The University of Osaka
Institutional Knowledge Archive

Title	都市感潮河川の浄化機作と汚濁制御に関する研究
Author(s)	福永, 勲
Citation	大阪大学, 1979, 博士論文
Version Type	VoR
URL	https://hdl.handle.net/11094/1840
rights	
Note	

The University of Osaka Institutional Knowledge Archive : OUKA

https://ir.library.osaka-u.ac.jp/

The University of Osaka

都市感潮河川の浄化機作と汚濁制御に関する研究

福　永　　勲

都市感潮河川の浄化機作と汚濁制御に関する研究

1979年

福　永　勲

大阪大学附属図書館
54.10.26

目　　次

頁

緒　　論 …… 1

第1章　感潮河川の水質実態の把握とその予測に関する研究 …… 6
　第1節　緒　　言 …… 6
　第2節　感潮河川非定常流の特性と理論 …… 6
　第3節　調査方法 …… 10
　第4節　調査結果 …… 11
　第5節　考　　察 …… 31
　第6節　要　　約 …… 44

第2章　感潮河川の水質自浄作用に関する研究 …… 45
　第1節　緒　　言 …… 45
　第2節　理　　論 …… 45
　第3節　実験方法 …… 51
　第4節　実験結果 …… 53
　第5節　考　　察 …… 58
　第6節　要　　約 …… 62

第3章　感潮河川の汚濁に及ぼす底質汚泥の影響に関する研究 …… 64
　第1節　緒　　言 …… 64
　第2節　実験方法 …… 65
　第3節　実験結果 …… 66
　第4節　考　　察 …… 80
　第5節　要　　約 …… 82

第4章　感潮河川のエアレーションによる
　　汚濁防除対策に関する研究 …… 84
　第1節　緒　　言 …… 84
　第2節　実験方法 …… 84

第3節　実験結果 …… 88
第4節　考　　察 …… 114
第5節　要　　約 …… 119

総括並びに結論 …… 122
参考文献 …… 127

緒　　論

大阪市は，わが国のほぼ中央部にあって産業経済の中心地の一つで，水質汚濁の原因要素を多くもっている。そこで，その大阪市内の河川は典型的な都市感潮汚濁河川の一つとなっている。

市内河川の現状

古くから大阪市は「水の都」といわれ，淀川をはじめ大小の河川，運河が市内を縦横に貫流し，これらは大阪市民の飲料用，工業用水の取水源や交通運搬の便などに重要な役割を果してきた。

大阪市内河川は，水源を琵琶湖に発する淀川水系に属するものが殆んどである。淀川は琵琶湖から流れる宇治川とそれに桂川，木津川が合流して豊かな水量（平均水量296m³／s，枚方地点，1976年，近畿地建調べ）を持ち，上水道用水源としての取水と水量10m³／sの神崎川への分水をうけながら大阪平野を流れる。そして水量の多くは，大阪市内河川維持用水として平均流量96m³/s（1974～76年平均，近畿地建調べ）の水量で長柄閘門から旧淀川（通称大川）へ流入している。

一般に市内河川とは神崎川，中島川，左門殿川と旧淀川に合流する寝屋川，平野川，平野川分水路，第2寝屋川，その他土佐堀川，道頓堀川，東横堀川，尻無川，正蓮寺川，木津川など合計181Kmに及ぶ河川の総称である。

大阪市と市内河川の歴史

大阪市と大阪市内河川の歴史[1)2)3)]をふりかえると次のようである。古代の大阪市は浅い入江で，丘陵地帯である上町台地の西側に，海ないし「八十島」といわれる葦の生い茂った小さな島々があった。又，高いところは，難波崎あるいは難波岡，海は，難波江あるいは難波の海といわれた。時代を経るに従って，河川の土砂堆積で徐々に土地が生まれ，現在の大阪市域の3分2に近い土地が沖積層として生成した。

古くから大阪は，治水対策の一環ならびに商工業の必要性から運河や多くの河川が開さくされ，幾多の人工変遷を経てきた。その主なものとして，仁徳朝の難波の堀江（今の中之島一帯）の開さく，淀川の築堤，桓武朝の神崎川疎通，天満川の開さく（慶長3年，1598年），道頓堀川の開さく（天和3年，1683年），大和川の開さく（宝永元年，1704年），淀川の開さく（明治36年，

1903年），第二寝屋川，平野川分水路の開さく（昭和40年，1965年）などがある。さらに戦前，戦後の下水道事業の発展と公共用地の不足，陸運の発達とともに，治水上必要な河川部分を残して小河川は埋めたてられ，現在に至っている。

市内河川水質の歴史

市内河川水質の歴史的変遷を見ると次のようである。古くから上町台地附近以外の市内井水は，飲用に不適であり，大阪飲水試験所の調査（明治26年，1893年）によれば，飲用に適したのは旧大阪市内井戸水38,707件のうちわずか4.7％で，大部分は雑用水に使用されていた。一方，河川水は古くから飲用に用いられ，寛文5年（1665年）大阪市の人口がすでに26万8千人といわれたにもかかわらず，河川水をそのまま使用していたため，上水道施設は設置されなかった。

しかし，明治維新以後人口の都市集中ならびに工業の発達にともない，家庭下水，工場排水が河川へ流入し，汚濁が進み始めた。特に明治12年（1879年）には，コレラが大流行したので，大阪府は河川水一般の飲用を禁じ，天満橋上流の河川水と検査済みの井戸水だけを飲用することを許可することになり，その結果いわゆる「水屋」が繁盛することとなった。しかし，明治20年（1887年）頃になると，水沪過機で沪した水だけが販売されるようになり，漸時水問題は市民生活にとって深刻になり始めた。このような次第で明治28年（1895年）にはパーマー技師の設計で桜の宮に大阪市始めての上水道が建設された[4]。しかし，その水源の淀川は，京都の都市化と工場建設によって，その水質に影響が出始め，ついに，桜の宮取水点も大阪市内河川の汚濁の増大によって使用不可能となり，大正3年（1914年）には淀川本川柴島へ移転せざるを得なくなった。そして，瀬田川筋，宇治川筋にも工場ができ，京都市を始めとした人口都市集中によって淀川の水質汚濁が進行し，同時に大阪市内河川も水質悪化がひどくなりつつあったが，戦災によって一時期明治時代の水質に回復した。しかし，その後，戦後の経済の急激な発展とともに再び悪化し，現在に至っている。

市内河川の汚濁防除対策の歴史

淀川と大阪市内河川の水質汚濁の予防手段の一環として，市内河川の水質調査がすでに明治の終り頃から大阪市立衛生試験所で実施され，明らかにその河

川汚濁増大の徴候が分析値にあらわれている。

市内河川の汚濁防除対策として，まず第１に下水処理があげられる。大阪市の下水道敷設は明治２７年（１894年）に開始され，昭和１５年（１940年）には津守，海老江両処理場が完成し，以後処理区域が増大し，現在９４％（人口比）[5]に達っしている。また，汚濁防除対策の第２の重要なものとして，堂島川，土佐堀川，道頓堀川，長堀川（現在埋立により廃止）に，可動堰が設けられ，フラッシュ効果などによる浄化効果が，期待された。

一方，法令的な河川の汚濁防除対策[6]として，昭和３３年までは旧河川法第19条で，「流水ノ方向，清潔，分量，幅員若ハ深浅又ハ敷地ノ現状等ニ影響ヲ及ボスノ虞アル工事，営業其ノ他ノ行為ハ命令ヲ以テ之ヲ禁止若ハ制限シ又ハ地方行政庁ノ許可ヲ受ケシムルコトヲ得」と一般的に規定し，その他，清掃法，軽犯罪法，鉱山保安法，水資源保護法で同様の一般的規定があった。しかし，河川浄化は期待されるのみで，特に水質基準などは制定されていなかった。

しかし，戦後大阪府は早くも昭和２５年４月に「大阪府事業場公害防止条例」を制定して，河川汚濁を工場排水規制で防ごうとした。その後ひき続いて水質汚濁が全国的に問題となる中で，昭和３３年水質保全法・工場排水規制二法が定められ，昭和３８年淀川に，昭和４０年大和川に流水基準が定められた。

その後，これらの法例は急激な経済成長にマッチしなくなり，昭和４２年公害対策基本法が定められ，昭和４５年には環境基準も閣議決定された。昭和45年には基本法に基づいて水質二法にかわって水質汚濁防止法が制定され，河川水質管理がよりきめこまかく行えるようになった。このような経過で昭和４４年４月には大阪市内河川も水域指定をうけた。さらに昭和４８年には，瀬戸内海環境保全臨時措置法が成立し，瀬戸内海へ流入する河川の水質管理の一層の充実が要請されるようになった。

市内河川汚濁防除対策の調査研究の歴史

大阪市内河川の汚濁防除対策に関する研究は，古くは北ら[7]の市内河川調査があり，戦後は宇野ら[8]が調査し，河川維持管理のために多くの知見[9～13]が発表されてきた。

まず，概況調査については上述の北ら[7]に始まって，現在まで市内河川部分，港湾部分についてそれぞれ調査研究されてきた[14～22]。

汚染原因についても詳しく研究され，貯木場の影響[23]，下水放流の影響[24]，

工場廃水の影響[25)26)]，降雨の影響[27)]，大阪湾海水に及ぼす影響[28)]などが調査研究されてきた。

生物影響についても魚類に対する河川汚濁の影響[29)]，ＡＢＳの分布[30)]，水中微量有機物質[31)]などについて調査研究されている。また，河川汚濁とそれに由来する悪臭発生原因やその発生量の関係を，河川水面上に発生するガスの分析[32)]や底質汚泥から発生するガスの分析[32)]からそれぞれ検討し，硫化水素ガス発生量とヨード消費量の関係から，河川水のヨード消費量の水質基準について検討されている[33)]。さらに汚濁負荷量の調査[34)]や将来予測[35)]も考慮した水質基準[36)]の検討も行われている。

都市河川の自浄作用については淀川のような非感潮域を対象として，主として希釈作用と酸素平衡の点を明らかにした南部ら[37～42)]の研究がある。

一方，感潮域である大阪市内河川の希釈と拡散を中心にした自浄作用については，以前の若干の研究[43)44)]の他には，京都大学工学部衛生工学教室を中心に大阪市立衛生研究所（現環境科学研究所）などが協力して始めて系統的長期的に行った[45)]。そこで，神崎川を対象に市内河川の酸素平衡を実験的に解析し，当時のような汚濁負荷では嫌気状態になることは避けられないこと，拡散係数は50～150 m²/sec となることなどを明らかにしている。また，都市感潮河川における汚濁物質と拡散機構については杉木[46)47)]がまとめているが，大阪市内河川では寝屋川で若干の実験も行われている[48)49)]。また，海水の自浄作用については橋本[50)51)]の研究がある。そして，感潮域であることを利用した4ケ所の可動堰による河川汚濁防除に関する研究も行われてきた[52～56)]。

以上のように，これまで多くの河川水質の調査研究や若干の潮位影響の調査研究が行われてきたが，市内河川汚濁の日間変動の定量的把握とその汚濁負荷量把握への応用はされていない。また，溶存酸素を中心とした大阪市内河川の浄化機作の研究[42)46)51)]については未だ不充分である。そして，その応用としてエアレーションによる河川浄化の研究[48)49)57)58)]の実験室的な検討はあるが，実河川を使った実験は行われていない。また，市内河川の底質汚泥の酸素消費[59)60)]や再溶解による河川水質への影響についての研究も少なく課題として残されている点が多い。

本研究の目的と概要

河川汚濁制御のために，発生源で汚濁源の減少をはかるべき事は当然である

が，都市感潮河川のより効果的な汚濁制御対策に資する事を目的として，著者は，代表的な都市感潮河川である大阪市内河川について，感潮河川の浄化機作，即ち干満潮による水位変化とそれによる河川の水質，底質の挙動変化及びこれらの相互関連性を，更に感潮河川の緊急汚濁対策のためのエアレーション実験を種々研究した。

本研究は，第1章では，都市感潮河川について汚濁負荷量の正確な把握，河川の水質予測，可動堰の効果的運用，河川の水温予測のために，潮の干満による河川水位，流速，水質の日間変動，水温の年間変動をそれぞれシミュレーションし，あわせて従来法より正確な新しい流向図作成法を考案した。さらに，大阪市内河川の汚濁現況から酸素欠乏状態になる河川水のBOD実測値と，再ばっ気係数から計算されるその理論値とを比較検討した。その結果と，BOD，浮遊物質濃度（SS）の関係からBOD，DO，SSの河川水質基準に関する理論的根拠を与えた。

第2章では，感潮河川水の攪拌状態における酸素消費速度を求め，ふ卵瓶による脱酸素係数，さらに河川水のBOD除去速度係数との関係を種々考察した。また，ふらん瓶による脱酸素係数の新しい算出法と多くの従来法との比較検討も行った。

第3章では，静止状態および攪拌状態の感潮河川底質汚泥の酸素消費速度を測定し，底質汚泥の河川水酸素消費におよぼす影響について考察した。同時に底質汚泥の再溶解によって河川水に与える影響を，有機物，重金属，窒素，燐について検討した。併せて，感潮河川の底質汚泥の性状を調べ，下水処理場汚泥や諸外国の河川底質汚泥と比較検討した。

第4章では，感潮河川汚濁防除対策のために，実河川で空気エアレーションによる河川浄化実験を行い，浄化効果を実測して，東横堀川・道頓堀川で実施するために必要な河川水の滞留時間，建設費，運転費を試算し，その時の水質改善予測を行った。併せて，純酸素溶解装置を用いた純酸素による河川水質浄化に関する実験室的検討を行い，緊急の河川悪臭防除対策に効果的であることを明らかにした。

第１章　感潮河川の水質実態の把握とその予測に関する研究

第１節　緒　　言

これまで，大阪市内感潮河川の水質調査は数多く行われてきたが，その水質解析と浄化機作に関する研究は極めて少なく，水質保全に必要な水質基準のより深い検討はなされていない。

本章では，まず大阪市内河川の水質実態を解析し，必要な都市感潮河川の水質基準について若干の考察を行った。

また，河川の水位，流速，流量，水質の日間変動および水温の年間変動が，sine curve にシミュレートされ，この現象を適用すれば汚濁負荷量を正確に把握しうるとともに，水質の予測や，可動堰の効果的運用，河川の効果的管理に応用できることを確証した。

あわせて，従来の方法より正確な流向図作成法の考案，工場休止日の河川水質の検討を行った。

第２節　感潮河川非定常流の特性と理論

1. 感潮河川非定常流の特性

都市河川の水質は，１日のサイクルで発生源および潮位変動などによってかなり規則的に変化する。特に大阪市内河川は，そのほとんどが感潮河川であるため，潮位変動にあわせて流向，流速，流量が周期的に変動し，水質もその影響を受けて変化する。

その潮位変動は，周期性をもった地球と月および太陽との間に働く引力に基づく起潮力によって引き起される[61～63]。その潮位変動の振幅と周期性は，潮汐を引きおこす天体の赤緯とその地球との間の距離の変化，および太陽と月との相対的な位置の変化によってきまってくる。その中で最も大きい要因は，M_2潮といわれるもので半日周期１２時間２５分１４秒をもつ地球の自転と太陽と月の赤緯の関係によるものであり，その周期の間に干満潮が１回あり，毎日干満潮の変化は５０分ずつ遅れる。他に主要な分潮にS_2潮（太陽半日周期），K_1潮（日月合成日周期），O_1潮（太陰一日周期）があり，さらにこれらの分潮の他

に大阪湾および河川独自の地形による変化（倍潮）が加わる。したがって，蓄積された過去のデータなどによって各河川測定地点の水位変化は，水理学的物理学的に予測可能である。著者は，水位変化についてこれらの成分すべてを含むモデルを組みたてると複雑すぎるので，特定の日，場所について sine curve 一成分で水位変化を表わした。従って，その水位変化に連動して周期的に変化する流速変化，水質変化も sine curve で表わされると仮定した。その水位変化と流速，水質変化の関連性をそれぞれ測定地点ごとにもとめておけば，特定日の水位変化を水理学的，物理学的に予測し，その結果を用いて流速変化，水質変化を予測することが可能となる。

2. 水位，水質，水温のシミュレーション

大阪市内河川の水位，流速，水質および水温のシミュレーションは，図1－1に示すように次式[64]によって行った。

$$Y = a \sin\{b(t-c)\} + \bar{Y} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-1)$$

ここで，

Y ：水位（cm），流速（cm／sec），水質（ppm），水温（℃）の各指標の計算値

$\bar{Y}$ ：水位（cm），流速（cm／sec），水質（ppm），水温（℃）の各指標の平均値

Yob：水位（cm），流速（cm／sec），水質（ppm），水温（℃）の各指標の実測値

a ：振幅（単位は上記指標と同じ）

b ：2π／周期（radian／hr），（水温の場合は $2\pi/365$）

c ：位相ずれ（hr），（水温の場合は day をとる）

t ：時間（hr），（水温の場合は day をとる）

a，c，$\bar{Y}$ は次のように最小二乗法で求めた。

今，パラメーター p，q を仮定して，（1－1）式の第1項を展開すると，次式のようになる。

$$Y = p \sin(bt) + q \cos(bt) + \bar{Y} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-2)$$

ここで，（1－1）式における a，c と（1－2）式における p，q の関係は，次のとおりである。

$$a = \pm\sqrt{p^2+q^2} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-3)$$

$$c = -1/b \cdot \tan^{-1}(q/p) \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-4)$$

そこで実測値（Yob）と計算値（Y）の差Rは，次のようになる。

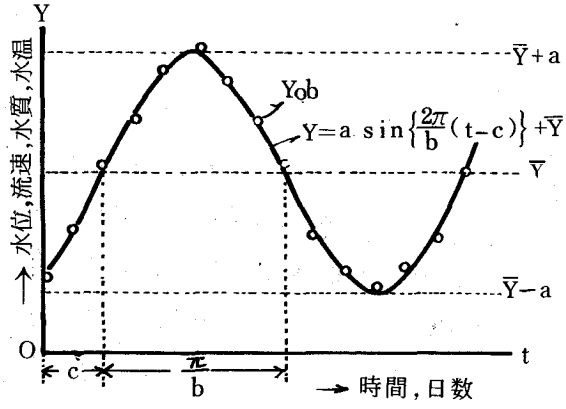


図１－１　水位，流速，水質，水温シミュレーション模式図

$$R = p\sin(bt) + q\cos(bt) + \bar{Y} - Yob \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-5)$$

ここで，誤差Ｒを最小にするために，ΣR^2を最小にしなければならない。即ち，ΣR^2の最小条件は次式で示される。

$$\partial(\Sigma R^2)/\partial p = 0 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-6)$$

$$\partial(\Sigma R^2)/\partial q = 0 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-7)$$

$$\partial(\Sigma R^2)/\partial \bar{Y} = 0 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-8)$$

標本数をｎとして，上式を解くと次式が得られる。

$$p\Sigma\sin^2(bt) + q\Sigma\{\sin(bt)\cdot\cos(bt)\} + \bar{Y}\Sigma\sin(bt) - \Sigma\{Yob\cdot\sin(bt)\} = 0 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots (1-9)$$

$$p\Sigma\{\sin(bt)\cdot\cos(bt)\} + q\Sigma\cos^2(bt) + \bar{Y}\Sigma\cos(bt) - \Sigma\{Yob\cdot\cos(bt)\} = 0 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots (1-10)$$

$$p\Sigma\sin(bt) + q\Sigma\cos(bt) + n\bar{Y} - \Sigma Yob = 0 \qquad \cdots\cdots\cdots (1-11)$$

ｐ，ｑ，$\bar{Y}$は，（１－９）式，（１－１０）式，（１－１１）式の三元連立一次方程式から，又ａ，ｃは，（１－３）式，（１－４）式と先のｐ，ｑ値から，それぞれ求めた。

標本の標準偏差$s_{\bar{Y}}$，標準誤差s_{Yc}，相関係数ｒは，ＹｃをYobに対応する計算値として次のようにして求めた。

$$s_{\bar{Y}} = \sqrt{\Sigma(Yob - \bar{Y})^2/(n-1)} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-12)$$

$$s_{Yc} = \sqrt{\Sigma(Yob - Yc)^2 / n} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-13)$$

$$r = \sqrt{1 - (s_{Yc} / s_{\bar{Y}})^2} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-14)$$

3. 流向図作成法

従来，測定地点間及び測定時間について流速が一定と仮定して，その流速に測定時間間隔を乗ずることによって流下距離とする方法で流向図が作成されてきた[65]。著者は次のようにしてさらに正確な方法を考案した。

図１－２に示すように横軸を時間，縦軸を距離として次のように求めた。但し，座標は，それぞれ，基準点よりの距離，時間，流速を示した。上流Ⅰ地点（基準点よりx_1 m）で，下流Ⅱ地点（基準点よりx_2 m）で，それぞれ時間t_1，t_2に流速を測定し，その流速を図１－２のようにv_{11}，v_{12}，v_{21}，v_{22}とする。時間t_1におけるⅠ，Ⅱ地点の中間地点ａ点の流速v_aは，ａ点からⅠ地点までの距離（$x_a - x_1$），ａ点からⅡ地点までの距離（$x_2 - x_a$）の大きさを重みにして，それぞれ按分比例して求めた$\{(x_2 - x_a)/(x_2 - x_1)\} v_{11}$（Ⅰ地点の流速の重み分）と$\{(x_a - x_1)/(x_2 - x_1)\} v_{21}$（Ⅱ地点の流速の重み分）を加算して求められると仮定すると，次式で表わされる。

$$v_a = \left(\frac{x_2 - x_a}{x_2 - x_1}\right) v_{11} + \left(\frac{x_a - x_1}{x_2 - x_1}\right) v_{21} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-15)$$

いま，仮にx_a地点の水塊が，v_aの流速で（$t_2 - t_1$）時間後にｂ′地点に到達すると仮定すると，x_b'は次のようにして求められる。

$$x_b' = x_a + (t_2 - t_1) v_a \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-16)$$

このｂ′地点の流速v_b'は，v_aと同様にして次のようになる。

$$v_b' = \left(\frac{x_2 - x_b'}{x_2 - x_1}\right) v_{12} + \left(\frac{x_b' - x_1}{x_2 - x_1}\right) v_{22} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-17)$$

x_a地点にある水塊が，x_b地点に到達する（$t_2 - t_1$）時間の間に，流速がv_aからv_b'へ時間とともに直線的に変化していくと仮定すると，任意の時間ｔ（$t_1 < t < t_2$）の流速vは，（1−18）式のように時間ｔの関数となり，到達距離x_bは（1−18）式を積分して（1−19）式のようになる。

$$v = \left(\frac{t_2 - t}{t_2 - t_1}\right) v_a + \left(\frac{t - t_1}{t_2 - t_1}\right) v_b' \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-18)$$

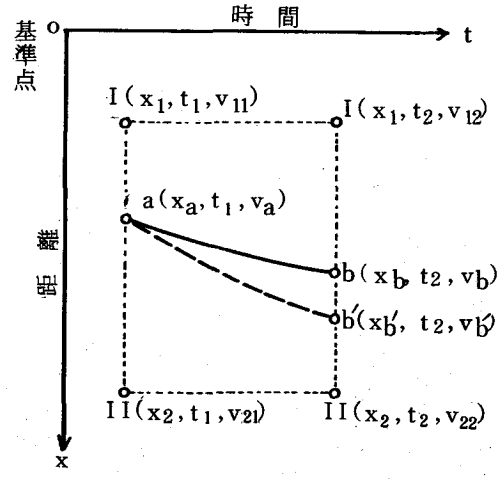


図1－2　流向模式図

$$x_b = x_a + \int_{t_1}^{t_2} v\,dt = x_a + \frac{1}{2}(v_a + v_b')(t_2 - t_1) \quad \cdots\cdots\cdots (1-19)$$

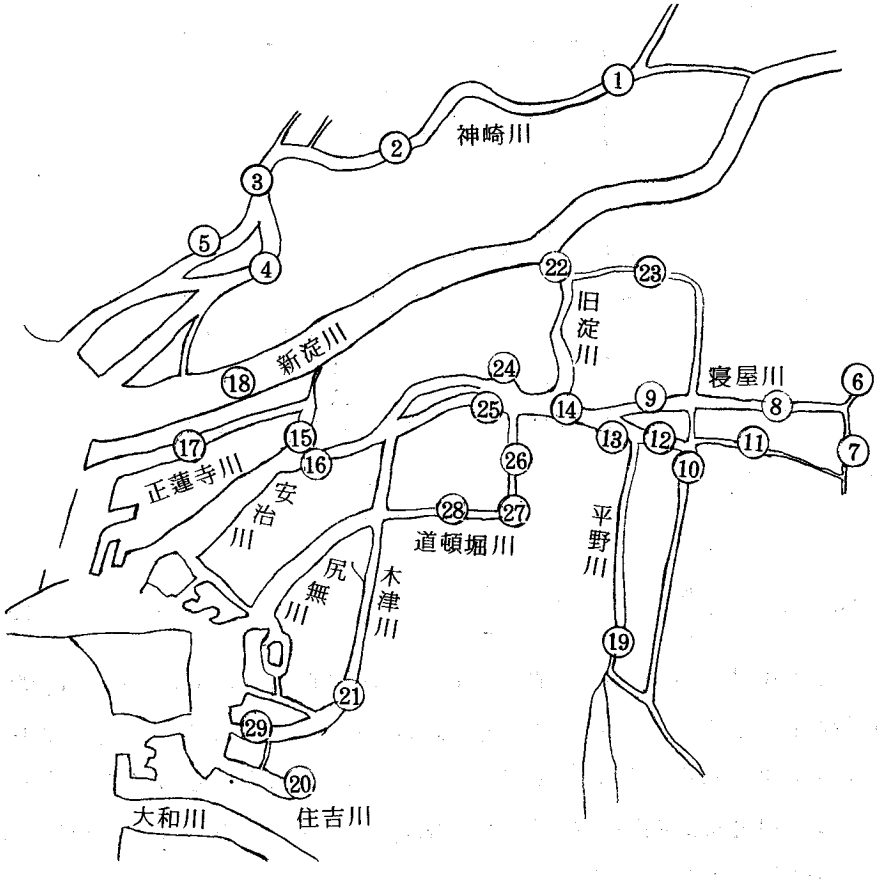
（1－19）式は，t_1時間のⅠ地点における初期流速と，（$t_2 - t_1$）時間をかける単純な従来法よりも正確且つ実際によく適合し，流向図は2次式であるから，なめらかな連続曲線として表現できる。さらに，流速が急激に変化する時間，地点では，測定時間間隔，距離間隔を短かくするなど適当な考慮を払えば一層精度をあげることができる。

第3節　調査方法

採水は，図1－3に示す大阪市内河川の各採水地点で，昭和44年から昭和50年に，河川表面から水深の20％の部位で，ハイロート採水器または自動採水器（朝日理化製）で行った。流速観測は電気流速計（東邦電探製CM－1BまたはCM－2），水位測定はOP水位計で行った。

水質分析は，水温，透視度，pH，ヨード消費量，溶存酸素（DO），COD，BOD_5，浮遊物質濃度（SS）について行い，その分析方法は，下水試験方法[66]，JISK0102[67]およびStandard Method[68]に準拠した。

溶存性BOD_5は，検水を浮遊物質測定用ガラスファイバーフイルターペーパー（GFP）で沪過し，その沪過水に同種河川水を1～0.1 V/V％植種し，測定した。



1. 吹 田 橋	2. 新三国橋	3. 神 崎 橋	4. 千 船 橋	5. 辰 己 橋
6. 住道大橋	7. 住道新橋	8. 今 津 橋	9. 極 楽 橋	10. 天王田大橋
11. 阪東小橋	12. 城 見 橋	13. 鴫 野 橋	14. 京 橋	15. 春 日 出 橋
16. 六軒家渡	17. 北港大橋	18. 伝法大橋	19. 睦 橋	20. 住ノ江大橋
21. 千本松渡	22. 毛 馬 橋	23. 赤 川 橋	24. 天神橋(右)	25. 天神 橋(左)
26. 本 町 橋	27. 上大和橋	28. 大 黒 橋	29. 木津川河口	

図１－３　採 水 地 点（大阪市内河川）

第４節　調査結果

1.　市内河川汚濁の経過と現状

最近，２０年間の大阪市内河川汚濁の経過と現状を，大阪市立衛生研究所報告[69]のデータを用いて，代表地点の透視度，ＤＯ，BOD_5を指標にして表1−1，

表１－１　市内河川主要地点における主要水質項目の経年変化（年平均）

地点No.	地点	項目＼年度	昭31(1956)	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50(1975)
No. 22	毛馬橋	透視度(cm)	－	－	－	－	24.6	21.0	14.1	16.5	18.0	15.4	16.8	22.5	24.8	16.4	23.0	18.8	23.3	24.3	24.5	29.7
		DO(ppm)	7.0	6.9	7.6	6.3	7.0	7.6	7.5	7.2	5.7	7.9	7.2	7.2	7.2	6.1	6.9	7.4	8.2	7.8	8.4	7.9
	(大川)	BOD_5(ppm)	1.9	1.8	1.8	2.1	3.1	4.5	3.7	2.6	4.2	3.3	3.1	3.6	3.3	1.4	4.1	4.5	3.4	3.5	3.1	2.7
No. 24	天神橋(右)	透視度(cm)	28.3	25.0	20.8	－	19.1	15.5	11.6	15.8	15.2	14.4	15.7	13.5	16.2	13.6	17.8	13.4	18.0	17.3	26.2	29.9
		DO(ppm)	5.6	7.0	6.5	－	6.6	5.6	5.9	6.0	5.0	7.1	6.8	5.5	6.0	5.0	6.5	6.5	7.2	6.0	8.0	7.5
	(堂島川)	BOD_5(ppm)	1.9	2.5	2.8	－	6.2	9.8	7.9	4.6	5.0	5.1	3.1	5.9	5.8	7.8	5.0	7.7	6.1	9.5	4.6	2.9
No. 1	吹田橋	透視度(cm)	16.0	13.4	11.0	－	5.5	8.5	6.6	9.6	13.0	10.4	11.1	11.1	8.6	8.4	11.9	13.3	18.5	19.7	24.0	28.4
		DO(ppm)	4.0	4.3	5.0	－	3.7	4.0	4.4	4.5	3.1	5.4	4.4	3.9	3.9	3.2	4.3	4.8	5.9	4.3	6.7	5.4
	(神崎川)	BOD_5(ppm)	7.8	18.3	13.3	－	37.3	38.1	25.1	18.5	20.3	10.5	12.8	16.3	21.0	19.3	21.5	13.2	10.4	13.2	9.0	6.9
No. 14	京橋	透視度(cm)	8.5	7.5	6.5	9.0	5.0	6.6	6.0	4.0	4.2	6.0	6.5	7.4	16.0	5.1	5.8	9.7	11.2	10.7	14.5	11.3
		DO(ppm)	0.6	2.3	1.6	1.6	0.5	1.7	2.0	0.2	0.6	1.8	2.6	3.5	4.5	2.1	1.8	4.0	2.6	1.4	2.7	2.9
	(寝屋川)	BOD_5(ppm)	8.7	21.7	31.4	30.4	33.9	54.4	41.5	45.6	48.8	42.1	38.0	29.2	25.9	50.0	62.6	27.9	43.4	33.2	33.7	31.5
No. 12	城見橋	透視度(cm)	7.0	6.5	6.0	－	4.0	5.8	5.3	5.9	4.0	5.1	5.3	7.2	6.2	4.7	5.4	6.0	6.8	8.8	12.5	11.9
		DO(ppm)	0.1	0.4	0.1	－	1.2	0.6	0.8	1.4	0.7	1.7	1.2	1.8	2.4	1.5	1.7	3.7	2.9	2.5	1.9	1.5
	(平野川)	BOD_5(ppm)	40.4	51.8	73.2	－	72.3	85.5	83.7	60.3	77.0	57.4	56.2	51.6	46.5	50.7	60.4	51.2	49.5	38.6	39.8	36.5
No. 25	天神橋(左)	透視度(cm)	10.1	15.0	11.0	15.0	11.6	7.8	6.1	11.7	11.0	12.4	14.3	11.8	14.9	7.8	9.9	10.1	14.3	16.5	21.0	25.6
		DO(ppm)	1.4	5.0	4.0	4.7	2.5	2.2	2.5	3.4	3.8	5.2	5.5	3.4	5.2	2.6	3.6	5.1	5.7	4.9	6.5	5.0
	(土佐堀川)	BOD_5(ppm)	6.5	10.0	20.8	14.7	18.1	24.5	30.6	13.8	16.0	17.2	7.4	16.5	19.2	32.0	33.0	17.6	15.3	15.4	11.2	9.5
No. 26	本町橋	透視度(cm)	－	16.5	13.5	10.3	10.3	8.3	7.4	13.3	12.0	10.0	10.8	7.1	15.0	7.5	11.8	11.0	12.8	16.3	18.5	24.2
		DO(ppm)	－	4.3	5.1	3.5	3.5	1.2	2.4	3.4	3.1	4.3	3.6	2.6	3.9	2.9	3.7	4.7	4.4	3.6	5.3	3.7
	(東横堀川)	BOD_5(ppm)	－	4.7	12.7	15.9	15.9	23.0	23.3	17.8	11.0	11.2	11.4	33.1	16.4	32.4	25.3	24.2	18.2	13.7	14.8	9.9
No. 28	大黒橋	透視度(cm)		13.5	12.5	14.0	8.8	9.3	8.7	8.8	8.3	8.5	7.8	9.3	11.1	6.7	10.8	10.0	14.3	15.9	22.0	25.9
		DO(ppm)	－	2.1	1.7	1.0	1.2	1.1	1.4	2.2	1.7	2.4	1.7	3.0	3.0	1.4	2.3	3.7	2.8	3.2	4.8	3.0
	(道頓堀川)	BOD_5(ppm)	－	19.4	11.9	13.0	16.9	25.7	22.0	21.3	15.0	20.7	18.5	20.1	17.2	34.1	35.8	21.7	16.7	14.9	11.2	8.7

注：地点No.は、図１－３の番号を示す。

図１－４に一括して示した。1971年頃より，汚濁の減少傾向がわずかにみられるが，全体としてBOD_5 10 ppm 以上の地点が多く，依然として河川の汚濁防除対策があらゆる角度から構じられねばならないことがよく分る。

1970年から1974年までのデータを用いて，BOD_5とDOの関係を，夏期（６月，７月，８月，９月）と冬期（１２月，１月，２月，３月）に分けて図示すると，図１－５，図１－６のようになる。即ち，図１－５によれば，水温が２２℃をこえる夏期では，BOD_5の増大とともにDOが減少し，BOD_5が12～17 ppm をこえるとDOが欠乏することがよく分る。しかし，水温が１２℃以下の冬期では，図１－６に示したように，BOD_5の高い河川水でも，DOの比較的高い場合があり，夏期のような関係はみられない。

これは，水温の高い夏期では，河川水の酸素消費速度が大きく，BOD_5に比例して酸素消費速度の増大があるため，BOD_5が高いほどDOが低い。水温の低い冬期の酸素消費速度は夏期のそれより小さく，しかも冬の飽和酸素濃度は夏期のそれよりも大きいので，夏期のようにBODの増大に従って，DOが低くなる関係は必らずしも見られない。

また，浮遊物質濃度（SS）とBOD_5の関係をみると，図１－７，１－８，１－９，１－１０のようになり，採水地点によって回帰直線に若干の相違がみられる。本来，河川は比較的一定水質の家庭排水，工場排水，下水処理場放流水などの流入によって汚染されているから，BOD_5とSSは比例関係にある。しかし，その関係は，河川の汚濁源の特性，河川の地理的特性によって異なってくる。図１－９に示した毛馬橋の河川水は，淀川の土砂に由来したシルトを含むため，BOD_5に比較してSSが高く，BOD_5－SS 回帰式の勾配は 1.5 と大きい。しかし，図１－８の大黒橋河川水は河口に近いため，SSがBOD_5に比べて小さく，勾配は 0.6 4 と小さくなっている。これは，大黒橋では平均流速が小さく，感潮によって滞留時間も長く，かつ塩分濃度上昇のために沈降速度が早くなる[62]ためであろう。城見橋河川水は，BOD_5，SSともに毛馬橋，大黒橋より大きい値で，勾配は先の両者の中間の値 0.9 1 を示し，切片は２5.4 を示している。

全体として図１－１０にみられるように，SSとBOD_5の関係は次式で示される。

$$SS = 1.13 \times BOD_5 + 9.1 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-20)$$

