

地方と地域によるばらつきを考慮した港湾域における底生動物種数と関係する底質の推定

細川 真也¹

¹正会員 (独) 港湾空港技術研究所 海洋情報・津波研究領域 海洋環境情報研究チーム
(〒 239-0826 神奈川県横須賀市長瀬 3-1-1)

E-mail: hosokawa@pari.go.jp

全国の港湾域で行われた底生動物と底質の調査結果について、地方と海域がもたらすばらつきを考慮に入れたベイズ統計モデルを構築し、底生動物種数と底質の関係を解析した。解析の目的変数は、軟体動物、環形動物、節足動物、その他の動物の4つのグループの種数とし、説明変数は、それぞれの底質の相関関係を把握した後に、含水比、フッ素、水銀、カドミウム、ヒ素を選定した。この結果、すべての動物グループにおいて、種数は含水比と負の関係があることが示され、他方、環形動物においては、含水比が低い海域で種数が少なくなる海域があることも示された。これらより、港湾域の底生動物の種数は、含水比もしくは、それと相関が高い TOC や TON の影響を受けていたことが示唆される。また、環形動物の種数はフッ素と負の関係にあることが示された。

Key Words : benthic marine animals, sediment quality, water content, variability, Markov chain Monte Carlo, Bayesian inference

1. はじめに

(1) 背景

航路や泊地の土砂は、その維持や拡幅・増深によって浚渫土砂として取り上げられ、そのほとんどは、海面埋立処分場に投入されている¹⁾。その他、浚渫土砂の全体の15%を覆砂や干潟造成のための材料としての有効利用が占めており(2007年)、その量と割合は今後増える見込みである¹⁾。

ロンドン条約1996年の議定書においては、廃棄物等の海洋投棄を原則禁止としつつも、浚渫土砂は海洋投棄を検討できる廃棄物として位置づけられており²⁾、国内法でも基準を満たした土砂については海洋投入できるものとされている。他方、浚渫土砂を有効利用する場合においては、海洋投入の定義から外れ、行政手続き上、海洋投入処分の許可申請の対象から除外されることとなっており³⁾、浚渫土砂を覆砂や干潟造成のための有効利用に用いる場合も許可申請の対象とはならない。

しかしながら、沿岸域の底泥は、陸域からの重金属等の負荷の影響を強く受けて⁴⁾、底生動物に負の影響を与える可能性があることから⁵⁾、その有効利用は、重金属の生態系へのリスクを周辺海域へ拡散するおそれがある。よって、浚渫土砂を有効利用する事業者は、その土砂の性状を評価し、さらに生息

する生物の多様性等の観点から有効利用の評価を行う等の海洋環境への配慮を行う必要がある³⁾。

(2) 底質の評価に係る知見

a) 国外における底質評価の知見と技術

浚渫土砂を含む土砂の底生動物への影響を評価する方法として、国外では、底質ガイドライン(SQG; Sediment Quality Guidelines)に照らし合わせる手法がよく使われている。アメリカの海洋大気圏局は、室内における底生動物の汚染底泥への暴露実験などの結果と現地における底生動物と底質の調査結果を組み合わせたデータベースを基にして、SQGを提案している^{6),7)}。この海洋大気圏局が提案したSQGは、カナダやアメリカフロリダ州におけるSQGを決定するための基礎データとしても利用されている⁸⁾。また、Leungら(2005)⁹⁾は、北海にある油田の周囲に測点を設けて得られた底生動物の種ごとの個体数と底質に関するデータベースを基にしたSQGを開発している。

b) 我が国における底質評価の例

我が国では、浚渫土砂から海水へ溶出する物質の濃度を人への有害性を前提とした排水基準に基づいて評価しており、底泥を捕食する底生動物への影響を考慮した評価とはなっていない⁸⁾。

国土交通省等は、浚渫土砂の海洋投入処分に係る

表-1 調査が行われた地方と海域。調査を行った事業主とその請負者は各地方によって異なり、底生動物のサンプリングに用いられた採泥器も地方によって異なる。海域に付したカッコ内の数字は、海域内における調査地点数(複数のみ)を示している。

地 方	海 域	採 泥 器
北海道	苫小牧港, 釧路港, 石狩湾新港	スミス・マッキンタイヤ型採泥器
東北地方	仙台塩釜港(仙台地区), 仙台塩釜港(塩釜地区), 八戸港, 大船渡港, 石巻港, 秋田港, 能代港, 酒田港(2), 相馬港, 小名浜港	エクマン・バージ型採泥器
北陸地方	新潟港(西港地区)(5), 新潟港(東港地区), 伏木富山港(3), 七尾港, 金沢港	スミス・マッキンタイヤ型採泥器
関東地方	横浜港, 木更津港, 横須賀港, 東京湾口航路(2)	スミス・マッキンタイヤ型採泥器
中部地方	三河湾(栄生地区), 清水港, 名古屋港(2), 四日市港, 三河港, 衣浦港, 中山水道航路	スミス・マッキンタイヤ型採泥器
近畿地方	大阪港, 堺泉北港, 神戸港, 和歌山下津港, 尼崎西宮芦屋港, 舞鶴港	スミス・マッキンタイヤ型採泥器, 一部でエクマン・バージ型採泥器
中国地方	境港, 広島港, 尾道糸崎港, 呉港, 福山港, 徳山下松港, 岩国港, 宇部港	スミス・マッキンタイヤ型採泥器
四国地方	徳島小松島港(赤石地区), 松山港(外港地区), 須崎港(湾口地区), 備讃瀬戸航路, 津田湾	スミス・マッキンタイヤ型採泥器
九州地方	北九州港(2), 苅田港, 佐世保港, 熊本港, 八代港, 中津港, 佐伯港(2), 志布志港, 関門航路	スミス・マッキンタイヤ型採泥器
沖縄	那覇港(2)	スミス・マッキンタイヤ型採泥器

環境保全対策について、全国的な観点から検討を行うため、平成14年夏季に我が国の航路や泊地における堆積物に焦点を当てて、底生動物と底質に関する調査を行った(表-1)¹⁰⁾。内藤(2010)は、この調査結果をLongら(1995)⁷⁾が示したSQGに照らし合わせ、我が国における底質の底生動物への影響を評価した¹¹⁾。このSQGは、50%の動物が生長や個体数に影響を受けるとされる濃度レベルと定義されるeffects range-median(ERM)と10%の動物が影響を受けるとされる濃度レベルと定義されるeffects range-low(ERL)の2段階の基準値によって、ERL以下の濃度レベル、ERLより高くERM以下の濃度レベル、ERMよりも高い濃度レベルの3つの濃度域で評価するものである。この評価の結果、我が国の海域の底質は、いずれかの海域で検討対象とした物質すべて(Hg, Cd, Pb, As, Cu, Zn, Cr, Ni)がERLを超過し、多くの海域でHgがERMよりも高い濃度レベルにあることが示された¹¹⁾。

(3) 我が国における港湾域の底質の再評価

a) これまでの底質評価の問題点

内藤(2010)¹¹⁾による検討は、我が国の海域における堆積物が底生動物へ悪影響を及ぼしている可能性を示唆した数少ない結果の1つとして評価されるが、国外SQGに照らし合わせた検討に留まっており、実際に、底質が底生動物にどの程度の影響を及

ぼしていたのかについては言及していない。

また、近年、地盤のせん断強度が底生動物の住環境に影響を及ぼすことが指摘されており^{12),13),14)}、化学的性質のみに着目した底質の評価だけではなく物理的性質の評価も考慮に入れる必要性が示唆される。この点の見落としは、我が国の検討だけでなく、これまで国外で開発されてきたSQGについても同様であったと言える。

以上のことから、我が国における底質の底生動物への影響については、底生動物の住環境の視点も踏まえて、改めて評価することが望まれる。

b) データにばらつきが内在する可能性

底生動物の評価においては、種数や個体数が指標となることが多い。これらは、底質の物理・化学的な性質に依存することが予想されるが、この他にも調査方法等の外部要因を起因としたばらつきの存在が予想される。例えば、国土交通省等による調査は、地方ごとに地方整備局等が事業主となって実施されたものであり、調査方法の細部については各事業主で異なる手法が採用されていた可能性がある。明らかに異なる手法が採用されていたものとして、採泥器の違いがあり、この違いにより、底質や底生動物を採取する際の採泥面積および深さが異なる。東北地方と近畿地方の一部ではエクマン・バージ型採泥器が用いられ、その他の地方においてはスミス・マッキンタイヤ型採泥器が用いられていた(表-1)。底

生動物の個体数に関しては、一般には個体密度で評価することから採泥面積もしくは体積が異なっても補正することは可能であるが、種数については採泥サイズの違いによる影響が複雑であり¹⁵⁾、補正することは容易ではない。このことから、種数を対象とした解析を行う場合、異なる採泥器による影響を含んだデータとして取り扱わなければならない。また、受注者の違いは底生動物を同定する者の違いを意味し、この違いも底生動物データの地方間の差を生じさせていた可能性がある。このような地方間の調査方法の不統一はデータにばらつきをもたらす一因になっていた可能性がある。

