

(26) 底泥内物質濃度分布のシミュレーションモデルに関する考察

NUMERICAL MODELING ON VERTICAL CONCENTRATION PROFILES
IN SEDIMENTS

崎田 省吾^{*}、楠田 哲也^{*}

Shogo SAKITA^{*}, and Tetsuya KUSUDA^{*}

ABSTRACT ; A numerical model in consideration of microsites which have particulate organic matter (POM) in their cores as energy source for bacteria is developed to simulate vertical concentration profiles in sediments and compared with a general vertically one-dimensional transport-reaction model (called M-S model and V-1 model, respectively). In the M-S model, it is assumed that the POMs are in spherical form with $50\mu\text{m}$ to $500\mu\text{m}$ in radius and follow a logarithmic normal distribution. As a result of the M-S model runs, it was demonstrated that the concentration profiles in the aerobic zone of the sediments, especially $\text{NO}_3\text{-N}$, were variable by the POM size and distribution if the total POM concentration in the sediment surface was constant because the difference of POM size leads to the difference of denitrification rate. The V-1 model could not show any differences. So if the microsite is not considered, anoxic and anaerobic reaction rates in the upper layer of the sediments would be underestimated.

Although the POM distributions influence on the saturation coefficient for oxygen inhibition in denitrification ($K_{s,\text{DN}}$) in the V-1 model, it is actually difficult to measure relationships between POM size and their numbers. Thus, the approximate variation range of $K_{s,\text{DN}}$ was demonstrated to estimate more exact rates of denitrification in the aerobic zone of the sediments.

KEYWORDS ; microsite, modeling, sediment, denitrification, distribution of particulate organic matter.

1. はじめに

河口部の底泥は多くの物質に対してsinkやsourceの役割を果たし、直上水の水質に大きな影響を与えている。従って微生物活性が高いその表層部での物質変換を正確に評価し、濃度分布をシミュレーションすることは、底泥-直上水間の物質フラックスや底泥中への酸素浸透深さを予測したり、物質循環量を推定するといった、対象域の水質管理をする上で欠かせない。

ところで底泥内における鉛直方向物質濃度分布をシミュレーションする場合、一般には底泥を層状に分割し、各層内では基質濃度等の環境条件を一様と仮定した鉛直一次元多層モデルによって表現される。しかし実際には、デトリタスや底生生物の糞粒等の粒子態有機物に起因した、周囲のマクロな環境とは非常に異なるマイクロサイトと呼ばれる微小部位が底泥内には多数存在しており、たとえ周囲が好氣的であっても、その内部では脱窒や硫酸還元反応が生じている場合がある。鉛直一次元多層モデルは底泥をマクロに捉えているので、濃度分布を計算する際に、このような無酸素、嫌気反応を好気性層内でどのように評価すればよいかという困難が常につきまとう。

本研究ではマイクロサイトを考慮したモデル(マイクロサイトモデル)を新たに構築し、マイクロサイトの分布状態が間隙水中の物質濃度分布、ひいては底泥-直上水間のフラックスにどう影響するかを検討する。また、マイクロサイトモデルと鉛直一次元多層モデルとを比較し、その利点、問題点を検討した上で、より現実

^{*}九州大学大学院工学研究科都市環境システム工学専攻

(Department of Urban and Environmental System Engineering, Kyushu University)

