

## 第六章 平潟湾の浄化対策に向けての一考察

— 文献の整理解析を中心として —

齋藤克夫

### 1. はじめに

平潟湾は古くから名勝金沢八景の中心となる存在であり、干潟の波静かな風光は鎌倉時代以前から名高く、いわゆる金沢八景は少くともその五景まではこの平潟湾を中心とした勝景であったという。

平潟湾の汚濁は昭和30年代から進行しはじめ、一頃はオバケハゼの発生や悪臭問題等が生じたこともあったが、現在ではそのような危機的状況はなくなってきている。

ここ10年間平潟湾内の水質は良化傾向にあるとは言えないが、一方では平潟湾に流入する河川水質はここ数年間での下水道整備の進捗状況等にもなって良化傾向を示してきている。

本章では既存の文献から平潟湾の浄化対策にとって導入の可能性のある方法やその対策事例について紹介すると共に今後の平潟湾の水質の良化の可能性について検討を加えてみた。

### 2. 湖沼等の浄化対策とその効果

#### 2-1 浄化対策一般

一般に水域に流入する有機汚濁物質(COD, BOD, N, P等)を減少させる方法<sup>1)</sup>としては次のようなことが考えられる。

- ① 工場排水および下水処理(含む三次処理)。
- ② 排水路の流路変更。
- ③ 集水域の土地利用形態の変更。
- ④ 流入河川水の処理。
- ⑤ リンを含む合成洗剤の使用禁止。

また、水域にすでに流入してしまった有機汚濁物質の除去等の方法には

- ⑥ 湖水中の栄養塩類の除去。
- ⑦ 人工的なばっ気・循環。
- ⑧ 湖水の希釈・流れ流し。
- ⑨ 藻類等の回収。
- ⑩ 殺藻剤による処理。
- ⑪ 底泥の浚渫および封じ込め。等が考えられる。

これらの内、平潟湾対策として現実的に適用可能な方法は①, ⑤, ⑦, ⑨, ⑪等であろう。

(工場排水および下水処理)

現在すでに東京湾流域の工場についてはCODの総量規制が施行されており、N, Pについても東京湾富栄養化対策指針が昭和57年6月より1都3県2市で適用されている。さらに環境庁は総量規制

基準の見なおし強化を検討中であり、N、Pについても近い将来、排水基準の導入が考えられている。

また、下水道整備については平潟湾流入域は昭和50年頃から着々整備が進行してきており、金沢区全体としては下水道普及率を昭和64年度末までに84%に引き上げる計画<sup>2)</sup>であり、今後の平潟湾の水質良化の見通しは明かるい。

下水道普及率と湾内水質との関係については次節で若干の考察を試みる。

(リンを含む合成洗剤の禁止)

滋賀県の琵琶湖条例に端を発して、横浜市も昭和55年2月「横浜市合成洗剤対策に関する方針」を定め、有リン洗剤使用とりやめの方針を明らかにした。

その結果、昭和56年1月～3月現在で洗濯用洗剤中に占める有リン洗剤の比率が67%<sup>3)</sup>であったものが昭和58年9月から59年2月の結果では7%と急減しており、本対策による水質浄化の効果はほぼ完了しているとみてよい。

(人工的なばっ気・循環)<sup>1), 5)</sup>

閉鎖水域のばっ気には、深水層ばっ気と全層循環方式とがある。

前者は深層水をばっ気することによって嫌気的条件を好気的条件に変えることによりリン等の溶出を防止する方法である。後者は空気揚水筒と呼ばれている方式であって深層水を間欠的にくみ上げることにより全層循環を生じさせることにより藻類等の発生が抑制されると共に上水の異臭味対策や赤水対策にかなりの実績を上げている方式である。

(藻類等の回収)<sup>1), 6)</sup>

増殖した藻類を除去すれば水質は回復する。

藻類はきわめて小さいうえに全体としては濃度がうすく、また水量が多いのでこれらを実用化することはむずかしい。しかし、最近、長毛型ろ過機と呼ばれる装置が開発され、汙過面積4.2 m<sup>2</sup>、処理水量50 m<sup>3</sup>/hrの装置で原水濃度に対して浮遊物質除去率85%以上の実績を上げている。

(底泥の浚渫および封じ込め)<sup>1)</sup>

通常、底泥からはアンモニア性窒素およびリン酸塩が溶出する。

溶出速度は底泥における栄養塩類の濃度および存在形態、温度、底層の酸素濃度などによって異なる。

一般に温度が高く、底層が嫌気性の場合に溶出速度は大きくなる。後述するようにミューバン等により底泥表面を覆うと栄養塩類とくにリンの溶出は抑制される。その表面にあらたに底泥が蓄積されれば、それからの溶出が起ることはもちろんである。池沼やダムの場合、水を抜いて底泥を乾燥させてからふたたび水をはると底泥からの溶出は少なくなり、水質が良好になることが知られている。

(排水路の流路変更)<sup>11)</sup>

今日まで行われている富栄養化対策は大きく分けて、流域から物質流入をコントロールする流域対策と湖内における栄養塩の内部負荷を軽減させる湖内対策の二つがある。

流域対策は流域からの流入防止を主眼とするもので富栄養化対策の主軸となるものであり最も基本的な対策である。

特に流域内の汚水を下水処理場で処理し、この処理水を流域外に搬出した場合、湖水等の浄化効果は顕著に表われる。

## 2-2 人工的なばっ気・循環方式

ここでは熊本県の緑川ダム貯水池における深層ばっ気による水質改善例<sup>7)</sup>と小島<sup>5)</sup>、守屋ら<sup>8)</sup>、須藤<sup>9)</sup>が報告している空気揚水筒による水質改善事例を紹介する。

### 2-2-1 深層水層ばっ気による水質改善<sup>7)</sup>

この実験は九州地方建設局緑川ダム管理事務所が行ったものである。

緑川ダム貯水池の規模は満水面積 1.81 km<sup>2</sup>、水深約 50 m で昭和 46 年に洪水調節、発電、かん漑用水の確保を目的に完成したものである。熊本市からも 1 時間余りの行程にあるため地域住民の憩いの場であると共に観光上にも利用されている。

貯水池の水温は表層で最高値が 20 数℃、深層水では年間を通して 10℃前後であり、4 月中旬から 11 月中旬にかけて水温躍層がみられる。

水質は DO (溶存酸素) については表層水と深層水との差が 4 月～11 月に大きく、その差は最大 10 mg/ℓ にもなる。DO 濃度は表層水で 7～13 mg/ℓ、深層水では 1 以下～11 mg/ℓ 程度である。深層水での 1～2 mg/ℓ 以下の期間は 5 月～11 月頃まで続く。しかし冬期には水温躍層は破壊され表層水と深層水の差はほとんどなくなる。

PO<sub>4</sub>-P (リン酸態リン) は表層水で 0.01～0.04 mg/ℓ、深層水もほぼ同様な値である。

T-N (総窒素) は表層水で 0.26～0.67 mg/ℓ、深層水で 0.60～0.79 mg/ℓ と底層で高い。

Mn (マンガン) は表層で 0.2 mg/ℓ 程度なのに対し深層水では 3.0 mg/ℓ にも達し特に 6 月～11 月にかけて高い濃度を示している。

深層水層ばっ気装置は上昇管と下降管で構成されており、上昇管底部にコンプレッサー (37 kW) で圧送された空気が深層水と共に上昇し、この含酸素水が下降管底部より貯水池底層に放出されるようになっている。

実験は昭和 56 年 10 月 26 日～11 月 20 日にかけて行っているが底層の水温が 8℃だったものが 10℃以上に上昇すると共に DO も 0.5 mg/ℓ 以下だったものが実験終了時には 1.0 mg/ℓ 以上に回復している。深層水で 1 mg/ℓ 以上に上昇した範囲は 150～200 m であった。

