

ISSN: 0389-0082
CODEN: HIHODB

1341K

広島県環境センター研究報告

第 10 号

BULLETIN
OF
HIROSHIMA PREFECTURAL RESEARCH CENTER
FOR
ENVIRONMENTAL SCIENCE

No. 10

1988

広島県環境センター

HIROSHIMA PREFECTURAL RESEARCH CENTER
FOR
ENVIRONMENTAL SCIENCE
HIROSHIMA, JAPAN

目 次

資 料

黒瀬川における COD 流出負荷量について

..... 三滝尊幸 1

広島湾沿岸域における浮遊粒子状物質濃度と気象要因の関連性

..... 瀬戸信也・大原真由美 8

藻類の増殖と環境因子に関する研究（第 2 報）

— 混合培養による藻類の比増殖速度 —

..... 星野 響・伊達悦二 16

BOD のクロスチェックについて

..... 橋本敏子・星野 響 21

CONTENTS

Reports

Runoff Loads of COD in the Kurose River.....	Takayuki MITAKI.....	1
Relationship between Suspended Particulate Matter Concentration and Meteorological Factors at The Coastal Area around Hiroshima Bay	Sinya SETO and Mayumi OOHARA.....	8
Effect of Environmental Factors on Algal Growth II — Specific Growth Rate of Algae with Multispecies Culture —	Kyo HOSHINO and Etsuji DATE.....	16
Cross-Check of BOD Method.....	Toshiko HASHIMOTO and Kyo HOSHINO.....	21

黒瀬川におけるCOD流出負荷量について

三 滝 尊 幸

(1988年8月31日受理)

Runoff Loads of COD in the Kurose River

Takayuki MITAKI

1. はじめに

湖沼、海域の水質保全施策を企画、推進する上において河川から流出する汚濁負荷量の把握は、その基礎資料として重要であり、又、河川の浄化シミュレーションを実施する上においても入力条件として重要である。

発生汚濁負荷量については、広島県でも水質管理トータルシステム¹⁾が1976年度から運用され、これにより算出されている。又、COD総量規制制度の運用として日平均排水量50m³以上の工場・事業場からの発生汚濁負荷量を把握している。

又、河川からの流出の形態は降雨時と晴天時に大別でき、晴天時流出は工場・事業場や生活排水等固定発生源からの流出が主体となるが、降雨時流出は山林、山地からの流出や川床等付着物の剝離流出等自然系からの流出が主体となっている。このような流出特性の異なる負荷量をそれぞれ把握することは河川の水質変化を予測したり、汚濁機構を解明するうえで重要である。

河川からの流出負荷量の算出については、様々な手法により検討されているが^{2,3,4,5)}、ここでは、黒瀬川水質自動測定局におけるCOD自動計測結果と、その下流に位置する二級貯水池の流入水量及び降水量データから、COD流出負荷量の算出を行い、さらに、COD流出負

荷量を降雨時流出負荷量と晴天時流出負荷量に分けることにより、晴天時の基礎流出負荷量等の把握を行った。又、海老瀬⁴⁾、田口⁵⁾の手法により黒瀬川における降雨時の流出負荷回帰モデルを作成し、モデル式の黒瀬川への適用性について検討したので報告する。

2. 調査方法

2.1 黒瀬川の概要及び調査地点

黒瀬川は、東広島市志和町に源を發し、東広島市、賀茂郡黒瀬町を経て、呉市広町から瀬戸内海の広湾に注ぐ流路延長99.6km、流域面積239km²の二級河川である。

黒瀬川の環境基準及び代表的な水質指標であるBODにかかる環境基準の達成状況は表1のとおりである。6水域についてA類型があてはめられており、黒瀬川全域と古河川では1982年度から1986年度の連続して環境基準を達成していない。

利水面からみると、東広島市、呉市の水源として活用されているほか農業用水として利用されており地域社会、経済に重要な役割を果たしているが、流域面積に占める平地部、特に農地の面積が大きいことから比較的水量が少なく、流域全体にわたって慢性的な水不足をもたらす要因を含んでいる。

表1 黒瀬川水系の環境基準の達成状況

水系名	あてはめ水域	類 型	年 度					備 考
			1982	1983	1984	1985	1986	
黒 瀬 川	黒 瀬 川(全域)	A	×	×	×	×	×	達成:○ 未達成:×
	三 永 川(全域)	A	○	○	○	○	○	
	温 井 川(全域)	A	○	○	×	○	○	
	古 河 川(全域)	A	×	×	×	×	×	
	松 板 川(全域)	A	○	○	○	○	○	
	イラスケ川(全域)	A	○	○	○	○	○	

黒瀬川の流域区分を図1に、水質管理トータルシステム¹⁾により求めた流域毎のCOD発生負荷量を表2に示す。これによると、汚濁負荷量の約70パーセントが生活排水による汚濁であり、他の都市河川と同様に生活排水の影響を強く受けている。

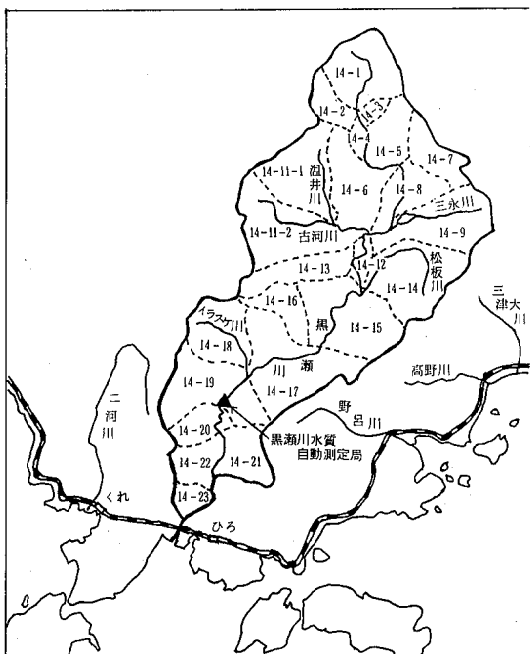


図1 黒瀬川流域区分図

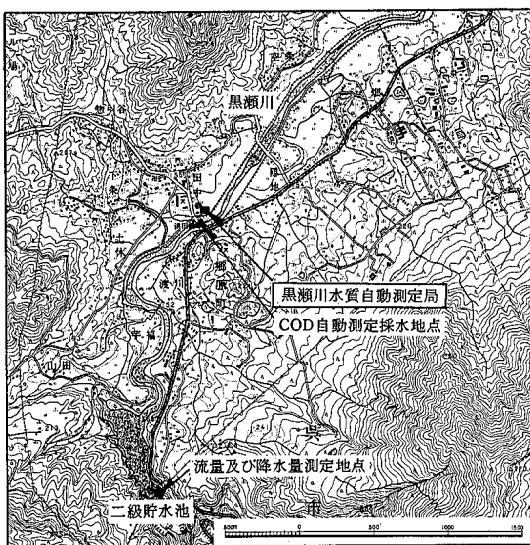


図2 COD自動測定地点、流量及び降水量測定地点

黒瀬川水質自動測定局は、図1のとおり黒瀬川の中流部に位置しており、COD自動測定地点、二級貯水池の流量および降水量の測定地点は図2に示すとおりである。

2.2 COD測定方法

黒瀬川水質自動測定局では、浜田橋中央付近の橋脚部から河川水を受水調整槽へポンプアップし、各測定器へ導水し、水温、pH、DO、濁度、導電率及びCODの6項目を測定している。

水質自動測定器のセンサー、調整槽、採水部等については、測定精度を維持するため定期的に間欠オゾンナイザーによるオゾン洗浄を行っている。

COD自動計測器は、電気化学計器株式会社製のCOD-31-N型を用いており、1984年度に設置し、1985年4月から稼働している。

表2 黒瀬川流域のCOD発生負荷量(kg/日)

区分	生活系	産業系	畜産系	自然系	合計
14-1	27	16	0	5	48
14-2	147	27	0	3	177
14-3	24	2	0	1	27
14-4	11	6	0	2	19
14-5	273	142	0	8	423
14-6	53	13	0	10	76
14-7	81	25	0	5	111
14-8	78	25	0	6	109
14-9	39	9	0	8	56
14-10	21	7	0	3	31
14-11	90	30	0	19	139
14-12	13	0	0	2	15
14-13	15	0	0	5	20
14-14	27	1	0	7	35
14-15	99	33	0	11	143
14-16	12	1	0	3	16
14-17	108	15	7	9	139
14-18	26	3	0	6	35
14-19	56	4	0	6	66
小計	1,200	359	7	119	1,685
14-20	9	5	0	1	15
14-21	23	0	12	1	36
14-22	13	8	1	1	23
14-23	95	16	0	0	111
合計	1,340	388	20	122	1,870

注) 14-1から14-19までが自動測定局より上流の流域である。

COD自動計測器により1時間に1回計測されたデータは水質テレメータシステムにより広島県環境センターにある中央監視局に伝送されている。

COD自動計測器では、1/40N過マンガン酸カリウムにより沸騰水中で30分間反応させる際に、硫酸銀を添加せず硫酸酸性の条件でおこなっている。このため、河川水を用いJISK0102に基づく公定法により測定した値との比較検討結果によって換算した値を用いた。

1985、1986年度の公定法との比較結果は、図3のとおりである。測定スパンの60%を超えると公定法測定値からのずれが大きくなるため、60%以上の値を外し、公定法による測定値をY mg/l、自動計測値をX mg/lとして、

$$Y = 1.25X + 0.97$$

相関係数 $R = 0.990$

という回帰式を得、この式を用い換算を行った。

換算値で15mg/lを超えるものについては回帰直線より低い方にずれるが一律に換算を行った。

水質自動測定地点では、流量は測定が行われていない。そこで本地点から約2.5km下流に位置する二級貯水池への流入水量で代替することにした。

時間的なずれなどもあり厳密には両者の値は完全に一致しないが、ほぼ同じものとみなすことができると考えられる。

このデータ及び降水量のデータは中国電力株式会社の提供資料である。

2.3 COD流出負荷量の算出

COD流出負荷量は、時間毎のCOD値及び流量から時間毎の負荷量を算出し、これを積算したものである。

$$L = \sum C_i \times Q_i \times 10^{-3}$$

L : 総流出負荷量 (kg)
 C_i : 時刻 i のCOD値 (mg/l)
 Q_i : 時刻 i の流量 (m³/時)

3. 結果と考察

3.1 総流出負荷量

黒瀬川水質自動測定局におけるCOD流出負荷量は表3のとおりであり、実測累積値を基に算定した年間の日平均流出負荷量は、1985年度2730 kg/日、1986年度3490 kg/日となっている。

