

(53) 広島湾の堆積環境

村田 正和^{1*}・永淵 修^{2*}・伊勢崎 幸洋³・横田 久里子⁴・星加 章⁵

¹広島大学大学院生物圏科学研究科 (〒739-8528広島県東広島市鏡山1-4-4)

²滋賀県立大学 環境科学部 (〒522-8533 滋賀県彦根市八坂町2500番地)

³滋賀県立大学 環境科学研究科 (〒522-8533 滋賀県彦根市八坂町2500番地)

⁴千葉科学大学 危機管理学部 (〒288-0025 千葉県銚子市潮見町3番地)

⁵産業技術総合研究所 中国センター (〒737-0197 広島県呉市広末広2-2-2)

* E-mail:nagafuti@ses.usp.ac.jp

広島湾における堆積速度分布及び懸濁粒子の収支を求めるために懸濁粒子の堆積過程について考察した。広島湾における堆積速度は湾奥部で最も大きく、湾中央部においても堆積速度が大きい海域が広がっていた。湾奥部では、太田川からの大量の懸濁粒子供給があること、さらにエスチュアリー循環による底層の湾奥向きの残差流によって懸濁粒子が堆積しやすい環境であるため堆積速度が大きいと考えられた。また、懸濁粒子は湾中央部では湾西部の小瀬川および錦川から流入し、湾奥部から流入した懸濁粒子は湾西部、湾南部および湾中央部を反時計回りに流れる恒流に取り込まれ、恒流中心部の湾中央部に堆積するためだと考えられた。広島湾における懸濁粒子の収支計算から、広島湾に堆積する懸濁粒子の9割以上は洪水時に供給されることが明らかになった。

Key Words : Sedimentation Rate, ²¹⁰Pb, environmental pollution, Hiroshima bay

1. はじめに

瀬戸内海は、千有余に及ぶ島々と、6,868 kmにも及ぶ長い海岸線を有しており、東西およそ 450 km、南北 15 ~ 55 km、面積 23,203 km²、平均水深 38.0 m、容積 8,815 億 m³ を持つ我が国最大の内湾である。1960 年代の工業化の推進により、瀬戸内海沿岸地域では主な産業であった軽工業から重化学工業への移行が進み、重化学工業を中心とした産業構造は瀬戸内海沿岸の汚染を著しく進行させたため、1970 年初頭から瀬戸内海全域で赤潮による漁業被害や重金属元素汚染によるとされた骨格の異常魚の発生など様々な環境問題を引き起こし始めた。工業生産性が高い地域は、多量の人為汚染物質を海域に排出する。海域へ流入した汚染物質は海水中で粒状態になり、または懸濁粒子に吸着するなどして沈降しながら最終的に海底へ堆積するため底質汚染が引き起こされる。また、沿岸域では陸域から主として岩石起源の粒状物質が供給されるとともに、有光層でプランクトン起源の有機質粒子が生産される。これらの懸濁粒子は海水中を沈降する過程で、溶解や微生物学的分解を受けながら海底

に達する。海底に沈積した粒子は堆積物を形成するが、生物起源有機質は底棲生物の有効なエネルギー源となり、無機成分となって再び海水中に戻る。このように沿岸域における海水と堆積物の間で活発な物質の循環場が形成されている¹⁾。このように堆積物は物質循環に密接に関与していることから、堆積速度や堆積量を知ることは物質循環の全体像を定量化するために非常に重要であり、また堆積物から汚染の歴史を読み取ることも可能である。特に人為活動により海域が汚染され、さらには海域改善が積極的に行われてきたような瀬戸内海における汚染の変遷を知ることは、これからの改善対策を立てる上で重要な情報となり得るだろう。これまで、星加ら^{2,3)}および松本ら^{4,5)}は、堆積物からみた海域における懸濁粒子の堆積過程や汚染の歴史を明らかにしてきた。瀬戸内海の西に位置する広島湾(湾口部は、倉橋島南部に続く鹿島南端と津和地島東部を結ぶ線。西南部は、屋代島と本土の大島大橋の線。また東部の呉湾も含む)でも、沿岸地域の著しい工業化により 1969 年および 1977 年には大規模な赤潮が発生し漁業被害を受けている。広島湾は、海域面積の 90%以上が泥質堆積物で占められている⁶⁾閉鎖性海域であり、その後背地には、広島市(人口約 115 万人、2006 年