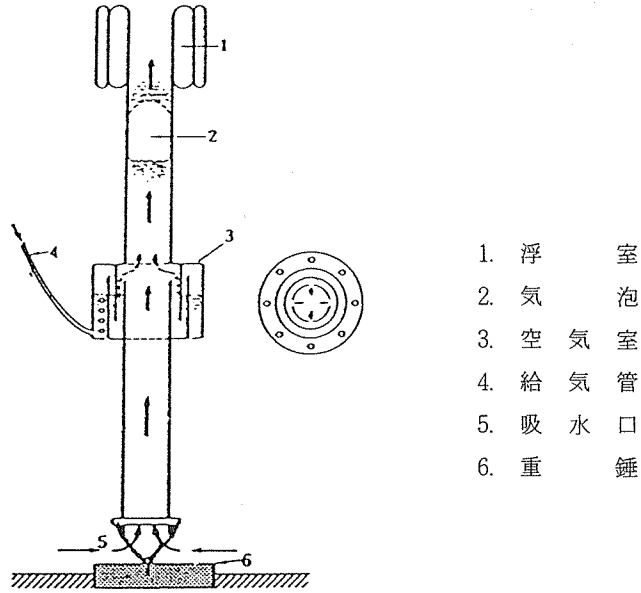
また二次効果 (P, Fe, Mn 濃度の低下) および三次効果 (表層部での生物現象の抑制) についても把握が必要であり、今後 55 kW 装置による実験も含めて調査を継続していく予定であると中島ら<sup>7)</sup>は報告している。

### 2-2-2 空気揚水筒による水質改善事例

#### (i) 空気揚水筒の原理等<sup>5), 10)</sup>

空気揚水筒処理を行うと藻類の著しい繁殖がみられなくなるということが全国各地の湖沼で実証されている。本法により最深部から揚水を継続すれば 1 km 離れた地点でも完全に循環混合すること、無人運転ができること、必要電力料もわずかで経済的であることなどが長期間の運転実績によって証明されている。

空気揚水筒の原理は揚水筒下部からコンプレッサーにより空気を連続的に送り込む。これによって間欠的に底層水が揚水筒にすい込まれると共にこれが筒上部より湖表面に放出される (図-1 参照)。このように揚水された底層水は多量の酸素を含む表層水と混合することによって酸素が与えられると同時に水温も上がって軽くなるので再び底層に戻ることができず水平方向に向けて拡散する。



1. 浮室
2. 気泡
3. 空気室
4. 給気管
5. 吸水口
6. 重錘

図一1 空気揚水筒（最新型）構造図（文献10より）

藻類の発生が抑制される理由は湖水が循環混合されると藻類は光のとどかない深層に運び込まれ、ここで数～10数時間すぎなければならなくなる。この間に耐暗性に弱い種類は死に、強い種類は命を長らえるがこの場合でも増殖速度は著しく落ちまったく増殖が止まるものも少なくないと小島<sup>5)</sup>は述べている。

また湖水の強制循環を行うと藻類プランクトンが急激に減少し、それまで優占的に増殖をしていたらん藻類が消滅し、しだいにけい藻類に変わることが観察されるがそのメカニズムは耐暗強度の差によるものと考えられるとしている。

もちろんこれにより底層水の無酸素ないしは低酸素化の状態は解消され、従って底泥からのP、Nの溶出の抑制が図られることも当然である。また底層の低温の状況も強制循環により均一化され解消される。

空気揚水筒は硬質塩化ビニール製またはFRP（繊維プラスチック）製の円筒体で直径は通常20～50cm、長さは水深に応じて3～30mのものが用いられており、筒内の気泡（砲弾状）の上昇速度は1～1.5m/sであり、湖水内での実際の混合水量は揚水量の2～3倍に達すると推測している。送気するためのコンプレッサーの能力は揚水筒1基当たり2.2～11kWである。

#### (ii) 本庄貯水池の水質改善例<sup>8)</sup>

本装置の導入は呉市の水道局が本庄貯水池で実施したものである。本貯水池は湛水面積0.283km<sup>2</sup>、平均水深6.9m、最大水深18.2mの規模である。

本貯水池は上流域の人口の増加に伴い近年、富栄養化現象が顕著にみられるようになり、これを原水として市内に給水している水道水から赤水、かび臭等数多くの障害が昭和40年頃から毎年起るようになった。

その対策として貯水池では底層水の放流、硫酸銅の散布による殺藻、浄水場においては粉末活

性炭の注入等を行ってきたが十分な対応とはなり得なかった。

そこでその解決策として間欠式空気揚水筒を設置し、昭和58年3月末より運転を開始した。揚水筒は径50cm、高さ7m、5m、3mが各2基の計6基、コンプレッサーは7.5kW×800ℓ/分が6台である。

その結果、設置前は池の上・下層の水温差が5月～9月の夏期で7～8℃であったものが装置稼働後は2～3℃差となり水温躍層の解消をみた。また夏季の8月に水深9m以下の無酸素域が溶存酸素飽和率20%まで回復した。底層水のFe、Mnも1.2mg/ℓ、0.5mg/ℓからそれぞれ0.3mg/ℓ、0.1mg/ℓと良化している。

装置設置以前は毎年発生していた赤水障害についての苦情は全くなくなり、かび臭も運転後は発生せず、毎年多量に必要であった硫酸銅や粉末活性炭は全く使用する必要がなくなった。

### (iii) 下の原貯水池の水質改善事例<sup>9)</sup>

下の原貯水池は昭和30年代から急激に発展してきた佐世保市南部の水需要にこたえるため、二級河川小森川水系下流域の一渓谷に建設された水道専用ダムで昭和45年3月に完成した。

形式は重力式コンクリートダムで総貯水量132万m<sup>3</sup>、最大水深25m、有効水深14mである。取水能力は1日最大3万m<sup>3</sup>を有するが非かん漑期以外は常時取水することができないので昭和48年からは13kmはなれた川棚川からポンプアップ方式により1日最大1.5万m<sup>3</sup>の取水を開始した。この河川水量は比較的安定しており、渇水期唯一の水源であるため汚濁水でも止むを得ず補水を続けた。

ところが昭和56年6月らん藻類のホルミジウムが多数発生し、貯水にかび臭が発生するようになった。そこで、急きょ、旧式の活性炭注入機を整備し、粉末活性炭を使用して一応ピンチを切り抜けたが最終的に間欠式空気揚水筒の設置にふみ切ることになり昭和57年3月から運転を開始した。

空気揚水筒は筒長7mのものが1基、5mのものが2基の計3基、コンプレッサー能力はそれぞれ5.5kW、送気能力もそれぞれ600ℓ/分である。

運転開始前の貯水池は成層期の初期で表層水と底層水の水温差は約6℃(S57.3.24)であったが、運転開始後20日目には2℃と差が縮まり、成層は破壊された。その後、水深20mまでの水温差は2～3℃と安定した。空気揚水筒設置個所から遠い(200～500m)地点でも水深が10m前後と浅いこともあって、上・下層の水温差は1℃となり貯水池全域にわたって均一化された。

Feについては運転前の底層水が0.82mg/ℓ(水深14m)であったものが運転後1ヶ月余で0.09mg/ℓ(水深14m)、水深20mでは0.14mg/ℓと良化している。

藻類については珪藻類のメロシラ、アステリオネラ、シネドラの生物個体総数が表層において1,200個/mℓ(S.57.3.4)であったものが稼働後はメロシラ、シネドラの個体総数が300個/mℓ(S.57.4.21)と減少した。

また異臭味の原因となったらん藻類のホルミジウムが昭和56年の夏期に1,000個/mℓと異常発生したが揚水筒稼働後は1件も発生しなかったと報告している。

## 2-3 赤潮の物理的回収方法について

### 2-3-1 物理的回収方法一般<sup>6)</sup>

現在までに、既に開発あるいは研究開発段階にあるプランクトン類の物理的(あるいは直接的)

