

港湾空港技術研究所 資料

TECHNICAL NOTE
OF
THE PORT AND AIRPORT RESEARCH INSTITUTE

No. 1174 JUNE 2008

港湾域の底泥中化学物質濃度と底生生物叢の関係

内藤 了二
中村 由行
浦瀬 太郎

独立行政法人 港湾空港技術研究所
Independent Administrative Institution,
Port and Airport Research Institute, Japan

目 次

1.はじめに	4
2.各国の底質ガイドラインの考え方	4
2-1 海外における底質ガイドラインの考え方	4
2.2 わが国の現状と浚渫土砂安全性評価の現状の整理	6
3. 調査方法	7
3.1 調査対象港湾と地点	7
3.2 試料採取	7
3.3 底質の分析方法	7
4. 調査結果	8
4.1 港湾底泥の化学物質の濃度レベル	8
4.2 底泥の性状と底生生物の関係	8
4.3 化学物質濃度に影響を与える因子	14
4.4 重金属類元素間の相関	14
4.5 含有量と溶出量の関係	14
5.考察	17
5.1 重金属類濃度と底生生物種類数の関係及び ERL・ERM による評価	18
5.2 重金属類の溶出量を生物影響の判定に用いる際の課題	18
6.結論	21
7.あしがき	21
謝辞	21
参考文献	22
付録 A 諸外国における底質に関する環境基準設定の考え方の整理	23
付録 B 海外で用いられている主な底質ガイドラインの概要	28

Relationship between sediment quality and benthic macrofauna in Japanese ports and harbors

Ryoji NAITO*
Yoshiyuki NAKAMURA**
Taro URASE***

Synopsis

In order to obtain basic information on potential adverse effects of trace chemicals onto benthic fauna, a nationwide survey of sediment quality and benthic macro fauna in Japanese major ports and harbors was conducted. Dioxins and heavy metals contents were compared with total wet weight or the number of species of benthic macrofauna. The number of species of macrofauna was found to be more sensitive index to estimate the adverse effects of dioxins than the total wet weight. Heavy metal levels were compared with the benchmark ERL or ERM values. The number of species of macrofauna was associated with concentration of heavy metals. Thus, it is suggested that, in some port and harbors, present levels of pollution by heavy metals have adverse effects on macrofauna.

Key Words: sediment quality guideline, benthos, port and harbor sediment, heavy metals, dioxins

* Project Researcher of Coastal and Estuarine Environment Research Group, Marine Environment and Engineering Division

** Chief of Coastal and Estuarine Environment Research Group, Marine Environment and Engineering Division

***. Associate professor Dept. Civil engineering, Tokyo Institute of Technology

3-1-1 Nagase, Yokosuka, 239-0826 Japan

Phone : +81-46-844-5047 Fax : +81-468-6243 e-mail:naitou-r852a@phri.go.jp

港湾域の底泥中化学物質濃度と底生生物叢の関係

内藤 了二*
中村 由行**
浦瀬 太郎***

要 旨

底生生物に対する底泥中化学物質濃度の影響を評価する基礎資料を得ることを目的とし、全国の港湾域の底泥中ダイオキシン類濃度及び重金属類濃度の分布と、底生生物種に関する実態調査を行った。ダイオキシン類については、底泥の有機物量 (TOC)が多くなるほど濃度が高い傾向がみられた。また、シルト・粘土分が高く、粒子が細かいほど底泥中のダイオキシン類濃度が高くなった。また、ダイオキシン類濃度に対する底生生物の影響指標としては、底生生物種類数の方が湿重量よりも敏感であった。さらに底生生物の豊かさに対する重金属濃度の影響を調べるため、底生生物種類数を指標として、既存の ERM 及び ERL による底質ガイドライン値と測定結果を比較した。現状の重金属濃度においても生物の棲息の種類数に影響が現れている港湾があることが示唆された。

キーワード：底質ガイドライン，底生生物，港湾堆積物，重金属類，ダイオキシン類，ERM，ERL

* 海洋水工部沿岸環境領域 研究官

** 海洋水工部沿岸環境領域 領域長

*** 東京工業大学大学院理工学研究科土木工学専攻准教授

1. はじめに

底泥に含まれる化学物質は、そこに棲息する生物の豊かさに何らかの影響を与えていると考えられる。

これまで、我が国の環境基準の水生生物に対する影響については、水中濃度での評価が主体となっており、泥中の化学物質濃度による環境影響は考慮されていない。しかし、底生生物のように泥と密接な関係があるものに対しての生物影響を考えると、底質濃度や水中懸濁成分濃度を評価する必要がある。浚渫土砂を干潟造成や覆砂材並びに浚渫窪地修復材等への有効利用を行う際にも重要な視点となる（国土交通省, 2006）。これまで、底泥中の化学物質濃度の底生生物への影響については、日本の沿岸海域での情報としてはほとんどない。

底泥中の化学物質の多くは陸起源である。なかでも、金属類の濃度分布、とりわけ亜鉛および鉛の濃度分布は都市流出の影響を大きく受けることがこれまでの研究（Urase ら, 2006）で明らかになっている。これらの都市流出のかなりの割合が粒子吸着状態と推定され、雨天時に公共用水域に流出する。これらの粒子態の汚染負荷は、自然沈降や海水との混合による凝集により、都市沿岸の港湾域の底泥に蓄積される。

港湾域は、港湾としての物流機能を高度に維持するために水深が深く静穏な海域が人為的に形成されている。そのために、航路・泊地では多くの場合底泥は移動性に乏しいが、水深を維持するために浚渫により移動することがある。港湾内の浚渫土砂は、粒径の小さな粒子が多く、それらには有害な化学物質が吸着しやすい。

浚渫土砂を有効利用（覆砂、干潟造成）する場合や、海洋投入を行う場合があるが、その際、浚渫土砂自体の化学的安全性を評価し、既存の底泥中の生態系に悪影響を及ぼさないように施工することが重要である。

平成 14 年に、ダイオキシン類の底泥中の環境基準が、含有量 150 pg-TEQ/g に設定されたのをうけ、国土交通省港湾局は、ダイオキシン類に汚染された港湾の対策を推進しているところである（内藤, 2004）。また、平成 19 年 4 月から施行された、ロンドン・ダンプング条約 96 年議定書批准を受けて改正された「海洋汚染等および海上災害の防止に関する法律」（海防法）を受けて、国土交通省港湾局が策定した「浚渫土砂の海洋投入および有効利用に係る技術指針」（国土交通省, 2006）の中で特に配慮すべき化学物質についてダイオキシン類、トリブチル化合物、多環芳香族炭化水素類があげられている。これらの化学物質は、底生生物への暴露を通して魚介類に蓄積され、それを人が摂取することによる毒性影響が高いこ

とが知られている。

最近の海防法の改正は、ロンドン・ダンプング条約の批准が契機となっており先行する欧州内での条約（OSPAR 条約）締結と締結後の関連研究の進展が強い影響を与えている。欧米での標準的な底質基準の与え方は含有量に基づくものであり、溶出量を主体とした我が国の基準とは基本的に異なる部分が多い。現在のところ、我が国で底質の含有量による環境基準が設定されているのはダイオキシン類のみであり、他に、水銀と PCB に対して除去基準が含有量で設定されているにすぎない。これらの結果、含有量から溶出量を推定する方法や、沿岸海洋生物や生態系への影響判定に関する研究が近年欧米で進展した一方で、我が国における関連研究は極めて少ない。

そこで本研究では、まず欧米を中心とした、OSPAR 条約に関連した底質基準の考え方をレビューし、最新の成果を整理するとともに、我が国の基準や基準のもとになる考え方との違いを明確にする。次に、含有量基準が設定されたダイオキシン類と、海洋汚染防止法令に定められている重金属濃度を解析対象化学物質とし、我が国の港湾域における底泥中化学物質の含有量の実態と底生生物種の実態把握を目的とした調査（国土交通省, 2002）を行った結果を述べる。さらに、底泥中化学物質の潜在的な生物影響を評価する基礎資料を得ることを目的とし、底泥中の化学物質濃度や、粒径及び有機物量と底生生物との関係について、現地観測結果を整理する。最後に、欧米諸国を中心とした底質基準に関するレビュー調査の結果、米国で提案されている ERL (effects range-low) と ERM (effects range-median) (Long ら, 1995) による生物影響判定法が主流となりつつあることが明らかになったことから、本手法を我が国の現地調査結果に適用し、底生生物の生息に現状の汚染レベルが影響を与えているかどうかについて考察する。

2. 各国の底質ガイドラインの考え方

2-1 海外における底質ガイドラインの考え方

(1) ガイドラインの考え方

各種の底質ガイドライン（基準）は次のような考え方で定められている。

①人の健康の保護という視点も入っているとは考えられるものの、主として底生生物、底生生態系の保全を目的としている。

②底質中の有害化学物質濃度と生物の生息状況、その底質を用いた生物試験結果等のデータベースを処理し

て基準化している事例が多い。

③多くの場合、下位基準と上位基準(ERLとERM, TELとPELなど、Tier方式)を設けており、上位基準を上回る場合は更なる調査研究や対策を実施する等、具体的な行動につなげている。

④これら以外に、equilibrium partitioning method (EqP ; 「平衡分配法」という)を用いて基準を決めている例がある。この場合、水質基準と同等の間隙水濃度から、それと平衡になる底質固相の濃度を決めている。

なお、諸外国(オランダ、英国、米国、香港、オーストラリア、ベルギー)における底質に関する環境基準設定の考え方と、OSPAR条約に係る底質ガイドライン値について付録Aに整理している。

(2) 底泥中の化学物質含有量と生物影響に関する考え方(ERM・ERLなど)と適用事例

個々の化学物質について、底泥中の含有量からその生物影響を判定する手法としては様々なものが提案されている。まず、Longら(1995)及びLongら(1998)は、平衡分配モデルによる推算値や生物試験による実験値、及び海洋や河口現地底質での底生生物と化学物質濃度の関係に関するデータベース(biological effects database for sediments, BEDS)を作成し、さまざまな化学物質に対して影響度の異なる2つのガイドライン値 (effects range-low (ERL) と effects range - median (ERM)) を導出した(表-1)。ガイドライン値の設定は、ERL, ERM濃度における生物へ悪影響とその発生頻度により定義している。何らかの悪影響があったとした報告例のうち低濃度側から10パーセント値の濃度をERL、50パーセント値の濃度をERMとし、ERL以下の濃度は最小影響範囲 minimal-effects range, ERL以上ERM未満の濃度は潜在影響範囲possible-effects range, ERM以上の濃度は確実な影響範囲probable-effects rangeとした(図-1)。

また、生物影響の発生率を、(影響が観察された数÷全観測結果の数)として、それぞれの3つの濃度範囲内で求めた。この手法は底質評価に信頼性のあるガイドライン値を提供するものであり、カナダの国家底質ガイドライン、及びフロリダ州の底質ガイドライン開発の基礎として利用されているほか、ロサンゼルス・ロングビーチ港で適用されている。

MacDonaldら(1996)は、ERL・ERMとは異なる手法を提案している。ERL・ERMの設定には生物に無影響であったという濃度データは使っていないが、ここではそれを活用し、a threshold effects level (TEL)と a probable effects level (PEL)の値を設定し、これらの濃度との大小関係によって、生物への影響度がまれな濃度範囲、ときどき生

じる範囲、しばしば生じる範囲の3段階に区分している。

さらに、Hylandら(2003)は、米国東海岸及びメキシコ湾岸の1,389地点の底質及び底生生物データを基に、底生生物群集への影響を評価する経験的な枠組みを構築する目的で、これらの調査データと既存のガイドライン値(ERMやPEL値を含む)を比較検討している。

米国以外でも、この手法を採用する動向が最近みられる。英国はLongら(1995)によるEffect Range手法(ERL/ERM)を英国の底質データと照合した上で適用する動きがあり、これを含めて現在、様々な検討が行われている。

オーストラリア・ニュージーランドでは、環境保全委員会により暫定的底質値 (ISQV-lowまたはhigh) のガイドライン値が定められている。このガイドライン値は、基本的にはLongら(1995)に示されたERL/ERM手法による数値を用いている。

なお、各国の底質ガイドラインについて、その考え方や意図、データ源などを付録Bに整理した。

表-1 底質ガイドライン値(ERLとERM), Longら(1995)

化学物質	ガイドライン値		生物学的影響の発生率		
	ERL(mg/kg)	ERM(mg/g)	<ERL%	ERL%-ERM%	>ERM%
砒素	8.2	70	5	11.1	63
カドミウム	1.2	9.6	6.6	36.6	65.7
クロム	81	370	2.9	21.1	95
銅	34	270	9.4	29.1	83.7
鉛	46.7	218	8	35.8	90.2
水銀	0.15	0.71	8.3	23.5	42.3
ニッケル	20.9	51.6	1.9	16.7	16.9
銀	1	3.7	2.6	32.3	92.8
亜鉛	150	410	6.1	47	69.8

縦軸: 米国の海域に棲息する海洋生物種のうち、TBTの影響を受ける割合(%)

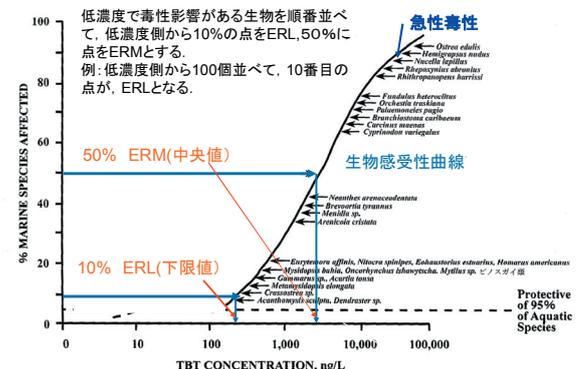


図-1 ERLとERMの概念図(TBTの例), Cardwellら(1999)

2.2 わが国の現状と浚渫土砂安全性評価の現状の整理

底泥中の化学物質の調査がなされ、その環境影響の判定が必要な場合の多くは、浚渫が計画される場合である。浚渫土砂は我が国ではそのまま海洋投入される場合は少なく、大部分が埋め立てなどを含めて有効利用されているため、本節では特に浚渫土砂の有効利用を念頭に置きながら、わが国の基準に関する考え方の現状や課題について整理をする。まず、「浚渫土砂の有害化学物質に係る安全性」を考える場合、大きく分けると次の2つに係る安全性を検討することが必要となる。

①有効利用した土砂に含有されていた有害化学物質が、直接、あるいは溶出した後に海水を通して海洋生物に移行・濃縮され、漁獲物を通じて人の健康に危険を及ぼすことがないかどうか

