

課題名	B-1007 海ゴミによる化学汚染物質輸送の実態解明とリスク低減に向けた戦略的環境教育の展開
課題代表者名	磯辺 篤彦（愛媛大学沿岸環境科学研究センター環境動態解析部門）
研究実施期間	平成22～24年度
累計予算額	189,843千円（うち24年度62,190千円） 予算額は、間接経費を含む。

本研究のキーワード(5～10個以下程度)
Webカメラ、CIELUV色空間、多点同時連続観測、滞留時間、含有重有害金属、海岸溶出、漂流長期予報、海ゴミ・サイエンスカフェ、NPO

研究体制

- (1) 数値モデルとWebカメラ網による海ゴミ輸送量解析(国土交通省国土技術政策総合研究所)
- (2) 海ゴミを介した化学汚染物質輸送の定量評価(愛媛大学)
- (3) 海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築(九州大学)

研究協力機関

一般社団法人JEAN

研究概要

1. はじめに(研究背景等)

主として東シナ海や日本海に面した地域を悩ます大量の越境性漂着ゴミ(海ゴミ)被害は、これまでの多くのマスコミ報道や関係各所の努力によって、広く社会に認知されるようになった。今後は、海岸漂着物処理推進法に基づく、国による海ゴミ処理への財政支援が強く期待される場所である。総じて国の経済的支援には国民的合意が必要であろう。しかし、同法第一条に謳われる「海岸における良好な景観及び環境の保全を図る」目的に則れば、アクセスの悪い、すなわち普段は目にしない海岸景観の保全に、広い国民的理解が得られるだろうか。景観保全を目的とした海ゴミ処理は、結果として、著名な海水浴場などビジネスにつながる海岸を優先する結果となるかもしれない。

それでも環境、すなわち健全な生態系や生活圏の保全が目的ならば、海ゴミ処理への国民的理解は得やすいだろう。ところが、海ゴミの環境影響を科学的に実証した研究は、実はそれほど多くはない。ようやく最近になって、プラスチック製品の間接材料であるレジンペレットに吸着したPCBsやDDEを検出したRios et al. (2007)など、いくつかの先駆的研究が注目され始めた。ここでは、海岸で優占するプラスチック製の海ゴミが、化学汚染物質の越境輸送をもたらす媒体となる可能性が指摘されている。そもそも、プラスチックの生産においては、有害金属が、添加剤や触媒、顔料や安定剤としてとして広く使われている。たとえば、ステアリン酸塩($\text{Pb}(\text{C}_{18}\text{H}_{35}\text{O}_2)_2$)は、ポリ塩化ビニル(PVC)からなるプラスチック製品の滑性や安定性を高める。このような利点があるにもかかわらず、鉛には動植物や微生物に対する毒性が認められる。このような沿岸生態系に対する潜在的な脅威があるにもかかわらず、漂流プラスチックゴミから有害金属が海岸環境へ溶出する可能性は、これまで、ほとんど注意が払われていなかった。

私たちが喫緊に取り組むべき課題は、海ゴミを介した金属など化学汚染物質の輸送量や海岸蓄積量を定量評価すること、そして、海ゴミの蓄積に伴う海岸生態系や健全な生活圏への環境リスクを科学的に検証することである。さらに、それらの知見を周知することで海ゴミリスク低減への国民的合意を涵養すること、そして、処理推進法が効果的に運用できるよう、国と地域行政、そして地域住民など、多様な主体がゴミ処理に協働できるスキームを構築することである。

2. 研究開発目的

海ゴミを介した化学汚染物質の海岸蓄積量を定量評価するためには、まず海ゴミ自体の海岸蓄積量を精度よく計量しなければならない。我々は、日本の9海岸に設置したWebカメラ網や、海岸でのバルーン計測によって、海ゴミの漂着量をモニタリングするシステムを構築する。特に、海ゴミの中でも、個数比・重量比ともに他を圧倒

するプラスチックゴミの漂着量を、選択的にモニタリングする手法を開発する(サブテーマ1)。また、プラスチックゴミの海岸蓄積量を推算した後に、これらに含有される化学汚染物質量を定量し、海岸全体に蓄積する汚染物質総量に換算する。さらに溶出試験を通して、海ゴミから海岸環境中への汚染物質の移行量を求めていく。その後、推定される移行量に対する環境リスクを、しかるべき規制値と照らし合わせて評価する。そして、漂流ゴミの輸送シミュレーションを用いて、起源地から漂着地に至るゴミと、これを介した汚染物質の輸送過程を表現し、将来のリスクを考察していく(サブテーマ2)。上記のような環境情報は、「海ゴミ・サイエンスカフェ」を通して市民と共有される。そこでは、ゴミに起因する海岸汚染情報に対する市民のアクセシビリティ(親和性)を担保しつつ、海ゴミによる化学汚染が誤った誇張のもとで風評とならないよう、情報のトレーサビリティを確保した双方向的な市民と科学の関係構築を目指す(サブテーマ3)。

3. 研究開発の方法

(1) 数値モデルとWebカメラ網による海ゴミ輸送量解析

1) Webカメラ撮影画像の取得方法

各地点のWebカメラモニタリングシステムは2010年10月から2011年9月にかけて設置された(図1)。それぞれが、カメラ本体、太陽光パネル、バッテリー、タイマスイッチ、モバイルルータ、及びモバイルカードで構成される。Webカメラは、タイマスイッチによって、毎日7:00から15:00の間、2時間毎に稼働させる。各稼働時刻の3分毎に5回の撮影を行い、1日あたり25枚の画像を得た。撮影画像はインターネットを通じて研究所に転送されるとともに、カメラ本体内蔵のメモリカードに保存される。このようにして撮影されたWebカメラ画像の一部は、現在も、ウェブサイトで公開している(<http://www.ysk.nilim.go.jp/kakubu/engan/enganiki/umigomi/>)。

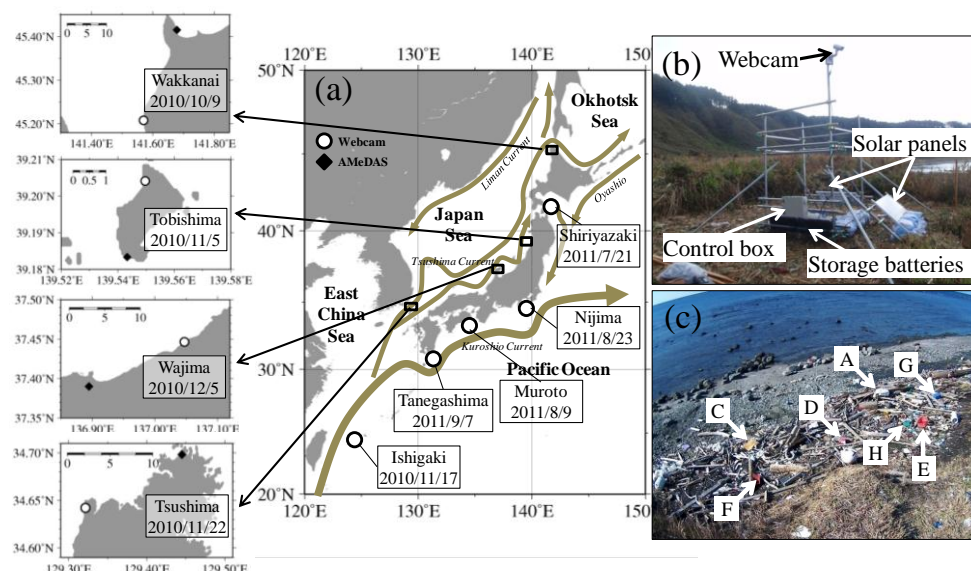


図1 Webカメラの設置位置(a)と、飛島に設置したWebカメラ(b)とその撮影画像(c)。(a)の左図は解析4地点周辺の拡大図であり、丸印はカメラの設置地点、ダイヤモンド印はアメダスの観測所を示す。

2) プラスチックゴミ検出のための画像処理

我々は、Webカメラに写る海ゴミの中でも、特にプラスチックゴミを色で自動識別した後、画素数を数えて海岸被覆面積に換算し、これを漂着プラスチックゴミ蓄積量の指標とすることを考えた。そのため、Webカメラのサイトごとに、予め日射によるゴミの色変化を考慮したColor Reference(以下、CR)を定義して、このreferenceとの色差が小さいものをプラスチックゴミと認識させた。本研究ではCRの定義を、国際照明委員会(CIE)が策定したCIELUV色空間で行う。CIELUV色空間は、明度 L^* 、赤-緑の属性値 u^* 、黄-青の属性値 v^* をもつ3次元空間である。

CRの作成には、漂着物があまり動かない静穏な期間(一週間程度)に得られた撮影画像を利用する。なお、季節的な日射量変動を考慮し、CRは季節ごとに作成した。期間内に漂着した全プラスチックゴミを、まず人工物にありがちな白、黄、赤、緑、青の5色(サイトによっては、さらに細分化)に目視で分類し、CRを作成するためのサンプル画素とした。1つのゴミごとに50画素をサンプル画素として選定し、目視によって色ごとに分類した全てのゴミについて、微妙に変わる画素の色をCIELUV色空間内にプロットすれば、3次元空間内の回転楕円体(卵型)を形成するようになる。それ以降に取得されたすべての画像を解析し、この回転楕円体の中に入る画素を、砂浜や流木などの背景色と区別して、プラスチックゴミと判定した。図2には、飛島でのWebカメラ画像を利用した、プラスチックゴミ検出に至るまでの画像処理を示している。このような処理を、全国9か所のカメラを用いて日中の2時間毎に実施した。

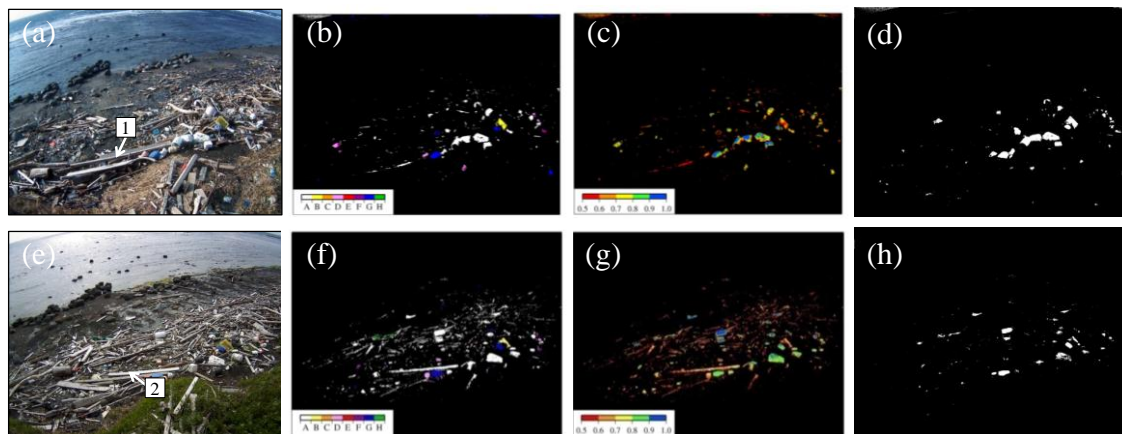


図2 (a)と(e)はそれぞれ2010年12月20日と2011年5月8日における飛島のWebカメラ撮影画像で、(d)と(h)は、それぞれ、(a)と(b)からのプラスチック画素の検出画像。(b),(c)はそれぞれ2010年12月19日-21日における各画素が属する楕円体とその頻度で、同様に(f)と(g)は2011年5月7日-9日における頻度を示す(詳細様式参照)。

3) プラスチックゴミ漂着量の計算方法

Webカメラ撮影画像は斜め上方から撮影されているため、被覆面積を計算するためには真上からの画像に変換する必要がある(幾何補正)。我々は、既にWebカメラ画像を幾何補正する技術(射影変換処理)を開発済みである(H19~H21:地球環境総合推進費D-071成果:Kako et al, 2010)。この幾何補正処理を、Webカメラから抽出したプラスチックゴミの輝度画像(図2dやh)に施して、真上画像に変換し画素(飛島16cm²/画素、飛島以外25cm²/画素)の数より被覆面積を算出した。これによって、日本全国の9海岸において、2時間ごとに、漂着プラスチックゴミ被覆面積をモニターする体制を構築し、このデータを利用して、次項に述べる数値モデル計算を行った。詳細様式には、個々のプラスチックゴミが、漂着してから再漂流するまでの海岸滞留時間についての調査結果も記載する。

(2) 海ゴミを介した化学汚染物質輸送の定量評価

1) 漂流ゴミの輸送シミュレーション

漂流ゴミの輸送過程を表現し、これを媒介とした化学汚染物質の輸送過程や、将来のリスク評価のために、現実的な海流や風の条件を与えたゴミの輸送シミュレーションを行う。まず、サブテーマ1がWebカメラを設置した日本海の海岸から、代表的な稚内、飛島(山形)、輪島、対馬(図1)を選んだ。カメラが計量したゴミ被覆面積から、月平均値の被覆面積増加量を算出した。この増加量を新規の漂着数(画像中の1画素をゴミ1個と換算)と見立て、これの発生位置(起因地)推定を行った。続いて、実際の2010年~2011年の海流や風(それぞれの向きは逆)を与えたモデルにおいて、上記海岸から仮想粒子を流すことで、海ゴミの発生位置を逆算する実験を行った。発生位置の推定には双方向粒子追跡法を、発生位置におけるゴミ漂着量の推定には逆問題推定法を用いた。さらに、逆算した発生位置から投入した粒子を、向きを元に戻した海流や風に乗せて移動させ、Webカメラで監視した漂着量(被覆面積)とモデルで得た漂着量(画素数で換算した粒子数=被覆面積)を比較することで、モデルの正当性を評価した。その後、粒子の投入を10年間持続させることで、日本周辺海域での海岸蓄積量の長期変動を定量化し、海ゴミのフローマップに取りまとめた。次節に述べるプラスチックゴミに由来する化学汚染物質の海岸移行量と照らし合わせ、化学汚染物質の輸送量を検証した。

2) 海岸における海ゴミ由来の化学汚染物質と輸送過程の実態解明

a. バルーンを用いた海岸における漂流ゴミ蓄積量調査

海ゴミや、これに由来する化学汚染物質の環境リスクを評価するためには、まず、海岸における海ゴミやゴミ由来の化学汚染物質の蓄積量を計量する必要がある。本研究課題では、五島列島・奈留島・大串海岸を定点観測海岸とした。また、2009年10月21日-同24日、2010年7月29日-8月2日、2010年3月3日-同7日に同海岸にて採取したプラスチックゴミを実験室へ持ち帰り、分析に供した。現地海岸においては、海ゴミによる海岸被覆面積を、デジタルカメラを取り付けたバルーンを海岸上に揚げ、海岸全体の画像を得ることで計量した。Webカメラ画像と同様の幾何補正や画素判定によって、ゴミと判定された画素数から海岸のゴミ被覆面積を算出した。バルーン撮影の翌日に、海岸にて、2m×2mの区画内におけるゴミの全重量と、材質(木材・金属・プラスチック・複合素材)ごとの重量を、総計10区画で計量し、枠面積4m²を除することで、単位面積当たりのゴミ重量に換算した。求めた単位面積当たりのゴミ重量に、バルーン調査で得たゴミ被覆面積を掛けることで、海岸に蓄積している海

ゴミ重量、および材質ごとの重量を推定した。

b. 可搬型蛍光 x 線分析計を用いた有害重金属の計量と溶出量の推定

実験室に持ち帰ったプラスチックゴミを対象に、これまでの研究では着目されてこなかったゴミに含まれる有害重金属の定量を行った。これは、プラスチックには製造段階で有害金属が添加されることが多いため、高濃度での検出もあり得るとの考えによる。定量には可搬型の蛍光x線分析計(XRF)を使用した。続いて、海岸にあるプラスチックゴミの総重量より、これらに含まれる有害重金属の総重量を求めた。



図3 PVCフロート

プラスチックゴミが海岸の汚染要因となるか検証するためには、ゴミに含まれる汚染物質の海岸環境へ移行(溶出)を確認する必要がある。実験を簡便に実施するために、我々は同一種類のPVC製の漁業用フロートを選定した(図3; 以下「PVCフロート」と記す。後述するように、添加物の鉛が極めて高濃度で検出)。このPVCフロートは、日本近海の様々な海岸で漂着が確認されており、一般的なプラスチックゴミである。溶出実験には、日本各地から採取された同形15個のPVCフロートを選定した。海岸にゴミが漂着した後に、周辺の水(例えば雨水)に溶出する鉛の量に着目するため、本研究では純水を用いて鉛の溶出を調べた。PVCフロート1個を、820mlのElix-純水の入ったガラス容器(計15

個)に入れた。各ガラス容器は、室温(25.5±1.0℃)で120時間、恒温振とう機を使って、120rpmの振幅で振とうした。実験中(120時間)は、水10mlを12時間おきにガラス容器から採取し、ICP-MSに試料を導入し鉛濃度を測定した。閉鎖系の中で実施する溶出実験の結果は、実験に用いる容器の大きさに依存してしまう。本研究課題では、現場海岸においてPVCフロートから鉛が溶出する速度を推定するため、境膜モデルを用いた解析手法を開発し、大串海岸で一年間を通して雨水によって溶出する鉛の総量を推算した。このような解析は既往研究では行われていないが、海ゴミからの汚染物質の溶出を考慮する上で、今後は必須の解析手法となるだろう(成果論文(*))。

(3) 海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築

本サブテーマでは海ゴミ・サイエンスカフェを表1の通りに開催することで、本研究課題による研究成果を地域へ還元し、知見の普及を通じて海ゴミ対策の促進が図られることを目指す。ここにおいて、サイエンスカフェは、地域住民、NPO、事業者、行政関係者などを対象に、海ゴミ問題についての環境学習や議論の場となる。特に、本研究課題では、NPOを、研究者と地域住民、そして地域行政を結ぶ仲介者に位置づけた。すなわち、地域との結びつきが希薄になりやすい研究者集団と、研究者へのアクセスに手段を持ちにくい地域住民の両者にアクセスできるNPOを中間に据え、サイエンスカフェというプラットフォームを置くことで、最新の研究成果を、地域行政や市民の海ゴミ問題に対する実践に直結させやすい環境を整えた。このような異主体間(地域+研究者集団+NPO)の組み合わせによって、科学が果たす社会貢献の在り方に、新しいモデルを提供していく。

表1 海ゴミ・サイエンスカフェの実施状況

	日時	場所		講演者
	平成22年6月30日(水)	庄内(酒田公益研修センター)	1回目	国土技術政策総合研究所 日向博文 室長
	平成22年9月27日(月)	石垣(石垣市総合体育館研修室)	1回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授
	平成22年10月17日(日)	庄内(東北公益文科大学)	2回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 愛媛大学大学院理工学研究科 中島悦子
22年度	平成22年11月28日(日)	石垣(石垣港離島ターミナル)	2回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 愛媛大学大学院理工学研究科 後期博士課程 中島悦子 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 八重山環境ネットワーク 森本孝房 石垣ビーチクリーンクラブ 浅井紀子 海LOVEネットワーク 中川くみこ
	平成23年2月15日(火)	庄内(酒田海洋センター)	3回目	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 愛媛大学大学院理工学研究科 中島悦子
	平成23年2月21日(月)	石垣(環境省国際サンゴ礁研究センター)	3回目	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 愛媛大学大学院理工学研究科 中島悦子

表1(つづき)

	日時	場所		講演者	
23年度	平成23年8月5日(金)	庄内 (山形県村山総合支庁会議室)	4回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 (特別報告) 一般社団法人JEAN 小島あずさ (助言) 山形県海岸漂着物対策推進協議会 会長 小谷卓	
	平成23年9月11日(日) 平成23年10月16日(日)	庄内 (最上川河口、公益研究センター) 庄内 (イオン山形南店)	5回目 "	イオンチアーズクラブ 愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 (特別報告) 一般社団法人JEAN 小島あずさ 事務局長	
	平成23年10月18日(火)	佐渡 (金井コミュニティーセンター)	1回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 国土技術政策総合研究所 日向博文 (報告) 佐渡市環境対策課 児玉龍司 課長 (特別報告) 一般社団法人JEAN 小島あずさ 事務局長	
	平成23年11月8日(火) 平成23年11月10日(木) 平成23年11月11日(金)	石垣 (八島小学校) 石垣 (野底小学校、西表エコツアーリズム協 石垣 (八重山保健所会議室)	4回目 " "	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授	
	平成24年3月4日(土)	石垣 (パンナ公園) 石垣 (白保小学校)	5回目 "	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授	
	24年度	平成24年5月27日(日)	東京農工大	国際シンポ	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 東京農工大学 高田秀重 教授 東京農工大学 渡邊泉 准教授 北海道大学 綿貫豊 准教授 アルガリタ海洋研究所 Charles Moore アルガリタ海洋研究所 M.Eriksen アメリカハワイ大学ヒロ校 Hank Carson
		平成24年11月1日(木)	佐渡 (河崎小学校、アミューズメント佐渡)	2回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 国土技術政策総合研究所 日向博文 室長
平成25年2月4日(月)		沖縄 (銘川小学校、県庁)	6回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授	
平成25年3月1日(金)		庄内 (庄内総合支庁講堂)	6回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授	

4. 結果及び考察

(1) 数値モデルとWebカメラ網による海ゴミ輸送量解析

対馬暖流沿いの日本沿岸4地点に設置したWebカメラによって、2011年12月31日までに得られた撮影画像を幾何補正し、プラスチックゴミ漂着量(被覆面積)を計算した(図4)。画像解析により直接的に得られた漂着量の時系列は、数日もしくは2週間程度の時間スケールで大きく変動している。こうした短期変動は日射状況の差異によるもので、これら気象条件による短期変動を除去するため、30日間移動平均を適用した(図4中の太線)。なお、図中の1点鎖線で示す期間は積雪等の影響による欠測期間である。Webカメラによる計測精度を検証するため、Webカメラ画像から、目視によってプラスチックゴミの画素を抽出し、被覆面積を計算した(図中の丸付破線)。その結果、解析4地点における画素の計測誤差は平均で18%であって、両者の時系列変動は概ね一致していた。

飛島と対馬における2011年8月中の漂着量の急激な減少は、地域住民による海岸清掃によるものであるが、これを除いた漂着量の変動は自然現象によって引き起こされたものである。対馬や輪島で漂着量が増減した時期には、西寄りの風が観測されていた(近接アメダスデータによる)。解析4地点はいずれも西向き海岸であるため、西寄りの風に漂着量が敏感に反応すると推察されるものの、同時期の飛島や稚内における漂着量は、ほとんど変化していない。すなわち、岸向きの風は必ずしも漂着量の増減に寄与していないようである。漂着量の増減は、新たな漂着量(海岸加入量)と、波や海浜流による海岸からの再漂流量(流出量)の大小で決まる。また、解析4地点は海岸・海底地形が異なるため、同じ岸向きの風が連吹したとしても、波の浅水変形過程や形成される海浜流が異なるであろう。このように、変動要因を詳細に調査するためには各地の海岸・海底地形を踏まえて海岸付近の波や流れを再現し、漂着・再漂流過程を明らかにする必要がある。

以上を踏まえ、我々はWebカメラを用いたプラスチックゴミ計測の、既存手法に比しての優位性を提言したい。まず、Webカメラを用いることで漂着量を連続的に取得できるため、その変動要因の解明に役立てられる。既存諸研究のような数か月毎の人力による海岸調査では、調査間隔よりも短期間で変化する漂着量は捉えられないため、自然現象との比較には無理があった。本研究では風データとの比較を示したが、今後、海岸・海底地形を考慮して波や海浜流などの海象データと比較することにより、漂着量の変動要因の解明が期待できる。

Webカメラを用いたプラスチックゴミ漂着量計測によって、計画的で効率的な海岸清掃事業を立案できる。現状では、ゴミの漂着状況に応じて、適当な時期に年1回の海岸清掃が行われている。Webカメラを用いて計測された漂着量の時系列変動から、それぞれの海岸における清掃の最適時期を定めれば、清掃効率が大幅に向上する。

