

十勝川の流出原単位に関する調査研究

棗 庄 輔 三 上 英 敏
有 末 二 郎 伊 藤 英 司

要 約

河川水質の汚濁現象は種々多様な因子によって構成されており、全ての因子を追跡してその機構を解明することは極めて困難である。従って、多くの研究者は、それぞれ、評価目的によって現象をモデル化し、解析を試みており^{1)~5)}、著者等は、河川の流出汚濁現象を定量化するうえで、どの様な手法が有効であるかについて検討を試み、報告を行ってきた^{6)~9)}。

本調査研究に関する一連の報告は^{10)~12)}、地先海域で赤潮が発生することもある十勝川を対象に、水質変化の予測手法を確立しようとするものであり、本報告は、前報¹²⁾において、流出特性の解析手法としてその有効性が示された重回帰分析を用い、昭和62年度から平成2年度までの7月から11月までに実施した水質・水量の調査結果(516検体)から、BOD、COD、SS、T-N、T-Pの流域単位面積当たりの流出負荷量(流出原単位)を流域単位面積当たりの流量(比流量)及び土地利用形態(土地利用面積比率)という簡単な情報から重回帰式を求め、その妥当性を公共用水域の測定結果(流量、BOD、COD、SS、T-N、T-P)から実証したものである。

1 緒 言

近年、十勝川の地先海域において、夏期から秋期にかけて赤潮が発生することが示され、漁業への影響も懸念されるようになってきている¹³⁾¹⁴⁾。この現象のメカニズムは不明であるが、今後、地先海域の水環境を保全するうえで、十勝川から供給される汚濁物質が地域開発等によってどの様な量的、質的な変化を示すかを予測することは、重要な課題の一つである。

本調査研究では、十勝川地先海域の水環境を論じるうえで最も基本的な十勝川の流出汚濁現象を流出原単位という評価目的によってモデル化し、十勝川の流出汚濁負荷量の予測式を水質管理のサブシステム、例えば、赤潮発生予報システムの一つの要素として導入しようとするものである。

流域からの流出汚濁負荷量は、山林・田畑等の面源(非特定汚染源)によるものと工場排水等の点源によるものとに大別され、両者は、汚濁負荷量の発生・流出形態が異なるため、区別して取り扱う必要がある。

先の報告では¹⁰⁾¹¹⁾、流域単位面積当たりの流出負荷量(流出原単位)は面源に関する流域特性項目と高相関関係にあり、点源のそれとは殆ど相関が示されなかったことから、前報では¹²⁾、流出原単

位を面源、即ち、土地利用形態から解析することにした。

面源負荷としての流出原単位は、その面源の立地する水文、気象、地形、地質等や種々の人間活動等の環境条件で大きく異なる性質を有し、広域を対象とする場合、統計的な平均量として取り扱わざるを得ないと考え、BOD、COD、SS、T-N、T-Pの流出原単位を比流量(流域単位面積当たりの流量)と土地利用面積比率をそれぞれ独立変数とした重回帰式で表現することを試み、その有効性を示唆した。

本報告では、昭和62年度から平成2年度までの4年間に種々の土地利用形態を擁する十勝川の主要地点(本流7地点、支流32地点)を対象に実施した観測結果(516検体)を基に流出原単位を比流量と土地利用面積比率及び降雨時等の影響が端的に現れ、自動観測(濁度換算)が可能な比SS量(流域単位面積当たりのSS量)を独立変数とした重回帰式で表現し、その妥当性を公共用水域の測定結果という新たな場において検証した。

2 調査の概略

北海道の3大河川の一つである十勝川は、流路延長156km、流域面積9,010km²を有している。その源は、北海道の屋根である大雪山連峰十勝岳

(標高2,077m)に発し、裏大雪山を東西に迂回し、山間溪谷を縫流し、広大な十勝平野の西北端に出て、佐幌川、芽室川、美生川、然別川等を合わせて十勝地方の中心都市である帯広市に達する。さらに、帯広川、音更川、札内川、士幌川、途別川、猿別川、利別川、牛首別川等を合流しながら、統内平野を直進し、中川郡豊頃町大津において太平洋に注いでいる。図1に十勝川流域の概略を示す。

解析の手法は、十勝沿岸海域で赤潮が発生する夏期から秋期にかけて、種々の土地利用形態をよする調査地点を対象に水質・水量の観測を実施し、その結果を基に各流出原単位(g/sec/km²:以

下「比BOD量,比COD量,比SS量,比T-N量,比T-P量」と称する。)を比流量(m³/sec/km²)及び土地利用面積比率(%)を独立変数として、重回帰式で表現しようとするものである。

解析の資料は、昭和62年度から平成2年度までの7月から11月までの期間に実施した観測結果であり、本流(7地点)112検体及び支流(32地点)404検体、計516検体である。

調査地点の模式図を図2に、調査地点の土地面積比率を表1に示す。

なお、水質分析の方法は、BOD, COD, SSをJIS K 0102, T-N, T-Pをオートアナライザーの比

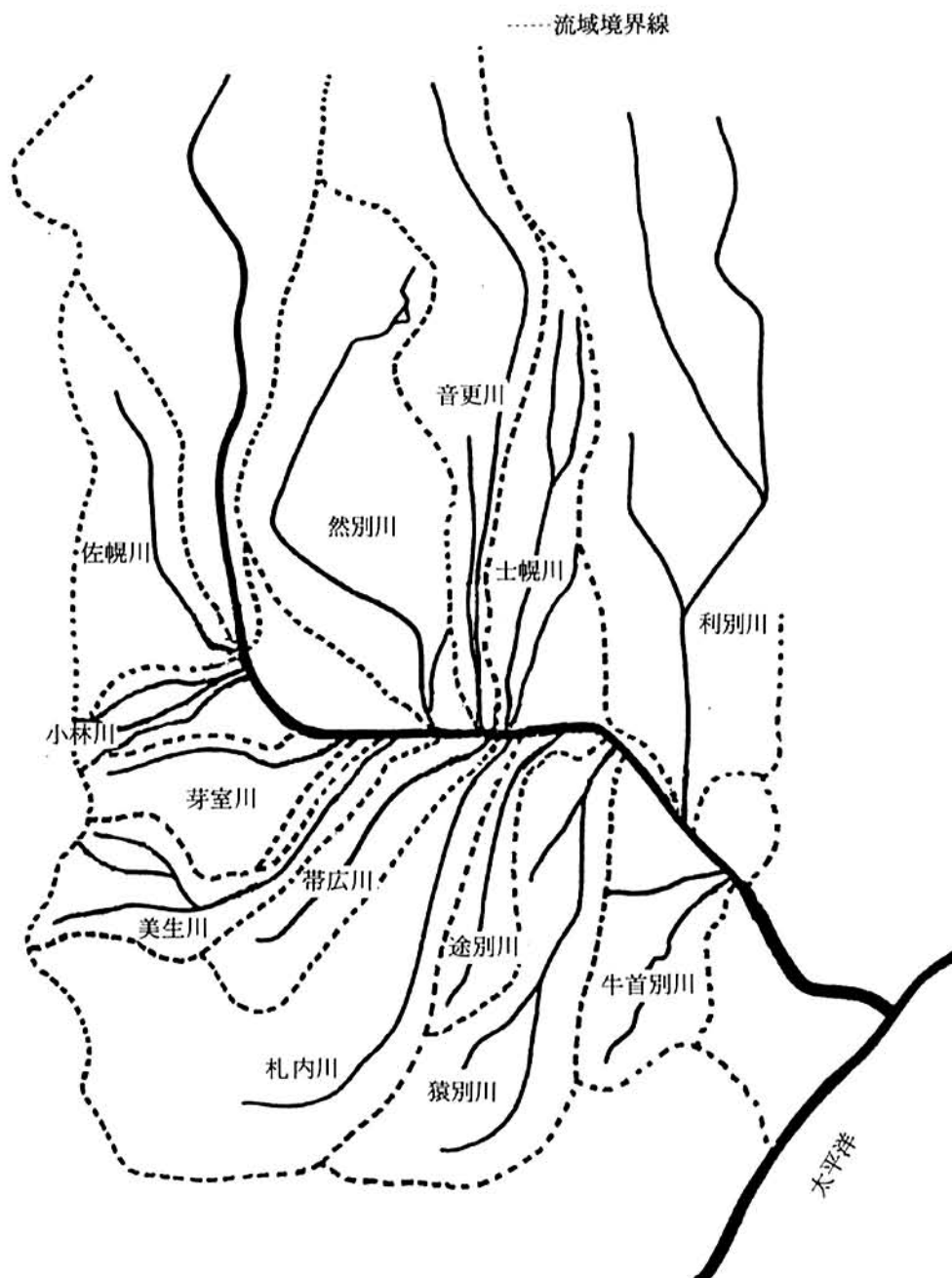


図1 十勝川流域の概略

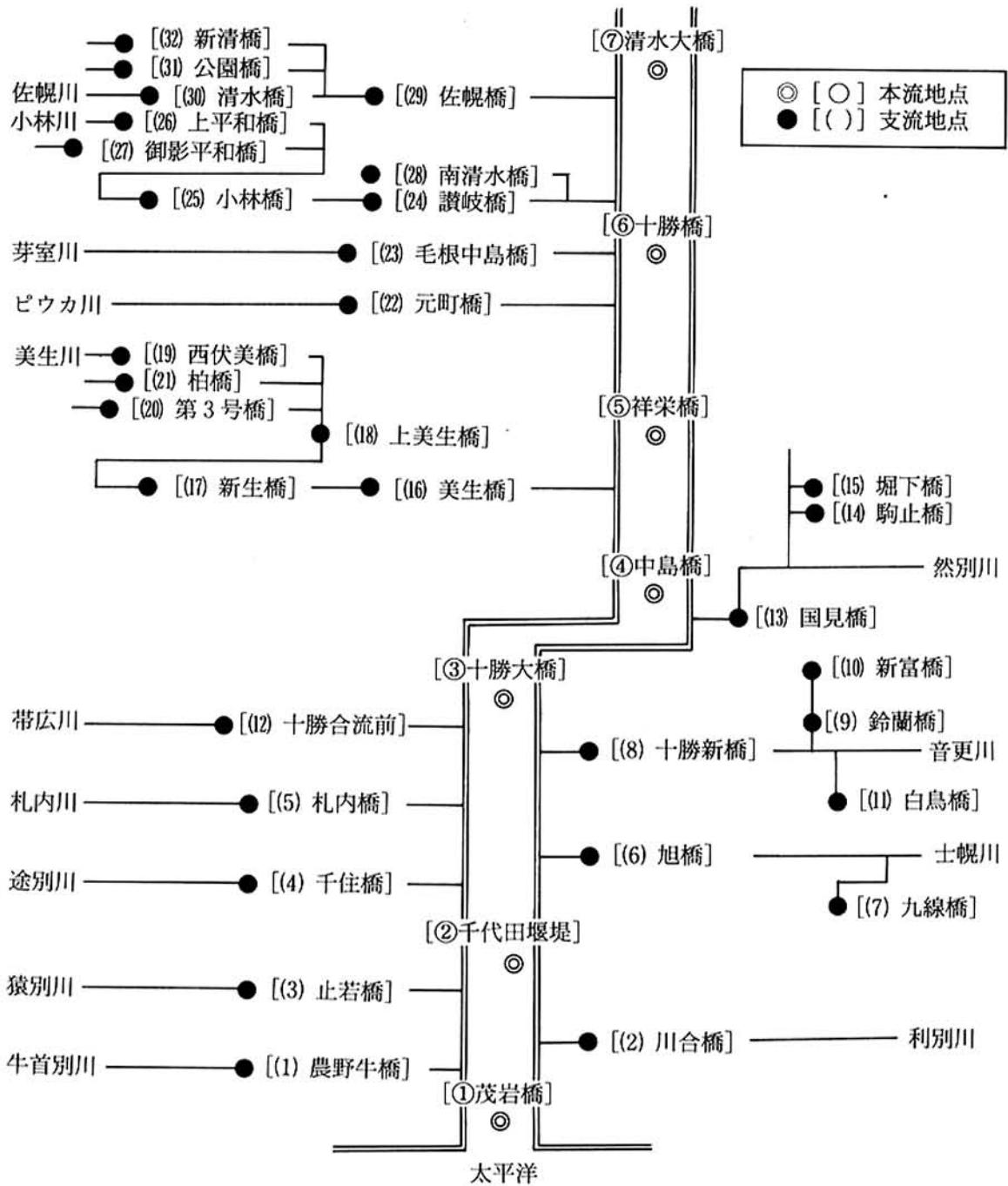


図2 十勝川調査地点模式図

表1 調査地点の流域面積と土地利用形態

地点 番号	河川名	地点名	流域面積 km ²	森林 面積 %	田畑荒地 面積 %	市街地 面積 %
①	十勝川本流	茂岩橋	8,033	65.2	31.8	0.93
②	〃	千代田堰	4,465	59.4	37.1	1.35
③	〃	十勝大橋	2,513	64.6	33.2	0.88
④	〃	中島橋	1,665	75.2	22.8	0.72
⑤	〃	祥栄橋	1,440	77.5	21.3	0.51
⑥	〃	十勝橋	1,237	80.3	17.6	0.48
⑦	〃	清水大橋	848.3	84.1	14.7	0.13
(1)	牛首別川	農野牛橋	175.9	79.6	19.4	0.06
(2)	利別川	川合橋	2,842	80.3	18.2	0.34
(3)	猿別川	止若橋	441.0	31.7	66.1	0.94
(4)	途別川	千住橋	120.1	21.6	75.0	1.73
(5)	札内川	札内橋	706.2	63.6	31.0	1.47
(6)	士幌川	旭橋	224.4	20.8	76.8	0.90
(7)	〃	支流九線橋	11.9	7.6	92.4	0.0
(8)	音更川	十勝新橋	589.7	66.2	30.5	0.74
(9)	〃	支流鈴蘭橋	17.1	7.6	80.7	11.7
(10)	〃	支流新富橋	14.6	8.9	91.1	0.0
(11)	〃	支流白鳥橋	23.7	15.6	84.4	0.0
(12)	帯広川	十勝合流前	187.9	20.1	69.1	9.42
(13)	帯然川	国見橋	633.1	49.2	49.5	0.44
(14)	〃	支流駒止橋	19.9	31.1	68.9	0.0
(15)	〃	支流掘下橋	7.6	20.9	79.1	0.0
(16)	美生川	美生橋	206.0	65.3	29.4	0.60
(17)	〃	新生橋	184.5	72.7	25.8	0.35
(18)	〃	上美生橋	160.8	81.3	17.0	0.0
(19)	〃	西伏美橋	89.9	100.0	0.0	0.0
(20)	〃	支流第3号橋	16.4	100.0	0.0	0.0
(21)	〃	支流柏橋	4.5	100.0	0.0	0.0
(22)	ピウカ川	元町橋	18.1	8.3	72.9	18.8
(23)	芽室川	毛根中島橋	212.7	57.6	41.4	0.65
(24)	小室川	讚岐橋	38.0	83.2	16.5	0.23
(25)	〃	小林橋	32.1	81.9	18.1	0.0
(26)	〃	上平和橋	26.4	97.7	2.3	0.0
(27)	〃	支流御影平和橋	6.6	100.0	0.0	0.0
(28)	〃	支流南清水橋	4.6	23.9	76.1	0.0
(29)	佐幌川	佐幌橋	336.3	73.4	24.9	1.40
(30)	〃	清水橋	261.1	75.7	23.2	0.79
(31)	〃	支流公園橋	6.4	39.1	60.9	0.0
(32)	〃	支流新清橋	36.7	89.6	10.4	0.0

