

土木研究所報告

第 136 号

河川の縦断形状に関する研究.....土屋昭彦, 石崎勝義...(1)

橋梁の耐震設計に関する研究(Ⅱ)

——動的応答を考慮した修正震度の長大吊橋の耐震設計

への適用.....栗林栄一...(13)

工場群からの排水と家庭下水との共同処理に関する研究(3)

——工場群からの排水が大部分を占めている場合の下水道

計画について.....柏谷 衛, 小堀和夫...(47)



昭和 44 年 12 月

建設省土木研究所

河川の縦断形状に関する研究

(昭和44年3月)

土 屋 昭 彦*
石 崎 勝 義**

Study on the longitudinal profile of river bed

(March 1969)

by Akihiko Tsuchiya

Katsuyoshi Ishizaki

Synopsis :

The two fundamental concepts of equilibrium theory of river bed profile and successive calculation of river bed fluctuation were examined applying them to the improvement projects of stable river channels.

As for the equilibrium theory, it was defined that the existing longitudinal bed profile could not be explained well by the theory. Unsatisfaction of the equilibrium condition in the existing river was explained by the changing process of river bed profile.

The fundamental equation which expresses the river bed variation was introduced and applied to the Jōganji River. The calculated results showed that the mechanism of river bed variation was well explained by the equation.

The design criteria of stable river channel based on the fundanatal concept of river bed variation was proposed.

要 旨

河道計画において問題となる縦断形状の設定方法について現在二つの異質の考え方、すなわち平衡理論と河床変動の考え方がある。この研究ではまず平衡理論を実際の河川に適用して現状の河川を説明できないことを示した。その理由として現在の河川が厳密な意味で平衡状態にないことを河川の縦断形状の形成過程から説明した。

次に河川の縦断形状の変化を簡単に表現する式を河床変動の考え方に基づいて導き、これを常願寺川に適用して河床変化をかなりよく説明できることを示した。更にいわゆる天井川が出現する理由を考察し同一のモデルによって説明できることを示した。

以上の考え方に基づいて河道計画において河道の安定を扱う場合の基本的な考え方を提唱したものである。

キーワード (河川縦断形状, 河床変動, 平衡理論, 河道計画, 河床こう配, 常願寺川, 吉野川, 天井川, 河床上昇, 扇状地)

目 次

1. はじめに.....	(2)
2. 平衡理論の検討.....	(2)
〔1〕 平衡河道の理論.....	(2)
(1) 静的平衡理論.....	(2)
(2) 動的平衡理論.....	(3)

* 河川部河川研究室長 ** 河川部河川研究室研究員

〔2〕 吉野川における平衡理論の適用	(4)
〔3〕 平衡理論の問題点	(6)
3. 河川の縦断形状	(7)
〔1〕 河川の縦断形状の形成について	(7)
〔2〕 縦断形状の変化について	(7)
〔3〕 河床変化の計算	(9)
(1) 常願寺川の河床変動	(9)
(2) 河床変化の計算	(10)
〔4〕 天井川の形成について	(11)
4. おわりに	(11)

1. はじめに

河床が土砂または礫で構成されている河川に対して、築堤、掘削、放水路、ダム建設等の工事がなされると、流れの変化に伴って河道に変化の生ずることが予想される。河道の変化はふつう工事の施された地点ばかりでなくその上流、下流に及び、河川の縦断形状が変化する。そこで河川改修計画検討の一環として河川縦断形状の変化の範囲と規模を推定することが必要になる。

周知のように縦断形状変化の推定のためには河床変動計算が用いられるが、これは非常に大きい手間と費用を要する。そこで縦断形状の変化を簡潔に表現する方法が望まれる。

安定な河道の縦断形状を求める方法として、従来河道の平衡理論が研究されており、河道設計に用いられた例も多少みられる。この理論では、河床の砂礫が掃流力と丁度つり合った状態、すなわち限界掃流力を条件とする静的平衡理論と、縦断方向に流砂量が一定であるとする動的平衡理論とがある。

これらの方法を実際河川に適用する場合に、急流河川では静的平衡理論の適用性がよいとする議論¹⁾や、実際には砂礫が移動しているから動的平衡理論を適用すべきだとする議論など、河川の実態の把握が困難なことから、適用条件が不明確なために、その適用には多くの問題が残されている。本論文では、吉野川を例として平衡理論の適用を試み、これらの平衡理論によっては、現状河道の縦断形状をよく説明できないことを示し、その理由を考察し、平衡理論の適用条件を明らかにした。

つぎに、縦断方向に粒徑が変化し、縦断こう配も変化するような一般の河川について、河床変動の考え方から河床縦断形状の変化を簡潔に表現する方法を求めた。

一般に河川の流れのエネルギーこう配は感潮部や断面変化の著しい場合を除くと河床こう配によって近似できることが多い。そのような場合には河川の縦断形状の変化は簡単な伝導型の偏微分方程式に従うことが導かれる。次にこれを常願寺川に適用したところ過去の河床変

動をかなりよく説明できることがわかった。

また、この方法によって天井川の形成過程の計算を試み、現象をよく説明することができた。

2. 平衡理論の検討

〔1〕 平衡河道の理論

河道の縦断形状は、流水の作用と河道を構成する砂礫や、上流から供給される流出土砂などの多くの要素が関連して形成され、流量や流出土砂量の変化、河床砂礫のふり分け現象の存在など、縦断形状の平衡状態の存在には大きな問題がある。このことについては、あとで考察することとし、ここでは、平衡縦断形状が存在するとして導かれた多くの研究結果を紹介し、実際河川に適用してその問題点を明らかにする。

平衡河道の理論には大別して静的平衡と動的平衡の二つがある。

(1) 静的平衡理論

Sternberg は、河床材料の粒徑の変化に着目して、縦断形状を説明しようと試みた²⁾。

まず、河川の河床材料の粒徑が、上流から下流に向けて次第に減少する理由として、流れによる摩耗作用を考え、河道距離 dx の間における摩耗による粒子重量 W の減少量 dW が $W \cdot dx$ に比例すると考えて次式を求めた。

$$dW = c_1 W dx$$

これを積分すれば

$$W = W_0 e^{c_1 x} \quad (2.1)$$

ここに W_0 : $x = 0$ における粒子重量

c_1 : 岩質によって定まる定数

となる。式(2.1)は Sternberg の法則とよばれるものである。

また、A. Brahms の提唱した、安定した水路の底流速 u_b と河床材料の重量 W との間の関係

$$u_b = \phi_1 W^{1/6} \quad (2.2)$$

を用い、Sternberg は底流速 u_b の代りに平均流速 u を用いて

$$u = \varphi_2 W^{1/6} \quad \dots\dots\dots (2.3)$$

とし、式(2.1), (2.3) より

$$u = \varphi_2 W_0^{1/6} e^{(c_1 x)^{1/6}} \quad \dots\dots\dots (2.4)$$

を求めた。

一方 chézy 公式により、流速 u と水面こう配(≒河床こう配)との関係が次のように与えられる。

$$u = C\sqrt{RI} = C\sqrt{g \frac{n}{u} \frac{dz}{dx}} \quad \dots\dots\dots (2.5)$$

ここに、 C : 定数、 R : 径深、 I : 水面こう配 ≒ 河床こう配、 q : 単位幅流量、 z : 河床高、

式(2.4), (2.5) より、

$$\frac{dz}{dx} = \frac{\varphi_2^3 W_0^{1/2} e^{(c_1 x)^{1/2}}}{C^2 q}$$

これを積分して河川の縦断形状が次のように求まる。

$$z = \varphi_3 (e^{(c_1 x)^2} - 1) \quad \dots\dots\dots (2.6)$$

物部⁽³⁾は、Sternberg の考え方と同様に、「河川のあらゆる区域間においてその上流端より流入する礫粒が、区間通過の間に摩擦により重量を減じ、下流端において丁度その掃流力に相当する大きさになるものとすれば、区間に砂礫の堆積なく、したがって河床の昇降がない。」として、平衡形状を導いている。

粒径の縦断変化については、Sternberg の法則を用い、掃流力および粒径 d は HI に比例し、重量 W は d^3 に比例するとして、

$$W^{1/3} = K \cdot H \cdot I, \quad W_0^{1/3} = K H_0 I_0$$

ここに、 K は定数

を求め、河幅一定の場合の平衡河床形状として

$$z = z_0 - \frac{2}{c_1} I_0 (1 - e^{-(c_1/2)x}) - H_0 e^{(c_1/2)x} \quad \dots\dots\dots (2.7)$$

を導いた。

これらの考え方では、砂礫の流下に伴い粒径も減少して、流砂量の連続性が満足されるがゆえに平衡であるとされている。

これに対し安芸⁽⁴⁾は「自然河川においては河床構成砂礫は流水による自然選択作用によって次第にその地点における掃流力に対応する形態を採るものであり、この結果もし他にこれに影響を与える条件のない限りは、縦断形は1個の美しい曲線を形造る。」として限界掃流力の表現を富士川、鬼怒川などの資料から求め、平衡河床縦断曲線を表わす式として次式を得た。

$$i = I_0 \cdot 10^{(5/3.5)(x_0 - x)/b} + \frac{3.45}{3.56} H_0 \cdot 10^{1.5(x - x_0)/3.5b} \quad \dots\dots\dots (2.8)$$

ここに、 I_0, H_0 は基準点の水面こう配および水深、 a, b は限界掃流力を規定する定数である。

この考えでは、河川の自然選択作用 (Sorting) によっ

て河床形状が定まることを想定しているが、それによって生じた河床縦断形が平衡であるか否かについての議論はなされていない。しかし、多くの河川で、この理論に基づく縦断形状が、実測の縦断形状と比較的よく一致することが認められている。

限界掃流力をもって平衡河道の条件とするか否かは、別の問題として、限界掃流力状態の河床形状を表現する研究が、増田、河村⁽⁵⁾、杉尾^(6,7)、土屋義人⁽⁸⁾、須賀⁽⁹⁾らによって行なわれている。

これらの理論は、運動方程式、連続式、抵抗法則式、河床砂礫の限界掃流力を表わす式、および河床高を表わす幾何学的条件式を用い、河床の粒度分布、河幅、粗度係数および基準点における水面こう配 I_0 と水深 H_0 および河床高を境界条件にして平衡縦断形状を求めるものである。

河川を長方形断面と仮定し、抵抗法則に Manning 式を用い、限界掃流力公式に岩垣公式を用いると、静的平衡こう配 i は次のように表わされる。

$$i = -\frac{dz}{dx} = M_1 I_0 + M_2 h_0 + M_3 \frac{h_0^3}{h_0^3} \quad \dots\dots\dots (2.9)$$

$$M_1 = \left(\frac{n}{n_0}\right)^{-6/7} \left(\frac{ac}{ac_0}\right)^{10/7} \left(\frac{dm}{dm_0}\right)^{10/7} \left(\frac{B}{B_0}\right)^{6/7}$$

$$M_2 = \frac{3}{7} \left(\frac{n}{n_0}\right)^{6/7} \left(\frac{ac}{ac_0}\right)^{-3/7} \left(\frac{B}{B_0}\right)^{-6/7} \left(\frac{2}{n} \frac{dn}{dx}\right) - \frac{1}{ac} \frac{dac}{dx} - \frac{1}{dm} \frac{ddm}{dx} - \frac{2}{B} \frac{dB}{dx}$$

$$M_3 = -\frac{1}{7} \left(\frac{n}{n_0}\right)^{-12/7} \left(\frac{ac}{ac_0}\right)^{6/7} \left(\frac{dm}{dm_0}\right)^{6/7} \left(\frac{B}{B_0}\right)^{12/7}$$

$$\times \left(\frac{6}{n} \frac{dn}{dx} - \frac{3}{ac} \frac{dac}{dx} - \frac{3}{dm} \frac{ddm}{dx} + \frac{1}{B} \frac{dB}{dx}\right) \quad \dots\dots\dots (2.10)$$

ただし、 x : 流れの方向の距離、 I : 水面こう配、 h : 水深、 B : 河幅、 dm : 平均粒徑、 n : 粗度係数、 ac : 岩垣公式の係数 ($U_{sc}^2 = ac[(\rho_s/\rho) - 1] g d m$) であり添字0は基準地点のそれぞれの値を示している。

(2) 動的平衡理論

静的平衡理論では、支配流量において河床砂礫が限界掃流力につり合った状態を考えたが、実際の河川では洪水時に砂礫が移動している。そこで流砂量の連続を満足させることが平衡河道の条件であるという考え方から動的平衡理論が検討されるようになった。

静的平衡理論と同様に、増田、河村⁽¹⁰⁾、杉尾、土屋(義人)、須賀らによって導かれているが、適用する抵抗法則と流砂量公式によってその表現に若干の違いがある。

抵抗法則に Manning 式を用い、流砂量公式として Brown 型公式を用いると、静的平衡と同様に動的平衡こう配 i は次のように表わされる。

$$i = -\frac{dz}{dx} = K_1 I_0 + K_2 h_0 + K_3 \frac{h_0^3}{h_0^2} \quad \dots\dots\dots (2.11)$$

$$\left. \begin{aligned}
 K_1 &= \left(\frac{n}{n_0} \right)^{-8/11} \left(\frac{B_0}{B} \right)^{\alpha} \left(\frac{d_{m0}}{d_m} \right)^{\beta} \\
 K_2 &= \left(\frac{n}{n_0} \right)^{8/17} \left(\frac{B_0}{B} \right)^{\gamma} \left(\frac{d_m}{d_{m0}} \right)^{\delta} \left(\frac{6}{7n} \frac{dn}{dx} \right) \\
 &\quad + \frac{\gamma}{B} \frac{dB}{dx} + \frac{\delta}{d_m} \frac{dd_m}{dx} \\
 K_3 &= - \left(\frac{n}{n_0} \right)^{-12/17} \left(\frac{B_0}{B} \right)^{-2\gamma} \left(\frac{d_m}{d_{m0}} \right)^{-2\delta} \left(\frac{6}{7n} \frac{dn}{dx} \right) \\
 &\quad + \frac{\gamma+1}{B} \frac{dB}{dx} + \frac{\delta}{d_m} \frac{dd_m}{dx}
 \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots (2.12)$$

ただし

$$\begin{aligned}
 \alpha &= \frac{14-12p}{7(1+2p)}, & \beta &= \frac{20(1-p)}{7(1+2p)} \\
 \gamma &= \frac{-12p}{7(1+2p)}, & \delta &= \frac{6(1-p)}{7(1+2p)}
 \end{aligned}$$

ここに p は、Brown 公式中の係数である。

$$\frac{qr}{U_* d_m} = a_s \left[\frac{U_*^2}{[(\rho_s/\rho)-1] g d_m} \right]^b \dots\dots\dots (2.13)$$

ただし、 qr : 流砂量

Kalinske・Brown 公式では $p=2$ $a_s=10$

佐藤・吉川・芦田公式では $p=1$ $a_s=0.623$
 $n \geq 0.025$

〔2〕吉野川における平衡理論の適用

これまで述べたような平衡理論を実際河川に適用した例を示す。

吉野川は、河口より 15 km 地点に用水堰があり、河床の構成材料も、流れの状況も異なるのでこれより上流 40 km 地点までについて計算を行なった。

河床材料の粒径をどのようにとるかが問題であるが、一応平均粒径をとることとし、図-2.1 に示すとき直線変化を仮定した。粗度係数は $n=0.035$ 一定とし流量を種々変えて計算した結果 図-2.2~2.8 を得た。

静的平衡計算では 図-2.2 に見られるごとく 15~25

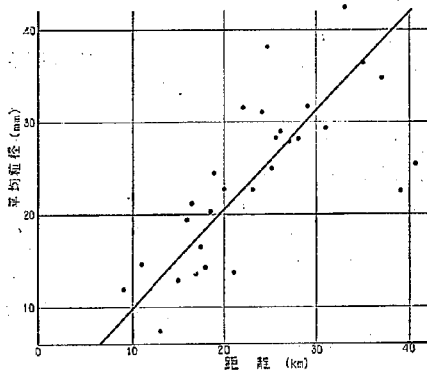


図-2.1 吉野川平均粒径

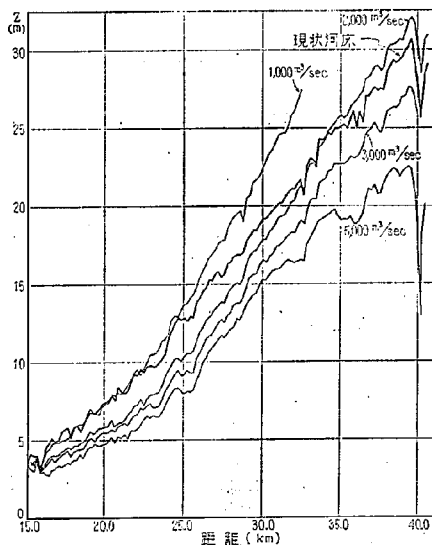


図-2.2 吉野川静的平衡計算

km 区間で 1,000 m³/s の流量に対応する河床形が現状河床と一致するが、これより上流では流量を増加させないと一致しない。また 5,000 m³/s になると全体にこう配がゆるやかとなり現河床を表現することは困難となる。

動的平衡計算では、同一の流量に対しても流砂量公式を変えることによって河床縦断形が変化することが知られている。そこで各流量について不等流計算を行ない、土研式により 20 km 地点の流砂量を求め、この流砂量を一応の規準として上流からの供給土砂量を変えながら、現状河床形状との適合性を調べた。それらを図-2.3~2.8 に示す。どの流量についても、計算区間で完全に一致するケースは見られない。たとえば、図-2.6 の $Q=5,000$ m³/s の場合について見ると、15~20 km 付近は流砂量が 123,000 cc/sec のケースが現状河床に近い。これは土研式の流砂量をそのまま使用した場合である。25~30 km 付近は、流砂量が 153,750 cc/sec (土研式の 1.25 倍) のケースが近く、また 23~40 km では 184,500 cc/sec (土研式の 1.5 倍) のケースが現状河道に類似している。このような傾向は他の流量の場合でも同様に認められる。

現在使用されている種類の流砂量公式の精度は、流砂量観測の困難性や、砂運、砂堆などの発生による流砂量の非定常性などから 1 桁位の相異が認められるのは珍らしくない¹¹⁾。したがって、吉野川の例に見られるようにわずかの流砂量の差によって、得られる河床形状がかな

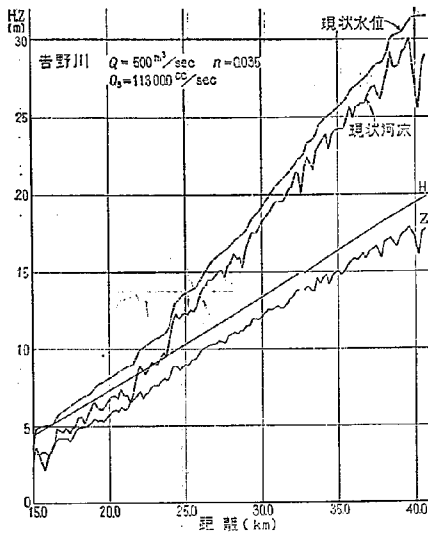


図-2.3 動的平衡計算

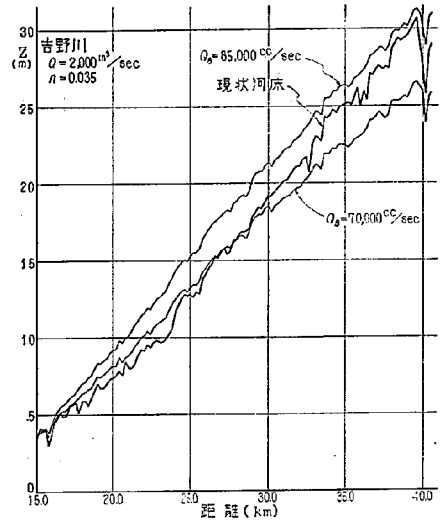


図-2.4 動的平衡計算

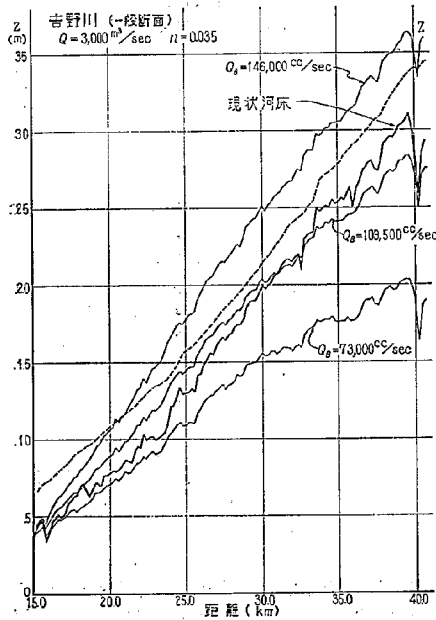


図-2.5 動的平衡計算

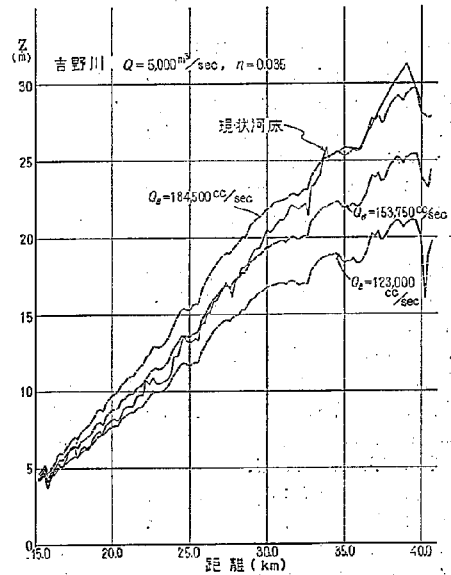


図-2.6 動的平衡計算

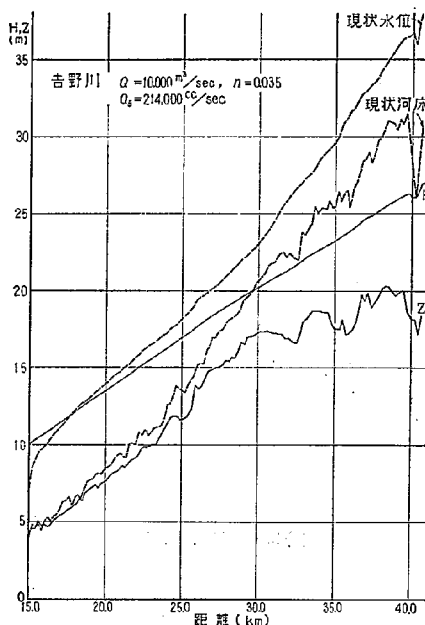


図-2.7 動的平衡計算

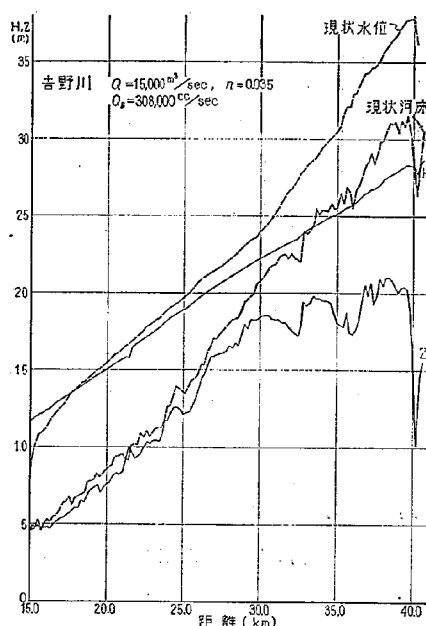


図-2.8 動的平衡計算

り変化するにもかかわらず、これらの流砂量のいずれを正しい値とするかを定めることは非常にむずかしい。すなわち、河床形状を規定する支配流量や流砂量を一義的に定めることは困難である。

更に、流量、流砂量を一定にした場合 15~40 km の区間を平衡理論で完全に表現することはできない。吉野川の縦断的な流砂量の変化を見るために、10,000 m³/s の不等流計算から流砂量をプロットしたのが図-2.9である。かなりばらつきはあるが、全体的な傾向として上流へ行くほど流砂量が増加し、粒径の効果を考へても流砂量一定の仮定が成立しないことを示している。

〔3〕 平衡理論の問題点

平衡理論においては「平衡」という言葉の内容として、「河道が全く上昇または下降しないこと、すなわち流砂量が縦断方向に一定（0を含む）であること」という意味を与えている。しかし実際に日本の河川でこの条件を満足する河川は、対象とする区間をきわめて短くとれば別であるが、一般に

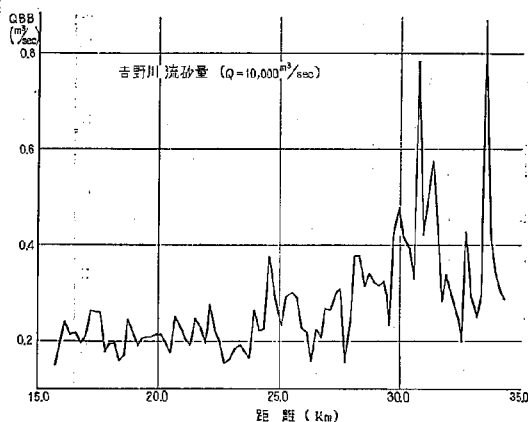


図-2.9

非常に少ないと考えられる。それは、流砂量一定ということは、粒径の影響が無視できる流量については、河床こう配が一定ということの意味するからである。また、縦断方向に河床材料の構成が変化することは、安芸

が指摘したようにふるい分け作用によって河道に土砂を堆積させる結果であり、中下流部の河床は、きわめてゆっくりと上昇をしていくものと考えられる。したがって現在の河床の縦断形状を規定するものは、上流および支川からの供給土砂量の規模や流出の仕方、粒度構成であり、長年月の歴史的過程として把握することが必要である。

Davis¹²⁾や谷津¹³⁾などの地形学者のいう平衡河川の概念もすべてこのような「安定性を保持しながら徐々に変化する」河川の性質を指摘している。

以上のような考察から、平衡理論の問題点として次のようなことがいえる。

- (1) 静的平衡理論は河床形状をかなり説明することはできるが、支配流量の決め方、河床材料の代表値のとり方に問題がある。また安定河道の予測などの河道計画上の問題に適用することができない。
- (2) 河床粒径が小さく、容易に限界掃流力を越える河川では、静的平衡理論は無意味である。
- (3) 河床こう配が縦断的に変化する河川では、流砂量一定とならず、河道は安定と見なせるにもかかわらず動的平衡理論を適用することはできない。
- (4) 対象とする区間が短く、粒度分布の変化が無視できるか、あるいは粒径変化の小さい河川では、動的平衡理論を適用できる。この場合には各種の流量について行なうべきであろう。

3. 河川の縦断形状

この章ではまず河川の縦断形状の構成について地形学的な観点から考察し、縦断形状の構成について考える。次に河川こう配と流砂量の間には一定の関係のあることを導き、これより縦断形状の時間的な変化を表わす式を導き常願寺川の河床変化を計算して実測値と比較する。

最後に、河川の河床がまわりの土地の高さより高くなるいわゆる天井川という現象の生じる理由について考察する。

[1] 河川の縦断形状の形成について

普通、河川というと堤防で囲まれた水路が想像される。水は堤防の間を流れ外へ出ることがない。

しかし河川がこのような姿になったのは地形学的な観点から見ればごく最近のことであって、局所的な堤防が作られはじめから現在までせいぜい1500年程度、現在のような全川的な連続堤が出現してからせいぜい100年程度しか経過していない。

一般に河川は山間部から平野に出ると土砂を堆積して扇状地を形成し、次第にデルタに移行して海にそそぐ。人間が河川に手を加える以前には河川はこのような堆積地形を構成すると同時に、このような地形によって自らの流路を定められていたのである。したがって現在の河

川の縦断形状がまわりの土地の条件によって定められているのは当然である。もちろん堤防を築いて水の流れを閉じこめれば土砂の輸送のされ方、堆積の仕方がこれまでと異なってくることは充分に考えられるが（この点についてはあとに述べる）その場合でも現在の河川の縦断形状を定める初期条件として周囲の地形が大きな影響力をもっていることは容易に理解される。

河川が山間部から出たところに形成される扇状地は礫または砂利のようなあらひ河床材料によって構成されている。そのこう配は普通平野部への入口ではかなり大(1/30~1/100位)であるが次第にこう配を減すると同時に河床材料も小さくなりついに砂河床になってデルタに移行する。扇状地の特殊な場合として、平野の西側に山がせままって堆積する場所の小さいときには谷底平野とよばれ、一様なこう配が比較的長くつづく地形が形成されることがある。また山間に盆地があって土砂が堆積する場合にはそれより下流では扇状地が非常に小規模になることがある。

一方デルタを構成する河床材料は砂・シルトである。デルタでは河川のまわりに自然堤防が形成されるが大洪水時にこれを越えた水は後背湿地に氾濫する。このとき水とともに運ばれた浮遊物質は水の静止とともに河床に落着いて堆積する。デルタを構成する材料は扇状地上を浮遊状態で流れてきたものであって堆積のためには流速が非常に小さくなる必要がある。そのためにはこのこう配が充分にゆるいことが必要である。山と海の間隔が短いときには扇状地のまま直接海に入ることがある。この場合にはデルタが省略される。

わが国の場合は山間部より平野に出る所で扇状地を形成しこれにつづいてデルタ（海岸平野）を形成している例が多い。そこで平野部の河川を見るだけでもその縦断形状はこう配の異なった部分によって構成されることになる。そしてデルタまたは扇状地が省略されるとき例外的にこう配が比較的一様となるのである。

このように異なったこう配部分から構成される河川の縦断形状は時間的にどのように変化するかを考えてみよう。河川のこう配が大きいたまは流速も大きいから輸送できる砂礫の量が多い。したがって下流にいくにつれてこう配が減じている場合には下流ほど土砂の輸送能力が小さいからその途中で土砂は堆積し河床は上昇傾向を示すはずである。

そこでこの問題を流砂量に注目して考えていくことにする。

[2] 縦断形状の変化について

ある断面を通る流送土砂量は次式で与えられる。

$$Q_B = \int_0^B q_B dy \dots \dots \dots (3.1)$$

Q_B : ある断面における流送土砂量

q_B : 単位幅あたり流砂量

y : 横断方向距離

B : 川幅

河床変動に寄与する流送土砂として掃流土砂のみを取扱い、流砂量公式として佐藤・吉川・芦田公式を用いると次のようである。

$$q_B = \frac{\varphi F}{(\sigma/\rho - 1)g} u_*^3 \dots\dots\dots (3.2)$$

$$\varphi = 0.623 (n > 0.025)$$

$$0.623 (1/40 n)^{2.5} \quad (n < 0.025)$$

F : τ/τ_c によって定められる係数

u_* : 摩擦速度

一つの断面内における $\varphi \cdot F$ の値が一つの値によって代表されると仮定すると次式が得られる。

$$Q_B = \frac{\varphi \cdot F}{(\sigma/\rho - 1)g} \int_0^B u_*^3 dy \dots\dots\dots (3.3)$$

次にこの断面の流量は次式で表わされる。

$$Q = \int_0^B u h dy \dots\dots\dots (3.4)$$

u : 鉛直方向に平均した流速

h : 水深

流速 u と摩擦速度 u_* との関係を式 (3.5) のようにおけば定数 φ_0 の値は抵抗公式のとりにかたによって式 (3.6) ~ (3.7) によって与えられる。

$$\frac{u}{u_*} = \varphi_0 \dots\dots\dots (3.5)$$

$$\text{マニング公式} \quad \varphi_0 = h^{1/6} / (\sqrt{g} n) \dots\dots\dots (3.6)$$

$$\text{シェジエ公式} \quad \varphi_0 = c / \sqrt{g} \dots\dots\dots (3.7)$$

$$\text{対数公式} \quad \varphi_0 = A_r + \frac{5.75}{K} \log \frac{h}{k_s} \dots\dots\dots (3.8)$$

更に掃流力 τ と水深との間には $\tau = \rho u_*^2 = \rho g h i$ の関係があるので水深 h は次のように表わされる。

$$h = \frac{u_*^2}{g i} \dots\dots\dots (3.9)$$

i : エネルギーこう配

ここで式 (3.4) に式 (3.5), (3.9) を代入する。一つの断面内の係数 φ_0 の値が一つの値によって代表されると考えれば流量 Q は次のように表わされる。

$$Q = \frac{\varphi_0}{g i} \int_0^B u_*^3 dy \dots\dots\dots (3.10)$$

流量に対する掃流砂量の割合、すなわち流砂濃度は (3.3), (3.10) より次のように求められる。

$$\begin{aligned} \frac{Q_B}{Q} &= \left\{ \frac{\varphi F}{(\sigma/\rho - 1)g} \int_0^B u_*^3 dy \right\} \\ &\quad / \left\{ \frac{\varphi_0}{g i} \int_0^B u_*^3 dy \right\} \\ &= \frac{\varphi F}{\varphi_0 (\sigma/\rho - 1)} i \dots\dots\dots (3.11) \end{aligned}$$

式 (3.11) はある地点のこう配と一洪水あるいは年間の総流量を知ってそのときの総流砂量を概算するのに便利である。それは、考えている期間の中で流量が変化しても φ , F , φ_0 等は水理量によってあまり変化しない量であり、エネルギーこう配でも感潮部、あるいは断面変化の著しい地点を除き流量によってあまり変化しないからである。

なお式 (3.11) を導く過程では断面形として特に長方形断面等の仮定をしていない。すなわち式 (3.11) は実際の河川のような複断面あるいは変断面の流れに対しても適用できるわけである。

以上で流砂濃度が求まったのでこれを用いて縦断面形状変化の基礎式を求めよう。

流砂の連続式は次のように表わされる。

$$\frac{\partial z}{\partial t} - \frac{1}{(1-\lambda)B} \frac{\partial Q_B}{\partial x} = 0 \dots\dots\dots (3.12)$$

z : 河床高

x : 縦断方向距離(上流側方向を正とする)

λ : 河床材料の空隙率で大体 0.4 位

Q_B : 流砂量(下流側方向を正とする)

エネルギーこう配が河床こう配によって近似できるとき、すなわち $i = \partial z / \partial x$ のときは式 (3.11) は次のようになる。

$$Q_B = Q \frac{\varphi F}{\varphi_0 (\sigma/\rho - 1)} \frac{\partial z}{\partial x} \dots\dots\dots (3.13)$$

式 (3.12) に式 (3.13) を代入すれば縦断面形状の基礎式が次のように得られる。

$$\frac{\partial z}{\partial t} = \frac{Q \rho}{(1-\lambda)B \varphi_0 (\sigma/\rho - 1)} \frac{\partial}{\partial x} \left(F \frac{\partial z}{\partial x} \right) \dots\dots\dots (3.14)$$

係数 F が縦断方向距離 x に対して変化しないときは式 (3.14) は熱伝導の方程式と同一となる。

熱伝導の式の性質については種種の境界条件について詳しく調べられている。これをもとにして導かれる河床変化の性質をいくつか挙げれば次のようになる。

① 河床が上昇するか否かは河床形の二次導関数が正であるかどうかによって定まる。下に凸なら上昇、上に凸なら低下である。一般の河川の縦断面形は下に凸であるから上昇型である。

② 各点の上昇の速度は Q/B と $\partial^2 z / \partial x^2$ の積に比例する。すなわち流量が大きいか、河幅が狭いほど上昇速度が大きい。また $\partial^2 z / \partial x^2$ すなわちこう配の縦断方向変化量が大きいかと上昇速度が大きい。よく言われる「こう配の急変点は河床が上昇傾向になる」ということがこれにあたる。

③ 上流から常に一定の土砂補給があり海が充分に深ければ河床形は全体として上昇し一定こう配(上流端より上流側のこう配に等しい)になって上昇がとまる。

このような平衡状態には河幅の小さいほど、流量の大きいほど速く達する。山間部を流れる河川や谷底平野でこの配があまり変らないのはこのような理由によるものと思われる。一方広くひらけた平野ではなかなか平衡に達しないで堆積の途次にあるからこの配の変化がみられるものと思われる。

以上は河床が砂礫におおわれていて流れに対してこの配に見合った流砂がある場合を考えている。もしも河床に砂礫がなくて岩が露出している場合にはこの配に見合った流砂が存在するとは限らない。また、砂礫があっても流れの掃流力にくらべて粒径が大きく動きにくければそれだけ流砂量は少なくなる。その効果は式(3.14)の F であらわされている。

なお式(3.14)の解については種種の初期、境界条件の下で解析解が研究されているが、実際の河床をそのまま表現できない上に解がかなり面倒になる。したがって式(3.14)を差分化して計算を行なうことが有利である。

次に式(3.14)を用いて常願寺川の河床変化を計算しこれを実測値と比較した結果を述べる。

〔3〕 河床変化の計算

(1) 常願寺川の河床変動

常願寺川は流域面積 368 km² で、上流部には火山噴出部の堆積層からなる大きい荒地が存在する。上滝町(河口より約 18 km)付近で山間溪谷から広い平野に出て半径約 10 km の広大な扇状地を展開し、次第に傾斜を減じて三角洲に移行する。扇状地の末端付近では河床が上昇して天井川を形成しており河床の変動がこの川の改修において重要な問題になっている¹⁴⁾(図-3.1 参照)。

常願寺川の治水工事は1580年頃に始まるとされているが全川の改修は明治24年(1891年)よりデレークの手で行なわれた。

表-3.1¹⁵⁾は1924年から10年間の河道部の河床変動の実測値であって1年あたり 6.9×10^5 (見かけ) m³ の堆積となっている。これは1年あたり 0.4×10^6 m³ にあたる。

一方河口より 26 km の地点において貯砂容積 5×10^6 (見かけ) m³ を有する本宮堰堤が1935年に着工し、1937年に完成している。このダムの堆積量は1938年までの3年間に約 2×10^6 (見かけ) m³ であって、1年あたりの堆積量は 0.4×10^6 m³ になる¹⁶⁾。

河床変動に寄与するところの大きい掃流砂について考えると、河床この配の小さい河口近くでは、その輸送量

表-3.1 河道の砂礫堆積量 (1924~1934年) 単位 10⁶m³
(空隙を含む)

河道距離	0.0K~6.4K	6.4K~12.8K	12.8K~18K	合計
堆積量	-0.1	2.5	4.5	6.9

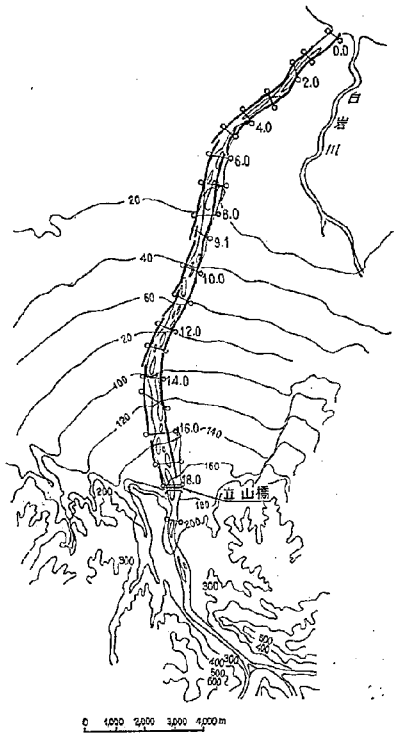


図-3.1 常願寺川平面図

が非常に小さくなるので上流から供給される砂礫はほとんど河道に堆積すると思われる。上記の実測資料から見て常願寺川の扇状地に供給される砂礫量は1年あたり 0.4×10^6 m³ 程度と推定される。

次に供給砂量をこの河川の水量量を用いて先に述べた方法によって計算してみよう。

式(3.11)において

$$Q = 0.474 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year} \text{ (昭和37年~39年の平均値)}$$

$$i = 17.8 \times 10^{-2} \text{ (18 km, 23 km の2断面の河床高の差より算出)}$$

$$\varphi_0 = \frac{h^{1/6}}{\sqrt{g n}} = \frac{(1.0)^{1/6}}{3.13 \times 0.063} = 5.06$$

$$\varphi = 0.623$$

F の値は流況、河床材料の構成等を検討しないとして正しい値は求められないが最も大目にみて $F = 1.0$ とおくと流砂量 $Q_B = 0.63 \times 10^6$ m³/year となり、上記の実測資料による供給砂礫

量の推定値 $0.4 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year}$ と大体一致する。河床変動計算を行なう際には常に流砂量公式の信頼度が問題になるが、常願寺川の場合には佐藤・吉川・芦田公式によって大体の推定が可能であることがわかる。

(2) 河床変化の計算

この期間は河床掘削や引堤等の工事がなく、設置された砂防ダムはかなり上流部に限られており、平野部の河道に人工的な変化が少なくと思われる時期である。河口より 18 km の区間において式 (3.14) を適用し、実際の河床変動をどれくらい説明できるか検討してみよう。

熱伝導型の偏微分方程式の数値計算はかなり行なわれており計算の安定条件も明らかになっている¹⁷⁾。

初期条件としては 1924 年の実測値を与えることにする。下流側境界条件としては河口において河床高 $z = 0$ を与える。上流側境界条件としては河床こう配 $I = 17.8 \times 10^{-3}$ を与える。この期間に上流から供給される流砂量が実測値 $0.4 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year}$ に等しくなるように公式の係数 ϕ を修正し、 $\phi = 0.395$ とおく。係数 F を計算するときのせん断力を求めるための水深は一応 1.0 m と置くことにする。各地点の川幅 B 、粗度係数 n の値は実測値および改修計画で定められた値を用いることにする (図-3.2)。

計算結果を図-3.3 に示す。計算による変動量を実測値と比較すると全体の傾向は一致するが河床の上昇量は断面ごとに異なっており、計算値と実測値で逆の傾向をみ

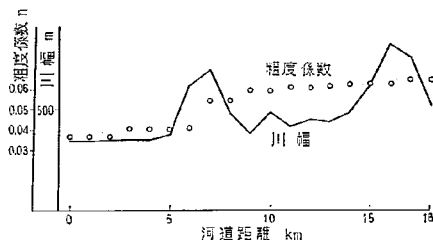


図-3.2

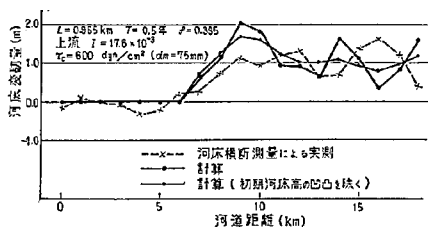


図-3.3 1924~1934の河床変動計算

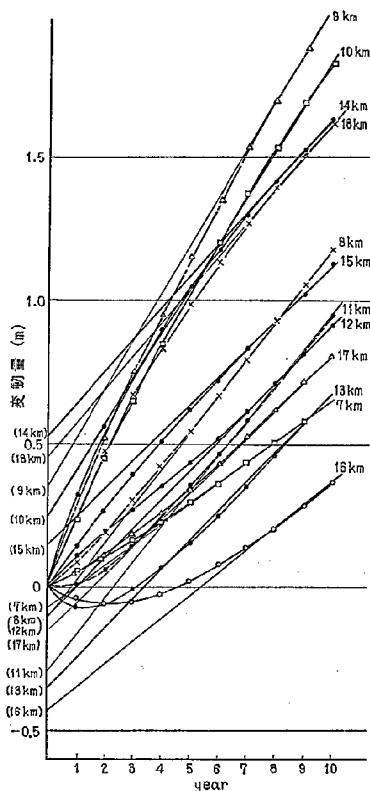


図-3.4 河床高の時間変化

せている。

図-3.4 は計算途中における各断面の河床変動量である。これを見ると 6 年目位からあとの期間各断面ともその断面特有の一定の速度で河床が上昇しているのに対し、これより前の期間においては変動の速度が一定ではなく、あたかも初期条件に含まれていた変動量を補償しながら次第に定常的な上昇の状態に移行してゆくのが見える。そこで図-3.4 から初期条件に含まれている変動量を推定し、この影響を取除いてみたものを図-3.3 に記入してみる。これで計算値と実測値の対応はいくらか良くなるがなお実測の変動量には縦断方向に 3~4 km 波長の波が存在しているようである。すなわち実際の河床変動はここで計算した熱伝導型の全体的な傾向と、今回の計算には取入れていない波動的な性質 (おそらく砂礫堆に基づくものであろう) の複合したものとして理解できるようである。

〔4〕 天井川の形成について

天井川とは河床高がまわりの土地より高いような河川のことをいう。天井川は過去の堆積の結果であり、現在も堆積傾向にあると思われるものが多い。極端な場合には通路や鉄道を河の下に通すほどに高くなっている。

天井川が発生するのは大体扇状地の末端付近である。図-3.5は常願寺川の昭和9年の平均河床高をまわりの土地の高さと比べたものである。両者の差の最も著しいのは扇状地末端付近であって8~10mに達している。

天井川の発生する理由としては扇状地に堆積すべき土砂を河道内にとじこめたために堆積が集中して河道が上昇したものという考え方が地理学者の間で有力である。この点を式(3.14)によって調べてみよう。

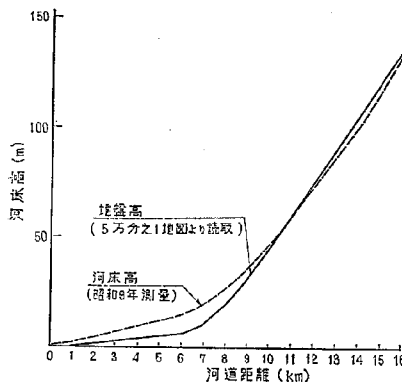


図-3.5 常願寺川地盤高、河床高、粗度係数、粒徑

式(3.14)における河幅 B の役割について考えてみると、これは式(3.14)に由来するものであるから堆積する場所の幅を表わしていることになる。したがって必ずしも洪水時の水面幅を表わすものではない。堤防を設けることは堆積する場所の幅を小さくすることになるが、その効果は扇状地末端において最も大きい。すなわち常願寺川の場合末端付近の扇状地の円弧は約20kmあるが堤防で定められた河幅は約700mである。そこで扇状地末端では堤防を設けることによって河床の上昇が異常に大きくなることが予想されるのである。

図-3.6は扇状地地盤高を初期河床高とし、河幅とし

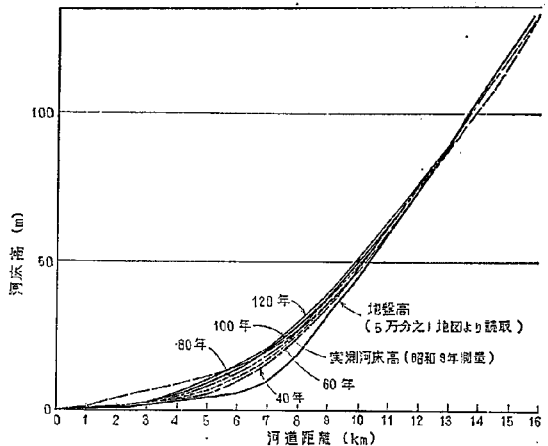


図-3.6 常願寺川河床高計算結果

て現在の堤防間の距離をとって式(3.14)を計算したものである。

計算結果は現在の河床と必ずしも一致しないが約100年から120年程度経過したときの河床高計算値が現状河床高に近いように思われる。

河川の築堤工事は1580年頃水衡部等から始まって霞・雁遷を経て連続堤に至っている。したがって堤防を設けてから何年経過していると考えべきか明かでないが100~120年という値は大体うなづけるものである。

なお計算値と実測値を比べると下流部分でかなり差がある。この理由は浮流砂を無視しているためかも知れないが詳しい検討は別の機会にゆずりたい。

4. おわりに

最後に前章までに述べてきたことに基づいて縦断形状からみた河道の安定というものについて考えてみよう。

一般に河道の安定の条件として「縦断方向に流砂量が一定」ということが考えられやすい。これは河道の安定にとっては十分な条件であるが、対象とする河川のこう配が様でないときは求められる縦断形状が現状のそれとかなりちがったものとなり非現実的になる場合が多いであろう。

一方河道計画の観点から考えるとたとえ河床の上昇または下降が予想されてもその大きさが計画本来の機能を阻害するに至らない場合、あるいは掘削埋戻し等によって機能を維持する用意のある場合には広義の意味で安定といってもさしつかえないであろう。変動量の大きさは式(3.13)によって推定できるが、たとえば河床こう

配1/1000, 年総流量 $5 \times 10^9 \text{ m}^3$ の吉野川クラスの河川をとってみると供給される流砂量はせいぜい次のような値である。

$$\varphi_0 = \frac{h^{1/5}}{\sqrt{g n}} = \frac{(2.0)^{1/5}}{3.13 \times 0.035} = 10.2$$

$$Q_B = \frac{\varphi F}{\varphi_0(\sigma/\rho - 1)} iQ$$

$$= \frac{0.623 \times 1}{10.2 \times 1.65} \times \frac{1}{1000} \times 5 \times 10^9$$

$$= 0.185 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year}$$

この砂礫がすべて河床に堆積したとしても現在河川工事に使われる掘削能力に比べればそれほど問題にならないと思われる。そこで河床変動が直接の関心事である急流河川等を除き、普通の河川の場合には、まず河川に要請される機能に応じた河道計画を作成した後に河床変動量を推定して、その対策を河道計画につけ加えていくという検討方法で充分であると思われる。

次に急流河川が流下とともにそのこう配を減じつつあるような区間を河道計画の対象とする場合を考えてみる。このような例としては先にあげた扇状地末端付近の他にその下流側にダムのような人工的な基準面を設定された河道部分やこう配の大きい河川がこれよりこう配の小さい河川に合流する場合等が考えられる。

前章で検討したごとく、このような区間では流砂量は縦断的に変化しており河床は必然的に上昇することが予想される。特に上流に崩壊を予想される山地をもつ場合には異常出水の際の流出土砂が河床上昇をまねき、直ちに災害に結びつく可能性がある。

このような区間では前章に述べたごとく縦断形の設定という面だけでは安定な河道を得ることはできないから掘削計画、砂防工事等の対策もあわせた計画が必要である。前章で検討した常願寺川の河床変化は上流に砂防ダムの設置されていない期間のものであって最近では砂防ダムの進捗のためか河床上昇がかなり小さくなっている。最近では各河川とも上流に砂防ダムあるいは貯水池が設置されることが多いから、そのような場合でも前章のような検討が適用できるかどうかは今後検討していく必要があると思われる。

いずれにしても急流河川のこう配変化部については河

床の上昇という時間と共に進む現象を考慮して柔軟な計画を設定することが必要と思われる。

参 考 文 献

1. 杉尾捨三郎：「ダム上流部の堆積形状について」土木学会論文集93号（1963）
2. Forchheimer: "Hydraulik" (1930) より引用
3. 物部長穂：「物部水理学」(1933)
4. 安芸皎一：「河相論」(1951)
5. 増田・河村：「河川の静的平衡勾配について」土木学会論文集70号（1960）
6. Sugio, S.: "On the Equilibrium Bed Slope in a Steady Uniform Flow" Jour. of the Faculty of Eng. Shinshu Univ. No. 7 (1957)
7. 杉尾捨三郎：「ダム上流の堆砂現象について」第6回水理講演会（1961）
8. 土屋義人：「流路の安定形状に関する研究」京都大学防災研究所年報5号A（1962）
9. 須賀堯三：「変断面水路における平衡縦断形状について」（英文）土木学会論文集144号（1967）
10. 増田・河村：「流砂ある河川における平衡勾配について」土木学会論文集70号（1960）
11. 土木研究所：「河床変動に関する研究」建設省技術研究会（1966～8）
12. 下記谷津の論文解説より引用した。
13. 谷津栄寿：「平衡河川の縦断面形について」(1), (2), (3)資料科学研究所彙報33, 34, 35号
14. 資源調査会：「常願寺川流域の土地保全問題」資源調査会資料第42号（1955）
15. これは天田高白氏（砂防研究室研究員）が整理したものである。
16. 三井嘉都夫：「常願寺川に於ける堰堤の堆砂と河床の変化について」資料科学研究所彙報37号（1955）
17. 計算法は下記文献による
McCracken Dorn: "Numerical Methods and Fortran Programming" John Wiley and Sons. Inc. (1964)

橋梁の耐震設計に関する研究(Ⅱ)

——動的応答を考慮した修正震度の

長大吊橋の耐震設計への適用——

(昭和44年7月)

栗 林 栄 一*

Studies on Earthquake Resistant Design of Bridges Part (II)

——Application to Earthquake Forces taking account of Dynamically
Structural Responses in Earthquake Resistant Design of Long-
Span and Deep-Foundation Suspension Bridges——

(July 1969)

by Eiichi Kuribayashi

Synopsis:

A significant method of earthquake resistant design of long span and deep foundation suspension bridges was established by The JSCE Board of Technical Examination on The Honshyu-Shikoku Bridge in 1967. During the discussion on the draft of the Specification on the Earthquake Resistant Design of the Honshyu-Shikoku Bridge, several pieces of remarkable ideas which had been proposed by the author were adopted by the common will of almost all of members of the Board. The concretely applicable method for the design based on the above is named as "Modified Seismic Coefficient Method taking account of Responses during Earthquakes".

Each item on these unique ideas herein, has already been published as The Preliminary Report of The Public Works Research Institute under the administrative responsibility of the Institute at the each period. In this work the essential one of them is modified and then purified on the stand point of the author himself, there is concerned with neither relation to the specification nor the result of the tentative design of the proposed bridge. Meanwhile, the most remarkable idea of this work can be pointed out as what the nonlinearity of caisson foundation structures is taken into account for the earthquake resistant design of substructures.

There are several couples of examples on suspension bridges in which good satisfaction on the actual problem can be sufficiently made. And the general procedure to determine the modified seismic coefficient so-called design seismic coefficients generally, which has a great deal of potentiality for other cases is proposed in this work.

要 旨

昭和42年7月、日本土木学会から公刊された「本州四国連絡橋・耐震設計指針(1967)」において、長大吊橋の耐震設計法に関する著者の提案した考え方も、その一部分が採用され、「応答を考慮した修正震度法」と命名されている。その考え方の多くは、すでに土木研究所資料を通じて発表されている。

本論文では、これらの断片を著者独自の立場で取りまとめ、同指針の依った根拠を明らかにすると共に長い支間と巨大なケーソンからなる三径間吊橋全橋に対する「動的応答を考慮した設計震度」を提案した。特にこの中で、下部構造ケーソンの設計震度に関しては復元力に非線型性をも考慮しう点に特色がある。

ここで提案している「動的応答を考慮した修正震度」の算出方法は広く一般の構造物における設計震度の合理

* 構造橋梁部 振動研究室長

的な算出方法としても利用できる。

キイワード (地震荷重, 耐震設計, 吊橋, ケーソン)

目	次
まえがき	(3)
1. 序 説	(3)
[1] 動的応答を考慮した修正震度法の背景	(3)
[2] 本論文において取り扱った事項	(4)
2. 動的応答を考慮した修正震度法	(4)
[1] 慣用震度法の理念	(4)
[2] 修正震度法の理念	(4)
[3] 動的応答を考慮した修正震度の誘導	(4)
(1) 線型一自由度系の場合	(4)
1) 地震動波形の性質	(4)
2) 線型一自由度系における動的応答を考慮した修正震度	(5)
(2) 線型多自由度系の場合	(6)
1) 構造物の地震応答解析法	(6)
2) 線型多自由度系における動的応答を考慮した修正震度	(7)
3) 補正係数, k_1	(8)
4) 補正係数, k_2	(8)
5) 補正係数, k_3	(9)
6) 補正係数, k_4	(13)
7) 補正係数, k_5	(13)
(3) 非線型性を考慮した場合	(13)
1) 想定する非線型振動	(13)
2) 非線型性を考慮した場合の地震応答の考え方	(13)
3. 三径間吊橋上下部構造各部の基本応答震度	(14)
[1] 仮定および定義	(14)
[2] 卓越モードの固有周期および基本応答震度	(14)
(1) 三径間吊橋上部構造の場合	(14)
1) 鉛直方向の地震動による吊橋造の基本応答震度	(14)
2) 橋軸方向の地震動による吊橋造の基本応答震度	(14)
3) 橋軸に対して直角方向の地震動による吊橋造の基本応答震度	(14)
4) 橋軸方向の地震動による主塔の基本応答震度	(17)
5) 橋軸に対して直角方向の地震動による主塔の基本応答震度	(18)
(2) 下部構造ケーソンの場合	(18)
1) 固有周期	(18)
2) 基本応答震度	(19)
4. 三径間吊橋上下部構造各部の設計震度	(19)
[1] 補正係数, k_2 の算定	(19)
(1) 上部構造の補正係数, k_2	(19)
1) 鉛直方向の地震動を想定した場合の吊橋造に関する補正係数, k_2	(19)
2) 橋軸方向の地震動を想定した場合の吊橋造に関する補正係数, k_2	(20)
3) 橋軸に対して直角方向の地震動を想定した場合の吊橋造に関する補正係数, k_2	(20)
4) 主塔に関する補正係数, k_2	(20)
(2) 下部構造ケーソンの補正係数, k_2	(20)
[2] 設計震度	(21)
(1) 補正係数および設計震度	(21)
(2) 補正係数, k_3 および k_4 の算定	(21)
1) 補正係数, k_3	(21)
2) 補正係数, k_4	(21)
5. 非線型性を考慮した相対的に根入の小さいケーソン基礎の合理的な耐震計算法	(23)
[1] 相対的に根入の小さいケーソン基礎において非線型性を考慮することの必要性	(23)
[2] 根入のないケーソン基礎が転倒モーメントを受けた場合の静力学的挙動	(23)
(1) 仮定および定義	(23)
(2) 復元力特性	(24)
[3] ケーソン基礎に生ずる地震時の荷重と回転変位	(25)
(1) 算出方法	(25)
(2) 計算例	(27)
[4] ケーソン基礎に根入がある場合または常時において転倒モーメントが作用している場合	(27)
6. 結 論	(29)
[1] 適用例	(29)
(1) 三径間吊橋上部構造における適用例	(29)
(2) 下部構造ケーソンにおける適用例	(29)
[2] 結 論	(29)
あとがき	(32)

まえがき

昭和43年2月に建設省管掌の本州四国連絡道路調査ならびに運輸省管掌の同状道路調査の結果が公表された。これに先き立って両者は、その技術的内容について、日本土木学会に諮問し、その助言と検討の結果を尊重して調査を行ってきたものである。

日本土木学会は双方からの諮問に応ずるために、学会内部に双方の共同委託基金による「本州四国連絡橋技術調査委員会」を組織して5か年半にわたり委託者側の調査結果に対する技術的検討と審議を重ね、昭和42年7月に「長い支間と巨大な下部構造からなる吊橋」を主とした本州四国連絡橋の設計・施工その他必要とする事項について具体的な検討結果を答申した。

この具体的な成果の一つとして耐震設計指針もまた含まれている。耐震設計指針に関しては筆者が提案し、採択された内容も少なくない。提案した事項については、それぞれの時点で土木研究所における研究成果として「土木研究所資料」に一連の報告を行ってきたものである。これらを総称すればいわゆる「動的応答を考慮した修正震度法」と言う耐震工学における最新の知識を取り入れて、応用上の難点を最小に切り詰めた耐震設計の基礎となる方法の一つであると言える。

動的応答を考慮した修正震度法は本州四国連絡橋・耐震設計指針の骨格をなすものである。これに関連する研究成果の中から独創性があると考えられる主題を選び出し、内容に関して取捨選択・修正などを施し、若干の例題を付加して報告する。なお、個々の主題の詳細については本論文の末尾に示す土木研究所資料において述べられているので参考にするといふ。

1. 序 説

〔1〕 動的応答を考慮した修正震度法の背景

慣用されている震度法によって長大吊橋の耐震設計を行なうことは可能なことである。しかし随所に判断を差しさむ必要があるので、本州四国連絡橋調査のように多数の路線における工数の比較を行なう場合には適当な方法であるとは言えない。そこで耐震設計に関する合理的な尺度として「動的応答を考慮した修正震度法」と名付ける方法を検討することにした。その発端とも言うべき先駆者の具体的な業績を38年前にさかのぼって検討したい。

1931年(昭和6年)の秋に、末広恭二(当時、東大教授、地震研究所長、1932年没)が、招かれて米国の主要な大学(カリフォルニア大学、スタンフォード大学、カリフォルニア工科大学、MIT)で地震学の特別講義を行ない、(1)地殻変動の長期観測、(2)強震時の地動加速

度と変位の観測、(3)地震動波形の特別な装置(アナログ計算機)による解析などの必要性を力説した。¹⁾ この講義に刺激されて、米国西部では直ちに強震観測が開始され、1933年3月11日のロングビーチ(ロスアンゼルス近郊)の地震で人類始まって以来、最初の強震の波形が記録された。

その後、次第に強震時の加速度記録が得られ、その記録波形に基づいて一自由度の振動系の地震応答が算出された。それらの結果は、(1)固有周期が相対的に長い振動系の地震応答加速度は、固有周期が相対的に短かい場合のものより小さく、(2)固有周期がきわめて長い場合には応答加速度は地震加速度より小さく、固有周期が短かい場合には応答加速度は地震加速度より大きいことなどを示していた。²⁾

1940年10月、カリフォルニア州土木局の上級技師である N. C. Raab と H. C. Wood が、設計震度 0.1 で耐震設計が行なわれたサンフランシスコ・オークランド湾橋の吊橋部(隣接する2つの三径間吊橋、中央径間は約700m)の地震を考慮した動力学的検討の結果を報告した。³⁾ その中で地震加速度の波形は1.5秒以下の周期をもった無限に継続する $0.1g$ 以下の正弦波であると仮定されていた。

なお、参考までに付言しておく、同橋の耐震設計では、すでに下部構造周辺の水と土の仮想質量を考慮していた。

Raab と Wood の動力学的検討の中で、特に地震波形の仮定に対しては、当時、コロンビア大学の助教授であると共にカリフォルニア工科大学に客員研究員として在籍していた M. A. Biot によって討議が展開された。Biot の主張は、特殊な振動モードにおける地震応答の卓越を前提として吊橋の主索の伸び応力、補剛桁の曲げ応力とせん断応力の卓越の程度を数理的に明らかにすると共に2つの地震波形による応答解析結果から同橋の地震応力を導き出し、より客観的な解析的検討が行ないうるというものであった。⁴⁾ Biot の解析例こそいわゆる、地震応答解析を応用上の問題に應用した初めての試みであったと言える。

1942年の初めに Biot は無減衰一自由度系の平均応答スペクトル曲線を提案した。それによると固有周期が0.3秒より長い場合には応答加速度が固有周期の逆数に比例しており、今日の地震応答スペクトル曲線と相似した性質を示している。⁵⁾ Biot は同時にその応答スペクトル曲線を用いた立方体状剛体構造物の耐震算法を提案した。この提案に対して当時、プリンストン大学パルマー物理研究所の M. P. White (現マサチューセッツ大学教授)は、高次振動の影響が省略されている点を指摘して、その理論的取り扱いの一端を示した。⁶⁾ 高次振動の

影響度について具体的な解決を与えたのが、カリフォルニア大学教授である R. W. Clough であった。

1954年11月, Clough は高層建築物の地震応答解析計算の結果から高次振動の影響は全応答の10~20%になることを示し、その影響は無視できないと提唱した。⁹⁾

1959年10月, カリフォルニア工科大学教授である G. W. Housner は米国の地震記録によって得た地震応答スペクトル曲線を平均化した平均応答スペクトル曲線を提案した。⁹⁾ ここで注目すべきことは、応答加速度のみならず応答速度をも求め、応答速度はほぼ一定であると言う工学的にきわめて重要な仮説を導き出したことである。この仮説を利用することによって、構造物に降伏が生ずる付近の応力状態の場合と非線型的な変位が生じた場合に、地震によって励振された構造物に入射するエネルギーの水準を一定とする耐震計算が実行可能になった。

一昨年、ポルトガルのテジョー河を渡って架けられた吊橋、サラザル橋では、Housner によって下部構造の非線型応答解析計算が行なわれ、Clough によって全橋の線型応答解析計算が行なわれ、現代の耐震工学における最も高い水準の検討が、合理的に行なわれた。⁹⁾

以上の事情が、若戸吊橋における技術上の経験と共に本州四国連絡吊橋の耐震設計法の根幹ともなるべき応答を考慮した修正震度法を導き出すために基本的に重要な業績であった。

〔2〕 本論文において取り扱った事項

第一に、吊橋上下部構造の構造主系の各部分は相隣り合う部分においては、応答が卓越する固有周期が相互に隔たっていて、実用上応答は干渉し合わないと言う前提を設け、従来の各種の研究成果を基にして「動的応答を考慮した修正震度法」の基礎となる設計震度を求める手順を提案した。

第二に、吊橋各部の応答が卓越する固有周期を部材長と剛性にかかわる若干の要素で数値的に表現した。

第三に、すでに紹介した Biot の試みでは考慮されていない「地震動の作用方向と構造物の振動方向が直交する場合」の応答量を理論的に導き出すことを試みと共に、「高次振動の影響」を経験上の判断によって取り入れた。

第四に、地表に置かれた立方体状剛体基礎が水平力を受けた場合における非線型挙動を数理的に明らかにすると共に、地震時に地表上にある大規模構造物が容易に転倒しない根拠を明らかにした。

第五に、前項における同種の構造物に対する非線型地震応答計算法を導き出すと共に、浮力が作用すると仮定した構造物の地震応答加速度は浮力が作用しないと仮定した構造物のそれと同じか若しくは低かるべきこと、ならびに、常時に水平力を受けている場合の応答加速度はそれがない場合の応答加速度と同じか若しくは低かる

べきことを、数理的に明らかにした。

第六に、吊橋上下部構造の構造主系各部の設計震度を提案した。

2. 動的応答を考慮した修正震度法

〔1〕 慣用震度法の理念

設計震度を、構造物の特性に関係なく、一定とする耐震設計法は、1923年の関東震災における各種の構造物の振動による被害にかんがみて提唱されはじめ、その後、土木の分野では物部長穂によって具体的な適用法が案出され、広く各種の土木構造物の耐震設計の基本的な方法として用いられてきた。

この震度法を力学的に眺めると、次のように言い表わすことができる。すなわち、構造物と地盤は共に剛体であり、地震による地盤の振動は、そのまま構造物の振動であり、構造物は地盤と全く同じ運動をする。したがって地震加速度そのものが構造物に加わる加速度であり、その加速度の期待値を重力の加速度で除したものを設計震度としている。

この仮説は、比較的堅硬な地盤にある剛な構造物では実用上承認されてよいと思う。しかし、実際の自然条件は千差万別であり、構造物もまた地形・地質・土質などによって異なる特性をもつものであり、それらは必ずしも前記の条件を満足しているとは言えない。したがって慣用震度法では、経験的な要素が設計震度・設計計算法・安全率などに支配的な影響を及ぼすことは否定できない。経験の領域を越えた構造物の耐震設計のためには慣用震度法の理念と適用法に適切な修正を加えなければならない。

〔2〕 修正震度法の理念

塔状構造物の震害を精査すると、たとえば煙突のように丈が高く上部に重量物のない構造物では、地震時の振動によって比較的上方で折損する例が多数見られた。修正震度法は、このような構造物の弱点を補強するために設計震度の値を構造主系の主軸上で2・3の異なった値を分布させるよう経験的に定めるものである。一般には「高さによる設計震度の割増し」と言う形で、主として比較的高層な建築物や煙突の耐震設計において用いられている。

修正震度法によって設計された建築物の上階部分または屋上の塔屋の Whipping (むち打ち) による震害は防止されると言われている。

〔3〕 動的応答を考慮した修正震度の誘導

(1) 線型一自由度系の場合

1) 地震動波形の性質

地震動波形の工学的性質の主なる表わし方として三つの方法が挙げられる。第一に、卓越周期と称する地盤の

表層部分の固有な振動の性質が地震時の地動の周期特性を代表すると言う仮説に基づく方法がある。第二に、地震動を任意波 (random wave) と見なし、それが定常的過程 (stationary process) であり、さらにまた恒常的過程 (ergodic process) であるとした場合に、確率論的 (stochastic) な立場のみから決定される不確定現象 (undeterministic) として各種の応答を規定すると言う仮説の一部分を採って、地震動波形の性質を表わす方法が挙げられる。第三には実測された地震動波形記録に基づいて算出された「地震応答スペクトル曲線」によって地震動波形の性質を振動系の固有の定数と関連づけて表現する方法が挙げられる。⁷⁾

まず卓越周期については、次のようなことが言える。卓越周期が地盤表層部の硬軟の度合を示す尺度としては、かなり有力なものであることは否定できない。しかし、一地点における卓越周期は、一般には必ずしも一つとは限らず、埋立地のような軟弱な地盤では卓越が認められないことも多い。また、仮に卓越周期が明らかに認められたとしても、地震波形成成分がもつかなり広い帯域にまたがる周波数成分の影響度を工学的に評価することが出来るものではない。したがって卓越周期をもって、地震時の地動の周期特性を代表させることには、疑問とすべき点が多い。

次に、任意波をもって地震時の地動の周期特性を代表させると言う考え方は、卓越周期をもってする場合とは対照的に、広帯域にまたがる周波数成分を平等に評価しようとするものである。つまり、高速運動をしている物体 (たとえばロケット、車両など) が、定常的でかつ恒常的な任意波の擾乱源によって励振され、その不確定荷重によって生ずる物体各部の構造的機能の確実性を確率の面から検定する方法を、地震時の構造物の応答の検定法として置き換えてみたものである。換言すると、ロケットの場合には反復荷重の確率振幅さらに超過確率など、構造物の疲労に関する取り扱いを一元化する理論を構成しているものであり、これに反して、地震時における構造物の振動は過渡振動と見なすべきものである。現状における任意波の取り扱いが、主に、任意波の要素については一変数を許すのみで、一般に最小の自由度に対して展開されているにすぎない点を考慮すれば、地震時における構造物の応答を取り扱う理論としては、未だ不十分であり、今後、多変数・多自由度における過渡現象の具体的取り扱い方法の開発が期待されると言える。

最後に、実測された地震動波形記録によって算出された「地震応答スペクトル曲線」によって地震時における地動の周期特性を代表させると言う考え方は、実際的にはあるが、その基になる波形記録一つを採ってみても、観測地点の特殊性、観測器機特性、地震そのものの特

性の偏差などによって影響を受けることは明らかであり、理論と実測の間かなりの乖離が存在することを認めないわけにはいかない。しかし、多数の記録に基づいて算出された曲線を平均した結果は、工学的には、平均値からの実際の地点における値の偏差を認定することによって、実用的には利用を図ることが出来る。また、この平均値がもつ性質については、Housnerの研究によれば⁸⁾、 S_A を応答加速度、 S_V を応答速度、 T を無減衰固有周期とすれば、次のような関係が成立すると言われている。すなわち、

$$S_A \propto \frac{1}{T}, \quad 0.5 \text{sec} < T < 2.8 \text{sec}, \dots \dots \dots (1)$$

$$S_V = \text{const.}, \quad 0.5 \text{sec} < T < 2.8 \text{sec}, \dots \dots \dots (2)$$

つまり、応答加速度は固有周期に反比例し、応答速度は固有周期に関係なく一定であることを示しており、換言すれば、地震時において構造物に入射するエネルギーの水準は一定であると言える。日本において観測された地震波形記録から算出された同種の曲線でも、やはり同様な性質が認められ、かつ固有周期が 20sec 位までは実用上信頼がおける仮説であることが明らかにされている。⁹⁾

以上のような所論から筆者は、地震動波形の周期特性を表現する方法として、第三番目に挙げた「地震応答スペクトル曲線」によることにした。

2) 線型一自由度系における動的応答を考慮した修正震度

一自由度系における動的応答を考慮した修正震度 (K_D) は、無減衰固有周期 (T) の関数である応答加速度スペクトル値 ($S_A(T)$) を重力の加速度 (g) で除したものであるとする。すなわち、

$$K_D = \frac{S_A(T)}{g} \dots \dots \dots (3)$$

ここで、

$$\begin{aligned} S_A(T) = |\ddot{y} + \ddot{z}|_{\max} &= \left| -\left[\frac{d^2}{dt^2} \frac{1}{\omega} \int_0^t \ddot{z}(\tau) e^{-n(t-\tau)} \right. \right. \\ &\quad \times \sin \omega(t-\tau) d\tau \Big] + \ddot{z} \Big|_{\max} \approx \rho \left| \int_0^t \ddot{z}(\tau) e^{-n(t-\tau)} \right. \\ &\quad \times \sin \omega(t-\tau) d\tau \Big|_{\max} = \rho S_V(T) \approx \rho^2 S_D(T) \end{aligned} \dots \dots \dots (4)$$

ここで、

$S_A(T)$: 応答加速度スペクトル値、通常 S_A と記し、
応答加速度と略称する。(cm/sec²)

$S_V(T)$: 応答速度スペクトル値、通常 S_V と記し、
応答速度と略称する。(cm/sec)

$S_D(T)$: 応答変位スペクトル値、通常 S_D と記し、
応答変位と略称する。(cm)

上記の三者は、それぞれ地震時に一自由度系に生ずる最大絶対加速度、最大相対速度、最大相対変位に相当す

る。

また、

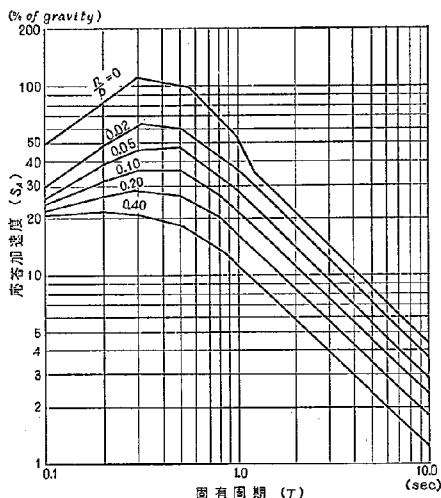
 y : 系の相対変位 (変形に相当する) (cm) $\dot{y}$: 系の相対加速度 (cm/sec²) $\ddot{x}$: 地震時における地動の加速度 (cm/sec²) $\omega = \sqrt{p^2 - n^2}$: 減衰を伴う固有円振動数 (rad/sec) $p = \sqrt{k/m}$: 無減衰固有円振動数 (rad/sec) $T = 2\pi/p$: 無減衰固有周期 (sec) $n = c/2m$: 減衰指数 (rad/sec)

図-1 応答加速度スペクトル曲線
(地盤の加速度 0.2g の場合)

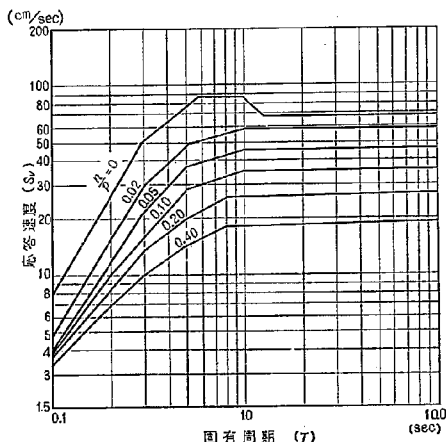


図-2 応答速度スペクトル曲線
(地盤の加速度 0.2g の場合)

(n/p を h で表わし、減衰定数と称して、臨界減衰に対する減衰の割合を示す表示法がある。)

 c : 減衰係数 (dyne sec/cm) m : 質量 (dyne sec²/cm) t : 系に運動 y (又は $\dot{y}$) が生ずる時刻、すなわち、式(4)の積分の上限に当る。 (sec) τ : 時間に関する積分変数 (sec)

先に、高田・大久保・栗林らが報告した S_A , S_V に関する地震応答スペクトル曲線の一例 (地震の最大加速度が 200 gal) を図-1, 2にそれぞれ挙げる。⁸⁾

(2) 線型多自由度系の場合

1) 構造物の地震応答解析法

多自由度系の場合には、一自由度系の場合のように一意的に復元力が定まらないので、動的応答を考慮した修正震度を合理的に導くためには、地震応答解析に用いられる諸方法の中から最も妥当な方法を選ばなければならない。選ぶに当たっては、先に述べた地震応答スペクトル曲線を利用することを前提とする。

一般に地震応答の解析方法は二種に大別される。一つは線型地震応答スペクトル曲線を規準座標系に適用するモード分解法である。もう一つは、地震動波形を時間の関数として振動系に作用させ、時時刻刻の系の応答を求めていく、いわゆる、積分法である。両者は、復元力型式と座標系の選び方によって、更に細分される。それらの対応・関連を一括して記すと次のようになる。

I 地震入力の種類による区分

応答曲線—線型復元力—規準座標系(I-1)
—物理座標系(I-2)
—非線型復元力—物理座標系(I-3)

地震波形—線型復元力—規準座標系(I-4)
—物理座標系(I-5)
—非線型復元力—物理座標系(I-6)

II 座標系の種別による区分

規準座標系—線型復元力—応答曲線 (II-1)
—地震波形 (II-2)

物理座標系—線型復元力—地震波形 (II-3)
—応答曲線 (II-4)
—非線型復元力—地震波形 (II-5)
—応答曲線 (II-6)

III 振動系の復元力型式の種類による区分

線型復元力—規準座標系—応答曲線 (III-1)
—地震波形 (III-2)
—物理座標系—地震波形 (III-3)
—応答曲線 (III-4)

非線型復元力—物理座標系—地震波形 (III-5)
—応答曲線 (III-6)

結局、どの分類によっても6種類の方法が基本的には

存在していることがわかる。これらの関係を模式的に図化すると図-3のようになる。図-3で3軸上の2要素の内、一つをとり、一つの閉合する環をたどれば、それは1種類の解析方法を表わし、全部で6種の環を得る。

なお、環の一部が点線で示されているものは、前掲の分類図表の点線で結ばれた場合に相当する。これは、あらゆる対象、あらゆる場合に、必ずしも適用出来ないが、第5章において、その適用例を示す。

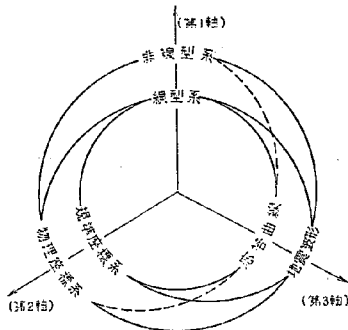


図-3 地震応答解析法における復元形式・座標系・入力との組み合わせ

2) 線型多自由度系における動的応答を考慮した修正震度

本項では前項で述べた地震応答解析法のうちで、図-3の小さい真円の太線で表わされた環に当る線型復元力系における規準座標系に地震応答スペクトル曲線を適用するモード分解法をとり、その方法を簡略化して修正震度を求める。これを求めるに当たり、たてられた基本的な仮定は次のとおりである。

構造主系を任意の点で区切って考えるとき、その点の左右の系において地震によって誘引される応答量の増分または減分は、互に干渉し合わない。換言すると、応答が卓越する固有周期が著しく隔たるように構造主系を区切って、各部材ごとに地震応答を算定しても、全橋を連続体と考えて求めた真の応答と大差はない。

区切られた一つの主系部材は、応答が他の部分に比べて卓越する少なくとも一つの固有周期を持っている。

区切られた一つの主系部材の剛性・重量分布などはそれぞれ一つの数値で表わしうる。

地震動が構造物に及ぼす影響は、地震応答スペクトル曲線によって表わされる。

これらの仮定の上になつて動的応答を考慮した修正震度（以下これを設計震度と称する）を次のように表わす。

$$K_D = k_0(k_1 \cdot k_2 \cdot k_3 \cdot k_4 \cdot K_R) \dots \dots \dots (5)$$

ここで

K_D : 設計震度

K_R : 基本応答震度

k_1 : 応答が卓越する振動モードを除く他のモードの影響を補正するための補正係数

k_2 : 等分布震度に換算するための補正係数

k_3 : 地震動成分の方向と応答成分の方向が直交する場合に、地震動が応答に影響する割合を示す補正係数($k_3 < 1$), ただし両成分の方向が一致している場合には $k_3 = 1$ とする)

k_4 : 並行ベクトルから回転ベクトルへの変換のための補正係数 ($k_4 < 1$)

k_5 : 経験に基づく場合または非線型性を考慮した場合の補正係数

ここで用いた新しい用語について、次に若干の解説と定義を示す。

基本応答震度: 地震応答が卓越する振動モードの固有周期に対応する震度を意味し、図-1に示したような応答加速度スペクトル曲線における所与の減衰定数(n/p)と固有周期(T)に対応する応答加速度(S_A)を、重力の加速度(g)で除したものである。

応答が卓越する振動モード: 連続体としての振動系を例に引けば、その k 次の振動モードにおける地震応答は、応答スペクトル曲線を用いた場合に、振動理論によつて、次のように表わすことができる。

応答変位は、

$$U_k(x) = D_k \phi_k(x) \cdot \frac{S_A(v_k)}{v_k^2} \dots \dots \dots (6)$$

ここで

$$D_k = \frac{\int \phi_k(x) dm}{\int \phi_k^2(x) dm} \dots \dots \dots (7)$$

ϕ_k : k 次の固有ベクトル

$\int dm$: 質点に沿う積分を表わす

$S_A(v_k)$: 応答加速度スペクトル曲線上の v_k に対応する応答加速度の値

v_k : k 次の固有円振動数

D_k はモード寄与率 (modal participation factor) と言われており、当該モードが全応答に対して占める割合を示す一つの尺度である。なお、 D_k は変位の外にも、速度・加速度・断面力などあらゆる応答成分に共通して含まれる。したがって、応答が最も卓越する振動モードを見出す目安として、最も大きな D_k によることができる。

また、この目安として、質量に関する量を、振動理論から導き出して、用いることも出来る。すなわち、

$$M_k = D_k \cdot \int \phi_k(x) dm = \frac{\left[\int \phi_k(x) dm \right]^2}{\int \phi_k^2(x) dm} \dots (8)$$

である。

D_k と M_k の関係をもう少し詳しく調べてみると、次のようになる。今、固有ベクトル $\phi(x)$ に関する標準座標上で、その直交性を利用すれば、次の関係が成立する。

$$\int \phi_k^2(x) dm = \sum_{k=1}^{\infty} M_k = M_{\text{Gross}} \dots (9)$$

ここで、 M_{Gross} は系の全質量、 M_k は k 次の振動モードの応答に関する系の質量を意味する。

式(8)と式(9)から、 D_k と M_k の関係は次のように表わすことができる。

$$D_k = \frac{M_k}{M_{\text{Gross}}} \dots (10)$$

したがって、 D_k の絶対値の最大値は、 M_k の最大値を意味し、全質量の大きさが既知であるから、 M_k を、応答が卓越する振動モードの判別に用いれば、容易に判断することができる。

3) 補正係数, k_1

k_1 は、応答が卓越する振動モードを除く他のモードの影響を補正するための補正係数である。

再び式(6)で想定した系を例に引くと、すべての振動モードの応答変位の和は系の応答変位と言える。ここで、応答が卓越するモードの次数を $\bar{k}$ と仮定すれば、ある一点における応答変位は、次のように表わせる。

$$U(x) = \text{Sum}(U_1(x), U_2(x), \dots, U_{\bar{k}-1}(x), U_{\bar{k}}(x), U_{\bar{k}+1}(x), \dots) \dots (11)$$

ここで、Sum は () 内の要素を集積することを意味する。また U_k ($k=1, 2, 3, \dots, \infty$) は、要素、すなわち各次のモードにおける応答変位を意味する。