現在)や瀬戸内海工業地帯の一翼を担っている岩国市(人口約 15 万人, 2006 年現在)及び大竹市(人口約 3 万人, 2006 年現在)が位置しており, 産業が著しい都市を形成している。そして, 海域面積は 1043 km²であり, 湾内に流入する主な河川は, 湾奥部の広島市街地を流れる太田川および湾西部に流入する小瀬川がある(淡水流量約 2.5 km³/年および約 0.5 km³/年⁸⁾)。広島湾においては Hoshika *et al.*⁹⁾によって堆積速度が求められているものの, 観測点が少なく詳細な堆積速度分布を求めるには至っていない。そこで, 広島湾において, 詳細な堆積速度分布や懸濁粒子の収支を求め, 懸濁粒子の堆積過程を解明することを目的とした。堆積物の年代測定にはいくつかの方法があげられるが, 沿岸域や湖における約 100 年の堆積年代を求める方法としては, ²¹⁰Pb 堆積年代測定法が広く適用されている。この方法は, Goldberg *et al.*¹⁰⁾が初めてその可能性を報告し, Krishnawami *et al.*¹¹⁾や Koide *et al.*¹²⁾が湖底堆積物や海底堆積物に初めて適用し, その有効性を明らかにしている。また, 松本⁹⁾および星加³⁾によって, 東京湾および大阪湾で本年度測定法を適用して堆積年代が求められており, 本研究でもこの測定法を用いた。

2. 方法

(1) 試料採取

堆積物試料は図-1 に示すように 2005 年 7 月に HR-17, HR-18, HR-20, HR-21, HR-22, HR-24, HR-25, HR-26, HR-27, HR-28, HR-28 および HR-29 で採取した。採取された堆積物試料は, 船上で深さ 40 cm まで 2.5 cm 毎, 40 ~ 80 cm で 5 cm 毎, 90 cm 以深で 10 cm 毎にそれぞれスライスした後, 重量が既知の容器に入れ実験室に持ち帰った。

堆積物試料は実験室で重量を測定し凍結乾燥した後, 含水率を求めるために再び重量を測定し, 乾燥試料をメノウ乳鉢で粉末状にし, γ 線測定に用いた。

さらに, 既に採取された H-9, H-17, HR-1, HR-2, HR-3, HR-4, HR-5, HR-6, HR-7, HR-8, HR-9, HR-10, HR-11, HR-12, HR-13, HR-14, HR-15 および HR-16 における堆積物試料を用いた。

(2) 測定方法

堆積物粉末試料 15~20 g をアクリル透明容器に密封した後, γ 線測定に供した。 γ 線の測定には, 非破壊 γ 法を用いた。溶解や化学分離をしなくても単に粉碎するだけで測定できることがこの方法の最大の利点であり, アクリル容器に密封された試料より放出される ²¹⁰Pb: 46.5 keV ²¹⁴Pb: 351.9 keV ¹³⁷Cs: 661.6 keV の γ 線は鉛ブロックで遮蔽してバックグラウンドを下げた ORTEC 社製 同軸型 Ge 検出器を用いて測定される。測定時間は約 15~

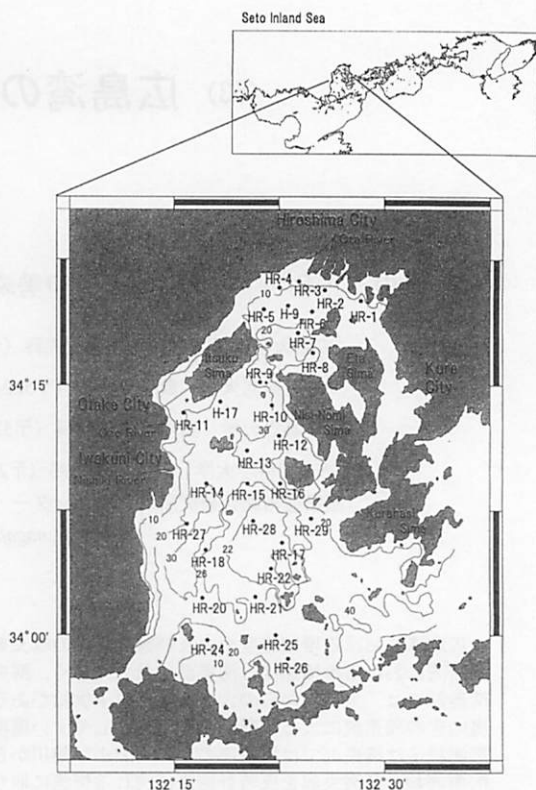


図-1 広島湾における海底地形と採取地点 (m)

20 g の堆積物試料に対して 250,000 秒(約 3 日)とした。

本研究では, 広島湾全域の HR-1, HR-2, HR-3, HR-5, HR-6, HR-11, HR-12, HR-14, HR-15, HR-20, HR-21, HR-26, HR-27, HR-28, H-9 および H-17 で ²¹⁰Pb 堆積年代測定法を適用して, 堆積速度を算出した。実際に測定される ²¹⁰Pb 放射能は, 堆積粒子中の ²²⁶Ra 起源の ²¹⁰Pb によるもの(supported ²¹⁰Pb)も含むため, その量を ²²⁶Ra から生じた ²¹⁴Pb と放射平衡であると仮定し, 式(1)のように過剰 ²¹⁰Pb(²¹⁰Pb_{ex})を算出した。

$$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}} = ^{210}\text{Pb} - ^{214}\text{Pb} \quad (1)$$

また, 堆積速度が一定の条件においては, 堆積物中の ²¹⁰Pb_{ex}含有量(Bq/g)の鉛直分布は式(2)で示される。

$$A(x) = A_0 \cdot \exp(-\lambda \cdot t) \quad (2)$$

(ただし, $t = x / \omega$)