②同じく有害化学物質に、直接、あるいは溶出した海水を通して海洋生物が暴露され、生態系に危険を及ぼすことがないかどうか

わが国の法的仕組みでは、主として前者については、水質環境基準並びにこれに基づく排水基準を遵守することで、定められた有害化学物質から人の健康を保護することとしている。しかしながら、水質環境基準の定める濃度は元々が飲料水の基準であり、人が飲用にて直接摂取する時の有害性を前提としたものである。浚渫土砂にあつては、埋立場所への排出並びに海洋投入処分時に、当該水域の水質環境基準を維持することを目的として、「海洋汚染等及び海上災害の防止に関する法律施行令第五条第一項に規定する埋立場所等に排出しようとする金属等を含む廃棄物に係る判定基準を定める省令」（昭和48年総令6）にて、排出可否の判定基準が溶出量で定められている。また底質については、水銀とPCBについて魚介類の汚染を防止する（＝人の健康の保護）ことを目的として、いわゆる「暫定除去基準」が行政指導の基準として設けられている（昭和50年環水管第119号）。さらに、ダイオキシン類対策特別措置法に基づき、底質の環境基準が定められている（平成11年環告第68号）。

海洋生物・生態系への影響について、わが国では、水生生物保全の観点から亜鉛を水質環境基準項目に、クロロホルム、フェノール、ホルムアルデヒドを水質要監視項目とした段階であり（平成15年中環審第146号答申、同年11月5日環境省告示第123号）、底質に関してはこのような観点からの基準は設けられていない。

前出の海外の事例では、人の健康保護も間接的には入っているはずではあるが、主として底生生物、底生生態系の保全が前面に出ているように考えられる。

表-3 含有量試験の分析方法

項目	分析方法
水銀又はその化合物	底質調査方法Ⅱ.5.1
PCB	底質調査方法Ⅱ.15
アルキル水銀化合物	底質調査方法Ⅱ.5.2
カドミウム又はその化合物	底質調査方法Ⅱ.6
鉛又はその化合物	底質調査方法Ⅱ.7
有機りん化合物	前処理後、環告64号付表1に準ずる方法
六価クロム化合物	底質調査方法Ⅱ.12.3
ひ素又はその化合物	底質調査方法Ⅱ.13
シアン化合物	底質調査方法Ⅱ.14
銅又はその化合物	底質調査方法Ⅱ.8
亜鉛又はその化合物	底質調査方法Ⅱ.9
ふっ化物	前処理後、JIS K 0102(1998)34に準ずる方法
トリクロロエチレン	JIS K 0125(1995)5.1,5.2に準ずる方法
テトラクロロエチレン	JIS K 0125(1995)5.1,5.2に準ずる方法
ベリリウム又はその化合物	前処理後、昭和48年2月17日環境庁告示第13号別表7に準ずる方法
クロム又はその化合物	底質調査方法Ⅱ.12.1
ニッケル又はその化合物	JIS K 0102(1998)59に準ずる方法
バナジウム又はその化合物	JIS K 0102(1998)70に準ずる方法
ジクロロメタン	JIS K 0125(1995)5.1,5.2に準ずる方法
四塩化炭素	JIS K 0125(1995)5.1,5.2に準ずる方法
1,2-ジクロロエタン	JIS K 0125(1995)5.1,5.2に準ずる方法
1,1-ジクロロエチレン	JIS K 0125(1995)5.1,5.2に準ずる方法
シス-1,2-ジクロロエチレン	JIS K 0125(1995)5.1,5.2に準ずる方法
1,1,1-トリクロロエタン	JIS K 0125(1995)5.1,5.2に準ずる方法
1,1,2-トリクロロエタン	JIS K 0125(1995)5.1,5.2に準ずる方法
1,3-ジクロロプロペン	環告第59号付表4に準ずる方法
チウラム	環告第59号付表5に準ずる方法
シマジン	環告第59号付表5に準ずる方法
チオベンカルブ	JIS K 0125(1995)5.1,5.2に準ずる方法
ベンゼン	JIS K 0102(1998)67に準ずる方法
セレン又はその化合物	JIS K 0102(1998)67に準ずる方法
ダイオキシン類	ダイオキシン類に係る底質調査測定マニュアル(平成12年3月環境庁)

4. 調査結果

4.1 港湾底泥の化学物質の濃度レベル

採泥時に、臭気、粒度組成を調べた結果、臭気は167地点中87地点では、無臭であり、65地点については、硫化水素臭がした。その他は、泥臭、下水臭が観察された。粒度組成は、シルトが一番多く観察された。ついで、砂混

じりシルト、シルト混じり砂の順番に多かった。

全国の港湾域底泥中のダイオキシン類、重金属類およびPCB類、TOC、TON各項目の濃度について、最小値、最大値、それぞれ全検体数中の頻度分布の10%値、50%値、90%値を表-4に示す。

TOCは、底泥の有機物汚濁の程度を判断する指標として用いられる。測定値は、最小値0.6 mg/g～最大値50.8 mg/gの間で、50%値は13.2 mg/gであった。TONは、最小値0.1 mg/g～最大値3.4 mg/gの間であった。

ダイオキシン類については、測定値は0.03 pg-TEQ/g～55 pg-TEQ/gの間で、環境基準値150 pg-TEQ/gを超過した港湾は存在しなかった。これは、今回の調査が浚渫を予定している海域などを対象としており、局所的に汚染の進んだ地点を採泥点としていないためである。

重金属類では、六価クロムの濃度が低いこれは底質中でこの元素の主要な存在形態ではないため「クロム又はその化合物」では高い港湾があった。その他の物質では、50%値が10%値の2～3倍、90%値が50%値のやはり2～3倍となる元素が多かった。一方PCBは、最大値0.39 mg/g、50%値が0.01 mg/gであった。最大濃度が90%値よりも一桁以上大きかったのは水銀及びPCBであり、特定の港湾に汚染が集中していた。

4.2 底泥の性状と底生生物の関係

(1) 有機物量と底生生物湿重量及び種類数の関係

底泥中のTOCと底生生物湿重量及び種類数の関係を、図-3、図-4に示す。底生生物湿重量の調査結果をみると、TOCが0～20 mg/gの間は、TOCが増加するとその環境で棲息し得る底生生物量が増加する傾向にあるが、TOCが20 mg/g程度以上では、逆に減少傾向であった。TOCが20mg/gより低い領域の場合は、有機物を餌とする底生生物が増加する特性があることが推定される。TOCが20mg/g以上の場合、底質がヘドロ化し、かつ還元化し、底生生物の棲息に好ましくない状況にあることから、底生生物湿重量が減少していると考えられる。

一方、底生生物種類数で評価すると、TOCが高くなるにつれてその環境で棲息し得る種類数の上限は減少する傾向にあった。このように、有機物含有量が小さいほど、底生生物叢の多様性が期待されるが、生物量は多少の有機物を含んだ方が多くなると解釈することができ、底生生物の湿重量と種類数とでは、TOC濃度依存性が明確に異なっていた。

(2) 有機物量とグループ分けした底生生物との関係

底生生物は、存在する海域や種類によって化学物質に対する毒性影響の範囲が異なる。そこで、底生生物の種

表-4 港湾底泥の化学物質の濃度レベル

物質名称	単位	最小値	10%値	50%値	90%値	最大値	検体数
ダイオキシン類	pg-TEQ/g-dry	0.032	0.91	5.3	20	55	165
TOC	mg/g	0.6	2.64	13.2	27.2	50.8	163
TON	mg/g	0.1	0.367	1.4	2.4	3.4	142
物質名称	単位	最小値	10%値	50%値	90%値	最大値	検体数
水銀又はその化合物	mg/kg	0.01	0.02	0.09	0.4	5	70
PCB	mg/kg	0.003	0.005	0.01	0.019	0.39	70
カドミウム又はその化合物	mg/kg	0.1	0.08	0.2	0.6	6.9	70
鉛又はその化合物	mg/kg	2.7	6	17.4	38	183	70
六価クロム化合物	mg/kg	0.2	0.2	0.5	2	2	70
ひ素又はその化合物	mg/kg	1.4	3	7.1	21	34	70
シアン化合物	mg/kg	0.01	0.01	0.5	0.5	0.7	70
銅又はその化合物	mg/kg	2	8.4	27	57	137	70
亜鉛又はその化合物	mg/kg	25.1	45	117	230	943	70
ベリリウム又はその化合物	mg/kg	0.5	0.7	1.2	5	5	70
クロム又はその化合物	mg/kg	8	21	42	150	410	70
ニッケル又はその化合物	mg/kg	4.4	8	19.3	39.6	84	70
バナジウム又はその化合物	mg/kg	0.5	3.6	46	93	190	70
セレン又はその化合物	mg/kg	0.1	0.1	0.2	1	1	70

表-5 (a) グループ分けした我が国の底生生物一覧

I	<i>Ampelisca brevicornis</i>	<i>Ampelisca miharaensis</i>	<i>Ampelisca spp.</i>	<i>Amphiura aestuarii</i>	<i>Apistobranchus ornatus</i>
	<i>Armandia sp.</i>	<i>Athanas sp.</i>	<i>Balcis sp.</i>	<i>Diopatra bilobata</i>	<i>Diopatra sugokai</i>
	<i>Diplocirrus sp.</i>	<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Gammaropsis sp.</i>	<i>Macoma incongrua</i>	<i>Macoma praetexta</i>
	<i>Macoma tokyoensis</i>	<i>Magelona japonica</i>	<i>Magelona sp.</i>	<i>Musculus japonica</i>	<i>Musculus senhousia</i>
	<i>Owenia fusiformis</i>	<i>Phoronis sp.</i>	<i>Photis sp.</i>	<i>Polyophthalmus sp.</i>	<i>Pontocrates altamarinus</i>
	<i>Ringiculina doliaris</i>	<i>Sabellaria ishikawai</i>	<i>Sabellaria sp.</i>	<i>Scoloplos sp.</i>	<i>Siphonocetes sp.</i>
	<i>Sipuncula sp.</i>	<i>Solen dunkerianus</i>	<i>Solen roseomaculatus</i>	<i>Synchelidium sp.</i>	<i>Terebellidae sp.</i>
	<i>Terebellides horikoshii</i>	<i>Terebellides kobei</i>	<i>Terebellides sp.</i>	<i>Turbonilla sp.</i>	<i>Urothoe sp.</i>
II	<i>Anaitides sp.</i>	<i>Chone sp.</i>	<i>Chone teres</i>	<i>Eteone sp.</i>	<i>Eumida sp.</i>
	<i>Eunice indica</i>	<i>Eunice sp.</i>	<i>Glycera americana</i>	<i>Glycera chirori</i>	<i>Glycera sp.</i>
	<i>Glycinde sp.</i>	<i>Gyptis lobata</i>	<i>Gyptis sp.</i>	<i>Harmothoe imbricata</i>	<i>Lepidonotus sp.</i>
	<i>Lumbrineris longifolia</i>	<i>Lumbrineris sp.</i>	<i>Nephtys oligobranchia</i>	<i>Nephtys polybranchia</i>	<i>Nephtys sp.</i>
	<i>Odostomia sp.</i>	<i>Ophiodromus sp.</i>	<i>Ophiura kinbergi</i>	<i>Philine argentata</i>	<i>Sthenelais boa</i>
	<i>Sthenelais mitsuui</i>				
III	<i>Aonides oxycephala</i>	<i>Aonides sp.</i>	<i>Corophium sinensis</i>	<i>Corophium sp.</i>	<i>Crepidula onyx</i>
	<i>Heteromastus sp.</i>	<i>Mediomastus sp.</i>	<i>Mytilus edulis</i>	<i>Notomastus sp.</i>	<i>Scalibregma inflatum</i>
	<i>Scolecopsis sp.</i>	<i>Spiochaetopterus costarum</i>	<i>Spiochaetopterus sp.</i>	<i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Spiophanes kroeyeri</i>
	<i>Sternaspis scutata</i>				
IV	<i>Chaetozone setosa</i>	<i>Chaetozone sp.</i>	<i>Cirriformia spp.</i>	<i>Cirriformia tentaculata</i>	<i>Polydora sp.</i>
	<i>Prionospio (Minuspio)</i>	<i>Prionospio bocki</i>	<i>Prionospio ehlersi</i>	<i>Prionospio krusadensis</i>	<i>Prionospio membranacea</i>
	<i>Prionospio paradisea</i>	<i>Prionospio pulchra</i>	<i>Prionospio sexoculata</i>	<i>Prionospio sp.</i>	<i>Prionospio(Aquilaspio)</i>
	<i>Prionospio(Minuspio) pulchra</i>	<i>Prionospio(Prionospio) ehlersi</i>	<i>Prionospio(Prionospio) sp.</i>	<i>Pseudopolydora sp.</i>	
V					

*1 属レベルまで同定されていない北海道と北陸、また底生生物の数が極端に少ない沖縄、底生生物が存在しなかった八戸港と宇部港を除く 50 港湾の底生生物を対象とした。