式(11)において、 $U_{\bar{k}}(x)$ を除く他のモードの変位の和が、 $U(x)$ に比べて微小であるとすれば、 $U(x)$ を表わすために $U_{\bar{k}}(x)$ を基準値として、 k_1 なる定数を $U_{\bar{k}}(x)$ に乗じてやればよい。つまり、微小な応答変位の掃きだめに d を当てるわけである。すなわち

$$U(x) \approx k_1 U_{\bar{k}}(x) \dots (12)$$

微小応答成分の影響については R. W. Clough の高層建築物における 2 次および 3 次モードの 1 次モードのせん断力応答に対する影響度として、地震応答解析結果から、減衰を伴う場合には 10~20% が期待されると言える。今、この増加率を d' とし 0.1~0.2 と表わすと、補正係数、 k_1 は次の範囲となる

$$k_1 = \frac{M_{\bar{k}}}{M_{\text{Gross}}} (1+d') = \frac{M_{\bar{k}}}{M_{\text{Gross}}} \times 1.1 \sim \frac{M_{\bar{k}}}{M_{\text{Gross}}} \times 1.2 \dots (13)$$

ここで $M_{\bar{k}}/M_{\text{Gross}} \leq 1$ である。

よって、 k_1 は高次モードの応答が累積する場合に対して 1.1~1.2 の範囲で考慮しておけばよい。表-2 の例からもわかるとおり、実用の範囲では $M_{\bar{k}}/M_{\text{Gross}}$ は、0.9 より小さいとしてもよいから、 k_1 は 1.1 に採れば十分であらう。

4) 補正係数, k_2

k_2 は、系の変形モードに支配されて分布する応答震度を、等分布震度に換算するための補正係数である。

変位は、先に示した式(6)で表わされる。すなわち、

$$(6) \quad U_k(x) = D_k \cdot \phi_k \cdot \frac{S_A(v_k)}{v_k^2}$$

同様に、 k 次のモードにおける曲げモーメント、せん断力は、それぞれ、

$$M_k(x) = -D_k \cdot \phi_k''(x) \cdot \frac{S_A(v_k)}{v_k^2} \cdot EI \dots (14)$$

$$Q_k(x) = -D_k \cdot \phi_k'''(x) \cdot \frac{S_A(v_k)}{v_k^2} \cdot EI \dots (15)$$

ここで、 $M_k(x)$ は k 次のモードにおける曲げモーメントの応答、 $Q_k(x)$ は同じくせん断力の応答、 EI は一様な曲げ剛性である。

分布荷重の載荷区間ならびに等しい応答値を生ぜしめるべき位置をあらかじめ与えておけば、式(6)、(14)、(15)で示した応答と等価な応答を与える等分布荷重によって、それらの応答を表わすことができる。

等価な変位 (U_e)

$$U_e = \frac{k_2 \cdot S_A(v_k) \cdot \rho \cdot A \cdot \ell^4}{C_u \cdot EI} \dots (16)$$

等価な曲げモーメント (M_e)

$$M_e = \frac{k_2 \cdot S_A(v_k) \cdot \rho \cdot A \cdot \ell^2}{C_M} \dots (17)$$

等価なせん断力 (Q_e)

$$Q_e = \frac{k_2 \cdot S_A(v_k) \cdot \rho \cdot A \cdot \ell}{C_Q} \dots (18)$$

ここで、 ρ は梁の密度 (物理単位)、 A は梁の断面積、 ℓ は支間長、 C_u 、 C_M 、 C_Q は、梁の支持条件、荷重分布の状態などによって定まる特定の点の変位、曲げモーメント、せん断力に関する定数である。

更に、 λ_k なる量を新たに定義すれば、

$$\frac{\rho A}{EI} = \frac{\lambda_k^4}{v_k^2} \dots (19)$$

式(16)、(17)、(18)を、次のように書き直すことができる。

$$U_e = \frac{k_2 \cdot S_A(v_k) \cdot \lambda_k^4 \cdot \ell^4}{C_u \cdot v_k^2} \dots (20)$$

$$M_e = \frac{k_2 \cdot S_A(v_k) \cdot \lambda_k^4 \cdot \ell^2}{C_M \cdot v_k^2} \cdot EI \dots (21)$$

$$Q_e = \frac{k_2 \cdot S_A(v_k) \cdot \lambda_k^4 \cdot \ell}{C_Q \cdot v_k^2} \cdot EI \dots (22)$$

式(13)、(14)、(15)の応答値と式(20)、(21)、(22)に

おける特定の断面に生ずる分布荷重による等価な値を等しいと置いて、それぞれの k_2 を求めることができる。すなわち、

変位に着目した場合、($U_k(\bar{x})=U_e(\bar{x})$)

$$k_2 = D_k \cdot \phi_k(x) \cdot \frac{C_u}{\lambda_k^4 \cdot \ell^3}, \quad x = \bar{x} \quad \dots\dots\dots (23)$$

曲げモーメントに着目した場合、($M_k(\bar{x})=M_e(\bar{x})$)

$$k_2 = -D_k \cdot \phi_k''(x) \cdot \frac{C_M}{\lambda_k^4 \cdot \ell^3}, \quad x = \bar{x} \quad \dots\dots\dots (24)$$

せん断力に着目した場合、($Q_k(\bar{x})=Q_e(\bar{x})$)

$$k_2 = -D_k \cdot \phi_k'''(x) \cdot \frac{C_Q}{\lambda_k^4 \cdot \ell}, \quad x = \bar{x} \quad \dots\dots\dots (25)$$

ここで、 $\bar{x}$ は、対象としている梁において最大の応答を示す位置を表わすものとする。

次に、数例について k_2 を求めてみよう。固有ベクトル $\phi(x)$ は、振動理論から次のように、それぞれ表わしうるものとする。

単純梁の場合：

$$\phi_k(x) = C \sin \lambda_k x \quad \dots\dots\dots (26)$$

ここで、

$$\lambda_k \ell = k\pi, \quad k=1, 2, 3, \dots \quad \dots\dots\dots (27)$$

C: 任意定数 (以下の式でも同じ)

片持梁の場合 (固定端を原点とする)：

$$\begin{aligned} \phi_k(x) = C \{ & (\sinh \lambda_k \ell + \sin \lambda_k \ell) (\cosh \lambda_k x \\ & - \cos \lambda_k x) - (\cosh \lambda_k \ell + \cos \lambda_k \ell) \\ & \times (\sinh \lambda_k x - \sin \lambda_k x) \} \quad \dots\dots\dots (28) \end{aligned}$$

ここで、

$$\lambda_k \ell = 1.875, 4.694, 7.855, \dots, k=1, 2, 3, \dots \quad \dots\dots\dots (29)$$

両端固定梁の場合：

$$\begin{aligned} \phi_k(x) = C \{ & (\sinh \lambda_k \ell - \sin \lambda_k \ell) (\cosh \lambda_k x \\ & - \cos \lambda_k x) - (\cosh \lambda_k \ell - \cos \lambda_k \ell) \\ & \times (\sinh \lambda_k x - \sin \lambda_k x) \} \quad \dots\dots\dots (30) \end{aligned}$$

ここで、

$$\lambda_k \ell = 4.730, 7.853, 10.996, \dots, k=1, 2, 3, \dots \quad \dots\dots\dots (31)$$

一端固定他端鉸の場合 (固定端を原点とする)：

$$\begin{aligned} \phi_k(x) = C \{ & (\sinh \lambda_k \ell - \sin \lambda_k \ell) (\cosh \lambda_k x \\ & - \cos \lambda_k x) - (\cosh \lambda_k \ell - \cos \lambda_k \ell) \\ & \times (\sinh \lambda_k x - \sin \lambda_k x) \} \quad \dots\dots\dots (32) \end{aligned}$$

ここで、

$$\lambda_k \ell = 3.927, 7.069, 10.210, \dots, k=1, 2, 3, \dots \quad \dots\dots\dots (33)$$

表-1 には梁の型式別に C_u , C_M , C_Q の値を、曲げ理論から導いて示してある。表-2 には応答が卓越するモードを規定する諸量を示してある。補正係数 k_2 は、表-1 および表-2 の演算結果から表-3 に示すような値として示される。

5) 補正係数, k_3

k_3 は、地震動成分の方向と応答成分の方向が直交する場合に、地震動が応答に影響する割合を示す補正係数である。その割合は、応答成分の方向と同じ方向に地震動を作用させた場合に対する割合を意味する。したがって、地震動の方向と応答の方向が一致している場合には $k_3=1$ になる。

式(6)において部材の一部分の振動成分が $\phi(x)$ と物理空間で直交する $\phi(y)$ なる成分を、単独または同時にもっているとする。そのような系に $\phi(x)$ と空間で同方向の地震動成分が作用したとすれば、式(6)を拡張して、 k 次のモードにおける応答変位を、より一般的に次のように表わすことができる。

$$U_k(x) = D_k \cdot \phi_k(x) \cdot \frac{S_A(v_k)}{\nu_k^2} \quad \dots\dots\dots (34)$$

$$U_k(y) = D_k \cdot \phi_k(y) \cdot \frac{S_A(v_k)}{\nu_k^2} \quad \dots\dots\dots (35)$$

ここで、

$$D_k = \frac{\int \phi_k(x) dm}{\int \phi_k^2(x) dm + \int \phi_k^2(y) dm} \quad \dots\dots\dots (36)$$

3次元物理空間における場合には、 $\phi(z)$ 成分をもってきて、同様な手法で拡張すればよい。また外部からの擾乱が部材の一部分にのみ作用しているにすぎない場合には、式(36)の右辺の分子 $\int \phi_k(x) dm$ を外乱が作用している区間について積分すればよい。

また式(10)と同様な関係は、次のようにも表わせる。

$$|D_k(\phi(x))| = \sqrt{\frac{M_k(\phi(x))}{M_{Gross}}} \quad \dots\dots\dots (37)$$

ここで、 $M_{Gross} = M(\phi(x)) + M(\phi(y))$; $M(\phi(x))$ と $M(\phi(y))$ は、それぞれ、 $\phi(x)$ 成分と $\phi(y)$ 成分をもつ部材の質量のそれぞれの和であり、 $D_k(\phi(x))$ は、 $\phi(x)$ 成分と同じ方向の地震動成分のみを考慮した場合における k 次モードのモード寄与率を与える。

一方、 $M_k(\phi(x))$ と $M(\phi(x))$ の間には次の関係がある。

$$M_k(\phi(x)) \leq M(\phi(x)) \quad \dots\dots\dots (38)$$

よって、

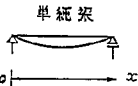
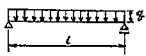
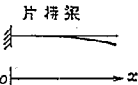
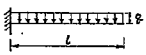
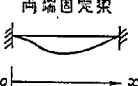
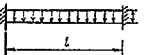
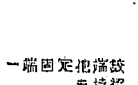
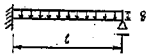
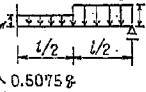
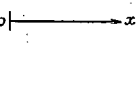
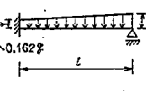
$$|D_k(\phi(x))| \leq \sqrt{\frac{M(\phi(x))}{M_{Gross}}} \quad \dots\dots\dots (39)$$

同様に、

$$|D_k(\phi(y))| \leq \sqrt{\frac{M(\phi(y))}{M_{Gross}}} \quad \dots\dots\dots (40)$$

一自由度系におけるモード寄与率は、式(37)から類推するまでもなく、1である。これを基準にとって考えると、補正係数 k_3 は、結局次のとおり表わすことが出来る。

表-1 支持条件, 荷重条件による C_u , C_M , C_Q の値

構造形式	分布荷重載荷状態	C_u	C_M	C_Q	摘 要
 単純梁	 等分布荷重	$\frac{384}{5}$ $\bar{x}=0.5\ell$	8 $\bar{x}=0.5\ell$	2 $\bar{x}=0$	
 片持梁	 等分布荷重	8 $\bar{x}=\ell$	2 $\bar{x}=0$	1 $\bar{x}=0$	
 両端固定梁	 等分布荷重	384 $\bar{x}=0.5\ell$	-12 $\bar{x}=0$ 24 $\bar{x}=0.5\ell$	2 $\bar{x}=0$	
 一端固定他端鉸 支持梁	 等分布荷重	185 $(\bar{x}^*=0.5785\ell)$	-8 $\bar{x}=0$ $128/9$ $(\bar{x}^*=0.625\ell)$	$8/3$ $\bar{x}=0$ $8/5$ $\bar{x}=\ell$	
	 0.5075ℓ		$-128/11.566$ $\bar{x}=0$ $128/7.625$ $\bar{x}=0.6167\ell$		この二つの荷重分布形態は当該梁の固有振動モードにおける二つの最大曲げモーメントの比およびそれが生ずる場所が一致するように定めたものである。
	 0.102ℓ		$-120/8.375$ $\bar{x}=0$ $120/5.557$ $\bar{x}=0.6167\ell$		

注) $\bar{x}$ は最大値が生ずる梁上の位置を示す。 $\bar{x}^*$ は等分布荷重載荷時に最大値の生ずる梁上の位置を示す (固有振動形態ではその位置が一致しない)

表-2 モード寄与率 (D_k) および応答が卓越するモードの質量 (M_k)

構造形式	$a_1 = \lambda l$	振動形態	$\int_0^l \phi(x) dx$	$\int_0^l \phi^2(x) dx$	D_k ($k=1$)	$\frac{M_k}{\rho A l}$ * ($k=1$)	参 考 欄
							$\phi''(x)/\lambda^2$ $\phi'''(x)/\lambda^2$
単純梁	π	$\phi(x) = C \sin \lambda x$	$\frac{2}{\lambda}$	$\frac{\pi}{2\lambda}$	$\frac{4}{\pi}$	$\frac{8}{\pi^2}$ $(=0.811 > \frac{1}{2})$	$\phi''(x)/\lambda^2 = -C \sin \lambda x$ $\phi'''(x)/\lambda^2 = -C \cos \lambda x$
片持梁	1.875	$\phi(x) = A(\cosh \lambda x - \cos \lambda x)$ $-B(\sinh \lambda x - \sin \lambda x)$ $A = \sinh a_1 + \sin a_1 = 4.13781$ $B = \cosh a_1 + \cos a_1 = 3.03755$	$\frac{6.077}{\lambda}$	$\frac{32.094}{\lambda}$	0.1893	0.613 $(> \frac{1}{2})$	$\phi''(x)/\lambda^2 = A(\cosh \lambda x + \cos \lambda x)$ $-B(\sinh \lambda x + \sin \lambda x)$ $\phi'''(x)/\lambda^2 = A(\sinh \lambda x - \sin \lambda x)$ $-B(\cosh \lambda x + \cos \lambda x)$
両端固定梁	4.730	$\phi(x) = A(\cosh \lambda x - \cos \lambda x)$ $-B(\sinh \lambda x - \sin \lambda x)$ $A = \sinh a_1 - \sin a_1 = 57.64299$ $B = \cosh a_1 - \cos a_1 = 56.62458$	$\frac{226.97}{\lambda}$	$\frac{156.79}{\lambda}$	1.4476 $\times 10^{-2}$	0.694 $(> \frac{1}{2})$	$\phi''(x)/\lambda^2 = A(\cosh \lambda x + \cos \lambda x)$ $-B(\sinh \lambda x + \sin \lambda x)$ $\phi'''(x)/\lambda^2 = A(\sinh \lambda x - \sin \lambda x)$ $-B(\cosh \lambda x + \cos \lambda x)$
一端固定 他端支持梁	3.927	$\phi(x) = A(\cosh \lambda x - \cos \lambda x)$ $-B(\sinh \lambda x - \sin \lambda x)$ $A = \sinh a_1 - \sin a_1 = 26.07425$ $B = \cosh a_1 - \cos a_1 = 26.09396$	$\frac{88.061}{\lambda}$	$\frac{2670.9}{\lambda}$	3.297 $\times 10^{-2}$	0.738 $(> \frac{1}{2})$	$\phi''(x)/\lambda^2 = A(\cosh \lambda x + \cos \lambda x)$ $-B(\sinh \lambda x + \sin \lambda x)$ $\phi'''(x)/\lambda^2 = A(\sinh \lambda x - \sin \lambda x)$ $-B(\cosh \lambda x + \cos \lambda x)$

注) * $\frac{M_k}{\rho A l}$ が $\frac{1}{2}$ より大きいことは、このモードが卓越モードであることを示している ($dm = \rho A dx$)

表-3 補正係数 (k_2)

構造形式	$\phi(x)$ $x=\bar{x}$	$\frac{\phi''(x)}{\lambda^2}$ $x=\bar{x}$	$\frac{\phi'''(x)}{\lambda^3}$ $x=\bar{x}$	$\frac{C_u}{\lambda^4 \ell^4}$	$\frac{C_M}{\lambda^2 \ell^2}$	$\frac{C_Q}{\lambda \ell}$	k_2			分布荷重載荷状態
							$D\phi(x) - \frac{C_u}{\lambda^4 \ell^4}$ ($x=\bar{x}$)	$-D\phi''(x) \frac{C_M}{\lambda^2 \ell^2}$ ($x=\bar{x}$)	$-D\phi'''(x) \frac{C_Q}{\lambda \ell}$ ($x=\bar{x}$)	
単純梁	1	-1	-1	$\frac{384}{5\pi^4}$ (=0.790)	$\frac{8}{\pi^2}$ (=0.811)	$\frac{2}{\pi}$ (=0.637)	1.01	1.03	0.811	
片持梁	8.2749	8.2756	-6.0751	0.647	0.569	0.533	1.01	0.891	0.631	
両端固定梁	91.63	115.28 -67.27	-113.23	0.767	-0.536 1.073	0.423	1.02	0.894 1.04	0.693	
一端固定 他端支持梁	39.3541 ($\bar{x}=0.5807\ell$)	52.1485 -34.7602 ($\bar{x}=0.6167\ell$)	-52.1879 35.8649	0.778	-0.519 0.922	0.679 -0.407	1.01	0.892 1.06	1.17 0.482	
		52.1425 -34.7602			0.718 1.088			1.24 1.24		
		52.1485 -34.7602			0.928 1.400			1.60 1.60		

注) 一つのマスの中に二つの数字があるときは上が $x=0$, 下が $x=\bar{x}$ における値を示す。

$$k_2 \leq \sqrt{\frac{M(\phi(x))}{M_{Gross}}} \text{ または } \sqrt{\frac{M(\phi(y))}{M_{Gross}}} \dots (41)$$

6) 補正係数, k_4

k_4 は、並行ベクトルから回転ベクトルへの変換のための補正係数である。これについては、4. の〔2〕で具体的な例について述べることにしているので、ここでは省略する。

7) 補正係数, k_0

k_0 は、経験に基づいて補正を行なう場合、または非線型性を考慮した場合に行なう補正を想定している補正係数である。したがって補正を必要としない場合には k_0 を1とする。

(3) 非線型性を考慮した場合

1) 想定する非線型振動

振動理論においては粘性減衰を伴う系の振動は、厳密に言えば、一般非線型に含まれる。無論、偽調和振動は物理的意味からも数学的意味からも非線型振動である。本項では、これら一般非線型系の地震応答の厳密な取り扱いを検討しようとしているのではなく、経験上、非線型として取り扱うことが妥当であると見なされる系について検討を進めようとしている。また地震応答の算出方法としては、前項で述べた方法の内、(1-3)または(II-6)または(III-6)に該当し、図-3においては2本の点線を含む環に関するものに該当する。つまり、想定する系においては、物理座標系でその実体に近いものが把握されうる場合を想定している。この具体的な例は5. の〔2〕において詳しく述べる。

2) 非線型性を考慮した場合の地震応答の考え方

先にも述べたが、比較的長周期構造物(固有周期が、ほぼ1秒より長い場合)では応答速度 S_v が、固有周期に関係なく、ほぼ一定になることが知られている。このような場合には、復元力が線型的、言い換えると、弾性的である構造物に一時的にたくわえられるエネルギーは、ほぼ一定になる。すなわち、

$$E = \frac{1}{2} M S_v^2 \approx \text{const.} \dots (42)$$

ここで、 E は構造物に一時的にたくわえられるエネルギー、 M は構造物の全質量、 S_v は応答速度の値。

他方、構造材料および構造物における外力と変位の関係は、一般にヒステリシスを描くものであり、振動理論では、その効果を等価的に評価するために、一般には粘性減衰力を方程式の中を導入している。

この減衰の効果を減衰定数0.1の場合について、先に示した応答スペクトル曲線を用いて求めてみると、

無減衰の場合 $S_v = 70 \text{ cm/sec}$ 周期 $> 1.25 \text{ 秒}$,

減衰定数0.1の場合 $S_v = 36 \text{ cm/sec}$ 周期 $> 1 \text{ 秒}$,

したがって無減衰の場合のエネルギー(E_0)に対する、減衰定数が0.1の場合のエネルギー($E_{0.1}$)の割合は、次

のようになる。

$$\frac{E_{0.1}}{E_0} = \frac{36^2}{70^2} = 0.265$$

すなわち、26.5%がポテンシャルエネルギーとして残り、実に73.5%のエネルギーが、最大応答に至る前に、何らかの形で逸散することを物語っている。

これを復元力(F)の比で調べてみると、

$$\frac{F_{0.1}}{F_0} = \sqrt{\frac{E_{0.1}}{E_0}} = \frac{36}{70} = 0.515$$

すなわち、51.5%が復元力として現われ、他の48.5%が減衰力によって消滅する。

これら減衰によって消滅する分は、構造物においては一般にヒステリシス損失であり、振動理論においては、この損失が更に大きくなるに伴って、周期および変位が理論と現象で結びつかなくなる。

このような場合には、Housnerの仮説によれば、地震時に構造物に入射したエネルギー(E)は式(42)で表わされ、それは、更に二つに分けられ、構造物に一時的にたくわえられるエネルギー(E_D)と逸散するエネルギー(E_E)に区分される。すなわち、

$$E = E_D + E_E \dots (43)$$

この関係を視覚的に示すと図-4のようになる。

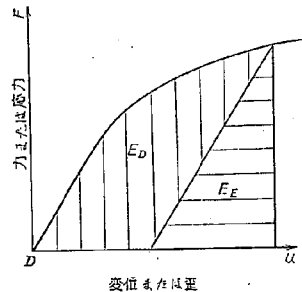


図-4 構造物に入射したエネルギーの逸散と蓄積

また、式(42)と式(43)から復元力に関する応答速度(S_v, E)は次のように表わせる。

$$S_v, E = S_v \sqrt{\frac{E_E}{E}} \dots (44)$$

ここで、 $F \sim U$ 曲線で固有な減衰の影響が除かれている場合には、 S_v がその減衰の効果を含んだ値であることが必要になる。

更に設計のために必要な数値である復元力と変位の大きさは、 $F \sim U$ 曲線が数式で表わされている場合には、容易に求められる。これに関する具体的な算出方法の一例は、5. の〔3〕で示す。

3. 三径間吊橋上下部構造各部の基本応答震度

〔1〕 仮定および定義

吊橋は、下部構造と上部構造からなり、上部構造は、主塔と吊構造からなる。下部構造は剛体で、地盤をバネとして支えられていると仮定し、主要な振動モードはロッキング振動であるとする。

主塔は敷密には、変動する軸圧力を受ける曲げ部材であるが、実用上、軸圧力の曲げに及ぼす影響はきわめて少ないので、単に曲げ部材と考え、橋軸方向の振動では、一端固定・他端軟固定として、橋軸に直角方向の振動では、片持梁として扱う。

吊構造は敷密には、変動する軸引張力を受ける部材で、固有周期ならびに変形モードに軸引張力が支配的な影響を及ぼす。ここでは自重による引張力を考慮することとし、変動する分の影響は実用上少ないので省略する。

上述の三種の構造主系の各部分においては、隣接する部分の固有の周期特性が相互に十分隔たっていて、それらの応答は相互に実用上影響し合わないものとする。

減衰定数は、既往の実例・実験の例を参考にして、上部構造においては金属からなる結構構造物として $\eta = 0.02$ (2%)、下部構造においては $\eta = 0.05$ (5%) に仮定する。

地震の影響は、図-1または図-2の応答スペクトル曲線によって表わされるものとする。したがって地震動の加速度は 200gal となる。ただし地震の鉛直動成分は、その半分とする。

〔2〕 卓越モードの固有周期および基本応答震度

(1) 三径間吊橋上部構造の場合

三径間吊橋上部構造の固有値に関する既往の解析例としては、文献(3)、6)および9)~14)などの例が挙げられる。これらの文献に示されている固有値に対して、先に述べた各種の検討を施して、卓越モードの固有周期を求め、その周期に対応する基本応答震度を図-1の応答加速度スペクトル曲線の中で減衰定数 (η または η/β) が 0.02 の場合から求めて、以下に示す。なお鉛直方向の地震による応答震度は、図-1に示す値の 1/2 を用いた。

1) 鉛直方向の地震動による吊構造の基本応答震度

先に挙げた既往の解析計算例から、5つの例を選んで鉛直方向の地震動を被った際の吊構造に対する応答が卓越する固有周期ならびに 100gal (ほぼ 0.1g) の地震に対応する基本応答震度を求め、それらを一括して表-4に示してある。表-4中の中央支間長と基本応答震度との関係を両対数紙上に描いたものが図-5である。図-5には同時に一径間吊橋の例も示してある。

図-5から明らかなように基本応答震度は支間長にほぼ逆比例している。

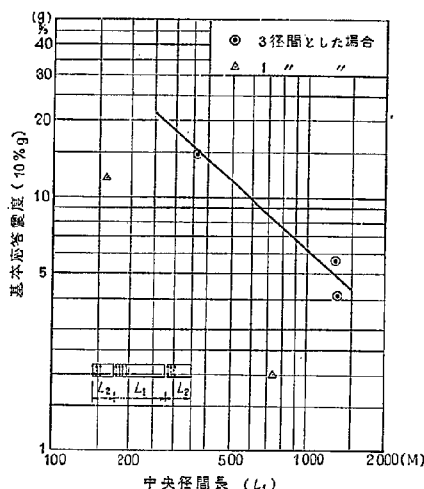


図-5 吊構造の鉛直方向基本応答震度 (その一、鉛直方向地震)

2) 橋軸方向の地震動による吊構造の基本応答震度
同じく既往例から橋軸水平方向の地震動を被った際の吊構造に対する応答が卓越する固有周期ならびに 200gal (ほぼ 0.2g) の地震に対応する基本応答震度を求め、それらを一括して表-5に示してある。表-5中の中央支間長ならびに側径間長と基本応答震度との関係を両対数紙上に描いたものが図-6である。この場合にも基本応答震度は支間長にほぼ逆比例している。

3) 橋軸に対して直角方向の地震動による吊構造の基本応答震度

既往の解析計算例から、10例を選んで、橋軸に対して直角方向の水平地震動を被ったとき吊構造の応答が卓越する固有周期ならびに 200gal (ほぼ 0.2g) の地震に対応する基本応答震度を求めて、表-6に示してある。表-6中の中央支間長ならびに側径間長と基本応答震度との関係を両対数紙上に描いて、示したものが図-7である。

図-7で Silverman と伊藤がそれぞれ提唱した解析法による結果を示したが、前者においては剛性を過大に評価していることが後者によって指摘され、数値的にも大きな開きがあるので、同図中においては実線で示した伊藤の結果を採用する。

図-7においてもまた、震度は支間長に逆比例することが指摘できる。主塔をも含む系としての例は一例にとどまるが、この場合の震度は吊構造の両端部を固定とした

表-4 応答が卓越する吊橋造の鉛直方向振動時における固有周期 (その一, 鉛直方向地動を考慮した場合)

No.	吊 橋	中央径間長 側径間長 (m)	主橋の高さ と支間長の 比	主橋の幅と 高さの比	橋長1m当 たりの重量 (t/m)	計算上の仮定	応答が卓越するモード の周期		文 献	応答が卓越するモード の基本応答震度*	
							中央径間	側径間		中央径間	側径間
①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪	⑫
1	小西・山田の例	1,300.00 650.00	1/86.6	2.00	60.0	三径間	3rd SYM 4.45 sec	左に同じ	9)	4.1%g	4.1%g
2	Golden Gate Br.	1,280.16 343.02	1/168	3.60	31.25	三径間	4th SYM 3.22 sec	左に同じ	10)	5.6%	5.6%
3	Bay Br.	704.03 353.57	1/77	2.20	27.8	(実験による) 中央径間	1st SYM 9.0 sec	—	3)	2.0%	—
4	若戸大橋	361.20 85.00	1/78	4.33	15.2	三径間	3rd SYM 1.26 sec	左に同じ	11)	14.6%	14.6%
5	川俣大橋	159.00 0	1/57.8	2.04	3.7	一径間	1st SYM 1.55 sec	なし	12)	11.8%	なし

注) * 鉛直方向の地震の最大加速度 0.1g

表-5 応答が卓越する吊橋造の鉛直振動時における固有周期 (その二, 橋軸方向地動を考慮した場合)

No.	吊 橋	中央径間長 側径間長 (m)	主橋の高さ と支間長の 比	主橋の幅と 高さの比	橋長1m当 たりの重量 (t/m)	計算上の仮定	応答が卓越するモード の周期		文 献	応答が卓越するモード の基本応答震度*	
							中央径間	側径間		中央径間	側径間
①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪	⑫
1	小西・山田の例	1,300.00 650.00	1/86.6	2.00	60.0	三径間	1st ASYM 9.21 sec	2nd ASYM 8.88 sec	9)	3.9%g	4.0%g
2	Golden Gate Br.	1,280.16 343.02	1/168	3.60	31.25	三径間	1st ASYM 10.5 sec	2nd ASYM 5.3 sec	10)	3.4%	6.8%
3	Bay Br.	704.03 353.57	1/77	2.20	27.8	(実験による) 中央径間	—	—	3)	—	—
4	若戸大橋	361.20 85.00	1/78	4.33	15.2	三径間	1st ASYM 4.01 sec	—	11)	8.8%	—
5	川俣大橋	159.00 0	1/57.8	2.04	3.7	一径間	1st ASYM 1.50 sec	なし	12)	24.4%	なし

注) * 橋軸方向の地震の最大加速度 0.2g

表-6 応答が卓越する吊構造の橋軸直角方向の振動時における固有周期および基本応答震度

No.	吊 橋	中央径間長 側径間長 (m)	主構の幅と 支間長の比	主構の幅と 高さの比	橋長1m当 たりの重量 (t/m)	計算上の仮定	応答が卓越する モードの周期		文 献	応答が卓越するモー ドの基本応答震度*	
							中央径間	側 径 間		中央径間	側 径 間
①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪	⑫
1	Golden Gate Br.	1,280.16 343.02	1/46.7	3.60	31.3	一径間	1st 19.0 sec	—	13)	1.9%g	—
1	"	"	"	"	"	"	1st 8.32 sec	—	14)	4.4%	—
2	Mackinac	1,158.24 548.64	1/55.9	1.79	15.1	"	1st 17.0 sec	—	13)	2.1%	—
3	George Washing ton (Single deck)	1,066.80 185.93, 198.12	1/33.0	3.65	47.0	"	1st 7.4 sec	—	14)	4.8%	—
4	Tagus Br.	1010 470	1/48.2	1.97	15.7	三径間+塔	1st 22.86 sec	3rd 7.04 sec	6)	1.6%	5.1%g
5	Tacoma Narrows (1940)	853.44	1/46.7	1.82	12.91	一径間	1st 6.06 sec	—	14)	6.0%	—
6	Bay Br.	704.09 353.57	1/35.0	2.20	27.8	"	1st 4.72 sec	—	14)	7.6%	—
7	Bronx-Whitestone	701.04 224.03	1/31.1	6.73	16.4	"	1st 4.58 sec	—	14)	7.9%	—
8	Detroit (1929)	560 0	1/27.5	3.04	18.5	"	1st 4.13 sec	—	14)	8.8%	—
9	若 戸 大 橋	361.20 85.00	1/18.5	4.33	15.2	"	1st 5.0 sec	—	13)	7.2%	—
10	大 ど ま り 橋	150.00 0	1/23.8	1.75	4.0	"	1st 2.6 sec	—	13)	14.0%	—

注) * 橋軸直角方向の地震の加速度 0.2g

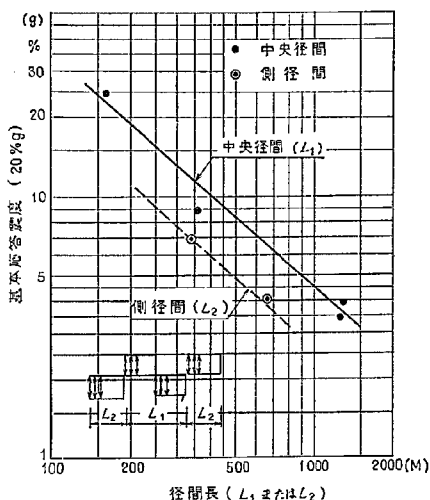


図-6 吊橋塔の鉛直方向基本応答震度
(その二、橋軸方向地動)

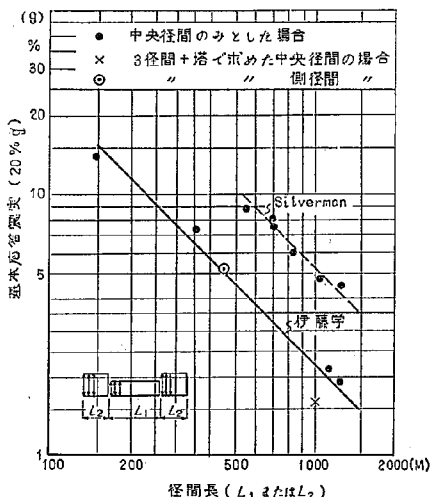


図-7 吊橋塔の橋軸に直角方向の基本応答震度
(橋軸に直角方向地動)

他の場合よりやや低めになっているが、実用上は大差がないと考えられる。

4) 橋軸方向の地震動による主塔の基本応答震度

橋軸方向に振動する主塔を塔頂鉸固定、基部は完全固定の梁と考え、代表する断面における回転二次半徑を

r , 支間長(塔の高さ)を ℓ , 主塔を構成する鋼材の弾性係数を $E(=21 \times 10^8 \text{ t/m}^2)$, 鋼材の見掛けの単位体積当りの重量を γ とし、断面は蜂巣状に一樣に鋼材が分布し、構造主系の剛性に関与しない冗材が20%強あるものとして、 γ の値は 10 t/m^3 であるとする。

すでに2.の[3]で示したように、この場合に応答が卓越する固有周期は一次の周期であり、その値は、

$$T = \frac{2\pi}{\lambda^2} \sqrt{\frac{\gamma}{Er^2g}} \quad (45)$$

ただし $\lambda\ell = 3.927$

塔高(ℓ), 細長比(ℓ/r)と固有周期ならびに200gal($\approx 0.2g$)の地震加速度に対応する基本応答震度を図-8に示した。同時に表-7に示されている既往の解析計算例を塔高によって同図中に示してある。これによると式(45)による固有周期と表-7にあげられている計算例とは比較的良好一致を示している。したがって前述の仮定はほぼ満足すべきものであると言える。

また図中に描かれている鎖線は Euler の挫屈荷重に対する安全度(n_s)を示すものである。この場合、塔頂に作用する吊構造からの鉛直荷重は表-9に示すような既往の例を参考にして、主塔の自重の4倍とし、挫屈安全度算定用の荷重としては、吊構造のみからの主塔に作用

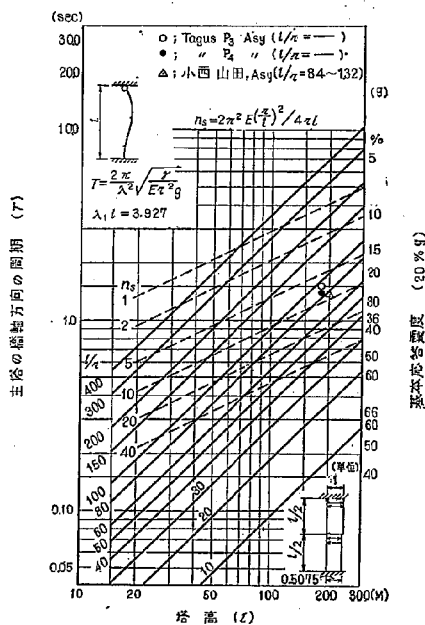


図-8 主塔の橋軸方向の振動応答が卓越する周期および基本応答震度

表-7 応答が卓越する橋軸方向の振動時における固有周期および基本応答震度

No.	吊 橋	中央径間長 側径間長 (m)	主塔の高さ (m)	主塔基部の条件	応答が卓越 するモード の周期 (sec)	文 献	応答が卓越するモードの基 本応答震度* (g)
①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧
1	小西・山田の例	1,300 650	200	固 定	1.37	9)	27.0%
2	Tagus P ₃	1,010 470	183	ケーソン 高さ 23.8×40.7×87m	1.5	6)	24.4%
3	Tagus P ₄	1,010 470	183	ケーソン 高さ 23.8×40.7×33.4m	1.4	6)	26.4%

注) * 橋軸方向の地震の加速度 0.2g

する軸荷重を採り、主塔自身の重量は省略してある。

 n_2 は次のように表わされる。

$$n_2 = \frac{P_{cr}}{P} = \frac{2\pi^2 E r^2 A}{\ell^3} \cdot \frac{1}{4\gamma A \ell} = \frac{\pi^2 E}{2\ell} \left(\frac{r}{\ell} \right)^2 \quad (46)$$

ここで

 P_{cr} : Euler の柱屈荷重 $P = 4\gamma A \ell$: 塔頂に作用する軸圧力 A : 主塔の構造主系の純断面積

他の記号は先に述べたとおりとする。

既往例は n_2 が 5~10 の間にある。

5) 橋軸に対して直角方向の地震動による主塔の基本応答震度

主塔を塔頂自由、基部は完全固定の片持梁と考えた点を除いては、前項と全く同じ仮定のもとに、応答が卓越する固有周期を、すでに 2. の [3] で示した結果から求めると次のようになる。

$$T = \frac{2\pi}{\lambda^2} \sqrt{\frac{\gamma}{E r^2 g}} \quad (47)$$

ここで $\lambda \ell = 1.875$ 。

・塔高 (ℓ)、細長比 (ℓ/r) と固有周期ならびに 200gal ($\approx 0.2g$) の地震加速度に対応する基本応答震度を図-9 に示した。同時に既往の解析計算例を塔高に着目して、単に同図中に示してある。この場合、主塔の細長比を定めるための断面の回転半径は、主塔のシャフト中心間隔の $1/2$ とした。

(2) 下部構造ケーソンの場合

1) 固有周期

一般に、この種のケーソン状構造物の固有値の解析を行なう際には、その系の質量の大きさとその分布状況ならびにそれを変えるバネ定数の値とバネの配置が明らかにされなければならない。

下部構造と言われるものは、一般に地盤に支持されると共に水に浸漬されている。したがって地盤と周囲の水が、あたかも構造物の一部であるかのようにふるまう。

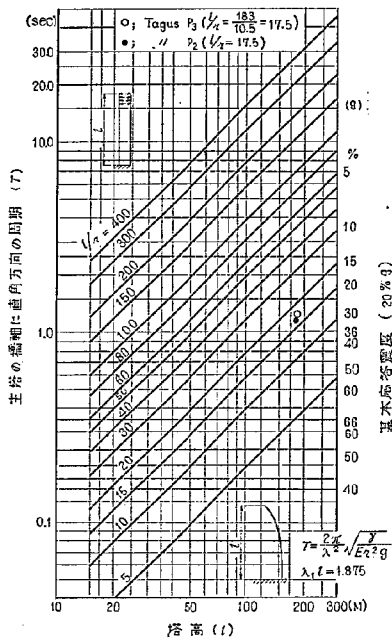


図-9 主塔の橋軸に直角方向の振動応答が卓越する周期および基本応答震度

この影響を仮想的に地盤のバネ定数、地盤および水の仮想質量として取り入れ、実用上の解決を図っている。これらに関しては文献 15), 16), 17) に詳しい。

このような考慮を経た上で、図-10の (a) に示すような理想化された立方体形状からなる剛体のケーソン状構造物が、側面における単位面積当りのバネ (k_h)、底面でのせん断変形に対するバネ (K_R)、底面での回転変位に対するバネ (K_R) で支えられているものとするれば、紙面に平行な運動は、図-10の (b) に示すような弾性ロッキング振動が可能である。

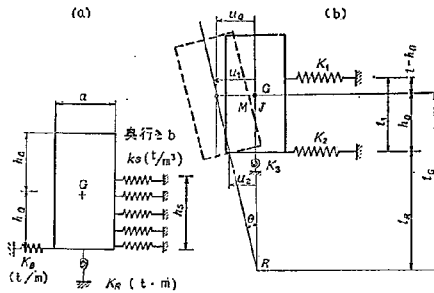


図-10 ケーソンにおける二自由度の力学系

実際、多くの海中に設けられる巨大なケーソンでは、良好な岩盤上に底面が据えつけられ、覆土による側面のバネ h_2 または K_1 の影響は小さい。また底面における回転抵抗バネ K_2 が回転運動に対して支配的な影響をもつのにに対して、底面のせん断抵抗バネ K_g は二次的影響をもつにすぎなく、実振幅ではせん断変位は回転による水平変位に比べてきわめて小さいものと考えられる。したがって図-10の(b)の系において、

$$K_1 \rightarrow 0$$

$$K_2 \rightarrow \infty$$

とすれば、

$$u_g \rightarrow 0$$

$$\phi_R \rightarrow 0$$

$$\ell_g \rightarrow h_g$$

となり、

$$U_g = \theta h_g$$

となる。

このように簡易化した系の固有周期は次のように表わすことが出来る。

$$T = \sqrt{\frac{16\pi}{3g} (1 - \nu_R)^2 \cdot \sqrt{\alpha_1 (4\alpha_2^2 + 1) \cdot \alpha_2}} \quad (\text{sec}) \quad \dots\dots\dots (48)$$

ここで

$$\alpha_1 = \frac{2h_g}{a} : \text{ケーソンのたてよこ比} \quad \dots\dots\dots (49)$$

$$\alpha_2 = \sqrt{\frac{w}{E_R} \cdot a} : \text{スケールファクター} \quad (\text{m}^{1/2}) \quad \dots\dots\dots (50)$$

g : 重力の加速度 (9.8) (m/sec²)

ν_R : 支持地盤のポアソン比

E_R : ケーソンの支持幅 (m)

h_g : ケーソン底面から重心までの距離 (m)

w : ケーソンの見掛けの単位体積重量 (t/m³)

この算定にあたっては、ケーソンの単位幅について考えているので、奥行は一樣な厚さであればよい。また底面の回転変位に対するバネは、その変位が剛板載荷を満足するように拘束され、一方そこでの反力は指数関数に従う分布を仮定して二次元弾性理論から求めて、導いたものである。これに関する詳しい内容は文献2)を参考にするとよい。

式(48)による固有周期を式(49), (50)で定義したパラメータ α_1, α_2 で表わし、 $\nu_R = 0.25$ の場合について図化したものが図-11である。

2) 基本応答震度

図-11で得た固有周期を用いて、図-1に示した応答加速度スペクトル曲線において減衰定数 (h) が0.05の場合を求めれば、下部構造ケーソンの基本応答震度が得られる。

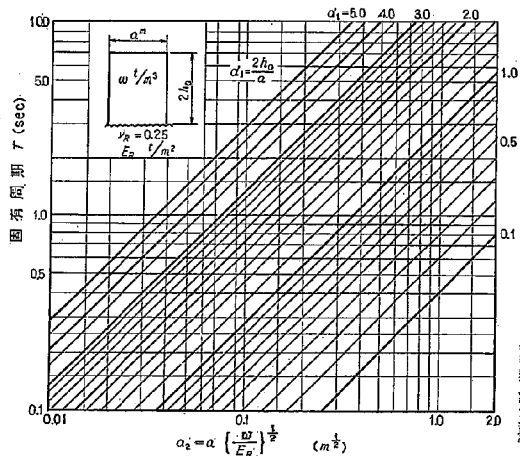


図-11 ケーソンの固有周期の計算図表

4. 三径間吊橋上下部構造各部の設計震度

[1] 補正係数, h_2 の算定

(1) 上部構造の補正係数, h_2

1) 鉛直方向の地震動を想定した場合の吊橋に関する補正係数, h_2

吊橋が鉛直方向の地震動を被った場合には、すでに述べた卓越モードの検討の結果、その特徴として対称3次またはそれに近い次数の振動モードが三径間吊橋においては卓越することが知られた。長大な三径間吊橋ではほとんど3次の振動モードが卓越モードである。そのモードの形状は図-12に示すように、静止位置から一方向的に片寄った波打型のモードで、波頭は中央径間中央点では、ほぼ静止位置にある。これはあたかも、中央径間に

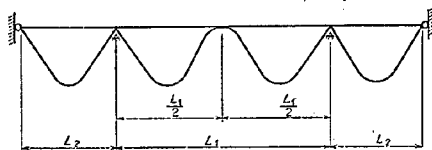


図-12 吊橋において鉛直方向の地震応答が卓越する振動モードの一例

おいては、二径間連続梁の振動モードに近似しており、更に分解して考えると、一端固定・他端鉸からなる梁の振動モードに近似している。したがって中央径間の半分の支間長を有する一端固定・他端鉸からなる梁の場合の補正係数を表-3から選び、中央支間中央点に仮想的な支点を設け、その半分の支間で地震応答を算出する方法が、まず挙げられる。

一方、中央支間の中央点に仮想支点を設けるような手続きは、誤りを冒す原因になりやすいので、これを設けずに済むような方法としては、支間の1/4点の曲げモーメントを過大に評価することになるであろうが、中央点における曲げモーメントの値が適正になるような中央支間を1支間とするための補正方法もある。これによると補正係数は、梁の曲げ理論から、先に挙げた中間仮想支点を設けた場合の補正係数の1/4になる。

2) 橋軸方向の地震動を想定した場合の吊橋造に関する補正係数, k_2

卓越モードの検討を行なった結果、この場合には逆対称一次の振動モードの応答が卓越することが知られた。したがって中央径間の中点から左右で逆対称の等分布荷重を加えることを想定すれば、中点における境界条件は単純支持の条件と全く同等になる。よって中央径間・側径間ともに表-3に示した単純梁の補正係数を採用すればよい。ただし側径間における分布荷重の向きは中央径間側の荷重の向きと反対の向きとする。

3) 橋軸に対して直角方向の地震動を想定した場合の吊橋造に関する補正係数, k_2

卓越モードの検討を行なった結果、橋軸に対して直角水平方向の地震動の作用を想定した場合には同方向の対称低次の振動モードの応答が卓越することが知られた。この場合、中央径間と側径間では必ずしも同じ次数のモードで応答が卓越するわけではない。一般に中央径間では一次、側径間ではそれより高い次数になるが、いずれもモードは単純梁の一次のモードに近似している。したがってこの場合もまた、表-3の単純梁の補正係数を用いればよい。

4) 主塔に関する補正係数, k_2

橋軸に対して直角方向の地震動を想定する場合には、表-3の片持梁の場合における補正係数を用いることが出

来る。

橋軸方向の地震動を想定した場合には、主塔を上端鉸固定・下端完全固定と見なすので、動的応答では主塔高さの中間部と主塔基部の2点に最大曲げモーメントが生ずることになるが、設計震度を一定とした場合には、両者を同時に満足させることができない。若し、いずれか一方の最大曲げモーメントの大きさにのみ着目するのであれば、設計震度を一様にしてもよい。

しかし、2点における最大曲げモーメントを同時に満足させるためには、表-3の一端固定他端支持梁の場合における2種の等分布荷重または台形型の分布荷重の場合を用いねばよい。

(2) 下部構造ケーソンの補正係数, k_2

簡易化された一自由度系としての下部構造ケーソンでは、それ自身が剛体であると共にケーソン底面中心に回転軸（ロッキング中心）があるとしていることは、すでに述べたとおりである。したがってケーソン実体部における固有ベクトルの分布は次のようになる。（図-13参照）

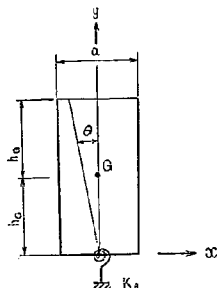


図-13 ケーソンの簡易化された一自由度の力学モデル

$$\phi(x) = \psi x \quad \dots\dots\dots (51)$$

$$\phi(y) = \psi y \quad \dots\dots\dots (52)$$

ここで ψ は任意定数。

今、 y 軸に直角方向（すなわち水平方向）に地震動が作用するとすれば、その方向での応答変位は次のように表わすことが出来る。

$$U(y) = D\phi(y) \frac{S_A}{\omega^2} \quad \dots\dots\dots (53)$$

ここで、

$$D = \frac{\int \phi(y) dm}{\int \{\phi^2(y) + \phi^2(x)\} dm} = \frac{M h_0}{\psi J} \quad \dots\dots\dots (54)$$

M : ケーソンの全質量

J : ケーソン底面の回転軸に対する慣性モーメント

h_0 : 回転軸から重心までの距離

この場合における転倒モーメントは

$$M_B = K_\theta \frac{U(y)}{y} = K_\theta \frac{\{U(y)\}_{y=h_0}}{h_0} \quad \dots\dots\dots (55)$$

ここで、 $U(y)$ は y の一次関数であるから、 y を任意の数値、たとえば h_0 に採っても帰結するところにおいて一般性を失なわない。また、

M_B : 底面に対する転倒モーメント

K_θ : 底面の回転軸の回転に抵抗するバネ係数

次に底面に対するせん断力は、

$$Q_B = \frac{M_B}{h_0} = K_\theta \frac{\{U(y)\}_{y=h_0}}{h_0^2} \quad \dots\dots\dots (56)$$

ここで、

Q_B : 底面に対するせん断力あるいはケーソンに作用する水平力

一方、高さに沿って水平方向に作用する等分布荷重を想定し、その加速度の大きさを S_A であるとするれば、上述の変位・曲げモーメント (転倒モーメント) ・せん断力に等価なものは、それぞれ次のように表わせる。

$$U_c(y) = k_2 \frac{M h_0 S_A}{K_\theta} y \quad \dots\dots\dots (57)$$

$$M_{B0} = k_2 M h_0 S_A \quad \dots\dots\dots (58)$$

$$Q_{B0} = k_2 M S_A \quad \dots\dots\dots (59)$$

補正係数 k_2 は、式(53)と式(57)、式(55)と式(58)、式(56)と式(59)をそれぞれ等しいとおけば、次のように得られる。

変位に対して、

$$k_2 = D \phi(y) \frac{S_A}{v^2} \frac{K_\theta}{M h_0 S_A y} = 1 \quad \dots\dots\dots (60)$$

なぜなら

$$y^2 = \frac{K_\theta}{J} \quad \dots\dots\dots (61)$$

抵抗モーメントに対して、

$$k_2 = \frac{K_\theta}{h_0} D \{\phi(y)\}_{y=h_0} \frac{S_A}{v^2} \frac{1}{M h_0 S_A} = 1 \quad \dots\dots\dots (62)$$

せん断力に対して、

$$k_2 = \frac{K_\theta}{h_0^2} D \{\phi(y)\}_{y=h_0} \frac{S_A}{v^2} \cdot \frac{1}{M S_A} = 1 \quad \dots\dots\dots (63)$$

[2] 設計震度

(1) 補正係数および設計震度

吊橋の上下部構造各部に対する設計震度とは、ここではいづつ、応答を考慮した修正震度を意味する。すなわち式(5)で表わされる K_0 である。すでに基本応答震度は与えられているので、これに補正係数を乗すれば設計震度が得られる。

まず補正係数 k_1 は 1.1 とする。 k_2 はすでに与えた。特にその内から設計上の考慮によってモーメントに着目した係数を用いることにする。 k_3 および k_4 の具体的な算定は後章にゆづって、三径間吊橋上下部構造各部の設

計震度に関連する補正係数の一覧を表-8に示す。

なお、経験に基づく補正係数 k_0 は、ここでは特に考慮せずに単位の値としておく。

これらの補正係数を基本応答震度に乗ずれば、設計震度となる。

(2) 補正係数、 k_3 および k_4 の算定

1) 補正係数、 k_3

厳密に言えば、補正係数 k_3 は直交する振動成分をもつと考えられる場合には、すべてこれを考慮しなければならない。しかし従来の解析的研究の成果等を参考に考慮すれば、実用上の観点からは、橋軸方向の地震動の作用によって誘起される吊構造の逆対称モードの鉛直方向の応答が、考慮すべきものとしてあげられる。

三径間吊橋の試算例からみた各主系部分の重量は表-9に示すとおりである。これを式(41)に代入して計算した結果、 k_3 は、中央径間長が、500m, 1,000m, 1,500mの場合、それぞれ次のようになる。

$$k_3 \approx \sqrt{\frac{M(x)}{M_{Gross}}} = \sqrt{\frac{4,080}{22,629}} = 0.425$$

中央径間 500m の場合、

$$= \sqrt{\frac{10,930}{58,264}} = 0.434$$

中央径間 1,000m の場合、

$$= \sqrt{\frac{27,800}{112,170}} = 0.498$$

中央径間 1,500m の場合、

$$\dots\dots\dots (64)$$

ここで、 M_{Gross} は吊橋上部構造の全重量、 $M(x)$ は橋軸方向の地震動の作用方向と同じ作用方向のベクトルをもつ主塔の重量。

k_3 は中央径間長が大きくなるに従って、やや大きくなる傾向を示し、中央支間長が500mから1,500mの間で、0.4から0.5の間にほぼ納まると見られる。これを参考に、支間長に関係なく k_3 を 0.5 とする。

2) 補正係数、 k_4

ケーソンのような構造物に水平方向に地震動が作用すると、ケーソンには並進運動と共に回転運動が生じ、ケーソンに入射したエネルギーの一部は広がりをもつケーソンの質点の鉛直方向の運動エネルギーとなる。そのために水平方向の地震応答が減ずる。 k_4 はこれを補正するための係数である。

すでに 3. の [2] の (2) で述べた剛体ケーソンの簡易化された系における運動方程式は次のようになる。こゝでも減衰項は便宜上省略する。

$$J\ddot{\theta} + K_\theta \theta = -M h_0 \ddot{z} \quad \dots\dots\dots (65)$$

ここで、 θ はケーソン底面にある回転軸を極とする回転角、 $\ddot{z}$ は地震動の加速度、他の記号は式(54)および式(55)で定義したものと同じである。

ケーソンの重心点の相対変位を U_θ とすれば、

表-8 補正係数の構造主系別，設計震度の作用方向別，地震の作用方向別一覧表

構造主系部分 設計震度の作用 方向		吊 構 造					主 塔			ケ ー ソ ン			摘 要
		鉛 直		橋 軸		橋軸直角	鉛 直	橋 軸	橋軸直角	鉛 直	橋 軸	橋軸直角	
地震動の作用方 向		鉛 直		橋 軸		橋軸直角	鉛 直	橋 軸	橋軸直角	鉛 直	橋 軸	橋軸直角	
		中央径間	側 径 間	中央径間	側 径 間								
個 個 の 補 正 係 数	k_1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	—	1.1	1.1	—	—	—	
	k_2	1.06 $\left[\frac{1.06}{4}\right]$	1.03	1.03	1.03	1.03	1.0	1.24	0.891	1.0	1.0	1.0	
	k_3	—	—	0.5	0.5	—	—	—	—	—	—	—	
	k_4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	$\frac{3}{4+\left(\frac{a}{2hg}\right)^2}$	$\frac{3}{4+\left(\frac{a}{2hg}\right)^2}$	
	k_0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
k_0, k_1, k_2, k_3, k_4		1.17 [0.29]	1.13	0.57	0.57	1.13	1.0	1.36	0.98	1.0	$\frac{3}{4+\left(\frac{a}{2hg}\right)^2}$	$\frac{3}{4+\left(\frac{a}{2hg}\right)^2}$	
基本応答震度に おいて想定する モード						—			—				

注 1) [] 内数字は仮想支点を設けなくて断面力を求める場合

注 2) k_1, k_3, k_4 の欄において—で示した場合は特にその影響を考慮する必要がないことを意味するもので，それぞれ単位に採っておけばよい。

表-9 三径間吊橋の試算例における上部構造の重量

中央径間長 (m)	主 塔 (t)	床 組 (t)	主 構 (t)	ケーブル (t)	合 計 (t)	摘 要
500	4,080	12,519	2,356	3,674	22,629	側径間長 = $\frac{1}{2}$ (中央径間長)
1,000	10,930	24,680	6,140	16,514	58,264	
1,500	27,800	37,370	10,530	36,470	112,170	

$U_0 = hg\theta$ (66)
式(66)の U_0 を式(65)に代入して整理すれば、

$$\ddot{U}_0 + \nu^2 U_0 = -\frac{Mha^2}{J} \ddot{x} \quad (67)$$

一方、応答加速度 S_A は、すでに述べたとおり、

$$S_A = (\ddot{U}_0 + \ddot{x})_{\max} \quad (68)$$

である。しかるに式(67)では、絶対加速度は、

$$\ddot{U}_0 + \frac{Mha^2}{J} \ddot{x} \quad (69)$$

となり、明らかに、地震動入力 g が Mha^2/J 倍になっていることがわかる。したがって応答もまた、 Mha^2/J 倍になる。すなわち、

$$k_1 = \frac{Mha^2}{J} \quad (70)$$

底面に回転軸をもつ立方体ケーソンの慣性能率 J は、

$$J = \frac{M}{3} \left(4ha^2 + \frac{a^2}{4} \right) \quad (71)$$

したがってこの場合の補正係数は、

$$k_1 = \frac{3}{4 + \left(\frac{a}{2ha} \right)^2} \quad (72)$$

となる。

5. 非線型性を考慮した相対的に根入の小さいケーソン基礎の合理的な耐震計算法

(1) 相対的に根入の小さいケーソン基礎において非線型性を考慮することの必要性

既述の設計震度を用いる静的設計において、下部構造を除いた他の部分では、主として断面力が設計の結果を支配する要素となっている。このような場合には、用いる部材の寸法または材質を加減すれば、比較的容易に実用の範囲で設計を完了することができる。

しかし、下部構造、特に根入の小さいケーソンにおいては、既述の設計震度を用いた場合、静的な設計において、転倒に対する安定を必ず見出しうる保障はない。そのような理由から、実際にも安定を欠くことを意味するものではなく、むしろ設計の理念に起因するものであると言える。

このような観点から、以下において、力のみならず、地震時に構造物に入射するエネルギーの平衡も考慮した設計方法を検討していくことにする。

(2) 根入のないケーソン基礎が転倒モーメントを受けた場合の静力学的挙動

(1) 仮定および定義

剛体ケーソンの底面が平坦な地表面と付着しているとすれば、支持地盤が完全に弾性的である場合に、微小変位においてケーソンの復元力特性は完全に線型的かつ弾性的であるとする。この場合に、ケーソン底面における鉛直方向の反力分布は、底面の鉛直変位に比例し、図-14の(I)に示すように、あたかも軸力を伴うような曲げを受ける梁の一断面におけるような、単純な分布を仮定する。無論、実際の地盤には、鉛直方向のバネ作用に影響する要素として、体積の変化、せん断応力、応力の分散などがあって、事柄はそれほど、簡単ではないが、第一近似として、上述のような仮定が成り立つものとする。

また、実際のケーソンの底面は地盤と付着していないが、転倒モーメントに由来する水平力と鉛直力の合力の底面における作用点が、中央三分割 (core) 内にある場合には、上と同じ仮定が成立するものとする。

合力の作用点が、core の外に出た場合には、上記の仮定は当てはまらず、底面の一端は地表面と離れ、他端にはより大きな反力が生ずることになり、反力分布を変位に比例するとしても、ケーソンの復元力特性は非線型性を示す。

地盤反力が大きくなるに従って、地盤内部の応力が局部的に高まり、塑性流動が地盤を構成する材料の一部に生ずると仮定する。これを巨視的にみれば、地盤反力が、ある一定値を越えない部分が生ずるということの意味し、地盤が全体としてすべり面を形成して崩壊する前に、局部的に生じた塑性域の拡大によってケーソンが、完全に復元しなくなる場合を意味する。

ここに述べるケーソンの復元力特性における最も苛酷な終局的な状態は、ケーソンの底面の全部または一部に生ずる反力のすべてが、ある一定値を越えられない状態であるとする。

工学的にみて、上記の仮定は十分意味のあることであり、安全側の仮定である。その理由は、地盤の反力を変位に比例させて考えることは、むしろ最大応力を実際に生ずる応力より大きく見積ることになるが、全体の系を著しく乱すものではなく、またすべり面の形成までをも

考えるのではなく、局部的な塑性流動の範囲内で、終局状態としている諸点である。

さて、図-14に示すように、立方体状のケーソンの底面の図心に作用する鉛直力 V に対する水平力 H の比を C で表わし、 C を水平力係数と名付ける。それらの合力の作用点が core の中にあれば、すなわち、

$$C \leq \frac{a}{6h} \quad \text{.....(73)}$$

ここで、 h はケーソンの底面から水平力の作用位置までの距離、 a はケーソンの水平力の作用方向に沿う幅とする。

この状態は、言わば線形的であると言う意味で、 L で表わす。

次に、

$$\frac{a}{6h} < C \leq \frac{a}{2h} \quad \text{.....(74)}$$

の領域では、合力の作用点は core の外にあり、非線形的であると言う意味で、この状態を N で表わす。

更に、底面付近の地盤の一部が塑性流動して降伏したとすれば、それが存在する状態を Y 、それが存在しない弾性的な状態を E で表わすことにする

L および N と E および Y の組み合わせによって、図

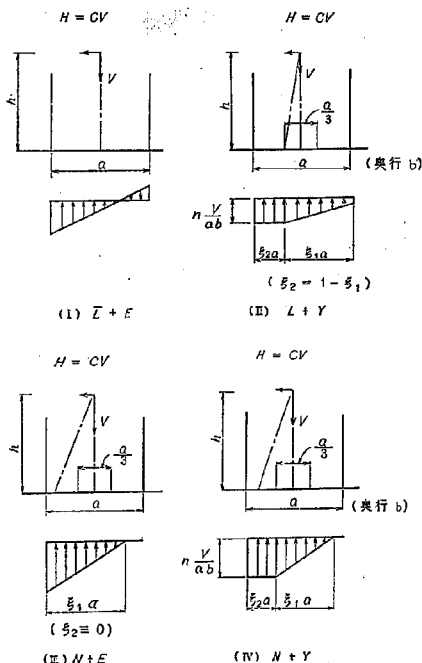


図-14 ケーソン底面における反力分布の理想化

-14に示すように、外力の作用に対する反力の分布に関して、4種の状態を想定することができる。ただし、ケーソン底面と支持する地盤が常に付着している場合も含む組み合わせについては、特に L を $\bar{L}$ で表わして区別している。

すなわち、これらの状態は、次のとおりである。

I $\bar{L}+E$

II $L+Y$

III $N+E$

IV $N+Y$

これから述べる試験を簡単にするために、これらの4種の状態において、ケーソンの底面とそれを支持する地盤の間に生ずる水平方向の相対変位は、小さいものと見なして、省略する。したがって、ケーソンの底面図心を軸とする回転変位が、唯一の変位成分であるとする。

(2) 復元力特性

冒頭に、便宜上次の二つのパラメータを定義しておく。

$$m = \frac{R}{R_0} = 6C \frac{h}{a} \quad \text{.....(75)}$$

$$\mu_i = \frac{\theta}{\theta_0} \quad (i = I, II, III, IV) \quad \text{.....(76)}$$

ここで、 m は合力の作用点が core の周辺にある場合の底面の図心に對するモーメント (R_0) に対する任意のモーメント (R) の割合を示すもので、外力に関するパラメータである。 μ_i は合力の作用点が core の周辺にある場合に、I ($\bar{L}+E$) の状態下で底面に生ずる傾斜角 (θ_0) に対する任意の傾斜角 (θ) の割合を示すもので、ケーソンの変位に関するパラメータである。また添字 i は、4種の状態の区分を示すものである。

式(75)から明らかとなり、 m は C , h , a を与えることによって一意的に決定され、復元力形式に全く関係なく定まる。しかし、 μ_i は復元力形式によって支配され、 m および地盤の強さに関する係数 n の関数として表わされる。ここで、 n は鉛直力 V によるケーソン底面での平均応力に対する地盤の降伏応力の倍率である。

μ_i を4種の状態でそれぞれ求めると、次のようになる。

I ($\bar{L}+E$) では、

$$\mu_1 = m = 6C \frac{h}{a} \quad \text{.....(77)}$$

II ($L+Y$) では、

$$\mu_2 = \frac{n}{2\xi_1} \left\{ 1 - \frac{2}{\xi_1} \left(\frac{1}{n} - 1 + \frac{1}{2}\xi_1 \right) \right\}, \quad 1 \leq n \leq 2 \quad \text{.....(78)}$$

ここで

$$\xi_1 = \frac{1}{2(n-1)} (3n-3-m) = \frac{3}{2(n-1)} \times \left(n - 1 - 2C \frac{h}{a} \right) \leq 1 \quad \text{.....(78-1)}$$

また

$$\xi_1 = 1 - \xi_1 = \frac{1}{2(n-1)} \left(1 - n + 6C \frac{h}{a} \right) \leq 1 \quad \dots\dots\dots (78-2)$$

ここで、 ξ_1 は底面幅 a に対する弾性的な部分の割合、 ξ_2 は降伏した部分の割合である。また、このとき n は 1 より大きくなければならない。しかし μ_H が大きくなるにつれて、IV の状態に移行し、 $\mu_H \rightarrow \infty$ は $n=1$ の場合にのみ生じ得る。この状態 II から IV への移行は、図-15 の $m \sim \mu_i$ 曲線の図中において破線で示した状態 II と IV の境界において生ずる。すなわち、その境界を示す曲線は、

$$m = 2(\mu_i - 1) \sqrt{1 - \frac{1}{\mu_i} - 2\mu_i + 3}, \quad \mu_i \geq 1, \\ i = \text{II または IV} \quad \dots\dots\dots (79)$$

で表わされる。なお、式(79)において μ_i を無限大とする場合には、極限値をとることが必要である。

III (N+E) では、

$$\mu_{\text{III}} = \frac{1}{\xi_1} \geq 1 \quad \dots\dots\dots (80)$$

ここで、

$$\xi_1 = \frac{3}{2} \left(1 - \frac{m}{3} \right) = \frac{3}{2} \left(1 - 2C \frac{h}{a} \right) \leq 1 \quad \dots\dots\dots (80-1)$$

また

$$\xi_2 = 0 \quad \dots\dots\dots (80-2)$$

となり、状態 I を経過した後、 m 、 μ_i が 1 より大なるところで、 m の関数として一意的に定まる。

IV (N+Y) では、

$$\mu_{\text{IV}} = \frac{n}{2\xi_1} \geq 1, \quad n \geq 1 \quad \dots\dots\dots (81)$$

ここで、

$$\xi_1 = \frac{1}{n} \sqrt{12 \left(n - 1 - \frac{n}{3} m \right)} \leq 1 \quad \dots\dots\dots (81-1)$$

また

$$\xi_2 = \frac{1}{n} - \frac{1}{2} \xi_1 = \frac{1}{n} \left\{ 1 - \frac{1}{2} \sqrt{12 \left(n - 1 - \frac{n}{3} m \right)} \right\} \\ \leq 1 \quad \dots\dots\dots (81-2)$$

となり、状態 I、II を、あるいは状態 I、III を経過した後で状態 IV に入る。

これら 4 種の状態における $m \sim \mu_i$ の関係を図-15 に示した。

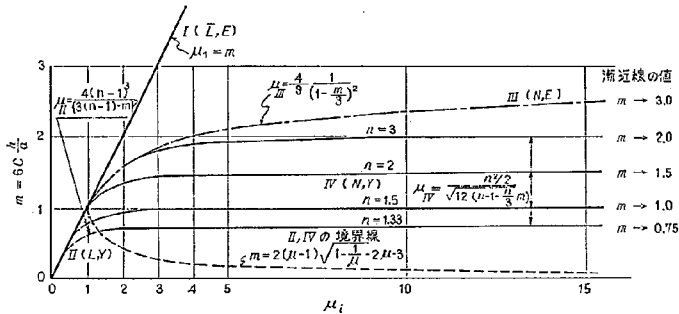


図-15 パラメータ m と μ_i の非線型的な関係を示す復元力パラメータ曲線

〔3〕 ケーソン基礎に生ずる地震時の荷重と回転変位

(1) 算出方法

すでに、1. の〔1〕で Housner の仮説を紹介した。ここでは、その仮説に基づいて、既述のような非線型的な復元力特性をもつケーソンの荷重と変位の算出を試みる。

今、下部構造ケーソンの底面図心の位置を回転中心とするロッキング振動を考えると、地震時にケーソンに入射するエネルギーは、

$$E_E = \frac{1}{2} J \dot{\theta}_{\max}^2 \quad \dots\dots\dots (82)$$

ここで、

E_E : 入射エネルギー

$\theta_{\max} = k_h S_T / h a$

また式(82)は、次のようにも書き表わせる。

$$E_E = \frac{k_h}{2} \cdot \frac{W}{g} S_T^2 \quad \dots\dots\dots (82-1)$$

ここで、

W : ケーソンの自重

g : 重力の加速度

一方、中立静止の状態のケーソンに、底面から高さ h の点に水平力 H が作用したとき、その水平力がなす仕事は、前述の $m \sim \mu$ の関係を用いて、次のように表わしうる。

$$E_e = C_0 V U_0 \int_0^{\mu} m(\mu) d\mu = \frac{1}{6} \frac{a}{h} V U_0 I(\bar{\mu}) \quad \dots\dots\dots (83)$$

ここで,

E_0 : 水平力 H のなす仕事

C_0 : $\mu=1$, $m=1$ に相当する水平力係数

V : ケーソン底面での有効な鉛直力

U_0 : $\mu=1$, $m=1$ の場合に水平力の作用点に生ずる変位

$$U_0 = \frac{C_0 V h^2}{K_g} = \frac{1}{J_0^2} \cdot \frac{a h}{6} \cdot V$$

$$= \frac{g T^2}{24 \pi^2} \cdot k_4 \cdot \frac{h}{h_g} \cdot \frac{a}{h_g} \cdot \frac{V}{W} \quad (84)$$

ここで,

$$\left. \begin{aligned} K_g &= J_0^2 \\ T &= 2\pi/\nu : \text{ケーソンの固有周期} \end{aligned} \right\} \quad (85)$$

エネルギーの平衡から

$$E_B = E_0 \quad (86)$$

とおけば, $I(\bar{\mu})$, $\bar{\mu}$, m , C などが, 順次定まる。更に, これらを用いて, ケーソンの重心位置における応答震度, すなわち設計震度は,

$$K_G = \frac{Hh}{Jg/h_g} = k_4 \cdot \frac{a}{h_g} \cdot \frac{V}{W} m \quad (87)$$

となり, 本式中の Hh は $KagJ/h_g$ に等しいとしており, これは Hh が, ケーソンの転倒モーメントであることを意味している。

また, ケーソンの重心点での水平変位 U_G は,

$$U_G = \frac{C_0 V h}{K_g} = \frac{1}{J_0^2} \cdot \frac{a h_g}{6} V \bar{\mu}$$

$$= \frac{g T^2}{24 \pi^2} k_4 \cdot \frac{V}{W} \cdot \frac{a}{h_g} \bar{\mu} \quad (88)$$

となる。

実際に演算を進めるのに必要な事項は, $I(\bar{\mu})$ を定め, m , $\bar{\mu}$ を求めることである。式(86)から $I(\bar{\mu})$ は,

$$I(\bar{\mu}) = 72 \left\{ \pi \frac{S_V}{gT} \cdot \frac{h_g}{a} \cdot \frac{W}{V} \right\}^2 \quad (89)$$

となり, 4 種の状態の種別に関係なく, 地震入力のパラメーターとして成立する。

一方, ケーソンの応答に関係する一般化した $I(\mu)$ の積分は, 次のように, 状態の種別に応じて, 積分区間を分けて実行しなければならない。

[$n \geq 2$ の場合]

$0 \leq m \leq 1$ では

$$I(\mu) = \frac{m^2}{2} \quad (90)$$

$1 \leq m \leq 3 - (4/n)$ では

$$I(\mu) = \frac{3}{2} - \frac{8}{3-m} + \frac{12}{(3-m)^2} \quad (91)$$

$3 - (4/n) \leq m < 3$ では

$$I(\mu) = \frac{3}{2} (1-n) + \frac{3n(n-1)}{4 \cdot \sqrt{3(n-1)-nm}}$$

$$+ \frac{n}{4} \cdot \sqrt{3(n-1)-nm} \quad (92)$$

[$n=2$ の場合]

$0 \leq m \leq 1$ では

$$I(\mu) = \frac{m^2}{2} \quad (93)$$

$1 \leq m < (3/2)$ では

$$I(\mu) = \frac{3m^2}{8 \cdot \sqrt{3(n-1)-nm}} + \frac{4}{3m^2}$$

$$\times \sqrt{3(n-1)-nm} - 2 \quad (94)$$

[$1 \leq n \leq 2$ の場合]

$0 \leq m \leq n-1$ では

$$I(\mu) = \frac{m^2}{2} \quad (95)$$

$n-1 \leq m \leq m_{II,IV}$

$$I(\mu) = \frac{9}{2} (n-1)^2 - \frac{8(n-1)^3}{3(n-1)-m}$$

$$+ \frac{12(n-1)^4}{\{3(n-1)-m\}^2} \quad (96)$$

$m_{II,IV} \leq m < (3/2)$ では

$$I(\mu) = \frac{3}{2} (n-1)^2 + \frac{3n(n-1)}{4 \cdot \sqrt{3(n-1)-nm}} + \frac{n}{4}$$

$$\times \sqrt{3(n-1)-nm} + \frac{4(n-1)^3}{\{3(n-1)-m_{II,IV}\}^2} \quad (97)$$

式(96), (97)において, $m_{II,IV}$ は状態 II ($L+Y$) から IV ($N+Y$) に移行する座標上の m の値で, 次の式から求められる。

$$Am^2_{II,IV} + Bm^3_{II,IV} + Cm^4_{II,IV} + Dm_{II,IV}$$

$$+ E = 0 \quad (98)$$

ここで,

$$A = n^4$$

$$B = 12(n-1)n^4$$

$$C = 54(n-1)^2 n^4$$

$$D = (n-1)^3 \{256(n-1)^2 - 108n^2\}$$

$$E = (n-1)^4 \{81n^4 - 768(n-1)^2\}$$

式(90)から式(97)の中で, 状態が適当する式の右辺を $I(\bar{\mu})$ として式(89)の値と等しいとすれば, m が求まる。同時にまた $\bar{\mu}$ が $m \sim \mu$ の関係から求められる。

さて, 復元力特性が線型の領域, すなわち, $I(\mu) = m^2/2$ の場合には, 設計震度は,

$$K_G = k_4 \frac{2\pi}{T} \cdot \frac{S_V}{g} = k_4 \frac{S_A}{g} \quad (99)$$

また変位は,

$$U_G = k_4 \frac{T}{2\pi} S_V = k_4 S_D \quad \text{または} \quad k_4 \frac{T^2}{4\pi^2} S_A$$

$$\quad (100)$$

となり, 前章で得た線型の場合における式と一致することがわかる。

実用上は, 状態 III ($N+E$) に終局値が落着く場合, すなわち, 式(91)の場合が多いと考えられるので, 特に m

～ $I(\bar{\mu})$ の関係を、この場合について、数値として表-10に、曲線を図-16にそれぞれ掲げておいた。

表-10 状態Ⅲ($N+E$: 弾性非線型)における
 $m \sim I(\mu)$ の数値

m	$I(\mu)$	m	$I(\mu)$
0.000	0.000	2.000	5.500
1.000	0.500	2.050	6.375
1.050	0.553	2.100	7.426
1.100	0.614	2.150	8.697
1.150	0.682	2.200	10.250
1.200	0.759	2.250	12.167
1.250	0.847	2.300	14.561
1.300	0.946	2.350	17.595
1.350	1.059	2.400	21.500
1.400	1.188	2.450	26.624
1.450	1.334	2.500	33.500
1.500	1.500	2.550	42.981
1.550	1.690	2.600	56.500
1.600	1.908	2.650	76.602
1.650	2.158	2.700	108.167
1.700	2.447	2.750	161.150
1.750	2.780	2.800	261.500
1.800	3.167	2.850	431.500
1.850	3.617	2.900	1,121.500
1.900	4.145	2.950	4,641.499
1.950	4.765	3.000	∞

注 本表の作成には、土木研究所にある電子計算機
OKITAC 5090H を用いた。
プログラム言語: ALGOL
プログラム名: $m-I$
プログラム作成者: 栗林栄一
演算実施者: 技術管理室
プログラム作成ならびに演算時期: 昭和40年度

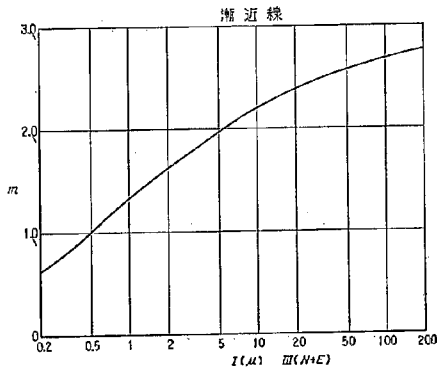


図-16 状態Ⅲ($N+E$ 弾性非線型)における
 m と $I(\mu)$ の関係

(2) 計算例

本州四国連絡橋下部構造ケーソンの試的設計の例から、ケーソンの敷幅を約 100m、地盤の弾性係数を 300,000t/m²、ケーソンの見掛けの単位体積重量を 2t/m³ のものを採り上げてみれば、先に示した固有周期に係するスケール・ファクター α_2 は、ほぼ 0.25m^{1/2} になる。若しケーソンの敷幅が半減して 40m になれば、 α_2 はほぼ 0.1m^{1/2} になる。または、地盤の弾性係数が、1/4 になり、75,000t/m² になれば、 α_2 は、ほぼ 0.5m^{1/2} になる。よって、このような、仮定している条件の偏差を考慮して、 α_2 を 0.1, 0.25, 0.5m^{1/2} の三つの場合を選んだ。

また、浮力の影響は、自重の 1/2 (全体積が水没) および零 (気中) の場合を考慮した。

ケーソンの高さは、それぞれのスケール・ファクターにおいて、固有周期が、0.6 秒から約 2 秒までに収まる範囲で、3 種を選んだ。ケーソンの全高と敷幅の比 α_1 は、最大の場合で、4、最小の場合で、0.5としている。

地震の作用は、減衰定数 0.05 の場合の応答速度 $S_r = 0.46$ m/sec を用いている。また比較のために、線型とした場合の設計震度を同時に求めて、本方法による設計震度と共に、それらの結果を、表-11 に示してある。

〔4〕ケーソン基礎に根入がある場合または常時において転倒モーメントが作用している場合

根入による側面の支持効果を、便宜的に底面の効果として、換算する方法、あるいは、その効果をより正確に評価する方法などについては、文献(15) に詳しいので、ここでは省略する。しかし、側面の効果が底面の効果を上まわるような場合には、本方法を更に厳密に拡張した上で適用すべきであろう。

一方、常時に水平荷重が作用していて、地震時の初期には、すでに中立の状態をはずれた状態で平衡を保っている場合には、最もかこくな場合として、その状態を起点として、地震エネルギーの入射を考えればよい。すなわち、

$$I(\bar{\mu}) = I(\mu_f) - I(\mu_{st}) = I(\mu_{dy}) \dots\dots\dots (101)$$

ここで、

$I(\mu_f)$: 常時の水平荷重と地震荷重を同時に考慮したときの $I(\mu)$ の値

$I(\mu_{st})$: 常時の水平荷重のみを考慮したときの $I(\mu)$ の値

$I(\mu_{dy})$: 地震荷重によって累加される $I(\bar{\mu})$ の値

$\mu_f, \mu_{st}, \mu_{dy}$ は、図-17 に示すように、いずれもそれに相当する m_f, m_{st}, m_{dy} をもち、同図からも明らかとなり、

$$\mu_{dy} = \mu_f - \mu_{st} \dots\dots\dots (102)$$

$$m_{dy} = m_f - m_{st} \dots\dots\dots (103)$$

表-11 ケーソンにおける修正震度 (K_D) と非線型 (状態Ⅲ) を考慮した場合の設計震度 (K_G)

番号	α_1	$\frac{V}{W}$	α_2 ($m^{1/2}$)	T (sec)	k_4	$I(\bar{\mu})$	m	$\bar{\mu}$	U_0 (cm) $\times k_4 h / h_0$	U_G (cm)	K_G	$\frac{S_A}{g}$	$K_D =$ $\frac{k_4 S_A}{g}$	$\frac{K_G}{K_D}$	摘 要
1	0.50	1	0.5	0.63	0.375	0.246	0.701	—	—	—	—	0.404	0.151	—	$g=980\text{cm/sec}^2$
2	0.75	1	0.5	0.98	0.520	0.228	0.675	—	—	—	—	0.300	0.156	—	$S_V=46\text{cm/sec}$
3	1.00	1	0.5	1.40	0.600	0.198	0.629	—	—	—	—	0.210	0.126	—	$\alpha_1=2h_0/a$
4	1.00	1	0.25	0.70	0.600	0.801	1.227	1.272	4.055	<3.095	<0.245	0.378	0.227	—	$\alpha_2=a\sqrt{w/E_R}, m^{1/2}$
5	1.50	1	0.25	1.20	0.675	0.613	1.100	1.108	7.942	5.940	0.163	0.245	0.165	0.988	$k_4=3/\left(1+\frac{1}{\alpha_1^2}\right)$
6	2.00	1	0.25	1.85	0.707	0.457	0.956	—	—	—	—	0.159	0.113	—	$\mu=4/9\left(1-\frac{m}{3}\right)^2$
7	2.00	1	0.1	0.74	0.707	2.856	1.764	2.618	2.267	<4.196	<0.208	0.367	0.261	—	$K_G=\frac{k_4}{6} \cdot \frac{a}{h_0} \cdot \frac{V}{W} \cdot m$
8	3.00	1	0.1	1.34	0.730	1.960	1.611	2.073	4.956	7.500	0.131	0.220	0.161	0.813	$I(\bar{\mu})=72\left\{\frac{\pi S_V}{gT} \cdot \frac{h_0}{a} \cdot \frac{W}{V}\right\}^2$
9	4.00	1	0.1	2.10	0.738	1.418	1.479	1.729	9.123	11.641	0.091	0.140	0.104	0.874	$U_0=\frac{gT^2}{24\pi^2} \cdot \frac{a}{h_0} \cdot \frac{V}{W} \cdot \left(k_4 \frac{h}{h_0}\right)$
10	0.50	0.5	0.5	0.63	0.375	0.986	1.318	1.415	3.285	<1.743	<0.165	0.404	0.151	—	$U_G=\frac{h_0}{h} \cdot U_0 \cdot \bar{\mu}$
11	0.75	0.5	0.5	0.98	0.520	0.911	1.282	1.355	5.296	<3.731	<0.148	0.300	0.156	—	
12	1.00	0.5	0.5	1.40	0.600	0.792	1.220	1.263	8.109	6.145	0.122	0.210	0.126	0.968	
13	1.00	0.5	0.25	0.70	0.600	3.206	1.809	2.820	2.027	<3.430	<0.181	0.378	0.227	—	
14	1.50	0.5	0.25	1.20	0.675	2.451	1.706	2.389	3.971	6.404	0.128	0.245	0.115	0.776	
15	2.00	0.5	0.25	1.85	0.707	1.829	1.580	1.984	7.081	9.932	0.093	0.159	0.113	0.823	
16	2.00	0.5	0.1	0.74	0.707	1.405	2.230	6.747	1.134	<5.412	<0.131	0.367	0.261	—	
17	3.00	0.5	0.1	1.34	0.730	7.841	2.121	5.176	2.478	9.365	0.086	0.220	0.161	0.534	
18	4.00	0.5	0.1	2.10	0.738	5.645	2.013	4.115	4.561	13.851	0.062	0.140	0.104	0.596	

