

底質中のひ素に対する海水の影響について

株式会社イーエス総合研究所
澤崎和也, 佐藤 研, 木川えり子

1. 緒言

港湾では河川等から流入した土砂が港の航路や泊地等に堆積し、放置すると水深が浅くなり船舶の航行に支障をきたすため、海底の底質(堆積土砂)を取り除く浚渫工事が行われる。

浚渫工事により海底から取り除かれた底質(浚渫土砂)は海洋や陸上での土地造成(埋立造成)に再利用される場合と、産業廃棄物として廃棄される場合がある。陸上での土地造成では、土壌の汚染に係る環境基準を満たした底質を再利用の条件としているが、底質に含まれる海水には環境基準を超えるふっ素、ほう素が含まれており¹⁾(表1)、底質に環境基準の適用を検討した場合にふっ素、ほう素の基準を超過することが多い。

このことを受けて北海道では、「漁港工事において発生する浚渫土砂の適正処理等について 平成18年事務連絡、水産林務部水産局 漁港漁村課海岸漁港事業グループ(以下、通達)」によりふっ素、ほう素が環境基準

表1 ふっ素及びほう素の海水中の濃度と土壌環境基準

成分	海水中の濃度 (mg/L)	土壌環境基準 (mg/L)
ふっ素	1.3	0.8
ほう素	4.4	1.0

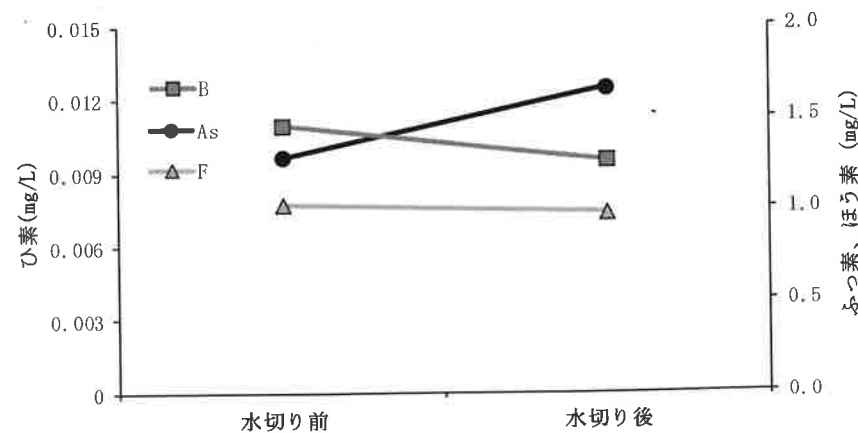


図1 水切り前及び水切り後のひ素、ふっ素及びほう素溶出量

を超過した場合、浚渫後に水切り(海水を含んだ底質を野外で風雨にさらし、海水を抜く作業)をし、海水を除去した後に再度確認することが求められている。

底質の再利用を検討する業務において、水切り前及び水切り後の底質のひ素、ほう素、ふっ素の分析を行う機会があり、その際に水切りの前後でほう素及びふっ素の溶出量は減少したが、ひ素は逆に増加する事象に遭遇した(図1)。

底質の水切りは野ざらしで行われるため、降雨によって繰り返し洗浄される。陸上の岩や土壌を用いてひ素の繰り返し溶出試験を行った場合、溶出回数の増加に伴ってひ素の溶出量は減少することが報告されている^{2),3)}。底質の水切りでも同様に降雨によって繰り返し洗浄されることで、ひ素の溶出量は水切り前と比較して減少することが予想されるが、水切り後にひ素の溶出量が増加していた。このことは底質からのひ素の溶出機構が通常の陸上土壌とは異なる可能性があることを示唆している。

通達では海水中に多く含まれるふっ素、ほう素のみに着目しているが、それ以外の元素が水切りによってどのような挙動を示すのかについて言及されていない。そこで今回、海水の室内で底質からの海水の水切りに関するモデル実験を行ったところ、ひ素について興味深い知見を得ることができたので報告する。

2. 実験方法及び結果・考察

2.1. ひ素測定に与える海水の干渉の検討

底質の溶出試験では海水の干渉が考えられるため、ひ素の測定に海水が干渉するかを添加回収試験で確認した。海水は北海道新ひだか町の三石漁港で採水したものをを用いた(図2)。海水に対し、ひ素の濃度が0.010 mg/Lとなるようにひ素標準液を添加して水素化物発生原子吸光法で測定を行った。添加回収試験の結果を表2に示す。平均回収率が99.9%、変動係数4.1%と回収率、繰返し精度ともに良好であった。従って、ひ素の測定にお

