

## II. その他の予算による研究

[下水処理研究室]

# 1. 微生物群制御による内分泌かく乱物質の分解手法に関する研究

下水処理研究室 室長 中島 英一郎  
研究官 斎野 秀幸

## 1. はじめに

都市活動によって排出される内分泌かく乱物質は下水道に流入しているため、下水処理で効果的に削減を図る必要がある。その多くは下水処理過程で除去されてはいるが、処理しきれない部分もある<sup>1)</sup>。一方、これらをよく分解する微生物が見出されており<sup>2)</sup>、それらを利用して既存施設の能力内で除去率を高めることができれば、好都合である。そこで本研究では、この特別な能力を有する微生物が活性汚泥のような複合微生物系の中で、どのような挙動をしているかを検討し、その能力を十分発揮させるために必要な事項を明らかにして、内分泌かく乱物質によるリスクを低減させる下水処理技術を確立しようとするものである。

## 2. 平成 13 年度の調査内容

平成 13 年度は 12 年度以前の調査によって活性汚泥から分離されたノニルフェノール資化性微生物について、希釈培養条件下のノニルフェノール除去特性を検討した。また、活性汚泥の運転条件とノニルフェノール分解性の関係を把握するため、室内実験による検討を行った。

ノニルフェノール資化性微生物 9 株によるノニルフェノール除去の経時変化を調べた結果、全ての株でノニルフェノールを含む培養液に菌浮遊液を接種した直後にノニルフェノールの吸着によると見られる液相中濃度の減少が見られた。その後、液相中濃度の減少が続いたが、培養開始後 24 時間～48 時間の間は全ての株で一旦吸収したノニルフェノールの放出と見られる液相中濃度の上昇が観察された。その後は緩やかに変動しながら減少もしくは同一濃度の保持で推移した。このような結果から、ノニルフェノール資化性株の多くは、ノニルフェノールを吸着する能力は大きいものの、資化・分解能力は小さいものと推察された。

## 3. 平成 14 年度の調査内容

平成 14 年度は、MLSS と内分泌かく乱物質除去との関係について調査した。

その結果、E2 添加量が多い場合、MLSS が高いほど処理水中 E2、E1 濃度が低い傾向が見られた。ただし、E2 添加量が少ない場合には、MLSS に関わらず E2、E1 が除去され、これらの関係は確認できなかった。

## 4. 平成 15 年度の調査内容

### 4.1 目的

平成 15 年度は、内分泌かく乱物質分解微生物を実際に用いて、活性汚泥内での内分泌かく乱物質分解能力を検証することとした。

### 4.2 内分泌かく乱物質

エストロゲンを分解する微生物は、下水処理場の活性汚泥から集積培養法で分離した。炭素源として 0.1% の 17 $\beta$ -エストラジオール(E2)を添加し、25℃で約 10 週間培養して微生物を馴化した。培養終了後、ISP 培地、R2A 培地、YM 培地で釣菌を行い、合計 56 株の微生物を得た。これらの微生物から、100mg/L の E2 を 8 時間で 80%以上、24 時間で完全に分解する 5 株 (D-I7, C-I2, A-Y2, D-Y4, E-Y5) をスクリーニングした。16S rDNA 配列を用いた分子進化系統解析で、D-I7 株は *Rhodococcus zopfii*、C-I2 株は *Sphingomonas sp.*、

A-Y2、D-Y4、E-Y5 株は、*Rhodococcus equi* と同定した。特に、*Rhodococcus zopfii* D-I7 株は、100mg/L の E2 を短時間で分解するとともに、同濃度のエストロン(E1)、エストリオール、合成女性ホルモンであるエチニルエストラジオールを短時間で分解した。

#### 4.3 調査方法

内分泌かく乱物質分解微生物を下水処理に適用するにあたって、内分泌かく乱物質分解微生物が下水処理工程の系外に流出しないようにすること、既存の下水処理場に大規模な改修が必要となるなど大きなコストのかかるものではないこと、の2点を満足するために、我々は、担体に内分泌かく乱物質分解微生物を付着させ、それを活性汚泥槽に添加する方法を選択した。

これを踏まえて、本研究では内分泌かく乱物質分解性能が特に優れていた D-I7 株の活性汚泥内における効果を確認するために、D-I7 株を付着させた担体を作成した。ジャーフェーマンター培養装置で、D-I7 株を  $10^7$  CFU/mL に大量培養し、その培養装置に 15%(wt/vol)の割合で市販のポリプロピレン製担体を投入した(図-1)。2~3 日間そのまま培養装置を運転して D-I7 株を担体に付着させ、その担体を用いて活性汚泥に適用する実験を行った。

実験は実験室内におけるバッチ実験とパイロットプラントを用いた実験の2通り行い、担体を添加する場合は重量比で5%添加した。なお、担体は市販されている11種類の担体について、担体に固着した生菌数、固着させた内分泌かく乱物質分解微生物による E2 分解性能を考慮して、最終的には1種類のみを選定した。

##### 4.3.1 実験室内におけるバッチ実験

反応槽容量  $10\text{m}^3$  の下水処理パイロットプラントから活性汚泥をサンプル瓶に 2L ずつ 2 本採取した。このときの MLSS は  $1,760\text{mg/L}$  であった。これを  $20^\circ\text{C}$  の恒温実験室に持ち帰り、一方には内分泌かく乱物質分解微生物を付着させた担体(以下、単に「担体」という。)を添加し、もう一方には何も加えずに対照系とした(図-2)。担体添加直後に、それぞれの系列に E2 を  $100\mu\text{g/L}$  となるように添加し、E2 添加直後(実際には約 15 分後)、3、6、9、12、18、24 時間後に採水した。採水した活性汚泥は速やかに遠心分離をかけて汚泥と上澄水に分離した上で、下水試験方法 4) に準じてそれぞれに含まれる内分泌かく乱物質の分析を行った。分析項目は E2 と E1 とした。

##### 4.3.2 パイロットプラントを用いた実験

実下水を用いたパイロットプラントに担体を適用させる実験を行った。パイロットプラントの概要を図-3 に、写真を図-4 に示す。パイロットプラントは 10L の槽が 10 槽つなげられており、全体では 100L となる。表-1 にパイロットプラントの運転状況を示す。パイロットプラントは 2 系列用意し、一方には担体を投入し、一方には担体を投入せずに対照系とした。担体投入後、1 週間程馴致運転をしてから実験を開始した。

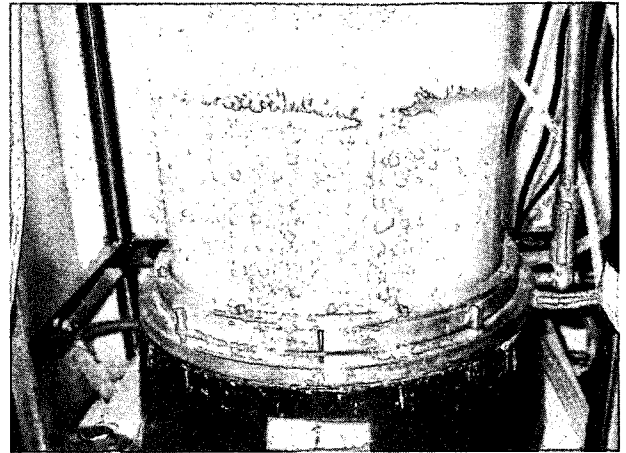


図-1 ジャーフェーマンターによる担体作成

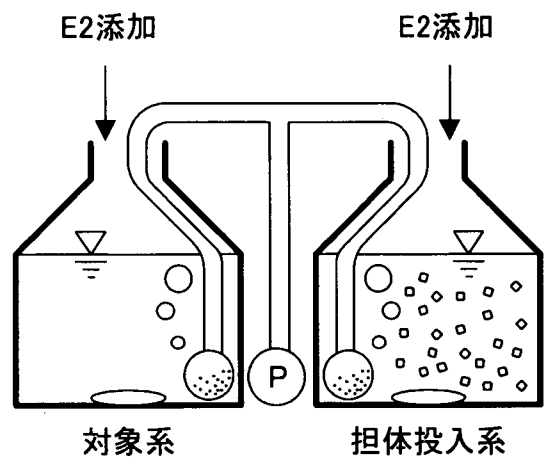


図-2 室内におけるバッチ実験

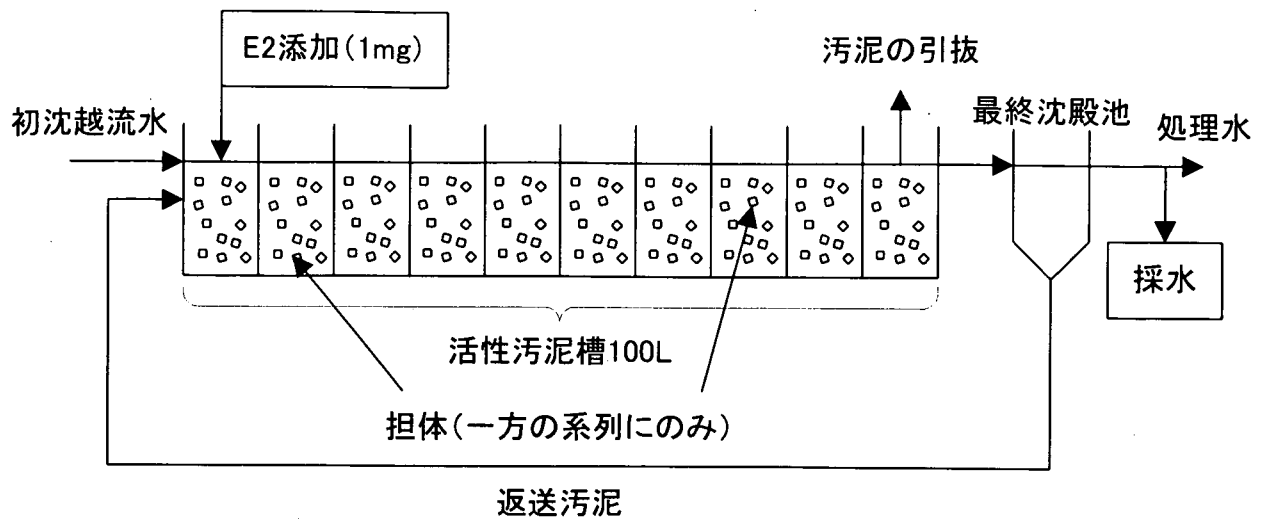


図-3 パイロットプラントの概要

実験では、それぞれのパイロットプラントの第1槽目にE2を10mgずつ添加し、E2添加後0、3、6、9、12、15、18、24時間後にパイロットプラントの処理水を採取し、処理水中のE2及びE1を測定した。分析は下水試験方法に準拠し、LC/MS/MSにより行った。

#### 4.4 調査結果

##### 4.4.1 実験室内におけるバッチ実験

結果を図-5、6に示す。図-5、6は同じ図であるが、縦軸のスケールを変えてある。

図-5では、E2投入直後に多量のE1が検出されている。本実験では、通常の流入下水中のE2と比較して多量のE2を加えており、これがいずれの系列でもE2投入直後にその多くが分解され、E1が生成したものと考えられる。しかし、内分泌かく乱物質分解微生物を投入した系列では、投入していない対照系よりもE2の除去率が高く、E2投入時点で90%を分解していた。また、内分泌かく乱物質分解微生物を投入した系列では、E2の分解により、投入していない系列よりE1が増加していた。

また、図-3に示されるようにE2投入後3時間以降は両者

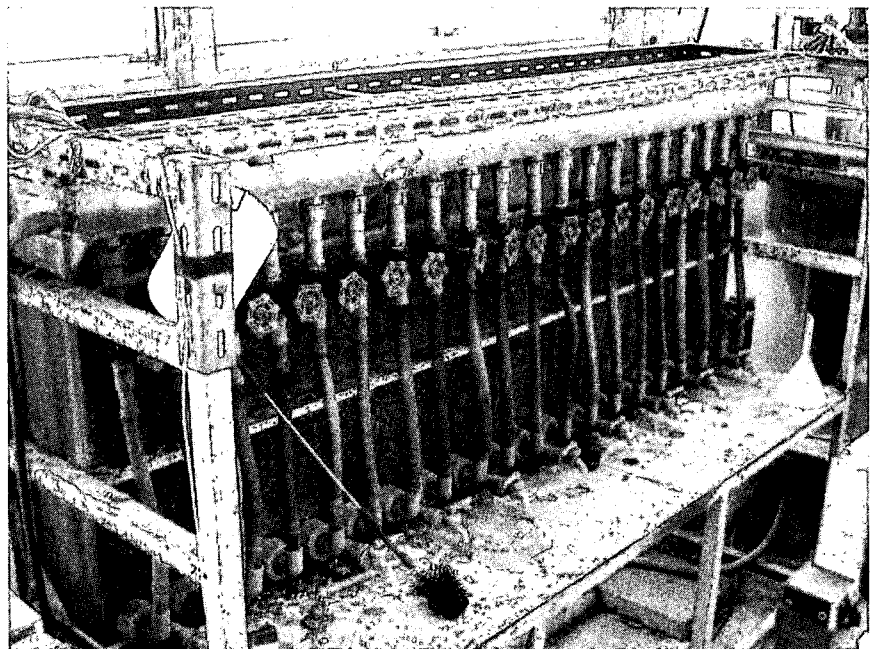


図-4 パイロットプラント（単体添加系）

表-1 パイロットプラントの運転条件

流入水量	[L/min]	0.2
反応槽容量	[L]	100
HRT	[h]	8.3
SRT	[d]	約10
MLSS(担体)	[mg/L]	2,225
MLSS(対象)	[mg/L]	2,720
汚泥返送率	[-]	0.4

に大きな差は見られなかったため、内分泌かく乱物質分解微生物投入の効果として、最終的な E2 除去効果ではなく、初期の高濃度である E2 の早期分解効果があるものと考えられた。

#### 4.4.2 パイロットプラントを用いた実験

結果を図-7 に示す。微生物を添加した場合と添加しない場合で E2 濃度の推移を比較すると、微生物を添加した場合の方が E2 濃度が小さい状態で推移した。また、添加 3 時間後に、微生物を添加した方の濃度がほぼ 0 であったが、それ以外は E1 については、微生物添加の有無による差が特に見られず、ほぼ同じ濃度で推移した。E1 は E2 の分解により生成することを考慮すれば、微生物を添加した場合の方が E1 濃度が大きくなるのが考えられるが、そうではなかったため、内分泌かく乱物質分解微生物は E2 を分解することはもとより、E1 も減少させていたものと考えられる。

図-8 にはパイロットプラントでの E2、E1 の収支を示す。なお、図-8 では流入下水中の E2、E1 濃度は添加量に比べて十分小さいとして無視している。図-6 からは、微生物を添加した場合の方が E2、E1 流出量が少なくなっていることがうかがえ、微生物を添加することにより分解速度が大きくなったものと考えられる。さらに、E2 の減少に伴い E1 が生成することを考慮すれば、E2 流出量、E1 流出量ともに微生物添

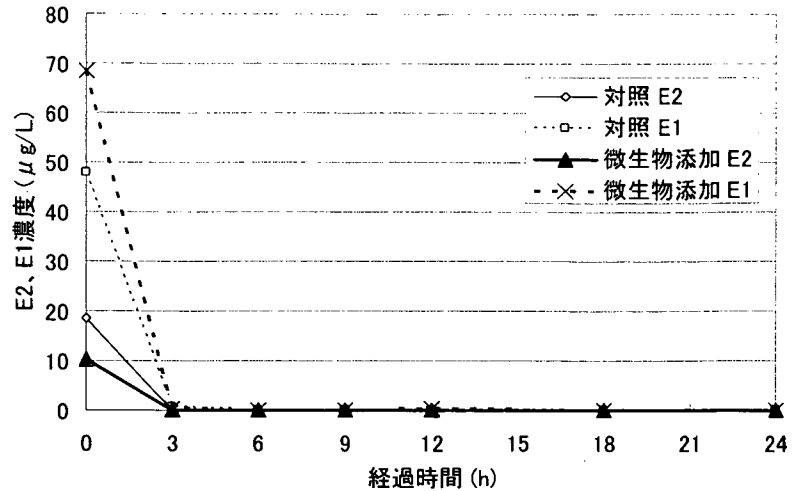


図-5 バッチ実験の結果①

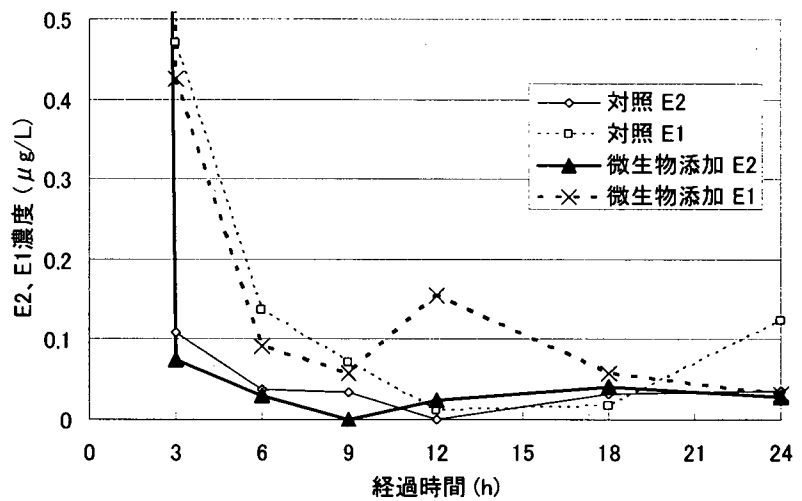


図-6 バッチ実験の結果②

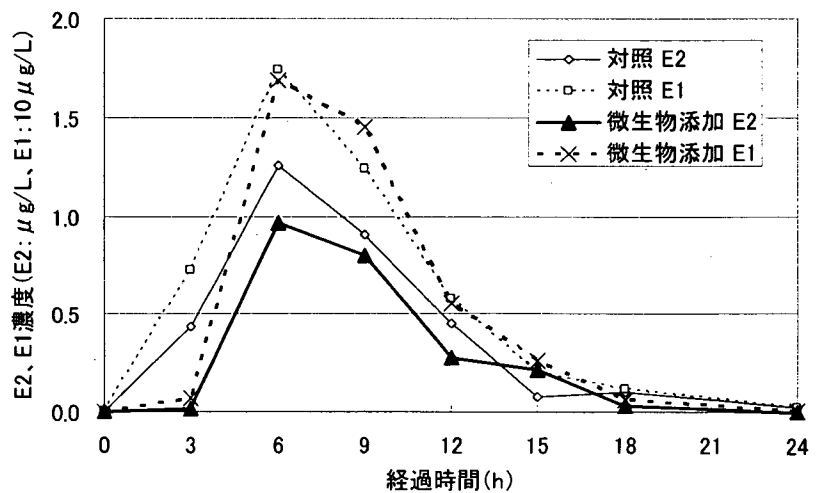


図-7 処理水中の E2、E1 濃度

加系において小さくなっているため、E2のみならず E1 も含めて減少させているものと考えられる。

## 5. まとめ

本研究では、内分泌かく乱物質分解微生物の活性汚泥中における効果を確認する実験を行った。その結果、以下のことがわかった。

(1) バッチ実験では、内分泌かく乱物質分解微生物を付着させた担体を投入させた場合でも、投入しなかった場合でも、E2の大部分は速やかに分解された。しかし、担体を投入させた場合の方が分解量は多く、特に E2 投入直後の段階ではその差ははっきりと確認された。

(2) パイロットプラントを用いた実験では、担体を添加した場合の方が処理水中 E2 濃度が小さい状態で推移していた。また、E2、E1 の収支をとったところ、担体を添加した場合の方が E2、E1 ともに流出量が少なくなっており、分解速度が大きくなっていることが示唆された。

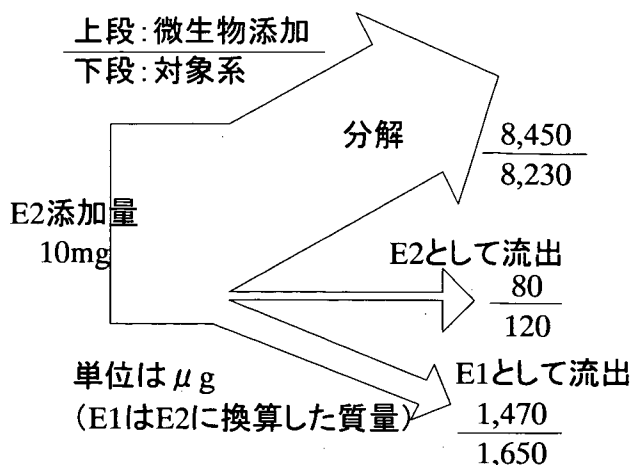


図-8 E2、E1の収支

## 6. 今後の課題

本研究では、内分泌かく乱物質分解微生物を活性汚泥に添加することにより、E2の早期分解効果があることが示された。しかしながら、この効果が真に内分泌かく乱物質分解微生物によるものかどうかの検証が十分ではない。そのため、今後はさらに調査を重ねデータを蓄積するとともに、内分泌かく乱物質分解微生物がどの程度活性汚泥系内に残存しているか等を調査することにより、E2の分解に対して、内分泌かく乱物質分解微生物がどの程度寄与しているのか確認していきたい。

また、本研究では実際の下水よりもかなり高濃度の E2、E1 で調査を実施した。内分泌かく乱物質分解微生物は低濃度域でも効果を発現する可能性があるため、今後はより実際の下水に近い状態で内分泌かく乱物質分解微生物の性能を確認していきたい。

## 7. 謝辞

本調査は、(株)ヤクルト本社との共同研究「内分泌かく乱物質の微生物分解の高度化」において実施した。多大なご協力をいただいた吉元健司様、長井富美子様を始めとする(株)ヤクルト本社の方々に、この場を借りて謝意を表す。

### (参考文献)

- 1) 東京都環境科学研究所ニュース No. 36, p. 3, 2002
- 2) 小越眞佐司、鈴木稔、E2 及び NP 分解微生物の探索結果、第 35 回日本水環境学会年会講演集、Vol. 35, p. 301、(社)日本水環境学会、2001
- 3) 吉元健司、長井富美子、大村浩、藤本淳治、渡辺幸一、牧野孝、斎野秀幸、女性ホルモン物質分解微生物の探索、環境ホルモン学会第 5 回研究発表会要旨集、p. 432、環境ホルモン学会、2002
- 4) 下水試験方法 追補暫定版、(社)日本下水道協会、2002

5) 国土交通省、下水道における内分泌攪乱化学物質(環境ホルモン)に関する調査報告、2001

## 2. 生態系の観点からみた下水再生システムのあり方に関する研究

国土交通省

国土技術政策総合研究所下水道研究部下水処理研究室

中島英一郎

荒谷 裕介

田嶋 淳

研究期間 平成 13 年度～ 17 年度

平成 15 年度当初予算額 19,691 千円

### Study on Wastewater Reclamation System for the River Ecosystems

(FY2001～2005)

Hideichiro Nakajima, Yusuke Aratani and Atsushi Tajima

Wastewater and Sludge Management Division, Water Quality Control Department

National Institute for Land and Infrastructure Management

Ministry of Land, Infrastructure and Transport

As the sewerage system diffuses, the amount of treated wastewater increases proportionally. When treated wastewater is discharged to public water bodies, it has a serious impact on the ecosystem of the receiving water body that cannot be ignored. The amount of treated wastewater reused as landscaping water in urban areas is being increased to restore the waterside environment that had been lost by urbanization. Such places provide oases in cities for aquatic life.

However, aquatic biota, including algae, aquatic insects, and fish that live in these artificially restored waterside areas are mainly species known to survive in somewhat polluted waters. This is because the objectives of the wastewater reclamation system are limited with primary emphasis on BOD, hygienic safety, and appearance (coliform count, SS, chromaticity, etc.). In fact, wastewater treated with sand filtration or other similar processes after biological treatment is often reused for landscaping water, but there have been few cases in which more advanced treatment for removal of nitrogen or phosphorus or disinfection by ozone or ultraviolet irradiation has been applied. Also, it is not yet fully understood what impact or effect such highly advanced treatment processes have on aquatic life.

Therefore, further research is needed on wastewater treatment methods and treatment levels necessary to create good habitats for aquatic life at artificial watersides to which treated wastewater is discharged.

Aiming to restore and create better habitats for aquatic life at receiving waters, we are studying the relationship between aquatic biota, including algae, benthos and fish, and environmental factors, including the quality of treated wastewater and hydraulic conditions at wastewater receiving waters. We will propose an ideal form of wastewater reclamation system which is acceptable for the ecosystem in terms of effectiveness and economy.



## 1. はじめに

下水道の普及に伴って下水処理水の量も増加し、平成14年度で年間約132億 $\text{m}^3$ の処理水が日本全体で放流されている。これは、琵琶湖の約0.5杯分に相当するほどの量である。

このため、河川水や地下水等の水源に乏しい地域においては、下水処理水は貴重な水資源と位置付けられ、都市用水などとして再生利用されている。また、都市域においては、都市化の過程で失われた水辺環境に対して再生あるいは創出を求める声が高まっている。このため、下水処理水を修景用水として利用し、都市内に水辺環境を整備する事例が増加している。東京都の玉川上水などもこの例であり、瀬川になっていた水路に下水の高度処理水が流され、清流が復活している。

このようにして創出された水辺環境は、都市においては、水生生物をはじめとした様々な生物が息する貴重な空間としても位置付けられる。しかしながら、現時点で創出される水生生物相は、ある程度汚濁を受けた水域で見られる種が主となっており、水生生物にとって良好な生息環境を創出するまでには至っていない。これは、水生生物相と水質や水理学的条件等の環境要因との関係が明確でなく、下水再生システムの目標が、衛生学的な安全性や外観に関するもの（大腸菌群数や色度等）に限られているためである。

このため、下水処理水により形成された水辺環境が、水生生物にとって良好な生育環境を形成するために必要な下水処理方式や処理レベル、放流方法等に関する知見が求められている。

## 2. 研究目的

下水道の普及に伴って公共用水域の汚濁が改善されてきた一方で、下水処理水放流先水域において、処理水の占める割合が急激に増加してきている現状に対し、従来の有機汚濁中心の水質管理に加えて、新たな水質管理指標が求められつつある。新たに関心を引く対象となっている項目は、栄養塩類（窒素・リン等）<sup>1), 2), 3), 4)</sup>や消毒剤（残留塩素等）<sup>3), 5)</sup>、微量物質（重金属・環境ホルモン等）<sup>6), 7)</sup>など多岐にわたる。本研究は、下水処理水の放流先において、水生生物の良好な生息環境を再生、創出するために、下水処理水の水質や放流先の水理条件といった環境要因と形成される水生生物相の関係を明らかにし、生物生息環境の観点から下水再生システムのあり方を提示することを目的としている。

## 3. 研究方法

昨年度までの研究で実施してきた水路実験による結果は、対象とする処理水をはじめ、地域及び季節など特定の条件下における結果であり、実際の現場の状況に沿ったものではない。

そこで、実験結果によって示された傾向が、実際の現場においてはどのような現象として確認されるかについて把握するために、下水処理場から処理水が放流される水域においてフィールド調査を行った。

また、昨年度に引き続き実験水路における調査も併せて実施することとした。

### 3.1. フィールド調査

フィールド調査の地域は、横浜市及び香川県多度津町の2つの地域を対象とした。

#### 3.1.1. 横浜市

横浜市にある「港北下水処理場」は3つの処理系統を有しており、そのうち2系統が標準活性汚泥法、もう1系統が高度処理法（嫌気・硝化内生脱窒法）で運転している。さらに、放流先の鶴見川への放流においては、標準活性汚泥法による処理水と、高度処理による処理水の放流口が異なっている。そこで、それぞれの放流口に生育・生息する付着藻類及び底生動物を調査することにより、処理方式の異なる処理水によって形成される生物相の違いを把握することを試みた。

#### (1) 調査地点

調査を行った地点は、[高度処理放流口] および [標準法放流口] とした。

図 3-1に調査地点位置図を示す。

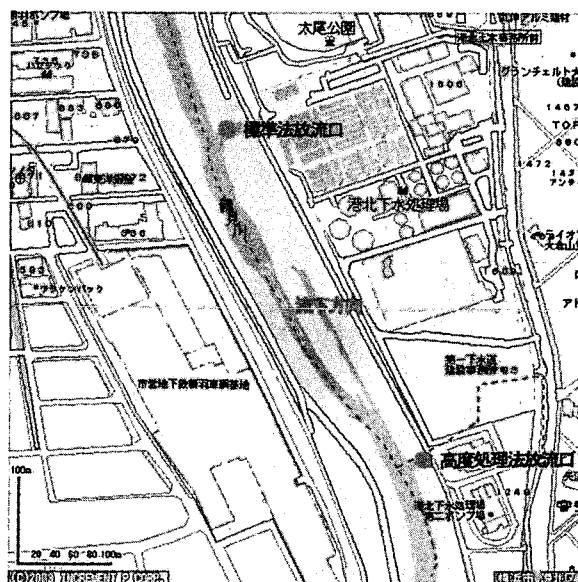


図 3-1 横浜フィールド調査地点位置図

なお、両地点は、放流口樋管から鶴見川本川に合流する

までの水路部で、かつ河川水の混入が無く、処理水が100%となる位置に設置した。

## (2) 調査項目

調査項目は、以下の通りとした。

### • 生物

付着藻類 [Chl-a, 種構成, 細胞数]

底生動物 [種構成, 個体数]

### • 水質

[BOD, T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, T-P, PO<sub>4</sub>-P]

これらの調査項目により、各調査地点に生育する付着藻類と底生動物の「生物量」及び「種構成」を比較し、生物相と水質や周辺環境などとの関連性を整理した。

## (3) 調査方法

各地点の河床における物理環境を統一するため、人工の河床基盤を設置して調査を行った。付着藻類については素焼き製の陶器板(10×10cm)5枚をフレームに固定したもの(図 3-2参照)を各地点に2セットずつ設置した。

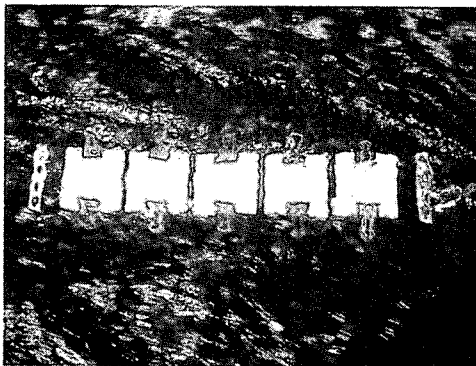


図 3-2 藻類用付着基盤

また、底生動物については径が3~5cmの礫を縦横30cm程度の籠に詰めたもの(図 3-3参照)を各地点に2セットずつ設置した。

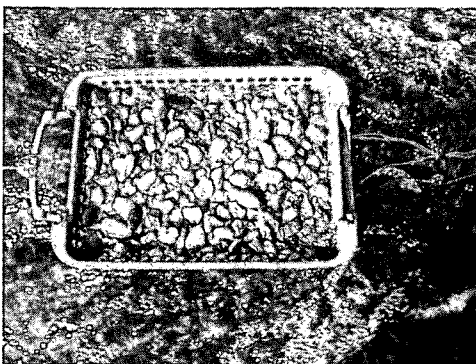


図 3-3 底生動物用基盤

試料については、付着藻類に対しては、およそ一週間毎に陶器板を2つのセットから一枚ずつ回収し、ブラシで擦り落としたものを二分してChl-a分析と定量分析の試料

とした。底生動物に対しては付着藻類採取の最終日に1回採取を行い、定量分析の試料とした。

なお、付着藻類の採取と併せて、水質分析用の試料についても採水を行った。

## (4) 調査時期

調査は平成15年度に2回実施し、第1回目は平成15年10月30日から12月16日まで、第2回目は平成16年2月12日から3月17日までの期間で実施した。

### 3.1.2. 香川県多度津町

香川県多度津町は、①下水処理場の水資源を活用する節水型リサイクル社会の形成、②公共用水域の水質及び環境保全、③慢性的渇水に対する安全度の向上、④人と水との接点として自然な水環境を再生し、安らぎある町空間の創出、の4つのテーマを柱とした「多度津町再生水利用計画」を策定している。この計画では、金倉川浄化センター(香川県)の下水処理水のうち1万l/日を高度処理施設においてオゾン処理や活性炭処理などを行った後に、農業用水、河川維持用水、親水用水及びせせらぎ用水として利用することとしており、平成16年度当初からの処理水導入が見込まれている。

そこで、まず処理水導入前の生物相を把握し、今後処理水が導入された後にどのように変化するかを比較することで、処理水が生物相に及ぼす影響を把握することとした。従って、今年度は処理水導入前の現状把握の位置づけとしての調査である。

