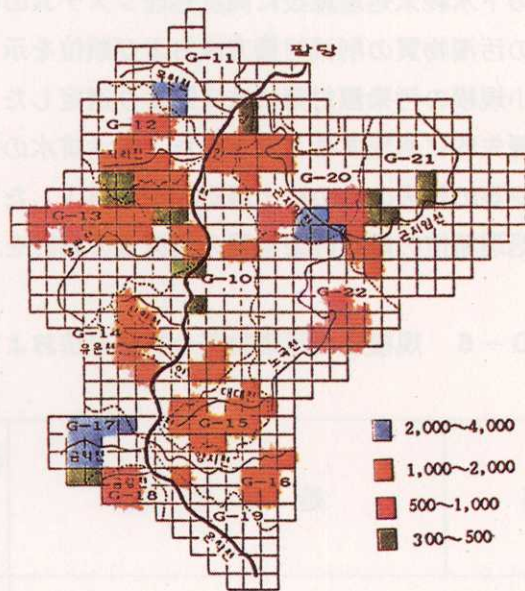


图 10-2 小規模生活排水処理区域

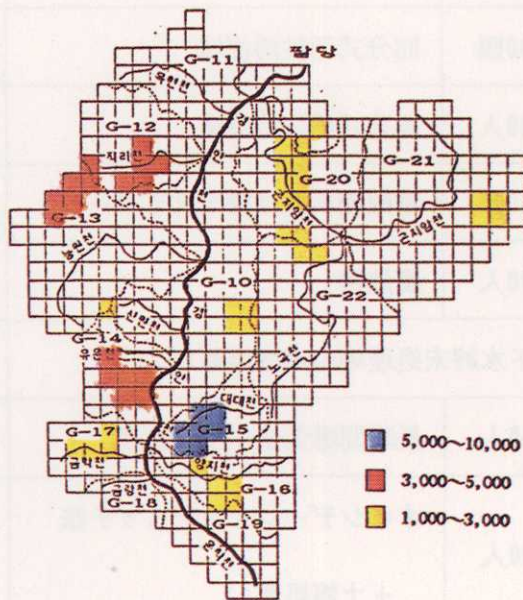


图 10-3 小規模養豚廃水処理区域

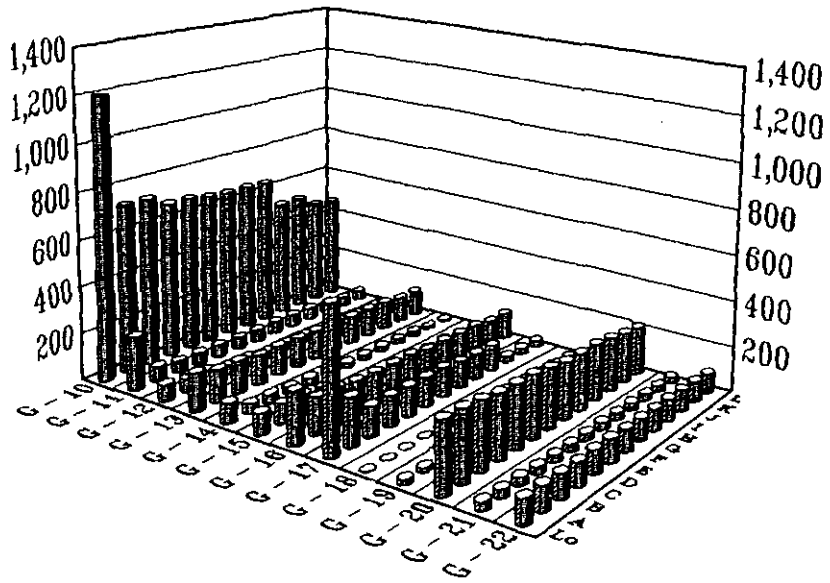


図 10-4 処理工程の違いによる各流域別BOD負荷量の変化

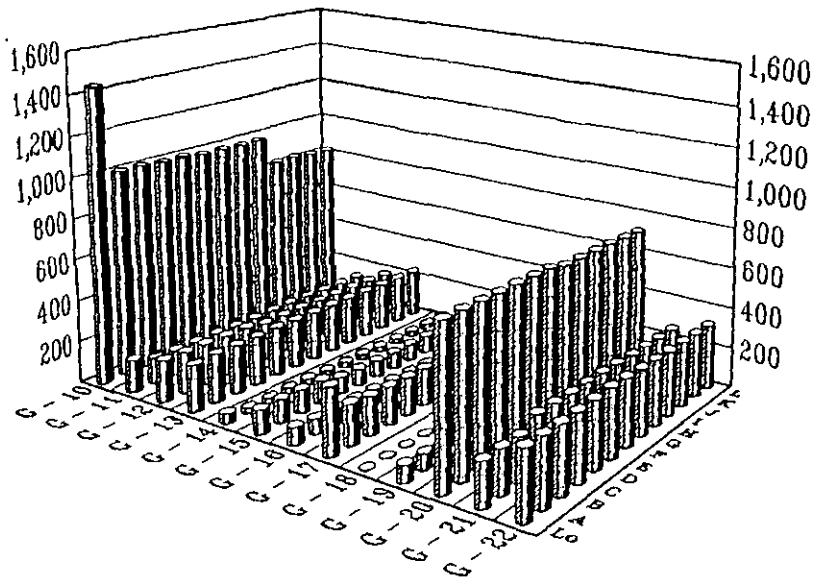


図 10-5 処理工程の違いによる各流域別T-N負荷量の変化

### 1) 1段階処理

図10-2~10-3は慶安川の流域の生活排水および畜産排水の処理区域を規模別に示したもので、人口2,000-4,000人規模が3区域、人口1,000-2,000人規模が15区域、豚5,000-10,000頭規模が1区域に区分した。これらの小規模汚染源を表10-6に示した。削減方法と優先順位を適用して処理し各流域に到達する汚染物質の負荷量の変化を図10-4~10-6に示した。

有機物の除去を主な目的にした1段階の処理後、慶安川の本流に流入する総汚染負荷量はBOD1,426kg/日、T-N2,698kg/日およびT-P103kg/日で下水終末処理場の稼動前に比べて各々53%、22%、13%減少する。特に流域面積が一番大きく慶安川の総流入負荷量の約40%を占めるG-10流域の場合約46%のBODが削減され、慶安川の水質改善に一番大きな影響を及ぼす。図10-6のG-10流域のT-Pが下水終末処理場の稼動前より高くなったのは各流域に分散して排出されていたものが下水終末処理場の稼動によりG-10流域に排出されるためである。

### 2) 2段階処理

下水終末処理場に高度処理システムを導入し、下水処理区域以外の地域の生活排水を表10-6に示す2段階の処理をすれば1段階処理に比べBOD28%、T-N18%、T-P35%が削減され慶安川の本流に流入する総汚染物質量はBOD1,026kg/日、T-N2,490kg/日、T-P67kg/日と計算された。これを流域別にみるとBODの場合、G-10流域が45%、G-20流域が20%を占めていることが分かる。

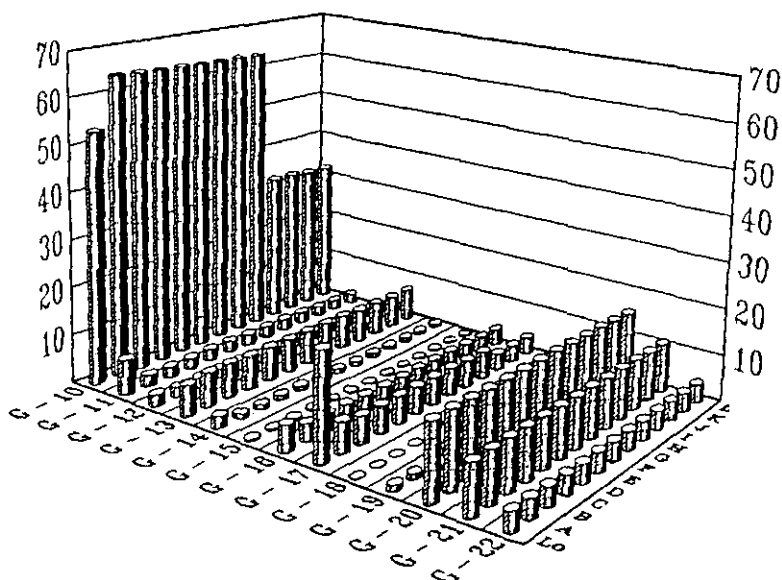


図 10-6 処理工程の違いによる各流域別 T-P 負荷量の変化

### 3.4 汚染物質削減による水質予測

表10-7は汚染物質削減による慶安川の水質を予測したもので、下水終末処理場が稼動する前、BOD 4.3mg/l、T-N 4.7mg/l、T-P 0.23mg/lが、下水終末処理場が稼動後BOD2.06mg/lに減少する。小規模汚染源を対象とした1段階の処理を行った後にはBOD1.69mg/l、T-N3.29mg/l、T-P0.19mg/lとなる。一方、既存の下水終末処理場に高度処理システムを導入し削減対象の汚染源の生活排水を2段階処理を行った後の水質は、BOD1.24mg/l、T-N3.09mg/l、T-P0.13mg/lと予測される。BODの場合、目標水質の1.0mg/lを若干上回っている。目標水質を達成するためには、さらに点汚染源を処理する工場排水の排水基準の強化および非点汚染源の管理等を通じて目標水質を達成することが効果的であると考えられる。

表 10-7 汚染物質削減による慶安川の水質予測

処理区分	汚染物質の削減量 算定区分	BOD	T-N	T-P
1段階	A	2.06	3.49	0.21
	B	1.99	3.47	0.20
	C	1.82	3.45	0.19
	D	1.80	3.42	0.19
	E	1.78	3.40	0.19
	F	1.74	3.39	0.19
	G	1.70	3.32	0.19
	H	1.69	3.29	0.19
2段階	I	1.53	3.16	0.13
	J	1.44	3.11	0.13
	K	1.28	3.11	0.13
	L	1.24	3.09	0.13

#### 4. 結論

小規模汚染源から排出される生活排水および畜産排水を中心に汚染物質の削減方法の選択基準および適正な処理方法の選択、そしてこれらを慶安川流域に適用した場合の水質改善効果を予測した結果は次のようになる。

1) 小規模処理施設の検討対象は、生活排水および畜産排水の処理に関する法律に規定されている污水浄化施設と畜産排水浄化施設、その他自然浄化能を利用した処理方法である。

2) 適正な処理施設の選択基準は、維持管理の容易性および施設費等の経済性に最も大きな比重をおいた。適正な処理方法の選択のために、各基準に対する加重値を適用し、基準の満足度から小規模処理施設に適用できる方法を選択した。

