



I S S N 0386—5878

土木研究所資料第1709号

昭和55年度
下水道関係調査研究
年次報告書集

昭和56年 8 月

建設省土木研究所

Copyright ©1981 Fiscal year by P.W. R. I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director of P.W. R. I.

この報告書は、土木研究所長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複写は土木研究所長の承認を得ずしてこれを行なってはならない。

序 文

この報告書集は、昭和55年度に土木研究所において実施された土木研究所下水道部に関係する調査研究の成果のすべてを集約して資料としてまとめたものである。すなわち、下水道事業調査費によるものだけでなく、土木研究所試験研究費によるもの、国立機関公害防止等試験研究費によるもの、さらに河川事業調査費によるもの等あらゆる関連する調査研究成果を含んだものである。

これらの調査研究の成果は、調査研究に要した費用は、その費目の目的に応じて異なっているが、土木研究所下水道部の英語での名称からも理解されるように、公共用水域の水質保全に何らかの形で貢献できるものとして集約されたものである。

国は、昭和56年度から、あらたに第5次下水道整五箇年計画を発足させ、従来以上に公共用水域の水質保全に努力を傾けることとしているが、ちょうどその時期にまとめられた本年度の報告書集の持つ役割も例年以上に大きくなり得るものと期待している。

最後にこの資料にまとめられたそれぞれの調査研究に関係された各位に感謝するとともに、この資料の活用をひたすら御願ひする次第である。

昭和56年 8 月

下水道部長 栗 林 宗 人

目 次

序 文

I 試験研究費による研究

1. 分流式下水道雨水渠の汚濁ポテンシャルに関する研究 …………… (下水道研究室) …… 1
2. 下水の超高度処理に関する研究 …………… (三次処理研究室) …… 11
3. 重金属等含有汚泥の処理処分に関する研究 …………… (汚泥研究室) …… 19
4. 河床付着生物群による浄化作用の研究 …………… (水質研究室) …… 25

II 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 観光地における下水処理に関する研究 …………… (下水道研究室) …… 33

III 下水道事業調査費による研究

1. 合流式下水道の改良に関する調査 …………… (下水道研究室) …… 51
2. 臭気と脱臭方法に関する研究(1) …………… (下水道研究室) …… 63
3. 小規模処理場の処理特性に関する調査 …………… (下水道研究室) …… 69
4. 下水中の難分解COD成分等の高度除去に関する調査 …………… (三次処理研究室) …… 75
5. リンの除去に関する調査 …………… (三次処理研究室) …… 85
6. 窒素の除去に関する調査 …………… (三次処理研究室) …… 93
7. 浮遊性有機物の除去に関する調査 …………… (三次処理研究室) …… 107
8. 溶解性有機物の除去に関する調査 …………… (三次処理研究室) …… 115
9. 汚泥消化によるエネルギーの回収に関する調査 …………… (汚泥研究室) …… 125
10. 高度処理汚泥中の有機資源回収に関する調査 …………… (汚泥研究室) …… 133
11. 下水汚泥の海洋還元と海域埋立処分に関する調査 …………… (汚泥研究室) …… 141
12. 汚泥性状の改善に関する調査 …………… (汚泥研究室) …… 151
13. 閉鎖性水域における栄養塩類負荷削減の効果評価に関する調査 …………… (水質研究室) …… 157
14. 二次処理水の土壌による高度処理に関する調査 …………… (水質研究室) …… 163
15. 下水道への工場廃水の受け入れに伴う監視手法の確立と
生物分解性に関する調査 …………… (水質研究室) …… 169
16. 下水道への工場廃水の受け入れに伴う処理水への着色の
影響と脱色に関する調査 …………… (水質研究室) …… 175

IV 河川事業調査費による研究

1. 洪水時汚濁負荷の停滯水域の水質に及ぼす影響の調査 …………… (水質研究室) …… 183
2. 河川水質分析精度の評価に関する調査 …………… (水質研究室) …… 189

V 地方建設局依頼による研究

1. 八田原ダム湖水質予測調査	(水質研究室).....	195
Ⅵ 下水道事業調査費による他部の研究		
1. 雨天時合流式下水道越流水の河川への影響に関する調査	(都市河川研究室).....	199
2. 下水道管路施設の耐震性に関する調査	(耐震研究室).....	205
3. 低地排水計画手法に関する調査	(総合治水研究室).....	211
4. 基礎工法の開発に関する調査	(基礎研究室).....	217
5. 臭気と脱臭方法に関する調査(2)	(化学研究室).....	223
6. 下水汚泥の都市緑化への利用に関する調査	(緑化研究室).....	229

I 試験研究費による研究

1. 分流式下水道雨水渠の汚濁ポテンシャルに関する研究

下水道研究室 室 長 星隈保夫

研究員 中村榮一

加藤善明

1. まえがき

近年下水道事業の進捗によって家庭排水、事業所排水などの特定汚染源（Point sources）については公共用水域への放流負荷量が削減されつつある。これと同時に、相対的に大きな問題となりつつあるのが、降雨時に雨水とともに流出する汚濁負荷によって惹き起こされる公共用水域の汚濁問題である。このような汚染源は、原因者が特定の人に限定できないので非特定汚染源（Non-point sources）と呼ばれ、在来の特定汚染源と区別されている。

地表面には諸々の物質が堆積しているわけであるが、とくに都市域表面には、降下ばいじん、ふんじん、ほこり、排気ガス成分の凝固物、動物の排泄物、小動物の死体、落葉などが堆積している。降雨の際には、雨は大気中に浮遊するエアロゾルをその雨滴の中にとり込んだり（rain out）あるいはその落下する力でもってエアロゾルを地表面まで降下させ（wash out）、地表に到達してからは雨水流となってこれら地表面上の堆積物を流送していく。

下水道の排除方式は、このような雨水流出水と特定汚染源からの排水とを共通の管渠で排除する合流式下水道と、雨水流出水と特定汚染源からの排水とを別々の管渠で排除する分流式下水道とに分けられているが、雨天時排水による公共用水域の水質汚濁問題は、形こそ異なるが本質的には両者に共通な都市排水システム全体の問題と言えよう。合流式下水道の場合には、雨天時の過剰越流水が法の規制を受け、一定の基準値を満足する水質でなければならないため、これに対する調査・研究もかなり進んでおり、各種の対策案を立案する段階まできている。しかしながら、分流式下水道の雨水渠から放流される排水に対しては、現段階では何らの法的規制もないことから、都市排水施設の建設・管理を行う事業者からの行政的要求はなく、雨水流出水の水質面での特性さらにはその汚濁ポテンシャルとしての特性の調査・研究は皆無に近い状態であった。公共用水域の水質保全を図るためには、すべての汚濁源の特性とそのポテンシャル、さらにはその制御方法を確立しておく必要があり、この意味では在来水質管理方法は不十分と言える。従って、今まであまり認識されていなかった汚濁源である、都市流出水の汚濁ポテンシャルを解明することは、水質管理の分野では必要不可欠なことと言える。

2. 研究目的

1979年度末におけるわが国の下水道普及率（下水道整備区域内人口／総人口）は約28%であり、現時点における公共用水域の水質汚濁問題は下水道未整備区域からの汚水等の流入によって惹き起こされている場合が多い。従って、下水道が整備された区域からの雨水流出水がその放流先の公共

用水域に対してどのくらいのインパクトを持っているかを把握することは、非常に困難であると言わざるを得ない。しかしながら、下水道が整備された段階（現時点では最終的段階と考えられる）での雨水流出水が持つ汚濁ポテンシャルを推定することは可能であり、単に合流式下水道システムと分流式下水道システムの優劣の比較のみならず、環境基準をベースとしたときの排水規制の考え方に大きな改善をもたらすことができる。すなわち、現在のような「点源」を対象とした排水規制の水質保全上の効果は、点源の総流出負荷量に占める割合が大きい場合には確かに大きいわけであるが、雨水流出水中の汚濁負荷のような非点源の割合が大きくなった場合には、在来の点源規制の効果は薄れてくるであろう。

分流式下水道で整備が行われた場合の「汚水、雨水等流下経路」は、Fig.1のように模式的に表わされる。図中の経路は汚濁源と考えられる場を示したものであるが、

- ①各汚濁源における汚濁負荷の堆積量
- ②各汚濁源における汚濁負荷の堆積特性
- ③各汚濁源における汚濁負荷の流出特性

を系統的に調査した例はなく、多くの調査は雨水流出水そのものを対象とした汚濁負荷量の把握であった。確かにこのような直接、雨水流出水を対象とした調査によっても雨水流出水の汚濁ポテンシャルの測定は可能だが、雨水流出水の制御のことを考えると各汚濁源毎に諸々の特性を把握しておく必要がある。

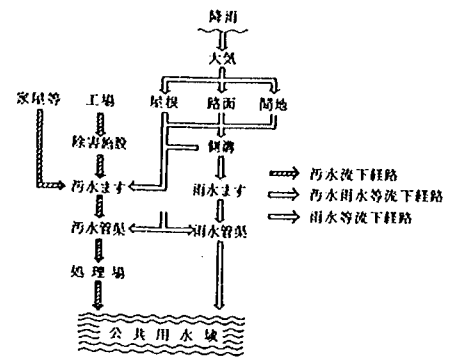


Fig.1 Path of wastewater and stormwater (Separate system)

3. 研究方法と結果

3.1. 大気の汚濁ポテンシャルと降水の水質

大気中には窒素、酸素を主成分とする気体と、量的には少ないがエアロゾル (aerosol, 半径 $0.01 \sim 10 \mu$ の微細粒子) とが存在する。降水はこれらの物質を雨滴内部に取り込んだり、あるいは下方へ押し出しながら地表面に到達するので、雨水流となる前段階ですでに汚染が始まっていると言える。まず、大気から地表面への負荷供給の形として降下ばいじんが挙げられるが、これについては Table 1 に示すように地域差、季節変動はあるものの $3.5 \text{ ton/km}^2/\text{月}$ ($\div 1.2 \text{ kg/ha/日}$) 前後の値である。不浸透域へ降下したばいじんはその大半が流出してくると考えられるが、浸透域へ降下したばいじんについては定かでない。したがって不浸透域への大気からの固形物負荷供給量は

$$\text{Satm} = 1.2 \cdot \text{Imp} \cdot A \quad \dots\dots\dots ①$$

ただし、Satm: 大気からの固形物供給量 (kg/ha), Imp: 不浸透面積率, A: 排水面積 (ha) で表わされる。降下ばいじんの成分割合については詳細な調査を行っていないが、不溶性成分が全体の 70%, 溶解性成分が 30% を占めているという報告がある¹⁾。不溶性成分の内ター

Table 1. Dustfall

City	range (t/ha/mo)	mean
Yamagata	2.0~10.0	3.7
Kobe	2.5~6.3	4.4
Kitakyushu	0.9~3.2	2.3

分以外の炭素量は全ばいじん量の15%程度, すなわち $0.18 \text{ kg} / \text{ha} / \text{日}$, さらに溶解性成分の内
 灼熱減量の割合は全ばいじん量の10%程度, すなわち $0.15 \text{ kg} / \text{ha} / \text{日}$ と言われる。従って, 降
 下ばいじんによる最終 BOD 負荷量は $0.54 + 0.16 = 0.7 \text{ kg} / \text{ha} / \text{日}$ 前後であろう。 BOD_5 と UOD
 との比が明らかでないので断定はできないが, ばいじんによる BOD_5 量は $10^{-1} \text{ kg} / \text{ha} / \text{日}$ オ
 ーダーであろう。

降水によってもたらされる負荷量は, 降水の水質を測定すること
 によって測定できる。ひと雨の水質変動の一例を示すと Fig. 2 のよ
 うになり降り始めに高い濃度が現われその後は漸減していく。時間
 の経過とともに降水の水質変動を予測することは現時点では困難で
 あり, 今までのデータからひと雨の平均水質を予測する他ない。負
 荷量という点では, ひと雨の負荷量は

$BOD: 10 \sim 70 \text{ g} / \text{ha}, COD_{Mn}: 20 \sim 100 \text{ g} / \text{ha}$

$TN: 3 \sim 30 \text{ g} / \text{ha}, TP: 0.1 \sim 3 \text{ g} / \text{ha}$

$COD_{Cr}: 80 \sim 300 \text{ g} / \text{ha}$

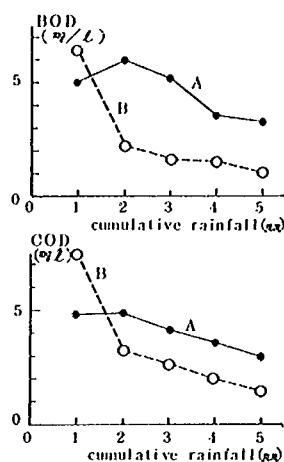
という範囲にある。従って降雨水による地表面への供給負荷量は,
 年間の降雨回数を求めることによって推定できる。

3.2 地表面の汚濁ポテンシャルと負荷流出特性

地表面は, 屋根, 路面, 側溝, 芝地, 裸地等の種々の表面工種より Fig. 2 Quality of rain
 り構成されており, 工種によって汚濁ポテンシャル, 負荷流出特性
 は大きく異なる。

路面あるいは屋根などの斜面からの流出負
 荷量は, 残存負荷量と雨水流出強度に比例す
 るという仮定に基づき, さらに排水区を一つの
 斜面とみなせばそこからの流出負荷量は②式
 によって推定できる。残存負荷量 P_s に関する
 連続式は, 雨水流出期間中の排水区への流入
 負荷を無視すれば③式のように表わされ, 流
 出開始から t 時間を経た後の残存負荷量 P_s お
 よび総流出負荷量 $P_{s0} - P_s$ は各々④, ⑤式
 のように表わされる。従って, ひと雨負荷量は
 初期残存負荷量 P_{s0} と総雨水流出量 V によ
 って定まることになる²⁾。 P_{s0} と先行降雨との関
 係については, 降雨休止後 t 時間を経たとき
 の残存負荷量が⑦式で与えられることがわか
 っている³⁾。

STORM⁴⁾では, $0.5 (\text{in} / \text{hr})$ の降雨強度の雨が1時間降ることにより不透透域の残存負荷量の



$$L = K \cdot P_s \cdot r_e \quad (2)$$

ただし, L : 流出負荷量 ($\text{kg} / \text{ha} / \text{hr}$), P_s :
 排水区域内残存負荷量 (kg / ha), r_e : 有効降
 雨強度で, 流出強度 q_e に置き換えられる ($\text{mm} /$
 hr), K : 負荷流出係数 ($1 / \text{mm}$)

$$dP_s / dt = -L \quad (3)$$

$$P_s = P_{s0} \cdot \exp(-K \cdot V) \quad (4)$$

$$P_{s0} - P_s = P_{s0} \cdot [1 - \exp(-K \cdot V)] \quad (5)$$

$$V = \int_0^t r_e dt \quad (6)$$

ただし, P_{s0} : 排水区域内初期残存負荷量 ($\text{kg} /$
 ha)

$$P = P_{sm} \cdot [1 - (1 - \exp(-K \cdot V)) \cdot \exp(-I / P_{sm})] \quad (7)$$

ただし, P_{sm} : 排水区域内残存負荷容量 (kg / ha),

I : t 時間での供給負荷量 ($= \int_0^t i dt$) (kg / ha)

90% が流出すると仮定し、 $K = 4.6 (1/in) = 0.181 (1/mm)$ を不透流域の負荷流出係数としている。同様に、浸透域では50%の負荷流出を仮定し、 $K = 1.4 (1/in) = 0.055 (1/mm)$ としている。しかしながら、このような方法で求めた流出負荷量あるいは濃度に、実際には available factor という降雨強度の関係で示される補正係数を乗じている。例えば SS については

$$A_{ss} = 0.057 + 1.4 R^{11} \quad (8)$$

R : 降雨強度 (in/hr)

という補正係数が与えられている。すなわち、②式の形で流出負荷量に関する運動方程式を与えた場合、負荷流出係数は排水区特性と同時に降雨強度の影響を受けるパラメーターと考えられる。

排水区を一つの斜面とみなせば、そこから
の雨水流出水は Kinematic wave 状に伝播する
と考えられ、⑨、⑩式のような運動式、連続式
が成り立つ。斜面長を ℓ (m)、勾配を S 、等価
粗度を N ($m^{-1/3} \cdot sec$) とし、Manning 型の流れ
を仮定すると、⑨、⑩式の定数 k 、 p は⑪、
⑫式のように表わすことができる。時刻 t に
斜面頂上を出発した雨水流の時刻 τ までの流
下距離は⑨、⑩式の特性方程式を解くことによ
り、⑬式で与えられる。また、その時刻の
単位巾流量は⑭式で与えられる。 r_0 を一定と
し、斜面下流端からの累積流出量が V となる
のに必要な伝播距離 ℓ' を求めると⑮式のよう
になる。有効降雨強度 r_{e1} に対応する②式の
負荷流出係数を K_1 、そのときの下流端からの
累積流出量が V となる場合の必要な伝播距離
を ℓ_1 とし、 ℓ_1 が斜面長 ℓ に等しくなる有効

$$h = k \cdot q^p \quad (9)$$

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial x} = \alpha \cdot r_e \quad (10)$$

ただし、 h : 水深 (m)、 q : 単位巾流量 (m^3/s)、
 t : 時間 (s)、 x : 距離 (m)、 r_e : 有効降雨強度
(mm/hr)、 $\alpha = (1/3.6) \times 10^{-6}$ 、 k 、 p : 定数

$$k = (N \cdot S^{-1/2})^p \quad (11)$$

$$p = 3/5 \quad (12)$$

$$x = \frac{1}{p \cdot k} \int_0^t \left[\frac{1}{k} \int_0^\tau (\alpha \cdot r_e) d\tau \right]^{p+1} d\tau \quad (13)$$

$$q(\tau) = \left[\frac{1}{k} \int_0^\tau (\alpha \cdot r_e) d\tau \right]^{1/p} \quad (14)$$

$$\ell' = \beta \cdot k^{-\frac{1}{p+1}} \cdot V^{\frac{1}{p+1}} \cdot r_{e1}^{-\frac{p}{p+1}} \quad (15)$$

$$\text{ただし、} \beta = \alpha^{\frac{p}{p+1}} \cdot \left(\frac{p+1}{p} \right)^{\frac{1}{p+1}} \quad (16)$$

$$L = K_1 \cdot P_{s1} \cdot r_{e1} = K_* \cdot P_s (\ell_1/\ell) \cdot r_{e1} \quad (17)$$

$$K_1 = K_* \cdot (\ell_1/\ell) \quad (18)$$

$$K_1 = K_* \cdot r_{e*}^{\frac{p}{p+1}} \cdot r_{e1}^{-\frac{p}{p+1}} \quad (19)$$

降雨強度を r_{e*} 、負荷流出係数を K_* とすると、 r_{e1} の降雨は斜面全体の残存負荷 P_s を対象に
流送してきたのではなく、 $P_s \cdot \ell_1/\ell$ の残存負荷を対象に負荷の流送を行ったと考えられる。従
って⑪式より、 K_1 は K_* および、 ℓ_1 、 ℓ を用いて⑮式のように表わされる。一方、 ℓ_1 、 ℓ は⑮
式によって有効降雨強度の関数として表わされるので⑮式のようになる。 K_* 、 r_{e*} は排水区に固
有な値であるから $p = 3/5$ を代入すると負荷流出係数は $r_{e*}^{-3/8}$ に、従って②式の流出負荷量は有
効降雨強度の $5/8$ 乗に比例すると言える。

幅 1.8m、長さ 1.8m のスレートで人工斜面を造り、斜面上に塩化ナトリウムをまいて種々の降雨
強度の場合の残存負荷量比 P_s/P_{s0} と累積流出量との関係を調べると Fig. 3~6 のようになる。
④式からもわかるように、各々の図の直線の勾配は $-K$ を表わしており、斜面勾配を一定にして
有効降雨強度を変えていくことにより、負荷流出係数 K と有効降雨強度 r_e との関係を調べるこ
とができる (Fig. 7)。斜面上の流れを層流とすると、⑨式において $p = 1/3$ となるから、⑨式

より負荷流出係数 K は有効降雨強度 I_e の $-1/4$ 乗に、また乱流であってもManning型ではなくChezy型の流れを仮定すると $p=2/3$ となり、 K は $I_e^{-3/8}$ に比例することになる。Fig.7の結果のみから判断すると、プロットを結んだ直線の勾配は、 $-1/2 \sim -3/8$ の範囲にあり、⑨式の理論解が妥当であることを示している。

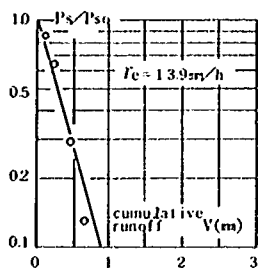


Fig.3

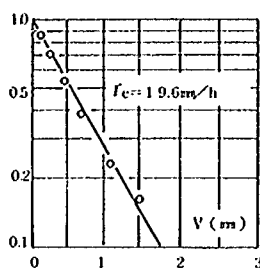


Fig.4

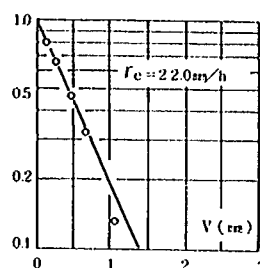


Fig.5

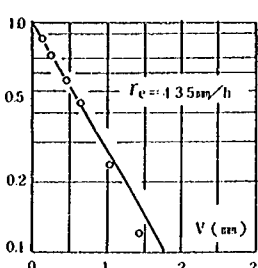


Fig.6

実験による検討は溶解性の汚濁負荷を対象に行ったが、 $K(1/\text{mm})$ 、 $S=1853 \times 10^{-2}$ 固形物性の汚濁負荷についても今後検討が必要である。

雨水による流出負荷量を予測するという点では、地表面の残存負荷量の把握は最も重要である。量的には、浸透域の残存負荷量は大きいと思われるが、そこからの表面流出水量の割合は小さく、汚濁ポテンシャルも不浸透域に比較して相対的に小さい。ここでは昨年度と同様、屋根および路面の残存負荷量について報告する。

(屋根の残存負荷量)

屋根の残存負荷量は、屋根からの雨水流出水を定量毎に採水・分析することによって測定することができる。屋根の残存負荷量に関係する因子としては降下ばいじん量、屋根の特性、先行降雨条件および風砂量などが考えられる。

Table 2に都市別の屋根残存負荷量の調査結果を示す。調査時の降雨量は5mm以上であり、⑤式に従えば初期残存負荷量の99.9%以上は流出したものと考えられる。

先ずBODに関しては、屋根に堆積し得る残存負荷量の上限值として $0.3 \sim 0.7 \text{ kg/ha} (10^{-1} \text{ オーダー})$ の範囲の量を推定することが出来る。

同様な意味でCOD、SSは各々 10^{-1} オーダー、 10^0 オーダーの上限値を想定することができよう。

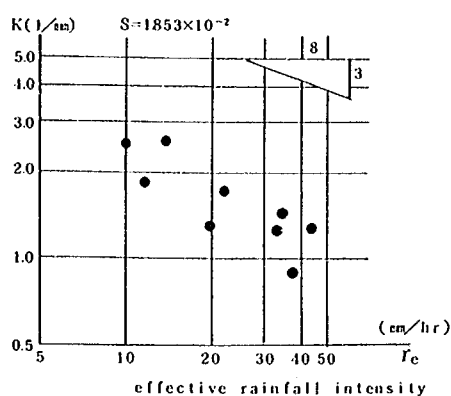


Fig.7 Loading coefficient vs. effective rainfall intensity

Table 2. Pollutant loads on the rooftops

都 市 名	工 種 特 性	kg/ha				
		BOD	COD	SS	TN	TP
Tokyo	多層有, トタン屋根, 先行5日間無降雨	0.228	0.259	217	0.093	0.006
Yokohama	多層有, トタン屋根, 先行5日間無降雨	0.51	1.0	52	0.11	0.01
	4日前1mm, 6日前29.5mm	0.72	0.81	30	0.136	0.003
Kobe	多層無, コンクリート屋根	0.29	0.11	45	0.12	0.003
	先行5日間無降雨	0.09	0.62	32	0.11	0.004
Kitakyushu	多層無, コンクリート屋根	0.30	1.31	216	0.104	0.005
	先行5日間無降雨	0.06	0.24	0.95	0.025	0.000

残存負荷量の回復という点では、神戸、北九州のデータは先行降雨の影響が現われている（ただし神戸のCOD、TNは疑問）ので回復速度を推定することができるが、2日あれば初期量までの回復が図れるものと考えられる。従って、屋根の残存負荷量を予測する方法としては上限値 P_m (kg/ha) を設定し、先行降雨後48hrsで残存負荷量が直線的に P_m まで回復するという方法も適用できるであろう。

（路面の残存負荷量）

路面の残存負荷量の測定は、屋根残存負荷量の測定方法と同様に雨水流出水を採水・分析する方法、真空掃除機で路面上の汚濁物を回収し分析する方法の2通りで行った。前者の方法は人工降雨による方法と実降雨による方法の2通りに分けられるが、降雨強度を自由に变化させられる点では人工降雨による方法が優れている。ただし、この方法は移動可能な降雨発生装置と現場で水道水が供給される条件が満たされねばならない。単に残存負荷量のみを測定する目的ならば、真空掃除機による方法が最も簡便であり優れた方法と言えよう。Fig.8、

Fig.9は各々路面残存負荷量を無にしてからその後の残存負荷量の回復特性を調べたものである。Fig.8の

場合には同一街路であるがサンプリングの地点はずらしてあり、Fig.9の場合には同一サンプリング地点である。Fig.8のデータは路面残存負荷量がある上限値に漸近す

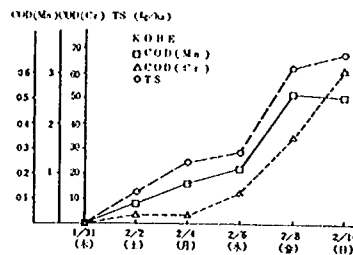


Fig.8 Loads on street

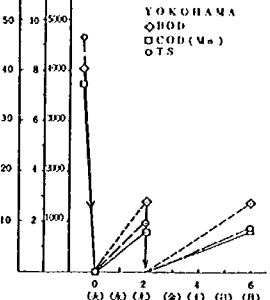


Fig.9 Loads on street

る傾向を示しているが、Fig.9の場合には必ずしも回復期間が長いからといって回復量も多くなるとは言えない。Fig.9のような結果は、路面残存負荷への供給が不確定な社会活動によることを考えれば予期されたことであるが、同一地点で回復特性を調査するには複数個のサンプリング地点を設ける必要があることを示すものであろう。路面残存負荷量値はTable 3~6.に示すように地点によって大きなバラつきがある。Table 3.の神戸市の調査区域は、新規に開発が行われた住宅団地（一戸建）の中にあり、交通量もほとんどないことから比較的小さな残存負荷量になっている。これに対しTable 6.のA地点は、商店街の中の街路であり、人通り、交通量ともに多く残存負荷量は大きな値を示している。従って、路面が位置している周囲の土地利用がわかれば、残存負荷量の概算値を知ることができよう。

Table3. Street loads (Kobe)

先行条件	COD(Mn)	COD(Cr)	TS
3日前 165mm 4"	0077	0165	126
5日前 165mm 7"	0161	0162	243
7日前 165mm 9"	0221	0619	288
9日前 165mm 11"	0525	1720	620
11日前 165mm 13"	0505	3045	675

Table4. Street loads (Yokohama)

先行条件	RUD	COD(Mn)	TS	KN	TP
1日前調査 18日前 35mm	804	373	4652	591	311
2日前調査 18日前から18h経過	279	793	990	149	071
3日前調査 27日前から96h経過	276	813	881	150	064

Table5. Street loads (Tokyo, Yabata)

地点	RUD	COD(Mn)	SS	TN	TP
№1	404	753	892	130	0033
№2	274	653	971	109	0035
№3	1137	1624	2372	573	0349

70日間無降雨後の調査

Table6. Street loads (Tokyo Akabane)

先行条件	A	B
	COD	TS
降雨後2日経過	48	1300
4"	74	1840
7"	98	3940
11"	111	3400
16"	11	580

3.3 雨水流出水による汚濁シミュレーション

雨水流出水による BOD , COD 負荷量の流出特性は Fig.10, 11 に示すように「ループ特性」をもっていることが明らかとなっている。そこで、合流式下水道の場合⁽⁴⁾と同様に BOD , COD の流出負荷量に関する運動方程式を次のように仮定した。

$$L = C \cdot P_s^2 \cdot (Q - Q_c) + \frac{1}{3.6} K \cdot P_r \cdot (r_c - r_c) \cdot A \quad (20)$$

ただし、 L : 流出負荷量 (g/sec),
 P_s : 管内残存負荷量 (g), P_r : 路面等残存負荷量 (kg/ha), Q : 流量 (m^3/sec),
 Q_c : 限界流量 (m^3/sec), r_c : 有効降雨強度 (mm/hr), r_c : 限界有効降雨強度 (mm/hr), A : 排水区面積 (ha), C, K : 定数

管内残存負荷量 P_s の連続式は、通常の晴天時に汚水からの負荷供給があるわけではないので基底流入負荷量を a (一定) として

$$\frac{dP_s}{dt} = a - C \cdot P_s^2 (Q - Q_c) \quad (21)$$

を連続式とした。同様に路面等の残存負荷量 P_r に関しては

$$\frac{dP_r}{dt} = a' - K \cdot P_r \cdot (r_c - r_c) \quad (22)$$

を連続式とした。ただし、供給量 a' はその時点の路面等残存負荷量が 2 日間で初期残存負荷量 P_{ro} まで回復すると仮定し、

$$a' = \frac{P_{ro} - P_r}{48} \quad (kg/ha/hr) \quad (23)$$

によって dt 時間毎に求めた (Fig.12)。また、路面等からの負荷流出係数 K は有効降雨強度によって変化させるべきであるが、今回のシミュレーションでは一定値として扱った。検証計算結果例を Fig.13~15 に示す。Fig.13 に示す S.49.1.21 の降雨は 50 日間以上の無降雨が続いた後のものであり、ひと雨負荷量が $16.2 BOD kg/ha$ と今までの観測で最大値を記録したものである。

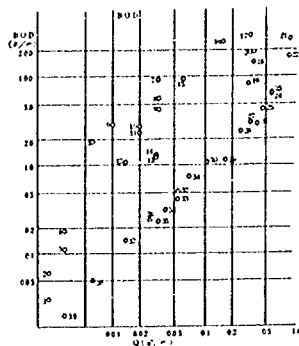


Fig. 10 $Q \sim BOD$

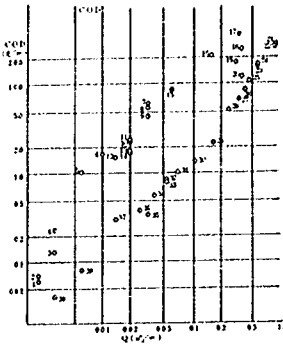


Fig. 11 $Q \sim COD$

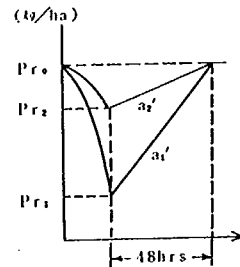


Fig. 12 P_r の回復

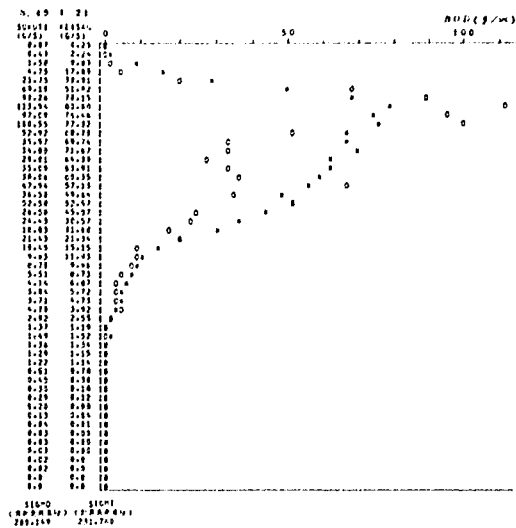


Fig. 13 Verification

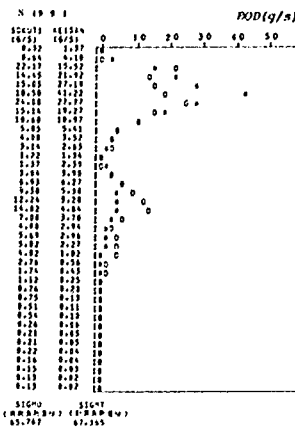


Fig. 14 Verification

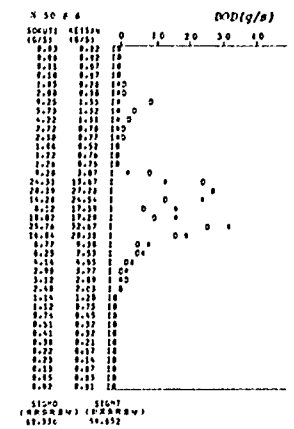


Fig. 15 Verification

3.4 分流式雨水渠の汚濁ポテンシャル

分流式下水道雨水渠からの雨水流出水が、放流先公共用水域にどの程度の汚濁ポテンシャルをもつかを把握するため、Fig. 16 に示す手順で汚濁流出計算を行った。対象とした地域は分流式下水道が100%整備されているK市H排水区 ($A = 12.37 \text{ ha}$, $I_{mp} = 0.821$, 人口密度 157 人/ha) で、昭和48年度よりこの地域で雨天時の流出水の観測が行われている。

先ず過去の降雨流出データ及び管渠系統図より、RRL法を適用するための定数決定を行った。その結果、

$$A_5 = 10.2 \text{ ha}, A_{10} = 2.2 \text{ ha}, I_{mp} = 0.821, S = 0.23 Q^{0.7},$$

$$f_c \text{ (最終浸透能)} = 10 \text{ mm/hr},$$

$$DEPI \text{ (不浸透地凹地貯留量)} = 2 \text{ mm}, DEPO = 0.5$$

$$DEPS \text{ (浸透地凹地貯留量)} = 6 \text{ mm}, DEPSO = 0.5$$

という定数および貯留流出関係が現象を最もよくシミュレートすることが判明した (図省略)。

次に負荷量シミュレーターは、過去の雨天時観測結果より、

$$P_{50} = 150 (\text{kg}), P_{70} = 10 (\text{kg/ha}), C = 0.222 \times 10^{-7}, K = 0.2 (1/\text{mm}),$$

$$Q_c = 0.002 (\text{m}^3/\text{sec}), r_c = 1.0 (\text{mm/hr}), a (BOD) = 0.0238 (\text{g/sec}),$$

$$a (COD) = 0.0237 (\text{g/sec}),$$

という定数を設定し検証を行った (Fig. 13~15)。

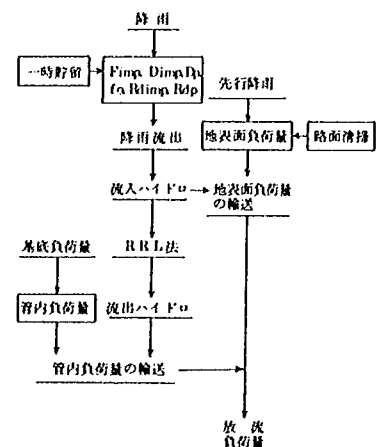


Fig. 16 Simulation Procedure

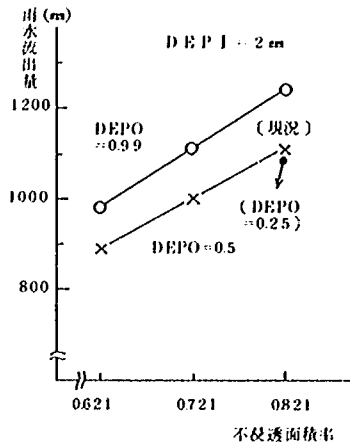


Fig. 17. 1

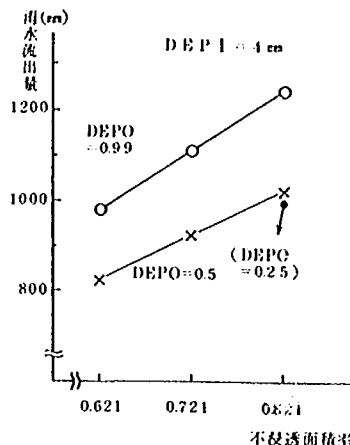


Fig. 17. 2

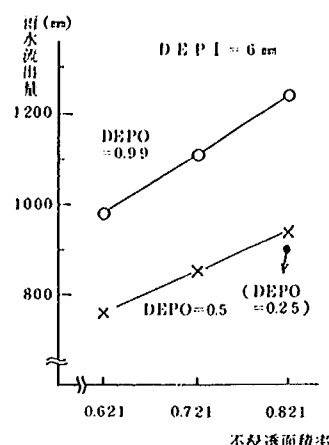


Fig. 17. 3

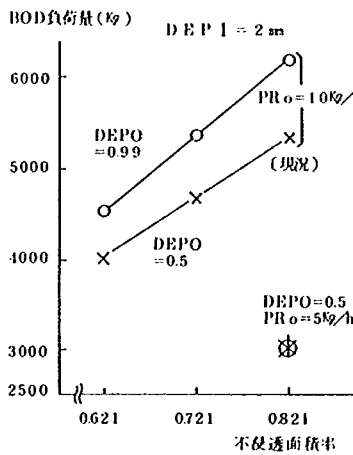


Fig. 18. 1

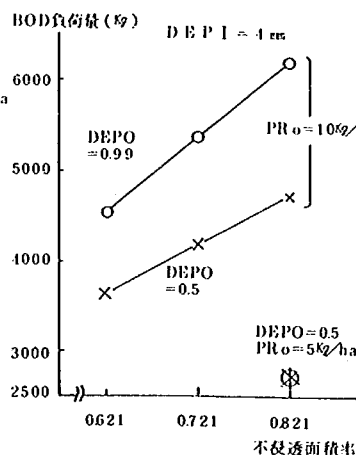


Fig. 18. 2

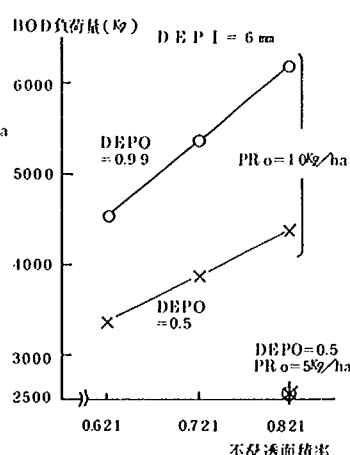


Fig. 18. 3

対象とした降雨は、昭和50年4月から51年3月までの神戸海洋気象台で得られた降雨データを使用し、連続1年間のシミュレーションを行った。雨水流出量およびBODの負荷量に関する計算結果をFig. 17, 18に示す。COD負荷量の値はBODとほとんど同じ（雨水流出水の濃度がBODとCODとでほとんど同じことからこの結果は納得できる）なので省略してある。

先ず現況のBOD負荷量は、約5300kg/年（=428kg/ha/年）となっている。これを減少させる方策としては雨水流出水进行处理することが考えられるが、この方法は最も不経済な方法であることは言うまでもない。最も経済的と考えられる方法は、雨水流出量を減らすか、汚濁源での残存負荷量を減らす方法（Source Control）であり、不透透面積率を減らした場合の効果と不透透域での凹地貯留量を増やした場合の効果も同図に示してある。また、路面等の残存負荷量を清掃によって減少させた場合の効果も同図に示してあり、単に残存負荷量を1/2にただけで約242kg/ha/年に減らすことができる。

この地域から発生する生活排水はすべて処理場に送られて処理されており、1人1日当りのBODおよびCOD原単位を各々50g, 25gとするとBOD, CODの生活排水起源の放流負荷量は

$BOD \quad 3544 \text{ (kg/年)} \Rightarrow 286 \text{ (kg/ha/年)}$ (但し BOD 除去率 90%)

$COD \quad 4430 \text{ (kg/年)} \Rightarrow 358 \text{ (kg/ha/年)}$ (但し COD 除去率 75%)

であり、雨水流出水による負荷量のほうが生活排水系の負荷量よりも大きくなる。

4. 結論と今後の課題

- (1) $L = K \cdot P \cdot I_c$ によって路面等の負荷量を予測する場合、 K は $I_c^{-3/8}$ に比例する。
- (2) 雨水流出水による BOD 、 COD 負荷量は管渠系からの流出負荷量を L_s 、系外からの流出負荷量を L_r として、 $L_s + L_r = C \cdot P_s^2 \cdot (Q - Q_c) + K \cdot P_r \cdot (I_c - I_c)$ によって求めることができる。
- (3) 雨水渠の汚濁ポテンシャルは、処理場を経由した生活排水の汚濁ポテンシャルに比較して無視し得ず、雨水流出量の低減あるいは汚濁源での残存負荷量の除去を行う必要がある。
- (4) 今後の課題としては、土地利用が異なる地域での汚濁ポテンシャルの把握を行い、雨水流出量の低減あるいは Source Control の効果をデモンストレーションすることが考えられる。

〔参考文献〕

- 1) 神戸市：昭和54年度環境庁委託報告書， 2) 建土研：下水管路施設の合理化に関する調査報告書，土研資第1487号，昭54年3月， 3) 中村：雨天時下水の特性とその制御，第7回環境問題シンポジウム，1979.8， 4) 建土研：昭和49年度下水道事業調査費報告

2. 下水の超高度処理に関する研究

三次処理研究室 室 長 小堀和夫

研究員 酒井憲司

柳山孝一

まえがき

近い将来に懸念される水資源不足に対処するための手段として、下水処理水の直接的な再利用が不可欠のものであるという認識は、すでに一般化しているといえる。下水の直接的再利用の用途は、農業利用のほか、工業用水や家庭用雑用水としての都市用水など広範囲にわたっている。これらの用途別の要求水質（クライテリア）、給水方法等については、現在多方面からの提案、検討が行われている段階であるが、処理技術の面からは、従来の二次処理水を対象として、有機物、栄養塩類の除去を目的とした、いわゆる三次処理の単純な適用だけでは不十分であり、用途に応じた処理技術の適用が必要である。さらに、三次処理施設の設置にあたっては技術面だけでなく、それらの経済性の評価も重要である。

下水処理水の再利用を行うにあたり、水質面から特に問題となるのは、処理水中に残存する可能性のある重金属類、有機塩素化合物等の微量有害物質、病原性微生物などの他に、下水の循環利用にもなって蓄積する無機塩類である。無機塩類は、循環型の利用型態をとる都市用水について、病原性微生物は、皮膚接触の機会がある農業用水、家庭用水等について特に、十分な検討が要求される。

1. 電気透析法による無機塩類の除去

表－1.1 電気透析装置の仕様

a) 装置の性能			
処理水量	;	30m ³ /H	
脱塩能力	;	NaCl 1000mg/ℓ → 500mg/ℓ	
b) 機器の仕様			
整流器	;	Max 35 V - 15 A	
有効膜面積	;	220mm × 1,120mm = 2,464 cm ²	
陽イオン交換膜	;	アシプレックス K-101 50枚	
陰イオン交換膜	;	アシプレックス A-201 50枚	
中性膜	;	アシプレックス N-101 2枚	
膜対数	;	50対	
電気透析槽型式	;	SS-Ⅰ/2	
原水ポンプ	;	30ℓ/min × 7 mH	1.5 kw
循環ポンプ	;	40ℓ/min × 6.5 mH	0.75 kw
濃縮液ポンプ	;	20ℓ/min × 7 mH	0.75 kw
陰極液ポンプ	;	2ℓ/min × 6 mH	0.15 kw

表－1.2 合成液の塩類組成

溶媒：水道水

添加塩類：NaCl	77.3%
MgSO ₄	9.6%
MgCl ₂	7.1%
CaCl ₂	3.3%
KCl	2.1%
NaHCO ₃	0.6%

水中の無機塩類は臭気やスケールの発生、配管の腐食等の原因となる。本年度は昨年度食塩のみで塩分濃度を調整した溶液での電気透析実験に引き続き、複数の無機塩類で塩類濃度を調整した合成液を用いて、無機塩類の除去実験を行った。装置の諸元を表-1.1に示す。

合成液への添加成分については、イオンの成分比が海水とほぼ同一となるよう、表-1.2に示す割合で行っている。これは循環再利用に伴って蓄積される無機塩類については、将来再利用率の増加とともに問題となるが、再利用が一般的なものとなっていない現在、脱塩を必要とするならば、その水源として海水の混入により、無機塩類の高い処理水しかない場合のみに限られると、考えられるからである。

1.1. 脱塩量と電流密度

電気透析法において、1対のイオン交換膜の脱塩量は、透析槽内の電流密度（透析電流／有効膜面積）と密接に関係する。図-1.1は、電流密度と交換膜の単位脱塩量（膜1対、1cm²、1時間当り）の関係を示したものである。同図に示すように、電流密度と脱塩量とは比例関係にあるといえる。この結果から脱塩量を増加させるには、膜面積を増加させること、膜対数を増加させること、電流密度を上げることが有効であるといえる。

脱塩率の向上には、上記の手法は必ずしも有効ではない。通常、有効膜面積は装置自体の大きさから限定されることが多く、また膜対数を増しても、透析槽内での濃度分極現象を抑えるため、ある一定以上の流速を与える必要があるため、流量も増さなければならず、脱塩率は向上しない。電流密度については、極間電圧と比例するため、ある程度操作が可能である。但し、ある電流密度以上の電流密度（限界電流密度）を超えると、水の加水分解によって電流が消費されるので、脱塩率の向上に限界がある。

電気透析法では、生産水量および脱塩率は、上で述べたように装置自体で規定されることが多い。このため、高い脱塩率を得る場合、多段の透析槽でシリーズで運転することが多い。過大な設備、および維持管理費を避けるため、装置の性能を十分把握しておくとともに、目的とする水質を明らかにすることが重要といえる。

1.2 合成液での脱塩性能

複数の塩類で濃度を調整した合成液での除去実験結果の例を、図-1.2に示す。この結果は原水濃度による影響について行ったものであるが、同図に示すように脱塩状況についての傾向は食塩溶液の場合と同じであると言える。この結果については、他の条件を変化させた場合でも同様である。脱塩率に関していえば明らかに合成液の方が劣っているようである。図-1.3に透析槽内の電気抵抗の値を示すが、塩類の重量濃度が同一であっても、電気抵抗値は合成液を用いた方

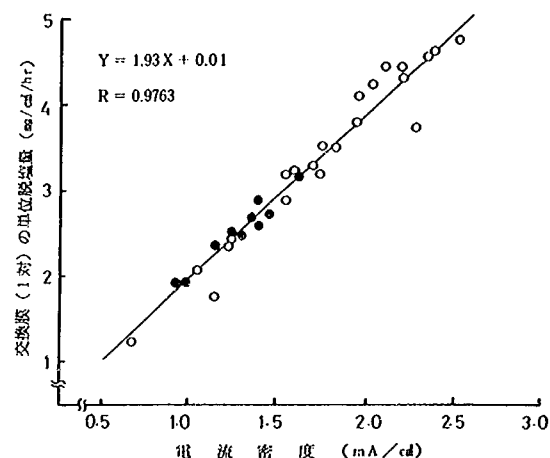


図-1.1 脱塩量と電流密度の関係

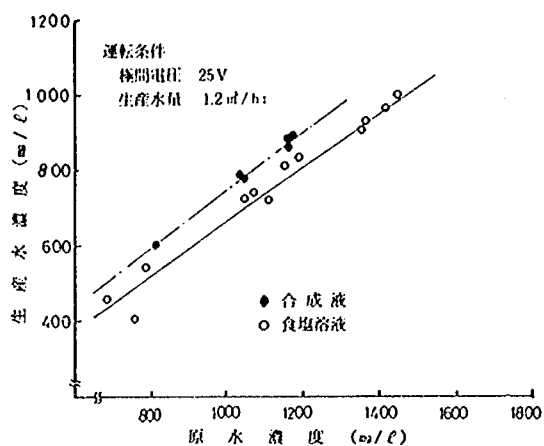


図-1.2 合成液での脱塩性能

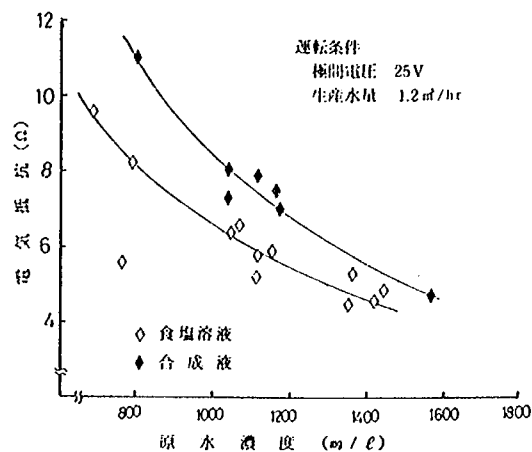


図-1.3 透析槽内の電気抵抗

が高く、同一極間電圧では合成液の方が得られる電流量が少なくなり、脱塩量はその分だけ低下することがわかる。

1.3 電流効率と脱塩率

本法では、イオン交換膜の性能低下が1つの問題点である。交換膜の劣化状態を運転期間中の脱塩率、および電流効率について求めた結果を、図-1.4に

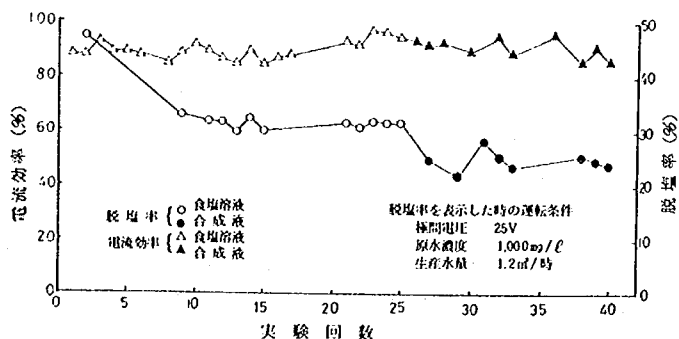


図-1.4 電流効率と脱塩率

示した。電流効率とは、透析電流のうち、脱塩に使われた場合を示すもので、次式によって算出される。なお、塩類濃度は、重量濃度を当量濃度に換算して〔epm〕としている。脱塩率は実験条件が、同一のもののみ表示した。

$$\text{電流効率}(\%) = \frac{(\text{原水濃度} - \text{生産水濃度}) \times 10^3 \times \text{生産水量}(\ell)}{\text{電流}(\text{A}) \times 0.0373 \times \text{稼動時間}(\text{hr}) \times 50 \text{ 対}}$$

図-1.4から読み取れるように、脱塩率は初期が最も高く、実験回数が10回程度(時間としては2週間)までは低下しており、その後は比較的安定していたが、全体的には低下傾向にあった。電流効率については、実験期間内での低下は見られない。この結果から判断すれば、脱塩率の低下は、透析電流が無機塩類の除去以外に、消費される(例えば、水の加水分解反応など)割合が増加したり、除去した塩分の、逆流などによってもたらされたものではなく、巨大対イオンによる膜のイオン交換基の閉塞やスケールの析出、有機物等によるスライム等の沈着により、無機塩類の移動への障害が起り、電気抵抗が増大し、電気密度が低下する結果によるものと考えられる。このような電気抵抗の増大による脱塩率の低下は、無視しえるものではなく、有機物の多い下水処理水の適用には、さらに注意を払う必要がある。スケール等の膜面への付着に対しては酸洗浄

が、有機物の膜面への付着には、次亜塩素酸洗浄がある程度有効であることは、昨年度以前の研究で確認されており、解体洗浄を行えば、完全に機能は回復するとされている。しかしながら、これらの洗浄方法では、いずれも処理コストや処理効率に、直接影響する可能性が高く、これらの洗浄方法をどのように組み合わせ、どの程度の頻度で行う必要があるか、調査することが重要であろう。

1.4 塩類指標としての導電率の相関性

導電率は水中に溶存する多くの塩類濃度の当量濃度と比例関係にあり、塩類濃度の間接測定法として簡便な方法であり、電気透析装置の運転管理指標として有効であることはすでに確認されている。しかしながら下水処理水の再利用での無機塩類に関する要求水質の基準としては、塩素イオン、蒸発残留物、溶解性物質などが用いられているが、これらはいずれも塩類濃度を直接表わす指標ではない。下水処理水の再利用では三者のうち溶解性物質で制限を受けることが多いことは昨年度に報告した。したがって運転管理指標としての導電率で要求水質基準としての溶解性物質とどの程度対応するか検討を行った。結果を図-1.5に示す。

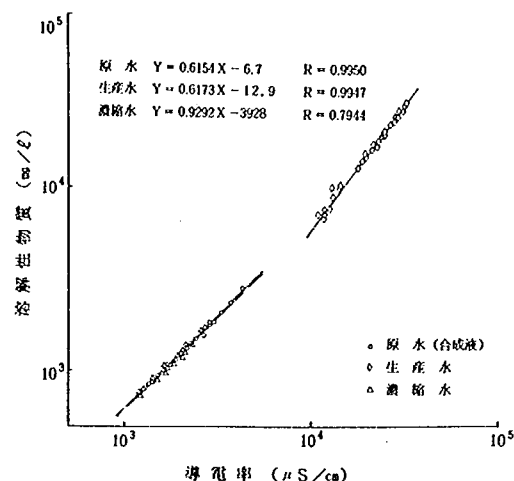


図-1.5 導電率と溶解性物質の相関性

この結果に示すように原水、生産水、濃縮水の三者とも相関性は極めて高い。但し、原水および生産水に関してはほぼ同一の関係にあるが、濃縮水については前者と異なった関係を示している。この理由としては装置に用いられている交換膜が一般のイオン交換樹脂と同じく、多価イオンに対して選択性が高く、多価のイオンほど通しやすい性質を有していることから、濃縮水では多価イオンがより多く濃縮され、溶液のイオン組成が原水および生産水と大幅に異なってくるためによると考えられる。この結果はあくまでも塩類組成が同一のものについての結果であるが、同一処理場の下水の塩類組成がそれほど大きく変化することは考えられないため、導電率の測定で対応できる可能性は大きい。

1.5 まとめと今後の課題

- (1) 電気透析法では単位膜面積当りの脱塩量は電流密度によって決定される。電流密度の設定可能範囲はそれほど広いものではなく、脱塩率は装置によって規定されるため、所定の脱塩率を得るためには装置の設計段階で十分注意を払う必要がある。
- (2) 本実験で用いた複数の塩類が含まれる合成液では食塩溶液の場合に較べて脱塩率は低い。これは合成液を用いると透析槽内の電気抵抗が増加し、電流密度の低下することによるためである。
- (3) 運動時間の経過とともに槽内の電気抵抗が増加し、脱塩率は低下して行くため、洗浄等で性能回復の方法を講じることが、連続運転では重要となる。
- (4) 本実験では運転管理指標としての導電率は要求水質基準の溶解性物質と高い相関性を示し、導

電率を測定することにより溶解性物質を把握することが可能であった。この結果を実際の下水処理水の脱塩にも適用できる可能性は高く、検討を用する項目といえる。

次年度以降は上記の電気透析装置を千葉県花見川処理場に設置し、二次処理水を急速砂濾過処理－活性炭吸着処理したものを原水として連続運転を行い、維持管理費用、性能維持のための洗浄方法等総合評価を行っていく予定である。

2. 三次処理プロセスの運転にともなう資源エネルギーの使用量に関する調査

三次処理では除去対象とする水質項目に応じて種々のプロセスが開発されている。プロセスにより処理特性や運転条件が異なっているが、何らかの形で資源、エネルギーを消費している。したがって、これらのプロセスを適用する場合、各プロセスにより消費される資源、エネルギーを把握しておくことはプロセスの経済性の評価に不可欠のものである。

54年度は実規模で運転されている高度処理プロセスの事例でなく、いくつかのプロセスを想定して、それに関連する必要機器を選び、二次処理での経験から稼働率を与えて、資源、エネルギーの消費量を算定した。対象としたプロセスは濾過、石灰凝集沈殿、硫酸バンド凝集沈殿、活性炭吸着、不連続点塩素処理の5種類とし、規模は1系列10,000m³/日とした。その結果、それぞれ0.0223kw h/m³、0.0701、0.0451、0.0205、0.0339であった。

本年度は三次処理プロセスとして、濾過、凝集沈殿、生物学的窒素除去、活性炭吸着、オゾン酸化を対象とし、運転データをもとに実施設での資源、エネルギーの使用量を検討した。また、資材の製造、運搬等に要するエネルギーについても調査した。

表－2.1 調査対象処理場

2.1 調査方法

1) 三次処理プロセスの資源、エネルギー調査

調査対象の施設は下水の三次処理施設を対象としたが稼働中の施設が少なかつたため、し尿処理場、浄水場、工業用水道も対象とした(表－2.1)。調査は資料として、施設の概要、消費電力量、使用資材量、処理水量、水質等をアンケート方式、必要に応じてヒヤリング調査により収集し検討した。消費電力量はプロセスごとのデータが一部分で、大部分は全体を含めた値であったので、稼働中の設置機器の電気容量、実稼働時間等からプロセスごとに電力量を配分して求めた。

施設名	項目	三次処理プロセス
A 下水処理場		凝集沈殿、濾過
B "		濾過
C "		濾過、接触酸化
D "		濾過
E "		濾過、活性炭
F "		濾過、活性炭
G "		凝集沈殿、濾過
H "		凝集沈殿、濾過、オゾン、活性炭
I "		凝集沈殿、濾過、活性炭
J し尿処理場		凝集、加圧浮上、濾過、オゾン
K "		脱窒、凝集加圧浮上、濾過、オゾン
L "		酸化、消化、凝集沈殿
M 工業用水道		凝集沈殿、濾過
N "		凝集沈殿、濾過
O "		活性炭
P 浄水場		凝集沈殿、濾過、活性炭、オゾン
Q "		凝集沈殿、濾過
R "		凝集沈殿、濾過

2) 使用資材の製造によるエネルギー使用量調査

資料収集は原則として製造業者へのアンケート方式により行った。アンケート項目は製品1kg当りの消費電力量、油類量、ガス量、石炭量、その他とした。資材はメタノール、硫酸バンドなど13種、製造業者は1資材当たり1～3社を対象とした。なお、資材によりエネルギー指標が不統

一であるため、すべて電力量に換算した。

2.2 調査結果

1) プロセスごとの資源、エネルギー調査

(1) 汙過プロセス：汙過プロセスについては15施設のデータが得られた。高架タンクを有する施設では、そのヘッド差逆洗を行っており、逆洗など処理に要するエネルギーに大きな差がある。また逆洗頻度にもよるが、1回/日程度とすれば、全処理場とも0.04kwh/m³程度となり、凝集沈殿法と同程度と考えられる。処理水量別の原単位を示した図-2.1から、処理プロセスの原単位は規模による差はないようである。

(2) 凝集沈殿プロセス（加圧浮上も含む）：11施設の資料が得られた。このうちし尿処理場の2カ所は加圧浮上である。硫酸バンド等資材の製造に係るエネルギー量が大きく、処理に係るものの5～15倍になる。加圧浮上は処理エネルギーの60～70%を占める。処理水量別原単位を図-2.2に示した。全体ではスケルメリットがみられるが、処理プロセスだけではほぼ一定の値を示している。

(3) 生物学的窒素除去プロセス：資料はし尿処理場の2施設である。A施設の電力原単位は6.554kwh/m³、B施設は硝化だけで、2.759となりA施設の約40%程度であった。A施設はメタノール添加、pH調整しているため、資材エネルギーが加算される。

(4) 活性炭プロセス：資料は5施設から得られ、そのうち2施設は再生プロセスのみであった。図-2.3に処理水量原単位を示した。前処理として汙過などがあるため、処理エネルギーは非常に少ない。しかし、製造エネルギーが大きいため、再生利用を考える必要がある。再生も処理エネルギーに含めて原単位を求めると0.04kwh/m³程度になる。

(5) オゾン酸化プロセス：資料は4施設から得られた。脱色目的の施設の原単位が大きく

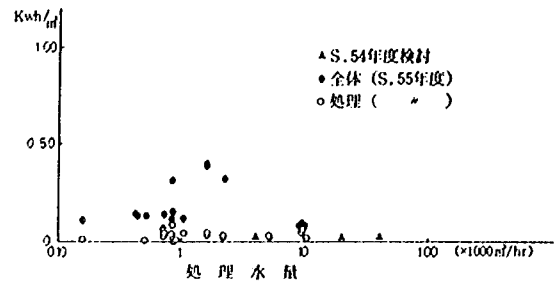


図-2.1 1 m³当り電力消費量（砂汙過）

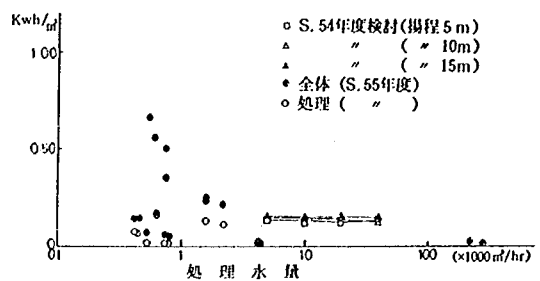


図-2.2 1 m³当り電力消費量（A₂凝集沈殿）

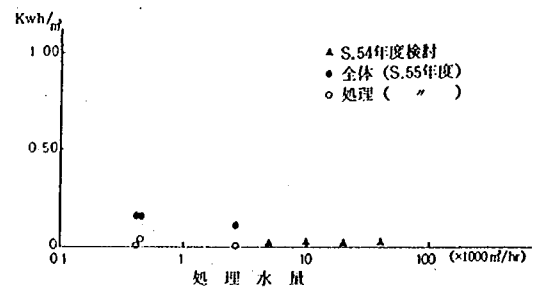


図-2.3 1 m³当りの電力消費量（活性炭吸着）

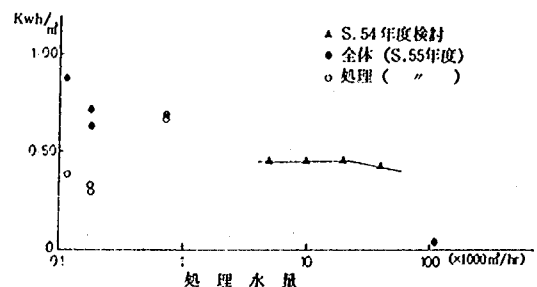


図-2.4 1 m³当り電力消費量（オゾン酸化）

く、脱臭目的の浄水場は小さい。処理水量原単位を図-2.4に示した。

表-2.2 電力量換算原単位

2) 使用資材の製造に要するエネルギー使用量調査

資材の製造エネルギーを使用資材量から求めたのが表-2.2である。特に、活性炭は大きく、工業用水道と浄水場の再生電力量 $0.3\text{kw h/kg} \cdot \text{AC}$ 、1.8程度と比較すると再生利用によりかなり経済的となる。P除去を対象として硫酸バンド、消石灰、 FeCl_3 を比較すると硫酸バンドは消石灰の約 $\frac{1}{2}$ 、 FeCl_3 は約 $\frac{1}{10}$ となる。

資 材 名	電力量kw h/kg	備 考
メタノール	6.315	Al_2O_3 8%
硫酸バンド	0.183	
FeCl_3	0.010	
PAC	0.017	
MICS	0.292	隔膜法
消石灰	1.600	
珪砂	0.829	
アンスラサイト	9.213	
活性炭	35.50	"
NaOH	2.760	
Cl_2	2.760	通産省
硫酸	0.127	
アルミナ	4.603	

2.3 まとめおよび今後の課題

- 1) 凝集沈殿、濾過プロセスでは原単位が $0.03 \sim 0.04\text{kw h/m}^3$ 、N除去では約 6kw h/m^3 、活性炭は再生使用として約 0.04kw h/m^3 であった。
- 2) 処理以外の取水等に要するエネルギーが大きいため、設計では十分配慮が必要である。

3. 重金属等含有汚泥の処理処分に関する研究

汚泥研究室 室 長 石川 忠男

研究員 岡澤 邦明

1. まえがき

下水道の普及に従がい、下水処理に伴って発生する汚泥の量は膨大なものになってくる。現在、汚泥処分の76%が陸地埋立、海面埋立で処分されてきたが、埋立処分地の確保にも限度があり、汚泥処分の問題は下水道事業を推進する上で極めて重大な問題の一つとなっており、汚泥処分方法の確立が求められている。一方、汚泥には窒素やリン、腐植質、植物に必要な微量元素等が多量に含まれており、緑農地に還元して肥料、土壌改良剤として有効に利用する方法もあり、すでに多くの都市で試験的に利用されている。この場合下水汚泥に含まれる重金属等の物質がどう影響するかを解明しておく必要がある。

当研究室では、汚泥の緑農地還元に関して、汚泥に含まれている重金属の挙動、農作物に与える影響等、問題点を解明するために昭和54年度に引き続き野菜を用いて栽培実験を行なったが、55年度は供試作物として小松菜の他に6種類の野菜についても栽培実験を行なった。

2. 研究目的

- この研究は、(1) 下水汚泥中に含まれる重金属類の存在形態及びこれらの挙動を明らかにする。
(2) 下水汚泥中の重金属の安定化と処分方法の開発のための基礎資料を得る等を目的としている。

3. 実験方法と結果

本年度は、小松菜の他に6種類の野菜についてポット栽培を行って、重金属の蓄積、肥効性等の検討を行い、汚泥の土壌中での分解率や肥効特性、重金属の溶出等を知るために無機化試験も行った。

また、実験圃場でサツマイモの栽培を行い、ポット栽培と同様に収量と重金属の蓄積について対照区のものと比較検討を行った。

3.1 汚泥の施用による野菜の生育と重金属蓄積に与える影響

<栽培条件>

- (1) 供試土壌：概耕地畑地土壌（茨城県下妻市内）
- (2) 供試作物：小松菜、ホウレンソウ、白菜、キャベツ、大根、人参、カブ、サツマイモ
- (3) 供試肥料：N（硫酸）、P（過リン酸石灰）、K（硫酸カリウム）
- (4) 供試汚泥：合流式の下水処理場の脱水汚泥（消化汚泥と生汚泥の混合汚泥，1：1）
- (5) 施肥方法：全層均一混合

(6) 施肥設計：対照区は、供試肥料をN:P₂O₅:K₂Oに換算して各々1gに相当する量を1/5000アールのポットに施用し、大型の野菜には1/2000アールのポットを用いたので各々2.5倍量の供試肥料を施用した。汚泥施用区は、各ポットに充填した土壌量に対して5%、10%、20%の3段階の汚泥施用区を設けて対照区と比較したが、汚

表-1 供試土壌と汚泥中の重金属含有量 (mg/kg・dry)

	T-N	T-P	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
土 壌	0.21%	0.25%	0.00	39.	61	36	66	102
汚 泥	23.9%	1.99%	1.10	197.	304	143	158	839

泥施用区では、栄養素のバランスでカリウムの不足が考えられるので、各区の汚泥施用区にカリウムを対照区と同量添加したものに

いても栽培を行った。各区とも3ポット準備して、収穫量は3ポットの合計で比較し、重金属の測定には、3ポット分の収穫物を乾燥させてから粉末化して、よく混合してからその一部を分取して、硝酸と過塩素酸により有機質の分解処理を行ってから原子吸光法で測定を行った。

供試土壌と供試汚泥の重金属濃度は表-1に示した。

3.1.1 生育に与える影響

1) 各野菜の収穫量の結

表-2 収穫量の比較 (汚泥施用区/対照区)×100

果は表-2に示し、同表は対照区の収穫量を100%とした場合の、汚泥施用各区の比率である。大根、白菜、人参等は汚泥10%区の収量が高く、キャベツ、ホウレン草、小松菜、カブ等では汚泥5%区が高い収量であった。小松菜とホウレン草

	対照区	汚泥5%	汚泥10%	汚泥20%	汚泥5%+k	汚泥10%+k	汚泥20%+k
大 根	100	87.5	117.8	79.9	92.5	92.5	80.1
白 根	100	64.9	110.4	78.2	81.9	72.3	67.7
キャベツ	100	92.7	64.7	16.7	87.4	55.1	59.4
小 松 菜	100	57.4	29.7	4.5	51.3	16.3	4.3
ホウレン草	100	113.8	80.3	13.1	99.8	117.0	9.4
カ ブ	100	104.9	66.4	4.6	98.2	39.9	10.6
人 参	100	109.6	109.6	89.7	116.5	80.5	7.2
2回目小 松 菜	100	73.1	147.5	125.4	61.8	208.7	201.1
2回目ホウレン草	100	36.6	73.2	312.6	76.8	156.7	230.3

の2回目は汚泥の残効を示すもので、1回目の収穫後に再び播種し、栽培した結果であるが、汚泥10%区と20%区ではその効果が認められた。一方、汚泥施用区にカリウムを添加して栽培した結果は、無添加の場合とほとんど変わらず、その効果は認められなかったが、小松菜とホウレン草の2回目の結果から、何回か繰り返して栽培する場合はカリウムの添加効果が現われるものと考えられる。以上の結果から、野菜類に汚泥を施用する場合の適量は5~10%位であり、10アール当りに換算すると5~10tであるが残効効果があるので連作を行なう場合には、施用量を少くする必要がありと考えられる。なお、汚泥20%区では過剰障害が現われており、汚泥の1回で施用出来る最大量は約10%前後であり、10アール当りでは10t前後と考えられる。

3.1.2 各野菜の重金属蓄積に与える影響

各野菜の重金属の分析結果を表-3に示したが、特に有害性の強いHg、Ag、Cdは、定量限界以下の値であり、 1×10^{-5} mg/kg・dryのオーダーか、それ以下であった。Crも検出しなかったが、CuとZnは全区のものに含まれている。CuとZnは植物の生長に必要な微量元素であるが、対照区の値と比較して汚泥施用区が異常に高い蓄積を示したものはほとんどないが、ホウレン草の汚泥5%区は、対照区の約4倍の値を示している。しかし同じホウレン草の汚泥5%区にカリウムを添加した

表一3 各野菜の重金属蓄積濃度 (mg/kg・dry)

種類	区	元素	Hg	As	Cd	Cr	Cu	Zn	種類	区	元素	Hg	As	Cd	Cr	Cu	Zn
大根	対照区	t_r	t_r	t_r	0.0	2.0	2.32		小松菜	対照区	t_r	t_r	t_r	0.0	2.0	48.6	
	5%	"	"	"	"	2.0	19.2			5%	"	"	"	"	4.4	33.5	
	10%	"	"	"	"	3.0	20.8			10%	"	"	"	"	2.0	19.2	
	20%	"	"	"	"	3.0	16.8			20%	"	"	"	"	2.0	20.8	
	5%+K	"	"	"	"	2.0	21.2			5%+K	"	"	"	"	3.5	27.2	
	10%+K	"	"	"	"	3.5	28.4			10%+K	"	"	"	"	3.0	25.4	
	20%+K	"	"	"	"	2.0	18.8			20%+K	"	"	"	"	3.0	33.5	
白菜	対照区	"	"	"	"	1.5	13.4		ホウレンソウ	対照区	"	"	"	"	6.0	72.2	
	5%	"	"	"	"	1.5	22.8			5%	"	"	"	"	28.8	285.0	
	10%	"	"	"	"	1.5	13.4			10%	"	"	"	"	10.0	73.3	
	20%	"	"	"	"	3.0	30.0			20%	"	"	"	"	5.5	42.8	
	5%+K	"	"	"	"	1.5	51.2			5%+K	"	"	"	"	8.0	88.4	
	10%+K	"	"	"	"	1.5	24.4			10%+K	"	"	"	"	9.5	72.2	
	20%+K	"	"	"	"	3.0	23.2			20%+K	"	"	"	"	14.0	120.7	
キャベツ	対照区	"	"	"	"	1.5	16.4		人参	対照区	"	"	"	"	3.0	26.4	
	5%	"	"	"	"	1.5	18.8			5%	"	"	"	"	2.0	20.8	
	10%	"	"	"	"	2.0	29.4			10%	"	"	"	"	2.0	19.6	
	20%	"	"	"	"	4.0	62.8			20%	"	"	"	"	—	—	
	5%+K	"	"	"	"	2.0	19.2			5%+K	"	"	"	"	2.0	16.2	
	10%+K	"	"	"	"	4.0	20.0			10%+K	"	"	"	"	6.8	65.5	
	20%+K	"	"	"	"	4.0	56.4			20%+K	"	"	"	"	—	—	

区と、汚泥10%区では、対照区の濃度と同じ程度の値を示しており、総体的には異常蓄積はないと考えられる。

3.1.3 実験圃場でのサツマイモの収穫と重金属の蓄積への影響

1) 収量は表-4に示したが、対照区では10㎡当り約20kgの収量であるが、汚泥施用区では対照区の60~70%の収量である。汚泥施用区

表一4 サツマイモの収量 kg/10㎡当り

区名	汚泥施用+カリウム			汚泥施用区		
	個数	総重量	平均重量	個数	総重量	平均重量
対照区A(標準)	108	2335	216g	90	2042	227g
対照区B(多肥)	136	2009	147g	112	2096	187g
汚泥 2.5t	90	1853	206g	89	1239	139g
5.0t	69	1648	239g	80	1464	183g
10.0t	91	1658	182g	63	1409	224g

各区とも2m×5m=10㎡を1区画とし、苗を24本植え付けた。

ったのが特徴的な傾向であった。

2) 重金属の蓄積は、ポット栽培の野菜と同じ傾向を示しており、異常蓄積した元素はなかった。

3.2 無機化試験による汚泥の分解と重金属の溶出

3.2.1 汚泥の土壤中での分解率の検討

汚泥が土壤中で分解されるのは、土壤中に生棲する微生物の働きにより分解されるが、微生物の種類によって、汚泥中の有機物を分解する過程での果す役割は異なっている。本実験ではアンモニア化成菌と硝化化成菌の働きにより生成された $\text{NH}_4\text{-N}$ （アンモニア性窒素）と $\text{NO}_3\text{-N}$ （硝酸性窒素）を経目的に測定して汚泥中の窒素成分の分解率を求めた。また、土壌の種類や、土壌の管理状態によって土壌中の微生物の種類と数量、微生物の活性等が異なるため、汚泥の分解率も影響を受けるものと考えられるので、本年度は、概排地の畑地土壌を採取した新しい土壌と、採取して風乾後1年間保在した土壌の2種類について試験を行って、汚泥の分解率と重金属の溶出について

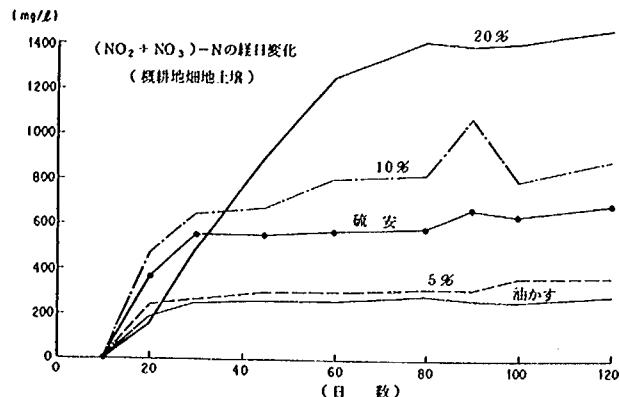
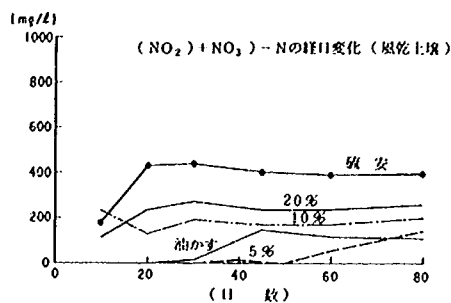
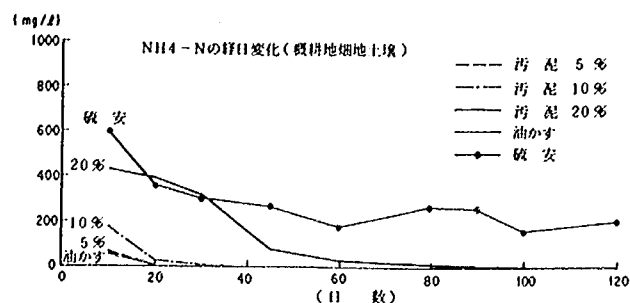
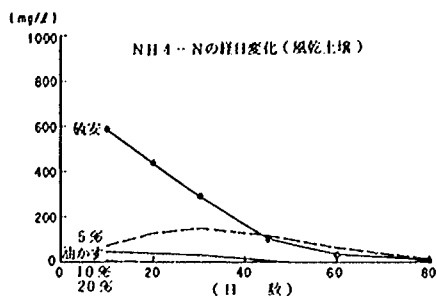


図 - 2

て比較検討した。

1) 試験方法 (ピーカー培養法¹⁾)

- ① 供試汚泥：(ポット栽培に用いたものと同じものを用いた。)
- ② 対照区と汚泥添加量：対照区は硫安と有機質の油かすを用い、汚泥区は5%、10%、20%の3段階について行った。(土壌40gに対して各区の必要量を添加後、30℃で培養した)
- ③ 試験期間：6ヶ月間(10日、20日、30日、45日、60日、80日、90日、100日、120日、180日)
- ④ 水分調節：週1回(最大容水量の40~70%になるように蒸留水を補給した)
- ⑤ 抽出液と抽出方法：抽出液は蒸留水と1N-KCl液の2通りで、各々100ml用いて1時間振とうした後、5B濾紙で濾過した濾液中の $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ 、および重金属を測定した。

2) 試験結果

結果は図-1と図-2に示した。図-1は、普通に管理されている畑地土壤の場合で、図の上段にはアンモニア性窒素の経日変化を示してあるが、すべての区で日数の経過とともに濃度が低下している。これは、硝化作用の働きによりアンモニア性窒素が硝酸性窒素に変えられて減少したのであり、同図の下段に示した硝酸性窒素が日数の経過とともに増加している傾向と対照的になっていることから理解できる。各区ごとの傾向をみると、硫安区は、アンモニア性窒素が経日的に減少しており、逆に硝酸性窒素の増加がみられるが、30日目以後は平衡状態で、180日目までほとんど変化がない。アンモニア性窒素は60日目以後は、硝酸性窒素と同様に180日目までほとんど変化がなかった。油かす区は、アンモニア性窒素が20日目にはほとんどが硝酸性窒素に変化しており、硝酸性窒素も20日目では安定化しており、油かすに含まれている窒素成分で、微生物に分解され易い成分は20日間位で分解されたと考えられる。汚泥区の5%区は、油かす区とほぼ同じ傾向であり、10%区は、アンモニア性窒素が硝酸性窒素に変化するまで30日と考えら

れるが、硝酸性窒素をみるとほぼ30日目で急激な増加は終わっているが、50～60日目まで少しずつ増加しており、その後は安定状態を保っていた。20%区は、アンモニア性窒素が硝酸性窒素に変化するまで80～90日間であり、硝酸性窒素の増加もほぼ同じ日数のところで平衡状態に達している。

以上がアンモニア性窒素と硝酸性窒素の経日変化の傾向であるが、アンモニア性窒素の濃度に比較して、硝酸性窒素の濃度が高いのは、アンモニア化細菌がアンモニア性窒素を生成すると同時に硝酸化細菌が働き、硝酸性窒素に変化させているものと考えられるが、汚泥施用区と油かす区にその傾向が強く現われていた。硫安区のアンモニア性窒素は、日数の経過とともに減少して最終的には消滅するが、今回の試験では60日以後は安定した状態で180日目まで残っていたことの原因は明らかでない。一方、図-2に示したものは、風乾後1年間保存していた土壌の場合であるが、アンモニア性窒素と硝酸性窒素の消長についての傾向は、最終的には、図-1の場合と同じ傾向になるが、濃度はかなり低い値を示しており、風乾したことと、1年間そのまま保存したために土壌中の微生物が少なくなり、活性等の低下が原因と考えられる。また、培養中は、図-1の方はピーカーに小さな穴をあけたアルミホイルをかぶせて衣装ケースに納めて培養したために、土壌中の水分の変化が大きかったことも原因の一つと考えられる。

表-5 各区の分解率

区 名	T-N窒素 施用量(mg)	風 乾 土 壤		畑 地 土 壤	
		NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻ (mg)	分解率(%)	NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻ (mg)	分解率(%)
硫 安	60 mg	52.4	87.3	103.7	17.3
油 か す	30 mg	17.2	57.3	30.9	10.3
汚 泥 5%	47.8	28.5	59.6	41.7	87.2
・ 10%	95.6	33.0	27.8	94.2	98.5
・ 20%	191.2	39.1	20.4	163.5	85.5

次に、分解率については、表-5に示した。同表には、各区の窒素施用量に対して180日間で窒素成分が分解された量と、分解率(%)を示してある。

風乾土壌の汚泥の分解率は、5%区が約60%であり、対照の油かす区と同じ程度であったが、10%区では約30%、20%区の分解率は20%であり汚泥の量が増加すると分解率が低下している。一方、普通に管理されている畑地土壌の方は、どの区も約90%の分解率であり、風乾土壌の場合より汚泥の分解力が強いことが示されており、土壌の管理状態の違いによって、汚泥の土壌中での分解の程度や肥効性が異なることが明らかとなった。

3.2.2 汚泥の無機化の進行と重金属の溶出

汚泥の無機化の進行に伴って硝酸性窒素が増加することにより、土壌のpHがわずかに酸性側に低くなるが、重金属の多くは、pHが低くなるほど溶出し易くなる。今回の無機化試験では、pHと重金属の溶出についても測定を行ったので、一例としてCdの溶出の経日変化とpHの経日変化を図-3に示した。この図は畑地土壌のものであり、図の上段にpHの経日変化を示し、下段にCdの溶出濃度の変化を示した。まず、pHの変化をみると汚泥20%区は、汚泥5%区と10%区よりも無機化の進行に伴ってpHがわずかに低くなる傾向を示しているが、汚泥5%区と10%区は、ほとんど変化していない。Cdの溶出の経日変化

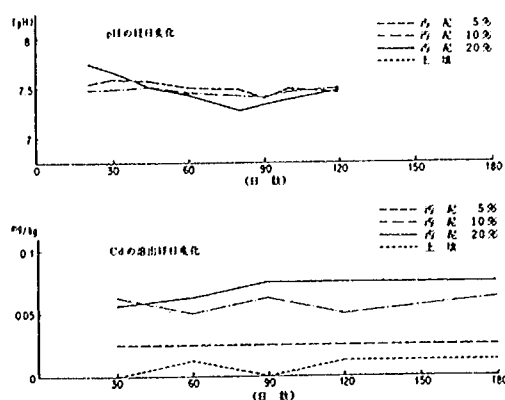


図-3

は、20%区がわずかに高くなる傾向を示しており、5%区と10%区はほとんど変化がないことから、pHの変化はCdの溶出に影響を与えるようにみえるが、その変化はごくわずかであり、原子吸光の定量下限に近い濃度であるのでバラツキが大きく、明らかな傾向とはいえない。汚泥5%区と10%区では、pHの変化とCdの溶出の変化はほとんどないことから、汚泥を施用しても重金属の溶出には大きな変化はないと考えられる。

4. ま と め

4.1 汚泥施用による野菜類の生育と重金属の蓄積に与える影響について

- ① 野菜類に対して汚泥の肥料効果があることが明らかとなり、その量は10アール当りに換算した場合5～10t程度であり、サツマイモは5t程度でカリウムを補うと収量が増加した。
- ② 重金属の蓄積は、対照区と同じ程度であり異常蓄積はなかった。

4.2 無機化試験による汚泥の分解率と重金属の溶出について

- ① 土壌中での汚泥の分解は、土壌の管理状態により影響を受けるが、普通に管理されている畑地土壌の場合は、総窒素の80～90%程度の分解が可能であり、作物の養分として利用される可能性があることが明らかとなった。
- ② 汚泥の施用による重金属の溶出変化はほとんどなかった。

5. 今後の課題

汚泥の最終処分の一つとして、緑農地還元が挙げられるが、肥料効果があり、重金属の異常蓄積もないので、緑農地還元の可能性は十分にあると考えられるが、長期間にわたる連用については、汚泥中の有害重金属等の挙動についての十分な検討資料は少ないので、今後の課題としては、汚泥中の有害物質の流亡、土壌中元の蓄積等について長期間の調査が必要と考えられる。

参 考 文 献

- 1) 「土壌養分分析法」土壌養分測定法委員会編、養賢堂

4. 河床付着生物群による浄化作用の研究

水質研究室 室長 村上 健

研究員 藤本 修

山田 幸男

1. まえがき

一般に河川の浄化作用は、河川水中の汚濁物質濃度が流下に伴って自然に減少する現象をいうが、狭義には、河川水中の有機汚濁物質の生物化学的分解反応と解されることが多い。自浄作用に関与する微生物は、その棲息環境により (1) 表流水中に浮遊する微生物と (2) 河床に付着する微生物に大別される。河床付着微生物群による浄化作用は、特に水深の浅い河川で大きく、浮遊微生物に比べてはるかに高い代謝活性を有すると知られている。また、河床の付着微生物群の中では、有機物の酸化分解に直接参与する従属栄養性のもののほか、光合成により有機物を生産する藻類の役割も無視できない。河川は開放系であるため、富栄養化による水質汚濁は、湖沼や内湾の場合と比較して影響の現れ方が明確でなく、自浄作用との関係もあって研究の遅れ分野であった。しかし、河川の富栄養化は、藻類増殖に伴う有機物の内部生産、その死滅による底質の悪化、或いは河川水に異臭味を与えたり、pH、DOの変動をもたらすなど、水資源管理上重大な問題である。そこで河川の水質を効果的に保全するため、自浄作用と富栄養化をも含めた河川における物質代謝の全体像を、できる限り定量的に把握する必要がある。

上記の観点から、本研究は、特にこれまでほとんど詳細な分析のされていない河床付着微生物群と河川の水質との係わりを焦点をあて、屋外の大型河川模型実験を含めた定量的アプローチを試みるものである。

2. 研究目的

昨年度は、当研究室の屋外還流水路を用いて、河川の有機汚濁レベルによる微生物増殖の違いや、汚濁物質濃度と微生物との間のダイナミクス関係について調べたが、実験実施期が冬期だったこととあって河床付着生物群の動きを可視化にするまでにはいかなかった。

本年度は同じ施設を用い、河川水質と河床付着生物群の種類および機能との関係について基礎的な実験を行った。この実験の主要なポイントは次の通りである。

- 1) 河川水質による河床付着生物群の違いに関する調査。
- 2) 河床付着生物群の季節的変動に関する調査。
- 3) 河床付着生物群の河川水質に対する作用に関する調査。

上記1)、2)は実河川における調査例も多く、調査方法もほぼ標準的なものが定まっている。しかし

3) については、河川の自浄作用の本質的部分であるにもかかわらず、調査の方法自体が未確立の分野であると言ってよい。

還流水路施設規模の大小の点から、実河川における水質の変化をシミュレートするには不利であるとしても、人工河川水を用いる点、河床がスランレスである点など、依然として制約も多いことは認めざるを得ない。将来的には実河川調査との比較・対照も必要としようが、現在はその前段階としての調査研究方法の確立に重点を置いている。

3. 実験条件

実験は昭和55年7月4日から12月9日までの約5ヶ月間にわたって行われた。(ただし、RUN5は8月20日開始。)実験に使用した水路は昨年度と同一のものである。¹⁾ まず、水路路床面、側壁に沈着する土砂や付着生物等を洗い流した後、各水路に約23 m³の人工河川水を入れ、循環ポンプで還流させる。流量は約2.9 m³/min、水深は図-1の通りであって、上下流端付近を除きほぼ等流とみられる。各水路とも常時約0.98 m³/hrの上水を供給し、同量を堰から越流させるという運転方式を取った。したがって、水路における水の理論停留時間は約1日である。

	C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁	Ca(NO ₃) ₂ ·4H ₂ O	K ₂ HPO ₄
RUN1	4.4	1.44	0.36
RUN2	0.0	0.0	0.0
RUN3	0.0	1.44	0.36
RUN4	4.4	0.0	0.0
RUN5	0.0	0.72	0.18

表-1 汚濁物質の負荷 (kg/日)

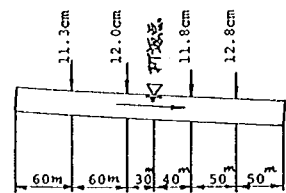


図-1 水深の条件

汚濁物質としては、ショ糖(サッカロース)、硝酸カルシウム、リン酸ナトリウムの種類を表-1に示すような負荷条件で供給した。供給は、7月末までは薬注施設を用いて連続的に行ったが、その後装置の故障のため毎日午前10時頃、1日分の薬品を水路に直接投入することとした。

実験期間中の水温、日射量、雨量の条件を図-2に示す。

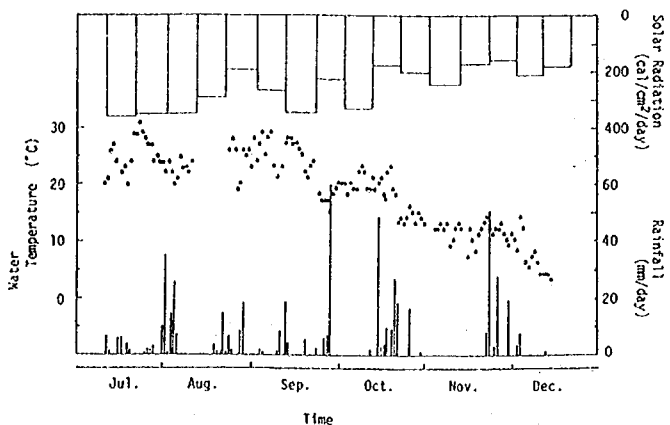


図-2 日平均水温と気象条件(気象条件は高層気象台の観測データより、黒丸は水温、ヒストグラムは降水量と日射量を表す。

4. 流水水質と付着生物群

4.1 測定・観測法

流水は原則として毎週火曜日の午前10時頃、その日の薬品を投入する直前に採水し、水質分析を行った。分析方法は昨年度と同様である。

一方、付着生物の採取のため予め付着板を路床に沈めておき、毎月4~5回の頻度で取出して付着した生物群を菌ザラシで取り出す。付着板は、当初10 cm×10 cmの正方形スレート板を用い

だが、流水によって流される等の不都合が生じ、8月からセメント瓦を使用した。かく取った試料については、乾燥重量のほか炭素、窒素、リン、クロロフィルの含有量の分析と生物相の同定・定量を行った。なお炭素、窒素の分析はCNコーダーにより、リンは一旦イオン交換蒸留水に分散させた後、水質分析と同様の方法で測定した。

4.2 測定・観測結果

4.2.1 流水水質

図-3は各水路流水の平均水質とその変動幅を示している。前節で述べたように、この水質は薬品投入後24時間経過後の値であり、実際の平均水質はこれより高い。

RUN3、RUN5には有機物は一切供給していはいにもかかわらず、流水中にかはり高いBODが観測されている。これは明らかに藻類の光合成による生産に起因するものである。

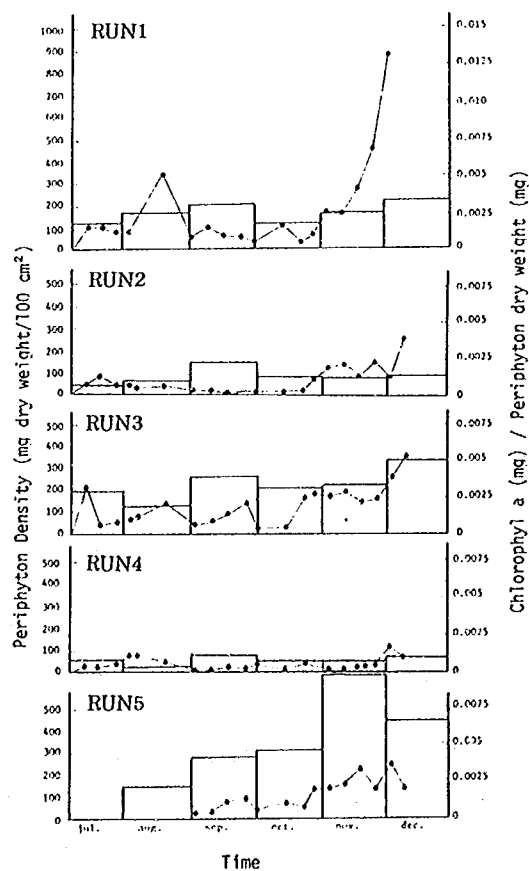


図-4. 付着生物乾燥重量密度(黒丸)と付着生物に占めるクロロフィルaの割合(ヒストグラム)の変化

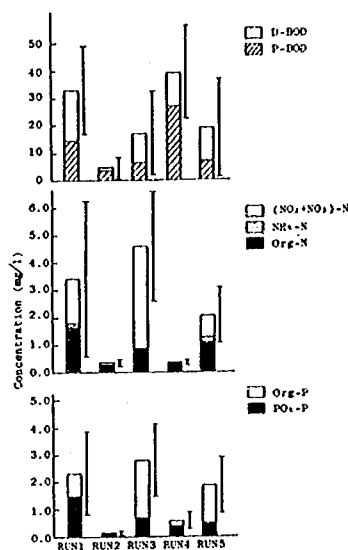


図-5 流水の平均水質とその変動幅
(月別変動幅は標準偏差を示す)

のである。流水のBODから、生物群集の純生産速度を推定する方法は、5.1.2節で述べる。

4.2.2 付着生物量

図-4に付着生物乾燥重量密度と、その中に占めるクロロフィルaの割合の変動を、図-5に各水路における付着生物量とクロロフィルaとの関係を示す。ただし、このデータはすべて付着板から採取した生物群に関するものであって、これのみから水路全体の付着生物現存量等を推定することは困難である。しかし水路路床と付着板では生物相に大きな差はなく、図-4、図-5は各水路全体の付着生物群の挙動と特性を代表しているとみなしてよい。

付着生物量は、おおよそRUN1とRUN3はRUN5 > RUN2 > RUN4の順で、各水路と

も夏季より11月から12月にかけての冬季の方が大きい値になっている。

クロロフィルaの占める割合は、各水路の付着生物群の働きを推定する上で重要な指標となる。即ち、クロロフィル含有率の高い生物群では、光合成による生産活動が支配的であるのに対して、クロロフィル含有率の低い生物群は有機物の酸化分解作用の方が活発で、河川の自浄作用に対する寄与が高いと考えられるのである。図-4、図-5からクロロフィルa含有率はRUN5>RUN3>RUN1>RUN2>RUN4の順に高くなっており、RUN5、RUN3は生産型、RUN4は酸化分解型の生物群と推察される。

次に付着生物量の変化とクロロフィルa含有率の変化の関係をみると、図-4においてRUN3、RUN5では両者の間に明らかに正の相関が見られるが、他の水路では顕著な

相関関係は認められないが、むしろ負の相関を示す傾向にある。一般に河床では、分解者であるバクテリアのフィルムの上に藻類が付着して増殖すると言われているが、²⁾付着生物群の中で藻類の占める

割合の大きいRUN3、RUN5では、生物群現存量の増大はそのままクロロフィル含有率の増大につながる。しかし他の水路ではバクテリアの働きも無視できず、バクテリアの増殖が盛んになるとその酸化分解作用により藻類の増殖が抑制されるのではないかと考えられる。

付着生物による窒素・リンの河床への固定は、河川における有機汚濁負荷発生の原因となるほか洪水時汚濁負荷の増大をもたらす。表-2は、付着生物群を構成する炭素・窒素・リンおよびクロロフィルaの含有率を水路別に整理したものである。ここに、付着生物群中のリンは、イオン交換蒸留水中に懸濁させた生物試料の全リンから、溶解性の全リンを差引いた値で代表させている。炭素と窒素の含有率は水路によってあまり変化がなく、両者の比もN/Cは0.10~0.16とほぼ一定である。しかしリンについては、リン酸二カリウムを加えたRUN1、RUN3、RUN5とこれに加えぬRUN2、RUN4では相当の違いが見られる。P/C比もP/Cは0.0056~0.061と10倍以上の相違がある。窒素は薬品として投入しなくても水道水中に硝酸イオンとしてある程度存在しており、結局RUN2、RUN4ではリンが付着生物増殖の制限となつたものと

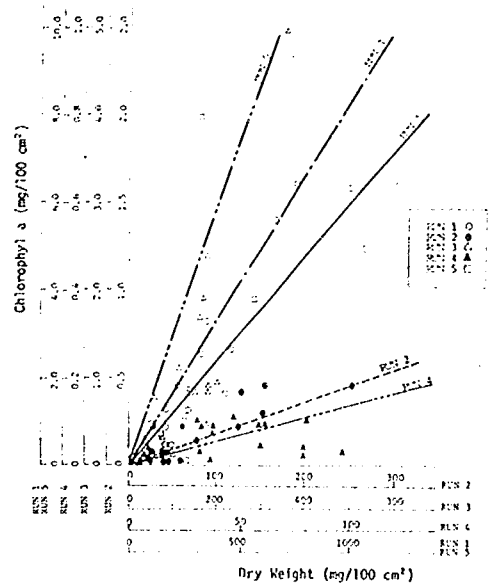


図-5 各水路の付着生物量とクロロフィルaとの関係 (RUN5については、スペースにあまりないプロットになっている。)

	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 4	RUN 5
C/d.w.	3.7×10^{-1}	2.8×10^{-1}	3.8×10^{-1}	3.2×10^{-1}	3.8×10^{-1}
N/d.w.	5.9×10^{-2}	2.8×10^{-2}	5.1×10^{-2}	3.5×10^{-2}	3.8×10^{-2}
P/d.w.	1.7×10^{-2}	2.1×10^{-3}	1.1×10^{-2}	1.8×10^{-3}	2.3×10^{-2}
Chl. a/d.w.	6.1×10^{-3}	2.1×10^{-3}	8.5×10^{-3}	1.5×10^{-3}	1.5×10^{-2}

表-2. 付着生物群構成元素およびクロロフィルaの乾燥重量に対する比

考えられる。18お澤野らは国立公害研究所のモデル河川で行った実験で、 $C/SS = 0.32$ 、 $N/SS = 0.065$ 、 $P/SS = 0.023$ 、 $chl. a/SS = 0.0076$ という結果を出しており、³⁾ 本実験のRUN1、RUN3、RUN5に近い値となっている。

4. 2. 3 付着生物相

表-3に各水路の付着生物群を構成する藻類の優先種を掲げる。

RUN4を除き、緑藻の *Senedesmus* 属が非常に多く見られる。

また図-6に9月29日、10月14日、11月10日に採取した付着藻類の出現種類数と細菌類、菌類の密度を示す。藻類の出現種類数は、RUN2が最も大きいことがわかる。更に、顕鏡により同定・定量された付着生物の種類とその数から、Pantle u Buck法⁴⁾によって汚濁指数を求め、伝統派(Liebmann)の基本体系に基づいて各水路の生物学的・水質階級を判定した。その結果を図-6のヒストグラム上部に○×△の記号で示した。流水のBODはRUN4が最も高いが(図-3参照)、生物学的・水質判定ではRUN1の腐水性が最も強い。

	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 4	RUN 5
Blue green algae	<i>Hirocephrix janthina</i>	<i>Colothrix coriellina</i> <i>Hirocephrix janthina</i>	<i>Phanidium tenue</i>	<i>Colothrix coriellina</i>	
Diatoms	<i>Nitzschia palea</i>				
Green algae	<i>Senedesmus pallens</i> <i>Senedesmus guiraudi</i> <i>Kirchneriella lunaris</i> <i>Stigeoclonium tenue</i>	<i>Senedesmus pallens</i> <i>Senedesmus guiraudi</i> <i>Stigeoclonium tenue</i>	<i>Senedesmus pallens</i> <i>Senedesmus acuminatus</i>		<i>Senedesmus pallens</i> <i>Senedesmus guiraudi</i> <i>Senedesmus solinus</i>

表-3 付着藻類の優先種

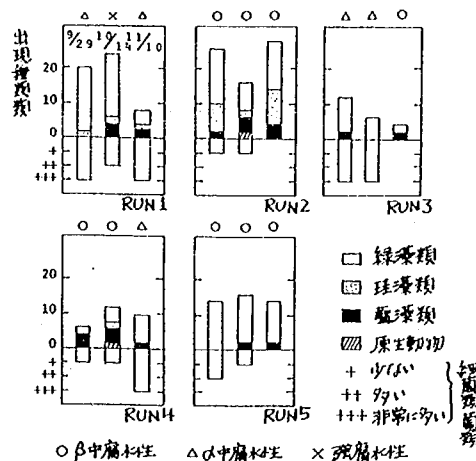


図-6 付着藻類の出現種類数と細菌類、菌類の密度および各水路の生物学的・水質階級

5. 付着生物群の生産と呼吸およびそれに伴う水質変化

河川における汚濁物質の純淨化作用は、河川に生棲する生物群集の物質代謝活動に由来する。生物群集の構成要素は通常、生産者、消費者、分解者の3

つに大別され、各々について生産(或いは同化)、呼吸、排出等の諸機能が定義されるが、ここでは河川の生物群集を総体として取扱い、有機物の合成を(群集)生産、呼吸や分解による有機物の無機化を(群集)呼吸と呼ぶ。

5. 1 生産速度、呼吸速度の測定

5. 1. 1 明暗ビン法

明暗ビン法は容器に試水を満杯して密封し、水中に生棲する生物群集の生産と呼吸速度を、容器中の溶存酸素濃度の変化で求める方法である。本実験では密封容器として1Lの夾栓付三角フラスコを用いた。流水中に浮遊する生物群集と路床に付着する生物群集の生産・呼吸を区別するため、一方の明暗フラスコには流水を、他方には流水と10 cm × 10 cmのスレート板上の生物群集を

菌がラジデ"がき取って入れ、水路底に沈め、図-7は7月17日14時から18日14時までの24時間に観測された生物群集の総生産と呼吸量を示している。RUN1、RUN2、RUN3はいずれも総生産が呼吸を上回っており、RUN4の付着生物を加えたプラスコの場合のみ、呼吸量の方が総生産量より大きかった。即ち、生物群集による水質の純浄化作用が観測されたのは、RUN4のみであった。

5. 1. 2 BOD収支より推定する方法

各水路の生物群集の物質代謝活動について、呼吸より生産が大きければ流水中および路床に付着する有機物量は増大し、逆に呼吸の方が大きければ有機物量は減少するはずである。本実験では路床付着生物の絶対量を測定することができなかったため、これは近似的に定常とみなし、生産・呼吸による有機物の増減はすべて流水中の有機物濃度に反映されると仮定する。更に生産・呼吸速度の時間的変動を無視すると、次のようなBODの保存式が成立立つ。

$$\frac{dL}{dt} = -\frac{L}{T} + \frac{\beta l}{V} \quad \text{----- (1)}$$

L : 流水中のBOD (mg/L), T : 水路における流水の滞留時間 (day), β : 水路1mあたりの群集純生産速度 (gO₂/m·day), l : 水路長 (m), V : 水路の容積 (m³)

(1) 式を初期条件 $L=L_0$ at $t=0$ で解くと、

$$\frac{L}{T} - \frac{\beta l}{V} = \left(\frac{L_0}{T} - \frac{\beta l}{V} \right) e^{-\frac{t}{T}} \quad \text{----- (2)}$$

と作る。ショ糖は1日1回投入し、採水はその直前に行う。

とを考慮して、 $T=1$ (日)、 $t=1$ (日)、 $L_0=L+\Delta L$ を代入すると

$$\beta = \frac{V}{l} \left(L - \frac{e}{e-1} \Delta L \right) \quad \text{----- (3)}$$

ただし、 ΔL は1日分のショ糖投入によるBODの増加分である。 L として月平均BODを採用し、(3)式から各水路の純生産速度を計算するのが図-8である。RUN2、RUN3、RUN5は生産型で夏から冬に向かうにしたがい純生産速度は低下しているが、RUN1、RUN4は時期により生産型となる場合と酸化分解型となる場合がある。

5. 1. 3 酸素収支より推定する方法

図-9、図-10は、それぞれ10月20日から25日までの水温、気象条件とRUN1、RUN3の流水中DO濃度の変化である。この期間中、薬品は1日分を12等分して2時間ごとに水路に投入した。RUN3のDOが終始24時間周期の変動を示すのに対して、RUN1では、このパ

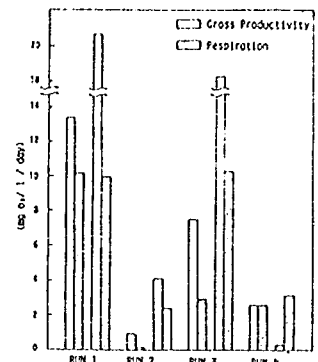


図-7 明暗ビン法による生産・呼吸速度の測定、各水路左側のヒストグラムが流水のみ、右側が流水と付着生物の場合

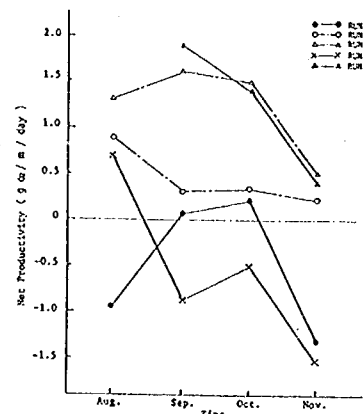


図-8 流水BODより推定される生産・呼吸速度の変化

ターンは晴天日で水温変動の大きい22日から24日の期間しか明瞭に現れていない。RUN 2における群集純生産速度 β_i ($gO_2/m \cdot hr$) は、酸素収支式に基づいて次のように計算される。

$$\beta_i = \left\{ V \frac{dC_i}{dt} - K_2 V (C_s - C_i) - Q (C_{in} - C_i) - q_r (C_r - C_i) \right\} / l \quad (4)$$

C_i : 流水 DO (mg/l)、 C_s : 飽和 DO (mg/l)、

C_{in} : 供給水 DO 、 C_r : 降雨中の DO 、

Q : 供給水量 (m^3/hr)、 q_r : 降雨量 (m^3/hr)

K_2 : 水路再ば気係数 (hr^{-1})

RUN 2 を基準として $\hat{C}_i = C_i - C_2$ 、 $\hat{\beta}_i = \beta_i - \beta_2$ とおく

$$\hat{\beta}_i = \left\{ V \frac{d\hat{C}_i}{dt} + K_2 V \hat{C}_i + (Q + q_r) \hat{C}_i \right\} / l \quad (5)$$

と作る。Dobbins の式、土研(村上)の式から $K_2 = 1.1$ (hr^{-1} at $20^\circ C$) とし、(5)式を用いて $\hat{\beta}_i$ を計算した。図-11にRUN 1とRUN 3の結果を示す。酸化分解型のRUN 1と生産型のRUN 3の相違が浮彫りになっている。大雑把に言って、RUN 4はRUN 1と同型、RUN 5はRUN 3と同型の特性を示した。

5.2 生産と呼吸に伴う水質変化

5.2.1 pH、酸度・アルカリ度の変化

生物群集の生産・呼吸活動は水中の炭酸平衡をくずし、酸度・アルカリ度の変化をもたらす。(ただし、総アルカリ度は保存される。)図-12は11月4日の7時から18時に観測されたRUN 1、RUN 3の酸度・アルカリ度とpHの変化の様相である。酸化分解型のRUN 1では呼吸によって常時 CO_2 が放出されるため $CO_2 + H_2O \rightleftharpoons H_2CO_3^* \rightleftharpoons H^+ + HCO_3^-$ なる平衡関係が成立している。RUN 3も夜間は呼吸のみのためRUN 1と同様であるが、日昼生産の方が上回るため水中に溶解する CO_2 が取り込まれて、やがて $HCO_3^- \rightleftharpoons H^+ + CO_3^{2-}$ の平衡に移行する。これに伴って

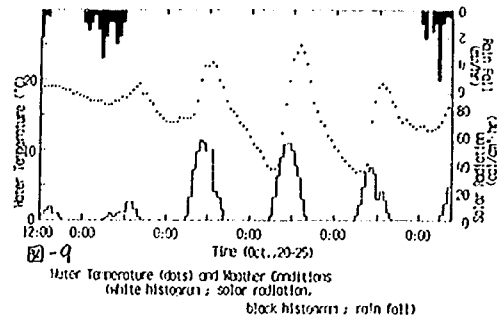


図-9 Water Temperature (dots) and Weather Conditions (white histogram: solar radiation, black histogram: rain fall)

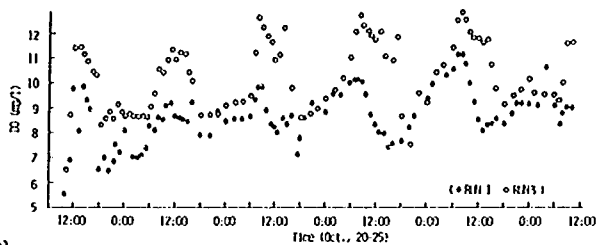


図-10 Diurnal Variation of Dissolved Oxygen in RUN 1 and RUN 3.