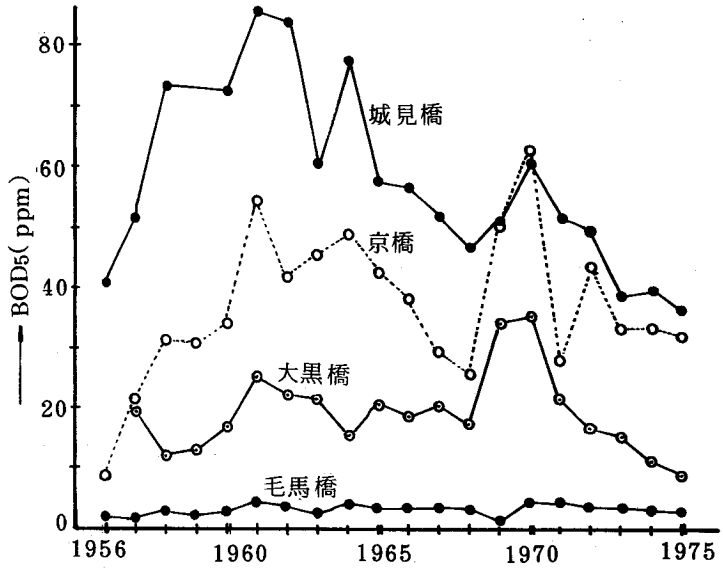


図１－４　市内河川主要地点における年平均 BOD_5 の経年変化

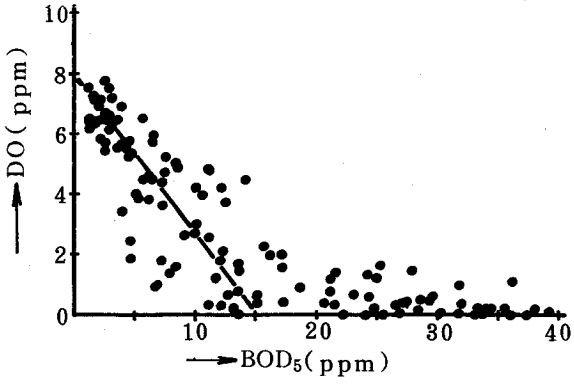


図１－５　市内河川水のDOと BOD_5 の関係（夏期）

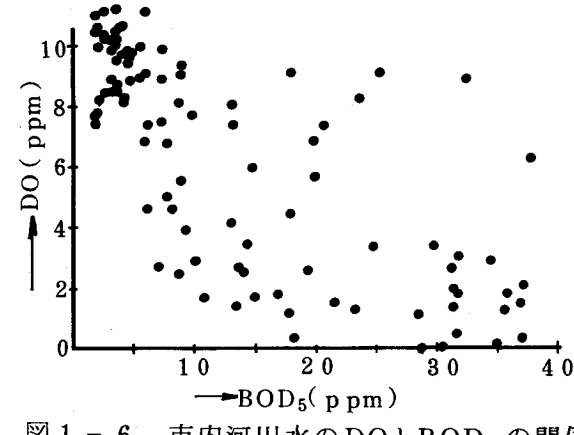


図１－６　市内河川水のDOと BOD_5 の関係（冬期）

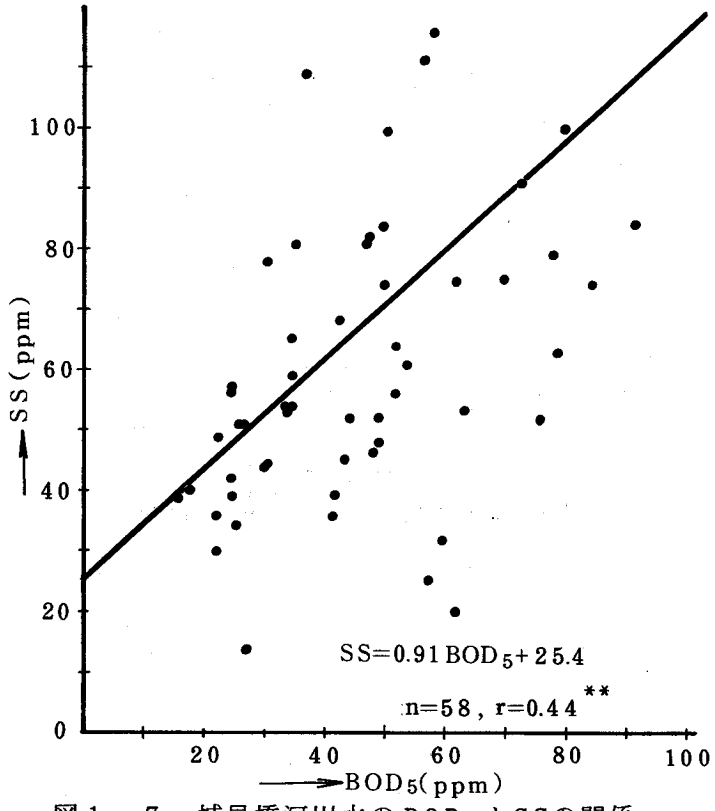


図１－７　城見橋河川水のＢＯＤ$_5$とＳＳの関係

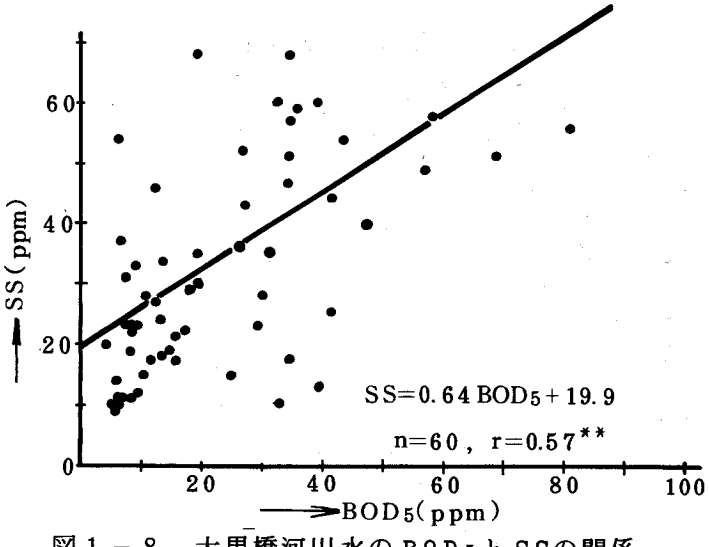


図１－８　大黒橋河川水のＢＯＤ$_5$とＳＳの関係

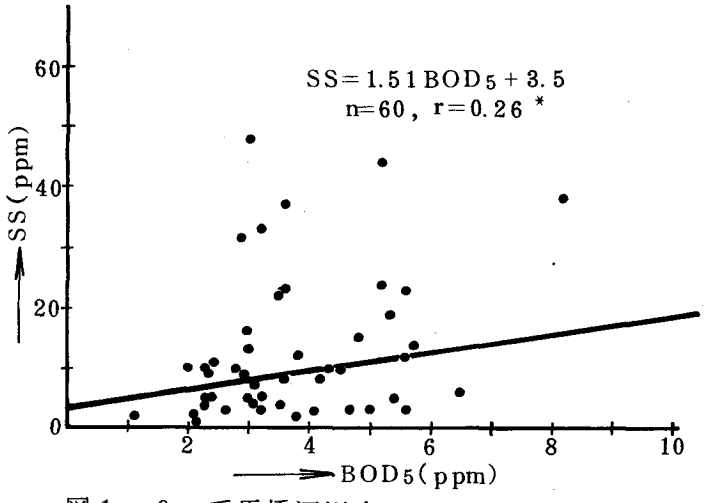


図１－９　毛馬橋河川水のBOD5とSSの関係

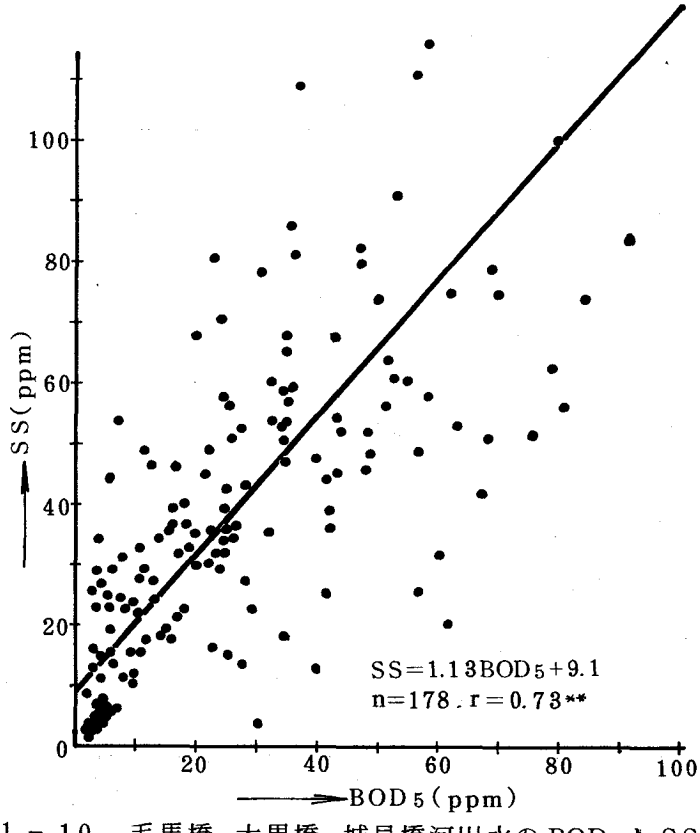


図１－１０　毛馬橋，大黒橋，城見橋河川水のBOD5とSSの関係

寝屋川・道頓堀川河川水のBODについて溶存性BOD_5と総BOD_5の関係をとってみると，図1－11に示したように，総BOD_5のうち約56％が溶存性であり，残り44％が浮遊物質性BOD_5である。従って，図1－5に示したBOD_5とDOの関係と併せて考察すると，河川水のSSの減少とDOの上昇のためにも，BOD_5全体を減少させなければならないことが分る。

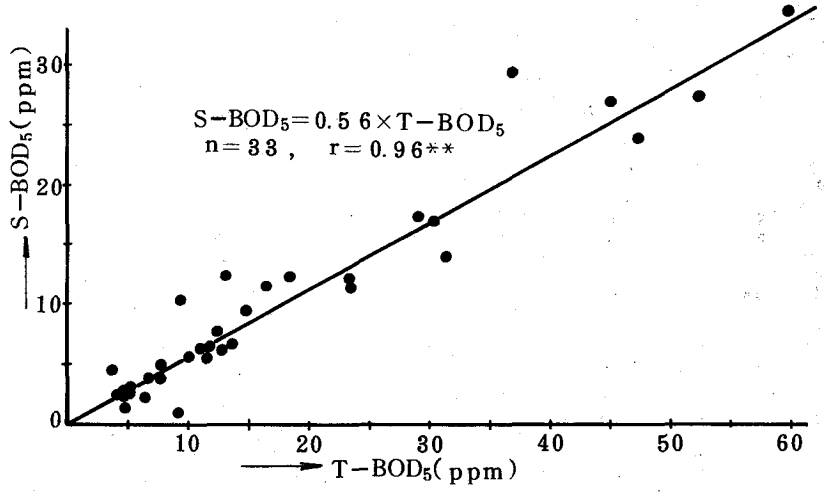


図1－11　溶存性BOD_5(S−BOD_5)と総BOD_5(T−BOD_5)の関係
（寝屋川・道頓堀川河川水）

2. 水位，流速，水質の時間変化とシミュレーション

(1) 水位変化

道頓堀川大黒橋における水位変化の一例を図1－12に示した。すでに述べたように水位変化は，分潮と倍潮の合成されたものとしてきわめて複雑にしかし規則的に変化している。ここで，水位変化の型を図1－13に示した3つの型に分類すると，図1－12に示したように，大黒橋における水位変化は，Ⅰ，Ⅱ，Ⅲ，Ⅱ，Ⅰ，…… と変化している。

また，この水位変化をⅠ，Ⅱ，Ⅲの型にもかかわらず実際的な立場から，（1－1）式で示されるsine curveでシミュレートすると，図1－14に示すように実測値は，極めてよくsine curveにシミュレートしうる。図1－14には大黒橋の他，本町橋，上大和橋についても示した。ここで，本町橋，上大和橋，大黒橋の3地点は，図1－15に示した位置条件にあり，本町橋，上大和橋間

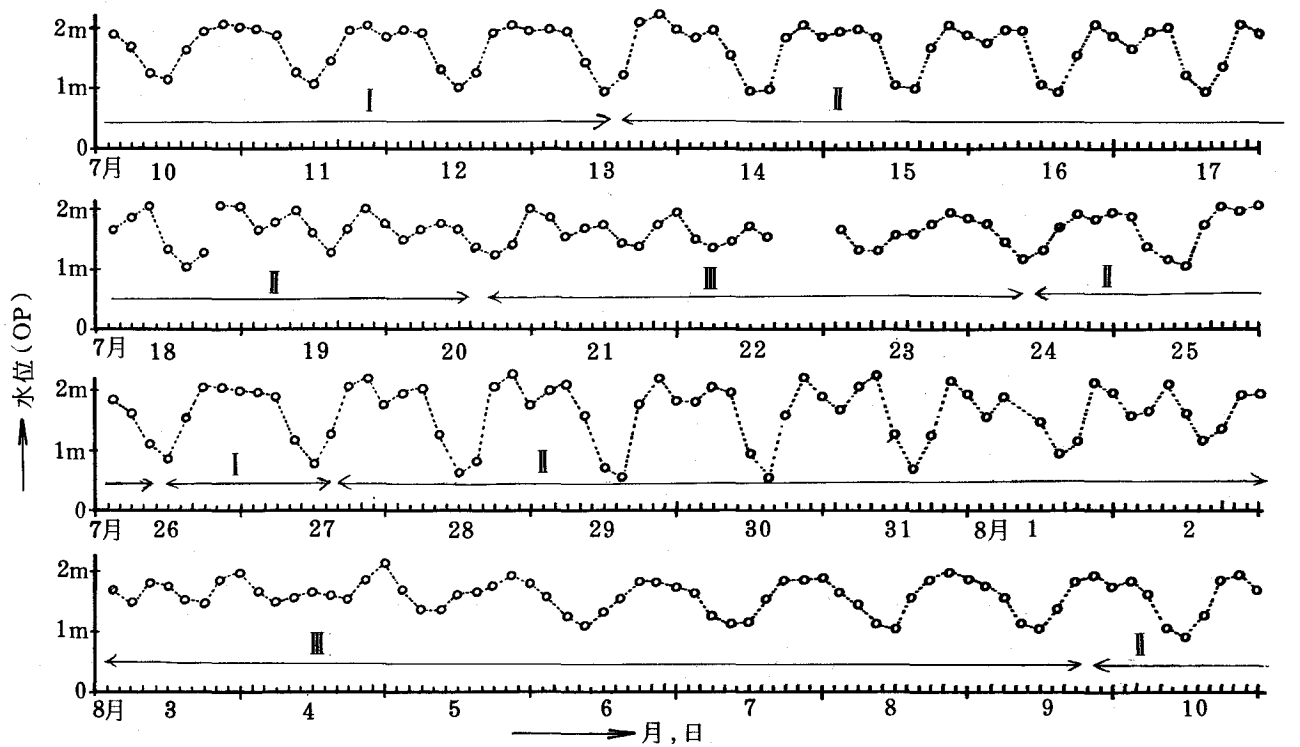


図１－１２　水位変化の一例（大黒橋，1969. 7. 10 ～ 8. 11）

Ⅰ，Ⅱ，Ⅲは、図１－１３の類型を示す。

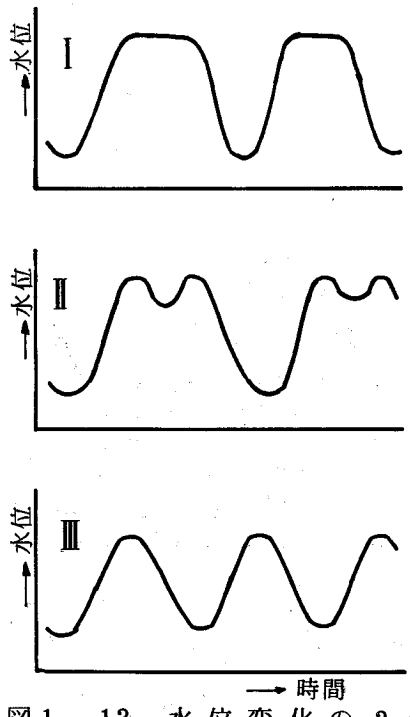


図1－13　水位変化の3型

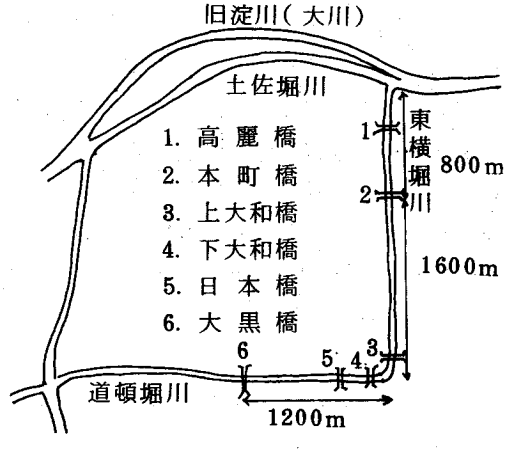


図1－15　東横堀川，道頓堀川における採水地点

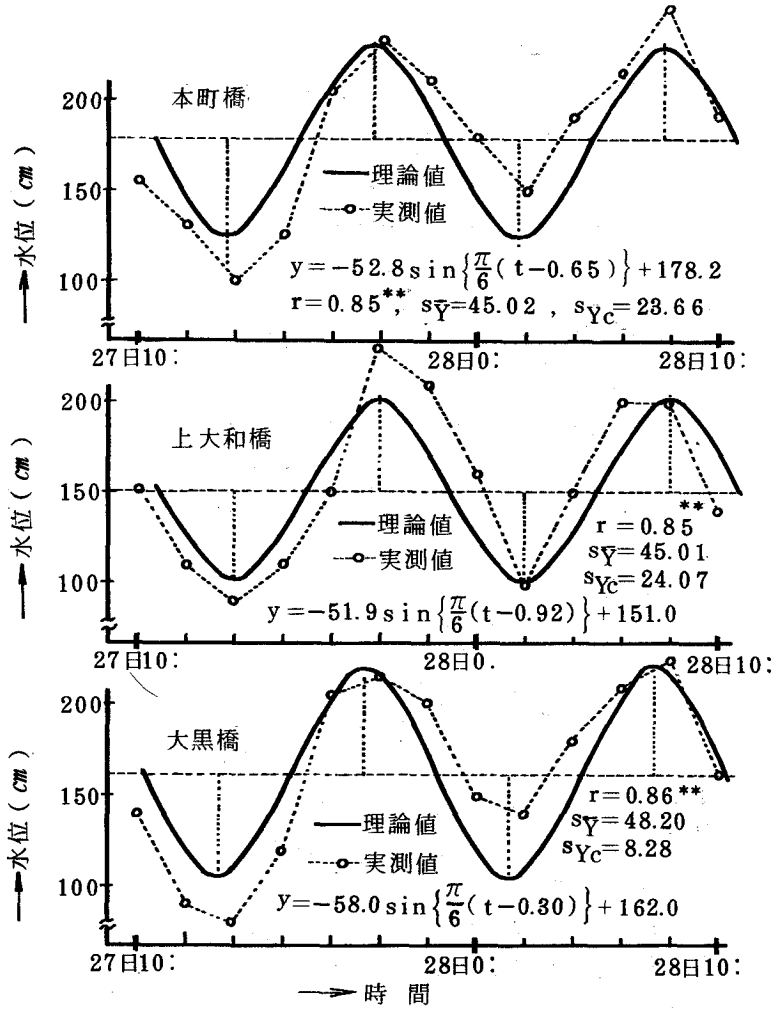


図１－１４　水位変化のシミュレーション（１９６９．８．２７～２８）

の距離は1500m，上大和橋，大黒橋間の距離は1300mである。図1－14から，水位変化には，本町橋と上大和橋間で0.27時間，即ち約16分,上大和橋と大黒橋間で0.62時間，即ち約37分の位相の差があることがよく分る。

(2) 流速変化

本町橋，上大和橋，大黒橋における流速を，先の水位変化と同様に（1－1）式にシミュレートして，これを図示すると図1－16のようになり，水位変化と同様に高度に有意に（1－1）式にシミュレートされることが分る。そして，本町橋と上大和橋間では1.25時間，即ち1時間15分の位相の差を持つが，上大和橋と大黒橋はほとんど同じ流速変化の位相を示している。

又，水塊が東横堀川入口から大黒橋まで流下していく様子を，既に述べた著者の考案した方法を用いて，流向図として描けば，図1－17のようになる。これを見ると，可動堰閉鎖時は長時間滞留し，可動堰開放時には速い流下を示し，東横堀川入口から大黒橋まで最大17時間，最小6時間で流下する模様がよく分る。

(3) 水質変化

溶存酸素（DO），BOD_5，Cl の水質変化も，図1－18，1－19，1－20

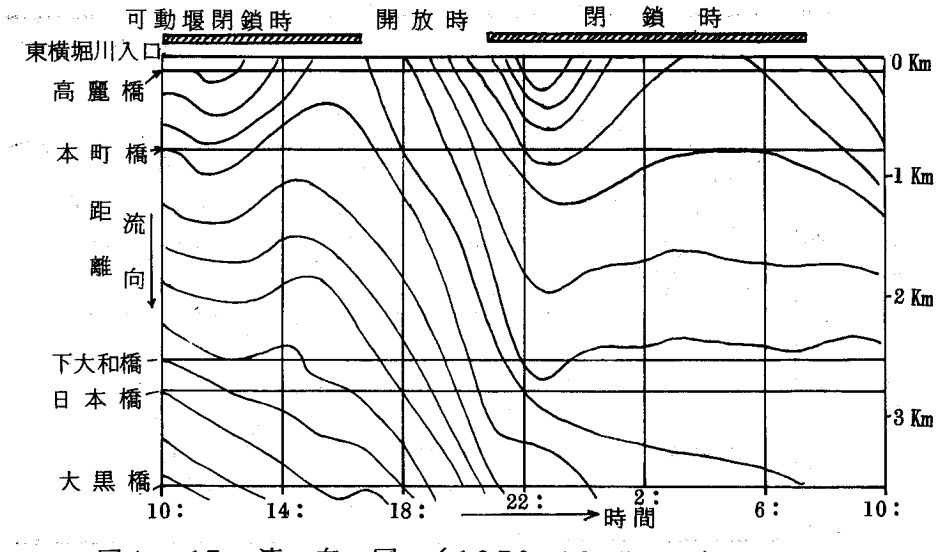


図1－17 流向図（1970. 10. 5～6）

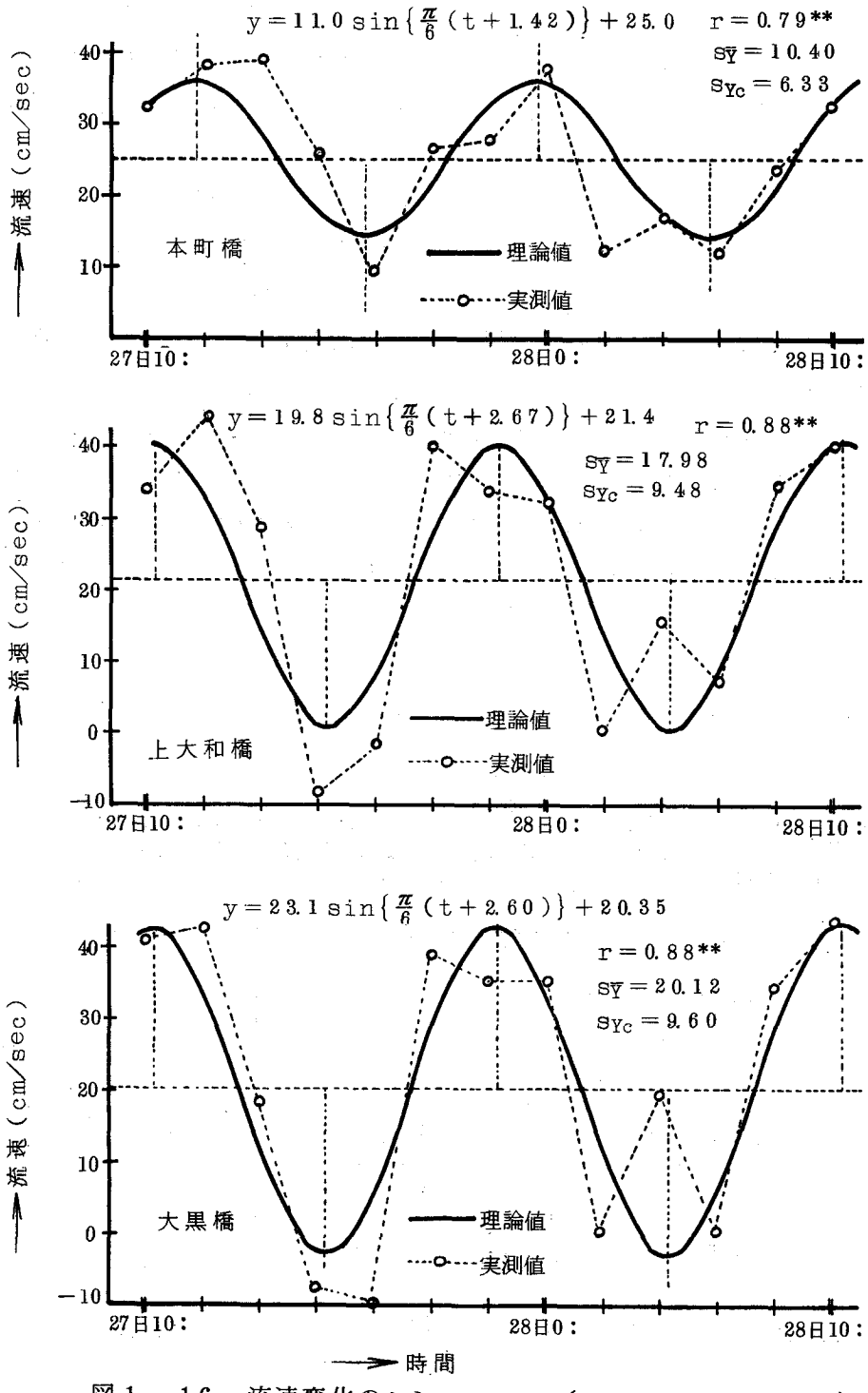


図1－16　流速変化のシミュレーション(1969. 8. 27～28)

に示すように，危険率１％有意で先の（１−１）式の sine curve によく一致する。

即ち，大黒橋での水位と溶存酸素の時間変化を図１−１８に示した。これを見ると，水位変化と溶存酸素変化は，約２時間の位相の差を持って，逆相関を示していることが分る。溶存酸素は０〜約２ppm平均 0.9 ppm と低いが，水位が下り始めると，上流の旧淀川の水塊が流入するため，溶存酸素が高くなることが分る。更に，水位が最低になると，寝屋川の汚染された河川水の水塊が流下し始めるので溶存酸素が下降の傾向をとる。続いて水位が最高に達する２時間前に溶存酸素が最低になる。

本町橋での水位，流速，水質（Cl，BOD_5）の時間変動の関係を図１−１９に示した。水位が下り始めると，流速が大となり，Cl ，BOD_5の水質が悪くなる。これは，ちょうど寝屋川の水塊が流下してくるためと考えられる。 図

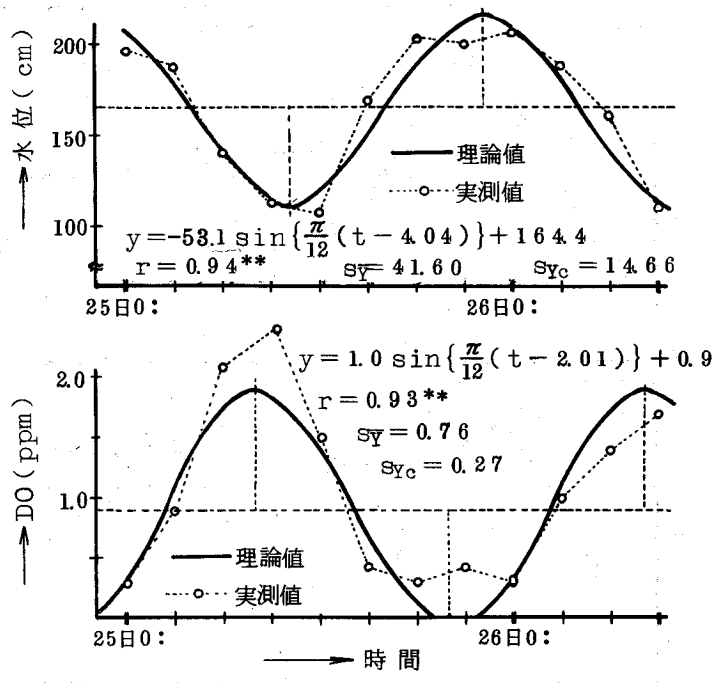


図１−１８ 溶存酸素変化のシミュレーション（１９６９．７．２５〜２６）（大黒橋）

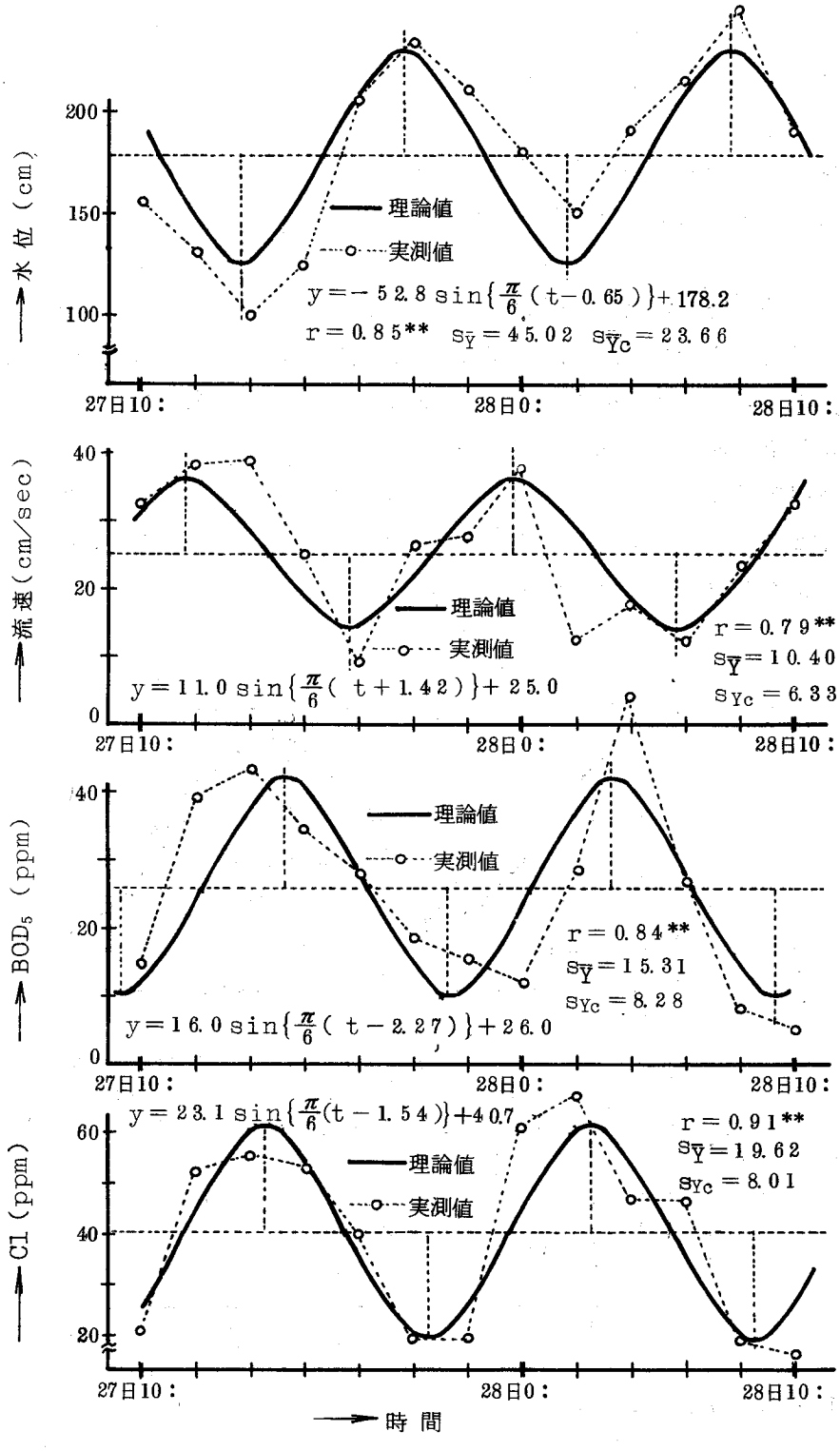


図1－19　ClとBOD5変化のシミュレーション
（1969. 8. 27～28）（本町橋）

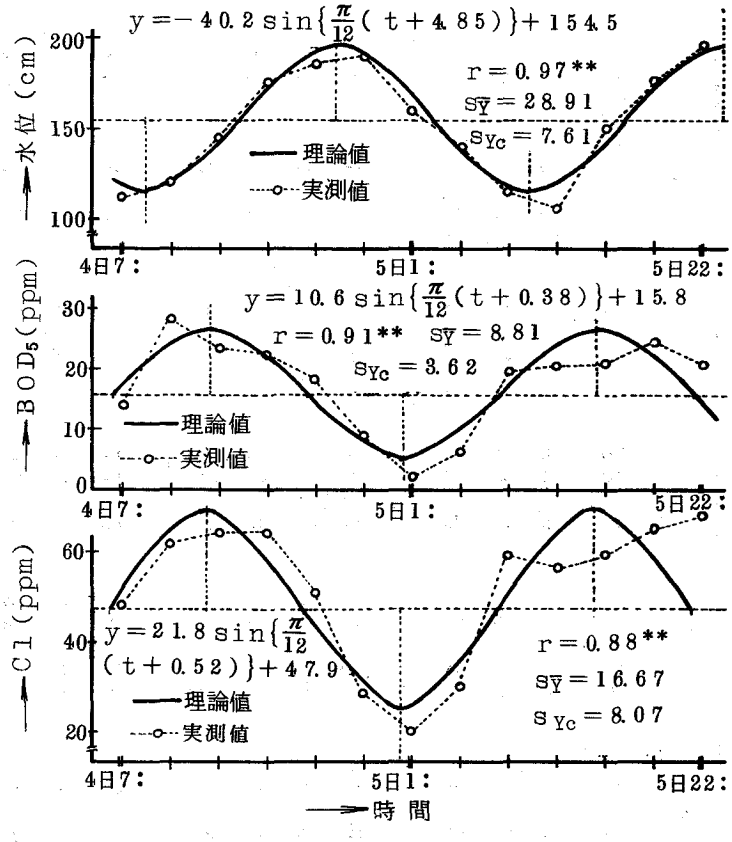


図１－２０　Cl，BOD_5変化のシミュレーション（１９６９．９．４～6)(大黒橋）

１－１５に示したように，本町橋は大黒橋より上流にあるので，本町橋における水位の位相と水質の位相の差即ち時間遅れは，大黒橋のそれより小さい。その後，本町橋の水位が上ると，流速は小さくなり，寝屋川の水塊が押しとどめられて，旧淀川（大川）の水塊が多量に流入するので水質がよくなる。

図１－２０は，大黒橋での水位，水質（Cl，BOD_5）の時間変動の関係を示すもので，水位が，最低値から上昇し始めると，水質（Cl，BOD_5）は最高値になり，水位が下降し始めると，水質（Cl，BOD_5）は徐々に回復する。これは，水位が高い時に旧淀川の清浄な河川水が東横堀川へ流入し，この河川水が水位の低下で本町橋を通って大黒橋へ流下し，水質がよくなるためである。その後，寝屋川の汚濁河川水が，流入してくるに従って水質も悪化するようになる。

表 1 − 2　　水質日間変動のシミュレーション（道頓堀川大黒橋）

調査日	測定項目	$\overline{Y}$	a	c	r	$S_{\overline{Y}}$	S_{Yc}	n
1969. 8. 14. ～ 15	水位(m)	1.65	0.45	−2.19	0.88	0.19	0.40	13
	流速(cm/sec)	15.7	−12.7	−1.25	0.86	5.9	11.5	11
$b = \frac{2\pi}{12}$	流量(m³/sec)	8.9	−7.3	−0.92	0.86	3.3	6.5	11
	BOD(ppm)	13.7	6.4	2.37	0.37	11.6	12.5	13
1969. 8. 27. ～ 28	水位(m)	1.62	0.58	5.67	0.87	0.24	0.48	13
	流速(cm/sec)	20.3	−23.0	−3.40	0.84	11.5	21.2	13
$b = \frac{2\pi}{12}$	流量(m³/sec)	12.5	−18.1	−4.28	0.62	9.9	12.7	13
	BOD_5(ppm)	16.0	4.9	2.29	0.52	6.9	8.0	12
1969. 9. 17. ～ 18	水位(m)	1.50	0.36	−2.98	0.77	0.21	0.34	16
	流速(cm/sec)	18.0	−12.4	−0.23	0.67	9.8	13.1	16
$b = \frac{2\pi}{15}$	流量(m³/sec)	9.5	−6.2	0.29	0.60	6.2	7.7	16
	BOD_5(ppm)	35.4	19.4	−2.74	0.75	13.1	19.7	16

大黒橋の３回の調査についての水位，流速，流量のシミュレーションの結果を一括して，表１－２に示した。８月１４日の調査結果と８月２７日の調査結果は１日２潮時であるため，周期が１２時間となっており，９月１７日の調査日は１日１潮時までの過渡期であるため，その周期は１５時間となっている。さらに，図１－１８，図１－２０に示す大黒橋の調査時はいずれも１日１潮時で，周期は２４時間である。

表１－２と図１－１８，図１－２０に示す５回調査の水位は，日間平均1.50～1.65ｍ，総平均1.59ｍで，その変動巾は，0.36～0.58ｍで平均0.46ｍであった。

流速観測，および流量観測を行った３回の調査結果を見ると，流速は日間平均15.7～20.3 cm／sec，流量は日間平均9.5～12.5 m^3／secで，変動巾を考慮すると，それぞれ最高43.3 cm／sec，30.6 m^3／sec に達っした。BOD_5は日間平均13.7～35.4 ppmで，最高54.8 ppm に達っした。

(4) 水温変化

河川水温の一日の時間変化は，１日数回の連続採水の測定結果を用いて，標準偏差 s_T で示すと，表１－３のように0.36～0.82℃と極めて小さい。従って水温の年間変動の考察には一日の水温時間変化がたいして影響しないといえる。年間の水温月変化を，（1－1）式にシミュレートした一例を示すと，図１－２１のようになる。即ち，吹田橋における年間の水温月変化は，標準偏差（s_T）は8.36℃，標準誤差（s_{Tc}）は1.58℃，相関係数（r）は0.98となり，高度に有意性をもって（1－1）式にシミュレートされる。

又，市内河川２８ケ所について，シミュレートした結果を，表１－４に示した。即ち，相関係数ｒの平均は，0.976となり，高度に有意の相関がある。表１－４の中で，春日出橋の平均水温は21.9℃で，他の地点より約４～５℃高い。これは火力発電所の冷却排水の影響と考えられる。

京橋地点の水温について，この１０年間の経年変化を，表１－５に示したが，この１０年間には著しい変化は認められない。

表１－３水温の日間変動

	測　定　日	$\overline{T}$	n	$s_{\overline{T}}$
大黒橋	1969. 8. 14～15	28.3℃	13	0.79℃
大黒橋	1968. 12. 12～13	15.3	7	0.36
京橋	1969. 7. 29～30	26.5	13	0.56
千船橋	1969. 7. 29～30	30.0	42	0.82

