<論 文>

数理モデルによる人工流路法の処理効果に関する検討

Study on treatment efficiency of the artificial stream using the numerical model

川 島 博 之* 鈴 木 基 之*
Hiroyuki KAWASHIMA Motoyuki SUZUKI

Abstract

Sewerage system has been constructed to a certain extent especially in an urban region. But in a rural region, there is the demand to decrease the pollutant load from gray water utilizing ability of selfpurification. Using the numerical simulation model, the pollutant treatment efficiency of the artificial stream is discussed. BOD treatment efficiency in the artificial stream depends on the rate of oxygen inflow from the surface. Then higher treatment efficiency is expected in a steeper region. In the region where slope is larger than about 20/1000, the treatment ability per unit area is equal to the oxidation pond. However in a steep region, the amount of the detachment is increased, then saturation was observed in the portion of BOD treated until CO_2 . Denitrification caused by the attached biofilm is also considered, and because of low concentration of nitrate in gray water, not so much denitrification could occur in the artificial stream.

Key words: artificial-stream, simulation, gray-water, treatment

1. 緒 言

農山村や都市近郊等下水道の整備が遅れ、今後もその整備に多大の困難が予想される地域では、自然浄化機能を利用し生活雑排水に起因する汚濁負荷を少しでも削減しようという試みがなされている¹⁾。我が国において有力と考えられる自然浄化機能を利用した処理法には、「酸化池法」、「トレンチ型土壌浄化法」、「人工流路法」、等が挙げられている。この中で「酸化池法」、「土壌浄化法」については、これまでに比較的検討例も多く、一部地域では既に実用化されている。これに対し「人工流路法」は、岡田ら (1984)²⁾による室内規模での研究はあるものの、実規模ではほとんど研究されておらず、その可能性についても未知の部分が多い。また、自然浄化機能の積極的活用という面から見ると、農村や都市近郊等で散見する側溝は、まさに人工流路であり、これの有する浄化機能を積極的に高めることができれば、雑排水対策に寄与する処大と考えられる。

一方において、簡易な開放系の処理であることにより、例えば汚泥が蓄積されていくことによって嫌気的悪臭の原因となったり、ハエ等の発生環境となること

も予想される。従って汚泥の生成、蓄積に関しても十分定量的把握が必要となる。

自然浄化機能を生かした処理法の研究では、実験室規模での検討、野外規模での検討等いろいろな手法が考えられるが、「人工流路」のように、これまで十分に管理された実験的検討が少ない系では、先ず系全体の特性を概括的に記述する数理モデルを作成し、その能力、特性の概要を把握すると共に、今後実験的検討を加えるに際しては、どこに力点を置くべきかを明確にする必要があると考えられる。

本研究は以上のような観点に立脚し、人工流路法の持つ可能性を概括的に把握することを試みたものである。

2. 数理モデル

2.1 モデルの基本構成

人工流路の浄化能力に影響を及ぼす因子としては、流路の傾き、流路幅、接触材の量等が考えられる。また、水面よりの酸素の溶け込み量も処理能力を考える上で重要な要素となろう。流水中における汚濁物質等

* 東京大学生産技術研究所 〒106 東京都港区六本木7-22-1, Institute of Industrial Science University of Tokyo, 7-22-1, Roppongi, Minato-ku, Tokyo 106 Japan

の挙動は、基本的には Streeter-Phelps 以来の河川モデル³⁾と変わらないが、Streeter-Phelps では流水中の BOD を扱っているのに対し、本モデルの場合河床や接触材に付着した生物膜による浄化を扱っている点に相異がある。

また、雑排水対策は湖沼の富栄養化との関連で論じられる場合も多く、近年は雑排水中の窒素、リンに対する関心も大きい。このため本モデルでは窒素、リンの挙動についても簡単にモデル化することとした。ここでリンは水域において、有機態、無機態、溶存態、懸濁態とその形態を変えることはあっても水域に保存され、懸濁態のリンを水域外に除去する等の操作をしないかぎり、除くことは出来ない。しかし、窒素については硝酸態、亜硝酸態よりの脱窒現象がありこの意味で自然浄化が期待できる。とくに河床等に生物膜が存在する場合、流水中の溶存酸素濃度が高くても生物膜下層において脱窒が生ずる現象が近年注目されており^{4),5),6)}、本モデルではこれも考慮した。

流路の概念図を Fig.1 に示す。ここで、接触材による接触面の増加を考慮した単位流路長あたりの生物膜付着面積 A [m^2/m] は

$$A = (1 + \beta) \cdot w + 2 \cdot d \quad (1)$$

と表し、接触材による接触面積の増加は β [-] で示すこととした。

付着生物膜とその近傍を Fig.2 に示すようモデル化した。界面には厚さ δ_1 の濃度境界膜が存在し溶存酸素や BOD 物質、栄養塩等は分子拡散によりこの境膜内を運ばれる。また、生物膜は初期には好氣的微生物膜が増殖するが、厚くなると順次好気層 (aerobic layer)、無酸素脱窒層 (anoxic layer)、嫌気分解層 (anaerobic layer) の三層となる。生物膜の増殖は好気層のみで生ずると仮定した。無酸素層においては脱窒、 NO_3 が消滅した嫌気分解層では生物膜の嫌氣的自己分解が生ずるとした。

2.2 各部分のモデル化

計算の際のフローチャートを Fig.3 にしめす。本モ

Fig. 1 Concept of the artificial stream.