調査箇所は、河川維持用水が放流される桜川水系の各地点、及びせせらぎ用水が放流される栄町せせらぎ水路とし、各調査地点において付着藻類及び底生動物を調査した。

## (1) せせらぎ調査

### ① 調査地点

栄町せせらぎ水路に供給されるせせらぎ用水は、標準活性汚泥法によって処理された後に高度処理施設でさらに[ろ過⇒オゾン消毒⇒活性炭吸着]処理された再生水である。

水路の全長は92.2mであり、流末に達した水は再度水路上流までポンプアップされて循環利用される。なお、循環の過程において改めて紫外線消毒処理がなされる。

このせせらぎに処理水が供給されるのは平成16年春からの予定であり、現在は上水を導入して暫定的に供用が開始されている。

そこで、処理水が導入される前の状態を把握するために、上水で供用されている現段階における生物相について調査を行った。

調査はせせらぎの吐水口(放流口)直下の1地点において実施した。調査地点周辺の状況を図 3-4に示す。

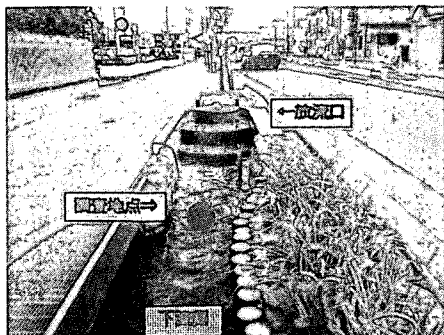


図 3-4 せせらぎ放流口周辺状況

## ② 調査項目

調査項目は、以下の通りとした。

### ・ 生物

付着藻類 [Chl-a, 種構成, 細胞数]

底生動物 [種構成, 個体数]

### ・ 水質

[BOD, T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, T-P, PO<sub>4</sub>-P]

## ③ 調査方法

調査方法についても横浜市と同じく、付着藻類については素焼き製の付着板を人工基盤として設置して定期的に回収し、底生動物については礫を詰めた籠を設置して調査最終日に回収した。

## ④ 調査時期

調査は2回実施し、第1回目は平成16年1月14日から3月18日まで、第2回目は平成16年2月5日から3月18日までの期間で実施した。

## (2) 河川調査

### ① 調査地点

多度津町には、農業用排水路の機能も併せて持つ二級河川の桜川水系が流下している。この桜川水系は上流の金倉川に用水堰を設けて取水している他、流域にある多数の溜め池からの落ち水等が水源となっている。

桜川は途中で分派を繰り返して、桜川本川の他、東桜川、小桜川、中桜川などを支川とする水系である。

再生水利用計画においては河川維持用水放流先である桜川、東桜川、小桜川、中桜川の4川に合計5,500tの処理水を平成17年より放流する計画である。本調査では、4川のうち、放流口付近の水質、流況、河床条件等が類似している東桜川および桜川を生物相調査の対象として選定し、各放流口の直上下流にそれぞれ調査地点を設定した(図3-5 St. 4, 5及びSt. 9, 10)。直下流においては処理水導入前後の変化を把握する目的で、また、直上流においては放流開始後における処理水無しの対照水域とすることを目的とした。また、桜川水系周辺の生物相の状況を把握する目的で金倉川取水口(St. 2)を生物相の調査地点として設

定した。桜川水系内に設定した調査地点は、全てコンクリート三面張りの水路構造となっており、生息する生物種に限りがあると考えられたことから、本来の自然状態における河川生物相の把握を目的として、金倉川本川において調査地点(St. 1)を設定した。

さらに、桜川水系全体の流下過程における水質の変化を把握するために、東桜川と桜川の分岐点(St. 3)、小桜川放流口上下流部(St. 6, 7)、中桜川放流口上下流部(St. 8, 11)、及び桜川、東桜川、小桜川合流部(St. 12, 13, 14)にそれぞれ調査地点を設置するとともに、魚類の生息状況を把握する目的で、東桜川、桜川、小桜川合流部に調査地点を設けた。

調査地点についての位置関係を模式図として図3-5に示す。

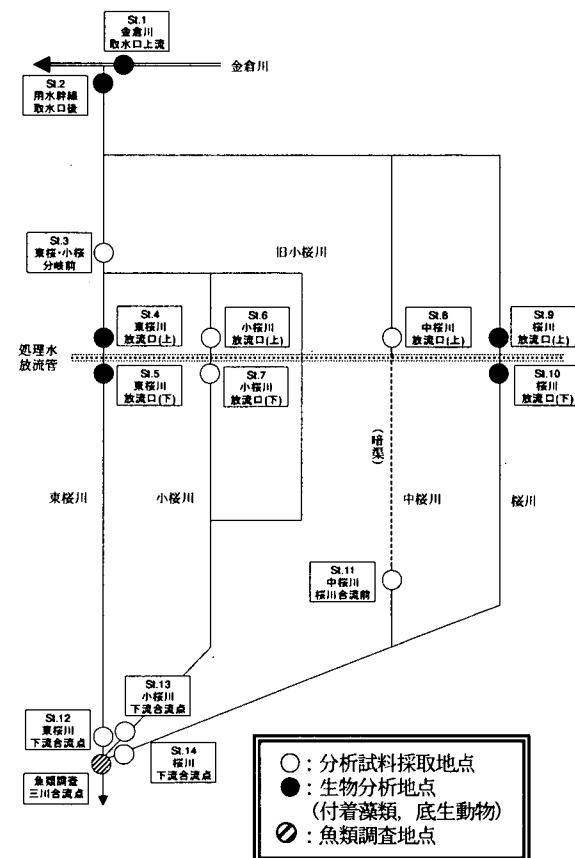


図 3-5 桜川水系調査地点位置図

## ② 調査項目

調査項目としては、以下に示すものを対象とした。

### ・ 生物

付着藻類 [Chl-a, 種構成, 細胞数]

(付着藻類と底生動物は図3-5の●で示す地点、魚類は○で示す地点)

底生動物 [種構成, 個体数]

魚類 [種構成]

- **水質**

[BOD, T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, T-P, PO<sub>4</sub>-P]

(図 3-5に示す全地点)

- ③ **調査方法**

付着藻類及び底生動物は、現地の河床から直接試料を採取することによって実施した。付着藻類は、河川中の礫またはコンクリートの河床に付着する藻類を、5×5cmの方形枠で3回採取し、Chl-aの分析と藻類定量分析に供した。また、底生動物については河床から30×30cmの方形枠で3回採取し、定量分析に供した。

魚類の採捕方法は[投網, タモ網, 延縄, ドウ, モンドリ]とし、延縄やドウ, モンドリについては、調査日前日の夕方に調査地点に設置して、翌日の午前中に回収を行った。

水質については、現地から直接採水して試料とした。

- ④ **調査時期**

調査は3回実施し、平成15年11月25日、平成16年1月14日、平成16年3月10日に行った。

なお、魚類調査については、3月10日の調査時の翌日(11日)にのみ実施した。

## 3.2. 水路実験

平成15年度の水路実験においては、塩素消毒レベル及び消毒方法の違いと生成する付着藻類相との関係を把握することを目的とした。

### 3.2.1. 塩素消毒レベルの違いと付着藻類相との関係

ここでは、昨年度実施した残留塩素影響実験を受けて、さらに低濃度まで変化させた場合の影響を確認することとした。なお、低濃度域における残留塩素濃度をコントロールすることは困難であることから、今回は塩素注入量によるコントロールによって濃度を調節することとした。

- (1) **調査項目**

調査項目としては、以下に示すものを対象とした。

- **生物**

付着藻類 [Chl-a, 種構成, 細胞数]

- **水質**

[BOD, T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, T-P, PO<sub>4</sub>-P, 遊離残留塩素, 総残留塩素]

- (2) **調査方法**

調査は平成14年度に使用した実験水路を用いて実施した。

この実験水路は、幅5cm長さ120cmの水路を6系列同時に比較調査できるステンレス製の水路である。各水路にはポンプによって試水を一定量送水することが可能であり、また、各水路上流に混和槽を設けており、実験目的に沿った

薬品と原水とを混合し、試水とすることができる。さらに、付着藻類分析用として各水路の底部に素焼き製の付着板(1枚4.5×9cm)を敷くことで河床材料を統一しており、野外調査における水深や流速、河床材料や水質など、目的以外の環境要因による不要な変動を抑制することができる。

水路における物理条件は、送水装置の能力から、流速約10cm/s、水深約3cmとした。光は人工照明によって明:暗=12時間:12時間に調節した(図 3-6参照)。

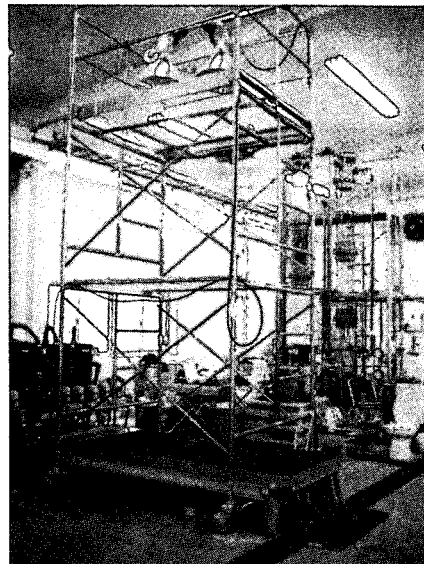


図 3-6 実験水路全景

使用した試水は実験水路が設置されている霞ヶ浦浄化センターの高度処理水(未消毒)を恒温槽で23℃まで加温して使用した。塩素注入量の設定は[0, 0.01, 0.1, 1.0 (mg/L)]とした。

付着藻類は水路ごとの藻類の増殖に合わせて、それぞれ採取を行った。また、サンプリングは水路底面に設置した付着板を取り出し、表面に付着した藻類をブラシで擦り取ることで採取した。また、開始時からの経時的な変化を把握するために、採取は12枚の付着板から調査回毎に異なる付着板から採取し、一度採取した付着板からは採取しないこととした。

採取したサンプルは二つに分割して持ち帰り、Chl-a分析と付着藻類分析に供した。また、残留塩素は付着藻類のサンプリングに合わせて測定し、それ以外の水質は、試験期間中に週1回の頻度で分析を行った。

- (3) **調査期間**

調査は平成16年3月18日から4月26日の期間で実施した。

### 3.2.2. 消毒方法の違いと付着藻類相との関係

ここでは、塩素消毒された処理水によって形成された生物相が、他の消毒方法による処理水に変更されることで、生物量や種構成がどのように変遷していくかをみるこ

とした。この実験は、塩素消毒処理水を流下させていたせせらぎ水路において、オゾン処理施設が新設され、塩素消毒からオゾン消毒に切り替わった事例などと比較検討するために行った。

(1) 調査項目

3.2.1と同様とした。

(2) 調査方法

塩素消毒以外の消毒設備として、オゾン処理装置および紫外線処理装置を導入した(図 3-7および図 3-8参照)。

導入したオゾン処理装置の主な仕様は次の通りである。

酸素濃度：90%以上

酸素供給量：8NL/min

オゾン発生量：12g/h

オゾン濃度：40g/Nm<sup>3</sup>

オゾン反応塔容量：90L

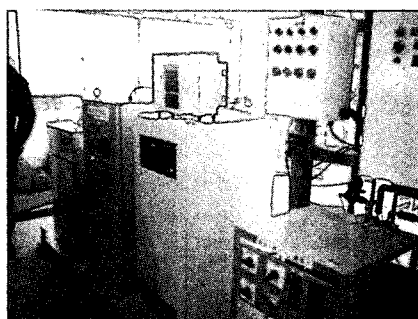


図 3-7 オゾン発生装置(上)と反応塔(下)

また、紫外線処理装置のスペックは以下の通りである。

形式：低圧ランプ式

ランプ電力：16W

紫外線強度：55mWs/cm<sup>2</sup>

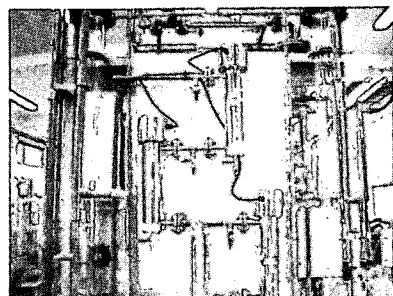


図 3-8 紫外線処理装置

実験手順としては、まず注入量[1.0mg/L]で塩素消毒した処理水を3.2.1の実験と同じ設定で3系列に流下させ、付着藻類を安定状態になるまで生育させる。

その後、3系列のうち1系列をオゾン消毒に、もう1系列を紫外線消毒にそれぞれ変更し、残りの1系列は同じ濃度で塩素消毒を継続した。オゾン消毒における注入量は[5.0 mg/L]、紫外線消毒における照射量は[200 J/cm<sup>2</sup>]に設定した<sup>8)</sup>。

消毒方法を切り替えた後の付着藻類の採取方法については、3.2.1の実験と同様とした。

表 3-1に、「塩素消毒レベルの違いと付着藻類相との関係(第1ターム)」と「消毒方法の違いと付着藻類相との関係(第2ターム)」における各実験水路毎のケース設定と各ターム間の継続性の関係を示す。

表 3-1 水路実験におけるケース設定

水路系列名	第1ターム	第2ターム
A	塩素注入量 0.01 mg/L	⇒ 塩素注入量 0.01 mg/L
B	塩素注入量 0.1 mg/L	⇒ 塩素注入量 0.1 mg/L
C	塩素注入量 1.0 mg/L	⇒ 塩素注入量 1.0 mg/L
D	塩素注入量 1.0 mg/L	⇒ オゾン注入量 5 mg/L
E	塩素注入量 1.0 mg/L	⇒ 紫外線照射量 200 J/m <sup>2</sup>
F	無添加	⇒ 無添加

4. 結果と考察

4.1. フィールド調査

4.1.1. 横浜市

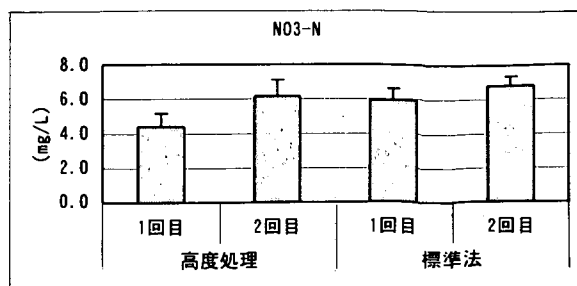
(1) 水質

調査地点の水質を表 4-1、図 4-1に示す。

表 4-1 水質分析結果

(mg/L)	高度処理		標準法	
	1回目平均	2回目平均	1回目平均	2回目平均
BOD	1.8	2.3	2.7	1.8
T-N	6.4	7.5	7.9	8.2
NO <sub>3</sub> -N	4.4	6.2	5.9	6.8
T-P	0.42	0.25	0.87	1.37
PO <sub>4</sub> -P	0.37	0.07	0.79	1.19

高度処理水と標準法処理水を比較して、BODやNO<sub>3</sub>-Nについては、ほとんど差は生じていない。一方、PO<sub>4</sub>-Pについては、変動幅はあるものの高度処理水の方が一桁近く低い値となっていた。



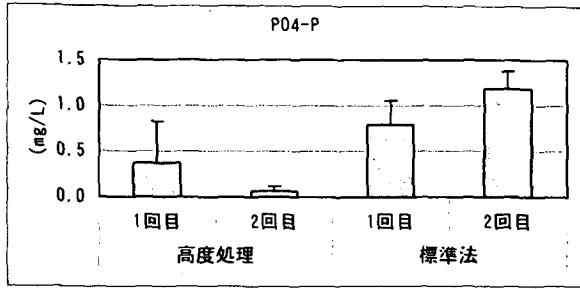


図 4-1 放流口における栄養塩類濃度

(2) 生物量

附着藻類の生物量の変化を図 4-2 に示す。高度処理、標準法ともに、生物量としては20日程度で最大となり、Chl-a でみると1回目で30  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$  前後、2回目で60  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$  と、2種類の処理方法によって増殖時間や最大増殖量に達した時点の生物量に明確な違いはみられなかった。

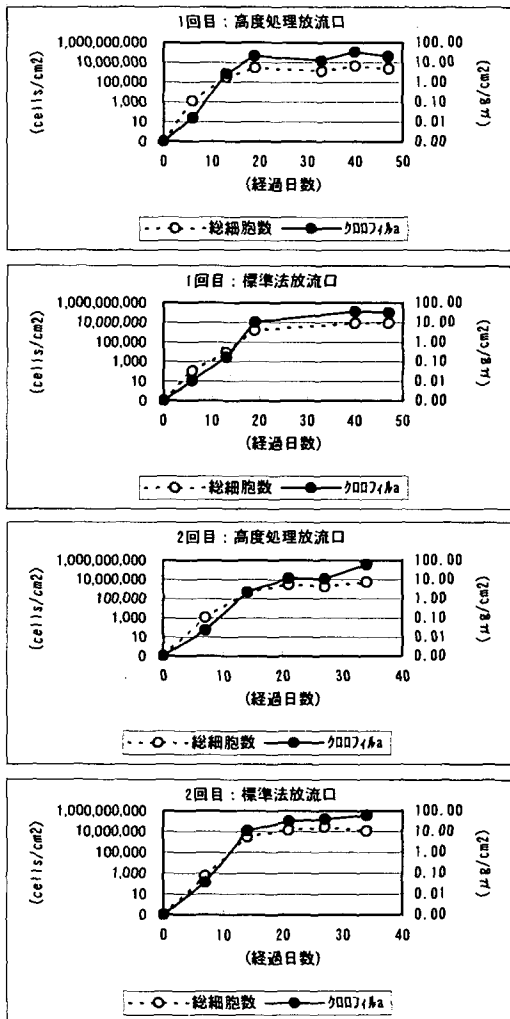


図 4-2 高度処理水と標準法処理水による生物量の違い

(3) 出現種

附着藻類の優占種については表 4-2 のようになり、高度処理水および標準法処理水ともに珪藻類の *Gomphonema parvulum* や緑藻類の *Chlorolobion saxatile* が優占しており、明確な違いはみられなかった。

表 4-2 放流口における優占種の経日変化

	地点	経過日数	最優占種	
			占有率	種名
1回目	高度処理	6日	63.6%	珪藻類 <i>Synedra incisa</i>
		13日	90.4%	珪藻類 <i>Gomphonema parvulum</i>
		19日	86.3%	珪藻類 <i>Gomphonema parvulum</i>
		40日	43.8%	緑藻類 <i>Chlorolobion saxatile</i>
		47日	44.7%	緑藻類 <i>Chlorolobion saxatile</i>
	標準法	6日	60.7%	緑藻類 <i>Chlorolobion saxatile</i>
		13日	49.1%	緑藻類 <i>Chlorolobion saxatile</i>
		19日	88.3%	珪藻類 <i>Gomphonema parvulum</i>
		40日	71.0%	珪藻類 <i>Gomphonema parvulum</i>
		47日	56.6%	緑藻類 <i>Chlorolobion saxatile</i>
2回目	高度処理	7日	83.3%	藍藻類 <i>Phormidium</i> sp.
		14日	77.3%	珪藻類 <i>Gomphonema parvulum</i>
		21日	86.4%	珪藻類 <i>Gomphonema parvulum</i>
		27日	72.1%	珪藻類 <i>Gomphonema parvulum</i>
		34日	86.2%	珪藻類 <i>Gomphonema parvulum</i>
	標準法	7日	53.3%	珪藻類 <i>Gomphonema parvulum</i>
		14日	54.4%	珪藻類 <i>Gomphonema parvulum</i>
		21日	42.0%	緑藻類 <i>Stigeoclonium</i> spp.
		27日	73.8%	緑藻類 <i>Stigeoclonium</i> spp.
		34日	40.2%	緑藻類 <i>Stigeoclonium</i> spp.

一方、各藻類分類群の総細胞数に占める占有割合について、調査終了時の結果を図 4-3 に示す。リン濃度の低い高度処理水と比べてリン濃度の高い標準法処理水では緑藻類が多く占めていることがわかるが、これは昨年度実施した水路実験でみられた傾向に類似していた。

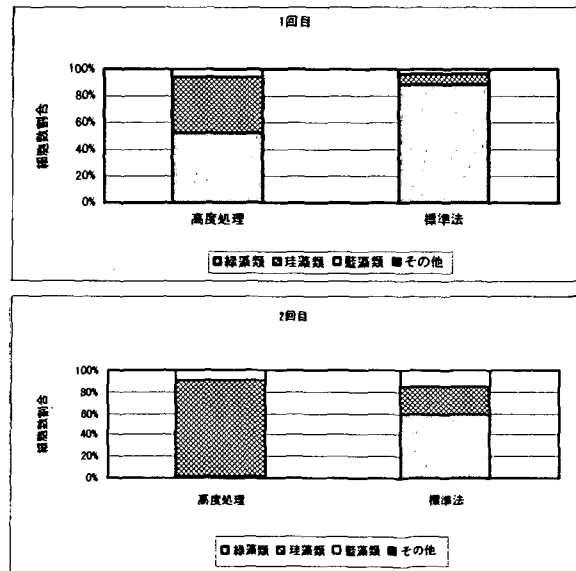


図 4-3 処理水の処理方法と附着藻類構成

(4) 多様性

出現した附着藻類種数については、およそ15~20種であった。多様性指数については1.5~2程度で1回目の調査では高度処理の方が高かったのに対して2回目の調査では標準法の方が高くなっており処理方法の違いによる差は明確ではなかった。

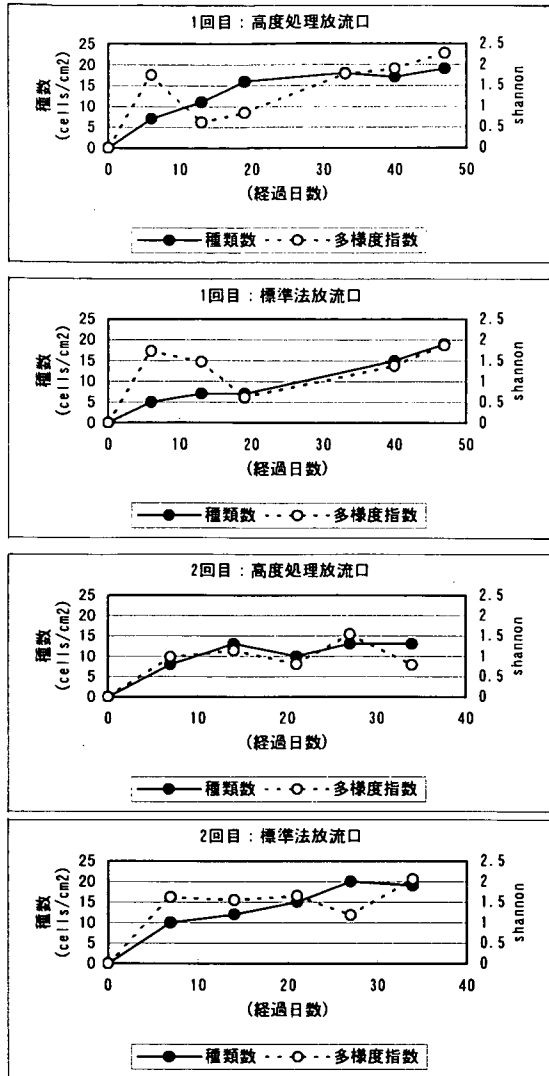


図 4-4 種数と多様度指数の変化

なお、種数の変化をみると、生物量が20日程度で最大となっていたのに対して、出現種類数は30日以上にわたり増加傾向が続いていた(図 4-4参照)。

### (5) 底生動物

底生動物について、高度処理法と標準法で比べると、図 4-5でみるように、出現種類数に明確な違いはみられなかった。

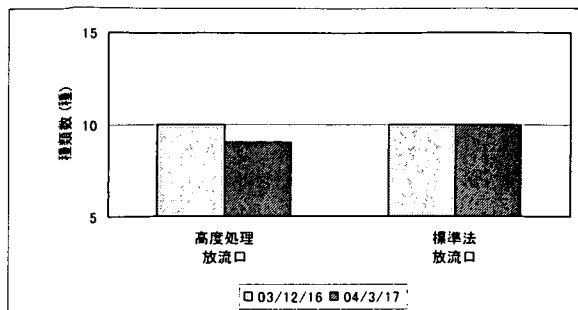


図 4-5 各調査地点における底生動物種類数

生物量についての調査結果を図 4-6に示す。

生物量については処理水、河川水ともに一定の傾向は確認されず、地点によって様々であった。

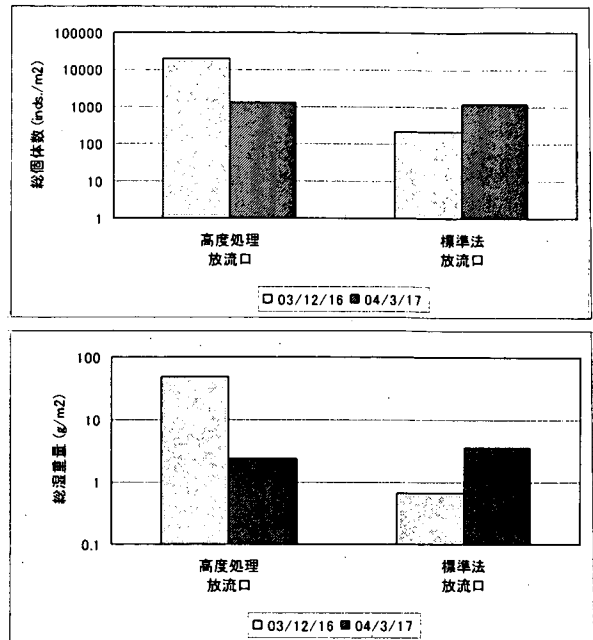


図 4-6 各調査地点における底生動物生物量

優占種については、表 4-3に示ように放流口では高度処理と標準法でほぼ同じような種が優占種となっていた。

表 4-3 各調査地点の底生動物優占種 (個体数・湿重量)

調査日	地点名	1位		2位		3位	
		個体数	種名	個体数	種名	個体数	種名
12/16	高度処理放流口	8691	加コリカ属の一種	6778	イビノ科	1587	ミノムシ
	標準法放流口	111	加コリカ属の一種	50	ミノムシ	11	イビノ科 コリカ属の一種 コリカ科
3/17	高度処理放流口	744	ミノムシ	375	ヒメミミ科	94	コリカ科
	標準法放流口	481	ミノムシ	438	加コリカ属の一種	81	コリカ科 蟻

調査日	地点名	1位		2位		3位	
		湿重量	種名	湿重量	種名	湿重量	種名
12/16	高度処理放流口	26.33	加コリカ属の一種	11.96	イビノ科	3.39	ミノムシ
	標準法放流口	0.44	加コリカ属の一種	0.11	イビノ科	0.06	ミノムシ コリカ属の一種
3/17	高度処理放流口	1.88	ミノムシ	0.31	イビノ科	0.13	ヒメミミ科
	標準法放流口	2.13	加コリカ属の一種	0.63	ミノムシ	0.44	コリカ科 蟻

なお、確認された種はどちらの放流口においても、ミミズやヒル、ユスリカなどが中心となっていた。

### 4.1.2. 多度津町

#### (1) せせらぎ調査

##### ① 水質

せせらぎ水路は上水を使って暫定運用中であり、水位を一定に保つために必要に応じて上水を供給しながら運転している。せせらぎ調査における水質分析の結果は図 4-7の通りであった。

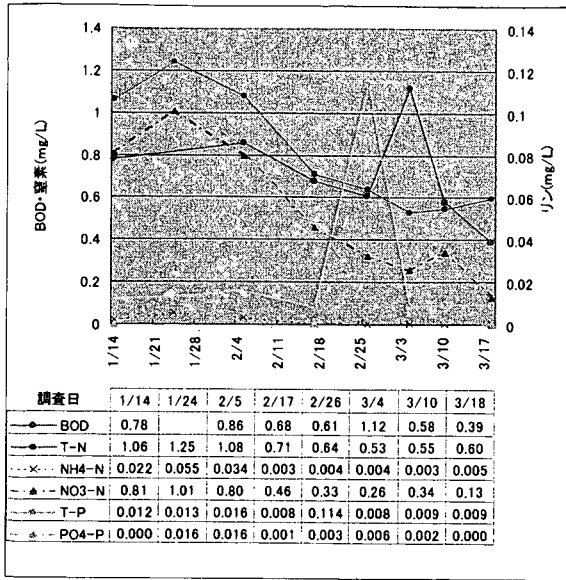


図 4-7 せせらぎ水路の水質

窒素濃度は1月中旬に増加傾向を示すもののその後は低下していた。リン濃度は特異的に高い値が検出されることはあったが、ほぼ一定の値であった。また、BODは0.8mg/L前後で安定していた。

試験期間中の平均値は、BOD=0.77mg/L、T-N=0.83mg/L、T-P=0.026mg/Lであった。

② 付着藻類

1月14日に人工基盤を水路に設置し、調査終了時まで、ほぼ10日おきに回収を行った。

付着藻類の結果をみると、その生物量の経日変化は図4-8に示すようになった。

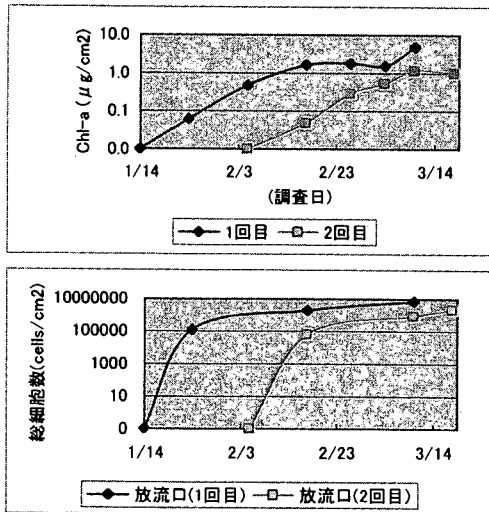


図 4-8 付着藻類生物量変化

生物量が最大値になるまでに、1ヶ月以上の日数を要したことが分かるが、前述の横浜市の処理場放流口における調査において、付着藻類が最大値になるまでの日数が15～20日であったことと比べると、より長い日数を要した。こ

れは、冬季のため水温が低く2月中旬までの水温は10℃を下回っていたこと(図4-9参照)、また水道水を使用していたため河川水に比べて栄養塩類濃度が低いこともあって生育速度が遅くなったこと等が要因として考えられる。

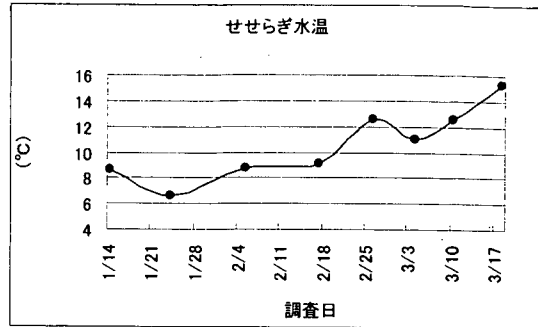


図 4-9 多度津町せせらぎ水温変化

次に、出現した付着藻類の種構成をみると、優占種としては表4-4に示す通りであった。

表 4-4 多度津町せせらぎ実験藻類優占種

優占順位	経過日数(1回目)		
	10日	34日	56日
1	Achnanthes minutissima 73.4%(珪藻)	Synedra rumpens 74.1%(珪藻)	Synedra rumpens 55.3%(珪藻)
2	Synedra rumpens 11.1%(珪藻)	Achnanthes minutissima 24.4%(珪藻)	Achnanthes minutissima 17.9%(珪藻)
3	Cymbella turgidula 9.4%(珪藻)	Cymbella turgidula 0.5%(珪藻)	Phormidium sp. 10.9%(藍藻)

優占順位	経過日数(2回目)		
	12日	34日	42日
1	Synedra rumpens 87.2%(珪藻)	Synedra rumpens 55.9%(珪藻)	Synedra rumpens 60.1%(珪藻)
2	Achnanthes minutissima 6.8%(珪藻)	Achnanthes minutissima 24.3%(珪藻)	Oscillatoria sp. 17.6%(藍藻)
3	Phormidium sp. 4.4%(藍藻)	Phormidium sp. 13.4%(藍藻)	Phormidium sp. 9.7%(藍藻)