先に述べた水質管理トータルシステムによって算定さ

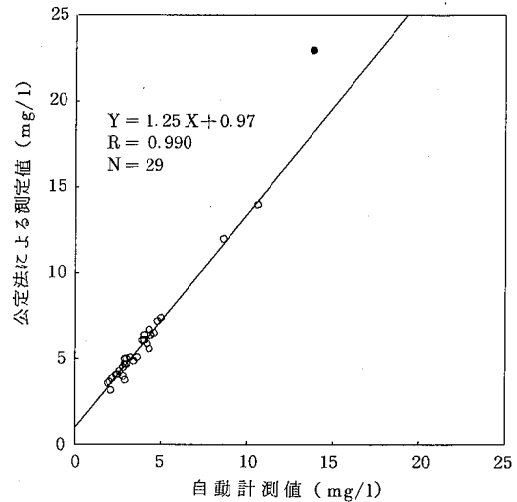


図3 CODの自動計測値と公定法による測定値との比較
 注) ●印のデータを除外し、回帰式を作成している

れた、水質自動測定局より上流域のCOD発生負荷量は、表1のとおり生活系1200 kg/日、産業系359 kg/日、畜産系7 kg/日、自然系119 kg/日、計1685 kg/日である。

これらの日平均を比較すると、総流出負荷量は発生負荷量に対し1985年度では1.6倍、1986年度では2.1倍となっている。

以上の結果からみると、自然系の発生負荷量については、原単位に基づいており、自然系からの負荷量の算出がやや過小評価されている可能性があるものと推察される。

1985年度と1986年度の日平均流出負荷量の差は、欠測時間数の差や経年変動及び誤差等によるものと推察される。

また、時間値の流出負荷量は表4のとおりであり、最大値は19トン程度となっている。

3.2 降雨時及び晴天時のCOD流出負荷量

流出負荷量の面から降雨時と晴天時に分類する際、流出負荷量への影響が軽微である小降雨については、晴天時と同じ扱いにするほうが現実的である。

海老瀬⁴⁾の分類に従い、1985、1986年度の降雨データを降り始めから終わりまでの量で分類を行った。降雨の不連続が8時間以内の場合は継続した降雨とし、8時間を越える場合は、別個の降雨として捕え、分類すると表5のとおりとなる。

11mm以上の降雨については年間36~37回あり、総降水量の84~88%を占めていること、また、10mm以

表3 黒瀬川水質自動測定局におけるCOD流出負荷量

単位:トン

1985年度			1986年度		
年 月	総流出負荷量		年 月	総流出負荷量	
	実測累積値(時間数)	日平均負荷量		実測累積値(時間数)	日平均負荷量
1985. 4	81 (555)	3.50	1986. 4	60 (540)	2.67
5	76 (663)	2.75	5	198 (687)	6.92
6	337 (479)	16.89	6	317 (658)	11.56
7	135 (653)	4.96	7	306 (673)	10.91
8	11 (683)	0.39	8	40 (637)	1.51
9	32 (464)	1.66	9	37 (651)	1.36
10	73 (688)	2.55	10	16 (673)	0.57
11	14 (693)	0.48	11	8 (553)	0.35
12	12 (672)	0.43	12	14 (639)	0.53
1986. 1	9 (548)	0.39	1987. 1	14 (617)	0.54
2	8 (436)	0.44	2	12 (592)	0.49
3	27 (637)	1.02	3	84 (691)	2.92
合 計	815 (7,171)	2.73	合 計	1,106 (7,613)	3.49

注) 日平均負荷量 = (実測累積値) ÷ (計測時間数) × 24

表4 COD流出負荷量時間値の最大値, 最小値及び平均値

項目 年度	最大値 (kg/H)	最小値 (kg/H)	平均値 (kg/H)
1985年度	19700	0.7	114
1986年度	19000	1.0	145

下の降雨については、総降水量に占める割合が低く流出流量及び流出負荷量への影響が小さいことから、11mm以上の降雨を降雨時として分類し、10mm以下の降雨については晴天時に含めることとした。

降雨時流出負荷量算出に当たっては、降雨流出の影響

を受け始めてから、流出負荷量が降雨流出前のレベルに戻るまでの累加した負荷量を1降雨による累加流出負荷量 ΣL kgとし、また、累加した流量を累加流出流量 ΣQ m³とした。

晴天時流出負荷量については、総流出負荷量から降雨時流出負荷量を差し引いたものとした。

黒瀬川水質自動測定局で実測したCOD流出負荷量の月別推移は、図4のとおりであり、また、二級貯水池の降水量及び流入水量はそれぞれ図5、6のとおりである。

図4からみると、COD年間総流出負荷量のうち、77%(1985年度)~80%(1986年度)が降雨時に流出しており、特に降雨の多い4月から7月に年間の流出負荷量の77%(1985年度)、80%(1986年度)が集中して流出している。

表5 二級貯水池における降雨の分類

	降雨量範囲	41mm~	31~ 40mm	21~ 30mm	16~ 21mm	11~ 15mm	6~ 10mm	1~5mm	計
1985年度	降雨回数(回)	9	2	7	10	9	17	31	85
	降雨量(mm)	851	73	179	176	113	136	48	1576
	降雨比率(%)	54.0	4.6	11.4	11.2	7.2	8.6	8.6	100.0
1986年度	降雨回数(回)	10	1	12	6	7	18	34	88
	降雨量(mm)	686	40	290	104	99	154	73	1446
	降雨比率(%)	47.4	2.8	20.1	7.2	6.8	10.7	5.0	100.0

晴天時における日平均流出負荷量は、1985年度713 kg/日、1986年度872 kg/日と推定され、これは、先に述べた総流出負荷量から求めた晴天時・雨天時を含めた日平均流出負荷量の26% (1985年度)、25% (1986年度) に相当している。

3.3 降雨時の流出負荷回帰モデルの検討

海老瀬⁴⁾、田口⁵⁾は、累加流出流量 ΣQ を流域面積 A で除した比累加流量 $\Sigma Q/A$ と累加流出負荷量 ΣL を流域面積 A で除した比累加流出負荷量 $\Sigma L/A$ は、両対数グラフ上にプロットした際、直線に乗ることから回帰モデルを作成している。

又、 $\Sigma Q/A$ は有効雨量に相当する水文量であるところから、田口は降水量と有効雨量との相関を求め、降水

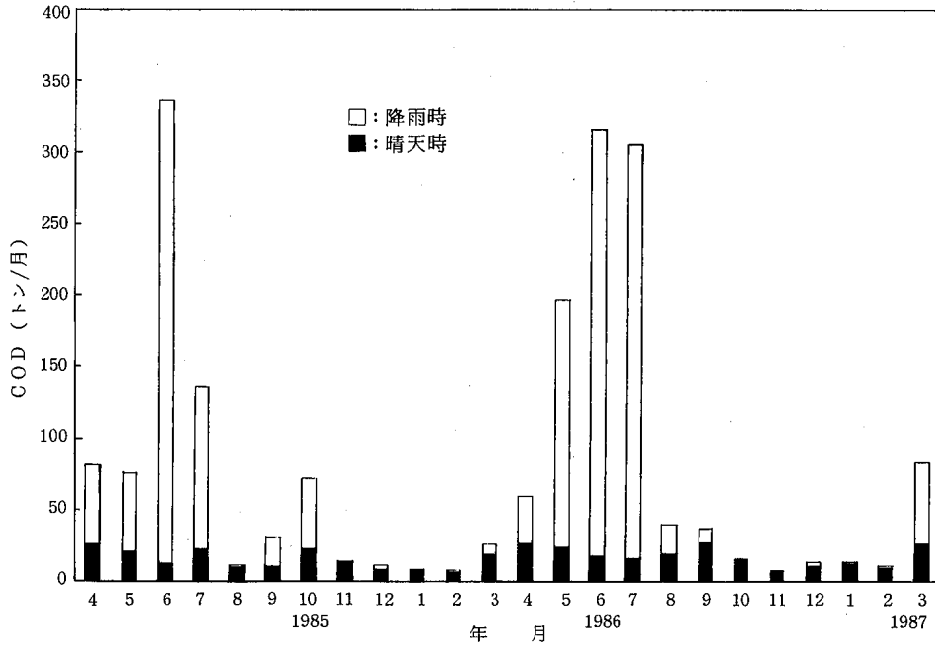


図4 黒瀬川水質自動測定局におけるCOD流出負荷量(1985~1986年度)

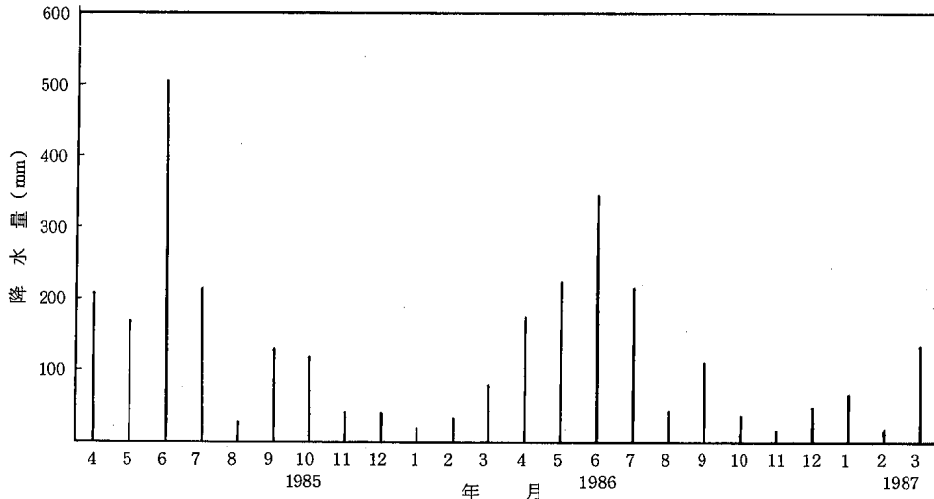


図5 二級貯水池における降水量(1985~1986年度)

広島湾沿岸域における浮遊粒子状物質濃度と 気象要因の関連性

瀬戸信也, 大原真由美

(1988年10月31日受理)

Relationship between Suspended Particulate Matter Concentration and Meteorological Factors at The Coastal Area around Hiroshima Bay

Sinya SETO and Mayumi OOHARA

The relationships between daily 1-h mean SPM (suspended particulate matter) concentration and meteorological factors: vertical temperature difference at early morning (DT), daily mean relative humidity (HUM), and daily mean wind velocity (WV) at the coastal area around Hiroshima Bay, have been studied by statistical analysis. SPM concentration was correlated well to DT. From multiple regression analysis, the effective variables for SPM concentration was DT in summer, and were both DT and HUM in winter, whereas WV had almost no contribution to SPM concentration. Therefore, atmospheric stability at early morning controls mainly SPM concentration throughout all the year around. Particularly in summer, given daytime ozone concentration, the fitness of the regression models were significantly improved. It is revealed that in summer, secondary particulates which is generated by the photochemical reaction, is largely included in SPM.

