

沿岸海域汚染に関する研究

松本 英二 (海洋地質部)
Eiji MATSUMOTO

1. はじめに

内湾・内海における富栄養化にもとづく赤潮の発生は水質を汚濁し 生態系に影響を与え 汚濁物質の海底への沈積は 底質の有機汚染をひき起こす。海底に沈積した有機物の分解によって 底層水・堆積物は貧・無酸素化し 底生生物を死滅させる。有機物の分解に伴って 栄養塩・有害ガス・重金属等が堆積物により溶出し 水質に重大な影響を及ぼす。溶出物質は 赤潮の再発生と密接な関連を持つと考えられる。

地質調査所海洋地質部では 昭和54年度から「赤潮による底質汚染機構に関する研究」を開始した。本研究は 内湾における赤潮プランクトン等の汚濁物質の循環過程のうち 堆積・底質汚染機構を明らかにすることを目的とする。また堆積物に記録されている富栄養化 重金属汚染および生態系変化を明らかにする。

東京湾は 赤潮による有機汚濁が著しく高く 底質の有機汚染が深刻であり 総量規制の対象とされているため 東京湾をモデルフィールドとする。本年度は 8月8日より8月14日まで 東海サルベージ船所属の第5海工丸を用船し 東京湾において 2.5マイル間隔で探泥 採水 音響地層探査等を行った。現在 採取された試料の分析とデータ解析を行っている最中であるが これまで得られた成果の一部を紹介する。

2. 内湾における汚濁物質の循環収支

閉鎖的な内湾・内海に流入した栄養塩類や重金属は 湾内水を富栄養化・汚濁化し 赤潮の発生につながる。内湾に流入負荷された汚濁物質の一部は 湾内に堆積し 残りは湾口から流出する。内湾における汚濁物質の動きは 流入 流出および蓄積を量的にとらえることによって理解される。

湾内水中の汚染物質の平均濃度をCとし 湾内水の全容積をV 湾口を通しての海水の流出速度をv 湾内で汚染物質が堆積物に埋積される速度をSとすれば 汚染物質の滞留時間 τ は

$$\tau = \frac{CV}{S + Cv} \quad (1)$$

で与えられる。海水の滞留時間 τ_w は 簡単にV/vで与えられる。Sは湾内での堆積速度と堆積物中の汚染物質の含量から求められるから vを流速の測定その他によって知ることができれば τ を算出することができる。 τ と τ_w を比べることによって 対象とする汚染物質の沿岸域における挙動についての重要な情報を得ることができる。もし τ が τ_w に比べて著しく小さければ このような物質は湾内に蓄積(堆積)される傾向が高く また τ と τ_w が同程度であれば 湾内に負荷された汚染物質の大部分は湾外に搬出されると考えてよい。

この方法は 供給源 供給量などについての情報が得にくい汚染物質について その沿岸域での挙動の概況をとらえるのに有効である。

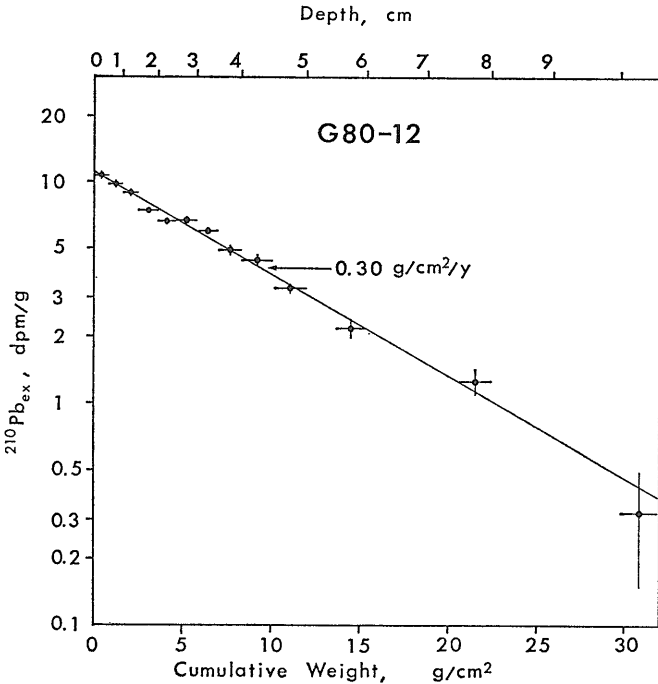
この方法を実際に適用する場合 v Sについて信頼度の高い値を得ることである。東京湾においては vに関して 宇野木・岸野(1977)の報告がある。しかしながらSに関する報告値は乏しい。一般に内湾における堆積の多くは ブラックボックスとして残されている。そこで ^{210}Pb 法を用いて東京湾における堆積速度の測定を行った。