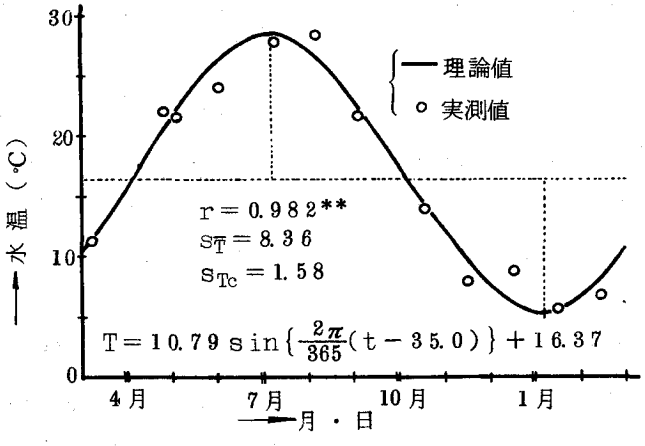


図１－21　水温の年間変動（1970.吹田橋（４月１日をｔ＝１とする。）

表１－５京橋水温シミュレーション経年変化

	a	c	$\overline{T}$	r	n	$s_{\overline{T}}$	s_{Tc}
1969	9.41	28.76	18.66	0.967	11	7.14	1.67
1968	9.65	36.10	16.99	0.975	11	7.69	1.62
1967	12.97	24.52	17.03	0.985	12	9.88	1.62
1966	9.46	32.57	17.87	0.987	11	7.08	1.00
1965	10.68	30.16	16.62	0.993	12	8.16	1.12
1964	11.48	26.15	18.45	0.976	12	8.80	1.85
1963	11.79	31.44	17.42	0.994	12	8.87	0.90
1962	11.93	30.85	17.97	0.989	11	9.54	1.36
1961	10.12	31.67	19.19	0.976	12	7.18	1.50

注：４月１日をｔ＝１とした。

表１－４　１９７０年市内河川水温シミュレーション表

採水地点	a	c	$\overline{T}$	r	n	$s_{\overline{T}}$	s_{Tc}
吹田橋	10.79	34.96	16.57	0.982	12	8.36	1.58
新三国橋	10.37	32.27	16.57	0.987	12	7.98	1.27
神崎橋	10.31	38.78	16.53	0.988	12	7.91	1.23
千船橋	10.19	37.20	16.81	0.978	12	7.90	1.57
辰己橋	10.13	38.10	17.19	0.971	12	7.91	1.82
住道大橋	10.90	24.34	16.12	0.947	12	8.65	2.65
住道新橋	11.14	24.13	16.42	0.960	12	8.89	2.38
今津橋	11.17	28.73	15.90	0.977	12	8.73	1.77
極楽橋	10.42	25.79	16.85	0.981	12	8.13	1.50
天王田橋	10.46	29.95	17.69	0.984	12	8.12	1.40
阪東橋	10.22	32.57	17.42	0.982	12	7.93	1.43
城見橋	10.04	30.41	17.79	0.967	12	7.92	1.95
鴫野橋	10.11	22.44	17.29	0.971	12	7.98	1.82
京橋	10.35	26.41	17.38	0.975	12	8.12	1.73
春日出橋	8.21	37.79	21.90	0.943	12	6.60	2.11
六軒家渡	11.20	38.08	16.46	0.986	12	8.60	1.38
北港大橋	9.85	40.37	17.07	0.958	12	7.77	2.14
伝法大橋	10.65	42.37	16.09	0.965	12	8.32	2.08
睦橋	9.89	32.04	17.74	0.986	12	7.64	1.23
住ノ江大橋	9.77	42.12	17.97	0.985	12	7.48	1.23
千本松渡	9.20	44.42	17.57	0.987	12	7.01	1.10
毛馬橋	11.26	35.48	15.92	0.984	12	8.71	1.49
赤川橋	11.10	33.30	16.17	0.983	12	8.60	1.50
天神橋(右)	11.50	33.98	16.38	0.990	12	8.85	1.21
天神橋(左)	11.43	32.07	15.89	0.984	12	8.86	1.52
本町橋	11.76	31.37	16.44	0.989	12	9.08	1.31
大黒橋	11.33	37.16	16.84	0.984	12	8.74	1.47
木津川河口	9.69	48.48	16.78	0.987	11	7.58	1.16

注：４月１日をｔ＝１とした。

3. 市内河川の汚濁に及ぼす工場排水の影響

家庭下水は，公共下水処理場によって９０％以上浄化することはできるが，工場排水の水質は多様で，質的量的に変動が大きく処理が困難である。特に工場排水の生物学的単独処理は浄化が悪いなど問題が多い。しかし，その工場排水が河川へ流入すれば，尚いっそう問題が大きくなるものである。

しかし，年末年始には市内河川関連工場は休業に入るため，年末年始における市内河川の水質調査によって，河川汚濁に及ぼす工場排水の影響をみることができる。

そこで，年末年始における市内河川の水質変化の一例を図１－２２に示した。そして，簡単に各調査地点の平均流量と年間平均 BOD_5 の積を平常時汚濁負荷量とし，同様に１月４日における水質結果（BOD_5）と平均流量の積を工場休止日汚濁負荷量とし，両方併せて表１－６に示した。例えば，道頓堀川大黒橋における汚濁負荷量を見ると，平常時の汚濁負荷量が 14.3 ton／day であったのが，１月４日には 6.7 ton／day になっており，工場休止及び家庭排水の若干の減少によって 7.6 ton／day の汚濁負荷量が低下したことを示している。

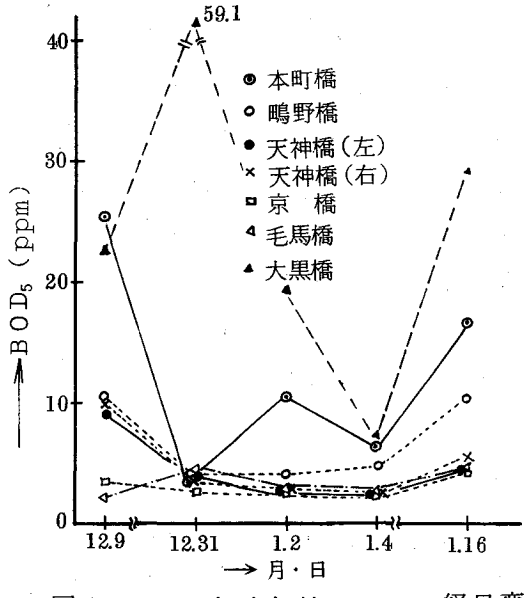


図１－22　年末年始の BOD_5 経日変化
（1968. 12～1969. 1）

表１－６　平常時と年末年始の汚濁負荷量

調査地点	平常時流量 (㎥/sec)	1968年度 平均BOD_5[69] (ppm)	平常時 汚濁負荷量 (ton/day)	1969年 1月4日BOD_5 (ppm)	同　日 汚濁負荷量 (ton/day)
本町橋	15.5[77]	16.4	22.0	6.2	8.3
鴫野橋	7.0[78]	48.1	29.1	4.8	2.9
天神橋(左)	49.6[77]	19.2	82.3	2.7	11.5
天神橋(右)	85.1[77]	5.8	42.6	2.7	19.9
京橋	22.5[78]	25.9	50.2	2.5	4.9
毛馬橋	111[77]	3.3	31.6	2.8	26.9
大黒橋	9.6[78]	17.2	14.3	7.9	6.7

これらの調査の結果，年平均BOD_5 20～30 ppm，透視度5度前後という汚濁された河川でさえ，年末年始という工場休止日には，BOD_5 3～5 ppm，透視度28～30度以上という清浄さに達っし，河川本来の役目の1つであるレクレーションの目的も達成されうる水質に戻る事が分った。

第5節　考　　察

1. 市内河川の汚濁経過と現状

大阪市内河川は，先に述べたように依然として平均BOD_5 10 ppm 以上という地点が多い。本項では市内河川が，酸素不足になる理論的根拠と，これを防止するために必要な河川水質基準について考察する。

河川の溶存酸素変化は，これまでStreeter－Phelps[70]，Thomas[71]やVelz[72]らによって解析し発展させられ，河川水溶存酸素変化は，脱酸素と再ばっ気の組み合わされたものとして次式で示されている。

$$dD/dt = k_1 L - k_2 D \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1\text{-}21)$$

$$L = L_0 e^{-k_r t} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1\text{-}22)$$

ここで，

t ：時間（day）

k_1 ：脱酸素係数（1／day）

k_2 ： 再ばっ気係数（1／day）

k_r ： 有機物除去係数（1／day）

D ： 溶存酸素不足量（ppm）

L ： 残存有機物濃度（ppm）

L_0 ： 初期有機物濃度（ppm）

（1－21）式の第1項は，残存有機物濃度Lに比例して酸素が消費されることを示し，第2項は，酸素不足量Dに比例して酸素が大気中から補給されることを示している。そして残存有機物濃度Lは，（1－22）式に従って変化する。

（1－22）式を（1－21）式に代入し，t＝0の時，$D=D_0$としてこれを積分すると次式が得られる。

$$D=\frac{k_1 L_0}{k_2-k_r}\left(e^{-k_r t}-e^{-k_2 t}\right)+D_0 e^{-k_2 t} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-23)$$

ここで，

D_0 ： 初期酸素不足量（ppm）

定義から次式も成立する。

$$D=C_s-C \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-24)$$

ここで，

C_s ： 飽和溶存酸素濃度（ppm）

C ： 溶存酸素濃度（ppm）

また，河川の再ばっ気係数k_2の推定法については数多くの報告[73～75]があるが，O'Connor & Dobbins[76]は，等方性乱れの場合（水深Hが1.5mを越える時に成立する）として次式を提出している。

$$k_2=\frac{[D_L U]^{1/2}}{H^{3/2}} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-25)$$

ここで，

D_L ： 水中の酸素分子拡散係数（1.8×10^{-4} m²／day，20℃）

U ： 河川水の流速（m／day）

H ： 河川水深（m）

k_2 ： 再ばっ気係数（1／day）

以上の（1－23）式，（1－25）式を適用して，いくつかの仮定のもとに，夏期の道頓堀川と寝屋川の河川水（水温25℃）が酸素欠乏状態になる河川水

のBOD_5を理論的に算出すると以下のようになる。

まず，河川水が汚濁した後の平均滞留時間を0.5 day，汚濁する前の河川水の初期溶存酸素濃度を25℃の飽和酸素濃度8.11 ppm[67]，即ち$D_0=0$とする。

次に，BOD_5を基礎にした脱酸素係数k_1およびBOD_5を基礎にした有機物除去係数k_rは次章で詳しく述べるが，大黒橋での実測値を25℃に換算し，$k_1=1.57$（1／day），$k_r=0.204$（1／day）とする。

再ばっ気係数k_2は，（1－34）式を用いて次のようにして算出した。道頓堀川・寝屋川の平均流速Uを35 cm／sec＝30240 m／day[77]，平均水深Hを3.2 m[78]として（1－34）式に代入すると次のようになる。

$$k_2=\frac{[1.8\times10^{-4}\times30240]^{1/2}}{3.2^{3/2}}=0.409\ 1/\mathrm{day}\ (20℃)$$

そこで，次式から温度係数θを1.024[83]として，20℃におけるk_2の値を25℃の値に換算する。

$$k_{2(T)}=k_{2(20)}\,\theta^{(T-20)} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots(1-26)$$

ここで，

$k_{2(T)}$：水温T℃における再ばっ気係数（1／day）

$k_{2(20)}$：水温20℃における再ばっ気係数（1／day）

θ　：温度係数

T　：水温（℃）

従って，

$k_{2(25)}=0.461$ 1／day

次に，酸素欠乏状態とは河川平均溶存酸素Cが，0.5 ppm 以下の場合とする。即ち，溶存酸素不足量Dは，Cs＝8.11で（1－24）式より7.61 ppm 以上とする。以上の仮定をいま一度整理すると，次のようになる。

$D \geqq 7.61$ ppm

$k_1=1.57$ 1／day

$k_2=0.461$ 1／day

$k_r=0.204$ 1／day

$D_0=0$ ppm

$t=0.5$ day

これらを（1－23）式に代入すると次のようになる。

$$D = \frac{1.57 \times L_0}{0.461 - 0.204}\left(e^{-0.204 \times 0.5} - e^{-0.461 \times 0.5}\right) \geqq 7.61$$

その結果，$L_0 \geqq 11.4$ ppm となる。

当初の仮定から，河川水が汚濁した後0.5日経過しているから，河川水中では初期BOD_5 11.4 ppm の河川水の0.5日後のBOD_5は，（1－22）式から次のように求められる。

$$L = 11.4 \times e^{-0.204 \times 0.5} = 10.3 \text{ ppm}$$

結局，寝屋川・道頓堀川では河川水BOD_5が10.3 ppm を越えると，必然的に河川水は酸素欠乏状態になることが分る。この値は，図1－5に示す酸素欠乏状態になる河川水平均BOD_5 14 ppm と比較的よく一致する。

また，図1－10の回帰直線においてBOD_5 10 ppm に対するSSの推定値は約20 ppm となり，その99％信頼区間の上限は約38 ppm となる。

以上の考察から，市内河川を正常な状態に保持するための河川の水質基準は，BOD_5 10 ppm 以下，DO 2 ppm 以上，SS 40 ppm 以下であることが望ましいといえる。しかし，当面前記基準を達成できない時，何んらかの方法で夏期には酸素を供給しなければならない。

2. 河川浄化に及ぼす水温の影響

河川水質自浄作用の中で溶存酸素バランスに及ぼす水温の影響を，再ばっ気係数，脱酸素係数，飽和酸素濃度について考察する。まず，（1－21）式，（1－24）式を次に再録する。

$$dD/dt = k_1L - k_2D \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1\text{-}27)$$

$$D = Cs - C \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1\text{-}28)$$

（1－27）式に（1－28）式を代入すれば，次式が成立する。

$$dC/dt = k_2(Cs - C) - k_1L \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1\text{-}29)$$

上式中の再ばっ気係数k_2，飽和酸素濃度C_s，脱酸素係数k_1に及ぼす水温の影響を以下に考察する。

（1－29）式の右辺第1項（再ばっ気に関する項）は，C＝0の時最大になる。これを最大再ばっ気速度とし，〔OT〕$_{max}$で表わすと次式が得られる。

$$[OT]_{max} = k_2Cs \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1\text{-}30)$$

本節第1項でも述べたように上式の再ばっ気係数k_2は，温度に関して次式に

従う[79)80)]。

$$k_{2(T)} = k_{2(20)} \cdot \theta k_2^{(T-20)} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-31)$$

ここで，

$k_{2(T)}$ ：水温 T ℃における再ばっ気係数（1／day）

$k_{2(20)}$ ：水温 20 ℃における再ばっ気係数（1／day）

θk_2 ：再ばっ気係数 k_2 の温度係数

T ：河川水温（℃）

この温度係数 θk_2 についてはこれまで多くの研究者[76)79)]により数多くの実験値が出されているが，それを一括して表示すると表1－7のとおりである。本項では $\theta k_2 = 1.024$[83)]を採用することにする。

表1－7　再ばっ気係数の温度係数一欄

θ	対象検体	研究者
1.047	水路	Streeter, H. W., et al.[81)] Phelps[82)]
1.0241 1.0226	攪拌槽	Committee[80)]
1.020 1.024 1.016	攪拌槽	Downing[83)]
1.016	河川	Streeter, H. W.[84)] O'Connor, et al.[76)]
1.018 1.015 1.008	水路	Truesdale[85)]
1.013 1.016	攪拌槽	Metzner[79)]
1.0177 1.0208	攪拌槽	Bewtra, J. K.[86)]

次に，飽和溶存酸素濃度Csに対する温度の影響についても各種の式[87)]が提出されているが，ここで，（1－31）式と同様に温度係数の概念を導入すれば次式のとおりとなる。

$$C_{s(T)} = C_{s(20)} \cdot \theta_{cs}^{(20-T)} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-32)$$

ここで，

$C_{s(T)}$：水温T℃における飽和溶存酸素濃度（ppm）

$C_{s(20)}$：水温20℃における飽和溶存酸素濃度（ppm）

θ_{cs}　：飽和溶存酸素濃度C_sに対する温度係数

T　　：河川水温（℃）

この温度係数θ_{cs}は，JIS K0102[67]をもとに計算すれば水温0～30℃で1.022となっている。

（1－30）式に，（1－31）式，（1－32）式を代入すると次式が得られる。

$$[OT]_{max} = k_{2(20)}\,\theta_{k_2}^{(T-20)} \cdot C_{s(20)}\,\theta_{cs}^{(20-T)} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-33)$$

ここで，$\theta_{k_2} = 1.024$，$\theta_{cs} = 1.022$を（1－33）式に代入し，整理すると次式が得られる。

$$[OT]_{max} = k_{2(20)}\,C_{s(20)} \cdot (1.002)^{(T-20)} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-34)$$

最大再ばっ気速度$[OT]_{max}$に対する温度の影響を図示すると，図1－23のようになる。再ばっ気係数k_2が温度上昇とともに大きくなるのに反し，飽和酸素濃度C_sが減少するために最大再ばっ気速度$[OT]_{max}$は，水温によってそれほど変化しない。

また，脱酸素係数k_1も，k_2，C_sと同様に温度に関して次式が成立する[70]。

$$k_{1(T)} = k_{1(20)} \cdot \theta_{k_1}^{(T-20)} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-35)$$

ここで，

$k_{1(T)}$：水温T℃における脱酸素係数（1／day）

$k_{1(20)}$：水温20℃における脱酸素係数（1／day）

θ_{k_1}　：脱酸素係数k_1に対する温度係数

T　　：河川水温（℃）

この温度係数θ_{k_1}についても多くの研究者[70) 89) 90)]により数多くの実験値が出されているが，それを一括表示すると表1－8のとおりとなる。本項では$\theta_{k_1} = 1.047$[70) 88)]として考察する。

（1－34）式および（1－35）式からC＝0の場合の酸素移動速度$[dC/dt]_{c=0}$は次式で表わされる。

表１－８　脱酸素係数の温度係数一欄表

θ	対象検体	実験温度（℃）	研究者
1.047	家庭下水と河川水	8，10，20，30，37.5	Streeter－Phelps[70]
1.053 1.049	河川水	9，20，30	Theriault[89]
1.065 1.145 1.026	家庭下水 河川水	5，7.5，10，20 0.5，1，2.5，5 0.5，2.5，5 7.5，10，20	Moore[90]
1.065			Phelps[82]
1.109 1.042 0.967	家庭下水	5－15 15－30 30－40	Gotaas[91]
1.032			Wuhrman[92]
1.136 1.056	活性汚泥処理水と河川水	4－20 20－30	Schroepfer[93]
1.126 1.047 0.985	家庭下水	2－15 15－32 32－40	Zanoni[88]
1.077 1.048	家庭下水と河川水	10－20 20－30	Zanoni[94]

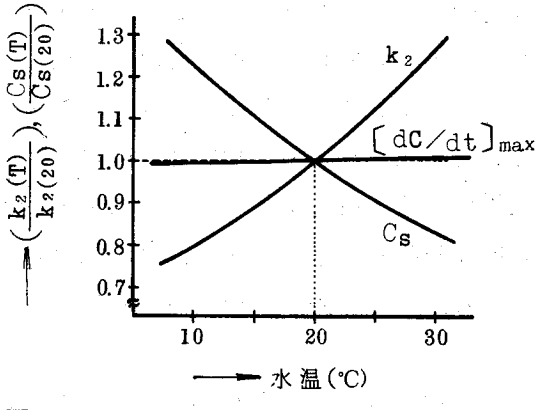


図１－２３　再ばっ気効果の温度による影響

$$[dC/dt]_{c=0} = [OT]_{max} - k_{1(20)} \cdot 1.047^{(T-20)} \cdot L \quad \cdots\cdots\cdots (1-36)$$

（1－36）式の第2項を見れば分るように，温度係数1.047で〔dC／dt〕$_{c=0}$に及ぼす温度の影響は，脱酸素部分において著るしい。故にBOD_5 10 ppm を越えることが多い市内河川では，夏期になっても再ばっ気速度の上昇は期待できず，逆に有機物分解による脱酸素が活ぱつになる。したがって河川の酸欠状態を防ぐためには，BOD負荷量Lを減少させるか，酸素を強制溶解しなければならないことが分る。

3. 市内河川の水位・流速・水質のシミュレーション

市内河川の水位変化は，図1－12に示したように，Ⅰ型からⅡ型，Ⅲ型，Ⅱ型，Ⅰ型，……と可成り規則的に変化し，その結果から各測定地点の水位変化は水理学的物理学的には予測可能である。Ⅰ型，Ⅱ型，Ⅲ型の三つの型の水位型の中心Ⅲ型では，図1－14，図1－20，表1－2に示したように，水位，流速，水質が，（1－1）式の sine curve に極めてよく適合する。また，Ⅰ型，Ⅱ型についても，図1－15，図1－17，図1－18に示すように，Ⅲ型よりも劣るが，ある程度 sine curve にシミュレートでき実用的には用いることが充分可能である。従って，十分なデータの蓄積によって水位における sine curve とその他の因子，流速・水質の sine curve との関係をもとめておけば，水位変化の予測の上に立って流速・水質をほぼ正確に予測することができる。

本町橋，上大和橋，大黒橋の3地点における水位の時間変動を図1－14に示したが，3地点間の水位変動の位相の差は，本町橋と上大和橋間で約16分，上大和橋と大黒橋間は約37分となっており，水位変動の位相の差は極めてわずかである。この現象は，図1－15に示したような3地点の地理的な条件によって起ったものと考えられる。大黒橋と上大和橋間の距離は，約1500mであり，水位変化の波動は大黒橋から上流の上大和橋へ移行する。しかし，上大和橋と本町橋間の距離は，約1300mであり，水位変化の波動は上大和橋から本町橋へ移行するのでなく，むしろ東横堀川入口から本町橋を通って，上大和橋へ移行するようである。

しかし，流速の時間変化については図1－16に示したように，上大和橋と大黒橋の間では流速変化の位相の差はほとんど見られず，この両地点から本町

橋の流速変化の位相は約７０分の時間遅れを見せている。それは，旧淀川，寝屋川が本町橋より上流にあるため水位変化，流速変化の位相遅れは大黒橋，上大和橋より一層大きく，本町橋はその影響を受けて，大黒橋，上大和橋よりも本町橋の流速変化の位相が遅れたものと考えられる。

水質変動の特徴について，BOD，Cl の時間変化の位相の差が小さいのは，海水を含まない河川水についてはBODとCl は比例関係にあるからである。

さらに，（1－1）式を変形して次式を得る。

$$\overline{Y} = Y - a \sin\{b(t-c)\} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-37)$$

多数回の調査によって，a，b，cが確定されていれば，1回の測定値からその測定日の汚濁水準の推定も可能である。

4. 汚濁負荷量の把握

汚濁負荷量の把握は，河川汚濁防除対策にとって極めて重要である。例えば，公害行政における総量規制は，BOD_5 を基にした汚濁負荷量によって規制する方法である。本項では，汚濁パラメーターとして河川水深，流速，流量，BOD_5 をとり，大黒橋の測定結果を例に,種々の汚濁負荷量計算法を比較検討した。

ここで，汚濁負荷量(L)は，次式に示すとおり，流量(Q)と BOD_5(Y)の積を表す（単位の換算のために 0.0864 をかける）。

$$L = Y \times Q \times 0.0864 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-38)$$

ここで，

L：汚濁負荷量（ton／day）

Q：河川水流量（m^3／sec）

Y：河川水 BOD_5（ppm）

そして，河川巾(W)が水深によって変化せず一定と仮定すれば，流量(Q)は，流速(V)と河川巾(W)と水深(H)の積となる（単位換算のために 1／100 をつける）。

$$Q = V \times H \times W \times 1/100 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-39)$$

ここで，

V：河川水流速（cm／sec）

H：河川水深（m）

W：河川巾（m）

（1－38）式に（1－39）式を代入すると次式が得られ，汚濁負荷量(L)は

BOD_5 (Y) と流速 (V) と水深 (H) と河川巾 (W) の積としても表わされる。

$$L = Y \times V \times H \times W \times 0.0864 / 100 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-40)$$

すでに述べたように，感潮河川では水位，流速，水質変化は sine curve によくシミュレートされる。そこで，これらの汚濁パラメーターの平均を求める場合に，周期と調査時間間隔が適合していない場合や，特異な水位，水質変化を示した場合に，実測値の単純平均をとるだけでは実河川の真の平均値を表わさず，特定の値に重みが片寄ったりする可能性がある。したがって，水深，BOD_5，流速，流量，汚濁負荷量の平均は，個々の測定値の単純平均よりも，個々の実測値を次式で示される sine curve にシミュレートした結果の平均値の方が，実河川の真の水準を示すと考えられる。

即ち，図１－２４に示す通りに，次式で表わされる。

$$Y = a_y \cdot \sin \{ b (t - c_y) \} + \bar{Y} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-41)$$

$$H = a_h \cdot \sin \{ b (t - c_h) \} + \bar{H} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-42)$$

$$V = a_v \cdot \sin \{ b (t - c_v) \} + \bar{V} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-43)$$

$$Q = a_q \cdot \sin \{ b (t - c_q) \} + \bar{Q} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-44)$$

$$L = a_l \cdot \sin \{ b (t - c_l) \} + \bar{L} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-45)$$

ここで，

Y：河川水 BOD_5 の計算値

$\bar{Y}$：河川 BOD_5 の平均値（ppm）

H：河川水深の計算値（m）

$\bar{H}$：河川水深の平均値（m）

V：河川水流速の計算値（cm／sec）

$\bar{V}$：河川水流速の平均値（cm／sec）

Q：河川水流量の計算値（m^3／sec）

$\bar{Q}$：河川水流量の平均値（m^3／sec）

L：河川水汚濁負荷量の計算値（ton／day）

$\bar{L}$：河川水汚濁負荷量の平均値（ton／day）

a_y，a_h，a_v，a_q，a_l：振幅（単位はそれぞれ上記指標と同じ）

b：2π／周期（radian／hr）

c_y，c_h，c_v，c_q，c_l：位相ずれ（hr）

t：時間（hr）

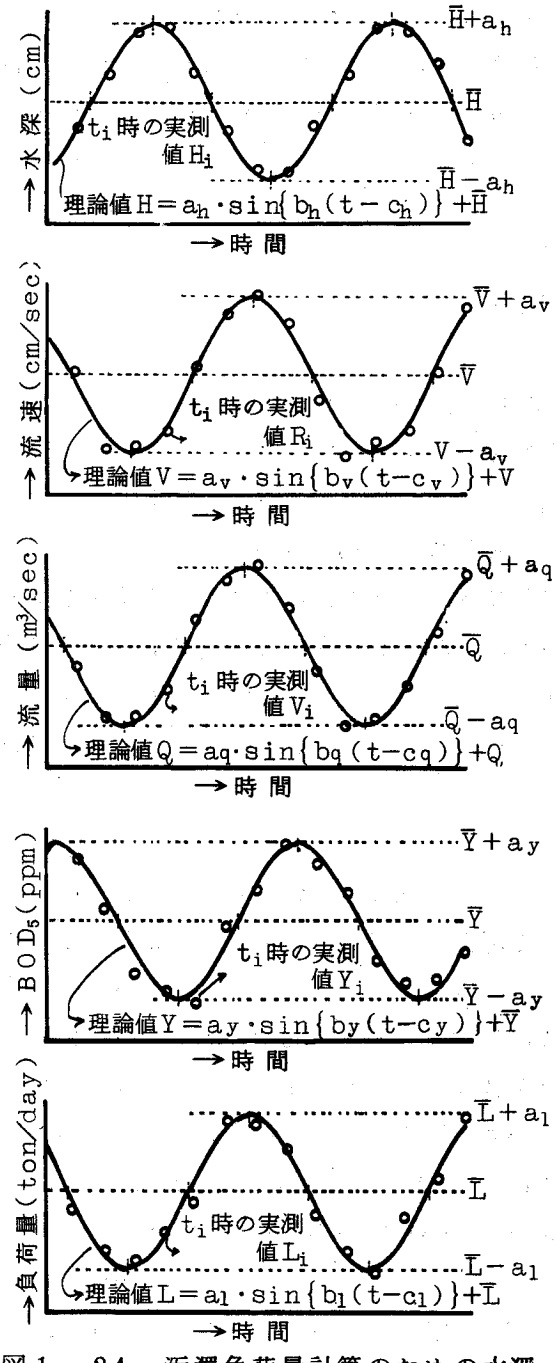


図１－２４　汚濁負荷量計算のための水深，流速，流量，BOD_5,汚濁負荷量のシミュレーション模式図

次に，汚濁負荷量の各種計算方法について考察する。

まず，（1－38）式により計算された個々の汚濁負荷量実測値（1－46）式の単純平均で，汚濁負荷量L（total）は，（1－47）式で示される。

$$Li = Yi \times Qi \times 0.0864 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-46)$$

$$L(total) = \frac{\sum_{i=1}^{n} Li}{n} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-47)$$

ここで，

L（total）：汚濁負荷量の計算値（ton／day）

Yi ：i番目の実測 BOD_5（ppm）

Qi ：i番目の実測流量（m^3／sec）

Li ：i番目の実測汚濁負荷量（ton／day）

次に（1－46）式で計算された個々の汚濁負荷量実測値を,（1－45）式に従ってシミュレートし，その平均値$\bar{L}$をもって汚濁負荷量とする方法である。

次に，（1－41）式にシミュレートした BOD_5 と,（1－44）式にシミュレートした流量を（1－38）式に代入すると，汚濁負荷量（L′）は時間の関数として次式が得られる。

$$L' = [\, a_y \sin\{ b(t - c_y) \} + \bar{Y} \,] \times [\, a_q \sin\{ b(t - c_q) \} + \bar{Q} \,] \times 0.0864 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots (1-48)$$

このL′の平均値をもって汚濁負荷量とすると，次式が得られる。

$$L(total) = \bar{Y} \times \bar{Q} \times 0.0864 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-49)$$

次に，（1－41）式にシミュレートした BOD_5 と（1－42）式にシミュレートした水深と,（1－43）式にシミュレートした流速を（1－40）式に代入すると，汚濁負荷量（L″）は時間の関数として，次式が得られる。

$$L'' = [\, a_y \sin\{ b(t - c_y) \} + \bar{Y} \,] \times [\, a_v \sin\{ b(t - c_v) \} + \bar{V} \,] \times [\, a_h \sin\{ b(t - c_h) \} + \bar{H} \,] \times W \times 0.0864/100 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-50)$$

このL″の平均値をもって汚濁負荷量とすると，次式が得られる。

$$L(total) = \bar{Y} \times \bar{V} \times \bar{H} \times W \times 0.0864/100 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-51)$$

すでに述べたように，潮位変動により河川流速，水位，水質が規則的に変化するから，各々の実測値から回帰した流速，水位，水質のシミュレーションに

よる変動がもっとも真に近い変動をあらわしている。従って汚濁負荷量の変動も，（1－50）式で表わされる変動が最も真に近い変動を表わしている。そこで，汚濁負荷量の計算にとって，その（1－50）式の平均値（1－51）式が最も正確であると考えられる。

以上の4計算方法，即ち，（1－47）式，（1－45）式，（1－49）式，（1－51）式で，大黒橋で実測結果を計算した結果を表1－9に示す。その結果，計算方法によってかなり異なることが分り，すでに述べた理由により（1－51）式によって得られた結果が最も正確であると考えられる。

表1－9　河川汚濁負荷量の計算方法による比較

計算式 / 調査日	(1－47)式 ton/day	(1－45)式 ton/day	(1－49)式 ton/day	(1－51)式 ton/day
1969.8.14－15	12. 9	12. 3	10. 6	11. 4
8.27－28	20. 0	20. 0	17. 2	17. 0
9.17－18	25. 2	25. 8	30. 0	33. 1

（道頓堀大黒橋）

5. 工場休止の市内河川汚濁に及ぼす影響

市内河川に最大の負荷を与えている寝屋川は，BOD_5負荷の構成が工場排水44％，家庭下水18％，処理場排水（抽水所排水を含む31％），浄化槽汚水，その他6％[35]となっているが，連続採水調査実測[78]によれば，総BOD_5負荷量は73 ton／dayとなり，その32 ton／dayが工場排水からくるものである。したがって工場排水の負荷が消失したとすれば41 ton／dayとなり，さらに家庭下水も若干の減少を示したとすれば，36 ton／dayの負荷量となる。京橋地点の負荷量は，今回4.9 ton／dayとなっているが，これは旧淀川水の逆流の影響によるもので，同地点の数回に及ぶ連続採水調査結果よりみて[12)78]，採水時の水位とその水質を考慮すると，年頭の京橋地点の平均BOD_5は10 ppm 前後と推測される。これを用いるとBOD_5負荷量は，23 ton／dayとなり，工場休止や家庭下水の減少によって60％以上の負荷量が減少することが分った。

第6節　要　　約

(1)　代表的な都市感潮河川である大阪市内河川の長期間の水質調査結果をみると，平均BOD_5 10 ppm 以上の地点が依然として多い。また，夏期は，BOD_5が12～17 ppm を越えると酸素欠乏状態になることが多いことが分った。Streeter－Phelps の式を適用して，夏期に溶存酸素が 0.5 ppm 以下となる市内河川水のBOD_5を算出すると，10.3 ppm となり，実測値と比較的よく一致した。

以上の計算結果や，BOD_5，溶存酸素とSSの相関関係などから市内河川を正常な状態に保持するための河川水質基準は，BOD_5 10 ppm 以下，溶存酸素2 ppm 以上，SS 40 ppm以下が望ましいことが分った。

(2)　都市感潮河川の水位，流速，水質（BOD，Cl，溶存酸素）の日間変動，水温の年間変動は，よく sine curve にシミュレートされ，水質，水温の推定が可能であり，汚濁負荷量の正確な把握が可能であることを証明した。

(3)　2点間の流速が，地理的時間的に直線的に変化していくと仮定して流向図を描けば，簡単に正確に水塊の移行状況を把握できることが分った。

(4)　市内河川汚濁に及ぼす工場排水の影響は，年末年始の工場休止中の河川水質調査をすることによって推定することができた。

第２章　感潮河川の水質自浄作用に関する研究

第１節　緒　　言

家庭下水，し尿，工場排水などに由来する有機物質は，河川，湖沼，港湾などの水環境の水質汚濁の主たる原因物質である。この有機物質は水環境中で微生物の酸化分解作用により浄化され，その時に消費される酸素量は生物化学的酸素消費量（ＢＯＤ）として有機物の総合汚濁指標に用いられている。河川の汚濁を制御するためには，河川水の生物化学的酸素消費速度，脱酸素係数，最終ＢＯＤおよび河川の酸素バランスに基づいた自浄作用を知悉する必要がある[100～102]。しかし，これらについての研究は，今日まで市内河川では極めて少なく，わずかに南部[65]，北村ら[48]の研究があるのみである。また，実河川水は，流動状態にあり，その条件はふらん瓶中のそれとは同一ではない。

そこで，本章では第１章の汚濁実態に基づいて実河川水に活用するために，従来のふらん瓶による方法とあわせて攪拌法を用い，市内河川水の酸素消費速度を測定した。そして，従来のふらん瓶による希釈法と比較検討し，この結果を用いて，大阪市内河川の自浄作用を種々検討した。又，これらの方法から得られるデータを用いて，脱酸素係数を簡易・迅速に算出できる方法についても若干の検討を行った。

第２節　理　　論

1.　脱酸素係数と有機物除去速度係数

一般に，河川流水中における汚染有機物の酸化分解と溶存酸素消費の関係を予測するために，実験室ではＢＯＤ試験が行われている。しかし，実際の流水中の有機物の変化は，酸化だけでなく沈殿，掃流などの影響を受け，ＢＯＤふ卵瓶あるいは呼吸測定器内と同様に除去されるものではない[87) 100) 103)]。ＢＯＤふ卵瓶においては，河川水中の有機物つまりＢＯＤ（以下ＢＯＤとして取扱う）は酸化のみで除去されると考えられ，その変化速度は残存有機物濃度に比例し，次式で示される[82]。

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-1)$$

このk₁の算出方法は，後に述べるように多くの方法が提案されている。（2－1）式を積分すると，次式が得られる。

$$L = L_0 e^{-k_1 t} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-2)$$

ここで，

L ：任意の時間 t における残存 BOD 濃度（ppm）

L_0 ：第1段階の最終 BOD 濃度（ppm）

t ：時間（hr または day）

k_1 ：BOD ふ卵瓶または呼吸測定器内での BOD 速度定数（1／hr または 1／day）。河川水の脱酸素反応は酸化による BOD 除去反応と同じと考えられるので，k_1 は河川水での脱酸素係数と一致する。

次に，河川水の BOD 濃度と初期酸素消費速度の関係について，微生物の酸素消費速度と BOD 除去速度の間に次の関係式が成立する[99]。

$$\gamma_r = -a \frac{dL}{dt} + bS \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-3)$$

ここで，

γ_r ：酸素消費速度（ppm／hr または ppm／day）

L ：任意の時間 t における BOD 濃度（ppm）

t ：時間（hr または day）

S ：微生物濃度（ppm）

a ：定数

b ：定数（微生物の内生呼吸を表わす）
（1／hr または 1／day）

また，BOD 除去速度と基質濃度（BOD 濃度）の間に次式が成立する。

$$-\frac{dL}{dt} = \frac{kL}{K_m + L} \cdot S \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-4)$$

河川水のように BOD 濃度があまり高くない場合，$K_m \gg L$ とみなせるので（2－4）式は次のように簡略化される。

$$-\frac{dL}{dt} = \frac{k}{K_m} L \cdot S \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-5)$$

（2－5）式を（2－3）式に代入し，次式を得る。

$$\gamma_r = a\frac{k}{K_m}\cdot S\cdot L + bS \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-6)$$

ここで，

k ：単位微生物濃度あたりの最大BOD除去速度（1／hr または1／day）

K_m ：Michaelis 恒数（ppm）

また，河川水の微生物濃度は，ここで対象としている感潮河川においてはあまり大きく変化しないと考えられるので微生物濃度S＝一定と仮定しうる。従って（2−6）式は次のように簡単に表現できる。

$$\gamma_r = a'L + b' \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-7)$$

但し，$a' = akS/K_m$，$b' = bS$

ここで，残存BOD濃度（L）のかわりに，初期BOD_5（L_o'）を用いれば，（2−7）式と同様に初期酸素消費速度（γ_{r0}）との間に次式が成立すると考えられる。

$$\gamma_{r0} = a''L_o' + b' \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-8)$$

但し，a''，b'は定数

また，初期酸素消費速度 γ_{r0} は，攪拌式溶存酸素消費速度測定器における溶存酸素濃度変化の初期値として求められる。

また，河川水のBOD 除去速度係数k_rは，BOD_5値を用いて（2−2）式と同じ一次反応式から求めた。

$$k_r = \frac{1}{t}\log_e\frac{BOD_5(t=o)}{BOD_5(t=t)} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-9)$$

ここで，

$BOD_5(t=o)$ ：BOD_5の初期値（ppm）

$BOD_5(t=t)$ ：t日目のBOD_5（ppm）

t：時間（day）

2. 新しい脱酸素係数算出法（作図法）と従来法の比較検討

先に述べたように脱酸素係数k_1の算出法には種々の方法[104〜107]が報告されているが，ここでは総括酸素移動容量係数の算出法[117) 118)]を応用して，新しく作図法を提案して算出する。