A(x): 深度 x における ²¹⁰Pb_{ex}含有量, λ : 壊変定数(0.0311 yr⁻¹),

A₀: 堆積物表面における ²¹⁰Pb_{ex}含有量, x: 堆積物深度
 ω : 堆積速度(g cm⁻² yr⁻¹), t: 時間

ここで堆積物深度 x は, 圧密の効果を打ち消すために

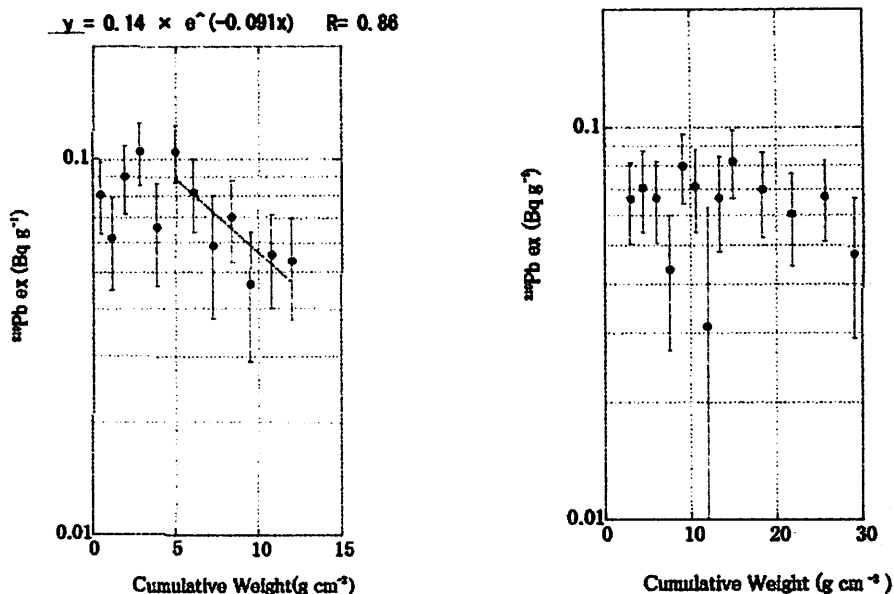


図-2 HR-1(左)及びHR-3(右)の ^{210}Pb と積算重量との関係

積算重量で表す。堆積物は、堆積後に重力の効果で堆積粒子間の空隙を減らすため、その体積は減少していく。この圧密の効果のため、堆積時の深さと実際の深さとの相違が生じる。Matsumoto¹³⁾によれば、堆積物深度を単位面積当たりの粒子の質量に換算して求める積算重量(cumulative weight)で表すことで、圧密で生じる深さの相違が打ち消されるとしている。積算重量は式(3)によって算出した。

$$X = \int_0^Z \rho_s \cdot (1 - \phi) dz \quad (3)$$

X: 積算重量(g cm^{-2}), Z: 深さ(cm)

ρ_s : 堆積物固相密度(g cm^{-3}), ϕ : 間隙率

ここで間隙率 ϕ は、含水率から式(4)によって算出できる。

$$\phi = (C / \rho_i) \{ (C / \rho_i) + ((1 - C) / \rho_m) \} \quad (4)$$

(ただし, $C = (W/100) / [(1-S)/1000]$)

ρ_i : 間隙水密度(g cm^{-3}), ρ_m : 泥密度(g cm^{-3})

W: 含水率(%), S: 塩分(psu)

含水率 W は、堆積物試料の凍結乾燥前と後の重量を差し引くことによって算出した。塩分 S は採取地点における観測結果を用い、観測されなかった地点では近接した地点の値で補った。

3. 結果と考察

$^{210}\text{Pb}_{\alpha}$ の対数(y)をこの積算重量(x)に対してプロットし、最小二乗法により求められた直線の傾きから堆積速度を求めた。

HR-1, HR-2, HR-6, HR-9, HR-12, HR-15, HR-17, HR-20, HR-21, HR-27, HR-28, H-9 および H-17 では、深度に対して $^{210}\text{Pb}_{\alpha}$ 対数値の直線的な減衰がみられ、堆積速度が求められた。例として、HR-1 のグラフを示した(図-2 左)。なお、図中のバーは標準偏差を、図上の式は減衰直線を、R は相関係数を示す。ここで、HR-1, HR-2, HR-12, HR-15, HR-17, HR-20 および HR-21 において表層で $^{210}\text{Pb}_{\alpha}$ 含有量分布の乱れがみられたが、これは底棲生物や潮汐による攪乱だと考えられる^{2,3,14,15)}。したがって、このような $^{210}\text{Pb}_{\alpha}$ の鉛直分布がみられた地点では、混合層だと考えられるデータを除き、それ以深の $^{210}\text{Pb}_{\alpha}$ 対数値の直線的な減衰傾向から堆積速度を算出した。また、HR-5 は ^{210}Pb が深さ約 9 g cm^{-2} で深で検出限界に達した。よって、測定点が少なく $^{210}\text{Pb}_{\alpha}$ の減衰傾向が求められないため、HR-5 の堆積速度は算出できなかった。