1. はじめに

大気中における浮遊粒子状物質 (SPM) 濃度の環境基準は日平均値が $0.1\text{mg}/\text{m}^3$, 1時間値が $0.2\text{mg}/\text{m}^3$ と定められているが, 前者のみを対象とする長期的評価では環境基準に適合していない地点が多い。たとえば, 昭和62年度の広島県内のデータに関しては27測定局中7測定局が環境基準に不適合であり¹⁾, 適合率は74.1%にすぎない。また, 全国の統計²⁾では, 環境基準達成率は52.6%と約半数の測定局は不適合である。

この要因のひとつとして, SPMの発生源の多様性が考えられる。すなわち, 固定発生源, 移動発生源に加えて土壌粒子, 海塩粒子などの自然源も SPM濃度に寄与している。さらに, ガス状物質や一次粒子から反応によって生成される二次粒子の割合が大きいことも SPM汚染を多様化させている一因であろう。

また, SPM濃度は気象要因にも依存している。たとえば, 気温, 相対湿度は反応場の重要なパラメータであり, 風速, 大気安定度は粒子の拡散を支配する。個々の気象要素のみならず, 海陸風, 山谷風などの局地気象現

象もその循環特性により SPMの高濃度を出現させている³⁾。

したがって, SPM濃度の解析にあたっては, 発生源と気象の情報が必要であるが, 前者に関する情報を整備することは容易ではない。そこで本報では, 広島県内の大気汚染監視局の SPM濃度を対象に, 発生源条件の変動が比較的少ないと考えられるケースを抽出し, SPM濃度と気象要因との関連性を統計的に検討した。

2. 解析方法

解析の対象とした測定局の配置を Fig.1 に示す。各測定局の周辺の状況について以下に述べる。油見公園は大竹市のほぼ中心部に位置し東部には石油化学コンビナートが立地している。南観音小学校は広島市の南西部に, 皆実小学校は広島市の南東部に, 矢賀小学校は広島市の東部に, それぞれ位置し, いずれも付近を幹線道路が走っている。海田高校は矢賀小学校の南東にあり, 付近には幹線道路が走り中小発生源も多い。呉消防署は呉市の中央部に位置し南部には大規模な製鉄所が立地してい

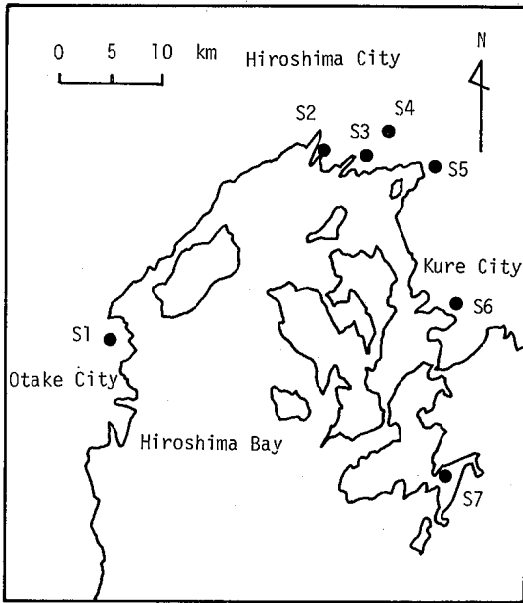


Fig. 1 Location of air pollution monitoring stations.

S1: Yumi Park; S2: South Kan-on Elem. School; S3: Minami Elem. School; S4: Yaga Elem. School; S5: Kaita High School; S6: Kure West Fire Station; S7: Kurahashi Island

る。国設倉橋島は倉橋島の東部に位置し付近には大発生源はない。

解析したデータは昭和61年度のSPM濃度の日平均値であり、1日の測定時間が20時間未満の場合は対象から除外した。1年間のデータのうち気象条件が顕著に異なる夏と冬のデータを対象とし、夏は梅雨明けから2カ月、冬は12月から2月までとした。これらのデータセットから、発生源活動の週変動を考慮して、土、日曜日を除き、さらに発生源活動が低下すると考えられる祝日および8月13~17日、12月31日~1月5日を除いた。

気象要因としては、風速、相対湿度、鉛直方向の気温差、および海陸風の有無を取りあげた。風速は日平均風速であり、測定局毎のデータを用いたが、広島市内の3測定局については南観音小学校のデータで代表させた。相対湿度と鉛直方向の気温差はともに風速よりも代表し得る空間スケールが大きいと考え、前者は呉西消防署の日平均値で、後者は早朝(午前5時)における、呉市の休山山腹の室瀬測定局(海拔170m)の気温から呉西消防署(海拔20m)の気温を差し引いたもので、それぞれ代表させた。早朝の気温差を採用した理由は、日の出前に放射冷却が最大となり大気が最も安定になり易いため

である。また、対象地域全体の海陸風の有無を南観音小学校の風向の日変化から判定した。なお、本報では降雨の影響については解析しないこととし、降雨日とその翌日のデータは対象から除いた。

3. 結果と考察

3.1 SPM濃度の分布

SPM濃度の分布を広島湾沿いに西から順に夏と冬に分けてFig. 2に示す。濃度分布の特性が容易には握できるような箱ヒゲ図⁴⁾で表わし、箱の中の横線は中央値、箱の上側は上部4分位数、下側は下部4分位数、上下の「×」印(ヒゲ)は上下の4分位数から一中央散布度内にあるデータのうち最も離れたものを、それぞれ表わしている。また、上部4分位数以上、下部4分位数以下にそれぞれ中央散布度の1.5倍と1倍を越えるデータは個々にプロットしている。

SPM濃度の中央値は夏、冬ともに海田高校が最高であり、中央値の最低値は夏が南観音小学校、冬が国設倉橋島である。同一測定局の夏と冬の濃度を比較すると中央値、上部4分位数はともに広島市内の3測定局と海田高校では冬に高く、一方、国設倉橋島と油見公園では夏に高い。このように夏と冬の濃度変動の傾向は、一様ではなく測定局毎に異なっている。しかし、濃度分布の形状は大半の測定局において夏、冬ともに高濃度側にスノが長い分布であり、とりわけ夏の濃度分布には非対称性が強い傾向がみられる。

3.2 SPM濃度の測定局間の関連性

SPM濃度の測定局間の変動特性を把握するため、一例として、呉西消防署と油見公園のSPM濃度の散布図をFig. 3に示す。夏、冬ともに両者は概ね比例関係にあることがわかる。そこで、全測定局間の相関係数を、Table 1に示す。夏、冬ともに大半の測定局間の相関係数は0.7以上であり、測定局間のSPM濃度の変動傾向はよく似ていることがわかる。同様な結果は東京都においても報告されている⁵⁾。この現象はSPM汚染の広域性を表わしており、SPM濃度は空間スケールの大きい共通の要因に強く依存することを示している。

3.3 SPM濃度と気象要因の関連性

SPM濃度と気象要因との相互関連性を調べるため、両者の散布図を作成した。一例として皆実小学校の結果をFig. 4に示す。

SPM濃度は気温差と夏、冬ともにバラツキは大きい

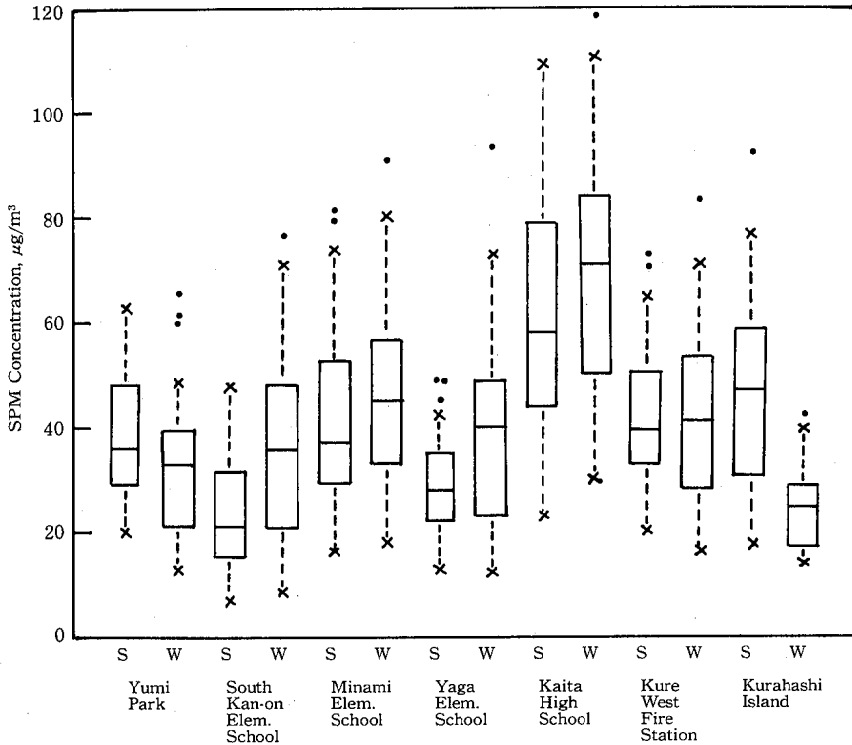


Fig. 2 Distributions of SPM concentrations.
S: Summer; W: Winter

- → The value which is more separated than 1.5 times midspread from top quartile
- The most separated value within midspread from top quartile
- Top quartile
- Median
- Bottom quartile
- x → The most separated value within midspread from bottom quartile

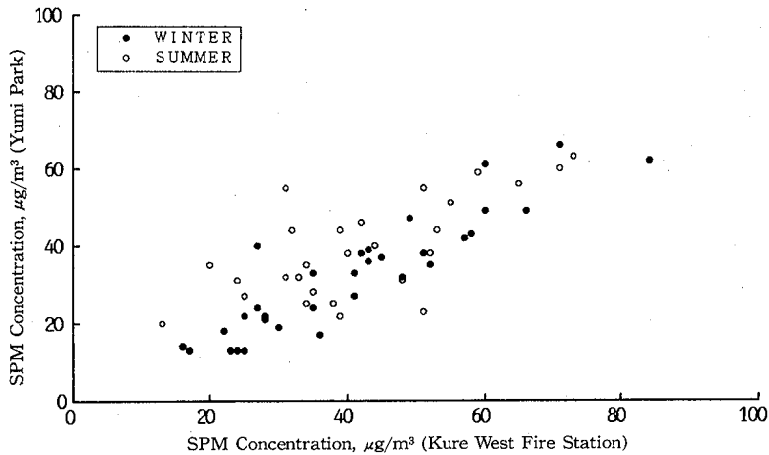


Fig. 3 Relationship between SPM concentration at Kure West Fire Station and that at Yumi Park.

Table 1. Correlation Matrix of SPM concentration.