的に汎用性のあるモデルにするための考察を行う。

2. 鉛直一次元多層モデルとマイクロサイトモデル

2.1 鉛直一次元モデル^{1)・7)}

まず、鉛直一次元多層モデル（以下、V-1 modelと略す）について説明する⁷⁾。V-1 modelは、鉛直方向分割型の拡散方程式に反応を考慮した物質収支式にもとづく簡単なモデルであり、一般に広く用いられている。V-1 modelでは、それぞれの層内では物質濃度や環境条件は一様で、深さ方向にのみ変化すると仮定している。本モデルで考慮した物質は粒子態、溶存態有機炭素、窒素（POC, PON, DOC, DON）、DO、 NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 Mn^{2+} 、 MnO_2 、 Fe^{2+} 、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 、 H_2S 、 SO_4^{2-} で、微生物は通性嫌気性従属栄養細菌（ X_H ）、アンモニア酸化細菌（ X_{NS} ）、亜硝酸酸化細菌（ X_{NB} ）、硫酸還元菌（ X_{SRB} ）の4種である。また、考慮した物質の反応を図-1に示す。本モデルでは、各物質はその標準酸化還元電位の順に微生物に利用される。ただしMn、Feの酸化還元反応は、生物、化学両反応により生じることが明らかにされているが、これらの割合には不明な点が多い。一般に Mn^{2+} の酸化速度は、化学的なものよりも微生物（マンガン酸化細菌）による方が大きく、 MnO_2 の還元反応は、 MnO_2 が強力な酸化剤となるために微生物が関与する割合は低いと言われている。また、 Fe^{2+} の酸化は中性pH付近では化学的酸化が卓越し、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ の還元では、生物反応も化学反応も電子供与体は有機物であるが、化学反応で利用される還元性有機物は微生物の代謝産物である場合が多い⁸⁾。したがって $\text{Fe}(\text{OH})_3$ の還元は、微生物の直接作用と代謝産物を介しての間接作用の両方が存在するが、どちらも微生物が関与しているので、本モデルでは $\text{Fe}(\text{OH})_3$ は微生物によって還元されるものとした。

物質変換速度式として、加水分解反応及びアンモニア生成は、それぞれPOC、PON及びDONと菌体濃度の積の形で、その他の生物反応はMonod式に従って生じるものとし、非生物（化学）反応は、それぞれの濃度の積の形で表した。また、従属栄養細菌の反応はMonod式に阻害項を乗じた形で表している。ただし、 Mn^{2+} 酸化及び $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 還元（どちらも微生物が関与）反応では、それぞれの反応に関与する微生物の菌体濃度や反応速度定数等、不明な点が多い。したがってこの2つの反応は、菌体濃度を最大比増殖速度に含めたMonod型で

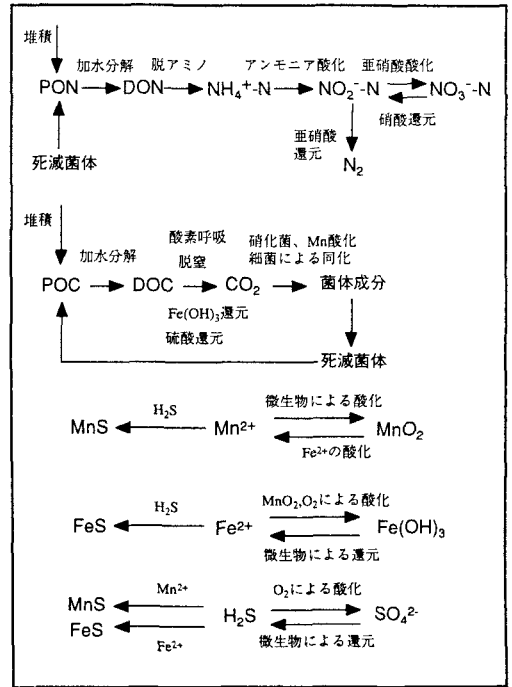


図-1 モデル内で考慮した物質の反応

表-1 鉛直一次元モデルの基礎式

物質変換速度式 (Monod型)	$R = \frac{1}{Y} \mu_m \frac{C}{K_S + C} \cdot X$	(1)	R : 物質変換速度 (mg/l/h), C : 物質濃度 (mg/l) *, Y : 増殖収率 (mg-cell/mg-sub.), k_d : 死滅係数 (1/mg/h), ϵ : 底泥内空隙率 (-), α : 菌体の再基質化率 (-), D : 分子拡散係数 (cm ² /h), μ_m : 最大比増殖速度 (1/h), X : 菌体濃度 (mg/l) **, K_S : 飽和定数 (mg/l), z : 底泥深さ方向軸
溶存態物質収支式	$\frac{\partial(\epsilon \cdot C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D \cdot \epsilon^2 \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \epsilon \cdot R$	(2)	
粒子態物質収支式	$\frac{\partial C}{\partial t} = -\epsilon \cdot R + \alpha \cdot \epsilon \cdot k_d \cdot X$	(3)	
菌体収支式	$\frac{\partial(\epsilon \cdot X)}{\partial t} = \epsilon \cdot Y \cdot R - \epsilon \cdot k_d \cdot X$	(4)	* 溶存態物質は間隙水、粒子態物質は湿泥当たりの体積 ** 間隙水当たりの体積