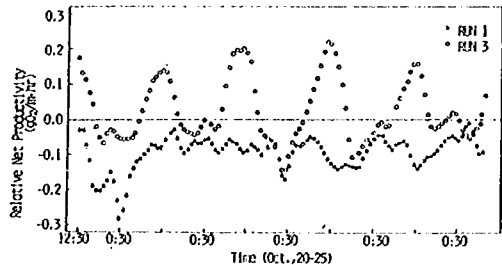


図-11 Diurnal Variation of Net Productivity in RUN 1 and RUN 3. (treated with the low-pass filter of $(1/2, 2/2, 1/3, 2/3, 1/2)$)

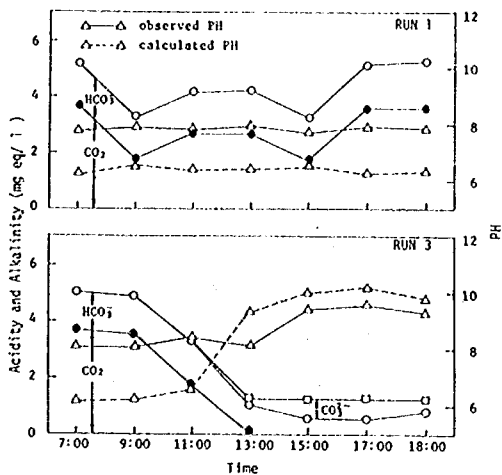


図-12 流水のpH、酸度・アルカリ度の変化

PHも図-12の破線のように変化
するはずであるが、実際にはリン
酸やアンモニアの緩衝作用のため、
理論値とは異なっている。

5.2.2 無機態窒素・リンの 摂取と吐き出し

一次生産者である藻類が光合成
を行う場合、 CO_2 のほかは窒素、
リンも必要とするはずである。逆
に生物体を構成する有機物が酸化
分解されれば、窒素、リンも無機
化されて水中に放出されるであら

う。図-13は明暗ビン法で生産・呼吸速度を測定した際に観測された無機態窒素とリン酸態リン
の変化をDOの変化と対応させて描いたものである。暗ビン中において無機態窒素、リン酸態リン
の吐き出しが、ほぼ生物群集の呼吸量に比例して行われていることがわかる。しかし明ビン中では
明確な対応関係は得られなかった。

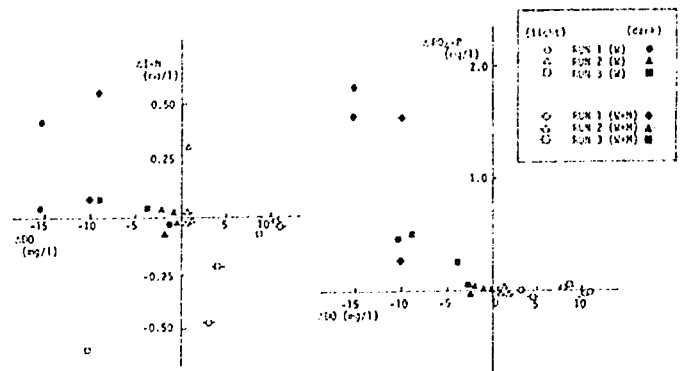


図-13 明暗ビン中の生産・呼吸に伴う無機態窒素・リンの
摂取と吐き出し。(w)；流水、(W+M)；流水+付着生物群

6. 今後の方針

本年度は、還流水路を用いて河川水質と河床付着生物群との関係、および河川水質の生物群集によ
る生産・呼吸作用について基礎的な実験を行った。今後、実河川における同様の調査は別のチームで
行い、本研究では、河川に排出された有害汚濁物質が、河床付着生物群とその物質代謝作用に如何に
影響を及ぼすかについて調査する予定である。

参考文献

- 1) 村上、藤本、何田；難分解性有機化合物および微量有害物質の表流水中での挙動に関する研究。
昭和54年度下水道関係調査研究年次報告書集、昭和55年8月。
- 2) 相崎；富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成量の変化。
日本陸水学会誌、41、4、1980
- 3) 津野、村岡、植戸；モデル河川を用いた付着藻類増殖特性に関する研究、第34回土木学会
年次学術講演会講演概要集第2部
- 4) 盛下；生物指標の概念と種類、公害と対策、Vol.17、No.5
- 5) 土木学会；水理公式集、昭和46年版 p.462

Ⅱ 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 観光地における下水処理に関する研究

下水道研究室 星 隅 保夫 落 修一
高橋 正宏 八木橋一郎
三次処理研究室 小堀 和夫
酒井 憲司

The wastewater and wastewater treatment in the resort area have different characteristics from that in urban area.

- 1) The hot spring water which affects the sewerage systems may be discharged to the sewerage.
- 2) The seasonal and weekly variations of wastewater flow are very intensive.
- 3) It may be not good to have as many operators, but little consideration is required for the plant area, as the plant is relatively small and is constructed in rural area.
- 4) Some plants are constructed on the highland or the cold region, so they must be paid attentions to snow and/or cold climate and sludge disposal in winter.
- 5) High water quality is required for the effluent discharging to lakes or irrigation channels not to cause to eutrophication of lakes or the damage of agriculture use.

The objectives of this study are to establish wastewater treatment systems to meet these special characteristics in resort area.

Summary of the results

In FY 1980, various data from 12 wastewater treatment plants in tourist resorts were collected, and daily flow patterns from two tourist inns and two plants in tourist resorts were evaluated.

The pilot plant, Kohok S.T.P., Ibaraki Pref., was operated to get design data for sequence batch reactor of oxidation ditch.

The results are as follows.

- 1) There are differences among design bases of existing wastewater treatment plant in resort area.
- 2) Average flow ($\text{m}^3/\text{tourist}/\text{day}$) at tourist inns is very large (0.54 – 0.80), but average load of pollutants ($\text{g}/\text{tourist}/\text{day}$) are same as that of urban area. So pollutant concentrations of waste water from tourist inns are low compared with those in urban area. (BOD: 55 – 123 mg/l, ss: 32 – 35mg/l, T-P: 1.2 – 1.6 mg/l, T-N: 11 – 19 mg/l)
- 3) The daily flow variations in tourist resorts are smaller than that in urban area, but seasonal flow variations are much larger.
- 4) The sequence batch reactor of oxidation ditch can be operated well and easily. It will be possible to remove nitrogen and phosphorous with easy operation.

1. はじめに

国民の余暇活動の活発化に伴ない、観光地を訪れる観光客は増加しつつあり、それに従って本来清澄であるべき、湖沼・河川・海域等での汚染が深刻な問題として顕在化してきた。この傾向は、これらの地域で宿泊客等を引きうけている、いわゆる観光地において特に著しく、周辺の貴重な観光資源が損なわれつつある。現在、観光地の旅館のほとんどは尿のみを浄化槽で処理しており、その他の排水はたれ流しの状態であり、合併処理を行なっている施設の浄化効率も満足のいくものとは言えない。この傾向に歯止めをかけるべく、特定環境保全公共下水道事業が昭和50年に発足し、昭和53年度その第一号事業として豊橋市高根処理場（農村下水道）が完成している。昭和54年度特定環境保全公共下水道事業実施箇所は全国合計57ヶ所あり、毎年10ヶ所程度が新規事業として採択されているが通水した処理場はまだ2ヶ所のみである。そのため下水道の整備が急がれている。今日まで下水道は主として都市域の人口密集地を対象として整備されてきた。下水道の技術はこうした密集市街地に適する形で進んできたが今後、観光地において下水道を整備する場合には、観光地という地域特性を考慮した技術の確立を図る必要があると思われる。観光地では旅館、みやげ物屋、食堂等が主たる下水の発生源であり、下水道の規模としてはきわめて小さい。

また、下水道に大きな影響を及ぼす地域特性として次のような条件をあげることができる。

- 1) 流入下水には温泉排水等特殊な排水が流入するため、これらに対する対策も必要である。
- 2) 流入下水量の変動が極めて激しく、季節的に全く流入しない場合、曜日別の変動が大きい場合などがある。
- 3) 小規模のため維持管理の人員をかけられないが、逆に用地は比較的余裕のあることが多い。
- 4) 山間、寒冷地であることが多く、冬期の低水温及び積雪に対してのプロセスの選択、発生汚泥の処分等の配慮が必要である。
- 5) 放流先が湖沼等である場合、富栄養化防止のための対策を要求されることがある。あるいは、かんがい用水路へ処理水が流入する場合には、農業利水上の問題点が生じるため処理水質の高度化が要求されることがある。

上記のような特徴をもつ下水道システムの計画、建設、維持管理にはまだ十分に解明されていない分野が多いため、実際に事業を遂行するにあたって様々な問題点が生じてくる可能性が大きい。本研究は、第一に観光地特有の問題点の整理、及び仕分けを行ない、計画に特に考慮しなくてはならない事項を明確にすること。次いで、これらの問題点を解決する手

法として、観光地の諸々の特性に対応した下水処理技術を開発するための各種実験を行なうこと。そして観光地の地域特性をいかした、下水道計画立案のための技術指針を作成することを目標としている。

2. 観光地における排水処理の現況

我が国の大部分の観光地は温泉地域に立地しており、下水道事業も現在のところは大規模な温泉を中心として整備されつつある。資料1)によると全国の宿泊施設を有する温泉は2018ヶ所あり、年間延宿泊客数は1億700万人であった。これを規模別に集計したものが図-1である。年間延宿泊客

温泉数	500,000人以上		500,000人以下	
	49ヶ所		2.4%	
年間延宿泊客数	100,000人以上		100,000人以下	
	161ヶ所		8.0%	
年間延宿泊客数	1,278ヶ所		530ヶ所	
	63.4%		26.3%	
年間延宿泊客数	35,981千人		55,517千人	
	33.5%		51.8%	

図-1 観光地の規模内訳

100,000人以下（日平均270人以下）の小規模な温泉が約90%を占めているが、これらはのべ宿泊客数からみると15%にとどまり、100,000人～500,000人、500,000人以上といった中規模、大規模の温泉の宿泊客数が33.5%、51.8%を占めている。公共下水道の対象として、処理人口1,000人以上の規模とすると、年間のべ宿泊客数100,000人以上の温泉の大部分と、100,000人以下の一部を含んだ200ヶ所以上がその対象となると考えられる。現在、これらの温泉にある宿泊施設の大部分は先に述べたように浄化槽による排水処理を行なっている。社団法人日本環境整備教育センターの報告2)によると観光地に設置されている浄化槽46施設の放流水水質は、BOD 78.5mg/L、NH₄-N 42.5mg/L、SS 34.1mg/Lであったが、BOD 150mg/Lを超えるものが17.6%もあったとしている。この数値を1人当り排水量原単位760L/人・日（文献2)より）、年間延べ宿泊客数1億700万人にかけ合わせると、温泉地での汚濁負荷量はBOD 6,400t/年、NH₄-N 3,500t/年、という膨大な値となる。しかも、この数値は、し尿由来のもののみであり、別に雑排水からの負荷も相当あるものと思わなければならない。

昭和53年末現在、札幌市定山溪温泉、石川県片山津温泉、大分県別府温泉など8ヶ所の大規模温泉で、公共下水道終末処理場が稼動しており、他の10ヶ所で建設中又は計画中とな

っている。また延宿泊数50万人以下の中小規模温泉では、栃木県日光湯元温泉、中禅寺温泉、愛媛県湯ノ浦温泉の3ヶ所で終末処理場が稼動中である。温泉地以外の観光地については統計が不備であるが、特定環境保全公共下水道事業で整備されている福井県永平寺町、和歌山県高野町の例がある。

稼動中の観光地下水処理場の設計数値、運転状況等を把握

表一 1 観光地下水処理場のアンケート結果

処 理 場 名	現 況						計 画							
	通 年 月	集水方式	処 理 方 式	処 理 場 面 積 (ha)	平均流入水量 (m³/日)	定住の人口	定住人口：移動人口	水量原単位 (l/人・日)		BOD原単位 (g/人・日)		SS原単位 (g/人・日)		高度処理計画について
								宿泊客	日帰客	宿泊客	日帰客	宿泊客	日帰客	
A	39.10	分 流	高速散水浮床	45.27	2,000	925	1：6.89	217	47	29	8	38	10	
B	40. 8	分 流	高速エアレーション沈殿池	254.1	21,004	19,950	1：1.44	305	65	81.5	23	73.5	20	あり、除去対象 COD, BOD
C	41. 6	分 流	オキシディンデッチ	27.62	2,552	287	1：19.1	248	52.7	42.4	6.8	50.9	8.2	あり、除去対象 SS, リン
D	45. 6	分 流	標準活性汚泥法	50	6,005	2,560	1：1.46	*1.162	*1.184	*111	*113	*47.5	*53.5	な し
E	49. 6	分一部合流	同 上	106.3	21,981	16,300	1：0.94	190	40	65	14	58.5	12.6	あり、除去対象 COD, BOD, SS
F	50.10	分 流	同 上	54	6,197	3,679	1：2	910	—	168	—	200	—	な し
G	52. 6	分 流	同 上	54	2,000	2,400	1：2.13	—	—	—	—	—	—	な し
H	52. 7	分 流	長時間エアレーション接触酸化	13.23	173	52	1：6.15	306	153	81.5	40.8	73.4	36.7	な し
I	54. 3	分 流	標準活性汚泥法	438	15,600	20,000	1：0.25	35	20	7	4	6	3.6	あり、除去対象 リン
J	54.10	分 流	回転円板法	85	2,000	3,200	*1：4.63	288	120	296	296	66	66	な し
K	55. 4	分 流	同 上	9.6	600	600	1：3	225	35	60	7	54	6.3	な し
L	55. 7	分 流	同 上	102.4	2,900	3,100	1：3.86	205	55	52.7	14.9	47.4	9.4	な し

* 実態調査より求めた数値であり計画値ではない。

着目すべき特徴としては以下の諸点が挙げられる。①温泉を含む市街地規模の大きな処理場、すなわち B, E, I などは定住人口：移動人口の比が小さいため、観光客数の変動によって流入下水量が大きく変化する恐れは比較的少ない。これに対して、その他の処理場では定住人口が少ないため定住人口：移動人口の比が大きく、発生する下水量は観光客の増減に大きく影響される。②処理方式の特徴として、標準活性汚泥法以外の処理方式をとっている所が多いことが目につく。3ヶ所の処理場で回転円板法を採用しており、他にオキシディンデッチ法や長時間エアレーション法もみられる。これらの処理方式は標準活性汚泥法に比較して維持管理に手間がかからず、負荷変動にも強いといわれており、その特性を発揮できれば観光地に適した技術といえよう。③観光客のもたらす1人1日当りの下水水量、BOD 負荷量、SS 負荷量

するため、上記13ヶ所の下水処理場を対象としてアンケート調査を実施したところ12ヶ所の処理場より回答を得た。表一1にその結果をまとめてあるが、最近1年間の平均流入水量は21,981～173m³/日であり、いずれもいわゆる「小規模」な下水処理場である。

等については各処理場によって非常に大きな隔りがある。地域の特性による差もあろうが、それ以上に下水道計画立案者の持っていたデータと、その利用の仕方による差が、この大きな隔りたる原因ではなかろうか。今後、観光地における下水道計画の作成に当たって、十分参考となりうる負荷量原単位を作成することが望まれるゆえである。

る。旅館排水の特性

通常の観光地では、流入下水の大部分は旅館・ホテルの排水によって占められる。これは更に、水洗便所排水、洗面所排水、厨房排水、浴場排水、洗たく・清掃排水等に細分化されるであろう。これらの排水の性質や発生パターンは、観光地の特性に大きく左右される。今年度は、我国の代表的観光地にあるA旅館、Bホテルの2ヶ所で排水量、水質を24時間連続で測定し、観光地の特性と、旅館の排水形態を関連づけ

る調査を行なった。

3. 1 A 旅館

A旅館は、海拔1,200 mの高地にある湖に面した山林の中にあり、周辺は各種厚生機関の保養所等が散在する静かな観光地であるが、年間観光客数755万人という我国第一級の国立公園内にあるため、シーズン中は利用客でほとんど満員の状態にある。宿泊定員は100名従業員数は20名で、併設の寮に住んでいる。この地区は下水道が未整備であるが、湖水水質保全のためほとんどの保養所は合併処理方式の浄化槽をもっており、A旅館も例外ではない。浴場は18 m^3 /日の割当てで硫化水素泉を引いているが、ほとんどの温泉水は浴槽内に開口しているドレンによって排除され、浄化槽とは別系統の管路によって、直接放流されており、洗い場で使用した水のみが浄化槽へ流入する。上水としては山奥の豊富な沢水を自費で導水し、塩素滅菌したものを使用しており、水使用を制限する因子はほとんどない。

調査は夏季1回、冬季2回の合計3回行ない、図-2に示す調査地点で、原則として1時間に1回の割合で流量観測、採水を24時間行なった。図中、①は総合排水であり、②は厨房排水、③は浴場排水である。①-(②+③)は、トイレ・手洗・洗たく・清掃に使用された水である。図-3は、第一回目調査における、各排水の流量変動を示したものである。

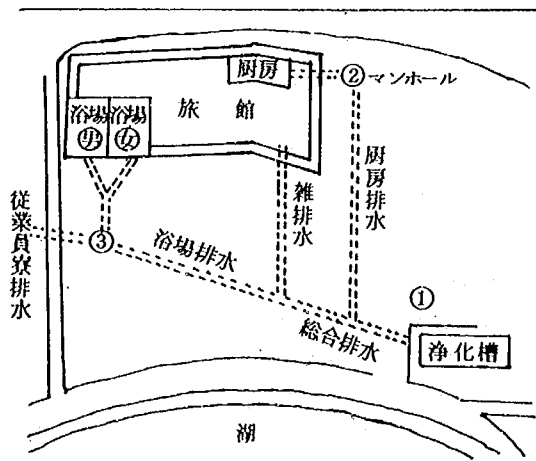


図-2 A旅館調査ヶ所

A旅館では冷凍食品の解凍のため上水を常時流し放しにしており、これは深夜の厨房排水流量に相当する。このため、図-3では厨房排水と解凍排水を分離してある。また、総合排水から、浴場・厨房・解凍の各排水を差引いた部分は、宿泊客のいない時間帯を清掃・洗たくに使用された水とみなして清掃排水とし、それ以外の時間帯のものを客がトイレや洗面に用いた水洗排水とした。図-3によると、排水量のかんりの部分は解凍排水によって占められていることがわかる。ピークは18:00、20:00、9:00の3つが大きく、その内で18:00、9:00のピークは水洗排水が主であり、これは宿泊客の到着、出発の時刻に相当する。20:00のピークは厨房排水が主なもので、A旅館での夕食時間18:00～20:00に相当して変動していることがわかる。浴場排水は19時及び22時にピークがきているが、これは旅館の周辺に遊興施設がないため宿泊客が夕食時間前後に到着し、食事後ゆっくり入浴するためではないかと思われる。

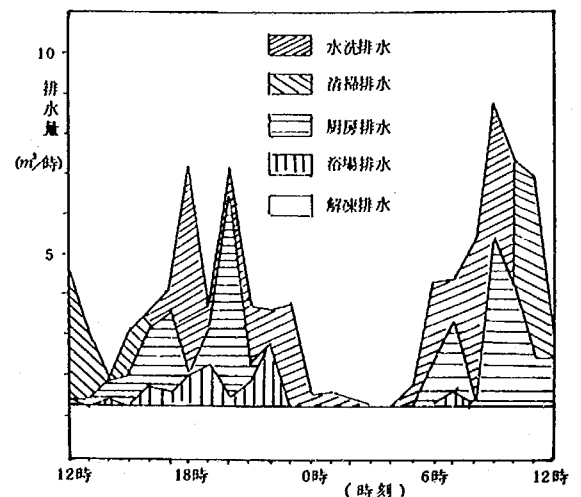


図-3 A旅館の排水量経時変化

表-2 各種原単位調査結果 (A旅館)

調査日	排水量 (l /人・日)	BOD (g /人・日)	COD (g /人・日)	SS (g /人・日)	T-P (g /人・日)	T-N (g /人・日)	宿泊客数 +従業員数
55.8.2～3	771	94.7	42.7	27.0	1.25	14.7	124名
55.11.15～16	807	45.0	26.0	25.7	0.98	10.72	95名
55.12.6～7	685	49.7	31.5	23.3	0.86	7.60	96名

表-2に3回の調査より得られた各種原単位を示した。BOD, COD, 以下の汚濁負荷原単位は、一部にやや大きなものもあるが、一般の公共下水道で用いられている値と同様の値が観測された。排水量の原単位は通常300~500 $\text{L}/\text{人}\cdot\text{日}$ の値が用いられており、処理場規模が小さくなるほど、小さな値をとることが普通であるが、A旅館では685~807 $\text{L}/\text{人}\cdot\text{日}$ とかなり大きな原単位を示している。排出源別流量原単位の内訳を3回の平均値でみると図-4のようになり、A旅館では解凍排水が排水量の27.5%を占めていることが判明した。また、厨房排水、水洗+清掃排水の原単位も200 $\text{L}/\text{人}\cdot\text{日}$ を超えていることから、上水の使用状況が

71.4 $\text{L}/\text{人}\cdot\text{日}$
9.5%

解凍排水	厨房排水	浴場排水	水洗+清掃排水
207 $\text{L}/\text{人}\cdot\text{日}$ 27.5%	219 $\text{L}/\text{人}\cdot\text{日}$ 29%		257 $\text{L}/\text{人}\cdot\text{日}$ 34.1%

図-4 排水量原単位の内訳

なり自由であることがうかがえる。このため、排水の希釈があり、各水質項目の平均濃度はBOD 84 mg/L , COD 45 mg/L , SS 34 mg/L , T-P 1.4 mg/L , T-N 18 mg/L と、通常の家庭下水に比べて希薄であった。

3. 2 Bホテル

Bホテルは海跡湖に面した、大きな温泉街の一角に建つ、収容人員450名、従業員数100名の大きなホテルである。温泉街にはBホテル級の大ホテルが多数立ち並び、各種の歓楽施設、ヨットハーバー、などが完備しており、年間を通じて観光客が多い。温泉は塩化ナトリウム泉であるが、汲み上げ量よりも需要が多いため、各ホテルでは湧し湯をかなり混入させているとのことである。

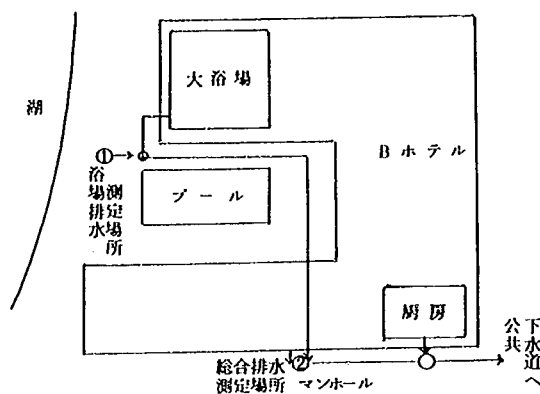


図-5 Bホテル測定箇所

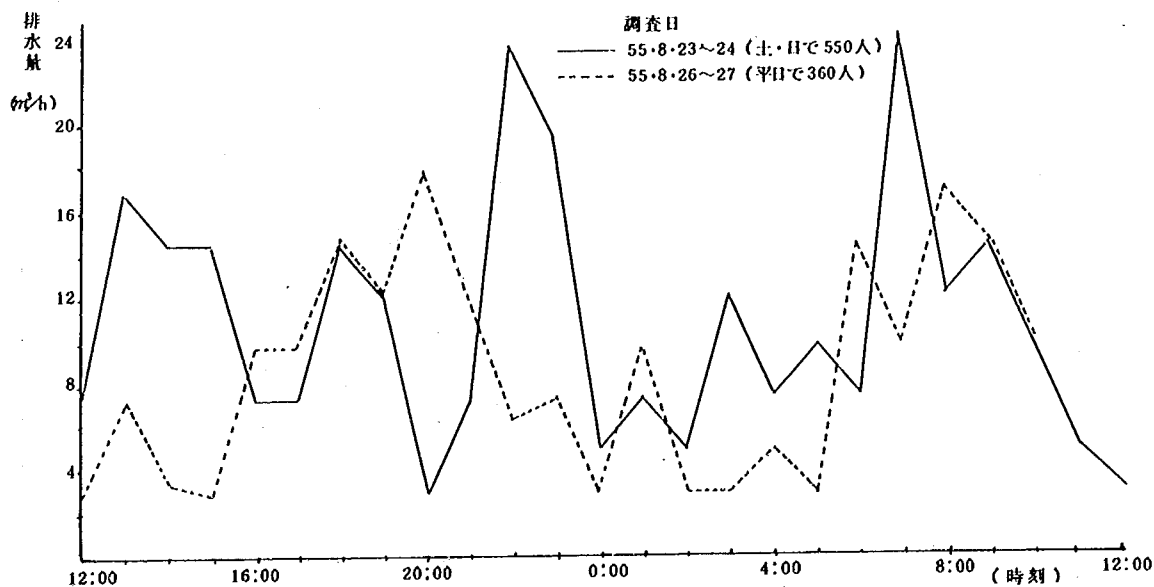


図-6 客室+浴場排水の時間変動 (Bホテル)

Bホテルでの測定箇所を図-5に示した。排水系統は大浴場の排水、客室排水、厨房排水に分かれるが、流量観測可能な箇所は①の浴場排水と、②の客室排水に浴場排水が加わった管の2ヶ所であり、厨房排水の観測はできなかった。

図-6に、②地点(図-5)での流量観測結果を示した。実線は土曜日から日曜日にかけて550人の宿泊客があった時であり、破線は平日で360人の場合である。本調査の場合厨房排水や清掃・洗たく排水が測定できなかったため、これら

のピークは浴場排水と水洗・洗面排水から主としてなっている。ピークの位置や大きさは日によって異なっているが、13:00頃、18:00～21:00、6:00～9:00の3つピークが認められ、①地点(図-5)での流量観測結果より6:00～9:00のピーク以外は、浴場排水が大きな割合を占めていることがわかった。2回の観測結果の平均値より求めた原単位を表-3に示した。当ホテル浴場では、浴槽のオーバーフローがそのまま、下水管に流入するため浴場排水量原単位が

表-3 Bホテルの原単位

区 分	原単位	排 水 量 ($g/人 \cdot 日$)	BOD ($g/人 \cdot 日$)	COD ($g/人 \cdot 日$)	SS ($g/人 \cdot 日$)	T-P ($g/人 \cdot 日$)	T-N ($g/人 \cdot 日$)
客 室 排 水		265	11.5	7.6	7.2	0.49	7.6
浴 場 排 水		278	4.8	3.3	1.9	0.23	1.4
計		543	16.3	10.9	9.1	0.72	9.0

300 $g/人 \cdot 日$ に近い大きな値となっている。また客室の排水量原単位も一般家庭に比べて5倍近い値であった。これに対してBOD以下の水質項目に関する原単位は、例えば、流総指針にみられる値と比べると若干小さな値を示している。各水質項目の平均濃度は、BOD 30.4 mg/l 、COD 20.4 mg/l 、SS 16.6 mg/l 、T-P 1.7 mg/l 、T-N 16.9 mg/l となった。

4. 観光地の既設下水処理場の特性

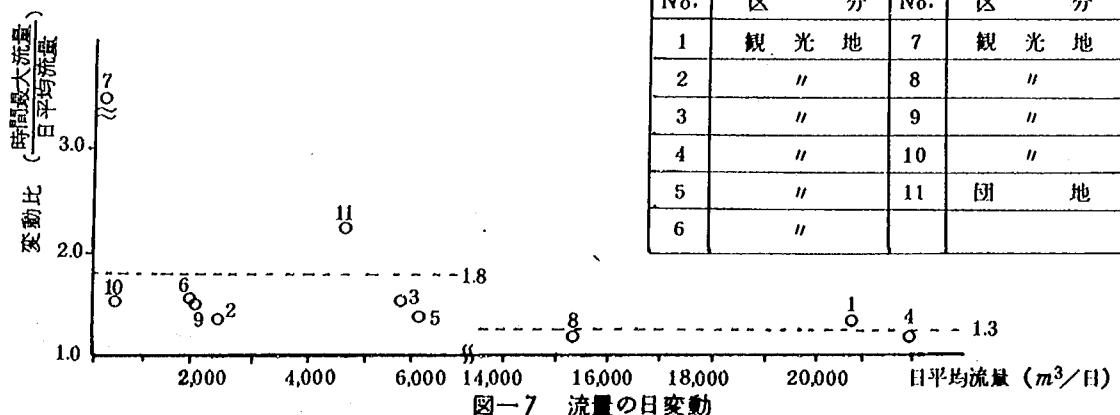
観光地の既設処理場の実態を把握し、通常の都市下水処理場との相異点を明らかにするため、今年度は各自自治体手持ちの維持管理データの解析、および2ヶ所の処理場についての実態調査を行なった。

観光地下水処理場の流入下水の特性として、水量変動が激しいことが一般に挙げられている。既設処理場の流入水量データを整理し、この実態を明らかにすることとする。

(1) 日間変動

下水処理場の日間変動が激しい場合には、流量調整槽の設置や、施設容量を大きくするなどの対策が必要である。日間変動量を示す指標として通常「変動比」が用いられる。これは時間最大流量/日平均流量で示され、通常の下水処理場の場合1.3、小規模な処理場で1.8程度と考えられている。

(下水道施設設計指針と解説 1972年版) 図-7は各処理場の変動比と日平均流量の関係を図示したものであり、図中の破線は変動比1.8、及び1.3の値を示している。破線より上方にある処理場は7、および11のみであり、他はかなり小規模な処理場でも変動比はそれ程大きいものではない。7は日平均流量が200 $m^3/日$ 以下のきわめて小規模の処理場、11は団地処理場である。200 $m^3/日$ というホテルの浄化槽程度の規模であり、このような場合には何らかの流量調整機能が必要になろう。



(2) 季節変動

下水処理場にとって問題となる季節変動は、2つの範ちゅうに分けることが可能であろう。1つは、季節的に全く流入水がない場合で、もちろん既設の下水処理場にはこのような箇所はない。もう1つは季節的に流量が少なくなる場合で観光地において、よくみかけるケースである。季節的な流量変動が下水処理に与える影響を最小限にするためには、計画水量の設定、運転管理面での対応と、運転コストなどの面から検討する必要がある。

季節変動を示す指標として確定したものはないが、日最大流量/日平均流量が1つの目安となろう。都市型の下水処理場においてはこの値は1.25～1.4と言われておりこれは雨天時の雨水混入の影響も加味した設計値である。図-8は日最大流量/日平均流量と日平均流量の値をプロットしたもの

であり、破線は1.25～1.4の値を示している。図-7で大きな日変動を示した11の団地処理場はそれ程大きな季節変動をうけておらず、7、9、5の各処理場が破線より上位にある。図-8をみると季節変動の度合は、日平均流入水量にはあまり関係なく、処理場の特性によって決まるようである。図中の処理場中観光客数がシーズン中とオフとで大きく変化する観光地のものは7、9、2、の3ヶ所の小規模処理場であり、他は定住人口も多く、比較的安定した客の入れ込みがある。2の処理場で季節変動が少ない理由は、下水中に多量の温泉水が常時混入しているためである。反対に5の処理場での変動が激しいのは、管きょが軟弱な地盤にふ設されており雨天時に何らかの理由で浸入水の流入がふえるためとみられる。

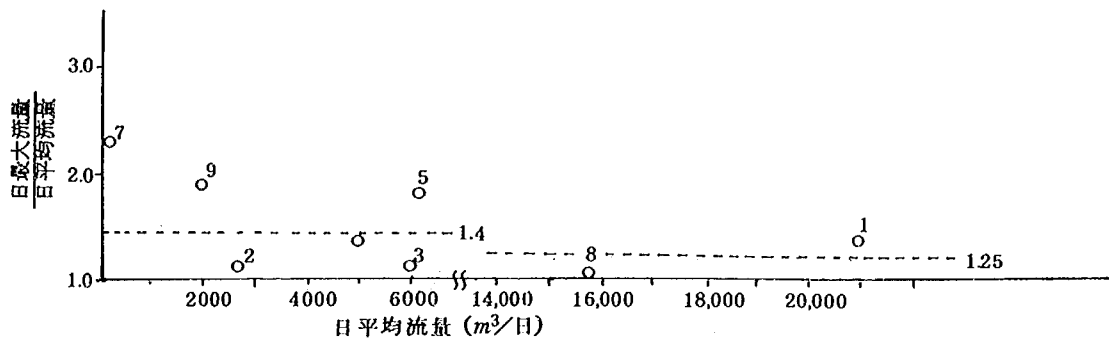


図-8 流量の季節変動

(3) 週間変動

既設下水処理場においては週間変動が大きく影響する箇所はなかった。ただし浄化槽なみの小規模施設においては、問題が生じる場合もあろう。週のうち汚水の流入するのが2日程度で、あとはほとんど流入がない場合等を想定した処理実験も必要になると考える。

前段3、で見たとおり、旅館排水の特性としては、成分濃度がやややすいことがあげられる。特に温泉排水と他の排水とを分けずに一緒に排出する場合には更にうすい下水になる。既設処理場における流入下水の水質も当然希薄であることが予想され、そのためかえって各種の処理工程で運転コストが上昇することが懸念される。

表-4

No.	観測 (年・月・日)	流入水量 (m³/日)	流入水量 変動比	BOD負荷 (kg/日)	平均BOD (mg/l)	BOD負荷 変動比	SS負荷 (kg/日)	平均SS濃度 (mg/l)	SS負荷 変動比
1	54.10.31	18,160	1.33	2,476	136.3	2.23	1,654	91.1	2.01
2	55.8.5	2,412	1.42	160.8	66.7	2.14	149.5	62.0	2.08
3	55.9.17	5,253	1.60	517.7	98.6	1.96	294.7	56.1	2.28
4	55.8.23	8,300	1.39	771.1	92.9	2.00	612.3	73.8	2.65
5	55.9.10	2,296	1.55	266	116	1.61	—	—	—
6	55.2.29	98.9	6.87	12.4	125	2.51	6.4	65.1	2.56
7	55.9.23	16,120	1.24	1,069	66	1.68	1,913	119	2.58
A	54.5.29	4,500	2.23	1,262	280	4.30	466	104	2.36

表-4は各処理場が行なった24時間試験をもとに、流入水量、BOD、SSの各項目ごとに、負荷量、平均濃度、変動比をまとめたものである。ここでいう「変動比」とは最大値／平均値の値である。調査はNo. 6, No. Aの処理場以外は、観光シーズン中に行なわれていた。なおA処理場は通常の閉地処理場である。Aを除く観光地7カ所のBOD濃度は $136.3 \sim 66 \text{ mg/l}$ 、平均で 100 mg/l であり、シーズンオフにはこの値は更に低下するものと思われる。SSについては $119 \sim 62 \text{ mg/l}$ 、平均で 78 mg/l である。BODやSSの濃度のピークは、流入水量のピークと重なるため、これらの負荷変動比は流入水量変動比より大きなものとなり、BODで $1.61 \sim 2.51$ 、SSで $2.01 \sim 2.65$ であった。しかし流入水濃度がもともと希薄であるため、実際の処理にはほとんど影響がない値であるといえよう。

No. 2、及びNo. 3の処理場のように、シーズン中の流入水平均BODが 60 mg/l の処理場では、シーズンオフの負荷の低下によって、生物処理機能がそこなわれる恐れがある。今後新設される処理場では、希薄な下水が流入する箇所も増加することが予想されるのでその対応策（例えば、低濃度下

水に適する処理の開発、温度排水の別系統収集による他の排水の低濃度化の防止等）を考えねばならない。

今年度は上述の条件下にあるX処理場において、実施設備を用いた回分運転試験を行ない、その効果を調査した。X処理場は表-5に示すように、オキシデーションデッチ方式による処理を行なっている温泉街の処理場であり、下水中に占める温泉水の割合が $2/3$ 程度あるものと推定されている。温泉水は硫化水素泉であり、下水中に硫化物(S^{2-})が $2.1 \sim 6.2 \text{ mg/l}$ 含まれている。処理場のフローシートを図-9に示した。

表-5 X処理場の概要

計画処理面積	27.62 ha
計画処理人口	6840人
排除方式	分流式
日最大汚水量	3,250 $\text{m}^3/\text{日}$
処理方法	オキシデーションデッチ法
デッチ滞留時間	26時間
最終沈殿池水面積負荷	25 $\text{m}^3/\text{日}$
同 上 滞留時間	2.5時間

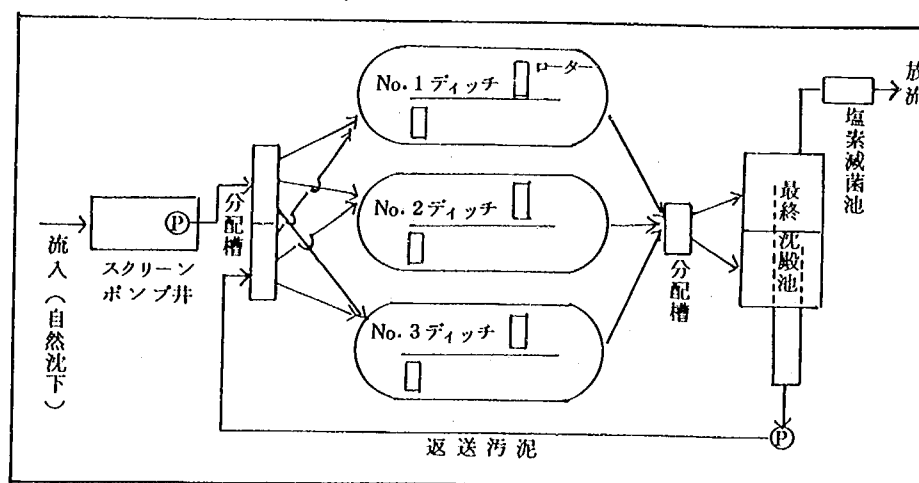


図-9 X処理場フローシート

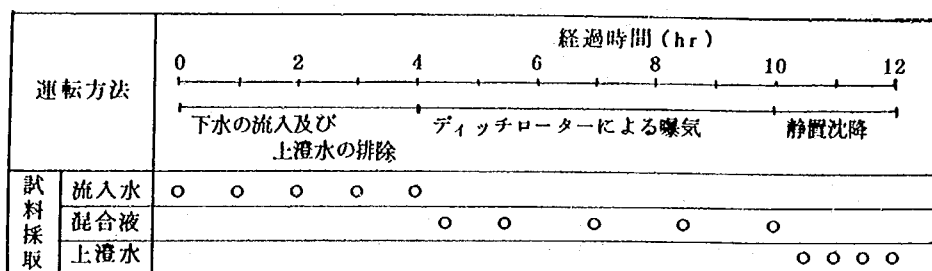


図-10 回分運転スケジュール及び試料採取箇所

実験はNo. 1 ディッチを用いて行なった。図-10に示す12時間サイクルの回分運転スケジュールに従って、6サイクルを連続して運転したものである。実際の運転は、No. 1 ディッチの返送汚泥ラインを完全に止めて行なわれた。ローターを停止させ汚泥を沈降させた後、処理場流入水の全量を4時間にわたりNo. 1 ディッチのみに流入させた。流入量に見合う水量がNo. 1 ディッチより流入するわけであり、これはディッチ容量の30%に相当する。4時間後流入を停止し、ローターを回転させて曝気する。6時間曝気した後、ローターを停止し、2時間の静置沈降を行なう。

X処理場のディッチ内混合液は調査時のSS 43.3 mg/l で非常に少量しかなかった。図-11は、5本の1 ϕ メスリンダーに混合液を満し静置した後、1時間おきに1本のリンダー上澄水をサイフォンで採取し、SSを測定した結果である。通常の混合液では沈降後1時間程度で、上澄中のSSは急激に減少し、以後は横ばいの状態が続くが、本処理場の場合は3時間以上SSの沈降が継続している。これはSS濃度が希薄なため凝集性に乏しく、大きなフロックが形成されないこと、並びに、温泉水中のイオウ分が微細なコロイドとして水中に存在するためと思われる。沈降速度よりSS除去

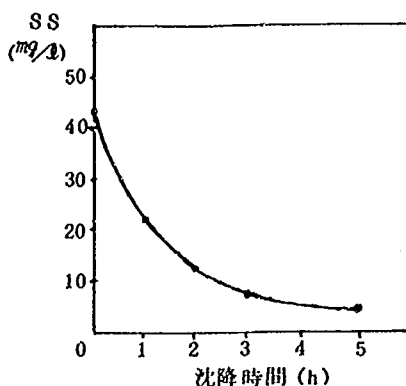


図-11 X処理場混合液沈降試験結果

率80%を得るために必要な最低上昇流速を求めると 3.2 m/日 であり、当処理場の設計水面積負荷 25 m/日 よりはるかに小さな値をとらないと、SSの除去は期待できない。このため、回分運転によって完全な静置沈降状態を確保し、SSの除去率をあげることが当実験のもう1つの目的である。

図-12は実験期間中のディッチ内CODの変化を4, 5回目のサイクルを例に示したものである。静置沈降後のT-CODは除々に上昇傾向にあり、回分運転に切り換えたことにより、

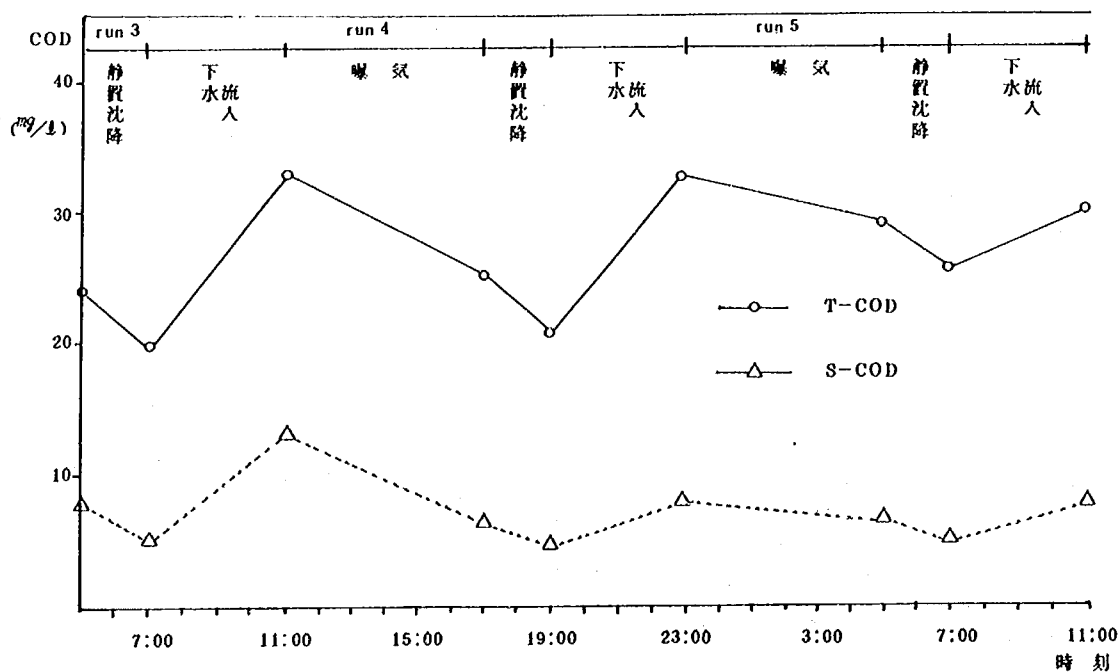


図-12 回分試験におけるディッチ内CODの変化

表一六 X処理場における回分処理実験結果のまとめ

水質項目	区分	平均流入濃度 (mg/l)	平均処理水濃度 (mg/l)	流入負荷量 (kg)	流出負荷量 (kg)	除去率(%)
T-COD Mn		32.2	16.0	11.59	5.76	50
S-COD Mn		17.6	7.9	6.34	2.85	55
SS		25.2	15.5	9.08	5.58	39
T-P		0.96	1.13	0.346	0.407	-18
S-T-P		0.66	0.65	0.238	0.234	1.5
T-N		8.3	6.6	2.99	2.38	20
S-T-N		6.9	5.1	2.48	1.84	26

固形有機物がディッチ内に蓄積していることがうかがわれる。S-CODは、ほぼ一定の除去レベルに達しており、ディッチ内での蓄積は見られなかった。

表一六はCOD, SS, P, N関係についての処理成績のまとめである。No. 1ディッチの流入負荷量, 流出負荷量を総計し, 除去率を求めたものである。実験の後半, 5, 6回目のサイクルで, ディッチ内に以前より沈殿していた汚泥が嫌気化し, 汚泥の再浮上現象が起ったようで, Pについては除去率が負となった。他の項目もこの現象にかなり影響をうけていることが考えられ, ディッチ内に沈降汚泥がなければ, 除去率は向上しているものと思える。

オキシディッシュンディッチの回分運転については, 土木研究所パイロットプラントを用いて実験を継続する予定である。

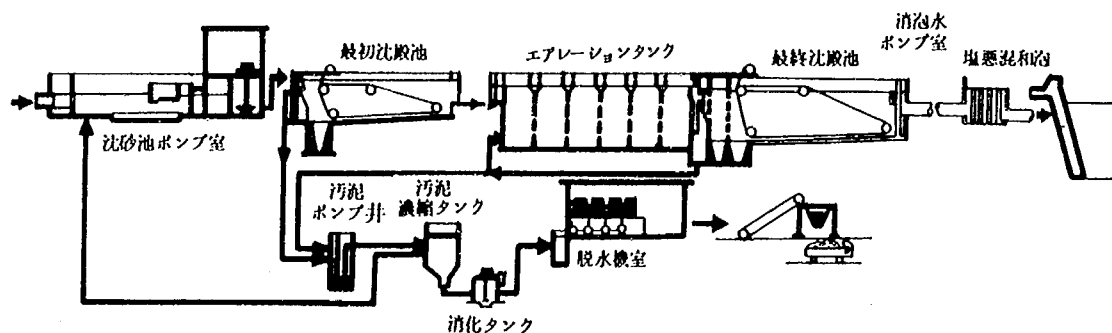
X処理場は季節変動の激しい小規模処理場であったが温泉地の処理場の例としては, 年間を通じてほぼ一定の水量, 水質を受け入れている比較的規模の大きな処理場がある。これ

らの処理場は各種の娯楽施設を併設した大規模な温泉に立地しており, 都市型の処理場との違いは温泉排水等が流入することによって, 下水濃度が希薄であることが最大の違いである。このような処理場では, 標準活性汚泥法による処理が行なわれる場合が多かったため, 一度実態調査を行ない問題点を明らかにすることとした。

表一七 Y処理場の概要

計画処理面積	: 243ha
計画処理人口	: 27,200人
排除方式	: 分流式
日最大汚水量	: 26,410 m^3 /日
処理方式	: 標準活性汚泥法

調査対象としたY処理場の概要を表一七に示した。当処理場は53年度延宿泊客数112万人の大きな温泉地を処理区とする処理場である。温泉水質は食塩泉であるが温泉水が流入下



図一三 Y処理場フローシート

水中に占める割合は12%であり、水質的に特に問題はないと思われる。しかし、わかし湯、その他の営業用水によって下水は希釈されるため、流入下水濃度はかなり低い値になっている。図-13に処理場フローシートを示した。

図-14,15,16は夏休み期間中のあるウィークディに行なった、処理場流入水、処理水の24時間試験の結果を、BOD、

COD、SSについてまとめたものである。水質の変動パターンは、夕方、深夜、朝の3つのピークを持ち、通常の都市下水の処理場と比べ、深夜のピークが特異的といえる。流入水について、BOD、COD、SS、T-P、T-Nの5項目の処理成績を計算した結果を表-8に示した。BOD、COD、SSの除去率は、低目にでているが、これは流入下

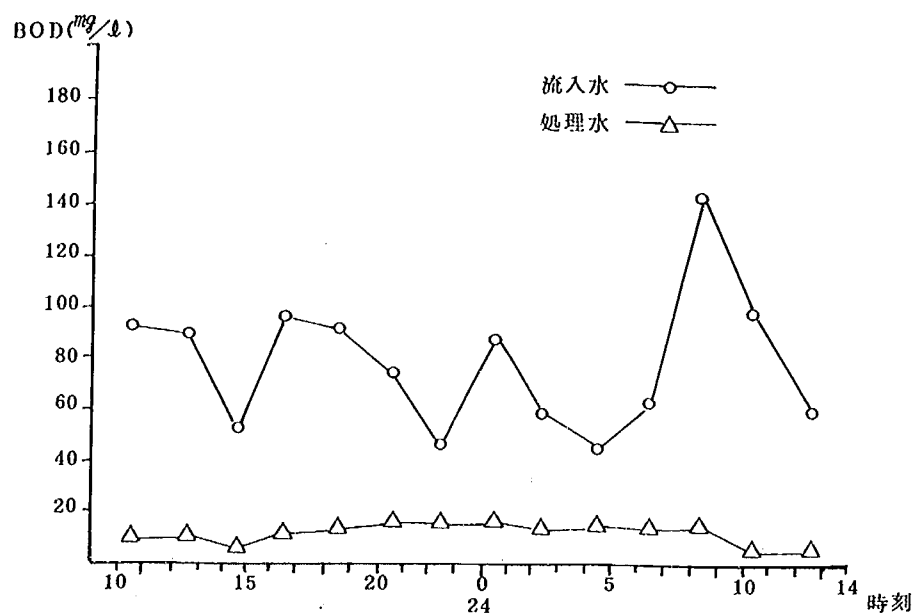


図-14 Y処理場24時間調査 (BOD)

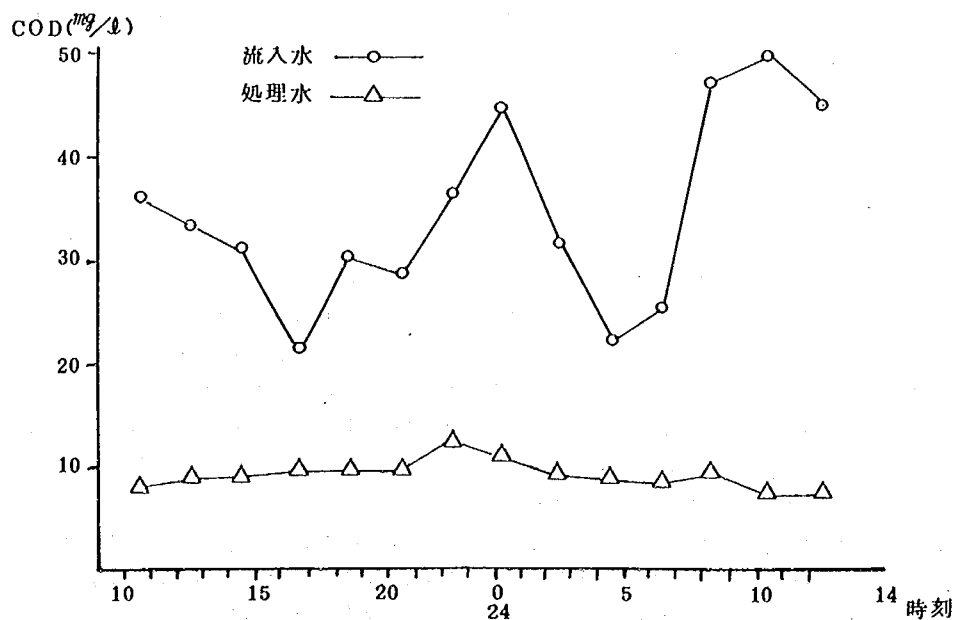


図-15 Y処理場24時間調査 (COD)

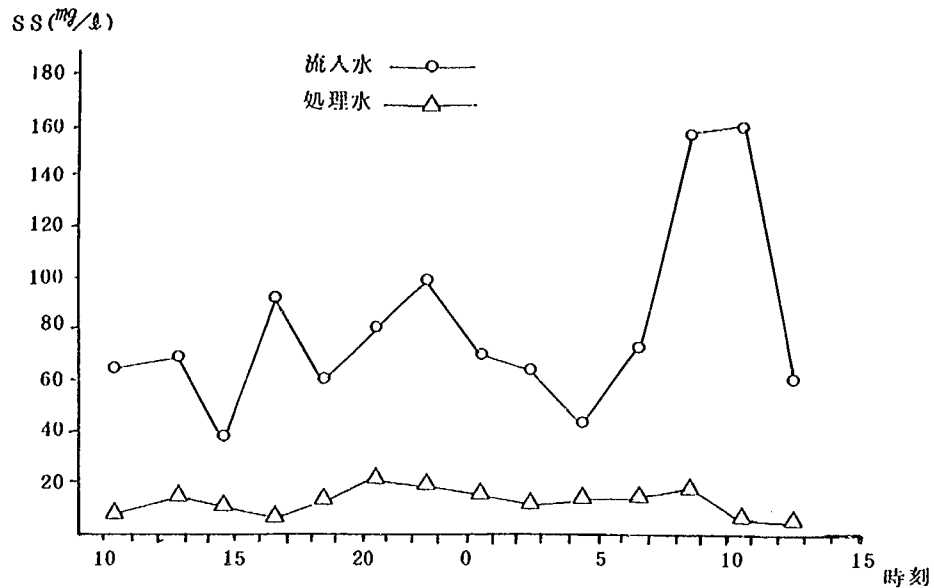


図-16 Y処理場24時間調査(SS)

表-8 Y処理場の処理効率

区 分 \ 項 目	B O D	C O D	S S	T - P	T - N
流入下水平均濃度 (mg/L)	79.6	32.4	76.4	2.03	17.1
処理水平均濃度 (mg/L)	12.0	9.7	13.1	6.72	12.5
流入下水総負荷量 (kg)	60.9	24.8	58.5	15.5	13.1
処理水総負荷量 (kg)	9.2	7.4	10.0	5.5	9.6
除 去 率 (%)	84.9	70.2	82.9	64.5	26.7

水濃度が低いためであり、処理水水質は満足のものとなっている。Y処理場の特性としてT-Pの除去率が高いことが目につく。流入水中T-P濃度は2.03 mg/Lと低い処理水中には更に0.72 mg/Lと非常に低い値しか検出されていない。この原因として、流入下水中に鉄イオンがかなり含まれており、これが曝気槽内でリンと凝集を起し、終沈で沈殿除去されるものと思われた。窒素分については夏季であることもありほとんど硝化されていた。図-17,18,19は同じ日に行なった処理工程別機能調査結果の一部をグラフに示したものである。沈砂池、最初沈殿池、エアレーションタンク、最終沈殿池の滞留時間を求め、午前10時の流入下水を流下時間とともに追って採水、分析を行なったものであり、エアレーションタンク内のBOD、COD、P、N関係は30分静置上

澄水を分析した。図-17にはBOD、CODの結果を示してある。図-13に示したようにY処理場の汚泥処理系から出る排水は沈砂池へ戻るため沈砂池前と沈砂池後の水質逆転現象がしばしば見られる。前日の調査では、沈砂池前と後のBOD、COD、SSがそれぞれ146→268 mg/L、46→104 mg/L、97→340 mg/Lへとそれぞれ上昇した。今回の調査ではそれほどの上昇はみられなかったが、沈砂池通過後下水の濃度がうすいため、最初沈殿池での除去率は良くなかった。BOD、CODの除去はエアレーションタンク流入部で直ちに開始され、タンクを1/3流下した時点でほぼ除去が終了していた。図-18は窒素関係の機能調査結果であり、硝化が完全に起るためにはエアレーションタンクの全槽を流下するだけの反応時間(5.5時間)が必要ながわかる。

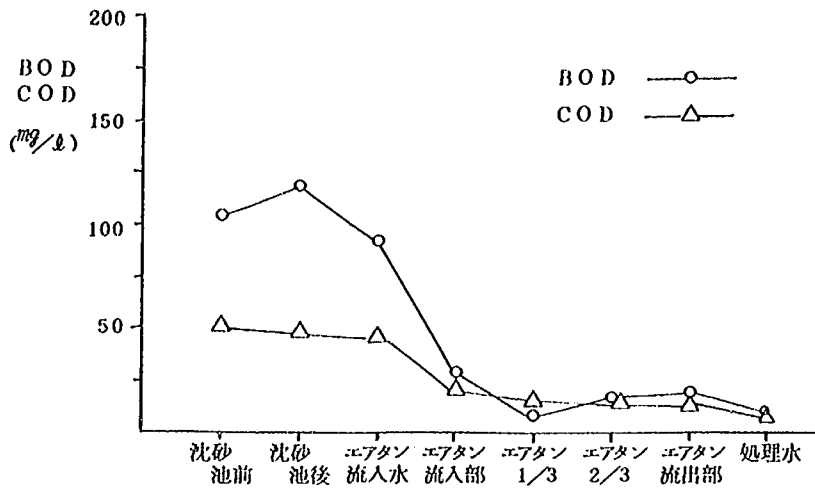


図-17 Y処理場機能調査 (BOD, COD)

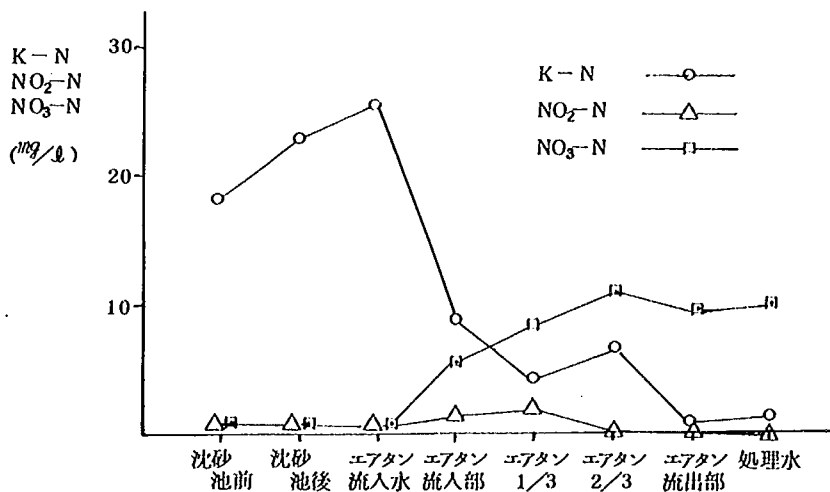


図-18 Y処理場機能調査 (K-N, NO₂-N, NO₃-N)

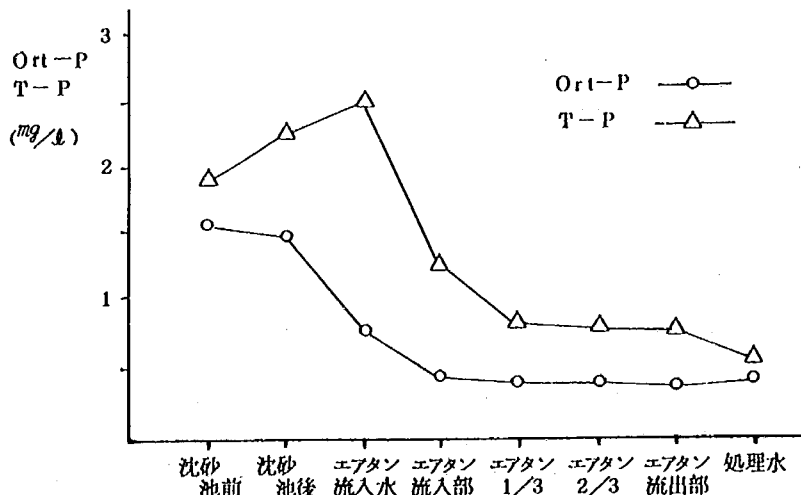


図-19 Y処理場機能調査 (Ort-P, T-P)

図-19はリン関係の機能調査結果である。Ort-P が最初沈殿池で除去されておりT-Pは逆に若干増加している。増加したT-Pはエアレーションタンク流入部で急激に減少している。これはOrt-Pが最初沈殿池で微細な鉄フロックにとり込まれ、曝気槽内でのフロッキュレーションにより水中から除去された現象ではないかと推定される。

Y処理場は、温泉水を含む希薄な流入下水を受け入れている標準活性汚泥法による処理場であるが、今回の調査の結果、特に大きな問題もなく順調に稼動していることが判明した。これは、まだ処理能力に余裕があるためであるが、処理場の管理体制が確立していることも大きく寄与している。処理場の職員は10名であり三交替制の常勤体制を引いている。汚泥処理は昼間の出勤職員が多い時間帯に直営で行なっているが勤務体制に余裕が少なく、職員の熱意によって運営されているといった感もあった。特に中小の市町村において、下水道専任の技術者の確保が難しく、今後人事管理の面で問題になってゆくものと思われる。

5. オキシディションディッチによる処理実験

観光地の下水処理場では前述のY処理場のように高度な管理要員が確保できることはまれであると考えられるが、その反面、処理水質として高度なものを要求されることが多い。容易な維持管理で高度な処理水質を得るためには、容量・滞留時間に十分な余裕をもつことと、浄化に関する微生物の種類、数を多くしてその能力を最大限に発揮することが必要であろう。このような要件をもつ処理方式の1つにオキシディションディッチ法を挙げることができる。本法は、欧米での実施例は多いが、我が国の公共下水道における実施は4ヶ所のみで、その特性は明確になっていない。また最近、ディッチのローター（曝気装置）の改善、硝化・脱窒・脱リン等を狙った運転手法、などディッチに関する新しい動きも生じてきている。

本調査ではオキシディションディッチのパイロットプラントを運転し、栄養塩類の除去特性、汚泥の発生状況、必要な

維持管理作業及び運転動力の確認を調査する予定である。今年度は12月より回分運転方式の馴致運転を開始した。表-9に施設の概要を、図-20にフローシートを示した。ディッチは茨城県霞ヶ浦浄化センター敷地内に設置しており、センタ

表-9 施設概要

ディッチ容量	: 160m ³
水深	: 2.0m
水路幅	: 3.0m
外周	: 36.2m
ローター回転数	: 36・48・72
エアレーション時間	: 24時間
全滞留時間	: 48時間
その他	: マイクロスクリーン付 (目幅1.8mm) コーナーガイド付

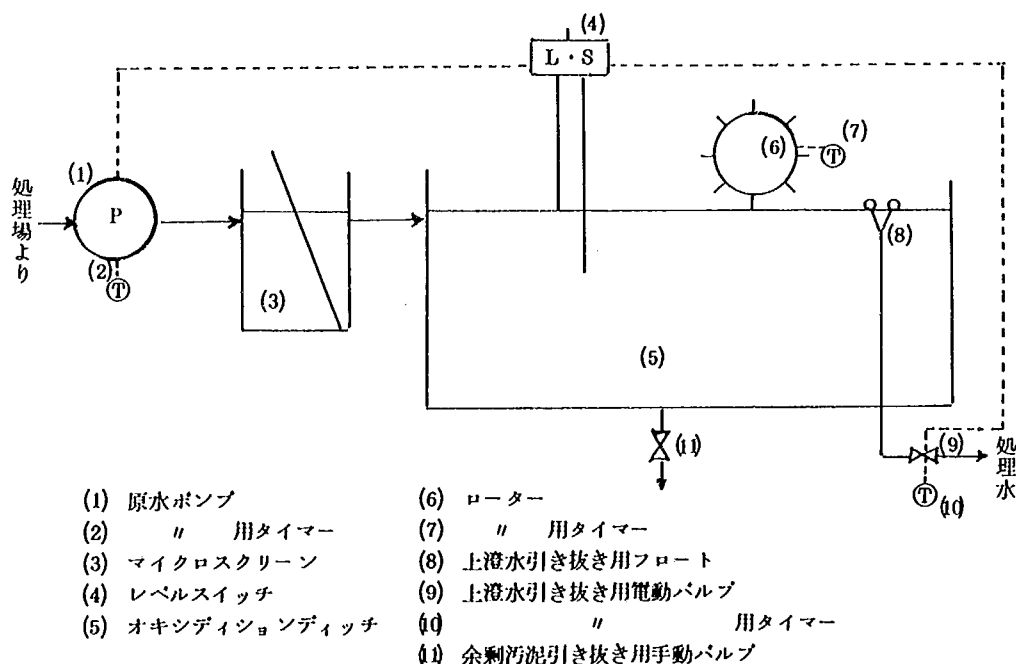


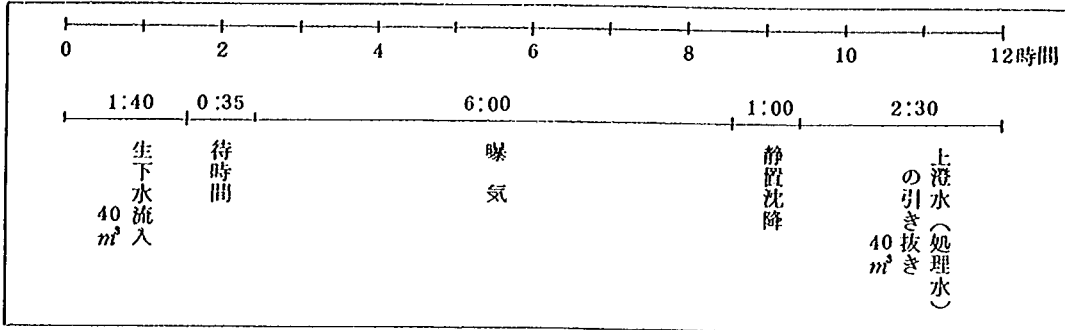
図-20 オキシディションディッチフローシート

ーの沈砂池より生下水を導入して原水としている。(センターの汚泥脱離液は沈砂池の上流側に流入している。)55年度は実験開始時ということもあり、エアレーション時間24時間、ローター浸漬深20cm、ローター回転数48rpm SRT28日とかなり余裕をもった運転を行なっている。

表-10は、回分運転スケジュールである。12時間を1サイ

クルとして、1サイクルで全容量の1/4に当る40m³を処理する工程となっており、全施設の滞留時間は48時間、エアレーション時間は24時間である。回分運転は簡単なレベルスイッチとタイマーによって完全に自動化されており、現在のところ必要な手作業は、モーター、ポンプ類の定期点検、マイクロスクリーンのスクリーンカスの搬出(週5回)、余剰

表一 10 回分運転スケジュール



汚泥の引き抜き (実験条件設定のため週 5 回, 実際には適宜でよい。) レベルスイッチの汚掃 (2 週に 1 回) であり, 併設の長時間曝気パイロットプラントと比較してほとんど手がかからないと言えよう。

運転開始 2 ケ月間は活性汚泥の増量をはかるため, 余剰汚泥の引き抜きを行なわなかった。MLSS が 3000 mg/l になった時点で, SRT 28 日の設定で余剰汚泥の引き抜きを開始し, 約 1 ケ月間の馴致運転の後, 精密試験を開始した。

図-21 はディッチ内の溶解性 TOC の挙動を, ほぼ 1 サイクルに渡って追跡した結果である。下水が流入する前の上澄水中には 700 g の溶解性 TOC が存在し, 流入下水から $1,260 \text{ g}$ が新しく流入したが, 曝気開始時にはディッチ内に $2,560 \text{ g}$ が存在しており, 差し引き 600 g が沈降汚泥より溶出したものと考えられる。しかし, 曝気開始 1 時間後には急激な減少がみられ 62.5 % に当る $1,600 \text{ g}$ が除去された。曝気開始後 3 時間目に余剰汚泥の引き抜きを行なっており (8 m^3 / 回), 引

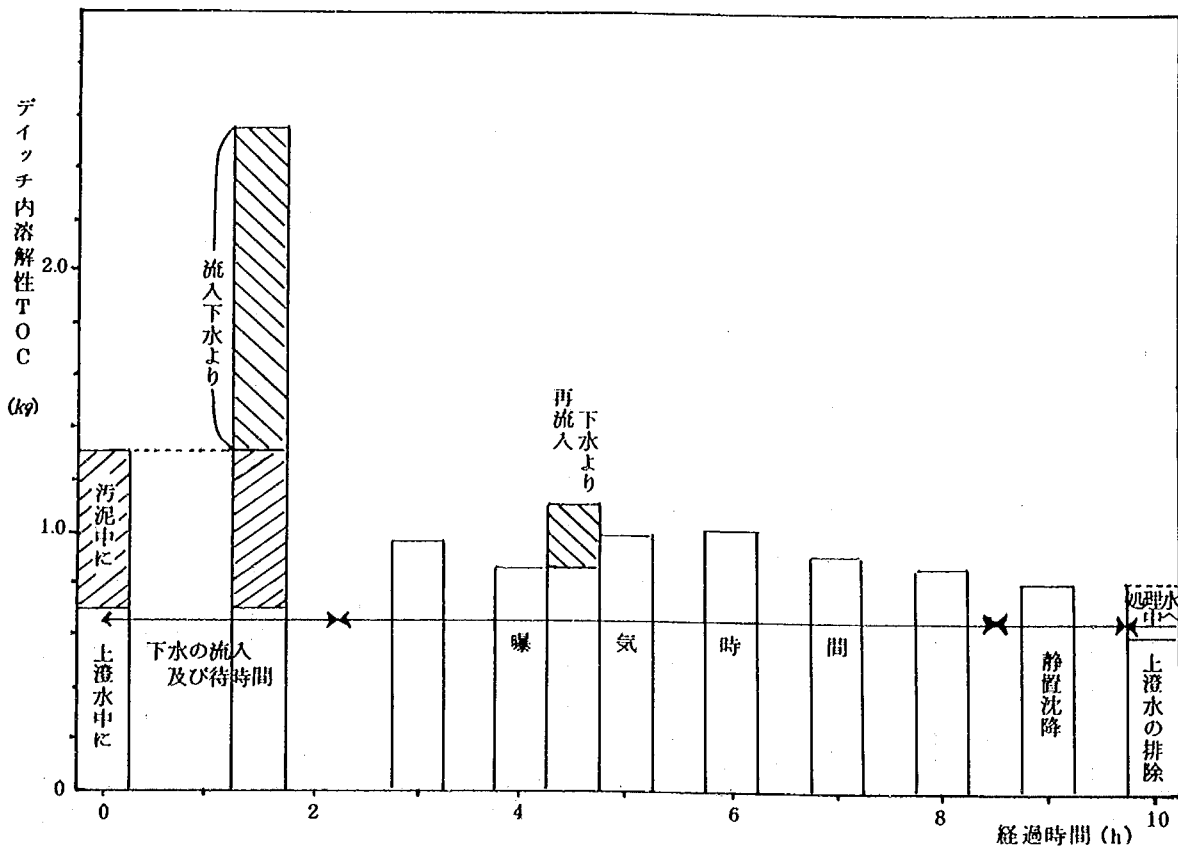
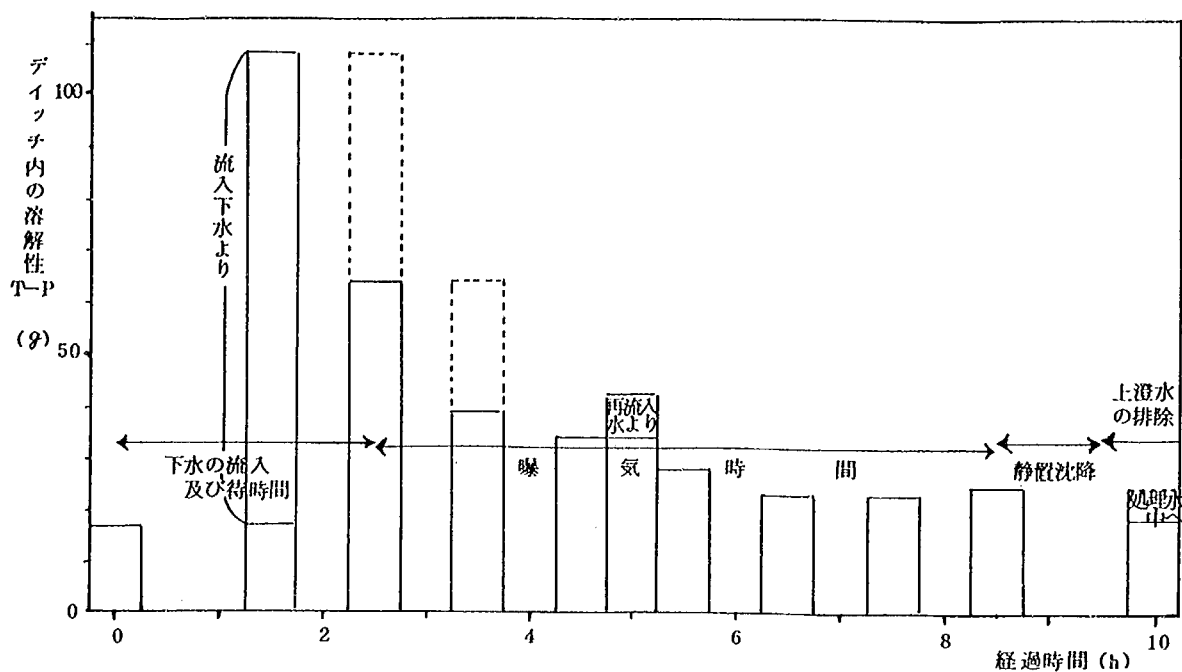
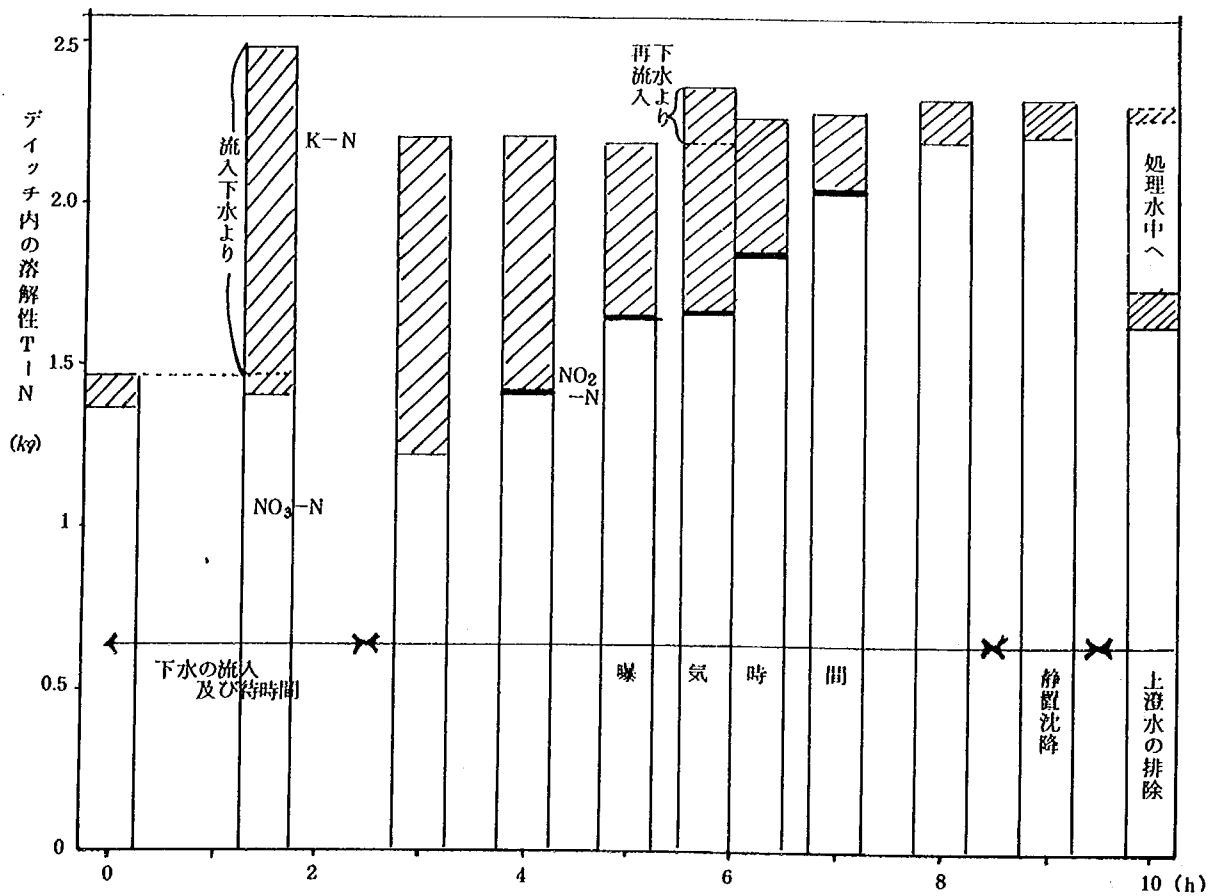


図-21 溶解性 TOC の挙動



図一22 溶解性T-Pのディッチ内での挙動



図一23 溶解性T-Nのディッチ内の挙動

き抜き後直ちに水位を復帰させるため下水を8m³流入させている。このため一時T O Cが上昇しているが、時間の経過とともに徐々に減少している。この傾向はB O D、C O Dとも同様であり溶解性有機物は、汚泥との接触で直ちに除去されていた。オキシディションディッチの運転では、ディッチ内が完全混合槽となるため、このような傾向が生じるものである。

図-22は溶解性T-Pについてと同様の計算を行なったものである。一見して図-21と同じ傾向を示しているだけと思われがちであるが、実はT-Pの除去率が非常に高いことがこの図に示されている。曝気開始直後で44g、流入量91gの48%が除去されており、1時間後には70g、実に77%が除去されている。処理水中に含まれる溶解性T-Pは6gであるため最終的な除去率は93%にもものぼっている。この除去率は物理化学処理による高度処理に匹敵する値であり、生物処理の一般的な値(除去率30~40%)をはるかに超えている。このような高度な除去が起るメカニズムについては、現在多くの研究がなされており、ディッチの機能として確かなものにするための研究を今後継続しなければならない。

図-23は、T-Nとその内わけに関して先の図と同様の計算を行なったものである。窒素の場合、初期吸着で除去される部分は0.27kgであり全体の一割程度である。残ったT-NはK-NからNO₃-Nへの転換、硝化が進行するのみで、総量としては減少しない。しかし、静置沈降、上澄水の排除工程中で、やはり0.27kgの窒素の除去が行なわれており、この工程で脱窒が行なわれていることを示している。より高い窒素除去率を得るためには独立した脱窒工程を加える必要があろう。

6. まとめと今後の課題

- (1) 観光地の既設下水処理場における設計基本数値は、それぞれの処理場で大きく異なっており、これらの数値の合理的算定法を早急に確立する必要がある。
- (2) 宿泊施設より発生する排水の原単位を調査したところ、水使用量が極めて大きいことが判明した。汚濁負荷量については、一般の下水道とそれ程変わらないことから、B O D、S S、栄養塩類等はかなり希釈されていた。今後、新設の処理場においては、湯槽の排水、解凍排水などについてはできるだけ、処理場への受け入れを避けるような方策を考える必要がある。
- (3) 処理場流入水の日変動は通常の小規模下水処理場が受ける変動より小さいものであったが、季節変動は非常に大きいものが見うけられた。これは定住人口が少ない観光地で特に目立った特徴である。

(3) 温泉水の希釈効果によって流入下水濃度が希薄な処理場の実態調査を行なった。X処理場においては、ディッチの回分運転試験を行ない、処理効果を上げ得る可能性が見い出された。Y処理場においては、規模の割に綿密な維持管理を行なっているため、標準活性汚泥法による処理がうまく機能している。但し、人員の確保の点で、他の地方公共団体でも可能であるとは言いきれない。

(4) オキシディションディッチパイロットプラントによる処理実験を開始したところ、省力化、処理の安定性といった当初の目標に対して満足のいく結果が得られた。今後は窒素の除去率を高めるための運転方法の改善、処理の効率をどこまであげることができるかなどの点について、実験を継続する必要がある。

参 考 資 料

- 1) 塚本忠之 「昭和53年度全国温泉利用状況一覧」, 温泉工学会誌, Vol 14, No. 1/2 pp 24~79 1979
- 2) (社団法人)日本環境整備教育センター 「高冷地等自然地域における旅館等小規模施設排水の処理及び管理に関する研究」, 厚生省委託研究, 昭和49年度

Ⅲ 下水道事業調査費による研究

1. 合流式下水道の改良に関する調査

下水道研究室 室 長 星隈保夫

研究員 中村栄一

加藤善明

1. 調査の目的と必要性

わが国において古くより下水道事業を実施してきた都市においては、そのほとんどが合流式を採用して下水道整備を行ってきた。下水道は本来、都市域における雨水と生活污水の排除をその役割としたものであり、その限りにおいては雨水と污水を同一管きょで排除する合流式下水道は合理的であったと考えられる。しかし、生活様式の変化や水洗便所の普及などに伴う汚水性状の悪化は、雨天時における合流式下水道越流水による水質汚濁問題をより増幅させるものとなった。また、このような都市の多くが人口の増大や使用量の増加に伴う下水管きょの容量不足を招いており、雨天時越流水に所定の希釈倍率を維持できない場合が増加している。

このような合流式下水道のもつ欠点を克服するため新しく下水道事業を開始した地域においては近年分流式を採用する場合が増加している。しかし、分流式下水道についても水域の水質保全という立場から2つの問題が指摘されている。1つは分流式雨水管の流出水がかなり汚染されている場合があること、他は污水管に雨水が浸入するため結果的に合流式と同様な問題を引き起こす場合があることである。

以上のように、水質保全の面から見た場合にも合流・分流のいずれの方式にもそれぞれ得失があり画一的な評価はできないという認識が生まれているように考えられる。本調査の課題である合流式下水道の改良問題も、全体の考え方の変化に伴って、より総合的な把握を必要とする時期にきていると云えるであろう。

本調査は合流式下水道の改良計画策定に必要な資料を収集することを目的として昭和48年度より実施している。前述のように合流式下水道の改良問題は、分流式をも含めた下水道施設全体に対する考え方もしくは改良の方向と不可分の関係にあり、本調査においてもこれらの問題を含めて検討することを目的としている。

2. 昭和54年度までの調査成果

① 雨天時合流式下水の水質は、図1に示すように生下水よりも一般的に低濃度であるが、SSに関しては例外であり、生下水の2倍程度の濃度となっている。この原因は、生下水と接触する前の雨水流出水そのものが高いSS含有率を有するためである。また大腸菌群数についても、雨天時下水は他の項目に比較して減少傾向が微弱と言える。

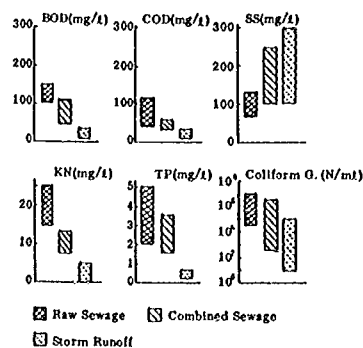


図1. 各種の下水水質の比較

② BOD、COD、SSに関する流出負荷量シミュレーションは、適当な雨水流出量モデルと残存負荷量を考慮した負荷量モデルを組み合わせることによって実行できる。

③ 現在合流式下水道によって下水道整備を進めている地域で、合流式下水道問題が顕在化している地域は、遮集管容量＝晴天時時間最大量＝遮集雨水量の値が1mm/hrを下回っているところが多く、その結果雨水流出量の60%以上が雨水吐室、ポンプ場から直接放流されている。遮集雨水量を2mm/hr以上にすれば、雨水流出量の80%以上は処理場に送水することが可能である。

3. 昭和55年度の調査成果

3.1 合流式下水道対策シミュレーション

合流式下水道システムから放流される各種の負荷量のうち、雨天時下水に起因する負荷量の割合を探り当てることができれば、このシステムの評価にとって有力な情報となる。さらに、何らかの対策をこのシステムに付加した場合、その対策の規模、種類と放流負荷量の関係を把握することができれば、いくつかの代替案のなかから必要に応じて適切な対策の選択が可能となる。

図2はこのような対策シミュレーションの一例を示したものであり、雨水流出モデルは修正RRL法、負荷量モデルは土研法を用いている。降雨量から雨水流出量、流出負荷量を推定し、さらにモデルの中に対策案まで含めたものはSWMM⁹⁾が2の分野の技術者によく知られているが、データ要求量が多い、計算機に対するメモリー要求量が多いなどの理由でわが国への適用には限界があると思われる。これに対して図2に示すシミュレーションモデルは、少ないデータで十分な精度が挙げられるという利点がある。SWMMと比較した場合の欠点は、雨水吐室、ポンプ場が遮集管渠に沿って数多く存在する場合には、排水区を一つ一つの雨水吐単位に分割する必要があることである。

3.1.1 モデルの概要

モデルの全体構成を図2に示す。降雨から有効降雨を算出する過程で、現地貯留、浸透工法などの効果を評価できる有効降雨モデルを用いた。有効降雨から雨水流出量を算出する方法は、修正RRL法、Kinematic wave法のどちらも使えるプログラムにしているが、図にはRRL法の場合を示してある。雨水吐室地点では、遮集管渠容量、雨水滞水池容量によって越流量、遮集量が決定される。なお、管内貯留は幹線内のみ想定し、遮集管における一時貯留は考えていない。

流出負荷量は地表面（不浸透域）からの流出と、管渠内からの流出とに分けてある。地表面からの汚濁負荷の流出は、有効降雨強度あるいは流入ハイドロの強度と地表面残存負荷量に比例すると仮定した。

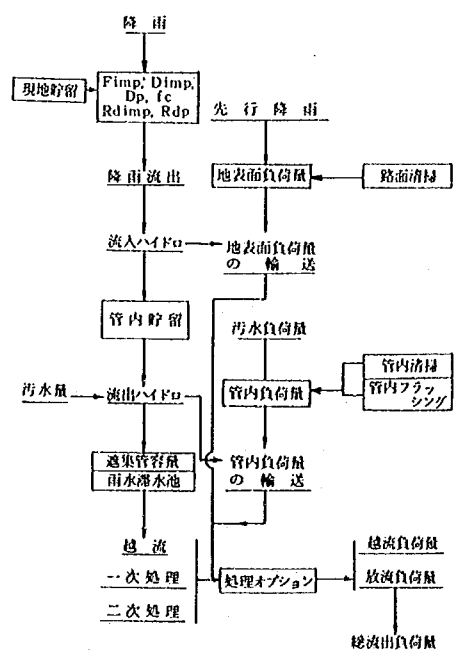


図2 モデルの概要

地表面残存負荷量は、先行降雨条件、路面清掃の有無によってその値が変化する。管渠内の流出負荷量は、雨水流出量と管渠内残存負荷量に依存するが水質項目によってその度合は異なる。また、管渠内残存負荷量は、先行降雨条件と同時に、汚水負荷量、管渠清掃等によってその値が変化する。

水域への最終的な雨天時放流負荷量は、雨水吐室あるいはポンプ場から放流される負荷量と、終末処理場から放流される負荷量との和で表わされる。この場合、end-of-pipe treatment による各種の処理プロセスを各放流地点にオプションとして取り付けられる。従って、放流負荷量は、流入負荷量に対して処理プロセスに応じた想定除去率を乗じることによって算出することができる。

3.1.2 雨水流出

(1) 有効降雨

有効降雨は、都市表面を4つの工種に分類し、図3のような損失機構で表わされる²⁾。すなわち、浸透と凹地貯留による損失の有無で表面工程は4つの地域から成り立ち、各々の表面流出が個別に下水管に流入する。屋根は不浸透面であるが、そこからの流出水が浸透域に接続している場合には、屋根を浸透域として扱って有効降雨量を算出した。路面排水を一時的に貯留する場合は、不浸透域の凹地貯留量を増加してシミュレートした。

凹地貯留量の調査はTholinとKeifer³⁾のシカゴにおける調査があるが、浸透能(10mm/hと仮定)を下回る降雨を対象にして不浸透域の凹地貯留量を求めると表1のようになり、2~3mm前後と考えられる。浸透域の凹地貯留量に関する調査では1/4インチ、約6mm前後の値が報告されている³⁾。

(2) 雨水流出量

修正RRL法は貯留関数法の一つであり、管渠内の貯留量と流出量との関係を①式のように表示している。流出量が $Q=30$ mm/hのときの洪水到達時間 t_c (分)とそのときの貯留量 S_{30} (mm)

との間に強い関係があることが知られており²⁾、②

式のように表わされる。一方Eagleson⁴⁾によれば、

斜面からの流出を考える場合の到達時間は、③式で与えられ、斜面長を下水管渠延長、勾配を下水管渠勾配で置き換えると $r_s=30$ mm/hのときの管渠到達時間は $t_c=1.793 \cdot (L \cdot N \cdot S^{-1/2})^{2/3}$ となり、①式

K は④式で表わされる。Kinematic wave法で流出計算をする場合にも、等価粗度、管渠長、勾配などの排水区域特性が必要となる。下水道排水区を一つの斜面とみなして等価粗度を算出すると表2のようにする。下水道排水区の場合、下水管渠の

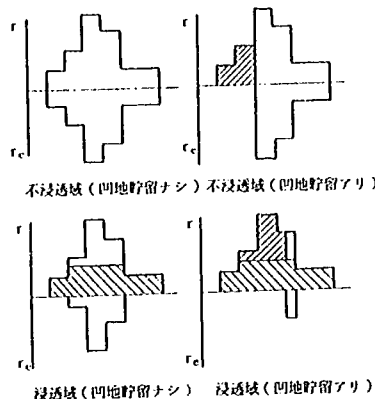


図3 有効降雨の考え方

表1 不浸透域の凹地貯留量

排水区名	排水面積 ha	不浸透 面積率	凹地 貯留量mm
谷 塚 川	542	0.53	2.0
桃 園 川	511	0.49	2.1
八 町	68	0.78	1.5
千年南部	81	0.57	3.2
北 須 磨	27	0.45	1.6

$$S = K \cdot Q^p \quad (1)$$

ただし、 S : 貯留量 (mm) ; Q : 流出量 (mm/h) ; K, p : 定数

$$S_{30} = 0.39 \cdot t_c^{0.84} \quad (2)$$

$$t_c = \beta \cdot \left(\frac{L \cdot N}{\sqrt{S}} \right)^{2/3} \cdot r_s^{-2/3} \quad (3)$$

ただし、 $\beta = 6.988$ (単位換算係数)、

L : 斜面長 (m)、 N : 等価粗度 ($m^{1/3} \cdot sec$)

S : 勾配、 r_s : 有効降雨強度 (mm/h)

$$K = S_{30} / 30^p$$

$$\approx 0.637 \cdot L^{0.5} \cdot N^{0.5} \cdot S^{-0.25} / 30^p$$

設計方法が確一的であり、材質も均一であることが多いので等価粗度係数も $0.0008 \sim 0.0015 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{sec}$ と一定の範囲にあると考えられる。

3.1.3 汚濁負荷流出

(1) 地表面からの流出

地表面は不透透域と浸透域に分けられるが、ここでは不透透域のみを汚濁源として扱うことにする。勿論、浸透域からの表面流出が生じる場合には、浸透域も汚濁源と考えねばならないわけであるが、未だそこからの汚濁流出機構が明確でないこと、年間の雨水流出量に占める浸透域からの流出の割合が5%程度であることなどの理由により対象から外した。不透透域からの汚濁負荷の流出は⑤～⑧式で近似されることが多い。ただし、厳密には⑤式は I_t ではなく、 $I_t^{\frac{5}{8}}$ とすべきであるが⁵⁾、今回は⑤式を運動式として採用した。

初期残存負荷量あるいは地表面の残存負荷量の堆積に関しては、和田⁶⁾、中村⁷⁾などによる研究があり、どの方法も利用可能である。異なる土地利用の路面を対象に行った負荷流出量の調査結果より、路面の初期残存負荷量と K 値については表3の値が報告されている¹⁾。

(2) 管渠内からの流出

雨天時の合流式管渠からの流出負荷量は流量に影響されることが早くから指摘されていたが⁵⁾、流量と負荷量との関係は必ずしも一対一とはならない(図4、5)。地表面からの流出負荷量の場合と同様に、管渠内の残存負荷量が流出負荷量の大小に影響を及ぼしている。残存負荷量及び流量が流出負荷量に与える影響の度合を考え、BOD、COD、SSに関する流出負荷量は⑨～

表2 下水道区域の等価粗度

排水区域名	管渠延長m	勾配 0/100	等価粗度 $\frac{1}{K} \text{ sec}$
谷端川	3,380	2.7	0.0010
桃園川(上)	1,910	3.6	0.0011
八町	700	1.2	0.0015
千手南部	2,100	1.6	0.0008
北須磨	914	3.73	0.0012

$$L_t = K \cdot P_t \cdot I_t \quad (5)$$

$$dP_t / dt = -L_t \quad (6)$$

$$P_t = P_{t0} \cdot \exp(-K \cdot V) \quad (7)$$

$$V = \int_0^t I_t dt$$

ただし、 L_t : 流出負荷量(kg/ha/hr)、 P_t : 残存負荷量(kg/ha)、 P_{t0} : 初期残存負荷量(kg/ha)、 I_t : 有効降雨強度(mm/hr)、 K : 定数、 V : 累積流出量(mm)

表3 路面等の P_{t0} (kg/ha)、 K (1/mm)

道路 (種別)	BOD		COD(Mn)		SS	
	P_{t0}	K	P_{t0}	K	P_{t0}	K
1	0.1	0.12	7	0.09 ~ 0.13	1.0	0.13 ~ 0.16
2	0.2	0.25 ~ 0.3	0.3	0.25 ~ 0.3	2.2	0.5 ~ 0.85
3	0.1	0.2	1.6	0.1 ~ 0.12	2.4	0.1 ~ 0.2
4	0.085 ~ 0.1	8	6.07 ~ 0.1	1.0	0.06 ~ 0.13	

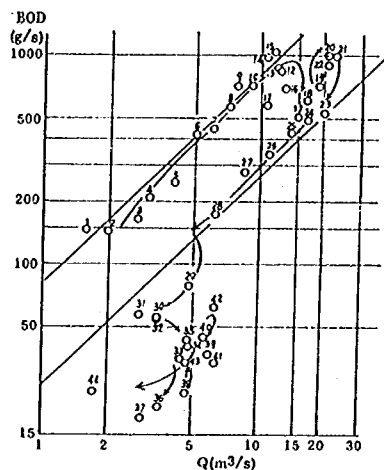


図4 BOD負荷量と流量

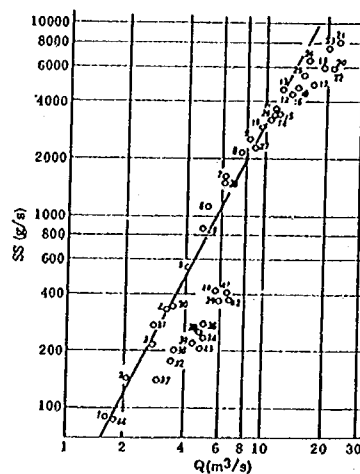


図5 SS負荷量と流量

(BOD、COD)

$$L_p = C \cdot P_t^2 \cdot (Q - Q_c) \quad (9)$$

(SS)

$$L_p = C \cdot P_t \cdot Q \cdot (Q - Q_c) \quad (10)$$

$$dP_t / dt = L_{dwsf} - L_p \quad (11)$$

あるいは

$$P_t = P_{t0} + \int L_{dwsf} - \int L_p \quad (12)$$

ただし、 L_p : 流出負荷量(g/s)、 P_t : 残存負荷量(g)、 P_{t0} : 初期残存負荷量(g)、 Q : 流量(m^3/s)、 Q_c : 限界流量、 L_{dwsf} : 汚水負荷量(g/s)、 C : 定数

⑫式までの運動式と連続式で表わされる。

現象面のみから見ると、雨天時に移動する汚濁負荷量の連続式は次のように表わされる⁸⁾。

管内残存負荷量 = 初期堆積量 + 汚水補給負荷量 + 雨水マス流出負荷量 - 管渠流出負荷量

雨水マス残存負荷量 = 初期堆積量 + 路面流出負荷量 - 雨水マス流出負荷量

路面残存負荷量 = 初期堆積量 + 屋根流出負荷量 + 間地流出負荷量 - 路面流出負荷量 ± (社会的要因による補給・除去)

屋根残存負荷量 = 初期堆積量 + 大気降下物量 - 屋根流出負荷量

従って⑩式あるいは⑪式の管内負荷量に関する連続式は雨水マスもしくは路面からの流出負荷量を入力として含むべきであるが、このモデルでは各々を別個に扱い、雨天時負荷量は路面流出負荷量と管渠流出負荷量の単純な和をもって表わされるとした。

連続 10 日間の観測結果より、安定した晴天時の負荷量と雨天時及び雨天後の負荷量とを比較すると図 6 のようになる。すなわち、雨天時の負荷量は晴天時の負荷量を大きく上回るが、BOD、COD は雨天後に通常の晴天時の負荷量を下回ってしまう。

通常の晴天時の負荷量を基準にして、上回る負荷量と下回る負荷量の総量を比較すると、BOD ではほぼ等しく、COD では上回る量がやや大きく、SS では上回る量が圧倒的に大きい。つまり BOD の場合には、雨天時に大きく上回る負荷流出が生じてその直後に汚水負荷から管内負荷への補給が生じ、上回った分だけが供給されると考えられる。従って BOD の雨天時負荷はほとんどが管内起源と考えてよい。勿論、地表面からの BOD 流入量が無いわけではないが、相対的にこの量は無視し得る。しかし、COD、SS の場合には、総量で比較したとき各々、約 1.4 ton、4.3 ton が上回った量であり、この量が観測期間中に地表面から流入したと考えられる。とくに SS の場合には地表面からの流入負荷の雨天時全体の負荷量に占める割合は大きい。以上より、BOD、COD、SS の雨天時負荷量を予測する式をまとめると表 4 のようになる。

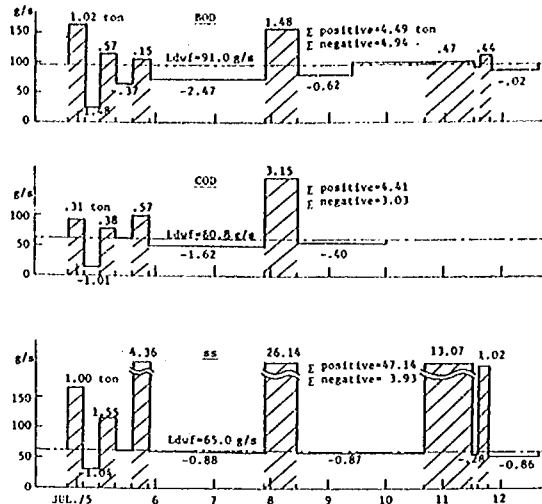


図 6 晴天時負荷量と雨天時負荷量の比較

表 4 雨天時負荷量の予測式

<u>BOD</u>	$L = C_1 \cdot P_s^2 \cdot (Q - Q_c)$ $\frac{dP_s}{dt} = \text{dwf loading} - L$
<u>COD</u>	$L = C_2 \cdot P_s^2 \cdot (Q - Q_c) + \frac{1}{3.6} K_1 \cdot P_s \cdot r_s \cdot A$ $\frac{dP_s}{dt} = \text{dwf loading} - C_2 \cdot P_s^2 \cdot (Q - Q_c)$ $\frac{dP_s}{dt} = a_1 - \frac{1}{3.6} K_1 \cdot P_s \cdot r_s \cdot A$
<u>SS</u>	$L = C_3 \cdot P_s \cdot Q \cdot (Q - Q_c) + \frac{1}{3.6} K_2 \cdot P_s \cdot r_s \cdot A$ $\frac{dP_s}{dt} = \text{dwf loading} - C_3 \cdot P_s \cdot Q \cdot (Q - Q_c)$ $\frac{dP_s}{dt} = a_2 - \frac{1}{3.6} K_2 \cdot P_s \cdot r_s \cdot A$

ただし、 a_1 、 a_2 : 補給負荷量、 A : 面積 (ha)

管渠内からの流出負荷量を求める場合、定数 C 、初期残存負荷量 P_{p0} 、限界流量 Q_c を設定する必要があるが、現在のところ定数決定法は確立していない。 Q_c については単純に晴天時の時間最小流量として構わないであろう。 C 、 P_{p0} の一つの決定法として晴天時負荷量のシミュレーションによって求める方法が挙げられる。そのプロセスを記すと次のようになる。

- ① P_{p0} を日発生負荷量の $1/2$ とする。
- ② $C \cdot P_{p0}^2 = \text{雨天時ピーク濃度}$ となるように C を決める。SS 合には $C \cdot P_{p0} = \text{晴天時の平均濃度}$ となるように C を決める。
- ③ この C 、 P_{p0} を使って晴天時の負荷量シミュレーションを行うと P_p の値によらず、 P_p が安定値 P_p^* に収束する(図7)。
- ④ $C \cdot P_p^{*2} = C \cdot P_{p0}^2$ となるような C^* を求める。SS の場合には、 $C \cdot P_p^* = C \cdot P_{p0}$ となるような C^* を求める。
- ⑤ この C^* 、 P_{p0} を定数および初期残存負荷量として採用する。

この他にも、定数の決定法に関する提案はあるが、上記の方法が現在では最もよいシミュレーション結果を与えている。

検証シミュレーションの一例を図示すると図8のようになり、非常に精度の高いモデルといえることができる。

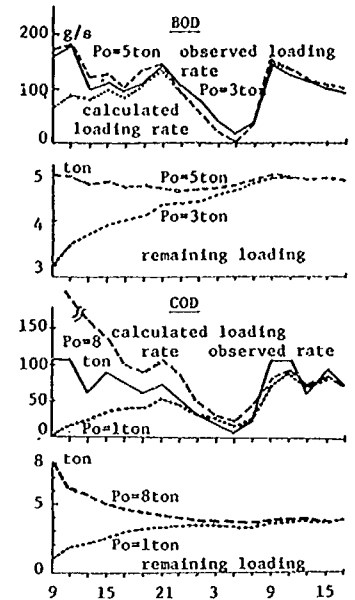


図7 晴天時シミュレーション

3.1.4 対策シミュレーション

合流式下水道対策として考えられるのは、図2にも示した通り、

- 1) 雨水流出の制御に関する方策
- 2) 残存負荷量(堆積負荷量)の制御に関する方策
- 3) 管渠内での流量制御に関する方策
- 4) 越流下水量の直接制御に関する方策
- 5) 放流水質の改善に関する方策

などに分類することができる。

各方策の意味するところは、図2に記した通りであるが、シミュレーションモデル上での各方策の組

表5 対策案の効果評価

現地貯留: Imp の減、Dimp の増大
管内貯留: $f(Q - Q_c) < V$ ならば雨水吐地点の流量、負荷量は Q_c 、 $L \cdot Q_c / Q$
雨水滞水池: $f(\text{overflow}) < V$ ならば、越流量越流負荷量はゼロ
遮集管容量: これ以上の水量がオーバーフロー
路面清掃: P_{p0} の減
管渠清掃: P_{p0} の減
管渠フラッシング: P_{p0} の減