	Yumi Park	South Kan-on Elem. School	Minami Elem. School	Yaga Elem. School	Kaita High School	Kure West Fire Station	Kurahashi Island
W I N T E R							
Yumi Park		0.744	0.863	0.832	0.862	0.908	0.849
South Kan-on Elem. School	0.851		0.870	0.904	0.762	0.748	0.565
Minami Elem. School	0.851	0.889		0.950	0.816	0.855	0.647
Yaga Elem. School	0.851	0.852	0.910		0.842	0.833	0.603
Kaita High School	0.738	0.734	0.890	0.839		0.909	0.764
Kure West Fire Station	0.690	0.649	0.844	0.746	0.899		0.798
Kurahashi Island	0.842	0.859	0.921	0.905	0.878	0.800	
S U M M E R							

が正の相関を持っている。ここで気温差が正の時は逆転層が形成されていることを意味し、逆転層の強度は夏では1℃程度と弱い、冬では強く、5℃に達することもある。相対湿度とSPM濃度の相関は夏にはほとんどないが、冬には正の相関が認められる。風速とSPM濃度とは夏、冬ともに相関は弱い、風速が2.5m/sec以上になるとSPM濃度は低下する傾向が伺える。さらに海陸風の有無で区分してプロットすると、海陸風日には両者の相関はほとんどないが、非海陸風日にはSPM濃度の上限は風速の増加とともに低下する傾向がある。気象要因とSPM濃度のこのような特徴は他の測定局においても認められることが多い。

SPM濃度と気象要素間の相関係数を測定局毎にFig. 5に示す。気温差とSPM濃度の相関係数は夏、冬ともに0.6~0.7の範囲にあり、SPM濃度は早朝の大気安定度と強い相関を持つことがわかる。一方、風速とSPM濃度の相関係数は-0.5~0.1であり、油見公園を除いては両者の相関は弱い。相対湿度とSPM濃度の相関は夏と冬では顕著に異なることが特徴的である。すなわち、夏には相関性はほとんどないが、冬には気温差と同じ程度の相関性を持つ。この要因についての詳細は明らかではないが、冬においては相対湿度と気温差が0.606の相関係数を有することを考慮するならば、相対湿度は接地逆転層の形成を伴う放射冷却と密接な関係を持つ可能性が大きい。

3.4 SPM濃度の重回帰モデル

前節ではSPM濃度と気象要素間の関連性について述

べたが、気象要素間にも相互関連性が存在している。その理由は、各気象要素の実現値は大気境界層内の運動・放射などの諸物理過程に基づくためである。このような相互関連性を持つデータ間の構造を総括的に取り扱うには多変量解析が有効である。本節ではSPM濃度と気象要因との重回帰モデルに関する検討を行う。なお、海陸風の有無はダミー変数として取り扱うことが考えられるが、夏の非海陸風日のデータ数が少いためモデルには取り込まないことにした。

SPM濃度を従属変数 Y 、気象要素を独立変数 X とすると重回帰モデルは、

$$Y = X\beta + \epsilon$$

$n \times 1$ $n \times P$ $P \times 1$ $n \times 1$

と表わされる。ここに、 n はデータ数、 P は独立変数の個数、 ϵ は誤差項である。回帰係数 β は最小2乗法により推定される。一般に、 P が大きいほどモデルの説明力は向上するが、標本誤差が大きくなり信頼性が低下する。よって、SPM濃度の推定に有効な変数のみを選択するのが合理的である。変数の選択法は変数増加法、変数減少法、変数増減法などがあるが、いずれの方法も最良のモデルが構成できるという保証はない⁶⁾。そこで3変数すべての組み合わせの中で自由度調整済み重回帰係数が最大となるモデルを採用することにした。

計算結果をTable 2に示す。「○」印が取り込まれた変数であり、「*」印はその中で有意水準5%のもとで帰無仮説

$$H_0: \beta = 0$$

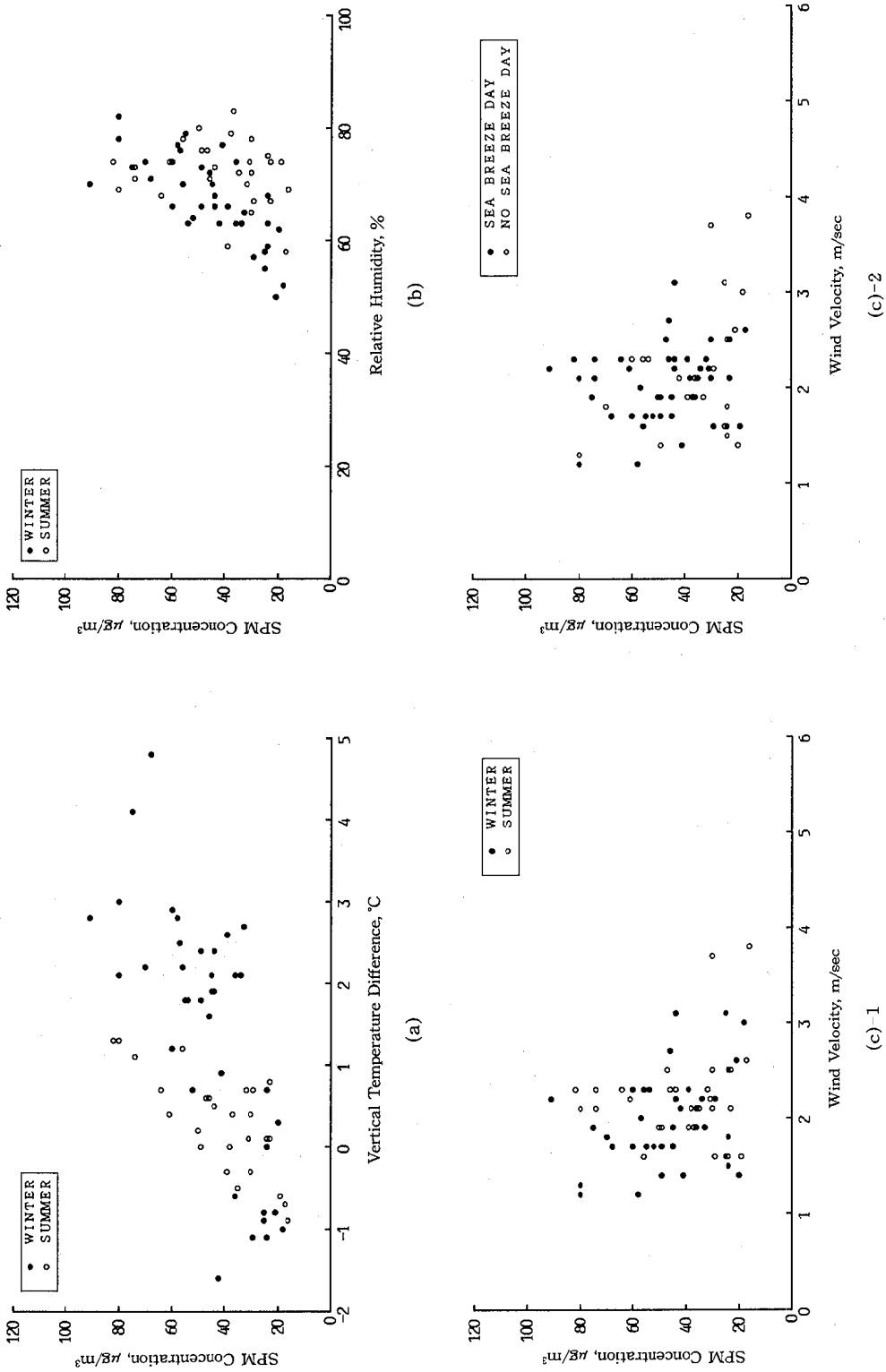


Fig. 4 Relationship between SPM concentration and meteorological factors at Minami Elem. School.

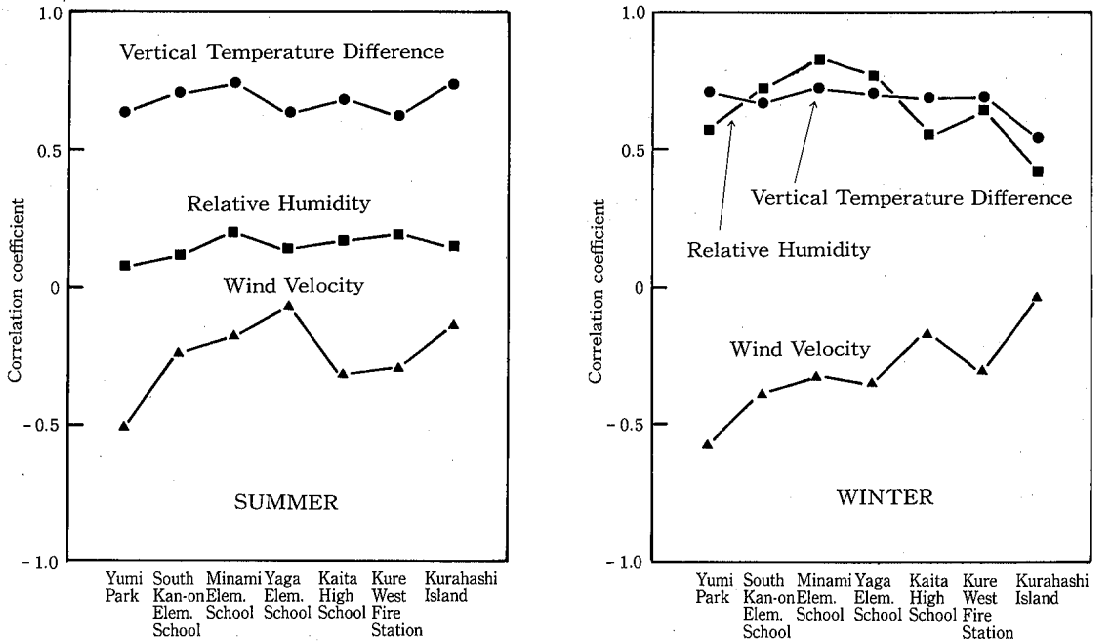


Fig. 5 Correlation coefficient between SPM concentration and meteorological factors.

Table 2. Selected variables for regression models of SPM concentrations.

