

ISSN 0386-5878

土木研究所資料 第1463号

廃水の輸送・拡散のモデル

U.S. Nuclear Regulatory Commission,

Regulatory Guide 1.113 Estimating Aquatic Dispersion
of Effluents from Accidental and Routine Reactor Releases
for the Purpose of Implementing Appendix I,
Appendix A Liquid Effluent Transport and Water Use Models

の部分訳

昭和54年2月

土木研究所下水道部水質研究室

まえがき

米国原子力規制委員会 (U. S. Nuclear Regulatory Commission) は発電用原子炉からの放射性廃棄物排出の規制に関して種々の規制指針 (Regulatory Guide) を出しているが、本資料は "Regulatory Guide 1.113, Estimating Aquatic Dispersion of Effluents from Accidental and Routine Reactor Release for the Purpose of Implementing Appendix I" の附属資料 "Appendix A, Liquid Effluent Transport and Water Use Models" の主要部分を翻訳したものである。この資料には非感潮河川、感潮河川、海域、湖沼など種々の水域における廃水の拡散・混合の計算手法が要領よくとりまとめられており、原文では汚濁物質として放射性物質を前提としているが、拡散・混合の計算手法自体はすべての汚濁物質に共通するものであり、業務の参考になると考えられるため翻訳した。原文は、第1章初期希釈、第2章非感潮河川、第3章開放水域、第4章感潮河川、第5章貯水池、第6章水利用、第7章底泥による吸着と輸送のモデルの7章からなっているが、本資料に翻訳したのはこのうち第1章～第5章である。

本資料は拡散・混合の計算手法の優れたマニュアルとなっているばかりでなく、関係する主要文献の殆んどが参考文献としてリストアップされている。この分野に携わる方々が拡散・混合の問題について理解を深めるのに役立てば幸いである。

目 次

廃水の輸送・拡散のモデル

1. 初期希釈	1
2. 非感潮河川	3
2.1 モデル	3
2.1.1 定常放出の場合のモデル	3
2.1.2 非定常放出の場合のモデル	5
2.2 モデルの適用	6
2.2.1 定常放出の場合の流管モデル	6
2.2.2 非定常放出の場合のモデル	8
3. 開放水域	9
3.1 5大湖水域（大規模な湖沼）	9
3.1.1 概 論	9
3.1.2 解析解を利用したモデル	9
3.1.3 数値モデル	13
3.2 海 域	14
4. 感潮河川	16
4.1 1次元モデル	16
4.1.1 解析解を利用したモデル	16
4.1.2 短時間の排出の場合	18
4.1.3 潮汐周期平均の場合の数値モデル	19
4.1.4 実時間の数値モデル	20
4.2 多次元モデル	21
4.3 交換係数——拡散係数	21
4.3.1 潮汐周期平均のモデル	22
4.3.2 1次元の実時間モデル	22
4.3.3 2次元の実時間モデル	24
4.4 モデルの適用性	24
5. 貯 水 池	26
5.1 単純な解析解によるモデル	27
5.1.1 完全混合モデル	27
5.1.2 押し流れモデル	29
5.1.3 部分混合モデル	30

5.1.4	成層貯水池の総括パラメータモデル（成層モデル）	31
5.1.5	単純なモデルを用いた放射性物質の蓄積の計算方法	34
5.1.6	単純なモデルを用いる場合の池の水理学的特性の考慮	35
5.2	数値モデル	36
記号一覧表		37
参考文献		40

廃水の輸送・拡散のモデル

本文は、廃水に伴って表流水中に排出された放射性物質によって起り得る恐れのある、公衆に対する放射線量の計算のための輸送・拡散と水利用のモデルを記述したものである。式に用いた各種の記号は、巻末の記号一覧表にまとめて記してある。

1. 初期希釈

液体廃棄物の初期希釈（即ち、放流先水域への排出に伴う希釈）を促進するため、比較的大きい流速での水面放出、水中でのジェット放出、拡散管による多点放出などがしばしば用いられる。これらの排出形態の数学的モデルには、浮力を持つジェットに適用可能な保存式の解が必要となる。このような式は、温排水の放出点近傍における解析に広く用いられている。液体廃棄物の初期希釈率の問題は水温解析の一環として考えるべきである。

温排水の放出点近傍の解析のためのモデルには利用可能なものがいくつかあり、実際に広く用いられているので、ここでは詳細には触れない。これらのモデルの理論、適用性の範囲を詳しく解説したものとして、Jirka 等（文献 1）、Dunn 等（文献 2）の報告書がある。これらの文献は、特定の問題に用いるべき手法とその適用方法を定めるために参考とすべきである。水面および水中ジェット排出についての一般的な注意事項を以下に述べる。

水面放出に関しては、初期希釈の解析に利用できるモデルとしては、Stolzenbach と Harleman（文献 3）、Stolzenbach 等（文献 4）、Prych（文献 5）、Shirazi と Davis（文献 6）、Prichard（文献 7 および 8）などのものがある。表面放出による希釈率の推定にあたっては、海岸線および水底の影響を十分考慮しなければならない。これらの境界の大きさを推定する方法は、種々の放流先水域の条件に応じたものとして、文献 1 に詳細に示されている。

水中放出における希釈の推定においては、放出点の極く近傍の流れの状態を十分考慮する必要がある。放出状態と放流先水域の特性に対応して、流れの状態は「安定」と「不安定」の 2 つの状態に区分することができる。安定な状態の下では、放出された廃水は自由表面に達した後、安定な密度流の形で水平方向に拡がってゆく。したがって、以前に放出された廃水を再び巻き込んでくることは少ない。このような安定な放出は、「深水域」での放出と特徴づけることができる。一方、不安定または「浅水域」での放流の特徴は、以前に放出された廃水を再び放出ジェットの中に巻き込むような反流が生じることである。深水域での放出ジェットモデルを浅水域に適用すれば、初期希釈を非常に過剰に見積ってしまうことになる。文献 1、9 および 10 には、安定および不安定な放出ジェットの挙動と種々の形式の水中放出の安定性の基準が詳細に述べられている。実際に応用するにあたっては、与えられた放出の状態と放流先水域との状態について安定

性の解析を行ない，深水域あるいは浅水域放流のモデルのいずれを用いるかを定めなければならない。

深水域（安定）の条件の下では，放出ジェットモデルとして広く用いられている Koh と Fan（文献 1 1），Hirst（文献 1 2）などのモデルが，水面の水平拡散層の厚さを考慮すれば適用可能である。

浅水域（不安定）の条件では，上記のモデルは（他の類似の深水域放出のモデルについても同様に）適用することはできず，これらを用いると初期希釈が過大に予測されてしまう。Lee 等（文献 1 0），Jirka と Harleman（文献 9）のモデルは，安定性の解析を正しく行なえば，深水域あるいは浅水域放流のいずれの場合についても直接用いることができる。

2. 非感潮河川

2.1 モデル

2.1.1 定常放出の場合の流管モデル

ここで述べるモデルは河川を対象としたもので、放流の直接の影響が及ばなくなった区間に適用される。放出地点の極く近傍での初期希釈は、通常は放流ジェットの変動量に起因する乱流混合によって支配される。初期希釈を求める手法については第1章で既に述べた。

非感潮の河川では、流れは一樣ではば定常であると仮定できることが多い。このような条件の下では、流下方向に関しては拡散による輸送は移流による輸送に較べて遥かに小さい（文献13）。河川における溶存物質の輸送は、鉛直方向の流速および濃度変動を平均化した2次元のモデルによって十分取扱えることが示されている（文献14, 15および16）。しかし、2次元モデルにおいては、水底の形状（水深）および流速の横断方向の変動を考慮することが望ましい。

いま、図-1に示すような定常流の自然河川の断面を考える。座標系の原点を片岸に

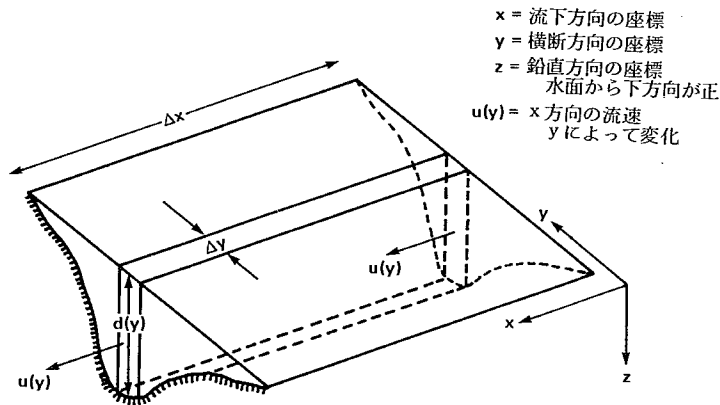


図-1 河川における流管モデルの概念

(Yotsukura and Cobb, 文献14)

おき、 x 軸は下流方向を正として流れの方向に、 z 軸は水面から下向きを正として鉛直方向に、また、 y 軸は流れに対して横断方向にとる。この場合、鉛直方向平均の放射性核種濃度についての定常状態の物質収支式は次のように表わせる（文献14）。

$$u d \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y d \frac{\partial C}{\partial y} \right) - (\lambda d) C \quad \dots\dots\dots (1)$$

ここで、 C は放射性核種濃度、 d は水深、 K_y は横断方向の乱流拡散係数（鉛直方向平均、2次元）、 u は流速、 λ は減衰係数で $(\ln 2)/\text{半減期}$

実際の河川では u と d は横断方向の座標 y の関数であり、このままの形では式(1)の解析解は得られない。しかし、次式で定義されるような新しい独立変数 q を用いることによって、より取扱いやすい形の方程式が得られる。

$$q = \int_0^y (ud)dy \quad \dots\dots\dots (2)$$

q は定義から明らかな通り、片側の岸から測定した累加流量であり、 B を川幅、 Q を断面の総流量としたとき、 $y \rightarrow B$ で、 $q \rightarrow Q$ となる。

式(2)を式(1)に代入すれば次のような収支式が得られる。

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial q} \left[(K_y u d^2) \frac{\partial C}{\partial q} \right] - \frac{\lambda}{u} C \quad \dots\dots\dots (3)$$

減衰項については、流速 u を断面平均流速 $\bar{u}$ で置きかえても近似的には許容できる。このようにすれば、次のような変数変換を行なうことによって、式(3)から減衰項を除くことができる。

$$C(x, q) = \bar{x}(x, q) e^{-\frac{\lambda}{\bar{u}} x} \quad \dots\dots\dots (4)$$

式(4)を式(3)に代入すれば、濃度 x に関して

$$\frac{\partial x}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial q} \left[(K_y u d^2) \frac{\partial x}{\partial q} \right]$$

式(5)における $K_y u d^2$ は「拡散因子」と呼ばれている。YotsukuraとCobb（文献14）は、横断方向の座標 y の関数である拡散因子のかわりに、次のような平均値を用いても近似的に十分満足な解が得られることを示した。

$$\overline{K_y u d^2} = \frac{1}{Q} \int_0^Q K_y u d^2 dq \quad \dots\dots\dots (5)$$

$\overline{K_y u d^2}$ は上式からわかる通り、流量をウェイトとした平均値である。このようにすれば式(5)は次式のように書き直すことができる。

$$\frac{\partial x}{\partial x} = D \frac{\partial^2 x}{\partial q^2} \quad \dots\dots\dots (6)$$

ここで、 $D = \overline{K_y u d^2}$ は断面平均の拡散因子で、定数である。

式(6)は解析解が得られる標準的な拡散方程式である。 $x = 0$ 、 $y = y_s$ において、 W （単位は例えばCi/sec）なる一定の割合で負荷を排出している鉛直な線源を考える。この場合、横断方向の距離の座標 y と累加流量 q との間には1対1の対応があるので、線源は $x = 0$ 、 $q = q_s$ にあるとしてもよい。境界においては物質の移動はないという境界

条件の下で式(6)を解けば

$$x = \frac{W}{Q} \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} e^{-\frac{n^2 \pi^2 D x}{Q^2}} \cos \frac{n \pi q_s}{Q} \cos \frac{n \pi q}{Q} \right] \dots\dots\dots (7)$$

上式は、表現の形式は若干異なるが、文献 14 の式 (14) と同一の式である。通常の条件の下では、放出源の極く近傍を除けば式(7)中の n が 5 程度で解は十分収斂する。

液体廃棄物が流れに鉛直な断面において、面源として排出される場合には、式(7)を対応する範囲について積分することによって解が得られる。すなわち、面源が y 座標上で y_{s1} から y_{s2} まで (累加流量座標上で q_{s1} から q_{s2} まで) にあるとすれば、式(7)を q_s について $q_{s1} \leq q_s \leq q_{s2}$ の間で積分することによって面源に関する解が得られ

$$x_{\text{Area}}(\perp) = \frac{W}{Q} \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} e^{-\frac{n^2 \pi^2 D x}{Q^2}} \frac{\sin n \alpha}{n \alpha} \cos \frac{n \pi}{2} \left(\frac{q_{s2} + q_{s1}}{Q} \right) \cos \frac{n \pi q}{Q} \right] \dots\dots\dots (8)$$

$$\text{ここで, } \alpha = \frac{\pi}{2} \left(\frac{q_{s2} - q_{s1}}{Q} \right)$$

矩形断面の直線様な河川で、流速が一定値 U の場合の濃度は、式(7)、(8)において係数を次のように置きかえることによって得られる。

$$\left\{ \begin{array}{c} D/Q^2 \\ q \\ Q \end{array} \right\} \longrightarrow \left\{ \begin{array}{c} K_y/UB^2 \\ y \\ B \end{array} \right\}$$

しかし、式(7)、(8)は不定の形状の断面を持った河川にも適用できるので、式(7)、(8)のような一般形の式を用いることが望ましい。Yotsukura と Sayre (文献 16) は最近、式(5)、(6)を一樣でない河川についても拡散因子を若干修正すれば適用できるよう一般化している。

