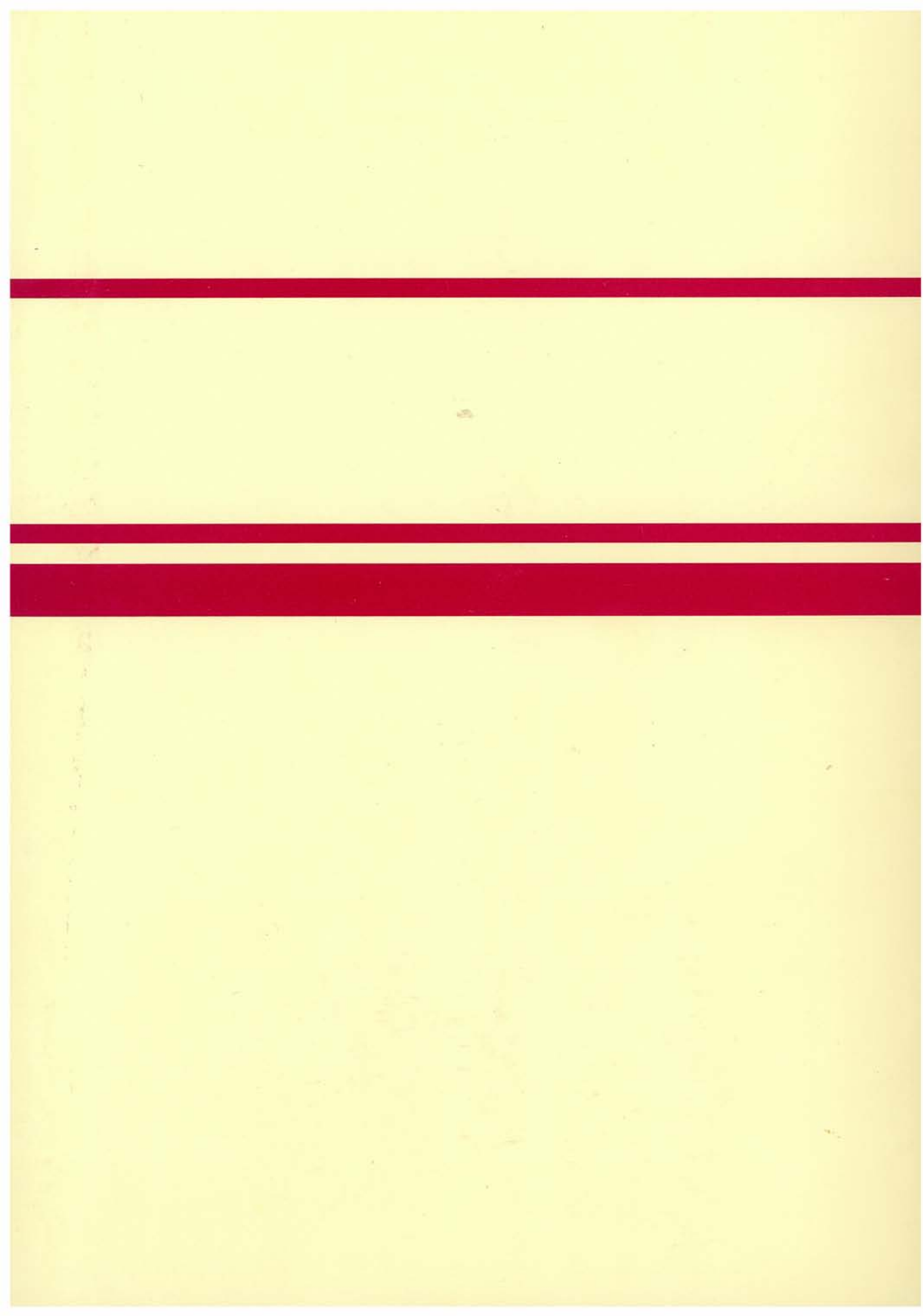


環境パラメータ・シリーズ 7

海洋における 放射性核種の移行パラメータ

財団法人

原子力環境整備センター



環境パラメータ・シリーズ 7

海洋における 放射性核種の移行パラメータ

ENVIRONMENTAL PARAMETER SERIES 7

Transfer Parameters of Radionuclides in the Marine Environment

Radioactive Waste Management Center

ま え が き

日本における原子力利用の歩みは、安全研究の成果を生かしつつ、常に安全性を確保しながら進展して参りました。今後も引き続いて、科学技術の粋を結集して、安全確保に努めることが大切であると考えます。

人間の生活する環境における放射能を安全に管理するには、人への放射性物質の移行を定量的に示す計算モデルによって被曝線量を算定することが大切であります。すなわち、放射性核種の環境における各移行過程を定量的に表現している多くのパラメータを用いた計算モデルを設定する訳です。この計算モデルがいかに精密であっても、これに用いるパラメータが不適切では算定の結果は信頼されません。したがって、原子力施設立地の事前における安全評価や操業後の環境安全実証のために、その地域に適合して信頼性が高く、しかも実際的なパラメータを選定してゆくことが必要となります。

当センターにおきましては、合理的な環境パラメータの選定をめざしての検討を続けております。多岐にわたる環境パラメータのうちから、原子燃料サイクル施設関連の公衆の線量算定に重要で、かつ日本での検討の機会が乏しかったものから順次にとりあげて検討をまいりました。すなわち、専門科学者各位の協力によって、1988年に、「土壌から農作物への放射性核種の移行係数」についてまとめ、次いで、「土壌中における放射性核種の分配係数」、「淡水生物への放射性核種の移行係数」、「食品の調理・加工による放射性核種の除去率」、「飼料から畜産物への放射性核種の移行係数」、「海洋生物への放射性物質の移行」について順次にまとめて環境パラメータ・シリーズとして刊行し原子力関係者ならびに放射生態学などの科学者に配布してきました。このシリーズは、日本の原子力関連学会等で注目されたばかりでなく、海外の科学者の目にもとまるようになりました。そこで、IUR（国際放射生態学者連合）関係者等の要望に応じて、淡水魚関係（シリーズ No. 3）の英訳版も刊行しました。そして、今回は海水懸濁物・海底堆積物関係の刊行に至りました。

さて本書は、「海洋生物への放射性物質の移行（環境パラメータ・シリーズ No. 6）」に直接関連している海洋における物質の挙動に関する諸パラメータを収録したものであり、これらのパラメータは、海洋環境汚染評価や底棲生物への放射性物質の移行評価に際しても、また、漁業者や海洋レジャーを楽しむ人々に対する放射線被ばく線量算定のためにも必要なものです。

本書の刊行にあたり、データの収集・整理にあたられた線量評価パラメータ委員会主査および同委員会海水懸濁物・海底堆積物分科会主査と委員ならびに協力科学者各位に心よりの御礼を申し述べます。

1996年 3月

財団法人 原子力環境整備センター

理事長 川 人 武 樹

目 次

まえがき

1. 緒 言	1
2. 分配係数(Kd)について	3
2-1. 分配係数(Kd)について	3
2-2. IAEA Technical Reports Series No.247の分配係数(Kd)に関する抜粋	5
2-3. 現在までに用いられている分配係数(Kd)等のデータ	48
2-3-1. 海底堆積物	48
2-3-2. 魚網への放射性核種の収着	51
2-4. 日本沿岸での調査結果に基づく分配係数(Kd)等のデータ	59
2-4-1. 日本沿岸の放射能調査結果から算出した分配係数(Kd)	59
2-4-2. 沿岸海域における放射性核種の分布	62
3. 最近の海洋環境パラメータ	75
3-1. 外洋における放射性核種の分布	75
3-2. 海中懸濁・沈降粒子による物質除去	81
3-3. 海底堆積後の物質移動	97
Appendix	111
1. 海洋における物質循環	113
2. 放射線被ばく線量評価への分配係数(Kd)等の適用例	134
線量評価パラメータ委員会および	
同委員会海水懸濁物・海底堆積物分科会委員名簿	139
あとがき	141
CONTRIBUTORS	142

1. 緒 言

海洋における放射性核種の生物濃縮に関連するパラメータについては、既に多くの検討が行われてきたところである。即ち、国際的には、IAEA（国際原子力機関）、NEA/OECD（経済協力開発機構・原子力機関）、DOE（米国エネルギー省）などにおいて、国内的には、放射線医学総合研究所などの国立研究所や、(財)政策科学研究所、(財)原子力安全研究協会、(財)海洋生物環境研究所などによる検討のほか、東京大学、京都大学、名古屋大学、北海道大学などの研究報告も見られる。

原子力施設の種類が多様化した現在においては、被ばく線量算定のために更に多種類の放射性核種について、信頼性の高い海洋環境パラメータ・データの整備が望まれる。つまり、最新の研究データに基づいたパラメータを計算モデルに用いて線量評価の精度向上を達成することが望ましい訳である。

したがって、海洋放射能による被ばく線量算定の精度向上を目指して、特に、日本原燃株式会社（JNFL）の核燃料再処理工場の本格的操業に先立って、国内外の海洋環境パラメータ・データに関する情報を収集し、データの信頼性などを勘案して整理に努めた。(財)原子力環境整備センター（原環センター：RWMC）では、1987年から、被ばく線量算定に使用する環境パラメータに関してのデータの収集・整理を行ってきた。特に、日本において総合的に検討されていなかった事項について、専門科学者を結集した委員会において検討・整理し、下記を環境パラメータ・シリーズとして出版してきた。

- No.1 土壌から農作物への放射性核種の移行（環境パラメータ整備検討第一委員会）
- No.2 土壌と土壌溶液間の放射性核種の分配係数（環境パラメータ整備検討第一委員会）
- No.3 淡水から生物への放射性核種の移行（環境パラメータ整備検討第二委員会）
- No.3（英語版）Concentration Factors of Radionuclides in Freshwater Organisms

(Committee on Examination of Environmental Parameters)

- No.4 食品の調理・加工による放射性核種の除去率（環境パラメータ整備検討第三委員会）
- No.5 飼料から畜産物への放射性核種の移行係数（線量評価パラメータ委員会畜産分科会）
- No.6 海洋生物への放射性物質の移行（線量評価パラメータ委員会海洋生物分科会）

今回の海洋環境パラメータ・データの収集・検討・整理にあたっては、原環センター・線量評価パラメータ委員会に、次の二分科会を設置して検討を進めた。

- (1) 放射性核種の海洋生物への濃縮係数（CF）に関連するパラメータのデータ収集・検討・整理をする「海洋生物分科会」
- (2) 放射性核種の海水懸濁物・海底堆積物に関連するパラメータのデータ収集・検討・整理をする「海水懸濁物・海底堆積物分科会」

本書は後者の「海水懸濁物・海底堆積物分科会」の成果である。

海底堆積物に関する放射性核種の分配係数 (K_d) などについては、IAEA Technical Reports Series No. 247 の分配係数 (K_d s) などに関して解説し、現在までに用いられている分配係数などのデータを一覧表として収録した。また、我が国においては環境放射能調査研究データが数多く蓄積されているので、これらのデータから信頼性の高いデータを摘出して分配係数を算出し、一覧表を作成した。

放射性核種の海水懸濁物との挙動や海底への堆積などに関する問題は、深海についての放射性核種の挙動解明に役立つばかりでなく、液体放射性廃棄物の沿岸海域への放出に関連しても重要である。

したがって、下記の事項につき検討し、それらを本書に収録した。

- ① 分配係数 (K_d) に関する簡単明快な解説
- ② 分配係数 (K_d) を求める方法とデータ利用上の留意点
- ③ 分配係数 (K_d) データの変動要因 (懸濁物・堆積物の性状、実験法の相違など)
- ④ 放射性核種それ自体の物理・化学的挙動
- ⑤ 放射性核種の海水中の懸濁物粒子に収着しての堆積
- ⑥ 放射性核種の海底土 (堆積物) への収着
- ⑦ 海底土 (堆積物) へ収着された放射性核種の再溶離
- ⑧ 海水中懸濁物・海底堆積物と海洋生物との関連 (放射性核種の生物死骸と共の堆積など)

(佐伯 誠道)

2. 分配係数 (Kd) について

2-1. 分配係数 (Kd) について

一般に、人工放射性核種が海水中から海底へ移行する場合に、堆積物が放射性核種を蓄積する能力を表現するために、Kd (分配係数) というパラメーターが用いられている (IAEA、1985)。

Kdを式で示せば、

$$Kd = \text{堆積物中濃度} / \text{海水中濃度}$$

と定義され、特定の核種に対して、種々の堆積物がそれぞれ一定の値を示すとされている。従って、放射性核種の海水中濃度が既知であれば、堆積物中の濃度が算出できることになる。すなわち、Kdは海洋生物におけるCF (濃縮係数) に対応するものと考えられている。

しかしながら、このKd値はその定義から見て、実際の海底堆積物汚染の評価に適用する場合には、以下に述べるようないくつかの問題点があるので、十分な検討が必要である。

(1) Kdは海水と堆積物が均一に混合した状態での相互間の核種の分配を示す指標であるが、現実の海では、このような状態はまず存在しがたい。従ってKdは、海底直上の海水と堆積物表層の間、または水深の極めて浅い沿岸海域での海水・堆積物間での放射性核種の分配を考える場合にのみ直接に適用できると考えられる。

(2) Kdに一定の値を与えるときには、海水・堆積物間での各種の分配が平衡状態 (定常状態) にあることを仮定している。すなわち水中濃度が減少 (増加) すると堆積物中濃度も減少 (増加) するとしている。しかし現実には、堆積物中への各種核種の移行には不可逆的な蓄積の部分が少なく、水中濃度と堆積物中濃度の変動が対応しない場合が多いと考えられる。また堆積物から水中への回帰では、微量金属元素の場合、海洋条件の変化 (たとえば底層水の無酸素化) による溶出が主であって、水中濃度との関連は薄いと考えられる。従って、Kd値はいかなる条件下でも一定であるとは言い難く、これを堆積物中濃度変動の指標とするのならば、フィールド・データから得られたKdを長期間後の分配の、また室内実験で得られたKdを短期間 (acute) の移行の予測に適用することが望ましい。

(3) 海中から海底への放射性核種の移行機構は、沈降粒子と結合しての除去が主であると考えられるので、沈降粒子に関わるKd値を求める必要がある。しかし海中沈降粒子には、その起源が陸上の鉱物粒子 (Lithogenic particle) と海中で生産された生物起源粒子 (Biogenic particle) があり、両者はKd値が全く異なるのみならず、単独にまたは相互に凝集・解離を繰り返しつつ沈降するとされているので、海中沈降粒子に対し画一的なKd値を与えることは困難である。

Lithogenic particle に対しては海底堆積物のKdを、Biogenic particle に対しては植物・動物プランクトンのKd (CF) を適用することは出来るが、このときは海中沈降粒子の組成と粒子束に

についての情報が必要になる。また外洋の場合には、水中濃度の鉛直分布も問題になる。

(4) 堆積物（沈降粒子）への放射性核種の蓄積は、粒子表面での反応であるから、粒子の表面積（つまりサイズ）によって大きく影響される。従って種々のサイズ（粒径）の粒子の集合体である堆積物（沈降粒子）に対しては、粒度組成を示す何らかの指標（例えば、50%粒径値、中央粒径値など）に対応するKd値を求めておくことが望ましい。

(5) 水中での人工放射性核種の物理的及び化学的形狀もKdに大きく影響する。Kd値の算出に際しては、C Fの場合と同様に、水中の放射性核種は数種のイオンとして溶存していると仮定するが、現実には人工放射性核種はその起源（例えば放射性降下物であるか、施設からの放射性廃液であるか）によって、化学的及び物理化学的形狀が異なり、また海水中でそれが経時的に変化することが知られている。従って、形狀変化の激しい核種では、数種のKd値を考え、場合によって使い分ける必要が生ずる可能性がある。

(6) Kd値そのものの決定方法の影響も無視できない。放射性降下物または施設からの放射性廃液の野外調査結果から求めたKd値は、海中に入ってからかなり長期間後の分配（分布）の指標にはなるが、短期間の(acute) 汚染の評価には適していない（過大評価）。これに対し、実験室で求めたKd値はacute な汚染の評価には有効であるが、長期間後の蓄積評価には不適であると考えられる（過少評価）。

人工放射性核種でなく、天然の放射性核種または安定同位元素濃度からKdを求める方法もあるが(Natural analogue)、これは海中での経過時間及び地球科学的な挙動の差の故に、全面的な採用には慎重を期する必要がある。

以上述べたように、放射性核種の海水中から海底堆積物への移行量（移行速度）を推定するのにKdを用いることには、かなりの制約がある。しかし問題とする海域の堆積物と沈降粒子について、その性状、堆積速度（粒子束）などの情報があり、これに対応するKd値が与えられるならば、人工放射性核種による海底堆積物の汚染規模の予測は可能であると考えられる。

（長屋 裕）

2-2. IAEA Technical Reports Series No. 247の分配係数 (Kd) に関する抜粋

(海洋環境における放射性核種の堆積物に対するKdと濃縮係数 IAEA, 1985

STI/DOC/10/247, ISBN92-0-125085-1の海底堆積物関連分)

序 文

1983年にIAEAは放射性核種の深海投棄の限度を計算するモデルを改訂したが、このモデルには堆積物と海水の間の相互作用に関するパラメータが必要である。そのパラメータは堆積物-海水間の分配係数(深海についてはKdと言われるもの、また沿岸においては沿岸堆積物の濃縮係数と言われるもの)であるが、これは数核種について測定されているだけである。この点を克服するために安定元素の地球科学的データを用いて堆積物-海水間の分配係数を計算する方法がJ. M. Bowers (Atlantic Oceanographic Laboratory) によって開発された。

これはその分配係数についての解説である。

1. はじめに

海洋は物理的、地球化学的および生物学的過程の複雑なからみ合いによって影響される。人間と環境を守るために海洋に流入する放射性核種とその量を規制する諸規則を作る必要がある。このためにはこれらの放射性核種が海洋の中で動く際にどの過程が重要であるかを決定する事が必要である。GESAMP (IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP-Joint Group of Marine Pollution)、の海洋モデルはこの過程について深海投棄された廃棄物の拡散を解説したものである。この中では海洋学的に良くわかっている過程もあり、正確に計算され得るものもあるが、大雑把にしかわからない過程もある事が述べられている。

生物学的過程と地球化学的過程および核種の放射壊変の形は深海投棄限度を計算するためのモデルのための重要なパラメータである。以前のモデルでは地球化学的過程が適切に表現されておらずかなり粗い近似的パラメータが計算に用いられていた。また、堆積物/海水間の分配係数や沿岸堆積物または生物の濃縮係数に用いられた値については出典がほとんど無かった。

このIAEA報告書は安定元素の存在量に基づいて深海堆積物のKdと沿岸堆積物のCFを計算する手段を提供するものであり、また、最適のCFを可能な限りフィールドのデータを文献調査から選び出したものである。

2. 堆積物／水の分配係数

この節では、廃棄物等の投棄による海洋汚染の防止に関する会議（ロンドン投棄会議）の小委員会 I により規定された海洋投棄に適さない放射性廃棄物の定義に係るモデル〔2〕において使用される堆積物／水の分配係数を導き出すのに採用された方法の詳細について述べたものである。

分配係数は外洋（深海）と沿岸の海洋環境の両者のモデルに必要である。DuursmaとGross〔3〕は分配係数と言う語を、堆積物と水の間の放射性核種の濃度の相関を表わすのに用いた。これは一般に K_d と呼ばれるものであり、水相と固相の間で目的とする溶存物質が可逆的に吸着、脱離する物理化学過程について成り立つ場合についてのみ定数となる。この IAEA 報告書では外洋環境についてのみ K_d と言う語を使用しているが、これは厳密な意味における分配係数ではなく、便宜的に用いられた定数である。その目的は、このモデル計算に含まれるすべての核種について外洋の K_d と沿岸の C F の最良の見積りと上限の値を示すことにある。

理想的には粒子と水の間で核種の交換が完全に可逆的であるならば分配係数は溶解している相と粒子相の間の平衡関係を反映すべきものである。しかしながら、実験的に決められた K_d や C F は貴重なものであるが、若干の核種（或いは元素）についてのみ測定値が利用できるだけであり、更にそれらの値が長い期間にわたって水相とすべての粒子相の間の分配平衡関係を表わすものであるかどうか分からないのである。同様に、その分配関係が完全に可逆的か、或いは部分的に非可逆的過程を含んでいるか必ずしもわかっていない。これらの理由から K_d と C F を得るための代替手段と方法を用いる事とし、安定元素の地球化学的データを用い、また、任意に合理的な仮定を設定した。この方法は水相に存在する元素が粒子相に交換可能な形で存在する割合を求めるために用いられた。

この方法と海洋の粘土堆積物と水について得られた K_d の暫定値は予備モデルの計算に用いられ、また1983年に開催された IAEA の技術部会で再検討された〔2〕。この方法により外洋と沿岸の環境について分配係数の最良の見積りと、最大値或いは最小値を導き出す事が可能であると思われる。最大値或いは最小値は K_d および C F の変化に対するモデルの感度を決めるのに用いられる。他方、平均値、すなわち最良値はどの海洋底にも適用され得るであろうと見られる一般値として用いられる。

2.1 外洋の K_d 値（表 I）〔4～26〕

K_d 値を算出する必要のあるすべての放射性核種の類推値として、外洋の深層水の元素濃度を、可能な限り最新の文献から抽出した。そうでないものについては前回の安定元素の濃度の表を典拠として用いざるを得なかった。この濃度は北大西洋について得られたものであるが、Mn、Ni、Zn、Se、

CdおよびPbについては、太平洋の値が大西洋の値の下にカッコ入りで記載されている。しかしながら、Kd値はPbについてだけ計算されている。栄養塩、特に硅酸と類似の分布をしている元素については大西洋の深層水の濃度は太平洋のものより幾分低い、従ってこのような元素について大西洋の値を用いると幾分高いKd値を得る結果となる。他のほとんどの元素についてはその様な濃度の差は問題とならないが、唯一の例外がマンガンである。これは太平洋の深層水より大西洋の方が高い〔11〕。この表では大西洋の深層水のマンガンの値が用いられた。その結果、太平洋の値に基づいて計算された場合より幾分低いKd値が得られた。

表 I の最初の列の数値は外洋の深層水中の濃度である。過去10年間に於けるサンプリング法および分析技術の進歩により多くの微量元素濃度の著しい改訂がなされたのでこの表の値は前の報告書のものとは本質的に異なる。この表 I に載せてある値は濾過海水を分析したいわゆる溶存相の濃度か、或いは未濾過海水の酸溶解成分を分析した全溶存濃度のいずれかを表にしたものである。一般的に微量成分のKdの算出にその全溶存濃度を用いる事が妥当である。いくつかの元素、特に、Al、FeとMnに関しては深海の懸濁粒子状物質中濃度が濾過海水中の濃度に影響する程の含量であるので、この三元素については表 I の濃度は濾過海水を分析した結果得られたものを載せてある。

Kdを得るための次のプロセスは外洋の粘土鉱物、炭酸塩堆積物および一般的な頁岩中の元素濃度を表にする事であり、この表は Bowen〔4〕から引用した。元素の粘土中の濃度と深海水のその元素濃度の比はその元素の最大Kdの概略値を示す。しかし、放射性廃棄物の移行モデルに適用できるKdを導き出すためには粒子の中の完全に交換可能な相の成分の見積りが必要となる。

外洋の堆積物中の元素の交換可能な相の成分の概算値はその元素の粘土中の全濃度とその元になる岩石中のその元素の存在量の差から見積られる。この差が正の場合には、風化と堆積過程の間に自生作用による添加物が増加した事が予想される。非常に希な場合であるが交換可能な元素濃度を見積る時に外洋の粘土鉱物中の総濃度から岩屑（結晶）相の濃度を引くために頁岩の濃度を用いるかまたは平均の地殻存在量を用いるかによって値が変わる場合がある。このようなケースはSe、HgおよびTlである。この3元素について平均地殻存在量を用いると交換可能な相の濃度を過大に見積る事になる。従って、頁岩が外洋の粘土鉱物の元素濃縮を評価するのに用いられ、表 I にはその頁岩の元素存在量が載せられてある。外洋の粘土鉱物と頁岩の濃度差が正である場合（すなわち、外洋の粘土堆積物が元の岩石の元素含量より高い濃度であると思われる場合）にはその値が表 I の粘土の潜在濃縮値の項目に載せられてある。この値は海水中的の濃度で割られてKd値を導き出すのに用いられる。外洋の粘土鉱物と元の岩石の濃度差がゼロか負の場合には粘土の潜在濃縮値の項目には何も記載は無い、しかし、Kdの最大値は外洋粘土の総濃度を海水の濃度で割る事により得られている。外洋の粘土鉱物の総濃度に基づいて算出された分配係数の項目の列にカッコ入りで記載されている値はKdの計算のために十分なデータが原典から得られなかった事を示している。これらの値としては周期律表上の隣りの元素に等しい値を選択した。表 I のその次の項目は生物起源の石灰質の基礎成

分である元素（Ca、Sr、BaおよびRa）について石灰質の外洋堆積物と水の濃度の間の関係を表わしている。また同じ項目の列の中に炭素、C、についての分割係数(partition coefficient) が載せられており、これは炭酸塩堆積物中の炭素と海水中に溶解している有機形と炭酸塩の炭素の比に基づいた値である。

その次の三項目の値は元素のKdの平均、最大および最小の推奨値である。平均値、すなわち最良値は元の岩石に対する外洋の粘土鉱物の濃縮度である。その様な濃縮が無い場合には外洋の粘土鉱物中の存在量の10%が交換可能粒子状元素量であると仮定した。唯一の例外はCdであり、Kdの値が上記の10%濃度に基づいた場合より外洋の粘土鉱物の総濃度に基づいた値に近いと言う事が実験による測定で示された場合である。一般的に、最大値は外洋の粘土堆積物と海水の全濃度の比に対応するものである。この一般例に対する例外がカッコの中に記載されており、それらは化学的周期性を基礎に推定したものか或いは石灰質の物質と顕著な交換性を示す元素の値のいずれかである。後者の場合、そのKdの値は石灰質堆積物中の存在量を水の中存在量で割った値である。最小値は以下の節で述べられている実験データを考慮して平均値と最大値の差から任意に選ばれた値である。その任意に選ばれた値が実験データ等に比較して現実的にありそうもない程に低い場合にはその数字がカッコ付で記載されている。星印で示されている列にある値はマンガン団塊プログラム（MANOP）で得られた堆積物の表面と接している海水について実験的に得られたKd値にほぼ等しいものである〔26〕。

表Iで“他の推奨値”と標記された項目はNEA/OECDの海洋底ワーキンググループの報告〔5〕とGESAMPの報告および研究No.19〔1〕の両者に記載された中から取った値を載せてある。一般的に、これらの値は計算値と良く一致している。但し、Pbは次の点において異常である、すなわち計算値がGESAMPの値と良く一致しているのに対して“海洋底ワーキンググループ”の値より2桁も高いのである。これは最近数年間にカリフォルニア工科大学のC.C. Pattersonによる海水中のPb濃度の見直しで低濃度側に修正された結果であろう。この表の最後の二つのカラムはLi〔6〕とWhitefieldおよびTurner〔7〕によって導き出された分配係数が載せられており、これらは外洋の粘土鉱物中の元素の総濃度に全面的に基づいている。

2.2 深海の鉄-マンガン団塊の濃縮係数（表II）〔4、6、32〕

外洋堆積物の平均的Kd値に加えて更に、深海の鉄-マンガン団塊の濃縮係数（CF）がモデル化の目的のために必要である。これらのCFの値は単純にマンガン団塊と外洋の深層水の金属の総濃度の比較から導き出された。これらの団塊中の元素は、付加増大の核となる物質の成分を除き、すべて海水に由来するものと仮定された。従って、団塊の組成は自生作用の過程で決まり、その反応は完全に可逆的であるとは思われない。しかし、これらの母体の中の交換可能な相の物質の割合を

計算する際にC Fの値を割り引く事はI A E A報告書の目的のために正当化されるとは思われない。表Ⅱに、海水中の元素濃度（表Ⅰ）とマンガン団塊中の存在量〔4〕が計算で得られたC Fの値と共に載せられてある。Pm、HfおよびRaについては鉄-マンガン団塊中の信頼できる濃度が無いのでLi〔6、32〕から導き出された値を載せてある。

ある水柱に放射性核種の連続的な負荷があるような状況では海水と団塊の中でその核種の壊変定数が相殺されるので安定元素から得られた値が使用できる。連続負荷を仮定した海洋投棄に適さない放射性廃棄物のI A E Aの定義を作成する目的には表ⅡのC Fの値が用いられている。水柱に負荷される量が一定でない場合には放射壊変過程が団塊の成長速度より早いのでC Fの値を小さくすると仮定する事ができる。また、水柱への負荷が限られた期間内である場合においては、 $T_{1/2}$ が100年以下の核種についてマンガン団塊でも他の粒子と同様にその表面で吸着・脱離反応が起こると仮定できる。従って、深海の堆積物については表Ⅱの値よりかなり低いC F値が適当であると思われる。商業的に開発利用されるような比較的大きな径の団塊はその付加増大速度が遅く、また吸脱着がその外側の表面だけで起こるので中、短寿命の放射性核種の被曝径路の算出のためには表Ⅱに載っている団塊のC F値に改良係数(modifying factor)を導入する事により一層良く推定する事ができる。この改良係数は吸脱着反応が起こると思われる団塊の薄い表面の殻の平均質量と団塊の平均質量の比に相当するものである。

2.3 沿岸堆積物の濃度係数（表Ⅲ）〔3、4、33-41〕

沿岸の堆積物／水の間の分配係数は岸近くの水／堆積物間の交換を説明するために必要である。沿岸域については実験で得られた多数のC F値があるが、モデル計算に必要とされる一連の核種のC Fの全部ではない。その上、実験的に決定されたものは通常比較的短い期間で得られたものであるからそのC Fがどの程度長期の変化に適用できるかわからない。それで沿岸堆積物の濃縮係数は外洋のKd値を導き出した際に用いられたと同様な方法で計算されたが、沿岸海域は非常に不均質な環境であるのでこの方法は外洋の深海について用いられた場合よりも更に任意である事に注意しなければならない。

沿岸海水の元素濃度は沿岸海水の塩分が外洋のそれに比べて僅かに低いと仮定して見積もられたが、これは沿岸域の僅かな部分だけが低塩分の河口域(estuarine)によって代表されている事と、元素-栄養塩の関係が沿岸域内における流亡と混合により支配される（隠される）と言う事を意味している。表Ⅲの最初の二つのカラムは外洋の深層水の元素濃度と河川水のそれが載せられてあり、外洋水の値は表Ⅰに載っているものと同じである。河川水の元素濃度はMartinとWhitfield〔33〕が編集・出版したものの再現である。沿岸海水の値はこの二つの値から任意に適当に中間の値を選んで導き出された。ある元素について外洋深層水と河川水の元素濃度に小さな差異がある場合、沿

岸水の元素濃度は外洋深層水の値に等しいとされた。またその差異が大きい場合、河川水よりはむしろ外洋水に近い値が選ばれた。

近海の堆積物について12元素（C、Cr、Mn、Fe、Co、Ni、Zn、Y、Zr、Ba、PbおよびU）の濃度が表にまとめられてあり、これらはAhrens〔39〕、DuursmaとEisma〔34〕、RöslerとLange〔40〕およびCalvert〔41〕の文献値から導き出されたものである。これらの値は頁岩や大陸地殻の各々の平均含量〔4〕と比較されて、その結果、Uを除き頁岩の平均濃度に本質的に等しい事が知られた。そして残りの元素の堆積物中の濃度は頁岩の平均組成の表から取ってきたものであり、これもまた任意の方法ではあるが沿岸のシルトと粘土堆積物中の元素濃度を提供するはずであり、これらの値の偏差はおおむね真の値の一桁以内にあるはずである。これらの値は表Ⅲの8番目の“頁岩の平均濃度に基づいた沿岸の粘土或いはシルト状堆積物”の項目に載せてある。

次の問題は沿岸堆積物の全体の平均濃度をいかに代表させるかと言う事とこれらの堆積物の交換可能な（すなわち岩屑でない）元素の比率をどのように見積もるかと言う事である。沿岸堆積物の全体の組成はSilt/Clay比が0から100%まで広く変化する。平均的な沿岸堆積物は50%細粒と50%粗粒（砂粒とそれより粗い粒）からなると思われるが確定した平均値を選ぶ事はできない。同様に水相と交換可能な沿岸堆積物の全元素の存在割合を決める事は困難である。例えば、堆積物中の容易に溶離される金属元素の割合はその母体の全組成により大きく変化する。それにもかかわらず、細い粒子の（泥土の）堆積物ではMn、Cd、ZnおよびCuのかかなりの部分が弱い酸で容易に溶解される事がわかる。この二つの問題を解決する手段は泥土状の沿岸堆積物（ClayとSilt）中の元素の全濃度の任意の割合が交換可能であると仮定する事であり、表Ⅲの8番目のカラムにその割合を20%と仮定して載せてある。この仮定は以下の事を考慮した結果である。すなわち、沿岸堆積物の粗い粒子（交換過程には通常は関係しない）の割合が変化する事、および泥土状の部分と結合して水相と交換する元素の割合も変化するためである。炭素については堆積物が主に泥土状であり、それに結合している全炭素は溶存している炭素と交換可能であると仮定した。

次に堆積物中のこれらの元素の交換可能な存在量の平均値を沿岸海水の各濃度で割ってC/Fの値が計算された。ウランについては、表に載っている元の岩石中の濃度と沿岸堆積物の実測値の間には一桁の違いがあるから、それぞれ別個に計算された。Ca、Sr、BaおよびRaについては石灰質との交換に基づいた濃縮係数が計算されており、表Ⅲに載せてある。表Ⅲの後ろから3および4番目の二つのカラムには実験的に決定された濃縮係数の値〔3、34、35〕が載せてある。その最初のカラムには51%の砂を含むDutch Wadden Seaの堆積物についてなされた実験による濃縮係数の測定値が、また2番目のカラムには100%の mud/saltを含む泥土状の地中海沿岸堆積物について得られた値が載せられてある。この地中海の泥状の堆積物についてFe、Co、Zn、SrとRuの計算値と実験値が比較され、その結果ほぼ同等であった。しかしながらMnの値だけが一桁以上違っている。それにも拘らずMnの値は更に大きい値である事が予想される。それは細い懸濁粒子の交換可能相に附いている

Mnがかなりの割合である事と、堆積物柱の表面の酸化された薄い層の部分で還元されたこの元素が堆積物／水の境界面へ移動する事によるためである。ストロンチウムはそれが石灰質物質と結合する事により影響される。またCeは沿岸と外洋の両方で高いKd値であった。一連の実験から得られた濃縮係数が比較のために表Ⅲの最後のコラムに載せてある〔36-38〕。

表Ⅲの終りから2番目の三組のコラムに沿岸堆積物中の元素の平均、すなわち最良の濃縮係数と最大および最小の濃縮係数を載せてある。平均値は主に計算の結果得られたものであり、最大値および最小値は5倍高い、或いは5倍低い値を独断的に選んである。ウランの平均値については元の岩石の組成に基づく濃度ではなく沿岸堆積物の実測濃度の方を採用した。そして三組の値の各最大値は次の状況に対するものである、すなわち堆積物がすべて泥状であり細い堆積物と結合している元素の全部が溶解している相と交換可能な場合である。最小値は、堆積物に含れる泥土の内の4%が交換可能であるか又は全堆積物が泥土でありその中の元素の4%が交換可能である状況に対応するものである。(f)で印されている値は一部実験データに基づいて選ばれたものであり、カッコ書きの値は化学的に類似の元素（例えばTeはSeに、IrはCoに基づいた）のC F 値から選ばれた。

最後に、外洋の粘土のKd値及び鉄-マンガン団塊と沿岸堆積物の濃縮係数が表Ⅳにまとめてある。またこの表には“ロンドン会議”で決められた「海洋投棄に適さない放射性廃棄物等」に定義、勧告された値がIAEA-TECDOC-211の9項目に載せられている。

2.4 天然に存在しない元素

核分裂等により環境中に放出された元素で天然には存在しなかったもの（テクネチウムと超ウラン元素）については実験によるデータとフィールドのデータがここで論評されている。特に、適当な環境のデータが存在する場合にはその値が用いられている。

コントロールされた条件の下で導き出されたKdの実験値と海洋環境試料の実測値を関係づけるには困難な場合があり、例えば幾つかの元素について報告されているKdの実験値〔43-49〕はかなりの範囲に広がっているが、これは実験に採用された物質と方法の違いの直接的な反映である。見かけのKd値に影響を与える重要な因子は次のものである、すなわち、固体と液体の量の比、溶液中のトレーサと担体の初濃度は、固体と平衡にある前後の液体のpH、固体の粒の大きさ、平衡にさせるに要した時間、二つの相を分離するに用いられた方法（すなわち、濾過か傾斜法か）、実験試料が振とうされたのか静置されたのか、Kdを求めるのに使用された相（しばしば一つの相しか測定されていない）、トレーサの器壁或いはフィルターへの損失、溶液内における他の溶存イオンとの競争等である。多くの場合、特に岩石の碎粒物質の間を放射性核種が移動する場合に関する研究において上記の因子の一つまたは複数のコントロールが十分でなかったり海岸環境の実際の条件からはずれた実験条件を用いたためにそこで得られたKd値が海洋投棄モデルに使用できないのである。この

様なKd値は環境のデータがほとんど無い場合にのみ考慮された。

Tcについてはアイリッシュ海の環境データから得られた値〔50〕が採用された。この値はその地域における ^{99}Tc と堆積物の間の分配を正しく反映しているかも知れないが、どの程度平衡が成り立っているかわからない。従ってこのKd値が普遍的に適用できると思ってはならない。特に水底にある海藻から生じる有機物質の影響はまだ定量されていない。実験結果からTcは酸化・還元いずれの形においてもKd値は10以下を示している〔51-56〕。従って、アイリッシュ海のデータは上限を示すものと思われる。

海洋の ^{210}Pb の分布は表層水中の生物活動による再循環により影響され、 $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ の非平衡が報告されている〔57、58〕。しかしながら、水柱全体に関しては水と粒子状部分の間の分配は釣り合っており〔59〕、各Kd値は似かよった値であるはずである。そのKdの範囲はBrewer〔29、60〕とWhitfieldとTurner〔61〕のデータから決められた。沿岸水のPbとPoのKdは深層水と同様であると仮定された。

今日まで、海水のAcに関するデータは出版公表されておらず、地殻岩石／海水の存在比を基にKdの値を見積る事はできない。アクチニウムは三価のアクチニドでありAmやCmと同様に挙動し、Kdの値の範囲と平均値も同様であると予想される。

プロトアクチニウムは外洋でThと同じ様に挙動すると考えられる。パナマとグアテマラ海盆および北太平洋の値が報告されている〔62、63〕。Kd値はMn含量と関連が有る様に思われる。また沈降による除去は縁辺海で促進される。沿岸堆積物の濃縮係数の値は外洋と同様であるはずである。

英国沿岸における懸濁堆積物のネプツニウムの濃縮係数〔64、65〕とアイリッシュ海の堆積物の間隙水の濃縮係数〔50〕が報告されている。北大西洋の石灰質の軟泥と粘土について実験で得られたKd値も同じ範囲にある〔66、67〕。その他の色々な物質について報告されている実験値はずっと低く、直ちに適用は出来ない〔56、68、69〕。

PuのKdの平均値と範囲は酸化状態の混合（すなわち、Ⅲ／ⅣとⅤ／Ⅵ）についてである。海洋、河川および湖沼環境から比較的多数のKd値と濃縮係数の値が報告されている、それらは 1×10^4 から 1×10^6 の範囲に入っている〔50、70-82〕。感度解析に関してこの範囲を広げる事は正しいとは思われない。非常に多くのKd値が実験で決められ、僅かの例外（北太平洋の赤土について約 1×10^3 から 1×10^4 〔83〕）を除き、大多数は 1×10^4 から 1×10^6 〔47、50、67、84、89〕の範囲にある。後者の範囲は北東大西洋の石灰質堆積物の値を含む〔50、67〕。