一方、HR-3, HR-11, HR-14 および HR-26 では深度に対して $^{210}\text{Pb}_{\alpha}$ 対数値の直線的な減衰がみられなかった。例として HR-3 のグラフを示す(図-2 右)。このような $^{210}\text{Pb}_{\alpha}$ 含有量分布の原因としては、人為的な臨海開発(埋め立てなど)による瞬間的な濁水の流出や漁船による底引き網などによる物理的な混合が考えられる。

星加¹⁶⁾は大阪湾で ^{210}Pb 堆積年代測定法から求められた堆積速度と $^{210}\text{Pb}_{\alpha}$ インベントリーとの直線関係を適用

して、鉛直的に攪乱された堆積場の $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ インベントリによる堆積速度の推定を提案している。そこで、 ^{210}Pb 堆積年代測定法で堆積速度が算出できた地点において、 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ インベントリを計算した。インベントリとは、その場における $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 現存量のことであり、次式によって表される。

$$I = \int_0^x [A_0 \cdot \exp(-\lambda \cdot (X/\omega))] dX \quad (5)$$

I : $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ インベントリ (Bq cm^{-2}), x : $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 限界深度 (g cm^{-2}), A_0 : 堆積物表層 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 含有量 (Bq g^{-1}), λ : ^{210}Pb の壊変定数 (0.0311 yr^{-1}), ω : 堆積速度 ($\text{g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)

この $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ インベントリと ^{210}Pb 堆積年代測定法から求められた堆積速度の間には直線関係がみられた (図-3)。なお、図中の式は一次相関式であり、R は相関係数を示す。 ^{210}Pb 堆積年代測定法から堆積速度が求めることができなかった HR-3, HR-11, HR-26 および HR-5 においても、平均的な $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ の減衰傾向から $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ インベントリを算出し、前述した直線関係を適用して堆積速度を求めた。 ^{210}Pb 堆積年代測定法もしくは $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ インベントリにより求めた堆積速度の結果 (表-1) から、広島湾における堆積速度は $0.11 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1} \sim 0.67 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ の範囲であることが確認された。

沿岸における堆積物は様々な影響を受けるため、求めた堆積速度を、多角的に検証することが重要である。よって、 ^{137}Cs から堆積速度を推算することで、 ^{210}Pb 堆積年代測定法もしくは $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ インベントリにより求められた堆積速度を検証することとした。

^{137}Cs は、核実験などによって大気に放射された人工放射性核種であり、そのフォールアウトの経年変化は観測されているので、堆積物中 ^{137}Cs の極大値深度を 1963 年と対応させて堆積年代を推定できる。広島湾全域の HR-1, HR-2, HR-3, HR-5, HR-6, HR-11, HR-12, HR-14, HR-15, HR-20, HR-21, HR-26, HR-27, HR-28, H-9 および H-17 において ^{137}Cs の γ 線を測定した。HR-1 における結果を図-4 に示した。なお、HR-3 における ^{137}Cs 含有量は、2 つのピークがみられたため、正確な堆積速度を算出出来なかった。その他の地点においてはピークが認められ、堆積速度を算出できた。堆積物分割試料には深さに幅があるため、それを考慮して堆積速度も範囲およびその平均値で結果を示した (表-1)。また、 ^{137}Cs による堆積速度(Y)と ^{210}Pb 堆積年代測定法もしくは $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ インベントリによる堆積速度(X)との相関関係を図-5 に示した。

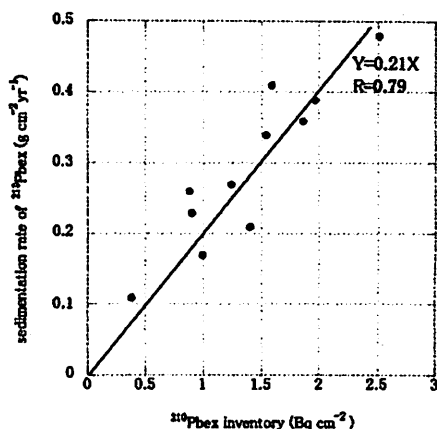


図-3 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ インベントリと堆積速度の関係

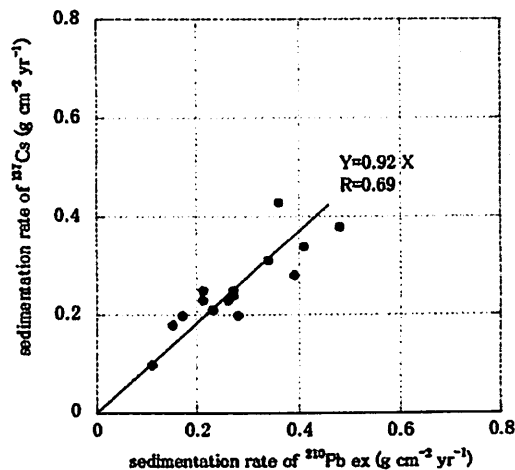
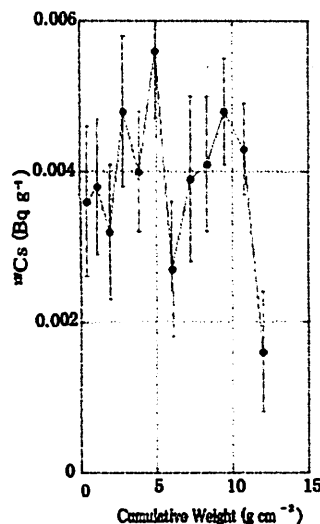


