

窒素・リン・硫化物循環底質モデルの 河口堆積物への適用性評価

APPLICABILITY OF NUTRIENT AND SULFUR BENTHIC MODEL TO SEDIMENTS IN RIVER MOUTH

入江政安¹・寺中恭介²・山口とも²・西田修三³

Masayasu IRIE, Kyosuke TERANAKA, Tomo YAMAGUCHI and Shuzo NISHIDA

¹正会員 博(工) 大阪大学大学院助教 工学研究科地球総合工学専攻(〒565-0871 吹田市山田丘2-1)

²学生会員 大阪大学大学院博士前期課程 工学研究科地球総合工学専攻(〒565-0871 吹田市山田丘2-1)

³正会員 工博 大阪大学大学院教授 工学研究科地球総合工学専攻(〒565-0871 吹田市山田丘2-1)

In the present paper, the 1D numerical benthic model of the type of Wijsman et al.(2002) and Fossing et al.(2004) are studied and applied to represent the characteristics of polluted sediments and diffusivity of nitrogen, phosphorous and hydrogen sulfide in a urban tidal river in Osaka City. The vertical profiles of inorganic nutrient and $\Sigma\text{H}_2\text{S}$ and release rate of nitrogen are represented well by this molar biogeochemical model, but the calculated release rates of the phosphorous do not correspond with the experimental ones at the upper observation points. The good representation of this model would depend on the fractionation of the organic matter, therefore the consistency of the fractionation between experiment and calculation is important.

Key Words : Urban tidal river, Sediment model, Benthic model, Sulfur cycle, Nitrogen, Phosphorus, Hypoxia

1. はじめに

大都市の感潮河川は、塩水遡上をはじめとする物理機構や上流河川からの大きな栄養塩負荷、すでに堆積している汚濁底泥、港湾に接続されることに伴う大水深の地形等により、貧酸素化しやすい。感潮域特有の堆積機構によって、塩水端のやや下流側には堆積速度の大きい水域が発生し、有機物が大量に蓄積している。さらに、この水域は底泥が塩水と接触し、硫酸イオンが底泥に供給され、無酸素状態の底泥における硫酸還元反応による硫化水素の発生を助長し、水域の貧酸素化を促進する。その結果、河口域におけるDO(溶存酸素濃度)極小域の発生^{1,2)}をもたらしている。

このような河口域の底質が水質に及ぼす影響を把握することはここで触れるまでもなく重要である。底泥からの栄養塩の溶出(回帰)が、成層状態にある水域の下層水中に無機態栄養塩の蓄積をもたらし、表層に供給されることで海域の一次生産の大きく寄与している。溶出機構については現地調査や室内実験が行われ、また一方で、底泥内の各物質の循環や水-底間のインタラクションの

モデル化がなされている。筆者らも、かつては水中へのリン・窒素の溶出速度に着目し、「有機態」および「底泥吸着無機態」「間隙水中無機態」の3種の窒素・リンの底質モデルを用いた海域の貧酸素化シミュレーションを実施した³⁾。ところが、湾奥域や河口域では底層水中における硫化物の滞留、ひいては、青潮の発生が見られるように、底層水の貧酸素化・無酸素化には、底層水中および底泥における酸素消費以外に、底泥中の硫化水素(に代表される還元物質)の発生と水中への溶出が寄与する。そこで、筆者らは河口域の底質特性と硫化物の発生をモデル化するため、底泥内の窒素・鉄・マンガン・硫黄の鉛直一次元循環モデルを構築し、各物質の底泥内鉛直分布について一定の再現性を得た⁴⁾。一方で、このモデルの基となるWijsman et al.⁵⁾のモデルではリン循環のモデル化はなされていない。Fossing et al.⁶⁾(デンマーク国立環境研究所)やそれを英虞湾の底質に適用したAnggara Kasih et al.⁷⁾のモデルは堆積物中のリンの動態を考慮している。しかし、これらのモデルについても、底泥中の無機態リン(PO_4^{3-})の鉛直分布の再現が試みられているが、栄養塩の水中への溶出速度が検証されているわけではない。一方、東京湾の流動水質モデルにこの