3) 上記の結果より選択された小規模汚染源の生活排水および畜産排水の適正な処理方法は長時間曝気法、オキシデーションディッチ法、土壌浄化法等の7つの方法が示された。

4) 選択された7つの方法を各汚染源の規模別にまとめた結果、計画人口 2,000-4,000人の場合は長時間曝気法、豚5,000-10,000頭はオキシデーションディッチ法等が適合することが分かった。土壌浄化法は方法の特性上、上記の処理方法の後段処理に適用した。

5) 慶安川流域の生活排水および養豚排水の処理区域を (4) 項の基準により選択した結果、人口2,000-4,000人規模が3区域、人口1,000-2,000人規模が15区域、豚5,000-10,000頭規模が1区域になった。

6) 慶安川流域の下水終末処理場2カ所が1992年10月から正常に稼働したことにより稼働前と比べBODおよび窒素、リンの流入負荷量は各々40%、18%、11%減少すると推測され、水質はBOD 4.3mg/lから 2.1mg/l、窒素、リンは各々 4.7mg/lから 3.5mg/l、0.23mg/lから0.21mg/lと予測された。

7) 選択と処理方法を汚染源の規模別に慶安川流域に適用した結果、第1段階の処理後はBOD 1.7mg/l、T-N 3.3mg/l、T-P 0.19mg/lと予測され、下水終末処理場に高度処理システムを導入などの2段階の処理後ではBOD 1.2mg/l、T-N 3.1mg/l、T-P 0.13mg/lと予測された。

8) 慶安川の目標水質のBOD 1.0mg/lを達成するため、さらに点汚染源を処理する工場排水の排水基準の強化および非点汚染源の管理に重点を置くことが効果的であると考えられる。

#### 参考文献

環境庁、污水・糞尿および畜産廃水の処理に関する法律、1991

韓国建設技術研究院、小都市邑・面人口密集地域の最適小規模処理システム開発、1988

韓国建設技術研究院、下水処理場の建設および費用分析プログラム開発に関する研究、1991  
建設部、下水道政策方向研究、1988

国立環境研究院、自然浄化能を利用した汚染物質の浄化技術指針、1992

服部明彦、湖沼汚染の診断と対策、閉鎖性水域特別プロジェクト、1988

U. S. EPA, Process Design and Cost Estimating Algorithm for the Computer Assisted

Procedure for Design and Evaluation of Waste Treatment System (CAPDET), 1982

McCalf and Eddy, Wastewater Engineering, McGrawHill, New York, 1972

# 11 河川の水質浄化方法

## 1. はじめに

河川の水質浄化の為には河川の持っている自浄能力の範囲以上の汚染物質が発生源から河川に流入しないようにしなければならない。したがって、水質浄化の為のもっとも根本的な方法は点汚染源での汚染物質の削減である。しかし、汚染物質の種類および発生源が多様で密集しているため汚染防止施設だけでは水質浄化に限界のある流域がある。したがって、河川の水質浄化の為には人、家畜、事業場等の点汚染源と田、畑、道路等の非点汚染源の管理方法を検討しなければならない。用水需要および利水状況、水質保全面での河川維持用水量等の水資源管理と水質状況の把握および環境容量と快適な水環境の維持達成のため、政策が有機的にお互いに調和したとき目標とする水環境を維持達成することができると考えられる。

これまで点汚染源管理の方法に対しては多くの環境関係の専門家により検討されてきているので、本稿ではこれに対する検討は省略し、非点源汚染に対する管理方法と自浄能力を利用した河川の直接浄化方法に対する検討を通して河川の水質浄化方法を提案することとする。

## 2. 非点源汚染源の管理

### 2.1 非点源汚染源の種類

非点源汚染源 (Non-Point Source) とは「点汚染源以外の汚染源」と定義することができ、点汚染源に対する定義が明確ではないが汚染物質の排出源の分布、汚染物質の挙動および存在形態等の特性によって次のように分類することができる。

#### 1) 都市地域

産業施設、都市生活、交通手段、建築工事等の活動により粉塵等が地面に堆積し、降雨時にこれらの堆積物が河川に流出するため汚染物質の排出源となる。しかし、生活雑排水やし尿等は遮集管渠等の下水路を通して処理場に流入するため点汚染源に分類される。

#### 2) 農村地域

農耕地に使用された肥料、堆肥等の一部は降雨あるいは灌漑水の流出時に流出し河川および湖沼の水質汚染に寄与するため田、畑、果樹園等の農耕地は非点汚染源に分類される。

#### 3) 山林地域

山林地域内の草、木、草木の枯死体、土壌等から汚染物質が流出し、特に最近では、植林地に肥料等を施肥するためこのような人為的汚染も加わり、山林地域を非点汚染源に分類する。

#### 4) 降雨、降下物質

降雨時に大気中の水溶性物質 ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$  等) が雨水と共に降下し、晴の日にも産業施設、生活活動等により大気中に排出されたばい煙、粉塵等が降下するために降雨および降下物質も非点汚染源に分類される。

#### 5) 地下水

地下水は降雨が地下に浸透したものである所以大気および地表面からの汚染物質を含み、土壌中の溶解性汚染物質を包含するため非点汚染源に分類される。

## 6) その他

河川、湖沼の底質はたくさんの汚染物質を含有していて、環境条件の変化によって汚染物質を溶出するため非点汚染源に分類される。湖沼内の生物生産、ダム建設後水没した地域内の樹木等汚染物質の溶出の可能性のある物質等も非点汚染源に分類される。

### 2.2 非点汚染源からの汚染物質の流出特性

非点汚染源からの汚染物質の流出は降雨と共に流出する量が大部分を占めているため定量化することが難しい。これは降雨現象が不確定で、流出水に随伴する汚染物質の流出は違う要因が関与するためさらに不確定になる。特に流出水の汚染物質濃度は降雨初期に高い濃度を示す。しかし、降雨強度、降雨時間、土壌組成、傾斜度等により汚染物質の流出量に差異があるため汚染物質の流出特性の調査結果はこれらの特性により差異が大きくなる。

したがって、水質保全対策を立てるために決定する排出原単位、点汚染源、非点汚染源による河川流入負荷比率の計算等を正確に行うことはたいへん難しい。このような結果は調査方法が良

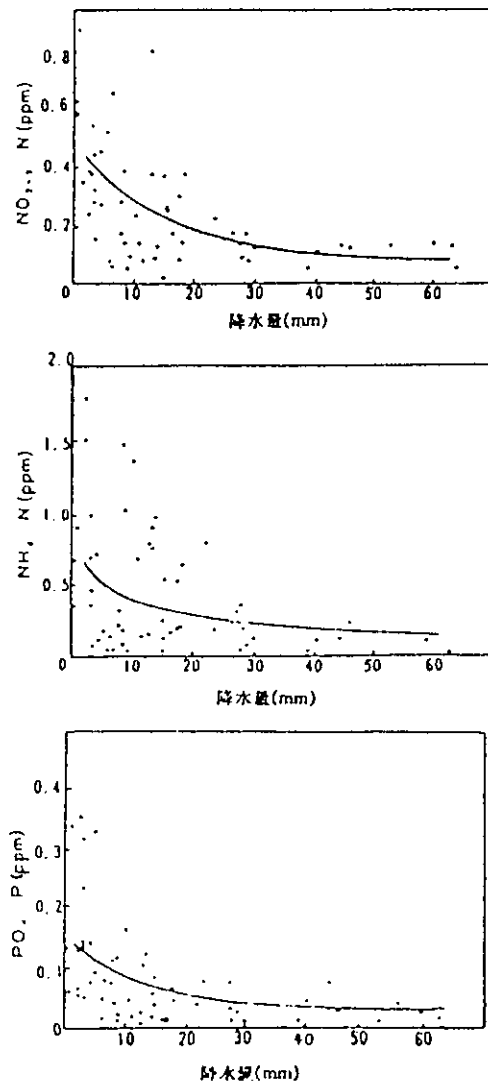


図 11-1 降雨量と降雨水質との関係<sup>1)</sup>



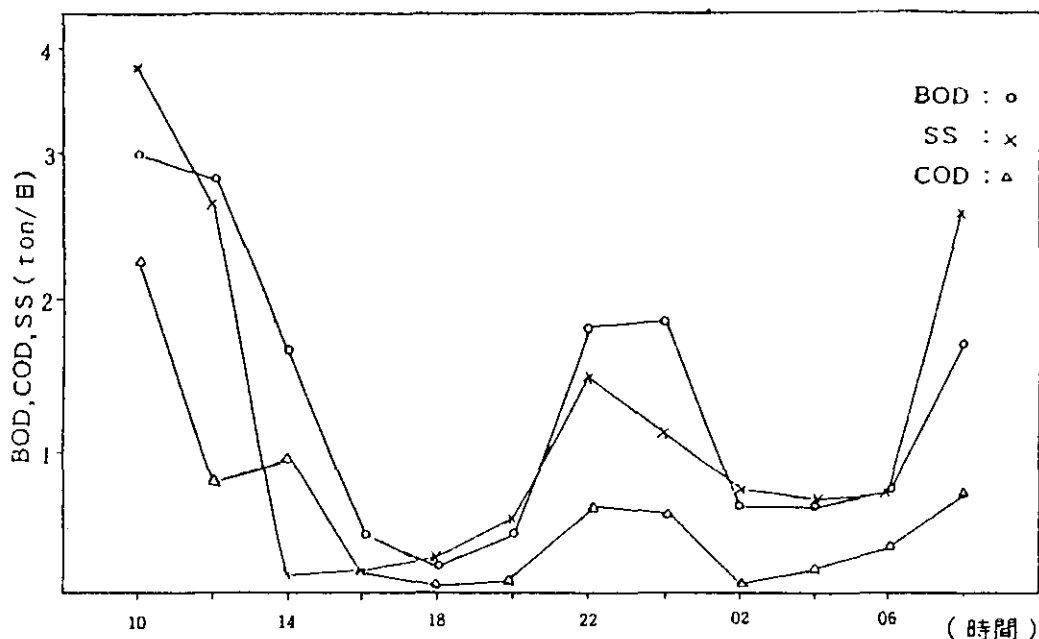


図 11-2 都市地域における時間別負荷量変化例 (全州)<sup>2)</sup>

くないためではなく非点汚染源の特徴に起因するためで、これを明確に把握して精度を高くするためには総合的に長期的な調査が必要であり、これには膨大な組織、人、調査研究費、時間等が必要である。

### 1) 降雨量と水質

降雨中の汚染物質は降雨初期に高く、降雨量が増えると共に濃度は低くなることが判明している。したがって初期降雨だけを分析した結果で水質評価をする場合は注意を要する。図11-1に降雨量と降雨の水質の調査結果を示した。図から降雨量が少ない場合には窒素、リンの濃度が富栄養化の発生する可能性のある濃度よりかなり高いことが分かっており、特に降雨量20mm以下では高い汚染度を示している。