3. 堆積速度

東京湾において 2.5マイルでメッシュを設けて 不攪乱採泥器により堆積物を柱状に採取した。堆積速度は堆積物中での ^{210}Pb の詳細な鉛直分布から求めるため 堆積物を海底現場のまま乱さずに採取しなければならぬ。用いる採泥器の採泥特性や採取手法について十分な検討がなされなければならない。

3.1 鉛-210法による堆積速度測定の実理

地殻中に含まれるウラン-238(^{238}U) から放射壊変で生成されるラドン-222(^{222}Rn)は ガスであるため大気中に逃散する。大気中の ^{222}Rn の大部分は 壊変して鉛-210(^{210}Pb)となり エアロゾルとして降水に取り込まれて 再び地表に戻ってくる。降水となり湖水や海水に導入された ^{210}Pb は 水中の懸濁粒子に吸着され 水中の懸濁粒子は雪のように水底につぎつぎと積っていく。 ^{210}Pb および堆積粒子の底泥表面への沈積量が一定でかつ底泥中で ^{210}Pb が再移動しなければ その底泥が表面



第1図 東京湾中央部 G80-12 地点より採取した底泥中の過剰鉛-210の鉛直分布。直線の傾きから平均堆積速度 0.30g/cm²/年が求められる。

にあった時期を つぎのようにして求めることが可能である。

t 年前表面にあった底泥が 現在ある深さになるまでの t 年間に ²¹⁰Pb が外部から加えられることはなかったと考えられるので t 年間に放射壊変で減少するのみである。この底泥が t 年前に表面にあったときの ²¹⁰Pb 濃度は 現在の底泥表面中の ²¹⁰Pb 濃度と同じであったはずである。このことを式でかけば

$$A(t)/A(0) = \exp(-\lambda t) \quad (1)$$

となる。ここで A(0) は底泥表面での ²¹⁰Pb 濃度 A(t) は t 年前に表面にあったある深さの底泥中の現在の ²¹⁰Pb 濃度である。λ は ²¹⁰Pb の壊変定数で半減期 22.2 年を用いれば

$$\lambda = 0.693/22.2(\text{年}^{-1}) \quad (2)$$

となる。ただし t は現在からかぞえた年数である。(1)式の左辺 A(t)/A(0) を測定すれば t の値を求めることができる。

実際には ²¹⁰Pb および堆積粒子の底泥表面への沈積量には多少の変動が考えられるので 底泥中での ²¹⁰Pb の詳細な鉛直分布を測定して 平均的な堆積速度を求め

堆積年数を決定する。底泥表面から bZ の深さの底泥中の ²¹⁰Pb 濃度 A(W) (dpm/g) は(1)式より

$$A(W) - A(\infty) = \{A(0) - A(\infty)\} \times \exp(-\lambda W/w) \quad (3)$$

$$W = \int_0^z (1-\phi) \rho_s dz \quad (4)$$

となる。ここで φ は底泥の間隙率 ρ_s は堆積粒子の密度 A(∞) は堆積粒子の鉱物中にバックグラウンドとして含まれる ²¹⁰Pb 濃度であり通常 ²¹⁰Pb 濃度が一定値に達する深さでの値をとる。{A(W) - A(∞)} の値を A_{ex}(W) とし過剰鉛-210濃度と呼ぶ。(3)式は

$$A_{ex}(W) = A_{ex}(0) \exp(-\lambda W/w)$$

となり 半対数紙上に W に対して A_{ex}(W) をプロットすれば 直線の傾きより平均堆積速度 w が求められ W/w より堆積年数 t が決定される。

このような方法で湖底泥や海底泥の堆積年数を測定することができる。この年代測定法は時計として用いる放射性鉛-210の半減期が22.2年であるために 測定しうる年代の範囲は数年から百数十年の間になる。

