

気仙沼湾奥における *Alexandrium* 属シストの堆積状況の経年変化について

他力 将*1・田邊 徹*2・藤田 海音*1・澁谷 和明*3・庄子 充広*4

Secular variations of sediment transition of *Alexandrium* resting cysts in the inner part of
Kesennuma Bay

Masaru TARIKI*1, Toru TANABE*2, Mine FUJITA*1, Kazuaki SHIBUYA*3 and Michihiro SHOJI*4

キーワード: *Alexandrium*, シスト, 麻痺性貝毒, 気仙沼湾, 堆積速度, 年代測定

2013年, 気仙沼湾では24年ぶりとなる麻痺性貝毒による出荷自主規制措置がとられた。地域の重要な生産品目であるホタテガイの出荷自主規制期間は約10か月と長期間に及び, 東日本大震災(以下; 震災)からの復興を目指すホタテガイ生産者に大きな影響を与えた¹⁾。宮城県では, *Alexandrium* 属プランクトンを摂食した二枚貝類が麻痺性貝毒により毒化することが知られている²⁾。*Alexandrium* 属はプランクトン(栄養細胞)として出現, 増殖し, 一時的な環境悪化などによりシスト(休眠接合子)を形成し, 海底で次の出現機会を待つという生活環を持つ²⁾。2013年の麻痺性貝毒が発生したのは, 底質深層に長期間発芽せずに存在していたシストが震災の津波により巻き上げられ, 表層に集積したためであると考えられている^{3), 4)}。その後, 気仙沼湾では, ほぼ毎年, 麻痺性貝毒による出荷自主規制措置がとられている。

宮城県沿岸において, 震災の影響と考えられる *Alexandrium* 属プランクトンのシスト密度の増加が気仙沼湾^{4), 5)}および仙台湾⁶⁾で報告されている。2018年には県沿岸の広い範囲で麻痺性貝毒が発生し, ホタテガイなどで半年~8か月にも及ぶ長期間の出荷自主規制措置がとられた。その後に行われたシストの分布調査では, 小泉伊里前湾や長面浦において非常に高密度のシストが確認された⁶⁾。

本研究は, 震災後に増殖して麻痺性貝毒を引き起こした, *Alexandrium* 属プランクトンのシストの堆積状

況を知ることを目的として, 気仙沼湾奥における過去のシスト分布調査¹⁾から, 最もシスト密度が高かった気仙沼湾奥の1点で柱状採泥を行い, 放射性同位体分析を用いた泥の年間堆積速度の推定とシストの計数を行ったものである。

Alexandrium 属プランクトンのシストの堆積状況が, 時間の経過と共にどのように変化していくのかを知ることは, 今後の貝類毒化を推察する際に重要な資料となる。



図1 気仙沼湾内における調査定点図。●は柱状採水の調査点(港町), ★は柱状採泥の調査点(大浦)の位置を表す。

表1 気仙沼湾奥の柱状採泥サンプル（2016年）における放射性同位体元素の分析結果

層の深さ cm	Cs134			Cs137			Pb210			Pb214			Δ Pb210 (Pb210-Pb214)
	測定値	誤差	下限値	測定値	誤差	下限値	測定値	誤差	下限値	測定値	誤差	下限値	測定値
	Bq/kg-dry			Bq/kg-dry			Bq/kg-dry			Bq/kg-dry			Bq/kg-dry
0-3	9.89	0.864	1.64	61.9	1.35	1.02	32.2	1.82	4.18	10.5	0.912	1.87	21.7
3-6	4.13	0.643	1.64	22.6	0.806	1.02	15.9	1.52	3.96	13.1	0.860	1.72	2.73
6-9	N.D.	-	1.61	10.4	0.598	1.12	14.0	1.30	3.88	14.1	0.864	1.64	-0.10
9-12	N.D.	-	1.66	N.D.	-	0.961	8.67	1.35	3.36	10.9	0.893	1.58	-2.23
12-15	N.D.	-	1.49	N.D.	-	0.957	7.76	1.16	3.40	8.39	0.744	1.53	-0.63
15-18	N.D.	-	1.48	N.D.	-	0.939	N.D.	-	3.66	8.34	0.739	1.58	-
18-21	N.D.	-	1.41	N.D.	-	0.870	N.D.	-	3.29	8.70	0.709	1.46	-
21-24	N.D.	-	1.50	N.D.	-	0.980	N.D.	-	3.54	8.50	0.757	1.63	-
24-27	N.D.	-	1.58	N.D.	-	0.994	N.D.	-	3.54	7.87	0.744	1.66	-
27-30	N.D.	-	1.52	N.D.	-	1.03	7.83	1.24	3.92	9.86	0.803	1.71	-2.03