### 2) 都市地域からの汚染物質の流出

都市地域からの汚染物質の流出は主に生活活動から発生した粉塵、ゴミ、落ち葉等が地表面に堆積し降雨時に雨水と共に河川に流出するためである。非降雨時の都市地域からの汚染物質の時間別流出負荷量の変化を図11-2に示した。図から下水が整備されていない都市地域では清掃および住居活動により流出負荷量に変化することが分かる。

図11-3は降雨時の時間別流量変化による汚染物質濃度および流出負荷量の関係を示した。図から降雨初期には降雨量の変化に比例して汚染物質濃度と負荷量に変化することが分かるが、しかし、流量のピークには関連が少ないことが分かる。

### 3) 農村地域からの汚染物質の流出

農村地域からの汚染物質の流出も都市地域と類似し、主に降雨時に流出する流域の土地利用状況と降雨量により大きな差異があることが分かった。

図11-4に農村地域の河川における月別の水質変化を示した。予想した通り田植え期の5-8月に濃度が高く、非灌漑期には濃度が低いことが分かった。

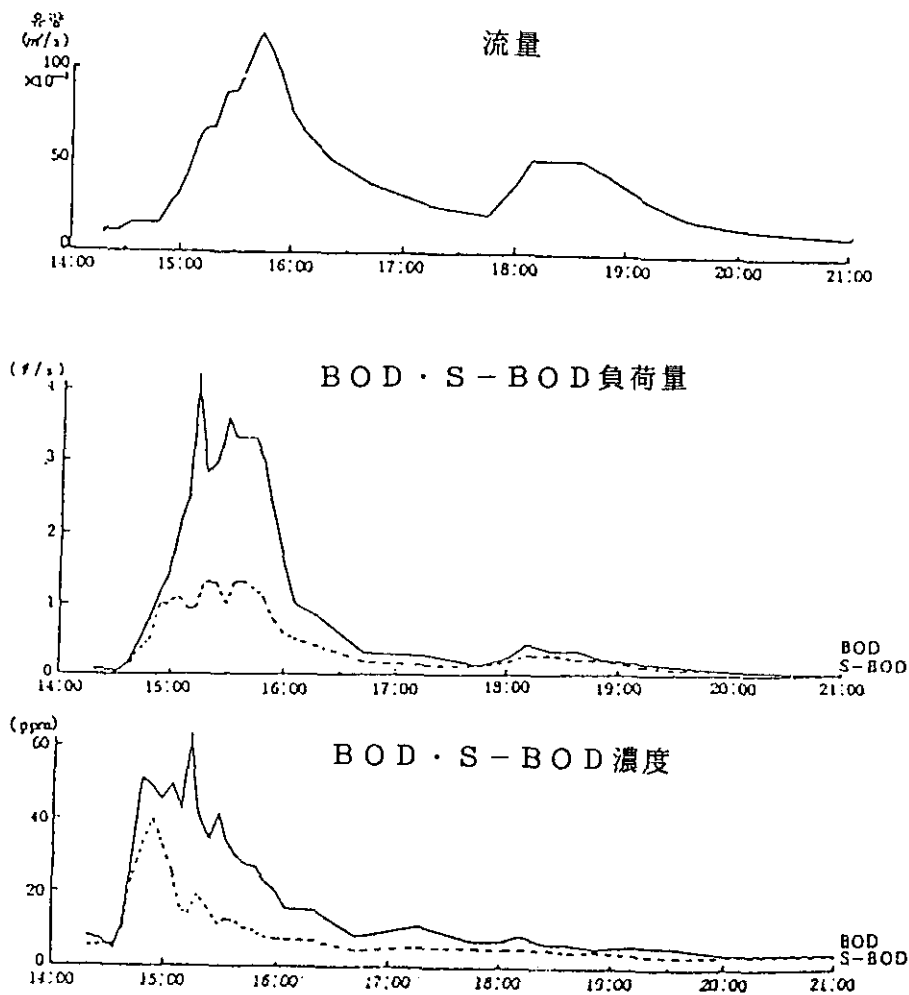
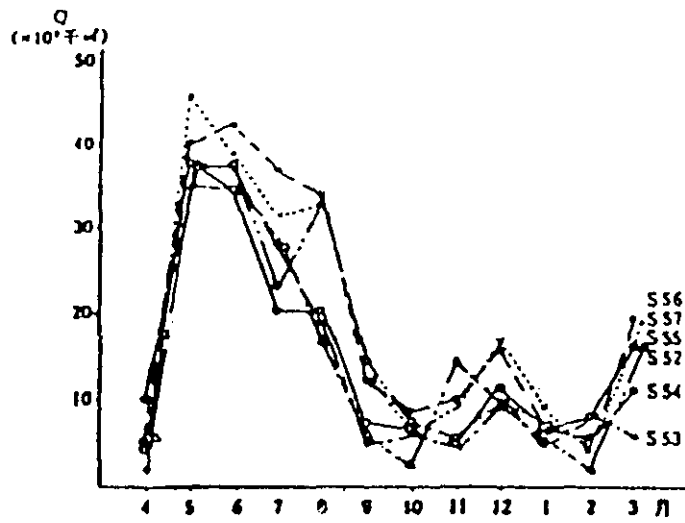


図 11-3 降雨時間別の流量、濃度、負荷量の変化例

### 2.3 非点汚染源からの汚染物質の浄化方法

点汚染源の排水濃度の規制だけで公共水域の水質基準を達成することは非常に難しく、非点汚染源に対する対策の重要性が言われている。生活活動あるいは生産活動から発生した汚染物質の中で点汚染源に分類できないものが非点源汚染源に分類され、将来、非点汚染源からの汚染物質の排出量は次第に増加することが考えられる。しかし、非点汚染源からの汚染物質は主に降雨と共に流出するため、降雨の全量処理等その対策方法は現実的にはたくさんの制約がある。

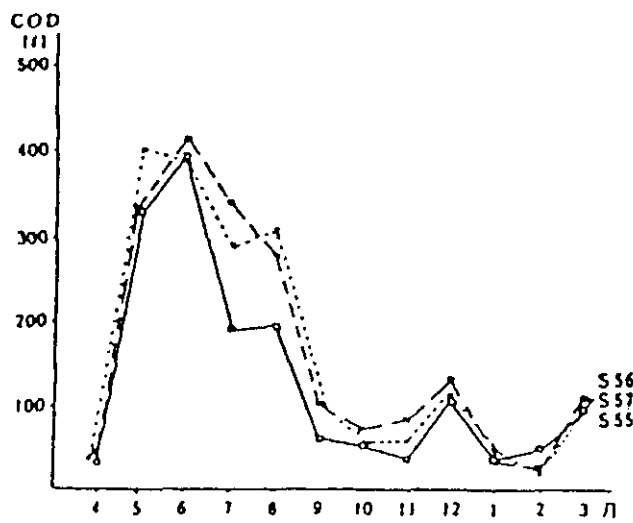
非点汚染源の汚染負荷対策は汚染物質の発生源、排出源分布、流出形態および流出機構等の流出特性により立てなければならない。なお、汚染負荷削減を行う方法は地域特性、実施時期、対策実行の難易性、建設および維持費等を勘案しなければならない。現在実施可能な対策を中心に都市地域、農村地域、山林地域に区分して簡単に記述する。



流量



水質



負荷量

図 11-4 農業地域の河川の水質変動例

### 1) 都市地域の非点汚染源対策

都市地域の道路、建築物の屋根等に蓄積している汚染物質が降雨時に雨水排水路、下水道等を通して河川に排出される。これらの負荷量の削減対策は発生源対策、降雨の流出量調整、流出雨水処理等が考えられる。それらをまとめると表11-1のようになる。

#### A. 発生源除去

削減方法として道路面清掃は表11-2に示すように相当量の汚染物質の低減が可能になることが推測される。すなわちBOD物質は1km<sup>2</sup>当たり811kgが堆積していて降雨時に約75%が流出し溶解性物質のD-BOD、Cl<sup>-</sup>、S<sup>2-</sup>等は流出量がさらに多い。

したがって道路面清掃や市民の環境清掃意識の啓蒙等により相当量の汚染物質の排出が削減可能であると考えられる。

表 11-1 都市地域の非点汚染源の汚染削減対策方法

削減対策	削減方法
発生源の除去	-発生量の削減 ・自動車ばい煙、粉塵の低減 ・産業施設のばい煙、粉塵の低減 ・清浄な燃料の使用拡大 ・建設粉塵の低減 ・生活環境粉塵の低減 -清掃 ・道路面の清掃 ・雨水排水路、排水管の清掃
雨水流出量削減	-雨水滞留施設 -雨水調整池 -雨水浸透施設
雨水直接浄化	-スクリーン設置 -沈澱処理施設 -浄化施設
流路変更	-迂回水路の建設

表 11-2 道路面の汚染堆積物質の流出量<sup>3)</sup>

(単位 : mg/m<sup>2</sup>)

	BOD	D-BOD	COD	SS	T-P	Cl	S <sup>2-</sup>
堆積量	811	567	1,974	8,350	4,999	1,394	4.41
人工降雨法	605	502	1,010	1,411	1,428	1,172	3.16
流出率 (%)	74.5	88.5	51.1	16.9	28.6	84.1	71.7

## B. 雨水流出量の削減

都市地域からの非点汚染源の負荷量は大部分が降雨流出と共に発生する。したがって雨水流出量が減少できれば汚染物質の排出量が低減できる。雨水の流出抑制手段は、雨水調整池あるいは土壌浸透施設の設置等がある。調整池では雨水が滞留中に沈降性物質が沈殿するため水系への流出負荷量は減少する。

雨水貯留施設は初期雨水の一部を道路、公園、建物等の地下に貯留する施設で、晴れた日に雨水を下水処理施設で処理することおよび堆積物の処理処分方法も同時に検討しなければならない。

## C. 雨水直接処理

雨水直接処理法の主要な処理プロセスは沈殿で、初期雨水のスクリーン処理、沈砂、沈殿等の1次処理があり雨水管における水頭差による遠心力を利用したスワールやヘリカル堰等がある。これらの施設の除去率は表11-3に示す通りである。

## D. 雨水流路変更

湖沼、閉鎖性水域等に流入する排水路を変更して水質保全を図る方法は、ある地域の水質回復には極めて有効な方法である。しかし、放流口付近の水質汚染を考慮すれば完全な対策ではない。