色法によって測定した。

3 重回帰分析結果

調査項目の相関行列を表2に示す。表は対角線に関して対称であり、右上半部分について絶対値が0.7以上の値をゴチック体と下線で示した。

即ち、[森林面積比率]と[畑地(田畑・荒地)面積比率]、[比流量]と[比SS量]、[比BOD量]、[比COD量]の3者、[比SS量]と[比BOD量]、[比COD量]、[比T-P量]の3者、[比BOD量]と[比COD量]、[比T-P量]の両者、[比COD量]と[比T-P量]及び[比T-N量]と[比T-P量]という2項目間の関係である。

ここで、2項目間の相関関係の例として、各項目の流出原単位(g/sec/km²:比BOD量,比COD量,比SS量,比T-N量,比T-P量)と比流量(m³/sec/km²)との散布図を図3に示す。

上述した2項目間の相関関係から、BOD, COD, T-N, T-Pの流出原単位に関する各説明変数を、[比流量]、[森林面積比率]、[市街地面積比率]、[比SS量]の4項目として解析した。また、SSの

流出原単位は、[比流量]、[森林面積比率]、[市街地面積比率]の3項目を説明変数とした。なお、畑地(田畑・荒地)面積比率は森林面積比率と強い相関関係にあるので説明変数から除いた。

これらの説明変数は、十勝川地先海域での赤潮発生予報を可能にするうえで、その構成要因の一つとして十勝川の流出汚濁負荷量を導入すると考えた場合、自動的にプログラム化し得る要素である。すなわち、流量, SS(濁度換算)については自動記録計から入力が可能であり、森林面積比率と市街地面積比率は予めデータを入力し得る。

変数増減法¹²⁾で求めた重回帰式の重相関係数を表3に示す。

表3において下線をした組合せの重回帰式は次のとおりである。

(1) BOD流出原単位 [比BOD量]

$$\begin{aligned} \bigcirc \log(\text{比BOD量}) = & -0.470 + 0.722 \cdot \\ & \log(\text{比流量}) + 0.124 \cdot \log(\text{比SS量}) \\ & + 0.0319 \cdot \log(\text{市街地面積比率}) \quad \text{---} \\ & (r = 0.90) \end{aligned}$$

(2) COD流出原単位 [比COD量]

表2 2項目間の相関係数

	森林面積比率	畑地面積比率	市街地面積比率	比流量	比SS量	比BOD量	比COD量	比T-N量	比T-P量
森林面積比率	——	<u>-0.99</u>	-0.39	0.32	0.04	0.09	0.10	-0.47	-0.16
畑地面積比率	-0.99	——	0.30	-0.32	-0.04	-0.11	-0.10	0.45	0.14
市街地面積比率	-0.39	0.30	——	-0.04	0.03	0.22	0.02	0.31	0.21
比流量	0.32	-0.32	-0.04	——	<u>0.70</u>	<u>0.85</u>	<u>0.84</u>	0.57	0.59
比SS量	0.04	-0.04	0.03	0.70	——	<u>0.74</u>	<u>0.88</u>	0.60	<u>0.78</u>
比BOD量	0.09	-0.11	0.22	0.85	0.74	——	<u>0.85</u>	0.66	<u>0.74</u>
比COD量	0.10	-0.10	0.02	0.84	0.88	0.85	——	0.65	<u>0.80</u>
比T-N量	-0.47	0.45	0.31	0.57	0.60	0.66	0.65	——	<u>0.70</u>
比T-P量	-0.16	0.14	0.21	0.59	0.78	0.74	0.80	0.70	——

表3 流出原単位と各説明変数との重相関係数

説明変数	比流量	比流量 森林	比流量 市街地	比流量 森林 市街地	比流量 比SS量	比流量 比SS量 森林	比流量 比SS量 市街地	比流量 比SS量 森林 市街地
比BOD量	0.85	0.87	0.88	0.89	0.87	0.88	<u>0.90</u>	0.90
比COD量	0.84	0.86	0.84	0.86	0.93	<u>0.94</u>	<u>0.94</u>	0.94
比T-N量	0.57	0.89	0.66	0.89	0.64	0.89	0.71	<u>0.90</u>
比T-P量	0.59	0.70	0.64	0.70	0.78	0.82	0.80	0.82
比SS量	0.70	<u>0.73</u>	0.70	0.73	——	——	——	——

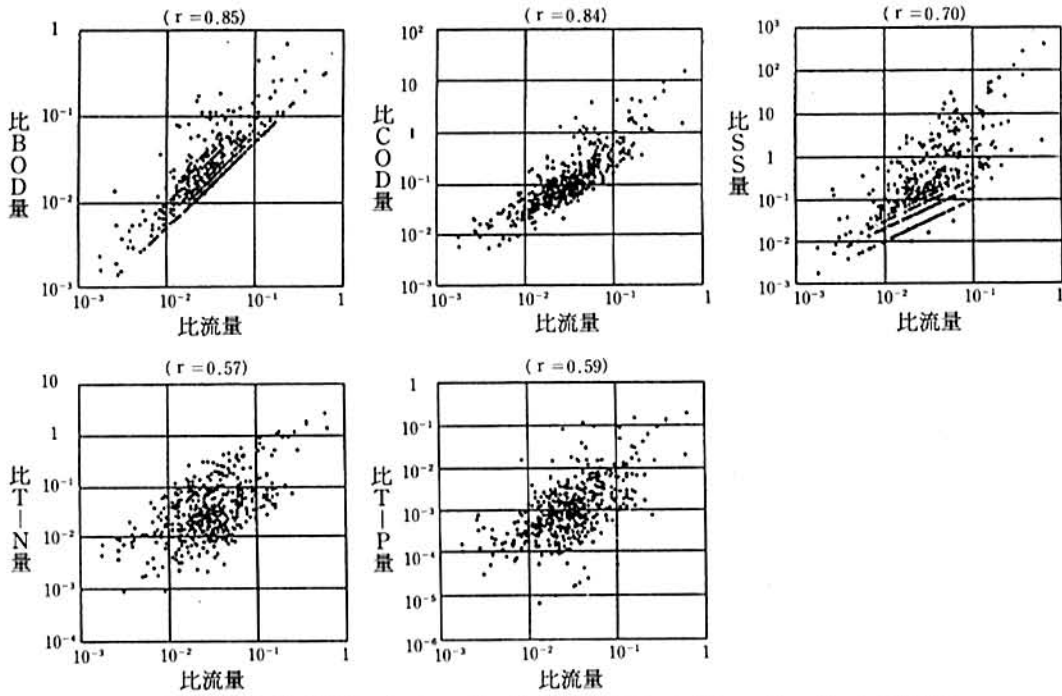


図3 流出原単位 (g/sec/km²) と比流量 (m³/sec/km²) との関係

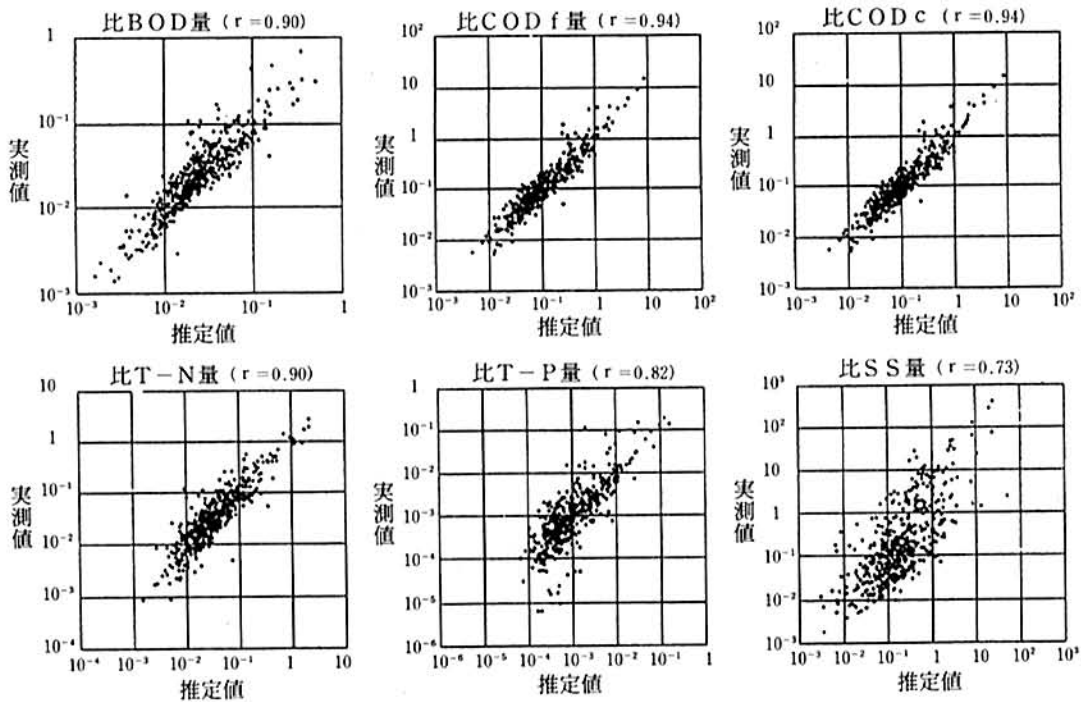


図4 重回帰式による推定値と実測値との関係 (単位: g/sec/km²)

- $\log(\text{比CODf量}) = 0.316 + 0.631 \cdot \log(\text{比流量}) + 0.327 \cdot \log(\text{比SS量}) - 0.00138 \cdot \log(\text{森林面積比率})$ — (r = 0.94)
- $\log(\text{比CODc量}) = 0.157 + 0.576 \cdot \log(\text{比流量}) + 0.343 \cdot \log(\text{比SS量}) + 0.00265 \cdot \log(\text{市街地面積比率})$ — (r = 0.94)
- (3) T-N 流出原単位 [比T-N量]
 - $\log(\text{比T-N量}) = 0.804 + 0.951 \cdot \log(\text{比流量}) + 0.099 \cdot \log(\text{比SS量}) - 0.0129 \cdot \log(\text{森林面積比率}) + 0.0125 \cdot \log(\text{市街地面積比率})$ — (r = 0.90)
- (4) T-P 流出原単位 [比T-P量]
 - $\log(\text{比T-P量}) = -1.63 + 0.417 \cdot \log(\text{比流量}) + 0.497 \cdot \log(\text{比SS量}) - 0.00623 \cdot \log(\text{森林面積比率})$ —

($r = 0.82$)

(5) SS 流出原単位 [比 SS 量]

$$\bigcirc \log(\text{比 SS 量}) = 2.23 + 1.690 \cdot \log(\text{比流量}) - 0.00631 \cdot \log(\text{森林面積比率})$$

— ($r = 0.73$)

上述の重回帰式による推定値と実測値との関係を描くと図4のようであり、比BOD量、比CODf

量、比CODc量、比SS量、比T-N量、比T-P量の重相関係数はそれぞれ $r = 0.90, 0.94, 0.94, 0.90, 0.82, 0.73$ である。