ける海水の干渉はほとんど存在しないと考えられる。

2.2. 実験に使用した底質の概要

底質の水切りに関するモデル実験では4つの実験を行った。実験には北海道の石狩、函館、留萌、網走の4地区(図2)7試料の底質を用い、基礎データとして含水率、強熱減量、ひ素の溶出量を測定した。ひ素の溶出量は環境庁告示46号(以下環告46号)に従って測定し、ひ素の測定には水素化物発生原子吸光法を用いた。実験に使用した底質の概要を表3に示す。

表2 添加回収試験の結果

項目	海水採取場所	採取方法	使用標準液	設定濃度 (mg/L)	繰返し回数	平均値 (mg/L)	平均回収率 (%)	標準偏差	変動係数 (%)
ひ素	新ひだか町 三石漁港	バケツ採水	ひ素標準液 100mg/L	0.0100	15	0.0099	99.9	0.41	4.1

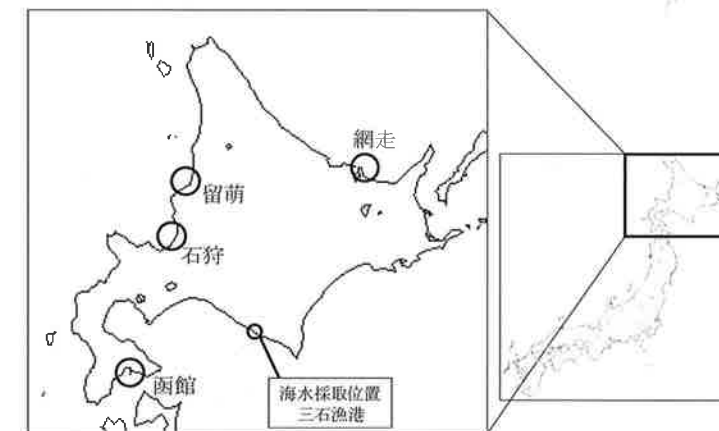


図2 海水採取位置と底質採取地区

表3 実験に使用した底質の概要

試料名	採取地域	含水率 (%)	強熱減量 (%)	土質	ひ素の 溶出試験結果 (mg/L)
底質1	石狩	19.7	1.6	砂質土	0.001
底質2	石狩	49.7	8.2	シルト	0.006
底質3	石狩	72.1	9.6	有機質土	0.010
底質4	石狩	37.4	6.0	シルト	0.008
底質5	函館	23.8	2.8	砂質土	0.005
底質6	留萌	37.8	5.2	シルト	0.009
底質7	網走	72.0	15.2	有機質土	0.001未満

2.3. 海水の脱水・洗浄によるひ素溶出量の変化(実験1)

2.3.1. 実験概要

底質からの海水の水切りによるひ素の挙動を調べるため、底質1~7の7試料の底質を用いて室内水切りを行い、ひ素の分析を行った。

2.3.2. 実験条件

浚渫の現場で底質の水切りは野ざらしの状態で行われるため、海水の除去過程は重力による脱水と降雨による洗浄が考えられる。野外では降雨による洗浄は天候に左右されるため、水切りの過程で降雨がなく脱水のみが起こった場合と、降雨があり脱水と洗浄の両方が起こった場合の2つの過程を想定して水切り土を調製した。

人工的に海水が脱水された状態(以下脱水土)と、洗浄と脱水の両方が起こった状態(以下洗浄土)を調製し、未処理の底質(以下底質)との比較に用いた。以下の①、②に脱水土及び洗浄土の調製方法を示す。

① 脱水土の調製方法

遠沈管に海水を含む底質を50 cm³とり、3000 rpm (2012 G)で20分間遠心分離し、間隙水(底質の土壌粒子間の空隙を満たしている海水)を採取し、間隙水を除いた残渣を脱水土とした。

② 洗浄土の調製方法

①で得られた脱水土に蒸留水を、土：蒸留水 = 1：10(重量比)で混合攪拌し、3000 rpm (2012 G)で20分間遠心分離を行って洗浄水を採取し、洗浄水を除いた残渣を洗浄土とした。

上記で調製した脱水土、洗浄土及び底質のひ素を溶出試験時と同様に測定し、間隙水及び洗浄土調製時の洗浄水中のひ素を水素化物発生原子吸光法で測定した。

2.3.3. 結果と考察

底質、脱水土及び洗浄土からのひ素溶出量を図3に、底質、脱水土及び洗浄土からのひ素溶出量と間隙水、洗浄土調製時の洗浄水中のひ素濃度を表4に、底質、脱水土及び洗浄土に対する間隙水の関係を図4に示す。

