

II-240

砕波帯付近の水質変化モデル

徳島大学 大学院 学 岩崎 哲史
 徳島大学工業短期大学部 正 細井 由彦
 徳島大学工業短期大学部 正 村上 仁士

1 はじめに

沿岸部には斜面や消波構造物が存在しており、このような場では砕波にともなう酸素の溶解が著しく、かつ生物膜が付着生育することが可能であると考えられる。筆者らはこのことに着目し、波うち際において水質浄化作用が起こっているものと考え、実験および研究を進めてきた。¹⁾²⁾ところで、この波うち際の水質汚濁に関しては、都市河川からの汚濁物質の流入や直接的放流も大きな原因となっている。本報は、砕波の存在する場における自浄作用に関するモデルについて、斜面を有する場をとりあげて若干の考察を加えたものである。

2 自浄作用に関するモデル式

本研究では、図-1に示すような砕波帯内を一つの完全混合状態と考えた場合の自浄モデルを考える。基礎式は下に示す式(1)、式(2)のようになる。式(1)は有機物、式(2)は溶存酸素に関する式である。 S , C , V はそれぞれ砕波帯内の有機物濃度、溶存酸素濃度、水量を示し、 $\hat{S}$, $\hat{C}$ は砕波帯外のそれを示す。 Q は砕波帯内外の交換流量であり、 C_s は飽和DO濃度、 Q_d , S_d , C_d は流入する水の水量およびそれぞれの濃度を示す。また、 K は浄化速度係数、 K_2 は再びつ気係数を示している。ここで式(1)、式(2)を飽和DO濃度 C_s 、周期 T 、代表有機物濃度 S_r で無次元化すると式(3)および式(4)となる。

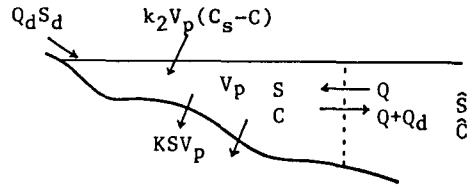


図-1 自浄モデル

I) 定常状態に関する解

定常解を、 S^∞ , C^∞ とすると、式(5)～(7)を得る。

一方、いくつかの場合の非定常解が以下のように得られる。

II) 連続放流の場合の解

初期条件を $t^*=0$ のとき $S^*=S_0^*$, $C^*=C_0^*$ とすると式(8)～(10)を得る。

III) 瞬間放流の場合の解

$Q_d=0$, 初期条件を $t^*=0$ のとき $S^*=S_0^*$, $C^*=C_0^*$ とすると式(11), (12) を得る。

$$d(SV_p)/dt = -KSV_p + Q_d S_d + Q\hat{S} - (Q + Q_d)S \quad (1)$$

$$d(CV_p)/dt = -KSV_p + k_2 V_p (C_s - C) + Q_d C_d + Q\hat{C} - (Q + Q_d)C \quad (2)$$

$$dS^*/dt^* = -KTS^* + TQ_d S_d^*/V_p + TQ\hat{S}^*/V_p - T(Q + Q_d)S^*/V_p \quad (3)$$

$$dC^*/dt^* = -KTS_r^*/C_s + k_2 T(1 - C^*) + TQ_d C_d^*/V_p + TQ\hat{C}^*/V_p - T(Q + Q_d)C^*/V_p \quad (4)$$

$$S_\infty^* = F/\alpha^- \quad (5) \quad C_\infty^* = (F^- + k_2 T - KTS_r F/C_s/\alpha^-)/\beta^- \quad (6)$$

$$\left. \begin{aligned} \alpha &= KT + TQ/V_p, \quad \alpha^- = \alpha + TQ_d/V_p, \quad \beta = k_2 T + TQ/V_p, \quad \beta^- = \beta + TQ_d/V_p \\ F &= T(Q_d S_d^* + Q\hat{S}^*)/V_p, \quad F^- = T(Q_d C_d^* + Q\hat{C}^*)/V_p \end{aligned} \right\} \quad (7)$$

$$S^* = S_\infty^* + (S_0^* - S_\infty^*)e^{-\alpha^- t^*} \quad (8) \quad S^* = S_\infty^* + (S_0^* - S_\infty^*)e^{-\alpha t^*} \quad (11)$$

$$C^* = C_\infty^* - \gamma e^{-\alpha^- t^*} + (C_0^* - C_\infty^* + \gamma)e^{-\beta^- t^*} \quad (9) \quad C^* = C_\infty^* - \gamma e^{-\alpha t^*} + (C_0^* - C_\infty^* + \gamma)e^{-\beta t^*} \quad (12)$$

$$\gamma = K/(k_2 - K)S_r(S_0^* - S_\infty^*)/C_s \quad (10)$$

以上の各解からわかるように、式（7）に示す各パラメータが、砕波帯の水質浄化能力を示すものでありこれらを何らかの方法で求めることができれば、砕波帯内付近の水質変化を評価することが可能になる。