2.1.2 非定常放出の場合のモデル

放射性廃棄物の排出の通常の形態は、定常的な排出よりもバッチ式で時折排出されるという場合が多い。このような場合、濃度を時間と場所の両方の関数として求めることが必要になる。矩形断面の直線水路において、 $X=0$ 、 $y=y_s$ に位置する鉛直な線源から M なる量の負荷が瞬間的に放されたときの解は次のように与えられている。

$$C = \frac{M}{(4\pi K_x t)^{1/2} A} \exp \left\{ -\frac{[x - ut]^2}{4K_x t} - \lambda t \right\} \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp \left(-\frac{n^2 \pi^2 K_y t}{B^2} \right) \cos \frac{n \pi y_s}{B} \cos \frac{n \pi y}{B} \right] \dots\dots\dots (9)$$

ここで、 A は河川の断面積、 B は河川の幅、 K_x は流下方向の拡散係数 (鉛直方向平均、2次元)、 M は放出された放射性物質質量 (単位は例えば Ci)、 t は放出後の時間であり、他の量は前に定義してある。

この解では流れの方向の拡散を考慮してあるが、瞬間的あるいは短期間の放出の場合にはこの項の影響が重要となる。

負荷の放出がある時間をかけて行なわれるというより一般的な場合の解は、式(9)を時

間について積分することによって得られる。

$$C = \int_0^t \frac{Wf(\tau)}{(4\pi K_x)^{1/2} A(t-\tau)^{1/2}} \exp \left\{ -\frac{[x-u(t-\tau)]^2}{4K_x(t-\tau)} - \lambda(t-\tau) \right\} \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp \left(-\frac{n^2 \pi^2 K_y(t-\tau)}{B^2} \right) \cos n\pi \frac{y_s}{B} \cos n\pi \frac{y}{B} \right] d\tau \quad \dots\dots\dots (10)$$

ここで、 $Wf(\tau)$ は負荷の排出率（単位は例えば Ci/sec）である。式（10）は、一般的には数値積分によって計算しなければならない。

放出点の近傍においては、式（9）、（10）のフーリエ級数の項の収斂が極めて遅いことがあり得る。しかし、このような領域では、排出源から遠い側の岸の影響（反射の影響）は小さいのが通常なので、近い側の岸のみを反射境界とする解（3.1.2（2）の湖における非定常放出の場合の式（19）、（20）を参照）で代用することもできよう。この場合には、解は無限級数を含まず、収斂の問題は考慮する必要がない。

2.2 モデルの適用

2.2.1 定常放出の場合の流管モデル

このモデルを適用するにあたっては、河川の形状、断面内での流速（流量）分布、および放出点より下流のいくつかの代表的な断面における拡散因子を与える必要がある。更に、河川流量の定義も必要である。

断面内での流量分布は、標準観測方法に従って流速計によって実測するのが望ましい。しかし、濃度の計算を行なうすべての断面について流量分布を実測するのは必ずしも実際的ではないので、横断測量によって水深変化のみを実測し、複雑断面に対するマニングの式などの定常流の流速公式（文献17および18）を用いて、流速分布を推定することも許されよう。

拡散因子 $\overline{K_y u d^2}$ を与えるためには、拡散係数 K_y を別に定めなければならない。 K_y の値は、次のような Elder の実験式（文献19）を用いて水理量から計算できる。

$$K_y = \beta u^* d \quad \dots\dots\dots (11)$$

ここで、 d は水深、 u^* は摩擦速度、 β は無次元の定数

（ K_y の計算には必ず上式を用いなければならないということではない。他にもいくつかの式が発表されている。）

β の値は、河川の直線部分では 0.23 程度の値である（文献14、16）。しかし、彎曲部においては2次流によって横断方向の混合が促進され、 β の値は大きくなる（文献20、21、22）。例えば Fischer（文献20）は、彎曲部における横断方向の拡散係数は、曲線半径の2乗に反比例して大きくなることを示している。拡散による物質輸

送を正しく表現するためには、一般には横断方向の拡散係数を現場でのトレーサー実験によって定める必要がある。 K_y の値の横断方向の変動については現場実験では観測された結果はないが、彎曲部における K_y の流下方向の変化については Sayre と Yeh (文献22)の報告がある。拡散因子の値が流下方向に変化する場合には、式(7)、(8)において次のような修正を行なえばよい。

$$\bar{D}x \rightarrow \int_0^x D(x)dx \quad \dots\dots\dots (11)$$

問題としている河川のすべての断面について拡散因子の値を与えることができれば、簡単な数値積分を行なうことによって解が求まる。対象としている河川の区間内において $D(x)$ の変動が小さい場合には、 D の値をその区間の平均的な値と解釈し、式(7)および(8)を直接用いてもよい。

$$\bar{x} = 1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} e^{-n^2 \frac{2x}{Q}} \cos n\pi \tilde{q}_s \cos n\pi \tilde{q} \quad \dots\dots\dots (12)$$

式(7)を無次元の形で表示することによって有益な情報が得られる。

ここで、 $\tilde{q} = q/Q$ は無次元の累加流量、 $\tilde{x} = x/W/Q$ は横断方向に完全混合した場合の濃度を基準とした無次元濃度、 $\tilde{x} = \frac{Dx}{Q^2}$ は無次元の流下方向の距離である。

図-2は、一方の岸に点源がある場合について、放出点がある側の岸と反対側の岸に

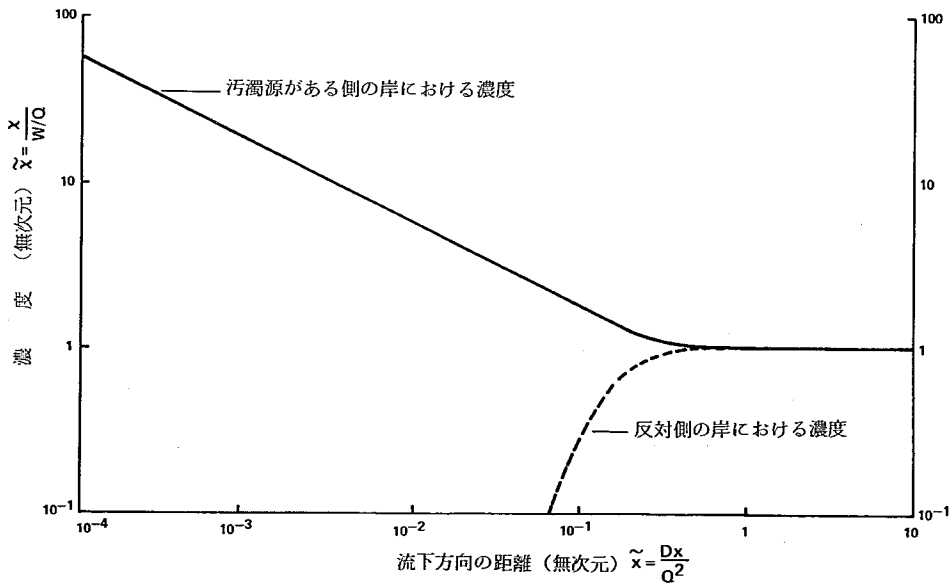


図-2 減衰しない汚濁物質が片側の岸から放流されている場合の濃度(無次元)と流下方向距離(無次元)との関係

おける濃度を無次元化して表示したものである。放出点からの距離と水理量等の条件を与えれば、図中の2つの曲線から両方の岸における無次元濃度を直ちに求めることができる。放出点がある側の岸の濃度は、2次元の拡散ということから予想される通り、反対側の岸の影響が現われるまでは距離の二乗に比例している。図-2の2つの曲線は、 γ が大きくなると共に1に近づき、横断方向に完全に混合することを示している。従って、水理量等を与えれば、濃度が横断方向に一樣になるまでの流下距離（「混合距離」）を直接求めることができる。（一方の岸から放出する場合の混合距離は、断面の中央から放出する場合の混合距離の4倍になることに注意されたい。）

2.2.2 非定常放出の場合のモデル

本指針で記述した非定常排出の場合のモデルは、それを示した主目的が不連続な放出があるときの濃度の時間変化の状況についての情報を提供することにあつたので、直線河川における線源としての放出の場合しか示していない。しかし、2.2.1(1)で述べた累加流量を横断方向の座標とする座標系を用いることによって、他の形態の放出状況の場合にも拡張することができる。

このモデルを適用するにあたっては、前項で述べた定常状態のモデルの適用に必要な各パラメータの他に、流下方向の拡散係数 K_x を与えなければならない。流下方向の拡散係数は、原則として現場におけるトレーサー実験によって求めるべきである。しかし、概略の値は横断方向の拡散係数と類似の次のような式によって求めることができる（文献19）。

$$K_x = \beta u^* d,$$

ここで、 d は水深、 u^* は摩擦速度、 β は無次元の定数

（横断方向の拡散係数と同様、必ずしも上式を用いなくともよい。他にもいくつかの式が発表されている。）

直線水路においては β の値は5.93である。しかし、彎曲部においては大きくなり、一般的には現地試験によって求めなければならない（文献20, 21, 22）。2次元の解析をする場合の K_x は、一次元の解析をする場合の流下方向の拡散係数 E （これについては後述）に較べると遥かに小さいのが通常である。

非定常のモデルの利点は、矩形断面という非常に単純化した状態に関するものであっても、実際の放出の状況に則した物質の拡散を解析できるということにある。短時間の間のバッチ状の排出の場合には、流れの方向の物質の拡がりが非常に重要となるが、これは定常状態の連続放出の式では考慮されない。

3. 開放水域

3.1 5大湖水域（大規模な湖沼）

3.1.1 概 論

5大湖水域における実測によれば、湖岸における流れは湖岸に平行なものが支配的で、代表的な流速は10～20 cm/sec (0.2～0.4 ノット) であるとされている。この流れの方向は、通常は数日間は一方向に流れ、風向の変化に直接対応して急激に反対方向になり、その後数日間は同じ方向になるのが普通の状態とされている。転流時に流れが停滞する期間は、2、3時間を越えることは希である（文献23、24）。

また、これらの研究によれば、沿岸流の流向が反転する時に沖合いの水との大規模な交換が行われ、汚濁物質が沿岸域から効果的に運び去られるとされている。このような現象を惹起している物理的な機構はCsanady（文献25、26）が検討している。汚濁物質の放流点附近の観測によれば、数日の間岸に沿った汚水のブルーム*がはっきりと識別された後に、比較的速やかに沖合への拡散が起り、その後逆方向のブルームが再び形成されるという過程が観察されている。このような現象があるため、汚濁物質の放流点附近での蓄積は比較的少ない（文献23、27）。安定な沿岸の流れ、例えば10 cm/secの流れが次の反転時まで3日間続いたとすれば、汚水のブルームの到達距離は岸に沿って25 Km程度（16 mile）になる。

上記のように過程が起っているとすれば、流下距離25 Km程度、時間のスケール2～3日の範囲で有効な擬定常モデルを用いることも可能であろう。流れが停滞している間の流れに横断方向の混合と物質輸送が起る場合については、上記の制限を越えたモデルの拡張となるが、物質収支が保存されるような解析をしなければならない。しかし、5大湖の沿岸流のパターンについての情報は完全というには程遠いのが現状であることを強調しておかなければならない。先に述べたような状況が5大湖の全域についてみられると結論するには、既存のデータだけでは不適當である。従って、モデルの検討をすると共に、現地において時系列的な流速観測を行なうことが望ましい。流速観測は、流れの変化の時間スケールを把握するのに十分な期間継続する必要がある。また、汚水が沿岸に滞る範囲と頻度を明らかにできるような現地観測を行なうことが特に重要である。

3.1.2 解析解を利用したモデル

(1) 定常モデル

開放水域における液体廃棄物放出の解析解を利用したモデルとしては、定常拡散方程式のガウス型の解が通常用いられる。解の形は、次元数、境界の形状、放出の形態によって異なる。

脚注：*ブルームとは連続的に放流されている廃水が流れに沿って帯状に拡がってゆく場合の廃水域をいう。

湖岸に沿った一定の流れ u がある場合の定常状態の拡散モデルは、溶存物質に関する収支式の一般式において流下方向の拡散の項と時間変化を無視して、次のように表わすことができる。

$$u \frac{\partial C}{\partial x} = \epsilon_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \epsilon_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda C \quad \dots\dots\dots (14)$$

ここで、 ϵ_y, ϵ_z はそれぞれ流れに横断方向と鉛直方向の乱流拡散係数であり、他の記号は第2章で用いたのと同じである。

減衰項は前と同様に次のような変数変換をすることによって取除くことができる。

$$C(x, y, z) = x(x, y, z) e^{-\lambda x / u} \quad \dots\dots\dots (15)$$

このようにしておけば、減衰しない濃度 x に関して、

$$u \frac{\partial x}{\partial x} = \epsilon_y \frac{\partial^2 x}{\partial y^2} + \epsilon_z \frac{\partial^2 x}{\partial z^2} \quad \dots\dots\dots (16)$$

汚濁物質の放出点が $(0, y_s, z_s)$ 、すなわち、 x 軸上の原点で岸から y_s なる距離の水深 z_s なる深さの位置にあり、大規模な湖であって水深 d は一定で、湖岸は直線状とすると、解は次のようになる。

$$x = \frac{W}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} f(\sigma_z, z, z_s, d) f(\sigma_y, y, y_s) \quad \dots\dots\dots (17)$$

ここで、

$$f(\sigma_z, z, z_s, d) = \sum_{m=-\infty}^{\infty} \left\{ \exp \left[-\frac{(2md + z_s - z)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[-\frac{(2md - z_s - z)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} \quad \dots\dots\dots (18)$$

$$f(\sigma_y, y, y_s) = \exp \left[-\frac{(y_s - y)^2}{2\sigma_y^2} \right] + \exp \left[-\frac{(y_s + y)^2}{2\sigma_y^2} \right]$$

$$\sigma_y = \sqrt{\frac{2\epsilon_y x}{u}}, \quad \sigma_z = \sqrt{\frac{2\epsilon_z x}{u}}$$

この解は、岸が彎曲している場合にも、 y および y_s として岸に垂直な距離を用いれば、利用することができる。

式(17)において、境界を通じての物質輸送はないという条件は、 W (単位は例えば Ci/sec) なる仮定の汚濁源を y 軸においては $y = -y_s$ の地点に、 z 軸においては無限個置くことによって満している。