表 11-3 雨水の直接処理施設の汚染物質除去率 (%) <sup>4)</sup>

処理施設	条 件	BOD	COD	SS
1次処理	沈澱処理	25 - 35	-	30 - 40
スワール		21.4	-	22.0
スクリーン	マイクロストレーナ	10 - 50	-	50 - 95
	ドラムスクリーン	10 - 40	-	30 - 55
	ロータリスクリーン	1 - 30	-	20 - 35
浮上処理	薬品注入なし	41	-	56
	薬品注入あり	67	-	77
急速ろ過	薬品注入なし	32 - 40	-	51 - 65
	薬品注入あり	40 - 65	-	43 - 94

## 2) 農村地域の非点汚染源対策

農村地域の非点汚染源からの汚染物質は地表面や土壌浸透水と共に堆肥、肥料作物残碎、農薬等の一部が流出する。ことに多量の肥料の使用等、耕作方式の変化に伴って次第にその対策の重要性が高くなっている。次の表11-4に農業地に適用可能な汚染物質の削減対策を記述する。

表 11-4 農村地域の非点汚染源の負荷削減対策方法

削減対策の区分	削減方法
発生源対策	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 施肥量の削減</li> <li>- 施肥法の改善</li> <li>- 肥料の品質の改善</li> <li>- 作物品種の選定</li> <li>- 農耕地の流水路の改善</li> </ul>
用水管理の改善	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 田植え工程の改善</li> <li>- 循環灌漑法</li> </ul>
農業生態系利用	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 水田における脱窒</li> <li>- 畑における脱リン</li> <li>- 傾斜面の植生</li> </ul>

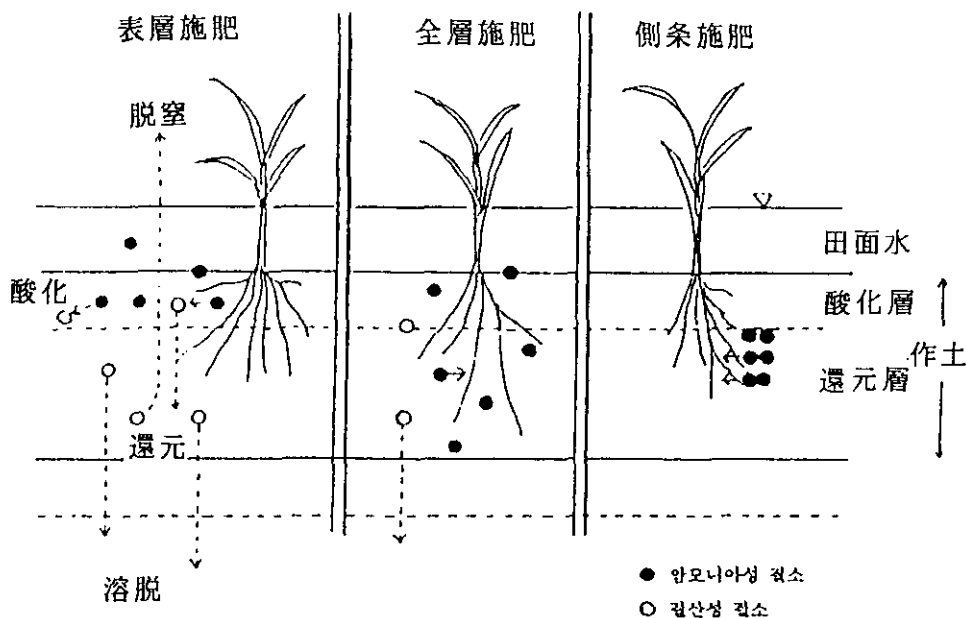


図 11-5 肥料の施肥方法の概念図

### A. 発生源対策

農作物の品質と適正な肥料量との関係はまだ研究が不十分であるが、適正な施肥による肥料量の削減および流出量の低減が可能であると考えられる。

水田の場合、昔から表層施肥、全層施肥が行われているが図 1 1 - 5 のように土壌中施肥を行えば作物の利用率を高めることができ、結果的に流出量を減少させることができることを示している。

水田における窒素削減率は従来の施肥法による流出負荷量に比べ全層施肥、土中施肥、窒素抑制肥料施肥、農業排水の反復利用等により 40-50%の削減が可能であり、リンの場合、排水の反復利用により 25%の削減が可能であることを示している。

畑における施肥量の低減や排出量を低減させるため低拡散性肥料、硝酸化抑制肥料等が開発されている。表 1 1 - 5 に示すように排出量はこれまでの肥料の 82-46%とかなりの流出低減効果がある。

韓国の多くの水田は降雨流出水が下流にある水田を通過して流出するようになってきているところが多いが、耕地整理を行い農業用水路および排水路と雨水流出路を整備すれば雨水に起因する排出負荷量のかなりの部分を低減させることができると考えられる。

#### B. 用水管理の改善

田植え工程の中で、施肥をして代かきをした後、植えた苗の浮上を防止するため排水した後に田植えを行う。排水は、排水中の懸濁物質の沈降および溶解性肥料成分の土壌吸着等を考慮して 1 週間程度経って行い、その後に田植えをする等の田植え工程の改善も流出負荷量の低減方法の一つである。なお、灌漑用水を循環して使用する方法を検討し排出量および負荷量を削減する灌漑用水の供給方法の改善も大きな効果が期待できる。

#### C. 農業生態系の利用

水田における主な浄化機構は脱窒である。土壌中の微生物等によってアンモニアが硝酸になり嫌氣的条件で脱窒菌により窒素ガスに分解される。この場合、有機物が共存しなければならない、また除去率は 48-74%程度である。

果樹園では下草を適正に育成することにより表層の肥料成分を吸収あるいは侵食流出の低減効果を期待することができる。

傾斜面、特に放牧地等の小溪谷の河川付近に木を植えることにより根の保水力によって肥料成分が吸収でき流出負荷を低減できる。

表 1 1 - 5 キャベツ栽培地における肥料の種類別溶出量<sup>5)</sup>

肥料の種類	数量 ( ton/10a )	吸収量 ( kg/10a )	溶出量 ( kg/10a )	浸透水量 ( mm )
化学肥料	3.2	17.7	11.5	405
硝化抑制肥料	3.5	19.6	4.9	371
被覆尿素	5.1	21.5	2.1	376

### 3. 河川の直接浄化方法

#### 3.1 河川の直接浄化法の特徴

水質汚染物質の浄化は希釈、拡散、中和、沈殿、土壌による吸着、ろ過等の物理化学的作用と微生物による分解作用により自然界でも行われ、これを自浄作用という。現在使用されている排水処理技術の多くは自然浄化作用の機能を応用したもので、人為的に浄化がよく行われるように最適条件を維持するため、処理施設の建設および維持管理費が必要である。したがって、排出源が分散している場合にはより多くに費用が必要となる。

自然浄化能を利用した水質浄化法と既存の人為的処理法の間には表 11-6 に示すような違いがあるため、事前に適用する場所における降雨強度、洪水頻度、原水水質、浮遊物質、活用可能な敷地等の問題など長所短所を十分に検討した後適用しなければならない。

自然浄化能を利用した水質浄化法は人為的処理法に比較して処理効率が良くないため排水の濃度および量に制約を受ける。したがって根本的には点汚染源の処理は人為的処理施設により浄化しなければならない。しかし、自然浄化能を適切に活用すれば経済的に汚染物を浄化することができるため、ここでは現場で活用可能な浄化法の種類と機能および問題点について検討をする。

#### 3.2 河川の直接浄化の種類と機能

河川における汚染物質の浄化方法は、河川水路内の一部を改造して自然浄化能を増強して浄化する薄層流浄化法、伏流浄化法、滞水池法、水生植物浄化法、曝気法等の直接浄化方法と、河川水を浄化能が大きい浄化施設に流入して汚染物質を浄化する接触ろ材充填水路法、礫間接触酸化法、砂ろ過法、集水浄化法等のバイパス方式の浄化法に区分できる。なお、表 11-7 に示すように自然浄化作用が行われる場所により河川水路、湖沼、土壌、林野等に区分できる。これらの利用可能な方法について簡単に記述する。

表 11-6 自然浄化能を利用した水質浄化法と人為的処理法の比較<sup>\*)</sup>

自然浄化能を利用した処理	人為的処理
<ul style="list-style-type: none"><li>-人工施設で排出後使用</li><li>-人為的調節が少ない</li><li>-維持管理が容易</li><li>-建設、維持管理費が少ない</li><li>-二次影響の抑制が困難</li><li>-高濃度原水に適用不可</li><li>-沈澱物の除去が必要</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>-人工施設内で使用</li><li>-人為的調整が必要</li><li>-維持管理技術が必要</li><li>-建設、維持管理費が高い</li><li>-二次影響の抑制が可能</li><li>-高濃度原水に適用可能</li><li>-汚泥の除去が必要</li></ul>



表 11-7 自然浄化能を利用した河川水の浄化方法の種類

浄化地域	浄化方法	原 理	適用上の問題点
河川、 河川敷地	1) 薄層流浄化法	○河床微生物膜による生物酸化	・洪水時に流出の可能性
	2) 人工堰浄化法 (滯水池法)	○流速低下による汚染物質の沈澱および生物酸化	・滯留水の富栄養化の可能性 ・広い河川敷地が必要 ・洪水時に流出の可能性
	3) 伏流浄化法	○河床の砂礫、土壌層によるろ過、吸着	・ろ過可能な伏流量の把握 ・地下水位、河床構造の把握
	4) 礫間接触酸化法	○人工礫層に付着した微生物膜による生物酸化	・広い河川敷地あるいは公園等の公共用地が必要
	5) 接触材充填水路浄化法	○人工接触材に付着した微生物膜による生物酸化	・広い河川敷地あるいは公園等の公共用地が必要 ・高濃度時曝気装置が必要
自然湖沼 人工沼	1) 嫌気性ラグーン	○有機物負荷が高い排水を嫌気性微生物により生物処理	・悪臭、害虫の発生
	2) 酸化池	○低濃度排水の好気性微生物による微生物酸化	・広い敷地が必要
	3) 水生植物浄化法	○植物体の吸収および付着微生物による生物浄化	・広い敷地が必要 ・冬期効率の低下 ・植物の収穫除去が必要
	4) 養魚沼	○魚の食物連鎖および代謝過程による生物浄化	・養殖後魚類の回収が必要
土壌	1) 土壌トレンチ法	○土壌トレンチによる吸着および生物分解	・地下水汚染の可能性 ・スライムによる目詰まり現象の発生
	2) 地下浸透法	○地下浸透による土壌吸着および微生物分解	・地下水汚染の可能性
山林、 草原	1) 循環散布法	○低濃度有機性排水をスプレーにより散布し土壌吸着および微生物分解	・重金属等土壌蓄積の可能性 ・降雨による地表面堆積物の流出 ・地下水の窒素濃度の増加 ・細菌、ビールスの飛散
	2) 水田の灌漑用水化	○灌漑用水路を使用して土壌吸着および生物酸化	・窒素過剰による収穫量の減少