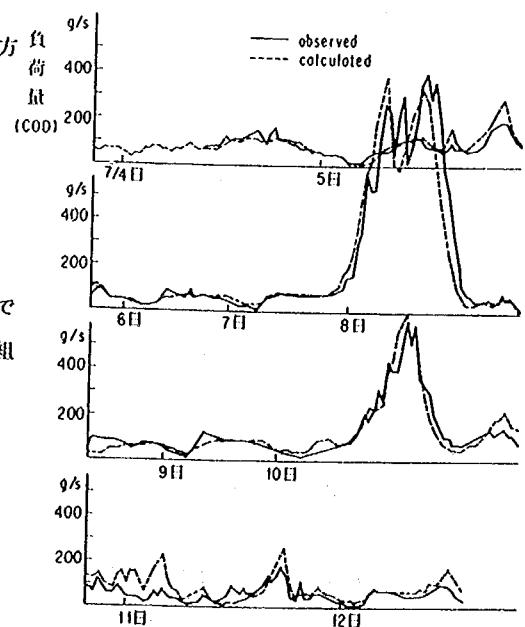


図8 COD流出負荷量の検証(谷端川)

み込みは表6のように、モデルのパラメーターを変化させて行う。

(現地貯留)

透水性舗装、浸透井、浸透マスなどによる雨水の浸透工法は、雨水に起因する問題を解決するうえで抜本的な解決法である。透水性舗装は、強度上の制約から車道外の舗装面への適用に限られるが歩道への試験的適用結果から判断すると5年間の供用後でも10mm/hr以上の浸透能を期待することができる¹⁰⁾。浸透井、浸透マスは地下水位が比較的低い地域、及び第四紀層などの比較的透水性の大きい地質構造を有する地域に適用可能である。各々の構造は図9、10に示すものが一般的であり、もともとの地層との間に、レキ層、砂層を設けるのが普通である。その他の浸透工法としては図11のような有孔管からまわりの地層に浸透を図るものが考察されている。浸透工法の問題点は目詰りによる閉塞であるが、土砂だめの定期的清掃、あるいは屋根排水のみを導入するなどによって解決できよう。浸透工法以外の現地工法以外の現地貯留方式は、排水流入入口をオリフィスなどで絞る方法が一般的であるが、地上のゴミなどによって流入入口が詰まらないよう配慮しておく必要がある。

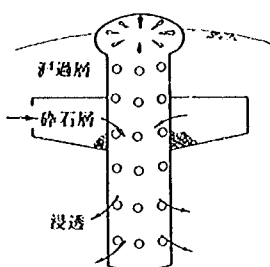


図9 浸透井

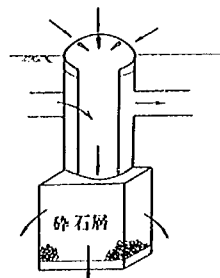


図10 浸透マス

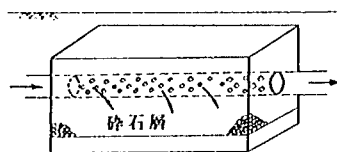


図11 有孔管トレンチ

(管内貯留)

管内貯留は合流幹線あるいは遮集管線に余裕がある場合に初めて可能となる方法で、制御施設(ポンプ、堰、ゲート、…)の上下流における動水勾配と制御地点での水位との関係をあらかじめ把握しておく必要がある。貯留制御はポンプ場がある場合は容易であるが、この他に電動ゲート、固定ゲートを設けて貯留を図ることもできる(図12)。

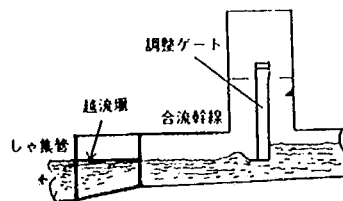


図12 スルースゲートによる
過剰越流水の調整

(雨水滞水池)

雨水滞水池は、越流水を一時貯留し、降雨休止後に貯留下水を処理場に返送するものである。容量の決定法に定説はないが、5mm(排水区1ha当り50m³)を標準とするのが妥当である¹¹⁾。

(遮集管の改善)

合流式下水道問題が顕在化した理由の一つが、遮集システムの不備にあることは言を待たない。とくに遮集容量の決定方法が、放流先の流況を勘案して定める初期の設計思想を離れ、結果としての晴天時下水量の何倍量という設定法がひとり歩きを始めた時点から、この問題が顕在化する余地が十分にあったと言える。合理的な方法で遮集容量を決定することが現時点でも困難である状況に変わりはないが、都市化による水文環境の変化については従前よりも「より確かに」推定することは可能であり、水文環境の変化をふまえた設計法がより合理的な設計法に近づくことは確かである。

画一的な容量決定は、問題の本質を見失う結果となろう。

(清 掃)

管渠内堆積物の清掃除去以外のものは、路面清掃にしろ雨水マスの清掃にしろ下水道事業にはなじまないかも知れない。しかしながら、雨水排除をも含めた都市排水に起因する問題を、一つの事業部門のみで解決することは不可能と言わざるを得ない。管渠内の清掃に関して言えば、管内堆積が卓越している管渠は管径500mm以下のものに限られる。したがって、自動フラッシングシステムの開発も将来的には有力な解決策となり得るかも知れない(図13)。また路面清掃に関しては、BOD発現物質が粒径246 μ 以下の粒子に集中していることから、在来のスーパ

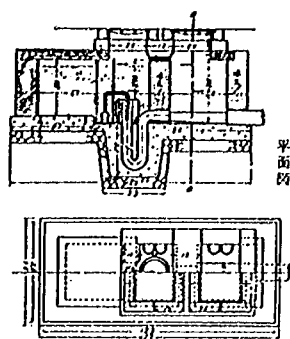
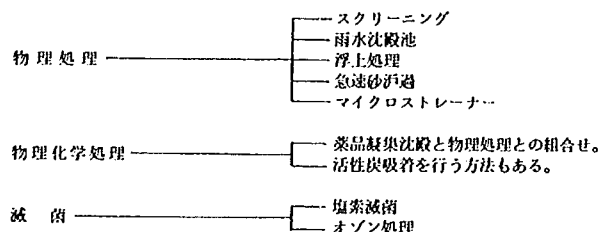


図13 自動フラッシング装置

表6 粒径別汚濁負荷構成比

粒径別構成比(重量%)			
水質項目	<43 μ	43 μ ~246 μ	>246 μ
T-S	5.9	37.5	56.5
BOD ₅	24.3	32.5	43.2
COD(C _r)	22.7	57.4	19.9
VS	25.6	34.0	40.4
T-P	56.2	36.0	7.8
T-N	18.7	39.8	41.5

表7 処理プロセス



(処 理)

管渠末端での処理は、問題の本質的解決法ではない。それ故、他の方法に比較すれば一般的に高価な方法と言える。簡易処理も含め、雨天時合流式下水の処理として採用可能なプロセスを記すと表8のようになる。

対策シミュレーションを行った区域の概要をまとめると表9のようになる。定数決定は、3.1.3で述べた方法によって行ったが、美香保排水区の場合は管渠内初期残存負荷量を、晴天時発生負荷量の1日分の量とした。

直接越流量は、遮集雨水量(=遮集容量-晴天時下水水量)と雨水流出量とによって定まるので、通常の意味での希釈倍率が大きくても、遮集雨水量が大きいとは限らない。美香保の場合には、3倍希釈としても遮集雨水量は0.96mm/hrであり、他方千本の場合には1.5倍希釈でも遮集雨水量は0.98mm/hrとなり美香保を若干上回る。ただし、雨水流出量に影響を与える不浸透面積率(Imp.)が異なり、美香保の場合には0.96/0.34 $\div$ 2.8mm/hr以上の強度でないと越流が生じないが、千本の場合には0.98/0.77 $\div$ 1.3mm/hr以上の強度で越流が生じる可能性がある。すなわち越流を生じせしめる降雨強度(=遮集雨水量/不浸透面積率)が、遮集システムの実質的な能力を与える設計因子と考えられる。

図14~17は雨水滞水池と遮集システムの改善を組み合わせた場合の年間BOD、COD負荷量の変化を記したものである。排水区域の面積が異なるので、図の結果を直接比較することはできないが、遮集雨水量が1mm/hr、2mm/hrのときの負荷量は表10のようになり、地域によって大

表8 対策シミュレーション区域の概要

	Area (ha)	pop. dens. (capita/ha)	dwf max (mm/hr)	BOD (kg/ha/day)	COD (kg/ha/day)	SS	Imp.(%)	P _{BOD} (kg)	P _{COD} (kg/ha)	P _{SS} (kg/ha)
Mikaho-Sapporo	44.3	120	0.46	12.1	3.3	4.9	34	528	162	3.4
Hacho-Toyohashi	68.4	341	1.48	21.4	10.0	18.9	73	675	246	3.7
Shirakawa-Nagoya	39.5	185	1.66	15.2	6.3	10.4	66	465	219	3.3
Senbon-Kyoto	148.5	210	1.96	77.2	55.9	29.4	77	5750	2480	3.9

対策シミュレーション結果

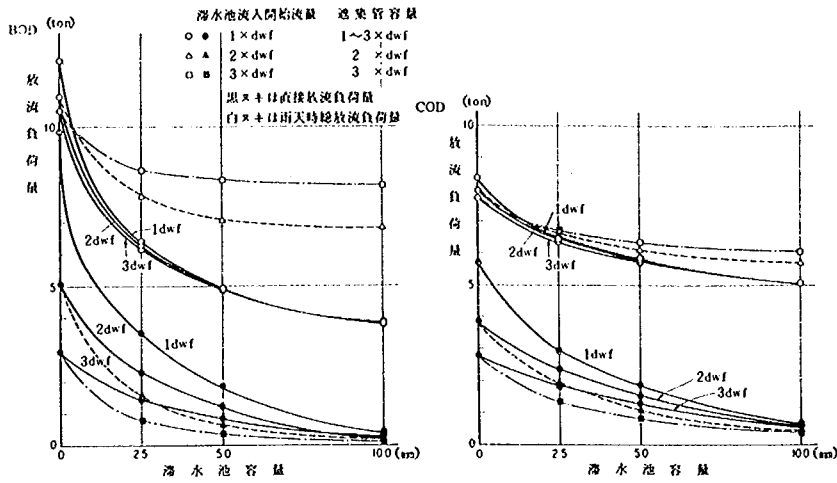


図14 札幌(美香保)

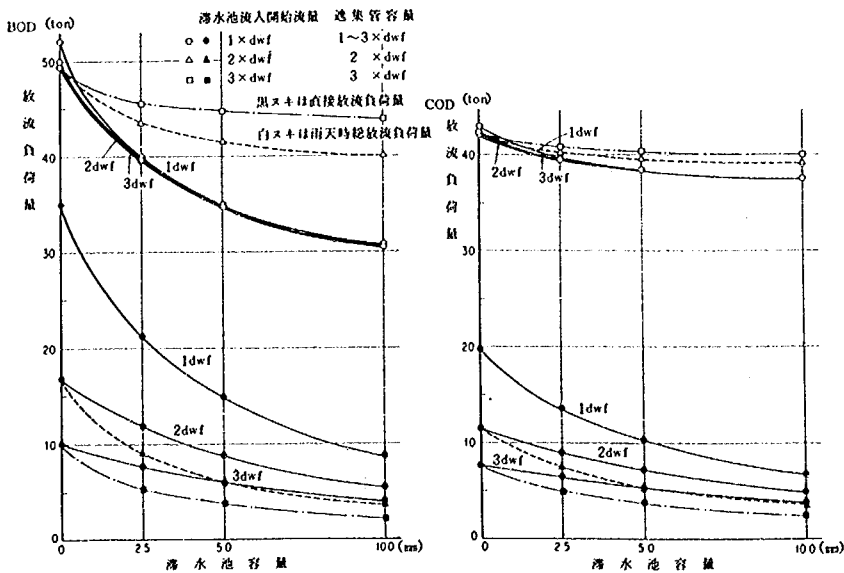


図15 豊橋(八町)

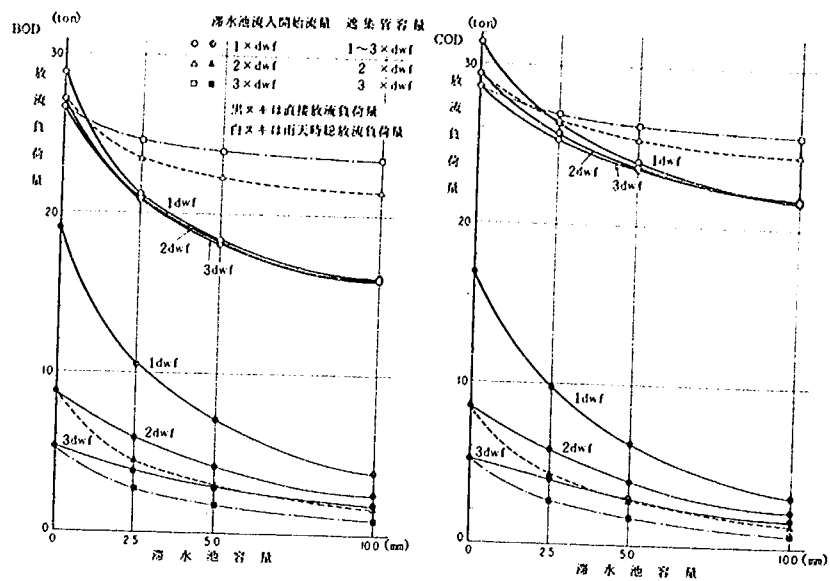


図16 名古屋（白川）

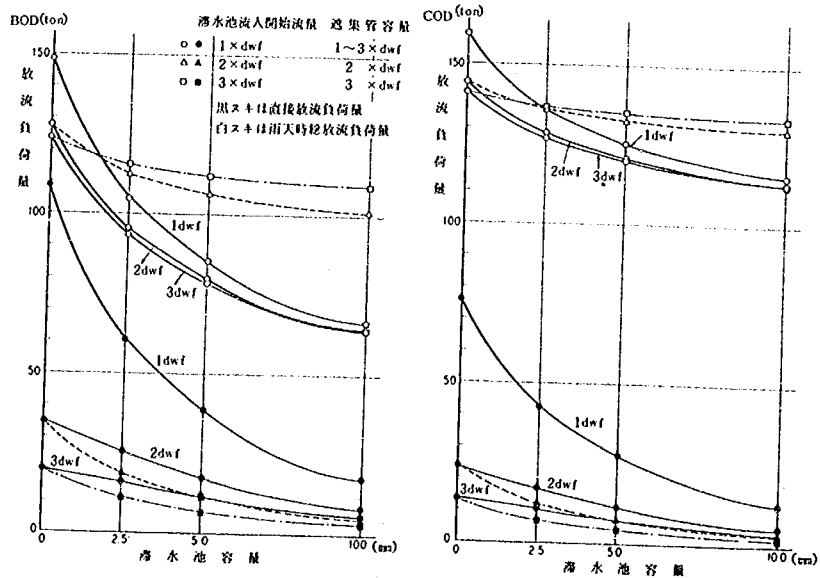


図17 京都（千本）

く異なることがわかる。八町と千本とでは不浸透面積率の差はわずかであり、汚水負荷量のみが大きな差を示しているが、単位面積当りの直接負荷量は、汚水負荷量の差ほど大きくはない。また雨水滞水池を組み込んだ場合にも大きな効果が示され、とくに総放流負荷量を削減するうえでは非常に効果的なものと考えられる。

表 9 直接放流負荷量

	1cm/hr		2cm/hr	
	BOD	COD	BOD	COD
美 香 保	68	61	--	--
八 町	336	205	205	146
白 川	304	279	177	165
千 本	438	283	236	155

(kg/yr/ha)

4. 今後の課題

現在、個別の対策として「ヘリカル固液分離装置」、「浸透マス」の調査が進められており、在来の「スワール固液分離装置」(S52年度)、「雨水沈殿池」(S53年度)、「路面清掃」(S54年度)、「管渠フラッシング」(S54年度)、「消毒」(S53年度)と合わせて、具体的な対策の効果についても相当のところまで明らかになってきている。

さらに、積雪寒冷地における「隔雪時合流式下水道問題の実態とその対策」についての調査が札幌市の協力を得て進められている。

今回のモデルに関する報告で全体戦略の概要が相当明確になったと考えられるが、さらに事業化を考えた場合に費用効果の調査が必要であろう。

(参考文献)

- 1) 中村、他：都市域からの雨水時汚濁流出(第1報)、第13回水濁講
- 2) 山口、他：都市域における降雨流出調査第3報、土技資Vol.15、No.7、1973、7
- 3) Tholin, A.L., et al Hydrology of Urban Runoff, Pro. ASCE. 1959
- 4) Eagleson, P.S., :Dynamic Hyduology, Mc Graw - Hill 1970
- 5) 中村、他：都市域からの雨天時汚濁流出(第3報)、第15回水濁講(投稿中)
- 6) 和田：雨天時負荷流出挙動とそのモデル化、第14回衛工討、1978、1
- 7) 中村：合流式下水道対策の検討(第Ⅱ報)、第16回衛工討、1980、1
- 8) 中村、他：合流式下水道からの雨天時汚濁流出特性、昭和50年度下水道事業調査費報告
- 9) E P A : Storm Water Management Model, 1972
- 10) 11) 日本下水道協会：合流式下水道東京都委託報告書 S50.3、S52.3

2. 臭気と脱臭方法に関する研究(1)

下水道研究室 室 長 星隈保夫

研究員 高橋正宏

中島淳子

1. まえがき

下水道施設に関する臭気問題は、過去においては余り問題とされなかったが、最近下水道事業においても維持管理の重要度が増すに従い臭気対策の検討が必須のものとなってきた。また下水道施設の建設にあたって、特に終末処理場やポンプ場については周辺住民の関心も高く、反対運動によって用地取得や工事が遅れることも少なからず生じてきており、計画、設計の段階で十分に臭気対策を練っておく必要にせまられている。しかし下水道施設の臭気対策は緒についた段階であり、検討すべき問題が多い。このため、本調査では下水道施設から発生する悪臭成分の内容とその濃度を明らかにし、脱臭方法や悪臭発生源の維持管理を含めた総合的な除臭対策を検討するもので、臭気対策を考慮した終末処理場等の計画、設計法、並びに悪臭防止対策の確立を目的としている。

2. 昭和54年度までの調査事項

本調査は昭和51年度を初年度として、下水処理場の臭気対策という複雑多岐にわたる問題を扱ってきた。このため初年度は事項相互の関係を示す基本的フローシートを作成するとともに臭気と脱臭方法全般に関する実態を調査することに重点を置いた。昭和52年度は実際の処理場を対象としての臭気の実態調査を行い、翌53年度もこれを継続するとともに実態調査によって判明した各種の臭気物質について官能試験を実施し、その嗅覚刺激と物質濃度の関係を明らかにした。更に全国の下水処理場を対象とし、臭気対策に関するアンケート調査を行った。昭和54年度は脱臭処理すべき空気量を減らす意味から、曝気槽の臭気分布状況や酸素活性汚泥法の実態調査を行い、また、下水の臭気原因物質と考えられるいくつかの物質について、嗅覚閾値及び臭気強度と物質濃度との関係を調査した。前年度までに判明した主な結果をまとめると次のようになる。

- (1) 下水処理場の臭気を機器分析した結果、多種類の臭気物質が検出されたが、特に硫化水素、メチルメルカプタンなどの硫黄化合物や α -酪酸、イソ酪酸などの低級脂肪酸類が嗅覚閾値を越える濃度で検出され、官能試験との相関も高かった。
- (2) 下水処理場に設置されている脱臭施設の各プロセスを調査したところ、酸、アルカリ洗浄のみでは十分な脱臭効果が期待できず、これらのプロセスに活性炭脱臭等を組み合わせることによってほぼ満足できる除臭効果のあることがわかった。
- (3) 下水処理場に設置されている脱臭施設の多くは、水洗浄、アルカリ洗浄、オゾン酸化法といった比較的簡便なものである。
- (4) 曝気槽の臭気発生量は槽流入部で最大であり、それ以外の場所では非常に少い、また酸素曝気

法は標準活性汚泥法に比べて臭気の質はほぼ同じであるが量的には少い。

3. 昭和55年度の調査成果

3.1 調査の概要

本年度は、処理方式の異なる4ヶ所の処理場（ステップエアレーション法、超深層曝気法、回転円板法及び機械式曝気法）における臭気の排出の実態、特に曝気槽について調査を行った。

また臭気捕集量、臭気の漏れ面積、捕集臭気中の濃度、一重・二重覆蓋中の濃度等の関係を明らかにし、臭気捕集量の小量化のため基礎資料を得る目的で臭気捕集実験を行った。更に、下水臭の構成物質を官能基別に反応管を用いて除去し、前後の臭気濃度、臭気強度、及び臭気の質を測定することによって下水臭の解明を試みた。

3.2 実態調査の結果

3.2.1 A下水処理場における調査結果

A処理場はステップエアレーション（処理能力166,900 m^3 /日）方式で運転されており、また超深層ばっ気槽の実験装置（2,400 m^3 /日）を有している。いずれの場合にも曝気槽の臭気と最も関係が深いのは硫化水素及びメチルメルカプタンであることが判った。ステップエアレーション方式では、流入下水は各曝気槽へ分配され、活性汚泥は第1槽の流入部へ返送されている。この場合の臭気濃度は生下水の流入する各槽の入口で高く出口で低いという傾向を示したが、その濃度は第1槽の入口で最高値の410を示し、他は230以下の低い値であった。また下水臭に関係の深い硫化水素とメチルメルカプタンの挙動も概ね臭気濃度と同じ傾向を示し、炭化水素類は各槽の入口、出口ともほぼ同程度であった。これらの結果からステップエアレーション方式の脱臭対策は住宅地の隣接や、特殊な工場排水の流入等特別な場合を除き、一重覆蓋程度でよいものと考えられ、もし特に脱臭するとしても第1槽の流入口附近のみで充分であると考えられる。

超深層曝気槽は深さ約100mで従来法に比べ高い酸素移動能を得ることができる。曝気槽の臭気と関係の深い硫化水素やメチルメルカプタン等の濃度は低く、ヘッドタンクからの臭気濃度も31と低いものであり、今回の実験からは、特にヘッドタンクの臭気については脱臭する必要は認められなかった。また、単位処理水量当りの臭気排出量も、空気利用率が高いため、ステップエアレーション法に比べ約1/500と極めて少い。これは臭気対策の経済性という点で極めて重要である。但し高圧による溶解ガスの脱気装置からの排出ガスを考慮する必要があるが、今回の調査ではそれを合わせても流入下水量2,400 m^3 /日に対し排ガス日量は0.6 m^3 /分にしかすぎず、またヘッドタンクや真空ポンプの関口部面積も小さく、臭気の捕集は容易であり、経済的に非常に有利となる。

曝気槽からの排ガス中の炭酸ガス濃度は1,300～11,000ppmとかなり高い値を示しており、従ってアルカリ洗浄を組み合わせた脱臭方式の場合、アルカリの消費量が多くなることが予想されるので注意を要する。

3.2.2 B下水処理場における調査結果

B下水処理場は高速散水汙床及び回転円板槽を組合せて28,000 m^3 /日の処理能力を有して

いる。即ち最初沈殿池からの1次処理水のうち16,000 m³/日は高速散水汙床で処理された後に、また12,000 m³/日は直接に回転円板槽へ流入し処理されている。回転円板槽の各槽の臭気濃度の測定結果は表-1のようであるが、第一槽の170を最高に第二、第三と処理が進むに従って順次低くなっており、また主要な臭気物質はメチルメルカプタンであるがその濃度も低いため、現状では特に捕集及び脱臭をする必要はないと考えられる。しかしながら、この処理場の回転円板槽に対する負荷が(BOD84~26 mg/lとかなり小さいため、臭気濃度も比較的低い値となっていると考えられ、流入水のBODが高い場合は異った値を示すであろう。

3.2.3 C下水処理場の調査結果

C処理場の下水処理はステップエアレーション方式であり、汚泥処理は嫌気性消化、真空脱水、焼却(立型多段炉)を行っている。この処理場には1部染色工場や古紙再生工場の排水が流入しており、また消化槽へし尿が投入されている。水処理施設は脱臭されておらず、汚泥脱水機から捕集された臭気が多段炉の2次空気とし燃焼し、さらに焼却炉の排ガスはアフターバーナーで燃焼脱臭が行われている。

実測臭気濃度と臭気物質の推定臭気濃度は表-2のとおりであり、硫化水素及びメチルメルカプタンが主要な臭気物質と考えられる。また汚泥焼却炉の排ガスはかなりの刺激臭を有し、推定臭気濃度はメチルメルカプタンが最も高い値を示しているが、その他にホルムアルデヒド、フランアクロレイン、アセトアルデヒド等のカルボニル化合物やアクリロニトリル、ニトロメタン等の物質も検出され、これらが影響していると考えられる。

表-1 実測臭気濃度と臭気物質推定臭気濃度(A下水処理場)

	番号	試料採取場所	実測臭気濃度	硫化水素	メチルメルカプタン	硫化メチル	二硫化メチル	アンモニア	酢酸	プロピオン酸	イソ酪酸	n-酪酸
ステップエアレーション	1	沈砂池	55	10	14	<1	—	3	—	—	—	—
	2	最初沈殿池	130	24	57	<1	<1	6	—	—	—	—
	3	曝気槽(1槽入口)	410	10	29	<1	<1	3	1	<1	1	2
	4	曝気槽(2槽入口)	230	7	29	<1	<1	—	—	—	—	—
	5	曝気槽(2槽出口)	170	5	14	<1	<1	2	<1	<1	<1	1
	6	曝気槽(3槽入口)	170	—	—	—	<1	3	<1	<1	<1	1
	7	曝気槽(3槽出口)	98	5	29	<1	<1	—	—	—	—	—
	8	曝気槽(4槽入口)	170	5	14	<1	<1	—	—	—	—	—
	9	曝気槽(4槽出口)	55	—	14	<1	—	4	<1	<1	<1	1
	10	汚泥濃縮槽	13,000	1,200	2,700	17	27	4	2	<1	8	3
	11	処理水	73	2	14	<1	<1	—	—	—	—	—
超深層曝気	1	曝気槽ヘッドタンク上部	31	7	14	—	—	<1	2	<1	<1	1
	2	真空ポンプ排気	730	<1	43	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	3	処理水	10以下	17	29	—	—	—	—	—	—	—

注1) 閾値濃度として硫化水素: 0.41 ppb, メチルメルカプタン: 0.07 ppb, 硫化メチル: 3.0 ppb, 二硫化メチル: 2.2 ppb, アンモニア: 0.1 ppmを用いた。

注2) 黒ワツで囲まれた数値は、その試料採取場所における(悪臭物質濃度÷閾値濃度)の最高値を示す。

表一 2 超深層曝気方式とステップエアレーション方式との比較

処 理 方 式	超 深 層 曝 気 方 式			ス テ ッ プ エ ア レ ー シ ョ ン 方 式		
	排 出 濃 度 [※] (ppm)	排 出 量 [※] (10^{-6} Nm ³ /日)	排 出 量/下 水 量 [※] (10^{-6} Nm ³ /m ³)	排 出 濃 度 [※] (ppm)	排 出 量 [※] (10^{-6} Nm ³ /日)	排 出 量/下 水 量 [※] (10^{-6} Nm ³ /m ³)
臭 気 濃 度 [※]	48	4,600 ^{※※}	1.9	158	93,220,000	890
ア ン モ ニ ア	0.074	7.1	0.003	0.30	177,000	1.7
硝 化 水 素	0.003	0.29	0.00012	0.0022	1,300	0.012
メ チ ル メ ル カ プ タ ン	0.001	0.096	0.00004	0.0015	890	0.0085
硫 化 メ チ ル	<0.001	<0.096	<0.00004	0.0013	767	0.0073
二 硫 化 メ チ ル	<0.001	<0.096	<0.00004	<0.001	<590	<0.0056
流 入 下 水 量	2,400 m ³ /日			104,600 m ³ /日 (2系列分)		
送 気 量	1,920 Nm ³ /日 (上昇部 50 Nm ³ /時, 下降部 30 Nm ³ /時)			732,200 Nm ³ /日 (下水量×7倍)		
排 出 量	96 Nm ³ /日 (1,920 Nm ³ /日×0.05%)			590,000 Nm ³ /日 (732,200 Nm ³ /日×0.8)		

* 臭気濃度は希釈倍数であって単位はない。そこで排出量及び下水量あたりの排出量はそれぞれNm³/日、Nm³/m³で表わされる。

** 臭気濃度は測定値を幾何平均した。臭気物質の測定値は算術平均した。

*** 超深層曝気方式の排出量は、ヘッドタンクから排出されるものの他、真空ポンプからも排出される。その臭気排出量は515,000 Nm³/日(0.49 Nm³/分×730(臭気濃度)×60×24)である。

表一 3 実測臭気濃度と臭気物質推定臭気濃度 (B, C下水処理場)

番号	試料採取場所	実測臭気濃度	硫化水素	メチルメルカプタン	硫化メチル	二硫化メチル	アンモニア	酢酸	プロピオン酸	イソ酪酸	n-酪酸
B下水処理場	1 沈砂池	55	—	14	<1	<1	3	1	<1	<1	1
	2 最初沈殿池	31	—	14	<1	<1	11*	1	<1	<1	1
	3 高速脱水機	73	12	28	<1	<1	13*	1	<1	<1	1
	4 回転円板槽(3-1)	170	—	14	<1	<1	1	<1	<1	1	<1
	5 〃 (3-2)	98	—	14	<1	<1	1	<1	<1	1	<1
	6 〃 (3-3)	23	—	14	<1	<1	8*	<1	<1	<1	<1
	7 ロータリースクリーン	55	—	14	<1	<1	<1	—	—	—	—
	8 汚泥濃縮槽	31,000	7	7	1	<1	9	13	6	4	118
	9 遠心脱水機室	55	—	28	<1	<1	13	2	<1	<1	<1
	10 最終沈殿池出口	10以下	—	14	<1	<1	1	<1	<1	<1	<1
C下水処理場	1 沈砂池	1,300	1,100	160	1	1	1	<1	<1	<1	<1
	2 最初沈殿池	98	140	200	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
	3 曝気槽	55	24	57	2	1	<1	<1	<1	<1	<1
	4 汚泥濃縮槽	230	230	71	1	<1	<1	1	<1	<1	1
	5 汚泥洗浄槽	130	—	86	1	<1	8	—	—	—	—
	6 真空脱水機室	12	—	29	<1	<1	8	<1	<1	<1	<1
	7 汚泥焼却炉	980	190	570	2	3	6	19	1	<1	2

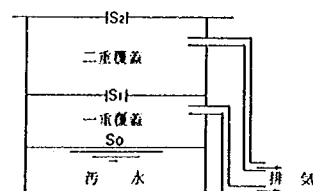
注1)、注2)は表一1と同じ

注3) B下水処理場における*のアンモニアの臭気濃度推定値で、高い値を示したものがあるが、これは風上にあるし尿処理場の土壌脱臭装置から排出されるアンモニアの影響によるものと考えられる。

3.2 臭気捕集実験

3.2.1 吸引気流速度

図一1のモデルにおいて、覆蓋された汚水槽内の臭気が開口部より漏れないために、槽内の臭気を吸引して負圧とするが、このときの開口部における最小の流速を吸引気流速度 u とする。この u の値の開口面積および温度差による変化をメチルメルカプタンについて測定したものを図一2、図一3に示す。



図一1 二重覆蓋の実験モデル

この結果からみると、吸引気流速
度 u は、水温 T_1 と気流温度 T_6 との
温度差即ち $(T_6 - T_1)$ が大きいほど、
小さい値となっている。このこと
は通常の分子拡散とは異った傾向
を示すものであり、ここではむしろ
熱拡散による影響の方が大きいもの
と考えられる。即ち分子量の大きい
物質が低温の方へまた分子量の小さい
物質が高温の方へ拡散する現象で
あり、メチルメルカプタンの分子量
は 48、空気は平均 28.8 であること
から説明できる。図-3 から、 u と
 T ($T = T_6 - T_1$) に関して次式のよ
うな関係が成り立つことがわかる。

$S_1/S_0 = 0.01$ の場合

$$\log u = -0.0496 T + 0.653$$

$S_1/S_0 = 0.05$ の場合

$$\log u = -0.0693 T + 0.634$$

$S_1/S_0 = 0.1$ の場合

$$\log u = -0.110 T + 0.645$$

また、開口面積 S_1 と u との相関については明確に説明できる関係は見出せなかったが、今回の
実験からは、吸引気流速 u は、温度分布およびガス濃度が一定であれば開口部の形、位置およ
び二重覆蓋の換気余り関係がなく、開口面積で決まることがわかった。

3.2.2 一重覆蓋の捕集実験

図-4 に示すように、容積 V の槽内へ流入する空気量を Q_i 、ガス濃度を C_i 、流出する空気量
を Q_0 、発生ガス量を M 、流入流出の温度をそれぞれ T_i 、 T_0 とすれば槽内のガス濃度 C_r は式(1)
で表わされる。

$$\begin{aligned} V \cdot dC_r &= (Q_i C_i dt + M dt) - Q_0 C_r \cdot dt \\ &= \{M - Q_0 (C_r - C_i \cdot T_i/T_0)\} dt \quad \dots\dots\dots (1) \end{aligned}$$

これを解くと

$$\begin{aligned} C_r &= C_0 T_i/T_0 + (1 - e^{-nt}) M/Q_0 \\ &\quad + (C_{r0} - C_i T_i/T_0) e^{-nt} \quad \dots\dots\dots (2) \end{aligned}$$

ここに、 C_{r0} は $t=0$ における槽内ガス濃度

n は換気回数 (Q/V)

式(2)において $T_i = T_0$ 、 $C_i = 0$ とすれば、

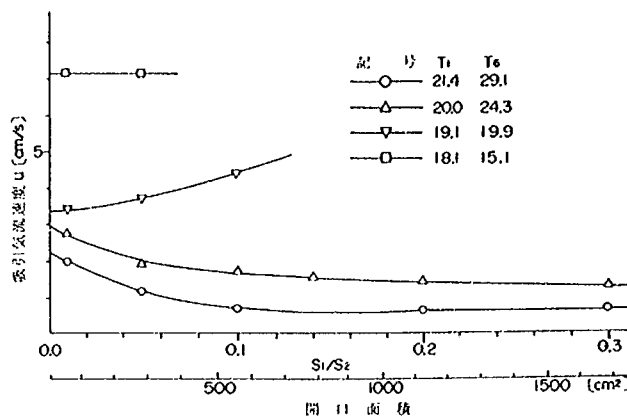


図-2 開口面積と吸引気流速

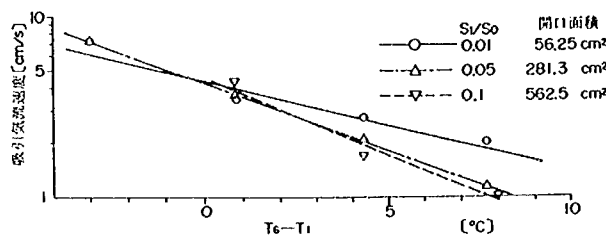


図-3 温度差 ($T_6 - T_1$) と吸引気流速 u の関係

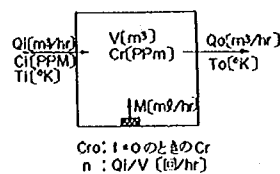


図-4

$$C_r = (1 - e^{-nt}) M / Q_i + C_{r0} e^{-nt} \quad \dots\dots\dots (3)$$

式(3)において、 $C_{r0} = 100 \text{ ppm}$ 、 $M = 10 \text{ mg/l}$ とすると、 C_r と t との関係は図-5のようになる。また一重覆蓋における捕集ガス濃度の時間的変化を、開口比(S_1/S_0)および換気回数(n)のそれぞれに対して測定した結果、ほぼこれと同じ傾向を示した。その一例を図-6に示す。

この場合汚水からの発生量 M を一定とし、捕集ガス濃度 $= C_r$ と仮定しているが実際上、 M は汚水中の濃度と気体中の濃度によって変化し、また、覆蓋内におけるガス濃度の分布も一様でないため測定値は多少ばらつくが、実験では90~120分程度が経過すれば M はほぼ一定となり、前に述べた吸引気流速 u との相関はかなりよいことが示された。二重覆蓋の場合については、今回の実験では余りよい相関が得られなかった。

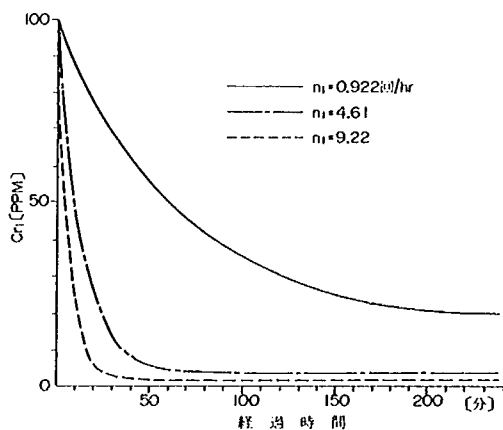


図-5 $C_{r0} = 100 \text{ ppm}$ 、 $M = 10 \text{ ml/hr}$ 、 $V = 0.651 \text{ m}^3$ の理論曲線

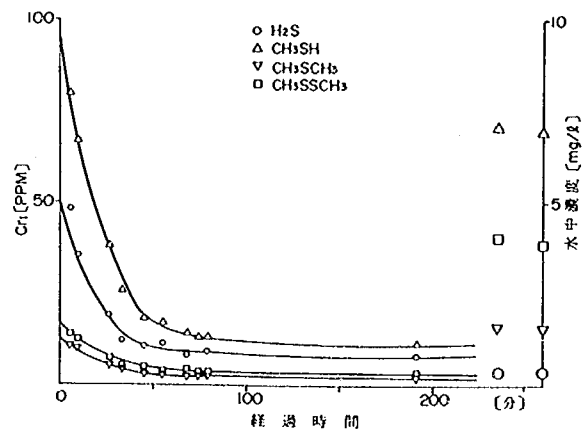


図-6 一重覆蓋の捕集ガス濃度
($S_1/S_0 = 0.01$ 、 $n = 4.61 \text{ 1/h}$ 、 $V = 0.651 \text{ m}^3$)

4. まとめと今後の課題

本年度の調査結果をまとめると次のようである。

- (1) ステップエアレーション法においても槽の臭気濃度は流入部で高く、流出部で低くなっている。従って脱臭する場合は流入部附近のみを捕集すれば良いと考えられる。
- (2) 超深層曝気槽における集気濃度および硫化水素、メチルメルカプタン等の物質濃度は極めて低く、排出量も少いため、今回の調査では脱臭の必要は認められなかった。但し、脱気塔からの臭気について考慮する必要がある。
- (3) 回転円板槽の臭気濃度は流入部で高いことは活性汚泥法と同様であり、その物質もメチルメルカプタン及び硫化水素が主要なものであるが、濃度は幾分低い値を示した。但し今回の調査では流入水のBODが低かったため、通常の負荷に対する挙動について確認する必要がある。
- (4) 臭気捕集実験では、槽の開口部からの臭気の拡散は吸引気流速に関係があるが、その限界の速度は槽内の温度分布(水温と気温の差)によって極度定まる。
- (5) 捕集ガス濃度と発生ガス量、二重覆蓋と曝気による影響については今後更に調査を行う必要がある。

3. 小規模処理場の処理特性に関する調査

下水道研究室 室 長 星 限 保 夫

研究員 高 橋 正 宏

落 修 一

八 木 橋 一 郎

1 調査の目的と必要性

昭和53年度末現在で稼働中の公共下水道終末処理場は406ヶ所であり、新規に認可を受ける地方公共団体は毎年40件程度ある。これらの新規箇所は、近年地方の市町村が中心であり、昭和53年度において流域下水道関連以外の新規箇所は16件あったが、計画処理人口10,000人以下の小規模なものが半数の8件を占め、残りの8件についても10,000～20,000人が5件、20,000～30,000人が3件であり、いずれもいわゆる「小規模下水処理場」の範ちゅうに入る処理場であった。地方都市に下水道を建設する場合、高度な技術をもつ維持管理要員を確保することは非常に困難であるが、その反面、農業用水、レクリエーション用水として放流水を用いる場合が多いため、処理水の水質はかなり高いレベルのものが要求される。現在、公共下水道の処理方式としては標準活性汚泥法が標準的であり、本法は適正な処理水質を保つためにはかなり高度な維持管理操作を必要とする。またリン・窒素などの栄養塩類を除去する能力は十分とはいえない。このため今後の小規模下水処理場の設計にあたっては、維持管理が容易で、高度な潜在処理能力をもつ別個の処理方式、例えばオキシデーションディッチ法、長時間曝気法、ラグーン、土壌処理、接触酸化法など、を積極的に採用していくべきであろう。これらの処理方式は、過去の例から何らかの問題点が指摘されており、我国における実施例も少ないため、新規事業を行なう地方公共団体においても採用には若干の危惧の念を持つことが多い。本調査は、上述の処理方式に対して、設計指針、維持管理指針の確立を目的とするものであり、地域特性に合致した簡易的な管理のみで、高度な処理水質を得られる施設を設計するために、基礎的な実験を通じて、様々の改善を加えていくものである。

本調査は昭和55年度が初年度であり、長時間曝気法、オキシデーションディッチ法に関する基礎調査を開始した。これらの処理方式は、設計、運転手法の手直しを行なうことで、容易に脱窒素、脱リンなどの高度な処理を行なえる可能性を秘めているが、一方では、汚泥性状が悪化しやすい、処理に要するエネルギーが割高である、汚泥発生量の予測が困難である、といった問題を生じる場合も多い。利点を最大限に生かし、弱点をできるだけカバーするポイントの1つは、曝気時間、及び槽内D_Oの制御であると考え、本年度の調査の主目的をそこに据えるものとした。長時間曝気法については、各種の室内実験を行ない、エアレーション時間を変化させた場合の、活性汚泥の性状の変化、処理水質への応答などを調査した。オキシデーションディッチ法については、その特性より室内実験に不向きであるため、茨城県霞ヶ浦浄化センター内にパイロットプラントを建設し、汚泥発生量、汚泥沉降性、処理水質、維持管理上の要因等についての調査を行なった。

2 調査結果

2.1 エアレーション時間の違いによる活性汚泥の処理特性に関する室内実験

2.1.1 実験方法

実験は、20℃の恒温室において、図-1の活性汚泥連続実験装置8台を、人工下水^①を基質として表-1の条件により約70日間連続運転しながら活性汚泥や処理水の経時的な性状の変化を調べた。

連続運転中の維持管理は、2日に1回の割合で、余剰汚泥の引抜きと処理水の採取、人工下水の準備等を行ない、人工下水と処理水は、水質分析用として凍結保存し、1週間の混合試料を作成した。

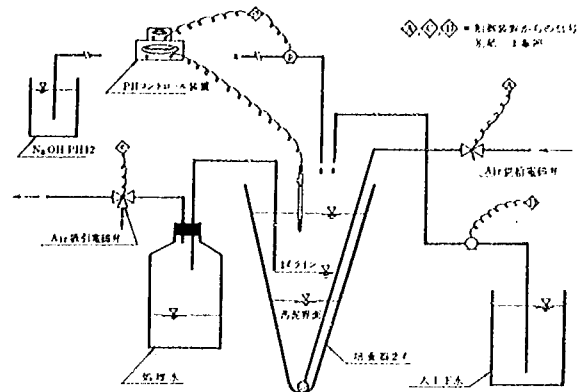


図-1 活性汚泥連続実験装置

水質分析は、N、P、COD_{Cr}についてはテクニコンオートアナライザーにより、他は、下水試験法(1974)に従った。但し、BODは、全試料とも対応した装置の活性汚泥を殖種することとし、NODを考慮してATU試薬を0.5 mg/ℓに成るよう添加して測定した。

尚、本実験の種汚泥は、合流式下水処理場の活性汚泥であり、比較的低負荷の運転を受けていたものである。

表-1 活性汚泥連続実験装置運転条件

実験装置	A	B	C	D	E	F	G	H
エアレーション時間 (hr)	2.5	5.0	7.5	10	15	20	25	30
沈殿時間	1.25 hr							
処理水引抜き時間	10 min							
人工下水の供給時間と供給量	5 min - 1 ℓ							
エアレーション槽内 MLSS	1,000 mg/ℓ							
エアレーション槽内 pH	7~8							

2.1.2 実験結果

表-2 活性汚泥連続実験装置の平均的な運転結果

各装置の運転状況は、エアレーション時間5hrの装置

が、運転開始後7週目頃から糸状性細菌によるパルキングを起こしたが、他の装置は常に良好なものであった。又、運転条件に対する活性汚泥の馴致はエアレーション時間が短いほど早く、MLVSS/MLSSの経日変化で見た場合、20、32、35、36、36、38、40、40dayの順であった。

実験装置	エアレーション時間	A-2.5	B-5.0	C-7.5	D-10	E-15	F-20	G-25	H-30
エアレーション槽内	MLSS (mg/ℓ)	1,035	930	1,039	1,023	982	921	944	880
	MLVSS/MLSS (%)	88.4	87.9	87.0	84.9	81.8	79.6	75.5	75.3
	ΔS (g/day)	0.267	0.1436	0.1037	0.0963	0.0640	0.0457	0.0377	0.0319
	SRT (day)	7.8	13.0	20.0	21.1	30.7	40.3	50.1	55.2
流入人工下水 (mg/ℓ)	BOD _{ATU}	85.8	109.3	109.6	103.4	96.0	106.1	105.8	98.8
	COD _{Mn}	33.6							
	CO ₂	51.5							
	TOC	39.0							
	K-N	13.81							
	NH ₄ ⁺ -N	6.27							
	T-P	5.19							
流出人工下水 (g/SS-g-day)	BOD	0.243	0.1721	0.1134	0.1015	0.0665	0.0584	0.0475	0.0400
	COD _{Mn}	0.0971	0.0526	0.0348	0.0330	0.0232	0.01869	0.01517	0.01353
	TOC	0.1137	0.0609	0.0406	0.0381	0.0267	0.0212	0.01768	0.01554

各装置の運転結果および、
処理成績は、活性汚泥や処理水の経時的な性状の変化から運転条件に馴致し、定常であるとみなせる期間の平均値として表-2と表-3に示した。
活性汚泥処理に対するエアレーション時間は、その長時間化を図ることにより、処理水質の向上と発生汚泥量の軽減が期待されている。

本実験における処理水質に対するエアレーション時間の長時間化は、BOD、COD、TOC、硝化等に関して比較的良好な成績を納める傾向を示した。それは、T-BODがSSの影響を受けにくくなったことと、S-CODやS-TOCが減少したことによるものである。しかし、これらの傾向は、エアレーション時間2.5 hrと5 hrの間で著しいだけで、それ以上のエアレーション時間による効果は認められない。T-Nは逆に、エアレーション時間が長くなるとその除去率が著しく低下する傾向にある。T-Pは、エアレーション時間の影響を殆んど受けず、又、SSもバルキングしない限り、T-Pと同様のことが言えるものである。

表-3 活性汚泥連続実験装置の平均的な処理成績

実験装置 - エアレーション時間		A-2.5	B-5.0	C-7.5	D-10	E-15	F-20	G-25	H-30
Total (mg/l)	BOD _{ATU}	8.5	9.6	4.0	3.2	2.8	2.9	3.0	2.8
	COD _{Mn}	15.8	24.6	10.4	11.2	9.9	9.6	10.0	12.0
	TOC	12.55	24.0	10.17	9.79	9.51	9.06	9.41	10.56
	K-N	7.47	5.86	2.24	2.63	1.75	2.17	2.88	3.00
	T-P	4.65	5.52	4.70	4.89	4.88	4.87	6.03	6.57
	SS	21.1	46.6	25.3	25.5	19.4	20.7	19.55	28.6
Soluble (mg/l)	BOD _{ATU}	2.0	0.8	0.3	0.3	0.8	1.2	0.1	0.2
	COD _{Mn}	8.2	4.6	3.7	4.0	5.3	4.3	3.7	3.9
	COD _{Cr}	15.2	11.3	9.4	8.9	10.6	9.4	9.7	10.3
	TOC	5.00	3.59	3.34	2.75	3.84	2.91	2.34	3.09
	K-N	2.43	0.69	0.65	0.59	0.81	0.56	1.05	0.65
	NH ₄ ⁺ -N	1.49	0.29	0.14	0.21	0.16	0.51	0.18	0.18
	NO ₃ ⁻ -N	2.86	0.36	0.03	0.03	0.00	0.01	0.00	0.00
	NO ₂ ⁻ -N	3.55	9.80	10.34	10.81	11.78	12.48	12.55	13.38
	Ort-P	4.09	4.23	4.25	4.55	4.43	4.44	4.33	4.62
	T-P	4.11	4.43	4.51	4.64	4.81	4.90	4.91	5.23

発生汚泥量に対するエアレーション時間の影響をみる為に、活性汚泥の増殖速度とエアレーション

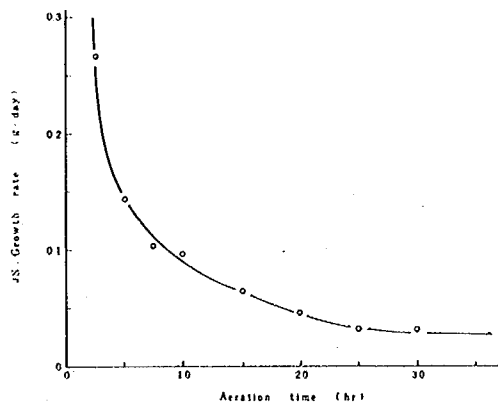


図-2 エアレーション時間と活性汚泥の増殖速度との関係

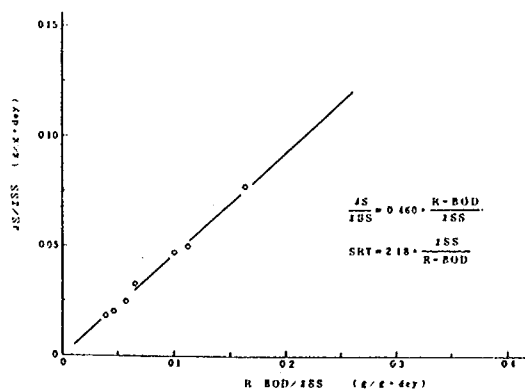


図-3 単位汚泥当たりのBOD除去量と単位汚泥当たりの増殖量との関係

時間の関係を図-2に示した。この図は、エアレーション時間の長時間化とともに汚泥の発生量は著しく低下することを表わしている。図-3と図-4には、各装置で単位汚泥当たりに除去されたBOD、CODと単位汚泥当たりの増殖量との関係を表わした。又、図-4には著者らが以前実施した実験結果^①をも記載した。これらの図は、除去された基質量の汚泥への転換量は、エアレーション時間の違いやMLSS濃度の違い等の処理方式による影響を殆んど受けず一定であり、むしろ処理対象となる下水の質やその絶対量による所が大きいことを示している。

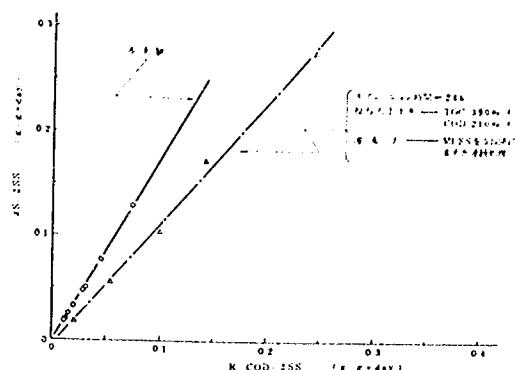


図-4 単位汚泥当たりのCOD除去量と単位汚泥当たりの増殖量との関係

従って、エアレーション時間の長時間化を図ることによる処理水質の顕著な向上は望めず(難分解性物質等の高SRTに依存する物質は別である。)、発生汚泥量も見掛上は減少しているように思われるが、実際は殆んど変わらないものである。又、発生汚泥量に関しては、長時間エアレーション法による実施では予想以上の余剰汚泥が発生する可能性が有ることを示唆するものである。尚、本実験は、微生物に比較的使用されやすい成分を溶解性の形で連続投与した結果であり、現実的には、エアレーションタンク流入水の溶解性部分の処理特性に対応するものである。又、固形物由来の汚泥発生に関しては、BODで測定できる成分に限り、溶解性に換算する形で適応できるものと信ずる。

2-2 オキシデーションディッチ

「下水道施設設計指針と解説 1972年版」によると、オキシデーションディッチは深さ1m前後のディッチを用い、エアレーション時間24~48時間、MLSS 3,000~5,000 mg/l 、 BOD_{MLSS} 比は0.05~0.06、ディッチ内流速40 cm/sec 、という基本数値を用いて設計すべきことになっている。近年、ローターの改良や、高度処理への対応を考えた新しい運転法などが発表されるに及び、これらの基本数値の見直しが必要となってきた。

本調査で用いたパイロットプラントは、小規模処理場での容易な高度処理を可能にする回分運転型オキシデーションディッチである。回分運転のスケジュールは、12時間を1サイクルとして下水投入、曝気、静置沈殿、上澄水(処理水)の引き抜きをくりかえすものである。表-4・表-5に施設概要及び回分運転スケジュールを、図-5にフローシートを示す。

表-4 施設概要

ディッチ容量	: 160 m^3
水深	: 2.0 m
水路幅	: 3.0 m
外周	: 36.2 m
ローター回転数	: 36・48・72 rpm
エアレーション時間	: 24時間
全滞留時間	: 48時間
その他	: マイクロスクリーン付 (目幅1.8 mm) : コーナーガイド付

表-5 回分運転スケジュール

0	2	4	6	8	10	12時間
1:40	0:35	6:00	1:00	2:30		
生下水 40 m^3 入	待時間	曝 気	静置 沈降	上澄水 (処理水) の引き 抜き 40 m^3		

処理実験の開始に先立ち、ローターの酸素溶解効率を求めるための清水実験を行なった。実験は、処理場場内用水をディッチ内に満し、ローターを低速回転させながら、触媒として塩化コバルト 2.5 mg/l 、酸素消費剤として亜硫酸ナトリウムを過剰量添加し、溶存酸素を O とした後、所定の回転数、浸漬深で曝気を行なった。DOの上昇をDOメーカーで記録し、これより Kla 、酸素溶解能力 (O.C) を求めた。図-6 は O.C と実測消費動力の関係プロットしたものであり、各直線の回帰式は酸素溶解効率 ($\text{kg-O}_2/\text{Kw}\cdot\text{h}$) を示している。全体を通じての酸素溶解効率は、 $1.52 \text{ 消費動力 (Kw)} - 0.72$ であるが、ディッチを長い滞留時間 (24 時間程度) で運転する場合のローター 1 台当りの酸素溶解能力は $2 \sim 10 \text{ kg-O}_2/\text{h}$ と考えられ、この範囲での効率は $2.18 \times \text{消費動力 (Kw)} - 2.77 \text{ kg-O}_2/\text{Kw}\cdot\text{h}$ であった。これらの値を標準活性汚泥法等に用いられている散気板型装置の効率と比較すると $1/10$ 程度の効率しか得られていないが、実規模施設で実際の下水を用いた曝気を行なう場合にはこの差はかなり短縮されるものと思われ、これについては後述する。

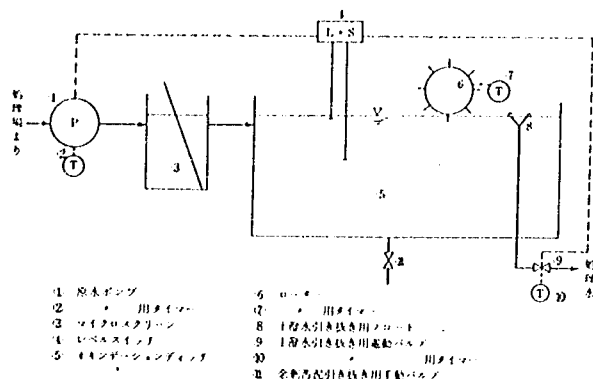


図-5 オキシデーションディッチフローシート

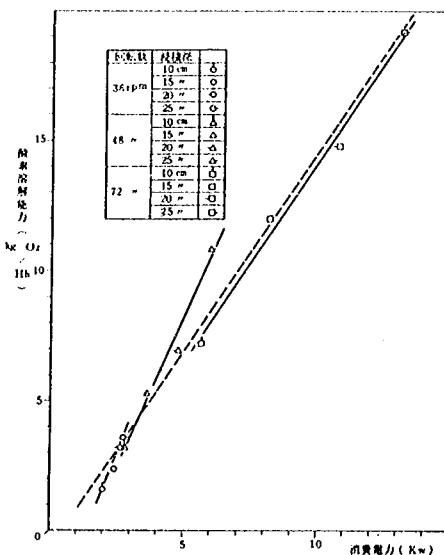


図-6 O.C と消費動力との関係

処理実験は1980年11月より開始した。2ヶ月間は汚泥の増量のため、引き抜きを行わず、1981年1月より、SRT28日の設定で、毎週月～金に1日1回の余剰汚泥引き抜きを開始し、約1ヶ月間の順致運転を行なった。活性汚泥中の原生動物は、初期にはアメーバ類の大繁殖がみられたが、順致後は固着性の原生動物 $760\%/cc$ 、ほふく性 $590\%/cc$ 、浮遊性 $160\%/cc$ 、アメーバ類 $810\%/cc$ 、後生動物 $50\%/cc$ 計 $2370\%/cc$ と安定した構成となってきた。

順致後の処理成績のまとめを表-6に示した。実験期間中、本施設の汚泥処理系に過大な負荷がかかっており、そのバックロードの影響で流入水濃度が全項目にわたって通常より高めの値を示していた。しかし、処理水質は常に安定しており、BOD、COD、SSの一般項目は非常に良好な除去率を示している。ディッチ内水温は $8.2 \sim 12.5^\circ\text{C}$ と、硝化に不利な水温であったが、処理水中の $K-N$ は 0.8 mg/l しかなく、 NO_2-N も 0.01 mg/l 以下、 NO_3-N が 10.9 mg/l であり、十分な硝化が起きていた。

T-Nの除去率は、標準活性汚泥法の場合40%前後とされているが、本実験では65%とかなり高い値を示している。T-Nの物質収支をとると、流入T-N量の35%は処理水中へ、34%が汚泥とし

表-6 ディッチ処理成績のまとめ

項目	ATU-BOD	COD _{Mn}	SS	K-N	T-N	溶解性T-N	T-P	溶解性T-P
流入水濃度 (mg/ℓ)	156	101	250	32.9	33.9	19.8	7.21	0.91
処理水濃度 (mg/ℓ)	1.4	7.7	1.3	0.8	11.8	11.7	0.18	0.14
除去率 (%)	99.1	92.5	99.5	97.6	65.2	40.9	97.5	84.6

56・2・16～3・18までの平均値、測定は週2回行なった。

て引き抜かれており、残りの31%は脱窒によって除去されたものと思われる。曝気期間中のディッチ内DOは、3～10^{mg/ℓ}と高いレベルにあり、脱窒は、静置沈降後の汚泥界面下で起きているようである。また、T-Pの除去率も非常に良好であり、流入T-P量の76%が汚泥として引き抜かれていた。このように高いT-P除去能力を示す原因が、本実験施設の運転方法によるものか、(回分運転は一般にリン除去率が高いと言われている。)流入水質によるものか、(実験に用いた流入水中の固形T-Pの割合が非常に高い)は、今後の課題と言えよう。

各種水質項目の、処理工程内での経時変化を追跡調査したところ、窒素系成分については曝気工程中での除去は1.8^{mg/ℓ}、28%にすぎず、しかも、初期吸着のような形態で除去されるのみであった。曝気工程中、約5時間かかってK-NからNO₃-Nへの転換が行なわれていたが総窒素量は初期吸着以外まったく変化せず、大部分の窒素除去は静沈・排水・流入工程中で起っていた。BOD、COD、TOC、T-Pについては、曝気開始後1時間で、ほぼ処理が終了していた。

本プラントは、ローター回転数48rpm、浸漬深20cmで運転されており、消費電力量は56.4Kwh/日処理水1^m当たり0.705Kwh/^mであった。標準活性汚泥法の場合の送風電力量は0.1～0.15Kwh/^mと言われており、長時間曝気法の場合は0.5～0.75Kwh/^m程度であろうことより、本プラントの消費電力量はほぼ長時間曝気と等しいものと思われる。ただ、現在の運転条件は相当の余裕を見込んでいるため、実際の運転では少なくとも0.3～0.4Kwh/^m程度に落とせるものと考えられ、次年度以降の課題の1つとする。

3 まとめと今後の方針

- 1) 室内実験結果では、エアレーション時間が、処理水質や汚泥発生量に対して顕著な影響を与える傾向はみられなかった。この結果をパイロットプラント実験に適用した場合については今後の検討課題である。
- 2) オキシデーションディッチのパイロットプラント実験結果より、BOD、CODはもとより、リンや窒素についても高い除去率を得ることができた。今後はより精密な除去機構の解明と、処理に必要なエネルギーの削減を検討する必要がある。

参考文献

①：生物学的硝化脱窒処理による窒素の除去

土木研究所資料 第1664号

4. 下水中の難分解COD成分等の高度除去に関する調査

三次処理研究室 室 長 小堀 和夫

研究員 酒井 憲司

榎山 孝一

1. まえがき

水質汚濁防止にかかわる水質総量規制制度の導入により下水処理場の多くは放流水のCODの規制をうけることとなった。しかし、既設の下水処理施設は生物処理を主体としているため、生物学的に分解されにくい、いわゆる難分解成分といわれるものの除去性は極めて悪いのが現状である。現在の流入下水中には、し尿、工場排水等による生物学的に難分解な各種のCOD成分が含まれており、多くの下水処理場で処理法の改善等の対応が必要になるものと考えられる。

本調査は下水処理施設におけるCOD成分の高度除去のための最適処理方式の確立、微量特定物質の挙動の解明のために実施するものである。

2. 55年度の調査結果

55年度は主として、下水処理場におけるCODの実態、および各種洗剤の下水道に与える影響について調査したのでその概要を報告する。

2.1 既設下水処理場におけるCODの実態

下水処理場における規制項目はBOD、SS等であるため、CODの現状についてはデータの収集、整理等も不十分であり、流入水濃度、除去率、放流水質、工場排水の混入による影響等に関して十分把握されていない。本調査は10都市、58処理場のデータをもとに検討したものである。

2.1.1 調査方法

調査はアンケート方式により実施した。主な内容は工場排水の業種別混入率、および流入水、初沈流出水、放流水のBOD、CODである。解析は工場排水の混入率を指標として各処理工程での濃度、除去性についてBODに対応させながら比較検討した。

2.1.2 調査結果

1) 工場排水の混入率および、主要業種：工場排水の混入率は0～44.5%まで広範囲にわたっている。混入率をA:0～10%、B:10～20%、C:20～30%、D:30%以上の4段階に分類すると、工場排水の混入率の高い処理場程、ある業種の混入率が高くなり、特定の排水の流入比が高くなる傾向がみられた。それぞれの混入率で対象処理場数はA:27、B:16、C:5、D:8であった。

1業種で10%以上を占める処理場はCで4、Dで5処理場となり、業種は食料品、繊維工業、化学工業にかぎられ、2業種以上が10%以上の混入率になる処理場はなかった。また、工場排水混入率40

%程度で1業種が20%程度を占める処理場が2カ所あった。

2) 工場排水の混入率と

流入、流出COD：混入率とCODの関係を図-1、2に示した。図-1では相関係数(r)は0.12であった。図-2では $r=0.67$ となり、工場排水の混入の多い

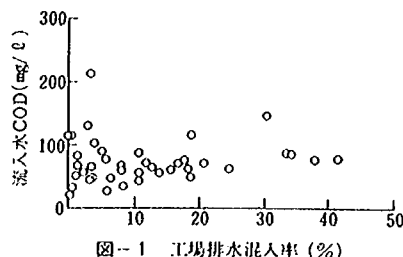


図-1 工場排水混入率(%)

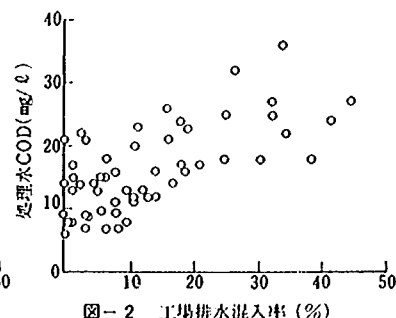


図-2 工場排水混入率(%)

い処理場では残留CODも高くなる傾向がみられた。しかし大部分の処理場は30mg/l以下の放流水質であった。処理水CODが36mg/lの処理場は化学工業排水が約12%混入していた。なお、BODは流入水で30~235mg/l、汚泥処理施設を有するところでは最大280mg/lであった。

3) 2次処理でのCOD除去：ばっ気槽流入CODと処理水COD(図-3)は $r=0.56$ で流入濃度が高いと処理水質も悪くなる傾向がみられた。次にBOD/COD比で比較すると図-4、5のようになり、特にBOD/CODが高い場合に除去率が悪く

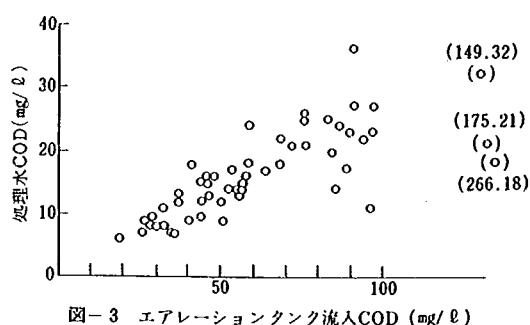


図-3 エアレーションタンク流入COD (mg/l)

処理水のBOD/COD比は、流入水の値が1以上であったのに対して、1.2以下となり生物分解されやすい成分はかなり分解していることがわ

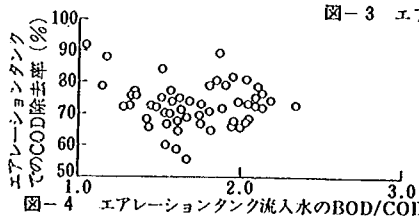


図-4 エアレーションタンク流入水のBOD/COD

る。分解しにくい成分の除去法としては反応時間を長くするとかSRTを長くするなどが考えられるが、実施設のデータとして得られるばっ気槽の滞留時間とCOD除去の関係をみたのが図-6である。 r は0.47となり、かなり巾はあるが、滞留時間が長くなると除去率もよくなるようである。2次処理でのCOD除去にはBOD/CODよりエアレーション時間の影響が大きく、業種、特に化学工業、繊維工業の混入率が高い場合に除去率が低下するものと考えられる。

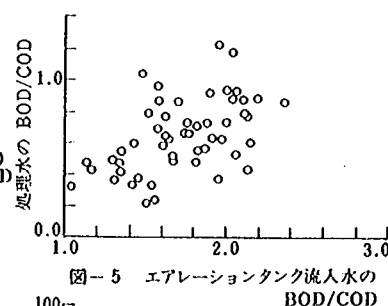


図-5 エアレーションタンク流入水のBOD/COD

4) 流入、流出COD、および除去率の度数分布：流入水のCODを図-7に示した。COD 60~90mg/lで流入する処理場が約50%を占めているが、70mg/l程度で流入する処理場が約半数であ

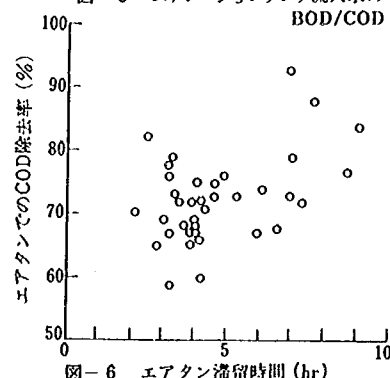


図-6 エアタンク滞留時間(hr)

る。一方、BODについては図示していないが、100~150mg/lで流入する処理場が約46%を占めていた。処理水のCODを図-8に示した。BODでは62%の処理場が10mg/l以下で、15mg/l以下を含

めると91%の処理場になる。CODでは10~15mg/ℓで放流する処理場が多いが、大部分の処理場は25mg/ℓ以下で放流している。COD総量規制の放流水規準は目標年度、新增設の場合で最低値30mg/ℓとなっており、この値を満足できない処理場は55例中2カ所であった。2次処理（ばっ気槽での除去）でのCODの除去率を図-9に示した。BODの除去率はすべて80%以上で、85~95%の除去率の処理場が87%であった。CODは66~80%の除去率を示す処理場が大部分を占め、BODに比較して、CODの除去率はかなり悪いことがわかる。この原因としては繊維工業とか化学工業排水の混入も考えられる。生物分解性試験によると、これらの排水は40~60%の分解率であるため、処理水への残留率は食料品製造業などに比較して高くなるであろう。

5) CODの平均水質とBODについて：各処理過程での平均水質、平均除去率を表-1に示した。流入水CODは工場排水の混入率が30%以下では68~72mg/ℓでほとんど差はないが、30%以上になると97mg/ℓ、BODも値はCODより高いが同様の傾向がみられた。平均値ではCOD74.3、BOD129mg/ℓとなった。処理水CODは工場排水の混入率の増加につれて悪くなり、13から25mg/ℓになった。全体の除去率でみると74から76%で差が少ないが、生物処理では若干差がみられた。処理水のCODはこれらの結果からみると、除去率で比較したのでは工場排水の影響は明らかでないが、放流水質でみると工場排水の混入によりCOD濃度が高められ、明らかに影響があるものと考えられる。この場合、影響の大きい業種は先述したように染色、化学工業、一部食料品製造業であった。

施設の設計基準で用いているBOD200mg/ℓに対応するCODを表-1の関係から単純に比例で求めると115mg/ℓとなる。平均除去率75%とすると、処理水質は29mg/ℓとなり、BODの約1.5倍程度と予想される。

2.1.3 まとめと今後の課題

58処理場を対象として調査した結果、工場排水混入率は最大44.5%、業種の主なものは食料品、繊維、化学等であった。混入率が多くなると処理水のCODは高くなる傾向がみられたが、30mg/ℓ以上の処理場はほとんどなかった。流入BOD200に対応するCODは115mg/ℓ程度であろう。

今後は処理場における難分解CODの挙動の解明が必要であろう。

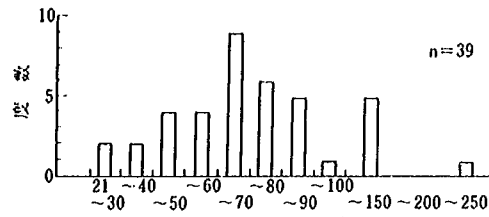


図-7 流入水のCOD (mg/ℓ) (流入水は返流水混入前) n=39

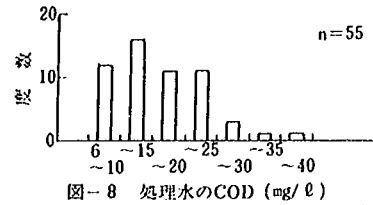


図-8 処理水のCOD (mg/ℓ) n=55

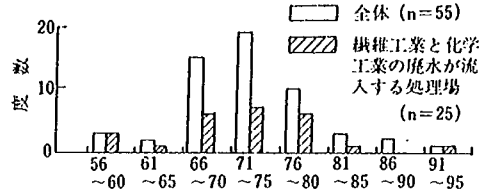


図-9 2次処理でのCOD除去率(%)

表-1 工場排水混入率と水質

工場排水混入率(%)	項目	流入水 (mg/ℓ)	放流水 (mg/ℓ)	処理水 (mg/ℓ)	2次処理 除去率(%)	全除去率 (%)	施設の 稼働率(%)
0~10 (29)	BOD	124	92.1	8.3	87.0	93.2	77.3
	COD	71.5	53.9	12.8	74.3	75.6	
	BOD/COD	1.80	1.80	0.69	—	—	
10~20 (16)	BOD	125	110.5	10.7	84.6	92.2	80.3
	COD	70.8	62.7	17.3	71.1	75.3	
	BOD/COD	1.79	1.78	0.64	—	—	
20~30 (5)	BOD	115	97.8	19.5	90.8	92.2	65.2
	COD	68.0	59.8	23.0	67.8	74.0	
	BOD/COD	1.70	1.51	0.44	—	—	
30~45 (8)	BOD	162	147.8	17.7	88.2	91.9	70.6
	COD	96.6	79.6	24.6	70.8	73.8	
	BOD/COD	1.74	1.57	0.68	—	—	
全体 (58)	BOD	129	105.5	11.0	86.8	92.7	76.2
	COD	74.3	60.0	18.2	72.5	75.2	
	BOD/COD	1.78	1.74	0.65	—	—	

2.2 下水処理場における各種界面活性剤の動態

2.2.1 目的

下水処理場における各種界面活性剤の動態については報告がみられず、それらの挙動は明らかではない。また、下水中の各種界面活性剤の割合も明らかになっていない。そこで、これらを明らかにするために処理場における調査を実施した。

2.2.2 調査方法

調査を行なった処理場は流域下水道のI処理場、J処理場、都市下水を処理しているK処理場、閉地下水を処理しているH処理場、L処理場の5ヶ所であり、調査回数は延べ7回である。

流入下水、初沈流出水、二次処理水を1時間あるいは2時間間隔で24時間採水し、それぞれを流量比で混合し1日のコンポジット試料とする。界面活性剤の分析は、MBAS(JS法)、CTAS(JIS法)、石けんの成分としてパルミチン酸及びステアリン酸(GC法)の測定を行なった。

閉地下水の処理場では流入水量の時間変動が大きく、一般には午前8時から10時、午後7時から9時の2回流量のピークがある。この流量ピーク時における各種界面活性剤の占める割合も知られていない。本調査では、この時間帯のコンポジット試料を作り界面活性剤の分析を行なった。また、生汚泥、余剰汚泥(返送汚泥)中の各種界面活性剤の濃度を明らかにするため、MBAS、CTAS、石けん成分の分析を行なった。生汚泥について調査した処理場は3ヶ所で4回、余剰汚泥については5ヶ所で7回である。更に、これらの現地調査の他に自治体独自に実施している洗剤に関する調査資料の収集も行なった。

2.2.3 調査結果

今回の調査は5ヶ所の処理場で延べ7回行っており、各種界面活性剤の分析結果を表-1に示し、その組成を図-1に示した。流入下水中での割合をみるとMBASが39.4%、CTASが26.1%であり石けん成分であるパルミチン酸、ステアリン酸は、それぞれ11.8%、22.7%である。また、初沈流出水、二次処理水中の割合はそれぞれMBASが38.3%、18.6%、CTASが51.3%、22.2%、パルミチン酸が4.6%、29.6%、ステアリン酸が5.8%、29.6%であった。各種界面活性剤の処理場での除去率をみると、初沈ではMBASとCTASは増えており、パルミチン酸が50%、ステアリン酸が66.7%であった。二次処理水では、MBASが89.4%、CTASが80.6%、パルミチン酸が42.9%、ステアリン酸が70.4%である。これらの結果から、石け

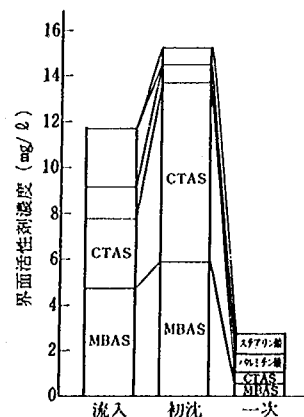


図-1 下水中の各種界面活性剤の割合

表-1 各種界面活性剤の分析結果

n=5 単位 (mg/l)

項目	流入下水				初沈流出水				二次処理水			
	MBAS	CTAS	パルミチン酸	ステアリン酸	MBAS	CTAS	パルミチン酸	ステアリン酸	MBAS	CTAS	パルミチン酸	ステアリン酸
最大値	6.4	4.7	1.6	5.1	15.0	23.0	1.1	1.5	0.7	1.1	2.1	2.2
最小値	2.5	1.9	1.2	1.2	2.5	1.8	0.3	0.3	0.3	0.1	0.2	0.2
平均値	4.7	3.1	1.4	2.7	5.9	7.9	0.7	0.9	0.5	0.6	0.8	0.8

ん成分であるパルミチン酸、ステアリン酸は50～70%が初沈で除去されているのに対し、MBAS、CTASは初沈ではほとんど除去されておらず、生物処理で80～90%除去されている。

流入下水の流量ピーク時の分析結果を図-2に示した。この結果からみれば、午前と午後の違いより、処理場による違いの方が顕著である。

生汚泥、余剰汚泥中の各種界面活性剤の分析結果を表-2、3に示し、その組成を図-3に示した。生汚泥中では平均でMBASが3.8mg/ℓ (3.7%)、CTASが3.0mg/ℓ (2.9%)、パルミチン酸が44.1mg/ℓ (42.5%)、ステアリン酸が52.8mg/ℓ (50.9%)であった。また、余剰汚泥では平均でMBASが3.4mg/ℓ (4.9%)、CTASが19.7mg/ℓ (28%)、パルミチン酸が17.8mg/ℓ (25.3%)、ステアリン酸が29.4mg/ℓ (41.8%)であった。

合成洗剤、粉石けんに関する自治体での調査の結果、A市A処理場では流入下水のMBAS濃度は、43.8mg/ℓと高いが放流水中の濃度は0.7mg/ℓであり除去率は98.4%であった。また、T市F処理場ではMBASとLASを測定しており、MBAS中に占めるLASの割合は流入下水中で63.1%であり放流水中では検出されていない。

2.2.4 結論

- 1) 流入下水中の各種界面活性剤の濃度は平均でMBAS4.7mg/ℓ、CTAS3.1mg/ℓ、パルミチン酸1.4mg/ℓ、ステアリン酸2.7mg/ℓである。
- 2) MBAS、CTASは初沈ではほとんど除去されず、生物処理で80～90%で除去されているのに対し、石けん成分であるパルミチン酸、ステアリン酸は初沈で50～70%除去され、生物処理を行なっても除去率はほぼ同等であった。
- 3) 生汚泥、余剰汚泥中の各種界面活性剤の濃度はそれぞれ、MBASが3.8mg/g、3.4mg/g、CTASが3.0mg/g、19.7mg/g、パルミチン酸44.1mg/g、17.8mg/g、ステアリン酸が52.8mg/g、29.4mg/gであった。

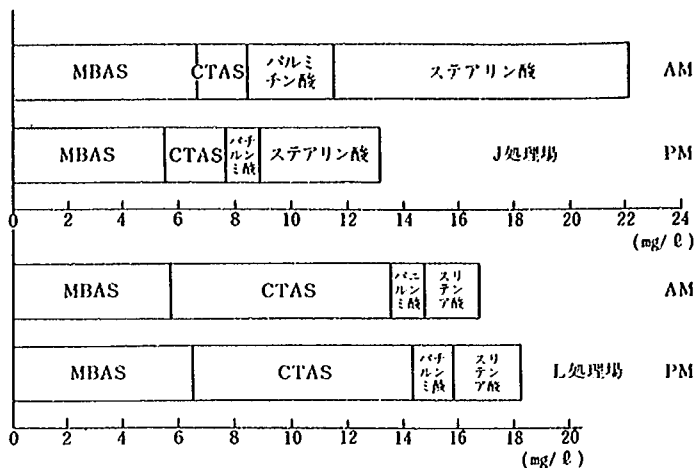


図-2 流入下水の流量ピーク時における各種界面活性剤の組成

表-2 生汚泥中の各種界面活性剤

項目	MBAS	CTAS	パルミチン酸	ステアリン酸	(mg/g)
最大値	6.9	4.0	99.3	123.7	
最小値	1.8	2.5	0.6	0.1	
平均値	3.8	3.0	44.1	52.8	

n = 3 ~ 4 単位: mg/ℓ

表-3 余剰汚泥中の各種界面活性剤

項目	MBAS	CTAS	パルミチン酸	ステアリン酸	(mg/g)
最大値	8.7	47.5	43.5	80.3	
最小値	0.5	0.4	0.6	1.4	
平均値	3.4	19.7	17.8	29.4	

n = 7 単位: mg/ℓ

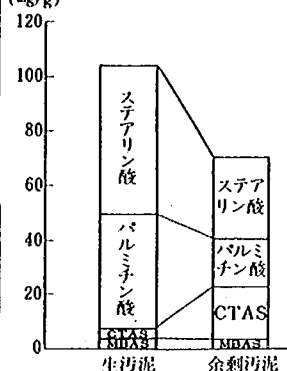


図-3 汚泥中の界面活性剤の組成

2.3 界面活性剤の活性汚泥に与える影響

合成洗剤に関して、安全性、下水処理での分解性、富栄養化等多くの問題が議論されており、特に下水処理に関しては、合成洗剤から粉石けん、あるいは無リン合成洗剤へ、一時的に使用洗剤を切り換えることによって実処理場での影響調査が行なわれている。しかし、実処理場での調査だけで、その影響を把握することは困難な面があること。また、室内実験でも粉石けんと合成洗剤との比較実験が少ないことから、本調査では(1)活性汚泥中の細菌の増殖に対する影響、(2)反応槽内のDOレベルを変えた場合の洗剤の分解性、(3)界面活性剤の濃度と処理水質に関して実験した。

2.3.1 活性汚泥性細菌の増殖に対する影響

人工下水に各種の界面活性剤を添加したものを基準として、活性汚泥中の細菌を培養し、細菌数の経時変化を測定することにより、増殖におよぼす界面活性剤の濃度を調査した。

2.3.1.1 調査方法

人工下水は土研式（デキストリン、肉エキス、酵母エキス、ペプトン、無機塩類）を用いた。細菌用培地は土研式に寒天を加えて調整した。供試細菌は人工下水で馴致した活性汚泥から採取した。測定方法は検水を人工下水と界面活性剤で調整し、それに細菌を 10^3 N/ml程度になるように接種し、20℃の恒温槽で培養し、経時的に試水を取り寒天培地を用いて25℃、7～10日間培養して生菌数を計数した。使用した界面活性剤と添加濃度を表-1に示した。表-1の添加濃度は粉石

表-1 実験条件

実験番号	界面活性剤	
	種類	濃度 (mg/l)
A	添加せず	
B	粉石けん	10, 20, 50 200, 500
C	スルホコハク酸ジ-2-エチルヘキシルナトリウム	2.5, 10, 20, 50 100, 200
D	ドデシルベンゼン スルホン酸ナトリウム	94, 19, 38, 94 190
E	ラウリル硫酸ナトリウム	78, 16, 39, 78 160
F	ポリオキシエチレン ラウリルエーテル	10, 20, 50 100, 200
G	ドデシルベンゼン スルホン酸ナトリウム	20, 50, 100 200
H		
I	AOS	10, 20, 50, 100 200

表-2 増殖実験の結果

2.3.1.2 調査結果

増殖実験の結果を表-2に示した。人工下水のみの場合は比増殖速度が μ が1.1, 1.7 (1/日)、細菌の収量は 7×10^7 N/mlであった。

粉石けんでは、誘導期が添加濃度の増加とともに長くなるが、 μ は添加濃度を高くすると高くなりAに近づく傾向がみられた。39時間後の細菌の収量は50 mg/l以下で無添加(A)と同程度であったが、200 mg/lでは 1×10^8 N/ml程度、500 mg/lでは増殖の途中であった。これらの結果、粉石けんは細菌の増殖に利用されていることが考えられる。

スルホコハク酸ジ-2-エチルヘキシルナトリウム、ラウリル硫酸ナトリウム、ポリオキシエチレンラウリ

実験番号	界面活性剤濃度 (mg/l)	初期値 (log N/ml)	培養期間 (hr)	比増殖速度 (μ)	平均世代時間 (hr)
A	無添加 (100日)	3.5	1.3	1.1	1.5
	1.0	3.5	1.7	1.7	0.9
	2.0	3.5	2.0	2.6	1.7
	5.0	3.5	1.1	1.2	1.7
	20.0	3.5	1.7	1.4	1.2
B	5.0	2.9	2.3	1.5	1.1
	10.0	3.5	1.4	1.3	1.3
	20.0	3.5	1.2	1.2	1.7
	50.0	3.5	1.2	1.1	1.5
	100.0	3.5	1.2	1.1	1.6
C	5.0	3.5	1.1	0.5	1.8
	10.0	3.5	1.3	1.2	1.4
	20.0	3.5	1.2	0.7	1.7
	50.0	3.5	1.5	1.3	2.5
	100.0	3.2	1.6	1.1	1.5
D	5.0	2.6	1.1	1.1	1.6
	10.0	2.1	1.1	増殖せず	
	20.0	3.5	1.7	0.3	1.8
	50.0	3.4	2.0	2.8	0.6
	100.0	2.9	2.5	1.3	1.3
E	10.0	2.5	1.9	1.3	1.3
	20.0	2.4	1.8	1.2	1.4
	50.0	3.6	2.1	9.1	1.8
	100.0	3.5	1.5	1.5	1.1
	200.0	3.4	1.8	1.0	1.6
F	10.0	3.1	1.8	0.0	1.7
	20.0	3.5	1.0	1.2	1.4
	50.0	2.9	1.3	1.1	1.5
	100.0	2.5	1.0	0.7	1.9
	200.0	2.9	1.0	増殖せず	
G	10.0	2.7	1.0	増殖せず	
	20.0	3.5	0.9	増殖せず	
	50.0	3.0	7.5	1.3	1.3
	100.0	2.5	7.5	1.1	1.5
	200.0	2.8	1.1	1.3	1.3
H	10.0	1.9	7.5	0.5	2.0
	20.0	3.1	1.6	0.3	2.0
	50.0	2.8	1.6	9.0	1.9
	100.0	2.6	2.0	1.2	1.4
	200.0	2.6	1.8	10.9	1.5
I	50.0	2.3	5.5	4.6	3.6
	200.0	2.3	5.5	4.6	3.6

ルエーテルなどは添加濃度が高くなっても μ はあまり変化せず粉石けんのような影響はなかった。誘導期間は後の2種が若干長くなっているが、濃度が高くなると短くなるような傾向があるので阻害とは考えられない。細菌の最大収量は $3 \times 10^6 \sim 2 \times 10^7 \text{ N/ml}$ 程度でAと同程度か若干少ない値であった。

Dデシルベンゼンスルホン酸ナトリウムでは添加濃度が高くなると増殖が阻害された。その濃度は人工下水のみで培養した細菌に対して 100 mg/l 以上であった。しかし、この界面活性剤を 10 mg/l 添加して馴致した活性汚泥中の細菌を用いた実験番号Hでは 200 mg/l まで添加しても増殖し、 μ はD,Gの条件での $5 \sim 50 \text{ mg/l}$ の値に近いものであった。馴致による効果はかなり期待できることがわかった。誘導期間についてもその効果はみられた。細菌の収量は、馴致なしの場合、増殖したものについては $2 \sim 5 \times 10^7 \text{ N/ml}$ 程度であった。馴致したものでは 200 mg/l の場合でも $2 \times 10^7 \text{ N/ml}$ 程度であった。

A O Sは 200 mg/l でも誘導期間にはほとんど影響がみられないが、 μ にはかなり阻害がみられた。

2.3.1.3 まとめ

粉石けん、ラウリル硫酸ナトリウム（高級アルコール系）、スルホコハク酸ジ-2-エチルヘキシルナトリウム（陰イオン系）、ポリオキシエチレンラウリルエーテル（非イオン系）の4種類については本実験で用いた程度の濃度では細菌の増殖に悪影響はなかった。一方、Dデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム（LAS）では 100 mg/l 以上の濃度で細菌の増殖は阻害されたが、活性汚泥をLAS 10 mg/l 程度の濃度により馴致させることによってその影響は緩和される。粉石けんは細菌のための基質となることが示唆された。

2.3.2 反応槽内のDOレベルを変えた場合の洗剤の分解性

エアレーションタンク内のDOは通常、 $1 \sim 2 \text{ mg/l}$ 程度で運転されている例が多い、本実験ではエアレーションタンク内のDOが低い場合に活性汚泥処理に対して界面活性剤がどう影響するかを調査した。

2.3.2.1 調査方法

実験は容器に活性汚泥を入れ、汚泥が沈降しないように攪拌し、DOコントロールはエアレーション強度により調節した。培養法は1日1回のfill and drawによる回分式で行なった。DOレベルは空気量を2段階に変えて行なった。高DOレベルの空気量は基質添加後、1～3時間でほぼ飽和になるように約 600 ml/分 とし、低DOレベルは24時間後でDO飽和率が $10 \sim 20 \%$ になるように約 300 ml/分 とした。低DOの場合、

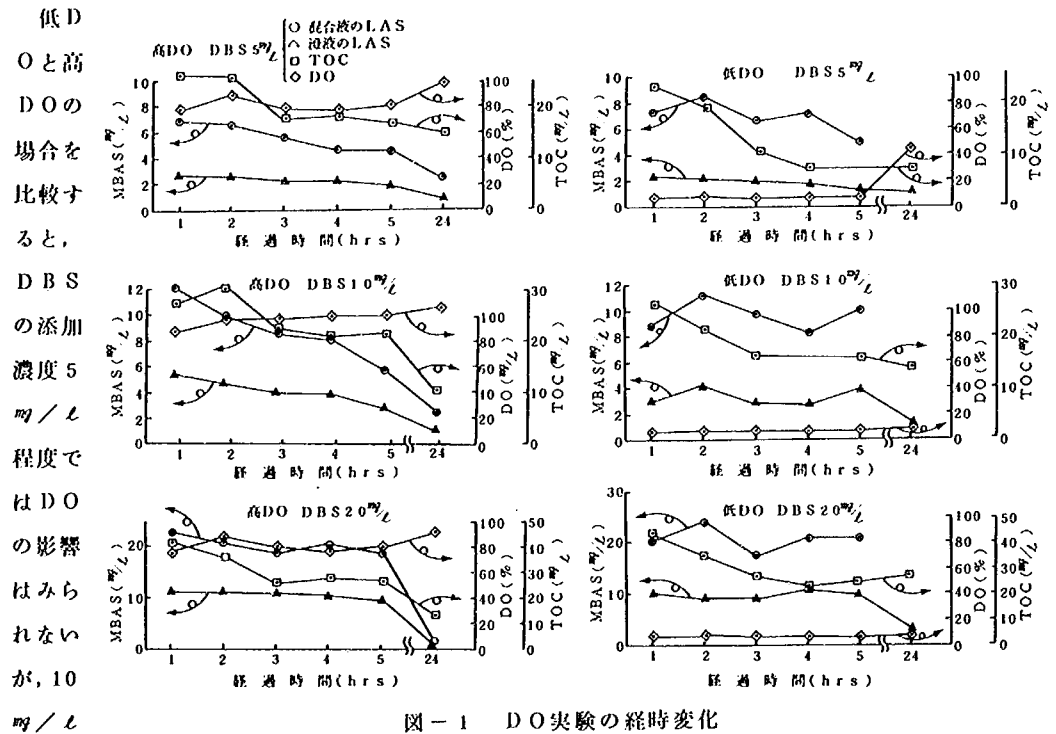
表-3 DO実験結果表

分析項目		BOD mg/l		COD mg/l		TOC mg/l		LAS mg/l		溶解性	溶解性
Sample	%	実測値	平均	実測値	平均	実測値	平均	実測値	平均	COD $\%$	TOC $\%$
A	DBS 5	51		66		86		0.34			
		40	46	55	68	96	76	0.29	32	6.1	1.7
		46		84		47					
		95		97		113					
		144	117	81	111	221	177	0.43	039	6.7	10.6
	D 10	111		155		198		0.34			
		64		119		180		6.23	7.75	16.6	23.9
		310	167	185	193	438	326	9.27			
		128		274		361					
		57		131		45		0.30			
B	DBS 5	56	61	81	98	81	80	0.41	034	5.5	6.7
		71		82		114		0.79	064	6.7	4.1
		84		135		46		0.49			
		39	57	100	116	96	83	1.55	139	7.3	3.2
		47		114		108					
	D 10	49		113		97					
		40	46	75	99	143	112				
		50		110		95		1.23			

DOのコントロールが難かしかった。界面活性剤はBOD約150mg/lの人工下水をベースにデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム(DBS)を10, 20mg/lの濃度で添加した。

2.3.2.2 調査結果

処理水の状況を表-3, DO実験の経時変化を図-1に示した。表-3は反応時間24時間経過後の値である。低DOの条件ではDBSの添加濃度が高くなると、いずれも処理水中の残留成分も高くなる傾向がみられた。DBSについては、5mg/lと10mg/lでほとんど差がなく、分解されているが、20mg/lでは39%程度残留した。高DOの条件では、低DOの場合と異なり、いずれの項目も、添加濃度に関係なく、良好な処理水が得られた。



の場合にTOC, BODの処理水質に差がみられた。COD, DBSではほとんど差がなかった。経時的除去の傾向は図-1にみられるように、DBS 10mg/lの添加でのTOC除去は5時間までは低DOの方がむしろ良好であったが、24時間で比較すると高DOの方が良好であった。DBSはいずれも同様の経時変化を示した。DBS 20mg/lの添加では、5時間までの経時変化はよく似た挙動を示したが、24時間後の値はDOが高い方がよい。

2.3.2.3 まとめ

DBS添加10mg/l以下では処理水質に差がみられなかったが、DBS 20mg/l添加の場合には処理水中にDBSが残留する傾向がみられた。運転状況はDOが高い方が安定していた。通常、処理場に流入している程度の界面活性剤の濃度ではDOの影響はみられないであろう。

2.3.3 界面活性剤の濃度と処理水質

人工下水に各種界面活性剤を添加し、回分式活性汚泥処理により処理水質への影響を調査したものである。実験は界面活性剤の処理実験と反応槽内での経時的变化を調査した。

2.3.3.1 実験方法

反応槽は4.8ℓのものを、運転は原水添加後、23時間ばっ気、1時間静置後、上澄液を交換する回分式で行なった。汚泥の引抜きはばっ気をとめる前に混合液で300ml（有効容量の $\frac{1}{16}$ ）を除去した。界面活性剤はスルホコハク酸ジ-2-エチルヘキシルナトリウム、粉石けん、ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム、ラウリル硫酸ナトリウムの4種を用いた。

経時的变化を調査した実験では、回分式と条件を同じにして、試料採取を基質添加前（0時）添加後1、2、3、4、24時間経過後に行なって分析した。

2.3.3.2 調査結果

表-4 実験条件および処理水質 (原水BOD≒120mg/L)

実験原水の水質、
処理水質等の結果
を表-4に示した。
結果については運
転を開始してから
4週間後に、汚泥
の性状および処理
水の外観が安定し
ていることを確認
して、試料採取を

試 験 順 号	界 面 活 性 剤		原 水 (mg/L)			活性汚泥(mg/L)		処理水質 (mg/L)		
	種 類	mg/L	MBAS	COD	TOC	MLSS	MLVSS	BOD	COD	TOC
1	無 添 加	—	—	8.3	6.8	669	597	6.2	8.8	8.2
2	スルホコハク酸ジ	1.0	9.9	6.5	7.3	889	794	6.0	8.3	4.8
3	-2-エチルヘキ	1.5	1.5	6.6	7.6	876	782	4.5	6.7	4.1
4	シルナトリウム	2.0	2.0	6.7	7.9	840	731	4.3	7.7	4.7
5	粉 石 け ん	1.0	—	6.7	7.2	932	809	5.2	7.7	4.8
6		2.0	—	7.0	7.6	919	799	5.3	8.5	5.3
7		3.0	—	7.3	8.0	927	803	6.3	1.1	7.8
8	ドデシルベンゼ	5	9.0	6.6	7.4	917	813	5.4	6.7	5.1
9	ンスルホン酸ナ	1.0	1.8	6.8	8.0	830	736	9.3	7.7	6.3
10	トリウム	2.0	3.6	7.2	9.1	607	541	6.1	7.2	7.6
11	(ソフト型)	5.0	9.0	7.6	10.3	344	319	7.0	8.1	1.1
12	ラウリル硫酸ナ	5	3.9	6.4	6.9	985	860	3.1	5.9	5.4
13	トリウム	1.0	7.9	6.4	7.0	981	856	0.6	5.6	4.2
14		2.0	1.6	6.5	7.1	1070	913	5.1	6.6	5.3
15		5.0	3.9	6.6	7.6	977	823	4.4	7.6	7.8

行ない分析した値である。BOD、COD、TOCの3項目で比較する限りではほとんど差がみられず、いづれの実験条件でも十分に処理が行なわれていた。NO10、11でMLSSが低いのは原水を添加した直後に発泡し、汚泥が流出したためである。したがって、この場合にはBOD-SS負荷が他の条件より高くなったと考えられるが、処理水質への影響はみられなかった。その他の活性剤での発泡現象は短期間におさまリ、汚泥が流出するようなことはなかった。

水質の経時变化を各活性剤について整理すると次のようになった。粉石けんではTOCが添加後減少し、その後少しずつ増加し、2-3時間以降しだいに減少した。この傾向は他の活性剤と異なる。スルホコハク酸ジ-2-エチルヘキシルナトリウムでは、TOC除去は添加濃度が高くなると若干悪くなったが、4時間後では差がなかった。MBASも4時間以降はほとんど存在しない。ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウムでは、TOCの除去は活性剤5-20mg/Lの場合短時間に減少しているが、50mg/Lでは遅くなる。これは汚泥が流出したことにもよる。MBASは図-2に示したように、いづれの場合でも減少速度は遅く、4時間後でも、かなり残留しており、24時間後で添加濃度に対して3-17%の残留率になった。他の活性剤が比較的速い時間に分解されるのと比較して、その傾向は、多少異なるものであった。ラウリル硫

酸ナトリウムではT O Cは速やかに除去された。
 50 mg/L添加で少し遅くなるが、3時間以降
 ではほとんど差がなくなった。M B A Sは1時
 間で90%程度除去された。最も添加濃度の高
 い場合でも4時間後には1 mg/L以下となり、
 分解性のよい活性剤である。

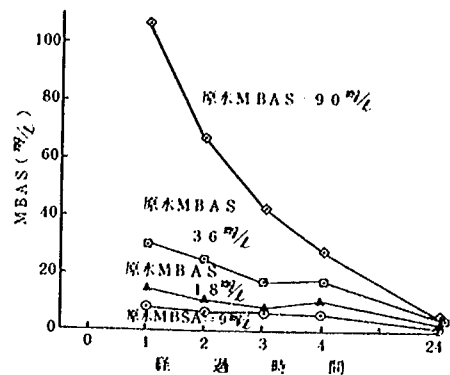


図-2 MBASの経時変化(デシルベンゼンスルホン酸ナトリウム添加)

2.3.3.3 まとめ

本実験での添加濃度では処理水質への影響はほとんどなかった。経時変化をみると、4種の活性剤のうちデシルベンゼンスルホン酸ナトリウムの減少速度が最も悪かった。また、発泡現象も他の活性剤が比較的短期間におさまったのに対して、はげしいようである。通常処理場に流入する6 mg/L程度の活性剤については何ら悪影響はみられなかった。

5. リンの除去に関する調査

三次処理研究室 室 長 小堀和夫
主任研究員 京才俊則
研 究 員 酒井憲司
小泉秀一

1. 調査の目的と必要性

今日、瀬戸内海や琵琶湖などの停滞水域における富栄養化が社会的な問題となっている。富栄養化の原因物質としては窒素、リンの寄与する所が大きいといわれている。下水道の整備に伴ない停滞水域へ流入する窒素、リンのうち下水処理水に由来するものの割合が高くなることが予想され、水域によっては下水処理水中の窒素、リンの濃度をより低く抑える必要性が指摘されており、栄養塩類の除去技術の確立が期待されている。本調査は栄養塩類のうちリンを対象とし、その除去手法の確立、設計及び維持管理上の問題点を解明することを目的としている。

2. 54年度までの調査結果

54年度までの調査結果は、石灰凝集沈殿法および金属塩凝集沈殿法による除去に大別される。

石灰凝集沈殿法では主として有機物、リン等の除去状況を明らかにするとともに、凝集沈殿により生じた石灰汚泥からの生石灰回収法の調査を行った。また処理系へのリンの負荷の回帰が大きい汚泥系循環水や生下水への適用についての調査を行った。

金属塩凝集沈殿では主として各種金属塩凝集剤の性能比較を行い、硫酸バンドが最も優れていることを明らかにするとともに、リン除去効率改善のためモル比制御の有効性、硫酸バンド汚泥の返送の有効性等種々の因子を取り出しその効果を調査した。また再凝集法の実用性、および金属塩汚泥の脱水方法等についての調査も合わせて行った。

3. 55年度の調査の概要

55年度の調査項目と主たる結果は次のようである。1)凝集沈殿池の固液分離に関する調査：固液分離装置を沈殿池に設けることによって、水面積負荷率を70m/日まであげても固液分離に問題は生じなかった。2)硝化・脱窒処理水の硫酸バンド凝集沈殿：2次処理における硝化・脱窒は、硫酸バンド凝集沈殿に、少くとも悪影響を及ぼさない。3)硫酸バンド凝集沈殿における pH 調整：硫酸バンドによる2次処理水の凝集沈殿における pH 調整は特に必要としない。4)返流負荷を軽減するための汚泥濃縮に関する実験：スクリーン型汚泥濃縮装置を用い、硫酸バンド汚泥、及び2次処理余剰汚泥の濃縮を行い、本装置が重力濃縮にくらべ、濃縮効果、敷地面積の点から優れていることを見い出した。

4. 55年度の調査結果

4.1 凝集沈殿池の固液分離に関する調査

硫酸バンド凝集沈殿における同液分離の改善を目的として、図-1に示す、京都三次処理パイロットプラントに設置してある、凝集沈殿池に、図-1の⑧に、固液分離装置を入れるとともに、沈殿池を図-1の⑥に仕切板を設け、水面積を10m²から6m²に減少させて

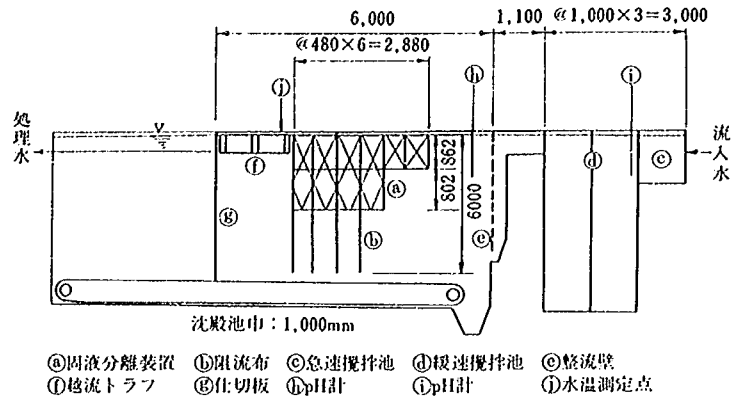


図-1 凝集沈殿池

実験を行った。ここで用いた固液分離装置は、従来の傾斜板とは少しく固液分離機構が異り、渦流と従来の傾斜板の考えを利用した装置である（N. Tambo et al., Performance of Finned Channel Separator, Prog. Wat. Tech. Vol.12, Toronto., pp.409~420, IAWPR 参照）。

実験は、表-1に示すように水面積負荷率を10m²/日から83m²/日まで変化させて行った。共通条件は、流入水：2次処理水、硫酸バンド添加量：6mg・Al/l、汚泥返送率5%，余剰汚泥率0.6%である。

表-1 固液分離に関する調査総括

水面積負荷率 (m ² /日)	実験期間	項目	濁度		P-D	
			2次処理水	凝沈水	2次処理水	凝沈水
30	80.3.22~4.3	濃度(mg/l) 除去率(%)	3.7 10	3.3 10	1.06 91	0.10 91
50	4.5~4.17	濃度(mg/l) 除去率(%)	3.8 32	2.6 32	1.14 92	0.09 92
83	4.19~5.1	濃度(mg/l) 除去率(%)	10.2 27	7.4 27	1.23 85	0.18 85
10	5.3~5.15	濃度(mg/l) 除去率(%)	4.5 44	2.5 44	1.30 94	0.08 94
70	5.16~6.5	濃度(mg/l) 除去率(%)	4.0 43	2.3 43	1.25 93	0.09 93

本実験期間のP-Dと濁度の連続測定結果を図-2に示す。6月6日から6月30日までの実験結果は、後に述べるように、沈殿池内の温度の垂直分布が、それまでの結果と異なるので、これを除いて表-1に平均値を求めている。

同表により、水面積負荷率1.0m²/日まであげても、固液分離の悪化は認められない。83m²/日の結果は少し低下しているが、これは、水面積負荷率をあげたためということより、この実験期間に、2次処理水質が悪化したためと考えられる。

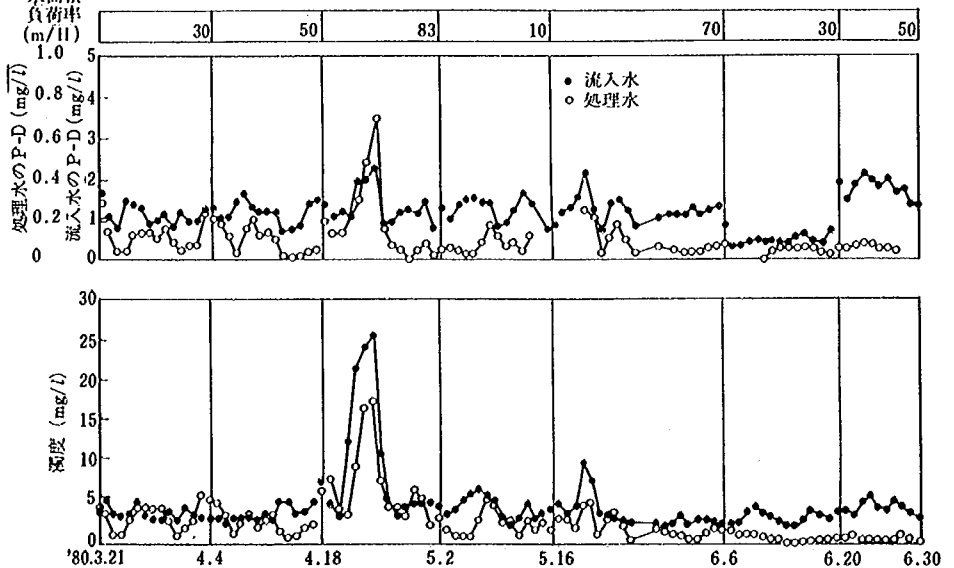


図-2 固液分離に関する調査におけるP-Dと濁度連続測定結果

4.2 硝化・脱窒処理水の硫酸バンド凝集沈殿

京都三次処理パイロットプラントに設置してある活性汚泥処理装置を用いて行っている、単投式硝化脱窒処理水を流入水として、硫酸バンド凝集沈殿を行い、その処理性を検討した。調査期間は、1980年7月28日から10月24日までの約3か月間で、その間の活性汚泥処理装置の流入水、処理水の窒素の平均値を表-3に示す。硝化・脱窒処理の詳細は、本報告書の、窒素の除去に関する調査に述べられている。