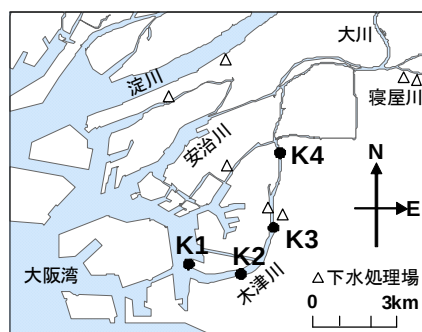


図-1 観測地点図

型の底質モデルを組み入れた永尾ら⁸⁾は窒素およびリンの溶出速度について再現性を得ているが、硫化水素等の底泥内鉛直分布については十分な再現性が得られているとは言い難い。底泥内の生物化学的反応を厳密にモデル化したこれらのモデルの現地への適用性については依然として課題が残されている。

本研究では、底泥内の窒素・鉄・マンガン・硫黄の鉛直一次元モデルに化学反応に基づいたリンの循環モデルを新たに加え、底泥内のリン各態の分布の再現を行った。本来重要である水中への窒素およびリン、硫化物の溶出フラックスの推定を通じて、化学反応を厳密にモデル化した底質モデルを水域へ適用する際の課題を抽出する。

2. 現地データとモデルの概要

(1) 底質調査と室内分析の方法

現地調査地点を図-1に示す。調査地点は、寝屋川水系下流に位置する木津川のK1からK4の4点である。木津川には上流から比較的清浄な大川と汚濁している寝屋川の河川水が流入し、下流側は大阪港に接続する。地点K1は大阪港内の埠頭前に位置し、水深14.4mである。地点K2の底面上は常に海水であり、水深7.1m、地点K3の底面上はおおよそ常に海水であるが、水深は浅くなり4.0m、地点K4は潮時により海水に触れることもある、およそ塩水楔の上流端に相当する地点である。水中の濁度はK3において最も高い。地点K3はこの河口の中で、最も底層水のDO濃度の低い「DO極小域」である。

底質調査は2008年9月27日の下げ潮時から干潮時に行った。直径11 cmのアクリルパイプを用いて泥深0-2, 2-5, 5-10, 10-15, 15-20 cm層の底泥を分取し、泥温・ORPを測定するとともに、底質分析用として実験室に持ち帰った。持ち帰った試料は以下の通り分析を実施した。同時に、直径10.6 cm、高さ50 cmの塩化ビニルパイプを用い、底質が約25 cmの厚さになるように、かつ乱さないように採取し、底泥による酸素消費速度実験と栄養塩溶出実験に2本ずつ用いた。

a) 底質分析

ORP、強熱減量、T-S、Al-P、Fe-P、Ca-Pを測定し、また15-20 cmを除く4層でT-N、T-Pも測定した。ORPは

現地で直接計測を行い、Al-P、Fe-P、Ca-Pの分析については細見⁹⁾の方法、残りの項目については底質調査方法¹⁰⁾に基づき分析した。

b) 間隙水分析

5層に分割したサンプルから、遠心分離によって間隙水を取り出し、各層における間隙水中の $\Sigma\text{H}_2\text{S}$ 、DTN、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、DTP、 $\text{PO}_4\text{-P}$ について分析を行った。これらの分析においては、JISK0102に基づき、 $\Sigma\text{H}_2\text{S}$ については手分析により、残りの項目は自動分析装置（ビーエルテック製SWAAT）を用いた。

c) 酸素消費速度調査

現場水温に保った実験室内に不攪乱柱状泥を静置し、直上水はろ過せずそのまま実験に用いた。装置内の直上水のDOを飽和状態とした後、実験を開始し、無攪拌のまま、0, 2, 4, 6, 8, 10, 12時間後にDO計（HYDROLAB製）によりDOを測定した。直上水による酸素消費速度の測定も同様に行い、両者を差し引いた値を用いて、底泥による酸素消費速度とした。

d) 栄養塩溶出速度調査

底泥からの窒素・リンの溶出速度を求めるため、採取した不攪乱柱状泥を用い、現場水温に保った室内にて実験を行った。DOの制御は行わなかった（このため、無酸素状態の溶出速度を測定している）。コア内の直上水はろ過せずそのまま実験に用いた。実験開始から0, 6, 12, 24, 48, 72時間後の計6回、直上水を50 ml採取した後、直ちに1 μm フィルタでろ過し、DTN、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、DTP、 $\text{PO}_4\text{-P}$ について分析を行い、直上水のみのサンプル内での変化を加味した上で、増加量から溶出速度を算定した。