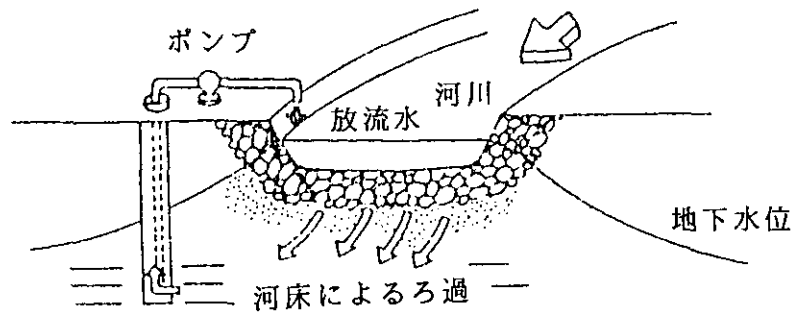


図 11-6 伏流浄化法による処理方法の概念図

#### 1) 薄層流浄化法

河川の幅を広くし、水深を数cmの薄い層にして河川の自浄作用を現在の数倍から数十倍に大きくして水質を浄化する方法である。

#### 2) 人工堰浄化(滞留池)法

河川に堰を設置して河川水を滞留させて汚染物質が沈殿等の作用により浄化する方法である。降雨時あるいは洪水時に流出して下流の汚染負荷を増加させる場合もある。

#### 3) 伏流浄化法

伏流水を人為的に汲み上げ河川水に加え希釈浄化すると同時に、地下浸透速度を早め浸透による浄化を期待する(図11-6)。本法の原理は水道水原水の処理方式として知られている砂の粒子表面に形成された微生物膜による生物学的分解と物理学的ろ過により除去する緩速ろ過法とほとんど同じである。この方法による処理の場合、確保可能な取水量とろ過可能な伏流量に対して十分な調査を行い実施すべきである。伏流浄化法の処理効果は河床構造、地下水位、地下水の流下方向等により違うため河川によりその状況を十分に把握する必要がある。

#### 4) 礫間接触酸化法

本法は礫層を作り礫表面に形成された付着生物膜により浄化能力を増加させて汚染物を生物処理する方法である。流入水のBOD濃度が30mg/l以下の低負荷の場合にはBOD除去率80-90%の浄化効率を示すが、これより高い負荷の場合には曝気装置を付加した礫間接触酸化法を適用する必要がある、汚泥の逆洗用の散気管と生成した汚泥の沈殿槽の設置が必要である。この場合、排水処理施設で用いられる接触曝気法と同様に90%以上のBOD除去率が可能である。

#### 5) 接触材充填水路法

礫間接触酸化法のように水路の浄化機能を増強させるため接触材を使用して付着生物膜量を増加させて汚染物を処理する方法である。接触材は水深が浅い場合には線状の、深い場合には板状のプラスチック製接触材が使用される。なお、水深が深い場合には曝気装置を利用して水中に溶存酸素を吹き込み処理効率を向上させる。本法は生活排水等が未処理のまま多量に放出されているコンクリート水路、すなわちBOD 30-50mg/lあるいはそれ以上の自然浄化機能で浄化できない中小都市の水路の機能を回復するため使用でき、方法によっては大きな浄化機能を発揮する。

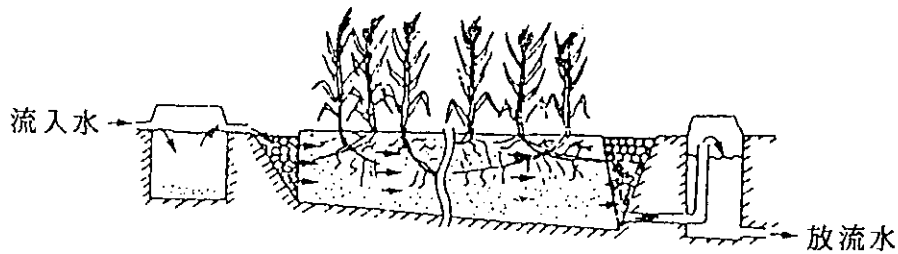


図 11-7 草原を利用した水質浄化の概念図

#### 6) 嫌気性ラグーン法、酸化池法

自然湖沼、人工池を利用した処理では酸化池や各種のラグーンが代表的である。これらの処理法は昔から下水の処理方式の一つとして研究されてきたが、簡単な施設で高度処理ができる点から中小規模の下水処理方式に利用されている。この方式は開放系の下水処理システムで、広い敷地が必要で悪臭、害虫の発生等の周辺環境に影響を及ぼすため適用する場合問題を引き起こす。従来のオキシデーションディッチ法に比べ敷地面積が 1/3 程度と少なく比較的有機物除去効率が良い複合ラグーン等は小規模処理システムに期待できる。

#### 7) 水生植物浄化法

水生植物浄化法は水生植物の自然浄化機能を活用した浄化法でホテイアオイ、ウキクサ等の水生植物を利用したりあるいは湿地の草原を利用して汚染負荷を削減する方法である。

草原を利用した浄化法の概念図を図 11-7 に示した。草原を利用した浄化機能は水生植物による汚染物質の吸収作用以外に水生植物の幹や葉の周辺に付着した生物膜と底泥界面の吸着、硝化、脱窒、分解などの複合的な作用により発揮される。

水生植物は窒素やリン等の無機塩類に大きな浄化能を持っているが、冬期には浄化能が大きく低下する。なお、生活排水の流入部分は悪臭や害虫等が発生する可能性があるためそれらの点に対しても考慮しなければならない。

#### 8) 養魚池

魚類を養殖する池も汚水を浄化する。魚など生産しながら下水の 2 次処理あるいは 3 次処理を付加的に行う時に利用できる。

外国では水生生物 (aquaculture) による下水処理でいろいろな研究事例や実規模施設での処理結果が報告されていて、これらの処理システムの評価も積極的に実施されている。水生植物は生育期間が限定されるため冬には処理効率が低下するため、適切な時期に植物の回収がされなければ腐敗して水質を悪化する場合があるなどの問題点もある。

#### 9) 土壌トレンチおよび地下浸透法

土壌を利用した処理では土壌浄化法が代表的で農村集落単位の生活排水処理等の小規模下水道で使用される場合が多く、処理効率も高く安定した処理水質が得られることが分かっている。その他の方法では土壌浸透法により浸透あるいは、間欠砂ろ過による浸透がある。処理水を浸透させ地下水を補充する目的等に有用な方法である。

土壌を利用した処理法では特に硝酸性窒素による地下水の汚染や地下層でスライムの発生による目詰まり等環境への影響と維持管理が問題となる。特に窒素による地下水の汚染が問題となっている地域もあり、ある調査報告によれば硝酸性窒素と亜硝酸性窒素の検出率が高く、調査対象井戸の10%程度が水道水基準の10mg/lを超えていることが報告されている。

これは土壌処理による地下水汚染が地域により大きな問題となる可能性が点で土壌を利用した処理法を検討するとき十分に留意する必要がある。

#### 10) 循環散布法

山林、遊休地等に有機性排水や下水処理水を散布して水質を向上させるため試験が行われている。例えば山林地域にある貯水池の水質保全対策の一環で生活排水を山林に散布した実験によれば、リンの除去率は90%以上に達するが、山林土壌のような酸化的環境では窒素成分の酸化が進行し硝酸塩となり脱窒能力はほとんど期待できないことが報告されている。

なお水質浄化、山林の育成および地下水の補充を目的に処理水を山林に散布して還元する方法に対しても研究が進行している。そのような処理方法では処理水の散布時に細菌やビールのような微生物の飛散や地下水汚染、有機化学物質の蓄積、急傾斜の山林では降雨による流出等の問題の発生する場合が多い。

#### 11) 水田の灌漑用水化

田や畑に処理水を灌漑して水質を浄化する方法も検討されている。水田の灌漑用水に下水処理水を利用すれば土壌生態系に処理効果が期待できる。農業用水が少ない地域では実際に利用されている。しかし、処理水が作物に及ぼす影響、土壌中に重金属や各種化学物質の蓄積、病原菌等による汚染、窒素過剰による農作物の収穫量の減少等の問題が引き起こされる可能性も多い。

### 3.3 河川直接浄化法の問題点

河川直接浄化法は自然浄化能を利用するため経済的で維持管理が比較的やさしく人件費や動力費等の維持管理費が安い点など長所が多いが次のような問題があるためシステムの選定および設計、施工時にはさまざまな条件を十分に検討する必要がある。

1) 降雨時、汚染物質と同時に土砂の流入があれば生物の浄化能が低くなるためスクリーン、沈砂池は必ず設置しなければならない。

2) 浄化施設管理を疎かにすれば装置の故障や破損が懸念されるため定期的な維持管理体制を確立する必要がある。

3) 水が停滞する浄化施設ではユスリカ等の害虫が増殖し住民へ不快感を与えるため防虫網の設置が必要である。

4) 水生植物浄化法は有機物、リンおよび窒素の除去をかなり期待することができるが、成長した植物を回収してメタン発酵でガス回収、堆肥化、飼料化等の資源の再利用方法を検討する必要がある。

5) 各種の自然浄化方法は一部が実用化できている段階であるが、自然浄化機能に対するメカニズムの解明等の研究を通してもっと安定した処理性能の得られる浄化システムの開発を行う必要がある。

6) 礫間接触酸化施設、接触材充填水路浄化施設等では発生した汚泥の処理処分が必ず必要である。

#### 4. 結論

水質浄化のための汚染負荷の削減は河川や水路に流入する前に発生源で除去することが必ず必要である。しかし、非点汚染源に対する対策は地域的に極めて難しく点汚染源に対する処理は下水道整備、浄化槽の普及等膨大な費用と時間が必要なため短期間に河川の水質を改善することは難しい。

したがって非点汚染源の汚染物質の流出特性と自然浄化機能を最大限に活用して河川流入負荷量を削減する必要がある。河川直接浄化法は自然生態系が持っている汚染物質の浄化機能を利用し人為的に調整して浄化機能を高める方法である。長所が多いため短所を補って河川の水質改善に活用する必要があると考える。

したがって河川の水質浄化のためには点汚染源、非点汚染源そして自然の生態系のシステムが調和できるような総合的な河川水質浄化対策が検討されなければならない。

#### 参考文献

1. 中西弘他、N、Pおよび水域における有機物生産よりみた負荷量等調査、水質変化予測基本調査報告書、土木学会、水質管理に関する研究小委員会(1975)
2. 李寅善他、全国主要河川基礎調査、国立環境研究所(1983)
3. 松原重昭、都市域からの雨天時汚濁流出特性と排出システムの合理化、土木技術資料、Vol. 16, No. 5(1974)
4. 建設省都市局下水道部監修、下水道施設設計指針と解説、(社)日本下水道協会(1984)
5. 野菜、茶、土肥研(1986)
6. 自然浄化能を利用した汚染物質の浄化技術指針、国立環境研究院(1992)