各海岸に設置したWebカメラシステムは比較的安価（機材費：約40万円、維持費（メンテナンス、通信費）：10万円／年）であり、本研究のように多地点展開が可能である。我々は、この点がWebカメラを用いた海ゴミ漂着量計測の最も大きな利点であると考えている。多地点展開したWebカメラの撮影画像から、本手法を用いてゴミ漂着量を計算し、Webカメラが撮影する海岸面積で割れば、多くの海岸のゴミ漂着密度が計算できる。各都道府県の平均漂着密度とその標準偏差から、日本全国における海ゴミ漂着量の総量推計を行うことが可能となり、また、海岸清掃に係る予算配分にも活用できる。

(2) 海ゴミを介した化学汚染物質輸送の定量評価

1) 海ゴミの漂流シミュレーション

Webカメラで取得したゴミ漂着量データ(画素数で換算)より、起源地の位置を割り出し、さらに、起源地からのゴミ流出量を逆推定した。結果を図5に示す。図中でのバーの高さがゴミ流出量であり、一単位はWebカメラに写りこむ海ゴミの画素分(を占めるゴミの数)に相当する。また、バーの色は図中に示す通りのゴミ流出月(暖色系が夏季)である。バーがない海岸は、ゴミの流出がないか、あるいは、当地から流出したゴミが日本の海岸には到着しにくいことを意味している。なお、これら推定された起源地や流出量を与えたゴミ輸送シミュレーションによって、Webカメラ位置での漂着量は良く再現され、逆推定の精度の高さを示す結果となった。

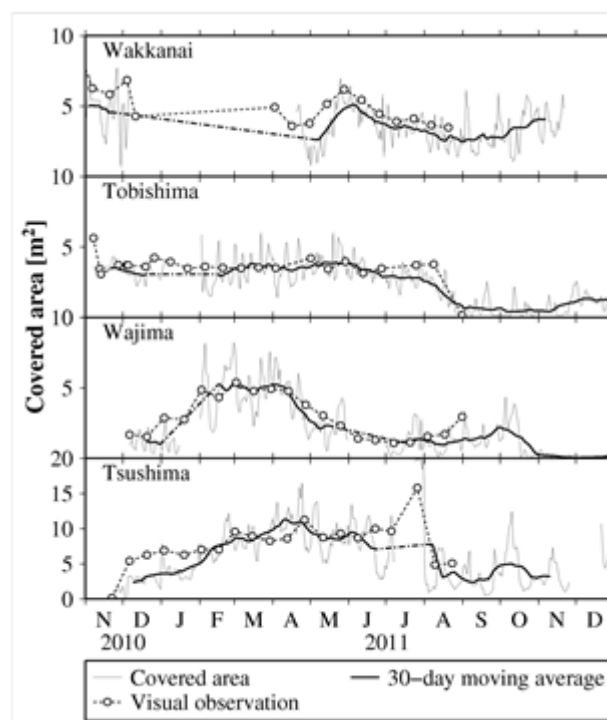
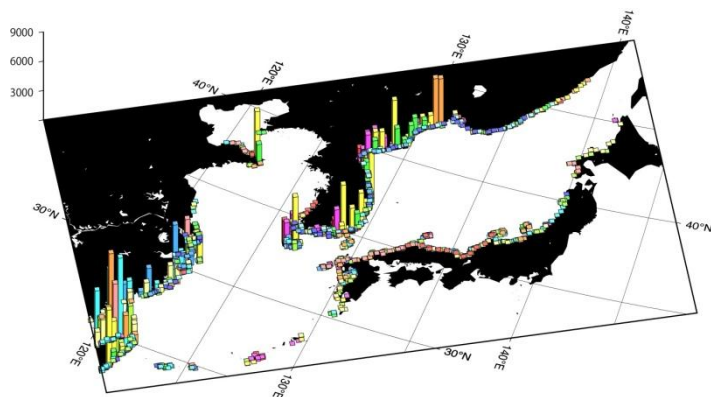


図4 対馬暖流沿いの日本沿岸4地点におけるプラスチックゴミ被覆面積の時系列。

図5 逆推定で得たWebカメラ設置海岸に漂着するゴミの起源地とゴミ流出量・発生月分布。バーの高さが流出量で、暖色(寒色)系は夏(冬)季の流出を意味する。

つづいて、同じモデルを用いてゴミ漂着量の長期予測を行った。推定されたゴミ流出量(図5)をモデルに与えることで、10年間の粒子追跡実験を行った。海流流速と風速は、2010年の海洋同化プロダクトと衛星観測風データを、10年間にわたって繰り返し利用した。

モデルの結果を見ると、毎年東シナ海や日本海に流出するゴミよりも、同海域から太平洋に抜けていくゴミの方が少なかった。このことは、海ゴミの約7割がプラスチック製であることを考えれば重要である。分解しにくく、環境から消えることのないプラスチックゴミは、たとえ現在のゴミ流出量が維持されたとしても、今後、海域での滞留量を増やし続けてしまう。10年間のシミュレーションで得た、海岸でのゴミ漂着数の経年変化を図6に示す。モデル海域全域に粒子が行き渡る2年目に各海岸格子に到着したゴミ総量を基準とし、計算開始から各年末までに、海岸格子に到着した粒子数の時間積算値との比を求めた。もし、周辺海域に漂流するゴミの数に変化がなく、そして各海岸に、毎年同じ数のゴミの漂着があるならば、例えば4年目の積算値は4倍となる。ところが、この図が示すように、わずか4年後であっても、ゴミ漂着量が現況の250倍に達する海岸が一か所存在する。その後大量漂着を示す海岸は増加を続け、10年目には全体の4%程度の海岸が漂着の「ホット・スポット」になってしまう。

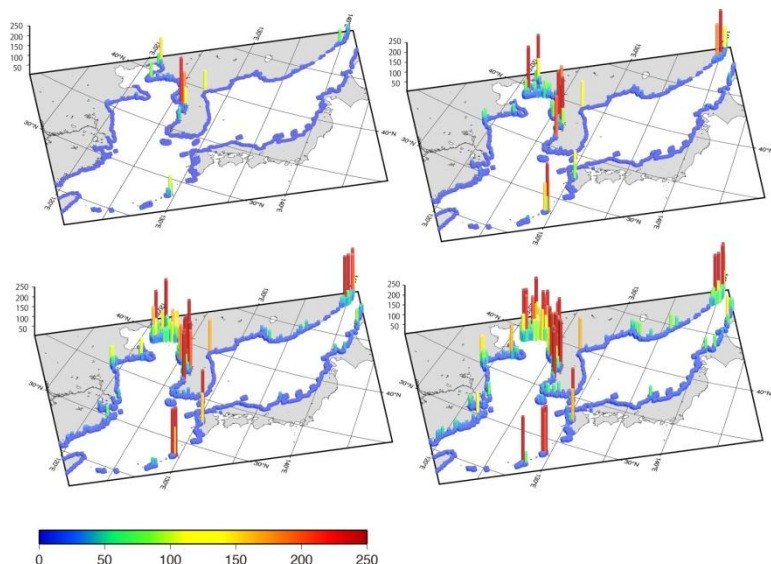


図6 シミュレーションで得た4年後(左上)、6年後(右上)、8年後(左下)、10年後(右下)の漂着数(全て2年目との比)。このフローマップ中のバーの高さが積算漂着数の2年目との比。毎年と同じ漂着数であれば、たとえば4年後には4倍であるが、最大で250倍程度になっている。

2) 漂着プラスチックゴミ由来の重金属による海岸汚染の定量評価

大串海岸で収集したプラスチックゴミが含有する有害重金属を、ポリマー(材質)ごとに表2に示す。ここでは、バルーン空撮で推定したプラスチックゴミの総量と、プラスチックゴミ由来の金属重量の推定値を用いることで、プラスチックゴミ由来の有害金属の海岸における総重量、つまり、海岸環境を汚染する可能性のある有害金属の上限を推定している。PVCフロートが含有する鉛は、海岸全体の鉛重量の91%を占めるほどに高濃度であった。ステアリン酸鉛が、PVC製品の安定性と滑性を高めるために添加されるためと考えられる。

表2 大串海岸で採取したプラスチックに含まれる有害重金属。Total全材質中の総重量を示す。

	PE	PP	PET	PVC	PS	Total
Mass Ratio of Polymer (%)	55±8	19±7	14±8	4±2	5±5	
Litter Mass (kg)	292±120	101±55	74±51	21±13	27±27	530±207 kg
Cr	Concentration (g/kg)	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
	Standard Deviation (g/kg)					
Cd	Mass of metal (g)	---	---	---	---	
	Concentration	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
Sn	Standard Deviation					
	Mass of metal	---	---	---	---	
Sb	Concentration	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
	Standard Deviation					
Pb	Mass of metal	---	---	---	---	
	Concentration	(78±19)×10 ⁻³	(63±19)×10 ⁻³	<LOQ	13.5±8.4	<LOQ
	Standard Deviation	231×10 ⁻³ (n=545)	168×10 ⁻³ (n=292)		15.8 (n=17)	
	Mass of metal	23±11	6±4	---	284±247	313±247 g

PVCフロートから鉛が海岸環境へ移行するか確かめるため、溶出実験を行った。その結果、確かに鉛がPVCフロートから周囲の純水中へ溶出することが確認された。すなわち、漂流プラスチックゴミは有害金属を輸送する媒体として機能している。また、海岸全体での鉛蓄積量と境膜モデルを用いて、年間を通しての鉛溶出量を、大串海岸全体で(0.6±0.6) g/yearと推定した。続いて、PVCプラスチックゴミ直下の土壌で、鉛が垂直方向へ一次的に拡散すると仮定した場合の、海岸土壌中の鉛濃度の増加率を求めた。拡散する鉛が10cm~1mの海岸土壌の厚さの中に捕捉される最悪の事態を想定しても、鉛濃度の増加率は、(0.1~1)×10⁻³ g/kg/year程度であった。土壌中の鉛濃度の規制は、アメリカ環境保護局によって250×10⁻³ g/kgと制定されている。そのため、たとえPVCフロートが、今後も大串海岸に入れ替わり立ち代わり漂着を続けたとしても、海岸土壌中の鉛濃度は、250/1.0から250/0.1年(すなわち、250-2500年)後まで基準値を越えることはなさそうである。そのため、考えられる近い将来において、大串海岸におけるPVCプラスチックゴミから溶出する鉛は、現時点では環境リスクにはならないと結論できるかもしれない。ただし、本研究により、漂着プラスチックゴミは有害金属の輸送媒体でもあり、かつ海岸環境を汚染する経路となることが明らかとなったため、今後も様々な海岸において、プラスチックゴミ由来の有害金属を注意深く監視し続ける必要がある。その理由は、今後10年以内に現況の250倍の漂着量となる海岸が、先述のシミュレーションで散在したことによる。すなわち、漂着するPVCプラスチックゴミが、今後の「大量漂着時代」には、海岸に大量に累積する可能性があり、そのようなホット・スポットでは、集中的に溶出する鉛によ

て、環境リスクが短期間に顕在化するかもしれない。

(3) 海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築

1) 海ゴミ・サイエンスカフェの意義

海ゴミ・サイエンスカフェは、総じて研究成果の地域への周知に有効であった。地域社会と研究者の協働によって、より効率的な海ゴミ処理について議論を深める場が提供できた。たとえば、本研究課題の結果を直接に地域住民や行政に説明することで、海ゴミに含まれる有害金属が、現況の環境リスクではないものの、将来のリスクに可能性を残すとの認識が深まった。実際に、地域行政(山形県と沖縄県)の主導によって、鉛の含有が多いPVCフロート(図3)の分別回収が始まった。サイエンスカフェを通して、Webカメラによる海ゴミ監視に興味を持つ自治体も増え、実際に、山形県(最上川河口部)や沖縄県(石垣市)では、研究課題終了後にWebカメラによる海ゴミ監視が継続実施されつつある。海岸漂着ゴミの処理に拠出される公的費用を、海岸清掃事業のみに使うのではなく、本研究課題が行った海ゴミ・サイエンスカフェのような、地域行政や地域住民、さらには研究者やNPOとの協議に拠出することを提案したい。そのような機会を通して、学術的知見に裏打ちされた効率的で安全な漂着ゴミ処理の、草の根的な展開が可能になると思われる。

2) 海ゴミ・サイエンスカフェの運営形態

本研究課題の遂行に当たっては、NPO(例えば、JEANや石垣島の海Loveネットワークなど)と協働することで、地域住民とのアクセスが確保できた。概して多くの研究者は、地域住民や地域行政へのアクセスに弱い。逆に、地域住民や行政にとっても、幅ひろい研究者と連携する機会がない。本研究課題においては、地域と研究者の中間にNPOを置き、そして彼らの主導するサイエンスカフェを協議のプラットフォームとした。NPOは、普段の地域での海ゴミ清掃活動や調査活動を通して地域住民に信用があり、このようなNPOの呼びかけに応じる住民は多い。また、NPOが運営する形態のサイエンスカフェは研究者の負担が少なく、多くの研究者が参加しやすい。ここにおいて、初めて研究者と地域(あるいは地域行政)との連携が成立する事例(上記の分別回収やWebカメラ設置など)が、数多く見いだされた。NPOを核にしたサイエンスカフェの有効性、そしてサイエンスカフェをプラットフォームにした海ゴミ対策の基盤づくりは、総じて成功したと考えている。

座学的なサイエンスカフェだけでなく、実際に海岸に出向いた現地調査や、あるいは化学汚染物質検出作業のデモンストレーション、あるいは小学校などでの出張講義も、サイエンスカフェの形態として有用であることが確認できた(図7)。また、国別に分類して起因地を推測するなど、簡易的な調査研究も、特に学校教育の一環として提案できる。地域や対象者に応じた、プログラムの適当な組み合わせが、サイエンスカフェの運営には必要であろう。



図7 山形(左)での海ゴミ・サイエンスカフェと、石垣市(右)で行ったXRFを使ったプラスチックゴミ含有重金属の検出実験

3) 海ゴミ・サイエンスカフェの課題

カフェで開陳する研究成果は、査読付学術誌に掲載された(もしくは確実に受理が見込める段階の)ものに限定的よう心掛けた。すなわち、科学のルールに則って品質保証された成果のみを提供した。研究者は、地域住民や行政に対する一方的な情報提供者であって、先方は情報の品質を吟味する手段を持たない。本研究課題を通して、我々は、第三者(査読システム)によって品質を維持することが、研究者の誤った考えで地域社会をミスリードしないために重要な歯止めになるとの認識に至った。また、地域に応じたサイエンスカフェの効果の違いに、戸惑うこともあった。もとより海ゴミ問題に意識の高い石垣市や酒田市に比べ、それほどでもない地域でのサイエンスカフェには、あえて小規模にすることで、議論を深めやすくする等の工夫が必要であった。

5. 本研究により得られた主な成果

(1) 科学的意義

- 1) 色別の海ゴミ漂着量の多地点連続計測を、世界に先駆けて開発したWebカメラシステムと画像処理技術で可能にした。また、実際に日本全国9か所の海岸での連続運用に成功し、海ゴミ漂着量と気象要因の時間変動を比較した(成果論文(7),(9))。
- 2) Webカメラシステムが得たプラスチックゴミの漂着量データと、ゴミ輸送シミュレーションを用いて、ゴミの起源地と起源地における流出量を逆推定した(成果論文(1),(3),(7))
- 3) 海岸における海ゴミ被覆面積を、パルーン空撮を用いて計量する技術を開発した(成果論文(2),(4))。
- 4) 海岸における海ゴミ由来の有害金属(PVCフロートが含有する鉛など)を検出し、溶出を経て海岸環境へ移行することを証明すると共に、溶出速度を推算する手法を確立した。現況での溶出量は、有害金属による海岸汚染が環境リスクになるほどではないこと、ただし、今後の大量漂着によっては、リスクが発現することを示した(成果論文(5))
- 5) NPO、研究者、地域行政や地域住民と協働するサイエンスカフェの実施モデルを構築した(成果論文(6))。
- 6) ゴミ漂着の長期予報を行い、今後10年間のうちに、現況の200倍を超える大量漂着を経験する海岸が、日本海や東シナ海に発現することを示した。このことは、ゴミ由来の化学汚染物質のリスク増加を示唆するものである(投稿準備中)。
- 7) 定点海岸におけるプラスチックゴミの平均滞留時間(漂着から再漂流までの経過時間の平均)を、線形システム解析によって明らかにした(投稿準備中)。
- 8) プラスチックゴミからの有害金属溶出過程が、海洋漂流中には、プラスチックの表面に形成される薄層によって阻害されること、漂着後に海砂などで表面が傷ついた後に再溶出すること、これが海ゴミ由来の有害金属が長距離輸送される要因となることがわかった(投稿準備中)。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

- 1) 本研究課題は、特定漁業フロート(PVCフロート)に鉛が大量に含有される事実を指摘した。この報告を受けた環境省は、平成24年9月27日に報道発表を行い、「特定漁具」への注意を呼び掛けると共に、漂着状況の調査に着手している。また、山形県では特定漁業フロートの分別回収を始め、また八重山地区(沖縄県)においても分別回収が検討されている。
- 2) 沖縄県石垣市は平成25年度に本Webカメラシステムを導入し、陸域での海洋ゴミ発生過程のモニタリングに活用する方針である。山形県においてもWebカメラ基の運用(鶴岡高専が管理)が継続される。
- 3) 平成23年3月に公表された環境省海洋生物多様性保全戦略では、サブテーマ3代表者の意見に基づき、海ゴミ問題に関する国内政策と国際展開に関しての記述がなされた。

<行政が活用することが見込まれる成果>

- 1) Webカメラの運用による漂着量の時系列変動から、その海岸における清掃時期の選定基準を定め、効果的な海岸清掃を行うことが可能である(成果論文(6)や政策サマリー(非公開)で事業化を具体的に提言)。
- 2) 採取したプラスチックゴミ2014個を、全て有害重金属の分析に供し、検出した有害金属のデータベースを、対応するゴミの写真とともに、以下のURLでウェブ公開(パスワード制限)した。これは、地域行政や市民団体などによる海ゴミ収集活動と適正な分別処理に、有益な情報を提供するだろう。
<http://mep11.cmes.ehime-u.ac.jp/~kako/asakawa/gomi/Top.html>
- 3) 今後の海ゴミの大量漂着が危惧される状況で、定期的なゴミ漂着状況や海岸土壌の汚染状況調査の重要性を指摘した。漂着プラスチックゴミ由来の有害金属輸送の実態について、全サブテーマの代表者と、環境省/水・大気環境局水環境下海洋環境室や、国土交通省/水管理・国土保全局・海岸室との懇談会にて報告し、今後の海ゴミ監視事業の展開を進言した(2012年2月13日/九州大学東京オフィス)。
- 4) NPOを仲介者とし、地域行政や地域住民、そして研究者が情報交換を行う海ゴミ・サイエンスカフェによって、効率的で安全な漂着ゴミ処理の草の根的な展開が可能になる確証を得た。本研究課題が実施した海ゴミ・サイエンスカフェをモデルにして、今後は、海ゴミ処理に要する公的資金の一部を、サイエンスカフェの実施に向けることを提言する。

6. 研究成果の主な発表状況(別添.作成要領参照)

(1) 主な誌上発表

<査読付き論文>

- 1) Kako, S., A. Isobe, S. Magome, H. Hinata, S. Seino, and A. Kozima: Marine Pollution Bulletin., 62, 293-302 (2011) "Establishment of numerical beach litter hindcast/forecast models: an application

- to Goto Islands, Japan"
- 2) Nakashima, E., A. Isobe, S. Magome, S. Kako, and N. Deki: Marine Pollution Bulletin., 62, 762-769 (2011) "Using aerial photography and in-situ measurements to estimate the quantity of macro-litter on beaches"
 - 3) Kako, S., A. Isobe, M. Kubota: Journal of Geophysical Research -Atmospheres, 116, D23107, doi:10.1029/2010JD015484 (2011) "High-resolution ASCAT wind vector data set gridded by applying an optimum interpolation method to the global ocean"
 - 4) Kako, S., A. Isobe, and S. Magome: Marine Pollution Bull., 64, 1156-1162 (2012) "Low altitude remote-sensing method to monitor marine and beach litter of various colors using a balloon equipped with a digital camera"
 - 5) Nakashima, E., A. Isobe, S. Kako, T. Itai, S. Takahashi: Environmental Science & Technology, 46, 10099-10105 (2012) "Quantification of toxic metals derived from macroplastic litter on Ookushi beach, Japan"
 - 6) 磯辺篤彦・日向博文・清野聡子・馬込伸哉・加古真一郎・中島悦子・小島あずさ・金子博: 沿岸海洋研究, 49(2), 139-151 (2012) "漂流・漂着ゴミと海洋学 ―海ゴミプロジェクトの成果と展開―"
 - 7) Kataoka, T., H. Hinata and S. Kako: Marine Pollution Bulletin, 64, 1829-1836 (2012) "A new technique for detecting colored macro plastic debris on beaches using webcam images and CIELUV"
 - 8) 尾ノ井龍仁、二瓶泰雄、片岡智哉、日向博文: 土木学会論文集 B1(水工学)、68、I_769-I_774 (2012)「河川漂流ゴミ輸送量に関する自動モニタリング技術の検討」
 - 9) 片岡智哉、日向博文、加古真一郎: 土木学会論文集B2(海岸工学)、68(2)、I_1471-I_1475 (2012)「Webカメラ画像解析によるプラスチックゴミ漂着量の多地点連続観測」
 - 10) 片岡智哉、日向博文: 沿岸海洋研究、49(2)、113-126 (2012)「東京湾における漂流ゴミ流入量に対する逆推定手法の適用性と推定結果の水平拡散係数依存性」
 - 11) 宮里聡一・清野聡子・田井明・多田彰秀・釜山直樹・木村幹子: 土木学会論文集B3(海洋開発)Vol.69, (2013,印刷中)「対馬沿岸における海洋保護区設定に向けた水生生物の生息場の地形的特徴と現地観測」

(2) 主な口頭発表(学会等)

- 1) Nakashima, E., Isobe, A., Kako, S., Itai, T. and Takahashi, S.: SETAC North America 33rd Annual Meeting (2012) "Quantification of toxic metals carried by plastic litter over a beach"
- 2) Isobe, A., S. Kako, and E. Nakashima: PICES annual meeting (2012) "Marine/beach plastic debris as a transport vector of pollutants" **invited
- 3) Kataoka, T., H. Hinata and S. Kato: 50th ECSA Conference, Venice, Italy (2012) "A new technique for detecting beached color plastic debris from webcam images using CIELUV"
**Best student oral presentation award
- 4) 清野聡子, 小島あずさ, 金子博, 磯辺篤彦: 平成 25 年度日本水産学会春季大会 (2013)「サイエンス・カフェ手法による海ごみ問題の啓発・教育から知の相互作用系への展開」

7. 研究者略歴

課題代表者: 磯辺篤彦

1964年生まれ、愛媛大学大学院工学研究科修了、博士(理学)、現在、愛媛大学沿岸環境科学研究センター教授

研究参画者

(1): 日向博文

1966生まれ、東京工業大学大学院理工学研究科修了、博士(工学)、現在、国土技術政策総合研究所 沿岸域システム研究室長

(2): 磯辺篤彦(同上)

(3): 清野聡子

1964年生まれ、東京大学大学院農学系研究科水産学専攻修士課程修了、博士(工学)、現在、九州大学大学院工学研究院環境都市部門准教授

課題名	B-1007 海ゴミによる化学汚染物質輸送の実態解明とリスク低減に向けた戦略的環境教育の展開
課題代表者名	磯辺 篤彦（愛媛大学沿岸環境科学研究センター環境動態解析部門）
研究実施期間	平成22～24年度
累計予算額	189,843千円（うち24年度62,190千円） 予算額は、間接経費を含む。

本研究のキーワード(5～10個以下程度)
Webカメラ、CIELUV色空間、多点同時連続観測、滞留時間、含有重有害金属、海岸溶出、漂流長期予報、海ゴミ・サイエンスカフェ、NPO

研究体制

- (1) 数値モデルとWebカメラ網による海ゴミ輸送量解析(国土交通省国土技術政策総合研究所)
- (2) 海ゴミを介した化学汚染物質輸送の定量評価(愛媛大学)
- (3) 海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築(九州大学)

研究協力機関

一般社団法人JEAN

研究概要

1. はじめに(研究背景等)