回収処理システムは下記に示す通りであるがどの方法もそれぞれ一長一短があり、回収から処理までを一環して扱う完成された方法論は無いと乾<sup>6)</sup>らは報告している。

(i) 薬品散布

主として硫酸銅によるプランクトンの死滅をはかる方法。局所的に且つ発生初期に有効である。薬品による二次公害の恐れがある。

(ii) 汙過方式

長毛をつけた特殊汙布にプランクトンを含む原水を透過させ、長毛に付着したプランクトンを洗い濃縮する方法。プランクトンの大きさにより効果が異なる。

アオコのような植物プランクトンには使用した実績が多い。松原ダム（建設省・大分県）では赤潮生物回収に使用している。プランクトンの径が小さくなれば効果が薄れるため、特殊汙布の研究開発の検討が必要である。

(iii) 濃縮方式

遠心分離機により濃縮回収する方法。分離後、スラッジの効率的排除が問題となるが最近では自動排除装置の開発がなされ連続運転が可能である。霞ヶ浦では遠心分離機を搭載した回収船を用いてアオコの回収を実施している。

(iv) 凝集・沈澱方式

採取した原水にPACや硫酸バンドの凝集剤を添加し、プランクトン類をフロック化し、加圧浮上したスカムを回収する方法。凝集剤の二次公害の不安がある。

(v) 加熱処理方式

赤潮プランクトンが加熱されると死滅することを利用して原水そのものを加熱処理する。処理量は限定され、また加熱のための燃料費が高く、非経済的である。

(vi) 超音波方式

プランクトンに超音波を作用させて破壊させる方法で、その振動数や作用時間等の処理条件はある程度解明されてきた。処理能力および経済性に問題がある。

(vii) 磁気分離方式

プランクトンに磁性鉄粉を吸着させ、磁場を通過する際に受ける磁気力で液体と分離して回収する方法。研究段階であり、処理能力、経済性に問題がある。

### 2-3-2 長毛汙過機による赤潮回収方式について

乾<sup>6)</sup>は上記の汙過方式と濃縮方式とを組合せた図-2のような方式を考察した。

各々の装置の概要は次の通りである。

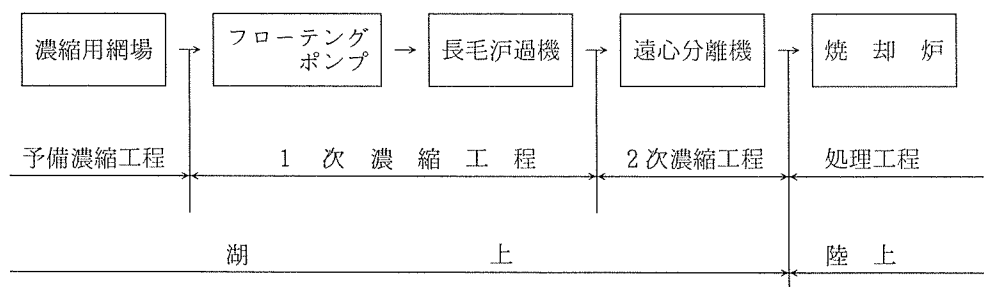


図-2 乾<sup>6)</sup>の赤潮回収システム図

(回収装置)

赤潮混りの原水を回収する装置には特殊なフローティングサクションと原水ポンプからなっており、赤潮の発生状況に応じて湖面表面から均一に、また限られた水深からの回収も可能なようになっている。

取水能力：0～70 m<sup>3</sup>/hr，取水深：表層～8.0 m

(一次濃縮装置 — 長毛汙過機 —)

回収装置によって回収された赤潮混りの水(原水)は、まず長毛汙過機に送って汙過される。

処理能力：50 m<sup>3</sup>/hr，汙過面積：4.2 m<sup>2</sup> (回転ドラム外周面積)，汙布材質：モダアクリル繊維，長毛の長さ：55 mm，浮遊物除去率：原水濃度に対し85%以上。

(二次濃縮装置 — 遠心分離機 —)

二次濃縮装置は長毛汙過機により一次濃縮処理された逆洗水をさらに遠心分離機によって高濃度化し、これ以後の運搬焼却処理工程における作業の効率化等を目的とした装置である。

本装置は奈良県の風屋ダム湖(竣工昭和35年，湛水面積4.46 km<sup>2</sup>，総貯水容量130×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>)における昭和58年10月から昭和59年4月迄の7ヶ月間の回収処理実験の結果では赤潮生物の浮遊物質としての原水濃度60～700 mg/ℓのものが長毛汙過機の出口で4 mg/ℓ程度にまで除去されている。

これは原水の回収厚さを5 cmと仮定した場合，風屋ダム湖の湖全面積の1/3の面積の湖水(43,000 m<sup>3</sup>)を処理したことになる。

この結果，ほぼ年間を通して発生しており，昭和58年4月から翌年2月上旬まで発生していた淡水赤潮(渦鞭毛藻：ペリディニウム，バイベス，オクラタム)は昭和59年2月中旬以後みられなくなり，59年6月末現在に至っても発生していないと報告している。

なお，本装置で処理された原水量43,000 m<sup>3</sup>に対して最終的に回収された濃縮スラッシュは約100 m<sup>3</sup>であり，これは主燃料の流木1,050 m<sup>3</sup>，補助燃料の軽油2.5 kℓで焼却処理されている。

## 2-4 底質のしゅんせつ・封じ込め対策等の実施例<sup>11), 12)</sup>

湖沼の富栄養化対策等<sup>11)</sup>としては底泥のしゅんせつ，硫酸アルミニウムの投与による底泥中のリンの不活性化の他に曝気によるリンの不溶化，湖を干して底泥を酸化処理させる，外部から水を導入して栄養塩の多い水を薄める，水草の刈取り，殺草剤で藻類の異常繁殖を抑える，食植性の動物を導入して藻の繁茂を抑えるなどの方法がある。

しかし，今日までの諸外国の報告<sup>11)</sup>によると，点源負荷の軽減と下水流入のコントロール，それに組み合わせての底泥のしゅんせつ，底泥中のリンの不活性化が最も効果的であるとされている。

以下にいくつかの湖についての対策実施例について述べる。

### 2-4-1 底泥のしゅんせつによる効果

底泥のしゅんせつで期待される効果としては湖水中の溶存酸素量，特に底層水の改善や底泥からのP等の溶出量が減少することによる藻類発生の抑制やこれにともなう透明度の向上等があげられる。

Peterson (1981) が報告<sup>12)</sup>している65の湖のしゅんせつ事業についての検討結果では22件が成功したと考えられ，10件は今なおしゅんせつが進行中であり，14件は計画段階であり，17件は成功のきざしがみられなかったと報告している。

この内、2件だけは不成功と考えられたがこれらの原因は湖内に外部から継続して流入する多量の栄養塩に起因するものであったと報告している。

(i) リリー湖<sup>12)</sup>

ウィスコン州のリリー湖では1978, 79年にしゅんせつを行ったがしゅんせつ前, 期間中, しゅんせつ後の夏期(7月~9月)の水質平均値を表-1に示す。

表-1 リリー湖の浚渫前後の水質(文献12より)

	浚渫前	浚渫期間中		浚渫後
	1977年	1978年※	1979年※	1980年※
アンモニア態窒素(mg/l)	0.03	1.12	1.44	0.05
有機態窒素(mg/l)	1.5	1.8	1.4	1.1
溶存反応性リン( $\mu\text{g/l}$ )	< 4	< 4	< 4	< 4
溶存有機リン( $\mu\text{g/l}$ )	10~17	6~10	5~9	3~7
粒子状リン( $\mu\text{g/l}$ )	7~15	29	19	11
クロロフィルa( $\mu\text{g/l}$ )	3.3	18.5	9.5	5.9

※ 浚渫(1977)前の最高湖の深さは水深1.8mであった。  
比較の目的で1978, 79, 80年の水質も水深1.8mの値である。

この結果からみるとPを除いてあまり効果があったようにはみえないが本湖のしゅんせつの主目的は水深を深くすることと、栄養塩の底泥からの回帰を制御することであり、この点では成功であったと報告している。しかし、はっきりした効果を知るには引き続き監視が必要であると述べている。