4 重回帰式の評価

多くの地点のデータを総合し、統計的に処理する場合、どの程度の相関係数が現象を記述したと

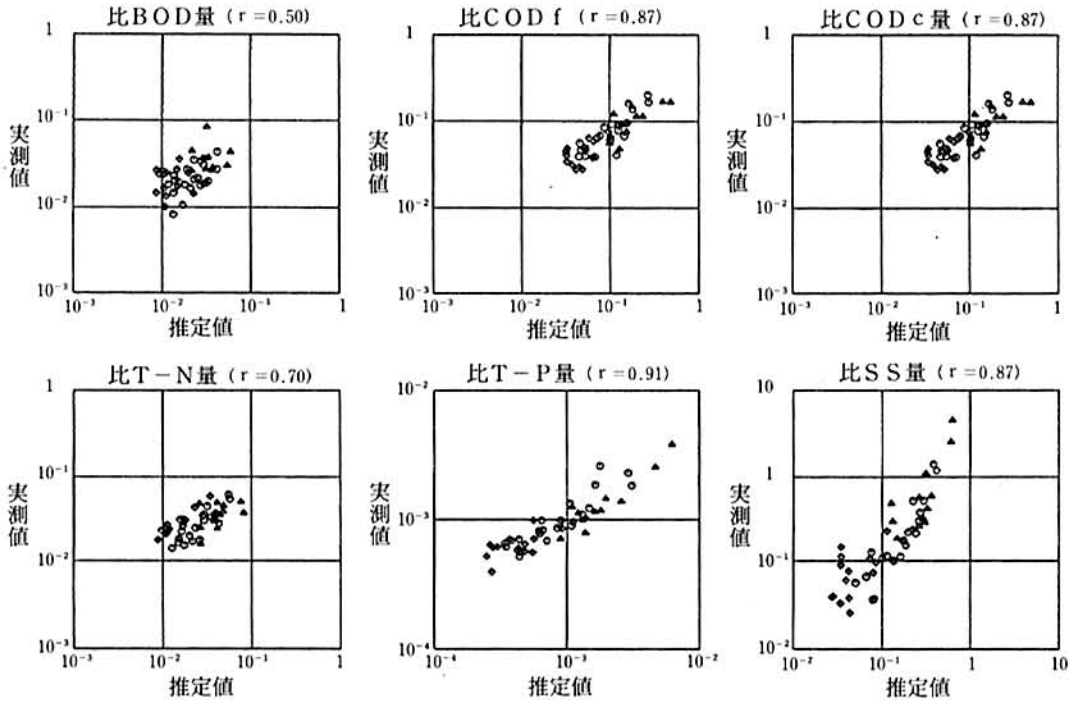


図5.1 十勝大橋における実測値（公共用水域測定結果）と推定値（重回帰式）との関係（単位：g/sec/km²）
（△：4～6月，○：7～11月，◇：12～3月）

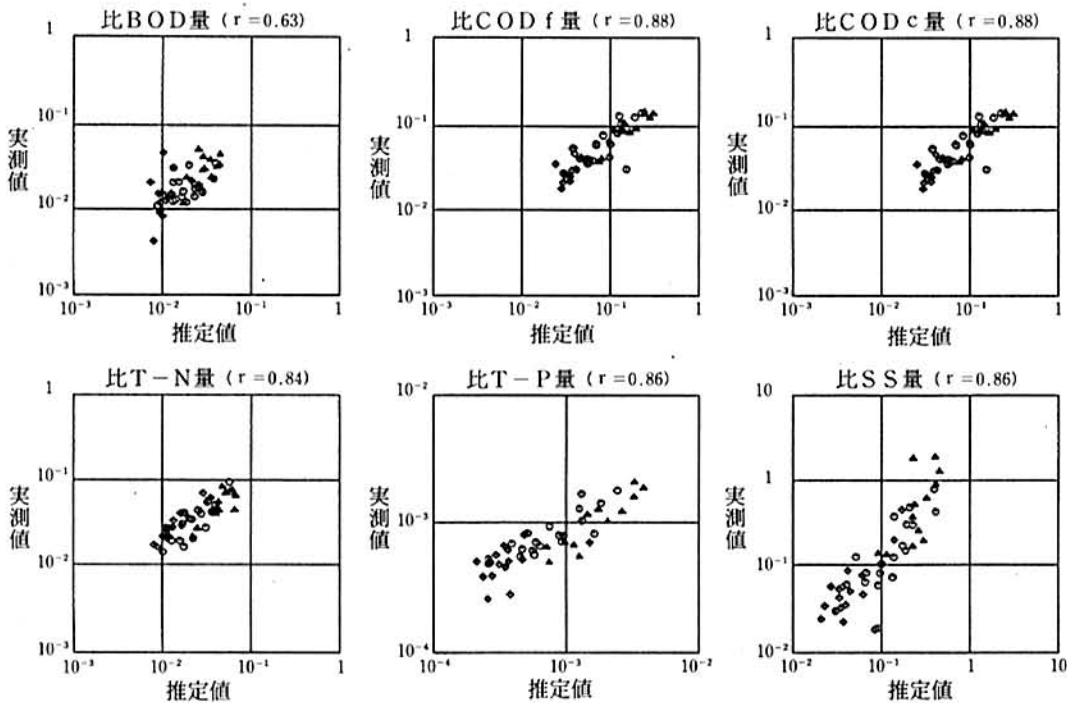


図5.2 千代田堰堤における実測値（公共用水域測定結果）と推定値（重回帰式）との関係（単位：g/sec/km²）
（△：4～6月，○：7～11月，◇：12～3月）

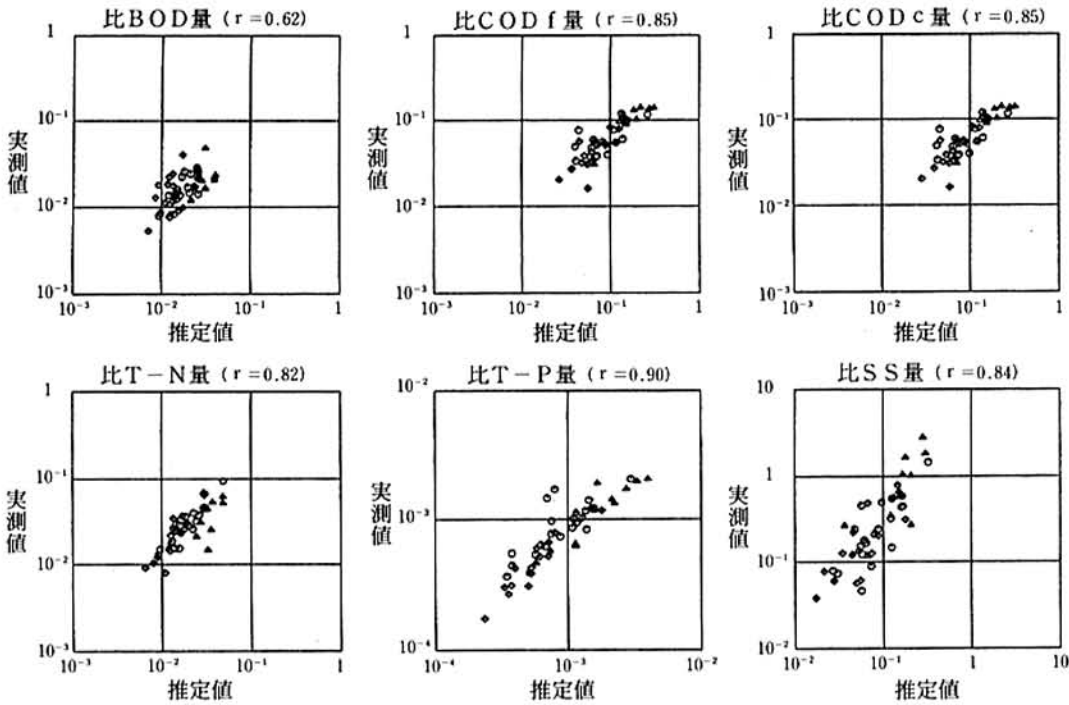


図5.3 茂岩橋における実測値（公共用水域測定結果）と推定値（重回帰式）との関係（単位：g/sec/km²）
（△：4～6月，○：7～11月，◇：12～3月）

いえるかは非常に難しい課題である。ここでは、著者等が実施した水質・水量の観測結果を基にして得られた重回帰式を公共用水域の測定結果という新たな場において適合するか否かによって評価することにした。

即ち、重回帰式による推定値と昭和62年度から平成2年度までの十勝川本流の3地点（十勝大橋、千代田堰堤、茂岩橋）における実測値（△：4～6月，○：7～11月，◇：12～3月）を適合させた。

フィッティングの結果を示すと図5・1（十勝大橋），5・2（千代田堰堤），5・3（茂岩橋）のようであり，比BOD量，比CODf量，比CODc量，比SS量，比T-N量，比T-P量についての推定値と実測値の相関係数はそれぞれ $r = 0.50 \sim 0.63, 0.85 \sim 0.88, 0.85 \sim 0.88, 0.84 \sim 0.87, 0.70 \sim 0.84, 0.86 \sim 0.91$ を示した。

このことから，重回帰式は公共用水域の実測値を忠実に追跡するには至らなかったが，十勝川の流出汚濁負荷量を巨視的に把握し，予測するには十分有効であることが実証された。

5 結 語

十勝川を対象に，BOD，COD，SS，T-N，T-Pの流出原単位を重回帰式で表現し，重回帰式による推定値と公共用水域測定結果とをフィッティングさせた結果，得られた重回帰式が十勝川の流出負荷量を予測するうえで有効であることが示さ

れた。

即ち，本重回帰式を利用することにより，流出汚濁負荷量の時系列的解析が可能となり，地先海域における赤潮発生予報システムを確立するうえで基本的資料になるものと考えられる。

なお，本調査研究において多大な御協力を頂いた道環境対策課水質係並びに十勝支庁振興課土地公害係の皆様へ深謝します。

参 考 文 献

- 1) James D. Santor et al: Jour. WPCF. **46**, 458 (1974)
- 2) 海老瀬潜一：国立公害研究所報告，**50**，41 (1984)
- 3) 関根雅彦他：衛生工学論文集，**22**，103(1986)
- 4) 松浦茂樹他：衛生工学論文集，**22**，111(1986)
- 5) 國松孝男，村岡浩爾：河川汚濁のモデル解析，技報堂 (1989)
- 6) 中村俊男，安藤和夫，伊藤英司：北海道公害防止研究所報，**1**，125 (1975)
- 7) 伊藤英司，有末二郎，棗庄輔他：北海道公害防止研究所報，**10**，93 (1983)
- 8) 伊藤英司，有末二郎：北海道公害防止研究所報，**14**，63 (1987)
- 9) 伊藤英司，有末二郎，棗庄輔：北海道公害防止研究所報，**16**，45 (1989)
- 10) 伊藤英司，有末二郎：北海道公害防止研究所

- 報, 15, 85 (1988)
- 11) 伊藤英司, 有末二郎, 棗庄輔: 北海道公害防止研究所報, 16, 35 (1989)
 - 12) 有末二郎, 棗庄輔, 伊藤英司: 北海道公害防止研究所報, 17, 21 (1990)
 - 13) 昭和 61 年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書, 北海道 (1987)
 - 14) 昭和 62 年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書, 北海道 (1988)

Study on Runoff Loads of Pollutants in Tokachi River

Shosuke NATSUME, Hidetoshi MIKAMI,
Jiroh ARISUE and Hideshi ITOH

Abstract

The water pollution in rivers consists of many differing factors. It is very difficult to clarify them all. So, many researchers have tried to analyze phenomena by making the models which are reasonable regarding various viewpoints. Some authors have also examined and made reports on the effective methods for quantifying water pollution in rivers.

This study was conducted to estimate the runoff loads of BOD, COD, T-N, T-P and SS from easily obtainable information such as water quantity, land-use in river basins and so on.

Statistical analyses were made on data obtained at 7 points (112 samples) in main stream and 32 points (404 samples) in tributary streams from July to November since 1987 to 1990.

Multiple regression equations were used in which the specific runoff loads of BOD, COD and T-P were expressed by three independent variables, flow quantity per unit area, area ratios of land-use type (forest) and SS loads per unit area. The specific runoff loads of T-N was expressed by four variables, flow quantity per unit area, area ratios of land-use type (forest and city) and SS loads per unit area, and the specific runoff loads of SS was expressed by two variables, flow quantity per unit area and area ratios of land-use type (forest).

Close similarity between calculated and actually obtained data was found and the equations were found useful for evaluating the runoff characteristics in Tokachi River.

都市内中小河川のモデル解析

三上英敏 棗 庄輔 斉藤 修
有末二郎 伊藤英司

要 約

本調査研究は、多くの要因によって様々な水質汚濁現象が発現する都市内中小河川の水質管理を的確に行うために、最も基本的な河川流量や河川流入負荷量等の環境因子と河川水質との関連を定量化することを目的としている。本報告では、帯広川を対象に水質現象を巨視的に把握しうる流出モデルを考案し、BOD, COD, SS, T-N, T-P, についてその妥当性を検討し、SSを除く4成分について都市内中小河川に対する本モデルの有効性を明らかにした。

1 諸 言

近年、生活排水による都市内中小河川の水質汚濁問題が社会的に関心が持たれ、各地域の「快適環境づくり」の一つとして「水辺とのふれあいづくり」について検討が試みられている¹⁾。

一般的に、流域の都市化は中小河川に対して次の様な影響を与えている。第一に、十分処理されていない生活排水が流入することによって、河川水質が著しく劣化すること。第二に、森林等に代わり家屋や舗装道路等が拡大することによって、保水機能が低下して汚濁成分の流出率が高まること。第三に、治水対策が強く推し進められて、河川の蛇行部を直線化して滞留時間を短くし、かつコンクリート護岸するなどによって、自浄能力が低下すること等である。

このような都市内中小河川は、汚濁負荷の主体が時間的変動の大きい家庭排水や工場・事業場の排水であり、排出された汚濁物質は都市域の排水系統において残存堆積したり、或は降雨時に一挙に流出したり、その流出パターンは流水条件によって著しく変化し、河川水質が変動する大きな要因の一つになっている。

この劣化性かつ変動性を持つ都市内中小河川水質の管理を的確に行うには、河川流量や河川流入負荷量等の環境因子と河川水質との関係を巨視的に把握することが基本的かつ重要な課題である。

本調査研究では、種々の環境因子によって構成される河川水質(BOD, COD, SS, T-N, T-P)を予測するための有効で簡単なモデルを考案し、そのモデルの妥当性を都市内中小河川の性格

を有している帯広川を対象に現象追跡によって検証した。また、モデルを利用した河川水質管理の応用例の一つとして、シミュレーション解析を試み、その有効性を示した。

2 研究対象の概要

帯広川は流路延長44km、流域面積188km²を有する十勝川の支流で、日高山脈の帯広岳を源としている。源流から3~4km下ると平坦な畑地に達し、隣町の芽室町との境界沿いを流下しながら帯広市の東北部で十勝川に合流する。その下流域流域には、帯広市の人口16万人の約70%が居住しており、現在、下水道の普及が積極的になされているが、都市内中小河川が有する様々な水質汚濁問題をかかえている。

モデル解析の対象にした流域は、図1に示すとおりである。即ち、調査区間は都市域上流端の七線橋から末流点の十勝川合流前までの約12kmの間であり、調査地点として、本流5地点、支流



図1 帯広川の概略と調査地点

2地点, 工場・事業場4地点, 側溝7地点を設定した。

なお, 帯広川はいくつもの支流があるが, ここでは主な都市内小河川であるウツベツ川, 柏林台川のみを支流とし, 他はすべて側溝として扱った。また, 河川, 工場・事業場, 側溝の流量バランスの不足分を架空の側溝として扱い, 以後, 未調査側溝と称した。解析に用いたデータは, 平成2年7月, 9月及び10月に行った水質, 水量調査によるものである。

3 流出モデルについて

汚濁成分(BOD, COD, SS, T-N, T-P)の流下にもなう挙動を巨視的に把握するため, 物質収支を基本にした流出モデル²⁾を検討した。

物質収支の概念図を図2に, 収支式を式1に示す。ただし, 各ブロック内では完全混合が行われ

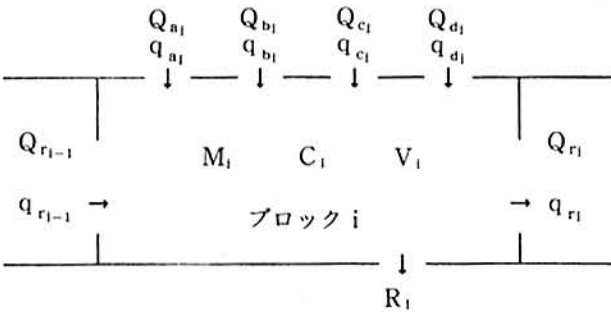


図2 物質収支の概念図

ると仮定した。

$$dM_i/dt = q_{r_{i-1}} - q_{r_i} + q_{a_i} + q_{b_i} + q_{c_i} + q_{d_i} - R_i \quad \text{式1}$$