主として東シナ海や日本海に面した地域を悩ます大量の越境性漂着ゴミ(海ゴミ)被害は、これまでの多くのマスコミ報道や関係各所の努力によって、広く社会に認知されるようになった。今後は、海岸漂着物処理推進法に基づく、国による海ゴミ処理への財政支援が強く期待される場所である。総じて国の経済的支援には国民的合意が必要であろう。しかし、同法第一条に謳われる「海岸における良好な景観及び環境の保全を図る」目的に則れば、アクセスの悪い、すなわち普段は目にしない海岸景観の保全に、広い国民的理解が得られるだろうか。景観保全を目的とした海ゴミ処理は、結果として、著名な海水浴場などビジネスにつながる海岸を優先する結果となるかもしれない。

それでも環境、すなわち健全な生態系や生活圏の保全が目的ならば、海ゴミ処理への国民的理解は得やすいだろう。ところが、海ゴミの環境影響を科学的に実証した研究は、実はそれほど多くはない。ようやく最近になって、プラスチック製品の間接材料であるレジンペレットに吸着したPCBsやDDEを検出したRios et al. (2007)など、いくつかの先駆的研究が注目され始めた。ここでは、海岸で優占するプラスチック製の海ゴミが、化学汚染物質の越境輸送をもたらす媒体となる可能性が指摘されている。そもそも、プラスチックの生産においては、有害金属が、添加剤や触媒、顔料や安定剤としてとして広く使われている。たとえば、ステアリン酸塩($\text{Pb}(\text{C}_{18}\text{H}_{35}\text{O}_2)_2$)は、ポリ塩化ビニル(PVC)からなるプラスチック製品の滑性や安定性を高める。このような利点があるにもかかわらず、鉛には動植物や微生物に対する毒性が認められる。このような沿岸生態系に対する潜在的な脅威があるにもかかわらず、漂流プラスチックゴミから有害金属が海岸環境へ溶出する可能性は、これまで、ほとんど注意が払われていなかった。

私たちが喫緊に取り組むべき課題は、海ゴミを介した金属など化学汚染物質の輸送量や海岸蓄積量を定量評価すること、そして、海ゴミの蓄積に伴う海岸生態系や健全な生活圏への環境リスクを科学的に検証することである。さらに、それらの知見を周知することで海ゴミリスク低減への国民的合意を涵養すること、そして、処理推進法が効果的に運用できるよう、国と地域行政、そして地域住民など、多様な主体がゴミ処理に協働できるスキームを構築することである。

2. 研究開発目的

海ゴミを介した化学汚染物質の海岸蓄積量を定量評価するためには、まず海ゴミ自体の海岸蓄積量を精度よく計量しなければならない。我々は、日本の9海岸に設置したWebカメラ網や、海岸でのバルーン計測によって、海ゴミの漂着量をモニタリングするシステムを構築する。特に、海ゴミの中でも、個数比・重量比ともに他を圧倒

するプラスチックゴミの漂着量を、選択的にモニタリングする手法を開発する(サブテーマ1)。また、プラスチックゴミの海岸蓄積量を推算した後に、これらに含有される化学汚染物質量を定量し、海岸全体に蓄積する汚染物質総量に換算する。さらに溶出試験を通して、海ゴミから海岸環境中への汚染物質の移行量を求めていく。その後、推定される移行量に対する環境リスクを、しかるべき規制値と照らし合わせて評価する。そして、漂流ゴミの輸送シミュレーションを用いて、起源地から漂着地に至るゴミと、これを介した汚染物質の輸送過程を表現し、将来のリスクを考察していく(サブテーマ2)。上記のような環境情報は、「海ゴミ・サイエンスカフェ」を通して市民と共有される。そこでは、ゴミに起因する海岸汚染情報に対する市民のアクセシビリティ(親和性)を担保しつつ、海ゴミによる化学汚染が誤った誇張のもとで風評とならないよう、情報のトレーサビリティを確保した双方向的な市民と科学の関係構築を目指す(サブテーマ3)。

3. 研究開発の方法

(1) 数値モデルとWebカメラ網による海ゴミ輸送量解析

1) Webカメラ撮影画像の取得方法

各地点のWebカメラモニタリングシステムは2010年10月から2011年9月にかけて設置された(図1)。それぞれが、カメラ本体、太陽光パネル、バッテリー、タイマスイッチ、モバイルルータ、及びモバイルカードで構成される。Webカメラは、タイマスイッチによって、毎日7:00から15:00の間、2時間毎に稼働させる。各稼働時刻の3分毎に5回の撮影を行い、1日あたり25枚の画像を得た。撮影画像はインターネットを通じて研究所に転送されるとともに、カメラ本体に内蔵のメモリカードに保存される。このようにして撮影されたWebカメラ画像の一部は、現在も、ウェブサイトで公開している(<http://www.ysk.nilim.go.jp/kakubu/engan/enganiki/umigomi/>)。

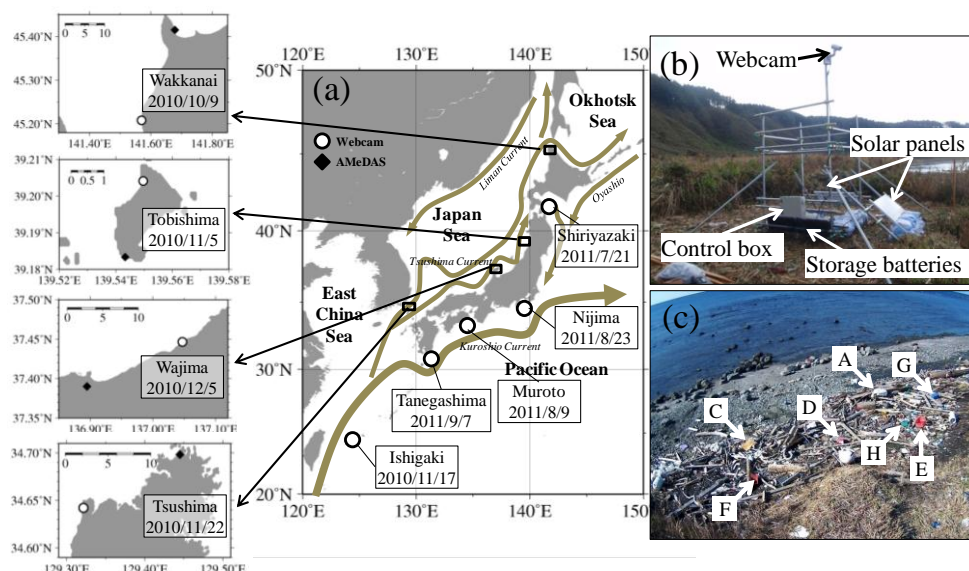


図1 Webカメラの設置位置(a)と、飛島に設置したWebカメラ(b)とその撮影画像(c)。(a)の左図は解析4地点周辺の拡大図であり、丸印はカメラの設置地点、ダイヤモンド印はアメダスの観測所を示す。

2) プラスチックゴミ検出のための画像処理

我々は、Webカメラに写る海ゴミの中でも、特にプラスチックゴミを色で自動識別した後、画素数を数えて海岸被覆面積に換算し、これを漂着プラスチックゴミ蓄積量の指標とすることを考えた。そのため、Webカメラのサイトごとに、予め日射によるゴミの色変化を考慮したColor Reference(以下、CR)を定義して、このreferenceとの色差が小さいものをプラスチックゴミと認識させた。本研究ではCRの定義を、国際照明委員会(CIE)が策定したCIELUV色空間で行う。CIELUV色空間は、明度 L^* 、赤-緑の属性値 u^* 、黄-青の属性値 v^* をもつ3次元空間である。

CRの作成には、漂着物があまり動かない静穏な期間(一週間程度)に得られた撮影画像を利用する。なお、季節的な日射量変動を考慮し、CRは季節ごとに作成した。期間内に漂着した全プラスチックゴミを、まず人工物にありがちな白、黄、赤、緑、青の5色(サイトによっては、さらに細分化)に目視で分類し、CRを作成するためのサンプル画素とした。1つのゴミごとに50画素をサンプル画素として選定し、目視によって色ごとに分類した全てのゴミについて、微妙に変わる画素の色をCIELUV色空間内にプロットすれば、3次元空間内の回転楕円体(卵型)を形成するようになる。それ以降に取得されたすべての画像を解析し、この回転楕円体の中に入る画素を、砂浜や流木などの背景色と区別して、プラスチックゴミと判定した。図2には、飛島でのWebカメラ画像を利用した、プラスチックゴミ検出に至るまでの画像処理を示している。このような処理を、全国9か所のカメラを用いて日中の2時間毎に実施した。

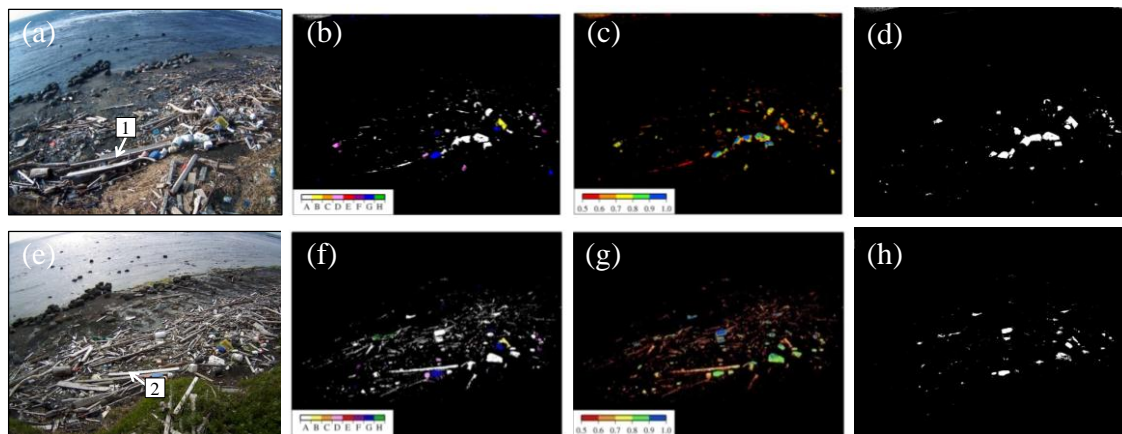


図2 (a)と(e)はそれぞれ2010年12月20日と2011年5月8日における飛島のWebカメラ撮影画像で、(d)と(h)は、それぞれ、(a)と(b)からのプラスチック画素の検出画像。(b),(c)はそれぞれ2010年12月19日-21日における各画素が属する楕円体とその頻度で、同様に(f)と(g)は2011年5月7日-9日における頻度を示す(詳細様式参照)。

3) プラスチックゴミ漂着量の計算方法

Webカメラ撮影画像は斜め上方から撮影されているため、被覆面積を計算するためには真上からの画像に変換する必要がある(幾何補正)。我々は、既にWebカメラ画像を幾何補正する技術(射影変換処理)を開発済みである(H19~H21:地球環境総合推進費D-071成果:Kako et al, 2010)。この幾何補正処理を、Webカメラから抽出したプラスチックゴミの輝度画像(図2dやh)に施して、真上画像に変換し画素(飛島16cm²/画素、飛島以外25cm²/画素)の数より被覆面積を算出した。これによって、日本全国の9海岸において、2時間ごとに、漂着プラスチックゴミ被覆面積をモニターする体制を構築し、このデータを利用して、次項に述べる数値モデル計算を行った。詳細様式には、個々のプラスチックゴミが、漂着してから再漂流するまでの海岸滞留時間についての調査結果も記載する。

(2) 海ゴミを介した化学汚染物質輸送の定量評価

1) 漂流ゴミの輸送シミュレーション

漂流ゴミの輸送過程を表現し、これを媒介とした化学汚染物質の輸送過程や、将来のリスク評価のために、現実的な海流や風の条件を与えたゴミの輸送シミュレーションを行う。まず、サブテーマ1がWebカメラを設置した日本海の海岸から、代表的な稚内、飛島(山形)、輪島、対馬(図1)を選んだ。カメラが計量したゴミ被覆面積から、月平均値の被覆面積増加量を算出した。この増加量を新規の漂着数(画像中の1画素をゴミ1個と換算)と見立て、これの発生位置(起因地)推定を行った。続いて、実際の2010年~2011年の海流や風(それぞれの向きは逆)を与えたモデルにおいて、上記海岸から仮想粒子を流すことで、海ゴミの発生位置を逆算する実験を行った。発生位置の推定には双方向粒子追跡法を、発生位置におけるゴミ漂着量の推定には逆問題推定法を用いた。さらに、逆算した発生位置から投入した粒子を、向きを元に戻した海流や風に乗せて移動させ、Webカメラで監視した漂着量(被覆面積)とモデルで得た漂着量(画素数で換算した粒子数=被覆面積)を比較することで、モデルの正当性を評価した。その後、粒子の投入を10年間持続させることで、日本周辺海域での海岸蓄積量の長期変動を定量化し、海ゴミのフローマップに取りまとめた。次節に述べるプラスチックゴミに由来する化学汚染物質の海岸移行量と照らし合わせ、化学汚染物質の輸送量を検証した。

2) 海岸における海ゴミ由来の化学汚染物質と輸送過程の実態解明

a. バルーンを用いた海岸における漂流ゴミ蓄積量調査

海ゴミや、これに由来する化学汚染物質の環境リスクを評価するためには、まず、海岸における海ゴミやゴミ由来の化学汚染物質の蓄積量を計量する必要がある。本研究課題では、五島列島・奈留島・大串海岸を定点観測海岸とした。また、2009年10月21日-同24日、2010年7月29日-8月2日、2010年3月3日-同7日に同海岸にて採取したプラスチックゴミを実験室へ持ち帰り、分析に供した。現地海岸においては、海ゴミによる海岸被覆面積を、デジタルカメラを取り付けたバルーンを海岸上に揚げ、海岸全体の画像を得ることで計量した。Webカメラ画像と同様の幾何補正や画素判定によって、ゴミと判定された画素数から海岸のゴミ被覆面積を算出した。バルーン撮影の翌日に、海岸にて、2m×2mの区画内におけるゴミの全重量と、材質(木材・金属・プラスチック・複合素材)ごとの重量を、総計10区画で計量し、枠面積4m²を除することで、単位面積当たりのゴミ重量に換算した。求めた単位面積当たりのゴミ重量に、バルーン調査で得たゴミ被覆面積を掛けることで、海岸に蓄積している海

ゴミ重量、および材質ごとの重量を推定した。

b. 可搬型蛍光 x 線分析計を用いた有害重金属の計量と溶出量の推定

実験室に持ち帰ったプラスチックゴミを対象に、これまでの研究では着目されてこなかったゴミに含まれる有害重金属の定量を行った。これは、プラスチックには製造段階で有害金属が添加されることが多いため、高濃度での検出もあり得るとの考えによる。定量には可搬型の蛍光x線分析計(XRF)を使用した。続いて、海岸にあるプラスチックゴミの総重量より、これらに含まれる有害重金属の総重量を求めた。



図3 PVCフロート

プラスチックゴミが海岸の汚染要因となるか検証するためには、ゴミに含まれる汚染物質の海岸環境へ移行(溶出)を確認する必要がある。実験を簡便に実施するために、我々は同一種類のPVC製の漁業用フロートを選定した(図3; 以下「PVCフロート」と記す。後述するように、添加物の鉛が極めて高濃度で検出)。このPVCフロートは、日本近海の様々な海岸で漂着が確認されており、一般的なプラスチックゴミである。溶出実験には、日本各地から採取された同形15個のPVCフロートを選定した。海岸にゴミが漂着した後に、周辺の水(例えば雨水)に溶出する鉛の量に着目するため、本研究では純水を用いて鉛の溶出を調べた。PVCフロート1個を、820mlのElix-純水の入ったガラス容器(計15

個)に入れた。各ガラス容器は、室温(25.5±1.0℃)で120時間、恒温振とう機を使って、120rpmの振幅で振とうした。実験中(120時間)は、水10mlを12時間おきにガラス容器から採取し、ICP-MSに試料を導入し鉛濃度を測定した。閉鎖系の中で実施する溶出実験の結果は、実験に用いる容器の大きさに依存してしまう。本研究課題では、現場海岸においてPVCフロートから鉛が溶出する速度を推定するため、境膜モデルを用いた解析手法を開発し、大串海岸で一年間を通して雨水によって溶出する鉛の総量を推算した。このような解析は既往研究では行われていないが、海ゴミからの汚染物質の溶出を考慮する上で、今後は必須の解析手法となるだろう(成果論文(*))。

(3) 海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築

本サブテーマでは海ゴミ・サイエンスカフェを表1の通りに開催することで、本研究課題による研究成果を地域へ還元し、知見の普及を通じて海ゴミ対策の促進が図られることを目指す。ここにおいて、サイエンスカフェは、地域住民、NPO、事業者、行政関係者などを対象に、海ゴミ問題についての環境学習や議論の場となる。特に、本研究課題では、NPOを、研究者と地域住民、そして地域行政を結ぶ仲介者に位置づけた。すなわち、地域との結びつきが希薄になりやすい研究者集団と、研究者へのアクセスに手段を持ちにくい地域住民の両者にアクセスできるNPOを中間に据え、サイエンスカフェというプラットフォームを置くことで、最新の研究成果を、地域行政や市民の海ゴミ問題に対する実践に直結させやすい環境を整えた。このような異主体間(地域+研究者集団+NPO)の組み合わせによって、科学が果たす社会貢献の在り方に、新しいモデルを提供していく。

表1 海ゴミ・サイエンスカフェの実施状況

	日時	場所		講演者
	平成22年6月30日(水)	庄内(酒田公益研修センター)	1回目	国土技術政策総合研究所 日向博文 室長
	平成22年9月27日(月)	石垣(石垣市総合体育館研修室)	1回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授
	平成22年10月17日(日)	庄内(東北公益文科大学)	2回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 愛媛大学大学院理工学研究科 中島悦子
22年度	平成22年11月28日(日)	石垣(石垣港離島ターミナル)	2回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 愛媛大学大学院理工学研究科 後期博士課程 中島悦子 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 八重山環境ネットワーク 森本孝房 石垣ビーチクリーンクラブ 浅井紀子 海LOVEネットワーク 中川くみこ
	平成23年2月15日(火)	庄内(酒田海洋センター)	3回目	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 愛媛大学大学院理工学研究科 中島悦子
	平成23年2月21日(月)	石垣(環境省国際サンゴ礁研究センター)	3回目	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 愛媛大学大学院理工学研究科 中島悦子

表1(つづき)

	日時	場所		講演者	
23年度	平成23年8月5日(金)	庄内(山形県村山総合支庁会議室)	4回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 (特別報告) 一般社団法人JEAN 小島あずさ (助言) 山形県海岸漂着物対策推進協議会 会長 小谷卓	
	平成23年9月11日(日) 平成23年10月16日(日)	庄内(最上川河口、公益研究センター) 庄内(イオン山形南店)	5回目 "	イオンチアーズクラブ 愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 (特別報告) 一般社団法人JEAN 小島あずさ 事務局長	
	平成23年10月18日(火)	佐渡(金井コミュニティーセンター)	1回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 国土技術政策総合研究所 日向博文 (報告) 佐渡市環境対策課 児玉龍司 課長 (特別報告) 一般社団法人JEAN 小島あずさ 事務局長	
	平成23年11月8日(火) 平成23年11月10日(木) 平成23年11月11日(金)	石垣(八島小学校) 石垣(野底小学校、西表エコツアーリズム協 石垣(八重山保健所会議室)	4回目 " "	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授	
	平成24年3月4日(土)	石垣(パンナ公園) 石垣(白保小学校)	5回目 "	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授	
	24年度	平成24年5月27日(日)	東京農工大	国際シンポ	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 東京農工大学 高田秀重 教授 東京農工大学 渡邊泉 准教授 北海道大学 綿貫豊 准教授 アルガリタ海洋研究所 Charles Moore アルガリタ海洋研究所 M.Eriksen アメリカハワイ大学ヒロ校 Hank Carson
		平成24年11月1日(木)	佐渡(河崎小学校、アミューズメント佐渡)	2回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 国土技術政策総合研究所 日向博文 室長
平成25年2月4日(月)		沖縄(銘川小学校、県庁)	6回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授	
平成25年3月1日(金)		庄内(庄内総合支庁講堂)	6回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授	

4. 結果及び考察

(1) 数値モデルとWebカメラ網による海ゴミ輸送量解析

対馬暖流沿いの日本沿岸4地点に設置したWebカメラによって、2011年12月31日までに得られた撮影画像を幾何補正し、プラスチックゴミ漂着量(被覆面積)を計算した(図4)。画像解析により直接的に得られた漂着量の時系列は、数日もしくは2週間程度の時間スケールで大きく変動している。こうした短期変動は日射状況の差異によるもので、これら気象条件による短期変動を除去するため、30日間移動平均を適用した(図4中の太線)。なお、図中の1点鎖線で示す期間は積雪等の影響による欠測期間である。Webカメラによる計測精度を検証するため、Webカメラ画像から、目視によってプラスチックゴミの画素を抽出し、被覆面積を計算した(図中の丸付破線)。その結果、解析4地点における画素の計測誤差は平均で18%であって、両者の時系列変動は概ね一致していた。

飛島と対馬における2011年8月中の漂着量の急激な減少は、地域住民による海岸清掃によるものであるが、これを除いた漂着量の変動は自然現象によって引き起こされたものである。対馬や輪島で漂着量が増減した時期には、西寄りの風が観測されていた(近接アメダスデータによる)。解析4地点はいずれも西向き海岸であるため、西寄りの風に漂着量が敏感に反応すると推察されるものの、同時期の飛島や稚内における漂着量は、ほとんど変化していない。すなわち、岸向きの風は必ずしも漂着量の増減に寄与していないようである。漂着量の増減は、新たな漂着量(海岸加入量)と、波や海浜流による海岸からの再漂流量(流出量)の大小で決まる。また、解析4地点は海岸・海底地形が異なるため、同じ岸向きの風が連吹したとしても、波の浅水変形過程や形成される海浜流が異なるであろう。このように、変動要因を詳細に調査するためには各地の海岸・海底地形を踏まえて海岸付近の波や流れを再現し、漂着・再漂流過程を明らかにする必要がある。

以上を踏まえ、我々はWebカメラを用いたプラスチックゴミ計測の、既存手法に比しての優位性を提言したい。まず、Webカメラを用いることで漂着量を連続的に取得できるため、その変動要因の解明に役立てられる。既存諸研究のような数か月毎の人力による海岸調査では、調査間隔よりも短期間で変化する漂着量は捉えられないため、自然現象との比較には無理があった。本研究では風データとの比較を示したが、今後、海岸・海底地形を考慮して波や海浜流などの海象データと比較することにより、漂着量の変動要因の解明が期待できる。

Webカメラを用いたプラスチックゴミ漂着量計測によって、計画的で効率的な海岸清掃事業を立案できる。現状では、ゴミの漂着状況に応じて、適当な時期に年1回の海岸清掃が行われている。Webカメラを用いて計測された漂着量の時系列変動から、それぞれの海岸における清掃の最適時期を定めれば、清掃効率が大幅に向上する。

各海岸に設置したWebカメラシステムは比較的安価（機材費：約40万円、維持費（メンテナンス、通信費）：10万円／年）であり、本研究のように多地点展開が可能である。我々は、この点がWebカメラを用いた海ゴミ漂着量計測の最も大きな利点であると考えている。多地点展開したWebカメラの撮影画像から、本手法を用いてゴミ漂着量を計算し、Webカメラが撮影する海岸面積で割れば、多くの海岸のゴミ漂着密度が計算できる。各都道府県の平均漂着密度とその標準偏差から、日本全国における海ゴミ漂着量の総量推計を行うことが可能となり、また、海岸清掃に係る予算配分にも活用できる。

(2) 海ゴミを介した化学汚染物質輸送の定量評価

1) 海ゴミの漂流シミュレーション

Webカメラで取得したゴミ漂着量データ(画素数で換算)より、起源地の位置を割り出し、さらに、起源地からのゴミ流出量を逆推定した。結果を図5に示す。図中でのバーの高さがゴミ流出量であり、一単位はWebカメラに写りこむ海ゴミの画素分(を占めるゴミの数)に相当する。また、バーの色は図中に示す通りのゴミ流出月(暖色系が夏季)である。バーがない海岸は、ゴミの流出がないか、あるいは、当地から流出したゴミが日本の海岸には到着しにくいことを意味している。なお、これら推定された起源地や流出量を与えたゴミ輸送シミュレーションによって、Webカメラ位置での漂着量は良く再現され、逆推定の精度の高さを示す結果となった。