Fig. 2 Behavior of oxygen and nitrate in the fluid film and in the biofilm which consists of aerobic, anoxic and anaerobic layers.

デルでは、流量、勾配、流路幅、接触材の量、負荷により処理効率が決定論的に計算される。まず、流量、勾配、流路幅より流速、水深が決定され、これに応じ再曝気係数、境膜厚が決まる。また、流速は生物膜の最大付着厚みを支配し剝離量をきめる。

以上のパラメーターを利用し流路内の水質、生物量を順次計算する。以下に各部分の関係式を示す。

2.2.1 流量と水深、流速、水路幅間の関係

水路幅 w [m]、水深 d [m]、傾斜 $\cos\theta$ [-] の水路 (Fig.1 参照) における流量 Q [m^3/s] は剪断応力の収支から次式のように計算される。

$$Q = w \cdot d \cdot u \quad (2)$$

$$\tau = f \cdot 1/2 \cdot \rho \cdot u^2 \quad (3)$$

$$w \cdot d \cdot \rho \cdot g \cdot \cos\theta = \tau \cdot w + 2 \cdot \tau \cdot d + \tau \cdot w \cdot \beta \quad (4)$$

ここで、 u : 平均流速 [m/s]、 τ : 剪断応力 [$\text{g}/(\text{m} \cdot \text{s}^2)$]、 f : 摩擦係数 [-]、 ρ : 密度 [g/m^3]、 g : 重力加速度 [m/s^2]

(2), (3), (4)式を整理すると

$$1/2 \cdot f \cdot (1 + \beta) \cdot w \cdot u^3 + f \cdot Q/w \cdot u^2 - Q \cdot g \cdot \cos\theta = 0 \quad (5)$$

なる関係が成立し、流量、水路幅、接触材の量が決ま

Fig. 3 Flow Chart of artificial river simulation program.

れば流速が三次方程式の解として一意的に決定される。(三次方程式の他の二根は虚根か負)

実際の計算において、 f の値は河床の凸凹度により決定されるパラメータであり、ここは室内に付着藻類培養用に設けた小型流路⁷⁾における観測値より推定した。

2.2.2 気液、固液界面の境膜厚の推定

液体中の流体境膜の厚さに関しては、単位質量流体当たり消費されるエネルギー、即ちエネルギー消散量 ϵ [m^2/s^3] より決定される等方性乱流の最小渦の直径が境膜厚を決めるとした Kolmogorov の理論⁹⁾より

$$\delta_1 = (\epsilon/\nu^3)^{-0.25} \quad (6)$$

δ_1 : 境膜厚 [m], ν : 動粘性係数 [m^2/s]

ここで、流速 u 、傾き θ で流れる河川中のエネルギー消散量は次式で与えられる。

$$\epsilon = g \cdot u \cdot \cos \theta \quad (7)$$

2.2.3 付着生物膜の増殖

付着生物膜中の溶存酸素の挙動を次式により記述する。(Fig.2 参照)

$$-\delta_1 < z < 0$$

$$\frac{\partial DO}{\partial t} = D \frac{\partial^2 DO}{\partial z^2} \quad (8)$$

$$0 < z < \delta_2$$

$$\frac{\partial DO}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 DO}{\partial z^2} - \mu_H \cdot \rho_H \cdot \alpha_{02} - re \cdot \rho_H \cdot \alpha_{02} \quad (9)$$

境界条件

$$z = -\delta_1 : DO = DO_0$$

$$z = 0 : D \frac{\partial DO}{\partial z} \Big|_{z=0+} = D^* \frac{\partial DO}{\partial z} \Big|_{z=0-} \quad (10)$$

$$z = \delta_2 : DO = 0, \quad \frac{\partial DO}{\partial z} \Big|_{z=\delta_2} = 0 \quad (11)$$

δ_2 : 好気層厚さ [m], DO: 溶存酸素濃度 [g/m^3], DO_0 : 流水中溶存酸素濃度 [g/m^3], z : 生物膜深さ方向距離 [m], D : 水中における酸素の分子拡散係数 [m^2/s], D^* : 生物膜中における酸素の有効拡散係数 [m^2/s], μ_H : 好気性他栄養生物比増殖速度 [$1/\text{s}$], ρ_H : 生物膜中の他栄養生物密度 [g/m^3], α_{02} : 成長、自己分解に伴う酸素消費当量 [-], re : 他栄養生物自己分解速度 [$1/\text{s}$]

ここで、 μ_H は流水中の BOD 濃度との間に monod 型の関係が成立すると仮定した。また、生物膜中の酸素の拡散速度については、多孔質物質内における有効拡散係数の推定によく用いられる経験式を用いた。

$$\mu_H = \frac{\text{BOD}}{\text{BOD}_s + \text{BOD}} \cdot \mu_{H\max} \quad (12)$$

$$D^* = \xi^2 \cdot D \quad (13)$$

$\mu_{H\max}$: 好気性他栄養生物最大比増殖速度 [$1/\text{s}$], BOD_s : 飽和定数 [g/m^3], ξ : 生物膜内空隙率 [-]