底質、脱水土、洗浄土のひ素溶出量を比較するとほとんどの試料で底質の値が最も低く、次いで脱水土となり、全ての試料で洗浄土が最も高い値となった。表4に示すように間隙水中にはひ素が含まれており、間隙水を除去する操作を行った脱水土、洗浄土の順で溶出量が減少することが予想されたが、予想に反して、洗浄土で最も溶出量が大きく、間隙水中のひ素の濃度が高いほど、底質、脱水土及び洗浄土のひ素の溶出量が高くなる傾向を示した。塩分とひ素の関係についての研究は少ないが、Andreae(1989)がベルギーのSchelde Estuaryの海水中のひ素の濃度を調べる中で、塩分と溶存ひ素の濃度の関係を実験的に求めている⁴⁾。実験の結果、塩分が

8%でひ素の濃度が最大となり、33%の海水の約2.5倍となったことを報告している(図5)。従って、実験1における溶出量の変化は海水塩分濃度の影響であることが示唆される。

また、図3及び表4に示すとおり、土質の違いによって底質、脱水土及び洗浄土のひ素の溶出量が異なり、底質に対する洗浄土のひ素溶出量の増加の程度が異なる傾向を示した。底質、脱水土及び洗浄土のひ素の溶出量及び底質に対する洗浄土のひ素溶出量の増加の程度が大きかったのは有機質土で、次いでシルト、砂質土の順であった。

陸水や海水中での無機ひ素化学種は、そのほとんどが5価のオキソ酸イオン(AsO₄³⁻)として存在し、3価(AsO₃³⁻)として存在するのはわずかである^{5), 6)}。海水中のひ素は鉄、マンガン及びアルミニウムなどの酸化物や水酸化物等の表面に吸着して懸濁する⁷⁾ほか、植物プランクトン等の海洋生物によって有機体として濃縮すること⁸⁾⁻¹¹⁾、堆積岩類中のひ素の分析結果から粒径の細かい堆積物に多く含有されることが知られている¹²⁾。また、沈降粒子や生物遺骸に吸着されて底質に沈降・堆積したひ素は海底の酸化還元環境に大きく影響を受ける。この酸化還元環境の変化は主に有機物の分解に伴って起こり、有機物の分解は主に微生物による酸化分解過程であるが、その際に使われる酸化剤は酸素、硝酸イオン、マンガン酸化物、鉄酸化物、硫酸イオンであり、これらの酸化剤はこの順に段階的に消費され、酸素還元、硝酸還元、マンガン還元、鉄還元、硫酸還元と呼ばれる¹³⁾。有機物や鉄・マンガン酸化物に取り込まれて底質に堆積したひ素は、周囲の酸化還元環境がマンガン還元や鉄還元環境となった場合、ひ素はマンガンや鉄イオンと共に間隙水中へ放出される^{12), 14)-16)}。間隙水中のひ素は硫酸還元となった場合、硫化鉄の生成とともに固相に固定されるが、硫酸還元に至らなかった場合、拡散によって堆積物表層へ移動し、酸素と接触することで起こるマンガンや鉄の酸化物化とともに再び固相へ移動する^{12), 15), 16)}か、底層水中に放出される¹⁷⁾。

このように、底質のひ素は比表面積が大きく粒径の細かい土質で濃縮しやすく、有機物の分解に伴う酸化還元環境の変化によって挙動が大きく変化する。底質1~底質6の溶出量の違いは粒径の差による濃縮の程度が異なることに加えて、有機質土である底質3では間隙水の濃度が高いことから、マンガンや鉄酸化物の還元によるひ素の間隙水への放出と再捕集が起こっていると考えられる。底質7において溶出量が他と比べて最も低く、間隙水中にもひ素は非常に低濃度である。底質7は強熱減量が15.2%と最も高く、他と比較してより還元環境が進