(ii) トルンメン湖<sup>11)</sup>

この湖はスエーデンの南部にある小湖(表面積1km<sup>2</sup>, 最大水深2m, 平均水深1.1m)で周辺の町から下水や繊維工場からの廃水の流入によって著しい汚染が進んだ湖である。

特に近年における人間活動により流域からのPの流入負荷が以前の60~70倍の100kg/km<sup>2</sup>・yと増加し、かつ湖内への堆積による湖の浅化が著しくなった。また夏期らん藻の大増殖により透明度は20cm近くになり、水草が大繁茂し異臭を放つようになった。また冬期の氷結下の湖では溶存酸素の激減で魚が大量へい死するようになった。

本湖におけるPやNのほとんどは表層10cm近くの底泥中にあり、しかも還元的条件下ではPO<sub>4</sub>-PとNH<sub>3</sub>-Nの形による底泥からの回帰がきわめて著しいことが見出された。

このため1970年に0.5mの表層底泥を、さらに1971年にその下の0.5mの底泥を吸引しゅんせつによりとり出す工事を行った。これにより厚さ1m, 60万m<sup>3</sup>の底泥と30万m<sup>3</sup>の湖水をポンプアップし、沈澱池に移した。

沈澱池では汲み上げた湖水と底泥中の水とを硫酸アルミニウムで処理したのち、水を湖水に戻す処理を行い、しゅんせつによる水の再汚染を最低限に抑えるように努めた。この処理により湖の容積は7割近く大きくなった。透明度も改善され、以前25~40cmであったものが75~80cmと回復した。湖水中の酸素も多くなり、以前湖底直上や冬期は無酸素に近かったが1971年には溶存酸素は約8mg/lにまでもどり、湖水中のケルダールN量も1971年には以前の1/3にまで低下した。このように底泥のしゅんせつはもし底泥の関与が大きい場合ドラマチックな回復効果をも



つことになると述べている。

## 2-4-2 ミョウバン等による底泥の不活性化の例

### (i) メジカル湖<sup>11)</sup>

この湖はワシントン州の東部にある小湖で、流入、流出河川のない閉鎖湖沼である。

湖水中の栄養塩は特にPの含量が高く、藻の大増殖を毎年起していた。植物プランクトンの大増殖で水は濁り、その分解による異臭や硫化水素の発生が湖岸の住民を悩ましていた。調査を進めた結果、植物プランクトンの増殖を促すPは湖底泥からの溶出にあることが明らかになった。

そこで実験室での検討結果(150mg/lの硫酸アルミニウムの投与で87%のPを除くことが経済的にも、効果面でも良いと判断)をもとに、1,031トンの硫酸アルミニウムを特製の舟で湖面一面に散布した。

投与を行ったのは1977年8月末であるが、秋の湖水全循環のスタートと同時に、湖水中のPは急激な低下を始め、全Pは0.1mg/l以下に低下し、1978、79年の夏期においてさえ、投与前の1/10のクロロフィル量を記録したほどである。透明度も投与前の1~3mから5~11mと著しく改善された。

しかし、生態系の他の生物や水質にどのような効果を与えるか未知の面が多く、特に系外に水が流れ出る水域では十分な検討が必要であろうと述べている。

### (ii) ミラー湖<sup>12)</sup>

ミョウバンによる底泥中の栄養塩の不活性化はしゅんせつによるものよりもその効果は迅速かつ明瞭である。水質改善の効果はしばしば数日の内に明らかになる。ウイスコン州にあるミラー湖では湖水1m<sup>3</sup>当たりAℓ 6.6gの処理(1978年5月)を行った。

その結果、湖水中の溶存反応性リンは処理前では底層(13m水深)水で400μg/lであったものが処理後は4μg/l以下となった。処理後1年数ヶ月後も50μg/lを維持している。全-Pも処理前の500μg/lが50μg/lとなり、処理後1年数ヶ月後も90μg/lを維持している。

しかし、NO<sub>2</sub> + NO<sub>3</sub> - Nと溶存酸素濃度に関しては効果は明らかでなかった。

クロロフィルaについてはミョウバン処理後の減少(50μg/l → 10~20μg/l)と1979年のプランクトン発生時期にその効果(クロロフィルaとして5~35μg/l)があったと述べている。

### (iii) ツイン湖<sup>12)</sup>

この事業はオハイオ州が実地研究として1975年に実施したもので西ツイン湖にミョウバン処理を施した結果、湖水中のP含有量が200kgから70kg以下に減少した。

また西ツイン湖下流の東ツイン湖についても1978年には処理前の150kgから100kg以下に減少している(東ツイン湖は西ツイン湖から50~70%の流入を受けている)。

西ツイン湖については処理4年後も湖の水質は良好に維持(50kg以下)されており、外部からの栄養塩の供給が少なければ湖内の栄養塩の不活性化は長期間にわたって効果的であり得ると述べている。

## 2-4-3 底泥のしゅんせつと不活性化の費用比較等<sup>12)</sup>

しゅんせつも底泥の不活性化も湖内のリン循環の制御を目指し、除去されるリン(しゅんせつされる物質)および不活性化されるリン(堆積中に密封された)を基礎にしての費用の比較結果は表-2の通りである。

表-2 底泥の浚渫と不活性化との費用比較等(文献12より) 単位:ドル/ha

	事業数	最高費用	最低費用	平均費用
浚渫	11	39,000	2,000	13,600
栄養塩不活性化	6	1,740	-155	696

栄養塩不活性化の最高費用の例はメディカル湖の場合であり、その大部分は薬品費用(90,000ドル=540トンの硫酸アルミニウム)である。これは本湖は比較的深く(最大水深18m, 平均水深10m)、容量が大きく( $6.2 \times 10^6 \text{m}^3$ )、全アルカリ度が異常に高い( $\text{CaCO}_3$ として約750mg/l)という条件下で溶存反応性リン濃度を87%除去(植物プランクトン生長が制御できると考えられた濃度)するのに必要な薬品量の投入がなされた結果である。

メディカル湖の処理費用を計算から除外すれば残り5つの事業の平均費用(488ドル/ha)は最低しゅんせつ費用の1/4に満たないとしている。

CookeとKennedy(1981)のデータによれば栄養塩不活性化がなされた湖の平均水深は1.5mから10.0m(n=17)の範囲で4.0mであった。またミョウバン処理で恩恵をうけた最も浅い2つの湖では水深4.0mと2.4mであった。この2つの湖の処理効果はそれぞれ2~3年および1年続いた。しかし効果の持続性はこれらの湖の深さよりも流域からの流入負荷量に一層密接に関連していたと述べている。

## 2-5 汚濁源を他水域に切替えた事例

### (i) ワシントン湖<sup>11)</sup>

ワシントン湖は米国シアトル市の東側に位置する東西5~7km, 南北30kmの細長い湖で最大水深65m, 平均水深18m, 容積約2.8km<sup>3</sup>の湖である。

湖に入るPの収支計算によると下水処理場から湖へ入るPは1957年で49,900kgで湖に入るすべてのP負荷の56%に当たっていた。その後1962年までの間に洗剤の使用が増えたために処理場からのP負荷は2.7倍, さらに1964年には3.7倍に増えた。1963年においては湖の全P負荷の75%が下水由来であった。

水質的には1964年前後で春期にPが0.06mg/l, Nが0.60mg/lにまで達し, 以前主体を占めていた緑藻, 珪藻類が減り, 富栄養化水域に特有な糸状のらん藻が主体を占めるようになった。またクロロフィル量も年々増加傾向を示し, 1964年夏期には40μg/lに達した。