図-5 ^{210}Pb 法と ^{137}Cs 法の堆積速度の比較

なお、図中の式は一次相関式であり、R は相関係数

表-1 広島湾各地点の堆積速度

StNo	sedimentation rate of $^{210}\text{Pb}_{ex}$ ($\text{g cm}^{-2}\text{yr}^{-1}$)	$^{210}\text{Pb}_{ex}$ inventory (Bq g^{-1})	sedimentation rate of $^{210}\text{Pb}_{ex}$ inventory ($\text{g cm}^{-2}\text{yr}^{-1}$)	sedimentation rate of ^{137}Cs ($\text{g cm}^{-2}\text{yr}^{-1}$)
HR-1	0.34	1.54		0.31
HR-2	0.39	1.96		0.28
HR-3	undeterminable	3.26	0.67	undeterminable
HR-5	undeterminable	0.58	0.15	0.18
HR-6	0.23	1.47		0.21
HR-11	undeterminable	1.00	0.21	0.23
HR-12	0.48	2.51		0.38
HR-14	undeterminable	1.28	0.26	0.24
HR-15	0.41	1.59		0.34
HR-20	0.17	1.23		0.20
HR-21	0.21	1.41		0.25
HR-26	undeterminable	1.29	0.19	0.20
HR-27	0.26	0.88		0.23
HR-28	0.36	2.42		0.43
H-9	0.27	1.24		0.25
H-17	0.11	0.38		0.10

(0.69) を示しており、両者による堆積速度に有意な関係が確認された。本研究で求めた堆積速度および、これまでに報告されている広島湾の堆積速度^{16, 17)}を加えて、堆積速度分布を作成した(図-6)。広島湾における堆積速度は湾奥部および湾中央部において大きい傾向がみられた。湾奥部では太田川流入域で $0.68 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ の最も速い堆積速度を示し、そこから $0.30 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ を超える速い堆積速度を示す海域が扇状に広がっている。湾奥部における淡水流入量は全淡水流入量の約 75 % を太田川からの流入が占めている¹⁸⁾。このことから、湾奥部における懸濁粒子供給の多くは太田川に占められており、太田川から供給された懸濁粒子は河口域から扇状に沈積すると考えられる。また、湾奥部では主に太田川によって引き起こされるエスチュアリー循環により、海底近層では湾中央部から湾奥部に向けての残差流が認められる¹⁹⁾ことから、懸濁粒子は湾奥部に堆積されやすいものと予測される。

一方、湾中央部でも $0.30 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 以上の速い堆積速度を示す海域が確認された。湾西部および湾中央部では、小瀬川および錦川から流入する淡水に加え、大量の淡水が湾奥部から移流する¹⁸⁾。前者に対する後者の比は年平均 1.26 で、約 6 割もの淡水流入を湾奥部から依存している。また、雨期や台風期などの洪水時にあたる成層期には、特に大量の淡水が湾奥部から移流してくる。一般に懸濁粒子の供給は洪水時に多いと言われており、太田川から流入する懸濁粒子のかなりの部分も、洪水時において主に輸送されると考えられる。

宮島瀬戸および奈佐美瀬戸周辺の海域では $0.20 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 以下の遅い堆積速度を示しているが、これは M_2 潮流振幅が大きく、懸濁粒子の多くが堆積しないためと考えられる。 M_2 潮流振幅は懸濁粒子の堆積し易さの目安となるが²⁰⁾、これは海水の往復運動が懸濁粒子の沈降に関係しているためであろう。一方、海底に沈積した懸濁粒子も、再懸濁や沈降を繰り返しながら移動し、最終的に海底に固定される。このような懸濁粒子の輸送には残差流(恒流)が関係していると考えられる。広島湾の恒流分布²¹⁾は、湾西部、湾中央部および湾南部を反時計回りに流れる還流を形成しており、その中心部が湾中央部に位置している。このような還流の中心部にはものが蓄積し易い¹⁰⁾。そのため、湾西部の小瀬川や錦川(淡水流量約 $1.4 \text{ km}^3/\text{年}$)から流入する及び、湾奥部から流入する懸濁粒子堆積速度に各海域面積を積分して求めた、広島湾における堆積負荷量は $26 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$ である。また湾内における懸濁粒子の現存量は $1.0 \times 10^5 \text{ ton}^{22)}$ であり、懸濁粒子の現存量が年間を通じて著しく変わらないとすると、懸濁粒子の平均滞留時間は 0.04 年 ($1.0 \times 10^5 / 26 \times 10^5$) となる。