(2) 底質および分析結果

表-1に底泥土粒子中の底質分析結果を、表-2に間隙水中の底質分析結果を示す。表-1のI-Pは無機態リン3態の合計である。底質のT-N、T-Pに着目すると、河口（地点K1）から上流（地点K4）に向かって値が高くなる傾向を示している。地点K4は塩水楔上流端付近、地点K3付近が高濁度域の中心であることから、この付近では有機物が堆積しやすい特性があることが分かる。次に、底質のI-Pも、T-N、T-Pと同様に、上流に向かって値が高くなる傾向を示している。形態別に見ると、地点K1・K2ではFe-PとCa-Pがほぼ同じ量で堆積しているのに対し、地点K3・K4ではFe-Pの占める割合が大きくなっている。特に地点K3では、Fe-Pの5層の平均値が1.81(mg/g)と非常に高い値を示している。一方地点K4では、Fe-Pの値は地点K3ほど高くはないものの、Al-Pが他地点に比べて高くなっている。一方、間隙水中のリン濃度に関しては、上流側の地点K3・K4で比較的高い濃度を示している。土粒子中のAl-P・Fe-Pは還元条件下で脱着しやすい特性があるため、Al-P・Fe-Pが多く堆積している地点K3・K4において、今後もリンの脱着が起き、水中への溶出が起きる可能性がある。

表-1 底泥土粒子の分析結果

項目	T-S	T-N	T-P	I-P	Al-P	Fe-P	Ca-P
地点 層(cm)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)
K1	0~2	3.01	3.3	0.62	0.19	0.01	0.09
	2~5	2.87	3.6	0.61	0.20	0.02	0.09
	5~10	3.18	3.0	0.41	0.28	0.00	0.12
	10~15	2.95	2.7	0.52	0.34	0.00	0.14
	15~20	3.57		0.37	0.00	0.15	0.22
K2	0~2	5.94	5.4	1.00	0.36	0.01	0.11
	2~5	5.02	4.4	0.90	0.54	0.01	0.23
	5~10	7.12	4.0	0.78	0.55	0.00	0.20
	10~15	6.43	3.3	0.82	0.81	0.01	0.33
	15~20	7.95		0.66	0.00	0.32	0.34
K3	0~2	6.41	8.7	4.00	1.50	0.06	1.13
	2~5	6.87	9.4	4.20	2.59	0.08	1.94
	5~10	6.24	11.1	4.30	2.73	0.05	1.99
	10~15	6.28	7.2	3.20	2.57	0.06	1.98
	15~20	6.03		2.78	0.11	1.99	0.68
K4	0~2	5.32	8.7	4.60	2.20	0.57	1.34
	2~5	6.25	9.3	5.00	1.87	0.27	1.34
	5~10	4.85	8.6	4.80	2.27	0.59	1.39
	10~15	4.46	7.5	4.40	2.18	0.69	1.19
	15~20	2.94		3.27	1.46	1.38	0.43

表-2 間隙水の分析結果

項目	DTN	NH ₄ -N	DTP	PO ₄ -P	ΣH ₂ S
地点 層(cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
K1	0~2	31.1	19.9	6.9	53.7
	2~5	29.9	19.9	9.8	114.9
	5~10	33.3	22.4	9.4	130.2
	10~15	34.8	23.7	9.9	117.3
	15~20	25.3	25.5	9.9	110.9
K2	0~2	23.4	11.4	5.8	33.5
	2~5	30.6	23.5	7.6	91.4
	5~10	32.4	31.3	7.3	124.5
	10~15	46.1	49.5	8.9	100.3
	15~20	70.1	74.7	10.7	117.9
K3	0~2	63.7	61.7	8.7	212.1
	2~5	101.3	106.5	10.7	271.0
	5~10	155.5	175.4	13.3	224.4
	10~15	182.8	204.6	13.9	183.3
	15~20	207.0	237.8	16.0	140.2
K4	0~2	53.6	50.1	13.8	127.3
	2~5	80.2	85.4	17.0	153.1
	5~10	102.8	113.3	17.3	98.3
	10~15	118.5	126.6	14.0	56.0
	15~20	133.6	161.4	15.6	24.1

観測時の地点K1~K4における底泥の酸化還元電位は、-365~-443(mV)であり、全地点において非常に強い還元状態を示していた。このため間隙水中にNO₂-N、NO₃-Nはほとんど確認されず、主にNH₄-Nとして存在している。底質のT-Nが高い値を示した地点K3・K4では、DTN、NH₄-Nともに極めて高い濃度を示しており、直上水中への溶出が大きいことが予想できる。