式(17)は片側のみに岸がある場合の拡散の基本的な表現で、この式から種々の形態の放出の場合の解も求めることができる。簡単のために、ここでは点源からの放出の場合として式(17)が示してあるが、 W を線源の場合は単位長さ当りの放出量、面源の場合は単位面積当りの放出量として与え、対応する線源の長さ、または面源の面積につい

て式(17)を積分すれば、それぞれの場合の解が求まる

このモデルの適用性は、実際の場合において流速の場所的分布があることや、拡散係数 ϵ_y , ϵ_z (または σ_y , σ_z) の値が不確実なことなどの理由により、かなり限られてしまう。5 大湖や他の大きな湖での観測結果によれば、沿岸域の代表的な ϵ_y の値は概略 $500 \sim 1000 \text{ cm}^2/\text{sec}$ ($0.5 \sim 1.1 \text{ ft}^2/\text{sec}$) の範囲、 ϵ_z の値は $1 \sim 30 \text{ cm}^2/\text{sec}$ ($0.001 \sim 0.030 \text{ ft}^2/\text{sec}$) の範囲であるとされている (文献 23, 28)。これらの値は沿岸域においてのみの代表的なものである。また、 ϵ_y の値はブルームの幅が 50 m ($\sim 165 \text{ ft}$) を越えると概ね一定値になることと示唆する確な根拠もある (文献 23)。従って、現場でのトレーサ実験などによって確かめない限り、 ϵ_y の値としてリチャードソンの「4/3 乗則」を用いてはならない。

図-3 は、湖岸に沿った流れが 10 cm/sec (0.3 ft/sec) で、岸から 500 m (1640 ft)

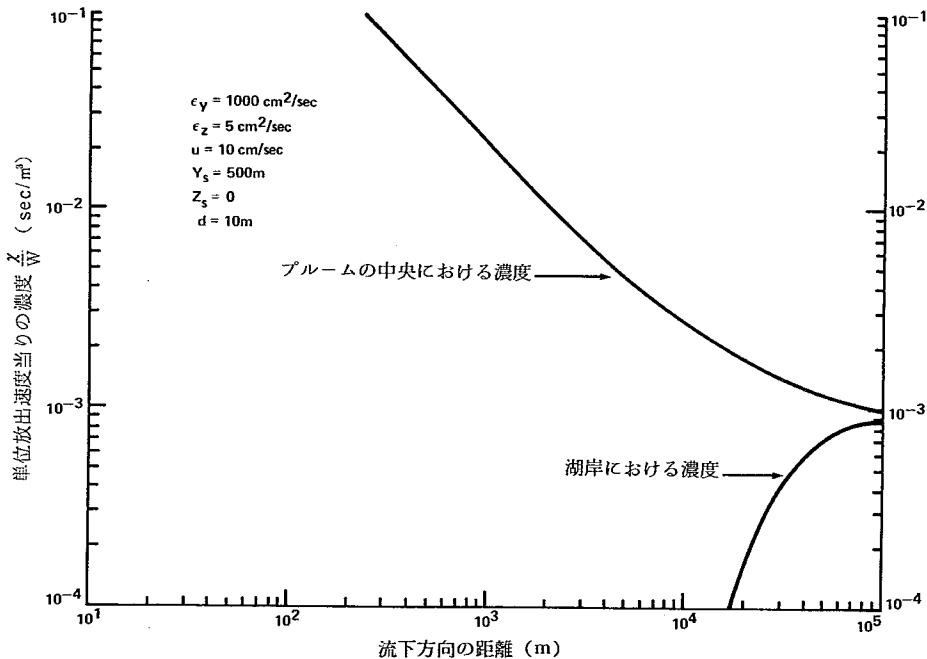


図-3 大規模湖沼の表層における廃水の拡散

離れた地点の表面に点源があるときの、ブルームの中心線および湖岸における x/W の値を式(17)によって計算したものである。水平および鉛直の拡散係数の値は、それぞれ

1000 cm³/sec (1.1 ft³/sec), 5 cm³/sec (0.005 ft³/sec) としてあり, また, 水深は 10 m としてある。中心線上の濃度は, 放出点から 10 km (6 mile) 程度までは距離の -1 乗, x^{-1} に比例し, それ以降は凡そ $x^{-\frac{1}{2}}$ に比例して減少している。希釈倍数 D_F は次式で与えられる。

$$D_F = W/(xq_p)$$

ここで, q_p は廃水の放流量である。

10 km (6 mile) 下流地点における希釈倍数は, 例えば廃水量を 52 m³/sec (1830 ft³/sec) としたとき約 7 になる。

この例からみられるように, 非減衰物質に関しては, 湖岸に平行なプルーム内における濃度の減少率は比較的小さい。これは 5 大湖におけるいくつかの観測結果 (文献 23) によっても裏づけられている。ただし, 上記の希釈は放出点から離れた場所で起る希釈であり, 放出点の近傍で起る初期希釈を含んでいないことに注意しなければならない。

ある与えられた地点についてみれば, 廃水のプルームは周期的に存在することになる。従って, 長期間の平均的な希釈倍数は, 上記の解に適当な流れの場の頻度関数を乗じることによって推定できる。先に述べたように現地観測結果によれば, 5 大湖の沿岸流の流向の頻度分布は概ね 2 方向が卓越しているので, このような場合には長期間の平均的な希釈倍数として, 式(17)で計算した値の 2 倍とすることもできよう。しかし, プルームが間歇的にしか存在しないことを理由として平均希釈倍数を大きくする場合には, 考えている地点で周期的に流れが逆向きになることを現地の流速観測で実証しておかなければならない。

(2) 非定常放出の場合のモデル

定常的な放出以外の場合は, 非定常の物質収支式を解かなければならない。この場合には, 定常放出の場合には無視することのできた流下方向の拡散による物質輸送が, 特に短期間の放出の場合に重要となる。

$x = 0$, $y = y_s$ の地点にある鉛直な線源から有限な量の物質が, 湖岸に沿った一定の流速 U がある湖に瞬間的に放出された場合の解は次のようである。

$$c = \frac{M}{4\pi\sqrt{K_x K_y} t d} \exp \left\{ - \left(\frac{[x - Ut]^2}{4K_x t} + \lambda t \right) \right\} \left\{ \exp \left(\frac{[-y - y_s]^2}{4K_y t} \right) + \exp \left(\frac{[-y + y_s]^2}{4K_y t} \right) \right\} \dots \dots \dots (19)$$

ここで, d は水深, M は放出された物質質量 (単位は例えば Ci), t は放出後の時間であり, 他の記号は前に定義した通りである。

放出量がより一般的な時間の関数のときの解は, 式(19)を時間について積分することによって得られる。

$$C = \int_0^t \frac{Wf(\tau)}{4\pi\sqrt{K_x K_y} d(t-\tau)} \exp \left\{ -\frac{(x-u(t-\tau))^2}{4K_x(t-\tau)} + \lambda(t-\tau) \right\} \left\{ \exp \left(\frac{-(y-y_s)^2}{4K_y(t-\tau)} \right) + \exp \left(\frac{-(y+y_s)^2}{4K_y(t-\tau)} \right) \right\} d\tau \quad \dots\dots\dots (20)$$

ここで、 $Wf(\tau)$ は放出率(単位は例えばCi/sec)である。式(20)は数値積分によって計算しなければならない。

式(19)、(20)は、河川についても、放出点の近傍で反対側の岸の影響が無視し得る場合には用いることができる。

3.1.3 数値モデル

拡散方程式の解析解は、厳密に言えば定常で一様な流れの場合のみに適用できる。複雑な地形や、流れが非定常で一様でないような水域では、解析解によるモデルは実際の濃度を予測するのには不適当な場合もある。このような場合には、多次元拡散方程式の数値計算が用いられる。この方式は水質のシミュレーションにおいて最近広く用いられるようになってきている。

代表的な数値モデルとしては、鉛直方向に平均化した2次元のもので、Leendertseら(文献29～34)、Codell(文献35)、Loziukら(文献36)、Eraslan(文献37)などのものがある。

上記のモデルや他の数値モデルは、流速分布を求める方法によって大きくは2つに分けることができる。例えば、Leandertse, Codell, Loziukのモデルでは、次のような鉛直方向に積分した2次元の運動、連続の式から流れの場を求める。

$$\left. \begin{aligned} \frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} - fV &= -g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{\tau_x^s}{H} - \frac{gU(U^2 + V^2)^{\frac{1}{2}}}{C_h^2 H} \\ \frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + fU &= -g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{\tau_y^s}{H} - \frac{gV(U^2 + V^2)^{\frac{1}{2}}}{C_h^2 H} \\ \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (HU) + \frac{\partial}{\partial y} (HV) &= 0 \end{aligned} \right\} \quad \dots\dots\dots (21)$$

ここで、 C_h はシェジエの定数、 f はコリオリの係数、 H は水面から底までの深さ、 U と V はそれぞれ x 、 y 方向の鉛直方向平均流速、 ζ は基準水面からの水位、 τ_x^s と τ_y^s はそれぞれ x 、 y 方向の境界面摩擦である。

これらの方程式によって計算した流れの場を、次のような鉛直方向に平均化した溶存物質濃度 C に関する物質収支の式に与件として与える。

$$\frac{\partial}{\partial t} (HC) + \frac{\partial}{\partial x} (HUC) + \frac{\partial}{\partial y} (HVC) = \frac{\partial}{\partial x} (HK_x \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (HK_y \frac{\partial C}{\partial y}) - HAC \quad \dots\dots\dots (22)$$

ここで、 K_x および K_y はそれぞれ x 、 y 方向の拡散係数である。

一方、Eraslan のモデルは、流速観測結果から流速分布を与える方式である。この式による場合は、流れの場で流量収支が合うよう観測データを注意深く解析しなければならない。このようにして求めた流れの場を、問題としている溶存物質に関する積分した形の収支式に適用する（セル方式）（文献 37）。

3.2 海 域

沿岸海域における放射性核種の輸送・拡散を推定するための手法は、前節で述べた 5 大湖の沿岸域に適用できるものとはほぼ同様である。海域と湖における物質の挙動の主な相違は、沿岸海域では流速の時間的、空間的变化が非常に大きいことに起因する。大きな流速変化が起る原因は 2 つある。1 つは天文学的な力によって起る潮流の影響であり、比較的定量化しやすい。潮流は 5 大湖水域においては無視できる程小さい。2 番目のものは気象学的な力によって起る恒流の影響であり、その影響は非常に大きいが定量化するのが非常に困難である。後者は、地球上の中規模および大規模な風の場に直接的に影響され、季節的な加熱・冷却や河川水の流入などに間接的に影響される。これらの原因により、沿岸海域の流速変動は、湖における変動に較べて大きく、また、その時間スケールも大きい。

ある与えられた沿岸海域について実際にどの計算モデルを用いるかは、その海域の沿岸流についての情報がどの程度得られるかによって大部分は決ってしまう。特定のモデルを選定し、各種のパラメータを定める場合には、実施し得る範囲において流速変動の主なスケールの影響について検討しておかなければならない。流速分布のパターンの大規模な変動に関しては、各季節や風のパターンについてのいくつかの代表的な状態について輸送・拡散を計算することも繁々おこなわれている。

しかし、ある与えられた条件の下でモデルを選択する場合、混合過程における潮流の役割のとり入れ方も大きく関係していることに注意しなければならない。これは、流れの場を定義するために用いられる平均時間の長さによって異なる。平均をとる時間が潮汐周期よりも長い場合には、潮流は平均化することによって平均流速には含まれなくなってしまうので、潮流による移流輸送はモデル上では起らなくなる。この場合には、潮流の影響を「潮汐平均」の拡散係数のみに含ませることになり、実際には潮流の移流によって起る物質輸送を、拡散係数を大きくするという形で数学的に別の形で処理することになる。それにも拘らず、放射性物質の細かく詳しい濃度分布が必要でなければ、潮汐周期よりも大きく、しかも潮汐に起因しない主要な流速変動よりも小さい時間スケールを用いた擬似定常のモデルを利用することができよう。

海岸線の形状が規則的な場合、または放出口が海岸線から離れている場合には、式(17)に基づいたガウス分布型の定常モデルを用いることができる（文献 38～41）。しかし、このようなモデルによる計算結果については、入力として与えているパラメータ、特に拡散係数

に不確かな面があるので、その解釈にあたっては十分な注意が必要である。この場合の拡散係数は潮流を平均化することの影響も含めたものなので、その大きさは平均流速を規定した、平均をとる時間の長さによって異なる。更に、海域においてはブルームの拡がる速度は、ブルームが形成されてからの時間の関数であることを示唆する観測結果がある。従って、一般には拡散係数は時間と場所の両方の関数になろう。拡散係数の妥当な値を推定するための手法は、近代的な乱流理論に裏づけられたトレーサー実験に基礎を置いたものが主体である。

沿岸海域における放射性物質のより現実に近い詳細な分布を知るためには、数値モデルを用いる必要がある。数値モデルの利点は、放流先海域の形状が複雑で、流れが完全に非定常であっても適用できることにある。特に、数値モデルでは潮流の影響をすべて拡散に含ませてしまうことなく、移流による輸送と区分して考慮することができる（「実時間」モデル）ので、拡散係数の値の推定における不確さをかなり減らすことができる。

数値モデルの代表的なもの（文献 29～37）は 3.1.3 で述べた。これらの実時間モデルでは、先に述べたように潮流の移流による物質輸送を移流項の中に入れることができるが、この場合には、Elder の定常流の開水路における拡散係数の式（文献 19）によって計算した流下方向、横断方向の拡散係数が比較的妥当であることを Leendertse らは示している（文献 29～34）。

数値モデルの適用性と水平拡散（混合）係数の推定方法については、4.3 および 4.4 で更に述べる。

4. 感潮河川

感潮河川における輸送・拡散は、潮汐流による移流と、塩分濃度差によって起る重力による循環があるため、非感潮の河川とはかなり異なる。その結果、排出された汚濁物質が排出口の上流側にも運ばれるという大きな相違が生じるが、上流側に溯上する範囲は、一般には最大限塩水の溯上限界までである。