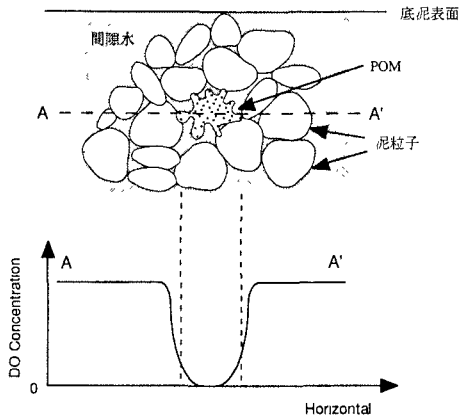


図-2 マイクロサイト概念図

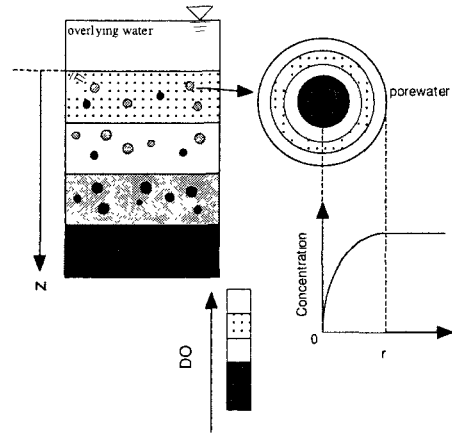


図-3 マイクロサイトモデル概念図

表しうとした。また、硝化及び Mn^{2+} 酸化は、DO が 0.2mg/l 以上で生じるものとした。粒子態物質の輸送は堆積、溶存態物質の輸送は分子拡散によって起こるものとした。V-1 model の基礎式を表-1 に示す。

2.2 マイクロサイトモデル⁹⁾

(1) モデルの概念

ここではマイクロサイトを考慮したモデル（以下、M-S model と略す）について説明する。マイクロサイトとは、底泥内で粒子態有機物 (POM) を核とした微生物活性が非常に高い微小部位のことで、この存在によって好気性層内での脱窒や硫酸還元反応を説明できる。その概念を図-2 に示す。M-S model では、マイクロサイトは球型で中心対称一次元で表せるとし、そのようなマイクロサイトが底泥層内に均等に分散しているものとしている。M-S model の概念を図-3 に示す。

(2) マイクロサイトの大きさ及びその分布

底泥に供給された POM に微生物が増殖することによって、マイクロサイトが形成される。したがってマイクロサイトの大きさ及び個数は、供給される POM のそれらにほぼ等しいと仮定できる。しかし底泥に供給された POM の大きさとその個数を正確に測定することはほぼ不可能であり、事実、そのような報告はない。ところで底泥に供給される POM の起源は、動、植物プランクトンの死骸、底生生物の糞粒等が主であろう。これらには様々な大きさのものが存在するが、植物プランクトンとして最も普通に見られる珪藻類は $100\mu\text{m}$ 前後の大きさであり¹⁰⁾、また大石ら¹¹⁾ がテトラゾリウム塩の還元によって底泥酸化層内の還元部位を検出し、球形換算で直径 1mm 以下のものが全体の 90% を占めていたことを報告している。また土壌中の団粒は、その個数と大きさがほぼ対数正規分布に従う¹²⁾ と言われている。したがって M-S model でも、供給される POM は半径 $50\text{--}500\mu\text{m}$ で $50\mu\text{m}$ 間隔の球型のも 10 種類が対数正規分布に従うものと仮定した。また一般に、底泥内に存在する POM は、溶存態有機物 (DOM) より C 濃度で 3 桁程度多いので¹⁾、底泥内の微生物活性の大部分は、