まず，次式が成立する。

$$y = L_o - L \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-10)$$

ここで，

y ：任意の時間 t までに消費された酸素濃度（ppm）

L_0 ：第1段階の最終 BOD 濃度（ppm）

L ：任意の時間 t における残存 BOD 濃度（ppm）

(2−10) 式と (2−2) 式から次式が得られる。

$$y = L_0 \left(1 - e^{-k_1 t} \right) \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-11)$$

さらに，微分すれば次式が得られる。

$$\frac{dy}{dt} = k_1 L_0 - k_1 y \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-12)$$

BOD ふ卵瓶あるいは攪拌式溶存酸素消費速度測定器の溶存酸素減少曲線から（dy／dt）を計算し，y に対し（dy／dt）をプロットすれば，傾き（$-k_1$），縦軸切片 $k_1 L_0$，横軸切片 L_0 の直線が得られる。

ここで，(2−12) 式で y＝0 即ち（dy／dt）の初期値は，初期酸素消費速度（γ_{r0}）として次のようになる。

$$\gamma_{r0} = \left(dy / dt \right)_{y=0} = k_1 L_0 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-13)$$

この γ_{r0} は，最終 BOD 濃度 L_0 における酸素消費速度即ち河川水の初期酸素消費速度を表わす。従って，BOD ふ卵瓶中あるいは酸素消費速度測定器を用いて，酸素減少曲線を求めれば，簡易迅速に脱酸素係数または第1段階の最終 BOD および初期酸素消費速度を求めることができる。

次に，ここで比較検討した脱酸素係数算出法の他の5方法について略述する。

(1) 対数差法[108)]

観測期間を等しくとり，最小二乗法により脱酸素係数 k_1，最終 BOD L_0 を求める方法で，k_1 は次式により得られる。

$$k_1 = \frac{6}{n(n^2-1)} \left[(n+1) \sum_{i=1}^{n} (\log_e d_i) - 2 \sum (t \log_e d_i) \right] \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1-14)$$

ここで，

d_i ：（i−1）回目から i 回目までの酸素消費量（ppm）

y_i ：観測 i 回目の酸素消費量（ppm）

y_{i-1} ：観測（i－1）回目の酸素消費量（ppm）

n ：観測回数

さらに最終 BOD(L_0)は，すでに求めたk_1値をつかって次式から得られる。

$$L_0 = \frac{\sum_{i=1}^{n}(1-e^{-k_1 t})\,y_i}{\sum_{i=1}^{n}(1-e^{-k_1 t})^2} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots(2-15)$$

(2) 傾斜法[109)]

（2－11）式右辺の（　）の中を，マクローリン級数に展開すれば，次式が得られる。

$$1-e^{-k_1 t} = (k_1 t)\left\{1-\frac{1}{2}(k_1 t)+\frac{1}{6}(k_1 t)^2 - \frac{1}{24}(k_1 t)^3 + \cdots\cdots\right\} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots(2-16)$$

さらに二項定理より，次式が成立する。

$$(k_1 t)\left\{1+\left(\frac{k_1 t}{6}\right)\right\}^{-3} = (k_1 t)\left\{1-\frac{1}{2}(k_1 t) + \frac{1}{6}(k_1 t)^2 - \frac{1}{21.6}(k_1 t)^3 + \cdots\cdots\right\} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots(2-17)$$

（2－16）式と（2－17）式の右辺は，近似されるので，左辺は等しいとみなすと次式が得られる。

$$(1-e^{-k_1 t}) = (k_1 t)\left\{1+\frac{(k_1 t)}{6}\right\}^{-3} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots(2-18)$$

これを（2－11）式に代入すれば次式が成立する。

$$y = L_0 (k_1 t)\left\{1+\left(\frac{k_1 t}{6}\right)\right\}^{-3} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots(2-19)$$

これを変形すれば，次式が成立する。

$$\left(\frac{t}{y}\right)^{1/3} = \frac{1}{(k_1 L_0)^{1/3}} + \frac{(k_1)^{2/3}}{6\,L_0^{1/3}}\cdot t \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots(2-20)$$

（2－20）式は，縦軸を$(t/y)^{1/3}$，横軸をtとした一次式となる。そこで，切

片をA，勾配をBとすれば，それぞれ（2−21）式，（2−22）式となり，これからk_1，Loが（2−23）式，（2−24）式のように求められる。

$$A = \frac{1}{(k_1 L_o)^{1/3}} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-21)$$

$$B = \frac{k_1^{2/3}}{6 L_o^{1/3}} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-22)$$

$$k_1 = \frac{6B}{A} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-23)$$

$$L_o = \frac{1}{k_1 A^3} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-24)$$

(3) モーメント法[110]

$(\sum_i^n y_i) / \sum_i^n (t y_i)$ を求め，Moore[110]の作成した図から，k_1，Loを求める方法である。

(4) グラフ法[111]

これは，y/BOD_5 を求め，Sheephy[111]の作図した図からk_1を求める方法である。

(5) 間差法[112) 113]

（2−11）式は，t日目と（t−1）日目についてそれぞれ成立するから，次式が得られる。

$$y_t = L_o (1 - e^{-k_1 t}) \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-25)$$

$$y_{t-1} = L_o (1 - e^{k_1 (t-1)}) \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-26)$$

ここで，

y_t ： t日目の酸素消費量（ppm）

y_{t-1} ：（t−1）日目の酸素消費量（ppm）

（2−25）式と（2−26）式から次式が成立する。

$$\frac{y_t - L_o}{y_{t-1} - L_o} = \frac{L_o e^{-k_1 t}}{L_o e^{-k_1 (t-1)}} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-27)$$

これを変形すると次式が得られる。

$$y_t = L_o(1-e^{-k_1}) + y_{t-1} \cdot e^{-k_1} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-28)$$

従って，縦軸をy_t，横軸をy_{t-1}とすれば，勾配e^{-k_1}，切片$L_o(1-e^{-k_1})$である直線が得られる。この勾配と切片の値からk_1，L_oが求められる。

以上の6方法により求めた結果にもとづいて，次のようにして実験結果との誤差平方和を求めて，比較検討した。

$$R^2 = \sum_{t}^{n} \{ y_{ob} - L_o(1-e^{-k_1 t}) \}^2 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-29)$$

ここで，

R^2 ：誤差平方和（ppm^2）

y_{ob}：t日目の酸素消費量実測値（ppm）

L_o ：最終BOD濃度計算値（ppm）

k_1 ：脱酸素係数計算値（1／day）

t ：時間（day）

第3節　実験方法

酸素消費速度は，自動溶存酸素測定機（Delta Scientific Corp. series 322）により図2－1の装置を用いて測定した。即ち，約1100 mℓ の容器にマグネティックスターラー用バーを入れ，酸素電極，温度計，注入用ガラス管を挿入したもので，これに一定の酸素を含んだ河川水を入れ，経時的に酸素の減少状況を測定した。この場合，外部から酸素が溶解しない事は確認した。

脱酸素係数は，河川水を適当に3～4段階に希釈した後，ふらん瓶の溶存酸素を経日的にウィンクラー法[66)67)]で測定し，すでに述べた方法で算定した。

検水は，図1－2の大阪市内河川の桜の宮大橋，新喜多橋，京橋，大黒橋で採水した検水を用いた。

河川水のBODの除去速度係数は，図2－2の装置に道頓堀川大黒橋の河川水を入れ，河川水を20℃でSSが沈殿しないように55 ppm で攪拌しながら，経日的に採水後，Total－BOD_5，Soluble－BOD_5，SS，溶存酸素を測定し，そのBOD_5を（2－9）式に代入して算定した。

図２－１　河川水の酸素消費速度測定装置

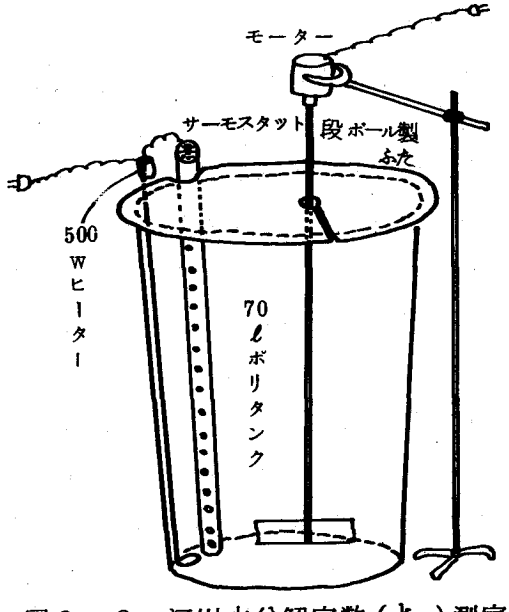


図２－２　河川水分解定数（k_r）測定装置

第４節　実験結果

1.　攪拌法による河川水の脱酸素係数測定結果

図２－１の酸素消費速度測定装置を用いて測定した河川水の酸素減少曲線，ならびにこれを用いて得られた（dy／dt）：y直線の一例を，図2-3 に示す。図から脱酸素係数 k_1，初期最終ＢＯＤ濃度 L_o および初期酸素消費速度 γ_r は，各々 0.0736 1／hr，11.6 ppm，1.06 ppm／hr となる。

この溶存酸素減少の様子には種々あるが，図２－３のような場合のみならず，双曲線的に減少し，しかも途中で屈折する場合もある。これは，多種類の基質を含む河川水とそこに存在する多種の微生物に対する親和性の相違に起因するものと思われる。

最初の酸素消費速度を測定後，通気により酸素を補給して再び酸素消費速度を測定し，これを繰り返すと酸素消費速度は 0.4 ～ 0.6 ppm／hr 程度まで漸減的に減少した。

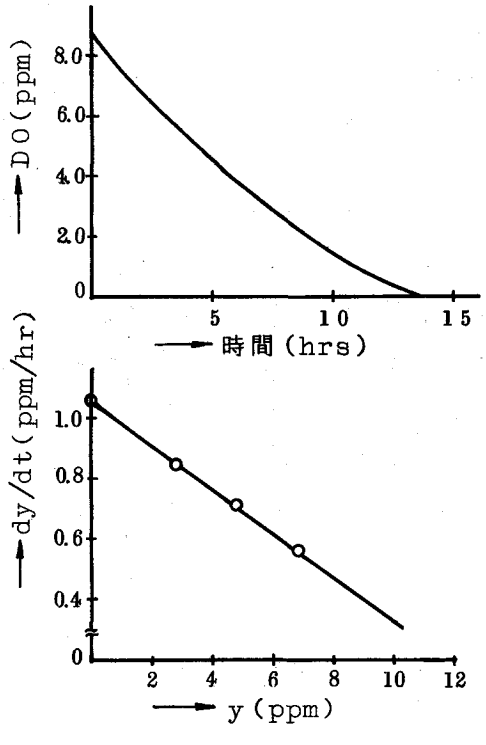


図２－３　河川水酸素消費曲線と作図法による脱酸素係数算定例

こうして各採水点で得られた初期酸素消費速度γ_rとその他の水質データを表2－1に一括表示する。

表2－1　河川水の酸素消費速度

測定日	採水地点	γ_{r0} ppm/hr	水温 ℃	γ_{r0}(20℃) ppm/hr	透視度	pH	BOD_5 ppm	SS ppm	DO ppm
1968. 9.11	京　橋	3.65	28.0	3.10	5	6.9	47.3	49	0.8
1968. 9.11	本町橋	0.60	28.0	0.50	15	6.8	7.2	3	2.2
1968. 9.11	大黒橋	0.92	28.0	0.77	16	7.1	5.1	－	－
1968.10. 2	新喜多橋	1.65	26.0	1.43	－	7.1	14.8	48	－
1968.10. 9	京　橋	0.42	21.0	0.41	－	6.8	11.5	24	－
1968.10.15	大黒橋	2.20	19.0	2.25	－	6.7	35.7	31	0
1968.12. 4	大黒橋	1.33	14.0	1.53	6	6.8	28.3	31	1.3
1969. 2.19	大黒橋	2.85	20.0	2.85	－	－	55.0	－	－

この初期酸素消費速度（γ_{r0}）とBOD_5（L_0'）の関係を図示すると，図2－4に示すとおりきわめて有意な直線関係が得られ，次式のごとく（2－8）式が成立した。

$$\gamma_{r0} = 0.0522\ L_0' + 0.267 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-30)$$

$$r = 0.95^{**}\ ,\quad n = 8$$

この結果を用いれば，BOD_5が与えられると流動状態の河川水の酸素消費速度を推定できる。逆に，市内感潮河川の初期酸素消費速度を測定することにより，そのBOD_5を推定することも可能である。

この結果に基づけば，寝屋川など最高BOD_5 70 ppm という河川水の場合，酸素消費速度は約 3.92 ppm／hr（20℃）と推定される。

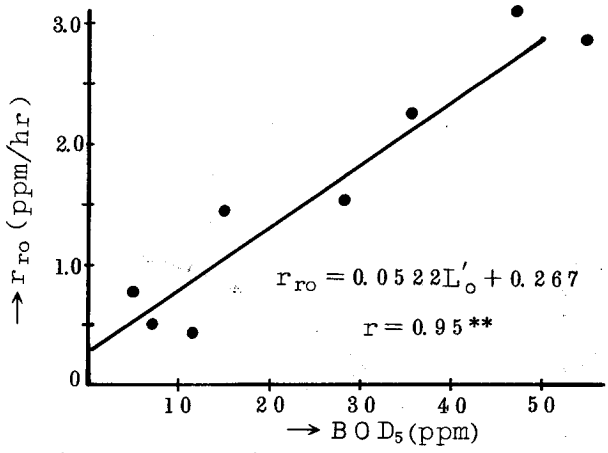


図２－４　河川水のＢＯＤ５と初期酸素消費速度

2.　作図法による脱酸素係数算定結果と他の方法との比較検討

ふ卵瓶から求めた酸素消費量の経日変化とそれを用いた作図法による脱酸素係数の算定例を図２－５に示す。図の上部に示す酸素消費曲線を図微分したのち，（２－12）式に従って dy／dt：y をプロットすると図の下部に示すとおりになる。その勾配から $k_1 = 0.219$ 1／day，横軸切片から $L_0 = 2.85$ と得られる。これは，対数差法によれば $k_1 = 0.228$ 1／day，$L_0 = 2.88$ となり，その精度において変らないことが分る。

次に，脱酸素係数の算出法間の比較をするため，ＢＯＤふ卵瓶で得られた溶存酸素減少曲線を用いて，作図法，傾斜法，モーメント法，対数差法，グラフ法により算定した各採水地点の脱酸素係数(k_1)，最終ＢＯＤ(L_0)および誤差平方和(R^2)を表２－２に一括表示した。表から分るように各算定法の平均値を河川別にとると，k_1 は 0.117～0.597 1／day で，河川水質によって大きく異なった。算定法別に各平均値をとると，k_1 は 0.307～0.407 1／day で大きな相違はなく，ふらん瓶による大阪市内河川水の脱酸素係数は，平均 0.351 1／day と算定された。

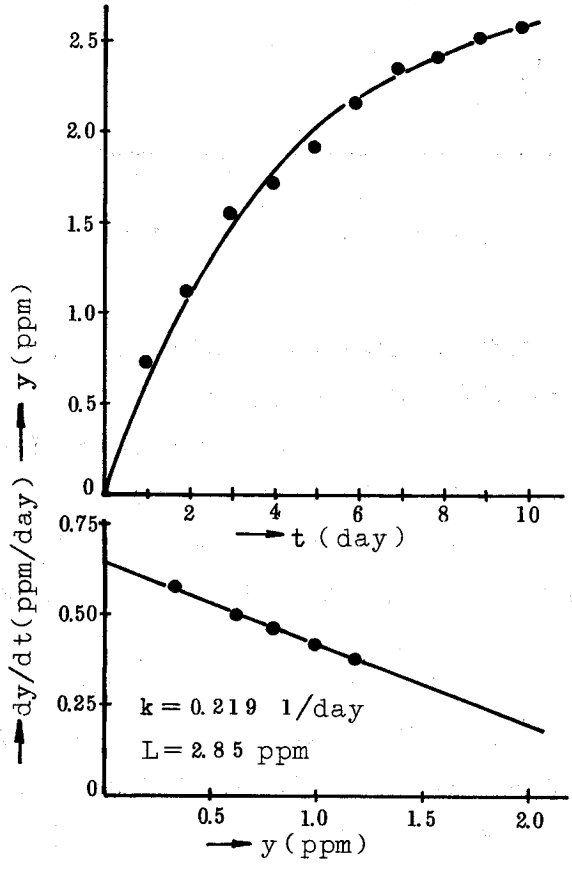

2.5
2.0
1.5
1.0
0.5
0
2
4
6
8
10
→ t (day)
→ y (ppm)
0.75
0.50
0.25
0
0.5
1.0
1.5
2.0
→ y (ppm)
→ dy/dt (ppm/day)
k = 0.219 1/day
L = 2.85 ppm

図２－５　作図法の一例

表２－２　脱酸素係数k_1と最終 BOD L_0の算定法による比較検討

採水地点		桜宮橋	桜宮橋	京橋	大黒橋	大黒橋	新喜多橋
作図法	k_1	0.11	0.25	0.66	0.33	0.27	0.26
	L_0	5.1	5.1	5.1	6.2	7.8	6.8
	R^2	0.01	0.17	0.39	0.30	1.08	1.04
傾斜法	k_1	0.11	0.29	0.72	0.26	0.34	0.30
	L_0	5.3	4.9	5.7	7.0	7.7	6.8
	R^2	0.01	0.14	1.01	0.46	0.29	0.27
モーメント法	k_1	0.11	0.36	0.54	0.39	0.39	0.32
	L_0	5.3	4.4	5.9	5.9	6.9	6.6
	R^2	0.03	0.14	0.44	0.28	0.27	0.30
対数差法	k_1	0.10	0.30	0.35	0.25	0.41	0.43
	L_0	5.7	4.6	6.7	6.9	5.9	5.9
	R^2	0.08	0.13	1.64	0.66	0.66	0.62
間差法	k_1	0.15	0.33	0.76	0.40	0.36	0.32
	L_0	4.2	4.4	5.2	6.8	6.2	6.4
	R^2	0.01	0.16	0.20	0.39	0.48	0.40
グラフ法	k_1	0.12	0.48	0.55	0.41	0.53	0.35

3.　ＢＯＤ除去速度係数

図２－２の装置を用いて，河川水を２０℃で攪拌しながら経日的に採水し，Total－BOD_5，Sol－BOD_5および溶存酸素濃度を測定した。その結果の一例を図２－６に示す。（2－9）式から本実験におけるＢＯＤ除去速度係数を，Total－BOD_5ならびにSol－BOD_5について計算した結果は，表２－３に示すとおりである。

Sol－BOD_5（溶存性BOD_5）から算出したＢＯＤ除去速度係数は，平均0.247 1／day，Total－BOD_5（総BOD_5）から算出したＢＯＤ除去速度係数は，平均0.162 1／day であった。Total－BOD_5 から算出したＢＯＤ除去速度係数がSol－BOD_5 から求めた値よりも若干低いのは，Sol－BOD_5 が除去されても細菌などの微生物となって再合成されるのでTotal－BOD_5 がそれほど減少しないためである。

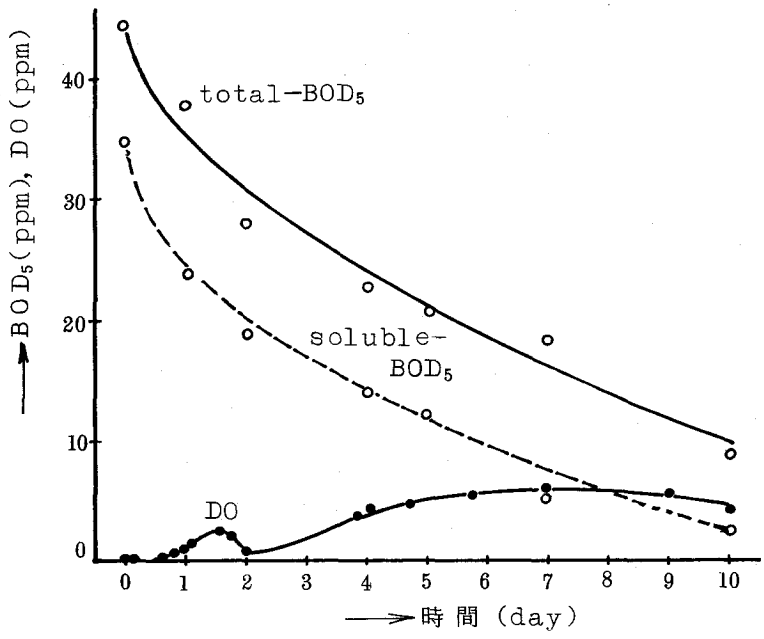


図２－６　河川水分解速度定数測定過程（大黒橋１９７５．４．７～１７）

表２－３　BOD_5除去速度係数測定結果

実験 no.	Sol－BOD_5		Tot－BOD_5	
	k_r 1／day	L'_0 ppm	k_r 1／day	L'_0 ppm
1	0.281	8.9	0.184	11.6
2	0.260	34.7	0.140	37.5
3	0.199	10.4	0.163	21.0

第５節　考　　察

1.　脱酸素反応と有機物除去速度係数

河川水中の有機物による脱酸素反応と有機物除去速度を示す一次反応式（２－１）式は，Streeterら[70]によって始めて提案され，Theriault[89]，Phelps[82]，Moore[110]らによって実験的に発展してきたものである。この一次反応式を生物酸化反応に応用する理論的根拠は，多くの簡単な化学拡散や反応現象が一次反応式によりあらわされるという事実に基づいており，その内容については数多

く討議されてきた[114]。

河川水，下水や池の汚水中の有機物酸化反応は，多くの異なった種類の細菌や原生動物など複雑な生物群によって進められ，これらの生物群は多くの異種の有機物を簡単なものから複雑なものまで酸化する。したがって，比較的簡単な化学現象を表現するために用いられる一次反応式で，複雑な生物酸化反応を表現するのは理論的に困難であるといわれる事もある。一次反応式に応用するにあたって主要な問題点の一つは，係数 k_1，L_0 が全酸化反応（全BOD曲線）にわたって一定であると仮定している点にある。しかし，実際は一般に観測期間が長期化すればするほど k_1 値は減少し，L_0 値は大きくなる傾向がある。

そこで，初期のLag期を考慮したThomas[115]の（2−31）式，k_1 値の抑制効果を考慮したFair[116]の（2−32）式，その他にOrford らの（2−33）式[114]が提起された。

$$y = L_0 \left[1 - e^{-k_1(t-t_0)} \right] \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-31)$$

$$y = L_0 \left[1 - (1 + at)^{-\frac{k_1}{a}} \right] \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-32)$$

$$y = S(m \log t + b) \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-33)$$

ここで，

t_0 ：Lag期

a ：抑制項，定数

S，m，b：定数

これらにより（2−1）式よりさらに長期にわたって実測値に合致すると研究者ら[114〜116]は説明している。しかし，パラメーターの増加により式は一層複雑になり，河川自浄作用研究に必らずしも適当でないと考えられる。

本章では，まず（2−8）式に従って河川水の初期溶存酸素消費速度と初期 BOD_5 の関係を求める事を試みた。その結果は，図2−4に示すとおりよく（2−8）式に合致した。しかし，河川水の初期酸素消費速度 γ_{r_0}（ppm／hr）は，（2−13）式に従って最終BOD濃度 L_0 だけでなく，初期 BOD_5 L_0'（ppm）にも比例すると仮定すると，次式で表わされる。

$$\gamma_{r_0} = \left[dy/dt \right]_{t=0} = 0.0593\, L_0' \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2-34)$$

$$\gamma = 0.95^{**}$$

（2－30）式，（2－34）式のばらつきは，河川水質によって脱酸素係数k_1が必らずしも一定にならないことを示しており，特にBOD_5が低くなると微生物の自己消化あるいは維持呼吸部分の占める割合がたかくなって0.267 ppm／hr＝6.41 ppm／dayという切片をもつことが分る。

一方，BOD_5の変化から（2－9）式に従って求めたBOD除去速度係数k_rは，total-BOD_5より求めると平均0.162 1／day，soluble-BOD_5より求めると0.247 1／day となっている。

次に，攪拌法とふ卵瓶法との関係について考察する。攪拌法ではBOD_5に対して（2－30）式を1日あたりに換算すると（2－35）式になる。

$$\gamma_{r_0} = 1.25\,L'_0 + 6.41\ (\mathrm{ppm/day}) \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2\text{-}35)$$

一方，静置法（ふ卵瓶法）で求めたk_1，L'_0は表2－2に一括して示している。ここで，k_1を表2－2の全平均0.35 1／dayとする。このk_1における最終BOD L_0のBOD_5 L'_0を求める式は次のようになる。

即ち，（2－11）式にt＝5を代入すると，t＝5におけるyはL'_0であるから次式が得られる。

$$L'_0 = L_0\,(1 - e^{-0.35\times 5}) = 0.826\,L_0 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2\text{-}36)$$

これを（2－12）式に代入して，ふ卵瓶における初期酸素消費速度γ_{r_0}とBOD_5 L'_0の関係が求められる。

$$\gamma_{r_0} = [\,dy/dt\,]_{y=0} = k_1 L_0 = 0.424\,L'_0 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2\text{-}37)$$

こうして求めた各BOD_5河川水の静置法での初期酸素消費速度と，（2－35）式から求めた攪拌法による値を比較すると表2－4に示すとおりとなる。表から明らかなように，同じBOD_5の値でも攪拌法とふ卵瓶法では異った酸素消費速度を示し，しかも常に攪拌法の方が大きい値を示している。

ここで，実際の流下河川水中の分解過程は複雑であるが，酸素消費速度は攪拌法と希釈法の中間の値を示すと考えられる。また，静止水中の酸素消費速度は希釈法に近い値であろう。

表２－４　静置法と攪拌法による各 BOD_5
河川水の初期酸素消費速度

BOD_5	静置法	攪拌法
0 ppm	0 ppm／day	6.41 ppm／day
10	4.24	18.91
20	8.48	31.41
30	12.72	43.91
40	16.96	56.41
50	21.20	68.91

2.　各種脱酸素係数算定法の比較検討

各種算定法による脱酸素係数の算定結果は，表２－２に示すとおりである。表２－２の脱酸素係数の結果について各種計算法の間で分散分析を行なったところ，表２－５に示すように有意差は見られなかった。そこで，各計算方法の特性を比較すると，作図法の誤差平方和も相当小さい値を示している点からも精度は他の方法と差がなく，所要日数が短く，計算が簡易で，かつ，分解過程の図示できる作図法が脱酸素係数の計算に適していることが分った。

表２－５　分散分析表

要　因	S	f	V	F_0
計算法別	0.0478	5	0.00956	1.346
水質別	0.7028	5	0.14056	19.797**
誤　差	0.1775	5x5	0.0071	
計	0.9281	35		

$F_{0.01}(5,25) = 3.86$

ここで，各測定値と測定期間の長さの関連性を考察すると，即ち脱酸素係数 k_1 と最終酸素消費量 L_0 を測定期間１０日間の平均の値をもとめるか，初期数日間の値を求めるかで大へん異なる。その曲型的な一例は，図２－７に示すとおりで，初めの勾配 k_1 は 0.76 1／day，後半の k_1 は 0.25 1／day で，はっきり２段に分かれている。その他，連続的に双曲線的にはじめ大きい値から小さい値まで変化する場合もあり，また波形に変化する場合もある。たとえば，表２－２における大黒橋の 0.422 1／day という大きい値も初期２日間程度の値で，

そのあと漸減している。桜の宮大橋の 0.048 1／day のように浄化水のような低い値を示す場合もある。これは河川水中には未分解の易分解性物質と浄化後の難分解物質が時間を異に流下しているからであろう。

いずれも多種類の基質が多種類の微生物により酸化される事に起因するものであり，この場合，長期間測定結果から算定する方が良いか，短期間測定結果から算定する方が良いかは，この k_1，L_0 値の応用する場による。河川浄化という本研究の場合，河川水については短時日の k_1が必要であり，底質汚泥や沈殿物などについては長期の k_1，L_0 が要求される。すでに述べた作図法は，その分解過程の把握もできるし，大阪市内河川や日本の河川のように流達時間の短い河川での自然浄化を調べるのに適切である。

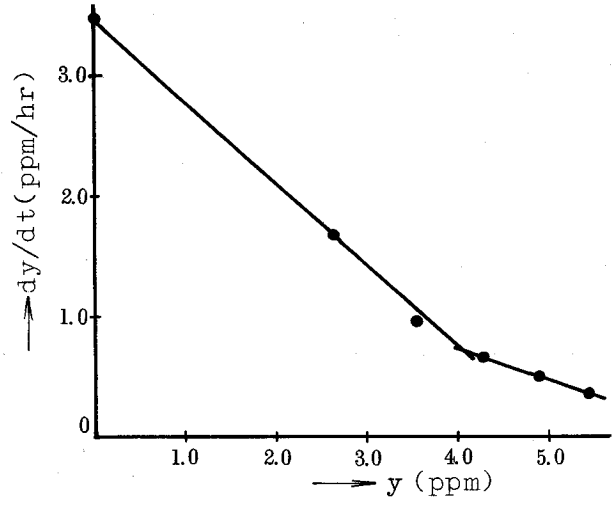


図２－７　作図法の一例（その２　京橋）

第６節　要　　約

大阪市内感潮河川の水質自浄作用について検討した結果は，次のとおりである。

(1)　大阪市内河川表流水の初期酸素消費速度（γ_{r_0}）は，攪拌法で 3.65～0.42 ppm／hr，BOD_5（L_0'）に対して，

$$\gamma_{r_0} = 0.0522\ L_0' + 0.267\ (\text{ppm/hr},\ 20℃)$$

となった。

(2)　市内河川水の BOD_5による有機物除去速度係数 k_rは，攪拌法で求めた脱酸素係数 k_1より小さく，Total－BOD_5で 0.14～0.18 1／day，Sol－BOD_5

で0.20～0.28 1／dayであった。

(3) 脱酸素係数算定法の中で作図法は，所要日数が短く，計算が簡易でかつ分解過程が図示できるので脱酸素係数k_1の算定に適している。

第３章　感潮河川の汚濁に及ぼす底質汚泥の影響に関する研究

第１節　緒　　言

河川水に及ぼす河川底質汚泥の影響は古くから論じられている。[116]それは主として河川底質汚泥の生物化学的分解による表流水への影響である。河川底質汚泥の分解は，好気性分解（Aerobic decomposition）と嫌気性分解（Anaerobic decomposition）の結合した底質分解（Benthal decomposition）と呼ぶべき複雑な，変化に富んだものである。ここで，河川に与える影響としては酸素平衡への影響および浮遊物質，濁度，色度，有機物，臭気の増加があげられる。また，これら水質の変化は表流水などに望ましくないプランクトンの増加を招くこともある。

逆に河川水が沈殿物の堆積におよぼす影響についても難かしい問題点が残されており[121]，これらの点を充分解明することは，河川汚濁防止の点からきわめて重要であろう。

中でも河川底質汚泥の酸素消費に及ぼす影響の要因としては，①底質汚泥の河川水中への舞い上りによるＢＯＤ増加とそれに伴う酸素消費の増大，②表流水への拡散によるＢＯＤの増加と酸素消費の増大，③底質の好気帯での酸素消費が考えられる。

ここで，河川底質汚泥の分解に伴なう河川水への影響に関する問題点として次の３点に集約される。

(a)　河川底質汚泥の表流水酸素消費に及ぼす影響

(b)　河川底質汚泥の再溶解による表流水の汚濁

(c)　河川底質汚泥の影響を考慮した表流水水質基準の作成

大阪市内河川は，そのほとんどが感潮河川のために河床に沈殿物が堆積している。その上に河川の堆積状況は常時固定した状態ではなく，有機性ヘドロの分解，浚渫，洪水などによって常に変化し，市内河川汚濁対策上底質汚泥の堆積は重要な問題となっている。

しかし，大阪市内河川の底質汚泥の酸素消費速度やその表流水に及ぼす影響を検討した研究は少なく[59)60)]，汚泥の再溶解による表流水の汚濁を検討した研

究はない。

そこで，本章では市内河川底質汚泥の現況と基礎的特性を検討し，底質汚泥の酸素消費速度と再溶解による表流水への影響について，第２章でもとめた河川水の特性とあわせて種々検討した。

第２節　実験方法

底質汚泥の酸素消費速度：底質汚泥の静止状態での酸素消費速度は，図３－１に示す装置を用いて測定した。測定に際しては，容器の中心にバーの回転する余地を残して周りに厚さ３cmの汚泥を入れ，これに網をのせて汚泥が浮上しないようにした。これは河底でほぼ静止状態にある汚泥の酸素消費速度を再現していると考えられる。攪拌状態にある汚泥の酸素消費速度の測定は，図２－１に示した装置を用いた。測定対象とした河川底質汚泥は，図１－３に示す大阪市内河川各地点から採取したものである。

底質汚泥の分析：重金属類は王水または硫酸硝酸分解による灰化ののち原子

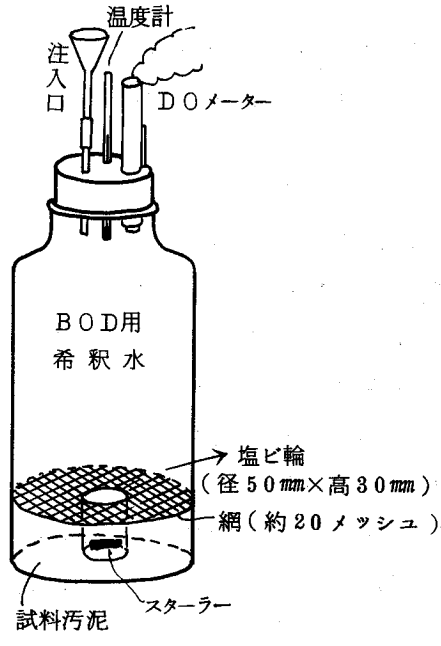


図３－１　静止汚泥用酸素消費速度測定装置

吸光法，窒素はケールダール法，燐は硫酸硝酸分解ののちモリブデン法，CODは重クロム酸カリ法，硫化物，強熱減量はＪＩＳ　Ｋ０１０２[67]によりそれぞれ行った。水質分析は河川水に準じて第１章で述べた方法で行った

再溶解実験：底質汚泥の静止状態での再溶解はメスシリンダーの底部に硫化鉄，または底質汚泥を静置して上部に蒸留水を静かに入れ，所定時間経過後，上澄液の全鉄および他の重金属類を測定した。

通気攪拌状態での再溶解は100ｇの湿汚泥を１ℓのメスシリンダーに入れ，蒸留水で懸濁し，総量を１ℓとした後通気攪拌を行った。所定時間経過後，試料を溶解性，浮遊性，沈殿性の各区分に分け，各種項目の分析に供した。

通気時間は次の３水準にわけて行った。

① よく分散された状態（１時間）

② 市内河川の最大流下時間（２４時間）

③ 長期間の通気時間（３日から１０日以上）

また，溶解性，浮遊性，沈殿性の３区分は次のように分取した。

(a) 溶解性区分：ポアサイズ0.45μmのミリポアフィルター沪過水（filtrate）

(b) 浮遊性区分：３０分静置上澄液（surfactant）

(c) 沈殿性区分：３０分静置沈殿物（sediment）

第３節　実験結果

1. 大阪市内河川の底質汚泥の現状

大阪市内河川の底質汚泥の堆積状況は，常に変化するもので，恒常的な調査報告は見られない。表３－１に示す一例は浚渫後３年経過した道頓堀川の測量結果であり，堆積泥の厚さは平均６２cmに及んでいる。全汚泥堆積量は道頓堀川2.7Kmで６０,０００wet ton の大量に達すると推定される。

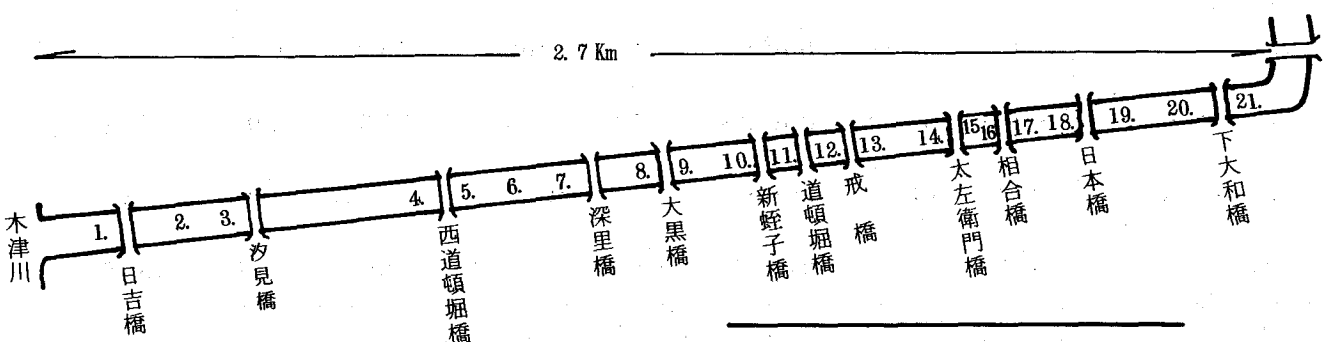
図１－３に示す大阪市内河川における底質汚泥乾量あたりの硫化物，重金属（Cd，Pb，Fe），強熱減量（V.S.），CODcr，総窒素，総燐濃度の最大（Xmax），最小（Xmin），平均（$\bar{X}$），標準偏差（s_x），変動係数（C.V.），検体数（n）を一括して表３－２に示す。

まず，重金属では鉄（Fe）が２７,３００～１,１００ppm，平均7,200ppmと圧倒的に多く，硫化物との相関も比較的高い。鉛（Pb）は３６４～7.4ppm，平均８2.9ppm で，これも硫化物との相関は鉄と同様である。その相関図を図3-2

表３－１　道頓堀川の汚泥堆積量

st.no.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
右岸	160	150	150	130	140	140	90	80	70	100	120	60	40	50	170	80	30	80	10	40	40
中央	40	90	110	30	20	160	20	0	40	0	20	0	20	0	60	0	30	0	30	50	70
左岸	50	140	0	80	70	160	10	0	120	60	90	60	0	60	0	30	40	65	35	70	80