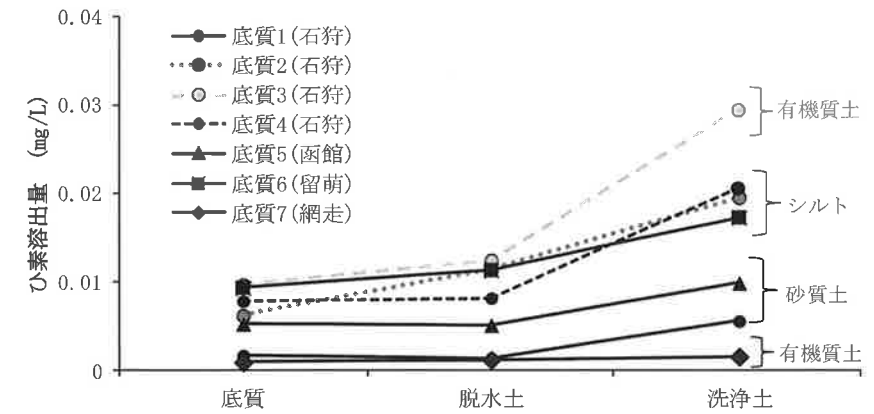


図3 底質、脱水土及び洗浄土からのひ素溶出量

表4 底質、脱水土及び洗浄土からのひ素溶出量と間隙水及び洗浄土調製時の洗浄水中のひ素濃度

試料名	採取地域	土質	底質 (mg/L)	脱水土 (mg/L)	洗浄土 (mg/L)	間隙水 (mg/L)	洗浄土調製時の洗浄水 (mg/L)
底質1	石狩	砂質土	0.002	0.001	0.005	0.002	0.001未満
底質2	石狩	シルト	0.006	0.011	0.020	0.017	0.016
底質3	石狩	有機質土	0.010	0.012	0.029	0.085	0.038
底質4	石狩	シルト	0.008	0.008	0.020	0.014	0.007
底質5	函館	砂質土	0.005	0.005	0.009	0.008	0.002
底質6	留萌	シルト	0.009	0.011	0.017	0.017	0.012
底質7	網走	有機質土	0.001未満	0.001	0.002	0.001未満	0.001

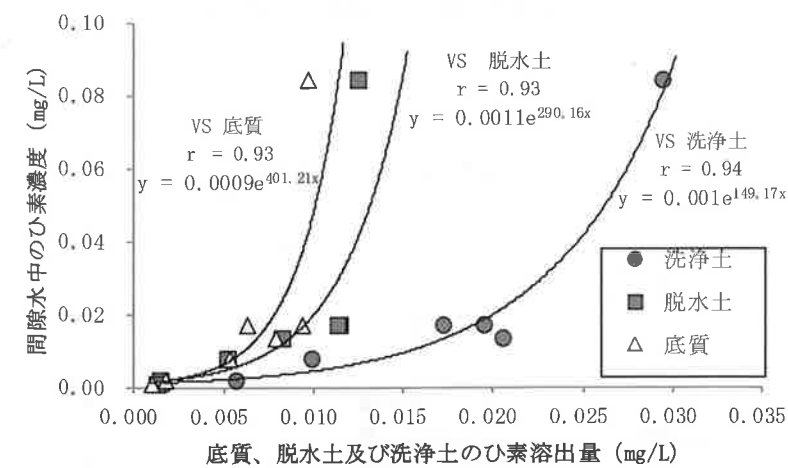


図4 底質、脱水土及び洗浄土のひ素溶出量に対する間隙水中のひ素濃度の関係

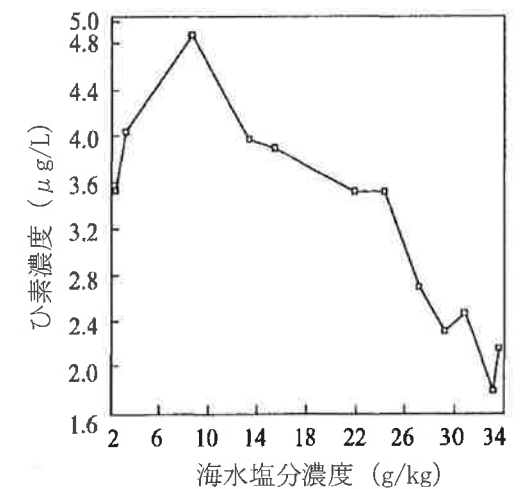


図5 塩分と溶存ひ素濃度との関係 (Andreae(1989))

んでいたと考えられる。そのため、間隙水中へ溶け出したひ素が底層水中に放出されたか、硫酸還元環境となり、硫化物として固定されたと考えられる。

2.4. 海水とひ素溶出量の関係(実験2)

2.4.1. 実験概要

底質から海水を除去する過程でひ素の溶出量が増加したことから、海水を添加した場合にひ素の溶出量にどのような影響があるのかを検証するため、実験1で調製した洗浄土及び基準を超過するひ素を含む陸上(底質以外)の土壤に海水を段階的に希釈した溶液を添加し、ひ素の溶出量を測定した。海水は添加回収試験で用いた海水を使用した。