夏期の透明度も1950年には3.5mあったものが1964年には1mにまで低下した。

そこでシアトル市は1963年2月から1968年2月までの5年をかけてすべての処理下水を西側の海であるPuget Soundに放流する下水道を完成させた。その効果はきわめて顕著であった。段階的に下水道が完成されていったにかかわらず26%が完成した1964年に早くもPの低下が始まり, 完成度が高まるにつれて, 植物プランクトン量も低下し, 改善の効果が明らかに認められている。

1963年対比で1968~1969年には湖水中のPは20~30%の濃度まで低下しクロロフィル濃度も15%程度へと改善をみている。

## (ii) ノルビゲン湖<sup>11)</sup>

ノルビゲン湖はスウェーデン中央に位置する2.7 km<sup>2</sup>、最大水深12.2 m、湖容積が14.3 × 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>の湖である。

永らく家庭排水の影響を受けて富栄養化が進んできた。このため湖水中のN、P濃度は著しく高まり、1969年夏期には全Nが6 mg/ℓ強、全Pが0.4 mg/ℓにもなった。夏期には植物プランクトンが大増殖し、1963年から1969年にかけては以前優占種であったらん藻類のアファニゾメノンに代わり、オシラトリアが優占種となった。1969年6月から9月にかけての夏期の平均値でみるとクロロフィル量は151 μg/ℓ、透明度0.62 mであった。

そこでこれらの湖群を通じての集中下水道を1969年に建設し、すべての下水を下流に集め、ケバラ市にある下水処理場で処理し、湖の下流に放流することにした。この下水道設置によって本湖へのNの流入は著しく軽減(180 トン/年→50 トン/年)したがPは上流の富栄養化の進んでいるVallentunajon湖からの流入の影響で½(11 トン/年→5.5 トン/年)ぐらいに低下したにすぎない。

しかし、この流入削減によりすぐ翌年の1970年には湖水ではP量には改善がみられなかったがN量は半分ほどに低下し、クロロフィル濃度は65 μg/ℓと前年の半分以下に、透明度は0.91 mと改善がみられた。

## (iii) ギェルスジェン湖<sup>11)</sup>

この湖はノルウェーのオスロー郊外にある表面積2.68 km<sup>2</sup>、最大深度64 m、湖の容量61.2 × 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>の南北に細長い湖である。

この湖の周辺には、今世紀中はごろより人口が増え始め、排水が流れ込むようになったが、1960年以後は特にその度合いが強まり、湖は著しい富栄養化が進むようになった。

1964年の秋、突然らん藻の大発生が生じ、それ以来、毎年この度合いが強まるようになった。この藻類の増殖により、表面から8 m深度までの生産層のCOD(クロム酸カリ法)は冬に15.6 mg/ℓ、夏に23.0 mg/ℓにも達した。また夏期の深水層(10 m以深)における溶存酸素の減少は著しくなり、しかもその度合は年と共にひどくなった。

そこで、1971年PやNの負荷をもたらず主要な点源からの排水を処理するための下水道処理施設を設置し、湖外に処理水を放流することとした。

この結果、Pの流入負荷量は6 トン/年から2 トン/年に減少し、湖水中のP濃度も0.05 mg/ℓだったものが処理水切換後は0.02 mg/ℓ程度と改善された。しかし、Nについては切換前の55 トン/年よりむしろ増加しており、この汚染源は集水域の農地と考えられており、湖水のN濃度も1.0 mg/ℓが1.5 mg/ℓと汚染が進んでいる。

しかし、先に述べたワシントン湖の例では動物プランクトンが旧状に戻るのに下水道の流路変更以後10年を要しているのです、この湖の回復にも年月が必要であることを暗示していると述べている。

### 3. 平潟湾の浄化対策についての一考察

#### 3-1 平潟湾の底泥のしゅんせつ・不活性化等の対策について

##### 3-1-1 栄養塩類の底泥からの溶出量についての調査研究事例<sup>13), 14), 15)</sup>

###### (i) 霞ヶ浦の底泥<sup>13)</sup>

細見ら<sup>13)</sup>はコアー擬似現場法により霞ヶ浦高浜入りの底泥についてリンの溶出速度を求めた。

具体的には湖沼から採取した底泥コアーを用いて、現場に近い環境条件下でリン濃度の変化から溶出速度を求める。

夏期(7/20～9/8)の試料については窒素90%, 酸素10%の混合ガスを用いて直上水のDOを3～4 mg/lに制御したがその他の季節の試料はエアレーションを行った。

その結果、夏期のリン溶出速度はばらつきのあるものの1～10 mg/m<sup>2</sup>・dayであり、霞ヶ浦高浜入りにおけるリンの流入負荷量は1978～1980年の平均値で4.7 mg/m<sup>2</sup>・日であり、従って夏期における底泥からの溶出負荷は流入負荷と同程度であると述べている。

この時のリンが底泥から溶出する実験条件は温度25℃以上、DOが3～4 mg/lであった。

さらに、好気的条件下でも25℃以上になると1～2 mg/m<sup>2</sup>・日の溶出が認められたとしている。

###### (ii) 瀬戸内海の底泥<sup>14), 15)</sup>

塩沢ら<sup>14), 15)</sup>は新たに開発した現場用溶出量測定装置を用いて、瀬戸内海における底泥からのN・P等の溶出負荷量を明らかにすることを目的として昭和53年から5ヶ年計画で研究を行った。

その結果、夏期のPO<sub>4</sub>-Pの溶出速度は観測値(8.1～45.6 mg/m<sup>2</sup>・日)等から判断して15.5 mg/m<sup>2</sup>・日と推定されたとしている。

一方、冬期におけるPO<sub>4</sub>-Pの溶出速度は10℃条件下での室内実験(0.33～1.86 mg/m<sup>2</sup>・日)や現場溶出実験結果(6.2 mg/m<sup>2</sup>・日)から成層期(夏期6～9月)の $\frac{1}{3}$ ～ $\frac{1}{10}$ 以下に減少していたと報告している。

この結果に基づいて、播磨灘全域の底泥からの溶出負荷量を1,500～2,200トン/年と計算している。

さらに播磨灘へのリンの流入負荷量は約4,000トン/年であり、年間でみると底質からの負荷は流入負荷の $\frac{1}{2}$ であるが成層期だけに限ってみると陸からの流入負荷とはほぼ同じ量であるとしている。

また、播磨灘のTIN(全無機態窒素)の年間溶出量についても同様な方法で5,000～7,200トン程度と算定した。

さらに播磨灘における底泥の堆積速度は0.11～0.33 g/cm<sup>2</sup>・年、平均0.20 g/cm<sup>2</sup>・年であり、かつ底泥中の平均リン・窒素濃度を0.037%と0.21%として堆積域を底泥堆積物の分布域(1,925 × 10<sup>9</sup> m<sup>2</sup>)のみとして計算すると播磨灘におけるリン、窒素の堆積量はそれぞれ1.4 × 10<sup>3</sup>トン、8 × 10<sup>3</sup>トンとなるとしている。

マンガン(Mn)、鉄(Fe)についても同様の調査を実施している。

底層水が無酸素状態にある別府湾奥部の調査結果では底層(70 m水深)水中の溶存態Mnの最高濃度は830 μg/lであり酸素を十分含んでいる40 m以浅の濃度(0.3～2.0 μg/l, 平均0.8 μg/l)に比し約1,000倍に達する。

しかし、Feについては無酸素底層水中で最大23  $\mu\text{g}/\ell$ であり、40 m以浅の濃度(5.5~9.0  $\mu\text{g}/\ell$ 、平均7.0  $\mu\text{g}/\ell$ )とその差は数倍程度である。

リン、窒素についても低酸素下における底層水の濃度が高くなるのは周知の事実である。

夏期の瀬戸内海の水質鉛直分布の代表例として燧灘東部海域の測定結果ではDOが表層水8 mg/ $\ell$ 、底層水(22 m)4 mg/ $\ell$ と比較的ゆるい溶出条件下でリンについては底層水濃度(T-P0.05 mg/ $\ell$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 0.03 mg/ $\ell$ )は表層水の約3倍程度、窒素については底層水(T-N0.3 mg/ $\ell$ 、 $\text{TIN}$ 0.1 mg/ $\ell$ )は表層水の3倍以上の値を示している。