注 1) 一で示した部分は線型応答の範囲にある。

2) $<$ (小なり記号)で示した部分は非線型応答の範囲にあるが、しかし S_V の値が 46cm/sec より小さい場合に当てはまる。

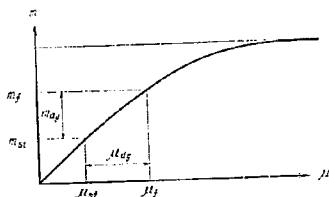


図-17 静的付加荷重を伴う場合の復元力パラメーター曲線における $m \sim \mu$ 関係の概念図

が成立する。

また、 μ_{st} 、 m_{st} は、静的水平力とその作用点を与えられておれば、容易に算定できる。

このようにして得られた m_{dy} 、 μ_{dy} に相当する水平力係数の増分、すなわち、

$$C_{dy} = C_f - C_{st} \dots \dots \dots (104)$$

となる。

6. 結 論

[1] 適用例

(1) 三径間吊橋上部構造における適用例

吊橋部の支間長は、中央径間を 500, 750, 1,000, 1,500m とし、側径間長は、中央径間長の 1/2 として、設計震度を求め、その結果を表-12 に示した。

主塔に関しては、上述のそれぞれの支間長に対応する本州四国連絡橋の試設計における代表的な例から、塔の高さを 120, 145, 170, 220m とし、細長比 (l/r) は、橋軸方向では 60, 80, 100 の 3 種、橋軸に直角方向では 10, 15, 20 の 3 種として、設計震度を求め、その結果を表-13 に示した。

(2) 下部構造ケーソンにおける適用例

下部構造ケーソンに対する適用例は、2 種の方法について、表-11 に示したとおりである。

[2] 結 論

これまで述べてきた既往の研究に基づく考察、本論文で試みた理論解析とそれによる設計震度算出法の提案、ならびに数値計算例などを通じて、次のことを結論として導き出せる。

(i) 吊橋上下部構造に対する動的応答を考慮した修正震度を合理的な方法で求めた。この方法は、吊橋でない他の型式や分類に属する構造物においても、利用を図ることができる。

(ii) 下部構造ケーソンでは、上述の修正震度を用いて耐震設計を行なう場合に、見掛上の設計震度が大きくなる場合があり、観測上の事実ならびに経験上の事実と符合しない結果が、しばしば得られる。¹⁰⁾

設計の結果とそれらの事実との相違点としては、次のような例が挙げられる。

地震時に作用する水平力によってケーソンが、あたかも転倒するかのごとき計算結果を得る。

設計上の仮定としての浮力の作用を考慮することの有無によって、転倒の安全率またはケーソンの寸法に、大きな差が出る。

吊橋のケーブルを定着するためのアンカー用のケーソンのように、常に片引きの大きな水平力の作用を受けている下部構造の寸法が、地震の影響を考慮することによって、幾何学的に増大する。

これらの不合理性を是正するために、ケーソンの力学系がもつ独特の非線型性をより合理的に評価し、更に地震応答エネルギーの平衡を考慮して、設計震度をより妥当な値として算出する方法を導き出した。

(iii) 数値計算例によれば、中央径間が 1,000m またはそれ以上の長径間吊橋における吊橋構造に及ぼす地震の影響は、地震動の加速度より小さい値の設計加速度として評価される。

一例として、中央径間長が 1,500m、側径間長が 750m の三径間吊橋の吊橋構造部では、設計加速度は地震加速度の 1/8~1/2 になる。

(iv) しかしながら、主塔においては、長径間吊橋に対応する塔高が 200m を越す場合でも、地震の影響は、地震加速度に匹敵する設計加速度からその 2 倍程度として評価される。

(v) 下部構造ケーソンにおいては、その復元力特性が、線型的であるとした場合には、辺長が数 10m から 100m の範囲で、かつ良好・堅固な地盤上にある巨大なケーソンでは、地震が及ぼすケーソンの回転(転倒モーメント)に対する影響は、地震加速度の 1/2 から 1.3 倍の範囲で評価される。

(vi) しかしながら、ケーソンにおいて、非線型的な復元力特性と地震時に入射するエネルギーとを考慮して求めた設計加速度は、線型のな場合に比べて小さくなり、しかも、転倒に対する安全度は、常に 1 より大きいことが明らかになった。また、浮力の影響を考慮した場合には、それを考慮しない場合よりも、更に設計震度が低下し、本州四国連絡橋において想定する範囲では、前者は後者の 60% 程度まで、低下することが期待できる。

更に、常時において静的な水平力が作用していて、ケーソンが中立の位置から隔たった状態で平衡を保っている場合にも、設計震度は中立の位置にある場合より、より低く採りうるものが、期待できる。

(vii) 上記の項目(iii)~(vi)に関して共通して言えることは、比較的固有周期の長い構造物(固有周期が 0.3

表-12 三径間吊橋における吊橋造部の設計震度

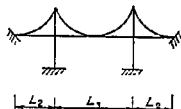
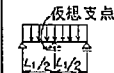
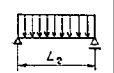
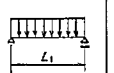
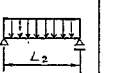
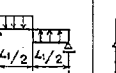
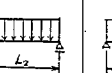
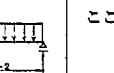
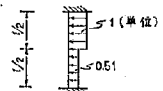
設計震度の作用方向		鉛 直 方 向						橋軸直角方向		摘 要									
地震動の作用方向		鉛 直 方 向				橋 軸 方 向		橋軸直角方向											
地震動の加速度		0.1g				0.2g		0.2g											
仮想支点の有無		あ り		な し		—	—	—	—										
径間の種別		中央径間	側 径 間	中央径間	側 径 間	中央径間	側 径 間	中央径間	側 径 間										
中央 径 間 長 (L/ℓ)	$\frac{m}{1,500}$	0.050 (0.043)	0.049 (0.043)	0.013 (0.043)	0.049 (0.043)	0.018 (0.031)	0.019 (0.034)	0.017 (0.015)	0.034 (0.030)	注1) () 内は基本応 答震度 注2) 側径間長は中央径 間長の1/2とする 									
	$\frac{m}{1,000}$	0.073 (0.062)	0.070 (0.062)	0.018 (0.062)	0.070 (0.062)	0.026 (0.045)	0.028 (0.049)	0.026 (0.023)	0.052 (0.046)										
	$\frac{m}{750}$	0.095 (0.081)	0.091 (0.081)	0.062 (0.081)	0.091 (0.081)	0.033 (0.058)	0.036 (0.063)	0.038 (0.030)	0.076 (0.060)										
	$\frac{m}{500}$	0.135 (0.115)	0.130 (0.115)	0.033 (0.115)	0.130 (0.115)	0.047 (0.083)	0.052 (0.091)	0.052 (0.046)	0.104 (0.092)										
設計震度の分布 形態																		ここで $L_2 = \frac{L_1}{2}$	

表-13 三径間吊橋における主塔部の設計震度 (K_D)

設計震度の作用方向			鉛直方向	橋 軸 方 向			橋 軸 直 角 方 向			摘 要
地震動の作用方向			鉛直方向	橋 軸 方 向			橋 軸 直 角 方 向			
地震動の加速度			0.1 <i>g</i>	0.2 <i>g</i>			0.2 <i>g</i>			
細 長 比 (<i>l</i> / <i>η</i>)			—	60	80	100	10	15	20	
主 塔 の 高 さ (<i>h</i>)	220m	<i>K_D</i>	0.10	0.42	0.31	0.26	0.42	0.29	0.21	注) 欄内の3個の数字は上から 設計震度 (<i>K_D</i>) 基本応答震度 (<i>K_R</i>) 固有周期 (<i>T</i> sec)
		<i>K_R</i>	—	0.31	0.23	0.19	0.42	0.29	0.21	
		<i>T</i>	—	1.17	1.57	1.95	0.86	1.27	1.73	
	170m	<i>K_D</i>	0.10	0.54	0.41	0.34	0.49	0.37	0.27	
		<i>K_R</i>	—	0.40	0.30	0.25	0.49	0.37	0.27	
		<i>T</i>	—	0.91	1.22	1.50	0.66	0.99	1.34	
	145m	<i>K_D</i>	0.10	0.61	0.48	0.33	0.55	0.42	0.32	
		<i>K_R</i>	—	0.45	0.35	0.28	0.55	0.42	0.32	
		<i>T</i>	—	0.77	1.04	1.30	0.57	0.84	1.14	
	120m	<i>K_D</i>	0.10	0.69	0.57	0.46	0.61	0.48	0.38	
		<i>K_R</i>	—	0.51	0.42	0.34	0.61	0.48	0.38	
		<i>T</i>	—	0.64	0.86	1.06	0.47	0.70	0.94	
設計震度の分布形態			—							

秒より長い場合)では、他の条件を固定して考えると、寸法が全体として巨大になるほど、固有周期は長くなるので、設計震度は、ほぼ固有周期に逆比例して低くなる事が期待できる。

あとがき

補正係数に対して命名することを考えたが、簡潔にして、しかも内容を表わすものを見つけなかった。また補正係数 k_3 , k_4 は共に、地震入力とベクトル的に直交する振動モードをもつ場合の係数である。但し、 k_3 は、直交する方のモードに対する補正を意味し、 k_4 は並行するモードに対する補正を意味している。

したがって、 k_3 をより理論的に取り扱うことによって、両者の関係を明確にすると共に、一元的に表現することが可能であると考えられる。機会を改めて、この問題を解決していきたいと思っている。

また、応答を考慮した修正震度法は、あくまでも分解した構造主系各部分の振動特性が、著しく異なっていると言う前提のもとに成り立っているが、実際の構造物では、これが常に実用上、満足されているとは限らない。

したがって、適用しうる範囲には、おのずから限度があり、それを考慮することなく、そのままの形で実用問題に直ちに用いることは慎むべきであろう。この適用限度ならびに限度をはずれた場合の修正など、今後、解決すべき問題がある。

更に、主塔の設計震度は、必ずしも一般の通念から見ると、適当であると思えない大きな値を示すことがある。これについては、構造部材のもつ非線型性を考慮して、有効な解決を図っていく必要があり、単に理論解析だけでなく、広く方法を求めて研究を進めたい。

また、下部構造ケーソンに対する設計震度については、復元力を線型とした場合と非線型とした場合の2通りの求め方を与えたが、いずれもケーソン底面に回転中心をもつロッキング振動を考慮して、転倒に対する安全度と、底面における鉛直方向の圧力を求める方法を与えたにすぎない。

したがって、底面における水平方向のせん断力に関しては、全高が底面の幅より小さいケーソン、言い換えれば、せん断振動が応答として卓越するような場合には、そこに生ずるせん断力を合理的に評価しているとは言えない。これについても、今後、このような状態を想定して、合理的で、かつ単純明快なる方法を考求していく必要がある。

謝 辞

本研究を進めるに当たり、その背景となる演算・実測・実験等に、多額の資金的援助を惜まなかった建設省道路

局企画課に對し、また、研究成果の利用を組織的に図り促進させた建設省土木研究所ならびに本州四国連絡道路調査事務所に對して、深甚なる感謝の意を表わす。

また、研究の過程において、研究成果の部分に對して、検討・批判・暗示など多大の関心をお寄せ下さった。当時、東京大学生産技術研究所長、岡本舜三教授を長とする日本土木学会本州四国連絡橋技術調査委員会耐震設計小委員会に對して深甚なる感謝の意を表わす。

土木研究所の研究組織の内においては、研究計画については、元 構造橋梁部長 高田孝信氏(現、東洋大学教授)ならびに構造研究室長大久保忠良氏の尽力によるが多く、また研究成果の発展的利用に関しては、構造橋梁部長 多田安夫氏、元橋梁研究室長 大橋昭光氏(現、日本道路公団)ならびに基礎研究室長 吉田徹氏によるところが多かつた。

解式の検討、それらに関する数値計算などは、振動研究室 岩崎・小山田両研究員の外、研究室の諸兄諸姉に負うところが多かつた。また、基礎資料の収集ならびに基礎的数値の作成に當っては、構造研究室・橋梁研究室・基礎研究室の研究員をはじめとする諸兄諸姉に負うところが多かつた。

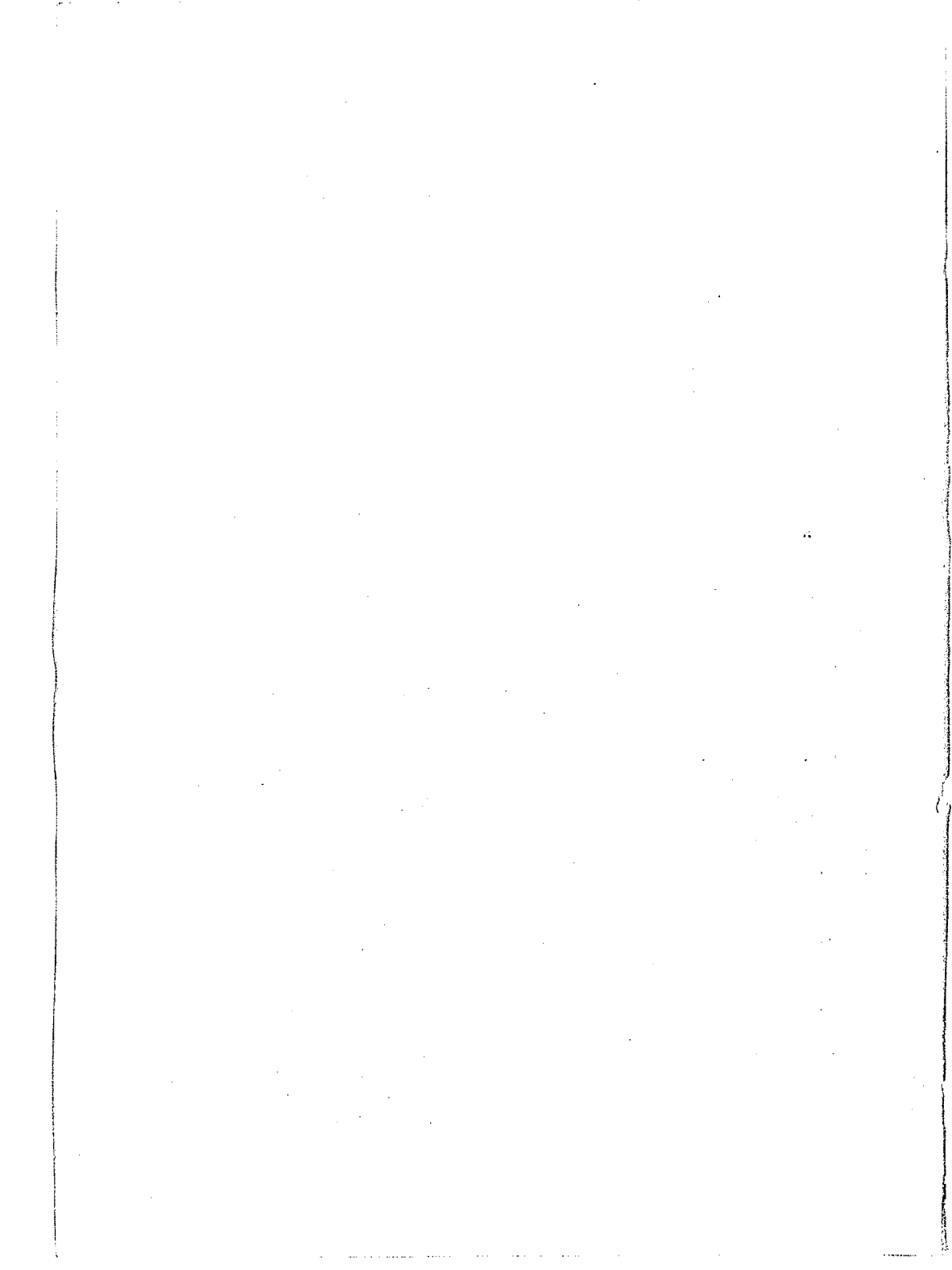
これらを記して、感謝の意を表わす。

また、著者が、科学技術庁の長期在外研究員として米国カリフォルニア大学に客員研究員として滞在中に、本研究に關して、(1)非線型応答解析の適用範囲と解析結果、(2)統計的(stochastic)手法による地震応答の解析法、(3)地盤を構成する土の動的性質、(4)構造材料の靱性的性質について、それぞれ、R. W. Clough 教授、J. Penzien 教授、H. B. Seed 教授、E. P. Popov 教授から御教示を得た。合わせて、記して、感謝の意を表わす。

参 考 文 献

1. 末広恭二論文集 (Scientific and Technical Paper by Kyoji Suyehiro), Compiled and Published by The Suyehiro Memorial Committee, Tokyo (1934)
2. M. A. Biot: "Analytical and Experimental Methods in Engineering Seismology", Trans., ASCE, Paper No. 2183, (1943)
3. N. C. Raab and H. C. wood: "Earthquake Stresses in The San Francisco-Oakland Bay Bridge", Trans., ASCE, Paper No. 2123, (1941)
4. R. W. Clough: "On the Importance of Higher Modes of Vibration in the Earthquake Response of a Tall Building", Bull., SSA, Vol. 45, No. 4, Oct., (1955)

5. G. W. Housner: "Behavior of structures during Earthquakes", Proc. ASCE, Jour. of EM Div. Oct., (1959)
 6. "Seismic Analysis of the Main Piers for the Tagus River Bridge", Tudor Engineering Company, San Francisco, Calif., June 1, (1961)
 7. "Structural Dynamics", Chapter V Random Vibrations, by R. W. Clough and J. Penzien, Mc Graw Hill Book Co.
 8. 高田・大久保・栗林: 「橋梁の耐震設計に関する研究(I) ——地震応答スペクトル・1964——, 建設省土木研究所報告 128号, 昭和40年10月, (同じ内容が, 次の英文所報にも盛られている)
T. Takada, T. Okubo and E. Kuribayashi: "Studies on Earthquake Resistant Design of Bridges" Part (1), —Earthquake Response Spectra, 1964—, Journal of Research, Public Works Research Institute, Ministry of Construction, Vol. 11, (1966)
 9. I. Konishi and Y. Yamada: "Earthquake Response of a Long Span Suspension Bridge", Proc., 2nd WCEE, Tokyo, (1960)
 10. G. S. Vincent: "Golden Gate Bridge Vibration Studies", Proc., ASCE, Journal of EM Div., (1958)
 11. 若戸橋試験報告書 (動的疲荷試験), 建設省土木研究所, (昭和38年3月)
 12. 川俣大橋振動試験報告書, 建設省土木研究所, (昭和39年3月)
 13. M. Ito: "The Lateral Motion of Suspension Bridge", Trans., JSCE, Vol. 81, May, (1962)
 14. K. Silverman: "The Lateral Rigidity of Suspension Bridges", Proc., ASCE, Jour. of EM Div., (July 1957)
 15. 吊橋下部構造の地震荷重について, 建設省土木研究所, 土木研究所資料第142号 (耐震調査資料 No. 5), (昭和41年2月)
 16. 岩崎・三牧: 「水中にある柱状構造物の振動時仮想質量の実験」土木技術資料 Vol. 10, No. 2, (昭和43年2月)
 17. 後藤・土岐: 「水中構造物の振動と耐震設計に関する基礎的研究」土木学会論文集第100号, (1963)
 18. 栗林・岩崎: 「道路橋における松代群発地震の強震観測結果」土木技術資料 Vol. 8, No. 10, (昭和41年10月)
 19. その他の関連する報告・資料
- 〔土木研究所資料の内本州四国連絡橋調査に関係するもの〕
- i 「地震荷重に関する調査, 吊橋の地震荷重(その1), 地震応答スペクトル」耐震調査報告書No. 1, (昭和39年9月)
 - ii 「地震荷重に関する調査, 吊橋の地震荷重(その2) 地盤の震度が0.2の場合」耐震調査資料No. 2, (昭和39年10月)
 - iii 「地震荷重による吊橋上部構造の応力算出について」土木研究所資料第31号 (耐震調査資料 No. 3), (昭和40年5月)
 - iv 「地震荷重に関する調査, 吊橋の地震荷重(その2), 地盤の震度が0.2の場合」土木研究所資料第58号 (耐震調査資料 No. 2), (昭和39年10月), (資料番号iiを昭和40年6月に再版したもの)
 - v 「吊橋下部構造の地震荷重および地盤反力算出法」土木研究所資料第83号 (耐震調査資料No.4), (昭和40年8月)
 - vi 「吊橋下部構造の地震荷重について」土木研究所資料第142号 (耐震調査資料No.5), (昭和41年2月)
 - vii 「吊橋上部構造全橋模型による振動実験, A—概算設計 L1500M, A-1 模型設計計算および実験計画」土木研究所資料第182号 (耐震調査資料 No.5), (昭和41年5月)
 - viii 「吊橋上部構造全橋模型による振動実験, A—概算設計 L1500M, A-2 静的疲荷試験」土木研究所資料第183号 (耐震調査資料No.7), (昭和41年5月)
 - ix 「水中ケーソンの振動時における水圧増加に関する室内実験調査」土木研究所資料第202号 (耐震調査資料 No. 8), (昭和41年10月)
 - x 「本州四国連絡架橋調査の概要」土木研究所資料第216号, (昭和41年10月)
〔土木研究所の外において発表した研究論文〕
 - xi 高田・大久保・栗林: 「長大橋の設計震度について (Earthquake Load in the Trans-Seto Inland Sea Suspension Bridge)」第11回橋梁構造工学研究発表会論文集 (和英両文) (昭和39年11月)
 - xii 栗林: 「動的応答を考慮した吊橋全橋の設計震度について」第21回土木学会年次学術講演会講演概要, 第1部, (昭和41年5月)
 - xiii 栗林: 「動的応答を考慮した本州四国吊橋の耐震計算法」日本地震工学シンポジウム (1966) 講演集, (昭和41年10月)



工場群からの排水と家庭下水との 共同処理に関する研究(3)

——工場群からの排水が大部分を占めて
いる場合の下水道計画について——

(昭和44年8月)

柏 谷 衛*
小 堀 和 夫**

Experimental Studies on the Combined Treatment of Numerous Mills Wastes with Domestic Sewage (3)

——The Treatment and Disposal of Sewage
loaded with Numerous Mills Wastes——

(August 1969)

by Mamoru Kashiwaya
Kazuo Kobori

Synopsis:

The investigations have been carried out to establish some sewage treatment and disposal schemes in industrial areas where trade wastes constitute a greater parts of the sewage in the sewerage systems. In these cases, the wastes are accepted to the systems without the pretreatment at their joint or individual facilities, and the sewage treatment plants go into operation to the secondary process to treat the sewage loaded with numerous mills waste consistently. Especially the field and laboratory works have been carried out to find the matters to be duly considered for the functional designs and maintenances of such sewage treatment plants.

As the results, they were found that the combined treatments with a great deal of domestic sewage was the most reliable and economical procedures in view of stabilization of the effluent and costs of the construction and maintenance. There were also found that some economical treatment processes such as low-rate trickling filter, aerated lagoon will be able to be applied for sewage treatment plants in our country, in particular joint treatment plants of numerous mills wastes and domestic sewage.

Following four cases of such sewage treatment and disposal schemes were shown into details in this report.

- (1) Combined treatment of chemical, leather, iron work, dyeing and textile mills wastes with domestic sewage.

In Wakayama city, one hundred and thirty small and medium scale mills are distributed along the Wakagawa River. Organic and inorganic chemical mills (mainly dyestuff intermediates manufacturing) are 25 of the number and discharge the waste of about 33,000 cu. meter per day. Tanneries are 78 of the number and discharge the waste of about 5,600 cu. meter per day. Iron worker, dyeing and

* 河川部下水道研究室員
** 河川部下水道研究室研究員

textile mills are 27 of the number and discharge the wastes only 4,600 cu. meter per day in total.

Sewage into the Shioya Sewage Treatment Plant holds of a low pH value and a high organic contents. The pH value varies greatly at night in the range of 2.6 to 8.9, while it is at 3.5 to 3.9 in daytime. The 5-days BOD is estimated as higher as 760 mg per litre in daytime. Because of such a low pH value of the sewage into the Shioya Sewage Treatment Plant, inside of sewer pipes has to be protected against corrosion so that it has been arranged that a half of the total amount of lime which is used for pH adjustment through the process is added upstream of the sewers. At the plant, remaining lime and caustic starch in an amount of 5 mg per litre are added to adjust the pH value and accelerate the coagulation in the sewage prior to the primary sedimentation. Through such primary treatment, about 35% of BOD can be removed. The Wakagawa Estuary into which the effluent of the plant is discharged are noted for productions of culture of "laver" so that the water quality of estuary must be as 5 mg per litre or less in BOD. The effluent of the plant must be a BOD concentration less than 63mg per litre even if dilution and mixing with the water of estuary is taken into consideration. The BOD removal in the secondary treatment process is thus required to be more than 86%. Laboratory and pilot plant studies of activated sludge process were conducted for treatment of the sewage. As the result, it was found that a BOD loading at 1 kg / kg-MLSS / day or less would provide an effluent not influencing upon culture of "laver".

(2) Sewage Treatment for a dyeing industry estate.

A dyeing industry estate has been constructed in the Fukui Prefecture. And Some existing mills of dyeing and a manufacturing of surface active agent are predetermined to transfer the estate with their employee's lodgings from urban areas. It is estimated that the sewage into a sewage treatment plant constitutes about 90% of trade waste which has severe fluctuation of the pH value and organic contents.

As the results of laboratory studies of physical, chemical, and biological treatment, There is found that plain sedimentation - aerated lagoon process is the best as the treatment system of the plant. It is not necessary to provide a sewage equalization basin in spite of severe fluctuation of the wastes concentration. At the aerated lagoon process of retention period of 3-days, the BOD removal of sewage is estimated more than 80% for six months from May to October, and about 65% for two months in April and in November, and less than 50% for other four months in winter.

At absorption process on activated charcoal, it was found to remove not only the organic contents but the color due to dyestuff greatly without the waste equalization basin. However, the granular activated charcoal made from bituminous coal is too expensive now in our country, the process could not propose to apply the waste or sewage treatment system actually. Although activated sludge process or chemical coagulation process is expected the BOD removal of 75 to 90%, a equalization basin has to be provided to adjust both quantity and quality of influent into the plant.

(3) Combined treatment and disposal of metal processing and plating wastes with domestic sewage.

In Tsubame city, one hundred and sixty small scale mills are distributed in all urban areas. They are engaged in such industries as manufacturing of metal. tableware, hardware, file etc.. These trade wastes are loaded with much acid and some kinds of heavy metal.

They have constructed a main sewer by using reinforced concrete-made pipes in order to make away with storm water safely from the area. And there finds the difficulty to provide separated system instead of combined system already constructed because of narrow road width in the area. Therefore, it is proposed to make the planning of the combined sewerage system by using a existing reinforced concrete-made sewer. Fortunately, there flows a river through the urban areas which can be expected to utilize the surface water for the sewerage system, and also is found a small scale river collecting only discharged water from paddy fields.

At the planning of the sewerage system, dilution method is proposed to prevent corrosion of a

reinforced concrete-made main sewer. The surface water is accepted at the end of main sewer and the trade wastes in the sewer are diluted in five to ten times as much except wet weather periods. At the sewage treatment plant, only primary treatment is carried out to remove organic and inorganic suspended solids, grease and oil, and a little amount of organic matters. Special regards would not be paid to the fact that some kinds of heavy metal should be removed at the plant. Because there have been detected little contents of them in samples of existing open channels discharging the trade wastes at present. However, this is the first consideration to remove the heavy metals in sewage at the plant, if some amounts of them will be contained in the effluent flowing into the small scale river and fresh-water fishes are badly affected by the contents of heavy metals to their life.

(4) Combined treatment and disposal of tanneries wastes with domestic sewage.

Two hundred and fifty small scale tanneries are concentrated in the Takagi and Shigo districts, Himeji city. These mills have the manufacturing processes either chromic tanning (about sixty percent) and vegetable tanning. The wastes are discharged to the Ichikawa and Yakagawa Rivers where are sources of domestic, industrial and irrigation supplies. A sewer construction has been carried out to flow down the wastes to an area near-by the Yakagawa Estuary where exists the ruin of a salt farm and can be expected to acquire as the sewage treatment plant site.

Construction of two pretreatment facilities are proposed to accept the wastes from both districts. And a sedimentation tank in each pretreatment facility has the capacity for a twenty-four hours detention of the wastes in order to prevent clogging of the sewer.

The sewage treatment plant may have just secondary facility of either low-rate trickling filter process or aerated lagoon process. BOD loadings of the low-rate trickling filter are applied 0.075 kg per day per cu. meter for the tanneries wastes only and 0.12 to 0.28 kg per day per cu. meter for combined sewage. Moreover, capacity in the sewer is utilized as a reservoir of settled wastes from the pretreatment facilities, because they are discharged for only 8 to 12 hours in a day from each mills and distributed to the filters in all day constantly and continuously. In case of the aerated lagoon process, the detention periods of the basins are applied about 20 days for the tanneries wastes only and 16.4 to 1.4 days for combined sewage. Although about 100,000 sq. meter of area to construct the secondary facility is needed in the sewage treatment plant site, 160,000 sq. meter of area can expect to secure as the plant site in the ruin of salt farm.

Tanneries wastes only are flown into the sewage treatment plant for some time. Domestic sewage and other trade wastes flowing into the plant will be increasing gradually, according to progress of the sewer construction. However, the filter area of low-rate trickling filter process or the basin area of aerated lagoon process which is designed to treat the tanneries wastes only, will be able to utilize for the secondary treatment of combined sewage without enlargement of it.

要 旨

工場群からの排水量がその晴天時下水量の大部分を占めている場合の下水道計画について、工場群からの排水を原則として各工場の除害施設にて前処理せずに下水道に受け入れて、下水道側で一貫した処理・処分法を確立せんとした4ケースについて、処理方式の選定法、計画・設計上留意すべき事項について述べた。

これらの工場群はその業種、規模、その置かれている地理的条件などが異なるため、個々について充分なる調査を行なって、その下水道計画は合理的・経済的に、かつ他の既得権益にできるだけ障害を与えない方法を考慮して樹立すべきであるむねを提案した。

これらの調査研究の結果より、工場群からの排水を多量に含む下水の経済的な処理・処分計画はその下水管渠布設計画と合わせて検討することによって始めて達成できること。そして、できる限り多量の家庭下水を受け入れて工場

群からの排水と家庭下水との共同処理を行なうことによって処理効率の高い安定した処理水が得られること。

さらにわが国でも土地の利用、あるいは地理的条件を充分に考慮して設定した維持管理費の安価なる処理法の選定が可能であることを見いだした。

キーワード (共同処理, 活性汚泥法, エアレットッド・ラグーン法, 低率散水床法)

目 次

1. 緒 論.....(5)	量に含む下水の処理, 処分——燕市の公共下水道計画について.....(47)
2. 化学, 皮革, 鉄工, 染色などの工場群からの排水と家庭下水との共同処理——和歌山市塩屋下水処理場の計画について.....(6)	[1] 金属加工, メッキ等の工場群からの排水を含む下水の生物学的処理.....(47)
[1] 下水道計画の概要と計画下水量の推定.....(6)	[2] 公共下水道計画で考慮すべき特殊事情.....(50)
[2] 工場群からの排水の水質と下水処理場に流入される下水水質の推定.....(9)	[3] 公共下水道での希釈法採用の検討.....(52)
[3] 1次処理法の選定.....(13)	[4] 希釈した下水の沈殿処理の検討.....(56)
[4] 通水試験の結果と考察.....(15)	[5] 工場排水中の重金属の挙動.....(56)
[5] 活性汚泥処理の実験.....(18)	(1) 連続排水中の重金属塩.....(56)
[6] 希釈効果からみた2次処理法の選定.....(20)	(2) 電解研磨工場のパス液の取り扱い.....(58)
[7] 放流水の処分についての対応策.....(22)	(3) メッキ工場のパス液と第1, 第2洗浄槽液の取り扱い.....(59)
[8] 小 括.....(23)	[6] 下水処理場における重金属除去対策.....(59)
3. 化繊染色などの工場群からの排水と家庭下水との共同処理——S市東部下水処理場の計画について.....(24)	[7] 小 括.....(61)
[1] 工業団地の造成と下水道計画の概要.....(24)	5. 皮革工場群からの排水を多量に含む下水の処理, 処分——高木, 四郷両地区の工場群からの排水を主体とする姫路市東部公共下水道計画について.....(63)
[2] 各工場の排水量, 排水水質の調査結果.....(26)	[1] 皮革工場群からの排水の処理, 処分計画の検討.....(63)
[3] 化繊染色排水の物理的および化学的処理に関する基礎実験.....(30)	(1) 都市下水路の計画の問題点と工場群からの排水の受け入れについての提案.....(63)
(1) 活性炭による処理実験.....(30)	(2) 2次処理をも考慮した工場群からの排水の受け入れについての検討.....(65)
(2) 凝集剤による処理実験.....(32)	[2] 皮革工場群からの排水を主体とする公共下水道計画.....(67)
[4] 化繊染色排水を多量に含む下水の活性汚泥処理の室内実験.....(35)	(1) 工場群からの排水量とその水質.....(67)
(1) 実験の目的.....(35)	(2) 都市下水路計画から公共下水道計画への変更.....(68)
(2) 実験に用いた試料と実験条件.....(36)	[3] 八家川河口部の水質の現況と海中放流の検討.....(71)
(3) 実験結果とその考察.....(37)	(1) 調査の目的.....(71)
(4) 活性汚泥処理成績と凝集剤による処理成績との比較.....(39)	(2) 河口における現況の水質と河口放流時の希釈率.....(71)
[5] 化繊染色排水を多量に含む下水のエアレットッド・ラグーン法による処理の検討.....(40)	(3) 海中放流時の希釈率.....(74)
(1) 実験の目的.....(40)	[4] 皮革工場群からの排水の沈殿処理.....(76)
(2) 実験に用いた試料と実験方法.....(42)	(1) 実験の目的.....(76)
(3) 実験結果とその考察.....(43)	
[6] 小 括.....(45)	
4. 金属加工, メッキ等の工場群からの排水を多	

(2) 普通沈殿による浮遊物、有機物、クロム除去.....(77)	処理の検討.....(88)
(3) 汚泥の処分についての提案.....(81)	(1) 実験の目的.....(88)
[5] 低率散水ろ床法を用いた2次処理の検討.....(82)	(2) 実験装置、実験条件.....(89)
(1) 実験の目的.....(83)	(3) 実験結果.....(89)
(2) 実験装置、実験条件.....(83)	(4) エアレッチッド・ラグーン法を採用した2次処理計画.....(92)
(3) 実験結果.....(84)	[7] 皮革工場の脱毛工程の改善.....(94)
(4) 散水ろ床法を採用した2次処理計画.....(86)	[8] 小 括.....(98)
[6] エアレッチッド・ラグーン法による2次	6. 結 論.....(102)

1. 緒 論

わが国には多数の特定または不特定の業種による工場群が1地区にかたまって存在し、それらの工場群からの排水によって河川の水質が汚濁され、都市内を貫流する河川ではその美観を破壊し、それが高じて住民の健康を阻害している場合すらも見受けられる。また、そのほかの河川でも工場群からの排水に起因してその水質が汚濁され、河川水の水資源としての価値を極端に低下させたものや、水産資源や農作物に対して損害を与え、紛争の因となったものも数多い。これらの工場群からの排水は付近住民および下流の水利用者より処理したうへ河川等に放流するよう強く要求されているものが多く、当該地方公共団体では公共下水道事業または特別都市下水路事業によって都市環境の整備と放流水域の水質汚濁防止のために管渠布設工事と下水処理場または共同除害施設建設工事を実施してきた。しかしながら、工場群からの排水の中には管渠などの構造物に対して損傷を与えたり、その生物学的処理に障害となる有害、有毒物質を含有するものも多い。このため、設計および維持管理上の取り扱いには家庭下水を主体とする下水道施設のそれに比べて非常にむずかしいものであることが知られてきた。一般に工場群からの排水は排水量、排水水質が非常に異なるものであるし、かつその時間的変動も著しいものであるため、個々のケースについて充分な調査と検討を行なうてその実情に適合し、かつ経済的な下水道施設の設計を行なわなければならない。このようなことから筆者らは当該地方公共団体の協力を得て、過去数年間にわたって工場群からの排水を公共下水道に受け入れるための共同除害施設、ならびに工場群からの排水を主体とする下水処理場の設計に必要な調査を実施してきた。このうち本文では処理区域内に多数の工場が存在し、それが処理区域のほぼ全域にわたっているために、工場側に対して除害施設の設置をごく限られた特殊な排水についてのみ要求して、その排水を直接に家庭下水と共に受け入れて他に障害を与えないよう処理、処分を行なうのが適している幾つかのケースについて取りまとめて報告すること

としたものである。本文に報告するのと類似のケースとしてパルプ製紙、化学、食品、薬品、金属加工の工場群からの排水を含む下水を処理する浮間下水処理場計画のための調査報告や繊維加工、染色等の工場群からの排水を処理する尾西、一宮特別都市下水路の処理場計画のための調査報告などがある¹⁾²⁾³⁾。

既存下水処理場の調査報告によると、わが国で現在か動中の下水処理場は160箇所であるといわれている。そのうちの18処理場は沈殿および濾過のみの簡易処理法を採用し、38処理場は高速散水ろ床法を、また106処理場は活性汚泥法を採用し、これ以外の処理法を採用している下水処理場はない。このように全体の66%にも達する下水処理場が活性汚泥法を採用しているのは、一般に活性汚泥法が広い敷地面積を必要としないので多量の下水を処理することができるという、国土が狭いために公共用地の取得の困難なわが国の実情に見合ったものであると考えられているからにはならない。しかしながら、活性汚泥法を採用した場合には他の処理法を採用した場合に比べて維持管理費が高額になり、しかもその運転管理は非常にむずかしいものであることは周知のとおりである。一般に工場群からの排水を多量に含有する下水処理場の場合には、下水のBOD濃度が高く、有毒、有害物質など生物学的処理によって分解されがたい物質を含むなど、狭い容積のエアレーションタンク内で処理を行なう活性汚泥法を採用するのは得策でない場合の多いことが知られている。

わが国はその国土面積が狭いといっても下水処理場築造のための用地の取得が活性汚泥法を採用する面積以上に確保できないという地理的条件を有するのは大都市などごく限られた地域である。一部には土地所有者や付近住民とのトラブルを避けることから、今後永続的に続く高価な維持管理費の出費をいわずに下水処理場用地面積の確保が少なく済む処理法の選定をいたし方ないものとする場合も見受けられる。しかしながら、活性汚泥法を採用するに当たり必要とする面積よりもさ

らに広い用地の取得が可能ならば、人件費を含めた下水処理場維持管理費を非常に軽減できる処理法の採用も期待される。したがって、永続的な下水処理場の維持管理のために支出する地方公共団体の負担も、また個人および法人の負担する下水道使用料金も軽減できることは当然である。

諸外国の下水ならびに工場排水の処理・処分についてみた場合、わが国で採用されている活性汚泥法、高速散水ろ床法のほかにかんがい法、噴霧かんがい法、間欠砂ろ過法など土を利用しての処分法、嫌気性ラグーン法、逆性ラグーン法、オキシデーションポンド法、エアレット・ラグーン法、天日蒸発法など土地および気候を利用しての処理・処分法がかなり行なわれている。大都市でも、わが国ではすでに姿を消した標準散水ろ床法が数多い下水処理場で採用されている。これらの処理法のうちにはわが国の下水処理場で最も数多く採用されている活性汚泥法と同等の処理水質が得られるものが幾つもあるし、それ以上の処理水質が期待できるものもある。そのすべての処理法が維持管理は簡単で、かつその経費が安価であるとの長所を有する。これらの処理法の中にはわが国の下水処理場においても用地取得が可能ならば、そのままの形で、あるいは多少修正した形で採用できるものもあると考える。

工場群からの排水を多量に含む下水の処理に関しては家庭下水を主体とする下水の処理に比べて単位処理量当たりの維持管理費が高額となる。さらに、その運転操作が複雑であり、常に最良の処理水を公共水域に放流させるためには厳密なる管理と監視は欠くことのできないものであり、従事する職員および作業員数も多くなる。

用地購入を含めた下水処理場の建設費は一時的な財政負担であっても永久的な支出ではない。また、建設費については国や府県などの助成も期待できる。しかしながら、下水処理場の維持管理に対する負担はその下水処理場が運転している限り継続される半永久的な支出であり、それは利用者からの下水道使用料によってその大半がまかなわれるものである。

このようなことから、放流先下流部の水利利用者の下水処理場放流水質に対する要望をできるだけ満たしながら、下水処理場での維持管理費をできるだけ軽減できる処理法の選定について検討を行なったものである。工場群の業種、規模などは異なるし、その立地条件なども地域によって相違する。このようなことから、ここに記載した4つのケースについては個別に種々の調査および試験を行なって検討を加え、上記の理由から、経済性をも充分加味して処理・処分法に関する提案を行なった。この中には用地取得が全く困難であるため、やむを得ず活性汚泥法の採用したものもある。しかし、その立地条件、

その地域が有する利点などを利用して、維持管理費が軽減できる処理法について検討し、提案するようにした。

工場群からの排水と家庭下水との共同処理を行なった場合には、工場群からの排水を単独で処理する場合に比べて幾つかの利点があって、その方が国および地方公共団体にとっても、また工場側にとっても、得策であることはすでに知られてきた。ここに記載した4つのケースでも家庭下水を工場群からの排水と同時に、または公共下水道事業の進展とともに受け入れることにより、工場群からの排水を単独で処理する場合に比べて処理水質の清浄度を高く保ち、常に安定した処理を行なうことを確認した。

また、工場群からの排水を多量に含む下水では、その有機物濃度が高いため、2次処理における除去が高率になっても処理水中の有機物がかなり残留している場合も認められる。しかし、これ以上の処理を行なうことは現段階では経済的に不利であることから、他の水利利用に障害を与えないように処理水を処分することも考慮されなければならない。本文では処理と処分とを組み合わせた経済的な水質汚濁防止対策についても合わせて述べることにした。

2. 化学、皮革、鉄工、染色などの工場群からの排水と家庭下水との共同処理——和歌山市塩屋下水処理場の計画について

(1) 下水道計画の概要と計画下水量の推定

和歌山市内を貫流している和歌川の河口部は和歌浦といわれる名所であって、また養殖「海苔」の産地としても広く知られている。戦後この和歌川の中流部には皮革、染色などの工場群のほか、種々の化学工場、鉄製品製造工場などがつぎつぎに建設されて操業を開始し、その排水を和歌川に放流するようになった。このため昭和23年頃より化学、染色などの工場群からの排水が「海苔」の収穫に悪影響があるとして養殖業者と工場側との紛争が発生したのを、和歌山市の斡旋によって官民の関係者による「和歌川汚水対策委員会」が設けられて、その解決策として各工場に排水の中和沈殿槽を設けること。中・下流部の境界付近に位置する小雑賀橋近くに仮堰を設けて、工場排水を含む河水の和歌浦への流入を遮断することが計画実行された。しかしながら、昭和29年12月に和歌浦に養殖中の「海苔」が一夜にしてほとんど壊滅的な被害を受けたことから両者間の紛争は尖鋭化したが、和歌山県が仲介して「和歌川問題対策協議会」が設置されて、さらに仮堰を整備するなどの条件によって一応の解決をみたものである。この時の海苔の被害の原因は「赤くされ病」によるものであると判断されたが、この

原因が工場排水によるものであると完全に断定するまでには至らなかった⁹⁾。

このようなことが契機となって、この問題の抜本的解決策として、和歌山市では和歌川沿岸の工場群からの排水を集めて処理したうえ、放流するための管渠および下水処理場を建設すべく昭和32年度より特別都市下水路事業に着手した。これと同時に京都大学に依託してその排水の処理法の選定などについての調査を実施した⁹⁾。しかし、管渠工事にかなりの年数を費やしたので下水処理場工事が着工された昭和38年度には、昭和32年度における京都大学が実施した調査時の状況に比べて工場数、製造品目、生産量などがかなり変動していると予想された。このため下水処理場の第1次処理施設の着工前に工場群からの排水を受け入れている既設排水路等より採取した試料によって混合試料を調製して下水処理場流入水質の予測を行なうと共に、第1次処理方式の選定を行なった。しかしながら、工場群からの排水の下水処理場への流入に関しては各時間毎の下水流量、下水水質の変動が著しいため、既設の排水路などから得た単一の試料によって調製した混合試料に基づく下水処理場計画では種々の不確定要素を含み、適格な処理が期待できないおそれもあると考えられた。このため、昭和39年度に至り、幹線管渠および下水処理場第1次処理施設の1系列の完成によって、これらの工場群からの排水を下水処理場に流入させて沈殿処理を行ないうることになったので、実際にどのような水量、水質を有する下水が下水処理場に流入することになるか。第1次処理でいかなる処理効果を期待できるか。さらには第2次処理を行なうとするとい

かなる設計条件をとりうるか。……などについて知るために必要な調査を実施した⁷⁾。

本下水道計画では和歌川流域384.3ヘクタールに存在する130の工場群からの排水と家庭下水とを和歌川河口部に近い塩屋に建設される下水処理場に集めて処理したうえ、和歌川に放流せんとするものである。ただ、この地区は雨水排除についても問題が多いため、下水排除方式を合流式として計画し、雨天時には晴天時下水流量の3倍までについて2次処理を行なった後放流することとし、また晴天時下水流量の6倍までについては、沈殿処理したうえ放流することとして計画を行なうこととした。1日平均下水流量は工場排水、家庭下水および地下水流入量について次のような方法で推定した。

(i) 工場排水量については工業用水、上水道および井戸水の使用量から算定することとした。第1回目の調査は昭和36年に行なわれたが、検討の結果再調査を要することが判明したので昭和37年10月より昭和38年9月までの1年間の各工場の使用水量を工業用水、上水および井戸水について詳細に調査した。この使用水量調査の結果、化学関係の工場用水量は当時の調査の見積もりが過大であったこと。他の業種の工場用水量については当時の見積もりが過小であることが判明した。しかし全工場用水量については当時の推算値43,229m³/日に対して昭和37年10月より昭和38年9月までの1年間については表-2.1に示すように、その推算値は43,167m³/日と非常に近似した値が得られた。このため、大なる方の推算値を工場用水使用量として採用することとした。工場用水使用量のうちで少くとも数パーセントは製品内に

表-2.1 昭和37年10月より昭和38年9月までの業種別使用水量

事 項	種別および 工場数	化 学 (25)	染 色 (6)	鉄 工 (14)	織 物 (6)	皮 革 (78)	そ の 他 (1)	計 (130)
月間の最大値 とその発生年月		749,314 178,614 38/7	99,768 77,618 38/9	57,528 33,178 38/7	63,315 2,315 38/8	177,709 105,509 38/4	13,967 5,217 37/12	1,130,623 371,473 38/7
月間の最小値 とその発生年月		687,142 116,442 38/3	73,639 51,489 38/1	44,816 20,446 38/1	61,336 336 37/10	150,517 78,317 37/11	8,753 3 38/4	1,048,925 289,775 38/1
37年10月より38年 9月までの総計		8,485,575 1,637,175	1,061,224 795,424	591,152 298,952	750,901 18,901	1,943,333 1,076,933	117,992 12,992	12,950,177 3,840,377
1日当たりの平均値		28,285 (32,980)	3,537 (1,073)	1,971 (783)	2,503 (2,440)	6,478 (5,603)	393 (350)	43,167 (43,229)

(注) 1) 上段の値は上水、工業用水、井戸水の1カ月合計、下段の値は上水および工業用水の1カ月合計をそれぞれ示した。

2) 1カ月当たり使用水量は年間300日、月平均25日として計算した。

3) 1日当たりの数値のうち()内は昭和36年の第1回工場用水調査結果による。

4) 月間最大値および最小値の項の最下項は発生年/月を示す。

含まれたり、製造工程中で蒸発したりして工場排水とはならないものがある。しかし、この量を正確には握るのは非常に困難であるため、工場用水使用量と工場排水量とは等しくなると仮定し、後述する地下量の算定については工場排水を除外した家庭下水量のみについて見積もった。

(ii) 家庭下水量については処理面積384.3haにつき、人口密度160人/haとした62,000人を処理対称人口とした。使用水量は和歌山市真砂浄水場における給水実績より求めた。同浄水場の昭和39年8月18日(夏期の代表例)の1日合計の給水量は38,881m³、また昭和40年2月10日(冬期の代表例)の1日合計の給水量は33,546m³であった。和歌山市水道部の調査によれば上水道の給水量は漏水、および工業用としての使用量を除くと浄水場における配水量の約50%が家庭用として使用されているという。家庭下水を算出するために、この数値を採用するならば、1日1人当たりの上下水道使用水量は夏期約200l、冬期約180lとなる。なお、水洗便所が普及すると上下水道給水量は3割程度増加され、それにともない家庭下水量も増加するが、水洗便所の普及にはかなりの時間がかかるとみられるし、また処理対称人口の将来推定値もかなり大きい数値が見込まれているので、現在の1日当たり平均給水量200lが1人1日当たりの平均家庭下水量と等しくなると仮定して積算を行なうこととした。なお、図-2.1には真砂浄水場の上水道配水量の時間変化を示した。

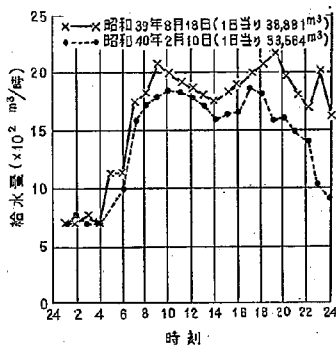


図-2.1 真砂浄水場時間別配水量

(iii) 下水管渠に流入される地下水量については、前記(i)で述べたように工場排水分に相当する地下水量は見込まず、家庭下水のみについてその約20%程度を加算した。

(iv) 以上のようにして仮定した工場排水量、家庭下水量、地下水量について積算して下水処理場に流入される1日平均水量を求めると次のようになる。

工場排水量(表-2.1より) 43,229m³/日
 家庭下水量 (62,000人×200l/人/日) 12,400m³/日
 地下水量 (62,000人×200l/人/日×0.21)
 2,600m³/日

合 計 58,230m³/日

工場排水を多量に含有する下水が流入される下水処理場の設計のためには、上記の1日平均下水水量で設計することは非常に危険であり、工場の操業状態を考慮して昼間および夜間の流入量を推定しておかなければならない。この昼間および夜間の流入下水量の推定は次の方法で実施した。

(v) 工場排水の算定のために本地区130工場のうち昼夜連続操業を実施しているのを調査したところ、有機化学系の本州化学、無機化学系の南海化学および染料中間体製造の菅井化学の3社であることが判明した。このため表-2.1に示した昭和37年10月ないし昭和38年3月の工場用水使用量調査結果に基づいて、次の仮定によって昼間および夜間の下水量を求めた。

(イ) 工場排水量は前記(i)で定めた43,229m³/日とする。

(ロ) 昼間および夜間連続操業の3社については、夜間の使用水量は昼間の60%とする。

(ハ) 昼間は13時間、夜間は11時間とする。

表-2.1の調査では工場用水使用量43,167m³/日に対して連続操業3社の工場用水使用量は23,236m³/日であった。上記の仮定より計算すると昼間使用水量は上記3社について1,179m³/時、その他の工場について1,531m³/時となり、合計して2,710m³/日である。また、夜間使用水量は上記3社のみについての積算値たる707m³/日を得る。なお、本数値は工場用水使用量43,167m³/日に対するものであり、仮定(i)で述べたように、これを工場用水使用量43,229m³/日に相当するものとすれば昼間の工場用水使用量は2,720m³/時とするのが適当である。なお、(i)で述べたように工場用水使用量と工場排水量とは等しいと仮定し、上記の用水量を工場排水量として考慮する。

(vi) 上水道給水量については図-2.1に示した真砂浄水場における実績から午前7時より午後8時までの13時間平均配水量と24時間平均配水量との比を8月および2月について求めると、8月については1.15、2月については1.25であった。(ii)で算出した家庭下水量の算定において上水道使用量の多い8月の1日1人当たり給水量200lを基準としたので、ここでも8月の比率たる1.15を採用することとする昼間13時間については595m³/時、夜間の11時間については424m³/時となる。

(vii) 地下水量については家庭下水量の流入量に関係なく、24時間にわたって平均して流入することと仮定す

ると、毎時間当たり $103\text{m}^3/\text{時}$ となる。

(viii) 上記の積算結果から昼間下水量および夜間下水量について次の数値をうる。

昼間下水量 (13時間)

$$2,720\text{m}^3/\text{時} + 595\text{m}^3/\text{時} + 103\text{m}^3/\text{時} \\ = 3,418\text{m}^3/\text{時}$$

夜間下水量 (11時間)

$$707\text{m}^3/\text{時} + 424\text{m}^3/\text{時} + 103\text{m}^3/\text{時} \\ = 1,234\text{m}^3/\text{時}$$

このようなことから、下水処理場内各施設の設計下水量としては、上記の昼間下水量たる $3,418\text{m}^3/\text{時}$ を採用することとしたものである。これは1日平均下水量の1.41倍に相当する。

(2) 工場群からの排水の水質と下水処理場に流入される下水水質の推定

和歌川沿岸に存在する工場群の業種と各工場数、工場用水使用量は表-2.1に示した。同表からみて皮革工場群はその数が全工場数の60%を占めているが、その規模は小さく、工場用水量はわずか13%をしめているに過ぎない。この皮革工場群は同下水処理区上流端付近の1地区にかたまって存在し、その排水はすべて既設の芦原ポンプ場に同地区内の家庭下水、顔料製造の紀和化学から

の排水と共に流入している。鉄工業、染色工業、織物工業では工場数も少なく、工場用水使用量は3業種を合わせても皮革工場群の75%を占めているに過ぎない。処理区域内の工場群の中でその数は全工場数の18%を占めているに過ぎないが、工場用水使用量が76%を占めているのは化学系工場群である。その業種には顔料製造工業、有機化学原料工業、タールピッチ製造工業、食用色素製造工業、硫化染料製造工業、染料中間体製造工業、無機化学工業などがあり、和歌川の水質汚濁の主要なる部分を占めている。これら化学系工場群はその業種によって区分すると、表-2.2に示すとおりである。化学系工場群は業種によってその排水の水質は非常に異なるものであることが明白であり、かつ工場用水量が非常に多いことから、それぞれが皮革工業、鉄工業、染色工業、織物業など同一のウェイトをもつものと考えるのが妥当であろう。

このようにして区分した11業種について、各業種のうちで最大の規模を有する工場をその業種の代表工場として、その業種内の工場群から排水のすべてを代表させることとして、前節(1)での計画下水量の算定方法に準じ

表-2.3A 混合試料調製のための流量百分率 (昼間用)

代表業種	代表工場	推定流量 ($\text{m}^3/\text{時}$)	百分率 (%)
皮革工業	芦原ポンプ場	831.6	25.3
鉄工業	三菱電気	241.0	7.3
染色業	三光染業	278.0	8.5
織物業	日本繊維	278.0	8.5
有機化学原料工業	本州化学	976.3	29.7
タールピッチ工業	大同油化	10.6	0.3
食用色素工業	協和化学	42.6	1.3
硫化染料工業	南海染料	17.4	0.5
染料中間体工業	菅井化学	190.8	5.8
無機化学工業	南海化学	392.0	11.9
その他	キング除虫菊	29.9	0.9
計	—	3,288.2	100

(注) 芦原ポンプ場排水には顔料工業の紀和化学からの排水および家庭下水を含む。

表-2.3B 混合試料調製のための流量百分率 (夜間用)

代表業種	代表工場	推定流量 ($\text{m}^3/\text{時}$)	百分率 (%)
有機化学原料工業	本州化学	578.4	68.2
染料中間体工業	菅井化学	34.8	4.1
無機化学工業	南海化学	235.2	27.7
計	—	848.4	100

表-2.2 業種別化学系工場の種類

業 種	工 場 名
顔 料 工 業	○ 紀和化学
有 機 化 学 用 原 料 工 業	○ 本州化学 大和化学 大和化成
タールピッチ 工 業	○ 大同油化 日本油化
食用色素工業	○ 協和化学
硫化染料工業	○ 南海染料
染料中間体 工 業	○ 菅井化学 日本化学 大新化成 根本化学 東洋化学 旭工業 和歌山精化
無機化学工業	○ 南海化学
そ の 他	○ キング除虫菊 工業試験所 大栄化学 大阪ガス 芦田化学

(注) ☐ は業種別代表工場を示す。

○ 印は24時間操業工場を示す。

第-2.4 主たる汚濁源から

採取場所 項 目	芦 原 ポンプ 場	三 菱 電 気	三 光 染 業	日 本 繊 維
水 温	21.5~22.5	22~22.5	22~22.5	22~22.5
濁 度	2,300~6,000	25~250	500~600	3~130
色 度	75~8,000	12~300	110~850	5~20
()内はろ液の色度	(125~200)	(10~30)	(120~280)	
pH	9.18~9.43	2.6~6.62	5.57~9.76	5.87~7.41
P 酸 度	—	—	—	—
M 酸 度	—	—	—	—
M アルカリ度	195~1,192	0~41.9	38.2~166.4	38.2~81.2
蒸 発 残 留 物	9,328~12,794	146~3,956	1,554~2,008	256~280
浮 遊 物	2,638~5,894	102~134	72~288	32~44
強 熱 残 留 物	4,676~6,670	108~1,826	428~1,128	94~158
総 硬 度	2,385~2,394	52.4	341~616	73.4~116.2
Ca 硬 度	1,061~1,067	41.9	108~434	39.4~55.6
Mg 硬 度	1,318~1,333	10.5	182~233	34.0~60.6
全 鉄	0.47	1.08~1,178	0	0.38
塩 素 イ オン	3,195~3,290	37.4	453~667	48.1~50.7
KMnO ₄ 消費 量	6,960~8,560	63.6~288	849~1,816	120~370

(注) 水温は(°C), 濁度, 色度は(度), 水温, 濁度, 色度, pHを除く他の項目は(mg/l)で表わしてある。

てその昼間操業中の計画下水量および混合試料の百分率を求めると表-2.3Aに示すとおりである。このうち表-2.2に示した顔料製造工業の紀和化学からの排水は芦原ポンプ場に皮革工場群からの排水などと共に流入されているので、紀和化学からの排水と皮革工場群からの排水とは芦原ポンプ場流入水で代表されるものとした。

夜間操業中の工場は化学系工場のみであり、それは表-2.2に示した本州化学、菅井化学および南海化学の3工場である。それゆえ、この3工場からの排水について前期〔1〕での計画下水量の算定方法に準じて、その夜間操業中の計画下水量および混合試料の百分率を求めると表-2.3Bに示すとおりである。表-2.3A, Bの計画下水量のうち、化学系工場群の計画下水量は調査時点と下水処理場操業開始時期とは過去の生産量の延びからみて相当変わることが予想されたので、混合試料調製の百分率としては化学系工場群からの排水のウェートを高くして、これを一率に2割増させて推定下水量を算出している。

表-2.3より、昼間の混合試料として水質的に大きな影響力を有するのは本州化学、芦原ポンプ場および南海化学からの排水であり、これら3箇所だけで全体の70%を占めている。また、夜間の混合試料として水質的に大きな影響力を有するのは本州化学であり、1工場のみで全体の70%を占めている。このように下水処理場に流入する工場群からの排水の水質としては、昼間、夜間を通じて有機化学原料工場たる本州化学からの排水の影響が非

常に大きいものとなっている。芦原ポンプ場および各業種の代表工場からの排水の水質調査は、それぞれ2~3回にわたって実施したものであり、その結果は表-2.4に示した。これによると皮革工場群からの排水のほか、顔料製造の紀和化学からの排水および地区内の家庭下水が含まれる芦原ポンプ場流入下水の水質は、皮革工場群からの排水が大きなウェートを占めているため、常にアルカリ性を呈し、そのpHは9.0~9.5の範囲にある。そして工程中で使用される石灰液の影響を受けて硬度が高く、原皮が塩漬けされて持ち込まれる関係上排水中の塩素イオン濃度が高く、かつ有機物濃度が非常に高いものであった。鉄工業の代表工場たる三菱電気からの排水は時間によっては強い酸性性を呈し、かつ無機物濃度から高いこともあるが、操業中の大部分の時間帯での排水の汚濁の程度は比較的低い数値を示した。この三菱電気ではその製造工程の一部にメッキ部門を有するので、その排出される水質としては重金属類や毒性物質が含まれてくる危険性があったが、下水処理場への流入下水中に占める本工場からの排水の割合は比較的小さいものであるため、これらの分析は行なわれなかった。染色業の代表工場たる三光染業からの排水は使用される染料や染色助剤の影響を受けて、そのpHは5.6~9.8の間で変化し、かつ溶解性物質、有機物濃度の高い排水となっている。繊維業の代表工場たる日本繊維からの排水は、その有機物濃度がやや高い場合も見受けられたが、工場群からの排水全体からみた汚濁の程度としては比較的低いものであった。

の水質(測定結果の範囲)

本州化学	大同油化	協和化学	菅井化学染料	南海化学	キング除虫菊
17.0~23	23	23	24.5	17.0~24.5	17.2~24.5
35~200	15	15~40	88	6~44	40~65
100~3,200	40~4,000	450~8,000	1,610~1,920	15~64	250~470
3.05~8.70	0.58~2.02	1.09~13.1	1.40~1.69	6.53~7.46	1.25~2.08
133	804	13,990	4,880		4,040
124.4	804	13,890	453		397
46.7~166.3	0	0	—	99.6~103	0
14,852~16,712	1,358~90,072	2,778~23,314	13,192~14,000	22,000~28,296	10,510~26,000
1,790	9,216	42~864	23.5~316	6.8	64.5~80
4,958~8,264	280~1,124	1,452~20,122	9,700~10,040	14,758~15,000	3,810~14,000
5,262~5,760	105.5~149.5	556.5~1,073	391	6,280~8,180	11,130
2,677~2,930	53.7~90.9	303~342	195.4	2,860~3,970	9,860
2,585~2,830	51.8~58.6	253.5~731	195.6	3,420~4,210	1,270
63.1	33.4	10.53	192	0.66	38.9
7,740~8,260	56.6~287	969	1,490	9,530	10,600
320~629	307~3,735	1,056~7,920	1,880~2,240	11.5~32.2	10,200~11,760

化学系工場群からの排水のうちで最も大きな割合を占めているのは有機化学原料工業からの排水である。それは表-2.3に示したように昼間操業中の工場群からの排水のうちの約3割、夜間操業中の工場群からの排水のうちでは実に7割を占めており、その昼間操業における大部分、夜間操業の全量は本州化学から排出されている。この本州化学からの排水は一般的にみて、pH 3~5の範囲にあることが多く、ごくまれに弱アルカリ性を呈する。この排水中に含有する有機物濃度は比較的低いが、無機化合物の含有量が多く、とくに硬度、塩素イオン濃度が高い値を示していた。タールピッチ製造工業の代表工場たる大同油化からの排水は後述の協和化学、菅井化学、キング除虫菊などからの排水とともにその酸度が非常に高く、その影響を受けてpHは0.5~2.0を示した。そして溶解性物質は極端に高い場合も認められたが、その大部分はタールなど比較的分解されがたい有機物によるものであった。食用色素製造の協和化学からの排水はpH 1~2と強い酸性を呈することもあるし、pH 13と強いアルカリ性を呈することもあった。排水中には有機物、無機物ともに高く、かつその色度は芦原ポンプ場流入水とともに非常に高い値を示した。

染料中間体製造の菅井化学からの排水と硫黄染料製造の南海染料からの排水は、1本の排水路に排出されているために混合された状態で採取して分析を行なった。しかし同排水路に排出されているうち、南海染料からの排水は1割にも満たないため、排水の水質はそのまま菅井

化学からの排水の水質を示していると考えてさしつかえないものであった。その水質としてはpH 1.4~1.6と極端に低い酸性を呈し、かつ溶解性物質が多く、そのうちの7割は無機物、残り3割は比較的分解しがたい有機物とみられる。無機化学工業たる南海化学からの排水はまったく無機物のみを含有する、特に硬度の高い排水であった。特殊な工場排水として殺虫剤製造のキング除虫菊工場からの排水がある。この排水のpHは1.3~2.1となる強い酸性を呈し、かつ有機物、無機物ともにその濃度が高いものであったが、同工場からの排水量は下水処理場流入水質に占める割合は低いので、それほど大きな影響を与えることにはならない。このように化学系工場群からの排水は一般に酸性で、中には極端に低いpHを示すものもあり、このままでは管渠の材質を腐食することが懸念される。また、それと同時に下水処理場への有機物および無機物の負荷もかなり大きなものとなることが予想される。

表-2.3に示した混合試料調整用流量比に基づいて調整された混合試料は昼間用について13試料、夜間用について12試料に及んでおり、水質分析結果の範囲と平均は表-2.5に示すとおりである。

表-2.5に示したうちで昼間用混合試料の分析結果を総括すると次のとおりである。

(i) 濁度、色度とも非常に高く、濁度の最高は4,000度、平均1,060度、色度の最高は1,600度、平均970度であった。ろ過するところ液中の色度は上記の1/2~1/3

表-2.5A 表-2.3A(昼間用)に基づく混合試料分析結果(調査回数13回)

項 目	最小値	最大値	平 均
水 温	15.7	26	21.7
濁 度	400	4,000	1,040
色 度	750	1,600	970
()内はろ液の色度	(140)	(600)	(277)
pH	3.4	8.9	6.20
M アルカリ度	0	1,201	150
蒸発残留物	8,106	12,836	11,340
浮遊物	432	2,097	930
強熱残留物	2,472	8,514	6,370
総 硬 度	2,920	4,260	3,530
Ca 硬 度	1,185	2,185	1,790
Mg 硬 度	1,580	2,075	1,740
全 鉄	0.68	10.0	8.05
塩 素 イ オン	2,145	5,750	4,690
KMnO ₄ 消費量	936	2,889	1,910
B O D	168	266	220

(注) 水温は(°C), 濁度, 色度は(度), 水温, 濁度, 色度, pHを除く項目は(mg/l)で表わしてある。

に減少することからみて, 色度はコロイド性物質によるものが多い。

(ii) pHの低い試料では3.4および4.15, アルカリ性でpH 8.9を示したことがあったが, 一般には6.05~6.88の弱アルカリ性を示した。

(iii) 試料中の蒸発残留物の最高は12,830mg/l, 平均は11,340mg/lを示した。浮遊物は比較的少なく最高で2,097mg/l, 平均で930mg/lであり, 溶解性物質は平均でも10,000mg/lを越える。また, 強熱残留物は最高で8,514mg/l, 平均で3,530mg/lを示し, 蒸発残留物中には有機物の含有量がかなり多い。

(iv) 総硬度は最高4,260mg/l, 平均で3,530mg/lと相当高い濃度を示した。このうちCa硬度とMg硬度との割合はいずれの場合もほぼ等濃度であった。塩素イオンは最高5,750mg/l, 平均4,690mg/lとかなり高い値を検出したが, これは皮革工場群において原皮の洗浄時に塩漬に利用されていた食塩が溶出してくるのと, 南海化学, キング除虫菊などの化学系工場群から排出されるものである。また, 鉄は鉄工業の三菱電気などから排出されるものであるが, その排出量の全体に占める割合の低いことを反映して, ごく低濃度が検出されたに過ぎない。

(v) BODは最高266mg/l, 最低168mg/lであったが, KMnO₄消費量は最高で4,106mg/l, 平均1,910mg/lとかなり高い数値を示した。これは比較的分解しがたい

表-2.5B 表-2.3B(夜間用)に基づく混合試料分析結果(調査回数13回)

項 目	最小値	最大値	平 均
水 温	18	26	23.1
濁 度	25	400	117
色 度	500	4,000	1,400
()内はろ液の色度	(210)	(1,250)	(470)
pH	2.53	8.9	4.86
P 酸 度	104.5	219.2	166.7
M 酸 度	92.7	161	127.3
M アルカリ度	0	723	147.7
蒸発残留物	9,534	19,790	16,630
浮遊物	35	732	232
強熱残留物	3,300	13,672	9,260
総 硬 度	4,505	8,060	5,920
Ca 硬 度	2,130	3,939	3,054
Mg 硬 度	2,115	4,800	2,866
全 鉄	0.76	62.5	16.4
塩 素 イ オン	4,327	9,730	7,750
KMnO ₄ 消費量	332	8,030	1,250

(注) 水温は(°C), 濁度, 色度は(度), 水温, 濁度, 色度, pHを除く項目は(mg/l)で表わしてある。

有機物の含有量の多いためと解される。

(vi) 三菱電気などの排水に含まれているとみられる6価のクロムイオンは分析を行なった4試料中では検出されなかったが, シアンは1試料中で2.4mg/lが検出された。

表-2.5に示したうちで, 夜間用混合試料の分析結果を総括すると次のとおりである。

(vii) 濁度は最高が400度, 平均が117度で昼間の混合試料に比べて極端に低く, 色度は最高4,000度, 平均1,400度と昼間の混合試料よりも高くなっている。濁度が昼間の混合試料に比べて低かったのは, 芦原ポンプ場流入水の主体を占める皮革工場群からの排水が含まれなかったこと。夜間の混合試料で色度が高かったのは, 夜間操業を行なっている化学系工場群の排水の色度が皮革工場群からの排水同様相当高いものであることを示した。

(viii) pHは酸性で2.5~4.5の範囲にあることが多い。まれに弱アルカリ性を呈することがあったが, 夜間操業の3社はともに酸性排水を排出すること。芦原ポンプ場流入下水のような常時アルカリ性を呈する排水の流入のないことからみて, 夜間は昼間に比べて下水処理場流入水の水質は相当高い酸性を示すことが予想される。

(ix) 蒸発残留物は最高19,790mg/l, 平均16,630mg/lと昼間の混合試料に比べて40%程度高くなっており, 浮遊物は最高で732mg/l, 平均で232mg/lと昼間の混合試

料に比べて4程度であった。すなわち、芦原ポンプ場流入下水など浮遊物の比較的多い排水が含まれない場合には、蒸発残留物のほとんどすべてが溶解性物質であり、かつその溶解性物質は昼間の混合試料に比べて50~60%も高くなっていた。強熱残留物は最高で13,672mg/l、平均9,260mg/lであり、昼間の混合試料に比べて2.5倍程度という高濃度を検出した。すなわち、夜間の混合試料では蒸発残留物が昼間のそれよりも高い濃度を示したが、その増加分のすべては溶解性の無機物であった。

(x) 総硬度は最高8,060mg/l、平均5,920mg/lと昼間の混合試料に比べて70%程度高い濃度を検出した。Ca硬度とMg硬度との割合は昼間の混合試料同様にほぼ1対1であった。塩素イオンは最高9,355mg/l、平均7,750mg/lと昼間の混合試料よりも80%程度も高く、また鉄含有量は最高62.5mg/l、平均16.4mg/lとなっており、3社の化学系工場排水中の無機物含有量の多いことはここでも現われていた。

(xi) KMnO_4 消費量の最高は8,130mg/l、最低は322mg/l、平均は1,250mg/lであったが、最高値たる8,130mg/lを除いての平均は685mg/lであり、昼間の混合試料のそれに比べて極端に低下しているのが認められた。

(3) 1次処理法の選定

表-2.5に示したように、下水処理場に流入を予定されている工場群からの排水の水質は一般に酸性であり、昼間においてはpH3~4に、夜間においてはpH2.5~4.5になる可能性がある。また、個々の工場からの排水についても、そのpHが0.5~1.5に低下するものである。このようにことからpH調整を必要とすること。このpH調

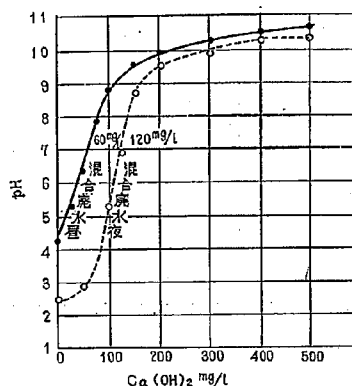


図-2.2 混合試料の中和滴定曲線の例 (7回目)

整は管渠の維持管理のためにも必要であることがわかった。1例として表-2.5の混合試料のうち、第7回目の試料の中和滴定曲線を図示すると図-2.2に示すとおりである。すなわち、pH7には昼間で60mg/l、夜間で120mg/lの消石灰を要することがわかった。昼間ではここに示したpH4.15の場合よりもpHが低下して、pH3.4となった混合試料があったが、図-2.2に示した両中和滴定曲線の関係からみて、pH3.4の場合には、消石灰の所要量は85mg/l程度になると推定される。また、夜間ではここで示したpH2.57のほかpH2.53があるが、この場合の消石灰所要量はpH2.57と大差ないものと推定できるので、夜間については一応消石灰の所要量は120mg/l

表-2.6 京都大学の昭和32年度調査による混合試料の凝集沈殿試験成績

実験 番号	凝 集 剤		沈殿性状	pH	色 調	透視度 (cm)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)
	種 類	添加量 (mg/l)						
混合試料の水質				3.9	褐 色	3.4	765	260
1	Ca(OH) ₂	1,800	良 好	7.1	淡褐色	18.0	529	145
2	Ca(OH) ₂ Al ₂ (SO ₄) ₃	1,000 200	良 好	5.8	淡黄色	9.1	602	153
3	NaHCO ₃ Al ₂ (SO ₄) ₃	1,000 500	最 良 好	5.8	淡黄色	9.2	—	149
4	NaHCO ₃ FeCl ₃	2,000 2,200	やや不良	6.6	淡紅色	4.5	760	135
5	Na ₂ CO ₃ FeCl ₃	500 1,100	不 良	—	—	—	—	—
6	大理石ろ床	—	—	5.8	淡黄色	4.5	—	—
7	NaHCO ₃ Al ₂ (SO ₄) ₃	2,000 200	不 良	6.6	淡黄色	—	—	—

(注) 凝集後の沈殿時間は1時間とした。

表-2.7A 昼間用混合試料の凝集沈殿試験成績

混合試料名	原 水				凝集剤注入量 (mg/l)		処 理 結 果			処 理 後 上 澄 液			
	色 度 (度)	濁 度 (度)	pH	BOD (mg/l)	Ca(OH) ₂ (mg/l)	苛 性 化 デ ン ブ ン (mg/l)	フロック* 状 態	沈降速度 (mm/min)	汚 泥 量 (%)	pH	色 度 (度)	濁 度 (度)	BOD (mg/l)
第 1 回	600	900	6.52	—	100	—	C	15	5	6.5	200	18	—
第 2 回	500	750	5.13	—	—	5	B	30	—	7.5	140	10	—
第 3 回	600	750	3.4	232	—	10	A	70	3	7.42	200	8	—
第 4 回	600	900	6.8	266	—	10	A~B	20	2~3	8.35	170	60	77.2
第 5 回	800	1,000	6.05	250	—	10	A	50	10~12	8.15	500	20	85
第 6 回	750	620	6.75	168	—	5	A	60	4	8.3	300	25	86
第 7 回	850	400	4.15	239	—	5	A	50	5	7.25	400	12	69.2
第 8 回	400	120	7.16	170	—	5	A	—	—	8.38	—	—	100
第 9 回	800	600	6.2	—	—	5	A	100	1	8.9	300	12	—
第 11 回	1,000	400	6.33	—	—	5	C	—	少量	8.7	900	300	—
第 12 回	700	80	6.38	—	—	—	C	—	17	8.2	300	60	—

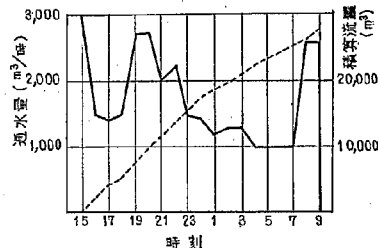
表-2.7B 夜間用混合試料の凝集沈殿試験成績

混合試料名	原 水				凝集剤注入量 (mg/l)		処 理 結 果			処 理 後 上 澄 液		
	色 度 (度)	濁 度 (度)	pH	BOD (mg/l)	Ca(OH) ₂ (mg/l)	苛 性 化 デ ン ブ ン (mg/l)	フロック* 状 態	沈降速度 (mm/min)	汚 泥 量 (%)	pH	色 度 (度)	濁 度 (度)
第 3 回	800 (250)	150	5.6	55.8	100	5	A	100以上	少量	8.4	400	8
第 4 回	800 (250)	75	5.25	38.9	—	—	—	—	—	—	—	—
第 5 回	1,750	25	3.3	40	100	5	B	25	1	5.95	1,000	6
第 6 回	1,250	100	6.2	—	100	5	A	100	2~3	8.85	900	6

* フロック状態の表示は下記による：A—非常に重い，B—良好，C—やや良，D—軽く細かい，E—不良

表-2.8 通水運転時間と通水量

日 時	運 転 時 間	総流量 (m^3)	時間平均 通 水 量 (m^3/h)
9月14~15日	14日10時~ 15日9時30分	35,310	1,503
9月17日	9時30分~16時	11,370	1,749
9月18日	14時~21時	13,440	1,920
9月21~22日	21日15時~22日9時	28,300	1,572
9月24日	9時~18時	17,540	1,949

図-2.4 通水試験時の揚水量の時間変化例
(9月21日~22日)

2,000 m^3 /日、菅井化学より635 m^3 /日の合計8,035 m^3 /日
が下水処理場に流入させることができなかった。また、9
月21日以降の2調査分については皮革工場群からの排水
5,400 m^3 /日、三光染業2,000 m^3 /日の合計7,400 m^3 /日の
ほか、芦原地区の家庭下水のかなりの量も流入できな
かった。いま、〔1〕で求めた計画工場排水量と今回の通水
試験結果について比較してみると、9月14~15日には10
時より翌朝9時30分まで運転しているので、これを24時間
間流入下水水量に換算すると

$$35,310m^3 + (1,503m^3 \times 0.5時間) + 8,035m^3 \\ = 44,097m^3/日$$

9月21~22日には15時より翌朝9時まで運転しているの
で、これを24時間流入下水水量に換算すると

$$28,300m^3 + (1,572m^3 \times 6時間) + 7,400m^3 \\ = 45,132m^3/日$$

すなわち、工場群からの排水の流入量はおよそ44,000~
45,000 m^3 /日になる。これは〔1〕で算定した計画工場排
水量43,229 m^3 /日に比べて約1,000~2,000 m^3 /日の増加
がみられるが、差異の程度からいって、〔1〕での計画工
場排水量推定のために用いた方法は正しかったとみてよ
いと考えられる。また、表-2.8において9月17日、18日
および24日に実施した昼間の通水試験結果は上記に示し
た9月14~15日および21~22日の終日通水試験時に比べ
て時間平均通水量が1,750~1,950 m^3 /時と終日通水試
験時に比べて200~400 m^3 /時上回った結果が与えられ
ている。これに通水試験当日工事の都合等で流入できな

かった皮革工場群からの排水、三光染料などの排水が昼
間13時間にわたって平均して流入されるものとして〔1〕
で求めた昼間の時間当たり工場排水量と比較してみる
と

$$9月17日については \\ 1,749m^3 + (8,035m^3 \div 13時間) = 2,367m^3/時$$

$$9月18日については \\ 1,920m^3 + (8,035m^3 \div 13時間) = 2,538m^3/時$$

$$9月24日については \\ 1,949m^3 + (7,400m^3 \div 13時間) = 2,518m^3/時$$

となり、〔1〕で求めた昼間の時間当たり計画工場排水
量2,720 m^3 /時に比べて200~350 m^3 /時少ない流入量とな
っている。これからみて夜間に操業を行なっている工場
数は始めの工場用水使用量調査時の3社よりかなり多い
と考えられる。1例として示した図-2.4は第1揚水ポン
プの揚水量の計量結果であり、工場排水の流入量の変化
を直接には示したものではないが、これからみても昼間
の平均揚水量は夜間のそれに比べてその比が低いように
見受けられる。すなわち、各工場の操業状態の季節変動
などを勘案すると、当初計画下水水量として求めたうち
の工場排水量2,720 m^3 /時は年間を通じてみた場合には
妥当な数値であったと考えてさしつかえない。

前記期間中の流入水質および第1次処理水質は図-2.6
ないし図-2.10に示した。このうち流入下水のpHの調
査では先きに調製した混合試料のpH測定結果を相当下
回る値を得た。9月14~15日の調査では流入水のpH
は4.1~8.6にあり、消石灰100mg/l添加して凝集沈殿
後の1次処理水のpHは6.8~8.6となったが、9月18日
の調査では流入水のpHが2.2まで低下したため、消石
灰100mg/l添加した1次処理水のpHも2.7までさらに上
昇しておらず、消石灰添加量は当初の計画よりも多量に
要することが見いだされた。9月14~15日の調査におけ
るM-アルカリ度の時間変化を示した図-2.6は図-2.5 A
とほぼ同じ傾向を示した。このようなことからpHと
M-酸度およびM-アルカリ度との間の相関を求めてみ
た。これは図-2.7に示すとおりであり、そこにはかなり
高い相関が認められた。そのほか、全蒸発残留物は
8,000~17,000mg/lで、混合試料を調整した場合には昼
間は比較的低く、夜間が高い濃度を示した。濃度として
は前記の混合試料と今回の通水試験時の水質とはほぼ等
しいが、昼間での含有量は予想以上に高濃度であった。
しかし、流入下水中の強熱残留物は先きに調製した混合
試料とほぼ等しい濃度を示した。

流入水のBODは400~1,400mg/lと広い範囲にあり、
当初予想したよりもかなり高い濃度であった。このため
1次処理水のBODも混合試料によって実施した凝集試
験時のものより相当高い濃度となった。しかし、本調査

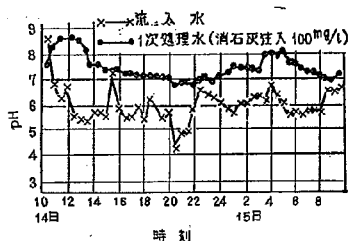


図-2.5A 流入水と1次処理水のpHの時間変化
(9月14日～15日)

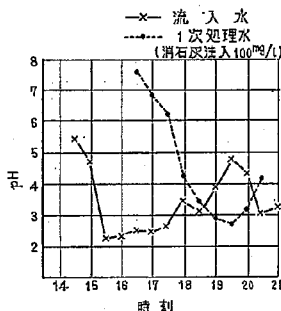


図-2.5B 流入水と1次処理水のpHの時間変化
(9月18日)

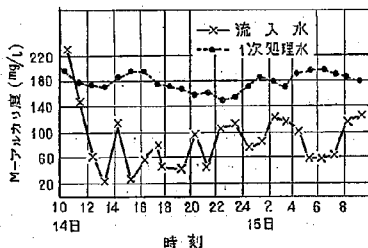


図-2.6 流入水と1次処理水のアルカリ度の時間変化
(9月14日～15日)