：cm



	計	測点数	平均
右岸	1,930	21	91.9
中央	950	29	32.7
左岸	1,430	23	62.1

：cm

表３－２　大阪市内河川底質汚泥の硫化物，窒素，燐，重金属

	Sulfide	Cd	Pb	Fe	強熱減量 (V.S.) %	CODcr	T－N	T－PO_4	$\frac{COD}{VS}$%	$\frac{T-N}{VS}$%	$\frac{T-PO_4}{VS}$%
Xmax	30,200	20.2	364	27,300	24.5	419,000	11,800	64,000	253	16.8	46
Xmin	110	0.7	7.4	1,100	2.3	40,000	200	4,000	97	0.1	6
$\bar{X}$	5,200	6.1	82.9	7,200	12.5	197,000	3,300	19,000	163	2.9	16
s_x	6,700	3.9	81.9	5,800	5.0	88,000	3,000	11,000	42	3.2	9
CV%	128	63.9	98.8	80.5	40.0	44.7	90.0	57.9	25.8	110	56.3
n	48	48	48	41	32	32	30	31	32	30	31

(ppm, dry)

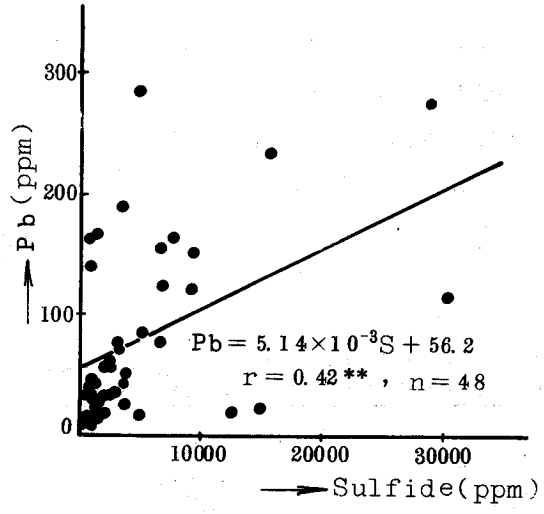


図３－２　大阪市内河川底質汚泥中の硫化物と鉛の関係

に示す。カドミウム（Cd）は20.2～0.7 ppm，平均 6.1 ppm，硫化物（S）は，30,200～110 ppm，平均 5,200 ppmであった。これら重金属と硫化物の関係は次式で示される。

$$Fe = 0.711 \times S + 4{,}840,\ r = 0.39^{**},\ n = 41 \cdots\cdots\cdots\cdots (3-1)$$

$$Pb = 0.00514 \times S + 56.2,\ r = 0.42^{**},\ n = 48 \cdots\cdots\cdots (3-2)$$

$$Cd = 0.000082 \times S + 5.65,\ r = 0.14,\ n = 48 \cdots\cdots\cdots\cdots (3-3)$$

ここで，鉄と硫化物がFeSとして存在すると仮定するならば，鉄の平均値7,200ppm，硫化物の平均値 5,200ppmよりSの79％がFeSとして存在すると推測される。硫化金属の溶解度は 10^{-9}～10^{-11}mol／ℓ と小さく，上記FeSはほとんど不溶性の形態で存在すると推定される。

湖沼海域の富栄養化を促進する重要成分である有機性炭素，窒素，燐についてみると，COD_{cr} 419,000～40,000ppm，平均197,000ppm，総窒素11,800～200ppm，平均3,300ppm，総燐64,000～4,000ppm，平均19,000ppm，強熱減量（V.S.）24.5～2.3％，平均12.5％であった。そして重金属類と同様に，変動率は90.9～40.0％と大きい値を示した。これらの諸成分は外国のデータとも比較的よく類似する値を示した[116),122～128)]。

汚泥中の有機物濃度の高さを表わす指標については種々検討されているが、Ballinger[129)]のOSI（Organic Sediment Index ＝有機性窒素乾量％×有機性炭素乾量％）を使って検討した結果は図３－３に示すとおりである。図から，

大阪市内河川の底質汚泥のＯＳＩ度数分布は0.07～17.07で平均2.69となった。下水処理場活性汚泥と同様のＯＳＩ５以上の検体が３０のうち５検体も見られた。しかし，６０％の試料はＯＳＩ 1.5以下であり，多くの河川底質汚泥は有機性汚濁が進んでいるが，下水・廃水汚泥などと比較すれば全体として分解され無機化が進んだ状態あるいはシルトなどの堆積した状態であることが分る。

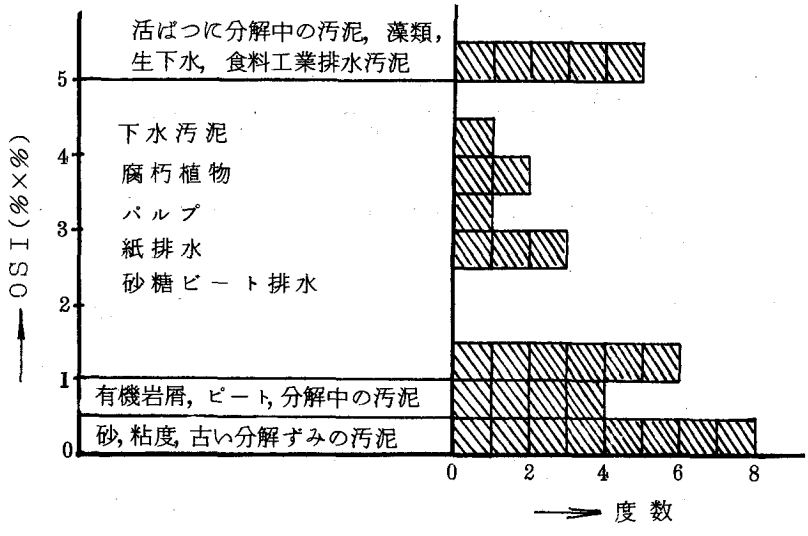


図３－３　ＯＳＩの内容と大阪市内河川底質汚泥のＯＳＩの分布
ＯＳＩ＝有機性炭素乾量％×有機性窒素乾量％

有機性炭素と有機性窒素を内容的に見るために図３－４に示すようにＣ５％，Ｎ0.2％で区切って４区分[129]に分けて比較検討した結果，市内河川底質汚泥はかなり広範囲に分布していることが分った。

これらの河川底質汚泥の有機性炭素あるいは窒素，燐を他の廃水・汚泥などのそれらと比較すると表３－３のようになる。市内河川底質汚泥のＮ／Ｐ比は0.53とＰが多く，他の下水，各種廃水，河川水，下水生汚泥のＮ／Ｐ比とかなり異なった結果を示している。また，下水処理場生汚泥をみると，CODcr 182（乾量）％に対して，Ｔ－Ｎ 1.8％，Ｔ－Ｐ 1％でＮ／Ｐ比 1.8と河川汚泥より大きいが，この汚泥を高温酸化処理するとＮ／Ｐ比 0.07と河川汚泥より小さくなり，相対的に燐比率が高くなる。市内河川底質のＮ／Ｐ比平均 0.53は，処理汚泥よりは大きいが生汚泥より小さく，燐比率が高くなっていて無機化す

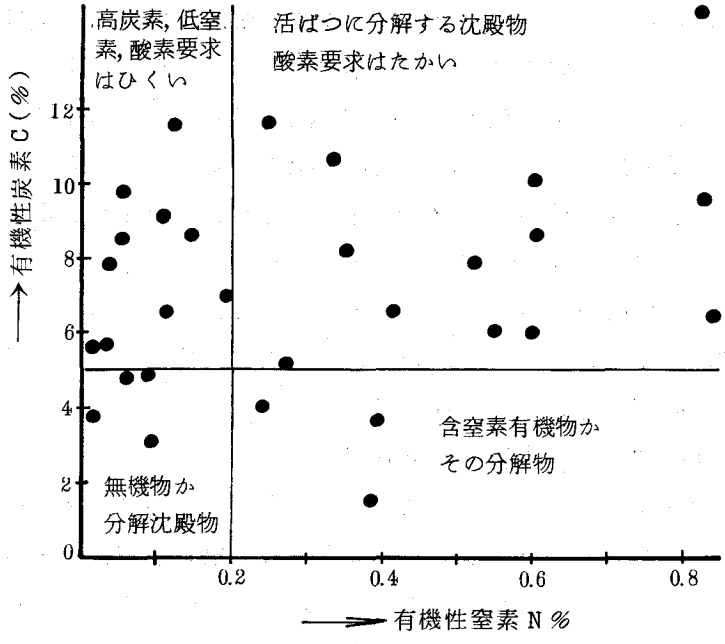


図3－4　大阪市内河川底質汚泥の有機性炭素と有機性窒素の分布

表3－3　汚泥と排水のC：N：P比の比較

	COD_{cr}	T－N	T－P	N／P
下水(1)，ppm	－	21.9	8.2	2.7
下水(2)，ppm	－	27.9	10.3	2.7
生汚泥，dry %	182	1.8	1.0	1.8
処理汚泥，dry %	62.5	0.49	7.5	0.07
食料排水，比率	100	5.6	0.8	7.0
パルプ排水，比率	100	1.0	0.1	10.0
石油石炭排水，比率	100	3.5	0.8	4.4
市内河川水，比率（1974.2）	100	47	3.1	15.2
市内河川底質汚泥，比率	100	1.7	9.8	0.53
海水，ppm（1974.2）	－	0.06	0.001	60

なわち安定化が進んでいることが分る。多くの微生物の燐含有量は2.5～5.0％，窒素8～15％，炭素45～55％，灰分2～15％であるという報告[87]あるいはHelmersの微生物化学式（$C_{118}H_{170}O_{51}N_{17}P$）[130]から求めたP1.02％，N8％という値と比較すると，河川底質汚泥中の有機性燐含有量は低く，多くは溶解度の小さい無機性燐化合物であると考えられる。また，市内河川に流入する下水・工場廃水のN／P比は，2.7～10.0と窒素含量が高く，これらの沈殿したものが河川底質汚泥となったと考えれば底質汚泥のN／P比はかなり高い値を示すはずである。しかし，底質汚泥のN／P比は小さく，燐比率が高いことから汚泥の安定化が示唆される。

2. 静止状態での酸素消費と再溶解

静止汚泥の酸素消費の一例は，図3－5のとおりである。装置の汚泥表面積は44㎠であるから，単位面積あたりに換算して酸素消費速度M_{r0} gO_2／㎡／hrをそれぞれ求めた。各採水地点のM_{r0}値を表3－4に示す。その結果，大阪市内河川底質汚泥の静止状態における酸素消費速度は，0.13～0.47gO_2／㎡／hrの範囲であることが分る。

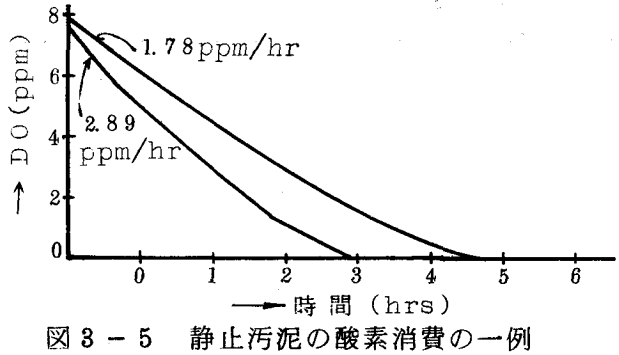


図3－5　静止汚泥の酸素消費の一例

また，すでに述べたように，硫化金属の溶解度は低く[132]，FeSで2.24×10^{-9} mol／ℓ（20℃），PbSで3.62×10^{-11} mol／ℓ（25℃），CdSでは1.46×10^{-10} mol／ℓ（25℃）である。蒸留水中に静置されたFeSからの溶出を経時的にしらべたところ表3－5に示すように6ケ月にわたってもほとんど溶出しなかった。また，表3－6に示すように底質汚泥からも静止状態では溶出しないことが分る。この実験結果は，とくにpHの低い異常河川でないかぎり，実河川水

表３－４　静止汚泥の酸素消費速度

採泥地点	実験水温 ℃	Mro,wet $gO_2/m^2/hr$	pH	BOD_5 mg/gwet	I_2消費量 mg/gwet	水分 %	強熱減量 %	Mro,dry* $gO_2/m^2/hr$	Mro,org** $gO_2/m^2/hr$
京橋	25.0 (20.0)	0.33 (0.29)	6.9	5.2	—	56.0	23.0	0.66	2.87
大黒橋	21.2 (20.0)	0.21 (0.21)	7.0	2.4	8.9	82.9	18.4	1.23	6.68
六軒家渡	20.0	0.13	7.0	5.5	1.8	35.2	5.4	0.20	3.70
住ノ江大橋	20.0	0.19	7.0	7.7	7.2	66.6	14.3	0.57	3.99
湊橋	20.0	0.16	7.0	4.9	2.4	70.1	15.5	0.53	3.42
城見橋	20.0	0.30	7.0	15.9	1.2	86.1	44.1	2.16	4.90
中島橋	20.0	0.24	7.0	6.2	8.1	45.9	11.8	0.44	3.73
吹田橋	20.0	0.17	7.0	5.6	2.3	75.6	15.7	0.70	4.46
北港大橋	20.0	0.22	7.0	7.3	7.9	77.5	20.4	0.98	4.81
辰己橋	20.0	0.27	7.0	6.8	7.5	71.9	14.8	0.96	6.49
船町渡	20.0	0.30	7.0	7.3	16.1	59.3	11.9	0.74	6.22
新船津橋	20.0	0.47	7.0	9.5	1.6	74.8	17.4	1.87	10.75

* Mro,wetを乾量あたりに換算したもの，** Mro,wet を強熱減量あたりに換算したもの。

中の溶存鉄が全鉄の２～１０％，0.05～0.4ppm と低い値を示していることからも裏づけられる。

静止状態の底質汚泥の再溶解において表流水の好気条件と嫌気条件の相違を検討すると，表３－７のようになる。嫌気条件になれば底質汚泥からのCr, Cu, Fe の溶解速度が早くなることが分る。これは酸化状態の汚泥表面膜に比べて嫌気状態の汚泥表面膜が破砕されやすくなるためであると推測される。Fillos and Molof[133～136]やMueller and Su[137]は，表流水の溶存酸素が2ppm 以下になり，かつ一定の攪拌条件下ではＢＯＤや燐，窒素の溶出がはげしいことを報告している。本実験結果からも，攪拌状態になれば底質汚泥の溶出は嫌気条件によって一層大きくなることが推定される。

表３－５　蒸留水中における硫化鉄からの静止状態での鉄分溶出

経過日数	2	9	30	180
溶液中Fe（ppm）	3.5	0.68	0.51	0.40

表３－６　河川底質汚泥からの静止状態での鉄分溶出

経過日数	0	2	4	8	12	15	21	49	67	95
溶液中Fe（ppm）	0.4	0.4	0.4	1.8	0.4	0.4	0.4	0.8	0.6	0.2

表３－７　好気条件嫌気条件での溶出の相違

表水中の ppm

状態	DO	Cr	Cd	Cu	Fe
好気的	8.0	0.03	0.07	0.06	0.0
嫌気的	0.2	0.02	0.02	0.03	1.8
強嫌気的	0.0	0.25	0.02	0.31	2.5

3.　攪拌状態での酸素消費と再溶解

図２－１に示す装置に汚泥１０ｇとＢＯＤ用希釈水１１００ mℓ を入れ，攪拌しながら酸素消費速度を測定した。この河川底質汚泥の密度は約 1.2５g／mℓ であるから，底質汚泥１０ｇを１１００ mℓ の水に懸濁すると，水深２ｍの河川

の場合深さ1.45cm（200cm×（10／1.25）mℓ／1100mℓ＝1.45cm）の汚泥をまきあげて河川水中で攪拌した場合と同様の条件になる。酸素消費の一例を図3－6に示す。

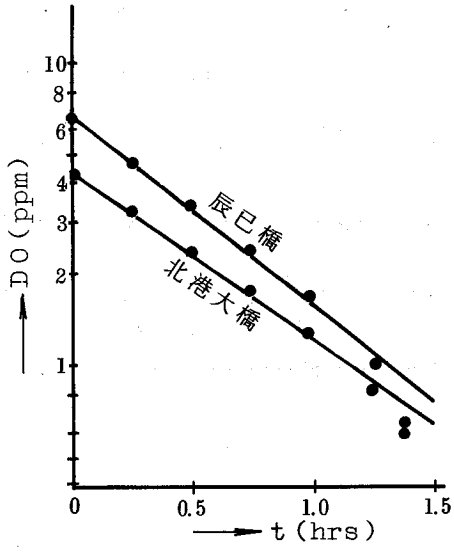


図3－6　攪拌底質汚泥の酸素消費
（各10g／ℓ，20℃）

各採水地点での酸素消費速度ならびに水質項目を表3－8に示す。攪拌汚泥の酸素消費速度(Iro)は,湿汚泥として0.10～1.72mg／gwet／hr,平均0.57mg／gwet／hr,乾燥重量に換算すると0.55～4.25mg／g dry／hr，平均1.83mg／g dry／hr,強熱減量に換算すると3.15～35.7mg／g org／hr，平均10.96mg／g org／hrであった。

通気攪拌による各種重金属イオンの再溶解は表3－9，3－10に示す通りである。試験に供した底質汚泥の各重金属含量は，表3－9ではCd10ppm，Fe24,700ppm，Cu1,480ppm，Cr22ppm，Zn1,330ppmと高濃度であるが，沪液中の重金属濃度を見れば分るように攪拌状態でも溶解する重金属はわずかであった。表流水に対して10W／V％の底質汚泥を懸濁して，攪拌時間を変えても沪水からはCr，Pb，Cdのいずれも環境基準[138]（Cr^{VI}0.05ppm，Pb 0.1ppm，Cd 0.01ppm）を越える濃度は検出されなかった。しかし，表3－10から明らかなように1時間攪拌後の30分静置上澄液ではCd 0.6ppm，Pb

表３－８　攪拌汚泥の酸素消費速度

採泥箇所	Iro ppm/hr	水温 ℃	Iro,wet mg/g/hr 20℃	BOD_5 mg/g	SS* ppm	水分 %	強熱減量 %	Iro,dry mg/g/hr 20℃	Iro,org mg/g/hr 20℃
京　橋	4.80 (4.26)	25.0 (20.0)	0.47	5.15	－	56.0	23.0	1.06	4.61
京　橋	4.75 (4.63)	21.0 (20.0)	0.51	－	2,240	77.1	16.4	2.22	13.53
大黒橋	0.90	20.0	0.10	2.38	1,350	82.9	18.4	0.58	3.15
城見橋	2.90	20.0	0.32	15.88	－	86.1	44.1	2.30	5.21
湊　橋	1.50	20.0	0.17	4.91	－	70.1	15.5	0.55	3.55
船町渡	15.70	20.0	1.72	7.31	－	59.3	11.9	4.25	35.70

＊ＳＳは，１０ｇをとかし測ったもの。

表３－９　好気的攪拌による底質汚泥からの重金属の溶出(1)

攪拌時間	分画	Cd	Fe	Cu	Cr	Zn
原汚泥		10	24,700	1,480	22	1,330
1時間	沪　液[a]	0	0.1	0.04	0	0.08
	沈殿物[b]	13	24,700	1,550	24	1,520
24時間	沪　液[a]	0	0.5	0.02	0	0
	沈殿物[b]	10	15,900	1,640	20	2,120
3　日	沪　液[a]	0	0.2	0.02	0	0
	沈殿物[b]	10	16,700	1,580	30	1,990

a：0.45μmミリポアフィルターで沪過した沪液（ppm）

b：３０分静置後の沈殿物（ppm，dry）

表３－１０　好気的攪拌による底質汚泥からの重金属の溶出(2)

攪拌時間	分画	Fe	Zn	Cr	Cu	Cd	Pb
原汚泥		20,800	4,280	1,620	1,890	8.1	341
	沪　液	0.35	0.039	0	0.05	0	0
1時間	上澄液[c]	156	28.6	13.4	12.4	0.60	2.0
	沈殿物	19,500	3,090	1,000	1,360	6.5	268
	沪　液	0.06	0.127	0	0.04	0	0
3　日	上澄液[c]	18.7	6.05	3.5	2.6	0.004	0.41
	沈殿物	20,400	3,310	1,330	1,500	6.2	275
	沪　液	0.30	0.22	0	0.08	0	0
8　日	上澄液[c]	3.24	0.61	0	0.25	0	0
	沈殿物	25,100	3,400	1,410	1,680	7.0	305

c：３０分静置後の上澄液　　ppm，dry

2.0 ppm を示している。これは３０分静置後もなお上澄液に残る浮遊物質に由来する重金属であると言える。ここで，３０分静置上澄液中の重金属の消長を，攪拌溶出時間に対しプロットすると図３－７のようになる。図から攪拌初期は特に重金属含量が高く，長期間ばっ気すると浮遊物質は沈殿しやすくなり，浮遊物質に由来する重金属含量も減少することが分る。本実験では３日後に大きく減少し，８日後にはほとんど検出されていない。従って通気攪拌時間が長くなれば，フロックが発達し，浮遊物質が沈殿しやすくなることを裏ずけている。この結果は 0.001 ppm の水銀を河川水に添加して測定すると添加直後には完全に測定回収されるが，２４時間後では灰化処理をしなければ測定回収されない事や，カドミウムなどの希薄溶液はよく減少する事[139) 140)]，また Cranston and Buckley [141)] の報告ともよく一致している。

窒素，燐および有機性炭素の攪拌時間による溶出量変化の一例を表３－１１に示す。ヨード消費量および溶解性 COD_{cr} は時間と共に徐々に減少している。また，溶解性窒素，燐についてはほとんど通気攪拌時間の影響はみられなかっ

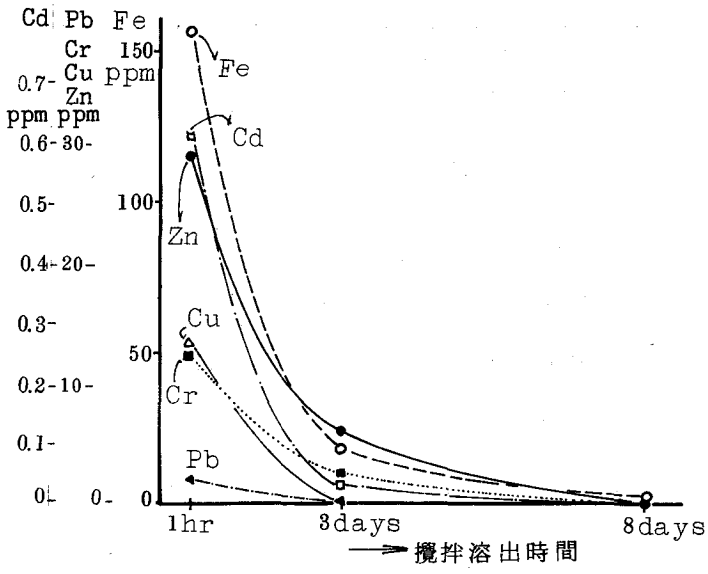


図３－７　攪拌溶質ののち３０分静置上澄液中の重金属の変化

表３－１１　好気的攪拌による底質汚泥からのCODcr，P，N の溶出

攪拌時間	分画	I_2消	CODcr	T−PO_4	T−N	Fe	乾量 %	強熱減量 %
原汚泥		−	18,900	1,750	1,270	11,800	25.3	10.0
	沪液	17.8	102	0.75	18.2	0.1	−	−
1時間	上澄液	146	466	50.0	25.0	67.0	−	−
	沈殿物	4,440	17,700	1,560	495	2,790	7.7	10.1
	沪液	23.5	87.3	1.40	18.3	0.1	−	−
24時間	上澄液	165	737	86.0	34.4	93.7	−	−
	沈殿物	4,330	17,600	1,860	537	2,740	8.8	8.2
	沪液	6.3	38.8	1.10	18.5	0.1	−	−
3日	上澄液	106	757	77.0	28.2	80.3	−	−
	沈殿物	2,890	16,500	1,730	412	3,800	8.9	12.9

ppm，dry

た。一方，上澄液のCODcr，N，Pは，重金属類が通気時間とともに減少するのに比べて，表３－１１に示すように通気時間による変化の少ないことである。これは重金属類がはじめ還元状態で浮遊していたのが，通気攪拌によって酸化状態になり，水酸化物などのフロックとして発達し沈殿したのに対し，CODcr，N，Pはそのような現象が起らないためと考えられる。

２種の河川底質汚泥の溶出実験から窒素と燐についてまとめると表３－１２のようになる。溶解性PO_4は１～３ppm，浮遊性PO_4は１０～１００ppm，また総窒素は溶解性で１１～２０ppm，浮遊性で１７～３５ppmであった。これらのN／P比は，沪液で１３～７０，浮遊物では１～５，沈殿物0.3～1.3となっており，表３－３に示した河川水と底質汚泥のN／P比と同じ傾向を表わしている。

河川底質汚泥の長期間通気攪拌によるCOD，T－N，強熱減量の変化を図３－８に示す。１年間の通気攪拌によって強熱減量，ＣＯＤは約５０％減少し，T－Nは約３０％減少したに過ぎない。このことは河川の底質汚泥は好気性下では自己消化による分解は困難であると考えられる。

表３－１２　好気的攪拌によるＮとＰの溶出

実験	攪拌時間	分画	T－PO_4	T－N	Fe	COD	N／P
1	2時間	沪液	1.89	15.9	0.17	－	25.0
		上澄液	12.9	20.6	94.9	－	4.8
	24時間	沪液	0.89	13.6	0.14	－	46.0
		上澄液	100	20.6	90.6	－	0.6
	17日間	沪液	3.11	11.5	0.30	－	13.3
		上澄液	40.8	17.8	54.8	－	1.3
2	1時間	沪液	0.75	18.2	0.10	102	72.8
		上澄液	50.0	25.0	67.0	466	1.5
	24時間	沪液	1.4	18.3	0.10	87.3	39.0
		上澄液	86.0	34.4	93.7	737	1.2
	3日間	沪液	1.1	18.5	0.10	38.8	50.5
		上澄液	77.0	28.2	80.3	757	1.1

：ppm

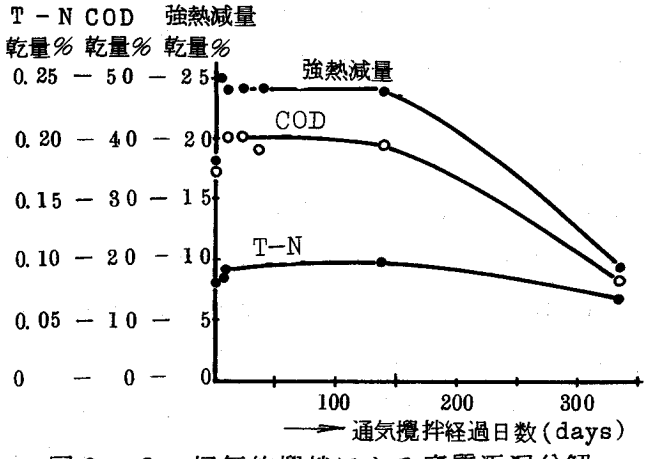


図３－８　好気的攪拌による底質汚泥分解

第４節　考　　察

1. 底質汚泥の酸素消費速度

河川の底質汚泥は，表流水の流速が40cm/sec以下では舞い上らず，40cm/sec 以上では舞い上る[159]。ここでは，表流水の酸素消費速度と河川底質汚泥の酸素消費速度の関係について深さ２ｍの河川を仮定し，汚泥が舞い上らない場合と汚泥が舞い上る場合の２通りを想定して考察する。静止汚泥の酸素消費速度と表流水の酸素消費速度を京橋を例として示すと次のようになる。

表流水の酸素消費速度ａは，表２－１より 3.65 ppm／hrで，底質汚泥の酸素消費速度ｂは，表３－４より 0.332 g／m²／hr である。ｂの値を水深２ｍの河川表流水に対する酸素要求速度(b′)に換算すると，次のようになる。即ち，河底単位m²あたりの水量は水深２ｍであるから 2,000ℓとなり，１m²の河底の底質汚泥が河川水 2,000ℓ中の酸素 0.332g／hr を消費することになる。

$$b' = \frac{0.332 \times 10^3 \ \mathrm{mg/m^2/hr}}{2 \times 1 \times 10^3 \ \ell/\mathrm{m^2}} = 0.166 \ \mathrm{ppm/hr}$$

したがって静止汚泥の表流水に対する酸素要求速度 b′と表流水自身の酸素消費速度 ａの比は，次のようにして求められる。

$$\frac{b'}{a} = \frac{0.166}{3.65} \times 100 = 4.5\%$$

即ち，河川底質汚泥が静止している場合は，表流水の酸素消費速度に与える影響は，わずか 4.5％できわめて小さい。Isaac, P. C. G.[142] によればテームズ

湾では表流水の酸素消費速度は１０００ ton／day で，そのうち底質汚泥の酸素消費速度は８ ton／dayとわずかに１％であると推定され，上述の事実とよく一致している。

ところが，底質汚泥が舞い上る場合，水深２ mの河川でわずかに深さ 1.45cm の底質汚泥が再浮上するだけで，4.8 ppm／hr の酸素消費速度があり（表３－８参照），表流水の酸素消費速度に対して１３２％となる。Edward, R.W.ら[143]は，汚泥を 0.5 cm 再浮遊させると 0.2 ～ 1.2 $gO_2/m^2/hr$（先の仮定から計算すると 0.1 ～ 0.6 ppm／hr ）まで酸素消費速度が増大したと述べており，上述の結果とよく一致する。

河川底質汚泥自身の酸素要求と汚泥から河川水中へ溶出する有機物による酸素要求の合計が河川水の酸素要求に附加される。Ogunrombi, J. A.ら[126]は，底質汚泥の酸素要求を底質汚泥から供給されるＢＯＤによる酸素消費速度と，底質汚泥自身による酸素消費速度に分けて測定し，それぞれ 0.21 ～ 0.04 $gO_2/m^2/hr$，0.56 ～ 0.17 $gO_2/m^2/hr$ の値を得た。Edward[143]が合計値を測定し，0.06 ～ 0.95 $gO_2/m^2/hr$という値を得たのを始めとして，多数の研究[127) 128)，144～155]があり，0.01 ～ 0.41 $gO_2/m^2/hr$ という値が報告されている。特に，Edberg, N.ら[155]は，実験室測定と河川の底部に酸素電極を設置した現場測定を行い，実験室測定で 0.01 ～ 0.06 $gO_2/m^2/hr$，現場測定で 0.01 ～ 0.13 $gO_2/m^2/hr$ という値を得ている。これらの値と本研究の値 0.1 ～ 0.3 $gO_2/m^2/hr$ を比較すれば，諸外国の都市河川も大阪市内河川もほぼ同様の値を示すことが分る。

堆積汚泥の諸成分はその深さにより異なるが[156]，堆積汚泥深さの酸素消費速度に与える影響については，酸素消費速度に影響しないという報告[143) 148) 149) 157]と，影響あるという全く反対の報告[126) 128) 145) 146]が見られる。しかし，その実験条件を詳細に検討すると少なくとも３０cm以上堆積していれば，泥深に関係なく酸素消費速度は一定であるといえる。

以上，大阪市内河川では底質汚泥の酸素消費速度は経時的には長期にわたって変化せず，表流水の流速の大小によって，汚泥が静止状態か，攪拌状態かに分かれ，これが底質汚泥および表流水の酸素消費速度に大きく影響すると推定される。

2. 底質汚泥の再溶解

底質汚泥の再溶解について，本研究では1ℓあたり100gの湿汚泥を懸濁させたが，この条件は水深2mの河川で約16cmの堆積汚泥を懸濁させた条件に該当し，実河川の流下条件より悪い条件を想定している。重金属については底質汚泥が再浮遊しても溶解は少なく，とくに表流水が好気的であれば汚泥が再浮遊してもフロックが沈殿しやすく，表流水に与える影響は比較的少ないといえる。また，燐化合物は一般に難溶性であるといわれている。しかし、$Ca_3(PO_4)_2$は，PO_4として 25 ppm[132] の溶解性をもっている。従って表流水中に特に高濃度の溶解性燐は検出されないが，汚泥から安定した供給があり，流水中に一定の燐が存在すると考えられる。これは，蒸留水を用いた溶出実験で，沪過水の総燐が河川水中の溶解性総燐と同じレベル（PO_4として 3.8 ppm）を示すことをよく説明している。また，燐や重金属は，存在塩によって再溶解のレベルが異なることも考慮に入れなければならない。

Velz[158] は，径1mmの粒子が浮上するには約4m/secの流速が必要であるが有機物のように比重の小さいものでは0.2～0.4 m/secで浮上すると述べている。一方，Isaac, P. C. G.[142]は，非感潮河川での再浮上は大雨などの増水時におこり，感潮河川でも台風の場合のみ再浮上がおこり，干満潮ではわずかしかおこらないと述べている。しかし，大阪市内河川の場合，通常の干満潮でもかなり再浮上がある。[159]

以上，底質汚泥の表流水への再溶解は，溶存状態は少なく，浮遊状態がほとんどであり，また底質汚泥の表流水への影響を防ぐために好気条件が望ましいといえる。

第5節 要　約

(1) 大阪市内河川の底質汚泥の硫化物，重金属，窒素，燐などについて測定した。平均硫化物濃度は，5,200 ppm，またカドミウム 6.1 ppm，鉛 82.9 ppm，鉄 7,200 ppm，強熱減量 12.5 %，CODcr 197,000 ppm，総窒素 3,300 ppm，総燐 19,000 ppm で，その変動係数は40～128%と大きく，硫化物と鉛，鉄の相関係数は比較的高い値を示した。

(2) 底質汚泥の酸素消費速度は，静止状態で 0.13～0.47 g/m²/hr（20℃），攪拌状態では 1.45 cm の汚泥が浮上するだけで 0.90～4.63 ppm/hr（20℃）

となった。京橋を例にとれば，表流水の酸素消費に与える底質汚泥の影響は，静止汚泥でわづか4.5％であるが，攪拌汚泥は厚さ1.45cmの汚泥が浮上するだけで表流水の132％の酸素消費速度を示す。

(3) 硫化鉄，底質汚泥いずれも静止状態では，表流水が好気条件では溶出は小さく，嫌気条件になると溶出しやすくなった。

(4) 通気攪拌状態での底質汚泥の溶出は，重金属の溶存部分は少なく，浮遊性部分が大きい値を示した。窒素，燐については通気時間による溶出の差は少なく，窒素は11.5～18.5 ppm（N），燐は0.75～3.11 ppm（PO_4）であった。河川底質汚泥の長期（1年）の通気攪拌分解を行なっても汚泥分解はすすまなかった。

(5) 河川水および底質汚泥を用いた実験における酸素消費速度の値は，実河川に近い値を示していると推定される。また，河川エアレーション浄化の資料となると考える。また，実験結果から実河川では好気的条件を保持することが，底質汚泥からの再溶解を防ぐ大きい要因となり，また重金属の溶出より窒素・燐の溶出が問題であることが分った。

第4章　感潮河川のエアレーションによる汚濁防除対策に関する研究

第1節　緒　　言

すでに述べたように．大阪市内河川をはじめ多くの都市河川は，溶存酸素の欠乏によって悪臭が発生し，不快な外観を呈している。特に感潮河川は，酸素欠乏状態によって豊富な硫酸根[177]が硫化水素の発生を促し，さらにBODの減少を遅らせ[178]，底質の悪化とともに不快な河川を一層慢性化している。

したがって，河川の浄化対策の最も大切な点は溶存酸素の保持である。そのため，流水への空気中酸素の溶解については従来から多くの研究[46)76]があり，人工的な酸素の補給方法についても種々の研究[161]がされている。例えば，各種エアレーターによる通気攪拌[48)49)57)58]，水力発電所タービンの利用[162～164]，堰での再ばっ気[165)166]，ばっ気船[163]，空気及び酸素の圧縮溶解[167～169]，Uチューブの利用[170]など[171～173]の研究が報告されている。

これらの方法を感潮河川である大阪市内河川に応用する場合には河川利用の目的，汚濁の程度，水理学的諸条件の総合的な研究を必要とする。

本章では，前章までの結果に基づいて市内河川の溶存酸素の回復をはかるために，まず，この溶存酸素回復の一方法として純酸素の圧縮溶解水の河川への添加を試みた。ここでは実用化のために純酸素溶解水による河川水の悪臭除去効果を検討し，あわせて経済性についても論じた。次に，溶存酸素回復・悪臭除去を主目的としたばっ気攪拌法による河川浄化法について実験室的検討を進め，ひきつづいてフィールド実験として道頓堀川大黒橋可動堰の一部を利用して各種実験を行った。

以上の室内実験，フィールド実験から，河川へ強制的に酸素を送り込むことにより，溶存酸素回復，悪臭防除を達成しうることを明かにした。

第2節　実験方法

1. 純酸素溶解法（圧縮酸素溶解法）

用いた純酸素溶解装置は図4－1に示すとおりで，日本酸素㈱製で，ボンベ入り酸素を水中に圧縮溶解し，高濃度酸素水を作る装置である。この装置を用

いて作った酸素水と対象河川水および底質汚泥を各種割合に混合し，その時の酸素消費速度ならびに酸素消費量を調べた。さらに，寝屋川，道頓堀川で採取した汚濁河川水および河川底質汚泥を酸素水で希釈した時の悪臭の消長を，酸素消費速度，各種水質項目とともに測定した。

2. 塔型ばっ気槽による酸素移動

ばっ気実験には，図４－２に示す内径２０cm，高さ２３０cmの塔型ばっ気槽を用い，その散気には図４－３に示すエアレーションケーブルを用いた。通気量ならびに水深を種々にかえて実験を行い，最大酸素溶解量，総括酸素移動容量係