硫酸バンド凝集沈殿の条件は次のようである。

硫酸バンド添加量 $6 \text{ mg} \cdot \text{Al/l}$ 、処理水量 $300 \text{ m}^3/\text{日}$ 、沈殿池水面積負荷率: $50 \text{ m}^3/\text{日}$ 、固液分離装置: 有、汚泥返送率 5%, 余剰汚泥率 0.6%。

全実験期間の、凝集沈殿池流入水と処理水の連続モニターで測定したP-Dと濁度を図-4に示す。また、図-1の④点で測定したpHは、4.8から6.3の範囲にあった。

図-4の結果から、処理水のP-Dは全実験期間を通してきわめて安定している反面、処理水の濁度は、9月中旬頃から悪化している。このため、9月25日を境に前後の水質分析結果の平均値を求めたものが表-2である。表-2によると、9月26日以降の流入水が、以前のそれにくらべ悪化しているとはいえない反面、処理水の浮遊物、および浮遊性汚濁成分のみが増加していることから、9月中旬頃からの処理水の低

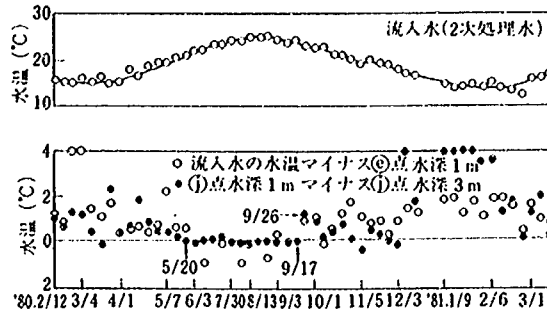


図-3 流入水の水温と④点の垂直水温差

表-2 硝化・脱窒水の凝集沈殿結果

'80.7.28~9.25

分析方法	水質項目	2次処理水	凝沈水	濾過水	混合液	余剰汚泥
連続モニター	濁度	10.7	1.9			
	P-D	1.33	0.05			
手分析	P	1.42	0.18	0.05		152
	P-D	1.24	0.04	0.03		0.07
	SS	9.1	4.7	0.7	217	3410
	VSS				92	1510
	M-アルカリ度	47.5	20.9			
	BOD	8.5	0.8			
	COD _{Mn}	10.2	6.4			
	COD _{Mn} -D	9.2	5.4			
	COD _{Cr}	23.5	11.7			
	COD _{Cr} -D	20.9	10.6			

'80.9.26~10.24

連続モニター	濁度	10.9	7.1			
	P-D	1.31	0.05			
手分析	P	1.19	0.66	0.48		178
	P-D	1.09	0.03	0.04		0.084
	SS	4.4	16.1	11.2	271	3890
	VSS				115	1760
	M-アルカリ度	58.5	28.1			
	BOD	12.5	1.6			
	COD _{Mn}	13.0	8.1			
	COD _{Mn} -D	10.8	6.5			
	COD _{Cr}	27.9	19.5			
	COD _{Cr} -D	19.9	13.9			

(単位: mg/l)

表-3 硝化・脱窒における窒素の変化

	初沈流出水	硝化・脱窒処理水
TKN	19.5	3.0
溶解性KN	-	1.0
NH ₄ -N	2.8	0.1
NO ₂ -N	-	0.0
NO ₃ -N	-	6.1
T-N	19.5	9.1

(単位: mg/l)

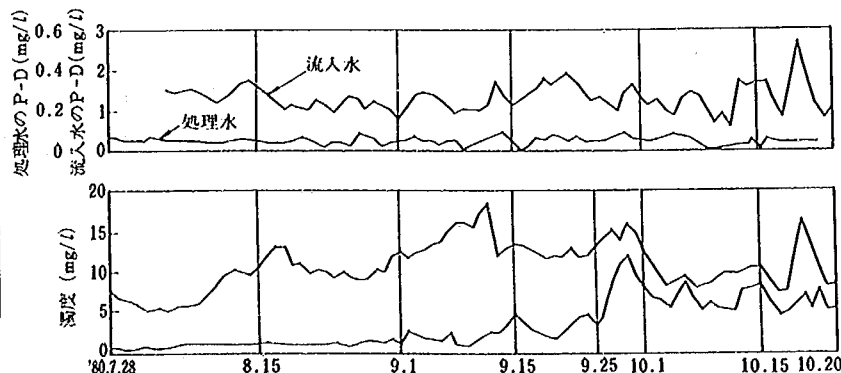


図-4 硝化・脱窒処理水の凝集沈殿におけるP-Dと濁度の連続測定結果

下は、凝集より沈殿に起因すると考える。図-3は、流入水の水温、および図-1における①点の水面下1mにおける水温から、同点の3mにおける水温を引いた温度差の経時変化を示している。同図によれば、5月20日から9月17日までの水温差はほぼ0(-0.1~0.1℃)となっており、図-2、4の濁度測定結果から、この時期の処理水の濁度は、他の時期のそれとくらべ、低く安定していることが分る。このことから、図-4の9月中旬以降の処理水の濁度の増加は、沈殿池内の密度流の発生による沈殿時間の短縮により生じたものと推察され、沈殿池内の流れを理想沈殿池に近づけることの重要性が認識される。

硝化・脱窒処理水の凝集沈殿における処理性を検討するために、標準活性汚泥法による2次処理水を用いて昨年度行った、沈殿池内の水温差が±0.1℃以内の実験結果と比較する。表-4は、比較対照となる時期の初沈流出水と2次処理水の窒素態濃度である。表-4を表-3と比較すると、今年度の方がより硝化脱窒が進行している流入水を用いて、凝集沈殿を行ったといえる。

表-4 2次処理における窒素の変化

	初沈出水	2次処理水
TKN	18.1	8.0
NH ₄ -N	12.5	6.5
NO ₂ -N	-	0.9
NO ₃ -N	-	2.2
T-N	18.1	11.1

79.6.21~8.9
単位: mg/l

この期間の凝集沈殿条件は、以下を除いて、先に示したものと同様である。流入水: 2次処理水、処理水量100~300m³/日、沈殿池水面積負荷率: 図-1の⑥仕切板がなく、①越流トラフは最下流端にあったため、沈殿池水面積は10m²となるので、10~30m/日。表-5に凝集沈殿結果を示す。表-5と、表-2の上段とを比較すると、沈殿池水面積負荷率が小さいにもかかわらず54年度のSSの除去は悪くなっている。このことから、2次処理段階における硝化・脱窒は、少なくとも硫酸バンド凝集沈殿にマイナスの影響を与えないこと、さらに、固液分離性を向上させることが推察される。但し、2次処理における硝化・脱窒により、2次処理水中のアルカリ度が消費され、凝集沈殿水のpHが極端に低下することがあれば、別に議論しなくてはならない。しかし、今年度の結果は、先に示したように、硝化・脱窒処理水の凝沈水のpHは4.8~6.3と、この問題はなかったと考える。表-2の汜過水とは、アンスラサイトと砂から成る2層汜過池を用いて、汜過速度180m/日の定量汜過の処理水である。その他の汜過条件は、本報告書の、浮遊性有機物除去に関する調査に述べられている。表-2によると、固液分離の良好だった期間は汜過成績も良い反面、固液分離に問題があった期間は、汜過成績も低下していることから、凝集沈殿水の固液分離は、凝集沈殿水のみでなく、後段の汜過水にも大きな影響を及ぼすといえる。

表-5 54年度凝沈結果

	2次処理水	凝沈水
P	0.97	0.24
P-D	0.91	0.06
SS	3.9	7.2
M-アルカリ度	71.0	44.8
COD _{Mn}	16.6	10.6

79.6.21~8.9
単位: mg/l

表-2、表-3より、固液分離が良好だった期間の汜過水の平均水質は次のように推察される。
 $P=0.05\text{mg/l} \div P-D$, $SS=0.7\text{mg/l}$, $T-N \div 10\text{mg/l}$, $TKN \div \text{溶解性TKN} = 1\text{mg/l}$, $BOD < 1\text{mg/l}$, $COD_{Mn} \div COD_{Mn} \cdot D = 6\text{mg/l}$, $COD_{Cr} \div COD_{Cr} \cdot D = 11\text{mg/l}$ 。

硝化・脱窒処理水の硫酸バンド凝集沈殿において、通常の2次処理水にくらべ、固液分離性が向上することの理由は、今後の検討課題であるが、硝化・脱窒処理の通常の2次処理に比較した特性として、次のようなことが考えられる。長いSRT、脱窒のための嫌気処理、硝化によるアルカリ度低下にともなう処理水のpH低下、TKNの減少。

4.3 硫酸バンド凝集沈殿における pH調整

リンの除去を目的とした硫酸バンド凝集沈殿においては、溶解性リンを不溶性塩のリン酸アルミニウムにするとともに、生成されるフロックの沈殿を行わなくてはならない。リン酸アルミニウムの最小溶解度は、共存塩類の影響が無視できる場合は pH 約 6 (W. スタム, J. J. モーガン: 一般水質化学 (下), 安部喜也・半谷高久訳, 共立出版) で得られる。また、下水を用いてジャーテストを行った結果によると、必ずしも一定した pH を得ることは出来なかったが、平均的には pH5.5 であったと報告されている (三次処理技術開発協力会議第 2 次報告書, 昭49. 12, 建設省, 三次処理技術開発協力会議)。

浄水では濁質除去が良好に行える pH は、フロックのゼータ電位が 0 になるような pH とされ、その値は、汚水の濁質量、アルカリ度、共存イオンの種類と濃度等により異るといわれている (中村文雄, 凝集剤注入量の決定方式に関する研究(I), (II), (III), 水道協会誌, 第 480, 481, 482 号, 昭49)。

一方、下水の硫酸バンド凝集沈殿においては、ジャーテスト実験から、凝集剤添加量の増加、pH 変化によっても、ゼータ電位はそれ程変化しなく、ゼータ電位が 0 に近づかなくても、濁度除去は行われる。2 次処理水の硫酸バンドによる凝集沈殿では、リン除去が十分であれば、濁度も十分除去されると報告されている (リンの除去に関する調査, 土木研究所資料第 1421 号, 昭53, 9)。

また、三次処理会議第 2 次報告書によれば、pH 変化に伴う濁度除去の変化は明確でないといわれている。

以上のことは、浄水、あるいは下水のジャーテスト結果であり、実際の硫酸バンド凝集沈殿とは異なることも考えられるので、図-1 に示した凝集沈殿装置を用いて硫酸バンド凝集沈殿における pH 調整の有効性を検討した。実験条件は次のようである (表-6, 図-5 参照)。

表-6 硫酸バンド凝集沈殿における pH調整実験結果

実験 No	Al 添加量 (mg/l)	実験期間	項 目	濁 度			P-D		pH
				2次処理 水	凝沈水	砂過水	2次処理 水	凝沈水	
1	6	'81.1.8 ~1.18	濃度(mg/l) 除去率(%)	6.2 37	3.9 37	2.2 65	1.30 92	0.10 92	6.2 ~6.1
2	6	1.20 ~2.1	濃度(mg/l) 除去率(%)	5.1 24	3.9 24	1.7 67	1.46 91	0.13 91	6.6 ~6.9
3	6	2.3 ~2.15	濃度(mg/l) 除去率(%)	8.6 55	4.3 55	1.2 86	1.70 95	0.08 95	4.9 ~5.2
4	4	2.17 ~3.1	濃度(mg/l) 除去率(%)	4.8 38	5.2 38	3.0 38	1.39 90	0.14 90	5.9 ~6.1
5	4	3.3 ~3.14	濃度(mg/l) 除去率(%)	4.1 —	5.7 —	4.1 0	1.51 71	0.44 71	6.4 ~6.9

共通条件	流入水: 2次処理水, 水面積負荷率50m ² /日, 汚泥送率: 5%, 余剰汚泥率: 0.6%				
設定 pH	6	—	5	6	—
添加 Al 量	6	6	6	4	4

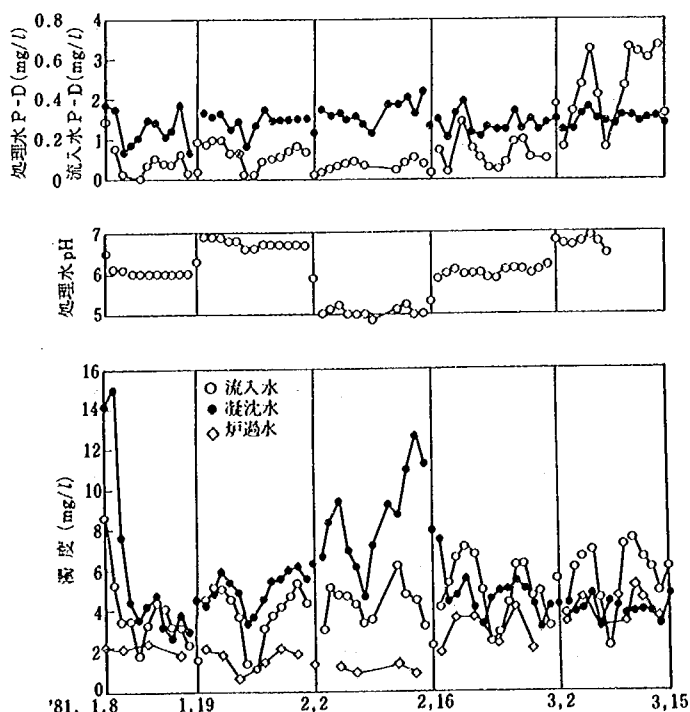


図-5 pH調整実験における P-D, pH と濁度の連続測定結果

流入水：2次処理水，Al添加量：4～6 mg/l，汚泥返送率：5%，余剰汚泥率：0.5%，処理水量：300m³/日，沈殿池水面積負荷率：50m³/日，設定 pH 値：無調整・6・5

図-5の各実験区におけるP-D，pH，濁度の連続測定結果から平均値を求めたものが，表-6である。表-6より，Al添加量を6 mg/lとした実験1，2，3を比較すると，pHを5，6と調整しても，処理水の濁度，P-Dにはそれ程影響しないといえる。すなわち，6 mg/lのAlを添加すると，特にpH調整は必要ないと考えられる。しかし，Al添加量を4 mg/lとした実験4，5を比較すると処理水の濁度は，pH 6に調整した効果は出ていないが，処理水のP-Dは，pHを6に調整することによって無調整の0.44mg/lから0.14mg/lへ低下し，pHを6に調整した効果が出ている。以上のことは次のように解釈できる。Al添加量を6 mg/lとすると，pHの処理水P-Dに及ぼす影響を上まわるAl添加量があるため，pH調整の効果は生じない。Al添加量4 mg/lでは，Al添加量が十分でなく，pH調整の影響が処理水のP-Dに出てくる。しかし，Al添加量4ないしは6では，フロックの沈降性に及ぼす影響は，pH 5～7ではない。

Al 4 mg/lでは，処理水のP-Dに及ぼす，pHを6に調整した効果が認められたが，次の理由によりpH調整するよりも，その分Al添加量を増加させた方が得策と考えられる（実験2と5の比較）。

a) pH調整に必要な酸費用で，十分Al添加量を増加できる。

b) pH調整するには，自動制御を含むpH調整装置が必要となり，維持管理が煩雑となる。

以上のことから，硫酸バンドによる2次処理水の凝集沈殿におけるpH調整は特に必要としないと考えられる。

4.4 返流負荷を軽減するための汚泥濃縮に関する実験

活性汚泥法による余剰汚泥，硫酸バンドによる凝沈汚泥（バンド汚泥）は，いずれも重力濃縮では濃縮されにくく，濃縮後の汚泥処理工程での負荷が大きくなるだけでなく，返流水による水処理工程への負荷も大きくなることが予想される。本実験はこのような汚泥のスクリーンによる濃縮性の調査を行なうもので，汚泥にポリマーを添加し，スクリーンを通して分離濃縮というプロセスで実験した。

4.4.1 実験方法

供試汚泥は京都パイロットプラントの凝集沈殿装置および生物処理装置からの引抜き汚泥である。実験に用いたスクリーンは，長さ60cm，巾33cmでスクリーン面は水平から60°の角度となっており，本文のスリット巾というのは平均したものである。スクリーンの裏にはブラシがついており，附着汚泥を掻きおとす。スクリーンの裏にはブラシがついており，附着汚泥をかきおとす。汚泥はポリマーと攪拌したあと，スクリーンの上部より流下させ，分離水は裏面より排水され，濃縮汚泥は表面をすべり落ちて汚泥受けにたまる。

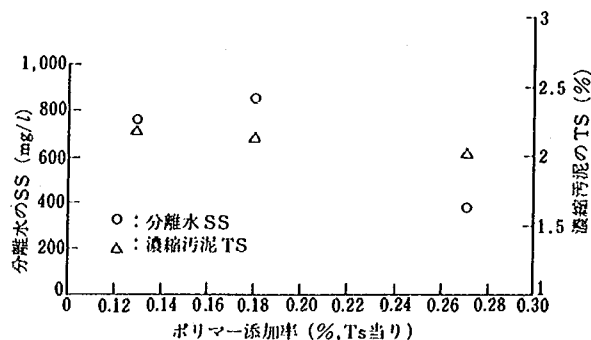


図-6 ポリマー添加率の影響（バンド汚泥）

汚泥供給速度11l/分，ブラシ運転6秒/20秒，
供試汚泥のTS 3,100～3,480mg/l

検討項目はポリマー添加率、スリット巾、ブラシの運転間隔、汚泥の供給速度である。ポリマーはジャーテストにより、次のものを選んだ。バンド汚泥には中～強アニオン系（ポリアクリルアミド部分加水分解率10～30%）余剰汚泥には中～強カチオン系（ポリアクリルアミドカチオン変成率25～85%）を用いた。運転は1ケース10～20分とした。

4.4.2 実験結果

各条件について濃縮汚泥のTSと分離水のSSを測定して濃縮操作の良否を判定した。

1) バンド汚泥：予備実験の結果は①ポリマー添加率0.1%で不足、0.2%程度必要、②スリット巾90、110 μ が良い、③ブラシの運転間隔は連続では分離水のSSが高くなり、間隔があきすぎるとスクリーン上に汚泥がたまり、その上を汚泥が流下することなどがわかった。実験は110 μ 、汚泥供給11l/分とし、その他の条件を変えた。図-6、7から濃縮汚泥2.0～2.5%、分離水SS400～800mg/lとなり、ポリマー添加率が高くなると、分離水のSSもTSも低くなる。この現象は添加率が高いときに、フロックがスクリーン上に付着しやすくなり、その上を汚泥が流下したためである。これはブラシの運転間隔を短くすることで対応できるがポリマーが無駄になるので良い方法とはいえない。また、ブラシを連続的にかけるとSSが高くなりTSが低くなる。スクリーンに付着した汚泥をおとすためブラシをかけなければならないが、ブラシをかけると必然的にSSが流出しやすくなる。

以上の結果、ポリマー添加率0.15～0.2%、ブラシの運転は連続～6秒/20秒が必要であろう。重力濃縮の結果は24時間静置で、供試汚泥のSS3000mg/lのものが濃縮汚泥8000mg/l、上澄水SS50mg/l以下であったが、スクリーンによる結果は同じ汚泥で2～2.5%の濃縮汚泥が得られ、分離水のSSは400～800mg/lであった。

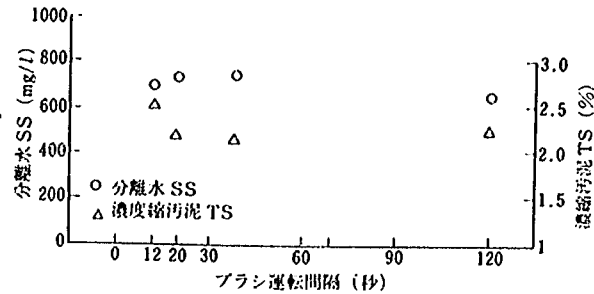


図-7 ブラシの運転間隔の影響（バンド汚泥）
ブラシ運転時間6秒、ポリマー添加率0.13%、スリット巾110 μ 、
汚泥供給速度11l/分、供試汚泥3,110mg/l

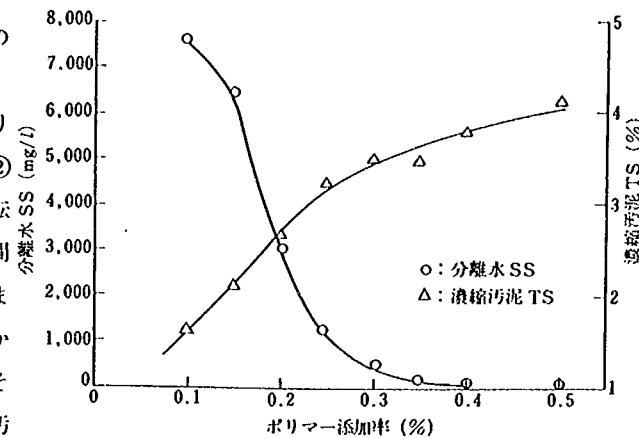


図-8 ポリマー添加率の影響（余剰汚泥）
ポリマー：強カチオン、ブラシ運転：6秒/40秒、汚泥の供給
速度：11l/分、供試汚泥濃度：8,020mg/l、スリット巾160 μ

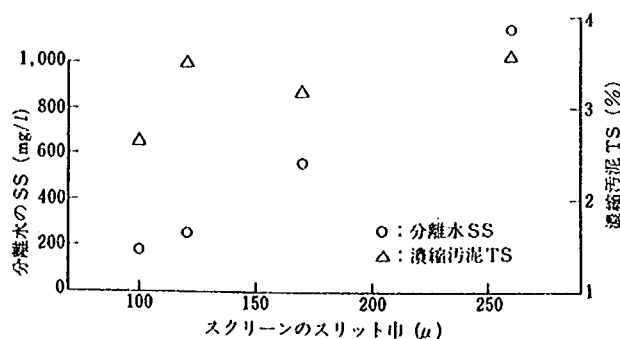


図-9 スクリーンのスリット巾の影響（余剰汚泥）
ポリマー：強カチオン、添加率0.33%、ブラシ運転6秒/20秒、
汚泥供給速度11l/分、供試汚泥濃度8,140mg/l

2) 余剰汚泥：バンド汚泥と同様に予備実験を行なって本実験に入った。図-8から、添加率をあげるとTSが高くなり、分離水のSSが低くなる。この傾向は0.3%以下で顕著である。添加率は0.30~0.35%が適当と判断した。スリット巾は図9から110 μ 以上では3.2~3.6%とはほぼ一定であるが、SSは巾が粗くなるほど高くなり、250 μ では1000mg/l以上になった。図10は中カチオンの結果であるが、類似の傾向がみられた。図9、10からスリット巾は110 μ ないし160 μ が適当とした。ブラシの運転間隔は図11のように連続ではTSもSSも悪くなる。汚泥供給速度は図12から10~15 l/分が適当であろう。

以上の結果を整理して、強カチオン系、添加率0.30~0.35%、スリット巾160 μ 、汚泥の供給速度11 l/分、ブラシ間隔6秒/40秒の運転条件を与え4回確認実験したところ、平均値で次の値が得られた。供試汚泥8030mg/l、濃縮汚泥3.39%、分離水SS449mg/lとなり、濃縮汚泥3.2~3.5%が確保できた。なお、重力濃縮では濃縮汚泥はポリマーを添加しても、しなくても大差なく、2%以下、SSは100mg/l以下であった。

4. 4.3 まとめと今後の課題

スクリーンによる汚泥濃縮はポリマーとの攪拌とブラシ以外動力を用いず、用地も1/10程度という利点がある。欠点としては、分離水のSSが高い、ポリマーを添加するため、その安全性についての資料不足があげられる。ポリマー添加は加圧脱水や真空脱水ではマイナスになることも予想される。また、遠心脱水やベルトプレスなどポリマーを使う場合は、脱水に使うポリマーの1部を濃縮で使うことが可能であれば、汚泥濃度が高くなるため、脱水機への負荷を下げることができるであろう。

本年度は脱水まで含めて評価することができなかった。また、分離水のSSだけでなく他の水質についても評価の必要がある。運転の安全性については供試汚泥の濃度や性状(pH、凝集性等)の変化に対する対応、ブラシの寿命等今後の検討課題である。

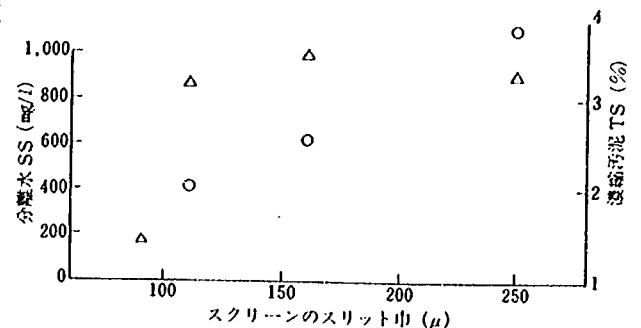


図-10 スクリーンのスリット巾の影響 (余剰汚泥)
ポリマー：中カチオン、添加率0.35%、ブラシ運転6秒/20秒、
汚泥供給速度11 l/分、供給汚泥濃度7,620mg/l

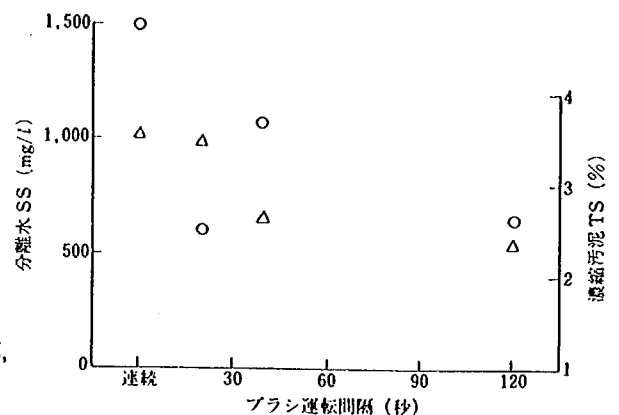


図-11 ブラシの運転間隔の影響 (余剰汚泥)
ポリマー：中カチオン、添加率0.35%、スリット巾160 μ 、
供試汚泥濃度7,620mg/l

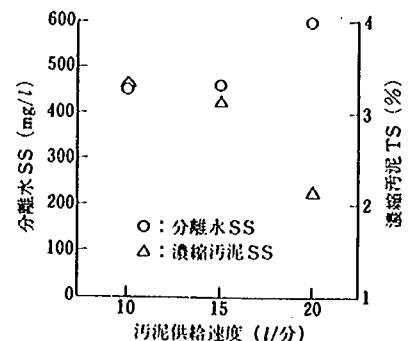


図-12 汚泥供給速度の影響 (余剰汚泥)
ポリマー：強カチオン、添加率0.34%、スリット巾
160 μ 、ブラシ運転：6秒/40秒、汚泥供給濃度
7,920mg/l

6. 窒素の除去に関する調査

三次処理研究室 室 長 小堀和夫
研究員 酒井憲司
 榎山孝一
 小泉秀一

1. 調査の目的と必要性

下水の一次処理、二次処理により流入下水中の窒素は20～40％除去されるがそれ以上の除去率を得るのは難しいとされている。下水処理水に残留する窒素化合物は閉鎖性水域では富栄養化の原因物質となる可能性を有している。また窒素化合物のうちアンモニア性窒素は放流先での溶存酸素の消費、魚類に対する毒性、下流の浄水場における塩素消費量の増加を招くという問題点を有している。このため放流先の水域の状況によっては放流水中の窒素濃度に厳しい基準が課せられる下水処理場が増えるものと予想される。また、下水道の普及にともない農山村部に下水処理場が建設されつつあるなかで、二次処理水が直接あるいは間接的に利用されるケースも多くなるであろう。本調査はこのような現状をふまえて、窒素の物理化学的除去法、および生物学的除去法の確立と設計、維持管理上の問題点の解明、処理水の農業利用等を目的としている。

2. 54年度までの調査結果

2.1 不連続点塩素処理によるアンモニア性窒素の除去

- (1) 下水の不連続点塩素処理について室内実験及びパイロットプラント実験を行い、比色式アンモニア連続分析計を用いて塩素添加量をフィードフォワード制御することにより $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率を90％以上に保持できることを明らかにした。
- (2) 塩素添加量により生成する有機塩素化合物について同定及び定量方法を検討した。
- (3) 初沈流出水、二次処理水、急速濾過水、活性炭処理水を用いて塩素添加量と低級塩素化有機物の生成量との関係について検討した。また活性炭によるクロロホルムの除去について調査した。

2.2 選択的イオン交換によるアンモニア性窒素の除去

- (1) わが国で産出する9種類の天然ゼオライトを用いて実用化のための一般性状確認試験を行い、その結果、秋田県F鉱山で産出するクリノプチロライトが最も優れていることが分かった。
- (2) 下水中に含まれる陽イオンの実測を行い、ゼオライトによるアンモニアの除去に及ぼす妨害について調査した。この結果特に問題となるのは Ca^{2+} であることがわかった。
- (3) ゼオライトの再生について基礎実験を行い再生方式、再生液量の減少、回収再生液の再生能力、再生ゼオライトの吸着特性について調査した。

(4) パイロットプラントによる機能調査では、全窒素の高率除去を行うには、二次処理や急速汚濁等の前処理の過程で硝化を抑制することが重要であること、および、窒素以外でT O C、オルトリンが20～30%除去できたが、物理吸着であるため継続的除去は期待できないであろう。

2.3 生物学的窒素除去法

- (1) 京都三次処理パイロットプラントによる結果は、①効果的に脱窒を行うにはMLSSを高くする必要がある。夏期 2,000mg/ℓ、冬期 3,000mg/ℓが1つの目安となる。②エアレーションタンク滞留時間 8 時間、返送率50%, 循環比 2, 流入BOD/N 3.3～4.5で窒素除去率60～66%であった。冬期は滞留時間を9～10時間とし、空気倍率を少し上げることが望ましい。
- (2) 小規模単段式硝化脱窒法による結果は①濃度負荷 1.5～2.4倍でも生物相への阻害はなかった。②水量負荷も大きい場合は反応時間が短縮され、硝化率が低下するため、脱窒系にも悪影響をおよぼす。③終沈からこまかいフロックの流出があり、沈殿地の改善も必要であろう。(土研資料第 1588 号)

3. 55年度の調査結果

3.1 生物学的窒素除去

54年度は単段式硝化脱窒法の一法として混合液循環法を取り上げ、滞留時間 8 時間（流入水量ベース）定量という条件で運転し、その実用性、運転上の問題点について調査した。

今年度は混合液循環法に代わるものとしてのステップ法の実用性、流量変動を与えたときの処理への影響及び嫌気性槽の運転変更によるリン除去への影響について調査した。最後の項目について補足すると、溶存酸素も酸化態窒素（ $\text{NO}_2 - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3 - \text{N}$ ）も存在しない状態（注：この状態をanaerobic といひ溶存酸素はないが酸化態窒素の存在する状態をanoxicという）を作るとで、汚泥からリ

ンを放出させ好気的状態(aerobic)

でのリンの取り込みを促進することにより、リンの除去率を高めようというものである。

本年度の運転条件を表-1・①、②に水質分析結果を表-2に示す。運転条件は実験期間中の運転の安定した期間について求

表-1・① 運 転 条 件 の 総 括

運 転 区 分	ステップ法		循 環 法							
	I 5/30-7/25	II 7/26-9/11	III 9/12-9/26	IV 9/27-10/23	V 10/24-11/3	VI 11/4-11/14	VII 11/15-12/5	VIII 12/6-12/12	IX 1/6-3/12	
天 候 区 分	無	無	無	無	有	有	有	有	有	
流 入 水 量 (m ³ /日)	600	600	600	600	600	400	400	400	400	
流 量 変 動 の 有 無	無	無	無	無	有	有	有	有	有	
原 水 流 入 倍 率	No 2, 4, 6	No 1, 4, 6	No 1	No 2	No 2	No 2	No 2	No 2	No 2	
嫌 気 性 槽	No 2, 4, 6	No 1, 4, 6	No 1, 2, 3	No 1, 2, 3	No 1, 2, 3	No 1, 2, 3	No 1, 2, 3	No 1, 2, 3	No 1, 2, 3	
エアタンク水温(℃)	23.7 24.4-25.4	24.5 25.3-25.9	24.5 24.0-25.0	22.7 23.0-23.4	19.5 20.0-20.4	18.6 20.0-20.6	14.4 17.2-19.4	12.7 12.12	12.7 13.7-14.3	
“ 滞留時間(hrs)	8	8	8	8	8	8	12	12	12	
“ うち嫌気性槽(hrs)	3	3	3	3	3	4.5	4.5	4.5	4.5	
“ うち好気性槽(hrs)	5	5	5	5	5	7.5	7.5	7.5	7.5	
汚 泥 返 送 率 (%)	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
余 剰 汚 泥 引 取 率 (%)	0.43	0.32	0.22	0.20	0.20	0.33	0.63	0.83	0.83	
循 環 比	0	0	2	2	1.7	2	2	2	2	
空 気 倍 率	9.6	9.6	9.1	9.1	9.1	14.6	11.9	11.9	11.9	
エアタンク pH (No7情)	6.6	6.6	6.5	6.6	6.6	6.7	6.8	6.8	6.8	
SV ₃₀ (ℓ)	28	23	24	32	59	65	60	81	81	
SVI	126	116	102	133	213	228	228	295	295	
MLSS (mg/ℓ)	2,217	1,981	2,348	2,409	2,775	2,845	2,637	2,743	2,743	
MLVSS/MLSS (%)	66	67	67	72	71	71	69	72	72	
BOD-SS負荷(kg/kg/日)	0.067*	0.074*	0.10	0.10	0.095	0.036	0.074	0.088	0.088	
N-SS負荷 (“)	0.017*	0.020*	0.027	0.027	0.025	0.016	0.020	0.021	0.021	
SRT (日)	21*	17*	17	19	28	30	18	16	16	
終 沈 沈 殿 時 間 (hrs)	4	4	4	4	4	6	6	6	6	
“ 水面積負荷(m ² /日)	16	16	16	16	16	10.7	10.7	10.7	10.7	
備 考			空気量No8を少し絞る 以下同じ			空気量No8を少し絞る とす	空気量No8を少し絞る とす	空気量No8を少し絞る とす		

* I, IIのエアタンク内汚泥量はNo8のMLSSの値を基に推定したもの。

めたものである。

3.1.1 運転経過

実験Ⅰ，Ⅱでは、ステップ法の運転を行った。

実験Ⅰでは、No 1槽が返送汚泥の空曝気槽で、原水は、No 2，4，6槽に流入させた。

表－1・② 鳥羽処理場E系列の運転条件（昭和55年4月～56年3月）

項目	月	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	平均
流入下水量(m ³ /日)		60,280	74,160	66,370	67,680	63,330	65,110	59,130	57,740	61,100	68,170	68,600	63,580	61,600
汚泥返送率(%)		29.5	30	30.1	30.3	30.4	30.4	30.4	30.4	30.3	29.6	30.4	30.2	
余剰汚泥引出率(%)		1.4	1.5	0.96	1.2	0.56	0.95	1.7	1.9	1.9	1.7	1.6	1.8	1.4
エアレーション時間(分)		10.3	8.4	9.4	9.2	9.8	9.6	10.5	10.8	10.2	9.1	9.1	9.8	9.7
曝気時間(分)		4.5	3.7	4.1	4.0	4.3	4.2	4.6	4.7	4.5	4.0	3.9	4.3	4.2
エアレーション効率(%)		18.8	20.3	23.3	20.5	25.1	20.5	22.7	21.2	18.0	15.9	15.7	17.4	20.6
MLSS (mg/l)		950	1,070	1,020	845	1,060	947	740	1,070	1,210	1,240	1,220	912	1,020
SV ₃₀ (分)		9	13	9	7	6	7	11	20	20	19	15	16	13
SVI		81	170	90	85	53	70	150	190	170	150	120	170	120
SRT (日)		7.9	5.5	8.3	6.8	16	7.9	6.4	6.5	6.0	6.1	6.2	5.2	7.8
BOD-SS (日)		0.29	0.23	0.21	0.25	0.11	0.18	0.28	0.21	0.19	0.25	0.26	0.32	0.2
空気倍率(倍)		7.4	7.3	6.4	4.9	4.9	4.4	5.2	5.3	5.7	7.1	6.7	6.2	6.0
単位COD当りの曝気量(m ³ /kgCOD・日)		0.13	0.86	0.69	0.57	0.38	0.75	0.58	0.93	1.1	0.65	0.67	0.62	0.60

実験Ⅱでは、No 1槽を anaerobic にするため、No 1槽のエアレーションをやめ、そこに原水を流入させた。

I・II共、硝化については、問題なく、処理水へのNH₄-Nの流出は、0.1mg/l以下であった。しかし処理水の透視度が悪く、またSSの値も高くその影響を受けて、パイロットプラントの処理水のCOD_{Cr}、COD_{Mn}、TOCのいずれも、Solubleでは、実プラント処理水より低いにも拘らず、Totalでは、実プラント処理水より高いという結果となっている。

流量変動の実験へ移るとき混合液循環法とステップ法とどちらを用いるかについて検討した結果、混合液循環法の方が良いと判断し、同法により流量変動の実験を行った。尚、実験Ⅲ、Ⅳでは定量流入で、混合液循環法の慣らし運転である。anaerobic槽を作るため、Ⅳからは、循環水を、No 2槽に戻している。

実験Ⅴより、鳥羽処理場流入水の変動と同じパターンの流量変動(図-1)を与えた。Ⅴでは600m³/日の運転であるが図-2に示すように、午後3時～6時の流入水NH₄-N濃度のピークを硝化しきれず、処理水に流出している。エアレーションタンクのDOレベルでみるとこのピークの現れたあとでDOの低下が著しく、エアレーションタンク末端でもDO 1mg/l以下が10時間以上続くとい

う状態であった。処理水へのNH₄-Nの流出は、脱窒効率を下げるだけでなく、BODを高める恐れがあるので、どうしても避けねばならない。

硝化不十分の原因としてはエアレーションタンク滞留時間

表－2 水質分析結果

実験区分	I		II		III		IV		V		VI		VII		VIII	
	流入	流出	流入	流出	流入	流出	流入	流出	流入	流出	流入	流出	流入	流出	流入	流出
SS	88	26	34	73	46	99	78	43	47	66	19	40	73	14	37	59
BOD	75	69	84	67	96	87	79	11	75	82	61	12	88	96	96	51
ATU-BOD	62	43	—	74	49	—	85	39	—	57	61	—	75	63	—	52
COD _{Cr}	149	364	217	116	501	294	171	508	269	176	376	273	198	365	375	123
S-COD _{Cr}	618	191	207	625	167	209	624	179	212	875	171	195	103	206	316	630
COD _{Mn}	615	168	124	434	221	127	520	204	128	489	113	131	653	145	180	—
S-COD _{Mn}	310	82	106	233	79	92	262	86	100	270	90	113	160	103	167	—
TOC	176	133	90	429	151	100	535	153	95	527	135	97	661	119	124	380
S-TOC	212	62	73	211	55	66	229	60	68	287	67	81	310	67	105	190
K-N	175	24	10	180	34	38	212	31	127	214	22	95	234	26	163	226
S-K-N	—	1.1	3.6	—	0.97	2.4	—	1.3	7.6	—	0.9	8.3	—	1.9	15.3	—
NH ₄ -N	123	0.06	271	11.3	0.09	156	13.3	0.03	73	151	0.04	85	169	0.72	150	17.3
NO ₂ -N	—	0.01	0.14	—	0.00	0.07	—	0.01	0.11	—	0.02	0.32	—	0.03	0.37	—
NO ₃ -N	—	429	544	—	601	713	—	712	587	—	581	1400	—	714	0.70	—
T-N	195	67	96	180	94	110	212	102	187	214	80	138	234	98	174	226
T-P	289	191	139	247	171	143	290	201	138	290	187	115	316	187	115	237
S-T-P	—	153	116	—	140	123	—	134	124	—	149	103	—	148	104	—
アルカリ度	107	47	48	111	51	50	124	53	83	134	60	89	140	64	128	138

A:パイロットプラント処理水
B:実プラント処理水
(原形法曝気流入水)

の不足、ないしは送気量不足が考えられた。実験Ⅵでは、流入水量を $600 \text{ m}^3/\text{日}$ から、 $400 \text{ m}^3/\text{日}$ （滞留時間では、8時間から12時間）に変え、同時に昼間（11:00～17:00）の送気量を他の時間帯より少し上げて運転した。この結果、流量変動があっても、ほぼ、100%硝化できた。実験Ⅶでは、送気量を下げ、一日中一定とした。この時の送気量は絶対量としては、実験Ⅴより少ない。（実験Ⅴ： $5400 \text{ m}^3/\text{日}$ ，実験Ⅶ， $4800 \text{ m}^3/\text{日}$ ，流入水量に対する比は、実験Ⅶの方が大）

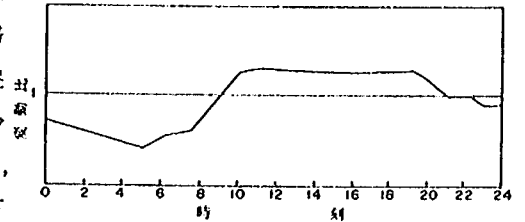


図-1 流入水の変動パターン

実験Ⅴ～Ⅶの結果から、流量変動を与えたときには、主にエアレーションタンク滞留時間の不足により、高負荷時の流入水を十分硝化しきれず処理水に $\text{NH}_4\text{-N}$ が流出することが分かる。このトラブルは、滞留時間を長くすることで解決される。

54年度の結果と合わせて、流入水量、 $400 \text{ m}^3/\text{日}$ ，循環比2，鳥羽パターンの変動という条件で設定した。

混合液循環法の運転では、実験Ⅲでは、まだ処理水のSSが高いがⅣ以降は $20 \text{ mg}/\ell$ 前後に安定している。しかし、実プラント処理水に比べるとかなり高い。透視度もあまりよくなく、処理水の外観は、実プラントより劣っている。汚泥のSVIは、夏季には100よりやや高い程度であるが、10月末から、200を超えており、54年と同じ傾向を示している。

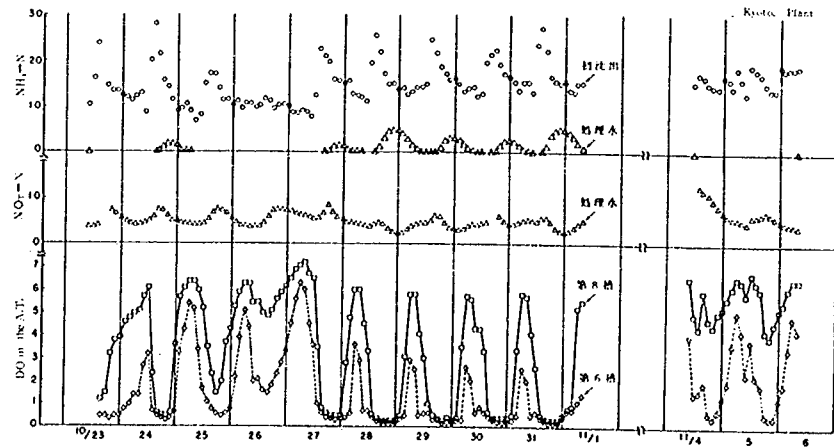


図-2 流量変動実験における水質変化

(単位 mg/ℓ)

運転条件：流量10月24日まで $600 \text{ m}^3/\text{日}$ 定量，10月25日～11月3日 $600 \text{ m}^3/\text{日}$ 変動，11月4日以降 $400 \text{ m}^3/\text{日}$ 変動，空気量11AM～5PMを従来より20%増とし，他は同様とした。 $\text{NO}_x\text{-N}$ は $\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ を示す。

3.1.2 水質分析結果と考察

55年度は処理水に $\text{NH}_4\text{-N}$ を出さないということを一つの目標として運転を行ってきた。その結果、実験Ⅱ以外は全て $0.1 \text{ mg}/\ell$ 以下となっている。このため処理水のSSに比べて、BODは低い。またBODとATU-BODの差（N-BODに相当）は、 $0.3 \sim 2.5 \text{ mg}/\ell$ とかなり低い。これに比べ、 COD_{Cr} ， COD_{Mn} は、SSの影響を強くうけている。溶解性の値をみると、

常に、パイロットプラント処理水の方がよく、

表-3 窒素の除去率(%)

実プラント処理水との差は、実験Ⅱ以降で特に顕著となる。パイロットプラント処理水では、実験Ⅰ～Ⅷを通じて、 $S-COD_{Cr}$ が、

実験番号	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
パイロットプラント	66	48	52	63	58	62	64	61
実プラント	51	39	12	36	26	—	32	32

$16.7 \sim 24.6 \text{ mg}/\ell$ 、 $S-COD_{Mn}$ が、 $8.2 \sim 11.5 \text{ mg}/\ell$ と比較的一定しているのに比べると、実プラント処理水は各々、 $19.5 \sim 36.7 \text{ mg}/\ell$ 、 $9.2 \sim 17.3 \text{ mg}/\ell$ とバラついている。特に実験Ⅶ、Ⅷの冬季に高くなる傾向がある。これに比べ Total では、SSの影響が強く、実プラント処理水の方が低い場合が多い。しかし、実験Ⅱ以降では、Total でも、パイロットプラント処理水の方が低く、冬季においても、硝化を100%進めるという条件の運転が、 COD_{Cr} 、 COD_{Mn} の除去に効果のあることを示している。パイロットプラント処理水を汜過することで、さらに COD_{Cr} 、 COD_{Mn} の除去率をあげることができると推定される。TOCについても、 COD_{Cr} 、 COD_{Mn} と同様の傾向を示している。

窒素除去について、各実験の除去率を表-3に示す。

ステップ法は、実験Ⅱでやや除去率が低い、Ⅰでは混合液循環法並みの値となっている。Ⅱで除去率が低いのは、流入水のBODがやや低いこと、処理水のSSの流出が大きく、それに伴い、 $SS-K-N$ が $2.4 \text{ mg}/\ell$ と高くなっていることなどが原因と考えられる。Ⅲ以降の混合液循環法の運転では、窒素除去率は60%を少し超える程度で、ステップ法とあまり差がない。

循環比2、100%硝化という条件では、嫌気性槽での脱窒が完全に進むとすれば、67%以上(汚泥への取り込みが加算される)の除去率が得られるはずであるが、そこまで至っていない。

№1槽が、流入水+返送汚泥(aerationなし、搅拌のみ)、№2槽に、№8槽の混合液を戻すという運転をとっており、№2槽の脱窒に利用される有機物が、すでに№1槽で消費されている可能性が強い。

実験、Ⅵ、Ⅶで実施したエアレーションタンク追跡調査の結果を図-3、①～③を基に検討する。エアレーションタンク追跡調査とは、ある時刻に流入した下水が、エアレーションタンクを流下する間にどのように変化するかをみたもので、溶解性成分(GFBによる分画)について挙動を調べたものである。調査は、午後1時すぎに流入した下水を対象として行った。

54年度の結果と異なっているのは、嫌気性槽(№1～3)で酸化態窒素がゼロにならないことで、 $2 \sim 4 \text{ mg}/\ell$ 残留している。

BODは、流入水と返送汚泥の平均(加重平均)では、 $40 \sim 55 \text{ mg}/\ell$ であるが、№1槽で、 $10 \sim 20 \text{ mg}/\ell$ 、№2、3槽では、 $10 \text{ mg}/\ell$ 以下となっており、№1槽でかなり除去されている。循環水の戻ってくる、№2槽では、 NO_3-N はあれど、BOD(ないしは有機物)の少ないという状態になっている。№1槽で除去されたBODは単に汚泥に吸着されただけか、かなり分解されているのかについては、よく分からない。いずれにせよ、№2、3槽での脱窒不十分は、有機物の不足によるものと推定される。

脱窒をより効果的に行うには、循環水は流入水を入れる槽に戻すのが望ましい。

リンの除去率(表-4)は、実プラントの方が良い。anaerobicの槽を作ること、リンの除

去率を上
げようと
いう試み
は次のよ
うな結果
となって
いる。54

年度の結
果と比べ
るとパイ
ロットプ
ラントの

リンの除
去率はや

や良くなっている。しかし、この程度の向上では、anaerobicの槽を作り、脱窒を少し犠牲にしたことと、バランスするかどうか疑問が残る。

anaerobicのつもりで作った槽（Na 1 槽）が本当にanaerobicになっているかどうか、これも問題である。

エアレーションタンク追跡調査（5回）及び、定時（11:00 or 15:00）に各槽を同時に調べた調査（7回）では次のようになっている。ステップ法を行っていた時期では、各槽とも（嫌気性槽と名付けた槽でも）ORPはプラスで、機械搅拌のみの槽で、50～100mV、エアレーションしていた槽では、100mV以上であった。混合液循環法を行っていた時期では、Na 1 槽が-60～30mV、Na 2、Na 3が-20～100、Na 4以降は10～120となっている。これらの数字はかなり大雑把なものであるが、嫌気性槽のつもりであっても、ORPがマイナスになっていないことがよくあった。リン除去率

向上のためには嫌気性槽でのリンの放出を促進せねばならないが、十分に放出されていたとはいえないのではないかと考えられる。

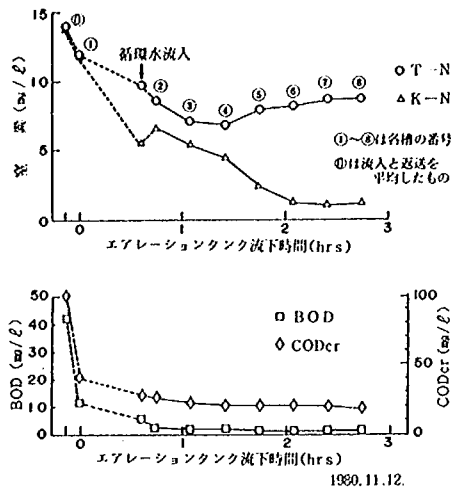


図-3・① エアレーションタンク追跡調査

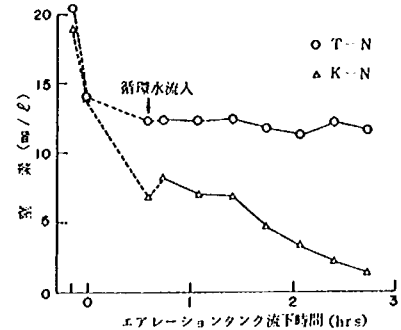


図-3・② エアレーションタンク追跡調査

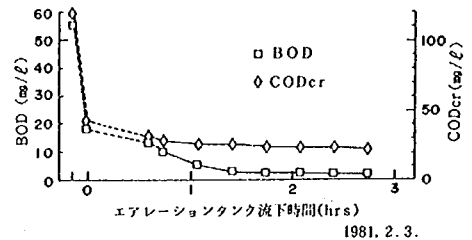


図-3・③ エアレーションタンク追跡調査

表-4 リンの除去率（％）

実験番号	IV	V	VI	VII	VIII	54年度の結果
パイロットプラント	36	41	51	44	44	21～47 (平均35%)
実プラント	60	64	—	66	55	58～64 (平均11%)

パイロットプラントの汚泥（余剰汚泥）を用いてリンの溶出実験を行った結果があるので図-4に示す。リンの溶出とORPの低下は同時に起こっている。

パイロットプラントの嫌気性槽のORPの高さ及び滞留時間を考えると、リンの溶出はあまり期待できない。これがリンの除去率が著しく向上しないことの1つの原因と考えられるが、この方法については、さらに検討すべき問題点が残されており、今後の調査でそれを解明していきたい。

アルカリの減少は、硝化した窒素の量、脱窒した量により異なる。そこでまず、流入水と処理水の $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少量とアルカリの減少量及び、アルカリ減少量/ $\text{NH}_4\text{-N}$ 減少量の値

を表-5に示す。

単位 $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少に対するアルカリの減少は、実プラントが、6.4（I～IVの平均）に対し、パイロットプラントでは、

4.9（I～Ⅷの平均）となっている。この差は脱窒によるものと考えられる。流入水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ を $20\text{mg}/\ell$ とするとおよそ $100\text{mg}/\ell$ のアルカリ度が減少することになる。

パイロットプラントの汚泥の発生量についてまとめると表-6のようになる。

汚泥発生量は、流入SS分の59～78%となっている。標準法でSRT3～6日程度で運転しているところでは汚泥発生量は流入SS（西山の結果参照）にほぼ等しいことから、SRTを長くしたこの運転では、汚泥の発生量が少なくなっていることが分かる。

3.1.3 まとめ

- a ステップ法の運転により、硝化を進め脱窒をおこすことができた。流入水量ベースの滞留時間8時間、ステップ注入口、3カ所、注入した槽のエアレーションを止め、機械攪拌するという運転で処理水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $0.1\text{mg}/\ell$ 以下、窒素除去率60%以上を得ることができた。しかし、処理水にSSの流出が多く、また透視度がよくなかった。
- b 混合液循環法の運転に鳥羽パターンの流量変動を与えたところ、滞留時間8時間（日平均）では処理水中に $\text{NH}_4\text{-N}$ が流出する時間帯があった。滞留時間を12時間に延ばしたところ、 $\text{NH}_4\text{-N}$

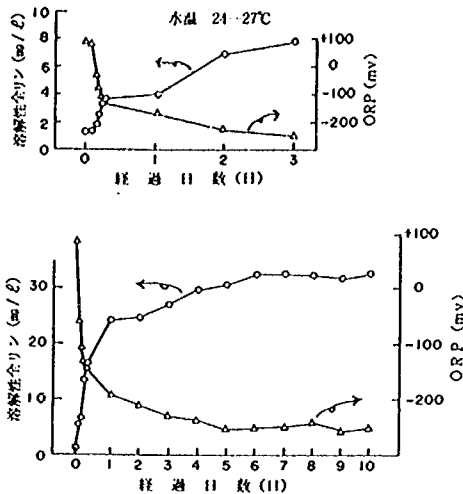


図-4 汚泥からのリンの溶出

表-5 硝化脱窒にともなうアルカリ消費

実験番号	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
パイロットプラント								
① $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少(mg/ℓ)	12.2	11.2	13.3	15.1	16.2	17.2	17.6	18.4
②アルカリ度の減少(mg/ℓ)	60	63	71	74	76	78	76	97
③ / ②	4.9	5.6	5.3	4.9	4.7	4.5	4.3	5.3
実プラント								
① $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少	9.6	9.7	6.0	6.6	1.9	-	2.2	3.8
②アルカリ度の減少	59	64	41	45	12	-	5	30
③ / ②	6.1	6.6	6.8	6.8	6.3	-	2.3	7.9

表-6 汚泥の発生量 (mg/ℓ)

実験番号	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
汚泥発生量SS換算	55	53	46	42	-	-	72	87
流入SS量	88	73	78	66	-	-	97	111

の流出は見られなかった。

- c 混合液循環法で循環水の戻しを、No 2 槽にしたところNo 1 槽へ戻すのと比べてリンの除去率は少し良くなったが、逆に脱窒にマイナスの影響がみられた。
- d 処理水の BOD は SS の高さにも拘らず、 $10\text{mg}/\ell$ 前後と低い。 COD_{Cr} 、 COD_{Mn} 、 TOC の除去は標準法の実プラントより優れている。
- e 混合液循環法では冬季に汚泥の SVI が 300 近くまで高くなる。そのため最終沈殿池の管理が大きなポイントとなる。

3.2 選択的イオン交換によるアンモニア性窒素の除去

55年度は54年度に引き続き千葉県花見川処理場においてパイロットスケールでのアンモニア性窒素除去の検討を行った。

3.2.1 運転条件

運転は通水速度を $SV=2$ (1時間当りゼオライト充填量の2倍の水量を通すこと)で行い、1回の通水量は1000BV (充填量の1000倍)程度とした。原水(急速濾過水)の $\text{NH}_4\text{-N}$ の日変動を図-5に示すが13時頃最低となり、21時頃最高となる。実験期間中の $\text{NH}_4\text{-N}$ の平均値は $15.3\text{mg}/\ell$ で、 T-N が $18.7\text{mg}/\ell$ であり、 T-N の82%が $\text{NH}_4\text{-N}$ で占められている。

3.2.2 運転結果

運転結果の1例を図-6に示す。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率はゼオライトのイオン交換能の低下に伴って変化し、通水量の増加とともに低下してゆく。表-7に $\text{NH}_4\text{-N}$ の平均除去率が90および80%が得られる通水量を示す。この通水量は3および4回目では低下しているがこれはゼオライトの再生が不良であったために生じたものであろう。室内実験では $\text{NH}_4\text{-N}$ $20\text{mg}/\ell$ の条件で90および80%除去ではそれぞれ150BV、340BVまで通水可能であることはすでに確認されているが、1および2回目ではこれに近い結果が得られており、再生が良好ならば80%除去で300~400BVの通水は十分可能であろう。なお、こ

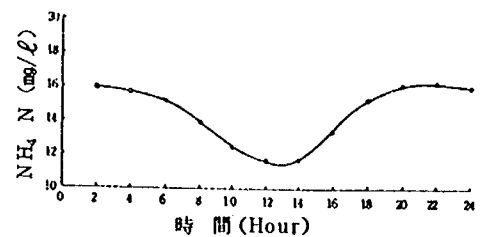


図-5 原水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の日変動

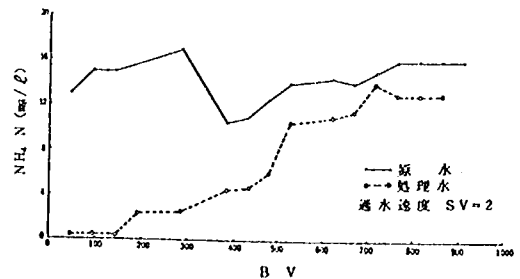


図-6 通水量と $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度

表-7 除去率90, 80%が得られる通水量

実験回数	$\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率 (%)	通水量 BV	原水 $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/ℓ)	処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/ℓ)	$\text{NH}_4\text{-N}$ 吸着量 (g)	$\text{NH}_4\text{-N}$ 吸着量 (g/ℓ)
1	90	170	14.3	0.4	0.352	2.36
	80	310	15.0	1.1	0.642	4.31
2	90	340	13.1	0.1	0.659	4.42
	80	350	13.1	0.1	0.678	4.55
3	90	—	—	—	—	—
	80	110	13.5	2.0	0.188	1.27
4	90	130	14.2	0.7	0.262	1.76
	80	160	13.9	0.9	0.310	2.08

(注) 1, 2はそれぞれの通水量(BV)までの平均濃度。

での原水条件であるが、原水中の塩素イオンが 300 mg/ℓ 程度と高いことから、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去の妨害となる各種陽イオンも高いと予想され、条件的には悪いことを付け加えておく。

各水質項目の除去状況を表-8に示す。BOD, SS については 25.0%, 34.8%とある程度の除去がなされている。COD, T-P, $\text{NO}_3\text{-N}$ についてはほとんど除去がなされていない。T-Nについては $\text{NH}_4\text{-N}$ が 90%以上の条件のもとで75%の除去率が得られているが、この値はT-Nに占める $\text{NH}_4\text{-N}$ の割合によって変わってくるものであり、割合が高くなればT-Nの除去率も高くなる。

3.2.3 今後の予定

本年度の結果ではゼオライトの再生不良によって所定の除去率の得られる処理可能水量の減少が見られた。次年度以降は再生効果を上げるための検討を行うとともに、その条件における除去状況についての検討を行ってゆく予定である。

表-8 各水質項目の除去率

水質項目	イオン交換		
	原水濃度 (mg/ℓ)	処理水濃度 (mg/ℓ)	平均除去率 (%)
BOD	0.9~5.1 (2.8)	0.7~5.0 (2.1)	25.0
COD	8.0~14.9 (10.2)	6.2~12.6 (9.6)	5.9
SS	1.0~6.4 (2.3)	0.4~2.6 (1.5)	34.8
T-P	0.9~10.2 (3.9)	1.6~18.9 (5.4)	--38.5
T-N	* 18.6~20.5 (19.4)	* 3.6~6.2 (4.95)	* 74.5
$\text{NH}_4\text{-N}$	** 14.3	** 1.4	** 90.0
$\text{NO}_3\text{-N}$	0.5~5.1 (2.2)	0.4~4.8 (1.9)	13.6

注) 内は平均濃度、*印は100BV内の濃度で $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率は90%以上、**印は平均90%除去が得られる時の濃度

3.3 下水処理水中の残留窒素が稲作に与える影響に関する調査

窒素はリン、カリウムとともに肥料の三大要素の1つであり、稲作において必須の成分であるが、過度の投与は青立ち、過繁茂、倒伏などにより収量減をもたらすことが知られている。下水の二次処理水を直接あるいは間接的に農業利用するケースで最も問題となるのは処理水中に残留する窒素が灌漑水中の窒素濃度を増加させ、窒素過多をもたらすことにある。本調査は灌漑水中の窒素が慣行の稲作に影響を与えない濃度、施肥法、水管理の改良等により影響を吸収しうる濃度を明らかにすることによって、下水処理場での目標水質を明らかにすることを目的としている。

3.3.1 ポット試験

ポット試験では1/2000aのポットを用い、灌漑水として水道水（対照区）、二次処理水、水道水に塩化アンモニウムを添加して $\text{NH}_4\text{-N}$ を5, 10, 20, 50mg/ℓに調整した溶液（アンモニア区）、硝酸ナトリウムで $\text{NO}_3\text{-N}$ を5, 10, 20, 50mg/ℓに調整したもの（硝酸区）を用いた。ポットは水の縦浸透のない構造であり、灌漑

表-9 栽培条件

項目 試験区	土 壌 改 良 剤	施 肥 量						移 植 日	栽植密度	1 株 の 苗 数
		N		P ₂ O ₅		K ₂ O				
		基肥	追肥	基肥	追肥	基肥	追肥			
ライシメーター	100kg/10a	6kg/10a	3kg/10a	12kg/10a	0	9kg/10a	3kg/10a	6月6日	16.7株/㎡	3本
ポ ッ ト	6.4g/ポット	0.36g/ポット	0.18g/ポット	0.72g/ポット	0	0.54g/ポット	0.18g/ポット	6月12日	1株/ポット	3本
備 考	溶リン	基肥: 複合燐加安(10-20-15) 追肥: NK化成(17-0-17)								

注) 基肥: ラインメーカー 6月5日 ポット 6月9日
追肥: ラインメーカー、ポットとも 7月29日

水の補給は蒸発および蒸散による減水深の補充という形で行った。栽培条件を表-9に示す。供試土壌は関東ローム層の山土とし、栽培品種はコシヒカリとした。水管理は代かき時に水道水で灌漑し、以後は先に示した各条件の水を補給し、中干し、

落水については慣行に従い図-

7に示すように行った。

(1) 減水深および灌漑水による窒素供給量

移植時から収穫時までの減水深、灌漑水質および灌漑水によって供給された窒素量を表-10

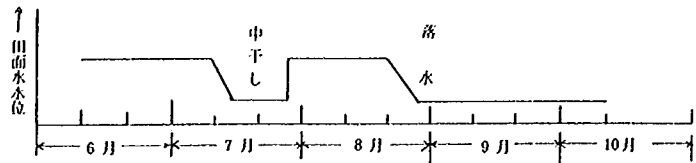


図-7 水管理の概略

に示す。全ポットの平均減水深は406mm/1作であるが、この数値には代かき時の量は含まれておらず、これを含めると450~500mm程度の数値となろう。なお、一般水田での1作当りの減水深は1200~1500mm程度とされているが、地下浸透あるいは表面流出を除いた蒸発および蒸散量は450~600mm程度とされている。

灌漑水によって供給された窒素量は灌漑水の窒素濃度および減水深によって異なるが、この結果では $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ が20mg/ℓで施肥量よりやや少ない程度で、50mg/ℓでは施肥量の2倍程度となっている。

(2) 生育過程、収穫時および収穫物調査

生育過程では草丈、稈長、茎数、葉数、出穂開始日数について調査を行った。これらの調査結果については多少の差異が見られたが、灌漑水の窒素濃度や形態等試験条件による系統的な傾向は得られていない。

収穫時の稲体および収穫物の収量に関する調査結果を表-11および図-8に示す。

草丈 対照区の草丈が他の試験区より伸長しており、窒素過多による徒長は認められない。

稈長 一部を除けばアンモニア区および硝酸区が0.1~4cm程度長い。灌漑水中の窒素の影響によるものとも考えられるが、窒素濃度および形態による傾向は見られない。

茎数、葉数 一般に灌漑水中の窒素濃度が高いほど多く、茎数、葉数とも最大20%程度の差が見られる。

穂数 灌漑水中の窒素濃度が高いほど多くなる傾向が見られ $\text{NO}_3\text{-N}$ 50mg/ℓでは50%多い。

穂長 各試験区の差異は小さく有意性も見られない。

表-10 減水深および流入窒素量

項目		減水深 (mm/1作)	平均灌漑水質			流入窒素量			
			NH ₄ -N (mg/ℓ)	NO ₃ -N (mg/ℓ)	T-N (mg/ℓ)	NH ₄ -N (kg/10a)	NO ₃ -N (kg/10a)	T-N (kg/10a)	
試験区	対照区	A	401	0	0.12	0.26	0	0.05	0.10
		B	398	0	0.12	0.26	0	0.05	0.10
		C	329	0	0.12	0.20	0	0.04	0.06
二次処 理水区		A	355	0.04	14.4	15.6	0.01	5.10	5.53
		B	376	0.04	14.4	15.7	0.01	5.41	5.90
		C	399	0.03	14.4	15.7	0.01	5.75	6.27
アン モ ニ ア 区	1	A	420	5.55	0.12	5.81	2.33	0.05	2.44
		B	381	5.33	0.12	5.57	2.03	0.05	2.12
		C	365	5.75	0.12	5.67	2.10	0.04	2.07
	2	A	381	9.63	0.11	9.94	3.67	0.04	3.79
		B	534	9.65	0.11	9.97	5.15	0.06	5.32
		C	459	9.62	0.11	10.3	4.43	0.05	4.74
	3	A	391	18.7	0.10	19.4	7.30	0.04	7.57
		B	368	18.7	0.10	19.3	6.89	0.04	7.11
		C	380	18.8	0.10	19.4	7.15	0.04	7.38
	4	A	423	45.1	0.10	46.1	19.1	0.04	19.5
		B	433	44.9	0.10	45.9	19.5	0.04	19.9
		C	326	44.5	0.10	45.5	14.5	0.03	14.8
硝 酸 区	1	A	318	0	4.13	4.24	0	1.31	1.35
		B	375	0	4.16	4.28	0	1.56	1.60
		C	381	0	4.12	4.24	0	1.56	1.61
	2	A	420	0	8.83	9.02	0	3.71	3.79
		B	404	0	8.82	8.99	0	3.56	3.63
		C	321	0	8.90	9.09	0	2.86	2.92
	3	A	444	0	18.8	19.1	0	8.35	8.48
		B	493	0	18.8	19.1	0	9.28	9.43
		C	442	0	18.8	19.1	0	8.31	8.44
	4	A	382	0	45.0	45.3	0	17.2	17.3
		B	587	0	45.3	45.4	0	26.5	26.6
		C	479	0	44.9	45.3	0	21.5	21.7

節間長 (図

— 8 参照)

一般に下位の節間長 (N_4 , N_5 , N_6) が長いほど倒伏しやすいとされている。一部を除いて窒素濃水を用いた

方が高いが、

その差は小さ

く系統的な傾向は見られない。 N_1

については窒素濃度が高いほど長くなる傾向があり、硝酸区で著しいが、その差は 3 cm 以内である。

茎の強弱 同一試験条件でもかなりの差異があり、傾向的なものは得られていない。

一穂粒数 NH_4-N および $NO_3-N 50mg/\ell$ 区を除いて、窒素濃水を用いた方が多いが、その差は 5 歩以内である。この二つの区は穂数が多いので得られた粒数としては多い。

千粒重 各試験区で多少の差異があるが、対照区を基準とすると $\pm 4\%$ の差であり、有意性は認められない。

登熟歩合 二次処理水区を除いて、アンモニア区、硝酸区とも $20mg/\ell$ までは増加するが、それ以上では減少している。したがってこの面ではある濃度をこえるとマイナスに働くことは十分に考えられる。

わら重、もみ重、総収量 灌漑水中の窒素濃度が高いほど三者は高くなる傾向があり、もみ重では $NO_3-N 50mg/\ell$ で 40% 増収している。

もみわら比 NH_4-N および $NO_3-N 50mg/\ell$ 区が他に比べて高いが、傾向的なものは見られない。

玄米重/もみ重 灌漑水中の窒素濃度が高いほど低下する傾向があり、実の充実度が減少していることがわかる。この面では悪影響があるといえるが、その差は 3% 以内である。

表-11 収穫時および収穫物調査結果

項目	草丈	株長	茎数	葉数	葉色	穂数	穂長	茎の強弱	一穂粒数	千粒重	登熟歩合	わら重	もみ重	総収量	もみわら比	玄米重	玄米重/もみ重
試験区	(cm)	(cm)	(本)	(枚)		(本)	(cm)	(%)	(粒)	(g)	(%)	(g)	(g)	(g)	(%)	(g)	(%)
対照区	143.7	106.7	38	65	2	14	18.6	500	128.0	20.32	61.5	34.8	35.5	70.3	102.0	81.0	28.8
二次処理水区	138.7	108.5	35	68	—	16	19.4	500	134.5	19.59	59.3	38.0	40.9	78.9	107.9	81.7	33.4
アンモニア区	137.3	110.7	41	65	2	14	18.8	547	129.7	19.63	62.2	37.0	36.5	73.5	98.2	82.7	30.2
硝酸区	133.2	108.0	38	69	2	16	18.2	430	129.1	21.06	64.0	42.2	42.0	84.2	99.9	80.9	34.0
アンモニア区	139.5	106.8	52	75	3	15	19.7	673	134.0	20.70	67.7	43.5	42.5	86.0	98.3	80.4	34.2
硝酸区	142.7	108.5	50	72	—	19	19.2	590	119.0	20.50	60.6	41.1	45.5	86.6	110.7	78.1	35.5
アンモニア区	143.5	109.2	34	58	2	14	18.1	515	129.2	20.11	67.0	36.0	35.6	71.6	99.1	83.4	29.7
硝酸区	135.8	107.2	43	72	2	15	19.1	648	123.6	21.30	68.5	40.3	40.1	80.4	99.7	82.4	33.0
アンモニア区	138.3	108.3	51	78	2	16	19.7	713	133.6	21.14	70.0	44.6	44.2	88.8	99.6	81.3	35.9
硝酸区	132.7	104.3	39	81	—	21	19.4	395	122.1	19.62	57.2	43.9	50.0	93.9	113.8	79.0	39.5

実際田	111.5	82.0	50	87	4	16	17.2	435	105.6	24.18	86.3	54.2	49.9	104.1	92.4	—	—
-----	-------	------	----	----	---	----	------	-----	-------	-------	------	------	------	-------	------	---	---

1) 葉色スケールによる

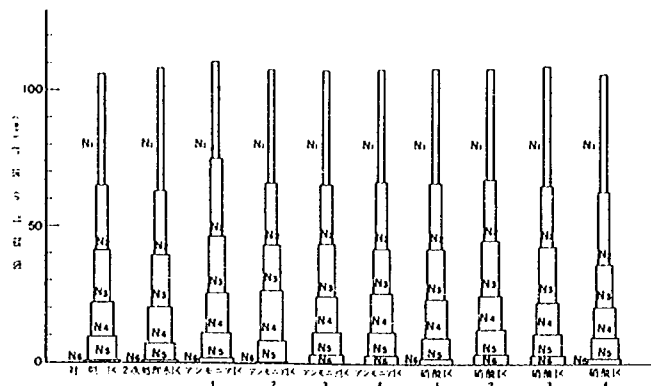


図-8 ポット試験における節間長

玄米収量 灌漑水中の窒素濃度が高いほど玄米収量

表-12 稲体の窒素含有量

が高く、窒素はプラスに働いていると言える。増収度は硝酸区の方が著しく、50mg/ℓで37%の増収となった。

この調査の結果では灌漑水中の窒素は節間長の徒長、稔実不良等減収につながる要素については、影響は小さく、むしろ収量面にプラスに働いているといえる。

(3) 稲体の窒素含有量

各試験区の稲体各部位中の窒素含有量分析結果を表-12に示す。灌漑水中の窒素濃度と各部位中の窒素含有量には明確な相関性があり、窒素濃度が高いほど各部位の窒素含有量は高い。窒素形態による差異は見られない。

各部位の含有量において根、茎、葉は対照区と窒素灌漑水区との差が大きく、特に茎においては $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ 50mg/ℓ区では対照区と比較して0.7%程度高い値を示している。なお、含有量1%という数値はかなり高いものではあるが、過剰といえる数値ではないと考え

試験区	項目	もみ	茎	葉	根
対照区	A	1.38	0.44	0.28	0.70
	B	1.29	0.49	0.34	0.76
二次処 理水区	A	1.53	0.36	0.51	1.05
	B	1.57	0.66	0.67	1.01
アン モニ ア区	1 A	1.34	0.52	0.32	0.77
	2 A	1.49	0.67	0.41	0.93
	3 A	1.50	0.61	0.46	0.95
	4 A	1.76	0.65	1.02	1.30
硝 酸 区	1 A	1.48	0.68	0.42	0.98
	2 A	1.44	0.65	0.38	0.92
	3 A	1.54	0.70	0.48	1.09
	4 A	1.78	1.03	1.03	1.61
実 際 田	A	1.25	0.97	0.50	0.71
	B	1.30	0.83	0.49	0.78

注) 単位は%

表-13 土壌の窒素含有量

られる。

もみの窒素含有量の増加は他の部位に比べて少ない。このことは吸収された窒素がもみへ移行する割合(移行率)が灌漑水中の窒素濃度の増加に伴って減少することを示している。一般にわらの窒素含有量が高く、もみへの移行率が低いほど、倒伏しやすいとされており、注意が必要であろう。

(4) 栽培土壌の窒素含有量

一般に稲が吸収する全窒素量のうち38~76%は栽培土壌中に含まれる窒素(地力窒素)に由来する。灌漑水によって多量の窒素がもたらされると有機化により、長い年月のうちに蓄積され、その一部が稲作時期に無機化されて吸収されるため、窒素過剰障害を助長するとされている。

各試験区の土壌中の窒素含有量

項目	採 土	K - N	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	T - N	溶熱減量
試験区	月 日	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
供 試 土	風乾土	149.4	0.74	2.73	tr.	152.1	8.7
	浸 水	163.4	0.47	1.81	tr.	165.2	8.3
	潤 土	163.0	-	-	-	163.0	9.5
	全 体	150.6	0.55	0.99	tr.	151.6	11.3
対 照 区	表土	150.1	10.60	1.69	0.02	151.8	13.2
	下部	135.6	0.08	0.05	tr.	135.7	11.2
	表土	123.8	1.33	0.07	tr.	123.9	-
	下部	122.8	tr.	tr.	tr.	122.8	-
二 次 処 理 水 区	表土	136.1	tr.	tr.	tr.	136.1	-
	下部	150.1	10.60	1.69	0.02	151.8	13.2
	表土	137.4	0.15	0.12	tr.	137.5	12.0
	下部	142.2	0.62	0.11	tr.	142.2	-
ア ン モ ニ ア 区	表土	136.1	0.30	0.09	tr.	136.2	-
	下部	137.4	0.83	0.10	tr.	137.5	10.4
	表土	169.9	10.42	1.76	0.02	171.7	13.3
	下部	126.3	0.09	tr.	tr.	126.3	11.1
硝 酸 区	表土	123.8	0.02	0.02	tr.	123.8	-
	下部	138.9	tr.	tr.	tr.	138.9	12.0
	表土	143.8	tr.	tr.	tr.	143.8	-
	下部	150.9	0.25	0.04	tr.	150.9	10.6
実 際 田	表土	117.9	0.24	tr.	tr.	117.9	-
	下部	124.0	0.78	4.30	tr.	128.3	11.9
	表土	140.8	0.25	0.45	tr.	141.3	11.5
	下部	183.7	8.30	1.37	0.02	185.1	13.0
硝 酸 区	表土	104.7	tr.	0.03	tr.	104.7	11.3
	下部	135.7	0.78	0.11	tr.	135.8	10.7
	表土	103.3	0.11	0.02	tr.	103.3	12.1
	下部	135.9	0.16	0.04	tr.	135.9	11.7
実 際 田	表土	138.9	0.04	0.04	tr.	139.0	-
	下部	140.7	0.02	0.02	tr.	140.7	11.0
	表土	117.4	0.17	5.16	tr.	122.6	10.3
	下部	140.8	0.18	2.31	tr.	143.1	-

を表一13に示す。土壌中の窒素はその大部分が有機性窒素として保持されている。収穫時の土壌中の窒素含有量はいずれの試験区でも移植前より減少しており、栽培期間中に無機化され、稲に吸収されていることを示している。収穫時までの窒素含有量の低下は灌漑水中の窒素濃度が高いほど少ない。窒素形態による違いは栽培土下部では認められないが、表土においては一般アンモニア区の方が高い含有量を示している。これは $\text{NH}_4\text{-N}$ は土壌に吸着されやすく、縦浸透がないため、吸着が主として表面で行われていたことによって生じたものであろう。

収穫時の土壌中の窒素含有量が移植前に比べて低いことで、有機性窒素の蓄積がないと判断するのは、一般の水田では収穫後切り株が残留すること、わらが土中に戻されることも多くこの窒素量を加味すると危険である。但し、この分を考慮した管理によっては蓄積は押えられる可能性は大きいと言える。

3.3.2 ライシメーター試験

一般に水田が窒素灌漑水による影響を受けるにしてもその被害は均一に表われるのではなく、灌漑水の入口（水口）から距離が遠ざかるにつれ軽減されるのが普通である。ライシメーター試験ではこの距離の概念を導入するために行ったものである。この試験では有効面積 5.75m^2 （幅 1.25m ×長さ 4.6m ）、深さ 40cm に土を充填して行った。栽培条件は表一9に示した通りである。灌漑水は水道水と塩化アンモニウムで $\text{NH}_4\text{-N}$ を $10\text{mg}/\ell$ に調整したものを用い、他の条件はポットと同一とした。減水深、灌漑水質および流入窒素量の結果を表一14に示す。この試験ではポット試験ほど全体では窒素濃度の影響は見られていない。この理由は同表に示すように流入窒素量は施肥量の $1/3$ 程度と少なかったことにあげられる。

表一14 減水深および窒素流入量

項目 試験区	減水深 ($\text{cm}/1\text{作}$)	平均灌漑水質			流入窒素量		
		$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/ℓ)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/ℓ)	T-N (mg/ℓ)	$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{kg}/10\text{a}$)	$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{kg}/10\text{a}$)	T-N ($\text{kg}/10\text{a}$)
対照区	287	0.02	0.12	0.41	0.01	0.04	0.12
窒素区	267	9.97	0.16	11.4	2.67	0.04	3.05

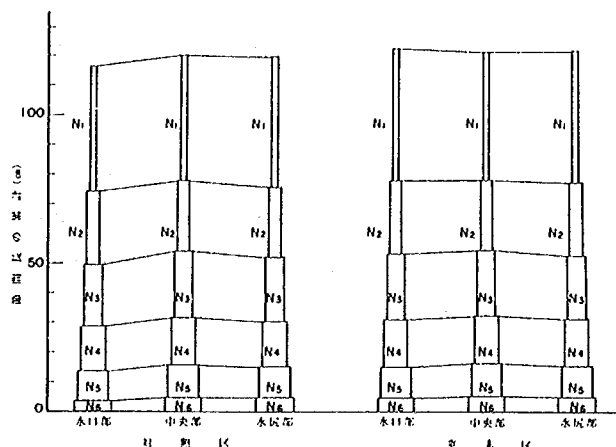
以下、特徴的なことを記す。

(1) 生育過程、収穫時、収穫物調査

生育過程においては全期間葉色が濃く推移していた以外に両区に特に変化は見られなかった。

収穫時および収穫物で差異が見られたのは稈長および節間長である。

節間長の測定結果を図一9に示す。両試験区の各節間長は水口、中央、水尻部とも窒素区の方がやや長い傾向にあり、特に水口部では明確な差が見られた。すなわち、各節間長の累計は対照区では水口部が他の部分と比べて3～4cm低いのに対し、窒素区では水口部が他に比べて1cm程度高いものとなっている。この結果は窒素灌漑水による稲の徒長は水口部で最も起りやすいことを示している。なお、対照区の水



図一9 ライシメーターにおける節間長

口部で特に節間長の累計が低いのは肥料分が灌漑によって中央および水尻部に流下したためと考えられる。

収量関係については両試験区とも水口、水尻部が多く、中央部が少なかった。これは中央部の受光条件が他に較べて悪いことに起因するものであろう。玄米収量については両試験区で10 a 換算で対照区 481kg, 窒素 475 kg とほとんど差はない。

(2) 稲体および土壤中の窒素含有量

稲体の各部位の窒素含有量を表-15に示す。窒素含有量は窒素灌漑水を用いた方が各部位とも高いが、その差は小さく、問題はないと考えられる。同一試験区内では両試験区とも中央部が高い含有量を示している。

土壤中の窒素含有量については両試験とも収穫時には移植前と較べて減少しており、両試験間および水口、中央、水尻各部においても特に差異は認められなかった。

3.3.3 まとめと今後の検討課題

ポット試験においては灌漑水中の窒素濃度が高いほど収量面では増収となるという良好な結果が得られたが、高濃度の窒素灌漑水を用いると稲体各部位の窒素含有量は過剰といえるほどではないがかなり高い値を示す傾向があり、倒伏等による収量減の可能性は大きくなる。土壤中の窒素含有量についても収穫時には移植前より減少していたが、高濃度の窒素灌漑水を用いるほどその減少程度は少なく、切り株やわらの窒素量を考

表-15 稲体の窒素含有量

項目		もみ	葉	茎	根
対照区	水口	1.34	0.62	0.30	0.94
	中央	1.50	0.90	0.35	1.20
	水尻	1.54	0.86	0.54	1.24
	平均	1.46	0.79	0.40	1.13
窒素区	水口	1.49	0.93	0.55	1.32
	中央	1.59	1.16	0.56	1.37
	水尻	1.49	0.84	0.50	1.17
	平均	1.52	0.98	0.54	1.29

単位は%

えると増加も考えられるので、土壤中に窒素が蓄積される可能性がある。なお、全体で窒素の形態の違いによる影響はほとんど見られない。

ライシメーター試験では灌漑水によって供給された窒素量が施肥の1/3程度と少なかったため、全体的に見ると、収量、稲体および土壤中の窒素含有量に差異は生じてない。しかしながら窒素区の水口部で節間長の累計が対照区に較べて5 cm程度

高くなり、水口部分が窒素灌漑水の影響を受けやすいことを示していた。

本年度の調査条件では栽培土壤に水の縦浸透（地下浸透）を与えてないこと、風や温度等気象条件に恵まれている温室内で栽培していること、および収量の解析に倒伏による影響を加味していないことなど一般の栽培条件と異なっており、解決すべき問題点は残されているが、下水処理水中の残留窒素が稲作に与える影響についてある程度把握できたと考えている。次年度以降はポット試験においては人為的な縦浸透を与えて実際条件に近づけて検討を行うとともに、試験水田を設けて実際の下水処理水を用いた調査を行う予定である。

7. 浮遊性有機物の除去に関する調査

三次処理研究室 室 長 小堀和夫
主任研究員 京才俊則
小泉秀一

1. 調査の目的と必要性

生活環境の保全に係る水質環境基準は、現在、主として水域の溶存酸素不足をまねくBOD、CODなどで値が定められている。環境基準を維持達成するために下水処理場からの放流水中の有機物も極めて微量にする必要が生じている。しかし従来の生物処理を中心とする2次処理ではその有機物除去能力に限界があり、放流水域によっては付加的な処理が必要とされる。生下水、2次処理水等に含まれる有機物は、大きく浮遊性のものと溶解性のものに分けられるが、本調査はこのうち浮遊性有機物の除去技術を開発することを目的としており、当面は汙過池による2次処理水中の浮遊物除去技術の開発を、主に京都パイロットプラントの汙過池を用いて行っている。

2. 54年度までの調査成果

2.1 2次処理水の下向流式汙過池による汙過

- a 2層汙過池のアンスラサイト層の厚さは、全汙層厚の60%以上とすることが望まれる。
- b 混合汙材（3層汙材）の2層汙材に対する優位性は認められず、2層汙材で十分である。
- c 2層汙材に用いるアンスラサイトの有効径は、粒度が小さい（ES 0.95）ものより大きい（ES 1.62）ものの方が有利である。
- d 2層汙過池の汙材深度は、汙過成績からみると600 mmより1,000 mmの方が優れている。
- e 定量汙過と変動汙過を比較すると、SS除去率、SS捕捉量とも多少低下するが、変動汙過は実施可能である。
- f 表面洗浄、逆流洗浄による洗浄では、砂部の洗浄が不十分である。

2.2 2次処理水の直接汙過における下向流式汙過池と上向流式汙過池の比較

- a 下向流式汙過池のアンスラサイト粒径を大とすれば汙過持続時間に大差はない。
- b SS、BOD除去率は同等である。
- c 上向流式汙過池では、汙過方向と洗浄方向が共に上向きであるが、汙過中、汙層内にリークが生じ、全損失水頭が低下し、処理水質が悪化することがある。
- d 上向流式汙過池の方が洗浄行程が複雑で、洗浄時間を多く必要とする。

2.3 2次処理水以外を流入水とする汙過

2次処理水の硫酸アルミニウム凝集沈殿水、およびエアレーションタンクへ硫酸アルミニウム

を添加した2次処理水の汙過には、2次処理水の汙過にくらべ、粒径の小さな汙材を用いる必要がある。

本調査の結果の一部は、土木研究所資料第1521号にまとめられている。

3. 55年度の調査結果

3.1 調査の概要

a 下向流汙過池における洗浄比較実験 54年度の調査で、1日1回の間隔で洗浄したこと、空気洗浄を行ったことにより、初期損失水頭を低く抑えられ、汙層も洗浄に保たれていた。このため本年度は、洗浄間隔を2日に1回と長くした実験、空気洗浄と原水洗浄を組合せた実験を行い、54年度との比較を行った。この結果、2日に1回の洗浄間隔でも1日1回の洗浄と同等の結果が得られた。さらに、洗浄水として原水を用いても、汙過水を用いた場合に比較して、問題のないことが見い出された。

b 凝集沈殿におけるポリマー添加の有無が汙過に及ぼす影響 ポリマー添加による汙過への影響は小さい。汙過池は、2次処理水の汙過よりも清澄に保たれていた。

c 2次処理水の汙過における浮遊物の粒度分布 2次処理水に残留する浮遊物の性状によって、汙過成績が左右されることが見い出された。

3.2 下向流汙過池における洗浄比較実験

汙材構成及び洗浄条件を表-1に、洗浄方法を図-1に示す。No 1, 3の洗浄方法は、汙層表面まで水抜きをし、表面洗浄が入り、2分後に逆流洗浄が入り、7分間オーバーラップ後、逆流洗浄を2分間、単独に行う。No 2は、汙層表面下70cmまで水抜きをし、空気洗浄が入り、1分後逆流洗浄が入り、水位計で設定した水位になると空洗が停止し、逆流洗浄がオーバーラップを含め5分間行われ、同じことがもう一度くり返される。No 4, 5は、No 2とほとんど同じで逆流洗浄時間が9分間になりくり返しがなくなる。

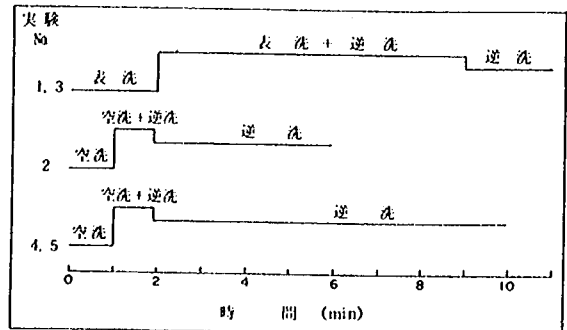


図-1 洗浄方法

初期損失水頭の変化：図-2に実験開始

表-1 汙材構成及び洗浄条件

実験 No	汚 材 粒 径 及 び 層 厚				洗 浄 条 件								備 考
	アンスラライト560 μ m		砂 310 μ m		方 法、時 間 及 び 速 度						洗 浄 水	洗 浄 間 隔	
	有効係数	均等係数	有効係数	均等係数		min	m/min		重 複				
1	1.40	1.40	0.59	1.29	表面乱洗	9	0.2	逆流洗浄	9	7	汚過水	1日に1回	
2	"	"	"	"	空気 "	1.9	1.15	"	5	0.9	"	"	洗浄2回 くり返し
3	"	"	"	"	表面 "	9	0.2	"	9	7	原 水	"	No 2, 4, 5は 重複時間に 多少変動あり
4	1.30	1.29	0.62	1.35	空気 "	1.9	1.15	"	9	0.9	"	2日に1回	
5	1.36	1.30	0.61	1.36	"	1.8	1.15	"	9	0.8	汚過水	"	

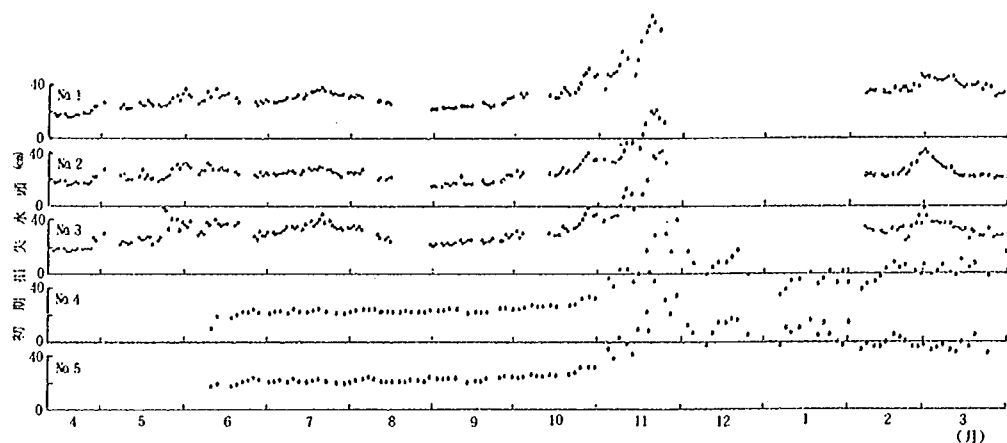


図-2 初期損失水頭の変化（汙過速度：300m/日）

からの変化を示す。開始当初の初期損失水頭は、17～20cmであり、その後徐々に増加し、以後ほぼ一定になっている。No. 1～3とNo. 4, 5では実験時期が異なるが、増加量を比べると大差なく、2日に1回の洗浄でも充分洗浄されている。2日に1回の洗浄では、空気洗浄を行っていたために、1日1回の場合の空気洗浄と同じ21～23cm程度の上昇であった。さらに原水洗浄の場合、空気洗浄との組合せでは汙過水洗浄と同じような増加量であった。10月下旬ごろから初期損失水頭が急上昇しているが、No. 4, 5の実験時に汙材を採取したところ、アンスラサイト層に白い付着物が見られ検鏡したところ、汙材表面に固着型の有柄性繊毛虫が観察され、それが増加の原因と考えられる。（写真-1）。また、No. 1～3でも同時期に上昇しており同じ原因と推察される。その後徐々に減少し、No. 4は50～60cm、No. 5は40～50cmと、安定していた時期に比べ20～40cm増加している。

初期損失水頭が急上昇し、生物が発生していることが確認されてから、塩素による汙材の消毒



写真 1

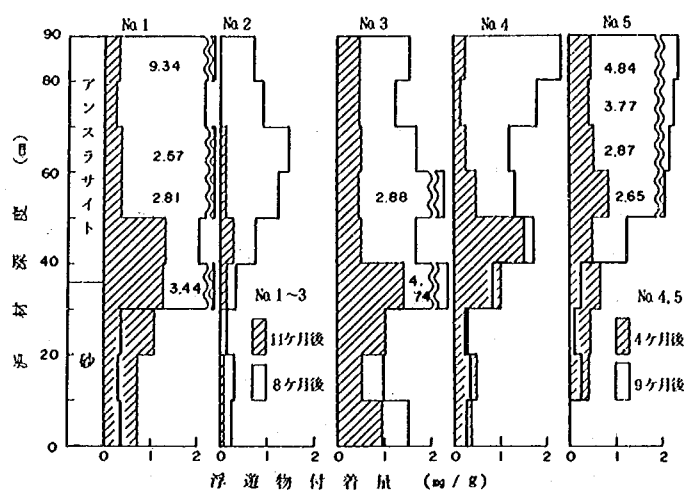


図-3 洗浄後の汙材浮遊物付着量

を行った。20時間浸した結果、残留塩素が $59.5\text{mg}/\ell$ から $0.2\text{mg}/\ell$ に減少していた。洗浄後の 材を見ると、生物は死滅していたが汙材からは剥離していなかった。また、逆洗排水には生物のちぎれた頭が多く見られた。1日運転後の汙材を見ると、 材1個につき3～6個の生きている生物が見られた(12月23日実施、No 4)。しかし塩素洗浄後も初期損失水頭は低くならず、しばらくするとこの繊毛虫は元の状態に回復した。このため、繊毛虫の汙材表面での大量発生を招かない事が肝要である。

汙材の汚染状況：図-3に洗浄後の 材重量当りの浮遊物の付着量を示す。2日に1回の洗浄間隔と空気洗浄の組合せでも、過去行ってきた損失水頭が3mに達してから洗浄に入る方法に比べて非常に少ない。また、原水洗浄でも空気洗浄との組合せでは砂層における付着量が非常に少なく、マッドボールなどができることもなかった。No 1～3の11ヶ月後とNo 4,5の9ヶ月後の付着量で、アンスラサイト層における増加が目だったが、この時期は汙材表面に生物が発生していた時である。この時、 材の洗い出しを行った際の洗浄でも生物は汙材から剥離せず残っており、生物に捕捉されていた浮遊物が、付着量の増加をもたらしたのと考えられる。この時の汙材重量中には剥離しなかった生物の重量も含まれていることから、ネットの汙材重量にするともう少し付着量は多くなる。

図-4にNo 4の2ヶ月後と9ヶ月後の損失水頭増加率を示す。2ヶ月後、9ヶ月後でもアンスラサイト表層においての増加が多いが、9ヶ月後はアンスラサイトの内部での増加が目立つ。汙層内の初期損失水頭を図-5に示す。空気洗浄・逆流洗浄を行ったNo 2,4,5は表面洗浄・逆流洗浄を行ったものより、汙層回数を重ねた5ヶ月後でも砂層における増加が少ない。1日1回と2日に1回の洗浄間隔の違いによる増加量に大きな差はなく、さらに、原水洗浄と表面洗浄では砂層における増

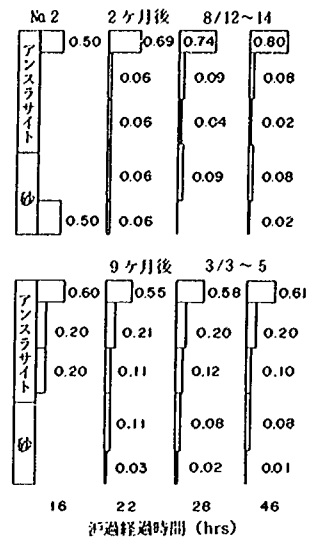


図-4 損失水頭増加率 (%/cm・汙層)

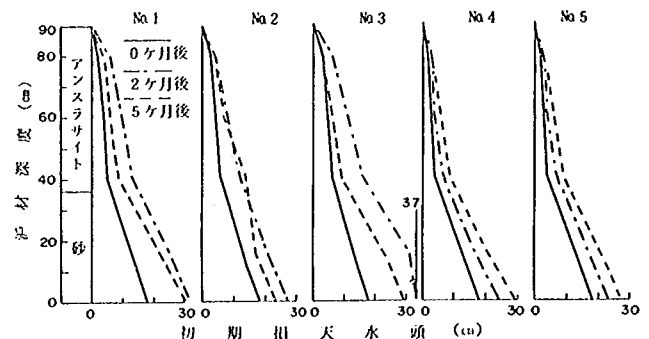


図-5 汙層内の初期損失水頭の変化

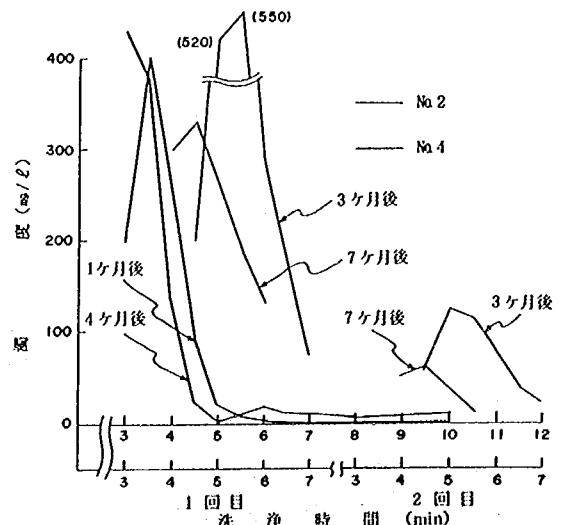


図-6 洗浄排水濁度と洗浄時間

加が目だったが、空気洗浄の場合はほとんど見られず、汙過水洗浄と同様な増加を示した。

洗浄による濁質の排出：洗浄排水の濁度と時間の関係を示す。逆流洗浄時間を長くした場合でも、空気洗浄・逆流洗浄を2回くり返し行った場合でも、濁度の排出では有意な差はみられない。時間を長くした場合には6～7分後に濁度の排出が済んでおり、2回くり返した場合は、2回目にも小さいピークが出ており濁度が多少残る傾向にあった。しかし、図-3の付着量をみると、Na2の2回くり返し行ったものは全体的に付着量が少なく、Na4,5に比べ、アンストラサイトと砂の混合層における付着量が少なく、2回空気洗浄を行った影響が大きい。また、Na2の場合のピークの出る時間が1～2分おそいが、この時の逆流洗浄速度が0.53と0.65 m/minとNa4の1.14と0.80 m/minに比べ約1/2とおそいためでもある。

表-2 逆流洗浄速度の変化

測定日	水温 (℃)	実 験				
		1	2	3	4	5
S54, 4, 4	17	0.83	0.86	0.85		
4, 10	17	0.89	0.86	0.97		
6, 4	23	0.53	0.53	0.59		
6, 20	24	0.58	0.57	0.62		
8, 29	26	0.93	0.93	0.91		
11, 1	20	0.52	0.65	0.58		
S55, 2, 5	14	0.72	0.85	0.83		
4, 19	19	0.93	1.09	0.98		
6, 7	21				1.14	1.12
12, 6	19				0.80	0.80

(単位: m/min)

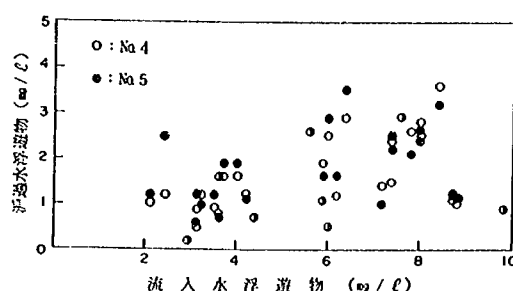


図-7 流入水、汙過水の浮遊物の関係

表-2に逆流洗浄速度の変化を示す。水温の変化が14～26℃と大きいため、水の粘性も大きく変化し、膨張比に対する逆流洗浄速度も0.53～1.14 m/minと2倍以上の違いがある。このため、四季あるいは、夏季と冬季と水温の変化が大きい時期に逆流洗浄速度を変えてやる必要がある。また、今回のように水温の低くなってきた時期に、汙材に生物が発生すると見掛け比重が小さくなり、膨張比25%の

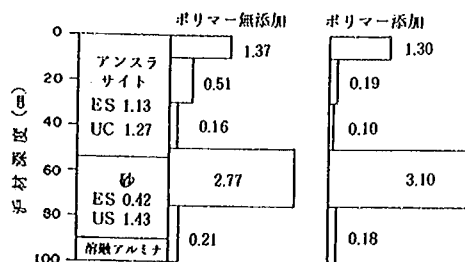


図-8 損失水頭増加率 (%/cm, 汙層)

表-3 2次処理水、および汙過水中の浮遊物と粒度分布

下水処理場	採水日	浮遊物 (mg/L)		除去率 (%)			粒度分布割合					
		流入水	汙過水	全体	10μ以下		粒 入 水			汙 過 水		
					10μ以下	10μ以上	10μ以下 (%)	10μ以上 (%)	10μ以上 10μ以下	10μ以下 (%)	10μ以上 (%)	10μ以上 10μ以下
鳥羽処理場	'80. 7. 29	2.5	1.1	56	67	36	64.3	35.7	0.56	48.3	51.7	1.07
	'80. 8. 26	9.1	5.5	40	26	44	22.1	77.9	3.52	27.2	72.8	2.68
	'80. 9. 30	2.6	1.3	50	46	52	28.1	71.9	2.56	30.6	69.4	2.27
	'80. 10. 28	1.9	1.4	26	—	36	23.3	76.8	3.31	33.6	66.4	1.98
	'80. 11. 26	3.8	1.9	50	46	55	57.6	42.4	0.74	62.2	37.8	0.61
	'81. 1. 6	8.5	3.9	54	28	73	42.0	58.0	1.38	66.1	33.9	0.51
	'81. 1. 27	5.3	2.8	47	36	54	37.2	62.8	1.69	45.3	54.7	1.21
	'81. 2. 25	4.0	1.4	65	69	63	31.9	68.1	2.13	28.2	71.8	2.55
平城浄化センター	'80. 7. 29	4.6	1.2	74	50	82	25.7	74.3	2.89	49.3	50.7	1.02
	'80. 8. 26	9.8	3.8	61	10	79	25.1	74.9	2.98	58.3	41.7	0.72
	'80. 9. 30	11.3	5.0	56	9	76	29.7	70.3	2.37	61.2	38.8	0.63
	'80. 10. 28	2.1	0.3	86	83	86	21.8	78.2	3.59	26.1	73.9	2.83
	'80. 11. 26	5.5	2.0	64	52	70	37.3	62.7	1.68	48.9	51.1	1.04
	'80. 1. 6	5.7	0.8	86	77	89	25.2	74.8	2.96	41.0	59.0	1.44
	'81. 1. 27	5.9	1.5	75	49	83	24.7	75.3	3.05	49.7	50.3	1.01
	'81. 2. 25	6.9	2.5	64	19	84	31.3	68.7	2.19	70.2	29.8	0.42

設定が44%と大きくなり、汙材の流出に注意を払う必要がある。

浮遊物の除去：流入水と汙過水の浮遊物の関係を図-7に示す。汙過水の濃度がほとんど $4\text{mg}/\ell$ 以下と低く、No 1～3の結果ともかわらない良好な結果であった。しかも、流入水濃度のほとんどが $10\text{mg}/\ell$ 以下と低いにもかかわらず50%以上の除去率であり、汙過時間を長くしたことに影響がなかったものと思われる。

また、初期損失水頭が上昇したにもかかわらず水質的には変わらなかったが、時々、2日間の汙過継続時間が得られなく止まることもあった。

3.3 凝集沈殿におけるポリマー添加の有無が汙過に及ぼす影響

汙材構成は、アンストラサイト（ES 1.13mm, UC 1.27）、砂（ES 0.42mm, UC 1.43）の二層で、支持砂利の上に溶融アルミナを充填した。洗浄は、空気洗浄（1.8min, $1.15\text{m}/\text{min}$ ）と逆流洗浄（9min, $0.91\text{m}/\text{min}$ ）で、方法については洗浄比較実験のNo 5と同じで、実験期間中（9ヶ月間）洗浄速度を変えることもなく、安定した膨張率であった。

図-8にアニオン系ポリマーを $0.2\text{mg}/\ell$ 添加した処理水と無添加の処理水を汙過した時の損失水頭増加率は余り変わらない。したがって、ポリマー添加の有無は汙材選定に影響しないといえる。

9ヶ月間凝集沈殿水を汙過して、初期損失水頭の変動は、開始当初は10cmと低く9ヶ月後でも20cmと2次処理水の汙過に比べ増加が大幅に少なく、汙材における付着層や汙過池内の壁のスライムもほとんど見られなかった。

3.4 2次処理水中の汙過における浮遊物の粒度分布

異なった2次処理水中の浮遊物の汙過性を、2次処理水および汙過水中の浮遊物の粒度分布測定（コールター・カウンター法）を行い検討した。対象とした汙過池は奈良市にある、団地下水を流入水とする平城浄化センター、および京都三次処理パイロットプラント（鳥羽処理場）に設置してあるもので、前者は加圧式下向流汙過池（汙速 $170\text{m}/\text{日}$ ）、後者は重力式下向流汙過池（汙速 $300\text{m}/\text{日}$ ）である。調査は昭和55年8月より、月1回の割合で昭和56年2月まで、2次処理水と汙過水のグラブサンプルを用いて行った。結果を表-3、図-9に示す。10 μ を境に、

