

平成23年度
環境研究総合推進費補助金 研究事業 補助金
総合研究報告書

干潟の生態系サービスを持続的に提供する人工干潟の創出
への製鋼スラグの適用（K21045、K22045、K2369）

平成24年4月

（代表研究者） 広島大学環境安全センター 西嶋 渉
広島大学大学院工学研究院 中井智司

補助事業名 環境研究総合推進費補助金研究事業（平成21年度～平成23年度）

所 管 環境省

国庫補助金 10,660,000円

研究課題名 干潟の生態系サービスを持続的に提供する人工干潟の創出への製鋼スラッグの適用

研究期間 平成21年4月1日～平成24年3月31日

代表研究者名 西嶋 渉（広島大学環境安全センター）

研究分担者名 中井智司（広島大学大学院工学研究院）

目 次

1. はじめに	1
2. 研究期間での成果の概要	5
3. 研究方法	6
3.1 海砂代替材	6
3.2 着底試験	7
3.3 生残・成長試験	8
3.4 海砂代替材のエイジング	10
3.5 着底促進因子の把握	11
3.6 分析	13
4. 結果および考察	15
4.1 スラグへの着底性	15
4.2 粒径がスラグへの着底に及ぼす影響	15
4.3 着底促進因子の検討	18
4.4 エイジングによる着底への影響	30
4.5 スラグでの生残・成育性	36
5. 結論	41
6. 得られた成果の実用化、社会への貢献の見込み及び課題	42
参考文献	43
研究発表	45

1. はじめに

干潟とは「潮汐により露出と水没のサイクルを繰り返す平坦な泥質もしくは砂泥質の地帯」と定義されている¹⁾。干潟は潮汐による干満の繰り返し、波浪による砂泥の巻き上げ、陸地からの河川水の流入とそれに伴う土砂類等の堆積など、変化の著しい環境である。干潟の砂泥は豊富な栄養塩類や有機物を含んでおり、日に二回の干潮時に空気にさらされることで酸素が十分に供給されるため、干潟底質表面には多くの生物が生息している。また、生物間が相互に関係しあい独特な生態系を形成している²⁾。栄養塩等が多いことから珪藻などの微細藻類や微生物が多く存在し、これらを餌とすると考えられている多毛類、二枚貝類、甲殻類が豊富に生息している³⁾。また、干潟に生息する二枚貝類等はろ過摂食によって海水中の浮遊物質をこし取る水質浄化能を持ち⁴⁾、隣接した干潟と護岸域を比較することによりその重要性は示されている。加えて、ハゼ、カレイを始めとする多くの魚類の繁殖・育成の場として漁業対象生物の再生産機能を有し、甲殻類、貝類、魚類を捕食する鳥類も多数集合する場となっている。干潟を利用する鳥類の中には繁殖地と越冬地の中間地として干潟を利用する渡り鳥もおり、絶滅危惧種の保存のためにも干潟は重要視されている⁵⁾。

これら干潟を含む沿岸区域は浅瀬であるため埋め立てが容易であり、1960年代の高度経済成長期に多くの場所で土地造成の対象となった。その結果、昭和20年代には全国で約82,600ha存在した干潟も、平成10年には約49,400haまで減少し、約40%の干潟が消滅したことになる。その後も護岸工事などで沿岸開発がなされ、自然の干潟が消滅し続けてきた⁶⁾。

しかし、近年では干潟の持つ環境保全機能や漁業保全機能が見直され、諫早湾干拓事業の問題に対する注目度に代表されるように干潟、ひいては環境保全への社会的な関心は高まっている。その結果、沿岸開発による環境影響の補償、代償として代替資源や環境を置き換えて提供する代替措置であるミチゲーションの一環として人工干潟造成が試みられている。なお、これまでに造成された人工干潟は1970年代からかけて現在まで全国で約1300haにもものぼる⁷⁾。人工干潟を自然干潟の代償とするには、自然干潟がもつ構造と機能が求められる。しかし、これまで造成された人工干潟は沿岸域に土壌を盛るだけで、見た目は自然の土壌に類似していても、その干潟の持つ生物生産性や環境保全機能といった構造や機能が同じであるとは限らない。現在では自然干潟と人工干潟におけるシルト含有量、有機物量、細菌現存量、土壌中酸化還元電位などについて調査し、土壌構造の差および遷移について明らかにされつつある⁸⁾。実際、広島湾における7つの人工干潟と3つの自然

干潟を調査したところ、シルトや有機物、微生物の呼吸速度などは異なっており、人工干潟を造成する上でその造成場所の選定の重要性が示され、干潟に求める機能を考慮して造成計画を検討する必要がある⁹⁾。この他にも干潟造成は全国的に実施されている。例えば、英虞湾の70%以上の干潟を消失させた潮受け堤防の建設は物質循環様式を大きく変化させ、赤潮のような被害を引き起こす環境悪化の悪循環への引き金となった。このため干潟生物の生産性と多様性を向上させるため、英虞湾再生プロジェクトが展開されている¹⁰⁾。しかし、先に述べた広島湾の例にあるように、このような自然相手の事業では、自然環境の変動などの影響もあり、不確実性は避けることができない。そのため、造成後にも様子を観察し、目標とずれが生じた場合は手直しをするといった柔軟な対応が必要となってくる。そこで三河湾の干潟造成事業では、順応的管理手法に沿って干潟造成における技術的知見を取りまとめ、課題が整理されている。今後は、造成とともに科学的に未解決の要素の解明に取り組む必要がある¹¹⁾。

人工干潟の造成にあたり、その課題のひとつとして目的に応じた材料の選定が挙げられる。海域環境の保全や生態系の保護のため、造成材料として考えられている海砂は全国的に採取が禁止になりつつある。近年、港湾の浚渫土砂の有効利用先の確保などの理由から、浚渫土砂の利用が次第に進められているが、生物の活動基盤となる干潟の表面には砂分主体で施工されることが多いため、そこに使用する海砂の代替材が求められる。そこで、最終処分場の寿命の延長も兼ねて最終処分されている廃棄物を活用することが考えられる¹²⁾。しかし、現在廃棄物由来の海砂代替材料は環境改善の現場で利用することが検討・実施されているが、浸透柱などの目的に応じた局所的な使用法に留まっている¹³⁾。そこで、本研究では海砂代替材として使用する廃棄物由来の材料の特性を、干潟造成材料としての適正という観点から評価することを目的とした。干潟造成の目的は種々であるということから、その目的に応じた検討をする必要がある。干潟に求められる稚魚の成育場、水質浄化能、渡り鳥の休息地という特性を考慮し、重要な生態系サービスの一つである生物生産性に注目することとした。

本研究では指標生物として、重要な水産資源であり古くから人の生活と密接に関連している二枚貝であるアサリに着目した。アサリは潮干狩りの主な漁獲物として馴染みの深い貝類であり、単に食用としてではなく、人と自然が触れ合う機会を創出する一因となっている。また、アサリを始めとする二枚貝が有する濾過摂食という摂食方法で海水中に存在する有機物や顕濁物質を体内に取り込み、プランクトン等の有機物を摂食することで海水を浄化、ひいては赤潮の防止を担っている。加えて、干潟における食物連鎖の一員を担う

ことで豊かな生物環境を形成する役割も持つ。しかし、沿岸域の開発に伴う干潟の消失・環境悪化により、多くの産地でアサリ個体群の再生産が急速に悪化し、漁獲量が激減している。最盛期の1970年代の漁獲量は15万トンを越えていたが、現在では3万トン程度と落ち込んでいる¹⁴⁾。現在日本国内でアサリは年間約10万トン消費されているが、不足分は北朝鮮や韓国、中国からの輸入によって賄われている。しかし、輸入品を一度干潟に撒き国産として販売するという問題、外来種の持ち込みや繁殖等の問題も起きている。アサリを摂食し、現在アサリ漁業に打撃を与えているサキグロタマツメタも中国からの輸入アサリに混入して入ってきたと考えられており、深刻な漁業被害を招いている。本問題を解消するためにもアサリの再生産機構が成立する人工干潟の造成が急務となっており、これまでにアサリ漁場の回復のため人工干潟の造成・客土・覆砂事業・貧酸素水塊対策など様々な試みが行われてきた¹⁵⁾¹⁶⁾。

アサリを漁業資源として捉えると、その生活史に注目して、再生産機構を明らかにしつつ、「場」の問題を考える必要がある。その中でも底質環境は浮遊幼生期を終え着底した後の移動力が乏しいアサリにとっては非常に重要な因子でありながらも、実測データが少なく、未解明な部分が多い。底質環境は漁場造成において人工干潟造成や覆砂などにより人為的にコントロール可能な因子である。しかし、どのような土壌がアサリの着底、その後の成長に適しているかは十分理解されておらず、漁場造成においても土壌に関して十分な配慮がなされていないという現状がある。また、海砂の採取が禁止されたことに伴い、今後は産業副産物の有効利用も含めて広く土壌材料の探索をする必要がある。

アサリはその生活史において、受精卵から浮遊幼生、着底稚貝を経て成貝となることが知られる。アサリ浮遊幼生フルグロウン期に達した浮遊幼生は着底基質を探索することが知られ¹⁷⁾、時々遊泳を停止して足部の先端で海底に触れ、また遊泳を始める行動を繰り返す。これは着底基盤の探査活動と考えられている。実際に、現場での調査等によって浮遊幼生の粒径走向性が確かめられている¹⁸⁾¹⁹⁾。従って、アサリ資源回復のためには、まず浮遊幼生が着底しやすい場の創出が前提となる。これまでに、アサリ浮遊幼生の着底には粒径0.5~4 mmの粗粒砂が好適であることが報告されている¹⁸⁾¹⁹⁾。また、砂礫やガラスビーズ、海砂に礫や貝殻を混ぜたもの等を基盤材として評価した結果、基材の粒度組成が多様であると着底数が増加することが見出されている²⁰⁾。また、貝殻の混合は着底を促進しなかったとされる。しかし、海砂代替材へのアサリの着底性、ならびにその後の生長に関する情報については、極めて少ない。

そこで本研究では、製鋼スラグにおけるアサリ浮遊幼生の着底性、稚貝の生残・成長性

を評価した。この際、製鋼スラグを実際に使用した場合をシミュレートし、海水中でのエイジングが着底性や生残・成長性に与える影響も把握した。さらに、スラグにおける着底や生残・成長性に影響する因子を明らかにするため、粒度、さらにはエイジング前後におけるスラグの表面形状や含有物質の溶出性といった物理的、化学的、生物学的特性を評価した。そして、最終的には製鋼スラグで造成した干潟でもアサリのライフサイクルが成立することを実験的に示すこととした。

2. 研究期間での成果の概要

脱リンスラグ、フェロマンガンスラグへの浮遊幼生の着底性は地御前干潟海砂の約 10 倍であることを明らかにした。この高い着底性は、主に溶出物に起因しており、他に表面の滑らかさも寄与していた。また、浮遊幼生を誘引し、着底を促進させる金属として、Zn を特定するに至った。

一方、両スラグへの浮遊幼生の着底性は、エイジングにより低下し、2 ヶ月で海砂と同程度となった。この低下は表面の滑らかさの変化ではなく、着底促進物質の溶出能の低下に起因することが示唆された。また、エイジング期間に形成された生物膜による着底への影響は確認できなかった。

両スラグにおいては、着底後の稚貝の減耗が大きく、脱リンスラグで海砂の 50~13%、フェロマンガンスラグで 24~5%となった。その一因としてアルカリ溶出による pH 上昇が考えられた。しかし、生残した個体の成長は海砂と同レベルであった。また、20 mm 程度まで成長した稚貝は生残、成長とも海砂と大差なく、成熟サイズまでの成長できたことから、スラグ上でアサリのライフサイクルが成立しうることが示された。

3. 研究方法

3.1 海砂代替材

本研究では、評価対象とする製鋼スラグに加え、高炉スラグならびに熔融スラグを用いた。なお、対照系では市販の山砂、ならびに広島県の地御前干潟と上の浜干潟にて採取した砂を使用した。

・製鋼スラグ

製鋼スラグとは製鋼工程で発生するスラグで、高炉で製造された銑鉄を鋼にする過程で副生するスラグである。粗鋼1 t 当たり約110 kg 生成し、発生量は年間約1,320万トンにもものぼる。主に土木用資源として使用されているが、一部の製鋼スラグは利用率100%を達成しているものの、ほとんどの種類の製鋼スラグ利用率36%程度に留まっているため新たな利用法が求められている。現在製鋼スラグを原料としたブロックを藻場造成材料として使用可能か研究されている²¹⁾。本研究では、製鋼スラグとして、脱リンスラグ、脱炭スラグを使用した。また、フェロマンガンスラグも検討対象に加えた。

・高炉スラグ

高炉スラグは、銑鉄を製造する高炉で熔融された鉄鉱石の鉄以外の成分・副原料の石灰石・コークス中の灰分が熔融され分離回収されたものである。天然の岩石に類似した成分を有し、銑鉄1 t 当たり約290 kg 生成する。冷却方法により高炉水砕スラグと高炉徐冷スラグの二種が存在するが、本研究では高炉から出るスラグを水で砕いた高炉水砕スラグを使用した。その発生量は全国で年間約2,244万トンにもものぼる²²⁾。

・熔融スラグ

熔融スラグとは家庭から出る一般廃棄物や下水汚泥の焼却灰等を1300℃以上の高温で熔融したものを冷却し固化させたものである。熔融・固化することにより容積が減少し、最終処分場の延命を図ることができる他、高熱でダイオキシンや揮発性の重金属が無害化されるというメリットがある。このため1998年に厚生労働省は『新設の一般廃棄物焼却場には熔融固化設備を併設する事が望ましい』との通知を出し、自治体の設備が増加した。全国で年間約80万トン排出され、コンクリート用及び道路用の骨材としての利用が検討されているが、再利用率は50%以下に留まっており明確な利用法が確立されていない。

なお、これらのスラグについては、異なる事業場、異なるロットから得た。施設の着底試験においては、所定の粒径に揃えたものを使用した。また、稚貝の生残・成長試験では、粒度無調整のスラグ、ならびに海砂を使用した。

3.2 着底試験

着底試験では、フルグロウン期に達したアサリ浮遊幼生(図 1)を用いた。浮遊幼生は伯方島栽培漁業センターや大分県農林水産研究指導センターから供与されたもので、生後約 2 週間、殻長 200~210 μm 程度の着底直前のものであった。一方、着底基盤として、脱リンスラグやフェロマンガンスラグ、これらをエイジングさせたものや山砂、地御前干潟土壌をふるいにかけて、粒径 0.85~2 mm の試料を作成した。但し、粒径の影響を評価する試験では、粒径 0.85 mm 以下、2~4.75 mm、4.75 mm 以上のスラグを用いた。さらに、着底促進因子を検討する試験では、後述するようにガラスビーズ(表面形状の検討)、スラグや金属(溶出物の検討)を添加したゲルを敷設した山砂も使用した。



図 1 アサリ浮遊幼生

これらを $\phi 28\text{mm}$ シャーレに入れて 10 L パンライト水槽底部に設置し(図 2、図 3)、海水を 24 h かけ流して基盤材を安定させた。この際にエアレーション、攪拌機も設置し、浮遊幼生を投入できる状態にした。アサリ浮遊幼生入りの濾過海水を注入後、浮遊幼生の流出を防ぎながら試験終了まで、水槽内の水を毎日新鮮なる過海水と交換した。そして、浮遊する幼生の密度が導入時の 9 割減となったときに試験の終了とした。着底試験の終了後には、直ちに予め用意しているローズベンガルを溶かした 10%ホルマリン溶液を入れ、アサリを染色・固定した。その後、直ちに冷蔵庫等の冷所にて保管した。

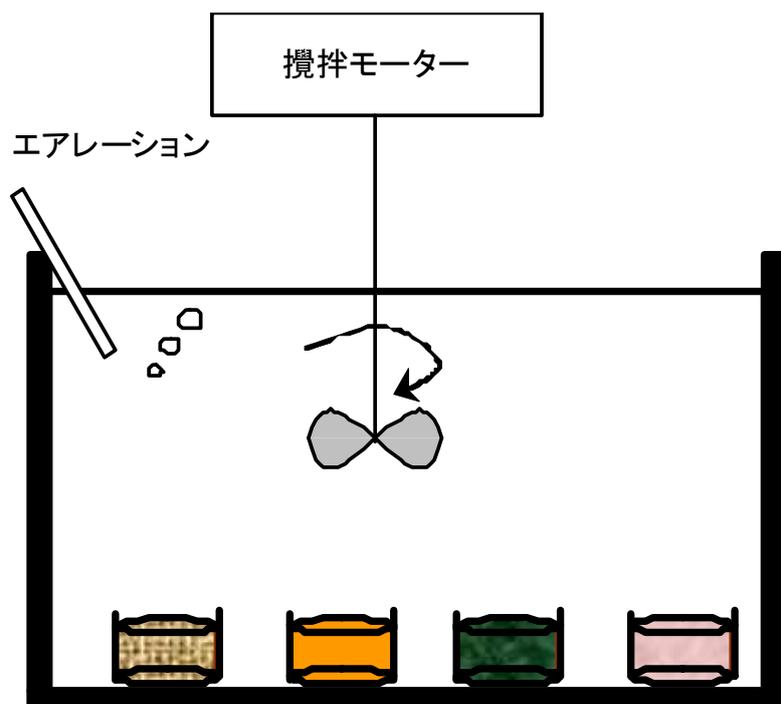


図2 着底試験概略図



図3 着底試験の様子

3.3 生残・成長試験

1) 着底稚貝～稚貝

浮遊幼生をビーカー内で飼育し、着底した幼生(着底稚貝)を1000個体ずつ、30 cm×40 cm×5 cmの浅型バットに入れた脱リンスラグ、フェロマンガンスラグ、ならびにこれらを2週間、10ヶ月エイジングしたもの、海砂(上の浜干潟)の上に入れ、着底後をシミュレート

した。これらのバットを 2011 年 8 月 1 日に呉市阿賀の生海水の掛け流し水槽に設置し(図 4)、アサリの生残数と殻長、スラグと現場海砂のクロロフィル a、強熱減量を測定した。