	Summer				Winter			
	Vertical Temp.Def.	Relative Humidity	Wind Velocity	R	Vertical Temp.Def.	Relative Humidity	Wind Velocity	R
Yumi Park	○		○*	0.664	○	○*		0.719
South Kan-on Elem. School	○			0.688	○	○		0.756
Minami Elem. School	○	○*		0.738	○	○		0.865
Yaga Elem. School	○			0.613	○	○		0.814
Kaita High School	○			0.662	○	○	○*	0.725
Kure West Fire Station	○			0.597	○	○	○*	0.746
Kurahashi Island	○			0.713	○		○*	0.540

R: Multiple correlation coefficient adjusted for the degrees of freedom

Symbol ○: Selected variable

Symbol *: Variable of which regression coefficient is not significant by t-test (significance level = 0.05)

が棄却されないものである。夏ではすべての測定局において気温差が取り込まれていることが特徴的であり、一方、相対湿度と風速の有効性はほとんどない。冬では気温差と相対湿度が有効であり、風速の有効性は小さい。このように、早朝の鉛直方向の気温差は、夏、冬ともにSPM濃度への寄与が最大となる気象要因であり、3.2節で指摘したSPM汚染の広域性は早朝の接地逆転層に起因するものと推察される。

夏と冬モデルの適合度を比較すると、国設倉橋島を除く測定局は夏の方が良い。国設倉橋島では冬のモデルの適合度が良くないが、これは付近に大発生源がないため気象要因が変動してもSPM濃度の変動が他の測定局と比べて小さいためであろう。

大半の測定局で夏のモデルの適合度が良くない要因のひとつに二次粒子の生成の項がモデルに入っていないこと

とがあげられる。二次粒子は種々の反応機構により生成されるが、ここではO₃濃度を二次粒子生成の指標とみなし、国設倉橋島のSPM濃度と昼間(10~18時)の平均O₃濃度の関係をFig.6に示す。図には回帰直線と90%信頼区間を合わせて示している。夏には両者はほぼ比例関係を持つ($r=0.756$)が、冬には両者とも変動が小さく、ほとんど無相関に近い。そこで、倉橋島のO₃濃度を独立変数に追加して夏のモデルを作成した結果がTable 3である。O₃濃度は気温差と同様に全測定局で取り込まれており、Table 2と比較してモデルの適合度は顕著に向上している。一方、冬の場合はO₃濃度はどの測定局でも取り込まれず、モデルはTable 2と同じものとなった。この結果は、夏には光化学反応に伴う二次粒子がSPM濃度に大きく寄与していることを示唆している。

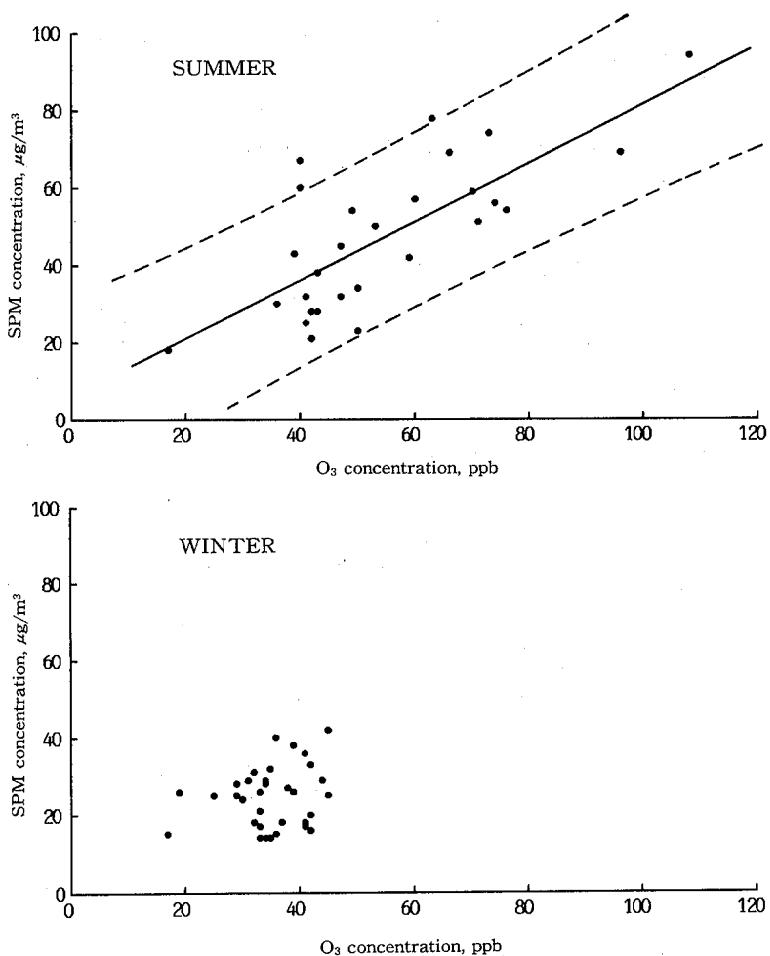


Fig. 6 Relationship between O₃ concentration and SPM concentration at Kurahashi Island.

Table 3. Selected variables for regression models of SPM concentrations during summer. O₃ concentration is added to independent variables.

	Vertical Temp.Def.	Relative Humidity	Wind Velocity	O ₃	R
Yumi Park	○		○*	○	0.771
South Kan-on Elem. School	○	○*		○	0.797
Minami Elem. School	○	○*	○	○	0.851
Yaga Elem. School	○*	○	○	○	0.810
Kaita High School	○*	○		○	0.792
Kure West Fire Station	○*	○		○	0.705
Kurahashi Island	○	○*		○	0.832

R: Multiple correlation coefficient adjusted for the degrees of freedom
 Symbol ○: Selected variable
 Symbol *: Variable of which regression coefficient is not significant by t-test
 (significance level = 0.05)

4. ま と め

広島湾沿岸域における日平均 SPM濃度と気象要因の相互関連性を統計的に解析し、次の知見を得た。

- 1) 夏と冬の SPM濃度の変動傾向は測定局毎に異なり、広島市内の測定局と海田高校では冬に、国設倉橋島と油見公園では夏に、それぞれ高濃度となる。
- 2) SPM濃度の測定局間の相関係数は夏、冬ともに0.7以上の場合が多く、SPM汚染の広域性を示している。
- 3) 夏、冬を通して、SPM濃度は早朝の鉛直方向の気温差（大気安定度）と強い相関を持つ。日平均相対湿度は冬にのみ SPM濃度との相関が認められ、日平均風速は夏、冬ともに SPM濃度との相関は弱い。
- 4) 重回帰モデルによると、夏の SPM濃度は鉛直方向の気温差のみに依存し、冬の SPM濃度は鉛直方向の気温差と相対湿度への依存性が強い。また、夏に O₃濃度を独立変数に加えるとモデルの適合度は顕著に向上する。この結果は、夏には光化学反応に伴う二次粒子の寄与が大きいことを示唆している。

計算は、富士通統計データ処理パッケージ ANALYST⁷⁾を使用して行った。

参 考 文 献

- 1) 広島県(1988) 広島県環境白書(昭和63年版), 20.
- 2) 環境庁大気保全局大気規制課(1987) 昭和62年度一般環境大気測定局測定結果報告, 76.
- 3) 瀬戸信也, 重光和之(1986) 瀬戸内沿岸域における浮遊粉じん濃度と海陸風, 第27回大気汚染学会講演要旨集, 302, 京都.
- 4) F. Hartwig, B. E. Dearing (1979) Exploratory data analysis, SAGE Publications, London (柳井晴夫, 高木廣文訳, 探索的データ解析の方法)(1984), 8-29, 朝倉書店, 東京.
- 5) 水野建樹, 北林興二(1984) 都市大気中における粉じん濃度の気象解析(東京都データより), 第25回大気汚染学会講演要旨集, 956, 宇部.
- 6) M. Kendall (1975) Multivariate analysis, 85-108, Charles Griffin, London
- 7) 富士通株式会社(1986) FACOM ANALYST コマンド説明書(統計データ処理パッケージ) V 11用, 1348 pp.

藻類の増殖と環境因子に関する研究 (第2報)

— 混合培養による藻類の比増殖速度 —

星野 響*, 伊達悦二

(1988年8月31日受理)

Effect of Environmental Factors on Algal Growth II

Specific Growth Rate of Algae with Multispecies Culture

Kyo HOSHINO* and Etsuji DATE

1. はじめに

東京湾, 伊勢湾, 瀬戸内海等に代表される閉鎖性海域では, 富栄養化が進行し藻類(植物プランクトン)の増殖によって生産される有機物が, 水域の水質悪化の一因となっている。広島湾北部海域においても, 藻類によって生産される有機物量は1日当たりCODに換算して316トンになり, 陸上から広島湾に流入する産業廃水や生活排水等の1日当たりのCOD負荷の20.9トンに比べて1オーダー以上も大きいことが認められた¹⁾。このように有機物負荷の原因となっている藻類の増殖について, その増殖機構を明らかにすることは, 富栄養化機構を解明し, 今後の水質改善を図る上において重要である。

前報²⁾では, 現場海水を利用した混合培養によって藻類の増殖と環境因子との関係を明らかにするための大型藻類培養装置を試作し, その実用性について報告した。

本報では, 閉鎖性海域での富栄養化シミュレーションの基礎資料とするため, 藻類の増殖と環境因子との関係を数式化することを目的として, 藻類の混合培養実験によって, 藻類の増殖速度に対する温度, 照度及び栄養塩濃度の影響について検討したところ, 若干の知見を得たので報告する。

2. 実験方法

2.1 培養装置

実験に使用する藻類培養装置は前報²⁾で示したように, 容量約90lの恒温培養槽を用いて, 照明は上部からコールドミラーランプ(150W×8灯/槽)を使用した。

2.2 培養方法及び分析方法

実験に使用する海水は, 広島湾廿日市地先において表層水を採水し, 実験室に持ち帰った後100 μ m径のプランクトンネットで海水をろ過し, 大型の動物プランクトンやごみを取り除いた。

水温, 照度の影響を調べる実験では, このろ過海水を培養水槽に入れ, 藻類の増殖を促すために一定量のりん($\text{PO}_4\text{-P}$; K_2HPO_4 をりんとして5 $\mu\text{g-at/l}$)と窒素($\text{NO}_3\text{-N}$; NaNO_3 を窒素として50 $\mu\text{g-at/l}$)を添加した。

また, 栄養塩濃度の影響を調べる実験では, ろ過海水を5lのガラス瓶に入れ, $\text{PO}_4\text{-P}$ あるいは $\text{NO}_3\text{-N}$ を所定の濃度となるよう添加した。

培養条件は照度8klux及び水温20 $^{\circ}\text{C}$ を基本として,

2.3に示す方法で行い, 照明はタイマーにより12時間間隔の明暗周期とし, 培養海水は滅菌フィルターを通した空気で常時攪拌した。

培養は藻類が増殖ピークを示すまで(約1週間)行い, その間, 毎日培養海水を採水し, クロロフィルa及び栄養塩類の分析を行った。

クロロフィルaの分析は90%アセトン抽出法³⁾によった。また, 栄養塩類の分析はオートアナライザー(テクニコンAAII型)で行った。

なお, 増殖したプランクトンの計数は行っていないが, 優占して増殖する種は検鏡によって確認した。

2.3 培養条件

2.3.1 温度

藻類の増殖に対する温度の影響を調べるため, 水温を10~28 $^{\circ}\text{C}$ の範囲で4段階(10, 20, 24, 28 $^{\circ}\text{C}$)に変化させ, 増殖速度の違いを検討した。