(8)-(11)式より

$$\delta_2 = -\frac{D^* \delta_1}{D} + \sqrt{\left(\frac{D^* \delta_1}{D}\right)^2 + \frac{2D^* DO_0}{(\mu_H + re) \cdot \rho_H \cdot \alpha_{02}}} \quad (14)$$

付着生物膜の成長速度は

$$G = \mu_H \cdot \delta_2 \cdot \rho_H \quad (15)$$

であるから、これに伴う BOD, DO の取り込み速度は

$$F_{\text{BOD}} = \mu_H \cdot \delta_2 \cdot \rho_H \cdot \alpha_c / Y \quad (16)$$

$$F_{\text{DO}} = \mu_H \cdot \delta_2 \cdot \rho_H \cdot \alpha_{02} \quad (17)$$

G : 付着生物膜成長速度 [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$], F_{BOD} : 成長に伴う BOD 取り込み速度 [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$], α_c : 菌体中炭素量 [-], Y : 菌体収率 [-], F_{DO} : 成長に伴う DO の取り込み速度 [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$]

2.2.4 付着生物膜嫌気層における脱窒量の推定

流水中に酸素が存在する状態での付着生物膜による脱窒を扱った川島、鈴木⁶⁾の好気、嫌気二層モデルより付着生物膜による脱窒速度は次式により推定できる (Fig.3 参照)。

$$F_{\text{den}} = \sqrt{\left(D^* \cdot X_N \cdot \rho_N \cdot \left(\frac{\delta_2}{D} + \frac{\delta_1}{D^*} \cdot D^*\right)\right)^2 + 2 \cdot \text{NO}_{30} \cdot X_N \cdot \rho_N}$$

$$-D^* \cdot X_N \cdot \rho_N \cdot \left(\frac{\partial_2}{D} + \frac{\partial_1}{D^2} \cdot D^* \right) \quad (18)$$

F_{den} : 付着生物膜単位面積における脱窒速度 [$g/(m^2 \cdot s)$], NO_{30} : 流水中硝酸濃度 [g/m^3], X_N : 脱窒速度 [$g/(g \cdot s)$], ρ_N : 脱窒菌存在密度 [g/m^3]

2.2.5 水中の BOD, DO, 栄養塩の収支

以上のように生物膜の挙動をモデル化すると、水路中の BOD, DO, 栄養塩の挙動は以下のように記述できる。

a) BOD

付着生物膜の成長に伴い BOD が消費され、嫌気分解により一部が流水中に回帰するとし、また、流水中の BOD は DO 濃度に対し monod 型であるとする、BOD の挙動は次式のように表現できる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial BOD}{\partial t} = & Ez \frac{\partial^2 BOD}{\partial x^2} - u \frac{\partial BOD}{\partial x} \\ & - \frac{1}{d} \cdot F_{BOD} + \frac{1}{d} \cdot r_{an} \cdot An \cdot \alpha_{an} \\ & - \frac{DO}{DO_s + DO} \cdot k_1 \cdot BOD \end{aligned} \quad (19)$$

Ez : 流下方向混合拡散係数 [m^2/s], x : 流下方向距離 [m], k_1 : 流水中における BOD 分解速度 [$1/s$], r_{an} : 嫌気分解速度 [$1/s$], An : 付着生物膜嫌気層量 [$-$], α_{an} : 嫌気分解に伴う有機物溶出率 [$-$], DO_s : 飽和定数 [g/m^3]

b) DO

付着生物膜, BOD の分解, NH_4 の硝酸化による消費, また, 大気との平衡を考えると, 次式のように表すことができる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial DO}{\partial t} = & Ez \frac{\partial^2 DO}{\partial x^2} - u \frac{\partial DO}{\partial x} - \frac{1}{d} \cdot F_{DO} \\ & - \frac{DO}{DO_s + DO} \cdot k_1 \cdot BOD - k_{NH_4} \cdot NH_4 \cdot \alpha_{NH_4} \\ & + \frac{K_L}{d} (DO^* - DO) \end{aligned} \quad (20)$$

k_{NH_4} : NH_4 の流水における硝酸加速度 [$1/s$], NH_4 : NH_4 濃度 [g/m^3], α_{NH_4} : NH_4 硝酸化における酸素消費当量 [$-$] K_L : 気液界面物質移動係数 $= D / \delta_1$ [m/s], DO^* : 飽和酸素濃度 [g/m^3]

c) NH_4

溶存窒素としては, 有機態窒素, NH_4 , NO_2 , NO_3 の四態が考えられるが, 本モデルでは簡略化のために, 一次近似として NH_4 と NO_3 の挙動だけを追うことにする。

$$\frac{\partial NH_4}{\partial t} = Ez \frac{\partial^2 NH_4}{\partial x^2} - u \frac{\partial NH_4}{\partial x} \cdot k_{NH_4} \cdot NH_4$$

$$- \frac{1}{d} \mu_H \cdot \rho_H \cdot \delta_2 \cdot \alpha_N + r_{an} \cdot An \cdot \alpha_N \cdot \frac{1}{d} \quad (21)$$