これらの他、浚渫などの人為的攪乱の影響、溶存酸素濃度、波・流れの物理的擾乱などの底生動物の生息環境等の海域レベルの局所スケールの特性がデータにばらつきを生じさせていた可能性が考えられる。

c) 底質評価とばらつきの評価

我が国の海域における底質の底生動物への影響を評価するためには、国外で開発された SQG に底質データを照らし合わせるだけでなく、現象の原因(底質)と結果(底生動物の応答)の関係を説明するための統計モデルを構築することで、我が国の海域における底生動物の底質に対する応答を明らかにすることが必要となる。

ここで、統計モデルとは、現象の原因と結果の関係を数学的に記述し、データに基づいて、その関係の妥当性を評価するものである¹⁶⁾。妥当性の評価においては、データのばらつきの程度が重要となり、その中には原因に対する結果の統計的に期待されるばらつきの他に、原因として考慮しきれない要因によるばらつきが含まれる。モデルの妥当性を評価する際には、ばらつきの分布が仮定されるが、その分布によっては、ばらつきの原因を区別する必要はない。しかし、種数や個体数のようなカウントデータが目的変数である場合、ばらつきの分布はカウントデータの誤差分布によって表現され、測定することができない要因等によるばらつきが含まれていれば、モデルが破綻することになる¹⁶⁾。目的変数をカウントデータとした場合、ほとんどのケースにおいて、この問題は回避できない。この理由から、種数や個体数を目的変数とした統計モデルを構築する場合、測定することができない要因等によるばらつきを考慮することは欠かせない。

また、統計モデルの破綻を回避するためだけでなく、現象をより理解することを目的とした場合においても非測定項目等によるばらつきを考慮することは重要となる¹⁷⁾。例えば、Clark ら(2003)は、植物の光

強度に対する成長応答のデータに対して、測定することができない植物の成長応答の種間差と個体差を考慮したモデルを構築することで、成長応答は種間差よりも個体差の方が大きいことを示し、このことより、異種が同じ光環境下において共存できることを説明している¹⁸⁾。これは、2つのレベル(種間差と個体差)のばらつきが植物の分布を決める重要な要因であることを示した1つの例である。

本研究で対象とする底生動物データには、地方および海域の2つのスケールの場所差に起因したばらつきが内在すると考えられ、これらのばらつきを考慮した統計モデルを構築することにより、モデルの破綻を回避する必要があると考えられる。また、この考慮により、底質の底生動物への影響を評価することに加えて、海域における底生動物の種数や個体数の変動の特性を把握することが可能になると考えられる。

(4) 本研究の目的と研究手法の概要

全国海域における底生動物と底質の調査は、国土交通省等による平成14年夏季の調査¹⁰⁾以外に見当たらないことから、本研究ではこの調査結果に関して、底生動物のばらつきを考慮した統計モデルを構築し、底質が底生動物に与えた影響を推定する。この調査結果のうち、一部の底質については、すでに内藤(2010)¹¹⁾による検討が行われているが、本研究では内藤(2010)¹¹⁾による検討項目だけでなく、底生動物の住環境に関わる底質も検討対象とする。ここで、本調査は夏季のみに実施されたことから、季節変動の影響を大きく受けると考えられる個体数には着目せず、種数のみを目的変数として底生動物の多様性への影響に焦点を当てる。

本研究の目的を達成するための最もシンプルな解析方法として、底質の影響と地方および海域によるばらつきの影響を考慮した一般化線形混合モデルによる最尤推定法が考えられる^{16),19)}。しかし、推定結果の実務への応用では、しばしば、その不確実性についても議論され、実務を背景としている本研究の性質を踏まえると、不確実性を評価できない最尤推定法による一般化線形混合モデルは、本研究で用いる適当なモデルとは言えない。他方、ベイズ統計では、ばらつきを表す場所差に関するパラメータを階層化することで、その不確実性の評価を可能とするモデルを構築することができる^{16),17),20)}。

本研究では、ベイズ統計の概念を導入した統計モデルを構築し、底生動物の種数の地方および海域の2つのスケールのばらつきについて、不確実性を考慮した評価を行い、同時に、底質の影響についても

表-2 全国海域における底生動物および底質中化学物質濃度の調査結果。Q1とQ3は、それぞれ第1四分位、第3四分位を示している。動物種数の中央値(Med)は、70地点中の35位と36位の値を示している。定量限界以下の結果は、解析対象から外している。併せて、ガイドライン値(ERL, ERM)⁷⁾を示している。底質は乾燥重量当たりで示している。

	地点数	Ave±SD	Min	Q1	Med	Q3	Max	ERL	ERM
底生動物種数									
軟体動物	70	2.8 ± 2.6	0	1	2, 2	4	11	—	—
環形動物	70	9.2 ± 6.7	0	4	8, 9	13	31	—	—
節足動物	70	1.7 ± 2.6	0	0	1, 1	2	16	—	—
その他動物	70	1.7 ± 1.8	0	0	1, 1	2	10	—	—
底質									
含水比 (%)	70	116 ± 73	25	61	99	160	360	—	—
粘土分 (%)	70	26.5 ± 16.5	2.0	10.7	23.3	38.6	68.6	—	—
シルト分 (%)	70	39.9 ± 20.5	1.9	22.8	42.4	56.4	89.3	—	—
細砂分 (%)	70	28.3 ± 27.8	0.5	4.9	16.8	47.6	95.0	—	—
粗砂分 (%)	70	4.9 ± 8.8	0.0	0.3	1.0	5.9	44.7	—	—
TOC (%)	70	1.33 ± 0.92	0.07	0.56	1.20	1.85	5.08	—	—
TON (%)	64	0.13 ± 0.08	0.00	0.07	0.11	0.18	0.34	—	—
Hg (μg g ⁻¹)	70	0.27 ± 0.72	0.01	0.04	0.09	0.18	5.0	0.15	0.71
Cd (μg g ⁻¹)	52	0.44 ± 0.95	0.08	0.12	0.27	0.39	6.9	1.2	9.6
Pb (μg g ⁻¹)	70	24.0 ± 25.0	2.7	12.4	17.7	27.8	183	46.7	218
As (μg g ⁻¹)	70	10.1 ± 7.4	1.4	4.1	7.3	13.1	34	8.2	70
Cu (μg g ⁻¹)	70	32.2 ± 26.1	2.0	12.0	27	41.5	137	34	270
Zn (μg g ⁻¹)	70	151 ± 149	25.1	89	118	160	943	150	410
F (μg g ⁻¹)	70	185 ± 121	4	81	166	270	490	—	—
Cr (μg g ⁻¹)	61	75.8 ± 68.8	8	30	47	98	410	81	370
Ni (μg g ⁻¹)	68	22.6 ± 14.6	4.4	13.8	19.7	6.5	84	20.9	51.6
V (μg g ⁻¹)	70	50.4 ± 37.4	0.5	22.4	48	70	190	—	—

評価する。

2. データの内容と解析方法

(1) データの内容と整理方法

a) 底生動物と底質データの内容

底生動物サンプリングと底質データ用の底泥サンプリングは、北海道から沖縄までの計10地方において、国土交通省地方整備局等によって平成14年の夏季に実施された¹⁰⁾。この調査結果のうち、底生動物データと底質データが対となっているものは、54海域の港湾および湾域と4海域の開発保全航路(計10地方58海域70地点)であった(表-1)。

底生動物は、地方整備局等によって異なる採泥器を用いてサンプリングされた。サンプリングは、いずれの方法においても3回実施され、採泥器で採取された底泥を1mm目の篩にかけて残った底生動物が収集された。収集された底生動物は、種の段階まで同定されているものの、一部は科もしくは目までの同定にとどまっている。なお、採泥器は、東北地方および近畿地方の一部でエクマン・バージ型採泥器(15cm×15cm×15.5cm)が用いられ、それ以外

の地方ではスミス・マッキンタイヤ型採泥器(22cm×22cm×12.5cm)が用いられた(表-1)。このことから、底生動物種数には、東北地方および近畿地方の一部において、用いられた採泥器の違いに起因する偏りが含まれている可能性がある¹⁵⁾。しかしながら、その補正は容易ではないことから、測定されたデータのまま解析に用いる。この影響については、解析結果より考察する。

底質測定のための底泥については、底生動物採取箇所の近傍において、別途、採泥器による採取を行い、このサンプルについて、重金属含有濃度、含水比、TOC、TON、粒度が分析された^{8),11)}。本調査における底生動物と底質中化学物質濃度の調査結果の概要は表-2に示すとおりである。

b) 底生動物データの整理方法

底生動物の同定は、ほとんどのものについては種の段階まで行われていたものの、科や目までしか特定できなかったものも含まれた。ここでは、科や目までしか特定できなかった動物については、1種として取り扱った。また、種の特定制までには至らなかった動物が複数の地方で見られた場合、それぞれ別の種として取り扱った。

(2) ベイズ統計モデルの構築

a) 統計モデルの基本構造

本研究では底生動物の多様性に着目して目的変数を種数とし、底生動物に影響を及ぼす底質を説明変数とした。次に、各地方と各海域をカテゴリ変数とし、これらのばらつきを考慮した。