*1

泥粒子、間隙水の密度をそれぞれ $\rho_s(\text{g/cm}^3)$ 、 $\rho_w(\text{g/cm}^3)$ 、空隙率を ε 、底泥の含水比を $w(\%)$ 、底泥の TOC を $a(\text{mgC/g-dry mud})$ 、間隙水中の DOC 濃度を $b(\text{mgC/l})$ とすると、湿泥 $1(\text{cm}^3)$ 中の POC 存在量 $(\text{mgC/cm}^3\text{-wet mud})$ は、

$$\begin{aligned} \text{POC} &= \text{TOC} \cdot \text{DOC} \\ &= \frac{a}{1+w/100} \{ \varepsilon \rho_w + (1-\varepsilon) \rho_s \} \cdot \frac{\varepsilon b}{1000} \end{aligned}$$

これらより、

$$\frac{\text{POC}}{\text{DOC}} = \frac{a \{ \varepsilon \rho_w + (1-\varepsilon) \rho_s \} / (1+w/100) - \varepsilon b / 1000}{\varepsilon b / 1000}$$

$\rho_s = 2.6(\text{g/cm}^3)$ 、 $\rho_w = 1.0(\text{g/cm}^3)$ 、 $\varepsilon = 0.7$ 、 $w = 250(\%)$ 、 $a = 30(\text{mgC/g-dry mud})$ 、 $b = 10(\text{mgC/l})$ とすると、 $\therefore \frac{\text{POC}}{\text{DOC}} = 1881.2$

主としてマイクロサイト由来であると考えられる。したがって M-S model では、微生物反応（Mn 酸化を除く）はすべてマイクロサイト内で生じるものとした。考慮した物質、微生物及び物質変換反応は V-1 model と同じであるが、溶存態物質の収支式についてはマイクロサイト内と底泥内とでそれぞれ次の式を用いた。

・マイクロサイト内溶存態物質収支式

$$\frac{\partial(\varepsilon_m \cdot C_{m,j})}{\partial t} = \frac{1}{r^2} \frac{\partial}{\partial r} \left(r^2 \cdot D_j \cdot \varepsilon_m^2 \cdot \frac{\partial C_{m,j}}{\partial r} \right) + \sum_i \varepsilon_m \cdot R_{i,j} \quad (5)$$

・底泥内溶存態物質収支式

$$\frac{\partial(\varepsilon \cdot C_j)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_j \cdot \varepsilon^2 \cdot \frac{\partial C_j}{\partial z} \right) + \sum_i 4\pi r_{m,i}^2 \cdot N_i \cdot F_{i,j} \quad (6)$$

$$F_{i,j} = \left[- D_j \cdot \varepsilon_m^2 \cdot \frac{\partial C_{m,j}}{\partial r} \right]_{r=r_{m,i}} \quad (7)$$

ここに、 C_j : 溶存態物質 j の濃度、 D_j : 物質 j の分子拡散係数、 ε : 空隙率、 $R_{i,j}$: 大きさ i のマイクロサイト内での物質 j の変換速度、 N_i : 底泥単位体積中にある大きさ i のマイクロサイトの個数、 $F_{i,j}$: 物質 j について、大きさ i のマイクロサイト-間隙水間フラックス、 $r_{m,i}$: マイクロサイト i の半径、 r : 個々のマイクロサイトの半径方向軸、 z : 底泥深さ方向軸、添字 m : マイクロサイト、である。