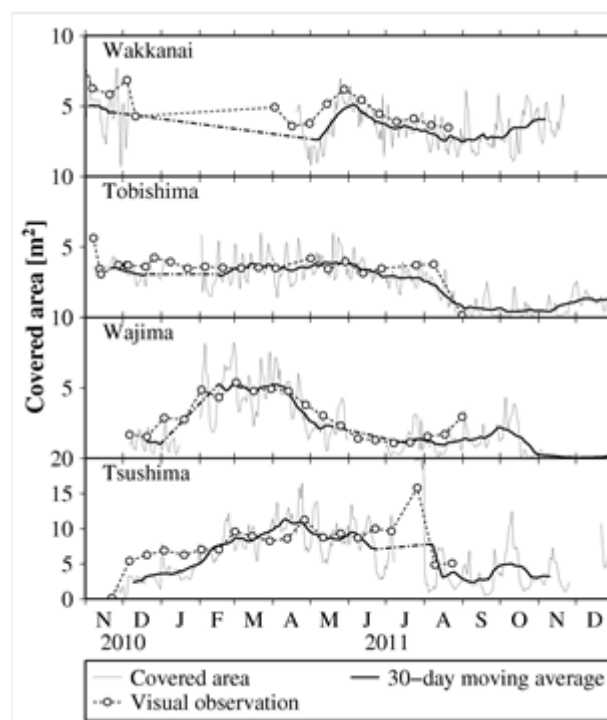
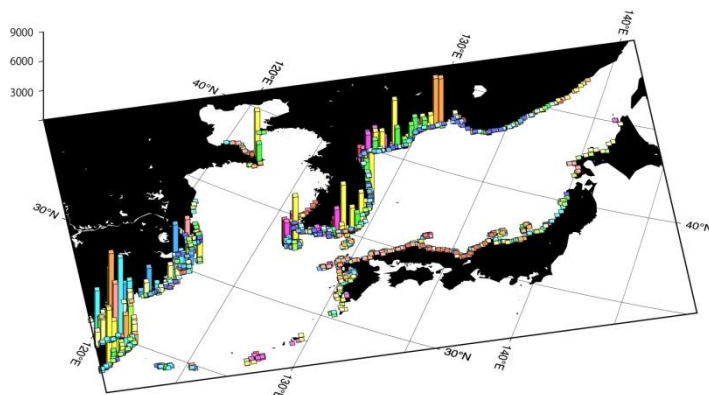


図4 対馬暖流沿いの日本沿岸4地点におけるプラスチックゴミ被覆面積の時系列。

図5 逆推定で得たWebカメラ設置海岸に漂着するゴミの起源地とゴミ流出量・発生月分布。バーの高さが流出量で、暖色(寒色)系は夏(冬)季の流出を意味する。

つづいて、同じモデルを用いてゴミ漂着量の長期予測を行った。推定されたゴミ流出量(図5)をモデルに与えることで、10年間の粒子追跡実験を行った。海流流速と風速は、2010年の海洋同化プロダクトと衛星観測風データを、10年間にわたって繰り返し利用した。

モデルの結果を見ると、毎年東シナ海や日本海に流出するゴミよりも、同海域から太平洋に抜けていくゴミの方が少なかった。このことは、海ゴミの約7割がプラスチック製であることを考えれば重要である。分解しにくく、環境から消えることのないプラスチックゴミは、たとえ現在のゴミ流出量が維持されたとしても、今後、海域での滞留量を増やし続けてしまう。10年間のシミュレーションで得た、海岸でのゴミ漂着数の経年変化を図6に示す。モデル海域全域に粒子が行き渡る2年目に各海岸格子に到着したゴミ総量を基準とし、計算開始から各年末までに、海岸格子に到着した粒子数の時間積算値との比を求めた。もし、周辺海域に漂流するゴミの数に変化がなく、そして各海岸に、毎年同じ数のゴミの漂着があるならば、例えば4年目の積算値は4倍となる。ところが、この図が示すように、わずか4年後であっても、ゴミ漂着量が現況の250倍に達する海岸が一か所存在する。その後大量漂着を示す海岸は増加を続け、10年目には全体の4%程度の海岸が漂着の「ホット・スポット」になってしまう。

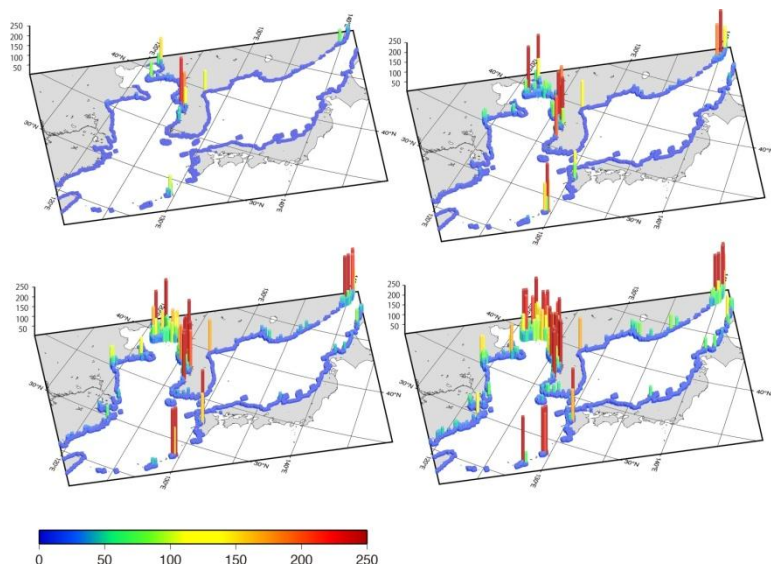


図6 シミュレーションで得た4年後(左上)、6年後(右上)、8年後(左下)、10年後(右下)の漂着数(全て2年目との比)。このフローマップ中のバーの高さが積算漂着数の2年目との比。毎年と同じ漂着数であれば、たとえば4年後には4倍であるが、最大で250倍程度になっている。

2) 漂着プラスチックゴミ由来の重金属による海岸汚染の定量評価

大串海岸で収集したプラスチックゴミが含有する有害重金属を、ポリマー(材質)ごとに表2に示す。ここでは、バルーン空撮で推定したプラスチックゴミの総量と、プラスチックゴミ由来の金属重量の推定値を用いることで、プラスチックゴミ由来の有害金属の海岸における総重量、つまり、海岸環境を汚染する可能性のある有害金属の上限を推定している。PVCフロートが含有する鉛は、海岸全体の鉛重量の91%を占めるほどに高濃度であった。ステアリン酸鉛が、PVC製品の安定性と滑性を高めるために添加されるためと考えられる。

表2 大串海岸で採取したプラスチックに含まれる有害重金属。Total全材質中の総重量を示す。

	PE	PP	PET	PVC	PS	Total
Mass Ratio of Polymer (%)	55±8	19±7	14±8	4±2	5±5	
Litter Mass (kg)	292±120	101±55	74±51	21±13	27±27	530±207 kg
Cr	Concentration (g/kg)	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
	Standard Deviation (g/kg)					
Cd	Mass of metal (g)	---	---	---	---	
	Concentration	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
Sn	Standard Deviation					
	Mass of metal	---	---	---	---	
Sb	Concentration	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
	Standard Deviation					
Pb	Mass of metal	---	---	---	---	
	Concentration	(78±19)×10 ⁻³	(63±19)×10 ⁻³	<LOQ	13.5±8.4	<LOQ
	Standard Deviation	231×10 ⁻³ (n=545)	168×10 ⁻³ (n=292)		15.8 (n=17)	
	Mass of metal	23±11	6±4	---	284±247	313±247 g

PVCフロートから鉛が海岸環境へ移行するか確かめるため、溶出実験を行った。その結果、確かに鉛がPVCフロートから周囲の純水中へ溶出することが確認された。すなわち、漂流プラスチックゴミは有害金属を輸送する媒体として機能している。また、海岸全体での鉛蓄積量と境膜モデルを用いて、年間を通しての鉛溶出量を、大串海岸全体で(0.6±0.6) g/yearと推定した。続いて、PVCプラスチックゴミ直下の土壌で、鉛が垂直方向へ一次的に拡散すると仮定した場合の、海岸土壌中の鉛濃度の増加率を求めた。拡散する鉛が10cm~1mの海岸土壌の厚さの中に捕捉される最悪の事態を想定しても、鉛濃度の増加率は、(0.1~1)×10⁻³ g/kg/year程度であった。土壌中の鉛濃度の規制は、アメリカ環境保護局によって250×10⁻³ g/kgと制定されている。そのため、たとえPVCフロートが、今後も大串海岸に入れ替わり立ち代わり漂着を続けたとしても、海岸土壌中の鉛濃度は、250/1.0から250/0.1年(すなわち、250-2500年)後まで基準値を越えることはなさそうである。そのため、考えられる近い将来において、大串海岸におけるPVCプラスチックゴミから溶出する鉛は、現時点では環境リスクにはならないと結論できるかもしれない。ただし、本研究により、漂着プラスチックゴミは有害金属の輸送媒体でもあり、かつ海岸環境を汚染する経路となることが明らかとなったため、今後も様々な海岸において、プラスチックゴミ由来の有害金属を注意深く監視し続ける必要がある。その理由は、今後10年以内に現況の250倍の漂着量となる海岸が、先述のシミュレーションで散在したことによる。すなわち、漂着するPVCプラスチックゴミが、今後の「大量漂着時代」には、海岸に大量に累積する可能性があり、そのようなホット・スポットでは、集中的に溶出する鉛によ

て、環境リスクが短期間に顕在化するかもしれない。

(3) 海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築

1) 海ゴミ・サイエンスカフェの意義

海ゴミ・サイエンスカフェは、総じて研究成果の地域への周知に有効であった。地域社会と研究者の協働によって、より効率的な海ゴミ処理について議論を深める場が提供できた。たとえば、本研究課題の結果を直接に地域住民や行政に説明することで、海ゴミに含まれる有害金属が、現況の環境リスクではないものの、将来のリスクに可能性を残すとの認識が深まった。実際に、地域行政(山形県と沖縄県)の主導によって、鉛の含有が多いPVCフロート(図3)の分別回収が始まった。サイエンスカフェを通して、Webカメラによる海ゴミ監視に興味を持つ自治体も増え、実際に、山形県(最上川河口部)や沖縄県(石垣市)では、研究課題終了後にWebカメラによる海ゴミ監視が継続実施されつつある。海岸漂着ゴミの処理に拠出される公的費用を、海岸清掃事業のみに使うのではなく、本研究課題が行った海ゴミ・サイエンスカフェのような、地域行政や地域住民、さらには研究者やNPOとの協議に拠出することを提案したい。そのような機会を通して、学術的知見に裏打ちされた効率的で安全な漂着ゴミ処理の、草の根的な展開が可能になると思われる。

2) 海ゴミ・サイエンスカフェの運営形態

本研究課題の遂行に当たっては、NPO(例えば、JEANや石垣島の海Loveネットワークなど)と協働することで、地域住民とのアクセスが確保できた。概して多くの研究者は、地域住民や地域行政へのアクセスに弱い。逆に、地域住民や行政にとっても、幅ひろい研究者と連携する機会がない。本研究課題においては、地域と研究者の中間にNPOを置き、そして彼らの主導するサイエンスカフェを協議のプラットフォームとした。NPOは、普段の地域での海ゴミ清掃活動や調査活動を通して地域住民に信用があり、このようなNPOの呼びかけに応じる住民は多い。また、NPOが運営する形態のサイエンスカフェは研究者の負担が少なく、多くの研究者が参加しやすい。ここにおいて、初めて研究者と地域(あるいは地域行政)との連携が成立する事例(上記の分別回収やWebカメラ設置など)が、数多く見いだされた。NPOを核にしたサイエンスカフェの有効性、そしてサイエンスカフェをプラットフォームにした海ゴミ対策の基盤づくりは、総じて成功したと考えている。

座学的なサイエンスカフェだけでなく、実際に海岸に出向いた現地調査や、あるいは化学汚染物質検出作業のデモンストレーション、あるいは小学校などでの出張講義も、サイエンスカフェの形態として有用であることが確認できた(図7)。また、国別に分類して起因地を推測するなど、簡易的な調査研究も、特に学校教育の一環として提案できる。地域や対象者に応じた、プログラムの適当な組み合わせが、サイエンスカフェの運営には必要であろう。



図7 山形(左)での海ゴミ・サイエンスカフェと、石垣市(右)で行ったXRFを使ったプラスチックゴミ含有重金属の検出実験

3) 海ゴミ・サイエンスカフェの課題

カフェで開陳する研究成果は、査読付学術誌に掲載された(もしくは確実に受理が見込める段階のもの)に限定するよう心掛けた。すなわち、科学のルールに則って品質保証された成果のみを提供した。研究者は、地域住民や行政に対する一方的な情報提供者であって、先方は情報の品質を吟味する手段を持たない。本研究課題を通して、我々は、第三者(査読システム)によって品質を維持することが、研究者の誤った考えで地域社会をミスリードしないために重要な歯止めになるとの認識に至った。また、地域に応じたサイエンスカフェの効果の違いに、戸惑うこともあった。もとより海ゴミ問題に意識の高い石垣市や酒田市に比べ、それほどでもない地域でのサイエンスカフェには、あえて小規模にすることで、議論を深めやすくする等の工夫が必要であった。

5. 本研究により得られた主な成果

(1) 科学的意義

- 1) 色別の海ゴミ漂着量の多地点連続計測を、世界に先駆けて開発したWebカメラシステムと画像処理技術で可能にした。また、実際に日本全国9か所の海岸での連続運用に成功し、海ゴミ漂着量と気象要因の時間変動を比較した(成果論文(7),(9))。
- 2) Webカメラシステムが得たプラスチックゴミの漂着量データと、ゴミ輸送シミュレーションを用いて、ゴミの起源地と起源地における流出量を逆推定した(成果論文(1),(3),(7))
- 3) 海岸における海ゴミ被覆面積を、パルーン空撮を用いて計量する技術を開発した(成果論文(2),(4))。
- 4) 海岸における海ゴミ由来の有害金属(PVCフロートが含有する鉛など)を検出し、溶出を経て海岸環境へ移行することを証明すると共に、溶出速度を推算する手法を確立した。現況での溶出量は、有害金属による海岸汚染が環境リスクになるほどではないこと、ただし、今後の大量漂着によっては、リスクが発現することを示した(成果論文(5))
- 5) NPO、研究者、地域行政や地域住民と協働するサイエンスカフェの実施モデルを構築した(成果論文(6))。
- 6) ゴミ漂着の長期予報を行い、今後10年間のうちに、現況の200倍を超える大量漂着を経験する海岸が、日本海や東シナ海に発現することを示した。このことは、ゴミ由来の化学汚染物質のリスク増加を示唆するものである(投稿準備中)。
- 7) 定点海岸におけるプラスチックゴミの平均滞留時間(漂着から再漂流までの経過時間の平均)を、線形システム解析によって明らかにした(投稿準備中)。
- 8) プラスチックゴミからの有害金属溶出過程が、海洋漂流中には、プラスチックの表面に形成される薄層によって阻害されること、漂着後に海砂などで表面が傷ついた後に再溶出すること、これが海ゴミ由来の有害金属が長距離輸送される要因となることがわかった(投稿準備中)。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

- 1) 本研究課題は、特定漁業フロート(PVCフロート)に鉛が大量に含有される事実を指摘した。この報告を受けた環境省は、平成24年9月27日に報道発表を行い、「特定漁具」への注意を呼び掛けると共に、漂着状況の調査に着手している。また、山形県では特定漁業フロートの分別回収を始め、また八重山地区(沖縄県)においても分別回収が検討されている。
- 2) 沖縄県石垣市は平成25年度に本Webカメラシステムを導入し、陸域での海洋ゴミ発生過程のモニタリングに活用する方針である。山形県においてもWebカメラ基の運用(鶴岡高専が管理)が継続される。
- 3) 平成23年3月に公表された環境省海洋生物多様性保全戦略では、サブテーマ3代表者の意見に基づき、海ゴミ問題に関する国内政策と国際展開に関しての記述がなされた。

<行政が活用することが見込まれる成果>

- 1) Webカメラの運用による漂着量の時系列変動から、その海岸における清掃時期の選定基準を定め、効果的な海岸清掃を行うことが可能である(成果論文(6)や政策サマリー(非公開)で事業化を具体的に提言)。
- 2) 採取したプラスチックゴミ2014個を、全て有害重金属の分析に供し、検出した有害金属のデータベースを、対応するゴミの写真とともに、以下のURLでウェブ公開(パスワード制限)した。これは、地域行政や市民団体などによる海ゴミ収集活動と適正な分別処理に、有益な情報を提供するだろう。
<http://mep11.cmes.ehime-u.ac.jp/~kako/asakawa/gomi/Top.html>
- 3) 今後の海ゴミの大量漂着が危惧される状況で、定期的なゴミ漂着状況や海岸土壌の汚染状況調査の重要性を指摘した。漂着プラスチックゴミ由来の有害金属輸送の実態について、全サブテーマの代表者と、環境省/水・大気環境局水環境下海洋環境室や、国土交通省/水管理・国土保全局・海岸室との懇談会にて報告し、今後の海ゴミ監視事業の展開を進言した(2012年2月13日/九州大学東京オフィス)。
- 4) NPOを仲介者とし、地域行政や地域住民、そして研究者が情報交換を行う海ゴミ・サイエンスカフェによって、効率的で安全な漂着ゴミ処理の草の根的な展開が可能になる確証を得た。本研究課題が実施した海ゴミ・サイエンスカフェをモデルにして、今後は、海ゴミ処理に要する公的資金の一部を、サイエンスカフェの実施に向けることを提言する。

6. 研究成果の主な発表状況(別添.作成要領参照)

(1) 主な誌上発表

<査読付き論文>

- 1) Kako, S., A. Isobe, S. Magome, H. Hinata, S. Seino, and A. Kozima: Marine Pollution Bulletin., 62, 293-302 (2011) "Establishment of numerical beach litter hindcast/forecast models: an application

- to Goto Islands, Japan"
- 2) Nakashima, E., A. Isobe, S. Magome, S. Kako, and N. Deki: Marine Pollution Bulletin., 62, 762-769 (2011) "Using aerial photography and in-situ measurements to estimate the quantity of macro-litter on beaches"
 - 3) Kako, S., A. Isobe, M. Kubota: Journal of Geophysical Research -Atmospheres, 116, D23107, doi:10.1029/2010JD015484 (2011) "High-resolution ASCAT wind vector data set gridded by applying an optimum interpolation method to the global ocean"
 - 4) Kako, S., A. Isobe, and S. Magome: Marine Pollution Bull., 64, 1156-1162 (2012) "Low altitude remote-sensing method to monitor marine and beach litter of various colors using a balloon equipped with a digital camera"
 - 5) Nakashima, E., A. Isobe, S. Kako, T. Itai, S. Takahashi: Environmental Science & Technology, 46, 10099-10105 (2012) "Quantification of toxic metals derived from macroplastic litter on Ookushi beach, Japan"
 - 6) 磯辺篤彦・日向博文・清野聡子・馬込伸哉・加古真一郎・中島悦子・小島あずさ・金子博: 沿岸海洋研究, 49(2), 139-151 (2012) "漂流・漂着ゴミと海洋学 ―海ゴミプロジェクトの成果と展開―"
 - 7) Kataoka, T., H. Hinata and S. Kako: Marine Pollution Bulletin, 64, 1829-1836 (2012) "A new technique for detecting colored macro plastic debris on beaches using webcam images and CIELUV"
 - 8) 尾ノ井龍仁、二瓶泰雄、片岡智哉、日向博文: 土木学会論文集 B1(水工学)、68、I_769-I_774 (2012)「河川漂流ゴミ輸送量に関する自動モニタリング技術の検討」
 - 9) 片岡智哉、日向博文、加古真一郎: 土木学会論文集B2(海岸工学)、68(2)、I_1471-I_1475 (2012)「Webカメラ画像解析によるプラスチックゴミ漂着量の多地点連続観測」
 - 10) 片岡智哉、日向博文: 沿岸海洋研究、49(2)、113-126 (2012)「東京湾における漂流ゴミ流入量に対する逆推定手法の適用性と推定結果の水平拡散係数依存性」
 - 11) 宮里聡一・清野聡子・田井明・多田彰秀・釜山直樹・木村幹子: 土木学会論文集B3(海洋開発)Vol.69, (2013,印刷中)「対馬沿岸における海洋保護区設定に向けた水生生物の生息場の地形的特徴と現地観測」

(2) 主な口頭発表(学会等)

- 1) Nakashima, E., Isobe, A., Kako, S., Itai, T. and Takahashi, S.: SETAC North America 33rd Annual Meeting (2012) "Quantification of toxic metals carried by plastic litter over a beach"
- 2) Isobe, A., S. Kako, and E. Nakashima: PICES annual meeting (2012) "Marine/beach plastic debris as a transport vector of pollutants" **invited
- 3) Kataoka, T., H. Hinata and S. Kato: 50th ECSA Conference, Venice, Italy (2012) "A new technique for detecting beached color plastic debris from webcam images using CIELUV"
**Best student oral presentation award
- 4) 清野聡子, 小島あずさ, 金子博, 磯辺篤彦: 平成 25 年度日本水産学会春季大会 (2013)「サイエンス・カフェ手法による海ごみ問題の啓発・教育から知の相互作用系への展開」

7. 研究者略歴

課題代表者: 磯辺篤彦

1964年生まれ、愛媛大学大学院工学研究科修了、博士(理学)、現在、愛媛大学沿岸環境科学研究センター教授

研究参画者

(1): 日向博文

1966生まれ、東京工業大学大学院理工学研究科修了、博士(工学)、現在、国土技術政策総合研究所 沿岸域システム研究室長

(2): 磯辺篤彦(同上)

(3): 清野聡子

1964年生まれ、東京大学大学院農学系研究科水産学専攻修士課程修了、博士(工学)、現在、九州大学大学院工学研究院環境都市部門准教授

B-1007 海ゴミによる化学汚染物質輸送の実態解明とリスク低減に向けた戦略的環境教育の展開

(1) 数値モデルとWebカメラ網による海ゴミ輸送量解析

国土交通省国土技術政策総合研究所

沿岸環境・防災研究部

沿岸域システム研究室

日向 博文・片岡 智哉

平成22(開始年度)～24年度累計予算額：63,544千円

(うち、平成24年度予算額：20,816千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

本研究では山形県酒田市飛島に設置したWebカメラ撮影画像を用いて様々な色のプラスチックゴミ(Plastic Debris、以下、PD)の画素を検出するための手法(Method using the Ellipsoid Body、以下、MEB)を世界に先駆けて開発した。MEBは明度を用いてPD画素を検出する既往手法と比べて様々な色のPD画素を検出できるという点で優れていた。さらに山形県酒田市飛島を含む対馬暖流沿い日本沿岸4地点に設置したWebカメラ撮影画像にMEBと射影変換手法を適用することでPD漂着量を計算して各地点における長期間の時系列変動を明らかにした。本研究で計算されるPD漂着量には約18%の計測誤差はあるが、PD漂着量の時系列変動を高時間分解能で得ることに成功した。また、計測誤差の要因についても検討を行い、ゴミ側面の色が日射角度に応じて暗くなることが主な原因であることを突き止めた。Webカメラを用いてPD漂着量を多地点で連続計測することにより、今後PD漂着量の変動要因の詳細な調査、環境負荷を考慮した計画・重点的な海岸清掃及び海ゴミの輸送実態の解明に利活用できると考えられる。

東京都新島の和田浜海岸で3種類の中国製漁業用ブイの個体識別調査を行い、海岸におけるブイの残余関数を求め、平均滞留時間が約5.5ヶ月であることを明らかにした。さらに海岸を線形システムとみなし、漂着量をシステムインプット、海岸上のゴミの存在量をシステムアウトプット、現地観測から求めた残余関数をインパルス応答として、和田浜のシステム特性と残余量の時間変化を記述する支配方程式を明らかにした。そして、システム特性を用いて幾つかの理想的なインプットに対する和田浜の応答を理論的に計算した。線形システムとして海岸をとらえることで、これまで困難であった海洋数値モデルの結果(インプット量)と海岸上のゴミ量(アウトプット量)の直接比較や、ゴミ排出量が増加した場合や削減対策を講じた場合等いくつかの漂着量変動シナリオに対する海岸のゴミ残余量の時間変化を定量的に評価することを可能にした。