一例として第1図に湾中央部の G80-12 地点より採取した試料中の過剰鉛-210濃度(²¹⁰Pb_{ex})を 半対数紙上に積算重量に対してプロットした。直線の傾きより平均堆積速度 0.30g/cm²/年 が得られた。

3.2 東京湾における堆積速度

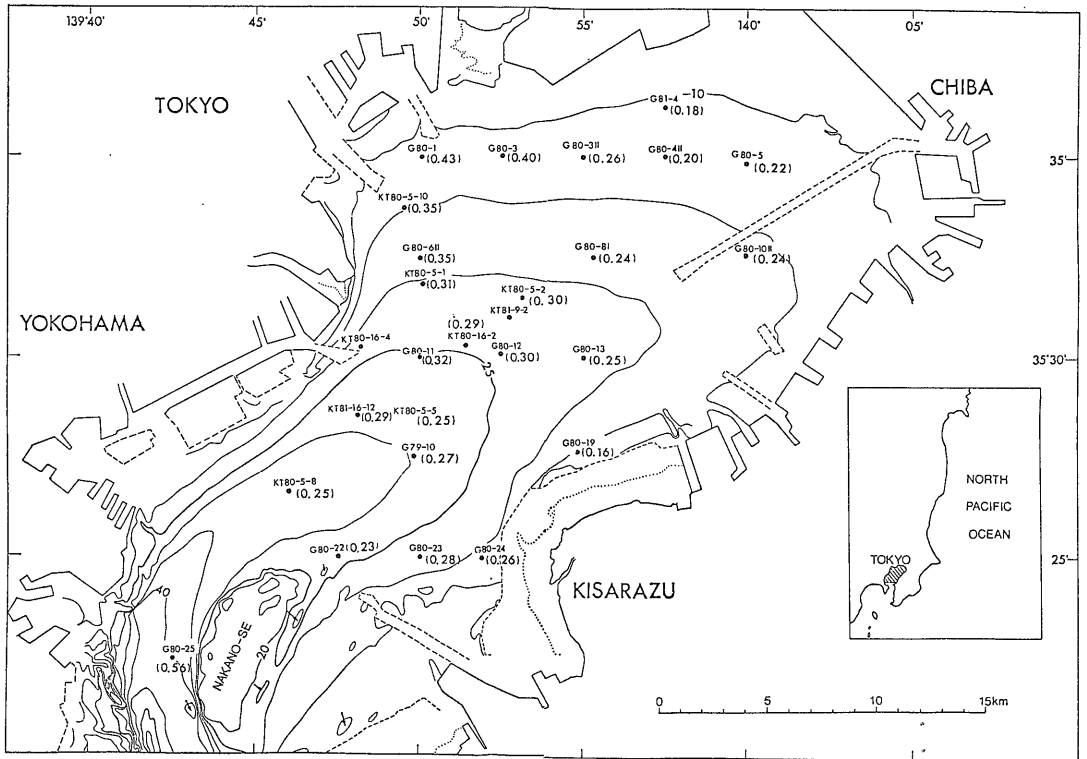
第2図は 現在までに鉛-210法により堆積速度が求められた地点を示している。第2図から明らかなように堆積速度は東京側湾奥で 0.4g/cm²/年以上と高く 千葉側沿岸では 0.2g/cm²/年以下と低い。また 中ノ瀬上では無堆積であり 東京海底谷筋の G80-25 地点では 0.56g/cm²/年と著しく高いが 湾全体としては 0.2~0.3g/cm²/年の堆積速度を示している。堆積速度測定の空白域に測定を追加し 東京湾における堆積速度の全体像を明らかにしたい。