*2 文献の生物と属レベルであっている生物（種レベルでは違う可能性のある生物）は同じ汚濁耐性を持つと考えた。

表-5 (b) グループ分けした我が国の底生生物一覧

分類 できな かつ たも の	<i>Actiniaria</i>	<i>Aglaophamus sinensis</i>	<i>Alpheus japonicus</i>	<i>Alpheus rapax</i>	<i>Alpheus sp.</i>
	<i>Alvenius ojanus</i>	<i>Ampharetidae</i>	<i>Ampharetinae</i>	<i>Amphioplus japonicus</i>	<i>Amphiporus sp.</i>
	<i>Amphithoidae sp.</i>	<i>Amphiuridae</i>	<i>Anomura sp.</i>	<i>Aoroides sp.</i>	<i>Arminidae</i>
	<i>Asabellides sp.</i>	<i>Asciacea sp.</i>	<i>Asthenognathus</i>	<i>Asthenothaerus sematana</i>	<i>Asychis pigmentata</i>
	<i>Axinopsida subquadrata</i>	<i>Balanoglossida</i>	<i>Balanus eburneus</i>	<i>Bhawania goodei</i>	<i>Brada villosa</i>
	<i>Branchiostoma belcherii</i>	<i>Byblis japonicus</i>	<i>Callista chinensis</i>	<i>Capitellidae</i>	<i>Caprella penantis</i>
	<i>Cephalothrichidae</i>	<i>Cerapus tubularis</i>	<i>Cerianthidae</i>	<i>Chaetopteridae</i>	<i>Cirolanidae sp.</i>
	<i>Cirratulidae</i>	<i>Corophiidae</i>	<i>Cossura duplex</i>	<i>Cossura sp.</i>	<i>Ctenoides sp.</i>
	<i>Cumacea</i>	<i>Cycloleberis sp.</i>	<i>Cylichnidae</i>	<i>Cypridina hilgendorffii</i>	<i>Cypridinidae</i>
	<i>Dentaliidae</i>	<i>Dorvilleidae</i>	<i>Edwardsiidae</i>	<i>Ehlersia cornuta</i>	<i>Enteropneusta</i>
	<i>Eohaustorius sp.</i>	<i>Erichthonius pugnax</i>	<i>Euchone sp.</i>	<i>Euclymeninae</i>	<i>Eusyllinae sp.</i>
	<i>Flabelligeridae</i>	<i>Foraminiferida</i>	<i>Fulvia hungerfordi</i>	<i>Fulvia mutica</i>	<i>Fulvia undatopicta</i>
	<i>Genetyllis sp.</i>	<i>Glassaulax didyma</i>	<i>Glycydonta marica</i>	<i>Gobiidae sp.</i>	<i>Golfingia sp</i>
	<i>Halimede fragifer</i>	<i>Haploscoloplos sp.</i>	<i>Harmothoe sp.</i>	<i>Harmothoinae</i>	<i>Hemipodus yenourensis</i>
	<i>Hesionidae</i>	<i>Heterocuma sp.</i>	<i>Heteronemertini</i>	<i>Heteroplax nagasakiensis</i>	<i>Hexapus anfractus</i>
	<i>Hexapus sexpes</i>	<i>Holothuroidea</i>	<i>Hoplonemertini</i>	<i>Hydroides fusicola</i>	<i>Idoteidae</i>
	<i>Ischyroceridae sp.</i>	<i>Lagis bocki</i>	<i>Laternula anatina</i>	<i>Leitposcoloplos pugettensis</i>	<i>Leonnates sp.</i>
	<i>Lepidasthenia ohshimai</i>	<i>Lepidepcreum vitjazi</i>	<i>Leptochela pugnax</i>	<i>Leptochela sp.</i>	<i>Lineidae</i>
	<i>Loimia sp.</i>	<i>Lysilla sp.</i>	<i>Mactra crossei</i>	<i>Maldanidae sp.</i>	<i>Melita sp.</i>
	<i>Metapenaeopsis sp.</i>	<i>Metapenaeus sp.</i>	<i>Moerella jodoensis</i>	<i>Moerella nishimurai</i>	<i>Monia umbonata</i>
	<i>Musculista senhousia</i>	<i>Mysidae</i>	<i>Naticidae sp.</i>	<i>Nebalia japonensis</i>	<i>Nectoneanthes latipoda</i>
	<i>Nemertinea sp.</i>	<i>Nereidae</i>	<i>Nicolea sp.</i>	<i>Ninoe japonica</i>	<i>Nippopisella nagatai</i>
	<i>Nitidotellina minuta</i>	<i>Nitidotellina nitidula</i>	<i>Nursia sp.</i>	<i>Ogyrides orientalis</i>	<i>Oliva mustelina</i>
	<i>Ophiuroidea sp.</i>	<i>Oratosquilla oratoria</i>	<i>Palaeonemertini</i>	<i>Paphia undulata</i>	<i>Paralacydonia paradoxa</i>
	<i>Paranthurus sp.</i>	<i>Paraonidae</i>	<i>Paraonides nipponica</i>	<i>Paraprionospio sp. Type A</i>	<i>Paraprionospio sp. Type B</i>
	<i>Paraprionospio sp. Type C1</i>	<i>Pectinariidae</i>	<i>Penaeidae</i>	<i>Perna viridis</i>	<i>Petrasma japonica</i>
	<i>Petrasma pusilla</i>	<i>Petricolidae</i>	<i>Philinidae</i>	<i>Philinidae</i>	<i>Pholadidae sp.</i>
	<i>Phoxocephalidae</i>	<i>Phyllodocidae</i>	<i>Pilargiidae</i>	<i>Pillucina pisidium</i>	<i>Pinnixa penultipedalis</i>
	<i>Pinnotheridae sp.</i>	<i>Podocerus sp.</i>	<i>Polycirrinae</i>	<i>Polyclada</i>	<i>Praxillella pacifica</i>
	<i>Praxillella</i>	<i>Praxillella sp.</i>	<i>Ptychoderidae sp.</i>	<i>Pycnogonida</i>	<i>Raeta pulchellus</i>
	<i>Raeta rostralis</i>	<i>Raetellops pulchella</i>	<i>Raetellops pulchellus</i>	<i>Reticunassa festiva</i>	<i>Rissoidae</i>
	<i>Ruditapes philippinarum</i>	<i>Sabellariidae</i>	<i>Saccella confusa</i>	<i>Scalptia stenomphala</i>	<i>Schistomeringos sp.</i>
	<i>Schizaster lacunosus</i>	<i>Scintilla sp.</i>	<i>Scoletoma longifolia</i>	<i>Sigalionidae</i>	<i>Sigambra phuketensis</i>
<i>Sigambra sp.</i>	<i>Sigambra tentaculata</i>	<i>Sipunculidae</i>	<i>Spatangoida sp.</i>	<i>Spionidae</i>	
<i>Squillidae</i>	<i>Sthenolepis sp.</i>	<i>Sthenolepis yhleni</i>	<i>Stomatopoda sp.</i>	<i>Sydaphera spengleriana</i>	
<i>Synaptidae sp.</i>	<i>Synelmis sp.</i>	<i>Tharyx sp.</i>	<i>Theora fragilis</i>	<i>Theora lata</i>	
<i>Tiberia pulchella</i>	<i>Tritodynamia horvathi</i>	<i>Turridae</i>	<i>Ulva sp.</i>	<i>Veremolpa micra</i>	
<i>Vignadula atrata</i>	<i>Virgularia sp.</i>	<i>Xenophthalmus pinnotheroides</i>	<i>Zeuxis castus</i>	<i>Zeuxis succinctus</i>	

類と化学物質に対する影響を把握するために、本調査で観測した底生生物種を、A.Borja et.al., (2000) らによる分類に従い汚染に対する影響別に表-5 に示した。図-5(a)～(c)に底質の TOC と、各グループに分類された底生生物種類数を示している。

グループ I に分類した底生生物種類数と、TOC の関係では、TOC が 10 mg/g 以上では、4 種類以上の底生生物が存在する例はなかった。グループ II でも、TOC の増加に従い、棲息し得る底生生物の種類数の上限は、緩やかに減少していた。

グループ III, IV, V は、汚染に強い種で構成され、多毛類、沈積物食動物などが分類されている。底生生物種類数と TOC の関係は、このグループでは、はっきりしなかった。すなわち、日本の沿岸域に棲息していた底生生物の場合でも、汚染に敏感である底生生物種が存在できるかどうかは、TOC 含有量に依存しているが、汚染に対して感受性の低いと分類された生物は TOC 含有量に関係なかった。ここで用いたグループ分けは、欧州に棲息している底生生物種をもとに行われたものであり、今回の調査で存在が確認された底生生物のうち、かなりのものは、ここで用いたグループには、分類できなかった。

(3) 中央粒径と底生生物湿重量及び種類数の関係

d50 (中央粒径) と底生生物湿重量の関係を、図-6 に示す。底生生物湿重量は、中央粒径が大きくなるに従い、底生生物湿重量が減少する傾向があった。ただし、中央粒径が、0.05 mm 以下の細かい底質では、極端に生物量の少ない地点が多くあった。

図-7 には、d50 (中央粒径) と底生生物種類数の関係を示す。底生生物種類数は、中央粒径が大きくなるに従い種類数がやや増加する傾向にあったが、中央粒径 0.45(mm) 付近の 2 地点では、種類数が他と比べて小さかった。底生生物湿重量と、底生生物種類数とでは、中央粒径に対する傾向が明確に異なっていた。