直上水のDO濃度に関しては、地点K1~K3において1.0mg/L以下の無酸素状態、地点K4においては5.0mg/Lを示していた。同様に直上水が無酸素状態であっても、地点K1・K2と地点K3におけるΣH₂Sの値が大きく異なるのは、地点K3に多くの有機物が堆積しているためと考えられる。また、同じように有機物の堆積量が多い地点K4において地点K3ほどΣH₂Sが高い値を示していないのは、潮時に応じて直上水の塩分や、溶存酸素濃度が大きく変化することが原因だと考えられる。このようにして発生したΣH₂Sが周囲の金属イオン等と反応すると、底泥中にT-Sが生成される。特に地点K3では、底質に多量の硫化水素が蓄積さ

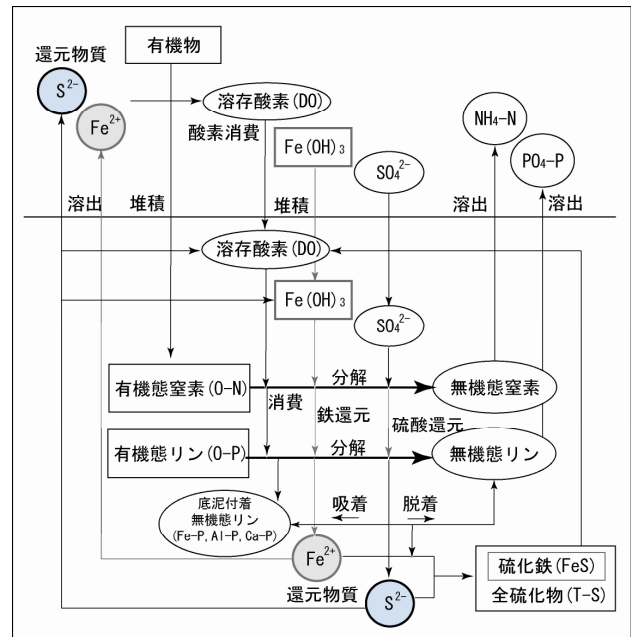


図-2 底質モデルの概要

表-3 底泥内の無機化過程(太字はモデルに組み込まれた項目、x, yは有機物内のそれぞれ、N/Pモル比、C/Pモル比を示す。)(Wijnsman et al.⁵⁾をもとに作成)

一次反応系	反応式
有酸素下分解	$(CH_2O)_x(NH_3)_y(H_3PO_4)+xO_2+yH^+ \rightarrow xCO_2+yNH_4^++HPO_4^{2-}+2H^++xH_2O$
脱窒	$(CH_2O)_x(NH_3)_y(H_3PO_4)+4/5xNO_3^-+(4/5x+y)H^+ \rightarrow xCO_2+yNH_4^++2/5xN_2+HPO_4^{2-}+7/5xH_2O$
マンガンによる異化的還元	$(CH_2O)_x(NH_3)_y(H_3PO_4)+2xMnO_2+(4x+y)H^+ \rightarrow xCO_2+2xMn^{2+}+yNH_4^++HPO_4^{2-}+2H^++3xH_2O$
鉄による異化的還元	$(CH_2O)_x(NH_3)_y(H_3PO_4)+4xFe(OH)_3+(8x+y)H^+ \rightarrow xCO_2+4xFe^{2+}+yNH_4^++HPO_4^{2-}+2H^++11xH_2O$
硫酸還元	$(CH_2O)_x(NH_3)_y(H_3PO_4)+1/2xSO_4^{2-}+(1/2x+y)H^+ \rightarrow xCO_2+1/2x\Sigma H_2S+yNH_4^++HPO_4^{2-}+H^++xH_2O$
メタン生成	$(CH_2O)_x(NH_3)_y(H_3PO_4)+yH^+ \rightarrow 1/2xCO_2+1/2xCH_4+yNH_4^++HPO_4^{2-}+2H^+$

れており、金属イオンが十分に供給されることによって、多量のT-Sが堆積していることが分かる。

(3) 底質モデル

図-2に底質モデルの概要を示す。水中から堆積する有機物は底泥内で分解されるが、その過程(図中太線矢印)は有酸素下の有機物分解、脱窒、マンガン還元、鉄還元、硫酸還元の順で進行する。これらの化学反応を表-3に示す。本研究で考慮している物質は太字で示している。通常、底泥表層ではいくつかの酸化層があり、そこでは有酸素下分解が行われる。しかし、現地観測結果が示すとおり、地点K4を除いて、直上水が貧酸素状態の今回の調査水域では、ほとんど表層から底泥は還元状態である。この場合、脱窒作用にともなう硝酸イオンの供給により、また、硝酸イオンが欠乏した場合にはマンガン・鉄酸化物により、これらも欠乏すると、硫酸イオン