2.4.2. 実験条件

海水を希釈して濃度を段階的に0%, 20%, 50%, 100%とした溶液を調製し、実験1で調製した洗浄土のうち、底質3、底質4、底質5と土壤2試料(脱水ケーキ、有機質土)10gにそれぞれ5mL添加した。0%の溶液は蒸留水を用いた。溶液を添加直後に風乾し、その後は実験1と同様にひ素を測定した。

2.4.3. 結果・考察

海水の割合とひ素溶出量の関係を図6に示す。洗浄土、通常の土壤ともに海水の濃度が高いほどひ素の値が減少した。塩分が8%の時にひ素の溶解度が最大となったAndreae (1989)の研究結果と比較して、実験2では海水濃度0%で溶出量が最大となったものの、海水の濃度すなわち塩分が高いほどひ素の溶出量が減少する結果はAndreae (1989)の研究結果と同様の結果となった。

また、洗浄土だけでなく、ひ素を含んだ土壤に関しても同様の傾向を示したことから、底質や陸上の土壤の種類に関係なく海水の存在がひ素溶出量に対して影響を与えていると考えられる。

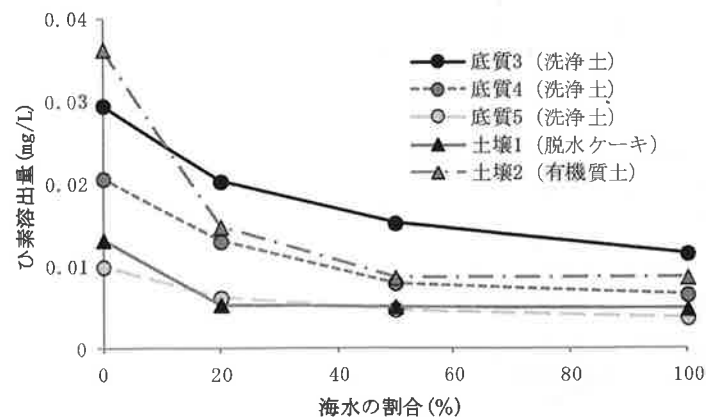


図6 海水の割合とひ素溶出量の関係

2.5. 海水成分とひ素溶出量の関係(実験3)

2.5.1. 実験概要

海水の添加によってひ素溶出量が減少することが明らかになったことから、原因となる成分を確認するため、海水の主成分のいくつかを組み合わせで添加し、原因となる成分の検証を行った。

2.5.2. 実験条件

海水の主要成分であるナトリウム(Na⁺)、マグネシウム(Mg²⁺)、カルシウム(Ca²⁺)、塩化物イオン(Cl⁻)、硫酸イオン(SO₄²⁻)を表5に示すような組み合わせと濃度で添加した。それぞれの成分の濃度は海水と同程度となるように調製した。ナトリウムについてはNaClを用い、マグネシウムとカルシウムについてはMgCl₂とCaCO₃を用いた。カルシウムと硫酸イオン(Ca²⁺+SO₄²⁻)、マグネシウムと硫酸イオン(Mg²⁺+SO₄²⁻)の組み合わせについては、CaCO₃とNaSO₄、MgSO₄とNaSO₄を用いて調製した。これらの溶液を底質3、底質4、底質5の洗浄土10gにそれぞれ5mL添加し、ひ素の測定を実験1と同様の方法で行った。

2.5.3. 結果と考察

洗浄土から溶出してくるひ素濃度に対する海水の主成分を添加したものから溶出してくるひ素の増減率を図7に示す。ほとんどの組み合わせでひ素の溶出量は減少傾向を示したものの、海水と同程度の効果を与えるものはなかった。このことからひ素の溶出量の低減には、本研究で添加した物質だけが関与しているわけではないことが示唆された。

本研究では海水中の微量成分等に対する検討を行っていない。海水中のひ素は表面が正電荷をもつ鉄オキシ水酸化物・酸化物粒子に吸着し、堆積物として集積することが知られている⁷⁾。従って、海水に微量に含まれる鉄等の微量物質に関する検討も必要であると考えられる。

2.6. 海水除去に伴うひ素の挙動(実験4)