### 3-1-2 平潟湾底泥からの溶出量

平潟湾に流入する汚濁源は宮川、待従川、鷹取川である。

昭和59年度の夏と冬に当研究所で流入負荷量調査を行ったがその結果は表-3のように湾への1日当りの平均流入負荷量はT-Pとして85 kg/日であった。

表-3 平潟湾へのリンの流入負荷量

	1983・8・24	1984・2・17	平均
宮川	72.1 kg/日	30.8 kg/日	51.5 kg/日
待従川	19.4 kg/日	15.2 kg/日	17.3 kg/日
鷹取川	16.5 kg/日	16.7 kg/日	16.6 kg/日
計			85.4 kg/日

また公害対策局水質課の汚濁負荷量集計結果でも59年度の宮川は生活系が18 kg/日、産業系が12 kg/日、計30 kg/日、待従川は生活系が22 kg/日で鷹取川の負荷量は待従川とほぼ同程度と仮定すると総計(表-9参照)で70 kg/日であり、公害研究所の調査結果とほぼ一致する。

ここで、平潟湾の底泥からのPの溶出量を計算してみる。

細見らが報告<sup>13)</sup>している霞ヶ浦の底泥からのPの溶出速度はDO3~4 mg/ $\ell$ の条件下で1~10 mg/ $\text{m}^2 \cdot \text{日}$ であり、また塩沢ら<sup>14)</sup>が報告している瀬戸内海の夏期の溶出速度は8.1~45.6 mg/ $\text{m}^2 \cdot \text{日}$ である。

平潟湾内の底層水のDOは夏期に無酸素状態になる(瀬戸内海では3 mg/ $\ell$ 以下になる地域はごく一部)こともあり、底層の水温も28℃に達する(霞ヶ浦25℃、瀬戸内海24℃)こともあり、Pの溶出環境条件は霞ヶ浦や瀬戸内海に比べてより高い。

従って、それぞれの最高値10 mg/ $\text{m}^2 \cdot \text{日}$ と45.6 mg/ $\text{m}^2 \cdot \text{日}$ で溶出量を計算すると平潟湾の平面積は325,000  $\text{m}^2$ <sup>16)</sup>であるので

$$10 \text{ mg}/\text{m}^2 \cdot \text{日} \times 325,000 \text{ m}^2 \div 10^6 = 3.25 \text{ kg}/\text{日}$$

$$45.6 \text{ mg}/\text{m}^2 \cdot \text{日} \times 325,000 \text{ m}^2 \div 10^6 = 14.8 \text{ kg}/\text{日}$$

これはそれぞれ、流入負荷量に対して4%、18%に相当する。

しかし、底泥中のリンの含有量をみると瀬戸内海では平均値で0.037%<sup>14)</sup>であるのに平潟湾では0.09~0.256%、平均0.203%で5倍強となっている。従って、溶出環境条件はさらに高いと考えられ、上記の数値を単純に5倍するわけにはいかないともしも夏期には少なくとも流入負荷量の2割程度から流入負荷と同程度の溶出負荷があるものと考えられる。

### 3-1-3 底泥の不活性化と空気揚水筒の適用の可能性

#### (i) 底泥の不活性化

ミョウバンによる底泥の不活性化による生物への影響はあまり問題にならないかもしれない。

Cooke と Kennedy により報告<sup>12)</sup>された栄養塩不活性化処理のケースで微小甲殻類の多様性が減少した報告例は1例だけだった。

Funk (1975) はワシントン州のリバティー湖において小型甲殻類がミョウバン処理の影響を受けなかったと報告している。

Everhart と Freeman (1973) は水中の Aℓ 濃度 50 μg/ℓ はニジマス (rainbow trout) を保護するに安全と考えられる水準であると報告している。

また Cooke (1978) らは最大の堆積物しゃへい効果は水中の残留溶解アルミニウム濃度が 50 μg/ℓ を越えないように湖にできるだけ多くのミョウバンを添加することによって達成されるだろうと述べている。

平潟湾にこの方法を適用するとしたらどの程度の量のミョウバンが必要かを計算してみる。

ミラー湖では湖水 1 m<sup>3</sup> 当り Aℓ として 6.6 g を使用している。平潟湾の P 濃度はミラー湖より若干高い濃度であるので 1 m<sup>3</sup> 当り Aℓ として 10 g と仮定 (本来ならばジャーテストにより添加量を決める必要がある) する。

平潟湾の平面積は 325,000 m<sup>2</sup>, 平潟水深を 1.5 m とすれば湾内水量は 487,000 m<sup>3</sup> となり Aℓ として 4,870 kg が必要となる。

これはミョウバン量に換算して 85 トン、金額にして約 1,000 万円である。

ミョウバンの投入方法は通常バージ船につみこまれた貯蔵槽からミョウバンのスラリーをポンプにより湖水に投入することによって行われる。バージ船の航跡および船のスクリューが水をかき回すことによってフロクの生成が促進され水中の P も補足される。

#### (ii) 空気揚水筒

空気揚水筒の適用は湖の藻類の発生を抑制し、上水の異臭味対策や赤水対策に顕著な効果を上げている。

しかし、小島<sup>5)</sup>は本法の限界は水深が浅くなると湖水循環が難しくなり、かつ光遮断効果が得られなくなり、このため、浅い湖沼用の浄化装置の開発が必要であるとしている。

平潟湾の場合、水深はせいぜい 3 m 程度であり、この点では本法の適用はむずかしいかもしれない。

しかし、夏期には底層で無酸素ないしは低酸素の地域が広範囲にわたっていることやクロロフィル量も底層より上層で高く、地点によっては 10 倍以上の差があり、本法の導入の可能性はあるものと考えられる。

湾内でも宮川河口部周辺水域は無生物地域であり、本法の導入により底層の低酸素域を解消することによって、少くともゴカイ等の生物をよみがえらせると共にハゼ類の生息域の拡大等が画られることは十分に可能であろう。

小島<sup>5)</sup>は空気揚水筒を応用した浅い湖沼用浄化装置を考案し、目下実験中であると報告しておりその成果が持たれるところである。

### 3-2 下水道整備と平潟湾の浄化

#### 3-2-1 流入河川のBOD, COD

下水道整備の促進は家庭排水等が下水に取り込まれることによって直接河川に流入する負荷がなくなることから河川水質の浄化に結びつく。

表-4<sup>17), 18), 19)</sup>, 図-3は大岡川について下水道普及率と河川水質(BOD)の関係を表わしたものである。

表-4 大岡川における下水道普及率と水質(文献17, 18, 19)

	昭和47年度	48年度	49年度	50年度	51年度	52年度	53年度	54年度	55年度	56年度	57年度	58年度	59年度
下水道普及率(%)	52	58	62	66	71	73	75	77	79	87	88	88	90
BOD(mg/l)	35	25	22	13	14	10	11	8.7	8.8	11	8.9	8.1	11