AmとCmについて環境のデータからKd値が得られている〔76、77、81、79、82〕。Cmの実験データはほとんど手に入らないがErikson〔83〕が深海の赤粘土の値を出している。Amについては多くの実験データが得られており、そのほとんどの値がフィールドのデータの範囲に入っている〔47、67、83、88-91〕。

実験による結果から三価のCfはCmとAmと同じ様な挙動をすると仮定されている〔38、92〕。環境

のデータは無く、更にデータが蓄積するまでその範囲を 1×10^4 から 2×10^7 に広げる事が賢明であると思われる。

(平野 茂樹)

TABLE 1. PELAGIC OCEAN K_d 's

Elements	Deep pelagic sea water concentration (kg/kg)	(a)	(b)	(c)	Total pelagic clay concentration* (kg/kg) [4]	Pelagic carbonate concentration (kg/kg) [4]	Mean shale concentration* (kg/kg) [4]	Potential clay enrichment (kg/kg) (d)	K_d based on Σ pelagic clay* (d)	K_d based on potential enrichment* (d)	K_d based on potential carbonate exchange (d)	Recommended K_d values (pelagic)			Other recommended K_d values		Other derived K_d values	
												Mean*	(c) Maximum*	Minimum *	[5]	[1]	[6]	[7]
H	1.1×10^{-1}	W	E	[8]								1×10^0	1×10^0	1×10^0				
C	5×10^{-7}	O			4.5×10^{-3}		1.4×10^{-2}	—	9×10^3			2×10^3	1×10^4	(5×10^2)				—
C	2.8×10^{-5}	Σ	E	[8]	4.5×10^{-3}	6.6×10^{-2}	1.4×10^{-2}	—	1.6×10^2		2.4×10^3							
Na	1.1×10^{-2}	M	E	[8]	1.1×10^{-2}	5.9×10^{-3}	5.9×10^{-3}	5×10^{-3}	1×10^0	5×10^{-1}		1×10^0	1×10^1	1×10^{-1}				1×10^{-1}
S	9×10^{-4}	M/SO ₄	E	[8]	1.3×10^{-3}	1.3×10^{-3}	2.4×10^{-3}	—	1.4×10^0	—		1×10^0	1×10^1	1×10^0				—
Cl	1.9×10^{-2}	M	E	[8]	2.2×10^{-2}	2.1×10^{-2}	1.6×10^{-4}	2.2×10^{-2}	1.2×10^0	1.2×10^0		1×10^0	1×10^1	1×10^0				—
Ca	4.1×10^{-4}	M	E	[8]	1×10^{-2}	2×10^{-1}	1.6×10^{-2}	—	2.4×10^1	—	4.9×10^2	1×10^2	1×10^3	1×10^1				1×10^2
												[26]						
Sc	6×10^{-13}	T	Q	[8]	1.9×10^{-5}	2×10^{-5}	1.3×10^{-5}	6×10^{-5}	3.2×10^7	1×10^7		1×10^7	5×10^7	1×10^6			4×10^7	5×10^7
Cr	2×10^{-10}	T	G	[9]	9×10^{-5}	1.1×10^{-5}	9×10^{-5}	—	4.5×10^5			5×10^4	5×10^5	5×10^3			3×10^5	5×10^5
Mn	3×10^{-11}	T	G	[10]	6.7×10^{-3}	1×10^{-3}	8×10^{-4}	5.8×10^{-3}	2.2×10^8	1.9×10^8		2×10^8	5×10^8	3×10^4 [26]		1×10^7	2×10^7	5×10^7
	1×10^{-11}	(Pacific)		[11]														
Fe	2×10^{-10}	T	G	[12]	5.8×10^{-2}	2.7×10^{-2}	4.8×10^{-2}	1×10^{-2}	2.9×10^8	5×10^7		5×10^7	3×10^8	3×10^4		2×10^7	5×10^7	
Co	5×10^{-12}	T	Q	[13]	7.4×10^{-5}	7×10^{-6}	1.9×10^{-5}	5.5×10^{-5}	1.5×10^7	1.1×10^7		1×10^7	2×10^7	5×10^4		1×10^6	2×10^6	
	2×10^{-12}	(Pacific)		[14]														
Ni	2×10^{-10}	T	G	[15]	2.3×10^{-4}	3×10^{-5}	6.8×10^{-5}	1.6×10^{-4}	1.2×10^6	8×10^5		1×10^6	2×10^6	2×10^4 [26]			3×10^5	5×10^5
	5×10^{-10}	(Pacific)		[11]														
Zn	2×10^{-10}	T	G	[15]	1.7×10^{-4}	3.5×10^{-5}	1.2×10^{-4}	5×10^{-5}	8.5×10^5	2.5×10^5		1×10^5	1×10^6	1×10^6 [26]			3×10^5	4×10^5
	6×10^{-10}	(Pacific)																
Se	1×10^{-10}	T	G	[16]	1.7×10^{-7}	1.7×10^{-7}	5×10^{-7}	—	1.7×10^3	—		1×10^3	1×10^4	1×10^2	1×10^4		1×10^3	—
	1.5×10^{-10}	(Pacific)		[16]														
Kr	2×10^{-10}	G		[8]								1×10^0	1×10^1	1×10^0				—
Sr	7.9×10^{-5}	M	E	[8]	1.8×10^{-5}	2×10^{-3}	3×10^{-4}	—	2.3×10^0	—	2.5×10^2	2×10^2	5×10^2	2×10^0				1×10^{-1}
												[26]						
Y	1.3×10^{-12}	T	Q	[8]	3.2×10^{-5}	4.2×10^{-5}	4.1×10^{-5}	—	2.5×10^7	—		2×10^6	3×10^7	(2×10^5)				8×10^7
Zr	3×10^{-11}	T	Q	[8]	1.5×10^{-4}	2×10^{-5}	1.6×10^{-4}	—	5×10^5	—		5×10^5	5×10^6	1×10^4				8×10^6
Nb	1×10^{-11}	T	Q	[8]	1.4×10^{-5}	4.6×10^{-6}	1.8×10^{-5}	—	1.4×10^6			2×10^5	2×10^6	(2×10^4)				—
Tc								—	—			1×10^2	1×10^3	1×10^1	1×10^4			—
Ru	7×10^{-13}	T	Q	[4]	(1×10^{-9})			—	(1.4×10^3)			(1×10^3)	1×10^4	1×10^2				—
Pd	7×10^{-14}	T	Q	[17]	3.7×10^{-9}	7×10^{-9}		—	5×10^4	—		5×10^3	2×10^6	1×10^3				—
Ag	3.3×10^{-12}	T	G	[18]	1.1×10^{-7}	6×10^{-8}	7×10^{-8}	4×10^{-8}	3.3×10^4	1.2×10^4		1×10^4	5×10^4	3×10^3			3×10^3	5×10^3
Cd	3×10^{-11}	T	G	[15]	2.1×10^{-7}	2.3×10^{-7}	2.2×10^{-7}	—	7×10^3	—		5×10^3	1×10^5	1×10^3			1×10^4	1×10^4
	1×10^{-10}	(Pacific)		[11]														
In	1×10^{-13}	T	Q	[8]	7×10^{-8}	2×10^{-8}	5.7×10^{-8}	1.3×10^{-8}	7×10^5	1.3×10^5		1×10^5	1×10^6	(1×10^4)				1×10^6
Sn	1×10^{-11}	T	G	[8, 19]	3.2×10^{-6}	1.5×10^{-6}	6×10^{-6}	—	3.2×10^5			5×10^4	5×10^5	(5×10^3)				—

TABLE I (cont.)

Elements	Deep pelagic sea water concentration (kg/Kg)				Total pelagic clay concentration* (kg/kg) [4]	Pelagic carbonate concentration (kg/kg) [4]	Mean shale concentration* (kg/kg) [4]	Potential clay enrichment (kg/kg) (d)	K _d based on Σ pelagic clay* (d)	K _d based on potential enrichment* (d)	K _d based on potential carbonate exchange (d)	Recommended K _d values (pelagic)			Other recommended K _d values		Other derived K _d values	
		(a)	(b)	(c)								Mean*	(c) Maximum*	Minimum *	[5]	[1]	[6]	[7]
Sb	2.4 × 10 ⁻¹⁰	T	Q	[8]	1 × 10 ⁻⁶	1.5 × 10 ⁻⁷	1.5 × 10 ⁻⁶	—	4.2 × 10 ³			5 × 10 ²	5 × 10 ³	(1 × 10 ²)			5 × 10 ³	—
Te									—			(1 × 10 ³)	(1 × 10 ⁴)	(1 × 10 ²)				—
I	6.4 × 10 ⁻⁸	T	E	[8]	3 × 10 ⁻⁵	3.1 × 10 ⁻⁵	1.9 × 10 ⁻⁵	1.1 × 10 ⁻⁵	4.7 × 10 ²	1.7 × 10 ²		2 × 10 ²	5 × 10 ²	5 × 10 ¹	1 × 10 ²			—
Xe	4.7 × 10 ⁻¹¹	G										1 × 10 ⁰	1 × 10 ¹	1 × 10 ⁰				—
Cs	3 × 10 ⁻¹⁰	T	G	[8]	6 × 10 ⁻⁶	4 × 10 ⁻⁷	5.5 × 10 ⁻⁶	5 × 10 ⁻⁷	2 × 10 ⁴	1.7 × 10 ³		2 × 10 ³	2 × 10 ¹	5 × 10 ²	5 × 10 ²		2 × 10 ⁴	1 × 10 ⁴
Ba	2 × 10 ⁻⁸	T	G	[8]	2.3 × 10 ⁻³	1.9 × 10 ⁻⁴	5.5 × 10 ⁻⁴	1.7 × 10 ⁻³	1.2 × 10 ⁵	8.5 × 10 ⁴	9.5 × 10 ³	1 × 10 ⁴	2 × 10 ⁵	1 × 10 ³				1 × 10 ⁵
												[26]		[26]				
Ce	3 × 10 ⁻¹²	T	G	[20]	3.5 × 10 ⁻⁴	3.5 × 10 ⁻⁵	9.6 × 10 ⁻⁵	2.5 × 10 ⁻⁴	1.2 × 10 ⁸	8.3 × 10 ⁷		1 × 10 ⁸	2 × 10 ⁸	(1 × 10 ⁶)				1 × 10 ⁸
Pm								—	(1 × 10 ⁷)			(1 × 10 ⁶)	1 × 10 ⁷	5 × 10 ⁴				—
Pr	6 × 10 ⁻¹³			[8]	9.6 × 10 ⁻⁶	3.3 × 10 ⁻⁶	1.1 × 10 ⁻⁵	—	1.6 × 10 ⁷	—		2 × 10 ⁶	2 × 10 ⁷	(2 × 10 ⁵)				2 × 10 ⁷
Sm	7 × 10 ⁻¹³	T	G	[20]	6.2 × 10 ⁻⁶	3.8 × 10 ⁻⁶	7 × 10 ⁻⁶	—	8.9 × 10 ⁶	—		1 × 10 ⁶	1 × 10 ⁷	(1 × 10 ⁵)				—
Eu	1.7 × 10 ⁻¹³	T	G	[20]	1.8 × 10 ⁻⁶	6 × 10 ⁻⁷	1.2 × 10 ⁻⁶	6 × 10 ⁻⁷	1.1 × 10 ⁷	3.5 × 10 ⁶		4 × 10 ⁶	1 × 10 ⁷	(1 × 10 ⁵)				—
Gd	8.2 × 10 ⁻¹³	T	G	[20]	7.4 × 10 ⁻⁶	3.8 × 10 ⁻⁶	6 × 10 ⁻⁶	1.4 × 10 ⁻⁶	9 × 10 ⁶	1.7 × 10 ⁶		2 × 10 ⁶	1 × 10 ⁷	(2 × 10 ⁵)				—
Tb	1 × 10 ⁻¹³	T	G	[8]	1.1 × 10 ⁻⁶	6 × 10 ⁻⁷	1 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁷	1.1 × 10 ⁷	1 × 10 ⁶		1 × 10 ⁶	1 × 10 ⁷	(1 × 10 ⁵)				—
Dy	1 × 10 ⁻¹²	T	G	[20]	(6 × 10 ⁻⁵)	2.7 × 10 ⁻⁶	5.8 × 10 ⁻⁶	2 × 10 ⁻⁷	(6 × 10 ⁶)	(5.8 × 10 ⁶)		(5 × 10 ⁶)	(1 × 10 ⁷)	(1 × 10 ⁵)				—
Tm	2 × 10 ⁻¹³	T	G	[8]	5.6 × 10 ⁻⁷	1 × 10 ⁻⁷	6 × 10 ⁻⁷	—	2.8 × 10 ⁶	—		5 × 10 ⁵	5 × 10 ⁶	(5 × 10 ⁴)				—
Yb	8.2 × 10 ⁻¹³	T	G	[20]	2.9 × 10 ⁻⁶	1.5 × 10 ⁻⁶	3.9 × 10 ⁻⁶	—	3.5 × 10 ⁶	—		5 × 10 ⁵	5 × 10 ⁶	(5 × 10 ⁴)				—
Hf	7 × 10 ⁻¹²	T	G	[8]	4.1 × 10 ⁻⁶	4.1 × 10 ⁻⁷	2.8 × 10 ⁻⁶	1.3 × 10 ⁻⁶	5.9 × 10 ⁵	1.9 × 10 ⁵		2 × 10 ⁵	1 × 10 ⁶	(2 × 10 ⁴)				1 × 10 ⁶
Ta	2 × 10 ⁻¹²	T	Q	[8]	1.2 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁸	2 × 10 ⁻⁶	—	6 × 10 ⁵	—		5 × 10 ⁴	1 × 10 ⁶	(5 × 10 ³)				—
W	1 × 10 ⁻¹⁰	T	Q	[8]	1.1 × 10 ⁻⁶	1.1 × 10 ⁻⁷	1.9 × 10 ⁻⁶	—	1.1 × 10 ⁴	—		1 × 10 ³	2 × 10 ⁴	(5 × 10 ²)				—
Ir					3 × 10 ⁻¹⁰		(3 × 10 ⁻¹²)	—				(3 × 10 ⁶)	(1 × 10 ⁷)	(5 × 10 ⁴)				—
Hg	2 × 10 ⁻¹²	T	G	[21]	8 × 10 ⁻⁸	4.6 × 10 ⁻⁷	1.8 × 10 ⁻⁷	—	4 × 10 ⁴	—		5 × 10 ³	5 × 10 ⁴	(5 × 10 ²)			3 × 10 ³	5 × 10 ³
Tl	1 × 10 ⁻¹¹	T	Q	[8]	9 × 10 ⁻⁷	1.6 × 10 ⁻⁷	1.2 × 10 ⁻⁶	—	9 × 10 ⁴	—		1 × 10 ⁴	1 × 10 ⁵	(1 × 10 ³)				1 × 10 ⁵
Pb	4 × 10 ⁻¹²	T	G	[22]	8 × 10 ⁻⁵	1.7 × 10 ⁻⁵	2.3 × 10 ⁻⁵	5.7 × 10 ⁻⁵	2 × 10 ⁷	1.4 × 10 ⁷		1 × 10 ⁷	2 × 10 ⁷	1 × 10 ⁴	1 × 10 ⁴	8 × 10 ⁶		5 × 10 ⁷
	1.5 × 10 ⁻⁹	(Pacific)		[22]					(5 × 10 ⁷)	(4 × 10 ⁷)		5 × 10 ⁷	4 × 10 ⁷	1 × 10 ⁴				—
Po	7 × 10 ⁻²¹	T	G	[23]								2 × 10 ⁷	5 × 10 ⁷	1 × 10 ⁵				—
Ra	7 × 10 ⁻¹⁷	T	G	[8]	2 × 10 ⁻¹¹	2 × 10 ⁻¹²	1.1 × 10 ⁻¹²	1.9 × 10 ⁻¹¹	2.9 × 10 ⁵	2.7 × 10 ⁵	2.9 × 10 ⁴	3 × 10 ⁴	5 × 10 ⁵	5 × 10 ²	5 × 10 ²	(²²⁶ Ra)	—	
Ac												2 × 10 ⁶	2 × 10 ⁷	2 × 10 ⁵				—
Th	1 × 10 ⁻¹³	T	G	[24]	5 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁶	1.2 × 10 ⁻⁵	—	5 × 10 ⁷	—		5 × 10 ⁶	1 × 10 ⁸	(5 × 10 ⁵)	5 × 10 ⁶	2 × 10 ⁷	1 × 10 ⁸	1 × 10 ⁸
Pa	2.4 × 10 ⁻¹⁸	T	G	[25]								5 × 10 ⁶	5 × 10 ⁷	1 × 10 ⁵	1 × 10 ⁴	1 × 10 ⁷		
U	3.2 × 10 ⁻⁹	T	E	[8]	1 × 10 ⁻⁶		3.7 × 10 ⁻⁶	—	3.1 × 10 ²		5 × 10 ²	5 × 10 ²	(1 × 10 ³)	(1 × 10 ²)	5 × 10 ²		5 × 10 ²	5 × 10 ²
Np												1 × 10 ³	7 × 10 ⁴	1 × 10 ²				
Pu												1 × 10 ⁵	1 × 10 ⁶	1 × 10 ⁴				

TABLE I (cont.)

Elements	Deep pelagic sea water concentration (kg/Kg)	(a)	(b)	(c)	Total pelagic clay concentration* (kg/kg) [4]	Pelagic carbonate concentration (kg/kg) [4]	Mean shale concentration* (kg/kg) [4]	Potential clay enrichment (kg/kg) (d)	K _d based on Σ pelagic clay* (d)	K _d based on potential enrichment* (d)	K _d based on potential carbonate exchange (d)	Recommended K _d values (pelagic)			Other recommended K _d values		Other derived K _d values	
												Mean*	(c) Maximum*	Minimum *	[5]	[1]	[6]	[7]
Am												2 × 10 ⁶	2 × 10 ⁷	1 × 10 ⁵				
Cm												2 × 10 ⁶	2 × 10 ⁷	2 × 10 ⁵				
Bk												2 × 10 ⁶	2 × 10 ⁷	1 × 10 ⁴				
Cf												2 × 10 ⁶	2 × 10 ⁷	1 × 10 ⁴				

(a) 相: W=水; O=有機物質; Σ=全; M=主要イオン; T=微量元素; G=気体

(b) データの信頼度: E=非常に高い; Q=あまり知られていない; G=信頼できる値だが少ない

(c) データ源

(d) 計算値

(e) 計算により得られた平均値および最大値ならびに任意に選ばれた最小値 (2.1 節に説明文)

* 星印とカッコ内の値は2.1 節参照

TABLE II. DEEP-OCEAN FERROMANGANESE NODULE
CONCENTRATION FACTORS

Elements	Deep pelagic sea water concentration (kg/Kg)	Concentration in ferromanganese nodules (kg/Kg) [4]	Derived concentration factor	Values from Refs [6,32]
H	1.1×10^{-1}			
C	5×10^{-7}			
Na	1.1×10^{-2}	1.9×10^{-2}	1.7×10^0	
S	9×10^{-4}	7.5×10^{-4}	8.3×10^{-1}	
Cl	1.9×10^{-2}			
Ca	4.1×10^{-4}	2.5×10^{-2}	6.1×10^1	
Sc	6×10^{-13}	1×10^{-5}	1.7×10^7	
Cr	2×10^{-10}	1.4×10^{-5}	7×10^4	
Mn	3×10^{-11}	1.6×10^{-1}	5.3×10^9	
Fe	2×10^{-10}	1.6×10^{-1}	8×10^9	
Co	5×10^{-12}	3×10^{-3}	6×10^8	
Ni	2×10^{-10}	4.9×10^{-3}	2.5×10^7	
Zn	2×10^{-10}	7.1×10^{-4}	3.5×10^6	
Se	1×10^{-10}			
Kr	2×10^{-10}			
Ru	7×10^{-13}			
Sr	7.9×10^{-6}	8.3×10^{-4}	1.1×10^2	
Y	1.3×10^{-12}	3.1×10^{-4}	2.4×10^8	
Zr	3×10^{-11}	6.5×10^{-4}	2.2×10^7	
Nb	1×10^{-11}	$\sim 1 \times 10^{-5}$	$\sim 1 \times 10^6$	
Tc	—	—	—	
Ru	7×10^{-13}	—	—	
Pd	7×10^{-14}	7×10^{-10}	1×10^4	
Ag	3.3×10^{-12}	6×10^{-6}	1.8×10^6	
Cd	3×10^{-11}	8×10^{-6}	2.7×10^5	
In	1×10^{-13}	2.5×10^{-7}	2.5×10^6	
Sn	1×10^{-11}	2.7×10^{-6}	2.7×10^5	
Sb	2.4×10^{-10}	$\sim 1 \times 10^{-5}$	$\sim 4 \times 10^4$	

TABLE II. (cont.)

Elements	Deep pelagic sea water concentration (kg/Kg) ²	Concentration in ferromanganese nodules (kg/Kg) [4]	Derived concentration factor	Values from Refs [6,32]
Te		4.8×10^{-5}		
I	6.4×10^{-8}	$\sim 5 \times 10^{-4}$	$\sim 8 \times 10^3$	
Xe	4.7×10^{-11}			
Cs	3×10^{-10}	5×10^{-7}	1.7×10^3	
Ba	2×10^{-8}	2×10^{-3}	1×10^5	
Ce	3×10^{-12}	7.2×10^{-4}	2.4×10^8	
Pm	—	—	—	5×10^7
Pr	6×10^{-13}	5×10^{-5}	8.3×10^7	
Sm	7×10^{-13}	9×10^{-5}	1.3×10^8	
Eu	1.7×10^{-13}	1.4×10^{-5}	3.2×10^7	
Gd	8.2×10^{-13}	6.4×10^{-5}	7.8×10^5	
Tb	1×10^{-13}	1×10^{-5}	1×10^8	
Dy	1×10^{-12}	4.2×10^{-5}	4.2×10^7	
Tm	2×10^{-13}	$< 2.4 \times 10^{-5}$	$< 1 \times 10^7$	
Yb	8.2×10^{-13}	6.4×10^{-6}	7.8×10^5	
Hf	7×10^{-12}	$\sim 1 \times 10^{-7}$	$\sim 1 \times 10^4$	3×10^5
Ta	2×10^{-12}			
W	1×10^{-10}	6×10^{-5}	6×10^5	
Ir		9×10^{-9}		
Hg	2×10^{-12}	5×10^{-7}	2.5×10^5	
Tl	1×10^{-11}	1×10^{-4}	1×10^7	
Pb	4×10^{-12}	8.7×10^{-4}	2.2×10^8	
Po	7×10^{-21}			
Ra	7×10^{-17}			3×10^5
Ac	—	—	—	
Th	1×10^{-13}		1×10^8	
Pa	2.4×10^{-18}			
U	3.2×10^{-9}	1×10^{-5}	3.1×10^3	

² 表Iからのデータ

TABLE III. COASTAL SEDIMENT CONCENTRATION FACTORS

Elements	Deep pelagic sea water concentration (kg/Kg)	River water concentration (kg/Kg)	Estimated coastal water concentration (kg/Kg)	Data for coastal sediment concentration (kg/Kg)	Mean shale concentration (kg/Kg)	Mean crustal concentration (kg/Kg)	Coastal sediment clay/silt based on mean shale concentration (kg/Kg)	Coastal sediment based on 20 % exchangeable phase (kg/Kg)	CF for coastal sediment/water	CF based on carbonate exchange	Experimental values (51% sand)	Experimental values (100% mud/salt)	Recommended CFs for coastal areas (d)			Other derived CFs
	(a)	[33]	(b)	(c)	[4]	[4]	(c)	(c)	(c)	(c)	[3, 34, 35]	[3, 34, 35]	Mean	Maximum	Minimum	[36-38]
H	1.1×10^{-1}		1.1×10^{-1}										1×10^0	1×10^0	$< 1 \times 10^0$	
C ^(e)	5×10^{-7}		5×10^{-6}	1×10^{-2} [34]	1.4×10^{-2}	4.8×10^{-4}		1×10^{-2}	2×10^3				{	2×10^3	1×10^4	4×10^2
C ^(e)	2.8×10^{-5}		2.8×10^{-5}					1×10^{-2}	4×10^2							
Na	1.1×10^{-2}	5.3×10^{-6}	1.1×10^{-2}		5.9×10^{-3}	2.3×10^{-2}	5.9×10^{-3}	1×10^{-3}	1×10^{-1}				1×10^{-1}	1×10^0	$< 1 \times 10^{-1}$	
S	9×10^{-4}	—	9×10^{-4}		2.4×10^{-3}	2.6×10^{-3}	2.4×10^{-3}	5×10^{-4}	6×10^{-1}				5×10^{-1}	1×10^0	$< 1 \times 10^{-1}$	
Cl	1.9×10^{-2}	7.8×10^{-6}	1.9×10^{-2}		1.6×10^{-4}	1.3×10^{-4}	1.6×10^{-4}	3×10^{-5}	3×10^{-2}				3×10^{-2}	1×10^0	3×10^{-2}	
Ca	4.1×10^{-4}	1.3×10^{-5}	4.1×10^{-4}		1.6×10^{-2}	4.1×10^{-2}	1.6×10^{-2}	3×10^{-3}	7×10^1	4.9×10^2			5×10^2	1×10^3	5×10^1	
Sc	6×10^{-13}	4×10^{-12}	6×10^{-13}		1.3×10^{-5}	1.6×10^{-5}	1.3×10^{-5}	3×10^{-6}	5×10^6				5×10^6	2×10^7	1×10^6	
Cr	2×10^{-10}	1×10^{-9}	5×10^{-10}		9×10^{-5}	$\sim 1 \times 10^{-4}$	9×10^{-5}	2×10^{-5}	4×10^4				5×10^4	2×10^5	1×10^4	
Mn	3×10^{-11}	8.2×10^{-9}	1×10^{-9}	8.5×10^{-4} [39, 40]	8.5×10^{-4}	9.5×10^{-4}	8.5×10^{-4}	2×10^{-4}	2×10^5		5×10^3	6×10^3	2×10^5	1×10^6	5×10^3 ^(f)	
Fe	2×10^{-10}	4×10^{-8}	2×10^{-9}	4.8×10^{-2} [39, 40]	4.8×10^{-2}	4.1×10^{-2}	4.8×10^{-4}	1×10^{-4}	5×10^4		9×10^3	1.3×10^4	5×10^4	2×10^5	1×10^4 ^(f)	
Co	5×10^{-12}	2×10^{-10}	2×10^{-11}	1.9×10^{-5} [39, 40]	1.9×10^{-5}	2×10^{-5}	1.9×10^{-5}	4×10^{-6}	2×10^5		6×10^3	6.8×10^4	2×10^5	1×10^6	2×10^4 ^(f)	
Ni	2×10^{-10}	5×10^{-10}	2×10^{-10}	6.8×10^{-5} [39, 40]	6.8×10^{-5}	$\sim 8 \times 10^{-5}$	6.8×10^{-5}	2×10^{-5}	1×10^5				1×10^5	5×10^5	2×10^4	
Zn	2×10^{-10}	3×10^{-8}	1×10^{-9}	9.5×10^{-5} [39]	1.2×10^{-4}	7.5×10^{-5}	1.2×10^{-4}	2×10^{-5}	2×10^4		9×10^3	1.4×10^4	2×10^4	1×10^5	5×10^3 ^(f)	
Se	1×10^{-10}	—	1×10^{-10}		5×10^{-7}	5×10^{-8}	5×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^3				1×10^5	5×10^3	2×10^2	
Kr	2×10^{-10}	—	—		—	—	—						$< 1 \times 10^0$	1×10^1	$< 1 \times 10^0$	
Sr	7.9×10^{-6}	6×10^{-8}	2×10^{-5}	3×10^{-4} [41]	3×10^{-4}	3.7×10^{-4}	3×10^{-4}	6×10^{-5}	3×10^0	2.5×10^3	1×10^2	8×10^2 ^(f)	1×10^3	5×10^3	1×10^2	
Y	1.3×10^{-12}	—	1.3×10^{-12}	2×10^{-5} [41]	4.1×10^{-5}	3×10^{-5}	4.1×10^{-5}	1×10^{-5}	8×10^6				1×10^7	5×10^7	2×10^6	
Zr	3×10^{-11}	—	3×10^{-11}	8×10^{-5} [41]	1.6×10^{-4}	1.9×10^{-4}	1.6×10^{-4}	3×10^{-5}	1×10^6				1×10^6	5×10^6	2×10^5	
Nb	1×10^{-11}	—	1×10^{-11}		1.8×10^{-5}	2×10^{-5}	1.8×10^{-5}	4×10^6	4×10^5				5×10^5	2×10^6	1×10^5	
Tc	—	—	—		—	—	—						1×10^2	1×10^3	1×10^1	
Ru	7×10^{-13}	—	7×10^{-13}		—	$\sim 1 \times 10^{-9}$	1×10^{-9}	2×10^{-10}	3×10^2		1.7×10	2.5×10^3	3×10^2	3×10^3	1×10^2	
Pd	7×10^{-14}	—	2×10^{-15}		—	$\sim 6 \times 10^{-10}$	6×10^{-10}	1×10^{-10}	5×10^4				5×10^4	2×10^5	1×10^4	
Ag	3.3×10^{-12}	3×10^{-10}	3×10^{-11}		7×10^{-8}	7×10^{-8}	7×10^{-5}	2×10^{-8}	7×10^2				1×10^3	5×10^3	2×10^2	
Cd	3×10^{-11}	2×10^{-11}	3×10^{-11}		2.2×10^{-7}	1.1×10^{-7}	2.2×10^{-7}	5×10^{-8}	2×10^3				2×10^3	1×10^4	5×10^2	
In	1×10^{-13}	—	1×10^{-13}		5.7×10^{-8}	4.9×10^{-8}	5.7×10^{-8}	1×10^{-5}	1×10^5				1×10^5	5×10^5	2×10^4	
Sn	1×10^{-11}	—	1×10^{-11}		6×10^{-6}	2.2×10^{-6}	6×10^{-8}	1×10^{-8}	1×10^3				1×10^3	5×10^3	2×10^2	
Sb	2.4×10^{-10}	1×10^{-9}	2.4×10^{-10}		1.5×10^{-6}	2×10^{-7}	1.5×10^{-6}	3×10^{-7}	1×10^3				1×10^3	5×10^3	2×10^2	
Te	—	—	—		$< 1 \times 10^7$	$\sim 5 \times 10^{-9}$	5×10^{-9}	1×10^{-9}					$(1 \times 10^3) (5 \times 10^3)$		$(2 \times 10^2) \text{Se}$	

TABLE III. (cont.)

Elements	Deep pelagic sea water concentration (kg/Kg)	River water concentration (kg/Kg)	Estimated coastal water concentration (kg/Kg)	Data for coastal sediment concentration (kg/Kg)	Mean shale concentration (kg/Kg)	Mean crustal concentration (kg/Kg)	Coastal sediment clay/silt based on mean shale concentration (kg/Kg)	Coastal sediment based on 20 % exchangeable phase (kg/Kg)	C F for coastal sediment/water	C F based on carbonate exchange	Experimental values (51% sand)	Experimental values (100% mud/salt)	Recommended C F s for coastal areas (d)			Other derived C F s
	(a)	[33]	(b)	(c)	[4]	[4]	(c)	(c)	(c)	(c)	[3, 34, 35]	[3, 34, 35]	Mean	Maximum	Minimum	[36-38]
I	6.4×10^{-8}	(2.5×10^{-6})	2×10^{-7}		1.9×10^{-5}	1.4×10^{-7}	1.9×10^{-5}	4×10^{-6}	2×10^1				2×10^1	1×10^2	5×10^0	
Xe	4.7×10^{-11}	—	4.7×10^{-11}		—	—	—						$< 1 \times 10^0$	1×10^1	1×10^0	
Cs	3×10^{-10}	3.5×10^{-11}	3×10^{-10}		5.5×10^{-6}	3×10^{-6}	5.5×10^{-6}	1×10^{-6}	3×10^3		3×10^2	1.7×10^2 (1)	3×10^3	2×10^4	1×10^2 (1)	
Ba	2×10^{-8}	6×10^{-8}	2×10^{-8}	5.8×10^{-4} [39, 40]	5.5×10^{-4}	5×10^{-4}	5.5×10^{-4}	1×10^{-4}	5×10^3	9.5×10^3			5×10^3	2×10^4	1×10^3	
Ce	3×10^{-12}	8×10^{-11}	1×10^{-11}		9.6×10^{-5}	6.8×10^{-5}	9.6×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^6		1.1×10^5		2×10^6	1×10^7	1×10^5 (1)	
Pm	—	—	—		—	—	—				3.7×10^3	5×10^3	(2×10^6)	(1×10^7)	5×10^3 (1)	$2-10 \times 10^6$
																[36]
Pr	6×10^{-13}	7×10^{-12}	1×10^{-12}		1.1×10^{-5}	9.5×10^{-6}	1.1×10^{-5}	2×10^{-6}	2×10^6				2×10^6	1×10^7	5×10^5	
Sm	7×10^{-13}	8×10^{-12}	1×10^{-12}		7×10^{-6}	7.9×10^{-6}	7×10^{-6}	2×10^{-6}	2×10^6				2×10^6	1×10^7	5×10^5	
Eu	1.7×10^{-13}	1×10^{-12}	4×10^{-13}		1.2×10^{-6}	2.1×10^{-6}	1.2×10^{-6}	2×10^{-7}	5×10^5				5×10^5	2×10^6	1×10^5	
Gd	8.2×10^{-13}	8×10^{-12}	1×10^{-12}		6×10^{-6}	7.7×10^{-6}	6×10^{-6}	1×10^{-6}	1×10^6				1×10^6	5×10^6	2×10^5	
Tb	1×10^{-13}	1×10^{-12}	2×10^{-13}		1×10^{-6}	1.1×10^{-6}	1×10^{-6}	2×10^{-7}	1×10^6				1×10^6	5×10^6	2×10^5	
Dy	1×10^{-12}	—	2×10^{-12}		5.8×10^{-6}	6×10^{-6}	5.8×10^{-6}	1×10^{-6}	5×10^5				5×10^5	2×10^6	1×10^5	
Tm	2×10^{-13}	1×10^{-12}	3×10^{-13}		6×10^{-7}	4.8×10^{-7}	6×10^{-7}	1×10^{-7}	3×10^5				3×10^5	1×10^6	5×10^4	
Yb	8.2×10^{-13}	4×10^{-12}	1×10^{-12}		3.9×10^{-6}	3.3×10^{-6}	3.9×10^{-6}	1×10^{-6}	1×10^6				1×10^6	5×10^6	2×10^5	
Hf	7×10^{-12}	1×10^{-11}	7×10^{-12}		2.8×10^{-6}	5.3×10^{-6}	2.8×10^{-6}	6×10^{-7}	1×10^5				1×10^5	5×10^5	2×10^4	
Ta	2×10^{-12}	2×10^{-12}	2×10^{-12}		2×10^{-6}	2×10^{-6}	2×10^{-6}	4×10^{-7}	2×10^5				2×10^5	1×10^6	5×10^4	
W	1×10^{-10}	—	1×10^{-10}		1.9×10^{-6}	1×10^{-6}	1.9×10^{-6}	4×10^{-7}	4×10^3				4×10^3	2×10^4	1×10^3	
Ir	—	—	—		—	3×10^{-12}	3×10^{-12}	5×10^{-13}					(1×10^5)	(5×10^5)	(1×10^4)	Co
Hg	2×10^{-12}	(1×10^{-11})	5×10^{-12}		1.8×10^{-7}	5×10^{-8}	1.8×10^{-7}	4×10^{-8}	1×10^4				1×10^4	5×10^4	2×10^3	
Tl	1×10^{-11}	—	1×10^{-11}		1.2×10^{-6}	6×10^{-7}	1.2×10^{-6}	2×10^{-7}	2×10^4				2×10^4	1×10^5	5×10^3	
Pb	4×10^{-12}	1×10^{-10}	2×10^{-11}	2×10^{-5} [39]	2.3×10^{-5}	1.4×10^{-5}	2.3×10^{-5}	5×10^{-6}	2×10^5				2×10^5	1×10^6	5×10^4	
Po	7×10^{-21}		7×10^{-18}		—	—	—						2×10^7	5×10^7	1×10^5	
Ra	7×10^{-17}	(8×10^{-17})	7×10^{-17}		1.1×10^{-12}	6×10^{-13}	1.1×10^{-12}	2×10^{-13}	3×10^3	2.9×10^4			5×10^3	5×10^4	5×10^2	
Ac					—	—	—						2×10^6	2×10^6	2×10^5	
Th	1×10^{-13}	1×10^{-10}	1×10^{-12}		1.2×10^{-5}	1.2×10^{-5}	1.2×10^{-5}	2×10^{-6}	2×10^6				2×10^6	1×10^7	5×10^5	1×10^7 [36]
Pa	2.4×10^{-18}		1×10^{-16}		—	—	—						5×10^6	5×10^7	1×10^5	
U	3.2×10^{-9}	2.4×10^{-10}	3.2×10^{-9}	2×10^5 [41]	3.7×10^{-5}	2.4×10^{-6}	3.7×10^{-5}	1×10^{-6}	3×10^2				1×10^3	5×10^3	2×10^2	1×10^3 [36]
								4×10^{-6}	1×10^3							

TABLE III. (cont.)

Elements	Deep pelagic sea water concentration (kg/Kg)	River water concentration (kg/Kg)	Estimated coastal water concentration (kg/Kg)	Data for coastal sediment concentration (kg/Kg)	Mean shale concentration (kg/Kg)	Mean crustal concentration (kg/Kg)	Coastal sediment clay/silt based on mean shale concentration (kg/Kg) (c)	Coastal sediment based on 20 % exchangeable phase (kg/Kg) (c)	C F for coastal sediment/water (c)	C F based on carbonate exchange (c)	Experimental values (51% sand) [3, 34, 35]	Experimental values (100% mud/salt) [3, 34, 35]	Recommended C F s for coastal areas (d)			Other derived C F s [36-38]
	(a)	[33]	(b)	(c)	[4]	[4]							Mean	Maximum	Minimum	
Np													1×10^3	7×10^4	1×10^2	5×10^3 [36] 1×10^4 [37]
Pu													1×10^5	1×10^6	1×10^4	4×10^5 [36]
Am													2×10^6	2×10^7	1×10^5	2×10^6 [36]
Cm													2×10^6	2×10^7	1×10^4	1×10^6 [37]
Bk													2×10^6	2×10^7	1×10^4	$2-10 \times 10^4$
Cf																[38]

(a) 表 I と同じデータである。

(b) 任意に選んだ値 — 2.3 節に説明してある。

(c) 2.3 節に説明してある。

(d) まるめた計算値および 2.3 節で説明された操作でえられた値。

(e) 一行目の炭素濃度は海水中の有機炭素濃度であり、二行目は全炭素濃度である。

(f) 部分的に実験データから選ばれた値である。

カッコ内の値は 2.3 節に説明してある。

TABLE IV. SUMMARY OF K_d AND CONCENTRATION FACTOR DATA

Elements	IAEA- TECDOC-211 values ^a [42]	Pelagic clays ^a	Fe-Mn nodules ^a	Coastal sediments ^a
H	1.0	$< 1 \times 10^0$	—	$< 1 \times 10^0$
C	100	2×10^3	—	2×10^3
Na	100	1×10^0	2×10^0	1×10^0
S	100	$< 1 \times 10^0$	1×10^0	5×10^{-1}
Cl	100	1×10^0	—	$< 3 \times 10^{-2}$
Ca	500	1×10^2	6×10^1	5×10^2
Sc		1×10^7	2×10^7	5×10^6
Cr	(1×10^4)	5×10^4	7×10^4	5×10^4
Mn	1×10^4	2×10^8	5×10^3	2×10^5
Fe	1×10^4	5×10^7	8×10^8	5×10^4
Co	1×10^4	1×10^7	6×10^3	2×10^5
Ni	1×10^4	1×10^6	3×10^7	1×10^5
Zn	1×10^4	2×10^5	4×10^6	2×10^4
Se	1×10^4	1×10^3	—	1×10^3
Kr	—	$< 1 \times 10^0$	—	$< 1 \times 10^0$
Sr	500	2×10^2	1×10^2	1×10^3
Y	1×10^4	2×10^6	2×10^8	1×10^7
Zr	1×10^4	5×10^5	2×10^7	1×10^6
Nb	1×10^4	2×10^5	1×10^6	5×10^5
Tc	1×10^4	1×10^2	—	1×10^2
Ru	1×10^4	(1×10^3)	—	3×10^2
Pd	5×10^3	5×10^3	1×10^4	5×10^4
Ag	1×10^4	1×10^4	2×10^6	1×10^3
Cd		5×10^3	3×10^5	2×10^3
In		1×10^5	3×10^6	1×10^5
Sn	1×10^4	5×10^4	3×10^5	1×10^3
Sb	1×10^4	5×10^2	4×10^4	1×10^3
Te	1×10^4	(1×10^3)	—	(1×10^3)
I	1×10^2	2×10^2	8×10^3	2×10^1
Xe		$< 1 \times 10^0$	—	$< 1 \times 10^0$
Cs	1×10^2	2×10^3	2×10^3	3×10^3

TABLE IV (cont.)