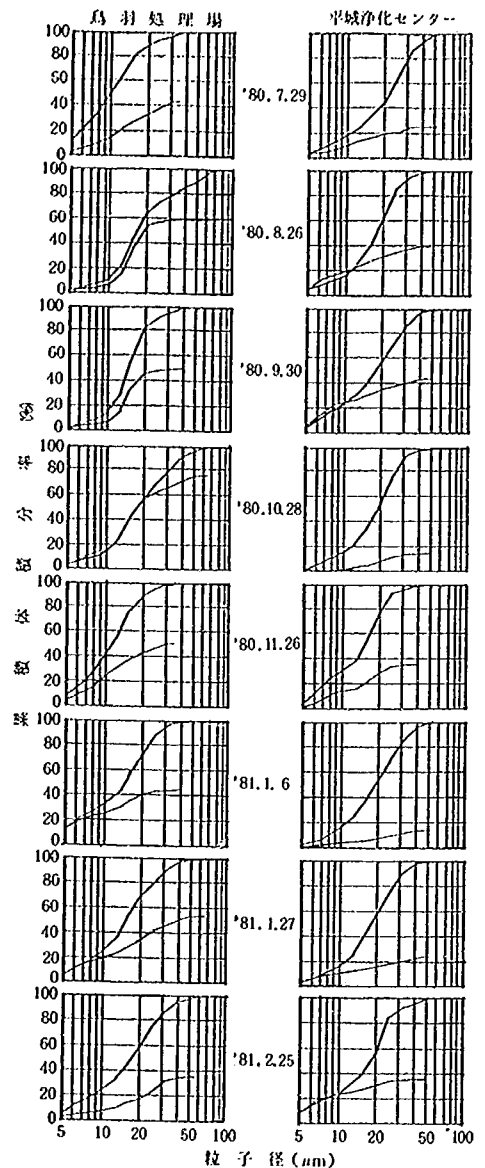


図-9 粒子径と累積体積分率

調査結果をみると、平城浄化センターの2次処理水中の10 μ 以上の浮遊物の割合は62.7～78.2%（平均72.4%）であるのに対し鳥羽処理場のそれは35.7～77.9%（61.7%），また，10 μ 以上の浮遊物の除去率は前者で，70～89%（81%），後者で36～73%（52%）となっており，汙過成績は平城浄化センターの方が安定している。全体の除去率は前者で56～86%（71%），後者で26～65%（49%）であった。これらの相違は汉過条件によるところもあると考えられるが，同時に2次処理水に残留する浮遊物の性状によっても汉過成績が左右されること，したがって2次処理水の汉過により得られる水質を一律に議論することの困難さを示唆している。

8. 溶解性有機物の除去に関する調査

三次処理研究室 室 長 小堀 和夫
主任研究員 京才 俊則
研 究 員 酒井 憲司
 榎山 孝一

1. 調査の目的と必要性

生活環境の保全に係る水質環境基準は現在主として水域の溶存酸素不足を招くBOD、CODなどの有機物に関係する項目で定められている。この基準を維持達成するために下水処理場からの放流水に対して負荷量の削減を要請されるケースが少なくないものと予想され、放流水中の有機物の量を減らすためには何らかの形で付加的な処理を行なう必要がある。有機物は大きく分けて浮遊性のものと溶解性のものとに分けられるが本調査はこのうち溶解性有機物の除去技術を開発することを目的としている。

2. 54年度までの調査成果

1) 粒状活性炭による2次処理・汙過水中の有機物、色度等の除去特性を明らかにした。2) 2次処理水を直接粒状活性炭吸着塔に通し、溶解性物質とともに浮遊物も除去する手法の実用性を調査し本手法に適した活性炭の特性を見い出した。3) 粒状活性炭の多段炉による再生をくり返し行い、容積ベースの再生取率は88～90%であること、及び再生によるTOC吸着力の低下はないことを明らかにした。4) 既設下水処理場におけるCOD除去状況を調査した。5) オゾン処理、接触酸化、活性汚泥による有機物除去に関する基礎的実験を行った。

3. 55年度の調査の概要

55年度の調査項目と主たる結果は次のようである。1) 粒状活性炭の長期吸着性能比較実験：5種の活性炭で約2年間運転した結果、最も吸着能力の低い活性炭のCOD吸着量は、最も優れた活性炭の67%と、活性炭によってCOD吸着能力に大きな差がある。最も優れた活性炭のCOD除去率は、初期70%、BV6,000で30%と減少したが、BV6,000から17,000までは30%の除去が継続した。活性炭の長期運転を行っても、老廃炭の再生性に問題はない。2) 活性炭流入水の比較実験：鳥羽処理場と花見川処理場の2次処理・汙過水を同一条件で活性炭吸着を行った結果、両者のCOD除去には相当な差が生じ、2次処理水の性状によって、活性炭吸着によるCOD除去特性が異なることが見い出された。3) 活性汚泥処理における有機物除去特性に関する室内実験：グルコースを基質として、活性汚泥による基質除去の実験を行い、グルコースの基質除去過程、およびMLSS、水温、基質負荷変動の処理成績に及ぼす影響を明らかにした。

4. 55年度の調査成果

4.1 粒状活性炭の長期吸着性能比較実験

粒状活性炭吸着による下水中の有機物除去においては、初期に高率の除去が可能であるが、BVの増加とともに除去率は低下する。しかし、BV4,000から6,000程度の間では、除去率はそれ以上低下

表-1 共通実験条件

吸着塔断面積	0.7×1=0.7m ²
活性炭充填高さ	3 m
S V	2/時
洗浄間隔	3日に1度、ないしは全損失水頭が5 mに達した時点
洗浄方法	表洗 0.2m/分、9分 逆洗 塩酸比20%を得るのに必要な速度(表-03)、9分
重復時間	7分

下しなくなることが、確

表-2 充填炭の性状、および実験結果の総括

認されている。活性炭処理水の水质基準を満足する範囲で、再生を行わず運転が継続できれば、活性炭再生費用が節減できるだけ、処理費用が安価となる。そこで、BV6,000以上続けた場合、除去率はどのように変化していくかを見きわめるために、京都三次処理パイロットプラントに設置してある重力式下向流活性炭吸着塔6塔を用いて実験を行った。各塔への流入水は2次処理一汙過水とした他、共通の実験条件は表-1のようである。各塔へは、異った活性炭を充填し、長期運転と同時に、活性炭の比較も行った(表-2)。

実験は約2年継続し、BVが約17,000に達した時点で終了した。但し、No.4塔に充填した活性炭は、後で述べる活性炭流入水の比較実験を行うために8,600BVで通水を止

項 目		吸着塔 No					
		1	2	3	4	5	6
新炭形状	有効径 (mm)	0.55~0.65	0.80	1.00	0.72	0.60	0.67
	均等係数	1.5~2.1	1.6	1.28	1.31	1.83	1.58
	原 料	石炭	石炭	石炭	ピッチ	石炭	石炭
吸 着	形 状	破碎	破碎	球状	球状	破碎	破碎
	運転期間	昭54.4.12~昭56.2.26(但し、No.4塔は昭55.6.1まで)					
	新炭充填重量 (kg)	945	1,031	1,081	1,173	930	894
結 果	処理水量 (×1,000BV)	16.9	16.9	17.0	8.6	16.7	16.7
	COD*	298.9	296.4	298.9	187.1	301.1	294.4
	(kg·COD/m ³ ·AC)	97.2	70.7	83.2	51.6	98.0	106.3
初 期 損 耗	除去率(%)	33	24	28	28	33	36
	COD·D	262.1	262.5	263.4		258.2	249.4
	(kg·COD-D/m ³ ·AC)	87.2	61.2	70.0		84.8	88.2
炭 質	除去率(%)	33	23	27		33	35
	TOC**	195.7	195.0	193.8	101.8	191.9	192.9
	(kg·TOC/m ³ ·AC)	62.0	42.4	51.1	27.9	63.2	66.3
果 実	除去率(%)	32	22	26	27	33	34
	TOC·D	160.9	166.1	167.8	90.7	162.4	165.9
	(kg·TOC-D/m ³ ·AC)	62.3	41.4	50.8	32.8	63.0	67.6
老 廃 炭	除去率(%)	39	25	30	36	39	41
	色度***	658.3	658.8	660.7	290.8	648.8	650.3
	(kg·Pt/m ³ ·AC)	305.5	241.8	256.0	148.3	350.9	369.9
再 生	除去率(%)	46	37	39	51	54	57
	初期全損失水頭 (cm)	28	38	20	73	56	56
	実験開始時	209	149	111	195	206	207
結 果	実験終了時	62	74	81	71	66	66
	有効全損失水頭確保率**** (%)						
	吸着負荷量 (g/g·AC)	0.214	0.206	0.271		0.250	0.289
炭 質	新炭	460	436	425		435	453
	老廃炭	572	490	460		590	560
	熱処理炭	480	426	365		468	458
再 生	回復率(%)	104	98	86		108	101
	よう素吸着力 (g/g)	1.054	1.030	0.939		1.104	0.994
	老廃炭	0.623	0.580	0.598		0.573	0.642
結 果	熱処理炭	1.007	0.964	1.010		0.946	1.061
	回復率(%)	96	94	108		86	107
	糖密脱色力 (%)	58.5	65.3	67.1		49.9	71.0
炭 質	老廃炭	13.7	13.1	20.7		25.9	39.0
	熱処理炭	49.1	64.7	78.3		61.9	85.1
	回復率(%)	84	99	117		124	120
再 生	メチレンブルー吸着力 (ml/g)	200	140	160		190	190
	老廃炭	<30	<30	60		50	40
	熱処理炭	140	110	170		150	190
結 果	回復率(%)	70	79	106		79	100

* 酸性過マンガン酸法

** デウケミカル法

*** 白金コバルト法

**** 有効全損失水頭確保率 = $\frac{\text{実験終了時の有効全損失水頭}}{\text{実験開始時の有効全損失水頭}}$
但し、設定全損失水頭は5 mである。

めた。

1) 初期全損失水頭の変化
図-1に1例として、No.6塔の初期全損失水頭(初期損)の

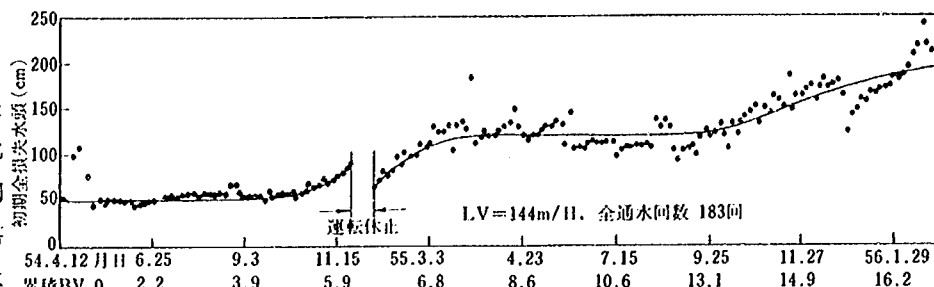


図-1 初期全損失水頭の変化 (No.6塔)

変化を示す。初期損は通水回数約50回を越えるころから増加し始め、2か月の運転休止により一旦は低下したが、運転継続とともに再び増加し、実験終了時にも増加の傾向にあった。この結果、実験終了時の有効全損失水頭確保率は、60~80%にまで低下した(表-2)。このことは、1回の通水時間が短くなる可能性を意味するので、本実験で用いた洗浄方法(表-1)より強力な、空気-逆洗などによる洗浄を考慮する必要がある。

表-3 逆洗速度の変化
m/分、膨張比 20%

測定日	水温(°C)	塔 No.					
		1	2	3	4	5	6
昭54. 4.10	17	0.38	0.43	0.45	0.23	0.34	0.33
6. 4	22	0.38	0.39	0.45	0.24	0.34	0.32
11. 1	21	0.36	0.42	0.43	0.23	0.34	0.32
55. 2. 6	10	0.36	0.43	0.43	0.24	0.34	0.30
4.18	18	0.24	0.33	0.42	0.20	0.24	0.23
6. 9	19	0.27	0.33	0.39		0.24	0.29
9. 1	21	0.34	0.31	0.36		0.27	

逆洗速度の過大、あるいは過小は活性炭の流出、あるいは不完全な洗浄をもたらすので、膨張比が20%になるよう、逆洗速度を定期的に調整した(表-3)。一般に洗浄用水の水温が低下すると、粘性が増すため、同一の膨張比を得るのに必要な逆洗速度は減少する。表-3によると、温度の影響も見られるが、実験期間の経過とともに、逆洗速度は低下している。これは、活性炭に付着したスライムのため、活性炭の見かけ比重が小さくなったためと考えられる。したがって、逆洗速度を運転開始時の値に固定し、スライムの発生が防止できない場合は、逆洗時の膨張比が増大し、活性炭が流出する恐れがあるので、定期的に逆洗速度を調整する必要がある。

2) 有機物の除去

図-2は各塔の累積COD吸着量とBVの関係を示している。実験終了時における値から活性炭吸着能を比較すると、No.6塔に充填した活性炭が最も優れ、次にNo.5塔、No.1塔、No.3塔、No.2塔と

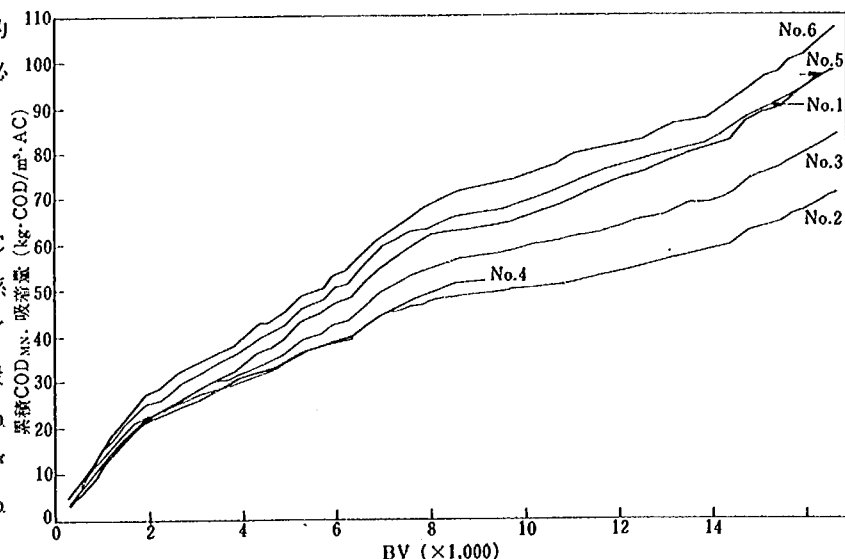


図-2 累積COD_{MN}、吸着量とBV

なっている。しかし、No.5塔とNo.6塔の差は小さい。No.2塔の実験終了時のCOD吸着量はNo.6塔の67%となっており、活性炭によって吸着力に大きな差があることが分る。活性炭の吸着力の比較は、TOC、色度についても、CODと同様のことがいえる（表-2）。このため、以降の議論は処理成績の最も優れていたNo.6塔の結果を用いて行うこととする。

CODの除去率とBVの関係を示す図-13によると、初期に約70%あったCOD除去率は、BVの増加とともに減少するがBV6,000以降は約30%と安定し、それ以上の破過を示していない。これは、一部はすでにいわれているように、活性炭に付着している微生物の分解作用により、有機物が除去されることに負うと考えられる。BV14,500の時点で測定した流入水、処理水のDOはそれぞれ5.6, 0mg/lであったことも微生物作用の存在を裏付ける。しかし、活性炭の吸着能がBV6,000以上で、破過していたとは考えにくい。活性汚泥処理を受けた2次処理水中に残存する色度を、活性炭に付着した微生物が、50%以上も除去するとは考えにくいからである（図-3）。このため、BV6,000以降も、微生物作用と残存する活性炭吸着能によって、CODの30%除去が保たれたと考えること

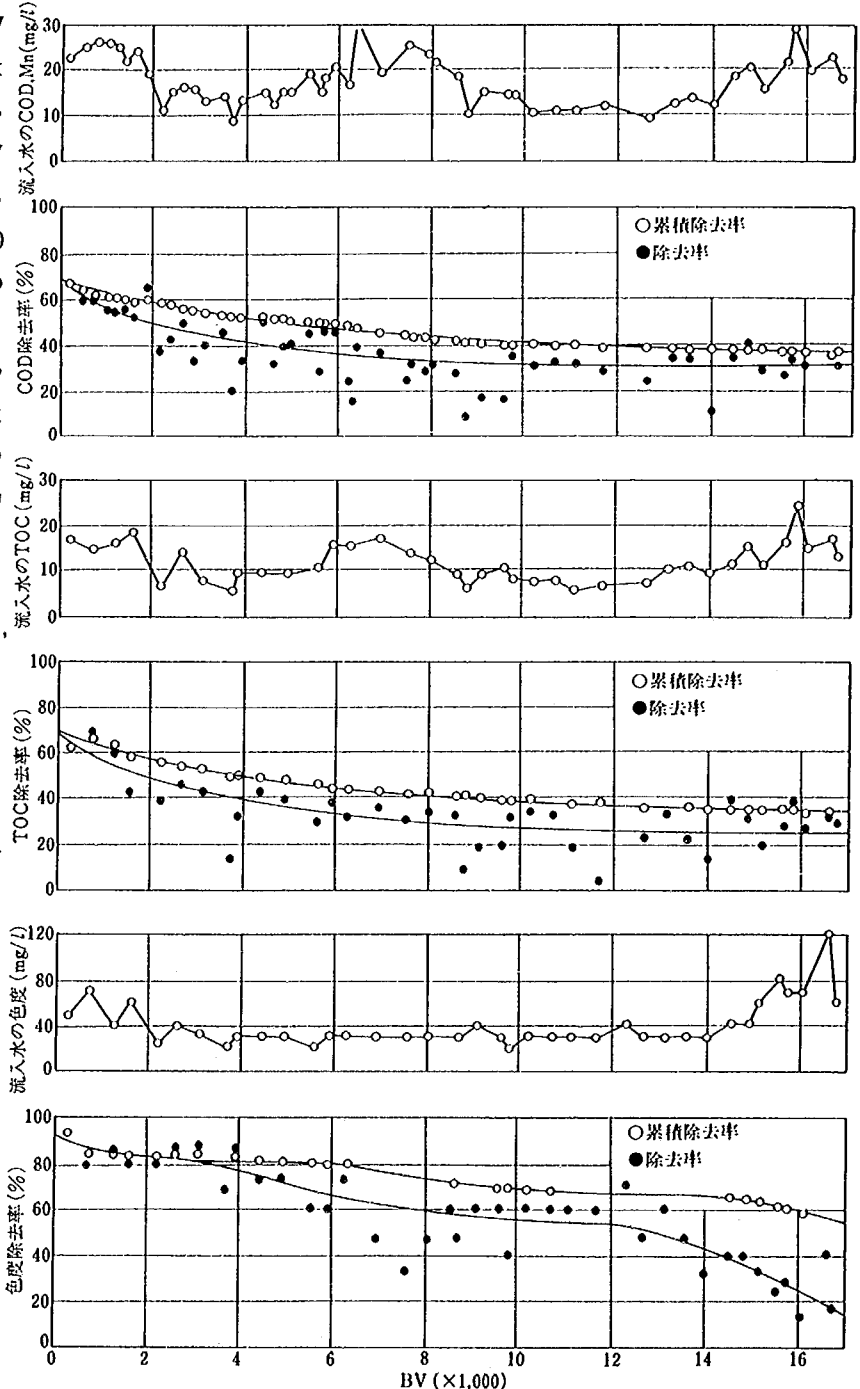


図-3 COD_{NN}、TOC、色度の流入水濃度および除去率の変化 (No.6塔)

が妥当であろう。

TOC除去傾向はCODと酷似している。BODは特に破過傾向はなく、50%以上の除去率を示していることもあれば、マイナスの除去率が得られたこともあり、平均除去率は7%と低かった。これは、処理水のBODにN・BODの占める割合が増大したためと考えられる。

図-3の白丸は累積吸着量を累積流入負荷量で割って求めた累積除去率を示している。吸着塔から老廃炭を連続的に引き出し再生とした場合、累積除去率から吸着塔内の活性炭全量を再生するのにかかる期間を調整することによって、ある範囲内で除去率を調整することが出来る。本実験条件ではCOD除去率60、50、40、および30%を得ようとする場合、再生サイクルはそれぞれ約、2,000、4,000、10,000、および17,000以上とすればよい。

3) 色度の除去

色度はBV4,000程度までは80%以上除去され、以降、BV12,000まで徐々に破過し、BV12,000では50~60%の除去率になっている。BV12,000以降になると破過が急に進み、BV17,000程度で除去率10~20%と殆んど色度除去能力はなくなっている。

流入水の平均SSは2.5mg/lで処理水のそれは2.0mg/lであった。

4) 老廃炭の再生

BV17,000まで通水した5種の活性炭を、窒素ガス雰囲気電気炉で900℃、90分の条件で熱処理しそれぞれの活性炭の再生性を検討した²⁾。表-2によると、本実験のように長期間運転した老廃炭でも、短期間運転した老廃炭²⁾と同程度に再生できている。また活性炭間の比較を行うと、No.6塔の活性炭の再生性が最もよく、本実験結果からは、処理能力、再生性の両面から、No.6塔の活性炭が最も優れているといえる。

4.2 活性炭流入水の比較実験

流入水の性状によって活性炭によるCOD除去はどのように異なるかを検討するために、京都プラント、および花見川プラントに設置してある吸着塔に同一の活性炭を充填し、表-1と同様の条件で比較実験を行っている。流入水はどちらも活性汚泥処理一汙過水である。実験は継続中であるが、55年度までの結果をCODについてみると図-4のようであり、活性炭流入水の相違によって、CODの除去は相当異なることが分る。

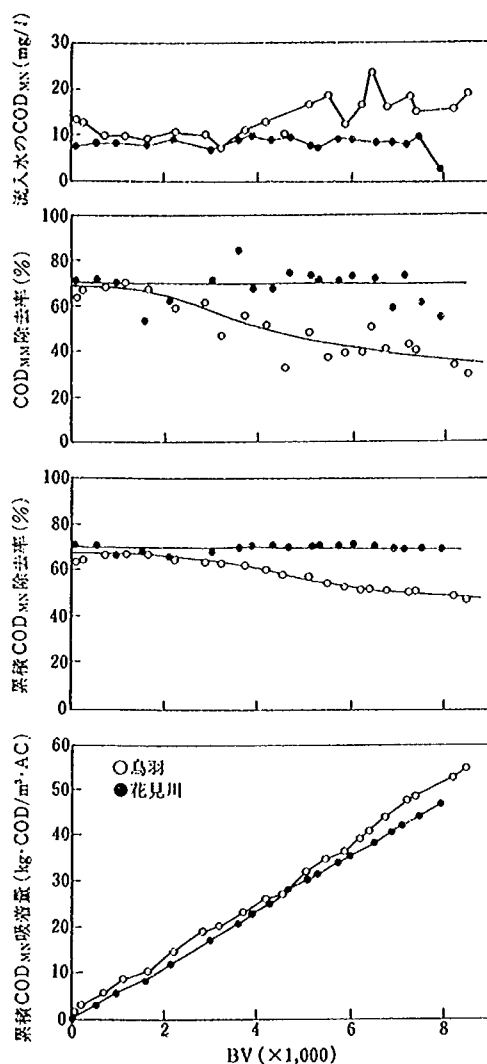


図-4 活性炭流入水の相違による活性炭によるCOD除去の違い

4.3 活性汚泥処理における有機物除去特性に関する室内実験 汚泥の培養条件が基質除去に及ぼす影響

4.3.1 目的

下水処理に影響を及ぼす因子として、水温、MLSS、BOD・SS負荷などがあげられているが、こうした因子を検討する手法として、次のような実験が多く行なわれた。「一定の培養条件で培養した汚泥を用い、種々の条件で実験しデータを収集する。基質は主にBODで測定し、混合液の上澄液のBODの減少から除去率、除去速度を求める。この手法は、汚泥の基質除去能力が過去の培養条件には無関係であるという仮定に基づいている。これに対し、益永（衛工計、1980）は上澄液の基質だけでなく、汚泥中の基質も測定することにより、汚泥の培養条件によって基質除去パターンが異なることを報告している。

本調査は培養条件として、水温とMLSSをとり上げ、これらが基質除去におよぼす影響を把握するために室内実験により比較検討した。

4.3.2 実験方法

(1) 培養条件：汚泥の培養は4.8ℓの反応槽を用い、基質はグルコースを唯一の有機物として、表-4の無機質を加えた。操作は23時間エアレーション、混合液を所定量引抜、1時間静置沈殿、上澄液を捨て、新しい基質を加え、基質添加後、槽内のPH調整（7.0～7.5）のサイクルで行なった。室温は10、20、30℃の3段階で水温の実測値は各々の10～12、19～20、26～30℃であった。MLSSは特に定めず1日当りの混合液の引抜量を3段階に変えて制御した。引抜量400、600、1200mlとし、SRTは12、8、4日となる。1.5ヵ月の馴致後、汚泥、上澄液水質が安定するのを確認して試料を採取した。なお、10℃400ml引抜のケースは静置時に汚泥が浮上し実験を継続することができなかった。

(2) 実験内容：実験は基質添加後、基質がどう変化するかを調査した。測定は汚泥および上澄液についてグルコース（グルコースオキシダーゼ法）、グルコース系多糖類（アンスロン法）を分析した。上澄液は遠心分離（3000rpm、10分）による分離液とした。試料は基質添加前、添加後0.5、1、2、3、4、24時間後の7回採取し、MLSSは基質添加前のみ測定した。分析方法は表-5に示す。その他は下水試験方法によった。基質濃度については、通常の場合と、濃度の急激な変化に対する対応をみるために、通常の場合の2倍の濃度についても実験した。

4.3.3 実験結果

実験期間中の汚泥の性状は、20、30℃の場合、いずれも

表-4 培養に用いた基質

基 質	添 加 量
(NH ₄) ₂ SO ₄	0.306g・N/d
MgSO ₄ ・7H ₂ O	19.7mg・Mg/d
FeCl ₃ ・6H ₂ O	0.654mg・Fe/d
CaCl ₂	7.57mg・Ca/d
MnSO ₄ ・4H ₂ O	9.11mg・Mn/d
KH ₂ PO ₄ 、K ₂ HPO ₄	0.116g・P/d

表-5 分析法

グルコースオキシダーゼ法
検水50mlとり、5N・H ₂ SO ₄ 1ml加え、還流冷却しながら沸とう水浴中で2時間加水分解し、NaOHで中和する。検水2mlとり、グルコスタット試薬※：2ml加え、30℃、30分間保ち、500nmで比色する浮遊物がある場合は加水分解後遠心分離して上澄を中和する。※：ニューグルコスタットフジサワの50mlバイアルを50mlの蒸留水にとかず。
アンスロン法
検水25mlとり、氷水中で冷し、アンスロン試薬5mlを加えはげしく混ぜる。ふたをして沸とう水浴中で正確に15分熱する。冷水で冷し、次に室温にもとし、620nmで比色する。

黄～茶色でさらっとした沈降しやすい汚泥であった。10℃の汚泥は灰～灰緑色でふわっとしたものであった。引抜量400ml/日のケースは先述の通りで、600と1,200ml/日のケースは汚泥の浮上はわづかであり、実験に支障はなかった。8ケースの実験結果の1部を図5～8に示す。これらの結果から次のことが分る。①基質として加えたグルコースは上澄液から速に除去される。②上澄液中のグルコース系多糖類はほぼグルコースとみられる。③上澄液から除かれたグルコースは30分以内に1部分解され、残りは汚泥に移行する。④そのグルコースはグルコース以外のグルコース系多糖類として存在する。⑤基質添加後、30分以内の混合液のグルコース系多糖類の減少は著しく、分解が起きていることが予想される。⑥さらに基質添加後1～4時間の減少より4～24時間の減少の方が大きく、上澄液での変化と異なり、ゆっくりした変化であった。

以上の状況からグルコースの除去機構は①蓄積に適した多糖類への転換を伴ない、上澄液から汚泥へ移行する。②汚泥へ移行したあと分解、③初期の急速な分解に分けられる。このような除去特性が水温、MLSSでどう変わるかをみるため、一連の実験結果から上澄液中の基質消失時間、24時間後の汚泥中の基質残存量、初期の基質分解量等を整理して表-6にまとめた。

上澄液の基質消失時間はMLSS、水温の高いものほど短くなる傾向があるが、MLSSの影響の方が大きい。

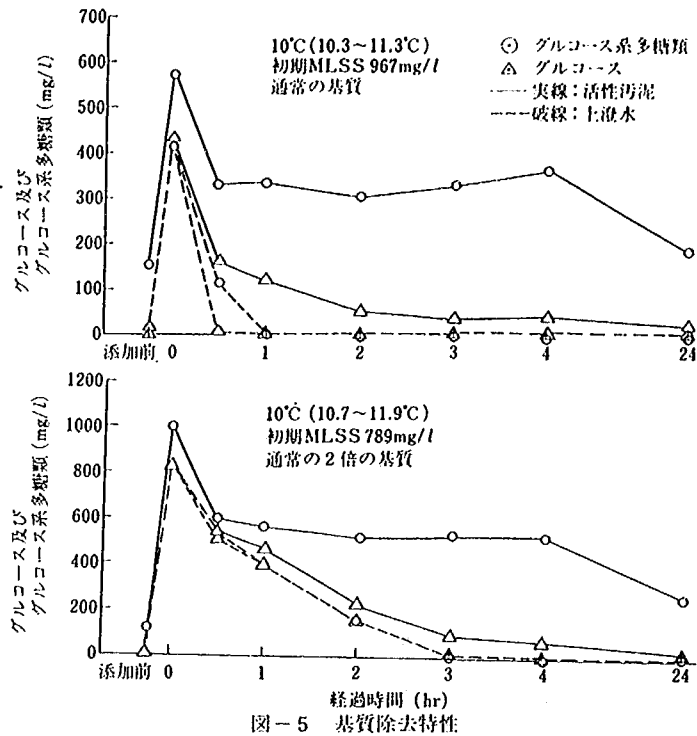


図-5 基質除去特性

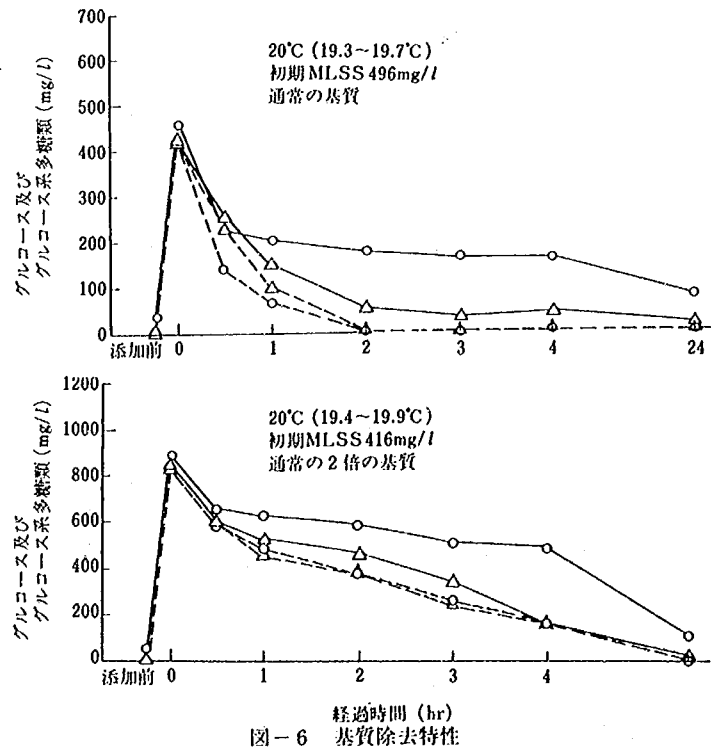


図-6 基質除去特性

この傾向は基質濃度が2倍のときに著しい。また、MLSSの濃度が高いほど基質濃度の急変に対する対応が速かであるといえる。

初期の基質分解量は通常の基質濃度ではMLSSによる違いは少ないが、2倍濃度のときはMLSSが高濃度のものほど初期の基質分解量が大きくなっている。

汚泥中の基質残存量（グルコース系多糖類）は24時間後、通常の基質の場合100~230mg/l残存していた。静置沈澱後、捨てる水中に基質が流出しないとしてグルコースの収支を求めると、20℃、600ml/日引抜のケースの場合、基質添加2g/日、引抜汚泥60mg/日となり分解量1.94g/日、分解率97%となった。上澄液から汚泥への基質の移行は、基質の上澄液からの除去にともない、汚泥中の蓄積分が増加し、これはMLSSの高いものほど、早い時間に汚泥への移行を完了する傾向がある。

汚泥中のグルコース系多糖類の挙動をみると、グルコースが汚泥に移行するのは、瞬時に汚泥に吸着されるという現象ではなく、時間をかけて汚泥に取込んで行くという過程であることが推察される。通常の基質の場合には移行はすみやかで、瞬時に吸着されたようにみえるが、2倍濃度の基質の場合には、徐々に汚泥に移行して行くようすがうかがえる。この現象は、すでに益永らが能動的輸送として指摘しているところのものである。MLSSが高く、水温も高い条件で培養した汚泥の方が、この取り込みをすみやかに行っている。この場合MLSS

Sは一種の潜在的取り込み能力のようなものを示しており、通常の基質ではわからないが、基質濃度

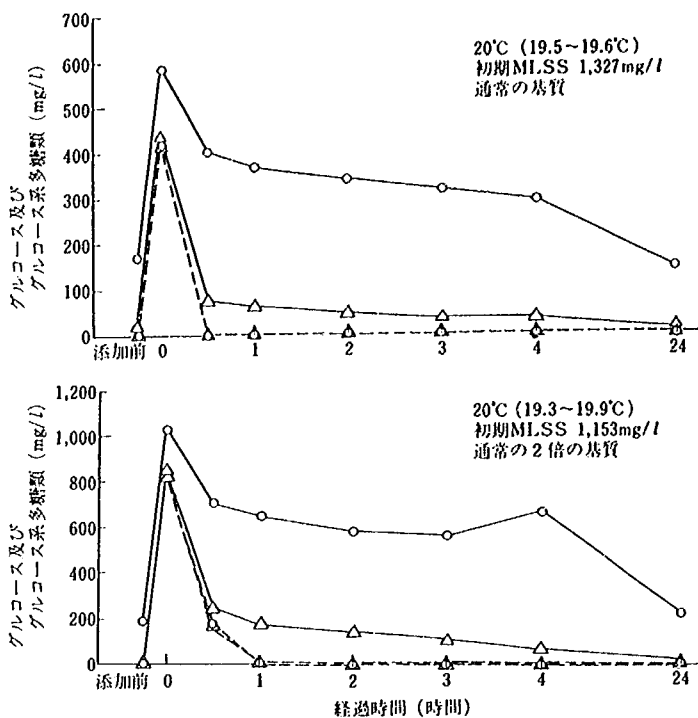


図-7 基質除去特性

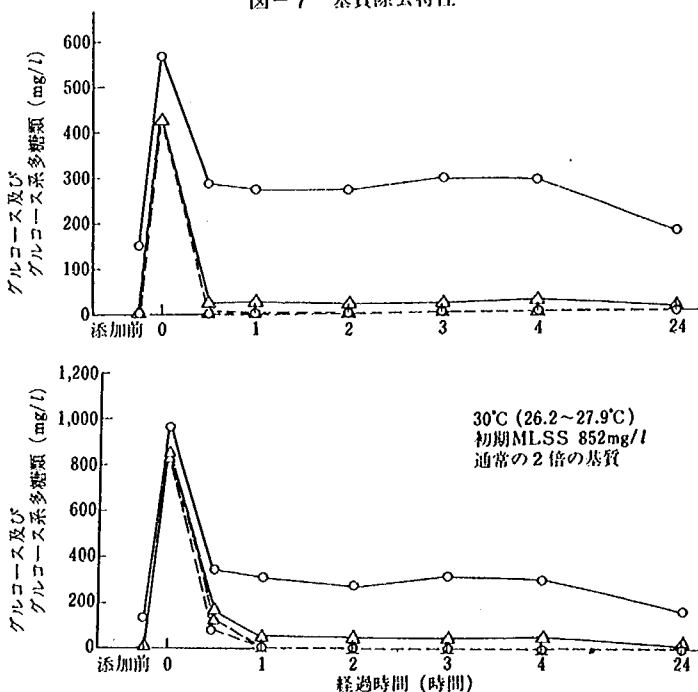


図-8 基質除去特性

が高くなったときに、威力を発揮すると表現することができる。

表-6 実験結果のまとめ

培養温度(℃)	初期MLSS(mg/l)	上澄みからの基質消失時間(h)	24時間後の汚泥中の基質残存量(mg/l)	初期の基質分解量(mg/l)
10	528/515	3/4~24	150/170	260/250
10	967/789	1/3	180/270	240/400
20	496/416	2/4~24	80/120	230/230
20	623/644	1~2/4	100/140	170/180
20	1,337/1,153	0.5/1	150/230	180/320
30	449/377	2/3	100/110	230/200
30	880/852	0.5/1	170/170	280/620
30	663/644	0.5/0.5~1	230/290	240/470
備考		グルコースが10mg/l以下になるまでの時間	グルコース系多糖類	30分後までに減少したML中のグルコース系多糖類

4.3.4 まとめ

グルコースを基質として、活性汚泥による基質除去の実験を行ない次の結論を得た。①グルコースは、まず上澄液から汚泥へ移行することにより、上澄液から除去される。この段階ではMLSSの影響を受け、高MLSSで培養した汚泥の方が安定性があり、また基質濃度の急変に対してすみやかに対応できる。②水温はMLSSと同じような影響をもち、低水温では基質濃度の急増に対する対応が遅くなる。通常の基質濃度

では他とあまり差はない。③グルコースの汚泥への移行は物理的な吸着ではなく、汚泥への取り込みという過程を経て行なわれており、汚泥中のグルコース系多糖類のピークは基質添加直後ではなくしばらくしてから行なわれる。

なお、今回の実験結果を他の有機物の除去に応用する場合、次のような問題が考えられる。①グルコースは多糖類という型で蓄積されたが、こうした転換のできない有機物の場合にはどのような挙動を示すか、②難分解な成分については汚泥の培養条件の中で、一定値以上のSRTの確保など制約因子が多くなり実験遂行上難しい面があるかもしれない。

(注) 表中の左側は通常の基質の場合、右側は通常の2倍の基質濃度を与えた場合。

参考文献

(1) 溶解性有機物の除去に関する調査, 昭和53年度下水道関係調査研究年次報告書集, 建設省土木研究所, 土木研究所資料第1520号, 昭54, 8, pp146~154
(2) 京才, 都市下水処理に用いた活性炭の再生, 水質汚濁研究, No1. 2, No2, pp97~108, 1979
(3) 益永, 楠井, 河崎, 中西, 活性汚泥の培養方式と汚泥中糖蓄積の挙動, 第16回衛生工学研究討論会講演論文集, 1980. 1, 土木学会

9. 汚泥消化によるエネルギーの回収に関する調査

汚泥研究室 室 長 石川忠男
主任研究員 佐藤和明
研 究 員 小越真佐司
館山祐清

1. 研究の目的と必要性

下水処理場の消化タンクより発生する消化ガスは、メタンガスを主成分とし有効な熱源となるものである。わが国では、消化タンクは汚泥の減量と安定化を主目的として運転されてきているが、動力費の漸増が予想される現在、発生する消化ガスの有効利用に関する一層の技術的検討が必要となってきた。

欧米では、消化ガスをエンジンに導入し発電機を回すことによって、処理場内の電力補給を行っている例などが見られるが、わが国においても、処理区域における管路系統が完成された処理場が増えるに従い、発生汚泥量の原単位も欧米並みに近づきつつあるので、消化ガスの積極的な利用方式も極めて実現性のある課題となってきたものと考えられる。

以上の観点から、本調査では、わが国の下水汚泥の消化ガス発生量を計測することを始めとし、消化ガスの有効利用に関する技術的な問題を整理すると共に、その経済的な価値をも含めて調査検討を行っている。

2. 昭和54年度までの研究成果

本調査は昭和50年度より行っているが、以下にその調査結果の概要を述べる。

室内実験においては、多数の処理場発生汚泥を対象として、そのガス発生量を測定した結果、わが国の下水汚泥の最終ガス発生量は、投入有機物当り、 $0.35 \sim 0.55 \text{ m}^3/\text{kg VS}$ の範囲にあることが示された。又、最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥では前者の方がガス発生量が高いことがわかった。又、 30°C 付近の中温消化では、消化日数20日でほぼ最大のガス発生量を示し、それ以上消化日数を長くしてもガス発生量の増加は期待できないこと、および投入汚泥濃度を6%程度まで上げてても大体通常の消化条件により消化できることがわかった。

ガスエンジンシステムに関するシミュレーションモデルにより、ガスエンジンシステムの適用条件を種々算出したが、投入汚泥濃度が3%程度の現状では冬期において加温熱量が不足するものと予想された。

下水処理場における消費電力原単位は、 $0.2 \sim 0.3 \text{ kWh/m}^3$ の範囲にあることが実態調査の結果明らかとなり、又、発生消化ガスのエネルギー量は消費電力量をカロリー換算した値に匹敵するもので、消化ガスの有効利用により、処理場内電力の約3分の1が補填できることがわかった。

3. 昭和55年度の調査結果

3.1 消化ガスの有効利用に関する現地調査

3.1.1 調査の概要

本年度より、ガスエンジンに関するデモンストレーション実験を企画している北九州市、横浜市を現場にして、消化ガス発生量などについての調査を開始した。本調査は、消化ガスの発生量およびその変動に検討を加えると共に、ガスエンジンシステムを含めた消化プロセスの熱管理の実態を把握することを当面の目的としている。北九州市において、土木研究所は科学技術庁と共同してガスエンジンの実証実験をすすめている。ガスエンジンの運転は、56年度に行れるが、本現地調査は、これに先立ち、55年8月から開始し、今後もガスエンジンの運転と同時平行的に行う予定である。調査の内容は、(1) 消化ガス量とガス成分に関する調査 (2) 嫌気性消化槽まわりの固形物・有機物収支調査 (3) 発生汚泥量に関する調査 の3項目により構成される。横浜市に対する調査内容も同様である。

3.1.2 調査結果

(1) 北九州市におけるガスエンジン実証実験

北九州市日明処理場は、日平均下水量13万 m^3 /日の標準活性汚泥法（一部深槽曝気）の処理場であり、発生する汚泥は全量嫌気性消化されている。また4系列なる消化タンクのうち1系列はし尿専門のものであり、日量約360 m^3 のし尿が搬入され消化が行われている。消化ガスの発生量はし尿系のものも含めて日量9000 m^3 /日である。又、本処理場に隣接する市の都市ゴミ焼却場から蒸気の供給を受けており、消化タンクの加温および管理本館の暖房の不足分を補っている。

本処理場を現場として、ガスエンジンの実証実験が推められているが、そのシステムの概要を図-1に示す。ガスエンジンの容量は、既存の消化プロセスの熱管理にあまり大きな影響を与えない範囲で、300HP、200KWと設定された。ガスエンジンの型式は、発電が安定でなくても買電でカバーされること、省石油資源の観点からパイロットオイルを用いなくてよいこと等の理由により、ガス専焼のスパークイグニッション型となった。廃熱回収方式は、エンジン本体からは冷却水として温水が回収され、排ガスからは低圧蒸気が回収されるシステムとなっている。

エンジンの据付は55年度末に完了し、56年度一年間、エンジンの運転が行れる予定である。実証実験においては、発電量、回収廃熱量、騒音、振動および排気ガス成分が測定される他、エンジン器機の稼動状況が詳細に調査される予定である。

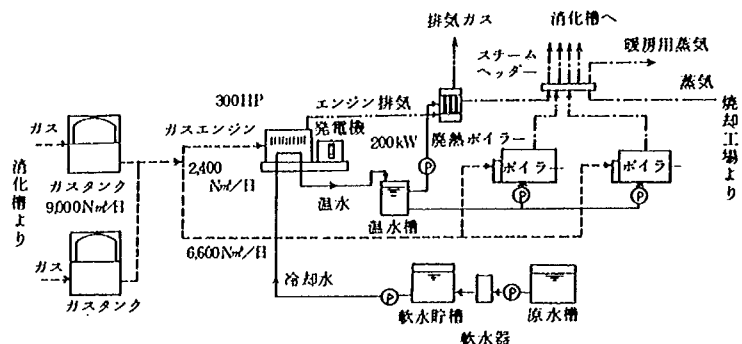


図-1 実証プラントのシステム図

(2) ガス発生量などに関する現場調査

北九州市日明処理場におけるガス発生状況を図-2に示す。本処理場には4系列の消化タンクがあり、その内1系列はし尿処理専用として用いられている。ガス発生量を下水汚泥起源、し尿起源に分けて示したが、総ガス発生量で8,000 m^3 /日から10,000 m^3 /日、その内し尿によるガス量は約1,500 m^3 /日となっている。

ガス成分に関しては、下水汚泥の消化ガスで、 CH_4 60~64%, CO_2 35~39%, 硫化水素の濃度は1000 μm 以下となっている。し尿系の消化タンクでは、しばしば空気の混入と思われるデータが出ているが、サンプリングに問題があるのか、し尿投入時に空気が混じるのか、検討が必要である。平均的な分析データとしては、 CH_4 55%, CO_2 29%, その他のガス16%となっている。なお、硫化水素は、し尿消化に特徴的な高濃度を示しており、5000 μm から10000 μm である。以上のガスが混合される脱硫装置後のガス成分の平均値は、 CH_4 61.9%, CO_2 35.6%, 硫化水素は概ね100 μm 以下となっている。

図-3には、場内の固形物収支の概要を示した。この図では、流入SS負荷の約半量が消化ガスに転換する関係となっているが、数回行った24時間採水のデータでは流入SS負荷が高く出ているので、固形物収支の概要については、多少修正が必要と思われる。

横浜市中部処理場は、日平均下水量8万 m^3 /日の標準活性汚泥法の処理場であり、発生する汚泥は全量嫌気性消化されている。55年度における消化ガスの発生状況を図-4に示す。発生ガス量の平均値は3300 m^3 /日であり、これを流入下水1 m^3 当りにすると40 ℓ の発生量となっている。因に中部下水処理場の流入水の濃度は、BOD 130 mg/ℓ , SS 80 mg/ℓ である。ガスの発生は、夏期に低く、冬期に高くなっているが、これは一般にも認められる傾向である。消化ガス成分は、 CH_4 60~62%, CO_2 32~35%, 硫化水素の濃度は400 μm 以下である。場内における固形物収支を図-5に示したが、流入SS負荷と較べると、消化ガスの重量は約40%となっている。

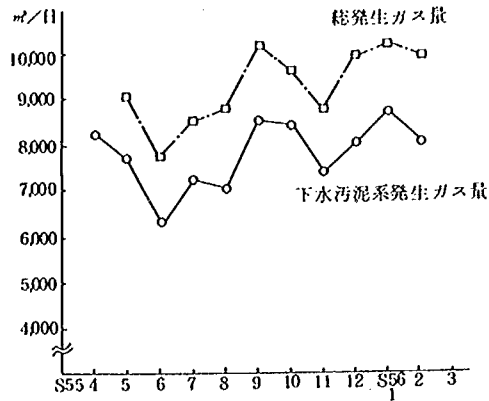


図-2 北九州市日明処理場のガス発生量

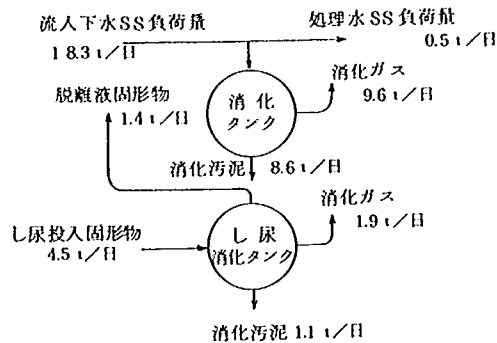


図-3 北九州市日明処理場の固形物収支

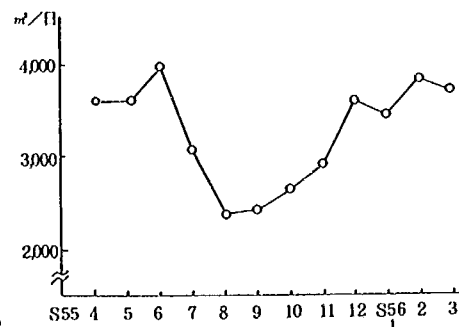


図-4 横浜市中部処理場のガス発生量

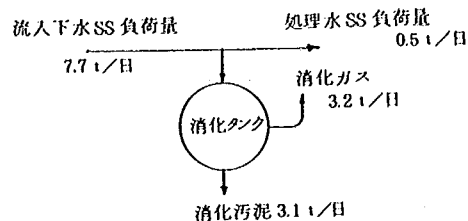


図-5 横浜市中部処理場の固形物収支

3.2 熱処理汚泥の消化ガス発生量の検討

3.2.1 実験目的

下水汚泥に熱または酸、アルカリ添加の分解過程を加えることにより、汚泥一単位当りの消化ガス発生量を増大する技術の検討が行われている。土木研究所では本年度から、一番実現性の高い技術であると思われる、前熱処理のプロセスを加えた消化方式の検討を始めている。この技術に関しては、既に外国の研究者の手によりある程度研究が進められており、特に余剰汚泥に対してその効果が顕著¹⁾であり、ガス発生量が5割程度上がる¹⁾ことが示されている。しかし、これらの成果は完結したものでなく、最適熱処理温度の決定など検討すべき点がかなり残されている。

わが国では、汚泥の脱水性を上げるため熱処理技術が適用されているが、高濃度の脱離液、およびその他臭気、色の問題が処理場におけるこのプロセスの問題点であると認識されている。

今回検討を行うプロセスは、この熱処理技術と嫌気性消化プロセスを組み合わせたものであり、熱処理汚泥と脱離液を分離せず全量を消化タンクに投入する形態となっているので、脱離液中の高BOD成分は消化プロセスにより分解ガス化され、同時に臭気、色の問題も減少することが期待される。

想定される処理プロセスとその熱収支関係を図-6に示すが、余剰汚泥からのガス発生量が増大するため、熱収支的にも従来のプロセスに比べ遜色のないものとなっている。

最近、下水処理場では、非常に濃縮、脱水し難い汚泥の発生が大きな問題となっているが、今回検討する熱処理と消化の組み合わせ技術により、消化ガス量の増大を図ると共に、これらの問題も同時に解決されることが期待される。

以上の観点から、本年度は室内実験により本技術の検討を行った。実験は大きく別けて2種類であり、ガス発生量に関する熱処理の効果を測定した後、熱処理温度の検討を行った。

3.2.2 120℃熱処理汚泥に関する消化実験

1) 実験方法

実験は、図-7に示す消化装置(内容量20ℓ)を2基用い、オートクレーブにより120℃、30分処理を行った余剰汚泥と、コントロールとしての余剰汚泥の2ケース並行して消化実験を行い、ガス発生量の比較を行った。消化条件は、消化温度35℃、消化日数30日で、実験期間は8週間である。

実験供試汚泥は、下水処理場の返送汚泥ピットで採取したもので、濃縮してTS濃度を約2.5%に調整した。尚、汚泥の採取を行った下水処理場は、家庭下水100%の下水処理を行っているもので

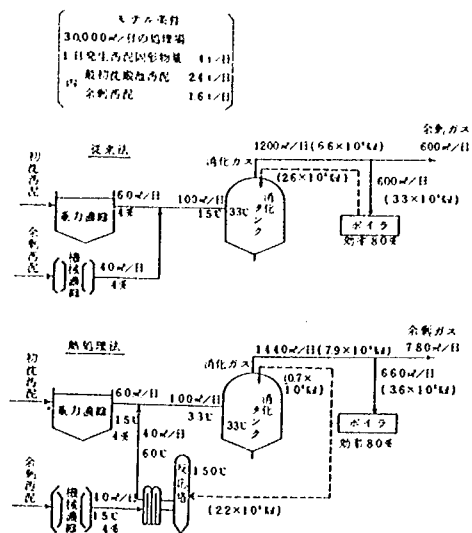


図-6 熱処理による消化プロセスの改良
(従来法との比較モデル)

エアレーション時間は約 10 時間であることから大分安定化された余剰汚泥であると考えられる。

表-1 に供試汚泥成分を示す。供試汚泥は、2 回に分けて採取したが汚泥性状に大差はなく有機物含有率も 70.2 ~ 71.7 % の範囲にあり、実験期間中大体同質の汚泥が投入できたものとする。

尚、実験は、種汚泥を供試汚泥により 2 週間馴致を行った後開始した。

2) 実験結果

図-8 に 8 週間に渡っての週間ガス発生量を示す。また、図-9 には、週間平均メタン成分を示す。

120℃熱処理汚泥は、コントロール汚泥に較べると常に消化ガス発生量は高く、これを後半 4 週間について見ると、120℃熱処理汚泥の消化ガス増加量は、コントロール汚泥の 53 ~ 66 % の範囲にあり、平均すると 58 % の増加である。ただし、120℃熱処理汚泥は、オートクレーブによる熱処理段階で汚泥から蒸気が発生することによって約 5 % の濃縮が行われており、それを差し引いて考えなければならない。そこで、投入有機物当りガス発生量にすると、コントロール汚泥で 0.19 ℓ/g VTS、120℃熱処理汚泥で 0.29 ℓ/g VTS となり、約 53 % の増加であることがわかる。

表-2 に最終引き抜き消化汚泥成分分析結果を示す。有機物減少量は、コントロール汚泥に較べると 120℃熱処

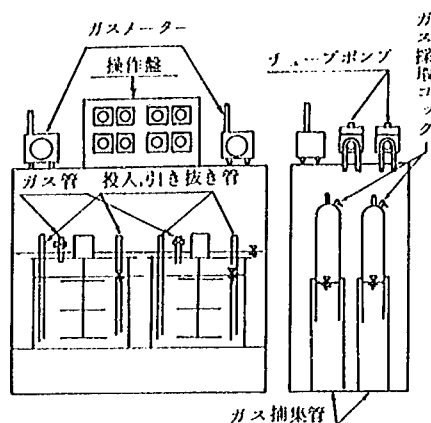


図-7 嫌気性消化実験装置

表-1 供試余剰汚泥成分

項目 汚泥	TS mg/ℓ	VTS mg/ℓ	T-C mg/ℓ	T-N mg/ℓ	T-P mg/ℓ	VTS/TS %	C/N
コントロール	25000	17800	9750 (428)	1560	350	71.2	6.3
120℃熱処理	26100	18500	(2110)	1700	370	70.9	—

() 脱離液

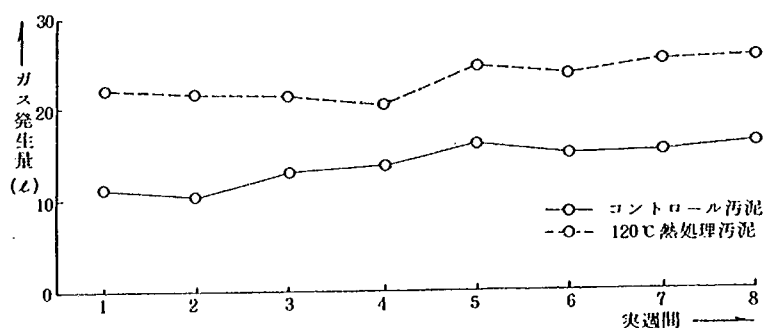


図-8 週間ガス発生量

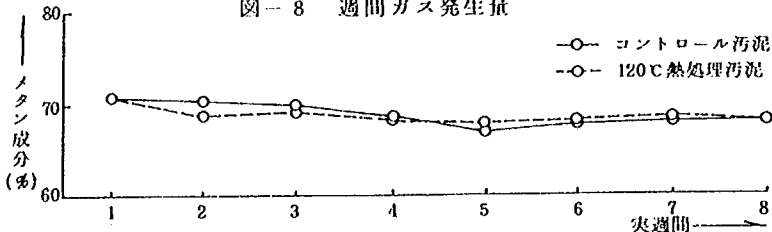


図-9 週間平均メタン成分

表-2 消化汚泥成分

項目 汚泥	TS mg/ℓ	VTS mg/ℓ	T-C mg/ℓ	T-N mg/ℓ	T-P mg/ℓ	VTS/TS mg/ℓ	C/N
コントロール	21100	13500	7470 (606)	1510	360	64.0	4.9
120℃熱処理	19600	11700	(1140)	1660	380	59.7	—

() 脱離液

理汚泥は 58 % の増加となっており、ガス発生量が 5 割強の増加であることを裏付けている。

3.2.3 低温熱処理汚泥の回分消化実験

1) 実験方法

本実験は、前述した実験を受けて、熱処理の加熱条件を 70℃、87℃、120℃の3段階に分けて各々のガス発生量の比較を行った。

実験は、バッチ形式のものであり、内容量 10ℓ の消化槽を 4 基用意して、コントロール汚泥を含めた 4 ケース並行して行った。消化条件は、消化温度 35℃であり、消化槽に種汚泥（前述実験の消化汚泥でガス発生量が 30 ml/日のもの）を 6ℓ 封入し、それに、供試汚泥を 4ℓ 投入して実験を開始した。

尚、供試汚泥は、前述実験と同一の下水処理場より採取し、同様の前処理を行った余剰汚泥である。又、70℃、80℃の熱処理は、湯浴により汚泥温度が各温度に上ってから 30 分の処理を行った。120℃熱処理については、前述実験と同様である。

2) 実験結果

図-10 に実験期間 56 日間の総ガス発生量を示す。消化ガスは 56 日以降も少量（100 ml/日）発生し続けているが実験の都合上終了した。

コントロール汚泥の総ガス発生量は、24.04ℓであり、各熱処理汚泥のそれに対応する発生量を得る日数は、70℃熱処理汚泥で 44 日、87℃熱処理汚泥で 30 日、120℃熱処理汚泥で 20 日となっている。これらの結果を考慮すると、30 日程度の通常の消化日数では、明らかに加熱処理を行った汚泥の方がガス発生量が大きくなる

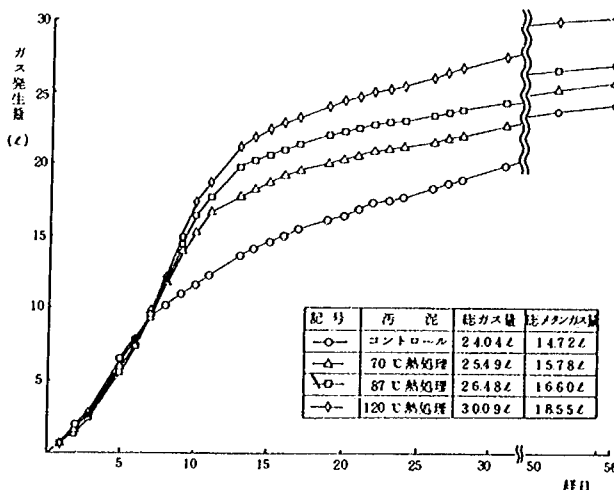


図-10 総ガス発生量

ことが推定できる。又、その増加量は、120℃までの範囲では温度が高い程大きいと言える。

最終的なガス発生量については、56 日間の結果をみると、コントロール汚泥の発生量は 70℃、80℃熱処理汚泥には大分追いついてはいるが、120℃熱処理汚泥との間にはかなりの差が認められる。

表-3 供試余剰汚泥成分

表-3 に供試汚泥成分、表-4 に消化汚泥成分を示す。消化汚泥の有機物量をコントロール汚泥と各熱処理汚泥で比較すると、今回の熱処理範囲では高温になるほど減少し

項目 汚泥	TS mg/ℓ	VTS mg/ℓ	T-C mg/ℓ	T-N mg/ℓ	T-P mg/ℓ	VTS/TS %	C/N
コントロール	26500	20400	11100 (420)	1860	380	77.0	6.0
70℃熱処理	27200	20800	(2110)	2250	420	76.5	-
87℃熱処理	25500	19500	(2500)	1770	390	76.5	-
120℃熱処理	26900	20600	(2900)	1790	390	76.6	-

() 脱離液

ており、ガス発生量の増加が現
える。

表-4 消化汚泥成分

項目 汚泥	TS mg/ℓ	VTS mg/ℓ	T-C mg/ℓ	T-N mg/ℓ	T-P mg/ℓ	VTS/TS %	C/N
コントロール	18300	11890	7560 (1440)	1860	361	64.5	4.1
70℃熱処理	18200	11700	(1450)	1850	368	64.3	--
87℃熱処理	17600	11100	(1520)	1810	361	63.1	--
120℃熱処理	17200	10800	(1540)	1820	365	62.8	--

() 脱離液

3.2.4 高温熱処理汚泥

の回分消化実験

1) 実験方法

本実験は、前述低温熱処理汚泥のバッチ実験をもとに、120℃以上の温度で加熱処理をした場合のガス発生量の検討をするものである。熱処理温度は、前回実験と比較するため120℃を加え、それと、150℃、180℃とした。その他の消化条件は、前回バッチ実験と同様である。

2) 実験結果

図-11に総ガス発生量を示す。消化ガスは56日以降も約100 ml/日発生し続けているが実験の都合上終了した。総ガス発生量は、コントロール汚泥25.97ℓを基にすると、120℃熱処理汚泥が36ℓ増、150℃熱処理汚泥が52ℓ増、180℃熱処理汚泥が54ℓ増となっている。150℃、180℃熱処理汚泥間にあまり差はなく、同程度のガス化ポテンシャルを持つと考えられる。このように、下水汚泥に熱処理を加えることにより汚泥のガス化ポテンシャルが上がるのは、熱処理をすることによって、通常の消化ではガス化されにくい汚泥中有機物が、嫌気性菌によって分解-ガス化が可能な有機物に変換したためと考えられる。

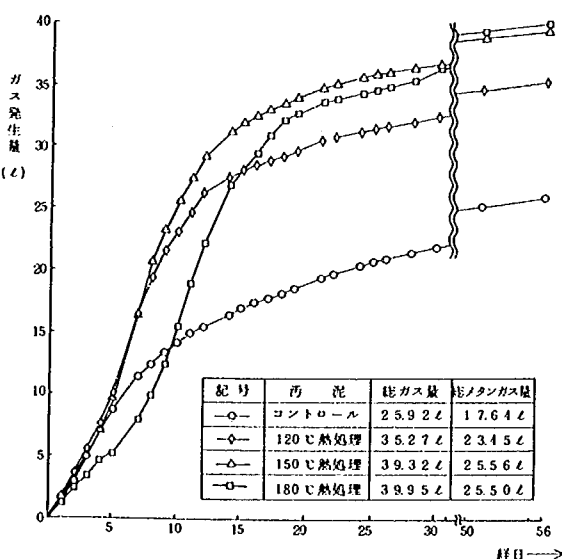


図-11 総ガス発生量

汚泥中の有機物組成の差を検討

表-5 供試余剰汚泥成分

するために若干の汚泥、水質分析を行った結果を述べる。

表-5に供試汚泥成分を示す。

VTS含有率に大差はみられないが、脱離液中T-C量が熱処理汚泥で

項目 汚泥	TS mg/ℓ	VTS mg/ℓ	T-C mg/ℓ	T-N mg/ℓ	T-P mg/ℓ	VTS/TS %	C/N
コントロール	24200	19100	10300 (380)	1930	434	78.9	5.3
120℃熱処理	25000	19900	(2660)	2060	436	79.6	--
150℃熱処理	24100	19100	(4510)	1970	429	79.3	--
180℃熱処理	24500	18800	(5870)	2040	420	76.7	--

() 脱離液

大幅に増加していることから、熱処理による汚泥の可溶化が現れる。また脱離液中T-Cは、120℃から150℃では約7割増し、150℃から180℃では約3割増となっている。

表-6にクロロメータによる酸素消費量を示す。好気性微生物による有機物の酸化に必要な酸素量は、熱処理温度の上昇とともに大きくなっている、特に、150℃では3割弱の増加であるのに対し、180℃では9割近くの増加となっている。しかし、この酸素消費量の増加は、必ずしもガス発生量の増加と対応していない。これが、好気性分解と嫌気性分解の違いによるものかは、さらに検

討が必要と思われる。

表-7に脱離液中の有機物成分を示す。汚泥中の有機物の可溶化現象は、熱処理温度が高くなるほど顕著にあらわれておりまた、その傾向は、蛋白質で著しい。

表-8に消化汚泥成分を示す。熱処理汚泥の消化脱離液中T-Cは、供試汚泥に比較すると大分低くなっており、熱処理脱離液が嫌気性消化によって十分処理可能であることが窺える。有機物含有率は、コントロール汚泥と熱処理汚泥で数パーセントの差が出ている。

表-9に消化汚泥中の有機物成分分析値を示すが、とくに、コントロール汚泥と熱処理汚泥との間に蛋白質成分に大きな差が出ている。

以上のデータより、通常の消化ではガス化されにくい余剰汚泥の一部は、熱処理により、消化可能な物質に変換され、これが、ガス発生量増大の原因となっていると考察される。

4. 今後の研究課題

ガスエンジンシステムに関する現場調査に関しては、56年度より北九州市、横浜市で本格的な実証実験が行われるので、消化ガス発生量、ガス成分などを測定することにより、ガスエンジンシステムを含めた消化プロセスの熱管理の実態を把握していく予定である。これらの調査により、既に本調査で開発されたガスエンジンシステムに関するシミュレーションモデルの改良を行い、より適用性の高いモデルとすると共に、ガスエンジンシステムの適用に関するマニュアルの作成を行う予定である。

熱処理汚泥の消化に関する実験に関しては、各熱処理条件で前処理した汚泥を用いて追続実験を行い、ガス発生量の増加を定量すると共に、消化汚泥の濃縮・脱水性および臭気・色の問題の検討を行う予定である。

56年度からはさらに、既存の消化タンク技術の改善を目的として、実際の消化タンクの滞留日数、槽内の攪拌状態、温度分布などを対象とした現場調査を予定している。

参考文献

- 1) Haug et al, "Effect of Thermal Pretreatment on Digestibility and Dewaterability of Organic Sludges.", Journal WPCF, January 1978

表-6 クロモークによる酸素消費量(O_2 mg/l)

汚泥	日数	5日	26日(最終)
コントロール		6200	15200
120℃熱処理		9160	16600
150℃熱処理		9640	19200
180℃熱処理		14600	28800

注) 植床液・実験室活性汚泥30mgMLSS/L

表-7 脱離液中の有機物成分 (mg/l)

項目	炭水化物	脂質	蛋白質
汚泥			
コントロール	579	321	240
120℃熱処理	231	179	2670
150℃熱処理	447	186	5080
180℃熱処理	546	273	6630

表-8 消化汚泥成分

汚泥	TS mg/l	VTS mg/l	T-C mg/l	T-N mg/l	T-P mg/l	VTS/TS %	C/N
コントロール	17500	11700	6930 (1230)	1920	389	66.9	3.6
120℃熱処理	15800	9940	(1500)	1920	408	62.9	—
150℃熱処理	15700	9900	(1550)	1920	401	63.1	—
180℃熱処理	15500	9640	(1830)	1930	401	62.2	—

() 脱離液

表-9 消化汚泥中の有機物成分 (mg/l)

項目	炭水化物	脂質	蛋白質
汚泥			
コントロール	992	1060	4660
120℃熱処理	787	1400	3590
150℃熱処理	741	1030	3360
180℃熱処理	650	1200	3470

1 0. 高度処理汚泥中の有価資源回収に関する調査

汚泥研究室 室 長 石川忠男
研 究 員 小越真佐司
" 岡沢邦明

1. 研究の目的と必要性

下水中に含まれる除去対象物質には水域環境保全から見れば有害であっても資源としてみれば有用なものも多い。リン除去のために下水に石灰、硫酸アルミニウム、塩化第2鉄などを添加し凝集沈殿することによって発生する汚泥中には多量のリン及び添加凝集剤の反応物が含まれている。この汚泥からリン及び凝集剤が回収できれば資源の乏しい我が国において資源の有効利用が図れる。また高度処理汚泥の処理・処分問題を軽減できる。石灰凝集沈殿より発生した汚泥からの石灰等の回収方法はすでに確立しているが、硫酸アルミニウム、塩化第2鉄等を用いて発生する汚泥については未だ確立した方法はない。そこで、昭和51年度より金属塩汚泥から凝集剤およびリンを回収することを目的とした調査を開始した。

2. 昭和54年度までの研究成果

凝集沈殿プロセスにおいて最も多用されられると思われる硫酸アルミニウムを用いた場合の汚泥（以下ばん土汚泥という）中に含まれるアルミニウムとリンを分別回収する方法について調査を行ってきた。

ばん土汚泥中にはリン酸アルミニウム〔 $AlPO_4$ 〕、水酸化アルミニウム〔 $Al(OH)_3$ 〕およびアルミニウムとリンの回収からみると不純物である有機物・無機物等が含まれている。これらのうち、 $AlPO_4$ 、 $Al(OH)_3$ は酸性域、アルカリ性域で共に溶解する性質を持っている。酸性域でもアルカリ性域でも Al と P は同時に溶出してくるので、 Al を P 除去のための凝集剤として回収する際には、溶出してきた P を Al と分別しなければならない。この点に関して室内実験を主として検討を行った結果、酸性側で溶解したばん土汚泥に第二鉄塩を加える方法が回収効率も良く、回収に要する薬品コストも比較的安価であることがわかった。53年度は、この方法について、反復再利用による影響をベンチスケールの回分実験により調査した。その結果、 Al 回収率、回収アルミニウムの P に対する純度、回収アルミニウムの P 除去能力等が、回収再使用の反復によって悪化しないことがわかった。昨年度は、連続回収実験装置を製作し、横須賀三次処理パイロットプラントにおいて、凝集沈殿装置と接続して連続実験を行った。その結果、ばん土汚泥の減量効果が予想外に大きく、酸処理工程でポリマーを添加した場合でも、プロセス全体を通じて重量ベースで35%程度減少することがわかった。一方、アルミニウムの回収率は酸処理工程での溶解が十分に行われなかったために室内実験時に較べると著しく悪い結果となった。また、昨年度はアルミニウムの回収過程で生じるリン酸鉄を主成分とする回収リンの肥料価値について、リン酸形態の分析と小松菜の栽培によって検討を行った。分析の結果は、リン酸分のほとんどが植物に利用され難い形態のものであったが、栽培実験の結果では僅

クに添加されたアルミニウムの一部が汚泥処理系の返流水とともに最初沈殿池に戻ったためと考えられる。処理水中に残留するリンとアルミニウムの変動パターンはよく似ており、リンの除去効率はアルミフロクの越流量と関係するようである。全体的に見て凝集沈殿装置は通常の運転状況にあり、

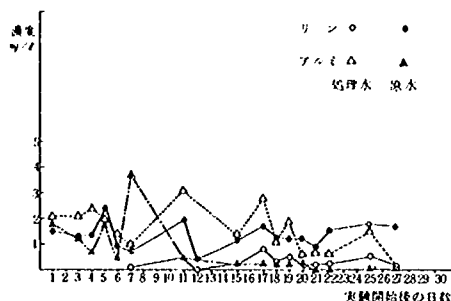


図-2 凝集沈殿プロセス運転結果

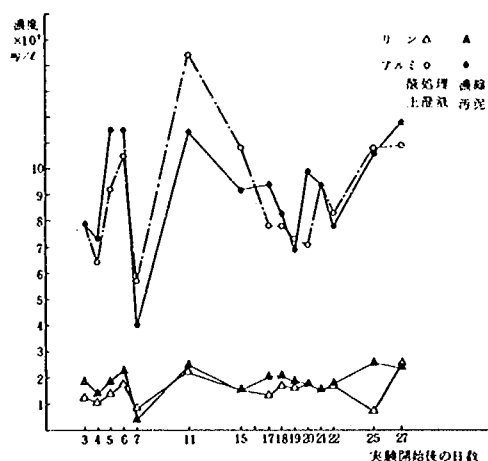


図-3 濃縮汚泥と酸処理上澄液中のリンとアルミ

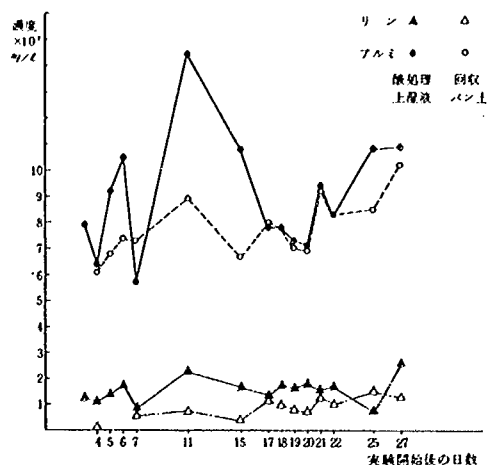


図-4 酸処理上澄液と回収パン土中のリンとアルミ

は、およそ 50 ml / 分であったと考えられ、希釈倍率は 1.13 倍程度になる。従ってアルミニウム

原水として 1 次処理水を用いたためか、フロッキュレーターを減じたことや沈殿池内の傾斜板を取り除いたことによる悪影響は特に見られなかった。図-3 は回収装置の酸処理工程の前後を比較したものである。全実験期間を通しての平均値は、濃縮汚泥がアルミニウム 910 mg / ℓ、リン 188 mg / ℓ、酸処理上澄液がアルミニウム 895 mg / ℓ、リン 155 mg / ℓ であり、アルミニウムの溶出率は 98 %、リンの溶出率は 82.5 %であった。昨年度の結果に比べて特にアルミニウムの溶出率が向上しており、70 % 台の値から 20 % 以上も良くなっている。これが希硫酸から濃硫酸に変更したことによるものか、溶解槽の設定 pH を下げたことによるものかは明確ではない。しかし、昭和 51 年度に、パン土汚泥の溶出特性を調べた結果によれば、pH 2 付近より低い pH 域でのアルミニウムの溶出率の増加は緩やかであり、従って、今回の溶出率の向上は主として濃硫酸の使用によるものであると推察できる。

次に図-4 は鉄塩添加工程前後を比較したものである。鉄塩の添加量がリンに対するモル比で 0.5 と低かったためにリンの除去は濃度平均で 40 % であった。また、アルミニウムの回収パン土中の平均濃度は 780 mg / ℓ であり、酸処理上澄液中の平均濃度の 87 % であった。

鉄塩添加段階で加えられる薬液の注入量

表-2 湖北実験プラントにおける資源回収実験結果(実験後半の平均)

工 程	流 入				上 澄 液				沈 殿			
	リ ン		アルミニウム		リ ン		アルミニウム		リ ン		アルミニウム	
	濃 度	総 量	濃 度	総 量	濃 度	総 量	濃 度	総 量	濃 度	総 量	濃 度	総 量
凝 集 沈 殿	1.4	252	7.9	1120	0.37	53	1.2	170	101	145	470	675
濃 縮	101	145	470	675					198	143	930	667
酸 処 理	198	143	930	667	163	94	890	513	483	70	980	141
鉄 塩 添 加	163	94	890	513	99	51	810	419	280	40	830	119

単位:濃度は mg/l , 総量は g/日

表-3 濃縮率・溶出率・残留率及び収支(実験後半の平均)

工 程	上 澄 液				沈 殿			
	リ ン		アルミニウム		リ ン		アルミニウム	
	濃 度	総 量	濃 度	総 量	濃 度	総 量	濃 度	総 量
凝 集 沈 殿	0.26	0.21	0.15	0.15	72	0.58	59	0.60
濃 縮					19.6	0.99	1.98	0.99
酸 処 理	0.82	0.66	0.96	0.77	2.44	0.49	1.05	0.21
鉄 塩 添 加	0.61	0.54	0.91	0.82	1.72	0.43	0.93	0.23

(何れも流入水を1とした場合の比)

ムの濃度低下の主要因は凝注による希釈であったと判断することができる。

3.1.3 リンおよびアルミニウムの収支について

表-2は実験後半の資料にもとづいて各工程毎に流入するアルミニウムおよびリンの量と上澄液あるいは沈殿として出て行くアルミニウムおよびリンの量とを計算し、各々の平均濃度と共に、一覧表にしたものである。表-3は表-2の上澄液あるいは沈殿の各値を流入水の値に対する比に換算したもので、濃度の項は濃縮率等を総量の項は収率を表わしている。図-5は表-3にもとづいて全工程を通してのアルミニウムとリンの収支状況を模式的に示したものである。表-2および表-3で、凝集沈殿工程では収支が合っていないが、これは、流入水、処理水ともに、1日1回のスポットサンプルであったことによるものと考えられる。濃縮工程以後は各工程の滞留時間が長いめか、同じスポットサンプルであるにもかかわらず、収支がほぼ一致している。濃縮工程ではアルミニウム、リンともに約2

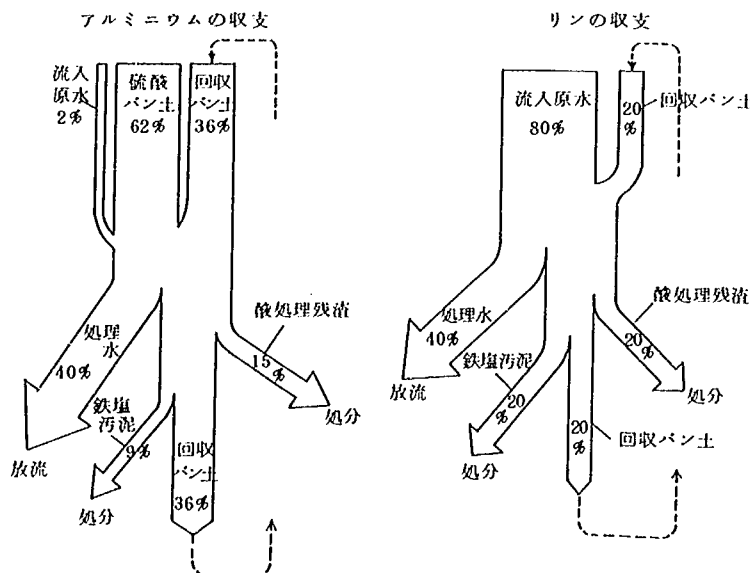


図-5 アルミニウムおよびリン収支

工程では収支が合っていないが、これは、流入水、処理水ともに、1日1回のスポットサンプルであったことによるものと考えられる。濃縮工程以後は各工程の滞留時間が長いめか、同じスポットサンプルであるにもかかわらず、収支がほぼ一致している。濃縮工程ではアルミニウム、リンともに約2

倍に濃縮され、収率も 0.99 と効率よく濃縮が行われている。続く酸処理工程では、アルミニウムはほとんど溶出するが、リンは完全には溶出せず、沈殿中に濃縮される。酸処理行程で、不溶解分との分離は重力沈降によって行っているが、今年度の実験では、原水として 1 次処理水を用いたために、不溶解分の沈降濃縮性が良かった。しかし、ポンプの閉塞を避けるために、0.1 ℓ / 分以上の沈殿引抜量を採らざるを得ず、上澄液として鉄塩添加工程にまわるアルミニウムの量は 80 % 以下の値にとどまった。次の鉄塩添加工程でも、酸処理工程と同様に重力沈降により鉄塩汚泥を分離しているが、ここでは設定条件として鉄塩汚泥の引抜量を、0.1 ℓ / 分としたために、流入量に対し 80 % 程度の量のアルミニウムが回収ばん土として返送された。この段階では、鉄塩汚泥の引抜量を減ずれば、回収量を増やすことが可能であるが、界面位置の安定とも関係があるので、鉄塩添加量を正規の値にした実験を行って、再度検討する必要がある。

今回の実験では、アルミニウムとリンの収率は図 - 5 の通りとなる。処理水として流失するものが多いので、資源回収の目的からすれば凝集沈殿池の除去効率アップが重要課題である。室内実験の際には固液分離を遠心分離機によって強制的に行ったため、アルミニウムの回収率を 80 % 程度に上げることが可能であったが、今回の実験では処理水として失われた部分を除いた残りに対する回収率で約 60 % であった。酸処理工程での沈殿の引抜率が流入量の約 20 %、鉄塩添加工程での沈殿の引抜率が流入量の 20 % 強であり、沈殿の引抜によって全体の 4 割近くが失われていることを考えれば、今回の回収率は妥当な値であったと見ることができる。

3.2 回収リンの利用方法に関する調査

3.2.1 回収リンの肥料効果に関する実験

昨年度までの調査により、回収リン中には肥料取締法の対象となるような有害成分は含まれていないこと、リン肥としての効果が認められること等がわかったので、今年度は、施用量を増加させる実験を行った。

(1) 実験方法

昨年度と同様にケイ砂を用いたポット栽培とした。今年度はリン欠乏に敏感な作物とされる大豆を栽培した。表 - 4 に栽培条件を示す。

表 - 4 栽培条件

リン肥施用量 (ポット当り)			培養液 : 共通	
No	ポット数	施用量(g)	備 考	
1	3	2.6 ⁺	NH ₄ H ₂ PO ₄ 0.052g/ℓ	MgSO ₄ ・7H ₂ O 0.5g/ℓ
2	3	0		Ca(NO ₃) ₂ ・4H ₂ O 0.95g/ℓ
3	3	6.73	全リンで標準量	KNO ₃ 0.81g/ℓ
5	3	7.35	水溶性+可溶性リン	FeSO ₄ ・7H ₂ O 1.5mg/ℓ
6	3	9.17	水溶性+可溶性リン	H ₃ BO ₃ 3mg/ℓ
8	3	16.00	Ca 型 + A 型リン	MnCl ₂ ・4H ₂ O 2mg/ℓ
9	3	49.86	Ca 型 + Fe 型リン	ZnSO ₄ ・7H ₂ O 0.22mg/ℓ
11	2	105.42	Ca 型 + 有機態リン	CuSO ₄ ・5H ₂ O 0.05mg/ℓ
12	3	12.93	No 3 の約 2 倍	Na ₂ MgO ₄ 0.02mg/ℓ
13	3	20.19	No 3 の約 3 倍	
14	3	1.3 ⁺	NH ₄ H ₂ PO ₄ 0.026g/ℓ	pH 6~6.5
15	3	7.75 ⁺	NH ₄ H ₂ PO ₄ 0.155g/ℓ	* 印は NH ₄ H ₂ PO ₄ で施用、 他は回収りん。何れも全生育期間の施用量 (計画値)

共通条件

ポット : 1 / 5000 アール ワグネルポット (プラスチック製)

土 壌 : 酸洗いけい砂 (有効径 1.0 mm, 0.5 mm のものを 1 : 1 に混合)

施 肥 : リン以外……培養液
リン……No 3 ~ 13 は回収リン混濁液を NaOH により pH 6 に調整後 1 回 ~ 数回に分割して施用
No 1, 14, 15 は NH₄H₂PO₄ を所定濃度になるよう培養液中に混合して施用

水分補給 : 培養液による。

今回の実験では播種後 12 日目に土木研究所付近で大豆栽培を行っていた畑土の振とう抽出液を各ポットに与え、土壌微生物による効果を期待することとした。また、天候不順のため病気の発生が見られたので、ダイフナー 1000 培養液を適宜散布した。その他、播種後、23 日目に摘芽を行い、播種後 69 日目に収穫した。発芽後、培養液を 0.5 ℓ / ポット / 日の割合で与えたが、予定した生育期間より 40 日以上早く収穫時期となったため、肥料の施用量としては、回収りんを除き予定した量の約 2 分の 1 であった。

(2) 実験結果

草丈の成長状況の例を図-6 に示す。昨年度の小松菜を用いた栽培実験の場合ほど草丈の成長状況には大きな差は出なかった。図-7 は大豆の収量が最も多かった Na 15 の生体重の総量を 1 として各ケース毎の生体重量、乾燥重量を、全体および各部分毎に示したものである。

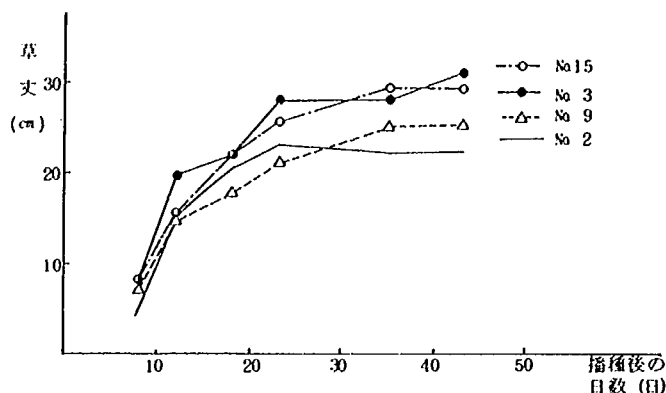


図-6 大豆成長状況

Na 1 および Na 14 は、Na 15 の各々 3 分の 1 および 6 分の 1 の量のリンしか与えられていないが、実部の収量は両者とも Na 15 の実部収量の約 7 割であった。乾物重として比較してもほぼ同じで、Na 15 の約 6 割であった。回収りんを与えたものでは、Na 13 を除き、ほとんど Na 1 および Na 14 と同じ収量であって、多量施肥による効果はほとんど見られなかった。図-8 にリン施肥量と大豆収量の関係を示すが、回収りんの施肥量を増しても大豆の収量はわずかに増加しなかったことがわかる。

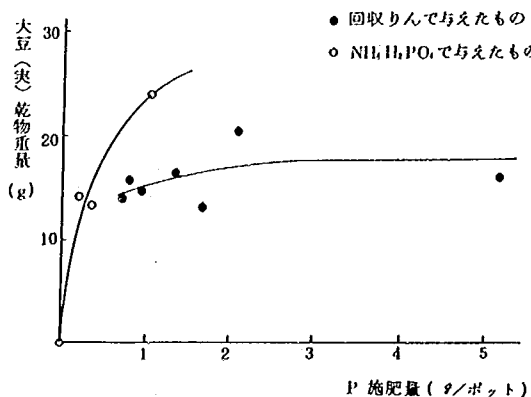


図-8 リンの施肥量と大豆収量

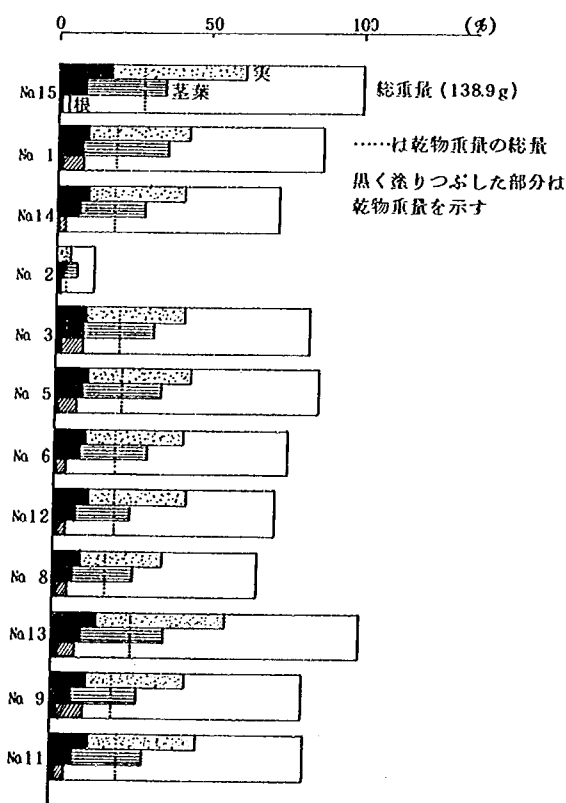


図-7 大豆の収量

3.2.2 回収リン中のリン酸分の分離に関する実験

回収リンの主成分であるリン酸鉄中のリン酸分のみを分離し、利用度の高い形で回収することができれば回収リンの用途が広がることになる。本年度はリン酸鉄および回収リンの溶出特性を室内実験によって調べた。

(1) リン酸鉄の溶出特性実験

硫酸第2鉄およびリン酸-カリウムを用いてリン酸鉄を作り、これを試料として pH 滴定曲線および、pH 溶出特性曲線を求めた。試料として用いたリン酸鉄は、リンと鉄のモル比が1:1および1:2の条件で生成したものである。モル比1:1の条件で生成させたものについては、生成後一たん乾燥させた試料と、ゲル状沈殿物のままの試料とについて溶出特性を調べた。モル比1:2で生成させたものについては、乾燥させたもののみについて調べた。実験結果を図-9～11に示す。滴定曲

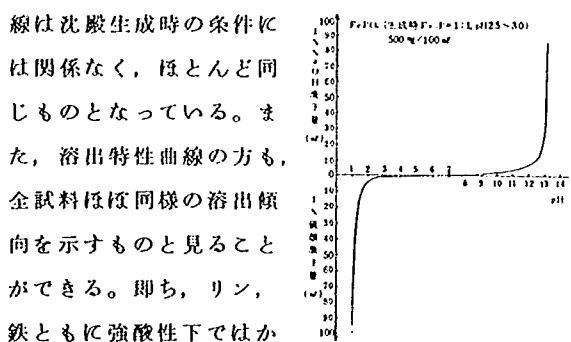


図-9-(1) リン酸鉄滴定曲線

線は沈殿生成時の条件には関係なく、ほとんど同じものとなっている。また、溶出特性曲線の方も、全試料ほぼ同様の溶出傾向を示すものと見ることができる。即ち、リン、鉄ともに強酸性下ではかなり高い溶出率を示すが、pH 2～7では、ほとんど溶出せず、強アルカリ性下ではリンのみが高率で溶出する。また、鉄もアルカリ側で、わずかに可溶化するが、その割合は数パーセント程度であり、pH 11付近に溶出率のピークがある。

図-10-(1) リン酸鉄滴定曲線

リンの溶出率が最も高いのは、モル比1:1、pH 2.5～3.0で生成させた沈殿を乾燥させずに pH 調整を行った場合で、pH 13では92%の溶出率であった。また、この時の鉄の溶出率は、0.1%以下であり、リン酸鉄は、強アルカリ側でリン酸と分離できることがわかった。なお一度乾燥させた試料では、強アルカリ側でのリンの溶出率が、乾燥させなかったものに比して低くなって

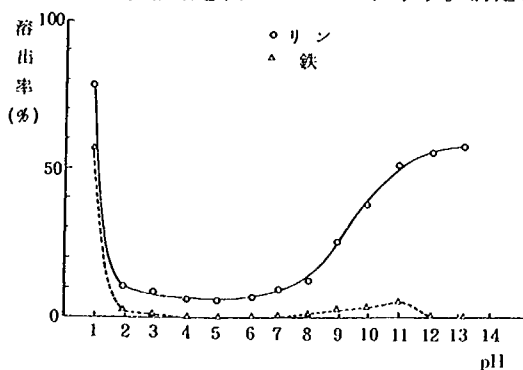


図-9-(2) リン酸鉄溶出特性曲線 (Fe:P=1:1 乾燥試料)

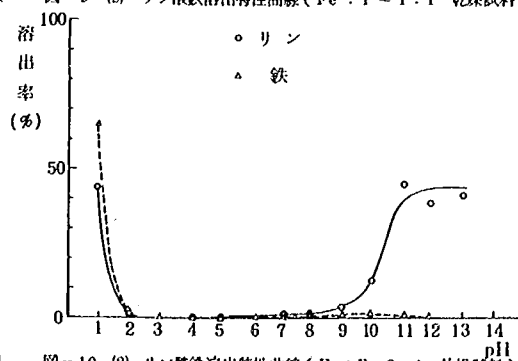


図-10-(2) リン酸鉄溶出特性曲線 (Fe:P=2:1 乾燥試料)

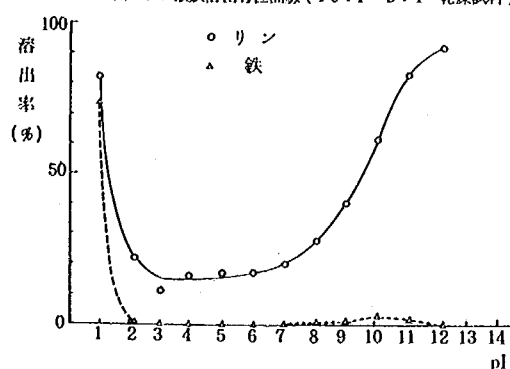


図-11 リン酸鉄溶出特性曲線 (Fe:P=1:1 ゲル状試料)

いるが、その原因は明らかでない。

(2) 回収リン中のリン酸分の分離に関する実験

次に、昨年度の連続回収実験の際に得られた回収リンを試料として、前項と同様にして滴定曲線と溶出特性曲線を求めた。結果は図-12に示す通りであり、ほとんどリン酸鉄について求めたものと同じである。

従って、回収リン中のリン酸を鉄と分離するには、pHを12程度まで上げれば良いことになる。

アルカリ側でリンと鉄を分離する場合、なるべく低いpHで高率の分離ができることが望ましい。そこで再びリン酸鉄ゲルを用いて分離時のリン濃度および温度を変化させてみた。実験の結果は表-5に示す通りである。リン濃度が低い場合は反応時の温度による差はないが、リン濃度が高くなるに従い、反応温度の高い方が、低いpHでも溶出し易くなることが認められる。例えば溶出率がほぼ80%となるpHはリン濃度1000mg/ℓ以上ではほぼ12であるが、高温側ではpH11で可能である。高温側で反応させればpH調整用のアルカリは少なくて済むことになり、それなりのメリットは十分考えられる。

4. まとめと今後の検討課題

今年度の調査によって、昨年度の連続実験の際に問題となった酸処理工程でアルミニウムの溶出率が上がらない現象は濃硫酸の使用と設定pHを下げることで

により、ほぼ解消できることがわかった。資源回収装置側で回収率を上げるためには、2段階の固液分離の効率を上げて上澄液の回収率を上昇させることが重要である。その方法として残渣の遠心分離と一段階法の適用を考え、来年度実験で確認する予定である。回収リンの肥料価値については、多量に施用しても大幅な収量増加は認められなかったがリン酸アンモニウムで与えた場合の70～80%の収量とすることができた。化学肥料とは異なるが、肥料としての価値はあると考えられる。

回収リン中のリン酸分と鉄分とはpHを12付近に調整すれば分離できることがわかった。従って回収リンをリン酸原料として使用することも可能であると言える。また、この分離法は鉄塩凝集沈殿汚泥からリン酸を分離する方法として用いることができると考えられ、今後の検討課題の1つであろう。

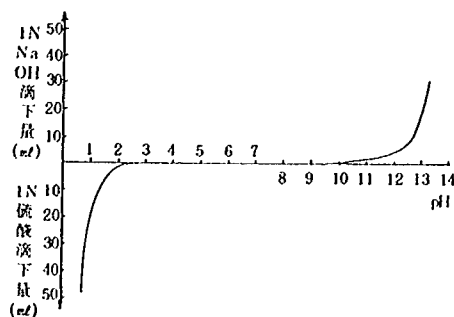


図-12-(1) 回収リン滴定曲線

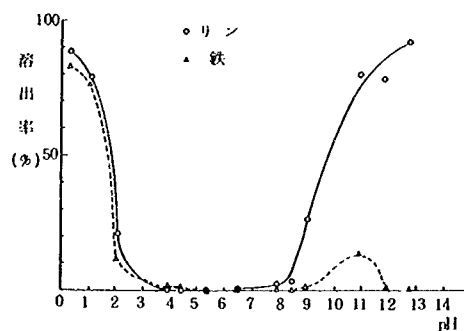


図-12-(2) 回収リン溶出特性曲線(濃度比)

表-5 反応時の温度・濃度 pHとリン溶出率

温度 濃度 pH	リン 溶 出 率 (%)					
	常 温 (約20℃)			高 温 (約80℃)		
	500%P/ℓ	1000%P/ℓ	1500%P/ℓ	500%P/ℓ	1000%P/ℓ	1500%P/ℓ
7	24	24	21	38	34	31
8	35	30	26	32	47	47
9		45	41	46	48	56
10			43			72
11		69	67		77	81
12	83	76	78	80	85	82
13	88	87	88	87	86	88

1 1. 下水汚泥の海洋還元と海域埋立処分に関する調査

(1) 海洋還元に関する調査

(2) 海域埋立処分に関する調査

汚泥研究室 室 長 石川 忠男

研究員 岡沢 邦明

研究員 岡久 宏史

1. 調査の目的と必要性

下水道の普及率の向上と浄化程度の高高度化に伴って、下水処理場から発生する汚泥は年々増加しており、この汚泥を如何に処分するかは、現在および将来の下水道事業における大きな課題である。

汚泥の最終処分としては、陸上埋立、海域埋立、海洋還元、緑地還元、資源化などがあるが、平地部が狭少で四方海に囲まれ、海岸沿に大都市が発達した我国では、汚泥の相当部分を海洋還元、海域埋立に頼らざるを得ない状況である。また、今日、東京湾地域において行われている広域汚泥処理処分事業の調査では、海域埋立処分が中心課題となっている。本調査は、これらの最終処分方法を検討し、問題点を明らかにすると共に、安全で効率的な処分技術を確立するために実施するものである。

1. 1. 海洋還元に関する調査

下水汚泥を海洋還元する場合、汚泥中に含まれる有害成分の混入による海洋の汚染が問題とされ、特に、海洋生物によって営まれる食物連鎖サイクル中に有害物質を含む下水汚泥が投入された場合に食物連鎖サイクルの各レベルの生物に対して、急性毒、有害重金属等の蓄積による慢性毒、生長に与える影響、産卵増殖に対する影響、魚病の発生やウイルス等病原菌の消長など多くの問題があるが、今日まで、これらの問題に関する調査研究は、ほとんど行われていない。本調査は、これらの海洋生態系に及ぼす下水汚泥の影響を明らかにすることを目的として行うものである。

1 - 2 海域埋立処分に関する調査

下水汚泥を埋立処分する場合に解決しなければならない問題点としては、下水汚泥の埋立地までの輸送方法、埋立汚泥形態、埋立方法、埋立構造物、周辺環境への影響、埋立地の安定化、埋立終了後の跡地利用等がある。これらの問題点の中から本調査では、主に下水汚泥の海域埋立に伴う周辺環境への影響について検討を行うものである。周辺環境に及ぼす因子としては、埋立途中において生じる余水、埋立地からの浸出水、表面流出水、汚泥の分解に伴って発生するガス、臭気等があり、これらの因子の特性及び量を把握し、環境に対する影響評価を行い、必要に応じ適切な処理処分方法、防止対策を考えなければならない。特に、下水汚泥は有機物が大部分で有害物質を含んでおり、この汚泥から生じる浸出水は、BOD、CODが非常に高く、重金属等を含んだ汚濁水であり環境に大きな影響を与えると思われるので、本年度は、まず、浸出水をとりあげ、浸出水の水質特性を把握する。

2. 昭和54年度までの調査成果

海洋還元については、53年度に対象調査を行ったが、海洋生態系に及ぼす下水汚泥の影響に関する調査研究は非常に少なく、基礎的な調査が必要であることが分った。

54年度は、海洋生物の食物連鎖系で高位にある魚類を対照に、1)毒性試験 2)毒性物質の解明 3)有害物質の解明 4)魚病発生の有無 5)汚泥の摂餌性等について調査を行った結果、魚類は直接汚泥を摂餌しないこと、魚病の発生、有害物質の蓄積は認められなかったこと、毒性物質は主にアンモニアであること、また、汚泥微生物は、海水中に混入した場合2～3日間位いで死滅分解してしまうこと等が明らかとなった。魚類が汚泥を直接摂餌しないことと、汚泥生物が2～3日間位で死滅分解してしまうことから、今後は魚類よりも低次の生物（ベントス（底生生物）、プランクトン等）について調査する必要があると考えられる。

海域埋立に関する調査は、先年度に下水汚泥を海面埋立する場合の問題点を整理し、今後の検討課題を明らかにするための文献調査 及び 埋立場のボーリング調査を行い土質的性状、浸出水水質等を調査した。

3. 昭和55年度の調査成果

3.1 海洋還元に関する調査

3.1.1 TLm 試験による毒性試験

TLm 試験は、J I S - K 0 1 0 2 による方法で行い、一定時間後に半数死亡する毒性物質濃度を求めるものであるが、通常は48時間後に半数死亡する濃度を求めて、48時間 TLm 値として表わす。

1) 供試汚泥：①生汚泥、②余剰汚泥、③消化汚泥、④し尿消化汚泥の4種類について行った。

処理場の概要と汚泥濃度及び重金属濃度は、表-1と表-2に示した。

2) 供試生物：①アルテミア（海水性動物プランクトン）、②ヌマエビ（淡水性の小型エビであるが、生理生態機能について海水性のエビに類示することより代用した。）、③アカヒレ（淡水魚であるが、前年度に行った魚類に対する毒性試験のものと比較するために行なった。）

3) 実験条件：汚泥を混合した時に溶存酸素が不足する可能性があるので通気した場合と、通気しない場合の2通り行い、同じ条件で2回行ったが1回目のアルテミアとアカヒレについては、通気した場合のケースは行っていない。なお、汚泥と海水の混合比は各々の容積比である。

4) 実験結果 ①アカヒレの TLm 値は消化汚泥、生汚泥、余剰汚泥の順で毒性が弱くなっており、前年度の結果と同じ傾向を示している。汚泥の濃度

表-1 処理場の概要

項 目	量
処理対象人口	372200 人
日平均汚水量	264000m ³ /日
工場排水量	46700m ³ /日(17%)
処 理 方 式	ステップエアレーション

表-2 各種汚泥の含有重金属濃度の比較〔（ ）内は汚泥乾重量ベース〕

	濃度(%)	Fe	Zn	Mn	Cu	Cd	Pb
返 送 汚 泥	0.807	17156 (21300)	953 (1180)	608 (753)	170 (210)	0.018 (22)	0.604 (748)
余 剰 汚 泥	4.710	60920 (12900)	3716 (789)	1230 (261)	511 (108)	0.055 (12)	1.993 (423)
生 汚 泥	4.842	133221 (27500)	7455 (1540)	2257 (466)	917 (189)	0.100 (21)	3.321 (686)
下水消化汚泥	2.742	4557 (1662)	3130 (1141)	577 (210)	368 (134)	0.079 (29)	0.195 (71)
し尿消化汚泥							

(海水との容積比)は消化汚泥が0.1%～数%で毒性が表われており、生汚泥では30～40%、余剰汚泥は60～70%であった。

②アルテミアは、生汚泥

消化汚泥、余剰汚泥の順で、アカヒレの傾向と異っているが、通気した場合はアカヒレと同じ傾向である。影響を受ける濃度は、生汚泥が10%, 消化汚泥が40%, 余剰汚泥が40~60%であり、汚泥の種類による影響の差は小さい。③スマエビは、アカヒレと同様同じ傾向であり、影響を受ける濃度は消化汚泥では1.5~3.5%, 生汚泥は1.5~4.3%, 余剰汚泥は8~60%であった。以上の傾向から、同一処理場から発生する汚泥で毒性の強さは、消化汚泥、生汚泥、余剰汚泥の順になるが、一部で消化汚泥と生汚泥の順位が逆転する傾向を示しているので、毒性物質、毒性の機構等について今後は検討する必要があると考えられる。

3.1.2 アサリとナマコの生育に及ぼす影響と重金属の蓄積

(1) 供試生物 ①養殖アサリで1.5~2.5cm大のものを
用いた。②ナマコ、体長5cm前後のマナマコ。

(2) 実験条件 ①汚泥 度は0.1%, 1%, 10%の3段階(余剰汚泥を用いた)で、対照には養魚用ベレット(飼料)を用いた。

(3) 測定項目、1ケースにつき、アサリ10個体、ナマコは5個体を個体別に識別して10日に1回体重と体長を測定し、重金属等は実験開始と実験終了時に原子吸光法で測定した。その他の有害物質はJIS-K0102「工業排水試験方法」で測定した。測定項目は次の10元素である。(Fe, Zn, Mn, Cu, Cd, Pb, CN, フッ化物, 有機リン, PCB)。

(4) 実験結果、アサリとナマコの重量変化を図-1と図-2に示し、重金属等の蓄積濃度は表-3に示した。図-3は、各区のアサリの重量経日変化を個体別に示したが、全区ともわずかに増加した程度で大きな

表-3 生物含有量の実験開始時と終了時の比率

	汚泥濃度	Fe	Zn	Mn	Cu	Cd	Pb	PCB	CN	有機リン	フッ化合物
アサリ (第1回目)	対照 ベレット	1.22	2.04	1.38	1.22	1.27	18.54	ND	ND	ND	ND
	0.1%	2.40	2.39	1.77	2.14	1.08	39.19	"	"	"	"
	1%	2.66	2.15	1.95	1.15	1.21	59.19	"	"	"	"
	10%	1.94	2.20	2.46	1.23	0.95	11.00	"	"	"	"
アサリ (第2回目)	対照 ベレット	2.30	0.96	1.01	0.70	1.28	0.49	"	"	"	"
	0.1%	1.14	1.01	0.77	0.87	1.31	0.34	"	"	"	"
	1%	1.16	1.05	0.78	0.89	1.18	0.31	"	"	"	"
	10%	1.25	1.01	1.00	0.71	1.40	0.47	"	"	"	"
マナマコ	対照 ベレット	0.08	0.86	0.52	0.51	2.17	0.46	"	"	"	"
	0.1%	0.13	0.87	0.42	0.58	1.33	0.34	"	"	"	"
	1%	0.37	1.21	0.73	1.06	1.67	0.67	"	"	"	"
	10%	0.38	1.78	1.10	1.13	3.33	0.75	"	"	"	"

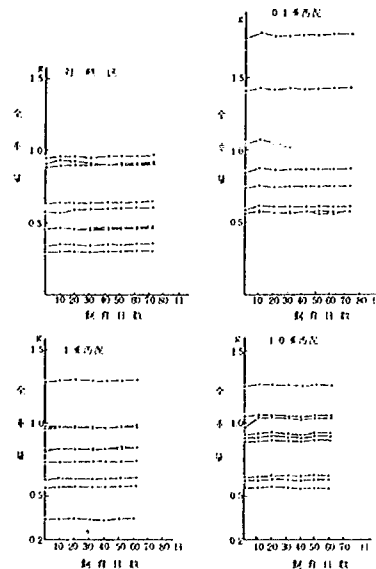


図-1 アサリの体重経日変化

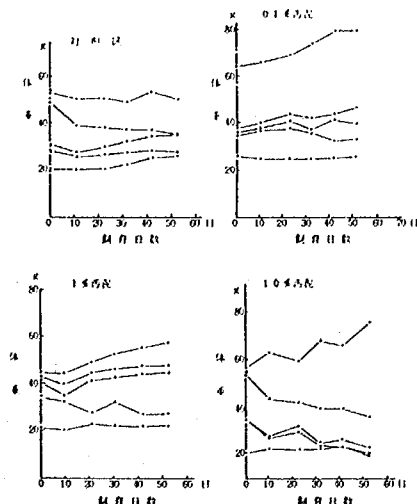


図-2 ナマコの体重経日変化

変化はなく、汚泥0.1%区で1個体が死亡しただけで、他のものはすべて健全であった。

ナマコについては、図-2に示した。傾向はアサリとはほぼ同じであるが、汚泥10%区では総体的にみると体重が減少しており、汚泥の影響が現われたものと考えられるが、各区の個体別増殖率の最大値は対照区が20%増加しており、汚泥0.1%区と、1%区も同じく20%の増加がみられるが、汚泥10%区は40%も増加した個体があり、60日間の飼育では大きな差はないと考えられる。