* 広島県環境保全課 Environmental Protection Division, Hiroshima Prefecture

2.3.2 照 度

照度の影響を調べる実験では、照度を 2.5 ~ 30 klux の範囲で4段階(2.5, 7.5, 15, 30 klux)に変化させ、培養実験を行った。

2.3.3 栄養塩濃度

栄養塩濃度の影響を調べる実験では、 $PO_4\text{-P}$ 濃度を 0 ~ 10 $\mu\text{g-at/l}$ (0, 1, 5, 10 $\mu\text{g-at/l}$) の範囲で、また、 $NO_3\text{-N}$ 濃度は 0 ~ 50 $\mu\text{g-at/l}$ (0, 5, 25, 50 $\mu\text{g-at/l}$) の範囲でそれぞれ4段階に変化させ、実験を行った。なお、 $PO_4\text{-P}$ 濃度の影響を調べる実験では、 $NO_3\text{-N}$ 濃度は 50 $\mu\text{g-at/l}$ に固定し、 $NO_3\text{-N}$ 濃度の影響を調べる実験では、 $PO_4\text{-P}$ 濃度を 10 $\mu\text{g-at/l}$ に設定した。

2.4 藻類の比増殖速度 (μ)

藻類の対数増殖期における増殖速度を一次反応と仮定すると、(1)式のように表すことができる⁴⁾。

$$\frac{dC}{dt} = \mu C \quad (1)$$

ただし、 C : 培養時間 t における藻体量

t : 培養時間

μ : 増殖速度定数(比増殖速度)

(1)式を積分すると、(2)式が得られる。

$$\ln \frac{C}{C_0} = \mu t \quad (2)$$

ただし、 C_0 は $t=0$ における藻体量である。

また、(2)式は

$$\ln C = \mu t + \ln C_0 \quad (3)$$

と表せるので、測定した藻体量の対数を培養時間に対してプロットすると、この直線の傾きが増殖速度定数(μ)となり、この傾きは最小二乗法で推定することができる。なお、本実験ではクロロフィル a 濃度を用いて μ の推定を行った。

また、藻類の比増殖速度は主に水温、照度、栄養塩濃度に影響され、一般に次のように表される⁵⁾。

$$\mu = \mu_{\max} \cdot F(T) \cdot F(I) \cdot F(N) \quad (4)$$

ただし、 μ_{\max} : 最大比増殖速度 (day^{-1})

$F(T)$: 水温補正係数

$F(I)$: 照度補正係数

$F(N)$: 栄養塩補正係数

個々の補正式については結果と考察の項で示す。

3. 結果と考察

3.1 藻類増殖と温度

実験で設定した水温は、10, 20, 24, 28°C の4条件であり、温度範囲は広島湾の年間の最高、最低水温を考慮して設定した。この条件で1982年6月, 8月, 11月に実験を行って求めた藻類の比増殖速度(μ)を表1に示す。3回の結果には、ばらつきが認められるが、水温の上昇とともに μ は高くなり、いずれも24°Cの場合が最も高く、28°Cではそれよりも低下している。これらのことから、ピークを示した24°C付近が藻類の増殖における最適温度条件であると考えられる。採水時期の違いによる植物プランクトン種の組成の差は比増殖速度のばらつきの原因の一つであると考えられるが、増殖した藻類はほとんどが珪藻類であっていずれの時期も *Chaetoceros* 又は *Skeletonema* が優占種であり、その他 *Rhizosolenia*, *Thalassiosira* なども見られた。

広島湾では例年 *Chaetoceros* や *Skeletonema* による赤潮が発生しており⁶⁾、この2種の藻類が広島湾における常在種であるとみられることから、本実験での結果を現場の最適条件として捉えてもそれほど問題はないものと考えられる。

藻類の比増殖速度を実測値をもとに数式化することは富栄養化シミュレーションを行う上で重要であり、2.4で示した(4)式各補正項にはそれぞれ種々の例が報告されている⁷⁾。ここでは、最適水温でピークを示すタイプとして、Lehmanの水温補正式を用いて検討を行った。Lehmanの式は(5)式で表される。

$$F(T) = \exp[-2.3 \times \{(T - T_{opt}) / (T_{ul} - T_{opt})\}^2] \quad (5-1)$$

$T > T_{opt}$ の場合

$$F(T) = \exp[-2.3 \times \{(T - T_{opt}) / (T_{ul} - T_{opt})\}^2] \quad (5-2)$$

$T \leq T_{opt}$ の場合

ただし、 T : 水温

T_{opt} : 増殖最適水温

T_{ul} , T_{ll} : 増殖の上限, 下限水温

表1 比増殖速度に及ぼす水温の影響

		(day ⁻¹)			
実験年月		10	20	24	28°C
1982. 6		0.60	0.72	0.81	0.69
. 8	μ	0.41	0.99	2.03	0.87
.11		0.86	1.58	1.82	1.57
平均		0.62	1.10	1.55	1.04

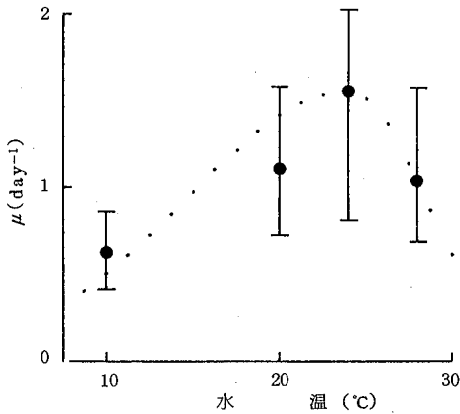


図1 比増殖速度に及ぼす水温の影響
 ※ ●は実測値、点線は(5)式より計算された結果を示す。

表1の実測値をもとに(5)式の各温度係数を求めると、 T_{opt} , T_{ul} , T_{ll} はそれぞれ24, 33.5, 4°Cの値が得られた。これらの係数を用いた補正式によって、藻類の比増殖速度を計算した値を実測値とともに図1に示す。この結果、(5)式によって各温度条件における比増殖速度は、ほぼ表現できると考えられる。

3.2 藻類増殖と照度

実験で設定した照度はそれぞれ2.5, 7.5, 15, 30 kluxの4条件である。

1982年10月, 1983年2月及び5月に採水現場で測定した照度は、水深1mで23~38 klux, 3mで10~20 klux, 5mで4~15 klux, 10mで1~4.5 kluxであり、本実験の照度範囲は藻類の生産層を10m程度とみて、これらの値を参考に設定した。この条件で1983年5月, 8月, 11月, 1984年2月の4回行って求めた藻類の比増殖速度を表2に示す。照度が高くなるとともに μ も高くなり、いずれの場合も15 kluxで最も高い値を示した。30 kluxでは15 kluxに比べると低くなっていることから、15 klux付近が最適照度であると考えられる。この30 kluxでの比増殖速度の低下は、強光阻害によるものと考えられる。

実験で優占した藻類は水温の実験と同様に *Chaetoceros* 又は *Skeletonema* が優占種であり、一部珪藻類の *Rhizosolenia*, *Thalassiosira* なども出現した。

藻類の比増殖速度に対する照度の補正には、(6)式で表される強光阻害型の Steele の式を用いた。

表2 比増殖速度に及ぼす照度の影響 (day⁻¹)

実験年月	2.5	7.5	15	30 klux
1983. 5	-	0.87	1.25	1.07
. 8	μ	0.70	1.42	1.25
.11	0.37	0.68	1.31	1.18
1984. 2	0.26	0.72	1.15	0.93
平均	0.32	0.74	1.28	1.11

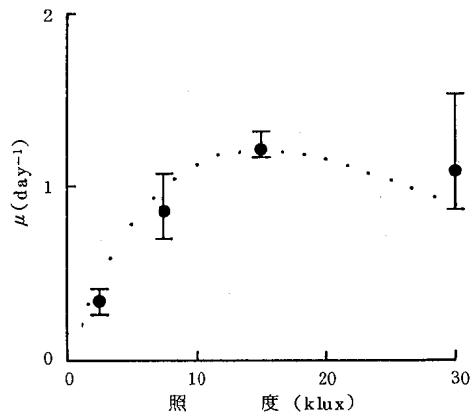


図2 比増殖速度に及ぼす照度の影響
 ※ ●は実測値、点線は(6)式より計算された結果を示す。

$$F(I) = I/I_{opt} \cdot \exp(1 - I/I_{opt}) \quad (6)$$

ただし、 I : 照度

I_{opt} : 増殖最適照度

(6)式の定数は最適照度であり、表2の結果から15 kluxを I_{opt} として、計算した値と実測値との関係を図2に示す。このように、計算される値は実測値とかなり一致しており、(6)式を用いることによって、藻類の比増殖速度に及ぼす照度の影響を表すことができると考えられる。

3.3 藻類増殖と栄養塩濃度

実験で設定した初期栄養塩濃度は $PO_4\text{-P}$ では、0, 1, 5, 10 $\mu\text{g-at/l}$ の4条件で、 $NO_3\text{-N}$ 濃度は0, 5, 25, 50 $\mu\text{g-at/l}$ の4条件とした。広島湾における栄養塩濃度は $PO_4\text{-P}$ で最大約1 $\mu\text{g-at/l}$, $NO_3\text{-N}$ で同様に10 $\mu\text{g-at/l}$ 程度であり⁸⁾、本実験ではこれらの値の5~10倍の濃度範囲とした。この条件で1984年8月, 11月, 1985年2月の3回行って求めた藻類の比増殖速度を表3に示す。ただし、栄養塩濃度は用いた海水にすでに存在していた $PO_4\text{-P}$ あるいは $NO_3\text{-N}$ 量が加算されるので、初期栄養塩濃度は実験ごとに多少異なっている。このた

め表3には実測栄養塩濃度の平均値も併せて示した。この結果をみると、 $PO_4\text{-P}$ では $1.4\ \mu\text{g-at/l}$ の濃度で、 $NO_3\text{-N}$ では $9.5\ \mu\text{g-at/l}$ で μ はほぼピークを示している。実験で優占した藻類は水温の実験と同様に*Chaetoceros*又は*Skeletonema*が優占種であり、一部珪藻類の*Leptocylindrus*も出現し、本実験についても珪藻類が主体であった。

比増殖速度を栄養塩濃度の関数として表すものとして、一般的に(7)式で示されるMonodの式が多く用いられている。

$$F(N) = N/(K+N) \quad (7)$$

ただし、 N : 栄養塩濃度

K : $\mu = \frac{1}{2}\mu_{\max}$ を与える栄養塩濃度
(半飽和定数)

μ_{\max} , K を求めるために(7)式を変形して直線化し、最小二乗法によって計算を行う。

$$N/\mu = N/\mu_{\max} + K/\mu_{\max} \quad (8)$$

表3 比増殖速度に及ぼす栄養塩濃度の影響

設定濃度 ($\mu\text{g-at/l}$)	実測濃度 ($\mu\text{g-at/l}$)		μ (day^{-1})	
	PO ₄ -P/NO ₃ -N 平均値	範囲	平均値	範囲
0 / 50	0.4	0~0.8	1.03	1.87~1.20
1 / 50	1.4	1~1.8	1.38	1.22~1.59
5 / 50	5.4	5~5.8	1.50	1.21~1.88
10 / 50	10.4	10~11	1.54	1.23~1.92
10 / 0	4.5	1.1~7.4	0.69	0~1.06
10 / 5	9.5	6.1~12	1.50	1.02~2.05
10 / 25	30	26~32	1.40	1.28~1.63
10 / 50	55	51~57	1.54	1.23~1.92