付着生物は NH_4 だけを利用し, NO_3 は利用しないとした。この仮定には無理が伴うと思われるが, 後述するように, このことは本モデルより得られる結論には大きな影響を及ぼしていない。

d) NO_3

硝酸態窒素はアンモニア態窒素の硝化により生じ, 付着生物膜下層での脱窒により減少するとした。 F_{den} の値は(18)より計算される。

$$\begin{aligned} \frac{\partial NO_3}{\partial t} = & Ez \frac{\partial^2 NO_3}{\partial x^2} - u \frac{\partial NO_3}{\partial x} + k_{NH_4} \cdot NH_4 \\ & - \frac{1}{d} F_{den} \end{aligned} \quad (22)$$

e) 溶存態リン

溶存態リンは溶存態有機リンと PO_4 双方を含むものとし

$$\begin{aligned} \frac{\partial DP}{\partial t} = & Ez \frac{\partial^2 DP}{\partial x^2} - u \frac{\partial DP}{\partial x} \\ & - u_H \cdot \rho_H \cdot \delta_2 \cdot \alpha_P \cdot \frac{1}{d} + r_{an} \cdot An \cdot \alpha_P \cdot \frac{1}{d} \end{aligned} \quad (23)$$

f) 付着性生物量の増殖と剝離

生物膜については, 初期に Se_0 [g/m^2] の量が付着していると仮定し, また, 剝離時においても同様に Se_0 だけが残るとして計算を行った。

$$\frac{dSe}{dt} = \mu_H \cdot \rho_2 \cdot \delta_2 - re \cdot \rho_H \cdot \delta_2 - r_{an} \cdot An \quad (24)$$

$$\delta_4 = Se / \rho_0 \quad (25)$$

$$\text{if } \tau \delta_4 > \text{Lim: } Se = Se_0 \quad (26)$$

Lim : 剝離限界モーメント [g/s^2], ρ_0 : 生物膜密度 [g/m^2]

ここで, (25), (26)式は, 付着生物膜の剝離をモデル化したものであり, 付着生物膜表面における剪断応力と膜厚の積が一定値を超えた場合は Se_0 を残して, 残りが剝離することを示す。

2.3 モデルの妥当性の検討

水質は一日の間では一定に保たれるとして計算した。流路方向は全長の $1/100$ を一きざみとし, 生物膜の成長は一日を一きざみとして, 双方ともに前進差分法を用い計算を行った。なお混合拡散は計算結果に重大な影響を及ぼさないと考え, 水質の計算の場合計算を容易にするために $Ez = 0$ とした。

パラメータの値は文献値を用いた。それらの値と出典を一括して **Table 1** に示す。ここで, 限界剝離モーメント Lim [g/s^2] については過去に報告例がないため, 以下に述べる方法により推定した。

岡田らは室内に塩化ビニール製の水路を製作し, 人

Table 1 Parameters used in the model

Symbol	Value	Unit	Source
BOD_s	50	g/m^3	9)
D	2.0×10^{-9}	m^2/s	10)
DO_s	0.4	g/m^3	16)
DO^*	9.2	g/m^3	11)
f	0.1	—	estimated
g	9.8	m/s^2	—
k_1	1.97×10^{-7}	$1/s$	12)
k_{NH_4}	7.52×10^{-6}	$1/s$	12)
r_e	8.10×10^{-7}	$1/s$	10)
r_{an}	5.56×10^{-7}	$1/s$	16)
X_N	8.06×10^{-6}	$g/(g \cdot s)$	6)
Y	0.5	—	9)
α_c	0.53	—	14)
α_{an}	0.44	—	16)
α_N	8.91×10^{-2}	—	14)
α_{NH_4}	4.57	—	15)
α_{O_2}	1.42	—	9)
α_p	1.16×10^{-2}	—	14)
β	4.0	—	assumed
μ_H	5.79×10^{-5}	$1/s$	9)
γ	1.0×10^{-6}	m^2/s	10)
ξ	0.5	—	assumed
ρ	2.0×10^{-9}	g/m^3	16)
ρ_H	2.24×10^4	g/m^3	6)
ρ_N	4.38×10	g/m^3	6)

地下水を流すことにより流路浄化に関する実験的検討を行っているが、この際、剥離量をも測定している。それによると、幅2.5cm、長さ30m、勾配10/1000の水路に $BOD 100mg/l$ 、 $NH_4 7.5mg/l$ 、 $NO_3 0.0mg/l$ 、 $TP 3.8mg/l$ の人工下水を $120 l/day$ 流しつつけた場合、約3～4カ月で定常状態が観測され、このときの平均的な剥離量は有機炭素量にして $0.07g/day$ であった。本モデルを同様の条件に設定し、パラメータ Lim の値を変化させることにより、剥離量を計算した。その結果を Fig.4 に示す。ここでの剥離量は開始後60日間の平均値として示している。この値は後述するように、ほぼ動的定常状態における値と考えることが出来よう。Fig.4において、 Lim の値が小さいと剥離量が増加し、 Lim が大きい場合は剥離量が減少する。さらに、この場合 Lim が限界値 $1.3 \cdot 10^{-7} [g/s^2]$ を超えると、剥離が生じないことになった。これはモデルにおいて、付着生物膜の下層において嫌氣的に生物膜が分解するという条件を入れているため、生物膜は一定の厚さになると成長と分解が均衡し、動的定常状態が創出されることによる。従って剥離量を開始後60日間ではなく、120日間の総量としても、剥離限界値の値

Fig. 4 Change of the detachment with the value of parameter (Lim).