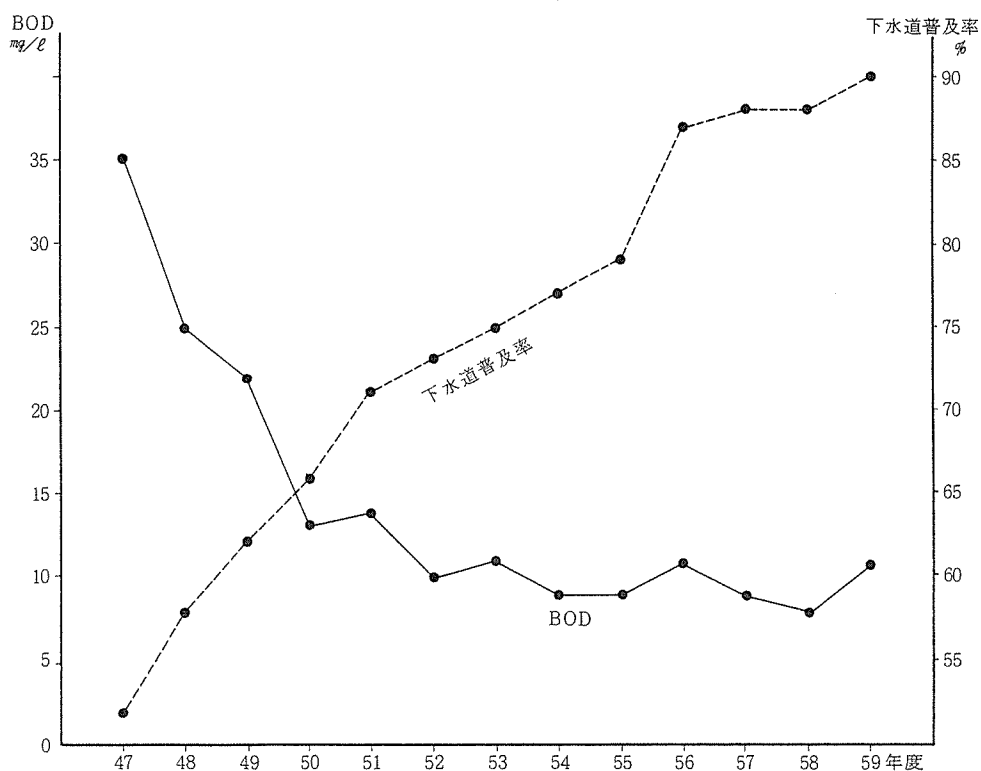


図-3 大岡川における下水道普及率と水質(文献17, 18, 19)

昭和47年度の河川水質のBOD年間平均値(清水橋)が35mg/lだったものが52年度以後は10mg/l前後となり、近年は環境基準をクリアできるようになってきている。47年度の大岡川流域の下水道普及率は52%であったが52年度では73%にまで上昇し、59年度では90%にも達している。

図-3より下水道普及率が50%以上になると急激に河川水質は良化し、80%普及率以後は10mg/l前後とほぼ安定している。

表－5には、宮川・侍従川の下水道普及率と河川水質との関係を示した。

表－5 宮川・侍従川における下水道普及率と水質（文献 18, 19）

		昭和 54年度	55年度	56年度	57年度	58年度	59年度
宮川	下水道普及率 (%)	—	3	14	14	20	52
	BOD (mg/ℓ)	15	14	21	11	12	12
侍従川	下水道普及率 (%)	—	8	11	25	31	42
	BOD (mg/ℓ)	13	11	11	8.4	8.3	8.1

ここでも下水道整備にともない河川水質の良化が示されている。特に、侍従川については54年度 13 mg/ℓだったものが59年度は 8 mg/ℓ にまで良化してきている。この間の下水道普及率は 8% から 42% に上昇している。

宮川についても 56年度の 21 mg/ℓ を除けば 15 mg/ℓ (54年度) が 12 mg/ℓ (59年度) まで良化してきている。この間、下水道普及率は 3% から 52% までアップした。

宮川(瀬戸橋)、侍従川(平潟橋)の測定点は干潮域で大岡川(清水橋)と比べて、海水の影響をより強く受けており、この点では単純な比較はむずかしいが、現在の宮川、侍従川の下水道普及率は 40～50% であるので大岡川の例からみて今後もさらに水質の良化が期待できる。特に宮川については数年以内に 10 mg/ℓ 以下になることが予想される。

参考のために、各河川に流入する汚濁負荷量の経年変化を表－6<sup>18)</sup>に示す。

表－6 宮川・侍従川的生活系流入負荷量の経年変化（文献 18）

		昭和55年度	56年度	57年度	58年度	59年度
宮川		753	731	605	604	543
侍従川		843	721	743	688	443

単位：COD kg/日

これを見ても河川に流入する負荷量は宮川については対 55年度比で 59年度は 3割近くの削減、侍従川については半分近くまで汚濁負荷量が減少してきている。

### 3-2-2 流入河川の窒素およびリン

表－7に大岡川(清水橋)のリン酸態リン( $\text{PO}_4\text{-P}$ )とアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素の合計( $\text{NH}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ )の経年変化<sup>19)</sup>を示した。

表－7 大岡川の窒素・リン濃度の経年変化（文献 19）

	昭和 48年度	49年度	50年度	51年度	52年度	53年度	54年度	55年度	56年度	57年度	58年度	59年度
$\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/ℓ)	1.10	1.10	1.00	0.68	0.70	0.73	0.50	0.54	0.58	0.47	0.30	0.41
$\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ (mg/ℓ)	—	—	—	4.11	3.98	4.59	3.99	3.39	4.76	3.94	3.87	5.12

その結果、リンについては昭和48年度～50年度までは 1 mg/ℓ を越えていたものが最近数年は 0.5 mg/ℓ 以下となっており、BOD値と同様、下水道整備の進捗状況にあわせてリンの環境濃度も改善している。



しかし、窒素については良化の傾向を示しているとは言えない。

また、表－8に宮川・侍従川の窒素，リン濃度の経年変化<sup>19)</sup>を示した。

表－8 宮川・侍従川の窒素・リン濃度の経年変化(文献19)

		昭和53年度	54年度	55年度	56年度	57年度	58年度	59年度
宮川	PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	1.53	1.54	2.17	2.17	1.40	1.10	0.63
	NH <sub>3</sub> -N + NO <sub>2</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	3.62	3.33	3.39	4.25	3.37	4.05	3.82
侍従川	PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	0.63	0.56	0.63	0.62	0.50	0.42	0.32
	NH <sub>3</sub> -N + NO <sub>2</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	3.24	2.96	2.61	3.33	2.91	2.91	2.48

これをもてもリンについては宮川で59年度は0.6 mg/lと53年度対比で½以下に，侍従川でも0.3 mg/lと約½に良化してきている。

有リン洗剤から無リン洗剤への転換もリン濃度の良化に寄与していると考えられるが洗剤の無リン化が提起された昭和55年度以前の大岡川のリン濃度の経年変化をもても下水道整備の効果の大きいことがうかがえる。

従って，今後も下水道整備の進捗にともないリン濃度の良化は期待され，特に宮川については数年の内に0.3 mg/l前後にまで改善されることが予想される。

しかし，窒素については大岡川の場合もそうであるが下水道整備にともなって水質が改善されているとは言えない。

表－9の総窒素(T-N)の河川への流入負荷量の経年変化をみると55年度から年々減少しており，宮川では½に，侍従川でも7割ぐらいに減少してきている。

表－9 宮川・侍従川の窒素・リンの生活系流入負荷量の経年変化(文献18)

		昭和55年度	56年度	57年度	58年度	59年度
宮川	T-P	51	42	39	33	18
	T-N	323	272	287	266	157
侍従川	T-P	43	39	29	28	22
	T-N	259	254	201	213	187

単位：kg/日

しかし，この成果は河川水質に表われていない。

侍従川の水質は若干良化傾向があると言えるかもしれないが，宮川では全く良化傾向にない。

窒素の流入負荷については生活系の他に産業系，自然系があるが産業系，自然系を合わせても生活系の1割以下と積算<sup>18)</sup>されており，生活系の流入負荷量が年々減少しているのに河川水質が良化していない原因はよくわからない。

窒素については田畑等からの流出量が相当量あるのか、また河川の底泥から溶出量がかなりあるかもしれない。

### 3-2-3 平潟湾の浄化

表-10に平潟湾内の水質の経年変化を示す。

表-10 平潟湾の水質の経年変化(文献19)