ここに現れた優占種は、藍藻類のPhormidium属とOscillatoria属が2～3位に出現した以外は、全て珪藻類であった。

次に、多様性について、種数と多様度指数から図4-10に整理した。

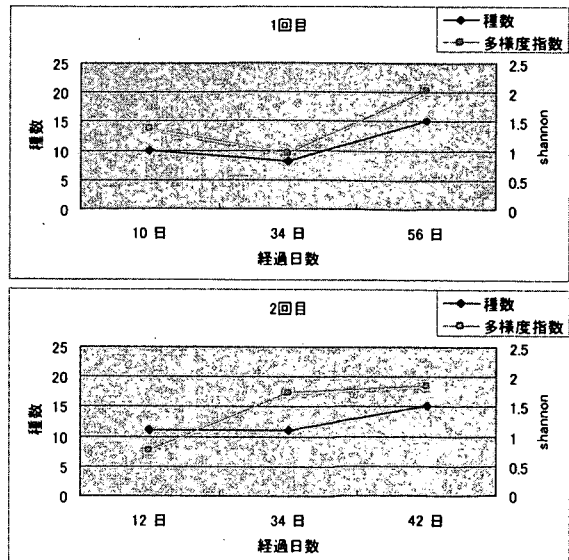


図 4-10 多様性の変化



ここから、1回目と2回目で大きな違いはなく、時間経過とともに多様性が高くなった。

### ③ 底生動物

設置した礫河床から採取された底生動物の分析結果を表 4-5に示す。

表 4-5 せせらぎにおける底生動物出現種

和名	学名	せせらぎ (1回目)	せせらぎ (2回目)
カスミ綱	Turbellaria	116	
カコサライ	Laevapex nipponica	978	14
ヌミミ科	Naididae		14
シマイヒル	Erpobdella lineata	7	14
カスミ	Asellus hilgendorfi hilgendorfi		14
ヤホコケワ	Baetis sahoensis		14
ガカン科	Tipulidae	29	29
ハモンユリカ属の一種	Polypedilum sp.	116	
エリユスカ遊科	Orthocladinae	826	14
ユスリ科 蛹	Chironomidae pupa	196	
合計		2268	113
種類数		7	7

(単位: inds./m<sup>2</sup>)

どちらも出現した種数は7種と少なかった。

また、個体数は1回目と比べて、2回目が非常に少なく、設置からの経過時間が長いほど生物量も増加することがうかがえた。ただし、今回調査した冬季においては、底生動物が移入する効率が低いと考えられるなど、季節による変化に注意が必要である。

## (2) 桜川調査

### ① 水質

水質についての測定分析結果を図 4-11に示す。

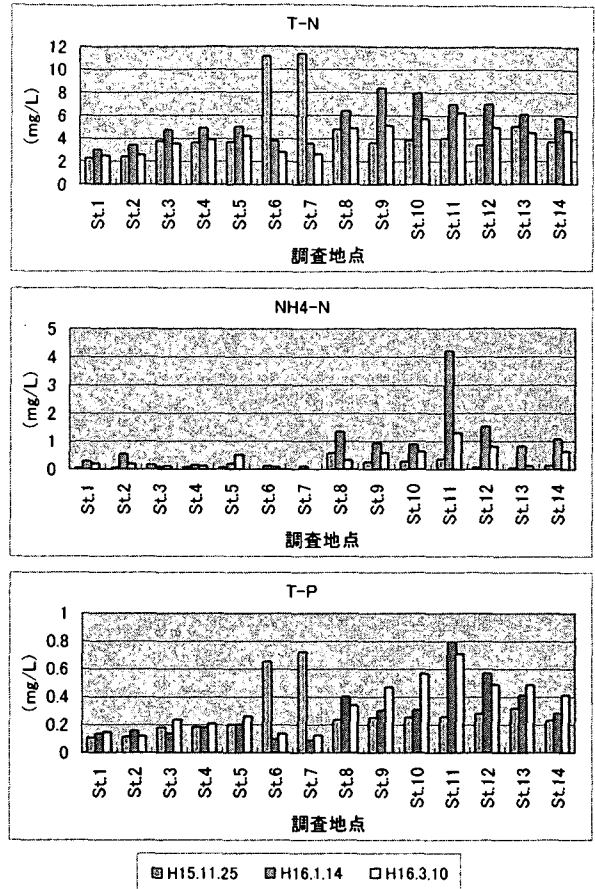
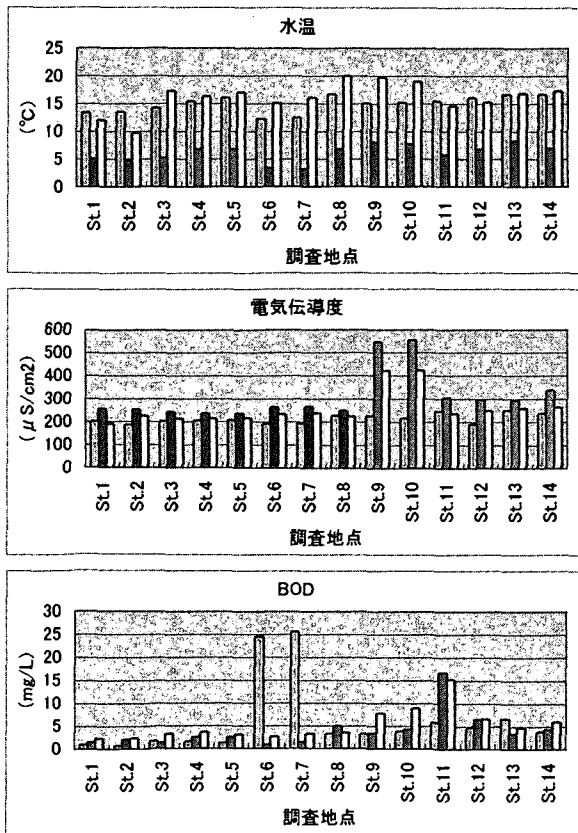
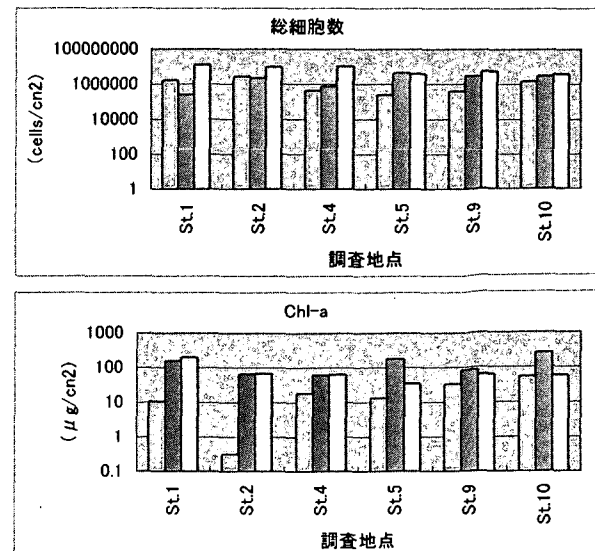


図 4-11 桜川水系水質等測定分析結果

水質面では、金倉川から取水され、他の農排水等を集水しながら桜川水系を流下するにつれ、有機汚濁及び栄養塩が高くなっていることが分かる。また、東桜川と桜川では、東桜川の方が水質は良好であった。

### ② 付着藻類

付着藻類の総細胞数、Chl-a及び種類数についての分析結果を図 4-12に示す。



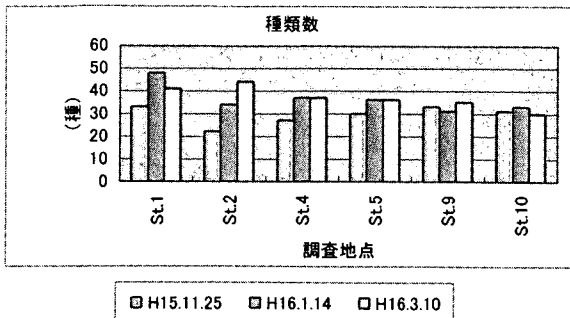


図 4-12 付着藻類指数

総細胞数では各地点とも大きな違いはみられていないが、Chl-aは11月調査に少なく、特にSt.2取水口直下で少なくなっていた。この要因は、付着藻類のうち細胞容量の小さい藍藻類が極端に多く出現したためと考えられる。

一方、種類数では金倉川本川で最も多くなっていた。これは、この地点の河床が礫を中心とした自然な構造であり、他のコンクリート三面張りの人工的な構造とは異なっていたことが要因であると考えられる。

次に、藻類の各網別の割合をみると図 4-13のようになっていた。

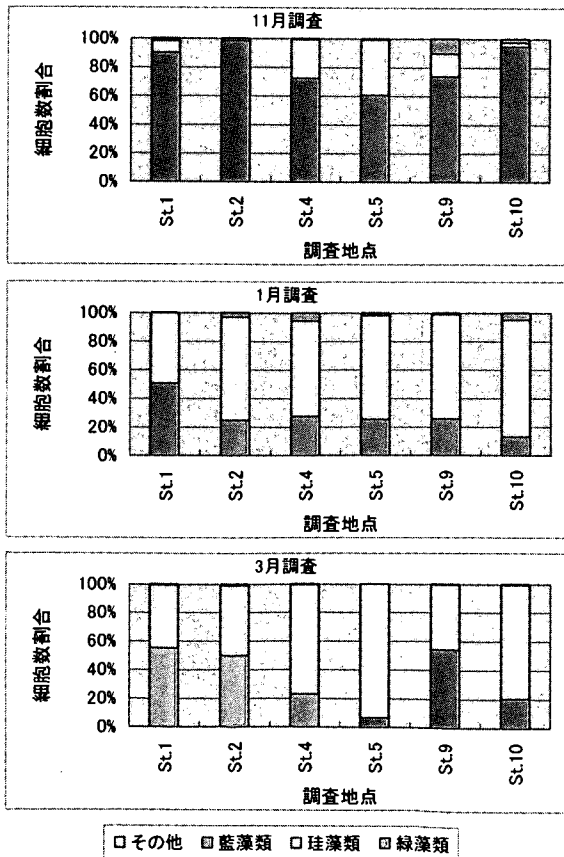


図 4-13 付着藻類網別細胞数割合

11月調査時には藍藻類の占める割合が高く、1月、3月調査時には珪藻類の占める割合が高くなっていた。

また、細胞数からみた優占種の上位3種をまとめると表 4-6のようになった。

表 4-6 付着藻類優占種

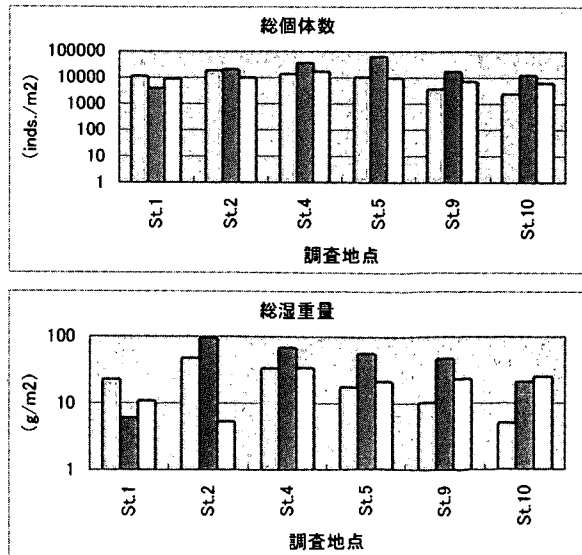
採期日	調査地点	優占第1位	優占第2位	優占第3位	
11/25	St.1 金倉川	40.6% SCYTONEMATACEAE	30.9% Phormidium sp.	15.4% Oscillatoria sp.	
	St.2 幹線取水後	84.3% SCYTONEMATACEAE	9.9% Phormidium sp.	3.2% Oscillatoria sp.	
	St.4 東桜川上流	43.7% Phormidium sp.	19.6% Oscillatoria sp.	6.0% PLEUROCAPSACEAE	
	St.5 東桜川放流口下	36.9% Oscillatoria sp.	18.4% Phormidium sp.	12.1% Achnanthes lanceolata	
	St.9 桜川上流	73.6% SCYTONEMATACEAE	6.0% Chlamydomonas sp.	3.7% Nitzschia amphibia	
	St.10 桜川放流口下	58.6% SCYTONEMATACEAE	36.2% Oscillatoria sp.	1.0% Chlamydomonas sp.	
	1/14	St.1 金倉川	40.1% Oscillatoria sp.	12.7% Fragilaria capucina v. vaucheranae	10.8% Synedra ulna
		St.2 幹線取水後	25.7% Melosira varians	16.4% Oscillatoria sp.	12.7% Synedra ulna
		St.4 東桜川上流	17.2% SCYTONEMATACEAE	10.8% Synedra ulna	10.7% Navicula gregaria
		St.5 東桜川放流口下	18.7% Achnanthes lanceolata	16.6% Synedra ulna	14.2% Phormidium sp.
St.9 桜川上流		25.6% Oscillatoria sp.	15.1% Navicula gregaria	11.7% Gomphonema parvulum Synedra rumpens	
St.10 桜川放流口下		25.6% Navicula gregaria	12.1% Fragilaria capucina v. vaucheranae	11.5% Oscillatoria sp.	
3/10		St.1 金倉川	36.4% SCYTONEMATACEAE	18.2% Oscillatoria sp.	11.4% Synedra ulna
		St.2 幹線取水後	26.7% SCYTONEMATACEAE	24.7% Melosira varians	22.6% Oscillatoria sp.
		St.4 東桜川上流	60.0% Fragilaria capucina v. vaucheranae	22.8% SCYTONEMATACEAE	7.0% Synedra ulna
		St.5 東桜川放流口下	68.8% Fragilaria capucina v. vaucheranae	10.2% Synedra ulna	3.3% Oscillatoria sp. SCYTONEMATACEAE
	St.9 桜川上流	35.3% Oscillatoria sp.	18.5% Fragilaria capucina v. vaucheranae	16.8% SCYTONEMATACEAE	
	St.10 桜川放流口下	37.5% Synedra rumpens	25.0% Fragilaria capucina v. vaucheranae	16.0% SCYTONEMATACEAE	

11月調査時には、優占種のほとんどは藍藻類で比較的類似した種が出現していた。ただし、各地点とも、特に1~3月の調査においては、緑藻類や珪藻類が優占種の上位として出現していた。

一方、1月および3月調査時には引き続き藍藻類の優占が高い地点が多いものの、各地点とも優占種の上位に珪藻類が多くみられるようになっていた。

### ③ 底生動物

底生動物についての総個体数、総湿重量及び種類数を図 4-14に示す。



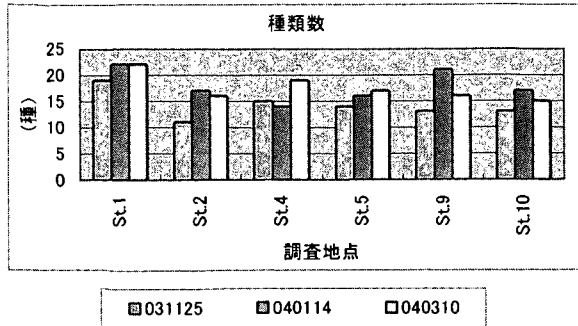


図 4-14 底生動物指標

総個体数や湿重量で表される生物量については、11月調査時には桜川で少なく、1月調査時には金倉川で少なかった。

一方、種類数では金倉川が多くなっていった。これは河床が礫中心であり、礫間の間隙が底生動物の生息空間となつて多様な生物が生息できていたものと考えられる。また、それ以外のコンクリート三面張り河床の地点では物理的な構造の要因から生息種が限られたものと考えられる。

次に、個体数または湿重量からみた優占種の上位3種をまとめると表 4-7 のようになった。

表 4-7 底生動物優占種 (個体数)

調査地点	優占 1位		優占 2位		優占 3位	
	個体数	種名	個体数	種名	個体数	種名
11月 St.1 金倉川本川	5648	コシノボリ	1696	ヒメケラ	1663	エリヤスリカ
St.2 用水取水堰直下	8233	コシノボリ	2611	エリヤスリカ	2004	ヒメケラ
St.4 東桜川上流	11007	ミズシ	870	ヒメケラ	800	コシノボリ
St.5 東桜川下流	3448	コシノボリ	2356	ヒメケラ	1570	ヒメケラ
St.9 桜川上流	1133	ミズシ	900	エリヤスリカ	507	ウスミ
St.10 桜川下流	1078	エリヤスリカ	407	ウスミ	315	ミズシ
1月 St.1 金倉川本川	1374	エリヤスリカ	415	ミズシ	348	コシノボリ
St.2 用水取水堰直下	12681	コシノボリ	3170	エリヤスリカ	1185	ミズシ
St.4 東桜川上流	15137	ミズシ	10785	ヒメケラ	6874	エリヤスリカ
St.5 東桜川下流	34141	ヒメケラ	9544	エリヤスリカ	7467	コシノボリ
St.9 桜川上流	6570	ミズシ	4937	エリヤスリカ	1904	ヒメケラ
St.10 桜川下流	3681	エリヤスリカ	2833	ミズシ	2407	ヒメケラ
3月 St.1 金倉川本川	4274	エリヤスリカ	2015	ミズシ	652	コシノボリ
St.2 用水取水堰直下	6007	ミズシ	1248	エリヤスリカ	959	ヒメケラ
St.4 東桜川上流	10819	エリヤスリカ	1700	ヒメケラ	1596	ミズシ
St.5 東桜川下流	4893	エリヤスリカ	1707	コシノボリ	978	ヒメケラ
St.9 桜川上流	3141	ミズシ	2752	エリヤスリカ	244	ウスミ
St.10 桜川下流	2715	エリヤスリカ	2189	ミズシ	307	コシノボリ

(湿重量)

調査地点	優占 1位		優占 2位		優占 3位	
	湿重量	種名	湿重量	種名	湿重量	種名
11月 St.1 金倉川本川	17.7	コシノボリ	1.19	エリヤスリカ	1.11	ヒメケラ
St.2 用水取水堰直下	42.15	コシノボリ	1.22	エリヤスリカ	0.93	ヒメケラ
St.4 東桜川上流	18.26	ミズシ	6.11	カニ	3.07	シマシマ
St.5 東桜川下流	11.74	コシノボリ	2.33	ヒメケラ	1.33	ミズシ
St.9 桜川上流	5.37	シマシマ	2.3	ミズシ	1.07	ウスミ
St.10 桜川下流	1.81	シマシマ	0.93	ウスミ	0.59	エリヤスリカ
1月 St.1 金倉川本川	2	ミズシ	1.37	コシノボリ	0.78	エリヤスリカ
St.2 用水取水堰直下	83.67	コシノボリ	2.41	カニ	1.93	ミズシ
St.4 東桜川上流	45.15	ミズシ	7.11	コシノボリ	5.04	ヒメケラ
St.5 東桜川下流	23.22	コシノボリ	14.26	ヒメケラ	10.48	ミズシ
St.9 桜川上流	30.63	シマシマ	10.44	ミズシ	2.56	エリヤスリカ
St.10 桜川下流	9.31	シマシマ	4.37	ミズシ	1.56	エリヤスリカ
3月 St.1 金倉川本川	3.78	エリヤスリカ	2.22	コシノボリ	1.81	ミズシ
St.2 用水取水堰直下	1.22	ミズシ	0.96	コシノボリ	0.89	エリヤスリカ
St.4 東桜川上流	10.07	エリヤスリカ	8.48	カニ	4.41	コシノボリ
St.5 東桜川下流	13.04	コシノボリ	2.83	エリヤスリカ	1.63	ヒメケラ
St.9 桜川上流	16.67	ミズシ	2.74	エリヤスリカ	1.85	シマシマ
St.10 桜川下流	11.44	ミズシ	8.19	シマシマ	2.89	エリヤスリカ

個体数からみるといずれの地点でもエリヤスリカが優占種上位に入り、その他はトビケラやミズムシなどが優占種としてみられた。

一方、湿重量からみると、個体数と同じくトビケラやエリヤスリカ、ミズムシなどが優占種となっていることに加えて、特に桜川はヒルが優占種として多くみられた。これは、桜川では、相対的に水質が悪くなっているといった可能性が

要因として考えられる。

#### ④ 魚類

魚類調査では、表 4-8 に示す種が確認された。

表 4-8 桜川調査における魚類確認種

種名	個体数(尾)
チチブ	2
ギンブナ	2
ボラ科	1
ヨシノボリ類	10
ヌマチチブ	1
メダカ	2
コイ	1

採取された魚種は、ほとんどがヨシノボリ類であった。また、体サイズが大きく今回用いた漁法では採取対象とならない大型のコイが多数確認された。これらのコイは、周辺の溜め池等で養殖された個体が地元のイベント等で放流されたものとみられる。

なお、魚類以外で確認された生物は、「アカミミガメ(ミドリガメ)」、「ウシガエル幼生(オタマジャクシ)」であった。

調査地点は河口に近く、本来であれば汽水域の水域である。しかし、本川には河口に防潮ゲートがあり、海水が流入しないように操作されているため汽水域とはなっていない。なお、ゲート操作による水位変動も今回の調査中には確認できなかった。これは、河口で港湾工事がおこなわれており、これに伴う排水作業の影響を受けている可能性が考えられる。

そのため、今回の調査では河川の縦断方向への魚類の移動が工事等により終日妨げられていた可能性もあり、本来の魚類相を捉えるにはさらに時期を変えた調査を重ねることが必要であると考えられた。

#### 4.1.3. まとめ

##### (1) 横浜市調査結果の考察

###### ① 生物量への影響

フィールド調査においては、リン濃度としては標準法で 0.8~1.2mg/L あったものが、高度処理水で 0.07~0.4mg/L 程度まで低下したにも関わらず、生物量には変化がみられず、生物生産に必要な栄養塩類濃度としては、高度処理水の品質でも過剰状態であることが推察される。

###### ② 出現種への影響

高度処理よりもリン濃度が高い標準法処理水の放流口では、総細胞数に占める緑藻類の割合が大きくなるという傾向がみられ、昨年度の水路実験の結果と同様に、リン濃度と緑藻類との関係がうかがわれた。

また、フィールド調査において生物量が最大になった後にも出現種数が増加していた。これは、通常の河川であれ

ば上流域から様々な藻類が供給されるのに対して、放流口やせせらぎ等の処理水のみによって形成される水域では背景となる上流域が存在しないためにシーディングの効果が弱いことが要因として考えられる。従って、処理水中に含まれる数少ない藻類種が定着した後に、空中を伝播したり、鳥や魚などに付着して移入したりした種が徐々に加わってくるため、種数の増加に時間がかかるものと推測される。

### ③ 底生動物の変化

異なる処理方法の水質の差による底生動物生物量の違いは、確認できなかった。これは、調査地点間で水深や流速の日変動の差が大きかったことが要因として挙げられる。特に標準放流口では、放流量が増加すると、礫が水圧で籠内を動いてしまうこともあり、河床の安定性に違いが生じてしまったことなどが要因として考えられる。

また、確認された種は、いずれも汚濁耐性種で、食性も堆積物食の種がほとんどであることから、水質変化や、それに伴う藻類相の変化による底生動物相の変化を評価するには、あまり適していない状況であった。

### (2) 多度津町調査結果の考察

今回の調査は、せせらぎ、桜川ともに処理水が入る前の事前調査としての位置付けである。しかし、今年度の調査結果は地元との調整等の関係で、冬季のデータのみであり、十分とはいえない。

栄町せせらぎでは、平成16年度前半から処理水が導入される予定であるため、来年度は処理水導入後の変化を確認する調査を行っていく。

一方、桜川では16年度後半以降の処理水導入予定であるため、夏季の事前調査及び導入後の調査を行う予定である。

なお、現状ではせせらぎ水路および桜川水系ともに、付着藻類からみると珪藻類が中心になることが多かったが、ここに栄養塩類の高い処理水が入ることで、横浜でみられたように緑藻類の比率が急激に高くなる可能性が予測され、今後の調査における注目点となる。

## 4.2. 水路実験

水路実験については、現在調査実施中であることから、現状までに整理できたデータの一部を途中経過として示す。

### (1) 付着藻類生物量と塩素注入量

塩素注入率の異なる各系列毎の生物量の変化を、時間経過毎に整理すると図 4-15に示すようになった。

ここから、塩素注入が無し、または低濃度の場合は約2週間程度で生物量が最大値に達したのに対して、注入率1mg/Lの系列では、およそ2倍の4週間程度の時間を要した。

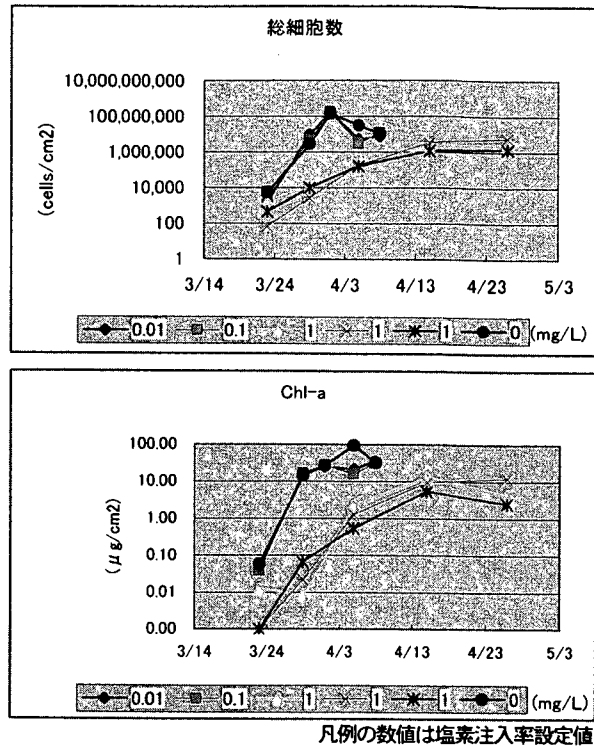


図 4-15 塩素消毒と生物量時間変化

また、系列A, B, Fで生物量が最大となった後に落ち込みが生じた。これは、付着藻類は、生育が進むと剥離が生じ、生物量は時間とともに増減することによると考えられる。

そこで、ここでは実験中に総細胞数が最大となった時点を各系列毎に整理して比較した。図 4-16に示す日付は各系列毎に細胞数が最大となった日を示す。

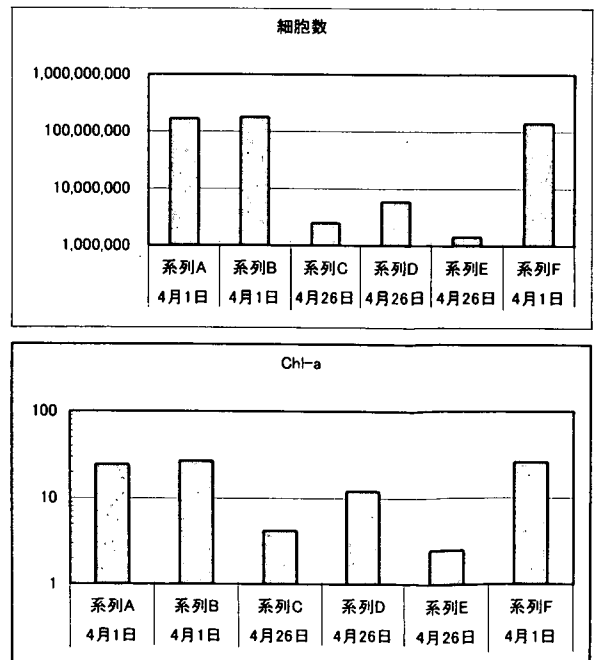


図 4-16 各水路の最大生物量

このように、塩素注入量が1.0mg/Lである系列C, D, Eでは、他の系列と比べて2桁近く少なくなっていた。

## (2) 出現種

次に、総細胞数が最大となった時点の付着藻類の種構成を類別に図 4-17に整理した。

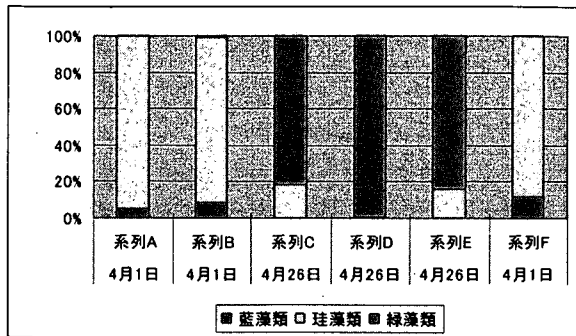


図 4-17 付着藻類の構成

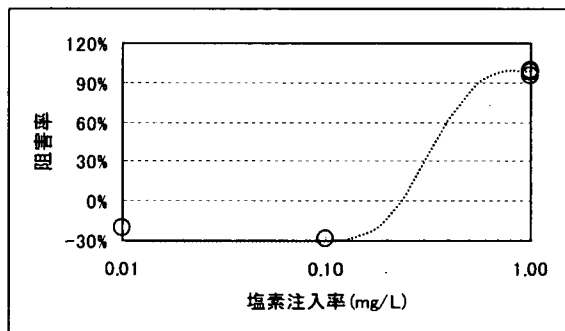
塩素注入量が1.0mg/Lである系列C, D, Eでは、緑藻類が多くを占めていたのに対して、他の系列A, B, Fでは、珪藻類がほとんどを占めていた。

## (3) 阻害率

生物量では、注入率が高い系列で総細胞数に差が生じていた。そこで、毒性の視点から阻害率を計算した。

ここでは、塩素添加無しの系列の最大総細胞数をコントロール（陰性対照）の100%として、そこから、系列毎に細胞数がどの程度の割合で減少したかを、最大総細胞数から計算して阻害率とした。

計算された阻害率と、塩素注入率の関係を図 4-18に示す。



※点線は阻害率と注入率の関係についての変化予測線

図 4-18 塩素注入率と阻害率の関係

ここから、注入率が0.1mg/Lまでは、ほとんど阻害がみられていないのに対して、1.0mg/Lになると、100%に近い阻害率であり、付着藻類への生育阻害の影響をなくすためには、1.0mg/L未満の範囲にとどめる必要があることが示された。なお、影響が生じ始める閾値については、注入率0.1~1.0mg/Lの濃度範囲でより細かく設定した試験を行い、今後確認していく予定である。

## (4) まとめ

塩素消毒における注入量によって、付着藻類の生物量および種構成に変化がみられた。

また、阻害率からはほとんど影響が見られなくなる濃度の確認ができた。

なお、塩素注入ケースの生育速度が非常に遅いため、生物量や種構成については時間経過とともにさらに変化する可能性があることから、今後の第2タームに向けて引き続き観察を行う。

また、他の消毒法への変更における注目点としては、「塩素消毒下における種構成からの変化」や、「生物量の変化（回復）」などである。また、併せて消毒本来の目的である微生物関連の試水分析データなどから、それぞれの消毒法の特徴や長所や短所などを整理し、今後の下水処理における消毒のあり方を検討するデータとして活用する。

## 5. 結論

本研究は、下水処理水の水質と放流先の生物との関係を解明し、良好な水辺環境を創出・再生するための下水処理システムのあり方を提示することを目的としている。下水処理水が放流先の生物に与える影響因子として、「窒素・リン等の栄養塩類」、「塩素等を用いた消毒方法」、「水温」に注目し、処理水が付着藻類及び底生動物に及ぼす影響を解明するために、室内水路実験並びに野外調査を行っている。

今年度に行った調査の結果、以下のことが明らかになった。

栄養塩類濃度の異なる処理水放流口における調査から、リン濃度の高い標準法処理水放流口において付着藻類の総細胞数に占める緑藻類の割合が大きくなるという傾向が見られ、昨年度の水路実験の結果と同様にリン濃度と緑藻類との関係がうかがわれた。

異なる塩素注入量による水路実験から、塩素注入量が1.0mg/Lを境に、付着藻類の生物量及び出現種に大きな違いがみられた。注入量が1.0mg/Lである系列では他の系列と比べて生物量が2桁近く少なくなっていた。また、注入量が1.0mg/Lである系列では緑藻類が多くを占めたのに対して、他の系列では珪藻類がほとんどを占める結果となった。さらに、注入量が0.1mg/Lまでは付着藻類の生育にほとんど阻害がみられていないのに対して、1.0mg/Lになると100%に近い阻害率となり、付着藻類への生育阻害の影響がうかがわれた。