ただし

$$q_{r_i} = M_i \cdot Q_{r_i} / V_i$$

$$R_i = M_i \cdot k / 3,600$$

k = 浄化係数 [1/h]

ここで,

M_i : ブロック i 中の物質現存量 [g]

C_i : ブロック i 中の物質濃度 [g/m³]

V_i : ブロック i の容積 [m³]

R_i : ブロック i の浄化除去量 [g/sec]

Q_{r_i} : 河川流下流量 [m³/sec]

q_{r_i} : 河川流下の物質移動量 [g/sec]

また, Q_{a_i} , Q_{b_i} , Q_{c_i} , Q_{d_i} はそれぞれ支流, 工場・事業場, 側溝, 未調査側溝からの流入流量 [m³/sec] を表し, q_{a_i} , q_{b_i} , q_{c_i} , q_{d_i} はそれぞれ支流, 工場・事業場, 側溝, 未調査側溝からの流入負荷量 [g/sec] を表す。

具体的には, 七線橋, 南一線橋, 西七号橋, 西

三条橋, 十勝合前を境界とする4ブロックに分割し, 各ブロックの容積 V_i を実測断面積と河川長から算定し, 七線橋の濃度と流量の実測値から算出した平均負荷量 q_{r_i} を最上流の境界条件として用いた。

さらに, モデルの各パラメーターは次のように設定した。

(1) 河川流量と工場・事業場, 側溝の流量を実測平均値から設定。

(2) 未調査側溝分の流量を次式から算定。

$$Q_{d_i} = Q_{r_i} - Q_{r_{i-1}} - Q_{a_i} - Q_{b_i} - Q_{c_i}$$

(3) 各流入負荷量を設定。

q_{a_i} : 支流負荷量 (実測値)

q_{b_i} : 工場・事業場負荷量 (実測値)

q_{c_i} : 側溝負荷量 (実測値)

q_{d_i} : 未調査側溝負荷量

ただし

$$q_{d_i} = Q_{d_i} \cdot \Sigma q_{c_i} / \Sigma Q_{c_i}$$

(4) 浄化係数 k を $0 \sim 0.2$ [1/h] に設定。

時間幅 Δt を1時間に設定して, 各ブロックの汚濁成分(BOD, COD, SS, T-N, T-P)量 M_i が時間的に一定 ($dM_i/dt = 0$) になるまで, 繰り返し計算を行った。

4 モデルの現象追跡

BOD, COD, SS, T-N, T-Pの5項目の汚濁成分について, 河川流量に実測平均値を, 各種流入負荷量に最大と最小の実測値を用いて, 浄化係数 k をパラメーターにして現象追跡を行った。

平成2年9月の調査結果を基にした現象追跡の結果を汚濁成分別に示すと図3~7のようになる。BOD, COD, T-N, T-Pについては, 浄化率は浄化係数 $k = 0.0 \sim 0.2$ の範囲で計算値と実測値がほぼ適合し, モデルは流下に伴う各成分(BOD, COD, T-N, T-P)の濃度変化を巨視的に把握するには十分有効であることが示された。またSSについては上述した成分と異なり, 浄化率を 0 [1/h] で追跡しても実測値がしばしば計算値を大幅に上回った。その理由の一つとして, 河床沈殿物の再浮遊現象等が考えられ, 本モデルに再浮遊の項をどの様に導入するかが今後の検討課題である。

なお, 7月及び10月の調査結果を基にした現象追跡は, 上述した9月分の結果と同様であり, BOD, COD, T-N, T-Pについては浄化係数 $k = 0.0 \sim 0.2$ の範囲で計算値と実測値がほぼ適合し, SSについてはこのモデルでは表現しきれな

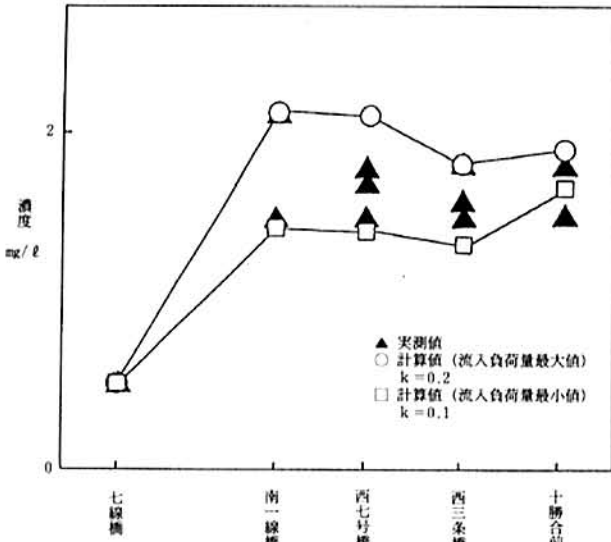


図3 BODの流下に伴う現象追跡結果

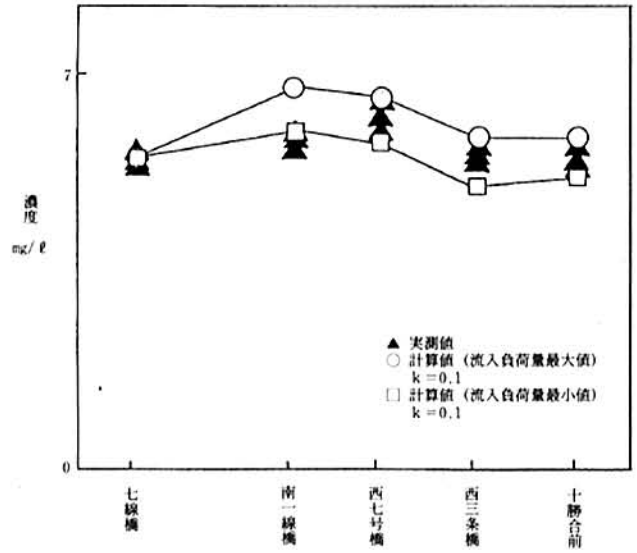


図6 T-Nの流下に伴う現象追跡結果

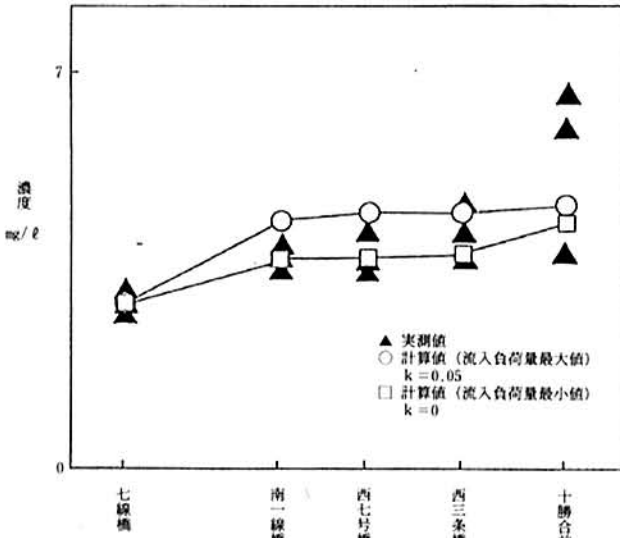


図4 CODの流下に伴う現象追跡結果

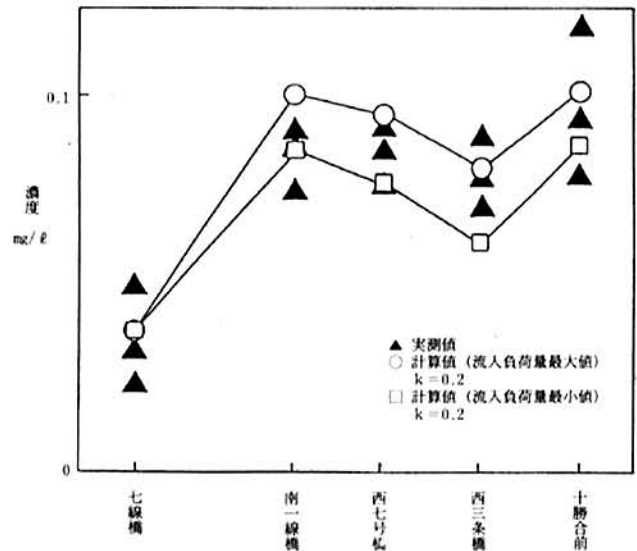


図7 T-Pの流下に伴う現象追跡結果

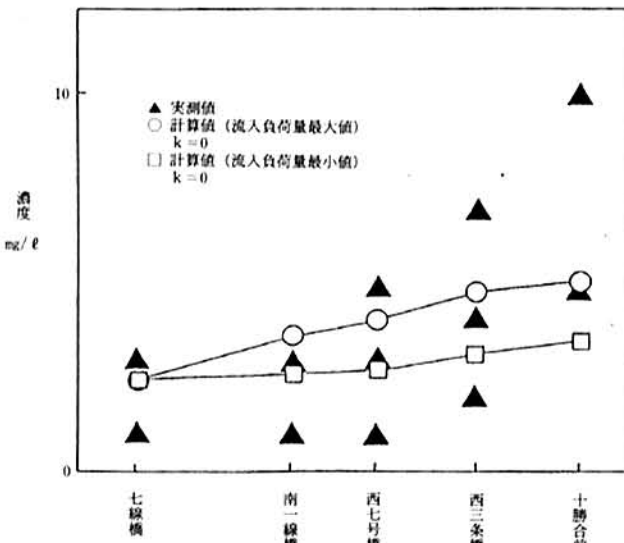


図5 SSの流下に伴う現象追跡結果

いことが示された。

5 モデルの応用

モデルの応用例として、現象追跡が可能と考えられる4成分(BOD, COD, T-N, T-P)について各種(支流, 工場・事業場, 側溝, 未調査側溝)の流入負荷が、河川水質にどの様に影響するかをシュミレートし、水質汚濁防止対策等の水質管理への有効性について検討した。

具体的なモデルの各パラメータは、①河川流量及び横方向からの各種流入負荷量にそれぞれ全調査結果中の最小実測値及び最大実測値を、②浄化係数に前述の現象追跡で適合した最大値を、それぞれ設定した。河川水質シュミレーションは、各種流入負荷量をそれぞれ種別に100%削減した場

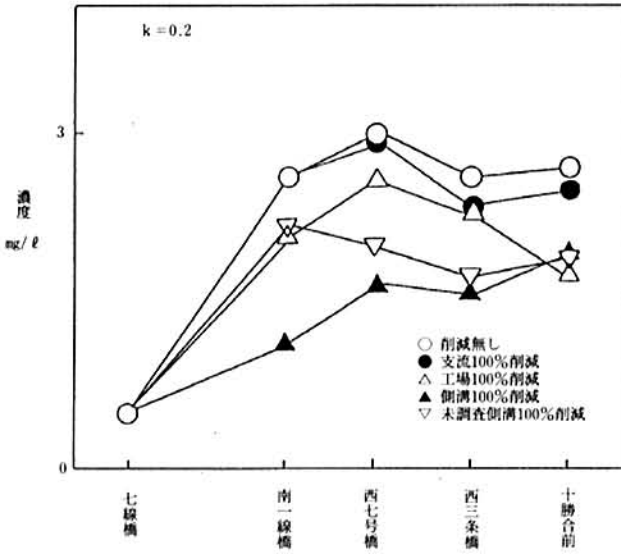


図8 BODのモデルシュミレーション

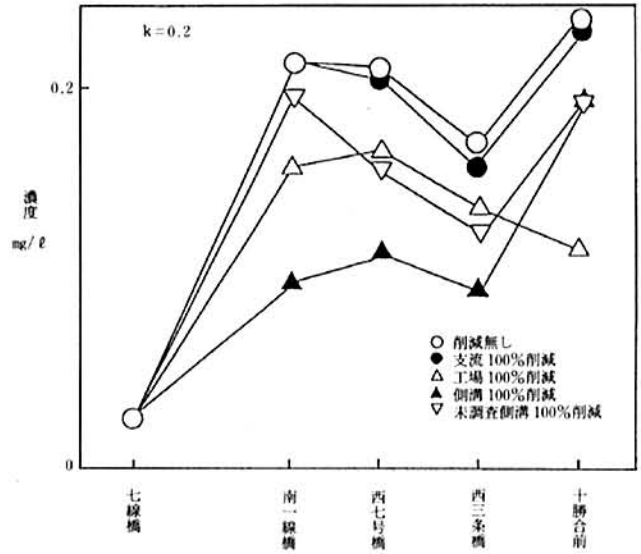


図11 T-Pのモデルシュミレーション

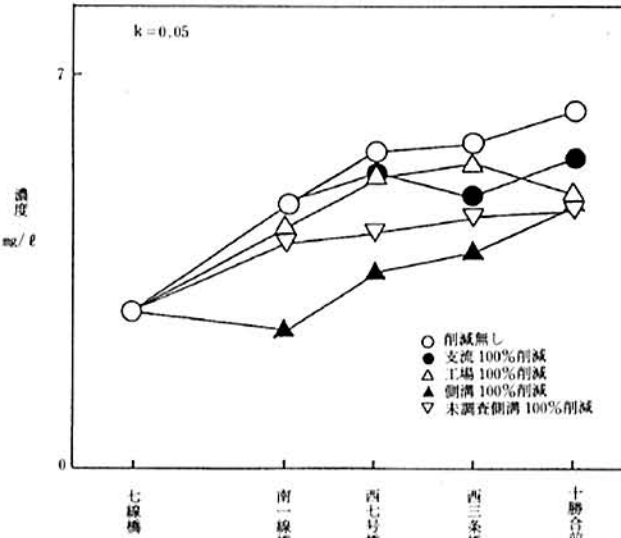


図9 CODのモデルシュミレーション

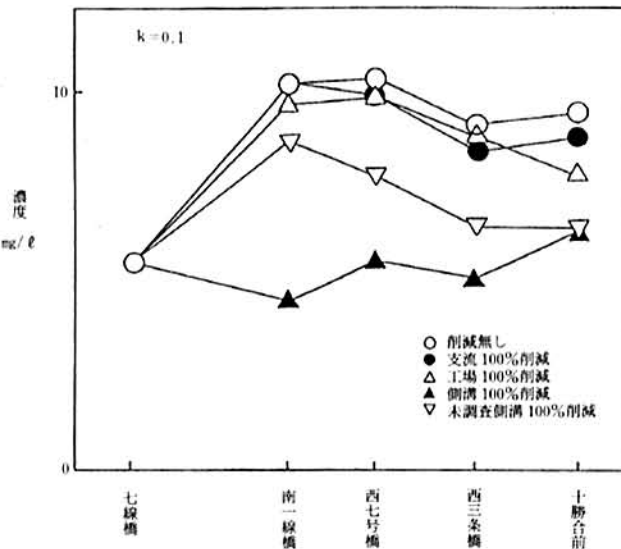


図10 T-Nのモデルシュミレーション

合について行い、その結果を成分別に図8～11に示した。

最も河川水質が良好な状態は、側溝からの汚濁負荷量を削減した場合であり、特に南一線橋より上流部の水質は他の区間に比較して改善されることが示され、南一線橋上流部の側溝が帯広川の水質を劣化させる大きな要因の一つであることが示された。また、十勝川合流前の水質は直前の工場・事業場から供給される負荷量によって大きく影響されること、柏林台川、ウツベツ川両支流の帯広川の水質に与える影響はさほど大きくないことが明らかとなった。これらのことから、帯広川の水質を改善するには、南一線橋上流部の側溝からの負荷量削減対策を優先するべきであると考えられる。