はほとんど変わらない。Fig.4における岡田らの観測値と本モデルの計算値の比較より、 Lim を $8 \cdot 10^{-8} [g/s^2]$ と定めた。

上記のパラメータ値をもちい本モデルより計算される値と、岡田らの実験水路における水質観測結果との比較検討を行った。結果をFig.5(a), (b), (c), (d)に示す。(a)～(d)は物理的条件が等しく、流入 BOD 濃度だけを変化させたものである。ここでは、 BOD と DO についての検討結果を示しているが、いずれの場合も、計算値と実測値との間には良い一致がみられ、とくに(c)の場合など BOD の減少に伴い DO 濃度にいわゆる Sag-curve が観測される様子をよく表現している。

生物膜量については、剥離による変動があるため、簡易に計算値と実測値を比較することは難しいが、計算においても、生物膜量は $2-6 [g/m]$ 付近となり岡田ら²⁾による実測値とほぼ一致していた。

本モデルでは、パラメータとしてごく一般的な値、即ち文献値を用いて実際に観測される現象をよく説明することが出来た。このことより、人工流路シミュレーションモデルとして妥当なものと考えた。

3. 考 察

家庭雑排水として、文献値¹⁾を参考に Table 2 に示す組成を想定した。また、排水量は一家(4人)分を考え概略値として $1.0 [m^3/day]$ を考え以下の議論を

Fig. 5 Comparison with the calculated values and the observed ones.

- a) BOD_{in}=200mg/l
- b) BOD_{in}=100mg/l
- c) BOD_{in}=50mg/l
- d) BOD_{in}=25mg/l

Table 2 Water quality of gray water assumed in this model

BOD	DO	NO ₃	NH ₄	TDP
150	9.2	0.02	8.0	2.0

(mg/l)

行った。

3.1 動的平衡状態

剥離現象はある一時期に生ずるため、人工流路には本来の意味での定常状態は存在しない。しかしながら、ある比較的長時間を考えた場合、動的平衡ともいえるべき状態が存在すると考えられる。このため、本モデルを用いて動的平衡状態について若干の検討を試みた。

Fig.6 a), b)には、一例としてそれぞれ勾配を(a) 20/1000, (b) 30/1000, にかえた場合のモデル計算より得られる剥離量の日変化を示す。これより、(a), (b) 双方ともに、周期的に大きな剥離量が計算されることが解る。剥離の周期は(a)の場合に比較的高い傾向が見られ、(b)の場合には、(a)に比べ短くなっている。これは(a)の場合、水流が遅く剪断応力が小さいために、生物膜が厚くなるまで剥離せずに成長出来ることによると考えられる。勾配が(a)の場合に多量の剥離が生じる周期は約20日であった。また、本モデルによる計算では、いずれの場合にも開始後、10日程度で動

Fig. 6 a) slope=20/1000
Change of the amount of detachment with time, calculated from the model.

Fig. 6 b) slope=30/1000
Change of the amount of detachment with time, calculated from the model.

の定常状態に遷移している。しかし、実際の系では実験開始後最低1ヶ月程度経過しないと動的な平衡状態にならないことが報告されている。これは、生態系の遷移を本モデルでは考慮していないためと考えられ、この点については今後の課題となろう。

3.2 BOD 浄化能力

Fig.5 a), b), c), d)に見られるように、BODは流下距離に対してほぼ直線的に減少する傾向が見られる。これは、人工流路における浄化が付着生物に依存しており、酸素供給の観点から生物膜上層だけが浄化に関与しているためと考えられる。(例えば、生物膜厚は流速によっては数mmになる場合がある。好気層の厚さ(δ_2)は流水中のDO濃度が高ければ厚くなるが、流水がDO飽和に近い場合においても500 μ m程度である。)

ここで、流路単位面積あたりの浄化能力 [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{day})$]と流路との関係をFig.7に示すが、これは勾配が大きくなると増加する傾向がある。また、同じ勾配でも、浄化能力は単位長さ当たりの接触面積(図中 β [-]これは、波状の接触材を水路内にいれるなどして増加させる、単位体積当たりの比表面積が多いものを投入すれば大きくなる)が増大すると増加する傾向があるが、 $\beta=4$ 付近でその状態は飽和状態となる。これは、 $\beta=4$ 以上では付着生物膜量ではなく、酸素の供給が律速になるためと考えられる。ここで参考のために酸化池の単位面積当たりの浄化能力を同図中に示すが、勾配が20/1000~30/1000以上の地域では、適当な接触材を用いれば酸化池と同程度の能力を有すると考えられる。酸化池は、酸素の供給を主に藻類の光合成に依存し、従って太陽光の照度に支配されるものであるが、人工流路は再び気に頼るものである。勾配が20/1000~30/1000以上の地域で双方の能力が等し

Fig. 7 Relationship between the area treatment capacity and the slope, with β as a parameter.