今後、これらの調査をさらに進め、下水処理における高度処理導入の評価や、今後の下水処理レベルの目標設定等につなげるための基礎情報としたい。

本研究を行うに当たって、フィールド調査地の提供等ご協力いただいた横浜市下水道局および香川県多度津町建設下水道課の皆様には謝辞を表します。

なお、本調査研究は、地球環境保全等試験研究費により実施されたものである。

## 6. 参考文献

- 1) (財) 河川環境管理財団：栄養塩類濃度が河川水質環境に及ぼす影響に関する研究，平成 15 年 11 月
- 2) 田中宏明，玉本博之，東谷 忠，山下尚之，宮本宣博：水環境の評価に関する調査，土木研究所資料 平成 14 年度下水道関係調査研究年次報告書集，pp. 347-352，2003.12
- 3) (財) 下水道新技術推進機構：下水処理水放流先水域に形成される生物相に関する調査研究，2001 年度 下水道新技術研究所年報，1/2 巻，pp.137-144
- 4) 相澤治郎，佐藤義秋，伊藤歩，北田久美子，海田輝之，大村達夫：下水処理水が河川底生生物及び水環境に与える影響，日本水処理生物学会誌，第35巻，第4号，pp.247-259，1999
- 5) 大村達夫：下水道システムに消毒はどこまで必要か，月刊下水道，Vol.21，No.10，pp.24-27，1998
- 6) 田中宏明，南山瑞彦，松原正明，原田 新：生態系からみた下水処理水の評価方法に関する調査，土木研究所資料 平成9年度下水道関係調査研究年次報告書集，pp.235-244，1998.10
- 7) 田中宏明，高橋明宏，東谷 忠，矢古宇靖子，齊藤正義：下水道による水生生態系への影響に関する調査，土木研究所資料 平成12年度下水道関係調査研究年次報告書集，pp.225-230，2001.11
- 8) (社) 日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説 後編 2001年版

## 7. 研究発表

- 1) 中島英一郎，小越真佐司，竹歳健治：生態系の観点からみた下水再生システムのあり方に関する研究，国土技術政策総合研究所資料，平成13年度下水道関係調査研究年次報告書集，2003.1
- 2) 竹歳健治，中島英一郎，平出亮輔：下水処理水中の栄養塩と形成される水生生物相との関連性調査，土木技術資料，Vol.45，No.11，pp.60-65
- 3) 中島英一郎，竹歳健治，平出亮輔：生態系の観点からみた下水再生システムのあり方に関する研究，国土技術政策総合研究所資料，平成14年度下水道関係調査研究

年次報告書集，2003.12

- 4) 荒谷裕介，竹歳健治，田陽淳，中島英一郎：下水処理水中の栄養塩類濃度および残留塩素濃度と放流先に生成する付着藻類相の関係，下水道協会誌（論文投稿中）
- 5) 中島英一郎，荒谷裕介：下水処理水と放流先水生生物相の関連性に関する調査，第41回下水道研究発表会，2004.7（発表予定）



### 3. 下水放流水による水辺利用地域の衛生学的指標に関する研究

下水処理研究室 室 長 中島 英一郎  
 研 究 官 斎野 秀幸  
 研 究 員 桜井 健介

#### 1. はじめに

下水道の整備が進み、平成 13 年度時点で全国 1,718 箇所の下水処理場から年間約 130 億  $m^3$  もの下水処理水が放流されており、放流先の河川等に占める処理水の割合が増加している。また、都市域内における貴重な水資源確保の観点から下水処理水の再利用が進み、全国 218 箇所の下水処理場において、下水処理水が場外に送水され、水洗用水や修景用水、植樹帯散水、工業用水として年間約 1.9 億  $m^3$  利用されている<sup>1)</sup>。その様な背景から、一般住民が下水処理水に接する機会がますます増大してきていると言える。

一方、下水中には、人間生活から排出される多種類の病原微生物が含まれている。そこで、大腸菌群、糞便性大腸菌群のような指標細菌が病原微生物の存在を示唆するものとして伝統的に用いられてきた。しかし、糞便に由来しない大腸菌群の存在、大腸菌群や糞便性大腸菌群のウイルスや原虫類に対する指標性の問題、塩素消毒後の損傷回復菌の存在の問題点が指摘されている<sup>2),3),4)</sup>。

下水処理水や環境水の衛生学的安全性を適切に保つためには、各種の指標細菌の特性を把握し、目的に応じた適切な指標を選択するのが最善と考えられるが、その特性については、不明な部分が多い。本研究では、従来から使われている大腸菌群と大腸菌、糞便性連鎖球菌、ウェルシュ菌芽胞の下水放流先での挙動を比較し、下水放流先の河川や沿岸域、下水処理水を利用したせせらぎ等の水辺利用地域中での、指標細菌の特性を把握することを目的として調査をする。

#### 2. これまでの調査結果

##### 2. 1 模型水路実験

前年度は放流先水系での指標微生物の挙動についての傾向を把握することを目的に、河川を模した模型水路に消毒した下水二次処理水を流し、水路の流入時と流出時で、指標細菌の測定を行った。全 17 回の測定の結果、それぞれ濃度が増加した回数は、大腸菌群 10 回、糞便性大腸菌群 8 回、大腸菌 5 回となり、大腸菌群は、水路内で増加しやすいと考えられた。

##### 2. 2 現地調査

実際の下水処理水の放流先（河川、なじみ水路、せせらぎ）の 5 地点において各指標細菌の測定を行った。その結果、なじみ水路、せせらぎでは、大腸菌を除く指標細菌が放流直後から増加した。大腸菌は増加せずほぼ一定であった。また、凝集剤併用型循環式硝化脱窒砂ろ過法を行っている処理水は、放流先の河川中より指標細菌の存在量が少なかった。また、処理水が河川水に放流され、河川水に希釈されることによる指標細菌濃度の低下は確認されたが、その他の因子による濃度の

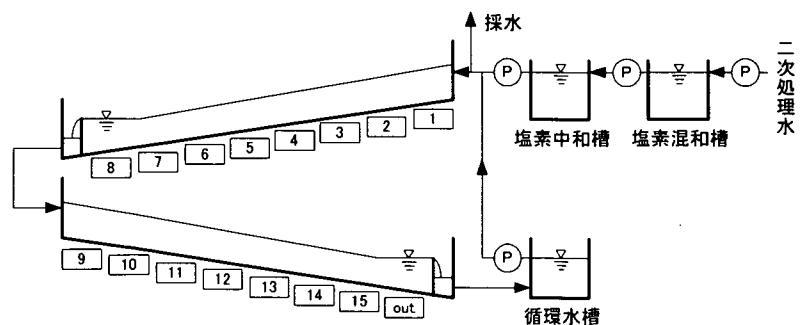


図-1 模型水路の概要



増減は、この調査では観察されなかった。

### 3. 平成 15 年度の調査内容

#### 3. 1 目的

平成 15 年度は、「模型水路実験」及び「現地調査」を行った。

「模型水路実験」では、下水処理水の放流先の指標細菌の流下過程の消長を把握することを目的に、模型水路の流下時間を最長で 48 時間とした。過去の調査<sup>9)</sup>から、流下時間が 48 時間以内であれば、河川水中において大腸菌群の自然増殖による増減はほぼ無いと思われた。しかし、塩素消毒により損傷した菌がその損傷の程度により、流下過程で回復し菌数が増加する可能性があるため、塩素濃度の有無による指標細菌の消長の変化に焦点をあて調査を行った。

「現地調査」では、下水放流水中の指標細菌の実態把握を目的に、実際の下水処理水の放流河川において各指標細菌及び水質項目の測定を行った。

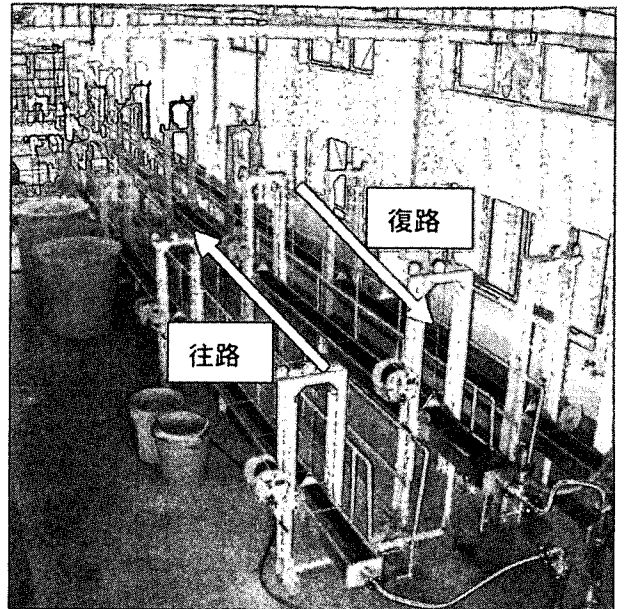


図-2 模型水路

#### 3. 2 調査方法

##### 3. 2. 1 模型水路実験の方法

国土技術政策総合研究所湖北総合実験施設内に設置した模型水路に、ポンプを用いて循環するように水を流し、経時的に指標細菌の測定を行った。模型水路の概要を図-1 に、模型水路の写真を図-2 に示す。模型水路は原水槽、原水供給ポンプ、循環水槽、循環水供給ポンプ及び水路から構成されている。水路はステンレス (SUS) で作られており、幅 20cm、長さ 30m の水路を 2 本直列に接続してあり、合計で 60m の長さがある。この水路はポンプを用いて供試水を循環式で流下させることが可能である。また、水路は勾配を自由に設定することも可能である。

本実験の条件を表-1 に示す。供試水は実下水を用いた反応槽容量 10m<sup>3</sup> の標準活性汚泥法パイロットプラントから得られた二次処理水を塩素消

表-1 模型水路の諸元

		RUN-1~4
水路長	mm	30000
水路幅	mm	200
水路高	mm	100
水路床		玉砂利
流下水量	L/min	100
勾配	‰	2.33
平均石深	mm	14.3
平均水深	mm	49.6
流速	m/min	12.3
レイルス数		5.907
全容量	m <sup>3</sup>	0.967
平均滞留時間	min/回	9.7

※玉砂利の性状:85%が粒径8~12mm、空隙率36.7%

※塩素注入率は、5.0、0.5、0.0mg/L

※平均水深は玉砂利の空隙率を考慮した値

表-2 微生物試験方法

指標細菌	測定方法	計数方法	準拠する試験法
大腸菌群	デソキシコール酸塩培地法	コロニーのカウント	下水試験方法
大腸菌	特定酵素基質培地法 (クロモカルト・コリフォーム寒天培地)		食品衛生検査指針
糞便性連鎖球菌	M-エンテロコッカス寒天培地法		下水試験方法
ウェルシュ菌芽胞	ハンドフォード改良培地法		上水試験方法
一般細菌	標準寒天培地法		下水試験方法
糞便性大腸菌群	デソキシコール酸塩培地法		下水試験方法
大腸菌群	特定酵素基質培地法(MMO-MUG)	MPNIによる推定	上水試験方法
大腸菌	特定酵素基質培地法(MMO-MUG)		上水試験方法
糞便性連鎖球菌	アザイドデキストロースブイオン培地法		下水試験方法

毒し、その後チオ硫酸ナトリウムで塩素を中和させたものとした。標準活性汚泥法パイロットプラントの運転条件は、HRT(設定)8 時間、汚泥返送比 43.2%、SRT10 日であった。塩素注入率は 0.0、0.5、5.0mg/L、接触時間は 15 分と設定した。供試水の流下水量は 100L/min とした。供試水の水路一周の平均時間は 9.7 分であった。採水間隔は、循環開始後から、0、2、4、6、8、12、18、24、36、48 時間とした。

以上の条件で、塩素濃度を段階的に変化させ、平成 15 年 7 月から平成 15 年 10 月まで、異なる塩素注入率ごとに実験した。

採水は、図-1 に示したように水路の直前にて行った。

測定項目は、指標細菌として大腸菌群、一般細菌、大腸菌、糞便性連鎖球菌、及び、ウェルシュ菌芽胞とした。測定方法の詳細は、表-2 に示した。なお、平板培養法による大腸菌の測定方法は、下水試験方法及び上水試験方法には、明確な記述が無いため、食品衛生検査指針に示されている培地を利用した。また、衛生学的指標の他に一般水質項目として、水温、pH、SS、COD、N、P を測定した。

### 3. 2. 2 現地調査の方法

表-3 現地調査箇所

現地調査では、表-3 に示す茨城県霞

ヶ浦浄化センターから霞ヶ浦への放流水、茨城県下館市下館水処理センターから小貝川への放流水、茨城県桂村中

放流先河川	下水処理場	処理方式	晴天時日平均 下水量(m <sup>3</sup> /h)	放流先河川 流量(m <sup>3</sup> /h)
新川(霞ヶ浦)	茨城県霞ヶ浦浄化センター	凝集剤併用型循環式硝化脱窒法	2729.5	-
小貝川	下館市下館水処理センター	嫌気-好気活性汚泥法	248.1	44485.2
桂川	桂村中央水処理センター	接触酸化法	9.2	6.7

央水処理センターから桂川への放流水を調査対象とした。小貝川は、大規模河川の代表として選定し、桂川は小規模河川の代表として選定した。晴天時日平均下水量は、平成 14 年度下水道統計<sup>⑥</sup>より引用し、放流先河川流量は、現地で流速と水深を測定し、算出した。ただし、新川は、300m 下流が霞ヶ浦であり、流れがほぼ無いので、河川流量は算出できなかった。

調査対象は、下水処理水が河川へ放流される前、放流された直後、その下流など、それぞれの調査対象につき 5~6 箇所にて採水し、それらの指標細菌を即日分析した。

分析項目は、水路実験と同様に平板培養法で、一般細菌、大腸菌群、糞便性大腸菌群、大腸菌、糞便性連鎖球菌、ウェルシュ菌芽胞、さらに最確数法で大腸菌群、大腸菌、糞便性連鎖球菌を測定した。測定方法の詳細は、表-2 で示した通りである。また、一般水質項目として、水温、pH、DO、伝導度、残留塩素、SS、COD<sub>Cr</sub>、BOD を測定した。

### 3. 3 調査結果

#### 3. 3. 1 模型水路実験の調査結果

模型水路実験の調査時の水路状態の諸元を表

表-4 水路状態の諸元

-4 に示す。RUN-4 では水道水の残留塩素を中和した水を循環させ測定し、実験中に微生物の混入による汚染がほぼないことを確認した。

	塩素濃度 [mg/L]	平均気温 [°C]	水温 [°C]	pH	全残塩 [mg/L]	遊離残塩 [mg/L]
RUN-1	0.0	15.7	20.0	7.48	0.00	0.00
RUN-2	0.5	28.3	29.0	7.52	0.01	0.00
RUN-3	5.0	20.3	25.1	7.76	0.06	0.04
RUN-4	水道水	15.1	21.9	7.38	0.00	0.00

細菌の測定結果を表-5 に示す。経過時間 0

時間とは、循環開始直後を指す。ウェルシュ菌芽胞は、検水量 10mL で測定を行っているため、単位を [CFU/mL] に換算した際に小数点 1 位まで表記することにした。なお経過時間 0 時間における測定した全ての菌数が、塩素量が 0.5mg/L の方が、塩素量 0.0mg/L より多い結果となった。これは、RUN 毎に標準活性汚泥パイロットプラントの処理水質が異なっており、条件を統一できなかったためである。

図-3,4,5 に、各塩素濃度の中和後の消長を示す。測定は、シャーレ 3 枚を用いており、グラフ中で最小値と最大値を示した。

図-3 は、塩素添加量 0.0mg/L のケースの消長である。水路中では、大腸菌群、大腸菌がほぼ一定であった。

糞便性連鎖球菌、ウェルシュ菌芽胞は、大腸菌群と比較して生残性が低く、48 時間で 1log ほど減少した。特に、ウェルシュ菌芽胞は流下開始直後から減少した。一般細菌は、流下開始直後から 6 時間経過するまで増加が見られた。

表-5 模型実験の結果

	塩素量 [mg/L]	経過時間[h]									
		0	2	4	6	8	12	18	24	36	48
大腸菌群 [CFU/mL]	0.0	116	106	109	107	105	89	106	93	89	81
	0.5	216	300	477	617	440	410	323	390	34	5
	5.0	20	41	55	55	55	55	50	74	30	11
	blank	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
大腸菌 [CFU/mL]	0.0	50	43	45	46	36	46	40	37	24	28
	0.5	76	71	76	75	74	79	77	57	7	10
	5.0	5	6	1	9	5	8	9	5	1	0
	blank	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
糞便性 連鎖球菌 [CFU/mL]	0.0	31	31	30	20	25	15	18	13	4	4
	0.5	32	24	23	25	28	25	19	14	1	0
	5.0	3	4	3	4	4	3	3	3	0	0
	blank	5	3	2	2	2	3	4	3	2	3
ウェルシュ 菌芽胞 [CFU/mL]	0.0	4.8	2.4	0.4	0.5	0.6	0.0	1.4	0.5	0.3	0.2
	0.5	8.5	7.3	3.8	2.4	1.6	4.3	1.4	0.4	0.3	0.7
	5.0	2.0	2.2	1.8	1.1	0.4	2.3	1.3	1.6	0.3	0.2
	blank	0.0	0.1	0.3	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
一般細菌 [CFU/mL]	0.0	1313	1583	4833	9600	9667	9400	11133	8467	7533	6600
	0.5	1827	6267	7467	4433	5500	6133	5433	6300	5300	2830
	5.0	1017	1143	1073	3267	7250	3900	4000	2000	430	377
	blank	195	303	370	627	620	683	723	563	493	633

図-4 は、塩素添加量 0.5mg/L のケースの消長である。大腸菌群は、流下開始後 8 時間までで約 0.5log 増加した。その後、24 時間経過後には、大腸菌群、大腸菌、糞便性連鎖球菌が 1~2log 減少した。ウェルシュ菌芽胞は、塩素添加量 0.0mg/L のケースと同様に、流下開始直後から減少した。一般細菌は、流下開始直後から 4 時間経過するまで増加が見られた。

図-5 は、塩素添加量 5.0mg/L のケースの消長である。大腸菌群は、塩素添加量 0.5mg/L のケースと同

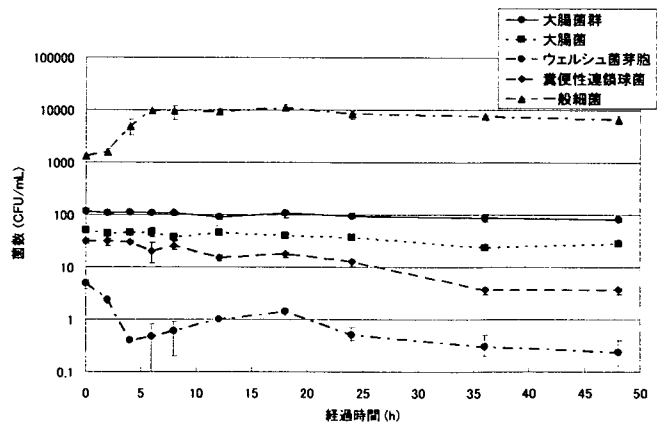


図-3 塩素添加量 0.0mg/L での消長

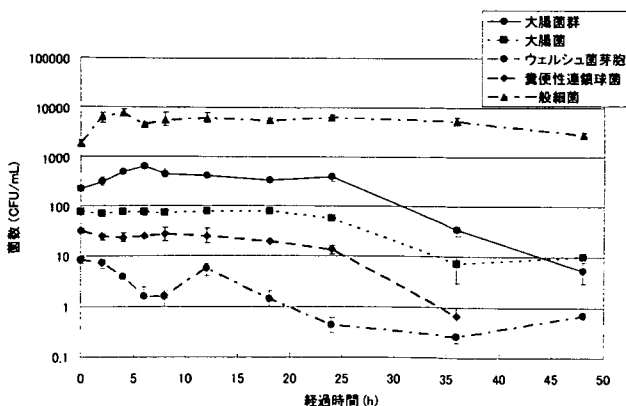


図-4 塩素添加量 0.5mg/L での消長

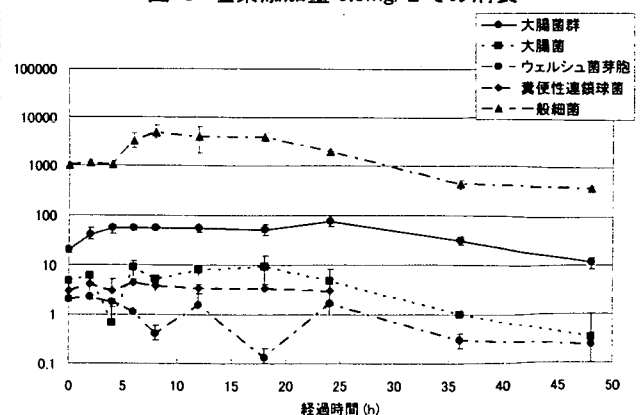


図-5 塩素添加量 5.0mg/L での消長

様に、流下開始直後に増加した。24時間経過後には、大腸菌群、大腸菌、糞便性連鎖球菌が1~2log減少した。ウェルシュ菌芽胞は、塩素添加量0.0mg/Lのケースと同様、流下開始直後から減少した。一般細菌は、4時間経過から8時間経過まで増加した。

これらの実験から以下の点が示された。大腸菌群は、塩素消毒を行った際、消毒直後から4または6時間経過まで増加し、24時間経過後からは減少に転じた。また、塩素添加量が多いと増殖のピークが遅れる傾向が見られた。大腸菌は、塩素消毒を行った際、大腸菌群のような直後の増加は見られず、24時間経過後から減少した。ウェルシュ菌芽胞は、塩素の有無に関わらず流下開始直後から減少した。糞便性連鎖球菌は、大腸菌と同様に、塩素消毒を行った際、直後の増加は見られず、24時間経過後からの減少は見られた。一般細菌は、塩素消毒の有無に関わらず、流下開始直後から6時間経過前後まで増加が見られ、塩素添加量5.0mg/Lの際は、18時間経過後から減少が見られた。

大腸菌群の測定に用いたデソキシコール酸塩培地に含まれているデソキシコール酸ナトリウムは、細胞壁などに大きな損傷を受けた細菌の生育を妨げることが知られており、度々、大きな損傷を受けていない菌を選択的に培養するのに用いられている<sup>7)</sup>。塩素消毒直後から6または8時間経過まで大腸菌群に増加が見られたのは、消毒直後はデソキシコール酸ナトリウムによりコロニーの形成を妨げられていた損傷した大腸菌群が時間経過により損傷を回復し、コロニーを作ることが可能になったためと考えられる。一方、大腸菌が大腸菌群と同じ様な増加の傾向を示さなかった理由は、大腸菌の培養培地にデソキシコール酸ナトリウムが含まれていなかったためか、大腸菌の培地に含まれるピルビン酸ナトリウムが、損傷の回復を促進し、消毒直後からコロニーを形成できたかのどちらかであると推測された。ピルビン酸ナトリウムについては、損傷菌の回復に有効であるという報告が幾つかある<sup>8)</sup>。また、一般細菌の増加の理由はわからなかった。

本調査から、下水放流先での指標細菌の消長について以下のことが考えられた。デソキシコール酸塩寒天培地を用いた大腸菌群の測定は、経過時間により大腸菌群数に変動があるという実験結果から、下水放流水を測定する際、測定する時間によって、菌数が増減して計数されると考えられた。一方、今回利用した培地によって測定した大腸菌は、18時間程度までは、比較的安定して測定されると思われた。糞便性連鎖球菌は、塩素消毒の有無に関わらず大腸菌よりも生残性が低かったため、衛生学的安全性を確保する目的で使用するためには、大腸菌の方がより適切な指標であることが示唆された。今回は処理水を循環させ実験を行っているが、河川へ放流される場合には、河川水による希釈によって水質が変化し、微生物の挙動に変化がある可能性があるため、その点の検証は今後の課題とする。

### 3. 3. 2 現地調査の調査結果

現地調査の結果を表-6に示す。「下水混入率」は、放流口上流を下水混入率0%と仮定し、伝導度より河川水中の下水処理水の割合を以下の式で算出した。

$$\text{下水混入率(\%)} = \frac{(\text{採水点の伝導度}) - (\text{放流口上流の伝導度})}{(\text{放流水の伝導度}) - (\text{放流口上流の伝導度})} \times 100$$

表6.aは霞ヶ浦へ注ぐ新川の測定結果を示す。新川には、霞ヶ浦浄化センターの処理水が放流されているが、霞ヶ浦浄化センターは高度処理を行っており、処理水の水質は河川水より概ね良好であった。原因は不明であるが、今回の測定では下水処理水の流入のない状態でも河川水に高い残留塩素が検出された。そのためSS、COD、BODは処理水の方が良好であるが、指標細菌（一般細菌、大腸菌群、糞便性大腸菌群、大腸菌糞便性連鎖球菌）は、残留塩素の検出された河川水の方が少なかった。ウェルシュ菌芽胞については、耐塩素性が強いいためか河川水の方が多く検出された。

表-6 現地調査における指標細菌の消長

表-6.a 霞ヶ浦新川

2003/8/5	水温 [°C]	pH	DO [mg/L]	伝導度 [mS/cm]	残塩[mg/L]		SS [mg/L]	COD [mg/L]	BOD [mg/L]	下水混入率 [%]
					全	遊離				
放流口上流	29.8	8.64	14.75	0.18	0.25	0.16	14.0	6.5	6.6	0.0
処理水放流口	25.5	6.83	7.07	0.52	0.03	0.01	1.2	4.5	1.5	100.0
放流口下流 5m	30.0	8.37	11.48	0.34	0.21	0.16	20.0	6.2	5.7	47.1
放流口下流 10m	30.4	8.46	11.03	---	0.22	0.14	21.5	6.0	5.0	---
放流口下流 50m	30.8	8.53	10.99	0.46	0.25	0.14	22.5	6.5	6.4	82.4
放流口下流 300m	31.6	8.62	9.91	0.53	0.24	0.19	30.0	5.9	4.9	102.9

	平板培養法[CFU/mL]						MPN法[MPN/100mL]		
	一般細菌	大腸菌群	糞便性 大腸菌群	大腸菌	糞便性 連鎖球菌	ウェルシュ菌 芽胞	大腸菌群	大腸菌	糞便性 連鎖球菌
放流口上流	383	16	12	2	3	6.7	1700	79	45
処理水放流口	620	58	51	21	9	1.7	9400	1700	0
放流口下流 5m	280	78	36	1	1	1.4	2300	78	0
放流口下流 10m	173	25	14	1	1	2.4	2300	45	0
放流口下流 50m	150	9	6	2	1	1.4	490	490	0
放流口下流 300m	177	20	48	1	1	2.1	7900	0	0

表-6.b 小貝川

2003/11/5	水温 [°C]	pH	DO [mg/L]	伝導度 [mS/cm]	残塩[mg/L]		SS [mg/L]	COD [mg/L]	BOD [mg/L]	下水混入率 [%]
					全	遊離				
放流口上流	16.4	7.89	12.61	0.21	0.05	0.02	5.0	2.0	0.0	0.0
処理水放流口	21.5	6.95	7.55	0.56	0.04	0.04	4.8	25.0	18.0	100.0
放流口下流30m	21.7	7.06	7.46	0.56	0.05	0.05	9.4	29.0	21.0	97.7
放流口下流50m	17.0	7.44	11.54	0.25	0.04	0.03	6.3	3.0	5.0	11.5
放流口下流150m	16.5	7.81	11.85	0.21	0.03	0.02	6.4	3.0	1.0	1.1
放流口下流300m	16.7	8.18	11.15	0.21	0.05	0.02	5.4	7.0	3.0	0.3

	平板培養法[CFU/mL]						MPN法[MPN/100mL]		
	一般細菌	大腸菌群	糞便性 大腸菌群	大腸菌	糞便性 連鎖球菌	ウェルシュ菌 芽胞	大腸菌群	大腸菌	糞便性 連鎖球菌
放流口上流	203	8	6	2	1	0.5	700	330	230
処理水放流口	1060	357	440	188	154	16.0	35000	11000	49000
放流口下流30m	1027	393	390	120	84	15.0	92000	35000	4900
放流口下流50m	260	25	27	10	12	1.8	1300	330	330
放流口下流150m	217	22	24	6	7	0.8	490	170	230
放流口下流300m	370	10	7	3	4	0.6	1300	490	790

表-6.c 桂川

2004/2/4	水温 [°C]	pH	DO [mg/L]	伝導度 [mS/cm]	残塩[mg/L]		SS [mg/L]	COD [mg/L]	BOD [mg/L]	下水混入率 [%]
					全	遊離				
放流口上流	4.8	7.49	13.66	0.18	0.01	0.00	1.6	3.0	3.0	0.0
処理水放流口	14.6	6.70	8.10	0.52	0.08	0.07	4.3	41.0	34.0	100.0
放流口下流10m	7.2	6.91	13.06	0.25	0.06	0.05	6.1	20.0	18.0	18.7
放流口下流30m	5.2	7.15	13.16	0.21	0.08	0.07	21.3	16.0	6.0	6.9
放流口下流100m	4.9	7.33	13.19	0.19	0.04	0.04	12.6	9.0	5.0	2.7
放流口下流300m	5.5	7.52	14.19	0.20	0.04	0.03	9.4	10.0	7.0	5.1

	平板培養法[CFU/mL]						MPN法[MPN/100mL]		
	一般細菌	大腸菌群	糞便性 大腸菌群	大腸菌	糞便性 連鎖球菌	ウェルシュ菌 芽胞	大腸菌群	大腸菌	糞便性 連鎖球菌
放流口上流	387	72	4	1	11	0.3	7000	79	0
処理水放流口	3400	4	0	0	3	36.7	130	27	45
放流口下流30m	1667	170	30	1	17	13.3	13000	79	93
放流口下流50m	673	137	6	1	13	7.0	54000	33	40
放流口下流150m	667	153	4	3	13	0.8	4900	49	20
放流口下流300m	111	127	2	1	8	1.5	790	49	0

表 6. b に、小貝川の測定結果を示す。小貝川では、下水処理水の方が小貝川の水よりも指標細菌の数が多かった。

表 6. c に、桂川の測定結果を示す。桂川に放流されている処理水中のウェルシュ菌芽胞を除いた指標細菌は、他の 2 河川と比較するとわずかししか検出されなかったが、ウェルシュ菌芽胞だけは多数検出された。

表-7 現地調査における伝導度と水質の相関係数

伝導度との相関係数	水温	pH	DO	全塩素	遊離塩素	SS	COD	BOD
新川	-0.16	-0.43	0.40	-0.43	-0.35	0.09	-0.58	-0.61
小貝川	0.58	0.91	0.96	0.13	0.54	0.40	0.98	0.99
桂川	0.57	0.11	0.10	0.59	0.56	-0.34	0.91	0.95

表-8 現地調査における伝導度と指標細菌の相関係数

伝導度との相関係数	平板培養法					MPN法			
	一般細菌	大腸菌群	糞便性大腸菌群	大腸菌	糞便性連鎖球菌	ウェルシュ菌芽胞	大腸菌群	大腸菌	糞便性連鎖球菌
新川	-0.04	0.04	0.58	0.42	0.22		0.65	0.47	
小貝川									0.71
桂川		-0.77	-0.19	-0.71	-0.70	0.99	-0.29	-0.52	0.32

\* 相関係数が±0.8より大きいものは、セルを灰色で塗りつぶした。

表-7、8 に、現地調査における伝導度と水質及び指標細菌の相関係数を示した。ただし、新川の放流口下流 10m は機器の故障により伝導度が測定できなかったため、計算に含めなかった。表-7、8 共に新川は、相関関係があまり見られなかった。これは、新川が霞ヶ浦に注いでいるため、流速がほぼ無く流れが一樣でなかったためと考えられる。表-7 の小貝川、桂川では、塩素と SS を除いて相関関係が見られた。表-8 で示した通り小貝川は、伝導度と指標細菌の相関が強かった。相関係数が負の時は、負の相関があることを示し、今回の調査における負の相関は、放流先の河川水の指標細菌濃度が、処理水の指標細菌濃度よりも濃いため、処理水が多ければ多いほど希釈されることを示し、放流先の河川水中の菌数が薄くなっている状態を表している。桂川は、下水処理水中に含まれる一般細菌とウェルシュ菌芽胞を除く指標細菌濃度が河川中の指標細菌濃度より少なかったため、相関係数が負となった。

本調査では、茨城県内の規模の異なる河川として、新川・小貝川・桂川を抽出し衛生学的指標の現地調査を行った。新川は、流速が遅いこともあってか、流下過程の消長に特徴が見られなかった。小貝川は、下水処理水が河川水によって希釈されることにより、指標細菌濃度が減少した。桂川についても、希釈による指標細菌濃度の低下が見られた。また、水路実験で確認された大腸菌群の損傷の回復によると思われるコロニー形成数の増加は起こらなかった。これは、水路実験では大腸菌群の増加のピークが 6～8 時間であったのに対し、今回の現地調査で採水した場所が、放流口の近傍であり、十分な流下時間が得られていなかったことが原因であったと考えられる。

#### 4. まとめ

衛生学的指標の挙動を把握するため、水路実験と現地調査を実施した。その結果、以下が明らかになった。

- 1) デソキシコール酸塩寒天培地を用いた大腸菌群数は、塩素消毒から経過した時間により変動があるという実験結果から、下水放流水を測定する際、測定する時間によって、菌数が増減して計数されることが考えられた。一方、今回利用した培地により測定した大腸菌は、塩素消毒後も増加して測定されなかった。
- 2) 糞便性連鎖球菌は、塩素消毒の有無に関わらず大腸菌よりも生残性が低かった。また、塩素消毒を行った際は、大腸菌と同様に、塩素消毒後のコロニー数の増加は見られなかった。
- 3) ウェルシュ菌芽胞は塩素消毒の有無によって影響を受けなかった。塩素消毒を行わなかった場合は、放