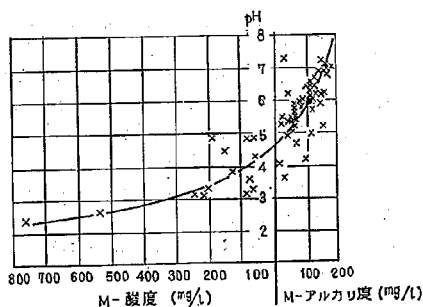


図-2.7 流入水のpHとアルカリ度との関係

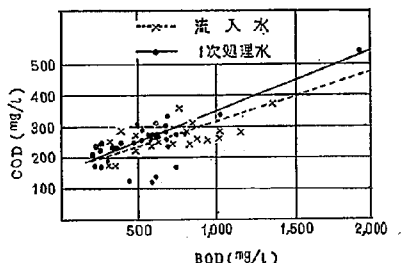


図-2.8 流入水および1次処理水のBODとCODとの関係

から1次処理によって30～50%のBOD除去が期待できることを得た。調査時のBODとCODについて、流入水および1次処理水の両者の相関は、pHとM-アルカリ度およびM-酸度との間の相関よりも高くはないが、図-2.8に示したように共に直線で示されるようである。生物学的処理の難易を示す目安として、BOD/COD比が0.6以上であれば完全処理が期待できるということがSymonsらの調査によって知られているが⁹⁾、1次処理水についてみた場合、BOD/CODは2.5～3.5の範囲にあり、分解しやすい有機物が非常に多いことが示された。その他の水質試験の結果として塩素イオン5,000～8,000mg/l、硫酸イオン1,000～2,000mg/lの含有が認められた。これらは塩の形で排水中に含有されているとみられる。

上記のように通水試験時に調査した流入水の水質としては、混合試料調製による水質分析結果と比べてpHとBODに大きな差異が認められた。このため沈砂池前における消石灰注入設備は、先きに設置したと同様の規模を有するもの1基を増設して併列運転可能に改造し、常時100mg/l(全体として150mg/l)最大160mg/l(全体として210mg/l)まで注入できるようにした。さらに強度の酸性排水を排出する工場に対しては、その排水を平均化するための処置を講じることが必要である。

BODに関しては9月14～15日の調査結果から流入BODの総量は27,457kg、総流入下水量は34,318m³であって、流入下水の平均BODは約800mg/lであった。前に述べたように本通水試験時には、芦原ポンプ場に集まる皮革工場群からの排水5,400m³/日の1部を流入させることができなかった。この皮革工場群からの排水の平均BODは1,400mg/lであり、これらが本通水試験時に流入されていたとした場合には、流入下水の平均BODは約950mg/lになったと考えられる。〔1〕で示したように本下水処理場には平均BOD950mg/lの工場群からの排水43,300m³/日のほか、平均BOD200mg/lの家庭下水12,400m³/日と地下水2,600m³/日が流入される

ので、全下水の平均BODは760mg/l になるとして2次処理施設の設計を行なうことが適当である。

〔5〕 活性汚泥処理の実験

塩屋下水処理場に流入する下水の濃度はBODとして760mg/l にも達するため、2次処理施設におけるBODの除去は家庭下水を主体とする下水処理場のそれに比べて、相当厳格に考えなければならない。このような高濃度の有機物が含有する下水の2次処理法として幾つかの方法が考えられるが、市当局において取得可能な下水処理場面積では土地の広さを利用し、安価な維持管理費によって高率のBOD除去が期待できる2次処理法は、用地の関係上、残念ながら採用できないことが明確であったので、ここでは維持管理費が高価なものになっても比較的狭い敷地面積でBODの高率の除去が可能な活性汚泥法を採用することとして、その設計条件を求めるための実験を小型回分試験とパイロット・プラントによる連続試験によって実施したものである。

前節〔4〕において述べたように、通水試験時の調査では下水のpHが3.0以下を示す時間が2時間以上も連続し、そのpHの最低は2.2となった。このようなことから、下水処理場流入水を中和する消石灰注入装置を増設し、あらかじめ定めた消石灰注入率を2倍に増加するよう計画変更すると共に、酸性排水を排出させる工場群に対しては、平均化池の設置を必要とすることを得た。この下水中のpHの影響は管渠などコンクリート構造物の耐久年数の低下に関与するほか、生物学的処理に与える障害についても知られており、すでに幾つかの調査結果が見いだされる⁹⁾¹⁰⁾¹¹⁾。Eckenfelderによると、すべての生物学的酸化プロセスにおけるpHの影響は特異な酵素の働きと関連をもつのが普通であり、どのような特別な酵素でも一定のpHにおいてその活性度は最大となり、この範囲を上回る場合、または下回る場合にはこの活性度が低下することから活性汚泥の酸素利用率に及ぼすpHの影響を説明している。

Keefer, Meisel は有機物濃度が62~129mg/l、浮遊物が90~376mg/lの範囲で変化している下水10サンプルを用いてそのpHを4から10まで変化した活性汚泥処理実験でエアレーション4時間、沈殿2時間を行なう有機物除去率、浮遊物除去率に対する原水のpHの影響を調査している。それによると、有機物除去および浮遊物除去はpHが7.0~7.5で最も良好に行なわれ、そして一般的にみて有機物除去および浮遊物除去が良いといえる範囲のpHは6.0~9.0であると指摘している。この範囲を離れたpH—たとえばpH4.0におけるBOD除去率の平均は43%、pH10.0におけるBOD

除去率の平均は54%まで低下することを示している。

また、Sawyer, Frame, Wold は木綿煮沸工程からの排水と亜硫酸パルプ工程からの排水の活性汚泥処理実験について温度とpHとが有機物除去に及ぼす影響を与えるかと調査している。彼らは温度を10°C、20°C、30°Cと3段階に变化させ、また、pHを5.0~10.0まで变化させて実験を行ない、エアレーション時間と処理水BODの関係を求めている。この実験に使用した木綿煮沸工程からの排水はpH12.0、BOD800mg/lであり、また亜硫酸パルプ工程からの排水はpH1.2、BOD565mg/lであり、それに1.2%の家庭下水と水道水を加えてそのBODを400~600mg/lとした。そして、前者については硫酸を加えてpHを10.5、10.0、9.0および7.5に調整した試料を、後者については石灰を加えてそのpHを5.0、6.0、7.0および8.0に調整した試料を作り、内容2.5lのばう気ビンを用いてMLSS濃度を1,500mg/lとして活性汚泥処理の回分試験を行なってその処理水質の比較を行なっている*。それによると木綿煮沸工程からの排水を用いたアルカリ性の活性汚泥処理試験では、エアレーションが長時間にわたるにしたがってそのpHは一般に8.0に収れんする傾向を示したが、その処理水の水質は水温によって大きく影響することが見いだされている。すなわち、水温30°Cでは実験を行なったpHの範囲10.5~7.5においてエアレーション4時間以降はその処理水質にはまったく差異はなくなっているが、水温20°CではpHの範囲10.0~7.5においてエアレーション4時間以降はその処理水質の差異はなくなるが、pH10.5の試料ではエアレーション10時間以上となっても処理水中のBOD濃度は前記の2倍以上になっている。さらに水温10°CではpHの範囲9.0~7.5においてエアレーション6時間以降はその処理水質の差異はなくなるが、それより高いpHではBOD除去はかなり低下しているのが見いだされている。亜硫酸パルプ工程からの排水を用いた酸性の活性汚泥処理試験ではエアレーション後の処理水中のBOD除去はアルカリ性の試料と同様に水温によって大きな影響を受けており、かつ処理水のpHはエアレーションが長時間にわたるほど低下する傾向を示している。水温20°C以上で、pHの範囲7.0~8.0ではその処理水の水質はエアレーション時間のいかにかわらず同じであるが、pH6.0およびpH5.0では水温が30°Cでも処理水の水質は明らかに低下しているのが認められている。水温20°CともなるとpH6.0および5.0の試料のBOD除去は、pH7.0および8.0の試料に比べてかなりの差異が現われている。また、水温10°CともなるとpH7.0の試料でもpH8.0

* 同活性汚泥処理実験では、その生物学的処理が重要な要素から節約されることを避けるため、その試料が酸性の場合にはアンモニア水と標準硝酸溶液を、アルカリ性の場合には硫酸アンモニウムと標準硝酸溶液を添加してある。

の試料に比べてその処理水の水質は明らかに低下しているのが認められている。このように Sawyer らの実験は、生物学的処理では pH および水温の影響がその効率に対して大きな影響を与えること。特に同一水温時には pH の差異による処理効率の差異は酸性状態において大きく現われること。生物学的処理に最適の pH は 8.0 であることなどを見いだしている。

このように、過去の幾つかの実験結果は酸性排水の生物学的処理に関して非常に不利な結果を与えている。そこで本節の初めにおいて述べたごとく、管渠上流部および処理場流入端付近において消石灰を注入して下水を中和すると共に、工場側に対しても平均化池を築造してその排水を下水管渠に流入させるに当たって pH の変動が最小限度であるよう対策を講じさせる必要のあることを知った。このような対策が講じられた後に、塩屋下水処理場の 2 次処理施設に流入される沈殿下水は、その pH を中性に近づけることができるので、ここでは 1 次処理までの過程で下水の中和が成就されたものとして活性汚泥処理の実験を行ない、このような特殊な水質を有する下水の処理効率はいかなるものであるかを室内における回分試験とパイロット・プラントによる連続試験とから調査したものである。活性汚泥法を用いた室内での回分試験はエアレーションおよび沈殿のための実験槽として容量 2 l のメスシリンダーを用いたものである。その試験結果は表-2.9 に示すとおりである。この回分試験では使用した原水中に含有する磷の量が生物学的処理におい

て活性汚泥生物の細胞を構成し、かつ維持していくに必要な量⁽¹⁾よりも少ないことがわかったので、焼酸溶液を予想される BOD 100mg/l 当たり 1mg/l の割合で添加したものである。表-2.9 からみて BOD 負荷 0.5kg/kg・MLSS・日 以下であれば BOD 除去率は 90% 以上となる結果を得ている。

パイロット・プラントによる連続試験はエアレーション部の容積 3.16m³、沈殿部の容積 1.77m³ のモデルアクセレータを用いて行なったものである。この連続試験では室内の回分試験と同様にあらかじめ予想した BOD 濃度 100mg/l 当たり 1mg/l の割合で焼酸溶液を添加して生物学的処理を充分に行なうべく磷の補強を行なった。この連続試験結果の 1 部は表-2.10 に示すとおりである。これは試験中のある時間における原水と理論滞留時間経過後の処理水質を対比させたものである。連続試験では BOD 負荷 0.84~0.189kg/kg・MLSS・日の範囲で BOD 除去率 96~86% を得ている。図-2.9 はこれら回分試験と連続試験の BOD 負荷と BOD 除去率との関係を示したものである。それによると BOD 負荷 0.2kg/kg・MLSS・日 で BOD 除去率 90% 以上、BOD 負荷 0.5kg/kg・MLSS・日 で BOD 除去率 87% 以上、BOD 負荷 1.0kg/kg・MLSS・日 で BOD 除去率 85% 以上を得ている。しかしながら表-2.9 および表-2.10 からみて処理水の透視度は家庭下水を主体とする活性汚泥処理の処理水のごとく高度なものは期待できず、また COD 除去率は BOD 除去率が上記のように高いにもかかわらず 57~70

表-2.9 活性汚泥処理試験時の原水の水質および処理結果(回分試験)

原 水				処 理 水							BOD 負 荷 (kg/kg・ MLSS・日)
pH	透視度 (cm)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	メスシリ ンダーの 番 号	pH	透視度 (cm)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	COD 除去率 (%)	BOD 除去率 (%)	
7.8	18.2	500	771	1	8.5	15.0	85	70	83.0	90.9	0.57
				2	8.7	11.0	87	71	82.5	90.8	0.43
				3	8.4	13.9	87	58	82.5	92.4	0.34
				4	8.6	9.1	80	62	84.0	91.8	0.29
				5	8.0	8.6	80	105	84.0	86.4	1.20
エアレーション時間 7 時間											
7.2	18.0	151	448	1	8.2	17.8	47	40	68.9	91.2	0.59
				2	8.1	16.9	47	—	68.9	—	0.44
				3	8.0	21.0	49	—	67.5	—	0.35
				4	8.1	18.0	48	30	68.2	93.5	0.29
				5	7.7	14.5	58	—	61.6	—	1.20
エアレーション時間 4 時間											
7.7	8.0	160	235	1	7.5	17.0	62	32	61.3	86.4	0.29
				2	7.5	18.0	64	30	60.0	87.3	0.21
				3	7.9	11.8	60	30	62.5	87.3	0.18
				4	7.7	15.5	58	22	63.8	90.5	0.16
				5	7.7	16.5	72	35	55.0	85.1	0.72
エアレーション時間 3 時間											
7.5	10.0	160	235	1	8.1	10.0	58	10	63.8	95.7	0.057
				2	8.1	11.8	58	11	63.8	95.3	0.042
				3	8.3	7.0	58	11	63.8	95.3	0.036
				4	8.1	11.4	52	8	67.5	96.5	0.031
				5	8.4	8.0	65	11	59.4	95.3	0.139
エアレーション時間 15.5時間											

表-2.10 活性汚泥処理試験時の原水の水質および処理結果 (連続試験)

調査日	原水量 (m ³ /時)	原水			処理水				MLSS (mg/l)	BOD負荷 (kg/kg·MLSS·日)
		pH	透明度 (cm)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	pH	透明度 (cm)	COD (mg/l)		
9/22	0.5	6.6	8.3	298	679	6.8	7.3	70	135	4,503
9/23	0.5	7.0	>3.0	144	448	7.4	8.3	62	36	5,082
9/24	0.5	7.0	9.0	189	298	7.6	11.0	58	22	4,699
9/26	0.75	7.2	9.8	197	235	7.3	7.3	92	—	4,068
9/27	0.75	7.2	9.8	197	235	7.1	13.8	74	—	4,600
9/28	1.0	7.2	9.8	197	235	7.1	14.0	61	—	—
9/29	1.2	7.2	9.8	197	235	7.2	11.7	68	10	4,502
9/30	1.5	7.2	9.8	197	235	6.9	8.5	84	18	4,942
10/1	1.5	7.2	9.8	197	235	—	7.1	82	—	4,850

(注) 9月26日以降は沈殿池に貯留した原水を使用していた。これについては以後水質試験を実施していないが、静止沈殿によるBOD、CODなど9月26日の数値よりもかなり良好なものとなったことが予想される。それゆえ原水水質、BOD除去率、BOD除去量などは参考的なものと看做される。

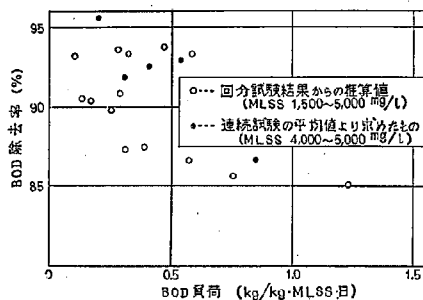


図-2.9 BOD負荷とBOD除去率の関係

%程度となっていた。

塩屋下水処理場に流入する下水を中和した後、磷酸溶液を栄養源として補強して実施した回分試験と連続試験ではこのような化学系工場群などからの排水を多量に含む下水の活性汚泥処理が可能であり、家庭下水を主体とした下水の場合に近いBOD除去を期待しうることがわかった。ただ本実験の問題点としては、回分試験、連続試験ともに通水試験時に最初沈殿池に貯留した原水を用いて行なったものである。このため、最初沈殿池内での貯留時間が経過していくに従って原水のBOD濃度が急激に減少していくという条件のなかで実験を行なうことになった。しかしながら、前章〔4〕にて試算したごとく、流入水のBODは平均的にみても760mg/lであり、通常の下水処理場流入水に比べて非常に高くなることから、特に昼間の数時間内のBOD濃度はこの平均値を相当に上回ることが予想されるので、この点を充分考慮して活性汚泥処理でのBOD負荷設計値と定めることが必要である。

〔6〕 希釈効果からみた2次処理法の選定

下水処理場に流入される下水には、760mg/lのBODと200~400mg/lのCODが含有される。これは1次処理のみで充分な処理を行なうことはできないので、2次処理を行なって有機物を除去しなければならない。処理水放流河川の和歌川の河口には海苔が栽培されており、過去における幾つかの紛争は工場群からの排水の海苔の生育に与える影響に関するものであった。このため、海苔栽培に障害とならないような処理水質をうる処理方式の選定が必要である。この海苔栽培用水として水産側の要望のあった水質は次のようである。

(i) BODおよびCOD

海苔に対するBODおよびCODの制限度はパルプ工場排水などですでに研究されているが、本工場群からの排水の水質に対してははまだ調査例がないが、「水産用

水基準」のうちの一般水産用水としての基準 5 mg/l を採用すること¹³⁾。

(ii) 海水の比重

海苔の生育状態は式 (2.1) で計算される指数によって大きな影響を受ける。

$$S_{15} = -0.814 + 1.3923Cl - 0.001177Cl^2 + 0.000371Cl^3 \quad \dots\dots\dots (2.1)$$

ただし、 S_{15} : 海苔の生育条件を示す指数

Cl : 塩分 (%)

指数 S_{15} の値が 22~23 になるとき海苔に対して最も良好であるが、 S_{15} が 16 以下では海苔は約 6 日で枯死する。また、 S_{15} が 12 以下では約 3 日で枯死するといわれている。このようなことから、本下水処理場からの流出水と和歌川に放流した状態においても指数 S_{15} が少なくとも 20 以上となるようにすること。

(iii) 透視度

海苔には太陽光線の照射がある程度必要であり、水産用水基準によれば 1 m の水深において表面光度の 50% 以上あることが望ましいとされている¹³⁾。これからみて透明度の測定に用いられる直径 30 cm の白色板が見えなくなる水深は少なくとも 1 m 以上でなければならない。

昭和 38 年 10 月 20 日において和歌川河口における海苔栽培水域の最上流端たる旭橋における和歌川の水質を測定したところ次のような結果が得られた。

pH : 6.7~8.9
透視度 : 10~20 (cm)
COD : 2.3~7.2 (mg/l)
BOD : 3.3~6.6 (mg/l)
浮遊物 : 6.0~248 (mg/l)

いま、塩屋下水処理場からの流出水が海水のみによって希釈されるものとする、〔潮差×水面積×1/2〕が 1 潮時の海水流入量と近似するので、これで下水処理場よりの流出水量を割れば大略の希釈率が得られる。現存する和歌川の小維賀橋上流の仮堰から河口までの水面積は $91.8 \times 10^4 \text{ m}^2$ である。また、海苔植付から収穫までの期間たる 10 月より 3 月までの潮差は最高 150 cm、最低 6 cm であるが、和歌山は 1 日 2 回潮で最低潮差たる 6 cm の場合に他の潮差は 98 cm である。これより下水処理場流出水の平均希釈率を概算すると、

最高潮差の場合には

$$\frac{5.8 \times 10^4 \times (12.5/24)}{1.5 \times 91.8 \times 10^4 \times (1/2)} = \frac{1}{23} \quad \dots\dots\dots (2.2)$$

最低潮差の場合に 2 潮時の平均を考えると

$$\frac{5.8 \times 10^4 \times (25/24)}{1.0 \times 91.8 \times 10^4 \times (1/2)} = \frac{1}{7.6} \quad \dots\dots\dots (2.3)$$

を得る。

上記は仮堰が設置されて淡水の流入はまったくなく、

海水のみによって希釈された場合であるが、仮堰が取りはずされた場合には固有流量がたえず上流より補給されることになる。この和歌川の流域面積は 10.13 km^2 であり、その潟水時比流量が流域に隣接している紀の川の潟水時比流量 (実測値) と同じであると仮定すると和歌川の固有流量は $0.45 \text{ m}^3/\text{sec}$ と見積もられる。この固有流量推定値を用いて式 (2.2) および (2.3) を補正すると最高潮差の場合の平均希釈率は $1/38$ 、最低潮差の場合に 2 潮時の平均を考えるとその平均希釈率は $1/12.6$ となる。すなわち、最低潮差でも $1/12.6$ 希釈されることになる。

この最低潮差の場合の平均希釈率を用いて (i)、(ii) 項に述べた水質のチェックを行なうことにする。BOD については 5 mg/l 以下にすることが求められている。いま、下水処理場からの放流水が完全に混合されるものとする、放流水の BOD は 63 mg/l 以内にしなければならぬ。塩素イオンは下水処理場放流水中に $5,000 \sim 8,000 \text{ mg/l}$ が含有されているので海水の塩素イオン濃度を $20,000 \text{ mg/l}$ としても、放流水と海水とが十分に混合されたとすれば、混合後の塩素イオン濃度は約 $17,000 \text{ mg/l}$ となる。これを式 (2.1) の指数 S_{15} で表わすと 24 となり、海苔の栽培に適した塩分を確保できる。

このように下水処理場からの放流水が和歌川感潮域において完全に混合されたとすれば、下水処理場からの放流水の BOD が 63 mg/l 以内であれば河口部における海水の BOD は 5 mg/l 以下となり、海苔の生育にはなんら障害を与えないことになる。すでに述べたように塩屋下水処理場に流入される下水の BOD は 760 mg/l である。そして 1 次処理において消石灰および苛性化服粉による pH 調整と凝集沈殿によって BOD 残留量は流入下水のその 70~50% まで減少することが通水試験結果より確かめられている。いま、この 1 次処理によって除去される BOD を平均 35% とすると、2 次処理施設への流入水の BOD は 495 mg/l となる。下水処理場からの放流水の BOD を 63 mg/l とし、塩素消毒による BOD 除去を無視すると 2 次処理施設における BOD 除去率は 87% を保たなければならないことになる。このような高度の BOD 除去率をうる処理方法として、本下水処理場の場合には活性汚泥法が適当であることから、前節〔5〕で述べたように活性汚泥処理に関する回分試験をパイロットプラントによる連続試験を通水試験時に得た 1 次処理水を用いて行なった。そして、BOD 負荷を $0.5 \text{ kg/kg} \cdot \text{MLSS} \cdot \text{日}$ で運転するとすれば BOD 除去率は 87% を保ちうることを知った。

上記のような設計流入水質において 1 次処理法として消石灰と苛性化服粉による pH 調整と凝集沈殿、2 次処理として活性汚泥法を用いての処理を行ない、かつ、固有流量たる淡水と下水処理場放流水と海水とが感潮域に

において完全に混合されるならば、下水処理場からの放流水は海藻の生育になんの障害をも与えないものとなる。

〔7〕放流水の処分についての対応策

前節〔6〕で述べたように、下水処理場からの放流水のBOD濃度は63mg/l以下、塩素イオン濃度は5,000~8,000mg/lであるならば、そして放流水は和歌川上流部からの固水量ならびに河口から上する海水と完全に混合されるならば、混合後の河川水の水質は海藻栽培用水としての水産側の要望を満足させるものとなる。しかし、下水処理場の位置は和歌川感潮域の沿岸であり、海藻栽培最上流地点よりわずか1kmの地点である。このわずかの距離において放流水と固有流量および上した海水を完全に混合させるためには河川的全幅から放流水を噴出させるような拡散管の布設が必要となろう。和歌川感潮域における横断方法の拡散管の布設は技術的には可能であるが、その設計に当たっては丹航および管内の清掃に対して充分の考慮をはらっておかなければならないことは当然である。

本下水処理場に流入する下水中の工場群からの排水の割合は極端に多く、しかも化学系工場群からの排水量が昼間においても大部分を占め、夜間においてはそれがほぼ全量を占めることになる。このため本下水処理場の2次処理法として採用する活性汚泥処理では栄養源のアンバランスを是正するため燐分の添加を行なうつもりであるが、流入下水の有機物濃度を低下させるためにも、栄養源の供給を充分に行なうためにも家庭下水の受け入れを積極的に行なうことが必要である。下水処理場の設計において上記のような考慮をはらっていても、問題となるのは処理区域内に存在する個々の工場の技術革新にとまらぬ製造品目の変更、製造工程などによる排水水質の変化である。特に生物学的処理に障害となる有害、有毒物質が既存の工場群の製造品目の変更、製造工程の変更によってその排水中に含有され、あるいは今後操業を開始する工場からの排水に含有されることによって下水処理場に流入されてこないとは断言できない。とくに、本下水処理場のごとく、流入下水の大部分は工場群からの排水によって占められ、しかもその工場群からの排水の多くは技術革新の著しい化学系工場群からの排水によって占められている場合にはその可能性は非常に大きいといわねばならない。

〔5〕で述べた活性汚泥処理の実験では流入下水のうちに生物学的処理に障害となるのは高濃度の酸度と燐の不足にあった。酸度については1次処理において消石灰を用いてpH調整すれば解決できる障害であった。燐の不足は希釈磷酸溶液を添加することによって活性汚泥処理法を採用しうるものであり、かつ、そのBOD除去率は85%以上となることが期待できることがわかった。しか

しながら、〔5〕で述べた活性汚泥処理実験期間ではその生物学処理が安全に行なわれて高率のBOD除去が期待できても、この技術革新の時代にあつて実験当時の流入下水の水質を今後長年間にわたって維持していけるという保証を数多くの工場から得られないことは当然である。このような流入下水の水質に対する保証は家庭下水量に対する工場排水量の割合が少ない一般の下水処理場にはあまり問題にはならない。しかし、本下水処理場のごとく、工場群からの排水をその除害施設で前処理しないまま、管渠に受け入れて、2次処理までを下水道管理者が行なうケースでは、その放流水に対する責任は下水道管理者が負わなければならない以上、充分にその対応策を考慮しておかなければならないことは当然である。この対応策は本下水処理場からの放流水の場合にはあくまでも和歌川河口部に存在する海藻の生育に対して障害とならないよう講ずるものである。この場合、感潮域に拡散管を設置して下水処理場からの放流水、和歌川固有流量ならび河口から上する海水を充分に混合させるという考えは、あくまでも現在の流入水質に関する対応策であつて流入水質の将来の変化に対して対応できるものではない。

しかば、運転開始に当たつて本下水処理場からの放流水質が和歌川河口部に養殖している海藻に対して障害とならないよう考慮しておかなければならない。この対応策が暫定的なものであれば、次の2つの方法のいずれかをを用いることができよう。その1は、現存する小雑賀橋上流の仮堰を撤去して本下水処理場の放流口よりやや下流の位置に新設することであり、その2は、現在の仮堰の上流部まで河底に管を布設して仮堰上流部に処理水を排出し、処理水を市堀川より海に放流することである。両案とも仮堰上流部の水質汚濁問題は本下水処理場の運転開始によって現在よりは相当に解消されることになる。いずれの方法が適当であるかの判断は諸種の条件を考慮して下水道管理者が決めるのがよい。後者を採用するとした場合、下水処理場から仮堰上流まで処理水を輸送するのにコルゲート管を利用すると自重が小さく、不等沈下に対して特別の対策を要しないから建設費を軽減できる。

コルゲート管の腐食については、港湾構造物として使用されている鋼材の腐食に関する実験結果ならびに基準を参考として、その耐久年数を推定することができる¹⁴⁾¹⁵⁾。

それによるとコルゲート管を放流管として利用し、海底泥層中に布設した場合の管外面の腐食速度は年間につき0.025mmが採用できる。さらに電気防食法を適用して海水浸漬率が80%以上となるよう管を埋設すれば、その防食率は60%が適用できる¹⁶⁾ので、その腐食速度は年間につき0.01mmまで低下させる。管内面の腐食に関し

ては放流水中に含有する溶存酸素濃度が問題となる。本下水処理場からの放流水ではBODが63mg/lと比較的高いため放流水中の溶存酸素濃度はかなり低くなると予想される。この溶存酸素の含有は鋼材の腐食速度を早めることが知られている。「港湾構造物設計基準」によると、耐食性鋼材以外の鋼材の腐食速度の設計値は片面につき海中H.W.L.以上で年間につき0.15mm, H.W.L.と海底面で0.1mmを与えている。本下水処理場からの放流水は前記のように溶存酸素濃度が低いと考えられるので、腐食に対する設計値としては後者と同じと考えておくのが妥当であろう。この場合、電気防食法を適用して管外面と同様にその防食率を60%とすると、その腐食速度は年間当たり0.04mmとなる。前記の検討結果をまとめると、コルゲート管内外面の腐食速度は年間につき0.125mm, 電気防食法を適用した場合には年間につき0.05mmをその設計値として採用することができる。それゆえ、下水処理場からの処理水の暫定放流期間長をあらかじめ予想することにより、その暫定期間が比較的に長くなる場合には電気防食法を適用するようなことを考えれば、コルゲート管を処理水輸送用として利用することができる。

上記の対応策は暫定期間に対するものであるが、将来は仮設の撤去を含めて恒久的な対応策が十分に検討されなければならない。その最善の方策は本下水処理場からの放流水の水質を現在よりも良質なものとし、和歌川に対する下水処理場からの有機物負荷を減少させることにある。たとえば、本下水処理場の状況と比較的似ている東京都浮間下水処理場のケースでは、将来同下水処理場からの処理水は隣接する新河岸下水処理場に多量の家庭下水に混じって再び処理して、新河岸川に放流する水質はBODとして20mg/l以下とする計画である。本下水処理場の場合にも現在の処理区域外からの家庭下水をできるだけ多量に受け入れて、工場群からの排水に混じって処理するか、上記浮間、新河岸下水処理場のケースと同様に再度処理するかのいずれか適当なる方法を選定し、実施するのが和歌川の水質汚濁防止対策として最も有力で、かつ経済的な対応策である。

(8) 小 括

(i) 和歌山市内と和歌川沿岸に存在する工場群からの排水を主体とする下水の処理を行なう目的で建設される塩屋下水処理場の計画を樹立するため、工場用水量から工場排水量を求め、さらに塩屋下水処理場流入下水量の昼間および夜間での平均値を推定した。さらに業種別代表工場を選定して、その工場の排水水質を調査すると共に先に求めた塩屋下水処理場流入水中に占める各工場からの排水量を業種別に整理して、おのおの業種別代表工場よりの排水を用いて排水量比による昼間およ

び夜間の混合試料を調製して分析を行ない、塩屋下水処理場流入下水の水質を推定した。

(ii) 上記(i)での調査結果によると塩屋下水処理場処理区域内に存在する工場数は約130、工場用水量は43,227m³/日であり、その70%は化学系工場群によって使用されている。夜間に操業する工場は化学系3工場のみであり、上水道給水量の変化などを勘案して昼間13時間の平均下水量を3,418m³/時、夜間11時間の平均下水量を1,294m³/時と推定した。昼間13時間の塩屋下水処理場流入下水中に占める工場排水のうち6業種に分けられる化学系工場群からの排水が約50%、皮革工場群からの排水が約25%を占めている。また、夜間11時間の塩屋下水処理場流入下水中に占める工場排水はすべて化学系工場群からの排水によって占められている。この化学工場群からの排水のうち昼間では約30%、夜間では約68%が有機化学原料工業の工場群からの排水である。

(iii) 調製した混合試料を分析した結果からみて塩屋下水処理場に流入される昼間の平均下水水質は酸性でpH 3~6を有し、濁度、色度、溶解性物質、硬度、塩素イオン濃度がとくに高いこと。また、夜間の平均下水水質はpH 2.5~4.5とさらに低くなり、かつ、色度、溶解性物質、硬度などが昼間の平均下水水質に比べてさらに高いものとなることが予想された。

(iv) 1次処理法として消石灰による中和を行なうこととし、中和滴定曲線よりその所要量を求めた。この場合、とくに夜間におけるpHの低下が著しいとみられることから、管渠上流部に消石灰注入装置を設置して中和に必要な消石灰量のうち、半分を管渠上流部において注入することとした。中和後の下水はフロックが生成されて、コロイド質などが沈殿除去できることがわかった。しかし、消石灰のみではフロックが小さく、沈殿しにくいことが判明したので、凝集補助剤として苛性化礫粉を10mg/l添加することにより、最初沈殿池内で沈殿除去できることを室内実験により見いだした。

(v) 幹線下水路および塩屋下水処理場の1次処理施設完成後、通水試験を行なって、先に計画した下水流量および下水水質が実際といかなる相違点を有するかについて調査を行なった。これより流入下水流量の実測値は44,000~45,000m³/日で当初の計画量よりやや多いものとなったが昼間13時間の平均下水量は当初の計画量より200~350m³/時も下回ることになった。これより終日操業を行なっている工場群は当初の調査結果より得た3工場よりも多いことが判明した。流入下水水質の調査結果からpHは当初の予想値よりかなり下回り、最低2.2で、このため中和のための消石灰注入量を当初の計画量の2倍に変更するための必要性が見いだされた。また、BODは当初の予想よりも非常に高く、400~1,400mg/l

の範囲にあった。その調査結果より推定して平均のBOD濃度は760mg/lになり、1次処理においてBODは30~50%、平均して35%の除去が期待できることを得た。

(vi) 2次処理として活性汚泥法を採用できるか否かを調査するため、前記通水試験時に最初沈殿池に貯留した流入下水を用いて室内での回分試験およびパイロット・プラントによる連続試験を行なった。この結果、中和後沈殿処理した下水は不足している焼分を硫酸溶液によって補給すれば、BOD負荷 0.2kg/kg・MLSS・日、0.5kg/kg・MLSS・日 および 1.0kg/kg・MLSS・日 についてBOD除去率はそれぞれ90%以上、87%以上および85%以上となること。処理水の透視度は比較的低く、かつCOD除去率は57~70%となることが見いだされた。

(vii) 和歌川河口に繁殖している海苔の生育に障害とならないための水産側の要望水質を調べた。これより海苔生育時における海水のBODは5mg/l、海苔の生育条件を示す指数を22~23に保つべきことを得た。また、現在設置してある和歌川の仮堰をはずしてその固有流量が和歌川に流入し、かつ塩屋下水処理場が完成して下水の処理が行なわれ、河口よりの海水、上流よりの固有流量および塩屋下水処理場からの放流水が完全に混合された場合の塩屋下水処理場放流水の平均希釈率は最高潮差で1/38、最低潮差で2潮時の平均を考えたときに1/12.6となることを得た。これより塩屋下水処理場からの放流水のBODは63mg/l以内にしなければならないこと。放流水中には5,000~8,000mg/lの塩素イオンが含有されるので、海苔の生育条件を示す指数は24になる。問題となる放流水中のBODについては流入水のBODの平均が760mg/lと推定されることから、1次処理での除去率を通水試験時の実績より35%とすると、2次処理での除去率を87%を保つこととすれば塩素滅菌時におけるBODの減少を無視しても放流水中のBODを63mg/lとすることができる。この場合の2次処理法として活性汚泥法を採用し、その設計BOD負荷率を0.5kg/kg・MLSS・日とすることが適当である。

(viii) 塩屋下水処理場からの放流水を和歌川の固有流量および河口よりの海水によって完全に希釈するためには拡散管の布設が必要となる。しかし、この塩屋下水処理場流入水の大部分は工場群からの排水であり、しかもその多くが化学系工場群からの排水によって占められていることから、将来は製造品目、製造工程などの変更によって流入水質が通水試験時とかなり変化することが予想される。本下水処理場の場合のように工場群からの排水を除害施設で前処理を行なわないまま受け入れて、2次処理までを行なうケースではその放流水に対する責任は下水道管理者が負わなければならないので、悪質な

工場排水の流入によって処理が充分に行なわれない期間が生じることを予想して、その対応策を考慮しておかなければならない。この対応策として、暫定的なものであれば現存する仮堰を撤去して下水処理場の放流口よりやや下流部に新設する案と、下水処理場放流口より現存する仮堰上流部まで河底に管を布設して仮堰上流部に処理水を排出し、市堀川によって海に放流する案の2つが考えられる。このいずれの方法が適当であるかは下水道管理者の判断に待つところが多い。後記の案では処理水の輸送用としてコルゲート管を利用することができる。その場合の腐食速度は管両面につき年間当たり0.125mmを設計値として採用することができる。また、電気防食法を適用した場合にはその腐食速度を年間につき0.05mmまで低下させることができる。恒久的な対応策としては仮堰の全面的撤去を前提として考えなければならない。この場合には、現在の処理区域を越えてできるだけ多量の家庭下水を集めることにより、工場群からの排水を多量の家庭下水に混じって処理するか、あるいは東京都浮間一新河岸下水処理場のケースで考えられているような再度にわたる2次処理のいずれか適当な方法を考慮するのがよい。

3. 繊維染色などの工場群からの排水と家庭下水との共同処理——S市東部下水処理場の計画について

(1) 工業団地の造成と下水道計画の概要

S市およびその近郊は古くから繊維加工業の町として栄えてきた。近年に至り、中小企業として発展してきた絹糸工業が大企業で安価に、かつ大量に生産される化学繊維に圧倒されて不振になった。しかし、F市およびその付近の中小企業は従来の自己の所有する技術を生かして大規模化学繊維工業の系列に加わり、化学繊維用染色工場として生まれることとなった。しかしながら、これらの中小企業が染色工程のみで経営を行なっていくためには、その生産量を増大していかなければならなかったが、F市内では土地の取得が困難であった。一方、F市としては都市計画上の問題から市内に染色工場群が点在していることは好ましいことではなかった。このようなことから、県の協力により染色協同組合が事業主体となってF市から10km離れたS市郊外に中小企業団地を造成して移転の計画を樹立した。当初の染色団地計画では現在F市内で操業中の12社のうちの9社と新設および関連産業11社を含み、それに病院、共同浴場、社宅、独身寮などの付属施設を設置する大規模なものであった。しかしながら、昭和40年頃より景気が停滞気味となり、既設工場群のうちの大部分は染色団地への移転を見合わすようになり、さらに新設または移転工場の中には染色団

表-3.1 用途地域別面積

区 分	変更前の面積	変更後の面積
住居地域	— (ha)	47.2(ha)
準工業地域	35.0	11.2
工業地域	10.2	44.3
工業専用地域	96.8	39.3
計	142.0	142.0

地内の自己の所有する土地の権利をまったく放棄するものまで生じるようになった。このため、昭和41年度末において染色団地内で操業を行なっている工場は、M染練工場と共同作業場の2工場にすぎない。このようなことから、S市では都市計画に基づく用途地域別面積についての変更を行ない、工業地域および工業用地域の面積を大幅に減少させて、準工業地域面積を増加させ、さらには当初計画ではまったく存在しなかった住居地域を設けて、県営住宅、市営住宅、分譲住宅などを建設すべく用途地域の変更を行なった。表-3.1には、変更前後の用途地域別面積を示した。

このような染色団地への工場進出の遅延または中止、さらには団地内用途地域の変更によってその下水道計画も変更を余儀なくされた。このため、下水処理場に流入する下水量の推定についても諸種の条件を勘案して第1期、第2期および最終計画に区分して見積めることとしたものである。

〔第1期下水量〕

すでに団地内に進出した工場、社宅および比較的早期に入居するとみられる工場ならびに住宅を対象とする。具体的には共同作業場、M染練、U染工、N化学の4社からの排水と社宅、寮などからの家庭下水および用途地域の変更によって新たに建築を予定されている県営、市営、分譲などの各住宅からの家庭下水とする。

〔第2期下水量〕

工業地域、工業専用地域のうち、所有者が確実に定まっている土地で工場建設の予定のあるものと住居地域、準工業地域からの工場排水、家庭下水などを対称とする。

〔最終計画下水量〕

第2期計画に含まれていない工業地域、工業専用地域からの工場排水量とそれらの工場に併設される社宅、寮などより発生する家庭下水量であるが、第2期計画に、はいつている工場の計画排水量でさえ不明確な要素が多いので最終計画下水量を算定するのは困難である。

上記のような時期的な区分を行なって計画下水量の算定を行なうこととしたが、第2期計画が達成されるまでにさへ5年以上の年月を要すると考えられるし、また最終計画については現状ではその見積もりがでかかねるの

で、第1期計画および第2期計画について検討した。染色団地内には下水処理場建設のための用地として約13,000m²がすでに確保されているが、染色団地付近では公共用地の取得が容易であるため、第1期計画および第2期計画において必要ならば、最終計画のために要する用地については考慮せずに全敷地を第1期および第2期計画のための下水処理場用地として使用することとしたものである。

計画下水量を算定するに当たって、工場排水量および従業員宿舎、寮などの人口は県および市が対象全工場に対して実施したアンケート資料を検討のうえ定めた。このほか県営、市営、分譲住宅の居住予定人口を加え、1人1日当たりの平均下水量を250lとして算定したものである。なお、家庭下水量算定の基礎となった人口配分計画については住宅地域4,792人(人口密度110人)、準工業地域336人(人口密度30人)、工業地域886人(人口密度20人)とした。第1期計画下水量および第2期計画下水量についてはそれぞれ表-3.2および表-3.3に示すとおりである。これらの積算結果より第1期計画下水量は7,300m³/日、第2期計画下水量は15,300m³/日とするのが適当であることを得た。

本染色団地内には敷地の造成する際に下水管渠の布設工事が行なわれていた。この下水排除計画は合流式が採用されている。これは染色団地が埋め立て造成されたといっても低地にあり、その雨水排除が工場排水の排除と共に重要なことと、分流式を採用することは経済的に困難となることから雨水排除方式として合流式が採用され

表-3.2 第1期計画下水量の算定

区 分	工 場 排 水		家庭下水 (m ³ /日)
	製造工程からの排水 (m ³ /日)	従業員による雑排水 (m ³ /日)	
共同作業場	1,900	100	—
M 染 練	1,590	62.5	—
U 染 工	1,500	50	—
N 化 学	1,200	100	—
従業員宿舎等	—	—	208.5
公営住宅等	—	—	591
計	6,190	312.5	799.5
総 計	7,302m ³ /日≒7,300m ³ /日		

注) 1: 従業員による雑排水、家庭下水はともに250l/日/人で計算した。

2: 従業員社宅の居住人口は現在の居住人口が約200人で、現在操業している工場が共同作業場とM染練であることから、4工場が計画どおり操業した場合を考慮した比例配分を行なって求めた。

表-3.3 第2期計画下水量の算定

区 分	工場排水		家庭下水 (m ³ /日)
	製造工程から の排水 (m ³ /日)	従業員による 雑排水 (m ³ /日)	
共同作業場	1,900	100	—
M 染練	1,590	62.5	—
U 染工	1,500	50	—
I 工業	250.4	30	—
O 精練染色	899	75	—
S 染色	719.2	70	—
T 染研	900	50	—
M 染色加工	249.5	30	—
A 染江	200.5	25	—
S 興業	219.4	25	—
N 化学	1,200	100	—
T 織物	610	50	—
T 織維	600	50	—
T ウーリー	800	30	—
T ニット	440	50	—
M 経綳	450	50	—
その他の参加工場	—	289	—
病 院	20	10	—
共同浴場	50	—	—
その他の共同施設	—	15.3	—
従業員宿舎等	—	—	703.5
公営住宅等	—	—	800
計	12,598	1,161.8	1,503.5
総 計	15,263.3~15,300m ³ /日		

注) 1: 従業員による雑排水、家庭下水はともに 250 l/日/人 で計算した。

2: その他の参加工場は従業員による雑排水のみを見込み、病院、共同浴場からの排水は製造工程よりの排水に含めた。

たと解している。しかし、S市は北陸地方の1部に位置し、年間降水量、とくに冬の降雪量の多いことが知られている。このような地方での合流式下水道に接続する処理場計画は、かなり長期間にわたって下水が希釈されることになるうえ、下水の水温が低下して良好なる処理効果が得られない場合が多いので、それに見合う処置を講ずるべきである。

染色団地に入居を予定している染色工場群ではテトロン、ナイロン、レーヨン等の化学繊維の布地および糸の染色工程と洗浄、樹脂加工などの精練工程を有するのが普通である。繊維は各系列の大工場や商社より供給されているため原料繊維に起因する汚濁物質の排水への混入は比較的少ない。それでも染色前の洗浄工程より糊、表面活性剤などが排出されることになるし、染色工程から

は染料、顔料、染色助剤が、また精練工程からは洗剤、表面活性剤などが排出されてくる。特に水質の点で問題となる染色工程では分散染料を主体として酸性染料、直接染料、硫化染料などが使用されており、さらに1部の工場ではなつ染が行なわれているため顔料も使用されている。

(2) 各工場の排水量、排水水質の調査結果

排水水質の調査は昭和40年10月13日～15日、昭和41年3月16日～17日の2回にわたって実施した。ともに工業団地内およびF市内に現存する工場6社についての水質、排水量調査を実施した*。このうち昭和40年10月13日～15日に実施した水質調査から得られた測定値の範囲と平均を1例として表-3.4に示す。これらの水質調査結果を要約すると次のとおりである。

(i) 染色の濃厚排水が排出された直後に採取した試料は有機物濃度が非常に高くなり、場合によってはBODとして1,000mg/lを越えることもある。しかし、染色工程はバッチ式で作業が行なわれているので、有機物が高濃度を呈するのは染色浴槽が開放された時刻を意味し、他の時刻では洗浄を主体とした作業が行なわれているので、排水の濃度は極端に低下し、そのBODが10mg/l以下となることもある。CODについても浴槽開放作業時および洗浄作業時における濃度はBODと同様の傾向を示したが、染料の種類によってBODとCODとの関係は異なるので、両者の間には相関は認められなかった。

(ii) 濃厚な染色排水が排出された直後は蒸発残留物も増加し、場合によっては10³のオーダーの数値を示したこともあった。このほとんど全部は溶解性物質であるが浮遊物も10²のオーダーの数値で含有しているのが認められたこともある。一般的にみてBODまたはCODが高い排水では蒸発残留物、溶解性物質ともに多い。

(iii) 濃厚な染色排水が排出された状態ではpHの変動も著しく、染料の種類によって酸性またはアルカリ性を示し、排出される染料濃度の高い状態ではpHが中性付近となることはなかった。調査期間中のpHの最低は3.3、最高は10.8であった。このようなpHの変動によって酸度およびアルカリ度も大きく変化しており、その値は10²のオーダーを示したこともある。このpHが急激な変化を示す時には染色浴槽が開放された直後でもあるので、有機物も高くなるという傾向を示した。

(iv) 染色助剤、表面活性剤、合成洗剤などを製造しているN化学では特にその排水中のpHの変動が著しい時間が認められた。特に3月16日～17日の調査ではpHの最低は1.3、最高は10.4を示していた。このようなpHの変動によって酸度、アルカリ度も大きく変化し、酸度が約3,000mg/lにも達する場合があった。

* 排水量調査は現場の状況から1部の工場のみしか実施できなかった。

表-3.4 昭和40年10月13日～15日における移転対称工場群の排水水質の範囲と平均

工場名 範囲と 平均の別 調査項目	M 染 練		N 化 学		U 染 工		I 糸 染		I プリント		U 合 織		下水ポンプ場	
	範 囲	平均	範 囲	平均	範 囲	平均	範 囲	平均	範 囲	平均	範 囲	平均	範 囲	平均
水 温	27.5～52.0	36.2	20.0～29.0	21.2	19.0～49.0	25.0	22.0～41.0	30.5	17.0～23.0	19.7	19.0～39.0	27.6	17.5～23.0	20.2
透 視 度	0.5～30<	—	0.8～20.3	—	4.3～30<	—	2.5～30<	—	1.5～5.3	—	2.5～22.0	—	7.0～30<	—
pH	4.2～10.8	8.4	6.3～8.8	8.1	3.3～8.8	6.7	5.6～8.7	7.0	7.1～8.1	7.5	6.9～7.6	7.3	6.6～9.7	7.6
D O	0.3～7.2	4.4	4.4～7.4	5.7	3.1～7.1	6.1	0.2～7.5	5.0	5.7～7.6	6.9	3.8～7.4	5.5	2.9～7.9	5.0
B O D	3.7～1,087	186	10.1～372	72.8	1.8～289	48.4	2.8～1,296	221	7.5～1,076	146	0.8～100	24.7	0.8～59.9	15.0
C O D	12.3～497	115	10.5～115	36.4	2.6～217	48.7	2.1～434	94.6	7.4～80.2	35.5	3.7～118	49.6	7.4～59.3	23.7
蒸発残留物	171～5,866	879	113～646	219	120～7,887	568	181～22,968	1,717	120～761	264	108～500	229	163～528	260
溶解性物質	162～5,547	805	78～288	147	105～7,677	537	160～22,307	1,702	111～653	221	90～450	187	144～473	217
浮遊物質	9～354	74	3～451	74	3～263	70	21～661	79	9～108	43	16～139	41	16～51	43
酸 度	5.5～491	93	5.5～63.0	21.2	1.0～640	62.6	5.5～72.0	51.1	7.5～88.5	21.6	3.5～132	26.6	4～20	11.2
アルカリ度	55～824	175	21.5～67.5	59.2	18.4～94	77.0	35.0～6,375	128	20～202.5	81.9	39～72.5	61.3	55～132.5	89.4
総 窒 素	1.2～16.75	3.28	0.36～2.22	0.89	0.53～0.74	0.70	0.38～25.75	20.2	1.11～28.25	12.8	1.04～2.22	1.55	—	—
磷 酸	0.38～8.35	3.79	9.4～168	0.82	0～13.5	2.58	0.65～78	1.76	0.36～1.38	0.608	0.18～0.72	0.71	—	—
A B S	—	—	0.7～4	1.81	—	—	0.006～14	2.345	0.004～0.256	0.081	0.004～0.016	0.009	—	—
ク ロ ム	0～0.009	0.003	0.01～0.05	0.026	0.028～4	0.197	0.012～0.164	0.021	0.012～0.204	0.081	0.018～0.024	0.021	—	—

(注) 水温は(°C), 透視度は(cm), 水温, 透視度, pHを除く他の項目は(mg/l)で表わしてある。

工場群からの排水と家庭下水との共同処理に関する研究(3)

(v) 排水中にはかなりの焼、窒素の含有が認められた。特にN化学では合成洗剤などを製造しており、そのビルダーとして磷酸塩を使用しているらしく、排水中に含まれる焼の含有量はかなり多いものであった。また、染色工場群では染料の關係で窒素の含有量が比較的多かった。

(vi) 染色工場で染色浴槽が開放された時には排水の温度が急激に上昇し、50°C に近づくこともあった。また、染料に起因するクロム、銅の存在も認められたが、非常に微量なものであり、生物学処理等に影響を与えるほどのものではないと考えられる。また、N化学では洗剤の製造に起因するABSの混入もいづらか認められた。

上記のように、染色工場ではその作業がバッチ式の浴槽を用いて行なわれるので、浴槽が開放されると同時に濃度の非常に高い排水が一時的に排出され、その後染色剤の繊維が洗浄されるために排水の濃度は次第に低下し、洗浄が終了する頃に排出されるものは前記のようにBOD 10mg/l となることもあった。このようなバッチ式の作業は順次繰り返されていくので、染色排水のpH、BOD、COD、蒸発残留物、溶解性物質および水温は時間によって著しく変動する。染

色溶液そのものは多量の染色助剤を含有するのでpHが中性となることはなく、染料の種類によって染色助剤の種類も変わることになるので酸性またはアルカリ性のいずれかに偏することになる。このためpHを連続的に測定することによって、1日当たり浴槽の何槽かが開放されたか、また浴槽の開放される時間間隔がどのようなものであるかを知ることができる。図-3.1はすでに染色団地に移転し、操業中のM染練工場からの排水の水量、水質結果を图示したものであり、また図-3.2は1週間にわたって連続して記録したpHの測定結果の1例である。すなわち、pHは酸およびアルカリ領域において相当の変動が認められる。同工場は夜間は昼間比べて業務内

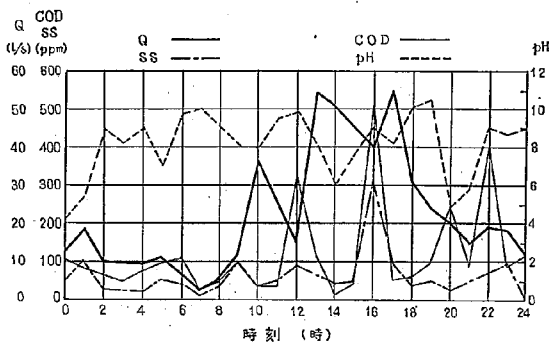


図-3.1 化繊染色排水日変化の一例

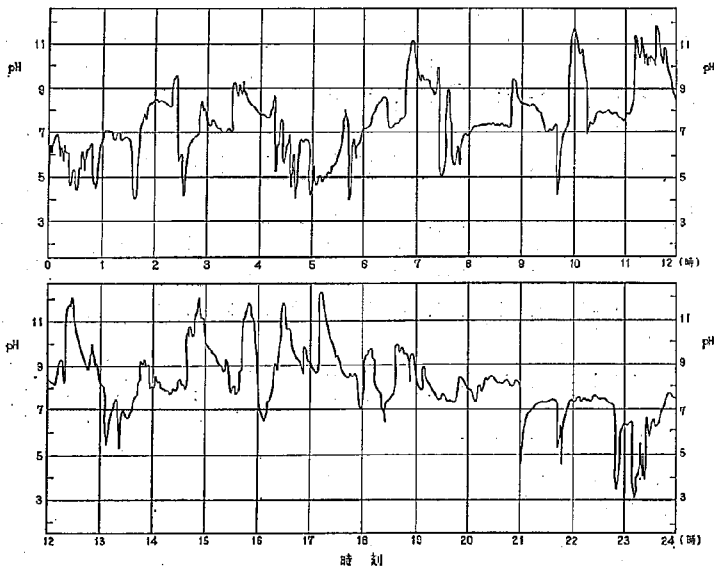


図-3.2 M染練工場からの排水のpH連続記録結果の1例【41年9月23日(金曜日)】

容を大幅に減少していることが図-3.1から確認されるが、それでも24時間連続で操業を行なっている工場の1つである。この酸またはアルカリ領域でのピークの発生は昼間、夜間を問わずに頻繁に生じており、このピーク回数だけ浴槽内の濃厚排水が開放され、排除されていることを示している。このpHのピークの発生時は有機物濃度が高くなる時間とも一致していることが多く、浮遊物濃度もこれとよく似た傾向のあることが図-3.1から見いだすことができる。このM染練工場は本工業団地内に移転済みおよび移転を予定している工場群の中では最も大きな規模を有するものの1つである。他の多くの染色工場からの排水は、上記のM染練工場からの排水に比べて酸またはアルカリ領域でのピーク発生回数が少ないが、M染練工場からの排水とよく似た傾向を示すものであると推定される。

早期に工業団地への移転が予定されている染色助剤、合成洗剤、表面活性剤製造のN化学からの排水のpHは1日のうちの大部分がアルカリ領域にある。しかし、時

間的に硫酸が排出されることにより、1日のうちの2時間程度は排水のpHが3.0前後にまで低下することもある。図-3.3に1例として示したpH連続記録からみると、9~11時に極端なpHの変動を生じているのが認められる。このN化学からの排水に含有するBODは時間によって大きく変動しているが染色工場のようなpHとの相関は認められない。

上記のように染色工場からの排水ではその作業がバッチ式で行なわれている関係上、浴液が排出された時に染料の種類によってpHがアルカリ性または酸性に変化し、その有機物濃度も高くなる。しかし、布地は染色の後に洗浄されるため、排水中のpHは中性に近づき、かつ有機物濃度も低下する。また、入居を予定されているN化学からの排水はそのpHが1日のうちの2~3時間は酸性に変化し、かつそのpHは3.0前後にまで低下する。また、有機物濃度についても1日のうちで大きな変動が認められる。このようなことから、平均化池を下水処理場に設置して急激なる水質の変動に対処できるように

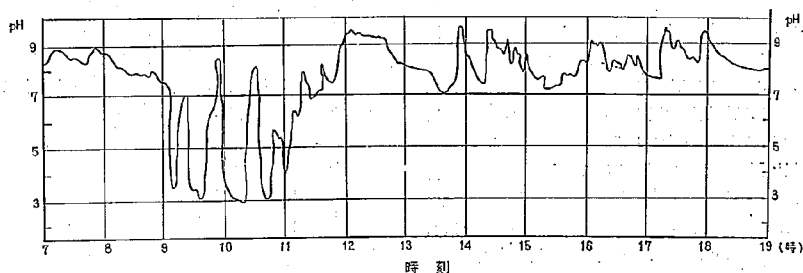


図-3.3 N化学工場からの排水のpH連続記録結果の1例(41年9月9日(金曜日))

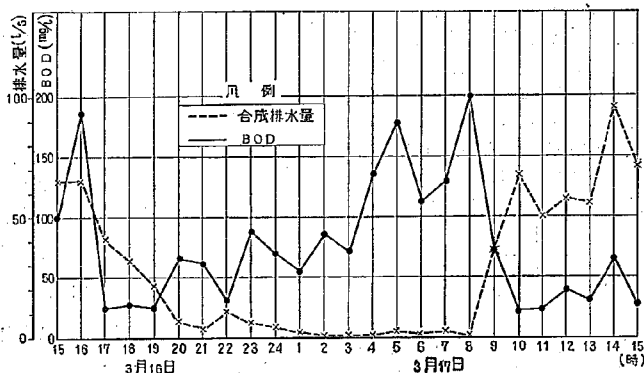


図-3.4 移転を終了したM染練工場、共同作業場および近いうちに移転を行なうN化学工場からの合成排水量とそれに対応するBOD濃度

する必要が認められた。

排水量の測定は第1回の調査時にはM染練工場のみ、また第2回目の調査時にはM染練工場、N化学工場および共同作業場について実施することができた。この第2回目の調査の結果から排水量およびBOD濃度の時間変化を求めると図-3.4に示すとおりである。同図から3工場からの排水が流入された時の流入水の水量水質は下記のようにであった。

(i) 流入水量は昼間においてもかなり大きな変動が認められること。

(ii) 夜間の排水量はきわめて少ないが、その有機物濃度はかなり高いものとなること。

(iii) 流入水のBODは100mg/l以下となることが多く、最高でも200mg/l前後であること。

(3) 化繊染色排水の物理的および化学的処理に関する基礎実験

(1) 活性炭による処理実験

粒状活性炭は古くから脱臭剤、脱色剤として用いられてきたほか、その吸着の効果が有機物、ABSにも及ぶことから下水の3次処理用の薬剤としても米国などでは実用上で使用されている。この粒状活性炭によるCODの吸着はカラム内に充て込んで上昇流によって連続的に処理する場合には粒状活性炭100gr当たりのCOD吸着は7~13grになるといわれている¹⁰⁾。多量の有機物を含む活性炭は再生のうえ再利用することができる。この再生用薬剤としては過酸化水素が好適であるが、経済上の難点を有するため米国でもまだ一般的に用いるまでには至っていないといわれる。わが国では玉川浄水場など汚濁のかなり進行した河川水を水道用水として利用しなければならぬ浄水場で凝集剤および塩素剤と共にこの活性炭が用いられている。豊田は鉱油を高温、高圧下で分解して水素を製造する工程からの分解生成物として副生する微細組織の炭素で、これが高温賦活活性炭に類似する性質を有するものであり、そのうちで再賦活処理を行ったものが非常に安価に入手できることから、染色排水処理に利用した結果について述べている。それによるとpH 4~8.5、BOD 30~100mg/l、COD 40~150mg/lの染色排水についてBOD 10mg/l、COD 20mg/lの処理水が得られており、かつ老廃炭は再生炉内で処理し、再利用されることになるが、その損失率は9.5%程度の低さであり、処理に対するランニングコストは凝集剤を用いる方法に比べて、はるかに安価なものとなると報告している¹¹⁾。しかし、調査の結果では軟質粒状活性炭はその名のごとく軟質であり、充てん塔内の上昇流速によるせん断力を受けて簡単に粉碎されてしまい、処理水が黒色に変わるほど微細な活性炭が常に越流している。このため、再生炉内で再生するための活性炭

の損失率は10%以下ではあろうが、処理過程における損失が相当大きいものとなること。有機物を多量に含む微小粒子の活性炭を処理水と共にそのまま放流することには問題があるなど、豊田の報告のような安価な処理法ではないことが見いだされた。しかし、ここでは市販の活性炭が化繊染色排水の処理にいかなる効果をするかについて2、3の実験を試みたものである¹²⁾。

この実験は図-3.5のような内径40mmのガラス筒を用い、その両端にグラスウールを詰め、内部に充てん高が1.0mとなるように粒状活性炭を詰めた装置を用いて行なったものである。この粒状活性炭充てん筒は上昇流式に原水を通過させて活性炭と排水とを接触させることとしたものである。実験に用いた活性炭は表-3.5に示す3種であり、それぞれの活性炭を充てんさせた筒にM染練工場から得られた表-3.6に示す総合排水を通過させて得られた処理水のCOD、色度、pHなどの測定を行なったものである。図-3.6Aは総合排水を通過させた時の3種の活性炭充てん筒から得られた処理水のCODとその除去率を比較したものであり、図-3.6Bはその色度の除去について比較したものである。処理水のCODは3種とも通水時間の経過と共に増加しているが、その増加率は木炭製のTCが最大で、歴青炭製のNG-1が最低であり、両者の差異は10%程度を示している。鉱油製のCALは

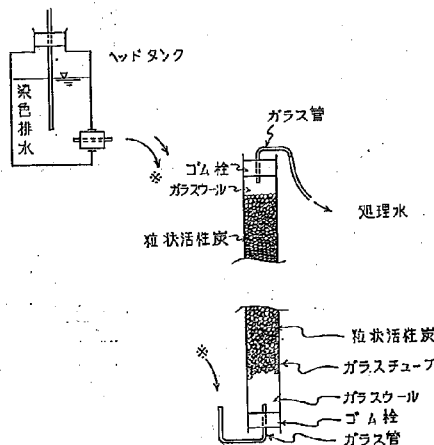


図-3.5 粒状活性炭処理実験装置

表-3.5 使用した活性炭の種類と性質

種 類	原 料	充てん密度	粒度 (mm)
CAL	鉱 油	0.19	10~100
NG-1	歴 青 炭	0.44	12~40
TC	木 炭	0.41	4~6

表-3.6 実験に使用した化繊染色排水の水質

項	目	数	値
色透	相度	赤	色
			4.7cm
			6.8
			168mg/l
			175 "
		1,057	" "
		921	" "
		136	" "
		713	" "
		207	" "
		682	" "
			31.5

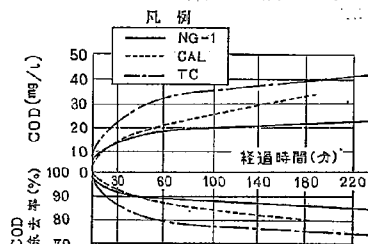


図-3.6A COD除去からみた老化時間の比較
(通過流速 2.5 m/時の場合)

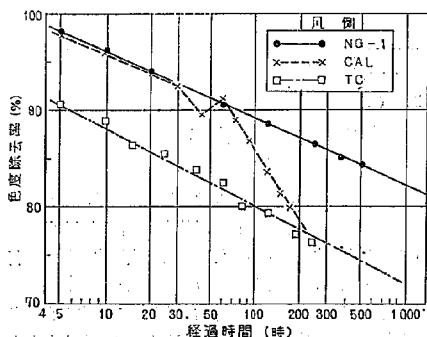


図-3.6B 色度除去からみた老化時間の比較
(通過流速 2.5m/時 の場合)

通水開始直後は NG-1 の場合よりも良好な処理成績を示したが、時間経過と共に老化が早まり、処理水の COD は TC の場合に近づく傾向を示した。色度の除去からみた老化の比較では NG-1 は経過時間 5 時間で除去率 98%、経過時間と共に色度除去率も低下して 500 時間後には 84% となった。CAL では経過時間 50 時間まで NG-1 とほぼ同様な除去率を示したが、それ以後は急速な除去率の低下が認められて、200 時間で 79% となった。また TC で

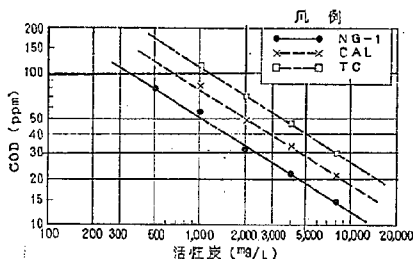


図-3.7 摩潰した活性炭を用いかくはんを行なった場合のCOD除去比較(かくはん時間30分)

は経過時間 5 時間で除去率 90% となり、それ以後は NG-1 とほぼ同様な割合の除去率の低下が認められている。このように圧着炭から製造された活性炭 NG-1 は、鉱油や木炭より製造された活性炭に比べてかなりの好成績が得られた。このように NG-1 を用いた場合の好成績は図-3.7(示した)摩漚した活性炭を総合排水に加えてかきはんした場合についても同様な傾向を示した。しかしながら、活性炭を用いる処理では粒状のものを上昇流式で排水を通過させる方法が最も効果ある方法といわれてきたが、ここでも摩漚した活性炭による処理はその所要量が多量となるため全体としては不適当になることが見いだされている。

この NG-1 を用いて濃厚排水および pH の変動が処理水質に及ぼす影響を与えるかについての実験を行なった。これらの結果は図-3.8 および図-3.9 に示す。濃厚排水による影響はけい光染料 (COD, 1,000mg/l) と分散染料 (COD 2,600mg/l) について行なったが、けい光染料排水はそのほとんど全部が吸着されたが、分散染料排水ではその排水を通過中、1,000mg/l の COD が検出され、濃厚排水通過を停止させてから 30 時間程度を経て回復している。また、pH による影響は pH 3 および pH 11 に調整した総合排水を用いて行なったものである。この実験から得られた処理水の pH は排水の pH によってまったく影響を受けていない。しかし、排水の pH が変動すると COD 除去に大きな影響を与えることが確認された。すなわち、pH の変動が著しい排水を処理する場合には pH 調整にはかなり効果的であるが、COD 除去が一時的にやや不良となること。COD 1,000mg/l の排水が一時的に流入されても COD 除去が不良となることはないが、COD が 1,500mg/l を越えるような高濃度の排水では実験に使用した通過流速 1.75m/時 では吸着が充分行なわれず、処理水中の COD 濃度が相当高くなるので注意を要する。

上記のように歴青炭より製造された活性炭 NG-1 はその大量生産が約束されて購入価格が低廉になり、かつ過

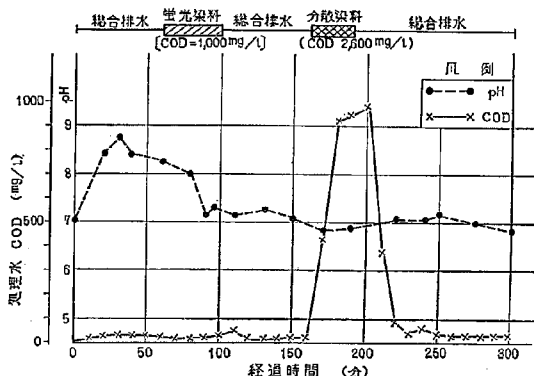


図-3.8 ショックロードとしてのCODの影響 (NG-1使用, 通過流速 1.75m/時)

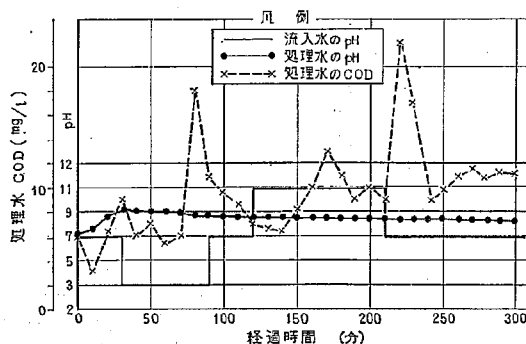


図-3.9 ショックロードとしてのpHの影響 (NG-1使用, 通過流速 1.75m/時)

酸化水素などの酸化剤によって人力をあまり要せずに再生し、連続的な使用が確実に行えるようになるならば有機染色排水の処理にも実用的に使用することが可能である。しかしながら、この場合にも使用初期における粉末粒状炭の越流量は相当多くなるので沈殿またはろ過するなどの処置を講ずる必要があろう。

(2) 凝集剤による処理実験

染色排水を凝集剤で処理することは米国の Cone Mills Corporation における Souther と Alspaugh の広範囲にわたる調査の中でも試みられている¹⁹⁾²⁰⁾。彼らはピーカーテストとパイロット・プラントによる実験を同時に行なうことにより、双方の実験結果の比較を行なっている。実験を行なった染料の種類としてはアニリンブラック染料、塩基性染料、直接染料、インジゴ染料、ナフトール染料、硫化染料、バット染料による各排水と硫化染料とインジゴ染料との混合排水について、アルミニウ

ム塩、硫酸第1鉄、硫酸第2鉄、塩化第2鉄、塩化カルシウム、硫酸および消石灰を単独または消石灰と共に用いて薬品凝集沈殿の実験を行なって色度除去の比較を行なっている。この結果は表-3.7に示すように、使用する凝集剤の量は1部を除いて非常に多いものであるが、色度除去の目的は達成できることがわかった。しかしながら、凝集剤経費は非常に高いものとなり、かつ処理後のpHが酸性またはアルカリ性に片寄りすぎ、実際の処理に応用する場合には中和を考慮しなければならないケースが多い。このようなことから Souther らは、彼らの実験の結論として凝集剤による処理は高価となるため、実際の処理には応用できない旨を述べている。

著者らはM染練工場からの総合排水について表-3.8に示すように、6種類の凝集剤の単独または消石灰を助剤としての凝集処理の実験を行なった。この総合排水はCOD77mg/lの比較的低汚染度の低いものであったが、処

表-3.7 各種染色排水処理の凝集剤の効果 (Souther & Alsbaugh による)

排水の種類	凝 集 剤		凝集剤経費 (円/m ³)	処 理 結 果	
	種 類	量 (gr/m ³)		pH の 変 化	色度除去 (%)
アニリンブラック染料	アルミニウム塩 消 石 灰	108 48	2.4	6.5→7.0	83.8
塩 基 染 料	硫 酸 第 1 鉄 消 石 灰	1,390 253	16.2	3.3→5.6	85.0
直 接 染 料	塩 化 第 2 鉄	410	18.6	10.8→3.5	85.0
"	硫 酸 第 1 鉄 消 石 灰	420 6,300	51.0	10.8→11.9	90.0
インジゴ染料	硫 酸 第 1 鉄 消 石 灰	700 1,500	18.5	10.5→11.8	94.5
"	塩化カルシウム	18,500	267.0	10.5→8.2	94.5
ナフトール染料	硫 酸	2,620	19.0	11.6→4.5	99.0
"	硫 酸 第 2 鉄	3,350	55.0	11.6→6.0	99.5
硫 化 染 料	硫 酸	4,400	31.3	11.7→3.5	99.0
"	アルミニウム塩	7,000	133.0	11.7→5.0	99.0
バ ッ ト 染 料	硫 酸 第 1 鉄 消 石 灰	11,100 1,500	126.0	11.7→11.1	85.0
"	硫 酸 第 1 鉄	13,900	144.0	11.7→11.0	87.5
硫 化 染 料 インジゴ染料	硫 酸 第 1 鉄 消 石 灰	700 700	12.6	—	91.0
"	消 石 灰	2,500	18.8	—	99.0

(注) 凝集剤経費は1ドル360円として換算したもの

理後のCOD除去率は1部を除いて40%程度のもとなった。COD除去率としては塩化銅と消石灰による処理がとりわけすぐれたものとなったが、しかし凝集剤の経費が1m³の排水を処理する際に129円にも達するので、実際処理には応用できないものであることは確かである。実験を行なった中ではMIC*の単独処理が最も少ない経費で他と同程度の処理効率をあげることが認められた。ただ、本実験は1種類のサンプルについてのみ実施したものであり、常にMICが化繊染色排水処理のために効果的であるか否かについては判断を下すことはできなかった。また、MICを使用するとしても、時によっては排水の濃度が高くなり、このため凝集剤添加量を増量しなければならないことも起こる。この場合には処

理水のpHが相当に低下して排出するために中和を行わなければならない可能性がある。表-3.8に示した中でも硫酸アルミニウムおよび消石灰を用いる場合は処理水のpHが高アルカリ領域にあるため処理水を放流するに当たって中和を要し、硫酸第1鉄および塩化第2鉄を凝集剤として使用する場合には、その処理水が酸性となりアルカリ剤による中和を必要とすることは明確である。

上記に示した Souther らの実験でも、また著者らの実験でも凝集剤による処理はその凝集剤購入による経費が一般に高価なものとなると同時に、年間を通じて数多くの染料を使用する染色工場からの排水の処理のために、常に同一種類の凝集剤が適合できるものであるとは限らず、非常に不安定な処理作業をしいられ、場合によってはその排水の水質があらかじめ定めた凝集剤の種類と注入率に対してまったく適切でない場合も見いださ

* MIC は商品名でアルミニウム塩と第1鉄塩とを主成分とする凝集剤である。

表-3.8 M染練工場からの総合排水処理の凝集剤の効果

項 目	原水・処理水の別 原水	処 理 水					
		1	2	3	4	5	6
主たる凝集剤の種類と添加量 (gr/m ³)	—	硫酸アルミニウム 200	硫酸第2鉄 200	硫酸第2鉄 200	塩化第2鉄 200	MIC 200	塩化銅 200
消石灰添加量 (gr/m ³)	—	300	200	0	0	0	100
色 相	藍	薄藍	薄青	無色	薄黄	薄青	薄緑青
pH	7.2	12.2	9.9	4.5	3.1	5.7	7.0
C O D (mg/l)	77	43	42	45	43	43	35
C O D 除 去 率 (%)	—	44	45	42	44	44	55
凝 集 剤 経 費 (円/m ³)	—	4.5	20.0	16.0	10.0	2.2	129.0

れることが予想される。そして、施設としてもその水質の時間的変動の著しい染色排水のためにかなり大きな容量を有する平均化池のほか、処理水の pH が高濃度の酸性またはアルカリ性になった時のために中和処理をも要することになる。染色排水と家庭下水とが混合された状態での凝集剤による処理は家庭下水の混合率が高くなるほど注入率を増加しなければ良好なフロックを形成させ得ないという結果が某下水処理場における実績に示されており、凝集剤使用の処理法は Souther が述べたごとく染色排水の処理または染色排水と家庭下水との共同処理のために適当なものとはいえない。

化学繊維の染色のために最も多く用いられている染料は分散染料であり、そのほか硫化染料、直接染料、酸性染料もかなり用いられている。分散染料と硫化染料は、とくに有機物濃度が高く、CODにして10,000mg/lをはるかに越えるものである。表-3.9、表-3.10および表-3.11は上記の染色排水と凝集剤を用いて処理する場合に希釈の影響がどの程度のものであるかを知るために原水を数段階に希釈しての凝集沈殿試験を行なった。表-3.9に示した分散染料では原水が10倍に希釈された場合に最も高

いCOD除去率を示したが、これ以上希釈倍率を増加したならばCOD除去率は逆に低下すること。また、原水をそのまま処理する場合には処理費は最も少ないものとなるが、COD除去率は低率となり、処理後に希釈したとしてもその処理効果はあらかじめ5~10倍に希釈された場合に及ばないことが示されている。しかしながら、処理に要する凝集剤購入費は希釈倍率の低いほど安価なものとなっている。表-3.10に示した硫化染料の場合には分散染料の場合とは異なり、原水を処理した場合に最も高いCOD除去率が得られ、かつ凝集剤購入の経費もまた最も低額になるという結果を得た。排水が希釈されればされるほど、COD除去率は低下し、かつ凝集剤購入に要する経費は増加される。表-3.11に示した直接染料は前記2種の染料に比べてCOD濃度が低いため、原水とそれを3倍に希釈した場合について実施したが、COD除去については双方の結果がほとんど等しいこと。凝集剤購入に要する経費は原水をそのまま処理する場合が安く、原水を3倍に希釈した場合には凝集剤購入費が3倍になることが見いだされた。

このように染色排水はそれが洗浄排水によって希釈さ

表-3.9 分散染料排水の希釈と凝集剤の効果

項 目	原水・処理水の別 原 水	処 理 水			
		原水を直接に 処理した場合	原水を5倍に 希釈した場合	原水を10倍に 希釈した場合	原水を100倍に 希釈した場合
硫酸第1鉄添加量 (gr/m ³)	—	4,000	2,000	2,000	1,200
消石灰添加量 (gr/m ³)	—	3,000	1,500	500	600
色 相	濃青色	青	淡黄色	微濁色	無色
透 視 度 (cm)	0	0	18	20	>30
pH	6.8	12.1	11.5	11.0	11.8
C O D (mg/l)	17,000	9,000	720	260	80
C O D 除 去 率 (%)	—	47	79	85	53
凝 集 剤 経 費 (円/m ³)	—	35	17.5	12.5	9.0

表-3.10 硫化染料排水の希釈と凝集剤の効果

原水・処理水の別 項 目	原 水	処 理 水				
		原水を直接に 処理した場合	原水を5倍に 希釈した場合	原水を10倍に希釈した 場合	原水を100倍に 希釈した場合	原水を100倍に 希釈した場合
硫酸第1鉄添加量 (gr/m ³)	—	1,000	600	700	2,000	600
消石灰添加量 (gr/m ³)	—	1,500	600	600	600	600
硫酸添加量 (gr/m ³)	—	700	400	420	300	400
色 相	黒青色	白濁色	白濁色	白濁色	無色	無色
透 視 度	0	23	10	10	>30	>30
pH	10.9	3.5	4.7	5.0	4.1	4.3
C O D (mg/l)	12,500	2,960	2,020	1,080	1,020	200
C O D 除 去 率 (%)	—	50	39.1	35.6	39.2	16.7
凝 集 剤 経 費 (円/m ³)	—	12.3	11.6	12.3	17.2	11.6

表-3.11 直接染料排水の希釈と凝集剤の効果

原水・処理水の別 項 目	染色排水の種類		
	原 水	直 接 染 料	
		処 理 水	
		原水を直接に 処理した場合	原水を3倍に 希釈した場合
硫酸第1鉄添加量 (gr/m ³)	—	1,000	1,000
消石灰添加量 (gr/m ³)	—	700	600
色 相	赤	淡黄色	淡緑色
透 視 度	—	>30	>30
pH	6.5	11.2	10.9
C O D (mg/l)	400	190	64
C O D 除 去 率 (%)	—	53	47
凝 集 剤 経 費 (円/m ³)	—	8.5	8.3

れた場合には、希釈率の高いほど処理に要する経費は高価なものとなること。また、硫化染料、直接染料では濃厚排水をそのまま凝集剤による処理を行なうのがCOD除去の点から効果的であるが、分散染料では原水が10倍に希釈された場合に最も高いCOD除去率が得られている。しかし、一般に凝集剤による処理を行なう場合には染色排水をできるだけ洗浄排水と分離して濃厚な状態で集めて処理するのがその経済性からみても、また有機物の除去の点からみてもすぐれたものといえることができる。

[4] 繊維染色排水を多量に含む下水の活性汚泥処理の室内実験

(1) 実験の目的

繊維染色工場では、その作業をバッチ式に行なっているため浴槽が開放されたときにその排水が高濃度になるが、その後は洗浄作業に移るために次の浴槽が開放されるまでの間は排水の濃度は時間経過と共に低下することになる。排水の水質は、一般に排水の酸度またはアルカリ

度がきわめて高い場合には有機物濃度も高く、浴槽が開放されてからの時間の経過の少ないことを示している。また、これとは逆に排水の水質が中性か、または中性に近いときは排水に含有する有機物濃度も極端に低下することになる。このような酸またはアルカリ、あるいは有機物濃度変化の著しい下水ではその活性汚泥処理に悪影響を与えることが知られているので、その極端な変動を消去するために平均化池の設置を必要とする。米国の綿紡績工場排水と家庭下水との処理について研究を行ってきた Souther と Alspaugh の研究でも薬品による pH 調整または前ラグーン処理が活性汚泥処理のための前処理として有効なことを述べている²⁰⁾。

この Souther らの実験では 2 種の方法による pH 調整を行なった 40% の紡績工場排水を含む下水の活性汚泥処理 (バイオソープション変法) において共に約 82% の BOD 除去と 30% 以上の色度除去の処理水を得ている²⁰⁾。また、同じ排水について紡績工場排水混合比を 19% ~ 24% に減じた Jones らによる活性汚泥処理のパイロット

表-3.12 実験装置の概要

装置の種類	内 容
タイマー付揚水ポンプ	タイマーは0~30分, 0~3分の2個を組み合わせたものであり, 揚水ポンプは耐酸ダイフラムポンプ口径12mm, 100W モータ付で, 毎時一定量をエアレーションタンクに揚水する。
エアレーションタンク	アクリル製, 外径120mm, 高さ1.62m (有効水深1.48m), 容量15ℓ, デフューザー, 内部隔壁, 活性汚泥沈殿防止のためのマグネチックスターラが取り付けられている。標準流入量48ℓ/日に対してエアレーション7.5時間
沈 殿 タ ン ク	アクリル製, 外径100mm, 高さ1.0m (有効水深0.89m), 容量5.6ℓ, 水面積69cm ² , 汚泥返送はエアリフトポンプによって行なう。標準流入量48ℓ/日に対して沈殿2.8時間, 水面積負荷7m ³ /m ² /日
空 気 供 給	小型エヤポンプ 排気圧2kg/cm ² , 排気量12ℓ/分 空気貯留タンク 径0.3m, 長さ0.6m

比9対1となる実験条件はⅢないしⅤに分けられる。このうち実験条件ⅢとⅤはまったく同じものであるが, 実験条件Ⅴの場合は一般に染色排水, 家庭下水とも希釈されてその有機物濃度は実験条件Ⅲをかなり下回ることとなったため, その整理に当たって区分することとした。また, 実験条件Ⅳは貯水槽内に散気管を挿入してエアレーションを行なったものであり, 試料中に含有している比較的分解しやすい有機物の相当量がエアレーションに揚水される以前にかなり減少してしまっただけで, これも実験条件ⅢあるいはⅤと異なるので区分して整理を行なった。

(3) 実験結果とその考察

実験に使用した化繊染色排水は週2回の割合で現地より東京に輸送し, また家庭下水は東京近郊の住宅団地を

処理区域にもつ下水処理場の最初沈殿池流出水を同様に週2回の割合で運搬し, この双方の試料を表-3.13に示した条件で混合して, 活性汚泥処理実験用の混合下水(原水)を調製した。

この各実験条件別の活性汚泥処理成績は表-3.14に示すように実験条件別に大きな差異が認められる。この差異は同表に示した透視度, COD, BODのいずれについても見いだされている。処理成績は一般的にみて家庭下水混合率を低下させ, 化繊染色排水の割合が多くなるほど低下している。特に実験条件Ⅲ以降では化繊染色排水の混合率が90%を占めていて生物処理を行なうための原水の条件が悪い以外に, 春季となって地下水位が上昇し, 化繊染色排水, 家庭下水ともに希釈されて含有有機物濃度が低下することとなった。含有有機物濃度は

表-3.13 実験条件と実験期間

実験条件	期 間	摘 要
Ⅰ	42.1.17 ~1.26	下水処理場最初沈殿池越流水に5時間放置した水道水30%を加えて調製した混合下水を用いての試験
	1.27~2.3	実験条件Aの水道水の代わりに化繊染色排水30%を加えて調製し, 以後染色排水混合の割合を増加させてそれを50%とした混合下水を用いて活性汚泥を馴致させた期間
Ⅱ	2.4~3.17	下水処理場最初沈殿池越流水50%と化繊染色排水50%を加えて調製した混合下水を用いての試験
	3.18~3.30	下水処理場最初沈殿池越流水を40%から10%まで減じ, それと共に化繊染色排水を60%から90%まで増加させて調製した混合下水を用いて活性汚泥を馴致させた期間
Ⅲ	3.30~4.21	下水処理場最初沈殿池越流水10%と化繊染色排水50%を加えて調製した混合下水を用いての試験
Ⅳ	4.22~5.29	実験条件Eと同一の混合比を有するが, その貯留槽内に散気管を取り付けて前エアレーションを行なった混合下水による試験
Ⅴ	5.30~6.12	実験条件Eと全く同じであるが, 雨期に入ったため下水の濃度が低下した場合の試験

