

沿岸堆積物に対する底生生物効果*

松 本 英 二**

Effects of benthos on coastal sediments*

Eiji MATSUMOTO**

Abstract: Benthos disturb coastal sediments, and enhance the flux of nutrients across the sediment-water interface. Bioturbation is quantified using natural radio-nuclide profiles in the sediment. Calculated diffusive fluxes of nutrients at the interface are often less than those measured *in situ* by chamber method.

1. はじめに

底生生物の研究は、生物の分布、動態、群集構造に関するものが主流であったが、最近底生生物の存在が底質環境に与える影響を、定量的に取り扱うようになってきた (ALLER, 1982)。福原 (1982) は底生生物の存在による水底環境全体の変化を底生生物効果 (benthos effect) と呼んでいる。底生生物効果としては、①堆積物の層位の乱れ、②堆積物の生物代謝、③堆積物の物理化学的变化、④堆積物—底層水間の物質交換の変化等にまとめることができよう。

近年、堆積物から環境汚染を追跡する研究が行なわれ (松本, 1983)、その際、底生生物による層位の乱れに関心が集まっている。また、堆積物からの栄養塩の溶出が水域の富栄養化にとって重要な課題となり (CALLENDER, 1982)、堆積物—水間の物質移動に対する生物の影響が注目されている。

本稿では、底生動物による堆積物攪乱と堆積物—水間の物質交換における底生動物の役割に注目して、いわゆる生物攪乱 (bioturbation) を中心にして述べたい。

2. 底生生物による堆積物層位の乱れ

生物による層位の乱れは、底生動物の掘潜・摂食活動と微生物によるガス発生による。底生動物は摂食方法により泥食者 (deposit-feeder)、濾過食者 (filter-feeder) および肉食者 (carnivore) に分けられる。泥食者の中に

は、多毛類や貧毛類のように、掘潜し下層の堆積物を摂食して底泥表面に排出するので、表層堆積物を非常に活発に混合する。

この過程は ROBBINS *et al.* (1979) により、 ^{137}Cs をトレーサーとして実験的に調べられている。この実験では、箱型のセルに堆積物を詰め、その表面に ^{137}Cs でラベルした泥を薄くのせ、 5×10^4 個体/ m^2 の貧毛類 *Turbifex turbifex* を入れ、約 6 カ月間飼育した。そして、時間とともに堆積物中での ^{137}Cs の分布を測定した。その結果を Fig. 1 に示した。ラベルされた層は 0.052 ± 0.007 cm/day のはやさで埋め込まれ、ラベル層が 3 cm の深さに達すると、 ^{137}Cs のピークは双峰状となる。これは貧毛類が 3 cm の深さの堆積物を摂食して底泥表面に排出するためである。約 6 カ月後、表層 6 cm にわたって ^{137}Cs の均一層が形成され、 ^{137}Cs は深さ 9 cm まで認められた。

堆積物の年代測定や混合過程には、天然の ^{238}U 系列核種 (Fig. 2) のうち、 ^{230}Th (GOLDBERG & KOIDE, 1962)、 ^{210}Pb (MATSUMOTO, 1975) や ^{234}Th (ALLER *et al.*, 1980) が用いられている。これら核種のうち、 ^{210}Pb を取り上げることにする。

表層堆積物中の ^{210}Pb の多くは、水柱から除去されて堆積したものである。著者らは東京湾全域において ^{210}Pb の詳細な鉛直分布を測定した。Fig. 3 は東京湾に広くみられる堆積物中の ^{210}Pb の鉛直分布である。Fig. 3(A) は ^{210}Pb が深さに対して指数的に減少しており、この分布型は湾奥から湾中央にかけて広くみられる。一方、Fig. 3(B) は表層中で ^{210}Pb は均一で、均一層下で指数的に減少する。この分布型は、横浜—木更津以南でみられる。