表-2 初期条件

・直上水濃度

DO=5.0 (mgO₂/l), NH₄⁺-N=0.44 (mgN/l),
NO₂⁻-N=0.14 (mgN/l), NO₃⁻-N=1.2 (mgN/l),
SO₄²⁻-S=1200.0 (mgS/l), DOC=10.0 (mgC/l),
DON=1.6 (mgN/l), Mn²⁺=0 (mgMn/l),
MnO₂-Mn=0.5 (mgMn/g-wet mud),
Fe²⁺=0 (mgFe/l), H₂S-S=0 (mgS/l),
Fe(OH)₃-Fe=5.0 (mgFe/g-wet mud)

・菌体濃度

X_H=100 (mg/l), X_{NS}=1.0 (mg/l),
X_{NB}=1.0 (mg/l), X_{SRB}=1.0 (mg/l)

・マイクロサイト内POM濃度*2

POC=100 (mgC/cm³-POM), PON=18 (mgN/cm³-POM)

なお、生物、化学反応において温度、pHは重要なパラメータであるが、bioturbationとともに本モデルでは考慮していない。計算に用いたパラメータ値は文献を参考にして一般的な値を使用した。また、計算時の物質濃度、菌体濃度の初期値を表-2に示す。

3. 両モデルの比較、検討

直上水中から堆積してきたデトリタスや底生生物の糞粒等の粒子態有機物（POM）は、底泥内での微生物反応の driving force として大きな役割を果たしている。ここでは、底泥表層の POM 濃度や分布形態が、底泥内の DO、NO₃⁻-N 濃度分布に与える影響を両モデルがどのように評価できるかについて比較、検討する。

3.1 底泥表層部の POM 濃度を变化させた場合

底泥表層部の POC 濃度をそれぞれ 10, 30, 50 (mgC/g-dry mud) と变化させた時の底泥内の DO、NO₃⁻-N 濃度分布計算結果を図-4 ((i) V-1 model, (ii) M-S model (平均半径 250μm、標準偏差 100μm の場合)) に示す。実測値や実験値などの比較できるデータはないが、一般的には表層部の POM 濃度が増加すると、DO や NO₃⁻-N の

*2

含水比 $w=250(\%)$ 、有機物を $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)=3550$ 、その比重を 1.005、間隙水密度を $\rho_w=1.0(\text{g}/\text{cm}^3)$ とすると、POM の空隙率 ε は、

$$\frac{\rho_w \cdot \varepsilon}{1.005 \cdot (1-\varepsilon)} = \frac{w}{100} \quad \therefore \varepsilon=0.72$$

であるので、POC、PON の初期濃度はそれぞれ以下ようになる。

$$C_{\text{POC}}=1005 \cdot \frac{1272}{3550} \cdot (1-\varepsilon)=100 \text{ (mgC/cm}^3\text{-POM)}, \quad C_{\text{PON}}=1005 \cdot \frac{224}{3550} \cdot (1-\varepsilon)=18 \text{ (mgN/cm}^3\text{-POM)}$$

消費速度も高まり、それらの浸透深さは小さくなる。M-S modelの結果はこの傾向を表している。

一方V-1 modelでは、表層部のPOM濃度を変化させてもDO、NO₃⁻-N濃度分布はわずかな差しか生じず、その変化幅はM-S modelのそれと比べてかなり小さかった。

3.2 POMの分布状態を変化させた場合

M-S modelで設定した底泥表層部のPOM半径は、50μm間隔で50μmから500μmまで10種類が存在すると仮定している。半径の大きい方が内部で脱窒反応が生じている割合が高く、したがって表層部のPOM濃度が同じであっても平均半径のある程度大きなPOMが存在する割合が高いほど、底泥内の脱窒活性が高くなっていることが予想され、それに伴ってDO、NO₃⁻-N濃度分布にも変化が生じると考えられる。ここでは底泥表層部でのPOM濃度は一定(30mgC/g-dry mud)のままで、分布状態を変化させた場合のDO、NO₃⁻-N濃度分布の差異をM-Sモデルによって計算した。POMの分布状態は、その分布型である対数正規分布の平均値と分散を変えることによって種々設定することができるが、ここではその一例として、POMの平均半径を50、250、500μmとして分散を非常に小さくした場合、つまり存在するPOMがすべて同じ大きさである場合の計算結果を図-5に示す。図よりPOM平均半径の違いによって、たとえ表層のPOM濃度が同一であっても濃度分布に差が生じていることが分かる。DOについては粒径の小さい方が、NO₃⁻-Nでは粒径の大きい方が底泥内の消費速度が大きくなり、その分両物質の浸透深さは小さくなって濃度勾配が大きくなっている。なお結果は示していないが、V-1 modelでは粒径の分布状態をモデル内では考慮できず、この点に限界のあることが分かる。

