

愛媛大学工学部 正 柏谷増男
(株)ユニック 正〇格恒和男
建設省 岡村幸弘

1 まえがき

沿岸海域における水質管理計画のための分析モデルは、汚水排出量から各海域の水質を推定する水質推定モデルと、ある水質管理目的のもとで最適な汚水処理方法を見出す水質制御計画モデルとで構成されている。水質推定モデルは、汚染排出源からの移流・拡散効果の形で水質分布を推定し、このとき拡散係数が推定モデルの重要なパラメーターとなる。ところで、現実の推定においては、モデルからの計算値が水質の実際値にもっとも適合するように拡散係数の値を決めるため、推定に使用する拡散係数は、物理学的なものというよりもむしろ補正係数の意味を持つ。このため、将来の水質推定に対しては、求めた拡散係数の値が必ずしも確度の高いものとはいえず、水質制御計画は、不確実性をもつインプット係数のもとでの計画となる。本研究は、この点に着目して、拡散係数の値の変動にともなう水質分布の推定の結果および水質制御計画モデルの解の変化の特性を分析し、水質管理計画の進め方について考察したものである。

2. 沿岸水質管理計画の分析モデル

図-1は、本研究での重要なパラメーターである拡散係数に着目して、モデルの概要を示したものである。

水質推定モデルは、運動方程式・拡散方程式などを与えられた境界条件のもとで離散化した形で解くもので、ここで使用したモデルは、基礎方程式としてはナビヤ・ストークスの運動方程式、連続の式およびフィックの拡散方程式を用い、離散化手法としては有限要素法を用いている。水質推定の手順は、まず、種々の拡散係数に対してモデルによる計算値を求めて実際値と比較し、二乗誤差の最も小さい場合の拡散係数を採択する。次に、この拡散係数の値を用いて各海域の水質を推定する。

水質制御計画モデルは、指定された制約地点でのC.O.D.濃度を1 P.P.M.以下にする水質制約条件と、汚染源ごとの除去率の上限が0.93であるという技術制約条件のもとで、2次処理のための施設建設費を最小にするための汚染物除去率を求めるといった問題で定式化する。定式化したモデルを次式に示す。

$$\min 1.728 \times 10^6 (r_j \cdot Q_j)^{0.735} \quad (1)$$

s. t.

$$\sum_j A_{ij} (1 - r_j) + R_i \leq 1 \quad (2)$$

$$0 \leq r_j \leq 0.93 \quad (3)$$

ただし、 i : 制約地点、 j : 計画対象汚染源、 r_j : 汚染源ごとの除去率、 Q_j : 汚水流量(日)、 A_{ij} : 汚染源 j から制約地点 i への汚染影響値(P.P.M.)、 R_i : 地点 i ごとの非制御C.O.D.濃度(P.P.M.)

汚染影響値 A_{ij} は、汚染源を j 地点に限った場合での i 地点の推定水質で、この値は水質推定モデルの結果として得られる。そこで、拡散係数に着目して分析モデル全体を見ると、水質推定モデルで用いる拡散係数の値によ

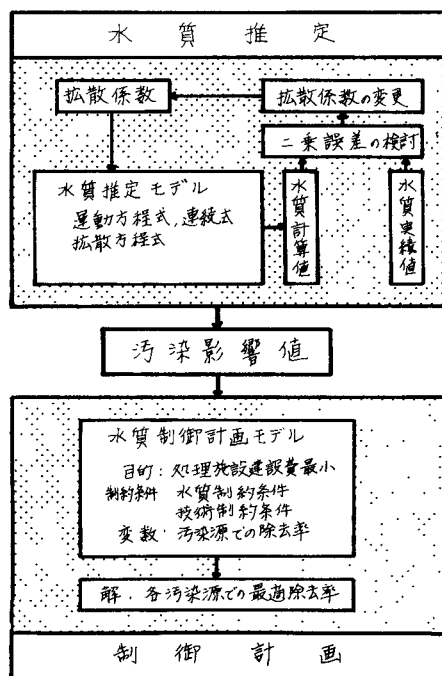


図-1 水質管理計画分析モデルの概要

一、値の値が変化し、汚染影響値 A の変化によって水質制御計画モデルの解が変化する。

では、数種類の拡散係数を与えてそれぞれの水質推定結果と水質制御計画モデルの解とを求め、拡散係数の変化にともなうこれらの計算結果の考動について考察する。

3 計算結果と考察

本研究では、三河湾を例にとって分析を行なった。図-2は三河湾の現状のC.O.D.濃度の分布図と各汚染源のC.O.D.排出量(g/sec)の大きさとも示したものである。汚染源は、図中AからIまでの15地点で、このうち水質制御計画の対象となる汚染源は、A, B, C, E, F, G, Kの7ヶ所である。拡散係数の値は、 $100 (M^2/sec)$ から $375 (M^2/sec)$ までの12のケースをとりあげ、それぞれについて、水質の計算値、計算値と実測値の誤差の値と、水質制御計画モデルの解とを求めた。