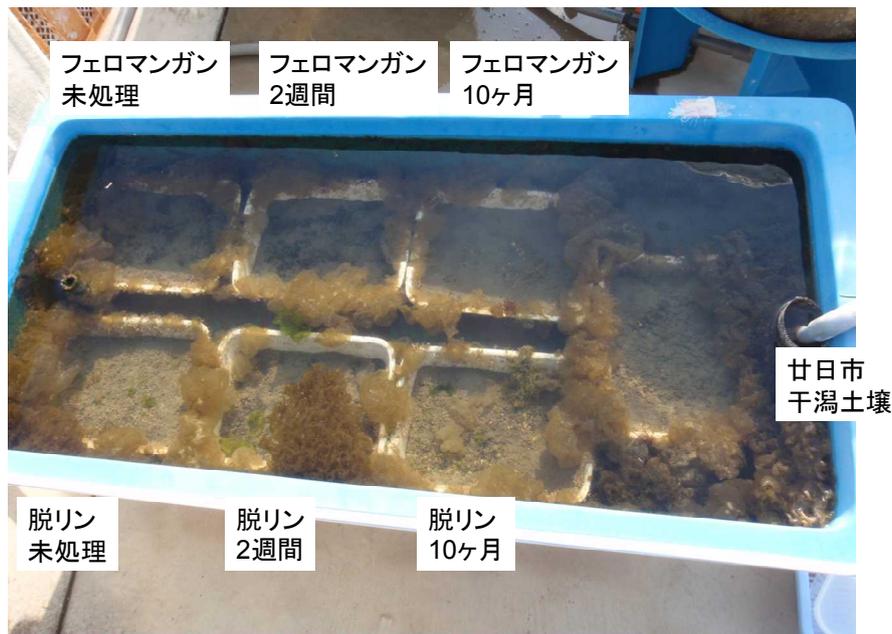


図 4 着底稚貝の生残・成長試験の実施状況(呉市阿賀)

2) 稚貝～成貝

当該実験は、2010 年 11 月 29 日より開始した。アサリ漁場である廿日市市の上の浜干潟に、脱リンスラグ、フェロマンガンスラグ、現場海砂とアサリ稚貝(平均殻長約 20 mm) 20 個体を入れた 30 cm×40 cm×5 cm のバットを設置し(図 5、図 6)、アサリの生残数と殻長、スラグと現場海砂のクロロフィル a を測定した。なお、アサリの成育において、オスは殻長 25 mm 程度、メスは殻長 30 mm 前後から成熟するとされる。



図 5 稚貝の生残・成長試験の実施状況(廿日市市上の浜干潟)

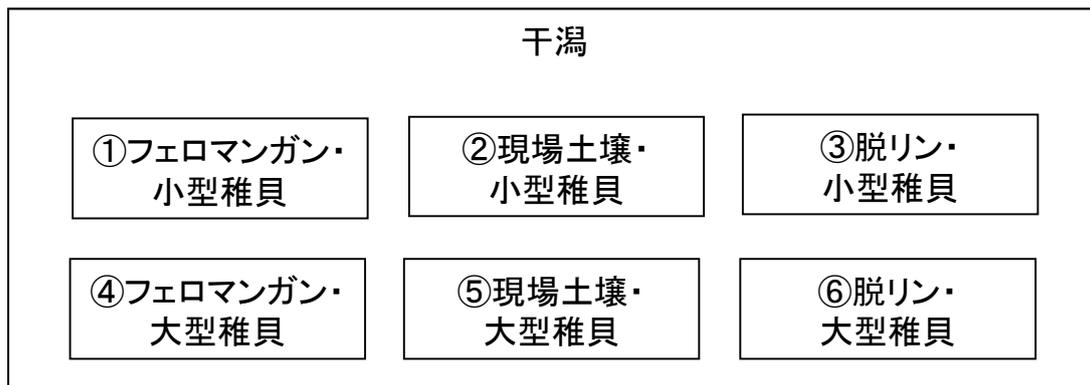


図6 稚貝の生残・成育試験バットの配置

3.4 海砂代替材のエイジング

スラグを実際に海域で着底基盤として用いる場合、エイジングにより、表面形状や生物膜の付着、金属溶出能が変化することが考えられる。そこで、エイジングによる着底や生残・成長への影響を評価した。

1) 着底性の評価に用いたスラグ

スラグの表面粗さや溶出物、生物膜の付着が生残性に及ぼす影響を評価するため、石英ガラスの板を装着したガラスボートに粒径2 mm~0.85 mmの脱リンスラグやフェロマンガンスラグを厚さ1 cm以下になるよう敷設し、各光源の光を照射した。照射の様子は図7、図8の通りである。なお、浮遊幼生の着底時期の間隔(秋9月~春5月)を考慮し、エイジング期間は10ヶ月とした。

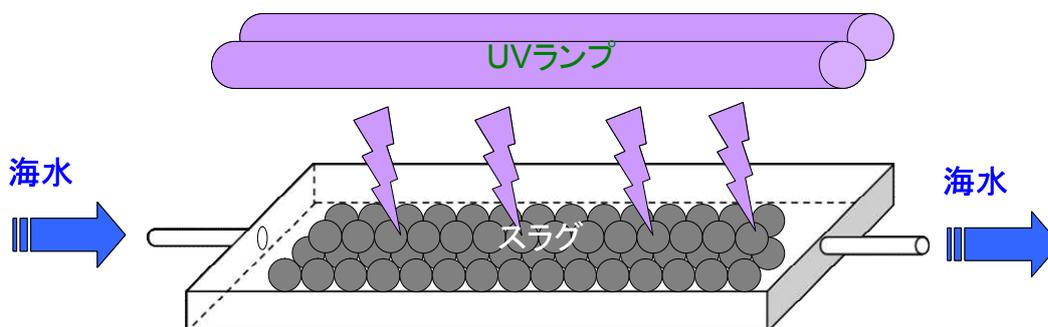


図7 エイジングの概念図



図8 スラグのエイジングの様子

2) 生残・成長性の評価に用いたスラグ

着底した幼生(着底稚貝)を用いて生残・成長性の評価を行う場合、溶出物の影響が強く現れる可能性が考えられたことから、海水に浸漬して2週間エイジングさせたスラグ、ならびに上の浜干潟において10ヶ月間エイジングさせたスラグ(共に粒径無調整)を準備した。

3.5 着底促進因子の把握

スラグに高い着底性が認められた要因として、物理的には表面の形状、化学的には溶出物が考えられたため、表面の形状、ならびに溶出物による着底促進の可能性を検討した。

1) 表面粗さの影響

ガラスビーズ(粒径1.0~1.4 mm)の表面を3種類のメッシュのスポンジ研磨材(#1200~1500, #320~600, #120~180)を用いて所定の表面粗さが得られるように研磨した。ガラスビーズ表面の粗化を確認した後、上述の着底試験に供した。

2) 溶出物の影響

図9に示すように、山砂の下にスラグを敷設した2層の材料を調製し、上述の着底試験に供した。これにより、着底の場は物理的に山砂と同一であるが、スラグからの溶出物が作用できることとなる。

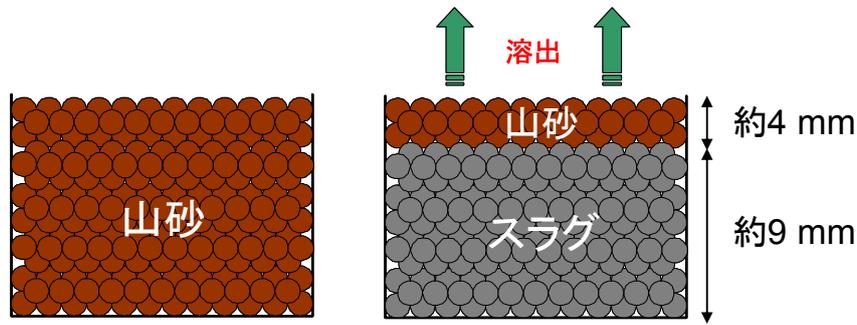


図9 スラグ溶出物による着底への影響評価試験系(左、対照系；右、スラグ敷設材料系)

3) 誘引が考えられる金属の検討

後述するように、溶出物による誘引が認められた。既往の研究で、化学的な刺激がある種の海洋無脊椎動物の着底の刺激剤となることが証明されており、 γ -アミノ酪酸とエピネフリンがムラサキイガイを含む三種の二枚貝の着底と変態を引き起こすことが報告されている²³⁾。また、藻類からの抽出物が二枚貝であり藻類上に着底するイガイの着底刺激剤となること²⁴⁾、アサリ稚貝に関する研究でも、基盤の Cd, Co, Ni 濃度は体長と正の相関を示し、Cr, Mn, Fe, Pb 濃度は負の相関を、Cu, Zn は代謝によって体内の濃度を調整している可能性があることが見出されている²⁵⁾。一方、熔融スラグは無機物であることから、無機溶出物によって浮遊幼生の着底が影響を受けていると予想された。そこで、各海砂代替材からの金属溶出物を分析し、着底数比との相関を検討した。

4) アサリ浮遊幼生の走向性試験

上述の検討より、Mn と Zn の溶出がアサリ浮遊幼生の着底を誘引している可能性が考えられた。しかし、材料からは様々な金属種が同時に溶出するため、これまでの試験では単一の金属種の影響を明確に評価できていない。そこで、走向性試験により金属種に誘引されることを検討した。

本試験は二股試験管を使用して行う。二股試験管の各端に金属塩を添加した海水と何も添加していない海水をそれぞれ投入し、寒天を用いて固化させ、海水投入時に二股試験管の片側から金属を徐々に放出させた。まず、Mn と Zn の金属塩を添加し (2 mg/L, 10 mg/L, 100 mg/L)、二股試験管の片方に投入した。なお、もう片方には何も添加していないろ過海水を投入した。その後ゲル化剤を加えて攪拌し、固定化させた。次に、試験管内にフルグロウン期のアサリ浮遊幼生(200 μ m)の入りの海水を 50 mL 投入し、所定時間経過後に各地点 (図 10) の幼生の全数を計数した。

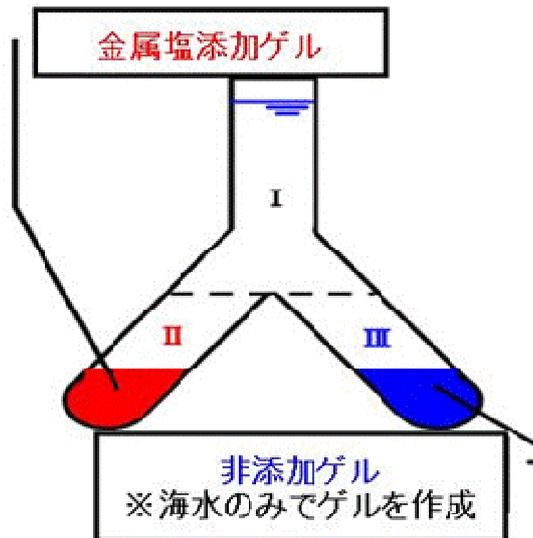


図 10 走向性試験概略図

5) 金属による着底促進の検証

先の 2)にあったスラグの敷設に倣い、各金属を加えた寒天を固化させて上部を山砂で覆い、着底の場は物理的に山砂と同一であるが、溶出物が作用できる系を設定した。

3.6 分析

1) 表面粗さ

レーザー顕微鏡を用いて各材料につき 3 粒を観察し、形状解析アプリケーションを用いて各粒子の表面 300 μm 四方を 3 ヶ所とり、算術平均粗さ Ra の平均値を算出した。但し、光の反射によるノイズが生じたため、ガラスビーズのみ 300 μm×100 μm 四方の測定とした。

なお、算術平均粗さ Ra とは、測定範囲(長さ L)における平均線から測定曲線までの偏差の絶対値の平均値を示し、平均線と測定曲線によって囲まれた面積の和を測定範囲の長さで割った値で、表面粗さの主な指標として用いられる(図 11 参照)。

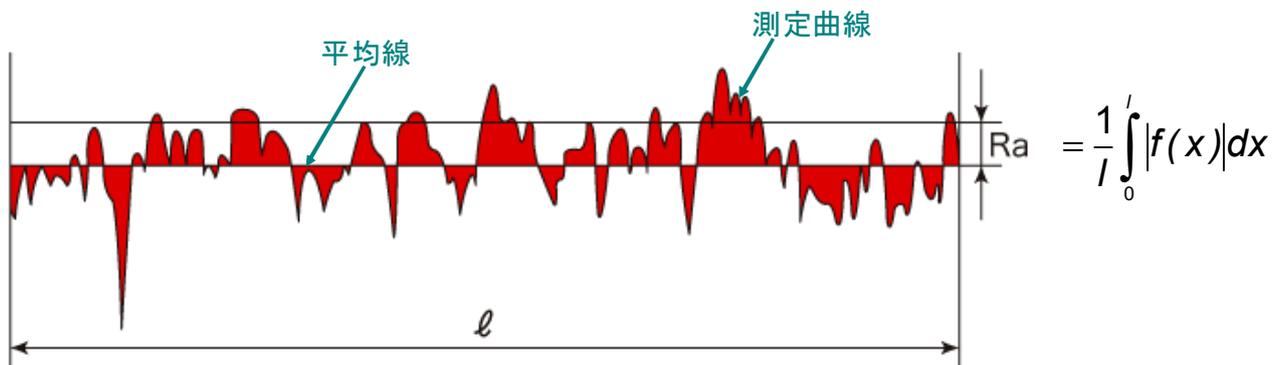


図 11 算術平均粗さの概念と算出方法

2) 材料の表面組成と金属溶出能

スラグの表面組成は、エネルギー分散型蛍光 X 線分析装置（島津、EDX720）を用いて測定した。一方、金属溶出量の測定は環境庁告示 46 号に従った²⁶⁾が、実海水中での金属溶出量を調査するため、溶媒として塩酸を添加した純水ではなく海水を用いた。まず、製鋼スラグと溶媒（海水）とを重量体積比 10%の割合で混合した。これを常温・常圧で振とう機（あらかじめ振とう回数を毎分約 200 回に、振とう幅を 4 cm 以上 5 cm 以下に調整したもの）を用いて、6 時間連続振とうした。そして、得られた試料液を 10 分から 30 分程度静置した後、遠心分離して得た上澄み液を孔径 0.45 μm のメンブレンフィルターで濾過して濾液を採取した。採取した濾液を定量に必要な量だけ正確に計り取り、これを検液として高周波プラズマ発光分光分析装置（ICP : Inductively Coupled Plasma、バリアン 710/715-ES 型 マルチ ICP 発光分光分析装置）を用いて分析した。この他、シャーレに充填したスラグの間隙水も分析した。

3) 金属溶出能の指標、クロロフィル a、強熱減量

脱リンスラグ、フェロマンガンスラグにて共通した主成分は Ca であった(図 12)。従って、金属溶出能の指標として pH (CaO の溶出により変化する)を取り上げ、着底試験では深さ 3 mm (間隙①)、深さ 5 mm (間隙②)、生残・成長試験では深さ 10 mm の間隙水をマイクロ pH メーターにて測定した。クロロフィル a はアセトン抽出法、強熱減量は 600°C までの加熱により求めた。

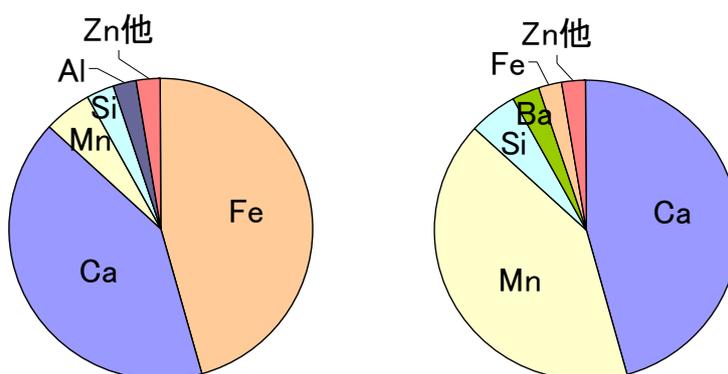


図 12 脱リンスラグ(左)、フェロマンガンスラグ(右)の組成

4. 結果および考察

4.1 スラグへの着底性

各材料への浮遊幼生の着底性を図 13 に示す。ここでの着底数比は、海砂(地御前干潟)への着底数を 1 として標準化した値である。脱リンスラグ、フェロマンガンスラグ、溶融スラグへの着底性は、地御前干潟や山砂を大きく上回った。異なる産地、もしくは異なるロットのものを用いた場合、着底数比の変動が認められたものの、平均的に海砂の 10 倍以上になった。また、着底直後に幼生の生残状況を評価した結果、スラグ上での生残率は海砂と大差ないことを確認した。

なお、脱炭スラグでは着底性は低かった。これは脱炭スラグから溶出した遊離カルシウムがシリカやアルミナとポゾラン反応を起こして固化したためと考えられる。従って、脱炭スラグが固化するにおいては、海砂代替材としての使用は不可能と考えられた。また、高炉スラグは地御前干潟土壌とほぼ同等の着底性を示したものの、海水中で粒同士が付着し、固化することが確認された。高炉で発生するスラグは以前から海砂代替材として期待され、実海域に投入する実地試験も行われているが、アルカリが溶出し固化することが報告されている。本研究の試験期間では完全に固化しなかったものの、同様の傾向が認められたことから、アサリの着底基盤としての適用は難しいと考えられた。

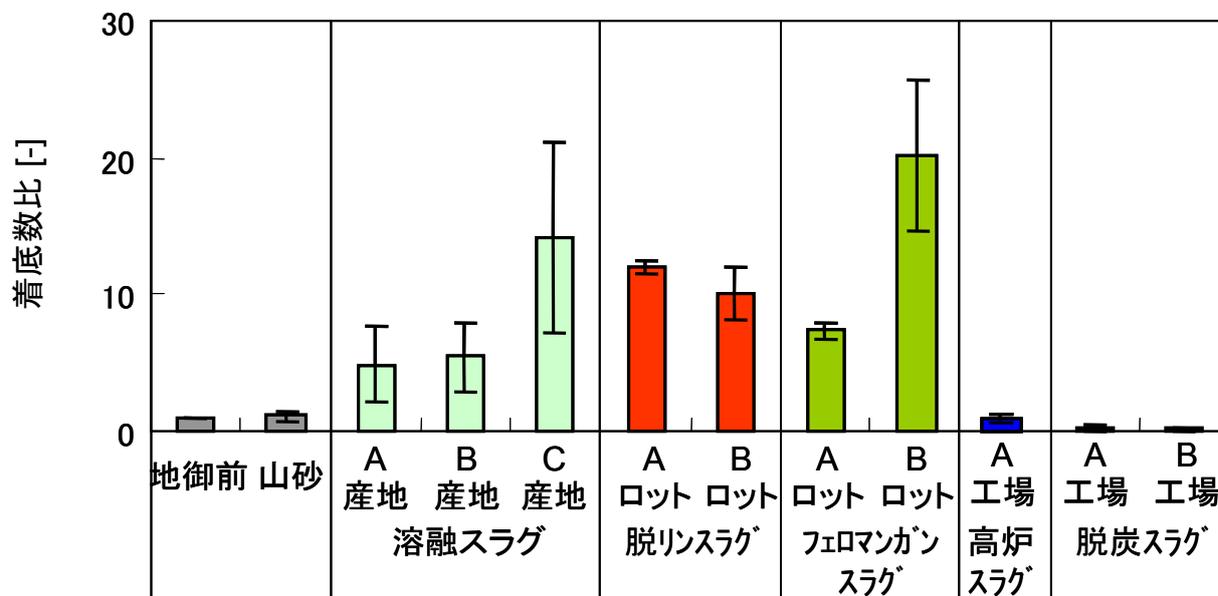


図 13 各スラグへの浮遊幼生の着底 (n=3)