6 結 語

複雑な汚染要因を有し、水質の変動が大きい都市内中小河川を対象に流出モデルを考案し、帯広川を例にモデルの検証を行った。この結果、モデルは浄化係数を適切に選択することによって発現する水質汚濁現象を巨視的に把握し得ることが明らかとなった(但しSSを除く)。また、各種流入汚濁負荷量や河川流量をパラメータにし河川水質を管理する場合、このモデルによるシュミレーションが有力な手段の一つであることが示された。

参 考 文 献

- 1) 北海道快適環境づくり指針, 北海道 (1990)
- 2) 伊藤英司, 有末二郎, 棗庄輔: 北海道公害防止研究所報, 16, 45 (1989)

Analysis by Simulation Model for Small Urban Rivers

Hidetoshi MIKAMI, Shosuke NATSUME, Osamu SAITOH,
Jiroh ARISUE and Hideshi ITOH

Abstract

A small urban river has different and peculiar phenomenon clue to the occurrence of water pollution. The water quality of a river is determined fundamentally by its river flux and the incoming degree of the pollutants. To manage the water quality of such a river, We have clarified the relationship between the water quality and the influence of these factors. In the Obihiro River, which is a small urban river, we designed a simulation model by which we could roughly estimate the water quality of a river from the existing factors, and suggested that the simulation model was effective on BOD, COD, T-N, and T-P for small urban rivers.

農薬および重金属に対する藻類による 生物検定法の検討

日野修次

要 約

農薬および重金属に対する生物検定法を検討した結果、ミカツキモを使用する方法は、検出限界値の問題や環境水中に一般的に含まれる成分（無機態窒素）による接合阻害の問題などにより生物検定法として適当な方法ではなく、他の指標生物をもちいる方がより適切であると考えられた。

1 緒 言

近年、農薬による環境影響に関する関心が高まっており、ゴルフ場の開発にともない芝の整備に使用される農薬が社会的に問題化されるようになった。しかしながら、その使用に関しては農地とは異なり現在のところ最終的な指針や規制はなく早急な対応が必要とされている。このような状況において、農薬などの水界生態系におよぼす影響に関する研究が徐々にではあるが進められている^{1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8)}。

北海道においては、これまでにゴルフ場から流出したとされる農薬によって養魚場などの被害が数回発生しており、ゴルフ場で使用される農薬の流出は農地からの農薬類や栄養塩類の流出とともに生活環境や水界生態系へどのような影響をおよぼすかが懸念されている。これまでに得られた報告によると、除草剤や殺虫剤が水界に流入した場合、藻類や水生昆虫などを優先的に減少させることによって水界生態系を破壊し、生物の多様性を小さくしてしまうこと、すなわち単純な生態構造になってしまうことが示されている。

従来、農薬の検出にはガスクロマトグラフィー、高度液体クロマトグラフィーなどの機器分析が主体になっているが、これらの方法と併用して生物影響による検定法も研究されている。これまでに農薬に対して応用されている生物検定法としてはメダカ、グッピー、ミジンコなどの動物群⁹⁾があるが、指標生物として藻類を対象にした実験研究例は少ない。本報告では、濱田^{9, 10)}が提案したミカツキモをもちいる生物検定法を行政試験法として採用し得るかどうかを検討し、農薬および重金属によって汚染された水試料を対象にその有効性について検討した。

2 調査および試験方法

2.1 使用生物種

本実験系では国立環境研究所微生物保存研究施設より分与された *Closterium ehrenbergii* Meneghini ex Ralfs の NIES-228 (+) 株と NIES-229 (-)

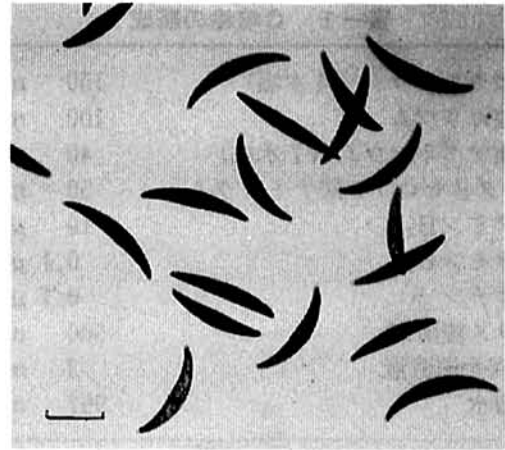


図1 ミカツキモ
(*Closterium ehrenbergii*, — 200 μ m)

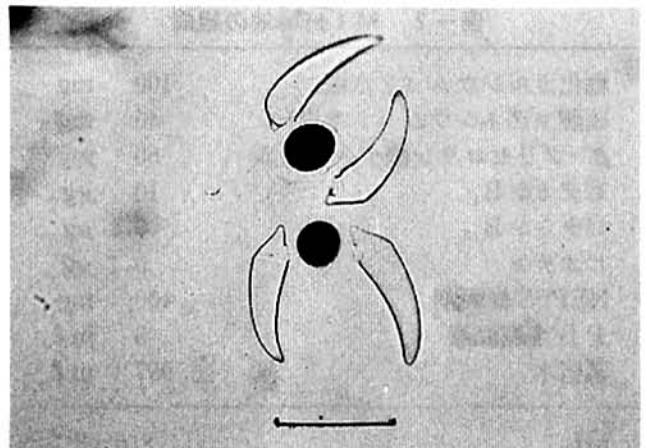


図2 ミカツキモ (*Closterium ehrenbergii*)
の接合子 (—, 200 μ m)

株を使用した。当種は緑藻植物門に属するいわゆる接合藻の無菌培養株である。

ミカツキモの写真を図1に示す。当種は培養系において窒素欠乏状態となった場合、有性生殖を行い接合子を形成(図2)するが、無機態窒素濃度が増加すると発芽し栄養生殖を行う生活史(環)を有する藻類である。

2.2 培養方法

2.2.1 試験培地および藻類の保存法

試験時の基本培地および継代培養にはC培地¹¹⁾を使用し、接合試験には窒素欠乏培地であるMIH培地¹¹⁾を使用した。両培地の組成および添加用微量金属成分(P IV金属混液)は表1, 2および3に示した。

培養株の保存には10mlのC培地を分注したスクリーキャップ付き試験管をあらかじめオートクレーブで滅菌したものを使用した。試験管に無菌的に接種した後、原則として2,000lx 20°C 16時間: 8時間の明暗サイクルで培養した。

表-1 C培地の組成

硝酸カルシウム (4水塩)	150	mg
硝酸カリウム	100	mg
硫酸マグネシウム (7水塩)	40	mg
β-グリセロリン酸ナトリウム	50	mg
ビタミンB ₁	10	μg
ビタミンB ₁₂	0.1	μg
ビオチン	0.1	μg
トリス緩衝剤	500	mg
P IV金属混液	3	ml
蒸留水	997	ml
pH	7.5	

表-2 MIH培地の組成

塩化カルシウム (2水塩)	100	mg
硫酸マグネシウム (7水塩)	40	mg
β-グリセロリン酸ナトリウム	50	mg
ビタミンB ₁	10	μg
ビタミンB ₁₂	0.1	μg
ビオチン	0.1	μg
HEPES 緩衝剤	400	mg
P IV金属混液	3	ml
蒸留水	997	ml
pH	8.0-8.5	

表-3 P IV金属混液の組成

塩化第二鉄 (6水塩)	196	mg
塩化マンガン (4水塩)	36	mg
塩化亜鉛	10.5	mg
塩化コバルト (6水塩)	4	mg
モリブデン酸ナトリウム (2水塩)	2.5	mg
ナトリウムEDTA (2水塩)	1000	mg
蒸留水	1000	ml

2.2.2 ミカツキモの成長曲線

実験用培地は、スクリーキャップ付き試験管にC培地を10ml分注して、120°C 20分間滅菌し室温まで冷却後1日以上放置したものを使用した。あらかじめミカツキモの保存と同一条件で予備培養した試験藻株を試験管に1mlあたり10個体となるように接種し、20°C 5,000lx (約200 μEinst/m²/sec), 16時間: 8時間明暗サイクルで培養し、1日1回の頻度で660nmの吸光度を島津製作所Spectronic 20型光電比色計をもちいて試験管ごと測定し成長曲線を求めた。また一部の試料についてはワットマンGF/Cグラスファイバーフィルターでろ過し、フィルター試料よりメタノールでクロロフィル-aを抽出し、ターナー111型蛍光光度計によって定量した。

2.2.3 接合実験

ミカツキモの2株(NIES-228株, NIES-229株)をあらかじめ別々にC培地で予備培養し、対数増殖期中期に達した試験藻を使用した。それぞれの藻株を遠心分離法によって滅菌済みMIN培地で3回洗浄し、予備培養に使用したC培地より持ち込まれる余分な無機窒素化合物を除去したのち、6mlの滅菌MIN培地、またはろ過試水を分注したペトリシャーレ内の時計皿上にそれぞれ約100個体を接種した。

ペトリシャーレごと恒温器に入れ、20°C 5,000lx 16時間: 8時間 明暗サイクルで培養した。適宜、恒温器より取り出し、実体顕微鏡または倒立顕微鏡で観察し、全細胞数に対する接合数を計数した。また、当該種が(+)株と(-)株各々1個の栄養細胞より2個ずつの配偶子ができ、それらが接合して2個の接合子が出来ることから接合率を以下の式より求めた⁹⁾。

$$\text{接合率 (\%)} = \frac{\text{接合子数}}{\text{接合子数} + \text{栄養細胞}}$$

2.2.4 窒素化合物による接合阻害実験

窒素化合物によるミカツキモ接合阻害実験には

窒素源として硝酸カルシウム ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) および硝酸カリウム (KNO_3) を添加した。単純に添加した場合、培地中のカルシウム濃度が高くなることによってミカヅキモの接合に影響する可能性があり、この影響を排除するため MIN 培地に含まれる塩化カルシウム (CaCl_2) 量を添加する硝酸カルシウムの量に応じて制限した。その他の条件および培養等は 2.2.3 と同様である。

2.2.5 農薬および重金属による成長および接合の阻害実験

実験に使用した農薬はダイアジノン (殺虫剤)、シマジン (除草剤)、オキシ銅 (殺菌剤) の 3 系列 3 種類、重金属は塩化カドミウム、塩化第一水銀の 2 種類である。

農薬類は難水溶性のものが多いため、添加時には農薬試料を少量のエタノールに溶解した後に、無機態窒素の影響のない MIN 培地によって希釈し、その 1 ml を滅菌フィルターを通し、オートクレーブ滅菌された C 培地 9 ml を含むスクリーキャップ付き試験管に添加した。重金属類も同様に水溶液として滅菌フィルターを通し、1 ml を添加した。また、微量なエタノールの混入による藻類への影響を考慮し、対照区も同様の処理をした。その他の培養法、測定法は 2.2.2 と同様であるが、一部の実験では成長量をクロロフィル-a 量で表した。

接合実験では、2.2.5 に記述された方法によってペトリシャーレ内の時計皿に各試料を含んだ培地を添加した。培養法、接合子数の計数などは 2.2.4 の方法と同様である。

2.2.6 環境試料をもちいた成長および接合試験

この実験には阿寒湖、大沼、茨戸湖、H 町の S ゴルフコースの湖沼水、排水を使用し、接合阻害試験を試みた。これらの水試料はワットマン GF/C グラスファイバーフィルター ($\phi 1.2 \mu\text{m}$) でろ過し、実験に使用した。ろ過水の一部は無機態窒素の定量に使用した。他の方法は 2.2.4 と同様であるが、成長実験では窒素とリンの不足による成長阻害をなくすため、窒素 (硝酸ナトリウム) とリン (リン酸-カリウム) をそれぞれ $1 \text{ mgN}/\ell$ 、 $0.1 \text{ mgP}/\ell$ となるよう試験溶液に添加した。

2.2.7 ペーパーディスク法による生物影響に関する試験

実験にもちいた藻類種は *Chlorella pyrenoidosa* Chick (C-28) であり、培地は C 培地を使用した。適当量の試験藻類を 1.5% の寒天を含む C 培

地に加えペトリシャーレ内に流し込んで固めたのちに 25°C 2,000 lx で培養し、ペーパーディスク法で判定した。

この方法は、直径 1 cm 程度に切り抜いた濾紙に試験水をしみこませ、藻類が増殖する予定の寒天培地あるいは藻類が増殖した寒天培地に、この濾紙をのせ一定期間培養後、その阻止円の大きさを計数し、その大きさによって試験試料中の毒性の強弱を定性、あるいは定量するものである (図 6 参照)。

3 結果および考察

3.1 ミカヅキモの成長曲線および接合実験

図 3 にミカヅキモの C 培地中での成長曲線を示す。660nm の吸光度の増減によって表された成長曲線は、NIES-228 株、NIES-229 株ともに初期に約 10 日の対数増殖期が認められ、その後は定常期となり安定した成育を示した。その後、30-35 日程度で成育が停止し、細胞死にともなう個体数の減少が認められ、一般的な藻類増殖の傾向と同様な成長曲線を示した。