種数は、負にならないカウントデータであるため、底質と底生動物種数との間の関係を表す関数についても負にならない合理的な関数を適用する必要がある。ここで、本研究では、一般的に用いられるシンプルな関数である指数関数を採用した。なお、底質によっては、他に適した関数が存在する可能性もあるが、ここでは、すべての底質の影響を包括的に捉えることが目的であるため、指数関数のシンプルさが重要であると考えた。

以上より、指数関数の関係を種数を対数表示することで、モデルは式(1a)として表される。

$$\ln y_{ir,ip,jp}^k = x_{ir,ip,jp} \beta^k + \gamma_{ir}^k + \gamma_{ip}^k + \epsilon_{ir,ip,jp}^k \quad (1a)$$

ここに、 $y_{ir,ip,jp}^k$ は、 ir (地方) における ip (海域) の jp (地点) で得られたグループ k の種数を表している。 $x_{ir,ip,jp}$ および β^k は、それぞれ、底質とそれに関わるパラメータのベクトルであり、次のように記述される。

$$x_{ir,ip,jp} = [1, x_{1,ir,ip,jp}, \dots, x_{nv,ir,ip,jp}] \quad (1b)$$

$$\beta^k = \begin{bmatrix} \beta_0^k \\ \beta_1^k \\ \vdots \\ \beta_{nv}^k \end{bmatrix} \quad (1c)$$

ここに、 nv はモデルに組み込む底質項目 (変数) の数である。式(1a)における γ_{ir}^k と γ_{ip}^k はそれぞれ地方と海域のカテゴリ変数のパラメータである。 $\epsilon_{ir,ip,jp}^k$ の意味については、以下の展開において示す。

次に、カウントデータの誤差分布は一般的にポアソン分布が適用されることから¹⁹⁾、 $y_{ir,ip,jp}^k$ がポアソン分布に従うことを意味する形として式(1a)を記

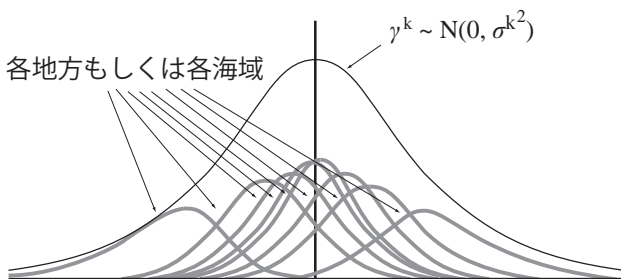


図-1 γ_{ir}^k と γ_{ip}^k の事前分布の概念図

述し直すと式(2)となる。ここで、式(1a)における $\epsilon_{ir,ip,jp}^k$ は、種数を対数表示した場合の誤差分布であり、これがポアソン分布に従っているわけではない。

$$y_{ir,ip,jp}^k \sim \text{Poisson}(\exp(x_{ir,ip,jp} \beta^k + \gamma_{ir}^k + \gamma_{ip}^k)) \quad (2)$$

上式において、 γ_{ir}^k と γ_{ip}^k を考慮しない場合、種数は、測定された底質のみの影響によって推定された周りにポアソン分布で期待される範囲でばらつくことしか許容されないが、これらを考慮することで、採泥器の違いや底生動物の同定者の違いのような地方や海域の固有の特性による種数のばらつきが許容される。地方や海域の固有の特性が影響していた場合、これらの分布が正もしくは負に偏る。

なお、本研究では、解析をシンプルにするため、説明変数間の独立を仮定する。ただし、この仮定の妥当性を保つため、説明変数の選定においては、変数間の相関に注意する(2.(3)).

b) ベイズ統計モデルへの展開

ここまでのモデルを最尤推定法による一般化線形混合モデルとして解析することでパラメータの最尤推定値を推定することができるが、本研究では地方と海域の2つのスケールのばらつき (γ_{ir}^k と γ_{ip}^k) の評価に加えて、その不確実性についても評価できるベイズ統計モデルへ展開する。

ベイズ統計モデルでは、モデルのデータへの当てはまり具合を表す尤度とパラメータの事前分布から、解析結果となるパラメータの事後分布を導くことになる^{20),21)}。本研究では、式(2)におけるポアソン分布が尤度分布となり、モデルに考慮するすべてのデータから尤度が得られる。 β^k 、 γ_{ir}^k 、 γ_{ip}^k の事前分布の与え方については以下で説明する。

c) パラメータの事前分布の設定

β^k 、 γ_{ir}^k 、 γ_{ip}^k の事前分布を式(3a)、(3b)、(3c)のとおり定義する。これらパラメータについては、説明変数間の独立を仮定していることから、事前分布は、それぞれ一変量正規分布(N)とする。すなわち、事前分布には、平均周りに対称にばらつく分布が仮定している。この妥当性については、解析結果の偏りの有無より判断する。

$$\beta^k \sim N(0, \sigma_{\beta^k}^2) \quad (3a)$$

$$\gamma_{ir}^k \sim N(0, \sigma_{\text{region}}^k) \quad (3b)$$

$$\gamma_{ip}^k \sim N(0, \sigma_{\text{port}}^k) \quad (3c)$$

β^k の事前分布については、無情報に近い分布とするため(事前に設定する分布が解析に影響しないようにするため)、 $\sigma_{\beta^k}^2$ の各要素を 100.0 として一様分布に近い分布とした。

γ_{ir}^k と γ_{ip}^k については、それぞれ、すべての地方もしくはすべての海域に共通した事前分布を与える(図-1)。式(3b)と式(3c)における分散は、 γ_{ir}^k と γ_{ip}^k の事前分布を決める超パラメータである。一般に、分散の事前分布は逆ガンマ分布(IG)が適用されるため^{20),21)}、本研究でもこれら分散を逆ガンマ分布として定義し、 a と b をそれぞれ 0.1 と 0.01 とし、無情報に近い分布とした。

$$\sigma_{\text{region}}^2, \sigma_{\text{port}}^2 \sim \text{IG}(a, b) \quad (4)$$

これら超パラメータの事後分布の形は、下層に含まれるパラメータ(γ_{ir}^k と γ_{ip}^k) の数が多くなれば、ある値に収束する分布となり、不確実性が小さい分布となるが、逆に、パラメータの数が少なければ幅の大きな曖昧な分布となる。この曖昧な分布は、考慮するパラメータの数の少なさ(不確実性)がモデルに反映されるものと理解される。

d) パラメータの事後分布

解析結果は、尤度と事前分布を掛け合わせたものを積分した事後分布の形で得られるが、これらの積分は一般に複雑で、解析的に解くことはできないことから、マルコフ連鎖モンテカルロ法²²⁾によって数値的な近似解を得る。 β^k , γ_{ir}^k , γ_{ip}^k の事後分布については、共役関数が得られないことから、メトロポリス法を用いて求め、 σ_{region}^2 と σ_{port}^2 の事後分布については、共役関数が得られることからギブスサンプリングの手法を用いて求めた²²⁾。これらの手法に必要な一様乱数、正規乱数、ガンマ乱数の発生には、それぞれ、メルセンヌ・ツイスター法²³⁾、Polar 法²⁴⁾、Marsaglia & Tsang (2000) の方法²⁴⁾を用いた。これらのアルゴリズムについては、Fortran 言語を用いて記述した。

事後分布からのパラメータのサンプリングは、3つのサンプリング(3連鎖)をそれぞれ初期値の設定を変えて 10,000 ステップ行った。サンプリング結果のうち、始めの 5,000 ステップの結果は初期値の影響を排除するために棄却した。残りの 5,000 ステップの結果については、Gelman & Rubin の方法における指標値 EPSR (Estimated Potential Scale Reduction) が 1.2 以下であれば収束していると判定し²²⁾、解析結果として採用した。

e) 解析結果の評価方法

パラメータの事後分布は、信用区間と呼ばれる区間推定値を用い、95% の信用区間(両側 2.5% を除く範囲)をもって評価した。

(3) 変数の選定方法

目的変数である底生動物種数については、底質に

対する多様性の応答の違いを考慮するため、いくつかのグループに分けて解析した。ここでは、地盤のせん断強度が底生動物の住環境に影響を及ぼすことがすでに知られていることから^{12),13),14)}、底生動物の行動の形態から、軟体動物、環形動物、節足動物、その他の動物の 4 グループに分けた。この他、摂餌形態によってグループを分けることも考えられるが、対象とするすべての動物について、摂餌形態を特定することは困難であることから、本研究では行動形態のみに着目したグループ分けとした。

説明変数として、連続変数である底質を考慮した。モデルは、変数間での独立を仮定しているため、底質間での相関が高ければ、多重共線性の問題が生じる。これを避けるため、モデルによる解析を行う前に、底質間の相関関係を解析し、相関係数が 0.5 以上のものを従属関係にあるグループとして定義した。変数とする底質は、その中から 2 つ以上選定せず、既往の知見から、特に有害性が疑われる代表的なものを選定した。なお、底質データに定量限界以下の測定値が含まれている場合、定量限界値を測定値とした。また、 β 間での大きさを比較しやすくするため、モデルに考慮する底質は最大値で正規化した値とした。