2.6.1. 実験概要

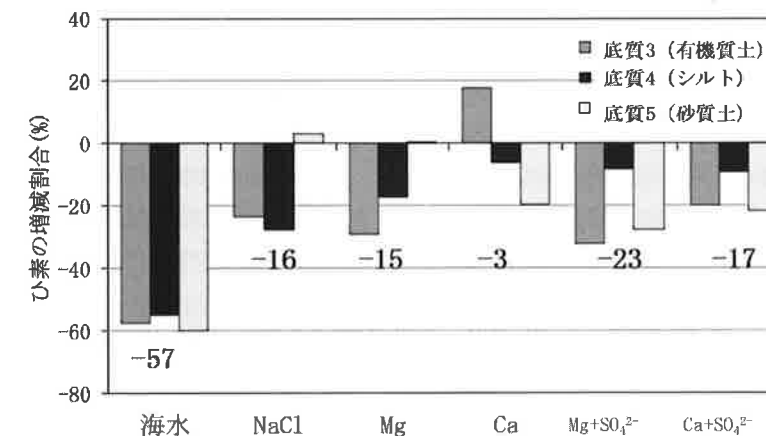
実験1~3で海水の影響によってひ素の溶出量が増加することが明らかとなった。しかしながら、野外での水切り操作のように海水が連続的段階的に除去されるのに伴う連続的なひ素の溶出挙動については明らかになっていない。底質(固相)のひ素が液相に分配されていく様子を確認するため、連続通水試験を行い、通水液中のひ素及びナトリウムの測定を行った。ナトリウムの測定は海水の除去の程度を把握するためのものである。

2.6.2. 実験条件

濾過器に0.45 μmのメンブランフィルターをセットし、その上に未処理の底質(底質3) 10gを入れて20mLの蒸留水を加えた。添加した蒸留水を全て通水させ、通水液をサンプリングした後、さらに蒸留水20mLを加え、この操作を10回繰り返した。連続通水試験の概要を図8に示す。この通水液のひ素及びナトリウムを測定した。また、10回通水後の底質についても環告46号でひ素の測定を行った。ひ素の測定は実験1と同様に行い、ナトリウムの測定はフレーム原子吸光法で行った。

表5 添加成分及びその濃度

添加成分	Na ⁺ +Cl ⁻ (NaCl)	Mg ²⁺ (MgCl ₂)	Ca ²⁺ (CaCO ₃)	Mg+SO ₄ ²⁻	Ca+SO ₄ ²⁻
添加濃度 (mg/L)	Na ⁺ : 11800 Cl ⁻ : 18200	Mg ²⁺ : 1300 Cl ⁻ : 3790	Ca ²⁺ : 400 CO ₃ ²⁻ : 590	Mg ²⁺ : 1300 SO ₄ ²⁻ : 3000	Ca ²⁺ : 400 SO ₄ ²⁻ : 3000