図-3は拡散係数の値とC.O.D.濃度計算値の平均値との関係を示したものである。拡散方程式が一次の偏微分方程式であるため、拡散係数の値の増大とともにC.O.D.濃度計算値の平均値は指数関数的に減少する。図-4は拡散係数の値と誤差との関係を示したもので、拡散係数の値が $175 (M^2/sec)$ のときが実測値にもっとも近いことがわかる。また、拡散係数とC.O.D.濃度計算値との関係を反映して、誤差の値は、拡散係数の値の増大にともない、 $175 (M^2/sec)$ の値までは急激に低下し、その値以上ではゆるやかに増加する。

図-5は拡散係数の値と水質制御計画モデルの目的関数の値つまり計画達成のための施設建設費の合計額との関係を示したものである。拡散係数の値の増大とともにC.O.D.濃度が指数関数的に減少することと、式(1)の目的関数および式(2)の制約式の性質とにより、建設費合計額の値は、拡散係数の値の増大とともにほぼ直線的に減少する。図-6は、拡散係数の値と、水質制御計画モデルの解である各汚染源での除去率の関係とを示したものである。拡散係数の値の増大に対する解の変化はほぼ順序だてており、解のパターンに急激な変化はみられない。また、 $175 (M^2/sec)$ の値の前後は、汚染源C, F, Gの解の値はほぼ安定しているが、A, Eの解の値はかなり変化することがわかる。

水質推定の不確実性を考慮して水質管理計画を実行する場合には、まず、C, F, Gのように解の安定している汚染源での対策を進め、その後、失効と行ない拡散係数の再検討を行なった後、他の汚染源での対策に切りかかるといった段階的な方法とすべきと考えられる。

4. おわりに

今回のシステム分析により、拡散係数に全面的な信頼をおけない場合、水質管理計画に対するひとつの指針を得た。今後の課題としては、水質制御計画モデルのより正確なシステム分析、海水の恒流による撈効果を含む水質推定モデルに対する分析等があげられる。

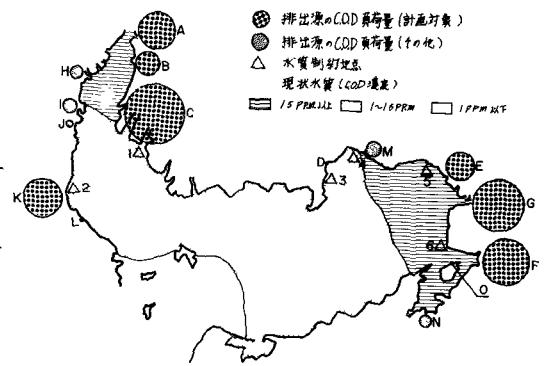


図-2 三河湾の現状C.O.D.濃度分布と各汚染源のC.O.D.排出量

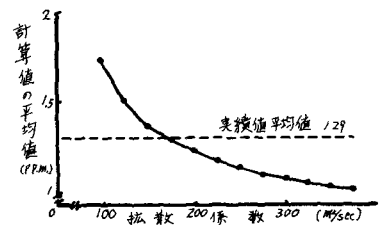


図-3 拡散係数とC.O.D.濃度計算値の平均値

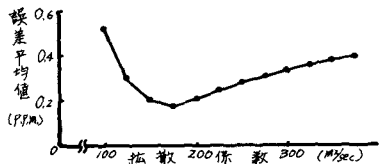


図-4 拡散係数と誤差平均値

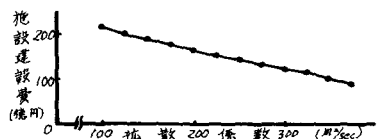


図-5 拡散係数と施設建設費合計額

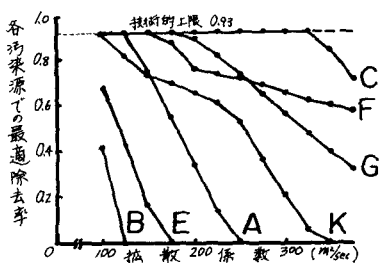


図-6 拡散係数と各汚染源での最適除去率