また、窒素欠乏培地である MIN 培地にミカヅキモの NIES-228 株と NIES-229 株の両株をほ

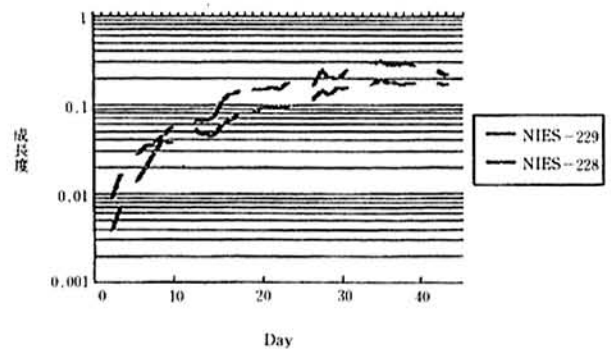


図 3 ミカヅキモ (*Closterium ehrenbergii* NIES-228 株、NIES-229 株) の成長曲線

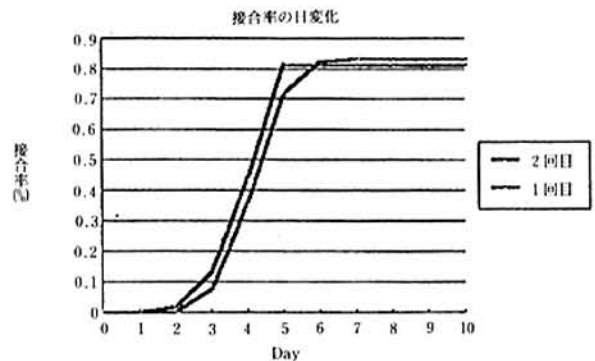


図 4 ミカヅキモ (*Closterium ehrenbergii* NIES-228 株、NIES-229 株) の接合の日変化

ほぼ同数になるようペトリシャーレ内に同時接種したところ、培養開始後3-4日目より接合をはじめ6-7日目ではほぼ終了するサイクルを示した(図4)。また、すべての栄養細胞が接合するわけではなく、全細胞の約80%が接合し、接合しなかった栄養細胞はそのまま接合子と一緒に培地中に存在していた。これらの接合に関する実験結果より、正常な接合か否かの判定は培養開始後6日目まで80%接合をめどとした。

3.2 窒素化合物の存在による接合阻害

添加した硝酸カルシウム(Ca(NO₃)₂)、硝酸カリウム(KNO₃)は、合計の窒素濃度として0-2 mmole/l (0-28 mgN/l)の範囲で6段階の濃度設定をした。表4に示したように、窒素濃度0.02 mmole/l (約0.28 mgN/l)では10%以下の接合しか認められず、かなりの低濃度でも阻害されることが明らかとなった。この窒素濃度は湖沼や河川などの自然水系では一般的によく観測される値である。

表-4 ミカズキモの接合に対する無機態窒素(硝酸塩)の影響

moel/l	0	0.0002	0.002	0.02	0.2	2
mgN/l	0	0.0028	0.028	0.28	2.8	28
1	106/131	162/185	142/184	20/153	0/142	0/174
2	112/142	156/182	154/188	10/158	0/147	0/162
平均	109/137	159/184	148/186	15/156	0/145	0/168
(%)	79.6	86.1	79.6	9.6	0.0	0.0

a/b → 接合細胞数/総細胞数

3.3 重金属による成長および接合阻害

表5にカドミウム(Cd)および水銀(Hg)による成長阻害実験の結果を示す。この成長阻害は栄養生殖(無性生殖)によって増殖する栄養細胞の増殖率を示しているが、クロロフィル法、吸光度法ともに成長に関してはカドミウム0.1 μmole/lで無添加である対照区の約60-70%, 1 μmole/lで40-50%の成育状態を示し、10 μmole/l以上ではまったく成育が認められなかった。一方、水銀はカドミウムと同様に0.1 μmole/l以上で影響が認められたが、カドミウムとは異なり、濃度に対応して増殖率が急激に減少し1 μmole/l上ではほとんど成長が認められなかった。

表6にミカズキモの接合に関する結果を示す。カドミウムと水銀では大きく異なり、カドミウム

表-5 ミカズキモに対する重金属による成長阻害

μmoel/l	0	0.01	0.1	1	10	100
1 カドミウム	0.136	0.139	0.087	0.071	0.000	0.000
(%)	(100)	(102)	(64.0)	(52.0)	(0.0)	(0.0)
2 カドミウム	2585	3045	1815	1095	0	0
(%)	(100)	(118)	(70.2)	(42.4)	(0.0)	(0.0)
1 水銀	0.136	0.123	0.005	0.005	0.005	0.000
(%)	(100)	(88.4)	(73.4)	(4.1)	(4.1)	(0.0)
2 水銀	2585	3020	2391	0	0	0
(%)	(100)	(117)	(92.4)	(0.0)	(0.0)	(0.0)

1. 660nmによる吸光度 2. クロロフィルm-a濃度(μg/l)
*Hg=200, Cd=112

表-6 ミカズキモの接合に対する重金属の影響

μmole/l	0	0.01	0.1	1	10	100
カドミウム 1	0.754	0.798	0.699	0.770	0.000**	0.000**
2	0.671	0.800	0.678	0.691	0.000**	0.000**
平均	0.713	0.799	0.689	0.557	0.000	0.000
(%)	(100)	(112)	(96.6)	(78.1)	(0.0)	(0.0)
水銀 1	0.754	0.760	0.000*	0.000**	0.000**	0.000**
2	0.671	0.708	0.000*	0.000**	0.000**	0.000**
平均	0.713	0.734	0.000	0.000	0.000	0.000
(%)	(100)	(103)	(0.0)	(0.0)	(0.0)	(0.0)

*: 栄養細胞は緑色, **: 白色化

の場合は1 μmole/l (112.4 μg/l)接合率78%に対して、水銀では0.1 μmole/l (20.6 μg/l)でまったく接合しなかった。また、水銀では0.01と0.1 μmole/lの間に大きな接合率の差が認められた。これらの結果から、接合に関しては水銀のほうがカドミウムより強い毒性を示すことを表している。また、カドミウム1 μmole/l存在下では接合子の膨潤と崩壊という異常をおこすものが観察された(図5)。この現象は、栄養細胞では生じていないことから減数分裂時の異常ではないかと考えられるが、詳細は明らかではない。同様なことは先に濱田^{9,10)}によって報告されており、その濃度は約0.1 μmole/lであった。

阻害または未接合の栄養細胞において水銀0.1 μmole/lでは細胞が緑色であり、その光合成活性が認められることから(データ省略)、栄養細胞自身は死滅していないと考えられる。カドミウム10 μmole/l以上、水銀1 μmole/l以上では後述するように農薬類による阻害と同様に細胞が白化し

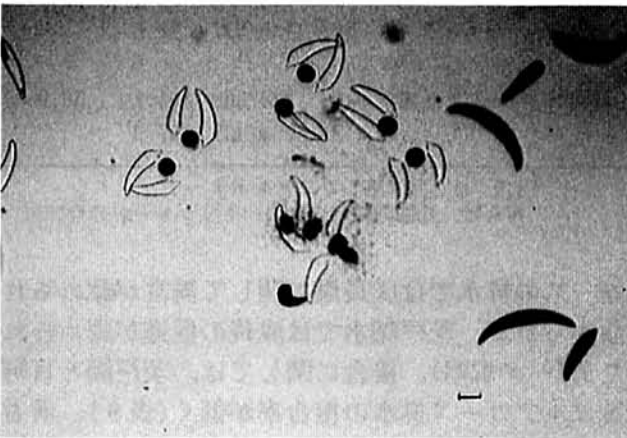
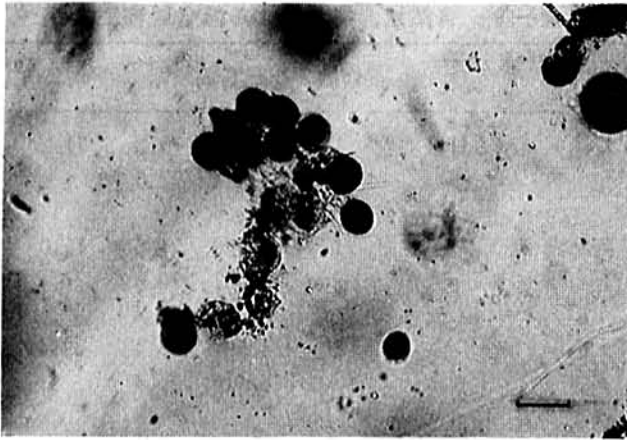


図5 カドミウム存在下で形成された異常な接合子
カドミウム濃度 $1 \mu\text{mole}/\ell$ — $100 \mu\text{m}$

ており、光合成活性も認められないことから細胞が死滅していると考えられる。

濱田^{9,10)}はカドミウム、水銀とともに $10 \mu\text{g}/\ell$ (約 $0.1 \mu\text{mole}/\ell$) 以上の濃度範囲で増殖および接合がほとんど観察されないことを報告しており、水銀存在下での接合を除いて本報告の方が一桁高い値を示した。

藻類に対する重金属の阻害は、Rai ら⁹⁾ によって詳細に検討されている。主として生理生化学実験に使用される培養藻類を対象とした研究であるが、成長速度または光合成速度としての半阻害濃度(最大速度の1/2になる時の濃度)は、カドミウム $60 \mu\text{g}/\ell - 20 \text{mg}/\ell$ (約 $0.5 - 180 \mu\text{mole}/\ell$) と大きな幅があることを報告している。また、高村ら¹³⁾、Takamura ら¹⁴⁾ は主として重金属汚染河川の汚染地区と非汚染地区の付着藻類を使用して光合成活性を測定した結果、カドミウムに対する光合成阻害は半阻害濃度で $7.5 - 2,000 \mu\text{mole}/\ell$ であったことを報告している。また非汚染地区と汚染地区では明瞭な違いが認められ、汚染地区より分離された藻類は重金属に対する耐性が強いことを示している。

光合成速度と成長速度あるいは接合度を直接比較することは問題があるが、以上の結果から当実験に使用されたミカヅキモは重金属(カドミウム、水銀)に対して耐性がない株であると考えられる。

3.4 農薬による成長および接合阻害

農薬によるミカヅキモに対する影響は、3種類の農薬によって明らかに異なる結果を示した。これは実験に使用された農薬が除草剤(シマジン)、殺虫剤(ダイアジノン)、および殺菌剤(オキシシン銅)であり、お互いに異なる作用機作を持っている。

表-7 ミカヅキモの成長に対する農薬の影響

mg/ℓ	0.0	0.001	0.01	0.1	1	10
クロロフィル-a (μg/ℓ)						
シマジン	3850	3240	2756	3310	2000	0.0
	3720	3860	3544	3720	2620	0.0
平均	3785	3550	3150	3520	2310	0.0
(%)	(100)	(93.7)	(83.2)	(92.9)	(61.0)	(0.00)
ダイアジノン		3690	2890	2620	989	0.0
		3030	3450	2960	1410	0.0
平均		3360	3710	2790	1200	0.0
(%)		(88.7)	(97.9)	(73.7)	(31.7)	(0.00)
オキシシン銅		3240	3790	3170	0.0	0.0
		3590	3170	2410	0.0	0.0
平均		3240	3480	2790	0.0	0.0
(%)		(85.5)	(91.9)	(73.7)	(0.00)	(0.00)

*: 成長はクロロフィル-a量で表している

表-8 ミカヅキモの接合に対する農薬の影響

mg/ℓ	0.0	0.001	0.01	0.1	1	10
シマジン	0.797*	0.736*	0.667*	0.319*	0.000*	0.000*
	0.803	0.715	0.735	0.400	0.015	0.000
平均	0.800	0.726	0.701	0.360	0.008	0.000
(%)	(100)	(90.8)	(87.6)	(45.0)	(0.01)	(0.00)
ダイアジノン		0.783*	0.717*	0.574*	0.298*	0.000*
		0.696	0.623	0.629	0.242	0.000
平均		0.740	0.670	0.602	0.270	0.000
(%)		(92.5)	(83.4)	(75.3)	(33.8)	(0.00)
オキシシン銅		0.673**	0.652**	0.575**	0.000**	0.000**
		0.706	0.673	0.627	0.000	0.000
平均		0.690	0.663	0.601	0.000	0.000
(%)		(86.3)	(82.9)	(75.1)	(0.00)	(0.00)

*: 栄養細胞は色、形状とも異常が認められない
**: 栄養細胞は白色退化が認められる

るためであると考えられる。

成長に関して、シマジン、ダイアジノンの濃度が1 ml/lでも対照区(未添加)に対して30-60%の成育を示すが、オキシシン銅は同濃度ではまったく成長しなかった(表7)。また、接合に関してはダイアジノン濃度が1 ml/lでも30%接合するのに対して、シマジンとオキシシン銅はほぼ0%であった(表8)。

これらの結果から、ミカツキモの成育および接合に関してはオキシシン銅が最も高い毒性を示すのに対して、ダイアジノンが最も低い毒性を示していると考えられる。また、接合を顕微鏡で確認する際に未接合の栄養細胞が白化しているものとしていないものとが観察された。これは重金属(カドミウム、水銀)の場合と同様の現象であるが、オキシシン銅はすべての未接合の栄養細胞が白化しているのに対して、シマジン、ダイアジノンは白化しておらず、大きな違いが認められた。

ダイアジノンが殺虫剤であり、一方、シマジンは除草剤、オキシシン銅が殺菌剤であることから、シマジンはもちろんのことオキシシン銅も光合成を阻害していると考えられ、昆虫などの動物群と藻類などの植物群に対する毒性の作用機作の違いが反映していると推定される。

濱田^{9, 10)}が実験に使用した農薬のうち、本実験と共通しているものは除草剤のシマジンであるが、接合子の異常は1 mg/lで認められ、5 mg/l以上で接合、成長ともにまったく認められなくなることを報告しており、本実験結果と同様であった。

これまでに農薬による藻類に対する影響はあまり調査研究が行われてはいない。安野¹⁵⁾は、除草剤(オキサジアゾン、テイオベンカーブ)で混合生態系に投入した場合に、植物プランクトンの光合成活性が0.1 mg/lで抑制され1 mg/lでは40日間回復しなかったことを、また、笠井・花里²⁾は実験水槽をもちいて農薬の添加実験を行い、除草剤であるシメトリン1 mg/l添加で藻類の現存量は著しく低下したままであること、0.1 mg/lの添加では添加直後に著しく低下し、その後わずかに回復したのみであることをそれぞれ報告しており、農薬の水界への混入によって生態系が破壊されてしまうことを示している。

3.5 自然環境試料およびゴルフ場排水をもちいた接合実験

自然環境試料およびゴルフ場排水による接合実験の結果、阿寒湖、大沼の湖沼水、H町Sゴルフ

表-9 自然水、排水による接合阻害実験

	接合数/総細胞数	%	平均(%)	
対照区 (MIH培地)	1	364/518	70.3	71.2
	2	334/464	72.0	
阿寒湖	1	364/509	71.5	71.0
	2	308/437	70.5	
大沼	1	434/527	82.4	79.4
	2	318/416	76.4	
茨戸湖	1	312/624	50.0	39.3
	2	136/477	28.6	
H町Sゴルフコース	1	228/369	61.8	59.9
	2	254/439	57.9	