流直後から濃度の減少を示し、明らかに他の指標細菌（大腸菌群、大腸菌、糞便性連鎖球菌）と消長が異なっていた。

- 4) 現地調査において処理水が河川水に希釈されることによる指標細菌の減少が測定できた。一方、水路実験で確認された大腸菌群の増加は、確認されなかった。

なお、本調査研究は、試験研究費により実施されたものである。

#### 参考文献

- 1) 「日本の下水道（平成 15 年）」、国土交通省都市・地域整備局下水道部監修
- 2) 金子光美編著「水質衛生学」、技報堂出版、1996
- 3) 平田強「塩素消毒と細菌」、水道協会雑誌、Vol.62、No.5、pp.6~9、1993
- 4) 芦立徳厚「水質環境基準項目としての大腸菌群の評価」、用水と排水、vol.30、No.3、1988
- 5) 土木研究所資料第 3661 号 平成 10 年度下水道関係調査研究年次報告書集「水系における病原性微生物の挙動に関する研究」、p.59-64、2001
- 6) 平成 14 年度下水道統計、日本下水道協会発行、2003
- 7) 例えば、住友恒ら「消毒処理過程における回復可能菌の挙動」、水道協会雑誌、第 62 巻、第 3 号、1993
- 8) 例えば、水落慎吾「損傷菌とその回復における培地からの試み」、防菌防黴、Vol.31、No.4、pp.197-205、2003

## 4. 水環境再生技術の開発に関する研究

下水処理研究室 室長 中島英一郎  
主任研究官 田嶋 淳

### 1. はじめに

近年、水環境における内分泌攪乱物質や有機塩素化合物等をはじめとする微量環境汚染物質の問題が大きくなってきている。これらの物質は主に都市活動により排出されるものであり、微量ではあっても自然環境や生態系、人体への影響が懸念されるものである。例えば内分泌攪乱物質については、生殖機能異常や生殖行動異常、雄の雌性化、孵化能力の低下、免疫系や神経系への影響など水系生態系への悪影響が懸念されており、有機塩素化合物についても、発ガン性が指摘されているトリハロメタン等、生物への高い毒性が問題視されている。

内分泌攪乱物質については、国土交通省より出された下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査結果<sup>1)</sup>によると、流入下水中の内分泌攪乱物質が下水処理の過程で大きく低減し、放流水中では調査対象物質のほとんどが 90%以上減少しているとされているが、内分泌攪乱物質が生態系に与える影響については、調査研究が進められている段階であり、依然明らかにし得る知見が十分ではなく、今後更なる削減が求められる可能性もある。

オゾン処理については、これら微量環境汚染物質の除去に対する有効性が多数指摘されているが、日本の下水処理場における導入実績は少ない状況にあり、かつオゾン処理の導入目的は消毒や脱色が中心となっており、微量環境汚染物質除去を考慮したオゾン処理の運転管理がなされていないのが現状である。

本研究は、下水処理水中の微量環境汚染物質のうち、特に内分泌攪乱物質に焦点を当て、内分泌攪乱物質の除去を効率的に行うためのオゾン処理運転方法の確立を目的として、パイロットプラント実験により、オゾン処理条件による除去効果の違いについて検討を行うものである。

### 2. 下水道におけるオゾン処理の現状

国内の下水処理場におけるオゾン処理導入実績の推移を示したものが図-1 である。オゾン処理を実施している処理場数は近年増加傾向にあるものの、依然として少ない状況にあり、平成 14 年度現在で、全国 1,845 の処理場のうち、約 2%に当たる 40 箇所の処理場で導入されているに過ぎない<sup>2)</sup>。

この 40 箇所のうち、12 箇所の処理場では、処理水再利用目的で、13 箇所の処理場では処理水再利用以外の目的でオゾン処理が行われており、15 箇所の処理場では両方の目的でオゾン処理が行われているが、オゾン処理の導入目的は消毒や脱色が中心となっているものと思われる。

また、オゾン処理の運転条件については、「二次処理水を対象としたオゾン処理システム技術マニュアル」<sup>3)</sup>では、主目的を消毒及び脱色とし、オゾン注入率を 5~10mg/L 程度にするとされているのに対し、消毒設備としてオゾン処理を採用している処理場におけるオゾン平均注入率の実態は図-2 の通りとなっており<sup>2)</sup>、比較的低いオゾン注入率により処理を行っている処理場が多く見受けられる。

### 3. 平成 14 年度の成果等を踏まえた実験内容の検討

#### 3-1. 除去対象物質の選定

内分泌攪乱物質として、「平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書」において下水道で留意すべき物質として選定されたものとして挙げられた、エストロン（以下「E1」とする）、17β エストラジオール（以下「E2」とする）、ノニルフェノール（以下「NP」とする）、4t オクチルフェノール（以下「4tOP」とする）



とする)、ビスフェノールA (以下「BPA」とする)、ベンゾフェノン (以下「BZP」とする)、フタル酸ジ-2-エチルヘキシル (以下「DEHP」とする) の中から除去対象物質を抽出する。

これらの物質のうち、NPについては、環境省調査により魚類に対し内分泌攪乱作用があると確認されていること、BPAについては、現在調査中ではあるが魚類に対し内分泌攪乱作用の可能性があると指摘されていること、人畜由来ホルモンであるE1及びE2については、他の物質に比べエストロゲン活性が大きいことから、これらの物質を除去対象物質として検討を行うこととした。

なお、BZP及びDEHPについては、環境省調査では魚類に対し明らかな内分泌攪乱作用があるとは認められなかったことから、除去対象物質とはしないこととした。

また、4tOPについては、NP同様環境省調査により魚類に対し内分泌攪乱作用があると確認されているが、下水道では流入水及び処理水中には殆ど検出されていないことから、BZP及びDEHP同様除去対象物質とはしないこととした。

また、オゾン処理の重要な役割として消毒があり、オゾン処理の実施に当たっては、適切な内分泌攪乱物質の除去効果及び病原微生物の不活化効果を達成できるように留意する必要がある。そのため、病原微生物の除去効果を併せて確認するため、病原細菌の指標菌である大腸菌群、大腸菌、嫌気性芽胞を除去対象物質とした。このうち、嫌気性芽胞は塩素消毒に対して耐性を持っており、水道のクリプトスポリジウム暫定対策指針において指標菌として採用される等、塩素消毒に対して耐性を持っている病原微生物の不活化効果を確認する指標菌として適切であると考えられることから、除去対象物質として加えることとした。

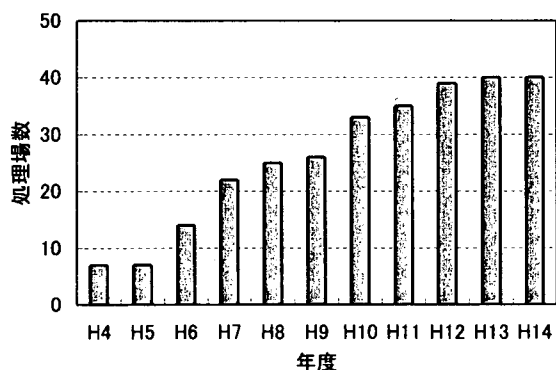


図-1 オゾン処理導入下水処理場数の経年変化

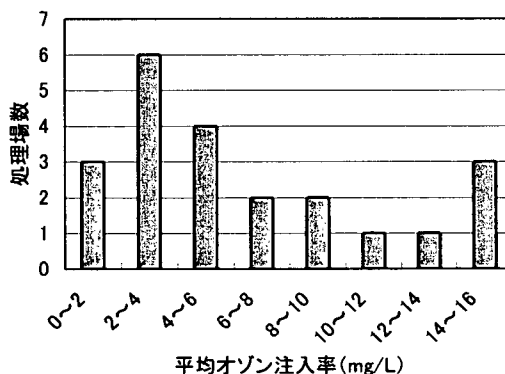


図-2 平均オゾン注入率の実態

### 3-2. オゾン処理前の処理水(原水)の性状

平成14年度の研究<sup>4)</sup>では、内分泌攪乱物質のうち、NP、E2、BPAについては、オゾン注入率5~20mg/Lの範囲内において殆ど全ての条件で検出限界以下にまで除去されたとの結果が得られたが、実験に用いた処理水の水質がBOD=2~3mg/L程度、SS=1mg/L以下となっており、オゾン処理による内分泌かく乱物質の除去効果に影響を与えるスカベンジャーが下水処理水中に多く含まれていないため、このような結果が得られた可能性も考えられる。

一方、下水処理水中に多く含まれると考えられる物質のうち、有機物(天然有機物、フミン酸、フルボ酸)、亜硝酸性窒素、炭酸塩類等が、スカベンジャーとしてオゾン処理による内分泌かく乱物質の除去効果に影響を与えるとされている<sup>5) 6)</sup>。以上を踏まえ、本実験では、パイロットプラント等を用いて処理水の性状を変化させることとする。具体的には、原水として、パイロットプラント(反応槽容量10m<sup>3</sup>(水深2m)、写真-1)における標準活性汚泥法及びA<sub>2</sub>O法による処理水を用いるとともに、湖北浄化センターの砂ろ過水を用いることとし、計3種

類の処理水を原水として用いて実験を行うこととした。なお、砂ろ過水には、湖北浄化センターにおける生物処理法（凝集剤添加活性汚泥法、嫌気無酸素好気法、担体投入型修正バーデンフォ法及び凝集剤併用型循環式硝化脱窒法）による処理水を混合し、砂ろ過して得られたものを用いた。

### 3-3. 原水における除去対象物質濃度

除去対象物質のうち、内分泌攪乱物質については、原水中の濃度が小さく、オゾン処理による除去効果を十分に把握できない恐れがある。そこで、オゾン処理装置の前に原水槽（容量約 1.3m<sup>3</sup>、FRP 製、写真-2）を設置して、原水槽に内分泌攪乱物質の標準液を所定の濃度となるように投入し、原水の調製を行うこととする。なお、投入濃度は「平成12年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書」における下水処理場放流水の最大濃度程度とする。具体的には、NP=1.0 $\mu$ g/L、BPA=0.5 $\mu$ g/L、E2=0.003 $\mu$ g/L、E1=0.06 $\mu$ g/L とする。

また、原水槽からオゾン処理装置への原水の送水は送水管を通じてポンプ（最大能力 18L/min）にて行うこととし、送水管の材質には内分泌攪乱物質の溶出による影響がないものを用いた。

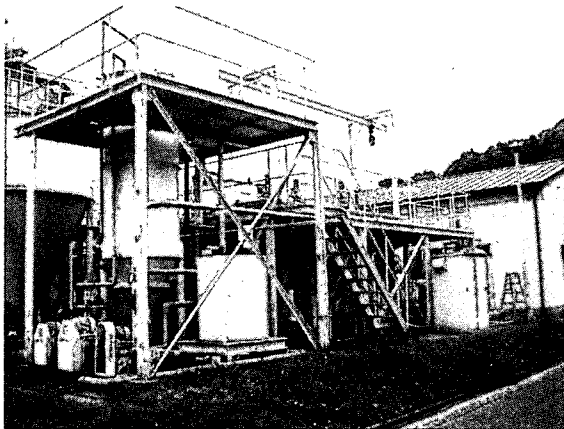


写真-1 パイロットプラント

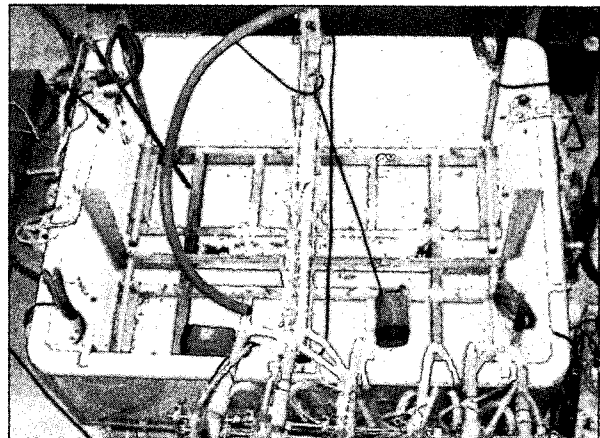


写真-2 原水槽

### 3-4. オゾン処理装置

オゾン発生の原料には、酸素製造装置により、空気より窒素を除去することにより得られる高純度の酸素を用いた。

オゾン発生装置については、実験条件を考慮し、オゾン発生量を 12gO<sub>3</sub>/h とし、実験条件の設定に必要な不可欠となる発生オゾンガス濃度計を併せて設置することとした。

オゾン反応塔については、オゾンの溶解効率を高めるためには水深をなるべく大きくするのが望ましいが、水深の増加によりオゾンの原料ガス供給装置の動力費が増大し、供給圧が高すぎるとオゾン発生効率が低下することから、水深は溶解効率と発生効率を考慮して 4~6m 程度とするのが適切であるとされている<sup>3)</sup>。そこで、反応塔の高さを最大 4~5m 程度に設定することとし、水深が対象物質の除去効果や溶解効率及び発生効率等に与える影響も把握できるように、反応塔の高さを 3~4 段階程度に変更できる装置を作製することとした。また、オゾン反応塔の材質には、内分泌攪乱物質の溶出等の影響を避けるため、SUS 製を用いることとした。なお、オゾン注入方式には、オゾン処理で通常用いられている散気方式を用い、流入水をオゾン反応塔頂部より流入させ、オゾンガスをオゾン反応塔底部より流入させることにより、オゾンガスと流入水を接触させることとした。

オゾン処理前後の試料は、オゾン反応塔への流入直前及び流出直後の配管に設置された採水口より取り、オゾン反応塔へ至るまでの送水管における水質変化及びオゾン反応塔からの流出後の送水管における水質変化の

影響を受けないように配慮した。

排オゾン処理設備としては、消泡装置及び排オゾンガス処理塔を設けることとし、排オゾンガスの処理法としては活性炭吸着分解法を採用することとした。また、排ガスが排出基準を満足するかどうかを監視するため監視用排ガス測定器も併せて設置することとした。

### 3-5. オゾン注入率・接触時間

平成 14 年度の研究<sup>4)</sup>では、オゾン注入率 5~20mg/L 及び接触時間 7~20min の範囲内では NP、E2、BPA が検出限界以下にまで除去されたとの結果が得られており、また、オゾン注入率と単位処理量当たりオゾナイザー消費電力量は比例関係にあり、運転管理費用低減のためには必要最小限のオゾン注入率とすることが重要であることが分かっている。また、「オゾン反応塔容量=原水流量×オゾン接触時間」の関係からも分かるように、接触時間を短くすることができれば、オゾン反応塔の容量を小さくすることが可能となり、オゾン処理施設建設費用の低減も期待できる。

以上のことから、オゾン注入率及び接触時間については、必要最小限のオゾン注入率及び接触時間を求めることを目的として、平成 14 年度の研究では確認できなかったオゾン注入率 5mg/L 以下及び接触時間 7min 以下の条件を中心とした条件設定を行うこととした。

## 4. 実験装置フロー

以上を踏まえ、図-3 のような実験装置フローに基づき、実験装置の設置を行った。なお、オゾン処理実験装置の主な仕様を表-1 に、オゾン発生装置及びオゾン反応塔の写真を写真-3 及び写真-4 に示す。

表-1 オゾン処理装置の主な仕様

項目	仕様
オゾン発生装置	構造：ガラスライニング式発生管 オゾン発生量：12gO <sub>3</sub> /h オゾン濃度：40g/Nm <sup>3</sup> 原料ガス：酸素ガス（O <sub>2</sub> 純度 90%以上（PSA 方式）） オゾン化空気量：0.3Nm <sup>3</sup> /h オゾン化空気圧：0.06MPa 発生オゾン濃度計：荏原実業社製 EG-600（紫外線吸収方式、測定範囲 0~60g/Nm <sup>3</sup> ）
オゾン反応塔	SUS 反応塔：φ200mm×4,480mmH 但し、H=1,600mm、2,350mm、3,100mm、4,100mm（有効容量約 50L、75L、95L、130L）で可変式 オゾン注入方式：散気方式
排オゾン処理塔	処理風量：0.3Nm <sup>3</sup> /h 以下 活性炭充填量：2kg
監視用排オゾン測定器	荏原実業社製 EG-5000（紫外線吸収方式、測定範囲 0~1/0~20g/Nm <sup>3</sup> 手動二段切り替え）

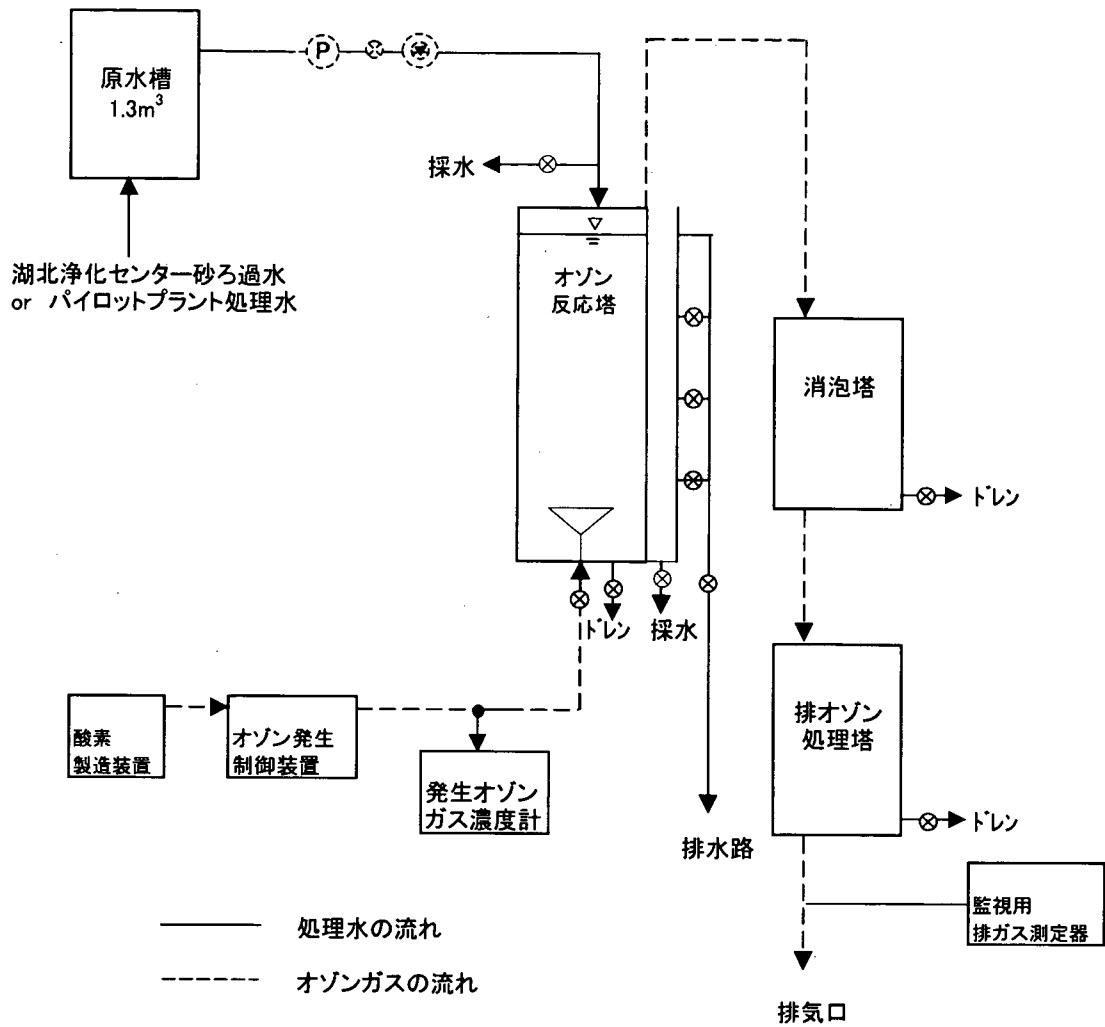


図-3 オゾン処理実験装置のフロー

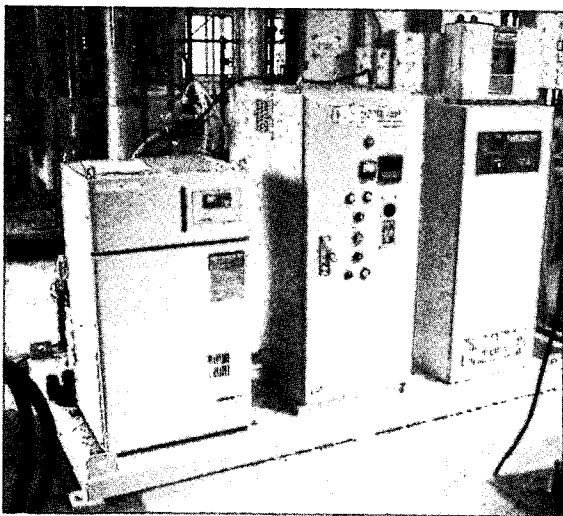


写真-3 オゾン発生装置

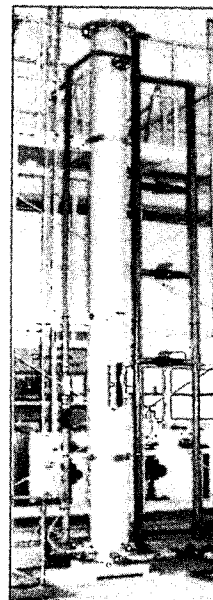


写真-4 オゾン反応塔

## 5. 実験条件

図-3 に示した実験装置フローにより、表-2 に示す実験条件に基づき実験を行うこととした。

表-2 実験条件

項目	設定値
オゾン注入率	1.5mg/L、3.0mg/L、5.0mg/L、10.0mg/L
原水流量	6L/min、9L/min、15L/min、17.5L/min
接触時間	3min、5min、10min、15min
反応塔高さ	1.5m、3m

## 6. 試料の採取及び分析項目

オゾン反応塔への流入直前の試験水及びオゾン反応塔からの流出直後の試験水を、処理開始より約 30～60 分毎に 3 回採取し、混合したものを分析試料とした。水質分析項目は、内分泌攪乱物質である NP、E2、E1、BPA の他に、内分泌攪乱物質の除去効果に影響を与え、下水処理水に関連が深いと考えられる項目として、pH、SS、E<sub>260</sub>、TOC、BOD、NH<sub>3</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N の分析を行うこととした。また、オゾン処理の主目的の一つである病原微生物の消毒効果を併せて確認するために、大腸菌群、大腸菌、嫌気性芽胞の分析も併せて行うこととした。なお、NP、BPA の分析は GC/MS 法により、E2 及び E1 の分析は LC/MS/MS 法により実施することとした。また、大腸菌群及び大腸菌の分析は特定酵素基質培地法により、嫌気性芽胞の分析はハンドフォード改良培地法により実施することとした。

## 7. 終わりに

平成 16 年度は、上述した実験を実施することにより、下水処理水の性状、オゾン注入率及びオゾン接触時間が、オゾン処理による内分泌攪乱物質及び病原微生物の除去効果に与える影響を把握する予定である。

なお、本調査研究は、技術研究開発調査費により実施されたものである。

## 参考文献

- 1) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書、2001.3.
- 2) (社) 日本下水道協会：下水道統計行政編（平成 14 年度）
- 3) (財) 下水道新技術推進機構：二次処理水を対象としたオゾン処理システム技術マニュアル、1997.6.
- 4) 国土技術政策総合研究所：水循環再生技術の開発に関する研究、平成 14 年度下水道関係調査研究年次報告書集、国総研資料第 138 号、p.257、2003.
- 5) 小坂ら：オゾン／過酸化水素処理による微量汚染物質の分解における共存物質の質的・量的影響、水環境学会誌 Vol22 No.11、p.888、1999.
- 6) 北中ら：ノニルフェノールの塩素およびオゾンによる分解、水環境学会誌 Vol26 No.5、p.307、2003.

## 5. 河川等環境中における化学物質リスクの評価に関する研究

下水道研究官 高橋 正宏  
下水処理研究室 研究官 斎野 秀幸

### 1. はじめに

ダイオキシン、環境ホルモン等の化学物質によるヒトや生態系への影響は、社会的に大きな問題となっているところである。また、平成 11 年に「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」によって PRTR 制度（Pollutant Release and Transfer Register：環境汚染物質排出移動登録制度）が導入され、事業者は 354 物質の排出や移動について登録しなければならないこととなった。さらに、水生生物保全という新たな観点から環境基準の検討が行われ、平成 15 年 11 月 5 日環境省告示第 123 号によって全亜鉛が環境基準として位置づけられた。以上のように、近年、化学物質に対する関心が非常に高まっているところである。

国土交通省は、河川、下水道、道路等を管理する立場から、環境中における化学物質のリスク管理を、地域の利害関係者とともに担っていく責務を負っている。しかしながら、それらの化学物質の環境中での実態はほとんど明らかとなっていない。そこで本研究では、総合的な化学物質リスク管理手法の構築に向けて、河川等にて事例研究を行い、PRTR 対象の未規制物質を含めた化学物質の存在量（濃度等）の実態、環境中での質変換等を明らかにし、環境中でのリスク管理を行う上で必要な情報を集積、整理するとともに、人の健康や動植物の生息・生育に対する影響等に関し、不足している科学的知見を明確にし、必要な研究開発を提示することとする。

### 2. 平成 15 年度の調査内容

#### 2.1 目的

本研究では、河川等環境中における化学物質の実体やその質変換、及び PRTR との関連を調査していくことになるが、河川等環境中における化学物質の実体はほとんど明らかになっていない。そのため、平成 15 年度は適当な河川を選定し、そこでの主要な化学物質の実体を明らかにすることとした。

#### 2.2 対象河川の選定

実態調査を行うにあたって、次の条件に合致する河川を選定した。

- ① 関東地方にある。（実態調査を行うため、国土技術政策総合研究所から遠すぎない。）
- ② 化学物質がある程度流入している。（化学物質がある程度検出される。）

②の条件は、平成 13 年度 PRTR 集計結果を元にした。すなわち、PRTR 集計結果では、対象化学物質を環境中へ排出している事業所の名称や住所、排出している化学物質やその排出先、排出量が明らかになっているため、PRTR 対象化学物質がある程度流入している河川を絞り込むことが可能である。

条件①、②の結果、谷田川（利根川水系、群馬県館林市付近）、芝川（荒川水系、さいたま市付近）、烏川（利根川水系、群馬県高崎市付近）、黒川（利根川水系、栃木県鹿沼市付近）が候補河川として選定された。しかし、河川が複雑に交錯していたり、流域が広大であったりすると、化学物質の質変換を調査するには不適であるため、対象河川はやや規模の小さい谷田川、及び黒川の 2 河川とした。

#### 2.3 対象化学物質の選定

調査対象とする化学物質を選定するにあたって、次の条件に合致する化学物質を選定した。

- ① 健康項目に係る環境基準項目で、平成 13 年度に環境基準値超過検体数が複数あった物質<sup>1)</sup>（ただし、揮発性物質を除く）。（カドミウム、鉛、砒素、フッ素、ホウ素）
- ② 要監視項目で、平成 6～12 年度に河川において基準超過が複数見られた物質、または 10%以上の地点で検出された物質<sup>1)</sup>。（フェニトロチオン（MEP）、イプロベンホス（IBP）、ニッケル、モリブデン、アンチモン）
- ③ 要調査項目で、50%以上の検出率で検出された物質<sup>1)</sup>。（亜鉛及びその化合物、ウラン、エチレンジアミン四酢酸（EDTA）、1-オクタノール、1-デシルアルコール、銅及びその化合物、ニトリロ三酢酸、二硫化炭素、1-ノナノール、ビスフェノール A、マンガン及びその化合物）
- ④ 水生生物の保全に係る水質環境基準の設定について検討されている物質のうち、環境基準として設定された項目（全亜鉛）、要監視項目として設定された物質（クロロホルム、フェノール）、及び当面監視を継続する物質<sup>2)</sup>（ホルムアルデヒド）。
- ⑤ 平成 13 年度 PRTR 集計結果において、公共用水域への排出量が多い上位 10 物質<sup>3)</sup>。（フッ化水素及びその水溶性塩、ホウ素及びその化合物、エチレングリコール、マンガン及びその化合物、亜鉛の水溶性化合物、ポリ（オキシエチレン）ノニルフェニルエーテル、N,N-ジメチルホルムアミド、ポリ（オキシエチレン）アルキルエーテル、ε-カプロラクタム、トリクロロアセトアルデヒド）
- ⑥ 平成 13 年度 PRTR 集計結果において、下水道から公共用水域への排出量が多い上位 5 物質<sup>3)</sup>。（フッ化水素及びその水溶性塩、ホウ素及びその化合物、マンガン及びその化合物、亜鉛の水溶性化合物、

表-1 対象化学物質

種類	測定項目	環境基準			PRTR		内分泌かく乱
		健康	要監視	要調査	水生	事業所から	
一般項目	水温 COD <sub>Cr</sub> SS						
金属・無機物	亜鉛及びその水溶性化合物			○	○	○	○
	カドミウム	○					
	鉛	○					
	砒素	○					
	マンガン及びその化合物			○		○	○
	ニッケル		○				
	アンチモン		○				
	銅及びその化合物			○			
	クロム及び三価クロム化合物						○
	ウラン			○			
	フッ素	○				○	○
ホウ素	○				○	○	
化学工業	キレート	エチレンジアミン四酢酸(EDTA)		○			
		ニトリロ三酢酸		○			
		1-オクタノール		○			
	可塑剤	1-デシルアルコール		○			
		1-ノナノール		○			
		フェノール			○		
	樹脂原料	二硫化炭素		○			
		エチレングリコール					○
		N,N-ジメチルホルムアミド					○
	界面活性剤	ポリオキシエチレン型非イオン界面活性剤					○
クロロホルム						○	
消毒副生成物	トリクロロアセトアルデヒド					○	
	トリクロロアセトアルデヒド					○	
内分泌かく乱物質	17βエストラジオール						○
	エストロン						○
	エストリオール						○
	ノニルフェノール						○
	ノニルフェノールエトキシレート						○
	ノニルフェキシ酢酸						○

クロム及び三価クロム化合物)

⑦ 内分泌かく乱物質のうち、河川において重要と思われる物質とその関連物質。(17β エストラジオール (以下、E2)、エストロン (以下、E1)、エストリオール (以下、E3)、ノニルフェノール (以下、NP)、ノニルフェノールエトキシレート (以下、NPEO)、ノニルフェノキシ酢酸 (以下、NPEC)) 以上の①～⑦の物質のうち、検出率が極めて低い物質、PRTR 対象物質でありながらほとんど報告例がない物質、及び分析方法が確立されていない物質等は対象外とし、表-1 に示す物質を最終的な調査対象物質とした。

## 2.4 調査方法

本研究では、谷田川、黒川から採水した試料中の対象化学物質濃度を分析した。採水は黒川と谷田川でそれぞれ 6 カ所 (一部 8 カ所) で行い、それぞれ 3 時間ごとの 24 時間コンポジット試料を作成した。この現地採水を黒川と谷田川で 2 回ずつ行った。

図-1 には黒川の、図-2 には谷田川の採水地点と流量測定地点を示す。図-1、2 では、採水地点を○印で、関連する PRTR 対象事業所は★印で示してある。黒川は図-1 に示すおよそ 15km の範囲で調査を行った。黒川の採水箇所は K-1-a、K-1-b、K-2-a、K-2-b、K-3-a、及び K-3-b の 6 カ所である。これらはそれぞれ PRTR 対象事業所の前後となっており、これらの事業所の影響と流下過程での化学物質の質変換に着目した。また、流量は図-1 に示す K-1-b、K-2-a、K-3-a 地点で測定した。谷田川は図-2 に示すおよそ 7km の範囲で調査を行った。谷田川の採水箇所は、1 回目は Y-1-a、Y-1-b、Y-2-a、Y-2-b、Y-3-a、Y-3-b の 6 カ所であり、2 回目はさらに Y-1-c と Y-2-c の 2 カ所を追加した。これらは PRTR 対象事業所の前後や谷田川の支流の合分流出点付近となっており、概況を図-3 に示す。流量は図-2、3 に示す Y-1-a、Y-1-b、Y-3-a で測定した。