くなると言うことは、双方の酸素供給能力がほぼ等しくなることを示していると思われる。

3.3 物質収支の考察

人工流路において、その処理特性に大きな影響を与える因子としては、これまでに述べた流路幅、勾配の他に接触材の量が考えられる。ここでは他のパラメータ値は一定として(Table 3 参照)、流路幅、流路勾配、接触材量の三因子を変化させることによって、物質収支にどのような影響があるか検討を試みた。これは一種の感度解析に相当すると考えられる。これをFig.8 a), b), c)に示す。以下炭素収支、窒素収支、リン収支の順に考察する。

3.3.1 炭素収支

家庭雑排水を考え、流入BODの48.0%が有機炭素²⁾であると仮定して炭素収支を計算した。まず、傾斜が炭素収支に及ぼす影響をみる。(Fig.8(a))処理能力の考察でも触れたように、人工流路は酸素供給能力との関係で勾配がゆるい地域において処理能力が低く、流

Table 3 Standard value used for parameter sensitivity analysis

Symbol	value	unit
Q	$1.16 \cdot 10^{-5}$	m^3/s
w	0.1	m
β	4	—
S_0	0.5	g/m^2
slope	10/1000	—

Fig. 8 a) Change of the carbon balance, velocity and denitrification rate with slope.

Fig. 8 b) Change of the carbon balance, velocity and denitrification rate with area of bottom surface in unit distance.

Fig. 8 c) Change of the carbon balance, velocity and denitrification rate with width.

路長を一定とした計算では、BOD が未処理のまま流出する割合が多い。この未処理部分は、勾配が急になるほど減少する。このため勾配が急な地域が、人工流路には有利と考えられるが、 CO_2 への転換率を考えた場合、勾配10/1000以上ではほとんど変化がない。これは勾配が10/1000を超えた場合、剥離量が増大するためである。ここで剥離量と付着生物量との和は発生汚泥量に相当すると考えられる。岡田らは実験流路において、汚泥発生率が流入 $\text{BOD}200[\text{g}/\text{m}^3]$ の場合17%、 $100\text{g}/\text{m}^3$ の場合3.5%ときわめて小さな値であったと報告している。これは岡田らの実験が勾配10/1000と比較的ゆるい勾配で行われているためと考えられる。本シミュレーションによれば、傾斜が急な場合汚泥発生率は40%程度となり、標準活性汚泥法 (50~60%)、回転円板法 (30~40%) と類似した値となる。

次に、接触材の量と物質収支との関係について考察する。(Fig.8(b))接触材を増加させた場合接触水面の増加により、流速が減少する。これに伴い、剥離量の減少がみられる。また、 CO_2 への転換率で見た場合、 β [-]の値を4以上にしても顕著な効率の増大は見られない。これは流速の低下によりとけ込む酸素の量が減少するためと思われる。付着面の極度の増加は効率の増加に寄与しない。

最後に河幅の影響を Fig.8(c)に示すこれは流下距離を本図のように一定 (100m) とした場合には河幅が広ければ広いほどよいとの結果がえられる。なお、Fig. 8(b)において生物膜の増加に伴い付着生物量に比例的な増加が見られないことは、流入 BOD 量を一定と

しているためこれが制限要因になっていることによる。

3.3.2 窒素収支

Fig.8(a), (b), (c)上部に流入窒素総量 ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$)に対する脱窒量の比 $N_{\text{den}}/N_{\text{in}}[-]$ とそれぞれの因子との関連を示す。家庭雑排水を対象とした場合 NO_3 の濃度は NH_4 に比べ極端に低い。このため、付着生物膜、好気嫌気二層モデルを用いて脱窒量を計算しても、その量は100mの水路で流入量に対して0.5%程度と非常に少ない。付着生物膜による脱窒は(18)式に見られるように流水中の硝酸態窒素濃度の1/2乗に比例するため、流入する硝酸態濃度を高めると、脱窒量も増加する。このように考えると、 NH_4 の硝化速度が全体の脱窒速度を決定しているとも考えられる。

傾向としては傾斜が小さい場合、接触材が多い場合に脱窒速度が増加する。これは流速の減少により再び気量が減少し、これにより DO 濃度が低下すること、また滞留時間が増加することによると思われる。

3.3.3 リン収支

リンは本質的には水路中で浄化されず、生物体に取り込まれたものを、なんらかの形で水中より除去しなければならない。本モデルでは生物体中のリンの含有率を一定としているため生物体の量が解れば流水中より生物体に取り込まれたリンの量が解る。Fig.8(a), (b), (c)の下図右軸には剥離生物、付着生物中に取り込まれたリン量と流路に流入したリン量との比を示す。勾配が変化した場合のリン収支を(a)に示すが、勾配が10/1000程度まではリンは流入量の約10%ほどが付着生物膜に固定され、これ以上勾配が急になった場

合は剥離生物に含まれるリン量が増える。勾配が20/1000を越えた流域では100m程度の水路でも流入リンの約40%が生物体に固定できる可能性がある。増殖、剥離を繰り返す相を利用し適当な沈殿池を設ければ、ある程度のリン除去も可能となろう。しかしながら人工流路は、勾配がなだらかな地域では、活性汚泥法や回転円板に比べて汚泥発生量が少ないため、リン除去には不利と考えられる。

3.4 本モデルの限界

一般的に、現在の研究水準では、生態系を扱うモデルにおいて定量的な議論を適確に行うことには、多大の困難が付きまとう。まして本研究のように、これまでの実験的検討が少なく、データの蓄積が十分でない系ではなおさらである。