Elements	IAEA- TECDOC-211 values ^a [42]	Pelagic clays ^a	Fe-Mn nodules ^a	Coastal sediments ^a
Ba		1×10^4	1×10^5	5×10^3
Ce	1×10^4	1×10^8	2×10^8	2×10^5
Pm	1×10^4	(1×10^6)	(5×10^7)	2×10^6
Pr		2×10^6	8×10^7	2×10^6
Sm	(1×10^4)	1×10^6	1×10^8	2×10^6
Eu	1×10^4	4×10^6	8×10^7	5×10^5
Gd		2×10^6	8×10^6	1×10^6
Tb		1×10^6	1×10^8	1×10^6
Dy		(5×10^6)	4×10^7	5×10^5
Tm		5×10^5	$< 1 \times 10^7$	3×10^5
Yb		5×10^5	8×10^6	1×10^6
Hf		2×10^5	1×10^4	1×10^5
Ta		5×10^4		2×10^5
W		1×10^3	6×10^5	4×10^3
Ir		(3×10^6)	(3×10^6)	(1×10^5)
Hg		5×10^3	3×10^5	1×10^4
Tl		1×10^4	1×10^7	2×10^4
Pb	1×10^4	3×10^7	2×10^8	2×10^5
Po	1×10^4	2×10^7		2×10^7
Ra	5×10^2	3×10^4	(3×10^5)	5×10^3
Ac		2×10^6		2×10^6
Th	5×10^5	5×10^6	1×10^8	2×10^6
Pa	5×10^3	1×10^6		1×10^6
U	5×10^2	5×10^2	3×10^3	1×10^3
Np	(5×10^4)	5×10^3		5×10^3
Pu	5×10^4	1×10^5		1×10^5
Am	5×10^4	2×10^6		2×10^6
Cm	(5×10^4)	2×10^6		2×10^6
Bk		2×10^6		2×10^6
Cf	(5×10^4)	2×10^6		2×10^6

^a カッコ内の値は、2.1節および2.3節に説明してある。

REFERENCES

- [1] IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution - GESAMP, An Oceanographic Model for the Dispersion of Wastes Disposed of in the Deep Sea, Reports and Studies No.19, IAEA, Vienna (1983).
- [2] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, The Oceanographic and Radiological Basis for the Definition of High-Level Wastes Unsuitable for Dumping at Sea, Safety Series No.66, IAEA, Vienna (1984).
- [3] DUURSMA, E.K., GROSS, M.G., "Marine sediments and radioactivity", Radioactivity in the Marine Environment (SEYMOUR, A.H., Ed.), United States National Academy of Sciences, Washington, DC (1971).
- [4] BOWEN, H.J.M., Environmental Chemistry of the Elements, Academic Press, London (1979) 333.
- [5] NUCLEAR ENERGY AGENCY/ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, Report of the Interim Meeting held at NAGRA, Baden, Switzerland, September 19-24, 1982, NEA/OECD Seabed Working Group System Analysis Task team Report, Ecole des Mines de Paris, Fontainebleau (1982) 56.
- [6] LI, Y.-H., Interelement relationship in abyssal Pacific ferromanganese nodules and associated pelagic sediments, *Geochim. Cosmochim. Acta* 46(1982) 1053.
- [7] WHITFIELD, M., TURNER, D.R., Ultimate removal mechanisms of elements from the ocean - a comment, *Geochim. Cosmochim. Acta* 46 (1982) 1989.
- [8] BREWER, P.G., "Minor elements in seawater", Chemical Oceanography (RILEY, J.P., SKIRROW, G., Eds), Vol. 1, 2nd edn, Academic Press, New York (1975).
- [9] CAMPBELL, J.A., YEATS, P.A., Dissolved chromium in the Northwest Atlantic Ocean, *Earth Planet. Sci. Lett.* 53 (1981) 427.
- [10] BENDER, M.L., KLINKHAMMER, G.R., SPENCER, D.W., Manganese in seawater and the marine manganese balance, *Deep-Sea Res.* 24 (1977) 799.
- [11] BRULAND, K.W., FRANKS, R.P., "Mn, Ni, Cu, Zn and Cd in the western North Atlantic", Trace Metals in Seawater (WONG, C.S., BOYLE,

- E., BRULAND, K.W., BURTON, J.D., GOLDBERG, E.D., Eds), Plenum Press, New York (1983) 395.
- [12] BERMAN, S.S., STURGEON, R.E., DESAULNIERS, J.A.H., MYKYTIUK, A.P., Preparation of the seawater reference material for trace metals, NASS-1, Marine Pollut. Bull. 14 (1983) 69.
 - [13] KNAUER, G.A., MARTIN, J.M., GORDON, R.M., Cobalt in northeast Pacific waters, Nature (London) 297(1982) 49.
 - [14] WINDOM, H.L., SMITH, R.G., Unpublished data for the North Atlantic.
 - [15] YEATS, P.A., CAMPBELL, J.A., Nickel, copper, cadmium and zinc in the northwest Atlantic Ocean, Mar. Chem. 12 (1983) 43.
 - [16] MEASURES, C.I., GRANT, B.C., MANGUM, B.J., EDMOND, J.M., "The relationship of the distribution of dissolved selenium IV and VI in three oceans to physical and biological processes", Trace Metals in Seawater (WONG, C.S., BOYLE, E., BRULAND, K.W., BURTON, J.D., GOLDBERG, E.D., Eds), Plenum Press, New York (1983) 73.
 - [17] LEE, D.S., Palladium and nickel in northeast Pacific waters, Nature (London)305 (1983) 47.
 - [18] MARTIN, J.H., KNAUER, G.A., GORDON, R.M., Silver distributions and fluxes in northeast Pacific waters, Nature (London)350 (1983) 306.
 - [19] BRINKMAN, F.E., JACKSON, J.A., BLAIRE, W.R., OLSEN, G.J., IVERSON, W.P., "Ultratrace speciation and biogenesis of methyltin transport species in estuarine waters", Trace Metals in Seawater (WONG, C.S., BOYLE, E., BRULAND, K.W., BURTON, J.D., GOLDBERG, E.D., Eds), Plenum Press, New York (1983) 39.
 - [20] ELDERFIELD, H., GREAVES, M.J., The rare earth elements in sea water, Nature (London)296 (1982) 214.
 - [21] OLAFSSON, J., "Mercury concentrations in the North Atlantic in relation to cadmium, aluminium and oceanographic parameters", Trace Metals in Seawater (WONG, C.S., BOYLE, E., BRULAND, K.W., BURTON, J.D., GOLDBERG, E.D., Eds), Plenum Press, New York (1983) 475.
 - [22] SCHAULE, B.K., PATTERSON, C.C., "Perturbations of the natural lead depth profile in the Sargasso Sea by industrial lead", Trace Metals in Seawater (WONG, C.S., BOYLE, E., BRULAND, K.W., BURTON, J.D.,

- GOLDBERG, E.D., Eds), Plenum Press, New York (1983) 487.
- [23] BACON, M.P., SPENCER, D.W., BREWER, P.G., $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ and $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ disequilibria in seawater and suspended particulate matter, *Earth Planet. Sci. Lett.* 32 (1976) 277.
 - [24] BACON, M.P., ANDERSON, R.F., Distribution of thorium isotopes between dissolved and particulate forms in the deep sea, *J. Geophys. Res.* 87 (1982) 2045.
 - [25] MOORE, W.S., SACKETT, W.M., Uranium and thorium series in equilibrium in seawater, *J. Geophys. Res.* 69 (1964) 5401.
 - [26] BALISTRIERI, L.S., MURRAY, J.W., Marine scavenging: Trace metal adsorption by interfacial sediments from MANOP Site H, *Geochim. Cosmochim. Acta* 48 (1984) 921.
 - [27] WHITFIELD, M., The mean oceanic residence time (MORT) concept - a rationalization, *Mar. Chem.* 8 (1979) 101.
 - [28] WHITFIELD, M., TURNER, D.R., "Chemical periodicity and the speciation and cycling of the elements", *Trace Metals in Seawater* (WONG, C.S., BOYLE, E., BRULAND, K.W., BURTON, J.D., GOLDBERG, E.D., Eds), Plenum Press, New York (1983) 719.
 - [29] BREWER, P.G., et al., The distribution of particulate matter in the Atlantic Ocean, *Earth Planet. Sci. Lett.* 32 (1976) 393.
 - [30] LI, Y.-H., Ultimate removal mechanisms of elements from the ocean, *Geochim. Cosmochim. Acta* 45 (1981) 1659.
 - [31] LI, Y.-H., Geochemical cycles of elements and human perturbation, *Geochim. Cosmochim. Acta* 46 (1981) 2073.
 - [32] LI, Y.-H., A brief discussion on the mean oceanic residence time of elements, *Geochim. Cosmochim. Acta* 46 (1982) 2671.
 - [33] MARTIN, J.-M., WHITFIELD, M., "The significance of the river input of chemical elements to the ocean", *Trace Metals in Seawater* (WONG, C.S., BOYLE, E., BRULAND, K.W., BURTON, J.D., GOLDBERG, E.D., Eds), Plenum Press, New York (1983) 265.
 - [34] DUURSMA, E.K., EISMA, D., "Theoretical, experimental and field studies concerning reactions of radioisotopes with sediments and suspended particles in the sea. Part C: Applications to field studies",

- Radioactivity in the Sea, Publication No.32, IAEA, Monaco (1972).
- [35] DUURSMA, E.K., "Specific activity of radionuclides sorbed by marine sediments in relation to the stable element composition", Radioactive Contamination of the Marine Environment (Proc. Symp. Seattle, 1972), IAEA, Vienna (1973) 57.
 - [36] HARVEY, B.R., "Interstitial water studies on Irish Sea sediments and their relevance to the fate of transuranic nuclides in the marine environment", Techniques for Identifying Transuranic Speciation in Aquatic Environments (Proc. Technical Committee Meeting Ispra, 1980), IAEA, Vienna (1981) 247.
 - [37] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Transuranic Cycling in the Marine Environment, IAEA-TECDOC-265, IAEA, Vienna (1982) 176.
 - [38] ASTON, S.R., FOWLER, S.W., Preliminary observations on californium-252 behaviour in sea water, sediments and zooplankton, Health Phys. 44 (1983) 359.
 - [39] AHRENS, L.H., PRESS, F., RUNCORN, S.K., UREY, H.C., Eds, Physics and Chemistry of the Earth, Vol. 8, Pergamon Press, Oxford (1969) 337.
 - [40] RÖSLER, H.J., LANGE, H., Geochemical Tables, Elsevier Publishing Company, Amsterdam (1972).
 - [41] CALVERT, S.E., "The mineralogy and geochemistry of near-shore sediments", Chemical Oceanography (RILEY, J.P., CHESTER, R., Eds), Vol.6, Academic Press, London (1976) 187.
 - [42] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, The Radiological Basis of the IAEA Revised Definition and Recommendations Concerning High-Level Radioactive Waste Unsuitable for Dumping at Sea, IAEA-TECDOC-211, IAEA, Vienna (1978).
 - [43] AMES, L.L., RAI, D., Radionuclide Interactions with Soil and Rock Media, Vols 1 and 2, United States Environmental Protection Agency, Rep. EPA/520/6-78/007-B (1978) 345.
 - [44] BEALL, G.W., "A review of the sorption of actinides on natural minerals", Alternative Nuclear Waste Forms and Interactions in Geologic Media (Proc. Workshop Gatlinburg, 1980), USAEC Technical Information Center, Oak Ridge, CONF-8005107 (1980) 242.

- [45] FRIED, S. (Ed.), Radioactive Waste in Geologic Storage, ACS Symposium Series No.100, American Chemical Society (1979).
- [46] NORTHRUP, C.J.M.(Ed.), Scientific Basis for Nuclear Waste Management, Vol. 2, Plenum Press, New York (1980).
- [47] SEYMOUR, A.H., NEVISSI, A., SCHELL, W.R., SANCHEZ, A., Distribution Coefficients for Radionuclides in Aquatic Environments, United States Nuclear Regulatory Commission, Rep. NUREG/CR-0801 (1979).
- [48] SPENCER, D.W., BREWER, P.G., SACHS, P.L., SMITH, C.L., Distribution of Some Chemical Elements between Dissolved and Particulate Phases in the Ocean, Woods Hole Oceanographic Institution, Rep. NYO-4150-9 (1970) 18.
- [49] JOHNSON, H.M., GILLHAM, R.W., A Review of Selected Radionuclide Distribution Coefficients of Geologic Material, Atomic Energy of Canada Ltd, Rep. TR-90 (1980) 147.
- [50] HARVEY, B.R., KERSHAW, P.J., "Physico-chemical interactions of long-lived radionuclides in coastal marine sediments and some comparisons with the deep sea environment", The Behaviour of Long-Lived Radionuclides in the Marine Environment (Proc. Symp. La Spezia, 1983), ENEA (1984)(in press).
- [51] GROMOV, V.V., SPITSYN, V.I., Sorption of ^{239}Pu , ^{106}Ru and ^{99}Tc by bottom sediments of the Pacific Ocean, Radiokhimiya 16 (1973) 157.
- [52] DESCH, R.G., LYNCH, A.W., "Radionuclide transport in a dolomite aquifer", Scientific Basis for Nuclear Waste Management (NORTHRUP, C.J.M., Ed.), Vol. 2, Plenum Press, New York (1980) 617.
- [53] BEASLEY, T.M., Biogeochemical Studies of Technetium in Marine and Estuarine Ecosystems, Progress Report, United States Department of Energy, Washington, DC, Rep. DOE/EV/10251-3 (1981) 75.
- [54] MASSON, M., APROSI, G., LANIECE, A., GUEGUENIAT, P., BELOT, Y., "Approches expérimentales de l'étude des transferts du technétium à des sédiments et des espèces marines benthiques", Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment (Proc. Symp. Vienna, 1980), IAEA, Vienna (1981) 341.
- [55] FOWLER, S.W., ASTON, S.R., BENAYOUN, G., PARSI, P., Bioavailability of

- technetium from artificially labelled North-East Atlantic deep-sea sediments, *Mar. Environ. Res.* 8 (1983) 87.
- [56] MACKENZIE, A.B., SCOTT, R.D., McKINLEY, I.G., WEST, J.M., A Study of Long-Term (10^3 - 10^4 y) Elemental Migration in Saturated Clays and Sediments, Fluid Processes Unit, United Kingdom Institute of Geological Sciences, Rep. FLPU 83-6 (1983) 48.
- [57] BACON, M.P., SPENCER, D.W., BREWER, P.G., $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ and $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ disequilibria in sea water and suspended particulate matter, *Earth Planet. Sci. Lett.* 32 (1976) 272.
- [58] TUREKIAN, K.K., NOZAKI, Y., " ^{210}Po and ^{210}Pb in the eastern South Pacific: The role of upwelling on their distributions in the water column", *Isotope Marine Chemistry*, Uchida Rokakuho, Tokyo (1980) 157.
- [59] COCHRAN, J.K., "The oceanic chemistry of the U- and Th-series nuclides", *Uranium Series Disequilibrium: Applications to Environmental Problems* (IVANOVICH, M., HARMON, R.S., Eds), Clarendon Press, Oxford (1982) 384.
- [60] BREWER, P.C., NOZAKI, Y., SPENCER, D. W., FLEER, A.P., Sediment trap experiments in the deep North Atlantic: Isotopic and elemental fluxes, *J. Mar. Res.* 38 4 (1980) 703.
- [61] WHITFIELD, M., TURNER, D.R., Water-rock partition coefficients and the composition of sea water and river water, *Nature (London)* 278 (1979) 132.
- [62] ANDERSON, R.F., BACON, M.P., BREWER, P.G., Removal of ^{230}Th and ^{231}Pa from the open sea, *Earth Planet. Sci. Lett.* 61 1 (1983) 7.
- [63] ANDERSON, R.F., BACON, M.P., BREWER, P.G., Removal of ^{230}Th and ^{231}Pa at ocean margins *Earth Planet. Sci. Lett.* 66 (1983) 73.
- [64] PENTREATH, R.J., HARVEY, B.R., The presence of ^{237}Np in the Irish Sea, *Mar. Ecol. - Prog. Ser.* 6 (1981) 243.
- [65] HARVEY, B.R., unpublished results.
- [66] FOWLER, S.W., ASTON, S.R., Application of ^{235}Np in experimental aquatic radioecology: Preliminary observations on neptunium behaviour in sea water sediments and zooplankton, *Health Phys.* 42 (1982) 515.
- [67] HIGGO, J.J.W., REES, L.V.C. CRONAN, D.S., Radionuclide Sorption by

- Marine Sediments. Part 3: Plutonium, Americium and Neptunium, United States Department of Energy, Rep. DOE/RW83/131, United Kingdom Department of the Environment, London (1983).
- [68] BEALL, G.W., ALLARD, B., KREJEWSKI, T., O'KELLEY, G.D., "Chemical reactions in the bedrock-groundwater system of importance for the sorption of actinides", Scientific Basis for Nuclear Waste Management (NORTHRUP, C.J.M., Ed.), Vol. 2, Plenum Press, New York (1980) 625.
 - [69] SHEPPARD, J.C., CAMPBELL, M.J., CHENG, T., KITTRICK, J.A., Retention of radionuclides by mobile humic compounds and soil particles, Environ. Sci. Technol. 14 11 (1980) 1349.
 - [70] WONG, K.M., NOSHKIN, V.E., SURPRENANT, L., BOWEN, V.T., Plutonium-239 in some marine organisms and sediments, United States Energy Research and Development Administration, New York, Rep. HASL-227 (1970) 125.
 - [71] HETHERINGTON, J.A., JEFFERIES, D.F., LOVETT, M.B., "Some investigations into the behaviour of plutonium in the marine environment", Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment (Proc. Symp. Otaniemi, 1975), IAEA, Vienna (1975) 193.
 - [72] WAHLGREN, M.A., ALBERTS, J.J., NELSON, D.M., ORLANDINI, K.A. "Study of the behaviour of transuranics and possible chemical homologues in Lake Michigan water and biota", Transuranium Nuclides in the Environment (Proc. Symp. San Francisco, 1975), IAEA, Vienna (1976) 9.
 - [73] NELSON, D.M., LOVETT, M.B., Oxidation state of plutonium in the Irish Sea, Nature (London) 276 (1978) 599.
 - [74] PILLAI, K.C., MATHEW, E., "Plutonium in the aquatic environment, its behaviour, distribution and significance", Transuranium Nuclides in the Environment (Proc. Symp. San Francisco, 1975), IAEA, Vienna (1975) 25.
 - [75] NOSHKIN, V.E., "Transuranic elements in components of the benthic environment of Enewetak Atoll", Transuranic Elements in the Environment (HANSON, W., WATTERS, R.A., Eds), United States Department of Energy. Washington, DC (1980).
 - [76] PENTREATH, R.J., JEFFERIES, D.F., LOVETT, M.B., NELSON, D.M., "The behaviour of transuranic and other long-lived radionuclides in the

- Irish Sea and its relevance to the deep sea disposal of radioactive wastes", Marine Radioecology (Proc. 3rd NEA Seminar TOKYO, 1979), OECD, Paris (1980) 203.
- [77] PENTREATH, R.F., JEFFERIES, D.F., TALBOT, J.W., LOVETT, M.B., HARVEY, B.R., "Transuranium cycling behaviour in marine environment", Transuranic Cycling in the Marine Environment, IAEA - TECDOC - 265, IAEA, Vienna (1982) 121.
- [78] WATTERS, R.A., EDGINGTON, D.N., HAKONSON, T.E., HANSON, W.C., SMITH, M.H. WHICKER, F.W., WILDUNG, R.E., "Synthesis of the research literature", Transuranic Elements in the Environment (HANSON, W., WATTERS, R.A., Eds), United States Department of Energy, Washington, DC (1980).
- [79] AARKROG, A.A., DAHLGAARD, H., NILSSON, K., "Studies on the distribution of transuranics in the Baltic Sea, the Danish Belts, the Kattegat and the North Sea", Transuranic Cycling in the Marine Environment, IAEA - TECDOC - 265, IAEA, Vienna (1982) 23.
- [80] FOWLER, S.W., BALLESTRA, S., LARSA, J., FUKAI, R., Vertical transport of particulate-associated plutonium and americium in the upper water column of the Northeast Pacific, Deep-Sea Res. 30 12A (1983) 1221.
- [81] LOVETT, M.B., unpublished results.
- [82] NOSHKIN, V.E., unpublished results, 1984.
- [83] ERICKSON, K.L., "Radionuclide sorption studies on abyssal red clays", Scientific Basis for Nuclear Waste Management (NORTHROP, C.J.M., Ed), Vol. 2, Plenum Press, New York (1980) 641.
- [84] DUURSMA, E.K., PARSI, P., "Distribution coefficient of plutonium between sediment and seawater", Activities of the International Laboratory of Marine Radioactivity, 1974 Report, IAEA - TECDOC - 163, IAEA, Vienna (1974) 94.
- [85] GROMOV, V.V., Investigation of the behaviour of microelements in ocean water by the desorption method, Sov. Radiochem. 16 6 (1974) 742.
- [86] BONDIETTI, E.A., REYNOLDS, S.A., SHANKS, M.H., "Interaction of plutonium with complexing substances in soils and natural waters", Transuranium

Nuclides in the Enviroment (Proc. Symp.San Francisco, 1975), IAEA, Vienna (1976) 273.

- [87] MO, T., LOWMAN, F.G., "Laboratory experiments on the transfer dynamics of plutonium from marine sediments to seawater and to marine organisms", Radiology and Energy Resources (CUSHING, C.E., Jr., Ed.), Halstead Press, New York (1976) 86.
- [88] VAN DALEN, A., DE WITTE, F., WISKTRA, J., Distribution Coefficients for some Radionuclides between Saline Water and Clays Sandstones and Other Samples from the Dutch Sub-Soil, Reactor Centrum Nederland, Patten, Rep. RCN-75-109 (1975).
- [89] ERDAL, B.R. (Ed.), Laboratory Studies of Radionuclide Distributions between Selected Groundwaters and Geologic Media, Los Alamos Scientific Laboratory, Rep. LA-8088-PR (1979)
- [90] VANGENECHTEN, J.D.H., ASTON, S.R., FOWLER, S.W., Uptake of americium-241 from two experimentally labelled deep-sea sediments by three benthic species: A bivalve mollusc, a polychaete and an isopod, Mar, Ecol. - Prog. Ser. 13 (1983) 219.
- [91] SHANBHAG, P.M., MORSE, J.W., Americium interaction with calcite and aragonite surfaces in seawater, Geochim. Cosmochim. Acta46 (1982) 241.
- [92] BEALL, G.W., KETELLE, B.H., HAIRE, R.G., O'KELLEY, G.D., "Sorption behavior of trivalent actinides and rare earths on clay minerals", Radioactive Waste in Geologic Storage (FRIED, S., Ed.), ACS Symposium Series NO. 100, American Chemical Society (1979) 201.
- [93] EISLER, R., Trace Metal Concentrations in Marine Organisms Pergamon Press, New York (1981).
- [94] PHILLIPS, D.J.H., Quantitative Aquatic Biological Indicators, Applied Science Publishers, London (1980) 488.
- [95] COUGHTREY, P.J., THORNE, M.C., Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems, Vol.1, A.A. Balkema, Rotterdam (1983) 496.
- [96] COUGHTREY, P.J., THORNE, M.C., Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems, Vol. 1, A.A. Balkema, Rotterdam (1983) 500.

- [97] COUGHTREY, P.J., JACKSON, D., THORNE, M.C., Radiouclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems, Vol. 1, A.A. Balkema, Rotterdam (1983) 372.
- [98] JACKSON, D.W., GOMEZ, L.S., MARIETTA, M.G., Compilation of Selected Marine Radioecological Data for the U.S. Subseabed Program, Sandia Laboratories, Rep. SAND-73-1725 (1983) 237.
- [99] VINOGRADOV, A.P., The Elementary Chemical Composition of Marine Organisms, Sears Foundation for Marine Research, Memoir 2, Yale University Press, New Haven (1953) 647.
- [100] EISLER, R., Annotated Bibliography on Biological Effects of Metals in Aquatic Environments (No. 1-567), United States Environmental Protection Agency, Rep. R3-73-007 (1973) 287.
- [101] EISLER, R., WAPNER, M., Second Annotated Bibliography on Biological Effects of Metals in Aquatic Environments (No. 568-1292), United States Environmental Protection Agency, Rep. EPA/600/3-75-008 (1975) 400.
- [102] EISLER, R., O'NETT, D.J., THOMPSON, G.W., Third Annotated Bibliography on Biological Effects of Metals in Aquatic Environments (No. 1293-2246), United States Environmental Protection Agency, Rep. EPA/600/3-78-005 (1978) 487.
- [103] CHOW, T.J., et al., Occurrence of lead in tuna, *Nature* (London) 251 (1974) 159.
- [104] PENTREATH, R.J., Radionuclides in fish, *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 15 (1977) 365.
- [105] JENKINS, C.E., Radionuclide distribution in Pacific salmon, *Health Phys.* 17 (1969) 507.
- [106] TEMPLETON, W.L., "Fission products and aquatic organisms", *The Effects of Pollution on Living Material*, Institute of Biology, London (1959) 125.
- [107] SCHROEDER, H.A., BALASSA, J.J., Trace metals in man: Niobium, *J. Chronic Dis.* 18 (1965) 229.
- [108] PENTREATH, R.J., JEFFERIES, D.F., The uptake of radionuclides by I-group plaice (*Pleuronectes platessa*) off the Cumberland coast, Irish

- Sea, J. Mar. Biol Assoc., UK 51 (1971) 963.
- [109] DUNSTER, H.J., GARNER, R.J., HOWELLS, H., WIX, L.F.U., Environmental monitoring associated with the discharge of low activity radioactive waste from Windscale works to the Irish Sea, Health Phys. 10 (1964) 353.
 - [110] PENTREATH, R.J., unpublished results, 1984.
 - [111] EWING, R.A., HOWES, J.E., PRICE, R.B., Bioenvironmental and Radiological safety Feasibility Studies, Atlantic-Pacific Interoceanic Canal: Radionuclide and Stable-Element Analyses of Environmental Samples from Routes 17 and 25, Bttelle Memorial Institute, Rep. BMI-171-29 (1969) 52.
 - [112] NOSHKIN, V.E., Concentrations and Concentration Factors of Sveral Anthropogenic and Natural Radionuclides in Marine Vertebrates and Invertebrates, United States Environmental Protection Agency (1934).
 - [113] GOLDBERG, E.D., Elemental composition of some pelagic fishes, Limnol. Oceanogr. 7 (Suppl.) (1962) 72.
 - [114] SUZUKI, H., KOYANAGI, T., SAIKI, M., "Studies on rare earth elements in sea water and uptake by marine organisms", Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment (Proc. Symp. Otaniemi, 1975), IAEA, Vienna (1975) 77.
 - [115] KURABAYASHI, M., FUKUDA, S., KUROKAWA, Y., "Concentration factors of marine organisms used for the environmental dose assessment", Marine Radioecology (Procf. 3rd NEA Seminar Tokyo, 1979), OECD, Paris (1930) 355.
 - [116] CHERRY, R.D., SHANNON, L.V., The alpha radioactivity of marine organisms, At. Energy Rev. 12 (1974) 3.
 - [117] NEVISSI, A., SCHELL, W.R., Po-210, Pu-239 and Pu-240 in biological and water samples from the Bikini and Eniwetok atolls, Nature (London) 255 (1975) 321.
 - [118] PENTREATH, R.J., LOVETT, M.B., HARVETY, B.R., IBBETT, R.D., "Alpha-emitting nuclides in commercial fish species caught in the vicinity of Windscale, UK, and their radiological significance to man", Biological Implications of Radionuclides Released from Nuclear

- Industries (Proc. Symp. Vienna, 1979), IAEA, Vienna (1979) 227.
- [119] RUPP, E.M., MILLER, F.L., BAES, C.F., Some results of recent surveys of fish and shellfish consumption by age and region of US residents, *Health Phys.* 39 (1980) 165.
 - [120] HALCROW, W., MACKAY, D.W., THORNTON, I., The distribution of trace metals and fauna in the Firth of Clyde in relation to the disposal of sewage sludge, *J. Mar. Biol. Assoc., UK* 53 (1973) 721.
 - [121] ROBERTSON, D.E., Trace Elements in Marine Organisms, Battelle Northwest Laboratories, Rep. BNWL-481-2 (1967) 56.
 - [122] ANCELLIN, J., GUEGUENIAT, P., GERMAIN, P., *Radioécologie Marine*, Editions Eyrolles, Paris (1979) 256.
 - [123] BRYAN, G.W., "The metabolism of Zn and 65-Zn in crabs, lobsters and freshwater crayfish", *Radioecological Concentration Processes* (ABERG, B., HUNGATE, F.P., Eds) (Proc. Int. Symp. Stockholm, 1966), Pergamon Press, Oxford (1967) 1005.
 - [124] BRYAN G.W., Concentration of zinc and copper in the tissues of decapod crustaceans, *J. Mar. Biol. Assoc., UK*48 (1968) 303.
 - [125] TOPPING, M G., Heavy metals in shellfish from Scottish waters, *Aquaculture* 1 (1973) 379.
 - [126] PENTREATH, R.J., "The biological availability to marine organisms of transuranium and other long-lived nuclides", *Impact of Radionuclide Releases into the Marine Environment* (Proc. Symp. Vienna, 1980), IAEA, Vienna (1981) 241.
 - [127] VAN WEERS, A.W., VAN RAAPHORST, J.G., "Accumulation of trace elements in coastal marine organisms", *Marine Radioecology* (Proc. 3rd NEA Seminar Tokyo, 1979) OECD, Paris (1980) 303.
 - [128] FOWLER, S.W., Trace metals in zooplankton particulate products, *Nature* (London) 269 (1977) 51.
 - [129] HEYRAUD, M., CHERRY, R.D., Polonium-210 and lead-210 in marine food chains *Mar. Biol.* 52 (1979) 227.
 - [130] SEGAR, D.A., COLLINS, F.D., RILEY, J.P., The distribution of the major and some minor elements in marine animals, Part II, Molluscs, *J. Mar. Biol. Assoc., UK* 51 (1971) 131.

- [131] KARBE, L., SCHNIER, Ch., SIEWERS, H.O., Trace elements in mussels (*Mytilus edulis*) from coastal areas of the North Sea and the Baltic: Multielement analyses using instrumental neutron activation analyses, J. Radioanal. Chem. 37 (1977) 927.
- [132] CARLISLE, D.B., Niobium in ascidians, Nature (London) 181 (1958) 933.
- [133] IWASHIMA, M., YAMAGATA, N., Environmental contamination with radoruthenium, J. Radiat. Res. 7 (1966) 91.
- [134] VAN AS, D., FOURIE, H.O., VLEGGAR, C.M., "Accumulation of certain trace elements in marine organisms from the sea around the Cape of Good Hope", Radioactive Contamination of the Marine Environment (Proc. Symp. Seattle, 1972), IAEA, Vienna (1973) 615.
- [135] HALL, R.A., ZOOK, E.G., MEABURN, G.M., National Marine Fisheries Service survey of trace elements in the fishery resource, United States Department of Commerce, NOAA, Tech. Rep. NMFS SSRF-721 (1978) 313.
- [136] LEATHERLAND, T.M., BURTON, J.D., The occurrence of some trace metals in coastal organisms with particular reference to the Solent region, J. Mar. Biol. Assoc., UK 54 (1974) 457.
- [137] PATEL, B., MULAY, C.D., GANGULY, A.K., Radioecology of Bombay Harbour - a tidal estuary, Estuary Coast. Mar. Sci. 3 (1975) 13.
- [138] FUKAI, R., MEINKE, W.W., Some activation analyses of six trace elements in marine biological ashes, Nature(London)184(1959) 815.
- [139] FUKAI, R., MEINKE, W.W., Activation analyses of vanadium, arsenic, molybdenum, tungsten rhenium, and gold in marine organisms, Limnol. Oceanogr. 7 (1962) 186.
- [140] LUCU, C., JELISAVCIC, O., LUCIC, S., STROHAL, P., Interactions of ²³³-Pa with tissues of *Mytilus galloprovincialis* and *Carcinus mediterraneus*, Mar. biol. 2 (1969) 103.
- [141] HODGE, V.F., KOIDE, M., GOLDBERG, E.D., Particulate uranium, plutonium and polonium in the biogeochemistries of the coastal zone, Nature (London) 277 (1979) 206.
- [142] HOROWITZ, C.T., SCHOCK, H., HOROWITZ-KISIMOVA, L.A., The content of scandium, thorium, silver and other trace elements in different plant

- species, *Plant Soil* 40 (1974) 397.
- [143] MAUCLINE, J., TEMPLETON, W.L., Strontium, calcium and barium in marine organisms from the Irish Sea, *j. Cons. Int. Explor. Mer* 30 (1966) 161.
- [144] PENTREATH, R.J., Monitoring of radionuclides, FAO (Food Agric. Organ.UN) Fish. Tech. Pap. 150 (1976) 8.
- [145] HOLM, E., PERSSON, B.R.R., "Behaviour of natural (Th and U) and artificial (Pu and Am) actinides in coastal waters", *Marine Radioecology* (Proc. 3rd NEA Seminar, Tokyo, 1979), OECD, Paris (1980) 237.
- [146] NILSSON, M., DAHLGAARD, H., EDGREN, M., HOLM, E., MATTSSON, S., NOTTER, M., "Radionuclides in *Fucus* from inter-Scandinavian waters", *Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment* (Proc. Symp. Vienna, 1980), IAEA, Vienna (1981) 501.
- [147] FISHER, N.S., BJERREGAARD, P., FOWLER, S.W., Interactions of marine plankton with transuranic elements. 1. Biokinetics of neptunium, plutonium, americium and californium in phytoplankton, *Limnol. Oceanogr.* 28 (1983) 432.
- [148] GUARY, J.C., Recherches sur les transferts et la fixation du plutonium, de l'américium et du neptunium dans le milieu marin, Ph.D. thesis, University of Aix-Marseille, 1980.
- [149] PILLAI, K.C., SMITH, R.C., FOLSOM, T.R., Plutonium in the marine environment, *Nature (London)* 203 (1964) 568.
- [150] LOWMAN, F.G., RICE, T.R., RICHARDS, F.A., "Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms", *Radioactivity in the Marine Environment*, United States National Academy of Sciences, Washington, DC (1971) 161.
- [151] FOWLER, S.W., BENAYOUN, G., PARSI, P., ESSA, M.W.A., SHULTE, E.H., "Experimental studies on the bioavailability of technetium in selected marine organisms", *Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment* (Proc. Symp. Vienna, 1980), IAEA, Vienna (1981) 319.
- [152] YAMAMOTO, T., FUJITA, T., ISHIBASHI, M., Chemical studies on the

- seaweeds (25): Vanadium and titanium contents in seaweeds, Rec. Oceanogr. Works Jpn 10 (1970) 125.
- [153] KHARKAR, D.P., THOMSON, J., TUREKIAN, K.K., FORSTER, W.O., Uranium and thorium decay series nuclides in plankton from the Caribbean, Limnol. Oceanogr. 21 (1976) 294.
- [154] HIGGO, J.J.W., CHERRY, R.D., HEYRAUD, M., FOWLER, S.W., Rapid removal of plutonium from the oceanic surface layer by zooplankton fecal pellets, Nature (London) 266 (1977) 623.
- [155] FISHER, N.S., FOWLER, S.W., "The role of biogenic debris in the vertical transport of transuranic wastes in the sea", Oceanic Processes in Marine Pollution, Vol. 2 (BURT, W.V., DUEDALL, I.W., O'CONNOR, T.P., Eds) (in press).
- [156] FISHER, N.S., BJERREGAARD, P., FOWLER, S.W., Interactions of marine Plankton with transuranic elements 3. Biokinetics of americium in euphausiids, Mar. Biol. 75 (1983) 261.
- [157] HOROWITZ, A., PRESLEY, B.J., Trace metal concentrations and partitioning in zooplankton neuston and benthos from the South Texas Outer Continental Shelf, Arch. Environ. Contamin. Toxic 5 (1977) 241.
- [158] DAVIES, A.G., Iron chelation and the growth of marine phytoplankton. I. Growth kinetics and chlorophyll production in cultures of the euryhaline flagellate *Dunaliella tertiolecta* under iron limiting conditions J. Mar. Biol. Assoc., UK 50 (1970) 65.
- [159] MARTIN, J.H., KNAUER, G.A., The elemental composition of plankton, Geochim. Cosmochim. Acta 37 (1973) 1639.
- [160] LAEVASTU, T., THOMPSON, T.G., The determination and occurrence of nickel in sea water, marine organisms, and sediments, J. Cons. Int. Explor. Mer 21 (1956) 125.
- [161] FISHER, N.S., BOHE, M., TEYSSIE, J.-L., Accumulation and toxicity of Cd, Zn, Ag, and Hg in four marine phytoplankters, Mar. Ecol. - Prog. Ser. 18 (1984) 201.
- [162] KOSTA, L., RAVNIK, V., BYRNE, A.R., STIRN, A.R., STIRN, J., DERMELJ, M., STEGNAR, P., Some trace elements in the waters, marine organisms and sediments of the Adriatic by neutron activation analysis, J.

- Radioanal. Chem. 44 (1978) 317.
- [163] FISHER, N.S., Bioaccumulation of technetium by marine phytoplankton, Environ Sci. Technol. 16 (1982) 579.
- [164] FISHER, N.S., AZAM, F., TEYSSIE, J.-L., "Accumulation of ^{113}Sn by a marine diatom", Speciation of Fission and Activation Products in the Environment, CEC, Brussels and NRPB, Harwell (in press).
- [165] STYRON, C.E., et al., Effects of temperature and salinity on growth and uptake of 65-Zn and 137-Cs for six marine algae, J. Mar. Biol. Assoc., UK 56 (1976) 13.
- [166] BANKSTON, D.C., FISHER, N.S., GUILLARD, R.R.L., BOWEN, V.T., Application of dc plasma optical emission spectrometry to studies of element incorporation by marine phytoplankton, Environmental Measurements Laboratory, Environ. Q. (1979) 1509.
- [167] FISHER, N.S., BURNS, K.A., CHERRY, R.D., HEYRAUD, M., Accumulation and cellular distribution of ^{241}Am , ^{210}Po , and ^{210}Pb , in two marine algae, Mar. Ecol. - Prog. Ser. 11 (1983) 233.
- [168] SZEFER, P., OSTROWSKI, S., On the occurrence of uranium and thorium in the biosphere of natural waters. 1. Uranium and thorium in plankton and inherent plants, Oceanology 13 (1980) 35.
- [169] EUSTACE, I.J., Zinc, cadmium copper and manganese in species of finfish and shellfish caught in the Derwent Estuary, Tasmania Aust. J. Mar. Freshwater Res. 25 (1974) 209.
- [170] ISHII, T., SUZUKI, H., KOYANAGI, T., Determination of trace elements in marine organisms. 1. Factors for variation of concentration of trace element, Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish. 44 (1978) 155.
- [171] NAKAHARA, M., UEDA, T., SUZUKI, T., ISHII, T., SUZUKI, H., "Concentration factors of mesopelagic organisms", Marine Radioecology (Proc. 3rd NEA Seminar TOKYO, 1979), OECD, Paris (1980) 323.
- [172] MATSUMOTO, T., SATAKE, M., YAMAMOTO, J., HARUNA, S., On the micro-constituent elements in marine invertebrates, J. Oceanogr. Soc. Jpn 20 3 (1964) 15.
- [173] ESTABLIER, R., Estudio de la contaminación por metales pesados y sus efectos biológicos, Inf. Tec. Inst. Invest. Pesqueras 47 (1977) 36.