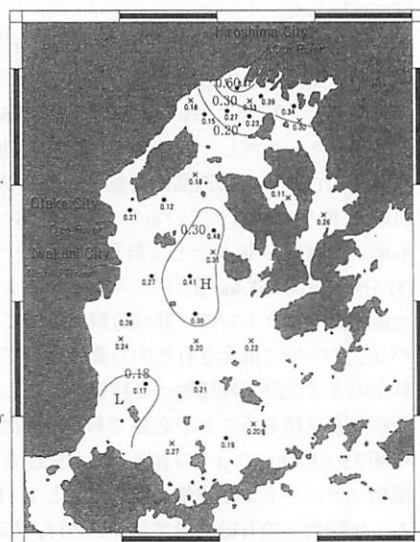


図-6 広島湾における堆積速度分布

一方、大量の懸濁物を輸送する河川水(淡水)の平均滞留時間は 0.34 年¹⁸⁾であることから、湾内に流入する懸濁粒子のかなりの部分は速やかに湾内で沈降・堆積することが考えられる。また、広島湾湾口部と広島湾外海の懸濁粒子濃度は夏季で $5 \sim 10 \text{ mg L}^{-1}$ の範囲でほとんど大差なく、冬季においても $< 5 \text{ mg L}^{-1}$ の範囲で同様に大差がない²⁴⁾ ことなどを考慮して、本論では広島湾と外海との懸濁粒子の流出は無視した。このように、懸濁粒子の平均滞留時間よりも淡水の平均滞留時間が長いような海域

内に流入する懸濁粒子の主要な起源として(1) L_{river} ; 河川, (2) L_{prod} ; 一次生産, (3) L_{air} ; 大気, そして(4) L_{human} ; 人間活動を, 一方除去されるものとして(5) L_{sed} ; 堆積および(6) L_{dec} ; 分解が考えられる。よって, 懸濁粒子の収支は式(6)で見積もることができる²⁾。

$$L_{river} + L_{prod} + L_{air} + L_{human} = L_{sed} + L_{dec} \quad (6)$$

そこで, 各々の量は次のように算出した。

(1) 河川からの流入量 ($0.37 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$) : 懸濁粒子の主要な供給源だと考えられる太田川および小瀬川からの流入を淡水流量²⁾と懸濁粒子濃度²⁾から, 年間懸濁粒子流入量を求めた。また, 錦川をはじめとする中小河川の懸濁粒子流入量については, 一級河川の淡水流量と流域面積の比および, 淡水流量と懸濁粒子濃度の比によって, 流域面積から算出した。

(2) 一次生産量 ($1.32 \times 10^5 \text{ ton C yr}^{-1}$) : 広島湾における一次生産量²⁾によった。植物プランクトン湿重量はレッドフィールド比から算出した ($11 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$)。

(3) 大気からの流入量 ($0.63 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$) : 瀬戸内海の降下ばいじん量の単純平均値は $5 \text{ ton km}^{-2} \text{ month}^{-1}$ と求められており²⁾, その値に広島湾海域面積 ($1,043 \text{ km}^2$) を掛けて算出した。

(4) 人間活動による流入量 ($0.06 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$) : 瀬戸内海全域の人間活動による流入量は星加ら²⁾によって算出されており, 本研究においてはその値 ($0.06 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$) を使用した。ただし, 広島湾への流入に関係する県 (広島県, 山口県) の製造品出荷額²⁾は瀬戸内海沿岸の 11 府県の 10 %に相当しているのので, 広島湾への SS 負荷量も瀬戸内海値の 10 %として計算した。

(5) 分解 ($9.68 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$) : 一次生産によって生産された植物プランクトンの一部は分解によって消失し, 残りが高次の生物に捕食されたのち糞粒として, あるいは未利用のまま沈降し堆積物へと移行する。したがってこの分解量を見積もることが必要である。一次生産によって年間 $3.8 \times 10^5 \text{ ton C yr}^{-1}$ の有機炭素が生産される。これは植物プランクトン湿重量に換算すると $11 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$ となる。堆積物への有機炭素フラックスは, 広島湾全域で堆積速度に表層堆積物中の有機炭素含有量を掛けることによって求めた結果 $0.51 \times 10^5 \text{ ton C yr}^{-1}$ である。その結果から, 一次生産の約 13 %が堆積物に移行し, 残り約 87 %が分解し再び水中に回帰していることになる。

広島湾における前式の 6 個のパラメータの見積もり結果によれば, 除去される量に対して流入量が $23.62 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$ も不足し, 流入量と除去量はバランスしていない。この原因は, ここで用いた河川の月平均懸濁粒子濃度が平水時の値であるためで, この不足分は雨季や台風期の洪水時に懸濁粒子濃度が增大することによって供給されると考えることができる。埴口ら²⁾は, 瀬戸内海におい