実際の場においては砕波帯付近の流動は岸沖方向のみでなく、岸に沿った方向成分も含んだ水平二次元の場合も考えられるが、沿岸方向に平均化したものと考えれば本モデルの適用も可能であると思われる。水質変化に重要な影響を及ぼすのは α および α' であるが、これは既述のような生物学的酸化作用の他に現実的には沈澱等による効果も含んだ総括的浄化パラメータと考えた方が妥当であろう。現実の場で α や α' を厳密に測定することはかなり困難であると思われるが、上記のⅠ）、Ⅱ）、Ⅲ）のいずれかの廃水放流状態の場合に、その水質を測定することにより、これらのパラメータを推定することはある程度可能であると思われる。また、廃水中の保存性物質と有機物を同時測定すれば、 α 、 α' にさらに立ち入って K の推定も可能になると期待される。そこで水路実験によりその可能性を検討してみる。

3 実験による検討

図-2に示すような造波水槽の一端に1/20の斜面を設置し、斜面部に生物膜を形成させて実験を行った。

保存性物質として塩水を汀線付近から放流し、Ⅱ）およびⅢ）の場合についてその水質変化を測定し、 α' （保存性物質の場合は TQ/V_0 ）を求めたものが図-3である。図-3（1）において、 H_0/L_0 が大きくなるにつれて α' が小さくなる傾向にあることがわかる。対象が保存性物質であることを考慮すると、 H_0/L_0 の増加に伴っても Q_0 が増加するが、それ以上に V_0 が増加して単位体積当りの交換量の割合が小さくなるためであると思われる。また、図-3（2）は Q_0 が増加するにつれて α' が増加する傾向を示しているが、これは式（7）の第2式を裏付けるものである。

つぎに非保存性物質の場合であるが、有機物としてスキムミルクを砕波帯に様に瞬間放流した場合の濃度変化の測定結果より α を求めると、図-4に示すように $H_0/L_0=0.037\sim0.051$ の範囲で、 $\alpha=0.0026\sim0.0043$ の値を得た。これより上記の保存性物質において得た α' との比較より浄化速度係数 K を推定したところ0.15（1/日）程度となった。これは通常の河川で得られている自浄係数値とオーダー的にはほぼ等しいものである。また、この α が妥当であると仮定し β を推定すると $\beta=0.0021\sim0.0047$ を得た。この求めた β より再ばつ気係数 k_2 を推定すると0.0005～0.0017（1/sec）程度となり、筆者らの提案した式²⁾から求めた結果とオーダー的に一致する。したがって本推定結果はほぼ満足できるものと考えられる。

5 おわりに

本報では、砕波帯内の水質の変化を予測することを試みたが、求めた結果は実験範囲内の議論となってしまった。今後、現実場で実験を行い、その適用についてを研究課題としていく予定である。

6 参考文献

- 1) 細井由彦, 村上仁士, 岩崎哲史: 波打ち際における水質浄化能力に関する考察, 京都大学環境衛生工学研究会第8回シンポジウム論文集
- 2) 細井由彦, 村上仁士, 岩崎哲史: 砕波帯付近の自浄作用に関する実験的研究, 第33回海岸工学講演会論文集, pp.586-590 1986

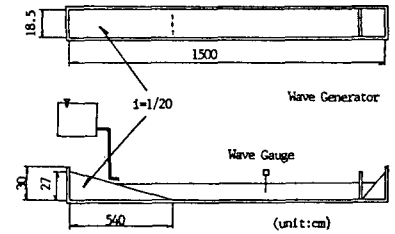
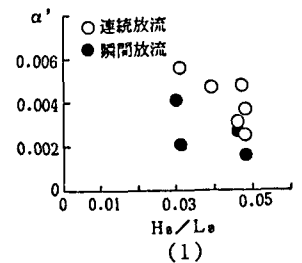
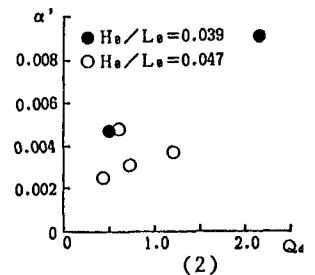


図-2 実験装置



(1)



(2)

図-3 塩分実験結果

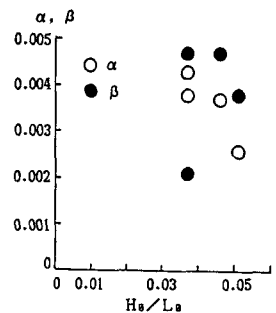


図-4 有機物実験結果