## 2.5 調査結果

表-2 に黒川、谷田川それぞれの流量を示す。「測定箇所」にそのまま記載してある箇所は実際に流量を測定した個所で、括弧書きの箇所は推定した流量を示してある。推定した流量とは原則として直近の流量を採用したが、谷田川の Y-2-b は Y-1-b と Y-1-a の差、Y-2-a と Y-2-c は Y-2-b の 1/2 の流量であると仮定した。黒川では、下流に行くにしたがって流量が減っていくが、特に大きな分合流は見られず、この原因は定かではない。

この流量と実際に測定した化学物質濃度を掛け



図-1 黒川における採水地点



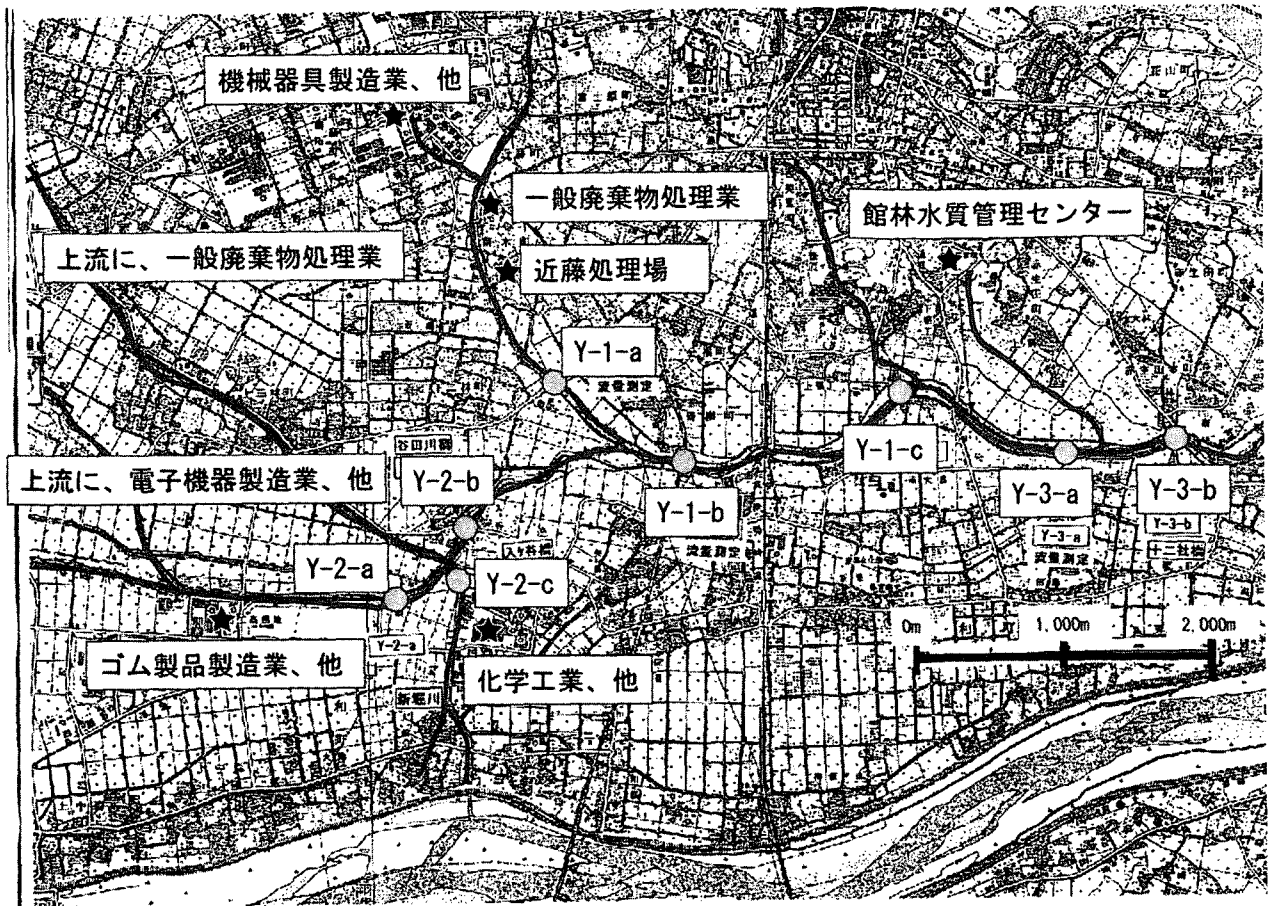


図-2 谷田川における採水地点

て単位時間当たりの化学物質通過量を算出し、K-1-a 地点での化学物質通過量を 1 としたときの化学物質の変化を図-4、5、6 に示す(検出下限値以下だった物質は除く。)。なお、図-4、5、6 は重金属、有機物、内分泌かく乱物質に分類して記載してある。図-4、5、6 から、K-1-a では化学物質量が比較的少なくなっているが、K-1-b において多くの物質が増加し、6 箇所の測定地点の中で最大量となっていることから、下水処

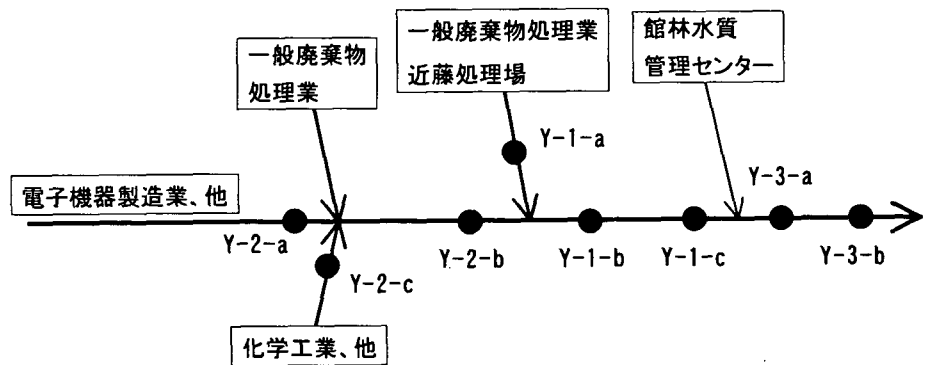


図-3 谷田川の概況

表-2 谷田川、黒川の流量

黒川	測定箇所	(m <sup>3</sup> /sec)							
		(K-1-a)	K-1-b	K-2-a	(K-2-b)	K-3-a	(K-3-b)		
	1回目	2.1	2.1	1.89	1.89	0.83	0.83		
	2回目	1.45	1.45	1	1	0.62	0.62		
谷田川	測定箇所	(Y-2-a) (Y-2-c) (Y-2-b) Y-1-a Y-1-b (Y-1-c) Y-3-a (Y-3-b)							
		0.285	-	0.57	0.14	0.71	-	0.84	0.84
		0.315	0.315	0.63	0.14	0.77	0.77	0.97	0.97

理場の影響が極めて大きいと言えた。しかしながら、K-1-bにおいて最大となった化学物質もK-2-aまで流下する間に減少し、下水処理場の影響は見られなくなってしまった。内分泌かく乱物質は分解されることも予想されるが、重金属は分解ではなく底質への吸着等が原因と考えられ、その影響や経時的な変化については今後の課題と言える。COD<sub>Cr</sub>も重金属、内分泌かく乱物質と同様に下水処理場の影響を大きく受けているが、化学工業に関する有機物については、下水処理場の影響が全く見られなかったことから、COD<sub>Cr</sub>の起源

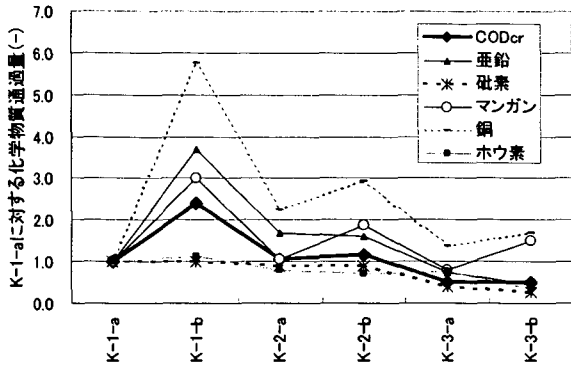


図-4.1 1回目

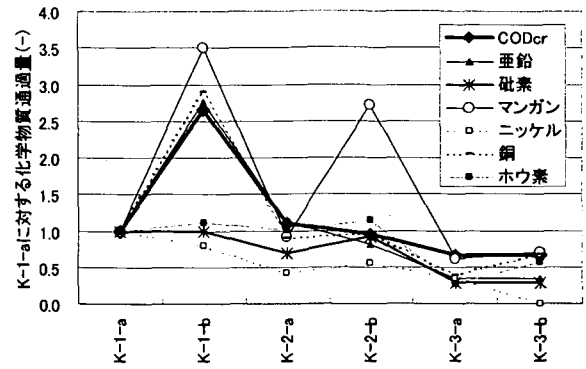


図-4.2 2回目

図-4 黒川における重金属量の変化

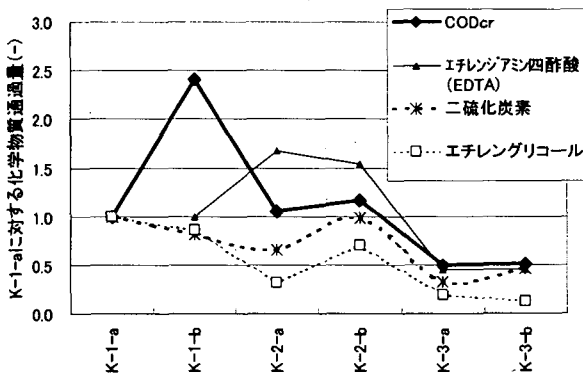


図-5.1 1回目

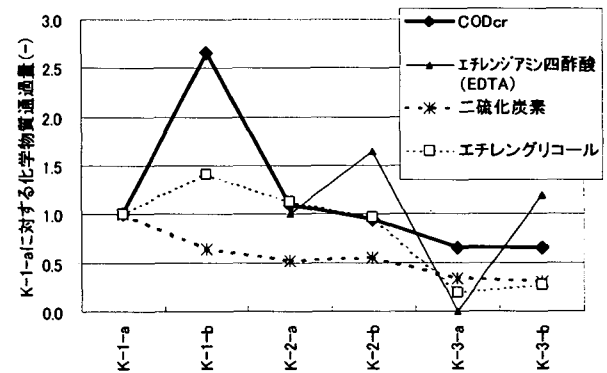


図-5.2 2回目

図-5 黒川における有機物量の変化

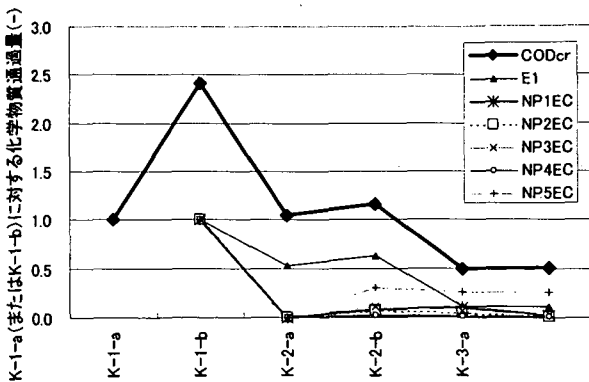


図-6.1 1回目

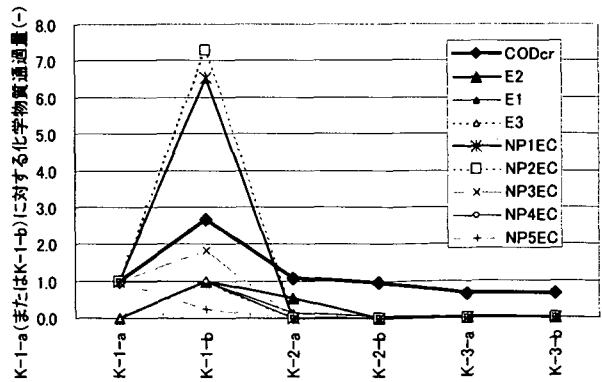


図-6.2 2回目

図-6 黒川における内分泌かく乱物質量の変化

は工場排水ではなく、生活排水であると考えられた。化学工業系の有機物は K-2-b や K-3-b で増加する傾向が見られたことから、生活排水系の有機物と化学工業系の有機物は排出源がはっきり区別できるものと考えられた。また、砒素、ホウ素、ニッケルは流下過程においてほとんど変化せず、物質によってかなり挙動が異なることが分かった。

図-7~11には、図-4、5、6と同様の方法で、谷田川の化学物質量を示す。谷田川では、黒川よりも多くの物質が検出されたため、重金属、有機物については図を2つに分けて示す。

谷田川の特徴は多くの工場排水を受け入れている点であるが、そのため、下水処理場からの排水の影響をほとんど確認することが出来なかった。唯一、ホウ素のみが館林水質管理センターからの排水を受け入れている Y-3-a で増加しているが、生活排水由来であると予想された E2、E1 ですら下水処理場の影響が見られず、E2は Y-1-b で最大値となっておりこの原因の解明は今後の課題である。また、全体的な傾向として、ほとんどの重金属と多くの有機物は増加傾向をたどっており、黒川の場合のように流下過程で減少することはなかった。これは黒川の場合と比べて狭い範囲で調査を行ったために、減少するのに必要な流下時間がなかったこと、流下過程で化学物質が次々に流入してきたことが原因と考えられる。今後、減少速度を調査することが課題の一つと考えられる。

また、採水箇所によって化学物質の量にばらつきが見られた。Y-2-a (ゴム製品製造業) ではクロム、フッ素、Y-2-c (化学工業、他) では砒素、マンガン、ニッケル、Y-1-a (一般廃棄物処理業、近藤処理場) では亜鉛、ニッケル、銅、クロム、その他の箇所 (電子機器製造業) では1-オクタノール、1-ノナノールのよ

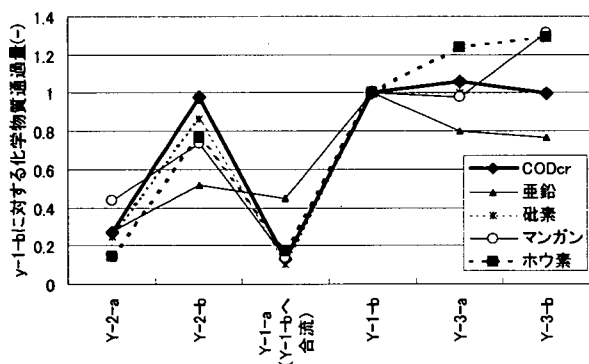


図-7.1 1回目

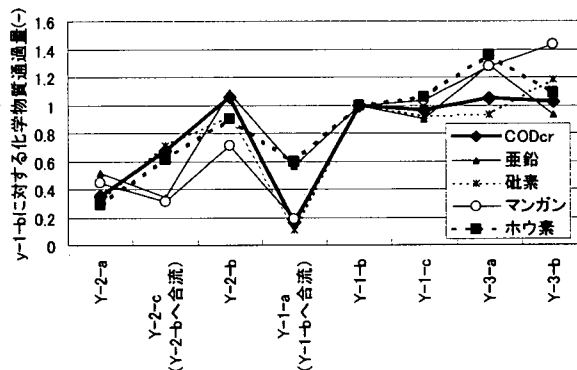


図-7.2 2回目

図-7 谷田川における重金属量の変化①

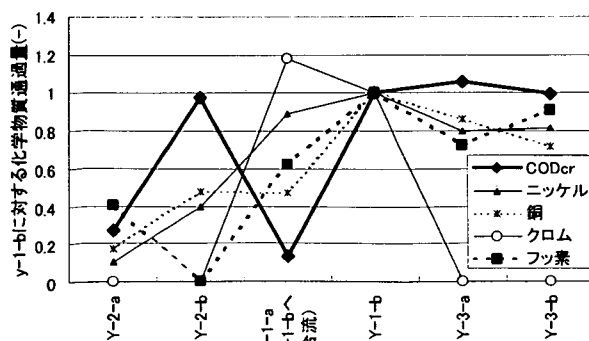


図-8.1 1回目

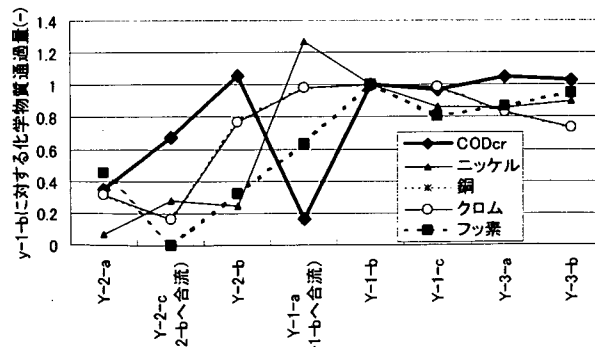


図-8.2 2回目

図-8 谷田川における重金属量の変化②

うに、採水箇所ごとに特徴が見られたため、今後、業種ごとに詳しく把握していくことも課題の一つと考えられる。

なお、一般廃棄物処理業と近藤処理場の影響を受けるY-1-aは、図-7~11において化学物質量が少なく見えるが、それ以上に流量が少ないため、化学物質濃度はかなりの高濃度となっている。

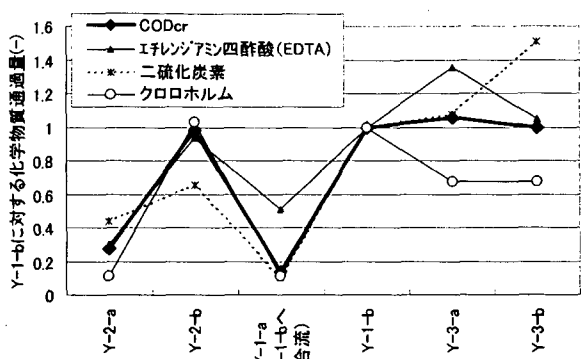


図-9.1 1回目

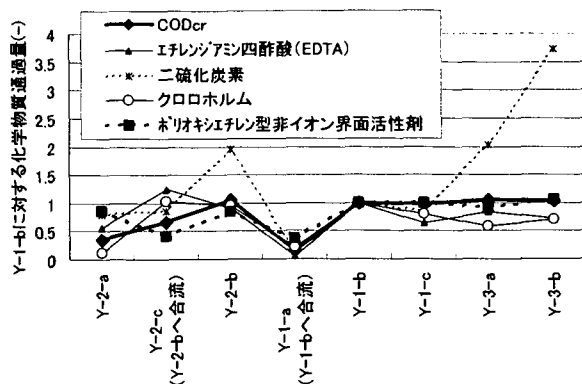


図-9.2 2回目

図-9 谷田川における有機物量の変化①

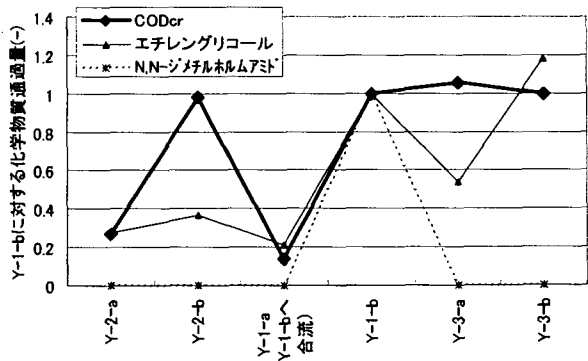


図-10.1 1回目

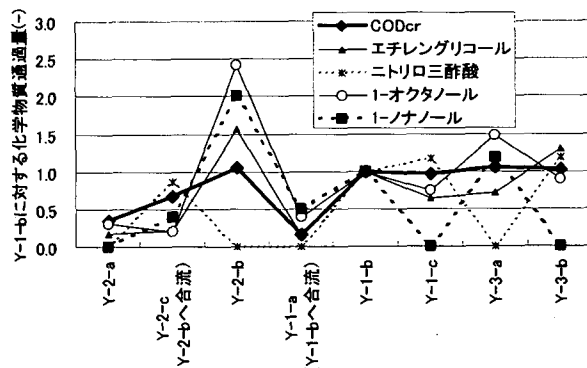


図-10.2 2回目

図-10 谷田川における有機物量の変化②

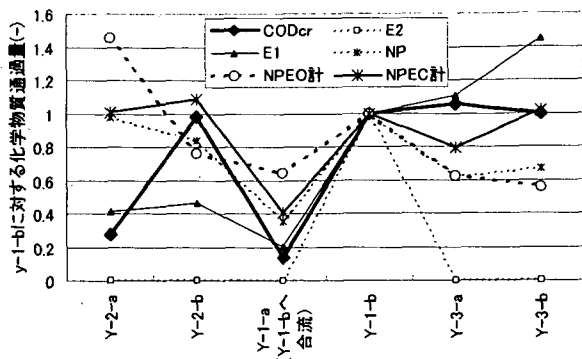


図-11.1 1回目

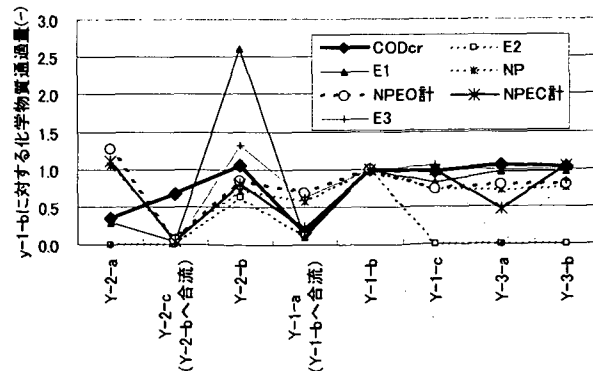


図-11.2 2回目

図-11 谷田川における内分泌かく乱物質の変化

### 3. まとめ

- 1) 黒川（工場排水の影響が小さい）では、有機物と重金属について下水処理場の影響が大きかった。しかしながら流下過程でこれらの物質は減少していた。ただし、化学工業に関する有機物では下水処理場の影響が全く見られず、下水処理場以外の要因で増加していた。今後は、減少速度等について詳しい分析が必要と考えられた。
- 2) 谷田川（工場排水の影響が大きい）では、下水処理場の影響を確認することはできなかった。一方、化学工業に関する有機物は採水箇所によって大きく異なっていたことから、業種ごとに排出している化学物質が異なるものと考えられた。したがって、今後は業種ごとに排出する化学物質を把握することが重要と考えられた。

なお、本調査研究は、試験研究費により実施されたものである。

### 参考文献

- 1) 環境省ホームページ (<http://www.env.go.jp>)
- 2) 「水生生物の保全に係る水質環境基準の設定について（第一次報告（案））」中央環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会、2003.5
- 3) 「平成13年度PRTRデータの概要－化学物質の排出量、移動量の集計結果」経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省総合環境政策局環境保険部環境安全課、2003.3

## 6. 人口急増地域の持続的な流域水政策シナリオ

### －モンスーン・アジア地域等における地球規模水循環変動への対応戦略－

#### ガンジス川流域における水質保全対策の評価

下水処理研究室 室 長 中島英一郎  
研 究 官 平出 亮輔  
研 究 員 桜井 健介

##### 1. はじめに

世界の人口増加にともない、食料増産のための水利用の増加、都市化にともなう水害、渇水および水需要の逼迫など、「21 世紀は水紛争の時代」と言われるほど、現在世界各地で洪水、水不足、水質問題が深刻化している。水を取り巻く環境は、農業生産品の輸出入や経済社会的状況に強く関わることから国際的な課題とされるところである。

世界の人口は 1900 年に 16 億人、2000 年には 60 億人と増加を続け、2050 年には 90 億人に達すると予想されている（国連中位推定）。アジアはすでに世界の人口の 60%、30 億人を占め、1950 年から 2050 年までの人口増加数は、アフリカの 4 億人に対してアジアは 17 億人と非常に大きい。アジアでこれだけの人口がすでにいると言うことは、土地と気候が多くの人を養う力を有する一方で、洪水と共存してきたことを意味し、氾濫原上に水田と都市が発展してきた欧米諸国やアフリカなどとは大きく異なる特性を有している。したがって、人口増加による水問題への対処もアジアの特性を踏まえた方法で対処法をとる必要がある。

これまで、水分野における我が国の科学技術研究では現象解明に重点がおかれてきた。その結果として、各種の先端技術の進展にともなって気候モデルや水文モデルなどの手法の整備が進んできている。一方、現在の水問題を解決するためには、洪水や渇水の緩和、水質の保全、自然共生などの視点から水循環をとらえる統合的な水資源管理が求められる。その現実のためには、地理的社会的な地域の特性を重視した対応が不可欠で、それには、開発されている科学技術を前提に、課題を抱えるアジア地域での問題に対応するために具体的な対応案（政策シナリオ）を提示することが重要である。いくつかの典型的な地域を選定して、政策提示や人文科学も含めた問題解決政策シナリオを系統的に提案しながら、シナリオ作成の基本的な手法の開発と評価を行う必要がある。今こそ、自然科学と政策科学とを融合した新しい形で、モンスーン・アジアなどの流域での水問題の回避に貢献する必要がある。

##### 2. 研究目的

急激な人口増加や都市開発、産業発展による水問題の深刻化や、人間活動による水循環の変動などの問題がアジアを中心とした地域で進行している。これに対処するため、アジアの特徴を有する 9 河川流域を対象として、政策シナリオを提示することが、本研究の目的である。本研究は、対象地域が広大であり、かつ、多くの課題を有していることから、山梨大学砂田教授を研究代表者としたチーム型研究（CREST

タイプ) の形式をとっている。国総研 下水処理研究室では、「ガンジス川流域」を対象地域として、水質問題に重点を置いた政策シナリオの提示を担当する。

ガンジス川は、アジアで最も流域人口が多い河川流域であり、人口の増加や都市化にともなう、水質汚濁それにとともなう衛生的な水不足、洪水が大きな問題となっている。ガンジス川に代表されるアジアの河川は、人々の生活に不可欠な存在であり、多くの人々が、沐浴・洗濯・排泄などを行っている。このため、水系由来による伝染病が蔓延し、特に都市化された地域では、水質汚濁とともに、病原性微生物などによる健康被害が大きな社会問題になっている。このため、主としてガンジス川中流域を事例として、病原性微生物による健康被害を防止するための水質保全対策の提示を行う。

### 3. ガンジス川流域

ガンジス川は、ヒマラヤを最上流として、中国、インド、ネパールを通り、最終的にバングラデシュで海域に流れ込む、総延長 2,525 km、流域面積 1,086 千 km<sup>2</sup> の大国際河川である。その流域面積の大部分はインドであり、全体の約 8 割を占める。

インドにおけるガンジス川は、国民の約 4 割がその流域に生活しており、流域人口は 4 億 9 千万人にもなる。河川水の利用用途は、上水、農業用水の供給だけでなく、宗教上重要な河川として、人々は聖なる川での沐浴を行っている。しかし、近年の急激な人口増加により、ガンジス川への汚水、廃棄物などが増加し、河川の水質汚濁が問題化してきている。特に、病原性微生物などの水系伝染病を引き起こす汚染に関しては、河川との接点が高いインド国民にとって、大きな社会問題となっている。

河川の水質汚濁状況は、河川途中に数ヶ所ある都市域において、急激な人口増加、都市化により、水質汚濁が著しく進んでいる。しかし、各都市域の間にある都市周辺地域（農村部など）では、支川の合流による希釈や長距離流下による自然浄化作用、沈降作用が加わり、ある程度水質まで河川水を浄化している。このように、ガンジス川は、都市域の水質汚濁悪化と都市周辺地域の水質浄化を交互に繰り返しながら、下流へ流下する特徴を有している。

今回の調査では、中流域の事例として、インド国の首都ニューデリーを中心に調査を行う。ニューデリーには、ガンジス川の支川であるヤムナ川が流れている。ヤムナ川は、上流部に堰があり、灌漑用水・上水場で多くの河川水が使用される。そのため、上流からの供給水はまったくない状態でニューデリーを流下し、流下中は排水のみ供給される下水排水路のような河川である。その後、都市域を通過すると、ある程度下流で支川が合流し排水が希釈され、ガンジス川に合流する。都市域では貧富の差が非常に大きいため、衛生環境の悪化している河川周辺地域には、低所得者の多くが居住し、生活している現状がある。

### 4. 研究内容

本研究では、現地調査により、現地住民の生活様式や河川の汚濁状況、汚濁源、原単位などの基礎資料を十分に収集し、それを基に将来を想定した段階的な下水道整備手法の整理を行い、水質問題に重点を置いた政策シナリオの提示を行う。現地調査では、特に水質汚濁の悪化が著しいインド国の首都ニューデリーを中心に調査を行う。ニューデリーには、ガンジス川の支川であるヤムナ川があり、現地住民は生活用

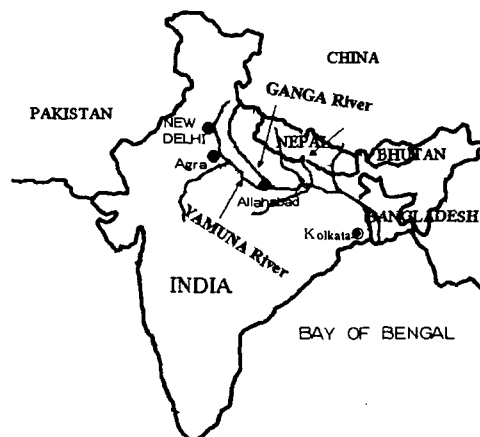


図-1 ガンジス川流域の概略図

水としてその河川を使用している。

研究初年度である平成 15 年度の調査内容としては、基礎資料の充実を図るため、現地インドでの現地調査を実施した。調査は、ニューデリーおよびその周辺地域において、現地視察と水質測定を行った。

#### 4. 1 現地視察

現地視察場所は、デリー上水場 (1ヶ所)、下水処理場 (4ヶ所)、ヤムナ川上下流、農村部、スラム地域、CPCB (中央汚染制御委員会: 国家機関)、Shriram Institute (民間水質測定会社) である。下に簡単な説明を示す。

##### (1) デリー上流上水場 (Wazirabad Water Works, SurSangam Ghat, Najafgarh Drain)

この上水場は、デリーおよび周辺地域への上水の送水を行っている。上水場の簡易図を図-2 に示す。デリー上流のヤムナ川沿

いに施設があり、さらに 200km 上流に灌漑用水用の堰がある。上水場付近にも止水用の堰があり、ある程度の河川水を維持している。デリーおよび周辺地域には 4ヶ所の上水場があり、それぞれの処理水量は 124、120、少量、少量 MGD (ミリオガロ、MG/d、1gal=4.5L) であり、視察対象施設は 124MGD である。施設の構造としては、堰付近取水管から河川水をポンプアップし、上水場に流入させる。流入水は、最初に 4ヶ所の最初沈殿池に流入する。最初沈殿池は、上部中央に流入水を注入し、浮遊性のごみを中央部に浮上させ、沈降性のごみを底に沈降させる。両行程を 1つの施設で行い、1次処理水をろ過槽へ送る。ろ過槽は下向き緩速砂ろ過で処理を行い、各槽 1日に 1回の逆流洗浄を行っている。洗浄水は最初沈殿池に返送する。ろ過後はクロリンガス (塩素ガス) で曝気攪拌消毒を行う。河川の取水場所付近 (堰付近) は流速が少ないため、上流部の砂や土が堆積する。そのため、年に 1回、取水場所付近の土砂の掻き出しを行う。

##### (2) 下水処理場

##### ①ニューデリー下水処理場 (Dr. Sen Nursing Home Nalla Sewage Treatment Plant New Delhi)

下水処理場は、設計処理水量 10MLD (ミリオンリットル、ML/d) の担体接触式下水処理場である (図-3 参照)。施設横に、開放型の排水路があり、その水量は約 40~50MLD である。取水部付近に堰があり、ある程度の水深を維持している。堰にはごみが溜まり、水