[キーワード]

Webカメラ、CIELUV色空間、多点同時連続観測、滞留時間、線形システム解析

1. はじめに

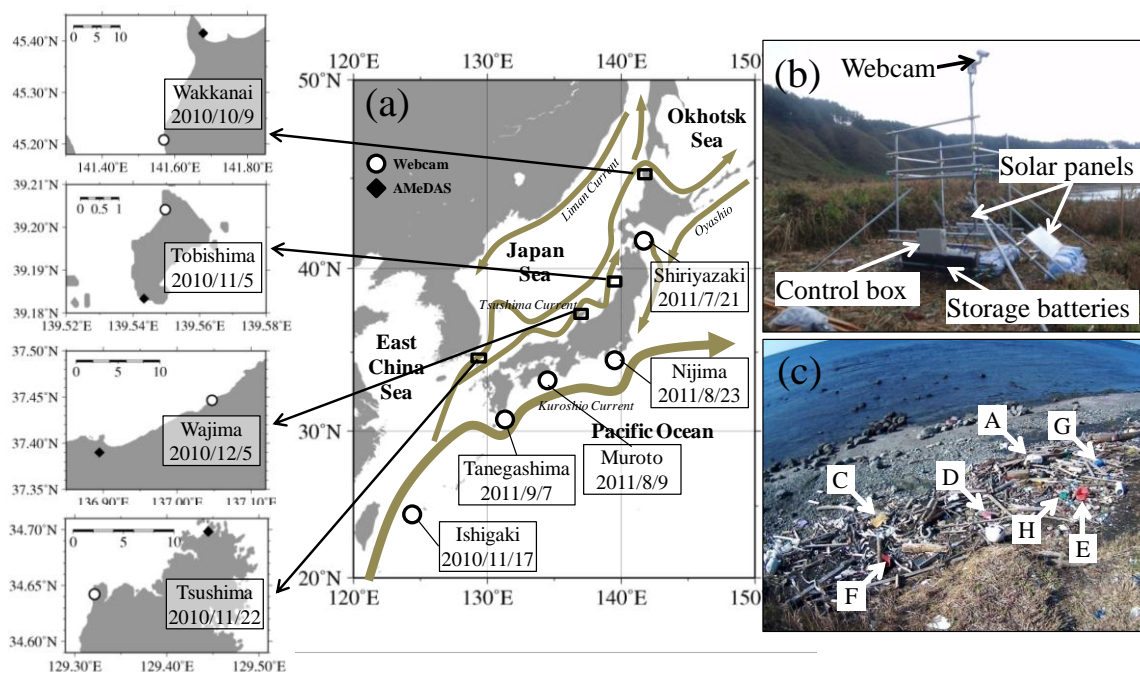
世界のプラスチック生産量は1950年から2010年までに1.7Mt yr⁻¹から265Mt yr⁻¹に増加している¹⁾。プラスチック製品はいまや我々人間の生活に必要な不可欠なものである。その一方で適切に処理さ

れなかったプラスチック製ゴミ（Plastic Debris、以下、PD）が世界中の海洋・海岸に蓄積し²⁾、絡まりや誤飲等による海洋生物への危害³⁾⁷⁾、PDに含有する化学物質による海洋・海岸環境の汚染や生態系への影響⁸⁾が懸念されている。また海岸に漂着するPDは漂着地周辺から発生したものだけでなく、遠隔地で発生したものが直接、あるいは漂着・再漂流を繰り返しながら海流によって輸送される。この様に、PDによる環境問題は典型的な越境問題であり、近年、地球規模の環境問題の1つとして認識されつつある³⁾。このPDによる環境問題を解決するためには、PDの発生時期、発生場所、発生量を明らかにし、海流によるその輸送経路や輸送量（以下、輸送実態）を解明することが重要である。これにより初めてPDの発生を抑制するための啓発活動や発生量抑制による各海岸への漂着量の削減効果を示すことが可能となる。海岸に漂着したPDは波などによりいずれ再漂流し、海流の下流域の海岸にPDが輸送される。したがって、PD輸送実態を明らかにできれば、清掃活動を行った海岸より下流に位置する海岸への漂着量の削減効果を示すことも可能となる。

近年、Kako et al. (2011)⁹⁾は長崎県五島市福江島八朔海岸における人力によるPDの海岸調査と東シナ海を対象とした海洋数値モデルを併用して、八朔海岸に漂着したPDの発生時期・発生場所・発生量を逆推定し、逆推定結果を基にHindcast実験を行うことで同市奈留島大串海岸におけるPD漂着量の時系列変動を再現することに成功した。発生時期・発生場所・発生量を逆推定できるという点でこの手法は輸送実態の解明に貢献できる。この研究で逆推定された発生量は八朔海岸におけるPD漂着量を元に推定されたものであり、八朔海岸に漂着しなかったPDの発生源からのPD発生量については推定することができない。しかしながら、彼らの手法を多地点における海岸調査と併用することでより多くの発生源からのPD発生量を把握することができる。

これまでにPDの漂着状況を把握するための人力による海岸調査が世界中で数多く行われ、ゴミの発生源（言語やバーコードを基に特定）、発生源別漂着量（数、重量、体積）とその種類の把握がなされてきた¹⁰⁾¹³⁾。これらの調査のほとんどが月1回もしくは2ヶ月1回の頻度で実施される海岸調査である¹¹⁾。しかし、人力に基づいた海岸調査には多くの労力と費用が必要となるため、多地点での同時調査は事実上不可能である。これに対して、最近、Kako et al. (2010)¹⁴⁾は長崎県五島市奈留島大串海岸に設置されたWebカメラを用いてPD漂着量の連続観測を行い、1年半の時系列変動を明らかにした。彼らの計測手法はWebカメラの撮影画像からPD画素を明るさの指標である明度を基に検出し、検出されたPD画素数からPD漂着量としてPDに覆われた面積（以下、被覆面積）を計算するものである。この手法によりPD漂着量の遠隔自動計測が可能となるため、PD漂着量の多地点観測に応用できるものと期待される。しかしながら、彼らは明度を用いてPD画素を検出することで白などの明るい色のゴミについては検出できたけれども、青や赤のような明度の低い色については検出することができなかった。彼らは大串海岸に漂着するPDの多くが白い発泡スチロール製の漁業用ブイであることから、この検出手法を適用したが、大串海岸のように漂着するPDの多くが白い漁業用ブイであるとは限らない。また、後述するが、乾燥した流木を発泡スチロールゴミとして誤検出してしまう可能性もある（4-(1)-1）。そのため、この画像解析手法では明度の低いゴミや流木が相対的に多く漂着している海岸では、PD漂着量の時系列変動を得ることが困難であり、より多くの海岸に適用可能なPD検出手法が望まれている。

サブテーマ(2)は日本の海岸に大量に漂着しているある中国製の漁業用ブイに規制値を超える鉛が含まれていることを明らかにした。そして、ブイが海岸上に存在する期間に降る雨の作用によって鉛が溶出する可能性があることを指摘した。このことは漂着したブイが海岸にどのくらいの



図(1)-1 Webカメラの設置位置と日本周辺の海流(a)と飛島に設置したWebカメラ(b)とその撮影画像(c)。(a)の左図は解析4地点周辺の拡大図であり、丸印はカメラの設置地点、ダイヤ印はアメダスの観測所を示す。設置地点周辺の拡大図内に地点名とWebカメラ設置日を示す、また(c)には図-2(b)の楕円体(3-(1)-2)参照)の作成に用いたPDを示す。

期間存在するのか（滞留時間）が、海岸環境を考える上で非常に重要な要素であることを示している。Webカメラで計測しているのは、海岸に存在するPDの漂着量であり、その時系列だけからPDの滞留時間を計算することは困難である。詳細は後述するが、海岸でのPD滞留時間を明らかにすることが出来れば、上記のブイによる海岸汚染を定量的に評価できるだけでなく、数値モデルから推定した沖合から海岸へのPDインプット量に対する海岸の応答（増幅率と位相遅れ）を評価することが可能となる。沖合から海岸へのPDインプット量変化の幾つかのシナリオに対して海岸の漂着ゴミ量がどのように変化していくのかといった定量的な評価も可能になる。さらに、WebカメラでPDの海岸漂着量の長期モニタリングを行うとともに、この結果から沖合から海岸へのPDインプット量を逆推定することも可能である。このデータは海洋数値モデルによる沖合ゴミ存在量の検証データとして利用することが期待できる。

2. 研究開発目的

(1) Webカメラを用いたプラスチックゴミ漂着量の計測手法の開発と多地点連続観測

サブテーマ(1)ではサブテーマ(2)と連携して東アジア海域におけるPDの輸送実態を明らかにするため、日本全国沿岸9地点にWebカメラを設置し、PD漂着量のモニタリングを行った。これらのモニタリング9地点のうち、まず適度な量の様々な色のPDが漂着している山形県酒田市飛島袖の浜海岸に設置したWebカメラ撮影画像を用いて明度の低い色も含めた様々な色のPD画素を検出できる画像解析手法を開発した。その後、Webカメラで識別可能な大きさのPDゴミの漂着量が多い対

馬暖流沿いの日本沿岸4地点（北海道稚内市抜海海岸、山形県酒田市飛島袖の浜海岸、石川県輪島三ツ子浜海岸、長崎県対馬市棹崎海岸）（図(1)-1(a)の設置地点拡大図）に設置したWebカメラ撮影画像に開発した手法を適用することで、他地点での適用性を確認するとともに、各海岸でのPD漂着量の時系列データを作成しその変動特性を明らかにすることを目的とする。そして、サブテーマ(2)では、ここで作成した時系列データと数値海洋モデルに基づいて東アジア海域でのPD輸送フローを明らかにする。

（2）漂着ゴミ量に対する線形応答システム解析

高濃度の鉛を含む中国製漁業ブイから海岸への鉛の溶出量を将来定量的に評価できるように、海岸でのブイの滞留時間を計測することを第2の目的とする。また、計測した滞留時間に基づき線形システム応答解析を行うことで、沖合からのPDインプットに対して海岸がどのように応答するかを明らかにする。

3. 研究開発方法

（1）Webカメラを用いたプラスチックゴミ漂着量の計測手法の開発と多地点連続観測

1) Webカメラ撮影画像の取得方法

Webカメラを設置した海岸は管理者や地域住民等にヒアリングをし、経験的にPD漂着量が多く、かつレジャーとしての利用がないことを考慮して選定した。各地点のWebカメラモニタリングシステムは2010年10月から2011年9月にかけて順次設置され(図(1)-1(a))、カメラ本体(IP7361、Vivotek)、太陽光パネル(DC080-12、Denryo)、バッテリー(DC-31、AC Delco)、タイマスイッチ(H2F-31、Omron)、モバイルルータ(DCR-G54/U、IO Data Device)及びモバイルカード(L-05A、LG Electronics)で構成される。Webカメラの稼働時刻はタイマスイッチで制御され、毎日7:00から15:00の間、2時間毎に稼働させる。各稼働時刻において3分毎に5回撮影を行い、1日あたり25枚の画像を得ている。撮影画像はFOMA回線を通じて研究所にFTP転送されるとともにカメラ本体内蔵のSDHCカードに保存される。このようにして撮影されたWebカメラ画像の一部を当研究室のホームページで公開している(<http://www.ysk.nilim.go.jp/kakubu/engan/enganiki/umigomi/>)。

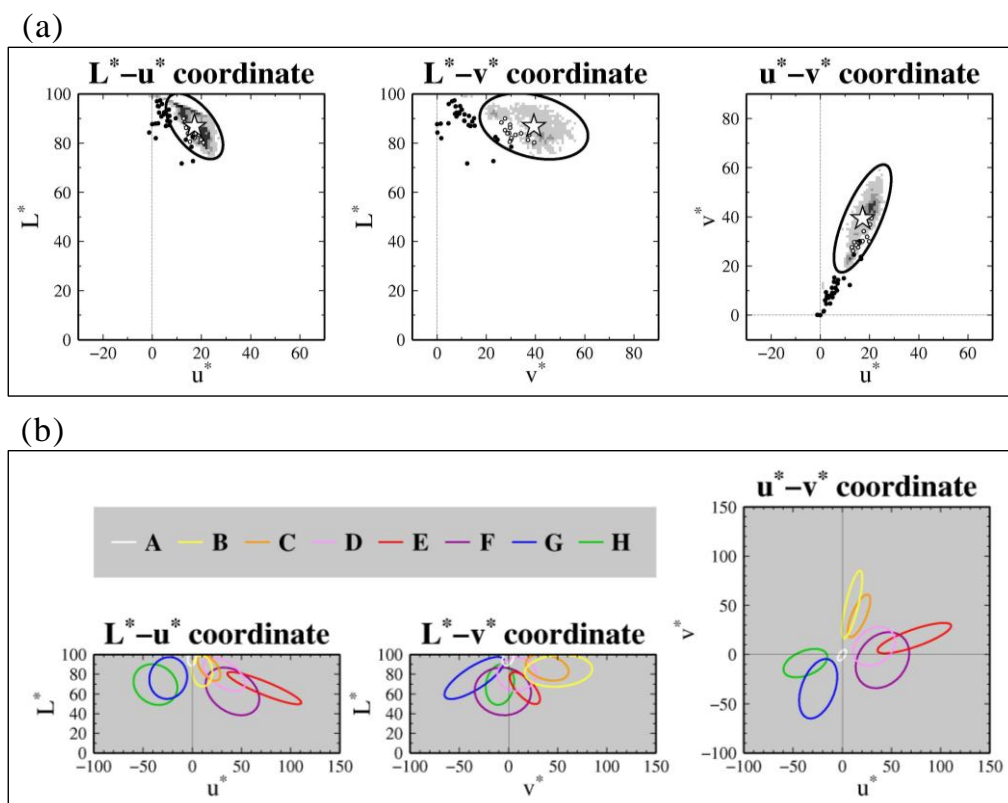
2) CIELUV色空間を用いたColor Referenceの作成

海岸には様々な色のPDが漂着しており、その色は日射状況（日射量や日射角度）によって変化する。PD画素を検出するためには予め日射によるPDの色の変化を考慮したColor Reference（以下、CR）を定義する必要がある。本研究ではCRを定義するのに色差の概念を利用する。色差は知覚的な色の違いを定量的に示したものであり、ある色空間における2点間の距離で定義される¹⁵⁾。空間内の色差が均等になるように補正された色空間の1つとして国際照明委員会（CIE）が策定したCIELUV色空間がある¹⁶⁾。CIELUV色空間は明度 L^* 、赤－緑の属性値 u^* 、黄－青の属性値 v^* をもつ3次元空間である。

Webカメラの撮影画像は各画素にRGB値をもっている。後述するが、RGB色空間は空間内の色差が均等でないため、この色空間を用いてCRを作成することが難しい。そこで、本研究ではWebカメラの撮影画像がもつ各画素のRGB値をCIELUV色空間の(L^* 、 u^* 、 v^*)(以下、CIELUV値)に変換¹⁷⁾し、空間内の色差が均等になるように補正されたCIELUV色空間においてCRを作成する。

CRの作成手順を以下に示す。まず、CRの作成には風や波の影響によってPDの漂着位置が変わらない期間(1週間程度)を選定し、その期間に得られた撮影画像を利用する。なお、季節的な日射量

の変動を考慮するため、特定月の1週間だけではなく、複数月の撮影画像を目視でゴミが動かされ



図(1)-2 CIELUV色空間におけるPD(図(1)-1(c)中のC)の色の空間分布(a)と各色の楕円体(b)。(a)中の丸印は各座標における流木画素のCIELUV値の散布図であり、白丸が楕円体内に位置するCIELUV値、黒丸が楕円体外に位置するCIELUV値を示す。(b)の色の凡例を図下に示し、アルファベットは図(1)-1(c)と対応している。

ていないことを確認しながら、CRの作成に用いる期間を選定する。このようにして選定した期間内に漂着したすべてのPDを対象としてCRを作成するためのサンプル画素を選択する。1つのPDであっても表面の傷などによる凹凸により光の反射強度が異なるため、色が不均一となる。またPDに影がかかるとその色が変わる。そこで本研究では個々のPDから50画素をサンプル画素として選定した。ただし、PD以外の画素の誤検出を防ぐ(3-(1)-3)ため、白色のPDについては影がかかりにくい表面からサンプル画素を選定した。こうして選定された各画素のRGB値をCIELUV値に変換し¹⁴⁾、CIELUV色空間内における色の分布を調べると、その3つの平面(L^*-u^* 、 L^*-v^* 、 u^*-v^*)において楕円状に分布する(図(1)-2(a))。ここでは示さないが、同様にRGB色空間における色の分布を調べてみると、色空間内の色差が均等でないため、PDの色の変化は楕円分布にならず、CRの作成が困難である。そこで本研究ではCIELUV色空間を用いて、3平面における色の分布を楕円近似する(図(1)-2(a)中の太線)ことで、それをCRとして用いる。

それぞれの楕円の中心は各PDのCIELUV値の平均値(図(1)-2(a)の星印)である。楕円の長軸(短軸)の方向は各座標の2つのCIELUV値の分散共分散行列の第一(第二)モードの固有ベクトルによって決定される。また長軸(短軸)の長さを長軸(短軸)方向におけるCIELUV値の平均値と各CIELUV値と

の色差の標準偏差の2倍で定義する。その長軸（短軸）方向の標準偏差は各座標の第一（第二）モードの固有値の平方根である。こうして得られた各平面の楕円はCIELUV色空間における楕円体の各平面への投影図に相当する。本研究ではこの楕円体をWebカメラ撮影画像からPDの画素を検出するためのCRとして用いる。

CRを作成するために選定した期間毎に、各PDのサンプル画素から楕円体を作成し、その中心位置、軸の長さ

と向きから判断して白、黄、赤、緑、青の5色に分類する。ただし、知覚的に同色であっても楕円体の中心位置、軸の長さ

3) プラスチックゴミ画素の検出方法

と向きが異なる場合は必要に応じて細分する。飛島では黄と赤については細分し、計8つのCR楕円体を作成した。このようにして作成した飛島のCR楕円体を図(1)-2(b)に示し、その作成に用いたCRの作成諸元を表-1に示す。ただし、本研究では背景色と同化してしまう透明なPD（例えば、ペットボトル）、岩や影と同色である黒色のPD（例えば、漁業用ブイ）についてはCRを作成せず、検出対象外とした。これらの色のPDを検出対象外とした影響については4-(1)で述べる。

から楕円体を作成し、その中心位置、軸の長さと同化してしまう透明なPD（例えば、ペットボトル）、岩や影と同色である黒色のPD（例えば、漁業用ブイ）についてはCRを作成せず、検出対象外とした。これらの色のPDを検出対象外とした影響については4-(1)で述べる。

このような誤検出による影響を最小限にするため、ある一定期間（以下、合成期間）に得られた複数枚の画像を用いて誤検出されたPD以外の画素を除去する。具体的には、まず合成期間中の全画像を用いて、各画素位置でのCIELUV値が3-(1)-2)で作成した楕円体の中に位置する頻度を計算する。なお、合成期間に応じて画像枚数が異なるため、頻度はCIELUV値がそれぞれの楕円体に属した回数をその期間の画像枚数で規格化した値とする。各画素において最も高頻度に属した楕円体の色をその画素における代表色とし、その頻度が予め楕円体毎に設定した頻度の”閾値”より大きい画素をPDとする。

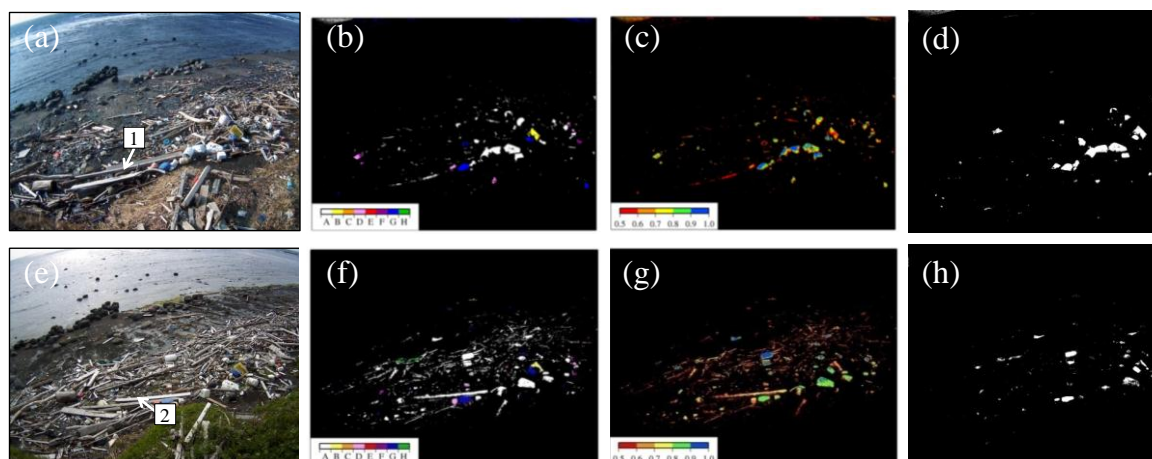
この画像合成によるPD画素の検出精度は、その合成期間と頻度の閾値に依存するため、これらの値を適切に設定する必要がある。例えば、合成期間が長い場合、その間の日射量変化が相対的に大きくなるため流木等の誤検出が抑制される一方で、PDが風や波で動かされる確率が高くなるため、PD画素自体の検出精度が低下する可能性が考えられる。そこで本研究では合成期間を1～7日の間で変化させ、最も効果的に流木等の画素を除去でき、かつPD画素を検出できる合成期間を決定した。対馬については飛塩によるレンズカバーの汚れが原因で解析に使用できない画像が多かった。そこで、合成期間の画像枚数を増やすことを目的として合成期間を7日間（画像枚数：最大175枚）とし、その他の地点については3日間を合成期間として決定した。

次に頻度の閾値については季節に応じた日射状況（例えば、日射量）の差異を踏まえて決定す

表(1)-1 飛島のWebカメラ撮影画像からPD画素を検出するためのCRの作成に用いた期間とサンプル画素数及び画像合成手法で使用した閾値。

Typical color	Ellipsoid body	Periods ^a	Number of selected pixels	Threshold values	
				Nov./10-Mar./11	Apr./11-Aug/11
white	A	p1, p2, p3, p4, p5	41755	0.6	0.8
yellow	B	p2, p3, p4, p5	23491	0.5	0.5
	C	p1	8712	0.6	0.6
red	D	p1, p3, p4, p5	19100	0.5	0.6
	E	p1	5000	0.5	0.5
	F	p1, p2, p3, p4, p5	24000	0.5	0.5
green	G	p1, p2, p3, p4, p5	62000	0.5	0.5
blue	H	p1, p3, p4, p5	33200	0.5	0.5

^aPeriods: p1, November 21-27, 2010; p2, December 14-21, 2010; p3, February 16-22, 2011; p4, April 1-7, 2011; p5, May 18-24, 2011



図(1)-3 (a)と(e)はそれぞれ2010年12月20日と2011年5月8日における飛島のWebカメラ撮影画像。(b)と(c)はそれぞれ2010年12月19日-21日における各画素が最も高頻度に属する楕円体とその頻度（以下、これら2つの図を合わせて”頻度図”と称す）を示す。ただし、ここでは頻度が0.5以上の画素のみを示している。同様に(f)と(g)は2011年5月7日-9日における頻度図を示す。(d)と(h)は各楕円体に属する頻度が表(1)-1に示す閾値を超える画素のみを白く表示したPD画素の検出画像である。