4.2 粒径がスラグへの着底に及ぼす影響

粒径が異なる脱リンスラグやフェロマンガンスラグへのアサリ浮遊幼生の着底数を図 14、

図 15 に示す。両スラグへの着底に対する粒径による影響が認められたものの、傾向は異なっていた。脱リンスラグでは2~4.75 mm が、フェロマンガンスラグでは0.85~2 mm が好適であった。

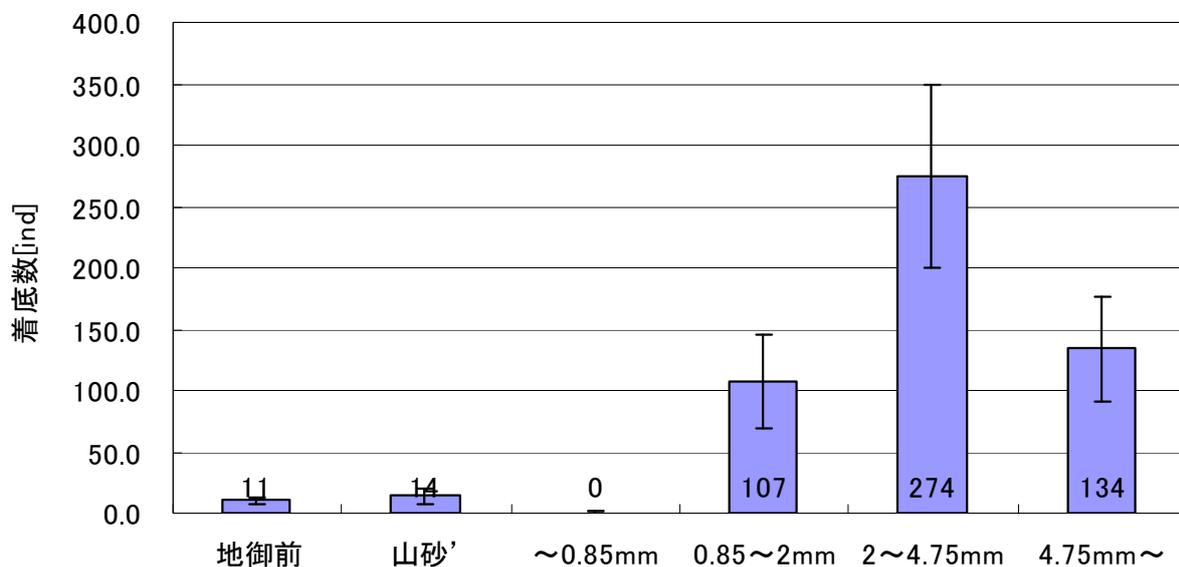


図 14 粒径が異なる脱リンスラグへの着底性 (n=3)

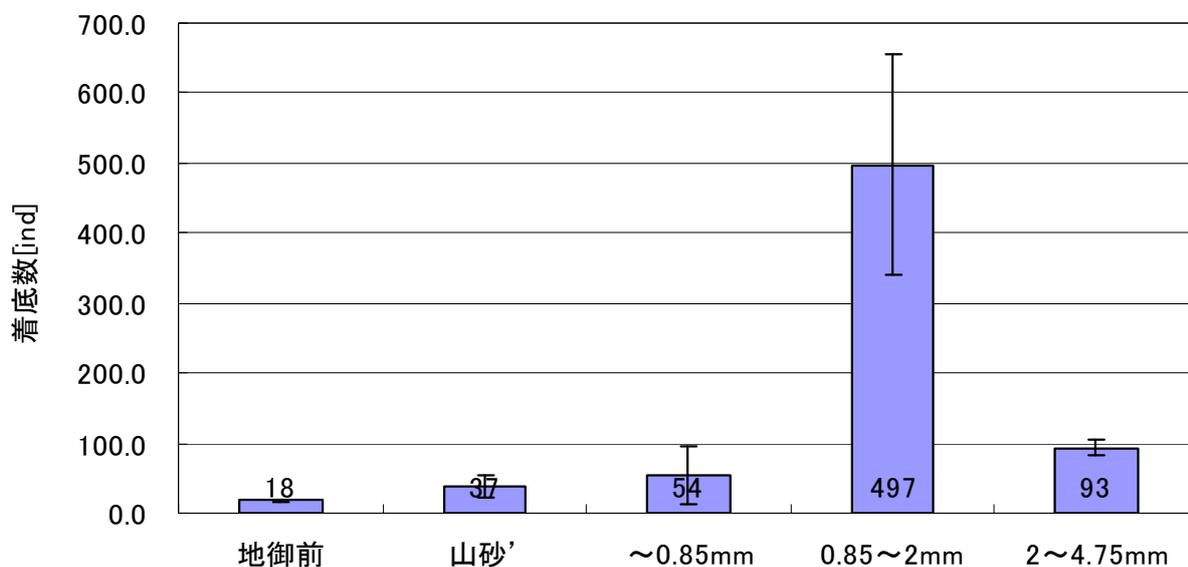


図 15 粒径が異なるフェロマンガンスラグへの着底性 (n=3)

自然砂を対象とした研究では0.85~2 mm が最も好適であったという報告があるが¹⁹⁾、脱リンスラグは異なり、2~4.75 mm、フェロマンガンスラグは砂と同じで0.85~2 mm への着底数が最も高かった。また、有意差については、統計的手法 (ANOVA、Tukey) により確認できた (表 1、表 2)。

表 1 脱リンスラグ着底試験結果の統計的分析

水準 1	水準 2	P 値	判定
地御前	山砂'	1.0000	-
地御前	~0.85mm	0.9993	-
地御前	0.85~2mm	0.0795	-
地御前	2~4.75mm	0.0000	1%有意
地御前	4.75mm~	0.0191	5%有意
山砂'	~0.85mm	0.9978	-
山砂'	0.85~2mm	0.0930	-
山砂'	2~4.75mm	0.0000	1%有意
山砂'	4.75mm~	0.0225	5%有意
~0.85mm	0.85~2mm	0.0460	5%有意
~0.85mm	2~4.75mm	0.0000	1%有意
~0.85mm	4.75mm~	0.0110	5%有意
0.85~2mm	2~4.75mm	0.0019	1%有意
0.85~2mm	4.75mm~	0.9517	-
2~4.75mm	4.75mm~	0.0077	1%有意

表 2 フェロマンガンスラグ着底試験結果の統計的分析

水準 1	水準 2	P 値	判定
地御前	山砂'	0.9971	-
地御前	~0.85mm	0.9710	-
地御前	0.85~2mm	0.0001	1%有意
地御前	2~4.75mm	0.7191	-
山砂'	~0.85mm	0.9985	-
山砂'	0.85~2mm	0.0001	1%有意
山砂'	2~4.75mm	0.8778	-
~0.85mm	0.85~2mm	0.0002	1%有意
~0.85mm	2~4.75mm	0.9617	-
0.85~2mm	2~4.75mm	0.0004	1%有意

自然砂の結果より、着底基盤は物理的に 0.85~2 mm が好適と考えられるが、脱リンスラグの場合、2~4.75 mm への着底性が良かった。製鋼スラグからの物質の溶出が着底促進の要因ならば、粒径が小さい方が溶出が多くなることは容易に想像できるが、2~4.75 mm が良

好であった。この原因としては、脱リンスラグからのアルカリの溶出と固化の可能性が考えられた。実際、着底試験終了後のスラグ (0.85~2 mm には) 弱い固化が認められ、また、間隙水を分析すると、pH12.2 であり (表 3) 固化が生じうるレベルであることを認めた。

表 3 脱リンスラグ間隙水 pH

粒径	pH
~0.85mm	12.2
0.85mm~2mm	12.2
2~4.75mm	12.2
4.75mm~	12.2

4.3 着底促進因子の検討

1) 表面粗さ

各基盤材の表面を撮影した画像を以下の図 16~図 22 に示す。なお、参考のため、着底試験に使用したアサリ浮遊幼生とほぼ同じサイズのスケール (200 μm) を記載する。写真から、高い着底性を示した熔融スラグの表面は総じて滑らかであった。また、製鋼スラグの表面形状は地御前干潟土壌と似通っており、表面に僅かな起伏があることが分かった。さらに、着底性が最も低かった山砂の表面は起伏が激しいことも判明した。このことから、表面形状が着底に影響すること、表面が滑らかであると着底を誘引することが予想された。

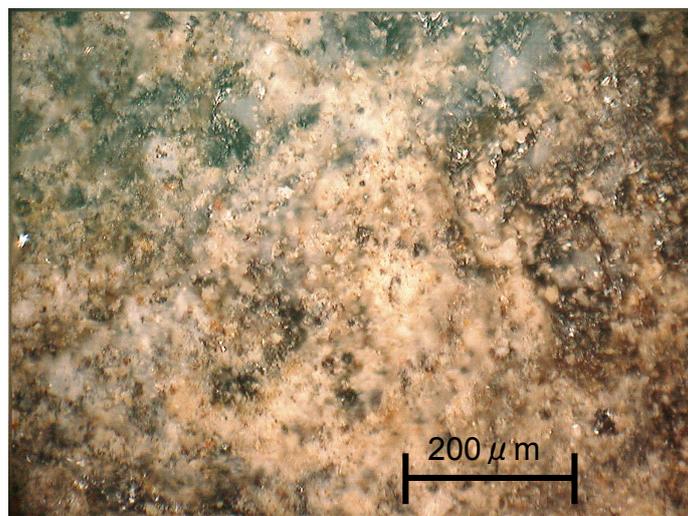


図 16 脱リンスラグの表面写真

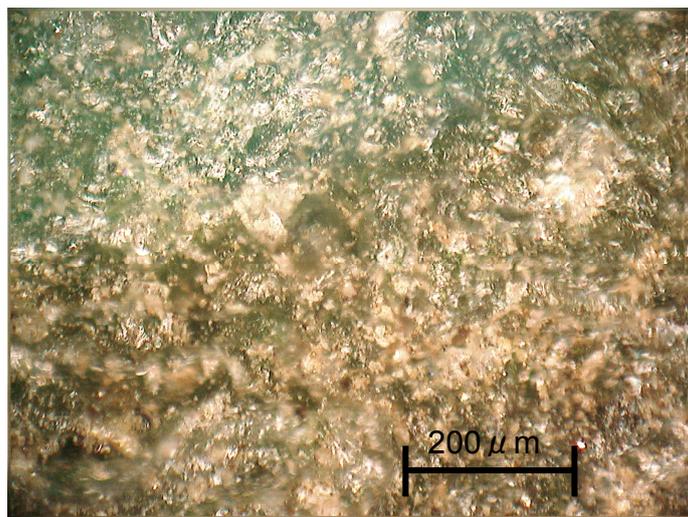


図 17 フェロマンガンスラグの表面写真

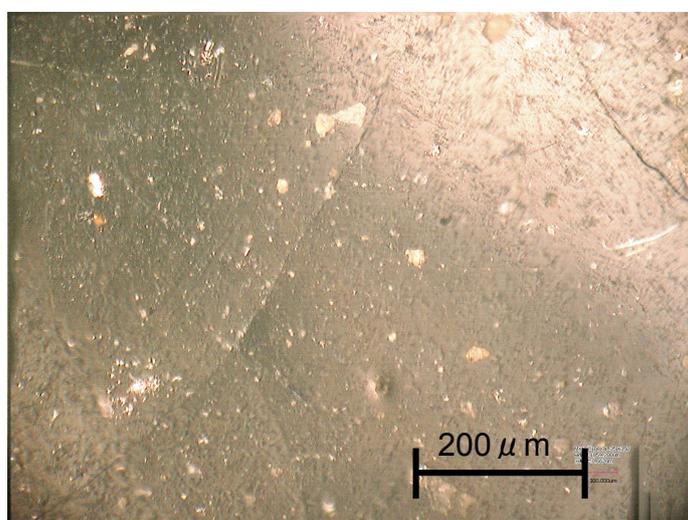


図 18 熔融スラグ A の表面写真

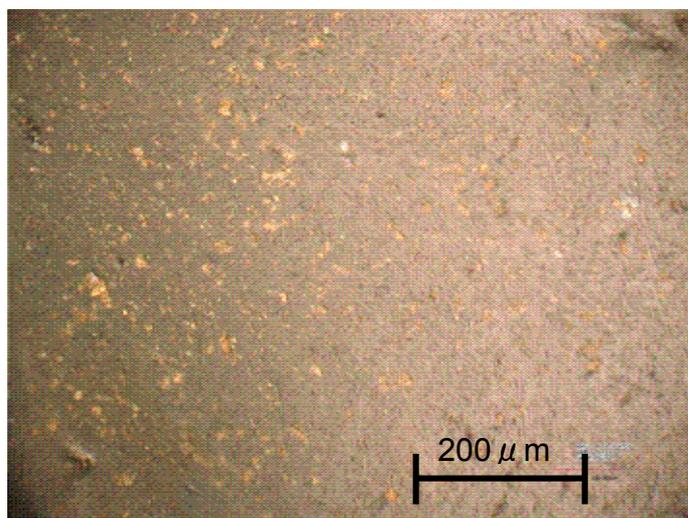


図 19 熔融スラグ B の表面写真

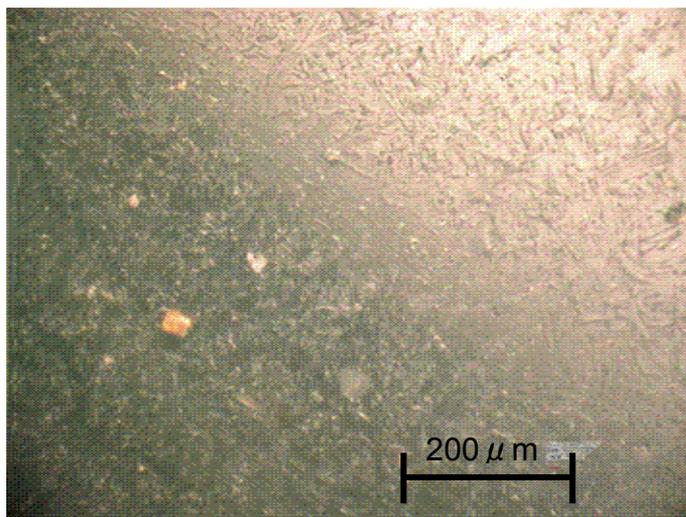


図 20 熔融スラグ C の表面写真

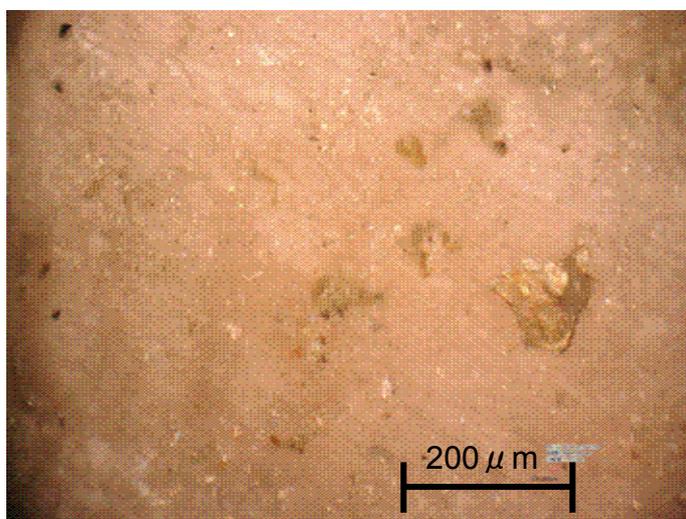


図 21 地御前干潟土壌の表面写真

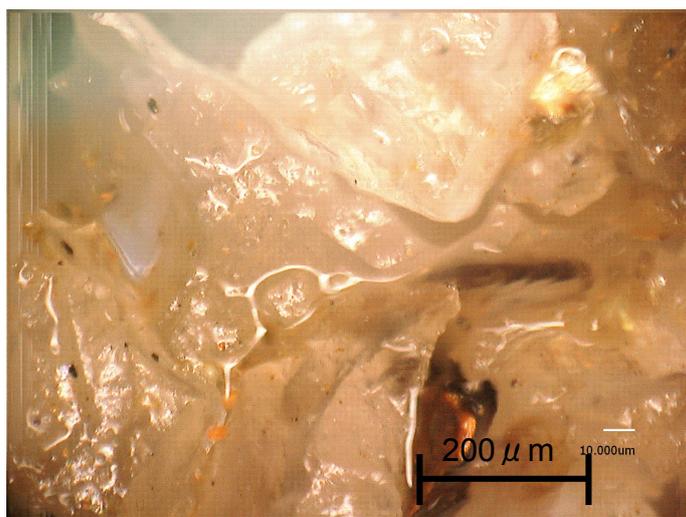


図 22 山砂の表面写真

図 23 に研磨ガラスビーズの表面粗さと着底数比の関係、ならびに脱リンスラグとフェロマンガンスラグ、山砂の表面粗さを示す。ここでの着底数比は、非研磨のガラスビーズへの着底数を 1 とした値である。スラグや山砂の表面粗さは研磨したガラスビーズの表面粗さの範囲内{研磨未処理 (Ra = 11 μm)と#320-600 (Ra = 27 μm)、#120-180 (Ra = 43 μm)}にあった。一方、研磨、非研磨のガラスビーズの着底数の差は最大でも約 2 倍となった。この結果は表面のスムーズさが浮遊幼生の着底を促進することを示した。しかしながら、スラグへの着底性は海砂の約 10 倍あり、表面形状では、その高い着底性を説明できなかった。