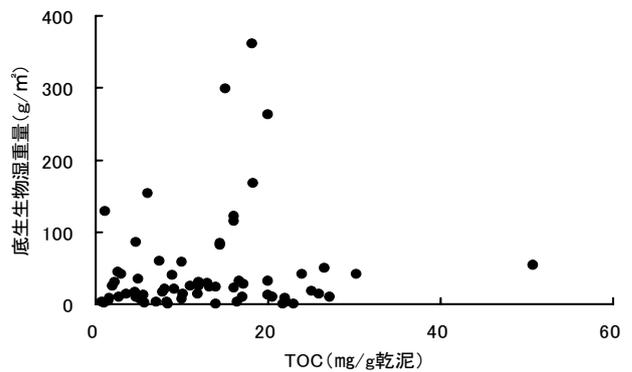


図-3 TOC と底生生物湿重量

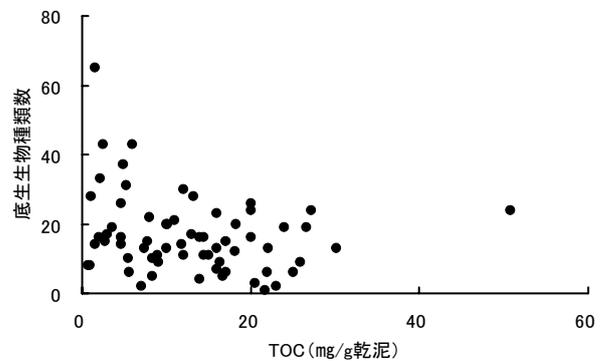


図-4 TOC と底生生物種類数

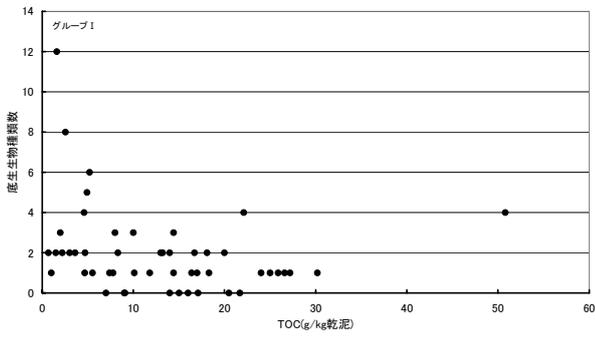


図-5(a) TOC とグループ I に分類した底生生物種類数

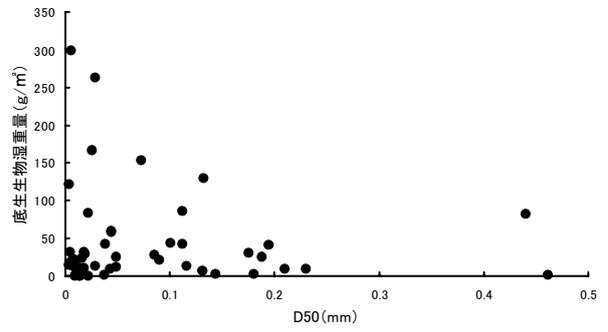


図-6 中央粒径と底生生物湿重量

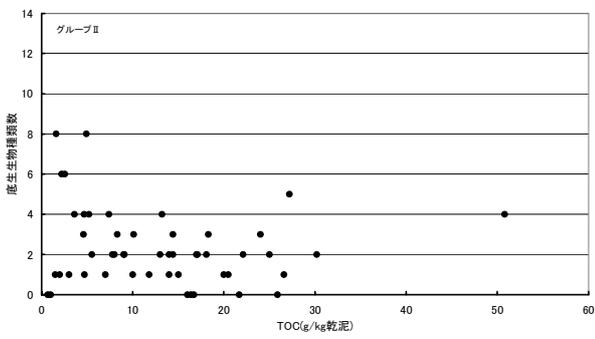


図-5(b) TOC とグループ II に分類した底生生物種類数

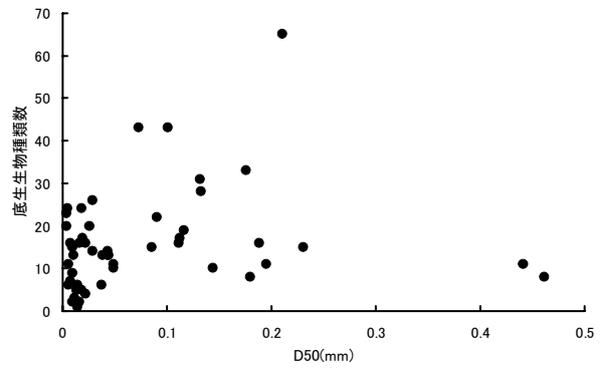


図-7 中央粒径と底生生物種類数

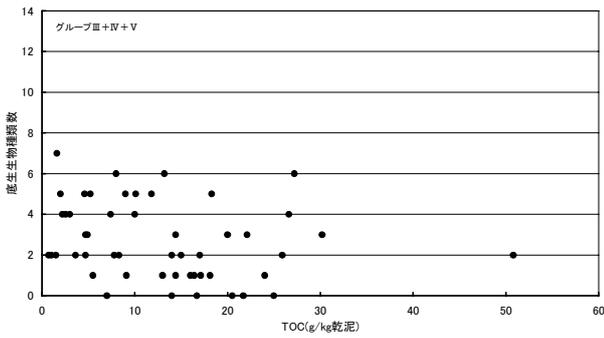


図-5(c) TOC とグループ III+IV+V に分類した底生生物種類数

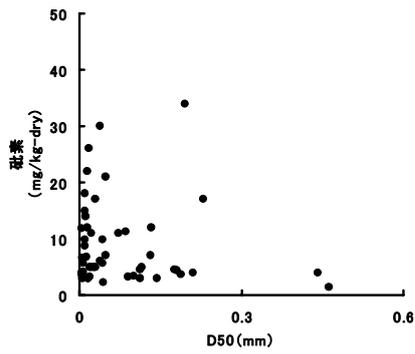


図-8(a) 中央粒径と砒素濃度の関係

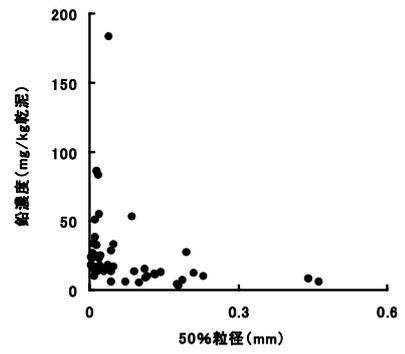


図-8(e) 中央粒径と鉛濃度の関係

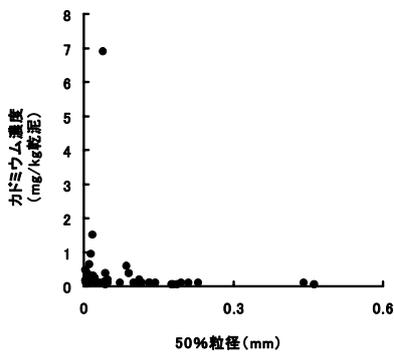


図-8(b) 中央粒径とカドミウム濃度の関係

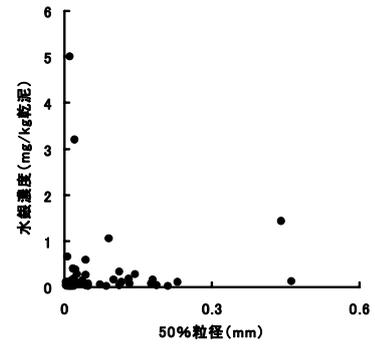


図-8(f) 中央粒径と水銀濃度の関係

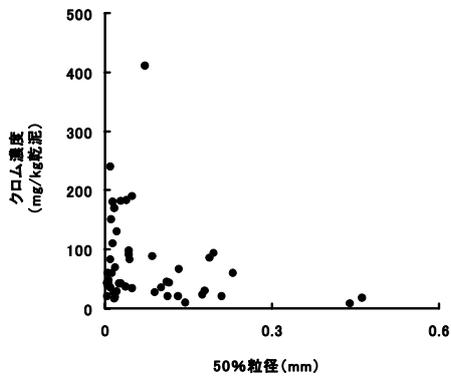


図-8(c) 中央粒径とクロム濃度の関係

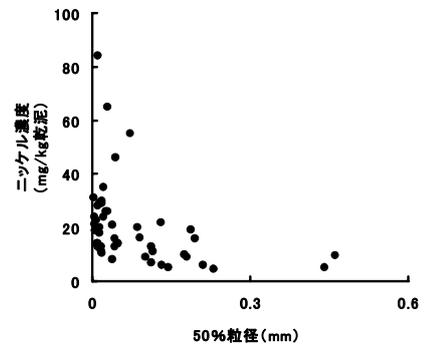


図-8(g) 中央粒径とニッケル濃度の関係

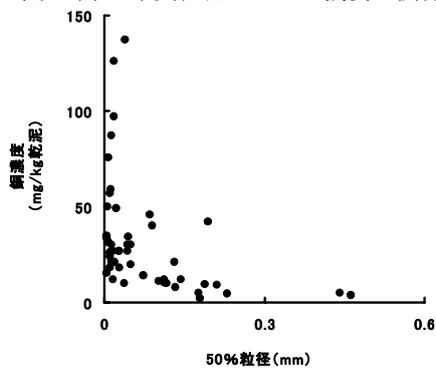


図-8(d) 中央粒径と銅濃度の関係

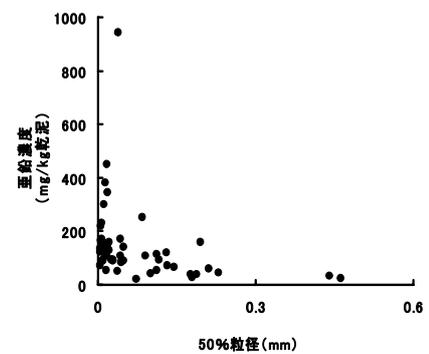


図-8(h) 中央粒径と亜鉛濃度の関係

4.3 化学物質濃度に影響を与える因子

(1) 中央粒径と化学物質濃度との関係

図-8(a)～(g)に、それぞれ砒素、カドミウム、クロム、銅、鉛、水銀、亜鉛、ニッケルの各濃度と中央粒径の関係を示す。銅、亜鉛、鉛、ニッケル、カドミウムは、粒径の増加に伴う濃度の低下が明確であった。一般的に中央粒径が小さくなると単位重量あたりの表面積が大きくなり、化学物質が吸着しやすくなるためであると考えられる。水銀は、汚染のある港湾が限定されているため、粒径の変化に対して、濃度の減少幅は小さかった。砒素については、ばらつきがみられた。重金属類およびPCB濃度とTOC濃度の間の相関係数を計算したところ、鉛が R^2 値で0.19、亜鉛が0.25、ニッケルが0.27、PCBが0.28、銅が0.37であり、これらの物質濃度とTOC濃度の間で正の弱い相関があることがわかった。その他の物質は、TOCとの間に関係が認められなかった。

(2) 重金属類濃度と底生生物湿重量及び種類数の関係

重金属類濃度と、底生生物湿重量あるいは底生生物種類数の間の関係を図-9(a)～(h)に示す。重金属濃度が高い場合には、底生生物湿重量、底生生物種類数ともに小さく、底生生物は豊かではなかった。底生生物の門別に分類した影響では、軟体動物門、環形動物門、節足動物門の3門で比較すると、節足動物門の生物が重金属類濃度に対して敏感であった。水銀、カドミウムは2 mg/g以上、鉛は50 mg/g以上、亜鉛は200 mg/g以上になると存在できる節足動物は殆どいなかった。

重金属類に対する影響としては、底生生物湿重量と底生生物種類数とで指標としての優劣は明確でなかった。

(3) ダイオキシン類濃度と有機物量及び粘土・シルト分との関係

ダイオキシン類濃度とTOCの関係を図-10に示し、ダイオキシン類濃度と粒径の関係を図-11に示す。調査結果から、TOCが0 mg/gから40 mg/gの間は、TOCの濃度が増加するほどダイオキシン類濃度が高くなる傾向にあった。また、一般に粘土・シルト分が高い試料は、粒子の表面積が大きくなるため、有害化学物質が吸着しやすい特徴があることが知られているが、図-11より、粘土・シルト分が80%を超過した底泥は、ダイオキシン類濃度が20 pg-TEQ/gを超えることが多く、粒子が細かいほど底泥中のダイオキシン類濃度が高くなる傾向があった。

(4) ダイオキシン類濃度と底生生物湿重量及び種類数の関係

ダイオキシン類濃度と底生生物湿重量の関係を図-12に示し、ダイオキシン類濃度と底生生物種類数の関係を図-13に示す。なお、ダイオキシン類濃度と底生生物を同

時に測定したのは70地点である。底生生物湿重量、底生生物種類数ともに、ダイオキシン類濃度が高い場合には生物棲息環境が貧弱になる傾向があった。特に、ダイオキシン類濃度が20 pg-TEQ/gを超過した場合、存在した底生生物は二枚貝綱、多毛類綱、花虫綱などであり、種類数が少なかった。また、底生生物種類数の方が、底生生物湿重量よりもダイオキシン類濃度に対して、敏感な指標となった。

4.4 重金属類元素間の相関

元素間の相関を示す図を図-14、相関係数を表-6に示す。亜鉛と鉛、亜鉛とカドミウム、亜鉛と銅、鉛と銅、鉛とカドミウムの間には相関係数が0.7以上の高い相関があった。

駒井ら(1998)は、瀬戸内海における堆積物中の重金属相互の相関関係を調べたところ、カドミウム、鉛、銅及び亜鉛は分布の傾向が類似しておりよい相関関係があったことを報告している。これらの物質は大阪湾・播磨灘・広島湾・燧灘・周防灘・および別府湾で高濃度であり、重化学工業などの人為起源であると推定している。逆にマンガンは他の重金属と相関が低いことを示した。Uraseら(2006)は、都市近郊の底泥において、鉛や亜鉛の濃度が高濃度になりやすいことを示しているが、本調査結果も同様な傾向が見られた。特に亜鉛、鉛、銅は都市流出を主体とした起源を有しているため、沿岸海域に排出された後、底泥への堆積挙動が似ているものと考えられた。

4.5 含有量と溶出量の関係

図-15(a)～(d)に示すように、重金属類(鉛、砒素)の含有量と溶出量の分析値に明確な相関関係はなかった。図中に、海防法の判定基準、水産用水基準、環境基準(健康項目)、ERL値、ERM値を直線及び破線で示している。

溶出量の数値は、すべての試験項目について、検出限界未満、あるいは海防法の判定基準値以下であった。水産用水基準値を上回る溶出量となった検体はあるものの、それらが必ずしもERM値を超過するような高い含有量を示さなかった。

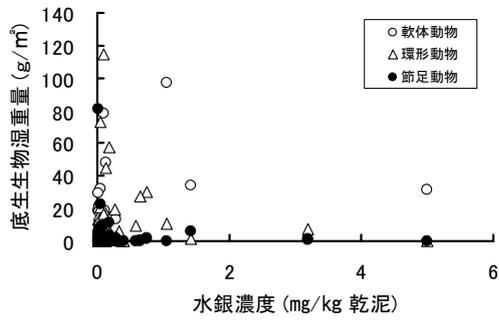


図-9(a) 水銀濃度と底生生物湿重量の関係

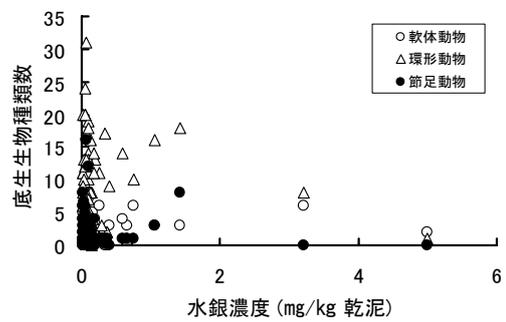


図-9(e) 水銀濃度と底生生物種類数の関係

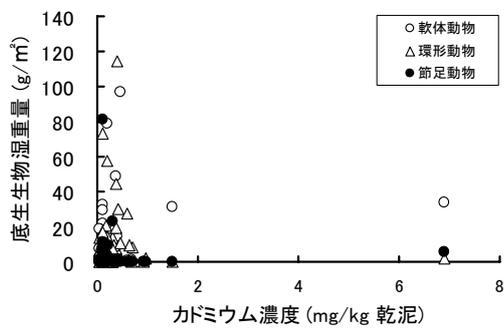


図-9(b) カドミウム濃度と底生生物湿重量の関係

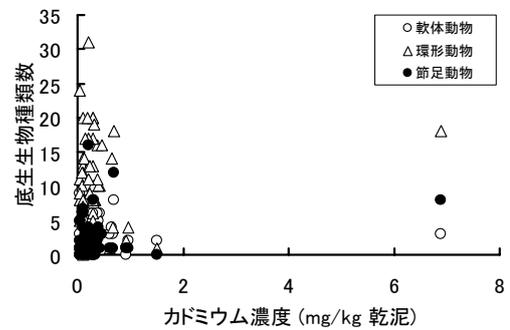


図-9(f) カドミウム濃度と底生生物種類数の関係

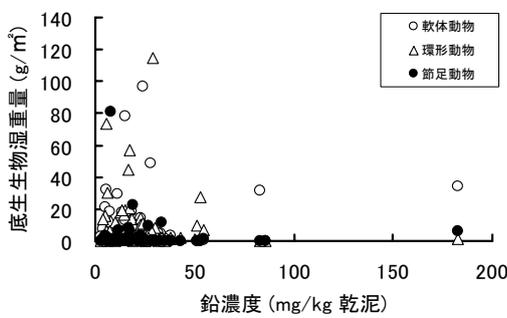


図-9(c) 鉛濃度と底生生物湿重量の関係

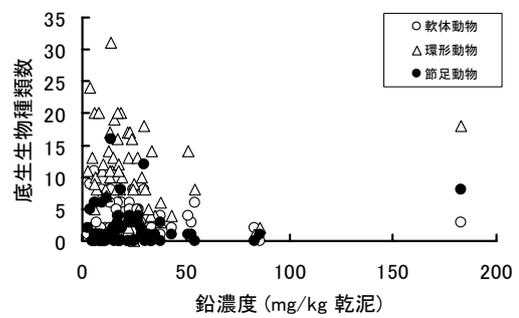


図-9(g) 鉛濃度と底生生物種類数の関係

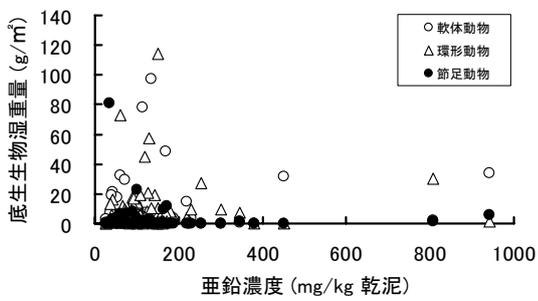


図-9(d) 垂鉛濃度と底生生物湿重量の関係

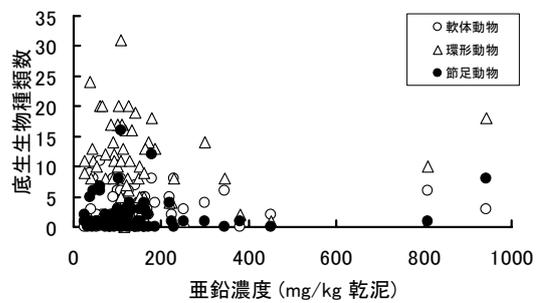


図-9(h) 垂鉛濃度と底生生物種類数の関係

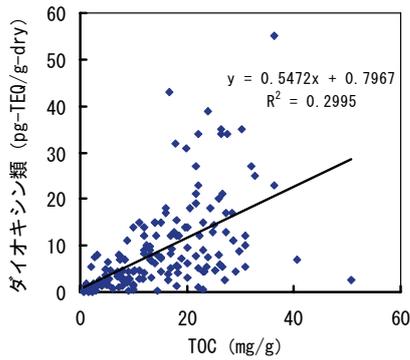


図-10 ダイオキシン類と TOC の関係

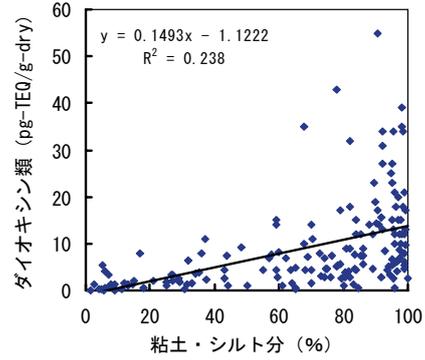


図-11 ダイオキシン類と粘土・シルト分の関係

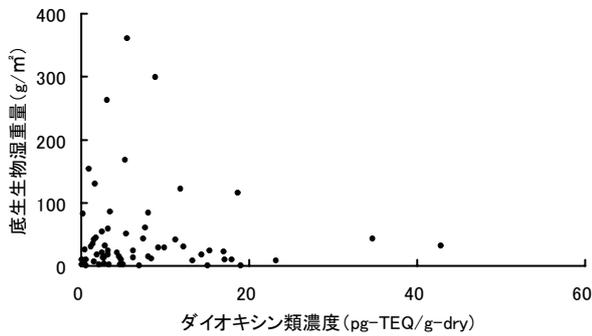


図-12 ダイオキシン類と底生生物湿重量の関係

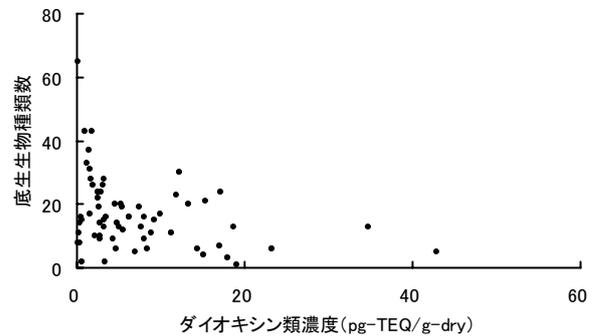


図-13 ダイオキシン類と底生生物種類数の関係

(mg/kg乾泥)