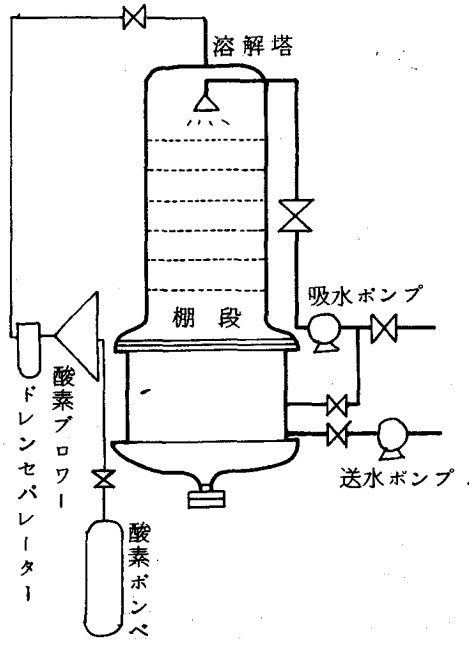


図４－１　純酸素溶解装置

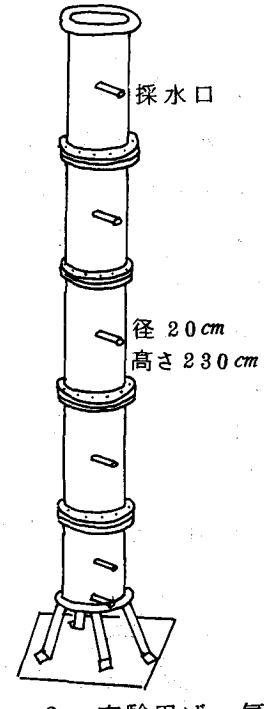


図４－２　実験用ばっ気筒

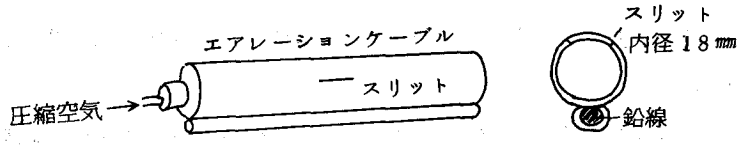


図４－３　エアレーター

数（k_{La}），圧力損失を測定した。

エアレーションケーブルの圧力損失は，コンプレッサー，ガスメーター，マノメーターおよびエアレーターを図４－４に示すように組合せて測定した。

総括酸素移動容量係数k_{La}は，ばっ気槽内の水を亜硫酸ソーダー硫酸銅溶液[174]によってあらかじめ脱酸素した後，通気開始後経時的に採水し，直ちにウインクラー法[66～68]で溶存酸素濃度を測定し，次に示す方法で算出した。

即ち，ばっ気槽内の酸素移動速度は，次式で表わされる。

$$\frac{dC}{dt} = k_{La}\ (\ Cs - C\ ) \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4-1)$$

ここで，

C　：溶存酸素濃度（ppm）

Cs　：飽和溶存酸素濃度（ppm）

k_{La}：総括酸素移動容量係数（1／min，又は1／hr）

t　：時間（min又はhr）

（4－1）式をtについて積分すれば次式が得られる。

$$\log\ (\ Cs - Co\ ) - \log\ (\ Cs - C\ ) = k_{La} \cdot t \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4-2)$$

ここで，

Co　：t＝0の時点での溶存酸素濃度（ppm）

従って，時間tに対して（Cs－C）を片対数図表上にプロットすれば，その勾配からk_{La}を求めることができる。

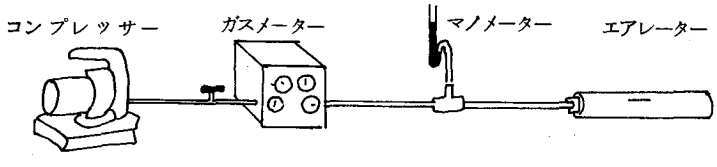


図４－４　ばっ気流量と圧力損失測定装置

3.　通気攪拌法のフィールド実験

フィールド実験池は，大阪市南区久左衛門地内道頓堀川大黒橋可動堰に設けた。

道頓堀川大黒橋は，図１－３，図１－１５に示す位置にあり，道頓堀川は旧淀川から分枝した土佐堀川からさらに分枝し，汚濁の強い寝屋川河川水が多く流入する東横堀川に連なる汚濁された河川である。その道頓堀川の水質は，近

年漸次回復に向っているが，表１－１に示すとおりフィールド実験の時点で平均 $BOD_5$２０～３０ppm と強汚濁水域であった。その道頓堀川中流附近にある大黒橋には，江戸時代運河として使用されていた船着場があり，かつ戦前に河川汚濁対策のために設置され，現在も運用されている可動堰があるので，ここに若干の工事をして実験池とした。

道頓堀川可動堰は，左右及び中央部の３ゲートを上下開閉しているが，実験池には図４－５，図４－６，写真４－１のように道頓堀川右岸のゲートに附設された船着場の一部閘門施設を利用した。実験池の上流部阻流には右岸ゲートを利用し，下流部には６本の木材による角落し式阻流板をつくり，チェーンで角落しを上下することによって実験池水の滞留時間を調節した。こうして設備した実験池の大きさは長さ３４ｍ，幅８ｍ，水深３～４ｍ（干満潮によって変化する）である。

本実験で使用したエアレーションケーブルは，図４－３に示すように軟質プラスチック配合ゴム製のパイプで内径１８㎜，通気孔は５０cm間隔にスリット様にあけられ，管の底部に鉛のより線を「おもり」として内蔵している。本ケーブルは，送気しない時切りこまれた通気孔は閉塞しており，送気すると圧力によって管が膨張し，通気孔は開く。図４－５，図４－６に示すようにメインパイプに連結されたエアレーションケーブルは，実験池の底部に１ｍ間隔に34列配置されている。そして，そのエアレーションケーブルは，ブロワーから圧送された空気を水中に微少な気泡として分散し，水中に酸素を溶解させる。

使用したブロワーは，ルーツブロワーKo No.３で，容量 2.7 m³/min，馬力 7.5 HP，圧力５０００mmAq，回転数１０００rpm である。実験に際し通気量は 0.5～2.5 m³/min まで変化させた。

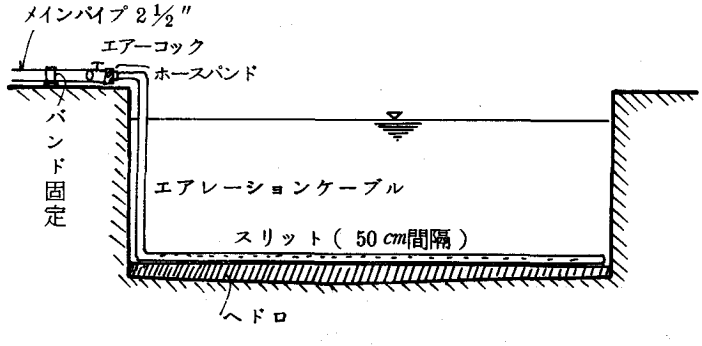


図４－５　エアレーション装置断面図

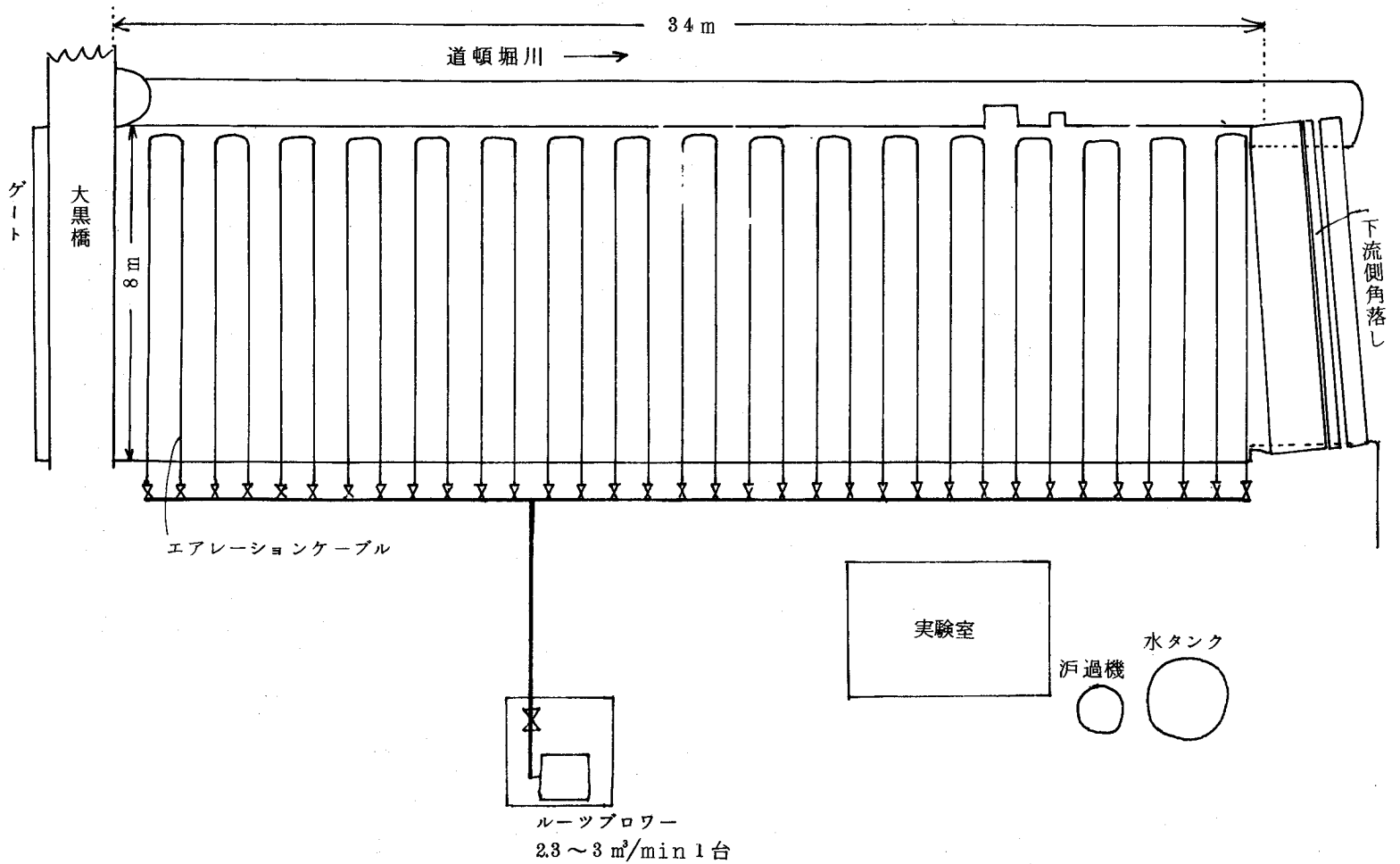


図4－6　道頓堀実験池 エアレーション装置平面図

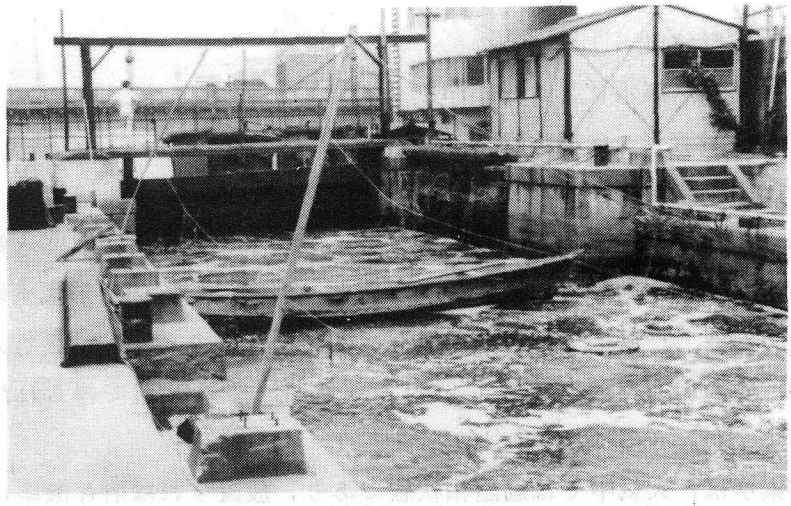


写真４－１　道頓堀川エアレーション実験地

この実験池は完全な密閉が困難であり，道頓堀川水位の変動によって河川水が出入りする。そこで，実験池水の滞留時間を次のように求めた。

ウラニン色素を実験池中央部に投入後，経時的に中央部で採水し，蛍光光度計でその沪水のウラニン濃度を測定する。この実験池を完全混合系とみなして，次式に基づきウラニン濃度を時間に対して片対数図表上にプロットし，その勾配から希釈係数D（滞留時間 1／D）を求めた。

$$-\frac{dCu}{dt} = DCu \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4-3)$$

$$Cu = Cuo\, e^{-Dt} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4-4)$$

$$\log_e Cu = \log_e Cuo - Dt \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4-5)$$

ここで，

Cu　：実験池水中のウラニン濃度（％）

Cuo：ｔ＝０の時点の池水中ウラニン濃度（％）

ｔ　：時間（hr）

D　：希釈係数（1／hr）

水質分析は，水温，透視度，pH，ヨード消費量，塩素イオン（Cl），溶存酸素（DO），COD，BOD_5，浮遊物質濃度（SS）について行い，その分析方法は，下水試験方法[66]およびJIS K0102[67]に準拠し，CODはアルカリ法に拠った。ここで，浄化作用に無関係の塩素イオン濃度は，エアレーション実験において河川水と実験池水の換水状況を把握するために測定した。

第3節　実験結果

1. 純酸素溶解水による河川浄化

(1) 純酸素ガス溶解装置の効率

図4－1の酸素溶解装置の運転条件とその溶解効率を示すと表4－1のとおりである。ここで純酸素ガスの溶解効率は，処理水の溶存酸素濃度と処理水量1000ℓ/hrより1時間あたり気相から液相へ実際に溶解する酸素流束を計算し，この時供給した酸素ガス流量1ℓ/minとの比から求めた。12℃の純酸素1気圧の理論飽和溶存酸素濃度は49.9 ppmであり，本装置で得られた酸素水の飽和率は73～86％であることが分る。

この酸素水は，大気中では過飽和状態であり，放置すれば溶存酸素は徐々に大気中へ酸素ガスとして気散する。そこで，この過飽和酸素水の静置状態での溶存酸素保持率を測定した結果は，表4－2に示すとおりである。12.0℃および20.0℃で3時間静置後でも88％の保持率を示し，過飽和酸素水から酸素の散逸が少ないことが分った。以後，この過飽和酸素水を酸素水と呼ぶ。

表4－1　酸素溶解装置の効率

	実験1	実験2
水温	12.0℃	12.0℃
初期DO	3.1 ppm	7.3 ppm
給水圧	1.1kg/cm²	1.2kg/cm²
O_2流量	1.0 ℓ/min	1.0 ℓ/min
処理水量	0.88 t/hr	0.90 t/hr
処理水DO	37.6 ppm	42.8 ppm
排ガス流量	0.78 ℓ/min	0.85 ℓ/min
給O_2圧	1.0kg/cm²	1.0kg/cm²
O_2溶解効率	35.5％	37.3％

表４－２　高酸素水放置後の DO の変化

放置時間	0 hr		1 hr		3 hrs	
水 温	ppm	保持%	ppm	保持%	ppm	保持%
12 ℃	30.8	100	28.2	91.5	27.0	87.6
20 ℃	17.3	100	16.4	94.7	15.2	87.4

(2)　酸素水による河川水の浄化

ここでは河川水に酸素水を添加し，その酸素消費速度および酸素消費量を測定した。河川水を採取し，これに酸素水を全量の $1/10$，$1/5$，$1/2$ の割合に添加し，添加直後，３時間後，２４時間後の溶存酸素濃度を測定した。

まず，比較的清浄な河川水（道頓堀川大黒橋）に酸素水を添加し，溶存酸素濃度変化を測定した。その結果を表４－３に示す。表４－３は，BOD_5 7.4 ppm の河川水に酸素水（21.4 ppm）を添加し，２９℃にて静置した例であり，２４時間後には添加比０，$1/10$ で酸素不足が顕著であり，$1/5$ 添加，$1/2$ 添加では２４時間後も溶存酸素は存在している。表から酸素消費速度は 4.75～6.4 ppm／day となる。BOD_5 あたりに換算すると 0.64～0.86 ppm／day／ppm となり，図２－４に示す攪拌状態の値より若干低い値を示している。

表４－３　酸素水添加後の溶存酸素変化（大黒橋河川水）

	経過時間＼酸素水添加比	0	1/10	1/5	1/2
その1	0 hr	2.5	4.4	6.2	11.3
	3	2.0	3.7	5.5	10.9
	24	0.2	0.4	2.4	8.1
その2	0 hr	1.5	4.3	6.2	12.7
	3	1.0	3.4	5.7	11.9
	7	0.2	2.8	4.8	11.3
	24	0.0	0.6	3.1	10.0

次に汚濁河川水（道頓堀川大黒橋）に酸素水を添加し，溶存酸素変化を調べた。使用河川水の BOD_5 は，表層水 46.0 ppm，水深１ｍで採取した検水 41.7

ppm，水深２ｍで採取した検水 39.8 ppm と高く，水温が 9.0 ℃と低いにもかかわらず溶存酸素はそれぞれ 0 ppm であった。

それぞれ河川水 800 mℓ に酸素水（酸素濃度 44.8 ppm）200 mℓ を添加して２０℃ふらん器中に静置し，溶存酸素が減少する様子を３回くりかえし測定した。その結果を表４－４に示す。

その平均酸素消費速度は表層水で 12.3 ppm／day，水深１ｍ採取水で 12.4 ppm／day，水深２ｍ採取水で 10.9 ppm／day で，BOD_5 あたりに換算すると表層水で 0.27 ppm／day／ppm，水深１ｍ採取水で 0.30 ppm／day／ppm，水深２ｍ採取水で 0.27 ppm／day／ppm となった。酸素水と混合後３時間以内の酸素消費速度は表面水で 1.6 ppm／hr，水深１ｍで 1.5 ppm／hr，水深２ｍで

表４－４　酸素水添加後の溶存酸素変化
（大黒橋河川水３，添加比 1/5）

経過時間＼水深	0 m			1 m			2 m		
0 hr	9.4	13.3	17.3	12.7	15.7	19.1	11.3	14.9	19.1
3	5.3	9.6	14.8	9.3	12.9	15.9	8.6	12.7	17.1
24	0.0	2.6	8.4	1.6	5.7	10.4	1.0	6.6	11.6

1.1 ppm／hr となっており，その後の酸素消費速度と比較すると，著しく大きく，これは微生物による酸素消費よりも化学的な還元性物質に消費されるためと考えられる。

(3)　純酸素による底質汚泥の酸素要求性

すでに第３章で述べたように河川底質汚泥の酸素消費速度は，分散状態では表流水の酸素消費速度に比してきわめて大きい。ここでは，寝屋川（２点）および道頓堀川（１点）の底質汚泥を採取し，これを酸素水で希釈した後，酸素消費速度その他の水質項目を測定した。その結果を表４－５に示す。

寝屋川河底の浮泥部は，酸素消費速度 30 ppm／day，BOD_5 69.8 ppm，ヨード消費量 70.2 ppm ときわめて汚濁し，さらに悪臭を放っていた。しかし，底質汚泥部はさらにひどく汚濁し，また悪臭も強く，寝屋川京橋，道頓堀川大黒橋の２４時間酸素消費速度は，それぞれ 2,870 ppm／day，1,640 ppm／day，

BOD_5は15,200 ppm，15,700 ppm，ヨード消費量は24,200 ppm，7,350 ppmであった。これは，採取時の寝屋川京橋および道頓堀川大黒橋の河川水の平均BOD_5のそれぞれ135倍，310倍で，ヨード消費量はそれぞれ101倍，65倍である。

従って，この浮泥ないし底質汚泥を酸素水で浄化することは大量の酸素を必要とし，非経済的であるが，一時的な悪臭の除去のためには利用可能であろう。

(4) 酸素水による河川水悪臭除去試験

河川水にばっ気または酸素水添加を行い，悪臭除去を計ることは河川浄化を考える上で重要である。

本実験では，酸素水注入による悪臭除去効果を検討した。

悪臭の著しい検水として，BOD_5 45.9 ppm の河川水（冬期，大黒橋採水）

表4－5　寝屋川・道頓堀川の底質汚泥の酸素要求

採水地点	寝屋川				道頓堀川	
	新喜多大橋		京橋		大黒橋	
組成	浮泥	砂まじり汚泥	希釈汚泥	汚泥	希釈汚泥	汚泥
蒸発残留物（g／ℓ）	1.06	－	2.88	179.0	4.24	90.9
強熱減量（g／ℓ）	0.31	3.26	0.59	－	1.24	－
強熱減量（%）	28.9	24.3	－	20.4	－	29.3
DO消費（mg／ℓ）	30.1	32.3	46.3	2,870	76.6	1,640
BOD_5（ppm）	69.8	1,630	245.0	15,200	732.0	15,700
DO消費（mg/g,dry）	28.4	24.1	16.1	－	18.1	－
DO消費（mg/g,org）	97.1	99.0	78.5	－	61.8	－
BOD_5（mg/g,dry）	65.8	122.0	85.1	－	173.0	－
BOD_5（mg/g,org）	255.0	500.0	415.0	－	590.0	－
I_2消（ppm）	70.2	－	391.0	24,200	344.0	7,350

および硫化水素ガスを溶解した水道水を用いた。硫化水素ガスは硫化ソーダ溶液を硫酸酸性にすることによって発生させた。この検水に溶存酸素濃度42.4 ppmの酸素水を全量の1/10，1/5および1/2添加して，経時的に溶存酸素濃度，

ヨード消費量，悪臭度，BOD_5，色相などを分析した。

河川水に各割合で酸素水を添加し，２０時間後のヨード消費量ならびに硫化水素臭を測定した結果を表４－６に示す。ヨード消費量３7.4 ppmの河川水は酸素水 1/2 添加によってヨード消費量6.8 ppm，悪臭殆ど無しという結果になっている。しかし，1/10 あるいは 1/5 添加ではあまり効果はみられなかった。

次に，BOD_5 4 5.9 ppmの河川水に酸素水 1/5 添加後，経時的にサンプリングを行い，ヨード消費量ならびに臭気を測定した結果を，表４－７に示す。3時間で悪臭は殆ど消えるが，その後河川水（BOD_5 4 5.9 ppm）中の有機物によって溶存酸素が消費され，嫌気状態になると再び硫化水素が発生し，悪臭が著しくなる。

同様に河川水に酸素水 1/2 添加後，その水質の経時変化を測定した結果は，表４－８のとおりである。約２時間で悪臭は除去され，以後色相も白みから無

表４－６　酸素水添加２０時間後の悪臭除去効果

試料	原水			２０時間後		
	DO ppm	I_2消 ppm	H_2S臭	DO ppm	I_2消 ppm	H_2S臭
水道水	－	905	+++	－	364	+++
河川悪臭原水	0	37.4	+++	0	41.4	+++
河川水＋酸素水 1/10 添加	3.6	34.0	+++	0	52.7	+++
〃 ＋ 〃 1/5 添加	6.3	31.7	+++	0	41.9	+++
〃 ＋ 〃 1/2 添加	17.6	20.4	+++	3.1	6.8	±
酸素水	42.4					

表４－７　1/5 酸素水添加後の時間的経過

経過時間	DO, ppm	I_2消費量，ppm	H_2S臭
河川水原水	0	7 5. 3	+++++
0 hr	6. 3	3 1. 7	+++
3 hrs	5. 2	1 3. 6	+
6 hrs	1. 6	1 3. 6	+
17 hrs.	0	3 9. 1	+++

色透明になる。しかし，3日間放置すると再び嫌気状態となり，硫化水素が発生し悪臭を放つようになる。

実河川のヨード消費量と酸素消費量の関係をしらべると，図4－7に示すように高度の相関が得られた。図から溶存酸素消費量1ppmに対しヨード消費量11ppmが対応し，河川のヨード消費量にみあう酸素を注入すれば硫化水素を主とする悪臭は除去されることが推測される。ここで，ヨード消費量が化学量論値15.86ppmより少ないのは他の反応に酸素が消費されるからであろう。

表4－8　1/2酸素水添加後の時間的経過

	DO ppm	I_2消ppm	H_2S臭	色　相	BOD_5 ppm
酸素水	42.3	－	－	－	－
原　水	0	396.6	+++++	黒	－
0 hr	11.7	99.7	+++++	多少白みを帯びる	28.9
0.5	9.9	73.6	+++	〃	－
1.0	10.3	53.8	++	〃	－
1.5	9.0	51.9	+	白みがます	－
2.0	10.3	41.3	－	〃	－
3.0	8.8	50.3	－	かなり白い	－
5.6	6.8	23.2	－	〃	－
23.0	0	18.7	－	無色透明	17.1
3 day	0	45.9	+++	わずかに黒み透明	－

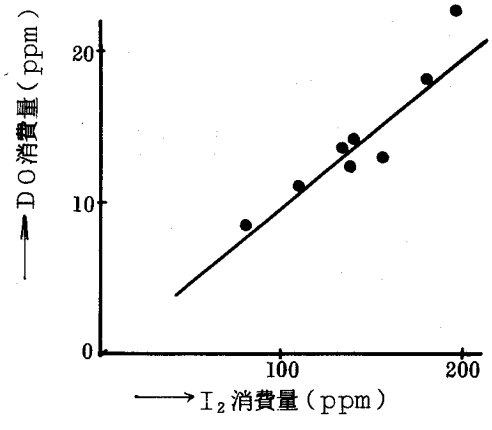


図4－7　河川水でのヨード消費量とDO消費量

2. エアレーション浄化の実験室的研究

(1) 塔型ばっ気槽の総括酸素移動容量係数 k_{La} の測定

図4－2の塔型ばっ気槽を用い，水深H(cm)，通気量Gs(ℓ/min)を種々かえて実験を行い，すでに述べた方法で総括酸素移動容量係数 k_{La}（1/min）を求めた。ここで，k_{La} と水深H，通気量 Gs の間には，Eckenfelder[175] により提出された次式が成立する。

$$k_{La} \cdot V = N \cdot Gs^{1-m} \cdot H^{1-n} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4-7)$$

ここで，

V ：槽容量（ℓ）

Gs ：通気量（ℓ/min）

H ：水深（cm）

N ：吸収率

1-m，1-n ：定数

k_{La}：総括酸素移動容量係数（1/min）

得られた k_{La} を（4－7）式に適用し，重回帰分析から k_{La}，H，Gs の間の関係式を求めると次のようになる。

$$k_{La} \cdot V = 0.189 \cdot Gs^{0.731} \cdot H^{0.477} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4-8)$$

ここで，水深H＝200cmの時の通気量 Gs と k_{La} の関係を図示すると，図4－8のようになる。

次に，以上のようにして得られた（4－8）式を用い，実験池の通気量を次のように設定した。

図4－5，図4－6から明らかなようにエアレーションケーブルは巾1m間隔に敷設され，通気孔（スリット）が50cm毎にあけられているから，1通気孔が通気する水塊は，縦1m，横50cm，高さ（水深）2.8mの角柱状の水塊とみなせる。これを模式的に表わすと図4－9のようになる。

道頓堀川の BOD_5 濃度は季節により異なるが，少し高く見積もって約40ppmとすると，第2章の（2－30）式から河川水の酸素消費速度 γ_r は次のように推定される。

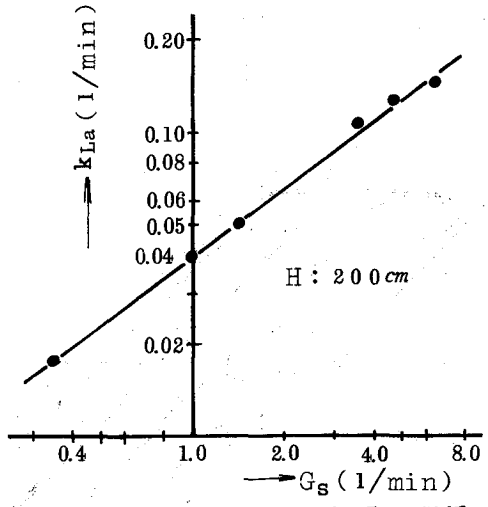


図4－8　kLa と通気量の関係

$\gamma_r = 0.0522 \times 40 + 0.267 = 2.36$ ppm／hr，20℃

また，河川水の酸素移動速度は，Streeter－Phelps の式より次のように表わすことができる。

$$\frac{dC}{dt} = k_{La}(Cs - C) - \gamma_r \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4-9)$$

ここで，

C ：河川水の溶存酸素濃度（ppm）

t ：時間（hr）

Cs ：飽和溶存酸素濃度，1気圧20℃で8.84 ppm

γ_r ：河川水の酸素消費速度（ppm／hr）

kLa ：総括酸素移動容量係数（1／hr）

河川水の最低維持したい溶存酸素濃度を，第1章で論じたように2ppm と仮定し，定常状態での必要な kLa 値を（4－9）式から計算すると次のようになる。

$$k_{La} = \frac{2.36}{8.84-2} = 0.345 \ 1/hr$$

この kLa の中には，河川表面からの再ばっ気も含まれているが，これはほとんど無視しうるとして，この kLa を維持するために必要な酸素供給はすべてエアレーションで行うとする。ここで，1通気孔が通気する角柱状水塊の体積Vは，1 m × 0.5 m × 2.8 m × 1000 ℓ/m³ = 1400 ℓ となる。したがって，kLa =

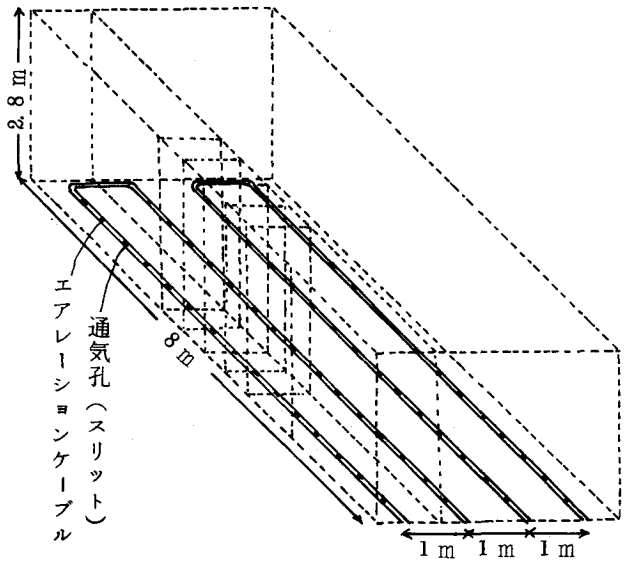


図4－9　エアレーションケーブル通気模式図

0.345 l／hrに必要な1通気孔あたり必要な通気量は，（4−8）式より次のように求められる。

$$\left(\frac{0.345}{60}\right)\times 1400 = 0.189\cdot Gs^{0.731}\cdot 280^{0.477}$$

すなわち，1通気孔あたりの通気量Gsは，4.286 ℓ／min となる。

実験池は長さ34m，巾8m，ケーブルは1m間隔に34本敷設されている。通気孔の間隔は50cmであるので，長さ8mのケーブルに16個の通気孔があり，エアレーションケーブルの総通気孔（スリット）は，16×34＝544個である。

従って，総通気量は，4.286 ℓ／min×544×10^{-3} m³／ℓ＝2.33 m³／minとなる。そこで，設計通気量を2.5m³／minとした。

(2)　エアレーションケーブルの圧力損失

図4－4に示す装置を用いてエアレーションケーブルの圧力損失と通気量の関係を求めた。その結果を表4－9に示す。表からエアレーションケーブルの圧力損失は，通気量の増大とともに非常に大きくなることが分った。

(3)　実験池水の滞留時間

すでに述べたように実験池の完全な締め切りは困難で，道頓堀川の水位の変化によって河川水が上流側の可動堰ゲートの横部分および底部分，下流側角落

し阻流板の間隙から出入りし，かなりの池水が自然に入れかわっている。そこで，実験池を閉鎖した時および角材を３０cm上げた時の希釈係数Ｄ（滞留時間１／Ｄ）をウラニン色素希釈法により求めた。

ウラニン色素濃度の経時変化は，図４－１０に示すとおりで，（４−５）式に

表４－９　エアレーションケーブルの圧力損失

流量	圧力損失	
l／min	Hg−cm	Kg／cm²
0	4.8	0.065
0	6.2	0.084
0.13	7.4	0.101
0.25	8.9	0.121
0.37	10.0	0.136
2.0	14.0	0.190
4.0	17.7	0.241
5.5	19.4	0.264
9.0	23.8	0.324

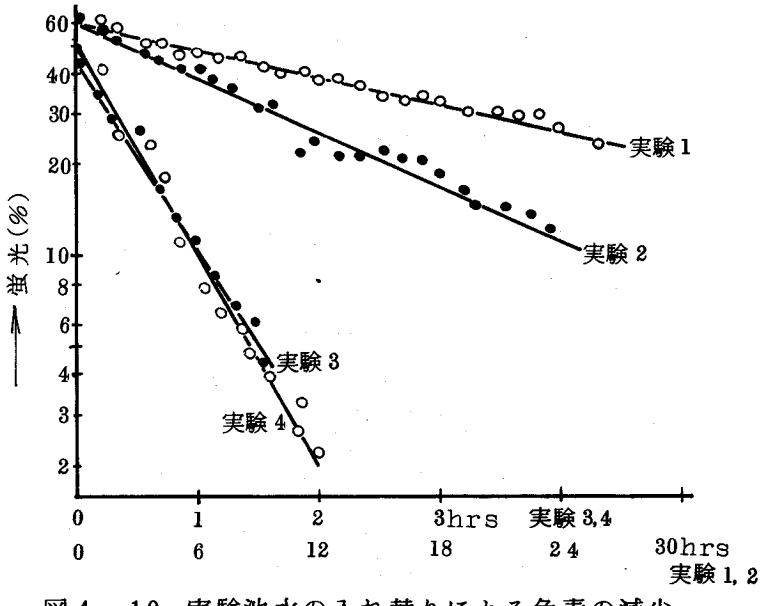


図４－10　実験池水の入れ替りによる色素の減少

従ってその勾配から希釈係数を求めた。その希釈係数，滞留時間を一括表示すると表4－10の通りである。ブロック閉鎖時の池水の滞留時間は15～30時間であったが，ブロックを30cm上げると0.6～0.7時間と激減した。このよう

表4－10　色素法による池水の滞留時間

実験	希釈係数 D(1/hr)	滞留時間 1/D(hr)	備　　考
実1	0.033	30.3	ブロック閉鎖
実2	0.066	15.1	〃
実3	1.36	0.733	ブロック30cm上げる
実4	1.61	0.621	〃

にDあるいは1/Dは，潮位変動やブロックの閉鎖状況により大きく変化することが分る。

(4)　実験池の総括酸素移動容量係数k_{La}の測定

実験池の総括酸素移動容量係数k_{La}を測定することは，実河川にエアレーションケーブルを敷設した場合に必要な通気量の推定や，その効率の算出に必要である。ここでは，実験池内を完全混合と仮定して酸素移動速度式を次のように表わした。

$$dCin/dt = k_{La}(Cs - Cin) + D(Cout - Cin) - \gamma_r \quad \cdots\cdots\cdots(4-10)$$

ここで，

Cin　：実験池水の溶存酸素濃度（ppm）

t　：時間（hr）

D　：実験池水の希釈率（1／hr）

Cs　：飽和溶存酸素濃度（ppm）

Cout　：道頓堀川河川水の溶存酸素濃度（ppm）

γ_r　：実験池水の生物化学的な酸素消費速度（ppm／hr）

k_{La}　：実験池の総括酸素移動容量係数（1／hr）

この(4−10)式の右辺第1項はエアレーションケーブルからの酸素移動速度，第2項は実験池水と道頓堀川河川水の入れ換りによる酸素移動速度，第3項は実験池水中の有機物による酸素消費速度である。

希釈率Dは，前項で述べた結果を用い，酸素消費速度は実験池水を採取して

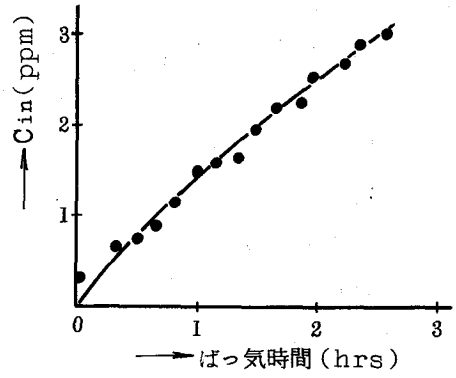


図4－11　実験池ばっ気曲線(14℃)

図2－1の装置で求めた。そして実験池内の溶存酸素がほとんど存在しない状態から通気量2.5 m³/min で通気を開始して経時的に採水し，ウィンクラー法で溶存酸素を測定した。その結果を図4－11に示す。この結果から(4−10)式に従って実験池の k_{La} を求めた。本実験においては D＝0.0663 l/hr，Cs＝10.0 ppm(14.0℃)，γ_r＝2.45 ppm/hr，Cout＝7.51～6.55 平均 7.03 ppm を用いた。その結果，k_{La} は 0.38 l/hr となり，(1−31)式を用いて温度係数 θ を 1.024 として 20℃に換算すると k_{La}＝0.44 l/hr(20℃)となった。

3. 冬期エアレーション効果

(1) 通気量を設計量の 1/5 にした場合のエアレーション実験の経日変化

通気量を設計量の約 1/5 の 0.5～0.64 m³/min として，その通気効果ならびに浄化効果を測定した。採水は，図4－12に示す②地点より6時間毎に自動採水器又は必要に応じて北原式採水器を使った。1/5 量通気による水質の経日変

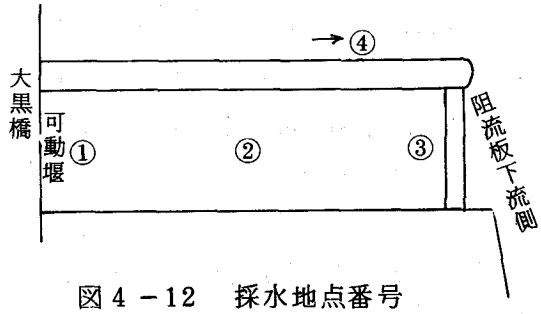


図4－12　採水地点番号

化を示すと図４－１３の通りであり，図から次のことがいえる。

a．水温１１℃で，対照河川水の平均溶存酸素濃度 1.98 ppm に対し，実験池水平均溶存酸素濃度は 3.52 ppm となり，平均 1.54 ppm 増加していた。

b．１２月２７日以後，通気量をさらに減少させたところ，実験池水溶存酸素は 0.79～0.18 ppm と低下した。

c．実験池と道頓堀川の BOD_5 とヨウ素消費量は，表４－１１に示す通りで，わずかながら浄化効果が認められた。

d．以上のように通気量を設計量の約 1/5 として，0.5～0.64 m³/min で通気実験を行なった結果，冬期で水温が低いために若干の溶存酸素の上昇は認められたが，充分な水質回復は期待できないことが分った。

表４－１１　実験池と本川の BOD_5 と I_2 消（1/5 通気）

	採水	BOD_5 ppm	I_2 消 ppm
12. 6～18	池	21.5	4.0
	川	57.0	21.5
12. 21～23	池	12.1	6.6
	川	16.6	10.6
12. 27～30	池	28.8	6.2
	川	51.3	7.8