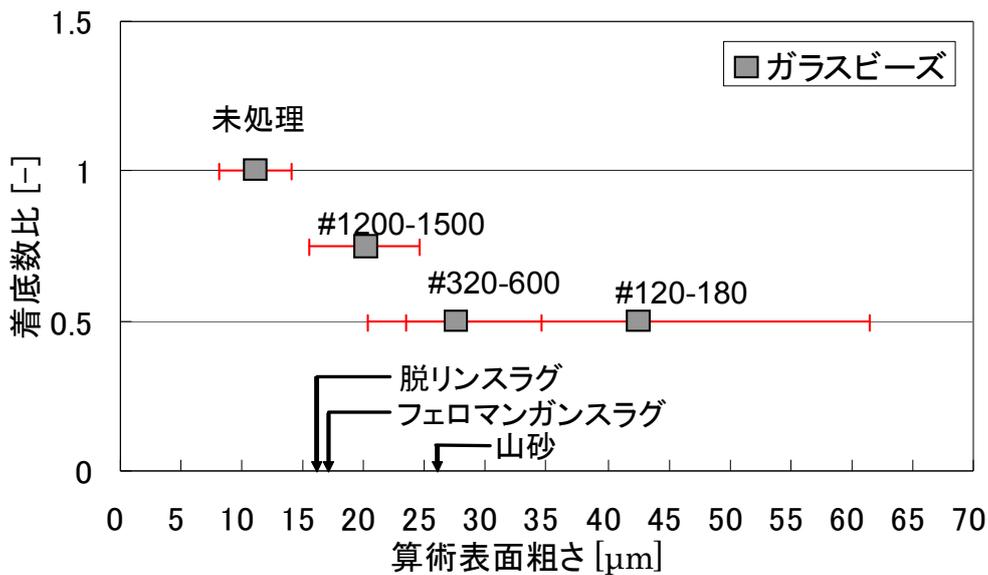


図 23 研磨ガラスビーズの表面粗さと着底数比の関係 (n=3)

2) 溶出物の影響

山砂とその下層にスラグを敷設した材料への着底性を図 24 にて比較する。脱リンスラグ、フェロマンガンスラグ共に山砂のみの基盤と比較して 8 倍程度高い着底数となった。これより、表面の滑らかさと溶出物の両方がスラグの高い着底性の要因となっていることが確認された。但し、材料の表面粗さの差による着底数の増加は約 2 倍程度であったことから、溶出物が主要因であることが示された。

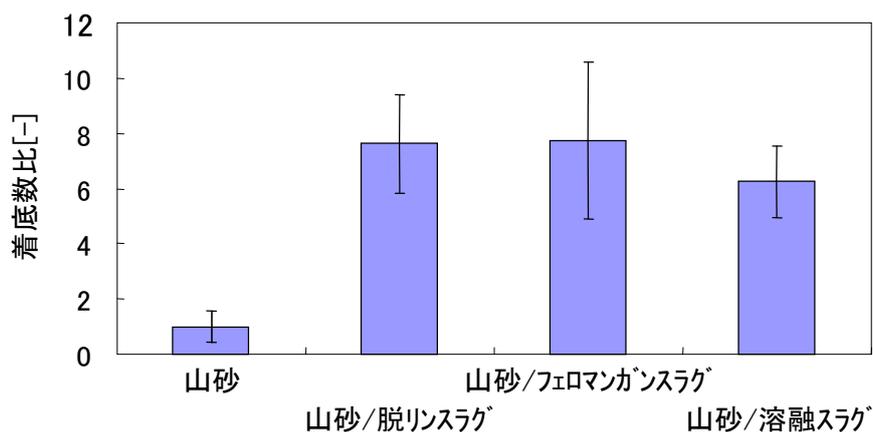


図 24 山砂の下層にスラグを敷設したことによる着底の促進 (n=3)

3) 誘引が考えられる金属の検討

金属溶出量と着底数比を相関させ評価した。材料の物理的特性による影響を排除するため、材料の種類ごとに山砂ベースの着底数比（個体-各材料/個体-山砂）と金属溶出量との関係性を評価した。結果を図 25～図 33 に示す。ばらつきは大きいものの、Zn、Mn、Ni 溶出量の増加に伴い着底数比が向上する傾向が見られ、これらには着底を誘引する可能性が考えられた。しかし、他の金属種に関して関係性は認められなかった。また、Zn、Mn、Ni においても、金属溶出量と着底性との関係は材料の種類によって異なっていた。このことから、金属の溶出以外にも着底に影響する要因があると考えられた。

金属による着底誘引の可能性を検証するため、着底数比と金属溶出量を重回帰分析した。重回帰分析の結果(表 4)から、値は小さいものの各金属種の中でも Mn、Zn の相関係数が高く、次いで Ni であった。これらの結果は、Mn、Zn、Ni が着底を誘引する可能性を支持した。

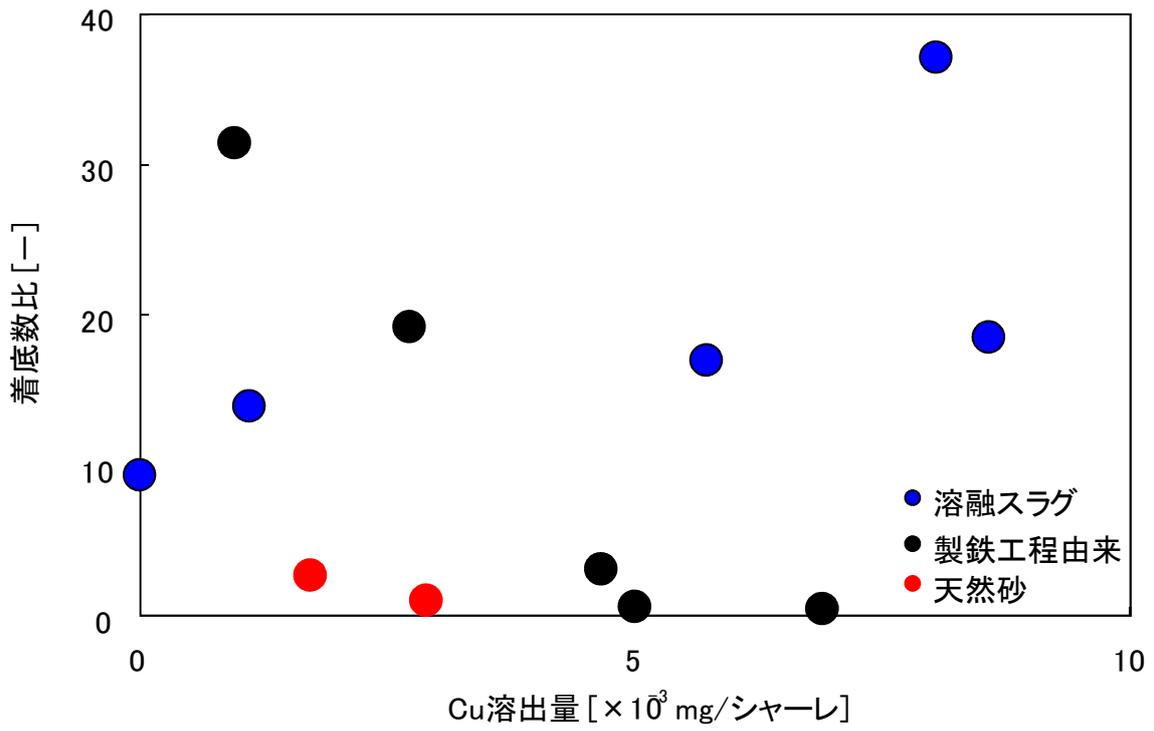


図 25 着底性と Cu 溶出量の関係の評価

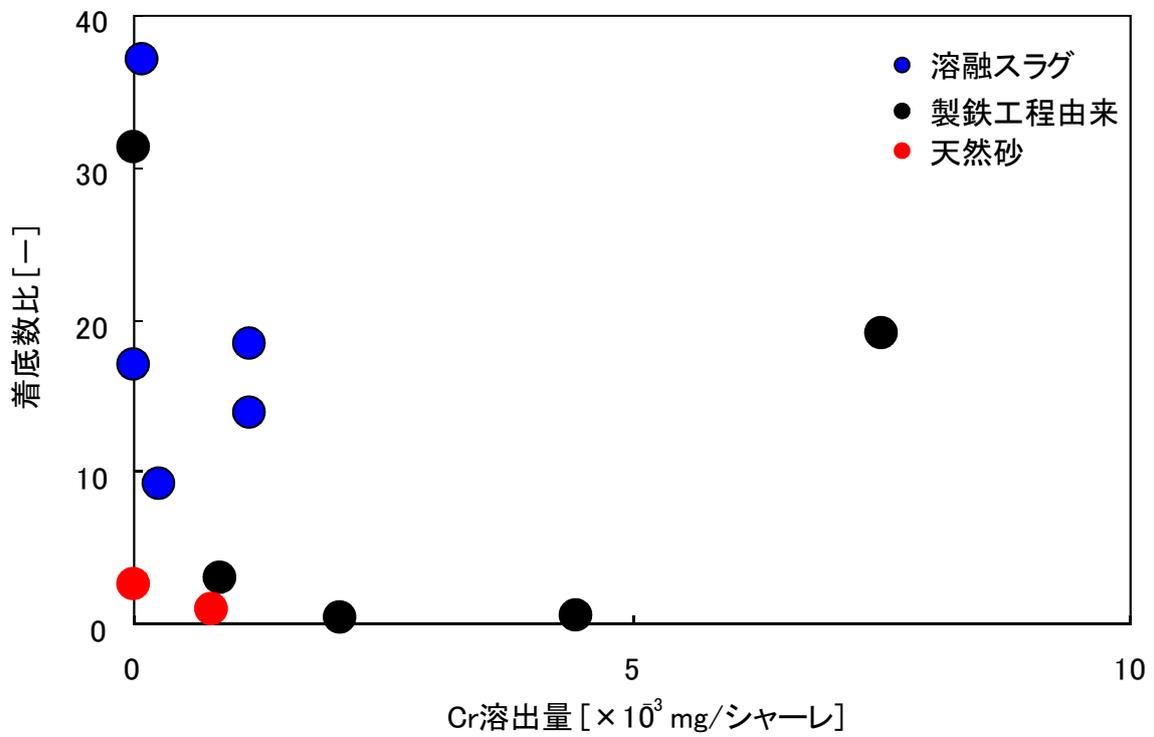


図 26 着底性と Cr 溶出量の関係の評価

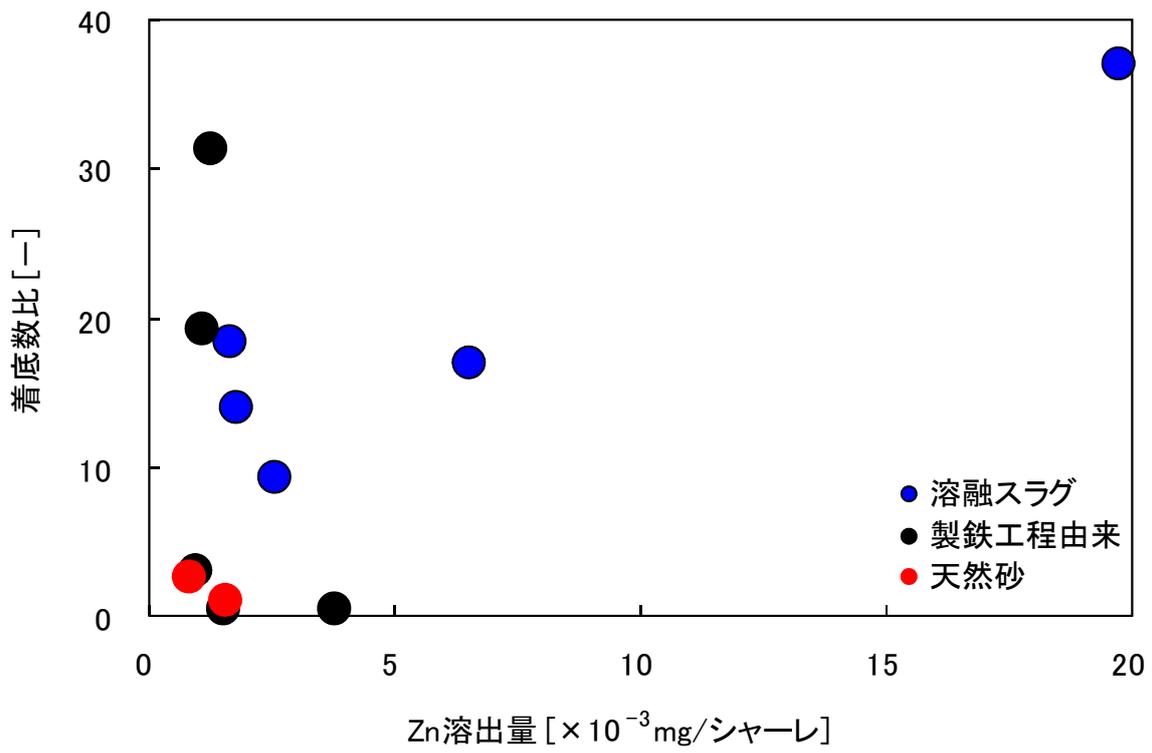


図 27 着底性と Zn 溶出量の関係の評価

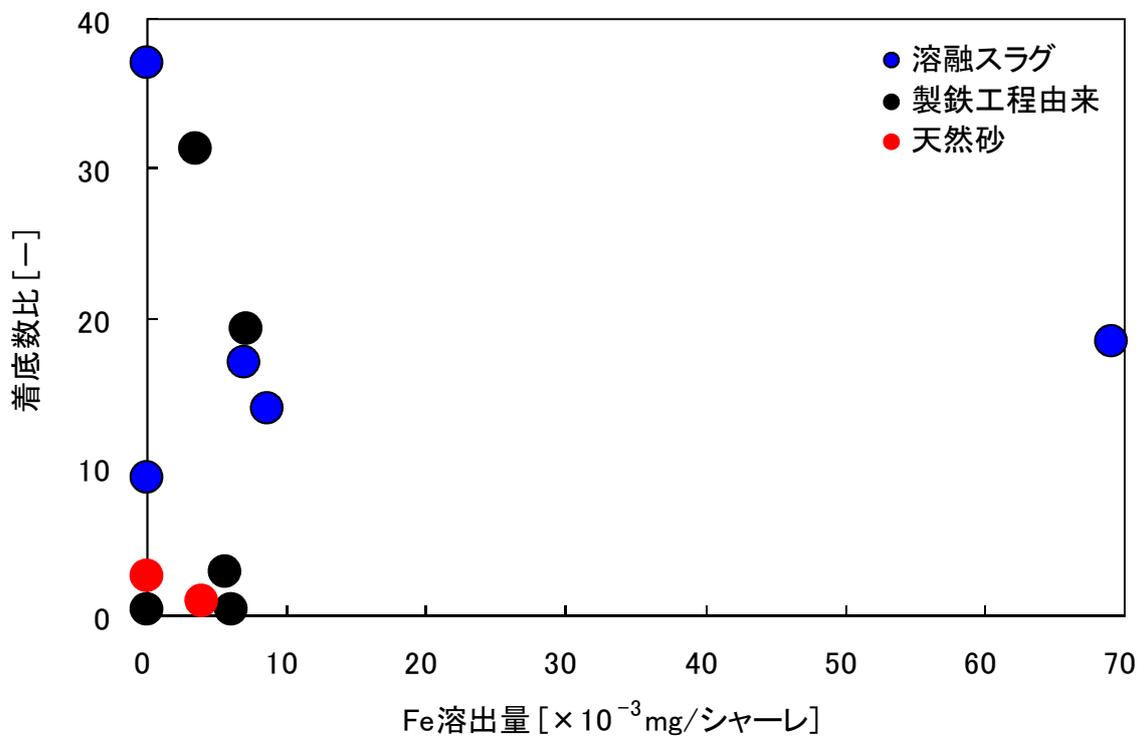


図 28 着底性と Fe 溶出量の関係の評価

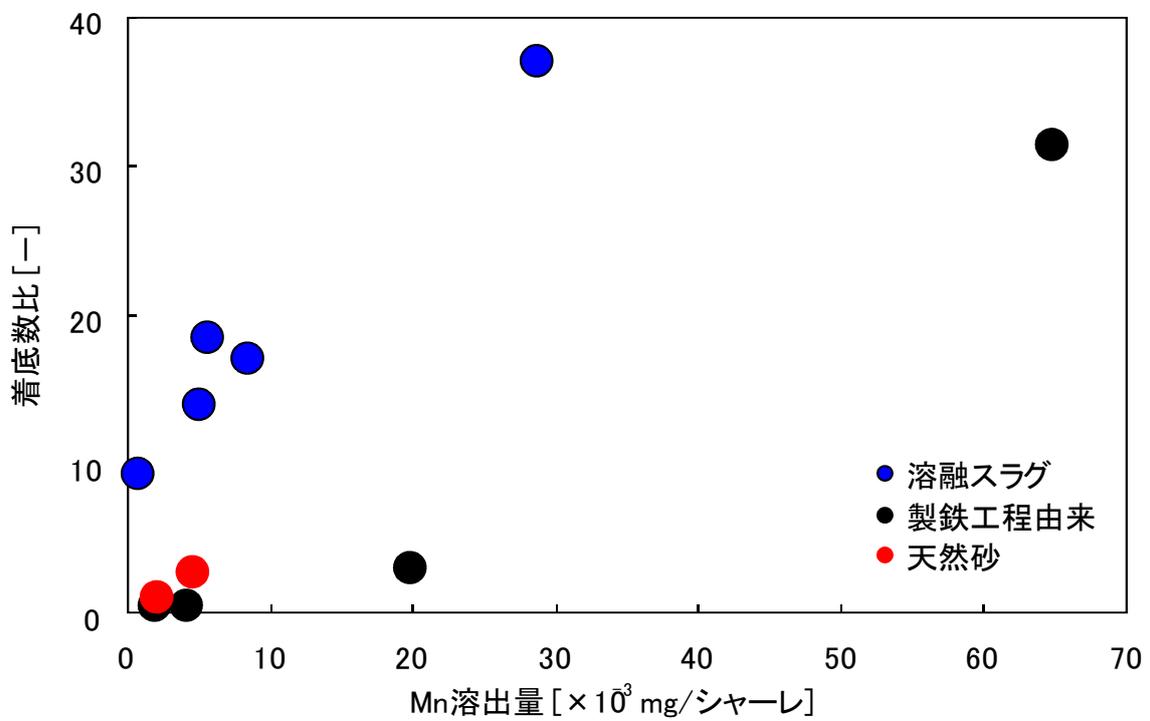
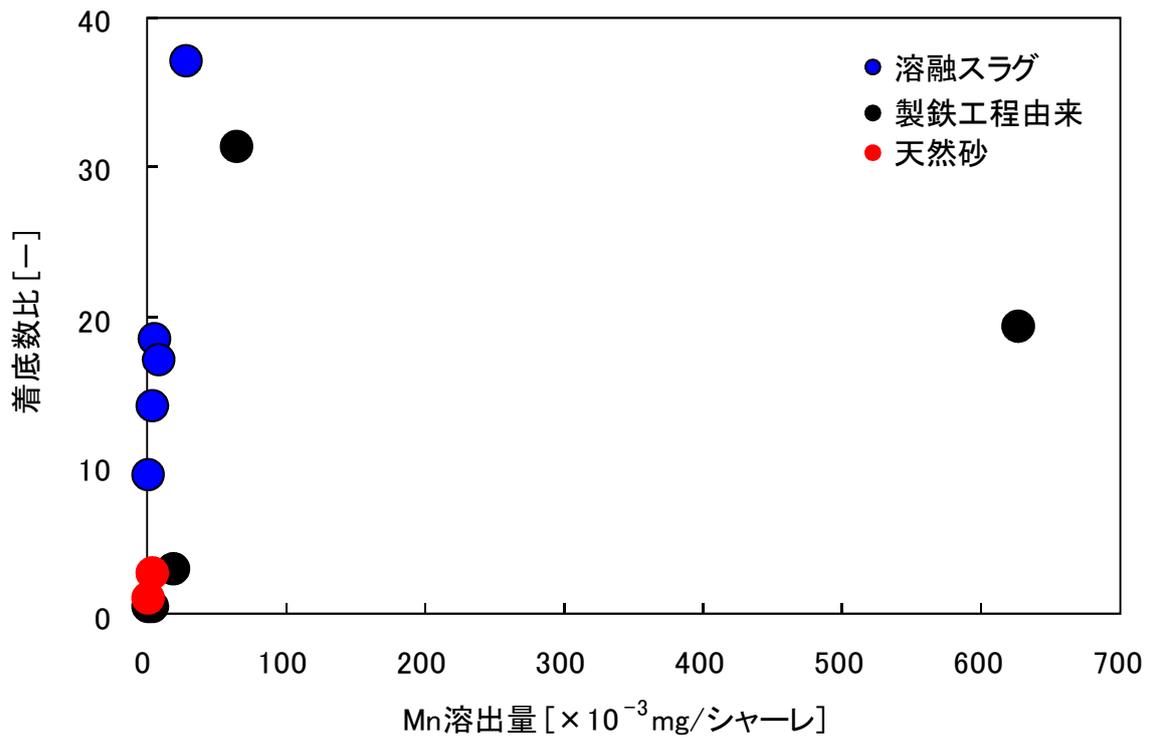