材料と方法

気仙沼湾奥の大浦（図1）に調査点を設け、2016年～2019年の4年間、毎年11月に佐竹式採泥器を用いて約15 cmのコアを採取した。また、2016年については約40 cmのコアをさらに1本、計2本を採取した。

2016年に採取した40 cmのコアについては、上から3 cm間隔で試料を採取した。採取したコアより、それぞれ、含水率および泥分を求めた。

また、泥の堆積速度の算出および堆積年度の推定を放射性同位体分析により行うため、Pb210、Pb214は、ゲルマニウム半導体検出器による γ 線スペクトロメトリー；放射能測定法シリーズNo.7、文部科学省⁷⁾、Cs134、Cs137は、放射性セシウム分析法；放射能測定法シリーズNo.3、文部科学省⁸⁾により、Well型Ge半導体検出器（GCW-3523、CANBERRA）を用いて測定を行った。放射性同位体分析における低量下限値については表1に示した。

泥の年間堆積速度の推定については、放射性Csが検出された層を2011年3月12日以降の堆積層とし、経過年数で除した値を年間の堆積速度とした。

15 cmのコアは、上からそれぞれ1 cm間隔で試料を採取し、Yamaguchi *et al.*⁹⁾によりシストを染色、生物顕微鏡下（200倍）でB励起により観察を行い、シストの計数を行った。また、試料についてはKamiyama¹⁰⁾に従い、底泥の密度および体積当たりのシスト密度を算出した。算出結果については、0-1 cmの値を下限深度1 cm、1-2 cmの値を下限深度2 cmとして扱った。

また、2013年～2019年の7年間、気仙沼湾奥の港町（図1）に調査点を設け、毎月1回～4回の頻度でプランクトン調査を実施した。2013年4月23日～2014年3

月10日にはバンドーン採水器による層別採水（水深0 mおよび5 m）、2014年3月17日以降は既報⁶⁾に基づき耐圧ホースを用いた水深0 m～5 mまでの柱状採水により500 mLを採水した。

試水は、実験室に持ち帰り、孔径8 μ mのメンブレンフィルターを用いて重力濾過により100倍に濃縮した後、グルタルアルデヒドで最終濃度2%～3%程度になるよう固定し検鏡に供した。検鏡用試水の1 mLを界線入り計数板上にとり、生物顕微鏡下（100倍）で*Alexandrium*属プランクトンを計数した。なお、2013年4月23日～2014年3月10日の層別採水については、計数値を平均化したものを柱状採水の数値として扱った。

結果

1 2016年に採取した40 cmのコアにおける放射性物質の堆積状況および底質

2016年に採取した40 cmのコアにおける放射性物質の堆積状況について表1に示した。

Cs134については3-6 cm以浅で確認され、それよりも深いコアからは確認されなかった。また、0-3 cmでより多く検出された。Cs137については、6-9 cm以浅で確認され、これについても0-3 cmで最も多く検出された。0-3 cmにおけるCs134とCs137の比は0.16、3-6 cmにおけるCs134とCs137の比は0.18であった。

Pb210については、6-9 cm以浅で10 Bq/kgを超えて検出され、0-3 cmで最も多く検出された。しかし、9-12 cm以深では少なく、特に15-27 cmについては不検出であった。一方、Pb214 についてはすべてのコアで検出された。Pb210とPb214の差を示す Δ Pb210は、6-