表-3には、アサリとナマコの重金属とその他の有害物質の蓄積濃度を実験開始前の濃度と終了時の濃度の比で表わしたが、アサリの1回目の実験でPbの蓄積がみられるが、2回目の実験では蓄積は認められないので、再度実験を繰り返してPbの蓄積の有無を確認する必要があると考えられる。その他の元素や有害物質についての異常蓄積は認められなかった。

3.1.3 アルテミアの生長と産卵に与える影響

(1) 実験条件

- ①汚泥濃度 5%, 10%, 25%の3段階
- ②飼育日数 1回目 生存率調査(29日間)
2回目 体長頻度分布の経日変化(9日間)
3回目 産卵に対する影響調査(25日間)

(2) 実験結果

①生存率の調査結果：アルテミアの成体は写真-1に示し、フ化後の生長期は写真-2に示したが、本実験ではアルテミアが成体となり産卵するまでの各段階ごとに生存率の調査を行ったが、その結果は表-4に示した。同表に示した値は、各実験区のシャーレにアルテミアの稚仔（フ化後、1日経過した稚仔）を約100個体入れて経日的に生存数を計測した値であって、生存率に相当するものである。成体になるまでの日数は20日前後であり、26日目には産卵する個体が、汚泥10%区と25%区で認められ、対照区では29日目に認められた。生存数の経日変化は、対照区と汚泥10%区、25%区では大差はなく、汚泥添加区の方がわずかに良い傾向を示しているが、汚泥5%区は極端に少ない。これは、餌としての汚泥の量が少なかったためと考えられる。

②体長頻度分布の経日変化：変化の調査は、1区につきシャーレを6~10個用いて、フ化後1日経過した稚仔を200~



写真-1 アルテミアの幼体 (約2mm)



写真-2 アルテミアの成体 (約10mm)

表-4 アルテミアの生存数の経日変化

試料 \ 日数	0	7	9	12	15	20	23	26	29
対 照	88-108 平均 96	66	52	45	37	30	12	5	5
5%	"	30	5	3	2	2	2	2	1
10%	"	108	47	35	29	23	23	23	17
25%	"	45	42	36	30	29	26	21	18

300個体分取し、飼育しながら経日的に体長を測定した結果を図-3に示した。各区の最大のものを経日的に結んだ曲線を最大生長曲線といい生長可能な最大値を示している。初期の生長期で7日目までは対照区が一番良いが、その後の生長は停滞している。これは、

アルテミアの生長に伴って

必要とされる餌の量が不足

していたことと体長の計測

はシャーレ1個分をホルマ

リンで固定してから計測す

るため、同じ対照区のもの

でも各シャーレでバラツキ

が生じるためと考えられる。

汚泥添加区の方は、汚泥の

濃度が高くなるとともに生

長が良く、各個体のバラツ

キも小さくなっており、ア

ルテミアに対して汚泥は餌

としての効果があることが認められた。

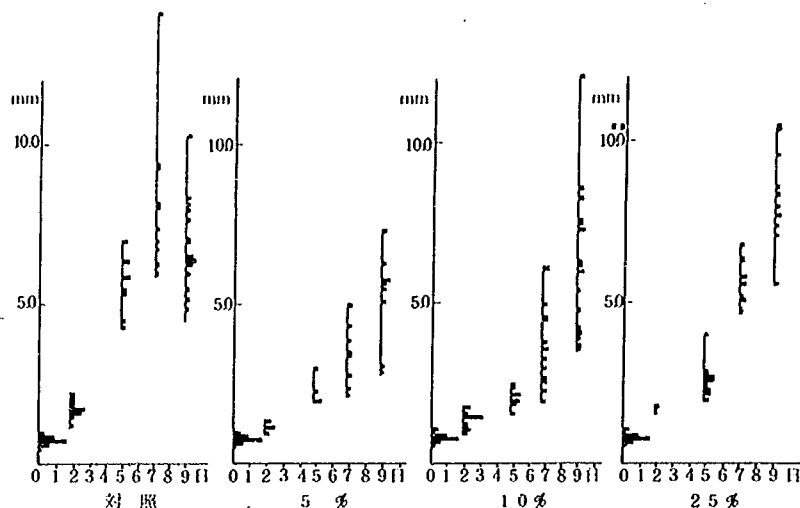


図-3 アルテミアの体長頻度分布の経日変化

③産卵に対する影響調査の結果：1対のアルテミアを各区の汚泥濃度に調整した海水を入れたシャーレに移して、1区につき2～4組用意し、受精後産卵するまでの産卵所要日数と産卵数を計測した。産卵所要日数は対照区と汚泥5%区で7～10日であり、汚泥10%区は10～16日、汚泥25%区では10～18日であった。汚泥の添加率が増えると産卵所要日数のバラツキが大きくなるが産卵所要日数は10～16日の範囲のものがほとんどで約80%であった。産卵数は、汚泥添加量が増えるとともに増加しており、対照区は40～50個、汚泥5%区が70個、汚泥10%区が65～105個、汚泥25%区が108～178個であり、汚泥はアルテミアに対して増殖の活性を高める作用があることが認められた。

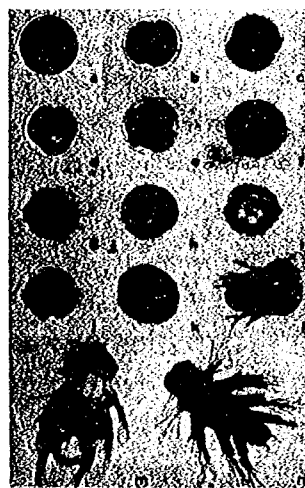
3.1.4 ゴカイのフ化と幼体の生長に与える影響

ゴカイの初期発生過程の生育期を、写真-3に示した。同写真の(a)は、受精卵であり(b～f)は卵割期、(g～j)はトロコフォア幼生期、(l)はメタトロコフォア幼生期であり、卵からフ化した幼体と考えられる。(m, n)は、ネクトケータ幼生期であり、ゴカイとしての形状に生長した幼体である以後、足の数が増えてゆき、成体となるが、本実験では、卵からネクトケータ幼生期に至るまでの各段階の経日変化を顕微鏡で計測して行った。

(1) 実験条件

①汚泥濃度：0.1%、1%、10%の3段階で、対照区は海水のみで行い、汚泥の他に汚泥の上澄液についても行った。

②海水の塩素イオン濃度：ゴカイのフ化および、幼生期の正常な発育は、塩素イオン濃度が10,000～18,000ppmの範囲内であることが知られており、¹⁾本実験では、塩素イオン濃度が12,000ppmになるように各区とも調節して行った。



a：受精卵，b～f：卵割期，g～j：トロコフォア幼生期，l：メタトロコフォア幼生期
m，n：ネクトケータ幼生期

写真-3 ゴカイのフ化と幼体

④飼育液中の卵濃度：各実験区の飼育液中の卵濃度は、5～10個/mlと、500～1000個/mlの2段階とした。

(2) 実験結果

各ケースの汚泥濃度に調節した海水中に受精卵を移し経目的に卵数、フ化数（メタトロコフィア幼生期のもの）、ゴカイ直前の幼体数（ネクトケータ幼生期）を計測して、フ化率、幼体の生長率（メタトロコフィアからネクトケータになるまで）について対照区のものと比較した。

①フ化率は、対照区と汚泥0.1%区、汚泥1%区が3日目に80%以上のフ化が認められたが、汚泥10%区では60%台であり他の区より低いフ化率であった。

②幼体の生長率は、図-5に示したが、図の上段は汚泥全体の場合について示したものであるが、汚泥10%区以外は、ほぼ100%に近い生長率を示しており、対照区よりも汚泥0.1%区、汚泥1%区の方がわずかに良い傾向を示している。汚泥10%区では、フ化したメタトロコフィアは6日目になると死滅してしまい、ネクトケータ化することができなかった。図の下段は、汚泥の上澄液についての結果であるが、傾向はほぼ汚泥全体の場合と同様であったが、上澄液10%区では足のないネクトケータが現われ、奇形の1種と考えられる。以上の結果から汚泥濃度が1%以下であれば、ゴカイの卵のフ化と幼生期の生長には影響はなく、汚泥が10%になると幼生期の生長に大きな阻害を与えることが分ったが、汚泥中に含まれている物質が毒作用を起させるのか、単に汚泥濃度が高すぎたためかは明らかではない。

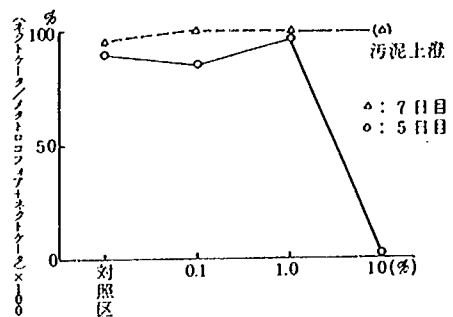
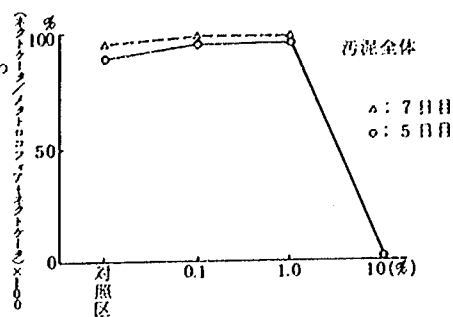


図-5 フ化から幼体への生長率

3.1.5 まとめ

(1) Tlm試験による毒性試験（急性毒）

アカヒレ、アルテミア、ヌマエビを供試生物として行ったTlm試験の結果、次のことが分った。

①毒性が一番弱いのは、余剰汚泥であり、どの供試体に対しても30%～80%の濃度であった。

②生汚泥と消化汚泥は、一部に逆転する場合があったが0.1～40%の濃度を示していた。

(2) アサリとナマコの生育に与える影響と重金属の蓄積

①アサリは、対照区と汚泥添加区とも体重の変化はほとんどなく、有害物質の蓄積ではPbについて再度検射を要するが、その他の物質については異常は認められなかった。

②ナマコは、各区の個体で体重が増加したものの体重増加率を比較すると、対照区が20%、汚泥0.1%区と汚泥1%区も対照区と同様に20%であった。汚泥10%区は40%の増加であったが、同じ区でも個体により大きなバラツキがあり、有意な差はないと考えられる。有害物質の異常蓄積は、すべての項目とも認められなかった。

(3) アルテミアの生長と産卵に与える影響

①アルテミアの幼生期には、対照区よりわずかに生存率が低下したが、その後の生長、産卵

数の増加は対照区を上まわり、汚泥の餌効果が認められた。

(4) ゴカイのフ化と幼生期の生長に与える影響

①汚泥の濃度が1%以下の場合、フ化率と生長率は対照区と同じ程度か、わずかに対照区より良い傾向がみられたが、汚泥10%区では、フ化率と生長に阻害作用が現われた。

(5) 生物の種類による影響

①生物の種類によって生長に及ぼす汚泥の濃度が異なることが明らかとなった。

②同じ生物であっても、各生長段階で影響を受ける汚泥濃度が異なることが明らかとなった。

3.1.6 今後の課題

(1) 阻害物質及び、阻害作用の機構解明が必要と考えられる。

(2) 植物プランクトン等、更に低次の生物についても調査すること。

3.2 海域埋立処分に関する調査

3.2.1 調査方法

本年度から、カラムを使った室内での埋立実験を開始した。

(1) 実験装置

実験装置を図-6に示す。装置の中央部には、自動散水装置があり、カラムの大きさは、内径20cm、高さ1mの透明塩ビ製である。カラムの中央部には集水管、下部には、採水用のドレインコックが取り付けられている。

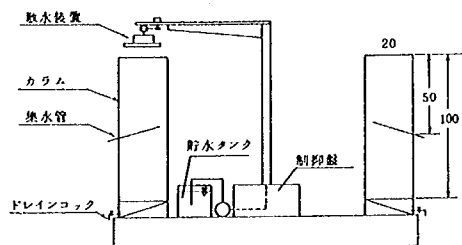


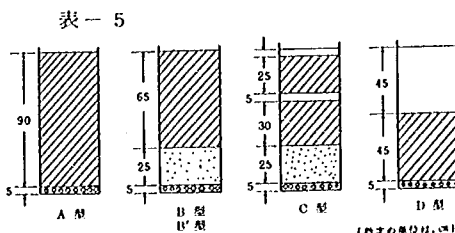
図-6

(2) 実験条件

①実験温度：10℃、20℃、30℃の3段階

②供試汚泥のカラムへの充填方法の種類：表-5

5に示すように、A型、B型、B'型、C型、D型の5種類がある。A型は、供試汚泥を単独で充填したものである。B型、B'型は、下部の砂層及びシルト層による浸出水のろ過効果をみるためのものである。C型は、それに加えて、実際の埋立地を模倣し覆土を行ったものである。D型は、埋立途上を想定し、汚泥上部に蒸留水を湛水した。



A型：供試汚泥のみ
B型：上部に供試汚泥、下部に地盤として砂層をもうける。
B'型：上部に供試汚泥、下部に地盤としてシルト層をもうける。
C型：上部及び上部から30cmの部分に覆土を行い、下部に地盤として砂層をもうける。
D型：埋立途上を想定し、下部に供試汚泥、上部は蒸留水により湛水する。

(数値の単位は、cm)

③充填方法：海域埋立であることを考慮し、カ

ラムの下部を蒸留水で飽和状態にするために、供試汚泥を充填する際に、蒸留水を3ℓ～6ℓ加えた供試汚泥の充填は、適切な転圧方法がなく、カラム内に充填されうる量大量を、つきかためて詰め込むこととした。また、生脱水汚泥については、D型を除き、充填後ガスの発生により、汚泥がカラム上部から約10cm程膨張したため、その分だけ取り除いた。地盤として用いた砂は、カラムへの充填前に希塩酸により洗浄を行った。また、覆土としては当研究所内にある埋場の土を使った。

④供試汚泥：カラムへの充填物としては、生汚泥と消化汚泥とを容積比で約1：1で混合した汚泥（以下、混合液状汚泥とする）、この汚泥を脱水した汚泥（以下、混合脱水汚泥とする）、生

表-6 供試物の性状及び成分

性状 供試物	含水率 %	乾燥重量 %	Cd mg/kg dry	Pb mg/kg dry	Cr mg/kg dry	Cu mg/kg dry	Ni mg/kg dry	Zn mg/kg dry	As mg/kg dry	Hg mg/kg dry	CN ⁻ mg/kg dry	T-P mg/kg dry	T-N mg/kg dry
混合液状汚泥	97.2	72.3	6.5	170	290	410	140	1200	2.8	2.6	6.8	11000	55000
生脱水汚泥	78.3	75.7	14	540	320	620	270	1600	2.3	1.6	0.80	13000	69000
混合脱水汚泥	81.2	58.1	8.6	260	200	330	130	1000	0.76	1.3	3.3	9700	16000
焼却灰	0.22	0	4.7	170	110	690	190	1700	1.1	0.12	0.063	3300	1400
コンポスト汚泥	30.3	32.9	4.9	93	22	150	48	800	1.6	1.2	3.7	5500	25000
混練固化汚泥	54.3	18.5	40	91	99	350	110	960	0.24	0.67	1.0	9600	5900
砂	1.38	0.49	22	10	3.7	3.7	60	44	3.6	0.038	0.0038	26	30
シルト	7.59	5.91	22	54	32	34	21	100	3.7	0.13	0	370	250
覆土	3.60	4.87	7.1	12	16	140	170	370	1.4	0.11	0.018	60	1600

脱水汚泥、焼却灰、コンポスト汚泥、混練固化汚泥

(混合脱水汚泥、焼却灰、セメントを容積比で、8 : 1 : 1に混合し、ミキサーで練ったもの)の6種類をもちいた。混合液状汚泥、混合脱水汚泥、焼却灰は、同一処理場のものである。混練固化汚泥は、主として埋立時の作業性向上と有害物質の溶出防止を目的としてつくったものであり、また、コンポスト汚泥は、埋立後の安定化が促進され、低含水率、低臭気等により作業性が良いため、実験供試汚泥に加えた。

これらの供試汚泥の性状及び成分を表-6に、また充填方法と供試汚泥との組合せを図-7に示す。カラムに充填した供試汚泥、砂、シルト、覆土の乾燥重量を、表-7に示す。

⑤散水量：散水量は、8日に1回、蒸留水を1ℓ散水した。これは、年間降雨量として、約1460mmに相当する。

⑥測定項目：測定項目は、以下のとおりである。

採水量、沈下量、SS、PH、ORP、透視度
BOD、COD_{Mn}、T-P、K-N、
重金属 (Cd、Pb、Cr、Cr⁶⁺、Cu、Ni
Zn、As、Hg、アルキル-Hg)
シアン

3.2.2 調査結果

(1) 溶出試験

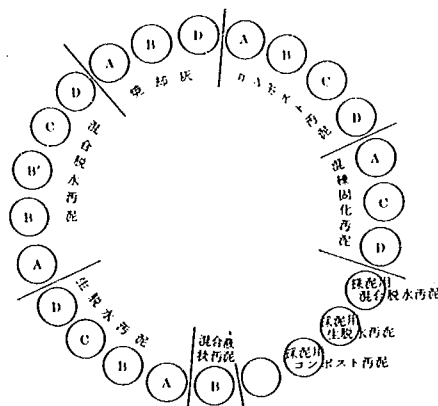


図-7

表-7 カラム充填物重量

供試物	散水量 (ℓ)	A 型 供試物 kg dry	B 型 供試物 kg dry	C 型 供試物 kg dry	D 型 供試物 kg dry
混合液状汚泥	10	0.42	1.41		
	20	0.39	1.77		
	30	0.37	1.60		
生脱水汚泥	10	4.36	1.70	1.56	2.3
	20	4.80	1.90	1.66	2.3
	30	4.34	1.80	1.66	2.0
混合脱水汚泥	10	4.70	2.70	1.66	3.1
	20	4.70	3.20	1.80	3.0
	30	4.70	3.40	2.63	3.0
焼却灰	10	2.53	1.74	1.34	
	20	2.38	1.69	1.66	
	30	2.30	1.75	1.59	
コンポスト汚泥	10	2.30	1.45	1.61	1.30
	20	2.09	1.39	1.60	1.36
	30	2.09	1.48	1.60	1.44
混練固化汚泥	10	1.51			9.7
	20	1.50			9.2
	30	1.56			9.1
砂	10				3.70
	20				3.70
	30				4.90
シルト	10				9.20
	20				9.20
	30				7.70
覆土	10				6.80
	20				6.80
	30				6.80

「産業廃棄物に含まれる有害物質

の検定方法（環境庁告示第13号）」により
供試汚泥の溶出試験を行った。（表 4）
各測定項目とも規制値以下である。

(2) 供試汚泥充填後の状況

浸出水のサンプリングは、第一
回目の散水を行ってから、2日目、11日目

18日目に行った。供試汚泥をカラムに充填する際に、蒸留水を加えたので、2日目に得られた浸出水は、この蒸留水がかなり含まれていると思われる。混合液状汚泥、焼却灰を除く他の供試汚泥においては、散水後、蒸留水がカラム上部に滞水し、供試汚泥内部への浸透がなかなか行われなかった。焼却灰のA型、B型については、散水した蒸留水が、焼却灰に吸収され、2日目以後、浸出水量は0 mlであった。また、焼却灰の表面は、焼却灰中の酸化カルシウムと水とが反応し、かなり固くなっている。生脱水汚泥を充填したカラムでは、かなりの量のガス発生がみられ、生脱水汚泥の表面には、白色のカビが繁殖している。ガスの発生は、混合脱水汚泥にもみられ、少し遅れて、コンポスト汚泥からもガス発生がみられた。生脱水汚泥のD型に関しては、カラム下部に充填した生脱水汚泥が、約半分ほど水面上に浮上した。

(3) 浸出水水質

実験期間が短期間であったため、各分析項目とも温度の違いによる傾向は、それ程顕著にあらわれていない。

浸出水の色は、生脱水汚泥のA型、D型、コンポスト汚泥のA型、D型とも黒色、これらのB型、C型は赤黄色であった。この違いは、A型、D型から得られた浸出水のろ液も黒色であったことから砂層によるSS除去とともに脱色作用が生じていると思われる。また、混合脱水汚泥は、赤黄色、混練固化汚泥では薄茶または黄色であり、C型では、無色であった。

臭気については、生脱水汚泥、コンポスト汚泥、混合液状汚泥、混合脱水汚泥とも、非常に不快な悪臭であった。

pHについては、A型、D型で、生脱水汚泥は、弱酸性、脱水時に脱水助剤として消石灰が約30%添加されている混合脱水汚泥、この汚泥を焼却した焼却灰、また、混合脱水汚泥、焼却灰、セメントを混合し練ってつくった混練固化汚泥は、強アルカリ性であったが、生脱水汚泥、混合脱水汚泥、焼却灰、混練固化汚泥とも、下部に砂層、シルト層のあるB型、B'型、C型では、ほぼ中性となっている。

SSは、図-8に示すように、大部分の供試汚泥について、A型、D型よりB型、C型の方が小さな値となっており、砂層による浸出水のろ過効果があらわれている。B'型

表-8 溶出試験結果

測定項目 単位	Cd mg/l	Pb mg/l	Cu mg/l	Cr ⁺⁺⁺ mg/l	As mg/l	Hf mg/l	Co ⁺⁺ mg/l	CN ⁻ mg/l	Cu ⁺⁺ mg/l	Ni ⁺⁺ mg/l	Zn mg/l
混合液状汚泥	0.52	3.17	0.13	0.5	0.54	0.025		0.051	12	8.6	11
生脱水汚泥	0.05	0.2	0.2	0.19	0.05	0.0025		0.0018	0.96	1.1	1.1
混合脱水汚泥	0.05	0.23	0.5	0.5	0.05	0.0025		0.0012	1.1	3.1	0.27
焼却灰	0.05	0.1	0.5	0.5	0.05	0.0025		0.001	0.05	0.5	0.010
コンポスト汚泥	0.05	0.2	0.5	0.5	0.05	0.0025		0.007	0.19	0.51	0.63
混練固化汚泥	0.05	0.2	0.5	0.5	0.05	0.0013		0.001	1.1	1.1	0.26

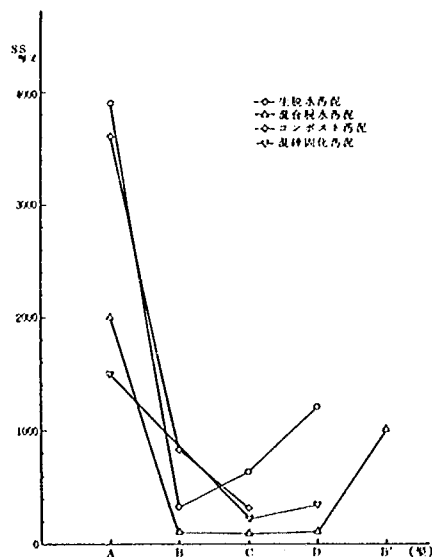


図-8

のSSが高い値となっているのは、シルトの流出がみられたためである。

BODについては、表-9に示すように、混練固化汚泥、コンポスト汚泥は、他の供試汚泥に比べて、カラム充填物単位重量当りの負荷量は、小さな値となっている。また、BOD濃度は、18日目の測定値で、混合液状汚泥1700 mg/ℓ、生脱水汚泥7800～43000mg/ℓ、混合脱水汚泥2100～17000 mg/ℓ、(B型は、49mg/ℓ)、コンポスト汚泥2400～8700 mg/ℓ、混練固化汚泥1100～12000 mg/ℓと、焼却灰を除き、非常に高濃度であった。

重金属については、各供試汚泥とも、Cd、Pb、Cu、Ni、Asの浸出がみられ、Crは、ほとんど浸出していないが、焼却灰の特徴として、Cr、Cr⁶⁺の浸出がみられた。Hgについては、供試汚泥中にほとんど含まれていないこともあり、ほとんど浸出がみられなかった。また、浸出水中の重金属濃度が低いためか砂層による重金属の吸着除去は起っていないようである。

(4) 今後の課題

今回は、実験を開始して18日目までの浸出水を採取し、下水汚泥埋立地からの浸出水の初期データを得たわけである。下水汚泥からの浸出水の研究は、ほとんど行われておらず、これと類似したゴミの埋立実験等からの推測ではあるが、浸出水の水質特性を把握するためには、1～2年間以上の長期の測定が必要であると思われる。来年度からは、浸出水の実験を継続するとともに、余水の水質についての調査を開始し、浸出水、余水の水質特性を把握し、埋立を行うに最適な汚泥形態をあきらかにし、かつ、浸出水、余水の処理方法の検討もおこなう。それに加えて、ガスの問題、埋立地の早期安定化の方法等の検討をも行う必要があると思われる。

参考文献

- 1) 栗原 康 「人工干潟の研究(2)」 下水道協会誌 vol. 17, No. 192, 1980

表-9 浸出水のBOD

供試汚泥	番号	BOD (mg/l/day)			BOD (mg/ℓ)		
		2日目	11日目	18日目	2日目	11日目	18日目
混合液状汚泥	B			1500			1700
	A			1800			13000
	B			9700			17000
	C			960			7800
生脱水汚泥	D		680	2900		34000	19000
	A		850	2300		8500	17000
	B		860	820		3100	3500
	C			20			49
混合脱水汚泥	D		3000	3200		7100	7300
	A						
	B						
	D		18			11	
焼却灰	A		44	13		6800	8700
	B		41	24		2100	2100
	C		80	61		590	3200
	D						
混練固化汚泥	A		290	48		5900	9500
	C		14	22		90	1100
	D			410			12000
浸出用 混合脱水汚泥			510	720		3800	8500
浸出用 生脱水汚泥			950			8700	
浸出用 コンポスト				90			3100

1.2. 汚泥性状の改善に関する調査

汚泥研究室 室 長 石川 忠男
主任研究員 佐藤 和明
研 究 員 小越真佐司

1. 研究の目的と必要性

近年、多くの下水処理場において、発生汚泥の濃縮性および脱水性が極端に悪くなってきており、このため消化プロセスにおいては加温量が増大し、又、脱水プロセスにおいては薬添量が増加するなど、多くの不都合・問題点が指摘されている。こういった汚泥性状が急激に変化した原因は、汚泥中の有機物濃度が上がったこと、SVIの高い余剰汚泥が混合されることなどに求められているが、この汚泥性状を決める因子は数多く、また、それぞれが複雑に関連するものと理解されている。このような結果から本調査では、処理場発生汚泥の特性因子を整理し、その因子の制御の可能性を探ることにより、各汚泥処理プロセスに適した汚泥性状の維持・改善を因子技術の開発を行うものである。なお、本調査は、本年度より開始するものである。

2. 昭和55年度の研究成果

2. 1 汚泥性状に関する問題の整理

連続運転の系をモデルにして、物質収支の関係から導き出された基本的な濃縮に関する数式がCoo-Cleaverの式で、これにより、濃縮タンクの必要水面積および許容固形物負荷が計算される。

$$A = \frac{Q_0 C_0}{V_i} \left(\frac{1}{C_i} - \frac{1}{C_u} \right)$$

一般的に上式で記述されるが、 Q_0 、 C_0 、 C_u は所与の条件であり、多くの V_i 、 C_i の組合せにより、必要水面積 A が計算されその最大値が決定される。このとき各濃度(C_i)による沈降速度(V_i)は、実験的に逐一求めていく必要があるが、初期濃度(C_0)から到達濃度(C_u)の間にある濃度において、許容固形物負荷の最小値(必要水面積の最大値)が存在することを見込み、これを求めることがその手法である。

界面沈降において、1回の沈降実験により各濃度における沈降速度を求める簡便法としてよく使用されるのがKynchの理論である。この理論によれば、濃縮時間 t_i 後の界面上部濃度(C_i)

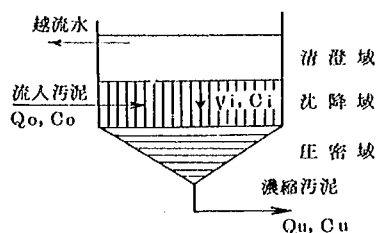


図-1 濃縮プロセスのモデル

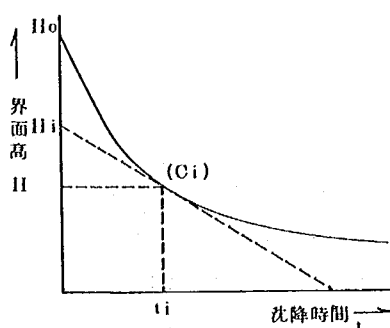


図-2 Kynchの汚泥濃縮理論

の沈降速度は、沈降曲線の接線として表され、その接線とy軸との交点 H_i と初期高 H_0 の比は、初期濃度 (C_0) と沈降濃度 (C_i) の比と同じとなっているというものである。もし下水汚泥の沈降濃縮がKynchの理論に従うものとすれば、1回のパッチ実験により、濃縮タンクの水面積および固形物負荷の設計計算が行えることとなる。しかしながら、一般的には下水汚泥の濃縮はKynchの理論に従わず、余剰汚泥などは、これから大きくはずれることが認められている。よって濃縮タンクの設計において、Kynchの理論またこの理論を基としてTalmage-Fitch 法などの安易な適用は控える方が良いとされている。

以上が濃縮理論の概要であるが、最近では極めて濃縮し難い汚泥の発生が、かなりの処理場でみられるようになり、大きな問題となっている。この原因は、一般的に発生汚泥中の有機物の増加にあると言われているが、食生活の欧米化、便所の水洗化率の増加、下水道の分流化、又、合流式下水道においては道路の舗装率の増加などが、その一因となっているものと考察されている。こういった難濃縮性の汚泥に対しては、既存の濃縮理論などの適用によって濃縮法の改善を図ることはあまり期待できない。そこで、本調査では、汚泥の沈降、濃縮、脱水に関連する汚泥性状に係る因子を改めて総ざらいし、その因子の特性および操作の可能性などを調査研究することにより、汚泥性状の改善を図る技術の確立を目的としている。

自由沈降する粒子の速度は、Stokes の式で一般的に表される。

$$V = \frac{g_0 (\rho_s - \rho)}{18\mu} d^2$$

式から明らかな様に、粒子の比重、大きさ（直径）、水の粘性が、沈降速度を決める重要な因子となっている。下水汚泥を構成する物質は単一でないため粒子の比重、大きさをどういったレベルで捉え、また測定していくかといった問題がでてくるが、一応余剰汚泥であれば、ブロックを単位にして測定していくことが可能であろう。この場合、ブロック径は種々の大きさのものが集合していると考えられるので、粒子径の分布といったものを測定していくことが重要となる。又、比重の項目では、粒子と構成する無機質、Fe, Al, Siなどを定量化することによっても、ある程度その関連がつかめるものと考えられる。上式における粘度の項目は、粒子の沈降媒体の粘度であるが、濃縮・脱水を念頭においた場合には、汚泥粒子と媒体が混在している汚泥そのものの粘度というものを定量していくことが一つの手法となるものと考えられる。その他の物理的因子としては水温があるが、これは粘度と強く相関している。

次に濃縮・脱水に関する汚泥性状に関連するものとして、粒子の凝集性があげられる。一般的に凝集性がよく、ブロックの成長が著しい場合には、汚泥の濃縮性、脱水性も良いといわれている。この凝集に強く関連してくるのは、主として化学的・電気的因子であり、pH、ゼータ電位がその指標として認められている。その他ブロックの成長を促す因子として攪拌があげられているが、この条件にはG値なる量が用いられている。（ $G = \sqrt{Pgc/\mu}$ ）

濃縮タンクでは、夏期に水温が上がると腐敗といった現象が起きる。これは上記に示した物理的・化学的以外に生物的因子が存在することを示している。腐敗現象に関係する微生物は嫌気性菌であるが、好氣的条件で生存していた活性汚泥が死滅することにより、ガスの発生が起き、汚泥が浮上する

と共に、その濃縮性・脱水性が極度に悪くなる。腐敗を促す環境条件としては、温度、滞留時間、有機物濃度、DO、pH、ORPなどの因子が支配的となるものと考えられる。又、腐敗現象を把握する水質項目としては、有機酸、アンモニア性窒素、硫化水素、pH、酸度、アルカリ度といったものがあげられる。

以上考察したように、汚泥の性状を支配する因子は、物理的、化学的、生物学的な領域に広がっており、こういった因子に関する理解を一層深めることにより、汚泥性状の改善を図る方策を見い出していくことが、本調査の課題である。

2. 2 汚泥性状に関する測定

汚泥性状を支配すると考えられる因子は、そのほとんどが下水試験法に明確な測定法の記載があるが、汚泥の粒径やゼータ電位については記載がなく、比重と粘性については一応の記載はあるが、本調査の目的からすれば必ずしも十分ではないように思われた。今年度はこれらの4項目のうち粒径を除く3項目について測定を試みた。

2. 2. 1 比重

比重の測定は、下水試験法には比重びんによる測定法が記載されているが、この方法では汚泥を構成する粒子単体あるいはフロックの比重を測定することにはならない。汚泥の沈降現象、濃縮現象の因子とされる比重は、汚泥フロックの比重であると考えられるので、これらの比重を測定しなければならない。汚泥を構成する物質は有機物がほとんどでありその比重は1～1.3の比較的小さな範囲にあることから、今回は重液による方法を採用した。重液としては、液性が中性で、非電解質のものが望ましいと考え、シロ糖溶液を用いることにした。シロ糖溶液の比重については、化学便覧に記載されているのでこれを参考にとり敢えず6段階の濃度のものを作成し、比重計によってほぼ設定値になっていることを確認した(表-1)。比重の測定は汚泥を葉さじで約0.1mlずつ採り、各濃度のシロ糖溶液を入れた100mlの比色管の液の上部に素早く分散させ、浮遊したままであるか、沈降し始めるかによってその液の比重より粒子の比重が大きいかどうかを判別する。表-2は2つの処理場で採取した余剰汚泥について測定した結果である。表-2および表-1から余剰汚泥Aの比重は1.05程度、余剰汚泥Bの比重は1.1～1.17の範囲であることがわかる。重液法による測定では、活性汚泥のような生物体を主とした汚泥の比重を測定する場合に、浸透圧の差が生じることによって、細胞内の水分濃度が変化したり、細胞が破裂して破壊されたりすることが起こり、真のフロックの比重を測定できないことが最も懸念される。それらの問題については、来年度に検討を加える予定である。

表-1 シロ糖溶液の比重

濃度(%)	計測値	測定値(19℃)
3	1.0099	1.015
6	1.022	1.026
8	1.030	1.032
13	1.051	1.050
25	1.104	1.100
45	1.203	1.174

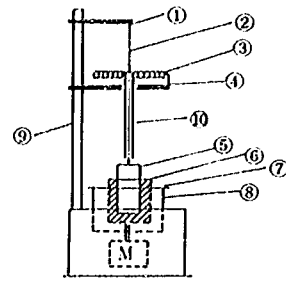
表-2 重液法による比重測定の例

濃度(%)	余剰汚泥A	余剰汚泥B
3	沈降	沈降
6	"	"
8	"	"
13	浮遊	"
25	浮上	"
45	"	浮上

2. 2. 2 粘度

粘度は下水試験法では、共軸二重円筒型回転粘度計を用いて測定し、測定結果と共に粘度計の型名、ロータの種別、試料濃度、回転数、回転時間を付記することになっている。汚泥は非ニュートン流体であるから、測定時

のせん断速度によって、計算結果が異ってくる。汚泥の粘度を、どの程度のせん断速度で測定するかということに、得られた結果をどんな用途に用いるかによって変わってくる。例えば、管路輸送に際して設計計算を行うために用いるような場合には、想定される管内汚泥流速等の値に近いせん断速度で測定すべきであるし、汚泥濃縮のような、粒子移動



- ① トルクワイヤ固定点
- ② トルクワイヤ（ピアノ線）
- ③ トルク検出ドラム（°M）
- ④ 標線
- ⑤ 内筒
- ⑥ 外筒（兼試料カップ）
- ⑦ 試料（斜線部）
- ⑧ 恒温油槽
- ⑨ 支持柱
- ⑩ ドラム支持スリーブ

図-3 外筒回転式粘度計

速度が極めて遅いような現象について、その影響を知ろうとするような場合には、せん断速度を低くして測定しなければならない。図-3に示すような外筒回転式の回転粘度計を用いて種々の回転速度

で余剰汚泥の粘度を測定してみた。図-4に測定結果を示す。図示した測定結果①は粘度計校正用標準液（50CP）を試料として用いた結果である。回転速度とトルクワイヤのねじれ角度は直線関係にあり、ポアズユの法則に従うニュートン流動体であることがわかる。一方、測定結果②及び③は家庭下水を主とする処理場の返送汚泥を試料として用いた場合の結果である。回転数の増加とトルク

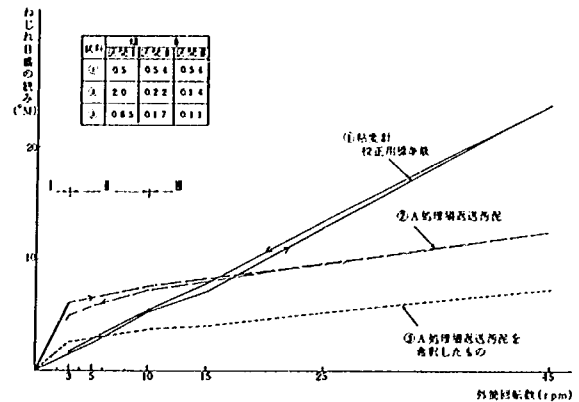


図-4 粘度測定結果の例

以上では直線的であり、それ以下では曲線の変化をするものと見ることができる。図-5に示された各種流体の流動特性と比較すれば、ここで用いた余剰汚泥は擬塑性流体（構造粘性流体）である。この様な性質は、懸濁液やゾル等の様な分散系に一般的なものとなっている。Ostwaldは、静止状態では粒子相互間につながり（構造）があり、流動速度の増大に伴ってこの構造が乱れ、粒子間のつながりが切れることによって粘度が減少するものとした。

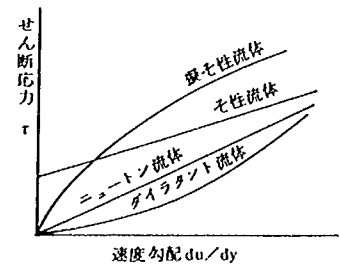


図-5 流動特性

従って直線部分はつながりが全く切れた状態を示している。この直線部分の延長が、応力軸と交わる点は降伏点と言われる。せん断速度の高い部分のみを対称とする場合は降伏値と直線部分からなる塑性流体（Bingham 流体）として取扱うことが可能である。しかし、せん断速度の小さい部分で起こる現象に対しては、構造粘性流体としての取扱いが要求されるものと考えられる。従って、構造粘性に関するWaele・Ostwald の式

$$\tau = \frac{\mu_p}{g} \left(\frac{du}{dy} \right)^n$$

（ τ ：せん断応力 μ_p ：ニュートン流体の粘度に相当する定数 n ：構造粘性指数）

によって、 n 及び μ_p を求める必要があるものと思われる。何れにしても、種々のせん断速度におけ

るせん断応力を測定することが必要であると考えられる。

2. 2. 3 ゼーター電位

ゼーター電位は先に述べたように、粒子の凝集現象と密接な関係を有するものであるとされている。懸濁粒子やコロイド粒子の様に比較的粒子径が小さく、かつ、粒子濃度が低い場合には、これらの粒子の電気泳動速度を直接測定してゼーター電位を求めることができる。しかし、汚泥粒子の様に凝集性の粒子でかつ粒子径が大きいものでは、粒子の泳動速度より粒子の沈降速度の方がはるかに速いため、泳動速度を正確に測定することが困難である。そこで、粒子相を固定して電気浸透流を測定することを試みた。図-6に測定装置の概要を示す。この方法では粒子相を固定するために、セルに汚泥を充てんしなければならない。今回は吸引

過によって試料を充てんしようとしたが、8mm程度の厚さにするのに丸1日以上を要し、途中でヒビが入ったりするため、均一な充てんが困難であった。そうして得られた試料充てんセルで測定を行ってみたが、充てん厚が薄過ぎたためか、浸透流はほとんど生じなかった。本法で汚泥のゼーター電位を測定する際の第1の問題点は試料の充てんをどのようにして確実に行う

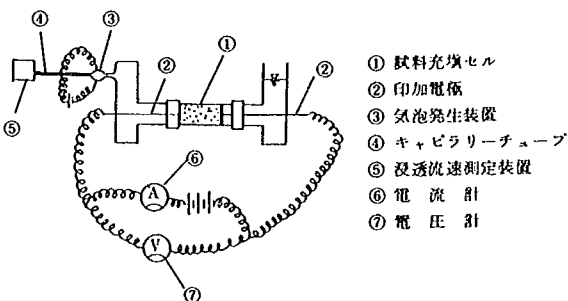


図-6 電気浸透流測定装置の概要

かということであり、充てん密度、充てん厚さ等々他にも考慮すべき点は多く更に検討が必要である。

2. 3 界面沈降実験

直径20cm、高さ2mのアクリル製円筒を用いて、A、Bの2つの処理場から発生する余剰汚泥の沈降実験を行い、汚泥性状と汚泥界面沈降速度、24時間到達濃度等との関係を調査した。図-7は供試汚泥の粘度測定結果を、外筒回転数とトルクワイヤのねじれ角との関係として表わしたものである。何れも余剰汚泥であるが、処理場間に大きな差が見られる。同じ余剰汚泥でも濃度が異なると当然のことながら粘度も異なってくる。B処理場の汚泥は濃度が10000mg/l程度まではほとんどニュートン流体として取り扱うことができる様である。他方A処理場の余剰汚泥は8000mg/l程度の濃度でも構造粘性流体としての性質が顕著である。

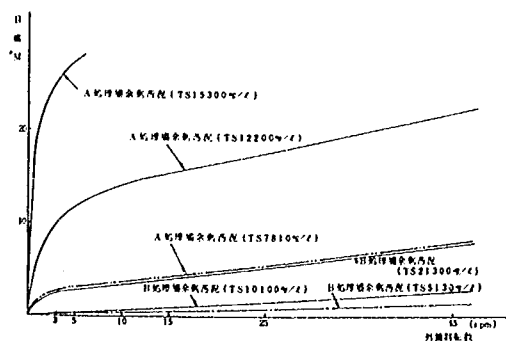


図-7 供試汚泥 粘度 測定結果

表-3 供試汚泥性状および24時間到達濃度

処理場	試料名	濃 縮 前						24 hr 後 TS (mg/l)
		pH	Mアルカリ度 (mg/l)	粘 度 (cp)	比 重 (粒子)	TS (mg/l)	VS (%)	
A	原汚泥	653	240	279 (3rpm)	≈1.05	12244	76.3	15632
	濃 縮	655	235	662 (3rpm)		15252	76.4	18954
	希 釈1	676	185	68 (3rpm)		7806	76.5	12760
B	原汚泥	676	121	82 (3rpm)	≈1.10	10132	60.9	33224
	濃 縮	665	204	63 (3rpm)		20096	61.4	33674
	希 釈	656	75	26 (25rpm)		5126	59.1	34452

表-3にこの2種の余剰汚泥の性状を示した。濃縮前の原汚泥の性状としてはpHとTSがほぼ同じ値である他は各項目ともかなり異なる。ここに示した粘度は括弧内に示した回転数において測定した値であるが、これらは通常用いられている計算式によって求めた値ではなく、種々の粘度の標準液を用いてトルク目盛の読みとの関係を回転数をパラメータにして作成した検量線から読み取った値である。

実験は同種汚泥については初期濃度の影響を把握するために濃縮および希釈を行い、無調整のものも含め3ケース以上の沈降曲線を得るようにした。実験の結果得られた界面沈降曲線を図-8, 9に示す。また、24時間後の到達濃度は表-3に示した。図から、同種汚泥間では初期濃度の差によって沈降の様子かなり異なり、異種汚泥間では初期濃度とは無関係に沈降の様子が全く異なることがわかる。図-10は初期濃度と24時間後到達濃度の関係を示したものであるが、B処理場汚泥では初期濃度に関係なく到達濃度はほぼ一定である。A処理場汚泥では界面沈降がほとんど生じなかったため到達濃度は初期濃度に比例している。従って、初期濃度は最終到達濃度を左右する重要な因子ではなさそうである。表-4は図-8および9から求めた界面の初期沈降速度と汚泥性状との相関関係を調べた結果である。ストークスの式中に現れる比重差と粘度の比が最も相関係数が高くなっており、界面沈降においても、粘度、比重等の因子の影響が大きいものと考えられる。

3. まとめと今後の検討課題

汚泥性状に関する問題点を整理し、粘度、比重等の物理的因子の測定法に関して検討を加えた。また、沈降筒を用いて界面沈降実験を行い、汚泥の沈降性に関して、比重、粘度等の物理性状が影響力を有しているものと考えられた。今後は測定対象を増すと共に測定項目を増し、化学的、生物学的因子に関する検討を加える必要がある。また、汚泥性状因子が水処理系とどのように関係しているかについても検討する必要があると考えられる。

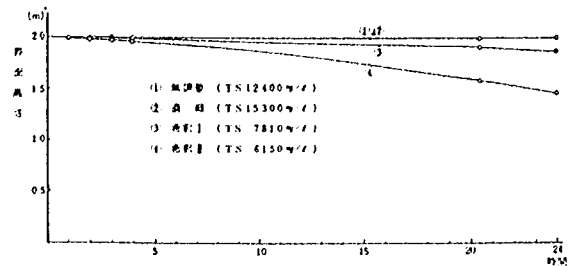


図-8 A処理場余剰汚泥沈降濃縮実験結果(II)

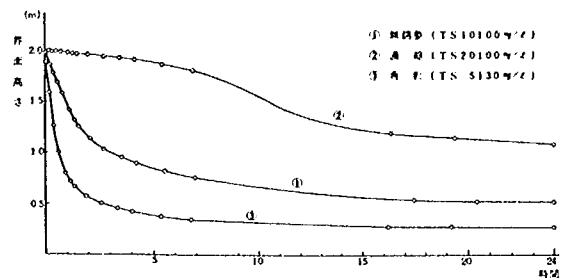


図-9 B処理場余剰汚泥沈降濃縮実験結果(I)

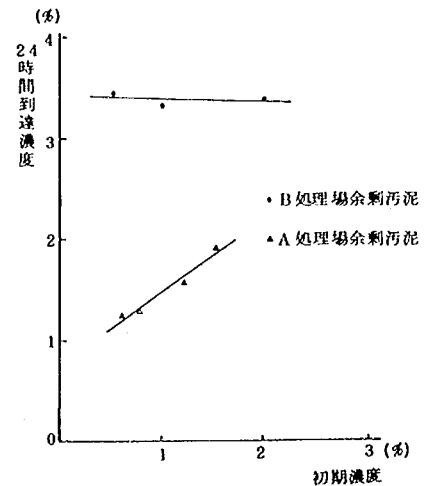


図-10 初期濃度と24時間到達濃度

表-4 初期界面沈降速度(V_0)と各因子との相関

$V_0 \sim TS$	$r = -0.66$
$V_0 \sim \log TS$	$r = -0.77$
$V_0 \sim \mu(\text{粘度})$	$r = -0.45$
$V_0 \sim \log \mu$	$r = -0.84$
$V_0 \sim (\frac{\rho' - \rho}{\mu})$	$r = 0.99$ (ρ' : 粒子比重, ρ : 媒体比重)
因子間	
$\mu \sim TS$	$r = 0.39$
$\mu \sim \log TS$	$r = 0.16$

1 3. 閉鎖性水域における栄養塩類負荷削減の効果評価に関する調査

水質研究室 室 長 村上 健

研究員 渡部春樹

小森行也

1. 研究の目的と必要性

富栄養化した閉鎖的な水域では栄養塩による水域内の有機物の生産、いわゆる内部生産によって有機性汚濁が進行している場合が多く、これらの水域では栄養塩負荷の削減が必要とされている。内部生産の機構についてはある程度明らかになりつつあり、これらを含めた水質のシミュレーションもいくつか実施されているが、下水道建設などの諸対策の効果の評価という観点からすれば、モデルの検証は極めて不十分である。このため、削減を実施した水域での観測も含めて効果の評価手法の調査を行ない、手法を確立する必要がある。

そこで、本研究では既に富栄養化している千葉県の手賀沼をとり上げて、その周辺で進められている下水道及び終末処理場の建設に伴って、栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし、その削減によって閉鎖的な水域の水質がどのように改善されていくかを評価する。さらに、既に富栄養化している、あるいは進行している閉鎖的な水域の水質改善対策、及び富栄養化の防止対策の合理的な策定に結びつけていく予定である。

2. 55年度の研究成果

2.1 調査地域の概要

千葉県では手賀沼の水質保全を図るため流域下水道計画を立て、昭和46年度から手賀沼流域下水道事業に着手し、昭和55年度末から一部供用を開始している。手賀沼流域下水道計画の概要は、事業費1,500億円、計画面積11,187ha、計画人口89万人であり、関係市町村は我孫子市、鎌ヶ谷市、柏市、流山市、松戸市、沼南町、印西町、白井町の5市3町である。

調査地域の概要を図-1に示す。55年度現在で下水道へ取り込まれていない地域を我孫子市側3地域、柏市側2地域設定した。これらの地域はいずれも住宅地であるが、田や畑などもある。以下、これらの地域の概要について述べる。

①、我孫子市宿排水区

この排水区は面積27.7ha、人口2,200人で、我孫子駅の南側に位置し、商業及び住居地区である。この地域の排水は55年度末に下水道へ取り込まれる予定である。

② 我孫子市常盤排水区

この排水区は面積21.3ha、人口1,360人で、住宅地と一部田畑がある。この排水区については今年度調査を行なわなかったが、56年度には下水道へ取り込まれる予定でもあり、56年度に



図-1 調査地域の概要図

▲調査地点(排水路)

①我孫子市宿排水区 ②我孫子市常盤排水区 ③我孫子市根戸排水区 ④柏市第8-2処理分区 ⑤柏市第9-2処理分区

取り込まれる以前の排水について調査する予定である。

③ 我孫子市根戸排水区

この排水区は面積 63.2 ha、人口 5,420 人で、住宅地と一部田畑がある。

④ 柏市第 8-2 処理分区

この排水区は面積 122 ha、人口 10,200 人である。この排水区は住居密集地区と人家の散在する地区がある。この地域の排水は 55 年度末から下水道へ取り込まれる予定である。

⑤ 柏市第 9-2 処理分区

この排水区は面積 119 ha、人口 8,600 人である。この排水区は住居密集区と人家の散在する地区がある。この地域の排水は 56 年度から下水道へ取り込まれる予定である。この排水区は雨天時に排水路から水があふれるため流量観測ができなかったため、今年度は晴天時に 1 回調査したのみである。

2.2 調査方法

生活環境の保全に係る環境基準では、手賀沼は B 類型に指定されている。環境庁の調査によれば、手賀沼の基準点における COD は 51 年度 17.0 mg/l、52 年度 18.3 mg/l、53 年度 25.0 mg/l、54 年度 27 mg/l であり、54 年度調査した湖沼の中では最も汚濁した湖沼であった。

本調査は我孫子市及び柏市から手賀沼へ流入する排水路で、排水の流量と水質について測定した。調査は晴天時と雨天時についてそれぞれ 3 回ずつ実施した。

晴天時の調査は第 1 回が昭和 55 年 7 月に地点①、③、④、⑤について実施し、第 2 回が昭和 55 年 11 月に地点①、③、④で、第 3 回が昭和 56 年 3 月に地点③、④でそれぞれ実施した。調査は原則として各地点ともに昼の 12:00 頃から翌日の 12:00 まで 24 時間行なった。流量は、10~20 m の区間で浮子を流して 1~2 時間毎に測定した。ただし、第 1 回調査の地点⑤では回転式流速計を用い、地点①では 50 l のバケツで受けて満パイになるまでの時間を計ることで流量測定を行なった。採水は夜間(0:00~6:00)が 2 時間毎、その他の時間帯は 1 時間毎に行なった。水温と pH

は各現場で採水時に測定し、その他の項目については分析室に試料を持ち帰り実施した。

雨天時の調査は第1回が昭和55年10月に地点①、④で、第2回が昭和56年2月に地点①、③、④で、第3回が昭和56年4月に地点③、④でそれぞれ実施した。取手市戸頭処理場に設置してある積算雨量計から求めた雨量は第1回調査時が51mm、第2回調査時が7.5mm、第3回調査時が15.5mmであった。流量は10～20mの区間で浮子を流し、必要に応じて10～30分毎に流量を求めた。水温とpHは各現場で採水時に測定し、その他の項目については分析室に試料を持ち帰り実施した。

2.3 調査結果

(1) 晴天時の汚濁負荷

表-1に地点①、③、④、⑤における延9回の調査結果を示している。

地点①では、第1回調査の流量が771m³/日、第2回調査の流量が1,268m³/日で、両者の間にはかなり大きな差が認められる。第1回調査の流量はバケツで排水を受けて計量しており、第2回調査では浮子を用いているが、排水路の4面がコンクリート張りになっており、堆積物もほとんどない状態で測定していることから、両測定法ともかなり正確な計量がなされていると考えられるので、両者の差の原因は明らかでない。地点③と④では第1回から第3回の調査へ進むにつれて流量の減少する傾向がみられる。これは夏季より冬季の方が水道使用量の減少することに対応するものと考えられる。

表-1 晴天時及び雨天時の調査結果——水温、pH、流量

流量パターンを図-2、3、4に示す。各地点ともに流量ピークは8:00～12:00と18:00～23:00にみられる。BOD、COD、TP、KNの負荷量ピークも流量ピークに対応する時間帯にみられた。また、2:00～7:00の時間帯は流量、汚濁負荷量ともに非常に小さくなる。以上

調査地点	調査回数	晴 天 時			雨 天 時		
		水温(℃)	pH	流量(m ³ /日)	水温(℃)	pH	流量(m ³)
①	第1回	14.8～17.1	7.2～8.7	771	18.0～20.5	7.3～8.4	2,863
	第2回	14.7～17.1	7.1～8.7	1,268	8.0～12.0	7.3～7.8	1,880
③	第1回	19.5～22.5	7.2～7.8	1,957	—	—	—
	第2回	12.0～17.0	7.4～9.0	1,436	5.2～8.0	7.1～7.8	2,289
	第3回	5.0～13.8	7.2～8.2	1,301	11.5～13.5	7.0～8.0	3,885
④	第1回	20.5～22.5	7.2～7.5	4,802	15.1～20.3	7.2～7.3	19,821
	第2回	16.0～17.0	7.2～7.6	3,474	7.9～11.3	7.2～7.6	2,981
	第3回	11.7～13.5	3.4～7.2	2,627	13.0～14.9	7.0～7.6	5,224
⑤	第1回	21.0～23.4	7.1～7.4	2,977	—	—	—

のように、流量パターンや汚濁負荷量パターンからみると、低埋地型下水処理場の流入水の場合に相当する変動を示しており、生活系排水がそのまま手賀沼へ流れ込んでいるといえよう。

pHは地点④第3回調査において3.4と異常に低い値が検出された。この時、0:00～7:00の時間帯のpHは3.4～4.8であることから、排水路へ薬品が流されたものと予想される。その他のpHは中性からややアルカリ性であった。

表-2は調査排水区からの汚濁負荷原単位を算出して示したものである。有機物に関しては、BODが

表-2 手賀沼周辺排水区からの汚濁負荷原単位

	①	③	④	⑤	平均
BOD	17.0	8.85	14.9	12.4	13.3
COD	7.83	6.35	10.1	8.80	8.27
S-COD	4.77	4.73	6.20	5.32	5.27
TOC	9.30	7.67	11.0	11.2	9.79
S-TOC	5.61	5.27	6.26	7.04	6.05
SS	10.7	7.47	12.7	15.5	11.6
TS	169	102	141	149	140
TP	0.86	0.67	0.95	1.05	0.88
S-TP	0.60	0.53	0.65	0.76	0.64
OP	0.47	0.39	0.44	0.64	0.49
S-OP	0.49	0.43	0.52	0.70	0.54
KN	5.85	4.47	5.80	5.86	5.50
S-KN	2.67	3.16	3.10	3.87	3.20
NH ₃ -N	2.19	2.71	2.53	3.30	2.68
NO ₃ -N	0.70	0.20	0.53	0	0.36
NO ₂ -N	0.22	0.12	0.15	0	0.12

Sは溶解性(1μm紙)を示す。単位: g/人・日

平均13.3g/人・日、CODが8.27g/人・日、SSが11.6g/人・日であった。また、栄養塩類に関しては、TPが0.88g/人・日、TN(KN、NO₃-N、NO₂-Nの和)が5.98g/人・日であった。「流域別下水道整備総合計画調査指針と解説」¹⁾には、我国で行なわれた1人当り汚濁負荷量の実態調査等の例が示されている。それによれば、汚濁負荷原単位はBODが36～54g/人・日(平均45.6g/人・日)、CODが22～26g/人・日(平均24g/人・日)、SSが27.67～41g/人・日(平均35.3g/人・日)、TPが1.4～

2.9g/人・日(平均1.86g/人・日)、TNが7.0～13.5g/人・日(平均10.5g/人・日)である。これらの平均値に対して本調査での汚濁負荷原単位を比べると、有機物関係が32%、栄養塩関係が52であった。このように差が出る理由としては、排水路内での堆積と分解、浄化槽の普及などが考えられる。我孫子市、柏市では浄化槽の普及率が30%とも50%ともいわれており、その普及率は非常に高い。楠本²⁾の調査によれば、単独浄化槽からの放流水質はBOD78.5ppm、SS34.1ppm、NH₃-N42.5ppmという結果を得ている。ただし、この結果は旅館、ホテル等の比較的規模の大きい浄化槽の例であり、一般家庭の場合の浄化効果は明らかでない。

(2) 雨天時の汚濁負荷

雨天時調査の第1回は51mm、第2回は7.5mm、第3回は15.5mmの降雨があった。表-3はこれらの調査における汚濁負荷量を示している。

晴天時の日平均流量を基準にして雨天時の流量は、第1回調査が2.5～5.5倍(平均4倍)、第2回調査が0.8～1.8倍(平均1.3倍)、第3回調査が1.4～2.5倍(平均2倍)であった。同様に、晴天時の1日当りの負荷量から雨天時のそれを算出すると、SS負荷量の場合第1回が32.7～50.9倍(平均41.8倍)、第2回が4.3～14.3倍(平均8.8倍)、第3回が7.1～17.6倍(平均12.4倍)になり、流量に比べてはるかに大きい倍率となっている。同様にBOD負荷重の場合には第1回が3.6～7.9倍(平均5.8倍)、第2回が1.6～3.4倍(平均2.6倍)、第3回が1.8～4.4倍(平均3.1倍)であり、COD負荷重の場合にはそれぞれ9.2～10.3(平均9.8倍)、1.5～5.1倍(平均3倍)、1.6～3.5倍(平均2.6倍)であった。BOD負荷量とCOD負荷量は第1回の結果を除けば、ほぼ同等の値であった。TP負荷量の場合には、第1回が1.9～2.1倍(平均2倍)、第2回が0.3～1.0倍(平均0.6倍)、第3回が0.9～1.6倍(平均1.3倍)であり、TN負荷量の場合にはそれぞれ0.9～1.1倍(平均1倍)、0.5～2.3倍(平均1.3倍)、0.5～0.9倍(平均0.7倍)であった。TP、TNの負荷量はSS、BOD、CODの負荷量に比べて、雨天時の場合それ程大きい負荷量の増加がみられなかった。

表-3 雨天時の汚濁負荷量

単位 g

	地点①		地点②		地点③		
	第1回	第2回	第2回	第3回	第1回	第2回	第3回
BOD	136.5	128	132	209	1,202	240	280
COD	177	87.8	83.1	120	948	155	165
S-COD	13.6	32.2	43.0	30.8	84.1	52.6	46.7
TOC	121	—	—	—	553	—	—
S-TOC	6.37	9.25	13.1	24.7	49.4	18.9	26.6
SS	1,203	338	314	712	4,251	554	918
VSS	349	120	140	—	1,523	202	—
TP	3.90	1.89	2.37	5.82	18.3	3.29	8.94
S-TP	0.45	1.49	1.92	1.68	2.89	2.82	2.04
OP	1.45	—	—	—	8.78	—	—
S-OP	0.34	1.01	1.48	1.41	2.60	1.92	1.85
KN	11.1	19.4	21.3	21.8	53.9	26.3	29.5
S-KN	3.69	15.6	17.6	15.0	29.7	20.8	19.9
NH ₃ -N	2.45	12.2	13.4	11.7	20.3	15.6	14.7
NO ₃ -N	2.20	14.4	2.97	1.35	18.7	5.97	4.53
NO ₂ -N	0.22	0.55	0.60	0.51	2.00	0.94	1.00

Sは溶解性(1μm以下)を示す。

図-5～9は汚濁負荷量と流量の関係の1例を示したものである。SS、BOD、COD、TP、TNのいずれの項目においても降雨初期における汚濁負荷量の大きいことがわかる。

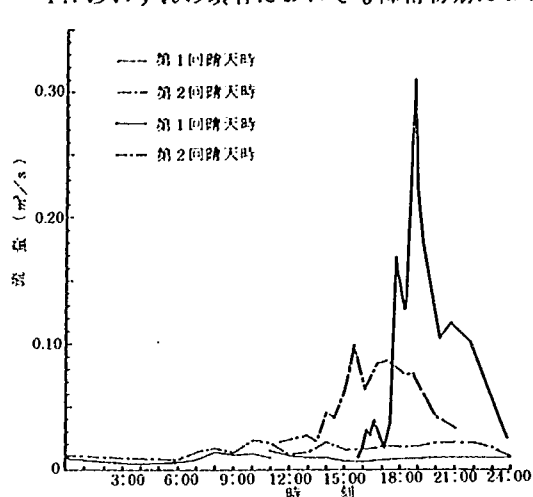


図-2 地点①の流量観測結果

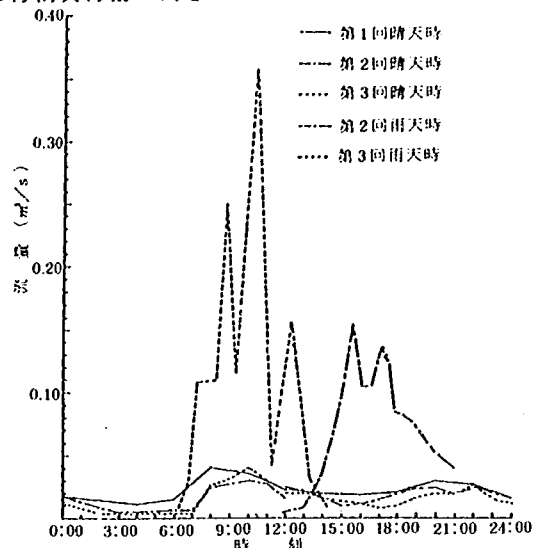


図-3 地点③の流量観測結果

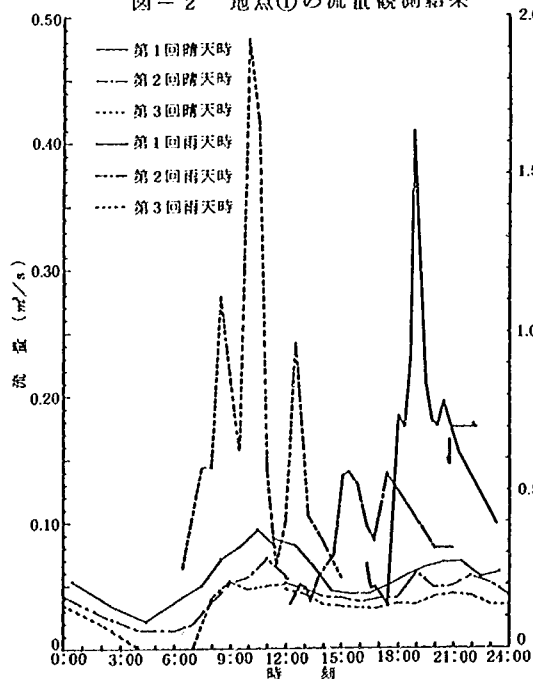


図-4 地点④の流量観測結果

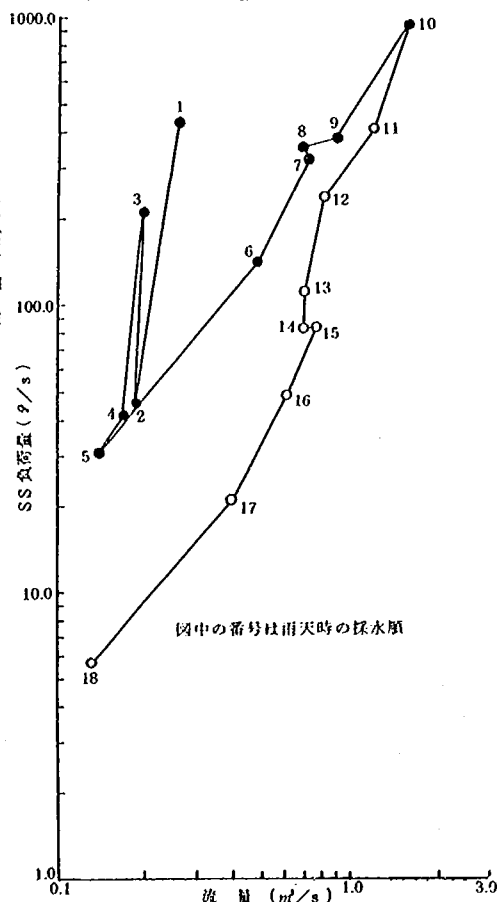


図-5 SS負荷量と流量の関係
(地点④、雨天時第1回の例)

参考文献

- 1) 建設省編「流域別下水道整備総合計画調査指針と解説」、日本下水道協会・昭和55年
- 2) 楠本正康「高冷地等自然地域における旅館等小規模施設排水処理及び管理に関する研究」・49年度環境庁調査報告書

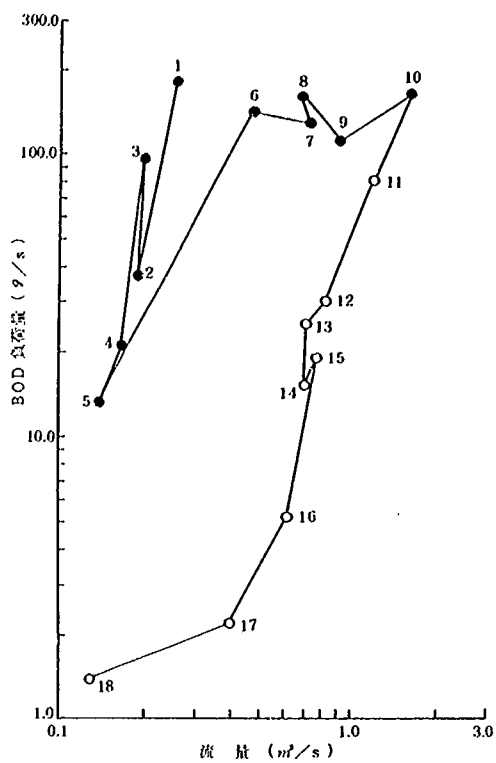


図-6 BOD負荷量と流量の関係
(地点④、雨天時第1回の例)

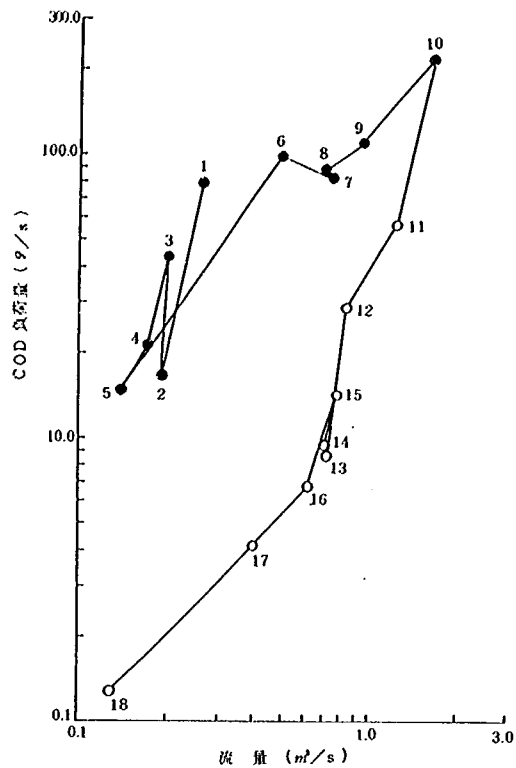


図-7 COD負荷量と流量の関係
(地点④、第1回の例)

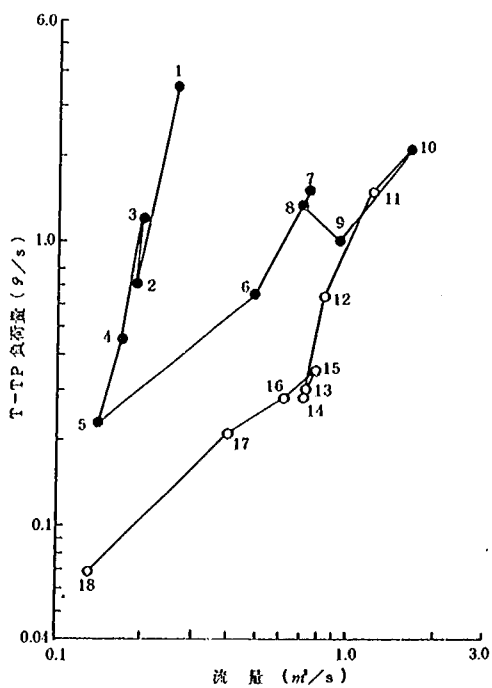


図-8 T-TP負荷量と流量の関係

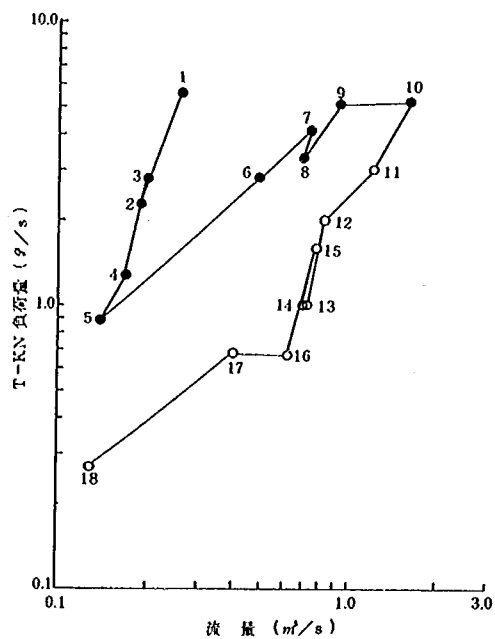


図-9 T-KN負荷量と流量の関係
(地点④、雨天時第1回の例)

1.4. 二次処理水の土壌による高度処理に関する調査

水質研究室 室 長 村上 健
研究員 長谷川 清

1. 調査の目的

土壌を利用した下水の処理は古くから行われてきたが、1940年代以降①近代的な下水道技術の発達、②下水の散布による土壌、植生、地下水等への汚染に対する危惧などの理由により実施は増加していない。しかし、近年貯水池や湖沼での富栄養化が問題となってくるにつれ、小規模下水処理場施設においても栄養塩類の除去が必要となってきており、このような場合三次処理として土壌処理を行うことが経済的かつ実施可能な方法に成り得る可能性があるため調査を開始した。

2. 54年度までの調査結果

53年度に採取した千葉県下の16検体に加え、岩手県（9検体）、静岡県（4検体）、愛知県（6検体）および茨城県（12検体）での採取土壌について、各種土壌分析、リン酸吸着能力、リンの破過実験などを実施し、リン酸に対する除去能力を検討した。この結果、土壌のリンに対する吸着量は農業関係で使用されているリン酸吸収係数の約10%であることが明らかになった。同時に土壌の吸着能力の影響因子としては、主として活性アルミナであることがわかったので、活性アルミナ含有量の多い土壌ほどリン除去には有利であり、黒ボク>淡色黒ボク>赤黄色土>>灰色低地土の順となった。さらに、これらの土壌のリン除去に対する寿命も算定した。

土壌の窒素除去能力については、散水量が少なく明白な結果は得られていないが、有機性炭素源のほとんど含まない下水二次処理水を散布した結果では、除去量、除去率ともに極めて低い結果となった。

3. 昭和55年度の調査成果

3.1 土壌のリン除去能力について

1) 下水散布による土壌への蓄積について

土壌表面から下水を散布すると、下水中のリンと土壌表面で吸着反応が起り、土壌吸着リンと平衡状態となった下水中のリン溶液は、さらに下層の土壌と順次反応を繰り返し、ついにはリンを含まない水として土壌下層から流出することになる。各種土壌の散布実験における深さごとのリン分布を調べるとほとんどの土壌が数cmのところにしか蓄積されていない。図1は花崗岩風化土（豊田市鞍ヶ池公園内）を使用した場合の例である。実験装置は円柱カラム（1000φ）で、長さ80cmに土壌を50cm深さとなるように充填した。この土壌はまだ未熟土であり、リン酸吸着能力

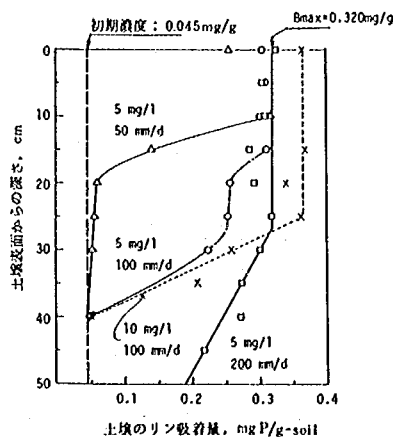


図1 土壌中のリン分布

も極めて低く $B_{max} = 320 \text{ mgP}/100\text{g}$ である。図1はリンの深さ方向の分布、又、その時のリンの収支を表1に示す。土壌の深さ方向へは散水速度に比例して進行し、濃度が異なっても、散水速度が同じであれば、リンの進入する深さはそれほど差が生じていない。土壌中のリン分布より収支をとると、表1の様になり、流入負荷量と蓄積量はほぼ一致する。5

$\text{mg}/\ell - 200 \text{ mm}/\text{日}$ 散水については、一部が破過して流出しており、その流出量を加えれば、収支は極めて良く一致する。同表のケース③と④から、同じリン負荷量を加える場合でも、高濃度にして散水量を少なくした方が、土壌の吸着量も増え、破過も遅れることから優利であることが明らかとなった。

2) リンと活性アルミナとの反応

リン酸の種々の濃度と土壌とを反応させて得られる最大吸着量 B_{max} (反応時間2日間)を $5^{\circ}\text{C} \sim 30^{\circ}\text{C}$ の間で実験し、各濃度における反応速度 k ($\text{mole}/\text{g}/\text{日}$) を求める。Arrhenius' equation $k = A \exp(-E_a/RT)$ より、微分して $\ln k = \ln A - E_a/RT$ が得られるので縦軸に $\ln k$ 、横軸に $1/T$ をとると切片 $\ln A$ 、傾き $-E_a/R$ の直線が得られる。ここで、 A は反応が衝突回数に比例すると考えた時の頻度因子、 E_a は活性化エネルギーである。表2に各土壌の特性と A および B の計算結果を示した。この表中の活性エネルギーには、リンと活性アルミナとの反応に関するもので、土壌の種類には関係せず、平均で $E_a = 1.06 \text{ Kcal}/\text{mole}$ が得られた。また、頻度因子は活性アルミナの含有量に比例して増加すると考えられるが、図2によると、 $A = 0.0000982 e^{0.351 \times A\ell}$ なる関係が見いだされた。土壌が長期間下水散布によってリンと反応する場合は、全アルミ含有量に比例してリン吸着量は増加するものと考えられ、土壌のリン吸着層は、順次下層へ下がっていくものと考えられる。リン吸着層の下層方向への破過速度はおおよそ(1)式で推定できると考えられる。

$$\frac{\text{散布水のリン濃度 (mgP}/\ell) \times \text{散水速度 (mm}/\text{日})}{\text{リン最大吸着量 (B}_{max}, \text{mgP}/100\text{g}) - \text{土壌初期吸着量 (mgP}/100\text{g})] \times B.D (\text{g}/\text{cm}^3)} \times 10^{-2}, \text{ cm}/\text{日} \dots\dots (1)$$

表2 土壌の特性と "P-A ℓ " 反応における頻度因子と活性化エネルギー

試料番号	13	25	26	29	33	47	範囲
土壌分類	淡色黒ボク	黒ボク		赤色土	褐色森林土	黄褐土	
pH (H ₂ O)	6.4	5.6	5.2	5.5	5.9	4.9	4.9 ~ 6.4
T-A ℓ (mg/g)	5.23	4.94	1.15	0.36	7.88	0.56	0.36 ~ 7.88
T-Fe (mg/g)		48.6	45.4	23.4	53.7	27.8	23.4 ~ 53.7
B _{max} (mgP/g)	3.45	5.00	2.13	0.51	8.33	1.20	0.51 ~ 8.33
頻度因子 (A)	6.06×10^{-4}	5.94×10^{-4}	1.43×10^{-4}	2.98×10^{-5}	1.52×10^{-3}	1.20×10^{-4}	
活性化エネルギー (E)	1.200	1.118	0.831	0.674	1.478	1.071	$E_a = 1.06 \text{ Kcal}/\text{mole}$

$$A = 0.0000982 e^{0.351 \times A\ell} \quad r = 0.9999, \quad B_{max} = 0.857 \times (T-A\ell) + 0.637, \quad r = 0.9350$$

表1 土壌へのリン負荷量と蓄積量の比較

実験No	リン濃度 mg/ℓ	速水速度 mm/日	負荷量 mg	土壌中の蓄積量 mg	流出量 mg
①	5	50	330	408	なし
②	5	100	660	839	なし
③	5	200	1320	1279	36
④	10	100	1320	1186	なし

通水期間は154日間である。

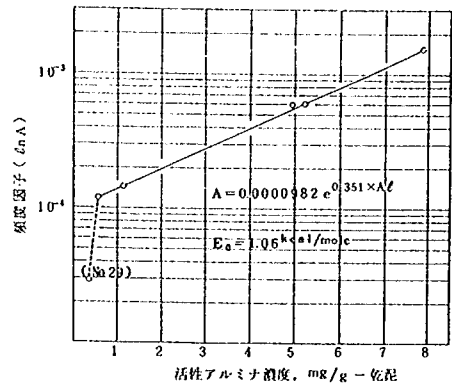


図2

3.2 土壌の窒素除去能力について

1) 窒素除去に及ぼすT(OC)の効果

土壌による窒素除去においてT(OC)の効果を調べるために、カラム長さ約30cm、内径1.6cmの円筒に淡色黒ボク土壌50gを充填した。散水する水質は窒素濃度10mg/lを一定して、ブドウ糖によりT(OC)が0~150mgC/lとなるように合成したものを15ml/日の速度で流下させた。流出濃度が一定となる7日以降のデータを使用してC/Nに対する除去率と除去速度を求めると表3のような結果となった。

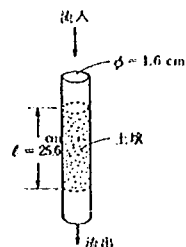


図3 小カラム実験装置

表3 窒素の除去率および除去速度に及ぼす炭素量の影響

炭素濃度 (ブドウ糖) mgC/V	硝酸濃度 mgN/V	C/N	窒素の負荷量 mg/d	窒素の流出量 μg/d	除去率 %	除去速度 μg/g/hr
0	10	0	150	136.8 ± 6.2	8.8	0.0052
20	10	2	150	126.5 ± 9.8	15.7	0.0098
50	10	5	150	90 ± 2.7	40.0	0.0250
100	10	10	150	16.2 ± 4.7	89.2	0.0558
150	10	15	150	0.0 ± 0.0	100	0.0625

Input Date:
Bulk Density : 0.973g/cm ³
Volume : 51.4 cm ³
V _s = 20cm ³ , V _o = 31.4 cm ³
孔隙率 e = 0.611 (31.4/51.4)
散水速度 : 75 mm/日
孔隙間流速 : 122.7 mm/日
滞留時間 = 2.1 日 (256/122.7)

この結果から、生下水 (C/N = 2~3) を散布した場合は 0.01~0.02 μg/g/hr、二次処理水 (C/N = 0) 0.005 μg/g/hr 程度の極めて低い除去速度しか得られないこととなった。

2) 土壌表層部での脱窒除去

土壌中での窒素除去機構にはアンモニウム態窒素の土壌との吸着作用、硝酸および亜硝酸態の脱窒菌の働きによる脱窒作用などがあるが、吸着作用には土壌の能力に限界があり、長期間の窒素除去には脱窒作用しか考えられない。脱窒作用の促進要因の一つとして、有機炭素の存在が必要であり、下水を表面散布した場合は、表層か

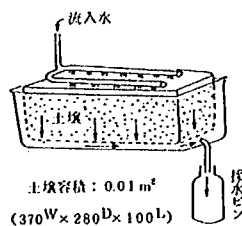


図4 水切りカゴを用いた実験装置

ら10~15cm程度のところまでしか炭素源が到達しないと考えられるので、有効層での脱窒速度を求めるために図4のような装置で実験を行なった。充填土壌容積は0.1m²、深さ0.1mの0.01m³で、散水方法は各土壌の孔隙量分を週に1回の割合で散布した。結果を表4に示す。全除去率は32~76%の範囲で比較的除去されているが、実験前後の土壌中のアンモニア吸着量で補正すると、脱窒速度は約0.06 μg/g/hr程度となる。この速度は、前実験結果の約3倍程度早くなっている。この結果は、炭素源が補給されていることと、滞留時間が長いことによると考えられる。

(0.02 μg/g/hr + 0.063 μg/g/hr ÷ 滞留時間 2.1 日 + 滞留時間 7 日の比になっている)

表4 土壌上部 (0~10 cm) での窒素除去 (生下水 C/N = 2~3 を使用)

土壌の種類	孔隙率 e	使用した 土壌量 kg	データを採用 した安定 期間、日	負荷量 g	流出量 g	除去量 ⁽¹⁾ g	吸着量 ⁽²⁾ g	(2)/(1) %	(1)による 除去速度 [*]	(1)-(2)による 脱窒速度 [*]
褐色森林土	0.62	77	42	12.5	8.0	4.2	2.9	69.0	0.058	0.021
淡色黒ボク土	0.70	68	42	12.5	7.3	5.2	0.9	17.3	0.076	0.063
黒ボク土	0.72	70	30	13.4	9.1	4.3	0.9	20.9	0.073	0.058
砂質ローム(土研内)	0.59	98	30	11.1	2.7	8.4	3.2	38.1	0.102	0.063

* 除去および脱窒による速度は μg/g/hr である。

** 土壌吸着作用が終了した時点から実験終了時までの期間

3) 脱窒速度に及ぼす散水速度の影響

炭色黒ボク土を使用して脱窒速度に及ぼす散水速度の影響を調べるために図 5.1 に示す装置を組立てた。微量定量ポンプは可変式で、50～200mm/日となるように設定し、タイマーで自動的に必要量だけ補給できるようにしたものである。生下水（窒素は約 21mg/ℓ、有機炭素は 35～60mg/ℓ でかなり変動している）を直接カラム上部から補給した場合、流入水と流出水が対応するように修正した実験結果を図 6 に示す。実験区間 1 では生下水 + 二次処理水を 1:1 に混合したときの効果を調べたもので、TOC が半分の 20mg/ℓ 程度に低下したため、除去は散水速度に関わりなくほとんどされないことがわかった。実験区間 2 は蒸留水を流入させることによる希釈効果を利用して、窒素の流出波形から滞留時間を調べたもので、50, 100, 200mm/日での滞留時間はそれぞれ 6, 3, 1.5 日となっている。実験区間 3 は流入量を少量ずつ均一に流下させるために、図 5-2 のように土壌上層部キャビサンド（石炭灰の粒状化したもの）を敷いて通水させた。その結果流出濃度が高くなることから、生下水中の有機物が捕足くされること、空気中から酸素が補給されて、脱窒条件

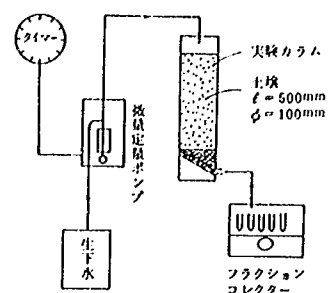


図 5-1 連続散布実験装置

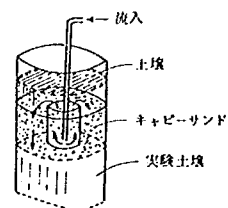


図 5-2 散水方法の工夫（キャビサンド使用例）

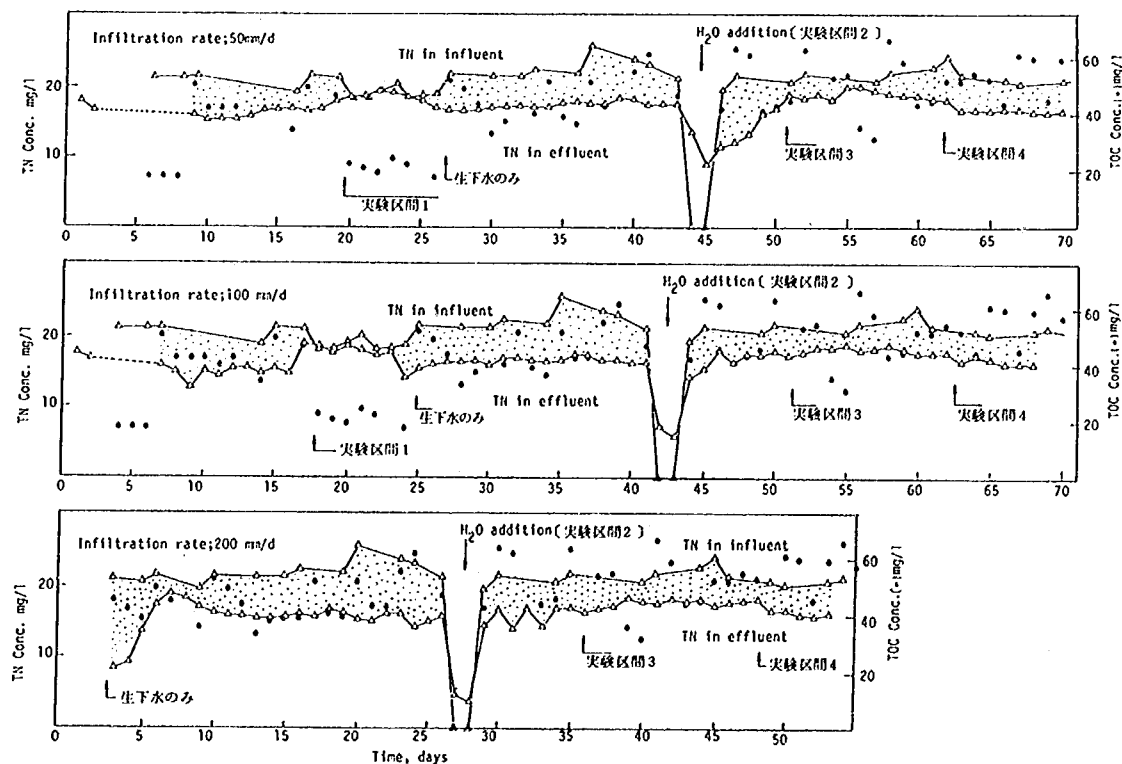


図 6 土壌カラムに生下水を散布した場合の流出水中の窒素濃度

を悪くすることなどが考えられる。実験区間 4 は図 5-2 のようにキャビサント上に実験土壌を約 5 cm になるように敷き、大気中からの空気の侵入防止の効果をみた。キャビサント中に送られた生下水が浸透により上部の土壌にも補給され、空気中からの酸素侵入が多少減少することもあって流出濃度は 1~2 mg/ℓ 程度低下した。実験区間 1, 2 および 3 を除いた結果は散水速度の違いにもかかわらず、流入および流出濃度はほぼ同じであった。このことは、多量に散布した方が土壌により除去される量は多いことを示しており、表 5 に各散水速度ごとの窒素収支を示した。

表 5 脱窒速度に及ぼす散水速度の影響

散水条件	散水速度	200mm/日 (1.57ℓ/日)	100mm/日 (0.985ℓ/日)	50mm/日 (0.393ℓ/日)
	滞留時間(日)	1.5	3.0	6.0
流入	濃度, mg/ℓ	21.0	21.0	21.0
	負荷量, mg/日	33.0	16.5	8.25
流出	濃度, mg/ℓ	15.6	16.5	17.4
	流出量, mg/日	22.5	13.0	6.84
除去	量, mg/日	10.5	3.5	1.41
	率, %	31.8	21.2	17.1
脱窒速度 μg/g/hr		0.074	0.0124	0.0025

結果は滞留時間の短いもの程除去率、除去量とも大きく、土壌の脱窒速度に滞留時間を乗るのみでは除去量は得られないことを意味している。ところで、ここで言う滞留時間とは、流入水が全土壌層を通過するのに必要な時間のことであり、土壌層に散水されて、特に、土壌上層部に滞まっている時間でないことに注意する必要がある。すなわち、ここでの実験条件では、上部からの流入によりカラムの中を押出し流れて移動するため、上層有機炭素がほうふに供給されている最も良い脱窒条件となっている上層部を処理水は一次的に滞留するだけで、散水ごとに下層の条件の悪い層へ移動するため、滞留時間が長くても、脱窒作用そのものの影響を受けにくいと考えられる。加えて、散水量が少ないと土壌へ供給する有機物量が少ないことと併せて、流入時に取込まれる空気中の酸素のため嫌気性状態になりにくいことが考えられる。

4) 土壌からの窒素流出パターンについて

図 6 における各散水速度での実験土壌からの流出水を一定量ずつ分取して全窒素（ほとんどが硝酸態窒素）を測定すると、図 7 のごとく、散水速度の高いもの程波状になって流出し、平均流入濃度が 21 mg/ℓ にもかかわらず 200 mm/日 では一部 30 mg/ℓ を超える結果となった。このような濃度が生じるのはアンモニウム態窒素を主成分とする生下水が土壌中を流下する際、土壌粒子に捕足されるため、一回の散水量によって満たされる間隙中に一様に $\text{NH}_4\text{-N}$ が分布するのでなく、かなり上層部の方に集積すると考えられる。この集積した $\text{NH}_4\text{-N}$ が 1 日以内に $\text{NO}_3\text{-N}$ に酸化

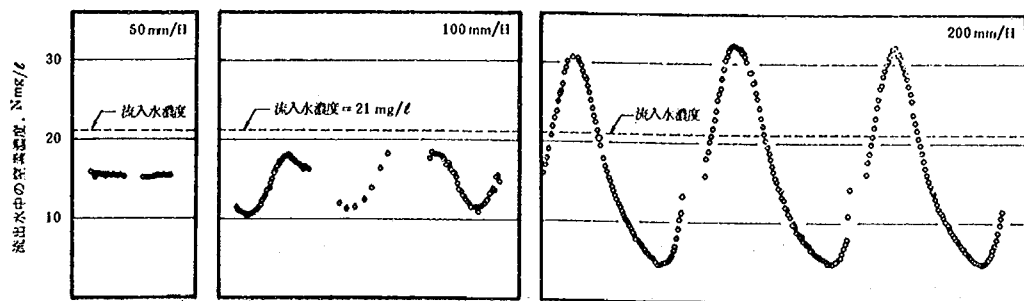


図 7 散水速度による流出濃度パターンの比較

され、次の散水によって下向に押し流されると考えられる。50mm/日程度の散水量では1回の下水で満される層は極く薄く、希釈・拡散などの作用により深さ方向の濃度は均質化されると考えられる。

4. まとめ

- ① 土壤への下水散布によるリン除去は当然のごとく土壤への蓄積を意味する。土壤単位量当りの平衡吸着量は散布水のリン濃度により変動するけれども、5mg/ℓ程度の下水を連続散布する場合は最大吸着量Bmaxまで吸着することがわかった。この吸着層は地表面に平行して深さ方向に進行し、その速度は散水速度に比例し(1)式で推定できる。また、リン酸吸収係数の値を使用する場合はその値の約1割をBmaxとして代用しても良い。
- ② 一般に、土壤中での脱窒量を増やすためには脱窒菌の活性度を高める必要があり、硝酸塩の存在はもとより、有機性炭素の補給、嫌気性条件の維持が不可欠である。二次処理水のための散布では窒素除去はほとんど期待できなかった(昭和54年度結果)ので、有機性炭素を含む生下水40~60mg/ℓを散布して各土壤の脱窒速度を求めたところ、表6のようになった。土壤の種類にかかわらず、概ね0.06~0.07μg/g/hr程度であり、Volzら¹⁾が得た結果とほぼ同じになった。また、脱窒条件に適した位置は有機性炭素の供給される土壤表層部であると考えられ、この表層部に長期間滞留させれば除去量も増加する。しかし、滞留時間を長くすることによって、少量を連日散布した場合は、供給される有機性炭素の量が少なく、散布時に持込まれる空気中の酸素で分解され嫌気性条件になりにくいこと、最も条件の良い表層部に処理水が保持されず、散水ごとに条件の悪い下層へと押下けられてしまうことなどから除去量、除去率とも低下することになる。このため、散水量と散水間隔、休止期間の最適条件が存在するものと考えられる。今後は微生物の挙動についても調査を進めると共に、ヒ素やカドミウムなど有害物質の挙動についても検討を加えていく必要があると思われる。

表6 土壤の脱窒速度

脱窒速度, μg/g/hr	土壤の種類	備 考 (実験条件など)
0.0052~0.0625	淡色黒ボク土	C/N=0~15まで変化, 小カラム(ℓ=25.6 cm φ=16)使用, 滞留時間=2.1日
0.021~0.063	各種土壤	生下水(C/N=2~3), 水切りカゴ(370 ^g ×280 ^g ×100 ^g)使用, 滞留時間=7日
0.074	淡色黒ボク土	生下水(C/N=2~3), カラム(ℓ=50 cm, φ=100)使用, 滞留時間=1.5日
0.063	砂質ローム(土研内)	同上
0.046 0.056	砂質ローム	文献1)による, 上段: 野外データ 下段: カラム実験データ } 表面から16cm, 1cm ² のサンプリングデータを使用

参考文献

- M. G. Volz et al. Nitrate Reduction and Associated Microbial Population in a Ponded Hanford Sandy Loam J. Environ. Qual., Vol. 4, No. 1, 1975

1.5. 下水道への工場廃水の受け入れに伴う監視手法の確立と生物分解性に関する調査

水質研究室 室 長 村上 健

研究員 渡部春樹

小森行也

1. まえがき

下水道区域内に存在する工場からの廃水を公共下水道に受け入れる場合には、下水処理あるいは汚泥の処理・処分に悪影響を受けないよう十分な処置を講じなければならない。このため、主として有害物質を対象とした水質監視体制の確立をはかる必要があると共に、必ずしも有害ではないが処理機能を全体として低下させるような物質、たとえば難分解性の有機物の流入を制御する必要がある。本調査では、工場廃水の受け入れによって生じるこれらの問題の解決の一助とすべく、必要な調査研究を行なうものである。

本調査はこれまで下水中に含まれる重金属などの毒性物質に関して水質自動監視装置開発のための基礎調査、現場用簡易比色分析機器の評価、高分子凝集剤および有機塩素化合物の毒性調査、工場廃水の水質および生物分解性に関する調査を実施してきた。

2. 昭和54年度までの研究成果

2.1 毒性物質用水質自動監視装置開発のための基礎調査

- (1) 浮遊物質中に含まれる重金属を溶解させるための前処理としては、pHを0.5～2程度に下げ、加熱攪拌するのが有効である。
- (2) 検出部にイオン電極を用いる場合には、有機物の妨害が非常に大きいため、対象金属は除去しないで有機物のみを除去するための前処理が必要である。また、検出部として利用する可能性のあるその他の方法については、簡易試薬を用いた比色分析では銅、総クロム、鉄、亜鉛の各項目、陽極溶出法では鉛およびカドミウム、フレイムレス原子吸光法では銅、ニッケル、鉄のそれぞれの項目は、妨害物質に関する限り比較的問題が少ないことがわかった。

2.2 現場用の簡易比色分析機器の評価

市販の簡易比色分析機器の分析誤差は、製品によって差はあるが概ね銅、亜鉛、6価クロム、シアンが±50%以下であった。しかし、鉛とカドミウムについてはいずれの製品も精度が極めて悪かった。

2.3 高分子凝集剤の毒性に関する調査

- (1) 水棲生物に対する毒性は凝集剤をイオン性で分類すればカチオン性のものが他に比べて強い。
- (2) 水棲生物の種類によって毒性は非常に異なり、魚類、魚卵、イトミミズなど、高次の生物に対して毒性が強い傾向があった。ただし、魚類に関しても魚種によって毒性はかなり異なり、この調査で対象とした3種類の中ではヒメダカが最も低い濃度で致死的影響を受けた。

- (3) 水棲生物に影響を及ぼす下限の濃度または安全限界濃度はヒメダカの48時間 TL_m 値の1/100程度とするのが妥当であろう。

2.4 有機塩素化合物の毒性に関する調査

有機塩素化合物5種類の魚類、底棲生物、プランクトン、原生動物、藻類、一般細菌に対する急性毒について調べ、有機塩素化合物はより高等な生物に強い影響を及ぼすことがわかった。特に、魚類は比較的感受性も強く、致死的影响以外の影響をみる場合にも都合のよいことから、指標生物として最適であると考えられた。

2.5 工場廃水の生分解性に関する調査

- (1) GC-MSを用いて下水中の化学物質の同定を行ない、炭化水素、フタル酸エステル、脂肪酸、ステロイド、有機塩素化合物などが検出された。
- (2) 下水処理に及ぼす影響の大きい業種を明らかにし、それらの業種の中から実際の工場廃水を探取してその水質および生分解性を調べた。その結果、合板製造工場と合成染料製造工場の廃水は特に生分解度が低かった。

3. 昭和55年度の研究成果

3.1 工場廃水の生分解性に関する調査

3.1.1 調査方法

本調査は工場廃水の水質と生分解性を把握するために種々の検討を行ってきた。今年度は工場廃水の水質と生分解性の実態をさらに明らかにするため8都市の協力を得て、下水処理場におけるCOD除去の実態調査と工場廃水の生分解性試験を実施した。

生分解性試験方法の概略を述べると、試料をGF/B濾紙で濾過し、その液がD-CODで、 $100\text{mg}/\ell$ になるよう調整する。調整した液に活性汚泥（工場廃水を受け入れている処理場の余剰汚泥）と基礎培養基（A、B、C、D液）をそれぞれ $500\text{mg}/\ell$ と $3\text{ml}/\ell$ の割合になるよう加え、攪拌曝気または振とう培養を24時間行なう。この操作を3回繰り返し、3回目に調整した液のD-CODとその液の24時間目のD-CODから生分解度を算出した。

下水処理場における調査は実施施設におけるCOD除去の実態を把握するために、月2回の割合で流入下水、沈殿下水、二次処理水のCOD負荷量（24時間混合試料のCOD×流量）を調べるとともに、沈殿下水の溶解性有機物については工場廃水に適用するのと同様の生分解性試験を実施した。この調査は8処理場において約3ヶ月実施した。

工場廃水の調査は産業小分類で20業種、延68工場について、工程水・除害施設への流入水、下水道への排出水の3種類を採取し、それぞれの水質測定と生分解性試験を行なった。この調査では、種々の工場廃水について生分解性試験を適用した場合に発生する問題点を把握することも重要な目的の1つであった。

3.1.2 生分解性試験

- (1) D-COD除去率と生分解度の対応

生分解性試験によって工場廃水の生分解度を算出する場合、その生分解度は実施施設の活性汚

泥処理によるD-COD除去率にほぼ対応することが前提になる。この点を確認するため、活性汚泥処理によるD-COD除去率と初沈流出水の生分解度の測定を8処理場で3ヶ月間行なった。この結果、D-COD除去率は41.7～66.8%（平均57.2%）、生分解度が40.9～73%（平均61.2%）であった。このことからD-COD除去率と生分解度はほぼ対応しているといえるが、さらに調査を継続していく予定である。

表-1 工場廃水の生分解性試験結果

産業小分類	業種名 (調査工場数)	生分解度 (%)	
		除害施設流入水	下水道への排水
181	畜肉食品製造業(4)	88.8	93.1
182	水産食品製造業(2)	89.5	91.2
183	野菜かん詰、果実かん詰等(2)	95.1	94.8
184	調味料製造業(1)	工程水*	85.3
186	砂糖製造業(1)	工程水†	79.3
187	パン、菓子製造業(4)	82.7	94.5
188	飲料製造業(2)	工程水*	93.4
189	飼料、有機質肥料製造業(1)	57	
192	その他の食品製造業(6)	79.5	93.7
206	染色整理業(12)	71.5	52.5
242	紙製造業(4)	78.4	74.2
243	加工紙製造業		
263	有機化学工業(7)	38.1	47.1
265	石けん他油脂加工製品(3)	66.6	43.4
266	医薬品製造業(5)	49.0	69.8
269	その他の化学工業(4)	57.3	51.4
291	なめし皮製造業(1)	82	79
771	洗たく業(3)	工程水*	74.2
781	写真業(3)	工程水*	38.6
894	一般廃棄物処理業(1)	77.8	75
952	と畜場(2)	89	

* 工程水の生分解度

$$\text{生分解度} = \frac{D \cdot \text{COD}_0 - D \cdot \text{COD}_{24}}{D \cdot \text{COD}_0} \times 100$$

D・COD₀ : 0時間目の溶解性COD

D・COD₂₄ : 24時間目の溶解性COD

(2) 工程水と下水道への排水の生分解度の相関

工場廃水の生分解性はそこに含有されている有機物の種類に依存するが、その影響を最も反映しているのが工程水といえる。下水道で受け入れる工場廃水の規制は下水道への排出口の水質で行われているので、工程水の生分解性と下水道への排水のそれとがどのような相関があるか調べた。相関は産業小分類の業種毎にその工程水と下水道への排水（ただし、生物学的プロセスを持つ除害施設からの排水は除く。）

の生分解度から求めた。16業種のデータから求めた結果は、工程水の生分解度が31.3～93.4%、下水道への排水の生分解度が37～94.8%で、両者の相関係数が0.8301であった。このことから、両者の間にはかなり高い相関があり、工程水の生分解度の低いものは下水道への排水のそれも低いといえよう。

(3) 生分解性試験結果

表-1は標準産業分類で20業種、延68工場についての除害施設流入水と下水道への排水について行なった生分解性試験結果を示している。尚、下水道への排水の生分解度は除害施設がない場合の廃水と除害施設があってもそれが生物学的処理以外の処理を受けた廃水を対象にして求めたものであり、生物学的処理を採用している除害施設から出る廃水について求めた生分解度を含んでいない。

下水道への排水の生分解度が実際の処理場における活性汚泥処理によるD-COD除去率（平均57.2%）より低い業種は染色整理業、有機化学工業、石けん他油脂加工製品、その他の化学工業、写真業であった。

本調査は産業小分類に従ってまとめたが、同じ小分類であっても有機化学工業などの場合には種類も非常に多いので、細分類程度でまとめていく必要があろう。

(4) CODとD・CODの相関

図-1は下水道への排水水についてのCODとD・CODの相関を示したものである。同図から明らかなようにCODとD・CODには高い相関があり、その回帰直線からCODの85%程度が溶解性であるといえよう。ただし、清酒製造業2検体と染色整理業1検体についてはD・CODがCODの26~40%であり、極端にその割合が小さいのもみられた。

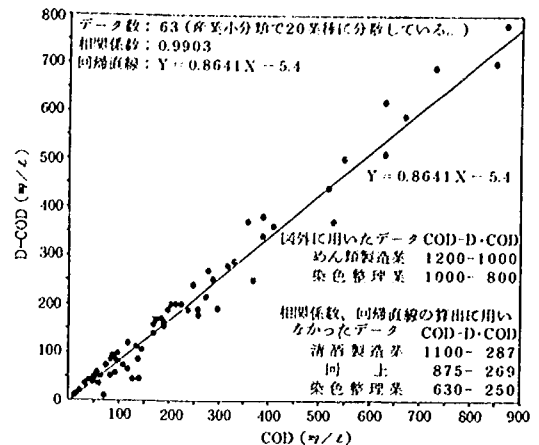


図-1 工場廃水のCODとD・CODの相関
 (工場廃水の採取地点は下水道への排水口)

(5) 生分解性試験の問題点

各種工場廃水の調査から明らかになった試験法の問題点としては、多量の無機COD成分(還元性物質)を含む廃水の試験条件、COD/BODの比率が極端に小さい廃水の試験条件、3日間の繰り返しによるMLSSの変動、試験期間中の硝化作用などであった。これらの問題については今後さらに検討していく必要がある。

3.1.3 生分解度を考慮した工場廃水のCOD規制方法

水質総量規制の実施に伴って、指定地域内の下水処理場では56年6月から従来のBOD、SSなどに加えてCODの規制も受けることになる。また、下水のCOD成分はBOD成分に比べてその除去が難しいといわれている。このため、工場廃水の受け入れ基準にCOD項目を追加することが検討されている。