図 29 着底性と Mn 溶出量の関係の評価(上段：高濃度、下段：低濃度)

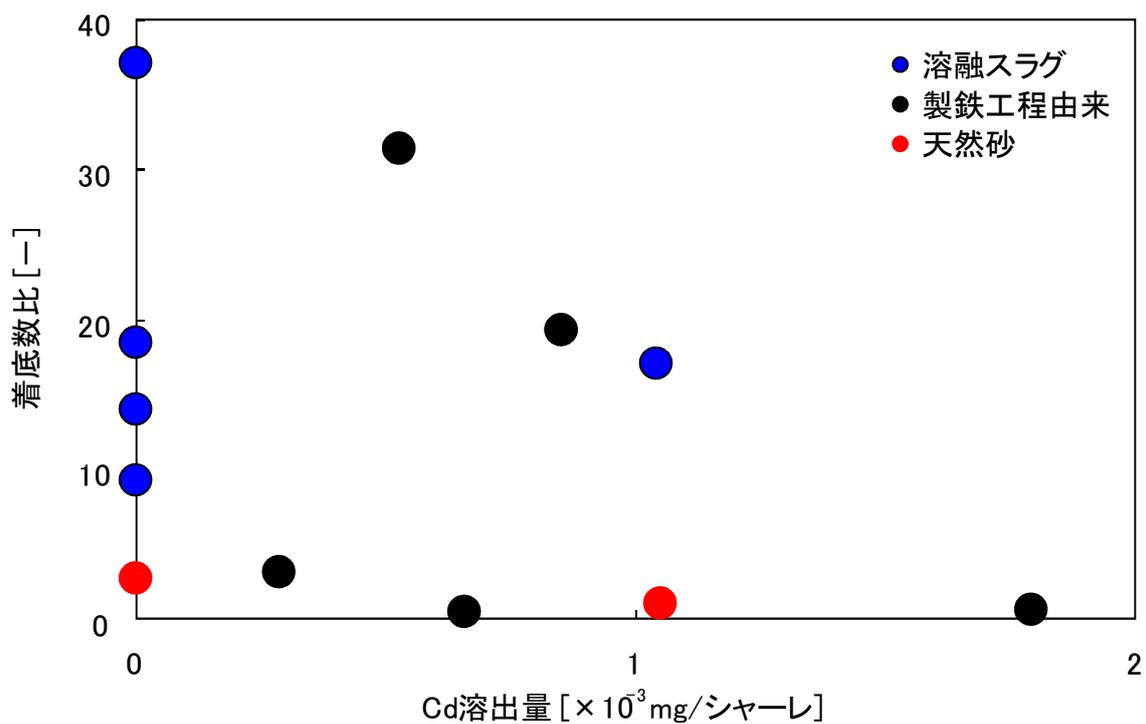


図 30 着底性と Cd 溶出量の関係の評価

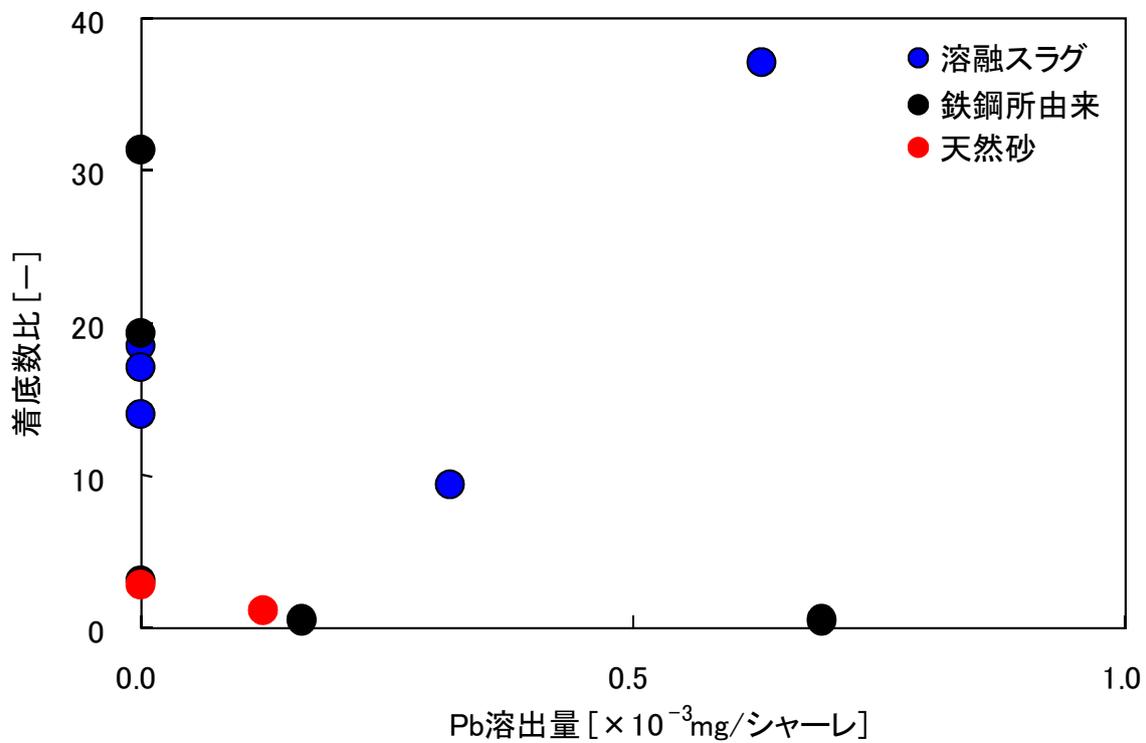


図 31 着底性と Pb 溶出量の関係の評価

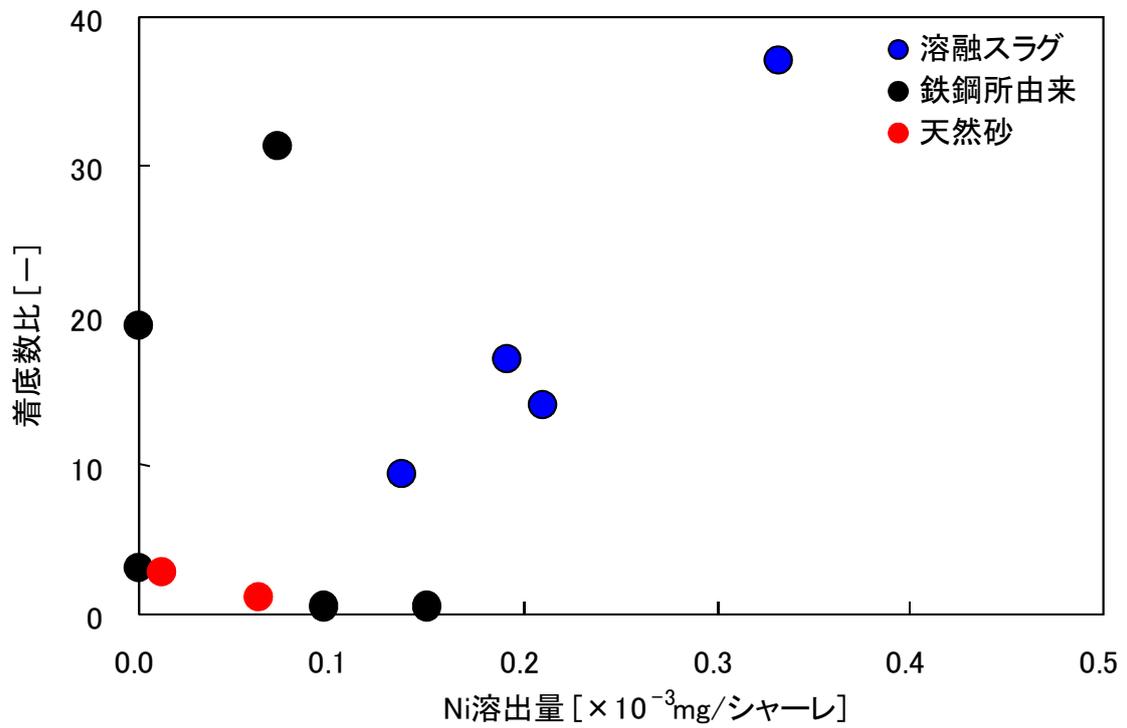
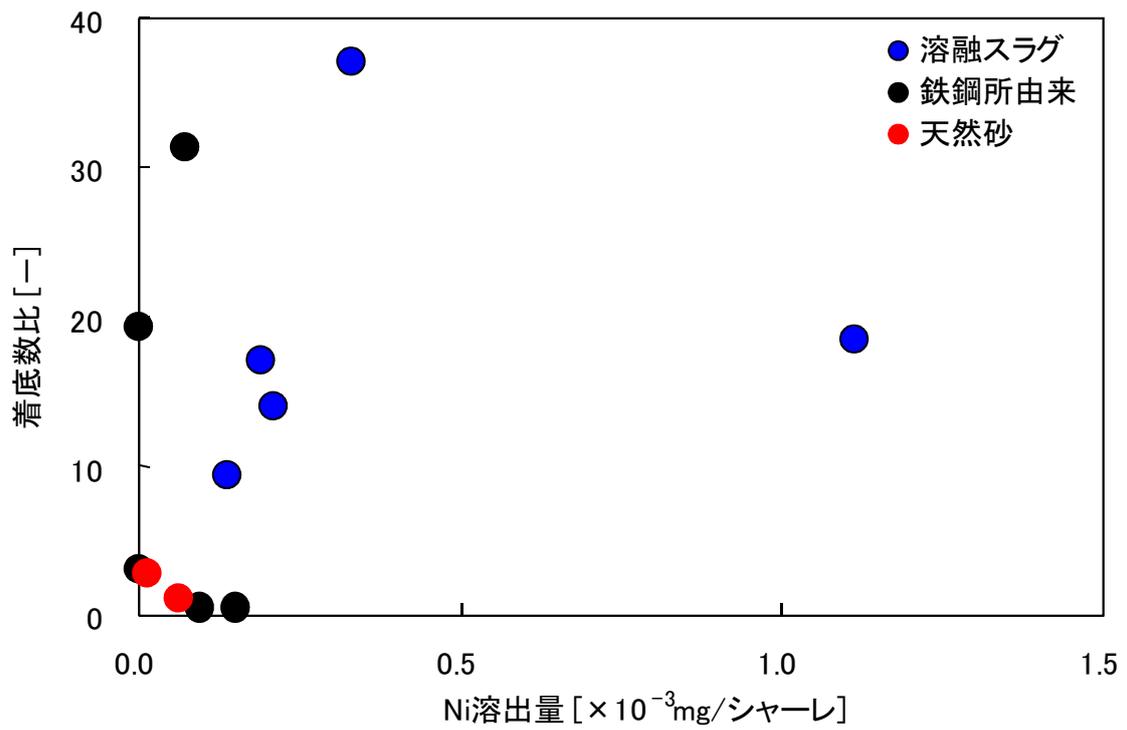


図 32 着底性と Ni 溶出量の関係の評価(上段：高濃度、下段：低濃度)

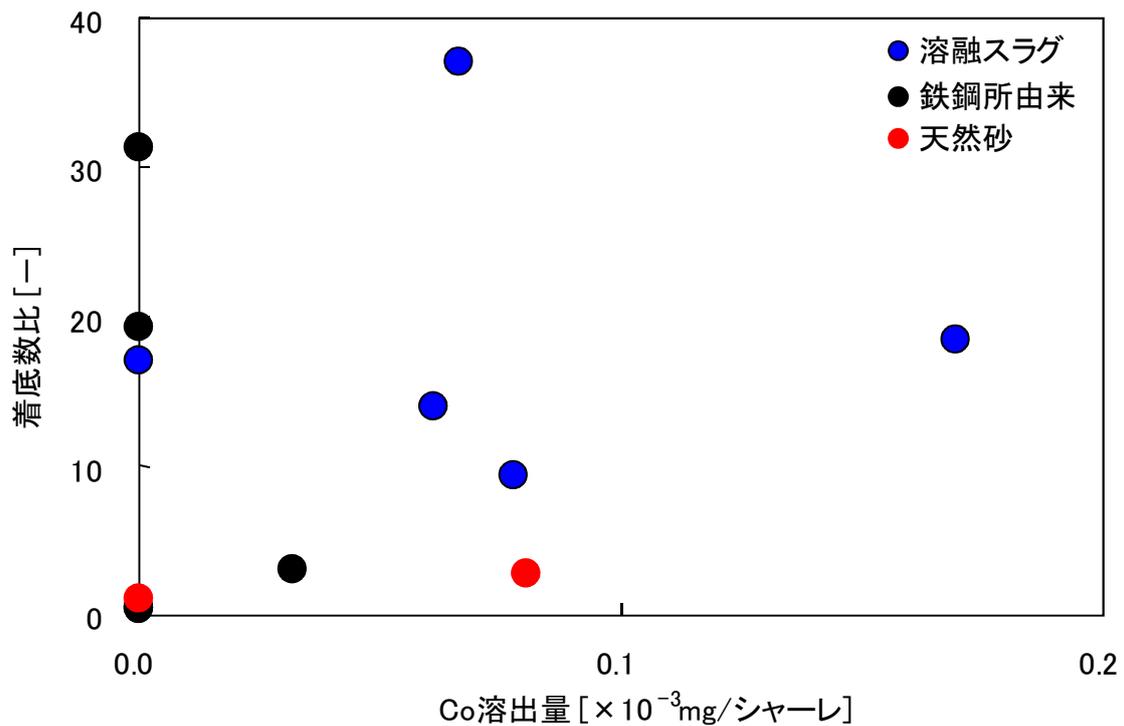


図 33 着底性と Co 溶出量の関係の評価

表 4 重回帰分析を用いた金属溶出が着底に及ぼす影響の評価

'相関係数	'着底数比	'Cu	'Cr	'Zn	'Fe	'Mn	'Cd	'Pb	'Ni	'Co
'着底数比	1.00	0.24	-0.14	0.30	0.17	0.30	-0.23	0.19	0.28	0.21
'Cu	0.24	1.00	-0.01	0.47	0.50	-0.08	0.20	0.54	0.52	0.54
'Cr	-0.14	-0.01	1.00	-0.32	-0.01	0.73	0.40	0.06	-0.19	-0.33
'Zn	0.30	0.47	-0.32	1.00	-0.15	-0.11	-0.16	0.62	0.16	0.21
'Fe	0.17	0.50	-0.01	-0.15	1.00	-0.02	-0.14	-0.15	0.91	0.77
'Mn	0.30	-0.08	0.73	-0.11	-0.02	1.00	0.20	-0.16	-0.20	-0.22
'Cd	-0.23	0.20	0.40	-0.16	-0.14	0.20	1.00	0.53	-0.28	-0.38
'Pb	0.19	0.54	0.06	0.62	-0.15	-0.16	0.53	1.00	0.02	-0.01
'Ni	0.28	0.52	-0.19	0.16	0.91	-0.20	-0.28	0.02	1.00	0.78
'Co	0.21	0.54	-0.33	0.21	0.77	-0.22	-0.38	-0.01	0.78	1.00

4) アサリ浮遊幼生の走向性試験

誘引の可能性が考えられた金属の走向性を検討した結果、Zn に対する走向性が認められた。図 34 に示すように、Zn 添加ゲル（地点 II）において、Zn の濃度上昇が認められた。但し、別途行った予備試験では、Zn の濃度が 1.25 mg/L 以上となると、浮遊幼生が運動を停止すること、0.25 mg/L 以下ではそうした現象は起こらなかったことから、2 mg/L の濃度となるよう調製したゲルを用いて実験を行うこととした。この結果、地点 II に浮遊幼生が集まっていること（全体の 62%、図 34）が確認された（図 35）。これより、Zn に浮遊幼生が誘引されていることが示された。

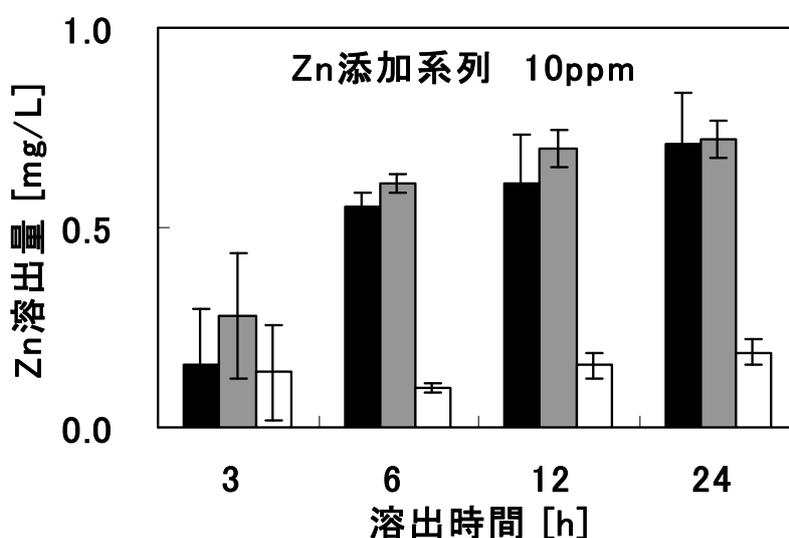


図 34 Zn 添加系列の金属濃度の時間変化(■、地点 I；■、地点 II；□、地点 III)