を用いる硫酸還元菌の作用により、有機物が分解される。これらは一方的に進むのではなく、上位の酸化剤が供給され、酸化されやすい下位の物質が残っている場合には再酸化される。HS⁻ (ΣH₂Sの一部) はFe²⁺の供給によりFeSとなり、沈殿をおこし、いずれパイライトとなりより安定的な土構成物となる。鉄鋼スラグ等の底質改良材を用いた底質改良はこの沈殿作用を促進する働きにより、硫化物の溶出を抑制しようとする例である。

底質モデルは本来、境界条件の季節変動を加味した経時変化を考慮できるモデルであるべきである。しかし、ここでは多様な性状の河口域底質を再現し課題を抽出することを目的としているため、まずは観測日の底質を定常的に再現できるモデルを目指した。すなわち、初期の底質内の各物質の濃度はゼロとし、底泥表面へのフラックスを与えて、定常状態になるまで計算する。このような定常状態の再現モデルは、今回のように夏季のデータしかない場合には他の時期の値を推測に基づいて導入しないが良い反面、後に示す境界条件のキャリブレーション結果等、結果については定量的に再現し得ない可能性がある。しかし、地点間の差異やモデルの特徴から現れる課題については抽出できるものと推測される。本モデルでは、層厚1cm、層数20層の計20cmの底泥コアを想定した。各層間の間隙水中の拡散には、水中における各物質の物性による拡散係数Dに底泥内の土粒子による阻害を加味した次式に示す拡散係数D_sを用いている。

$$D_s = \frac{D}{1 + 3(1 - \phi)} \quad (1)$$

ここで、 ϕ は間隙率である。堆積物が水中から底泥表面第1層に堆積するのに伴い、各層の底質も下層に移行する。この間、各層内では化学反応、生物化学的反応が起き、物質の変化が起きようになっている。一連のモデルと同様に、本モデルにおいても堆積した有機物は易分解性、難分解性、非分解性の3態に分画している。各反応系におけるパラメータは表-4に示すように、文献値あるいはキャリブレーションの結果を用いて決定している。

3. 結果と考察

表-4 底質モデルにおける主なパラメータ設定

説明	値	単位
直上水の水温 D	20	°C
易分解性有機物の20°Cにおける分解速度	7.53x10 ⁻²	day ⁻¹
難分解性有機物の20°Cにおける分解速度	3x10 ⁻³	day ⁻¹
易分解性有機物のN/C比	0.1509	mol N (mol C) ⁻¹
難分解性有機物のN/C比 M	0.105	mol N (mol C) ⁻¹
易分解性有機物のP/C比		mol P (mol C) ⁻¹
難分解性有機物のP/C比 M		mol P (mol C) ⁻¹
脱窒におけるO ₂ 半飽和濃度	10	μM O ₂
無酸素下無機化におけるO ₂ の半飽和濃度	8	μM O ₂
脱窒反応におけるNO ₃ 半飽和濃度	10	μM NO ₃
マンガン還元反応におけるMnO ₂ 半飽和濃度	5000	μM MnO ₂
鉄還元反応におけるFe(OH) ₃ 半飽和濃度	1.25x10 ⁴	μM Fe(OH) ₃
硫酸還元反応におけるSO ₄ 半飽和濃度	1000	μM SO ₄
有酸素下無機化反応におけるO ₂ 半飽和濃度	3.1	μM O ₂
硝化反応におけるO ₂ 制限半飽和濃度	1	μM O ₂
硝化反応におけるNO ₃ 制限半飽和濃度	30	μM NO ₃
FeS飽和濃度	6.31x10 ³	μM
硝化速度	2	day ⁻¹
FeS生成速度	1	μM ⁻¹ day ⁻¹
FeS 分解速度	2.74x10 ⁻⁶	day ⁻¹
FeS ₂ 生成速度	8.90x10 ⁻⁶	μM ⁻¹ day ⁻¹

M：キャリブレーションによる設定、D：現地観測に基づく設定値、その他は文献値⁹⁾

(1) 再現計算結果

各地点において、定常状態となるにはおよそ500～1,000日間の経過が必要であった。図-3に間隙水中のNH₄-N、PO₄-P、ΣH₂Sの鉛直分布について、分析結果（点で表示）および計算結果（線で表示）を示す。また、表-5にはこの再現に至るために入力する境界条件のキャリブレーション結果を示す。間隙水中のこれらの濃度は地点K4におけるPO₄-P濃度を除いては、おおよそ再現さ