* 1985年11月25日受理 Received November 25, 1985

** 地質調査所, 〒305 茨城県筑波郡谷田部町東 1-1-3 Geological Survey of Japan, Yatabe, Ibaraki, 305 Japan

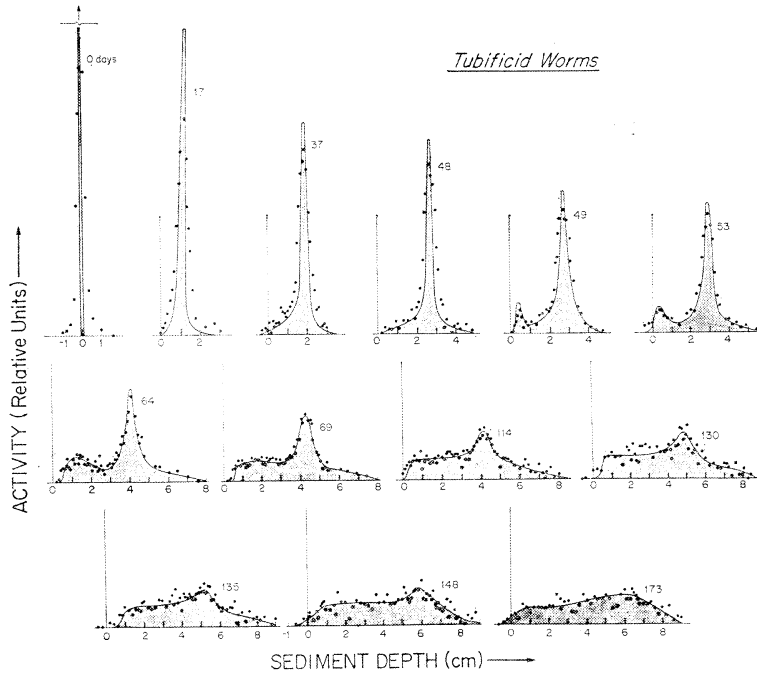


Fig. 1. Evolution of Cs-137 activity profile over six-month period (ROBBINS *et al.*, 1979)

均一層の厚さは場所により変化するが、約 20 cm である。

東京湾の湾奥・湾中部は、底生動物密度が低く、夏季には無生物域になることもある。一方、湾中央から湾口にかけて底生動物密度が大きくなる(水産庁, 1982)。湾中央から湾口にかけての ^{210}Pb の均一層は底生動物による堆積物の混合と考えることができよう。

底生動物による堆積物の混合過程は複雑であるが、近似的には無秩序な堆積物粒子の動きと考えると、拡散と同様に取り扱うことができる。 ^{210}Pb の堆積物中での鉛直分布は、定常状態を仮定すると、

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial N}{\partial z} \right) - S \frac{\partial N}{\partial z} + P - \lambda N = 0 \quad (1)$$

であらわされる。ここで、 N は堆積物中の ^{210}Pb の濃度 (atom/cm³)、 t は時間 (yr)、 z は堆積物表面からの深さ (cm)、 K は生物による混合係数 (cm²/yr)、 S は堆積速度 (cm/yr)、 P は親核種 ^{226}Ra からの生成率 (atom/cm³/yr) および λ は ^{210}Pb の壊変定数 (0.031/yr) である。

混合係数および間隙率を一定とし、堆積物表面での濃度を N_0 および十分に深いところで $N = P/\lambda$ とすると、(1) 式は、

元 素	^{238}U 系列			
ネプツニウム				
ウラン	^{238}U 4.49 × 10 ⁸ 年		^{234}U 2.48 × 10 ⁸ 日	
プロトアクチニウム		^{234}Pa 1.18 分		
トリウム	^{234}Th 24.1 日		^{230}Th 7.5 × 10 ⁴ 年	
アクチニウム				
ラジウム			^{226}Ra 1622 年	
フランシウム				
ラドン			^{222}Rn 3.825 日	
アスタチン				
ポロニウム		^{218}Po 3.05 分	^{214}Po 1.6 × 10 ⁻⁴ 日	^{210}Po 138.4 日
ビスマス		^{214}Bi 19.7 分		^{210}Bi 5.0 日
鉛		^{214}Pb 26.8 分	^{210}Pb 22.3 年	^{206}Pb 安定同位 体積
タリウム				

Fig. 2. U-238 decay series.