※グラフ上の数字は洗浄土底質3、底質4、底質5の平均値、海水添加の結果は実験3の結果を使用

図7 洗浄土から溶出するひ素濃度からの増減率

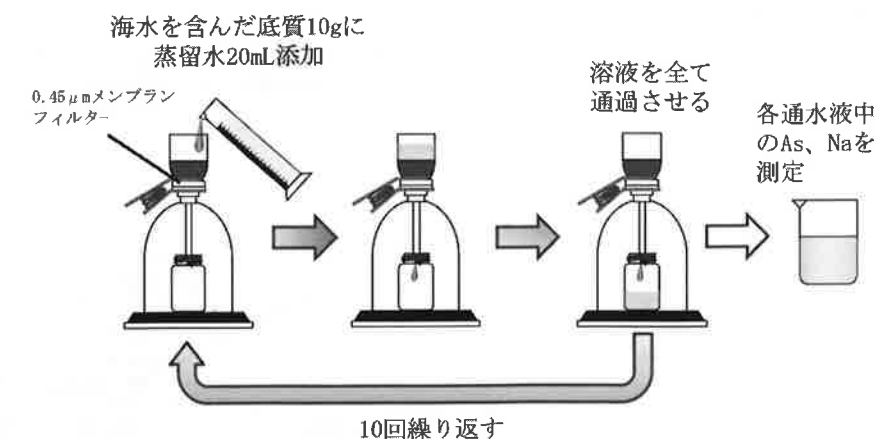


図8 連続通水試験の概要

2.6.3. 結果と考察

連続通水試験の結果を図9(上)に示す。ナトリウムの減少後に少し遅れてひ素の濃度が増加する傾向を示した。ナトリウムは海水由来であると考えられることから、海水の除去後に通水液中のひ素の濃度が増加したと考えられる。陸上の岩や土壌に対する繰返し溶出試験や所定の時間に所定の固液比で溶出を行うシリアルバッチ試験では、一般的にはじめの溶出量が最も高く、繰返し回数や通水液量の増加とともに溶出液及び通水液中のひ素の濃度は低下する^{2), 3), 18)}。しかし、海水を含む底質の連続通水試験の結果では、通水液中のひ素の濃度ははじめに最大とならず、海水の除去後に溶出量の増加が起こっていた。ひ素の溶出量が海水の除去後に増加する理由として、底質の土壌粒子表面に吸着していたひ素が海水の除去によって溶出しやすい状態となったことや、酸化物や硫化物等に取り込まれているひ素がその溶解とともに放出されることが考えられる。前述のようにひ素は鉄、マンガン及びアルミニウムなどの酸化物や水酸化物等の表面に吸着しているほか、有機物や硫化物に取り込まれて堆積する。酸化物や水酸化物、硫化物等は蒸留水に対して難溶解性であり、周囲環境が還元的になる等の比較的大きな変化がない限り溶解しないと考えられ、連続通水試験の条件下ではそのような環境になることは考えにくい。そのため、酸化物や水酸化物、硫化物の溶解によるひ素の放出というよりは、底質の土壌表面に吸着していたひ素が海水の除去をきっかけに溶脱を開始することによって通水液中の濃度が増加したと考えられる。

また、ナトリウムの減少と同時に通水液中のひ素が増加しないことは、実験3の成分添加試験で塩化ナトリウムが海水と同程度の効果を示さなかったことと同様の結果であり、海水中に含まれるほかの成分あるいは複数の成分の複合的な影響があることを裏付ける結果であると考えられる。

最後に、200 mL通水後の底質において環告46号でひ素を測定した結果、ひ素溶出量が200 mL通水後の通水液と同程度の値となった。200 mL通水後の底質、未処理の底質及び洗浄土における環告46号分析結果をそれぞれ通水回数に対応すると想定される位置にプロットしたものを図9(下)に示す。図に示すとおり、環告46号における分析結果も通水液と同様の挙動を示しており、実際の水切りした底質を環告46号で分析した場合、連続通水試験と同様に海水の除去の程度によって溶出量が上昇すると考えられる。

3. まとめ

本研究結果をまとめると以下ようになる。

- 海水の存在は環告46号試験結果に影響を与える。
- 海水の影響は底質だけでなく、底質以外の土壌にも影響を与える。
- ひ素の変化は本研究において添加した海水主要元素単一の影響ではなく、複数の成分の複合的な影響、あるいは微量成分等が原因であると考えられる。
- ひ素溶出量の増加は海水の除去をきっかけに土壌粒子表面に吸着していたひ素が溶脱を開始するためと考えられる。

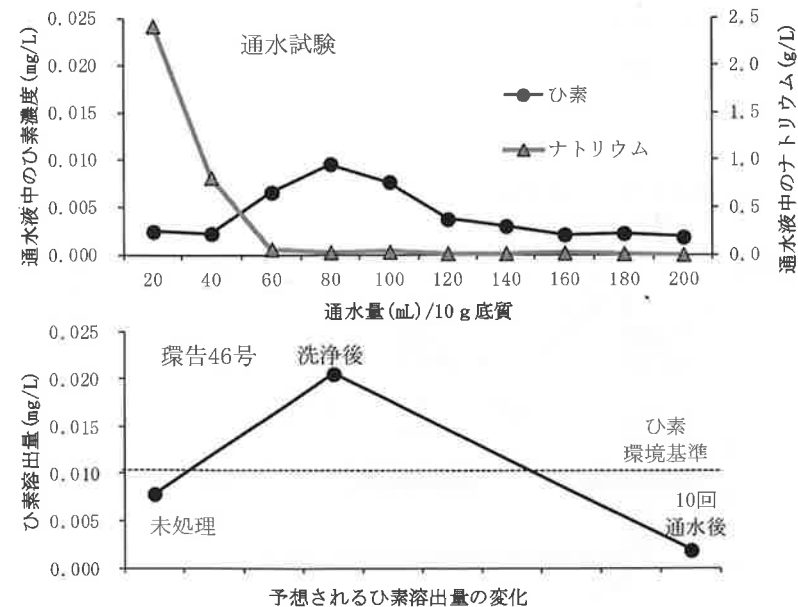


図9 通水試験結果(上)及び通水試験に対応すると予想されるひ素溶出量の変化(下)