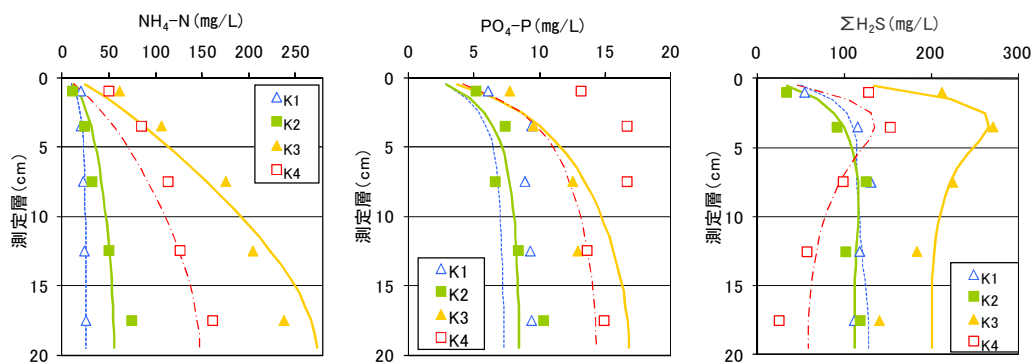


図-3 間隙水中のNH₄-N、PO₄-P、ΣH₂Sの鉛直分布（点が分析値、線が計算結果）

表-5 堆積速度およびフラックス、直上水水質のキャリブレーション結果（堆積速度：cm day⁻¹，フラックス：
μ mol cm² day⁻¹，水質：mg L⁻¹）

項目	K1	K2	K3	K4
堆積速度	0.09	0.075	0.15	0.11
MnO ₂ フラックス	0.01	0.01	0.01	0.01
Fe(OH) ₃ フラックス	1.8	3.15	0.3	1.0
FeSフラックス	0.63	0.30	4.5	2.0
FeS ₂ フラックス	0	0	0	0
有機物フラックス (易・難分解性の合計)	0.12	0.25	3.0	1.05
易分解性有機物比	0.90	0.35	0.00	0.10

項目	K1	K2	K3	K4
直上水SO ₄ ²⁻ 濃度	2500	2500	2500	1600
直上水ΣH ₂ S濃度	0	0	0	0
直上水DO濃度	0	0	0	5.0
直上水NO ₃ ⁻ 濃度	0.07	0.07	0.07	0.07
直上水NH ₄ ⁺ 濃度	0.008	0.008	0.008	0.008
直上水PO ₄ ³⁻ 濃度	0.02	0.02	0.02	0.02

れている。NH₄-Nの分析結果は泥深方向に単調増加になっているが、計算結果も同様である。ΣH₂Sの再現においては、地点K3、K4のように上層で極大値を持つ分布と、地点K1、K2のように単純増加する分布の双方について再現ができていない。このように硫化物の分布に違いが現れ、特に地点K3、K4における上層のΣH₂S濃度が大きくなるのは、入江ら⁴⁾が示したとおり、鉄イオンと硫酸イオンの供給されやすいことに加えて、堆積物の堆積速度が大きいことが原因であると推測される。地点K4より地点K3のΣH₂S濃度が全層にわたり地点K4に比べて高いのは、表-6のキャリブレーション結果も示すように、地点K3は海水と常に触れる水域で、硫酸イオンの供給が多いことが原因であると考えられる。PO₄-Pについては地点K4において、再現性が得られていない。このような上層で極大をもつ鉛直分布になるのは、その層付近で、鉛直上方への拡散よりはるかに大きいPO₄-P生成速度（有機物分解速度）をもつことを示すものであるが、このような分布は今回使用したモデルの構造では再現できなかった。

(2) 硫化物・栄養塩溶出速度の推定

本モデルによって計算されたΣH₂Sの溶出速度は、地点K1において403 mg/m²/day、地点K2において270 mg/m²/day、地点K3において1,072 mg/m²/day、地点K4において375 mg/m²/dayであった。最大値を示す地点K3における還元物質の水中への活発な供給はこの付近におけるDO極小域の発生の大きな要因になっていると考えられる。また、図-4にNH₄-N、PO₄-Pの溶出速度の室内実験結果と計算結果の比較を示す。NH₄-N溶出速度については地点K4以外において概ね再現性が良い。地点K4の