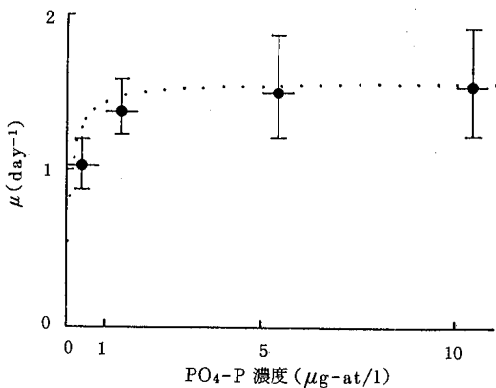


図3-1 比増殖速度に及ぼす $PO_4\text{-P}$ の影響

※ ●は実測値、点線は(7)式より計算された結果を示す。

栄養塩濃度 N に対して、 N/μ をプロットすると、直線の勾配が $1/\mu_{\max}$ になり、また切片の値から K を計算することができる。表3の実測栄養塩濃度及び比増殖速度の平均値から(8)式によって計算される値はりんの場合、 μ_{\max} は $1.57\ \text{day}^{-1}$, K は $0.09\ \mu\text{g-at/l}$ となり、一方窒素では、 $1.65\ \text{day}^{-1}$, $1.48\ \mu\text{g-at/l}$ となった。図3には実測値と(8)式の計算結果を示す。このようにりんは窒素に比べるとごく低濃度で藻類の増殖に影響していることがわかる。

安藤ら⁹⁾は東京湾の富栄養化モデルの中の半飽和定数として $K_P = 0.5\ \mu\text{g-at/l}$ (りん), $K_N = 1.8\ \mu\text{g-at/l}$ (窒素)の値を用いており、本実験に比べるとりんの値は少し高いが、ほぼ同様の値を示している。

この実験では栄養塩濃度補正式をりん、窒素共に求めたが、2.4の(4)式に代入する場合に両者を掛け合わせて用いるか又は制限栄養塩となっている方の値のみを用いるかの二通りが考えられている⁵⁾。いずれを用いるかは今後、富栄養化モデル全体の整合性を検討していく上で選択する必要があると思われる。

なお、これまで行ってきた本室内培養実験から得られた比増殖速度について、それぞれの補正式で補正し、最適条件における藻類の最大比増殖速度を推定したところ、平均で $1.84\ \text{day}^{-1}$ を示した。文献値⁷⁾と比較すると、文献値では $\mu_{\max} = 2\ \text{day}^{-1}$ 前後の値が多く、今回の測定値とはほぼ一致している。

藻類の培養実験は、再現性を得るために単一の藻類を用いて無菌下で行う場合と、できるだけ自然に近い状態で培養する方法があるが、いずれも種々の問題を含んでいる。環境中における藻類の増殖は、数多くの因子が関与しており、本実験で扱った温度、照度、栄養塩濃度以

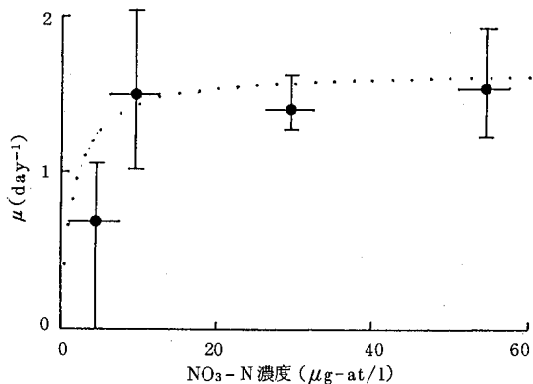


図3-2 比増殖速度に及ぼす $NO_3\text{-N}$ の影響

※ ●は実測値、点線は(7)式より計算された結果を示す。

外に、pH、塩分濃度あるいはビタミン等の微量栄養物質が藻類の増殖に影響するという報告例もあることから、今後これらの文献値等と併せて藻類増殖モデルを検討していく必要があると考えられる。

4. ま と め

現場海水を利用した混合培養によって、藻類の比増殖速度に及ぼす水温、照度及び栄養塩濃度の影響について検討したところ、珪藻を主体とした藻類の増殖最適温度は24℃付近であり、最適照度は15kluxで、それぞれの実測値は個々の補正式により再現できた。また、栄養塩半飽和定数は $PO_4\text{-P}$ では $0.09\mu\text{g-at/l}$ 、 $NO_3\text{-N}$ では $1.48\mu\text{g-at/l}$ であった。藻類の最大比増殖速度は補正式で計算した結果 $\mu_{\text{max}} = 1.84\text{ day}^{-1}$ が得られた。

なお、この報告の一部については、第19回水質汚濁学会(1985年3月、東京)で発表した。

参 考 文 献

- 1) 伊達悦二, 星野 響(1984) 広島湾の物質循環機構に関する研究(第4報) — 一次生産量の季節変化と環境因子について —, 広島県環境センター研究報告, 6, 13-21.
- 2) 星野 響, 伊達悦二(1985) 藻類の増殖と環境因子に関する研究(第1報) — 藻類の混合培養実験のための大型藻類培養装置 —, 広島県環境センター研究報告, 7, 65-68.
- 3) 西条八東(1975) クロロフィルの測定法, 陸水学雑誌, 36(3), 103-109.
- 4) 須藤隆一他(1981) 藻類の培養試験法によるAGPの測定, 国立公害研究所研究報告, 26, 48-49.
- 5) 環境庁(1983) 昭和58年度環境庁委託業務結果報告書 — 湖沼水質管理指針策定調査 —, 93-94 pp.
- 6) 広島県(1985) 広島県環境白書, 48-52 pp.
- 7) 松岡 譲(1984) 霞ヶ浦の富栄養化モデル, 国立公害研究所研究報告, 54, 202-242.
- 8) 伊達悦二, 星野 響(1982) 広島湾の物質循環機構に関する研究(第2報) — 栄養塩類の季節変化について —, 広島県環境センター研究報告, 3, 72-81.
- 9) 安藤晴夫他(1987) 東京湾の富栄養化に関する研究(その4) — 生態系モデル内の係数に関する数値実験について —, 東京都環境科学研究所年報, 101-112.

BOD のクロスチェックについて

橋本敏子, 星野 響*

(1988 年 10 月 31 日受理)

Cross-Check of BOD Method

Toshiko HASHIMOTO and Kyo HOSHINO*

1. はじめに

広島県においては、主に保健所の試験検査室を対象に分析技術の向上と分析精度の充実化をねらいとして、毎年 1 回の分析技術研修及びクロスチェックを実施している。昭和 59 年度においては、BOD (生物化学的酸素要求量) を対象項目とした。

BOD は、植種等煩雑な操作が必要とされるため、熟練した分析者でも信頼のおける数値を出すことが困難であるのが現状である。しかし、わが国においては公共用水域、工場排水、浄化槽放流水等、種々の水質基準として採用され重要な役割をはたしている試験法である。そのため、これまでに、種々の指導、解説がなされてきた^{1) 2)}。広島県においても、「試験検査マニュアル³⁾」が昭和 63 年 3 月に作成され、そのなかに BOD についてもフローシートを添付する等、詳細な記述がなされている。

このような背景から、今回、県内 14 機関の間でクロスチェックを行い、BOD の主として希釈倍率の求め方等について興味深い知見を得た。また「分析を行っての感想」についてとりまとめを行ったので、これらについて報告する。

2. 実施方法

別報⁴⁾と同様の方法で県内の 11 保健所、県の分析委託の 2 機関及び環境センターの計 14 機関においてクロスチェックを実施した。

試料 2 種類 (S1, S2) を、生物活性をおさえるために塩酸で pH2 に調整して、それぞれ 1 l 及び 500 ml のガラス瓶に均等に分注し、各分析機関に配布した。各分析機関においては、分析当日まで低温保存することとした。

試料 2 種類とは、次のとおりである。

S1 : 生活排水にグルコースを添加したもの (BOD 濃度は未知)

S2 : グルコース・グルタミン酸混液 (調製 BOD 濃度 : 132 mg/l)

このうち、試料 S1 は、各機関ごとに COD (化学的酸素要求量) 等により BOD 濃度を推定して 3 段階の希釈倍率を決めることとしたが、S2 については検体送付時に濃度範囲を 100 mg/l ~ 150 mg/l と指定して、1 段階の希釈倍率で分析することとした。

報告書の記入用紙は表 1 のとおりで分析結果、希釈水に使用した水の種類、植種液の種類と調製方法、分析を行っての感想等について記入することとした。また、分析結果の有効数字は 2 桁とし、3 桁以下の数値の扱いは JIS Z 8401 によった。S1 の分析結果については、3 希釈段階での結果のうち代表される段階のものを選んで報告書に記入することとした。ただし、考察にあたって、3.2 の希釈倍率の求め方の項においては、3 段階全ての数値を、その他の項においては、各機関が採用した段階の数値を使用して検討を行った。

分析方法は、規格⁵⁾21 で行い、試料の pH を 2 としてあるので 0.1 N-NaOH で中和を行った後に植種を行って BOD を分析することとした。植種液は各機関で調達するものとし、植種液の種類及び濃度の限定は行わなかった。

3. 結果と考察

3.1 クロスチェックの結果

各機関から送付されたクロスチェックの結果及び植種液等の諸元についてまとめたものが表 2 である。これによると、各機関の BOD 濃度の平均値は S1 は 100 ~ 180

* 広島県環境保健部 Environmental Health Department, Hiroshima Prefecture

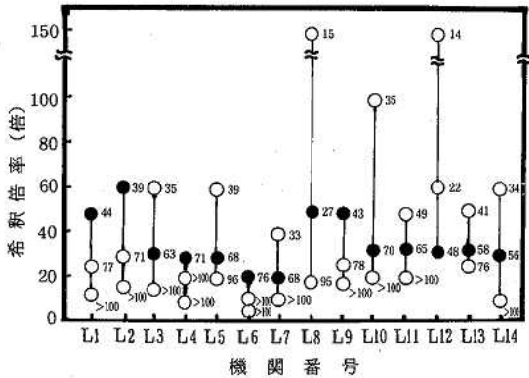


図1 各機関の希釈倍率とDO消費率
 図中の数字はDO消費率, 単位は%
 ● 各機関が採用した希釈倍率
 ○ 上記以外の希釈倍率

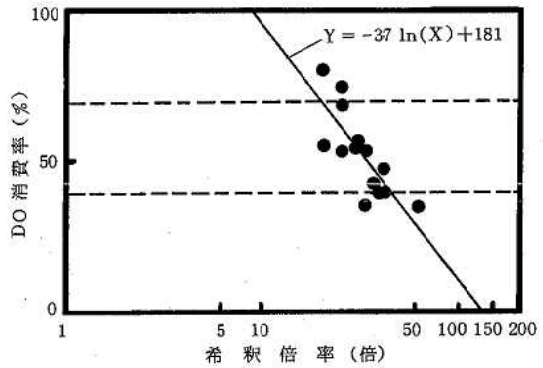


図3 DO消費率と希釈倍率の関係(S2)
 実線は回帰直線, 破線はDO消費率
 40%及び70%を示す。

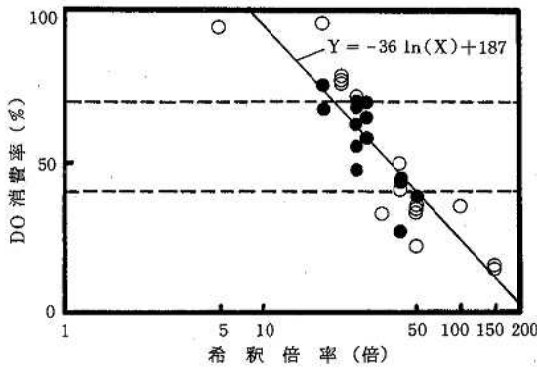


図2 DO消費率と希釈倍率の関係(S1)
 実線は回帰直線, 破線はDO消費率
 40%及び70%を示す。
 ● 各機関が採用した希釈倍率
 ○ 上記以外の希釈倍率