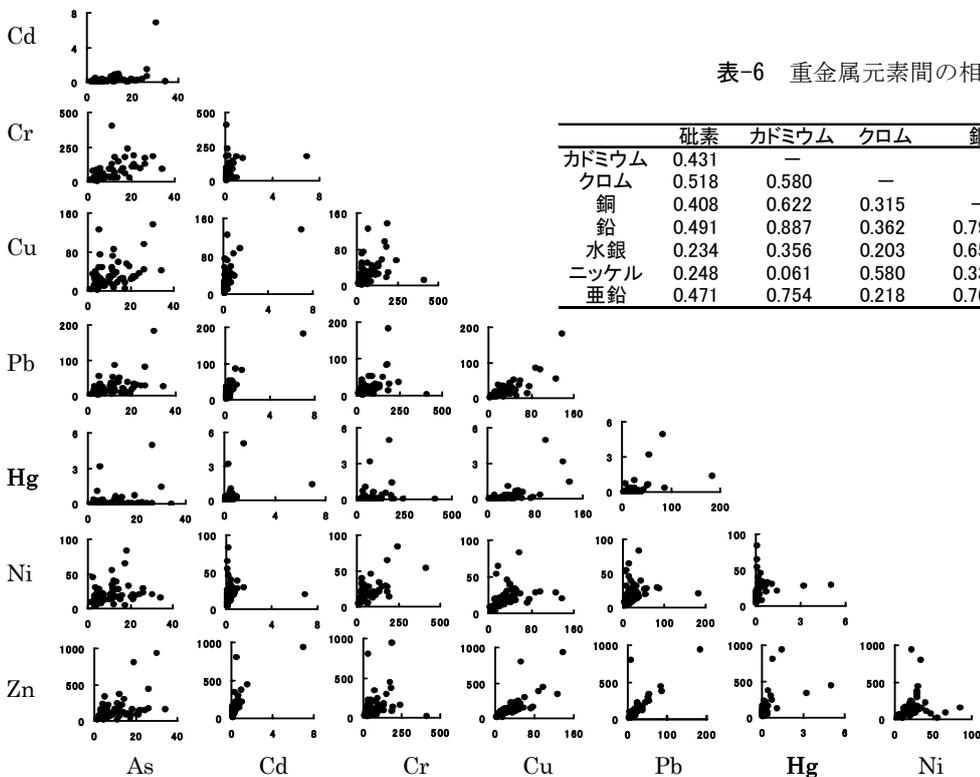


表-6 重金属元素間の相関係数

	砒素	カドミウム	クロム	銅	鉛	水銀	ニッケル
カドミウム	0.431	—					
クロム	0.518	0.580	—				
銅	0.408	0.622	0.315	—			
鉛	0.491	0.887	0.362	0.792	—		
水銀	0.234	0.356	0.203	0.653	0.516	—	
ニッケル	0.248	0.061	0.580	0.334	0.166	0.166	—
亜鉛	0.471	0.754	0.218	0.765	0.766	0.516	0.203

図-14 重金属元素間の相関

(mg/kg乾泥)

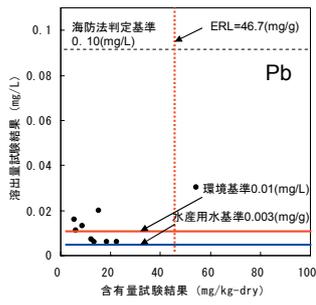


図-15(a) 含有量と溶出量の関係 (鉛)

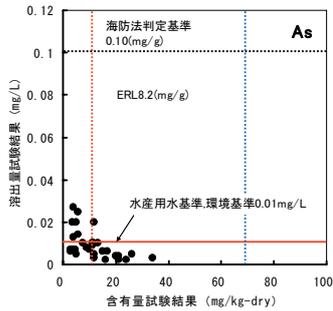


図-15(b) 含有量と溶出量の関係 (砒素)

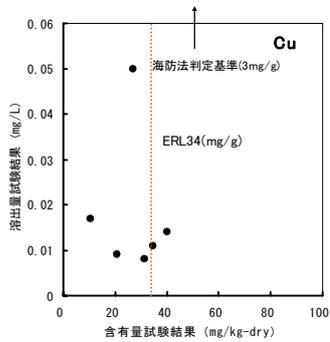


図-15(c) 含有量と溶出量の関係 (銅)

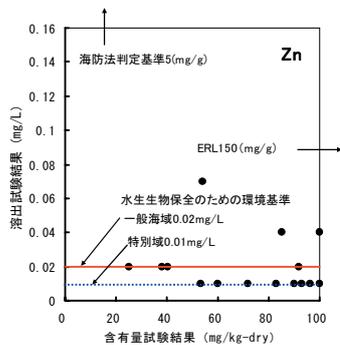


図-15(d) 含有量と溶出量の関係 (亜鉛)

5. 考察

5.1 重金属類濃度と底生生物種類数の関係及びERL・ERMによる評価

化学物質濃度に対する影響度を評価する指標として、米国NOAAで作成されたERM, ERL値が底質ガイドラインとして広く利用されている。そこで、日本の沿岸域の底生生物の豊かさの指標を底生生物種類数とし、その種類数を重金属類のERL, ERMと比較して、底生生物への化学物質の影響度を判定した。

図-16 (a)～(h)は、重金属類濃度(砒素, カドミウム, クロム, 銅, 鉛, 水銀, 亜鉛, ニッケル)と、底生生物種類数の関係を示している。図中に、重金属類のERL値, ERM値を示し、化学物質に対する底生生物種類の影響を比較した。重金属類濃度が高くなるにつれて、底生生物種類数の上限が小さくなった。

重金属濃度の底生生物叢への評価の方法として、生物棲息域評価手法であるHEPのSI(島多ら, 2005; 新保ら, 2000; 鈴木ら, 2001; 新保ら, 2001; 浜本ら, 2006; 原田ら, 2006)の考え方を導入する。SIでは、生物量を規定する水質や底質などの環境因子と生物量の関係において、着目した環境条件(例えば水温20℃)における生物量の上限値は、その環境条件で決定されると仮定して、その環境条件と生物量の関係が整理される。これと同様の手法により、底生生物の種類数の上限値が重金属濃度で決まると考えて、米国NOAAのガイドライン値のうち、ERL値で50種類, ERM値で25種類となる直線を考え、両者の間を直線的に結ぶように直線を描いたのが、図-15 (a)～(h)の直線である。これは、ERL値以下の濃度で悪影響が報告されている事例は少数であることから、ERL値以下では、底生生物種類数に重金属は影響を与えず、一方、ERM値以上の濃度でしか影響が観察されない種も相当いることから、ERM値において約半数の底生生物が存在できるとの仮定に基づいている。この直線は当該金属の影響を見積もるための直線であり、他の化学物質や溶存酸素、温度、粒径などの因子による棲息環境の制限により、実際の種類数と重金属濃度の関係は、この直線の下側にプロットされることが予想される。実際、図-16から、この擬似SI直線は、いずれの重金属についても大多数のデータを直線の下側へ包絡し、重金属濃度が種類数の上限を決めるとの仮定に一定の妥当性があることが示された。

ERM以上の濃度が測定された重金属は、水銀(検体数4/70)、亜鉛(検体数3/70)、ニッケル(検体数3/70)、クロム(検体数1/70)であった。底生生物の種類数と重金

属濃度のプロットは、ほとんどが直線の下側に位置していることから、ERM以上の濃度範囲では、底生生物叢に影響を与えている可能性が高い。

砒素の場合は、ERL8.2 mg/gを超過した地点から、40 mg/gの範囲で、緩やかに底生生物種類数が制限されているように図から判断される。カドミウムは、殆どの検体がERL未満であるが、0.5 mg/gを超過すると棲息できる底生生物種類は限定されていた。カドミウムの場合は、低濃度であっても他の金属と比較すると、濃度に対する底生生物種類の影響が強いと考えられる。クロムの場合は、全体的に濃度が高くなるに従い、ERL以上ERM未満の範囲で底生生物種類数のとり得る範囲の上限が減少した。

銅の場合は、ERL以内の検体が大半を占め、ERL以上ERM未満の検体では、銅濃度が増加するにつれて棲息し得る底生生物種類は制限される傾向にあった。鉛の場合は、全体的に濃度が高くなるに従い、底生生物種類数が減少している傾向がある。ERL未満の濃度範囲でも、減少傾向がみられた。水銀は、ERL未満の検体が大半であり、水銀濃度がERL以上の場合には、濃度の増加とともに、棲息できる種類数が減少している。亜鉛の場合は、濃度が高くなるに従い、底生生物種類数のとり得る上限が減少する傾向にあった。ニッケルは亜鉛と同様な傾向を示していたが、ERM以上の濃度でも、底生生物種類数が高い検体が存在していた。

底生生物叢の豊かさに関する化学物質の影響の大まかな評価が、このようなERL, ERMとの比較からも可能であることが示されたと考えられる。さらに、ERL以上の濃度範囲では、底生生物叢に重金属が悪影響を与えていることが示唆された。

なお、ERL, ERMによる評価は北米海域での底生生物及び底質に関するデータベース(BEDS)が基になってつくられている。欧州(Muchaら, 2003; Solisら, 2004)においてもERL, ERMによる評価の適用事例を示す報告例がある。しかしながら、日本の沿岸海域においては独自の底生生物叢を有するため、今後は我が国においても基礎となるバイオアッセイの確立、それにもとづいた知見などを蓄積した上で信頼性のあるデータベースを構築し、さらに同様な手法の汎用性を検証する必要があると考えられる(瀧ら, 1998; 中村, 2006)。

5.2 重金属類の溶出量を生物影響の判定に用いる際の課題

含有量と底生生物種類数の関係に関するERMやERLの指標値を用いた解析の結果からは、調査を実施したいくつもの場所において、現状の重金属汚染が底生生物の

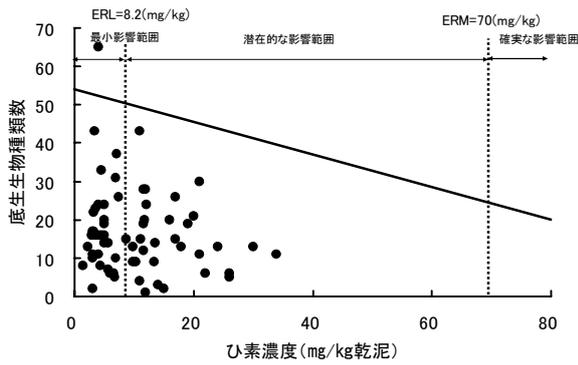


図-16(a) 底生生物種類数の ERL,ERM と砒素濃度

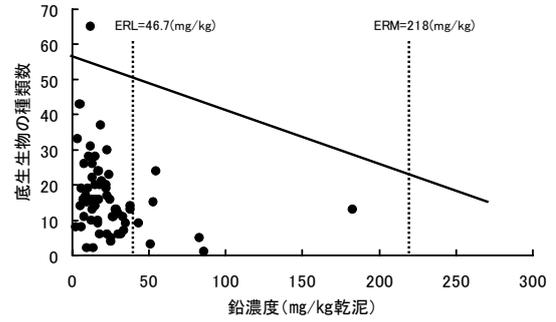


図-16(e) 底生生物種類数の ERL,ERM と鉛濃度

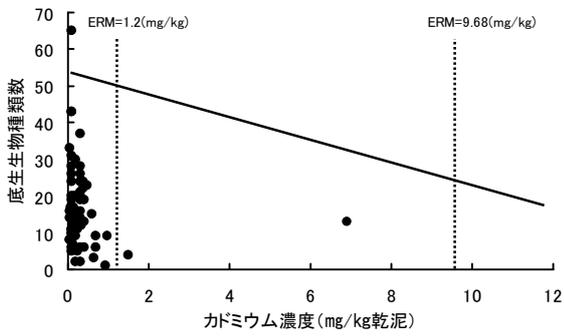


図-16(b) 底生生物種類数の ERL,ERM とカドミウム濃度

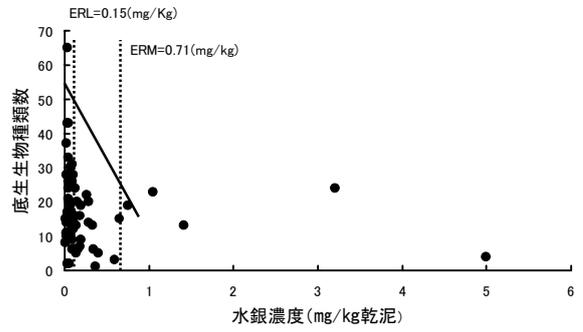


図-16(f) 底生生物種類数の ERL,ERM と水銀濃度

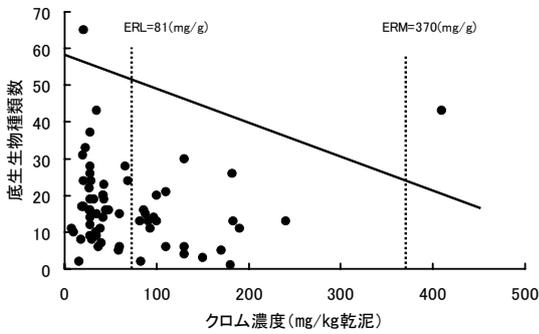


図-16(c) 底生生物種類数の ERL,ERM とクロム濃度

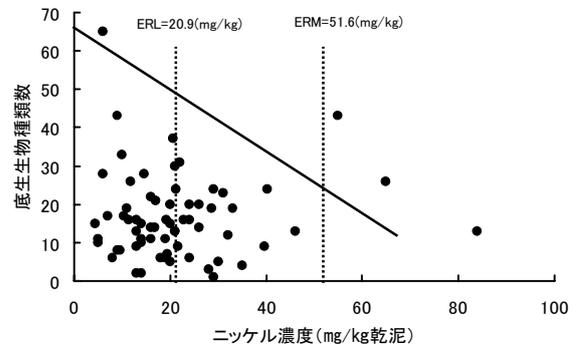


図-16(g) 底生生物種類数の ERL,ERM とニッケル濃度

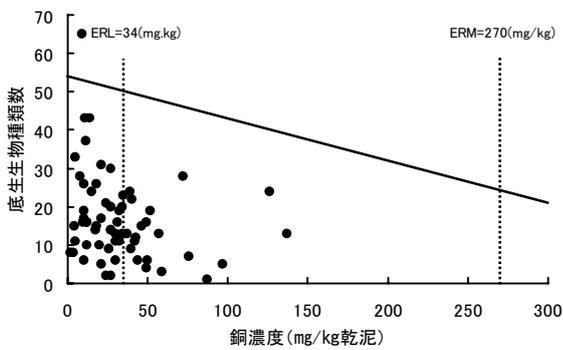


図-16(d) 底生生物種類数の ERL,ERM と銅濃度

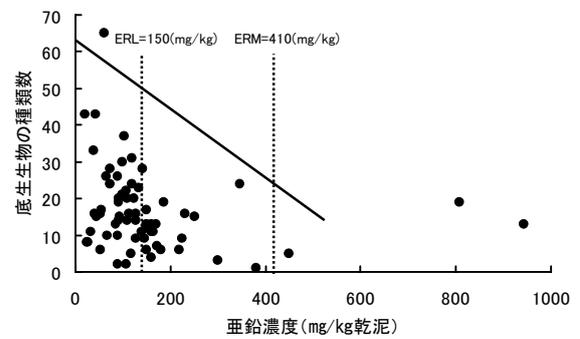


図-16(h) 底生生物種類数の ERL,ERM と亜鉛濃度

棲息に何らかの影響を及ぼしていると考えられる。しかしながら、分析結果にあるように、溶出量の値はすべての試験項目について海防法の基準値以下であった。したがって、現行の海防法溶出量基準値を、堆積物（浚渫土砂）の生物影響の判定に用いるには、限界があると考えられる。