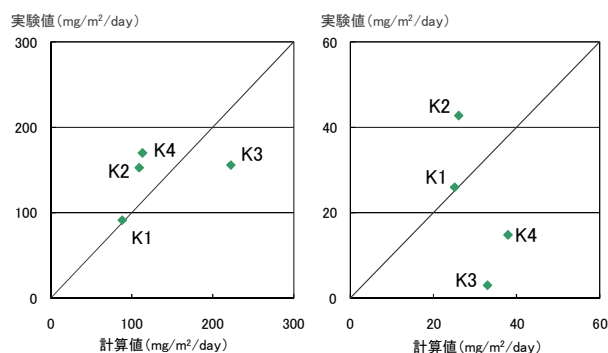


図-4 NH₄-N（左）およびPO₄-P（右）の溶出速度

室内実験は無酸素下で行っており、現地に合わせて計算条件（DO5mg/l）と異なるため、再現できていない。地点K4について、無酸素下を仮定して再現計算を行うと、計算された溶出速度は185mg/m²/dayとなり、実験値とほぼ一致する。一方、PO₄-P溶出速度は、特に、地点K3、K4において、計算値と実験値が全く異なる結果となっている。底質モデルにおいて、各地点における水底間拡散係数が同じであれば、溶出速度は底泥最上層の間隙水中PO₄-P濃度にほぼ比例する。これは、汚濁した底泥における間隙水中のPO₄-P濃度が直上水濃度に比べてはるかに大きい場合がほとんどであるためである。表-2あるいは図-3に示されている最上層部のPO₄-P濃度は、地点K3、K4の方が地点K1、K2より高くなっており、地点K3、K4の溶出速度が小さくなる実験結果とは整合しない。地点K3、K4における溶出速度が小さいのは、現地の拡散係数が想定よりはるかに小さいか、あるいは、モデルでは想定していないその他の要因が作用しているものと考えられる。

(3) 現地への適用における課題

本論文の冒頭で述べたが、この型の底質モデルが溶出量と底泥内鉛直分布の双方を良好に再現している例は著者が知る限りでは未だない。図-5にNH₄-Nの溶出速度について、易分解有機物比（易分解・難分解有機物の合計量に対する比）を全ての点について0.3で固定した場合（case1）と表-5に示すように各地点において変化させた場合（case2、今回の再現結果）の比較を示す。本モデルでは夏季の状態を仮定して連続計算を行っているため、定量的な評価は避ける。しかし、易分解有機物比の違いによって、地点K1のように大きな差となって現れない底質や、地点K3、K4のように、易分解比の小差が大きな差を生む底質があることが分かる。

また、図-6に観測された土粒子（固相）に含まれるT-N、T-Pの鉛直分布と計算された土粒子（固相）に含まれる分解可能なT-N、T-Pの鉛直分布を合わせて示す。モデル上での両者の差は、有機物を3態に分画したうち、非分解性有機物の量を示していることになる。土粒子に含まれるO-N、O-Pはわずかな量の変化でも間隙水中の