る。例えば、2010年12月19日-21日（図(1)-3(a)）及び2011年5月7日-9日（図(1)-3(e)）に撮影された飛島のWebカメラ画像からCRによって各画素がPDとして検出された頻度を計算する。日射量が低い12月には流木画素の一部（図(1)-3(a)中の1）が白色のCR（図(1)-2(b)中のA）によって検出される頻度は0.6以下（図(1)-3(b)と(c)）であるのに対し、比較的日射量の高い5月の流木画素（図(1)-3(e)中の2）のそれは0.8以下（図(1)-3(f)と(g)）となった。本研究ではこのようにして月毎に最適な頻度の閾値（表(1)-1）を設定することで、日射状況の差異による流木等の誤検出の影響を小さくし、PD画素を検出した（図(1)-3(d)及び(h)）。

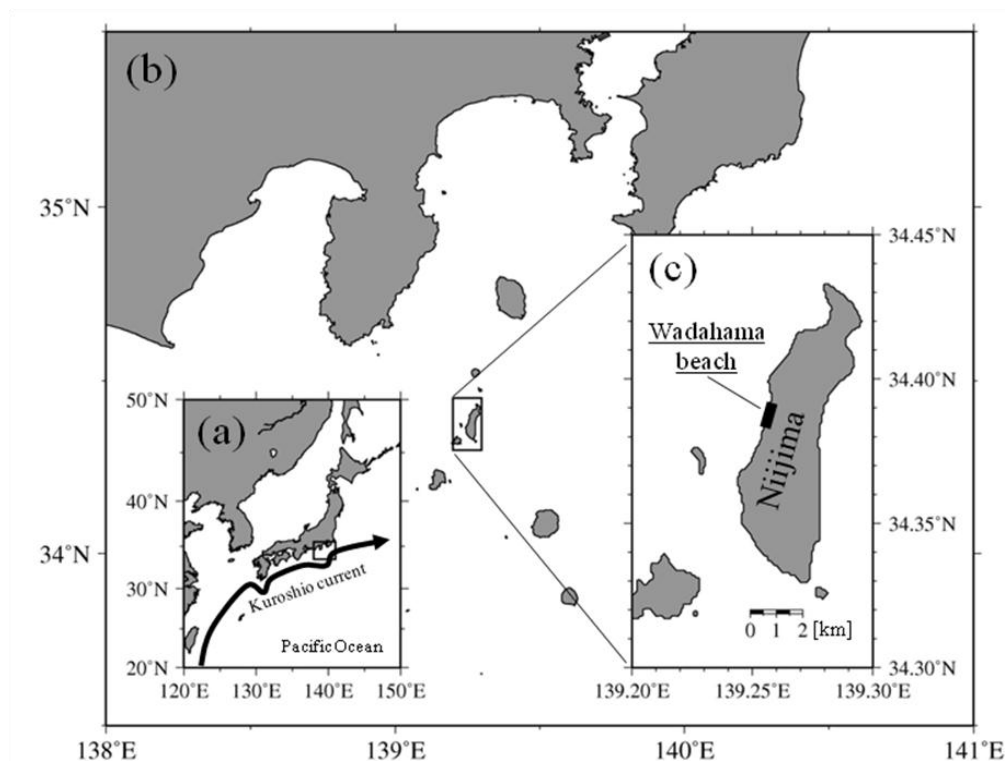
4) プラスチックゴミ漂着量の計算方法

ここではKako et al. (2010)¹⁴⁾と同様に、PDの被覆面積を漂着量の指標として用いた。Webカメラ撮影画像は斜め上方から撮影されているため、被覆面積を計算するためには真上からの直視画像に変換する必要がある。Magome et al. (2007)¹⁸⁾は、任意の地点を原点にとった地理座標と画素座標の幾何学的な関係を表す式(1)を定義し、これを用いてWebカメラ撮影画像から真上から見た直視画像に変換する以下の方法を提案した。

$$X = \frac{b_1x + b_2y + b_3}{b_4x + b_5y + 1}, \quad Y = \frac{c_1x + c_2y + c_3}{c_4x + c_5y + 1} \quad (1)$$

ここで、(X、Y)と(x、y)はそれぞれ地理座標と画素座標であり、単位はメートルである。 b_i と c_i ($i=1, 2, \dots, 5$)は地理座標と画素座標の幾何学的な関係を決定するための変換係数である。ここでは各点の高さについては考慮していないため、 $b_4 = c_4$ 及び $b_5 = c_5$ である。本研究ではこの変換係数を4点以上の地理座標と画素座標の関係から最小自乗法を用いて計算する¹⁷⁾。そこでまず任意点を原

点をとった地理座標を計算するため、各地点のWebカメラの撮影範囲内に位置の基準となる10個の目印（ここでは1 m×1 mのブルーシート）をランダムに配置し、各シートの中心位置での緯度経度をRTK-GPS（Trimble 5800 II、Trimble）で計測する。次に各シートの中心位置の画素座標を取得す



図(1)-4 和田浜海岸の位置

るため、シートを配置した状態の海岸をWebカメラで撮影する。10枚の内、緯度経度の計測精度が良い5枚のシートを選択して、それらの中心位置における両座標から変換係数を計算する。求めた変換係数を用いて式(1)からすべての画素座標に対する地理座標を計算することで、真上からの直視画像に変換することができる。

この射影変換手法で計算される撮影範囲内のある区画の面積（図(1)-7(d)中の赤枠）とRTK-GPSによる実測値から計算した面積を比較したところ、座標変換による誤差は5.0%であった。他地点についても同様の比較を行ったところ同程度以下の精度（稚内0.2%、輪島1.0%、対馬4.2%）であることが確認された。被覆面積はこの射影変換手法をPDが検出された画像（図(1)-3(d)や(h)）に適用し、PDの画素数に射影変換する際に定義する1画素当たりの面積（飛島16 cm²、飛島以外25 cm²）を乗じることで計算できる。

（2）漂着ゴミ量に対する線形応答システム解析

1）個体識別調査に基づく滞留時間計測

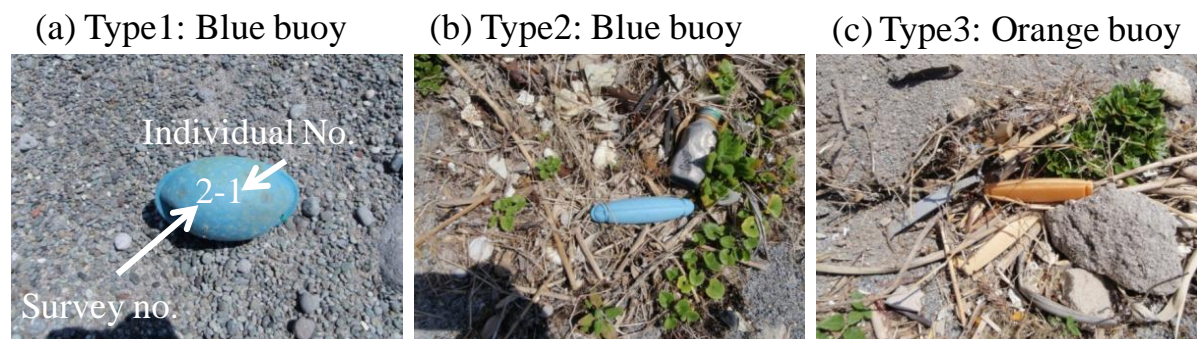
個体識別調査は、新島（東京都新島村）の西岸に位置する和田浜で行った（図(1)-4）。和田浜は延長約1km、幅30－50mの砂浜海岸である。現地観測は和田浜全域を対象として行った。現地観測は2011年の9月から、1～3ヶ月毎に行った。具体的な観測日を以下に示す。

2011年：9月30日、10月27日、11月24・26日、

2012年：1月26日、3月23日、6月29日、8月21日、11月8日、12月27日

2013年：2月27日。

対象とした漂着ゴミは、我が国の多くの海岸で漂着が確認されている3種類の中国製漁業用のブ



図(1)-5 個体識別調査の対象とした中国製漁業用ブイ。Type2のブイにはサブテーマ(2)により高濃度の鉛が含まれていることが明らかとなった。

イである（図(1)-5）。このうちType2はサブテーマ(2)によって高濃度の鉛が含まれていることが既に明らかとなっている。全国の海岸に漂着しているこれらのブイを対象とすることで、将来、複数の海岸で得られた滞留時間を相互に比較し、それぞれの海岸特性や滞留時間を決定する物理的要因を明らかにすることに繋がると考えられる。

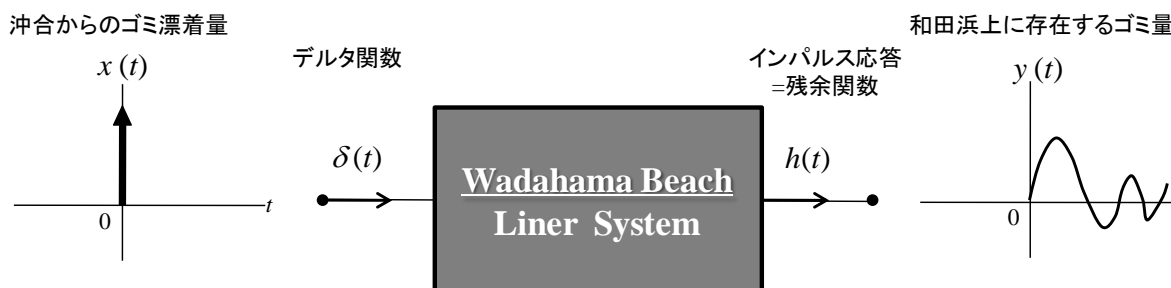
海岸の背後には急な浜崖がある。また、今回調査の対象としたブイは比較的重いため、風や波によってブイが浜崖を乗り越え背後まで移動することは考えにくい。実際、浜崖上を調査してもブイが見つかることはなかった。また、和田浜海岸には人の出入りがほとんど無い。これは同海岸に設置しているWebカメラの画像からも確認できる。したがって、多くの人が歩行することで海岸の凹凸に影響を与えることは考えにくい。また、後述するように、漂着したブイの個数の減少が指数関数で良く近似できること、複数の観測から得られた残余数の減少率がいずれも夏季に小さくなること等を考えると、人によって対象とするブイが持ち去られたことはほとんど無いものと考えられる。

滞留時間を計測するために、まず、各観測時に新たに発見したブイ一個一個に識別番号を油性サインペンで記入した（図(1)-5(a)）。ブイ個々の動きを把握するためにブイの緯度経度をハンディGPS（GARMIN GPSMAP 60CSx）で計測した。記入し終わったブイはブイを回収した元の場所に戻した。GPSの計測誤差は±3m程度である。以前の観測で識別番号を記入したブイを発見した場合、識別番号が消えないように同じ識別番号を再度上書きし、新規の移入したブイと同様にその緯度経度をGPSで計測した。これを繰り返すことで、前回と今回の観測の間に新規に海岸に漂着したブイの数（漂着数）、再漂流したブイの数（再漂流数）、および砂浜上に存在しているブイの数（残余数）の時間変化を計測することが可能となる。そして、ある観測時に新たに発見したブイの集団の個数の時間変化を最初のブイの数で無次元化したものを残余関数¹⁹⁾と呼ぶ。そして、この残余関数を時間積分することで、ブイの平均滞留時間を計算することができる¹⁹⁾。

2) 線形システム応答解析

現地観測では個々のブイの位置の変化（動き）を計測しているが、ここでは解析の第1ステップとして、個々の位置は無視し和田浜全体を1つの線形システムとみなし、そのシステム特性を明ら

かにすることを目標としている。沖合から海岸に漂着する単位時間当たりのゴミ量（フラックス）を線形システムに対するインプット $x(t)$ とし、海岸に存在しているゴミ量を線形システムからのアウトプット $y(t)$ とする。この場合、現地観測から求めた漂着ゴミの残余関数が、システムのインパルス応答 $h(t)$ に相当する（図(1)-6）。



図(1)-6 和田浜ビーチシステムの概念図

線形システムを数学的に表現するには、積分型と微分型の二つの表示方法がある。前者（たたみ込み積分）は、一つのシステムへの入力と出力の関係を概念的に理解するのに都合が良く、システム内部機構に立ち入ることなしに、システム特性を理解しうる。一方、機械系や電気系のようにman-made systemでは、一つ一つのシステム構成要素の特性とそれらの組み合わせが分かっているから、これらの数学的表現を集めて微分方程式で入出力の関係が記述できる。勿論、前者と後者を関連づけることは簡単である²⁰⁾。

ここでは、まず前者の方法を用いて、和田浜海岸の周波数応答特性—様々な周期で変動する漂着ゴミインプット ($x(t)$) に対して、和田浜海岸に存在する漂着ゴミ量 ($y(t)$) がどのように増幅され、どの程度位相がずれるのか—を調べた。その後、海岸漂着量 ($y(t)$) の時間変化を支配する微分方程式を明らかにした。これは後者の表現方法を用いてシステムを記述しておいた方が、将来、解析の発展が望めるからである。

a 積分型のシステム表現

システムに対するインプットとアウトプットはインパルス応答を用いて以下の様に表せる。

$$y(t) = \int_0^t x(\tau)h(t-\tau)d\tau. \quad (2)$$

これをフーリエ変換すると周波数領域におけるシステム入出力の関係が記述できる。

$$Y(\omega) = H(\omega)X(\omega). \quad (3)$$

ここで、 $H(\omega)$ は

$$H(\omega) = \int_0^{\infty} h(t)e^{-i\omega t} dt = \alpha(\omega) + i\beta(\omega). \quad (4)$$

であり、周波数応答と呼ばれる。周波数応答は、観測から求めたゴミ量の残余関数のフーリエ変換である。そして、システムの増幅特性と位相特性は以下の様に計算できる。

$$\begin{cases} A(\omega) = \sqrt{\alpha^2 + \beta^2} \\ \theta(\omega) = \tan^{-1} \frac{\alpha}{\beta} \end{cases}. \quad (5)$$

これは、観測からゴミ量の残余関数を求めれば、その砂浜のシステム特性が分かることを示している。

b 微分型のシステム表現

基礎方程式として以下の様な常微分方程式を用いるのが一般的である。

$$a_0 \frac{d^n y}{dt^n} + a_1 \frac{d^{n-1} y}{dt^{n-1}} + \dots + a_{n-1} \frac{dy}{dt} + a_n y = x(t). \quad (6)$$

ここで、 a_n ($n = 0, 1, \dots$)は定数であり、時間的に変化しない。(6)をラプラス変換すると、

$$\begin{cases} Y(s) = \frac{X(s)}{Z(s)} + \frac{G(s)}{Z(s)} = H(s)X(s) + H(s)G(s), \\ Z(s) = a_0 s^n + a_1 s^{n-1} + \dots + a_{n-1} s + a_n, \\ G(s) = (a_0 s^{n-1} + a_1 s^{n-2} + \dots + a_{n-2} s + a_{n-1})y(0) + \dots + (a_0 s + a_1)y^{(n-2)}(0) + a_0 y^{(n-1)}(0) \end{cases}, \quad (7)$$

となる。ここで、 $Z(s)$ のことをインピーダンス、 $H(s)$ を伝達関数という。 $H(s)$ はインパルス応答のラプラス変換である。

$$H(s) = \frac{1}{Z(s)} = L[h(t)]. \quad (8)$$

インピーダンスの形は基礎方程式だけに關係して初期条件には無關係である。一方、 $G(s)$ は基礎方程式の左辺と初期条件の両方に依存するが、インプット $x(t)$ には依存しない。また、初期条件が全て0であれば $G(s)$ も0となる。ここで重要な点は、観測から求めた $h(t)$ のラプラス変換からインピーダンスあるいは伝達関数を計算することで、基礎方程式の定数係数を求めることが出来る点である。これにより、漂着ゴミ残余量 ($y(t)$) の時間変化を支配する基礎方程式を観測から推測することが出来るのである。

また、(7)の第一式の逆ラプラス変換から基礎方程式(6)の解を求めることが出来る。

$$y(t) = L^{-1} \left[\frac{X(s)}{Z(s)} \right] + L^{-1} \left[\frac{G(s)}{Z(s)} \right] = x(t) * \left(L^{-1} \left[\frac{1}{Z(s)} \right] \right) + L^{-1} \left[\frac{G(s)}{Z(s)} \right]. \quad (9)$$

ここで、*はたたみ込み積分を表しており、(9)は(2)と一致していることが分かる。これによって積分型表現と微分型表現が容易に関連づけられることが分かる。

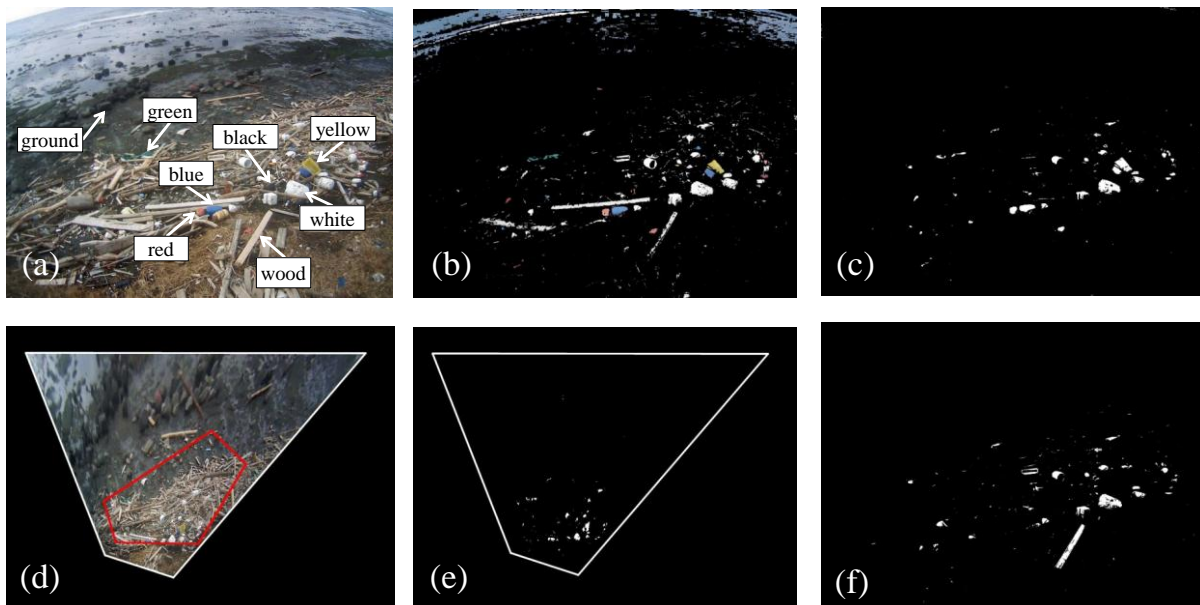
4. 結果及び考察

(1) Webカメラを用いたプラスチックゴミ漂着量の計測手法の開発と多地点連続観測

1) 既往手法¹⁴⁾とのプラスチックゴミ画素の検出率の比較

Kako et al. (2010)¹⁴⁾ が明度を用いてPD画素を検出した結果、明度の低い色 (例えば、青や赤) のPD画素は検出されなかったけれども、彼らが設定した明度の閾値 (85と90) よりも低い明度を閾値として用いれば、明度の低いPD画素も検出できる可能性がある。そこで、本研究で開発した手法 (Method using the Ellipsoid Body、以下、MEB) と明度によるPD画素の検出方法 (Method using the Lightness、以下、ML) によってPD画素の検出を行い、検出率の比較を行った。比較には飛島で2011年2月4日-15日に撮影された画像を用いた。MLにおける明度の閾値として80 (L80)と90 (L90)を用

いた。さらに、MLについても2-(3)に基づいた画像合成手法を適用する。画像合成手法における合成期間は3日間とし、頻度の閾値は0.7 (C07)、0.8 (C08)及び0.9 (C09)の3つとした。したがって、MLとしては6つのケース (L80-C07、L80-C08、L80-C09、L90-C07、L90-C08、L90-C09) でPD画素を検出し、MEBと各ケースのMLの検出率を比較した。



図(1)-7 (a)は2011年2月7日のWebカメラ画像であり、(b)はその画像1枚からCRを用いてPD画素を検出した画像である。(c)と(f)はそれぞれMEBとML (L90-C08) によってPD画素として特定された画像である。(d)と(e)はそれぞれ(a)と(c)の画像を射影変換して得られた真上からの直視画像である。(d)の赤枠は面積計算の精度検証に用いた領域を示す。

MEB及びMLのL90-C08でPD画素を検出した画像を図(1)-7(c)及び(f)にそれぞれ示す。MEBでは黒色を除きどの色のPDの画素も検出される。1枚の画像解析から誤検出された流木画素(図(1)-7(b))は画像合成手法を適用することで基本的には除去される(図(1)-7(c))。一方、MLでは白色のPD画素の検出には成功しているけれども、その他の色のPD画素は検出されていない。また流木画素も誤検出されている。

次にWebカメラ撮影画像の中から比較期間(2011年2月4日-15日)において風や波によって動かされなかった5色のPD及び流木の画素を選択し、これら選択画素に対する両手法の検出率を比較した。なお、PD及び流木の選択画素数を図(1)-8に示す。比較に際してこの選択画素数に対する各手法によるPDの検出画素数の比をPD画素の“PD検出率”と定義し、各手法による流木の誤検出画素数の比を流木画素の“誤検出率”と定義する。両手法では3日間の画像解析手法によって検出されるため、PD検出率及び誤検出率を3日間の間日間の値として計算した。例えば、2011年2月5日のPD検出率及び誤検出率は同月4日-6日のWebカメラ撮影画像を解析して計算される。

MEBについてみると、各色のPD検出率は0.7より高く、比較期間における各色の平均PD検出率は白：0.79、黄：0.83、赤：0.94、青：0.97、緑：0.93である。誤検出率についてみると0.31が最高であり、平均誤検出率は0.15であった。

一方、MLについてみると、白の平均PD検出率はL90-C09を除いた5ケースで0.8より高かった

(L80-C07 : 0.98、L80-C08 : 0.96、L80-C09 : 0.90、L90-C07 : 0.90、L90-C08 : 0.82、L90-C09 : 0.59)。

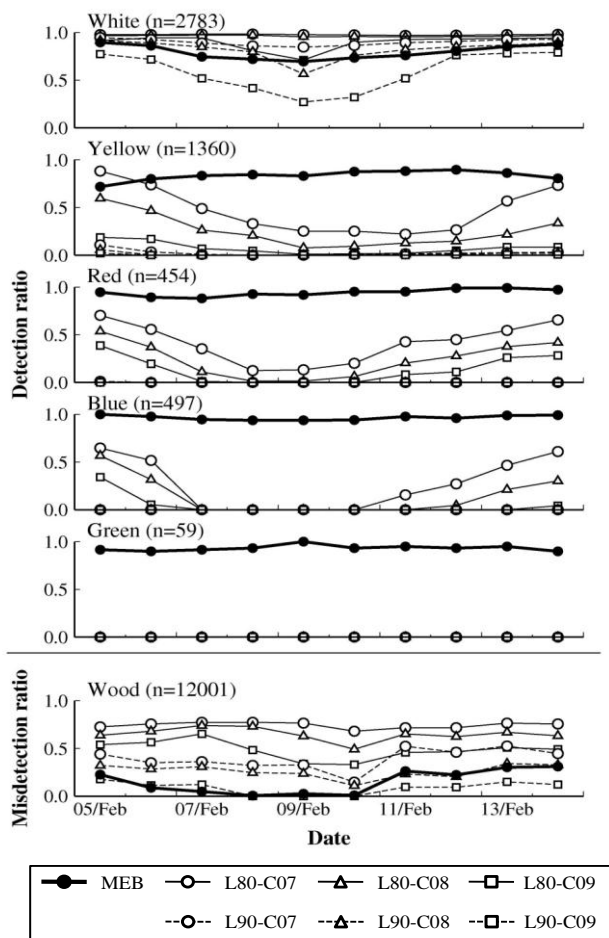
他の色のPD検出率はMLのどのケースにおいてもMEBのそれと比較して小さかった。特にL90の3ケースでは白を除いた他の色のPD画素はほとんど検出されなかった。L80の3ケースでは黄、赤及び青のPDの画素は検出されたけれども、緑のPD画素は検出されなかった。MEBによる平均PD検出率(0.83)はMLのどのケースのそれよりも高かった(L80-C07 : 0.70、L80-C08 : 0.62、L80-C09 : 0.51、L90-C07 : 0.49、L90-C08 : 0.44、L90-C09 : 0.31)。MLのL90-C09を除いた5ケースにおいて誤検出率はMEBのそれよりも高い。L90-C09の誤検出率はMEBのそれよりも低い。ここでは示さないが、この比較を2011年5月1-13日でも行ったところ、同様の結果が得られた。