もともと溶出量基準値は、浚渫土砂の埋め立て場所への排出や海洋投入など、排水が海水中で10倍以上希釈されたものが水生生物に暴露されることを前提としており、底生生物への影響を考慮して定められたものではない。魚介類の安全性を定めた水産用水基準値は、おおむね海防法における溶出量基準値の約1/10の値（すなわち水質の環境基準値の健康項目相当）が用いられている。

図-17(a)～(d)は、鉛、砒素、銅、亜鉛について、それぞれの溶出量と底生生物種類数の関係を示したものである。いずれの物質についても、溶出量の増加に従って、生息できる最大生物種類数が減少している傾向が認められる。特に、環境基準値や水産用水基準値を超過した試料がある鉛、砒素、亜鉛については、各物質の濃度が0近傍（検出限界未満）において、生物種類数の最大値が約50であることを考慮すると、それぞれの環境基準値あるいは水産用水基準値以上の場合に、生息可能な生物種類数が減少していると考えられる。しかしながら、含有量と比較して、溶出量については検出限界以上の値が測定された試料数が少ないため、現段階で統計的に十分な確度で結論づけることは困難である。

なお、本研究では底生生物の情報が不十分であったため、食性の違いによる化学物質の影響度の差、すなわち直上水中の懸濁物を摂餌する懸濁物食性生物と、堆積物（中の有機物）を摂餌する堆積物食性の生物との感受性の差を調べることはできなかった。間隙水の暴露環境（化学物質濃度）が同じであっても、堆積物に含有される有機物を積極的に摂餌するかどうかによって、化学物質の影響度が異なる可能性が考えられる。この点は、含有量と溶出量の優位性を比較する際には重要な論点の一つであり、今後の研究課題である。

以上のことを総合すると、化学物質の溶出量試験結果を底生生物への影響判定に用いることに対しては、一定の合理性はあると考えられるものの、含有量試験値を用いた影響判定と比較して、現段階でどちらが優位であるかは決定できない。今後、より多くのデータを集積し、生物影響の有無やその程度を確認する必要がある。

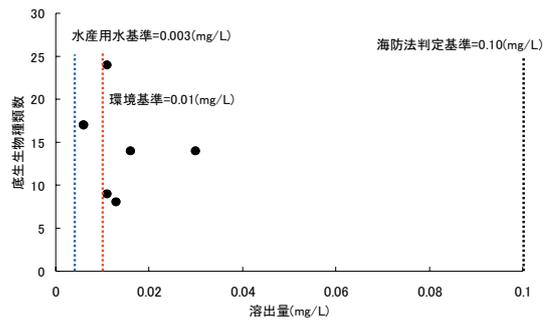


図-17(a) 溶出量と底生生物種類数の関係（鉛）

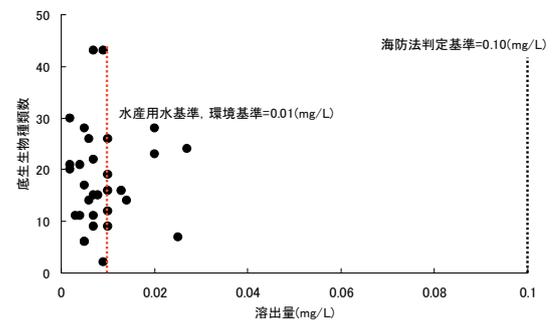


図-17(b) 溶出量と底生生物種類数の関係（砒素）

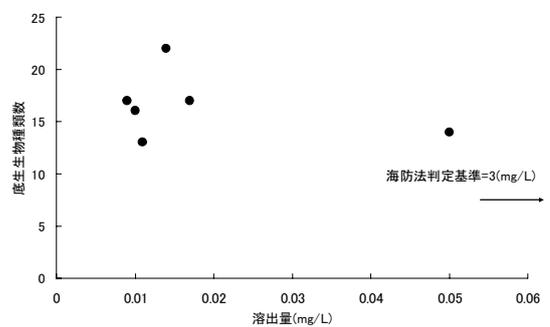


図-17(c) 溶出量と底生生物種類数の関係（銅）

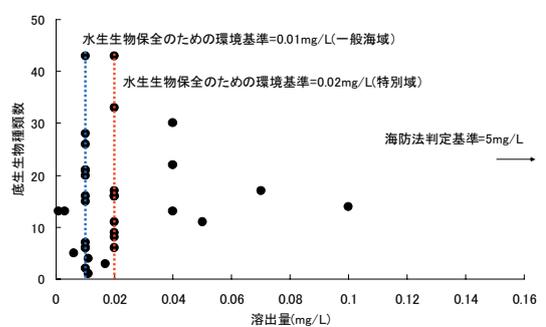


図-17(d) 溶出量と底生生物種類数の関係（亜鉛）

6. 結論

底泥中化学物質の潜在的な生物影響を評価するための基礎資料を得ることを目的とし、港湾域の全国一斉底泥中ダイオキシン類及び重金属類実態調査を行い、これらの濃度と底生生物の関係を解析して、以下の結論を得た。

(1) 底生生物の湿重量と種類数それぞれについて、底泥のTOCとの関係を調べた。TOCが増加するにつれてその環境で棲息しうる種類数の上限は減少する傾向にあった。一方、湿重量についてはTOC濃度によって傾向が異なり、TOCが20 mg/g以下では棲息しうる底生生物量はTOCの増加とともに増加する傾向にあったが、TOCが20 mg/g以上ではTOCの増加とともに減少する傾向にあった。

(2) ダイオキシン類については、底泥のTOC及びシルト・粘土分と正の相関関係があり、粒子が細かいほど底泥中のダイオキシン類濃度が高くなった。また、ダイオキシン類濃度に対する底生生物の影響指標としては、底生生物種類数の方が湿重量よりも敏感であった。

(3) 重金属類について、底泥のTOCとの相関を調べたところ、鉛・亜鉛・ニッケル及び銅について、TOC濃度と弱い相関関係が見られたが、他の元素については関係が認められなかった。

(4) 重金属類について、元素間の相関を調べたところ、亜鉛と鉛、亜鉛とカドミウム、亜鉛と銅、銅と鉛、鉛とカドミウム間には相関係数が0.7以上の高い相関があった。特に亜鉛、鉛、銅は都市流出等による起源を有しており、堆積挙動が類似しているためと考えられた。

(5) 底生生物の豊かさに対する化学物質濃度の影響を調べるため、底生生物種類数を指標として、重金属に対して、既存のERM及びERLによる底質ガイドライン値と測定結果を比較した。頻繁に悪影響の発生頻度がみられるとされる水銀、亜鉛、ニッケルあるいはクロムについてERM値を超過した底泥が存在した。

(6) 生物棲息域評価手法であるHEPのSIと同様の手法により、底生生物の種類数と重金属濃度の関係を解析した。ERL値以下で種類数が最大値、ERM値で種類数が半分となるSIを決めたところ、SI直線は、いずれの重金属についても大多数のデータを包絡することが示された。

(7) 以上のことから、現状の重金属濃度においても生物の棲息種類数に影響が現れている港湾域があることが示唆された。逆に言えばERL値程度より重金属含有量が少ないならば、生物種類数は重金属によって明確に制限されているとは言えず、そのレベルの重金属を含む土砂の有効利用が生物への影響を最小限にして可能と考えられる。

(8) 現地調査結果から、溶出量と含有量の間には明確な関係はなかった。

(9) 水産用水基準値は、おおむね海防法における溶出量基準値の約1/10の値が用いられている。海防法の溶出量基準値は、浚渫土砂の埋め立て場所への排出や海洋投入など、排出水が海水中で10倍以上希釈されたものが水生生物に暴露されることを前提としていることから、底質に棲息するような生物への影響の判定に用いるには水産用水基準値の方がより適合性が高いと考えられる。しかしながら、いずれの基準も、堆積物食性生物への摂餌を通じた生物濃縮過程や生物影響度は、直接考慮されていない。

(10) 以上のことを総合すると、化学物質の溶出量試験結果だけで生物への影響判定を推定することには、限界があり、含有量基準をさらに積極的に規制の枠組みに位置づけることが必要であると考えられる。

7. あとがき

日本の沿岸海域における底生生物を対象としたバイオアッセイなどを蓄積した上で信頼性のあるデータベースを構築する必要がある。さらにERL、ERMによる評価手法の汎用性を検証するため、化学物質の汚染レベルの高い港湾で現地調査を行い、底生生物に対する化学物質の影響評価手法の適用性を確認することが望ましい。近年、干潟・浅場造成に浚渫土砂を積極的に利用することが求められ、生物生息場への浚渫土砂の利用促進を図る必要がある。従って、化学物質管理の観点から底質の安全性評価手法を検証する研究を進めておくことが、浚渫土砂の有効利用を検討する際にも重要であると考えている。

(2008年2月4日受付)

謝辞

本解析の対象としたデータは第一著者が当時在籍していた国土交通省港湾局による調査結果によるものである。日笠弥三郎氏（国土交通省港湾局環境整備計画室課長補佐：当時）には、調査計画作成時にご指導いただいた。底泥試料の採取にあたっては、各地方整備局、北海道開発局、沖縄総合事務局の皆様が大変お世話になった。海洋・水工部、沿岸環境領域の皆様、所内の査読者の皆様には、本研究のまとめにあたり、貴重なご意見をいただいた。ここに、関係方々に謝意を表す。本研究の一部は、(財)鉄鋼業環境保全技術開発基金の研究助成金の補助を受けて行われた。

参考文献

- 国土交通省港湾局(2006)：浚渫土砂の海洋投入及び有効利用に関する技術指針。
- 国土交通省港湾局環境整備計画室，(財)港湾空間高度化環境研究センター (2002)：平成14年度港湾環境の保全に関する調査-港湾底質及び海洋環境保全に関する総合的検討-報告書。
- 駒井幸雄，古武家善成，清木徹，永淵修，村上和仁，小山武信，蛎灰谷喬 (1998)：瀬戸内海における底質中重金属濃度の分布と変化，水環境学会誌，Vol.21, pp.743-750.
- 島多義彦，西村修，野村宗弘，中村由行，木村賢史，市村康，袋昭太 (2005)：干潟・浅場におけるマクロベントスの種多様予測・評価手法の開発，海岸工学論文集，第 52 卷，pp.1166-1170.
- 新保裕美，田中昌宏，池谷毅，越川義功 (2000)：アサリを対象とした生物棲息地適性評価モデル，海岸工学論文集，第 47 卷， pp.1111-1115.
- 新保裕美，田中昌宏，池谷毅，林文慶 (2001)：干潟における生物棲息環境の定量的評価に関する研究（多毛類を対象として），海岸工学論文集，第 48 卷，pp.1321-1325.
- 鈴木誠，磯部雅彦，佐々木淳 (2001)：アサリの棲息密度の推定法に関する研究，海岸工学論文集，第 48 卷，pp.1391-1395.
- 瀧和夫，福島武彦，細見正明，森岡泰裕，中島宣雅，田井慎吾，三浦光通，相沢賢一(1998)：底質データベースとその統計解析，水環境学会誌，Vol.24, pp.785-794，
- 内藤了二 (2004)：港湾における底質ダイオキシン類対策の最近の取り組みについて，日本環境測定分析協会，環境と測定技術，Vol.31, pp.32-35.
- 中村由行 (2006)：底質汚染評価のためのバイオアッセイ，水環境学会誌 pp.438-443.
- 浜本洋，風間聡，澤本正樹 (2006)：HSI モデルを用いた流域生物多様性の評価，環境工学研究論文集，Vol.43, pp.559-567.
- 原田新，中田典秀，山下尚之，佐藤修之，伊藤光明，鈴木穰，田中宏明，古米弘明 (2006)：全国河川水質分布との相对比较による都市再生水の水質評価，環境工学研究論文集，Vol.43, pp.501-508.
- Borja A., Franco J. and Perez V., (2000): A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments, *Marine pollution Bulletin*, Vol.40, No12, pp.1100-1113.
- Urase T., Nadaoka K., Yagi H., Iwasa T., Suzuki Y., Siringan F., Garcia T.P. and Thato T.T. (2006): Effect of urban emissions on the horizontal distribution of metal concentration in sediments in the vicinity of Asian large cities, *Journal of Water and Environment Technology*, Vol.4, pp.61-71.
- Cardwell R.D., Brancato M.S., Deforest D., and Tear L. (1999): Aquatic Ecological Risks Posed by Tributyltin in United States Surface Waters: Pre-1989 to 1996 Data, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.18, pp.567-577.
- Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L. and Calder F.D. (1995): Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments, *Environmental Management*, Vol.19, pp.81-97.
- Long E.R., and MacDonald D.D. (1998): Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems, *Human and Ecological Risk Assessment*, Vol.4, pp.1019-1039 .
- Hyland J.L., Balthis W.L., Engle V.D., Long E.R., Paul J.F., Summers J.K., and Van Dolah R.F. (2003): Incidence of stress in benthic communities along the U.S. Atlantic and Gulf of Mexico coasts within different ranges of sediment contamination from chemical mixtures, *Environmental Monitoring and Assessment* , Vol.81, pp.149-161 .
- MacDonald D.D., Carr R.S., Calder F.D., Long E.R., and Ingersoll, C.G (1996): Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters, *Ecotoxicology*, Vol.5, pp.253-278.
- Mucha A.P., Teresa M., Vasconcelos S.D. and Bordalo A.A. (2003): Macrobenthic community in the Douro estuary: relations with trace metals and natural sediment characteristics, *Environmental Pollution*, Vol.121, pp.169-180.
- Solis-Weiss V., Aleffi F., Bettoso N., Rossin P., Orel G. and Fonda-Umani S. (2004) : Effects of industrial and urban pollution on the benthic macrofauna in the Bay of Muggia (industrial port of Trieste, Italy), *Science of the Total Environment*, Vol.328, pp.247-263.