表-3.14 実験条件別処理成績 (平均値)

実験条件		I	II	III	IV	V
透視度	原水	3.9	3.2	7.8	8.1	6.1
	処理水	9.5	12.7	13.5	8.4	7.7
M	L S S (mg/l)	2,780	2,280	1,739	1,298	611
M	L V S S (mg/l)	2,410	1,764	1,444	1,107	461
M	L V S S / M L S S	0.873	0.781	0.831	0.783	0.762
	S V I	39.5	92.8	114	79.8	71.5
COD	混合下水 (mg/l)	60.5	79.6	72.6	74.0	57.5
	処理水 (mg/l)	17.50	42.6	44.9	61	45.0
	除去率 (%)	70.1	47.4	39.5	17.9	21.6
BOD	混合下水 (mg/l)	171.3	170.7	92.5	25.2	38.6
	処理水 (mg/l)	14.3	27.6	20.6	11.4	10.27
	除去率 (%)	91.3	82.8	79.0	50.4	74.1
BOD負荷 (kg/kg・MLSS・日)		0.223	0.347	0.18	0.07	0.25
除去BOD (kg/kg・MLSS・日)		0.202	0.275	0.136	0.034	0.182
有柄固着型纖毛虫類 全原生動物 (%)		94.5	83.1	78.4	79.1	—

実験条件—IV, Vと後に至るほどさらに低下した。

これに加えて、実験条件—IVでは調製した原水を活性汚泥処理実験装置に流入させる以前に前エアレーションを行なった。この前エアレーションはかなり長時間にわたったため、原水中の含有有機物のうちの相当部分が好気性細菌によって分解されてしまい、活性汚泥処理実験装置に加える原水の状態としては非常に悪化したものとなった。このような幾つかの理由によって、実験条件—IVおよびVの処理成績は化糞染色排水混合率が同一である実験条件—IIIの成績に比べてかなり低下したものとっている。

原水中の有機物濃度が一定限度以下となる場合には、活性汚泥処理における有機物除去率がきわめて低下することが知られてきたが、本実験で得られた結果からも図-3.11に示すように知ることができた。同図から混合下水のBOD濃度が60mg/l以下ではBOD除去率が極端に低下することが示されている。そして、混合下水のBOD濃度が240mg/lを下回る場合には、混合下水のBOD濃度が高ければ高いほど、BOD除去率が高くなることがいずれの実験条件の場合によっても見いだされている。

各種の下水または有機性の工場排水の活性汚泥処理について、BOD負荷とBOD除去率との間にはある種の相関関係が実験的に示されるのが普通である。本実験の結果からみたBOD負荷とBOD除去率との関係はデータ数が少ないこともあって図-3.12に示したように実験条件—IIの結果を除いては、その相関を見いだすこと

はできなかった。しかし、その傾向としては実験条件—IについてはBOD負荷を大としてもBOD除去率は実験条件—IIよりも低下しないこと。また、実験条件—IIIではBOD負荷0.1~0.2kg/kg・MLSS・日がBOD除去率を最高に保つための設計条件であり、BOD負荷0.3kg/kg・MLSS・日ではBOD除去率が急こう配で低下することが示されていた。このように図-3.12に示したBOD負荷とBOD除去率の関係は傾向を知り得た程度のものであったが、図-3.13に示したBOD負荷と除去BODとの関係は実験条件—I, II, IIIで得られたすべての結果がどくわずかな測定値を除いて1本の曲線で示されることが見いだされた。同図より、除去BODは3つの実験条件のいずれの場合についてもBOD負荷が比較的小さい場合で負荷BODの約90%, BOD負荷が0.4kg/kg・MLSS・日を越える場合から負荷BODの80%程度となることが得られている。

エアレーションタンク内の活性汚泥を構成する主要生物としては表-3.15のように原生動物と後生動物が検出されている。含有有機物濃度の比較的高い期間での実験であった実験条件—I, IIの期間では原生動物として *Opericularia*, *Epistylis*, *Euplotes* が、後生動物では *Lecane* が全期間を通じて優占種として出現していたが、実験条件—IVの期間では時間が経過して有機物濃度が低下するにしたがって生物相が変化し、最初に *Opericularia*, 次に *Epistylis*, 最後には *Vorticella* のほか非活性汚泥生物の *Amphileptus* が優占種として出現している。そして、この期間ではBOD除去率も非常に低

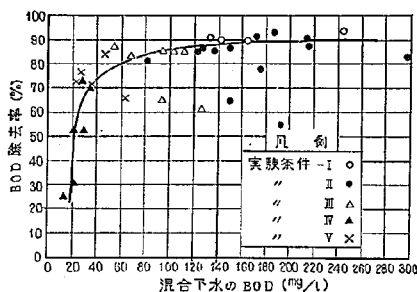


図-3.11 混合下水のBODとBOD除去率との関係

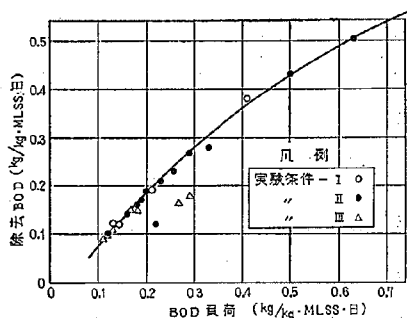


図-3.13 BOD負荷と除去BODとの関係

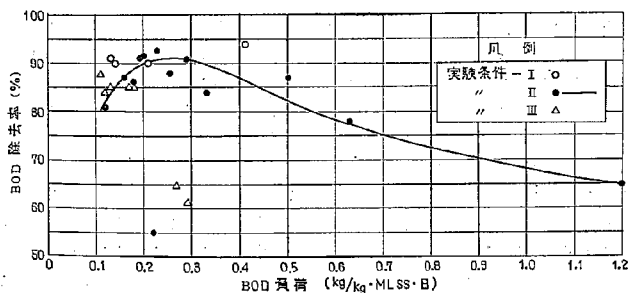


図-3.12 BOD負荷とBOD除去率との関係

下したものとなった。全原生動物中の有柄固着型纖毛虫類の割合は家庭下水混合率の低下と共に減少していることが見いだされている。

このように混合下水中に含有する有機物濃度がBODとして60mg/l以上となり、さらに変動するpH値が常に中性に保たれれば活性汚泥法を用いて処理することができ、80%以上のBOD除去率が期待できることを室内実験によって確認した。

この活性汚泥処理による短所も存在する。それは処理水の外観がきわめて不良となることで、色度の除去はあまり行なわれていないほか、透視度は表-3.14のように実験条件Ⅱ、Ⅲの場合でも12~13cm程度にとまっている。この染料の含有に起因する色度の除去は本排水の処理目的の1つであったが、活性汚泥法を用いての色度の除去は室内実験の結果からはほとんど望めなかった。しかし、Cone Mills Corporationにおける調査ではその運転に留意すれば染料に起因する色度の除去は60~65%であったと報告されているので²¹⁾、大型のパイロット・プラントまたは実装置を用いて調査を行えば、本混合下水の場合にもCone Mills Corporationでの調査結果に近い成果が期待できるかも知れない。

(4) 活性汚泥処理成績と凝集剤による処理成績との比較

前記活性汚泥法による実験結果から化繊染色排水の混合率が90%の場合にも含有する有機物濃度がある程度高いものであれば活性汚泥法を用いて処理できることがわかった。しかし、その処理水は透視度が低く、かつ色度の除去はほとんど行なわれないこと。すなわち、処理水の外観はきわめて不良となる結果が得られている。

これに対して、化繊染色排水のみを用いての化学処理を行なった前記(3)、(2)の実験から、凝集剤を添加すれば、その処理水の有機物濃度(COD)と色度とを相当に減少させることを知った。このようなことから、化繊染色排水90%を含む混合下水について、凝集剤を用いて処理した場合にその処理水の水質が活性汚泥法によって得られた処理水とどのような差異があるかを比較するため、同一の混合下水を用いて比較を行なってみた。この結果の1部は表-3.16に示すとおりである。化学処理のために使用した凝集剤としては硫酸アルミニウムのみであったので、多量に注入した場合にはpHが低下してしまっている。

硫酸アルミニウムによる処理結果としては、その注入

表-3.15 活性汚泥形成主要生物の優占種属

実験条件		I	II	III	IV
主 要 生 物	原生動物	<i>Opercularia</i> <i>Epistylis</i> <i>Euplotes</i> <i>Lionotus</i>	<i>Opercularia</i> <i>Epistylis</i> <i>Euplotes</i> <i>Amoeba</i>	<i>Opercularia</i> <i>Euplotes</i> <i>Vorticella</i>	① <i>Opercularia</i> ② <i>Epistylis</i> ③ { <i>Vorticella</i> <i>Amphileptus</i>
	後生動物	<i>Philodina</i> <i>Lecane</i>	<i>Philodina</i> <i>Lecane</i>	<i>Lecane</i>	<i>Lecane</i> <i>Rotifera</i>

率を100mg/l以上とすれば、処理水の透視度は30cm以上となり、その外観は非常にすぐれたものとなる。また、注入率を300mg/l以上とすれば、BOD除去率がきわめて高率となる。しかし、COD除去率は30%またはそれ以下で一般に低いものであった。このように凝集剤による処理を行なった場合でも、その注入率を相当に高いものとすれば、化繊染色排水混合下水中の濁度および色度の除去を行ない、その外観を改善する以外にBODの除去をも効果的に行なうことを知った。

他方、活性汚泥処理の結果からBOD除去率は常に80%以上となること。COD除去率はそれほど高率ではないが、それでも凝集剤を多量に添加した化学処理の場合よりもすぐれたものとなるが見いだされている。しかしながら、活性汚泥法を行なった場合の処理水は透視度が低く、硫酸アルミニウムをわずか50mg/l注入した処理水とほぼ同程度のものであり、処理による外観の改善はほとんど行なわれていない。

このように活性汚泥法を用いれば透視度が低く、外観が不良である以外は良好なる処理結果が得られており、そして処理水のpHは原水のそれをやや上回る程度である。これに対して、凝集剤を添加して化学処理を行なう場合には、その凝集剤の注入量を多くすれば処理によって外観の改善に役立つほか、そのBOD除去率も活性汚泥法による処理水と同程度に保つことができる。しかし、使用する凝集剤は酸性を呈するものが有効であるので、表-3.8あるいは表-3.16のごとく、処理水のpHが低下するので、処理後に中和を行なうことが必要となる。

硫酸アルミニウムを凝集剤として用いて化学処理を行ない、その処理水を中和するならば、外観もすぐれ、かつ有機物含有量の比較的小さい処理水を排出することができる。この場合の凝集剤および中和剤の価格としては混合下水1トン当たり5〜6円程度となる。そのほか、凝集剤適量の添加、中和剤適量の添加という非常に困難な操作を行なわなければならないほか、水質変動の激し

い化繊染色排水を平均化する操作は活性汚泥法よりも厳密に行なわなければならない。また、処理水は溶存酸素含有量が極端に減少しているので、後エアレーションを行なって溶存酸素を補給したうえで河川に放流するには問題がある。

このように凝集剤を用いて処理を行なう場合には、活性汚泥法を用いて処理する場合に比べてその維持管理費が高価なものとなるほか、その運転操作も複雑になる。このような代償を払って得られるのが処理水の外観の改善のみである。この処理水の外観の改善は生活環境保全のうえで望ましいことであるが、本混合下水の欠くべからざる処理目的ではない。このようなことから活性汚泥処理を行なった場合にも、処理水について色度除去など外観の改善の要望が強いときには、放流水を固有流量の小さな支川で直接放流せずに、いくらか遠距離とはなっても固有流量が多くなる本川にて放流するなどして、染料による色度を豊富な河川水で希釈によってできるだけ目につかないようにするなどの対策を講じる方が有利である。

(5) 化繊染色排水を多量に含む下水のエアレット・ラグーン法による処理の検討

(1) 実験の目的

前に、しばしば述べてきたように、化繊染色工場からの排水はそのpHおよび有機物の濃度変化が著しいために薬品凝集沈殿法や活性汚泥法にて処理するためには、排水の水質をできるだけ均一なものとなすべく平均化池の築造を要するものである。このような平均化池なしで化繊染色排水を処理する方法としては粒状活性炭による処理が考えられるが、粒状活性炭はその再生および再利用に關しての費用がまだ高価であり、かつ消耗率も大きい。そのため化繊染色排水、または化繊染色排水を多量に含む下水の処理法としては経済上の問題があるため、現在のところ実用的に使用することはできない。しかし、他に試みた方法では平均化池を必要とするので、平均化池の築造を要しないか、または平均化池兼用で処理

表-3.16 化繊染色排水90%を含む混合下水の薬品濃集沈殿処理水と活性汚泥処理水との水質比較

(a) 色相: 淡黒褐色

項 目	種 類	混合下水	硫酸アルミニウム注入率 (mg/l)				活性汚泥 処理水
			50	100	300	500	
pH		7.2	6.6	6.0	4.4	3.2	7.4
透 視 度 (cm)		13.0	14.8	>30	>30	>30	18.0
C O D (mg/l)		36.0	31.2	25.3	25.2	24.8	21.6
C O D 除 去 率 (%)		—	13	30	30	31	40
B O D (mg/l)		63.2	35.0	24.0	4.8	4.8	10.2
B O D 除 去 率 (%)		—	45	62	92	92	84

(b) 色相: 紅色

項 目	種 類	混合下水	硫酸アルミニウム注入率 (mg/l)				活性汚泥 処理水
			50	100	300	500	
pH		6.9	6.3	5.6	4.0	3.1	7.1
透 視 度 (cm)		9.5	11.5	>30	>30	>30	11.0
C O D (mg/l)		48.5	42.0	27.5	28.0	28.0	22.8
C O D 除 去 率 (%)		—	13	43	42	42	53
B O D (mg/l)		62.8	47.8	33.8	10.4	7.8	11.2
B O D 除 去 率 (%)		—	24	46	84	88	82

(c) 色相: 青緑色

項 目	種 類	混合下水	硫酸アルミニウム注入率 (mg/l)				活性汚泥 処理水
			50	80	100	300	
pH		7.1	7.0	7.0	6.6	4.6	7.4
透 視 度 (cm)		4.2	4.5	8.0	>30	>30	9.4
C O D (mg/l)		120.0	119.0	102.0	91.0	86.0	45.0
C O D 除 去 率 (%)		—	1	15	24	28	62
B O D (mg/l)		84.0	75.8	67.3	52.0	22.0	14.8
B O D 除 去 率 (%)		—	10	20	38.0	74.0	82

できる方法についての検討を行なったものである。

Souther と Alsbaugh は総合綿紡績工場 (染色工程を有する)からの排水のラグーン法によるパイロット・プラントによる実験結果から、同法がBOD除去、pH調整、若干の色度の除去、フェノールフタレンアルカリ度の炭酸および重炭酸アルカリ度への転換、排水量およびショックロードの低減などに効果のあることを示した¹⁸⁾。表-3.17はパイロットプラントの実験結果の1部を示したものであるが、ラグーン法による処理でもBODの除去およびP-アルカリ度の除去に対して家庭下水による植種が効果的であることを示した。また、総合綿紡績工場排水90%と家庭下水10%によるリーサクレーション付のエアレテッド・ラグーン法による実験では、表-3.18に示

したように流入水のpHが11.0を上回るにもかかわらず、pH調整を行わずに非常に高いBOD除去と比較的良好な色度除去を示し、かつ処理水のpHはP-アルカリ度の減少によって、9.7程度まで低下しているのが見いだされた。このようなことから Souther らは彼らの報告の結論としてエアレテッド・ラグーン法によれば非常に少ない経費によって、アルカリ度およびBOD濃度の高い綿紡績工場排水からpH調整なしにBOD 25~50mg/l、DO 5~6mg/lの処理水をうることができる。そして、除去された汚泥は嫌気性消化なしに処分できるので、処理経費は通常用いられている方法の1/4~1/2であり、かつ処理水中の浮遊物濃度を20mg/l以下にできるので放流河川での汚泥の蓄積は起こらない旨を述べている。このほか、米国では馬鈴薯加工排水、製紙白水、

表-3.17 総合綿紡工場排水のラグーン法によるパイロット・プラント実験結果
(Souther & Alspaugh による)

種 別		除 去 率		臭 気
		BOD (%)	P-アルカリ度 (%)	
家庭下水による植種を行なった場合	3 日間 滞 留	9~11	—	障害なし
	7 日間 滞 留	13~14	62~63	"
家庭下水による植種を行なわなかった場合	3 日間 滞 留	3	42	障害なし
	7 日間 滞 留	12	56	"

表-3.18 総合綿紡工場排水90%と家庭下水10%によるエアレットッド・ラグーン処理の実験結果
(Souther & Alspaugh による)

滞 留 時 間 (時)		24	48	72	48
空 気 供 給 量 (m³/m³/日)		15	15	15	15
pH 調 整 の 有 無		無	無	無	有
流 入 水	pH	11.2	11.1	11.2	11.3
	B O D (mg/l)	385	527	459	387
	色 度 (度)	1,133	2,208	1,950	700
	D O (mg/l)	0	0	0	0
	M-アルカリ度 (mg/l)	1,200	1,270	1,240	—
	炭酸アルカリ度 (mg/l)	1,167	1,040	1,145	—
	重炭酸アルカリ度 (mg/l)	—	—	—	—
	P-アルカリ度 (mg/l)	33	230	95	—
	pH	9.7	9.8	8.9	7.9
	B O D (mg/l)	227	229	34.8	153
処 理 水	色 度 (度)	942	1,450	1,081	667
	D O (mg/l)	0	0	6.2	0.5
	M-アルカリ度 (mg/l)	1,140	1,313	1,097	—
	炭酸アルカリ度 (mg/l)	740	927	400	—
	重炭酸アルカリ度 (mg/l)	400	386	697	—
	P-アルカリ度 (mg/l)	0	0	0	—
	除 去 率	40.1	56.5	92.3	61.3
	色 度 (%)	11.7	32.3	44.5	6.9

バルブおよび製紙工場排水、化学工場排水の処理におけるエアレットッド・ラグーン法による室内およびパイロットプラントによる実験結果および実験池での処理結果が報告されている⁽²³⁾⁽²⁴⁾⁽²⁵⁾⁽²⁶⁾。これらの報告によるとエアレットッド・ラグーン法による処理はいずれの場合もわずかな処理経費で高率のBOD除去が期待できることが知られている。

筆者らは繊維染色排水のラグーンまたはエアレットッド・ラグーンによる処理が平均化池を必要としない点に注目して室内実験を行なうこととした。

(2) 実験に用いた試料と実験方法

実験に用いた試料は繊維染色工場からの排水90%と家庭下水10%を混合したものであり、試料採取箇所、採取

方法などは前記(4)と同様である。この実験は2回にわたって実施したものであり、第1回目の実験は7~8月の夏期に、第2回目の実験は1~2月の冬期に実施したものであり、実験条件はおのおのについて下記に示すとおりである。

(i) 第1回目の夏期に行なった実験

- (イ) 温度 25~29°Cの室内でエアレーションを行なった場合
- (ロ) 温度 25~29°Cの室内でエアレーションなしで放置した場合

(ii) 第2回目の冬期に行なった実験

- (イ) 温度 20°Cの恒温槽内でエアレーションを行なった場合

- (ロ) 温度 20°C の恒温槽内でエアレーションなしで放置した場合
 (リ) 温度 15°C の恒温槽内でエアレーションを行なった場合
 (ハ) 温度 10°C の恒温槽内でエアレーションを行なった場合
 (ニ) 温度 4.5~7°C の室内でエアレーションなしで放置した場合

実験に用いた容器は 20ℓ 入りのポリエチレン製のものであり、エアレーションはこの中にボールフィルタを挿入して、小型エアポンプを用いて行なった。処理効果を判定するための採水は 1 日目、2 日目、3 日目、5 日目、7 日目および 10 日目についてそれぞれ実施した。

(3) 実験結果とその考察

(2) で示した諸条件に基づく実験の結果は図-3.14 および図-3.15 に示すとおりである。第 1 回目は高温時の室内実験であり、その処理効率は共に良好なものであった。とくに、エアレーション実施の場合にあっては、その処理成果が透視度、COD および BOD のいずれについてもすぐれたものとなっていた。エアレーション実施の場合とエアレーションなしで放置の場合とを比較してみると、BOD については前者は 2 日間の滞留で 80% 以上の除去率が得られ、後者は除去率 80% に達するまでに 3 日間を要している。COD の除去は BOD のそれに比べては比較的良好ではあったが両者間の差異は滞留時間の増加と共に大きくなることが認められ、10 日間で 15% 程度の COD 除去率の差異が現われていた。透視度の場合も、差異はそれほど大きなものとはならなかったが、COD の場合と同様な傾向を示した。

第 2 回目の実験は冬期に室内で実施したものであり、各試料についてあらかじめ定めた温度を維持させるために恒温槽を用いて行なったものである。この実験で各条件の試料の処理水で大きな差異が見いだされたのが BOD の除去であった。すなわち、20°C および 15°C でエアレーションを実施した試料では約 3 日間で 85% 以上の BOD 除去率が得られたが、20°C でエアレーションなしで放置の試料および 10°C でエアレーションを実施の試料では 85% 以上の除去率をうるのに 7 日間の滞留を要している。3 日間の滞留では 10°C でエアレーション実施の試料では 67% の BOD 除去率が得られていたのに対して、20°C でエアレーションなしで放置の試料では 30% の BOD 除去率しか得られてない。また、5~7°C の室内にエアレーションなしで放置した場合には 10 日間の滞留で BOD 除去率はわずか 30% であった。COD 除去および透視度については 20°C でエアレーション実施の試料がややすぐれた結果が得られたが、他は大差ないものであった。第 2 回目の実験日の実験に用いた試料は COD

濃度が低いものであったため、その処理効果は第 1 回目の実験の場合に比べて COD に対しては非常に不良なものとなった。

上記の 2 つの実験からみて、数日間下水を滞留させてエアレーションを行なうエアレット・ラグーン法による処理は BOD 除去に関しては非常に効果的である。特に高温時の方がその BOD 除去は高いものとなるが、その水温が 15~10°C と比較的低い場合においても BOD 除去はかなり期待できることがわかった。すなわち、エアレット・ラグーンによる処理はラグーンによる処理に比べて建設費、維持管理費ともにやや高価とはなるが、滞留時間が短縮できるので用地取得面積は少なくて済み、かつ Souther らが述べているようにその維持管理費が活性汚泥法実施の場合に比べて 1/3~1/2 で済むことから、わが国でも用地の取得の比較的容易な地方では非常に経済的な処理法として充分採用できるものである。特に本工業団地からの下水のように家庭下水の混入量が少なく、多量に含有される工場群からの排水が濃度の時間変化の著しい化繊染色排水である場合には活性汚泥法を採用するに当たっても平均化池を必要とし、維持管理費のみならず、建設費も高価なものとなることが充分に予想されるものであった。しかし、エアレット

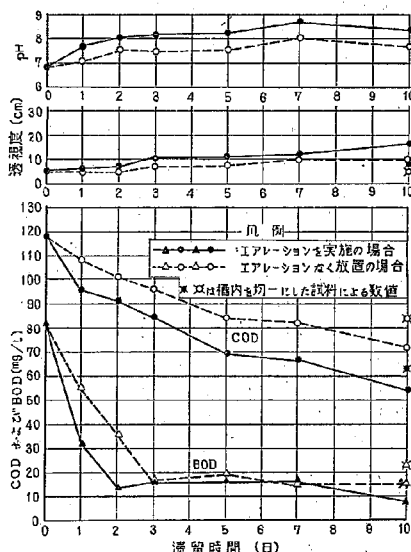


図-3.14 染色排水90%, 家庭下水10%の試料をエアレーションした場合とエアレーションなく放置した場合の滞留時間と処理水質の関係 (夏期の実験)

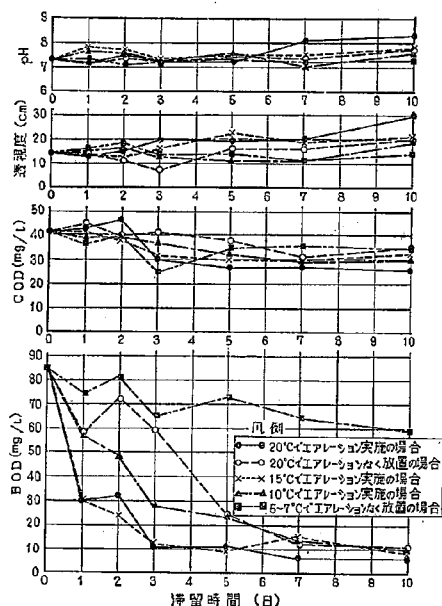


図-3.15 染色排水90%, 家庭下水10%の試料をエアレーションした場合と、エアレーションなく放置した場合の滞留時間と処理水質の関係(冬期の実験)

・ラグーン法を採用する場合には平均化池と処理池とを兼用できるので、その処理効率さえ良好なものであれば活性汚泥法よりもすぐれた処理法であるといえる。

本工業団地のあるS市は日本海沿岸に近く、その年平均気温は低く、かつ冬の降雪の多い地域に属する。気象庁での観測結果によると、S市が属するF県地方の年平均気温は約15°Cであり、月平均気温では図-3.16に示したように20°Cを超えるのが6~9月の4カ月間、15°C以上が5月および10月の2カ月であり、そして1~3月および12月には10°C以下に低下する。一方、河川の水温は5~9月には平均気温を下回り、1~3月および11~12月には平均気温を上回る。そして、4月には双方が約12°C、10月には約16°Cで平均気温と平均水温が一致する。エアレットッド・ラグーンに滞留中の下水の水温はこの河川の水温とはほぼ程度となることが予想される。この水温に実験結果をあてはめてみると、5~10月の6カ月間は3日間の滞留で平均80%のBOD除去率を期待できること。また、4月および11月には平均65%のBOD除去率が期待できることがわかる。12月ないし3月についてはBOD除去率は50%を下回ることとも予想

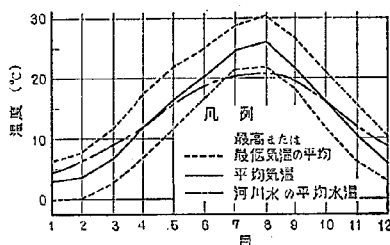


図-3.16 F地方の最高、最低、平均気温と河川水の平均水温(1931~1961年の平均)

されるが、冬期では放流水中の有機物による河川水の酸素消費量は少なくなり、しかも河川水中での再び気温は増加するからBOD除去率が50%を下回ったとしても障害はない。

本工業団地の下水排除方式は合流式が採用されており、下水管渠はすでに布設されている。このS市を含むF地方は日本で有数の降水量の多い地方であり、図-3.17に示すように月平均降水量が200mmを超えるのは1, 2, 7, 9, 11および12月の6カ月にも達する。このうち1, 2, 11, 12月の各月は積雪期となるため、ただちに下水管内に流入してこないが、2月末より4月にかけての融雪期には多量の融雪水が流入されて下水が希釈されると同時に、その水温を低下させることになる。また、夏季から秋季にかけての降水量も表日本のそれに比べてかなり多く、しかも本工業団地のように合流式の下水排除方式を採用している場合には、下水は希釈されやすいことになる。このように下水管に流入される工場群からの排水や家庭下水が希釈されやすい状態では活性汚泥処理法を採用するには難があり、好気性細菌のみによってBOD除去を行なうエアレットッド・ラグーン法による処理が下水濃度の濃淡に関係なく処理できる点からみて有利である。

Eckenfelder はエアレットッド・ラグーンに法におけるBOD除去が1次反応に従うものとして次式(3.1)を与えている²⁾。

$$E = 100 \times \frac{Kt}{1 + Kt} \quad \text{または} \quad t = \frac{E}{K(100 - E)} \quad \text{.....(3.1)}$$

ここに t : 池内滞留時間

E : BOD除去率

K : 一次反応としたときのBOD除去速度でPhelpsの式を用いて温度の補正を行なうことができる。

$$K_{T_1} = K_{T_2} \cdot \theta^{(T_1 - T_2)} \quad \text{.....(3.2)}$$

K_{T_1} : 温度 $t_1^{\circ}\text{C}$ の BOD 除去速度 (1/日)

K_{T_2} : 温度 $t_2^{\circ}\text{C}$ の BOD 除去速度 (1/日)

θ : 温度補正係数

温度 $21\sim 30^{\circ}\text{C}$ では $\theta = 1.047$

温度 $5\sim 20^{\circ}\text{C}$ では $\theta = 1.065$

温度 $0.5\sim 5^{\circ}\text{C}$ では $\theta = 1.145$

いま、式 (3.1) を用い、エアレテッド・ラグーン の BOD 反応が 1 次反応になるものと仮定して BOD 除去速度を求め、かつ BOD 除去率 75% 以上を維持するに必要な池内滞留時間を求め、それと本実験による実測値とを比較すると図-3.18 に示すとおりである。すなわち、BOD 除去速度は実測値が計算値を上回る場合が多かったが、滞留時間の実測値は計算結果をこわすかながら下回る場合が多かった。このように本実験の測定結果の BOD 除去速度が計算値を上回ることになったのは、本実験が室内実験であり、常に充分なる酸素の供給と完全なる混合を槽内において行なったことによるものと推察される。このようなことからみて、本実験の結果をそのまま実際の池の設計に用いるのは危険であると考えられ、パイロット・プラントによる実験を行なって設計滞留時間を求めると同時に所要のエアレーション装置の設計資料をうることが必要である。

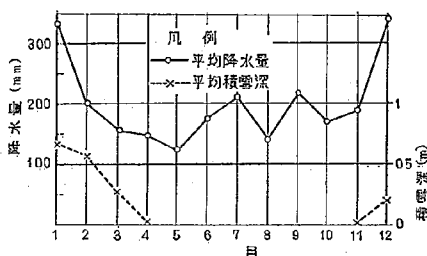


図-3.17 F 地方の平均降水量と積雪深 (1931~1961年の平均)

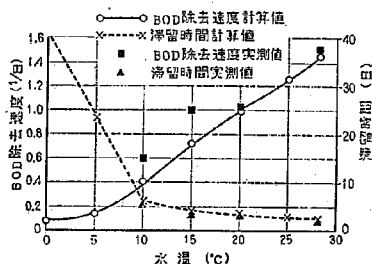


図-3.18 BOD 除去速度と滞留時間との関係の計算値と実測値との比較

[6] 小 括

(i) S 市に建設された染色団地の現況と都市計画に基づく用地域別面積の変更と、今後の工場の工場ならびに公営住宅建設の見通しから、東部下水処理場に流入する下水量を第 1 期計画、第 2 期計画、ならびに最終計画に区分した。そして第 1 期計画、第 2 期計画流入下水量を推定した。これによると第 1 期計画下水量としては工場群からの排水として $6,500\text{m}^3/\text{日}$ 、家庭下水として $800\text{m}^3/\text{日}$ 、計 $7,300\text{m}^3/\text{日}$ となり、第 2 期計画としては工場群からの排水として $13,800\text{m}^3/\text{日}$ 、家庭下水として $1,500\text{m}^3/\text{日}$ 、計 $15,300\text{m}^3/\text{日}$ となることを得た。下水処理場流入水中に占める工場群からの排水の割合は、いずれも約 90% に及ぶものである。

(ii) 化繊染色工場ではその製造工程がバッチ式であるため、その濃度変化が著しく、染色浴槽が開放された直後では有機物濃度が高く、pH 変動の大きい排水が排除される。浴槽から取りだされた化学繊維は洗浄されるので、その排水の濃度は低下し、かつ pH は中性に近づく。染色助剤、表面活性剤、合成洗剤等を製造している化学工場からの排水は pH の変動が著しく、燐含有量の多いものであった。第 1 期計画として本工業団地内に入居する 3 工場からの排水の混合された状態では排水量の変動が昼間と夜間とでかなり大きな差異があること。夜間では排水量が少ないが、排水の有機物濃度は比較的高くなること。流入水の BOD は 100mg/l 以下を示すことが多いが、時間的には 200mg/l 前後となること。pH は 2~11 の範囲で急激な変動があるため平均化池築造の要のあることを知ることができた。

(iii) 本工場群からの排水のうち大半を占める化繊染色排水のみを処理する方法として活性炭による処理法と凝集剤による処理法があり、その双方の室内実験を試みた。活性炭を用いる実験では 3 種の活性炭——木炭製の TC、厩屑炭製の NG-1、鉬油製の CAL——を用いたが、このうち厩屑炭製の NG-1 が粒状で用いた場合にも、摩潰して用いた場合でも共に有機物、色度の除去に好成績を示し、かつ長時間にわたってすぐれた吸着力を示した。厩屑活性炭 NG-1 を粒状のまま実験用吸着塔に詰めて上昇流によって処理する実験ではショックロードとして高濃度の COD を含む排水、ならびに酸性およびアルカリ性排水を与え、その影響を調べた。高濃度の COD を含む排水をショックロードとして与えた実験ではけい光染料の溶液 (COD $1,000\text{mg/l}$) の吸着は効果的に行なわれたが、さらに高濃度の分散染料の溶液 (COD $2,600\text{mg/l}$) の吸着では処理水中に有機物濃度の約 38% が残留し、その回復は濃厚排水通過を停止してから約 30 時間を要した。また、酸性排水 (pH 3) およびアルカリ性排水 (pH 11) を与えても処理水の pH の変動は認められなかったが、

処理水中のCODの除去はわずかながら低下するのが認められた。ただ、輸入品であるため価格が高いこと、処理水中の微粉炭の流出量が多いことが短所である。

(iv) 化繊染色排水のみを凝集剤で処理しても染料に起因する色度の1部は残留し、COD除去率は塩化銅、石灰併用の場合が55%を示した以外は45%以下であった。しかし、塩化銅を凝集剤として使用する場合には凝集剤購入に要する経費が極端に高くなるため現実には使用できない。処理経費が安く済む凝集剤として硫酸アルミニウムと硫酸第1鉄を主成分とするMICがすぐれたものであったが、凝集剤を用いて処理することは水質の変動が激しい化繊染色排水の処理のためには平均化池を必要とすること。場合によっては処理水のpHが極端に上昇したり、低下したりするため、放流にあたって中和を要することが判明した。化学繊維に用いられる分散染料、硫化染料、直接染料および直接染料の溶液の凝集剤による処理効果を知るため、原水およびそれを数段階に希釈してジヤテストを行なったところ染料の種類によって希釈の効果は異なる結果が示された。すなわち、分散染料では原水をそのまま処理するので、処理費は最も安価となるが、COD除去率が低く、COD除去率は10倍に希釈した場合に最も高率となり、希釈倍率がさらに高くなるとCOD除去率は低下する。硫化染料では原水をそのまま処理する方が処理費が最も安価になり、かつCOD除去率が最も高率になる。直接染料でも原水をそのまま処理する方が処理費が安くなるが、COD除去率としては原水でも3倍に希釈した場合でもほぼ同じものとなった。

(v) 化繊染色排水に家庭下水を加えた混合下水を活性汚泥処理した室内実験は半連続小型実験装置を用いて5ケースの実験条件について行なった。

化繊染色排水が90%を占め混合下水でもそのBOD濃度が60mg/l以上となるならばBOD除去率は80%以上となり、混合下水のBOD濃度が240mg/lを下回る場合においては、そのBOD濃度が高ければ高いほどBOD除去率が高率となることが示された。BOD除去率との関係は不明確ではあったが、その傾向としては混合下水中の化繊染色排水の占める割合が高くなるほどBOD負荷を増加させたときのBOD除去率の低下が大きくなるものとなることを表わした。BOD負荷と除去BODとの関係はごく一部を除いてすべての実験条件でのデータが1本の曲線で表わされることを得た。そして、除去BODは実験条件のいずれの場合についてもBOD負荷が比較的小さい場合には負荷BODの約90%、BOD負荷が0.4kg/kg・MLSS・日以上では80%程度となることが得た。実験期間のうち、特に混合下水中のBOD濃度が低下した期間を除いてエアレーションタンク内の活性汚泥

構成生物の優占種は原生動物の*Opericularia*、*Epsistylis*、*Enplotes*と後生動物の*Lecane*によって占められていた。混合下水中の有機物濃度が低下してくるにしたがって原生動物の生物相が変化し、*Vorticella*のほか非活性汚泥性生物たる*Amphileptus*が優占種として出現し、BOD除去率も低下するようになった。このようなことから、混合下水中に含有する有機物濃度がBODとして60mg/l以上となり、さらに変動するpHが平均化されるか、薬品で処理されることにより常に中性に保たれるならば活性汚泥法を用いて処理することができ、BOD除去率を80%以上に保つことができる。

(vi) 化繊染色排水が90%を占める混合下水において凝集剤を用いる化学処理を行なった場合、その凝集剤注入率を極端に高いものとすればそのBOD除去率は活性汚泥法のそれに匹敵するものとなる。しかも透視度は30cm以上を示し、染料に起因する色度もかなり除去されて、その外観は非常に改善されたものとなる。しかし、凝集剤の多量なる使用は処理水のpHを著しく低下させる。河川に放流するに当たってはアルカリ剤を用いての中和と、場合によっては後エアレーションを行なわなければならない。処理費は活性汚泥法のそれに比べて相当高額となる。活性汚泥法を用いた場合には透視度は低く、かつ染料に起因する色度の除去も不良である。しかし、混合下水のBODが60mg/l以上となれば、そのBOD除去率は高く、かつCOD除去率も凝集剤を用いた処理の場合に比べて高率となる。このため凝集剤を用いた化学処理を行なうよりも生物学的処理を行なう方が得策である。なお、生物学的処理を行なっても処理水についての色度除去など外観の改善は期待できないので、色度除去の要望が強い場合には放流水を固流量の小なる支川で放流せずに、いくらか距離となっても固流量が大なる本川で放流するなどして染料による色度を豊富な河川水で希釈することにより、できるだけ人目につかないようにするなどの対策を講じる方が凝集剤による化学処理を行なうよりも有利である。

(vii) 化繊染色排水が全体の90%を占める混合下水の生物学的処理において、平均化池を必要としないこと。維持管理が簡単で、かつ安価なことからエアレタッド・ラグーン法による処理を検討した。この実験は夏期には室温で、冬期には温度を種々変化させて比較できるようにした恒温室で実施したが、温度が20°Cと15°Cでエアレーションを行ないながら水槽に貯留させておいた試料は、3日間の滞留で85%以上のBOD除去が期待できること。20°Cでエアレーションを行なわずに水槽に貯留させた試料および10°Cでエアレーションを行ないながら水槽に貯留させた試料ではBOD除去率65%以上を期待するのに7日間の滞留を要すること。10°Cでエア

レーション実施の試料では3日間の滞留でBOD除去率は67%となることなどの結果を得た。これよりエアレット・ラグーン法によって処理を行なった場合、ラグーン法による処理を行なった場合に比べて建設費、維持管理費ともにやや高価とはなるが、ラグーンによる処理より滞留時間が短縮できるので、用地取得面積が小さくて済み、維持管理費が活性汚泥法のそれに比べて1/3~1/2で済むエアレット・ラグーン法による処理は採用可能な経済的な処理法である。本下水処理場の2次処理法としてエアレット・ラグーン法を採用したとすると5月から10月の6カ月間は3日間の滞留で平均80%のBOD除去率が期待できること。また、4月および11月には平均65%のBOD除去率が期待できるが、12月から3月の4カ月についてのBOD除去率は50%を下回ることが予想される。しかし、冬期では放流水の有機物による酸素消費量は少なくなり、しかも河川水中での再び気量は大きくなることからBOD除去率が50%を下回ったとしても障害はないものと考えられる。

(viii) エアレット・ラグーン法による処理は降水量の多い地方で、かつ下水排除方式として合流式を採用している都市の下水処理のために有利である。これは下水中の有機物が雨水によってたびたび希釈されることによるためである。この場合活性汚泥法を採用したとしても、下水中の有機物濃度が極端に低下するので常に高率のBOD除去を期待できるとは限らない。しかしながら、エアレット・ラグーン法による処理では滞留時間が長く、好気性細菌のみによって処理されるので、下水濃度がかかなり変動しても処理効果にはあまり影響を与えないと予想される。本下水処理場に流入する下水量の90%は化糞染色工場などからの排水であり、この排水はその有機物濃度、pH排水量の変動が激しいものであり、活性汚泥法や薬品凝集沈殿法を採用するとした場合には必ず平均化池を必要とする。このような下水の処理では、平均化池の築造を要しないエアレット・ラグーン法による処理は非常に有利な、かつ経済的なものである。ただ本実験の結果をスケールアップして実装置の設計を行なうのは危険であり、パイロット・プラントを用いての実験を行なって、その結果から設計資料を得ることが望ましい。

4. 金属加工、メッキ等の工場群からの排水を多量に含む下水の処理、処分——蒸市の公共下水道計画について

(1) 金属加工、メッキ等の工場群からの排水を含む下水の生物学的処理

市街地に存在する金属加工、メッキ等の業種の工場群

からの排水を公共下水道に受け入れた場合には、全体の下水水量に対する工場群からの排水の割合が比較的小さい場合においても下水処理場の生物学的機能に障害を与えることが知られている。この障害の原因の1つはこの種の工場群からの排水が高濃度の鉍酸を含有するためであり、他の1つは重金属類および毒性物質を含有するためである。このうち鉍酸濃度を含有する下水が下水の生物学的処理にいかなる影響を与えるかについてはすでに、本文2.(5)において述べたとおり、下水のpHが6を下回ると生物学的処理施設におけるBOD除去に影響を与えるようになり、下水のpHが4となると生物学的処理施設でのBOD除去率はpH7~8の時の40%に減少することが知られている。このようなことから、無機酸を多量に含有する工場群からの排水は除害施設、または共同除害施設にて中和処理を行なったうえで下水管渠に放流すべきであること。さらにその処理区域に金属加工、メッキ等の工場群が存在する下水処理場では一時的にしろ無処理の工場群からの排水の流入に起因する低pH下水の流入を監視するために下水道の幹線または下水処理場の沈砂池付近にpHメータを設置するとともに不慮の事態にそなえるものとして下水処理場内に中和剤注入装置と中和剤の反応タンクを設置すべきである旨を述べた⁽²⁸⁾。この下水処理場構内に設置する中和剤注入装置等はあくまでも不慮の事態にそなえるものであり、工場側で排出される鉍酸などは下水道に放流される以前に除害施設で完全に中和されなければならない。下水道管理者としてもそれらの鉍酸が下水の生物学的処理機能に障害を与えるのみならず、下水道の管渠および下水処理場内の施設に損傷を与えることにもなりかねないものであるから、工場群からの排水の除害施設として中和装置の設置ならびにその運転管理についての指導監督と、その流出水の水質についての監視を充分に行なわなければならないのは当然である。

金属加工、メッキ等の工場群からの排水を含む下水には重金属類および毒性物質が含まれるのが常である。この種の工場群からの排水中に含まれる重金属類としては一般にクロム(6価)、亜鉛、銅およびニッケルであり、毒性物質としてはシアンである。これらが下水中に混入された場合、下水処理場の1次処理施設でその一部は除去されることが知られている。この1次処理施設での除去率は下水のpHがアルカリ側に調整された場合に高くなる⁽²⁹⁾。しかし、1次処理施設のみで、その大部分を除去してしまうのは不可能で、流入下水中に含まれる濃度のうちかなりのものが2次処理施設に流入されることになる。それゆえ、その処理区域内に金属加工、表面処理等の工場群を有し、その排水を受ける下水処理場の計画に当たっては下水中に含有する重金属および毒性物質

の濃度と、それが下水の生物学的処理にどのような障害を与え、かつ、その処理効率の低下を防止する方法について充分の知識を有していなければならない。

重金属の生物学的処理に及ぼす影響については Barth らが Robert A. Taft Sanitary Engineering Center で実施した詳細なる研究結果が報告されている²⁹⁾。その報告の要約は次のとおりである。

(i) プラスチック製小型パイロット・プラントでの活性汚泥処理実験において重クロム酸カリウムを下水に 50mg/l 連続注入した場合、その処理水の BOD 除去率は 3% 低下するのが認められた。重クロム酸カリウムを下水にクロムとして 100mg/l を 4 時間にわたって注入した衝撃負荷はその回復に 20 時間を要した。

(ii) 同上装置を用いた活性汚泥処理実験において硫酸銅またはシアン化銅を下水に連続注入した場合、その処理効率に影響を与えない銅の最高濃度は 1mg/l である。硫酸銅を下水に 4 時間連続して注入した場合、硫酸銅が銅として 50mg/l 以上になると明瞭でない活性汚泥による処理では BOD 除去率の低下が顕著に生じ、その回復に約 100 時間を要した。シアン化銅の場合にはさらに激しい影響を活性汚泥に対して与えたが、約 24 時間で回復した。

(iii) 同上装置を用いた活性汚泥処理実験において、硫酸亜鉛または錯亜鉛を亜鉛として下水に 2.5 mg/l から 20mg/l 連続注入したところ、処理効率に重大な影響を及ぼさない亜鉛の最大濃度は 2.5~10mg/l であることが示された。160mg/l の亜鉛を衝撃負荷として 4 時間連続注入すると、約 1 日間は処理効率は著しく低下するが、約 40 時間で回復した。

(iv) 同上装置を用いた活性汚泥処理実験において、硫酸ニッケルを下水にニッケルとして 2.5~10mg/l 連続注入した場合の BOD 除去率の低下は最高 5% であり、さらに処理水中の濁度が増加するという影響が現われた。これより処理効率に明らかな影響を与えないニッケルの最大濃度は 1~2.5mg/l の範囲にある。200mg/l のニッケルを衝撃負荷として 4 時間連続注入すると数時間にわたって処理効率が著しく低下するが、40 時間のうちに回復した。

(v) 同上装置を用いた活性汚泥処理実験において、硫酸銅を銅として 5mg/l、連続的に注入することは処理水の COD に対してはちょうど有機物負荷を増加させることと同じ影響を与え、かつ処理水中の浮遊物は通常の標準活性汚泥法によって得られる処理水のそれに比べて高い濃度を示した。

(vi) 標準活性汚泥法で処理を行なっている Ohio 州 Bryan 下水処理場においてクロム酸の一時的に多量に流入することが処理効率にいかなる影響をもたらすかを

調査した。この現地実験では下水中のクロムの濃度は 500 mg/l に達し、しかも下水中に加えられたクロムの 95% が 25 分で流入した。この場合、下水中に加えられたクロムの約 80% が処理施設内に保留されることになったが、活性汚泥処理に対して顕著な悪影響は認められなかった。

筆者らは中小企業団地からの排水を含む下水処理場の計画を行なうに当たって中小企業団地に移転を予定している金属加工、メッキなどの業種の工場群からの排水が除害施設を通過しないまま下水管渠に放流されて下水処理場に流入された場合、それが生物学的処理にどのような影響を与えるかを図-3.10 に示した半連続活性汚泥実験装置を用いて調査した。この調査では、中小企業団地に移転を予定している工場が各企業の事情によって 2~3 年にわたることとなるため、下水中の重金属および毒性物質含有量がとくに高くなると予想される昭和 42 年度末、流入下水と下水処理場の処理区域内に建設されている住宅団地がすべて完成して、計画下水量が下水処理場に流入された場合の双方について実施したものである。この半連続活性汚泥実験装置を用いて行なった実験の重金属および毒性物質の種類とその濃度は表-4.1 に示すとおりである。実験は 2 種類の重金属および毒性物質含有下水の活性汚泥処理の効果を対照 (コントロール) と比較したものである。実験結果の平均は表-4.2 に示すように重金属および毒性物質を含む下水は対照 (コントロール) を比較してみた場合、その含有する重金属および毒性物質が低濃度の場合には生物学的処理に対して影響はほとんど無いが、その濃度が増加してくるにしたがって、大きな影響が現われている。表-4.2 の結果から、計画下水量が下水処理場に流入されるケースでは、家庭下水などによって重金属および毒性物質が希釈されて、その濃度が極端に低下することになるため、生物学的処理に対しての影響はまったく現われていない。これに対して、昭和 42 年度末流入下水では対照に比べて BOD 負荷が低いにもかかわらず、BOD 除去率が著しく低下しているのが認められ、生物学的処理に対して、これら重金属および毒性物質が障害を与えることが示された。

さらに昭和 42 年末流入下水による生物学的処理の影響を詳細に調べるために双方のケースの活性汚泥実験装置で生成された活性汚泥を用いて大型のワールブルグ検圧計を用いて家庭下水およびそれに衝撃負荷として各種の化合物が多量に流入した場合の影響について調査した。この実験はフラスコ容量 300ml の装置で、主室には活性汚泥 50ml、側室には東洋紙 No. 2 でろ過した家庭下水、または、それに各種化合物を添加した混合下水 5ml を加え、振動数毎分 75 回、振幅 4cm、温度 20°C で行なったものである。実験結果を活性汚泥中の揮発性浮遊物単位

表-4.1 中小企業団地からの排水を含む下水処理場の流入下水中の重金属および毒性物質の濃度の推定値

重金属毒性物質名	事 項	計画下水流量流入時の下水中の重金属、毒性物質の濃度 (mg/l)	昭和42年度末下水中の重金属、毒性物質の濃度 (mg/l)
NiSO_4		1.20	8.13
$\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$		0.09	0.61
$\text{Zn}(\text{CN})_2$		0.07	0.47
$\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 15\text{H}_2\text{O}$		0.13	1.02
$\text{Cu}(\text{CN})$ (注)		0.06	0.37
NaCN		0.10	0.59
NaCN		0.04	0.39
as Ni^{++}		0.25	1.70
as Zn^{++}		0.08	0.52
as Cr^{+++}		0.02	0.16
as Cu^+		0.04	0.26
as CN^-		0.12	0.83

(注) $\text{Cu}(\text{CN})$ を溶解する際に NaCN を加える必要があるので、 $\text{Cu}(\text{CN})$ を溶解するための NaCN と単独の NaCN とを区別した。

表-4.2 中小企業団地からの排水を含む下水処理場の推定下水水質による生物学的処理成績比較

実験条件 および処理成績	下水の種類		計画下水流量流入時を推定した場合		昭和42年度末流入下水を推定した場合	
	重金属、毒性物質含有下水	対 (コントロール)	重金属、毒性物質含有下水	対 (コントロール)	重金属、毒性物質含有下水	対 (コントロール)
MLSS (mg/l)	3,310	2,830	4,200	3,360		
MLVSS (mg/l)	2,600	2,290	3,460	2,853		
MLVSS/MLSS	0.78	0.81	0.82	0.85		
SVI	58.8	61.9	128.0	121.0		
BOD負荷 (kg/kg・MLSS・日)	0.18	0.24	0.17	0.23		
BOD負荷 (kg/kg・MLVSS・日)	0.26	0.30	0.21	0.27		
原水 の COD (mg/l)	67.0	67.2	82.5	71.2		
処理水 の COD (mg/l)	19.8	17.9	22.3	16.5		
COD 除去率 (%)	70.1	72.8	72.5	75.8		
原水 の BOD (mg/l)	170.0	206.0	230.0	241.0		
処理水 の BOD (mg/l)	16.1	21.5	46.9	15.9		
BOD 除去率 (%)	90.5	88.7	78.8	93.2		
全生物数 (N/ml)	9,250	—	3,050	—		

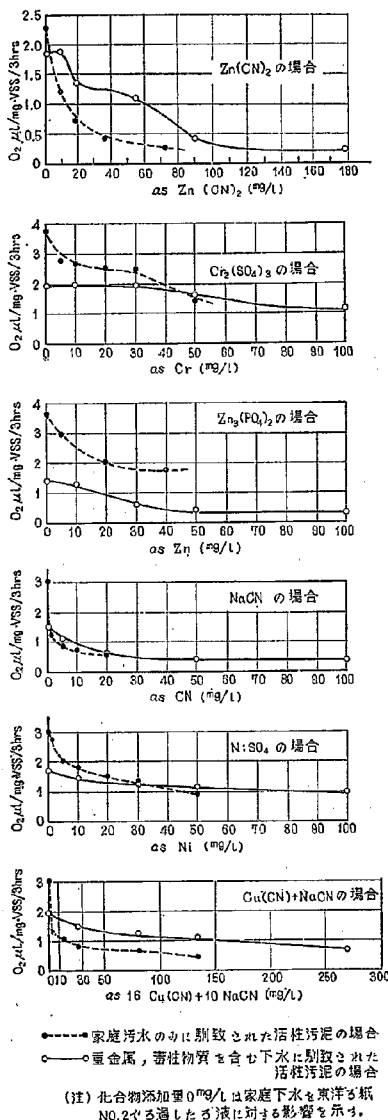


図-4.1 家庭下水および重金属、毒性物質を含む下水に馴致された活性汚泥の家庭下水、または各種化合物の衝撃負荷による酸素吸収量の変化（大型ワールブルグ検圧計による実験結果）

量当たりの酸素吸収量（接触 3 時間の合計量）で整理すると図-4.1 が得られた。同図より家庭下水のみによって馴致した活性汚泥は家庭下水に対しては非常に高い酸素吸収量を示すが、各種化合物を添加した混合下水に対する酸素吸収量はその濃度の増加と共に極端に減少する傾向を示した。これに対して重金属および毒性物質を含む下水で馴致された活性汚泥は家庭下水に対する酸素吸収量は家庭下水のみに馴致された活性汚泥のそれに比べて $1/2 \sim 1/3$ の量しか示さないが、各種化合物による衝撃負荷を与えてもその酸素吸収量の低下はそれほど大きなものとはならなかった。

このように、重金属および毒性物質を含む下水の生物学的処理においては、家庭下水のみの生物学的処理に比べてその有機物の除去は一般に不良であり、重金属および毒性物質の濃度が高いほどその傾向が著しいものとなった。しかしながら、家庭下水のみで馴致された活性汚泥は重金属および毒性物質を含む下水で馴致した活性汚泥に比べて、重金属および毒性物質による衝撃負荷の影響をきわめて強く受けるため、衝撃負荷が加えられた場合の有機物除去はきわめて低下し、その回復にかなりの時間を要する。

上記の調査は、その処理区域内に金属加工、メッキ等の工場群が数箇所存在する場合の実例であり、このような全下水流量に占めるこの種の工場群からの排水が比較的小さい場合においても、下水処理場の生物学的処理に対して相当の影響を与えることが見いだされたわけである。本章で述べる燕市は「食器の町」として世に知られており、その市内には中小合わせて約 170 の金属加工、表面処理の工場群が存在しており、その大半は家内工業で従業員数名の工場群である。このため下水道管理者としては各工場に対して除害施設を設置させてその放流水を受け入れることは困難である。しかし、工場群からの排水の全下水流量に対して占める割合は非常に大きなものとなるため、燕市のおかれている地理的条件、地域の特殊性を利用して、さらには工場側の多大なる協力を得て経済的な公共下水道計画の樹立を試みたものである。

〔2〕公共下水道計画で考慮すべき特殊事情

新潟県燕市は金属洋器をはじめとして金属加工業種の工場群が数多く存在し、その生産額は年間 120 億円を超えるといわれている。これらの工場群は全市内に点在しており、工場排水による問題以外にも騒音、振動、ガス、臭気、煤煙など多くの公害に関する難問をかかえており、かつ、都市計画のうえからも今後解決を要すべき多くの問題がある³⁰⁾。しかしながら、燕市としては市政の最重点施策として、まず、第 1 に市内に点在する多数の工場群からの排水がその付近の農業水利に障害を与えていること。また、市内の雨水排除が不完全である

ことなどを考慮して、公共下水道の築造工事を行なうべく目下準備を進めている。しかしながら、燕市の公共下水道は上記のように金属加工業の工場群からの排水が多量に含まれることとなるため、その管渠などの構造物の耐酸性に充分の考慮を払わなければ、その耐用年数は極端に減少することとなりかねない。燕市では数年前より特に雨水排除の不良なる区域に対して都市下水路事業によるコンクリート管布設工事を実施してきた。この下水道管は雨水流出量のほか、その区域内の家庭下水および工場群からの排水を受け入れるだけの充分なる通水断面を有するものである。燕市としては、この鉄筋コンクリート管を公共下水道の幹線として利用することを希望している。

燕市内に点在する金属加工業の工場群からの排水は多量の硫酸を含有するものであるから、公共下水道の構造物は耐酸性の材料を使用して建設するのが最も望まれる方法である。このようなことから、燕市が工業立地センターに依託して実施した「公害防止に関する報告書」では燕市の公共下水道の計画に当たっては完全分流式を採用して、工場群からの排水と家庭下水とは雨水流出量と分離して排除すべきである旨提案されている²⁰⁾。しかしながら、市内の大部分の街路の状態は上記のような完全分流式下水道計画を実行して雨水管（都市下水路事業により布設中の鉄筋コンクリート管が雨水幹線となる）および汚水管（陶管および内面をエポキシ樹脂などで塗装したマンホールなどより成り、幹、支線ともこれから布設する）の2系列の下水管の布設が不可能なほどその幅員は狭いものであり、現在布設中の鉄筋コンクリート管1系列の布設のみでも困難なる街路があまりにも多いのが現状である。また、仮に分流式として公共下水道を計画した場合には、燕市のような平坦な地形では雨水を排除するための通水断面積がその排除する下水量に対してかなり大きなものとなるため、分流式を採用している他の諸都市の公共下水道の事業費に比べて高額にならざるを得ず、財政上の制約によって公共下水道事業の進歩はかなり遅滞するのではないかと懸念される。

しかば、公共下水道を合流式にて計画した場合について考えてみる。晴天時には工場群からの排水が家庭下水によって希釈された状態で排除されることになるが、家庭下水は多量には排出されないで、晴天時の下水はその硫酸濃度が非常に高いものとなる。それゆえ、耐酸性の材料を使用しなければ長年月にわたって公共下水道の管渠を使用していくことはむずかしい。しかし、耐酸性の下水管として最もすぐれている陶管は大口徑のものが製造されないで、合流式下水道の幹線として利用することはできない。また、現在市販されている耐酸ヒューム管と称するものは強酸性の下水の輸送に対してその耐

久性が明らかにされていない。合流式下水道の管渠として使用されるためには混入する土砂によって管底が磨耗されやすいので、耐磨耗性についても考慮を払わなければならない。市販の耐酸ヒューム管はこのような磨耗を考慮した耐久性、耐酸性についての調査データがまったく不足しているので、その採用には難がある。また、耐酸性の塗料として最近その使用量が増加しつつあるエポキシ系樹脂は米国などで汚水管の耐硫化水素用塗料として使用されているが、エポキシ系樹脂はいまだ高価なため塗装面積が広がる合流式下水管の内面全体に塗装を行なうとすると、その工費は大幅に高騰することが避けられない。このエポキシ系樹脂も開発されてから比較的時間が浅いため、強酸性や土砂の混入の多い下水を排除する鉄筋コンクリート管内面の塗装材としての耐酸性、耐磨耗性などについては不明確な要素が残っている。

上記のような種々の理由から現在布設している都市下水路事業による鉄筋コンクリート管を公共下水道の幹線として用い、かつ合流式の公共下水道計画を行なうためにはいかにすればよいかを検討することとしたものである。もし、これが可能ならば燕市にとって最も合理的、かつ経済的な公共下水道計画といえることができるであろう。

燕市で公共下水道を計画している本町排水区、大曲・三関排水区、新田寺郷屋排水区、および朝日町・佐渡排水区は中の口川に沿ったその北岸に位置する地区である。燕市がまとめた公共下水道計画は表-4.3に示すとおりである。それによると、計画排水面積 543.4 ha、計画人口 91,553人、日平均家庭下水量 31,586m³であり、また計画処理区域内で工場排水による公害をかかえている工場数は166に及び、その6割までが中央に位置する本町排水区に集中している。しかしながら、現在最もその排水量の多いのは朝日町・佐渡排水区である。同排水区には燕市で最大規模の工場2社が含まれており、その排水量の合計は 21,203m³/日である。この2社は公害防止の見地から下水道計画区域外への移転が決定しており、朝日町・佐渡排水区の下水道施設が完備する時期には移転が完了する計画となっており、このため同排水区の公共下水道計画より除外されている。表-4.3のうち、朝日町・佐渡排水区の計画工場排水量は上記2社の工場排水量が除外されており、そのかわりとして、その敷地を転用する施設からの排水量として雑用水 1,203m³/日を見込み、同排水区の計画排水量は 3,838m³/日としている。このようなことから、全体としての計画工場排水量は 10,141m³/日であり、その43%が本町排水区から、38%が朝日町・佐渡排水区より排出されることになる。これらの4排水区内に存在する工場群の数は数年前より

表-4.3 燕市公共下水道計画のための資料

事 項 \ 地 区	本 町	大曲・三関	新田寺郷屋	朝日町・佐渡
排 水 面 積 (ha)	98.4	172.5	111.5	161.0
計 画 人 口 (人)	20,108	25,875	20,106	25,464
日平均家庭下水量 (m ³ /日)	6,937	8,927	6,937	8,785
排 水 関 係 工 場 数	96	15	41	14
内 訳				
金属洋食器	41	4	22	5
バク研磨	4	3	4	—
メッキ	9	2	2	—
電解研磨	10	4	2	2
金属厨房	4	2	2	—
プレス加工	2	—	2	—
伸鉄伸銅	3	—	—	5
ヤスリ	12	—	—	—
そ の 他	11	—	7	2
工 場 従 業 員 数	2,063	344	869	1,024
酸 使 用 量 (kg/日)				
硫 酸	798.3	257	461	1,830
塩 酸	42.3	32	28.1	62.4
機 油	903.0	161	150	634
硝 酸	34.7	1.4	5.4	335
硫酸換算	2,024.1	477.5	664.7	3,164
計画工場排水量 (m ³ /日)	4,335	552	1,416	3,838

(注) 朝日町・佐渡排水区には明道金属(排水量 12,000m³/日)および三星金属(排水量 11,203m³/日)がある。これは公共下水道完成時には移転する計画である。朝日町・佐渡排水区の工場排水量は上記以外の工場排水と移転後の雑用水が見込まれている。同地区の現在の工場排水量 23,838m³/日。朝日町・佐渡排水区の工場数、従業員数、酸使用量は現在の値

郊外または他の町村への移転によって減少する傾向を示しており、今後も4排水区内の工場数は増加することはないと推定される。

(3) 公共下水道での希釈法採用の検討

燕市の公共下水道を合流式下水道として計画し、都市下水路事業によって布設してきた鉄筋コンクリート管を合流式下水道の幹線として利用する場合には鉄筋コンクリート管を硫酸などの硫酸による腐蝕から守り、維持管理を容易にするために工場側の協力を必要とすることは当然である。排出される硫酸による腐蝕の害を防ぐためには下記のようなことが充分に考慮されなければならない。

一般的にみて、工場群から排除されるものに連続排水と間欠排水がある。連続排水はメッキ工程などから排出されるものであり、常に同じ程度の硫酸濃度を含むものである。また、間欠排水は酸洗い工程などより排出され

るものであり、一時に高濃度の硫酸が排出されるものである。これらの硫酸による害を防ぐ方法として中和法と希釈法が考えられる。中和法は強アルカリ薬剤を使用して中和を行なうものであるが、消石灰などカルシウム系の比較的安全に入手できる薬剤を使用する場合には汚泥発生量が増加し、放流前に汚泥の沈降分離を要し、かつ、発生した汚泥を脱水処分することが必要となる。苛性ソーダなどナトリウム系の薬剤を用いる場合には汚泥発生量が少なく済むが薬剤の購入費がカルシウム系薬剤の数倍に達することはまめかれない²⁸⁾。このようなことから、一般には経済的な理由からカルシウム系薬剤を使用している。しかしながら、燕市内の工場群はごく一部を除いては家内工業に近いものであり、自己資金などによって、中和処理施設を設置し、運転管理することはその実現が困難であるとみられる。

次に、希釈法は中和法に比べて工場側にとっては扱い

やすいものである。たとえば、北陸地方の多くの都市に見られるような地下水を利用した消雪パイプを設置して消雪と硫酸の希釈とを同一設備によって行なうことも可能であり、すでに燕市内の一部の工場でこの方法が採用されている。連続排水ではその硫酸の濃度と量が比較的一定しているので、地下水が豊富に得られるならば適した方法であり、比較的小さな企業でも実現可能なものであろう。しかし、間欠排水の場合には、その排水量が少なくとも硫酸濃度が極端に高いことが多いので、間欠排水をごく少量ずつ排除するよう工夫しなければ希釈の効果を十分に發揮できないので注意を要する。間欠排水にこの方法を適用する場合には、浴槽内の硫酸はいったん貯留槽に移した後連続排水とともに徐々に排棄する方法によらなければならない。

また、間欠排水による害を防ぐために浴槽内の硫酸を1箇所の中和施設に集めて工場内からの間欠排水の排出をなくすることも一案として考慮される。この方法では浴槽の硫酸と同様に貯留槽に貯めておき、専用運搬車によって共同中和施設に運搬するものである。この方法が採用されるとするならば、各工場における硫酸量のチェックも可能であり、公共下水道の管渠その他の構造物を硫酸による腐蝕からまもるための最も確実な方法である。しかし、専用運搬車の購入、維持管理費、運転手、作業員の給与、共同中和施設の償却と中和用薬品費、電

力費など多額の経費を要するものであり、さらに専用運搬車で硫酸を回収する作業は同種の工場群が燕市内にある限り、今後永久に続くものである。一方、市内における尿の専用運搬車による回収は公共下水道の共用開始にともなう順次消滅していくが、硫酸の運搬はこれに代わって永続されることになる。このような多大の人力を要する作業が引き続いて行なわれることは経済的にも非常に大きな負担となり、かつ燕市の発展のためにも障害となりかねない。

上記の理由から工場群からの排水を公共下水道に受け入れるための方法として実現可能な方法は希釈法ではないかと推察された。この場合には連続排水の希釈および間欠排水を少量ずつ希釈して排除する作業は工場側で自主的に行なわれることになる。しかし、市当局として希釈法を採用しても下水管などの鉄筋コンクリート構造物の耐用年数が硫酸による腐蝕に起因して減少することのないように公共下水道利用者の義務を含めた条例を制定し、さらに工場群からの排水の希釈が各工場においてあらかじめ定められたとおり実行されているか、否かについて常にチェックすることが必要となる。さらに工場側での工場排水の希釈のほかには市当局としても積極的に希釈水を確保する処置を講ずべきであるといえよう。幸いなことに、同市を2分している中の口川はその流量が年間を通じて比較的豊富であり、公共下水道の希釈用水と

表-4.4 既設排水路に流入されている工場群からの排水の分析結果

調査日時 (月/日-時)	透視度 (cm)	pH	浮遊物 (mg/l)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	油脂類 (mg/l)	塩素 イオン (mg/l)	第1鉄 (mg/l)	第2鉄 (mg/l)	全クロム (mg/l)	6価クロム (mg/l)	シアン (mg/l)
4/15-8	7.0	2.4	650	55.5	32.2	7.5	49.5	18.3	2.7	—	<0.05	(—)
10	4.8	4.8	1,410	55.0	50.9	12.3	58.0	15.1	1.7	—	—	(—)
12	4.2	3.1	985	51.0	32.4	10.0	36.0	15.1	1.9	—	—	(—)
14	4.0	2.9	850	53.5	35.6	9.0	36.0	45.3	4.2	—	—	(—)
16	4.2	2.8	1,285	53.5	37.4	6.7	42.5	43.0	2.9	—	—	(—)
18	3.9	4.1	1,640	33.6	68.0	8.7	44.0	15.0	1.0	—	—	(±)
4/16-8	3.6	6.4	1,015	17.6	30.4	4.8	12.0	0.7	2.7	—	<0.05	(—)
10	3.6	5.0	1,045	19.8	42.0	15.0	20.0	7.2	1.6	—	—	(—)
12	3.5	3.0	990	8.0	24.7	7.3	25.0	17.0	3.4	—	—	(—)
14	4.3	3.2	9,980	16.8	39.4	5.8	26.0	14.9	1.9	—	—	(—)
16	2.8	2.9	1,460	25.3	45.0	3.0	30.0	41.2	2.4	—	—	(—)
18												(—)
4/17-15	3.8	6.3	530	51.6	91.5	18.7	29	0.6	4.8	—	<0.05	(—)
4/18-8	6.2	5.9	410	31.4	71.0	3.5	29	2.8	3.0	0.94	<0.05	(—)
10	4.7	6.1	630	30.4	79.6	6.0	39	4.3	4.1	1.2	—	(—)
12	3.0	4.6	1,410	41.6	87.1	6.3	38	12.2	1.2	1.2	—	(—)
14	4.1	4.5	—	45.6	83.6	4.5	35	12.9	1.1	0.8	—	(—)
16	3.6	4.5	1,080	61.1	74.4	12.0	44	22.6	0.6	4.7	—	(—)
18	2.7	4.6	1,300	39.4	57.4	12.3	41	13.0	1.2	3.2	—	(—)
4/19-8	3.4	5.9	850	40.4	31.4	11.0	36	61.7	4.3	5.0	<0.05	(—)
10	5.0	1.4	1,140	43.3	40.9	13.5	39	39.1	1.4	5.0	—	(—)
12	4.6	3.4	980	41.2	56.2	14.8	37	24.3	1.7	3.9	—	(—)
14	3.3	2.9	970	44.2	56.2	16.5	35	15.0	1.0	4.2	—	(±)
16	4.6	3.8	1,010	54.2	61.4	10.0	46	18.7	1.3	3.4	—	(±)
18						5.3		51.0	1.5	9.0	—	(—)

(注) シアンの分析中 (—) は無、(±) は疑問 (+) は有を示す。

しての取水が考慮できることがわかった。

希釈法を採用するに当たってどの程度の希釈倍率を要するかを求めてみる。

表-4. 4は既設排水路での水質の調査結果である²²⁾。この pH 測定回数、23回を分類してみると次のとおりである。

pH 2.0以下	1回	(pH 1.4)
pH 2.1~2.5	1回	(pH 2.4)
pH 2.6~3.0	4回	(pH 2.8 および 2.9)
pH 3.1~3.5	4回	
pH 3.6~4.0	1回	
pH 4.1~5.0	7回	
pH 5.1~6.0	2回	
pH 6.1以上	3回	

上記から pH 2.7 以下を示す時間はごく少ないがことが見いだされる。このため pH 2.8 程度の酸性排水が希釈によってその pH をどの程度まで変化させようかを知るために、硫酸および磷酸溶液を用いて実験を行なった。この結果は図-4. 2に示す。すなわち硫酸、磷酸ともその濃度が0.01%を下回ると、そのこう配は変化し、ごくわずかな濃度変化に対しても pH は大きな影響を受けている。そして、硫酸酸性では濃度0.01%で pH 2.9 を示したものが濃度 0.001%では pH 6.25 となっている。また、磷酸酸性では濃度0.01%で pH 3.15 を示したものが濃度 0.001%では pH 6.5 となっている。すなわち、硫酸酸性でも磷酸酸性でも、その濃度のいかんによっては希釈の効果はかなり期待できることを得た。

このようなことから、鉄筋コンクリート管の pH に対する安全限界を pH 5.5 とし、これを pH 7.2 の河川水によって希釈して鉄筋コンクリート管の材質を硫酸による腐蝕から守るものとする、図-4. 1 から工場排水の pH が下記に示す pH 以上であれば、希釈のみによってその腐蝕を防止することができる。すなわち、

排水を5倍に希釈する場合	硫酸酸性では pH 3.2 以上
	磷酸酸性では pH 3.4 以上
排水を10倍に希釈する場合	硫酸酸性では pH 2.6 以上
	磷酸酸性では pH 2.7 以上

実際の排水では硫酸、磷酸以外に塩酸、硝酸なども多少含有しているし、溶存鉄も多く、クロム、亜鉛などの重金属も含有しているので、排水の希釈曲線は純硫酸、または純磷酸のみのそれとはやや異なることが予想される。しかし、一応の目安としては上記の希釈倍率と pH との関係を考えておけばよいであろう。

表-4. 4に示した既設排水路での水質分析結果のうち、pH 5.4 以下の18試料についてみると、5倍の希釈によって鉄筋コンクリート管渠の硫酸の腐蝕に対する pH の安全限界以上となるものは8試料(44.4%)、10倍の希

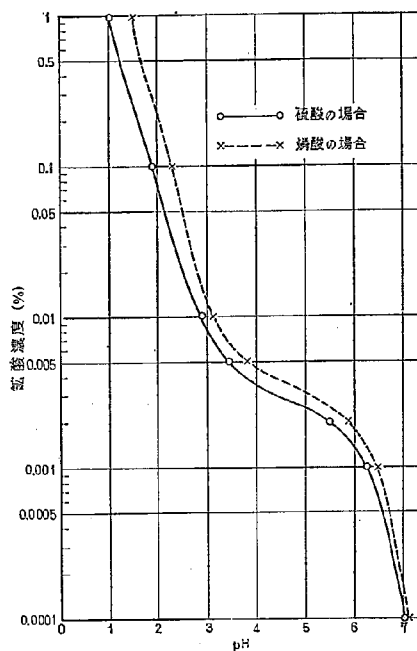


図-4.2 硫酸、磷酸の濃度と pH との関係(希釈水は pH 7.2 の水道水)

積によってその pH の安全限界以上となるもの16試料(88.9%)であった。これからみて、工場側において溶液の硫酸を一時に多量に排出することがなれば、10倍の希釈を行なうならば、まず鉄筋コンクリート製管渠の硫酸の腐蝕に対する安全限界以上の pH を保つことは可能である。ここに示した表-4. 4は全工場敷の6割を占めている本町排水区の既設排水路での調査結果であり、他の排水区についてはこれよりも希釈倍率を減らすことも可能となる*。

上記のことは硫酸溶液および磷酸溶液を用いて、その濃度~pH 曲線を求め、それと既設排水路での水質調査結果とから、希釈倍率が10倍とすることが適当であるとされたものである。しかし、工場排水中には硫酸、磷酸のほか、硝酸、塩酸などの硫酸や鉄塩をはじめとして各種塩類が含有されるので、そのような多種類の酸や塩類が混入した状態では、図-4. 2と比較して希釈に対していか

* 現在排水量の最も多い朝日町・佐渡排水区は本市最大規模の工場たる明道金銅、三星金銅の2社が地区外に移転し、これにともない、排水量、硫酸使用量とも極端に減少するので、公共下水道が公用を開始する時期には、本町排水区よりも安全なものとなる。

なる差異が生じるかを検証しておく必要がある。このため、メッキ工場からの排水と電解研磨工場からの排水について、希釈した際の pH の変化を求めてみた。図-4.3 および図-4.4 はこの2業種からの工場排水の希釈の影響を純硫酸の希釈曲線と比較したものである。この場合、同排水中の硫酸濃度が硫酸を主体とすることから、原排水が硫酸・希釈曲線上にあるものと仮定して、原排水が 1.3 倍、2 倍、4 倍および 10 倍に希釈したときの pH をプロットして硫酸・希釈曲線との関係を求めることとしたものである。これら両図からみてメッキ工場排水、電解研磨工場排水ともその希釈度と pH との関係は硫酸溶液のそれとほとんど変わらない。しかし、希釈倍率についてはメッキ工場排水では 5~10 倍で充分であるが、電解研磨工場排水では 10 倍に希釈してもその pH は 2.9~3.8 しか得られず、さらに 5~10 倍——全体として 50~100 倍の希釈を要する。本市の工場群のうち電解研磨工程を有するものは比較的少なく、メッキ工程を有する工場群が圧倒的に多いことから、表-4.4 に示した既設排水路から得た試料の水質調査結果はメッキ工程からの排水に近似したものであったと推定される。このようなことから、公共下水道の幹線では工場群からの排水が家庭下水

および河川水によって 10 倍程度に希釈され、かつ工場の浴槽からの硫酸が少量ずつ充分に希釈されて排出されるならば、鉄筋コンクリート製の管渠および構造物の耐用年数を短縮させることにはならないと考える*。

〔4〕 希釈した下水の沈殿処理の検討

前記のように公共下水道計画において希釈法を採用した場合には工場側に対してその排水が鉄筋コンクリート管渠の腐蝕に対して常に安全である pH となるように希釈した後、その排水を下水道に排除させることを要する。また、市当局としても公共下水道施設の耐用年数が酸性の工場排水による腐蝕によって減少することのないよう万全の策を講じておかなければならない。このため、希釈水として取水可能となる中の口川から公共下水道の幹線上流端において注水可能となるように取水設備を設置することが必要となる。そして、下水幹線数箇所にて pH 監視装置を設け、工場側での希釈が不足して鉄筋コンクリート管渠の腐蝕限界以下の pH が指示された場合に河川水を注水できるような設備を設けるのが適当である。また、中の口川の河川水が濁水期などに所定の注水量が確保できないときは、消石灰などの注入装置を補助的に設け、注水量不足の分だけをアルカリ剤によ

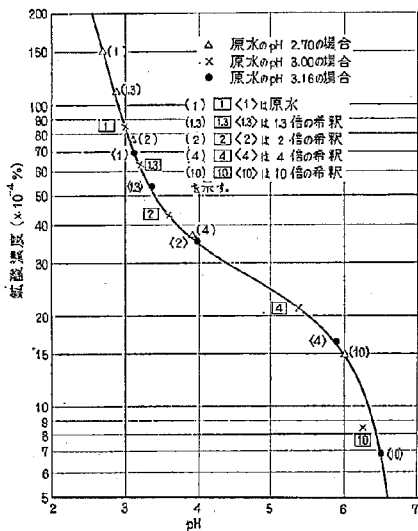


図-4.3 メッキ工程排水を希釈した時の pH と硫酸濃度との関係 (初期濃度は硫酸希釈曲線に載るものと仮定した。)

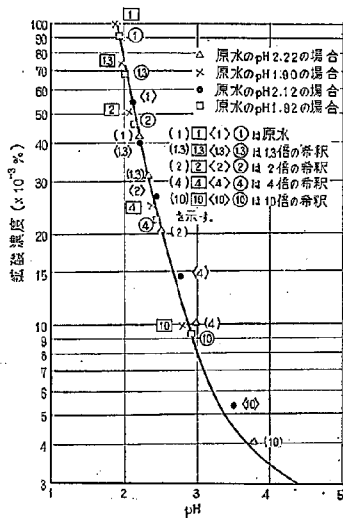


図-4.4 電解研磨工程排水を希釈した時の pH と硫酸濃度との関係 (初期濃度は硫酸希釈曲線に載るものと仮定した。)

* 希釈法を採用する場合には工場側の多大なる協力が必要とすることは前にも述べたが、この協力は特に腐蝕への対策について必要となる。

て補充するような対策を講じておくことも場合によっては検討の必要があろう。

以上のような対策を講じることによって鉄筋コンクリート製の管渠の下水幹線を酸性排水の腐蝕から守ることができる。しかし、枝管はその上流部に注水設備を設けることができないので、工場接続管と共に耐酸性の材料たる陶管を使用し、マンホール等はエポキシ樹脂などによって塗装を行なうことが適当である。希釈法を採用した場合には下水幹線末端では晴天時下水量が汚水量の5～10倍となるため汚水ポンプの揚水能力を増加させなければならない。この汚水ポンプは雨天時において中の口川からの注水が行なわれない時でも雨水の一部を処理施設に揚水するため常時使用されることになるので、雨水ポンプによる計画揚水量は汚水ポンプによる計画揚水量の増加分だけを減少させることができる。すなわち、雨天時には中の口川からの注水は行なわれないから、降雨時における雨水の直接放流量は、通常の公共下水道における雨水直接放流量よりも減少させるものである。

新潟県は降雨量が比較的多く、年間降水量は1,800mmを越えることが多い。公共下水道を合流式として計画した場合には雨水または融雪水によって下水が希釈を受ける機会が多く、この分だけ中の口川からの河川水の下水幹線への注水量を減少させうる。他方、現在燕市内の家庭下水や工場群からの排水を排除している大通川水系の各河川の表流水は農業用水としてそのいくらかが利用されているにすぎない排水を主とした河川である。それゆえ、下水処理場からの放流水の水質としては原則として農業用の水利に悪影響を及ぼさないものであればよい。燕市内の工場群からの排水が大通川沿岸の農作物に与えている被害の主たる原因は重油等の鉱物油の付着にあるといわれている。このような鉱物油は下水処理場内で比較的簡単に除去することができる。また、希釈法を採用した場合には排水中の鉱酸の中和にも役立つほか、含有する有機物の濃度も極端に低下されることになるから、沈殿処理のみでも下流の水利に影響を与えない水質とすることができるかも知れない。表-4.3から工場群からの排水が10倍に希釈されるものとして下水処理場に流入される計画下水量は次のようになる。

計画日平均家庭下水量	31,588m ³ /日
計画工場排水量	10,141m ³ /日
計画注水量	69,822m ³ /日
計画晴天時下水量	101,410m ³ /日
家庭下水の希釈倍率	3.2倍
工場群からの排水の希釈倍率	10.0倍

いま、家庭下水、工場群からの排水および中の口川河川水の平均水質を

家庭下水

浮遊物 250mg/l BOD 200mg/l

工場群からの排水

浮遊物 1,000mg/l BOD 0mg/l

河川水

浮遊物 10mg/l BOD 1mg/l

とすると、計画晴天時下水流入時における平均水質は次のようになる。

浮遊物 184.8mg/l

BOD 67.4mg/l

そして、下水処理場における最初沈殿池の浮遊物除去率を60%、BOD除去率を37%と仮定すると³³⁾、最初沈殿池流出水の平均水質は、

浮遊物 73.9mg/l

BOD 42.4mg/l

となる。すなわち、前記のように油脂の除去を完全に行ない、かつ沈殿後、減菌を行なうならば、大通川の農業用水利に対して障害を与えることはあり得ず、放流先である大通川の水質は現在よりも相当すぐれたものになると考えられる。

希釈法を採用した場合の問題点として残るのは中の口川から常に希釈に必要な水質が得られるか、否かということである。各工場の操業時間は昼間の8時間ないし12時間であり、この時間帯には注水量を増加させてやる必要がある。しかし、中の口川から取水できる量は限界があり、また下水処理場の最初沈殿池等の設備も極端に大規模なものを築造するには経済的に無理であろうから、工場側に対して溶液などを少量づつ希釈して排棄する作業を行なうことは工場操業時間外に実施するよう指導すべきであり、このほか市当局としても補助的に消石灰などを沈殿汚泥の増加があまり起こらない範囲において注入するような処置を講じておくべきである。

(5) 工場排水中の重金属の挙動

(1) 連続排水中の重金属塩

金属加工、メッキ等の工場群からの排水には原材料として使用された鋼材の表面から溶出したり、はく離したりした第1鉄、第2鉄塩が酸洗いおよび水洗いのおりに含有してくる。このほかメッキ工程、表面処理工程、その後の水洗い時に排出される。一般にこれらの排水では原料の酸洗いなどによって酸性を呈しており、上記の第1鉄、第2鉄およびクロム、亜鉛などの重金属はほとんどその水中で解離している。これらは排水のpHがアルカリ性になればその溶解度が極端に低下するため、水酸化物として沈殿除去できる。ただし、クロムメッキのために使用されたクロム塩は6価の形のものであるため、まず3価のクロム塩として還元されなければ水酸化物として除去できない。また、第1鉄塩、第2鉄塩、銅イオ