9 cmより深い層ではいずれも負の値となり、それより浅い深度では正の値であった。

含水率は26.3%~61.8%，泥分は0.382~0.737であった（表2）。

表2 気仙沼湾奥の柱状採泥サンプル（2016年）における含水率および泥分分析結果

層の深さ cm	含水率 %	泥分
0-3	61.8	0.382
3-6	48.4	0.516
6-9	42.4	0.576
9-12	37.1	0.629
12-15	35.8	0.642
15-18	26.3	0.737
18-21	27.0	0.73
21-24	34.3	0.657
24-27	40.1	0.599
27-30	37.5	0.625

2 シストの堆積状況と*Alexandrium*属プランクトンの出現状況

気仙沼湾奥におけるシストの鉛直分布の推移について図2に示した。2016年のサンプルでは3-4 cmで最も高い密度で確認され、9 cm以深ではほとんど確認されなかった。一方、2017年のサンプルでは5-6、6-7 cmではほぼ同程度であり最も多く、前年と比べ約1 cm~2 cm程度ピークの沈下が見られた。また、2-3 cmで小ピークが見られた。2018年のサンプルでは8-9 cmでピークとなり、前年と比べ約2 cm程度ピークの沈下が見られたが、シスト密度は低く、2017年に確認された小ピークは確認されなかった。しかし、2019年のサンプルでは2峰が確認され、上方のピークは7-8 cm、下方のピークは10-11 cmであった。また、各年のピークにおけるシスト密度についても減少傾向にあり、2018年は2016年のおよそ2割であった。得られた15 cmのコアにおける平均シスト密度（図3）は、年数の経過に伴い低下する傾向が見られた。また、2018年は他の3年と比較し平均シスト密度が低い傾向にあった。一方、各層ごとの差も低下傾向にあり、0 cmから15 cmまでの層のシスト密度の標準偏差は、2016年が252.5であったが、2018年は37.0とばらつきが小さくなる傾向にあった。

気仙沼湾奥の港町における*Alexandrium*属プランクトンの出現状況について図4に示した。各年とも、4月

上旬~7月中旬にかけてプランクトンの出現密度が高くなる傾向が見られ、近年の最大出現密度は2016年が1,770 cells/L（7月11日）、2017年が610 cells/L（7月10日）、2018年が1,350 cells/L（4月9日）、2019年が2,390 cells/L（5月23日）であり、2013年の震災直後のような大規模なブルームは確認されなかった。