4. おわりに

実際の浚渫工事においては、海水に多く含まれるふっ素及びほう素について焦点が当てられてきた。しかし、それ以外の他の元素等についてはほとんど知見がないのが実情である。そのため、他の元素等に対しても留意する必要があることが本研究によって示唆された。

5. 参考文献

- 1) 浅見輝夫, 茅野充男: 環境無機化学 - 元素循環と生化学 -, pp.26, pp.30, 博友社(1983)
- 2) 田本修一, 伊藤佳彦, 岡崎賢治, 五十嵐敏文: 覆土による重金属汚染対策に関する現場実験(その2), 地盤工学会北海道支部技術報告集, 48号, pp.157-160 (2008)
- 3) 田本修一, 岡崎賢治, 阿南修司, 伊藤佳彦, 五十嵐敏文: 堆積岩中の重金属類の風化と溶出特性に関する考察, 日本応用地質学会北海道支部・北海道応用地質研究会研究発表会講演予稿集, 29号, pp.1-4 (2009)
- 4) M.O.Andreae, T.W.Andreae: Dissolved arsenic species in the Schelde Estuary and watershed, Belgium, Estuarine Coast Shelf Science, 29, pp.421-433(1989)
- 5) 長谷川浩, 宗林由樹: 陸水におけるヒ素の化学形態と一次生産に伴う生物変換, 地球環境, Vol.22, No.1, pp.13-24(2017)
- 6) 重松恒信: 海水の分析, 特に微量成分について, 日本海水学会誌, 32巻, 3号, pp.150-157, 1978
- 7) 吉村尚久, 赤井純治: 土壌および堆積物中のヒ素の挙動と地下水汚染 - 総説 -, 地球科学, 57巻, 137~154号, pp.43-60(2003)
- 8) 花岡研一: 海洋生態系におけるヒ素化合物の動態に関する研究, Nippon Suisan Gakkaishi, 70巻, 3号, pp.284-287(2004)
- 9) M.O.Andreae: Arsenic speciation in seawater and interstitial waters: The influence of biological - chemical interactions on the chemistry of a trace element, Limnology and Oceanography, 24, 3, pp.440-452(1979)

- 10) K.J Irgolic, and R.A Stockton: Element - specific detectors for liquid chromatography: The determination of arsenic compounds., Marine Chemistry, 22, pp.265-278(1987)
- 11) 長谷川浩: 自然界におけるヒ素のスペシエーションと植物との相互作用, 海洋化学研究, 26巻, 1号, pp.14-21(2013)
- 12) 寺島滋, 今井登, 片山肇, 中嶋健, 池原研: 富山湾~新潟沖海底堆積物におけるヒ素の地球科学的挙動, 地質調査所月報, 第44巻, 第11号, pp669-683 (1989)
- 13) 藤永太一郎, 宗林由樹, 一色健司: 海と湖の化学 - 微量元素で探る -, pp173-176, 京都大学学術出版会, (2005)
- 14) 南秀樹, 加藤義久, 岡部史郎: 海洋堆積物および間隙水中の砒素の定量, 北海道東海大学紀要理工学部系, 8号, pp.33-42(1995)
- 15) Gwénaëlle Chaillou, Jörg Schäfer, Pierre Anschutz, Gilbert Lavaux, and Gérard Blanc: The behaviour of arsenic in muddy sediments of the Bay of Biscay (France), Geochimica et Cosmochimica Acta, 67, 16,15, pp.2993-3003 (2003)
- 16) Josselin Gorny, Gabriel Billon, Ludovic Lesven, David Dumoulin, Benoît Madé, and Catherine Noiriel: Arsenic behavior in river sediments under redox gradient: A review, Science of The Total Environment, 505,1, pp.423-434(2015)
- 17) Yoshiki Sohrin, Masakazu Matsui, Munetsugu Kawashima, Masashi Hojo and Hiroshi Hasegawa: Arsenic Biogeochemistry Affected by Eutrophication in Lake Biwa, Japan. Environ. Sci. Technol., 31 (10), pp.2712-2720 (1997)
- 18) 下村卓矢, 森本聡, 千田善秋: カラム試験とシリアルバッチ試験によるAs溶出挙動の把握, 地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会講演集, 19, pp.39-42(2013)

■執筆者

澤崎和也, 佐藤研, 木川えり子
 株式会社イーエス総合研究所
 第3事業部 環境情報部 技術課
 〒007-0895 札幌市東区中沼西5条1丁目8番1号
 TEL: 011-791-1947 E-mail: sawazaki@es-souken.co.jp