ン、ニッケルイオン、3価クロムイオン、亜鉛イオンなどはその溶解度が低下して水酸化物として沈殿除去できる pH の範囲がその重金属の種類によって異なる²³⁾。このように鉄および重金属の除去に関しては pH 調整沈殿の場合についても種々の問題点がある。希釈法を採用した場合にはその下水の pH は 6.5~7.0 となるためこれらの物質を除去するとすれば、第 2 鉄の大部分は除去することが期待できるけれど、その他のものについてはごくわずかな量しか除去することができないのではないかと考えられる。

表-4.5 はメッキ工場および電解研磨工場からの排水の重金属濃度の分析結果である。電解研磨工場からの排水は酸度が高く、排棄するに当たって 50~100 倍に希釈しなければならぬが重金属の含有量についてはまったく問題がないことがわかった。しかしながら、メッキ工場からの排水は同工場がニッケルメッキ工程とクロムメッキ工程を有するがゆえに、その濃度は極端に高いものとなった。ニッケルは 30~40mg/l が含有されている。この排水が 10 倍に希釈されたとすると 3~4mg/l であり、下水中の重金属としては比較的高い。クロムの含有は 3~190mg/l であった。他の 1 サンプルの分析結果も 86mg/l であり、一般にその含有量は非常に多いと考えられる。しかし、表-4.2 に示した既設排水路における水質分析結果をみると、6 価のクロムイオンの含有量は流下中の排水の pH のいかににかかわらず、0.05mg/l 以下を示しており、1~9mg/l 含有する全クロムの大部分は 3 価クロムであることが示されていた。本地区から排出されるクロムはクロムメッキ工程よりの排水中に含有するものであり、3 価クロムを形成しているものは無いはずである。これからみてメッキ工場から排出された

6 価クロムは排水路中で還元されて、3 価クロムの形に変化している。このクロムの還元に関与したものは電解研磨工場などから排出され、排水中に含有する第 1 鉄イオンであると推察される。この理由として考えられることは表-4.2 に示したように既設排水路内を流下する排水中に共存する多量の第 1 鉄がある。第 1 鉄イオンは 6 価クロムの沈殿処理における還元剤として広く使用されているものであり、最近の研究では酸性領域の広い範囲でその反応が進行することが知られている²³⁾。既設排水路中の排水の pH は 6.5~1.4 の範囲にあり、広くはあるが常に酸性の領域にあること。第 1 鉄イオンとして 10mg/l 以上が含有されることが多いことから、第 1 鉄イオンによって 6 価クロムイオンが 3 価クロムイオンに還元されたものと解される。表-4.2 のようにクロムメッキ工場から排出された 6 価クロムイオンは 3 価クロムイオンに還元されている。希釈法を採用した場合には下水幹線を流下する排水中の pH は 5.5 ないし 7 になり、第 1 鉄および 6 価クロムイオンの濃度も共に低下するため、既設排水路で現在起こっている還元反応は公共下水道が完成して通水を行なった時期にも起こりうるか否かについては疑問がある。これと同様の反応は注水を行なわない下水枝線においては起こりうるであろうが、その流下時間は非常に短縮されることになるので、この間に 6 価クロム全量の還元反応が成就することにはならないであろう。下水幹線には上流端にて溶存酸素濃度の高い中の口川の河水が多量に注水されることになるので、下水中に含有される第 1 鉄イオンは酸化されることになり、かつ 6 価クロムイオンの還元反応も高濃度で存在する溶存酸素のもとでは進行しなくなるのではないかと考えられる。しかし、6 価クロムイオン自体も他の無機物ブロックや有機性浮遊物の表面に吸着されて下水処理場の沈殿池内で除去されるものもあるので、そのいくらかは除去されることにはなるが、水酸化物としなければ沈殿池における高率の除去は期待できないので、工場側においてできるだけ回収して下水道に排除する量を減ずるよう指導しなければならない。

ニッケルメッキ工程から排出されるニッケルイオンは pH 10 という高いアルカリ領域において水酸化物として沈殿除去できる。このような高いアルカリ領域に pH を保ちうることは不経済であり、場合によっては再中和を行なわなければならないという問題を生じる。ニッケルイオンは希釈法を採用したときに下水処理場に流入される下水の予想 pH たる 5.5 ないし 7 の範囲では水酸化物が形成されることはほぼ皆無であり、もし沈殿池で除去されたとしたならば、6 価クロムと同様に他の無機物ブロックや有機浮遊物の表面に吸着されて除去されるものであり、その除去はそれほど高くは期待できない。このよ

表-4.5 工場排出口より採取した試料中の重金属濃度 (採水日 10月28日)

(i) メッキ工場排水

重金属の種類	Zn	Fe	Ni	Cu	Cr
採水時刻					
12 時	0.13	0.3	31	0.7	86
14 時	0.28	0.7	35	1.7	190
16 時	0.02	0.0	40	<0.1	3

(ii) 電解研磨工場排水

重金属の種類	Zn	Fe	Ni	Cu	Cr
採水時刻					
11 時	0.10	3.0	<0.1	<0.1	0.0
12 時	0.33	1.3	<0.1	<0.1	1.0
14 時	<0.01	0.3	<0.1	0.0	0.0
16 時	0.04	0.4	<0.1	0.1	0.5
17 時	0.20	0.0	0.0	0.0	0.0

うなことから、ニッケルメッキ工程の場合にもクロムメッキ工程の場合と同様にできるだけ工場側で回収して下水道に排除する量を減ずるよう指導しなければならぬ。

(2) 電解研磨工場のバス液の取り扱い

電解研磨工場からの連続排水は鉍酸濃度が高く、このため10倍の希釈では pH 3 前後しかないため、50~100倍の希釈を必要とすることを得た。しかし、排水中の重金属濃度はいずれも非常に低く、重金属による障害はまったく考慮しなくともよいことを得た。

電解研磨工場のバス液はその排水の主たる汚濁源を構成するものであり、その pH は極端に高いことが予想されたが、実際の測定においても、pH は 0.0 を示した。表-4.6 は廃棄前のバス液の希釈倍数と pH との関係を示したものである。表-4.6 の結果から逆算してみると電解研磨工場からのバス液は硫酸および硝酸が購入した濃度のままで使用されているとみられるほど、その鉍酸の濃度の高いものであった。表-4.6 に示した希釈倍率と pH との関係を図-4.1 と比較してみると、濃度の高い位置では硫酸のそれに近い傾向を示し、また濃度の低い位置では硝酸のそれに近い状態にあることが得られた。

表-4.6 電解研磨工場バス液の希釈による pH の変動

希釈倍数	希釈による pH の範囲
原 液	0.0
1×10	0.18~0.23
1×10 ²	1.13~1.20
1×10 ³	1.97~2.00
1×10 ⁴	3.20~3.23
1×10 ⁵	6.71~6.87

(注) 希釈に使用した水道水の pH 7.06~7.08

このように電解研磨バス液中の酸の濃度は極端に高いものであり、これを希釈法に基づいて下水道に排除させるには 50,000~100,000 倍に希釈させなければ、下水管渠の維持管理に障害を与えることがわかった。しかし、この電解研磨バス液は小型の耐酸ポンプを用いて下水管に送り込む際に多量の地下水によって希釈する操作を行なうことも工場側に依頼する作業としては不可能ではなからうが、望ましい方法はアルカリ剤を用いて中和することである。この場合のアルカリ剤としてはカルシウム系の薬剤は石膏が生成されるため、そのままでは中和の操作を行ない得ない。このため、あらかじめ 100 倍程度に希釈した後で消石灰などを投入することしなければならない。高価とはなっても苛性ソーダを用いて中和することにすれば工場側にとっても簡単にバス液の中

和を行ないうるし、下水道側にとっては下水水量も下水中の浮遊物濃度もともに増加しないため最善の方法といえることができるので、このような方向で工場側と折衝してみることが望ましい。

電解研磨工場からの連続排水にはごく少量の重金属しか含有されていないことがわかったが、廃棄前のバス液中には表-4.7 に示したように多量の重金属の含有が認められた。これだけの濃度の重金属が含有されていても 50,000 倍に希釈されるならばメッキ工場からの連続排水を 10 倍に希釈して排除した場合に比べて障害を与えることが少なからうが、希釈法を採用した場合には工場側において所定の希釈倍率で希釈操作を行なってくれなければ、鉍酸濃度と同様に重金属による障害も認められるようになりうる。このバス液を排棄する理由はこれらの重金属の濃度が高くなって重金属の硫酸塩を生じ、鉍酸としての効果が減退することによるものである。このような場合、バス液中に含有する重金属は工場側で除去するか、または下水処理場最初沈殿池で除去できるように水酸化物として排出させなければならない。筆者らの実験によればこれらの重金属の pH を 9.5~10.5 にすることによってそのほぼ全量を水酸化物にかえうことを得た²³⁾。

表-4.7 電解研磨工場バス液中の重金属分析結果

重金属の種類	濃 度	重金属の種類	濃 度
亜 鉛	17.5	銅	225
鉄	15,000	ク ロ ム	5,400
ニッケル	1,000		

(注) 濃度の単位は (mg/l)

発生した重金属水酸化物は工場側で沈殿除去することが望ましいが、やむを得ない場合には pH 調整までを工場側で行なったうえで下水道に排出させることとしても、そのバス液の量が全下水流量からみてそれほど多いものではないからさしつかえないと考える。

このように、電解研磨工場のバス液は下水道構造物を鉍酸による腐蝕の害から保護する目的で希釈法を採用して排除させることもできるが、重金属含有量が非常に多いので、重金属除去の目的からは希釈法は適した処理法とはいいがたい。工場側に対して中和法を採用してその pH を 9.5~10 程度まで上昇させて、含有する重金属のほとんど全部を水酸化物としたうえで、工場側にて沈殿除去させるか、または他の排水に混じてそのまま排棄させるかの処置をとる必要がある。なお、中和法を行なう場合に使用するアルカリ剤としては苛性ソーダが最も適したものである。この場合、薬剤購入用の単価は高くなるが、その購入量はそれほど多くはならないし、反応槽の容積は

小さくてよく、かつ反応時間が非常に早く、消石灰などと比べて非常に取り扱いやすいものである。

(3) メッキ工場のバス液と第1, 第2洗浄槽液の取り扱い

メッキ工場のバス液にはクロム酸、硫酸ニッケル、青化銅、ピロリン酸銅などの種類があり、その含有する鉍酸酸度は電解研磨バス液に比べればかなり低いものではあるが、多量の重金属や毒性物質を含有している。工場側から得た情報では、これらのメッキバス液は秒ろ過して含有する挟雑物を取りのぞいて、連続的に使用され、排棄することはないとのことである。また、各バスから取り出された製造中の品物は第1洗浄槽で水洗される。この第1洗浄槽の洗浄液は排棄することなく使用し、それが濃厚となったならば浴槽に移してバス液として使用されている。しかし、第2洗浄槽には連続的に水道水が加えられており、使用後の洗浄排水は下水道に排出されることになる。表-4.8はメッキ工場の各バス液、第1洗浄槽および第2洗浄槽の重金属分析結果を示したものである。すでに述べたように、各バス液、第1洗浄槽中の液は排棄しないので問題はないが、第2洗浄槽内の洗浄液には常に新しい水道水が加えられているにもかかわらず、その重金属濃度はかなり高いものも見受けられた。このため、本節(1)で述べたように、メッキ工場からの排水には多量の重金属が含まれていた。それに加えて各バスおよび第1洗浄槽からの液も作業中床などにそのいくらかづつが落下して、排水中の重金属の濃度上昇に寄与しているように見受けられた。このほか排水中の重金属濃度が高くなる要因として考えられるのは、この第2洗浄槽から越流した液が連続的に排水中に加わることである。この第2洗浄槽からの液も第1洗浄槽からの液と同様に排棄することなく使用し、重金属濃度が上昇してき

たならば、第1洗浄槽の洗浄液として使用し、第1洗浄槽の洗浄液の濃度が高くなったならば、浴槽にあげてバス液として使用することとすれば排水中に含有される重金属濃度はかなり減少できることも期待できる。この場合、第3洗浄槽以降が連続的に排棄されることとなるが、このような洗浄工程の増加は作業場のスペースにも、また作業能率にもそれほど影響を与えるとは考えられない。

〔6〕下水処理場における重金属除去対策

前節で述べたように、電解研磨工場からの排水のうち連続的に工場内から流出してくるものは鉍酸酸度としては比較的高いが、含有する重金属の濃度としては低いものであった。しかし、この電解研磨工場で間欠的に廃棄される使い古したバス液は鉍酸酸度が極端に高く、しかも金属の表面から溶出した鉄のほか、クロム、ニッケル、銅などを多量に含有していた。また、メッキ工場からの排水は連続的にその洗浄工程より排出されるが、その排水中には多量のクロム、ニッケルなどが検出された。電解研磨工場のバス液中に存在する重金属は金属表面の洗浄時に原材料から溶出してくるものであり、再回収して他の工程中にもどして使用できるというものではない。このため、バス液が廃棄されるときに、バス液と共に希釈して廃棄するか、あるいはバス液を中和したうえで沈殿分離して別途処分するかのいずれかの方法を講じなければならない。この電解研磨工場敷地は本下水処理場処理区域内の工場群中に占める割合が低く、したがって、その重金属の全量が希釈されたうえで下水処理場に流入されたとしても、その影響は余り大きなものとはならないことは確実であるが留意すべき事項の1つである。

メッキ工場ではバス液は廃棄されることがなく、しかも第1洗浄槽の洗浄液もその濃度が高くなると浴槽中に

表-4.8 メッキ工場の使用中のバス液と第1, 第2洗浄槽の重金属分析結果

槽の種類 \ 重金属の種類	Zn	Fe	Ni	Cu	Cr
金属洗浄剤槽	1.41	3.3	21.5	27.5	6.0
青化銅バス液	1.09	20.3	4.7	2,000	2.8
同上第1洗浄槽	0.06	3.1	0.6	30	0.0
同上第2洗浄槽	0.00	2.8	0.25	11.3	0.0
ピロリン酸銅バス液	28.5	425	27	17,500	2.6
同上第1洗浄槽	1.24	120	9.0	4,260	1.5
同上第2洗浄槽	0.58	1.1	0.25	35	0.0
硫酸ニッケルバス液	0.47	0.3	52,000	0.45	1.2
同上第1洗浄槽	1.20	1.0	13,600	0.65	1.0
同上第2洗浄槽	0.08	0.0	105	0.10	0.0
クロム酸バス液	20.0	240	390	800	35,000
同上第1洗浄槽	0.5	1.0	0.4	3.7	475

(注) 濃度の単位は (mg/l)

もどされる。第2洗浄槽には水道水が連続的に加えられて、槽から越流された水は公共下水道の管渠に送り込まれる。この第2洗浄槽から越流する水中には多量の重金属が含有されており、たとえば表-4.5のようにクロムおよびニッケル濃度の高い排水が排出されていた。このようなメッキ工程を有する工場群は本公共下水道計画区域の中でその箇所数が非常に多いものであるため、その排水中に重金属が多量に含有することは大きな問題である。メッキ工場におけるこれら重金属は回収できれば利用可能なものである。このようなことから前節では工場内の第2洗浄槽までの重金属を回収できるよう洗浄槽を増設するよう提案を行なった。いずれにしても、メッキ工場からの排水中に多量の重金属が含有することは工場側としても有価物を廃棄するという点で不利であり、また下水道管理者としても下水処理場からの放流水中の重金属濃度が高まることで、新たな処理プロセスを追加しなければならないことになる。

下水処理場における重金属の除去に関してはStoneが行なった幾つかの調査結果がある²⁴⁾²⁵⁾²⁶⁾²⁷⁾。Stoneは12時間の沈殿時間を有する最初沈殿池内の流入水および流出水の分析結果からクロムは約28%、銅は約45%、ニッケルは約20%、そして亜鉛は約40%が除去されたと述べている。また、沈殿池内のバイオフィロキュレーションの重金属除去に関する影響は銅を除いてはまったくなかったと述べている。このように最初沈殿池における重金属の除去はクロム、ニッケルに関しては比較的低いものである。

Barthらは標準活性汚泥法を行なうに必要なタンクを組み合わせた室内連続実験装置に各種重金属を添加して行なった実験結果から、その平均除去率はクロム44%（観測値の範囲18~58%）、銅75%（観測値の範囲50~80%）、ニッケル28%（観測値の範囲12~76%）、亜鉛89%（観測値の範囲74~97%）であったと報告している²⁸⁾。さらにBarthらは流入させた重金属の収支に関する調査から、最初沈殿池汚泥中の含有重金属として、クロムは2.4%、銅は9%、ニッケル2.5%、亜鉛は14%であり、余剰活性汚泥中の含有重金属としてクロムは27%、銅は55%、ニッケルは15%、亜鉛は63%であったと述べている。このように、Barthらの実験はStoneの調査と同様に最初沈殿池でのクロムおよびニッケルの除去が不良なものであり、さらにクロムおよびニッケルは生物学的処理を行なったとしても、その除去率は銅、亜鉛のそれに比べて1/2~1/4というきわめて低い比率であることを示した。このように、下水処理場に流入された重金属のうち、クロムおよびニッケルは最初沈殿池においても、また生物学的処理施設においてもその除去が不良であり、その大部分は下水処理場を通過して放流水と共に

河川などに排出される可能性の高いものである。

本公共下水道計画区域内のメッキ工場群ではクロムメッキおよびニッケルメッキが主体で行なわれており、当然のことながら下水中にはクロムおよびニッケルが多量に含有されている。公共下水道の管渠を合流式で設計し、かつ各工場に除害施設を設置せずにその排水を公共下水道に受け入れるため、中の口川からの河川水を公共下水道幹線管渠の上流端に注水する希釈法を採用し、下水処理場においては沈殿処理のみを行なうこととして計画を行なった。この場合、下水中に含有する重金属のうち、特にその含有量の多いクロムおよびニッケルは最初沈殿池での除去率が不良なことによって、そのほとんどが越流して放流される可能性がある。下水処理場の生物学的処理施設築造の有無は下水中にクロムおよびニッケルメッキ工程からの排水を多量に含有する場合の重金属の除去にはあまり大きな影響を与えないことはBarthらの実験から明白である。

河川水中の重金属と毒性物質の飲料水および魚類に対する許容最大濃度は、過去の多くの調査結果から表-4.9が与えられている²⁹⁾。放流先の大通川河川水の重金属濃度はその河川水が現在では農業水利にわずかに利用されているのみとしても、その将来を考えた場合には表-4.9のうちの魚類に対する許容最大濃度以下となるように下水処理場からの放流水中の重金属濃度の許容限度を定め

表-4.9 重金属、毒性物質の許容最大濃度

(Robert A. Taft Sanitary Engineering)
(Center Report による)

イ オ ン	許 容 最 大 濃 度	
	飲料水に対して	魚類に対して*
クロム (3価)	—	1 ^c
クロム (6価)	0.05 ^b	20 ^c
銅	1.0 ^b	0.4 ^d
ニ ッ ケ ル	—	0.8 ^d
亜 鉛	5.0 ^b	0.8 ^d
シアン化合物	0.01 ^b	0.02 ^d
ア ン モ ニ ア	0.5 ^e	2 ^d

(注) a. 魚類に対する値は、水質、水生生物の種類などによって広い範囲の値をとるので、どの場合にもあてはまるとはいえない。

b. USPHS 飲料水基準 (1962) の推奨値

c. Doudoroff & Katg, Sew and Ind. Wastes 25, 802 (1953)

d. C.M. Tarzwell, Robert A. Taft 衛生工学センターによる推定値

e. 国際委員会

f. 濃度の単位は (mg/l)

ることが適当である。公共下水道の計画段階では下水処理場に流入する下水中の重金属の濃度を推定することは困難である。このためには、公共下水道を完成させて通水を行ない、その下水処理場流入水の水質、沈殿による重金属の除去、大通川の固有流量などを充分調査したうえ、下水処理場放流水中の重金属濃度の設計値を定めるべきである。この下水処理場放流水中の重金属濃度が表-4.9の魚類に対する許容最大濃度よりも高くなるときは、次の2つの対策のうちのいずれかを採用するのが適当である。

(i) メッキ工程を有するすべての工場群について、メッキ後の洗浄方法について検討を行ない、洗浄排水中の重金属濃度が最小となるよう洗浄装置を改善させる。あるいは多量に排出する重金属のために回収装置(たとえばイオン交換装置)を設置する。

(ii) 下水処理場の最初沈殿池の前に重金属の除去を目的としての薬剤の注入装置、同混合かくはんタンクを設ける。この薬剤の種類および添加量については Stone の研究によればクロムの除去では硫酸アルミニウム 400 mg/l の添加で63%、銅の除去では石灰あるいは硫酸アルミニウム 400mg/l の添加で82~89%、ニッケルの除去では石灰 400mg/l で52%、亜鉛の除去では石灰 400mg/l の添加で92%となることが知られている⁽³⁴⁾⁽³⁵⁾⁽³⁶⁾⁽³⁷⁾。また、筆者らの調査ではクロムを除く、他の3種類の重金属はアルカリ剤を用いて pH 調整を行えば水酸化物として沈殿除去することが可能である。また、メッキ工程からの排水中に含まれるクロムも下水中に含有されれば、その一部が還元されて3価のクロムになり、これは水酸化物として沈殿除去可能であることが知られている⁽³⁸⁾。もし、下水中に含有するクロムの除去が問題となるときには、石灰を添加する以前に硫酸第1鉄、亜硫酸ガスまたは亜硫酸ガスを添加してクロムを還元する操作も工場内、あるいは下水処理場内において必要となるかも知れない⁽³⁹⁾⁽⁴⁰⁾⁽⁴¹⁾。

下水処理場の最初沈殿池では、有機物のほか工場群からの排水に含まれる重金属などの無機物および中の口川からの河川水の公共下水道幹線上流端への注水による微細な土砂粒が沈殿する。このように、沈殿汚泥中の無機物比の高いこと、ならびに重金属含有量の多いことは下水汚泥の嫌気性処理を困難としている。最初沈殿池からの汚泥は嫌気性処理をせずに天日乾燥床または機械脱水によってその水分をできるだけ減少させてから低湿地の埋め立てなどに利用するのが経済的である。生汚泥の土壌改良剤としての農業利用、あるいはじんかいとの堆肥化による農業利用は、生汚泥中の重金属含有量の多いことからみて不適当である。また、焼却処分を行なうことは無機物含有比が高いことからみて熱効率の点で不

利である。しかし、低湿地埋め立て等についての大量の汚泥の処分先を見いだし得ない場合には焼却処分もやむを得ない処置と考えられる。

(7) 小 括

(i) 市街地に存在する金属加工、表面処理等の工場群からの排水を公共下水道に受け入れる場合には、全体の下水流量に対する工場群からの排水の割合が比較的小さい場合でも下水処理場の生物学的処理機能に障害を与えることが知られている。その理由の1つは、この種の工場群からの排水が高濃度の硫酸を含有するためであり、他の1つは、重金属および毒性物質を含有するためである。このうち硫酸の含有は下水処理場の生物学的処理機能のみならず、公共下水道の管渠、その他の構造物をも損傷するおそれがあるので、下水道管理者としては工場側に対して中和装置などの除害施設を設置させて、その放流水を公共下水道に受け入れる必要がある。このほか下水処理場においては一時的にしる除害施設での無処理の放流水の流入に備えるものとして pH メータによる水質監視装置ならびに中和剤注入装置と中和剤の反応タンクを設置して不慮の事態に備えておかねばならぬ。

(ii) 生物学的処理に対する金属加工、表面処理工程から排出される4種類の重金属——クロム(6価)、銅、ニッケル、亜鉛の連続的な流入および一時的に高濃度で流入する衝撃負荷に対する影響に関しては Robert A. Taft Sanitary Engineering Center の報告書で明白にされている。中小企業団地内に存在する金属加工、表面処理などの工場群から排水を含む下水の生物学的処理について半連続活性汚泥実験装置と大型のワールブルグ装置を用いて実験を行なったところ、重金属および毒性物質の含有量が増加すると有機物の除去率は低下すること。重金属および毒性物質を含む下水で馴致した活性汚泥は家庭下水のみによって馴致された活性汚泥に比べて、家庭下水に対する酸素吸収量は1/2~1/3しか示さないこと。家庭下水のみによって馴致された活性汚泥は重金属および毒性物質による衝撃負荷による影響を重金属および毒性物質を含む下水で馴致された活性汚泥よりも大きく受けて酸素吸収量が著しく低下することがわかった。

(iii) 金属加工、表面処理などの工場群が166箇所も存在している新潟県燕市での公共下水道の計画を樹立するに当たって、市内の区画整理事業の立ち遅れ、街路幅員の問題、都市下水路事業によって布設してきた鉄筋コンクリート管の利用、市当局の財政状態などからみて下水排除方式として合式を採用せざるを得なかった。しかし、工場群からの排水は多量の硫酸を含有するがゆえに、都市下水路事業で布設した鉄筋コンクリート管を公共下水道の幹線として使用する場合には腐蝕による耐用

年数の減少という問題がある。このため合理的で、かつ経済的な公共下水道計画を樹立するに当たっての幾つかの事項の検討を行なった。

(iv) 燕市の公共下水道計画のうちで問題となる工場群からの排水中に含有する鉍酸による鉄筋コンクリート管渠および構造物の損傷を防ぐために取りうる対策として中和法と希釈法がある。中和法を採用するのは確実ではあるが、各工場に除害施設を設置することは家内工業的規模の工場群の多い燕市内の工場群のためにはその実現が困難であり、また共同除害施設を築造すること、廃酸を専用自動車によって周期的に回収しなければならない関係上、同様にその実現が困難であるとみられる。希釈法を採用するのは鉍酸濃度が比較的一定している連続排水の希釈のためには効果的である。しかし、鉍酸濃度の高い間欠排水の希釈のためには、間欠排水をいったん貯留槽に移して連続排水と共に徐々に排除して、鉄筋コンクリート管の材質に障害を与えないように各工場で自主的な処置を講じれば、全面的に希釈法の採用は可能である。この場合、市当局としては希釈法を採用しても公共下水道の施設の耐用年数が減少することのないよう公共下水道利用者の義務を含めた条例を制定し、さらに工場群からの排水の希釈が各工場においてあらかじめ定められたとおり実行されているか否か、チェックすることが重要である。さらに市当局としても積極的に希釈用水を公共下水道の管渠に注水できるよう対策を講じるべきであり、中の口川の河川水はこの目的のために利用できることがわかった。

(v) 鉄筋コンクリート管渠の pH に対する安全限界を pH 5.5 とし、これを pH 7.2 の河川水によって希釈して鉄筋コンクリート管渠の材質を鉍酸による腐蝕から守るものとする、工場群からの排水の希釈倍率が 5 倍、10 倍の双方について原排水の pH は次のような値以上でなければならないことがわかった。

排水を 5 倍に希釈した場合	硫酸酸性では pH 3.2 以上
	硝酸酸性では pH 3.4 以上
排水を 10 倍に希釈した場合	硫酸酸性では pH 2.6 以上
	硝酸酸性では pH 2.7 以上

実際の工場群からの排水についてその希釈倍率を求めたところ、メッキ工場排水では 5~10 倍で充分であるが、電解研磨工場排水については 50~100 倍に希釈を要することがわかった。本公共下水道区域内に存在する工場群のうちメッキ工場が圧倒的に多く、電解研磨工場はその数が少ない。

(vi) 希釈法を採用して処理区域内の工場群からの排水を 10 倍に希釈するものとする、含有する家庭下水は 3.2 倍に希釈されることになる。この場合、下水処理場の晴天時計画下水量流入時の平均水質は浮遊物濃度

184.8mg/l、BOD 濃度 67.4mg/l と見積もられる。最初沈殿池における浮遊物除去率を 60%、BOD 除去率を 37% と仮定すると、最初沈殿池流出水の平均水質は浮遊物濃度 73.9mg/l、BOD 濃度 42.4mg/l となる。このほか河川に放流するに当たって問題となる油脂を充分に除去すれば沈殿処理のみで、大通川下流の水利に障害を与えることにはならず、大通川の水質は現在よりも相当改善されたものとなると予想される。

(vii) 工場群からの排水のうち、電解研磨工場からの連続排水は重金属の含有についてはまったく問題はないが、メッキ工場からの連続排水には多量のクロム(6価)およびニッケルが含有している。既設排水路での調査ではこのクロムは第 1 鉄塩などの還元性薬剤によって、そのほとんどが還元されていたが希釈法が採用された場合には同じく排水中に含有する第 1 鉄塩などが還元剤としての役目を果たす可能性が失われることになるので、できるだけ工場内から流出させない工夫が必要である。また、ニッケルを水酸化物として除去できる pH は 10 前後であり、希釈法で得られる下水の pH たる 6.5 では、沈殿処理によって充分に除去できる可能性は乏しいので、クロムの場合と同様に工場側から流出させない工夫が必要である。

(viii) 電解研磨工場からの使い古しのバス液を希釈法によって公共下水道の施設を損傷しないよう排除するものとした場合にはその希釈倍率は 50,000~100,000 倍としなければならない。このバス液中には高濃度の鉄、クロム、ニッケル、銅などが含有されており、これら高濃度の重金属を工場側において除去させるためにも、バス液は希釈法によらず、アルカリ剤による中和と沈殿を行なって、その上澄水のみを公共下水道に排除させるのが適当である。この場合の中和剤としては硫酸カルシウムの析出による汚泥増加を防止するために苛性ソーダを用いるのがよい。バス液を 100 倍程度に希釈した後に中和処理を行なう場合には消石灰を中和剤として用いることもできる。

(ix) メッキ工場のバス液は排棄されることなく使用され、また第 1 洗浄槽の水は重金属濃度がかなり増加した場合には浴槽にもどされる。第 2 洗浄槽には常時水道水が加えられて、その起流水は公共下水道に放流される。しかし、この第 2 洗浄槽の水中には相当量の重金属が含有されるので、メッキ工場の連続排水中の重金属濃度は高いのが常である。メッキ工場排水中に重金属が高濃度で含有することは工場側にとっても不利であり、受け入れる下水道側としても困るので、洗浄法を改良して第 2 洗浄槽までの排水は浴槽にもどすこととし、第 3 洗浄槽以降の排水を公共下水道に排除させるよう工場側に対して指導監督しなければならない。

(x) 過去の調査結果によれば最初沈殿池でのクロムおよびニッケルの除去率は銅および亜鉛のそれに比べて非常に低いこと。また、クロムおよびニッケルは生物学的処理施設での除去も不良なことが知られている。一方、将来の大通川の水质についてみたところ、重金属および毒性物質の濃度は魚類に対する許容最大濃度以下とすることが必要である。公共下水道施設が完成して、通水を行なった後、その放流水中の重金属などの濃度が魚類に対する許容最大濃度よりもかなり高い値になる場合にはメッキ工程の洗浄法を再検討して、重金属などの含有量が最小となるよう洗浄装置を改良させるか、重金属などの回収装置を設置させる。あるいは下水処理場の最初沈殿池前に重金属除去を目的とした薬剤の注入装置および同混合かくはんタンクを設けるか、いずれかの方法を採用する必要がある。

(xi) 最初沈殿池において発生する汚泥は重金属、微細なる土砂粒など無機物を多量に含有しているので嫌気性消化を行わずに天日乾燥床または機械脱水によってその水分をできるだけ減少させたうえ、低湿地埋め立てなどに利用するのが経済的である。この汚泥は農業利用はできないので、低湿地埋め立てなどについて大量の汚泥の処分先が見いだし得ないときは焼却処分もやむを得ない処置と考えられる。

5. 皮革工場群からの排水を多量に含む下水の処理・処分——高木・四郷両地区の工場群からの排水を主体とする姫路市東部公共下水道計画について

(1) 皮革工場群からの排水の処理・処分計画の検討 (1) 都市下水路の計画の問題点と工場群からの排水の受け入れについての提案

姫路市東部に位置する高木・四郷両地区には中小規模の皮革加工の工場群が密集して存在し、その排水を市川および八家川に無処理のまま放流している。その数は高木地区で約160工場、四郷地区で約125工場の多数にのぼっており、工場群からの排水量は実測結果より、高木地区全体で1日当たり約6,700³m、四郷地区全体で1日当たり約7,500³mであることが知られている。高木地区に存在する工場群ではごく一部のものを除いては、その加工工程で「クロムなめし」を行っており、また四郷地区に存在する工場群では中規模のものは主として「タンニンなめし」工程を有し、小規模のものは「クロムなめし」工程を有する。この四郷地区の皮革工場群からの全排水量に占める「タンニンなめし」を行なっている工場群からの排水の割合は約4割であるといわれている。

この皮革工場群からの排水のうち、高木地区の工場群からの排水の約1/2が直接あるいは既設農業用排水路に

よって市川に放流されており、残りは八家川に流入される。また、四郷地区からの排水は、その全量が八家川に放流されている。このため、高木地区下流の市川では工場群からの排水中の石灰、クロムなどの影響を受けてその河川水の色相が白濁、あるいは白青濁しているのが認められる。また、八家川の河川水の大部分は四郷地区からの皮革工場群からの排水によって占められているが、「タンニンなめし」工程からの排水によってその河川は褐色あるいは褐色に染まっており、八家川は河口部までもこの種の色相を有している。

皮革工場群からの排水が放流されている両川のうち、市川は高木地区の工場群からの排水の放流口下流に姫路市の上水道水源、兵庫県営取水場があって、各種用水源として重要な河川である。このため、兵庫県は市川の汚濁に関心をもっており、県条例による放流水の水质規準を設定すべく、水质、水量の現況および将来の汚濁予測について調査を行ってきた⁽¹²⁾⁽¹³⁾⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾。この市川の汚濁は高木地区の皮革工場群からの排水のみによるものではなく、その対岸に位置する北中皮革、味の世界、山陽皮革などの大規模な工場群からの排水による影響が大きい。高木地区の皮革工場群からの排水口下流に位置する高木橋、小川橋、市川橋直下から採取した河川水の色相、臭気、BOD、アンモニア性窒素などの分析結果からみて、これら皮革工場群からの排水も市川の水质汚濁に相当大きなウェイトを占めていることが認められている。

姫路市でも市川下流にある上水道水源が工場群からの排水によって汚染されており、その処理薬品費の購入に多額の出費を要すること。市川、八家川の農業用水利用者から、その収穫量の減少について、付近の住民からは、その悪臭、色相などについて苦情が多いこと。個々の工場の規模があまりにも小さいものが多く、自己の資金によって処理施設を築造し、さらにはそれを運転管理していくことが不可能なことから、昭和36年度より高木・四郷都市下水路事業に着手した。この計画では高木地区より四郷地区を経由して、この両地区からの皮革工場群からの排水を集める八家川沿いの延長約12.2kmにわたる鉄筋コンクリート管を布設して、八家川河口の八木港付近まで排水を輸送して、播磨灘に海中放流を行なう計画であった。

昭和42年度までで、この八家川沿いに布設する鉄筋コンクリート管布設工事は一部を除いて完了することとなったが、昭和43年度以降に実施する事業について従来の計画どおりに播磨灘に海中放流することが将来とも可能であるか、否かの検討を行なう必要に迫られた。筆者らは姫路市の依頼によって、八家川河口での汚濁の現況と希釈の状況、海中放流を行なった場合の放流口付近および海岸線での排水の平均希釈率について概略の計算を

行なった。この結果、姫路市が予定していた排水の放流地点は平均希釈率の点からみて排水を無処理または沈殿処理のみで放流するには難があることがわかったので、2次処理を行なった後、河口付近に放流する方が公共水域の汚濁防止と漁業関係者との紛争の因を作らないため得策であることを見いだした。

昭和36年度より布設工事を行ってきた鉄筋コンクリート管はその内径が600mmないし1,000mmであり、それは最大流量に対し、0.9m/secの流速を保ちうることをもって設計されている。しかし、排水量の変動が大きく、最大流量が流れる時間は短かく、多くの時間帯では平均流量を下回ることになり、その流速は設計値の1/2〜1/3になることが予想される。また、皮革工場群からの排水は多量の浮遊物、石灰などを含有するため、低流速で流下する場合にはわん曲部前などの管内で沈殿、堆積するおそれがあり、それらは強力なる流水による掃流力を与えるか、あるいはひん繁なる清掃を行なわない限り、その鉄筋コンクリート管を利用して排水を長年間にわたって安全に排除していくことは困難なことが推定された。しかし、強力なる流水による掃流力を与えることは管径の比較的小さく、かつ管径が一定している高木・四郷間では可能であるかも知れない。四郷地区より下流部ではわん曲部が多く、管径は大きくなり、また800〜1,000mmに変化しているため、掃流の効果はあまり期待できないものと予想された。また、管渠内の清掃は鉄筋コンクリート管が必ずしも道路敷内に埋設されていないため、堆積物の運搬に難があること。また、排水中に硫化物を含有するため、硫化水素の発生のおそれが多いことなどから非常に困難であることがわかった。このため、排水を鉄筋コンクリート管に受け入れる以前に沈殿を行なって浮遊物、石灰などをできる限り除去する必要があることがわかった。しかし、沈殿処理のための施設を高木・四郷の両地区からの排水のために個別に作ることは、その建設費および維持管理費が相当高額になることから、2次処理との関連を充分考慮して検討を行ってみた。この場合、2次処理のための用地としては白浜地区にある塩田跡（面積約160,000m²）が入手できる見込みがあるので、それを考慮に入れて排水の鉄筋コンクリート管への受け入れについての次のような4つの試案をまとめた。

（案一）高木、四郷両地区のそれぞれについて除じん、沈砂、沈殿設備を有する共同除害施設を設ける。工場群からの排水は開渠によって、それぞれの地区の共同除害施設に導き、同施設で処理したうえ、その流出水を鉄筋コンクリート管に受け入れる。そして白浜地区に取得した用地では2次処理のみを行なう。この場合、高木・白浜間に布設した鉄筋コンクリート管は排水量の変動

の大きい皮革工場群からの排水の2次処理のための調整池としても利用できる。

（案二）高木地区には共同除害施設として除じん、沈砂および管内清掃用貯水設備を設ける。四郷地区には共同除害施設として除じん、沈砂、高低2段の沈殿池を設ける。工場群からの排水は（案一）と同様に開渠によってそれぞれの地区の共同除害施設に導く。高木地区では工場群からの排水を除じん、沈砂を行なったのみで鉄筋コンクリート管に受け入れ、四郷地区共同除害施設内の低段沈殿池で処理し、その流出水をポンプアップしたうえ、再び鉄筋コンクリート管に受け入れる。高木・四郷間の鉄筋コンクリート管は閉そくのおそれがあるため、各工場の操業が終了した夜間を利用して、地下水または河川水により、1日に1回掃流力による管内の清掃を行なう。四郷地区では工場群からの排水を除じん、沈砂および高段の沈殿池で処理して、その流出水を鉄筋コンクリート管に受け入れる。白浜地区に取得した用地では2次処理のみを行なうが、その計画処理量は高木地区内で使用した清掃用水が加算されたものとなる。また四郷、白浜間に布設した鉄筋コンクリート管は排水量の変動の大きい皮革工場群からの排水の2次処理のための調整池として使用できる。

（案三）高木、四郷両地区のそれぞれに除じん、沈砂、簡易沈殿設備を有する共同除害施設を設ける。工場群からの排水は（案一）と同様に開渠によってそれぞれの地区の共同除害施設に導き、同施設で処理したうえ、その流出水を鉄筋コンクリート管に受け入れる。そして、白浜地区に取得した用地では沈殿と2次処理を行なう。高木、四郷両地区内の共同除害施設からの流出水はまた相当量の浮遊物が残留するものであり、鉄筋コンクリート管の閉そくを防止するために白浜地区に設ける沈殿池では、排水を自然流下の形で受け入れて、沈殿池流出水をポンプアップしたうえ、2次処理施設に送水することになる。この場合、調整池を有しないがために、2次処理に流量変動に対処できる処理法を選定するのがよい。

（案四）高木地区には共同除害施設として除じん、沈砂および管内清掃用貯水設備を設ける。四郷地区には共同除害施設として除じん、沈砂および高低2段の簡易沈殿設備を設ける。工場群からの排水は（案一）と同様に開渠によってそれぞれの地区の共同除害施設に導く。高木地区では工場群からの排水を除じん、沈砂を行なったのみで鉄筋コンクリート管に受け入れ、四郷地区共同除害施設内の低段簡易沈殿池で処理し、その流出水をポンプアップしたうえ、再び鉄筋コンクリート管に受け入れる。高木、四郷間の鉄筋コンクリート管は閉そくのおそれがあるため、各工場の操業が終了した夜間を利用して、地下水または河川水により1日に1回掃流力による管内の清掃

を行なう。四郷地区では工場群からの排水を除じん、沈砂および高段の簡易沈殿池で処理してその流出水を鉄筋コンクリート管に受け入れる。そして、白浜地区に取得した用地では沈殿と2次処理を行なう。四郷地区の共同除害施設の高低2段の簡易沈殿設備からの流出水はまだ相当量の浮遊物が残留するものであり、鉄筋コンクリート管の閉そくを防止、白浜地区に設ける沈殿池では排水を自然流下の形で受け入れて、沈殿流出水をポンプアップしたうえ、2次処理施設に送水することになる。この場合には(案-3)と同様に調整池を有しないがために、2次処理には流量変動に対処できる処理法を選定するのがよい。

皮革工場群からの排水に含有する石灰は鉄筋コンクリート管の内面に付着して、その排水を管渠で輸送する場合にはあらかじめ石灰を除去することが必要で、その対策についても論じられてきた⁴⁶⁾⁴⁷⁾。上記の4案のうち、各地区にて浮遊物をできるだけ除去する沈殿池を設置する(案-1)では含有する浮遊物のほか、不溶解の石灰をも除去することになるので、石灰による鉄筋コンクリート管の閉そくに関してはあまり問題になくともよいであろう。また、(案-2)の場合の四郷、白浜間の鉄筋コンクリート管の閉そくについても同様である。(案-3)および(案-4)で示した簡易沈殿池は排水が流下する間に鉄筋コンクリート管内部の沈殿するおそれのある浮遊物の除去を目的としたものであり、管内断面の縮小に係属する石灰の除去までを行なうものではない。それゆえ、簡易沈殿池の設置は本皮革工場群において、その準備工程で石灰漬を行なう限りにおいては鉄筋コンクリート管の石灰による断面の縮小に関してはほとんど効果はない。また(案-2)および(案-4)のうちで四郷に高木地区の皮革工場群からの排水の沈殿池を設けることは、維持管理費、特に人件費および汚泥処分費の軽減に役立つ方法であるが、高木、四郷間に布設された鉄筋コンクリート管の維持が1日1回の井戸水または河川水の流注による管内の清掃によって解決できるか否かは不明であり、さらに石灰による管内断面の縮小に関しては高木に簡易沈殿池を設置した場合よりも問題が多いことが予想される。

(案-3)および(案-4)では鉄筋コンクリート管に受け入れられた排水中に石灰が残留しているため、2次処理法のかんによっては白浜地区に石灰を除去するための沈殿池を設けることが必要である。

皮革工場群ではその操業を昼間8~12時間しか行っていないので夜間にはその排水はまったく流入されない。2次処理の経済性からみた場合、1日12時間のみ2次処理施設に排水を流入させることは不利で、できるだけその負荷が24時間にわたって均等に流入することが望ましい。このためには調整池が必要である。(案-1)および(案-2)を採用する場合には鉄筋コンクリート管に受

け入れる以前に充分なる沈殿処理を行なっているため、鉄筋コンクリート管内内容積を2次処理のための調整池としても利用できるという長所がある。

(2) 2次処理をも考慮した工場群からの排水の受け入れについての検討

皮革工場からの排水の処理または皮革工場群からの排水と家庭下水の共同処理としては、散水ろ床法および活性汚泥法がよく用いられている。特に Nemerow と Allison が米国とカナダの皮革工場排水と家庭下水との共同処理を行なっている6ケースについて調査したところ、散水ろ床法採用箇所数と活性汚泥法採用箇所数は同数であったと報告している⁴⁸⁾。また、皮革工場排水のみの場合には散水ろ床法を用いて処理することが多く、米国では1919年にすでに普通沈殿、硫酸第1鉄を用いた凝集沈殿、散水ろ床および砂ろ過を用いた処理法が試みられたことが報告されている⁴⁹⁾。また、英国では皮革工場排水と家庭下水との共同処理においてその処理経費が活性汚泥法のそれに比べて非常に安価であることから散水ろ床法が広く用いられており、その処理水質をさらに良質に保つために Double Filter および Alternating Double Filter による処理も実験的に、あるいは実際に行なわれている⁵⁰⁾⁵¹⁾。活性汚泥法を用いた処理での米国、カナダでの報告は家庭下水との共同処理で皮革工場からの排水の全下水量に占める割合が37%以下であり⁴⁸⁾、その状況が詳細に報告されている Aurora 下水処理場 (Ontario, Canada) のケースでも皮革工場からの排水の割合はわずか14%にすぎない⁵²⁾。しかし、皮革工場排水を単独で活性汚泥法で処理した事例はわが国でみられる。この皮革工場排水と活性汚泥法を用いて処理する研究は発酵研究所において実施されてきたが⁵³⁾、田中らはラグーン法とオキシデーションデッチを組み合わせた処理法を用いてタンニンなめしとクロムなめし両工程を有するY化学工場からの排水の処理を行なったことを報告している⁵⁴⁾。活性汚泥法による皮革工場排水の処理は家庭下水との共同処理の場合ですら、その維持管理費が高価なものとなることが知られているが、本ケースではラグーン法とオキシデーションデッチ法を組み合わせることにより、維持管理費をできるだけ軽減するよう考慮をはらっているが、オキシデーションデッチ法を採用せんがために、ラグーン法を用いてその有機物負荷を減らすよう工夫したと解されるものであり、皮革工場排水の処理として、どこでも適用できるという方法ではない。

皮革工場排水の処理として、噴射かんがい法、蒸発池法、海中放流法なども一部で試みられている⁵⁵⁾。ラグーン法は皮革工場排水の処理よりも沈殿汚泥の処理に用いられていることが多い⁵⁶⁾。しかし、家庭下水との共同処理のための前処理として用いられている事例もある⁴⁸⁾。ま

た、田中らは皮革工場排水処理にオキシデーションデッチ法を採用するに当たってラグーン法を併用しているが、約4日間の滞留でBODの37.5%、浮遊物の79%を除去したと報告している⁵⁴⁾。エアレットッド・ラグーン法は馬鈴しょ加工、繊維加工、パルプ、製紙および化学工場排水の処理に利用されてきたが⁽²³⁾⁽²⁴⁾⁽²⁵⁾⁽²⁶⁾、皮革工場排水の処理について利用されたという報告は見当たらない。エアレットッド・ラグーン法は1950年代の後半に米国において開発され、工場排水の処理に利用されてきたが、その歴史が新しいため適用例はまだ少なく、米国内務省の Pacific Northwest Water Laboratory などで調査研究が続けられている。

この種の処理法は、通常最初沈殿池を省略した2次処理法として比較的安価な維持管理費で処理を行なえることが利点である。このためには含有する浮遊物および溶解性物質が有機物である排水が有利なことは当然である。皮革工場群からの排水は有機物も多量に含有しているが、石灰、クロムなどの無機物の含有も多く、そのままラグーン池に流入させた場合には比較的短期間の使用で排泥作業を行なわなければ長期間の池内滞留を維持できなくなるという問題が生じる。しかしながら、エアレットッド・ラグーン法を2次処理として利用した場合、含有する浮遊物、石灰、水酸化クロムなどは最初沈殿池で除去されることになるので、エアレットッド・ラグーン法は溶解性有機物の除去、硫化物の除去を目的とすることになる。この場合、汚泥は池内に滞留して好気性に分解されるので、最後沈殿池は必要とせず、無機質の多い汚泥は毎年1度、あるいは数年に1度の割合で池内を空にすることによって排除することになる。エアレットッド・ラグーン法は池内が常に好気性に保たれるがために、ラグーン法よりも悪臭が少なく、また所要用地面積も少なくて済むが、池内を好気性に保つための酸素供給装置運転のための電力費は必要である。最近、表面ばっ気装置の研究が進み、表面ばっ気装置は散気式ばっ気装置よりも経済的であることが明確となり、表面ばっ気装置自体もその製作会社が多数出現するに及んで、その性能の良否が競われるようになり、その経済性に対する考え方も非常に進んだものが製作されるようになってい

る。前記のように白浜地区には塩田跡地があって、その面積は約160,000m²にも及んでおり、それは本排水の処理のために利用できる土地である。いま、全排水量を20,000m³としても、1m³の排水を処理するのに少なくとも4m²の土地を利用できることになり、土地を利用した経済的な処理法を採用することが可能である。皮革工場排水および皮革工場排水と家庭下水との共同処理についての文献調査の結果と高木、四郷地区の現況からみて、この場合、白浜地区の塩田跡に取得した用地で採

用できる経済的な処理法は散水ろ床法かエアレットッド・ラグーン法のいずれかではないかと推定された。この場合の散水ろ床法は低率の散水を行なうものであり、その処理水質の設計値のいかんによっては、Double Filter または Alternating Double Filter というようにBOD除去95%以上を目標とする方法も考慮できる。ただ散水ろ床法を採用する場合に問題となるのは皮革工場の操業が昼間8~12時間であるため終日均等に散水を行なうためには調整池を必要とすることである。

この場合、前記の(案-1)および(案-2)は高木地区、四郷地区のいずれかあるいは双方で充分なる沈殿処理が行なわれるがために都市下水路事業によって布設した鉄筋コンクリート管内を調整池としても利用できる利点がある。(案-3)および(案-4)では白浜地区の処理場用地内に調整池を設置しなければならず、また散水ノズル、ろ床の石灰などによる閉そくを防止するためには微細なる含有無機物を除去するための沈殿池の設置もまた必要である。すなわち、2次処理法として散水ろ床法を採用する場合には(案-3)および(案-4)は不利であり、(案-1)または(案-2)に限られる。

エアレットッド・ラグーン法を採用する場合には、その処理水質は散水ろ床法を採用する場合に比べてやや低下することになるかも知れない。しかし、滞留時間などの設計条件の選定について充分留意すれば、その処理水質は散水ろ床法による処理水質に近付けることは可能である。本法を採用する利点は、最後沈殿池を設置せず2次処理が行なえる点にある。その池内滞留が少なくとも数日間わたるため調整池を有せずとも処理を行なうことが可能である。しかし、(案-1)および(案-2)と組み合わされた場合には池内へ終日均等に揚水できし、処理水の越流量も終日均等に保ちうるので経済的にも、水質的にも有利である。しかし、散水ろ床法採用の場合とは異なり、調整池は必ずしも必要としないから、(案-3)および(案-4)の場合の2次処理法としても採用できるものである。また、池内の清掃回数が増加することを許容するならば、白浜地区の処理場用地内に設置する沈殿池を省略することも可能である。この場合、石灰の多量なる含有は池内に設置した装置に対しては障害とはならないが、汚泥堆積量が増加するため、ときどき池内を空にして汚泥を敷出す作業は増加することになる。

白浜地区に取得できる用地面積からみて、面的にはラグーン法も採用できるかも知れない。ラグーン法を採用することは経済的には両法に比べて非常に有利である。しかし池内底部が嫌気性となるために排水中に含有する有機物が分解して悪臭を放つほか、同じく排水中に含有する硫化物が硫化水素の形で大気中に発散されるの

で、付近の住民から処理法の改善について苦情をもちこまれる可能性が高いものである。特に排水中に含有する硫化物については悪臭の発生防止と処理効率の改善を目的としてエアレーションを行なっているほどであり²⁷⁾、排水中の石灰除去のため揮発ガスを吹き込む方法は硫化物の除去にも効果的なことが知られている²⁸⁾。このような事例からみて硫化物を除去する以前に嫌気性を保たしめることは悪臭防止の点からみて不利であり、ラグーン法は経済的には散水ろ床法またはエアレットッド・ラグーン法よりすぐれていても高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水の処理に採用できる方法ではない。

筆者は高木、四郷両地区からの排水の2次処理を白浜地区の塩田跡で行なうとした場合の都市下水路事業で布設した鉄筋コンクリート管への排水の受け入れに関して先に4案を提出した。この案のいずれを採用するかは、鉄筋コンクリート管の維持管理の容易さ、1次処理、2次処理合わせての処理経費の経済性、白浜地区内処理場の悪臭に対する付近住民の苦情の有無などによって定まるものとする。また、2次処理法としていずれが有利であるかを選定することはできないが、先に示した散水ろ床法、エアレットッド・ラグーン法のいずれもが2次処理法として採用できるようにして前記4案を検討した場合、(案-1)または(案-2)がその目的にかなったものということができる。この両案のうち、(案-2)は(案-1)に比べて沈殿池を1箇所に集めることができるので汚泥処分などの点からみて経済的であるが、高木、四郷間の鉄筋コンクリート管の維持が1日1回の流水による掃流力を利用した清掃によって、常にトラブルなく通水することができるか否かの問題点を有している。いままで述べてきた理由によって(案-2)よりも維持管理費が高額とはなっても長年月における維持管理を安全に行なうために(案-1)の採用が望ましい。

(2) 皮革工場群からの排水を主体とする公共下水道計画

(1) 工場群からの排水量とその水質

高木地区は約160、四郷地区には約125にも及ぶ工場群があって、その排水を市川および八家川に放流している。この皮革工場群からの排水は数本の専用排水路または農業用排水路に排出されているため、その排水量はごく一部の工場群からのものを除いてすべて実測できる状況にあった。このうち、四郷地区では市川および八家川よりの水路維持用水の取水を一時的に停止することにより、この水路に仮設の木造堰を設けることによって測定を行なった。また、高木地区では市川および八家川に分かれて排除されている工場群からの排水のうち、八家川に排除されている量は工場群集地区下流での量水結果から上流の市川からの取水量を差し引いて求めた。市川に

排除されている大部分は専用排水路に排除されているため、それが市川に流入される以前の水路内で測定を行ない、残り数工場からの排水については量水不能であったため、見込み量をそれに加算した。

上記に基づく高木、四郷各地区の工場群からの排水量の時間変化は図-5.1AおよびBに示すとおりであった。この測定は2日間にわたって行なったが、日中11.5時間の排水量の平均は高木地区で $0.18\text{m}^3/\text{秒}$ 前後、四郷地区で $0.3\text{m}^3/\text{秒}$ 前後、最大排水量は高木地区で $0.25\text{m}^3/\text{秒}$ 、四郷地区で $0.40\text{m}^3/\text{秒}$ であった。筆者らが先に実施した川西市火打での調査結果では約90の皮革工場群からの排水量は平均で $0.105\text{m}^3/\text{秒}$ 、最大で $0.191\text{m}^3/\text{秒}$ であった²⁹⁾。これに対して高木地区の工場群数は約160であり、その業種は川西市火打地区の工場群とまったく同一である。高木地区の工場群の平均的規模と川西市火打地区の工場群の平均的規模とを排水量について比較してみると、高木地区の工場群の平均的規模は川西市火打地区のそれをやや上回るものであることがわかる。四郷地区の工場群のうちクロムなめし革を生産している工場群についてはその平均的規模は高木地区の工場群とほぼ同じか、またはそれをやや下回る程度と見受けられる。タンニンなめし革を生産している工場群はその規模が比較的大きい。したがって全体の工場数は約125と高木地区の工場群数を大幅に下回っているにもかかわらず、排水量の測定結果を相当に上回るものとなった。

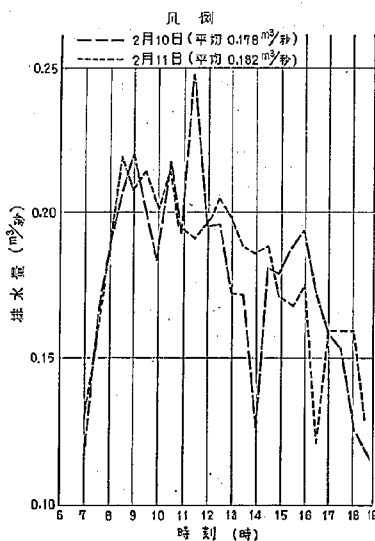


図-5.1A 高木地区の皮革工場群からの排水量実測結果の例

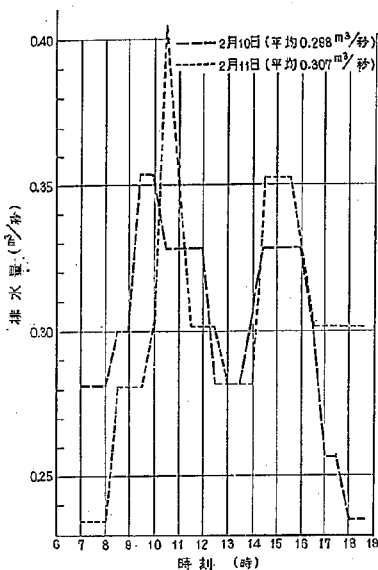


図-5.1B 四郷地区の皮革工場群からの排水量実測結果の例

工場群からの排水水質の測定結果は表-5.1に示すとおりである。このうち、高木地区の工場群の業種は前記のように川西市火打地区の工場群の業種とまったく同じであるため、川西市火打地区での測定結果が参考にできるため、ここでは、その測定回数を減らした。四郷地区での工場群から排水は採水時間をかえて10回の測定を行なった。表-5.1からみて浮遊物、COD、BODとも四郷地区からの排水が高木地区からの排水のそれを上回っていることがわかる。これは、四郷地区のタンニンなめし革を製造している工場群からの排水の方がクロムなめし革を製造している工場群からの排水に比べてその濃度が相当高いためである。豊田らは北米産塩蔵成牛皮の皮片1~2kgを用いて条件を規定してクロムなめしおよびタンニンなめしを行ない、各工程からの排水を定量的に回収して分析を行ない、各工程から排出される水量およびその水質について測定を行なっている⁶⁰⁾。それによれば、タンニンなめし工程からの廃水は溶解性有機物を多量に含むため、BOD、CODとも非常に高いことが報告されている。また、豊田らは準備工程からの廃水はBOD/CODの比が比較的大きいこと。また、タンニンなめし工程からの廃水はBOD/CODの比が小さく通常0.6以下であると述べている。表-5.1に示した調査結果は各工程からの排水が混合された状態で流下してきたも

のを採水して分析したものであり、豊田らの調査結果のようなBOD/COD比の関係は当然のことながら見いだし得ない。しかしながら高木地区での排水の分析値は常にBOD>CODであるのに対し、四郷地区からの排水の分析値はBOD<CODとなることが多いことが表わされている。前記のように四郷地区からの工場群の業種にはタンニンなめし革を製造している比較規模の大きい工場群が含まれていたが、ここではBOD/COD<1、なる機会が多く、クロムなめし革製造の工場群からの排水がかなり含有されるにもかかわらず、BOD/COD<0.6となることもあった。

皮革工場群からの排水はその準備作業工程において多量に石灰を使用し、その全量が排出されがために、pH 10~12のアルカリ性を呈することが多い。しかし、クロムなめし工程からの廃水が集中する時刻においてはpH 4またはそれ以下となることもあった²⁸⁾。このように一時的にしろ、排水のpHが酸性を呈することはタンニンなめし革を製造している工場群からの排水を多量に含有する四郷地区の排水の場合にも起こりうることを表-5.1にも示されている。これはタンニンなめし液がWattle Tannin, Chestnut Tannin, Quebracho Tanninのいずれを使用した場合でも、液のpHは3.5~4.9であり、また、洗浄廃水のpHがいずれのタンニンなめし工程の場合でも3.5~3.7を示した豊田らの調査結果から推定することができる⁶⁰⁾。また、タンニンなめし革製造の工場群からの排水はクロムなめし革製造の工場群からの排水に比べて浮遊物含有量および汚濁消費量が高い。採水中の高濃度の浮遊物および硫化物は酸性のタンニンなめし液に起因するものである。

(2) 都市下水路計画から公共下水道計画への変更

(1)、(1)において詳述したように姫路市では高木、四郷両地区に存在する工場群からの排水によって下流の水利用者が受けている有形無形の被害を防止するために都市下水路事業に着手し、昭和36年度より鉄筋コンクリート管の布設を開始した。この計画では鉄筋コンクリート管は高木地区より四郷地区を経由して八家川河口付近まで布設され、排水はポンプ揚水と海中放流管によって海岸線より1,500m沖の播磨灘に排出する予定であった。

しかしながら、皮革工場群からの排水をそのまま鉄筋コンクリート管に受け入れた場合には排水中に含有する浮遊物と石灰とによって、管内断面が縮小、あるいは閉そくする危険性のあることが見いだされた。この場合、人力または機械力を用いて清掃することは、次のような幾つかの問題点があることがわかった。

(イ) 都市下水路事業によって布設された鉄筋コンクリート管は道路敷以外に布設されたのが大部分であ

表-5.1 工場群からの排水の水質

地区名	採水時刻	採水時の水 温	透視度	pH	浮遊物	汚 濁 消費量	COD	BOD	総クロム
高 木	9:00	12.5	1.0	11.8	1,414	1,350	780	1,108	14.5
	9:30	13.2	1.5	11.7	344	547	310	364	11.4
	10:00	15.0	1.1	10.9	1,154	810	600	637	45.7
	10:30	15.0	2.2	9.4	945	210	477	518	14.3
	15:30	12.3	2.3	10.4	322	183	206	329	7.2
四 郷	8:30	11.0	1.2	12.1	688	1,974	820	1,116	—
	9:00	7.2	3.8	10.4	310	493	286	340	—
	9:30	9.1	1.0	11.5	1,084	935	700	915	24.8
	10:00	9.8	0.8	10.9	1,632	1,095	1,240	935	4.7
	10:30	14.0	0.5	10.7	1,538	2,401	1,340	845	28.0
	11:00	10.2	0.7	11.6	1,454	1,286	1,760	1,295	—
	13:30	14.0	1.0	9.7	982	542	600	404	—
	14:30	16.9	0.8	3.0	1,557	356	1,093	2,016	13.5
	15:30	13.9	1.0	7.2	1,246	440	700	576	17.4
	16:30	14.8	1.0	8.4	628	573	780	544	—

(注) 水温は(°C), 透視度は(cm), 水温, 透視度, pHを除く他の項目は(mg/l)で表わす。

り、清掃用機具および管内から取り出された汚泥の搬出が困難である。

(ロ) 鉄筋コンクリート管の内径は600~1,000mmしかなく、管内の監視および清掃作業そのものも非常に困難である。

(ハ) 皮革工場群からの排水には硫化ソーダが多量に含有されており、また工場群からの排水のpHは時間によって3~4となることもある。このため硫化水素発生の可能性がある。

(ニ) 鉄筋コンクリート管内面に付着した石灰は時間の経過とともに固着し、相当の力を加えない限り、はく脱させることは困難である。

そのため、筆者らは皮革工場群からの排水を無処理のまま受け入れることなしに、高木、四郷の両地区にそれぞれ共同除害施設を設置して、排水中の浮遊物および石灰をできるだけ除去した後に排水を鉄筋コンクリート管に収容することを提案した。

また、姫路市で計画していた排水の海中放流については放流口付近および海岸線での排水の平均希釈率が比較的低いため、無処理または沈殿処理したのみで放流するのは播磨磨の水質汚濁防止の点で問題があり、また漁業関係者との紛争の因となることも考えられるので、陸上で2次処理を行なったうえ、漁業関係者との紛争のおそれのない八家川河口での放流が適当なることを見いだした。この八家川河口の白浜地区内には現在操業を停止している塩田跡地があり、それを2次処理のための用地として取得できる見通しである。この用地面積は約

160,000m² であるため、筆者らは広大な土地を利用してできるだけ安価な建設費と維持管理費で2次処理を行なうことが得策であることを提案した。

姫路市では高木、四郷地区からの皮革工場群からの排水を処理すると共に、同市の市川以東に位置する高木、四郷、花田、飾東、絲引、斐鹿、白浜、八木などの各地区からの家庭下水と高木、四郷の両地区を除く各地区からの工場排水の処理、処分をもこの計画に包含しておくことが、市内全体の下水道整備計画樹立の点から有利であり、しかも経済的となることから、高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水の処分のための高木・四郷都市下水路事業計画を変更して、東部公共下水道計画を樹立することとなった。この計画は前記のように白浜地区に塩田跡地約160,000m²の取得についての見通しがついたために可能となったものである。

姫路市の調査によると表-5.2に示すように白浜下水処理場に将来流入が予想される晴天時下水量は1日平均として約276,000m³であり、このうち家庭下水量が約58,000m³、工場排水量は高木、四郷地区の皮革工場群からの排水量を含めて約32,000m³となっている。また、同下水処理場に含有する有機物負荷量は約42.4トンであり、そのうち家庭下水によるもの約10.4トン、工場排水によるもの約32トンとなっている。この東部下水道計画では工場排水によるものが水量負荷、有機物負荷とも約75%を占めている。このうち既存の皮革工場群からの排水の全体に対する割合は水量負荷として約7.5%とわずかなものであるが、有機物負荷としては約47%を占めてい

表-5.2 姫路市東部公共下水道計画の概要（姫路市の調査による）

排水区名	一般区特別区の別	処理人口 (人)	家 庭 下 水 量 (m ³ /日)	家庭下水有 機物負荷 量 (kg/日)	工 場 下 水 量 (m ³ /日)	工場排水有 機物負荷 量 (kg/日)	地下水量 (m ³ /日)	全下水量 (m ³ /日)	全有機物 負 荷 量 (kg/日)
高 木	特別区	4,700	1,880 2,350	338	9,000	9,000	353	11,233 11,703	9,338
四 郷	特別区	4,300	1,720 2,150	310	10,800	10,800	323	12,843 13,273	11,110
花 田	一般区	135,932	54,373 67,966	9,787	187,350	12,177	10,194	251,917 265,510	21,964
師 東									
絲 引									
妻 鹿									
白 浜									
八 木									
計	—	144,932	57,973 72,466	10,435	207,150	31,977	10,870	275,993 290,486	42,412

(注) 1) 有機物負荷量とは 20°C, 5 日間 BOD による負荷量を指す。

2) 家庭下水量のうち、上段は日平均量、下段は日最大量を指す。

3) 高木、四郷両地区での有機物負荷量は家庭および工場から直接に排除されたものを指す。したがって共同除害施設にて沈殿処理された後は有機物負荷は相当減少する。

る。この皮革工場群からの排水は各地区内に設置された共同除害施設で沈殿処理されるので、白浜下水処理場に流入される有機物負荷量は上記の数値よりも相当減少するであろうが、それでも将来とも相当大きな部分を占めることになるかと推定される。この表-5.2に示した計画では高木、四郷両地区を除く各地区からの工場排水量として約 187,000m³、有機物負荷として約 12 トンが見込まれているが、これら各区には現在のところ用水型に類する工場はほとんど存在しないとのことである。また、処理人口もかなり多いめに見積もられておることからみて、表-5.2の数値に 100% 達するのは相当先のようである。しかしながら、姫路市は太平洋ベルト地帯のほぼ中央に位置し、交通が非常に便利なところから、将来この地域が工業地域として発展する可能性のあることが考慮されるので、表-5.2に示したものを東部公共下水道計画のための基本的数値として考慮しておくのが適当であろう。

昭和44年度から新たにスタートする東部公共下水道事業ではまず高木地区の皮革工場群からの排水の共同除害施設の築造、白浜下水処理場の第 1 期処理施設の築造および処理水放流施設の整備、四郷地区の皮革工場群か

らの排水の共同除害施設の築造、白浜、妻鹿、八木排水区など下水管渠布設済み区域からの汚水の白浜下水処理場への受け入れなどが順を追って行なわれることになる。すなわち、白浜下水処理場に流入する下水は最初が高木地区からのクロムなめし革製造工程からの排水、ついで四郷地区からのクロムおよびタンニンなめし革製造工程からの排水が流入されることになる。家庭下水は、この両地区からのものが除々に増加していき、高木、四郷両地区内の下水道の管渠が完全に整備されたところで、皮革工場群からの排水と家庭下水との水量比が略 3 対 1 となる。更に白浜、妻鹿、八木排水区など下水管渠布設済み区域の家庭下水が白浜下水処理場に流入されることになって、皮革工場群からの排水と家庭下水との水量比が略 1 対 1 となる。それ以後は高木、四郷以外の地区からの工場排水の流入が予想されるが、不確定要素が多いため、ここでは皮革工場群からの排水と家庭下水との水量比が 1 対 1 となるまでの期間についての下水道計画、設計および維持管理のための諸事項について考慮しておくこととした。

〔3〕 八家川河口部の水質の現況と海中放流の検討

(1) 調査の目的

都市下水路事業によって布設した鉄筋コンクリート管に高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水を受け入れる当初の計画では高木地区から四郷地区を経由して八家川河口右岸付近まで輸送した排水を八木港沖合の播磨灘に海中放流する計画であった。この計画では八木港沖合 1,500m まで管を布設して、多孔管式の拡散装置によって海底付近より噴出させるものであった。この播磨灘での潮流は東西方向では共に 20cm/秒 前後であり、東方向の潮流がやや速い程度である。また、南北流では 2.5 cm/秒 にすぎないものであることが知られている。この潮流の状況は皮革工場群からの排水の海中放流に対してきわめて悪い条件を作り出しているわけで、放流口付近の海水は排水による有機物濃度が平衡に達するまで汚濁が進行することになり、その水質はきわめて悪質なものとなることが予想される。

海域における水質規準として「水産用水基準」が水産側の要望水質を定めているが、それによると BOD 5 mg/l, 溶存酸素 3~5 mg/l, 懸濁物量 10mg/l 以下などが定められている¹³⁾。これは現在の知識を基礎とした推定値であるとの但し書が付いているが、汚濁の程度が高い皮革工場群からの排水の海中放流のためには非常に厳格なものである。この規準を考慮に入れて海中放流の計画を樹立する場合には、海中放流を行なうために陸上で相当程度の処理を行なっておかなければならないという問題も生じるので、八家川での河口放流についても検討を行なうこととしたものである。

この八家川河口での放流は前記八木港沖合の播磨灘での海中放流が新たな汚濁源を海域に作り出すことになり、「水産用水基準」の範囲の水質を維持することとした場合には陸上で処理費がかさむことが予想されるため、海中放流の対案として考えてみたものである。これは現在の八家川が高木、四郷地区からの皮革工場群からの排水によって非常に汚濁されていることから、都市下水路によって八家川下流に輸送された排水を河口に放流しても、その河口での水質が陸上で処理を併用することにより、現在よりも改善されるならば、海中放流の場合のごとく、新たな汚濁源を作ることにならずに排水の処分が期待できるものとして現況の水質の調査と、河口放流での希釈率を求めてみたものである。

(2) 河口における現況の水質と河口放流時の希釈率

八家川河口での水質の現況調査は昭和42年3月7日の大潮に10時より18時までの干潮時を中にはさんでの8時間にわたって実施した。採水位置は図-5.2に示すように八木港内3箇所(A, B, Cの各点)、八木港口1箇所(D点)および地先水域1箇所(E点)とした。このう

ち、E点では東西方向の潮流の大きさおよび方向によって排水の流出の状況が異なることが予想されたので、D点を中心として沖合200mの位置に目標用の5個のブイを浮かべて採水位置を正確に把握できるようにした。E点は位置を固定せず、港口からの排水の流路の中心とみられる位置としたが、図-5.2に示したようにD点直下に集まる傾向を示した。A点、C点およびE点における採水は水面から20cmのみにして行ない、B点およびD点での採水は水面から20cm、河床50cmおよびそれを2等分した合計4箇所の位置より採水を行なった。

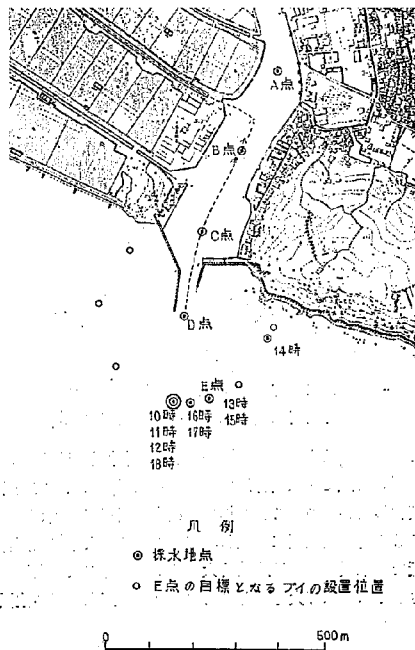


図-5.2(B) 八家川河口および地先水域の現況調査のための採水位置図

八家川河口付近の水質は潮の干満によって非常に異なり、満潮時には清浄な海水とほぼ同程度の水質ではあるが、引き潮時の後半から満ち潮時の初期には水質は非常に悪化する。これをBODで示すと満潮時には1mg/l前後であるが、干潮時には数10mg/lになる。このような水質の変化は河口より上流にさかのぼるほど影響が大きいものであった。すなわち、図-5.3に示したA点の水面付近の水質は引き潮時の後半から満ち潮時の初期にかけてBODは20~80mg/l、C点の水面付近では同一時刻

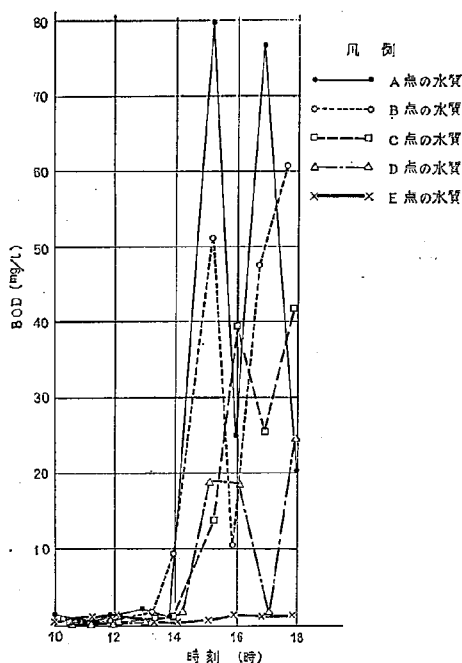


図-5.3 八家川河口および地先水域各点のBODの時間変化(採水位置……水面下20cm)

でのBODは14~42mg/L, D点の水面付近では19~25mg/L, E点での水面付近でのBODは干満によって全く変化していない。これと相似の状態は図-5.4に示したDOの時間変化図にも現われている。このように水面付近での水質の変化は比較的大きく、特に河口より上流にさかのぼるほど大きなものとなったが、河床に近い位置

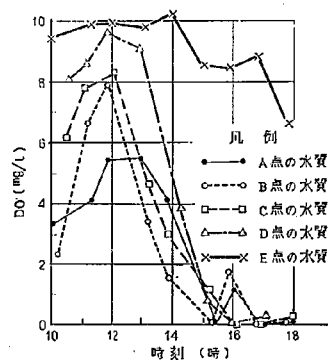


図-5.4 八家川河口および地先水域各点のDOの時間変化(採水位置……水面下20cm)

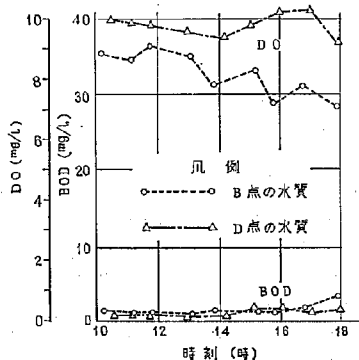


図-5.5 八家川河口および地先水域各点のBOD, DOの時間変化(採水位置……河床上50cm)

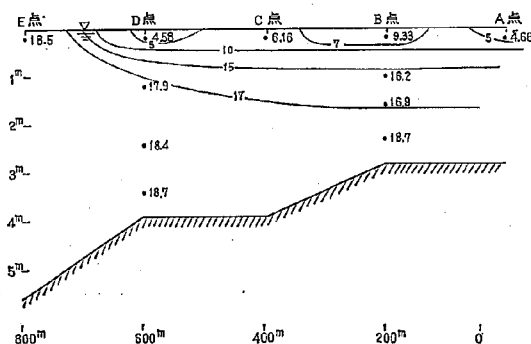


図-5.6 八家川河口および地先水域の塩素イオン等濃度線図の1例(15時)

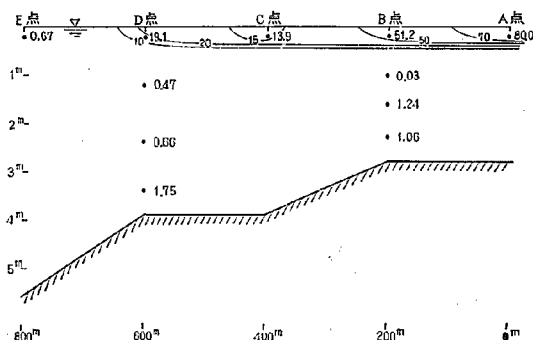


図-5.7 八家川河口および地先水域のBOD等濃度線図の1例 (15時)

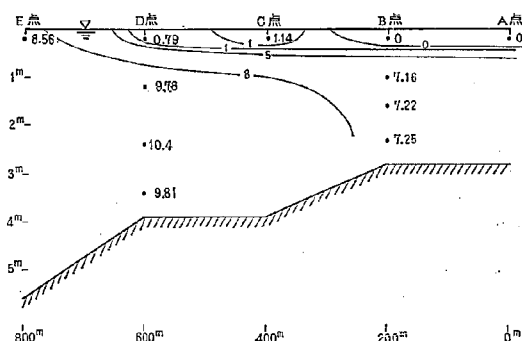


図-5.8 八家川河口および地先水域のDO等濃度線図の1例 (15時)

での水質の変化は図-5.5に示すようにほとんど差異がなかった。これは引き潮時の後半から満ち潮時の初期にかけて流下する排水は海水との密度の相違によって、海水となかなか混合されずにごく水面付近を流下するためであり、汚濁されているのはごく表層のみである。この1例として最干潮時に近い15時の塩素イオン、BODおよびDOの等濃度線図を示すと図-5.6ないし図-5.8に示すとおりである。すなわち、A点からD点に至る区間のごく水面付近のみが汚濁されていることが見いだされるが、図-5.6の塩素イオンの調査結果からは八家川の皮革工場群からの排水がまじった河川水と海水との密度差がはっきり現われていた。このような調査結果からみて河口で皮革工場群からの排水を放流した場合には河底に拡散管を設置するなどしなければ排水と海水との混合はかなり困難であると推定された。

引き潮時の後半から満ち潮時の初期にかけて皮革工場群からの排水は、河口から海域に向かって帯状に流出し

てくるが、その流出の方向は潮流の速度と方向によってかなり変化すると見受けられたので、海面上に現われる排水帯の方向についての観察を行なった。しかしながら、調査当日の引き潮の前半は南風が吹き、風波が立っているので、排水帯は確認できず、観測を開始したのは引き潮時の後半からである。しかし、風の影響が無い場合には引き潮になってしばらくしてから、排水帯が海面上に現われるとみられる。排水帯の方向はまず南東方向に流れ始め、引き潮が強くなるにしたがって岸に押し付けられ、最強時には岸にはほぼ平行に東に流れる。また、最干時に近づくにしたがって沖に向かって流れるようになり、最干時には真沖に流れる。満ち潮になると南西方向に向きをかえ、満ち潮が強くなると排水帯はついに消滅する。図-5.9には潮流による排水帯の位置を示したが、排水帯は南から東方にかけて流出する傾向が強く、西方に向かう時間は比較的少ない。八木塩業組合は八家川河口よりあまり離れていない西南の海中から製塩用の海水

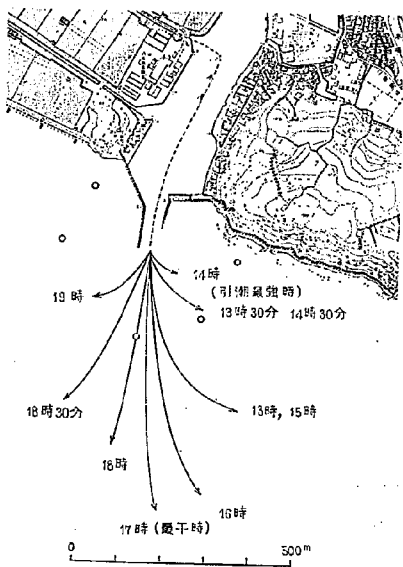


図-5.9 八家川河口からの皮革工場群からの排水の流出方向

を取り水しているが、八家川の汚濁は同組合の海水の取水に対してほとんど影響を与えていない。また、西方にある白浜海水浴場も八家川の汚濁の影響を受けていないことが知られている。

このようなことから、八家川河口に皮革工場群からの排水を放流した場合には西方または西南方にある既存の権益に対して障害を与えずに処分することが可能である。図-5.6ないし5.8に示したように排水と海水とは混合されにくいので、流心の直角の方向の河底に拡散管を設置すると共に、排水と海水との密度差をできるだけ小さくするために、可能な限り多量の海水で排水を希釈した後、放流するなどの処置をとる必要がある。この場合に、1潮時のうちに流入される海水の量が（潮差×水面積×1/2）に近似することから、水面積が $1.1 \times 10^5 \text{m}^2$ 、排水量 $2 \times 10^5 \text{m}^3/\text{日}$ の場合の平均潮差 1.0m での平均希釈率は次のように求められる。

$$\frac{2 \times 10^5 \times (12.5/24)}{1.0 \times 6.5 \times 10^5} \approx 0.19 \dots \dots (5.1)$$

すなわち、河口放流を行なった場合の平均希釈率は 0.2 である。この希釈率では排水を共同除害施設で沈殿処理したのみで放流できないのは当然であるが、現在、非常に汚濁されている八家川河口の水質を「水産用水基準」にしたがって放流水の BOD 濃度を 5mg/l 以内にす

希釈率を考えた場合、放流水の BOD 濃度を 50mg/l 程度とすることの必要性が見いだされたが、河口放流の場合にも放流水の BOD が 50mg/l 以内となるよう処理すれば八家川河口と地先海域での水質の汚濁は現在より非常に改善されたものとなることは当然である。

(3) 海中放流時の希釈率

前記のように当初は八木港沖合 1,500m の海中まで放流管を設置して、水深 9~11m の海底から排水を噴出させる計画であった。姫路市の調査結果では、管布設を予定した線上の地質は表層約 2m までがシルト、その下層は砂れきまたはシルト混じり砂れきであり、海中放流管の布設は可能である。

海中放流予定地点での潮流の調査結果はないが、第 5 管区海上保安本部水路部が姫路市の依頼によって行なった市川沖約 3.5km での測定結果があるのでそれを利用することとした⁵⁹⁾。海中放流が予定されている場所は海岸線より約 1.5km の沖合であるから、その潮流は市川沖約 3.5km の地点よりやや弱いものかも知れない。図-5.10 は市川沖約 3.5km 地点での海面下 5m の潮流だ円を示した。潮流の東方向の平均流速は 0.31kt、西方向の平均流速は 0.32kt で、東流による移動距離は約 3.4km、西流による移動距離は約 3.6km である。恒流は同上の調査により東方向に 0.1kt であるが、ここでは恒流を無視して計算を行なった。

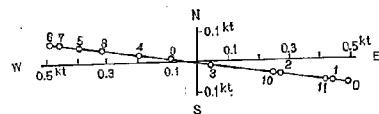


図-5.10 市川沖約 3.5km 地点の潮流だ円（海面下 5m）

水平方向における排水の拡散について、ある 1 潮時の最初、たとえば東流が始まる時刻を考えれば、海中放流管から上昇してきた排水は、平均 0.31kt の東流によって東へ伸びていき、同時に乱流拡散によって南北方向にも拡がっていく。東流が止まった時は排水域の先端は東流による移動距離約 3.4km の地点に達しており、排水域の南北方向の拡がりは乱流拡散によって約 1.5km になっている。つぎに西流が始まり、排水は同様に西方向に拡がり、西流が止まった時には排水域の先端は放流点より 3.6km の地点に達しており、南北方向に約 1.5km の幅で拡がっていると仮定すると、1 潮時の平均濃度の分布は図-5.11 のように四角錐型の分布になっていると考えることができる。排水はその後放流されないものとするれば、図-5.11 の濃度分布は 2 潮時後には底辺がそれぞれ