付録 A 諸外国における底質に関する環境基準設定の考え方の整理

A. 1 オランダ

オランダにおける底質ガイドライン(SQG)値の考え方は、これを超えている場合には容認しがたいリスクがあるとする「上限値」と、これを下回っていればリスクは無視できるとする「下限値」で構成される。上限値はMaximum Permissible Concentration(MPC; 最大許容濃度)と呼ばれ、下限値はNegligible Concentrationと呼ばれている。下限値以上であってもMPC以下の場合には、生態系に重大な影響は生じないとしており、MPCの濃度は95%の種が悪影響を受けないレベルに設定されている。下限値は、MPCに安全係数1/100を掛けた値としているが、実際には複合汚染の問題やバックグラウンド濃度を加味して定められているため、MPCの1/100となっている例はない。

底質ガイドライン値としてのMPCは、水質のMPC(慢性毒性試験結果から推定)を用いて、Equilibrium Partitioning (EqP) *により変換される。しかし、その際に以下のような仮定が含まれており、特に中性有機物以外には当てはまらないことも多い。

- ・ 生物は間隙水のみを通じて化学物質に暴露
- ・ 汚染物質濃度は平衡状態である
- ・ 分配係数と一つの相の濃度から、様々な濃度を計算することができる
- ・ 堆積物中の汚染物質は、間隙水を通じてのみ底生生物に影響を及ぼす
- ・ 安全な水質水準濃度は底生理在生物にも適用できる
- ・ 堆積物中の有機炭素含有量が最も適切な正規化方法である

A. 2 英国

英国では、浚渫物の海洋投棄に係る行動レベルのため、限定された化学物質について基準が設けられている。行動レベルの設定方法は以下の2つを合わせたものである。

- ・ Equilibrium Partitioning (EqP) 法に基づくもの。オランダの項でも述べたように、この方法の場合には多くの不確実な仮定を置かなければならないので、英国ではこれを補うため、エキスパートジャッジメントにより自然のバックグラウンド濃度等を考慮している。
- ・ タスクチームが英国周辺のデータ並びにGarroch Head disposal siteの5年間の調査データから検討。平衡状態に達した底質の変化は限られている、もしくは無いことを前提として、平均値から標準誤算の2倍離れた濃度を警告レベル、3倍離れた濃度を行動レベルとして

いる。

現在の有機炭素濃度を1%とした時の行動レベルは、Long and Morgan (1990) の導出したEffect Range-Lowと近い値である。英国では、行動レベルを「適/不適」を区分するために用いるというよりは、環境データを解釈し、これを超えている場合には更なる調査や評価を実施するためのトリガーとして使われている。

A. 3 米国

米国では、底質ガイドラインがさらなる調査やリスクアセスメントの必要性を査定するためのツールとして使われるが、米国内にもガイドライン値を導出するための様々な手法があり、統一された手法・方法論は採用されていない。このため、国で統一されたガイドラインは存在しておらず、それぞれのガイドラインも法的に拘束できる規制基準ではない。

米国では、1992年水資源開発法(The Water Resources Development Act (WRDA) of 1992) に基づいて、米国環境保護庁(EPA)が国家海洋大気局(NOAA)と米国陸軍工兵隊(USACE)と協力して、内水面と沿岸の底質の状態を取りまとめ報告することになっている。この報告書は、最近のものでは2004年にまとめられ、“The Incidence and Severity of Sediment Contamination in Surface Waters of the United States - National Sediment Quality Survey; Second Edition -”として刊行されている。

この中でEPAは、全米19,398地点の底質データを整理し、水生生物及び人の健康に悪影響を及ぼす可能性が大きい(Tier 1)、水生生物及び人の健康に悪影響を及ぼす可能性がある(Tier 2)、悪影響を及ぼすデータはみられない。(Tier 3)の3段階で調査地点を区分した。この際、区分に用いられた指標は付表-1に示すとおりであり、多種多様な尺度を複合させて底質の評価(=区分)を行っていることがわかる。

区分を決定するために用いているデータは、底質中の化学物質濃度(含有量)、生体濃度(体内濃度)、毒性試験結果であり、付表A-1にあるように、複数の尺度が「または(or)」で扱われることになっている。EPAは、National Sediment Inventory (NSI) に登録された様々な機関が実施したデータを解析し、この表の基準にしたがって区分している。NSIにはその地点の濃度、生体濃度、毒性試験結果が登録されることになっているので、基本的に付表-1に沿った区分が可能である。

一方、米国海洋大気庁(NOAA)は、海洋の多くのモニタリングデータからEffects Range Low及びEffects Range Median (ERL/ERM)法によるSQGを導出している。

この他、Apparent Effects Threshold (AET) 法も多く用いられており、代表的な事例がワシントン州のPuget Soundでの適用である。AETは、これより上は定められたエンドポイントに関して、(危険率5%で)悪影響が常に観測される濃度を意味する。これを求めるためには、毒性、及び、底生生物群集エンドポイントに関して、堆積物中の化学成分と影響データとが対になった多数のデータが必要である。

さらに、NOAAはフロリダ、メキシコ湾、カリフォルニア、ニューヨークの底質観測データから、33の化学物質(9つの微量金属、PCBs、13のPAH、3群のPAH(低分子、高分子、全PAH)、6つの農薬、全DDT)についてThreshold Effects Level (TEL)及びProbable Effects Level (PEL)を開発している。TELは、これより下であれば影響はまれ(ERLと同様の定義)である濃度レベルで、何らかの生物影響が認められたデータの15%タイル値と影響が認められなかったデータの50%タイル値の幾何平均である。PELは、これより上であれば影響が頻繁(ERMと同様の定義)である濃度レベルで、何らかの生物影響が認められたデータの50%タイル値と影響が認められなかったデータの85%タイル値の幾何平均である。

A. 4 カナダ

カナダでは、元々米国NOAAによるNational Status and Trends Programme (NSTP手法)のデータから導出されたSQGを用いていたが、Spiked Sediment Toxicity Test (SSTT)*によって更新が重ねられてきた。現在では暫定ガイドライン(Interim Sediment Quality Guideline)としてTEL/PEL法(ERL/ERMよりも幅広い研究により導出されたため)によるSQGが、NSTP及びSpiked Sediment Toxicity Test (SSTT)のデータに基づいて利用されている。現在、カナダ環境省及び環境閣僚会議により、さらなる更新の実現可能性が検討されている。

A. 5 香港

Chapmanら(1999)と香港環境保護省とが共同で開発した暫定的な底質値(ISQV)が定められている。これは、浚渫物の海洋投棄に係る行動レベルを示すものであり、全ての項目で下限値以下であれば海洋投棄に適していると判断されるが、下限値と上限値の間にある場合には生物試験を行って、致死性/亜致死性の毒性がないことを確かめる必要がある。

ISQVは、基本的にはEqPの計算とAETを含むLongら(1995)の方法を組み合わせて導出されたとされているが、実際には、ISQV設定当時の下限値(ISQV-low)はLong et al.(1995)のERL、上限値(ISQV-high)はERMと同等なものであると考えられた。現在では、実際に浚渫事業で適用されるSQGはERL/ERMに基づき定められており、the lower chemical exceedance level(LCEL)及びthe upper chemical exceedance level(UCEL)と呼ばれている(SETAC, 2005)。

A. 6 オーストラリアとニュージーランド

オーストラリアとニュージーランドでは、オーストラリア・ニュージーランド環境保全委員会(ANZECC)より暫定的底質値(ISQV-lowまたはhigh)のガイドライン値が定められている。このガイドライン値は、基本的にはLongら(1995)に示されたERL/ERM手法による数値を用いている。

A. 7 ベルギー

ベルギーでは、底質は対照値(reference value)の比較に基づき評価されることになっている。したがって、この対照値がSQGに相当する。過去の生態系調査から、比較的かく乱されておらず、生態系としての質が高いとされ、1994年から調査されていた5地点の底質が対照値として採用された。また1999年からは、底生生物群集評価と毒性試験の結果から選ばれた新規12地点の結果を用いて、対照値が再設定されている。

付表A-1 米国EPAが底質の区分に用いている尺度

測点 区分	区分を決定するために用いたデータ			
	底質化学物質		生体濃度	毒性試験
Tier 1	化学物質濃度が最終また二次急性毒性値(FAV または SAV)から導かれた平衡分配底質指針(ESG)案を超えている。	また は	LogKow \geq 5.5 の化学物質の生体濃度が EPA の発ガンリスク基準 10^{-5} を超える, HQ の 1 を超える, FDA の耐性/行動/指針を超える。	ひとつの固相底質試験が示す結果が, (1)生残率で対照の 75%未満, (2) 淡水動物 (<i>Hyalella azteca</i>)の体長が対照の 90%未満, (3) 淡水動物 (<i>Hyalella azteca</i> 他)の体重が対照の 70%未満
	または [SEM](Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Ag の 1/2 のモル濃度の合計)から[AVS]を引いた値が 5 を超える。			
または 対数相関モデルを用いた予測毒性率がその場所の全試料で 0.5 以上。				
または FAV から導かれた PAH ESG 毒性単位の合計が 1 を超える。				
または 化学物質の TBP が EPA の発ガンリスク基準 10^{-4} を超える, 若しくは非ガンのハザード指数(HQ)の 10 を超える。				
	Log Kow $<$ 5.5 の化学物質の TBP が EPA の発ガンリスク基準 10^{-5} を超える, 若しくは非ガンのハザード指数(HQ)の 1 を超える, FDA の耐性/行動/指針を超える。	か つ	LogKow $<$ 5.5 の化学物質の生体濃度が EPA の発ガンリスク基準 10^{-5} を超える, HQ の 1 を超える, FDA の耐性/行動/指針を超える。	
Tier 2	化学物質濃度が最終または二次慢性毒性値(FCV または SCV)から導かれた平衡分配底質指針(ESG)案を超えている。	また は	LogKow $<$ 5.5 の化学物質の生体濃度が EPA の発ガンリスク基準 10^{-5} を超える, HQ の 1 を超える, FDA の耐性/行動/指針を超える。	ひとつの固相底質試験が示す結果が, (1)生残率で対照の 90%未満 75%以上, (2)淡水動物 (<i>Hyalella azteca</i>)の体長が対照の 95%未満 90%以上, (3) 淡水動物 (<i>Hyalella azteca</i> 他)の体重が対照の 90%未満 70%以上
	または [SEM](Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Ag の 1/2 のモル濃度の合計)から[AVS]を引いた値が 0 から 5.			
	または 対数相関モデルを用いた予測毒性率がその場所の全試料で0.25以上0.5未満.			
	または FCV から導かれた PAH ESG 毒性単位の合計が 1 を超える。			
	化学物質の TBP が EPA の発ガンリスク基準 10^{-5} を超える, 若しくは非ガンのハザード指数(HQ)の 1 を超える, FDA の耐性/行動/指針を超える。			
Tier 3	どの測点も Tier 1, Tier 2 に該当しない。利用可能なデータ (量の多寡に関わらず) は水生生物と人の健康への悪影響がありそうなことを示していない。			

FAV: final acute value, SAV: secondary acute value, ESG: equilibrium sediment partitioning guideline, SEM: simultaneously extracted metals, AVS: acid-volatile sulfide, TBP: theoretical bioaccumulation potential, FCV: final chronic value, SCV: secondary chronic value

A. 8 OSPAR条約に係る底質ガイドライン値

OSPAR条約は、正式名称を「北東大西洋の海洋環境保護のための条約(Convention for the protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic)」という。この条約は、1992年に採択された北東大西洋の海洋環境保護のための条約で、オスロ条約(欧州投棄規制条約 1972)とパリ条約(陸上起因海洋防止条約 1974)による海洋汚染防止を実効性あるものとする目的で1974年に設置されたOSPAR委員会の活動が基礎となっているため、オスロ・、パリ条約あるいはOSPAR条約と略称されている。英、仏独、蘭、ベルギー、デンマーク等15カ国と欧州連合が締約国となっており、1998年に発効した。この条約は予防原則の考え方を、締約国の義務として取り入れた最初の条約である。OSPAR条約には欧州主要国が全て加入していることもあり、国際的にも海洋環境保護に関する条約に強い影響を与えている。例えば、ロンドン条約96年議定書の雛型はOSPAR条約であり、OSPAR条約の動向は十分に注視すべきものと言える。

OSPAR委員会は、1990年代半ばに水質に係るEcotoxicological Assessment Criteria (EAC)を設定してきたが、1990年代後半以降、海洋底質についてもEACの設定を進めている。OSPAR委員会のEACは、修復措置を講ずることを求めるような厳しいものではなく、より詳細な科学的あるいは生物学的な調査等を実施するための指標として用いられるものである。

OSPAR委員会の示している底質ガイドライン値を表-1に示した。ガイドライン値設定の考え方は、水質のEACからEqP (equilibrium partitioning method, 平衡分配法)を用いて底質濃度を推定する(間隙水の濃度が水質EACになる場合の底質固相の濃度を推定する)、または、数は限られるが、底質濃度と生物影響のデータ(LC50やNOEC等)にアセスメント係数を掛けてガイドライン値を算出する方法のどちらかが採用されている。この場合、元々誤差が大きいことを考慮して、例えば推定値が2 $\mu\text{g/l}$ であった場合には、0.5~5 $\mu\text{g/l}$ をガイドライン値としている。なお、付表A-2で示されたガイドライン値(例えばTBTの数値)は、実際に観測されている事実から考えて小さすぎるとの指摘もある。

付表 A-2 OSPAR 条約の海洋堆積物中の汚染物質に対する生体毒性評価基準 (EAC), 及び, バックグラウンド/参照濃度 (B/RC)

	Sediment EAC (mg/kg dry wt.; 1% organic carbon) ¹⁾	Sediment B/RC for organics in northern North Sea and Skaggerak (mg/kg dry wt.; 0.63-2.37% organic) ²⁾	Sediment B/RC for organics in southern North Sea (mg/kg dry wt.; 0.05-1.3% organic carbon) ³⁾	Sediment B/RC for metals in whole OSPAR Convention area (metal/aluminium ratios) ⁴⁾
Arsenic	1-10 (p)	-	-	0.0002-0.00045
Cadmium	0.1-1.0 (p)	-	-	0.000007-0.000003
Chromium	10-100 (p)	-	-	0.0009-0.002
Copper	5-50 (p)	-	-	0.00022-0.00057
Mercury	0.05-0.5 (p)	-	-	0.00000034-0.00000066
Nickel	5-50 (p)	-	-	0.00044-0.00091
Lead	5-50 (p)	-	-	0.00018-0.0004
Zinc	50-500 (p)	-	-	0.00088-0.0018
DDE	0.0005-0.005 (p)	0.000065	-	-
Dieldrin	0.0005-0.005 (p)	-	-	-
Naphthalene	0.05-0.5 (f)	0.0077-0.062	<0.0002-0.045	-
Phenanthrene	0.1-1.0 (f)	0.013-0.11	0.00046-0.060	-
Anthracene	0.05-0.5 (f)	0.0015-0.014	<0.0002-0.016	-
Fluoranthene	0.5-5.0 (p)	0.014-0.16	0.00072-0.097	-
Pyrene	0.05-0.5 (p)	0.011-0.13	0.00057-0.078	-
Benzo[a]anthracene	0.1-1.0 (p)	0.0077-0.069	<0.0002-0.047	-
Chrysene	0.1-1.0 (p)	0.013-0.091	<0.0002-0.047	-
Benzo[a]pyrene	0.1-1.0 (p)	0.0088-0.112	<0.0002-0.051	-
Σ 7PCBs *	0.001-0.01 (p)	0.00003-0.00012	-	-
TBT	0.000005-0.00005 (p)	-	-	-

1) 底質 EAC (mg/kg 乾重 ; 有機炭素 1% で基準化)

2) 北海北部及びスカゲラックの底質バックグラウンド濃度または参照濃度(mg/kg 乾重 ; 有機炭素 0.63 から 2.37%)

3) 北海南部での底質バックグラウンド濃度または参照濃度(mg/kg 乾重 ; 有機炭素 0.05~1.3%)

4) OSPAR 全地域における金属の底質バックグラウンド濃度または参照濃度 (金属/アルミニウム比)

* PCBs は, PCB28,52,101,118,138,153,180 の合計

(p)=暫定値であり, 今後の知見によって改訂がありうる.