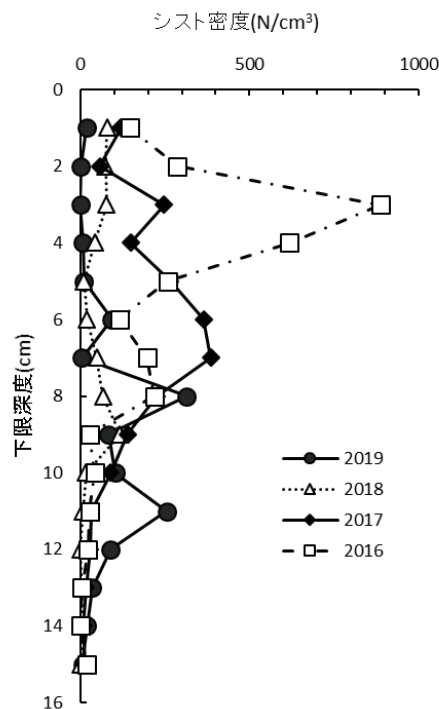


図2 気仙沼湾奥における*Alexandrium*属プランクトンのシストの堆積状況

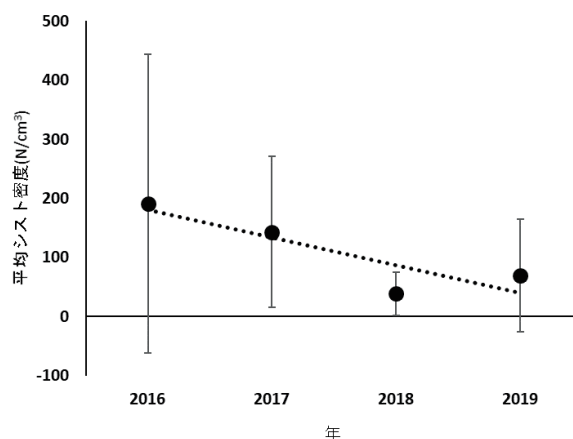


図3 気仙沼湾奥における*Alexandrium*属プランクトンの平均シスト密度の推移（ $N/cm^3 \pm SD$ ）

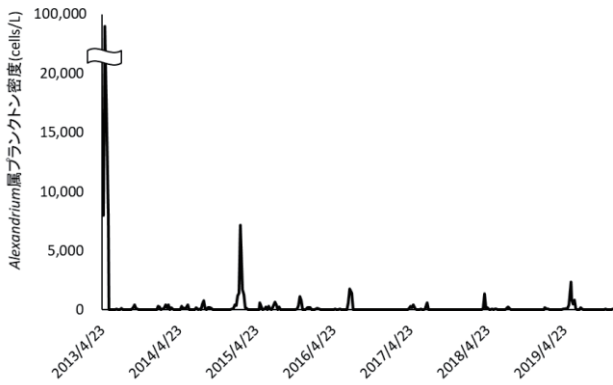


図4 気仙沼湾奥の*Alexandrium*属プランクトン細胞密度の推移

考 察

堆積速度の推定によく用いられる放射性鉛を用いる方法は、半減期が26.8分ながらラジウムの核崩壊によりほぼ常に生成されつづけるPb214を指標として、半減期が22.6年であるが降雨などによる限られた経路以外から供給されず、堆積後は半減期に基づき減少していくPb210の増減で堆積年代を推定する方法である。本方法は、Pb210の流入は一定で、堆積後は増加しないことを前提として行う分析である¹⁰⁾。金井らは、琵琶湖で採取したコアにおいて同様の分析を行い、0.06 Bq/g～1.03 Bq/gのPb210が検出されたことを報告している¹²⁾が、今回、9 cm以深についてはPb210の検出は少なく、また不検出もあったことから、Pb210の流入は極めて少なかったことを示している。すなわち、非常に低い値であった9 cm以深については環境中からのPb210の供給を超えて大量の土砂が一時的に堆積した層である可能性が示唆され、東日本大震災による津波後間を置かず堆積したいわゆる津波による攪乱層と言われる層であると考えられた。今回調査を行った気仙沼湾奥では、0-3 cmこそ32.2 Bq/kgが検出されたが、3-9 cmで15 Bq/kg前後であり、既報¹²⁾と比べても低いといえ、半減期を用いた年代測定を行うことは困難であった。一般的にPb210は通常の鉛と同様に河川等を介して海域に流入するとされている。海底泥中の鉛については、大阪湾ではより閉鎖的な湾奥において高い濃度で確認されることや、濃度は泥分と相関があるとの報告もあった¹³⁾。調査を行った場所は湾奥で鹿折川の河口部に近く、鉛による年代測定が可能であると考

え本調査を実施したが、調査点の泥分の堆積は高い層でも7割程度とそれほど多くなかったことも、Pb210の検出量が少なく、放射性Pbを用いた年代測定が困難となった原因であると推察される。