4. 考察

底泥内での微生物反応をモデル化する時、バッチ実験等によって得られた結果を基にパラメータ値を決定しても、濃度分布の実測値をうまく再現できない場合が多い。これは1つのパラメータ値の決定に際し、いくつもの条件が重なりあっているからである。ここでは好気性層内の脱窒反応に絞って、鉛直一次元多層モデルでそれを規定する2つのパラメータについて考察する。

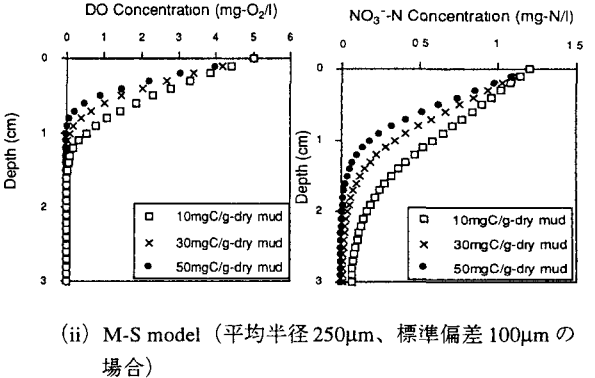
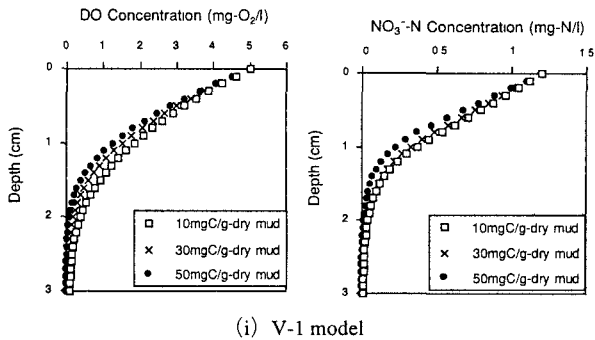


図-4 底泥表層部のPOC濃度を変化させた時の底泥内のDO、NO₃⁻-N濃度分布計算結果((i) V-1 model、(ii) M-S model)

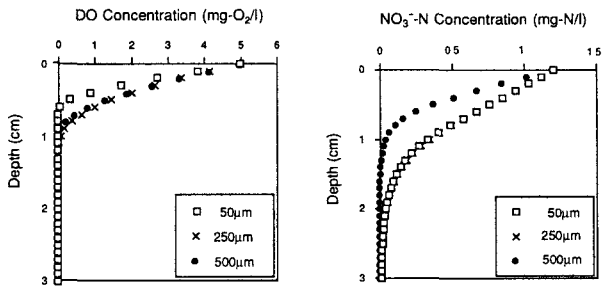


図-5 M-S modelで、表層部のPOC濃度は一定(30mgC/g-dry mud)として、粒径を変化させた時の底泥内のDO、NO₃⁻-N濃度分布計算結果。

4.1 鉛直一次元多層モデルの脱窒反応における酸素阻害飽和定数 $K_{s,IN}$ について

V-1 model において、菌体濃度も含めて脱窒反応を Monod 式で表すと以下ようになる。

$$R = \frac{1}{Y} \cdot \mu_m \cdot \frac{K_{s,IN}}{K_{s,IN} + C_{DO}} \cdot \frac{C_{NO_3}}{K_{s,NO_3} + C_{NO_3}} \cdot \frac{C_{DOC}}{K_{s,DOC} + C_{DOC}} \cdot X_H \quad (8)$$