(2)　通気量を 1/2.5 にした場合のエアレーション実験の経時変化

図４－１２に示す①②③④４地点の表層より水深 20％及び 80％の地点で北原式採水器にて２～３時間ごとに採水し，透視度，pH，BOD_5，COD，溶存酸素，塩素イオンを分析した。実験池水の水質は，実験池内の①②③の水深 20％と80％地点の平均値で，道頓堀川の水質は④点の水深 20％と 80％地点の平均値で表わし，これを図示すると図４－１４の通りとなり，これから次のことが言える。

a．溶存酸素は対照河川水の 0～4.1 ppm 平均 0.8 ppm に対して，実験池水は 0～1.3 ppm 平均 0.45 ppm となり，対照河川水より実験池水の溶存酸素の方が低い結果に終った。これは，実験時に対照河川水域へ上流から溶存酸素を多く含んだ旧淀川の清浄河川水が流下したのに対し，実験池は滞留時間１５～

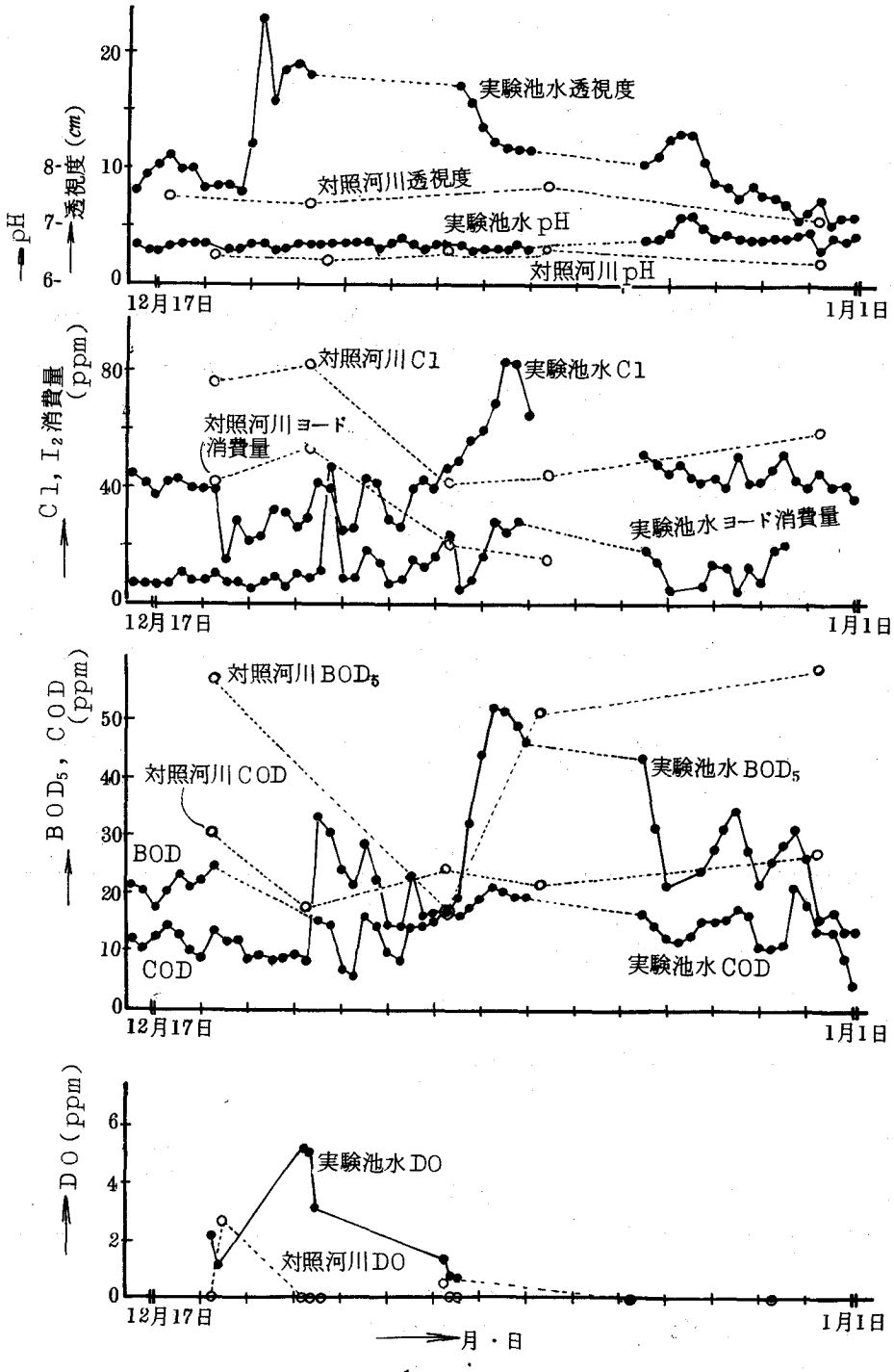


図4－13　設計量の1/5通気の場合のエアレーション効果

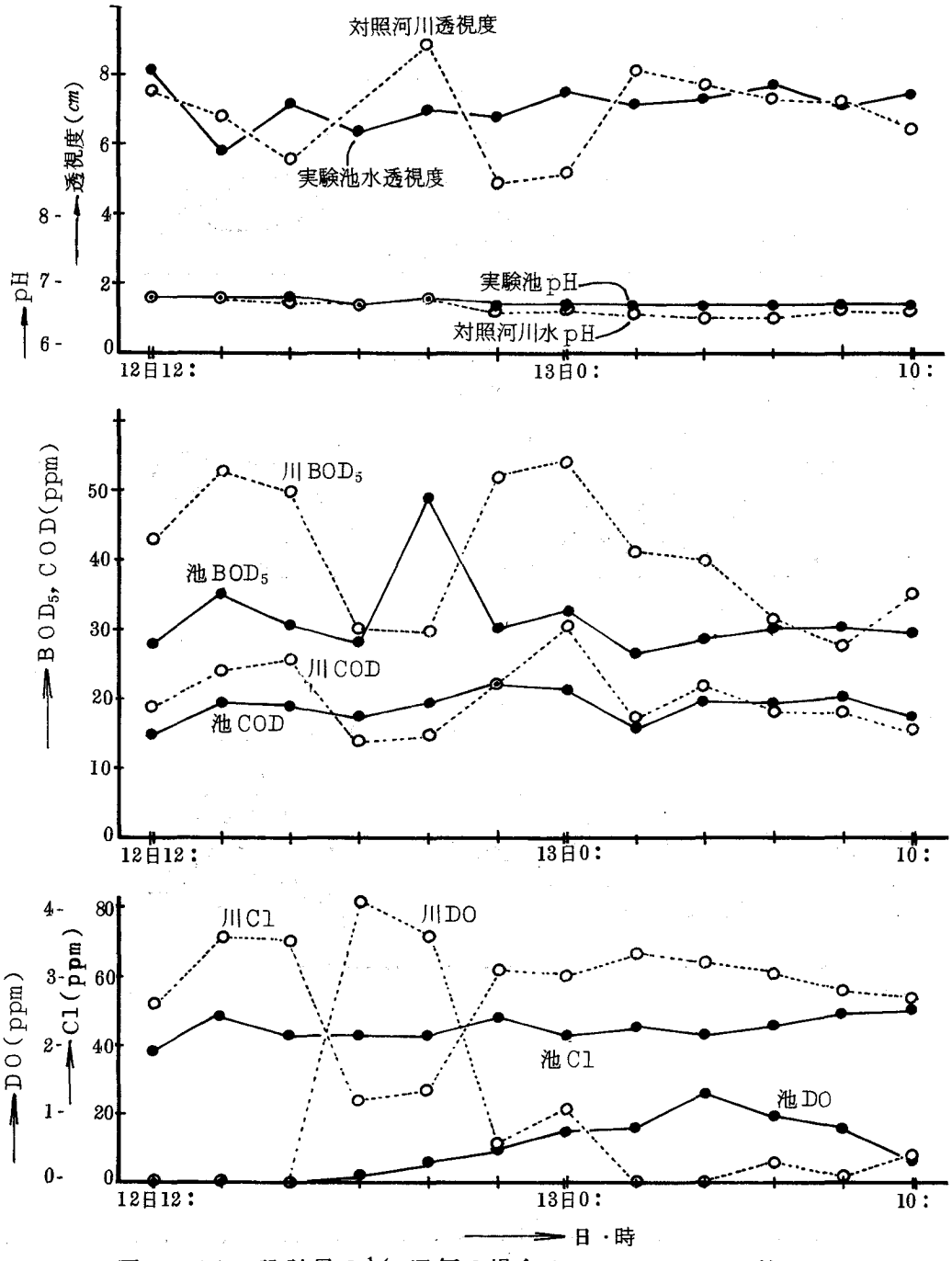


図4－14　設計量の1/2.5通気の場合のエアレーション効果
（1968. 12. 12～13）

３０時間であり，対照河川水の影響がおくれて現われることに起因する。従って，溶存酸素の経時変化では通気効果は明白に現れていないといえる。

b．水質をみると，対照河川水BOD_5 27.9～54.0 ppm 平均40.7 ppm，COD 15.0～30.4 ppm 平均20.0 ppm に対して実験池水28.2～49.0 ppm平均31.7 ppm，COD 15.0～23.3 ppm 平均19.3 ppm と若干の効果が認められた。

(3) 設計量の空気量によるエアレーション実験の経時変化

通気量を設計どおりの2.5 m³／min とし，実験池内②地点の水深50 cm地点と道頓堀川④地点の２ケ所で３時間毎に同時採水を行い，透視度，pH，BOD_5，COD，溶存酸素，塩素イオンを分析してエアレーション効果を検討した。

水質の経時変化を図４－１５に，また溶存酸素，COD，BOD_5 の実験期間中の平均値を表４－１２に示す。

a．表４－１２から，溶存酸素は対照河川水の平均 3.2 ppm に対し，実験池水は 7.9 ppm で 4.7 ppm 増加した。図４－１５に示す通り対照河川水では２８日２３時から２９日１３時まで溶存酸素はほとんど0 ppm の値を示したのに対し，実験池水は 4.5 ppm 以上の値を示し，エアレーション効果が現われていた。

表４－１２　エアレーション効果（冬期全量通気）

指　標	実験池			道頓堀川		
	最低	最高	平均	最低	最高	平均
DO, ppm	4.5	～ 10.5	7.9	0	～ 9.5	3.2
COD, ppm	3.7	～ 24.7	12.9	6.2	～ 45.7	24.4
BOD_5, ppm	6.4	～ 49.9	21.4	7.3	～ 120	49.3

b．BOD_5，CODについては対照河川水BOD_5 7.3～120 ppm平均49.3 ppm，COD 6.2～45.7 ppm 平均 24.4 ppm に対して，実験池水BOD_5 6.4～49.9 ppm 平均 21.4 ppm，COD 3.7～24.7 ppm 平均12.9 ppmとエアレーション効果が現れていた。

c．以上のように設計通り通気すれば冬期は，溶存酸素，BOD_5，COD共にエアレーションの効果が現れることが分った。

(4) 長期連続観測

(3)と同様に設計通りの通気量 2.5 m³／min で通気しながら，１月３０日～２月

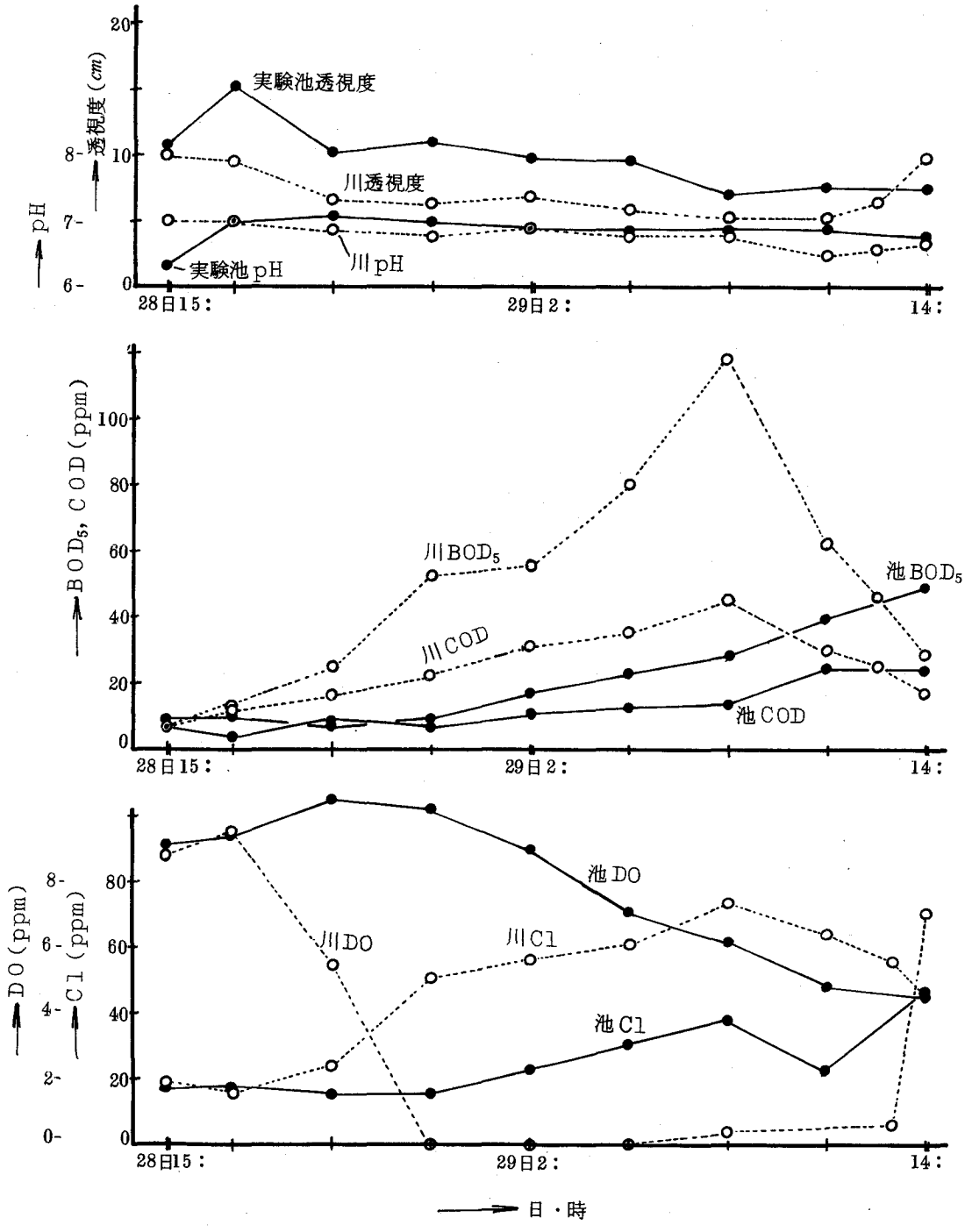


図4－15　設計どおりの通気の場合のエアレーション効果（冬期）（S44. 1. 28～29）

２８日の冬期３０日間１～２日毎に実験池と道頓堀川で採水し，その溶存酸素，水質の比較検討をした。その溶存酸素の経日変化を図４－１６に，各水質の経日変化を表４－１３，１４に示す。その結果から次のことが明らかとなった。

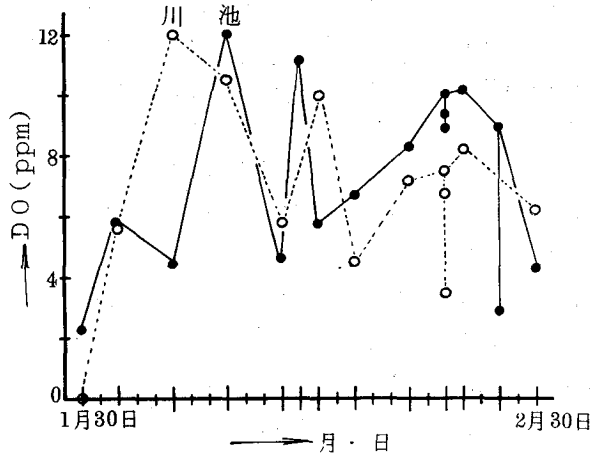


図４－16 冬期エアレーション中の溶存酸素変化

表４－１３ 設計どおり通気した場合の長期観測（冬期）

月.日	採水	時刻	透視度	pH	Cl^-	COD	BOD_5	DO	水温℃	水位
1. 30	池	15:15	7.0				52.6	2.3		OPm
	川	15:15	8.0				72.6	0	12.0	
2. 01	池	11:30						5.8		
	川	11:30						5.6		
2. 04	池	15:00						4.5		
	川	15:00						12.0		
2. 07	池	15:50						12.1	6.0	
	川	15:50						10.6		
2. 10	池	13:30						4.6		1.25
	〃	18:00		6.7	53.0	16.0				
	川	13:30						5.8		
2. 11	池	0:00		6.6	52.0	14.5				
	〃	6:00		6.5	52.0	15.0				
	〃	12:00		6.5	55.0	15.3				
	〃	18:00		6.5	50.0	12.9		11.1		
2. 12	〃	0:00		6.6	46.0	13.0				
	〃	6:00		6.6	51.0	16.2				
	〃	12:00		6.6	53.0	17.3				
	〃	14:00		6.8	63.0	17.5		5.9		
	川	14:00		7.0	15.0	7.3		10.0		1.50

表４－１４　設計どうり通気した場合の長期観測（冬期，その２）

月日	採水	時刻	透視度	pH	Cl^-	COD	BOD_5	DO	水温℃	水位
2. 12	池	18:00	7.8	6.9	48.5	20.5	7.9			OPm
2. 13	〃	0:00	9.8	6.9	46.0	16.7	24.4			
	〃	6:00	9.7	6.9	55.0	21.2	33.2			
	〃	12:00	10.0	6.9	58.5	22.3	36.0			
	〃	18:00	8.2	6.9	51.0	19.0	26.0			
2. 14	〃	0:00	10.5	6.9	47.0	17.2	27.5			
	〃	6:00	12.3	6.9	169.0	14.2	20.7			
	〃	12:00	12.0	6.9	177.0	12.5	16.2			
	〃	15:00	11.5	6.9	148.5	14.1	16.8	6.9		1.75
	川	15:00	8.0	6.9	47.0	20.1	43.2	2.6		
2. 17	池	13:50	6.5	6.9	52.0	13.9		8.3	9.0	1.30
	川	13:50	6.5	6.7	23.0	11.8		7.1	9.0	1.30
2. 19	池	14:30						9.9		1.20
	〃	16:40						10.0		
	〃	19:20						9.3		1.80
	川	14:30						3.5		1.20
	〃	16:40						7.6		
	〃	19:20						6.8		1.80
2. 19	池	8:30						10.2		1.95
	川	8:30						8.2		1.95
2. 22	池	12:00	12.0	6.9	20.0	4.7		9.0		1.80
	〃	6:00	16.0	6.7	23.0	6.5		2.9		1.80
2. 23	〃	0:00	15.0	6.8	33.0	11.3				
	〃	6:00	14.0	6.7	39.0	12.2				
	〃	12:00	10.0	6.6	43.0	13.9				
	〃	18:00	9.5	6.6	45.0	14.3				
2. 24	〃	0:00	8.5	6.7	48.0	15.9				
	〃	6:00	8.5	6.6	49.0	16.4				
	〃	12:00	8.0	6.6	48.0	11.4				
	川	14:40	10.0	6.6	29.0	18.1		4.2		1.30
	池	14:40	9.5	6.9	46.0	17.0		6.3		

a．溶存酸素については対照河川水測定１２回で０～１２.０ ppm 平均 6.4 ppm に対して，実験池水測定 17 回で 2.3～１2.1 ppm 平均 7.4 ppm と明確に効果が現れていた。

b．BOD_5 について対照河川水 BOD_5 43.2～72.6 ppm 平均 57.9 ppm に対して，実験池水 BOD_5 7.9～52.6 ppm 平均 26.1 ppm と効果を示した。

4. 夏期のエアレーション効果

冬期実験と同様に設計通りの通気条件（ 2.5 m³／min ）でエアレーションを行い，夏期のエアレーション効果を検討した。そこで，実験池及び道頓堀川の河川水を経時的に採取し，pH，透視度，BOD_5，COD，塩素イオン，ヨード消費量，溶存酸素を測定した。ここでは，実河川への応用を目的とし，東横堀川から道頓堀川可動堰までの河川水の代表的な滞留時間を考慮して，１２時間と２～５時間の２種の滞留時間を実験池水の滞留時間として実験を行った。

(1) 滞留時間１２時間の場合

エアレーション開始後２時間毎に採水し，分析した結果を図４－１７に示す。図から次のことが分る。

a．対照河川水の溶存酸素が０～3.6 ppm 平均 1.2 ppm であるのに対して，実験池水は 0.8～5.5 ppm 平均 3.8 ppm で，平均 2.6 ppm 上昇し，通気効果のあることが示される。

b．また，対照河川水の BOD_5 2.4～50.0 ppm 平均 13.8 ppm，COD 5.0～19.8 ppm 平均 11.0 ppm に対して，実験池は BOD_5 3.4～9.2 ppm 平均 5.2 ppm，COD 4.6～8.2 ppm 平均 6.7 ppm と低く，かなり浄化される。

c．この実験結果から東横堀川および道頓堀川の流下時間が１２時間以上あるときは，現在のエアレーション設備を現場に敷設すれば充分効果を現わすことが期待される。

(2) 滞留時間２～５時間の場合

河川の流速が大きい時は，東横堀川から道頓堀川まで流下時間は２～５時間となる。本項では，このような場合を想定し実験池の滞留時間を２～５時間として浄化効果を測定した。その結果を図４－１８に示す。

a．今回は，対象河川水の平均 BOD_5 が 38.2 ppm と強汚濁水であり，しかも，滞留時間が２～５時間と短いために対照河川水の溶存酸素が０～1.1 ppm 平均 0.2 ppm に対して実験池水 0～1.7 ppm 平均 0.4 ppm とほとんど溶存酸素

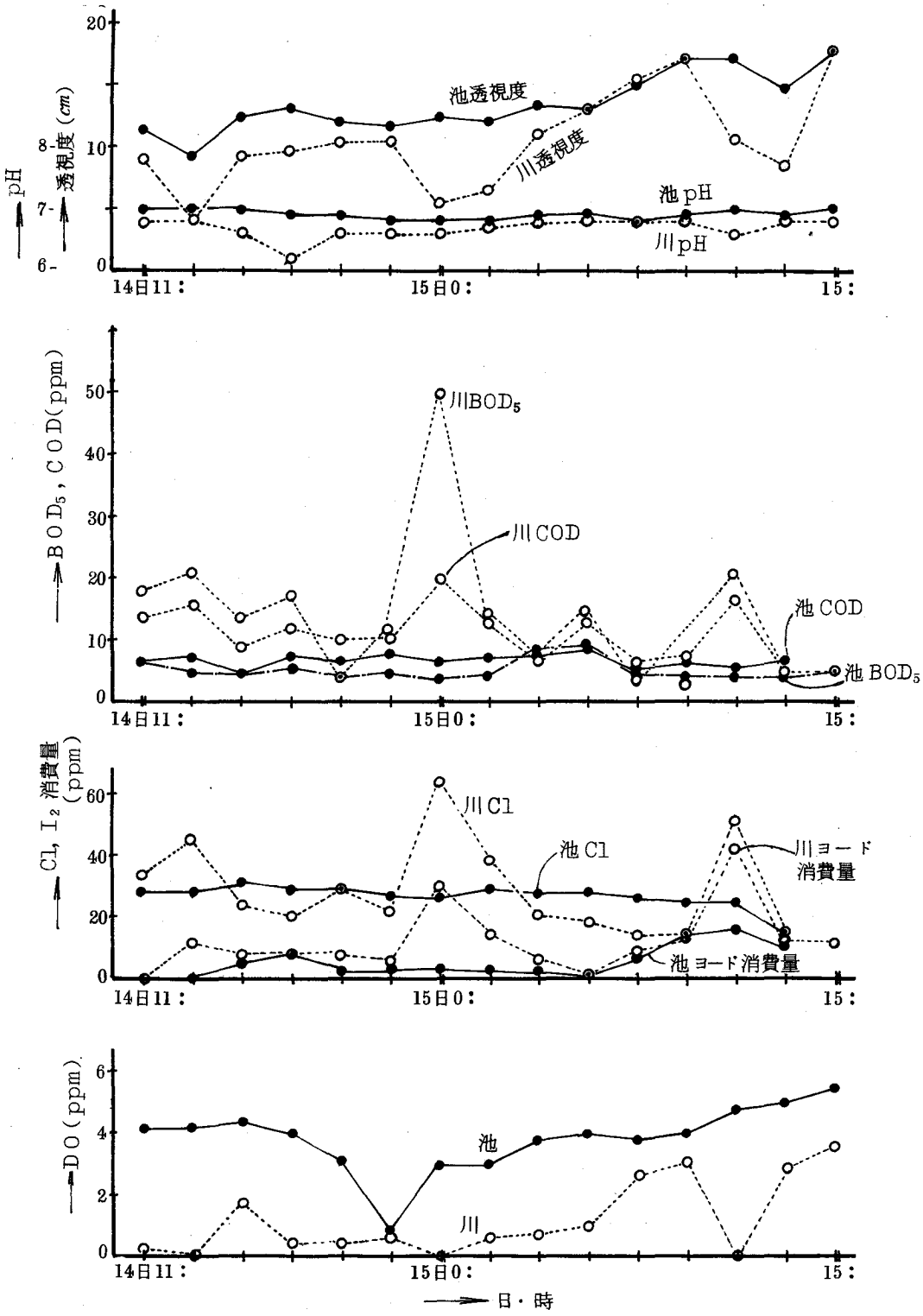


図4－17　エアレーション効果（夏期，滞留時間12時間）(1969.8.14～15)

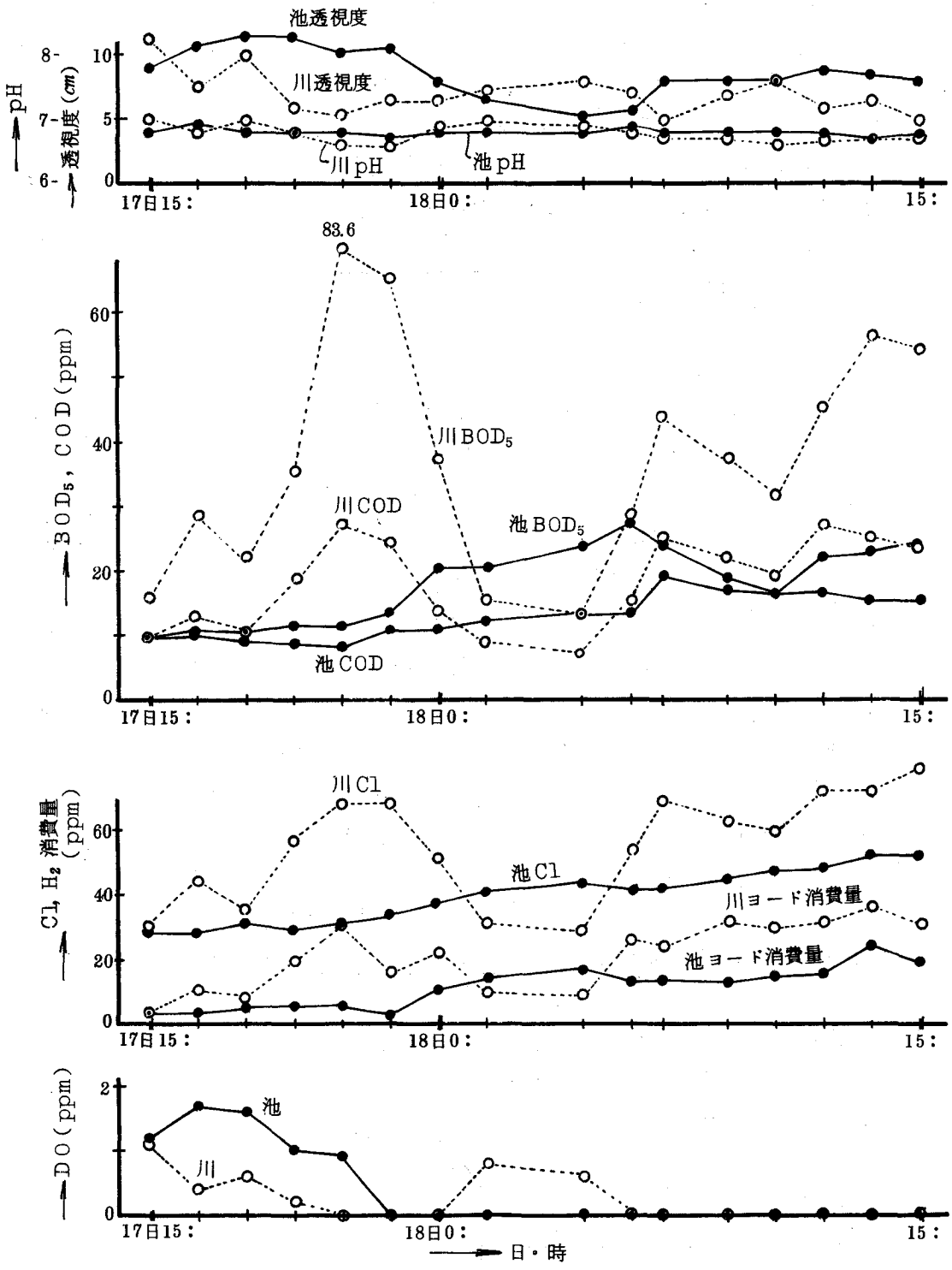


図4－18　エアレーション効果（夏期，滞留時間2～5時間）
（1969.8.17～18）

を回復させることはできなかった。

b．水質は，対照河川水の BOD_5 13.0～83.6 ppm 平均38.2 ppm，COD 7.7～27.3 ppm 平均18.3 ppm，ヨード消費量 3.8～35.5 ppm 平均21.0 ppm に対して，実験池水は BOD_5 9.8～27.4 ppm 平均18.1 ppm，COD 8.4～19.4 ppm 平均13.0 ppm，ヨード消費量 1.9～24.1 ppm 平均11.3 ppm とエアレーション効果を示した。

c．以上，滞留時間2～5時間では，現在のエアレーション方式で若干の水質向上は期待できるが，溶存酸素の回復向上は期待できないことが分った。

(3) 溶存酸素の長期的変動

夏期のエアレーション効果を長期的に調査するために，溶存酸素連続自動記録計を用いて実験池と対照河川水の溶存酸素変化を長期観測した。その結果を図4－19に示す。図から次のことが明らかとなった。

a．実験池の滞留時間が12時間以上の場合道頓堀川河川水が過度に嫌気的になっていない7月30日から8月4日までは，対照河川水の平均溶存酸素が 0.83 ppm に対し，実験池水平均溶存酸素は 4.74 ppm であった。また，8月12日から19日までは対照河川水平均 1.85 ppm に対し，実験池水平均溶存酸素は，4.48 ppm であった。両期間共に実験池水溶存酸素は，概ね2～6 ppm の範囲にあり，明らかにエアレーションによって溶存酸素の向上が認められた。

b．8月20日以後のように河川水が過度に嫌気的になれば，エアレーションによる溶存酸素は回復できず，実験池水の溶存酸素が検出できない時もあった。

c．上記の7月30日から8月4日まで，及び8月12日から19日までの測定結果を用いて実験池のエアレーション装置の総括酸素移動容量係数 k_La を，(4－10)式に従って次のように計算した。

実験池の生物化学的酸素消費速度 γ_r は，平均 BOD_5 15 ppm として図2－4より20℃での値を求め，(1－35)式に従って本実験水温29℃の値に次のようにして換算した。

$$\gamma_r = 0.89 \times 1.047^{(29-20)} = 1.50 \text{ ppm/hr}$$

その他の用いた値は次の通りである。

平均水温 T＝29.0 ℃（測定結果より），

飽和溶存酸素 Cs＝7.64 ppm，

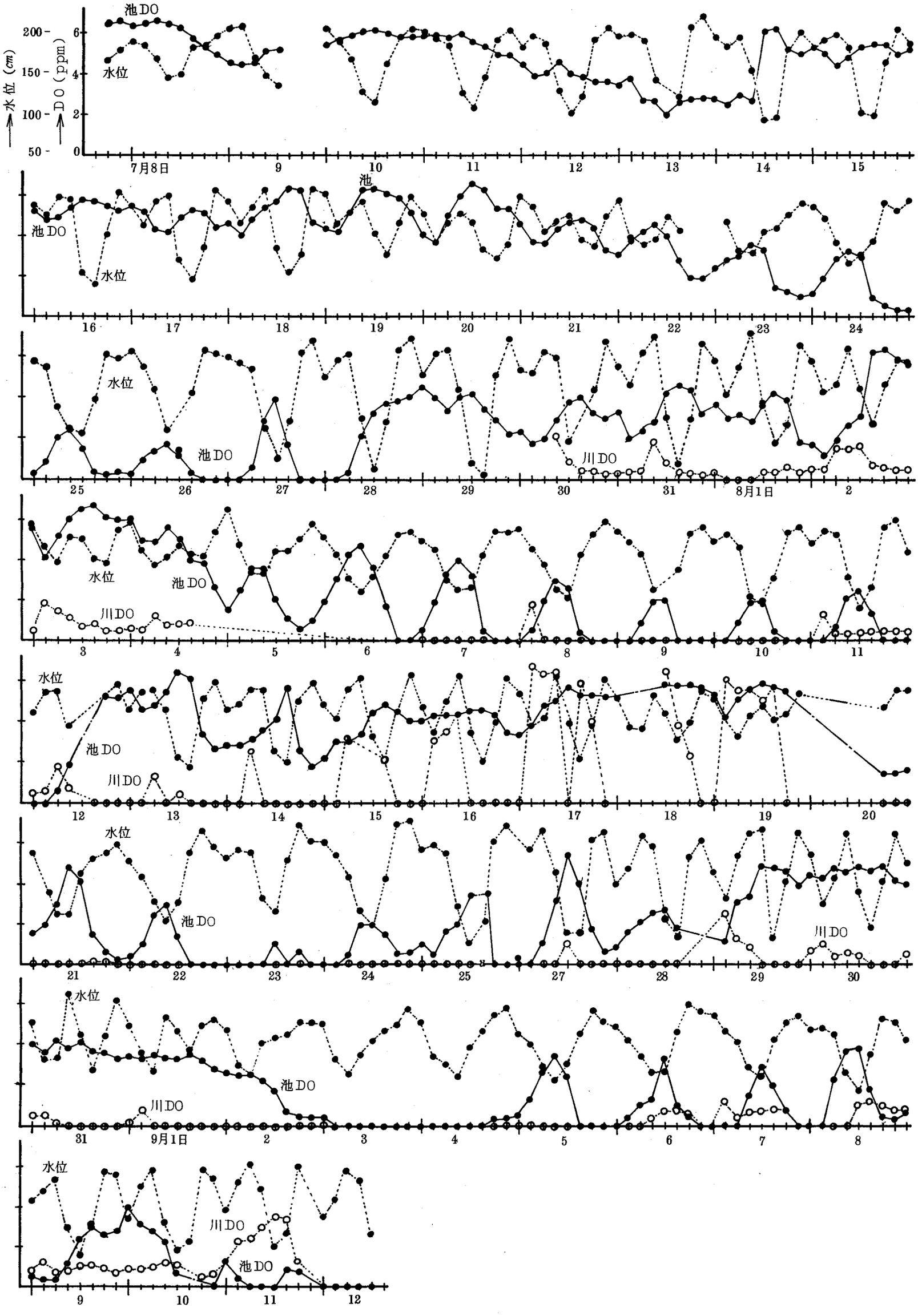


図４－１９　エアレーション効果の長期観測結果（夏期）

希釈係数D＝1／12　1／hr，

7月30日から8月4日については，対照河川水平均溶存酸素 Cout は図4－19より0.83 ppm，実験池水平均溶存酸素 Cin は 4.74 ppm である。ここで，長期的に定常状態とみなして，(4－10)式の左辺を dC／dt ＝0とする。

$$dC/dt = k_{La}(Cs - Cin) + D(Cout - Cin) - \gamma_r = 0$$

$$k_{La} = \frac{1.50 + 1/12(4.08 - 0.71)}{7.64 - 4.08} = 0.50\ 1/hr$$

上記の値は29℃での値であるから，(1－31)式に従って $\theta = 1.024$ として20℃での値に換算すると，次のようになる。

$$k_{La}(20℃) = 0.50 \times 1.024^{(20-29)} = 0.40\ 1/hr$$

8月12日から8月19日についても同様に，Cout ＝1.69 ppm，Cin ＝4.21 ppm を(4－8)式に代入すると次のようになる。

$$k_{La} = \frac{1.50 + 1/12(4.21 - 1.69)}{7.64 - 4.21} = 0.50\ 1/hr(29℃)$$

$$k_{La}(20℃) = 0.40\ 1/hr$$

これらの結果は，すでに述べた結果 k_{La} ＝0.44 1／hr(20℃)と比較的よく一致し，現在のエアレーション方式による総括酸素移動容量係数 k_{La} は，0.40～0.44 1／hrであることが分った。

第4節　考　　察

1. 純酸素溶解法

河川の浄化対策は，まず溶存酸素を高く保持することである。この点で酸素を人工的に河川水に添加することは他の副作用をともなう薬品よりも無害であると同時に健康的で直接的な酸素補充法である。ここで行った純酸素を酸素溶解装置中で河川水に接触させる方法は，空気中の酸素より数倍も多く水中に溶解させることができるが，酸素が比較的高価であり，また圧縮溶解装置を必要とする難点がある。この純酸素溶解法が，空気の数倍の酸素を溶解させる利点を利用して，下水処理場への応用も試みられている[179～184]。

この純酸素圧縮溶解装置の酸素溶解効率は，条件により異なるが約36％であり，残りの逃散する酸素を再補集して経済性を向上させることが必要である。しかし，一担溶解した過飽和酸素水の保持率は3時間後でも87.5％でかなり

安定して維持される。

底質汚泥あるいは浮泥のような酸素要求の大へん高い場合は酸素溶解水で浄化することは経済的に不可能に近いが，一時的な悪臭浄化対策には利用可能と考えられる[185]。

2. エアレーションケーブルの通気効果

実験池で設計量の通気量でエアレーションした時の k_La は，第3節ですでに述べたように0.36～0.44 l／hr となった。この値は塔型ばっ気槽での測定結果から導いた Eckenfelder の（4－8）式を用いて求めた設計値ときわめてよく一致している。従って，エアレーションケーブルによるばっ気装置の通気効率は，Eckenfelder の（4－8）式で推定可能である。

また，今回のエアレーション装置で，夏期の河川水滞留時間が１２時間あれば，約 2.6 ppm の溶存酸素の上昇が得られ，設計目標値 2 ppm を上回っており，本装置で所期の目的の達成が可能であることが分った。

3. 経済性と今後の問題点

以上の試験成績から，実際に東横堀川ならびに道頓堀川にエアレーション設備を設けて浄化する場合の経済性と今後の問題点を考察する。エアレーション設備としては実験に使用した施設をそのまま河川の面積に比例して拡大し，その建設費，維持費（電力費のみ）を試算した。ここで，図４－２０に示すようにA案（全面ばっ気），B案，C案，D案（部分ばっ気）の４案について考察する。