一方、放射性Csを見ると、Cs134は3-6 cmで浅で確認された。Cs137は6-9 cmで浅で検出された。Cs134の半減期は2.07年、Cs137の半減期は30.1年である。両者の比であるCs134(Bq)/Cs137(Bq)については3-6 cm及び0-3 cmで近い値を示した。Cs134及びCs137は原子炉での生成物として知られるが、原子炉内でのCs134(Bq)/Cs137(Bq)は原子炉の稼働状態等によって異なるとされる¹⁴⁾。福島第一原子力発電所事故後はこの値がほぼ1であり¹⁵⁾、その後、両者の半減期の差により時間経過とともに減少していく。本分析を実施した2016年12月時点のこの比は計算上0.16であり、いずれの層においてもこの比と大きく変わらなかった。また、この比を6-9 cmでのCs137の値に乗じると1.66 Bq/kgであり、検出限界とほぼ等しいことから、この層でCs134が検出されない可能性も十分考えられる。これらの結果から、6-9 cmで浅で検出された放射性Csは福島第一原子力発電所事故により拡散した放射性Csであると考えられる。震災後、福島第一原子力発電所の事故により2011年3月12日以降に放出された放射性物質は、海洋、陸上に降下したものの、陸上に降下した放射性Csは、河川による土砂運搬等により海洋に輸送され続け、気仙沼湾では、おそらく震災以降も継続的に放射性Csの流入があったものと考えられる。従って、震災直後に堆積した層では放射性Csの含有量が少なく、海底表層に近くなるに従い放射性Csが高い値で検出されたのであろう。

これら放射性Csの検出状況より、6-9 cmのコアで浅は震災後に堆積した層であり、また、Pb210の堆積状況より9-12 cmのコアで深については震災による攪乱層であると考えられる。従って、震災による短期間に堆積した層と、それ以降の層の境を9 cmとし、これを基準に、調査を行った時期が震災後5.5年経過していることから、気仙沼湾奥では概ね1年間に1.6 cm程度の堆積があったものと考えられた。

シストの現存量の増加は、前シーズンの海域の栄養細胞の増加によって起こるものであり、海底攪乱等の海底環境の大きな変化によっても表層存在量は変化することが明らかになっている²⁾。震災以降、気仙沼湾で麻痺性貝毒の発生が増加したのは、津波により海底

泥とともにシストが巻き上げられ、再び堆積する際に比重の軽いシストが表面に堆積したためと解釈されている³⁾。従って、2016年のサンプルについて、10 cm以深の震災の攪乱層でシスト密度が低いことは、この報告を支持する結果と言える。また、推定した気仙沼湾の堆積速度1.6 cm/年から、最も大きいピークであった3-4 cmは2年前～3年前の堆積層と考えられる。従って、2013年の麻痺性貝毒の大発生時のブルームにおいて増殖したプランクトンが沈降し、堆積したシストであると推察される。なお、西谷らの報告によれば2012年1月～4月にかけて、本研究における調査点の近傍で240 cells/L、最も高い密度であった気仙沼湾内の別地点では2,500 cells/Lの*Alexandrium tamarense* (旧名)が発生していた⁴⁾。しかし、当時は震災後間もないことから、二枚貝類の生産は十分に復旧しておらず、生産状況に応じて行われる麻痺性貝毒の検査は十分に行われていなかったため、当時の二枚貝類の毒化状況は定かではない。2016年のコアでは、震災の攪乱層と考えられる9 cm以浅で*Alexandrium*属プランクトンのシストが確認されていることから(図2)、当時のプランクトンの発生に由来するシストの堆積もあったと推定される。

シストのピークは2017年、2018年、2019年と年2 cm程度沈降しており、これも推定された堆積速度と大きく変わらないことから、過去にブルームにより形成されたシストの沈降が経年的に観察された事例として興味深い。しかし、2018年の結果は他の3年と比較しシスト密度が低い傾向にあった。本調査では、複数本のコアを採取し、平均化する手法はとっていない。このため、2018年の結果でシスト密度が他の年よりも低い値となった要因として、底質の分布の偏りなどによる結果の偏りの可能性が考えられ、サンプリング方法や、評価に必要なコアの地点数など検討は必要と考えられる。しかし、複数年間のサンプリングを通して得られた本研究の結果としては、気仙沼湾に堆積したシストの傾向を推定することが十分可能と考えられる。その上で、2016年と比べピークにおけるシスト密度は経年的に減少傾向を示し、加えて平均シスト密度についても経年的に減少傾向にあった。また、年ごとの平均シスト密度の偏差値も小さくなる、すなわち均一化の方向に進んでいた。