## 12 湖沼浄化方法

### 1. はじめに

韓国の貯水池およびダムは都市の用水供給、灌漑用水、行楽、洪水調節、電力生産、観光など多目的資源として重要な役割をはたしている。しかし、農村地域の経済成長、特に、1960年代から1980年代までこれらの水源を取り巻く社会的、経済的な環境が急激に変化した。このような状況の中で政府は公共用水の汚染を防止する対策のため、1991年に水質環境保全法を制定した。水質環境基準は河川・湖沼および海域に区分されている。湖沼環境基準の目的は、人の健康の保護と自然環境の保存である。そして、特別対策地域の指定など水資源を保全するため、各種の法律と対策が行われてきたが、最近、我々の周辺ダムの汚染状況を見ると、余り満足できる状態ではないのが事実である。このように汚染が深刻化していく理由は、生活排水、畜産排水、工場排水、水産養殖のためであるが、我が国が持っているそのほかの複合的な要因の為だともいうことが出来る。その一つは、韓国の自然の特性による水資源の量的な制約である。つまり、一年間の平均降水量 1,159mmの約60%が7～9月に集中し、降雨期と渇水期の降雨量の比率が400:1くらいである。また、韓国の河川は短く傾斜が急で、河川維持用水が一定ではない。そのため、小規模河川に流入する汚染物質を自浄作用によって浄化するのは難しいのが実情である。このために、湖沼の水質も直接的、間接的に影響を受け汚染されていく。次に、人口の増加と都市への集中、家畜の増加、工場の増加と排水量の増加、これらのため環境汚染物質の絶対量が増加した点である。排水を排出する事業所数を見ると、1980年から毎年15%づつ増加している。全国で発生する一日の生活排水は10,217千t、産業排水は7,280千t、農村地域で発生する畜産排水は87千t程度が排出されている。さらに、農耕地で使用される窒素・リン等の肥料使用量の増加とも考えることができる。農耕活動がしだいに集約的に変わって行き、自然多くの肥料や堆肥が使用されるようになる。この内の多くの量が降雨によって流出している。結局、これらの汚染物質は、河川を汚染させるばかりでなく、河川の上流部にある湖沼をも汚染させる結果となっている。

韓国の湖沼は自然湖がほとんどなく人工湖が大部分であるが、人工湖も上流地帯に位置するダムと下流部に位置するダムとは、さまざまな環境条件が異なっている。山岳地帯にあるパロ湖、沼陽湖、忠州湖、住岩湖等の湖沼は、韓国の湖沼の中で水深が深い。下流に位置するダムの洛東江河口堰、榮山湖、牙山湖、挿橋湖等の水深は浅く、沿岸帯が発達して、夏には水生生物の活動が活発に起こる湖沼である。また、平地の湖沼は、肥沃な平野や盆地を流域とする河川水が流入するため、栄養塩類が洪水期に多量に流入し、水生植物の生産活動が大きい。また、河川をせき止めて建設するため湖沼湾入部が多く、水温が上昇する水域ではプランクトンの増殖により混濁して水の華が発生することもある。この二形態の湖沼の違いは、水中の栄養塩類の差異による植物の有機物生産量の違いによって区分することができる。

結局、湖沼は最初に富栄養化の状況で汚染状態が確認される。汚染した湖沼の浄化を行うためには、湖沼外での浄化対策と湖沼内での浄化対策とに区分されるが、著者は湖沼の浄化対策について、国内外の浄化に適する技術と問題点の検討を行い、今後の展望を述べる。

## 2. 富栄養化湖沼の浄化対策

湖沼水質管理の究極的な目標は水質を始めとした湖沼生態系の維持にある。

湖沼の汚染は、湖沼外部から流入する汚染物質による湖沼外汚染と湖沼内部の物質循環による湖沼内汚染とに区分できる。これによって湖沼の浄化方法も湖沼外対策と湖沼内対策とに区分できるので、湖沼の特性により各対策の重要性に対する比重が変化する。

### 湖沼外対策

- 下水処理
  - 下水の高度処理
- 磷除去施設
- 下水の分離
- 非点汚染源の減少
- 汚染した河川水の処理

### 湖沼内対策

- 物理的対策
  - 低泥の浚渫
  - 希釈
  - 深層水の曝気
  - 深層水の除去
  - 堆積物の被覆
  - 酸素注入
  - 湖沼水の強制循環
- 化学的対策
  - 凝集
  - 低泥の酸化
- 生物学的対策
  - 水生植物の除去および生態系制御

### 2.1 湖沼外対策

1) 下水処理によって浄化した例は次の通りである。

#### <スウェーデン>

スウェーデンでは1980年代に大型湖沼のメーラレン湖、ヴェッテルン湖を含めた多くの湖沼が富栄養化状態にありこれらのために1,300余りの新しい下水処理場を建設した。その結果メーラレン湖、ヴェッテルン湖、エコレン湖、ポーレン湖、ジュレスイェン湖等が1980年代に回復している。フィンジェスイェン湖、マルムスイェン湖など他の湖沼でも多少遅れてはいるが回復の兆しが見えている。

#### <ドイツ>

ドイツではバイエルン州の場合、アルプス山脈を源流とする約 335湖の湖沼があり、キーム湖は水面積が 80km<sup>2</sup>のバイエルン州で一番大きな湖である。この湖の汚染防止のため、流域内の各地域に下水処理場を建設し、下水の3次処理を行っている。中央ヨーロッパで一番大きいボーデン湖は水面積が540km<sup>2</sup>あり、1950年代に富栄養化が急速に進行した。そのため、1959年にボーデン湖の水質保全のための国際委員会が設立され、各流域に下水処理場を建設し、下水処理場ではリン酸塩の除去率を85%以上にするか放流水のリン酸塩の濃度を1mg/l以下にするように規定した。

## 2) 下水の遮集分離

### <アメリカ>

ヒックス湖では大腸菌を減少するために、ミルククリーク池では堆積物を減少するために、リバーティー湖では栄養塩類を減少するために下水の遮集分離を実施している。

### <スイス>

ハルウィラー湖は1950年代に著しく水質が悪化したため1961年から1964年にかけて下水処理場の建設と共に下水管路の建設も行った。

### <ドイツ>

テゲルン湖も下水処理場と共に23kmの下水管路を設置し、下水の97%以上をただちに排除したところ湖沼の水質改善に効果が現れた。

シュターンベルガー湖もまた46kmの下水管路の設置を行ったことにより、湖は富栄養から中栄養に改善した。アンマー湖、ウエールト湖、ビルゼン湖でも50kmの下水管路の設置により、ウエールト湖とビルゼン湖は富栄養化が止まり、栄養状態はしだいに改善され、ウエールト湖ではすでに安定した中栄養に改善している。

### <日本>

日本の場合も環境基準および放流水基準を設定し、下水処理場の放流水濃度を窒素60mg/l、リン8mg/l以下に規定し高度処理技術の開発に努力している。

### <韓国>

一方、韓国でも1996年から下水処理場の放流水基準を設定するため、窒素およびリンの処理技術の開発に努力している。

## 3) リン除去施設の設置

### <スイス>

リン除去による富栄養化の制御をジェネバ(レマン)湖、ワーンバッハ湖に適用して大きな効果が得られた。

## 4) 前貯水池の設置

### <スイス>

ワーンバッハ湖では、容積 500,000m<sup>3</sup>の前貯水池に上流から流入する鉱山排水を一時貯蔵することで湖沼に対して緩衝的な役割をし、堆積物を前貯水池で除去することにより湖沼の被害の減少にたいへん寄与している。

### <アメリカ>

ワシントン州西部に位置するフェンウィッチ湖の場合、豪雨後の濁度が問題になり流入河川か



ら別途の水路と堆積物の沈殿池を設置して、沈殿可能な物質を沈殿して水質の改善を行った。

## 2. 2 湖沼内対策

湖沼内の浄化方法を物理的方法、化学的方法および生物学的方法にわけ、国内外の浄化技術開発の現状と今後の展望を述べる。

### 1) 物理的浄化方法

汚染した湖沼の浄化を物理的方法で実施するとき、適応可能な方法には次のようなものがある。

- 堆積物の浚渫
- 希釈
- 深層水の曝気
- 深層水の除去
- 堆積物の被覆
- 酸素注入
- 湖沼水の強制循環

#### A. 浚渫

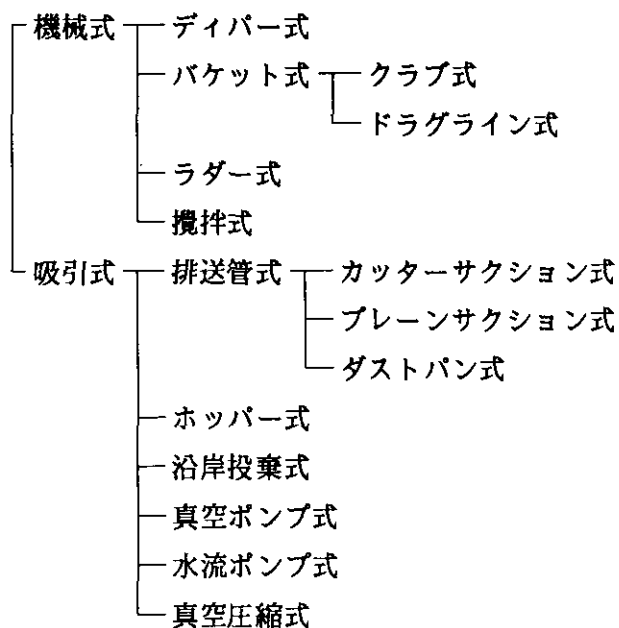
浚渫は湖沼内の水質改善対策の中では一番効果がある方法である。浚渫を実施する目的は次の4つに大別できる。

- 湖沼の水深の増加
- 栄養塩類の制御
- 水生植物の制御
- 毒性物質の除去

浚渫による湖沼水質の浄化事例は数多くみられる。フロイデン湖では浚渫以後、総リン濃度が0.105mg/lから0.057mg/lに減少し、透明度が0.5mから3.2mに増加し、優占種に藍藻類が見られなくなったことが報告された。その後、水質の悪化が2～3年(1976～1978)で進行した。同じような結果がトルーメン湖で堆積物の除去を行ったときに発生した。ヴァンクーヴァー湖は湖沼水深を増加するために浚渫を行った湖沼の一つである。ロング湖は堆積物内の多量の栄養塩類を除去するために浚渫を実施した。1978年7月から9月まで60日間浚渫を実施し60,000yd<sup>3</sup>の堆積物を除去した。