(4) 解析結果から見出された傾向の分析

解析の結果、傾向が見出された底質について、底生動物種数が少なくなる傾向にある側における底生動物の種構成等についてその特徴を分析した。また、全地方もしくは全海域における底質の分布に対して、各地方もしくは各海域のばらつきになんらかの傾向が見出された場合、その特徴を分析した。

3. 結果と考察

(1) 底生動物の種構成

全 70 地点から、437 種の底生動物が得られ、その構成は、軟体動物 81 種、環形動物 230 種、節足動物 84 種、その他の動物 42 種であった。これらのうち、半分程度が 1 地点のみでの出現であった(図-2)。この 1 地点のみで出現する種数の割合は、ノルウェー海域の一边数十 km 程度の区画における 3 割程度^{25),26)} と比べると 2 割ほど多い。日本全域では生物の多様性が高いことから²⁷⁾、このような結果となった可能性がある。さらに、ほぼ 9 割以上の種が 5 地点以下での出現であった(軟体動物 76 種、環形動物 208 種、節足動物 84 種、その他の動物 38 種)。これらは、解析で取り扱った底生動物データ

表-3 底質間の相関係数, 変数を変換していない相関係数(カッコ内は対数変換して求めた相関係数)を示している. 含水比, TOC, TON, F, Baに関しては, データが均等に散らばっていたため, 対数変換を行っていない.

	TOC	TON	Hg (log Hg)	Cd (log Cd)	Pb (log Pb)	As (log As)	Cu (log Cu)	Zn (log Zn)	F	Cr (log Cr)	Ni (log Ni)	V
含水比	0.62	0.76	0.14 (0.32)	0.05 (0.40)	0.28 (0.49)	0.25 (0.31)	0.43 (0.59)	0.34 (0.57)	0.42	0.11 (0.23)	0.39 (0.50)	0.24
TOC		0.84	0.25 (0.52)	0.33 (0.51)	0.41 (0.49)	0.30 (0.33)	0.59 (0.64)	0.48 (0.58)	0.21	0.21 (0.29)	0.51 (0.59)	0.18
TON			0.10 (0.38)	0.04 (0.36)	0.20 (0.38)	0.21 (0.30)	0.42 (0.60)	0.29 (0.51)	0.26	0.12 (0.28)	0.53 (0.66)	0.25
Hg (log Hg)				0.34 (0.55)	0.51 (0.55)	0.23 (0.11)	0.65 (0.70)	0.51 (0.67)	0.28 (0.33)	0.18 (0.25)	0.12 (0.44)	0.02 (-0.03)
Cd (log Cd)					0.90 (0.69)	0.42 (0.46)	0.63 (0.66)	0.76 (0.77)	0.05 (0.14)	0.38 (0.50)	0.01 (0.28)	0.14 (0.28)
Pb (log Pb)						0.50 (0.50)	0.79 (0.76)	0.77 (0.77)	0.34 (0.50)	0.38 (0.45)	0.16 (0.38)	0.09 (0.06)
As (log As)							0.41 (0.45)	0.48 (0.53)	0.39 (0.40)	0.56 (0.70)	0.21 (0.32)	0.53 (0.57)
Cu (log Cu)								0.77 (0.88)	0.37 (0.40)	0.35 (0.50)	0.35 (0.64)	0.20 (0.31)
Zn (log Zn)									0.18 (0.32)	0.34 (0.49)	0.21 (0.53)	0.15 (0.24)
F										0.34 (0.46)	0.18 (0.22)	0.27
Cr (log Cr)											0.60 (0.60)	0.66 (0.60)
Ni (log Ni)												0.46 (0.43)

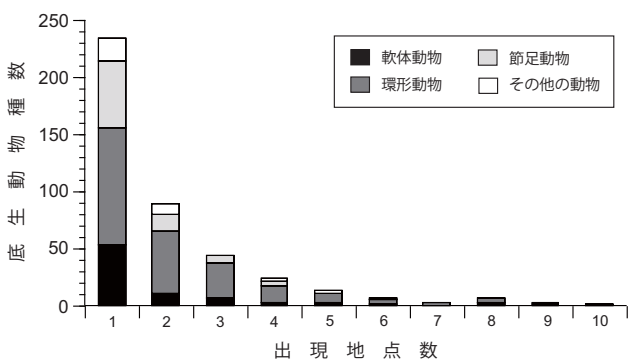


図-2 底生動物種が出現した地点数とその頻度

の種構成は海域間でほとんど重複していないことを意味しており, 後述する解析結果は, 特定の種に対する結果ではなく, 日本の海域における底生動物の普遍的な傾向を反映しているものと言える.

動物グループ別に見ると, 軟体動物のうち, シズクガイ (*Theora fragilis*) が, 39 地点において出現し, 最も出現頻度が高い種であった. 次に出現した種はチヨノハナガイ (*Raetellops pulchella*) であり, 17 地点において確認された. 次にケシトリガイ (*Alvenius ojanus*) とイヨスダレガイ (*Paphia undulata*) が続いた (8 地点). 軟体動物が最も多く出現した海域は苫小牧港で, 11 種が確認された.

環形動物においては, カタマガリギボシイソメ (*Scoletoma longifolia*) が最も出現頻度が高い種であった (36 地点). 次にモロテゴカイ (*Magelona japonica*) (24 地点), タケフシゴカイ科の一属 (*Maldanidae*) が続いた (17 地点). 節足動物においては, 4 種が 4 地点から出現し, 最も出現頻度が高かった. その他の動物においては, 紐型動物 (NEMERTINEA) が 25 地点において出現し, 最も出現頻度が高かった. 次にイカリナマコ (*Synaptidae*) の 9 地点, イソギンチャク目 (*Actiniaria*) の 6 地点が続いた. 環形動物, 節足動物, その他の動物が最

も多く出現した海域は関門航路で, それぞれ 31 種, 16 種, 10 種であった. 宇部港・衣浦港・三河港・八戸港・伏木富山港 (St.4) においては, 底生動物が全く確認されなかった.

(2) 底質間の相関関係

底質間の相関関係を調べた結果 (表-3), 含水比は TOC と TON との間で相関が高かった. Hg は, 対数変換した場合, Cd, Pb, Cu, Zn と相関が高かったが (相関係数が 0.5 以上), 対数変換しない場合, Cd との相関が低かった. As と Cr および Ba との間の相関係数は, 0.5 以上であった. F は, どの因子とも相関係数が 0.5 以下であった.

以上より, 含水比, Hg, Cd, As, F を解析モデルに考慮する説明変数とし, 解析を実行した.

(3) 解析の結果と考察

a) 説明変数間の独立の仮定の妥当性

含水比がすべての動物グループの種数に関係し, 環形動物においては F が関係する結果が見られた (図-3). 調査結果 (プロットデータ) はこれら解析結果 (中央値) の周りに均等に分布しており, 含水比と F の種数に対する効果に影響を及ぼした他の説明変数はないものと判断されることから, 底質と地方および海域のばらつきとの間の独立の仮定は妥当であったものと考えられる.

b) すべての動物グループに及ぼす含水比の影響

すべての動物グループにおいて, 含水比が高くなるに従って底生動物種数が減少する傾向が見られた (図-3). これと同様の傾向は, 東京湾多摩川河口部の局所的な空間においても見られることが報告されている²⁸⁾. 底生動物種数と含水比との間に傾向が見られる理由として, 含水比による直接的な影響, もしくは含水比と相関が高かった TOC または TON に

よる影響を反映している可能性がある。

高い含水比が底生動物種数へ及ぼす負の影響として、自沈強度の低下により、体サイズが大きな動物が生きにくくなる現象が考えられる。高含水比の地点で出現した底生動物に着目すると(表-4)、軟体動物は、ゴイサギ (*Macoma tokyoensis*) を除き、すべて小型種である²⁹⁾。確認されたゴイサギも小型の湿重量は0.7 gであり、小型の個体であった。高含水比の地点で出現した環形動物と節足動物も軟体動物と同様に小型種である²⁹⁾。また、1個体当たりの湿重量は、環形動物ではチロリ (*Glycera chirori*) の0.24 g、節足動物では0.01 g以下であり、すべて小型として考えられるサイズであった。その他の動物においては、オカメブンブク (*Echinocardium cordatum*) の個体湿重量が22.1 gで他の動物よりも数オーダー高かったが、これは骨格の重さが反映されており、体サイズはよくわからない。

この他、含水比が直接的に種数に負の影響をもたらした可能性として、高含水域では、再懸濁による直上水の高濁度化によって懸濁物食者の濾過能力が影響を受けたことにより³⁰⁾、懸濁物食者が生きにくかった可能性が考えられる³¹⁾。しかし、全国で最も出現頻度が高く、高含水比域(200%以上)においても同様に出現頻度が高かったシズクガイ (*Theora fragilis*) は懸濁物食者であり、この推測は矛盾するように思える。しかしながら、シズクガイ