- [174] HAMANAKA, T., KATO, H., TSUJITA, T., Cadmium and zinc in ribbon seal, *Histiophoca fasciata*, in the Okhotsk Sea, Res. Inst. N. Pac. Fish., Hokkaido University, Special Volume (1977) 547.
- [175] SUZUKI, Y., NAKAHARA, M., NAKAMURA, R., Accumulation of cesium-137 by useful mollusca, Bull. Jpn Soc. Sci. Fish. 44 (1978) 325.
- [176] GUARY, J.C., HIGGO, J.J.W., CHERRY, R.D., HEYRAUD, M., High concentrations of transuranics and natural radioactive elements in the branchial hearts of the cephalopod *Octopus vulgaris*, Mar. Ecol. - Prog. Ser. 4 (1981) 123.

2-3. 現在までに用いられている分配係数 (Kd) 等のデータ

2-3-1. 海底堆積物

ここでは、海底堆積物への放射性核種の移行の一例として、既設の原子力施設の安全評価に用いられている放射性物質の砂への移行係数について紹介する。

放射性核種の海水中から砂への移行係数については、動燃東海再処理施設の線量当量評価に用いられている値がある。これを表 2-3-1-1. に示す。

表 2-3-1-1. の値は、「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量当量評価について⁽¹⁾」(以下「ケーススタディ」という。)及び試算分科会報告書(Ⅲ)⁽²⁾に基づき設定されている。これら引用文献における砂への移行係数の値を、表 2-3-1-2. に示す。

表 2-3-1-1. 動燃東海再処理施設の線量当量評価に用いられた砂の汚染係数

元 素	^{(1), (2)} 砂の汚染係数 $\left(\frac{\text{Bq/g}}{\text{Bq/cm}^3} \right)$
Sr	1 0
Zr, Nb	5 0 0
Ru	1, 0 0 0
Cs	1 0 0
Ce	1, 0 0 0

表 2 - 3 - 1 - 2. 動燃東海再処理施設の線量当量評価に引用された砂の汚染係数

元 素	動燃東海再処理施設 の線量当量評価	試算分科会報告書 ⁽¹⁾		⁽²⁾ 線量当量評価について(注)
		海 岸 砂	海 底 堆 積 物	
Sr	10	——	10 ⁽⁴⁾	10
Zr, Nb	500	⁽⁸⁾ 500	1,000～10,000 ⁽⁵⁾ 10,000 ⁽⁸⁾	——
Ru	1,000	400 ⁽⁸⁾ 1,000 ⁽³⁾	1,000～10,000 ⁽⁷⁾ > 1,000 ⁽⁶⁾	——
Cs	100	100 ⁽³⁾	1,000 ⁽⁸⁾ 100 ⁽⁴⁾	100
Ce	1,000	1,000 ⁽⁴⁾	10,000 ⁽⁴⁾	——
その他	——	全体として 1,000	全体として 10,000	1,000 (Cr, Mn, Fe, Co, I)

(注) 「線量当量評価について」は、「試算分科会報告書」を引用している。

(日本原燃株式会社)

参考文献

- (1) 財団法人 原子力安全研究協会、「放射性廃棄物の海洋放出による外部被曝線量の試算」、海洋放出調査特別委員会試算分科会報告書（Ⅲ）、1968年
- (2) 原子力安全委員会、「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量当量評価について」、平成元年3月27日了承
- (3) Preston, A : International Symposium on Radioecological Concentration Process, Stockholm April 1966
- (4) Nagaya, Y and M. Saeki : Accumulation of Radionuclides in Coastal Sediment of Japan (I) Fallout Radionuclides in some Coastal Sediment in 1964-1965. Jour. of Radiation Research 8 (1) 37-43 (1967)
- (5) Morgan, F. : The Monitoring of Artificial Radioactivity in Waters round the British Isles. in "Radiological Monitoring of the Environment" p.11-26 (1965)
- (6) 山形登、岩島清、「港湾の放射能汚染に関する調査研究」、公衆衛生院報告、14(4) 183-193 (1965)
- (7) Templeton, W. L. and A. Preston : Transport and Distribution of Radioactive Effluents in Coastal and Estuarine Waters of the U. K. Disp. of Rad. Wastes into the Seas, Oceans and Surface Waters. p.267-289(1966)
- (8) Jefferies. D.F. : Fission Product Radionuclides in Sediment in North East Irish Sea. Helgoländer wiss. Meeresunters. 17, 280-290 (1968)

2-3-2. 魚網への放射性核種の収着

2-3-2-1. 既設の原子力施設の安全評価に用いられている漁網への移行係数

放射性核種の海水中から漁網への移行係数については、「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量当量評価について⁽¹⁾」(以下「ケーススタディ」という。)の値である1,000 (Bq/g)/(Bq/cm³)及び動燃東海再処理施設の線量当量評価に用いられている値である4,000 (Bq/g) (Bq/g)/(Bq/cm³)がある。

ケーススタディにおいては、漁網への移行比として、「核種毎の値は十分明らかでないが、英国Dounreay発電所周辺モニタリング結果や、我が国の室内実験をもとにして、ここでは 1×10^3 (Bq/g)/(Bq/cm³)を用いた。」としており、引用文献として試算分科会報告書(Ⅲ)⁽²⁾(付録2-3-2-1.参照)を挙げている。試算分科会報告書(Ⅲ)には、英国Dounreay発電所周辺モニタリング結果として、英国の農業水産食料省(MAFF)の報告書FRL-1⁽³⁾が引用されている。

動燃東海再処理施設の線量評価においては、漁網の汚染係数として、「英国ドーンレイ発電所周辺の測定結果を参考として、全核種について4,000(Bq/g)/(Bq/cm³)とする。」としており、引用文献としてFRL-1が挙げられている。

試算分科会報告書(Ⅲ)の値(付録2-3-2-1.)は、いずれも昭和43年以前に得られたものである。このときの室内実験はいずれもビーカー規模のものであり、漁網への吸着による海水中の放射性核種濃度の減少の補正を行わずに漁網と海水の濃度比が求められている。

2-3-2-2. 放射線医学総合研究所における漁網への放射性核種の移行実験

漁網への放射性核種の移行に関して、六ヶ所村の前面海域で実際に使用されている市販の定置網4種、刺網2種及び棒受け網1種の漁網への放射性核種の移行についてのトレーサー実験結果が、放射線医学総合研究所において得られている⁽⁴⁾。

実験に使用された漁網は、放射性核種としては、コバルト-60のトレーサとしてコバルト-58、セリウム-144のトレーサとしてセリウム-141、ルテニウム-106のトレーサとしてルテニウム-103、セシウム-137、マンガン-54及び亜鉛-65の6種類を用いている。これらのトレーサを塩化物(ルテニウム-103はニトロシル型に変換)として200ℓの海水に同時に添加し、この中に1～8gに切った漁網を海水中に没するように吊るして吸着実験及び脱着実験を行い、漁網への移行係数を求めている。

得られた移行係数を漁網種ごとに表2-3-2-2-1.に示す。核種によって移行係数の値は異なり、新品の漁網では、セリウム-144が最も大きく200～600程度、セシウム-137が最も小さく1

以下、その他の核種が10～30程度であった。また、漁網の材質間で移行係数に顕著な差はなかった。なお、表中にはマンガンの移行係数が示されていないが、マンガンの移行係数は約30程度であったことが報告されている。

表2-3-2-2-1.の移行係数は、いずれも新品の漁網に対するデータであるが、使用した漁網への移行係数に関する実験も行われている。実験には、新品、1年使用、3年使用及び5年使用の棒受網が用いられている。棒受網の耐用年数は約5年であり、実験に用いられた5年使用の棒受網は、廃棄処分となったものである。

使用した漁網を用いた移行実験においては、5年使用の棒受網へのセリウム-144の移行で2000程度の値が得られたが、セシウム-137の漁網への移行係数は、新品と同様に1以下であり、その他の核種の移行係数はすべて500以下であった。

漁網の単位重量当たりの表面積は使用年数とともに増加する傾向にあり、セリウム-144及びルテチウム-106では、表面積に依存して、使用年数とともに移行係数が増大した。これに対し、亜鉛-65及びコバルト-60では、表面積に依存せず、3年程度で移行係数が平均値に達して、それ以上高くはならなかった。

2-3-2-3. 六ヶ所再処理施設の安全評価に用いられている漁網への移行係数

六ヶ所再処理施設の安全評価においては、漁網からの線量当量評価の対象としている定置網が最大で半年程度海中に継続して設置されたことから、この間に海藻等が漁網に付着し、漁網への見掛け上の移行係数が影響を受けることが考えられること、漁網の経年変化による移行係数への影響に関し、定置網については直接は確認されていないこと等の不確定要因を考慮し、漁網への移行係数として、 $4,000(\text{Bq/g})/(\text{Bq/cm}^2)$ が採用されている。

表 2 - 3 - 2 - 2 - 1. 各漁網への移行係数

漁 網 種		材 質	移 行 係 数 (Bq/g)/(Bq/cm ³)				
			⁶⁰ Co	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs	⁶⁵ Zn
定 置 網	垣 網	テトロン及び ポリ塩化 ビニリデン	30	200	10	< 1	10
	銅 網	同 上	10	190	10	< 1	10
	箱網（鉛なし）	同 上	30	580	20	< 1	10
	箱網（鉛入り）	同 上	10	230	10	< 1	10
棒 受 網		ナイロン	20	270	20	< 1	20
刺 網	カ レ イ 用	同 上	10	230	30	< 1	20
	ニ シ ン 用	同 上	30	250	20	< 1	20

参考文献一覧

- (1) 「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量当量評価について」(1989)、原子炉安全基準専門部会報告書
- (2) 「放射性廃棄物の海洋放出による外部被曝線量の試算」、海洋放出調査特別委員会試算分科会報告書(Ⅲ)(1968)、原子力安全研究協会
- (3) Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, "Fisheries Radiological Laboratory : Radioactivity in Surface and Coastal Water of the British Isles", Technical Report FRL-1(1967)
- (4) 鈴木譲、中村良一、中原元和、松葉満江、上原子淳一、「沿岸海域試料の解析調査(2)－放射性物質の漁網への移行－」、第32回環境放射能調査研究成果論文抄録集(平成元年度)、(1990)

試算分科会報告書（Ⅲ）における漁網への移行係数について

1. 漁網に関する汚染実験

「放射性廃棄物の海洋放出による外部被曝線量の試算⁽¹⁾（以下「試算分科会報告書（Ⅲ）」という。）」では、漁網に関する汚染実験として、茨城県水産試験場から提供された漁網を用いた国立公衆衛生院（ ^{106}Ru を使用）、東京教育大学（ ^{95}Zr — ^{95}Nb を使用）及び日本原子力研究所（ ^{155}Eu を使用）の実験並びに新品の漁網を用いた東京大学における実験（ ^{106}Ru を使用）の結果がまとめられている。

試算分科会報告書（Ⅲ）では、これらの実験結果に基づき、 ^{106}Ru についての平衡時における漁網の移行係数を、実験結果を用いて解析的に求めている。その結果を付表 2-3-2-1-1. に示す。

付表 2-3-2-1-1. から、放射性ルテニウムによる漁網の移行係数は、観測値の最大から 10^3 、究極的な平衡値から $1 \sim 7 \times 10^3$ と計算されたとしている。計算値が観測値の 2～4 倍となっているが、これは浸漬時間のちがいによるものと考えられるとしている。

結論として、 ^{106}Ru 以外の核種による漁網の汚染実験の結果をみると、 ^{155}Eu 及び ^{95}Zr — ^{95}Nb ともに 10^3 程度の値が観測されていることから、漁網につきやすい核種をひくくめて全体としてほぼこの程度の移行係数を用いることが妥当であると考えられると述べられている。

2. 漁網汚染による線量率計算に用いたデータ

試算分科会報告書（Ⅲ）」には、漁網汚染による線量率を試算するための方法が 3 つ挙げられているが、そのうち漁網の汚染に関しては、次の二つのことが述べられている。

- 1) ウインズケールにて海底土を採取し、その水域で操業するトロール網と海底土の表面 β 線量率を大ざっぱに G. M. 測定器で測定した場合の比は $1/20$ であったことから、海底土汚染による表面 β 線量率の値の $1/20$ を漁網からの β 線量率とすることができる。海底土汚染による表面 β 線量率は、海底土の濃縮係数を 10^4 にとって求められる。
- 2) ドーンレイ近傍の湾の海水中濃度と、湾に設置されているサケの定置網の汚染度測定値を、1965年及び1966年の年平均値について比較すると、付表 2-3-2-1-2. のようになった。海水、漁網のデータから移行係数（濃度比）を計算すると、高い側の値として 4×10^3 は、よくそろっているといえる。

3. 参考文献

- (1) 「放射性廃棄物の海洋放出による外部被曝線量の試算」、海洋放出調査特別委員会試算分科会報告書（Ⅲ）(1968)、原子力安全研究協会

付表 2-3-2-1-1. 漁網に関する汚染実験結果

(核種： ^{106}Ru ニトラトニトロシル化合物)

漁網	材 質	移行係数（濃度比）	
		計 算 値	観測値(max)
a 1	ナイロン	2,154	870
a 2	ナイロン	2,364	1,105
b 1	ナイロン	2,104	833
b 2	ナイロン	1,931	819
c 1	ナイロン	1,202	484
c 2	ナイロン	1,514	636
d 1	クレモナ	2,310	517
d 2	クレモナ	3,225	836
e 1	クレモナ	7,234	1,790
e 2	クレモナ	4,485	2,660
f 1	クレモナ	4,622	1,100
g 1	サラン	1,386	373
g 2	サラン	1,310	333
ℓ 1	サラン	1,238	339
ℓ 2	サラン	640	285
h 1	ポリエチレン	2,004	820
j 1	レナロン	2,211	536
j 2	レナロン	2,743	601

- * 1 : 原典では材料をクレモナとしているが、クレモナは商標名であり、材質はビニロンである。
 * 2 : サランは商標名であり、材料はビニリデンである。

付表 2 - 3 - 2 - 1 - 2. ドーンレイ施設における近傍の湾の
海水中濃度とサケ定置網の汚染の比較

		$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Zb}$	^{106}Ru	単 位
1966年	海 水	66	11	pCi/ ℓ
	漁 網	36	27	pCi/ g
	移行係数	0.5×10^3	3×10^3	
1965年	海 水	86	10	pCi/ ℓ
	漁 網	335	43	pCi/ g
	移行係数	4×10^3	4×10^3	

引用文献 : MAFF, Fisheries Radiological Laboratory : Radioactivity in surface and coastal water of the British Isles. Technical Rept. FRL-1 (1967)

(日本原燃株式会社)

2-4. 日本沿岸での調査結果に基づく分配係数 (Kd) 等のデータ

2-4-1. 日本沿岸の放射能調査結果から算出した分配係数 (Kd)

科学技術庁による環境放射能調査の一環として、(財)海洋生物環境研究所では、1984年以降、原子力発電所沖合漁場の海洋放射能調査を実施している。この中で、海底土とその近傍から採取された海水の放射性核種の測定が行われており、最近の報告の中には、海底土の性質について、詳細な基礎データも測定されている。

これらの海水と海底土のCs-137の分布に関して、海底土の粒径とCs-137濃度の相関関係等の解析が行われていることからして、海水と海底土のCs-137の測定結果のデータを用いて、分配係数 (Kd) の計算を試み、各海域ごとの特性を判りやすくするために、一覧表を作成した (表2-4-1-1.)。

一覧表をまとめるにあたっては、試料採取情報として、海域名、地点、年月日、緯度経度を、海底土の情報として、採取深度、土質、含水率、中央粒径、Cs-137濃度を、海水の情報として、採取深度、Cs-137濃度を、記載し、試算した分配係数をそれぞれの行に表示した。

記載内容に関しては、下記の注を参照願いたい。

注1. 海底土情報の中の土質の表示は、もっとも一般的に用いられているC. C. Wentworth(1992) の分類 (下表) にしたがった。これは粒径 (ϕ) を次のような式によって表している。

$$\phi = \log_2 y \quad (y \text{ は粒子の大きさ、mm})$$

呼 称	礫	砂					泥	
		極粗砂	粗 砂	中 砂	細 砂	極細砂	シルト	粘 土
ϕ	-1	0	1	2	3	4	8	
y (mm)	2	1	1/2	1/4	1/8	1/16	1/256	

この分類をもとに、50%粒径から中央粒径Md ϕ を求め、表2-4-2-1の中に記した。

海底土のCs-137濃度と中央粒径Md ϕ との相関関係をみると、Cs-137濃度は、中央粒径4未満の砂質 (粒径が大きく比表面積が小さい) よりも、中央粒径4以上のシルト・粘土質 (粒径が小さく比表面積が大きい) の方が高い濃度を示しており、その相関係数を求めると 0.828となり、中央粒径が大きくなるほどCs-137濃度が高い値を示す傾向が認められている。

注2. 分配係数 (Kd) は、次のような式によって求めて、各海域・地点ごとに指数表示で記載した。

$$\text{分配係数 (Kd)} = \frac{\text{海底土中Cs-137濃度 (Bq/kg乾燥土)} \times 1,000}{\text{海水中Cs-137濃度 (mBq/ℓ)}}$$

注3. 海底土のCs-137濃度の表示が、－印になっているのは、検出下限値以下のものであり、その旨を備考欄に記載し、分配係数（Kd）は求めている。

表 2-4-1-1. 海洋環境放射能総合評価事業－原子力発電所等海洋放射能調査結果－

(科学技術庁、平成 5 年度) から試算したCs-137の分配係数 (Kd) 一覧表

試 料 採 取			海 底 土				海 水		分配係数	備 考		
海域名	地 点	年 月 日	緯度 (N) , 経度 (E)	採取深度 (m)	土 質	含水率 (%)	中央粒径 (Mdφ)	Cs-137 (Bq/kg 乾燥土)	採取深度 (m)	Cs-137 (mBq/l)	(Kd)	
北海道	1	1993.05.29	43° 09.8' , 140° 16.1'	360	泥	44	4.47	4.2	313	2.3	1.8E+03	
	2	1993.05.29	43° 04.8' , 140° 15.7'	410	泥	59	5.97	6.1	370	2.5	2.4E+03	
	3	1993.06.30	43° 02.1' , 140° 18.0'	481	泥	61	6.51	7.6	416	2.0	3.8E+03	
	4	1993.06.30	42° 58.9' , 140° 12.8'	345	中細砂混じり泥	27	2.18	1.7	307	2.4	7.1E+02	
宮 城	1	1993.06.15	38° 30.2' , 141° 40.3'	139	中細砂混じり泥	30	3.18	1.8	119	3.2	5.6E+02	
	2	1993.06.15	38° 25.0' , 141° 45.0'	159	中細砂混じり泥	28	2.64	1.5	140	3.3	4.5E+02	
	3	1993.06.16	38° 20.0' , 141° 39.7'	138	中細砂混じり泥	29	2.84	1.5	120	3.3	4.5E+02	
	4	1993.06.16	38° 30.2' , 141° 44.7'	154	中細砂混じり泥	25	2.06	1.7	140	2.7	6.2E+02	
福 島 一	1	1993.06.09	37° 39.8' , 141° 20.0'	98	泥混じり中細砂	20	1.56	—	89	3.2		検出下限値未満
	2	1993.06.08	37° 34.8' , 141° 25.1'	131	中細砂混じり泥	30	2.47	2.3	112	3.0	7.7E+02	
	3	1993.06.08	37° 29.8' , 141° 20.0'	119	中細砂混じり泥	30	2.56	1.8	99	3.2	5.0E+02	
	4	1993.06.08	37° 22.9' , 141° 19.9'	128	中細砂混じり泥	35	3.06	2.5	108	2.8	8.9E+02	
福 島 二	1	1993.06.07	37° 17.1' , 141° 24.1'	145	中細砂混じり泥	34	3.52	1.6	128	3.0	5.3E+02	
	2	1993.06.07	37° 12.3' , 141° 20.2'	141	中細砂混じり泥	33	3.44	2.1	123	2.9	7.2E+02	
	3	1993.06.06	37° 06.3' , 141° 19.0'	146	中細砂混じり泥	31	2.64	2.3	130	2.7	8.5E+02	
	4	1993.06.06	36° 59.8' , 141° 20.1'	160	泥混じり中細砂	26	1.89	1.3	145	2.8	4.6E+02	
茨 城	1	1993.06.02	36° 36.0' , 140° 52.0'	94	中細砂混じり泥	32	3.80	1.7	83	3.3	5.2E+02	
	2	1993.06.02	36° 25.0' , 140° 51.1'	117	泥混じり中細砂	30	2.84	1.8	98	2.9	6.2E+02	
	3	1993.06.04	36° 14.1' , 140° 47.9'	89	泥混じり中細砂	27	2.84	1.5	77	3.0	5.0E+02	
	4	1993.06.04	36° 05.3' , 140° 51.9'	121	中細砂混じり泥	40	3.41	2.0	102	3.3	6.1E+02	
静 岡	1	1993.05.26	34° 34.2' , 138° 18.3'	58	中細砂混じり泥	23	3.38	1.5	47	3.3	4.5E+02	
	2	1993.05.26	34° 31.2' , 138° 15.1'	73	泥混じり中細砂	22	2.58	1.2	59	3.5	3.4E+02	
	3	1993.05.27	34° 30.0' , 138° 04.8'	373	泥	32	4.54	3.9	308	2.3	1.7E+03	
	4	1993.05.27	34° 31.1' , 137° 58.9'	532	泥	40	5.72	2.2	505	1.7	1.3E+03	
新 潟	1	1993.06.29	37° 56.0' , 138° 36.9'	58	泥	61	6.27	9.1	328	2.1	4.3E+03	
	2	1993.06.29	37° 50.1' , 138° 35.1'	73	泥	61	6.16	6.7	444	1.8	3.7E+03	
	3	1993.06.30	37° 44.0' , 138° 27.1'	373	泥	71	6.67	11.0	484	1.8	6.1E+03	
	4	1993.06.30	37° 37.2' , 138° 22.9'	532	泥混じり中細砂	41	2.56	3.5	200	3.3	1.1E+03	
石 川	1	1993.06.22	37° 17.0' , 136° 27.0'	169	中細砂混じり泥	34	4.13	2.9	147	3.2	9.1E+02	
	2	1993.06.22	37° 07.7' , 136° 26.1'	191	中細砂混じり泥	37	4.41	3.1	171	3.5	8.9E+02	
	3	1993.06.22	37° 00.0' , 136° 27.9'	170	中細砂混じり泥	34	3.82	2.2	150	3.2	6.9E+02	
	4	1993.06.23	36° 52.1' , 136° 27.9'	123	泥混じり中細砂	24	1.94	2.3	103	3.2	7.1E+02	
福 井 一	1	1993.05.31	36° 04.9' , 135° 50.2'	265	泥	55	5.80	3.3	227	3.0	1.1E+03	
	2	1993.05.31	35° 57.0' , 135° 50.1'	259	泥	65	5.72	7.7	220	2.9	2.7E+03	
	3	1993.06.01	35° 50.0' , 135° 50.1'	127	砂混じり泥	26	2.74	2.1	107	3.2	6.6E+02	
	4	1993.05.29	35° 57.7' , 135° 41.9'	271	泥	66	6.27	7.8	231	2.8	2.8E+03	
福 井 二	1	1993.05.28	35° 44.9' , 135° 40.2'	125	砂混じり泥	36	3.72	2.0	111	3.5	5.7E+02	
	2	1993.05.28	35° 49.8' , 135° 35.1'	202	泥	55	5.80	6.3	180	3.6	1.8E+03	
	3	1993.05.29	35° 54.9' , 135° 30.0'	216	泥	54	5.44	3.3	176	3.4	9.7E+02	
	4	1993.05.28	35° 45.0' , 135° 30.0'	130	砂混じり泥	41	4.97	3.0	110	3.5	8.6E+02	
島 根	1	1993.06.08	35° 47.0' , 133° 12.0'	74	細 砂	18	1.29	—	63	3.4		検出下限値未満
	2	1993.06.08	35° 41.1' , 133° 04.0'	82	泥混じり細砂	22	2.47	2.2	70	3.1	7.1E+02	
	3	1993.06.09	35° 48.0' , 132° 56.0'	102	泥混じり細砂	24	1.94	0.9	95	3.0	3.0E+02	
	4	1993.06.09	35° 40.0' , 132° 51.9'	104	泥混じり細砂	30	3.57	2.0	92	3.2	6.3E+02	
愛 媛	1	1993.06.17	33° 38.9' , 132° 21.9'	53	泥混じり細砂	22	2.47	1.7	43	3.2	5.3E+02	
	2	1993.06.17	33° 38.0' , 132° 16.9'	60	泥混じり細砂	30	2.94	1.4	50	3.2	4.4E+02	
	3	1993.06.16	33° 35.9' , 132° 14.0'	65	泥混じり細砂	30	3.18	—	54	3.2		検出下限値未満
	4	1993.06.16	33° 33.0' , 132° 10.0'	65	泥混じり細砂	27	2.74	—	55	3.2		検出下限値未満
佐 賀	1	1993.06.23	33° 35.9' , 129° 59.0'	43	泥混じり細砂	17	0.47	—	33	3.1		検出下限値未満
	2	1993.06.22	33° 37.1' , 129° 52.9'	53	貝殻混じり細砂	21	1.43	—	42	3.5		検出下限値未満
	3	1993.06.22	33° 37.0' , 129° 46.0'	57	貝殻混じり細砂	20	0.58	—	44	3.4		検出下限値未満
	4	1993.06.22	33° 34.1' , 129° 44.0'	54	貝殻混じり細砂	29	1.89	—	44	3.2		検出下限値未満
鹿児島	1	1993.06.20	31° 55.9' , 130° 01.9'	76	泥混じり細砂	25	2.00	—	64	3.5		検出下限値未満
	2	1993.06.19	31° 45.0' , 130° 01.1'	82	泥混じり細砂	26	1.94	—	71	3.3		検出下限値未満
	3	1993.06.19	31° 41.0' , 130° 04.0'	94	泥混じり細砂	26	3.82	—	83	3.4		検出下限値未満
	4	1993.06.19	31° 35.0' , 130° 09.0'	78	泥混じり細砂	36	4.84	—	68	3.2		検出下限値未満

データの出典：(財) 海洋生物環境研究所；科学技術庁委託・平成 5 年度海洋環境放射能総合評価事業成果報告書
－原子力発電所等海洋放射能調査結果－, (1994).

(長屋 裕、鎌田 博)

2-4-2. 沿岸海域における放射性核種の分布

2-4-2-1. 海水および海底土の放射性核種

科学技術庁の環境放射能調査研究の一環として全国ネットワークで実施されている調査および地方自治体での環境放射能モニタリング、の中から代表的なものとして、青森と茨城を選んで、海水および海底土の放射性核種濃度の最近のデータを一覧表にまとめて、表2-4-2-1-1～表2-4-2-1-3にそれぞれ示した。

記載内容については、下記の注を参照されたい。

注1、この放射能調査およびモニタリングでは、海水は表面海水を採取しており、また、これらのデータは、分配係数(Kd)を求めるために得られたものではないので、放射性核種の分布状態を表現する方法として、下記の式により、海底土／海水の放射能比および濃度比を算出して、表示した。

$$\text{放射能比} = \frac{\text{海底土の放射性核種濃度 (Bq/kg)} \times 1,000}{\text{海水の放射性核種濃度 (mBq/l)}}$$

$$\text{U濃度比} = \frac{\text{海底土のU濃度 } (\mu\text{g/g}) \times 1,000}{\text{海水の放射性核種濃度 } (\mu\text{g/l})}$$

注2、各放射能比の諸データを統計処理して、算術平均値と標準偏差、最小値と最大値、幾何平均値などを求めて、各表の下欄に指数表示で記載した。

注3、海底土については、粒径分布などは測定されておらず、性質・性状を表現するために、試料採取時における目視的情報を備考欄に記載した。

表2-4-2-1-1. 青森県陸奥湾海域における 海底土／海水 放射能比

海 底 土 試 料 採 取			Sr-90			Cs-137			備 考
年 月 日	地 点	深 さ (m)	海 水 (mBq/l)	海 底 土 (Bq/kg乾)	放射能比 (l/kg)	海 水 (mBq/l)	海 底 土 (Bq/kg乾)	放射能比 (l/kg)	底 質 等
19860811 (S61)	陸奥市漁協沖 1 km (N41° 16' , E141° 10')	11.0	3.7	0.3	89	7.4	7.4	1000	黒色泥状
19871208 (S62)	同 上	12.0	3.0	0.6	197	4.1	8.1	1976	灰褐色泥状
19880810 (S63)	同 上	11.0	2.4	0.5	213	4.9	8.3	1694	黒色泥状
19890808 (H 1)	同 上	13.5	3.0	0.4	130	3.7	6.6	1784	灰褐色泥状
19900809 (H 2)	同 上	12.0	2.7	0.7	270	3.4	8.3	2441	灰褐色泥状
19910824 (H 3)	同 上	13.0	2.1	0.3	162	3.9	7.2	1846	黒色泥状
19920818 (H 4)	同 上	13.0	2.4	0.8	321	3.6	7.0	1944	黒色泥状
19930826 (H 5)	同 上	13.0	2.6	0.6	219	2.8	6.6	2357	黒色泥状
19940804 (H 6)	同 上	13.0							黒色泥状
NUMBER (個数)					8				
ARITHMETICAL MEAN (算術平均)					2.0E+02				1.9E+03
STANDARD DEVIATION (標準偏差)					7.0E+01				4.1E+02
MINIMUM (最小値)					8.9E+01				1.0E+03
MAXIMUM (最大値)					3.2E+02				2.4E+03
PRODUCT (積)					1.5E+18				1.2E+26
GEOMETRICAL MEAN (幾何平均)					1.9E+02				1.8E+03

データの出典：科学技術庁：環境放射能水準調査データ(1986～1994).

表2-4-2-1-2. 青森県六ヶ所村沿岸海域における 海底土/海水 放射能比(比)およびU濃度比

海底土試料採取			Sr-90			Cs-137			Pu-239+240			U			備考
年月日	地 点	深さ (m)	海 水 / ℓ	海底土 /kg 乾	比 (t/kg)	海 水 / ℓ	海底土 /kg 乾	比 (t/kg)	海 水 / ℓ	海底土 /kg 乾	比 (t/kg)	海 水 μg/ℓ	海底土 μg/g 乾	濃度比 (t/kg)	底質等
1986															
0808	放出口予定地点	20	pCi	pCi		pCi	pCi		pCi	pCi		2.3	0.1	43	砂
0808	同北1km	20				0.18	ND		0.00030	3.0		2.4	0.1	42	砂
0808	同南1km	20				0.15	ND		0.00025	10.0	33333	2.9	0.1	34	砂
						0.19	ND			2.1	8400				
1987															
0820	放出口予定地点	50	pCi	pCi		pCi	pCi	231	pCi	pCi		2.6	0.3	115	砂
0820	同北1km	50	0.093	ND		0.13	30		ND	12.0		3.3	0.2	61	砂
0820	同南1km	50	0.071	ND		0.15	ND		ND	10.0		3.3	0.2	61	砂
			0.061	ND		0.14	ND		ND	21.0					
1988															
0826	放出口予定地点	50	mBq	Bq		mBq	Bq		mBq	Bq					砂
0826	同北20km	50	2.6	ND		4.5	ND		ND	0.34					砂
0826	同南20km	50	2.7	ND		4.2	ND		ND	0.68					泥、砂、黒褐色
			2.6	ND		3.1	ND		ND	0.62					
1989															
0706	放出口予定地点	47	mBq	Bq		mBq	Bq		mBq	Bq					砂
1019	放出口予定地点	50		ND		ND	0.70		ND	0.59					砂
1019	同北20km	50	2.5	ND		3.1	1.60	516	ND	0.59					砂、灰褐色
1019	同南20km	50	2.6	ND		4.0	ND		ND	0.17					砂、灰褐色
		35	2.9	ND		4.7	ND		0.0074	0.90	121622				泥、砂、黒色
1990															
0703	放出口予定地点	47	mBq	Bq		mBq	Bq		mBq	Bq					砂
1109	放出口予定地点	37	2.9	ND		4.9	0.68	139	ND	ND					砂
1109	同北20km	50	2.4	0.54	225	3.5	ND		ND	0.59					砂、灰褐色
1109	同南20km	32	2.7	ND		3.7	ND		ND	0.75					砂、灰褐色
						3.3	1.70	515	ND	0.77					細砂、灰黒色
1991															
0703	放出口予定地点	47	mBq	Bq		mBq	Bq		mBq	Bq					砂
1021	放出口予定地点	50	2.8	ND		ND	0.57		ND	0.47					砂
1021	同北20km	50	2.4	ND		4.1	ND		ND	0.82					砂
1111	同南20km	32	2.6	ND		3.1	ND		0.011	0.43	39091				砂、泥
						3.3	ND		0.011	0.69	62727				砂、泥
1992															
0707	放出口予定地点	47	mBq	Bq		mBq	Bq		mBq	Bq					砂
1028	放出口予定地点	44	2.2	ND		4.2	0.31	74	ND	0.46					砂、灰黒色
1028	同北20km	52	2.5	ND		3.4	ND		ND	0.62					砂、泥
1028	同南20km	26	2.1	ND		3.2	ND		ND	0.34					砂、泥、灰黒色
						3.5	ND		ND	0.14					
1993															
0706	放出口予定地点	47	mBq	Bq		mBq	Bq		mBq	Bq					砂
1026	放出口予定地点	47	2.7	ND		ND	0.83	395	ND	0.51					砂、灰黒色
1026	同北20km	58	2.1	ND		2.1	ND		ND	0.57					砂、泥
1026	同南20km	26	3.2	ND		3.0	ND		ND	0.57					砂、泥、灰黒色
						2.6	ND		0.011	0.18	16364				
1994															
0706	放出口予定地点	47	mBq	Bq		mBq	Bq		mBq	Bq					砂
1025	放出口予定地点	48	2.7	ND		ND	ND		ND	0.65					砂、灰黒色
1025	同北20km	52	2.7	ND		3.7	ND		ND	0.55					砂、灰黒色
1025	同南20km	27	2.4	ND		2.9	ND		ND	0.64					細砂、灰黒色
						2.9	ND		ND	0.33					
NUMBER (個数)								6			6			6	
ARITHMETICAL MEAN (算術平均)								3.1E+02			4.7E+04			5.9E+01	
STANDARD DEVIATION (標準偏差)								1.7E+02			3.8E+04			2.7E+01	
MINIMUM (最小値)								7.3E+01			8.4E+03			3.4E+01	
MAXIMUM (最大値)								5.2E+02			1.2E+05			1.2E+02	
PRODUCT (積)								2.4E+14			1.4E+27			2.6E+10	
GEOMETRICAL MEAN (幾何平均)								2.5E+02			3.3E+04			5.5E+01	

放出口予定地点: N 40° 57' 38", E 141° 25' 16".

データの出典: (1) 青森県環境保健部: 核燃料サイクル施設環境放射能総合調査報告書(1987).
同(1988).
同(1989).(2) 青森県: 原子燃料サイクル施設環境放射線等事前調査報告書(1990).
同(1991).(3) 青森県: 原子燃料サイクル施設環境放射線等調査報告書(1992).
同(1993).
同(1994).
同(1995).