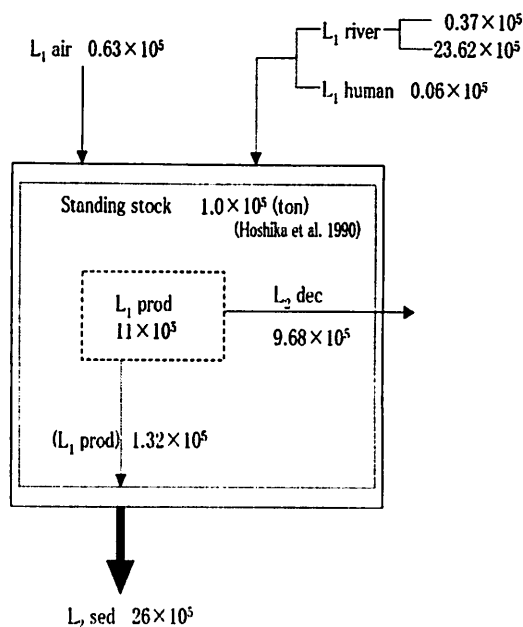


図-7 広島湾における懸濁粒子の収支計算

て経験式(7)を用い洪水時も含めた懸濁粒子流入量を算出した。 α は我国の主要河川の実測データから $4 \times 10^8 \sim 6 \times 10^6$ 程度とされる²⁾が, 平均値 5×10^7 を用いている。

$$Qs = \alpha Q^2 \quad (7)$$

Qs : wash-load ($\text{m}^3 \text{ sec}^{-1}$), α : 係数 (5×10^7)

Q : 淡水流入量 ($\text{m}^3 \text{ sec}^{-1}$)

式(7)を用いて広島湾における洪水時も含めた wash-load 量を算出すると, 1993 年から 1997 年の平均値は $628 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ で, 砂の比重を 2.6 として重量換算すると $1632 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$ となった。この値は不足分 ($23.62 \times 10^5 \text{ ton yr}^{-1}$) とほぼ同等であると考えられるため, 不足分は洪水という非定常現象によって供給されることが予測される。収支計算の結果の図-7 に示し, 図中の L_{river} の二つの数値は平水時と収支バランスから導いた洪水時を表している。すなわち, 広島湾内に堆積する懸濁粒子の 9 割以上が, 1 年という時間スケールでみればほんの瞬間的な出来事である洪水時に供給されることが確認された。

4. まとめ

広島湾における堆積速度分布および懸濁粒子の収支を求めて, 懸濁粒子の堆積過程について考察した。

堆積速度分布および懸濁粒子の収支から以下のことが

分かった。広島湾における堆積速度は湾奥部で最も大きく、湾中央部においても堆積速度が大きい海域が広がっていた。湾奥部では、太田川からの大量の懸濁粒子供給があること、さらにエスチュアリー循環による底層の湾奥向きの残差流によって懸濁粒子が堆積しやすい環境であるため堆積速度が大きいと考えられる。また、湾中央部では湾西部の小瀬川および錦川から流入した懸濁粒子や湾奥部から流入した懸濁粒子が湾西部、湾南部および湾中央部を反時計廻りに流れる恒流に取り込まれ、恒流中心部の湾中央部に堆積するためだと考えられる。

広島湾における懸濁粒子の計算結果から、広島湾に堆積する懸濁粒子の9割以上は洪水時に供給されることを明らかにした。

謝辞：堆積物試料採取は、産業技術総合研究所 地質情報部門 沿岸海洋研究グループ 谷本照巳主任研究員のご協力およびご指導のもと行いました。ここに心から感謝を申し上げます。