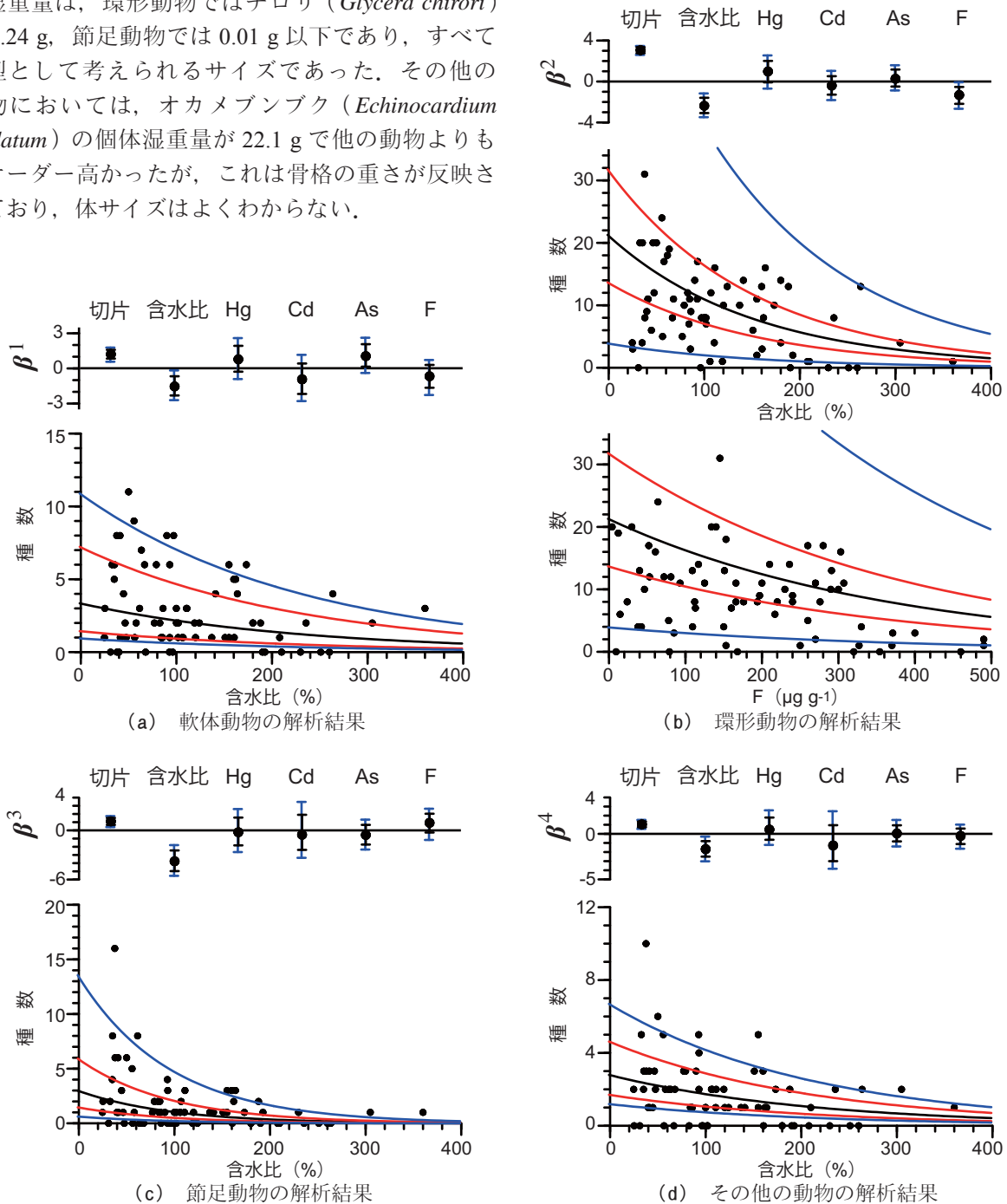


図-3 各動物グループにおける解析結果。各図の上図は、すべてのパラメータ(β^k)の解析結果を示し、下図は傾向が見られたパラメータの種数との関係を示している。パラメータの解析結果(上図)は、中央値とともに90%と95%の信用区間を示している。パラメータの種数との関係(下図)においては、中央値の結果(黒線)とともに地方(赤線)と海域(青線)によるばらつきの95%信用区間を示している。

表-4 含水比が200%以上の地点(全9地点)において出現した底生動物種とその内訳

和名	学名	地点数	個体数
軟体動物			
二枚貝			
ケシトリガイ	<i>Alveolus ojanus</i>	1	1
チヨノハナガイ	<i>Raetellops pulchella</i>	1	7
モモノハナガイ	<i>Moerella jedoensis</i>	1	1
ゴイサギ	<i>Macoma tokyoensis</i>	1	1
シズクガイ	<i>Theora fragilis</i>	4	1-13
腹足			
リソツボ科	Rissoiidae	1	3
マメウラシマガイ	<i>Ringiculina doliaris</i>	1	2
キセワタガイ科	Philinidae	1	2
環形動物			
シロガネゴカイ科の一種	<i>Nephtys</i> sp.	1	2
スピオ科の一種	<i>Prionospio</i> sp.	1	1
イトエラスピオ	<i>Prionospio pulchra</i>	1	1
スピオ科の一種	<i>Pseudopolydora</i> sp.	1	33
タケフシゴカイ科	Maldanidae	1	4
カギゴカイ科の一種	<i>Sigambra</i> sp.	2	3, 9
ギボシイソメ科の一種	<i>Lumbrineris</i> sp.	1	5
チロリ	<i>Glycera chirori</i>	1	7
オトヒメゴカイ科	Hesionidae	3	1-3
ニカイチロリ科の一種	<i>Glycinde</i> sp.	1	1
モロテゴカイ	<i>Magelona japonica</i>	3	2-5
ミズヒキゴカイ科	Cirratulidae	1	4
ミズヒキゴカイ科の一種	<i>Tharyx</i> sp.	1	2
ヒトエラゴカイ科の一種	<i>Cossura</i> sp.	1	3
イトゴカイ科	Capitellidae	1	1
イトゴカイ科の一種	<i>Notomastus</i> sp.	1	1
ウミイサゴムシ	<i>Lagis bocki</i>	1	3
フサゴカイ科	Terebellidae	2	1
節足動物			
クマ目	CUMACEA	1	1
ヨコナガエビモドキ	<i>Asthenognathus inaequipes</i>	1	1
マルエラワレカラ	<i>Caprella penantis</i>	1	1
その他の動物			
紐形動物	NEMERTINEA	2	2
ウミシダ目	COMATULIDA	1	1
ギボシムシ科	Ptychoderidae	3	1-2
イカリナマコ科	Synaptidae	1	2
オカメブンブク	<i>Echinocardium cordatum</i>	1	1

は水柱で生産された有機物を選択的に摂餌することができることから³²⁾、濾過能力の低下などの悪影響を受けなかった可能性がある。すなわち、高含水水域において再懸濁が懸濁物食者に負の影響を与えるメカニズムは、必ずしもすべての懸濁物食者に共通せず、含水比と底生動物との間の負の関係を説明する要因であったかどうかかわからない。

含水比はTOCおよびTONと相関があったことから(表-2)、これらを含めた底生動物の種数に影響の可能性が残る。TOCやTONが高い底泥は、一般的に貧酸素状態になりやすく³³⁾、これが、種数と含水比との間の負の関係をもたらした可能性も考えられる。出現した種に視点を置くと、全国海域で最も出現していたカタマガリギボシイソメ(*Scoletoma longifolia*)は、含水比が200%以上の9地点では確認されなかった。カタマガリギボシイソメは、TOCが16 mg g⁻¹を超える高有機汚濁の海域での定着が困難になることが知られており³⁴⁾、含水比が200%

以上の地点のTOCが19.1 ± 6.1 mg g⁻¹(7から26.6 mg g⁻¹)であったことを考えると、有機汚濁がなんらかの直接的な影響を与えていた可能性がある。この結果、高含水水域では底生動物の出現種数が少なくなった可能性が考えられる。

以上のとおり、含水比、TOC、もしくはTONが高くなるに従って、懸濁物食者、体サイズの大きな種、有機汚濁に弱い種が出現しにくくなる可能性が考えられる。これらのメカニズムのうち、どの因子が最も強く影響しているのか、対象データからは特定できないものの、これら底質が底生動物の多様性を示す一つの指標であると考えられる。

なお、TOCは、本論文で対象とした物質以外にもいくつかの化学物質濃度との相関関係が見出されていることから¹¹⁾、それらの負荷が底生動物種数に影響を及ぼしたことを間接的に示している可能性も考えられる。しかし、TOCと相関がある化学物質濃度が底生動物に影響を与える範囲であった証拠は示されておらず¹¹⁾、また、汚染物質が低濃度の底泥において長期暴露された場合、生物多様性へのその影響は必ずしも明確に現れないことから³⁵⁾、その影響を実海域のデータから見出すことは困難であると考えられる。

c) 環形動物における種数とフッ素との関係

環形動物の種数とFとの間に負の関係が見られた(図-3)。本研究で解析対象としたFは、概ね、人為起源の影響を受けていない陸上土壌におけるFの範囲(200から400 μg g⁻¹程度³⁶⁾)に入っていた(表-2)。また、近年、有機フッ素化合物の一部が国際的な残留性有機汚染物質の規制・廃絶に係わる条約において、制限的製造・使用物質として指定されるなど注目を受けているが、例えば東京湾で観測される有機フッ素化合物濃度は、本研究の解析対象のF(全フッ化物)の含有濃度レベルよりも数オーダー低いレベルである³⁷⁾。たとえ本研究で見られた環形動物の種数とFの間の負の関係が確かであったとしても、これが有機フッ素化合物によるものであったかどうか、不明である。