表2-4-2-1-3. 茨城県沿岸各海域における放射性核種濃度（年平均）と海底土／海水放射能（年平均）

試料採取		Sr-90					Ru-106					Cs-137					Ce-144					Pu-239+240					Am-241				
年	海 域	海水 mBq/ℓ	試料 数	海底土 Bq/Kg乾	試料 数	放射能 比 (t/kg)	海水 mBq/ℓ	試料 数	海底土 Bq/Kg乾	試料 数	放射能 比 (t/kg)	海水 mBq/ℓ	試料 数	海底土 Bq/Kg乾	試料 数	放射能 比 (t/kg)	海水 mBq/ℓ	試料 数	海底土 Bq/Kg乾	試料 数	放射能 比 (t/kg)	海水 mBq/ℓ	試料 数	海底土 Bq/Kg乾	試料 数	放射能 比 (t/kg)	海 水 mBq/ℓ	試料 数	海底土 Bq/Kg乾	試料 数	放射能 比 (t/kg)
1986	日立市久方町 立海村 東海村 大洗	4.8 4.3 3.9 3.7 3.7	2 3 4 4 2	0.200 0.190 0.189 0.232 0.048	2 1 4 4 2	42 44 48 63 13	1.11 0.93 1.11	2 4 4	0.411 0.159 0.465 0.137	2 4 2	370 171 419	4.8 3.7 4.8 4.6 4.4	2 1 4 4 2	0.81 0.67 0.70 1.81 0.61	2 1 4 4 2	169 181 146 393 139	0.37 0.74	2 4	0.233 0.021 0.182 0.070	2 4 4 2	630 28			0.45 0.36 0.38 0.78 0.40	2 2 4 4 2						
	(平均/計)	4.1	15	0.172	13	42	1.05	10	0.293	12	320	4.5	13	0.92	13	206	0.56	6	0.127	12	329			0.47	14						
1987	日立市久方町 立海村 東海村 大洗	5.6 6.3 3.2 3.9 3.7	2 1 4 4 2	0.155 0.098 0.078 0.141	2 4 4 2	28 31 20 38	1.85 0.56 0.37 1.48	2 4 4 2	0.085 0.250 0.141 0.143	2 4 4 2	46 446 381 97	4.4 3.3 3.5 5.6 3.7	2 1 4 4 2	0.97 0.56 1.99 1.23 0.54	2 1 4 4 2	220 170 569 220 146	0.44 0.26 0.13	2 4 4	0.160 0.180 0.160 0.240	2 4 4 2	364 692 1231			0.44 0.33 0.52 0.78 0.54	2 4 4 4 2						
	(平均/計)	4.5	13	0.118	12	29	1.065	12	0.155	12	243	4.1	13	1.06	13	265	0.28	10	0.185	12	762	0.0110	1	0.52	16	47455					
1988	日立市久方町 立海村 東海村 大洗	3.7 7.0 4.1 3.0 4.8	2 1 6 4 5	0.170 0.230 0.200 0.210	1 1 2 1	46 56 68 44						4.3 4.0 3.7 4.2 4.3	2 1 32 3 2	0.84 0.57 2.23 1.34 0.44	2 1 3 4 2	198 143 604 318 102							0.58 0.40 0.38 0.81 0.42	2 4 14 6 2							
	(平均/計)	4.5	18	0.203	5	54						4.1	40	1.08	12	273						0.0085	1	0.52	28	60847					
1989	日立市久方町 立海村 東海村 大洗	3.8 3.2 3.1 2.5 2.7	2 1 3 4 2	0.140 0.140 0.340	1 1 1	37 45 137						3.9 1.2 3.9 3.7 3.6	2 1 31 4 2	0.86 0.50 0.85 1.02 0.54	2 1 3 4 2	222 417 217 280 150							0.78 0.28 0.43 0.86 0.57	2 4 14 6 2							
	(平均/計)	3.1	12	0.207	3	73						3.3	40	0.75	12	257						0.0071	1	0.58	28	82282					
1990	日立市久方町 立海村 東海村 大洗	4.2 2.7 3.8 2.9 3.1	2 1 4 2 2	0.100 	1 	24 						3.0 3.2 4.5 3.4	1 1 29 4	1.11 0.52 0.68 0.95 0.64	2 1 6 4 2	370 163 150 282							0.60 0.25 0.37 0.77 0.46	2 4 15 6 2							
	(平均/計)	3.3	11	0.100	1	24						3.5	35	0.78	15	241						0.0039	1	0.49	29	125641					
1991	日立市久方町 立海村 東海村 大洗	2.3 4.1 2.4 2.1 2.9	2 1 4 3 2	0.130 0.230	1 2	57 111						4.0 4.1 3.5 3.4	2 17 4 2	0.72 0.42 0.73 2.09 0.50	2 1 4 7 2	180 177 598 149							0.55 0.26 0.37 1.00 0.42	2 4 12 9 2							
	(平均/計)	2.8	12	0.180	3	84						3.8	25	0.89	16	276						0.0054	1	0.53	29	96259					
1992	日立市久方町 立海村 東海村 大洗	2.7 2.4 3.1 3.4 2.5	1 1 4 4 2	0.100 0.190	1 1	42 57						3.3 3.4 4.1 3.7 3.7	2 1 12 4 2	0.78 1.05 0.97 1.46 0.52	2 3 6 4 3	236 308 235 391 141							0.49 0.44 0.78 0.32	2 4 13 6 2							
	(平均/計)	2.8	12	0.145	2	50						3.6	21	0.96	18	262						0.0060	1	0.51	27	84708					
1993	日立市久方町 立海村 東海村 大洗	2.3 2.0 2.9 2.2 2.6	2 1 4 4 2	0.200 0.210	1 1	87 94						3.7 2.8 3.8 3.3 3.8	2 1 15 4 2	1.39 0.35 1.05 1.23 0.73	2 2 6 4 3	379 123 273 376 196							0.70 0.28 0.67 0.77 0.49	2 4 12 6 2							
	(平均/計)	2.4	13	0.205	2	91						3.5	24	0.95	17	269						0.0062	1	0.58	26	93935	0.00110	1			
1994	日立市久方町 立海村 東海村 大洗	3.2 2.8 3.2 3.3	2 4 4 2	 0.090	 1	 28						3.3 3.5 3.2 3.3	2 7 4 2	0.76 1.16 0.89 0.63	2 3 4 3	237 330 283 194							0.31 0.33 0.56 0.64 0.36	2 1 3 5 2							
	(平均/計)	3.1	12	0.090	1	28						3.3	15	0.86	12	261						0.0025	1	0.44	13	176240	0.00046	1			
個数平均						9	2						9						2						8						
標準偏差						5.3E+01	2.8E+02						2.6E+02						5.5E+02						9.6E+04						
最小値						2.9E+01	1.4E+02						1.1E+02						3.3E+02						3.7E+04						
最大値						2.0E+01	4.6E+01						1.0E+02						3.3E+02						4.7E+04						
幾何平均						1.4E+02	4.5E+02						6.0E+02						1.2E+03						1.8E+05						
幾何平均						1.2E+15	7.8E+04						4.7E+21						2.5E+05						4.0E+39						
幾何平均						4.7E+01	2.8E+02						2.6E+02						5.0E+02						8.9E+04						

2-4-2-2. 海中における放射性核種の沈降

海中にある放射性核種の存在形態は、可溶性のものと不溶性のものに大別されるが、不溶性のものは、やがて、沈降粒子となって、海底に沈降し、堆積すると考えられる。

(1) 海中懸濁物の放射性核種濃度

海水中で不溶性になる放射性核種が注目され、特にPuやAmが被ばく線量評価上重要視されている。

海水をメンブラン・フィルター（細孔径： $0.45\mu\text{m}$ ）で吸引濾過した後、濾過海水と懸濁物について放射化学分析し、 α 線スペクトロメトリーによって測定した結果を表2-4-2-2-1 に示した。

表2-4-2-2-1. 濾過海水と懸濁物の放射性核種濃度（ $10^{-3}\text{mBq}/\ell$ ）

試料採取		Pu-239+240				Am-241		
年	海 域	未濾過海水	濾過海水	懸濁物	懸濁物／未濾過海水(%)	未濾過海水	濾過海水	懸濁物
1987	長崎橋湾C	5.0	2.6	2.4	48			
	長崎橋湾D	4.1	1.7	2.4	59			
	茨城東海	11.1						
1988	茨城東海	8.5						
1989	茨城東海	7.1	5.1	2.0	28			
1990	茨城東海	3.9	3.2	0.65	16			
1991	茨城東海	5.4	4.7	0.75	14			
1992	茨城東海	6.0						
1993	茨城東海	6.2				1.1		
1994	茨城東海	2.5				4.6		

データの出典

馬原 保典：海洋中での放射性核種のスキヤベンジング機構の検討（その1）－放射性核種の海洋中での分布・挙動調査－，電力中央研究所報告，研究所報告：U 8 9 0 1 1，平成元年7月，（1989）。

茨城県公害技術センター：茨城県公害技術センター年報 20（昭和62年度）～27（平成6年度）（1988～1995）。

(2) 海水中における放射性核種の沈降除去率

放射性核種の海水中での溶解とスキャベンジング(scavenging)による海水からの除去による底質への移行蓄積の様相が、馬原 により調査研究されている。海中への放射性核種の降下・流入量、海水中放射性核種の可溶性および不溶性の各画分、海底土の放射性核種の深度分布などの諸データを用いて、海水中における放射性核種の沈降除去率 K_s (scavenging rate) を、次の式により推定している。

$$K_s = \frac{\omega \cdot C_s}{\int_0^{\ell} C \, d\ell} \quad [y^{-1}]$$

ここで、 ω : 底質の年間堆積量 $[g/m^2 \cdot yr]$

C_s : 底質中の核種濃度 $[Ci/g]$

C : 単位体積海水中的の沈降性粒子に保持された核種濃度 $[Ci/m^3]$

ℓ : 海域の平均水深 $[m]$

表2-4-2-2. 沿岸海域における放射性核種の沈降除去率 K_s
(scavenging rate) $[y^{-1}]$

核 種	長 崎 県 橋 湾 奥 海 域	アイリッシュ海 セラフィールド 沿 岸 海 域
Th-234		7 ～ 52
Pu-239+240	24	7 ～ 52
Am-241		7 ～ 52

引用文献

馬原 保典：海洋中での放射性核種のスキャベンジング機構の検討（その1）－放射性核種の海洋中での分布・挙動調査－，電力中央研究所報告，究所報告：U 8 9 0 1 1，平成元年7月，(1989)。

2-4-2-3. 放射性核種の海底土への収着

海水中における放射性核種の海底への移行に関して、不溶性となって沈降し堆積する過程や海底土へ収着する過程などが考えられる。

一般的に、人工放射性核種が海水中から海中懸濁（沈降）粒子または海底堆積物へ移行する場合に、沈降粒子または堆積物が放射性核種を蓄積する能力を表現するために、分配係数(Kd)と言うパラメータが用いられている（IAEA, 1985）。

分配係数(Kd)を式で示せば、

$$Kd = \text{堆積物（粒子）中放射性核種濃度} / \text{海水中放射性核種濃度}$$

と定義され、特定の核種に対して、種々の堆積物（粒子）がそれぞれ一定の値を示すと言われている。したがって、分配係数(Kd)は、沿岸海域においては、地域特性のある値が得られている。

ここでは、沿岸海域での実測値や沿岸海底土へのR I 収着実験値が得られている茨城県および福井県の沿岸海底土の分配係数(Kd)について表示することにする。

(1) 茨城県沿岸海底堆積物の放射性核種の分配係数(Kd)等

表2-4-2-3-1. 茨城県沿岸の海底堆積物の性状（1969-05-12採取）

試料採取海域	平均粒径 (μm)	化 学 組 成 (%)						
		SiO ₂	Al ₂ O ₃	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	強熱減量	その他
東海村沖A	>300	69.2	10.2	6.0	2.0	3.4	2.41	4.1
東海村沖C	>300	79.1	7.3	5.9	0.9	2.3	0.21	2.1
ひたちなか市沖L	100	46.6	22.3	9.1	3.0	10.0	2.42	4.3
大洗町沖G	90	47.2	21.2	9.7	2.2	4.6	8.96	3.5
大洗町沖I	220	21.0	14.9	6.3	2.4	28.0	3.79	22.2

表2-4-2-3-2. 茨城県沿岸海底堆積物のCs-137の分配係数(Kd)（1969-05-12採取）

試料採取海域	海 水	海 底 堆 積 物	分配係数(Kd)	
	mBq/ℓ	Bq/kg	実 測	R I 実験
東海村沖A	12.2	1.26	103	161
東海村沖C	9.3	1.04	112	123
ひたちなか市沖L	10.4	1.99	193	225
大洗町沖G	9.6			197
大洗町沖I	10.4	2.33	225	231

引用文献

森田茂樹，小池亮治：茨城県沿岸の海底堆積物の性状，原子力施設周辺環境における放射能（海洋編），（1975），茨城県公害技術センター。

表2-4-2-3-3. 東海村沿岸におけるPu-239+240の分配係数(Kd)等

データ集計 年～年	未濾過海水 $\mu\text{Bq}/\ell$	海 底 土 Bq/kg	汚染係数	分配係数(Kd)
1979～1990 1982～1990	平均12 3.3～27	0.04～3.3	1E+04	4E+04 (2.4～8.7)E+04
備 考	Pu(V+VI) 50～85% 酸化物形態 が多い		海岸砂／ 未濾過海水 砂質	海底土／ 未濾過海水 シルト質

表2-4-2-3-4. 東海村沿岸におけるAm-241の分配係数(Kd)等

データ集計 年～年	未濾過海水 $\mu\text{Bq}/\ell$	海 底 土 Bq/kg	汚染係数	分配係数(Kd)
1979～1990 1982～1990	平均2.6 0.50～9.9	0.048～5.6	2E+04	9E+04 (0.57～1.3)E+05
備 考	Am/Pu比 平均0.2 0.18～0.35		海岸砂／ 未濾過海水 砂質	海底土／ 未濾過海水 シルト質

引用文献

森沢正人, 渡辺 均, 圓尾好宏, 篠原邦彦: 環境に係る技術小論, 環境中Pu及びAmの挙動に関する研究, 動燃技報 81-22, 118-121, (1992).

住谷秀一: 沿岸におけるPu-239, 240及びAm-241の分布と挙動, 第23回放医研セミナー「長半減期核種の環境挙動と線量評価 ―超ウラン元素, I-129 およびTc-99 を中心として―」予稿集, 6-8, (1995), 放医研(千葉)

(2) 福井県沿岸海底土の分配係数(Kd)

科学技術庁原子力平和利用研究助成費による「沿岸海底土への放射性核種の分配および吸着挙動」の調査研究成果のうち、分配係数(Kd)に関するデータを一覧表にまとめたものである。

表2-4-2-3-5. 若狭湾高浜内浦湾海底土の分配係数(Kd)

[暗青色シルト質細砂に対する塩化物R I

(同海域海水に混合)の収着実験]

核 種	分配係数(Kd)
Mn-54	$(1.1 \pm 0.2)E+04$
Co-60	$(1.3 \pm 0.6)E+04$
Zn-65	$(3.1 \pm 0.6)E+03$
Sr-85	3.8 ± 0.8
Cs-137	$(1.5 \pm 0.5)E+02$

引用文献

M.FUKUI : Uptake of Radionuclides onto Suspended Particulate Matter in Coastal Water, Journal of Nuclear Science and Technology, 25[12], 934-942 (December 1988).

福井正美, 藤川陽子, 井岡達也, 木村雄一郎, 本田嘉秀, 桂山幸典 : 沿岸海底土への放射性核種の分配および吸着挙動, 日本原子力学会誌 31, 10, 1165-1175, (1989).

M.FUKUI : Desorption Kinetics and Mobility of Some Radionuclides in Sediments, Health Physics, 59, 6, 879-889, (1990).

福井正美, 白井浩之, 来馬克美, 前川素一, 飯島敏哲, 桂山幸典 : 内浦湾における放出放射能の挙動評価, 日本原子力学会誌, 33, 6, 594-602, (1991).

2-4-2-4. 海底土への放射性核種等の結合形態

海水中の放射性物質等が海底に沈積、あるいは、海底土に収着した場合、どのような結合形態になっているかが、海水中に再溶出するかどうかの観点から注目される場所である。

この結合形態別分離の方法は、Telssier等により提案された手法（図2-4-2-4-1）があり、茨城県公害技術センター放射能部で、沿岸海底土に対して、これを適用してみた例を下記に紹介する。

試料（湿重量約200 g）

1 M酢酸ナトリウムを1.5 ℓ加える。

室温で1時間放置。

吸引濾過（ミリポア0.45 μ m）

残さ

る 液

F 1 : 可溶態

1 M酢酸ナトリウム（酢酸でpH 5に調整）を1.5 l加える。

室温で2時間以上放置。

吸引濾過（ミリポア0.45 μ m）

ろ液

F 2 : 炭酸塩結合態

0.04M塩酸ヒドロキシルアミン（25%酢酸溶液に溶解）を1.5 l加える。

96±3℃で5時間浸出。

吸引濾過（ミリポア0.45 μm ）

さ 残

ろ液

F 3 : 鉄マンガン酸化物結合態

0.02M硝酸を 450ml、30%過酸化水素水を 750ml加える。

85±2℃で2時間加温。

放冷

3. 2 M酢酸アンモニウム (20%硝酸に溶解) を 750ml加える。

吸引濾過（ミリポア0.45 μ m）

残さ

F 5 : ケイ酸塩母材

ろ液

F 4 : 有機物結合態

図2-4-2-4-1. 分別溶出分離法* フローチャート

*A. Telssier, P. G. C. Campbell, M. Bisson : Sequential Extraction Pracedur for the Speciation of Particulate Trace Metala, Anal. Chem., 51, 7, 844-851, (1956).

分離測定結果は表2-4-2-4-1.に示してある。

表2-4-2-4-1. 茨城県沿岸海域海底土の結合形態別放射性核種濃度及び安定元素濃度分析結果

試料採取 海域	フラク ション	採取年月日	放射性核種Bq/kg乾		安 定 元 素												mg/kg乾
			¹³⁷ Cs	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	Ba	Cr	Mn	Sr	Ti	V	Zn	Cr	Ce	Al	Ca	Fe	Mg
東 海 村 北 部 沖 1 km	F 1	1987. 6. 8	—	0.004	N.D.	N.D.	N.D.	3.6	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	—	—	N.D.	—
	F 2		—	0.015	1.43	0.27	38.0	42.7	N.D.	N.D.	2.27	N.D.	N.D.	—	—	64	—
	F 3		—	0.048	2.41	1.12	23.5	1.9	2.96	2.53	13.5	0.79	N.D.	—	—	2140	—
	F 4		—	0.019	1.63	1.51	7.6	1.4	3.33	0.51	4.07	0.42	N.D.	—	—	512	—
	F 5		—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
東 海 村 中 部 沖 1 km	F 1		—	0.000	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 2		—	0.015	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 3		—	0.107	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 4		—	0.019	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 5		—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
東 海 村 南 部 沖 3 km	F 1		—	0.000	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	—	—	N.D.	—
	F 2		—	0.048	4.12	N.D.	22.3	74.0	N.D.	N.D.	3.08	N.D.	N.D.	—	—	105	—
	F 3		—	0.241	6.77	0.74	35.5	112	1.13	4.01	37.1	1.88	N.D.	—	—	4870	—
	F 4		—	0.011	4.39	12.6	8.5	7.2	10.5	1.20	8.41	1.33	N.D.	—	—	769	—
	F 5		—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
阿 子 ヶ 浦 沖 1 km	F 1		—	0.004	N.D.	N.D.	N.D.	3.9	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	—	—	N.D.	—
	F 2		—	0.015	1.70	N.D.	15.5	82.6	N.D.	N.D.	1.45	N.D.	N.D.	—	—	25	—
	F 3		—	0.081	6.83	0.52	21.8	21.1	N.D.	2.49	16.7	1.03	N.D.	—	—	2430	—
	F 4		—	0.118	4.08	0.94	4.6	2.0	5.09	0.59	2.41	N.D.	N.D.	—	—	203	—
	F 5		—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
東 海 村 北 部 沖 1 km	F 1	1988. 6. 10	0.019 (1)	0.000 (0)	N.D.	N.D.	0.4	2.8	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	300	N.D.	390
	F 2		0.015 (1)	0.016 (9)	4.5	N.D.	26	57	N.D.	N.D.	3.1	N.D.	N.D.	40	11000	210	320
	F 3		0.261 (18)	0.077 (42)	11	2.4	37	6.0	1.5	4.01	36	1.5	N.D.	980	1000	3400	690
	F 4		0.098 (7)	0.004 (2)	1.0	12	6.0	N.D.	N.D.	1.20	7.1	N.D.	2.0	600	240	170	100
	F 5		1.070 (73)	0.088 (48)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
東 海 村 中 部 沖 1 km	F 1		0.014 (2)	0.000 (0)	N.D.	N.D.	N.D.	3.6	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	330	N.D.	470
	F 2		0.000 (0)	0.018 (10)	5.0	0.4	25	81	N.D.	N.D.	4.3	N.D.	N.D.	38	15000	100	300
	F 3		0.123 (16)	0.075 (40)	14	1.5	24	11	0.78	2.49	26	1.2	N.D.	560	2100	2800	570
	F 4		0.020 (3)	0.030 (16)	4.2	8.6	5.5	1.9	6.3	0.59	5.3	0.69	3.7	700	710	210	99
	F 5		0.598 (79)	0.063 (34)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
東 海 村 南 部 沖 3 km	F 1		0.002 (0)	0.000 (0)	N.D.	N.D.	N.D.	5.4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	460	N.D.	580
	F 2		0.008 (1)	0.037 (5)	8.3	N.D.	52	70	N.D.	N.D.	6.0	N.D.	N.D.	34	13000	360	340
	F 3		0.202 (16)	0.217 (26)	9.9	0.9	52	43	N.D.	4.3	55	1.6	2.6	580	5800	5700	320
	F 4		0.140 (11)	0.088 (11)	5.0	11	9.7	5.6	7.2	N.D.	11	N.D.	4.0	900	840	400	160
	F 5		0.912 (72)	0.477 (58)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
阿 子 ヶ 浦 沖 1 km	F 1		0.014 (2)	0.000 (0)	N.D.	N.D.	N.D.	2.3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	240	N.D.	300
	F 2		0.000 (0)	0.016 (4)	N.D.	N.D.	18	72	N.D.	N.D.	2.6	N.D.	N.D.	29	13000	50	250
	F 3		0.188 (28)	0.152 (39)	7.3	0.96	32	28	1.1	3.6	27	1.4	2.4	700	3700	3200	710
	F 4		0.077 (11)	0.005 (1)	N.D.	1.6	3.8	1.9	N.D.	N.D.	2.6	N.D.	N.D.	480	490	42	77
	F 5		0.402 (59)	0.213 (55)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
東 海 村 北 部 沖 1 km	F 1	1989. 7. 14	—	0.000 (0)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 2		—	0.035 (10)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 3		—	0.111 (33)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 4		—	0.076 (22)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 5		—	0.119 (35)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
東 海 村 中 部 沖 1 km	F 1		—	0.000	N.D.	39	0.6	3.3	0.6	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	3
	F 2		—	0.015	3.9	47	17	74	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	2.6	20	11000	180	220
	F 3		—	0.061	5.6	1.2	29	30	0.5	3.0	21	1.2	2.5	490	6300	2600	340
	F 4		—	0.062	2.1	0.85	10	6.2	3.4	0.9	5.3	0.8	3.3	600	510	420	12
	F 5		—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
東 海 村 南 部 沖 3 km	F 1		—	0.000 (0)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 2		—	0.036 (5)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 3		—	0.186 (23)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 4		—	0.186 (23)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	F 5		—	0.390 (49)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
阿 子 ヶ 浦 沖 1 km	F 1		—	0.000	N.D.	N.D.	N.D.	3.5	N.D.	0.5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	140	N.D.	310
	F 2		—	0.018	2.7	N.D.	12	87	N.D.	N.D.	1.5	N.D.	2.4	19	11000	24	180
	F 3		—	0.146	8.0	0.95	27	60	0.8	3.1	17	0.9	2.8	350	8600	2000	520
	F 4		—	0.149	2.3	N.D.	0.9	3.6	4.3	1.3	5.0	N.D.	3.3	470	150	330	76
	F 5		—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

※ () 内はフラクションごとの結合の比率(%)、N.Dは検出限界以下、—は測定せず

データの出典 茨城県生活環境部原子力安全対策課：原子力施設海洋影響調査報告書 平成6年3月(1994)

これらの諸データから、

Cs-137は、海底土粒子岩石母材に大部分が収着していた。

Pu-239+240は、海底土粒子岩石母材との収着の他に、鉄マンガン酸化物粒子や有機物等により、海水からスキャベンジされていると考えられる。

安定元素については、

F 2 : 炭酸塩結合態において高濃度を示した元素は、貝殻成分であるCaであった。

F 3 : 鉄マンガン酸化物結合態において高濃度を示した元素は、Ba, V, Zn, Cr, Fe であった。

F 4 : 有機物結合態において高濃度を示した元素は、Cu, Ti, Ceで、特にCeにていては、有機物との関連が強いことが伺われた。

Mnは、F 2 : 炭酸塩結合態とF 3 : 鉄マンガン酸化物結合態における濃度が高かった。

Alは、F 3 : 鉄マンガン酸化物結合態とF 4 : 有機物結合態において濃度が高かった。

Mgは、どのフラクションにおいても検出されたが、かなりの部分が可溶性であることが分かった。

(鎌田 博)

3. 最近の海洋環境パラメータ

3-1. 外洋における放射性核種の分布

3-1-1. Pu、Am

3-1-1-1. 海水中の分布

表層水中の $^{239, 240}\text{Pu}$ の平均滞留時間が数年と短く、最近ではフォールアウトの降下量が低下していることから表層への供給が少ないので、表面海水中の $^{239, 240}\text{Pu}$ の濃度は年々減少している。従って水平分布は同一の時期に得られた試料の結果からしか比較出来ない。数年分のデータをまとめて図示してみると、海域による濃度差の傾向が現れない¹⁾ 西部北太平洋の 137°E 線上の 30°N から 0°N の間では、フォールアウト降下量と類似した、緯度別パターンが観測されている。(1979～1986)²⁾ 中部北太平洋の表面水でも 40°N から 10°N の間では、 $35^\circ\text{N}\sim 40^\circ\text{N}$ の海水中の濃度が高く、フォールアウト降下量を反映している。(1980～1982)³⁾ 大西洋では1988/89年に 73°N から 72°S まで調査が行われ、北半球で濃度が高く、南半球で低い傾向が見られた。⁴⁾ ヨーロッパの再処理工場から放出された $^{239, 240}\text{Pu}$ や ^{241}Am は近傍で沈積する割合が多く、 ^{137}Cs や ^{90}Sr と異なり、大西洋への影響は少ないといわれている。1964年に落下した航海衛星 (SNAP-9A) からの寄与と思われる ^{238}Pu は最近でも観測され、1988/89年の南半球の表面水では、 $^{238}\text{Pu}/^{239, 240}\text{Pu}$ は0.14～0.22であった。(フォールアウトでは $^{238}\text{Pu}/^{239, 240}\text{Pu}=0.025$)⁴⁾

$^{239, 240}\text{Pu}$ の鉛直分布は、200m～1000mの亜表層に極大値を示し、海域によっては底層でも高濃度を示す場合があるという点で、 ^{137}Cs や ^{90}Sr と異なっている。⁵⁾ 亜表層の極大は、表層に供給されたPuが、落下速度の大きい生物起源の沈降粒子に吸着されて、表層水中から除かれ、亜表層で放出されるので濃度が極大となると説明されている。海域によって亜表層極大の位置や濃度が異なる点については研究が進んでいない。底層の高濃度域については、海底に堆積したPuの再溶出が考えられるが、高濃度でない場合もあるので、未だ説明されているとはいえない。

北太平洋海水中の $^{239, 240}\text{Pu}$ は表面海水中では粒子形が、12～35%であるが、亜表層極大層では6%、底層の高濃度域では1%であったという報告がある。⁶⁾ Puの酸化状態では、還元形(Pu(III)、Pu(IV))と酸化形(Pu(V)、Pu(VI))が同濃度であるが、底層では約90%が酸化形であったという。⁷⁾

^{241}Am は $^{239, 240}\text{Pu}$ より濃度が低いので報告は少ない。鉛直分布は $^{239, 240}\text{Pu}$ と類似の様相を示すが、^{8) 9)} ^{241}Am は粒子との反応性が強く、粒子形の割合が多いことが報告されている。⁹⁾ また、

^{241}Am は海水中で $^{241}\text{Pu}^{10)}$ から生成されてくる部分もあるので、その挙動は今後興味を持たれる。

3-1-1-2. 堆積物中の分布

海水中に供給された $^{239, 240}\text{Pu}$ が、生物起源の沈降粒子に結合して沈降するのが、堆積物へ $^{239, 240}\text{Pu}$ が到達する主な経路であると考えられている。従って堆積物中の存在量は、表層水中の生物活動の活発さ、海水中の存在量等によって異なってくる。沿岸に近い海域では、陸からの寄与があるので存在量は多くなる。¹¹⁾ 北太平洋の堆積物中の $^{239, 240}\text{Pu}$ は海水中の存在量の 2~27% であった。これは ^{137}Cs の 1~5% より多く、 $^{239, 240}\text{Pu}$ の方が ^{137}Cs より堆積しやすいことを示している。 $^{239, 240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ は 0.04~0.28 であり、核実験場近くを除いては緯度による規則性はない。¹²⁾ $^{241}\text{Am}/^{239, 240}\text{Pu}$ はフォールアウトや海水中の比より高く、 ^{241}Am の方が堆積しやすいことを表している。⁸⁾

北大西洋の広い範囲の堆積物では $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ が地球規模のフォールアウトから予想される 0.18 より低く、ネバダ実験場からのフォールアウト ($^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}=0.035$) の影響が考えられるという。¹³⁾ 堆積物の $^{239, 240}\text{Pu}$ の鉛直分布は、 ^{210}Pb から測定される攪乱と異なる場合があり、^{14) 15)} 両核種を吸着している粒子の大きさや組成が異なっていると考えられている。

3-1-2. Sr、Cs

3-1-2-1. 海水中の分布

^{90}Sr と ^{137}Cs はそのほとんどが溶存形であり、海水中に入った ^{90}Sr と ^{137}Cs は ^3H と同様に海水と同じ動きをするといわれている。V. T. Bowen (1980)¹⁶⁾ は、 ^{137}Cs の太平洋での分布を検討する際に、その一部について ^{90}Sr のデータからフォールアウトの $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比を用いて ^{137}Cs に換算し、論じている。粒子形 ^{137}Cs は海水中 ^{137}Cs の 1% 以下であり、粒子形 ^{90}Sr は極めて少ない。

表面海水中の太平洋や大西洋の緯度別分布は 1970 年代前半まで、フォールアウトの分布と一致していた。¹⁶⁾ その後水平混合がよく進み、例えば 35°N - 40°N 帯での濃度のピークはなだらかになっている。⁴⁾ 最近では、表面水中での地域的変動は陸の近くで見られる。1989 年に測定されたベンガル湾の海水中の ^{137}Cs はガンジス川の影響を受けて濃度が低い。¹⁷⁾ フォールアウト量が減少してからは、川への供給が少なく、以前からの濃度を保っている海水に比べて河川水中の濃度が低いからである。一方、バルト海や黒海ではチェルノブイリ事故からの放射能を川から供給され、変動している。¹⁸⁾ セラフィールド再処理工場から放出された ^{137}Cs は北部ヨーロッパの海洋、北大西洋や北海、グリーンランド海、バルト海などに影響を与えている。^{19) 20) 21)} 年々の放出量が異なるので、 ^{137}Cs の海水中の分布は変化しており、その変化を利用して海水の動きのトレーサーとして ^{137}Cs が使われていた。しかし、チェルノブイリ事故はヨーロッパ海域に不均一に ^{137}Cs を供給し

たので、トレーサーとして ^{137}Cs を使用するのには解析が困難になり、チェルノブイリ事故からの供給が極めて少なかった ^{90}Tc が再処理工場起源のトレーサーとして使われ始めた。^{22) 23)} 1992年頃に明らかとなった旧ソ連やロシアによる海洋投棄による ^{137}Cs や ^{90}Sr の影響は1995年現在では検出されていない。²⁴⁾

大西洋の30°Nから70°Sの表面海水中では、1972/3年と1988/89年の測定結果を比べて、 ^{137}Cs 濃度をその物理的半減期で補正すると、それらの濃度はほとんど同じであったという。⁴⁾ ^{137}Cs の表面海水中の滞留時間が極めて長いことを示している。この報告では ^{137}Cs の表面海水中の半減期は100年あるいはそれ以上という結果になったという。 ^{137}Cs や ^{90}Sr の海洋中の測定結果を使用し、滞留時間の計算は様々に行われているが、安定元素からの計算結果とは一致していない。

^{90}Sr と ^{137}Cs の鉛直分布は、一般的には表面と混合層で濃度が高く、その下では急激に濃度が減少していく。^{3) 5) 11) 12) 16)} これは ^{90}Sr や ^{137}Cs は滞留時間が長く海水に溶存しており、海水と同様の動きをしているためであり、核実験で海洋表層に供給されてから30～40年では、大規模な拡散はあり得ない。

1972年、北大西洋の数点で750mから1250mにかけて、表面水の数倍の濃度の ^{137}Cs が観測されたという報告がある。この時 ^{90}Sr の鉛直分布は通常のパターンであり、又、 ^{137}Cs の鉛直分布も前後の年では異常ではなかった。²⁵⁾ この現象は解明されていない。他の海域でも、200m～450mに ^{137}Cs の亜表層の濃度ピークが観測されることがあるが、これは ^{137}Cs 濃度の異なる海水の水平方向への移流の結果であると説明されている。²⁶⁾

3-1-2-2. 堆積物中の分布

1980～1986年の北太平洋の外洋堆積物中の ^{137}Cs 全量は海水中全量の1～5%であり、これは^{239, 240}Puより割合が少ない。¹²⁾ ^{137}Cs の方が沈着しにくいことを示している。堆積物の ^{90}Sr 量は更に少なく、太平洋のB点付近の堆積物では ^{90}Sr 濃度が ^{137}Cs 濃度の1/10程度である。(1992)²⁷⁾

堆積物中の鉛直分布を調べると、 ^{210}Pb 等による堆積速度から予想されるよりも ^{137}Cs が深くまで移動していたり、 ^{210}Pb とは異なる分布をしている場合がある。これは、両核種が異なる粒子と結合していて、堆積後の移動の傾向に差があるのではないかと考えられている。最近、核分裂の際に ^{137}Cs と同程度に生産される ^{135}Cs (半減期 230万年) の分析法が発表された。(1993)²⁸⁾ 今後、両核種の比を利用して ^{137}Cs の堆積速度や堆積後の挙動について解明が進むかも知れない。

深海の柱状堆積物の採取には、ボックスコーラーが使われることが多かったが、マルチプルコーラーが開発されて、両コーラーでのデータを比較すると、ボックスコーラーでは堆積物の最表層が失われる場合があることがわかってきた。²⁹⁾ 外洋の深海堆積物に関するデータは、書き直されるべきものがあるかも知れない。

(中 村 清)

- 1) T. NAKANISHI, M. YAJIMA, M. SENAGA, M. TAKEI, A. ISHIKAWA, K. SAKAMOTO and M. SAKANOE
Nuclear Instruments and Methods in Physics Research 223(1984)239-242
- 2) K. HIROSE, Y. SUGIMURA and M. AOYAMA
Applied Radiation and Isotopes 43(1992) 349-359
- 3) Y. NAGAYA and K. NAKAMURA
J. Oceanogr. Soc. Japan 40(1984) 416-424
- 4) E. HOLM, P. ROOS, R. B. R. PERSSON, R. BOJANOWSKI, A. AARKROG, S. P. NIELSEN and
H. D. LIVINGSTON
in "Radionuclides in the Study of Marine Processes" Ed. by P. J. Kershaw and
D. S. Woodhead, Elsevier, (1991) 3-11
- 5) E. R. SHOLKOVITZ
Earth-Science Reviews 19(1983)95-161
- 6) H. D. LIVINGSTON, D. R. MANN, S. A. CASSO, D. L. SCHNEIDER, L. D. SURPRENANT and V. T. BOWEN
J. Environ. Radioactivity 5(1987) 1-24
- 7) D. M. NELSON, A. E. CAREY and V. T. BOWEN
Earth Planet. Sci. Lett. 68(1984) 422-430
- 8) T. NAKANISHI, M. SATOH, M. TAKEI, A. ISHIKAWA, M. MURATA, M. DAIRYOH and S. HIGUCHI J.
Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles 138(1990) 321-330
- 9) S. W. FOWLER, S. BALLESTRA, J. LAROSA and R. FUKAI
Deep-Sea Research 30(1983) 1221-1233
- 10) R. FUKAI, E. HOLM and S. BALLESTRA
in "Isotope Marine Chemistry" Ed. by E. D. GOLDBERG, Y. HORIBE and K. SARUHASHI(1980)1-8
- 11) Y. NAGAYA and K. NAKAMURA

in "Deep Ocean Circulation, Physical and Chemical Aspects"(1993) 157-167

- 12) Y. NAGAYA and K. NAKAMURA

J. Oceanogr. Soc. Japan. 43(1987) 345-355

- 13) K. O. BUESSELER and E. R. SHOLKOVITZ

Geochim. Cosmochim. Acta 31(1987) 2623-2637

- 14) J. K. COCHRAN

Geochim. Cosmochim. Acta 49(1985) 1195-1210

- 15) H-S. YANG, Y. NOZAKI, H. SAKAI, Y. NAGAYA and K. NAKAMURA

Geochemical J. 20(1986) 29-40

- 16) V. T. BOWEN, V. E. NOSHKIN, H. D. LIVINGSTON and H. L. VOLCHOK

Earth Planet. Sci. Lett. 49(1980) 411-434

- 17) Y. SUZUKI, K. NAKAMURA, R. NAKAMURA, M. NAKAHARA, T. ISHII, M. MATSUBA and Y. NAGAYA

in "Proceedings of International Conference on Radiation Effects and Protection"
JAERI, (1992) 484-491

- 18) K. O. BUESSELER, H. D. LIVINGSTON, S. HONJO, B. J. HAY, S. J. MANGANINI, E. DEGENS, V. ITTEKKOT,
E. IZDAR and T. KONUK

Nature 329(1987) 825-827

- 19) H. D. LIVINGSTON, V. T. BOWEN and S. L. KUPFERMAN

J. Marine Research 40(1982) 1227-1258

- 20) A. AARKROG, H. DAHLGAAD, L. HALLSTADIUS, H. HANSEN and E. HOLM Nature 304(1983) 49-51

- 21) E. HOLM, B. R. R. PERSSON, L. HALLSTADIUS, A. AARKROG and H. DAHGAAD

Oceanologica Acta 6(1983) 457-462

- 22) A. AARKROG, S. BOELSKIFTE, H. DAHLGAAD, S. DUNIEC, L. HALLSTADIUS, E. HOLM and J. N. SMITH
Estuarine, Coastal and Shelf Science 24(1987) 637-647
- 23) A. AAKROG, L. CARLSSON, Q. J. CHEN, H. DAHLGAAD, E. HOLM, L. HUYNH-NGOC,
L. H. JENSEN, S. P. NIELSEN and H. NIES
Nature 335(1988) 338-340
- 24) Investigation of Environmental Radioactivity in Waste Dumping Areas of the Far
Eastern Seas. Results from First Japanese-Korean-Russian Joint Expedition 1994
July 1995
- 25) H. KAUTSKY
in "Proceedings of the Third NEA Seminar on Marine Radioecology"
OECD/NEA (1979) 157-163
- 26) J. K. COCHRAN, H. D. LIVINGSTON, D. J. HIRSCHBERG and L. D. SUPRENANT Earth Planet. Sci.
Lett. 84 (1987) 135-152
- 27) 小嶋哲哉, 茂木由夫, 三浦幸広
“第35回環境放射能調査研究成果論文抄録集” 科学技術庁 平成5年82-83
- 28) T. LEE, T-L. KU, H-L. LU and J-C CHEN
Geochim. Cosmochim Acta 57(1993) 3493-3497
- 29) F. LEGELEUX, J-L. REYSS and S. SCHMIDT
Earth Planet. Sci. Lett. 128(1994) 545-562

3-2 海中懸濁・沈降粒子による物質除去

沈降粒子中の放射性核種は、放射性核種そのものの除去量を求めるというよりはむしろ、粒子の沈降除去メカニズムを解明するトレーサーとして利用されている。

ここでは、外洋における粒子による化学物質の除去について、放射性核種にとらわれずに、まとめる。

3-2-1. はじめに：平均滞留時間

海洋への物質供給は、熱水や海底火山などからを除けば、河川と大気を経由して行われる。定常状態、すなわち、海水中のある成分の濃度に時間変化がない、と仮定すると、海洋に漂っている平均的時間は次のように定義される。

$$\text{平均滞留時間} = \frac{\text{海洋における全存在量}}{\text{年間当たりの河川、大気からの供給量、又は堆積物への除去量}}$$

全存在量は、海水の分析によって得られるが、試料採取の用具や分析方法の改良、あるいはクリーンルームが完備されるにつれて、成分によっては1桁程度、従来の報告値が低い方へ訂正される場合がある。

海洋への供給量は、河川中の濃度と流量から見積もられる。世界の主要河川（10程度）の値を用いれば、大きな問題はない。

一方、堆積物への除去量は海域によって大きく異なるので、直接見積もることは難しい。一つの方法は、火成岩に含まれる化学成分が、海洋の粘土、石灰岩、頁岩砂岩および海水に分配されるとして、4成分（Na, K, Ca, Mn）の連立方程式を解くことで、風化されて海洋へ供給された物質量を求め、平均滞留時間を求める。もう一つは、アルミニウムを基準元素とする方法である。これは、まず、粒子の平均的沈降速度をトリウム同位体から $2.5 \times 10^{-4} \text{ cm/sec}$ と求め、これを、海水に溶解難く、アルミノケイ酸塩の主成分であるアルミニウムに適用する。そうすれば、アルミニウムの平均滞留時間は50年となる。その他の成分は、平均地殻組成の比で除去されるとして求める（角皆と乗木、1983）。

表3-2-1-1.に、後者の方法で求めた、いくつかの元素についての平均滞留時間を掲げた。

ナトリウムやカリウムの主要陽イオン、塩素や硫黄（ほとんど SO_4^{2-} で存在）

の主要陰イオンは海洋から除かれ難いことを表している。また、アルカリ土類のカルシウムやマグネシウムも除かれ難い。マグネシウムに比べてカルシウムの平均滞留時間が短いのは、炭酸塩とし

表3-2-1-1. 海洋における元素の平均滞留時間

元素	年
A l	50
F e	80
M n	100
C u	7×10^3
N i	3×10^4
C d	1×10^6
S i	1.4×10^4
P	1×10^5
N	4×10^7
M g	1.2×10^8
C a	2.3×10^7
S	4×10^9
C l	3×10^{11}
K	3.2×10^7
N a	8×10^8

て除かれる効果の違いを反映しているのだろう。

栄養塩と呼ばれる、リン、窒素（硝酸、亜硝酸、アンモニアのみを考慮）、ケイ素を比べると、窒素やリンに比べてケイ素が除去されやすいことがわかる。

金属元素は、銅、ニッケルはケイ素に、カドミウムは窒素やリンに近い滞留時間である。これらの成分の海洋からの除去には、相互に同じメカニズムが働いている可能性を示唆している。

アルミニウムと同じように、アルミノケイ酸塩の主成分である鉄とマンガンの平均滞留時間は約100年である。アルミニウムに比べて、やや永いのは、沿岸で見られるように堆積物が還元状態になった時に、4価のマンガン（酸化物の固相）が2価のマンガニオンへ、3価の鉄（水酸化物の固相）が2価の鉄イオンに還元されて再び海水に戻る性質を表しているのだろう。アルミニウムは海洋での酸化還元変化では、化学形は変わらない。