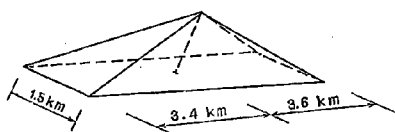


図-5.11 排水の1潮時の平均濃度分布

2倍(面積は2²倍)で中心の濃度が1/4の分布になる。同様に n 潮時には面積が n^2 倍に拡がり、中心の濃度が $1/n^2$ になる。実際には排水は連続的に放流されるのであるから、実際の濃度は上記の1, 2, 3…… n , 潮時後の濃度を加えた分布になる。したがって、中心での濃度 C は安全のために恒流による中心の移動を無視すれば次式(5.2)で表わされる。

$$C = C_0 \left(1 + \frac{1}{2^2} + \frac{1}{3^2} + \frac{1}{4^2} + \dots + \frac{1}{n^2} \right) \quad (5.2)$$

$$= C_0 \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{n^2} \div 1.64 C_0$$

したがって、放流管の直上での濃度は排水の蓄積があったとしても重力拡散による希釈のみを考えた場合の2倍を越えないと考えられる。排水が放流管から排出され、海面に到達したときの重力拡散による希釈率 C_0/C_{∞} (ただし、 C_0 : 海面での濃度、 C_{∞} : 排水の濃度)はこの計画の場合には0.05程度であるから、蓄積を考えた場合の最小希釈率は0.1程度と考えておけば安全であろう。

海岸での濃度については、潮流だ円の長軸を海岸線と平行と仮定し、前記と同じ考え方で1潮時当たり海岸方向に向かって1.5/2kmづつ濃度分布が拡がっていくものと仮定する。この場合、放流口から海岸までの距離を1.5kmとすると、海岸線での排水の希釈率は図-5.12に示した濃度分布を加え合わせることで計算することができる。すなわち、排水の濃度分布は1潮時で0.75 km, 2潮時で1.5 kmに拡がるとしたのであるから、2潮時でちょうど海岸線に到達することになる。海岸線での排水の濃度 C は3潮時以降、 n 潮時までのものを加え合わせることで、次式(5.3)で表わされる。

$$C = 2C_0 \left(\frac{1}{3^2} \times \frac{1}{3} + \frac{1}{4^2} \times \frac{2}{4} + \frac{1}{5^2} \times \frac{3}{5} + \dots + \frac{n}{(n+2)^3} \right) \quad (5.3)$$

$$= 2C_0 \sum_{n=1}^{\infty} \frac{n}{(n+2)^3} \div 0.48 C_0$$

したがって、海岸線での濃度は放流口の直上の濃度の約1/2に、重力拡散と合わせると $0.05 \times 0.5 = 0.025$ すなわち2.5%に希釈された濃度になる。同様な計算を数点について行ない、希釈率の分布、等希釈率線図を求め

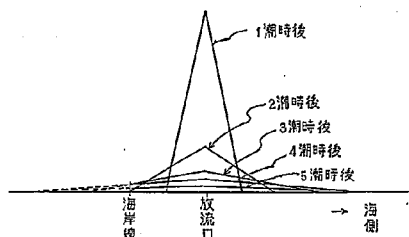


図-5.12 排水の1～5潮時後の平均濃度分布

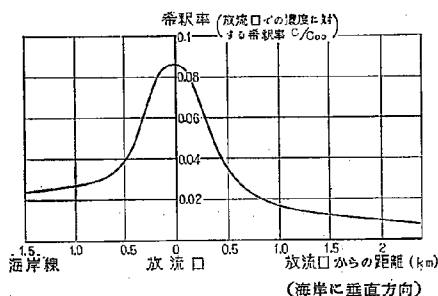


図-5.13 海岸に直角方向の希釈率の変化

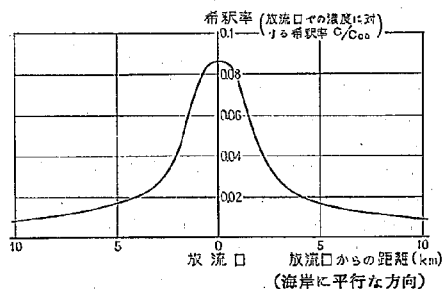
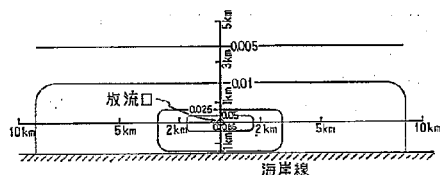


図-5.14 海岸に平行な方向の希釈率の変化

図-5.15 等希釈率線図(放流口での濃度に対する希釈率 C/C_0)

ると図-5.13ないし図-5.15に示すとおりである。式(5.2)にて求めた平均希釈率を適用し、放流口直上での

BODが「水産用水基準」の5mg/lとなるように放流する排水の濃度を逆算すると、海中での蓄積を考慮した場合にはそのBODは50mg/l程度としなければならないことになる。この場合には海岸線付近の海水のBODは1.3mg/l上昇することとなるが、一般に海岸線近くの海水は他の汚濁源によって汚染されているので、海岸線付近の海水のBODは2~3mg/lとなることが予想される。

下水道法によれば、公共下水道よりの放流水の水質はBODについて20mg/l以下でなければならないことが定められている。本排水を公共水域に放流する場合にもこの20mg/lの基準を適用することが望ましいが、それでは2次処理のための維持管理費がかさむこととなる。海中放流を行なって大量の海水で希釈することによって2次処理でのBOD除去効率が低くてもよいように計画する場合にも、その処理水のBODは50mg/l程度としなければならないことになる。

姫路市の海中放流の当初の計画によれば、海岸線より1,500mの延長を有する内径800mmの海中放流管を布設するもので、水深9.5~11mに当たる部分375mに内径30cmの拡散装置1個、内径20cmの拡散装置10個、および内径15cmの拡散装置3個を有するものであった。この海中部分の建設費は当時の金額にして1.5~2億円が見積もられていた。この海中放流管の設計では潮流に対する考慮は充分に払われていたが、波に対する配慮が欠けている面が見受けられた。この姫路市付近の瀬戸内海海岸線での波について、運輸省第3港務局での計算では有義波の波高は $H_{1/3}$ で4.0m、 $H_{1/10}$ で5.1m、周期は $T_{1/10}$ で7.5秒となり、方向はSとSSEの間点、波長は6.5m、この場合の潮位はN.P. 2.00m (N.P. = T.P. - 0.85m) なることを示している。波高の実測では昭和40年9月10日の台風時には $H_{1/3}$ で3.23mなる観測結果が得られている。皮革工場群からの排水を処分するための海中放流管の設計について台風時の波に対する考慮を払うならば、姫路市が積算を行なった海中放流管の建設費は上記のような比較的安価なものとはならないことは当然である。このように海中放流管を布設して高木、四郷岡地区からの排水を処分する計画は平均希釈率が放流口直上で10%、海岸線で2.5%と比較的低いので、放流前の排水のBODを50mg/l程度になるよう2次処理を行なわなければならないこと。また、設計に当たっては $H_{1/3}$ の波高が4.0mとなるような台風時の波についての考慮を払わなければならないことから、建設費が相当高価にならざるを得ないことから考えて、海中放流計画は本工場群からの排水の最終処分のために経済的な方法ではないとみられる。

(4) 皮革工場群からの排水の沈殿処理

(1) 実験の目的

皮革工場群からの排水には多量の浮遊物を含有するため、それを単独で処理する場合でも、また家庭下水と共同処理する場合においても、あらかじめ浮遊物の除去を考慮しなければならない。この浮遊物除去のために薬品凝集沈殿処理または普通沈殿処理が一般に行なわれている。

薬品凝集沈殿処理に利用されている凝集剤としては硫酸アルミニウム、塩化第2鉄、硫酸第2鉄、石灰、煙道ガス、硫酸などが単独または複数で用いられている⁴³⁾。このような薬品凝集沈殿処理に関する調査事例は非常に多く、わが国でも豊田らはタンニンなめし革製造工場およびクロムなめし革製造工場からの排水の薬品凝集沈殿処理についての詳細な調査を行なっている^{44) 45) 46)}。それによると各種薬剤のうち特に効果のあるのは塩化第2鉄であり、それは特にpH調節用薬剤として塩酸および水酸化カルシウムを用いたときに有効であること。排水中のタンニン、硫化物、蛋白質、硫酸化油含有量が多くなると塩化第2鉄の所要量は増加するが、これらを充分除去するのが可能なこと。しかし、蛋白分解物とクロム塩は塩化第2鉄では除去できないため別途の処理(クロム塩除去はアルカリ添加処理、また蛋白分解物除去は生物学的処理)を要することを述べている。また、石灰処理は生成したフロックの沈降速度が塩化第2鉄処理の場合よりもおそいけれど、タンニンおよびクロム塩の除去にすぐれている。しかし、蛋白分解物の除去は塩化第2鉄の場合と同様に不良であること。石灰処理の最適pHは11.5であり、処理水をそのまま公共水域に放流することはできず、煙道ガスなどによって中和しなければならない。しかし、使用される煙道ガスの凝集剤としての効果は皆無であることなどを報告している。

凝集剤として煙道ガスを用いる方法は、皮革工場群からの排水に含有する石灰除去に効果のあることが認められており、1930年に米国のマサチューセッツ州のある皮革工場排水処理施設で実用化されている⁴⁷⁾。この処理法は、煙道ガス中の炭酸ガスが排水中の石灰を反応して不溶性の炭酸カルシウム塩を形成させるものである。特に皮革工場群からの排水を家庭下水などと共同処理するために長距離輸送する場合には下水管管内に石灰によるスケールが付着してその通水断面積を縮小させるおそれがあるため、このようなケースの前処理として煙道ガスによる処理が有効であることが知られている。また、Sproulらは牛皮加工工場からの排水の硫酸による薬品凝集沈殿処理が効果あることを報告している。

クロムなめし革製造工場群からの排水の硫酸を凝集剤として使用した実験は筆者もその効果を確認しており、その凝集剤として注入が比較的簡単に行ないうること

と、そのコストが低廉なことから川西市火打地区の皮革工場群からの排水の共同除害施設での処理に利用するよう提案を行ってきた⁵⁹⁾。この場合、凝集剤としての硫酸は排水中の Keratin, Collagen などの蛋白質を変性して、その溶解度を低下させ、沈殿しやすい状態にする効果がある。このほか、凝集剤としてクロムなめし廃棄液を用いることが Sproul らによって提案されている。この方法では陰イオン型の高分子凝集剤をあらかじめ排水中に添加しておけば、浮遊物99%, BOD50%が除去されたと報告されている⁶⁰⁾。また、高分子凝集剤を単独に用いる処理に関しては Sproul の牛皮加工排水の処理では陰イオン型高分子凝集剤1mg/lの添加によって浮遊物の84%, BODの60%を除去するきわめて高い処理効果が得られているが⁶¹⁾、豊田らのタンニンなめし革製造工場からの排水での実験では高分子凝集剤は無機凝集剤に比べて処理効果はるかに劣ることが指摘されており⁶²⁾、排水の種類によってその処理成績は非常に異なるようである。

普通沈殿処理による浮遊物の除去は古くから最も数多く行われてきた方法である。1940年に Siebert が米国ペンシルバニア州政府のために提案した皮革工場排水の処理法では3個の池を作って3日交代で沈殿処理することが述べられている。この方法では第1日目は空の池に排水を受け入れ、2日目——すなわち24時間の静止沈殿を行なった後、処理水を引き出す。3日目には沈殿した汚泥を取りのぞく作業を行なうものであり、浮遊物の80~90%, BODの40~50%の除去を期待できると報告している⁴⁹⁾。米国皮革化学者協会の水質汚濁委員会が米国内39箇所の皮革工場からの排水の沈殿処理について調査した結果では沈殿時間は24時間以上としているものが非常に多く、その中には沈殿時間として100時間を越えているものもある。

また、短時間の沈殿に関しては Sutherland が2時間の沈殿で浮遊物除去69%の除去⁴⁹⁾、Sproul が水面積負荷24.5m²/m²/日の沈殿で浮遊物除去22%, BOD除去35%なる結果を得ている⁶⁴⁾。筆者らが川西市火打地区の共同除害施設設計のために行なった調査では理想沈殿池内での10分間の滞留で42%, 20分間の滞留で50%, 30分間の滞留で55%, 45分間の滞留で58%となり、普通沈殿では長時間の沈殿を行なわなければ高率の浮遊物除去が期待できないことを見だしている。このため、共同除害施設の設置のために用地の取得が困難であった川西市火打地区のケースでは流域下水道施設への影響を考慮して凝集剤として硫酸を使用した薬品凝集沈殿池を採用せざるを得なかったわけである。

姫路市高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水の沈殿処理は(1)で提案したように高木地区および四郷地区

それぞれについて共同除害施設を築造して、その流出水を都市下水路事業によって布設した鉄筋コンクリート管に受け入れて白浜下水処理場に輸送して、2次処理後八家川河口に放流する予定である。この都市下水路事業によって布設された鉄筋コンクリート管は(2)、(2)にて述べたように幾つかの問題点を有するので、共同除害施設での浮遊物および石灰の除去はできるだけ高率なものとするのが望ましい。この沈殿処理の方法として、上記のような薬品凝集沈殿処理と普通沈殿処理があるが、高木、四郷両地区または隣接地区には共同除害施設築造のためにも充分なる用地の取得が可能であるので、川西市火打地区の場合とは異なり、維持管理費がきわめて安価なものとなる排水の長時間滞留による普通沈殿処理が可能である。そして、この普通沈殿処理のための沈殿池の設計に必要な諸数値をうるため、実験用沈殿筒を用いての幾つかの実験を行なった。

(2) 普通沈殿による浮遊物、有機物、クロムの除去

普通沈殿に関する実験は高木地区の既設専用排水路から得られた工場群からの排水と四郷地区内のタンニンなめし革製造工場から得られた排水を用いて行なったものである。四郷地区の工場群からの排水は専用排水路がなく、排水路は防火用水、かんがい用水などとの兼用水路で市川の河川水が常に流入しており、工場群からの排水のみを分離して沈殿実験用の採水ができなかったためである。それで四郷地区の共同除害施設に流入を予想される工場群からの排水は高木地区の既設排水路で採取したクロムなめし革製造工場からの排水と四郷地区のタンニンなめし革製造工場からの排水を混合し調製することとした。

普通沈殿に関する実験では2つの事項について調査を行なうこととした。その1は、排水の急速および緩速かくはんによる凝集の効果を知るための実験であり、その2は、沈殿筒を用いて沈殿を行ない、得られたデータをもとにして理想沈殿池としての解析を行なうものである。

排水を急速および緩速かくはんすることによって含有する浮遊物除去率がすぐれたものとなることは筆者らが実施してきた川西市火打地区のクロムなめし革製造工場からの排水の沈殿除去についても見いだされた²⁰⁾。本実験では、クロムなめし革製造工場群からの排水についても同様の実験を行なうことによって、この効果をさらに明確にするため実施した。このほか、四郷地区の皮革工場群からの排水の沈殿処理に関連してタンニン排水のみ、およびタンニン排水の混じったクロムなめし革製造工場からの排水についても同様の調査を行なった。その調査結果は、表-5.3に示す。高木地区既設排水路にて採水した試料についてはかくはんによる処理効果が明確に現われていた。このかくはんによる処理効果は、準備

表-5.3 普通沈殿前のかくはんによる処理効果の判定

試料名 項目	原 水				無 かくはん 処理水			かくはんによる処理水		
	pH	透視度 (cm)	浮遊物 (mg/l)	揮発性浮遊物 (mg/l)	透視度 (cm)	浮遊物 (mg/l, %)	揮発性浮遊物 (mg/l, %)	透視度 (cm)	浮遊物 (mg/l, %)	揮発性浮遊物 (mg/l, %)
高木地区既設排水路 9:00 採水	12.1	0.6	1,962	1,044	23.5	564 71	34 97	>30	224 89	48 96
同 上 9:00 採水	12.4	1.5	1,118	654	10.3	141 87	36 95	>30	93 92	45 93
同 上 9:30 採水	11.2	0.6	1,327	—	14.5	629 53	—	>30	344 74	—
同 上 11:00 採水	11.5	1.9	745	—	8.0	442 41	—	23.0	173 77	—
同 上 14:00 採水	12.3	1.5	1,729	—	10.8	451 74	—	23.4	259 85	—
同上に5%のタンニン廃水混合	9.5	0.9	1,090	—	4.0	584 47	—	4.8	274 75	—
同上に50%のタンニン廃水混合	5.7	0.5	3,986	—	3.4	3,999 —	—	3.7	3,599 10	—
タ ニ ャ ン 廃 水 の み	4.3	0.8	4,067	—	0.9	3,281 19	—	0.8	3,334 17	—
硫 化 ソ ー ダ 廃 水 の み	12.7	0.6	—	—	1.0	—	—	1.1	—	—

- (注) 1. かくはんによる処理水とは急速かくはん (1,800rpm) 5分, 緩速かくはん (40~60rpm) 5分後に30分静止させた上澄水を指す。
 2. 無かくはん処理水とは原水をそのまま30分間静止させた上澄水を指す。
 3. 両処理水の浮遊物, 揮発性浮遊物に関する数値のうち, 上段は濃度 (mg/l), 下段は除去率 (%) を指す。

表-5.4 処理水の静止沈殿によるかくはんの有無による処理効果の判定
(高木地区既設排水路より採取した試料の透視度による比較)

沈殿時間 と排水水質	8:00		8:30		10:00		11:00		13:00		14:00	
	pH	透視度	pH	透視度	pH	透視度	pH	透視度	pH	透視度	pH	透視度
	10.65	0.6cm	10.32	0.6cm	11.40	1.5cm	11.40	1.5cm	9.20	1.5cm	8.80	2.0cm
沈殿時間	かくはんの有無		かくはんの有無		かくはんの有無		かくはんの有無		かくはんの有無		かくはんの有無	
	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有
分後	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm
30	9.7	30.0	8.2	25.0	13.5	30.0	22.7	30.0	4.8	8	4.5	11.0
60	15.5	30.0	10.6	30.0	14.0	30.0	30.0	30.0	5.0	—	6.0	11.8
90	21.5	30.0	14.5	30.0	13.5	30.0	30.0	30.0	6.0	—	7.1	—
120	22.0	30.0	18.5	30.0	14.0	30.0	30.0	30.0	7.0	8.2	—	—
360	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	—	9.2	7.2	12.5

作業工程からの石灰排水を含有する早朝時に特にすぐれた効果が認められている。高木地区既設排水路から採水した試料——すなわちクロムなめし革製造工場群からの排水にタンニンなめし廃水を混合した場合、その混合率が5%と比較的低い場合にはかくはんによる効果が浮遊物除去に関してはっきりと現われているが、混合率が50%またはタンニンなめし廃水の場合には試料中に浮遊物が多量に含有するにもかかわらず、かくはんによる効果はまったく見だされていない。また、硫化ソーダ廃水の場合も同様である。すなわち、急速および緩速かくはんを行なって得られる処理効果は石灰、クロム塩など凝集効果を期待できる物質が排水中に多量に含まれる場合に限られる。

このようにクロムなめし革製造工場群からの排水の場合にはかくはんの効果を実感することがわかったので、このかくはんと静止沈殿との併合された効果を透視度を用いて比較してみた。その結果は表-5.4に示すとおりである。同表より排水中に石灰、クロム塩などを多量に含有していると予想される時間帯ではかくはんの効果が大きく現われており、ごく短時間の沈殿によって良質の処理水が得られている。これに対してかくはんを行なわなかった場合にはかくはんと同程度の効果を期待するためには、長時間の沈殿を要することになる。また、準備工程からの石灰含有廃水の流入が減少する午後に採水した試料でもかくはんの効果は認められる。しかし、午前中に採取した試料の場合ほど差異が判然と現われてはいないが、ここでもかくはんの効果は期待できるものである。

高木地区の工場群からの排水のクロムなめし革製造工場からの排水を主体とするものであり、表-5.3および表-5.4からみてかくはんの効果は非常に期待できるものである。それゆえ、共同除害施設内の沈殿池前に急速かくはんおよ

び緩速かくはん池を設置することによって沈殿時間はかなり減少させることも可能である。四郷地区の工場群からの排水はクロムなめし革製造工場群の排水とタンニンなめし革製造工場群の排水が混合したものであるが、タンニンなめし革製造工場群の排水中にも多量の石灰が含有されている。また、タンニンなめし廃水の全排水量に占める割合は比較的小さく、せいぜい5~10%であると予想されるので、かくはんの効果は浮遊物の除去に関してはこの場合もかなり期待できる。しかしながら、タンニン革製造工場群からの排水に含有する浮遊物はクロムなめし革製造工場群からの排水に比べてその濃度が非常に高いので、浮遊物除去率がかなりすぐれたものとなっても処理水中に残留する浮遊物濃度はクロムなめし革製造工場群からの排水よりも相当高くなるため注意しなければならない。また、処理水の色相も褐色を帯び、透視度の改善はほとんど期待できない。

普通沈殿の実験は先きに筆者らが重金属水酸化物の沈殿効率を求めたと同様の形状寸法を有し、かつ、水温差による対流を防ぐために外面を断熱材で被覆した実験用沈殿筒を用いて行なったものである²³⁾。この実験では採水口を水面下0.45m、0.90m、1.35mおよび1.60mの4点について設置し、各採水口についてあらかじめ定め

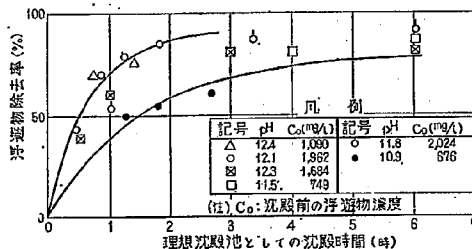
図-5.18 理想沈殿池としての沈殿時間と浮遊物除去率
(高木の排水)

表-5.5 理想沈殿池としての沈殿時間とBOD除去

採水時刻	pH	水温 (°C)	沈殿前 の濃度 (mg/l)	6時間沈殿後		24時間沈殿後		備 考
				濃度 (mg/l)	除去率 (%)	濃度 (mg/l)	除去率 (%)	
8:00	10.8	16.5	840	405	52	385	54	タンニン若干混入
8:30	5.6	17.0	525	340	35	360	31	
9:30	11.5	17.0	510	160	69	—	—	
10:00	12.3	17.1	490	220	55	110	78	
10:30	11.4	18.0	425	178	58	105	75	
11:00	11.3	18.0	1,140	445	61	340	70	
13:00	8.8	17.7	478	342	29	—	—	
14:30	8.8	17.3	725	—	—	350	52	
13:30	9.5	21.0	872	680	22	520	41	

表-5.6 理想沈殿池としての沈殿時間と有機性浮遊物 (VSS) 除去

採水時刻	pH	水温 (°C)	沈殿前 の濃度 (mg/l)	1時間沈殿後		2時間沈殿後		3時間沈殿後		6時間沈殿後		24時間沈殿後	
				濃度 (mg/l)	除去率 (%)	濃度 (mg/l)	除去率 (%)	濃度 (mg/l)	除去率 (%)	濃度 (mg/l)	除去率 (%)	濃度 (mg/l)	除去率 (%)
8:00	10.9	21.0	1,228	594	51	—	—	—	—	105	91	75	94
9:00	12.1	17.0	1,044	65	93	60	94	—	—	49	95	—	—
10:00	12.4	16.5	654	—	—	172	74	—	—	99	85	38	94
11:00	11.5	18.0	410	89	78	—	—	—	—	137	67	105	75
14:00	12.3	17.3	219	174	21	—	—	151	31	—	—	47	79
8:00	11.0	22.0	302	213	30	—	—	—	—	137	55	73	76

表-5.7 理想沈殿池における沈殿時間とクロム除去

採水時刻	pH	水温 (°C)	沈殿前 の濃度 (mg/l)	6時間沈殿後		24時間沈殿後		備 考
				濃度 (mg/l)	除去率 (%)	濃度 (mg/l)	除去率 (%)	
8:00	5.6	17.0	340	133	60.9	111	67.4	pHが低いときはクロム濃度が高い
9:30	11.6	17.0	28	0.06	99.8	—	—	
10:00	12.3	17.1	17	0.48	97.2	0.47	97.2	
11:00	11.5	18.0	5	0.94	81.2	0.96	80.8	
14:00	12.3	17.3	5	0.55	89.2	0.44	91.4	午後は一般にクロム濃度が低い

時間間隔で採水を行なった。得られた試料は浮遊物、BOD、有機性浮遊物(VSS)、クロムについて分析を行ない、それぞれ得られた結果を解析して理想沈殿池としての処理水水质およびその除去率を求めた。これらは図-5.16、表-5.5、表-5.6および表-5.7に示すとおりである。図-5.16による理想沈殿池としての浮遊物除去率の解析結果から沈殿1時間、2時間、3時間について、それぞれ60%以上、74%以上、80%以上の浮遊物除去率が得られている。すなわち、沈殿6時間程度までは沈殿時間を延長させるほど浮遊物除去率はすぐれた成績が得られた。表-5.5に示した理想沈殿池としてのBOD除去に関しては沈殿時間6時間と24時間についての結果しかないが、沈殿24時間の場合はBOD除去に関して一般にす

ぐれた結果を与えている。特に10時に採取した排水による沈殿実験での結果は、沈殿6時間の場合の除去率55%に対して、沈殿24時間では除去率78%を得ている。しかし、8時および8時30分に採取した試料による沈殿実験での結果では両沈殿時間でのBOD除去に関する差異はまったくない。このように皮革工場群からの排水の場合には水質の時間変動が激しいため、同一沈殿時間でも処理施設への排水の流入時刻によって得られる除去率が大幅に変わる。そのほか沈殿時間の長短によっても除去率が大きく変わったり、あるいは短時間の沈殿で得られた処理効果が長時間にわたって持続するなどの種々の様相を呈する。しかし、一般には沈殿時間は長時間とする方がより安定した処理効果を期待できるのは確実である。

表-5. 6に示した理想沈殿池としての有機性浮遊物の除去に関しても、BODの場合と同様に沈殿を長時間にわたって行なった場合にすぐれた除去率が得られており、沈殿6時間と沈殿24時間との比較では後者の方がすぐれた処理効率を与えた場合が多い。しかし、9時に採取した排水による沈殿実験の場合のように沈殿1時間ではほとんどの有機性浮遊物を除去してしまい、それ以後、沈殿6時間に至るも除去率の増加があまりなかった場合もまれには認められた。表-5. 7に示した理想沈殿池としてのクロムの除去では沈殿6時間と沈殿24時間の処理成績しかないが、両者間の差異はほとんどない。このように、アルカリ排水中で水酸化物を形成する3価クロムの場合には6時間の沈殿で充分その目的を達成しており、残留する微細なフロックは普通沈殿を長時間行なってもほとんど除去できないものであった。

以上述べたように皮革工場群からの排水を普通沈殿によって処理する場合には浮遊物、BOD、有機性浮遊物、クロムの大部分を除去できる。しかも長時間の沈殿を行なうのが効果的であることは本節(1)で述べた過去における幾つかの実験結果と同様である。この沈殿時間について実験結果を考察したとき、浮遊物、クロムについては理想沈殿池として6時間程度、その他については24時間程度の沈殿時間をとるのが効果的である。理想沈殿池での沈殿効果と同様な効果を実際池にて得るためには池内の水流の乱れなどを考慮したうえ、スケールアップを行なわなければならないことが知られている。いま、過去の研究結果から沈殿時間に対するスケールアップ係数として2.0を与えるものとする理想沈殿池としての6時間、24時間の沈殿は実際池では12時間、48時間の沈殿となる。高木、四郷両地区の工場群からの排水は図-5. 1および図-5. 2に示したように約12時間にわたって共同除害施設に流入されることになり、夜間の12時間には排水はまったく流入されないで、実際池で12時間の沈殿を行なうとした場合にはいずれにしても24時間の沈殿を行なわざるを得ないことになる。実際池での48時間の沈殿では上記のような問題は起こらないが、取得できる用地の関係からその築造は困難である。

このような諸点を勘案して共同除害施設内に築造する普通沈殿池の沈殿時間の設計値としては24時間をとるのが適当であると考えた。しかし、沈殿池からの越流水は都市下水路事業にて布設した鉄筋コンクリート管に受け入れられて白浜下水処理場に輸送される。この鉄筋コンクリート管は汚水量のみを輸送するものとして設計されており、設計流量に対する通水断面積の余裕は比較的小さいので、管の内部に浮遊物などが堆積した場合には設計流量を安全に輸送できなくなる可能性を有している。このため、処理水中に含まれる浮遊物が管内に堆積す

ような場合には、前記のような緩速かくはんによる効果を利用することとして、必要な設備を設けるのが望ましい。

普通沈殿を行なった場合の問題点の1つとして排水中の石灰除去がある。長時間の沈殿を行なった場合には排水中に含有する石灰の大部分が除去されることにはなるが、石灰の水中で溶解度は比較的高く、処理水中に溶解した状態で含まれているのもかなり多いことが知られている。過飽和のカルシウム塩は摩擦や衝撃などによって析出し、コンクリート面などにスケールを生成する。本共同除害施設からの処理水を鉄筋コンクリート管にて白浜下水処理場に輸送する場合にもその管の内部にスケールが付着して通水断面を減少させるおそれがあるので、管内の状況を常に把握しておくため監視態勢を確立しておくことが必要である。この場合、石灰によるスケールの付着によって設計流量の安全な輸送が確保できなくなるおそれのある場合には共同除害施設内で除去することを考慮しなければならない。この対策としてスケール付着が極度に進行しないときには緩速かくはんによる効果も期待できよう。また、処理水中の石灰含有量が比較的多い場合には薬剤等を用いた前処理が必要となる。この場合、本節(3)に述べる沈殿汚泥の焼却が行なわれるときは煙道ガスを利用するのが経済的であり、大気汚染の防止にも役立つ。この煙道ガスを利用して、前処理を行なった事例が幾つかあることはすでに述べた。

(3) 汚泥の処分についての提案

皮革工場群からの排水には多量の有機性および無機性の浮遊物が多量に含有し、その濃度は1,000mg/lを超えることが多い。そのため沈殿池での発生汚泥量は他の工場群からの排水の場合に比べてその量が非常に多いものであるため、沈殿池設置に当たってはその汚泥の処分を充分に考慮しておかなければならない。特に、わが国のように人口密度の高いところでは汚泥の処分に関しては悪臭などの2次公害が発生しないようにしなければならないのは当然である。

わが国と異なり、広い国土面積を有する米国では皮革工場排水より発生した沈殿汚泥はラグーンまたは汚泥乾燥床による処理・処分が行なわれてきた。このうちラグーン法による汚泥の処分は最良の方法といわれており、濃縮および乾燥を単一池内で行ない、それを農業利用するか、埋め立て処分を行なっている⁴⁹⁾。特にタンニンなめし革製造工場からの排水より発生した沈殿汚泥は農業用の肥効成分たる窒素類、磷、石灰などを多量に含有するため、肥料または土壌改良剤として広く用いられてきた。また、クロムなめし革製造工場からの排水より発生した沈殿汚泥も農業用に利用されているという報告があるが、水酸化クロムなどの農作物に対する影響など

については不明である。汚泥乾燥床を用いて乾燥することは消化後の汚泥^{*}、または生汚泥の双方について行なわれている。この汚泥乾燥床のろ材としては砂または石灰炭が利用されている。しかし、McKee らはろ材表面の閉そくが急速に進行し、水分はろ層の下部まで浸透しないので、ラグーン法に比べて能率が悪いことを指摘している⁵⁹⁾。

上記の2法では悪臭の発生に対する付近の住民からの苦情があらうかと思われるが、McKee らは適当な用地の取得が行えない場合、もしくは環境の美化を妨げる場合については機械脱水法の選定を提案している。この機械脱水法に関して遠心脱水法は比重の軽い浮遊物が脱離液と共に沈殿池にもどされることになるので適当な方法でなく、また真空脱水法も前処理を行わなければ有機質と炭酸カルシウムの被膜がろ布の表面にできるため良好なるろ過を行ない得ないと述べている。真空脱水法の前処理として硫酸を加えて pH を 4~5 にする方法は脱水の改善には役立つが硫化水素が発生することが問題点であり、硫酸の代わりにセービング屑、おが屑などを脱水用助剤として用いることを提案している。

筆者らは川西市火打地区の共同除害施設から発生する沈殿汚泥について機械脱水を行なうべく²、³の実験を行なった。この結果、脱水するケーキの厚みを 2~3mm とすれば前処理なしでの脱水は可能であることをリーフテストにより確認した。しかし、実際の装置では McKee らが指摘したようにろ布の閉塞によってろ過剤の添加を必要とするかも知れない。これらは運転開始後にろ布の閉そくの状態を充分調査して、必要ならば適当な処置を講じることになろう。この川西市火打地区の共同除害施設から発生する沈殿汚泥の処分については埋め立て処分するか、焼却処分するか、下水道管理者としての態度が決まっていらない。脱水のための前処理を行なうとしたら、McKee らが提案した方法も含めたその処分方法に適する方法を総合的に検討するのがよいと考える。

高木、四郷両地区の共同除害施設からの沈殿汚泥の脱水に関しては川西市火打地区の場合と同様に処置することが考えられる。幸いなことに、高木、四郷両地区は海に近く、姫路市が確保している臨海埋め立て地への投棄も考慮できるし、高木地区のケースでは山間地への埋め立てもしばらくの間は考慮できるので、その処分について幾通りかの検討が可能である。この場合、最も経済的な方法を選定するのが維持管理費を負担する者のためには有利であるが、この沈殿汚泥が多量の有機物を含有することを考慮に入れて、有機分の溶出、悪臭の発生、地下水の汚染などの2次公害が発生しないような処分方法を

選定すべきは当然である。

この処分法の1つとして焼却処分がある。焼却処分を行なっている事例は米国 Pennsylvania 州 Williamsport のタンニンなめし工場排水と家庭下水との共同処理のケースで見いだすことができる⁶⁰⁾。この Williamsport の西部下水処理場では皮革工場群排水が全流入水の87%を占めており、下水の処理は前エアレーションと沈殿のみでBOD約54%除去することで河川に放流している。沈殿池の汚泥は固形物当たり平均17.3%の石灰と4.25%の塩化第2鉄を加えたうえ、コイルフィルターを用いて脱水を行なっている。脱水ケーキの含水率は約77%であり、その中の52~55%が揮発成分である。同処理場では脱水ケーキを焼却しているが、含水率が高いため重油の消費量は脱水ケーキ1トン当たり58~83リットル、含有水分1トン当たり83~117リットルとなっている。この重油消費量はケーキの含水率を減少させることによって可能であり、たとえば、含水率が70%となれば重油消費量は60%になると見積もられている。筆者らは先の川西市火打地区の共同除害施設から発生する沈殿汚泥の真空脱水に関して、汚泥を80°Cに加熱した場合にその含水率を65~68%まで減少せしめるほか、ろ過速度を常温でのろ過の2倍にケーキ厚も2倍とすることを得た²⁰⁾。この実験結果は適当な熱源が求められなかったために実際の装置に適用することはできなかったが、共同除害施設内で焼却を行なう場合には、焼却炉の余熱を利用して汚泥の加温を行なうことは可能である。この場合、機械脱水のために助剤を添加する必要はなくなる。また、温度の低下した煙道ガスはこれを排水中に噴出させることによって石灰の炭酸カルシウムとしての沈殿除去に利用できる。脱水ケーキの焼却はその副産物たる煙道ガスの利用をも含めて考えれば、焼却炉の耐用年数が他の機械設備に比べてやや短縮されることになっても十分に経済的な償却が可能である。ただ、この提案を実装置に応用するためにはあらかじめ解決すべき幾つかの問題があるので実験を行なって得られたデータをもとにしての検討が必要である。

焼却処分を行なった場合の問題点の1つとして臭気がある。この臭気は熱によって分解することが知られている。Sawyer らの調査では揮発性脂肪酸を焼却による臭気の加熱分解のための温度は740~770°Cであることが報告されている⁶¹⁾。本除害施設の脱水ケーキを焼却処分した場合に発生する臭気の加熱分解温度も汚泥の内容からみて上記とほぼ同様なものと考えておいてさしつかえないと考える

(5) 低率散水ろ床法を用いた2次処理の検討

* タンニンなめし革製造工程からの排水は多量の有機性浮遊物を含有し、クロムなどの重金金属は含有しないため、沈殿汚泥は洗剤を減らすため経気性、消化処理されることがある。

(1) 実験の目的

高木、四郷両地区の排水は各地区に設置された共同除害施設にて沈殿処理したうえ、都市下水路事業によって布設された鉄筋コンクリート管に受け入れられて白浜地区の下水処理場に送られる。この白浜地区ではすでに損業を中止した塩田跡地があり、その面積が160,000 m^2 におよぶ土地の取得が可能である。この土地の広さを利用してできるだけ維持管理費を節減できる処理法を選定するのが得策であることはすでに〔1〕、〔2〕において述べた。そして、実際の処理法として散水ろ床法とエアレット・ラグーン法をその候補としてあげた。皮革工場群からの排水は約12時間しか工場側より排出されないし、またその排水量の時間変動が著しいために散水ろ床法を採用する場合には必ず調整池が必要である。しかし高木、四郷両地区に共同除害施設として長時間の沈殿時間を有する普通沈殿池が設置される場合には、前処理した排水を鉄筋コンクリート管内に貯留させても浮遊物の堆積などによる障害が生じないので調整池が不要となり、散水ろ床法を採用して低廉なる維持管理費で高率の有機物除去を期待することが可能となる。

このような皮革工場排水の散水ろ床処理の可能性は1919年に発表された Hommon の米国 Ohio 州 Cincinnati での実験結果から確認されている。この実験はタンニンなめし革製造工場からの排水を用いて行なわれている。その排水はあらかじめ24時間の普通沈殿を行なった後、さらに硫酸第一鉄を凝集剤とする薬品凝集沈殿（沈殿時間4時間）によって1次処理を行なっている。そして、2次処理として低率散水ろ床法と砂ろ過法を併用したものである。この1次処理後の排水中に含有するBODが944 mg/l にも及ぶため、散水負荷を0.18~0.28 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ として処理して低率散水ろ床法による処理だけでBOD除去率78~84%を得ている。このろ床よりの流出水をろ過率0.27~0.40 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ で砂ろ過を行なってBOD 27~44 mg/l の処理水を得ている。また、1941年に発表された Sarber の実験結果ではろ床にBOD365~480 mg/l の皮革工場排水を散水負荷1.4 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ の割合で散布してBOD 30~40 mg/l の処理水を得ている。さらに散水負荷を5.6 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ に上昇させたところ処理水のBODは68~83 mg/l まで低下したと報告している⁴⁰⁾。

また、英国の Humphreys らの実験は内径16cm、高さ1.8mの筒の内部に径3.8~5.0cmのコークスをろ材として詰めたろ床を用いて、タンニンなめし革製造工場からの排水、クロムなめし革製造工場からの排水の単独および家庭下水を混合した場合の処理効果について調査したものである。この実験では散水負荷を0.18~0.35 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ (0.32~0.64 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$) の場合について行な

っている。タンニンなめし革製造工場排水、クロムなめし革製造工場排水とも家庭下水を混合させた場合には良好な成績が得られており、P.V.除去率、BOD除去率とも88%以上を示していた。タンニンなめし革製造工場排水の単独処理では散水負荷を0.06~0.15 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ (0.11~0.27 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$)まで低下させることによってBOD除去率98%以上の処理成績を得ている。クロムなめし革製造工場からの排水単独の処理ではSingle Filterで散水負荷を0.09, 0.18, 0.35 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ (0.16, 0.32, 0.64 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$)とした場合の処理水のP.V.はそれぞれ20 mg/l 以下、22 mg/l , 30 mg/l であり、Double Filterで処理した場合には散水負荷0.18, 0.35 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ (0.32, 0.64 $\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$)について処理水のP.V.はそれぞれ12 mg/l , 15 mg/l になったと報告しており、皮革工場排水の低率散水ろ床処理の効果を確認している⁵¹⁾。

このように低率散水ろ床法を用いて処理すればタンニンなめし革製造工場排水、クロムなめし革製造工場からの排水のいずれについても、排水単独で、あるいは家庭下水と共同処理を行なうことによって処理することが可能である。ただ、高度の有機物除去を期待するためには散水負荷をできるだけ減少させることが必要である。皮革工場排水には石灰、クロム、硫化物など生物学的処理に障害となる幾種類かの物質が含有している。Greenはそれらの物質の生物学的処理に与える影響を調査したが、石灰およびクロムについては排水をろ床に散布する以前に沈殿池などでできるだけ除去することが適当であること。硫化物については1次処理でできるだけ除去するのが悪臭の発生防止のため望ましいが、処理経費が高価になること。散水ろ床処理での硫化物による障害はそれほど大きなものではないことなどを報告している⁵⁰⁾。

このように皮革工場からの排水の散水ろ床法を用いての処理は、その実験例および実施例が多いので高木、四郷両地区の工場群からの排水の処理、または同地区の工場群の排水を多量に含む下水の処理法として最適のものであると考えられる。しかしながら、今まで述べてきた従来の調査報告は単一の工場からの排水の処理、または、その排水と家庭下水との共同処理であり、高木、四郷両地区の工場群からの排水の場合とその条件はかなり異なる。しかも白浜下水処理場に流入される下水の水量および水質は計画年度内で種々変化することが予想されるので、室内実験装置を用いて数カ月間にわたる実験を行なうこととしたものである。

(2) 実験装置、実験条件

実験装置はGreen, Humphreysが用いたと同様に内径16cmのプラスチック製の円筒とし、ろ材深さは実験室の構造から1.5mとした⁵⁰⁾⁵¹⁾。ろ床の底部は塩化ビニール板を格子に組んでろ材の全重量を充分にささえること

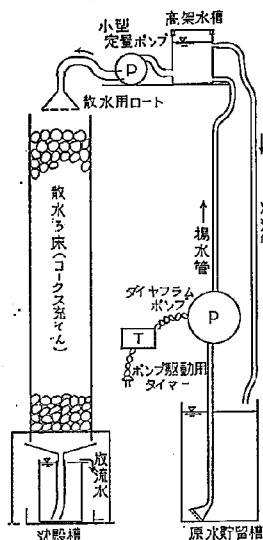


図-5.17 実験用散水ろ床処理装置フローシート

ができるようにするとともに、できるだけ通風をよくするように工夫したものである。そのろ材は径30～100mmの鰯物用コースをよく水洗いして、できるだけ空隙が少なくなるよう充てんした。

実験用ろ床に散布する排水または下水はあらかじめ長時間の沈殿を行なって、できるだけ浮遊物を除去したものをを用いた。現地で浮遊物を除去して運送されてきた原水は後述のように3種類に調合したウエドラム缶にたくわえて、ダイアフラム型の小型定量ポンプで常時揚水してろ床表面に散水した。また、ろ床流出水は大型の実験用ロートで受けてビーカーに貯留させて、ビーカー内に処理水と汚泥の分離を行なったものである。実験装置のフローシートは図-5.17に示すとおりである。実験装置は20°Cの恒温室内にセットして、温度変化による処理効率の差異が生じないようにした。

実験に用いた試料は高木地区内の既設排水路から1日4回にわたって採取したものを均等に混合したものである。(4)、(2)において述べたように、四郷地区の工場群からの排水は農業用排水路に放流されており、工場群からの排水を取水することは困難であったので、タンニンなめし革製造工場よりタンニン廃水を得て、それに高木地区の工場群からの排水を混合して、高木、四郷両地

区からの排水が混合された状態と仮定した。また、東京近郊の下水処理場から得られた生下水を高木地区の工場群からの排水と家庭下水との双方が流入された状態を仮定した。本実験は白浜下水処理場に流入する高木地区および四郷地区からの工場群からの排水および同地区の家庭下水の流入状態を考慮して、下記の3条件について実施した。

実験条件—1……高木地区の既設排水路からの採取した排水のみ

実験条件—2……高木地区の既設排水路より得られた排水に家庭下水を4対1の割合で混合した混合下水*

実験条件—3……高木地区の既設排水路より得られた排水にタンニンなめし廃水1%を混合した混合排水

白浜下水処理場に流入する下水は将来では花田、師東、絲引、妻鹿、白浜、八木など地区からの家庭下水などが流入され、皮革工場群からの排水と家庭下水との水量比は1対1になる。しかし、この時期は未定であり、しかもこの条件は上記に比べて安全側にあるため低率散水ろ床法による実験は行なわなかった。

実験に供した試料は十分に沈殿させて浮遊物を除去したものであったが、散水ろ床への散水は小流量にならざるを得なかったので、小型ポンプの閉そくによって散水量は日々変化したものとなった。このようなことから処理水量を毎日測定してこれから散水負荷、BOD負荷などを逆算することとしたものである。

(3) 実験結果

高木地区の既設排水路より採取した試料、それに家庭下水を4対1の割合で混合した試料およびそれにタンニン廃水1%を混合した試料の3種類による低率散水ろ床法の実験は約5カ月にわたって実施したものであり、その実験結果は図-5.18～図-5.24に示すとおりである。

一般にアルカリ性の工場排水を含有する下水は低率散水ろ床法で処理することによって、ろ床の緩衝作用などによりそのpHが中性に近づくことが知られてきたが⁶⁰⁾、本実験に用いた3種類の試料についても同様の傾向がみられた。すなわち図-5.18に示すようにpH9～12の試料は散水ろ床で処理することによってその処理水のpHは8～8.5に近づいた傾向を示した。しかしpHが12を越える試料ではろ床による緩衝作用が減少して、処理の前後のpHの差異はほとんどなくなることが同図よりも知ることができる。

BOD負荷と除去BODとの関係はBOD負荷0.05

* 前記(2)、(2)によれば高木、四郷両地区の公共下水道が整備されて両地区の皮革工場群からの排水と家庭下水がすべて流入された場合には、その工場群からの排水と家庭下水との水量比は3対1になる。ここでは高木地区の既設排水路から取水した排水を用いて実験を行なったものであり、若干の家庭下水が混入されているものとして、その水量比を4対1として実験を行なったものである。

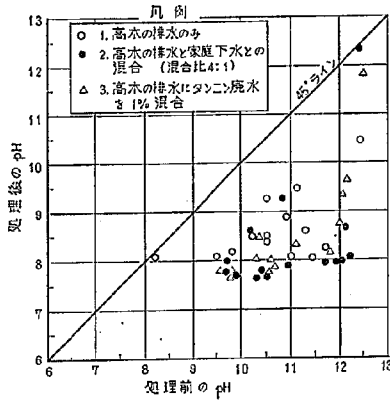


図-5.18 散水ろ床処理による pH の変化

kg/日/m³ あたりまではほぼ一致するが、BOD 負荷が大となるにしたがって除去 BOD は次第に減少する傾向を示した。そして、図-5.19 に示すように BOD 負荷が大となると除去 BOD のばらつきの幅が大きくなるが、高木地区の既設排水路より採取した試料の場合では、BOD 負荷をいくら増加させても除去 BOD は 0.15 kg/日/m³ よりも増加しないこと。タンニン廃水を加えて BOD を増加させた場合には除去 BOD は 0.2~0.25 kg/日/m³ 程度まで増加させること。また家庭下水を混入した場合には BOD 負荷が 0.2~0.25 kg/日/m³ 程度までは除去 BOD はほぼ負荷量に追従していくことが示されていた。上記の関係を BOD 負荷と BOD 除去率との関係で表わすと、図-5.20 のごとく BOD 負荷 0.05 kg/日/m³ までは BOD 除去率 80% 以上の処理が可能であるが、BOD 負荷 0.10 kg/日/m³ では BOD 除去率 70~80%、

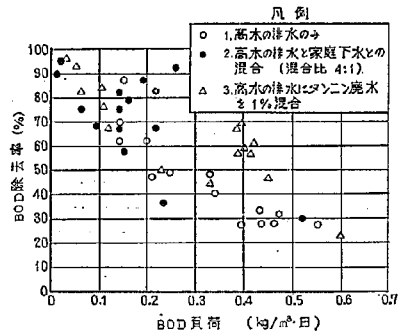


図-5.20 BOD 負荷と BOD 除去率との関係

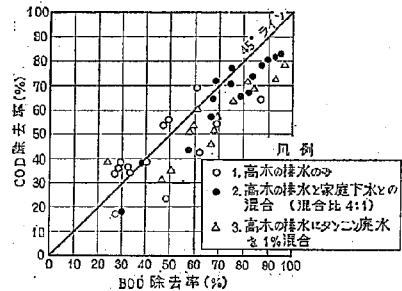


図-5.21 BOD 除去率と COD 除去率との関係

BOD 負荷が 0.1 kg/日/m³ 以上となると除去できる BOD の範囲が広くなり、時により高い BOD 除去率を示した場合もあったが、全般的には低下しており、BOD 負荷 0.4~0.5 kg/日/m³ では BOD 除去率は 30% 前後となっている。BOD 除去率と COD 除去率との関係は図

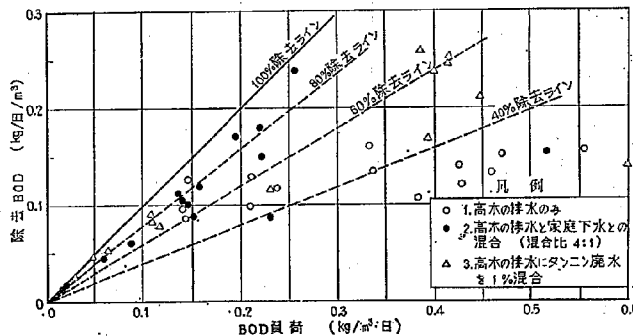


図-5.19 BOD 負荷と除去 BOD との関係

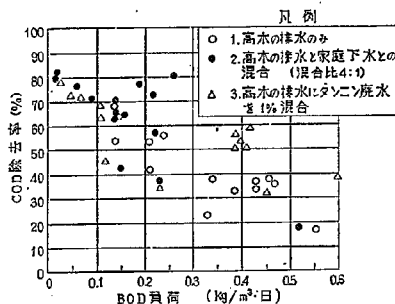


図-5.22 BOD負荷とCOD除去率との関係

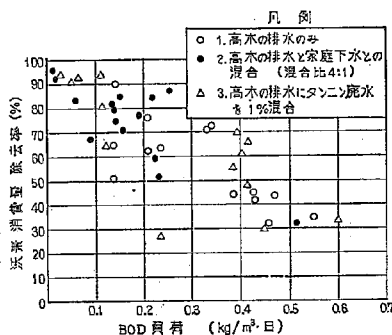


図-5.23 BOD負荷と汚濁消費量除去率との関係

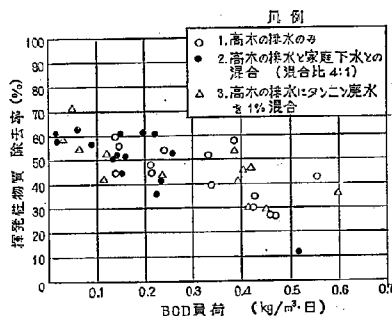


図-5.24 BOD負荷と揮発性物質除去率との関係

-5.21のようにBOD除去率の方がCOD除去率に比べて一般に15~20%すぐれた結果が得られている。このため図-5.22に示したようにBOD負荷0.05kg/日/m³でCOD除去率は72%, BOD負荷0.1kg/日/m³で65~68%となっており, BOD負荷0.4~0.5kg/日/m³では30~20%と, 高BOD負荷ではCOD除去率とBOD除去率

とがほぼ一致する傾向を示した。

また, BOD負荷に対する汚濁消費量除去率の関係は図-5.23のようにBOD負荷に対するBOD除去率とほぼ同じ傾向を示し, 個々の数値もBOD除去率と大差ないものであった。これよりみて, ろ床における汚濁消費量の除去はBODの除去とほぼ同程度になるとみられ, 散水ろ床処理での硫化物による障害はGreenの実験結果のごとくほとんどないと考えてさしつかえないようである⁵⁰⁾。しかしながら, 散水ろ床法による処理の揮発性物質の除去はBOD, COD, 汚濁消費量の除去に比べてBOD負荷が0.2kg/日/m³以下の低負荷ではかなり不良である。BOD負荷が0.4~0.5kg/日/m³となると揮発性物質の除去は30%前後となり, BOD, COD, 汚濁消費量の除去とはほぼ同程度となるのが図-5.24から知ることができる。BOD負荷に対する揮発性物質の除去率は他の物質の除去率に比べて最も差異の小さいものであった。

上記の実験結果からみて本節(1)で述べたような過去の幾つかの実験結果と同様に本排水の場合にも「下水道施設基準」で標準散水ろ床法として定められている散水負荷, BOD負荷よりもろ床に対してさらに小さい負荷を与えるならば皮革工場群からの排水のみでも高度の処理水質を期待できることを得た⁷⁰⁾⁷¹⁾。この処理法では前記のように皮革工場群からの排水のみでも処理可能であるが, 家庭下水を少量でも混入することにより, ろ床への散水負荷, BOD負荷を増加させることも得た。これは工場群からの排水の単独処理よりも家庭下水との共同処理の方が有利なことを示したものである。白浜下水処理場での2次処理は高木, 西郷両地区からの皮革工場群からの排水のみを処理するのではなく, できるだけ多くの家庭下水を受け入れることにした東部公共下水道計画の行く手に明るい見通しを与えたものである。

(4) 散水ろ床法を採用した2次処理計画

本実験で用いた3種類の試料の散水ろ床法による処理は可能であり, BOD負荷を0.1kg/日/m³(できれば0.05kg/日/m³)以下とすればBOD, COD, 汚濁消費量について高率の除去を期待できることを得た。いずれの試料の場合でもBOD負荷0.1kg/日/m³を上回って散水する場合には処理成績は不良になる。しかし, 家庭下水が流入するようになって皮革工場群からの排水が家庭下水によって希釈されるならば, BOD負荷をやや大きくしてもBOD除去率などが極端に低下することはないようである。それゆえ, 散水ろ床法を実際に適用して処理する場合には高木, 西郷両地区の皮革工場群からの排水によるBOD負荷のみを考慮してろ床の設計を行なってもさしつかえないと考えられる。いま, 表-5.2に

* 筆者はこの処理法を低率散水ろ床法と呼ぶことにした。

示した公共下水道計画に基づいてろ床の設計を行なうものとする。高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水は共同除害施設によって沈殿処理されてその有機物の50%が除去されたものとする。また、家庭下水および高木、四郷両地区を除く工場排水のBODの35%が最初沈殿池などで除去されたものとする。高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水の白浜下水処理場到達時の有機物負荷は9,900 kg/日となる。ろ床に対するBOD負荷設計値を0.075kg/日/m²とし、ろ床の有効深さを1.8mとすると、ろ床面積は87,000m²が必要になり、その散水負荷は0.23m³/日/m² (0.41m³/日/m²)となる。

高木、四郷両地区内の公共下水道が整備されて家庭下水の計画量が流入されてくると、白浜下水処理場に流入される有機物負荷は10,320kg/日、日平均下水量は24,076m³、その平均BOD濃度は429mg/lとなる。これをろ床面積87,000m²で処理するものとする、ろ床に対するBOD負荷は0.118kg/日/m²、散水負荷は0.28m³/日/m² (0.50m³/日/m²)となる。この条件では高木、四郷両地区の工場群からの排水のみをBOD負荷0.075kg/日/m²で処理した場合と同程度、またはそれをやや上回る処理効率を期待することができるであろう。

東部公共下水道計画で盛り込まれている事業のすべてが完了した場合には、白浜下水処理場には花田など8地区からの家庭下水と工場水が流入される。これらの下水が沈殿処理された後、上記散水ろ床処理施設にて処理するものとする、その流入する有機物負荷は24,597kg/日、日平均下水量は275,993m³、平均BOD濃度は89.1mg/lであり、通常の下水処理場1次処理水平平均BOD濃度の50~60%である。これをろ床面積87,000m²で処理するものとする、ろ床に対するBOD負荷は0.28kg/日/m²、散水負荷は31.7m³/日/m²となる。この場合のBOD負荷は「下水道施設基準」にて定められている標準散水ろ床法の標準値以下である。しかし、散水負荷については「下水道施設基準」に定められている高速散水ろ床法の標準値を上回る。「下水道施設基準」によれば生下水のBOD濃度を120mg/l、150mg/l、200mg/lとした場合の散水負荷の標準値として、それぞれ25m³/日/m²、20m³/日/m²、15m³/日/m²を与えている⁷⁰⁾。この関係を生下水のBOD濃度90mg/lについて外挿すると、散水負荷は30m³/日/m²となる。現に、既存の下水処理場内の高速散水ろ床は10~30m³/日/m²の散水負荷、0.5~1.2kg/日/m²のBOD負荷で運転されていることが知られている⁷⁰⁾。上記の場合にも花田など8地区の家庭下水、工場排水などが白浜下水処理場に流入されるようになった場合、ろ材の交換、揚水ポンプの

容量増加、散水量の増加などについての改造を行なえば、高速散水ろ床法としての設備を整えることは可能であり、また当初の設計からこのことを充分考慮しておけば、大改造なしで高速散水ろ床法への切り換えを行なうことができる。この場合、散水負荷としては通常のケースよりもかなり大きなものとなるが、BOD負荷が標準散水ろ床法による標準値ほどに低いものであるから、その処理水の水質が大きく低下するようなことはあり得ないと考える。

東部公共下水道計画のうちに白浜下水処理場にて散水ろ床法を採用した場合の最大の問題点は高木、四郷都市下水路事業で布設された鉄筋コンクリート管の断面縮小に関することである。これは白浜下水処理場で他の生物学的処理法を採用した場合にも起こりうるが、散水ろ床法では1日を通じて均等に下水をろ床に散布するので下水の管内滞留時間が長くなる。高木、四郷両地区に共同除害施設が設置されて浮遊物を除去したうへ、都市下水路事業で布設された鉄筋コンクリート管に受け入れられることになる。この場合には鉄筋コンクリート管内容積は1日のうちで約12時間しか排出されない皮革工場群からの排水を24時間にわたって均等に散水するための調整池としての目的にも利用することができる。しかし、長時間にわたって鉄筋コンクリート管内に貯留する場合には共同除害施設内の沈殿池で充分除去できなかった微細なる浮遊物、石灰、水酸化クロムなどが長年月のうちに沈着して鉄筋コンクリート管の通水断面を縮小させるおそれがあるので、管内の状況を十分に監視しておかなければならない。

また、白浜下水処理場で散水ろ床法を採用した場合のもう1つの問題点として散水用ノズルに対する石灰および石こう粒子の付着による閉そくである。これは共同除害施設内で石灰などがどの程度除去されたかによって散水用ノズル閉そくでの多寡に関係するので、共同除害施設内に設置した普通沈殿池の沈殿時間はできるだけ長時間とするのがよい。この石灰を人工的に除去する方法として沈殿を行なう以前に煙道ガスを吹き込んで、排水中の石灰を炭酸カルシウムとして除去する方法もある⁷¹⁾。(4)、(3)で述べたように高木、四郷両地区の共同除害施設内から発生した沈殿汚泥を焼却処分するため、共同除害施設の用地内に焼却炉を設置する場合には、その煙道ガスを利用して石灰を除去することを考慮できる。

そのほか、問題点としてろ床ばえ、臭気等もある。ろ床ばえについては標準散水ろ床法を採用している欧米諸国の下水処理場が多いことから、その実例を参考にして適当な処置を講じることができる。皮革工場群からの排水の処理における臭気の問題はいかなる処理法を採用しても生じるものであり、散水ろ床法の場合に限らな

* 将来白浜下水処理場に流入される家庭下水および工場排水の1次処理におけるBOD除去率はすべて35%と仮定した。

い。この解決策として植林して臭気の風による移動を防ぐ以外に方法はないと考える。できるだけ外部としゃへいする植林のための用地を確保することが望ましい。

散水ろ床法を採用して処理を行なった場合、ろ床からの流出水は最後沈殿池で沈殿された後に八家川河口に放流される。この最後沈殿池の全容積は白浜下水処理場への流入水量の増大に比例して拡大されなければならない。沈殿池からの発生汚泥量は高木、四郷地区の皮革工場群からの排水の全量を受け入れられたところで、全計画の約1/2に達し、花田など8地区からの家庭下水、工場排水が白浜排水の白浜下水処理場への流入にともなうて漸増する。

最後沈殿池からの汚泥は高木、四郷地区の皮革工場群の排水のための共同除害施設から発生する汚泥とともに処分することも可能である。しかし、この汚泥の重金属の含有量もごくわずかなものであり、大半が分解しやすい有機物から構成されていることからみて、単独または他の家庭下水を主体とする下水処理場からの汚泥とともに嫌気性消化を行なったうえ、農業用の有機資材として利用するのが経済的である。

(8) エアレッチッド・ラグーン法による2次処理の検討

(1) 実験の目的

高木、四郷地区の皮革工場群からの排水は低率散水ろ床法を用いて処理することが可能であり、この方法を用いれば、皮革工場群からの排水の処理に必要な床面積で、高木、四郷地区の家庭下水のほか、花田など8地区の家庭下水、工場排水をも引き受けて、2次処理を行なうことができることがわかった。散水ろ床法を用いて処理する場合には、当初の建設費は高価なものとなる。その施設が完成してしまえば、花田など8地区からの下水が相当量流入されるようになるまでは、2次処理施設に対してなんら手を加えずに処理を継続することができる。散水ろ床法を用いて処理した場合の維持管理費は活性汚泥法を採用した場合の維持管理費に対して、比べものにならないほど安価なこと知られている。また、原水の水質変動に対する対応性もすぐれていることが知られている。このようなことから散水ろ床法は本下水道計画のための2次処理法として望ましいものであることがわかった。

しかしながら、散水ろ床法を用いて処理した場合にも問題点が認められる。それは前節(4)で述べたように共同除害施設で除去できなかった浮遊物の管内堆積による鉄筋コンクリート管の通水断面積の縮小と排水中に含有する石灰の析出による散水ノズル等の閉そくの問題である。散水ろ床法では24時間わたって均等に散水するのがよいので、1日約12時間しか排出されない皮革工場群

からの排水は鉄筋コンクリート管内を調整池として利用することが要求される。このような調整池としての管内の利用は花田など8地区の家庭下水、工場排水などが流入されるようになって、ろ床に対するBOD負荷をできるだけ均等にするために継続して行なわれることになる。そのためには共同除害施設での浮遊物、石灰、クロムなどの除去が完全に行なわれて、管内にて排水が静止状態で滞留しても、それらが管内で堆積しないようにしなければならない。しかしながら、長時間の普通沈殿処理のみによって浮遊物は大部分が除去されるというものの、いくらかはその処理水中に残留して管内に流入される。この浮遊物等は比重の軽いもの、微細なものが多いが、長年月のうちには堆積し圧密されて鉄筋コンクリート管の通水断面積を減少させる可能性がないとはいえない。排水中にはグリースも含まれており、それが共同除害施設で100%除去できない点からみても、浮遊物等がグリースと混じり合って、底部に付着する心配が残る。また、石灰の含有はノズルを閉そくさせることになるが、石灰の除去は完全には行なわれがたいので、散水ろ床法を採用した場合には閉そくの多寡はあっても、ノズルに付着する石灰は人力によって取り除かなければならない。

上記のような問題点を克服できる処理法としてエアレッチッド・ラグーン法がある。その方法を採用すれば、高木および四郷地区より都市下水道事業によって布設された鉄筋コンクリート管内を流下してくる共同除害施設流出水の全量を揚水してエアレッチッド・ラグーン池に流入させることができる。このため共同除害施設からの流出水中に多少の浮遊物などが含有していても鉄筋コンクリート管は最大流量に対して0.9m/秒の流速を有するよう設計されているので、白浜下水処理場で流入する下水の全量を揚水するならば、管内で浮遊物の堆積を生じさせずに、常に安全に通水させることが可能となる。エアレッチッド・ラグーン法を採用した場合にも、散水ろ床法の場合と同様に、白浜下水処理場において下水を24時間均等に流入させて処理することは可能であり、一般的には、エアレッチッド・ラグーン法採用の場合の処理効率もその方が高くなる。しかしながら、この両者による処理効率の差異は主として浮遊物の除去にあることから、あらかじめ浮遊物を共同除害施設にて除去しておけば、処理水質の差異もほとんど生じないものと考えてさしつかえないと考える。エアレッチッド・ラグーン法を採用した場合に両者間の差異が生じるとしたら、それはポンプ場建設費であり、ポンプ容量の設計値は24時間均等揚水の場合に比べて数倍のものとなる。しかし、ポンプ運転に要する経費は若干高額はなるが、それほど大きな相違は生じないであろう。

エアレットッド・ラグーン法におけるエアレーションの方法として散気式と機械かくはん式がある。機械かくはん式は散気式に比べて単位動費当たりの酸素供給量が多く、かつ目詰まりによるトラブルは起こる可能性がないので、白浜下水処理場でエアレットッド・ラグーン法を採用した場合のエアレーション方式として適したものである。これによって散水ろ床法採用の問題点の1つは解決したことになる。また、エアレットッド・ラグーン法採用の場合にはろ床ばえの問題もないし、池内を常に好気性に保ちうれば、臭気の問題も散水ろ床法採用の場合と同じか、それ以下とすることができよう。

このようにエアレットッド・ラグーン法を採用したならば散水ろ床法採用の場合に問題となるべき事項が十分に解決されたことになる。しかしながら、皮革工場排水をエアレットッド・ラグーン法で処理した実例は見当たらない。これはエアレットッド・ラグーン法では排水をそのまま池内に流入させて、浮遊物および有機物の除去を同時に行なうのを原則とするためである。すなわち、無機性浮遊物を多量に含有する皮革工場排水の場合にはこの原則にはずれるため不利であり、今まで採用されなかったものと推察される。しかし、高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水の場合には白浜地区まで下水管によって輸送したうえで第2次処理を行なわねばならず、いずれにしても浮遊物の除去は高木、四郷両地区の共同除害施設で行なわなければならない。その場合にはエアレットッド・ラグーン池内での浮遊物の除去は考慮しなくてよいし、また無機性浮遊物は減少しているので、皮革工場群からの排水の2次処理法として採用できるものであると考えられる。

筆者は先きに化繊染色排水を多量に含む下水のエアレットッド・ラグーン法を用いる処理を提案した。それはpHおよび有機物濃度の激しい下水の処理において、平均化池と処理池とを兼ねるものとしてエアレットッド・ラグーン法を用いて処理するのが適当であるとしたものであった。この場合には、下水のBOD濃度があまり高くないために2日間程度池内に滞留させることによって2次処理を行なうことができた。しかるに白浜下水処理場の場合には皮革工場群からの排水のBODが高く、エアレットッド・ラグーン法を用いて処理する場合には、その滞留日数がかなり長くなることが予想される。それゆえ、池内のエアレーションに必要な電力料が増加して、エアレットッド・ラグーン法は経済上の理由から、その採用に困難性があるかも知れない。しかし、経済性の検討はパイロット・プラントの運転結果からでないと行なうことができない。ここでは過去における皮革工場排水単独または皮革工場排水と家庭下水との共同処理についてのエアレットッド・ラグーン法による実例がないこと

から、室内小型実験装置を用いて滞留日数、温度などに関する2, 3の実験を行なってその採用の可能性を検討することとしたものである。

(2) 実験装置、実験条件

エアレットッド・ラグーンに関する室内実験は約25リットル入りの合成樹脂製水槽を恒温室、恒温水槽に設置することによって行なったものである。エアレーションの方法は小型エアポンプを接続した木下式No.1ボールフィルター1個を各水槽にセットし、1分間100~150mlの空気を水槽内に送り込み、槽内を常に好気性の状態に保つと共に槽内のかくはんをも兼ねて行なったものである。

実験は高木地区の工場群からの排水を主として用い、温度およびエアレーションの影響を知るための回分試験、家庭下水、タンニン廃水混合時の影響を知るための回分試験、滞留時間の影響を知るための半連続試験について行なったものである。各試験時の実験条件は下記のとおりである。

(i) 温度およびエアレーションの影響を知るための回分試験

本実験はあらかじめ24時間の静止沈殿を行なった高木地区の皮革工場群からの排水を恒温水槽にセットした水槽に入れ、それぞれ30°C、20°C、10°Cのいずれかの温度に保った。3種の温度に保った試料はエアレーションを行ない、他の1種は比較のための試料として20°Cに保ったうえで、エアレーションなしでそのまま放置した。

(ii) 家庭下水、タンニン廃水混合時の影響を知るための回分試験

温度20°Cに保った恒温室内に(i)高木地区の皮革工場群からの排水のみによる試料(ロ)前記の排水に家庭下水を4対1の割合で混合した試料(ハ)前記の排水にタンニン廃水5%を混合した試料入りの3種の水槽をセットして、エアレーションを行ないながら約15日間滞留させた。

(iii) 滞留時間の影響を知るための半連続試験

温度20°Cに保った恒温室内に高木地区の皮革工場群からの排水のみによる4試料を水槽に入れて貯蔵した。水槽中の試料はそれぞれ5日間、10日間、20日間に全量が置き換わるよう、毎日一定時間に水槽から取り出し、新しい試料を等量加えた。なお、10日間滞留の試料(水槽中の試料の全量が10日間で置き換わるようにしたもの)は2試料を用意し、一方はエアレーションを行ない、他方は比較のための試料としてエアレーションなしで、そのまま放置した。5日間滞留および20日間滞留の試料はエアレーションを行なったもののみである。

(3) 実験結果

温度およびエアレーションの影響を知るための回分試験

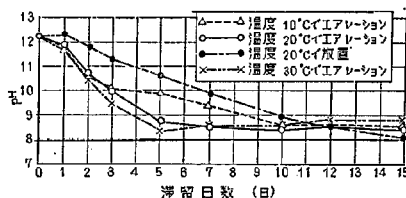


図-5.25 滞留日数と pH の関係(高木の皮革排水のみ)

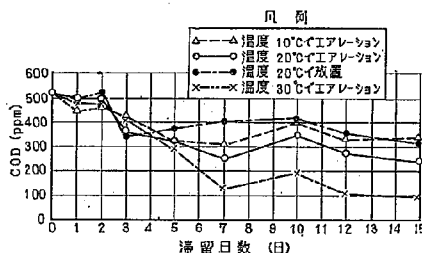


図-5.26 滞留日数と COD の関係(高木の皮革排水のみ)

験の結果の1部は図-5.25ないし図-5.27に示すとおりである。この実験では温度30°C、20°C、10°Cについての比較と温度20°Cでのエアレーションの有無の比較を行なった。図-5.25に示した滞留日数の増加にともなう温度の影響に関してはpH 12.2の試料を用いて実験を行なった。この結果としてエアレーション実施の3種の試料は滞留日数2～3日までの間はpH減少率がほぼ等しいが、それ以後差異を生じ、温度30°Cでは5日間、温度20°Cでは6～7日間、温度10°Cでは10日間一定のpHに達している。これに対してエアレーションなしで放置した試料は安定するのに12～15日を要している。図-5.26に示した温度変化にともなう滞留日数とCODの変化および図-5.27に示した温度変化にともなう滞留日数とBODの変化ではCOD濃度510mg/l、BOD濃度1,160mg/lなる試料を用いての4種の条件による比較を行なった。それによるとCOD、BODとも滞留日数3～4日までは温度変化、エアレーションの有無による除去率の差異はほとんど生じていない。そして、以後は滞留日数によってCOD、BODの除去は大きく変化している。特に温度30°Cの場合にはCOD、BODの除去とも非常にすぐれ、滞留日数15日でCOD除去81.3%、BOD除去94%に達している。これに対して温度20°Cの場合には滞留日数15日でCOD除去53%、BOD除去71.6%、また温度10°Cでは滞留日数同じく15日でCOD除去33.4%、BOD除去30.1%となり、温度変化による有機物除去の影響がいかに大きいを示している。

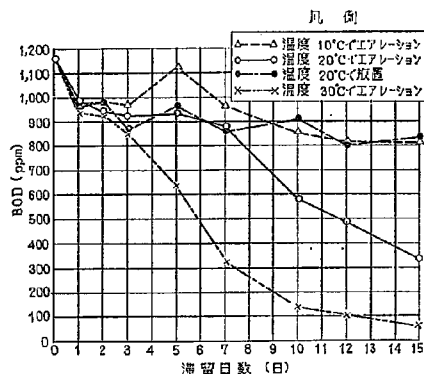


図-5.27 滞留日数と BOD の関係(高木の皮革排水のみ)

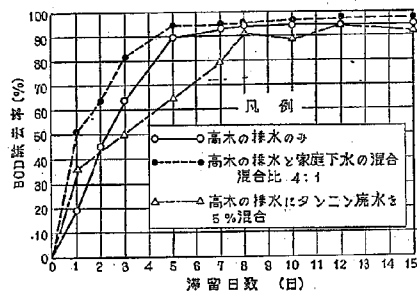


図-5.28 滞留日数と BOD 除去率の関係(実験温度 20°C での比較)

る。この有機物除去に関しては温度20°Cでエアレーションなしで放置した試料は温度10°Cでエアレーションを行なった場合の試料とほぼ同じ値を示した。

高木地区の皮革工場群からの排水に家庭下水、タンニン廃水を混合した場合の3種の試料の滞留日数とBOD除去率との関係は図-5.28に示すとおりである。この試料はBOD濃度がそれぞれ異なるが、その試料を除去率で比較した場合、家庭下水を少量でも加えた試料が滞留日数5日でBOD除去率95%に達している。滞留日数5日では高木地区の皮革工場群からの排水のみの場合でも、そのBOD除去は90%に達している。工場群からの排水のみと、それに少量の家庭下水を混入した場合とを比較したとき、滞留日数が5日ともなれば、その除去率差は5%、滞留日数7日では、その除去率差はわずか1.5%になる。しかし、滞留日数1～4日ではその差異が大きく、1日間では32%、2～3日間では約20%にもなっている。高木地区の皮革工場群からの排水にタンニン廃水を加えた試料での実験は高木、四郷両地区の工場群

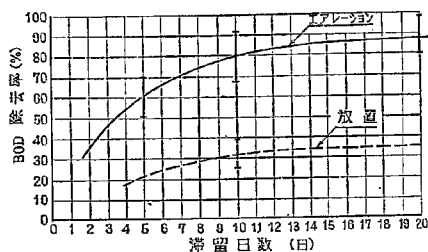


図-5.29 滞留日数とBOD除去率の関係(高木の皮革排水のみ、実験温度20°C)

からの排水が流入した場合を想定したものであるが、試料のBOD濃度が高いせいもあって、上記2つの条件の場合に比べて処理成績は劣り、BOD除去90%をうるのに8日間、BOD除去95%で12日間の滞留を要した。

上記の2試験は回分式で行なったものであるが、実際池では連続的に下水が流入されて処理されることになる。この場合、時間または日によって流入水質は変化するるので、その影響を受けて処理水の水質もある範囲で変化する。また、回分試験では新たな排水の流入がないため処理水の水質が実際池の場合よりもきわめて良好なものとなる危険性を有している。このようなことから実際池での状態にできるだけ近づけるため半連続試験を試みた。同試験では水槽中の試料が5日間、10日間、20日間にて全量が新たな排水で置き換えするよう毎日一定時間に試料の1部の交換を行なった。その実験結果は図-5.29に示したように、いずれも約20%の幅で変化した。平均的にみたBOD除去率は5日間滞留で61%、10日間滞留で80%、20日間滞留で87%であった。また比較のために実施したエアレーションなしで放置した試料は10日間の滞留でBOD除去はわずか30%であり、エアレーションによる効果がかこでも確認された。

上記のようにBOD除去に関するエアレーションの効果は非常に大きなものである。このエアレーションは排水の循環および混合と溶存酸素の供給に利用される。エアレーション装置をもたないラグーン池では、強制的な排水の混合が行なわれないために、池内の排水の1部が停滞し、嫌気性となる。また循環のない水は層をなし、上層では藻類が繁殖し、溶存酸素は過飽和となるが、光の届かない深さではバクテリアの活動が停止するので底部では嫌気性の状態になる。エアレットッド・ラグーン法ではこのような欠点が解消され、池内における排水の循環と混合は充分に行なわれ、池内の溶存酸素レベルは高くなり、好気性微生物の良好な生活環境を作り出すことになる。エアレットッド・ラグーン法において表面かく

はん式エアレーションを採用した場合にはかくはん速度が早くなる結果、藻類は発生しなくなり、越流水中の浮遊物濃度は低くなることが知られている²⁹⁾。McKinneyらは生下水をそのまま処理するエアレットッド・ラグーン法の場合には流出水中の浮遊物濃度が高いため、その処理水を酸化池にしばらくの間滞留させることを提案していた³⁰⁾。しかしあらかじめ沈殿処理した下水または排水をエアレットッド・ラグーンで処理する場合には、このような酸化池、もしくは最後沈殿池の設置を必要としないと推定される。

エアレットッド・ラグーンの処理効率は滞留時間、温度などによって大きな影響を受けることが実験結果にも示されていた。各種排水のエアレットッド・ラグーン処理における滞留時間は排水の水質によって異なるものであることが知られており、通常それはパイロット・プラントによる実験結果から求められる。たとえばEckenfelderが行なったパルプ製紙工場排水(栄養源無添加)では4日間の滞留で75%のBOD除去、厚紙工場排水では7日間の滞留で90%(栄養源添加)、85%(栄養源無添加)のBOD除去率を得ている²⁹⁾。

Williamsらは高アルカリ度を有する紡績工場排水のエアレットッド・ラグーン処理について82%のアルカリ度除去、81%のBOD除去、81%のBOD除去なる結果を得たと報告している²⁹⁾。また、McKinneyらの家庭下水のエアレットッド・ラグーン処理の実例では年間を平均して1.7日、7.1日の滞留についてBOD除去はそれぞれ63%、78%になり、その流出水をさらに酸化池で処理することによるBOD除去率は85~88%になったと報告している³⁰⁾。

高木、四郷両地区の工場群からの排水をエアレットッド・ラグーン法を用いて処理する場合には、あらかじめ、パイロット・プラントを設置して1年間にわたって運転を行ない、それから所要の滞留時間を求めなければ正確な効率を把握できない。しかし、木工場群からの排水は好気性微生物の生長を阻害するアルカリ度、硫化物、クロムなどを含有し、さらにタンニンなめし廃水が加わる時にはそのBOD濃度が非常に高くなることからみて、滞留時間は本実験での最大日数である20日間を考慮しておいた方がよさそうである。

エアレットッド・ラグーン法を用いて処理した場合、温度によってBOD除去率は大きく異なることが実験結果に示されていた。ラグーン法を用いて処理した場合にはその「冬期障害」が大きな問題となっている。これは冬期に流入水の水温と外気温の差が大きくなり、ラグーン滞留水に温度成層が生じるためである。つまり、比較的暖かい流入水はラグーン表層部に光エネルギーを遮断する層を形成する。このためその層の下にある緑藻類

など光合成を行なう植物は光エネルギーの不足によって急速に死滅し、ラグーン池内は嫌気性の状態となり池内は悪臭を放つようになる。このような温度成層の発生を防ぐため種々の対策が考えられ、ラグーン法による処理を行なう場合にも池内を好気性に保つ努力が行なわなければならない¹⁰⁾。エアレッチッド・ラグーン法による場合には池内の循環と混合が良好に行なわれることとなるため、かような問題点は生じないが、低水温時にはその処理効率が大きく低下することが知られている。たとえば、Ling は化学工場排水のエアレッチッド・ラグーン法を用いた処理において高水温時と低水温時のBOD除去について報告しているが、4日間の滞留で高水温時には87%のBOD除去が得られたものが、低水温時にはわずか24%の除去しか得られなかったこと。高水温時には滞留時間をさらに延長することにより95%以上のBOD除去も期待できるが、低水温時には滞留時間を延長してもBOD除去は26%程度しか得られないことを示している¹⁰⁾。本実験の結果をみて温度変化によるBOD除去の影響は大きく現われている。

低水温時には放流水中のBOD濃度が比較的高くても河川水中での脱酸素速度が低いため、希釈用水の多いときには、その溶存酸素収支に大きな影響を与えることにはならない。しかし、流量の少ない河川、感潮河川などに放流する場合にはやはりその溶存酸素収支に障害となることが予想されるので注意が必要である。

Eckenfelder によるとパルプ製紙工場排水の場合には含有する栄養素のバランスが悪く、このため補助的に栄養源となる薬品類を添加してやらないとエアレッチッド・ラグーン法を採用した場合にもBOD除去率の低下が認められている¹⁰⁾。本工場群からの排水はBODは高いが栄養源としての窒素、燐などの含有量は過剰なほど含有されている。しかし、家庭下水をその混合比の20%程度でも含有する場合には処理効率は高くなり、滞留時間は40~50%減とすることが可能であると推定された。

エアレッチッド・ラグーン法を採用した場合には池内が好気性に保たれるが、この場合には底部に堆積した汚泥が好気性消化されて有機分の比率が減少することが予想される。このため半連続試験を行なった試料について試験終了後に底部に貯留する汚泥を採取して、その有機物含有量を測定した。その測定結果は表-5.8に示すとおりである。この測定結果によれば滞留時間が長くなれば、池内に処理される排水量が減少し、したがって有機物の絶対量も減少する。このため滞留5日間を標準として10日間では有機物量が74%、20日間では77.5%となっている。実験結果では10日滞留の方が20日滞留に比べて良好なる成績が得られていたが、この程度の差異は誤差の範囲にはいるものであり、好気性消化後に含有して

表-5.8 連続実験による蓄積汚泥の組成

滞留 日数 (日)	実 験 条 件	乾燥汚泥中の 揮発性物質の 比率 (%)	汚泥中のクロ ムの量 (mg)
5	エアレーション	52.1	618
10	エアレーション	38.5	406
10	放 置	45.7	355
20	エアレーション	39.8	348

(注) 1. 高木の皮革排水のみ

2. 実験温度 20°C

いる有機分の比率は40%程度と考えておいた方がよい。表-5.8では汚泥中に含有するクロムの量についても示してある。それによると、エアレーションを行なった3種の試料は池内に流入した排水量に比例してクロム含有量が増加しているのが認められる。しかし、エアレーションなしで放置した試料では汚泥中のクロムの蓄積が少ない。エアレーションを行なった場合に汚泥中に蓄積するクロム含有量が増加したことは、エアレーションの効果がフロキュレーションにまで及ぶことを示したものと考える。

(4) エアレッチッド・ラグーン法を採用した2次処理計画

前記(3)で述べたように高木、四郷両地区の皮革工場群の排水について、その滞留日数を20日間とする場合には、低率散水ろ床法を用いた場合と同程度またはそれ以上の処理効率を比較的気温の高い期間に期待できることがわかった。しかも家庭下水が少量でも混合する場合にはその処理効率はさらにすぐれたものであることも得られた。このようなことからみて高木、四郷両地区の工場群からの排水量を表-5.2より高木地区 9,000m³/日、四郷地区 10,800m³/日、計19,800m³/日とし、これが20日間滞留する池を白浜下水処理場構内に築造するものとする。池の総容積は395,000m³となる。池内のエアレーションを行なうため表面かくはん式エアレーション装置を設置するものとする。池の最大水深は4.0mが限度となるから、池の総水面積は99,000m²となる。この面積は低率散水ろ床法を用いたろ床面積87,000m²より14%程度広いものであるが、散水ろ床法を採用した場合にはろ床のほかに最後沈殿池をかならず設置しなければならないので、2次処理に要する敷地面積はエアレッチッド・ラグーン法採用の場合とはほぼ同じ程度のものとなるであろう。