CODは原理的に生物反応と無関係に有機物量を定

量できることから、先に述べた生分解性試験の生分解度と工場廃水のCODより、処理場で除去できない難分解性COD成分の量を予測することができる。従って、流入下水中の工場廃水混入率とその生分解度が明らかになれば、処理水の水質が推定され、その値が例えば総量規制基準以下になるように工場廃水のCODを規制すればよいことになる。実際には工場毎にその廃水の生分解度に応じて規制値が異なり生分解度の高い廃水はCOD規制値が大きく、低い廃水はその規制値が小さくなる。

生分解度に応じた工場廃水のCOD規制値の1例を表-2に示した。この計算例では家庭下水のCOD100mg/L、家庭下水由来のCOD除去率80%、処理場からの放流水COD規制値30mg/Lと仮定した。例えば、工場廃水混入率が25%未満の場合には放流水CODの家庭下水寄与分は $100 \times 0.75 \times 0.2 = 15 \text{ mg/L}$ になるので、放流水CODの工場廃水寄与分は15mg/Lまで許容されることになる。従って、ある工場廃水の生分解度が60%の場合にはCOD濃度で $15 / (0.25 \times 0.4) = 150 \text{ mg/L}$ まで下水道で受け入れる

表-2 工場廃水のCOD規制値の1例

(下水放流水の総量規制基準をCOD30mg/Lと仮定)

生分解度	規制できる工場廃水CODの 下限値 (mg/L)	
	工場廃水混入率 25%未満	工場廃水混入率 25%以上50%未満
0%以上 10%未満	60	40
10%以上 20%未満	66	44
20%以上 30%未満	75	50
30%以上 40%未満	85	57
40%以上 50%未満	100	66
50%以上 60%未満	120	80
60%以上 70%未満	150	100
70%以上 80%未満	200	133
80%以上	300	200

ことが可能である。

3.2 ハロゲン含有物質の水棲生物に対する急性毒、亜急性毒の調査

3.2.1 調査方法

(1) 供試物質

調査の対象としたハロゲン含有物質はプロモジクロロメタン、プロモホルム、クロロエチルビニルエーテル、4-クロロ-*m*-クレゾール、ジプロモクロロメタン、1,1,1-トリクロロエタン、トランス-1,2-ジクロロエチレンの7種類である。

(2) 供試生物

急性毒の試験はコイ、ヒメダカ、ミジンコを供試生物として実施した。亜急性毒の試験はコイと魚卵を供試生物として、プロモホルムと4-クロロ-*m*-クレゾールについて実施した。

(3) 試験方法

コイとヒメダカに対する急性毒の試験は供試物質を所定希溶解した水中で魚類を飼育し、一定期間内の死亡率を求め、同時に試験中の魚類の状態を観察し、供試物質の魚類に対する急性毒を検討した。コイ（マゴイ）は平均体重2.2g、平均体長4.2cm、ヒメダカは平均体重1.2g、平均体長2.2cmのものをを用いた。本試験はJIS K 0102に定められている「魚類による毒性試験」に準じて行ない、24時間と48時間のTL_m値を求めた。

ミジンコに対する急性毒の試験は下水処理場で発生したタマミジンコを用いて行ない、試験方法は魚類の場合と同様である。

コイに対する亜急性毒の試験は供試物質を所定量溶解した水中でマゴイ（平均体重5.1g、平均体長4.7cm）を13週間飼育し、試験中の魚類の死亡率、成長量を求め、同時に魚類の状態を観察し、終了時には供試物質の魚体内蓄積量を測定した。プロモホルムと4-クロロ-*m*-クレゾールの設定濃度は48時間TL_m値に0.5及び0.01を乗じて最高と最低を定め、対数スケールで両者の間を均等に4分割して5段階に設定した。プロモホルムは0.21～10.5mg/L、4-クロロ-*m*-クレゾールは0.05～2.65mg/Lの範囲であった。

魚卵に対する亜急性毒の試験は供試物質を所定量溶解した水中でニジマスの発眼卵を飼育し、魚卵のふ化率と死卵発生率、ふ化仔の浮上率と死亡率、及び終了時の体長、体重を測定した。供試物質の設定濃度は、基本的にはコイの場合と同様であるが、プロモホルム0.21～21.0mg/L、4-クロロ-*m*-クレゾール0.01～2.65mg/Lの範囲で5段階に設定した。

3.2.2 調査結果と考察

魚類に対する急性毒試験において、試験中の供試魚の観察結果から、対象としたハロゲン含有物質のもたらす急性毒は、主に生物の神経系に作用することが推測され、過去の報告1)、2)とも一致している。従って、この結果は本調査で対象としたハロゲン含有物質が神経系のより発達した高等な

表-3 急性毒試験結果一覧

単位: ppm

生物 物質	コイ		ヒメダカ		ミジンコ	
	TL _m	TL _m	TL _m	TL _m	TL _m	TL _m
プロモジクロロメタン CHBrCl ₂	86.1	86.1	73.0	67.2	130	111
プロモホルム CHBr ₃	21.7	21.0	31.3	24.1	26.0	19.0
クロロエチルビニルエーテル C ₂ H ₂ CH ₂ OCH=CH ₂	301	291	485	451	1020	714
4-クロロ- <i>m</i> -クレゾール C ₂ H ₇ ClO	5.5	5.3	8.6	3.6	12.7	10.4
ジプロモクロロメタン CHBr ₂ CCl	24.3	24.0	29.0	27.0	43.7	35.7
1,1,1-トリクロロエタン CH ₃ CCl ₃	89.0	87.6	106	98.3	222	140
トランス-1,2-ジクロロエチレン C ₂ HCl=CHCl	188	177	204	195	316	315

注) 結果の数値はいずれも3回くり返した試験結果の平均である。

生物に強い毒性を示すことを示唆するものである。

7種類の供試物質のコイ、ヒメダカ、ミジンコに対する急性毒試験結果を表-3に示す。同表から明らかなように、プロモホルムを除けば、コイ、ヒメダカの魚類よりミジンコの方が高いTL₅₀値になっていることからミジンコの耐毒性が魚類より高い事を示している。また、ヒメダカとコイではプロモクロロメタン、4-クロロ-m-クレゾールの48時間TL₅₀値を除いて、ヒメダカのTL₅₀値の方が高い値を示しており、コイよりもヒメダカの方が耐毒性が高い可能性がある。

図-2は、縦軸に物質の分子量に占めるハロゲン量の割合、横軸にコイのTL₅₀値を示した。同図は今年度と前年度の調査結果からまとめたものであり、ハロゲンの分子量に占める割合が高い程TL₅₀値が小さく、毒性が強いことを意味している。ただし、ベンゼン環を持つもの、水溶性で毒性が強い4-クロロ-m-クレゾールは例外となっている。

ハロゲン含有物質の亜急性毒試験結果を表-4に示す。コイの死亡率はプロモホルム0.21ppm/L、4-クロロ-m-クレゾール0.05ppm/Lの各々の最低濃度においても15~30%になっており、魚類に長期間曝露された場合には、このような低濃度でも致死的影响を受ける可能性があるといえる。これを魚卵の死亡率と比べると、明らかに魚卵の耐毒性が高くなっている。これは魚卵の方が体制が未分化で単純であること、ふ化するまでは運動機能が未発達であり神経-運動系にダメージを受けにくいこと、環境の変化に対する卵膜の緩衝作用等が原因として挙げられよう。コイに対する亜致死的影响としては、体長、体重の成長に対するものがあげられる。この影響は体長よりも体重の増加抑制に強く作用しており、長期曝露によりコイの体型は細長くなる傾向があった。この傾向は4-クロロ-m-クレゾールに曝露された魚卵のふ化仔にもみられた。

参考文献 1) 土研資料、塩素化有機物の水棲生物に対する急性毒の調査(1980)

2) 磯野直秀、化学物質と人間、中央公論(1975)

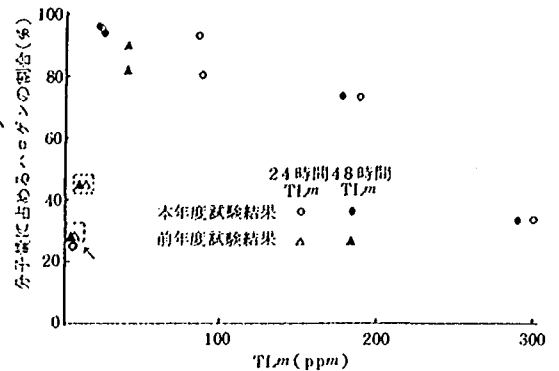


図-2 物質の分子量に占めるハロゲンの割合(%)とコイによるTL₅₀値との関係
○△で囲まれたものはベンゼン環をもつものであり、
矢印で示したものは水溶性の4-クロロ-m-クレゾールである。

表-4 亜急性毒性試験の結果一覧

毒性試験	項目 物質濃度 (ppm)	死亡率 (%)	試験中の観察 (対照区を1とする指数)				成長度 (対照区を1とする指数)		体内蓄積量 (ppm)
			行反ハ 動底ナ 活下死 死 化	平狂出粘 走血液 失遊外 弱傷常 弱傷常 弱傷常	魚卵 浮上率 (%)	死亡率 (%)	平均体長 平均体重	平均体長 平均体重	
コイに対する急性毒試験	プロモホルム	10.5	60	+	+	+	0.86	0.60	15
	プロモホルム	3.94	45	+	+	+	0.91	0.72	2.4
	プロモホルム	1.48	20	+	+	+	0.90	0.72	0.082
	プロモホルム	0.56	25	+	+	+	0.96	0.85	0.078
	プロモホルム	0.21	15	+	+	+	0.94	0.89	0.084
	4-クロロ-m-クレゾール	2.65	100	+	+	+	—	—	—
	4-クロロ-m-クレゾール	0.98	95	+	+	+	0.78	0.36	41
	4-クロロ-m-クレゾール	0.36	30	+	+	+	0.95	0.73	4.3
	4-クロロ-m-クレゾール	0.13	20	+	+	+	0.95	0.73	0.39
	4-クロロ-m-クレゾール	0.05	20	+	+	+	0.93	0.78	検出限界以下
魚卵に対する急性毒試験	項目 物質濃度 (ppm)	ふ化率 (%)	浮上率 (%)	死亡率(%)		ふ化仔の成長度 (対照区を1とする指数)		平均体長 平均体重	
				魚卵	ふ化仔	合計	合計	合計	合計
魚卵に対する急性毒試験	プロモホルム	21.0	93.9	84.1	6.1	9.8	15.9	0.97	0.92
	プロモホルム	3.94	98.9	94.7	1.1	2.1	3.2	0.93	0.96
	プロモホルム	1.48	100.0	98.0	0	2.0	2.0	0.97	0.96
	プロモホルム	0.56	97.7	95.5	2.3	3.4	5.7	0.97	0.96
	プロモホルム	0.21	97.8	96.8	2.2	1.1	3.3	1.0	1.0
魚卵に対する急性毒試験	4-クロロ-m-クレゾール	2.65	93.4	0	6.6	93.4	100	—	—
	4-クロロ-m-クレゾール	0.98	98.1	36.9	1.9	61.2	63.1	0.78	0.54
	4-クロロ-m-クレゾール	0.36	98.1	90.3	1.9	7.8	9.7	0.97	0.88
	4-クロロ-m-クレゾール	0.05	96.3	89.7	3.7	6.6	10.3	0.97	1.0
	4-クロロ-m-クレゾール	0.01	99.0	99.0	1.0	0	1.0	0.97	0.96

1 6. 下水道への工場廃水の受入れに伴う処理水への着色の影響と脱色に関する調査

水質研究室 室 長 村上 健
研究員 渡部春樹

1. 調査の目的と必要性

本調査の目的は、染色工場廃水などの着色廃水について、家庭下水との合併処理を行う場合の生物処理による脱色効果、3次処理としての脱色処理、および、着色工場廃水を単独で処理する場合の脱色処理などについて技術的および経済的な観点から検討し、着色工場廃水を公共下水道に受入れる際の基本方針、即ち、公共下水道に受入れた後に脱色処理を行うか、あるいは各工場において除害施設を設けさせて処理させるかという方針、および、それぞれの場合の脱色処理の技術的な指針の策定に資することにある。

染色工場廃水その他の非常に着色した廃水を公共下水道に受入れている下水処理場においては、その放流水に色が残る、放流先水域に不快な外観を与えている場合が少なからずある。現在は環境基準、排出基準、あるいは除害施設基準のいずれにも色に関する規制はないが、放流先水域の美観を保持するという観点からすれば、色の除去という問題は非常に重要な課題である。しかしながら、現在の段階では着色の程度を表示する方法も十分には確立されてはおらず、また、色の除去方法についても必ずしも十分な技術が確立されているとはいえない。このため、昭和51年度から下水道事業調査費により調査を開始することとし、主として浜松市への委託によって過去5ヶ年調査を実施してきた。浜松市では下水道区域内に多くの染色工場が存在しているため、下水処理からの放流水がかなり着色しているという問題を持っており、従来から独自に脱色に関する調査を行っていたが、より一般的な観点から検討すべく、下水道事業調査費により調査を依頼したものである。

2. 昭和54年度までの調査結果

(1) 染色工場廃水を含む下水の活性汚泥処理——処理に対する影響と脱色効果

染色工場廃水の混入比率が10%程度の場合には活性汚泥処理に対してあまり大きな悪影響を与えないが、この場合においても、ナフトール染料の廃水など一部のものを除けば、家庭下水のみの場合と比較してCODの除去率はやや(5~10%)低下する。活性汚泥処理に著しい悪影響を及ぼさない範囲は染料の種類によってかなり異なり、硫化染料の廃水の場合は混入比率が40~60%以下、反応染料の廃水の場合は20%程度以下と考えられた。

活性汚泥処理による色の除去については、浮遊物質として存在する色の除去はかなり行われるが、溶解性物質として存在する色の除去は全くなく、酸化によってむしろ色が強まる場合もある。

(2) 活性汚泥処理水に残存する着色の除去

染色工場廃水の混入率が10%程度の場合、活性汚泥処理水中に残存する着色は全般的にはオゾン酸化、活性炭吸着によってよく除去できる。ただし、染料の種類によって多少異なり、オゾン酸化で比較的除去し難いものには分散染料、建染染料などがあり、また、活性炭吸着で除去し難いものには建染染料などがある。染色廃水の混入比率が高い場合でも同様に、全般的にはオゾン酸化、活性炭吸着によってよく除去できたが、染料による除去特性の相違が大きくなり、試験した染料の範囲では、特に分散染料による着色が除去され難かった。なお、凝集沈澱はいずれの場合にもあまり有効な方法とは考えられなかった。また、活性炭吸着では、比較的大きな細孔を持つものが有利であった。

(3) 染色工場廃水単独の物理化学的処理

比較的有効な処理は薬品凝集沈澱処理であり、反応染料、塩基性染料の廃水を除けば80%以上の除去率が得られた。凝集沈澱とオゾン酸化または活性炭吸着との併用処理の効果は、染料の種類によってかなり異なった。

3. 昭和55年度の調査結果

3.1. 概要

本年度は調査の最終年度として、染色工場廃水の混入によって着色している2次処理水の脱色に関して過去行ってきた室内実験結果を確認するために、数～数十 m^3 /日規模のオゾン酸化および活性炭吸着による脱色処理実験を行った。また、各種処理の脱色に関する機能評価を行うため、ゲルろ過による分子量分画を行って物質の除去特性を検討した。

3.2. 2次処理水中に残存する着色の脱色処理実験

実験を行った場所は浜松市中部浄化センターであり、実験には同処理場の2次処理水を用いた。中部浄化センター処理区域内には大小あわせて約30の染色工場があり、染色工場廃水は同処理場の流入下水量125,000 m^3 /日のうち約20,000 m^3 /日を占めている。区域内の染色工場で用いら

れている染料は、捺染に用いられる顔料を除くと、約60%が反応染料であり、2次処理水中には活性汚泥処理では除去できない反応染料などの親水性染料が多く残存している。このため、2次処理中の着色はかなり著しいが、着色の程度は時間、曜日、季節によって大きく変動する。図-1に四季に1回、それぞれ1週間にわたって着色の変化を調べた結果を示す（着色の指標である着色度 $(S)_{100}$ については昭和51年度の報告書を参照）。色相は、一般的

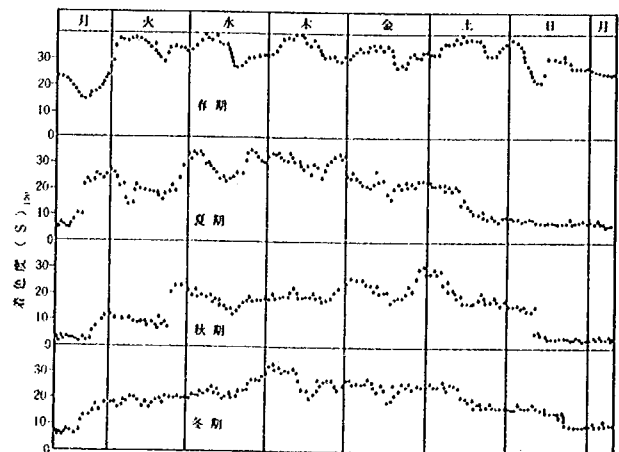


図-1 2次処理水の着色度変動

には着色度が低い時は黄色，高い時は赤ないし紫色である。

3.2.1. オゾン酸化による脱色の試験

使用した実験装置は，最大オゾン発生量 37.5 g/時のもので，反応塔は 2 塔あり，1 塔は高さ約 2 m，他の 1 塔は約 4 m で，外径はいずれも 0.475 m である。

本装置を用いた実験は先年度にも秋期と冬期に行い，オゾン注入量と脱色量との関係等を調べた。今年度は，処理水中に残存する色が強くなる春～夏期に同様な実験を行うと共に，施設の設計諸元を明らかにするために，ガス・水量比，水深，接触時間等の操作因子とオゾンの利用効率，脱色率との関係等を調べた。実験はすべて同一条件を一週間連続して行い，1 週間の平均値で結果を表示することとした。

図-2 に反応オゾン量（供給オゾン量と排気ガス中のオゾン量との差として測定した値）と着色度（S）₁₀₀ 除去率との関係を示す。図中には，先年度に実施した秋期と冬期の実験結果もあわせて示してあり，また，SS によるオゾン消費の影響をみるために急速ろ過をしない 2 次処理水についての実験結果もプロットしてある。

図によれば，今年度の春～夏期の実験結果では先年度の結果に比較して同一反応オゾン量における除去率が 10～15% 程度低いが，これは春～夏期は 2 次処理水の着色が強いためであり，着色度の単位量を除去するために必要なオゾン量は，図-2 反応オゾン量と着色度除去率
図-3 に示す通り先年度の場合とほぼ同一の値になっている。実験を行った下水処理場の 2 次処理水については，オゾン 10 ppm の添加で除去率 60～70%，着色度（S）₁₀₀ の絶対量にして 12～14 の除去があるものとみなされる。また，2 次処理水と急速ろ過によって濁質分を除去した 2 次処理水との脱色効果を比較すると殆んど差は認められない。昨年度の実験でも同様な結果が得られており，溶解分の多い反応染料等の着色物質で着色している 2 次処理

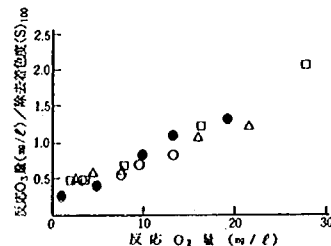
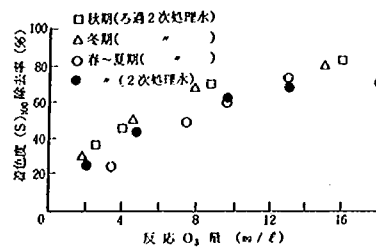


図-3 除去着色度当りの反応オゾン量

水のオゾン酸化による脱色処理では，急速ろ過による前処理は必ずしも必要ないものと考えられる。

オゾンの反応効率，着色度除去率と種々の操作因子との関係を見るため，一連の実験を実施した。図-4～7 にこれらとガス・処理水量比（G/L），水深，反応時間，供給ガス中のオゾン濃度との関係をそれぞれ示す。

図-4～6 の実験において，供給ガス中のオゾン濃度はすべて 8 mg O₃/ℓ-air の一定値としている。

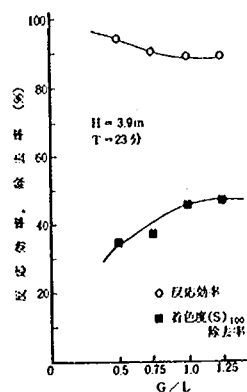


図-4 ガス・水量比（G/L）の影響

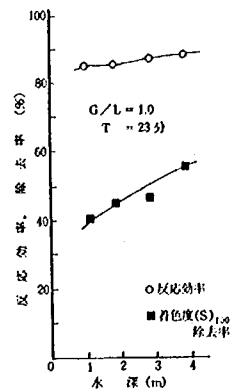


図-5 水深（H）の影響

オゾンの反応効率（利用効率）は、当然のことながら、 G/L 、 H 、 T が増加するに従って大きくなっている。実験に使用した装置の反応塔は気液対向流の形式で、底部からオゾンを含む空気を散気する方式であるが、このような単純な方式でも80%以上の反応効率を得ることは容易である。着色度除去率に対する影響については、 G/L が増加すれば供給オゾン量が増加するので除去率が大きくなるのは当然であるが、水深が大きくなるにつれ除去率が大きくなる傾向にある理由には明確ではない。恐らくは実験に使用した水に含まれる着色物質の性状の違いによるものと思われる。また、接触時間に関しても、30分のときに20分以下のときより除去率が低くなる理由も明確ではない。今までの室内実験結果とあわせて判断すると、10分以上接触させても除去率は向上しないと解釈すべきであろう。図-7は、 G/L をパラメーターとして供給ガス中のオゾン濃度の影響をみたものであるが、 G/L が0.5と1.0のときの値を比較すると、 G/L に供給ガス中のオゾン濃度を乗じた値、すなわち単位処理水量当りのオゾン量が等しいときには、オゾンの利用効率が同じ程度になっている。オゾンの供給量を増加した場合の利用効率の低下の割合と、単位供給オゾン量当りの着色度除去量の低下とを比較すると、後者の低下の割合の方がかなり大きく、供給オゾン量が増加すると色の分解以外に消費されるオゾンの割合が大きくなることを示している。なお、図-7において、 G/L が1.0のときの方が1.25のときよりも単位オゾン量当りの着色度除去量が小さくなっているのは、 $G/L=1$ の場合に用いた2次処理水の着色度（ S ）₁₀₀が平均12.3であり、他の場合の1/2程度であったためである。

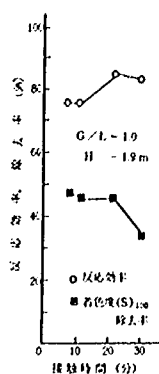


図-6 接触時間（T）の影響

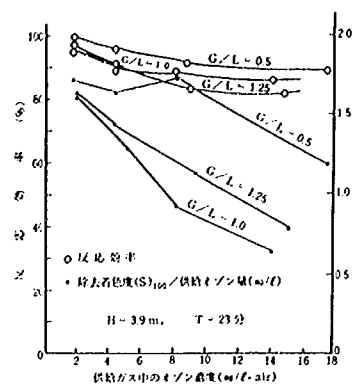


図-7 供給ガス中のオゾン濃度の影響

3.2.2. 活性炭吸着による脱色の試験

実験を実施した浜松市中部浄化センターの下水の着色は反応染料によるものが主体であるが、この場合には活性炭吸着も有力な脱色方法になり得る。このため、今年度は最終年度として比較的大型のカラムによる着色度の破過曲線を求めるための連続実験と、再生による活性炭の特性変化を調べるための実験を行った。

破過曲線を求めるための実験では、内径20cm、高さ2mの吸着塔を2塔直列に接続して用いた。使用した活性炭は比較的ランジショナルポアの細孔が多い種類のものであり、充填量は1塔当たり0.045 m³である。原水としては急速ろ過した2次処理水を用い、通水量3.41 m³/日、LV約110 m/H、SV 3.2 ℓ/時（1塔当たり）で運転した。一方、活性炭の再生実験のための、内径80cm、高さ3m、活性炭充填量1.25 m³の吸着塔をほぼ同様の実験条件で運転し、老廃炭を回分式流動層式の再生炉で再生して特性の変化を調べた。

通水負荷と着色度およびCOD除去率の変化を図-8に、着色度負荷と着色度除去率の変化を

図-9にそれぞれ示す。図によれば、着色度の除去率はほぼ通水負荷に反比例して低下しているが、CODの場合には通水の初期に除去率が急激に60%程度まで低下している。これは、後述のゲルろ過による分子量分画結果から推定されるように、着色物質の分子量分布は比較的狭い範囲に集中しているのに対し、2次処理水中の有機物全体の分子量分布は非常に幅広いため、活性炭に当初から吸着されない物質が多いためと思われる。

実験期間の関係で除去率が0になる迄は実験を継続できなかったが、傾向から類推すると、除去率が0に近づく迄の負の負荷は、着色度については通水負荷では $2.5 \times 10^4 \text{ ml/ml-AC}$ 、着

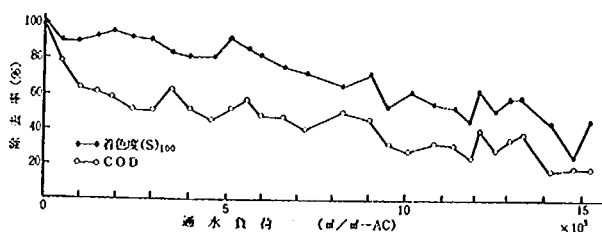


図-8 通水負荷と除去率との関係

色度負荷では $4.8 \times 10^5 \text{ 着色度 (S)}_{100} \cdot \text{ml/ml-AC}$ であり、CODについては通水負荷で $2.1 \times 10^4 \text{ ml/ml-AC}$ 程度であった。なお、図示してはいないが、COD負荷では $0.62 \text{ COD-kg/kg-AC}$ であった。吸着塔を多段とし、メリーゴーラウンド方式で運転すれば、活性炭の吸着能をほぼ完全に利用できるので、上記の運水負荷または着色度負荷によって装置の概略の設計が可能となる。

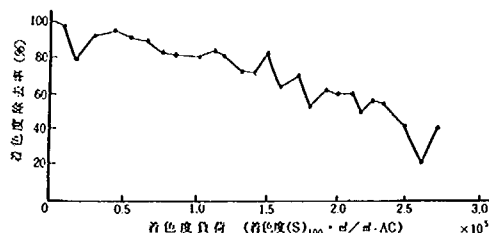


図-9 着色度負荷と除去率との関係

再生による活性炭の吸着特性の変化を調べるために、水負荷約 $9 \times 10^3 \text{ ml/ml-AC}$ の時期に再生を行い、新炭と再生炭の吸着特性を比較した。図-10にカラムによる連続通水試験、図-11に等温吸着試験の結果をそれぞれ示す。

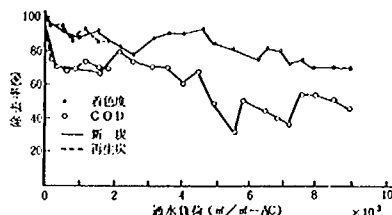


図-10 新炭と再生炭の吸着能の比較 (カラム試験)

再生は1回のみであり、また、再生炭を用いての連続通水試験の試験期間が短いため結論づけることはできないが、図-10の結果からみる限り再生による吸着能の変化は大きくない。しかし、等温吸着試験では明らかに吸着能が低下しており、再生により吸着能はやや低下すると考えた方が安全である。なお、再生により全細孔容積はいくらか大きくなっているが、 $10 \sim 15 \text{ \AA}$ 程度の細孔容積は減少している。また、よう素吸着力、メチレンブルー脱色力、ABS価、フェノール価などの一般性能は殆んど変化していない。

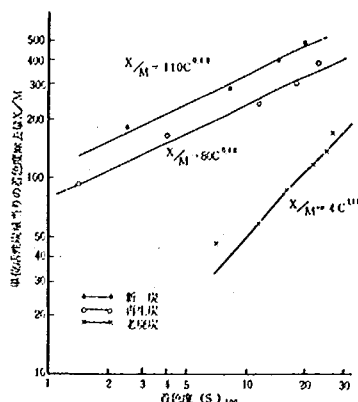


図-11 新炭と再生炭の吸着能の比較 (等温吸着試験)

3.3 処理によるゲルクロマトグラフの変化

各種の処理によって除去される物質の特徴を調べるため、ゲルろ過による分子量分画を行った。実験条件は以下の通りである。使用ゲル：G-15、溶出液：蒸留水、溶出液流

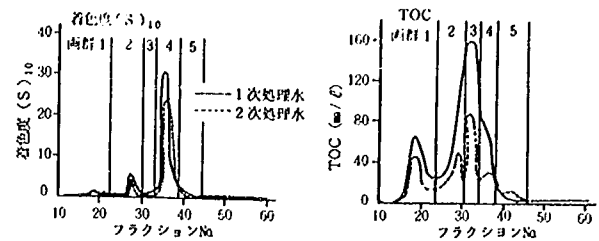
速：30 ml/時，試料添加量：15 ml（20倍濃縮試料），1フラクション量：5 ml，カラム内径：φ26mm，ゲル充填高さ：40 cm

溶出の方法として，蒸留水でまず溶出させた後に0.1N・NH₄OH溶液で更に溶出させる2段階溶出についても検討したが，着色成分に関する限りは蒸留水によって殆んどすべて溶出したので，通常の操作においては蒸留水のみによる押出しとした。また，試料の濃縮は真空濃縮で行い，濃縮倍率はすべて20倍としたが，濃縮過程での有機物の回収率はDOCであらわして，1次処理水，2次処理水に対してそれぞれ73%，72%であった。

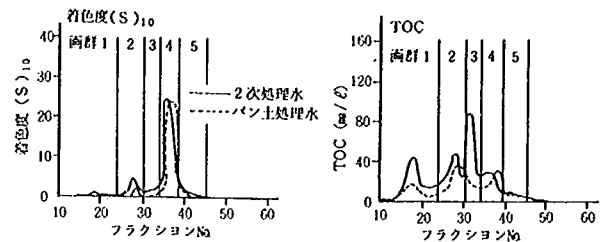
中部浄化センターの1次処理水と2次処理水のゲルクロマトグラフの比較を図-12(a)に，また，同処理場の2次処理水をそれぞれ硫酸バン土凝集沈澱，石灰凝集沈澱，オゾン酸化，活性炭吸着処理した処理水のゲルクロマトグラフを2次処理水のゲルクロマトグラフと比較したものを図-12(b)，(c)，(d)，

(e)にそれぞれ示す。処理条件は，凝集沈澱については硫酸バン土，石灰とも添加量600 mg/ℓ，オゾン処理は反応オゾン7.6 mg/ℓ，活性炭処理は図-8の実験で通水負荷が約7,000 m³/m²・A Cの場合である。なお，図の縦軸は10mmセルを用いて測定した着色度(S)₁₀である。図によれば，着色成分は画群4が主体である。画群2にも小さいピークがあるが，別途実施した家庭下水のみの場合のゲルクロマトグラフによれば，画群2のピークは家庭下水に起因するものと判断される。従って染色廃水に起因する着色物質

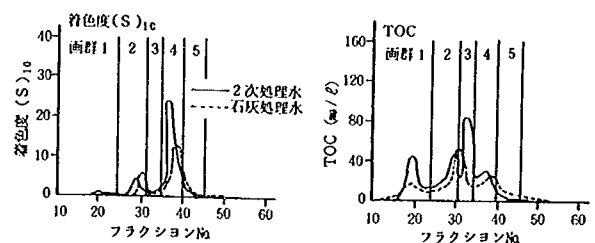
(a) 1次処理水と2次処理水



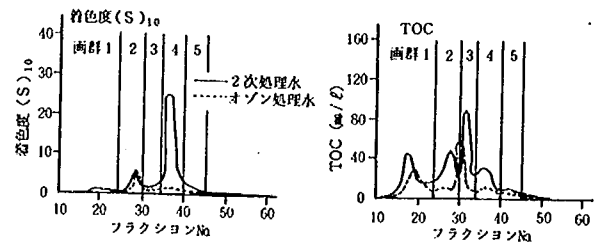
(b) 2次処理水とバン土凝集沈澱処理水



(c) 2次処理水と石灰凝集沈澱処理水



(d) 2次処理水とオゾン処理水



(e) 2次処理水と活性炭処理水

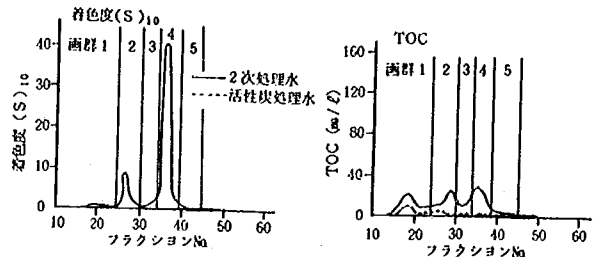


図-12 ゲルクロマトグラフの比較

は殆んどすべて画群4に溶出すると考えられる。

凝集沈澱処理水のT O Cのクロマトグラムによれば、除去されているのは画群1および3の比較的分子量の大きい部分である。一般には、凝集沈澱に除去できるのは画群1のものが主体であるといわれており、本実験の場合にはもう少し小さい領域の物質（画群3）のものまで除去されているが、色の主体である画群4の物質まではあまり除去されていない。オゾン処理の場合は画群4の物質が殆んど選択的に除去されており、色の除去に効率的な方法であるといえる。一方、活性炭吸着では画群2以下の物質がほぼ一様に除去されている。しかし、T O Cの図でみられるように画群1の除去率が低くT O CやC O Dの除去率を低下させる原因となっている。

4. まとめ

染色工場廃水に起因する下水の脱色処理について調査し、最も現実的と考えられる2次処理水のオゾン酸化および活性炭吸着処理に関して、機能設計を行えるだけの成果を得た。

IV 河川事業調査費による研究

1. 洪水時汚濁負荷の停滞水域の水質に及ぼす影響の調査

水質研究室 室 長 村上 健

研究員 藤木 修

山田幸男

1. まえがき

今日、全国の閉鎖性水域においてますます社会的関心の高まりつつある富（過）栄養化による水質汚濁の問題は、主としてこれらの水域に流入する窒素およびリンの負荷量の増大に起因することが定説となっている。琵琶湖、霞ヶ浦等大都市の近くに位置し、水資源としての価値の高い湖沼においては、富栄養化の原因となっている窒素、リン負荷量の削減による湖水質の改善計画が立案され、既に幾つかの行政的施策が実行に移されている¹⁾。そして、これら施策の効果は、それによる窒素又はリン負荷の削減率によって評価されるのが普通である。

一方、近年河川や下水管渠から排出される窒素、リン負荷の水文学的解析が進むにつれ、降雨によって自然地や農地、都市の地表面等から流送される汚濁負荷が、晴天時の負荷にほぼ匹敵することが明らかとなった²⁾。その意味では、洪水時汚濁負荷対策の相対的重要性が強調されることになるが、一方では晴天時と雨天時に流入する栄養塩類の形態がかなり異なっていることにも注意しなければならない。即ち、晴天時に流入する栄養塩類は溶解性が中心であるのに対して、雨天時の場合にはかなりの部分が粒子態であり³⁾、多くは河口や放流口の急拡部で沈殿するか、たとえ浮遊状態でもそのままでは藻類にとって利用不可能と考えられるのである。閉鎖性水域の栄養レベルを決定するのは栄養塩の総体としての負荷か、溶解性のみの負荷かについては、生態学分野でも意見の分れるところである。しかし公共用水域の富栄養化問題に対処する場合、晴天時負荷対策と洪水時負荷対策のどちらを優先すべきかを決定するためには、停滞水域に流入した粒子態栄養塩類の挙動と生物学的な役割を解明しなければならない。本調査は、生物学的利用可能性という観点から、洪水時に大量に流入する栄養塩負荷が停滞水域の水質に及ぼす影響について評価し、富栄養水域における水質改善施策の効率化を図ろうとするものである。

2. 調査概要

洪水によって流送され停滞水域に流入する粒子態の窒素、リンが、最終的に藻類に摂取され一次生産に寄与するまでには、図-1に示すような幾つかの経路が考えられる。このうち底泥中および水中に粒子態で存在する窒素、リンが、藻類に利用可能な無機溶解性に変化する過程では、分解者である細菌類が重要な働きを行っていると考えられる。しかし図-1の経路を一つ一つ追跡す

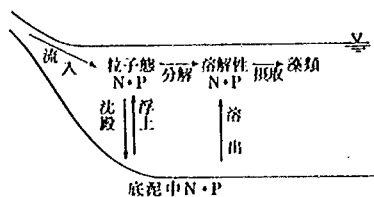


図-1. 洪水時に流入した粒子態N・Pが藻類に利用されるまでの経路

ることは、現場ではもちろん実験室のマイクロコスムにおいてさえ容易ではない。そこで本年度は、浮遊状態で藻類細胞の間近に存在する粒子態の窒素、リンがどの程度藻類或いは細菌に利用されるかをそれぞれ藻類培養試験とMBOD試験によって定量化することを試みた。

3. 調査方法

3.1. 試料の採水と分画

洪水時河川水試料は表-1に示す2種類で、それぞれ流量比例コンポジットとした後、篩と濾紙によって粒径毎に分画した。分画によって作製した試水は次の6種類である。

(a) 河川水原水

(b) 74 μ 篩(土質試験法参照)の濾液

(c) ワットマン定量濾紙(グレード541, 保持粒子サイズ約25 μ)の濾紙

(d) 10.0 μ ミリポアフィルター濾液

(e) 5.0 μ ミリポアフィルター濾液

(f) 0.45 μ ミリポアフィルター濾液

ただし、園部川の試水については(a), (b), (e), (f)の4種類である。各々の試水について水質分析を行った後、藻類培養試験およびMBOD試験に供した。

3.2. 藻類培養試験⁴⁾

粒子態栄養塩の藻類による利用可能性を調査するために、各分画試水のAGP (Algal Growth Potential) 測定を、また藻類増殖に対する制限栄養塩の推定のために栄養塩添加試験を行った。藻類の培養に用いた試水は、分画試水(園部川)又はその5倍希釈水(大堀川)とそれらに無機栄養塩を添加したものであるが、接種藻類以外の藻類種を排除する目的で、上記の試水をオートクレーブ処理(121°C, 15分間)したものも試験に供した。ただし本調査では細菌の作用も含めて粒子態栄養塩の藻類による利用可能化を問題とすることから、オートクレーブ処理した試水および0.45 μ ミリポアフィルター濾液(f)には細菌の接種を行った。各試水は3本ずつフラスコに入れ、往復振とう機にかけて培養した。藻類培養条件の詳細を表-2に示す。最終的な藻類の最大増殖量は、クロロフィル(a+b+c)濃度で表示し、オートクレーブ処理試水についてはこれをChlorellaの乾燥重量に換算した。しかし試水(f)については、直接乾燥重量の測定を行った。

3.3. MBOD試験

MBOD (Modified BOD) 試験は中本⁵⁾の考案によるバイオアッセイ法であって、微生物(特

表-1. 採水条件

Sample No.	採水日時	採水場所
1	昭和55年10月14日, 22:00, 15日 1:00, 4:00, 7:00 (計4回)	茨城県園部川 園部新橋
2	昭和56年2月23日, 17:00, 19:00, 21:00 (計3回)	千葉県大堀川 手賀沼流入部

表-2. 藻類培養条件

- 1) 接種藻類および接種濃度: Chlorella vulgaris, 5×10^3 cells/ml.
- 2) 培養温度: 25°C.
- 3) 光条件: 4,000 lux, 16時間明8時間暗。
- 4) 培養期間: フラスコ内の藻類細胞濃度が一定となるまで(2~3週間)。
- 5) 細菌の接種: 分解者としての細菌を加える目的で、原水(a)を3,000 rpmで15分間遠心分離した上澄水1 mlを、オートクレーブ処理水および0.45 μ 濾過処理水、各々100 mlに対して添加した。この時、接種により上澄水中に藻類が含まれていない事を確認した。
- 6) 栄養塩添加条件: 窒素-NaNO₃をNとして2.0 mg/L添加。リン-園部川試水(a), (b)にはK₂HPO₄をPとして1.0 mg/L, (e), (f)には0.1 mg/L添加した。また大堀川試水については、K₂HPO₄をPとして0.3 mg/L添加した。

に細菌) にとって利用可能な水中の栄養塩類或いは微量元素の量を従来のBODと同様、酸素消費量で計測しようとするものである。本調査で測定したのはMBOD, MBOD-N, MBOD-Pの3種類であるが、それぞれの測定値の意味と添加物(BODの希釈水に相当)を表-3に示す。

表-3. MBODによる種々の物質量の推定
(文献5)より引用、一部修正)

バイオアッセイの種類	添加物	測定しようとするもの
MBOD	有機物	呼吸+制限利用可能無機物
MBOD-N	P, 微量元素, 有機物	呼吸+利用可能窒素
MBOD-P	N, 微量元素, 有機物	呼吸+利用可能リン
BOD(参考)	N, P, 微量元素	呼吸+利用可能有機物

・ここでの呼吸は増殖にともなう呼吸を含む。

以上の全調査実施手順をフローとして描いた

のが図-2である。

4. 調査結果

4.1. 水質分析結果

分画試水の水質分析結果を表-4に、分画による窒素、リン構成比の変化を図-3に示す。大堀川試水(a)の窒素、リン濃度は園部川試水(a)のほぼ3倍の値である。園部川試水中の無機態窒素は大部分が硝酸性であるのに対して、大堀川試水の場合にはアンモニア性窒素の比率が高く、オートクレープ処理によって窒素濃度の低下が見られる。一方リンについては、園部川試水の場合は粒子態のものが多く、分画通過によってかなり除去される。

表-5は、水質分析結果より計算した、粒径5μ以上のSS粒子に含まれる窒素、リンの割合を、霞ヶ浦表泥の値と比較して示したものである。

園部川、大堀川の洪水時SS粒子はいずれも霞ヶ浦表泥より窒素、リン含有率が

高く、たとえ一旦底泥に沈殿しても、その後窒素、リンが溶解性となって溶出する可能性を示唆している。

4.2. 藻類培養試験結果

以下の説明では、試水や培養方法を区別するために図-2にある記号を用いることとする。

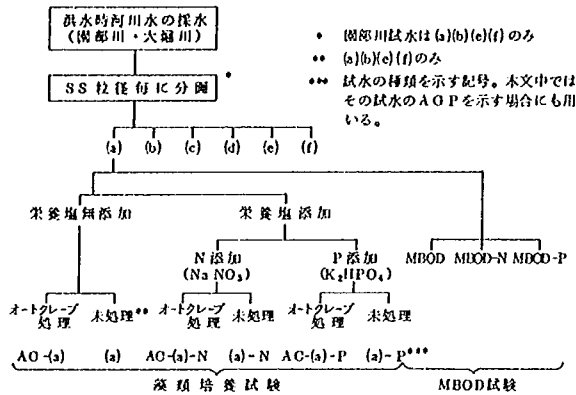


図-2. 調査実施フロー

表-4. 分画試水の水質

分画試水	園 部 川				大 堀 川					
	(a)	(b)	(c)	(d)	(a)	(b)	(c)	(d)	(e)	(f)
pH	6.6 (6.9)	6.8 (7.0)	6.9 (7.0)	7.0 (7.2)	7.9 (7.4)	7.8 (7.1)	7.9	7.8	7.7 (7.2)	7.9 (7.3)
NI ₁ -N	0.02 (0.06)	0.01 (0.06)	0.06 (0.06)	0.07 (0.10)	8.43 (5.82)	8.43 (5.85)	8.43	8.43	8.43 (5.85)	8.43 (5.30)
NO _x -N	0.005 (0.005)	0.005 (0.004)	0.006 (0.006)	0.006 (0.006)	0.020 (0.022)	0.020 (0.022)	0.020	0.020	0.020 (0.022)	0.020 (0.025)
NO _s -N	2.93 (2.90)	2.83 (2.86)	2.75 (2.86)	2.71 (2.78)	0.021 (0.020)	0.021 (0.020)	0.020	0.020	0.020 (0.020)	0.020 (0.030)
T-N	5.81 (5.73)	5.57 (5.48)	3.72 (3.48)	3.64 (3.66)	15.6 (12.2)	14.4 (11.6)	12.4	11.5	10.7 (8.6)	10.8 (8.2)
PO ₄ -P	0.384 (0.411)	0.292 (0.330)	0.050 (0.330)	0.037 (0.047)	2.23 (1.74)	2.23 (1.74)	2.11	1.91	1.78 (1.74)	1.69 (1.63)
T-P	0.898	0.766	0.102	0.070	2.71	2.55	2.40	2.22	2.03	2.04

()内はオートクレープ処理後の値

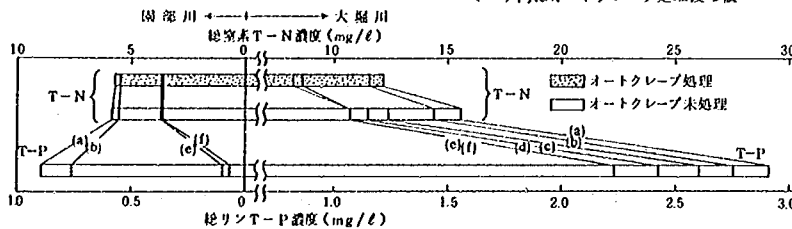


図-3. 分画試水の窒素、リン構成比

表-5. SS構成粒子(粒径5μ以上)中の窒素・リン(mg/g乾土)

	園部川試水	大堀川試水	霞ヶ浦表泥*	高崎沖
N	9.1	35.0	6.03	6.46
P	3.5	4.8	0.85	2.41

・関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所「霞ヶ浦表泥溶出調査」昭和55年1月。

藻類培養試験の結果を図-4に示す。オートクレープ未処理（未処理と略記）の試水については、最初にChlorellaを接種したにもかかわらず、Chroococcus minimus（藍藻）、Fragilaria sp.、Melosira varians（珪藻）（以上園部川）やNavicula sp.（珪藻）、Ankistrodesmus falcatus（緑藻）（以上大堀川）等の現地藻類の増殖が支配的であった。従って、未処理の試験結果によって園部川試水と大堀川試水のAGPを比較することはできない。すべてのオートクレープ処理（処理と略記）試水および未処理試水(f)については、接種したChlorella以外の藻類の増殖は認められなかった。

分画試水のAGPについて

分画によって除かれるのは、藻類には一般に利用不可能と考えられている粒子態物質のみであるが、各分画試水によってAGPの値に相異が見られる。園部川の未処理試水の場合には、(a), (b) > (c), (f) であって、懸濁粒子態物質の存在が藻類増殖にプラスに作用しているのに対して、処理試水ではAC-(a) < AC-(b) < AC-(c) < AC-(f) と逆の結果となっている。懸濁粒子が藻類の増殖に及ぼす影響としては、

1) 粒子中或いは粒子に吸着していた栄養塩が溶出して利用される、などというプラスの面と、2) 散乱により光合成に必要な光強度を低下させる、3) 物理的衝撃により藻類細胞に損傷を与える、4) 粒子中の増殖阻害物質が溶出する、などというマイナスの面が考えられる。今回の調査結果のみから分画試水のAGPの違いに関する要因の詳細を同定することは困難であるが、未処理試水の結果については、現地藻類のような異なる種類の藻類が混在している系では栄養塩摂取に関する競合が高まり、全体として栄養塩の利用性が増大したためと思われる。一方、大堀川試水のAGPは、処理・未処理とも分画通過による粒子態栄養塩の除去に伴って漸減する傾向にある。以上の考察から、園部川処理試水のデータを除き、藻類が、長初懸濁粒子として存在していた栄養塩の一部を利用したことを裏づけるものと推察される。

栄養塩添加試水のAGPについて

実施した大部分のケースについて、窒素又はリンの添加は藻類の増殖を刺激したが、分画試水の種類によってその程度は異なる。園部川試水(a), (b)の場合には、処理・未処理ともに(a)-N > (a)-P, (b)-N > (b)-Pであるが、(c), (f)については逆に(c)-N < (c)-P, (f)-N < (f)-Pとなった。

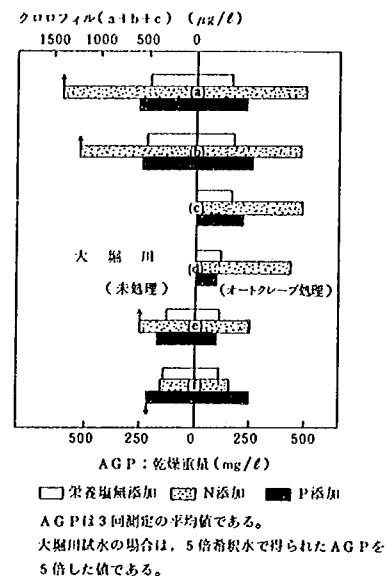
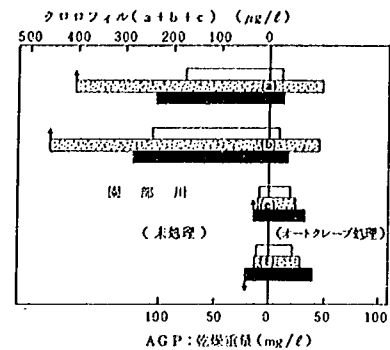


図-4. 藻類培養試験結果

即ち(a), (b)は窒素制限型, (c), (f)はリン制限型と言える。(a), (b)と(c), (f)の窒素, リン濃度を比較すると(図-3参照), (c), (f)のリン濃度の低下は窒素濃度の低下と比べてかなり大きいことがわかる。以上のことから, 園部川試水の場合は少なくとも粒径 $5\mu\sim74\mu$ の懸濁粒子に含まれるリンの一部が, 藻類に利用可能であったという結論に達する。同様にして大堀川試水については(a)~(e)が窒素制限, (f)のみがリン制限であって, 少なくとも粒径 $0.45\mu\sim5\mu$ の懸濁粒子中のリンが藻類に利用されていたと考えられる。

4.3. MBOD 試験結果

図-5は藻類培養試験に供したものと同一分画試水についてMBOD, MBOD-N, MBOD-Pを測定した結果である。園部川試水のMBODは(a)>(b)>(c)>(f)と懸濁粒子が除かれるに従って小さくなるが, 大堀川試水の場合はあまり変化がなく, 一定の傾向は見られない。同様のことは園部川, 大堀川両方のMBOD-Nについても言え, 分画試水ごとの違いは測定誤差にマスクされて検出できないものと思われる。

これとは対照的にMBOD-Pは懸濁粒子除去に伴って明確に低減している。

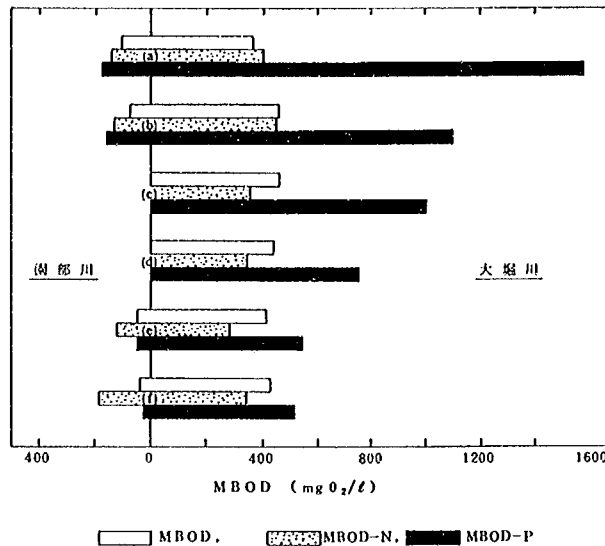


図-5. MBOD 試験結果(3回測定の平均値)

一方, MBOD-NとMBOD-Pを比較すると, 園部川試水については(a), (b)がMBOD-N < MBOD-P, (c), (f)がMBOD-N > MBOD-Pである。即ち, 細菌の増殖にとって(a), (b)は窒素の方が, (c), (f)はリンの方がより強い制限となっている。同様に大堀川の場合にはすべてMBOD-N < MBOD-Pであって, 窒素制限の方が強い。図-3からわかるように, 大堀川試水の分画通過による窒素濃度の低下率は非常に小さく, MBODおよびMBOD-Nの値が分画試水によらずほぼ一定となったのはこのためである。次にMBODとMBOD-(N, Pのうちより強い制限栄養塩)を比較すると, 大部分の分画試水について両者はほぼ等しいか或いは前者の方がやや大きい。このことは, 細菌にとっての増殖制限物質は, 本調査の場合すべて窒素かリンのいずれかであって, これ以外の栄養塩又は微量必須元素が制限となっているケースはなかったとみなせるということである。

以上の議論から, 細菌が粒子態の栄養塩を利用することは明らかである。一般に, 固体表面付近は各種の溶質が濃縮されるため微生物の化学的働きや増殖を促進する効果と, 溶存酸素や他の溶質の拡散速度を抑えて微生物の活動を低下させる効果とがある⁶⁾。ここでは, オルトリンとアンモニア性窒素の懸濁粒子への吸着が問題となる。即ち, オルトリン濃度又はアンモニア性窒素濃度の高い溶液中では, 土粒子の存在はその表面に棲息する微生物の活動を高め, 逆に非吸着性の栄養塩に富む溶液中では土粒子は微生物の働きを抑制すると想像される。表-6は各分画試水

即ち (a), (b) は窒素制限型, (c), (f) はリン制限型と言える。(a), (b) と (c), (f) の窒素, リン濃度を比較すると (図-3 参照), (c), (f) のリン濃度の低下は窒素濃度の低下と比べてかなり大きいことがわかる。以上のことから, 園部川試水の場合は少なくとも粒径 $5\mu\sim 74\mu$ の懸濁粒子に含まれるリンの一部が, 藻類に利用可能であったという結論に達する。同様にして大堀川試水については (a)~(e) が窒素制限, (f) のみがリン制限であって, 少なくとも粒径 $0.45\mu\sim 5\mu$ の懸濁粒子中のリンが藻類に利用されていたと考えられる。

4.3. MBOD 試験結果

図-5 は藻類培養試験に供したものと同一分画試水について MBOD, MBOD-N, MBOD-P を測定した結果である。園部川試水の MBOD は (a) > (b) > (c) > (f) と懸濁粒子が除かれるに従って小さくなるが, 大堀川試水の場合はあまり変化がなく, 一定の傾向は見られない。同様のことは園部川, 大堀川両方の MBOD-N についても言え, 分画試水ごとの違いは測定誤差にマスクされて検出できないものと思われる。

これとは対照的に MBOD-P は懸濁粒子除去に伴って明確に低減している。

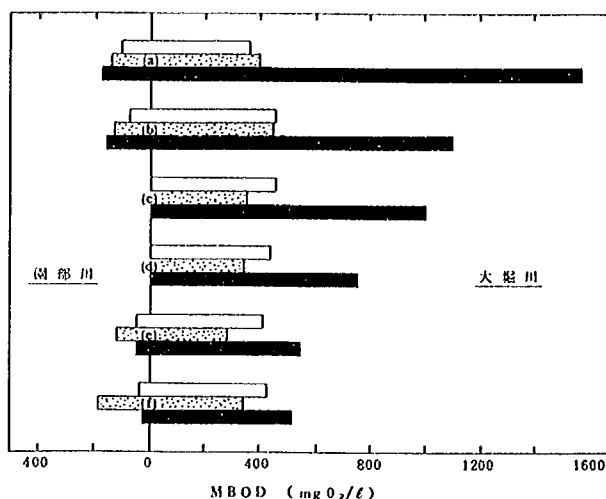


図-5. MBOD 試験結果 (3 回測定 の 平均値)

一方, MBOD-N と MBOD-P を比較すると, 園部川試水については (a), (b) が MBOD-N < MBOD-P, (c), (f) が MBOD-N > MBOD-P である。即ち, 細菌の増殖にとって (a), (b) は窒素の方が, (c), (f) はリンの方がより強い制限となっている。同様に大堀川の場合にはすべて MBOD-N < MBOD-P であって, 窒素制限の方が強い。図-3 からわかるように, 大堀川試水の分画通過による窒素濃度の低下率は非常に小さく, MBOD および MBOD-N の値が分画試水によらずほぼ一定となったのはこのためである。次に MBOD と MBOD-N (N, P のうちより強い制限栄養塩) を比較すると, 大部分の分画試水について両者はほぼ等しいか或いは前者の方がやや大きい。このことは, 細菌にとっての増殖制限物質は, 本調査の場合すべて窒素かリンのいずれかであって, これ以外の栄養塩又は微量必須元素が制限となっているケースはなかったとみなせるということである。

以上の議論から, 細菌が粒子態の栄養塩を利用することは明らかである。一般に, 固体表面付近は各種の溶質が濃縮されるため微生物の化学的働きや増殖を促進する効果と, 溶存酸素や他の溶質の拡散速度を抑えて微生物の活動を低下させる効果とがある⁶⁾。ここでは, オルトリンとアンモニア性窒素の懸濁粒子への吸着が問題となる。即ち, オルトリン濃度又はアンモニア性窒素濃度の高い溶液中では, 土粒子の存在はその表面に棲息する微生物の活動を高め, 逆に非吸着性の栄養塩に富む溶液中では土粒子は微生物の働きを抑制すると想像される。表-6 は各分画試水

2. 河川水質分析精度の評価に関する調査

水質研究室 室 長 村上 健
 研究員 長谷川 清
 小森 行也

1. はじめに

技術管理業務連絡会水質部会では省内で実施している水質分析の精度把握と精度の向上および外注した時のデータのクロスチェック基準となる標準的な分析誤差を求める目的で、51年度より水質共同分析を実施してきた。この調査に参加しているのは各地建技術事務所、北海道開発庁土木試験所及び土木研究所の計10機関である。54年度に実施した項目はフッ素イオン、硫酸イオン、塩素イオンの3項目である。

2. 実施方法

2.1 分析試料の調製

共同分析に用いる試料は、脱イオン蒸留水に目的物質を溶解させた合成試料と、実際の河川水に所定の濃度となるように調製した実試料の二種類である。試料の作成と配布はフッ素イオンを北陸、硫酸イオンを東北、塩素イオンを四国の各地建技術事務所が担当した。各試料の調製濃度は表1のとおりである。フッ素イオンは斑状歯を起こす原因物質といわれ、現在虫歯予防のために水道水中に0.6mg/ℓとなるよう注入しているところもあり、水道法では0.8mg/ℓを許容量として決めている。なお、工場排水基準は15mg/ℓ、水産用水質基準では1.5mg/ℓと決められている。実際の河川水では極めて濃度は低く、例えば信濃川帝石橋附近の年平均値は0.09mg/ℓ（昭和54年度、新潟水道局資料）であることと、JIS K 0102、28のランタン-アリザリンコンプレキソン法の定量範囲が約0.1～2mg/ℓであることなどから、共同分析試料としては比較的低濃度の試料を作成することにした。

硫酸イオンおよび塩素イオンについての基準はとりわけ無いが、WHOおよび外国では衛生学上の立場から200mg/ℓを基準値としている。硫酸イオンは産業に関係する工場、鉱山等の排水による汚染を注意するためにWHOの勧告にもられたものである。

また、塩素イオンは味を感じさせない程度という考えと、海洋に近い水源への配慮ということで決めたものである。日本の河川の平均水質は硫酸イオンが10.6mg/ℓ、塩素イオンが5.8mg/ℓと低濃度であることも考慮し、試料濃度はそれぞれ6～90、3～50mg/ℓ程度とした。但し、塩素イオンについては感潮区間の調査を実施することがあるため、約3000mg/ℓ程度の高濃度も実施することとした。

表1. 分析試料の調製濃度 (mg/ℓ)

試料名	フッ素イオン	硫酸イオン	塩素イオン
合成A	0.50	6.00	3.34
" B	2.00	9.00	27.3
" C		48.00	
実試料A	～0.5	～12	～5
" B	～2.0	～47	～30
" C	～1.0	～92	～3000
日本の河川の平均水質	(0.09)*	10.6	5.8

* 信濃川帝石橋地点の昭和54年度平均

2.2 共同分析に用いた分析方法

共同分析に用いる分析方法は JIS K 0102 を基本としながらも、各分析所で採用している実態を考慮して硫酸イオンを除いた項目については複数の分析方法を採用し、分析方法の比較検討も行なうことにした。採用した分析方法を表 2 に示す。図 1 にはこれらの分析操作フローを示した。

2.3 実施時期

共同分析は全国の分析所が決められた期間中に同時に実施することとし、硫酸イオンが10月21日、塩素イオンが10月23日（硝酸第二水銀法）そして、フッ素が蒸留等の前処理操作があるので、10月22～24日で合成、27～30日で実試料を分析することにした。

表 2. 共同分析で採用した分析方法

項 目	分 析 方 法
フッ素イオン (F ⁻)	直接と蒸留および比色法とイオン電極法との組合せによる4通りの方法
硫酸イオン (SO ₄ ²⁻)	比色法（クロム酸バリウム法）
塩素イオン (Cl ⁻)	硝酸第二水銀法、硝酸銀法

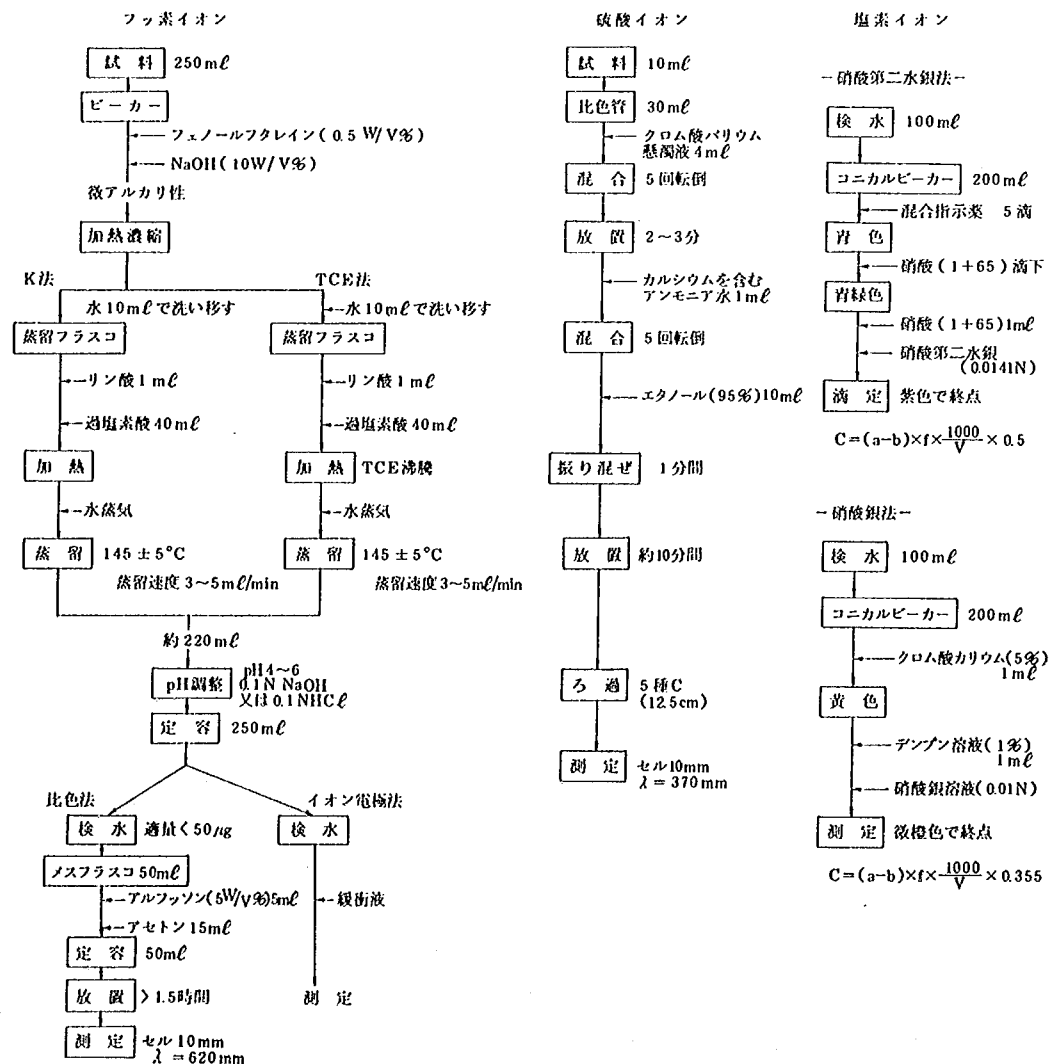


図 1. 水質共同分析に用いた分析方法

3. 結果と考察

3.1 フッ素イオンの分析精度について

1)合成試料（直接）…… 合成試料を直接比色法とイオン電極法によって測定した場合の濃度と精度との関係を図2に示す。室内精度については、全データを用いても比色法、イオン電極法ともそれぞれ3.5%、1%以下と非常に良く測定できることを示している。しかし、室間精度は両方法とも10%前後となり、濃度が高い場合でも特に精度が向上する傾向はない。分析方法による精度の差はそれ程ないが、正確度では、表3に示すように比色法では低めに検出され、イオン電極法ではほぼ調整値と同じである。

表3 直接測定時の正確度(%)

	合成 A	合成 B
比 色 法	-3.3	-8.0 (-6.2)
イオン電極法	0.3 (2.8)	1.1 (-0.4)

() 内は異常値を棄却

2)合成試料（蒸留）…… 合成試料を一旦蒸留した後、比色法とイオン電極法によって測定した時の結果を図3に示す。結果は室内精度が10~5%程度となり、分析法ではイオン電極法の方が若干良い結果となった。室間精度は両方法とも全データ使用では10%以上となるが、異常値を除けば両方法とも10%以下のかなりよい精度となっている。しかし、正確度の面からみると結果を表4に示すように比色法が大きく負側に寄り、イオン電極法でも-10%程度となっている。直接測定と蒸留操作後の測定による差、すなわち蒸留操作によって回収されない割合は表3と表4との差から約9~11%になる。

表4 蒸留操作を行なった時の正確度(%)と損失率

	合成 A	合成 B	損失率 (%)	
			A	B
比 色 法	-12.8 (-16.2)	-17.1 (-14.7)	96.7-87.2=9.5	92.0-82.9=9.1
イオン電極法	-8.8 (-8.5)	-10.1 (-7.1)	100.3-91.2=9.1	101.1-89.9=11.2

3)実試料（直接）…… 実試料についての測定精度を図4に示す。室内精度については比色法が5%以下、イオン電極法で3.5%以下と良い精度で測定されている。室間精度は比色法がA試料で12.7%となったがほかはすべて10%以下であり、異常値を除けば1mg/l以上の濃度についてはCV10%以内で測定できる。特に、イオン電極法では0.5mg/l程度でも十分に測定できることがわかった。

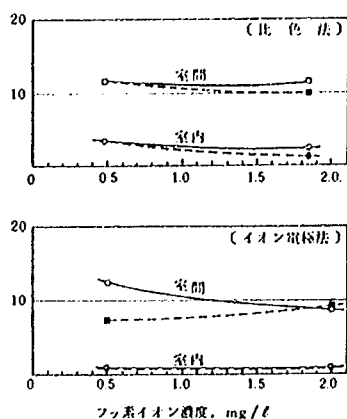


図2. 合成試料の（前処理なし）分析精度

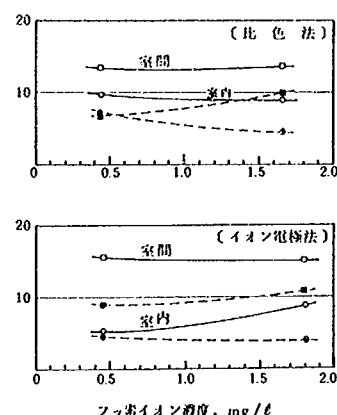


図3. 合成試料の分析精度
（蒸留操作あり）

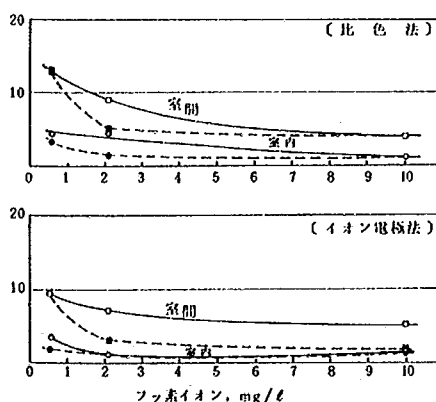


図4. 実試験の分析精度（前処理なし）

4)実試料（蒸留）…… 実試料を蒸留した後、比色法とイオン電極法によって測定した時の精度を図5に示す。これらの結果から室内精度をみると、全データでは5%, 異常値を除けば3%前後と比較的精度は良い。室間精度は両方法とも良くないが、異常値を棄却すれば比色法ではC試料(10mg/l)が、イオン電極法ではB試料(2), C試料がそれぞれ良くなり、後者の方が精度が良く安定した値が得られている。

5)蒸留法の検討…… 蒸留にはテトラクロロエタン(TCE)法とケルダール(K)法の二通りがあり、両者による測定結果を用いて二元配置の分散分析を行なうと、室間レベルでは差が認められないが、濃度レベルでは差が認められた。蒸留法の精度に対する影響をみたものが図6であり、一般的な傾向として低濃度側ではTCE法、高濃度側ではK法が良い結果となっている。いずれにしても、異常値の棄却を行なうとかなり良い結果となること、棄却されるデータ($\bar{X}-R$ 管理図採用)が同一分析所に集中することなどから、技術の向上によって室内、室間精度とも改善される。なお、表5は蒸留操作時に精度を低下させる誤差要因となるものの単相関(5%有意水準として)を求めて判定したものである。この結果によれば、初留の出る温度に影響する酸濃度、留出速度、蒸留温度およびpHなどの条件が関与するものと考えられるが、留出速度の値が初留から最終までの平均値であること、調整pHと濃度の因子がK法とTCE法では相関が正と負と異なることなど、一概に結論が出せない結果となった。

3.2 硫酸イオンの分析精度について

1)事前調査の結果について

①保存性について…河川原水($SO_4^{2-}=12mg/l$)と、硫酸イオン原液を添加して50mg/lにした試料を4℃と20℃の状態と保存した結果、試料の違い、温度の違いにかかわらず8日間変化しなかった。

②共存物質による妨害について…測定にはリン酸イオン、ひ酸イオン、炭酸(水素)イオン、鉛イオンなどが妨害物質となるが、一般河川水中での濃度では影響はしない。リン酸イオンについては段階的に濃度を高めた結果、7mg/lまで影響はなかった。

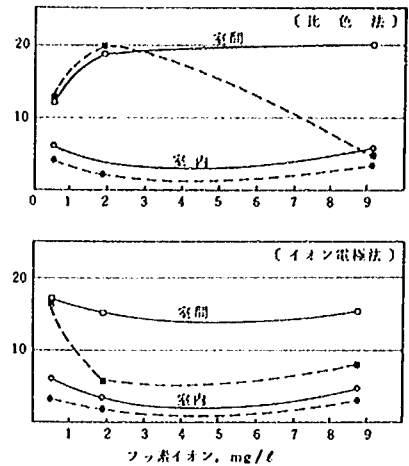


図5. 実試料の分析精度(蒸留操作あり)

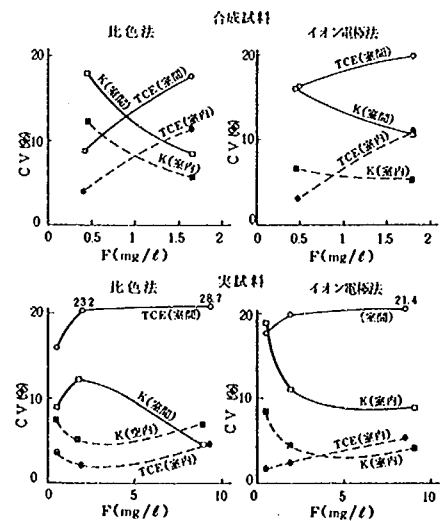


図6. 蒸留法別精度

表5 蒸留法の誤差要因

	留出速度 濃度	留出 pH 濃度	調整 pH 濃度	留出速度 留出 pH
蒸留法				
比色法				
A			○	
B				○
C				○
イオン電極法				
A	○	○	-○	
B	○	○	-○	
C	○	○	-○	
ケルダール法				
A	○	○	-○	
B	○	○	-○	
C	○	○	-○	
実試料				
比色法				
A				○
B				○
C				○
イオン電極法				
A		○	○	
B		○	○	
C		○	○	

5% 有意水準 ○: 相関あり
-○: 逆相関

③分離方法について…JISではろ紙5種Cを用いてろ過することとなっているが、遠心分離法との差を見るために検討した。両者とも良い結果は得られたが、遠心分離法では一たん沈殿したクロム酸バリウムが浮上したり、上澄水への混入があるなど操作上難しいためろ過法を採用することにした。

④クロム酸バリウムの精製について…JIS K 0101に記載されている精製クロム酸バリウムと、市販品そのものを用いて検量線を作成すると、両者とも直線性はあるものの、市販品では原点を通らない欠点がある。精製品は原点を通るがブランク値が高いので補正操作をきちんとやる必要がある。

2)分析精度の結果…合成および実試料についての結果を図7に示す。室内精度は全データで4.4%前後、異常値を除けば3%前後となる。室間精度は概ね10%以下となるが、最も低濃度であった合成試料A(~6mg/ℓ)では14%と悪くなっている。正確度でみるとすべての結果が負となり、分析操作中での損失が考えられる。表6には、正確度から各試料の損失量を算出した結果も含めた。損失量は正確度と逆に濃度に比例して増加することから、硫酸イオンとクロム酸バリウムとの反応における不十分さを表わしていると考えられる。

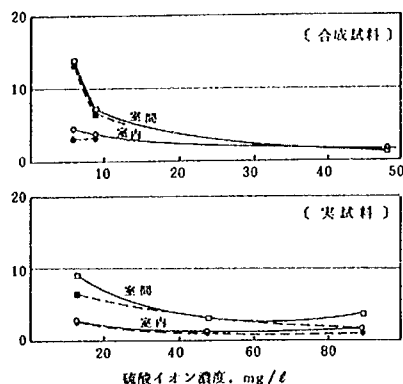


図7 硫酸イオン分析精度

3.3 塩素イオンの分析精度について

塩素イオンの測定を硝酸第二水銀法と硝酸銀法とによって実施した結果を図8に示す。室内精度は試料の種類、分析方法の違いに関係なく4%以下となり、異常値を除けば3%以下とかなり良い精度で測定できた。同図から6mg/ℓ以下の低濃度では精度が悪くなっている。正確度については表7に示す通り、すべて正の側になっている。正確度から過剰量を計算し、両者の濃度算出式に代

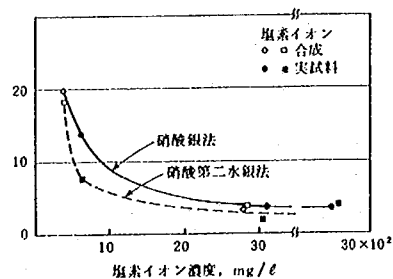


図8 塩素イオンの分析精度

入すると、過剰滴定量は約0.1mℓ程度となった。滴定に使用するビューレットの1滴は概ね0.05mℓであることから、すべての試料について約2滴分が過剰に加えられていることを意味している。このことは、滴定法の宿命である終点(滴定反応の完了時点)のあいまいさに基づくもので、終点を指示する指示薬の感度と視覚によるという制約がある。

表6 硫酸イオン測定の正確度と損失量

試料	μ	PE(%)	損失量(mg/ℓ)
合成A	6.00	-2.5	0.15
合成B	9.00	-1.8	0.16
合成C	48.0	-0.8	0.38 ⁴

表7 塩素イオン測定の正確度と滴定過剰量

分析方法	試料	μ	PE(%)	過剰量	過剰滴定量(mℓ)
硝酸第二水銀法	合成A	3.34	15.0	0.5	0.10
	合成B	27.3	2.9	0.79	0.15 ⁸
硝酸銀法	合成A	3.34	12.3	0.41	0.11 ⁵
	合成B	27.3	1.5	0.41	0.11 ⁵

4. まとめ

フッ素イオン、硫酸イオンおよび塩素イオンの分析結果と分析精度についての一覧表を表8に示す。
また、各測定結果についての検討から次のようにまとめることができる。

- 1) フッ素イオンのように目的物質を妨害物質から分離するために蒸留法が一般的に採用されているが、回収率が低下していないかどうか、かならずチェックする必要がある。フッ素の場合は蒸留操作により約10%が損失していることとなり、妨害の程度によっては不必要な操作といえる。
又、河川水は直接イオン電極法で0.5mg/lまで測定することが可能である。
- 2) 硫酸イオンのように比色法を採用する場合は反応を充分に行なうことが大切で、簡単な転倒操作を振とう機に変えるなどの改善も必要となろう。
- 3) 塩素イオンのような滴定法の場合には明確に終点が判定できるよう電位差を利用する必要がある。

表8 硫酸イオン、塩素イオン、フッ素イオンの共同分析結果

項目	試料名	分析 方法	調製値 mg/l	測 定 結 果		精 度 , %			カクヨリ %
				全 データ	異常値棄却後	CVw	CVb	CVx	
硫酸イオン	合成 A	比色法(クロム酸バリウム法)	6.00	5.85±0.83	5.73±0.79	4.4(3.0)	13.9(13.7)	14.0(13.7)	-2.5(-4.5)
	合成 B		9.00	8.84±0.69	8.75±0.65	3.7(3.2)	7.0(6.7)	7.2(6.9)	-1.8(-2.8)
	合成 C		48.0	47.6±0.9		1.6	1.1	1.3	-0.8
	実試料 A	比色法(クロム酸バリウム法)		12.5±1.2	12.2±0.8	2.8(2.5)	9.1(6.3)	9.1(6.4)	
	実試料 B			47.3±1.5	47.4±1.5	1.2(0.9)	3.0(3.1)	3.0(3.2)	
	実試料 C			89.7±3.4	90.5±1.7	1.6(0.8)	3.5(1.7)	3.6(1.7)	
塩素イオン	合成 A	硝酸第二水銀法	3.34	3.84±0.71		4.0	18.2	18.3	+15.0
	A	硝酸銀法		3.75±0.75	3.75±0.81	3.8(3.1)	19.8(21.0)	19.8(21.0)	+12.3(+12.3)
	合成 B	硝酸第二水銀法	27.3	28.4±1.1	28.1±0.6	1.7(1.2)	3.7(2.1)	3.7(2.2)	+4.0(+2.9)
	B	硝酸銀法		27.7±0.9	27.7±0.9	0.7(0.5)	3.1(3.3)	3.2(3.3)	+1.5(+1.5)
	実試料 A	硝酸第二水銀法		6.40±0.49	6.43±0.51	3.2(2.7)	7.4(7.7)	7.5(7.7)	
	A	硝酸銀法		6.14±0.85		2.1	13.6	13.7	
	実試料 B	硝酸第二水銀法		31.0±0.6	30.9±0.4	1.1(0.9)	1.8(1.3)	1.9(1.4)	
	B	硝酸銀法		31.0±1.1		0.5	3.4	3.5	
	実試料 C	硝酸第二水銀法		3130±125	3098±99	1.2(0.8)	3.9(3.2)	3.9(3.0)	
		硝酸銀法		3093±106	3090±114	0.5(0.4)	3.4(3.6)	3.4(3.6)	
フッ素イオン	合成 A	直接+比色法	0.500	0.484±0.057		3.5	11.4	11.6	-3.3
		直接+イオン電極法		0.502±0.064	0.514±0.040	0.9(0.6)	12.5(7.3)	12.5(7.3)	0.32(2.8)
		蒸留+比色法		0.436±0.061	0.419±0.032	9.3(7.2)	13.3(6.7)	13.9(7.5)	-12.8(-16.2)
		蒸留+イオン電極法		0.456±0.072	0.457±0.044	5.1(4.4)	15.4(8.5)	15.6(8.7)	-8.8(-8.5)
	合成 B	直接+比色法	2.00	1.84±0.21	1.88±0.19	2.3(1.1)	11.3(9.8)	11.3(9.8)	-8.0(-6.2)
		直接+イオン電極法		2.02±0.18	1.99±0.19	1.0(0.8)	8.7(9.2)	8.7(9.2)	1.1(-0.4)
		蒸留+比色法		1.66±0.22	1.71±0.17	8.9(4.6)	13.0(9.6)	13.6(9.8)	-17.1(-14.7)
		蒸留+イオン電極法		1.80±0.27	1.86±0.21	8.6(3.9)	14.5(10.6)	15.0(10.7)	-10.1(-7.1)
	実試料 A	直接+比色法		0.589±0.075	0.593±0.080	4.1(3.1)	12.5(13.1)	12.7(13.1)	
		直接+イオン電極法		0.552±0.051	0.548±0.053	3.5(1.7)	9.1(9.4)	9.2(9.4)	
		蒸留+比色法		0.530±0.066	0.527±0.070	6.0(4.1)	12.0(12.8)	12.2(13.0)	
		蒸留+イオン電極法		0.513±0.089	0.500±0.086	6.1(3.3)	17.0(16.6)	17.2(16.6)	
	実試料 B	直接+比色法		2.08±0.19	2.16±0.12	4.3(1.4)	8.8(5.0)	9.0(5.0)	
		直接+イオン電極法		2.10±0.15	2.14±0.07	1.1(1.0)	7.1(3.1)	7.1(3.1)	
		蒸留+比色法		1.86±0.35	1.86±0.38	37.5(2.1)	18.6(19.8)	18.7(19.8)	
		蒸留+イオン電極法		1.88±0.23	2.02±0.13	3.5(1.9)	15.1(5.6)	15.2(5.7)	
	実試料 C	直接+比色法		10.2±0.4		1.2	3.9	4.0	
		直接+イオン電極法		9.97±0.52	10.1±0.2	1.3(1.0)	5.2(1.8)	5.2(1.9)	
		蒸留+比色法		9.12±1.83	9.29±0.49	5.8(3.5)	19.7(4.5)	19.9(4.8)	
		蒸留+イオン電極法		8.75±1.36	9.13±0.76	4.7(3.0)	15.3(7.7)	15.4(7.9)	

V 地方建設局依頼による研究

1. 八田原ダム湖水質予測調査

水質研究室 室長 村上 健

1. はじめに

八田原ダムは芦田川上流に計画されている洪水調節と、都市用水および不特定利水のための利水を目的とした多目的ダムである。ダム貯水池の主要諸元は、集水面積 241.6 km²、貯水面積 2.53 km²、総貯水量 60 百万 m³、有効貯水容量 57 百万 m³ であり、57 年度から工事開始が予定されている。八田原ダムの上流には既設の三川ダム（県営）があり、福山市の水道水源として利用されているが、貯水池の富栄養化が著しく上水の異臭味問題が発生している。八田原ダムより上流の流域のうち、三川ダムの集水面積以外の流域においても養豚その他の汚濁源がかなり存在しており、八田原ダム貯水池についても三川ダム貯水池と同様な問題の起ることが懸念されている。このため、先年度を初年度として、八田原ダム貯水池についてプランクトンの消長などを含めた富栄養化の予測を行い、あわせて、ダムからの放流操作などにより富栄養化の軽減をはかる可能性を検討することとした。

富栄養化の予測、特に動力学的なモデルによるプランクトンの消長の予測は、琵琶湖、霞ヶ浦等に試みられつつあるが、未だ予測方式は確立されておらず、また、ダム貯水池のように水深の深い水域については、前述のような相対的に水深の浅い自然湖沼の場合とは異なり、貯水池の成層、循環に基づく鉛直方向の水の流動の影響を十分考慮しなければならないので、問題は更に複雑となる。

先年度において、一応水質予測の計算プログラムを作成し、既設の三川ダムの実測データを用いて計算モデルの検証を行ったが、改良すべき点がかなり見出されたため、本年度は先年度作成したモデルの改良に重点を置いた。

2. 調査方法

2.1 先年度作成した計算モデルの概念

先年度作成した計算モデルは大きくは 2 つの部分にわかれており、第 1 のものは鉛直方向の水の流動状況をシミュレートするための流動モデル、第 2 のものはプランクトンの消長をシミュレートするための富栄養化モデルである。

ここで用いた流動モデルは、本質的には冷水や濁水問題のシミュレーションに広く用いられている鉛直方向 1 次元のモデルであり、流量、熱量および濁質量の連続式から成っている。このモデルによって鉛直方向の水の移動状況および混合状況を求め、次の富栄養化モデルにおける鉛直方向の各層間の物質移動を与えるための入力条件とする。

富栄養化モデルは、図-1 に富栄養化モデル(1)として概念図に示すように、無機の窒素およびリンが植物性プランクトンの増殖に利用され、一部は死滅によって、一部は動物プランクトンを経て再び無機化されていく循環過程を数式化し、富栄養化の状況をシミュレートしようとするものである。この場合、ダム貯水池においては、成層期には鉛直方向の水質変化が非常に大きく、また、物質の循

環過程も深さによって異なることから、鉛直方向にいくつかの層にわけて解析する必要がある。先年度においては、とりあえず植物プランクトンの光合成に必要な太陽光線が十分透過する深さまでの層（有光層）を4 mと仮定してこれを表層とし、これから主躍層までを中層、それ以深を底層とした。図-1の循環において、植物プランクトンの生産があるのは表層のみとしている。

2.2 計算プログラムの改良

2.2.1 先年度作成したプログラムの改良

(1) 先年度作成した富栄養化モデル(I)の計算プログラムでは、有光層という意味で最上層の厚さを一定としているが、水の流動状況を考慮して水面に近い躍層より上の層を表層とすることもできるように変更した。

(2) 貯水池への流入負荷量の与え方について、洪水時などに流入する粒子性の負荷量のうち、流入後急速に沈降する部分を水質に直接には寄与しないとすることができるようプログラムを修正した。

(3) 八田原ダム貯水池の水質予測においては、上流の三川ダムからプランクトンが流出してくる可能性があるため、動・植物プランクトンとしての流入負荷量を計算に入れることができるようにした。

(4) 発生する植物プランクトンの種が季節的に変ることを考慮して、増殖の温度特性が異なる種類の植物プランクトンが混在していても計算可能のようにプログラムを改良した。

2.2.2 別途の富栄養化モデルによる計算機能の追加

富栄養化モデル(I)の1つの大きな欠点は、動・植物プランクトンの死滅速度や動物プランクトンの捕食速度など実際に測定するのが非常に困難な係数を多く含んでいることである。このため、変数の間の物質移動速度が実測しやすいモデルも考案されており、この種のモデルによっても計算できる機能を追加することとした。このモデルの概念は、図-2に富栄養化モデル(II)として示すように、粒子性有機態の窒素、リン、炭素、溶解性有機態の窒素、リン、炭素、無機性の窒素、リンの合計8つの変数を用いてあらわすものである。動・植物プランクトンおよび固形物として存在するそれらの死骸は、一括して粒子性有機態の物質としてあらわされている。このモデルを富栄養化モデル(I)と同様に、貯水池を鉛直方向に多層に分割して計算できるように改良した。

2.3 モデルの検証

2.3.1 流動モデルの検証

先年度と同様に三川ダム貯水池内での水温分布をシミュレートすることによって流動モデルの検証を行った。先年度の検討における最も大きな問題点はモデル上での問題ではなく、入力データとして用いる流入水温であった。三川ダムにおいては、流入水を含めた水質調査は概ね1週間に1回の頻度

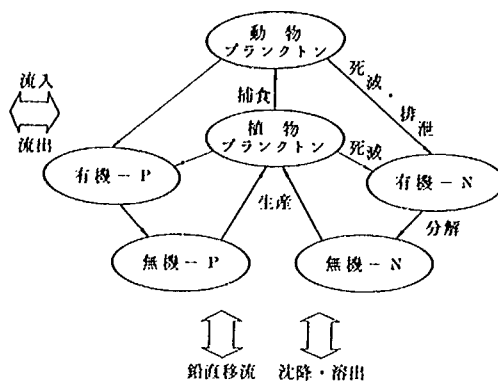


図-1 富栄養化モデル(I)の概念図

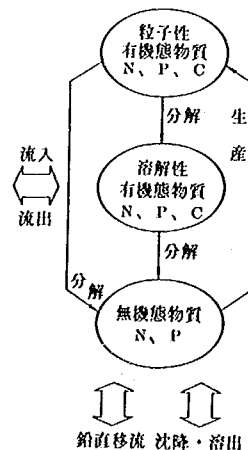


図-2 富栄養化モデル(II)の概念図

で実施されているが、入力条件として与える水温は毎日のデータが必要であり、気温との相関によって毎日の値を求めた。しかし、三川ダムにおける水温の観測は、流入河川については正午、貯水池内においては午前9時にそれぞれ行われていたので、気温との相関によって求めた流入水温で計算すると熱収支がバランスしないことが判明した。このため、流入河川の水温測定時刻を昭和54年7月から午前9時に変更し、以降のデータを用いて検証を行った。この場合の流入河川水温と気温（3日間の移動平均）との相関を示す。流量も含めた重相関の検討を行ったが、測定日はすべて流量が低い時期であったこともあり、相関は向上しなかった。しかし、予備的計算によれば、高流量時にも図-3の相関式を用いて計算すると熱収支があわないので、流量の多い6月26日～7月3日の間のみは先年度と同様の他のダムでの相関式を用いた。

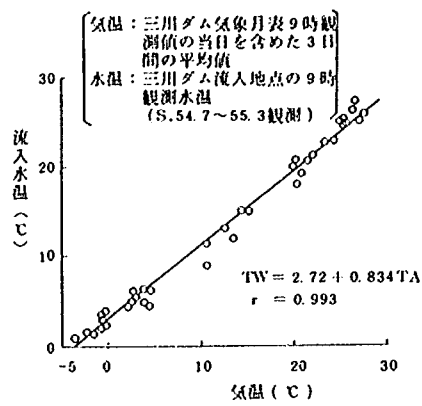


図-3 流入河川水温と気温との相関

その他の入力データとしては、流入流量および貯水池の運用操作（通常は表面取水）は三川ダム利水月表、日射量、気温、湿度、風速は三川ダムでの観測値、雲量および日照時間は福山測候所の気象月表の値をそれぞれ用いた。また、計算式中の種々のパラメータには表-1の値を使用した。

表-1 水温分布計算に用いた諸係数

沈 降 速 度	0.7 m/day
内 部 フ ル ード 数	0.25
分 子 拡 散 係 数	0.00000014 m ² /S
渦 動 拡 散 係 数	0.0
効 粘 性 係 数	0.000001 m ² /S
貯水池水面反射率	0.06
貯水池水面吸収率	0.4
日射量の減衰係数	0.5
進 行 係 数	0.5

図-4に放流水温の計算値と実測値との比較を示す。11月中旬以降の循環期に至って計算値と実測値との差が大きくなる傾向があるが、少くとも成層期についてはある程度の再現がで

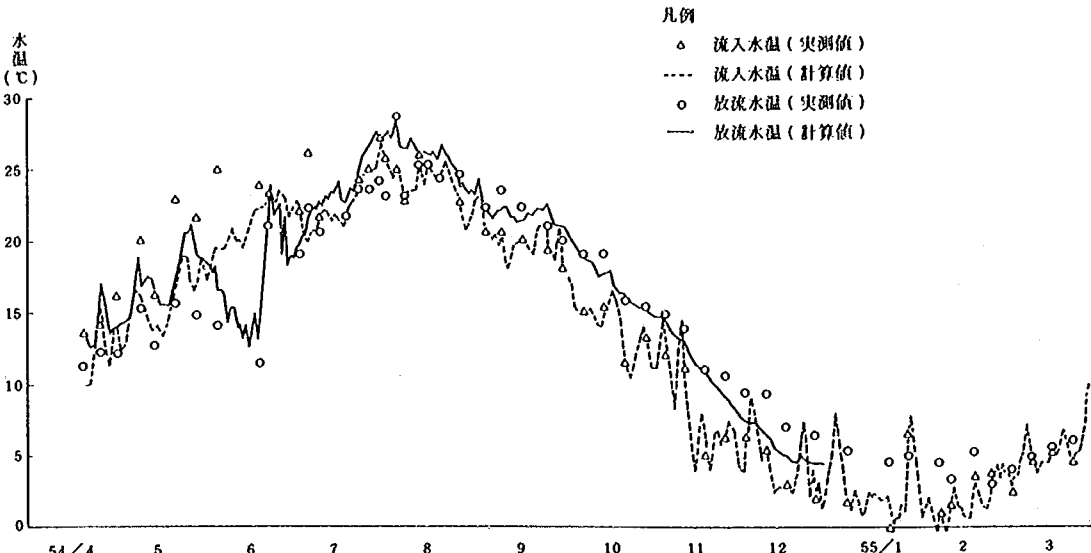


図-4 放流水温の実測値と計算値との比較

きている。ここでは図示していないが、鉛直方向の水
温分布、水温躍層の位置の変化なども比較的良好に再現
されている。11月以降の循環期の問題は図-3のよ
うな形で与えた入力条件としての流入水温に起因する
とも考えられるので、相関をより詳細に検討すること
によって解決するものと思われるが、循環期には鉛直
方向に完全に混合されるとするので、水温分布の再現
に誤差があっても富栄養化モデルによる計算には殆ど
影響しない。

2.3.2 富栄養化モデルの検証

上記の流動モデルによる計算結果を入力条件とし、
富栄養化モデル(1)によって動・植物プランクトン、
栄養塩の計算を行い、実測値と比較した。計算におい
ては、水温躍層の位置を境界とし、4月～7月上旬は
2層、7月上旬～8月末は3層、9月～12月中旬は
2層、以降は1層にそれぞれ区分した。また、流入負

荷量は、窒素、リンともす
べて $L = \alpha Q^\beta$ という流量
Qの指数関数で与えた。ま
た、粒子性の負荷と溶解性
のものとの比率は、実測値
についての検討により一定
とし、粒子性の一部は流入
前に沈降除去されたとした。
計算に用いた他の諸係数は
表-2に示す値を用いた。

表面下0.5mの水質の変
化についての実測値と計算
値との比較を図-5に示す。
計算に用いた諸係数につい
てなお検討を加える必要が
あると考えられるも、植物
プランクトンの予測は概ね
可能と判断される。

表-2 富栄養化計算に用いた諸係数

植物プランクトンの増殖	消散係数(1/m)	0.4
	基準照度(日射量)(cal)	3600
	水温比例定数(1/°C/日)	0.1
	基準水温(°C)	13, 23
	窒素に対するイカエリス定数(mg・N/ℓ)	0.05
	リンに対するイカエリス定数(mg・N/ℓ)	0.005
植物プランクトンの死滅	呼吸速度(1/日)	0.005 1/°C/日
	動物プランクトンによる捕食(日過速度)(ℓ/mg C/日)	0.13
動物プランクトンの増殖	利用効率	0.6
	日過速度(ℓ/mg C/日)	0.13
動物プランクトンの死滅	植物プランクトンイカエリス定数(mg・ch/ℓ)	60.0
植物プランクトンの死滅	比例定数(1/°C/日)	0.005
無機態窒素の分解	O - P	$k_1 = 0.0001 Q = 1.08 k = k_1 Q^{1.10}$
	O - N	$k_1 = 0.0001 Q = 1.08 k = k_1 Q^{1.10}$
有機態窒素の分解	I - P	$k_1 = 0.0014 k_2 = 1.12 k = k_1 k_2^{1.10}$
	I - N	$k_1 = 0.013 k_2 = 1.12 k = k_1 k_2^{1.10}$
無機態リンの分解	O - P	$k_1 = 0.00031, k = 1.02, k = k_1 k_2^{1.10}$
	O - N	$k_1 = 0.005 k_2 = 1.112, k = k_1 k_2^{1.10}$
有機態リンの分解	O - P	0.18
	O - N	0.18

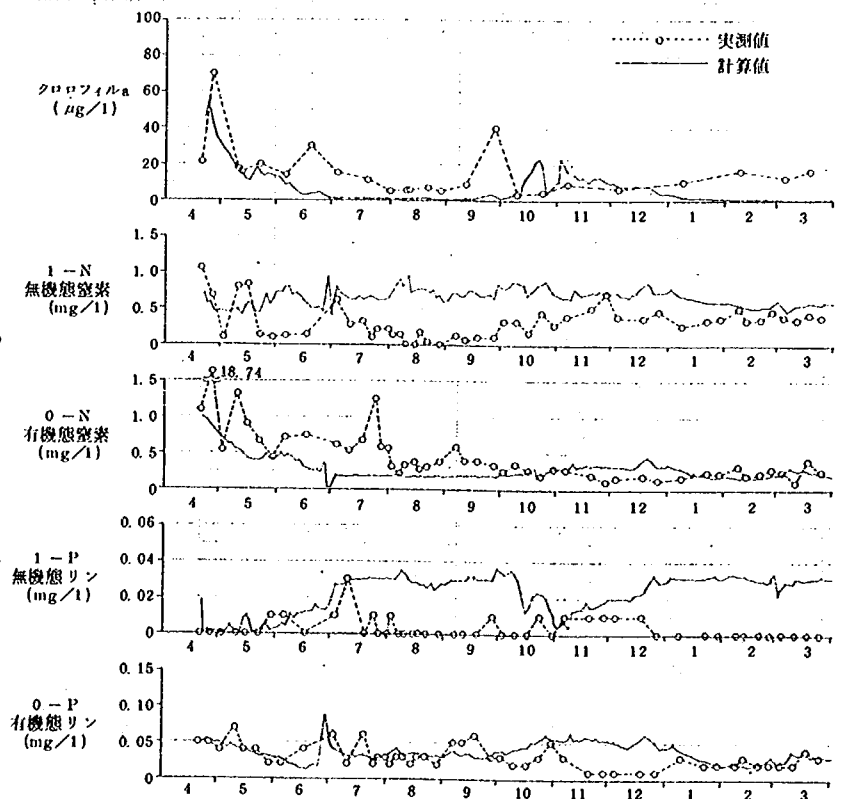


図-5 三川ダム貯水池水質の実測値と計算値との比較

Ⅵ 下水道事業調査費による他部の研究

1. 雨天時合流式下水道越流水の河川への影響に関する調査

都市河川研究室 室 町 馬 場 洋 二

谷 本 光 司

研究員 小 栗 幸 雄

1. 研究の目的と必要性

我国の都市域では、合流式下水道が敷設されているところが多い。合流式下水道はたしかに公共用水域の水質改善に寄与しているが、雨天時には汚濁物質を含む越流水が放流されるために、必ずしも最善の水質保全対策であるとはいえない面もある。停滞水域の水質保全や雨天時の水質管理のためには、この越流水が公共用水域の水質（短期的影響）、底質富栄養化（長期的影響）に与える影響を把握しておく必要がある。そこで、本研究では合流式下水道が河川に与える影響を負荷量および底質に関連して把握することを目的としている。

2. 昭和 54 年度までの研究成果

本研究は昭和 52～55 年までの継続研究であり、次のような調査課題を設定している。①合流式下水道の水質および水量・負荷量収支の実態調査、②合流式下水道敷設河川、都市化しているが下水道は未敷設の流域の河川、および自然河川の水質・底質の比較分析による越流水の影響の把握、③河川の水質・負荷量特性解析（特にポイント、ノンポイントソース負荷量の分離）。

昭和 54 年度までに、上記①のテーマに関しては、京都市の合流式下水道を対象として、下水道の水質および水量・汚濁負荷量を調査し、マクロ的にその特性を把握した。②のテーマに関しては、都内の自然河川、合流式下水道敷設河川、未敷設（都市化）河川の晴天時水質・雨天時水質・底質の調査を行ない、その比較、下水道敷設率との関連性についての分析を行なった。③のテーマに関しては、霞ヶ浦への流入河川（3 河川）、多摩川および淀川の水質データを入手し、比負荷量、原単位によりポイント、ノンポイントソース負荷量の分離を行ない、さらにこれらの晴天時負荷、雨天時負荷の分離も行なった。

3. 昭和 55 年度の研究成果

昭和 55 年度は、①合流式下水道越流水が河川底質に与える影響、②晴天時、雨天時の水質調査、の 2 点について、対象を合流式下水道敷設河川に限定して調査を行ない、合流式下水道越流水の影響について検討を加えた。

また、都内 5 河川で生態系調査を実施し、合流式下水道敷設河川と他河川とを比較することによって越流水が合流式下水道敷設河川に与える影響を調査した。調査対象河川は、合流式下水道敷設河川

として善福寺川、未敷設河川として石神井川、野川、仙川、分流式下水道敷設河川として谷沢川を選定した。

3. 1. 合流式下水道敷設河川の水質および底質

昭和 54 年度に、善福寺川および石神井川を対象に、晴天時水質、雨天時水質、洪水前後の底質の変化を調査し、両者について比較分析を行った。今年度は、善福寺川のみを対象に同様の調査を行ったが、新たに得られた結果を以下に示す。

3. 1. 1. 晴天時水質

今年度の晴天時水質調査は、10 月 28 日 10 時から 29 日 10 時までの 24 時間調査とした。調査地点は昨年と同じく尾崎橋地点とし、新たな分析項目として溶解性の BOD および T-N を追加した。結果を図-1 に示す。

昨年の結果と比較すると、流量と T-N については時間変動も少なく、値もほぼ同程度となっている。BOD についてみると、54 年度には 0.2 ~ 2.0 ppm であったものが、今回の調査では 0.5 ~ 1.1 ppm と、その最大値も変動幅も少し小さくなっているものの昨年と同傾向にある。ただ SS は、昨年はほとんどの時刻に 1 ~ 3 ppm 検出されたのに対して、今年はわずかに 1 ppm が 3 回検出されただけであった。

分析誤差の問題もあろうが、原因はよくわからない。SS が少ないことに対応して、BOD および T-N はほとんど溶解性のものであった。

3. 1. 2. 雨天時水質

昭和 56 年 2 月 17 日から 18 日に尾崎橋地点で雨天時水質観測を行なった。雨は 3 時頃から降りはじめ 15 mm 降ったあと、8 時に雪に変わった。雪は 15 時にはやんだが、融雪のため、雨量計は 14 時から 18 時の間に 5 mm を記録している。

当日は降雨が強くなってから現場に向ったために、水位の立ち上がり部分を観測することができず、ピーク直後からの観測となった。結果を図-2 に示す。

降雨量および降雨強度は前回の調査と同程度であるので、洪水時の流量、水質もほぼ同様と推測される。しかし、今回の調査では降雨が終了して水位がもとに戻ったあと、融雪による越流水が発生して再び水位が上昇した。水位は降雪が終了してもなかなかもとに戻らず、20 時頃になってようやく平常時の水位まで低下した。

下水道のファーストフラッシュ後の水質も、善福寺川晴天時水質よりまだ相当悪いので、善福寺川では出水中は常に水質が悪い。

水位がもとに戻った後、24 時間の連続採水を行ない、降雨後の水質回復状況を見た。それによると、善福寺川の晴天時水質がかなり良いこともあって、SS は 12 時間後には晴天時と同程度まで回復するが、BOD は 24 時間後も晴天時よりやや大きい値となっている。また、T-N は流量の影響もあまり受けず観測中ほぼ一定値を示すが、構成比でみると、晴天時には $\text{NO}_3\text{-N}$ が 90 % 以上を占めているのに対し、洪水中は $\text{NH}_4\text{-N}$ が主成分となる。洪水終了の 24 時間後でも $\text{NH}_4\text{-N}$ は晴天時よりやや大きい値を示しており、晴天時と同じ構成比に戻るまでにはもう少し時間が必要と思われる。

降雨の3日後の2月20日にも水質観測を行なったが、この時もBODと $\text{NH}_4\text{-N}$ については、晴天時よりやや高い値を示している。さらに一週間後にも水質観測を予定していたが、途中で降雨があったため調査できなかった。

3.1.3. 洪水前後の底質の変化

越流水によってもたらされる汚濁物質の一部は途中で河床に捕えられる。それらは晴天時に徐々に溶出してゆくと考えられる。これは下水道越流水が河川に与える二次的影響といえる。

今年度の底質調査は、前述の2月17日の降雨をはさんで前後で実施した。調査地点・採泥方法等はすべて前回と同じである。結果は図-3に示す。

晴天が続いたあと（降雨前）の底質分布を見ると、前回の調査結果と同じく、最上流の新町橋地点がもっとも悪い。また、中下流部の底質は比較的良いが、縦断的にも調査時ごとにも変動が見られる。変動の原因としては、採泥・分析の誤差の他に、前期無降雨（非越流）日数や前期降雨の規模等が考えられるが、それらとの関係は明確には把握できていない。新町橋の底質が常に悪いことについては、流量が少ないことも一因と考えられるが、詳しいことはまだ解明できていない。

降雨後の底質を見ると、大きな雨水吐の直下流である宿橋地点の底質が悪化している。前回の調査では、これも大きな雨水吐の直下流にあたる神明橋で底質の悪化が見られたが、今回はむしろ、もう少し下流の荻窪上橋でその傾向が現れている。また、新町橋では逆に底質が良くなっており、全体として見ると底質は縦断的に平均化する傾向にある。

つぎに、洪水の3日後の底質を見ると、洪水直後よりやや良くなっており、降雨後の水質回復が遅いことも考え合わせると、底泥中の汚濁物質が流水中に溶出している可能性が強い。

今回も、大規模な出水を観測することができなかったが、下水管内、河床の堆積物を一掃するような大出水の場合、洪水後に底質が良くなると予想され、今後の調査によって確認しておく必要がある。二度の調査はいずれも小降雨であったが、善福寺川においては、底質の悪化は大きな雨水吐の下流の小さい範囲にとどまり、他の地点ではほとんど影響が見られなかった。

3.2 下水道越流水が河川の生態系に与える影響

河川内の生物相は水質や底質、河床の状態等によって左右されるが、それは水質や底質の時々刻々の変化に対応するのではなく、もっと長期間の履歴によって決定される。したがって生物相を調査すれば、長期間にわたる水質・底質変動の平均的な値を知ることができる。このような観点から、善福寺川をはじめとする5河川で生態系調査を行なった。