このように、平均滞留時間を相互に比較することで、海洋からの除去のされやすさの程度を知ることができる。しかし、除去のメカニズムまでは知ることは出来ない。

3-2-2 懸濁粒子と沈降粒子

海水中の物質が海洋から除去される主要な道筋は次にあげる3つがある。

- 1) 海面から大気に逃散する・・・ラドンなどの気体成分を除けば効果は大きくない。
 - 2) 溶存しているイオンと海底堆積物固相との直接反応・・・このことについては、正確な見積りはないが、大きくはないだろう。
- すなわち、もっとも重要で大部分を占めているのは
- 3) 粒子態物質の堆積物への移行
- と考えても良いだろう。

海水中には、起源、化学組成、大きさ、形状などが異なる種々雑多な粒子が存在している。それの一つ一つ吟味することは不可能に近い。

そこでまず、海水をフィルターでろ過してろ紙上に粒子を集めて、その重さと化学成分を測定し、平均的沈降速度をかけ算して、沈降量を求めることが行われた。フィルターによって集めた粒子を「懸濁粒子」と呼んでいる。通常、0.4-0.6 μm のメンブランフィルターが用いられる。しかし、海中を急速に沈降する粒子の存在が予想されるに至り、1970年代後半より、海中にセジメントトラップと呼ばれる容器を設置して粒子を捕捉する実験が行われるようになった。セジメントトラップに捕捉される粒子を「沈降粒子」と呼んでいる。

懸濁粒子そのものの自体は、実効的な沈降速度を持っていない。そのため、溶存成分が粒子となり、除去されるには、懸濁粒子が凝集して大きくなるか、大型の粒子に収着して沈降しなければならない。このメカニズムについては、大きく分けて2つの考えがある(角皆、1987)。

沈降モデル[溶存→小粒子(懸濁粒子)⇌大粒子⇌巨大粒子(沈降粒子)]：溶存態物質が粒子態になる過程は不可逆的に進み、生じた小さな粒子と、より大きな粒子が可逆的に凝集や分解を繰り返しながら沈降する

除去モデル[溶存⇌小粒子(懸濁粒子)⇌大粒子(沈降粒子)]：溶存態と粒子態が可逆関係にあって、大型粒子が沈降する

モデルの是非は、別として、どちらの場合でも、懸濁粒子そのものが実効沈降速度をもって物質の除去に寄与する効果は大きくない。

懸濁粒子の化学成分の研究は、これまで多くなされてきた。最近の結果は、海水採取の用具や、ろ過環境の整備が充分であり、汚染が少なく信頼性が高い。

表3-2-2-1.にSherrellとBoyle(1992)が測定したサルガッソー海での懸濁粒子の化学成分の結果と、Jickells(1984)によるセジメントトラップ実験で得た沈降粒子の結果の一部を示した。

表3-2-2-1. サルガッソー海での懸濁粒子と沈降粒子

元素	懸濁態濃度	除去量 : nmol/cm ² /yr	
		懸濁粒子 (F _R)	沈降粒子 (F _T)
	nmol/l		
A l	1.2	150	650
F e	0.32	50	170
	pmol/l		
C u	6.3	0.62	1.5
N i	5.8	0.25	0.77
C d	0.30	0.002	0.003

懸濁粒子による沈降除去量は、懸濁粒子が沈降粒子に「repackaging」されて除去されるとして、次式で求めた。

$$F_R = \frac{M_p \times D}{\tau_P}$$

ここで、

F_R : 懸濁粒子による除去量

M_p : ある成分の平均粒子態濃度

D : 水深

τ_P : 懸濁粒子の平均滞留時間

である。

懸濁粒子の平均滞留時間は、海水中の懸濁態のTh-230の鉛直分布を解析して、Th-230の平均沈降速度を415m/yearと求め、水深(D)を2700mとして、6.5年とした。

ほぼ、同じ海域で行ったセジメントトラップ実験で実測した「沈降粒子束」と比べた場合、懸濁粒子による物質の除去の割合は、カドミウムを除いて約20%であり、あまり大きくはない。これは、先に示した粒子による物質除去モデルの考えとも矛盾しない。

また、F_R/F_Tの割合が元素間で大きな差がない。この事は、海洋における元素の粒子による除去には化学的性質はあまり反映されず、吸着・平衡などの物理化学過程が律速していないことを示唆している。

3-2-3. 沈降粒子による化学成分の除去

懸濁粒子と沈降粒子の比較から、海洋での化学成分の除去は、物理・化学過程というよりはむしろ生物作用に影響されており、海洋表層の「生物活動による溶存種の粒子化」によって駆動されることがわかってきた。

すなわち除去量は、

- 1) 河川や大気からもたらされた物質の海洋表層での粒子化
- 2) 粒子の沈降と分解・再生
- 3) 海底-堆積物境界面での続成作用と堆積

によって決まる。

- 1) と 2) について、日本の研究者による成果を中心にみても。

3-2-3-1. 全粒子束と主成分組成の海域変動

まず、粒子の量と質との関連を見てみる。

ケイ藻や放散虫は「オパール」の、円石藻や有孔虫は「炭酸カルシウム」の殻を持っている。また、組織として当然、「有機物」を含んでいる。これら3つを、生物起源成分と呼んでいる。また、陸域から河川あるいは大気を通して、「アルミノケイ酸塩」粒子が海洋へ入っている。

沈降粒子の化学分析の結果をみると、これらの4成分を合わせれば、ほぼ100%になる。そこで、これらの4成分を「沈降粒子の主成分」と呼んでいる。

表3-2-3-1-1. に結果の一例を挙げた。南極海（測点A0）の12月（1983年）から1月（1984年）に捕捉した沈降粒子は、表層500mから3000mの深層まで、オパールが80%以上を占めていた。炭酸カルシウムは約2%、有機物は14-16%、陸起源アルミノケイ酸塩粒子は約0.1%であった。主成分組成の鉛直的な変動は大きくない（Noriki and Tsunogai, 1986）。

亜寒帯前線付近の北緯42度（測点WP1）で捕捉した粒子は、約50%がオパールであった。炭酸カルシウムは約10%であり、南極海で見られたと同じように、主成分組成の鉛直変動は小さい。

東部太平洋の測点EP7では、炭酸カルシウムが40%を占め、主体であった。アルミノケイ酸塩粒子は深さと共に増加している。

3測点の結果で、しかも長期間の実験で得たものではないが、主成分について言えば、鉛直的な変動はあるにしても、その変動巾は、海域の違いによるものに比べれば小さいことがわかる。

表3-2-3-1-2. には、いろいろな海域で行われた時間分画式あるいは鉛直係留系セジメントトラップ実験で得られた沈降粒子の主成分のうち、オパールと炭酸カルシウムの平均値を全粒子束の大きい順に挙げてある（乗木、1996）。

表3-2-3-1-1. 沈降粒子中の主成分の鉛直的・海域的変動

測点*略称	深度 km	全粒子束 mg/m ² day	粘土 %	有機物 %	オパール %	炭酸カルシウム %
南極 A O	0.52	1123	0.1	16.1	81.4	2.4
	0.77	1101	0.6	16.1	81.3	2.0
	1.20	970	0.1	15.9	81.9	2.1
	2.26	795	0.1	14.4	83.3	2.2
西部 WP 1	1.33	381	12.4	26.9	51.5	9.2
北太平洋	1.65	419	13.9	22.1	34.2	9.7
	3.25	301	20.5	15.3	54.3	9.8
東部 EP 7	0.50	18.9	6.3	46.1	10.9	36.6
太平洋	0.72	15.2	8.7	33.6	19.6	38.1
	1.25	14.8	15.0	20.4	22.0	42.5
	3.38	16.8	16.1	25.5	19.6	38.9
	3.80	16.2	20.0	15.9	18.7	45.5

*位置は表3-2-3-1-2.を参照

表3-2-3-1-2. 全粒子束、沈降粒子中のオパール、炭酸カルシウム濃度

測点	全粒子束 mg/m ² day	オパール濃度 %	炭酸カルシウム濃度 %
A O	990	81.0	2.1
A 93 L	643	34.2	3.9
W P 1	367	54.9	8.9
B 93 L	310	23.6	5.2
A 92 U	280	26.9	9.3
C 92 L	250	27.5	13.0
C 93 U	205	35.7	11.3
N P 3	184	57.5	19.3
C 93 L	180	26.2	14.0
A r W	153	25.2	54.8
Bering	144	58.8	11.3
P B	144	19.5	32.5
Okhotsk	129	53.0	8.9
A 93 U	126	23.1	2.4
S B	101	6.2	19.5
A r E	92	16.7	50.6
A r C	86	11.5	63.7
J S	83	39.1	8.7
P A P A	83	48.6	45.5
E q P a c	79	29.4	61.2
C A	77	30.0	39.5
C P 01 L	75	12.9	61.4
C 92 U	69	17.5	26.5
E P 5	67	27.9	33.8
A T	65	16.0	61.6
C P 01 U	58	9.1	82.9
E	53	9.7	55.7
B 93 U	46	35.5	13.8
E P 11	23	21.5	36.4
S	17	5.0	45.5
E P 7	16	18.1	40.2
P	13	9.1	61.7
C P 15	5.3	3.4	68.3

表3-2-3-1-2. の脚注

西部北太平洋

A (41N, 142E)

A 92U : 6/91-6/92; 8期間平均(0. 5km)

A 93U : 6/92-6/93; 9期間平均(0. 6km)

A 93L : 4/93-6/93; 1期間(1. 1km)

B (41N, 144E)

B 93U : 10/92-6/93; 1 期間平均(0. 5km)

B 93L : 10/92-6/93; 4 期間平均(6. 6km)

C (41N, 146E)

C 92U : 12/91-8/92; 6 期間平均(0. 4km)

C 92L : 6/91-6/92; 10期間平均(4. 7km)

C 93U : 6/92-6/93; 13期間平均(0. 4km)

C 93L : 6/92-6/93; 13期間平均(4. 7km)

W P 1 (42N, 147E) 8/83-9/83;

3 層平均(1. 3, 1. 7, 3. 3km)

N P 3 (49N, 180E) 6/89-8/89;

3 層平均(1. 0, 2. 2, 4. 4km)

南極海 : A O (62S, 151E) 12/83-1/84;

5 層平均(0. 6, 0. 8, 1. 2, 2. 3, 3. 1km)

日本海 J S (41N, 139E) 9/84;

5 層平均(0. 9, 1. 1, 1. 9, 2. 7, 3. 3km)

四国海盆 S B (32N, 137E) 1/87-3/87;

4 期間 3 層平均(1. 8, 2. 8, 3. 8km)

東部太平洋

E P 5 (37N, 128W) 12/82-12/82;

5 層平均(0. 5, 0. 7, 1. 3, 3. 4, 4. 2km)

E P 7 (32N, 125W) 12/82-1/83;

5 層平均(0. 5, 0. 7, 1. 3, 3. 4, 3. 8km)

E P 1 1 (18N, 117W) 12/82-1/83;

5 層平均(0. 5, 0. 7, 1. 2, 3. 3, 3. 7km)

中央太平洋

CP15(15N, 175E) 10/90-8/91; 9期間平均(1. 0km)

西部赤道域

CP01U(0S, 175E) 10/90-5/91; 8期間平均(0. 8km)

CP01L(0S, 175E) 10/90-7/91; 10期間平均(4. 3km)

オホーツク Okhotsk(53N, 149E); 平均(1. 1km)

ベーリング海 Bering(58N, 179E); 平均(3. 1km)

アラスカ湾 PAPA(50N, 145W) 83, 84, 85;

3 年平均(3. 8km)

東部赤道域

EqPac(9N-12S, 140W) 92, 93;

8 点 3 層平均(1. 2, 2. 2, 0. 7abkm)

パナマ海盆 P B (5N, 82W) 8/79-12/79;

6 層平均(0. 7, 1. 3, 2. 3, 2. 9, 3. 8, 3. 8km)

中央太平洋

P (15N, 151W) 9/78-11/78;

5 層平均(0. 4, 1. 0, 2. 8, 4. 3, 5. 6km)

大西洋

A T (48N, 21W; 3. 7km と 34N, 21W; 4. 5km) 2 点平均

S (32N, 56W) 7/77-10/77; 3層平均(1. 0, 2. 0, 3. 7km)

E (14N, 54W) 11/77-2/78;

4 層平均(0. 4, 1. 0, 3. 8, 5. 1km)

東部太平洋

C A (42N, 126W と 132W) 87, 88, 89, 90, 91;

2 点 5 層平均(0. 5, 1. 0, 1. 5, 1. 8, 0. 5abkm)

アラビア海

ArE(15N, 68E) 86, 87, 89, 90; 4 年平均(2. 8, 2. 9km)

ArC(14N, 65E) 86, 87, 88; 3年平均(2. 9km)

ArW(16N, 60E) 86, 87, 88, 90; 4 年平均(3. 0km)

南極海で約1000mg/m²day、太平洋の高緯度海域で100-500mg/m²dayである。一方、大西洋や太平洋の中・低緯度では、小さく、100mg/m²day以下である。

全粒子束の海域の変動は、海洋表層の生物生産量が高緯度海域や沿岸域で大きく、中低緯度で小さいということと良く対応している (Koblentz-Mishke, 1970)。

また、全粒子束はオパール含量と正の相関が、炭酸カルシウムとは負の相関がある。相関係数はそれぞれ、0.6とマイナス0.5である。すなわち、ケイ藻の海が大量の粒子を深層に運んでいる。

3-2-3-2. 沈降粒子中の化学成分濃度の鉛直変動

沈降粒子中の化学成分は、表層で粒子に取り込まれ沈降除去されるが、濃度の鉛直変動が見られる。

Brewerら (1980) は、大西洋で行った実験結果を基に、沈降粒子中のアルミニウムとの濃度比の鉛直変化から化学成分を3つのグループに分けた。

- 1) M/A1比が一定・・・陸源成分
- 2) M/A1比が減少・・・生物起源成分
- 3) M/A1比が増加・・・除去成分

表3-2-3-2-1.には、日本海で捕捉した沈降粒子の結果の一部を掲げた (Masuzawaら、1989)。

表3-2-3-2-1. 日本海で捕捉した沈降粒子中の化学成分の鉛直変化

深度 m	全粒子束 mg/m ² day	有機物 %	オパール %	CaCO ₃ %	粘土 %	Al %	Fe %	Mn %	K %	Ca %	Ba μg/g	Zn μg/g
890	139	34.3	41.0	8.7	16.0	0.82	0.63	0.047	0.24	3.23	823	113
1100	116	33.2	41.0	8.2	17.6	1.18	0.84	0.076	0.40	3.33	1032	128
1870	50.4	23.8	36.8	9.6	29.8	1.63	2.29	0.113	0.58	3.20	1041	156
2720	49.4	9.4	37.4	8.3	44.8	2.73	2.13	0.254	0.71	3.09	954	311
3240	60.0	9.8	27.2	6.0	57.0	3.55	3.30	0.315	1.34	2.24	841	192
Sediment(0-1cm)		6.2	5.9	2.0	85.8	7.57	4.05	0.387	2.37	0.61	613	172

測点：40° 49.4' N, 138° 40.7' E

Masuzawaら（1989）は、表3-2-3-2-1.の結果を基に、濃度とAl比の鉛直変動の違いから、元素を4つのグループに分けた（表3-2-3-2-2.）。

1) 濃度増加、Al比変化せず・・・Refractory element

アルミノケイ酸塩に含まれており、陸から供給されて、あまり変化を受けずに沈降除去される。

2) 濃度とAl比減少・・・Biogenic element

生物起源粒子に取り込まれて沈降するが、粒子の分解に伴って再生循環する。ヨウ素は有機物、ストロンチウム、カルシウムは炭酸塩、バリウムはオパールと特に関係が深い。

3) 濃度とAl比増加・・・Scavenged element

還元的な海底堆積物から、マンガンや鉄が溶存態として海水に戻り、それが再び酸化されて粒子になることで説明される。

4) 濃度変化せず、Al比減少・・・Biogenic-scavenged element

生物起源粒子の分解によって再生するが、粒子が沈降している間でも、これらの成分は海水から粒子へ付加していることを示唆している。

Brewerら（1980）の結果を同じ手法で分類したところ、日本海の結果と良く一致した。

表3-2-3-2-2. 沈降粒子中の元素のグループ分け

タイプ	日本海	大西洋
Refractory	Al, V, K	Al, V, K
Biogenic	I (有機物) Ba(オパール) Ca, Sr(炭酸カルシウム)	I Ba Ca, Sr
Scavenged	Mn, Fe	Mn, Fe
Biogenic-Scavenged	Zn	Zn

3-2-3-3. ニッケル、銅とカドミウム

太平洋の4点で捕捉した沈降粒子中のカドミウム、ニッケルそして銅の結果を表3-2-3-3-1.に示す(Noriki and Tsunogai, 1992)。3測点すべてにおいて、沈降粒子中のCd濃度もCd粒子束も、表層から深さとともに、深層にむかって、減少している。また、Cd濃度は、3測点で大きな違いはなかった。すなわち、Cdの粒子束は、全粒子束の大きな海域で大きいということである。このことから、Cdは、生物活動の活発な海域の表層で、生物の作る粒子に取り込まれて、深層に向かって沈降し、水柱で再び分解・溶出していることがわかった。

一方、CuとNiは、Cdとは異なっていた。沈降粒子中のCuとNi濃度の鉛直的な変動は、海域にかかわらず20-30%である。そして、CuとNiともにその濃度は、全粒子束と反比例の関係があり、その差は1桁以上であることがわかる。このことは、CuとNiはCdに比べて生物起源粒子への取り込まれかたが小さいことを示唆している。

表3-2-3-3-1. 沈降粒子中のニッケル、銅、カドミウム

測点*	深度 km	全粒子束 mg/m ² day	N i		C u		C d	
			ppm	μg/m ² day	ppm	μg/m ² day	ppm	ng/m ² day
E P 11	0.47	25.5	162	4.13	170	4.34	4.55	116
	0.69	27.3	380	10.4	460	12.6	0.66	18
	1.22	22.3	200	4.46	184	4.10	0.52	12
	3.34	24.0	212	5.09	250	6.00	0.68	16
	3.63	18.2	262	4.77	400	7.28	0.50	9
W P 1	1.33	381	47.4	18.1	38.4	14.6	1.56	549
	1.65	419	34.1	14.3	20.4	8.55	1.04	436
	3.25	301	55.6	16.7	45.7	13.8	0.56	169
A O	0.52	1123	7.27	8.16	9.72	10.9	1.70	1909
	0.77	1101	9.85	10.8	10.5	11.5	1.43	1574
	1.20	970	12.1	11.7	9.60	9.31	0.96	960
	2.26	795	12.0	9.54	10.7	8.50	0.61	509
	3.11	951	14.3	13.6	18.0	17.1	0.44	447

*表3-2-3-1-2.を参照

以上の結果を説明するためには、これらの微量金属は、少なくとも2種類の粒子によって除去されていなければならない。一つは、生物起源の粒子であり、もう一つは、生物活動には無関係な非生物起源粒子である。すなわち、Cdは主に生物起源粒子によって、CuとNiは両方の粒子によって海水から除去されていること考えて良い。

3-2-3-4. トリウム-230とプロトアクチニウム-231

表3-2-3-4-1. には、Taguchiら（1989）の沈降粒子中のウラン娘核種の結果の一部を示してある。

Th-230（半減期 75000年）はU-234から、Pa-231（半減期 32500年）はU-235から生まれる。海水中では、ウランは炭酸ウラニル錯体の溶存種が安定なのに対して、両核種ともに、粒子になりやすく、海洋から除去されやすい。

沈降粒子とその海域の表層堆積物とのTh-230/Pa-231比には大きな差がない。このことは、Th/Paは粒子によって深層に運ばれて堆積物になる、そして、粒子の沈降中あるいは堆積物表層で、生物起源粒子の分解があっても、それに伴う溶出などが、ほとんどないことを意味している。

Th-230/Pa-231比は、生物活動の活発な北部北太平洋で小さかった。Pa-231はTh-230に比べて生物起源粒子に、より親和性があり、粒子によって除去される効果が大い。

表3-2-3-4-1. 沈降粒子中のTh-230とPa-231

海 域	Th-230/Pa-231	
	沈降粒子	表層堆積物
北部北太平洋	5.5	6
アラスカ湾	14	11

3-2-3-5. 鉛-210とポロニウム-210

Pb-210（半減期22年）は、海水中のラジウムからラドンを経て生まれるものと、大気中のラドンから生じて海洋表面に降下してきたものがある。Po-210はPb-210からBi-210を経て生まれる。両核種ともに粒子になりやすい。

太平洋でのセジメントトラップで捕捉した粒子中のPb-210、Po-210の結果の一部を表3-2-3-5-1. に示す(Harada and Tsunogai, 1986)。粒子中のPb-210濃度は深さとともに増加している。その傾

向はPo-210にも見られる。沈降粒子中のPb-210、Po-210濃度は全粒子束の大きな海域で多少小さい傾向にあった。すなわち、南極海では、他の海域に比べて濃度が低い。また、Po-210/Pb-210比は1よりも大きく、さらに南極海では他の海域よりも大きい。このことは、Pb-210に比べてPo-210の方が沈降粒子中へ取り込まれやすいことを示している。

表3-2-3-5-1. 沈降粒子中のPb-210とPo-210

測点*	深度 km	全粒子束 g/m ² yr	Pb-210 dpm/g	Po-210 dpm/g	Po-210/Pb-210
南極	0.7	410	9.8	33.9	3.45
A O	1.33	354	11.4	46.4	4.07
	3.13	347	22.9	62.6	2.73
北部	1.0	76.0	65.9	93.0	1.41
北太平洋	2.2	71.2	123.0	193.0	1.57
N P 3	5.3	12.4	421.0	921.0	2.19
東部	0.5	6.90	20.4	29.1	1.43
太平洋	1.3	5.40	193	223	1.16
E P 7	3.8	5.91	282	547	1.94

*表3-2-3-1-2.を参照

3-2-3-6. ルテニウム-103とセシウム-134、137

セジメントトラップで捕捉された沈降粒子中の人工放射性核種の実測例は多くはない。それは、捕捉できる粒子量に限りがあることや濃度が低いことによる。

Kusakabeら(1988)は、北部北太平洋に設置してあったセジメントトラップに捕捉した粒子の中にチェルノブイリ事故による放射性核種を見つけた。結果の一部を表3-2-3-6-1.に示す。

3分画目(1986年:1月6日から3月21日)には両核種ともに検出されなかったが、4分画目(1986年:3月21日から6月3日)の粒子の中にRu-103とCs-134,137を検出した。チェルノブイリ事故が1986年4月26日であったことから、これらの核種はおおよそ100m/dayの沈降速度で移動したことになる。もし、これらの核種が単一の無機粒子で存在するならば、このような大きな沈降速度

は持ち得ない。これらの核種は、大型の生物起源粒子に取り込まれて深層へ運ばれていることを示している。

表3-2-3-6-1. 北部北太平洋の沈降粒子中に検出されたRuとCs

トラップ 深度、m	捕集* 期間	筒**	Ru-103 dpm/g	Cs-134 dpm/g	Cs-137 dpm/g
780	3分画目	A	-10 ± 9	0.5 ± 0.2	0 ± 0.2
		B	0 ± 2	0.3 ± 0.2	0.1 ± 1.3
	4分画目	A	2.5 ± 0.24	0.73 ± 0.15	1.59 ± 0.14
		B	1.32 ± 0.24	0.54 ± 0.14	0.59 ± 0.12

測点：46° 40' N, 162° 02' E

* 本文参照

** 2筒式セジメントトラップを使用

3-2-4. おわりに

化学成分を海洋表層から深層へ運ぶ沈降粒子の量や主成分組成は、海域によって、季節によって、そして鉛直的にも変動する。これまでの研究によって、海洋表層の生物活動の違いによって、主成分組成が変動し、それに伴って、粒子に含まれる元素濃度も変動することが明かにされて来た。しかし、主成分と化学成分との親和性については、一般則として議論されるには至っていない。

沈降粒子を化学分画して、元素の粒子中での存在状態を明かにしようとする研究が行われており、近い将来、粒子による化学成分の除去機構が、はっきりするだろう。

(乗木 新一郎)

参考文献

- [1] 角皆静男、乗木新一郎 (1983) 海水成分の平均滞留時間、「海洋化学」西村雅吉編、産業図書、pp. 61-68.
- [2] 角皆静男 (1987) 海水中の化学成分の沈降除去に関する”列車と乗客モデル”. 地球化学、21: 75-82.
- [3] R. M. Sherrell and E. A. Boyle (1992) The trace metal composition of suspended particles in the oceanic water column near Bermuda, Earth Planet. Sci. Letter, 111: 155-174.
- [4] T. D. Jickells, W. G. Deuser and A. K. Knap (1984) The sedimentation rates of trace elements in the Sargasso Sea measured by sediment trap, Deep-Sea Res., 31: 1169-1178.
- [5] S. Noriki and S. Tsunogai (1986) Particulate fluxes and major components of settling particles from sediment trap experiments in the Pacific Ocean, Deep-Sea Res., 33: 903-912.
- [6] 乗木新一郎 (1996) 親生物元素の鉛直フラックス、月刊海洋 (印刷中)
- [7] O. J. Koblentz-Mishke (1970) Plankton primary production of the world ocean, In Scientific exploration of the South Pacific, W. S. Wooster, editor, National Academy of Science, Washington, D. C., pp. 183-193.
- [8] P. G. Brewer, Y. Nozaki, D. W. Spencer and A. P. Fleer (1980) Sediment trap experiments in the deep North Atlantic: isotopic and elemental fluxes, J. Mar. Res., 38: 703-728.
- [9] T. Masuzawa, S. Noriki, T. Kurosaki, S. Tsunogai and M. Koyama (1989) Compositional change of settling particles with water depth in the Japan Sea, Mar. Chem., 27: 61-78.
- [10] S. Noriki and S. Tsunogai (1992) Directly observed particulate fluxes of Cd, Ni and Cu in pelagic oceans: implication of two different settling particles, Mar. Chem., 37: 105-115.
- [11] K. Taguchi, K. Harada and S. Tsunogai (1989) Particulate removal of ^{230}Th and ^{231}Pa in the biologically productive northern North Pacific, Earth Planet. Sci. Letter, 93: 223-232.
- [12] K. Harada and S. Tsunogai (1986) Fluxes of ^{234}Th , ^{210}Po and ^{210}Pb determined by sediment trap experiments in pelagic oceans, J. Oceanogr. Soc. Japan, 42: 192-200.

- [13] M. Kusakabe, T. L. Ku, K. Harada, K. Taguchi and S. Tsunogai(1988) Chernobyl radioactivity found in mid-water sediment interceptors in the N.Pacific and Bering Sea, Geophys. Res. Lett., 15: 282-301.

3-3. 海底堆積後の物質移動

3-3-1. はじめに

海洋表層で形成されたプランクトン粒子や大気および河川を通して海洋表層付近に輸送された粒子は沈降して海底堆積物となる。一旦海底に堆積した粒子は容易に移動することはない。したがって、その場所で化学的、生物学的作用によって物質移動が行われる。本稿では、主としてこれらの過程による物質輸送系を、1) 有機物の分解、2) 栄養塩の再生と回帰、3) 金属元素の移動に分けて述べる。なお、海底堆積物の粒子の物理的移動過程としては、乱泥流による大陸棚から、その斜面を通っての大洋底への物質輸送、台風・ハリケーンなどによって誘発される海底付近での慣性振動による堆積物粒子の巻き上がりとその沈降・堆積、さらに底生生物による、堆積物粒子の鉛直混合などが挙げられる。これらの現象は、局所的に発生している場合が多いので、本稿では省略する。

堆積物粒子は、海底に堆積後一連の生物化学反応を受け、堆積物から底層水への二酸化炭素・栄養塩の回帰、鉄、マンガンなどの無機元素の回帰などを通して、物質輸送・移動が行なわれる。これらの生物化学反応は酸化還元電位によって厳密に制御されており、酸化還元電位の高い反応から低い反応へと順序よく移り変わっていき、この順序が逆転することはない。各反応の酸化還元電位を図3-3-1-1に示す。

堆積物中で化学物質の移動にかかわる生物化学反応としては、まず溶存酸素を利用しながら有機物の分解が進行し、二酸化炭素・栄養塩の回帰（堆積物から底層水への移動）につながる。溶存酸素の消失にともない、酸化剤を硝酸(NO_3^-)に変え、その酸素を利用して有機物を酸化し、二酸化炭素・栄養塩の回帰を計る。その後は、二酸化マンガン(MnO_2 , M^{4+})、酸化鉄(Fe_2O_3 , Fe^{3+})を使って有機物を分解する。この際、二酸化炭素・栄養塩とともに Mn^{2+} 、 Fe^{2+} の回帰がおこる。これらの反応が完成してはじめて、海水中に多量に存在する硫酸イオン(SO_4^{2-})の酸素を利用して有機物の分解が生じ、二酸化炭素・栄養塩とともに硫化水素が回帰する。しかし、硫化水素は堆積物中で容易に金属元素との硫化物を形成する。このような硫化物の溶解度は一般に低く、したがって、金属元素の回帰を妨げ、堆積物中における金属元素の保持（残留）を著しく助長する。地球環境問題で重要な温室効果気体の一つであるメタンの発生は、このような硫酸還元反応の次に発生するものである。

以上のことで解るように、内湾・沿岸などの海洋表層での基礎生産の高い海域、あるいは陸起源有機物・栄養塩の負荷が大きい海域では、海底への有機物の供給が大きいため、図3-3-1-1.の一連の生物反応が硫酸還元反応まで進行する。したがって、化学物質の回帰が大きく、したがって粒子が海底堆積物に移行した後移動する物質（元素）の種類も多く、またその量も大きいと云える。こ

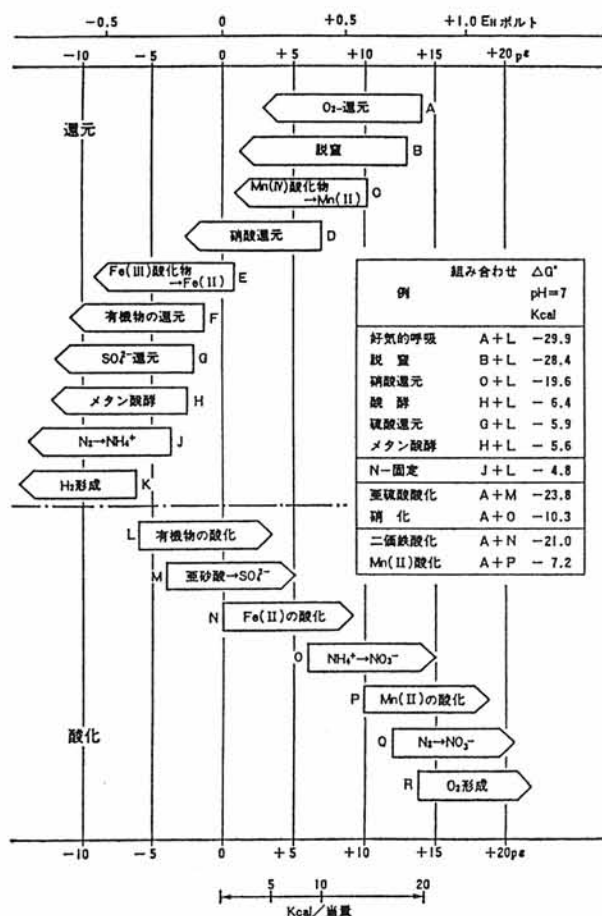


図3-3-1-1. pH 7 で算定された生物過程によって触媒される酸化還元反応

れに対して、外洋底の堆積物では、海洋表層での基礎生産が低い。このため、海底への有機物の負荷が小さい。したがって、有機物の分解は溶存酸素の供給が十分まかなわれるため、海底堆積物の酸化還元電位の低下（還元層発達の低下）が生じない。したがって、硝酸還元以下の反応が生じにくい。このように海底堆積物を中心とする海底付近の物質移動に関しては、内湾・沿岸域と外洋域とは大きく異なっている。

3-3-2. 堆積物表層付近における有機物の分解

堆積物に移行したプランクトン（主として植物プランクトン）有機物および陸起源有機物が受けける反応は、その生物化学的分解である。ここでは、三河湾々奥、蒲郡沖で採集した堆積物柱状試料

を用いて、有機炭素、窒素およびリンの初期続成的変化について述べる(Matsunaga and Handa 1983)。

堆積物柱状試料の有機炭素、窒素およびリンの鉛直分布を図3-3-2-1.に示す。何れの元素も深さとともに減少し、そのパターンは指数関数で近似出来る。この堆積物に時間軸を入れるため、過剰

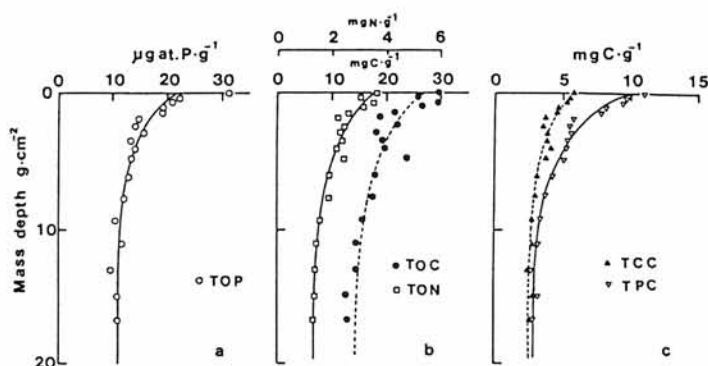


図3-3-2-1. 三河湾堆積物柱状試料における全有機炭素 (TOC)、全有機窒素 (TON)、全有機リン (TOP) の鉛直変化

^{210}Pb (堆積物中の全 ^{210}Pb と、この堆積物の ^{226}Ra の放射壊変によって生成する ^{210}Pb との差) と質量深さ (質量深度堆積物中の水を除去し、固体粒子のみの重量を積算したもの) とから堆積物の堆積速度を見積もった。過剰 ^{210}Pb - 質量深さの関係 (図3-3-2-2) に示し、得られた堆積速度を表3-3-2-1 に示す。

堆積物中の有機物は、質量深さ 10gcm^{-2} 以深ではほぼ一定となり、変化しない。この有機物を難分解性の有機炭素 (Cr) とする。質量深さ 10gcm^{-2} 以浅では、全有機炭素 (観測値、 C_{ob}) と Cr との差が易分解性有機炭素 (Cl) と考えられる。したがって、Cl の鉛直分布は、

$$Cl = (Pl/w) \exp(-kz/w) \quad \text{----- (1)}$$

$$Cr = Pr/w = \text{一定} \quad \text{----- (2)}$$

ここで、 Pl ($\mu\text{g at m cm}^{-2}\text{yr}^{-1}$)、 Pr ($\mu\text{g at m cm}^{-2}\text{yr}^{-1}$) は、それぞれ易分解性および難分解性有機物のフラックスであり、 w 堆積速度、 k 有機物の分解速度定数、 z (gcm^{-2}) は質量深さ

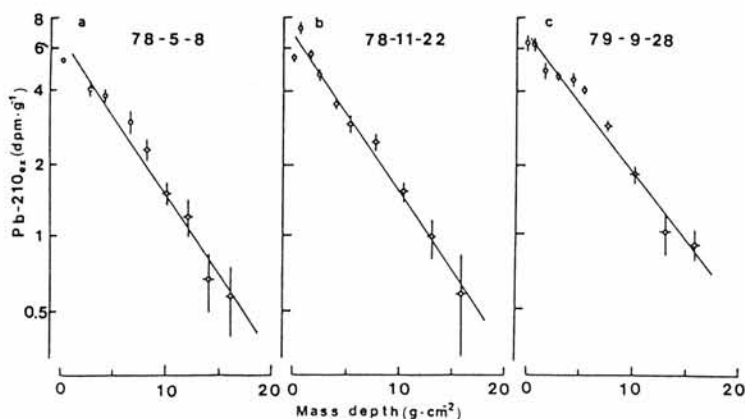


Fig. 5. $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ profiles of core samples from Mikawa Bay. Sedimentation rates determined by the least squares method are presented in Table 1.