1, 2 は2回実施したことを示す
接合数, 総細胞数は5枚のペトリシャーレの合計数

コースの排水では成長量に関して異常が認められなかったが、茨戸湖水では成長の促進が認められた(データ省略)。接合に関しては、茨戸湖とH町Sゴルフコース排水の接合率が低く(表9)、前者には無機態窒素化合物が多く接合そのものが無機態窒素によって阻害されると同時に成長が促進されたと考えられるが、後者は成長の促進も認められず、また無機態窒素濃度もあまり高くないこと、また先に実施した機器分析の結果ではオキシシン銅1 µg/lが検出されており、表8に示したようにオキシシン銅1 µg/l存在下では15%程度接合が阻害されるのに対して、実験結果からはそれを上回る接合阻害結果が得られていること、などから無機態窒素以外の何らかの接合阻害物質が存在した可能性も否定できない。

3.6 ペーパーディスク法をもちいた生物影響の判定

当実験では *Chlorella pyrenoidosa* 以外に *Anacystis* 属や *Anabaena* 属の藻類なども同時に使用したが成育に時間がかかり判定法には適さないと判断し、ここでは *C. pyrenoidosa* のみの結果を報告する。

ディスク上の明瞭な阻止円は水銀以外には形成されず(図6)、その限界値は0.1 µmole/l以上であった(表10)。この結果はミカツキモの接合に関する水銀のそれと同様である。しかしながら、本法は他の化合物に対しては明瞭な結果を示さないこと、また、培養に要する日数も長いこと等の短所を有していることから、事前培養によって試験

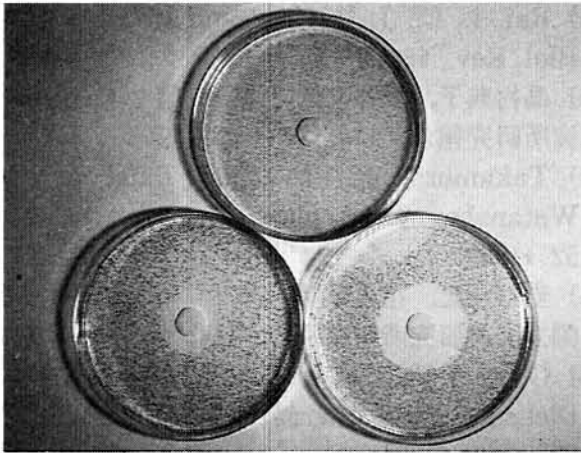


図6 ペーパーディスク法による阻止円の形成
(上; 対照, 左下; 水銀 0.1 μmole/l, 右下;
水銀 10 μmole/l)

表-10 *Chlorella pyrenoidosa* をもちいたペーパー
ディスク法による生物影響の判定

mg/l, μmole/l		0.0	0.001	0.01	0.1	1	10
シマジン	L	0	0	0	0	0	0
	S	0	0	0	0	0	0
平均(mm)		0	0	0	0	0	0
ダイアジノン*	L	0	0	0	0	0	0
	S	0	0	0	0	0	0
平均(mm)		0	0	0	0	0	0
オキシ銅*	L	0	0	0	0	0	0
	S	0	0	0	0	0	0
平均(mm)		0	0	0	0	0	0
水銀**	L	0	0	0	17	20	34
	S	0	0	0	16	25	38
平均(mm)		0	0	0	16.5	22.5	36.0
カドミウム**	L	0	0	0	0	0	0
	S	0	0	0	0	0	0
平均(mm)		0	0	0	0	0	0

L; 阻止円の長径 S; 阻止円の短径
*: mg/l **: μmole/l

藻類をディスク上に十分に増殖したプレートをもちいて実験を実施したが、結果は事前培養のないものと同様であった。このことからペーパーディスク法は検出限界値、培養日数などからも生物影響の判定法として適当な方法ではないと考えられる。

4 結 語

これまでに得られた結果を総合すると、ミカヅ

キモに対する農薬類や重金属類の影響は明瞭に現れるが、当種を試水中に含まれる成分に対する生物検定用の指標生物として利用するには以下の問題があると考えられる。

- (1) 試水中の無機態窒素の存在によってミカヅキモの接合自身が阻害されるので、環境試料中で接合が起きなかったとしても、その結果のみから試水中に何らかの阻害物質があったと判定することは極めて難しく、他の藻類または水生動物を指標にもちいる方向で検討すべきであると考ええる。
- (2) 接合の有無、あるいはその多少によって何らかの有害物質の存在を判定しようとする場合、成長は無論のこと接合を判定する場合でも約6日間要するため、緊急を要する場合には適当な判定方法ではない。
- (3) ミカヅキモは農薬、重金属に対して感度はあまり鋭敏ではなく、これを応用するよりは、機器分析を利用するほうが時間的にも有利であると考ええる。ただし、何らかのかたちで未知の毒性物質を含んでいるかもしれない環境試料(自然水など)の中の毒性を同時に、しかも多量に検索する必要がある場合には、このミカヅキモの接合実験を一次スクリーニングの形で利用することは可能であると考ええる。

以上のことから、生態系での複合した農薬汚染を考慮すれば、急性毒性を対象とした短時間で結果が得られる Gisey ら¹⁶⁾ の ATP を測定する方法、高村ら¹³⁾、Takamura ら¹⁴⁾ が実施した光合成活性を測定する方法、あるいは畠山・福島²⁾ の報告した簡便な藻類増殖能 (AGP) 測定が適切であると考ええる。

参 考 文 献

- 1) 国立公害研究所報告 第114号「水界生態系に及ぼす有害汚染物質の影響評価に関する研究」昭和60/61年度特別研究報告
- 2) 畠山成久, 白石寛明, 笠井文絵, 福島 悟: 日本陸水学会第56回大会講演要旨集 p.184 (1991)
- 3) 福島 悟, 畠山成久: 日本陸水学会第56回大会講演要旨集 p.185 (1991)
- 4) 笠井文絵, 花里孝幸: 日本陸水学会第56回大会講演要旨集 p.187 (1991)
- 5) 花里孝幸, 笠井文絵: 日本陸水学会第56回大

- 会講演要旨集 p.188 (1991)
- 6) Takamura, N., S. Hatakeyama, and Y. Sugaya: *Jpn. J. Limnol.*, **51**, 225-235 (1990)
 - 7) Takamura, K., S. Hatakeyama, and H. Shiraishi: *Appl. Ent. Zool.*, **26**, 321-326 (1991)
 - 8) Takamura, K., S. Nohara, T. Kariya, M. Okazaki, and K. Ito: *Jpn. J. Limnol.*, **52**, 95-103 (1991)
 - 9) 濱田 仁: 接合藻の生物学—培養, 分類, 生活史, 遺伝から環境, 公害の問題まで—(1989)
 - 10) 濱田 仁: *どんぐり通信*, **1**, 281-291(1990)
 - 11) 西澤一俊, 千原光男 編: *藻類研究法*, 294-304 (1979)
 - 12) Rai, L. C., J. P. Gaur and H. D. Kumar: *Biol. Rev.*, **56**, 99-151 (1981)
 - 13) 高村典子, 笠井文絵, 渡辺 信: 国立公害研究所研究報告, **114**, 223-232 (1988)
 - 14) Takamura, N., F. Kasai, and M. M. Watanabe: *J. Applied Phycol.*, **1**, 39-52 (1989)
 - 15) 安野正之, 花里孝幸, 宮下 衛, 高村典子: 国立公害研究所研究報告, **114**, 25-38 (1988)
 - 16) Giesy, J. P., S. R. Denzer, C. S. Duke, and G. Dickson: *Verh. Internat. Verin. Limnol.*, **21**, 205-220 (1981)

An Examination of Algal Bioassay Method for Agricultural Chemicals and Heavy Metals in a Water Environment

Shuji HINO

Abstract

An algal bioassay method was examined for agricultural chemicals and heavy metals using *Closterium ehrenbergii* NIES-228 and 229 strains. Although growth and conjugation of these strains were inhibited with those chemicals, the results showed a widely different order at the concentration of the chemicals, and the biological response in the process was not quick. Since these algal strains showed non-conjugation with inorganic nitrogen (*cf.* nitrate-nitrogen), the phenomenon derived can not be determined from the poison with the agricultural chemicals and heavy metals or nitrate-nitrogen. This is the most remarkable lacking regarding the algal assay as regards these strains.

航空機騒音予測について

— 小規模飛行場への応用 —

高橋 英明 齋藤 卓也

要 約

INM Database のデータと実測値から求めた [騒音ピークレベル]— [傾斜距離] 曲線を基礎データとする航空機騒音予測プログラムを開発し、さらに、このプログラムの小規模飛行場への応用を試みた。その結果、Cessna 402 B の離陸時の騒音ピークレベルは、 $L_p = 121.039 - 9.994 \times \log(SD) - 1.433 \times \log^2(SD)$ と表現できることがわかり、騒音影響範囲を把握することができた。

1 はじめに

北海道内には、環境基準が適用されている多くの空港（7 空港 6 飛行場）があり、航空機騒音に対する行政対応が求められている。このため、当センターでは航空機騒音予測プログラムを開発し、騒音影響をシュミレーションすることによって、空港周辺の航空機騒音に対する類型指定や将来の騒音影響予測などのために活用してきている。しかし、航空需要の増大及び質的变化により、小型航空機やヘリコプターによる地域航空交通が盛んになり、環境基準が適用されない小規模飛行場の利用や設置が道内において数多く計画され、それに伴う騒音影響が懸念されている。

本報告は、当センターで開発した航空機騒音プログラムによって、最も簡易的な小規模飛行場への応用を試みたものである。

2 予測手法

現在、航空機騒音予測プログラムとしてはアメリカ連邦航空局 (Federal Aviation Administration) の Integrated Noise Model (以下 INM) が最も信頼性が高く、広く用いられている。INM のプログラムは、Takeoff Profile, Approach Profile と Noise Cuve Data とで構成されているデータベースから、飛行距離などの条件によって各点の騒音レベルを算出し、Noise Exposure Forecast (NEF), Equivalent Sound Level (Leq), Day-Night Average Sound Level (Ldn), Time above a specified threshold of A-Weighted Sound (TA) の 4 種類の評価方法によって予測を行っているが、日本では環境基準が適用される空港を Weighted Equivalent Continuous Per-

ceived Noise Level (WECPNL) によって評価している。また、日本国内では YS-11 のように INM のデータベースに登録されていない機種が広く使用されているので、INM のプログラムを使用するためには、プログラムの変更、および未登録機種についての詳細なデータの収集を行わなければならない。

そこで、当センターでは、INM Database に登録されている機種は、そのデータを用い、登録されていない機種については、実測値から [騒音ピークレベル]— [傾斜距離] 曲線を求める事により、これを基礎データとする航空機騒音予測を行うプログラムを開発した。

2.1 開発プログラムの概要

開発したプログラムは、基本的に、各機種について対数 2 次曲線で近似した [騒音ピークレベル]— [傾斜距離] 曲線から、各メッシュ点での各補正を加えた騒音ピークレベルを求め、飛行回数、時間帯補正などを考慮し WECPNL を計算しコンター図を作成している。プログラムのフローを図 1 に示す。ここで、フロー図における {推力を求める}—{EPNL— L_A の計算}までは、各条件により INM Database のプロファイルデータと騒音カーブデータから騒音ピークレベルを求める行程であり、実測値を使用するときには省略される部分である。図 2 は、INM のデータベース (B-767, DC-9) と実測値による YS-11 のデータを用い、このプログラムを使用し予測計算した一例であり、稚内空港の最大騒音影響範囲を示したものである。また、図 3 は千歳飛行場における千歳市側の滑走路近傍について、民航機 119 機と軍用機 71 機が 40% の滑走路使用比率の条件で予測計算したものである。図 3 に示すように予測コン

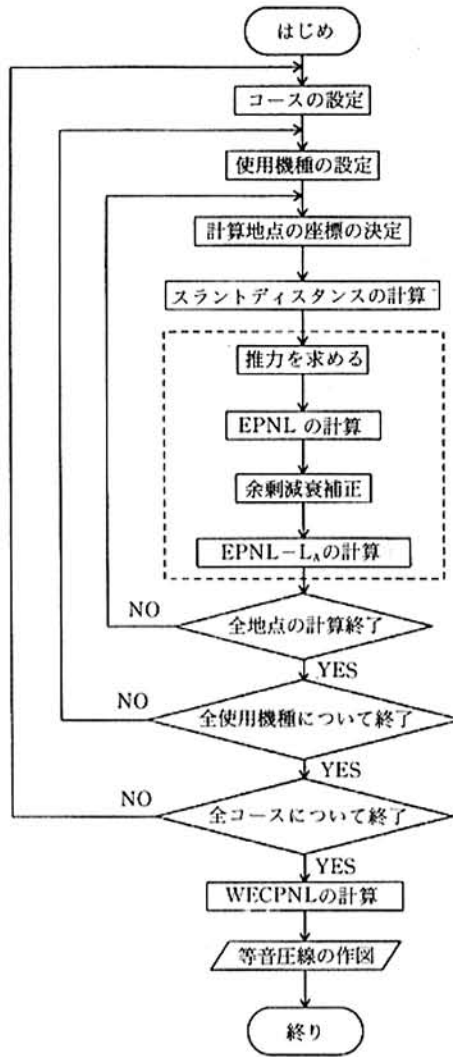


図1 開発プログラムのフロー

WAKKANAI AIRPORT (RWY08 - RWY26) 200×200
 <DC9-2, B767-4, YS11-7> segment 1 (TO 100:100, LD 100:100)