費率との関係を示したのが図2である。規格⁵⁾で定められているDO消費率の40～70%の範囲に相当する希釈倍率をS1の試料について図2の回帰直線の式から計算すると、25～58倍となった。これは、CODから推定した希釈倍率15～60倍の範囲に入っている。今回の各機関で選定された希釈倍率を表2からみると、L2, 6, 7, 8以外はほぼ25～58倍の範囲にあった。しかも、選定した希釈倍率が3段階のちょうど中間に位置するのが最もよい。このような観点から図1に示した各機関の希釈倍率をみるとL3, 5, 10, 11, 13, 14が最も的確な希釈倍率で検査を行っていたものと考えられ、L1, 2, 7, 9は若干希釈倍率を高くしたほうがよいと思われる。L4, 6は希釈倍率が低すぎて、試料採取量の多い2段階は5日目のDOが0mg/lとなったため、結局あとの1段階の

数値だけでしかBODの分析ができていない。この2機関については、設定している希釈倍率にそれぞれ2～3倍を乗じたものを希釈倍率として分析を行ったほうがよいと思われる。L8, 12については、3段階しか採取しないように指示したために、失敗を防ぐ目的で、広い希釈範囲で分析を行った様子が伺える。一般の工場排水等で排水の内容がわからない場合はこのように広い範囲で分析しないと失敗する例もよくある。しかし、希釈の範囲を広くとりすぎると、DO消費率40～70%の範囲に入らない区間が広がり、正しいBOD濃度が出なくなる可能性が強いの、最も間隔を広くとった場合でも、せめて採取量の段階を最適採取量(ml)×2ⁿ(nは連なった整数、例えば、n=-1, 0, 1)に狭めたほうがよい²⁾。

S2については、濃度範囲を100～150mg/lと限定しているので、各培養瓶中の試料分のDO消費量を3.5mg/lとすると28～43倍の希釈倍率にすればよいことがわかる。また、S1と同じようにDO消費率と希釈倍率の相関関係を示した図3の回帰直線の式からDO消費率の40～70%に相当する希釈倍率の数値を計算してみると20～45倍の範囲であった。このような観点から、表2中のS2の希釈倍率をみると指定濃度から考えた28～43倍の範囲にある機関は8機関あった。また、結果から算出した20～45倍の範囲でみると、13機関がその範囲にあり、L6が60倍希釈で若干希釈をしすぎた傾向にあった以外は、S2についてはほぼ良好な希釈倍率で検査が行われていることがわかった。

3.3 クロスチェックの統計的解析と試料のBOD濃度に及ぼす諸条件

各機関がS1及びS2の試料について5回の平衡測定

表3 解析結果

解析対象	機関数 L	平均値	室内精度	室間精度	許容差	
		\bar{X} mg/l	σ_w (CVw%)	σ_x (CVx%)	室内 mg/l	室間 mg/l
S 1	14	149	4.9 (3.3)	24.0 (16.1)	19.0	66.5
S 2	14	127	3.2 (2.5)	20.9 (16.4)	12.5	58.0

を行っているので、それらの数値を用いて平均値、室内精度、室間精度、許容差を統計的に検討したのが表3である。これによると、平均値はS1で149mg/l、S2で127mg/lを示した。このうちS2は調製濃度を134mg/lとしたものであるので、このクロスチェックの平均値は妥当な結果を示したものと考えられる。また、室内精度のCVwはS1が3.3%、S2が2.5%ではほとんどばらつきがないのに対して、室間精度のCVxはS1が16.1%、S2が16.4%と非常に大きな数値を示し、やはり分析機関の間のばらつきが大きいことが確認された。

以上の結果に基づいて、各機関別に5回の測定結果のうち最大、最小、平均値について示したのが図4、図5である。図中点線は、室間許容差の範囲を示したものである。ここで、室間許容差とは異なった機関のそれぞれの分析値の間に異常な差があるかどうかを判定するのに用いる数値である。これをみると、S1についてはL7が室間許容差の範囲より低く、またS2については、L5が高くL8が低い結果となっている。この原因は別報⁴⁾で述べたとおり植種液の種類及び保存方法であると推定されるが、そのことについて若干ふれることとする。

試料のBOD濃度に及ぼす諸条件としては、表2に示した測定条件のうちDO消費率、ブランク濃度、植種液の最終BOD濃度、植種液の種類及び保存方法が考えられる。そのうち、各分析機関におけるS1及びS2のDO消費率、ブランク濃度、植種液の最終BOD濃度に対する試料のBOD濃度との関係性を求め、それぞれの相関係数を算出したところ、相関係数rはいずれも-0.236~0.312の範囲にあり、共に5%の危険率で有意な相関が認められなかった($r_0=0.532$)。従って、表2に示したそれぞれの数値の範囲であれば、これらの要因はBOD濃度にはほとんど影響しないものと思われる。

植種液の種類については河川水、家庭下水、下水処理場原水、下水処理場原水+河川水、し尿脱離液、し尿浄化槽放流水とさまざまな用いられていたが、それぞれの種類に分けてBOD濃度の最大、最小、平均値を表わしたものが図6である。S1、S2とも河川水、家庭下水、

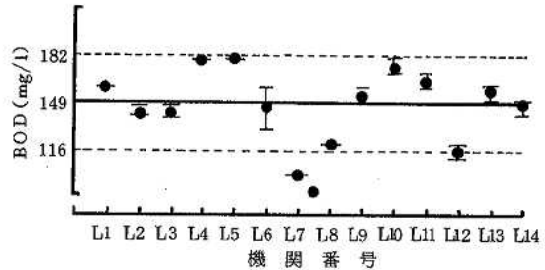


図4 各機関別測定結果の最大、最小、平均値(S1)
実線は平均値、破線は室間許容の上限及び下限値を示す。

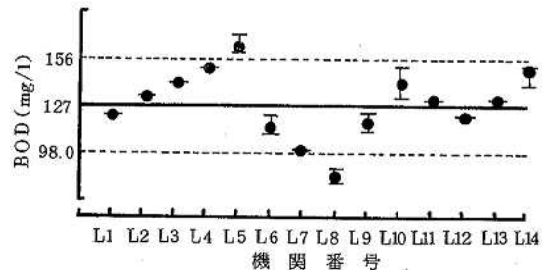


図5 各機関別測定結果の最大、最小、平均値(S2)
実線は平均値、破線は室間許容の上限及び下限値を示す。

下水処理場原水、下水処理場原水+河川水の場合はL5の河川水を除くと室間許容差の範囲に入っておりほぼ良好な結果を示した。一般的にBOD濃度が高くなる原因は硝化作用によるものが多いが、L5の場合は硝化作用にその他の原因が重なってBOD濃度に高値を与えたものと考えられる。

一方、し尿処理場脱離液と、し尿浄化槽放流水についてはS1及びS2ともに若干低い値となっている。これは、し尿処理場脱離液は嫌気状態のため好気性菌が少ないことから、また、し尿浄化槽放流水は表2に示したように凍結による細菌や原生動物の数の減少のためと考えられる。

4. 要 約

広島県内の保健所、県の分析委託機関及び環境センターの計14機関において、S1（生活排水にグルコースを添加したもの）とS2（グルコース・グルタミン酸混液をBOD132mg/lに調製したもの）の2種類の試料を配布してBODのクロスチェックを行い、次の結果を得た。

- 1) 希釈倍率は、S1は15～60倍で行うのが妥当で、しかも中間の希釈倍率のものが25～58倍に入っているようにするのが最良の方法と考えられる。その条件を満足している機関は6機関あり、4機関は若干希釈倍率を上げた方がよく、2機関はかなり希釈倍率を上げた方がよいとの結論になった。あとの2機関はもう少し狭い希釈範囲で検査を行った方がよいと思われる。S2については、ほとんどの機関において良好な希釈倍率で分析が行われていた。
- 2) クロスチェックの結果を統計的にまとめると、S1は平均値149mg/l、S2は平均値127mg/lを示し、S2について調製濃度と大差がないことから、一応妥当な結果が得られたものと考えられる。また、試料のBOD濃度の室内精度がS1、S2共に約16%の値を示し、ばらつきが大きいことがわかった。
- 3) 分析を行っての感想から、分析者の分析への配慮が

細部にわたってなされていることがわかった。また、一番の関心事は植種液に関することで、BODの分析の困難さは植種に起因していることがわかった。

最後に、このクロスチェックに関与した広島県環境管理課及び保健所、分析委託機関の関係各位に感謝します。

参 考 文 献

- 1) 坂本 勉(1974) COD, BOD, TOCなどの測定法の問題点と注意事項, PPM, 3, 44-54.
- 2) 静岡県環境保全協会水質研究委員会(1977) BOD測定標準マニュアル, 公害と対策, 13, 1252-1258.
- 3) 広島県試験検査マニュアル(環境水質編)編集委員会(1988) 広島県試験検査マニュアル—環境水質編一, 35-46.
- 4) 橋本敏子, 星野 響, 用水と廃水投稿中
- 5) 日本工業標準調査会(審議)(1981) JIS K 0102 工場排水試験方法, 41-45, 日本規格協会, 東京.
- 6) 環境分析技術協議会(1975) BODに関する共同実験について, 水処理技術, 16, 457-467.
- 7) 小倉久子(1985) BOD試験方法の検討, 千葉県水質保全研究所年報, 83-86.

編集委員会

委員長

山田 從 麿

委員

山 重 隆 伊 達 悦 二

調 枝 勝 幸 桜 井 潔

重 光 和 之

広島県環境センター研究報告

第 10 号

登録番号 9, 発行年 1988

発行日 昭和 63 年 12 月 1 日

発行者 広島県環境センター

〒734 広島市南区皆実町一丁目6-29

☎ (082) 255-7131

印刷所 電子印刷株式会社

〒730 広島市中区堺町一丁目1-5

☎ (082) 232-3770