4.1 1次元モデル

放射性廃棄物の感潮河川における輸送・拡散を取扱う場合、明らかに2次元的、または3次元的な循環が起っているような感潮区間の下流域を除けば、1次元（流下方向のみ）の問題として処理しても、多くの場合満足な結果が得られる。断面について平均化することによって1次元化することができ、この場合の物質収支式は次のようになる。

$$\frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial t}(AC) + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x}(A\bar{U}C) = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x}(AE \frac{\partial C}{\partial x}) - \lambda C \quad \dots\dots\dots 23$$

ここで、 $A(x, t)$ は断面積、 $E(x)$ は断面平均の1次元の場合の流下方向拡散係数、 $\bar{U}(x, t)$ は断面平均流速である。

式23の解は、与えられた条件によって簡単にも複雑にもなる。最も簡単なモデルでは、「潮汐周期平均」の近似を行なう。この場合には、潮汐の干満の影響は数式上は明らかな形では含まれず、流下方向の拡散係数を大きくすることによって考慮されることになる。より厳密な「実時間」モデルでは、潮汐の干満の影響は移流項によっても表わされ、一方、流下方向の拡散は潮汐の周期よりかなり短い時間スケールの運動によって起るとする。

以下にそれぞれのモデルについて述べる。

4.1.1 解析解を利用したモデル（定常状態）

最も単純な1次元モデルは、断面積 A 、流下方向の拡散係数（潮汐周期および断面積についての平均値） E_L 、淡水流量による流速 U_f をすべて一定値と仮定するものである。この場合には式23は次のようになる。

$$E_L \frac{d^2 C}{dx^2} - U_f \frac{dC}{dx} - \lambda C = 0 \quad \dots\dots\dots 24$$

ここで、 C は時間および断面平均の濃度である。式24の解（文献46）は、排出口が $x = 0$ という境界条件の場合、次のように与えられている。

$$C = \frac{W}{AU_f \sqrt{1 + \frac{4\lambda E_L}{U_f^2}}} \exp\left(\frac{U_f}{2E_L} \left[1 \pm \sqrt{1 + \frac{4\lambda E_L}{U_f^2}}\right] x\right) \quad \dots\dots\dots 25$$

上式の $\exp$ 内の $\pm$ は、排出源の位置から下流方向（ x の正方向）では負であり、上流方向（ x の負方向）では正をとる。

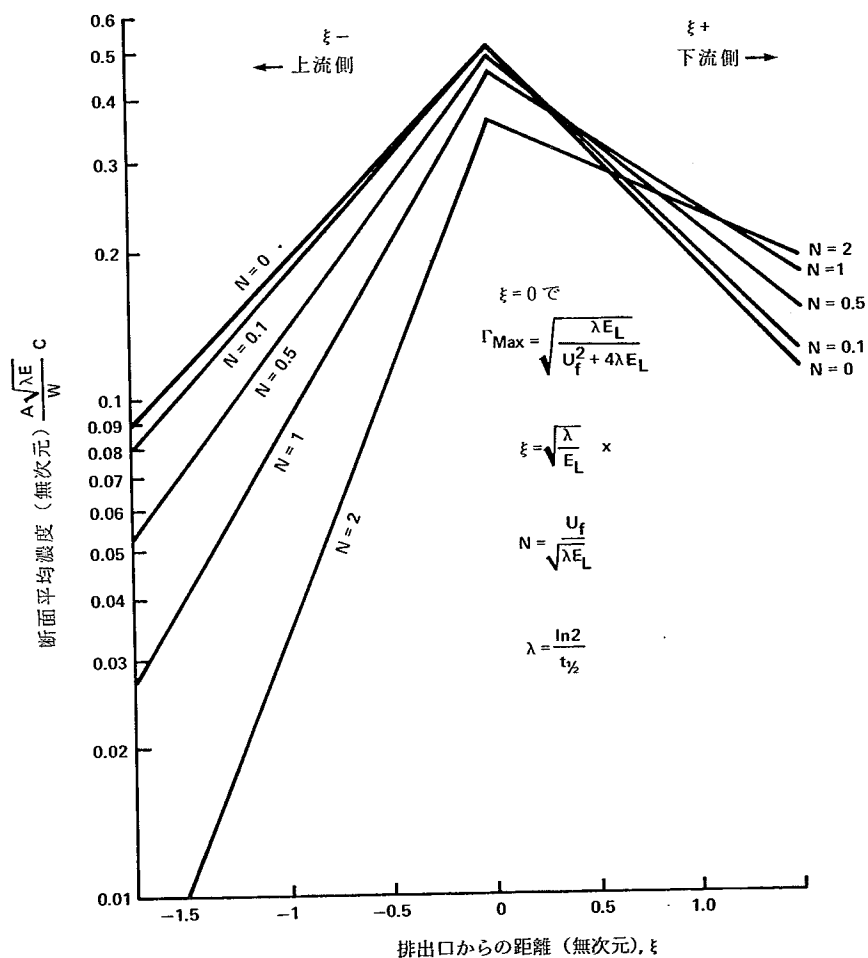
無次元の変数を用いれば、式29は次のようになる。

$$\Gamma = \Gamma_{\max} \exp \left(\frac{N \pm \sqrt{N^2 + 4}}{2} \xi \right) \quad \dots\dots\dots 29$$

ここで、

$$N = \frac{U_f}{\sqrt{\lambda E_L}} \quad \Gamma = \frac{A \sqrt{\lambda E_L}}{W} C \quad \Gamma_{\max} = \left(\frac{\lambda E_L}{U_f^2 + 4 \lambda E_L} \right)^{1/2} \quad \xi = \sqrt{\frac{\lambda}{E_L}} x$$

図一4に無次元化した濃度と ξ 、 N との関係を示す。図一4から式29のいくつかの特



図一4 無次元表示した排出口からの距離と濃度との関係
(O'Connor ら, 文献46)

徴が明らかになるが、その第1は、放流地点の断面における無次元化濃度 C_{max} は排出される負荷量と淡水流量のみによって定まるのではなく、拡散係数 E_L と減衰係数 λ にも関係することである。これは、定常状態における濃度は、排出される負荷量、移流および拡散によって放流地点から輸送される量、およびその場所における減衰量の平衡によってきまるためと説明できる。

$N = 0$ ，すなわち淡水流量がない場合には、自流による輸送がないので、放流地点を中心として上・下流方向での濃度の減少勾配は等しい。 U_f が大きくなるにつれて自流による下流方向への輸送が大きくなるので、下流側での減少勾配が小さくなっていく。

4.1.2 短時間の排出の場合

負荷が短時間のみ排出される場合には上記のモデルは利用できず、方程式としては次のような濃度が時間の関数の式を用いなければならない。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U_f \frac{\partial C}{\partial x} = E_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \lambda C \quad \dots\dots\dots 27$$

排出量が時間の関数のときの式27の解は、負荷がある断面において瞬間的に一定量投入された場合の解から求めることができる（文献47）。瞬間的に投入された場合の解は次のように与えられる。

$$C = \frac{M}{A\sqrt{4\pi E_L t}} \exp \left(-\frac{(x - U_f t)^2}{4E_L t} - \lambda t \right) \quad \dots\dots\dots 28$$

ここで、 M は投入された放射性物質質量（単位は例えば Ci）である。

負荷の排出がより一般的な時間の関数の場合には、式28を時間について積分することによって解が得られる。負荷が $x = 0$ ， $t = 0$ において瞬間的に一定量投入されるかわりに、 $dM/dt = Wf(t)$ なる割合で連続的に排出されていると仮定すると、 $0 < \tau < t$ なる時間の間に放流された負荷による濃度分布は次のようになる。ただし、 W の単位は、例えば Ci/sec であり、 $f(t)$ は無次元である。

$$C = \frac{W}{A\sqrt{4\pi E_L}} \int_0^t \frac{f(\tau)}{\sqrt{t - \tau}} \exp \left\{ -\frac{[x - U_f(t - \tau)]^2}{4E_L(t - \tau)} - \lambda(t - \tau) \right\} d\tau \quad \dots\dots\dots 29$$

式29から、 t_D の時間の間一定の排出強度 W で負荷が排出された場合の濃度分布は次式のようにになる。

$$C = \frac{W}{A\sqrt{4\pi E_L}} \int_0^{t_D} \frac{1}{\sqrt{t - \tau}} \exp \left\{ -\frac{[x - U_f(t - \tau)]^2}{4E_L(t - \tau)} - \lambda(t - \tau) \right\} d\tau \quad \dots\dots\dots 30$$

式30は積分できて、

$$\left. \begin{aligned} C &= \frac{W}{2A\alpha} \exp \left(\frac{U_f x}{2E_L} \right) g(x, t) \text{ for } 0 < t < t_D \\ C &= \frac{W}{2A\alpha} \exp \left(\frac{U_f x}{2E_L} \right) [g(x, t) - g(x, t - t_D)] \text{ for } t > t_D \end{aligned} \right\} \quad \dots\dots\dots 31$$

ここで,

$$g(x, t) = \left[\operatorname{erf} \left\{ \frac{x + \Omega t}{\sqrt{4E_L t}} \right\} + 1 \right] \exp \left(\frac{\Omega x}{2E_L} \right) - \left[\operatorname{erf} \left\{ \frac{x - \Omega t}{\sqrt{4E_L t}} \right\} + 1 \right] \exp \left(-\frac{\Omega x}{2E_L} \right)$$

$$\Omega = \sqrt{U^2 + 4\lambda E_L}$$

ただし, erf は誤差関数で,

$$\operatorname{erf}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-z^2} dz$$

また, $g(x, t - t_0)$ は $g(x, t)$ において t のかわりに $(t - t_0)$ とおいたもので, 形は同じである。 $g(x, t)$ 中の正負の附号は, 下流側 (x の正の方向) では負をとり, 上流側 (x の負の方向) では正をとる。

式(21)は排出強度が一定である限り t_0 がいかなる値であっても成立ち, $(t, t_0) \rightarrow \infty$ のときには, 式(29)の定常状態の場合の式と同一になる。

排出強度が一定でない場合の解は, 式(29)を直接数値積分することによって容易に求めることができる (2.1.3 および 3.1.3 を参照)。

4.1.3 潮汐周期平均の場合の数値モデル

感潮河川における汚濁物質の輸送・拡散をシミュレートする場合, 解析解を利用したモデルで仮定した単純な状態以上に複雑な状態を考えなければならないことも多い。例えば, 負荷の排出などの距離的分布 (人為的および自然) も重要である。また, 実際の感潮河川では断面積が一樣でないことが多く, 潮汐による場合の強さ河口からの距離によって異なる。

上記の解析解を利用したモデルの次の段階としては 1 次元の数値モデルがあるが, このモデルによれば断面積, 流入負荷量, 取水, および潮汐周期平均の拡散係数をそれぞれ変数とすることができる。このモデルは, 実質的には定常または非定常状態 (ただし, 流れに関しては潮汐周期平均) の式(23)の差分式を解くというものである。EPA (米国環境保護庁) の AUTOSS や AUTOQD と名付けられているモデルなどは, この範ちゅうのモデルである。

このモデルでは感潮河川をいくつかの区間 (長さは必ずしも, 同じでなくてもよい) にわけて考える。各々の区間はそれぞれ上流側および下流側に接続しており, また, それぞれの区間に必要に応じて負荷の流入または排出を考える。境界条件の代表的なものは, 第 1 (最初) の区間と最後の区間の濃度とを既知の一定とするものである。この仮定は, 計算区間を感潮区間の上流端から海までとするとすれば, 極めて現実的なものといえる。実際に計算する場合には, 負荷流入点の近傍は細かく区間わけし, 離れた部分 (より興味の少ない区間) は粗く区間わけすることによって, 全体の区間を効率よく計

算することができる。

このモデルを有効に利用できる場合の例として、都市用水の取水と還元のような区間内での水の循環がある場合があげられる。ある種の放射性核種の部分的または完全な除去を伴う水の循環は、感潮、非感潮を問わず、高度に利用されているすべての河川で重要な問題である。

4.1.4 実時間の数値モデル

潮汐周期平均のモデルでは、流下方向の拡散係数に不確かさがあるため、往々にして大きな誤差が生じる場合がある。この意味からすれば、潮汐流を考慮した実時間モデルはより現実に近いモデルである。このモデルでは、潮汐流による移流は移流項としてそのまま表わされ、流速、水位および濃度を同時に計算することになる。この場合には、流下方向の拡散係数は物理的な裏づけを持った量として定義されることになり、また、潮汐周期平均のモデルの場合に較べて拡散係数の重要さは少なくなる。このモデルにおいては、計算は電算機で行なうが、あまり過大な計算にはならない。

このモデルの範ちゅうに入るものとしては、DaileyとHarleman（文献49）の1次元の有限要素法によるもの、LeeとHarleman（文献50）の差分法によるもの、Harleman（文献51）の1次元のボックスモデルなどがある。このモデルは、基本的には水量、運動量、および対象とする成分量のそれぞれの1次元の保存式を解くものである。

$$b \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} - \text{流入流量} = 0 \quad \dots\dots\dots 32$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + U \frac{\partial Q}{\partial x} + Q \frac{\partial U}{\partial x} + g \frac{\partial C}{\partial x} A + \frac{gQ|Q|}{AC_h^2 R_h} = 0 \quad \dots\dots\dots 33$$

$$\frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial t} (AC) + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (AUC) = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (AE \frac{\partial C}{\partial x}) - \lambda C \quad \dots\dots\dots 34$$

ここで、 b は水面における川幅、 C_h はシェジの抵抗係数、 R_h は径深、 κ は基準面から測定した水位である。

濃度の境界条件は潮汐に応じた時間の関数とするのが実際である。上流端の境界条件は感潮限界における濃度で与えるのが通常である。一方、下流端の境界条件は普通は漲潮時と退潮時とでは異なった値を与える。退潮時の境界条件は、感潮区間内の対象成分が移流によって運び出されるような形で与えるが、漲潮時の境界条件は、入ってくる濃度を指定しなければならない。この濃度は対象とする感潮河川の物理的な状況に応じて定めなければならない。下流側の境界が外海である場合には、海水中の濃度を境界濃度とすることができよう。しかし、下流側が湾、あるいは流下して行った成分が蓄積してゆくような水域の場合には、妥当と考えられる濃度を推定しなければならない。