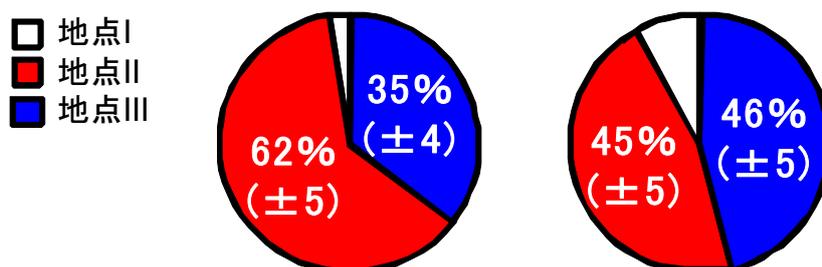


図 35 6 h 後における各地点の浮遊幼生の分布(左、Zn 2 mg/L 添加系；右、対照系)

なお、Mn などについても同様の実験を行った結果、誘引の可能性が示されたが、さらなる追試験を行った結果からは、誘引でない可能性も考えられた。従って、Zn のみをアサリ浮遊幼生の誘引金属として認めるに至った。

5) 金属による着底促進の検証

各金属を加えた寒天を下層に敷いた同様な実験を行ったところ、Zn による着底数の増加が認められた(図 36)。このときの直上水の Zn 濃度は 10 mg/L、100 mg/L 添加の系列で各々 0.029 mg/L、0.27 mg/L であり、運動を停止する濃度とはなっておらず、Zn による着底促進が明らかとなった。

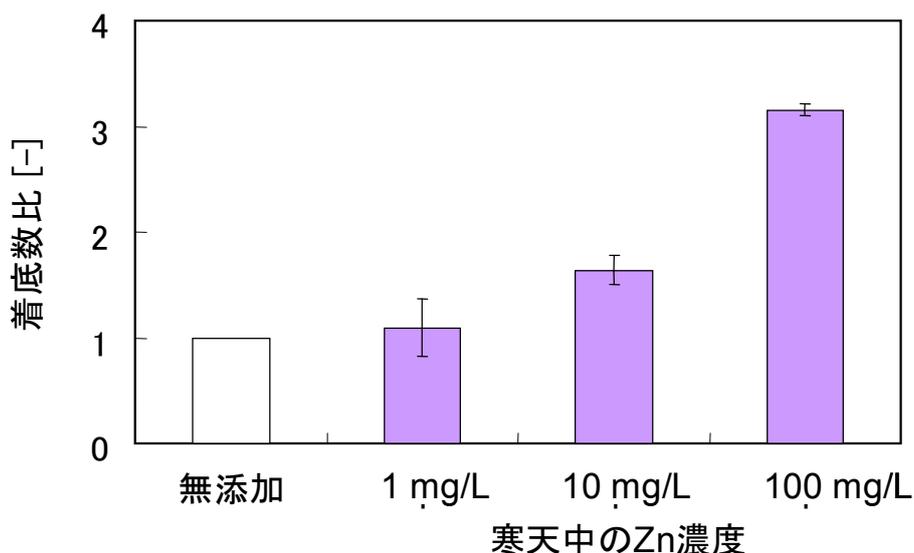


図 36 山砂の下層に Zn 添加寒天を敷設したことによる浮遊幼生の着底の促進 (n=3)

4.4 エイジングによる着底への影響

20 日間海水を掛け流し、エイジングさせたスラグへの浮遊幼生の着底性を図 37、図 38 に示す。脱リンスラグ、フェロマンガン共に、エイジングしたスラグへの着底数は新品よりも少なく、エイジングにより着底性が著しく低下することが確認された。なお、UV なしの系列についてクロロフィル a を分析したが、付着藻類の増殖は認められず、20 日間のエイジングでは UV 照射あり、なしでの差は生じないと考えられた。

エイジングによる着底性低下の原因として、誘引金属の溶出量の低下、あるいは物理的な構造の変化が考えられる。本試験で用いたスラグの Zn の溶出濃度を分析した結果、エイジング前後とも、明確な溶出は認められなかった。この原因としては、分析マトリックスの変動や検出下限に近いレベルでの分析であることも考えられるが、この結果からは脱リンスラグやスラグのフェロマンガンスラグによるアサリ浮遊幼生の誘引において、Zn や Mn 以外の金属を示唆した。

そこで、エイジング 20 日後のスラグの表面組成を XRF で分析した。図 39 や図 40 に示すように、Zn はごく微量であった。

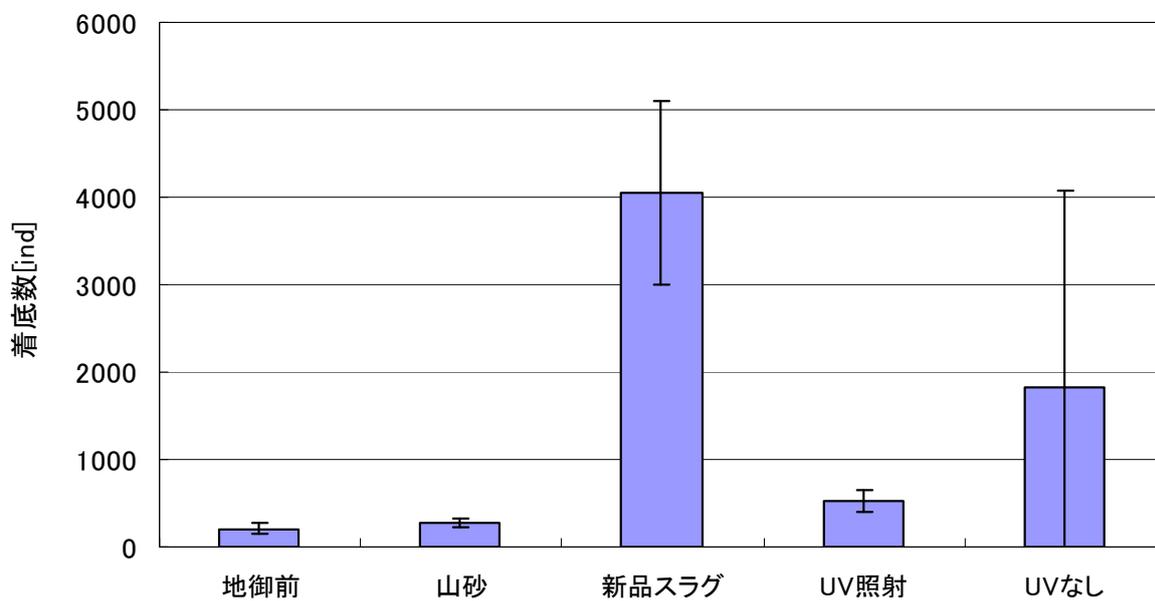


図 37 脱リンスラグのエイジングが着底性に及ぼす影響 (n=3)

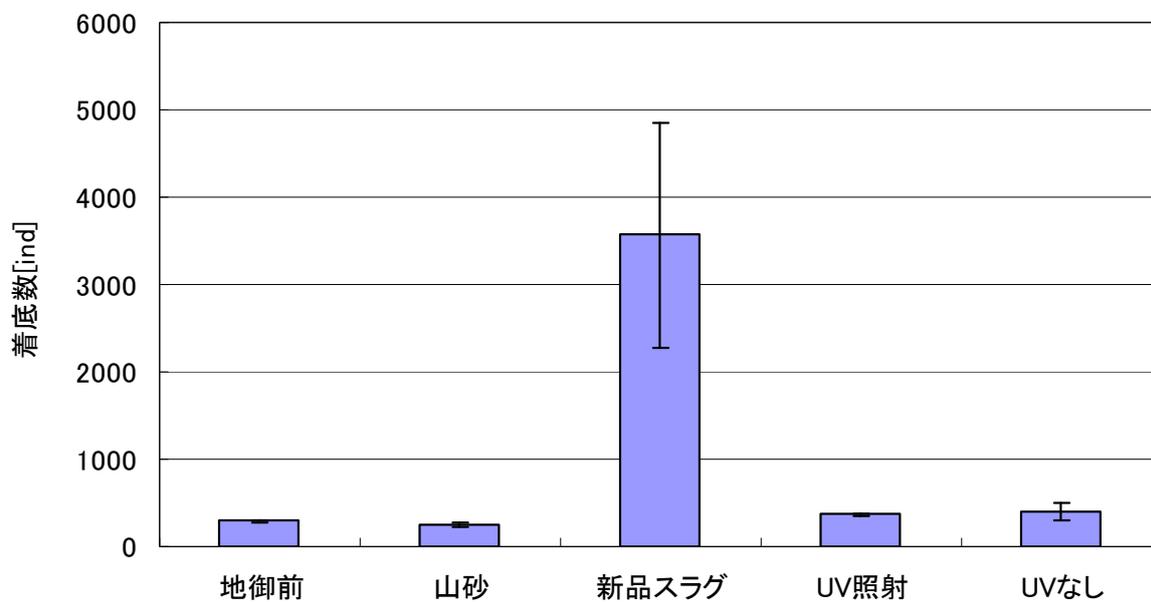


図 38 フェロマンガンスラグのエイジングが着底性に及ぼす影響

金属種	組成[%]	金属種	組成[%]
Fe	45.6	Ca	44.3
Ca	41.3	Fe	41.3
Mn	5.06	Mn	5.05
Si	3.12	Si	2.96
Al	2.36	Mg	2.65
P	0.80	Al	1.51
S	0.70	S	0.81
Ti	0.52	Ti	0.44
Cr	0.19	K	0.34
V	0.13	Cr	0.20
Zn	0.07	V	0.17
Sr	0.06	Sr	0.14
Zr	0.05	Zn	0.07
Nb	0.05	Nb	0.06
計	100.0	計	100.0

図 39 脱リンスラグのエイジング(20日間)前後の表面の XRF 分析 (左、前 ; 右、後)

金属種	組成[%]	金属種	組成[%]
Ca	45.6	Ca	54.3
Mn	41.3	Mn	31.4
Si	5.06	Ba	3.89
Ba	3.12	Si	3.30
Fe	2.36	Fe	2.51
Al	0.80	Sr	1.64
Sr	0.70	S	1.23
S	0.52	Mg	0.65
Mg	0.19	Al	0.57
Ti	0.13	K	0.36
Zr	0.07	Y	0.04
K	0.06	Cr	0.03
Y	0.05	計	100.0
Cr	0.05		
計	100.0		

図 40 脱リンスラグのエイジング(20日間)前後の表面の XRF 分析 (左、前 ; 右、後)

これまでに述べたように、エイジングによる着底性の低下の原因として、溶出物の溶出能低下が示されたが、他に表面の変化も考えられた。実際に顕微鏡で観察すると、図 50 に示すように結晶の付着も認められた。

そこで、レーザー顕微鏡により表面粗さの評価を行った。その結果、図 51 や図 52 に示すようにエイジング前の表面粗さは山砂より小さく、スラグの表面は平滑であった。エイジングを1ヶ月行っても表面粗さには変化は認められなかった。従って、結晶の付着による影響は小さく、溶出物が着底性の低下の要因であると推定された。

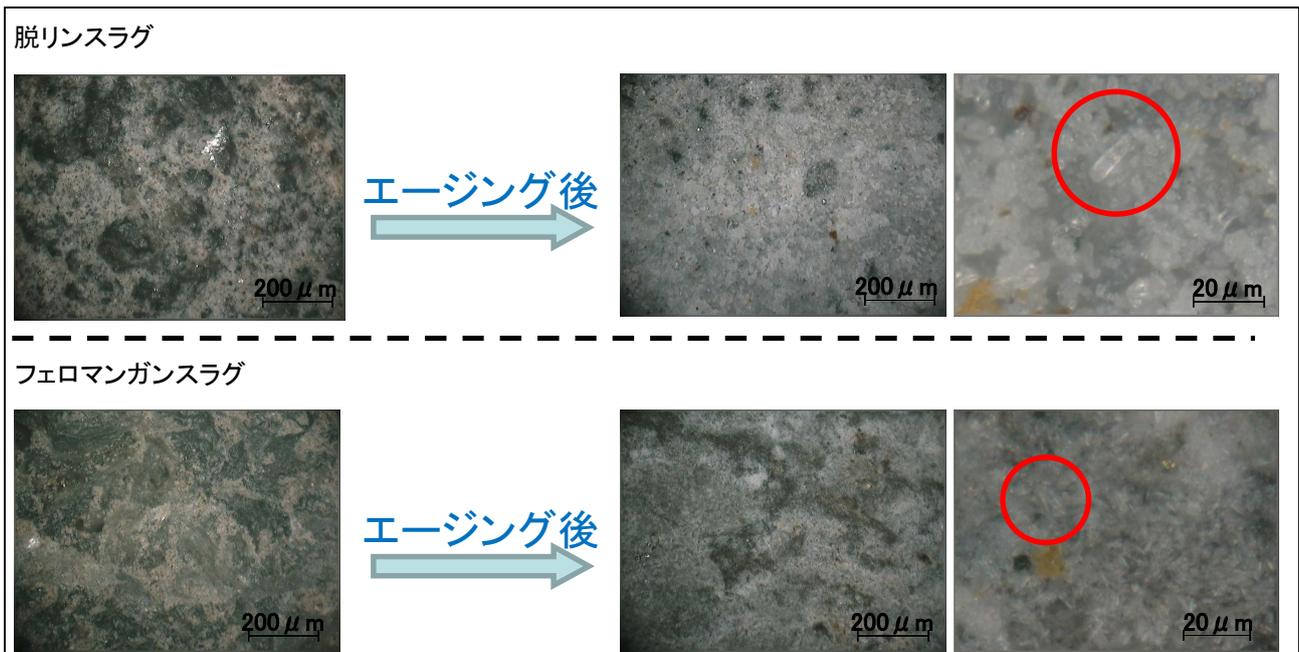


図 50 20 日エイジング前後のスラグ表面の写真

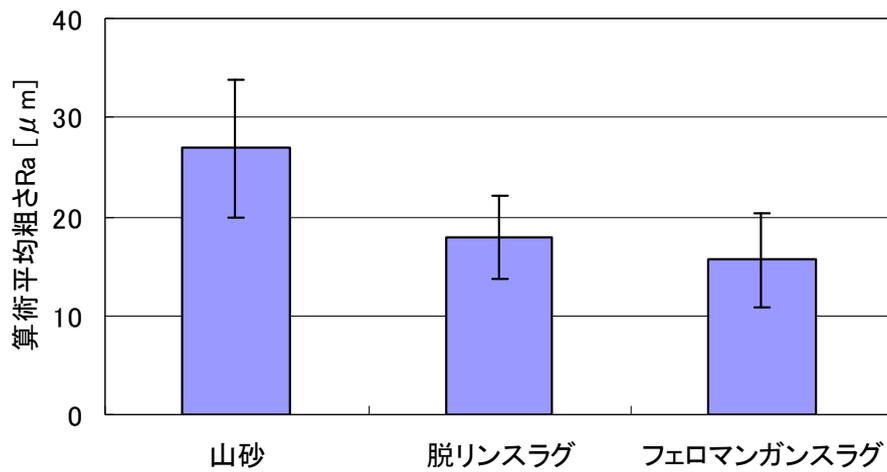


図 51 エーjing前の脱リンスラグ、フェロマンガンスラグ、及び山砂の表面粗さ

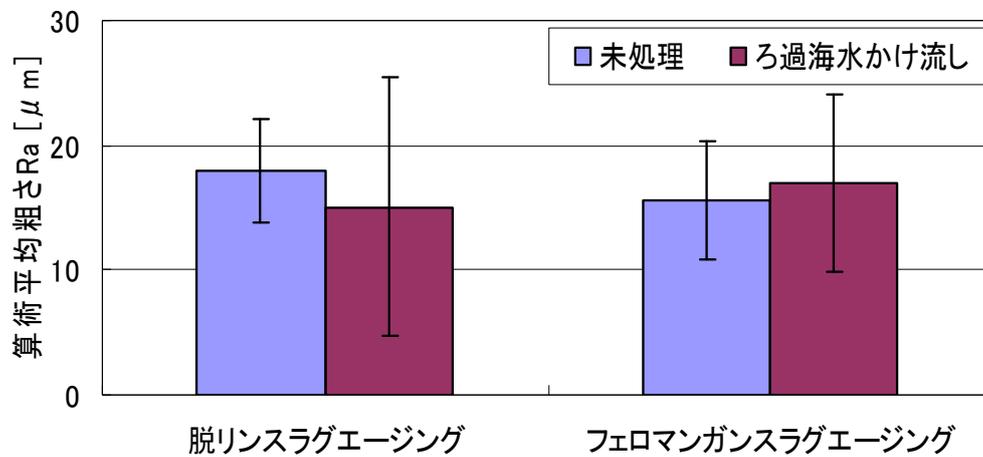


図 52 エーjing前後での脱リンスラグ、フェロマンガンスラグの表面粗さの比較

なお、20日間のエイジングでは、生物膜は十分に発達しておらず、その影響は不明であった。さらに再現性も確認するため、10ヶ月間エイジングさせた脱リンスラグ、フェロマンガンスラグへの着底性を評価した。その結果を図53に示す。また、深さ3mm(間隙①)、深さ5mm(間隙②)にて測定したpHも併せて図中に示した。直上水については実験期間中、全シャーレ上で海水と同じpH=8.1であった。図37、図38に示したように20日間エイジングすることで、着底性が海砂(地御前干潟)との2倍程度まで低下することを示したが、さらにエイジングすると、2ヶ月間で等倍程度まで低下することがわかった(図53)。