4. 底質汚染

前述の放射性鉛-210法による堆積年代測定を行った試料について 元素分析を行い 元素の鉛直分布から汚染の歴史を明らかにした。

4.1 元素分析法

乾燥して粉末した底泥試料 500 mg をテフロンビンに



第2図 東京湾の海底地形と堆積速度測定地点。
カッコ内の数字は鉛-210法によって求められた $\text{g}/\text{cm}^2/\text{年}$ 単位の堆積速度。

秤りとり 硝酸5mlを加えてホットプレート上で密封加熱して有機物を分解したのち 5mlの弗酸を加えて試料を完全に溶解してから蒸発乾固する。1mlの硝酸を加えたのち 蒸留水で100mlとし プラズマ発光分析用試料とした。

4.2 重金属汚染

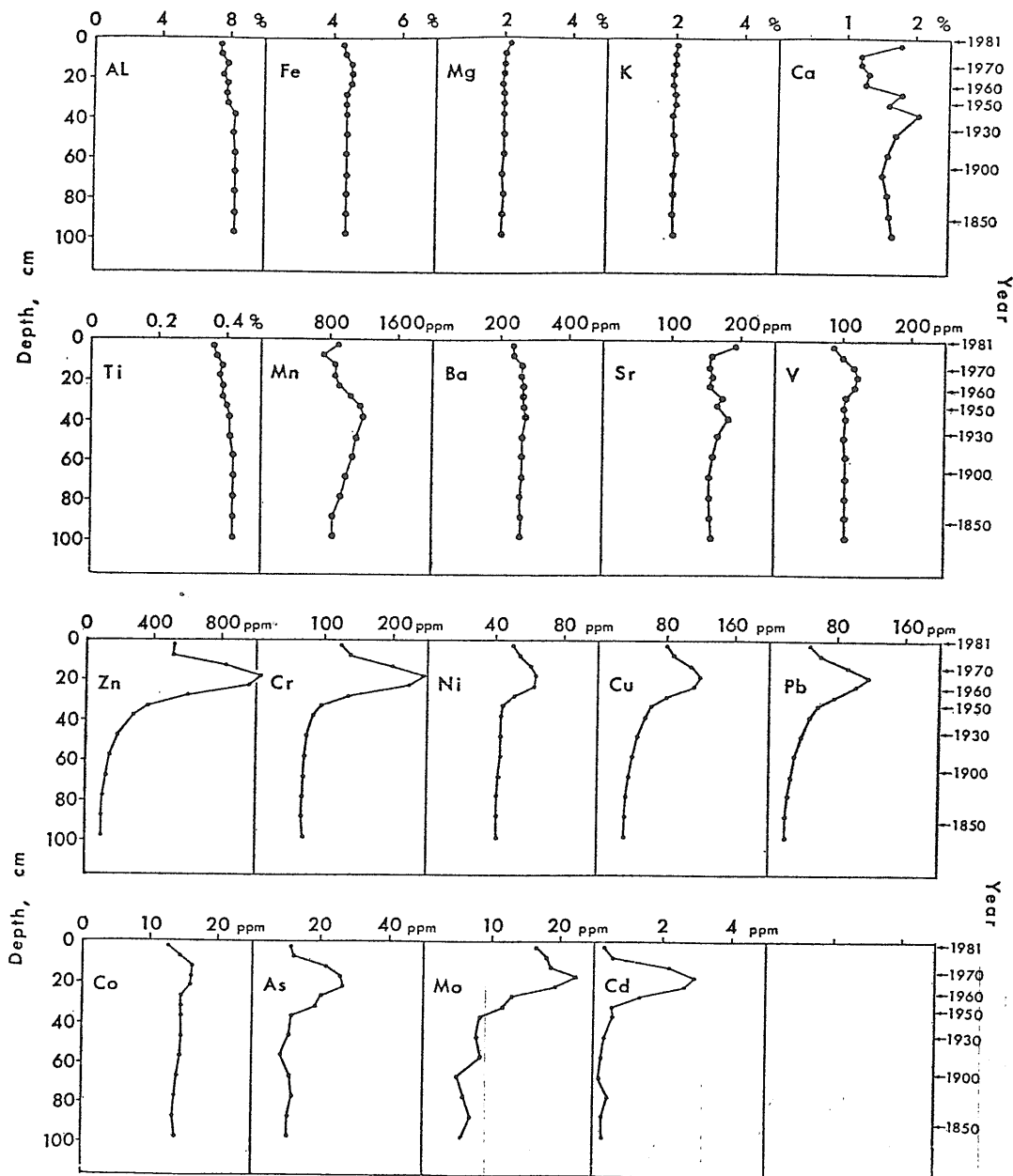
一例として湾中央部のKT81-9-2地点における底泥中の金属元素含量の鉛直分布を示した。亜鉛 (Zn) クロム (Cr) ニッケル (Ni) 銅 (Cu) 鉛 (Pb) 比素 (As) モリブデン (Mo) およびカドミウム (Cd) 等の微量重金属元素の含量は 80cmの深さより徐々に増え 40~50cmの深さより急増し 15~20cmの深さで極大となっている。これを年代的にみると1900年頃より重金属汚染がはじまり 1940年頃より急激に汚染が進み 1970年前後にピークに達して それ以降は減少して今日に至っている。80cm以深の底泥中の含有量の一定値は自然状態の値であり 80cm以浅では自然量に人為的負荷量が上積みされている。アルミニウム (Al) 鉄 (Fe) マグネシウム (Mg) 等の地殻構成の主要金属元素は深さに対して変化せず 人為的影響はみとめられない。微量金