なお、地方のばらつきを考慮した最尤推定法による解析手法とモデル選択の手法を用いて、環形動物の種数と底質の関係を確かめたところ、これらに関する係は認められなかった(未発表)。Fは、他の底質項目に比べて、含水比との間の相関係数が比較的高く(表-3)、この影響が本解析結果に反映されている可能性がある。環形動物の種数とFとの間の関係については、今後のさらなる検証が必要である。

d) その他の底質項目との関係

Hg, Cd, Asにおいては、すべての底生動物グルー

表-5 地方と海域のばらつきの分散を表す超パラメータの解析結果

	平均	標準偏差	中央値	95% 信用区間	変動係数 (標準偏差/平均)
軟体動物 (k=1)					
σ_{region}^{k2}	0.17	0.20	0.10	0.01 — 0.70	1.2
σ_{port}^{k2}	0.36	0.21	0.33	0.06 — 0.85	0.6
環形動物 (k=2)					
σ_{region}^{k2}	0.05	0.07	0.03	0.00 — 0.22	1.3
σ_{port}^{k2}	0.58	0.18	0.55	0.30 — 1.01	0.3
節足動物 (k=3)					
σ_{region}^{k2}	0.13	0.18	0.06	0.01 — 0.60	1.4
σ_{port}^{k2}	0.58	0.28	0.53	0.18 — 1.27	0.5
その他の動物 (k=4)					
σ_{region}^{k2}	0.07	0.10	0.03	0.00 — 0.33	1.5
σ_{port}^{k2}	0.17	0.14	0.14	0.01 — 0.52	0.9

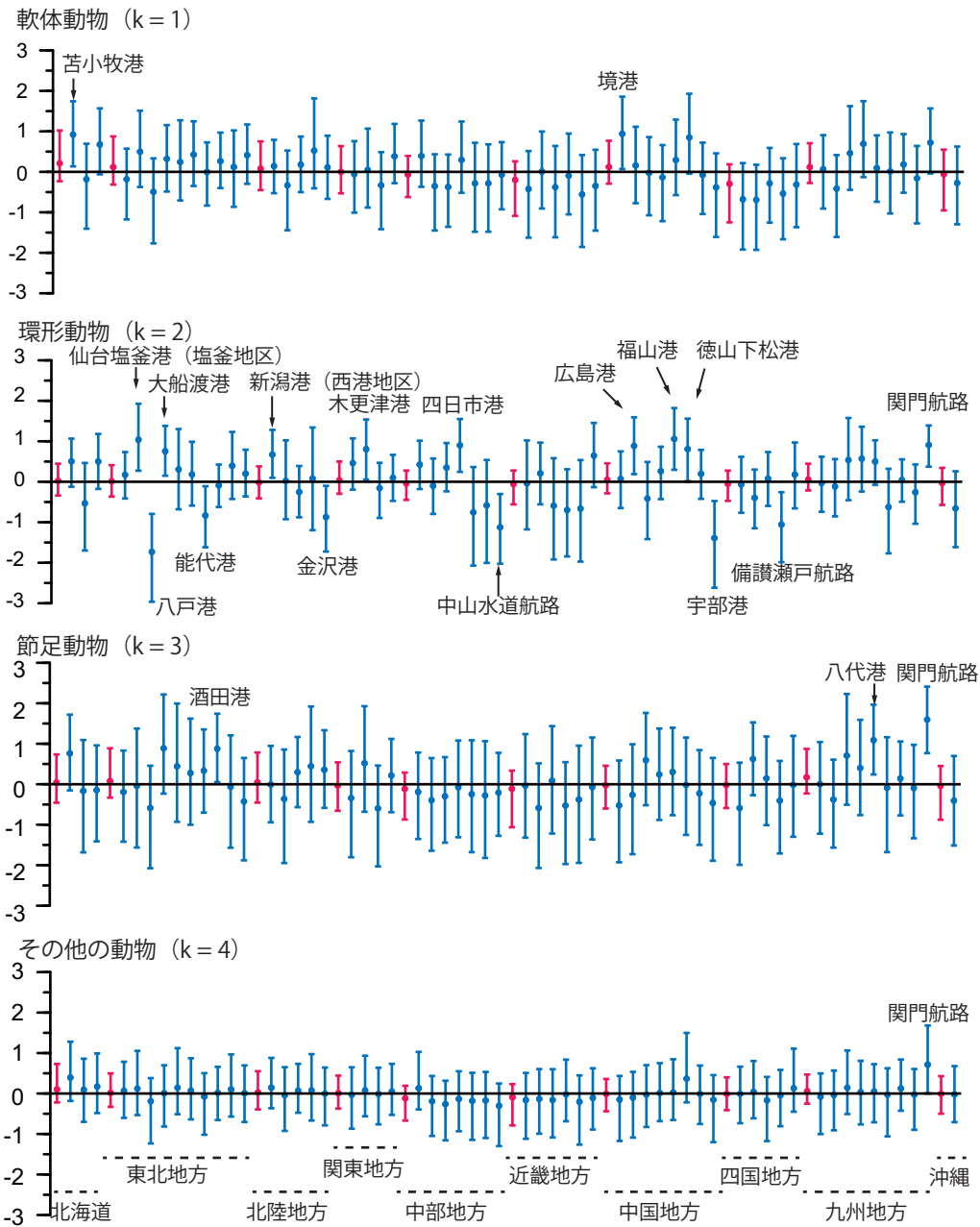


図-4 地方と海域のばらつきの解析結果。軟体動物 (k=1), 環形動物 (k=2), 節足動物 (k=3), その他の動物 (k=4) における地方のばらつき (γ_{ir}^{k2} : 赤色) と海域のばらつき (γ_{ip}^{k2} の中央値 + γ_{ip}^{k2} : 青色) を表しており, 点は中央値, バーは 95% 信用区間を示している。地方および海域の表記の順番は, 表-1 の順番に従っている。

ブにおいて傾向が見られなかった(図-3)。

Hgはいくつかの海域において、ERM(50%の動物が影響を受けやすい濃度レベル⁷⁾)を超え¹⁾、さらに陸上の非汚染土壌($0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ 以下³⁸⁾)と比べても高い海域があったものの、本解析では底生動物への影響は見出せなかった。このことから、底生動物に影響を及ぼすHgの濃度レベルは、対象とした範囲よりも高い可能性がある。Hgと相関が高く、陸上の非汚染土壌濃度($330 \mu\text{g g}^{-1}$ 以下³⁹⁾)を超過している海域があるZnにおいても同様のことが言える。

Cdは、ERM以下であったことから(表-2)、底生動物種数への影響が見られなかったものと考えられる。

CdおよびHgと相関が高いPbとCuは、どの海域においてもERMを超えておらず(表-2)、陸上の非汚染土壌(Pbは $1100 \mu\text{g g}^{-1}$ 以下³⁹⁾、Cuは $230 \mu\text{g g}^{-1}$ 以下³⁸⁾)と比べてもその範囲内に入っている。このことから、特に底生動物に影響を及ぼす因子ではなかったものと考えられる。

Asは、ERMと比較しても低い含有濃度レベルであったことから(表-2)、底生動物の多様性に影響を及ぼすレベルでなかったと考えられる。Asと相関が高いCrも、ERMと比較すると低い含有濃度レベルにあり(表-2)、Asと同様のことが言える。

Hg, Cd, Asに関する解析結果は、これらが底生動物種数に影響しなかったことを示唆しているものの、どのような状況においても影響しないことを結論づけるものではない。例えば、本研究による結果からは、対象とした濃度レベル以上の底質について議論することはできない。また、汚染された底泥においては、底生動物の定着の初期段階にその多様性が低くなることもあり³⁵⁾、底質による底生動物への影響を把握する上では、生態遷移の段階が重要な指標となる可能性がある。

e) 地方と海域のばらつき

地方と海域の2つのスケールによるばらつきは、すべての動物グループにおいて、後者の方が大きかった(図-3)。ばらつきに関する超パラメータについては、環形動物における地方と海域の95%信用区間が完全に離れ、節足動物に関しても重なりは半分程度であり(表-5)、やはり海域のばらつきが大きい結果が得られている。しかし、すべての動物グループにおいて、地方の変動係数が海域よりも大きい傾向にある。この傾向は、海域に比べて地方のパラメータの数が少ないこと(不確実性)に起因しており、 μ_{ir}^* の方が相対的に定まりにくいことを意味している。すなわち、環形動物における超パラメー