MLを利用した場合でも明度の閾値を低く設定することで白以外の色のPD画素も検出することができるが、それらのPD検出率はMEBのそれよりも低い。更に流木の誤検出率はMEBのそれよりも高い。以上のことから様々な色のPDや流木が漂着している海岸でWebカメラを用いたモニタリングを行う場合、MLに比べてMEBの方が有効な方法であるといえる。ただし、白色のPDの漂着量が支配的な海岸ではMLも有効な手法であることが再確認された。

2) プラスチックゴミ漂着量の多地点連続観測

対馬暖流沿いの日本沿岸4地点に設置したWebカメラの設置日(図(1)-1(a)の設置地点拡大図)から2011年12月31日までに得られた撮影画像に対してMEBと射影変換手法を適用してPD漂着量を計算した。なお、山形県酒田市飛島以外の3地点においても各々の地点で得られたWebカメラ撮影画像からCRを作成し、PD画素を検出した。ただし、レンズカバーに水滴や潮が付着した画像は解析対象外とした。

画像解析により直接的に得られたPD漂着量の時系列は数日もしくは2週間程度の時間スケールで大きく変動している(図(1)-9)。実際にWebカメラ撮影画像を目視で確認してもこのようなPD漂着量の短期変動は認められない。こうした短期変動は、日射状況の差異によってPD画素の色が大きく変化し、CRでPD画素として検出されないことや画像合成手法を用いたとしても乾燥した流木等の誤検出を完全には除去できていないことによる。



図(1)-8 MEBとMLによるPD検出率と誤検出率の比較。選択画素数を各グラフの左上に示し、凡例を図下に示す。

特に白のPD画素の検出では日射状況によるPDの色の变化の影響を強く受ける。例えば、悪天候が数日続くと、日射量が弱いため、Webカメラ撮影画像では白色のPDが灰色に見える。白のCRは他の色のCRに比べて空間的に小さい上に画像合成手法で使用する検出頻度の閾値が高い（図(1)-2(b)及び表-(1)-1）。こうした影響によりPDの色が微小に変化するだけで、白のPD画素として検出されない可能性がある。また、どの地点も白のPDとして発砲スチロールビなど比較的比重の小さいPDが多いため、風によって移動しやすいことも短期変動の原因の1つとして考えられる。

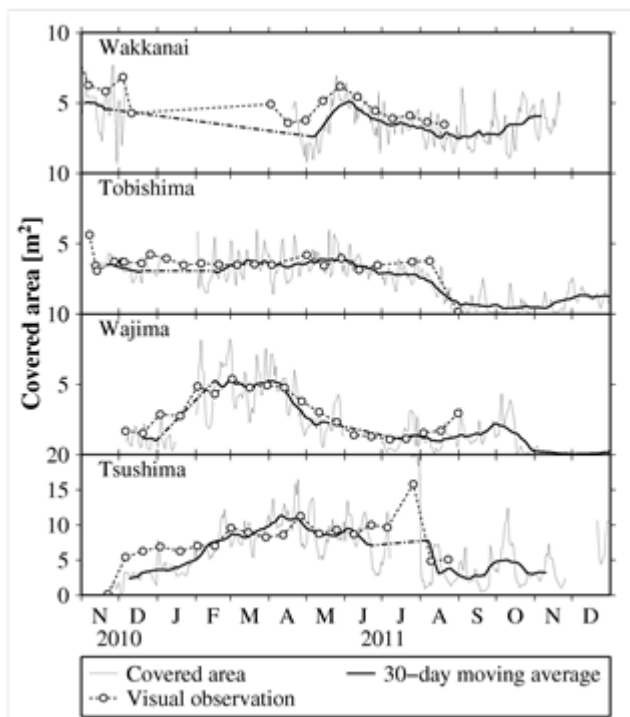
これらの気象条件に依存する短期変動を簡易的に除去するため、30日間移動平均を適用した（図(1)-9中の太線）。なお、図(1)-9中の1点鎖線で示す期間は積雪等の影響による欠測期間である。MEBによるPD画素の自動計測精度とPD漂着量の時系列変動パターンを検証するため、Webカメラ

設置日（図(1)-1(a)）から2011年8月31日までの2週間毎の撮影画像から目視によってPD画素を検出し、3-(1)-4と同様の手順で計算されたPD漂着量（図(1)-9中の丸付破線、丸付破線の○は目視計測日）と比較した。ただし、本手法では黒色や透明色のPD画素は検出できない（3-(1)-2）参照）ため、目視計測においてもこれらのPD画素を検出対象外とした。

PD画素の計測誤差は目視計測日における両手法で得られたPD漂着量の偏差の絶対値を目視計測によるPD漂着量で規格化し、それらの平均値で評価した。その結果、解析4地点におけるPD画素の計測誤差は平均で18%であった（稚内19%、飛島12%、輪島20%、対馬21%）。全体的には、WebカメラによるPD漂着量の方が過小評価となっているが、この原因については後ほど検証する。両手法で計算されたPD漂着量の相関を調べたところ、どの地点も有意な正の相関（稚内0.93、飛島0.81、輪島0.94、対馬0.73）があり、時系列変動は良く一致していた。対馬の相関係数が他の地点に比べて若干低いのが、これは2010年12月から翌年1月にかけてレンズカバーが頻繁に汚れたことに起因するものである。2011年2月以降はレンズカバーのメンテナンスを高頻度（2週間に一度）に実施したため、両者がよく一致している（図(1)-9）。以上のことから、海岸毎にCRを作成し、画像合成手法における検出頻度の閾値及び合成期間を調整することで本手法が多地点で適用可能であることが確認された。

3) プラスチックゴミ漂着量と風向風速の比較

解析4地点におけるPD漂着量の時系列変動パターンは大きく異なっている（図(1)-9）。飛島と対馬における2011年8月中のPD漂着量の急激な減少は、地域住民による海岸清掃によるものであるが、



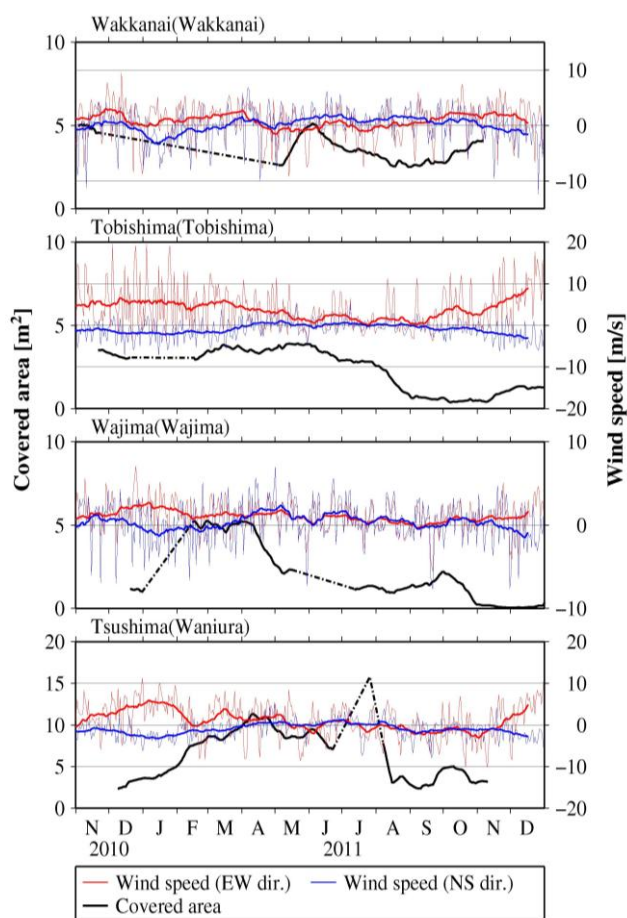
図(1)-9 対馬暖流沿いの日本沿岸4地点におけるPD漂着量の時系列変動。なお、図中の凡例を図下に示す。

これを除いたPD漂着量の変動は自然現象によって引き起こされたものである。ここではPD漂着量の変動要因の1つであり、比較的データが入手しやすい風向風速とPD漂着量を比較する。比較に使用した風向風速データは気象庁 (<http://www.jma.go.jp/jma/index.html>) によって解析地点近傍で観測されたものである (図(1)-1(a)の解析地点拡大図参照)。東西・南北方向の風速とPD漂着量の30日間移動平均を比較した (図(1)-10)。なお、PD漂着量の破線は欠測期間である (図(1)-9) が、対馬については2011年7月26日の目視計測によってPD漂着量の急増が確認された (図(1)-9) ため、これを補足情報として図中に示している。

秋期 (10-12月) と冬期 (1-3月) にはどの地点も共通して西寄りの風が卓越しており、特に飛島と対馬ではこの時期に西寄りの強風が連吹していた (図(1)-10)。これは日本海における特徴的な季節風である。この時期にPD漂着量は対馬と輪島では増加したのに対し、飛島と稚内ではほとんど変化していなかった。春期 (4-6月) と夏期 (7-9月) には秋期や冬期に比べると東寄りの風も吹いており風速は弱い。この時期に飛島と稚内ではPD漂着量がほとんど変化していないが、輪島では2011年4月に減少し、対馬では2011年7月に急増していた。このように観測地点によって風速とPD漂着量の関係に顕著な差異がみられた。

4) プラスチックゴミ漂着量の計測誤差について

本研究では黒色や透明色以外の様々な色のPD画素をWebカメラ画像から検出し、PD漂着量を計算した。MEBで計算されたPD漂着量と目視でPD画素を検出して計算されたPD漂着量を比較したところ、解析4地点におけるPD漂着量の平均計測誤差が18%であった。全体的にはWebカメラによる計算結果が過小となっていた。従来、人力による海岸調査によってPD漂着量が計量されてきたが、計測誤差については把握されていない。例えば、藤枝ら (2010)²¹⁾は多くの海岸で人力による回収調査を実施して20Lゴミ袋の袋数からゴミの体積を概算し、瀬戸内海におけるゴミの全量の把握を試みている。この手法では袋内の空隙体積を考慮しないことが誤差要因として考えられるが、誤差の定量的評価は行われていない。これに対し本手法はPD漂着量の計測誤差を把握



図(1)-10 解析4地点における風速とPD漂着量の比較。なお、観測地点名の隣に気象庁の観測所名を示し、図中の凡例を図下に示す。風速は東西方向では西風、南北方向では南風が正であり、細線は観測された日平均風速、太線は日平均風速の30日間移動平均である。

人力による回収調査を実施して20Lゴミ袋の袋数からゴミの体積を概算し、瀬戸内海におけるゴミの全量の把握を試みている。この手法では袋内の空隙体積を考慮しないことが誤差要因として考えられるが、誤差の定量的評価は行われていない。これに対し本手法はPD漂着量の計測誤差を把握

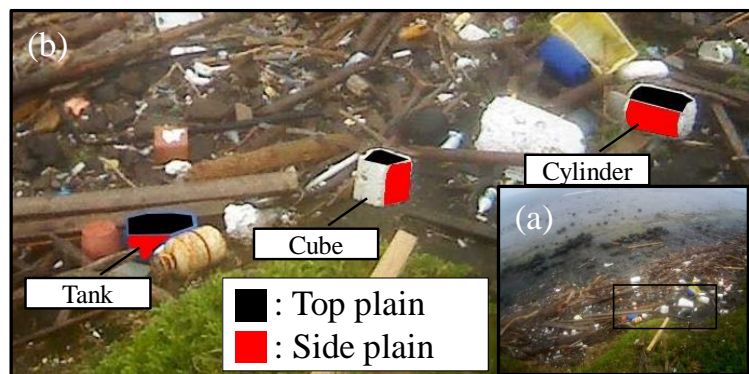
した上で、各地点のPD漂着量を自動的に遠隔計測できるようになったことに大きな意義があると考えている。

Webカメラを用いたPD漂着量（30日間移動平均）の計測誤差は日射状況によりPD以外の画素が誤検出されることとPD画素の一部が検出できないことに起因する。具体的には、PD以外の画素が誤検出される面積（過大成分）と検出されないPD画素の面積（過小成分）が移動平均によって相殺されるとは限らないためにその差が計測誤差として残るのである。この計測誤差を最小にするためには過小成分と過大成分の各々を小さくすることが必要となるが、ここでは特にWebカメラによる計算結果が過小となった原因について検討し、今後の様々な海岸へのWebカメラシステムの設置場所、および解析方法について留意事項を述べる。

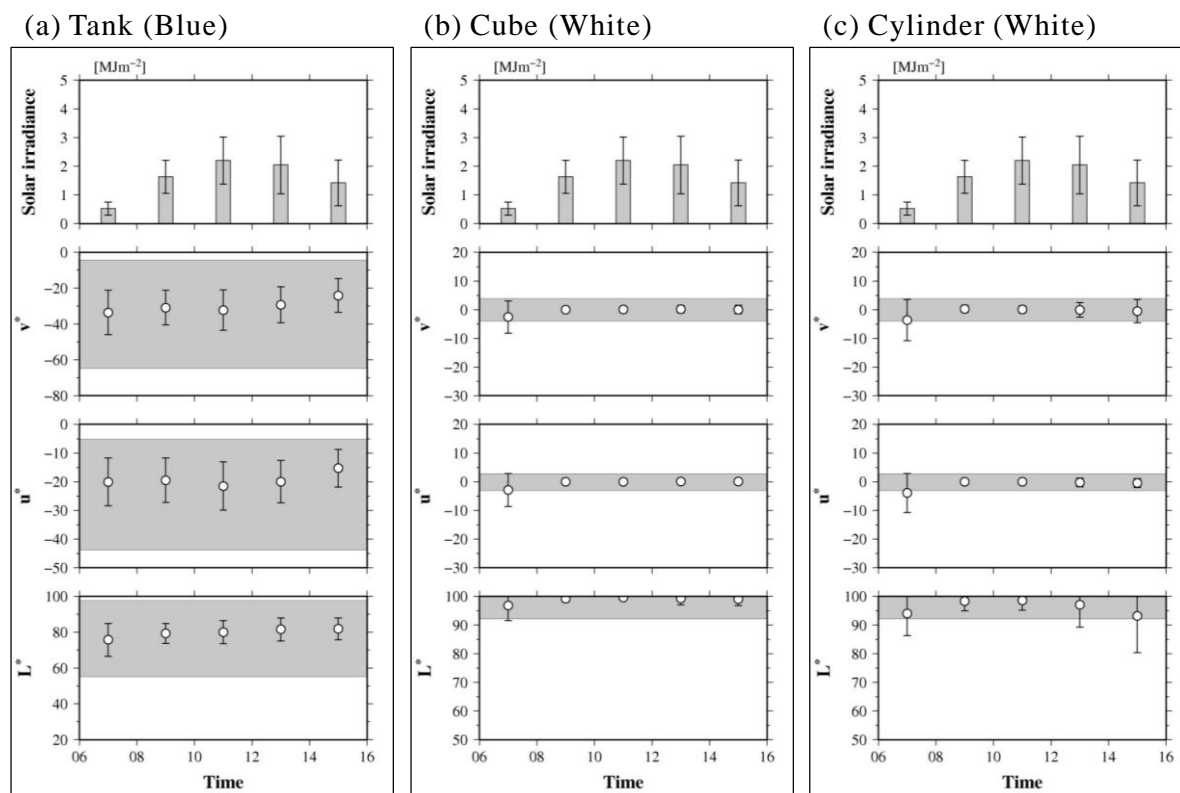
Webカメラによる計算結果が過小となったのは、白色PDの一部が検出されないことに起因する（図(1)-8）。その原因としては、日射角度とPD形状の関係が考えられる。例えば、PD自体に凹凸があると、日射角度によってPDの凹の部分に陰るため、凸部分に比べてその色が暗くなる。また立方体形状のPDであれば、同じ色であっても上を向いている面よりも側面の色が

暗くなる。そこで、ここでは飛島袖の浜に漂着していた立方体および円中型の白色PD（発泡スチロール）と青色のポリタンク（図(1)-11）の上面と側面のL*、u*、v*値（2011年4月の月平均値と標準偏差）が時刻（日射角度）に対してどのように変化するかを調べた。

図(1)-12は3種類のPDの上面のCIELUV値と日射量の日中の時間変化である。CIELUV値の時系列中のグレーのバンドは、PDと判断するためのCRの範囲を示している。青色PD（図(1)-12(a)）では時刻（日射角度）に関係なく、CIELUV値はすべての時刻でCR内に位置している。また、白色PDについて見てみると、円中型でも立方体型でも平均値はすべてCRに位置している（図(1)-12(b)、(c)）。7時と15時に若干標準偏差がCRから外れているが、全体的には上面に位置する画素はPDとして高確率で検出されていることが分かる。



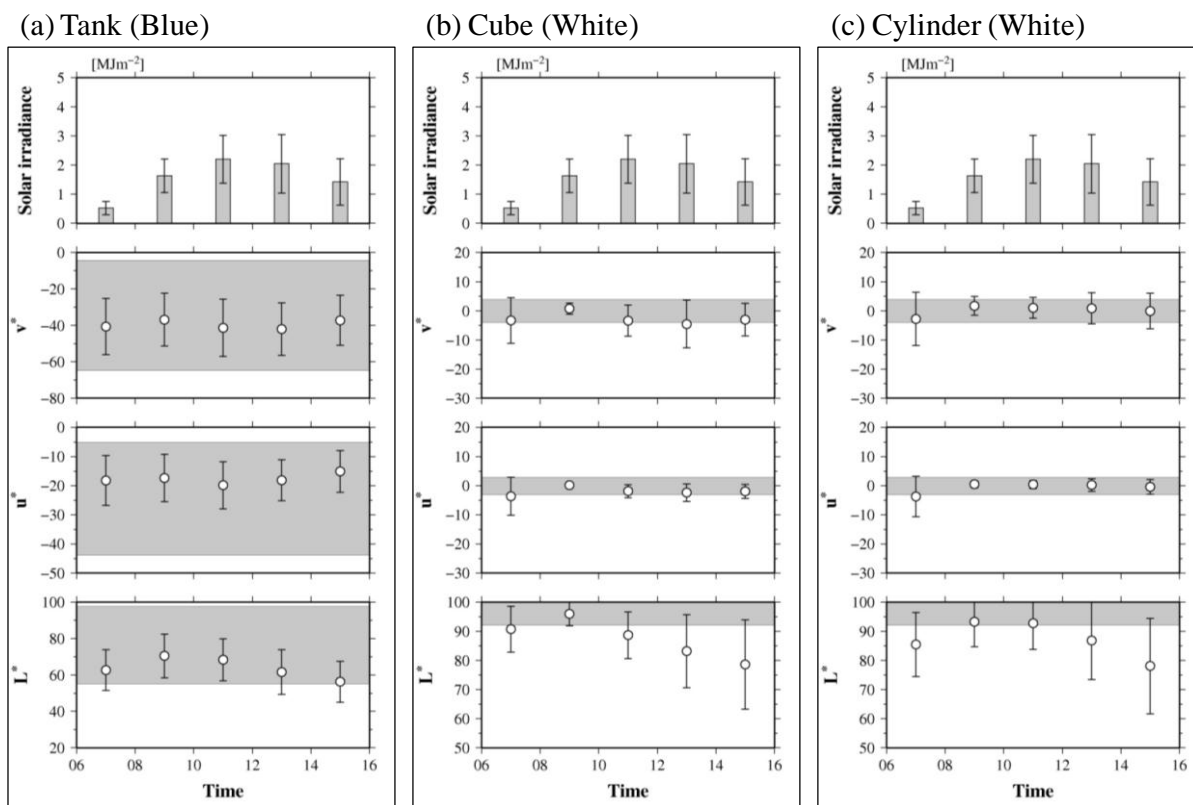
図(1)-11 (a)飛島袖の浜の撮影画像。(b)解析に用いたPDゴミ。図中左から青色ポリタンク、立方体型および円中型発泡スチロール。



図(1)-12 PD上面内の画素のCIELUV値（2011年4月の月平均値と標準偏差）の時刻に対する変化。(a)青色ポリタンク、(b)立方体型発泡スチロール、(c)円中型発泡スチロール。グレーのバンドはPD検出のためのColor Reference (CR) の範囲を示す。

一方、側面の結果を見ると、上面と同様青色PDではどの時刻でもほぼうまく検出できているのに対し、白色PDの画素は、形状に依らず9時と11時を除いて高頻度でCRの範囲外に位置しており、これらの時間では高い確率でPDではないと判断されている（図(1)-13）。これによってWebカメラの計算結果が過小評価となっていたのである。つまり、袖の浜海岸を対象として4月の解析を行う場合には、9時および11時の撮影画像のみをコンポジットすることで、現在よりもPDの検出率が向上することが期待できるのである（図(1)-14）。この様に、PD検出率の誤差原因を明らかにしておくことは、将来Webカメラを新たに設置する場合、設置場所の選定や解析方法を考える上で重要である。Webカメラシステムを新設した場合、PD画素と誤検出される画素の時刻（日射角度）による色の変化を、可能であれば月別にモニタリングしながらCRを作成し、最適な時刻の画像のみを用いてコンポジット解析することが肝要である。

またMEBでは黒色のPD（例えば、黒色の漁業用ブイ）画素は岩盤や漂着物の影の色と同化し、透明色のPD（例えば、ペットボトル）画素はそのPDの背景物（例えば、砂地盤や植生）の色と同化してしまうため、これらの色のPD漂着量は計算できない。日本海側の解析地点ではWebカメラ撮影画像を目視で確認する限り、黒色や透明色のPDがほとんど漂着していなかったため、これらを検出できないことによる影響は小さい。しかし、黒色や透明色のPDが相対的に多く漂着する海岸では何らかの方法で黒色や透明色のPD漂着量を加えるような処理が必要となる。例えば、目視



図(1)-13 PD側面内の画素のCIELUV値（2011年4月の月平均値と標準偏差）の時刻に対する変化。(a)青色ポリタンク、(b)立方体型発泡スチロール、(c)円中型発泡スチロール。グレーのバンドはPD検出のためのColor Reference (CR) の範囲を示す。

で漂着するすべての色のPD画素を検出し、黒色や透明色を除いた全色のPD画素数に対する全色のPD画素数の比を計算しておき、本手法で計算された黒色や透明色を除いた全色のPD漂着量にこの比を乗じることで全色のPD漂着量を推定するといった方法が考えられる。

5) プラスチックゴミ漂着量の変動要因に関する一考察

対馬や輪島ではPD漂着量に増減した時期に西寄りの風が観測されていた。解析4地点はいずれも西向きの海岸であるため、西寄りの風が連吹すると、風に伴って生じる波・流れや風圧により漂着量が増減すると推察されるが、同時期に飛島や稚内ではほとんど変化していなかった。このことは岸向きの風が必ずしも漂着量の増減に寄与しないことを示唆している。PD漂着量の増減は基本的に新たに漂着したPD量と波浪などの海象要因により海岸から再漂流したPD量の大小関係で決まる。また解析4地点は海岸・海底地形が異なるため、同じ岸向きの風が連吹したとしても波の浅水変形過程や形成される海浜流が異なるであろう。

このように、変動要因を詳細に調査するためには各地の海岸・海底地形を踏まえて海岸付近の波や流れを再現し、漂着・再漂流過程を明らかにする必要がある。さらにKako et al.(2011)⁹⁾は東シナ海における数値モデルを用いて粒子追跡計算に基づくHindcast実験を行い、五島列島沖合の漂流ゴミ量の時系列を計算し、五島列島奈留島大串海岸に設置したWebカメラ撮影画像から計算した漂着ゴミ量の時系列¹⁴⁾と比較したところ、両者の変動パターンがよく一致していた。このことはゴミ漂着量の増減は沖合を漂流するゴミ量にも依存することを示唆している。