本研究においては生態系の遷移のモデル化を全く行っていない。しかし、実際には流路中の汚濁物質の濃度により付着生物種が変化することが予想される。この場合剥離の条件が大きく変わると思われる。だが本研究では剥離に関して岡田ら²⁾のデータを便宜的に利用し簡単なモデル化を行っているだけであり、岡田らの実験条件から大きくはずれた場合の予測には限界があると考えられる。また、本モデルでは、他栄養の付着生物のみを考慮したが、BOD濃度がある程度減少しなお栄養塩濃度が高い場合には、照度によっては付着性藻類が出現することも考えられるが、この場合には本モデルによる水質等の予測は困難である。

以上のような適用限界はあるものの、生活雑排水を処理する比較的短い流路を考えると、その概要の予測には有効であると考えられる。また、モデルの作成やそれを用いての検討過程において問題を整理し、今後の実験的検討の方向を明らかにすることにも有用であった。

4. 結 言

人工流路法について本研究で得られた知見をまとめると、以下のようになる。

(1) 人工流路の処理能力はその場の勾配に大きく依存している。勾配が急な場合には、再ばっ気量が増大するため処理能力が増大する。しかし、この場合汚泥発生量も増大する。

本モデルによる計算によれば、勾配が20/1000~30/1000以上の地域ではBOD処理能力は15~17[g/(m² day)]程度になり、面積あたりではほぼ酸化池に期待される能力に匹敵する。

(2) 山村など勾配が急な地域では生物膜が剥離し大量のSSが発生する可能性がある。これを防ぐためには、水路を蛇行させる等、勾配を緩める工夫が必要となる。

(3) 人工流路法では接触材について関心が持たれているが、これについては河床面積の数倍程度になるものまでが有効であり、極端に接触面積を増やすものは有効でない。

(4) 家庭雑排水を対象とした場合、NO₃濃度が低いため脱窒はあまり期待できない。また、汚泥発生として系外へ除去される量が少ないので、リンの処理には向かない。

(5) 下水道の整備が遅れている地域で、側溝を有効利用し、河川等に流入する負荷を少しでも減らそうとした場合、水路幅をなるべく広くとることが有効であろう。

(6) 今後、実験的検討を行う際には、剥離現象をも含めた生物膜の挙動を的確に捉えることが、本法を理解する上での鍵になると考えられる。

(原稿受理 昭和61年5月23日)

引用文献

- 1) 須藤隆一(1984)生活雑排水の処理技術, 水質汚濁研究, 7, (3), 146-153.
- 2) 岡田光正, 須藤隆一, 江島玄泰, 稲森悠平(1984)水路浄化法による生活雑排水処理に関する基礎研究, 用水と廃水, 26, (6), 19-29.
- 3) 杉木昭典(1974)水質汚濁, 技報堂.
- 4) 石川宗孝, 水船清司, 中西弘(1983)好気性脱窒現象のモデル化に関する研究, 衛生工学研究論文集, 19, 196-205.
- 5) 中西弘, 石川宗孝(1985)単一曝気層における脱窒, 水質汚濁研究, 8, (3), 153-156.
- 6) 川島博之, 鈴木基之(1986)河床付着性生物膜による脱窒, 水質汚濁研究, 9, (4), 225-230.
- 7) 川島博之, 鈴木基之(1983)河床付着性藻類の増殖と剥離, 化学工学論文集, 9, (3), 324-329.
- 8) 国井大蔵編, 岩波講座基礎工学, 17, 移動速度論, 岩波書店.
- 9) Friz J. J., A.C. Middleton and D.D. Meredith (1979) Dynamic process modeling of wastewater stabilization ponds, *J. of WPCF*, 51, (11), 2724-2743.
- 10) 化学工学協会編(1978)化学工業便覧(改訂四版), 丸善.
- 11) 大沢済, 吉良竜夫, 越田豊, 田沢仁, 本城市次郎編(1980)基礎生物学ハンドブック, 岩波書店.
- 12) Miller J.E and M.E. Jennings (1979) Modeling nitrogen, oxygen, Chattahoochee river Ga., *ASCE J of Environmental Engineering Division*, EE4, 641-653.

- 13) 川島博之, 鈴木基之 (1984) 浅い富栄養化河川水質シミュレーションモデル, 化学工学論文集, **10**, (4), 475-482.
- 14) Somiya I and S Fujii (1984) Material balance of organics and nutrients in an oxidation pond, *Water Research*, **18**, (3), 325-333.
- 15) 井出哲夫編著 (1976) 水処理工学, 理論と応用, 技報堂.
- 16) 川島博之 (1983) 都市河川汚濁回復に関する研究, 東京大学博士論文.