高木、四郷両地区内の公共下水道が整備されて家庭下水の計画量が流入してくると、白浜下水処理場に流入される全下水量は表-5.2より、24,076m³/日となる。この下水量を先ほどの高木、四郷両地区の皮革工場群か

らの排水のために築造したエアレッチッド・ラグーン池で処理するものとする、その滞留日数は16.4日となる。図-5.28で示したように皮革工場群からの排水と家庭下水との混合率が4対1の場合にも工場群からの排水単独の処理に比べてその処理効率はすぐれたものであることが見いだされており、滞留日数が3.6日減少しても家庭下水混合の場合にはそのBOD除去率を低下させないで処理を継続できることは確実である。

東京都公共下水道計画で盛り込まれている事業のすべてが完了した場合には、白浜下水処理場には花田など8地区からの家庭下水と工場排水が流入される。その下水が全量エアレッチッド・ラグーン池にて処理するものとする、池内に流入する下水量は表-5.2より275,993m³/日となる。これを高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水のために築造したエアレッチッド・ラグーン池にて処理するものとする、その滞留日数は1.44日となる。このように滞留時間は非常に短縮されたものとなるが、この時点におけるエアレッチッド・ラグーン池へ流入する1次処理水の平均BOD濃度は89.1mg/lであり、通常の下水処理場1次処理水の平均BOD濃度の50~60%である。このように有機物濃度が低く、かつ全有機物負荷中に占める皮革工場群からの排水の有機物濃度は約40%であり、皮革工場群からの排水は大量の家庭下水によって希釈されている。好気性微生物の生長に妨げとなる毒性物質もまた希釈されることにより、それが生物学的処理に障害を与えることにはならず、この段階では家庭下水の処理と同様に考えることができる。家庭下水のエアレッチッド・ラグーン法による処理についてMcKinneyらは大型のパイロット・プラントによる実験から1.7日滞留の場合の年間を通じての平均BOD除去率として63%を与えている²³⁾。この数値はエアレッチッド・ラグーン池に平均BOD濃度170mg/lなる生下水を流入させて処理したときに得られた数値である。本計画の場合では平均BOD濃度は89mg/lと低い条件として悪いが、洗滌処理してからエアレッチッド・ラグーン池に流入させるので、条件としてはそれよりもよい。これらを勘案して年間の平均BOD除去率を55%とすると処理水の年間を通じての平均BOD濃度は40mg/lとなる。処理水のBOD濃度は夏期には20mg/l、春季および秋期には40mg/l、冬期には60mg/l程度と推定される。

生物学的酸化処理での所要酸素量はそのBOD除去と微生物の酸素利用との関係から次式(5.4)によって求めることができる。

$$R_r = a' L_r + b' S \quad (5.4)$$

ここに、 R_r : BOD除去量 (kg/日 (5日間の値を基礎とした))

a' : 5日間の有機物を酸化を基礎とする酸素利用速度

S : 池内の浮遊物の量 (kg/日)

b' : 1日当たりの浮遊物酸化の速度

エアレッチッド・ラグーン法による処理の場合には活性汚泥法とは異なり、池内の浮遊物量が少ないことから第2項を無視して式(5.5)のごとく表わされることが知られている²⁰⁾。

$$R_r = a' L_r \quad (5.5)$$

すなわち、所要酸素量は a' がわかれば求められる。たとえば、パルプ製紙工場排水の場合には a' は0.9~1.3となることが知られている。本工場群からの排水の場合にも a' は実験的に求めることができる。しかし、その値は排水の組成によって異なるものであり、正確に求めるためにはパイロット・プラントに各時間毎の排水を流入させて処理した実験結果を利用するのが適当である。

エアレッチッド・ラグーン池へ供給される酸素は表面かくはん装置または散気装置を用いて行なわれる。この場合、単位時間当たり池内に供給される酸素量は次式(5.6)によって表わされる。

$$N = N_S + N_D \quad (5.6)$$

または、

$$N = K_L A (C_S - C) + K_L' A' (C_S' - C) \quad (5.6a)$$

ここに N : 単位時間当たり池内に供給される酸素量

N_S : 単位時間当たり表面エアレーションによって供給される酸素量

N_D : 単位時間当たり表面かくはん装置または散気装置によって供給される酸素量

C : 池内の平均溶存酸素濃度

K_L : 表面エアレーションにおける液体-薄膜係数

A : エアレッチッド・ラグーン池の面積

C_S : 大気圧における溶存酸素飽和濃度

K_L' : 表面かくはん装置または散気装置による液体-薄膜係数

A' : 気泡の総表面積

C_S' : 池内平均水深での溶存酸素飽和濃度

式(5.6a)のうち、気泡の総表面積は求められないので、実用上式(5.7)を用いて求めることができる²⁰⁾。

$$N = K_L A (C_S - C) + K_{La}' V (C_S' - C) \quad (5.7)$$

ここで、 K_{La} : 表面かくはん装置または散気装置による総括液体-薄膜係数

V : エアレッチッド・ラグーン池の容積

大型のパイロット・プラントを用いて実験を行えば式(5.7)の諸係数が求められ、池内に設置するエアレーション装置の設置台数をも決定することができる。

エアレットッド・ラグーン池の構造は下水の浸透による地下水の汚染の心配がなければ紊りでもさしつかえない。しかし、最近では地下水の汚染に関する問題が米国等で論議されており、それを防ぐために軟質の合成樹脂製シートが用いられるようになっている。白浜下水処理場での2次処理法としてエアレットッド・ラグーン法を採用した場合には海岸に接近しているので、地下水源を汚染するという問題は考えられない。しかし、その地質が砂層または砂利層なる場合には海水の浸入、未処理下水による海域の汚染などが起こりうるので池の外面はなんらかの方法によって他と遮断することを考えなければならない。しかし、鉄筋コンクリート製構造物の池を築造することは建設費が高価となり、経済的な処理法として案出した本法の目的からはずれたものとなる。

〔7〕 皮革工場の脱毛工程の改善

皮革工場の脱毛工程では水洗(Washing)、水漬(Soaking)、裏打ち(Fleshing)、石灰漬(Liming)、脱毛および裏打ち(Unhairing and Fleshing)、水洗(Washing)、脱灰(Deliming)、酵解(Bating)、石ずり(Scudding)などの作業を行ない、クロムまたはタンニンなめし作業の準備を行なう⁵⁹⁾。上記の作業のうち、石灰漬では石灰、硫化ソーダが多量に使用され、使用済みとなればすべてが排出される。この硫化ソーダは石灰液の脱毛作用を促進するため用いられる。硫化物は獣毛を構成するケラチン性物質の主要要素たるアミノ酸の1種、シスチン($C_6H_{12}O_4N_2S_2$)の二硫黄結合を破壊する触媒的な効果を有するものである。一般に、クロムなめしを行なう準備作業としての石灰漬では重皮を製造するタンニンなめしに比べて硫化物含有量を多くして、短期間で処理する方法がとられている。

皮革工場からの排水のpHが高い場合には硫化物の除去はそれほど困難なものではない。すなわち、沈殿池を有し、過剰な石灰と沈殿可能性物質を除去する場合においては、排水中に含有する硫化物の大半は硫化カルシウムとして凝集沈殿させることができる。米国における事例では沈殿と排水の均一化によって含有する硫化物の96%を除去したとの報告もある⁵⁹⁾。反対に沈殿を行わないで皮革工場排水を下水道の管渠に受け入れたり、また河川に放流したりした場合には、そのpHが低下して硫化水素ガスが発生して問題を起こすことが多い。硫化水素ガスがほとんど発生しないようにするためには酸または煙道ガスを用いて廃水処理し、下水管渠または河川中で炭酸カルシウムの沈殿物が沈積するという現象が起こらないようにしなければならない⁵⁹⁾。

このように石灰漬作業より生じる廃水中の硫化物による障害を取り除くために石灰漬作業そのものを改善する工夫が試みられてきた。その硫化ソーダにかかわる薬品

として米国などで用いられてきたのがジメチルアミンである。ジメチルアミンによる方法は1920年代に使い古した石灰液中の脱毛効果の大きい理由について研究が続けられた結果、その中に含まれたアミン類の作用が主役になることがわかり、これを実用化することによって成功したものといわれている⁵⁹⁾。過去においては「石灰-ジメチルアミン法」として採用されてきたが、最近となって「苛性ソーダ-ジメチルアミン法」でも充分脱毛ができて、しかも良質の製品が得られること。さらには排水中の浮遊物を大幅に減少できることが知られている。その処方として次のものが用いられている。

処方-1 毛を回収する処方(パドル使用)

400%	水(35°C)
4%	芒硝
2%	硫酸ジメチルアミン
5%	苛性ソーダ(50%液として)

処方-2 毛を溶かす処方(パドル使用)

300%	水
4%	苛性ソーダ
3%	芒硝
1%	水酸化ソーダ
1%	硫酸ジメチルアミン

処方-3 毛を溶かす処方(ドラム使用)

200%	水(27°C)
5%	苛性ソーダ
2%	芒硝
2%	硫酸ジメチルアミン

これらの処方では硫化ソーダは用いられておらず、処方-2の場合に使用した水酸化ソーダの添加量も非常に少なくなっている。このため硫化物を水に難溶の硫化カルシウムのフロックとして沈殿除去する必要はない。また、苛性ソーダによって排水がアルカリ性となっているから、クロムなめし工程から発生する3価クロムイオンの水酸化物としての除去も可能である。それゆえ「苛性ソーダ-ジメチルアミン法」を採用した場合には石灰のように不溶解のアルカリ剤の含有はなく、水酸化クロムのフロックを除いては無機性の沈殿可能性物質はほとんど存在しない。しかし、アルカリ剤として苛性ソーダが使用され、それと共に多量の硫化物が使用された場合には水に難溶性の硫化カルシウムのかわりに、水に可溶性の硫化ソーダがそのまま残留する。この硫化ソーダは排水のpHが低下してくると硫化水素を発生するので、鉄筋コンクリート管の維持管理のうえで大きな障害となることが予想される。

兵庫県皮革指導所では脱毛工程からの廃水の水質の改善を目的として、従来から使用している石灰をできるだ

け少なくなるか、あるいは石灰をすべて、他のアルカリ剤に置きかえた脱毛試験を行なってきた⁷⁶⁾⁷⁷⁾⁷⁸⁾。この試験ではジメチルアミンの脱毛工程への応用試験から始まり、「苛性ソーダー塩化カルシウム法」、「苛性ソーダ芒硝法」などの実用化試験にまで至っている。この試験報告を要約すれば次のとおりである。

(i) ジメチルアミンのみではアルカリ度が低く24時間以内の処理では脱毛が不可能である。苛性ソーダ0.5%を加えても脱毛は困難である。苛性ソーダ2%では脱毛が容易であるが完全に毛を溶解するに至らない。ジメチルアミンのみでも50時間処理すればジメチルアミンの効果が明確となり、ジメチルアミン添加量が多いほど脱毛作用は強力になる。

(ii) 「消石灰—硫化ソーダ法」による従来からの石灰脱毛にジメチルアミンを添加させたとき、脱毛作用は非常に促進されるのが認められた。「苛性ソーダー硫化ソーダ法」による脱毛にジメチルアミンを添加した場合にも著しく脱毛を促進させる。しかし苛性ソーダ2%以上、あるいは硫化ソーダの多い場合には、それらの脱毛作用がジメチルアミンによる脱毛効果を判定できないほど強力になる。

(iii) 馬皮においても苛性ソーダ1%の場合に硫化ソーダを2%加えるとジメチルアミンの量に関係なく脱毛は良好である。苛性ソーダを3%とするとジメチルアミン1%以上の場合に硫化ソーダを0.5~1.0%に減少させることができる。

(iv) 「消石灰—硫化ソーダ法」*と「苛性ソーダー塩化カルシウム法」**による製品品質の比較では外観試験

結果からは前者がやや良かったが、物理試験、化学分析の結果では両者の差はなかった。

(v) 「消石灰—硫化ソーダ」と「苛性ソーダ芒硝法」***による製品品質の比較では小規模試験からは後者がすぐれ、中規模試験からは前者がすぐれた結果が得られたが、いずれにしてもその差異はごくわずかなものであった。

兵庫県工業試験場では同皮革指導所と協力して、各種処方による脱毛工程についての廃水水质の比較を行なっている⁷⁹⁾。それによると高木地区内で現在行なわれている2, 3の工場の脱毛処方とその廃水水质は表-6.9に示すとおりである。このうちC, Dの両工場では再石灰処理を行なっているが、同表ではこの分析結果については削除してある。分析結果からみると工場の操業状態によってその水质は各工場間でかなりの差異が認められ、BODで11,400~16,700mg/l、全窒素で1,660~5,684mg/l、浮遊物で4,706~19,226mg/l、強熱減量で16,106~26,560mg/l、強熱残留物で6,472~23,128mg/lであった。このうち、浮遊物については柏原らが指摘しているように処方中の消石灰添加量が多いほどその濃度が高くなるという結果が得られている。それゆえ、消石灰の使用量を減少させるか、または、苛性ソーダのような他のアルカリ剤と置き換えさせれば浮遊物濃度を低下させることを期待できようである。汚染消費量および硫化物についてはC工場が極端に高い濃度を示したが、他の工場でも比較的高いものであった。B, C工場の水使用量が不明なことから処方中の硫化ソーダ、水硫化ソーダ含有量と汚染消費量、硫化物濃度との相関は不明である。

* 「消石灰—硫化ソーダ法」(ドラム脱毛法による)
姫路地区、松原地区で一般に行なわれている次の処方を基準とした。

250%	水	
4%	硫化ソーダ	
1%	水硫化ソーダ	25分間回転
4%	消石灰	15分間回転、1時間毎3分回転、5時間
処理時間 20時間		

** 「苛性ソーダー塩化カルシウム法」(ドラム脱毛法による)

50%	水	
2%	苛性ソーダ	
1%	ジメチルアミン	
0.5%	水硫化ソーダ	
1%	硫化ソーダ	30分間回転
3%	塩化カルシウム	30分間回転、1時間毎3分回転、5時間
200%	水	
処理時間 18~20時間		

*** 「苛性ソーダー芒硝法」(ドラム脱毛法による)

220%	水	
1%	ジメチルアミン	
1%	硫化ソーダ	
3%	芒硝	
30%	水	溶解して 30分回転、1時間毎3分回転、5時間
2%	苛性ソーダ	
処理時間	18~20時間	

表-5.9 高木地区内皮革工場の脱毛工程の処方とその廃水水质分析結果 (柏原らによる)

工場名		A	B	C	D
処 方	原 皮	2,000kg(60枚)	2,500kg(75~80枚)	3,000kg(100枚)	2,000kg(70枚)
	消 石 灰	1%(20kg)	4%(100kg)	2.7%(80kg)	7%(140kg)
	硫 化 ソ ー ダ	1.5%(30kg)	0.4%(10kg)	0.8%(25kg)	2.1%(42kg)
	水 硫 化 ソ ー ダ	0.5%(10kg)	0.7%(16kg)	0.8%(25kg)	—
	ジメチルアミン	—	0.4%(10kg)	—	—
分 析 結 果	水	250~300%	?	?	400%
	pH	13.0	12.6	13.0	12.7
	アルカリ度(N)	0.100	0.223	0.320	0.174
	C O D (mg/l)	6,440	7,352	14,390	7,165
	B O D (mg/l)	16,700	15,300	11,400	13,400
分 析 結 果	全 窒 素 (mg/l)	1,666	2,300	5,684	2,050
	有機炭素 (mg/l)	2,240	3,212	12,052	5,024
	汚染消費量 (mg/l)	17,018	13,810	38,350	11,900
	硫化物 (asNa ₂ S mg/l)	3,588	3,120	4,477	3,120
	浮遊物 (mg/l)	4,706	19,226	6,368	16,188
	全蒸発残留物 (mg/l)	22,578	48,368	38,734	39,400
	強熱減量 (mg/l)	16,106	25,240	26,392	26,560
	強熱残留物 (mg/l)	6,472	23,128	12,342	12,840

表-5.10 「苛性ソーダー塩化カルシウム法」の各種処方による廃水水质分析結果 (柏原らによる)

処方の種類		I	II	III	IV	V	VI
処 方	水 (%)	260	200	200	200	400	400
	塩化カルシウム (%)	—	—	4	4	—	4
	硫 化 ソ ー ダ (%)	1	1	1	1	1	1
	水 硫 化 ソ ー ダ (%)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
	苛 性 ソ ー ダ (%)	2	2	2	2	2	2
	ジメチルアミン (%)	1	1	1	1	1	1
	温 度 (°C)	15	25	15	25	25	25
分 析 結 果	pH	12.3	12.2	12.2	12.3	12.1	11.8
	アルカリ度(N)	0.070	0.090	0.042	0.070	0.056	0.027
	C O D (mg/l)	15,900	14,100	6,026	9,106	6,100	4,300
	B O D (mg/l)	40,900	37,200	16,600	23,400	16,600	10,600
	全 窒 素 (mg/l)	4,960	3,330	1,988	3,205	2,450	970
	有機炭素 (mg/l)	7,054	7,030	3,943	6,150	4,642	2,460
	汚染消費量 (mg/l)	9,720	9,800	11,940	15,880	10,922	2,900
	硫化物 (asNa ₂ S mg/l)	1,658	2,520	1,521	1,500	1,053	850
	浮遊物 (mg/l)	17,724	15,510	10,040	31,972	8,850	10,614
	全蒸発残留物 (mg/l)	52,776	50,004	35,196	42,548	25,650	22,420
	強熱減量 (mg/l)	46,080	46,484	25,572	38,160	20,610	20,256
	強熱残留物 (mg/l)	6,696	3,520	9,622	4,388	5,040	2,164

表-5.11 「消石灰一硫化ソーダ法」と「苛性ソーダー芒硝法」の各処方による
廃水水质分析結果 (柏原らによる)

処方の種類		ド ラ ム 法		パ ド ル 法	
		a ₁	b ₁	a ₂	b ₂
事 項	水 (%)	250	250	450	450
	消 石 灰 (%)	4	—	4	—
	芒 硝 (%)	—	3	—	3
	硫化ソーダ (%)	2	1	2	—
	水硫化ソーダ (%)	1	—	1	2
	ジメチルアミン (%)	—	1	—	1
	苛性ソーダ (%)	—	2	—	3
分 析 結 果	pH	13.3	13.2	12.5	12.4
	アルカリ度 (N)	—	—	0.075	0.106
	C O D (mg/l)	7,167	6,160	5,650	5,500
	B O D (")	6,900	5,680	4,100	5,050
	汚素消費量 (")	31,098	14,450	14,500	18,290
	全窒素 (")	2,800	3,500	695	884
	浮遊物 (")	21,060	11,520	6,482	4,260
	全蒸発残留物 (")	38,090	42,540	26,654	25,834

(注) a₁, a₂ は「消石灰一硫化ソーダ法」による処方b₁, b₂ は「苛性ソーダー芒硝法」による処方

いずれにしても「消石灰一硫化ソーダ法」による脱毛工程からの廃水の汚濁の程度は高いものであった。

同工業試験所ではさらに同皮革指導所で調製した各種処方による脱毛試験が発生した廃水の分析を行なっている。そのうち「苛性ソーダー塩化カルシウム法」の場合の7例の脱毛試験から発生した廃水の分析結果は表-5.10に示すとおりである。この処方では水、塩化カルシウムの使用量に差異があり、そのほかは一定しており、アルカリ剤として苛性ソーダが用いられている。同表によればBOD 10,600~40,900mg/l、浮遊物8,850~31,972mg/l、強熱減量20,256~46,484mg/lであり、表-5.9に示した高木地区の工場で使用している処方の場合に比べて廃水中の濃度は高くなっている。BOD濃度、強熱減量が高いこと、強熱残留物が逆に低下していることからみて、浮遊物の多くは有機物によるものと推定される。「苛性ソーダー塩化カルシウム法」を用いた場合でも「消石灰一硫化ソーダ法」でもその処方によって発生する廃水の水質がかなり異なり、処方のいかによっては「苛性ソーダー塩化カルシウム法」の場合に浮遊物濃度が低下していることもあり、一定していない。しかし、同工業試験所が実施した「苛性ソーダー芒硝法」の場合には表-5.11に示すように「消石灰一硫化ソーダ法」に比べて廃水中の浮遊物濃度が大幅に低下しているのが認められている。表-5.11に示した処方は1例であり、その処方をかえれば「苛性ソーダー芒硝法」の場合でも廃水中の

浮遊物濃度が「消石灰一硫化ソーダ法」に比べて高くなることもあることは当然予想できる。要は製品品質の試験結果と対応させながら、いかなる処方を選定するかにかかっている。

表-5.10によって得られた結果を表-5.9と比較してみると、汚素消費量および硫化物濃度は「苛性ソーダー塩化カルシウム法」の場合に低いものであった。しかし、硫化物濃度が特に低かったのは処方の水量を400%とした場合であり、200%の場合には「消石灰一硫化ソーダ法」とほぼ等しい濃度を示していた場合もある。アルカリ剤として苛性ソーダを用いた場合の問題点としては廃水中に含有する硫化物を難溶性の硫化カルシウムとして沈殿除去することができないことである。「苛性ソーダー塩化カルシウム法」の場合には塩化カルシウムが作用して硫化カルシウムを生成するか否かについては不明であるが、おそらくは消石灰使用の場合に比べて硫化カルシウムの生成量は少ないものとなろう。すなわち、高木、四郷両地区に設置する共同除害施設内で硫化物を沈殿除去する可能性は乏しくなる。そして、既設の鉄筋コンクリート管には多量の硫化物を含む排水が送り込まれることになる。この排水は、そのpHが常に9.0を上回る場合には鉄筋コンクリート管の材質に対して障害を与えないが、pHが中性もしくは酸性となると硫化水素ガスが発生することになる。下水管内での硫化水素の発生およびその防止対策については過去において幾つ

かの調査結果が報告されている⁸⁰⁾⁸¹⁾⁸²⁾。これらは下水中の硫酸イオンが還元されて硫化物になり、さらに、硫化水素ガスとして大気中に放出される過程とその発生防止対策について述べられたものである。しかしながら、本排水の場合には硫化物はすでに溶解した状態で存在しており、下水中の硫酸イオンのごとく、生物化学的反應によってそれが硫化物として変化するのではない。したがって、硫化水素ガスの発生は排水のpHが中性もしくは酸性となることに直ちにやむを得ることになる。防止対策としては同じく脱毛工程から排出されるアルカリ剤によって排水中pHを常にアルカリ性に保つのがよい。もし、排水中のpHを常にアルカリ性に保ち得ないときの対策としては共同除害施設内で沈殿処理を行なう以前にエアレーションを行なって大気中に放出するか、あるいは、鉄塩を添加して硫化鉄として沈殿除去する方法がある。しかし、前者は硫化水素ガスを大量の空気に共に大気中に拡散させるので問題があり、後者は汚泥発生量が増加するのが欠点である。

排水中の硫化物が充分除去できなく、しかも、排水がアルカリ性になるにより鉄筋コンクリート管内で硫化水素ガスが発生しないときには硫化水素ガスは白浜下水処理場内で発生する。これは2次処理法として散水ろ床法を採用した場合でも、エアレット・ラグーン法を採用した場合でも、排水は中性に近づくことになるため硫化水素ガスの発生は避けられなくなる。さらに花田など8地区の公共下水道が完成してその家庭下水などが流入されてくると、そのpHはさらに中性に近づくことになり、硫化水素ガスの発生条件はさらによくなる。白浜下水処理場はその環境からしてできるだけ悪臭の発生が起らないようにしなければならぬとするならば、硫化物の除去は高木、四郷両地区に設置した共同除害施設で行なう必要がある。

先に述べたように「消石灰-硫化ソーダ法」を用いた米国の事例では沈殿と排水の均一化によって含有する硫化物の96%を硫化カルシウムとして除去した報告もある。「消石灰-硫化ソーダ法」では多少沈殿汚泥が増加しても硫化物の除去には都合のよい方法であり、硫化物除去のためにエアレーションや鉄塩の添加をまったく行なわなくてもよい。これに対して「苛性ソーダ-芒硝法」「苛性ソーダ-塩化カルシウム法」では硫化ソーダ、水酸化ソーダもまた多量に使用されているため、その排水中の硫化物の除去をいかに行なうかという問題が生じる。たとえば米国の一部で行なわれている「苛性ソーダ-ジメチルアミン法」では先きに示した処方のように硫化ソーダはまったく使用されておらず、水酸化ソーダを使用した「処方-2」の場合でもその添加量は比較的小さい。このように「苛性ソーダ-ジメチルアミン法」で

は硫化水素ガスの発生が低い、あるいは発生量が少ないなど硫化物による対策が講じられている*。本工場群からの排水の場合にも共同除害施設での沈殿汚泥を減少させ、さらには、硫化物含有量を皆無またはごく微量にするためには製造原価がやや高価とはなっても硫化ソーダ等をまったく使用しない「苛性ソーダ-ジメチルアミン法」を各工場の脱毛工程にて採用する以外に方法はないのではなからうか。

(8) 小 括

(i) 姫路市高木、四郷両地区に存在する皮革工場群からの排水は市川および八家川下流部の水利に大きな障害となっており、また、環境衛生上の問題点ともなっていることから、姫路市では昭和36年度より都市下水路事業に着手した。この計画では高木地区より四郷地区を経由して、両地区の皮革工場群からの排水を集めて、八家川沿いにその河口に至る延長12.2kmにわたる鉄筋コンクリート管を布設する。皮革工場群からの排水は八家川河口付近から布設した鉄排水管によって、その沖合約1,500mの播磨灘に海中放流を行なうものであった。この計画について検討を加えた結果、平均希釈率の点からみて同排水を無処理、もしくは沈殿処理したのみで海中放流するのは困難であることを見いだした。このため、白浜地区の廃塩田跡に下水処理場用地を取得して2次処理を行なったうえ、八家川河口部に放流することを提案した。

(ii) 皮革工場群からの排水は多量の浮遊物、石灰等を含有するため都市下水路事業によって布設された鉄筋コンクリート管に直接流入させることには維持管理の面で種々の問題がある。しかし、高木、四郷間に布設した鉄筋コンクリート管は管径が600mmと小口径でかつ等径であり、また清掃用水の確保も可能なことから、共同除害施設の築造について4案を提出した。すなわち

(案-1) 高木、四郷両地区にそれぞれ除じん、沈砂、沈殿設備からなる除害施設を設けて、その流出水を既設鉄筋コンクリート管に受け入れる。この場合、高木・白浜間の鉄筋コンクリート管は1日12時間余りしか排出されない皮革工場群からの排水の2次処理のための調整池としても利用する。

(案-2) 高木地区には共同除害施設として除塵、沈砂および管内清掃用貯水設備を設ける。四郷地区には共同除害施設として除じん、沈砂および高低2段の沈殿設備を設ける。高木地区からの排水は除じん、沈砂のみで既設鉄筋コンクリート管に受け入れて四郷地区に輸送し、四郷地区共同除害施設内低段沈殿池で処理した後、四郷地区からの沈殿処理(高段の沈殿で処理)した排水と共

* 「処方-2」の場合には水酸化ソーダ1%が使用されているので、共同除害施設で硫化物を除去する必要が生じるかも知れない。

に既設鉄筋コンクリート管に受け入れる。高木、四郷間の既設鉄筋コンクリート管は工場群の操業休止時を選んで洗浄用水を流して清掃する。四郷、白浜間の既設鉄筋コンクリート管は1日12時間余りしか排出されない皮革工場群からの排水の2次処理のための調整池としても利用する。

(案-3) 高木、四郷両地区にそれぞれ除じん、沈砂、簡易沈殿池を有する共同除害施設を設ける。白浜地区の廃塩田跡に取得した用地では沈殿と2次処理とを行なう。この場合、管内を調整池としては利用できないので、2次処理としては流量変動に対処できる処理法を選定するのが適当である。

(案-4) 高木地区には共同除害施設として除じん、沈砂および管内清掃用貯水設備を設ける。四郷地区には共同除害施設として除じん、沈砂および高低2段の簡易沈殿池を設ける。(案-2)と同様に高木地区からの排水は四郷地区共同除害施設の低段簡易沈殿池で、四郷地区からの排水は同高段簡易沈殿池で沈殿させたうえ、既設鉄筋コンクリート管に受け入れる。白浜地区の廃塩田跡に取得した用地では沈殿と2次処理を行なう。2次処理としては流量変動に対処できる処理法を選定するのが適当である。

上記の四案のいずれが適当であるかは鉄筋コンクリート管の維持管理の難易のほか、白浜地区廃塩田跡に設置する下水処理場内の2次処理法のかんも考慮されなければならない。2次処理法としては検討の結果、低率散水ろ床法、またはエアレッチッド・ラグーン法が適当であると考えられ、白浜地区に取得した用地ではその面積からみて双方とも採用可能であると推定された。この双方の2次処理とも採用可能な案として(案-1)が最適であり、(案-2)に比べて維持管理費はやや高額とはなっても鉄筋コンクリート管の維持管理、安全性からみても望ましいものであることが認められた。

(iii) 高木地区には約160、四郷地区には約125にも及ぶ皮革工場群がある。排水量について実測したところ、日中11.5時間の排水量の平均は高木地区で $0.18\text{m}^3/\text{秒}$ 、四郷地区で $0.3\text{m}^3/\text{秒}$ であった。最大排水量は高木地区で $1.25\text{m}^3/\text{秒}$ 、四郷地区で $0.4\text{m}^3/\text{秒}$ であった。四郷地区のタンニンなめし皮製造の工場群は比較的その規模が大きいの、工場数は高木地区がかなり多いにもかかわらず、排水量は四郷地区の方が相当に上回るものとなった。排水の水質として高木地区の場合には $\text{BOD} > \text{COD}$ なるに対して、四郷地区の場合には $\text{BOD} < \text{COD}$ なることが多い。そして、まれに $\text{BOD}/\text{COD} < 0.6$ なることもあった。皮革工場群からの排水のうち、準備作業工程からの排水は $\text{pH} 10 \sim 12$ であるがクロムなめし工程およびタンニンなめし工程からの排水は

$\text{pH} 4$ 以下で排出されることが多い。このため一時的にしろ、排水が酸性を呈することがある。

(iv) 姫路市では白浜地区の廃塩田跡に約 $160,000\text{m}^3$ の下水処理場築造のための用地の確保が可能となったことから、高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水のほか、両地区の家庭下水、それに花田、飾東、鉢引、斐鹿、白浜、八木などの各地区からの家庭下水、工場排水をも白浜下水処理場に受け入れて処理する東部公共下水道計画を樹立した。同計画によると将来白浜下水処理場に流入を予想される晴天時下水量は1日平均として、約 $276,000\text{m}^3/\text{日}$ であり、このうち工場排水量は約 $207,000\text{m}^3/\text{日}$ 、家庭下水は約 $58,000\text{m}^3/\text{日}$ となっている。また、同下水処理場に流入する有機物負荷としては1日当たり約 42.4 トンであり、このうち家庭下水によるもの約 10.4 トン、工場排水によるもの約 32 トンである。高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水は全計画下水量のうちのわずか 7.5% を占めているにすぎないが、有機物負荷としては約 47% を占めている。東部公共下水道計画では工場排水の占めるウェイトが水量的にも、有機物負荷としても多くなっている。現在のところは同計画区域内には高木、四郷地区の皮革工場群以外に用水型の工場としては見るべきものはない。しかし、本地区はいわゆる太平洋ベルト地帯のほぼ中央に位置することから、近い将来には各種工場群の進出も予想されるので、工場排水量およびその有機物負荷として、かなり大幅な数値を考慮したことにによるものである。

(v) 八家川河口部の水質の現況としては水面付近での BOD の濃度は高く、しかも河口より上流に至るほど大きな値を示した。これに対して河床付近での水質の変化はその位置によってほとんどなかった。すなわち、八家川河口部で汚濁している河川水はごく表層部のみである。これからみて河口で皮革工場群からの排水を放流したときには、河底に拡散管を布設するなど対策を講じなければ排水と海水とを混合させるのは非常に困難であると推定された。八家川河口部から海域に形成される排水帯の観察結果からみて、河口放流の場合には西方または西南方の既存の権益に対しては、なんら障害を与えずに処分することが可能である。平均潮差を 1.0m とした場合に河口放流による平均希釈率は 0.2 となる。この数値からみて共同除害施設で沈殿処理した排水の河口放流はできず、2次処理を行なって放流水の BOD を 50mg/l 程度として放流すれば、八家川河口と地先海域の水質は相当改善されたものとなる。

(vi) 当初計画において皮革工場群からの排水は八木港沖合 $1,500\text{m}$ の沖合まで海中放流管を布設して、水深 $9 \sim 11\text{m}$ の海底から排水を噴出させる海中放流を行なうものであった。この位置での潮流の観測結果はないが、

市川沖約 3.5km の潮流の観測は第 5 管区海上保安本部によって行なわれている。それによると潮流の東方向の平均流速は 0.31kt, 西方の平均流速は 0.32kt, 東流による移動距離は約 3.4km, 西流による移動距離は約 3.6km であるので, その数値を用いて排水の海水による平均希釈率を計算した。この場合, 放流管の直上での濃度は排水の蓄積があったとしても, 重力拡散による希釈のみを考慮した場合の 2 倍を越えない。排水が放流管より排出され, 海面に到達したときの重力拡散による希釈率は 0.05 であり, さらに蓄積を考慮した場合の最小希釈率も 0.1 程度と考えておけば安全である。海岸での濃度は放流口直上の濃度の約 $1/2$ に, 重力拡散と合わせると 2.5 % に希釈された濃度になる。いま, 放流口直上での BOD が 5mg/l となるよう放流する排水の濃度を逆算すると海中での蓄積を考慮しない場合には放流水の BOD は 50mg/l としなければならぬ。このとき海岸での BOD 濃度は 1.3mg/l 上昇することになる。海中放流管を設計する場合の波に対する配慮としては海岸堤防の設計基礎資料からみて, 有義波の波高は $H_{1/3}$ で 4.0m, $H_{1/10}$ で 5.1m, 周期 $T_{1/10}$ で 7.5 秒である。この結果, 建設費もかなり高額にならざるを得ない。排水の平均希釈率と建設費とからみて海中放流による排水の処分は適当な方法とはいきれないものである。

(vii) 皮革工場群からの排水の沈殿処理についてのかくはんの効果はクロムなめし革製造工場群からの排水については明確に現われており, しかも準備作業工程からの石灰排水が含有する早朝時にすぐれたものである。クロムなめし革製造工場群からの排水にタンニンなめし廃水が加わる場合, その混合率が 5 % 程度ならば, クロムなめし革製造工場群からの排水のみによる場合とほぼ同様の効果が認められるが, 混合率が 50 % 以上となると, 試料中に浮遊物が多量に含有しているにもかかわらず, かくはんによる効果はまったく見いだされていない。四郷地区の工場群からの排水の場合でもタンニンなめし廃水的全排水量に占める割合は 5 ~ 10 % であると予想されるので, 両地区の共同除害施設とも急速かくはん池, 緩速かくはん池を設けることは浮遊物の沈殿除去には大きな効果が期待できる。沈殿槽を用いての理想沈殿池としての実験およびその解析によれば, 沈殿 6 時間程度までは沈殿時間を延長するほど浮遊物除去率はすぐれた成績が得られた。BOD 除去に関しては沈殿 6 時間よりも 24 時間の方がすぐれた結果が得られたケースが多い。有機性浮遊物の除去でも BOD と同様に沈殿 6 時間と 24 時間について, 後者の方がすぐれた成績が得られたが, 沈殿 1 時間で大半が除去されてしまい, 以後ほとんど変化しなかったものもある。クロム除去では 6 時間の沈殿で充分にその目的を達していた。このようなことからみて実際の池

の設計としては 12 時間の沈殿を行なうことが適当である。しかし, 皮革工場群からの排水は昼間 12 時間余りしか流入されないで, この場合には 24 時間の沈殿を行なうことになる。長時間の沈殿によっても排水中に溶解している石灰の挙動については問題があり, 都市下水路事業によって布設した鉄筋コンクリート管の断面縮小に寄与することになりかねないので充分なる監視とそれに対する対策を考慮しておかなければならない。

(viii) 沈殿汚泥の処理のために汚泥乾燥床を利用することは, ろ材表面の閉そくの度合いが大きいため, ラグーン法に比べて効率の悪いことが McKee らによって指摘されている。機械脱水法として遠心脱水法は脱離液中に含まれる浮遊物が多いことから適した方法といいがたい。真空脱水法では前処理を行わなければ有機質と炭酸カルシウムの被膜がろ布の表面にできるため良好なろ過を継続できないとの報告もある。前処理としては pH 4 ~ 5 に調整することは脱水効率の改善に役立つが硫化水素の発生する危険があり, セービング屑やおが屑を混入するのがよいといわれている。処分先としては, しばらくの間は臨海地区埋め立て地内および山間地内が考えられる。いずれにしても有機分の溶出, 悪臭の発生, 地下水の汚染などについて充分注意しなければならない。焼却処分を行なった場合には含有水分をできるだけ減少させることが必要である。含水率が 77 % から 70 % まで減少させれば重油の消費量は 60 % にすることができることの報告がある。筆者の以前行なった実験では汚泥を 80 °C に加熱した場合にはその含水率が 65 ~ 68 % にすることのほか, ろ過速度を常温での 2 倍にとることができた。焼却炉の余熱を利用して 80 °C に加熱するならば, 脱水効率も改善でき, しかも補助燃料費を節約することができると, 煙道ガスを排水中に吹き込むことにより, 溶解性の石灰を不溶解性の炭酸カルシウムとして除去することもできる利点があるので汚泥の焼却処分を行なう場合には検討にあたいするものである。焼却処分時の臭気問題は炉内温度を 740 °C 以上とすることによって解決することができるであろう。

(ix) 皮革工場排水または同排水と家庭下水との混合下水について散水ろ床処理を行なった実例はかなり多い。それによれば散水負荷, ろ床に対する BOD 負荷を減少させることによって高度の処理が可能であることが知られている。ただ石灰およびクロムについてはろ床に散布する以前に除去する必要があること, 散水ろ床処理による硫化物の障害は余り大きくないことが知られている。しかし, これらは単一工場からの排水による処理結果であり, また本排水の場合には過去における実験と排水または下水の水質の状態が異なるので次のような 3 つの実験条件により室内連続試験を行なった。

- 実験条件—1 高木地区の既設排水路から取水した排水のみ
- 実験条件—2 高木地区の既設排水路より得られた排水に家庭下水を4対1の割合で混じた混合下水
- 実験条件—3 高木地区の既設排水路より得られた排水にタンニンなめし廃水1%を混じた混合排水

低率散水ろ床法を用いた処理の実験において試料のpHが12以下ならばろ床による緩衝作用によって処理水のpHは8~8.5に近づく傾向を示した。しかしpH12を越えた試料では処理前後のpHの差異はほとんど見いだされていない。BOD負荷 $0.05\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ 以下ではBOD負荷と除去BODがほぼ一致する。BOD負荷が大となるにしたがって除去BODは次第に減少する傾向を示した。実験条件—1ではBOD負荷をいくらか増加させても除去BODは $0.15\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ よりも増加しない。実験条件—2および3では除去BODは $0.2\sim 0.25\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ までBOD負荷に追従していく。3条件全体についてみた場合BOD $0.05\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ 以下ではBOD除去率80%以上、BOD負荷 $0.1\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ ではBOD負荷70~80%、BOD負荷 $0.4\sim 0.5\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ となるとBOD除去率が30%まで低下する。BOD除去率はCOD除去率に比べてすぐれ、COD除去率についてみた場合にはそれは15~20%低下したものとなり、BOD負荷 $0.5\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ でCOD除去率72%程度である。しかし、高BOD負荷での処理はBOD除去率とCOD除去率との差異はほとんど無くなる。汚染消費量除去率はBOD除去率とほぼ等しく、散水ろ床処理の硫化物による障害は見いだされていない。しかしながら、揮発性物質の除去は一般に不良である。

(x) 低率散水ろ床法を白浜下水処理場での2次処理法として採用した場合、そのろ床に対するBOD負荷設計値を $0.075\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ とし、ろ床の有効深を1.8mとする。ろ床面積は87,000 m^2 となり、散水負荷は $0.23\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ となる。高木、四郷地区内の公共下水道が整備されてその家庭下水の計画量が流入された場合、これをろ床面積87,000 m^2 の散水ろ床で処理するものとすれば、ろ床に対するBOD負荷は $0.118\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ 、散水負荷は $0.28\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ であり、この条件では高木、四郷地区からの工場群からの排水のみをBOD負荷 $0.075\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ で処理した場合と同程度、またはそれ以上の処理効率が期待できる。東部公共下水道計画で盛り込まれている事業のすべてが完了した場合には散水ろ床にて処理する下水量は275,993 m^3 、平均BOD濃度は89.1 mg/l と予想される。これをろ床面積87,000 m^2 で処理するものとする。ろ床に対するBOD負荷は $0.28\text{kg}/\text{日}/\text{m}^3$ 、散水負

荷は $31.7\text{m}^3/\text{日}/\text{m}^2$ となる。この場合、ろ床等を改造して高速散水ろ床法で処理すれば、散水負荷はやや大とはなるがBOD負荷が基準値を大幅に下回ることからみて安全に処理を継続していくことは可能であろう。散水ろ床法を採用した場合、高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水は鉄筋コンクリート管内部を調整池として利用することにより、24時間平均に散水されることになるが、管内に石灰、微細な浮遊物が堆積する可能性があるため充分な監視が必要である。問題点としては石灰粒子による散水ノズルの閉そく、ろ床ばえ、臭気の問題があり、それについて対策を考慮しておかねばならない。

(xi) 皮革工場群からの排水または同排水と家庭下水との混合下水をエアレッチッド・ラグーン法で処理した報告は今のところ見当たらない。しかしエアレッチッド・ラグーン法を採用した場合には散水ろ床処理とは異なり、鉄筋コンクリート内を排水または混合下水の輸送だけに使い、調整池として使用しなくてもすむので、鉄筋コンクリート管内部に石灰によるスケールが生じたり、浮遊物が堆積したりして通水、貯留断面積を減少させる危険性は少ないことと利点がある。このようなことから室内実験装置による回分式および半連続式によるエアレッチッド・ラグーン法による実験を行なって、温度、排水または混合下水の水質、滞留時間によるBOD除去、COD除去等について調査した。エアレッチッド・ラグーン処理における温度の影響は非常に大きく、温度 30°C で滞留15日ではBOD除去率94%、COD除去率81.3%を得たが、同一滞留日数で温度 20°C 、 10°C の場合には、BOD除去率についてそれぞれ71.6%、30.1%、COD除去率についてそれぞれ53%、33.4%と低下している。温度 20°C でエアレーションを行なった場合(エアレッチッド・ラグーン法による処理)とエアレーションを行なわなかった場合(ラグーン法による処理)について比較すると、エアレーションを行なわなかった場合は、温度 10°C でエアレーションを行なった場合とほぼ同程度の処理効率が得られた。排水または混合下水の水質による変化として、家庭下水を少量でも混合した試料は短期間の滞留で良好な成績が得られた。それに対してタンニン廃水を加えたクロムなめし革製造工場群からの排水では同一BOD除去率に達するのに約2倍の滞留日数を得ている。半連続試験によって滞留日数によるBOD除去率の変化を温度 20°C について調査したところ、5日間で61%、10日間で80%、20日間で87%なる結果が得られた。エアレーションを行なわなかった半連続試験では同一温度、10日間の滞留でBOD除去率はわずか30%であった。エアレッチッド・ラグーン池底部に堆積する汚泥中の有機分は40%程度である。また、汚泥中のクロム蓄積量はエアレーションを行なわなかった試料に比べて非常

に多いことからみてエアレーションの効果はフロキュレーションにまで及ぶと考えられる。

(xii) エアレテッド・ラグーン法を白浜下水処理場での2次処理法として採用した場合には滞留日数を20日とした場合、低率散水ろ床法と同程度またはそれ以上の処理効率を比較的気温の高い期間に期待できる。そして、家庭下水が混入した場合にはその割合が比較的低くても、その処理効率は非常にすぐれたものであり、滞留日数を減少させることができる。そのため高木、四郷両地区の皮革工場群からの排水を20日間滞留させる池を築造するものとする、池の総容積は396,000 m^3 となる。池内のエアレーションを表面かくはん式エアレーション装置により行なうものとする、池の最大水深は4.0mが限度であるから、水面積は99,000 m^2 となる。この面積は低率散水ろ床法を採用した場合のろ床面積87,000 m^2 より14%広いが、エアレテッド・ラグーン法を採用した場合には最後沈殿池の設置を要しないので、2次処理のための所要面積としてはほぼ等しい。高木、四郷地区の公共下水道が整備されて家庭下水が流入され、それが計画量に達したとき、池内での滞留日数は16.4日に減少するが、室内実験より家庭下水流入による処理効果のすぐれていることが知られており、滞留日数が3.6日減少しても処理効果の低下はない。東部公共下水道計画による事業のすべてが完成して、計画下水量275,993 $\text{m}^3/\text{日}$ が流入したときには、池内での滞留日数は1.44日となる。McKinneyの実験によれば平均BOD濃度170 mg/l 生下水を1.7日間滞留させたときの年間を通じての平均BOD除去率は63%となることが知られている。本計画では家庭下水は最初沈殿池で沈殿処理されたうえ、エアレテッド・ラグーンに流入され、その平均BOD濃度は89.1 mg/l であることからみて、年間の平均BOD除去率は55%以上を期待することができる。この場合、処理水のBOD濃度は夏期で20 mg/l 、春期および秋期には40 mg/l 、冬期には60 mg/l 程度と予想される。エアレテッド・ラグーン法を採用する場合には過去の資料が不足していることからみて、1年間にわたるパイロット・プラントによる実験を行なって処理水質を確認し、さらにエアレーション装置設計のための諸資料をうるのが必要である。

(xiii) 皮革工場の脱毛工程では多量の石灰と硫化ソーダが使用され、使用済みのものすべて排出される。硫化ソーダは石灰液による脱毛作用を促進するため用いられ、システンの二硫黄結合を破壊する触媒的な効果を有する。皮革工場からの排水中に含有する硫化物は石灰によるアルカリ性溶液中で硫化カルシウムとして沈殿除去することが可能である。排水を均一化、沈殿処理しないときには硫化水素の発生などの障害を起こす。石灰漬作業

を改善するため、米国でジメチルアミンを使用する方法が研究され、最近では「苛性ソーダ-ジメチルアミン法」が採用され始めている。この方法では硫化物のほか、排水中の浮遊物を減少させる効果があることが知られている。この方法ではアルカリ剤として苛性ソーダが使用され、排水の均一化したpHはアルカリ側にあるので、クロムなめし廃水中の3価クロムの沈殿除去にはさしつかえない。兵庫県皮革指導所では排水中の浮遊物を減少させる目的で、ジメチルアミンを添加した。「苛性ソーダ-塩化カルシウム法」、「苛性ソーダ-芒硝法」について研究を行なっている。しかしながら、これらの処分はともに硫化ソーダ、水酸化ソーダが使用されており、米国で開発された「苛性ソーダ-ジメチルアミン法」とはその内容が相当異なる。この場合、苛性ソーダをアルカリ剤として使用している関係で、共同除害施設内で硫化物を硫化カルシウムとして沈殿除去できなくなる可能性がある。鉄筋コンクリート管内を輸送される排水中に硫化物が含有されていても、そのpHが常にアルカリ側であれば硫化水素発生の問題はないが、鉄筋コンクリート管に流入される排水は酸性を呈することもあるので、鉄筋コンクリート管の内部で硫化水素が発生する可能性がある。また、白浜下水処理場で2次処理を行なう場合、その発生する臭気は硫化水素の発生によって一段と高まるおそれがあり、脱毛工程での使用薬品の検討が必要である。共同除害施設において沈殿汚泥を減少させ、さらに硫化物含有量を皆無、あるいはごく微量にするためには製造原価がやや高額とはなっても「苛性ソーダ-ジメチルアミン法」を各工場の脱毛工程で採用する以外に方法はないと考える。

6. 結 論

① 工場群からの排水量がその晴天時下水量の大部分を占めている場合の下水道計画について、工場群からの排水を原則として各工場の除害施設によって前処理せずに下水道に受け入れて、下水道側で一貫した処理・処分法を確立せんとした4ケースについて、処理方式の選定法、計画・設計上留意すべき事項について述べてきた。

これらの工場群はその業種、規模、その置かれている地理的条件などが異なるため、個々について充分なる調査を行なって、その下水道計画は合理的・経済的に、かつ他の既得權益にできるだけ障害を与えない方法を考慮して樹立すべきであるむねを提案した。

これらの調査研究の結果から、工場群からの排水を多量に含む下水の経済的な処理・処分計画はその下水管渠布設計画と合わせて検討することによって始めて達成できること。そして、できる限り多量の家庭下水を受け入れて工場群からの排水と家庭下水との共同処理を行なうこ

とによって処理効率の高い、安定した処理水が得られること。さらにわが国でも土地の利用、あるいは地理的条件を充分に考慮して設定した維持管理費の安価なる処理法の選定が可能であることを見いだした。

② 工場数 180, 全工場用水量 43, 227m³/日, そのほとんど全量が工場群から排出され, その76%が化学系工場群からの排水であり, 昼間では約30%, 夜間では約68%が有機化学原料工業の工場群からの排水によって占められている下水処理場流入水においても1次処理としてpH調整(中和)・凝集沈殿を行ない, 栄養源として磷酸を添加することにより活性汚泥法による有機物の高率の除去が可能であった。この場合, 各種規模による実験から推定して下水処理場の1次処理施設では凝集剤として消石灰と苛性化炭粉を用いることにより流入BODの30~50%の除去, 2次処理施設では活性汚泥法よりBOD負荷 0.2kg/kg・MLSS・日, 0.5kg/kg・MLSS・日, 1.0kg/kg・MLSS・日 に対してBOD除去率それぞれ90%, 87%, 85%が期待されることを得た。しかし, 処理水の透明度は比較的低く, かつCOD除去率が57~70%でBOD除去率に比べて低かった。

③ 上記の下水処理場の設計において河口に養殖している海苔に障害を与えない水質として放流河川の固有流量, 河口より上する海水の量を考慮した場合, 放流水のBODは63mg/l以内でなければならぬ。それはBOD負荷 0.5kg/kg・MLSS・日で活性汚泥処理を行なうことにより得られる水質である。しかし化学系の工場群はその製造品目, 製造プロセスが年とともに大きく変わるのが通例であり, それによって排水の水質が変化する。このため, 放流水のBODが一時的にしろ, 63mg/lを上回って養殖中の海苔の生育に障害とならないよう暫定的ならびに恒久的な対応策を考慮する必要がある。暫定的な方策としてはできるだけ現状を変えずに, あるいは現状に近い方法で安価に下水処理場からの放流水を海苔の生育に障害を与えないようにすることである。しかし, 恒久的な方策としては処理区域を広げることによりできるだけ多量の家庭下水と共同処理することによる処理水質の安定化を考えるべきである。

④ 化粧染色工場等からの排水が90%を占める下水処理場では有機物濃度およびpHの変動が著しく, 凝集沈殿法または活性汚泥法にて処理する場合には調整池が必要であり, その調整後の水質が比較的均質のものであれば, いずれの方法でも処理可能である。凝集剤を用いた処理では染料に起因する外観の改善のほか, 多量に使用すれば活性汚泥法に匹敵するBOD除去率も期待できるが, 処理水のpHが低下し, 河川に放流するに当たってpH調整, さらには後エアレーションを要する。活性汚泥法により処理する場合, その流入水のBOD濃度が60

mg/l以上, 240mg/l以下においてBOD除去率は80%以上が期待できることを得た。しかし, 染料に起因する色度の除去はまったく不良であった。

⑤ 上記の下水処理場において平均化池を要しないで採用できる処理法として粒状活性炭による処理とエアレッチッド・ラグーンによる処理が考慮できる。厩青活性炭を詰めた吸着塔で上昇流によって処理した実験では, 有機物, 色度の除去が非常にすぐれた処理水が得られた。そしてこの活性炭吸着塔を用いた処理ではCOD濃度1,000mg/lの有機物負荷, pH3の酸性排水, pH11のアルカリ排水の衝撃負荷に対して充分に対処できた。しかしCOD2,600mg/lの有機物負荷に対しては処理水中に38%のCODが残存し, その回復は濃度排水通過を停止してから約30時間を要したことからみて, COD濃度が極端に高い排水では活性炭による処理でも排水の希釈が必要であることを得た。ただ良質の活性炭は現在では輸入品であって購入価格が高いこと, 処理水中に微粉炭の流出量が多いことが欠点である。

エアレッチッド・ラグーン法を採用した場合, 5月ないし10月の6カ月間は3日間の滞留で平均80%のBOD除去, 4月および11月は同一滞留時間で平均65%のBOD除去, 他の4カ月間についてはBOD除去率は50%を下回ることが予想される。しかし, 冬期では放流水中に含有する有機物の河川水中での分解が遅れ, しかも河川水中での再び浮気量が増加することからBOD除去率50%以下で放流してもさしつかえなからう。エアレッチッド・ラグーン法を採用した場合, 所要用地面積は他の処理法に比べて広くはなるが, 建設費がきわめて安く, かつ維持管理費は活性汚泥法のそれに比べて安価となり, 運転操作が非常に簡単であり, 平均化池を要しないことからみて, 化粧染色排水を多量に含む下水の2次処理として適した方法といえることができる。

⑥ 金属加工, 表面処理などの工場群からの排水が流入する下水処理場では, その排水の全下水に占める割合が比較的小さい場合でも, その排水中に含まれる重金属, 毒性物質によって下水処理場の生物学的処理に障害を与えることが知られている。この場合, 重金属, 毒性物質を含む下水により馴致された活性汚泥は家庭下水のみにより馴致された活性汚泥に比べて, その酸素吸収量は1/2~1/3しか示さないが, 重金属, 毒性物質による衝撃負荷に対してきわめて強い。これに対して家庭下水のみにより馴致された活性汚泥は家庭下水に対してきわめて高い酸素吸収量を示すが, 重金属, 毒性物質を含む下水に対して大きく障害を受け, 酸素吸収量が著しく低下する。

⑦ 金属加工, 表面処理の工場群が166箇所も存在する地区の下水道計画樹立に当たって諸般の事情から合流式下水排除方式を採用することとした場合, 下水幹線と

して既に布設した鉄筋コンクリート管を利用するものとし、その酸蝕による腐蝕を防止する方策として中和法と希釈法が考慮できる。しかし、中和法を採用する各工場のすべてに除害施設を設置するか、または専用自動車によって廃酸を各工場から回収するのいずれかの方法をとらなければならない、その実現は困難である。この地区が地下水および河川の表流水にめぐまれ、それを取水して下水中に含有する硫酸を地下水（工場側で処置）および河川の表流水（下水道管理者が処置）によって希釈し、さらに下水処理場からの放流水を他の取得権益の存在しない排水専用河川口に放流することができるならば希釈法を採用した経済的な下水道計画が樹立できる。この場合、多量の希釈水を流入できる下水幹線は鉄筋コンクリート管をそのまま採用できるが、下水枝線は耐酸材料を用いて施工しなければならない。その希釈倍水として下水の pH が 2.6 以上ならば 10 倍、下水の pH が 3.2 以上ならば 5 倍とするのがよい。

③ 上記の下水処理場の設計において希釈によって有機物濃度が低下することより沈殿および減菌のみによって放流することができる。金属加工、表面処理の工場群のなかでメッキ工程を有する工場群が多い場合にはできるだけ工場側で重金属塩を流出させないよう指導することが必要である。特にクロムメッキを行なう工場およびニッケルメッキを行なう工場からの排水中に含まれる重金属は下水処理場の最初沈殿池にて十分に除去することは困難である。下水処理場からの放流水が排水専用河川に放流されている場合でも放流水中に含有する重金属含有量は魚類に対する許容最大含有量以内とすることが適当である。放流水中の重金属含有量がそれを越えるおそれのある場合には、工場側におけるメッキ工程の洗浄方法を再検討した洗浄装置を改良させるか、重金属回収装置を設置させる。あるいは、下水処理場最初沈殿池前に重金属除去を目的とした薬剤注入装置、同混合かくはんタンクを設置する必要がある。

④ 皮革のクロムなめし製造工場を主体として全工場数が 285、現在の排水量が 114,200 m³/日の工場群からの排水の受け入れを中心とした下水道計画を樹立するに当たり、下水処理場となる用地が工場群の存在する位置より遠く、この間に都市下水路事業によって布設した鉄筋コンクリート管路がある。この管路を閉くせしめずに安全に皮革工場群からの排水を輸送するため、さらには工場群からの排水が 1 日のうちで約 12 時間しか排出されないことから、鉄筋コンクリート内部を下水処理場での 2 次処理のための調整池として利用することをも含めて検討を行なった。この結果、工場群からの排水を開渠によって共同除害施設に集め、充分なる沈殿を行ってから鉄筋コンクリート管に流入させるのが適当であることが

判明した。共同除害施設での普通沈殿による沈殿時間は実驗池として 12 時間をその設計値として採用することが適当であることが実験結果より得られたが、工場群からの排水が 1 日 12 時間しか排出されないため、実際は 24 時間の沈殿を行なわなければならない。このような長時間の沈殿を行っても排水中に溶解している石灰の挙動については問題があり、それが析出して鉄筋コンクリート管の断面縮小に寄与することになりかねないので充分な監視とそれに対する対策を考慮しておかなければならない。共同除害施設から発生する汚泥は機械脱水を行なった後、臨海地区の埋め立て地か山間部の空地に廃棄するのが経済的であるが、有機分の溶出、悪臭の発生、地下水の汚染などについて留意しなければならない。焼却処分を行なう場合には補助燃料をできるだけ節約するためにその含水率を減らすような脱水法を考慮するのがよい。この場合焼却炉の余熱を利用して汚泥を加熱したうえ脱水するのも 1 つの方法である。この場合、発生する臭気の問題は炉内温度を調整することによって解決できよう。

⑤ 皮革工場群からの排水を低率散水る床法によって処理した場合、室内実験により BOD 負荷 0.05~0.1 kg/日/m³ について BOD 除去 70% 以上が得られた。家庭下水が少量でも流入するようになると処理に対して安全側となり、BOD 負荷を高くしても、BOD 除去率は前記と同程度か、またはややすぐれたものとなる。それゆえ、皮革工場群からの排水を低率散水る床法で処理した場合、最初 BOD 負荷 0.075 kg/日/m³ で設計し、以後家庭下水等の混入によって BOD 負荷 0.12~0.28 kg/日/m³ となっても処理効率を余り低下させないで処理可能である。ただ低率散水る床法を採用する場合には 1 日 12 時間しか排出されない皮革工場群からの排水を均等、均質に散水するために調整池が必要である。鉄筋コンクリート管内部を調整池として利用するためには管内に石灰、浮遊物の沈積による断面縮小を防止するための充分なる監視が必要である。

⑥ 皮革工場群からの排水をエアレッチッド・ラグーン法によって処理した場合、室内実験によれば滞留日数 15 日、温度 30°C、20°C、10°C について BOD 除去率はそれぞれ 94%、71.6%、30.1% が得られ、エアレッチッド・ラグーン法で処理した場合に温度の影響が大きいことが示された。また温度 20°C における半連続実験では滞留日数 5 日、10 日、20 日について、BOD 除去率は 61%、80%、87% が得られた。家庭下水を混入した場合にはその量が全量の 1/5 であったが、同一 BOD 除去率をうるのに滞留日数は相当短縮することができた。これらの実験から皮革工場群からの排水をエアレッチッド・ラグーン法で処理した場合、当初から流入する皮革工場群からの排水のために池内滞留日数を 20 日間として設計すると、

それ以後家庭下水等が流入して、その池内滞留日数を16.4~1.44日まで減少していても処理効率をそれほど低下させないで2次処理を行なうことが期待できる。エアレテッド・ラグーン法を採用した場合には調整池を必要としないし、散水ノズル閉そくのトラブルもないので皮革工場群からの排水のように石灰、浮遊物等を多量に含む排水の2次処理としては適当な方法ということができるであろう。

⑫ 皮革工場の脱毛工程は使用薬品を変更することによって、その水質を改善できることが知られている。その最適の方法は「苛性ソーダ—ジメチルアミン法」である。現在行なわれている「消石灰—硫化ソーダ法」では含有する硫化物が石灰と反応して難溶性の硫化カルシウムを形成させることができるので、排水がアルカリ側にあれば問題はない。しかし、アルカリ剤として苛性ソーダを使用し、さらに硫化ソーダまたは水硫化ソーダを使用する方法では硫化物を沈殿除去できない。この処理水を長距離輸送する場合には排水が常にアルカリ側にあれば問題はないが一時的にも酸側になったときには硫化水素を発生するおそれがある。また、排水が常にアルカリ側にあっても2次処理した場合には排水のpHが中性に近づき、悪臭を発生させる可能性がある。このため脱毛工程に硫化ソーダまたは水硫化ソーダを使用する場合にはアルカリ剤として苛性ソーダを用いるのは問題があると考えられる。

謝 辞

本研究を行なうに当たって、その水質分析、現場調査、各種実験について、故前田亨、前田順一郎、岡崎忠彦、松元寛郎、吉田正衛、福田高、一力光男、田巻平、笹川成穂、小林十寸穂、且尚久、吉本亀夫、太田一郎、沖正義、服部裕、岡本和吉の各氏、その他多くの方々の御協力、御援助をいただいた。さらに調査、実験について都市局下水道課長久保超博士、前下水道研究室長杉本昭典博士、前都市局下水道課長楠佐丸山速夫氏の御指導、御協力をいただいた。本研究の最後に当たってこれらの方々に厚く感謝の意を表す次第である。

参 考 文 献

- (1) 杉本昭典、柏谷衛、中川幸男「工場廃水を主体とする下水の活性汚泥処理に関する実験的研究」第1回土木学会衛生工学研究討論会講演論文集p.83(1964)
- (2) 杉本昭典「感潮河川の汚濁機構、特に隅田川について」土木研究所報告 第133号の1 p.1 (昭和42年12月)
- (3) 柏谷衛「工場群からの排水と家庭下水との共同処理に関する研究」——繊維加工、染色等の工場群か

らの排水の活性汚泥処理について」土木研究所報告 第133号の3, p.131 (昭和42年12月)

- (4) 建設省土木研究所下水道研究室「下水処理施設設計の合理化に関する調査報告書」(昭和44年3月)
- (5) 青木信一郎、山田修、堀内延浩「和歌川工業廃水について」雑誌「用水と廃水」Vol. 3, No. 4, p.17 (昭和35年4月)
- (6) 岩井重久、合田健、神山桂一、筒井天尊「和歌山市下水処理に関する研究」京都大学工学部土木工学教室衛生工学研究室 (昭和32年11月)
- (7) 杉本昭典、柏谷衛「和歌山市塩屋下水処理場の機能設計について」下水道協会誌 Vol. 2, No. 17, p.6 (昭和40年10月)
- (8) J.M. Symens, R.E. McKinney & H.H. Hassis "A Procedure for Determination of the Biological Treatability of Industrial Wastes" *Jour. Water Pollution Control Federation*, Vol. 32, No. 8, p. 841 (Aug. 1960)
- (9) D. J. O' Connor & W.W. Eckenfelder Jr. "Biological Waste Treatment" Pergamon Press Inc., p. 67 (1967)
- (10) C.E. Keefer & J. Meisel "Activated Sludge Studies—III. Effect of pH of Sewage on Activated Sludge Process" *Sewage & Industrial Wastes*, Vol. 23, No. 8, p. 982 (Aug. 1951)
- (11) C.N. Sawyer, J.D. Frame & J.P. Wold "Revised Concepts on Biological Treatment" *Sewage & Industrial Wastes*, Vol. 27, No. 8, p. 929 (Aug. 1955)
- (12) C.N. Sawyer. "Bacterial Nutrition and Synthesis" In "Biological Waste Treatment of Sewage and Industrial Wastes, Vol. 1" edited by B.J. McCabe & W.W. Eckenfelder Jr., Reinhold Publishing Corp., p. 3 (1956)
- (13) 日本水産資源保護協会「水産用水基準」(昭和40年3月)
- (14) 善一章「港湾における鋼材腐蝕の研究(第1報)——腐蝕速度推定法に関する研究」港湾技術研究所報告 第5巻 (1966年6月)
- (15) 社団法人日本港湾協会「港湾構造物設計基準」p. 3-2-7 (昭和42年4月)
- (16) R.L. Johnson, F.J. Lowes Jr., R.M. Smith & T.J. Powers "Evaluation of the Use of Activated Carbons and Chemical Regenerants in Treatment of Waste Water" Public Health Service Publication No. 999-WP-13, U.S. Department of Health,

- Education & Welfare (1965)
- (17) 豊田環吉「軟質粒状炭による用廃水処理」雑誌「用水と廃水」Vol. 7, No. 5, p. 25 (昭和39年5月)
 - (18) 柏谷衛, 前田亨「化繊染色排水の処理について(第1報)」第21回土木学会学術年次講演会講演概要II-148 (昭和41年5月)
 - (19) R. H. Souther & T. A. Alspaugh "Textile Wastes—Recovery and Treatment" *Sewage & Industrial Wastes*, Vol. 29, No. 8, p. 918 (Aug. 1957)
 - (20) R. T. Souther & T. A. Alspaugh "Textile Wastes Treatment Studies" *Proceeding of 13th Industrial Wastes Conference*, Purdue University, p. 662 (Aug. 1958)
 - (21) E. L. Jones, T. A. Alspaugh & H. B. Stokes "Aerobic Treatment of Textile Mill Waste" *Jour. Water Pollution Control Federation*, Vol. 34, No. 5, p. 495 (May 1962)
 - (22) M. Kashiwaya "Activated Sludge Treatment of Textile and Dyeing Mills Waste" In "Advances in Water Pollution Research, Vol. 2" edited by G. K. Baars, Pergamon Press Inc., p. 63 (1965)
 - (23) O. O. Olson, W. V. Heuvelen & J. W. Vennes "Aeration of Potato Waste" *Proceedings of the 19th Industrial Waste Conference*, Purdue University, p. 180 (1964)
 - (24) S. W. Williams Jr. & G. A. Hutto Jr. "Treatment of Textile Mill Wastes in Aerated Lagoons" *Proceeding of the 16th Industrial Waste Conference*, Purdue University, p. 518 (1961)
 - (25) W. W. Eckenfelder Jr. "Design and Performance of Aerated Lagoons for Pulp and Paper Waste Treatment" *Proceedings of the 16th Industrial Waste Conference*, Purdue University, p. 115 (1961)
 - (26) J. T. Ling "Pilot Study of Treating Chemical Wastes with an Aerobic Lagoon" *Jour. Water Pollution Control Federation*, Vol. 35, No. 8, p. 963 (Aug. 1963)
 - (27) D. J. O'Connor & W. W. Eckenfelder Jr. "Treatment of Organic Wastes in Aerated Lagoons" *Jour. Water Pollution Control Federation*, Vol. 32, No. 4, p. 365 (Apr. 1960)
 - (28) 柏谷衛, 菅原正孝「工場群からの排水と家庭下水との共同処理に関する研究(2)——酸性およびアルカリ性の工場群からの排水の中和と沈殿処理について」土木研究所報告 第134号の2 p. 25 (昭和43年9月)
 - (29) Robert A. Taft Sanitary Engineering Center "Interaction of Heavy Metals of Biological Treatment Processes" Public Health Service Publication No. 999-WP-22, U. S. Department of Health, Education & Welfare (May 1965)
 - (30) 新潟県・燕市公害防止に関する基礎調査報告 (昭和41年3月)
 - (31) 財団法人日本工業立地センター「燕市産業公害防止整備計画調査報告書」(昭和43年3月)
 - (32) 栗田工業総合研究所「燕市下水調査報告」総研資料R342-66 (昭和41年5月12日)
 - (33) G. M. Fair & J. C. Geyer "Water Supply and Waste-Water Disposal" John Wiley & Sons Inc. p. 610 (1956)
 - (34) T. Stone "The Fate of Chromium during the Treatment of Sewage" *Jour. & Proc. of the Institute of Sewage Purification*, (1955) Part 4, p. 345
 - (35) T. Stone "The Fate of Copper during the Treatment of Sewage" *Ibid*, (1958) Part 1, p. 82
 - (36) T. Stone "The Fate of Nickel during the Treatment of Sewage" *Ibid* (1959) Part 1, p. 252
 - (37) T. Stone "The Fate of Zinc during the Treatment of Sewage" *Ibid* (1959) Part 1, p. 254
 - (38) 浅田日出夫「6価クロムイオンを含有する廃水の処理」雑誌「用水と廃水」Vol. 2, No. 12, p. 9 (1960)
 - (39) N. S. Chamberlin & R. V. Day "Technology of Chrome Reduction with Sulphur Dioxide" *Proceedings of the 11th Industrial Waste Conference*, Purdue University, p. 129 (1959)
 - (40) H. B. Channon "Chromium Wastes—Recovery or Treatment? —II. Reduction of Chromium Wastes by Sulfur Dioxide" *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 25, No. 8, p. 923 (Aug. 1953)
 - (41) J. W. Canon "The Flue Gas. Method of Treating Chrome Plating Wastes" *Proceedings of the 14th Industrial Waste Conference*, Purdue University, p. 26 (1959)
 - (42) 兵庫県公害課「市川水質調査資料」(昭和41年3月14日)
 - (43) 兵庫県公害課「市川の調査地点における流量資料」(昭和44年3月14日)
 - (44) 兵庫県公害課「市川水域における昭和50年BODの試算」(昭和41年3月14日)
 - (45) 兵庫県公害課「水質規準(案)算定関連資料(クロム算定表)」(昭和41年4月19日)
 - (46) H. W. Clerk "Carbonation of Industrial Wastes

- to Prevent Clogging" *Water Works and Sewerage*, Vol. 79, p. 52 (1932)
- (47) H.B. Riffenberg & W.W. Allison "Treatment of Tannery Wastes with Flue Gas and Lime" *Industrial & Engineering Chemistry*, Vol. 23, No. 6, p. 801 (1941)
- (48) N.L. Nemerow & R. Armstrong "Combined Tannery and Municipal Waste Treatment—Gloversville—Johnstone, New York" *Proceedings of the 21st Industrial Conference*, Purdue University, p. 447 (1966)
- (49) E.W. Moore "Wastes from the Tanning, Fat Processing and Laundry Soap Industries" In "Industrial Wastes—Their Disposal and Treatment" edited by W. Rudolfs, Reinhold Publishing Corp. p. 141 (1953)
- (50) G.H. Green "The Application of Biological Processes to the Treatment of Liquid Tannery Effluent" In "Waste Treatment" edited by P.C.G. Issac, Pergamon Press Inc., p. 397 (1960)
- (51) F.E. Humphreys & D.A. Bailey "The Purification of Tannery Wastes on Percolating Filters" *Jour. of the Institute of Water Pollution Control* Vol. 66, No. 2, p. 149 (1967)
- (52) F.J. Wins "Treatment of Chromic—Tanning Wastes for Acceptance by an Activated Sludge Plant" *Proceedings of the 18th Industrial Wastes Conference*, Purdue University. p. 534 (1963)
- (53) 田中正雄, 笠原昭, 小野英男「活性スラッジによる産業廃水の処理に関する研究——皮革工場廃水の処理について」*発酵研究所報告*第24号, p. 239 (1963)
- (54) 田中正雄, 町山紀郎, 笑翁勝二, 小野英男「皮革廃水の処理について」雑誌「水処理技術」Vol. 7, No. 7, p. 1 (1966)
- (55) S.G. Shuttleworth "The Problem of Tannery Effluent Disposal in South Africa" *Jour. & Proc. of the Institute of Sewage Purification* (1965) Part 2, p. 244
- (56) J.E. McKee & T.R. Camp "Forum on Industrial Waste Problems—Tanning Wastes" *Sewage and Industrial Wastes* Vol. 22, No. 6, p. 803 (June 1950)
- (57) W. Foster "Discussion on Trade Waste (Tannery) Purification Plant" *Jour. and Proc. of the Institute of Sewage Purification* (1950) Part. 2, p. 98
- (58) R.R. Parker "Disposal of Tannery Wastes" *Proceedings of the 22nd Industrial Wastes Conference*, Purdue University, p. 36 (1967)
- (59) 第5管区海上保安本部・水路部「姫路港妻鹿沖潮流観測報告」(昭和38年11月)
- (60) 豊田春和, 遺沢哲夫, 二見明, 吉川正義「皮革工場廃水の処理に関する研究(第1報)——各工程廃水の性質」*東京工業試験所報告*第59回, 第6号, p. 246 (昭和39年6月)
- (61) 豊田春和, 遺沢哲夫, 二見明, 吉川正義「皮革工場廃水の処理に関する研究(第3報)——各種化学的処理法の効果」*東京工業試験所報告*第59回, 第6号, p. 276 (昭和39年6月)
- (62) 豊田春和, 遺沢哲夫, 二見明, 吉川正義「皮革工場廃水の処理に関する研究(第4報)——第2塩化鉄処理の効果」*東京工業試験所報告*, 第59回, 第7号, p. 303 (昭和39年7月)
- (63) 豊田春和, 遺沢哲夫, 二見明, 吉川正義「皮革工場廃水の処理に関する研究(第5報)——石灰処理の効果」*東京工業試験所報告*, 第59回, 第7号 p. 317 (昭和39年7月)
- (64) O.J. Sproul, P.F. Atkins Jr. & F.E. Woodard "Investigation on Physical and Chemical Treatment Methods for Cattleskin Tannery Wastes" *Jour. Water Pollution Control Federation*, Vol. 38, N. 4, p. 508 (Apr. 1966)
- (65) 柏谷衛, 菅原正孝, 小堀和夫「皮革工場群からの排水の除害施設の設計に関する調査」第3回土木学会衛生工学研究討論会講演論文集, p. 24 (1966年11月)
- (66) O.J. Sproul & R.E. Hunter "Extrame Removals of Suspended Solids and BOD in Tannery Wastes by Coagulation with Chrome Tan Dumps Liquors" *Proceedings of the 21st Industrial Wastes Conference*, Purdue University p. 600 (1966)
- (67) T.R. Haseltine "Tannery Wastes Treatment with Sewage at Williamsport Pennsylvania" *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 30, No. 1, p. 65 (Jan. 1958)
- (68) C.N. Sawyer & P.A. Kahn "Temperature Requirements for Odor Destruction in Sludge Incineration" *Jour. Water Pollution Control Federation*, Vol. 32, No. 12, p. 1274 (Dec. 1960)
- (69) C.R. Water "Effect of High pH on Trickling Filter Performance" *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 31, No. 12, p. 1416 (Dec. 1959)
- (70) 日本水道協会「下水道施設基準解説」p. 170, (1964)

- (71) 日本下水道協会「小規模下水道施設基準と解説」
p. 212, (1968)
- (72) S.A. Black "Supplemental Aeration and the
Waste Stabilization Pond" *Water and Pollution
Control*, Vol. 105, No. 3, p. 30 (Mar. 1967)
- (73) R.E. McKinney & H.H. Benjes "Evaluation of
Two Areated Lagoon" *Proceedings of the A.S.C
E.*, Vol. 91, S.A. 6, p. 43 (1965)
- (74) J.W. Klock & H.W. Durham "Wastewater
Lagoon Modification" *Jour Water Pollution Con-
trol Federation*, Vol. 39, No. 5, p. 835 (May 1967)
- (75) 服部裕, 岡本和吉, 吉岡一和, 杉田正見, 水谷茂
章「新しい脱毛法について」兵庫県皮革指導所
- (76) 服部裕「皮革工場廃水中の汚泥除去対策につい
て」通商産業省(昭和44年3月)
- (77) 兵庫県皮革指導所「ジメチルアミンの脱毛への利
用研究」
- (78) 服部裕, 岡本和吉, 吉岡一和, 杉田正見, 水谷茂
章「脱毛法と革の品質について」兵庫県皮革指導所
- (79) 柏原太郎, 有馬純治, 岡本和吉「脱毛法の改善に
よる廃水への影響」兵庫県立工業試験場, 兵庫県皮
革指導所
- (80) R. Pomeroy & F.O. Bowlus "Progress Report
on Sulfide Control Research" *Sewage Works
Journal*, Vol. 18, No. 4, p. 597 (July 1948)
- (81) W.J. Davy "Influence of Velocity on Sulfide
Generation in Sewers" *Sewage and Industrial
Wastes*, Vol. 22, No. 9, p. 1132 (Sept. 1950)
- (82) Ministry of Technology "Notes on Water
Pollution" *Jour. and Proc., Institute of Sewage
Purification*, (1966), Part. 6, p. 591

河川の縦断形状に関する研究

土木研究所報告136—1

昭. 44.12 (1969)

土屋昭彦, 石崎勝義

要 旨

河道計画において問題となる縦断形状の設定方法について現在二つの異質の考え方, すなわち平衡理論と河床変動の考え方がある。この研究ではまず平衡理論を実際の河川に適用して現状の河川を説明できないことを示した。その理由として現在の河川が厳密な意味で平衡状態にないことを河川の縦断形状の形成過程から説明した。

次に河川の縦断形状の変化を簡単に表現する式を河床変動の考え方に基づいて導き, これを常願寺川に適用して河床変化をかなりよく説明できることを示した。更にいわゆる天井川が出現する理由を考察し同一のモデルによって説明できることを示した。

以上の考え方に基づいて河道計画において河道の安定を扱う場合の基本的な考え方を提唱したものである。

キーワード (河川縦断形状, 河床変動, 平衡理論, 河道計画, 河床こう配, 常願寺川, 吉野川, 天井川, 河床上昇, 扇状地)

橋梁の耐震設計に関する研究(Ⅱ)

土木研究所報告136—2

昭. 44.12 (1969)

——動的応答を考慮した修正震度の
長大吊橋の耐震設計への適用——

栗林栄一

要 旨

昭和42年7月, 日本土木学会から公刊された「本州四国連絡橋・耐震設計指針(1967)」において, 長大吊橋の耐震設計法に関する著者の提案した考え方も, その一部分が採用され, 「応答を考慮した修正震度法」と命名されている。その考え方の多くは, すでに土木研究所資料を通じて発表されている。

本論文では, これらの断片を著者独自の立場で取りまとめ, 同指針の依った根拠を明らかにすると共に長い支間と巨大なケーソンからなる三径間吊橋全橋に対する「動的応答を考慮した設計震度」を提案した。特にこの中で, 下部構造ケーソンの設計震度に関しては復元力に非線型性をも考慮しうる点に特色がある。

ここで提案している「動的応答を考慮した修正震度」の算出方法は広く一般の構造物における設計震度の合理的な算出方法としても利用できる。

キーワード (地震荷重, 耐震設計, 吊橋, ケーソン)

工場群からの排水と家庭下水との共同処理に関する研究(3)

土木研究所報告136—3

昭. 44.12 (1969)

——工場群からの排水が大部分を占めて
いる場合の下水道計画について——

柏谷 衛, 小堀和夫

要 旨

工場群からの排水量がその晴天時下水量の大部分を占めている場合の下水道計画について, 工場群からの排水を原則として各工場の除害施設にて前処理せず下水道に受け入れて, 下水道側で一貫した処理・処分法を確立せんとした4ケースについて, 処理方式の選定法, 計画・計画上留意すべき事項などについて述べた。

キーワード (共同処理, 活性汚泥法, エアレットッド・ラグーン法, 低率散水ろ床法)

Report of The Public Works Research Institute Ministry
of Construction Vol. 136, December 1969

Study on the longitudinal profile of river bed

Akihiro Tsuchiya
Katsuyoshi Ishizaki

Synopsis:

The two fundamental concepts of equilibrium theory of river bed profile and successive calculation of river bed fluctuation were examined applying them to the improvement projects of stable river channels.

As for the equilibrium theory, it was defined that the existing longitudinal bed profile could not be explained well by the theory. Unsatisfaction of the equilibrium condition in the existing river was explained by the changing process of river bed profile.

The fundamental equation which expresses the river bed variation was introduced and applied to the Jōganji River. The calculated results showed that the mechanism of river bed variation was well explained by the equation.

The design criteria of stable river channel based on the fundamental concept of river bed variation was proposed.

Report of The Public Works Research Institute Ministry
of Construction Vol. 136, December 1969

Studies on Earthquake Resistant Design of Bridges Part (II)

—Application to Earthquake Forces taking account of Dynamically

Structural Responses in Earthquake Resistant Design of Long-Span
and Deep-Foundation Suspension Bridges—

Eiichi Kuribayashi

Synopsis:

A significant method of earthquake resistant design of long span and deep foundation suspension bridges was established by The JSCE Board of Technical Examination on The Honshyu-Shikoku Bridge in 1967. During the discussion on the draft of the Specification on the Earthquake Resistant Design of the Honshyu-Shikoku Bridge, several pieces of remarkable ideas which had been proposed by the author were adopted by the common will of almost all of members of the Board. The concretely applicable method for the design based on the above is named as "Modified Seismic Coefficient Method taking account of Responses during Earthquakes".

Each item on these unique ideas herein, has already been published as The Preliminary Report of The Public Works Research Institute under the administrative responsibility of the Institute at the each period. In this work the essential one of them is modified and then purified on the stand point of the author himself, there is concerned with neither relation to the specification nor the result of the tentative design of the proposed bridge. Meanwhile, the most remarkable idea of this work can be pointed out as what the nonlinearity of caisson foundation structures is taken into account for the earthquake resistant design of substructures.

Report of The Public Works Research Institute Ministry
of Construction Vol. 136, December 1969

Experimental Studies on the Combined Treatment of
Numerous Mills Wastes with Domestic Sewage (3)

—The Treatment and Disposal of Sewage
loaded with Numerous Mills Wastes—

Mamoru Kashiwaya
Kazuo Kobori

Synopsis:

The investigations have been carried out to establish some sewage treatment and disposal schemes in industrial areas where trade wastes constitute a greater parts of the sewage in the sewerage systems.

As the results, they were found that the combined treatment with a great deal of domestic sewage was the most reliable and economical procedures in view of stabilization of the effluent and costs of the construction and maintenance. There are also found that the some economical treatment methods such as low-rate trickling filter, aerated lagoon, etc. will be able to be applied for sewage treatment plants in our country, in particular joint treatment plants of numerous mills waste and domestic sewage.

Report
of
The Public Works Research Institute
Ministry of Construction

Vol. 136, December 1969

CONTENTS

1. Akihiko Tsuchiya and Katsuyoshi Ishizaki
Study on the Longitudinal Profile of River Bed.....(1)
2. Eiichi Kuribayashi
Studies on Earthquake Resistant Design of Bridges Part (II)
—Application to Earthquake Forces taking account of Dynamically
Structural Responses in Earthquake Resistant Design of Long-Span
and Deep-Foundation Suspension Bridges——.....(13)
3. Mamoru Kashiwaya and Kazuo Kobori
Experimental Studies on the Combined Treatment of Numerous Mills
Wastes with Domestic Sewage.....(33)
—The Treatment and Disposal of Sewage loaded with Numerous
Mills Wastes——.....(47)