	昭和 53年度	54年度	55年度	56年度	57年度	58年度	59年度
COD (mg/l)	4.7	4.2	4.3	5.2	4.4	4.5	4.8
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	0.149	0.140	0.169	0.154	0.170	0.120	0.140
NH <sub>3</sub> -N + NO <sub>2</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	0.346	0.522	0.743	0.784	0.849	0.792	1.083
透 明 度 (m)	2.0	1.9	2.1	2.1	1.9	1.8	1.8

これを見ると、宮川・侍従川でみられた下水道整備による水質良化の効果は平潟湾内ではみられないようである。

CODについてみると4.5 mg/l前後ではほぼ横ばい傾向を示しており、PO<sub>4</sub>-Pについても0.17~0.12 mg/lの範囲で横ばい傾向とみることができる。

しかし、N濃度については着実に高くなってきており、はっきり悪化傾向にあると言える。N濃度は53年度の0.35 mg/lから59年度では1.1 mg/lにまで上昇している。

透明度について53年度2.0 mだったものが59年度は1.8 mとわずかであるが悪化傾向にある。

この原因については明確でないが、流入河川の浄化効果が平潟湾内水質には直ちに効かず、ある程度の年月を経て効いてくるのか、あるいは湾内に長年にわたって蓄積された底泥からの窒素、リン等の溶出量が多く、これが湾内水質に大きく影響を及ぼしているのかもしれない。

表-11に窒素の形態別濃度変化を示した。

表-11 平潟湾内水質の形態別窒素の経年変化(文献19)

	昭和 53年度	54年度	55年度	56年度	57年度	58年度	59年度
NH <sub>3</sub> -N (mg/l)	0.270	0.220	0.440	0.490	0.520	0.460	0.720
NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	0.056	0.048	0.058	0.051	0.069	0.062	0.073
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	0.020	0.254	0.245	0.243	0.260	0.270	0.290
計	0.346	0.522	0.743	0.784	0.849	0.792	1.083

これを見るとアンモニア態窒素(NH<sub>3</sub>-N)の濃度が年々着実に高くなっている。53年度0.27 mg/lだったものが59年度は0.72 mg/lと3倍程度の濃度になっている。下層水が低酸素状態になればNH<sub>3</sub>-Nの溶出が促進されることは前述したが平潟湾内水の窒素濃度の上昇は底泥からの溶出に起因している可能性が大きいと考えられる。

しかし、いずれにしても湾内水質に影響を及ぼす因子としては流入河川の負荷と底泥からの溶出

負荷より他にないことをみれば今後の下水道整備の促進や横浜市(緑政局)が計画している平潟湾内の底泥の全面しゅんせつ(60, 61年度の2ケ年で実施予定)により、湾内水質にも効果が表われてくるだろうことはまちがいないものと考えられる。

#### 4. ま と め

平潟湾は名勝金沢八景の中心的存であり、その浄化対策は横浜市民の願いでもあろう。

そこで、既存の文献を中心に平潟湾の浄化対策として可能と考えられる手法やその実施例について紹介すると共に平潟湾内のしゅんせつや流域の下水道整備等にもなう浄化の可能性についての考察を試みた。

1) 平潟湾の浄化対策として現実的に可能な方法としては①工場排水および下水処理, ②リンを含む合成洗剤の使用禁止, ③湾内水の人工的なばっ気・循環, ④湾内底泥のしゅんせつおよび封じ込め等が考えられる。

2) 空気揚水筒法により湖水の循環を行うと底泥からの栄養塩の溶出量が減少すると共に藻類の発生が抑制されるという報告は数多い。

しかし、平潟湾は水深がせいぜい3m程度であり、本法の適用はむずかしいかもしれない。

3) 底泥のしゅんせつは底泥からの栄養塩の溶出量が減少することにより藻類の発生が抑制されると共に透明度も向上する。また底層水の無酸素状態も解消される。

Peterson(1981)の報告<sup>12)</sup>では22件が成功, 17件が成功のきざしがみられなかったがはっきり不成功と考えられたケースは2ケースであった。

4) ミョウバン等を湖面から散布することによりこれで底泥表面を覆い底泥からの栄養塩の溶出をカットする。

湖水等への流入汚染源が少ない場合は効果が大きく、クロロフィル量が $\frac{1}{10}$ に透明度が1~3mから5~11mに改善された例がある。

ミョウバン等の生態系に及ぼす影響はあまり心配がないようである。費用もしゅんせつに比べて $\frac{1}{4}$ 以下ですむ。

5) 平潟湾における底泥からのリンの溶出量は夏期では湾への河川からの流入負荷量の2割~同当の負荷量程度あるものと試算された。

6) 宮川, 侍従川とも近年の急速な下水道整備の促進により水質は良化している。BODは10mg/ℓ程度, リンも $\frac{1}{2}$ 以下になってきており, 今後も下水道整備の促進等により水質の良化は期待できる。

しかし、窒素については下水道整備にともない河川への流入負荷量が減少しているにもかかわらず水質の良化がみられていない。

7) 平潟湾の水質についてはCOD, リン共に昭和53年度から良化傾向にあるとは言えない。これは河川水質の湾内への影響はある程度の年月を要するのか, 湾内の底泥からの溶出量の影響が大きいのか原因ははっきりしない。また窒素については着実にその濃度は高くなってきている。形態別にみるとアンモニア態窒素がその大半を占めていることから底泥からの溶出に起因していることが推定される。

## 参考文献

- 1) 須藤隆一：ダム湖及び湖沼における富栄養化の評価と防止対策，国立公害研究所研究資料第24号(B-24-'83)，133～143(1983)
- 2) 横浜市企画財政局：よこはま21世紀プラン第二次実施計画，1985～1989，43(1985)
- 3) 横浜市公害対策局：公害との闘い，昭和56年度版，74(1982)
- 4) 横浜市公害対策局：公害との闘い，昭和59年度版，63(1985)
- 5) 小島貞男：空気揚水筒による富栄養化湖沼の水質改善(I)，用水と廃水，Vol. 24 No.1，25～31(1982)
- 6) 乾康男，上平昌広，大野世音男，堀正幸：ダム湖における淡水赤潮現象及び回収技術について，電力土木，No.192，47～57(1984)
- 7) 中島一之，林田清成，柳元裕市：深水層曝気による水質改善について，建設省技術研究報告，36回，911～916(1983)
- 8) 守屋節男，宮原守男，荒瀬義博：間欠式空気揚水筒による本庄貯水池の水質改善，第35回全国水道研究発表会資料，540～542(1984)
- 9) 須藤晃：間欠式空気揚水筒による水質改善，水道協会雑誌第52巻第8号(第587号)，55～59(1983)
- 10) 小島貞男：富栄養化対策としての湖水強制循環法，産業公害，Vol. 18. No. 9，68～75(1982)
- 11) 坂本充：外国の湖沼における富栄養化の経過と対策，産業公害，Vol. 18. No.9，85～96(1982)
- 12) PETERSON・S・A (Environmental Protection Agency, U.S.A)：港湾技術要報〔87〕，104～1125(1982)
- 13) 細見正明，須藤隆一：霞ヶ浦底泥からのリンの溶出，土木学会年次学術講演会講演概要集第2部，39 th. 721～722(1984)
- 14) 塩沢孝之，川名吉一郎，山岡到保，星加章，谷本照己，滝村修：瀬戸内海汚染底質からの二次汚染に関する研究，産業と環境，13〔5〕，94～99(1984)
- 15) 塩沢孝之，川名吉一郎，山岡到保，星加章，谷本照己，滝村修：瀬戸内海における海水中の汚染物質の分布と底質からの溶出 I. リンと窒素，中国工業技術試験所報告No.21，13～43(1984)
- 16) 横浜市公害対策局：平潟湾水質汚濁調査報告，公害資料No. 33. 43(1971)
- 17) 建設省都市局下水道部：日本の下水道，昭和55年版
- 18) 横浜市公害対策局水質課資料
- 19) 神奈川県・横浜市・川崎市・横須賀市・藤沢市・相模原市：公共用水域測定結果，昭和47年度版～昭和59年度版(1973～1985)