属元素は主要金属元素とことなり その人為的利用と環境への放出が 容易に環境濃度を高め 汚染・公害に至るといえる。

4.3 有機汚染

最近の東京湾の汚濁は 富栄養化によるプランクトン異常増殖 (赤潮) によるものである。有機粒子の生産量の増大は 当然 有機物の沈積量の増加をもたらし 有機物の分解によって底質環境を悪化させている。海洋のプランクトンの組成は 単に $(\text{CH}_2\text{O})_{106} \cdot (\text{NH}_3)_{16} \cdot \text{H}_3\text{PO}_4$ と書き表わすことができる。したがって 炭素 (C) 窒素 (N) およびリン (P) によって 赤潮等プランクトンの有機物の沈積量の指標とすることができる。第4図は G79-10 地点の底泥中の全炭素 全窒素およびリン含量の鉛直分布である。図から明らかなように 深さ80cmより徐々に増加して表面に至っている。有機物は 堆積後に分解をうけて無機化し 間隙水に溶けて底泥中を移動すると考えられるが その量はわずかと考えられるので 第4図の鉛直分布は有機汚濁に対応するとみてよい。鉛-210による堆積年代からみると 1900年頃より増加の一途をたどって今日に至っている。80cm

KT81-9-2B



第3図 東京湾 KT 81-9-2 地点の底泥中の金属元素含量の鉛直分布。
図の右側に鉛-210法により求めた堆積年代を記した。

以深の一定値は東京湾の自然値であり 80 cm 以浅では、自然値に有機汚濁による堆積量がうわずみされている。

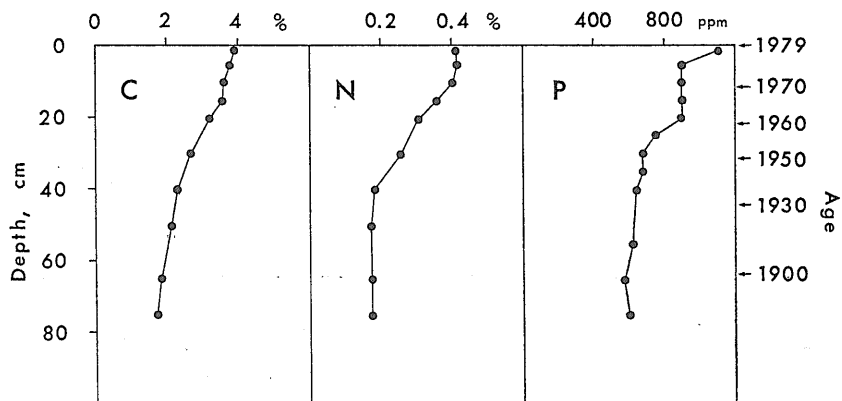
5. 生物種変化

汚染による水質・底質の変化は 海水や海底に生息する生物に大きな影響を与える。珪藻 底生有孔虫 貝