付録 B 海外で用いられている主な底質ガイドラインの概要

付表 B-1 海外で用いられている主な底質ガイドラインの概要 (1)

底質ガイドライン	意図, 意味	データ源	適用事例	エンドポイント	複合作用	その他の有害因子	適用の際の配慮事項	参考文献
ERL ; effects range-low value	これ以下では影響の観測がまれである濃度(影響ありのデータの低位 10% の濃度)	生物影響濃度のデータベース (その他の SQG, 毒性試験, 及び, 底生生物現地調査を含む)	国レベル; 海城と淡水域(Long and Morgan 1990; Long and MacDonald 1992), 海城(Long et al. 1995)	多種多様な試験生物の主として致死	それとなく考慮されていくが, 明確でない	元のデータには, 何らかの非化学有害因子も入っている; 明確には組み込まれていない	有害因子との影響の相関関係に基づく。また, どの有害因子が, 又は有害因子の未知の組合わせが, 個々の化学物質の SQG が関連する影響に与するのかわからない。SQG は化学物質の未知の混合による総合的な影響に基づく。単体もしくは限られた物質による汚染地点に SQG を適用する場合には, SQG は影響を過大評価する可能性がある。乾重量標準化のみだが, 有機態炭素による標準化が予測能力を向上するかわからない。	Long and Morgan 1990; Long and MacDonald 1992
ERM ; effects range-median value	これ以上では影響の観測が頻繁である濃度(影響ありのデータの中央値の濃度)。	生物影響濃度のデータベース (その他の SQG, 毒性試験, 及び, 底生生物現地調査を含む)	国レベル; 海城(MacDonald et al. 1996) と淡水域(Smith, MacDonald et al. 1996)	多種多様な試験生物の主として致死	それとなく考慮されていくが, 明確でない	元のデータには, 何らかの非化学有害因子も入っている; 明確には組み込まれていない	ERL,ERM と同じ	MacDonald et al. 1996; Smith, MacDonald, et al. 1996
TEL ; threshold effects level	これ以下では影響の観測がまれである濃度(影響ありのデータの低位 15% の濃度と, 無影響データの中央値の幾何平均)	生物影響濃度のデータベース (その他の SQG, 毒性試験, 及び, 底生生物現地調査を含む)	国レベル; 海城(MacDonald et al. 1996) と淡水域(Smith, MacDonald et al. 1996)	多種多様な試験生物の主として致死	それとなく考慮されていくが, 明確でない	元のデータには, 何らかの非化学有害因子も入っている; 明確には組み込まれていない	ERL,ERM と同じ	MacDonald et al. 1996; Smith, MacDonald, et al. 1996
PEL ; probable effects level	これ以上では影響の観測が頻繁である濃度(影響ありのデータの中央値の濃度と, 無影響データの 85% 値の幾何平均)	生物影響濃度のデータベース (その他の SQG, 毒性試験, 及び, 底生生物現地調査を含む)	国レベル; 海城(MacDonald et al. 1996) と淡水域(Smith, MacDonald et al. 1996)	多種多様な試験生物の主として致死	それとなく考慮されていくが, 明確でない	元のデータには, 何らかの非化学有害因子も入っている; 明確には組み込まれていない	ERL,ERM と同じ	MacDonald et al. 1996; Smith, MacDonald, et al. 1996

付表 B-2 海外で用いられている主な底質ガイドラインの概要 (2)

底質ガイドライン	意図、意味	データ源	適用事例	エンドポイント	複合作用	その他の有害因子	適用の際の配慮事項	参考文献
AET ; apparent effects threshold	これ以上では特定のエンドポイントに関して悪影響が常に観測される濃度=無影響濃度の最大値、無影響データの95%値を使うとの提案もされている	毒性及び底生生物群集のエンドポイントに関する濃度、底質中の化学物質濃度と影響が対になったデータベース	米国ワシントン州の海域、Pujet 湾(Barrick et al.1988)	海水：二枚貝幼生の異常、端脚類死亡率、Microtox、底生生物群集構造 淡水：端脚類死亡率、ユスリカ死亡率と成長、Microtox	混合物を含むサンプルに基づく程度の手順がどの程度であるかに影響	考慮されず	異常値の誤った解釈により、極端な数値を計算に含んでしまう原因となる可能性がある。因果関係と複合影響の解釈は不明確である。元のデータが収集された地域外で適用する場合には、導出の地域特異性が考慮されるべきである。特定のエンドポイントに関する付加的データは、そのエンドポイントに関する数値の価値を増やすことができ	Barrick <i>et al.</i> 1988; Malek 1992; Cabbage <i>et al.</i> 1997
ERL, TEL	前出	毒性エンドポイントに関する、底質中の化学物質濃度と影響が対になったデータベース	米国ワシントン州の淡水域 (Cabbage et al. 1997)	端脚類の死亡率、ユスリカの成長と繁殖	それとなく考慮されているが、明確でない	元のデータには、何らかの非化学有害因子も入っていない	ERL,ERMと同じ	USEPA 1996; Ingersoll <i>et al.</i> 1996
ERM, PEL	前出	毒性エンドポイントに関する、底質中の化学物質濃度と影響が対になったデータベース	地域レベル (米国五大湖)、及び米国とカナダの淡水域	端脚類の死亡率、ユスリカの成長と繁殖	それとなく考慮されているが、明確でない	元のデータには、何らかの非化学有害因子も入っていない	ERL,ERMと同じ	USEPA 1996; Ingersoll <i>et al.</i> 1996
NEC ; no-effect concentration	これ以下では特定のエンドポイントに関して悪影響が観測されない濃度	毒性エンドポイントに関する、底質中の化学物質濃度と影響が対になったデータベース	米国ワシントン州の淡水域 (Cabbage et al. 1997)	端脚類の死亡率、ユスリカの成長と繁殖	それとなく考慮されているが、明確でない	元のデータには、何らかの非化学有害因子も入っていない	ERL,ERMと同じ	USEPA 1996; Ingersoll <i>et al.</i> 1996
SIC ; screening-level concentration	これ以下では影響の観測がまれである濃度、特定種の累積出現量と濃度の関係の90%値をSSLSとし、多数の種のSSLCをプロットして、その95%値を用いる	海域(Neff <i>et al.</i> 1987)または淡水域(Environment Canada 1992)の底生生物濃度	米国ニューイングランドの沿岸域 (Neff <i>et al.</i> 1987); セントローレンス川 (Canada, EC 1992)	汚染物質濃度との関連でみた底生生物の出現状況	それとなく考慮されているが、明確でない	元のデータには、何らかの非化学有害因子も入っていない	ERL,ERMと同じ	Neff <i>et al.</i> 1987; Environment Canada 1992

付表 B-3 海外で用いられている主な底質ガイドラインの概要 (3)

底質ガイドライン	意図, 意味	データ源	適用事例	エンドポイント	複合作用	その他の有害因子	適用の際の配慮事項	参考文献
LRM ; logistic regression model	化学物質濃度に関連する毒性を有する頻度を示す	底質中の化学物質濃度と端脚類毒性が対になったデータベース	国レベル ; 海城	端脚類死亡率	それとなく考慮されているが, 明確でない	元のデータには, 何らかの非化学有害因子も入っていない ; 明確には組み込まれていない	ERL,ERM と同じ	Field <i>et al.</i> 1999, 2002
NEI ; no-effect level	これ以下では水質, 水利用, または底生生物に対する悪影響がないこと ; 生物濃縮を防ぐために作られた	Persaud <i>et al.</i> 1992	地域レベル ; オタワ州(カナダ)の淡水域	底生生物群集構成	現存する方法の組み合わせから導出 ; 採用された方法により詳細が異なる	現存する方法の組み合わせから導出 ; 採用された方法による ; 生物濃縮を生じない微量金属には適用不可能		Persaud <i>et al.</i> 1992
LEL ; lowest effect level	これ以上では最も感受性が高い生物は影響を受ける可能性がある							
SEL ; severe effect level	これ以上では底生生物の大部分が影響を受ける							
EqP (非イオン有機物)	慢性作用に対する感受性の高い種の保護	毒性試験 (水) による急性, 及び慢性毒性	国レベル - 米国 (Di Toro <i>et al.</i> 1991; USEPA 1993); オランダ (van der Kooij 1991); 海城と淡水域	急性及び慢性毒性	混合物 (例 ; PAH 混合物) のために特別に開発されたガイドライン以外は考慮されていない	考慮されず	低疎水性, もしくはイオン化する有機化学物質の分配モデル(partitioning model)は確立または組み込まれていない。暴露経路に関りなく, 化学物質の挙動は均衡 (equilibrium)モデルにより近似されるという仮定に依存している。実際の堆積物中の分配係数は, 文献値や計算された K_{oc} 値 (地域特性について調節可能) によって的確に表されると仮定する。	Di Toro <i>et al.</i> 1991; van der Kooij 1991; USEPA 1993

付表B-4 海外で用いられている主な底質ガイドラインの概要 (4)

底質ガイドライン	意図、意味	データ源	適用事例	エンドポイント	複合作用	その他の有害因子	適用の際の配慮事項	参考文献
ΣPAH	感受性の高い端脚類の保護	底質中の化学物質濃度と端脚類毒性が対になったデータベース	国レベル；海城	端脚類死亡率	PAH 混合物の影響を特に明確にするために導出	元のデータには、何らかの非化学有害因子も入っている；明確には組み込まれていない	化学物質の挙動及び毒性は、EqP 及び他のサブモデルにより近似できるという仮定に依存する。10 日間の致死性試験に基づくので、長期影響は表せない可能性がある。13 の PAH を直接考慮するが、全ての複合には外種が必要。	Swartz <i>et al.</i> 1995; Swartz 1999
EqP(麻醉性)	慢性作用からの感受性の高い種の保護	毒性試験(水)による急性、及び慢性毒性	国レベル；淡水 海城	急性及び慢性毒性	全ての非イオン麻酔性化学物質の単体影響を特に明確にするために導出	考慮されず	化学物質の挙動及び毒性は EqP 及び麻酔性モデルによって近似できるという仮定に依存する。	Di Toro <i>et al.</i> 2000; Di Toro and McGrath 2000
EqP(金属: USA)	慢性作用からの感受性の高い種の保護	毒性試験(水)による急性、及び慢性毒性	国レベル；海城 淡水域	急性及び慢性毒性	Cd, Cu, Zn, Pb, Ni, 及び Ag の混合物について検討；付加的化学物質は考慮されず	考慮されず	結合相として AVS のみを認識；その他の結合相は組み込まれていない。AVS は有酸素堆積物中では主要な結合相ではない。幾つかの AVS/SEM 測定において、実験上の人為的な結果が確認された。金属蓄積は硫化物過多の時に起こりうる。	Di Toro <i>et al.</i> 1990; Ankley <i>et al.</i> 1996
EqP(金属: オランダ)	慢性作用からの感受性の高い種の保護	毒性試験(水)による急性、及び慢性毒性	国レベル；淡水 海城	急性及び慢性毒性	それぞれの金属が別々に考慮された	考慮されず	Kd 値は実験により得られるデータであるため、他の地理的地域に外挿法を用いることができない。Kd 値は平均であり、堆積物特有の多様性が認識されない可能性がある。	van der Kooij 1991

付表B-5 海外で用いられている主な底質ガイドラインの概要 (5)

底質ガイドライン	意図, 意味	データ源	適用事例	エンドポイント	複合作用	その他の有害因子	適用の際の配慮事項	参考文献
Consensus of PAH SQG	慢性作用からの底生生態系の保護	その他の方法により導出されたSQG値	国レベル; 海域	複数のSQGの相加平均値により決定された閾値(TEC), 中央値 (MEC), 極度影響濃度 (EEC)	PAH 混合物の影響を特に明確にするために導出	特記なし	中心傾向を見つけて、それぞれのガイドラインにみられる偏りを補正しようと試みているが、平均に基づいての統一はそれぞれのガイドラインのコンセンサスの違いを不明瞭にする可能性がある。 MacDonald, Ingersoll, and Berger(2000) は 指数 に 基 づく (quotient-based) 枠組みをガイドラインに適用している。	Swartz 1999
Consensus of PCB SQG	慢性作用からの底生生態系の保護	その他の方法により導出されたSQG値	国レベル; 淡水; 淡水域と海域	複数のSQGの相乗平均値によって決定されたTEC, MEC, EEC	考慮された幅広い混合物のガイドラインを組み合わせて			MacDonald, DiPinto, et al. 2000
Consensus SQG	慢性作用からの底生生態系の保護	その他の方法により導出されたSQG値	国レベル; 淡水; 淡水域	複数のSQGの相乗平均値によって決定されたTEC, PEC				MacDonald, Ingersoll, Berger 2000

港湾空港技術研究所資料 No.1174

2008.6

編集兼発行人 独立行政法人港湾空港技術研究所

発行所 独立行政法人港湾空港技術研究所
横須賀市長瀬3丁目1番1号

TEL.046(844)5040 URL.<http://www.pari.go.jp/>

印刷所 株式会社 大成社

Copyright © (2008) by PARI

All rights reserved. No part of this book must be reproduced by any means without the written permission of the President of PARI

この資料は、港湾空港技術研究所理事長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部または一部の転載、複写は港湾空港技術研究所理事長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。