シストが減少する要因の一つとして、発芽が考えられるが、シストの発芽における条件として酸素、光等

が必要であるとされ^{16), 17), 18)}、表層のシスト以外が発芽したとは考えにくい。一方、泥質に生息する多毛類や軟体類の二枚貝等のマクロベントスによる影響も考えられる。辻野は、イソゴカイやシズクガイといった表層堆積物食者は、シスト消化に加えて、糞粒内への包埋や底泥表層に堆積したシストの下層部への運搬によって、シスト数の低減効果や発芽抑制効果を持つことを報告しており¹⁹⁾、気仙沼湾奥のマクロベントス種組成についても、震災後に多毛類と軟体動物の割合が増加していることから²⁰⁾、これらによるシストの摂食および運搬が気仙沼湾奥におけるシスト現存量に影響を与えていることが推察される。海底に堆積したシストがその後どのような変遷をたどるかについては、今後もモニタリングを継続し、2013年の大発生時のブルームによるピークがどのように変わっていくかを確認する必要があるだろう。

また、表面付近(2 cm程度まで)のシスト密度は大きく変わらないものの、やや減少傾向が見られた。さらに、*Alexandrium*属プランクトンの出現状況についても、2016年～2019年の4年間で震災直後に匹敵する程の大規模なブルームが確認されなかったことから、この4年間における新規のシスト堆積はやや低下傾向にあると考えられた。

本研究ではPb210を用いた堆積年の推定は困難であったため、各層の詳細な堆積年の推定は実施できなかったが、福島第一原子力発電所事故に起因する放射性Csの堆積については確認することができた。このため、震災後に麻痺性貝毒が大発生し、その後毎年発生するようになった海域である気仙沼湾において、*Alexandrium*属プランクトンのシストがどのように堆積していくかの一端について示すことができた研究として意義深い。

要 約

- 1) 気仙沼湾奥で2016年～2019年に柱状採泥を行い、*Alexandrium*属プランクトンのシスト堆積状況の経年変化を確認した。2016年については放射性同位体分析も行い、気仙沼湾奥の泥の堆積状況を解析した。併せて、気仙沼湾奥における*Alexandrium*属プランクトンの細胞密度の変動を確認した。
- 2) Pb210は検出量が少なく、半減期を用いた年代測定の実施は困難であった。一方、Cs134は3-6 cm以浅、

Cs137は6-9 cm以浅で確認され、これらの放射性Csは福島第一原子力発電所事故により拡散したものであると考えられた。また、気仙沼湾奥では概ね1年間に1.6 cm程度の堆積があったものと考えられた。

- 3) 2016年に3-4 cm層で確認された、2013年の麻痺性貝毒の大発生時に沈降、堆積したと推察される *Alexandrium* 属プランクトンのシスト密度のピークは、放射性物質の堆積状況から推定した堆積速度と概ね同じであり、年2 cm程度の沈降が見られた。また、調査年毎の平均シスト密度および平均シスト密度の偏差値は低下傾向にあった。
- 4) 平均シスト密度および平均シスト密度の偏差値が

低下傾向にある要因として、*Alexandrium* 属プランクトンの震災直後のような大規模なブルームは確認されなかったことに加えて、底泥に生息する多毛類や軟体類といったマクロベントスによる摂食・運搬の影響が考えられた。

謝 辞

永年にわたり気仙沼湾の貝毒調査に携わってこられた宮城県水産技術総合センター気仙沼水産試験場の歴代担当職員諸氏に謝意を表します。本研究は、レギュラトリーサイエンス新技術開発事業-貝毒リスク管理措置の見直しに向けた研究-(2016, 農林水産省受託事業) および平成28年~平成31年度有用貝類毒化監視・販売対策事業により実施しました。