使用記号

A	: 生物膜付着面積	$[m^2/m]$	Lim	: 剥離限界モーメント	$[g/s^2]$
An	: 付着生物膜嫌気層量	$[-]$	NH_4	: NH_4 濃度	$[g/m^3]$
BOD_s	: monod 型飽和定数	$[g/m^3]$	NO_3	: 硝酸濃度	$[g/m^3]$
d	: 水深	$[m]$	Q	: 流量	$[m^3/s]$
D	: 水中における酸素の拡散係数	$[m^2/s]$	r_e	: 他栄養生物自己分解速度	$[1/s]$
D^*	: 生物膜中における酸素の有効拡散係数	$[m^2/s]$	r_{an}	: 嫌気分解速度	$[1/s]$
DO	: 溶存酸素濃度	$[g/m^2]$	u	: 平均流速	$[m/s]$
DO_s	: DO 飽和定数	$[g/m^3]$	w	: 水路幅	$[m]$
DO^*	: 飽和濃度	$[m/s]$	x	: 流下方向距離	$[m]$
Ez	: 流下方向混合拡散係数	$[m^2/s]$	X_N	: 脱窒速度	$[g/(g \cdot s)]$
f	: 摩擦係数	$[-]$	Y	: 菌体収率	$[-]$
F_{BOD}	: 成長に伴う BOD 取り込み速度	$[g/(m^2 \cdot s)]$	z	: 生物膜深さ方向距離	$[m]$
F_{DO}	: 成長に伴う DO の取り込み速度	$[g/(m^2 \cdot s)]$	α_{an}	: 嫌気分解に伴う BOD 溶出量	$[-]$
F_{den}	: 付着生物膜単位面積における脱窒速度	$[g/(m^2 \cdot s)]$	α_{NH_4}	: NH_4 硝酸化における酸素消費当量	$[-]$
g	: 重力加速度	$[m/s^2]$	α_N	: 菌体中空窒素量	$[-]$
G	: 付着生物膜成長速度	$[g/(m^2 \cdot s)]$	α_{O_2}	: 成長, 自己分解に伴う酸素消費当量	$[-]$
K_L	: 気液界面物質移動係数 $= D/\delta l$	$[m/s]$	α_P	: 菌体中リン量	$[-]$
k_{NH_4}	: NH_4 の流水における硝酸加速度	$[1/s]$	β	: 接触材の量	$[-]$
k_1	: 流水中における BOD 分解速度	$[1/s]$	δ_1	: 境膜厚	$[m]$
			δ_2	: 好気層厚さ	$[m]$
			δ_3	: 脱窒層厚さ	$[m]$
			δ_4	: 付着生物膜厚	$[m]$
			μ_H	: 好気性他栄養生物増殖速度	$[1/s]$
			μ_{Hmax}	: 好気性他栄養生物最大増殖速度	$[1/s]$
			ν	: 動粘性係数	$[m^2/s]$
			ξ	: 生物膜内空隙率	$[-]$
			ρ	: 水の密度	$[g/m^3]$
			ρ_0	: 生物膜密度	$[g/m^2]$
			ρ_H	: 生物膜中の他栄養生物密度	$[g/m^3]$
			ρ_N	: 生物膜中の脱窒菌存在密度	$[g/m^3]$
			τ	: 剪断応力	$[g/(m \cdot s^2)]$

論文要旨

フェライト生成法と高勾配磁気分離法によるカドミウムの除去に関する基礎的研究

寺島 泰* 尾崎 博明* 内野 和博** 関根 雅彦***

* 京都大学工学部衛生工学科 ** 川崎製鉄株式会社技術研究本部 *** 山口大学工学部土木工学科
 〈水質汚濁研究 Vol.9 No.9 (1986) pp.567~575〉

重金属除去法としてのフェライト法は、最近その除去性能および生成汚泥管理の面から注目を集めているが、重金属の除去機構と条件、微細粒子の固液分離法、重金属の溶出特性などについては明らかでない点も多い。本研究では、カドミウム水溶液を例として、温度、pH、中和・酸化条件などの各種操作因子について実験的検討を加えてフェライト生成に最適と思われる条件をもとめ、カドミウムの除去効果を調べた。また生成フェライトは通常は安定といわれるが、その安定度合を確認するためにカドミウムの溶出試験を行うとともに、操作条件と生成物の安定性について検討した。さらに生成フェライトは効率的に固液分離を行う必要があるが、廃水の質あるいは操作条件によっては微細かつ低磁化の粒子が生成し固液分離に困難をきたす。ここでは、このような粒子についても高効率の除去が期待できる高勾配磁気分離法の適用性と限界についても検討を加えた。

数理モデルによる人工流路法の処理効果に関する検討

川島 博之* 鈴木 基之*

* 東京大学生産技術研究所

〈水質汚濁研究 Vol.9 No.9 (1986) pp.576~585〉

農山村等下水道の整備が不十分な地域では、自然浄化機能を利用した簡易な処理法により、少しでも家庭雑排水に起因する汚濁負荷を軽減することが、湖沼等の汚濁回復のために必要であろう。本研究は自然浄化機能を利用した処理法の一つである人工流路法について数理モデルを用い検討を加えたものである。人工流路法の処理効率は流水表面よりの酸素の溶け込みに大きく依存している。このため一般に勾配の急な地域において、より良好な処理効果が期待される。勾配が20/1000程度ある流域ならば面積あたりの処理量は、ほぼ酸化池に匹敵すると考えられる。しかしながら、勾配が急な場合には増殖した付着微生物の剥離量が増加し、懸濁物質として流出する割合が増加する。このため CO_2 への転化量には飽和傾向が見られる。付着生物膜中における脱窒も考慮したが、雑排水中の硝酸濃度が低いことから、量的にはほとんど期待出来ないと思われる。