ここに、 Y : 増殖収率、 μ_m : 最大比増殖速度、 C : 物質濃度、 K_s : 飽和定数、 X_H : 菌体濃度、である。

好気性層内の脱窒を規定するパラメータ $K_{s,IN}$ 値は、一般には DO の飽和定数を基として calibration によって決定されている。先に示したように、底泥内の DO、 NO_3 -N 濃度分布は、表層部の POM 濃度が同じであってもその分布状態によって違いが生じる (図-5) ので、当然、それによって $K_{s,IN}$ 値も異なってくる。つまり、同じ POM 濃度で供給されても、その粒径分布の違いによって $K_{s,IN}$ 値が変動することになる (図-6)。問題は POM の分布状態によって $K_{s,IN}$ 値がどの程度変動するかであり、その結果次第では好気性層内での脱窒を誤って評価してしまう可能性が V-1 model には生じる。その点 M-S model では、表層部の POM の分布状態が決定されれば好気性層内での脱窒を正確に評価できる。しかし底泥内の POM の分布状態を測定することは困難であり、またモデル内で分布を考慮していることが M-S model を非常に複雑にしている原因でもある。したがって POM 濃度やその分布によって物質濃度分布に差が生じることを踏まえた上で、それによって $K_{s,IN}$ 値がどの程度変動するかを M-S model で算出しておき、より簡単なモデルである V-1 model を用い、その変動幅内で calibration によって濃度分布を再現する方がより現実的であり、かつ汎用性も高いと言える。

図-7 は、底泥表層部の POC 濃度に対する $K_{s,IN}$ の変動幅を示したものである。表層部の POC 濃度が大きくなるほど、その分好気性層内での脱窒速度が大きくなるので $K_{s,IN}$ 値も増加する。また、POC 濃度が増加するほど $K_{s,IN}$ 値の変動幅が大きくなっているが、これは、粒径分布の影響が大きくなるからである。同様に図-7 には、DO の一般的な飽和定数値 $K_{s,DO} = 0.2(\text{mg/l})$ が破線で示されている。この値を参考にできるのは表層部の POC 濃度が底泥の乾燥質量当たり $10(\text{mgC/g-dry mud})$ 程度、つまり比較的良好な自然状態が保たれている底泥に限られることが分かる。

4.2 最大比増殖速度 μ_m

一般的に、Monod 型で菌体濃度まで考慮した V-1 model はほとんどなく、上式で $\mu_m X_H / Y$ を μ_m' と見なし一定値を与えている場合が多い。底泥中の菌体については、その存在量、さらにその中で活性を示す菌体がどの程度存在するかといったことは未だに不明である。本研究の2つのモデルでは菌体濃度を考慮してはいるが、初期条件としておよそ 10^8 個/ml と設定したのはあくまで仮定にすぎない。しかし M-S model による計算の結果、深さ方向にも、表層部の菌体濃度に対して 2-5 倍程度の増加が見

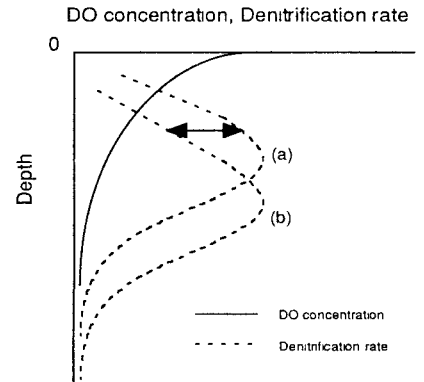


図-6 底泥表層部における DO 濃度と脱窒活性分布の概念図。(POM 供給速度が同じで、(a) POM 平均粒径が大きい場合、(b) POM 平均粒径が小さい場合 両矢印の部分が $K_{s,IN}$ の変動を生み出す.)