参考文献

- 1) 石川哲郎・日下啓作・押野明夫・西谷豪・神山孝史 (2015) 東日本大震災後の宮城県気仙沼湾における *Alexandrium* 属の栄養細胞とシストの分布パターン及び二枚貝類の毒化. 日水誌, **81**, 256-266.
- 2) 神山孝史 (2017) わが国の二枚貝の毒化と貝毒原因プランクトンの海域による特徴. 貝毒-新たな貝毒リスク管理措置ガイドラインとその導入に向けた研究, 109-126.
- 3) Kamiyama T, Yamauchi H, Nagai S, Yamaguchi M (2014) Differences in abundance and distribution of *Alexandrium* cysts in Sendai Bay, northern Japan, before and after the tsunami caused by the Great East Japan Earthquake. J. Oceanogr., **70**, 185-195.
- 4) 西谷豪・山本光夫・夏池真史・劉丹・吉永郁生 (2012) 気仙沼舞根湾の植物プランクトンの動態. 海洋と生物, **203**, 545-555.
- 5) 西谷豪・山田雄一郎・長坂翔子・横山勝英・夏池真史・吉永郁生 (2013) 2013年に気仙沼舞根湾海域で発生した有害毒プランクトン. 海洋と生物, **209**, 568-575.
- 6) 田邊徹・加賀克昌 (2020) 三陸沿岸海域における麻痺性貝毒の発生及び宮城県沿岸における原因プランクトンシストの残存状況. 月刊海洋, **593**, 171-181.
- 7) 文部科学省 (1992) 放射能測定法シリーズ7, ゲルマニウム半導体検出器によるγ線スペクトロメトリー.
- 8) 文部科学省 (1976) 放射能測定法シリーズ3, 放射性セシウム分析法.
- 9) Yamaguchi M, Itakura S, Imai I, Ishida Y (1995) A rapid and precise technique for enumeration of resting cysts of *Alexandrium* spp. (Dinophyceae) in natural sediments. Phycologia, **34**, 207-214.
- 10) Kamiyama T (1996) Determination of the abundance of viable tintinnid cysts in marine sediments in Hiroshima Bay, the Seto Inland Sea of Japan, using a modified MPN method. J. Plankton Res., **18**, 1253-1259.
- 11) 松本英二 (1981) 堆積年代測定法 (1): 鉛-210法. 地質ニュース, **320**, 47-51.
- 12) 金井 豊・井内美郎 (2016) 過去100年間における滋賀県琵琶湖の堆積速度と堆積環境. 地質調査研究報告第3号, **67**, 67-80.
- 13) 松本英二・横田節哉 (1978) 大阪湾底泥の堆積速度と重金属汚染. 日本海洋学会誌, **34**, 108-115.
- 14) 河田燕・山田崇裕 (2012) 原子力事故により放出された放射性セシウムの¹³⁴Cs/¹³⁷Cs放射能比について. Isotope News, **697**, 16-20.
- 15) 日本原子力研究開発機構 (2017) 環境放射線管理報告書 (平成28年度第3四半期) において東京電力福島第一原子

力発電所影響を含むと判断した理由.

- 16) 遠藤拓郎・長田宏 (1984) 渦鞭毛藻 *Peridinium* sp.のシストの休眠と発芽. 日本プランクトン学会報, **31**, 23-33.
- 17) Anderson D. M., Taylor, C. D., and Armbrust E. V. (1987) The effects of darkness and anaerobiosis on dinoflagellate cyst germination. *Limnol. Oceanogr.*, **32**, 340-351.
- 18) Kremp A., Anderson D. M. (2000) Factors regulating germination of resting cysts of the spring bloom dinoflagellate *Scrippsiella hangoei* from the northern Baltic Sea. *J. Plankton Res.*, **22**, 1311-1327.
- 19) 辻野睦 (2006) マクロベントス (イソゴカイとシズクガイ) がアレキサンドリウムシストの鉛直分布と発芽に及ぼす影響. 水研センター研報, **17**, 17-22.
- 20) 庄子充広・澁谷和明・田邊徹・日下啓作・中家浩 (2018) 気仙沼湾のベントスおよび底質の東日本大震災前後における比較. 宮城県水産研究報告, **18**, 7-14.