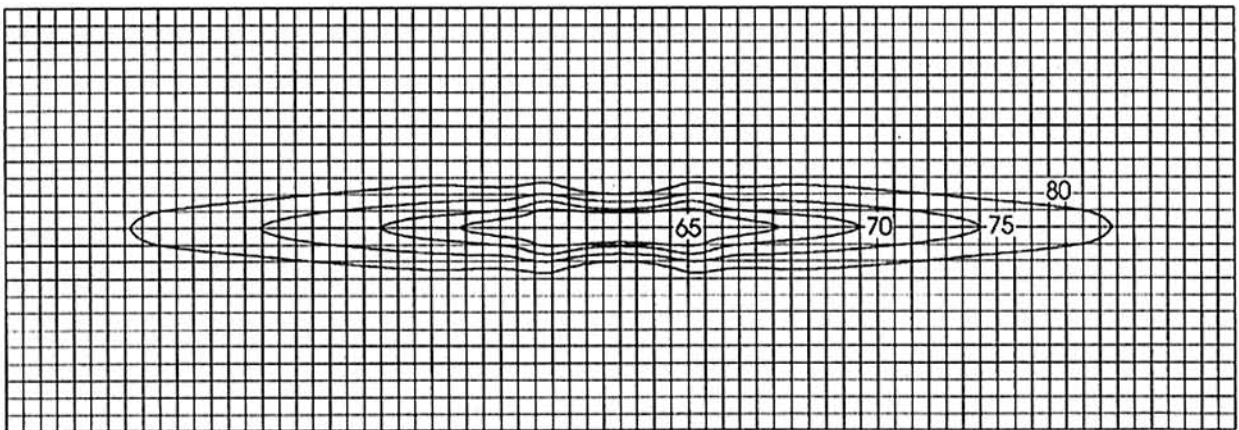


図2 稚内空港における予測コンター図

ターは、実際の測定値と良く一致している。

2.2 小規模飛行場への応用

小規模飛行場では、滑走路が短いなどの条件か

ら使用される機種の多くが小型飛行機であるため、INMのデータベースを用いることが出来ない。このため、実際に使用が計画されている飛行

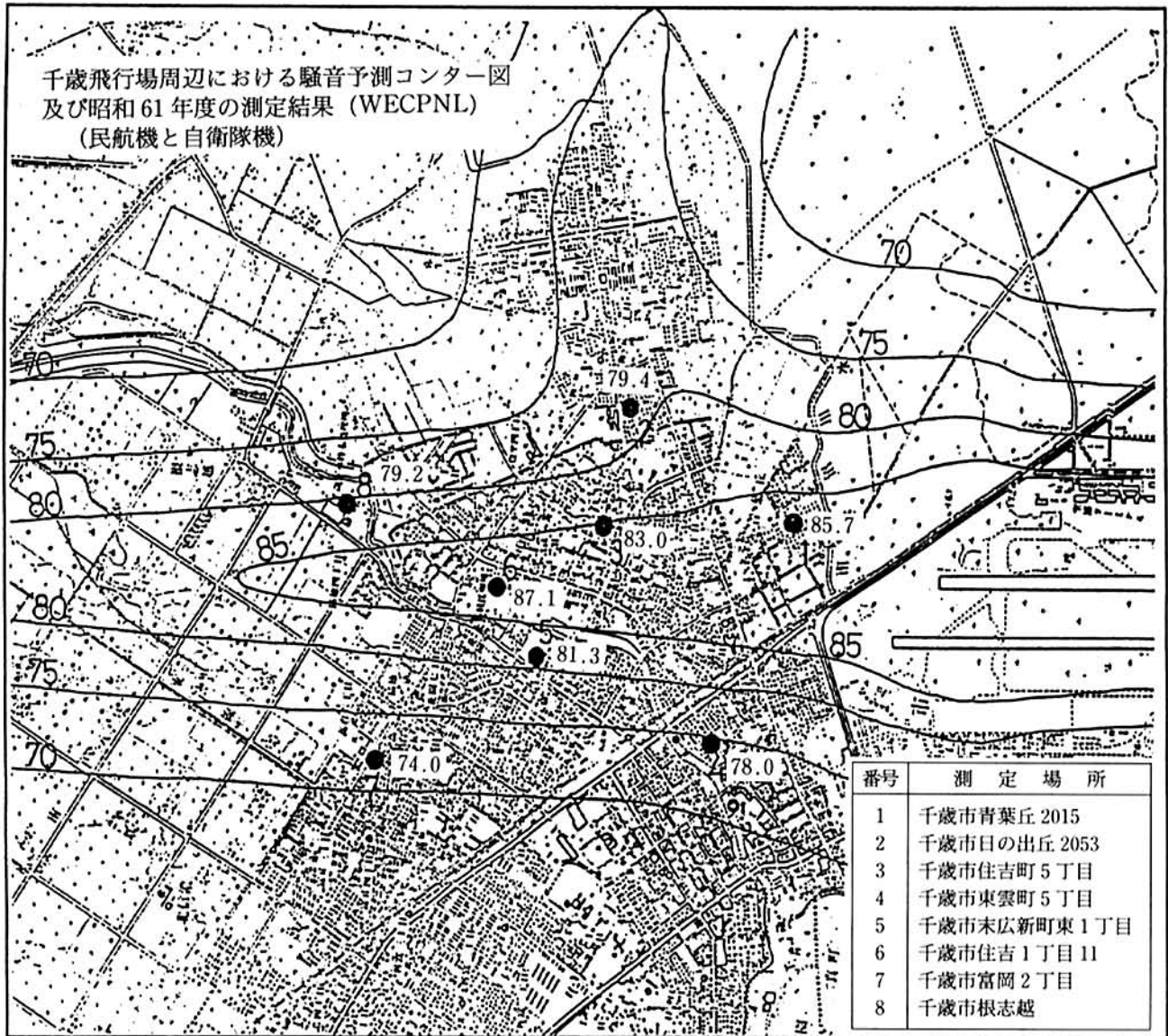


図 3 千歳飛行場の滑走路近傍における現行予測と実測値

表 1 Cessna 402B の実測による各高度の騒音レベル

飛行高度 (feet)	200	350	500	650	800	1000	1500	2500
騒音レベル (dBA)	91.0	85.5	83.5	81.0	80.5	78.5	75.5	70.0

調査月日：平成 2 年 9 月 6 日
調査場所：女満別空港
騒音計：NL-01A (Rion)
レベルレコーダ：LR-04 (Rion)

機 (Cessna 402 B) の離陸時における騒音ピークレベルを実測し、[騒音ピークレベル] - [傾斜距離] 曲線を求め、プログラムの基礎データとして用いることにした。Cessna 402 B の離陸時、すなわちエンジン回転数が最大 2,750rpm/min で飛行しているときの、各高度における騒音ピークレベルを表 1 に示す。このデータをもとに図 4 に示すように対数 2 次曲線で近似した [騒音ピークレベル] - [傾斜距離] 曲線を求めた。すなわち、騒音ピークレベルは次式のように傾斜距離の関数とし

て表現される。

$$L_p = 121.039 - 9.994 \times \log(SD) - 1.433 \times \log^2(SD)$$

また、離陸時における上昇角度を 5 度、地上滑走路距離を 1,695ft とし、旋回しないで離陸したと想定し、予測計算をした。離陸時における高度を図 5 に示す。

以上のデータを用い、地上伝搬減衰効果および遮蔽効果についてのレベル補正を行い騒音レベルを計算した。その結果、Cessna 402 B が 1 機旋回

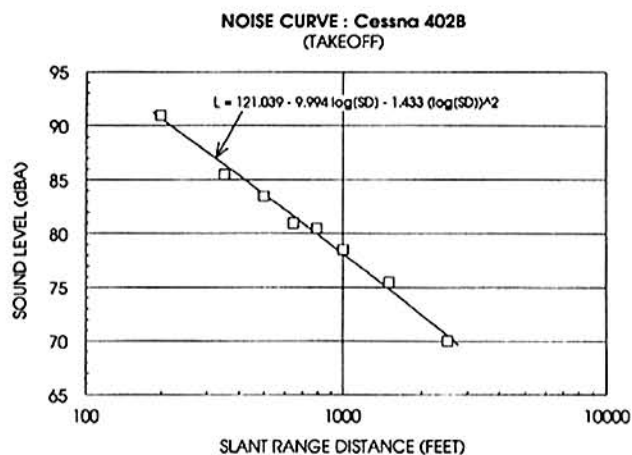


図4 Cessna 402Bの離陸時における騒音カーブ

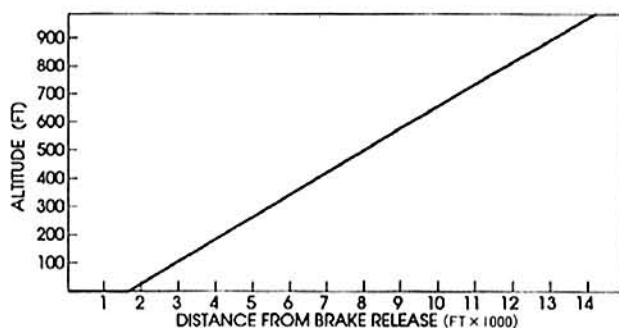


図5 Cessna 402Bの離陸時における設定高度

しないで離陸したときの騒音レベル (dBA) コンタは図6の実線で表現された。

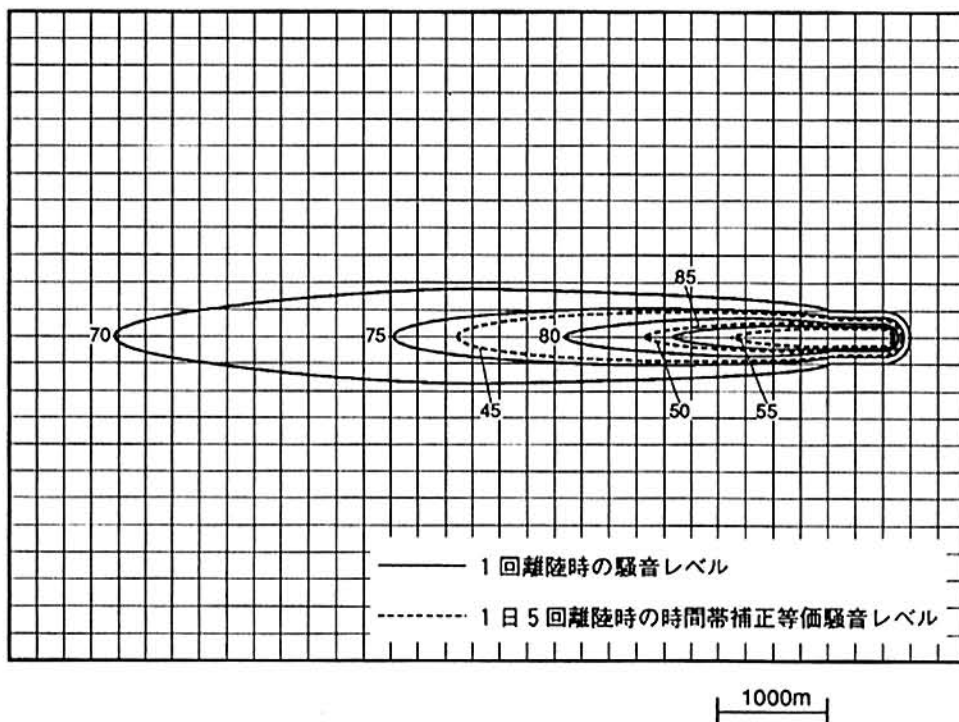


図6 Cessna 402Bの離陸時における予測結果

2.3 評価法についての変更

平成2年9月、環境庁は小規模飛行場環境保全暫定指針を作成し、次式によって定義される時間帯補正等価騒音レベル (Lden) による評価法を示した。

$$L_{AE} = 10 \log_{10} \left[\frac{1}{T_0} \int_{t_1}^{t_2} \frac{P_A^2(t)}{P_0^2} dt \right]$$

ここで、 T_0 ：基準化時間 (1秒)

$P_A(t)$ ：A特性音圧

P_0 ：基準音圧 (20 μ Pa)

Lden =

$$10 \log_{10} \frac{\sum 10^{\frac{L_{AE,i}}{10}} + \sum 10^{\frac{L_{AE,i}+5}{10}} + \sum 10^{\frac{L_{AE,i}+10}{10}}}{T/T_0}$$

ここで、 i ：各時間帯で観測標本の i 番目

$L_{AE,di}$ ：7：00～19：00の時間帯における i 番目の L_{AE}

$L_{AE,ei}$ ：19：00～22：00の時間帯における i 番目の L_{AE}

$L_{AE,ni}$ ：22：00～7：00の時間帯における i 番目の L_{AE}

T_0 ：基準化時間 (1秒)

T ：観測時間

このように、Ldenは単発騒音暴露レベル(LAE)を用いて時間帯補正を行い、等価騒音レベルを求めている。このため、従来からの測定法を生かし、

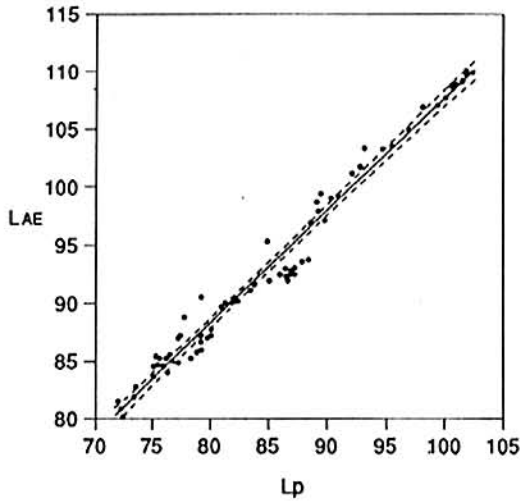


図7 騒音ピークレベルと単発騒音暴露レベルの関係

かつ予測プログラムに対応させるため、単発騒音暴露レベルを騒音ピークレベル (L_p) で近似することにした。すなわち、環境基準適用外空港で航空機の騒音ピークレベルと単発騒音暴露レベルを測定し、図7の関係を得て、これを $L_{AE} = 0.97 \times L_p + 10.94$ の関係式で近似した。この近似式を用い Cessna 402 B の騒音ピークレベルから、評価値

L_{den} を計算した結果を図6の破線に示す。これは、昼間5回の離陸が同一方向に旋回なく行われたことを想定したものである。この結果、我々が開発したプログラムが環境庁の示した評価法に十分対応し、小規模飛行場の騒音影響範囲を把握することができた。

3 おわりに

当センターで開発したプログラムは、INMとほぼ同じ結果が得られ実測値ともよく符号するが、さらに精度をあげるため、滑走路鉛直方向でのばらつきなど、さらに改良を行っていく考えである。

また、Cessna 402 B の離陸時における騒音データを測定する機会を得たため離陸回数による予測を試みたが、飛行場として予測を行う場合、離陸時だけではなく着陸時のデータも合わせて解析する必要がある。今後、Cessna 402 B の着陸データをはじめ、他の実際に使用される飛行機の基礎データの調査や、飛行場の騒音影響の実測調査を行い、予測精度の向上を進めていく考えである。

Simulation of Aircraft Noise at around Airports

Application to a Small Airport

Hideaki TAKAHASHI and Takuya SAITO

Abstract

We developed a prediction program for aircraft noise based on the relation between the measured noise peak level with an INM Database and the slant range distance in a small airport.

As a result, it could be concluded that the noise peak level is expressed by $L = 121.039 - 9.994 \times \log(SD) - 1.433 \times \log^2(SD)$, and thereby, we could determined the area of the impact of aircraft noise around small airports.