図3-3-2-2. 三河湾堆積物柱状試料における過剰 ^{210}Pb と質量深さとの関係

表3-3-2-1. 三河湾堆積物柱状試料の堆積速度

試料	a	b	堆積速度
	dpm g^{-1}	$\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$	$\text{gcm}^{-2} \text{yr}^{-1}$
78-05-08	6.60	0.1476	0.21
78-11-22	6.74	0.1477	0.21
79-09-28	6.83	0.1280	0.24
平均	6.27	0.1411	0.22z

$\ln Y = \ln a - bz$; Y : $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, a : $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ at $z=0$,
 b : 勾配、 z : 試料深度

である。また、

$$C_{0b} = C_l + C_r \quad \text{----- (3)}$$

であるから(1)は次のように表現出来る。

$$C_{0b} - C_r = a \exp(-bz) \quad \text{----- (4)}$$

ここで、 a および b は Pl/w , k/w である。したがって、

$$\ln(C_{0b} - C_r) = \ln a - bz \quad \text{----- (5)}$$

表3-3-2-2. 三河湾堆積物柱状試料の易分解性有機物の分解速度定数と有機物の半減期

有機物	試料	C r	a	b	分解速度定数	半減期
		rgat.g ⁻¹	rgat.g ⁻¹	cm ² g ⁻¹	年 ⁻¹	年
全有機炭素	78-05-08	1290	1410	0.176	0.038	18.2
	78-11-22	1250	1875	0.236	0.050	13.9
	79-09-28	1210	1071	0.228	0.055	12.6
全有機窒素	78-05-08	109	196	0.223	0.047	14.7
	78-11-22	107	233	0.258	0.054	12.8
	79-09-28	96	156	0.245	0.059	11.7
全有機リン	78-05-08	-	-	-	-	-
	78-11-22	11.5	14.4	0.299	0.063	11.0
	78-09-28	10.7	11.7	0.310	0.074	9.37

となり、 w が既知であるため、この式の勾配(b)から k を知ることが出来る。しかし、 k はやや抽象的な数値であるため、堆積物表層付近における有機物の生物化学的分解による半減期($\tau_{1/2}$)を算出した。その結果、堆積後の有機物分解反応は、半減期が10数年のオーダーで進行していることを示した(表3-3-2-2)。この値が、海洋における一連の有機物分解過程の中で、どのような位置づけにあるかをみてみよう。

海洋における有機物は、昼間海洋表層でプランクトン粒子に有機物粒子が形成された後、暗所(夜間あるいは有光層の下は無光層)に移行した際に、正味の分解を受ける。さらに、有機物の分解過程は、プランクトン粒子が堆積物に向かって沈降していく過程、堆積後の初期過程(初期続成過程)堆積後の時間がさらに経た場合などに分けられる。それぞれの過程における有機物の分解速度を半減期でまとめた(図3-3-2-3.)。その結果、プランクトン粒子の沈降過程における有機物の半減期が数10日のオーダーであるのに対して、この有機物が堆積物表層付近に移行すると、その半減期が2ケタ程度遅くなることを示した。また、外用堆積物に至っては、堆積速度が遅く、堆積物表面付近で溶存酸素との接触が容易なため、有機物の酸化分解が進行してしまうので、堆積物内部での分解はかなり遅くなることが図3-3-2-3 から読みとれる。

3-3-3. 堆積物表面付近からの栄養塩の回帰

堆積物表層付近からの栄養塩の回帰を評価するにあたっては、間隙水を採取し、栄養塩を測定し、栄養塩を測定し、その鉛直分布を一次元拡散移流モデルで解析することによって可能である。

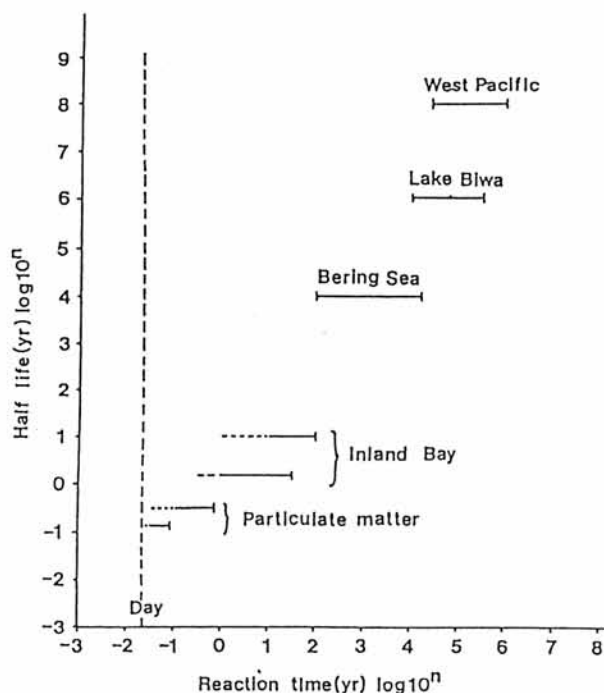


図3-3-2-3. 種々堆積物の有機物分解における半減期

間隙水の微小堆積中の栄養塩の濃度(C)の時間変化は次式で与えられる。

$$\frac{dC}{dt} = D \frac{\partial^2 C}{\partial Z^2} - W \frac{\partial C}{\partial Z} + F \quad \text{---(6)}$$

ここで、D は拡散定数、W は堆積速度、F は生物化学変化による栄養塩の生成 (+)，消滅 (-)，Z は堆積物試料の深さ、t は時間である。この現象が定常状態であれば $dc/dt=0$ となる。以下に並べることは、現象が定常状態にあるとして取り扱っている。

内湾、沿岸域の堆積物を取り扱う場合、表層数cm深までとそれ以下では、間隙水中の栄養濃度が異なることが多い。表層における間隙水中の栄養塩濃度の現象（しばしばほとんど検出されないこともある）は、拡散定数が表層数cm深とそれ以深の堆積物では異なることを示している。そこで、多くは堆積物表層を2層に分けて解析する場合が多い。

Vanderbought et al. (1977a, b) は、北海の堆積物に(6)を適用し、堆積物からの SiO_2 の溶出速度を見積もった。この際、0 - 3.5cm深（第1層）、3.5cm深以深（第2層）とに分け、各層における SiO_2 の拡散定数をそれぞれ 10^{-4} および $10^{-6} \text{cm}^2 \text{sec}^{-1}$ とした。また、F については、次式を用いた。

$$F = k_{s1} (\text{Si}\infty - \text{Si}) \quad \text{---(7)}$$

ここで、 k_{s1} はみかけの反応定数（ SiO_2 の溶解速度定数）、Si は間隙水中の溶存 SiO_2 の濃度、

D, $w(^{210}\text{Pb})$ から算出したもので 10cm yr^{-1} とし適用して、この堆積物試料中の間隙水における SiO_2 濃度分布に最適の $k_{s,i}$ を算出した。そして、この試料では $k_{s,i} = 5 \times 10^{-7} \text{sec}^{-1}$ であるとした。

さて、この試料の間隙水における SiO_2 の鉛直分布および $K_{s,i}$ から、堆積物表層付近における SiO_2 の動態は次のように描ける (図3-3-3-1)。

海底堆積物表面に負荷された SiO_2 は、その表層で溶解する。0 - 3.5cm 深度までに溶解する。 SiO_2 は $34\text{mg Si m}^{-2} \text{日}^{-1}$ と見積もることが出来る。しかし、それ以深でも SiO_2 は溶解し続け、間隙水中の溶存 SiO_2 濃度を上げていく。この溶存 SiO_2 は、鉛直方向の濃度勾配に応じて、上方に拡散していく (固相の SiO_2 が溶解し、溶存 SiO_2 として時間とともに間隙水中に蓄積される。したがって、下層ほど間隙水中の溶存 SiO_2 が高くなる。このため、溶存 SiO_2 は拡散により第2層から第1層に移行する。

同様のことを無機窒素化合物 (NH_4^+ , NO_3^-) 分布に適用し、堆積物表層における NH_4^+ および NO_3^- の動態を図3-3-3-2 に示す。海水中から供給された有機態窒素 ($0\text{rg} \cdot \text{N}$) の分解によりアンモニア (NH_4^+) が生じ、これが溶存酸素によって酸化され、 NO_3^- を生ずる。

植物プランクトンの光合成、栄養塩の河川による負荷を考慮に入れた窒素およびリンの動態について述べよう。三河湾々奥部の平均水深 6 m の水域を対象にして光合成を測定した。

溶存態 N, P の供給系としては、河川水、動植物プランクトンを中心とする生物の呼吸による懸濁粒子有機物の分解と底泥と極表層堆積物からの回帰などが挙げられる。

植物プランクトンの光合成による C, N, P の固定量は、C 固定の実測値をもとに、Redfield-Ketchum-Richards モデルによる $\text{C:N:P} = 106:16:1$ (原子比) から算定した。この過程で合成された有機物の 60% は動植物プランクトンの呼吸によって無機化され、 CO_2 および NH_4^+ を再生する。したがって、この系が定常状態を保つには、40% に相当する N および P が下層から輸送される必要がある。堆積物 (底泥) の間隙水中の N および P N O 濃度勾配と拡散定数 ($D = 2 \times 10^{-6} \text{cm}^2/\text{sec}$) から算出される底泥から海水への NH_4^+ および PO_4^{3-} のフラックスを見積もることが出来る (図3-3-3-3)。しかし、N は実に不足するので堆積物の極表層に沈積した、新鮮な懸濁粒子有機物の分解によって、再生される N でまかなわれると考えられる。その値が $11.5 - 12 \text{mg at. N/m}^2$ と見積もられる。ただし、河川による N 負荷を考えると、この値は $9.7 - 10.2 \text{mg at. N/m}^2 \text{day}$ と見積もられる。しかし、この計算では、底泥からのリンの供給は過剰供給になるものと見積もられる。

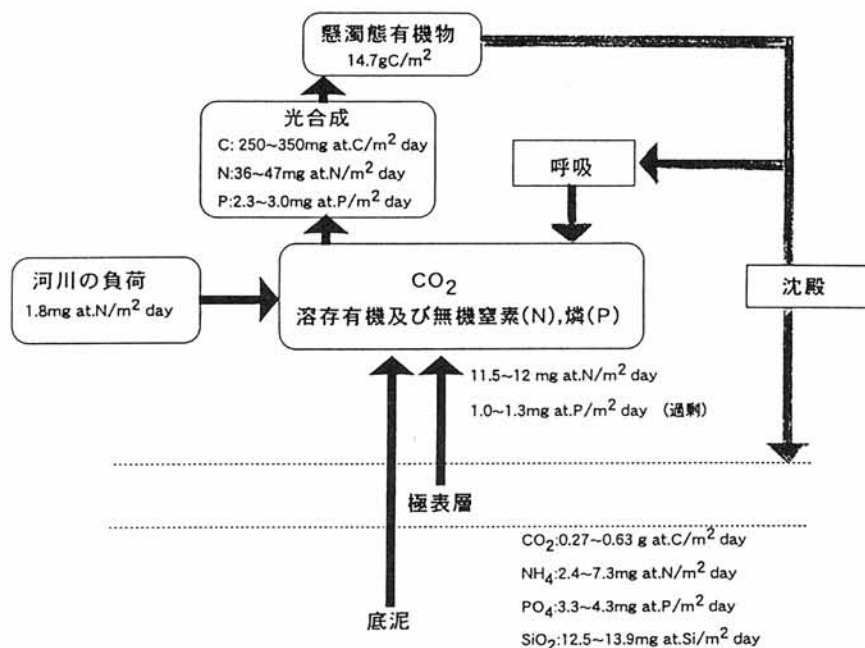


図3-3-3-3. 三河湾湾奥における有機態炭素、窒素、リンの動態

以上のように、三河湾々奥の場合、リンの動態にやや不確定な見積もりとなったが、窒素については、富栄養化した内湾域での窒素動態の一例と云える。

3-3-4. 堆積過程における遷移元素の動き

海底堆積物における物質移動のもう一つの典型は金属元素のうち、特に遷移元素が重要である。堆積物中で移動する典型的な遷移元素としてFe（鉄）とMn（マンガン）がある。図3-3-4-1 で示す通り、これらの元素はそれぞれ酸化還元電位の示す順序に従って $\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$ （可溶性）、 $\text{Mn}^{4+} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$ （可溶性）となり間隙水に移行し、堆積物中を移動するとともに、その一部は底層水に拡散して来る。しかし、堆積物表面付近あるいは底層水では、 Mn^{2+} および Fe^{2+} は溶存酸素と反応して酸化され、再び Mn^{4+} および Fe^{3+} にもどり、固相に変化する。したがって、海底堆積物表層付近においてMnおよびFeは常に移動可能な物質として大変重要である。このため、海洋表層における基礎生産の大小が海底堆積物のMnおよびFeの移動に大きく影響する。(Masuzawa, 1987)。

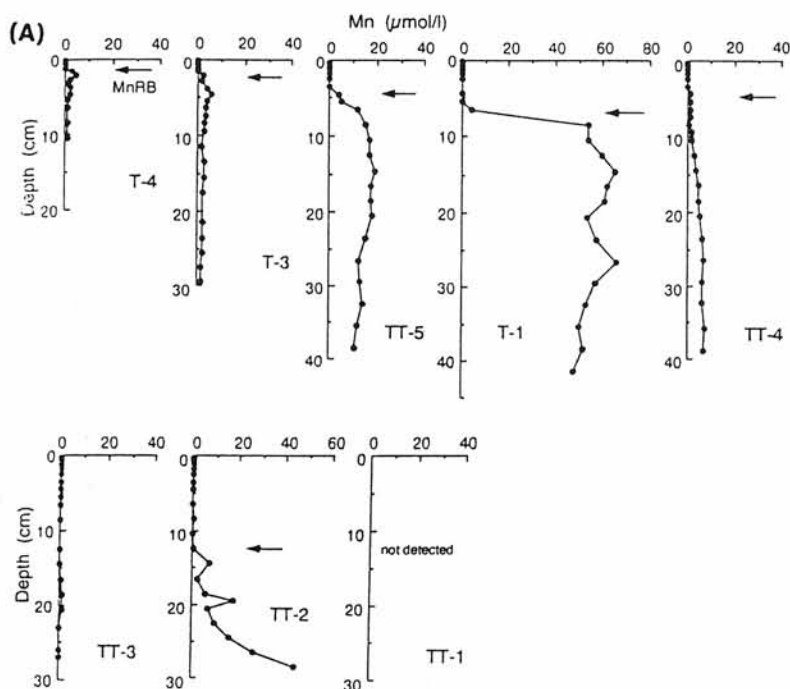
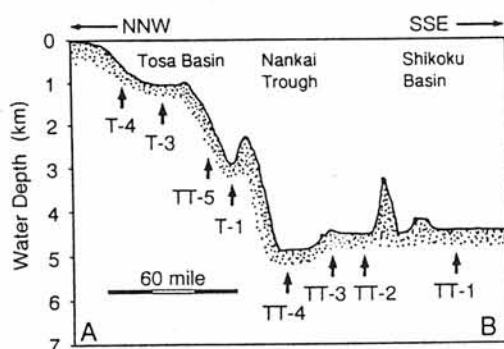
最近、Kato et al. (1995)は日本近海の四国沖、土佐湾の観測点（33° 09' N, 133° 41' E, 水深

620m) から南海トラフ越えた観測点 (31° 56' N, 134° 11' E, 水深4830m)に至る断面の 8 観測点において、ボックスコーラーにより堆積物柱状試料を採集した。この試料について、間隙水中の Mn, Mo (モリブデン), V (バナジウム) などの遷移元素を測定した。結果を図3-3-4-1. (A), (B), (C), に示す。

溶存マンガン (Mn) はマンガン酸化還元境界層(Manganese Redox Bodounadry Layer, MnRB)を境にして、それ以浅では底層水から拡張して来る溶存酸素により、 Mn^{4+} (MnO_2) の還元で抑えられ、可溶性の Mn^{2+} の生成はわずかである。これに対して、MnRB以深では、 $Mn^{4+} \rightarrow Mn^{2+}$ の反応が進み、 Mn^{2+} が堆積物中に蓄積される。その典型な例が T-1である。したがって、MnRB付近では、非常に大きな鉛直勾配により、 Mn^{2+} は上層に拡散するが、溶存酸素と接触した点で Mn^{4+} に酸化され、固相に

実験海域

土佐湾-四国海盆



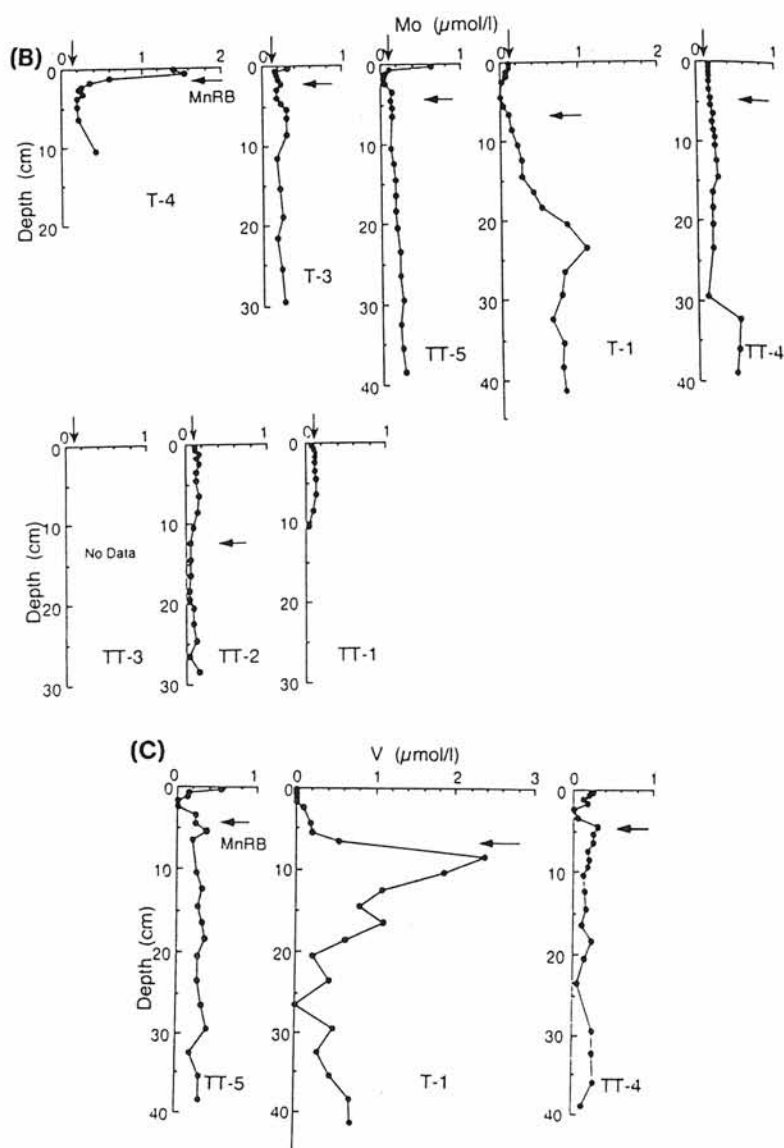


図3-3-4-1. 土佐湾－四国海盆域の海底堆積物の間隙水におけるMn, Mo, V, NO鉛直分布

変化する。Kato et al. (1995)は、T-1では、塩酸ヒドロキルアミンによって還元可能なMn(Reducible Mn)がMnRB以浅に多量に蓄積されていることを見出している。このようなReducible Mnを下層から拡散して来る Mn^{2+} のフラックスで割った値、すなわち、Reducible Mnの滞留時間は75年程度であると見積もられている。同様なことは、さらに沖合のTT-2においても見出されており、20m 深を中に多量の還元可能なMnの蓄積が存在している。

遷移元素の一種である Mo^{5+} もまた Mn^{2+} とほぼ同様な動きを示す。例えば、T-1 においては、 Mo^{5+} の極大値が Mn^{2+} のやや下層に出現する。これは $\text{Mo}^{6+} \rightarrow \text{Mo}^{5+}$ の酸化還元電位が $\text{Mn}^{4+} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$ のそれに比して低いことによる。

Reducible Mo もまた堆積物中に存在し、しばしば、 Mn^{4+} の鉛直分布と類似している。したがって、 Mo^{5+} で移動するMoが Mo^{6+} に酸化され、あるいは MoO_2 （マンガン、ジュール）などに吸着されたものと考えられている。しかし、堆積物中ではMoが硫化鉄と共沈することによって、液相から除去されると云う報告（Shimmield and Price, 1986）もあり、この堆積物においても両者が関係しているかも知れないと判断される。

V^{4+} もまた V^{3+} に還元することによって可溶性となり、間隙水を通して拡散により移動する（図3-3-4-1. C）。MnRBの下層で V^{3+} が極大を示し、 Mn^{4+} の還元と極めて密接な関係を示す。

間隙水中から V^{3+} の除去は、 MnO_2 への吸着が指摘されているが、堆積物におけるReducible V (V^{4+}) の存在量が Mn^{4+} 、 Mo^{6+} に比して高い。したがって、 V^{3+} には堆積物中のフミン酸と錯体を形成して、移動する部分もあるものと指摘されている。

以上のように、堆積物表層における物質移動について述べてきた。これらの課程は全て海底堆積物の酸化還元電位によって支配されているものと思われる。特に、内湾、沿岸域における金属元素の移動、吸着除去に関してはMnおよびFeの挙動が極めて大切であると考えられる。また、有機物の供給が多い海域では、さらに硫酸還元まで進行するので、その際生成する H_2S との反応で金属元素は硫化物に変わる。硫化物は、一般に溶解度が低いので、金属元素の除去には大変重要な役割を演じている。

（半田 暢彦）

参考文献

- 1) Kato, Y., M. Tanase, H. Minami and S. Okabe (1995) Remobilization of transition elements in pore water of continental slope sediments.
Biogeochemical Processes and Ocean Flux in the Western Pacific
(eds. by H. Sakai and Y. Nozaki) 383-45.
- 2) Matsunaga, K. and N. Handa (1983) Degradation rates of organic matter in the sediment of Mikawa Bay. J. Oceanogr. Soc. Japan, 39, 101-109.
- 3) Shimfield, G. B. and N. B. Price (1986) The behavior of molybden and manganese during sediment diagenesis-offshore Baja California, Mexico. Marine Chem., 19, 261-280.
- 4) Vanderforgh, J. P., and N. B. Price (1977a) Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 1. Mass transfer properties and silica diagenesis. Limnol. Oceanogr., 22, 787-793.
- 5) Vanderforgh, J.P. (1977b) Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 2. Nitrogen diagenesis. Limnol. Oceanogr., 22, 794-803.

A p p e n d i x

1. 海洋における物質循環

1-1. はじめに

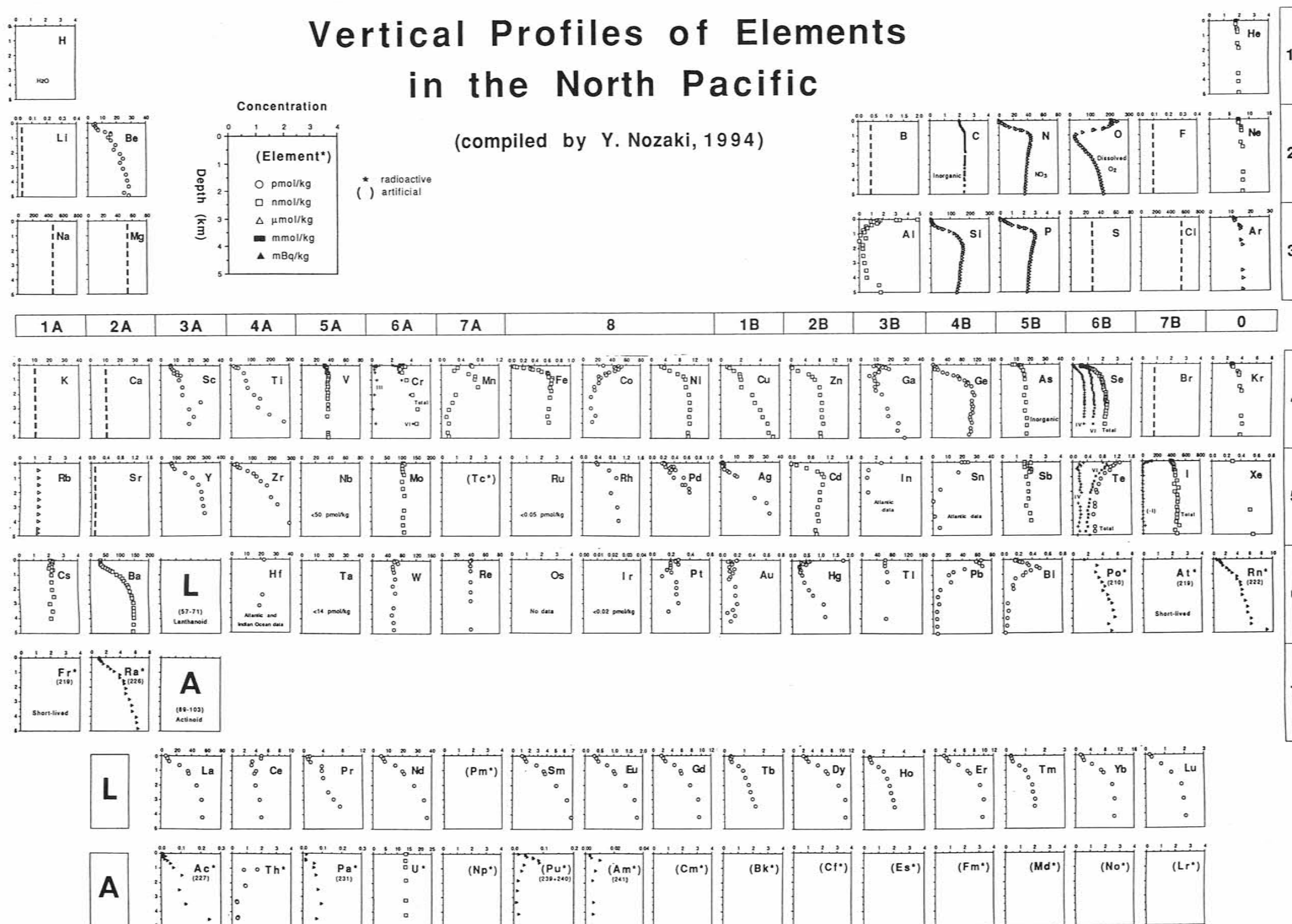
海洋における物質の循環が、地球の環境を支配するもっとも重要な制御機構として働いているという認識は、科学者の間ではほぼ定着したように思われる。海は、海流で運ばれた熱や水蒸気、また生物活動に不可欠で、かつ温暖化の原因ともなるCO₂を海面を通して大気との間で巧みに交換することによって、地球環境を保全してきた。しかし、この海の緩衝機能を我々はまだ充分理解しているわけではない。人類活動に伴う地球規模の環境変動が社会の大きな関心事となっている現在、海の物質循環が地球環境変化に果たす役割の究明が緊急課題として取り上げられている由縁である。図A1-1-1は、北太平洋における元素の鉛直分布を周期律表にならって示したものである。微量元素については分析と試料の採取と処理の際に汚染をうけやすいために、ごく最近までは実際の濃度がわからなかったものが多い。例えば、物質循環を主題とした大型海洋共同研究のGEOSECS (Geochemical Ocean Section Study)がスタートした1970年頃は、微量元素の分析値は研究者間における一致を見ず、そのため計画は主として放射性核種と安定同位体に重点を置く結果となった。放射性核種は、汚染を受けにくいために微量元素の挙動のトレーサーとなりうることに、放射壊変による生成や壊変がわかるために物質循環の速度や流束（フラックス）についての情報をもたらすという特徴がある。これは、他の安定同位体や微量元素にはない利点である。そのため放射性核種が海洋の研究に用いられるようになったことにより、物質循環の解明に多大の成果をもたらすこととなった。ここでは、最近の海洋における微量元素の挙動とU/Th系列核種の挙動（図A1-1-2）を対比しながら海洋における物質循環について述べてみたい。

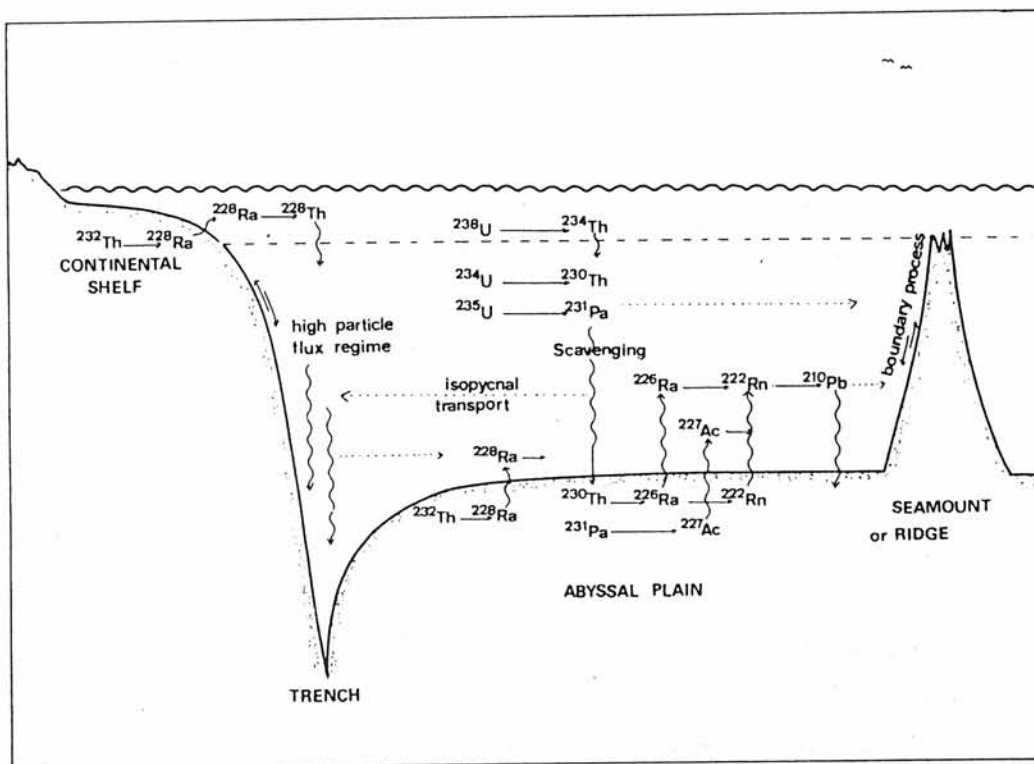
1-2. 元素の生物地球化学サイクル

海水中の化学物質の除去過程には、生物粒子への取り込み、粒状物質への吸着除去、および海底境界での吸着と沈殿（熱水活動によるものを含む）がある。中でも海洋表層での生物粒子、即ち有機物、CaCO₃およびSiO₂（オパール）の生成は、炭素、CaおよびSiの物質収支を支配するのみならず、他の微量元素の分布と挙動を支配する重要な因子でもある。

プランクトンは、その主な構成成分であるC, N, P, Ca, Siなどと共に微量の重金属や放射性核種も取り込む。そのため、たとえば海水中のBa, Geおよび²²⁶Raの分布は、溶存Siやアルカリ度ときわめてよく似た分布をしている。また、Fe, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Moなどは、酵素系に必須の元素である。ただし、それらの生体内での役割が全ての重金属についてわかっているわけではなく、生物が能動的に取り込んでいるのか、あるいは受動的な吸着によるものかの区別も容易ではな

図A1-1-1. 北太平洋における元素の鉛直分布





図A1-1-2. 海洋におけるウラン・トリウム系列核種の地球化学的挙動 (Nozaki, 1991)

い。Collier and Edmond (1983) はプランクトンと重金属の関連を調べ、海洋中でPと同様の分布をするCdのみならず、溶存Siやアルカリ度に似たBaやZnまでそのほとんどが、生物性の CaCO_3 殻や SiO_2 殻にではなく有機物部分に結びついていることを明らかにした。CuやMnについても同様である。そしてPと同様にそれらの粒子状Cd、Ni、Mnの約50%が表層海水中で分解再生し、再び光合成で生物粒子に取り込まれるというサイクルに組み入れられている。驚くべきことには、図A1-1-1に示したように30以上の微量元素が栄養塩型の分布をする。このことは海洋表層での生物による取り込み、生物粒子の沈降、深層水および海底で分解再生という地球化学的サイクルがいかに重要であるかを物語っている。

海洋に供給された微量元素は、最終的には海底堆積物に埋没除去されるが、それまでの間には海

洋中を何度も循環する。Broecker and Peng(1982)は、ボックスモデル(図A1-2-1)を用いてこの循環を次のように説明している。海洋は、よく混合された“暖かい表層の海水”と“冷たい深層の海水”に分けることができる。風の応力がかくはんされることにより形成される表層混合層は平均75mくらいであり、そこは光合成による有機物の生産の場でもある。一方、1000m以深では水温2℃以下の冷たく密度の高い水塊からなり、化学成分の変化も比較的少ない。ここでは、光が届かないため表層で生産された有機物の分解および生物性CaCO₃殻やSiO₂殻の溶解の場となる。この二つの水塊を分ける温度躍層(75-1000m)では、急激な密度勾配のため、上下混合が著しく制限されている。ただし、南極海では、表層まで冷たい海水で占められていて光合成も活発であるので例外であるが、ここでは考慮しないことにしよう。海洋への物質の供給は、簡単のためにリンのような親生物元素の場合のように河川水としての流入することのみによって起こると仮定する。また、それらの除去は生物性粒子の沈降と堆積によってのみ起こるものとする。また、河川水の流量を v_r 、湧昇流または下降流として温度躍層を通過する海水の流量を v_m 、河川水、表層水および深層水の元素濃度をそれぞれ C_r 、 C_s および C_d とすれば、定常状態における粒子としての元素の沈降量(F)は次式で示される。

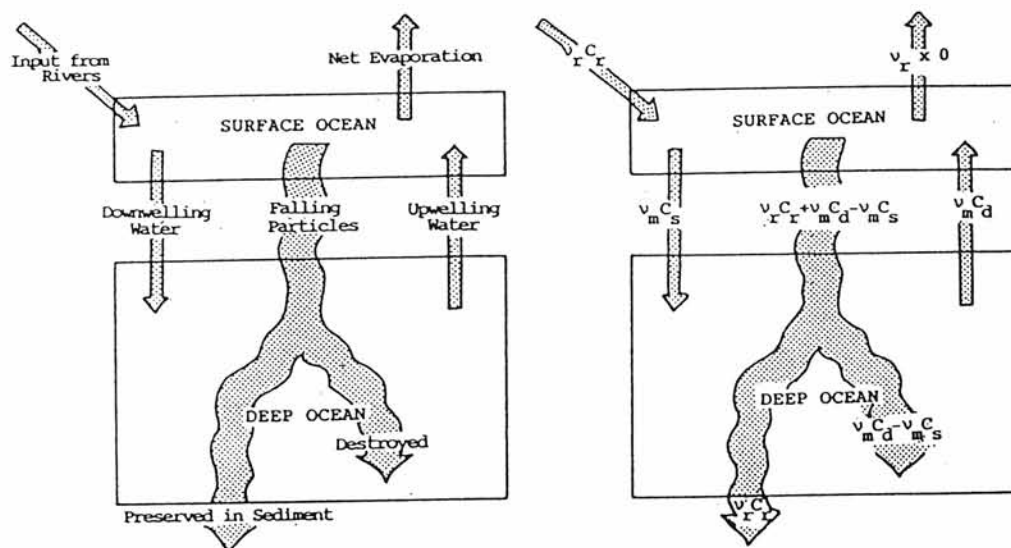
$$F = v_r C_r + v_m C_d - v_m C_s \quad (1)$$

さらに河川および深層水から毎年表層海水にもたらされる親生物元素のうちで、生物粒子に取り込まれる部分を g として表すと、

$$g = 1 - \left[\left(\frac{v_m C_s}{v_r C_r} \right) / \left(1 + \frac{v_m C_d}{v_r C_r} \right) \right] \quad (2)$$

となる。Broecker and Peng(1982)によれば、 $v_m/v_r \sim 30$ と見積もられているので、

$$g = 1 - \left[\left(30 \frac{C_s}{C_r} \right) / \left(1 + 30 \frac{C_d}{C_r} \right) \right] \quad (3)$$



図A1-2-1. ボックスモデル (Broecker and Peng, 1982)

また、生物粒子に取り込まれた元素のうちで、深層水や海底で分解や溶解せずに堆積物へ埋没する部分を f とすれば

$$f = 1 / [1 + 30(\frac{C_d}{C_r} - \frac{C_s}{C_r})] \quad (4)$$

となる。海洋の大循環 (τ_w) は約1000年のオーダーであるから、海洋を一回循環する間に海底に除去される部分 ($f \times g$) で割れば、その元素の海洋における平均滞留時間 (τ_R) が計算される。即ち

$$\tau_R = \frac{\tau_w}{f \times g} \sim \frac{1000}{f \times g} \quad (5)$$

このようにして計算されるP、Si、BaおよびCaの結果を表A1-2-1に示す。Pについては、95%が表層で生物粒子に取り込まれるが、その中のわずか1%しか堆積埋没せず、残りの99%は分解して深層水に再生する。Siについては、堆積除去される部分が5%と高いためにPよりも平均滞留時間が短い。Caの場合は、生物性炭酸塩に取り込まれる部分はわずか1%に過ぎないので、平均滞留時間は $\sim 10^6$ 年と長い。

表A1-2-1. P, Si, BaおよびCaのボックスモデル・パラメータと平均滞留時間

元 素	$\frac{C_s}{C_r}$	$\frac{C_d}{C_r}$	g	f	$\tau_R(\text{yr})$
P	0.15	3.0	0.95	0.01	1×10^5
Si	0.02	0.7	0.97	0.05	2×10^4
Ba	0.1	0.3	0.70	0.14	1×10^4
Ca	24.8	2.5	0.01	0.14	8×10^5

Broecker and Peng のモデルは原理的には、栄養塩型の分布をする他の微量元素にも適用できるはずである。しかしその場合、1) 人為的な汚染や各河川の化学的特徴が大きく変わることなどか河川水の微量元素の平均濃度を求めることは容易でないこと、2) 河口一沿岸一外洋混合域での微量元素の挙動はまだ充分把握されていないこと、および3) 大気圏降下物の寄与をまだ正確に評価できないことなどが問題となる。先に行ったPについての見積りも、実際の河川水での測定値の平均を用いたわけではなく、深海堆積物に移行したPの量から推定した河川水の濃度を用いたものである。すなわち、定常状態では海洋への供給は海底での埋没除去(L)と等しいのでこのモデルでは

$$L = uC_r \quad (6)$$

となる。

では、同様の手法を微量金属に適用するとどうなるであろうか？ Garrels and Mackenzie(1971)によれば、堆積物の組成は、11%の砂岩 (sandstone)、15%の石灰岩 (limestone)及び74%の頁岩 (shale)より成る。但し、海洋中の炭酸塩堆積物と外洋の粘土鉱物はそれぞれ石灰岩と頁岩に含むものとする。また、Turekian and Wedepohl(1961)によれば、砂岩の化学組成は70%の石英(SiO_2)と30%の頁岩の混合物で表され、石灰岩のそれは90%カルサイト (Sr 、 Mg に富む CaCO_3)と10%の頁岩の混合物で表される。従って、海洋の微量重金属は、最終的にはほとんど全てが頁岩として除去されていることになる。この頁岩の化学組成は、外洋の赤粘土 (red clay) の平均化学組成とほぼ一致する (Li, 1991)。大陸から 200Km以上離れた外洋での粘土鉱物の堆積速度は $(0.2 \sim 1) \times 10^{-3} \text{ g cm}^{-2} \text{ y}^{-1}$ (Broecker and Peng, 1982) であるので、海洋全体では $(2.1 \pm 1.4) \times 10^{15} \text{ g/y}$ の粘土質堆積物がつくられることになる。従って、海水および頁岩中の微量元素の平均濃度をそれぞれ $C_{sw} (\text{pg/g} = 10^{-12} \text{ g/g})$ および $C_{sh} (\mu\text{g/g} = 10^{-6} \text{ g/g})$ で表せば、それらの元素の平均滞留時間は、

$$\tau_R = \frac{C_{sw} \times 10^{-12} \times 1.37 \times 10^{24}}{C_{sh} \times 10^{-6} \times 2.1 \times 10^{15}} = \frac{650 C_{sw}}{C_{sh}} \quad (7)$$

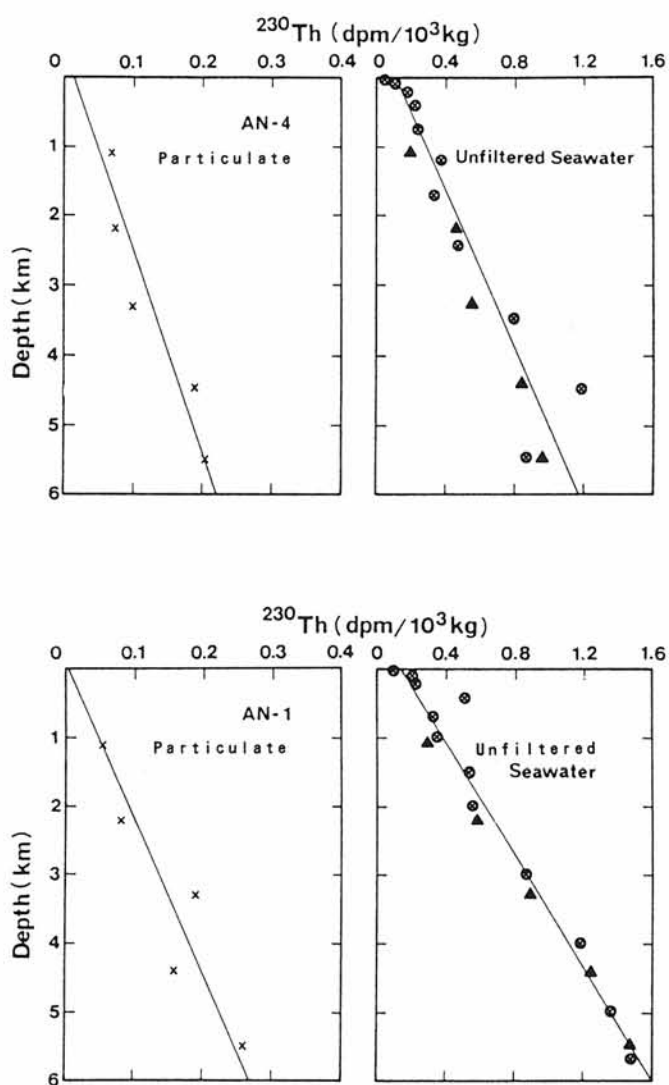
となる。しかし、この(7)式を用いて平均滞留時間を試算した場合、Al、Fe、Ti、Thなどの元素は、数年と極端に短くなってしまふ。これは、頁岩中の微量元素のかなりの部分が海水に溶けることなく粒子状のまま堆積しているためであろう。一方、河川水の濃度とBroecker and Peng のモデルから計算される平均滞留時間は、Feについて～1000年、3 価のランタノイドについてはLaの3000年からLuの10,000年となる。これらはFeやランタノイドが栄養塩に似た分布をすることを考えれば妥当なのかも知れない。しかし一方、 $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ 比が大西洋と大太平洋で明確に差が出ることから、Ndの平均滞留時間はせいぜい海洋大循環の1000年かそれ以下とも考えられる。また根拠はよく示されていないが、Broecker and Peng(1982) の表にあるFeの平均滞留時間は約 100年であり、先の計算結果より1桁短い。このように現在のところ、微量重金属の平均滞留時間は桁のオーダーですら正確なことは解らないのが現状である。その主な原因は、野崎 (1978) が指摘したように、反応性の高い重金属の場合には“well-mixed”の概念が成り立たないからであろう。Feを例にとると、溶存Feの分布が硝酸やリン酸の分布によく似ているという事実は、一旦海水に溶出したFeはかなり長い時間海洋を循環することを示唆する。一方、岩石の微細な粒子に含まれたFeは、簡単には溶出せずそのまま沈降し堆積するものと考えられる。このように平均滞留時間の概念には、場の設定、供給と除去のメカニズムおよび存在状態別の考察が今後必要になってくるであろう (野崎、1978)。