等は その遺骸が底泥中によく保存される。そこで 汚染と貝類群集組成との関係について検討を行った。

G81-4 地点において直径11cmの柱状底泥試料を 5 cm の厚さに切り 1 mm のフルイで水洗し フルイ上の残渣について貝類分析を行った。柱状試料中に24種が見い出されたが そのうち優占・卓越種としては 二枚貝

G79-10



第4図 東京湾 G79-10 地点の底泥中の有機元素含量の鉛直分布。

のケシトリガイとチヨノハナガイ 巻貝のマメウラシマガイであった。そこで これら三種についての群集組成の鉛直分布を 図5に示した。図5から明らかなように 40cm を境として 表層ではチヨノハナガイが優占で 下層ではケシトリガイとマメウラシマガイが優占である。また 表層 20cm 中にはケシトリガイが産出しにくい。鉛-210年代によれば 20cm は1940年 40cm は1880年に相当する。1880年は汚染の開始の年代であり 1940年は 汚染の悪化の年代に相当する。貝類は 汚染に敏感に対応していることがうかがえる。

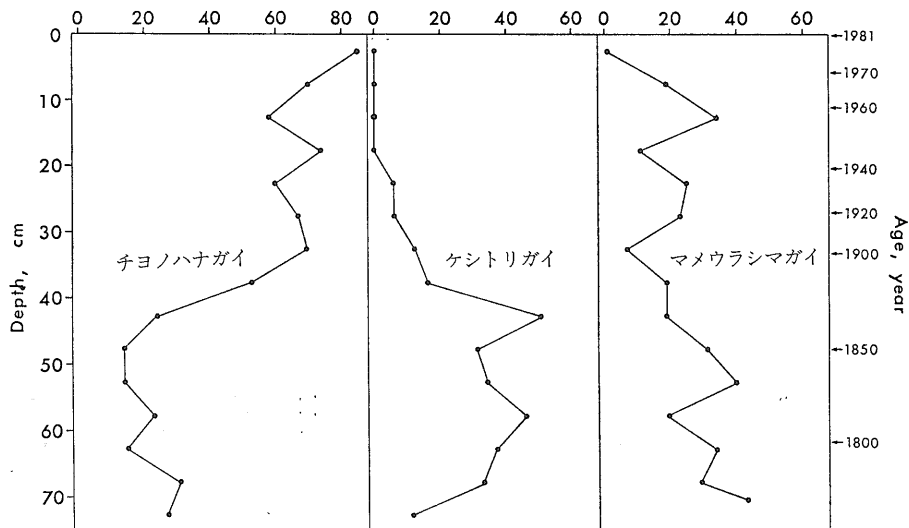
6. おわりに

56年度はこれらに加えて 底泥における多環芳香族炭化水素の分析 人工放射性核種の分析 珪藻 底生有孔虫遺骸分析 炭素-14堆積年代測定 海水中の極微量元素の分析 地層厚解析等を行った。

沿岸海域の環境浄化・保全を実施するにあたっては 海域に負荷された汚染物質がどのような運命をたどるかについての正確な情報が要求される。残されているブラックボックスに光を入れ 正確な情報を蓄積したい。

G81-4

Faunal Composition, %



第5図 東京湾 G81-4 地点の底泥中の貝類群集組成の鉛直分布 (貝遺骸分析は地質調査所の大嶋和雄氏による)。