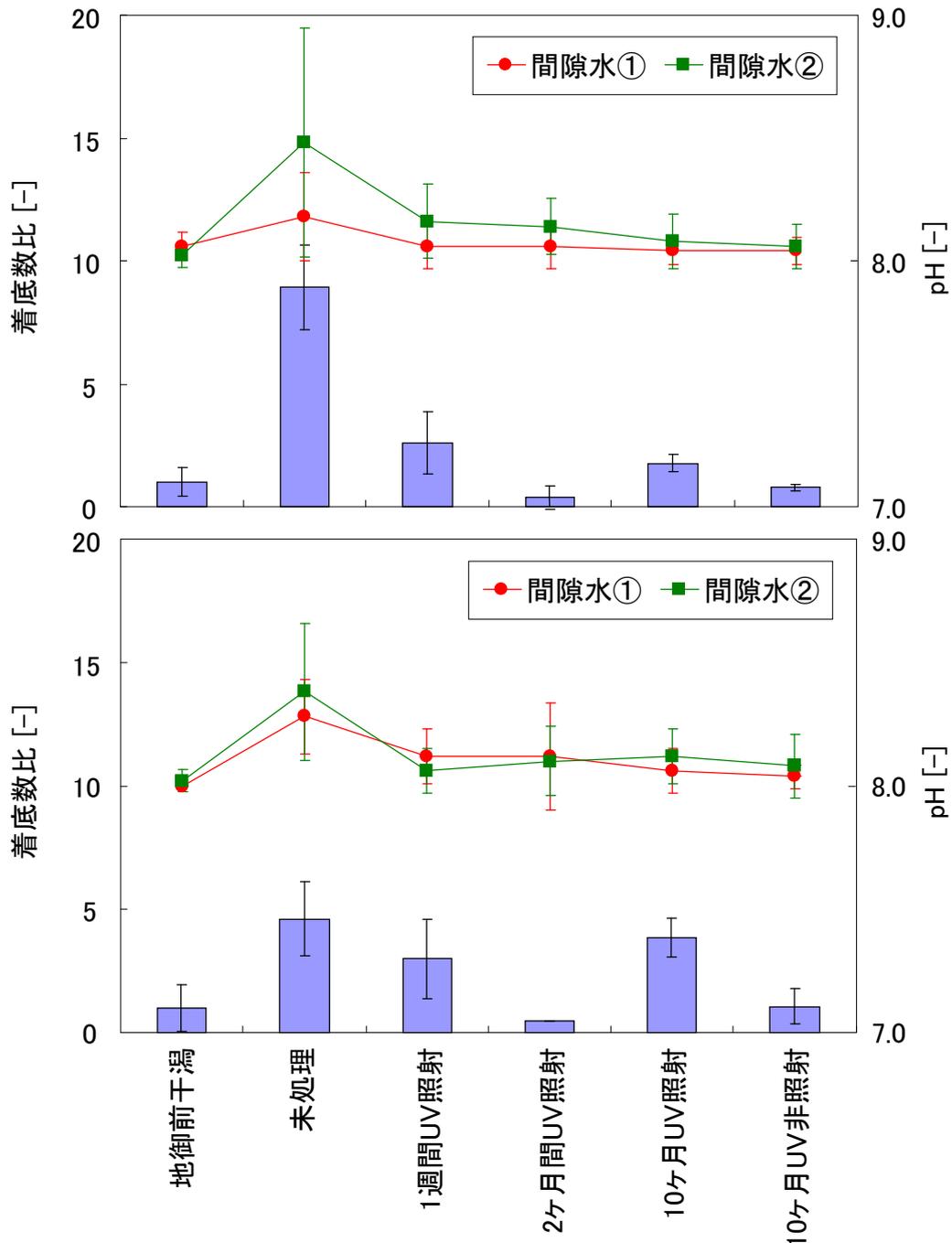


図53 エイジングした脱リンスラグ、フェロマンガンスラグへのアサリ浮遊幼生の着底性 (上、フェロマンガンスラグ；下、脱リンスラグ) (n=3)

一方、図 54 はエイジング期間における UV 照射系でのスラグの表面粗さの測定結果であるが、エイジング期間中、表面粗さに有意差は認められなかった。また、実際に間隙水の pH を測定すると、1 週間程度で海砂と有意差がない程度まで低下したことから(図 53)、エイジング中に認められた着底性の低下は、着底促進物質の溶出能低下によることが示唆された。なお、平成 22 年度には 20 日間で Mn の溶出能が低下することも報告している。生物膜の影響について、10 ヶ月間 UV 非照射ではクロロフィル a が増加しており(図 55)、生物膜の形成が認められた。これに伴い着底性が増加しているようにも見られるデータであるが(図 53)、原因は不明である。この点に関してはさらに確認と検証が必要である。

なお、エイジング脱リンスラグを用いた着底試験において、未処理(非エイジング)のスラグへの着底性は海砂(地御前干潟)の約 5 倍程度にとどまっているが、これは着底性の高いエイジングスラグが同一水槽内に含まれたためと推察される。

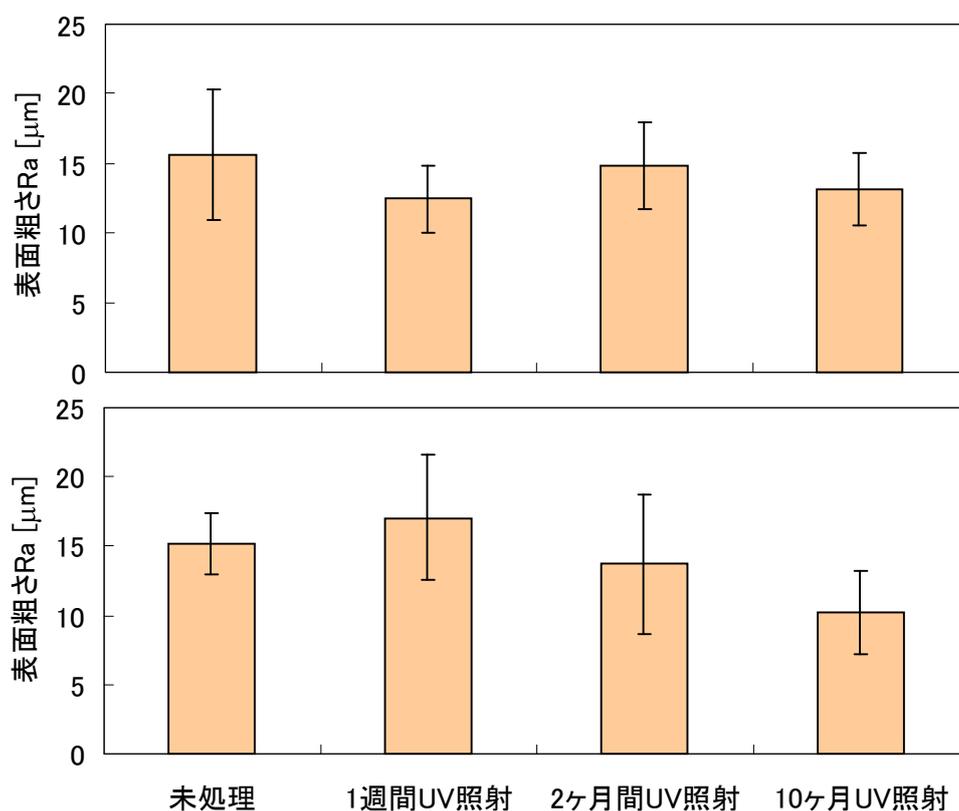


図 54 エイジング前後での脱リンスラグ、フェロマンガンスラグの表面粗さ (上、フェロマンガンスラグ ; 下、脱リンスラグ) (n=3)

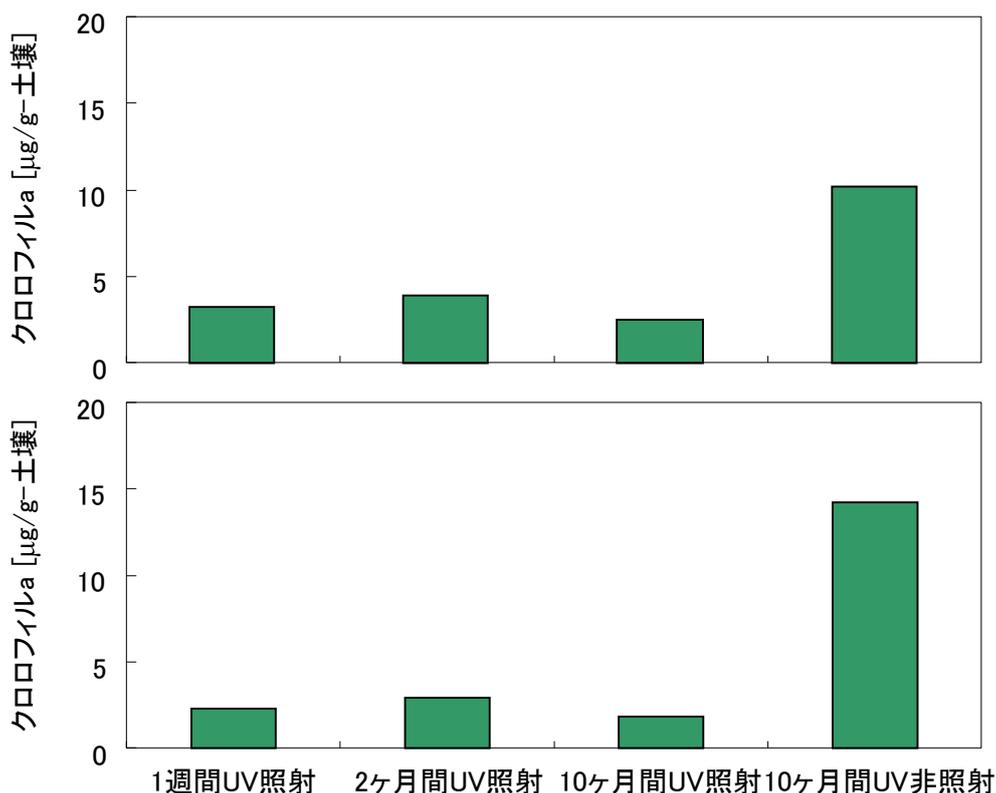


図 55 エイジングしたスラグ表層のクロロフィル a

4.5 スラグでの生残・成育性

1) 着底稚貝～稚貝

10ヶ月後の着底稚貝の生残数を図 56、殻長を図 57 に示す。海砂における個体数は実験開始時の 7%であったが、実際の干潟においても稚貝まで生残できる個体数は 2～11%とされており、呉市阿賀の生海水の通水を行った本実験において、餌不足等による生残性への大きな問題はなかったと考えられた。一方、スラグ上の着底稚貝の個体数は海砂と比較して大きく減少しており、10ヶ月後の生残個体数は脱リンスラグで海砂の 50～13%、フェロマンガンスラグで 24～5%にとどまった。また、殻長においても未処理脱リンスラグ、未処理と 2 週間エイジングしたフェロマンガンスラグにおいて、海砂より有意に低かった ($p < 0.05$)。これらの結果は、干潟の造成砂としての可能性は、フェロマンガンスラグよりも脱リンスラグの方が高いことを示している。

アサリの生残性に影響する要因として餌や成育環境がある。前者について、供給される生海水は全て同じであること、表層のクロロフィル a に大きな差はなかったことから(図 58)、他の環境によるものと推定された。間隙の pH を計測すると、未処理スラグ(非エイジング)において 9.6 と高く、こうした間隙の pH 上昇が生残性低下の一因となった可能性が考えられた。

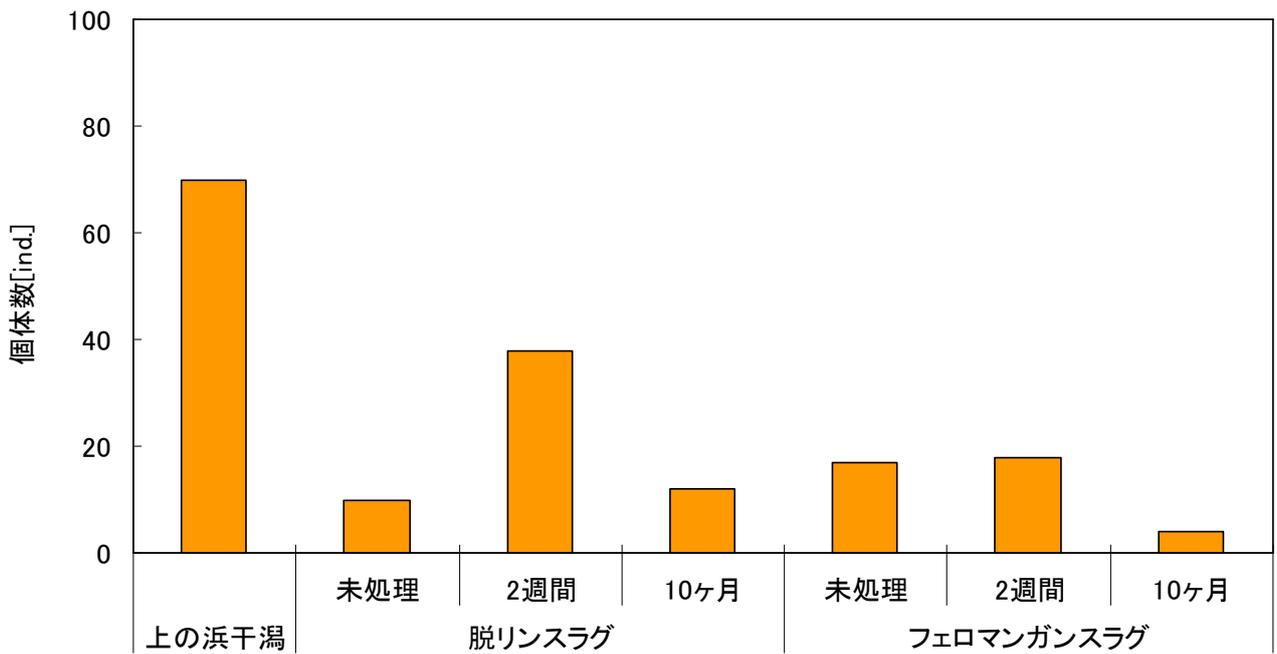


図 56 スラグにおいて 10 ヶ月後まで生残、成育できた着底稚貝の数

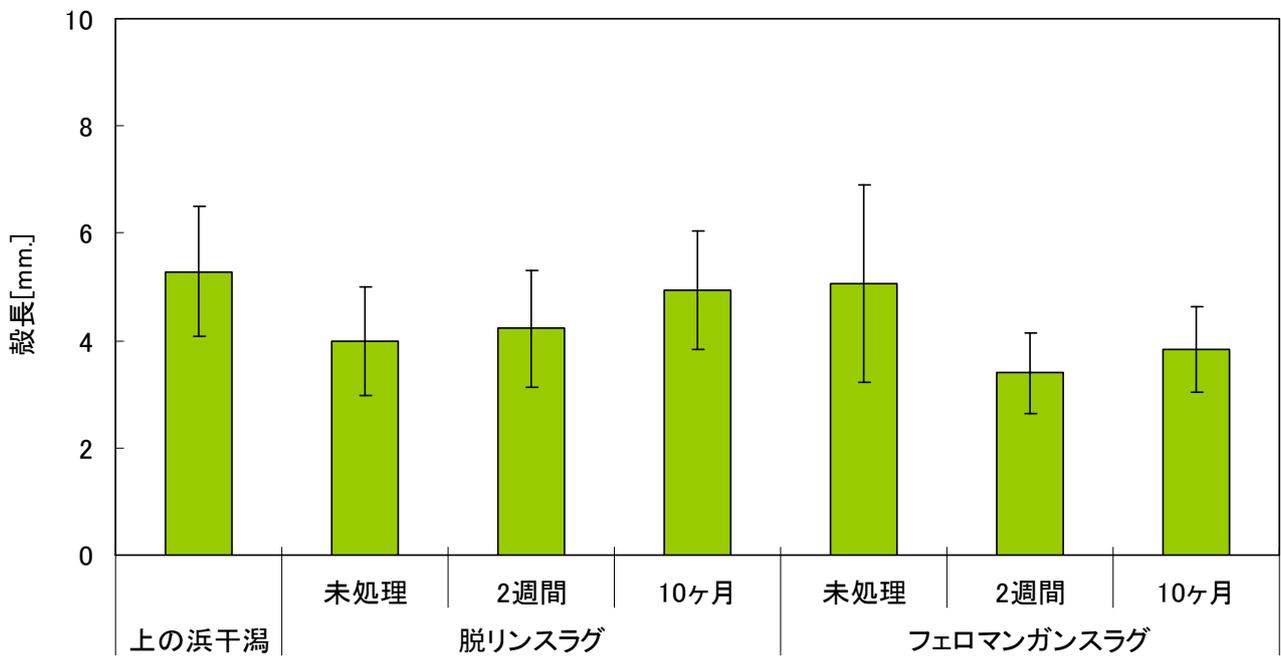


図 57 スラグにおいて 10 ヶ月後まで生残した着底稚貝の殻長 (n 数は図 14 のとおり)

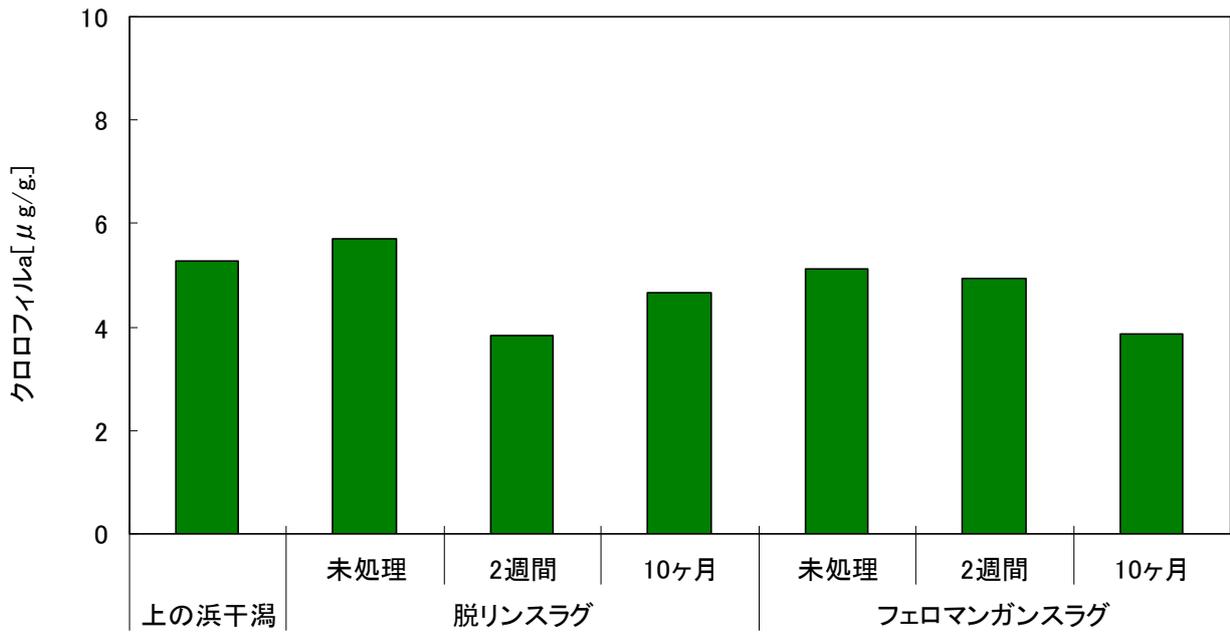


図 58 10ヶ月後における表層土のクロロフィル a

2) 稚貝～成貝

図 59、図 60 に示すように生残率、殻長共に海砂(上の浜)と遜色なく、殻長 30 mm (メスの成熟サイズ)を超えるまで成育できることを確認した。また、クロロフィル a においても、海砂に劣ることはなかった (図 61、図 62)。