1-3. 海洋中のスカベンジング

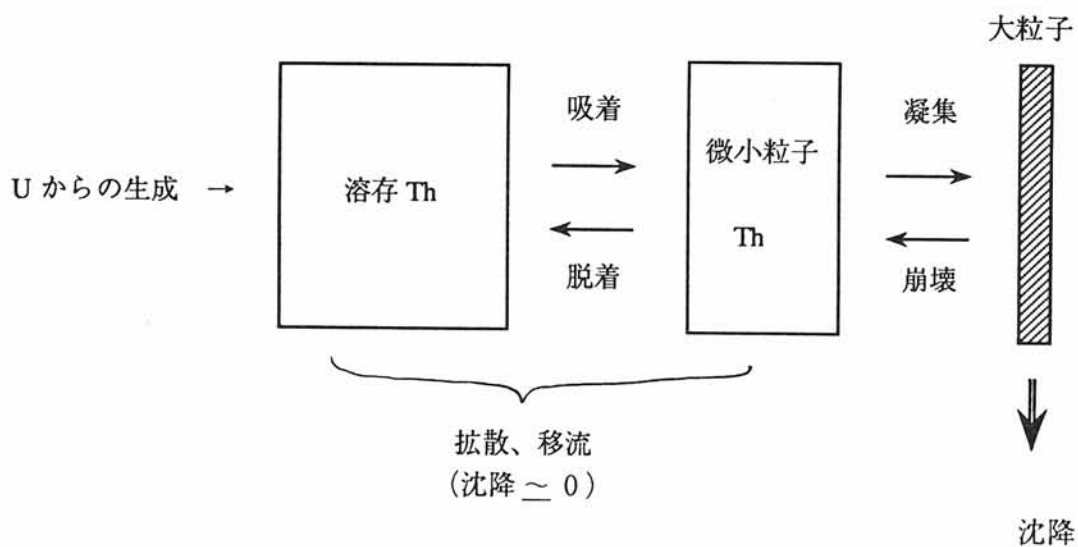
海水中の微量元素の分析は、それらの濃度が著しく低いために困難を極め、1975年以前のその歴史は正しい値を得ると言うよりは上限値の設定に過ぎなかったといっても過言ではない。しかし、それでも海水中の重金属について大陸から海洋への供給が少ないことや、難溶性の固体を形成して溶解度が小さいことなどから説明する濃度よりはるかに低いという事実は、かなり以前から認識されていた。そしてその原因としては、海洋中に存在する様々な粒子状物質に吸着除去される過程が最も有力と考えられ、Goldberg (1954) はそれに初めて“スカベンジング”という言葉を用いた。従って、スカベンジングというのは、実際には複雑に絡み合った粒子と溶存化学種との反応によって海水から微量元素が除去される場合の総称である。研究が進展するにつれて徐々にその実態が明らかになり、最終的には熱力学やストークスの法則など粒子の流体中での振舞いの基本的パラメーターとの関係づけも可能になるという性質のものである。勿論、現在では大まかな近似以外のなにものでもない。このスカベンジングの過程は、実際の海洋中の放射性核種の分布の測定と、粒子や生物の取り込みを実験室で測定する方法との両面から研究が行われてきた。しかし、実験室で自然に似た粒子濃度と変質過程を再現することは困難がある上に、時間スケールにも制限がある。そのため実験室で得られる結果と解釈が現場観測のそれと徐々に近づきつつあるという傾向は見られるものの、まだマクロの視点での問題には、前者は後者よりはるかに劣る。

これまでスカベンジングのモデル化には、海水中のTh同位体のモデルが広く用いられてきた。その理由は、Thが安定な溶存化学種を持たず、粒状物に吸着されやすい元素であるうえに、半減期の異なる核種、すなわち ^{234}Th (半減期、 $t_{1/2} = 24\text{ d}$)、 ^{228}Th ($t_{1/2} = 1.9\text{ y}$)、 ^{230}Th ($t_{1/2} = 75,200\text{ y}$) および ^{232}Th ($t_{1/2} = 1.4 \times 10^{10}\text{ y}$) が存在するからである。 ^{210}Pb や ^{231}Pa なども粒状物に吸着されやすい核種であるが、他に手頃な半減期の同位体を持たないのが短所である。

1980年代に入って、粒子状及び海水中のTh同位体の分布の測定結果 (Krishnaswami et al., 1976, Nozaki et al., 1981) が得られるようになり、吸・脱着反応の可逆性が明らかにされた。すなわち、図A1-3-1 に示すように海水中的の ^{230}Th とその10~20%を占める粒子状 ^{230}Th はいずれも深さ方向に直線的に増大しており、このことからThのスカベンジングの過程は、海水中的の溶存Thと粒子との間で吸着・脱着の可逆過程で最もよく表されることかわかったのである。さらにまた、粒状物の沈降除去には、ほとんど沈降しない微小な粒子 (海水中的での存在量が多い) と沈降のフラックスを支配するフィーカルペレットやマリンスノーなどの大型粒子 (海水中的での存在量は少ない) とが相互に作用し合う必要があること (Nozaki et al., 1987; 野崎、1986) も明らかになった (図A1-3-2)。その微小粒子と大粒子間の交換速度の情報は、現在のところTh同位体のシステムティックスを用いる以外に推定する手段がない。



図A1-3-1. 西部北太平洋における粒子状および全 ^{230}Th の鉛直分布 (Nozaki et al., 1987)



図A1-3-2. Thのスキヤベンジングの模式図 (Nozaki et al. 1987)

このことがスキヤベンジング・モデルにThが頻繁に登場するゆえんである。また、いま一つの問題は、「Thのモデルが他の元素にどの様に適用しうるのか？」という疑問であろう。その答えはThのスキヤベンジング・モデルを正しく理解していれば自明のことなのだが、化学的性質の関与する過程、例えば吸着－脱着過程を除けば、生物や粒状物質の特性で支配される過程は元素によらず共通に扱うことができるということである。従って、Thはそのテストケースに他ならないが、別言すれば、それ以上に他の元素のスキヤベンジングについての理解が深まることもあり得ない。逆に、Thの場合が充分よく理解できれば、他の元素の化学的性質、例えば溶存および粒子態間の分配定数を知るだけでその海洋中でのスキヤベンジングの影響が類推できることにもなる。溶存Thの粒状物質に対する吸－脱着過程の可逆性が明らかになったのに続いて、Bacon et al. (1985) は、サルガッソー海の水深3200mの深海においても、粒子状 ^{230}Th の沈降フラックスが海洋表層の生物生産性を反映した明瞭な季節変動をすることを見つけた。このことは、 ^{230}Th が主として沈降速度の速い大型の粒子に付着して輸送されていることを意味する。また、Honjo (1975), McCave (1975), Tsunogai and Minagawa (1978) および Lal (1980) は、濾過でしか捕集されない小さな懸濁粒子は鉛直フラックスにはあまり寄与せず、セジメント・トラップに捕集される粒状物はフィーカルペレットやマリンスノーなどの大型のものが支配的であることを指摘している。そこで Nozaki et al. (1987) は、粒状物を小さなサイズの群と大きなサイズの群とにわけて扱うモデルを提案した (図 A 1-3-2)。このモデルでは、小粒子群はほとんど沈降しない微小粒子からなり、大粒子はかなりはやい速度 (たとえば、100m/day) で沈降をするものとし、動物プランクトンの捕食や沈降速度の異なる粒子間の衝突などによって起こる粒子の凝集 (aggregation)、すなわち、小粒子から大粒子への移行、また逆に大粒子の崩壊 (disaggregation) によって小粒子への移行が起こるものと考えた。

詳細なモデル計算は野崎 (1986) や Nozaki (1991) に記されているのでここでは述べないが、大型粒子の沈降速度を 100m/day とすると平均 6日、また 300m/day とすると2日で崩壊するという結果となった。つまり、大型粒子として一回で降下するのはせいぜい 600m程度であり、4-5000mの海底に到達するには粒子の凝集－崩壊を何度も繰り返す必要があることが明らかとなった。大型粒子がきわめて壊れやすいことは、潜水艇の窓からのマリンスノーの観察や、大型粒子に焦点を合わせたカメラによる観測結果と定性的にはあるが一致しているように思われる。Clegg and Whitfield (1991) のThのスキヤベンジング・モデルは、その内容とデータのかかなりの部分は Nozaki et al. (1987) によるもので、あまり新しさと言うものは感じられないが、モデルに粒子フラックスの一貫性を取り入れ、Thについてもより包括的に数式化したことは一応の評価に値する。その後、Murnane et al. (1990)、Lavelle et al. (1991) および Clegg et al. (1991) が更にモデル計算を活発に行われている。

また、最近の希土類元素 (REE) の研究からもスキヤベンジングの様子がさらに詳しく分かるようになった。REE には、La, Ce, Pr, Nd, Pm, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Luの15元素が

含まれ、化学的類似性が高いが、一方そのイオン半径が系統的に変化することから錯形成が系統的に変わる。とくに海洋中の希土類元素のパターンは、粒子の表面有機物リガンドと溶液中の無機リガンド（主として炭酸イオン）と REE の錯形成の競合反応として理解することができるようになった (Sholkovitz et al., 1994)。De Baar et al. (1992) のモデルの 1 例を図 A1-3-3 に示す。白金族元素などについての研究の進展が今後期待される。

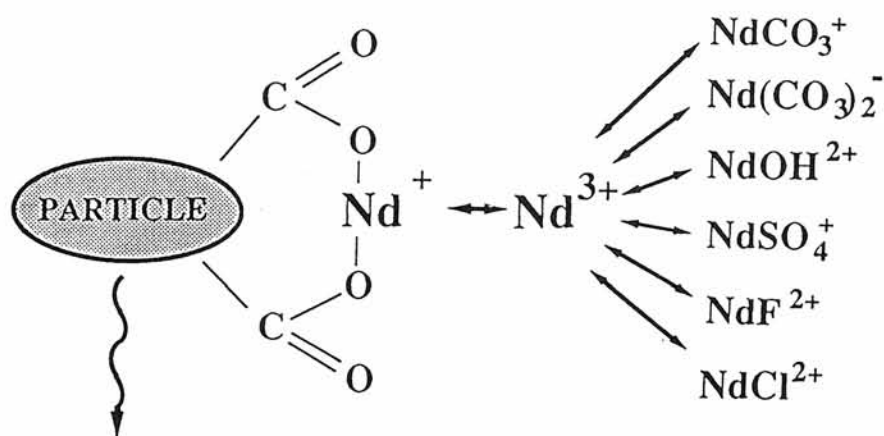


図 A1-3-3. 希土類元素のスキャベンジング模式図 (De Baar et al., 1991)

1-4. 海底での元素の再生回帰とスキヤベンジング除去

海底堆積物の地球化学的研究は、GEOSECS と並行するが、やや遅れてボックスコアラや現場間隙水抽出装置などを用いて極めて活発に展開された。とくに表層堆積物 (< 1 m) では間隙水との間でバクテリアの介在と共に化学反応が活発に起こり、多くの元素が堆積物として埋没する前に再び海水へ回帰する。堆積物や海底境界からの元素の再生と回帰を明確に示す天然放射性核種として ^{228}Ra と ^{227}Ac 、および人工の $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ がある。 ^{228}Ra や ^{227}Ac (図 A1-4-1) はいずれも底層水で親核種より過剰に存在し、海底に向かってその過剰が増大することから、それらが堆積物から供給されていることがわかる。間隙水の直接の分析によっても、この事実は確認されている (Cochran and Krishnaswami, 1980; Nozaki et al., 1990)。したがって、それらの類似の元素、例えば Ba や希土類元素についても堆積物からの再生と回帰が起こっているものと考えられる。また、人工の $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ も、海底付近に濃度極大を持つことがよく知られている (Bowen et al., 1980. Nagaya and Nakamura, 1987)。これは表層から沈降してきた粒子が海底で分解する際に溶出するものと考えられている。その時間変動は、 $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ 濃度の底層水の挙動を追跡する上でも重要となるかもしれない。

一方、海底境界面で海水から堆積物へ除去される元素も存在する。例えば、 ^{210}Pb は深層水から海底面に向かって濃度が減少することが知られている (Nozaki, 1986 and 1991)。普通の Pb や他の重金属についてはまだよく分かっていないが、U については、間隙水の濃度分布から堆積物への移行と除去が明らかにされた。これらの詳細なメカニズムについては今後の研究の進展が期待される。

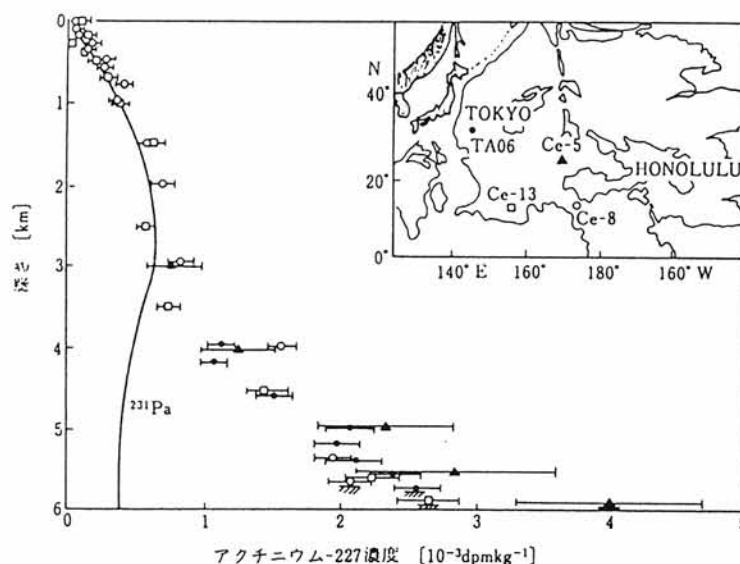


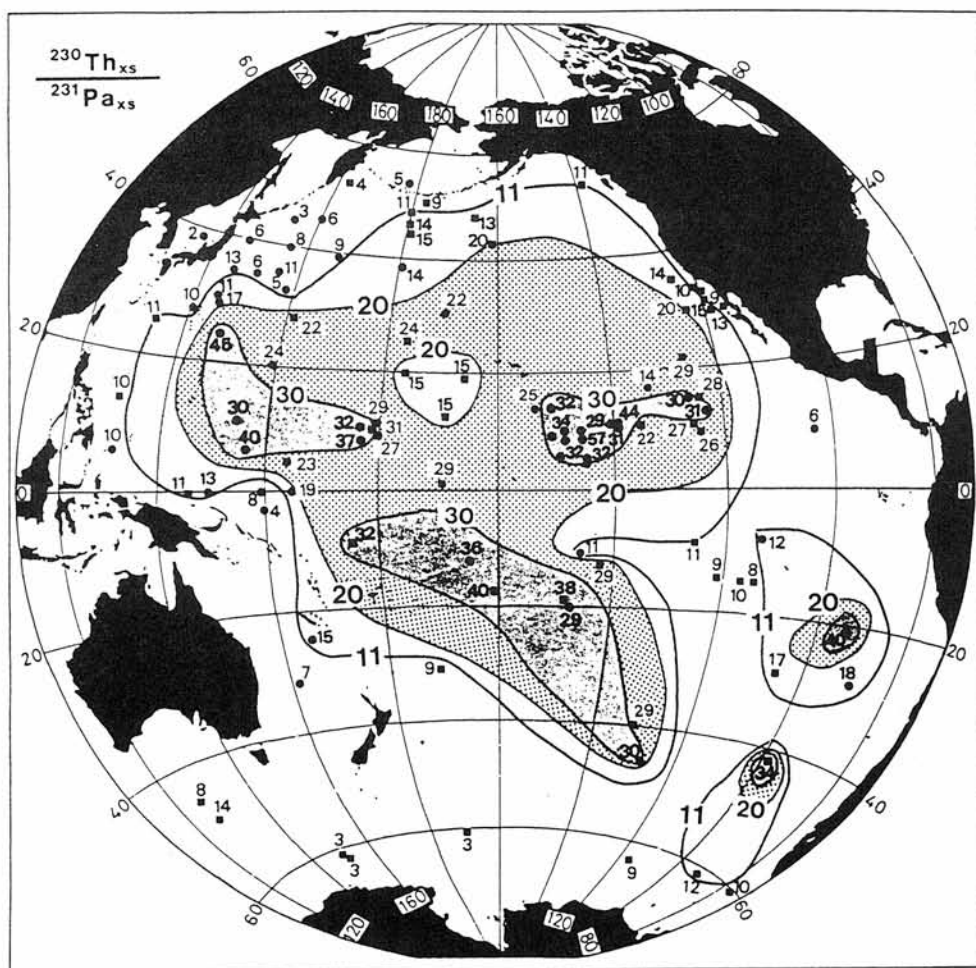
図 A1-4-1. 海底付近の海水中の ^{227}Ac の分布。右上は観測点の位置を示す。(Nozaki, 1984)

1-5. 水平輸送の問題

海洋中の平均滞留時間が約26年ときわめて短いThの分布については、スキヤベンジングによる鉛直一次元的取り扱いで説明できることが明らかとなった。Bi、Al、Snなど、きわめて難溶性で同程度の平均滞留時間を持つものについても同様と思われる。ところが、もう少し平均滞留時間の長い元素についてはどうであろうか？この場合には、鉛直方向に加えて水平方向の輸送も重要となってくる。例えば、海洋表層での ^{234}Th — ^{238}U や ^{228}Th — ^{228}Ra 非平衡の程度は、沿岸に近づくにつれて大きくなる (Bhat et al., 1969 and Broecker et al., 1973)。Bacon et al. (1976) は、中深層の ^{210}Pb についても同様の傾向がみられることから、水平輸送の重要性を強調した。さらに Spencer et al. (1981) は、鉛直方向と水平方向の輸送を考慮した2次元モデルで北大西洋の ^{210}Pb の断面図を比較している。

海洋中の大規模な水平輸送の重要性は、供給源が鉛直方向にはほぼ一定である ^{231}Pa ($t_{1/2} = 32,800\text{y}$) をトレーサーとして最もよく示される。 ^{231}Pa は ^{230}Th の場合と同様にUの同位体 (^{235}U と ^{234}U) の親核種を持つので、それらの海洋中での供給源は全く同じである。つまり、海水中のU濃度はほぼ均一なので、どこでも $^{230}\text{Th}/^{231}\text{Pa}$ が10.8の放射能比で生成する。しかし、Nozaki and Nakanishi (1985) によると、海水中の $^{230}\text{Th}/^{231}\text{Pa}$ 放射能比は、10.8よりはるかに小さい。また、溶存 ^{231}Pa と粒子間の吸着平衡は ^{230}Th と同様に成り立っているが、その鉛直分布は ^{230}Th のように単調な増大を示さず、中層で弱い極大を示す分布となっている。ちなみに、 ^{231}Pa の平均滞留時間は ^{230}Th より数倍長い150年程度である。また、Yang et al. (1986) は大平洋の表層堆積物の $^{230}\text{Th}/^{231}\text{Pa}$ 比のマップを作成した (図A1-5-1)。それを見ると、粒子フラックスの小さい大平洋の中央部では、 $^{230}\text{Th}/^{231}\text{Pa}$ 放射能比は10.8以上であり、南極周辺や沿岸付近の粒子フラックスの大きいところでは、逆に10.8よりも小さくなっている。つまり、中央部の海水から生まれた ^{231}Pa は、水平方向に移動し、粒子フラックスの大きいところで海底に除去されているのが分かる。この事実は、平均滞留時間が100年以上の元素になると鉛直方向のみならず、水平方向の移動が重要になってくることを如実に示している。ましてや、これまでよく登場した酸素、炭素、栄養塩などの鉛直一次元拡散移流モデルにおいては、水平方向の移動が無視できるはずかないという結論にもなる。そしてこのことは、他の多くの重金属にも当てはまるはずである。この海盆スケールでの物質の水平輸送に対する研究は、これまでまだほとんど行われていず、今後の進展を待たねばならない。

(野崎 義行)



図A1-5-1. 太平洋表層堆積物の $^{230}\text{Th}/^{231}\text{Pa}$ 放射能比 (Yang et al., 1986)

(野崎 義行)

【参考文献】

- Bacon, M. P., D. W. Spencer and P. G. Brewer (1976): $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ and $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ disequilibria in seawater and suspended particulate matter. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 32, 277-293.
- Bacon, M. P., Huh, C.-A., Fleer, A. P. and Deuser, W. G. (1985): Seasonality in the flux of natural radionuclides and plutonium in the deep Sargasso Sea. *Deep-Sea Res.*, 32, 273-286.
- Bhat, S. G., Krishnaswami, S., Lal, D., Rama and Moore, W. S. (1969): $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ ratios in oceans. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 5, 483-491.
- Bowen, V. T., V. E. Noshkin, H. D. Livingston and H. L. Volchok (1980): Fallout radionuclides in the Pacific Ocean: vertical and horizontal distributions, largely from GEOSECS stations. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 49, 411-434.
- Broecker, W. S., Kaufman, A. and Trier, R. (1973): The residence time of thorium in surface sea water and its implications regarding the fate of reactive pollutants. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 20, 35-44.
- Broecker, W. S. and T. H. Peng (1982): *Tracers in the Sea*. Eldigio Press, Palisades, New York, pp690.
- Clegg, S. L. and M. Whitfield (1991): A generalized model for the scavenging of trace metals in the open ocean. II-Thorium scavenging. *Deep-Sea Res.*, 38, 91-120.
- Clegg, S. L., M. P. Bacon and M. Whitfield (1991): Application of a generalized scavenging model to thorium isotope and particle data at equatorial and high latitude sites in the Pacific Ocean. *J. Geophys. Res.*, 96, 20655-20670.
- Cochran, J. K. and S. Krishnaswami (1980): Radium, thorium, uranium, and ^{210}Pb in deep sea sediments and sediment porewaters from the North Equatorial Pacific, *Amer. J. Sci.*, 280, 849-889.

- Collier, R. W. and J. M. Edmond (1983): Plankton compositions and trace element fluxes from the surface ocean. In, Trace Metals in Sea Water, Wong et al., Eds. Plenum Press. New York and London, p. 897-809.
- De Baar, H. J. W., J. Schijf and R. H. Byrne (1991): Solution chemistry of the rare earth elements in seawater. Eur. J. Solid State. Inorg. Chem., 28, 357-373.
- Garrels, R. M. and F. T. Mackenzie (1971): The Evolution of Sedimentary Rocks Norton and Co., New York.
- Goldberg, E. D. (1954): Marine geochemistry, J. Geol. 62, 249-265.
- Honjo, S. (1975): Dissolution of suspended coccoliths in the deep-sea water column and sedimentation of coccolith ooze. In Silter, W., A. W. H. Be and W. H. Berger (eds.), Cushman Found. Foram Res. Sp. Publ. No. Publ. No.13, p. 114-128.
- Krishnaswami, S., D. Lal, B.L. K. Somayajulu, R. F. Weiss and H. Craig (1976): Large-volume in situ filtration of deep Pacific waters: Mineralogical and radioisotope studies. Earth Planet. Sci. Lett., 32, 420-429.
- Lal, D. (1980): Comments on some aspects of particulate transport in the oceans. Earth Planet. Sci. Lett., 49, 520-527.
- Lavelle, J. W., C. N. Cudaback and A. J. Paulson (1991): A rate for scavenging of fine particles by macroaggregates in a deep estuary. J. Geophys. Res. 96, 783-790.
- Li, Y. H. (1991): Distribution patterns of the elements in the ocean: A synthesis. Geochim. Cosmochim. Acta, 55, 3223-3240.
- McCave, I. N. (1975): Vertical flux of particulates in the ocean. Deep-Sea Res., 22, 491-502.
- Murnane, R. J., J. L. Sarmiento and M. P. Bacon (1990): Thorium isotopes, particle

cycling models, and inverse calculations of model rate constants. J. Geophys. Res., 95, 16195-16206.

Nagaya, Y. and K. Nakamura (1987): Artificial radionuclides in the Western Northwest Pacific (II): ^{137}Cs and $^{239, 240}\text{Pu}$ inventories in water and sediment columns observed from 1980 to 1986. J. Oceanogr. Soc. Japan, 43, 345-355.

野崎 義行 (1978): 海洋における微量元素の滞留時間と除去のメカニズム。地球化学, 12, 27-36。

Nozaki, Y. (1984): Excess ^{227}Ac in deep ocean water. Nature, 310, 486-488.

Nozaki, Y. and T. Nakanish (1985): ^{231}Pa and ^{230}Th profiles in the open ocean water column. Deep Sea-Res., 32, 1209-1220.

野崎 義行 (1986): 海洋のスキヤベンジング・モデル。地球化学, 20, 69-77。

Nozaki, Y. (1986): ^{226}Ra - ^{222}Rn - ^{210}Pb systematics in seawater near the bottom of the ocean. Earth Planet. Sci. Lett., 80, 36-40.

Nozaki, Y. (1991): The systematics and kinetics of U/Th decay series nuclides in ocean water. Rev. Aquatic Sciences, 4, 75-105.

野崎 義行 (1994): 現代海洋科学の展望、月刊海洋号外、No. 8, 5-12。

Nozaki, Y., Y. Horibe and H. Tsubota (1981): The water column distributions of thorium isotopes in the western North Pacific. Earth Planet. Sci. Lett., 54, 203-216.

Nozaki, Y., H.-S. Yang and M. Yamada (1987): Scavenging of thorium in the ocean. J. Geophys. Res., 92, 772-778.

Nozaki, Y., M. Yamada and H. Nikaido (1990): The marine geochemistry of actinium-227: Evidence for its migration through sediment pore water. Geophys. Res. Lett., 17, 1933-1936.

- Sholkovitz, E. R., W. M. Landing and B. L. Lewis (1994): Ocean particle chemistry: The fractionation of rare earth elements between suspended particles and seawater. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 1567-1579.
- Spencer, D. W., M. P. Bacon and P. G. Brewer (1981): Models of the distribution of ^{210}Pb in a section across the North Equatorial Atlantic Ocean. *J. Mar. Res.* 39, 119-138.
- Tsunogai, S. and Minagawa, M. (1978): Settling model for the removal of insoluble chemical elements in seawater. *Geochem. J.*, 12, 47-56.
- Turekian, K. K. and K. H. Wedepohl (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crusts. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 72, 175-192.
- Yang, H. S., Y. Nozaki, H. Sakai and A. Masuda (1986): The distribution of ^{230}Th and ^{231}Pa in the deep-sea surface sediments of the Pacific Ocean. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 50, 81-89.

2. 放射線被ばく線量当量評価への適用

放射線被ばく線量当量評価への適用の例として、ここでは、六ヶ所再処理施設の安全審査における漁網からの実効線量当量評価方法及び動燃東海再処理施設の安全審査における海水浴による実効線量当量評価方法について紹介する。

なお、六ヶ所再処理施設の敷地周辺には、海水浴場がなく、漁業活動に伴う海浜利用もない。また、将来、港内しゅんせつ等の海浜作業でむつ小川原港内における岸壁作業が生じたとしても、作業形態⁽¹⁾から被ばく経路としては無視できることから、海底堆積物及び海岸砂等への放射性核種の移行による被ばく経路は考慮されていない。

2-1. 六ヶ所再処理施設の安全審査における漁網からの実効線量当量評価

漁網からの実効線量当量は、海水中放射性物質濃度の計算結果を用いて、①式により、海水中の放射性物質が漁網に移行する割合を考慮し、船上における漁網からの被ばくの形態と陸上における漁網からの被ばくの形態が異なることから船上及び陸上における漁網からの実効線量当量に区分し、漁網中の放射性物質濃度の実効線量当量換算係数と被ばく時間とを乗じることにより評価されている。

$$D = \sum_i K^s_i \cdot S_i \cdot t^s + \sum_i K^L_i \cdot S_i \cdot t^L \quad \dots\dots \textcircled{1}$$

$$S_i = F_i \cdot \chi_i$$

$$\chi_i = Q_i \cdot (\chi/Q)$$

ここで、

D : 漁網からの実効線量当量 (mSv/y)

K^s_i : 核種 i の実効線量当量換算係数 (船上漁網) $\left(\frac{\text{mSv/h}}{\text{Bq/m}^3} \right)$

K^L_i : 核種 i の実効線量当量換算係数 (陸上漁網) $\left(\frac{\text{mSv/h}}{\text{Bq/cm}^3} \right)$

S_i : 漁網中の核種 i の濃度 (Bq/g)

t^s : 被ばく時間 (船上漁網) (h/y)

t^L : 被ばく時間 (陸上漁網) (h/y)

F_i : 核種 i の海水中から漁網への移行係数

$$(\text{すべての核種について、} 4,000^{(3)(4)}) \left(\frac{\text{Bq/g}}{\text{Bq/cm}^3} \right)$$

χ_i : 核種 i の評価地点での濃度 (Bq/cm^3)

Q_i : 核種 i の放出率 (Bq/s)

(χ/Q) : 評価地点での相対濃度 $\left(\frac{\text{Bq}/\text{cm}^3}{\text{Bq}/\text{s}}\right)$

海水中の放射性物質濃度としては、漁業活動の営まれる可能性のあるむつ小川原港港湾区域周辺で漁網が使用されるものとし、むつ小川原港港湾区域周辺での最大濃度が用いられている。

実効線量当量換算係数は、現地漁業実態⁽¹⁾に基づき、船上においては積置時の漁網を線源として考慮し、半径 2 m の半球状にモデル化した漁網の表面から 1.5 m の距離を線量当量評価点として計算されたものが用いられている⁽²⁾。陸上においては漁網の修理を考慮し、100m×50m×1 cm の平板状にモデル化した漁網の中心上 30cm の高さを線量当量評価点として計算されたものが用いられている⁽²⁾。

被ばく時間は、現地社会環境実態調査の結果⁽¹⁾に基づき、付表-2-1-1 のように設定されている。

海水中から漁網への移行係数は、国内の原子力施設の評価の実績のある値⁽³⁾⁽⁵⁾及び国内において得られた最新の知見⁽⁴⁾に基づき、すべての核種について、 $4,000(\text{Bq}/\text{g}) / (\text{Bq}/\text{cm}^3)$ と設定されている(2-3-2.章参照)。

以上に基づき、漁網からの実効線量当量は、年間約 8.4×10^{-4} ミリシーベルトと評価されている。

参考文献

- (1) 「六ヶ所村の社会環境調査結果報告書」(1990)、日本エヌ・ユー・エス株式会社
- (2) 「漁業作業等に係る外部被ばくによる線量当量換算係数」、MAP I-3004 (1991)、三菱原子力工業株式会社
- (3) 「放射性廃棄物の海洋放出による外部被曝線量の試算」、海洋放出調査特別委員会試算分科会報告書(Ⅲ)(1968)、原子力安全研究協会
- (4) 鈴木譲、中村良一、中原元和、松葉満江、上原子淳一、「沿岸海域試料の解析調査(2) — 放射性物質の漁網への移行 —」、第32回環境放射能調査研究成果論文抄録集(平成元年度)、(1990)
- (5) 「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量当量評価について」、(1989)、原子炉安全規準専門部会報告書

付表－２－１－１. 被ばく時間⁽¹⁾

被ばく経路		被ばく時間 (h/y)
漁網	船上	1,700
	陸上	1,500

２－２. 動燃東海再処理施設の安全審査における海水浴による実効線量当量評価

動燃東海再処理施設の安全審査においては、周辺海域における夏期の海浜利用の実態を考慮し、海岸砂からの被ばく及び海水中での被ばくについて実効線量当量が計算されている。

２－２－１ 海岸砂

海岸砂からの外部被ばくによる実効線量当量は、②式により計算されている。

$$D_{ES} = T_{ES} \cdot C_{FS} \cdot C(X) \cdot p_s \cdot DF_{ES} \cdot F \quad \dots\dots\dots ②$$

ここで、各記号の意味は以下のとおりである。

D_{ES} : 海岸砂からの外部被ばくによる実効線量当量(mSv/y)

T_{ES} : 海岸砂からの年間の被ばく時間 (h/y)

C_{FS} : 海岸砂の汚染係数 $\left(\frac{Bq/g}{Bq/cm^3} \right)$

$C(X)$: 評価地点における海水中の放射性物質濃度 (Bq/cm³)

p_s : 海岸砂の密度 (g/cm³)

$$p_s = 1.7$$

DF_{ES} : 無限平面線源から実効線量当量への換算係数 $\left(\frac{mSv/h}{Bq/cm^2} \right)$

F : 無限平面線源から半無限体積線源への形状変換係数 (cm)

$$F = 5$$

海岸砂からの年間の被ばく時間 T_{ES} は、海浜利用の実態を考慮し、500時間としている。

海岸砂の汚染係数 C_{FS} は、付表-2-2-1-1に示す各元素ごとの値⁽¹⁾⁽²⁾と放出放射能の割合から、平均汚染係数 811 $\left(\frac{Bq/g}{Bq/cm^2}\right)$ を求めて用いている。

無限平面線源から実効線量当量への換算係数 DF_{ES} は、D. C. Kocherの計算した地表面に沈着した放射性物質による地表1メートルの高さにおける実効線量当量への換算係数⁽³⁾を単位換算して用いている。

2-2-2 海水中

海水中での外部被ばくによる実効線量当量は、③式により計算されている。

$$D_{EW} = T_{EW} \cdot C(X) \cdot DF_{EW} \dots\dots ③$$

ここで、各記号の意味は以下のとおりである。

D_{EW} : 海水中での外部被ばくによる実効線量当量(mSv/y)

T_{EW} : 海水中での年間の被ばく時間(h/y)

$C(X)$: 評価地点における海水中の放射性物質濃度(Bq/cm³)

DF_{ES} : 無限平面線源から実効線量当量への換算係数 $\left(\frac{mSv/h}{Bq/cm^2}\right)$

海水中での年間の被ばく時間 T_{ES} は、100時間としている。

海水中での浸漬による実効線量当量への換算係数 DF_{ES} は、D. C. Kocherの計算した実効線量当量への換算係数⁽³⁾を単位換算して用いている。

参考文献

- (1) D. C. Kocher, "Dose Rate Conversion Factors for External Exposure to Photons and Electrons", Health Physics Vol.45, No.3, September 1983
- (2) 「放射性廃棄物の海洋放出による外部被曝線量の試算」、海洋放出調査特別委員会試算分科会報告書(Ⅲ)(1968)、原子力安全研究協会
- (3) 「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量当量評価について」(1989)、原子炉安全規準専門部会報告書

付表－２－２－１－１、海岸砂の汚染係数 $C_{FS} \left(\frac{Bq/g}{Bq/cm^2} \right)^{(1)(2)}$

元 素	汚染係数
Sr	10
Zr, Nb	500
Ru	1,000
Cs	100
Ce	1,000

線量評価パラメータ委員会および同委員会海水懸濁物・海底体積物分科会委員名簿

(順不同・敬称略)

線量評価パラメータ委員会

委 員

(平成6～7年度)

主査 佐 伯 誠 道	前・(財)原子力環境整備センター 理事
鈴 木 譲	科学技術庁放射線医学総合研究所 那珂湊支所長
稲 葉 次 郎	科学技術庁放射線医学総合研究所 内部被ばく研究部長
出 雲 義 朗	厚生省国立公衆衛生院 放射線衛生学部長
渡 部 輝 久	科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所 環境放射生態学研究部第一研究室長
木 村 健 一	科学技術庁放射線医学総合研究所 環境衛生研究部主任研究官 (平成7年4月から 宮崎医科大学講師)
中 原 元 和	科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所 海洋放射生態学研究部主任研究官
清 水 誠	東京大学(農学部) 教授
小 柳 卓	(財)環境科学技術研究所 営務理事 (平成7年4月から(社)日本原子力産業会議嘱託)
大 桃 洋一郎	(財)環境科学技術研究所 理事・所長
上 田 泰 司	元・(財)海洋生物環境研究所 研究参与
(平成7年度)	
長 屋 裕	(財)海洋生物環境研究所 研究参与
中 村 清	科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所 海洋放射生態学研究部長
平 野 茂 樹	科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所 海洋放射生態学研究部第一研究室長
野 崎 義 行	東京大学海洋研究所 教授
半 田 暢 彦	名古屋大学大気水圏科学研究所 教授

線量評価パラメータ委員会海水懸濁物・海底体積物分科会委員（平成7年度）

主査 長 屋 裕	(財)海洋生物環境研究所 研究参与
中 村 清	科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所 海洋放射生態学研究部長
平 野 茂 樹	科学技術庁放射線医学総合研究所那珂湊支所 海洋放射生態学研究部第一研究室長
野 崎 義 行	東京大学海洋研究所 教授
半 田 暢 彦	名古屋大学大気水圏科学研究所 教授

協力科学者

乗 木 新一郎	北海道大学大学院地球環境科学研究科 教授
福 井 正 美	京都大学原子炉実験所バックエンド工学部門 文部教官
馬 原 保 典	(財)電力中央研究所我孫子研究所 原燃サイクルプロジェクト部研究主幹
庄 司 博 光	青森県環境保健センター 放射能部総括主任研究員
平 井 保 夫	茨城県生活環境部原子力安全対策課技術総括課長補佐 (前・茨城県公害技術センター放射能部長)
橋 本 和 子	茨城県公害技術センター 放射能部主任研究員
住 谷 秀 一	動力炉・核燃料開発事業団東海事業所 安全管理部環境安全課

オブザーバー

科学技術庁	山 下 信
日本原燃株式会社	吉川 修、今熊義一、伊藤幸彦、岡村泰治

事務局

鎌 田 博、吉 川 進

あ と が き

本書の内容は、(財)原子力環境整備センターに設けられた線量評価パラメータ委員会の主査および海水懸濁物・海底体積物分科会主査と委員ならびに協力科学者とオブザーバーにより作成されました。

なお、編集と執筆は、次の分担で行いました。

全般的な収集・整理と編集	佐伯 誠道、長屋 裕、鎌田 博
緒 言	佐伯 誠道
分配係数 (Kd) について	長屋 裕
IAEA Technical Reports Series No.247の 分配係数 (Kd) に関する抜粋	平野 茂樹
現在までに用いられている分配係数 (Kd) 等のデータ	日本原燃株式会社
日本沿岸の放射能調査結果から算出した分配係数 (Kd)	長屋 裕、鎌田 博
沿岸海域における放射性核種の分布 (青森・茨城)	鎌田 博
外洋における放射性核種の分布	中村 清
海中懸濁・沈降粒子による物質除去	乗木新一郎
海底堆積後の物質移動	半田 暢彦
海洋における物質環境	野崎 義行
放射線被ばく線量評価への分配係数 (Kd) の適用例	日本原燃株式会社

CONTRIBUTORS

Edited by M. Saiki, Y. Nagaya, H. Kamada

Introduction : M. Saiki

Distribution coefficient of radionuclide in the marine : Y. Nagaya

Kds and CF of marine sediments (in IAEA Technical Reports Series No.247):

S. Hirano

Distribution coefficients of marine sediments

used for safty assessments in Japan : Japan Nuclear Fuel Limited

Absorption/adsorption of radionuclides to fishing nets :

Japan Nuclear Fuel Limited

Distribution coefficients derived from data

of the Littoral Radioactivity Investigation in Japan :

Y. Nagaya, H. Kamada

Distribution of radionuclides in the coastal sea area along Japan:H.Kamada

Distribution of radionuclides in the open sea : K. Nakamura

Removal of chemical substances by suspended and settling particles

in the sea water : S. Noriki

Material transport processes after sedimentation in the marine

environments : N. Handa

The biogeochemical cycle in the ocean : Y. Nozaki

Examples of application of the distri bution coefficients

to dose assessments : Japan Nuclear Fuel Limited

環境パラメータ・シリーズ 7
海洋における
放射性核種の移行パラメータ

平成8年3月31日 刊行
財団法人 原子力環境整備センター
〒105 東京都港区虎ノ門2-8-10
(第15森ビル)
TEL (03) 3504-1081 (代表)
FAX (03) 3504-1297

March 1996
RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT CENTER
No.15 Mori Bldg.
Toranomon 2-8-10 Minato-ku
Tokyo 105 JAPAN
TEL (03) 3504-1081
FAX (03) 3504-1297