リバティー湖では湖の南方で、いろいろな浄化対策を行った。その中の一つとして1980年から1981年まで浚渫を行ったが、その目的は栄養塩類が蓄積した堆積物の除去である。その結果、堆積物と水の栄養塩類の交換が減少した。

韓国の八堂湖の堆積物の深さは平均0～3cmくらいであるが、ただ、慶安川の流域では40cmまでも報告されている。慶安川流域の堆積物は粘土性シルトで、0～1cmの総リン含量は1,034.1～1,452.6μg/gである。浚渫方法は次のように区分できる。慶安川に適用可能な方法は、水面下の場合には真空圧縮式、水面上の場合にはディパー式が適当であると考えられる。



## B. 希釈

汚染されていない栄養塩濃度が低い水を湖沼へ注入することにより、湖沼水は希釈され堆積物は洗い流される。この方法はアメリカのウイスコンシン州のスネイク湖で適用され、多少成功した。

Lemna (ウキクサ) は栄養塩の濃度が減少していなくても完全になくなったが、これは堆積物内から移動する栄養塩の影響を受けたためだと思われる。ワシントン州のグリーン湖ではもっと良い結果がでた。栄養塩の濃度が減少し、透明度が増加して藍藻類がなくなった。

この方法は一般的に魅力的には違いないが、希釈水が水温の差によって成層を作り十分な変化を及ぼさない。そして、この方法で一番重要な問題は、水質の良い十分な量の水をいつも準備することができない点である。

## C. 深層水曝気

酸素は深層水で有機物の分解によって消費される。水の酸素濃度は湖沼全体の生物にたいへん重要な要素で、大部分の魚は少なくとも飽和酸素濃度の60~70%が必要である。一方、アンモニアは魚に毒性があり、アンモニアの硝化のためにも酸素が必要である。

リンは好気性状態の堆積物に結合しているが、嫌気性状態の堆積物からは溶出する。リン濃度の増加は、光合成を増加させることができ、堆積物の表面で分解する時にさらに多くの酸素を必要とする有機物をより多く生産する。しかし、このサイクルを曝気で破壊することができる。

曝気方法は次の三つに区分できる。

— 成層破壊：冷たい深層水を水表面に汲み上げ暖かい表面水と混合する。

— 深層水の表面への汲み上げ：深層水を表面へ汲み上げることによって大気との接触で再曝気し、また深水層に戻す。しかし、表面水と混合しない。

— 深層水の曝気

成層破壊は溶存酸素の濃度を増加させ、硫化物の濃度を減少させる。藻類の増殖を抑制するが特に藍藻類の増殖が減少する。

深層水の表面への汲み上げと深層水の曝気は水質を悪化させない。スウェーデンのブルースヴ

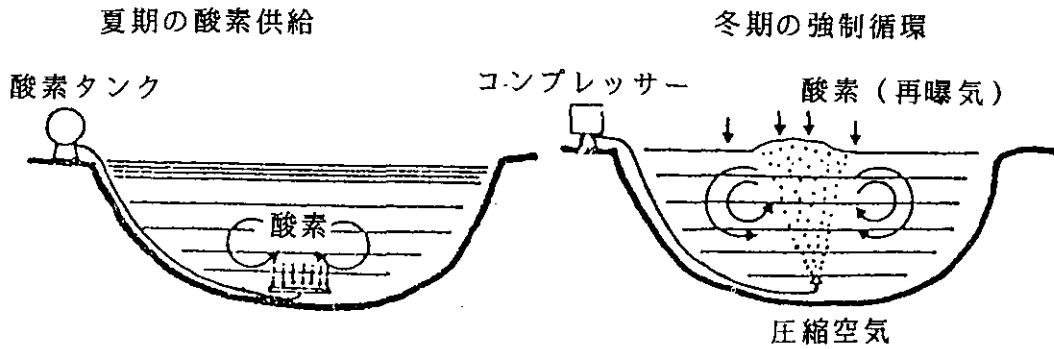


図 12-1 湖沼水の曝気方法

イッケン湖は深層水の曝気で水質が改善した。1970年に生活排水がブルスヴィッケン湖から排除されたが、水質は本当にゆっくりしか改善されなかった。即ち、リン濃度は減少し、表層水での酸素濃度は増加したが透明度は増加しなかった。深層水はまだ硫化水素を含有していた。そのため、深層水の曝気効果を明らかにする試験を行うことになった。深層水の曝気で硫化水素の生成は顕著に減少し、溶存酸素の状態は改善し、リン濃度は継続的に減少した。しかし、1次生産は少し減少しただけであった。これは栄養塩の濃度がまだ飽和点以上に維持されているためであろう。

カナダのブリティッシュコロンビア州のブラック湖は、自然に富栄養化した平均水深 4.52m の湖沼で溶存酸素濃度が低く、水の華で透明度が減少し、水深の深いところでは有機性の高いゼラチン状の堆積物が強い硫化水素臭を出している。このようなブラック湖を浄化するために図 12-1 のような曝気システムを設置して良い結果が得られた。強い硫化水素臭はなくなり、溶存酸素は試験開始13日後 0.2mg/l から 2.0~2.5mg/l に増加し、冬期の断続的な曝気で溶存酸素は冬の間ずっと 4.9mg/l 以上を示した。また、クロロフィル-a 量も減少した。

韓国の大清湖、延草湖、回東湖等でも深層水の曝気が試験されたが、これは深層水の酸素供給および水の循環を目的に行った。その結果、大清湖では著しい成果はみられなかったが、これは湖の大きさに対して設置した曝気施設の台数が少ないためであろう。延草湖では溶存酸素が全層に均一に分布し、藻類の量が減少し、特に臭気の発生が止まった。韓国では全部で35台の曝気装置が設置され、設置状況は表 12-1 の通りである。

表 12-1 水中曝気装置の設置状況

設置地点	設置機関	設置年度	設置台数	設置目的
○大清ダム				
・清州取水塔前	水資源公社	'90.12	3	富栄養化防止
・清州取水塔前	水資源公社	'92.12	5	〃
・大田取水塔前	大田市	'92.12	15	〃
○巨斎延草ダム	水資源公社	'90.7	5	〃
○回東ダム	釜山市	'91.9	4	〃
○八堂ダム	建設部	'88.12	3	凍結防止
計			35	

実施研究から成層破壊は深層の水温が上がるため、確実に良いとは必ずしもいえない。しかし、深層水の表面への汲み上げおよび深層水の曝気は硫化水素の減少、リン濃度の減少、酸素濃度の増加および1次生産の抑制には少し効果が得られた。

#### D. 深層水の排除

深層水は多量の栄養塩と低濃度の酸素を含有している。表層水と深層水が入れ替わることにより湖沼の栄養塩と酸素は平衡するようになる。しかし、熱平衡も起こり無機化プロセスは促進される。水温躍層は低くなるが全体の成層破壊は容易に起こらない。ポーランドのコルトモ湖でこの方法を15年間適用した結果、深層水での溶存酸素の消費は減少がみられ、同時に水温躍層は低くなった。そして、水質は一般的に改善され、特に深層水では溶存酸素濃度がさらに改善された。

この様な試みは、スイスのウイラー湖、オーストリアのライター湖、フィンランドのダマン湖でも適用されたが、否定的な結果であった。その内容を列挙すると次のようになる。

—水温躍層が低くなり無機化プロセスが促進されることがある。

—時にはBODが高く、多くの栄養塩を含む深層水が下流の河川で汚染問題を引き起こすことがある。

したがって、深層水の高い酸素濃度および栄養物質の平衡、この2つの改善は富栄養化モデルの使用によって効果的な解決が求められるに違いない。

アメリカのワノスコボミューク湖は水面積1,412km<sup>2</sup>、最大水深36m、氷河の作用により形成された湖沼である。約30年前から地域住民によって水質の低下が始まり1988年からは栄養状態が急激に悪化した。もう一つ、内部的な栄養塩の負荷で *Oscillatoria rubescens* の水温躍層での水の華が発生した。このため深層水を400,000gal/日の率で排水した。その結果、*Oscillatoria rubescens*のバイオマスが画期的に減少した。また、深層水での水の滞留時間の減少と温度成層の性格が変わった。光の透過率が改善され、水温躍層での水の華の発生位置が上昇して、酸素消費率が減少した。

#### E. 酸素注入

曝気による湖沼浄化方法のひとつとして夏期の酸素供給と冬期の湖沼水の強制循環がある。酸素供給法は、夏期の温度成層と深層水に存在する汚染物質の酸化を目的に純粋酸素を深層水に供給することで、酸素は深層水で溶解すると広い地域に分散する。しかし、暖かい表層水は酸素供給により混合されることはない。この方法はドイツのヴェスリンガー湖で適用されたが、温度成層を破壊しなかった。また、深層水の溶存酸素濃度を3~4mg/l以上に維持するためには圧縮空気量が3,750m<sup>3</sup>/d必要で、水の通過量は24,000m<sup>3</sup>/dであった。その結果、栄養塩の再溶出が顕著に減少し、夏期の停滞期におけるリン酸塩の溶出量が150kgから50kgに減少した。

スイスのハルウィラー湖の浄化のため、夏期に気泡上昇による温度成層の破壊のない、3~4t/dの純粋酸素を供給する施設が建設された。

#### F. 堆積物の被覆

堆積物の被覆は栄養塩の水中での溶出を阻害する。従って堆積物の被覆も湖沼の浄化方法のひとつとして利用されることもある。被覆物質としてはプラスチックシート、フライアッシュ、鉄分の多い砂(iron-rich sand)、粘土が提案されている。この方法は浚渫より安価であるが次のよ

うな欠点がある。

- 効果が永久的でない。
- 底棲生物圏の（自然）環境が変化する。

#### G. 湖沼水の強制循環

湖沼水の強制循環は、冬期に温度成層を形成している湖沼に圧縮空気を強力に注入して強制的に湖沼水を循環させる方法である。圧縮空気は水温を一定にして冷たい湖沼水を全層で循環させる為に使用し、これにより深層水は表層に浮上して水表面で空気と接触（再曝気）して酸素が供給される。強制循環の目標は、最小限の動力でいつも水を完全に循環させ、1ヶ月以内に全湖沼水を同質化することである。バルデガー湖のデータを基礎にして計算すると、貯水量 $0.292\text{km}^3$ のスイスのハルウィラー湖では10バールで約 $600\text{m}^3/\text{h}$ の出力が必要であった。