3.2.1 調査地点と調査方法

調査対象河川および調査地点は表-1に示す通りである。調査は、底生生物、付着生物、水質について行なった。底生生物は、各地点ごとに1ヶ所を選定し、サーバーネットにより木枠（内法 $25 \times 25 \text{ cm}$ ）内の生物を採取し、容器に収めホルマリンで固定する方法をとった。付着生物は、川底の礫やレンガの表面（ $5 \times 5 \text{ cm}$ ）をブラシで洗い流すことにより、藻類を定量的に採取し、鏡検を行なって種ごとに個体数を計測した。水質については生物調査と同時に採水し、BOD、 SS 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、ケルダール窒素について分析を行なった。結果を表-1.2

に示す。

調査は、晴天が続いたあとの56年3月1日に、5河川で実施した。

3.2.2 調査結果

まず水質についてみると、各項目とも、善福寺川と他の4河川の間に1~2桁の差があり、合流式下水道が河川の晴天時水質の改善に寄与していることがわかる。また底生生物でみても、汚濁非耐忍種であるエリユスリカが善福寺川のみで出現しており、この点で水質調査結果と一致している。

しかし、BOD 2 ppm 以下、SS 25 ppm 以下の水質では、通常20種以上の底生生物が出現するといわれており、調査結果(3~6種)と大きく食い違っている。すなわち、生物相がその川の水質・底質の履歴を代表するという考え方に基づけば、雨天時の越流水は河川内の生物にとって相当過酷なものと判断される。

次に、善福寺川における生態系の縦断的变化についてみると、エリユスリカの数が示すように上流部で生態環境が悪いことがわかる。この原因としては、上流部の流量が少ないことが考えられるが、さきに述べたように、底質が上流部で悪いことも無視できない。また、中流部はどの地点もほぼ同程度の生態環境であり、これも底質調査結果と良い一致を示している。

なお、付着生物の調査からも、底生生物調査とほぼ同じ結果が得られた。

3.3 まとめ

本年度の調査結果をまとめると、以下のようになる。

- 1) 合流式下水道の敷設は河川水質改善に大きく寄与しており、善福寺川の場合、晴天時水質はほとんど問題がない。
- 2) 善福寺川の雨天時の流量はほとんど越流水によって形成されており、出水中は常に水質が悪い。
- 3) 調査時のような小降雨の後では、大きな雨水吐の下流で底質が悪化する。
- 4) 晴天時水質がかなり良いこともあって、降雨後の水質回復は遅いが、これは底泥からの溶出に起因している可能性がある。

したがって、善福寺川の水質改善には、底泥の浚渫、汚濁物質が捕捉されにくい河川断面の工夫、越流頻度の減少対策、滞水地による方法、および街路、側溝の清掃等が有効と考えられる。

4. 今後の課題

本研究は今年度か最終年度であるが、いくつかの現象についてはその機構を解明することができなかった。とくに、善福寺川のように晴天時水質に比較して悪い底質を改善するため底質分布を規定する要因を把握することは重要であろう。越流水が二次河川、停滞水域に与える影響の調査、大出水時の調査等と合わせて今後の検討課題としたい。

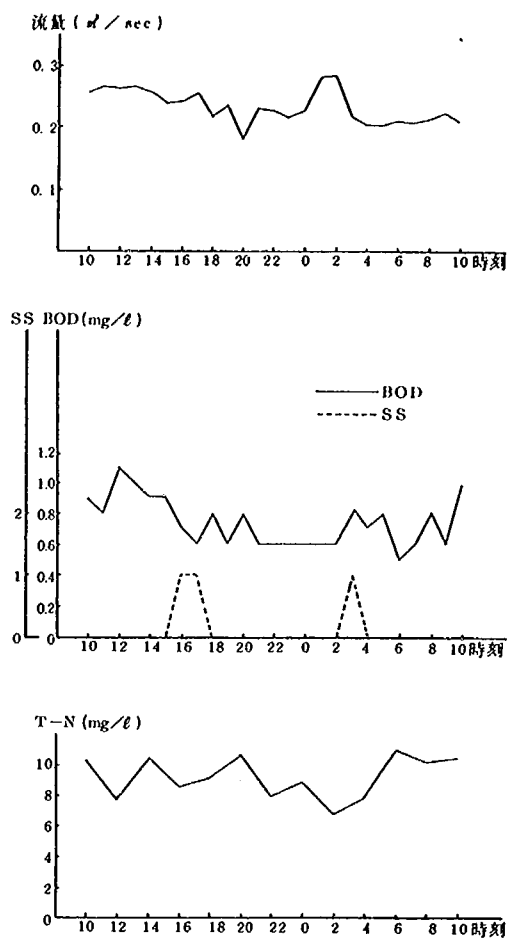


図-1 善福寺川晴天時水質

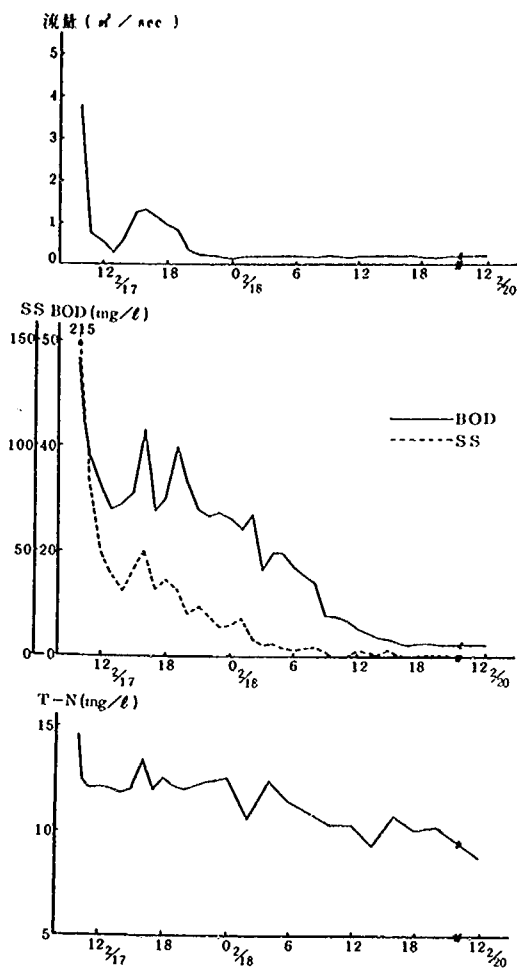


図-2 善福寺川雨天時水質

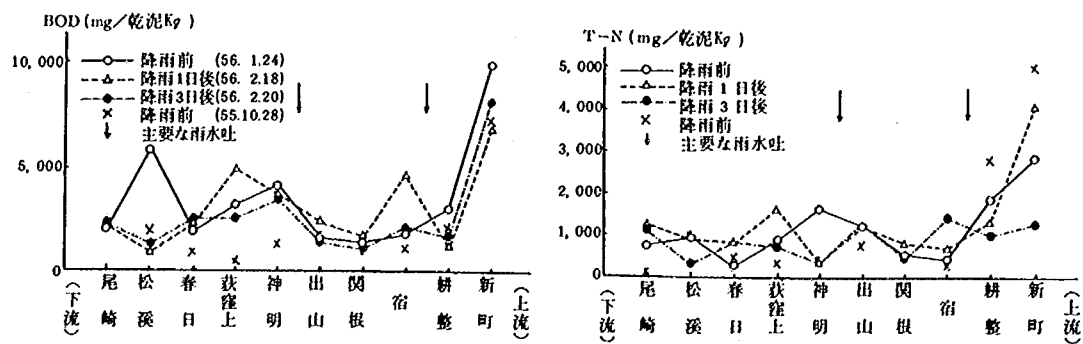


図-3 洪水前後の底質の変化

表-1 各地点の水質

調査地点 水質項目	善 福 寺 川								
	和田広	尾崎	松溪	春日	萩窪上	神明	出山	関根	宿
B O D	1.8	1.6	1.3	1.6	1.5	0.8	1.7	1.8	1.5
S S	4	2	1	1	1	2	2	1	4
T - N	6.54	7.39	7.42	7.70	7.72	8.12	7.93	8.16	8.18

調査地点 水質項目	善福寺川		石神井川		野 川		仙川	谷沢川
	耕 整	新 町	すみれ	向ヶ丘	馬 橋	相曾浦	柳 川	等々力
B O D	2.1	1.6	43.7	134	13.3	15.0	71.1	14.7
S S	13	7	51	129	9	11	47	51
T - N	6.81	2.89	19.2	25.2	12.5	13.8	30.8	7.72

表-2 出現底生生物

分 類		貧 毛 類			蛭 類		貝 類		甲殻類		昆 虫 類				総 数
調査地点	種 名	イトミミズ	ミズミミズ	ユリミミズ	ヒラタビル	シマイシビル	サカマキガイ	ドブシジミ	ミズムシ	アメリカザリガニ	コカゲロウ	エリユスリカ	オオユスリカ	セスジユスリカ	
善福寺川	和田広橋		12						1			154			167
	尾崎橋		150						3	2		355			510
	松溪橋		2		1				5			17			25
	春日橋		5	1	1	1			4			11			23
	萩窪上橋	2	15						6			16			39
	神明橋		2						11			4			17
	出山橋		4						7		1	18			30
	関根文化公園前		365	3					3			6			377
	宿橋		3			15	1		2			1			22
	耕整橋		4			4	2		9			2			21
石神井川	新町橋	180				2		40					1	26	249
	すみれ橋			2											2
	向ヶ丘幼稚園前			19										1	20
野 川	相曾浦橋			5										75	80
	馬橋			60										338	398
仙 川	柳 川 橋		25	35										151	211
谷 沢 川	等々力溪谷公園内			1										3	4

参考文献

①都市河川研究室：雨天時合流式下水道越流水の河川への影響に関する調査、

土木研究所資料第 1687号、1981

②都市河川研究室：都市河川善福寺川水生生物調査報告書、土木研究所資料第 1387号、1978

2 下水道管路施設の耐震性に関する調査

耐震研究室 室 長 上田 治

主任研究員 田崎 恵行

後藤 勝志

1. まえがき

下水道管路施設は関東地震をはじめ、新潟地震、1968年十勝沖地震、宮城県沖地震などによって被害を受けており、また、これらの被害を軽減するための対策も種々検討されてきている。本調査では上記の対策の有効性を検討し、必要に応じて改善すべき点を指摘するための解析および実験を行うことを目的として、今年度より調査が開始された。

2. 調査目的

地震時における下水道管路施設の挙動を把握することにより、軟弱地盤等とくに耐震上注意を要する地点をあらかじめ知ることができ、必要に応じて所要の対策をとることができる。本調査は、これらを通じて下水道管路施設の合理的設計法に資することを目的とする。

3. 関連する技術基準に関する資料収集

下水道管路施設の技術基準としては、日本下水道協会の「下水道施設設計指針と解説」があるが、耐震設計については触れていない。下水道管路施設の耐震性検討の参考資料として、類似の地中管路施設で耐震設計の基準等のあるものは右に記す通りである。

- ・水道施設耐震工法指針・解説、1979年版、(財)日本水道協会
- ・沈埋トンネル耐震設計指針、昭和50年3月、土木学会
- ・石油パイプラインの地震対策に関する調査報告
1974年3月、日本道路協会
- ・新耐震設計法(案)土木研究社資料第1185号、昭和52年3月
建設省土木研究所

4. 下水道管路施設の地震応答解析モデルの検討

4.1 被害調査および資料収集

地震被害地点のデータ収集として、宮城県沖地震による仙台市苦竹地区の下水道管路の被害、管路の諸元、地盤条件に関する調査を行なった。

図-1は仙台公共下水道計画図の一部である。1978年宮城県沖地震では、特に七北田川右岸幹線、名取川左岸幹線、第二南蒲生幹線(図-1の点線部に示す)等の被害が大きく、埋設管の急曲部や地盤の軟弱な地点に被害が集中している。そこで、以上の3幹線に着目し付近の地盤条件、埋設されている管路の諸元、被害状況等の資料を収集した。

図-2は得られた地盤条件の資料のうち、特に被害の大きかった七北田川右岸幹線(名取川左岸幹線寄り)の地質状況を示している。基盤の深度が急変し、付近は泥炭有機質粘土～ロームの互層が厚

く分布しており、かつ地下水位が高く地盤沈下のいちじるしい地帯である。

参考文献1)によると、七北田川右岸幹線は市北部地域から東部にかけて集水し、六丁目ポンプ場に入る重要幹線で昭和47年から工事中で未供用区間である。宮城県沖地震により、開削工法180度コンクリート巻立てで施工された径2,200mmのヒューム管の目地破損および推進工法により布設された径2,000mmのヒューム管のうち延長750mにおける目地破損72箇所、堅杭接続部での円周方向のクラックなどの被害が生じた。また、マンホール破損もいたるところに見られた。マンホールおよび管路の被害例を図-3に示した。この図から、マンホール部では鉄蓋受枠ずれや調整用レンガ部のずれ・亀裂・破損および斜壁・直壁のずれ・破損・漏水等が生じた。

第二南蒲生幹線は、昭和47年に開削工法で施工された径2,100mmのC型ヒューム管で、土質が砂質なため松丸太杭・梯子胴木および碎石基礎工の上にコンクリート360度巻立てで埋設されている。被害は、調査路線延長約2,400mのうちマンホール14箇所すべてが側塊破損およびずれ・目地破損・漏水・壁コンクリート破損が生じ、管本管ではヒューム管破損が1本、漏水等が9箇所で見られている。ヒューム管破損においては、円周に沿っての半円形のクラックとともに管の上部を縦断方向に走っているクラックの例がみられた。名取川左岸幹線では、継目破損および漏水が106箇所で見られた。

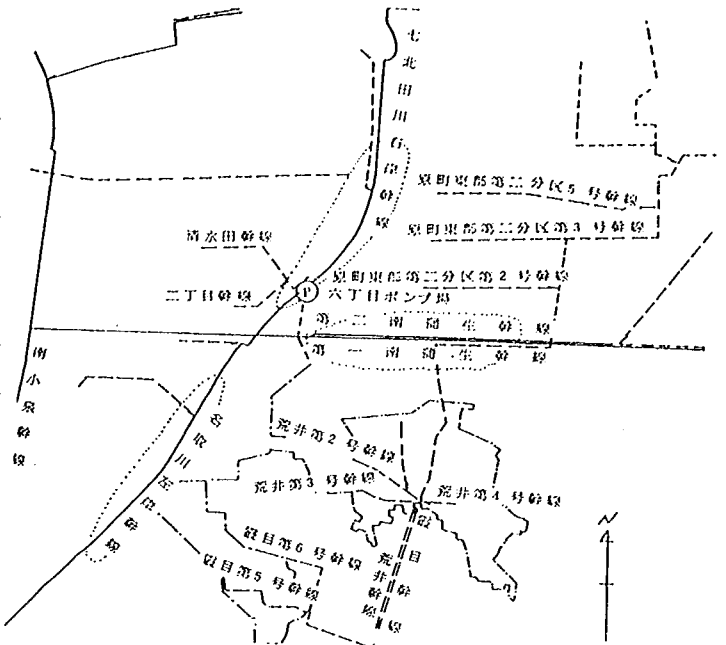


図-1 仙台公共下水道計画図

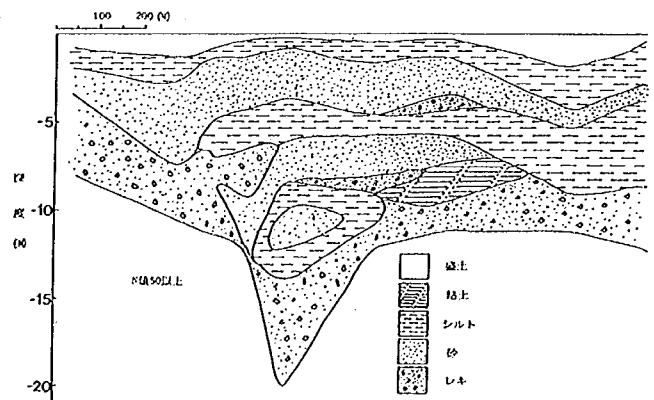


図-2 地質分布図(七北田川右岸幹線の一部)

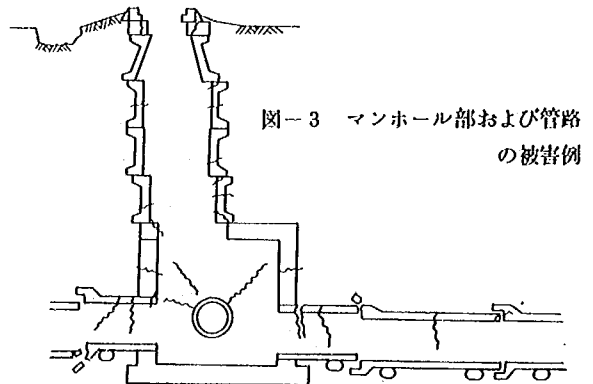


図-3 マンホール部および管路の被害例

以上、ここで上げている3幹線を含め未供用の幹線および枝線の管路延長約7,400mのうち、管路破損延長94.1mでほとんどがマンホール接続部の円周方向のクラックであり、マンホール自体も調査箇所約の過半数が被害を受けているなど、被害の特徴、また従って耐震性向上のために考慮すべき点が明らかとなった。

4.2 管路の物理特性

地震応答解析モデルのデータとして必要な管継手の剛性を求めるため、ヒューム管のゴム継手の引張り、曲げ試験を行なった。

4.2.1 試験方法

供試体は、B形管(φ300×2,000、φ800×2,430、φ1,200×2,430)を使用し、継手用ゴム輪は、全国ヒューム管協会規

格№17(B形継手用ゴム輪(Ⅱ型))に規定するものを使用した。試験は図-4のように3本の管を接合し、約1日経過後、図-4に示す№1の管のソケット側を吊り上げて継手(a)の曲げ試験を行ない、次に№2の管を引張って(b)の継手の引き抜き試験

を行なった。接合はソケットおよびゴム輪に滑材を塗布した後、レバーブロックにより引き込み、テンションメーターにより引き込み力を測定しコロを転び止めを施した後、引き込み力を解除した。(図-5参照) 曲げ試験は写真-1に示してあるように、№2の管をワイヤーで固定し№1の管のソケット寄りの位置を吊り上げ、その荷重を測定する。最大吊り上げ高さは、ソケット先端の位置で継手部の許容最大曲げ角度となる高さとし、5mmup毎に荷重および管の移動量を測定した。荷重は、φ300およびφ800では変化量が小さいのでPC鋼線(φ2.9mm)で吊り上げて、その重量により求めφ1,200mmは3tonのテンションメーターにより測定した。

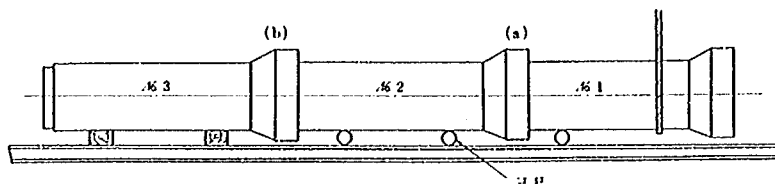


図-4 試験管概要図

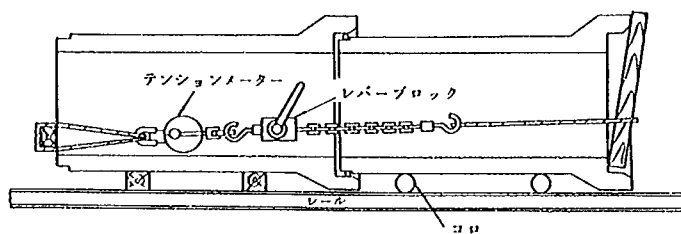


図-5 接合概要図

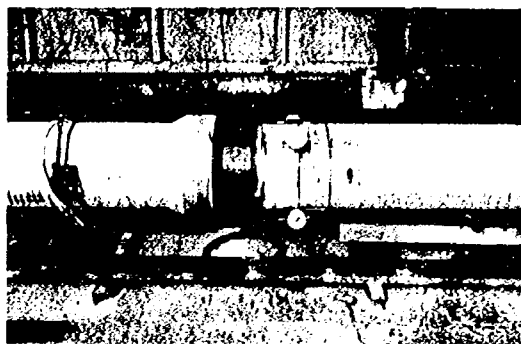


写真-1 曲げ試験



写真-2 引き抜き試験

引き抜き試験は、No 2・No 3の管より行なった。No 3の管を固定し、No 2の管をコロで受けた状態で引張り、抜け出し量とそのときの引張荷重を測定した。引張荷重は、3tonのテンションメーターにより測定し、抜け出し量はダイヤルゲージにより測定した。（写真-2参照）

4.2.2 試験結果

各管径において2回ずつ試験を行なった。曲げ試験の結果を図-6に示す。 $\phi 1,200$ では、2回とも同様の傾向がみられたがモーメント値に一定の差があり、 $\phi 800$ は曲げ角度が大きくなるにつれ、その差が大きくなる結果となった。 $\phi 300$ のデータは得られたものの、値が小さいためグラフから除いている。

図-7は引き抜き試験の結果を示したもので、管径が大きくなるにつれ2回の測定値の差が大きく現われている。以上のデータを平均し、仙台で使用されている管径に換算して地震応答解析のデータに使用することにした。

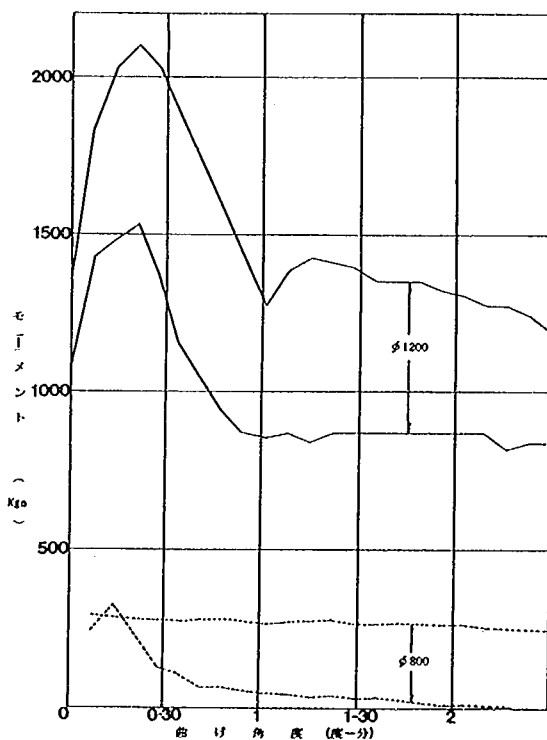


図-6 曲げ試験結果

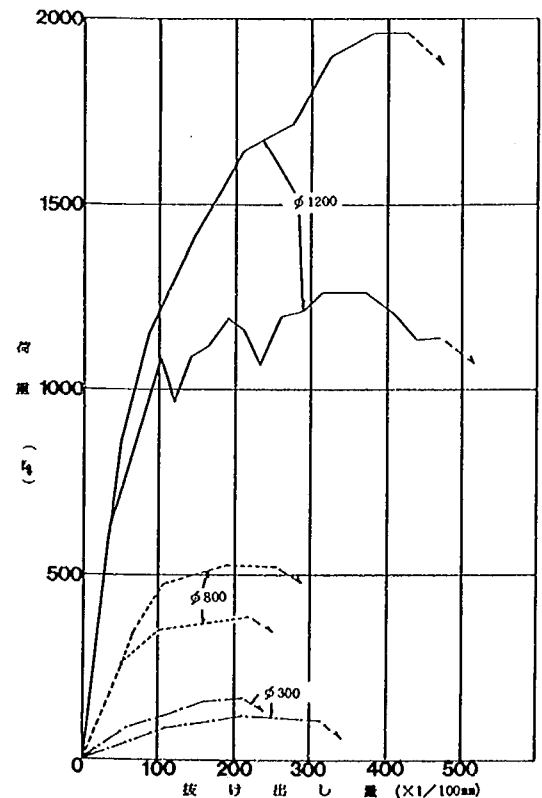


図-7 引き抜き試験結果

4.3 下水道管路のモデル化

4.1および4.2で得られたデータを参考にして、1978年宮城県沖地震によって被害を受けた下水道管路の地震応答解析用モデルを次のように作成した。

4.3.1 管路部のみの場合のモデル化

下水道管路は、周辺の地盤によって弾性的に保持された棒、もしくは梁より成る骨組構造物としてモデル化する。下水道管路を保持する周辺地盤は、せん断振動系離散型モデルによって表示するもの

とし、地盤の剛さの歪依存性は等価線形の考え方により近似的に計算に取り入れる。下水道管路の質量は、地盤のマスに比べて小さく地震応答解析上無視してよい。下水道管路相互間に設けられる継手は、エレメント間の相対的な変位、もしくは回転運動に弾性的に抵抗する継手バネによってモデル化した。表層地盤のモデル化の例を図-8に

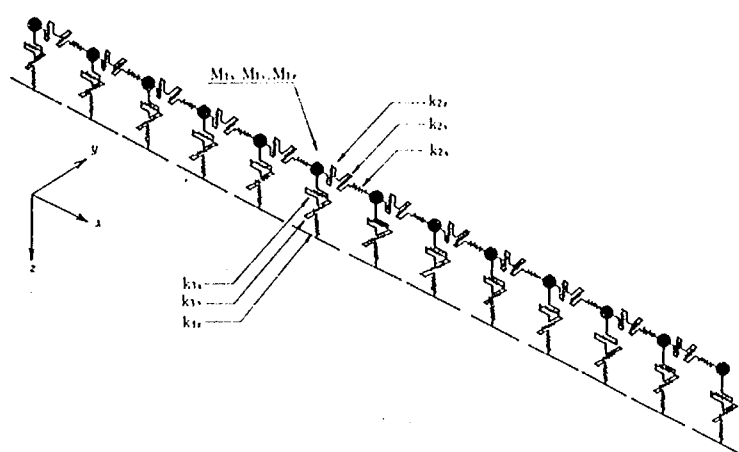


図-8 表層地盤のモデル化

示す。表層地盤の地震応答を求め、弾性バネを介して管路に入力する。応答解析試算の対象としたのは、図-1に示す七北田川右岸幹線で被害の大きかった地点(全長700m)を選んだ。下水道管路の周辺地盤は、図-2に示した地質特性と同じで、いずれも基盤(N値50以上の層を基盤と想定)上5m以浅はN値5前後、基盤直上でN値10~20となっている。

入力地震動は基盤面において考慮し、図-9に示す1978年宮城県沖地震による樽水ダムの堤体で記録された地震動を試みに使用した。入力地震動を作用させる方向は、下水道管路軸方向のみとした。

地震応答計算に想定した断面の諸定数は表-1の通りで、継手のバネ定数は表-2の通りである。

計算の結果、求められた地盤の表面における応答変位、下水道管路の応答変位および応答断面力の最大値を図-10に示す。今回の計算は、解析手法の検討のための試算であり、詳細な検討は今後実施

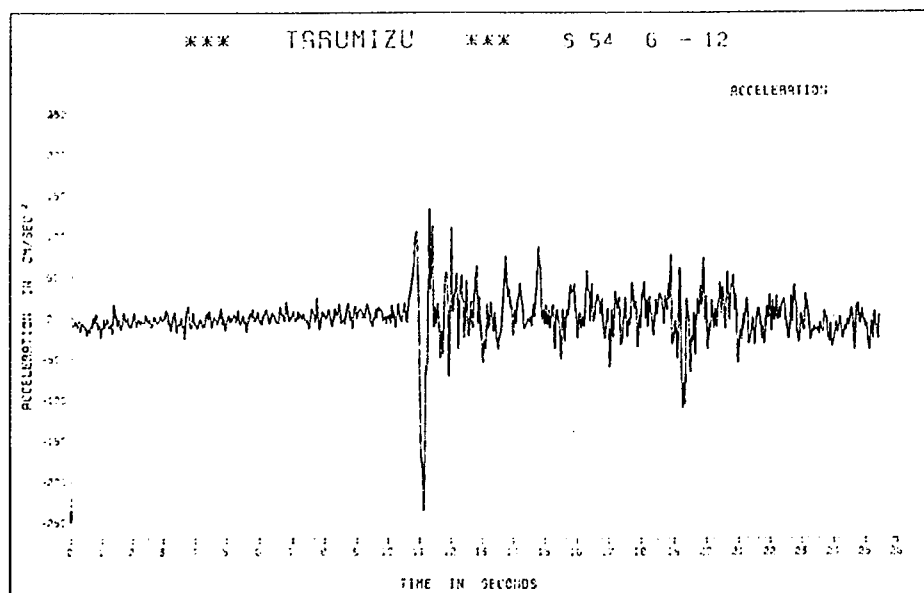


図-9 樽水ダム(1978年宮城県沖地震)

する。

表-1 断面の諸定数

ヤング率	E	$1.4 \times 100,000$	(t/m ²)
断面2次モーメント	I _y I _z	1.35 "	(m ⁴)
断面積	A	0.978	(m ²)
せん断弾性係数	G	$1.17 \times 1,000,000$	(t/m ²)

表-2 継手の諸定数

X 方向 バネ係数	$3.1578 \times 10,000$	(t/m)
Y 方向 バネ係数	$3.5 \times 100,000$	(t/m)
Z 方向 バネ係数	$3.5 \times 100,000$	(t/m)
X軸まわりバネ係数	8.264×100	(tm/rad)
Y軸まわりバネ係数	"	"
Z軸まわりバネ係数	"	"

4.3.2 マンホール部を含む管路等

の地震応答解析モデル

前項でも述べているように、宮城県沖地震による下水道管路の被害でマンホール関連部分が多く、マンホールを含めた解析が重要である。4.3.1で管路のみの場合の解析法を上げているが、管路と剛性・質量の異なるマンホールを有する場合には管路のみの場合とは異なった応答特性を示すことが考えられる。そこで、構造物自身も質量を有し、地盤の質量と連成した振動系とした解析法を用いなければならない。しかしながら、マンホールは図-3にも示す通り、直壁部の剛性がほとんど小さいと考えられ、それらに関して今後検討を行ない、地震応答解析を実施する。

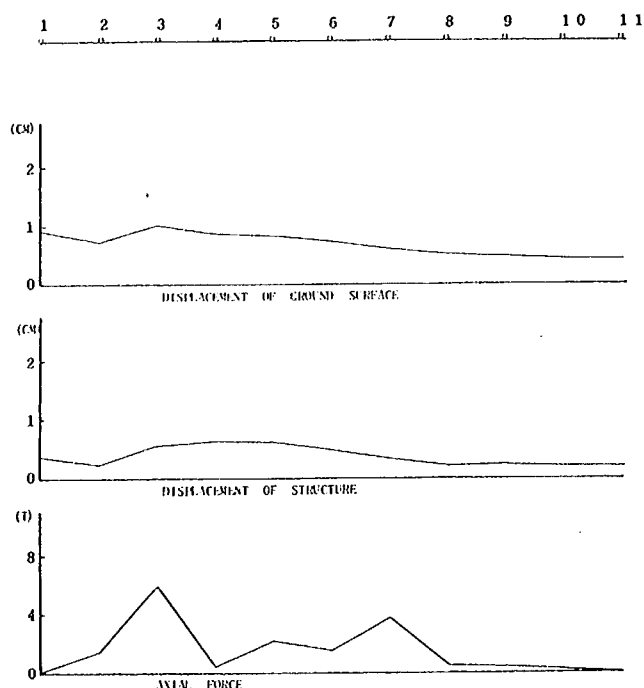


図-10 管路部のみの試算結果

5. まとめ

既往の地震における下水道管路施設の被害は、地盤条件の急変部、軟弱地盤地域、継手部、マンホール等の構造物の取付部に集中している。これらの被害の発生と構造諸元、地盤条件の関係を定量的に把握するために、今年度に収集したデータおよび検討した解析モデルにより、今後、地震応答解析を行なっていく必要がある。

参考文献

- 1) 「1978年 宮城県沖地震調査報告書」 (社)土木学会東北支部 1980年4月

3. 低地排水計画手法に関する調査

総合治水研究室 室 長 吉野文雄

研究員 金木 誠

小川良市

1. まえがき

雨水排除のための雨水管渠、雨水ポンプ場等の下水道施設は、超過確立 $\frac{1}{5} \sim \frac{1}{10}$ の計画降雨を対象として規模が決定されている。しかし明治時代に事業着手された大都市地域等においては、雨水及び汚水の排除を目的とした合流式下水道施設が整備された地域においても浸水が多発している場合がある。その原因として、以下のようなことが挙げられる。

- ① 都市化の進展により不透透面積が増加し、排水区流出量が増大したため。
- ② 地下水の過剰揚水により管渠が不等沈下を起し、管路の流下能力が減少したため。
- ③ 合流式下水道の場合は、排水区域内人口の増加、使用水量原単位の増加などにより汚水量が計画値以上となり、雨水の有効通水断面積を相対的に減少させるため。
- ④ 地形的（道路勾配が急である）な要因により雨水が路面を流下し、雨水ます・グレーチング等の集水設備が十分機能を発揮していないため。
- ⑤ 排水先が河川である場合に、雨天時に河川水位が高くなり管渠内自然流下が困難となるため。
- ⑥ ポンプによる低地内雨水排除の場合に、河川が溢水寸前の状況であるとポンプ排水を中断せざるを得ないため。

従来の浸水対策は、都市河川・下水道ともにその流下能力を増強することに重点が置かれていた。しかし都市河川の場合、河道拡幅に伴う用地取得の困難性と財政的制約による事業の長期化などのため、従来の考え方にとらわれず、流域に降った雨を流域内に一時的に貯留する雨水貯留施設等の洪水防御手法がとられるようになった。また下水道においては、従来速やかに雨水を排除することを基本方針としてきたが、排除先河川の急速な整備が困難なことから速やかな雨水排除が現実問題として実行し難い地域が多くなっており、下水道サイドにおいても浸水対策の一環として雨水貯留施設等による対応が必要となっている。

2. 研究目的

本調査は、下水道の整備されている地域において①～⑥の原因のうちのいくつかにより浸水が多発している排水区を対象に雨水排水機構を調査し、浸水状況を水理計算によって再現するとともに、浸水対策工法（ポンプ能力増強、雨水貯留等）についてシミュレーション計算によって検討し、浸水区域における雨水処理のあり方を見出すための基礎に資するものである。

3. 調査対象地区の概要

本調査は、N市内を流れているS川左岸に面し浸水頻度の高いH通り・T通りを中心とした836.3ha(5排水区)を対象として実施した。この流域はA台地とN低地とからなり、このN低地を通過するH通り及びA台地上のA通りが浸水常襲地帯となっている。

当地区の下水道は、明治41年に計画され昭和5年に完成をみており、下水の放流先であるS川は明治43年にはすでに改修工事を完了していたが、S川の旧河道は現在のH通りの位置にあったといわれている。このため低地部の排水は、3ヶ所の雨水ポンプによって行なわれている。

以上のようにH通り周辺は、雨水排水に極めて不利な地形条件下にあるといえる。(図-1参照)

4. 研究方法

4.1 浸水モデルの検討

対象流域における浸水モデルの同定は、浸水の実績(浸水容量及び最大湛水位)に対して行うこととした。このため、自然排水区から低地部への氾濫量をできるだけ正確に把握することを念頭に作成したのが図-2に示すモデルである。

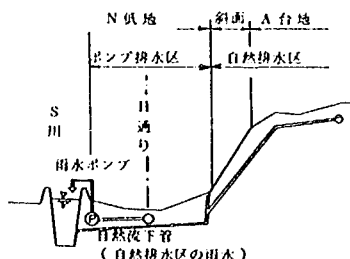


図-1 対象流域の地形概念図

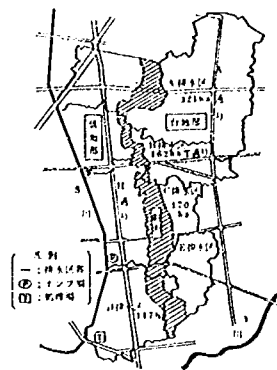


図-2 台地・斜面・低地分類図

既往の調査結果等を踏まえ、以下の手法によりシミュレーションモデルを作成した。

- ① 下水管からの吹き出しの有無をチェックするため、主要幹線別と台地・斜面・低地の別をも考慮し流域を小分割した。
- ② 有効雨量は、修正RRL法によった。
- ③ 有効雨量から流量への換算は、角屋の式により求められた洪水到達時間を単位時間とする合理式を連続的に用いて行った。
- ④ 浸水量は、下水管から吹き出した流量及び雨水例から落下しきれず路面を流下した流量として評価した。

- ⑤ 下水管渠の流下特性は、修正RRL法によるS-Q曲線を用い評価した。S-Q曲線は、 $\phi 600$ 以上の下水管渠を対象に見かけの総貯留容量Sを算定し、分割流域下流端の下水

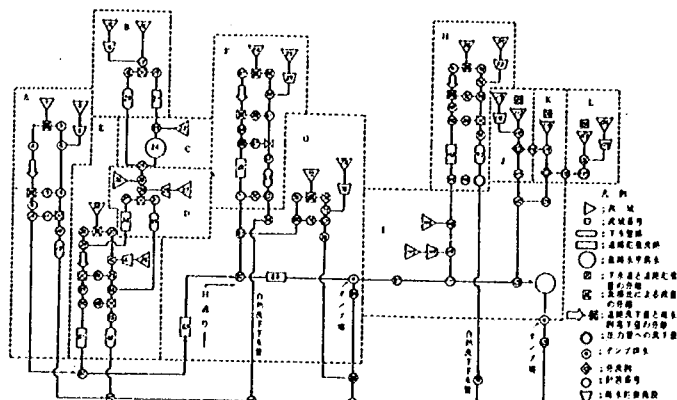


図-3 流出浸水シミュレーション系統図

管の等流水深 h と流下断面積 A の曲線より、 A と S が比例するものと仮定して設定した。

- ⑥ 浸水区域は、道路勾配による流下部と水平湛水部に分けて扱かうものとし、流下部については貯留関数、水平湛水部については湛水容量に対し水位容量曲線を用いた。

浸水被害を生じた最近の3降雨に対する浸水実績と計算水位によって、このモデルの検証を行った結果が図-4である。

4.2. 浸水対策と効果の検討

当流域における浸水対策として、以

下の方法が考えられる。

- ① 下水管流下能力の増強
- ② 河川流下能力の増強（将来計画流量）
- ③ ポンプ排水能力の増強
- ④ 雨水貯留施設を用いた流出制御

これらの手法のうち、①については、

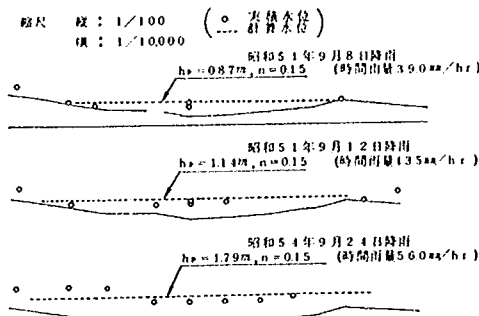


図-4 H通りの浸水実績と計算水位

既に道路面下に下水管の他電気・ガス・水道・電々等の埋設管が錯綜している状況であるとともに、莫大な工費・工期を要すること、②については密集市街地であるため河床の拡大が困難であること及び財政的制約を考慮に入れ検討対象から除外し、③及び④を検討の対象とした。

4.2.1 雨水貯留施設

一般に雨水貯留施設を貯留形態・機能別に分類すると表-1のようになるが、今回の検討では当流域への現実的適用性から校庭・公園等の広場貯留を中心とし、小規模な各戸貯留・棟間貯留等に関しては、流域の大半が密集した住宅地であることより検討から除外した。また、浸透型として井戸法・拡水法があるが、この手法は地盤の透水性や地下水位等により効果が大きく異なるため、今後この点についての調査検討が進んだ段階で検討してみたい。

雨水貯留施設は、以下の条件のもとで検討した。

- ① 貯留ポテンシャル（設置可能性のある場所）を最大限に利用した場合を考える。
- ② オンサイト貯留とオフサイト貯留の両方を検討対象とする。
- ③ 年超過確率 $\frac{1}{30}$ ($r = 70\text{mm/hr}$) として必要容量を設定する。
- ④ 放流比流量は、A台地からS川への自然流下下水管の流下能力 ($q = 4 \sim 6 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}$) を考

慮し、 $q = 2 \sim 6 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}$ の範囲で設定する。

4.2.2 ポンプ排水能力の増強

ポンプ排水能力の増強は、放流先であるS川

流下能力の範囲内で設定する必要がある。ここ

でS川は、流域面積 23.41 km^2 、流路延長 5.95 km 、河床勾配 $1/10,000$ の河川で、現在都市小河川改修事業として改修計画が立案されている。計画流量配分は図-5のとおりであり、本調査対象流

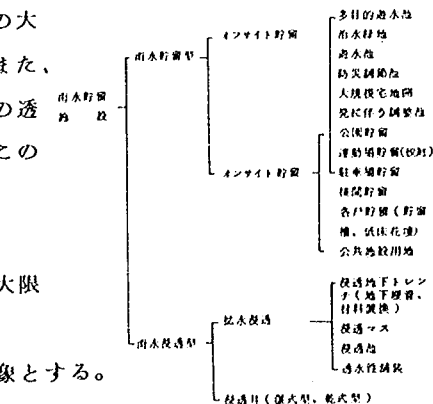


図-5 S川計画流量配分図(単位 m^3/s)

域 8.36km²はS川流域 2.341km²の35.7%を占めるので、S川暫定計画流量 160m³/s 及び将来計画流量 280m³/sのうちの対象流域分担流量を比流量によって求めると、57.1m³/s及び99.9m³/sとなる。したがってポンプ排水能力は、対象流域分担流量の範囲内で段階的に増強する場合を考えた。

表-2 対象降雨規模

降雨年	60分雨量 (mm)	24時間雨量 (mm)	備 考
1/1	30	92	$R = \frac{9.31}{1.015 + 9.47}$ (1)
1/5	50	157	$R = \frac{1.595}{1.015 + 10.30}$
1/30	70	255	$R = \frac{2.620}{1.015 + 13.21}$

5. 研究結果

5.1 現況安全度の評価

当流域における浸水安全度の評価は、H通り及びA通りの水平湛水部で行った。近年における雨水排除のための下水道施設は、概ね 50mm/hr を計画降雨としていることから本検討ではその前後の表-2に示す3ケースの降雨規模を用いて湛水容量の検討を行なった。

この結果、各幹線の流下能力は 5~80mm/hr の範囲にあり、20~40mm/hr 程度の降雨を処理できる能力を有しているものと予想された。また、水平湛水部の許容湛水を最大 40~50cm (床下浸水許容) とすると、雨水排水システムとして 50mm/hr 程度の降雨に対する安全度が要求されると判断された。

5.2 浸水対策効果の検討

5.2.1 雨水貯留施設

当流域における雨水貯留施設の候補地は図-6に示すとおりであり、そのほとんどが台地に分布していることがわかる。さらに、オンサイト貯留とした場合 45.2ha の集水面積で流域面積 836.3ha の約 5.4% にすぎず、オンサイト方式での雨水貯留による浸水防止効果はあまり期待できないことが予想された。

雨水貯留施設によるH通り及びA通りの浸水状況を計算結果より整理し、現況と比較したのが表-3であるが雨水貯留による効果は必ずしも充分には期待できなかった。これは、低地部のポンプ排水能力の不足に加えて、雨水貯留施設がA通りへの雨水流出を制御できる位置にないこと、低地部湛水量に占める斜面流下水量が相対的に小さいことが原因として考えられた。

5.2.2 ポンプ排水能力の増強

広場貯留を主体とした雨水貯留施設による水平湛水部の浸水解消は困難であると判断されたので、ポンプ能力増強のみの場合と雨水貯留・ポンプ能力増強併用の場合について、H通り湛水容量の比較を行ったのが表-4及び図-7である。

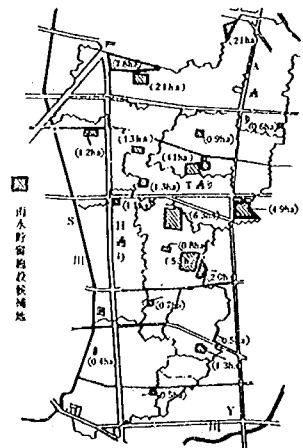


図-6 雨水貯留施設候補地位置図

表-3 湛水容量比較表 (R=50mm/hr 中央集中型降雨)

		対策前	対策後		
			オンサイト	オフサイト1	オフサイト2
H通り	最大湛水深 h (m)	1.02	0.96	0.91	0.84
	湛水面積 F (m ²)	126,000	124,000	84,000	80,000
	湛水容量 V (m ³)	5,032.0	4,751.0	4,300.0	3,840.0
A通り	最大湛水深 h (m)	0.57	0.57	0.56	0.55
	湛水面積 F (m ²)	20,500	20,500	20,000	19,500
	湛水容量 V (m ³)	6,640	6,570	6,410	6,230

ポンプ能力の増強は、 $10\text{ m}^3/\text{s}$ と $20\text{ m}^3/\text{s}$ の2ケースについて検討した。図-7から当流域においては、広場貯留主体の雨水貯留によるピークカット量のうち道路湛水の解消に有効となる割合は1割程度と判断され、ポンプ増強効果の方が顕著であった。すなわち日通りへの流入量は、大半が低地部降雨で占められているものと考えられる。

5.2.3 河道計画との対応

浸水対策の検討に用いた降雨規模 $50\text{ mm}/\text{h}$ はS川の暫定計画における計画雨量と一致しており浸水対策別にS川へのピーク合流量を整理したのが表-5である。この表よりS川の暫定改修が完成した時点では、当流域の浸水対策はオフサイト2+ポンプ増強 $10\text{ m}^3/\text{s}$ までが限界であり、ポンプ増強 $20\text{ m}^3/\text{s}$ は内水対策として有効である反面S川は対応流出能力を持たず外水氾濫をもたらす可能性が高いことが判る。したがって当地区の場合、河川改修の進捗を図ることが最も浸水対策には効果があると判断される。

このように放流先河川からの制約もあり、浸水防止に有効な対策については、台地部及び低地部の降雨を雨水貯留施設によって処理することが必要となる。低地地区における貯留方法として、以下のような方法が考えられる。

- ① 日通り沿いの空地 1.1 ha を利用し地下貯留槽を設け、下水管からの越流水あるいは道路氾濫流量を導く。……この場合、貯留槽の有効水深を $3\sim 4\text{ m}$ とすれば $30,000\text{ m}^3\sim 40,000\text{ m}^3$ が貯留される。また地下貯留槽の上部は、人口地盤として利用する。
- ② 道路面下にボックスを設け、①と同様の方法で雨水を導き不足分を貯留する。……ボックスの断面を $H2\text{ m}\times W3\text{ m}$ とし、延長を水平湛水部の長さ約 $2,000\text{ m}$ とすれば約 $12,000\text{ m}^3$ の貯留が可能となる。
- ③ 上記①、②の他道路側溝に貯留するなどの方法も入れ、ポンプ増強及び放流までのタイムラグを加味することにより許容湛水深 $40\sim 50\text{ cm}$ 以下に抑えることが可能となる。

6. まとめ及び今後の課題

これまでの検討結果より、下水道整備が進んだ地区における浸水の原因として、都市化の進展に伴

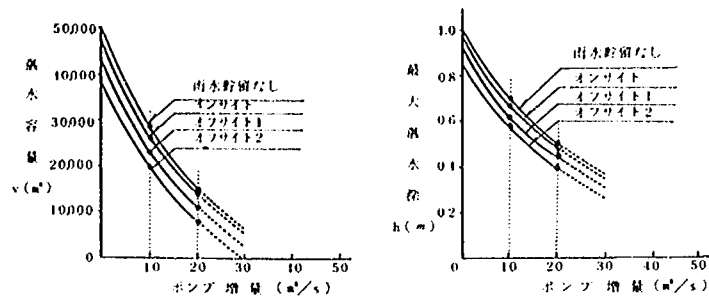


図-7 ポンプ増量-湛水深・湛水容量関係図

表-4 検討ケースと条件

ケース	集水面積	放流比流量
(I) オンサイト貯留	敷地面積	$q = 2.0\text{ m}^3/\text{s/kd}$
(II) オフサイト1	"の5倍	± 4.0
(III) オフサイト2	"の10倍	± 6.0

表-5 新堀川への合流量(単位 m^3/s)

ポンプ増強	雨水貯留なし	オンサイト貯留	オフサイト1	オフサイト2
0	57.98	57.63	46.03	44.10
10	67.98	67.63	56.03	54.10
20	77.98	77.63	66.03	64.10

(注) 斜線部分は、S川の暫定改修が完成した時点での対策可能範囲

う不浸透面積の増加による下水道施設の安全度低下及び地形的要因による自然排水の困難性などが挙げられた。特に今回対象としたS川左岸流域の場合は、流域が台地・斜面・低地に区分され低地部が浸水常襲地帯と化しており、浸水解消のためには地区毎の特性に応じた諸対策を講じる必要があるものと思われる。

本調査の結果から以下のようなことが旨えよう。

- ① 台地部においては、オンサイトあるいはオフサイトタイプの雨水貯留施設を設けることにより下流への氾濫を軽減することが可能であり、管渠の安全度を増すことができる。
- ② 自然流下が不可能な低地部における排水は、改修による河川流下能力の範囲内においてポンプ能力の増強を図るのが、最も容易で効果も大きい。
- ③ 低地部においては、②のポンプ能力増強と組み合わせ暫定的に道路面湛水を考へて、許容湛水深以上の氾濫容量に対応したオフサイト型（地下貯留、路面下貯留等）の雨水貯留施設を設けることも一案となる。
- ④ 今回は特に実施しなかったが、透水性の高い地盤である場合には浸透型の雨水貯留についても検討して良いであろう。
- ⑤ 雨水樹の集中能力が不足している場合には、道路横断グレーチング等を積極的に採用する必要がある。

以上、今回対象とした下水道整備地区における浸水対策のあり方を要約したが、今後の課題として以下のようなことがあげられる。

- ・ 経済比較による対策別適用性・優先順位等の検討
- ・ 浸水シミュレーションの精度を高めるため、最適ブロック分割・諸定数の妥当性の検討
- ・ 排水先河川位置の変更、管内貯留等の対策検討

今回の検討は、流出機構を模式化した浸水モデルを用いて行ったもので、当然のことながら計算結果より得られた数値は絶対的な意味をもつものではないが、浸水状況及び対策効果を把握する上では一つの有効な手段であると考えている。

最後に、本調査の実施において御協力を頂いたN市下水道担当の方々に、深甚なる感謝の意を表するものである。

参考文献

- 1) N市：写真でつづる下水道のあゆみ、1980年8月
- 2) A県：開発行為に伴う洪水調節氾等計画調査報告書、1976年12月
- 3) 土木研究所下水道研究室：一時貯留による下水道システムの改良、1979年1月
- 4) 土木研究所総合治水研究室：雨水貯留施設の最近の動向、土木研究所資料№1579、1980年3月
- 5) 中村栄一：下水道ポンプ排水区における浸水対策シミュレーション、土木技術資料22-9
- 6) 土木研究所：路面排水に関する研究報告書、土木研究所資料№523、1969年7月
- 7) N市下水道局：S川流域下水道整備計画書（昭和52年度）

4 基礎工法の開発に関する調査

基礎研究室 室 長 塩井幸武

主任研究員 浅沼秀称

越川 裕

1. まえがき

沖積粘土層等の軟弱地盤の掘削工事において、ヒービングと称する現象がしばしば発生し、工事進行上の大きな問題となっている。ヒービングは盤ぶくれとも呼ばれ、軟弱地盤に矢板を打ち込んで掘削を行う際に、掘削の進行にともない矢板前後面の土塊重量差による不均衡から塑性流動を起すもので、それゆえ、地盤が打込んだ矢板の先端を廻り込んで掘削底面がふくれ上がる現象をさす。ヒービングが進行すると矢板の転倒などの事故に発展することが多いので、軟弱地盤の掘削においては最も注意しなければならない現象の1つである。現在、ヒービングの検討法として多くの方法が提案されているが、その基本的メカニズムについては不明のことが多く、十分な予測精度を有する検討法の確立が望まれている。

2. 研究目的

ヒービングを支配する大きな要因は、地盤の粘着力 C 、単位重量 g 、掘削深さ h_c であるが、軟弱層の厚さや矢板の剛性、矢板の根入れ長さもヒービングに深く関係していることは一般に良く知られている。しかしながら、従来提案されている検討方法は、必らずしもこれらの要因を全て取り入れたものでないこと、多くの検討法を同時に採用し総合的に判断していることなど、問題を含んでいる。この研究においては、主として模型実験を通じてヒービングの発生メカニズムに検討を加え、合理的なヒービングの予測手法、検討手法の開発に寄与せんとするものである。

3. 実験方法

昨年度は、回転の可能な剛体矢板を用いた大型実験を実施したが、今年度はより実際の状況の近似させるため可撓性の鋼板を矢板として使用した。また多くのケースについて系統的な実験を行うための小型模型実験と、矢板背面側地盤の粘土の動きを調べる目的の大型模型実験を実施した。

3.1 小型模型実験

実験装置は図-1に示す二次元実験土槽で、巾は50cm、両側面にはアクリル樹脂板が取付けられている。矢板は厚さ3mm、6mm、9mmの鋼板を用い、図-1の溝型鋼にボルトで剛結とした。載荷は、昨年度の実験において載荷量が十分でなかった反省から直径10mmの鋼球を用い、荷重を地盤面に確実に伝える目的で、載荷槽は二重箱構造とし、外箱と内箱の摩擦はテフロンシートで切った。実験地盤は表-2に示す物性のカオリンクレーに35%~45%の水を加え、所定の粘着力に調整して作成した。載荷は、載荷槽内箱内に鋼球を投入し、荷重の増分0.3t/m²ごとに行ない、各段階毎に地盤の変形が

終了したのを確認したのち、地盤内変位および地盤隆起量を測定した。地盤内変位の計測は、あらかじめ地盤造成時に地盤内に設けた標点棒（5 mm × 5 mm × 50 cmの角棒の両端にスポンジ片を釘で取付け、アクリル樹脂側板に密着させるとともに、滑動が円滑であるようにしたもの）を、側面を通して視測し、载荷サイクル毎に記録した。また隆起量は、矢板から10 cmごとの距離で2列に計10個のダイヤルゲージを設置し、载荷サイクル毎に計測、記録した。なお、地盤の挙動を二次元的に観察するため、底面以外の実験土槽内面にグリースを塗付し、摩擦の影響をなくするように努力した。

小型模型実験の目的は、ヒービング現象に影響を与える要因と考えられる、粘着力(C)、矢板の根入れ長さ(D)、矢板下端から軟弱層底面までの距離(d)、矢板の剛性（矢板厚tで代表する）に着目し、表-2のようなケースに対し実験を行った。

3.2 大型模型実験

54年度実施大型模型実験および今年度実施小型模型実験は、いずれも実験技術上模型地盤の掘削が困難なために矢板背面側に载荷を行ったが、実際の現場における掘削過程を再現するものではない。このため、本実験では矢板背面側に模型地盤を、掘削側におもりを両者の均衡を保ちながら載せ、然るのちにおもりを除去することにより、より現実の掘削に近い状況となるようにして実施した。使用した実験槽は、54年度の実験に用いたものと同じであるが、矢板は厚さ9 mmの鋼

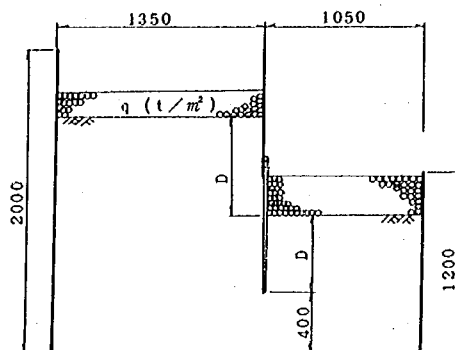


図-2 大型実験装置

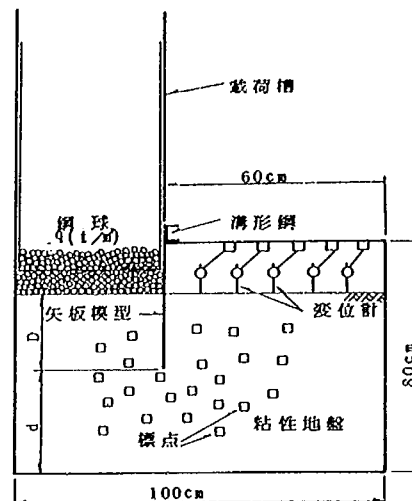


図-1 実験装置

表-1 カオリンクレーの物理的性質

比 G	液性限界 WL	塑性限界 Wp	塑性指数 Ip	単位体積重量 (gf/cm³)
2.71	46.6	27.3	19.3	1.75

表-2 実験ケース

CASE		根入れ深さ D (cm)	矢板先端～ 境界層 d	矢板厚 t (mm)	粘着力 C (t/m ²)
1	1	5.0	34.0	9.0	約 0.4
	2	10.0			
	3	15.0			
	4	20.0			
	5	25.0			
	6	30.0			
2	1	20.0	34.0	9.0	約 0.4
	2		24.0		
	3		14.0		
3	1	10.0	34.0	9.0	0.34
	2				0.41
	3				0.43
	4				0.48
	5				0.52
	6				0.58
	7				0.72
4	1	20.0	34.0	3.0	約 0.5
	2			6.0	
	3			9.0	

表-3 実験ケース

ケース	D (cm)	D (cm)	d (cm)	t (mm)	q (t/m²)
1	30	20	40	9	0.8
2	30	40	40	9	1.0
3	30	60	40	9	1.4

板を仕切壁に剛結した。模型地盤は小型実験と同じカオリンクレーで作成した。掘削側のおもり（鋼球）は1サイクル0.1 t/m²ごとに均一に取除き、地盤内変位を標点棒で矢板背面側地盤の沈下をダイヤルゲージで測定したのち、次のサイクルの除荷を行った。（なお、この方法で矢板前後の地盤に変位をおこさせないように造成するのはかなり難しく、地盤面の差を大きくできないため、背面側地盤には同様に鋼球を載荷し、地盤内の変位を観測しやすいようにした。）

4. 実験結果

4.1 地盤内変位

図-3は、54年度、55年度に実施した実験において標点棒の動きから地盤内粘土の流れの典型的なパターンを描いたものである。なお実験装置の幾何学的関係を失わないように図示したので、縮尺は全てのケースで異っている。金谷による実験結果も合わせて示した。図-4、図-5は、それぞれ54年度の実験ケース3-1および55年度実験ケース3-3における標点棒の動きの始点と終点を示したものである。変位量の大きさが異なるのは、模型地盤の粘着力と載荷重がかなり違うためである。図-4では矢板先端から10cm程度離れた点を通る流れ線上で変位量が最も大きくなっているが、54年度大型模型実験

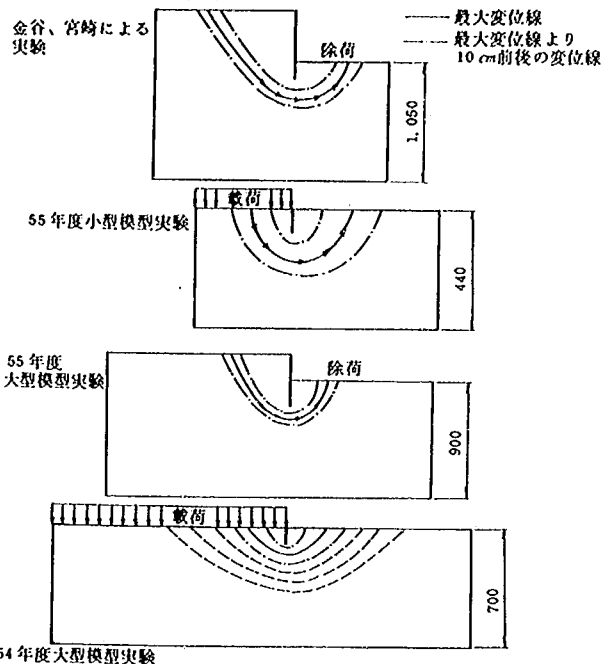


図-3 地盤内変位のパターン

図-5では、そのような線が明確には見出せない。これらの図より、ヒービングに際しての地盤内変位については、次のようなことが言える。

- (1) ヒービング時の粘性土の流れは、掘削底面以下では矢板に対しほぼ対称な放物線上で、掘削底面以上の矢板背面ではほぼ直線に近くなる。
- (2) 地盤内変位のパターンは、実験装置の壁や底面などの境界条件の影響を強く受ける。
- (3) 底面近くでは、地盤はほとんど流動しない。
- (4) 地盤の粘性が高い場合、地盤内部の土の移動量は不均一で、ある流れ線に沿って最大の移動を示すが、粘性が低くなると、境界条件による以外、比較的均一な移動量を示す傾向にある。
- (5) 一般にヒービングの検討において仮定されるようなすべり線の発生は認められない。

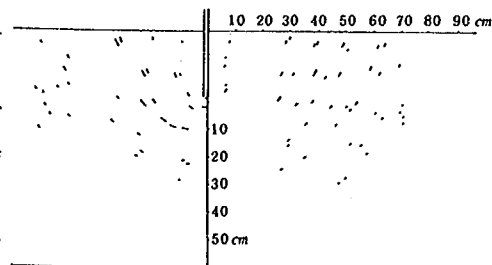


図-4 54年度 ケース3-1

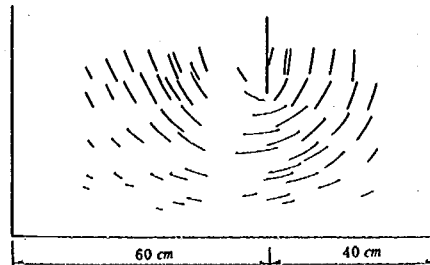


図-5 55年度 ケース3-3

4.2 掘削底面の隆起

図-6は、小型実験ケース1-3の場合の地盤の隆起の様子を示したものである。地盤の隆起は、矢板との接触面における摩擦のために矢板付近では小さく、また底面との摩擦の影響で端板付近でも小さいため、中央部が盛り上がる。図では各荷重段階（ 0.3 t/m^2 の荷重増）ごとの隆起量を側面的に示しているが、各計測位置での隆起量を、載荷重に対してプロットしたのが、図-7である。この図より地盤の隆起は載荷重の小さい間はほぼ線形に増大するが、ある点を越すと同様にほぼ線形ではあるが勾配の急な増加傾向を示す折れ線状のグラフとなる。

4.3 矢板根入れ長さの影響

図-8は、矢板根入れ長さの影響を調べるため、小型実験ケース1-1~1-6の最大隆起量 h に着目し、図-7と同様の図を座標軸を無次元化量に変換して表わしたものである。すなわち縦軸は h を地盤厚 H で除した無次元量 h^* 、横軸は載荷重 q を粘着力 c で除した無次元量 q^* （ベックの安定係数に相当する。）で表わしている。また図中パラメーターは、矢板根入れ長さ D を H で除した量 D^* である。これにより、矢板根入れ長さの影響は非常に大きく、 D/H が0.5程度になると隆起量も非常に小さくなる。また h^* と q^* の関係は折れ線上で、変曲点は q^* が4付近で生じている。

4.4 矢板先端から境界層までの厚さの影響

図-9は、矢板先端から底面（軟弱層とそうでない層との境界）までの距離 d の影響を調べるた

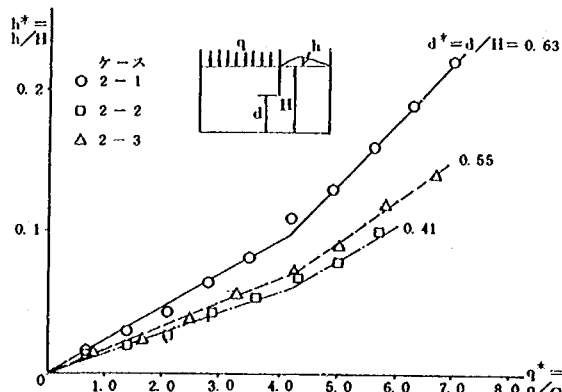


図-9 矢板先端から境界層までの厚さの影響

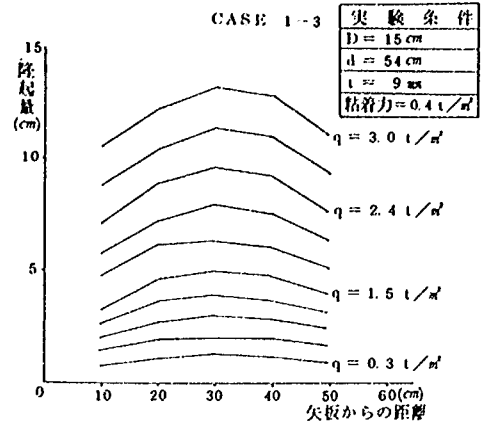


図-6 地盤の隆起量

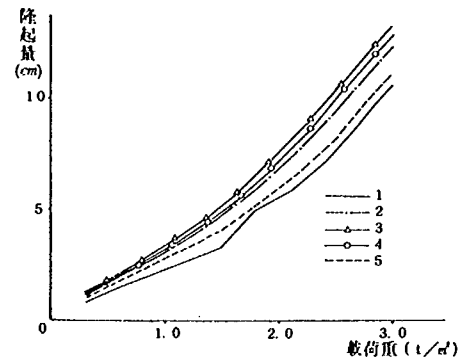


図-7 地盤の隆起量と載荷重

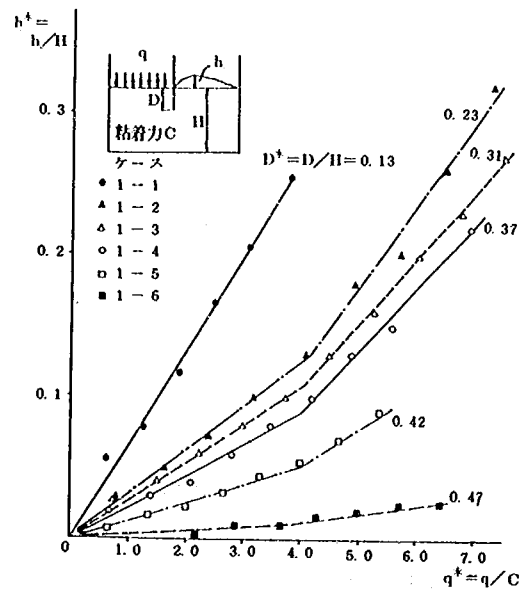


図-8 根入れ長さの影響

め、小型実験ケース 2-1 ~ 2-3 の結果を図-8 と同様に整理したものである。d の大きさが小さくなるとともに隆起が生じにくくなる。この場合も、図-8 と全く同様に曲線は折れ線、変曲点は q^* が 4 付近に生じることがわかる。

4.5 地盤の粘性の影響

地盤の掘削や盛土などの土工において周辺地盤等の変状が生じるのは、地盤が通常軟弱地盤と言われる力学的強度の低い粘性土の場合であり、そのことから地盤の粘性はヒーピングにおいて最も影響の大きい要因の 1 つと思われる。図-10 は、小型実験ケース 3-1, 2, 4, 6, 7 を対象に隆起量と載荷重の関係を無次元量を軸にとって表わしたものであるが実験値は多少のバラツキはあるものの、ほぼ 1 つの曲線に乗っていると判断される。これは横軸が粘着力を含む無次元化量であることと、この第 3 シリーズのケースは、他の要因が全て一定である ($D=10\text{cm}$, $d=34\text{cm}$, $t=9\text{mm}$) ことに起因しており、無次元量を用いた整理法の妥当性が示されたものと考えられる。

4.6 矢板剛性の影響

図-11 は、小型実験 4-1, 2, 3 に対し同様の図を描いたものであるが、矢板厚 3 mm の場合、9 mm のものに対し倍以上の隆起を生じている。

4.7 大型実験の結果

図-12 は、大型実験の結果を小型実験と同様の図に表わしたものであるが、この場合 H は矢板背面側地盤の厚さ、 h は矢板背面側地盤表面の陥没量とした。実験上の制約から、 q/c は 3 以下でしか実験できなかったため、小型実験における直線の折れ曲がりは見出せない。また、 q^* が 0.4 付近までは、ほとんど陥没が見られないため、実験値を直線で仮定する場合、 $q^* \approx 0.5$ を切片とする直線になり、載荷方式による小型実験結果がほぼ原点を通る折れ線であるのとは対照的であるが、これは掘削底面より上の矢板背面側地盤のせん断抵抗の影響と思われる。

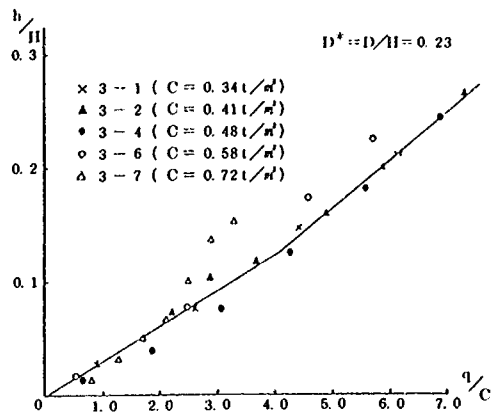


図-10 地盤の粘着力の影響

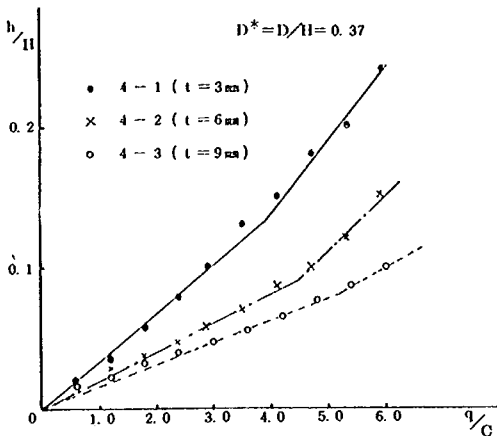


図-11 矢板剛性の影響

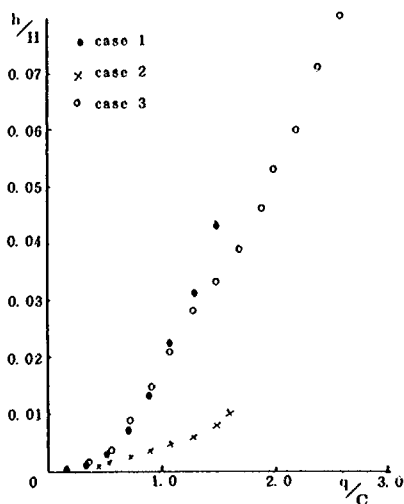


図-12 大型実験の結果

5. 臭気と脱臭方法に関する調査（２）

化学研究室 室 長 森 芳 徳
主任研究員 片 脇 清
守 屋 進

1. まえがき

終末処理場等，下水道施設における臭気対策の充実に求められているが，従来から行われている薬液洗浄法，燃焼法，酸化法や吸着法等の脱臭法では完全な脱臭が行えないため，近年これら従来からの脱臭法に新たに開発された活性炭を組み合わせることで低濃度臭気の脱臭が行われるようになって来た。

しかしながら，処理場毎に発生する臭気の成分や組成，濃度や量が異なっているにもかかわらず，活性炭の品質規格や脱臭性能の把握が十分に行われていないため，かならずしも適切な活性炭の使用がなされていないのが現状である。

2. 研究目的

以上のような観点より，本研究は近年開発された各種脱臭用活性炭の脱臭性能評価のための試験法を定め，これを用いて各種活性炭の脱臭性能を明らかにし，さらに脱臭用活性炭の品質規格を作成し脱臭用活性炭の合理的な利用をはかることを目的とする。

本年度は初年度であるため，代表的な臭気成分である硫化水素，硫化メチル，二硫化メチル及びメチルメルカプタンの４種類の硫黄化合物について，低濃度成分のガスクロマトグラフによる分析法の分析精度に関する検討を行い，次年度以降の活性炭の脱臭性能評価試験法の作成に際して必要な臭気成分の分析精度に関する基礎データを得ることを目的とする。

3. 研究方法

3.1 ガスクロマトグラフによる硫黄化合物の分析精度の検討

硫化水素，硫化メチル，二硫化メチル及びメチルメルカプタンの標準溶液をマイクロシリンジでガスクロマトグラフに注入して得られたクロマトグラムを解析することによって分析精度の検討を行った。

3.1.1 標準試料

硫化メチル，二硫化メチル及びメチルメルカプタンは和光純薬工業製製の悪臭物質試験用標準液をベンゼン（残留農薬試験用試薬）で希釈し，所定の濃度に調整した。また，硫化水素は，試薬特級の硫化ナトリウムに濃塩酸を加え，発生した硫化水素ガスを洗浄液に通してから，純水に吸収させ，その硫化水素濃度を J I S K 0 1 0 1 の p-フェニレンジアミン発色法により求め，

これをエタノール（残留農薬試験用試薬）で希釈し、所定の濃度に調整した。

3.1.2 ガスクロマトグラフ

ガスクロマトグラフは、日立製作所製163型（FPD検出器付）を用い、表-1に示した分析カラム及び条件で測定した。

表-1 分析カラム及び測定条件

分 析 カ ラ ム					測 定 条 件									
固定液相	担 体	粒度 (mesh)	許容 温度 (°C)	内径 × 長さ	恒温槽 温度 (°C)	キャリ ヤガス (kg/cm)	期間 (11)	キャリ ヤガス (kg/cm)	H ₂ (ml/min)	O ₂ (ml/min)	N ₂ (ml/min)	恒温槽 温度 (°C)	インジェ クション 温度 (°C)	ディテク タ温度 (°C)
Polyphenyl- ether 5ring	Chromosorb W AW, DMCS	80 / 100	150	3.2mm × 6m	150	2	5	1~2	80	20	20	70	130	130

4. 研究結果及び考察

4.1 計器の出力変動と精度（バラツキ）

硫化水素、硫化メチル、二硫化メチル及びメチルメルカプタンのクロマトグラムの代表例を図-1に示す。これより、それぞれのリテンションタイム（保持時間）が異なっているので、これら4種類の硫黄化合物が混合していても分離定性が出来ることが明らかとなった。

4.1.1 時間変動とくり返し精度

同一試料をくり返して測定しても、まったく同一の測定結果は得られずそのピーク高さはバラツキている。同一試料を続けてくり返し測定したときのピーク高きの各種濃度におけるくり返し精度を図-2に示す。くり返し精度は、各種濃度の各標準試料5μlを5回づつくり返して測定した結果より推定したものである。1回の測定にはそれぞれ約15分、5回で約1時間20分かかる。試料量が少ないとピーク高きは小さくなり、ベースラインのノイズとの相対的な差は小さくなり、一般にS/N<2ではピークの判別は不能になるためくり返し精度は悪くなるが、試料量が1ngより多くなると、くり返し精度は5%以下となり良くなることが明らかである。

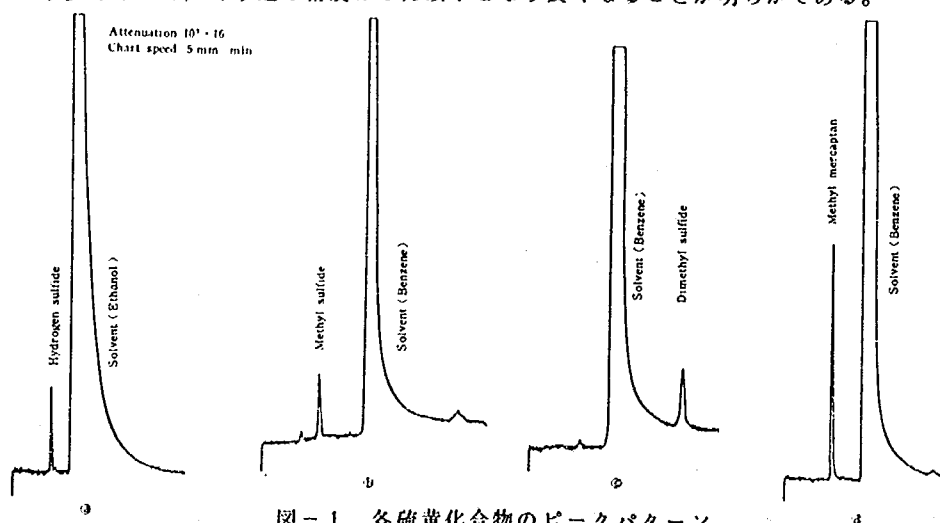


図-1 各硫黄化合物のピークパターン

4.1.2 日変動

測定条件を一定にしても、日を変えて測定すると、一般に、同一日内のくり返し測定以上に変動は大きいといわれている。硫化水素等4種類の硫黄化合物の標準溶液を4～7日間にわたって同一試料を測定した時の日変動の様子を図-3に示す。

いずれも標準試料溶液濃度は0.01 ppm～0.2 ppmであり、各々5 μ l 注入したときの測定結果である。また、測定期間中ガスクロマトグラフ

は昼夜一定の条件にしておいたにもかかわらず、日によってピークが高めになったり低めになったり変化しており、一定した変動を示している。これは、FPD検出器のドリフトやカラムの状態の変化など機械的な変動が原因と考えられる。

4.1.3 再現精度

日変動に伴う再現精度も試料量によって変わる。硫化水素等

4種類の硫黄化合物の標準試料について試料量と4～7日間の測定結果より推定される再現精度を図-4に示した。ここで、再現精度は各濃度におけるピーク高さの不偏分散と平均値の比($\sigma_n/\bar{x}$)で表わしている。この結果、日変動に伴う再現精度は、時間変動のくり返し精度に比べて全濃度領域において2倍以上悪くなっていることが明らかとなった。

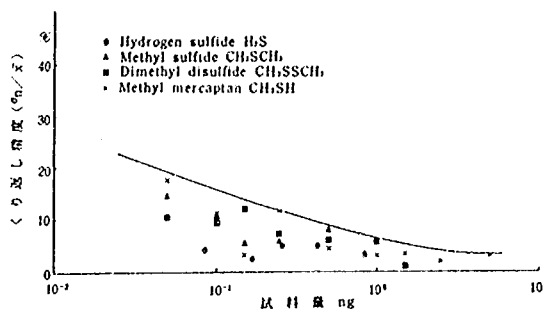


図-2 時間変動（くり返し精度）

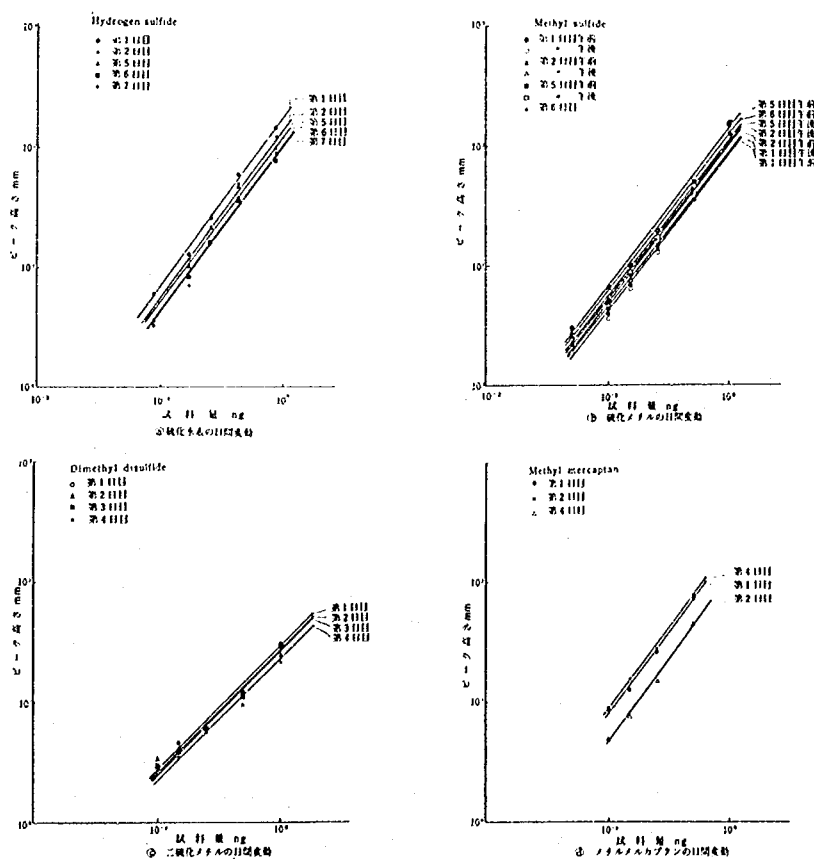


図-3 検量線の日間変動

4.2 計器の出力変動と正確度（カクヨリ）

ガスクロマトグラフの日変動は、かなり大きいので別の日に作成した検量線を用いて未知試料の濃度を推定すると、その値には日変動に共う特定のカクヨリが含まれることになる。

すなわち、カクヨリを含まない正確な分析を行うには測定日毎に検量線を作成することが望ましいが、測定日ごとに検量線を作成することは作業能率が悪くなるので、できれば1本の検量線で数日ないしは1週間程度、精度の良い分析ができることが望ましい。

このためには、試料量とピーク高さの関係をあらかじめ求め検量線の日変動の様子を明らかにする必要がある。

試料量とピーク高さの関係を両対数グラフにプロットすると直線関係が得られることより、試料量 X ng とピーク高さ Y mm の間には、次式の関係が成り立つことが明らかである。

$$Y = a \cdot X^b$$

ここで、 a 、 b は定数

両対数グラフにプロットして得られた検量線は、図-3より明らかなように、その勾配 b はいずれもほぼ一定しているので検量線の日変動はこの直線の平行移動、すなわち、定数 a のみの変化とみなすことができそうである。

この直線関係を最小自乗法によって求めたときの定数 a および b のそれぞれの変動の様子を表-2に示す。これより、勾配 b はいずれも5%程度の変動であるので統計的に、 b は一定とみなせることが明らかとなった。

表-2 定数 a 、 b の平均値とバラツキ

平均勾配 b を用い、各測定日の試料量 0.25 ng（硫化水素のみ 0.26 ng）を基準にして検量線を求め、この検量線を用いて各ピーク高さより求めた試料量と標準試料との関係を図-5に示す。

これより、硫化水素、硫化メチル、二硫化メチル及びメチルメルカプタンはいずれも良い相関を示しているが、硫化メチルと二硫化メチルは低濃度側と高濃度側で標準試料より高めの値を示す傾向がある。これは、この二物質については $Y = a \cdot X^b$ の式が完全にフィットしていないためと考えられる。

4.3 まとめ

ガスクロマトグラフによる硫化水素、硫化メチル、二硫化メチル及びメチルメルカプタンの分析における分析精度を検討した結果以下のことが明らかとなった。

- (1) 時間変動に基づくくり返し精度は試料量が多く（1 ng 以上）なると5%以下と良好であるが、試料量が少なくなると20%近くにもなりくり返し精度は悪くなる。

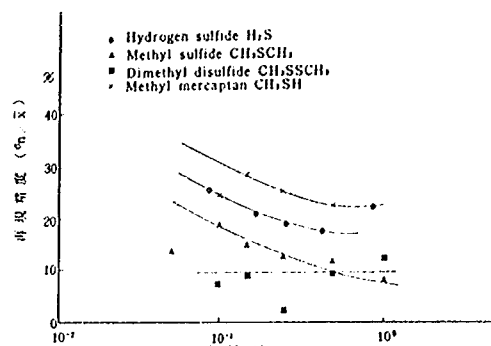


図-4 再現精度（日変動）

	$\bar{a}$	σ_a	$\sigma_a/\bar{a}$	$\bar{b}$	σ_b	$\sigma_b/\bar{b}$
Hydrogen sulfide	1.215	0.104	8.6%	1.463	0.046	3.1%
Methyl sulfide	1.334	0.095	7.1%	1.366	0.035	2.6%
Dimethyl disulfide	1.499	0.060	4.0%	0.938	0.050	5.3%
Methyl mercaptan	1.415	0.223	15.8%	1.413	0.081	5.7%

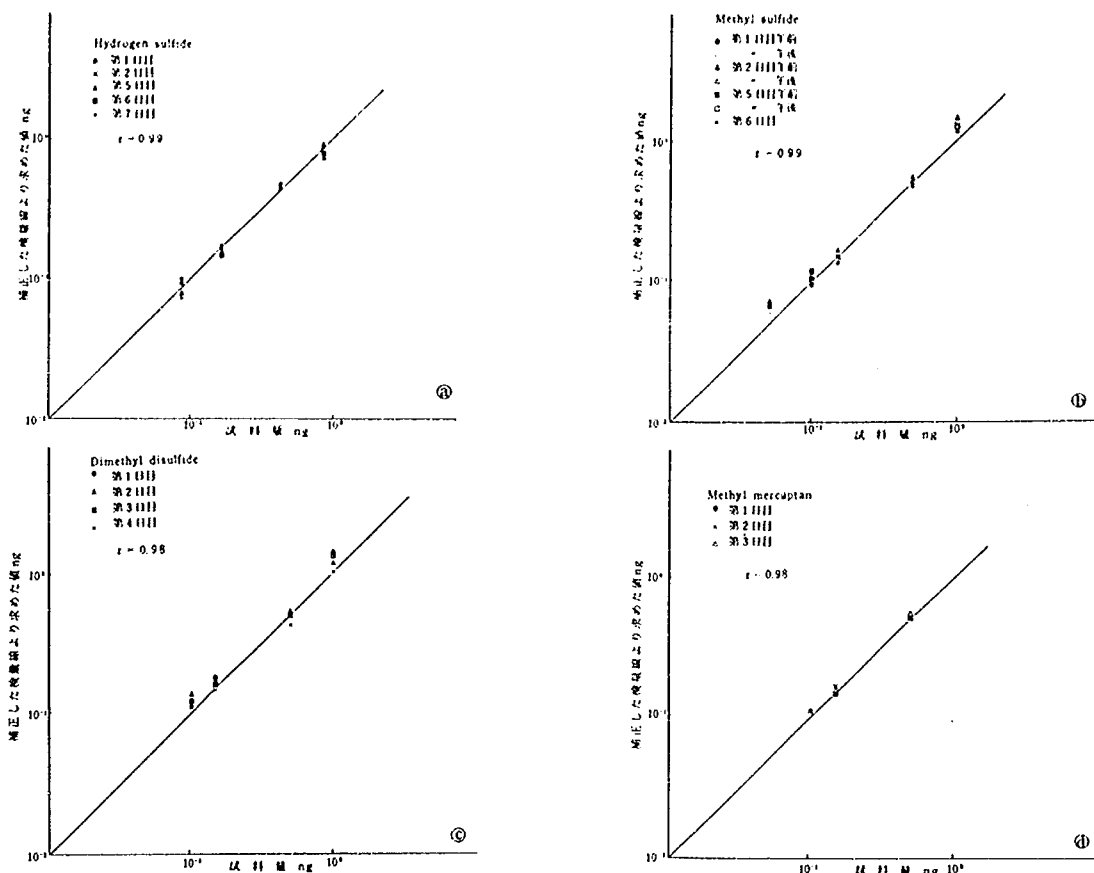


図-5 標準試料とカタヨリを補正した後の値の関係

(2) 日変動に伴う再現精度は、時間変動に基づくくり返し精度に比べると全体に2倍以上悪くなっている。この原因としては、FPD検出器のドリフトや分析カラムの状態の変化によるカタヨリが含まれているためと考えられる。

(3) 平均勾配 b をあらかじめ求めておけば、通常の実験作業を始める前に標準試料を一点測定することによって、かなりの精度で検量線を推定することができる。

5. 今後の問題点

硫黄化合物と同様に下水処理施設における代表的な臭気成分であるアンモニアの分析法についてもピリジンピラゾン法による比色分析法を若干検討したが、発色試薬であるクロラミンT及びピリジンピラゾン混液の保存性が悪く、測定毎に毎回調整をしなければならず、また、アンモニアの発色も不安定であり、定常的な分析法としては適当でないことが明らかとなったので、今後、より安定な分析法であるインドフェノール青法など他の分析法を検討するつもりである。

下水処理施設における代表的な臭気成分である硫化水素、硫化メチル、二硫化メチル及びメチルメルカプタンのガスクロマトグラフによる分析法の分析精度の検討が一応終了したので、今後、本年度の成果を用いて、脱臭用活性炭の脱臭性能評価試験法を作成するため、次の項目に関する実験を、硫

化水素ガスを用いて行う予定である。

- (1) 活性炭の粒径が脱臭性能に及ぼす影響
- (2) 温度及び水分の脱臭性能に及ぼす影響
- (3) 硫化水素ガスの流量，流速の脱臭性能に及ぼす影響
- (4) 硫化水素ガス濃度の脱臭性能に及ぼす影響

参考文献

- 1) 下水道研究室，「臭気と脱臭方法に関する調査報告書（予備調査編）」土木研究所資料，
第1257号（昭和52年6月）

6 下水汚泥の都市緑化への利用に関する調査

緑化研究室 室 長 芹沢 誠
研 究 員 田代順孝
古関堅治

1. まえがき

下水汚泥は下水道の普及とともに年々増加しており、その処理処分の方法についても埋立てたり、海中投棄するといった従来の方法では対処しきれなくなっている。このような事情を背景として、下水汚泥の持つ資源性を十分に発掘して、その特性を生かしながら積極的に還元利用を図ろうとする意欲が高まってきている。

下水汚泥の緑農地への還元はいくつかの公共団体においてすでに実験的に行なわれており、調査研究の成果は徐々にではあるが蓄積されつつある。そのうち農地還元については主として肥効性に関する検討がなされており、単年性作物を対象として実験結果が報告されており、収量の面からみたときの肥効性は高いことが知られている。しかし緑地については汚泥施用の目的が肥効性のみならず、土壤改良材としての効果にも着目する必要がある、その両者について未知な部分が多いといわねばならない。というのは、緑地においては対象が樹木及び芝生などであり、その植栽目的は肥大成長を意図したものではなく、活着後の生育状態が問題とされ、維持管理を行ないつつ生育を制御することによって利用及び観賞に供することを目的とすることになる。

従って、汚泥の施用にあたって考慮すべき点は、植栽樹木および芝生の生長などの段階でどのような効果があるかということであり、それらに関して定量的かつ定性的な分析及び評価を行ない、実際の植栽及び管理に役立てることが必要とされる。これらの観点をふまえて、本調査では公園植栽における汚泥の施用に関する基礎的事項を明らかにすることを試みた。

2. 調査目的

下水汚泥の緑地への安全かつ適正な利用を図るために必要な事項ならびに利用の具体的方法を検討するための基礎資料を得ることを目的とした。本調査では、その第1段階として、下水汚泥の肥効性・土壤改良効果、及び安全性についての諸点からみた実験を行なうための予備調査を行ない、実験計画を作成することを具体的な目的とした。

3. 調査方法

本調査では(1)既往研究事例の文献収集及び分析、(2)緑地利用事例の現地観察及びヒアリング、ならびに(3)実験方法の検討を行ない、実験計画の作成を行なった。

4. 調査結果

4.1 下水汚泥の緑農地還元の研究事例

下水汚泥の緑農地還元に関する研究では土木学会の「下水汚泥の処理処分及び利用に関する研究」がある。そこでは、下水汚泥が有機資材として農業に有効であることの確認と、そのための条件としての最適施用量等の使用条件を明らかにすることを目的として行なった 25 作目についての試験結果が報告されている。なお使用汚泥の形状は脱水ケーキである。

目的別の試験の内容は表 1 のようである。

表 1 施用法試験目的と作物の例

この中で多くの労力がさかれているのは施用量に関する試験である。単位面積あたりの施用量と収量の関係によって効果をみようとするものであり、次のような結果が得られている。

子実の生長を目的とした作目に対しては栄養生長と生殖生長のバランスが難しく、生育が生産に必らずしも結びつきにくい傾向があり、汚泥施用の効果はあまりはっきりと現れていない。栄養器官そのものを収穫の目的とした作目に対しては収量の増大がみられた。

土壤に及ぼす影響については、水田では湛水条件と関連することを考慮に入れた上でみると、PH の変動に緩衝的に作用するようであり、畑地では基本的には PH を低下させる要因になるようである。また、汚泥の施用によって全炭素含有量及び全窒素含有量は例外なく上昇している。さらに団粒化の促進、三相分布の固相率の低下、及び孔隙量の増加がみられ、土壤の物理性の改良に効果がみられる。従って、農作物に対する肥料効果は高いとみなすことができよう。一方、施用に十分考慮すべき問題として、(1)汚泥の形状及び品質の改善、(2)作物生育に対する障害性の見きわめ、(3)雑草種子あるいは食用果実の混入、(4)植物病原菌の混入、(5)重金属類の問題等があげられている。

4.2 下水汚泥の緑地利用の事例

4.2.1 山林・防風林に対する還元方式（秋田市）

高分子凝集剤添加のコンポストを用いて杉及び桐の林地での試験が行なわれた。桐については他の樹木と比べて生長度合が著しく、施用効果は高いと判断された。施用における課題としては(1)コンポストの重量の軽減、(2)肥料効果の増大、(3)利用ニーズに見合ったコンポストの製造などの諸点があげられている。

4.2.2 都市緑地還元方式（松本市）

公園緑地、街路樹等へ追肥として還元すること、及び造成時における元肥として還元することの 2 事項について検討された。追肥については低木植栽箇所では散布が可能であるが、高木及び

試験の目的と内容	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(1) 汚泥の施用量を決定することとする試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(2) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(3) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(4) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(5) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(6) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(7) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(8) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(9) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(10) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(11) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(12) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(13) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(14) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(15) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(16) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(17) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(18) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(19) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(20) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(21) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(22) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(23) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(24) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
(25) 10 年間にわたる汚泥の施用量試験	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25

注 (1) 汚泥、はちの汚泥と同一に試験で汚泥されたものを示した数である。

芝生については散布が不可能であること、また埋込みについてはいずれの場合も不可能であることが知れた。さらに造成時の客土使用は条件さえととのえば可能であることが報告されている。

4.2.3 緑地造成の土壌改良材としての使用方式（豊橋市）

臨海部遮断緑地造成地で脱水汚泥を用いた実験がなされ、活着率、発育状態、土壌生物等の検討がなされた。その結果として以下のようなことが指摘されている。(1)森林形態を目標とする植栽において、早期形成を課題とするとき汚泥の土壌改良効果はほぼ満足されるものである。(2)効果の反面、排水性の低下を招くなどの障害もあることが知れた。(3)施用量としては30%混入が適当である。(4)混和方法はローターベクターのような強制攪拌手段を用いるのが良い。(5)植栽は混入後汚泥が土になじんでから行ない、鉢付を原則とすることがよい。

4.2.4 樹木に対する効果と都市公共緑地への還元システム（浜松市）

脱水ケーキを用いて、サンゴジュ、クロガネモチ、ヤマモモを対象とした実験を行ない、肥効性を中心とした検討がなされた。その結果、(1)一年枝の生長促進要因として作用する、(2)主幹生長にわずかながら有効に作用する、(3)葉面積からみて良好な生長がみられる。(4)葉色が良好となる、などの効果のあることが報告されている。

4.3 下水汚泥の利用方法の検討

4.3.1 安全性に関する検討

緑地への汚泥の利用に関してはその安全性の確認が行なわれる必要がある。その場合に、(1)汚泥に含まれる重金属の量と緑地に投入される量及び安全規準との照合、(2)土壌中における重金属の動きと植物への影響、(3)人体への影響と安全規準との照合が必要であろう。現在のところ、これらに該当する安全規準はないが、代用し得る規準として、(1)肥料取締法に基く特殊肥料の規定、(2)有害な産業廃棄物に係る判定規準を定める総理府令の2つがある。外国においては(1)アメリカのLynn Townshipにおける重金属濃度の規制の例、(2)イギリスにおける下水汚泥の施用ガイドラインの2つの例が知られている。イギリスの場合、1年間の最大施用量及び30年間の最大施用量の2つの規制値が定められており濃度と総量の両面からの規制の必要性を示している。

一方、人体に対する安全性の管理については殆んど説明されておらず、未知な部分が多い。当面の間、レクリエーション活動の行なわれる緑地の部分では、汚泥の投入は十分慎重に行なう必要がある。

4.3.2 有用性の検討

(1)土壌改良材としての有用性

土壌改良材としての実験の事例から施用にかかる事項についてまとめると、以下のような点があげられる。

i)泥炭地のような土壌条件のところでは、土性、団粒構造、三相構造などにおいて改良効果が認められる。（札幌市の例）：脱水汚泥

ii)砂質土壌地については、層状サンドイッチ方式で施用した場合改良効果はあるが、同時に、不透水層の形成によるメタンガスの発生・根系の発育阻害、汚泥の乾燥に伴う固形化などのマイナス面もみられ、汚泥そのものの改良が必要とされる。

iii)埋立地の造成地では、有機物を再生産する基盤整備の材料として効果が認められる。

iv)改良材としての投入量としては30%程度が良いようである。

(2)肥料としての有用性

汚泥の肥料としての有用性は十分に認められるが、施用過多の状態では発芽阻害や生育阻害などがみられる。また、この有用性は農作物などの単年性植物に対して立証されているが、緑地に植栽されている植物に対して、どの程度の効果があるかについては未知な点が多い。浜松市の実験では汚泥をそのまま土壌として用いるのは不適當であるが、砂質土や黄色土との混用によって、汚泥が肥料として作用していることが知られており、この観点からの利用のあり方について検討する必要がある。

4.3.3 技術指針の検討

(1)土壌改良材としての施用方法の課題

脱水汚泥の場合、投与量は30%程度がよいようであるが、排水不良地では基盤整備において2～3%の勾配を確保するなどの工夫が必要とされる。植栽にあたっては、土付苗の方が活着率が高いので極力土付又は鉢付を用いるのが良い。汚泥の施用にあたっては表層土壌と十分に混和することが必要である。

施用方法に関する課題では、次の諸点に留意する必要がある。i)悪臭を発生させるため、施用場所によっては脱水汚泥よりもむしろ乾燥汚泥の方がよいことがある。ii)投入量の目安として、最大値は一応30%程度が認められるが、一定の改良効果を上げ得る最少投入量の検討が必要である。iii)改良効果のうち植物に対する効果の定量が必要である。芝生については目土としての施用の可能性と同時に、床土としての施用も検討される必要がある。

(2)肥料としての施用方法の課題

現在一般に使われている肥料の、どの範囲を代替し得るのかを明らかにする必要がある。肥料効果については、現在のところ樹木に対する基礎資料が少ないので、今後、調査の蓄積を進める必要がある。また、花卉に対する肥料効果についても検討する必要がある。

5. 実験計画の作成

5.1 実験の項目と枠組み

下水汚泥の緑地への利用方法を検討するための基礎資料を得るためには、樹木及び芝生を対象とした汚泥施用実験を行なう必要がある。本年度は実験計画の作成を行なった。まず実験の項目についてであるが、本調査では、(1)土壌改良材としての施用実験、(2)肥料としての施用実験、及びより広範な施用手法検討のため、(3)林地肥培としての施用実験、を主たる項目とした。

実験の枠組みとしては、(1)利用する汚泥の種類、(2)実験方法、(3)測定項目について検討を行なった。汚泥の種類と性質は表1の左欄、中欄のようにまとめられるが、土壌改良材としての効果をみるためには脱水汚泥が、肥料効果をみるためには乾燥汚泥と堆肥化汚泥がそれぞれ適していることから、実験の範囲を同表右欄のように設定した。以下にそれぞれの実験計画内容について述べることにする。

5.2 土壌改良材としての実験

5.2.1 芝生の実験

脱水汚泥を用い、特殊土壌環境地においてコウライシバを対象として行なう方法が考えられる。汚泥の混合量については上限、適量、下限のそれぞれの目安の事例が少ないので、他の改良材の施用量を参考に決めることになるが、適量として30%を想定し、下限15%、上限45%をそれぞれ設定する。

測定項目は、(1)実験前期では汚泥条件と土壌条件について、(2)同中期では芝生生長量、葉色、生体重、土壌条件について、(3)同後期では生体重、土壌条件のそれぞれとする。また1実験区は2m×2mとし、汚泥混合土壌厚は10cmとする。

実験区	脱水15%	脱水30%	脱水45%	脱水60%
コウライシバ	コウライシバ	コウライシバ	コウライシバ	コウライシバ
コウライシバ	コウライシバ	コウライシバ	コウライシバ	コウライシバ

図1 実験区の設定

5.2.2 樹木の実験

脱水汚泥を用い、常緑樹及び落葉樹を対象とする。混入水準は芝生の場合と同様に15%、30%、45%とする。混合土壌厚は25cmとし、実験区の大きさは4m×4mとし、樹高1.5～2.0mの試験樹を2本/㎡の密度で用いる。測定項目は(1)実験前期では汚泥条件、土壌条件、及び樹木条件、(2)実験中期では枯損率、生長量、葉色、土壌条件、(3)実験後期では枯損率、生長量、葉色、土壌条件のそれぞれとする。なお樹種については、落葉樹は生長が早く、常緑樹は生長が遅いのでそれらの特性を考慮して選定することとしている。

表2 汚泥の種類と性質

汚泥の種類	汚泥の性質	実験範囲	
		土壌改良	肥料
生汚泥	・エアレーションされる以前の汚泥とエアレーションされた汚泥(活性汚泥)を含める場合がある。 ・作業性に著しく欠け、特殊な利用をのぞいては利用は困難である。	×	×
脱水汚泥	・一応の脱水がほどこされているので、利用ができる汚泥である。 ・未発酵の有機質がまだ多く含まれているために、嫌気状態となる利用をすると、ガスの発生、悪臭等の障害が発生する。 ・作業性は一応保証されるが、作業性はひとえに含水率によっている。含水率が80%前後の脱水汚泥では、粘着力が残り、作業用器につき、作業性は劣る。含水率が70%前後の汚泥ではそのような欠点はのぞかれる。 ・粘性がある状態は、砂質土壌などの土壌改良にはむしろ適している。 ・未発酵で、含水率まだ高い状態であるので、長期にわたる保存はできない。	○	△
乾燥汚泥	・脱水汚泥を乾燥化させ含水率10%前後にしたものである。 ・顆粒状になるために作業性は良い。 ・含水率が低いために、未発酵の有機物は多く含んでいても長期の保存が可能である。 ・脱水汚泥に対して、いくらかコスト高になる。 脱水汚泥1tから含水率10%の乾燥汚泥を作るのに約4,000円程度の燃料費が必要とされる。	△	○
堆肥化汚泥	・脱水汚泥をさらに第1次・第2次発酵させたものである。 ・顆粒状になるために作業性は良い。 ・熱が加えられるので病菌、有害な植物の種子などはとりのぞかれている。 ・汚泥によってはKの含有率が低い場合があるが、Nには富む、すぐれた有機肥料である。	△	○
実験範囲の凡例 ×：実験の対象から除外する △：必要に応じて実験の対象とする ○：実験の対象とする			

5.3 肥料としての実験

5.3.1 芝生の実験

肥料としての効果を定量するために行なうものである。施用量については、事例でみるとNの量で決めているものが多いのでここでも施用水準はNの量を根拠とすることとする。乾燥汚泥及び堆肥化汚泥に含まれるN、P、Kの含有量は各地域で排出される汚泥の質によって異なるのでそれぞれの含有量に応じた量の決定が必要であり、乾燥汚泥についてはN：2%、 P_2O_5 ：2%、 K_2O ：0.2%を根拠とし、堆肥化汚泥についてはN：2%、 P_2O_5 ：1%、 K_2O ：2%を根拠とする。芝生の実験区としては2m×2mの方形区を1単位とし、1㎡当り30gを基準とし、普通区30g/㎡、過多区90g/㎡とする。実験区、測定項目はそれぞれ図2、表3のようである。

表3 測定項目

20 E 60 E	乾 普 コウライシバ	燥 通 コウライシバ	乾 過 コウライシバ	燥 多 コウライシバ	乾 普 ティフトン 328	燥 通 ティフトン 328	乾 過 ティフトン 328	燥 多 ティフトン 328	対 照 区 コウライシバ	実験前期	汚泥条件 土壌条件
	堆 普 コウライシバ	肥 化 通 コウライシバ	堆 過 コウライシバ	肥 化 多 コウライシバ	堆 普 ティフトン 328	肥 化 通 ティフトン 328	堆 過 ティフトン 328	肥 化 多 ティフトン 328	対 照 区 ティフトン 328		
	肥 普 コウライシバ	料 通 コウライシバ	肥 過 コウライシバ	料 多 コウライシバ	肥 普 ティフトン 328	料 通 ティフトン 328	肥 過 ティフトン 328	料 多 ティフトン 328		実験中期	生体重、葉色、被度 土壌条件
2.0 m			8.0 m						2.0 m		

図2 実験区

5.3.2 樹木の実験

樹木の生長に対する肥料効果をみるために行なうものである。樹木に対する施用量についてはN肥の量を基礎として算定し、1本当りN：20g、P：20g、K：15gを基準とすることが一般的であるので、普通区で1本当り20g、過多区でその3倍（60g）の水準とする。植栽密度としては1㎡当り2本を想定した。また1区画の大きさは4m×4mとした。実験区及び測定項目は図3、表4のようである。

表4 測定項目

4.0 m	堆肥 普通	化通 常緑	堆肥 過常	化多 多緑	堆肥 普通	化通 常葉	堆肥 過落	化多 多葉	対照区 常緑樹	実験前期	汚泥条件 — 土壌条件 — 植付時の重量、高さ、胸高直径、葉色		
	乾普通	燥通 常緑	乾過常	燥多 多緑	乾普通	燥通 常葉	乾過落	燥多 多葉	対照区 落葉樹			実験中期	高さ、胸高直径、葉色 — 土壌条件
	肥普通	料通 常緑	肥過常	料多 多緑	肥普通	料通 常葉	肥過落	料多 多葉					
4.0 m													

図3 実験区

昭和 5 5 年度
下水道関係調査研究年次報告書集

ISSN 0386-5878
土研資料第1709号
昭和 5 6 年 8 月
下水道部

キーワード：下水道計画，雨天時汚濁流出，下水処理，三次処理，再利用，汚泥処理，汚泥処分，水質汚濁，水質分析

要 旨

昭和 5 5 年度に土木研究所下水道部に所属する研究室が実施した調査研究成果の概要及び下水道部に所属しない他部の研究室が下水道事業調査費により実施した調査研究成果の概要を集録したものである。



No.

配布先氏名

配布先住所