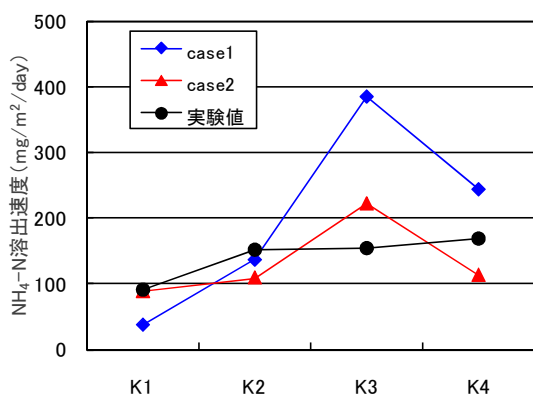


図-5 易分解性有機物に関する感度解析

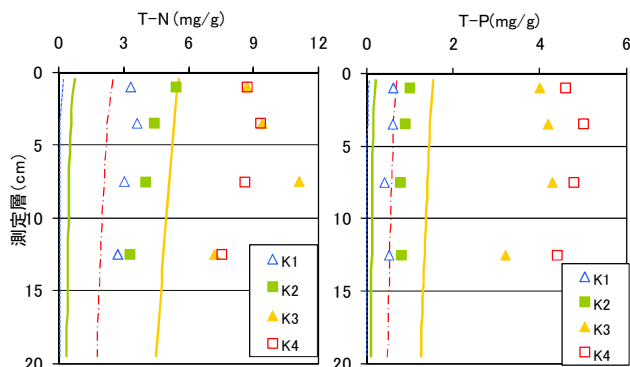


図-6 土粒子中のT-N、T-Pの分析結果(点)ならびに
易・難分解性T-N、T-Pの計算値(線)の鉛直分布

NH₄-N、PO₄-Pを大きく変化させる。つまり、この非分解性有機物の分画量をどの程度取るかによって、間隙水中のNH₄-N、PO₄-P濃度を(上で述べた特殊な場合を除き)容易に再現できる傾向にある。したがって、本モデルの再現性を評価するにあたっては、底質の易分解性・難分解性・非分解性の各態をどのように定義づけ、あるいは現地・室内で測定するのか、これらの方法の検討と観測・分析によるモデル化への整合性の検討が重要であると言える。

4. まとめ

本研究では、Wijsman et al.⁵⁾やFossing et al.⁶⁾により開発された底泥内の有機物、鉄、マンガン、窒素、リン、硫黄の循環を考慮した鉛直一次元底質モデルを用い、多様な性状を持つ河口域の底質の再現を試みた。現時点では、現地観測結果を再現するためには、より一層のキャリブレーションや精度向上も必要であろう。しかし、本モデルの適用により、多様な底質分布の形成要因を定性的に明らかにするとともに、本モデルを現地に適用する際の課題を抽出することができた。以下に主な知見を示す。

- Wijsman et al.やFossing et al.型の底質モデルは、複雑な生物化学的過程を考慮した厳密なモデルでありながら、河口域の多様な底質分布を再現しうるモデル

であると言える。

- 都市河川河口域の底泥における窒素および硫化物の分布特性が再現でき、上層にΣH₂Sの多い河口上流側において、硫化物の溶出が大きいものと推測された。
- 上流側地点において、PO₄-Pの底質鉛直分布と溶出速度の再現が果たせなかった。原因については今後の検討課題である。
- 堆積する有機物の分画法により、底質の再現性が確保されており、本モデルの再現性評価に際しては、むしろ、有機物分画法の議論が重要である。

謝辞：本研究は財団法人クリタ水・環境科学財団および大阪湾広域臨海環境整備センターによる研究助成により実施されたものである。記して、深甚の謝意を表する。

参考文献

- 1) 入江政安, 西田修三, 庄路友紀子：都市域の感潮河川網における水質構造とその潮汐応答性, 水工学論文集, 第52巻, pp.1099-1104, 2008.
- 2) 三浦心, 堀田哲夫, 根岸均, 鶴田泰士：都市河川汽水域における青潮の発生機構に関する調査と解析, 水工学論文集, 第53巻, pp.1453-1458, 2009.
- 3) 入江政安, 中辻啓二, 西田修三：大阪湾における貧酸素水塊の挙動における数値シミュレーション, 海岸工学論文集, 第51巻, pp.926-930, 2004.
- 4) 入江政安, 寺中恭介, 山口とも, 西田修三：都市河川河口域の底質特性と貧酸素化への影響—現地調査と底質モデルによる解析—, 海岸工学論文集, 第56巻, pp.1061-1065, 2009.
- 5) Wijsman, J. W. M., P. M. J. Herman, J. J. Middelburg and K. Soetaert : A Model for Early Diagenetic Processes in Sediments of the Continental Shelf of the Black Sea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54, pp.403-421, 2002.
- 6) Fossing, H., P. Berg, B. Thamdrup, S. Rysgaard, H.M. Sorensen and K.A. Nielsen,; Model set-up for an oxygen and nutrient flux for Aarhus Bay(Denmark), *National Environmental Research Institute (NERI) Technical Report No. 483*, Ministry of the Environment, Denmark. 65 pp, 2004.
- 7) Anggara Kasih, G.A., S. Chiba, Y. Yamagata, Y. Shimizu, K. Haraguchi : Numerical model on the material circulation for coastal sediment in Ago Bay, Japan, *Journal of Marine Systems*, 77, 45-60, 2009.
- 8) 永尾謙太郎, 畑恭子, 芳川忍, 細田昌広, 藤原建紀：水質改善対策の評価を目的とした浮遊系—底生系結合生態系モデルの開発と適用, 海岸工学論文集, 第55巻, pp.1191-1195, 2008.
- 9) 細見正明：湖沼底泥からの窒素・リン溶出とその制御に関する研究, 大阪大学学位論文, 199p., 1987.
- 10) 環境庁水質保全局水質管理課編：改訂版底質調査方法とその解説, 社団法人日本環境測定分析協会, 175p., 1988.

(2009. 9. 30受付)