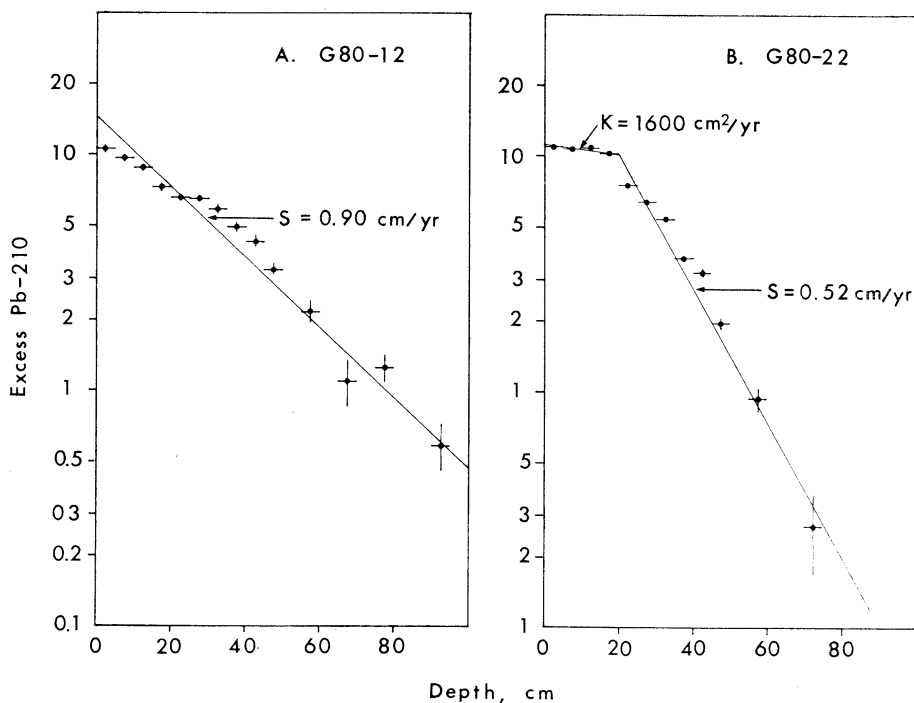


Fig. 3. Excess Pb-210 profiles in the Tokyo Bay sediments.

$$(N-P/\lambda) = (N_0 - P/\lambda) \exp(\alpha z) \quad (2)$$

$$\alpha = \frac{S - \sqrt{S^2 + 4K\lambda}}{2K} \quad (3)$$

となる。 $\lambda N - P$ を過剰の ^{210}Pb の放射能 A で表わし、表面の値を A_0 とすれば、(2) 式は、

$$A = A_0 \exp(\alpha z) \quad (4)$$

となる。生物混合のない場合は、

$$K=0 \rightarrow \alpha = -\lambda/S \quad (5)$$

となり、堆積速度が α より求められる。

今、Fig. 3(B) に (4) 式を適用してみる。表層 20 cm の混合層以下で堆積物の混合はないとすれば、その傾きから堆積速度 $S=0.52$ cm/yr が得られる。混合層での傾きを図から読みとり、前に求めた堆積速度の値とともに (3) 式に代入すると生物混合係数 $K=1600$ cm²/yr の値が得られる。

堆積速度を求める際に、生物混合を無視してよいかどうかの判断として、 α 値が 10% 変化する場合を考える (野崎, 1977)。すなわち (5) 式の α に対する (3) 式の α の比を 0.9 とすると、

$$K = S^2/8\lambda \quad (6)$$

が得られる。 $S=0.52$ cm/yr の場合、 $K=1$ cm²/yr となり、この値以上では、 ^{210}Pb の鉛直分布から得られた堆積速度に混合の影響が現われることになる。

このように、堆積物がもっている時間情報の生物混合による乱れは、生物混合係数のみならず堆積速度と深く関係する。

3. 堆積物—水間の物質交換における底生生物の役割

水域の富栄養化は今日大きな社会的問題となっている。栄養塩は水柱で植物プランクトンにより同化されて粒状物となり、この粒状物は水柱を沈降しながら分解無機化し、残りは堆積する。堆積後も分解は行なわれ、無機化した磷、窒素等の栄養塩は間隙水に溶出し、間隙水を通して堆積物直上の水に回帰する。水域における栄養塩の収支計算を行なってみると、堆積物からの溶出が無視できないことが指摘されている (CALLENDER, 1982)。