A案は，東横堀川入口から大黒橋可動堰まで全面的にばっ気する方法である。B案は，東横堀川から道頓堀川まで間歇的にばっ気する方法である。C案は，道頓堀川を大黒橋まで全面にばっ気し，D案は東横堀川入口から一定距離ばっ気する方法である。

(1) 実河川設備案とエアレーション装置の建設費と電力費の推定

すでに述べた実施案についてその建設費と維持費（電力費のみ）を推定すると次のようになる。

ここで河川巾は上流下流にかかわらず２０ｍとする。また，敷設距離を計算するとA案3,540ｍ，B案1,500ｍ，C案1,180ｍ，D案1,000ｍである。

実験池の建設費（エアレーション機械設備配管諸費のみ）を５００万円（１９６８年当時２５０万円），ブロワーを７HP，電気効率を 1／1.2，電気料金

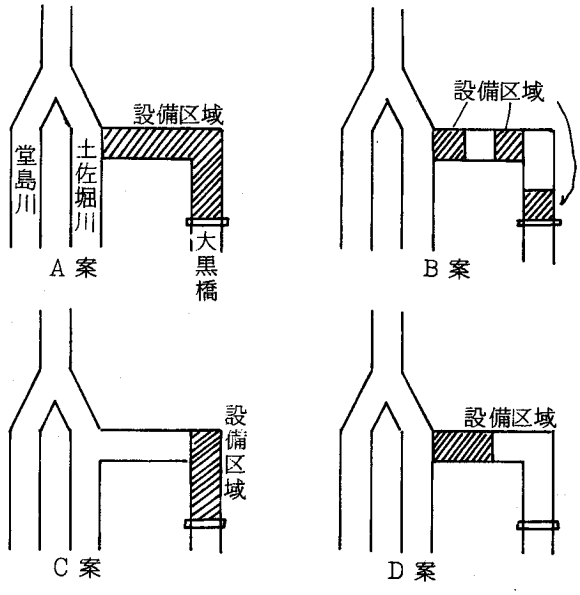


図4－20 エアレーション敷設案

12円／KWH（1968年当時4円／KWH）として，実験池の面積と実設備の面積に建設費と電力費が比例すると仮定して，実河川エアレーション装置実施案の建設費と電力費の概算を計算し，これを表4－15に示した。

表4－15 建設費及び稼動費概算

敷設型式		A	B	C	D
敷設距離		3,540 m	1,500 m	1,180 m	1,000 m
建設費		1,314百万円	552百万円	434百万円	368百万円
稼動費（電気代のみ）	1年中稼動	381百万円	162百万円	126百万円	108百万円
	6ケ月稼動（4～9月）	192	81	63	54
	4ケ月稼動（6～9月）	126	54	42	36

(2) 実河川エアレーション試案による河川水質改善予測

次に，東横堀川，道頓堀川にA，B，C，Dの4案でエアレーション設備を敷設した場合の期待される河川水質の改善，特に溶存酸素の増加について推定した。

まず，東横堀川，道頓堀川（全長3540m）の可動堰を効果的に運用し，この区間の河川水の滞留時間を少なくとも6時間以上保存して，即ち河川水の平均流下速度を3540m／6hr ＝590m／hr＝16.4cm／sec以下と仮定して，任意の地点での溶存酸素濃度を推定した。

大気からの再ばっ気速度は，エアレーション設備による酸素移動速度に比較して大へん小さいと考えられるので，これは無視した。河川水中の溶存酸素変化は，エアレーション設備区間についてはすでに示した（4−9）式に従う。

$$\frac{dC}{dt} = k_{La}(Cs - C) - \gamma_r \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4-9)$$

設備のない区間については次式に従う。

$$\frac{dC}{dt} = -\gamma_r \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4-11)$$

ここで，

C ：河川水中の溶存酸素濃度（ppm）

Cs ：飽和溶存酸素濃度（ppm）

t ：時間（hr）

γ_r ：河川水の生物化学的酸素消費速度（ppm／hr）

k_{La}：総括酸素移動容量係数（1／hr）

（4−9）式，（4−11）式の各々定数については，すでに求めた値を用いる。水温は，夏期平均水温の26℃とする。

河川水の酸素消費速度γ_rは，エアレーション設備区間では攪拌状態にあるので平均BOD_5 17ppmとして図2−4から1.16ppm／hr（20℃）を採用し，（1−35）式を用いて26℃に換算をして1.53ppm／hrとする。又，エアレーション設備のない区間では静止状態を仮定し，表2−2を用いて平均BOD_5 17ppm（最終BOD 24ppm）としてk_1 0.47 1／hrよりγ_rは0.47ppm／hr（20℃），26℃で0.60ppm／hrとする。

総括酸素移動容量係数k_{La}は，本章での実測値から0.36 1／hr（20℃），26

℃に換算して 0.41 l／hr とし，また Cs は 8.0 ppm とする。

以上の値を，設備区間については（4－9）式，非設備区間については（4−11）式に代入する。

まず，設備区間では次のようになる。

$$\frac{dC}{dt} = 0.41\,(8.0 - C) - 1.53 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4\text{−}12)$$

ここで，t＝0 のとき C＝Co として積分すれば次式が得られる。

$$C = (Co - 4.27)\,e^{-0.41t} + 4.27 \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4\text{−}13)$$

このとき，Co＝0 ならば，次式が得られる。

$$C = 4.27\,(1 - e^{-0.41t}) \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4\text{−}14)$$

非設備区間では，（4−11）式から次式が得られる。

$$C = Co - 0.60\,t \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (4\text{−}15)$$

以上の結果から，A，B，C，D の 4 敷設形式について東横堀川入口の河川水初期溶存酸素濃度Co を 0 として，溶存酸素濃度の変化を予測すると図 4 － 2 1 の通りになる。

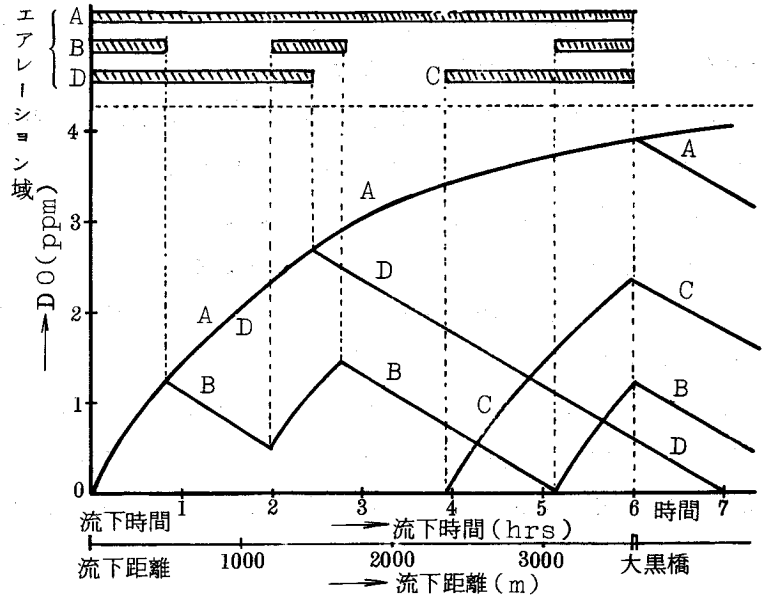


図 4 － 21　東横堀川，道頓堀川のエアレーションによる水質予測

A案では，全面に敷設するので（4−14）式に従ってA曲線の溶存酸素変化が予測される。

B案では，５００ｍずつ３ケ所敷設するので（4−14）式に従って５００ｍ区間で溶存酸素が上昇し，次の６００ｍの間は（4−15）式に従って溶存酸素が下降し，再び５００ｍの敷設区間で（4−13）式に従って溶存酸素が上昇する。C案では，2400ｍ地点まではエアレーション設備は敷設されていないので，この間の溶存酸素は0であるが，その後（4−14）式に従って溶存酸素は上昇する。D案では，東横堀川入口から（4−14）式に従って溶存酸素が上昇しながら流下したのち，（4−15）式に従って溶存酸素が下降する。

各案について以上のような溶存酸素曲線が予測される。

(3)　その他の問題点

現在の通気攪拌施設をそのままスケールアップした場合に，図４−２１に示すような溶存酸素変化が起ると推定されるが，その通気能力をさらに大きくする場合には，より大きい馬力のブロワーを必要とし，電力費も増大する。その必要条件は，現場の立地条件も考慮に入れて検討しなければならない。

現在の実験池のブロワー設置場所は，地理的に騒音がそれほど問題にならないが，本格的に実施する場合には騒音が大きくなる事は充分予想され，半地下式など各種騒音対策が考えられねばならない。

通気攪拌すると河川水が発泡することもあるが，東横堀川・道頓堀川ではＡＢＳ（最高 2.2 ppm，平均0.82〜0.95 ppm，１９６９. 8.），その他蛋白性物質の影響などはそれほど問題にならないと考えられる。

実験プラントでも真夏には機械室の室温は６０℃まで上昇する。従って，実施するにあたっては，各種機械類が破損しないためにブロワー室のモーターなどの冷却対策をたてなければならない。

今後，実河川で実施するためには，予定される東横堀川・道頓堀川自身の汚濁源の有無あるいは寝屋川からのショック汚濁負荷などを考慮する必要がある。さらに，毎年 10〜15 cmと推定される堆積汚泥の浚渫，船舶の航行などについて充分留意することが肝要である。

第５節　要　　約

(1)　純酸素圧縮溶解装置の溶解効率は条件により異なるが約３６％で，過飽

和酸素水の保持率は3時間後で87.5％と高率であった。悪臭除去の指標としてヨード消費量11ppmに対して溶存酸素1ppmを必要とし，理論ヨード消費量15.86ppmより高い酸素要求を示した。

(2) エアレーション装置の設計基礎をなす総括酸素移動容量係数k_La(l/min)の計算式を，塔型ばっ気槽(半径10cm，高さ230cm)実験により，通気量Gs(ℓ/min)，水深H(cm)，水量V(ℓ)の関数として次のように定めた。

$$k_La \cdot V = 0.189 \times Gs^{0.731} \times H^{0.477}$$

実験池の通気量の設計には本式を用い，エアレーションパイプでばっ気する場合の設計通気量を2.5 m³/minと定めた。

(3) 実験池は道頓堀可動堰の側溝を利用し，大きさは長さ34m，幅8m，深さ3～4mである。エアレーション設備は，50cm間隔に1つの通気孔をもつプラスチック配合ゴム製パイプを1m間隔に敷設した。通気には7.5 HP，最高通気量2.7 m³/minのルーツブロワーを用いた。冬期夏期にわたって東横堀川を経て道頓堀川に至る間の河川の流況，汚濁負荷量をあわせて連続観測し，エアレーションに必要な滞留時間も求めた。

(4) 実験池を閉鎖した場合も干満潮の水位差により池内の水は自然に置換するので，その実験池水の滞留時間を色素法で測定したところ，15～30時間であった。また，阻流角材を30cm上げると，実験池水の滞留時間は0.6～0.7時間に激減した。

(5) 冬期実験で設計量の1/5，1/2.5の通気量ではエアレーション効果を認めることはできなかった。設計通りの2.5 m³/minの通気ではエアレーション効果を示し，対照河川水の平均溶存酸素3.2 ppm，COD 24.4 ppm，BOD_5 49.3 ppmに対して，実験池内平均溶存酸素7.9 ppm，COD 12.9 ppm，BOD_5 21.4 ppmであった。

(6) 夏期実験では，設計通りの通気量(2.5 m³/min)，12時間滞留で，対照河川水平均溶存酸素1.2 ppm，BOD_5 13.8 ppmに対して，実験池水平均溶存酸素3.8 ppm，BOD_5 5.2 ppmとその効果を示した。しかし，2～5時間滞留では対照河川水平均溶存酸素0.2 ppm，BOD_5 38.2 ppmに対して実験池水平均BOD_5 18.1 ppmで溶存酸素をほとんど上昇させることはできなかった。

(7) エアレーションを長期観測すると，7月30日～8月4日の平均溶存酸素は対照河川水の0.8 ppmに対して実験池は4.7 ppm，8月12日～19日の

平均溶存酸素は対照河川水の 1.9 ppm に対して実験池は 4.5 ppm と，エアレーションによる溶存酸素の上昇が認められた。しかし，河川水が極端に汚濁されている時は実験池水の溶存酸素を回復させることはできなかった。

(8) 以上の結果から，東横堀川・道頓堀川でエアレーション設備を敷設した場合，夏期でも溶存酸素の回復が期待できることが分った。

総括並びに結論

本研究は，都市感潮河川の浄化機作と汚濁制御の方法を明らかにするために，大阪市内河川水質の汚濁実態を把握し，河川水の自浄作用及び底質汚泥の表流水への影響について基礎的研究ならびにその応用としてエアレーションによる河川浄化の実験的研究を行った結果である。

第１章では，大阪市内河川水質の最近２０年間の変化とともに現状を概観し，その河川水質を解析した。最近２０年間のBOD_5を中心に見た河川汚濁水準は，1960年～1965年をピークに横ばい，1971年以後浄化傾向にあるが，寝屋川水系を中心に依然として年平均20～30 ppmという水準にある。ここで，夏期河川水の溶存酸素：BOD_5の関係から酸素欠乏状態となる河川水BOD_5を求めると，12～17 ppmとなった。一方，再ばっ気係数（0.41 l／day，20℃）から酸素欠乏状態となる河川水BOD_5は10.3 ppmとなり，上記実測値とよく一致した。一方，BOD_5：ＳＳ（浮遊物質）の関係からBOD_5 10 ppm 以下とするためには，ＳＳは少なくとも 40 ppm 以下としなければならない。従って，溶存酸素を2 ppm 以上とするための都市感潮河川の水質基準として，「BOD_5 10 ppm 以下，ＳＳ 40 ppm 以下」を新たな理論的根拠をもって提起できる。

次に，水位，流速，水質の実測値を sine curve にシミュレートするとよく一致した。従って，任意の地点，任意の日の水位変化を潮汐理論から予測し，それに基づいて市内感潮河川の任意地点の流速，水質変化を sine curve で予測することができる。これは，可動堰の効果的運用，正確な汚濁負荷量の把握に活用できる。また，河川水塊の移動状況をつかみ，エアレーション設置の場合の滞留時間の測定などに応用するために正確な流向図作成法を考案した。sine curve に年間水温変化をシミュレートすることによって，任意の月・日の河川水温の推定が可能となり，一層効果的な河川管理に応用できる。年末年始の河川水質の測定によって，工場排水の河川汚濁への寄与率を考察した。

第２章では，攪拌状態における市内河川水の酸素消費速度を測定し，ふ卵瓶法で測定した脱酸素係数との関連性を考察し，有機物除去速度係数もあわせて実測した。

従来，脱酸素係数はふ卵瓶法で測定されてきたが，実河川は流動状態であり，ふ卵瓶は実河川と条件が異っている。その欠点を補うために，攪拌状態におけ

る河川水の酸素消費速度を測定することによって，BOD_5から流水の酸素消費速度を推定する次式を求めた。

$$\gamma_{ro} = 0.0522 L'_o + 0.267$$

ここで，

γ_{ro} ：初期酸素消費速度（ppm／hr）

L'_o ：初期BOD_5（ppm）

従来も流動状態における河川水自浄作用に関する種々の実験的研究が行われてきたが，本式によってはじめてBOD_5から酸素消費速度を求めることが可能となった。

次に脱酸素係数の算出法として作図法を考案し，従来用いられてきた傾斜法，モーメント法，対数差法，間差法，グラフ法と比較して，精度も良く，測定の所要日数が短く，計算が簡易で，かつ有機物の分解過程の図示できる利点のあることが分った。こうして求めた市内河川水の脱酸素係数k_1は，0.12～0.60平均0.35 1／dayで，従来から一般的に用いられている値0.23 1／dayよりも若干大きい値を示し，この値は，より正確な河川水自浄容量の計算に活用できる。

第3章では，市内河川底質汚泥の現況と酸素消費・再溶解による表流水への影響を前章の河川水の結果とあわせて検討した。

市内河川の堆積状況について，浚渫後約3年経過後の道頓堀川で平均62 cmという測量結果がある。市内河川底質汚泥の性状は，平均値として硫化物5,200 ppm，カドミウム61 ppm，鉛82.9 ppm，鉄7,200 ppm，強熱減量12.5％，COD_{cr} 197,000 ppm，総窒素3,300 ppm，総燐19,000 ppmで，その変動係数は40～128％と大きく，硫化物と鉛，鉄の相関係数は比較的高い値を示した。底質汚泥の静止状態での酸素消費速度は0.13～0.47 g／m²／hr（20℃）で，第2章の結果を用いるとBOD_5 50 ppmの汚濁河川で表流水に与える影響は，わずかに表流水酸素消費の4～5％と推定される。また，静止状態における底質汚泥の溶出は，ごく微少であった。これに反して，攪拌状態では底質汚泥がわずかに1.45 cm再浮上するだけで，4.8 ppm／hrの酸素要求があり，表流水に対してその酸素消費の132％と大きい影響を与える。底質汚泥の再溶解について，重金属の溶出は微少であるが，窒素・燐は攪拌時間にかかわりなく一定の溶出がみられた。これらの結果は，大阪市内河川下流部のような潮位変動の

大きい感潮域では，底質汚泥の舞い上りが大きく，酸素消費及び窒素・燐の再溶解の点で非常に大きい影響を及ぼす事をはじめて定量的に明らかにした。また，堆積汚泥しゆん渫の意義および重要性を明らかにしている。

第４章では，河川汚濁対策の一つとして純酸素溶解装置による方法とエアレーション法について実験室及び実河川を用いたエアレーション実験を行った。

純酸素溶解装置の溶解効率は，３６％で，過飽和酸素水の保持率が３時間後で８7.5％と高率であった。河川水にその1/5～1/10の酸素水を添加し，その酸素の減少曲線をとったところ，酸素補給のために酸素水が充分使用できる事が分った。特に，溶存酸素保持によって悪臭除去に効果を示し，溶存酸素１ppmに対しヨード消費量１１ppm を減少させ，理論値 15.86 ppmより若干高い必要量を示した。

次に，エアレーション通気量設計のために，エアレーションケーブルの総括酸素移動容量係数 k_La の推定式を，ばっ気筒（半径１０cm，高さ２３０cm）を用いて次のように求めた。

$$k_La \cdot V = 0.189 \times Gs^{0.731} \times H^{0.477}$$

ここで，

k_La：総括酸素移動容量係数（1/min，２０℃）

V　：水量（ℓ）

H　：水深（cm）

Gs　：通気量（ℓ/min）

この結果を用いて，実験池に必要な設計通気量を 2.5 m³/min と定めた。

実験池は，道頓堀川可動堰の側構を利用し，長さ３４ｍ，巾８ｍ，深さ３～４ｍで，これに５０cm間隔に１つの通気孔をもつプラスチック配合ゴム製パイプを１ｍ間隔に敷設し，7.5 HP 通気容量 2.7 m³/min のルーツブロワーにより通気した。その結果，総括酸素移動容量係数は，0.40～0.44 1/hr（２０℃）で，ばっ気筒の推定式による値（0.34 1/hr）とよく一致した。本施設により冬期夏期について溶存酸素の回復状況などのエアレーション効果を調査した。この実験池は，その完全密閉が困難で，干満潮によって換水し，実験池水の平均滞留時間は15～30時間であった。

これらの室内実験，予備実験の結果に基づいて，実河川を用いた実験池のエアレーション効果を求めた結果は，次のとおりであった。冬期実験について，

設計基準の1/2，1/5の通気量では実験池水質の改善は期待できず，設計通りの通気量で始めてエアレーション効果が認められた。対照河川水の平均溶存酸素3.2 ppm，COD 24.4 ppm，BOD_5 49.3 ppmに対して，実験池内で平均溶存酸素7.9 ppm，COD 12.9 ppm，BOD_5 21.4 ppmであった。

夏期実験は，設計通りの通気量（2.5 m³/min）ですべて行った。実験池水12時間滞留で効果があったが，2～5時間滞留では溶存酸素を回復させることはできなかった。12時間滞留では対照河川水平均溶存酸素1.2 ppm，平均BOD_5 13.8 ppm に対して，実験池水平均溶存酸素3.8 ppm，平均BOD_5 5.2 ppmであった。長期にわたって対照河川水と実験池水の溶存酸素を測定した結果からもエアレーション効果が認められた。

以上の結果から，可動堰の運用などにより滞留時間を12時間以上に保つことによって,エアレーション法で夏期でも溶存酸素を保つことが可能な事が分った。

以上の結果，結論として，河川汚濁制御のために発生源での汚濁源の削減をはかるべきことは当然であるが，本研究では，都市感潮河川のより効果的な汚濁制御対策のために次の事を実証した。

1. 大阪市内河川のような都市感潮河川にあっては，水理学的物理学的に水位変化を予測すれば，それと連動して変化する水質変化を予測でき，これによって可動堰の効果的運用，汚濁負荷量の正確な把握，総量規制における適正な負荷量配分に活用できる。

2. 攪拌状態における酸素消費速度をBOD_5から求める式をはじめて実験的に明らかにし，脱酸素係数のより有効な新しい算定方法を考案して，都市感潮河川の浄化機作の研究により新しい知見を与えた。

3. 上述の知見を活用して，実河川の河川水質の統計的解析とあわせて，必要な都市感潮河川水質基準に新たな理論的根拠を与えた。

4. 都市感潮河川底質汚泥の表流水に与える影響を定量的に明らかにし，その堆積汚泥しゅん渫除去の意義と重要性を実証した。

5. 緊急の河川汚濁制御対策としてエアレーション浄化を行えば，溶存酸素回復，悪臭除去を中心とする水質改善が可能となることを実河川を用いて明らかにした。

謝　　辞

本研究にあたり終始御指導御鞭撻を賜りました大阪大学工学部醗酵工学科教授市川邦介博士，本研究をまとめるにあたり御懇篤なる御指導を賜りました大阪大学工学部環境工学科教授橋本奨博士，同末石富太郎博士，土木工学科教授室田明博士に厚く感謝いたします。

また，本研究に関し終始有益な御助言をいただき，また種々御高配にあずかった大阪市立環境科学研究所前水質環境課長宇野源太博士，前衛生工学課長石井隆一郎博士，現水質環境課長飯田才一博士，同小田国雄研究主任ならびに水質環境課御一同の皆様に厚く御礼申し上げます。

また，エアレーション実験は，大阪市総合計画局公害対策部の委託研究として行ったもので，関係者に深謝いたします。

1979年2月

参　考　文　献

1）大阪市：大阪市政の70年の歩み（1958）

2）大阪市：大阪市の水質汚濁，7（1970）

3）大阪府：大阪の水，NO. 6，21（1966）

4）大阪市：大阪市水道60年史，（1956）

5）大阪市：大阪の下水道（1977）

6）日本河川協会：日本河川水質年鑑，479（1972）

7）北ら：日本衛生学会誌，**6**，147（1911）

8）宇野ら：公衆衛生，**11**，34（1952）

9）山鹿：大阪薬学会誌，**8**，24（1938）

10）永井ら：水道雑誌，NO. 136～142（1938）

11）宇野：日本公衛誌，**8**，537（1961）

12）宇野：生活衛生，**9**，（5），26（1965）

13）宇野ら：日本公衛誌，**17**，779（1970）

14）青木ら：国民衛生，**13**，481（1936）

15）永井ら：水道雑誌，NO. 151（1939）

16）大阪市下水試験室：阪市衛研業績抄録，**1**，59(1931)，**3**，105(1941)，**4**，26（1945）

17）庄司ら：国民衛生，**26**，227（1957）

18）阪本：生活衛生，**1**，（2），21（1957）

19）渡辺：都市問題研究，**11**，（5），84（1959）

20）渡辺ら：用水と廃水，**3**，305（1961）

21）石井ら：阪市衛研報告，**27**，98（1964）

22）宇野：大和川水質汚濁防止連絡協議会報告（1972）

23）岩狭：阪市衛研業績抄録，**2**，141（1935）

24）下水試験室：阪市衛研業績抄録，**2**，137（1935）

25）宇野：生活衛生，**3**，（3），4（1959）

26）渡辺：上下水発表概要，**11**，266（1960）

27）松木ら：阪市生研報告，**16**，NO. 2（1944）

28）大阪府，兵庫県：大阪湾環境水質調査結果報告書，(1967)，(1968)
29）小田ら：阪市衛研報告，**29**，113（1967）
30）小田ら：生活衛生，**7**，(6)，19（1963）
31）宇野：用水と廃水，**7**，35（1965）
32）岩狭：阪市衛研業績抄録，**2**，135，136（1936）
33）宇野：阪市衛研報告，**22**，45（1960）
34）淀川水質汚濁防止連絡協議会：寝屋川水質汚濁解析（1968）
35）宇野ら：寝屋川および大阪市内河川の汚染源の現状と将来，近畿地建（1968）
36）宇野ら：日本公衛誌，**11**，402（1964）
37）南部：土木学会論文集，NO. 59，(1958)
38）南部：土木学会論文集，NO. 69，(1960)
39）岩井，南部：土木学会論文集，NO. 72，9（1961）
40）岩井ら：水道協会雑誌，NO. 304，29（1960）
41）南部：用水と廃水，**5**，79，135，209（1963）
42）南部：流水中の自浄作用と汚染分布に関する研究，京大学位論文（1960）
43）永井：水道雑誌，NO. 134（1937）
44）宇野：上下水発表概要，**7**，(1956)
45）大阪府土木部：大阪市内河川（大川水系，神崎川水系）の汚濁と対策について NO. 1～NO. 5（1958～1962）
46）杉木：水質汚濁，現象と対策，技報堂（1974）
47）杉木：用水と廃水，**5**，293，391，569（1968）
48）北村ら：水処理技術，**11**，(10)，9（1970）
49）日本下水道協会：エアレーションによる河川浄化に関する調査報告書（1970）
50）橋本：日本衛生学雑誌，**11**，60（1956）
51）橋本：国民衛生，**26**，325，342（1957）
52）永井ら：日本連合衛生学会誌，**11**，80（1939）
53）永井ら：阪市生研報告，**16**（1942）
54）永井ら：水道雑誌，NO. 158，NO. 159（1939）
55）庄司ら：阪市衛研報告，**20**，30（1958）
56）小田ら：日本公衛誌，**14**，670（1967）

57) 北村ら：水処理技術，**11**，(12)，17 (1970)
58) 北村ら：水処理技術，**12**，(2)，7 (1971)
59) 淀川水質汚濁防止連絡協議会：寝屋川および大阪市内河川生物相調査および寝屋川底質調査 (1969)
60) 淀川水質汚濁防止連絡協議会：寝屋川の汚泥解析 (1970)
61) Clancy, E. P. (吉田ら訳)：潮汐の話，河出書房新社 (1977)
62) 星野：海洋と陸水，東海大学出版会 (1976)
63) Bascom, W. (吉田ら訳)：海洋の科学，河出書房新社 (1977)
64) Ward, J. C.：Proc. ASCE., **89**, (SA6), 1 (1963)
65) 南部：水質汚濁の調査法，118，地人書館 (1963)
66) 日本下水道協会：下水試験方法，(1964)
67) 日本規格協会：工場排水試験方法 (JIS K0102)，(1971)
68) APHA-AWWA-WPCF：Standard Methods, (1970)
69) 大阪市立衛生研究所：阪市衛研報告，(1956)～(1976)
70) Streeter, N.W., et al.：Pub. Health Bull., NO.146 (1925)
71) Thomas, H.A.：Water and Sewage Works, **95**, 409 (1948)
72) Velz, C.J.：Trans. Amer. Soc. Civil Engrs., **104**, 560 (1939)
73) Krenkel, P.A., et al.：Proc. ASCE., **88**, (SA2), 53 (1962)
74) Bansal, M.K.：Water Research, **7**, 769 (1973)
75) Wilson, G.T., et al.：Water Research, **8**, 341 (1974)
76) O'Connor, D.J., et al.：Proc. ASCE., **82**, (SA6), 1115 (1956)
77) 石井ら：日公衛誌，**17**，776 (1970)
78) 近畿地建：昭和42年度寝屋川汚濁対策事業水質調査成果表 (1968)
79) Metzger, I.：Proc. ASCE., **94**, (SA6), 1153 (1968)
80) Committee on Sanitary Eng. Research.：Proc. ASCE., **87**, (SA6), 59 (1961)
81) Streeter, H.W., et al.：Sewage Works J., **8**, 282 (1932)
82) Phelps, E.B.：Stream Sanitation, John Wiley & Sons, (1944)
83) Downing, A.L., et al.：J.Appl. Chem., **5**, 570 (1955)
84) Streeter, H.W.：Proc. ASCE., **89**, 1351 (1926)

85) Truesdale, G. A. : Water and Waste Treatment J., **7**, 9. (1958)
86) Bewtra, J. K. : Water Research, **4**, 115 (1970)
87) Eckenfelder, W. W., et al. (岩井訳) : 廃水の生物学的処理, コロナ社 (1965)
88) Zanoni, A. E. : Water Research, **1**, 543 (1967)
89) Theriault, E. J. : Pub. Health Bull., NO. 173 (1927)
90) Moore, E. W. : Sewage Works J., **13**, 56 (1941)
91) Gotaas, H. B. : Sewage Works J., **20**, 441 (1948)
92) Wuhrman, K. : Sewage & Ind. Waste, **26**, 1 (1954)
93) Schroepfer, G. J., et al. : J. WPCF., **32**, 1212 (1960)
94) Zanoni, A. E. : J. WPCF., **41**, 640 (1969)
95) Alonso, C. V., et al. : Water Research, **9**, 695 (1975)
96) 淀川水質汚濁防止連絡協議会 : 下水道整備状況と将来計画 (1974)
97) 淀川水質汚濁防止連絡協議会 : 工場排水の規制状況について (1974)
98) 大阪市 : 大阪市の公害の現況とその対策 (1970)
99) 中西 : 醱工, **45**, 832 (1967)
100) 橋本 : 環境工学, 佐々木ら編, 111, 講談社サイエンティフィク (1977)
101) Leclerc, E. : Waste Treatment, 281, Pergamon Press, New York, (1960)
102) Montgomery, H. A. C. : Water Research, **1**, 631 (1967)
103) 村上 : 第5回衛生工学研究討論会講演論文集, 1 (1969)
104) 萩原 : BOD試験法解説, 績文堂 (1957)
105) Reed, L. J., et al. : J. Phys. Chem., **35**, 950 (1931)
106) Wiegand, J. M. : Sewage & Ind. Wastes, **26**, 160 (1954)
107) Marske, D. M., et al. : J. WPCE., **44**, 1987 (1972)
108) Fair, G. M. : Sewage Works J., **8**, 430 (1936)
109) Thomas, E. W., et al. : Water & Sewage Works, **97**, 123 (1950)
110) Moore, E. W., et al. : Sewage & Ind. Wastes, **22**, 1343 (1950)
111) Sheehy, J. P. : J. WPCF., **32**, 646 (1960)
112) Fujimoto, Y. : J. WPCF., **36**, 69 (1964)

113) Bagchi, D., et al. : J. WPCF., **42**, R136 (1970)
114) Orford, H. E., et al. : Sewage & Ind. Wastes, **25**, 419 (1953)
115) Thomas, H. A. : Sewage Works J., **12**, 504 (1940)
116) Fair, G. M., et al. : Sewage Works J., **13**, 270 & 756 (1940)
117) 藤田ら：曝気槽の総括酸素移動容量係数の算出法とその応用に関する研究（第一報），醗工，**48**，461 (1970)
118) Taguchi, H., et al. : J. Fermentation Techn., **44**, 881 (1966)
119) Gates, W. E., et al. : Water Research, **3**, 663 (1969)
120) ReVelle, C. S., et al. : J. WPCF., **37**, 1679 (1965)
121) Hoak, R. D. : Sewage & Ind. Wastes, **28**, 311 (1956)
122) McGown, G., et al. : Royal Commission on Sewage Disposal 8th Report Appendix, 148 (1913)
123) Rudolf, G. : Sewage Works J., **4**, 317 (1932)
124) Allgeier, R. J. : Inter. Revue der Gesamten Hydrobiol. & Hydrogeog., **26**, 444 (1932)
125) Poon, C. P. C., et al. : J. WPCF., **48**, 2007 (1976)
126) Ogunrombi, J.A., et al. : J. WPCF., **42**, 538 (1970)
127) Oldaker, W. H., et al. : J. WPCF., **40**, 1688 (1968)
128) Baity, H. G. : Sewage Works J., **10**, 539 (1938)
129) Ballinger, D. G., et al. : J. WPCF., **43**, 216 (1971)
130) Helmers, E. N., et al. : Sewage & Ind. Wastes, **23**, 834 (1951)
131) Sridharan, N., et al. : J. WPCF., **46**, 684 (1974)
132) 日本化学会：化学便覧，基礎編 (1966)
133) Fillos, J., et al. : J. WPCF., **47**, 1032 (1975)
134) Fillos, J., et al. : Proc. ASCE., **102**, (EE2), 239 (1976)
135) Fillos, J., et al. : J. WPCF., **44**, 644 (1972)
136) Hwang, C. P., et al. : J. WPCF., **48**, 2754 (1974)
137) Mueller, J. A., et al. : J. WPCF., **44**, 2303 (1972)
138) 環境庁告示，第63号 (1974)
139) Gardiner, J. : Water Research, **7**, 157 (1974)

140) Sanchez, I., et al. : Water Research, **7**, 587 (1973)
141) Cranston, R. E., et al. : Environ. Science & Technol., **6**, 274 (1972)
142) Isaac, P. C. G. : The Inst. Pub. Health Eng., **64**, 245 (1964)
143) Edwards, R. W., et al. : J. Ecology, **53**, 1 (1965)
144) Hanes, N. B., et al. : J. WPCF., **40**, 223 (1968)
145) McDonnell, A. J., et al. : J. WPCF., **41**, R354 (1969)
146) Davison, R. I., et al. : Water & Sewage Works, **116**, 301, (1969)
147) Jolley, H. L. J., et al. : Water Research, **1**, 759 (1967)
148) McKeown, J. J., et al. : J. WPCF., **40**, R333 (1968)
149) Martin, D. C., et al. : J. WPCF., **43**, 1865 (1971)
150) Serruya, C., et al. : Limnol. & Oceanog., **19**, 489 (1974)
151) Sonzogni, W.C., et al. : Water Research, **11**, 461 (1977)
152) Smith, K. L., et al. : Science, **179**, 282 (1973)
153) van Kessel, J. F. : Water Research, **11**, 259 (1977)
154) Brewer, W. S., et al. : Water Research, **11**, 471 (1977)
155) Edberg, N., et al. : Water Research, **7**, 1285 (1973)
156) Bella, D. A. : Water Research, **6**, 1409 (1972)
157) 岩井ら：淀川水質汚濁防止協議会資料, 221 (1960)
158) Velz, C. J. : Sewage Works J., **21**, 309 (1949)
159) 福永ら：醱工, **57**, 46 (1979)
160) Lindberg, S. E., et al. : J. WPCF., **49**, 2479 (1977)
161) Thackston, E. L., : J. WPCF., **38**, 1614 (1966)
162) Amberg, H. R. : 4th Intern. Conf. on Water Poll. Res., NO.17 (1968)
163) Imhoff, K. R. : 4th Intern. Conf. on Water Poll. Res., NO.7 (1968)
164) Wiley, A. J., et al. : J. WPCF., **32**, 186 (1960)
156) Barrett, M. J., et al. : Water and Water Eng. (Brit.), **64**, 407 (1960)
166) Grindrod, J. : Water & Sewage Works, **109**, 395 (1962)
167) Anon. : Water Poll. Abs. (Brit.), **34**, 37 (1961)
168) Amberg, H. R. : 4th Intern. Conf. on Water Poll. Res., NO.17 (1968)
169) Imhoff, K. R. : J. WPCF., **49**, 1959 (1977)

170) Briuzn, J., et al. : J. AWWA., **50**, 879 (1958)
171) Wiley, A. J., et al. : J. WPCF., **34**, 401 (1962)
172) Kaplovsky, A. J., et al. : J. WPCF., **36**, 463 (1964)
173) Wiley, A. J., et al. : Sewage & Ind. Wastes, **29**, 298 (1957)
174) Bartholomew, W. H., et al. : I. E. C., **42**, 1801 (1950)
175) Eckenfelder, W. W. : Sewage & Ind. Wastes, **31**, 61 (1959)
176) Weston, R. F. : J. WPCF., **34**, 342 (1962)
177) Hata, Y., et al. : 2nd Intern. Conf. on Water Poll. Res., Ⅲ, NO.13 (1964)
178) 手塚ら：日生態誌, **13**, 188 (1963)
179) Pfeffer, J. T., et al. : Water & Sewage Works, **122**, 381 (1965)
180) Chapman, T. D., et al. : J. WPCF., **48**, 2486 (1976)
181) Nash, N., et al. : J. WPCF., **49**, 388 (1977)
182) Benefield, L. D., et al. : J. WPCF., **49**, 269 (1977)
183) Lauderbaugh, J. R. : Water & Sewage Works, **123**, (11), 89 (1976)
184) Lewandowski, T. D. : Effluent Water Treatm. J., **15**, 401 (1975)
185) 左合ら：第6回衛生工学研究討論会講演論文集, 62 (1970)

本論文に関連のある主な報告

(1) 工場休止日の河川水質と工場排水の河川水質への影響
生活衛生，**13**，1（1969）

(2) 道頓堀川のエアレーション浄化に関する実験的研究
第1報　強制酸素溶解ならびにばっ気（通気）攪拌による河川浄化の実験的研究
生活衛生，**15**，35（1971）

(3) 同　第2報　冬期のエアレーション効果について
生活衛生，**15**，79（1971）

(4) 同　第3報　夏期のエアレーション効果の実験的研究
生活衛生，**15**，123（1971）

(5) 河川水質日間変動のシミュレーションと汚濁負荷量の把握
醗工，**52**，343（1974）

(6) 河川の酸素消費に関する研究
水処理技術，**12**，（9），25（1971）

(7) 脱酸素係数測定法の比較――とくに作図法について
水処理技術，**12**，（11），47（1971）

(8) 河川底質汚泥の再溶解による表流水の汚濁
醗工，**53**，678（1975）

(9) 大阪市内河川水浮遊物質の沈殿と河川底質汚泥の生成
醗酵工学，**57**，38（1979）

(10) 大阪市内河川底質汚泥の再浮上と河川水への影響
醗酵工学，**57**，46（1979）