潮汐流を考慮した実時間モデルの利点の1つとして、潮汐に応じた負荷の排出をシミ

シミュレートできることがあげられる。負荷の排出源が感潮河川の河口附近にある場合には、負荷を退潮時のみに排出し、速やかに感潮域からフラッシュすることを計ることが得策のときもあろう。潮汐周期平均のモデルでは、このような状況をシミュレートすることはできない。

4.2 多次元モデル

非常に幅広い感潮河川や湾域では、1次元の仮定をすることは現実的ではない。このような水域では縦断方向の流速成分だけではなく横断方向の流速成分も重要になり、また、横断方向の濃度勾配も縦断方向の勾配に近くなることがある。このような場合に1次元のモデルを用いるとすれば、流下方向の拡散係数として異常に大きな値を用いなければならなくなる。

このような水域では、水深方向に平均化した2次元の数値モデルを用いる方がより適切である。代表的な数値モデルは第3章で示した。

ある場合には、水平方向の水質変化より鉛直方向の水質変化をシミュレートすることが必要になる。例えば、塩水くさびが生じている感潮域や、成層化している貯水池などである。

3次元の数値モデルも現在開発されつつあるが、モデル自体が複雑なことや、観測も含めて非常に費用を要することから、3次元モデルを用いることが要求される場合は少ない。

4.3 交換係数 — 拡散係数

断面平均の1次元の場合の流下方向拡散係数 E は、いくつかの個別の過程の影響を合わせた効果を表わすものになる。これらの個別の過程の中には、分子拡散や、流れおよび風に起因する乱流拡散も含まれる。しかし、全体としての拡散係数に及ぼすこれらの過程の影響は比較的小さく、実際に大きな影響を持っているのは、3次元の拡散を空間的および時間的に平均化することによる、いわば人工的な効果である。一般的には、モデルを簡単にする程大きな拡散係数を用いなければ実際の現象を再現できなくなる。

最も簡単なモデルは潮汐周期平均の1次元モデルである。このモデルでは、実際には3次元の流向の変る流れを、上流からの淡水流量のみで流れる1次元の流れに大幅に簡単化している。この場合には、拡散による輸送に、断面において流速および濃度が一様でないことの効果、および潮汐の周期より短い時間単位の変動による「乱流成分」の効果を含ませることになる。

1次元の実時間の数値モデルでは、往復の流れであれ1方向の流れであれ、実際の流れを再現するので、移流による物質輸送はある程度正しく表現される。拡散による輸送には、断面における流速および濃度が一様でないことの効果を含ませるが、潮汐流は乱流成分として考慮する必要はない。

2次元の実時間の数値モデルでは、一般的には、横断方向の流れの場も正しく再現される

ことになるので、水深方向の流速および濃度の不均一さの効果のみを含ませればよい。

いかなる場合においても、拡散係数を決定する方法としては、望ましくはトレーサー実験結果などを利用して、実際の水域での状態が再現できるようモデルを調整するのが最も適切である。一般的に言えば、より複雑なモデルを用いる程、拡散係数として物理的な意味づけのしっかりした値を用いることができるので、実験的に調整する必要が少なくなる。

4.3.1 潮汐周期平均のモデル

潮汐周期平均のモデルを用いる場合には拡散係数を実験的に定める必要があり、既知のトレーサーの拡散の観測結果から定めるのが望ましい。潮汐周期平均の場合の流下方向の拡散係数 E_L は、式25, 28, または式29によって、実測濃度と計算濃度が一致するように E_L を変化させ、試行錯誤によって E_L を求めることができる。

4.1.3で述べた潮汐周期平均の数値モデルを利用する場合は、差分式を組みかえて E_L を求めるための式とし、観測濃度を既知の値として与えて E_L を計算することができる。このようにして E_L を求めれば以降の予測計算に利用できよう。

現地観測のデータが全くない場合に拡散係数の概略の値を推定するためには、Helting O'Connell(文献52)がボトマック感潮域の塩水遡上区間のデータに基づいて作成した次のような式を用いることもできよう。

$$E_L = 1680 V_{\max}^{4/3} \quad \dots\dots\dots 35$$

ここで、 E_L は潮汐周期平均の1次元流下方向拡散係数 (ft^2/sec)、 $V_{\max}$ は潮汐による流れも含めた最大流速 (ノット) である。

ただし、上式は拡散係数のオーダーの推定ができる程度の精度しか持っていないことに注意しなければならない。

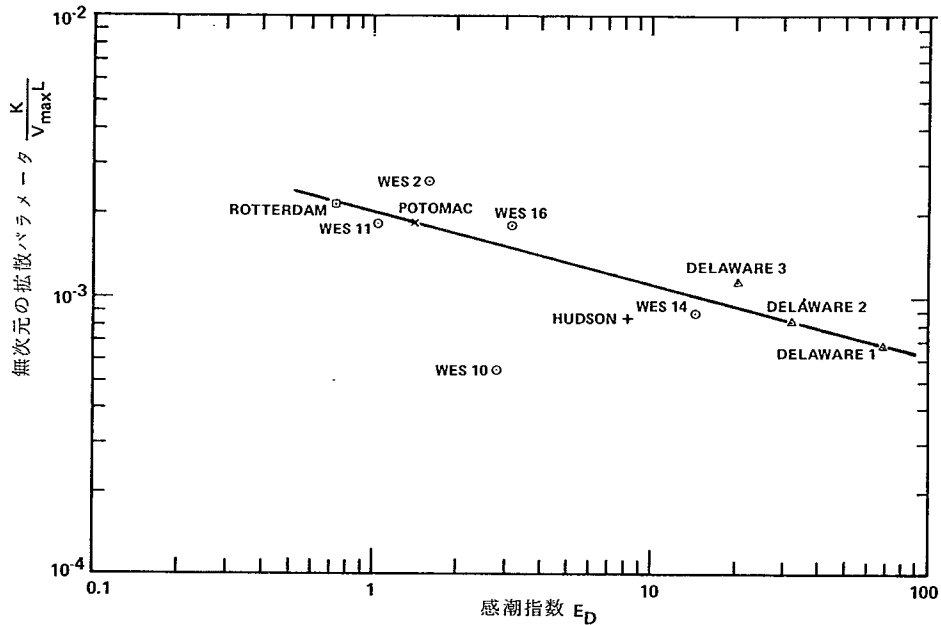
4.3.2 1次元の実時間モデル

実時間モデルの場合は潮汐周期平均のモデルよりも係数「調整」する必要が少い。強混合の感潮河川では、4.4で述べる理由により、拡散係数についてのTaylorの式(文献53)を用いることができる。しかし、塩水くさびのある区間では物理的な理論づけに未だ乏しいといえる。このような区間では鉛直循環があるため断面について平均化することに疑問が残る、係数を調整することが非常に重要となる。

流下方向の拡散係数の概略の値を推定する場合、感潮区間の全域にわたって適用できる可能性があるものとして、Tatchar と Harleman の式(文献54)がある。この方法は、強混合の区間について適用できるTaylorの式と、塩水くさびの生じる区間についての実測塩分分布に基づいた実験的関係式とを組合わせたもので、 $\text{ft}-\text{sec}$ 単位で表わして次のようである。

$$E(x,t) = K \left| \frac{d(\frac{S}{S_0})}{d(\frac{x}{L})} \right| + 77nU_t R_h^{5/6} \quad \dots\dots\dots \beta 6$$

ここで、 L は感潮区間の長さ、 n はマンニングの粗度係数（ E を求める地点）、 R_h は径深（ E を求める地点）、 S は塩分濃度（ E を求める地点）、 S_0 は河口における塩分濃度、 U_t は流速の2乗平均の平方根（ E を求める地点）、 x は河口からの距離である。また、係数 K は図一5に示すような観測結果から次式のように与えられている。



図一5 拡散パラメータと成層化の程度との相関
(Thatcher ら, 文献54)

$$K = 0.00215 V_{max} L E_D^{-0.25} \quad \dots\dots\dots \beta 7$$

E_D はいわゆる感潮指数であり、次のような値である。

$$E_D = \frac{P_T F_D^2}{Q_f T}$$

ここで、 F_D は河口における内部（密度）フルード数、 P_T はタイダルプリズム（満潮時と干潮時との水位の間の容積）、 Q_f は淡水流量、 T は潮汐の1周期の時間である。

式 $\beta 6$ の拡散係数は、実時間モデルで拡散係数を定める際の1次近似としては非常に

い値となろう。水力発電やポンプ揚水の貯水池のように、塩水くさびの問題のない往復流の場合は、1次近似値としては次のようなTaylorの式のみを用いることができよう。

$$E(x,t) = 77nU_{th}^{5/6} \quad \dots\dots\dots (39)$$

これらの近似式は周期的な往復流についてのみ適用可能であって、一方向の流れに対しては必ずしも適用できない（これについては4.4において詳述してある）。拡散係数の調整は、式(39)がマンニングの粗度係数の関数であるため、流れが再現できるよう粗度係数の値を定めた後に行なうべきである。

4.3.3 2次元の実時間モデル

上記の1次元実時間モデル近似値として用いられる式は、感潮域の2次元モデルの拡散係数としても良い近似となろう。例えば、強混合の2次元感潮域と分類できるジャマイカ湾のシミュレーションにおける拡散係数の1次近似として、Leendertse（文献29）はElderの式に吹送流による乱れの効果をつけ加えた式を用いた。

1次元の場合と同様に、粗度係数をあわせて流れのシミュレーションを完成させた後に拡散係数の調整を行なうべきである。塩水くさびが生じている区間については、TatcherとHarlemanの式（文献54）を最初の近似として用いるのが適当であろう。

4.4 モデルの適用性

上記の拡散係数の式のいずれかを選定する際には、いくつかの要因を考慮しなければならない。これらの式は感潮河川のための式ではあるが、他の種類の水域にも適用できることがある。例えば、揚水発電により流れの方向が逆転する貯水池や、多くの場合非感潮の河川についても適用できる。しかし、以下に述べるような理由により、1次元の場合の式に含まれている仮定が、ある場合には不適当なことがある。

Fischer（文献55）は非感潮河川の拡散の機構について解析し、Elderの拡散係数の式は実際の拡散係数に較べて2桁も小さい値を与えることがあると結論した。Fischerによれば、河川における流下方向の拡散は主として横断方向の流速分布が一様でないことによって起るが、Elderの式では水深方向の流速分布しか考慮されていない。Fischer（文献55）によって求められた非感潮河川の拡散係数は次のようである。

$$E = 0.3 \frac{\ell^2}{R_h} \overline{u'^2}$$

ここで、 ℓ は横断方向の最大流速の位置から遠い方の岸までの距離、 R_h は径深、 $\overline{u'^2}$ は各地点の流速と断面平均流速との差の2乗平均、 u^* は摩擦速度である。

1次元の場合の式は、次式で表わされているいわゆるTaylorの時間に対応するだけ流下した地点より下流でのみ成り立つ。

$$t \geq 1.8 \frac{L^2}{R_h u_*^2}$$

この地点より下流では、 $t = 0$ で放流された物質は横断方向に十分混合され、物質輸送は 1 次元（流下方向のみ）であるとすることができる。

しかしながら、幅が広く浅い感潮域では、潮汐の 1 周期の時間は水深方向の拡散の時間スケールに較べて大きい、横断方向の拡散の時間スケールよりも小さいことがある。このような場合には、横断方向の流速分布は流下方向の拡散には殆んど寄与せず、式(39)を用いる方が適切である。

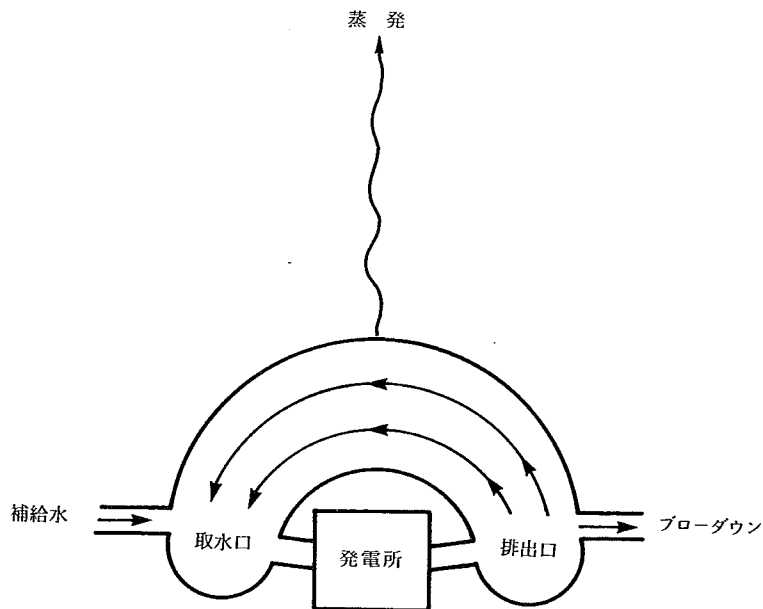
5. 貯 水 池

冷却池には基本的には2つの形式のものがある。1つは循環式（closed-loop）のもので、池で冷却された温排水が発電所の凝結器へ再循環される形式のものである。ある量の水（ブローダウン）は、池内の溶存物質濃度をある水準以下に保つために引抜く必要があり、新しい水（補給水）が蒸発とブローダウンに見合う量だけ供給される。

もう1つの形式は流下式（flow-through）のものであり、この場合には、水は全く、または極く少量しか循環されない。排水は冷却池に排出された後、より大きな水域へ放流される。冷却池は、放流先水域へ排出する前に排水を冷却するための滞留池としての役割を持つことになる。