参考文献

- 1) 加藤義久, 中塚武, 増澤敏行, 白山義久, 嶋永元裕, 北里洋: 鉛210 およびセシウム137 から見た相模湾における沈降粒子の振る舞いと堆積フラックス, *Bull. Soc. Sea Water Sci. jp.*, Vol. 57, pp. 150-165, 2003
- 2) 星加章, 塩沢孝之, 松本英二: 播磨灘における堆積速度と重金属汚染, *J. Oceanogr. Soc., Japan*, Vol. 39, pp. 82-87, 1983
- 3) 星加章, 谷本照巳, 三島康史: 大阪湾における懸濁粒子の堆積過程, *海の研究*, Vol. 3, 6, pp. 419-425, 1994
- 4) 星加章, 谷本照巳, 三島康史: 人為的に形成された停滞性水域の堆積について, *日本海洋学会秋季大会要旨集*, 1998
- 5) 松本英二, 横田節哉: 底泥からみた東京湾の汚染の歴史, *地球化学*, Vol. 11, pp. 51-57, 1977
- 6) 松本英二, 横田節哉: 大阪湾底泥の堆積速度と重金属汚染, *J. Oceanogr. Soc., Japan*, Vol. 34, pp. 108-115, 1978
- 7) 谷本照巳, 川名吉一郎, 山岡到保: 瀬戸内海における底質の粒度組成と有機物, *中国工業技術試験所報告*, Vol. 21, pp. 1-11, 1984
- 8) 日本河川協会: 平成5,6,7,8,9年度流量年表, 建設省河川局(編), 1993, 1994, 1995, 1996, 1997
- 9) Hoshika, A., Shiozawa, T.: Record of Heavy Metal Pollution in Sediment from the Seto Inland Sea, *J. Earth Sci.*, Vol. 35, No. 2, pp. 203-225, 1987
- 10) Goldberg, E.D., Koide, M. (1962): Geochronological studies of deep-sea sediments by the ionium/thorium method, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 26, pp. 417-445.
- 11) Krishnaswami, S., Lai, D., Martin, J.M., Mrybeck, M.: Geochronology of lake sediments, *Earth Planet. Sci., Lett.*, 11, pp. 407-414, 1971
- 12) Koide, M., Soutar, A., and Goldberg, E.D.: Marine geochronology with Pb-210, *Earth Planet. Sci., Lett.*, 14, pp. 442-446, 1972
- 13) Matsumoto, E.: ²¹⁰Pb geochronology of sediments from Lake Shinji, *Geochim. J.*, Vol. 9, pp. 167-172, 1975
- 14) 松本英二, 横田節哉: 底泥からみた東京湾の汚染の歴史, *地球化学*, Vol. 11, pp. 51-57, 1977
- 15) 金井豊: 鉛-210 堆積年代測定法とその問題点, *地球科学*, Vol. 34, pp. 23-39, 2000
- 16) 星加章, 谷本照巳, 三島康史: 播磨灘における堆積速度分布, *中国工業技術研究所報告*, No. 51, pp. 13-15, 1998
- 17) Hoshika, A., Shiozawa, T.: Sedimentation Rates and Heavy Metal Pollution of Sediments in the Seto Inland Sea Part 2. Hiroshima Bay. *J. Oceanogr. Soc., Japan*, Vol. 40, pp. 115-123, 1984
- 18) 星加章, 塩沢孝之: 堆積物からみた呉湾の汚染の歴史, *中国工業技術試験所報告*, No. 18, pp. 9-1, 1982
- 19) 木村知博: 広島湾海域に流入する淡水の移流について, *水産増殖*, Vol. 22, pp. 110-119, 1975
- 20) 山本民次, 芳川忍, 橋本俊也, 高杉由夫, 松田治: 広島湾におけるエスチュアリー循環過程, *沿岸海洋研究*, Vol. 37, 2, pp. 29-36, 2000
- 21) 高杉由夫: 広島湾の流れ, *水産海洋研究*, Vol. 64, pp. 49-52, 2000
- 22) 広島湾栄養塩収支挙動調査検討協議会: 潮流, 広島湾栄養塩収支挙動調査報告書, pp. 4-6, 1982
- 23) 星加章, 塩沢孝之: 瀬戸内海における重金属元素および懸濁物の収支, *中国工業技術試験所報告*, No. 34, pp. 77-87, 1990
- 24) 高多明, 塩沢孝之, 川名吉一郎, 山岡到保, 星加章, 平田静子, 谷本照巳, 滝村修: 瀬戸内海汚染底質からの二次汚染に関する研究, *中国工業技術試験所報告*, No. 28, pp. 179, 1984.
- 25) 関東建設弘済会: 水質年表(平成5,6,7,8,9年度版), 1993, 1994, 1995, 1996, 1997
- 26) 岡市友利, 小森星児, 中西弘: 瀬戸内海の生物資源と-その未来のために-, 恒星社厚生閣, 1996
- 27) 瀬戸内海環境保全協会: 瀬戸内海の環境保全[資料集], 2002
- 28) 埜口英昭, 星加章: 瀬戸内海に流入する河川からの懸濁物質量の推定, *土木学会第43回年次学術講演会講演概要集*, 1988
- 29) 土木学会: 水理公式集(平成11年度版), pp. 170, 1999.

(2009. 5. 22 受付)

The Sedimentation environment in the Hiroshima Bay

Masagazu MURATA¹, Osamu NAGAFUTI², Yukihiro ISEZAKI³ Kuriko YOKOTA⁴
and Akira HOSHICA⁵

¹Graduate School of Biosphere Science, Hiroshima University

²School of Environmental Science, The University of Shiga Prefecture

³Environmental Science Graduate School, Graduate School of the University of Shiga Prefecture

⁴Faculty of Risk and crisis management, The University of Chiba Institute of Science

⁵National Institute of Advanced Industrial Science and Technology- Chugoku

To calculate the distribution of sedimentation rate and the budget of the suspended particle in the Hiroshima bay, we have studied the process of sedimentation of the suspended particle. The sedimentation rate in the Hiroshima bay is the largest in interior part of the bay, and is similar in the center of the bay. In the interior part of the bay, there is a large amount of suspended particle supply by the Ota River, and in addition, it was thought that the sedimentation rate was large because it was an environment where the suspended particle sinked easily depending on the rest current by the Estuary circulation for the interior off the bay of the bottom layer. It was clarified that the 90 percent or more of the suspended particle supplied at the flood from the result of budget calculation of suspended particle in the Hiroshima bay.