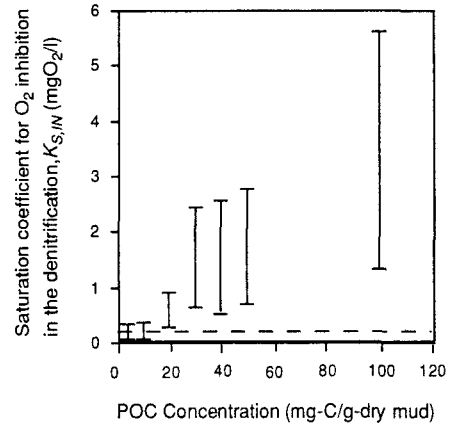


図-7 底泥表層部の POC 濃度に対する $K_{s,IN}$ の変動幅。(破線は DO の一般的な飽和定数で、 $K_{s,DO} = 0.2 \text{ mg/l}$ を表す.)

られた。このことは一般モデルに見られる、底泥内の反応は定常状態で、深さ方向の菌体濃度は一定であるという仮定の下では、 μ_m' をかなり過小評価してしまう可能性があり、さらなる検討が必要である。

5. まとめ

本研究では底泥内物質濃度分布をシミュレーションする際、従来からの鉛直一次元多層モデルに対して、新たにマイクロサイトを考慮したモデルを構築し、両者を比較、検討した。鉛直一次元多層モデルは簡単に利用しやすい利点はあるが、好気性層内での無酸素、嫌気反応の評価が不明確であるのが欠点である。一方マイクロサイトモデルは、マイクロサイトの存在を考慮するが故に、好気性層内での脱窒等もかなり評価されるが、POMの分布に関する情報をモデルに与えられない点が現実的ではない。本研究では、好気性層内での脱窒反応の場であるPOMの濃度やその分布によって、鉛直一次元モデルにおける脱窒反応の酸素阻害飽和定数がどの程度変動するかをマイクロサイトモデルによって検討した。その結果、表層部のPOM濃度によっておおよそどの程度の値を採用すればよいかを示すことができた。

参考文献

- 1) Jay A. Brandes and Allan H. Devol (1995) Simultaneous nitrate and oxygen respiration in coastal sediments: Evidence for discrete diagenesis, *Journal of Marine Research*, 53, pp.771-797.
- 2) A. Chapelle (1995) A preliminary model of nutrient cycling sediments of a Mediterranean lagoon, *Ecological Modelling*, 80, pp.131-147.
- 3) Karlina Soetaert, Peter M. J. Herman and Jack J. Middelburg (1996) Dynamic response of deep-sea sediments to seasonal variations: A model, *Limnology and Oceanography*, 41(8), pp.1651-1668.
- 4) Seok S Park, and Peter R. Jaffe (1996) Development of a sediment redox potential model for the assessment of postdepositional metal mobility, *Ecological Modelling*, 91, pp.169-181.
- 5) Surya P. Dhakar and David J. Burdige (1996) A coupled, non-linear, steady state model for early diagenetic processes in pelagic sediments, *American Journal of Science*, 296, March, pp.296-330.
- 6) Jay F. Martin and K. R. Reddy (1997) Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes, *Ecological Modelling*, 105, pp.1-21.
- 7) 永友功一、大石京子、楠田哲也 (1992) 感潮河川底泥部における物質変換のモデル化と脱窒機能の評価、土木学会第47回年次学術講演会講演概要集第2部, pp.920-921.
- 8) 土壌微生物研究会編 (1996) 新・土の微生物(1)―耕地・草地・林地の微生物, pp.59-83, 博友社.
- 9) 崎田省吾、楠田哲也 (1998) マイクロサイトを考慮した底泥表層部の窒素変換モデルに関する研究、土木学会第53回年次学術講演会講演概要集第7部, pp.528-529.
- 10) 日本微生物学協会編 (1997) 微生物学辞典, pp.950-951.
- 11) 大石京子、楠田哲也 (1993) 底泥中のマイクロサイトの分布構造に関する実験的研究, 水環境学会誌, 16, 5, pp.354-361.
- 12) K. A. Smith (1980) A model of the extent of anaerobic zone in aggregated soils, and its potential application to estimates of denitrification, *Journal of Soil Science*, 31, pp.263-277.