タの結果は、不確実性を考慮しても海域の方がばらつきが大きいことを強く示しているものと解釈される。他方、軟体動物においては、この影響を受けて超パラメータの95%信用区間が地方と海域の間で概ね重なっている。このことは、軟体動物における地方と海域のばらつきに差があったかどうか議論することは難しいことを意味している。なお、環形動物における海域のばらつきは調査結果(プロットデータ)の範囲外まで及んでいるが(図-3)、これは環形動物種数に影響する含水比とFの2つの因子との関係を別々に図示しているためである。

各地方のばらつきの分布は、すべての動物グループにおいて、傾向がなかった(図-4)。これらの結果は、底生動物種数に対する事業主の違いによる影響や地方の環境の影響が無視できる程度であったためであると考えられるが、上記の通り、不確実性の影響も受けている可能性もある。地方のばらつきをもたらすものとして考えられた事業主の違いについては、東北地方および近畿地方の一部において、底生動物のサンプリングが他の地方と異なる採泥器を用いて行われた影響や底生動物の同定者の違いの影響が考えられたが、本研究の解析では検出できる程度ではなかった。また、例えば、潮間帯の岩礁の動物では、夏季の高い気温の個体群へ影響が地方スケールで異なることが報告されているが⁴⁰⁾、本研究で対象とした潮下帯の底生動物は、気候変化の影響を直接受けにくく、その影響が検出されにくかったものと考えられる。

各海域のばらつきに着目すると(図-4)、軟体動物において苫小牧港および境港、節足動物において酒田港、八代港、および関門航路、その他の動物において関門航路が正側へ分布する傾向が見られた。環形動物においては、仙台塩釜港(塩釜地区)、大船渡港、新潟港(西港地区)、木更津港、四日市港、広島港、福山港、徳山下松港、関門航路が正側へ分布し、八戸港、能代港、金沢港、中山水道航路、宇部港、備讃瀬戸航路が負側へ分布していた。

環形動物において負側へ分布した海域のうち、八戸港と宇部港は環形動物が確認されない海域であり、能代港、金沢港、備讃瀬戸航路および中山水道航路は、それぞれ6, 4, 4, 3種が確認された海域であった。他方、環形動物が確認されない海域であった伏木富山港、三河港、衣浦港および神戸港においては、ばらつきに傾向はなかった。これは、環形動物の種数のばらつきが含水比やFによる種数への影響が差し引かれた結果として決まり、単純に種数だけで決まらないためである。

さらに、環形動物において負側に分布していた6

海域に着目すると、八戸港、中山水道航路および備讃瀬戸航路の含水比は、それぞれ 31.1% (全体海域における標準偏差は -1.17), 25.2% (-1.25), 24.7% (-1.26) であり、全 70 地点の中で最も低い 3 地点 (海域) であったことが見出された。これは、含水比と底生動物種数との間に負の関係があることが示されたことと逆の傾向を示している。飽和状態にある底質 (飽和度 100%) においては、含水比と間隙比は 1:1 の関係にあり、土粒子の密度を 2.65、最も締め固まった地盤の間隙比を 0.6⁴¹⁾ とすると、含水比の下限は 22.6% となる。他方で、底生動物にとって適した間隙比の一例として、干潟ではおよそ 0.9 (含水比は 33.9%) があり¹²⁾、底質のせん断強度はこの間隙比から最も締め固まった間隙比までの間で急激に強くなり、底生動物の住活動が困難になることが知られている^{12),13),14)}。八戸港、備讃瀬戸航路、中山水道航路における底質の間隙比は、含水比からそれぞれ 0.82, 0.65, 0.67 と求まり、最も締め固まった地盤の間隙比と底生動物に適したの間隙比の間にある。すなわち、これら底質は、底生動物に適した間隙比から底質のせん断強度が急激に強くなる領域にあり、これが環形動物の住活動に影響を及ぼしていた可能性が考えられる。また、この傾向は、含水比と環形動物種数との間の関係が指数関数からずれていることを意味しており、このずれが海域のばらつきとして検出される原因の 1 つであったものと考えられる。

これらの他、能代港、金沢港、宇部港の環形動物種数が少ない傾向にあることが示されたが、これらの含水比は、それぞれ、44.7% (-0.98), 35.0% (-1.12), 96.1% (-0.28) であり、底生動物に適した含水比よりも高く、せん断強度の強さの影響があったものとは考えにくい。細砂分について見ると、この 3 港のうち、能代港 (90.2% (2.23)) と金沢港 (86.0% (2.08)) は、全 70 地点の中で 2 番目と 3 番目であったが (最も高い中山水道航路は 95.0% (2.40))、これが環形動物の種数に影響を及ぼしていたかどうか分からない。宇部港は底質に弱い硫化水素臭が確認されたものの、硫化水素臭は他の生物種数が多い海域の底質でも確認されており、これが環形動物に影響したものとは考えにくい。

f) 底質評価におけるばらつきの評価の意味

本研究の結果は、底質の含水比、TOC、もしくは TON を低く調整すれば、平均的な底生動物の多様性が高くなることを示し、さらに、内在しているばらつきの大きさから、高い多様性が得られる可能性がある一方で、必ずしも高い多様性が得られないことも示している。他方、底質の含水比、TOC、もし

くは TON が高い場合、ばらつきは収束し、高い確率で多様性は低くなる。これらの結果から、例えば、底生動物の多様性のリスク管理を行う場合に、底質の影響を受けたものと判定される多様性のレベルを設定すれば、底質の含水比、TOC、もしくは TON の高さや底生動物に内在するばらつきから、その点以下の多様性になり得る確率を求めることができ、底生動物の多様性に着目した底質のリスク評価を行うことが可能となる。

以上のように、内在するばらつきの評価は、底生動物の底質に対する応答の理解を助けるだけでなく、リスク評価における重要な情報を提供し、底質評価技術の発展の可能性を示している。

4. おわりに

(1) 結論

本研究では、浚渫が行われる航路や泊地における底質と底生動物に関する全国の調査結果について、ばらつきを考慮したベイズ統計モデルにより底生動物の種数に関する底質の解析を行うことで、以下の結論を得た。

- ・ 我が国の港湾域に生息する底生動物に関して、含水比、TOC、TON は、種数を示すパラメータである可能性が高い。
- ・ 環形動物の種数は、含水比と単純な負の関係を示すものではなく、低含水比域でも少なくなる傾向にあることが示され、指数関数の関係からのずれが見られた。この結果は、底生動物の住環境に係る底質の物理的特性が含水比域によって異なることが原因である可能性が考えられる。
- ・ 環形動物の種数は F と負の関係を示す結果が見られたが、その理由は推定できなかった。今後のさらなる検証が必要である。
- ・ 他に底生動物の種数と関係のある底質項目は見出せなかった。ただし、本研究で示している結果は、解析に用いた底質の濃度レベル内に限ること、底生生態系の成熟度が考慮されていないこと等の条件下で得られたものである。このため、現時点では、本研究の結果から対象とした底質が底生動物の種数に影響しないものと結論づけることはできない。
- ・ 底質の底生動物種数に対する影響とばらつきの影響を比較することで、含水比、TOC、もしくは TON が高い環境は、底生動物の多様性にとって望ましくない。

(2) 今後の課題

本研究の成果は、例えば、港湾域から発生する浚渫土砂の有効利用の際の参考とすることができるものと考えられる。しかしながら、まだ、多くのばらつきの要因となっている特性が未解明であり、本研究で示した統計モデルに未熟さが残っている。さらに、潮間帯岩礁性の動物の個体群の成長が気温に強く依存することがあるように⁴⁰⁾、干潟の底生生態系は気候の影響を受ける可能性があり、港湾域の潮下帯の調査結果を基に得られた本研究の知見が潮間帯の生態系へ適用できるかどうか分からない点が残っている。また、干潟等の造成時には小型の底生動物の加入を経る生態系の発達過程が重要となるが⁴²⁾、未成熟の生態系は底質の化学物質の影響を受ける可能性³⁵⁾も懸念される。これらの解明等による新たな知見の積み重ねは、干潟造成時等における底質の評価において重要となる。

また、本研究では底質のリスク評価に関する具体的な手法を示しておらず、技術的な課題も残っている。今後、上記の新たな知見の積み重ねに加え、底質のリスク評価技術の開発を行うことで、浚渫土砂の覆砂や干潟造成等の有効利用へ向けた底質評価技術の発展が期待される。

謝辞：本研究を進めるにあたって、港湾空港技術研究所の諸氏にはご協力頂いた。特に、桑江朝比呂氏には、原稿に深く目を通し、全体をまとめるにあたって、有益なコメントを頂いた。佐々真志氏には、底生動物の住活動研究に関する先駆的な立場から、底生動物の種数と含水比の関係の考察において有益な助言を頂いた。内藤了二氏（現国土交通省）には、本研究で使用したデータの共有にご協力頂き、かつ、その特徴についてアドバイス頂いた。菅野高弘氏、伴野雅之氏、田多一史氏、渡辺謙太氏からは論文に目を通し、有益なコメントを頂いた。また、清家弘治氏（現東京大学）や国土技術政策総合研究所の上村了美氏（現大阪市立大学）をはじめ、さまざまな機会でご意見を頂いたみなさまには深く感謝する。また、3名の査読者から有益なコメントを頂いたことをここに記す。なお、本研究の一部は、鉄鋼業環境保全技術開発基金による助成金（若手研究助成）による研究（平成20年度から2年間）として実施された。