放射性核種の排出源は、貯水池に直接位置している場合と貯水池に流入する支川の上流にある場合との両方があるが、簡単なモデルの場合には、貯水池内での濃度は貯水池内を通過する流量によって定まり、負荷源の位置には関係しないとするので、この区別は重要ではない。支川の上流に排出源がある場合は、負荷の項 W を貯水池との境界において流入する放射性物質の単位時間当たりの量として与える。

図一6は循環式冷却池の概念図である。冷却ための水は取水口から取水され、発電所の凝結器



図一6 循環式の冷却池

を通過した後、排出口から冷却池へ戻される。この形式の場合、重要なパラメータは2つある。1つは、補給水とブローダウンによる池内の水の交換に関する時間定数であり、他の1つは放射性物質の減衰に関する時間定数である。

図-7は流下式冷却池の概念図である。この形式の池は、循環がないので水理的には循環式の

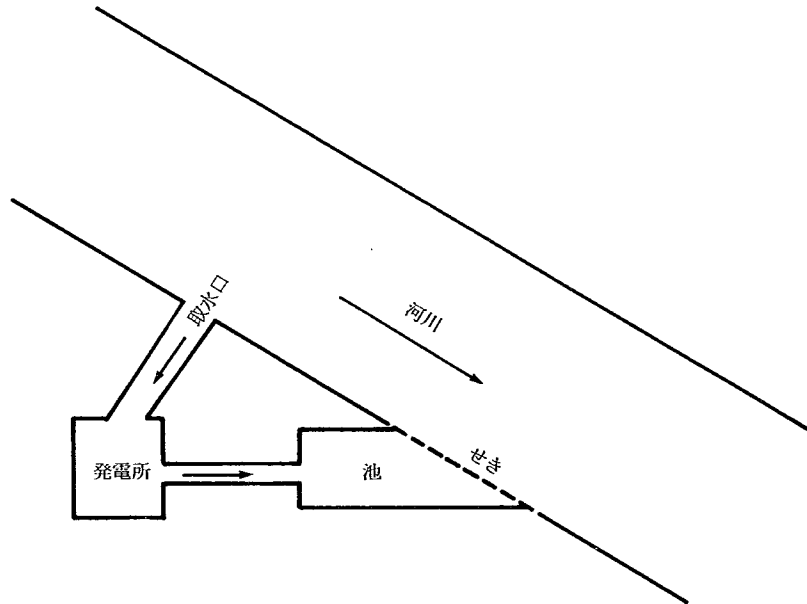


図-7 流下式の冷却池

ものに較べて簡単である。この場合に重要なパラメータは1つであり、発電所の排出口から放流先水域までの水の流下時間である。

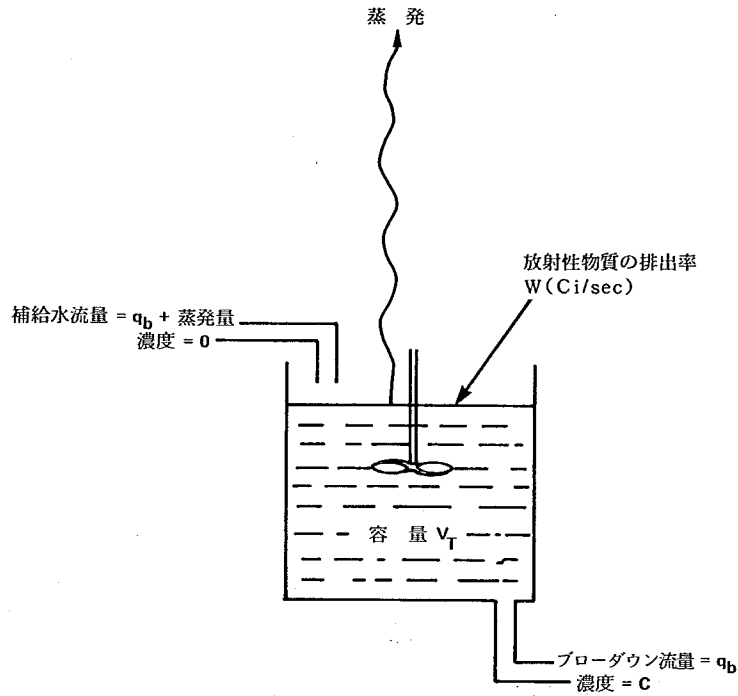
5.1 単純な解析解によるモデル

放射性物質の濃度の風その推定をするためには単純なモデルを用いることもできよう。単純なモデルとしては混合状態に応じた次の4つのモデルがある。完全混合モデル、押出し流れモデル、部分混合モデル、成層モデル。いずれのモデルにおいても蒸発は無視される。

5.1.1 完全混合モデル

図-8にこのモデルの概念を示すが、循環式の冷却池において池を完全な混合状態にある槽と考える。池に入ってくる物質は瞬間的に混合され、池内での濃度は一様であると仮定する。

池についての物質収支式を作成し、初期濃度を0とした時の解を求めると次のように



図一 8 完全混合モデルの概念図

なる。

$$\frac{C}{C_0} = \frac{\frac{q_b}{V_T \lambda}}{\frac{q_b}{V_T \lambda} + 1} \left[1 - \exp \left(- \frac{q_b}{V_T \lambda} - 1 \right) \lambda t \right] \quad \dots\dots\dots (42)$$

ここで、 q_b は冷却池から排出（ブローダウン）される流量、 V_T は冷却池の容量である。

濃度 C_0 は、減衰がないとした場合の平衡濃度であり、次式で与えられる。

$$C_0 = \frac{W}{q_b}$$

ここで、 W は放射性物質の負荷量（単位は例えば Ci/sec）である。

減衰のある物質についての平衡濃度は、式(42)より次のようになる。

$$\frac{C}{C_0} = \frac{\frac{q_b}{V_T \lambda}}{\frac{q_b}{V_T \lambda} + 1} \quad \dots\dots\dots (43)$$

減衰を半減期 $t_{1/2}$ で表わした場合には、式(42)、(43)はそれぞれ次のようになる。

$$\frac{C}{C_0} = \frac{\tau}{\tau + \ln 2} \left(1 - \exp \left\{ - \left[\tau + \ln 2 \right] \frac{t}{t_{1/2}} \right\} \right) \quad \dots\dots\dots (44)$$

$$\frac{C}{C_0} = \frac{\tau}{\tau + \ln 2} \quad (\text{平衡濃度}) \quad \dots\dots\dots (45)$$

ここで,

$$\tau = \frac{t_{1/2} q_b}{V_T} \quad t_{1/2} = (\ln 2) / \lambda$$

上記の無次元の変数 τ は、放射性物質の半減期を水の交換時間 (V_T/q_b) で割ったものである。図-9 に、式45によって定義される平衡濃度を τ の関数として示す。この図

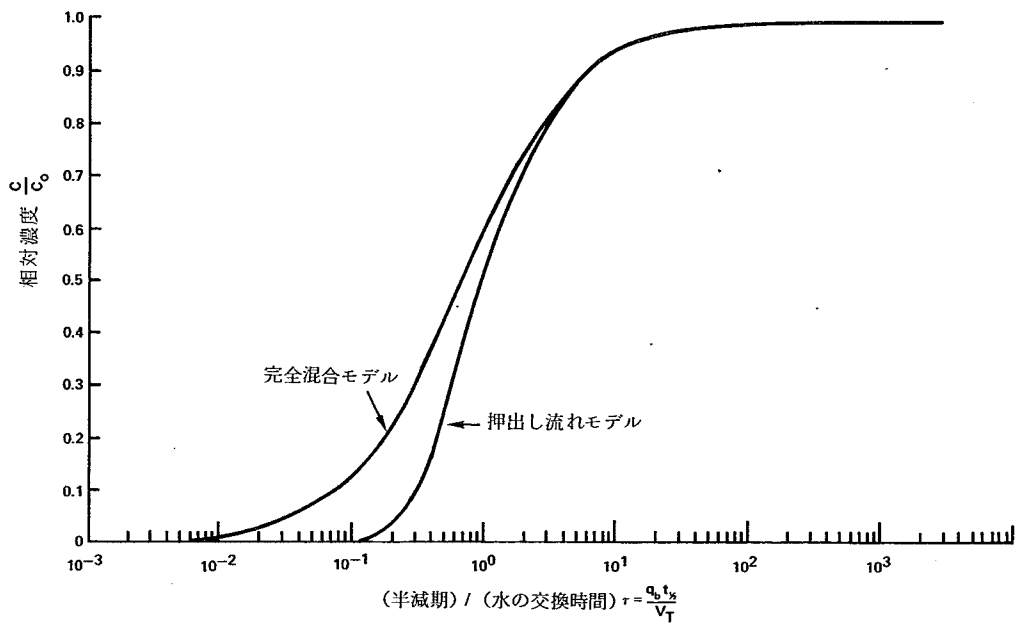


図-9 完全混合と押し出し流れモデルによって求めた平衡濃度の比較

によれば、半減期が水の交換時間 V_T/q_b に較べて小さい場合には、半減期によって平衡濃度は大きく変化するが、半減期が長い場合には半減期にあまり関係なくなることがわかる。

完全混合モデルは、半減期が比較的長い物質を対象とし、冷却池内での水の循環の時間が半減期に較べてかなり短い場合に適当なモデルである。このような条件の下では池内の濃度はほぼ一様になり、「完全混合」という仮定が満足されると考えてよい。

5.1.2 押し出し流れモデル

流下式の冷却池において循環がない場合には、図-10に示したような押し出し流れモデ

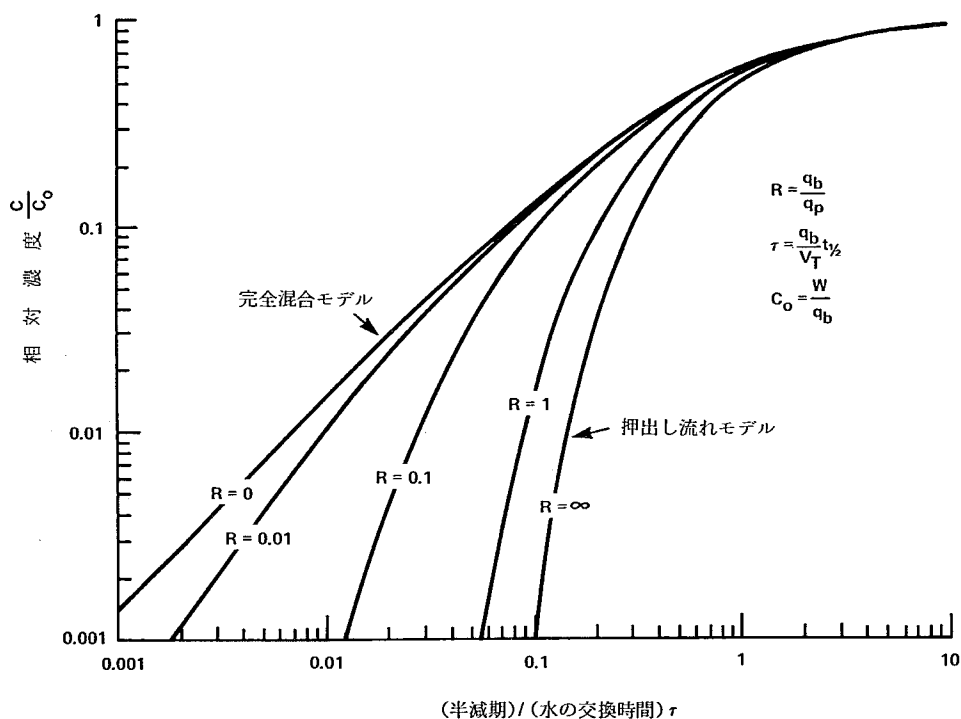
次のように定義すると、

$$R = \frac{q_b}{q_p}$$

定常状態における平衡濃度は次のようになる。

$$\frac{C}{C_0} = \frac{R}{(R+1) \exp \left[\frac{R}{\tau(R+1)} \ln 2 \right] - 1} \quad \dots\dots\dots (47)$$

図一12に相対濃度 C/C_0 を τ および R の関数として示す。式(47)は、 $R=0$ のときは完全

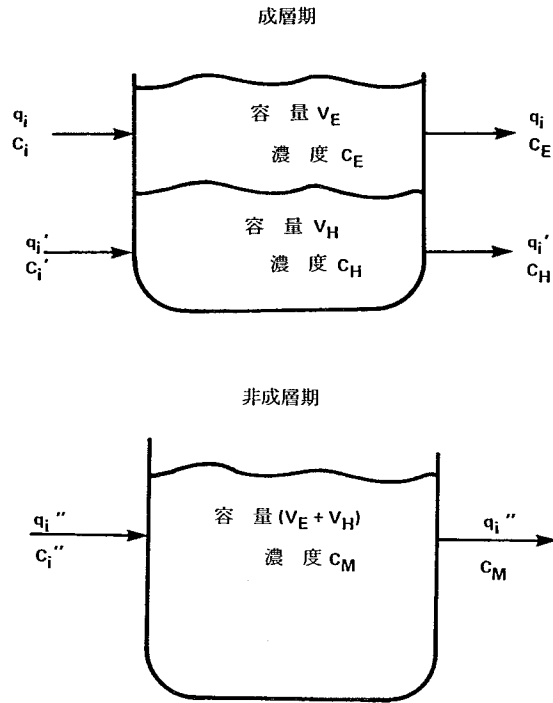


図一12 部分混合モデルによる濃度

混合の場合の式(45)に、 $R=\infty$ のときは押し出し流れの場合の式(46)にそれぞれなる。

5.1.4 成層貯水池の総括パラメータモデル (成層モデル)

季節的に循環および成層期を持つ成層型の貯水池における混合過程については、Trent (文献 5 6) の方法に基づく単純なモデルが概略の状態を推定するのに役立つと考えられる。貯水池は図一13のように2つの層からなり、それぞれの層は完全混合の状態



図一13 成層貯水池における総括パラメータモデル(成層モデル)

にあると仮定する。また、水の流入および流出はいずれの層であってもよいが、2つの層は成層期には互に混合しないものとする。更に、それぞれの層の体積は成層期の間は変化しないものとし、非成層期においては全体の体積は一定とする。循環期においては、2つの層は瞬間的に完全に混合されるものとする。この仮定は、水深方向の混合が行なわれる時間が貯水池の滞留時間よりも小さければ妥当な仮定であろう。このモデルにおいて必要な入力データは以下のようなものである。