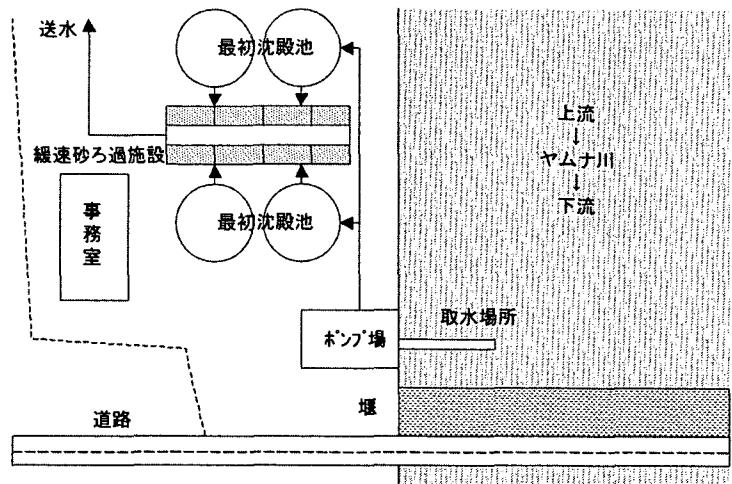


図-2 上水場簡易図

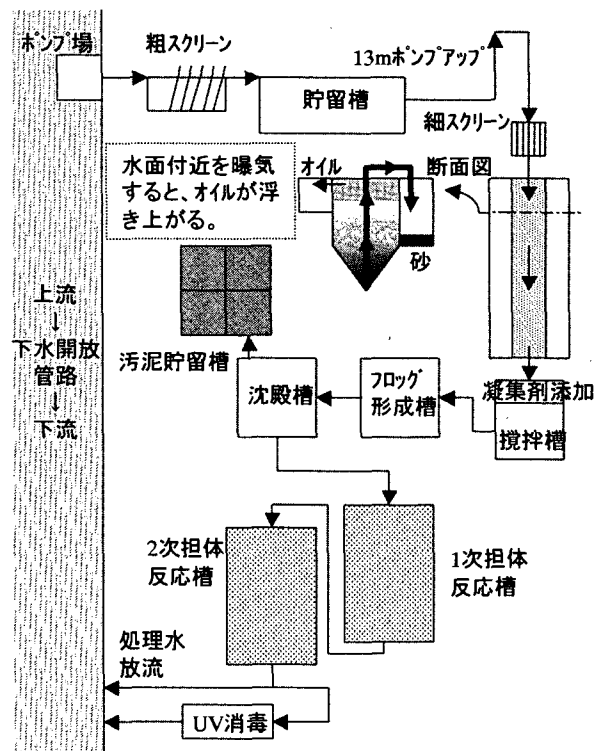


図-3 ニューデリー処理場簡易図



面が見えない状態であった。処理場には、その中の 11MLD（設計値をオーバーしている）をポンプアップしている。その他の下水は、そのまま排水路の流れ、最終的に未処理のままヤマナ川に流入する。処理の行程は、ポンプアップされた下水が、粗スクリーンを通過し、1次貯留槽に貯留される。その後、高い位置にポンプアップし、細スクリーン通過、オイルと砂の分離槽、凝集剤添加、攪拌槽、フロッグ形成槽、沈殿槽、引抜き汚泥は汚泥貯留槽へ、処理水は1次・2次担体反応槽、放流の行程で処理を行う。ここではUV消毒効果の検証実験を行っており、処理水中の2MLDのみ、UV消毒を行っている。その他の処理水は、排水路に放流される。流入下水の水質はBOD 270mg/L、TSS 539mg/L程度であり、処理水はBOD 10mg/L、TSS 15mg/L程度を維持している。オイル分離槽では、水面下30cm付近からエアレーションをすることで、上部ではオイルが水面に浮き上がり、下部では砂などの重いSS分が沈殿していく仕組みになっている。凝集剤は、添加後十分に攪拌を行い、フロッグ形成槽で25分間滞留させる。その後、沈殿池で分離させる。担体反応槽では、エアレーションを行い、好気的な生物処理を行う。

### ②アグラー下水処理場 (78MLD UASB STP)

この下水処理場では、UASB およびラグーンを使用した処理を行っている（図-4 参照）。流入下水の水量は78MLDであり、アグラー7区域のうち、2区域の下水を処理している。現在は、設計容量の80%程度の水量で運転を行っている。供用開始後2.5年が経過している。処理水は、周辺地域の灌漑用水に使用され、残りは河川に放流される。流入下水はまず、ポンプアップされてスクリーンを通過する。スクリーンのゴミの掻き出しは人力で行う。次に流入下水は、1.2mほどの水深の貯留槽に流入し、越流水が分配槽 (DIVISION BOX) へ送水される。次に、UASB 施設で嫌気性処理が行われるが、各槽への分配はサイホン方式で分配槽から送水される。UASB1機の処理容量は13MLDであり、8施設ある。UASBの処理水は、ラグーン施設に送水される。ラグーンは、水深1.8m、滞留時間24時間の池が3ヶ所ある。ラグーン側面はコンクリートで施工してあるが、底には施工はしておらず、地下に処理水が浸透していると考えられる。ラグーンの清掃は1年に1回行い。処理水は、開放管路で河川まで流れていき、途中、農地で灌漑用に使用される。汚泥に関しては、天日乾燥後、肥料として再利用される。停電が多いため、発電機を所有しており、平均すると日に2時間程度は発電機を使用している。

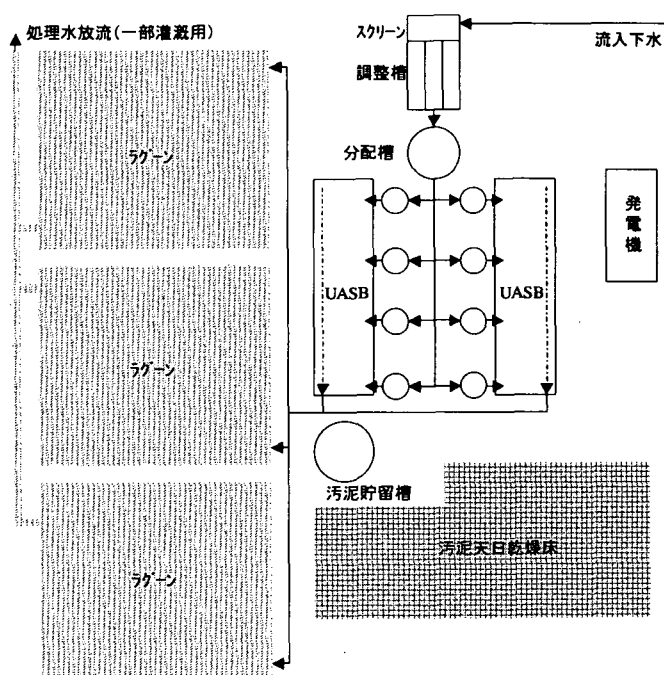


図-4 アグラー下水処理場簡易図

### ③マトゥラー下水処理場

(Mathura/Stabilization Pond/Karnal Technology)

この施設は、ラグーンのみでの下水処理場である（図-5,6 参照）。施設は2001年9月から稼働している。ラグーンは全部で8池あり、4池で1系列、全部で2系列ある。構成は、第1池が嫌気性ラグーン、2池・3池が通性嫌気性ラグーン、4池が調整池である。処理水はそのまま河川に放流される。全体のHRTは7

日である。1池では、細菌などの嫌気性処理を目的としており、水深が4.5mある。2,3池は、BOD除去（有機物処理）を主目的にしており、水深は1.5mである。4池の調整池では、最終的な仕上げとして大腸菌除去を目的にしており、水深は1.5mである。8池すべて、ポリエチレン性のシートを敷き、その上にコンクリートを施工した構造をしており、地下への浸透がないラグーンである。処理場全体の面積は14ha（140,000m<sup>2</sup>）であり、ラグーン1池は1.2ha（12,000m<sup>2</sup>）である。汚泥は第1池の嫌気性ラグーンにのみ発生するため、毎年1回の雨季（3・4月と7～9月）に汚泥の掻き出しを行い、天日乾燥する。すべて人力で行う。ラグーン前段にはスクリーンがあり、ゴミの掻き出しも人力で行う。設計容量は13MLDだが、現在は16～20MLDの過剰状態で運転を行っている。ラグーン自体は電力がかからないため、電気代は処理場内の外灯とポンプ場の圧送ポンプの2点くらいである。

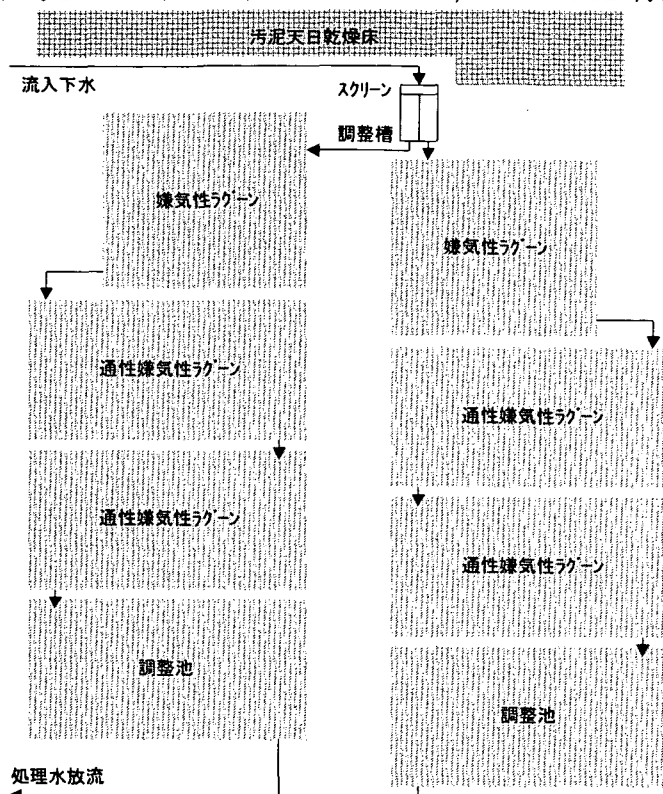


図-5 マトゥラー下水処理場簡易図

④ケショプール処理場（Keshopur STP Delhi）

表面曝気式活性汚泥法で下水を処理している下水処理場である（図-7 参照）。施設内は2系列に分かれており、1つは40MGD規模の処理施設で、もうひとつは20MGD規模の処理施設である。流入下水の水質はBOD200～250mg/L、SS400mg/Lであり、処理水はBOD20～50mg/L、SS50～70mg/Lである。施設は2つともほぼ同じ処理過程であり、規模のみ違う。処理過程は、スクリーン（機械掻き出しあり）、表面曝気反応槽、最終沈殿池、その後、2系列の処理水が合流し、河川に放流される。

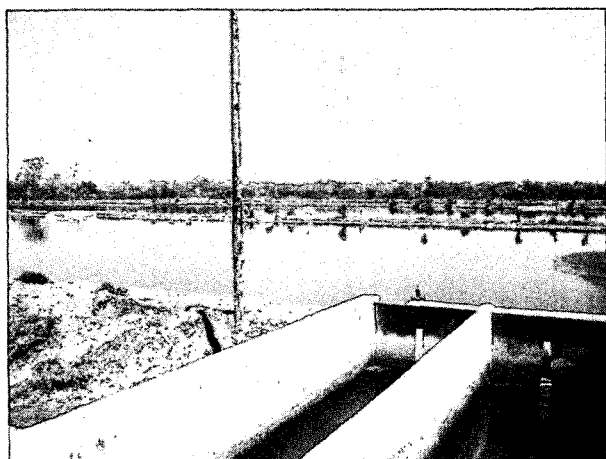


図-6 マトゥラー処理場（ラグーン）

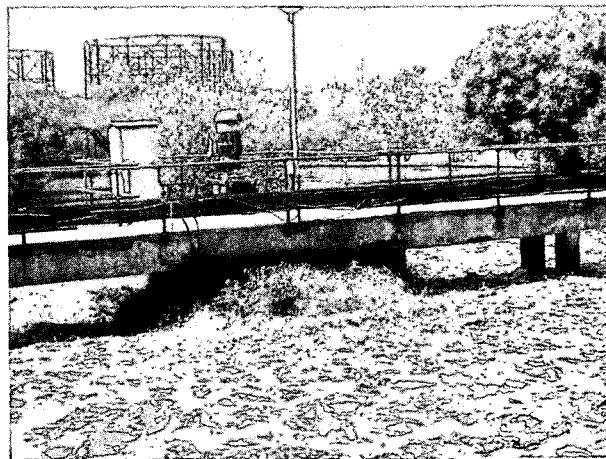


図-7 ケショプール処理場（表面曝気装置）

### (3) ヤムナ川上下流

#### ①上流部 (Palla)

ヤムナ川上流部(図-8 参照)として、パラ(Palla)村の河川を視察した。ヤムナ川上流部は、生活排水の流入が少なく、河川の水量が多いため、基本的にはきれいな河川であった。周辺地域は、麦や花などの畑地であり、小さな集落が何ヶ所かある。河川では、周辺住民が水浴びを行い、牛も水浴びを行う。水深が50cm程度の場所があるため、周辺住民は牛を連れて河川を渡って対岸に行く場合もある。畑地では、地下水をくみ上げて、水を供給している。



図-8 ヤムナ川上流(牛の水浴び)

#### ②下流部 (Okhala, Mahatpur)

下流部は2ヶ所の視察を行った。下流の上流側はオクラ(Okhala)付近であり、最下流はマハトプール(Mahatpur)である。オクラのヤムナ川(図-9 参照)は、幅は190m程度であり、水は濁っていた。川岸にはごみが大量に散乱しているが、見える範囲には住宅はなかった。河川周辺は、公園のようであり、一部にはフェンスなどが張っており、入場できない部分もあった。マハトプールのヤムナ川は、見た目にはきれいな河川であった。デリー郊外の農村部ということもあり、道が少なく悪路であるため、河川にでるまでに時間がかかった。河川では、牛が水浴びを行っており、人間は渡し舟で河川を横断していた。



図-9 ヤムナ川下流(オクラ)

#### (4) 農村部 (Palla)

農村部(都市周辺地域)の集落の生活様式の把握のため、パラ村の視察を行った。この集落では、450家(1家7~8人)で下水をまとめて池に貯留している(図-10 参照)。単に池に溜めているだけの簡易ラグーンのようなものである。下水は家の横にある開放排水路を流下し、収集され、最終的に池に流入する。この集落に住んでいる人の収入は、100,000~150,000ルピー/年/家程度である。上水は地下水をポンプアップして使用しており、トイレは水洗(バケツの水で洗い、その水で糞尿を流す。紙は使用しない。)であり、ほぼ99%がトイレに腐敗槽(セ



図-10 パラ村(下水のため池)

プティックタンク)を設置している。仕事は、農業が中心であり、牛を所有している家が多い。牛糞に関しては、乾燥させてコンポストや冬場の暖房の燃料として使用している。畑地では基本的に地下水を使用するが、乾季に散水が不足すると、下水のため池の水を撒く場合がある。下水ため池付近にも人力でくみ上げるポンプが存在しており、現地の人は飲料水・水浴び(人と牛)に使用している。その他として、魚の養殖を行っており、地下水と下水ため池の水を混合させて養殖している。養殖した魚は自分たちでは食べずに、デリーなどの都市に売りに行く。

#### (5) スラム地域の排水 (Holambi Kalan, Vikaspuri)

低所得者の生活・排水の把握のため、ニューデリーのスラム地域の視察を行った(図-11,12 参照)。スラムでは、少しでもスペースがあるとそこで人が生活をはじめると、その周辺の人口を把握することはかなり難しい。特に子供の人数は、出産数が多いのに対し、病気などで死亡する人数も多いため、人口の把握はかなり困難である。下水に関して、調査地域では開放の排水路が1本あり、その周辺に生活しているすべての人がそこに下水やごみを流している。基本的にトイレがないため、排水路上に簡易に作られた共同トイレを使用し、場合によっては直接排水路に垂れ流すこともある。ごみについても、特に収集場所などはないため、どこでも適当に捨てる。このため、足場はすべてごみだらけになり、河川周辺にもごみが捨ててある。排水路の下水は、未処理のまま河川(他の下水が集約している排水路)に放流される。このような状態が河川に沿って数ヶ所点在しており、最終的にヤムナ川に放流される。

デリーのスラム担当者(ニューデリーの機関のひとつ)の考案で、スラム付近に低収入者用の整備地域を施工している。網の目状に歩道があり、住宅区域を整備する予定である。現在も工事が進んでおり、視察を行った地域には、2ヶ所のコミュニティトイレ(共同トイレ)がある。コミュニティトイレは、集合トイレ(14個)とシャワー(7個)が設置されている。施設内に入るために「1ルピー」が必要であるが、トイレ・シャワーの両方が使える。使用者のピークは、朝の4時から7時、夜の7時から10時である。2ヶ所の施設の処理法は、大型の腐敗槽と浄化槽をそれぞれ採用している。現在、トイレ使用者は300人程度、シャワーはその1割の30人程度であり、総容量として700人程度まで対応できる。現在1日の水量は5,000~6,000L程度、許容量は20,000L/dである。腐敗槽は、内部が3槽構造になっており、処理水は外にある開放排水路に流す(図-13参照)。供用開始後1年半が経過しているが、使用量が少ないため、汚泥の引抜きは行っていない。浄化槽は、スクリーン、初沈、エアレーション、終沈があり、終沈でNaOHを消毒のため添加している。施設の大きさはどちらも同じくらいであり、腐敗槽設置トイレは、



図-11 スラム街



図-12 スラム街付近の河川

図のトイレ施設の上に腐敗槽がある構造だが、浄化槽設置トイレは、トイレ施設の右側に浄化槽が設置してある横長の施設である。少しずつ低所得者への整備が進みつつあるが、この整備地域に関しても移住などに費用がかかるため、スラムの中でも特に収入が低い人には、移住が不可能であり、トイレに関しても1ルピーの出費ができないほどの低所得者がインドには存在している。

(6) CPCB : Central Pollution Control Board (中央汚染制御委員会 : 国家機関)

CPCB は、インド国内にある 100 ヶ所以上の水質測定所の技術指導およびクロスチェックを行う機関である。年間で、5,000 検体の水質分析を行う。施設内は整理されており、1 測定機に 1 部屋の分析室が与えられている。微生物実験室に関しても、十分な実験器具がそろっており、衛生的であったことから、無菌状態が確保されている (図・14,15 参照)。自家発電のジェネレーターがあるため、停電時にも対応が可能である。試験で使用している培地は、大腸菌群数 : m-Endo 培地、糞便性大腸菌群数 : m-FC 培地、腸球菌 : KF 培地を使い、メンブレンフィルタによるろ過法で試験を行っている。

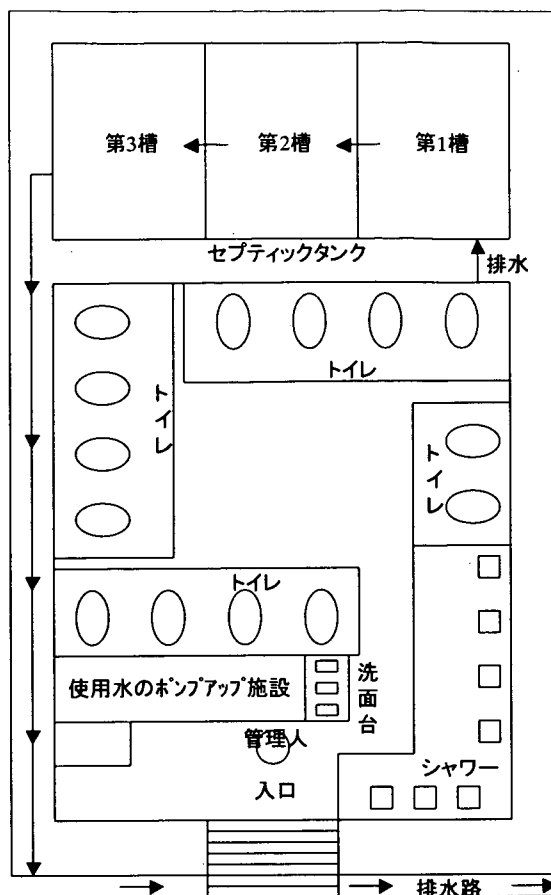


図-13 コミュニティトイレ (腐敗槽)

(7) Shriram Institute (民間水質測定会社 シュリラム)

食品、飲料水、河川水等、幅広く測定業務を行う民間会社であり、水質分析に関して 11 年間 CPCB より受託関係にある。写真の撮影が認められなかったため写真は無いが、各種測定機器が揃っており、ガス類、金属類の測定が可能である。また、食品を扱っているため、各種病原細菌 (スタフィロコッカス、サルモネラシゲラなど) の測定が可能である。病原細菌の測定には、高度な技術が必要であることから、指標細菌の測定は支障なく行われるものと推測できる。停電時に備えて、研究所内に自家発電施設を有して



図-14 CPCB の実験室

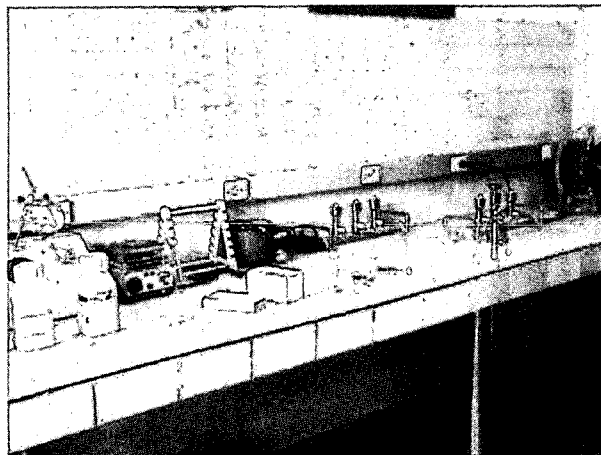


図-15 CPCB の微生物実験室

いるとのことであった。

微生物関係の検査は、チームリーダを筆頭に5～6人の微生物検査スタッフで構成されている。実験室は、細菌実験室、エアカーテン、靴の履き替え、白衣の着用などが行われており、測定環境として良好である。病原微生物を取扱可能なクラス2キャビネットも備えており、吸引した空気は、HEPA フィルターによるろ過と燃焼の後、排気しているとのことであった。

微生物の検査方法に関して、インドには、日本の下水道試験紙に対応したものは存在せず、食品分野を含む対象の幅広い微生物試験方法のみが制定されている。対象を幅広く設定しているため MPN 法で検査を行っている。測定に際しては、ブランクテストとしてエアチェック、クロスコンタミネーションチェック、希釈水チェックを行っており、コンタミネーションによる測定精度の低下は無いものと思われる。

#### 4. 2 水質測定

水質測定は、河川の汚濁負荷の現状把握、および、排出源からの負荷量測定を目的に行った。今回の調査では、下の項目に該当する場所を選定し、採水・測定を行った。(インド国における水質分析調査業務 報告書：(株)東京設計より)

- a. 下水道整備区域 (都市域の中所得者を対象)
- b. 下水道未整備 (都市周辺地域の農村部、都市域の低所得者を対象)
- c. 下水処理場
- d. ノンポイント (牛の負荷：酪農場)
- E. ヤムナ川の現状把握

##### (1) サンプルングおよび測定方法に関して

水質測定の詳細を表-1 に示す。同時に測定を行った流量測定の詳細を表-2 に示す。

表-1 水質測定詳細

調査対象	調査箇所	調査場所	サンプル地点 /箇所	サンプル数	備考
下水道整備区域	2	Pachkuian -Road Paharganj	1 地点	4	排水水
下水道未整備区域	1	Palla Village Drain	1 地点	2	農村部, 排水水
下水道未整備区域 (腐敗槽)	1	Vikaspuri	1 地点	2	都市部共同トイレ, 排水水
下水処理場	2	Keshopur STP Faridabad STP	2 地点 (AS) 3 地点 (UASB)	10	AS: 流入水, 放流水 UASB: 流入水, UASB 流 出水, FPU 流出水
ノンポイント (牛糞)	1	Gazipur Dairy Farm	3 地点	3	牛舎からの排出 (朝方, 夕 方), 排水路
河川	1	Yamuna River	3 地点	3	上流 1 地点 (Palla) 下流 2 地点 (Okhala, Mahatpur)

表-2 流量測定詳細

調査対象	調査箇所	調査場所	測定時間/箇所	備考
下水道整備区域	2箇所	Pachkuian Road Paharganj	—	上水道使用水量データを 収集
下水道未整備区域	1箇所	Palla Village Drain	24時間	
下水道未整備区域 (腐敗槽)	1箇所	Vikaspuri	24時間	
下水処理場	2処理場	Keshopur STP Faridabad STP	24時間	放流水 流入水
ノンポイント (牛糞)	1箇所	Gazipur Dairy Farm	24時間	
河川	1河川	Yamuna River	各地点1回	上流 1地点 (Palla) 下流 2地点 (Okhala, Mahatpur)

次に、サンプリング場所を図-16,17に示す。河川調査場所は図-17に示し、その他のサンプリング場所を図-16に示す。

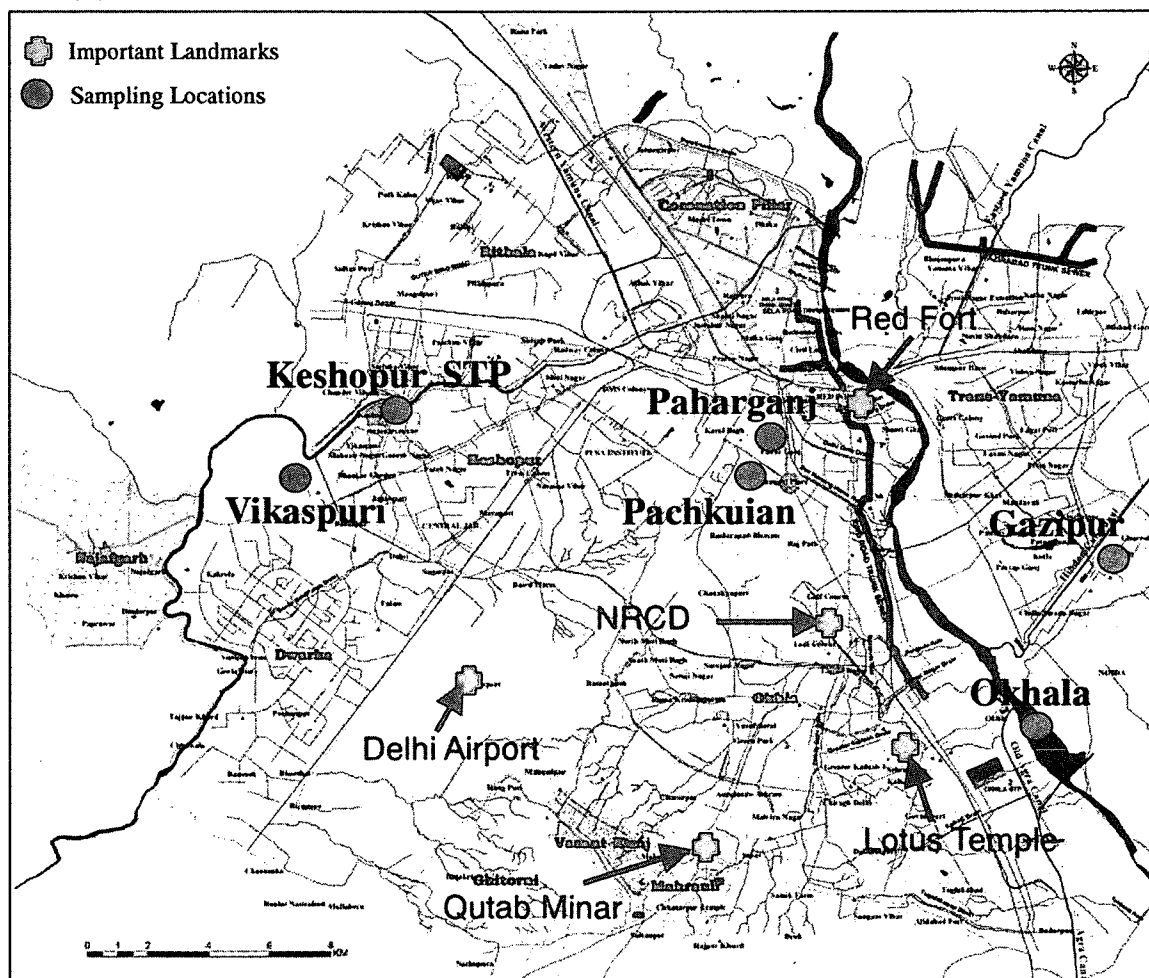


図-16 サンプリング場所 (その他)

水質測定項目を表-3 に示す。ただし、分析法は以下のとおり省略する。

河川の3 サンプルに関しては、日本でクロスチェックを行い、ウイルス測定も同時に行った。

分析法

APHA : アメリカ公衆衛生 (APHA 20<sup>th</sup>Ed)

IS : インド国の標準法 (インディアンスタンダード : IS:3205,IS:1622-1981)

\* : 資料編参照

下水 : 下水試験方法 1997 ((社) 日本下水道協会)

衛生 : 衛生試験法・注解 2000

河川 : 河川水質試験方法 (案)

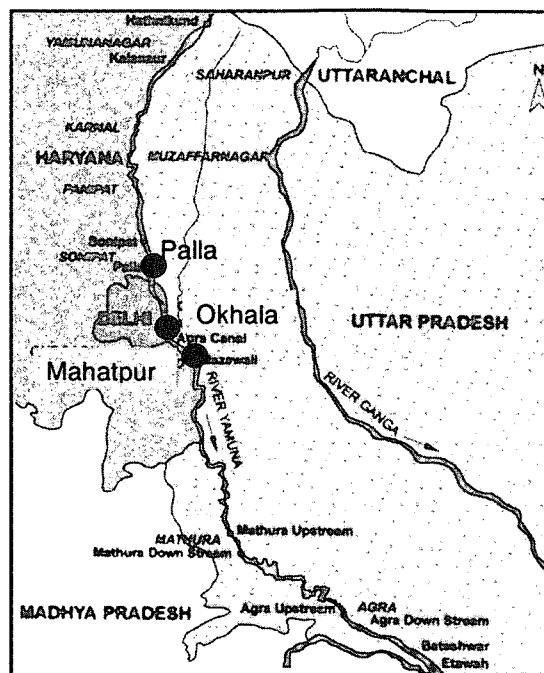


図-17 サンプリング場所 (河川)

表-3 水質測定項目

分析項目	インド分析検体数	分析法準拠	日本分析検体数	分析法準拠	備考
pH	24	APHA	—	—	
DO	24	IS	—	—	
T-BOD	24	APHA	3	下水	
T-COD <sub>Cr</sub>	24	IS	3	下水	
T-N	—	—	3	下水	
T-P	—	—	3	下水	
ケルゲル空素 (K-N)	24	IS	—	—	
NH <sub>4</sub> -N	24	IS	3	下水	
NO <sub>2</sub> -N	24	IS	3	下水	
NO <sub>3</sub> -N	24	IS	3	下水	
PO <sub>4</sub> -P	24	IS	3	下水	
SS	24	APHA	3	下水	
大腸菌群数	24	IS	3	下水	MPN 法
	24	*	—	—	平板培養法
糞便性大腸菌	24	IS	—	—	MPN 法
	24	*	3	下水	平板培養法
大腸菌	24	IS	3	下水	MPN 法
	24	*	—	—	平板培養法
腸球菌	24	IS	3	下水	MPN 法
サルモネラ菌	24	IS	3	衛生	平板培養法
クロロフィル a	—	—	3	河川	河川のみ測定、アセトン抽出・吸光光度法



(2) 各測定場所の詳細と測定結果

次に各測定場所の詳細・測定結果を下に示す。

a. 下水道整備区域（都市域の中所得者を対象）

下水道の整備地区として、デリー内で中所得者層が住居している 2 地区を選定した。それぞれの対象地区の概要は、聞き取り調査の結果、表-4 のとおりであり。図-18,19 にその地域の写真を示す。

表-4 下水道整備地区の概要

地区名称	項目	地区の概要
パチクイアンロードの 鉄道住宅団地 Railway Colony, Pachkuian Road	場所	デリー市街地の中心地区：カナート広場 (Cannaught Place) の近く
	対象	住宅団地の排水が集まる下水管
	住民の階層	中所得者層（役人 Officers の居住地区）
	世帯数	278世帯
	世帯人員	約6人
	人口	1,690人
	下水道接続人口	1,668人
	水道の供給	所有の専用井戸から揚水してビル屋上の貯水槽 に貯留し、そこから各戸に給水している。
	水使用量	600,000L/d (ヒアング)
	下水管への排水量	約480,000L/d (約80%) (ヒアング)
パハルガンジの アランバーク中央政府 住宅団地 Arambagh Central Govt Colony, Paharganj	場所	デリー市街地の中心地区：カナート広場 (Cannaught Place) の近く
	対象	住宅団地の排水が集まる下水管
	住民の階層	中所得者層（政府の公務員 Servants の居住地区）
	世帯数	311世帯
	下水道接続人口	1,500人
	水道の供給	配水塔からビル屋上の貯水槽に朝夕2回配水され、 その貯水槽から各戸に給水している。

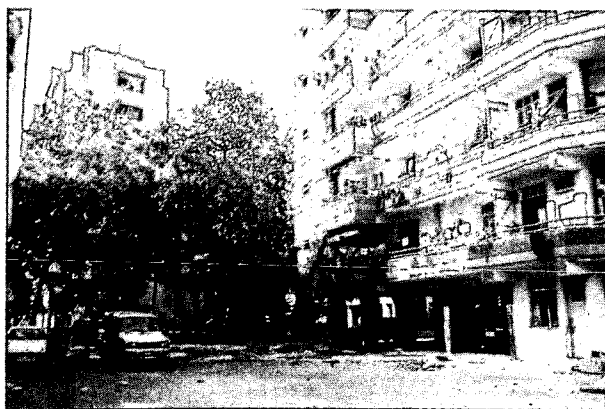


図-18 パチクイアンロード



図-19 パハルガンジ

水質測定結果を表-5 に、流量測定結果を表-6 に示す。BOD、COD、SS、窒素、りんに関しては、使用量の少ないパハルガンジ地区の方が濃度が高く、特に BOD と COD の差が大きい。細菌試験については、