間隙水を通して直上水への栄養塩の輸送 (flux) は分子拡散 (molecular diffusion) として取り扱うことができる。拡散輸送量 (J_i) は、

$$J_i = -\phi_0 D_{i,0}^{Sed} \left. \frac{\partial C_i}{\partial z} \right|_{z=0} \quad (7)$$

として求まる (BERNER, 1980)。ここで ϕ_0 は表層堆積物

Table 1. Average *in situ* and diffusive fluxes of PO_4^{3-} , NH_4^+ , ^{222}Rn from the Potomac River estuary sediments (CALLENDER and HAMMOND, 1982).

Region (km)	PO_4^{3-} (mmol/m ² /day)		NH_4^+ (mmol/m ² /day)		^{222}Rn (atoms/m ² /sec)	
	<i>In situ</i>	Diffusive	<i>In situ</i>	Diffusive	<i>In situ</i>	Diffusive
Lower estuary (0-40)	1.4±0.3	0.20±0.06	8.3±0.15	2.7±0.3	82±27	50±11
Transition zone (40-110)	0.5±0.1	0.07±0.02	8.1±1.6	0.70±0.08	335±46	127±11
Tidal river (110-170)	0.2±0.1	0.06±0.07	6.8±1.6	4.5±1.1	232±53	176±15

の間隙率, $D_{i,0}^{Sed}$ は表層堆積物中の栄養塩の分子拡散係数, C_i は間隙水中での栄養塩 i の濃度, z は堆積物表面からの深さである。 $D_{i,0}^{Sed}$ は次式であらわされる (MCDUFF & ELLIS, 1979)。

$$D_{i,0}^{Sed} = D_i^{IW} / \phi_0 F \quad (8)$$

ここで, D_i^{IW} は間隙水中での分子拡散係数, F は formation resistivity factor で, 比電気抵抗の測定より求められる。 F は, 一般に,

$$1/F = \phi_0^n \quad (9)$$

で与えられ, $n=2\sim 3$ である。

拡散輸送量は, 表層堆積物の間隙率と間隙水中での栄養塩の鉛直分布の測定より, 前述の式を使って計算される。

拡散輸送量の計算は間接的手法であるが, 最近, 堆積物上にチャンバーを被せて, 直上水への溶出量を直接測定する現場法 (*in situ* 法) が行なわれるようになり, 拡散法と現場法のデータを比較することが可能となった。

CALLENDER and HAMMOND (1982) は Potomac 川感潮域において, 堆積物からの栄養塩と ^{222}Rn の溶出量を拡散法と現場法の二法を使って測定し, 興味ある結果を得た。

彼等は, Potomac 川感潮域を河口からの距離により, lower estuary, transition zone および tidal river にわけた。lower estuary は塩分が 10‰ 以上で, 夏期に底層水は無酸素化する。堆積物は流動性に富む泥で, 底生動物は非常に少ない。transition zone は塩分が 0.5~10‰ の範囲にあり, 底層水には酸素がある。堆積物は酸化層をもつ泥で, irrigation を行う polychaete や amphipod が多く, 表泥は混合されている。tidal river は塩分が 0.5‰ 以下で, 底層水は酸素に富む。砂質泥の堆積物で, 表面には gas pocket がみられ, irrigation を行なわない oligochaete がみられる。

各 zone における二法による PO_4^{3-} , NH_4^+ および

^{222}Rn の溶出量を Table 1 に示した。 ^{222}Rn は堆積物中の ^{226}Ra より生成される半減期 3.8 日の核種で, 間隙水から底層水への輸送量のトレーサーとなる (HAMMOND *et al.*, 1977)。

拡散輸送量に対する現場溶出量の比を輸送増進 (flux enhancement) と呼び F.E. であらわすと, PO_4^{3-} で F.E. は 3.3~7.1, NH_4^+ で 1.5~11 および ^{222}Rn で 1.3~2.6 である。F.E. が起きる要因としては,