(i) 成層期

- (a) 成層期の継続期間
- (b) 表水層および深水層の体積（それぞれ一定値）
- (c) 流入および流出流量（両者は等しく、表水層、底水層のいずれかの層）
- (d) 流入水中の濃度
- (e) 対象物質の半減期（または減衰係数）

(ii) 非成層期（循環期）

- (a) 非成層期の継続期間

- (b) 貯水池の全体積（一定値）
- (c) 流入および流出流量（等量）
- (d) 流入水中の濃度
- (e) 対象物質の半減期（または減衰係数）

計算は時間 $t = 0$ のときの濃度 $C(0)$ を初期条件として与えて行なう。最初の期間 $(0 < t < t_1)$ を成層期とすれば、この期間の表水層で濃度は次のようになる。

$$C_E = \frac{a - [a - b C(0)]e^{-bt}}{b} \quad \dots\dots\dots (48)$$

$$\text{ただし, } a = \frac{C_i q_i}{V_E}, \quad b = \frac{q_i}{V_E} + \lambda$$

ここで、 C_i は表水層への流入水中の濃度、 q_i は表層への流入流量、 V_E は表水層の体積であり、また、 λ は減衰係数であって $\lambda = \ln 2 / t_{1/2}$

また、上記の期間における深水層での濃度は、

$$C_H = \frac{a' - [a' - b' C(0)]e^{-b't}}{b'} \quad \dots\dots\dots (49)$$

$$\text{ただし, } a' = \frac{C_i' q_i'}{V_H}, \quad b' = \frac{q_i'}{V_H} + \lambda$$

ここで、 C_i' は深水層への流入水中の濃度、 q_i' は深水層への流入流量、 V_H は深水層の体積
循環期には、当初に表水層と深水層の混合が瞬間的に起ると仮定する。

$$C_T = \frac{C_E V_E + C_H V_H}{V_E + V_H} \quad \dots\dots\dots (50)$$

循環期 $(t_1 < t < t_2)$ の間の濃度は、

$$C_H = \frac{a'' - (a'' - b'' C_T)e^{-b''(t - t_1)}}{b''} \quad \dots\dots\dots (51)$$

$$\text{ただし, } a'' = \frac{C_i'' q_i''}{V_T}, \quad b'' = \frac{q_i''}{V_T} + \lambda$$

ここで、 C_i'' は流入水中の濃度、 q_i'' は流入流量、 V_T は全体積

次の成層期における濃度は式(48)によって、 $C(0)$ のかわりに前の循環期の終りにおける濃度を用いて、同様に計算することができる。

本節および前節で示した完全混合、部分混合や成層モデルのような単純な方法は、放射性物質の排出地点のかなり下流に位置し、ある程度既に混合が進んでいるような貯水池、池、湖沼における濃度の推定には適している。このような場合には、対象としている池の水理学的な特性はあまり影響せず、単純なモデルで十分なことが多い。しかしながら、放射性物質が池へ直接放出されている場合にはより複雑なモデルが必要となるこ

ともある。このような場合には、池の水理学的な特性が放出された放射性物質の拡散に大きく影響する可能性があるからである。

5.1.5 単純なモデルを用いた放射性物質の蓄積の計算方法

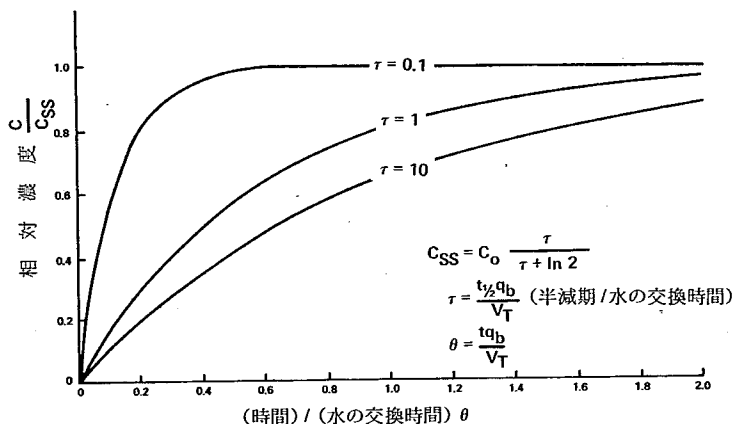
大きな冷却池で水の引抜き量（ブローダウン）が比較的小さい場合には、減衰の遅い放射性物質の長年月の間の蓄積が問題となる（底泥による吸着を除けば）。したがって、冷却池での水の交換率が発電所の使用年数を決めることにもなりかねないので、蓄積の速度を知ることが重要になる。

問題となるのは減衰の遅い放射性物質のみであるから、平衡濃度に達するまでの遷移期間の濃度変化の解析には完全混合モデルを用いることができよう。

池内の初期濃度をゼロとすれば、

$$\frac{C}{C_0} = \frac{\tau}{\tau + \ln 2} (1 - \exp\{-(\tau + \ln 2)t/t_{1/2}\}) \quad \dots\dots\dots (44)$$

図—14に平衡濃度 C_{ss} に達するまでの濃度変化を無次元の時間 θ （時間 / 滞留時間）の



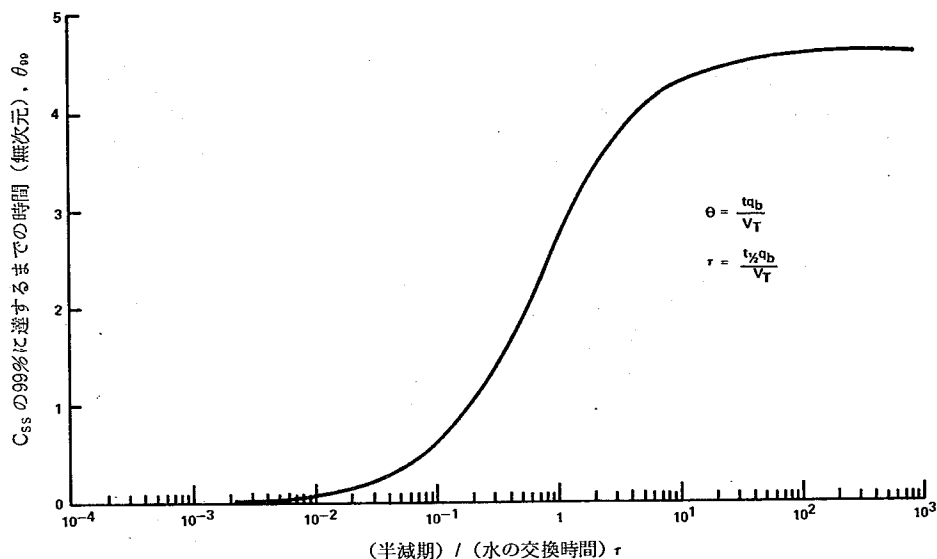
図—14 完全混合モデルによって計算した蓄積状況

関数として τ のいくつかの値について示す。式44は τ が大きくなるとあまり τ によらなくなることに注意されたい。この事は、平衡濃度のある割合、例えば99%の濃度に達する時間をみることにより明らかになる。即ち、

$$1 - \exp [-(\tau + \ln 2) \frac{t}{t_{1/2}}] = 0.99, \quad \text{および} \quad \dots\dots\dots (52)$$

$$\theta_{99} = \left(\frac{t q_b}{V_T} \right)_{99} = -\tau \left(\frac{\ln 0.01}{\tau + \ln 2} \right)$$

図—15に平衡濃度の99%に達する時間を τ の関数として示すが、半減期が水の交換時



図一15 完全混合モデルにおいて平衡濃度の99%濃度に達するまでの時間(無次元表示)

間に較べて長い場合には、 θ_{99} は殆んど水の交換率のみによって定まることがわかる。

5.1.6 単純なモデルを用いる場合の池の水理学的特性の考慮

この節で述べた単純なモデルを用いるときには、いくつかの面で注意が必要である。形状が不規則で成層しない池の場合には、池内の水の相当な部分が希釈に利用されないことがある。しかし、その同じ池が成層する形式の池であれば、循環期に起る強い混合や密度流のために（文献57），先には希釈に役立たなかった水塊が希釈に利用されることもある。

循環を行っていない流下式（flow-through）の冷却池の場合には、成層していると温排水と放射性物質は表層に閉じ込められ、そのために有効な容量が減少することになるので、成層は悪影響を及ぼすことになる。したがって、有効な容量というのを定義するのは仲々困難である。

しかしながら、「最悪」の状態を想定して控えめな容量を定めておくことは可能であろう。半減期の長い放射性物質の平衡濃度は、池の水理学的な特性にかかわらず次式で表わされる保存物質についての濃度に近づくので、あまり大きな誤差なしで推定することができる。

$$C_0 = \frac{W}{q_b}$$

5.2 数値モデル

成層した貯水池を取扱うときには、多くの場合、成層した流れにおける移流と拡散を表わした1次元または2次元の方程式の数値計算が用いられる。これらのうち最も簡単なものは、MITの深い貯水池についてのモデル（文献57）のような1次元の拡散モデルである。この形式のモデルでは、水平方向の濃度分布は一樣と仮定されており、鉛直方向の拡散と移流のみが考慮されている。流れの計算は、貯水池の深さ方向にとった各層についての水の流入と流出（ダム、支川、放流口などによるもの）を考慮した連続の式によって行なわれる。この種のモデルは、貯水池で強い成層が起っている場合、特に貯水池が凝縮器の直接冷却に用いられている場合に有効である。このような場合には、温排水は表層に放流され、取水は底層から行なわれるので、熱の供給によって成層がより強化され、鉛直方向の勾配は水平方向の勾配に較べてかなり大きくなる。この形式のモデルは、循環期とそれに続く非成層期があるような貯水池では精度が悪くなる。更に、これらのモデルは、温排水の放流地点近傍での水平方向の拡散などの重要な効果を表わせないことなどの欠点を持っている。

鉛直方向と水平方向の変化を共に考慮しなければならない場合はより複雑なモデルが必要となる。例えば、EPAの貯水池モデル（文献58）では水平方向にブロックわけして計算が行なえるようになっている。このモデルでは、各ブロックについての流入・流出量は密度流の効果を表わすため経験的に与えている。利用できる他のモデルとしては、RyanとHarleman（文献59）の貯水池モデルがある。このモデルは、水平方向の表層についての1次元の解と鉛直方向の1次元の解とを組み合わせたものである。流入による混合、表面における冷却、水平方向の温度・濃度勾配のそれぞれの影響は表層の解についてのみ考慮されており、密度流による鉛直循環および選択取水は鉛直方向の解において取り扱われている。このモデルは、成層が著しく強い冷却用の貯水池について用いるのに特に適している。

記 号 一 覧 表

記 号	意 味
A	河川または感潮河川の断面積
b	感潮河川の川幅
B	河川の川幅
C	濃度
C_E	成層貯水池の表水層における濃度
C_h	Chezy の抵抗係数
C_R	成層貯水池の深水層における濃度
C_i	成層貯水池の表水層への流入水中の濃度
C_i'	成層貯水池の深水層への流入水中の濃度
C_i''	非成層期における貯水池への流入水中の濃度
C_0	保存物質の場合の平衡濃度
C_T	循環期の当初における貯水池内の濃度
C_{SS}	非保存物質の場合の平衡濃度
d	河川の水深
D	拡散因子
D_F	希釈倍数
E	断面平均 1 次元の場合の流下方向拡散係数
E_L	感潮河川における潮汐周期平均の 1 次元の場合の流下方向拡散係数
E_D	感潮指数（無次元の値）
f	Coriolis の係数
F_D	感潮河川の河口部における密度 Froud 数
g	重力の加速度
H	感潮河川または海域における水深
K	感潮河川の塩水くさび侵入域における混合を表わすための実験的な係数
K_x, K_y	鉛直方向平均の 2 次元拡散における x および y 方向の拡散係数
ℓ	河川の断面における流速の最大の位置から遠い側の岸までの距離
L	感潮河川の長さ
M	瞬間排出の場合の放射性物質の排出量
n	Manning の粗度係数
N	感潮河川における淡水流量のみによる無次元の流速
P_T	タイダルプリズム

記 号	意 味
q	岸から横断方向に累積した累加流量
Q	河川の全断面での流量
$\tilde{q}$	無次元表示した横断方向の累加流量
q_b	冷却池からの排出（ブローダウン）流量
Q_f	感潮河川における淡水流量
q_i	成層貯水池の表水層への流入流量
q_i'	成層貯水池の深水層への流入流量
q_i''	非成層期における貯水池の流入流量
q_p	発電所の取水量
q_s	横断方向座標軸として累加流量を用いた場合の点源の位置
$\tilde{q}_s$	横断方向の座標軸として無次元の累加流量を用いた場合の点源の位置
q_{s1}, q_{s2}	横断方向の座標軸として累加流量を用いた場合の線源の両端の位置
R	冷却池における循環比
R_h	径深
S	感潮河川における塩分濃度
S_o	感潮河川の下流側境界における塩分濃度
t	時間
t_d	負荷の排出継続時間
T	潮汐の1周期の時間
$t_{1/2}$	放射性物質の半減期
u	x方向の流速
$\bar{u}$	断面平均x方向流速
u'	断面平均流速 $\bar{u}$ からの変動量
U	水深方向平均の流下方向流速
$\bar{U}$	河川または感潮河川における断面平均の流下方向流速
U_f	感潮河川における淡水流量による流速の断面平均値
U_t	往復流における流速の2乗平均の平方根
u^*	摩擦速度
v	y方向の流速
V	水深方向平均のy方向流速
V_E	成層貯水池における表水層の容量
V_H	成層貯水池における深水層の容量
V_{max}	各断面における潮汐流の最大流速