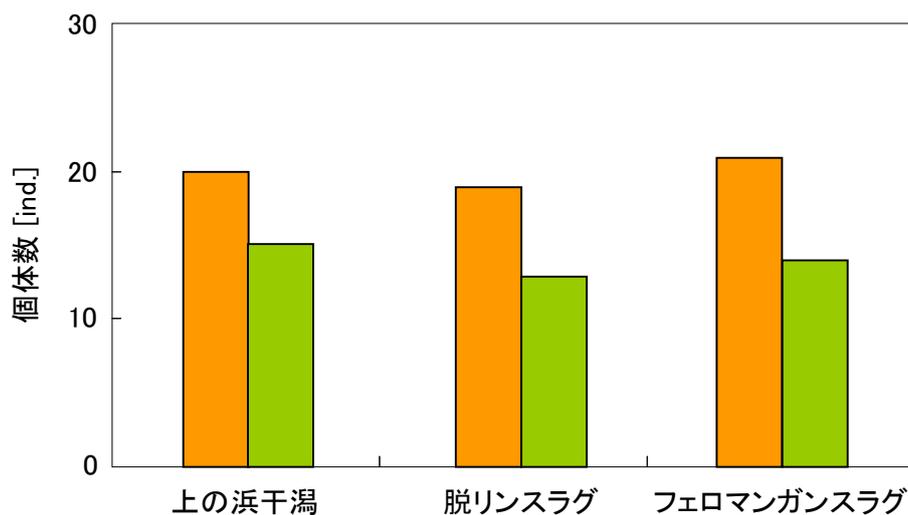


図 59 スラグにおいて生残、成育できた稚貝の数 (■、3ヶ月目；■、7ヶ月目)

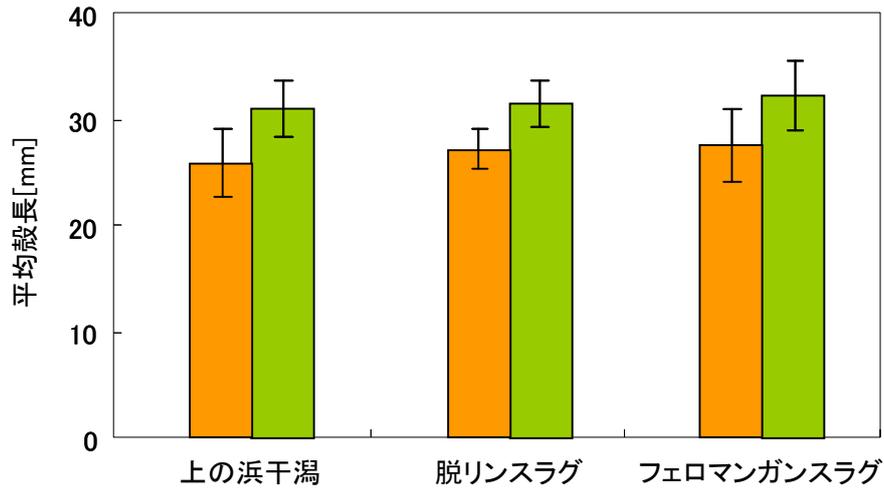


図 60 スラグにおいて生残した稚貝の殻長 (■、3ヶ月目；■、7ヶ月目) (nは図10の通り)

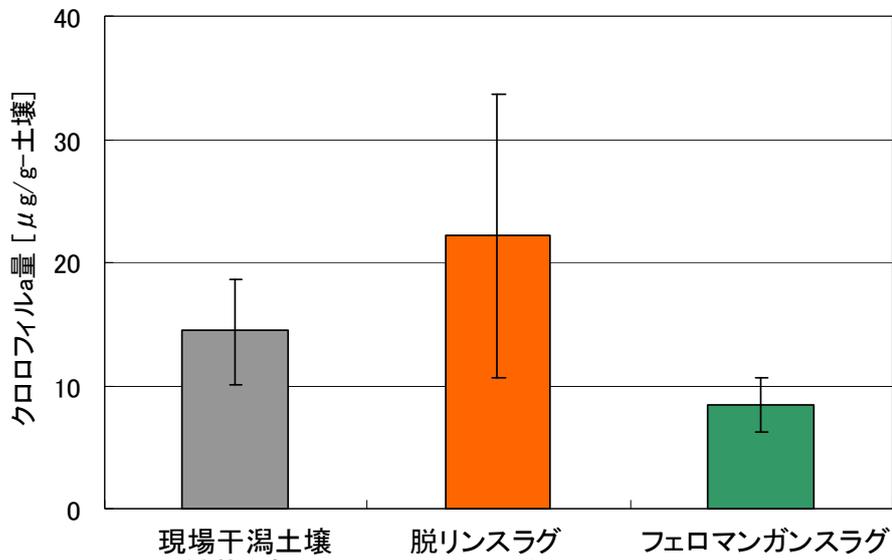


図 61 3ヶ月目の土壌クロロフィル a 量

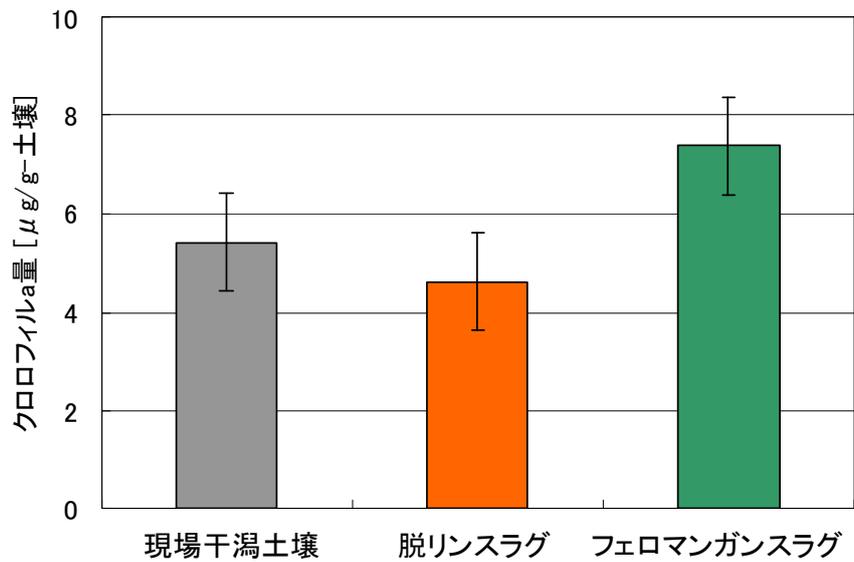


図 62 7ヶ月目の土壌クロロフィル a 量

4.6 スラグ上でのアサリライフサイクル成立可能性と造成砂としてのスラグのメリット

これまでに、脱リンスラグ、フェロマンガンスラグへの着底性は、各々海砂の約 10 倍となることを明らかにした。また、着底後の生残・成育性は海砂よりも低く、上述のように脱リンスラグで海砂の 50~13%、フェロマンガンスラグで 24~5%にとどまった。しかし、生残した個体は海砂の稚貝と同レベルの殻長を有することを認めた。さらに、約 20 mm まで成育した稚貝を用いた実験では、海砂と遜色なくメスの成熟サイズとされる殻長さ 30 mm 以上まで成育できることが確かめられた。これらの結果は、スラグ上においてアサリのライフサイクルが成立しうることを示した。

一方、干潟造成砂に使用する際のスラグのメリットを見出そうとする場合、ライフサイクルを通じた生産性を考慮する必要がある。スラグの着底性自体は海砂の約 10 倍ではあるが、アサリの着底生残性は海砂よりも低く、本研究では海砂よりも高いアサリの生産性を示す結果を得るには至らなかった。着底後の生残状況が悪い一因としては、間隙の高 pH が考えられたが、着底を促進する物質の溶出もある。従って、干潟造成砂としてスラグを利用する際にメリットを出すためには、pH の著しい上昇が生じないようにスラグを利用することが一案となる。

5. 結論

脱リンスラグ、フェロマンガンスラグへの浮遊幼生の着底性は地御前干潟海砂の約 10 倍であることを明らかにした。この高い着底性は、主に溶出物に起因しており、他に表面の滑らかさも寄与していた。また、浮遊幼生を誘引し、着底を促進させる金属として、Zn を特定するに至った。

一方、両スラグへの浮遊幼生の着底性は、エイジングにより低下し、2 ヶ月で海砂と同程度となった。この低下は表面の滑らかさの変化ではなく、着底促進物質の溶出能の低下に起因することが示唆された。また、エイジング期間に形成された生物膜による着底への影響は確認できなかった。

両スラグにおいては、着底後の稚貝の減耗が大きく、脱リンスラグで海砂の 50~13%、フェロマンガンスラグで 24~5%となった。その一因としてアルカリ溶出による pH 上昇が考えられた。しかし、生残した個体の成長は海砂と同レベルであった。また、20 mm 程度まで成長した稚貝は生残、成長とも海砂と大差なく、成熟サイズまでの成長できたことから、スラグ上でアサリのライフサイクルが成立しうることが示された。

6. 得られた成果の実用化、社会への貢献の見込み及び課題

近年、人工干潟の用いる海砂、川砂の採取は困難となっており、海砂代替材として製鋼スラグが注目されている。しかし、その普及促進には天然土砂に勝るメリットを見出すことが重要である。本研究では、人工干潟の造成砂として製鋼スラグを用いた場合、水産資源であるアサリの生産において期待されるメリットを明らかにするため、アサリ浮遊幼生の着底性や生残・成育性を評価した。その結果、浮遊幼生のスラグへの着底性は高いことを示したが、着底稚貝のその後の生残性は海砂より低かった。但し、生残した稚貝の殻長は海砂と同程度であった。また、20 mm 程度の稚貝では生残・生長性に遜色なかった。従って、スラグのメリットは浮遊幼生の高い着底性、デメリットは着底稚貝の生残性低下であることが認められた。

生残率低下の原因については、今後の検討課題である。一因は高 pH と考えられるが、この点は高 pH とならない程度までスラグに天然土砂と混合することで克服することが可能である。このように、スラグと天然土砂の混合材を用い、スラグのメリットである高い着底性を活かしながら、アサリ浮遊幼生が着底して成育できる再生産の場を創出することにより、持続的にアサリ資源という生態系サービスを得られることが期待される。但し、水産物として利用するアサリについては、金属の蓄積状況を別途把握しておく必要がある。

一方、本研究は、スラグの高い着底性がスラグからの溶出物と表面の滑らかさによって説明できることを確かめ、浮遊幼生を誘引して着底を促進する金属として Zn を特定した。しかしながら、スラグ溶出物の効果は説明できていないため、今後は溶出物に含まれる着底促進物質の解明をさらに進める必要がある。こうした情報は、浮遊幼生の着底性が極めて低く、稚貝の散布に依存している既存のアサリ漁場に対し、着底性を向上させて自律的再生産能を付与するための漁場改善材の創出に応用できる。さらに、Zn などの金属による浮遊幼生の誘引、着底促進効果を解明すれば、アサリのみならず、他にも含めて二枚貝の生態への道筋となるなど、学術的波及効果も期待できる。

参考文献

- 1) 李正奎, 西嶋渉, 向井徹雄, 滝本和人, 清木徹, 平岡喜代典, 岡田光正(1997): 自然及び人工干潟における構造と有機物分解能の比較—広島湾におけるケーススタディー, 水環境学会誌, Vol.20, pp.175-184
- 2) 石井裕一, 村上和仁, 瀧和夫, 立本英機(2001): 生物種間相互作用に着目した東京湾奥干潟のマイクロコズム物質循環実験, 環境情報科学 別冊, Vol.48, pp.1136-1140
- 3) SAMEJIMA MAMORU, NAKANO HEIJI, FUJITA TADAKATSU, TSUTSUMI HIROAK, KADOYA SHIGERU(1998): Improvement countermeasure test of culturing fishing ground bottom material (prefecture unit 1993 - 1997 fiscal year) (bottom material improvement feasibility test right under culturing fishing ground using *Capitella*)., 熊本県水産研究センター事業報告書, Vol.1997, pp.79-82
- 4) 鈴木輝明(2006): 干潟域の物質循環と水質浄化機能, 地球環境研究論文集, Vol.11, pp.161-171
- 5) 天野一葉(2006): 干潟を利用する渡り鳥の現状, 地球環境研究論文集, Vol.11, pp.215-226
- 6) 熊谷和樹(2008): 浚渫土を利用した干潟上に発達したベントス生態系の評価, 広島大学工学部学士論文
- 7) 丁仁永, 国次純, 平岡喜代典, 曹慶鎮, 向井徹雄, 西嶋渉, 瀧本和人, 岡田光正(2003): 潜堤の設置が干潟生態系に及ぼす影響, 水環境学会誌, Vol.26, pp.431-436
- 8) 李正奎, 西嶋渉, 岡田光正(1997): 干潟造成における立地選定と基盤材構造を決定する因子に関する研究, 水環境学会誌, Vol.22 No.7, pp.595-599
- 9) JEOUNG GYU LEE, NISHIJIMA W., MUKAI T., TAKIMOTO K., SEIKI T., HIRAOKA K., OKADA M.(1998): Factors to determine the functions and structures in natural and constructed tidal flats., Water Res, Vol.32 No.9, pp.2601-2606
- 10) 国分秀樹(2007): 水産環境保全にとっての干潟再生の意義 英虞湾における干潟再生事例底質栄養レベルの制御による生物生産機能と物質循環機能の改善, 月刊海洋, Vol.39 No.9, pp.630-640 (2007.09.01)
- 11) 中村由行(2006): 干潟創造(持続可能な沿岸域自然再生に向けて), 混相流, Vol.20 No.3, pp.216-226
- 12) 佐藤利幸, 江藤拓也, 中川浩一(2007): 覆砂海砂代替材技術開発事業, 福岡県水産海洋技術センター事業報告書, Vol.2005, pp.240-243

- 13) 才木美世子(2005) : 生物の多様性の復元と泳ぎ遊べる水辺づくりを目指して, 中国地方整備局管内技術研究会論文集, Vol.56, pp.265-268
- 14) 松川康夫, 張成年, 片山知史, 神尾光一郎(2008) : 我が国のアサリ漁獲量激減の要因について, 日本水産学会誌, Vol.74, pp.137-143
- 15) 福田祐一(2008) : 豊前海におけるアサリ資源回復のとりくみについて, 第3回瀬戸内海水産フォーラム資料
- 16) 山口県(2005) : 山口県瀬戸内海アサリ資源回復計画
- 17) 黒田伸朗 (2005) : アサリ幼生の干潟への侵入機構, 水産総合研究センター研究報告, 別冊第3号, pp. 67-76.
- 18) 岩男昂(2003) : アサリ漁場の環境特性, 大分県海洋水産研究センター, Vol. 4, pp. 57-63.
- 19) 柳橋茂昭(1992) : アサリ幼生の着底場走向性と三河湾における分布量, 水産工学, Vol. 29, pp. 55-59.
- 20) 小林豊, 柿野純(2007) : アサリ着底初期稚貝の基質走向性, 日本水産工学会講演論文集, Vol. 89, pp. 231-232.
- 21) Kumi Oyamada, Mario Tsukidate, Keiji Watanabe, Tatsuhito Takahashi, Tsuneo Isoo, Toshinobu Terawaki(2008) : A field test of porous carbonated blocks used as artificial reef in seaweed beds of *Ecklonia cava*, J Appl Phycol, Vol.20, pp.863-868
- 22) 鉄鋼スラグ協会(2009) : 鉄鋼スラグ統計年報
- 23) Montserrat, G.-L., A., Silva, M., Abad, A., J.-Pazos, J. and L.-Sanchez (2005) : Effects of GABA and epinephrine on the settlement and metamorphosis of the larvae of four species of bivalve mollusks, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 316, pp. 149-156.
- 24) ANDREA C.ALFARO, BRENT R.COPP, DAVID R.APPLETON, SHANE KELLY, ANDREW G.JEFFS(2006) : Chemical cues promote settlement in larvae of the green-lipped mussel, *Perna canaliculus*, Aquaculture International, Vol. 14, pp.405-412
- 25) Ji, J., H.- J., Choi and I.-Y., Ahn (2006) : Evaluation of Manila clam *Ruditapes philippinarum* as a sentinel species for metal pollution monitoring in estuarine tidal flats of Korea ; Effects of size, sex, and spawning on baseline accumulation, Marine Pollution Bulletin, Vol. 52, pp. 447-468.
- 26) 環境庁(昭和42年法律第132号) : 公害対策基本法第9条, 環境庁告示法第46号

研究発表

論文発表(1件)

- 1) Satoshi NAKAI, Ryo ISHII, Tetsuji OKUDA, Wataru NISHIJIMA, and Mitsumasa OKADA:
Effect of silt and clay on the settlement of short-necked clam *Ruditapes philippinarum* larvae,
Journal of Water and Environment Technology, 10(1), 23-30 (2012.3).

学会発表(5件)

- 1) 金原 想明、奥田 哲士、中井 智司、西嶋 渉、岡田 光正：廃棄物由来の海砂代替材へのアサリ浮遊幼生の着底性、化学工学会第41回秋季大会、2009.9.17、広島
- 2) 中村将志、中井智司、奥田哲士、西嶋 渉、岡田 光正・兼松正衛、島 康洋：アサリ浮遊幼生の着底の場としての製鋼スラグの評価、第47回環境工学研究フォーラム、2010.11.13、高知
- 3) 中村将志、中井智司、奥田哲士、西嶋 渉、岡田 光正・兼松正衛、島 康洋：アサリ浮遊幼生の誘引因子について、第45回日本水環境学会年会、2011.3.18、誌上
- 4) 中村将志、中井智司、奥田哲士、西嶋 渉、岡田光正、兼松正衛、崎山一孝、関谷幸生：アサリ漁場の造成材料としての製鋼スラグの評価、第15回日本水環境学会シンポジウム、2011.9.13、仙台
- 5) S. Nakai, T. Okuda, W. Nishijima, M. Okada, K. Yoneda, M. Kanematsu, and K. Sakiyama:
Settlement of clam larvae onto slags derived from steel manufacturing, 50th ECSA Conference,
2012.6.4, Venice, Italy,