- ①底層流や底生動物による堆積物の物理的混合 (mixing),
 - ②底生動物による灌漑 (irrigation),
 - ③微生物による気泡発生 (ebullition),
 - ④境界層の流動物質 (hydrosol) からの溶出
- である。①, ② および③は物理的過程であり, ^{222}Rn によって評価できる。

^{222}Rn の F.E. は 1.3~2.6 で, 特に transition zone では 2.6 と高い。transition zone では, 多毛類が多く生息し, 活発な irrigation を行っているため F.E. が高くなったと考えられる。一方, lower estuary と tidal river の F.E. は 1.3~1.7 と transition zone の約半分である。lower estuary では底生動物密度が極めて低く, tidal river の貧毛類は irrigation を行なわない。この結果, F.E. が低くなったと考えられる。低いとはいえ F.E. が観測されるのは気泡発生によるものであろう。 PO_4^{3-} と NH_4^+ の F.E. 値を ^{222}Rn のそれと比較すると, PO_4^{3-} と NH_4^+ の F.E. 値が高い。これは④の hydrosol からの溶出が大きな役割をはたしているためではないかと推測している。

4. ま と め

底生生物は, 堆積物の層位を乱し, また, 堆積物一水間の物質移動を増進する。層位の乱れは, 天然放射性核種の ^{210}Pb 等の鉛直分布から定量化できる。堆積物一水間の物質移動量を拡散法で求めると過少評価してしまふ。現場法との併用が望ましい。

文 献

- ALLER, R.C. (1982): The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediment and overlying water. p. 53-102. *In*: Animal-Sediment Relations, ed. by P.L. MCCALL and M.T.S. TEVESZ, Plenum Publishing, New York.
- ALLER, R.C., L.K. BENNIGER and J.K. COCHIRAN (1980): Tracking particle-associated processes in nearshore environments by use of $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ disequilibrium. *Earth Planet. Sci. Lett.*, **47**, 161-175.
- BERNER, R.A. (1980): *Early Diagenesis: A Theoretical Approach*. Princeton Univ. Press, Princeton, 241 pp.
- CALLENDER, E. (1982): Benthic phosphorus regeneration in the Potomac River estuary. *Hydrogia*, **92**, 431-446.
- CALLENDER, E. and D.E. HAMMOND (1982): Nutrient exchange across the sediment-water interface in the Potomac River estuary. *Coastal Shelf Sci.*, **15**, 395-413.
- 福原晴夫 (1982): 湖沼底生動物による底質環境の変化と底泥-水境界面からのリンの溶出. p. 51-84. 坂本充編, リンの循環と生活環境, 環境科学研究報告集 (B145-R16-2), 文部省, 東京.
- GOLDBERG, E.D. and M. KOIDE (1962): Geochronological studies of deep-sea sediments by the ionium/thorium method. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **26**, 417-450.
- HAMMOND, D.E., H.J. SIMPSON and G. MATHIEU (1977): ^{222}Rn distribution and transport across the sediment-water interface in the Hudson River estuary. *J. Geophys. Res.*, **82**, 3913-3920.
- MATSUMOTO, E. (1975): ^{210}Pb geochronology of sediments from Lake Shinji. *Geochem. J.*, **9**, 167-172.
- 松本英二 (1983): 大都市に面した内湾海域の環境変動史. *地質学論集*, **23**, 91-95.
- MCDUFF, R.E. and R.A. ELLIS (1979): Determining diffusion coefficients in marine sediments: A laboratory study of the validity of resistivity techniques. *Am. J. Sci.*, **279**, 666-675.
- 野崎義行 (1977): 生物混合の影響をうけた堆積物中の放射性核種の分布. *地質学雑誌*, **83**, 699-706.
- ROBBINS, J.A., P.L. MCCALL, J.B. FISHER and J.R. KREZOSKI (1979): Effect of deposit feeders on migration of ^{137}Cs in lake sediment. *Earth Planet. Sci. Lett.*, **42**, 277-387.
- 水産庁 (1982): 昭和56年度漁場改良復旧基礎調査報告書 (東京湾), 水産庁, 東京. 64 pp.