ドイツの場合、シュリーア湖は貯水容量 $53.125$ 百万 $\text{m}^3$ 、湖水は富栄養状態のため、停滞期の溶存酸素濃度を増加し、自然な水の循環ができあがると共に湖沼内の栄養塩の溶出抑制が行えるように、湖沼の北方で $4.65\text{m}^3/\text{分}$ 、南方では $2.85\text{m}^3/\text{分}$ の比率で空気を注入した。貯水容量 $0.187$ 百万 $\text{m}^3$ のフィシュケルター湖は多種栄養の状態、深層水は無酸素状態であった。このために有効空気量 $190$  l/分のコンプレッサーを1年中稼働して塩化物の密度層を完全に破壊し、全水域で飽和溶存酸素濃度を維持した。その結果、珪藻類、緑藻類が消滅し、藻類の増殖が抑制され水はきれいになった。

#### H. 藻類の除去

藻類除去船による藻類の除去は日本の霞ヶ浦で試験された。また、韓国では大清湖の沿岸の養殖場周辺の藻類が多量に発生する地域に藻類除去船を投入して藻類を除去した例がある。しかし、この方法を用いて広い水表面積をもつ湖沼で効果を上げるためには技術的な検討が必要である。韓国でも大清湖のカドゥリ養殖場周辺の底質および藻類除去のために藻類除去船を利用して藻類および底質の除去を行ったので、それに対する処理効率の評価をした後、他の湖沼への適応の可否を検討する必要がある。

#### 2) 化学的浄化方法

化学的方法による汚染湖沼の浄化方法は殺藻剤、凝集剤の散布が代表的である。

##### A. 殺藻剤の散布

この方法は藻類を殺す化学薬品を水面に撒く方法で、一番多く使用されている薬品は硫酸銅( $\text{CuSO}_4$ )で、この他にも塩素、過酸化水素、オゾン等が使用されるが、この方法は費用が多にかかる。

殺藻剤の散布は効果が非常に速いが化学物質が湖沼の堆積物に蓄積して殺藻剤に対する藻類の耐性が増しその効果が減少する事もある。また、殺藻剤が水中の昆虫や魚類に悪影響を及ぼす事もあるなどの欠点がある。

##### B. 凝集剤の散布

栄養塩の不活性化には大きく二つの方法に区別できる。一つは硫酸アルミニウムを用いた湖沼内のリン成分を凝集させる方法であり、他の方法は堆積物中の窒素成分を硝酸塩へ酸化する方法である。凝集処理を用いた方法は溶解性リン酸塩の固定であり、水中の正リン酸の濃度の減少によって藻類等による1次生産力が減少する。

化学薬品の注入によって湖沼水中のリンを凝集、沈殿させる方法はいろいろ検討されている。今までの事例から、この方法は栄養塩の湖沼内での不活性化方法としてたいへん効果がある。特に、1次生産者のプランクトンに対して短期間の効果は非常に大きい。もっとも一般的に利用される方法はアルミニウム化合物を用いたリン酸塩の凝集である。

リンは硫酸アルミニウム、塩化鉄(3価)および水酸化カルシウムで沈殿させることができる。水酸化カルシウムはpHを上昇させるため適用できない。したがって、硫酸アルミニウムによる凝集方法だけが用いることができると言われている。この方法はデンマークのリュンビ湖、スウェーデンのラング湖等多くの湖沼で試験されるようになった。

リン濃度は凝集剤を注入した後、すぐに減少したがその効果は長くなかった。デンマークのリュンビ湖では、リンの濃度が凝集剤の注入後6ヶ月後には注入前と同じ水準になった。スウェーデンのラング湖では、その効果が2年以上維持したが、原因はおそらく滞留時間が長いためであろう。しかし、1次生産力の減少は観察されなかった。

深層水と表層水にミョウバンを用いてもっとも成功した例は、アメリカのメディカル湖で1977年に5週間に1回以上の周期で表層と水深4.5mの位置にミョウバンを注入した。その結果、クロロフィル-aとリン酸塩の濃度が画期的に減少した。リバティー湖では表面の30%にミョウバンを注入していたが、1974年には湖沼全体に適用してたいへん成功した。その結果、3年間藍藻類の水の華の発生を予防できた。2回目は1980年秋に湖沼の北方の水表面の70%にミョウバンを注入し、1981年春には浚渫の後湖沼の南端に再び注入した。1980年秋と1981年春のミョウバンの注入で、1981年と1982年の夏には藍藻類のおびたけしい水の華は起きなかった。結局リバティー湖は北西太平洋地域で湖沼の水質回復方法のミョウバン注入がたいへん成功した例である。

このような化学的処理から得られた結果は次のとおりである。

- 湖沼水のリン酸塩除去効率が向上した。
- 湖沼堆積物からのリン酸塩の再溶出抑制効果はミョウバンがすぐれている。
- 植物プランクトンのバイオマスの減少効果が高い。
- 動物プランクトン、細菌性プランクトンおよび魚に対する毒性がない。

しかし、除雪作業に使用される塩類によって湖沼の最深部では塩素イオンの濃度が高くなり、そのため湖沼水が循環できない場合があった。故に、凝集剤の散布を湖沼の浄化に単独で用いることは不適切である。しかし、他の浄化対策と一緒に用いられる場合には、検討されれば良いと考えられる。

### 3) 生物学的浄化方法

#### A. 水生植物の除去

1980年代末から、水草の除去による水生植物の制御がスウェーデンの約90の湖沼で実験された。この水域での実験から次のような結果を得られた。適当な温度の小水域ではヨシとガマあるいはイグサが優占でない場合、水草の除去によって水質浄化効果があることが明らかとなった。

スカンディナヴィア半島の湖沼での水草の根の除去は評価が分かれた。WALLSTENによればオズバイジョン湖では、効果が一時的であったしマルスタタスジョン湖では効果がなかった。そのため、不幸にも浄化対策として水草の根の除去は大きな効果がないであろうと判断された。

表 12-2 琵琶湖の年間の水草除去例

年 度	'83	'84	'85	'86	'87
面積 (ha)	41.1	38.5	38.6	40.0	87.5
除去量 (m <sup>3</sup> )	1,301	1,109	1,082	1,410	6,690
除去時期	9/7-11/19	8/23-11/8	8/22-10/24	8/18-10/22	7/9-11/1

表 12-3 八堂ダムに棲息する水草の種類および生産量

	抽水植物	浮葉植物	浮水植物	沈水植物
主要種	ヒメガマ マコモ ヨシ	ハス ガガブタ ヒシ	サンショウモ ウキクサ	センニンモ クロモ エビモ
総種数	20	2	4	11
年生産量 (t) (百分率)	11,568 (73.5)	592 (3.8)	- -	3,584 (22.8)

水草除去船を利用('91)慶安川流域：ヒメガマ、ヒシ等 700t(乾重 100t)

除去効果：窒素 2,200kg、リン 250kg、COD 32t

韓国の慶安川流域と八堂湖の両水里一帯の水草を除去するため、湖沼水質研究所では水草除去船と水草収穫機を利用して刈り取った。水深10~30cmで水草を刈り取り枯死による栄養塩の再溶出を抑制した。

水生生物の制御には枯死期の底棲生物の除去があり、八堂湖の場合は除去対象となる物はドブガイ、カラスガイ等である。同様に魚類を利用して水草を除去する方法も研究中で、草食性の大型魚類の草魚、白蓮等を利用する方法も効果的な運用方法など検討すべき内容が多い。

### 3. 結論

すべての湖沼汚染管理技術は水域の特性を十分に調査した後、適用しなければならない。韓国の湖沼の多くは大型の人工湖であり、その特徴は外国の自然湖沼とは異なっている。自然湖沼で用いられる多くの浄化対策の中でどのような方法が韓国の湖沼に適用することができるか、また、他の浄化方法の場合は韓国で実用化の研究および検討が必要である。湖沼生態系はたいへん複雑で水質保全は総合的な調査と技術によってのみ可能であり片寄った短期的な計画では効果は期待できない。

富栄養化を防止するための湖沼水質保全計画は、発生源対策、湖沼の流域内対策、流域管理対

策を対象湖沼の特性により実施する必要があるが、その技術的な課題と今後の展望は次のようである。

1) 湖沼内の藻類の増殖防止対策としては、窒素あるいはリンの一方の除去では不十分である。そのため、窒素とリンを同時に除去できる処理方法で、維持管理が容易で省エネルギー的な水処理技術の開発研究に努力する必要がある。また、排水処理は最初に多くの業種の特性によって、それぞれ適する窒素、リンの処理技術を確立する必要がある。例を上げれば窒素を多量に含む排水の場合、その排水の特性にあった処理技術の開発が必要であるし、生活排水の浄化施設や浄化槽の場合は窒素、リンまでも除去できる技術の開発が1995年までに開発されなければならない。

2) 河川、湖沼、土壌等は自然浄化機能を持っているが、その機能を汚染物質の除去に有効に活用して生物処理を行い、人口が密集していない地域では酸化池、土壌等を活用した窒素、リンの除去技術を利用しなければならない。

3) 湖沼によっては外部から流入する窒素、リンの負荷よりも堆積物から溶出する湖沼内部の負荷の方が大きい場合もある。これらの湖沼では堆積物対策の効果が大きいと考えられる。特に栄養塩の溶出を防止するため底層循環曝気技術の開発と堆積物除去基準も検討しなければならない。

4) 水生生物を利用した水処理技術では窒素、リンの除去技術に重点をおき、生態系を利用した水処理に努力しなければならない。

#### 参考文献

1. Seo, Y. S., 1988. Eutrophication of Artificial Lakes in Korea and Proposed Counter-measures. 1st. Kor.-Jap. Env. Sci. Tech. Sym., pp. 111-125
2. Seo, Y. S. et al, 1988. A Comprehensive Studies on the Eutrophication of Paldang Reservoir(I). NIER, 88-15-240
3. Ryu, J. K. and Seo, Y. S. et al, 1989. A Comprehensive Studies on the Eutrophication of Paldang Reservoir(II). NIER, 89-16-265
4. Ryu, J. K. and Seo, Y. S. et al, 1990. A Comprehensive Studies on the Eutrophication of Paldang Reservoir(III). NIER, 90-17-291
5. Ryu, J. K., 1990. The Status and Prospect of Lake Water Management Technologies in Korea. Kor. Soc. Wat. Qua. Res. Con., 201-219
6. 湖沼研究所、湖沼分野研究論文抄録集(第1集)
7. 環境處、水質汚染公定試験法(1988)
8. J I S、日本規格協会(昭和56)
9. US EPA, Design Manual-Phosphorus Removal, 1987.
10. US EPA, Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual, 1988,
11. 環境處、韓国環境年鑑(1989, 1990)
12. 韓国水資源公社、水資源研究所、富栄養化防止対策(1988)
13. 韓国水文学会、我国の主要湖沼の特性と水質改善方案(第34回)