参考文献

- 1) 馬場智：港湾における自然再生の取り組み—第35回底質浄化技術セミナー テキスト—, 平成21年11月, 2009.
- 2) ロンドン条約96年議定書（概要）：環境省ホーム

ページ；http://www.env.go.jp/council/toshin/t063-h1506/ref_01.pdf

- 3) 国土交通省港湾局：浚渫土砂の海洋投入及び有効利用に関する技術指針, 2006.
- 4) 松本英二：底質の重金属汚染, 水質汚濁研究, Vol.12, No.5, 1989.
- 5) Gray, J. S.: Pollution-induced changes in populations, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences*, Vol.286, pp.545-561, 1979.
- 6) Long, E. R. and Morgan, L. G.: The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program, *NOAA Technical Memorandum*, NOS OMA 52, US National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, Washington, 175 p., 1990.
- 7) Long, E. R., Macdonald, D. D., Smith, S. L. and Calder, F. D.: Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments, *Environmental Management*, Vol.19, pp.81-97, 1995.
- 8) 内藤了二, 中村由行, 浦瀬太郎：港湾域の底泥中化学物質濃度と底生生物叢の関係, 港湾空港技術研究所資料, No.1174, 2008.
- 9) Leung, K. M. Y., Bjørgesæter, A., Gray, J. S., Li, W. K., Lui, G. C. S., Wang, Y. and Lam, P. K. S.: Deriving sediment quality guidelines from field-based species sensitivity distributions, *Environmental Science and Technology*, Vol.39, pp.5148-5156, 2005.
- 10) 国土交通省港湾局環境整備計画室, 港湾空間高度化環境研究センター：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, 2003.
- 11) 内藤了二：港湾域における堆積物中の有害化学物質管理, 京都大学博士学位論文, 171 p., 2010.
- 12) 佐々真志, 渡部要一, 桑江朝比呂：鳥と地盤と底生生物の関係に果たす水際土砂環境の役割, 海岸工学論文集, Vol.55, pp.1171-1175, 2008.
- 13) Sassa, S. and Watabe, Y.: Threshold, optimum and critical geoenvironmental conditions for burrowing activity of sand bubbler crab, *Scopimera globosa*, *Marine Ecology Progress Series*, Vol.354, pp.191-199, 2008.
- 14) 佐々真志, 渡部要一, 梁順普：多種多様な干潟底生生物の住活動性能と適合・限界場の相互関係, 土木学会論文集B2(海岸工学), Vol.65, No.1, pp.1226-1230, 2009.
- 15) Joppa, L. N., Visconti, P., Jenkins, C. N. and Pimm, S. L.: Achieving the convention on biological diversity's goals for plant conservation. *Science*, Vol.341, pp.1100-1103, 2013.
- 16) 久保拓弥：データ解析のための統計モデリング入門—一般化線形モデル・階層ベイズモデル・MCMC—, 岩波書店, 267 p., 2012.
- 17) Clark, J. S.: Why environmental scientists are becoming Bayesians, *Ecology Letters*, Vol.8, pp.2-14, 2005.
- 18) Clark, J. S., Mohan, J., Dietze, M. and Ibanez, I.: Coexistence: How to identify trophic trade-offs, *Ecology*, Vol.84, pp.17-31, 2003.
- 19) Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H. and White, J.-S. S.: Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution, *Trends in Ecology and Evolution*, Vol.24, pp.127-135, 2009.

- 20) Press, S. J.: *Subjective and Objective Bayesian Statistics: Principles, Models, and Applications* (Wiley series in probability and statistics), Wiley-Interscience, 600 p., 2002.
- 21) 松原望：ベイズ統計学概説，培風館，2010.
- 22) 豊田秀樹：マルコフ連鎖モンテカルロ法—統計ライブラリー—，朝倉書店，265 p., 2008.
- 23) Matsumoto, M. and Nishimura, T.: Mersenne Twister: A 623-Dimensionally Equidistributed Uniform Pseudo-Random Number Generator, *ACM Transactions on Modeling and Computer Simulation*, Vol.8, pp.3-30, 1998.
- 24) 四辻哲章：計算機シミュレーションのための確率分布乱数生成法，プレアデス出版，598 p., 2010.
- 25) Ellingsen, K. E.: Biodiversity of a continental shelf soft-sediment macrobenthos community, *Marine Ecology Progress Series*, Vol.218, pp.1-15, 2001.
- 26) Ellingsen, K. E.: Soft-sediment benthic biodiversity on the continental shelf in relation to environmental variability, *Marine Ecology Progress Series*, Vol.232, pp.15-27, 2002.
- 27) Conservation International: Biodiversity Hotspot, <http://www.biodiversityhotspots.org/xp/hotspots/japan/Pages/default.aspx>
- 28) 有路隆一：内湾河口周辺域における底質環境と底生生物群集の変動特性に関する研究，港湾空港技術研究所資料，No.1254, 2012.
- 29) 奥谷喬司編著：日本近海産貝類図鑑，東海大学出版，1173 p., 2000.
- 30) Ellis, J., Cummings, V., Hewitt, J., Thrush, S. and Norkko, A.: Determining effects of suspended sediment on condition of a suspension feeding bivalve (*Atrina zelandica*): Results of a survey, a laboratory experiment and a field transplant experiment, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol.267, pp.147-174, 2002.
- 31) 西田尚央・伊藤慎：Fluid mud の特徴とその地層解析における役割，地質学雑誌，Vol.115, No.4, pp.149-167, 2009.
- 32) 齊藤肇：富栄養海域における汚染指標二枚貝のシズクガイの個体群動態に関する研究，水研センター研報，Vol.16, pp.29-95, 2006.
- 33) Zimmerman, A. R. and Canuel, E. A.: A geochemical record of eutrophication and anoxia in Chesapeake Bay sediments: Anthropogenic influence on organic matter composition, *Marine Chemistry*, Vol.69, pp.117-137, 2000.
- 34) 上出貴士：和歌山県沿岸の養殖漁場における春季の海底堆積物の化学的特性と優占するマクロベントス種との関係，日本水産学会誌，Vol.74, No.5, pp.832-840, 2008.
- 35) Lu, L. and Wu, R. S. S.: A field experimental study on recolonization and succession of subtidal macrobenthic community in sediment contaminated with industrial wastes, *Marine Pollution Bulletin*, Vol.54, pp.195-205, 2007.
- 36) 環境省ホームページ：http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=840&hou_id=1313
- 37) Zushi, Y., Tamada, M., Kanai, Y. and Masunaga, S.: Time trends of perfluorinated compounds from the sediment core of Tokyo Bay, Japan (1950s-2004), *Environmental Pollution*, Vol.158, pp.756-763, 2010.
- 38) 浅見輝男：データで示す日本土壌の有害金属汚染，アグネ技術センター，615 p., 2010.
- 39) Takeda, A., Kimura, K. and Yamasaki, S. I.: Analysis of 57 elements in Japanese soils, with special reference to soil group and agricultural use, *Geoderma*, Vol.119, pp.291-307, 2004.
- 40) Fukaya, K., Okuda, T., Nakaoka, M., Hori, M. and Noda, T.: Seasonality in the strength and spatial scale of processes determining intertidal barnacle population growth, *Journal of Animal Ecology*, Vol.79, pp.1270-1279, 2010.
- 41) Taylor, D. W.: *Fundamentals of Soil Mechanics*, John Wiley & Sons, New York, 1948.
- 42) 桑江朝比呂：造成された干潟生態系の発達過程と自律安定性，土木学会論文集，No.790/VII-35, pp.25-34, 2005.

(2014. 1. 9 受付)

INFERENCE OF SEDIMENT CHARACTERISTICS RELATING TO THE SPECIES RICHNESS OF BENTHIC MARINE ANIMALS, BY CONSIDERING REGIONAL AND LOCAL VARIABILITIES

Shinya HOSOKAWA

A Bayesian statistical model was employed to infer the relationship between the number of species of benthic marine animals and the characteristics of sediment in Japanese ports and estuaries. After examining the correlations between sediment characteristics, water content, which was significantly correlated with concentrations of total organic carbon (TOC) and total organic nitrogen (TON), and concentrations of F, Hg, Cd, and As were chosen as explanatory variables. In addition, regions, ports, and estuaries were treated as categorical variables based on the hypothesis that they affected the diversity of benthic marine animals. In the analysis the number of species in four groups of benthic marine animals (molluscs, annelids, arthropods, and other animals) was considered.

The number of species in all groups was negatively correlated with water content, and in sediments with a low water content, the number of species of annelids was significantly lower than in other sediments. These results suggest that water content (or TOC or TON) affects the number of species of benthic marine animals. Furthermore, the number of annelids was negatively correlated with the concentration of F.