2 地点の差は明確ではなかった。また、窒素やりんに関しては、日本の一般的な流入下水に比べ、高濃度であった。

表-5 下水道整備地区の水質測定結果

項目	単位	Pachkuian Road			Paharganji			備考	
		6PM-6AM	6AM-6PM	平均	12AM-12noon	12noon-12AM	平均		
pH		8.0	7.4	7.7	6.7	6.9	6.8		
DO	mg/L	0	0	0	0	0	0		
T-BOD <sub>5</sub>	mg/L	85	140	113	225	780	503		
T-COD <sub>Cr</sub>	mg/L	160	227	194	342	936	639		
T-N	mg/L	50	51	51	79	84	82		
K-N	mg/L	50	51	51	79	84	82		
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	33	40	37	52	66	59		
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	0.05	0.02	0.035	<0.01	<0.01	<0.01		
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1		
PO <sub>4</sub> -P	mg/L	4.6	7.6	6.1	18	9.1	13.6		
SS	mg/L	42	47	45	38	82	60		
大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	2.4E+07	2.4E+07	2.4E+07	4.3E+06	4.3E+07	2.4E+07	
	平板培養法	cfu/mL	3.9E+05	3.3E+05	3.6E+05	1.0E+05	2.9E+06	1.5E+06	
糞便性大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	2.4E+07	9.4E+06	1.7E+07	4.3E+06	2.4E+07	1.4E+07	
	平板培養法	cfu/mL	3.7E+05	4.9E+04	2.1E+05	6.3E+04	8.2E+05	4.4E+05	
大腸菌	MPN法	MPN/100mL	2.4E+07	9.4E+06	1.7E+07	4.3E+06	2.1E+07	1.3E+07	
	平板培養法	cfu/mL	9.0E+04	1.2E+05	1.1E+05	7.6E+04	5.8E+05	3.3E+05	
腸球菌	MPN法	MPN/100mL	1.1E+08	2.4E+05	5.5E+07	2.4E+05	1.5E+07	7.6E+06	
サルモネラ菌			不検出	不検出		検出	不検出		

※ T-N=K-N+NO<sub>2</sub>-N+NO<sub>3</sub>-Nより計算した。なお、検出下限値以下の場合は0とした。

表-6 下水道整備地区の流量測定結果

地区名称	流量 (L/d)	備考
鉄道住宅団地 Railway Colony, Pachkuian Road	360,000	
アランバーク中央政府住宅団地 Arambagh Central Govt Colony, Paharganj	109,472	

b. 下水道未整備地区（都市周辺地域の農村部、都市域の低所得者を対象）

下水道の未整備地区として、デリー周辺地域のパラ村（視察場所：農村部の Palla）とデリー市街地の下水未整備地区としてコミュニティトイレ（腐敗槽共同トイレ）を使用しているヴィカスプリ（視察場所：スラム地域の排水の Vikaspuri）地区を選定した。場所の詳細は、「4. 1 現地視察」のとおりである。概要を表-7に示す。

水質測定結果を表-8に、流量測定結果を表-9に示す。農村部であるパラ村に比較して、都市域のヴィカスプリ地区のトイレでは、BOD、COD、SS、窒素、りんが高い値になった。特に窒素濃度が高く、パラ村と大きな差があった。細菌類に関しては、パラ村の方が大きく、全サンプルでサルモネラ菌が検出される結果であった。

表-7 下水道未整備地区の概要

地区名称	項目	地区の概要
パラ村 (Palla Village)	場所	デリー市北方の郊外 (農村地帯)
	対象	唯一の排水路 (開水路)
	世帯数	約450世帯
	世帯人員	約7~8人
	推定人口	約3,150~3,600人
	水使用量	平均60L/人/d (ヒアリング)
	汚水の処理形態	ほとんどが腐敗槽による処理 屋外での排泄物等はみあたらなかった。
デリー市ヴィカスプリ (Vikaspuri) 地区	場所	デリー市街地西部 (スラム街) Sulabh Shouchalaya 885ブロック A
	対象	共同トイレ (Hastsal JJ Colony Community Toilets)
	利用者数	約200~250人/d (この内約10%の人がシャワーを利用している) (サンプリング期間の利用者数は175人)
	水使用量	約2.4~3.0L/人/d
	汚水の処理形態	腐敗槽

表-8 下水道未整備地区の水質測定結果

項目	単位	Palla Drain			Community Toilet Hastsal-J.J.Colony			備考	
		6AM-6PM	6PM-6AM	平均	6AM-6PM	6PM-6AM	平均		
pH		7.1	7.1	7.1	7.4	7.3	7.4		
DO	mg/L	0	0	0	0	0	0		
T-BOD <sub>5</sub>	mg/L	88	120	104	140	100	120		
T-COD <sub>Cr</sub>	mg/L	150	202	176	480	352	416		
T-N	mg/L	51	80	66	667	494	581		
K-N	mg/L	51	80	66	652	489	571		
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	43	56	50	592	386	489		
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	0.07	0.06	0.065	<0.01	0.02	0.02		
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	<1	<1	<1	15.4	5.4	10.4		
PO <sub>4</sub> -P	mg/L	16.5	12.1	14.3	86.7	6.0	46.4		
SS	mg/L	55	58	57	72	68	70		
大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	9.4E+06	4.3E+07	2.6E+07	2.4E+06	9.4E+05	1.7E+06	
	平板培養法	cfu/mL	1.2E+04	7.0E+04	4.1E+04	1.3E+04	1.2E+04	1.3E+04	
糞便性大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	9.4E+06	4.3E+07	2.6E+07	2.4E+06	9.4E+05	1.7E+06	
	平板培養法	cfu/mL	5.3E+04	4.0E+05	2.3E+05	2.9E+04	1.1E+04	2.0E+04	
大腸菌	MPN法	MPN/100mL	9.4E+06	2.4E+06	5.9E+06	2.4E+06	9.4E+05	1.7E+06	
	平板培養法	cfu/mL	1.2E+04	2.2E+04	1.7E+04	1.9E+04	1.1E+04	1.5E+04	
腸球菌	MPN法	MPN/100mL	4.3E+05	2.4E+05	3.4E+05	2.4E+05	2.4E+05	2.4E+05	
サルモネラ菌			検出	検出		検出	検出		

※ T-N=K-N+NO<sub>2</sub>-N+NO<sub>3</sub>-Nより計算した。なお、検出下限値以下の場合は0とした。

表-9 下水道未整備地区の流量測定結果

地区名称	流量 (m <sup>3</sup> /d)	備考
パラ村 排水路 (Palla Village Nala)	156	2004.3.20~21
デリー市ヴィカスプリ (Vikaspuri) 地区 共同トイレ (Hastsal JJ Colony Community Toilets)	4.68	2004.3.17~18

c. 下水処理場

今回の調査では、活性汚泥法の処理場であるケショプール (Keshopur) 処理場 (視察場所: Keshopur STP Delhi) と、最近採用が多い嫌気性汚泥床法 (UASB) の処理場であるファリダバード (Faridabad) 処理場を選定した。

活性汚泥法 (AS) の処理場

ケショプール (Keshopur) 処理場

嫌気性汚泥床法 (UASB) の処理場

ファリダバード (Faridabad) 処理場

ケショプール (Keshopur) 処理場は、デリー市の西部に位置し、その排水をナザフガール排水路 (Nazafgagh drain) に放流しており、この排水路がヤムナ川に注いでいる。

また、ファリダバード市 Faridabad 処理場は、デリー市の南 (ヤムナ川下流側) に位置している。

①ケショプール処理場

デリー市の下水道計画区域内人口は、2002 年には 10,191,000 人に達している。ケショプール処理場は、下水道計画では市西部市街地のケショプール・ゾーンに位置し、この地区の下水はケショプール処理場を含む 4 つの処理場で処理される計画となっている。ケショプール処理場の 2002 年の処理人口は 1,559,000 人で、流入下水量はおよそ 357 千  $m^3/d$  である。なお、ケショプール処理場では、基本的には工場排水は取り込まれていない。

②ファリダバード処理場

ファリダバード市はデリー市の南約 30km、ヤムナ川から約 10km 西に位置し、その面積は 216.4 $km^2$  である。人口は 2002 年で 1,098,707 人、水道供給量は 211.0 千  $m^3/d$  となっている。市の下水道計画区域は 4 つのゾーンで構成されており、ファリダバード処理場はゾーン II にある処理場の 1 つである。

現況の稼働能力

ゾーン I : 20 千  $m^3/d$ 、ゾーン II : 45 千  $m^3/d$ 、ゾーン III : 50 千  $m^3/d$

(ゾーン II 内人口 506,300 人、推定発生下水水量 90 千  $m^3/d$ )

それぞれのサンプリング場所を図-20,21 に示す。

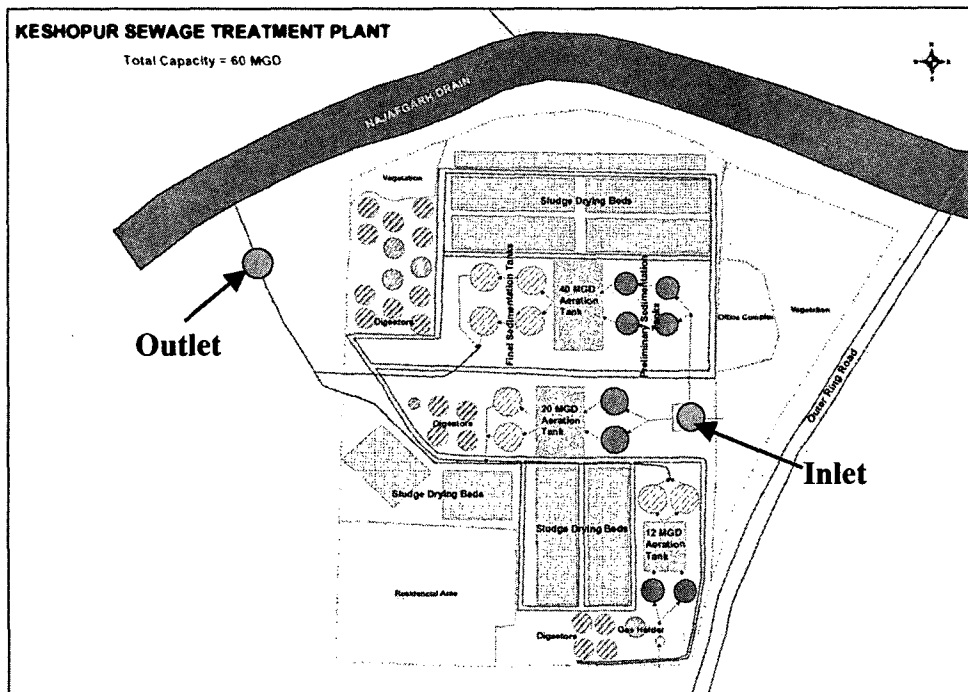


図-20 ケショプール処理場サンプリングポイント

水質測定結果を表-10に、流量測定結果を表-11に示す。流入下水の水質として、BODは250mg/L程度であり、日本の下水と同じような値である。窒素やりんに関しては、若干高い値であった。両処理場とも同じような水質の下水が流入している。処理水に関しては、両処理場ともBOD、CODが高く、NH<sub>4</sub>-Nが残留していることから、硝化がしっかりと進んでいない。細菌類に関しては、日本の放流基準(3,000個/L以下)に比べ、高い値であるため、全体的に処理が十分に行われていないと考えられる。サルモネラ菌に関しては、ケショプール処理場の放流水中で検出されている。

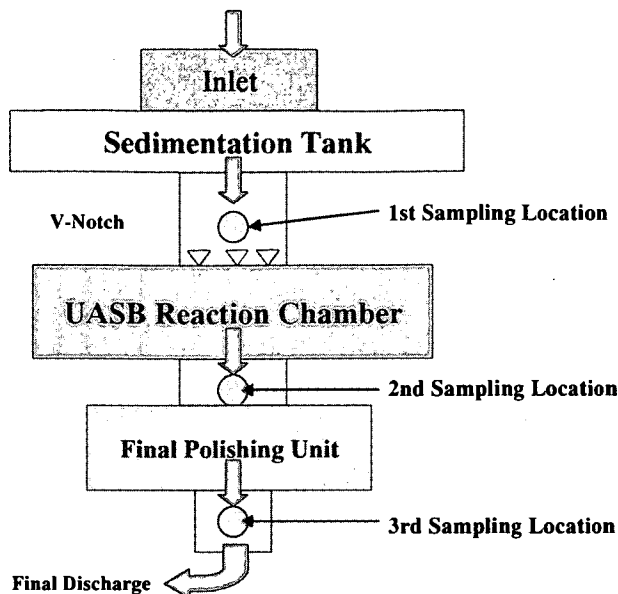


図-21 ファリダバード処理場サンプリングポイント

表-10 下水処理場の水質測定結果

Keshopur処理場

項目	単位	流入水			放流水			平均除去率 %	備考	
		6AM-6PM	8PM-6AM	平均	6AM-6PM	8PM-6AM	平均			
pH		6.9	6.8	6.9	7.3	7.3	7.3			
DO	mg/L	0	0	0	1.8	0	0.9			
T-BOD <sub>5</sub>	mg/L	260	242	251	54	55	54.5	78.3		
T-COD <sub>Cr</sub>	mg/L	680	608	644	125	112	118.5	81.6		
T-N	mg/L	51	44	48	57	56	56	-18.6		
K-N	mg/L	51	44	48	50	45	48	0.0		
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	46	38	42	40	36	38			
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	0.1	0.07	0.085	0.6	0.6	0.60			
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	<1	<1	<1	5.9	10.8	8.4			
PO <sub>4</sub> -P	mg/L	9.9	8.5	9.2	15.1	8.4	11.8	-27.7		
SS	mg/L	206	142	174	68	64	66	62.1		
大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	4.3E+07	2.4E+07	3.4E+07	9.4E+06	1.5E+06	5.5E+06	83.7	
	平板培養法	cfu/mL	2.5E+05	2.6E+05	2.6E+05	3.6E+04	1.2E+04	2.4E+04	90.6	
糞便性大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	4.3E+06	2.4E+07	1.4E+07	4.3E+06	1.5E+06	2.9E+06	79.5	
	平板培養法	cfu/mL	1.4E+05	1.9E+05	1.7E+05	8.7E+04	3.5E+04	6.1E+04	63.0	
大腸菌	MPN法	MPN/100mL	9.4E+05	2.4E+07	1.2E+07	1.1E+06	7.9E+05	9.5E+05	92.4	
	平板培養法	cfu/mL	1.4E+05	1.7E+05	1.6E+05	1.6E+04	1.2E+04	1.4E+04	91.0	
腸球菌	MPN法	MPN/100mL	9.4E+06	4.3E+06	6.9E+06	4.3E+05	2.4E+06	1.4E+06	79.3	
サルモネラ菌			検出	検出		検出				

Faridabad処理場

項目	単位	流入水			嫌気性汚泥床流出水			放流水			平均除去率 %	備考	
		12PM-6AM	6PM-12AM	平均	6PM-12AM	12AM-6PM	平均	6PM-12AM	12PM-6AM	平均			
pH		7.6	7.2	7.4	7.3	7.4	7.4	7.6	7.6	7.6			
DO	mg/L	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
T-BOD <sub>5</sub>	mg/L	160	360	260	62	80	71	25	60	43	83.7		
T-COD <sub>Cr</sub>	mg/L	360	1416	888	248	240	244	64	160	112	87.4		
T-N	mg/L	40	47	44	52	48	50	26	38	32	26.0		
K-N	mg/L	40	43	42	40	39	40	21	35	28	32.5		
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	39	34	37	39	36	38	20	34	27			
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01	0.02	0.02			
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	<1	4.3	4.3	12.3	8.7	10.5	5.4	3.2	4.3			
PO <sub>4</sub> -P	mg/L	9.3	21.0	15.2	11.2	15.7	13.5	5.1	11.8	8.5	44.2		
SS	mg/L	110	462	286	93	47	70	35	32	34	88.3		
大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	9.4E+06	9.4E+07	5.2E+07	2.4E+07	2.4E+07	2.4E+07	4.3E+05	9.4E+05	6.9E+05	98.7	
	平板培養法	cfu/mL	4.0E+04	4.8E+04	4.4E+04	1.5E+04	1.3E+04	1.4E+04	1.1E+03	1.0E+03	1.0E+03	97.6	
糞便性大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	9.4E+06	7.6E+06	8.5E+06	9.4E+06	2.4E+07	1.7E+07	4.3E+05	9.4E+05	6.9E+05	91.9	
	平板培養法	cfu/mL	7.3E+04	9.1E+04	8.2E+04	6.9E+04	1.8E+05	1.2E+05	8.0E+03	6.8E+03	7.4E+03	91.0	
大腸菌	MPN法	MPN/100mL	2.4E+06	2.4E+06	2.4E+06	2.1E+06	2.4E+07	1.3E+07	4.3E+05	9.4E+05	6.9E+05	71.5	
	平板培養法	cfu/mL	4.3E+04	1.2E+04	2.8E+04	7.0E+03	1.7E+04	1.2E+04	9.6E+02	6.9E+02	8.3E+02	97.0	
腸球菌	MPN法	MPN/100mL	4.6E+05	9.4E+05	7.0E+05	2.4E+05	9.4E+05	5.9E+05	2.4E+05	2.1E+05	2.3E+05	67.9	
サルモネラ菌			検出	検出		不検出	検出		不検出	不検出			

※ T-N=K-N+NO<sub>2</sub>-N+NO<sub>3</sub>-Nより計算した。なお、検出下限値以下の場合は0とした。

表-11 下水処理場の流量測定結果

地区名称	測定位置	流量 (千 m <sup>3</sup> /d)	備考
ケショプール処理場	放流水路	182.2	デリー市
ファリダバード処理場	沈殿池出口	20.0	ファリダバード市

d. ノンポイント (牛の負荷：酪農場)

インドの代表的な家畜である牛からの負荷を調査するため、デリー周辺地域の東部（ヤムナ川左岸）のガジプール (Ghaziipur) 地区において、大規模な酪農場の1つを調査対象とした。この地区にはおよそ500の酪農場が経営されており、5～100頭の牛が飼育されている。乳牛から搾乳されたミルクは、ミルクとして売られる他、パニール（チーズのようなもの）やスイートを製造するためにも使われている。この地区及び施設の概要は、酪農場のオーナーなどへのヒアリング結果を表-12に示す。

表-12 ノンポイント (牛の負荷：酪農場) の概要

地区名称	項目	地区の概要
ガジプール(Ghaziipur) 地区の規模の大きな 酪農場の1つ	場所	デリー市郊外（東デリー）
	対象	牛舎排水及び排水路（開水路）
	牛の頭数	約100頭
	水源	地下水（水中ポンプが取り付けられた深井戸）
	水の使用用途	主として牛及び牛舎の清掃、搾乳器具・容器の洗浄 （夏：朝夕2回、冬：正午頃1回）
	飼育方法（小屋の外への連れ出し）	夏には牛を小屋の外に連れ出さないが、冬には小屋の清掃の短い間だけ外に連れ出している。

それぞれのサンプリング場所を図-22に示す。サンプリングは、牛舎の清掃を行う朝方と夕方に行い。水量は、清掃時に使用するポンプの運転時間を測定し、単位時間当たりの放水量から求めた。牛舎放流水は2ヶ所あるため、その平均値を記載する。

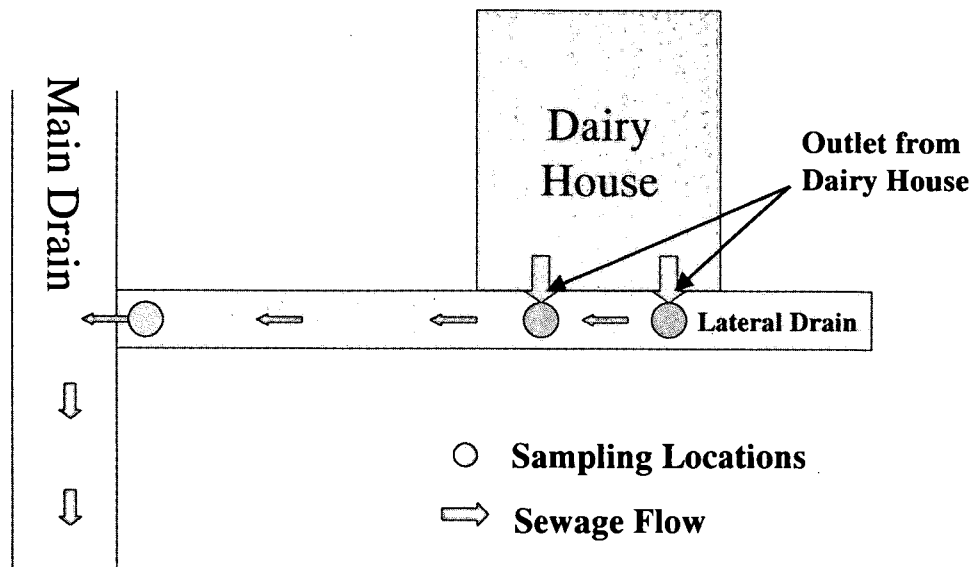


図-22 ノンポイント (牛の負荷：酪農場) のサンプリングポイント

水質測定結果を表-13に、流量測定結果を表-14に示す。ほとんどの項目で、水質が夕方より朝方の方が悪いことを示した。これは、夕方から朝方にかけての方が、牛の糞尿が多いためだと考えられる。

表-13 ノンポイント（牛の負荷：酪農場）の水質測定結果

項目	単位	牛舎放流水			排水路	備考	
		朝方	夕方	加重平均	夕方		
排水量	L	9,064	3,273				
pH		7.5	7.2	7.4	7.1		
DO	mg/L	0	0	0	0		
T-BOD <sub>5</sub>	mg/L	1,600	1,150	1,481	700		
T-COD <sub>Cr</sub>	mg/L	7,120	7,120	7,120	4,400		
T-N	mg/L	550	314	488	160		
K-N	mg/L	550	314	487	160		
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	470	255	413	112		
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	0.3	0.04	0.23	0.3		
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	<1	<1	<1	<1		
PO <sub>4</sub> -P	mg/L	43.3	31.5	40.2	39.9		
SS	mg/L	443	411	435	378		
大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	9.4E+08	1.5E+09	1.1E+09	7.9E+07	
	平板培養法	cfu/mL	3.6E+06	8.6E+05	2.9E+06	3.7E+05	
糞便性大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	9.4E+08	1.5E+09	1.1E+09	4.3E+07	
	平板培養法	cfu/mL	6.2E+06	8.2E+06	6.7E+06	7.4E+05	
大腸菌	MPN法	MPN/100mL	1.1E+08	1.5E+09	4.8E+08	4.3E+07	
	平板培養法	cfu/mL	4.0E+04	8.0E+05	2.4E+05	7.0E+04	
腸球菌	MPN法	MPN/100mL	4.3E+07	1.1E+06	3.2E+07	4.3E+06	
サルモネラ菌			不検出	不検出		検出	

※ T-N=K-N+NO<sub>2</sub>-N+NO<sub>3</sub>-Nより計算した。なお、検出下限値以下の場合は0とした。

表-14 ノンポイント（牛の負荷：酪農場）の流量測定結果

種別	流量	備考
牛舎排水（朝方）	9,064L	ポンプ稼働 41分
牛舎排水（夕方）	3,273L	ポンプ稼働 15分
計	12,337L/d	

※ 流量は、牛舎に備え付けてある水中ポンプの稼働時間に、事前に測定しておいた単位時間辺りの水量の積から求めた。

表-15 ヤムナ川の水質測定結果

#### E. ヤムナ川の現状把握

ヤムナ川の調査地点として、上流1地点（バラ：Palla）と下流2地点（オクラ：Okhala, マハトプール：Mahatpur）を選定した（視察場所：ヤムナ川上下流）。オクラから下流に26km程度でマハトプールに到着する。水質測定結果を表-15に、流量測定結果を表-16に示す。また、このサンプルの一部を、分析結果のクロスチェックおよびウイルス測定のため、適切な措置を行い、冷蔵と冷凍サンプルを日本へ空輸した。

項目	単位	上流			下流			備考
		Palla	Okhla	Mahatpur	Palla	Okhla	Mahatpur	
pH			7.2	7.5	7.1			
DO	mg/L		5.7	2	0			
T-BOD <sub>5</sub>	mg/L		<1	30	35			
T-COD <sub>Cr</sub>	mg/L		3	96	122			
T-N	mg/L		1.6	32.4	45.53			
K-N	mg/L		1.4	20	37			
NH <sub>4</sub> -N	mg/L		1	17	32			
NO <sub>2</sub> -N	mg/L		0.2	0.7	0.03			
NO <sub>3</sub> -N	mg/L		<1	11.7	8.5			
PO <sub>4</sub> -P	mg/L		1.3	3.1	9.1			
SS	mg/L		5	61	27			
大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	2.4E+05	1.5E+07	9.4E+08			
	平板培養法	cfu/mL	4.0E+02	1.1E+05	8.0E+05			
糞便性大腸菌群数	MPN法	MPN/100mL	2.4E+05	1.5E+07	9.4E+08			
	平板培養法	cfu/mL	2.1E+03	8.5E+04	7.1E+06			
大腸菌	MPN法	MPN/100mL	2.4E+05	1.1E+07	9.4E+08			
	平板培養法	cfu/mL	2.7E+03	7.8E+04	6.1E+05			
腸球菌	MPN法	MPN/100mL	2.3E+03	9.4E+05	9.4E+06			
サルモネラ菌			検出	検出	検出			

※ T-N=K-N+NO<sub>2</sub>-N+NO<sub>3</sub>-Nより計算した。検出下限値以下の場合は0とした。

デリー市の排水が流入する前の上流のパラ地点では良好な水質であるが、排水が流入した後の下流地点の水質はかなり悪い水質となっている。細菌学的試験の結果（MPN法）を見ると、通常、大腸菌群数>糞便性大腸菌群数>大腸菌となるが、どの地点もほぼ大腸菌群数=糞便性大腸菌群数=大腸菌という結果になっており、これは河川の微生物叢がほとんど糞便を源としていることを示していると考えられる。

表-16 ヤムナ川の流量測定結果

地点名	川幅 B (m)	流速 V (m/s)	流積 A (m <sup>2</sup> )	流量 Q (m <sup>3</sup> /s)	備考
パラ Palla	91	0.80	45.867	36.69	2004/3/16 12:00noon
オクラ Okhla	190	0.17	204.25	34.04	2004/3/16 12:00noon
マハトプル Mahatpur	170	0.75	45.867	34.24	2004/3/17 9:00AM

クロスチェックの結果を表-17に示す。COD、NH<sub>4</sub>-Nはほぼ同様な値が出ている。BOD、T-N、りんは日本側が比較的低い値であり、菌類に関しては一概には言えないデータであった。サルモネラ菌に関しては、どのサンプルでもインドでは検出、日本では不検出の結果であった。この結果から次のことが考えられる。

表-17 クロスチェックの結果

	単位	上流		下流			
		Palla		Okhla		Mahatpur	
		日本	インド	日本	インド	日本	インド
BOD <sub>5</sub>	mg/L	4.2	<1	11	30	17	35
COD <sub>cr</sub>	mg/L	27	3.0	87	96	98	122
T-N	mg/L	0.92	1.6	20	32.4	35	45.5
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	0.5	1.0	18	17	31	32
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	<0.1	0.2	<0.1	0.7	<0.1	0.03
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	<0.1	<1	<0.1	11.7	<0.1	8.5
PO <sub>4</sub> -P	mg/L	0.09	1.3	1.9	3.1	4.3	9.1
SS	mg/L	9	5	40	61	42	27
大腸菌群数	MPN/100mL	2.8E+05	2.4E+05	1.3E+07	1.5E+07	1.5E+07	9.4E+08
糞便性大腸菌群数	CFU/mL	6.9E+02	2.1E+03	2.1E+02	8.5E+04	1.3E+03	7.1E+06
大腸菌	MPN/100mL	2.3E+01	2.4E+05	2.3E+03	1.1E+07	2.3E+05	9.4E+08
腸球菌	CFU/mL	1.0E+00	2.3E+03	2.5E+01	7.8E+04	9.1E+01	6.1E+05
サルモネラ菌	MPN/100mL	不検出	検出	不検出	検出	不検出	検出

※ T-N=K-N+NO<sub>2</sub>-N+NO<sub>3</sub>-Nより計算した。なお、検出下限値以下の場合は0とした。

- ・微生物の係わる項目（BOD<sub>5</sub>、細菌学試験項目）については、日本の分析値がかなり小さく出ており、空輸時のサンプルの冷凍や長時間の輸送時間などの影響が考えられる。細菌類については、冷凍の際に細胞が破裂してかなり死滅してしまったのではないかと考えられる。特にサルモネラ菌に関しては、その傾向が強く見られる。
- ・化学的分析であるCOD<sub>Cr</sub>については、輸送中の変化や冷凍の影響を受けにくい為、比較的近い値が得られたものと考えられる。



- ・保存物質である TN が日本の分析で少なくなったのは、インドの分析で NO<sub>3</sub>-N として測定された分が輸送中に脱窒作用により空気中に出してしまった可能性も考えられる。
- ※ 但し、クロスチェックのこのような結果は 3 つのデータを比較しているだけであるので、分析値の違いの原因等については、今後、さらなるデータの蓄積や原因の検証を行わないと確かなことはいえない。

次に、分析した河川中のウイルス測定結果を表-18 に示す。測定したウイルスは、水系感染症を起こす 4 種類のウイルス (アデノウイルス、エンテロウイルス、ノロウイルス G1 型及び G2 型) で、測定方法は、陽イオン添加型陰電荷膜法を利用した MPN-PCR 法を用いた。

ノロウイルス G1 型の冷蔵状態のものを除き、下流でウイルスが増大していることがわかる。パラ地点では、ウイルスは不検出だった。基本的には、下水の流入量の割合が多くなる下流に向かうに連れ、ウイルスも増加し、水質が悪化していることがうかがえる。ウイルスがサンプル中で増殖する可能性が低いが、原水 (未冷蔵、未冷凍のサンプル) と比較して冷蔵・冷凍および長時間の移動による損傷率と水質の変動による回収率の検証について、さらなる調査が必要である。

表-18 河川中のウイルス測定結果

ウイルス名	輸送方法	単位	最確値		
			Palla	Okhala	Mahatpur
AdenoVirus アデノウイルス	冷蔵	PDU/mL	<0.29	190.5	>873.0
	冷凍	PDU/mL	<0.29	34.1	365.1
EnteroVirus エンテロウイルス	冷蔵	PDU/mL	<0.24	312.93	312.93
	冷凍	PDU/mL	<0.24	63.27	312.93
NoroVirusG1 ノロウイルス G1	冷蔵	PDU/mL	<0.24	312.93	163.27
	冷凍	PDU/mL	<0.24	163.27	748.30
NoroVirusG2 ノロウイルス G2	冷蔵	PDU/mL	<0.24	163.27	748.30
	冷凍	PDU/mL	<0.24	63.27	163.27

## 5. まとめ

河川上流部では、良好な水質であったが、都市部を通過すると水質がかなり悪化する。下水処理場が不足していることと、人口が密集しすぎていることも原因ではあるが、特にニューデリーでは上流部で灌漑用水・上水場で河川水を使用し、都市域への河川送水量が少なすぎるのが問題であると考えられる。

引き続き、基礎的な資料を充実させるための調査を行い、そのデータを基に将来を想定した段階的な下水道整備手法を考案し、水質を重視した政策シナリオを提示する。

なお、本調査研究は、CREST：戦略的創造研究推進事業委託研究費により実施されたものである。

## 6. 引用文献

- 1) 中島英一郎、他：インド国ニューデリー市周辺における水質調査、第 41 回下水道研究発表会講演集 平成 16 年、2004.07

謝辞：本調査は、山梨大学 砂田憲吾教授を研究代表者とする(独)科学技術振興機構：戦略的創造研究推進事業(CREST)「人口急増地域の持続的な流域水政策シナリオ」研究として実施した。最後に、本研究にあたり、現地調査でご協力いただいたインド政府、デリー市の方々、東京設計事務所の方々に感謝の意を表します。