記 号	意 味
V_T	貯水池の総容量
W	放射性物質（負荷）の排出率（単位は Ci/sec）
x	流下方向の距離の座標
$\tilde{x}$	流下方向の無次元の座標
y	横断方向の距離の座標
y_s	横断方向の距離座標における点源の位置
y_{s1}, y_{s2}	横断方向の距離の座標における線源の末端の位置
z	水深方向の座標
z_s	点源の水深方向の位置
α	無次元の係数
β	無次元の係数
Γ	断面平均の無次元濃度
Γ_{max}	排出源における Γ
ϵ_y	横断方向の拡散係数
ϵ_z	水深方向の拡散係数
ζ	基準面から測った水面の位置
θ	無次元の時間（時間と水の交換時間との比）
λ	減衰速度係数（ $\ln 2 / t_{1/2}$ ）
ξ	1次元の感潮河川における排出源からの無次元の流下方向の距離
σ_y, σ_z	y および z 方向の濃度の標準偏差
τ	半減期と水の交換時間との比
τ_x^s, τ_y^s	水面における x, y 方向の風による応力
χ	保存物質の濃度
$\tilde{\chi}$	保存物質の無次元濃度

参 考 文 献

1. G. H. Jirka, G. Abraham, and D. R. F. Harleman, Massachusetts Institute of Technology, "An Assessment of Techniques for Hydrothermal Prediction," U.S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG-0044, 1976. (Copies may be obtained from the National Technical Information Service, Springfield, Va.)
2. W. E. Dunn, A. J. Policastro, and R. A. Paddock, "Surface Thermal Plumes: Evaluation of Mathematical Models for the Near and Complete Field," Parts One and Two, Argonne National Laboratory, Energy and Environmental Systems Division, ANL/WR-75-3, 1975.
3. K. D. Stolzenbach and D. R. F. Harleman, "An Analytical and Experimental Investigation of Surface Discharges of Heated Water," Ralph M. Parsons Laboratory for Water Resources and Hydrodynamics, Massachusetts Institute of Technology, Rep. No. 135, 1971.
4. K. D. Stolzenbach, E. E. Adams, and D. R. F. Harleman, "A User's Manual for Three-Dimensional Heated Surface Discharge Conditions," Ralph M. Parsons Laboratory for Water Resources and Hydrodynamics, Massachusetts Institute of Technology, Rep. No. 156, 1972.
5. E. A. Prych, "A Warm Water Effluent Analyzed as a Buoyant Surface Jet," Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Serie Hydrologi, nr 21, Stockholm, Sweden, 1972.
6. M. A. Shirazi and L. R. Davis, "Workbook of Thermal Plume Prediction Vol. 2 - Surface Discharge," U.S. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Environmental Protection Technology Series, Rep. No. EPA-R2-72-005b, Corvallis, Ore., 1974.
7. D. W. Pritchard, "Design and Siting Criteria for Once-Through Cooling Systems," presented at American Institute of Chemical Engineers, 68th Annual Meeting, Houston, Tex., 1971.
8. D. W. Pritchard, "Fate of and Effect of Excess Heat Discharged into Lake Michigan with Specific Application to the Condenser Cooling Water Discharge from the Zion Nuclear Power Station," Testimony at the AEC Licensing Hearings for the Zion Nuclear Power Station Operating Permit, Chicago, Ill., 1973.
9. G. H. Jirka and D. R. F. Harleman, "The Mechanics of Submerged Multiport Diffusers for Buoyant Discharges in Shallow Water," Ralph M. Parsons Laboratory for Water Resources and Hydrodynamics, Massachusetts Institute of Technology, Rep. No. 169, 1973.
10. J. H. W. Lee, G. H. Jirka, and D. R. F. Harleman, "Stability and Mixing of a Vertical Round Buoyant Jet in Shallow Water," Ralph M. Parsons Laboratory for Water Resources and Hydrodynamics, Massachusetts Institute of Technology, Rep. No. 195, 1974.
11. R. C. Y. Koh and L. N. Fan, "Mathematical Models for the Prediction of Temperature Distributions Resulting from the Discharge of Heated Water in Large Bodies of Water," Water Pollution Control Research Series, Rep. No. 16130DW010/70, 1970.
12. E. Hirst, "Analysis of Round, Turbulent, Buoyant Jet Discharged to Flowing Stratified Ambients," Oak Ridge National Laboratory, Rep. No. 4685, 1971.
13. W. W. Sayre and F. M. Chang, "A Laboratory Investigation of Open-Channel Dispersion Processes for Dissolved, Suspended, and Floating Dispersants," U.S. Geological Survey, Professional Paper 433-E, 1968.
14. N. Yotsukura and E. D. Cobb, "Transverse Diffusion of Solutes in Natural Streams," U.S. Geological Survey, Professional Paper 582-C, 1972.
15. N. Yotsukura, "A Two-Dimensional Temperature Model for a Thermally Loaded River with Steady Discharge," Proceedings, 11th Annual Environmental and Water Resources Engineering Conference, Vanderbilt University, Nashville, Tenn., 1972.
16. N. Yotsukura and W. W. Sayre, "Transverse Mixing in Natural Channels," Water Resources Research, Vol. 12, No. 4, August 1976.

17. F. M. Henderson, Open Channel Flow, New York: Macmillan Company, 1959.
18. V. T. Chow, Open Channel Hydraulics, New York: McGraw-Hill Book Company, 1959.
19. J. W. Elder, "The Dispersion of Marked Fluid in Turbulent Shear Flow," Journal of Fluid Mechanics, No. 5, 1959, pp. 544-60.
20. H. B. Fischer, "The Effects of Bends on Dispersion in Streams," Water Resources Research 5(2), 1969, pp. 496-506.
21. N. Yotsukura, H. B. Fischer, and W. W. Sayre, "Measurement of Mixing Characteristics of the Missouri River Between Sioux City, Iowa, and Plattsmouth, Nebraska," U.S. Geological Survey, Water-Supply Paper 1899-G, 1970.
22. W. W. Sayre and T. P. Yeh, "Transverse Mixing Characteristics of the Missouri River Downstream from the Cooper Nuclear Station," University of Iowa, Iowa Institute of Hydraulic Research, Rep. No. 145, Iowa City, Iowa, 1973.
23. G. T. Csanady, "Dispersal of Effluents in the Great Lakes," Water Research, vol. 4, 1970, pp. 79-114.
24. Stone and Webster, "1970 Lake Temperature and Current Studies," Report to Power Authority, State of New York, AEC Docket No. 50-333, 1971.
25. G. T. Csanady, "Response of Large Stratified Lakes to Wind," Journal of Physical Oceanography, vol. 2, no. 1, 1972, pp. 3-13.
26. G. T. Csanady, "The Coastal Boundary Layer in Lake Ontario: Part II. The Summer-Fall Regime," Journal of Physical Oceanography, vol. 2, no. 2, 1972, pp. 168-176.
27. C. R. Murthy and G. T. Csanady, "Experimental Studies of Relative Diffusion in Lake Huron," Journal of Physical Oceanography, vol. 1, 1971, pp. 77-24.
28. T. R. Sundaram and R. G. Rehm, "The Seasonal Thermal Structure of Deep Temperate Lakes," Tellus, vol. 25, 1973, pp. 157-168.
29. J. J. Leendertse, "A Water-Quality Simulation Model for Well-Mixed Estuaries and Coastal Seas: Volume I, Principles of Computation," The Rand Corporation, No. RM-6230-RC, 1970.
30. J. J. Leendertse and E. C. Gritton, "A Water-Quality Simulation Model for Well-Mixed Estuaries and Coastal Seas: Volume II, Computation Procedures," The Rand Corporation, No. R-708-NYC, 1971.
31. J. J. Leendertse and E. C. Gritton, "A Water-Quality Simulation Model for Well-Mixed Estuaries and Coastal Seas: Volume III, Jamaica Bay Simulation," The Rand Corporation, No. R-709-NYC, 1971.
32. J. J. Leendertse, "A Water-Quality Simulation Model for Well-Mixed Estuaries and Coastal Seas: Volume IV, Jamaica Bay Tidal Flows," The Rand Corporation, No. R-1009-NYC, 1972.
33. E. C. Gritton, "A Water-Quality Simulation Model for Well-Mixed Estuaries and Coastal Seas: Volume V, Jamaica Bay Rainstorms," The Rand Corporation, No. R-1010-NYC, 1972.
34. J. J. Leendertse and S. K. Liu, "A Water-Quality Simulation Model for Well-Mixed Estuaries and Coastal Seas: Volume VI, Simulation, Observation, and State Estimation," The Rand Corporation, No. R-1586-NYC, 1974.
35. R. B. Codell, "Digital Simulation of Thermal Effluent Dispersion in Rivers, Lakes, and Estuaries," Ph.D. Dissertation, Lehigh University, 1973.
36. L. A. Loziuk, J. C. Anderson, and T. Belytschko, "Hydrothermal Analysis by Finite Element Method," Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Journal of the Hydraulics Division, vol. 98 (HY11), 1972.
37. A. H. Eraslan, "Two-Dimensional, Discrete Element, Far Field Model for Thermal Impact Analysis of Power Plant Discharges in Coastal and Offshore Regions," Oak Ridge National Laboratory, Rep. No. 4940, 1975.

38. N. H. Brooks, "Diffusion of Sewage Effluent in an Ocean Current," Proceedings, 1st International Conference on Waste Disposal in the Marine Environment, Pergamon Press, 1960.
39. J. E. Foxworthy, "Eddy Diffusivity and the Four-Thirds Law in Near-Shore (Coastal Waters)," The Allan Hancock Foundation, University of Southern California, Report 68-1, 1969.
40. J. E. Foxworthy, "Eddy Diffusion and Bacterial Reduction in Waste Fields in the Ocean," The Allan Hancock Foundation, University of Southern California, Report 69-1, 1969.
41. R. E. Stewart, H. D. Putnam, R. H. Jones, and T. N. Lee, "Diffusion of Sewage Effluent from Ocean Outfall," Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Journal of the Sanitary Engineering Division, vol. 97, SA4, 1971.
42. H. H. Carter and A. Okubo, "A Study of the Physical Processes of Movement and Dispersion in the Cape Kennedy Area," Chesapeake Bay Institute, The Johns Hopkins University, Report No. NYO-2973-1, 1965.
43. G. Kullenberg, "Vertical Diffusion in Shallow Waters," Tellus, vol. 23, 1971, pp. 129-135.
44. G. Kullenberg, "Results of Diffusion Experiments in the Upper Reaches of the Sea," Institute of Physical Oceanography, University of Copenhagen, Rep. No. 12, 1971.
45. A. Okubo, "Oceanic Mixing," Chesapeake Bay Institute, Johns Hopkins University, Tech. Rep. 62, Docket No. NYO-3109-49, 1970.
46. D. J. O'Conner and J. P. Lawler, "Mathematical Analysis of Estuarine Pollution," 55th National Meeting, American Institute of Chemical Engineers, Reprint No. 31a, Houston, Tex., 1965.
47. TRACOR, Inc., "Estuarine Modeling, An Assessment," Environmental Protection Agency, Project No. 160700ZV, Contract 14-12-551, 1971.
48. R. L. Crim and N. L. Lovelace, "Auto-Qual Modeling System," U.S. Environmental Protection Agency, EPA-440/9-73-003, Washington, D.C., March 1973.
49. J. E. Dailey and D. R. F. Harleman, "Numerical Model for the Prediction of Transient Water Quality in Estuary Networks," Ralph M. Parsons Laboratory for Water Resources and Hydrodynamics, Massachusetts Institute of Technology, Tech. Rep. 158, 1972.
50. C. H. Lee and D. R. F. Harleman, "One-Dimensional Real Time Model for Estuarine Water Quality Prediction," Water Quality Office, Environmental Protection Agency, Report 16070D6W, Washington, D.C., 1971.
51. A. H. Eraslan, unpublished users manual, "One Dimensional Model," Oak Ridge National Laboratories, 1975.
52. L. J. Hetling and R. L. O'Connell, "Estimating Diffusion Characteristics of Tidal Waters," Department of the Interior, Federal Water Pollution Control Administration, Middle Atlantic Region, CB-SRBP Technical Paper No. 4, 1967.
53. G. I. Taylor, "The Dispersion of Matter in Turbulent Flow in a Pipe," Proc. Royal Society London (A), vol. 223, May 1954.
54. M. L. Thatcher and D. R. F. Harleman, "A Mathematical Model for the Prediction of Unsteady Salinity Intrusion in Estuaries," R. M. Parsons Laboratory, Massachusetts Institute of Technology, Technical Report No. 144, February 1972.
55. H. B. Fischer, "The Mechanics of Dispersion in Natural Streams," Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Journal of the Hydraulics Division, No. 93 (HY6), 1967, pp. 187-216.
56. D. S. Trent, "Mathematical Modeling of Transport Processes in Aquatic Systems," Battelle-Pacific Northwest Laboratories, BNWL-SA-5379, Richland, Wash., April 1975.
57. P. J. Ryan and D. R. F. Harleman, "Prediction of the Annual Cycle of Temperature Changes in a Stratified Lake or Reservoir - Mathematical Model and User's Manual," R. M. Parsons Laboratory, Massachusetts Institute of Technology, Report No. 137, 1971.

58. Water Resources Engineers, Inc., "Mathematical Models for the Prediction of Thermal Energy Changes in Impoundments," Walnut Creek, Calif., prepared for the Water Quality Office, Environmental Protection Agency, December 1969.
59. P. J. Ryan and D. R. F. Harleman, "An Analytical and Experimental Study of Transient Cooling Pond Behavior," R. M. Parsons Laboratory, Massachusetts Institute of Technology, Report No. 161, January 1973.
60. U.S. Army Corps of Engineers, "HEC-4, River Flow Simulation," Hydrologic Engineering Center, Davis, Calif., 1971.
61. L. G. Hulman, "Regional Water Supply Systems Analysis for a Megalopolis," paper presented at the August 1971 ASCE Hydraulics Division Specialty Conference, Iowa City, Iowa, 1971.
62. L. G. Hulman and D. D. Erickson, "Delaware River Basin Modeling," presented at the 17th Annual ASCE Specialty Conference, Logan, Utah, August 1969.
63. U. S. Army Corps of Engineers, "HEC-3, Reservoir Analysis," Hydrologic Engineering Center, Davis, Calif., 1971.