6) Webカメラを用いたプラスチックゴミ漂着量計測の優位性

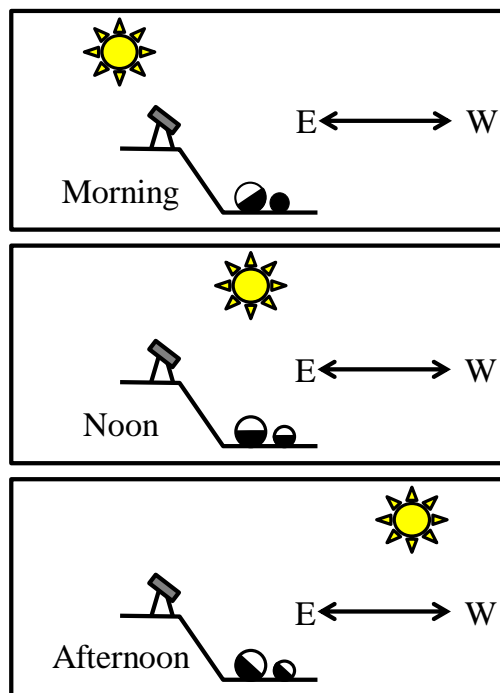
Webカメラで計測されるPD漂着量はあくまで被覆面積であり体積ではない。また物陰にあるPD量についても直接計測することができない。しかしながら、我々はWebカメラを用いたPD漂着量計測には既往の計測方法と比較して以下のような優位性があると考えている。

Webカメラを用いることでPD漂着量を連続的に取得できるため、その変動要因の解明に役立てられる。これまで世界中で行われてきた数か月毎の人力による海岸調査¹¹⁾では調査間隔よりも時間スケールの短いPD漂着量の変動については不明であるため、自然現象との比較が困難であった。本研究では風データとの比較を示したが、今後、海岸・海底地形を考慮して波や海浜流などの海象データと比較することによりPD漂着量の変動要因の解明が期待できる。

Webカメラを用いたPD漂着量計測は環境負荷を考慮した計画・重点的な海岸清掃にも利活用できる。現状ではゴミの漂着状況に応じて適当な時期に年1回の海岸清掃が行われている。限られた財源の中で環境中に存在するPDを削減するのに最も効果的な海岸清掃を実施するためには、その時期選定が重要である²²⁾。磯辺ら(2012)²²⁾が示すようにWebカメラを用いて計測された漂着量の時系列変動からその海岸における清掃時期の選定基準を定めることで効果的な海岸清掃を行うことが可能である。

また最近Nakashima et al.(2012)²³⁾は室内実験に基づきある特定の漁業用ブイに含有される重金属の海岸への年間溶出量を推定した。このような年間溶出量を用いてPDから海岸への化学物質溶出量を評価する際にその海岸の漂着量を計測することは必要不可欠である。したがってWebカメラによって多地点でPD漂着量を計測し、推定された年間溶出量を用いてPDから海岸への化学物質溶出量を評価することで環境負荷が大きい海岸を重点的に清掃することができる。

またここでは示していないが、MEBでは色別にPD漂着量を評価することも可能である²⁴⁾。各海岸には漂着するPDの種類には特徴がある。例えば、本研究のモニタリング地点である長崎県対馬市棹崎海岸やKako et al.(2010)¹⁴⁾のモニタリング地点である長崎県五島市奈留島大串海岸では白い発砲スチロール製の漁業用ブイが多く漂着する。また山形県酒田市飛島では白い漁業用ブイの他、青いポリタンクが多く漂着する。このように海岸に漂着する色別のPD漂着量において特定のPDが支配的であれば、その特定PDの発生を抑制することでその海岸のPD漂着量の削減効果を定量的に評価することもできる。例えば、山形県酒田市飛島では白と青のPD漂着量が全色のPD漂着量の77%を占めていた(白:0.66、黄:0.08、赤:0.09、青:0.11、緑:0.06)²²⁾。そのため、漁業用ブイと青いポリタンクがなくなれば、飛島袖の浜海岸に漂着するPD量の77%を削減できることになる。また色別のPD漂着量に特定のPDの平均的な高さを乗じることで体積に換算することもで



図(1)-14 PD検出誤差の日射角度依存性

きる。実際に海岸清掃を行う前に、このような方法で予め回収すべき”量”が分かっているならば、作業にかかる労力を計る目安となり、適切な費用や人員を手配することも可能であろう。

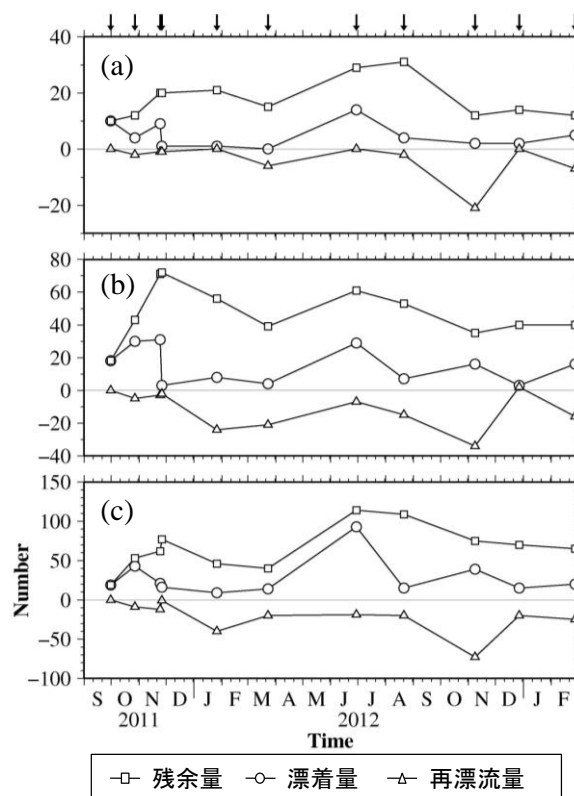
各海岸に設置したWebカメラシステムは比較的安価（機材費：約40万円、維持費（メンテナンス、通信費）：10万円／年）なものであり、本研究のように多地点に展開することができる。我々はこの点がWebカメラを用いたPD漂着量計測の最も大きな利点であると考えている。多地点に展開したWebカメラの撮影画像から本手法を用いてPD漂着量を計算し、Webカメラによって撮影される海岸面積で割ることで、多くの海岸のPD漂着密度を計算することもできる。例えば、各都道府県の複数海岸でWebカメラによるPD漂着量観測を行い、各海岸のPDの漂着密度を計測したとしよう。計測されたPDの漂着密度から各都道府県の平均漂着密度とその標準偏差を計算することができる。これにより日本全国におけるPDの漂着密度マップの作成、各都道府県の平均漂着密度及び標準偏差に海岸面積をかけることで日本全国におけるPD漂着量の総量推計を行うことが可能となり、海岸清掃に係る予算配分に活用することができる。

また我々のプロジェクトではWebカメラを用いて多地点で計測されたPD漂着量を利用して東アジア海域における海ゴミ輸送実態の解明を試みている。本研究では今回解析した4地点の他、太平洋沿岸にもWebカメラを設置し、海岸の撮影を行った（図-1(a)の○）。ただし、太平洋側の地点は日本海側に比べて漂着ゴミ量が非常に少なく、場所によってはカメラによる識別がほとんど不可能であった。また、日本海側に比べて潮位変動が大きく、この潮位変動によってゴミが短期間に移動していることが分かった。現手法では、3日間の撮影画像を用いたコンポジット解析に基づいてゴミを識別している。今後は現手法を改良し、漂着ゴミが短期間で移動する海岸のゴミ量を計測できるようにする予定である。

(2) 漂着ゴミ量に対する線形応答システム解析

1) 残余関数

3種類のブイについてそれぞれ漂着数、再漂着数、および残余数の時間変化を図(1)-15に示す。3種類のブイについて各変動量が同様のパターンで時間変化していることが分かる。まず、再漂着数を見ても、3つのブイとも2012年の11月に極大値、2012年の夏季に極小値をとる。このことは、3つのブイの和田浜上での動きが似通っていることを示しており、ここでは、3つのブイを区別することなく線形システム応答解析を行う。また、漂着数については2011年の冬季、2012年の夏季に極大値となる。このことから、新島沖合での3つのブイの水平分布パターンがほぼ同じであるものと推測される。その結果として、砂浜上での残



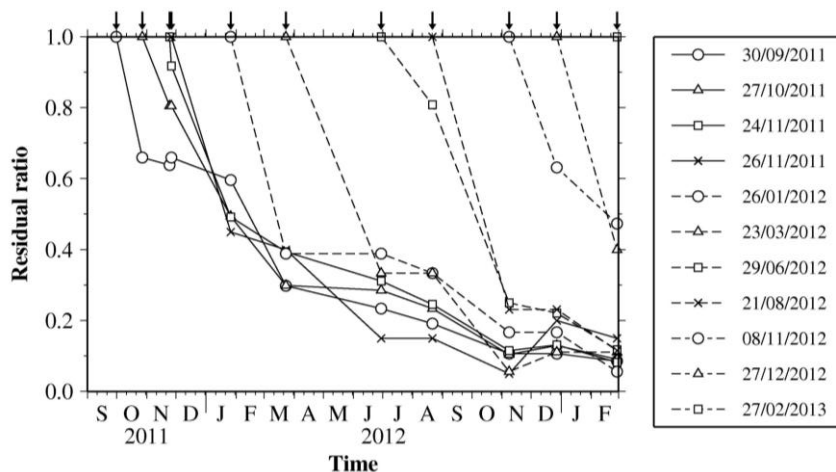
図(1)-15 残余量、漂着量および再漂着量の時系列。(a)Type1、(b)Type2、(c)Type3。

余量は、いずれのブイも2011年の冬季と2012年の夏季において極大となり、2012年の春季と2012-2013年の冬季に極小となっている。

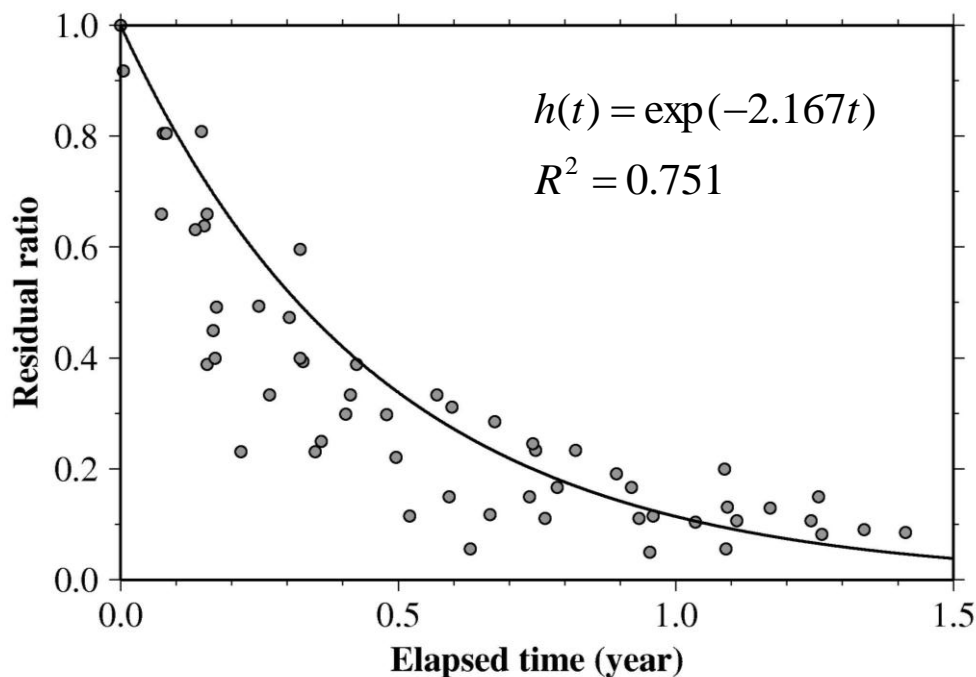
図(1)-16に3種類の全てのブイの残余数に基づいて求めた残余関数を観測毎に示す。全体的に残余率は漂着直後に急激に減少し、その後、減少の仕方が徐々に小さくなる。また、2012年の夏季に減少率が小さくなっているように見える。これは、沖合波浪特性の季節変化と関係しているものと考えられるが、ここでは減少率の季節変化の仕方については考慮しない、あるいはより長い時間スケールで砂浜の応答特性を調べることにする。これは基礎方程式(6)の係数が時間的に変化しないことに対応して

いる。

全ての観測で得られた残余率を、最初の観測日を原点 ($t=0$) として重ねたのが図(1)-17である。指数関数的に残余率が小さくなっていることがみてとれる。そこで、残余率の時間変化を指数関数によって近似したところ、有意な相関が得られた ($R^2 = 0.751, P < 0.01$)。



図(1)-16 観測毎の残余関数。残余率は3種類のブイ全ての残余数を用いて計算している。



図(1)-17 全ての観測結果を使って求めた残余関数

$$h(t) = \begin{cases} e^{-kt} & (k = 2.167, t \geq 0) \\ 0 & (t < 0) \end{cases} \quad (10)$$

これから“3つのブイの和田浜における”平均滞留時間（ k の逆数）は

$$\tau_r = \int_0^{\infty} h(\tau) d\tau = \frac{1}{k} = 0.460 \text{ year} = 168 \text{ day} \quad , \quad (11)$$

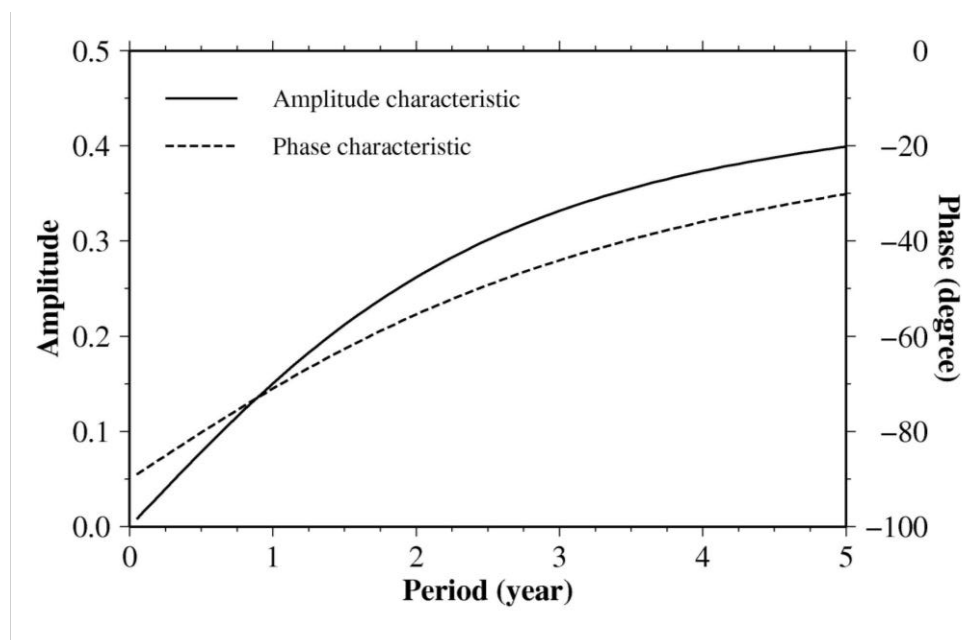
となる。和田浜に漂着した3種類のブイは、平均的には約5.5ヶ月後に沖合へと再漂流する。この値からType2のブイ1個あたりから海岸に溶出する鉛量が見積もることが可能となる。

2) 和田浜システム—積分型表現—

式(4)、(5)、(10)から和田浜システムの周波数応答および増幅特性と位相特性が計算できる。

$$\begin{cases} H(\omega) = \frac{k - i\omega}{k^2 + \omega^2} \\ A(\omega) = \frac{1}{\sqrt{k^2 + \omega^2}} \\ \theta(\omega) = -\tan^{-1}\left(\frac{\omega}{k}\right) \end{cases} \quad (12)$$

図(1)-18に“3種類のブイに対する”和田浜システムの増幅特性と位相特性を示す。インプット（漂着量： $x(t)$ ）に対してアウトプット（残余数： $y(t)$ ）の位相は必ず遅れる。インプットの変動周期が長くなる程、増幅率は大きくなりアウトプットは大きくなる。反対に、インプットとアウト



図(1)-18 線形システムとしての和田浜の特性。インプットの変動周期が長くなる程、増幅率は大きくなり反対に位相差は小さくなる。入力に対して位相は必ず遅れる。

プットの位相差は小さくなる。

砂浜のシステム応答特性が明らかになると、仮想的なブイの漂着量に対応した砂浜上に存在す

るブイの量を計算することが可能になる。このことは、例えば、今後何らかの対策を講じて沖合からのブイの漂着量が減少した場合に、どのくらい時間でどの程度海岸がきれいになるのか、あるいは、反対に、今後ブイの漂着量が増加していった場合に、どの程度の漂着量で落ち着くのか、といったシミュレーションを行うことができる。

初期状態で全くブイが漂着していないと仮定し、ある一定のブイの漂着量フラックス ($x_0: 8/\text{year}$) に対して、和田浜がどのように応答するのかを計算すると以下の様になる (図(1)-19(a))。なお、図中の縦軸は任意であり、相対関係に意味がある。

$$y(t) = \int_0^t x_0 e^{-k(t-\tau)} d\tau = \frac{x_0}{k} (1 - e^{-kt}) = x_0 \tau_r (1 - e^{-t/\tau_r}). \quad (13)$$

十分時間が経過すると、砂浜上に存在するブイの量は $x_0 \tau_r$ に、つまり漂着量 x_0 の τ_r 倍 (0.46倍) になることが分かる。式(12)の第2式において ω を無限大にすれば同様の答えが得られる。沖合からの漂着量と同じであっても滞留時間の長い海岸の方が、最終的に海岸上に存在する残余数が多くなる—ゴミ回収に労力が必要となる—のである。また、その一定値に落ち着くのにより時間がかかる。

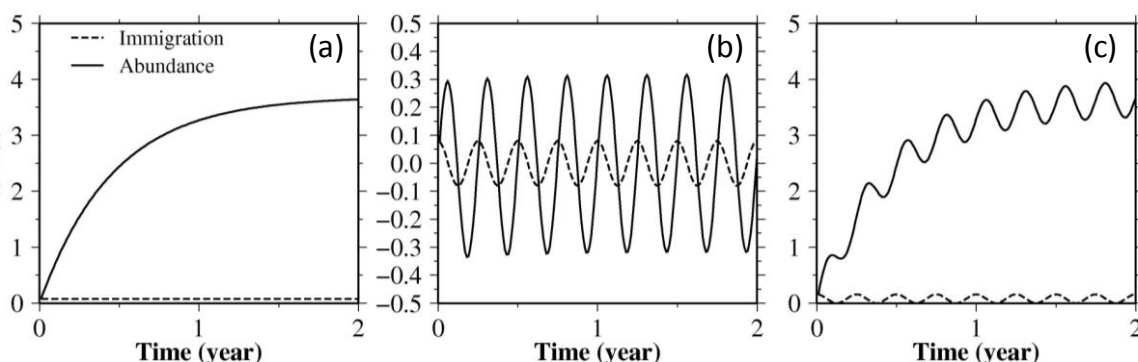
続いて、漂着量が周期的 ($T = 0.25$ 年) に余弦関数に従って変化する場合について調べてみる (図(1)-19(b))。漂着量が負の値をとるのは現実的ではないが、ここではシステムの応答特性を調べることを目的としているので問題ない。

$$y(t) = \int_0^t x_0 \cos(\omega_0 t) e^{-k(t-\tau)} d\tau = \frac{x_0}{k^2 + \omega_0^2} \left\{ \sqrt{k^2 + \omega_0^2} \cos(\omega_0 t + \theta) - k e^{-kt} \right\}. \quad (14)$$

ここに $\theta = -\tan^{-1}(\omega_0/k)$ であり、沖合からの漂着量の変動周期が同じであっても滞留時間の長い海岸の方が位相差は大きくなる。また、十分時間が経過すると、残余数は

$$y(t) \rightarrow \frac{x_0}{\sqrt{k^2 + \omega_0^2}} \cos(\omega_0 t - \theta), \quad (15)$$

に近づく。インプットに対する増幅率は $1/\sqrt{k^2 + \omega_0^2}$ なり、式(12)第2式と一致する (振幅: $8/\text{year} \times 0.0396 = 0.317$)。アウトプットはインプットに対し約 85 度位相が遅れる。式(13)と式(14)から両方のタイプの漂着量があった場合、海岸の残余量は以下の様になる (図(1)-19(c))。



図(1)-19 理想的な漂着ゴミフラックス（破線）に対する和田浜システムの応答（実線）。(a)一定のフラックスに対する応答、(b)周期0.25年で変動するフラックスに対する応答、(c)(a)と(b)の両者を併せたフラックスに対する応答。

$$y(t) \rightarrow \frac{x_0}{k} + \frac{x_0}{\sqrt{k^2 + \omega_0^2}} \cos(\omega_0 t - \theta) \quad (16)$$

この様に、砂浜を線形入出力システムとしてとらえることで、異なるシナリオに対する砂浜の応答（砂浜上のゴミ存在量）を予め評価することができるようになる。これは、線形システム応答解析の大きな利点である。

ここで、Webカメラシステムで計測しているのは残余数 $y(t)$ である、という点に注意が必要である。これに対し、海洋数値モデル（例えば、文献²⁵⁾⁻²⁶⁾が予測するのは、海岸への漂着量 $x(t)$ 、あるいは沖合でのゴミの存在量である。数値モデルの予測結果をWebカメラシステムの結果を使って検証するためには式(3)の逆フーリエ変換から求めた $x'(t)$ と数値モデルによる予測結果 $x(t)$ を比較すれば良い。これにより海岸の増幅率や位相遅れを考慮したより精度の高い比較検証を行うことができるであろう。

$$x'(t) = \frac{1}{2\pi} \int_{-\infty}^{\infty} \frac{Y(\omega)}{H(\omega)} e^{i\omega\tau} d\tau. \quad (17)$$

3) 和田浜システム—微分型表現—

式(8)と式(10)から和田浜システムの伝達関数とインピーダンスが決まる。

$$H(s) = \frac{1}{Z(s)} = L[e^{-kt}] = \frac{1}{s+k}. \quad (18)$$

式(7)第2式と式(18)の比較から式(6)の次数と係数は以下の様になる。

$$n=1, a_0=1, a_1=k. \quad (19)$$

よって、残余数の時間変化を記述する方程式は

$$\frac{dy(t)}{dt} + ky(t) = x(t). \quad (20-1)$$

あるいは、

$$\frac{dy(t)}{dt} + \frac{y(t)}{\tau_r} = x(t). \quad (20-2)$$

となる。(20)は単純な連続式であり、砂浜上のブイの残余数の時間変化（左辺第1項）は、沖合からのブイの単位時間当たりの漂着数（右辺）と砂浜から沖合への単位時間当たりの再漂流数（左辺第2項）の差で決まる、ことを意味する。そして、単位時間当たりの再漂流数はその時の残余数に比例し、比例定数は k (τ_r^{-1})となる。Takeoka (1987)²⁷⁾は[T⁻¹]の次元を持つ k を輸送係数と呼んだ。今、沖合からの漂着量が海洋数値モデル等（例えば、文献^{25)・26)}で与えられると仮定すると、式(2)、式(20)から砂浜上の残余数の時間変化が、式(5)からは、砂浜の応答特性（増幅率と位相差）が変動周期毎に求まるのである。

4) 線形システム解析から明らかになった今後の課題

線形システム解析から、輸送係数 k あるいは滞留時間 τ_r が決まれば、和田浜の様に残余関数が指数関数で近似できる海岸のシステム特性を明らかにすることができる。例えば、Garrity et al. (1993)²⁸⁾のFig. 3を見ると、パナマのカリブ海に面した4つの海岸においても、ある時に海岸に漂着したゴミの集団の数が指数関数的に減少していることが分かる（勿論、彼らはシステム解析は行っていない）。

では、海岸の滞留時間（あるいは輸送係数）を決める要因は何であろうか？滞留時間は何の関数として表されるのであろうか？将来、滞留時間をモデル化できれば、労力を必要とする個体識別調査を行うこと無しに海岸のシステム特性を把握することが出来るようになるだろう。例えば、自然災害等で大量のゴミが沖合に流出した場合、数値モデルとシステム解析を組み合わせることで各海岸での漂着量とその時間変化を予測することが可能となる。これによって、広域的な視点に立った効果的な対策を講じることが可能となるであろう。

海岸に漂着したゴミが再漂流するという事は、当然、滞留時間は波の統計量や波や風が引き起こす流れに依存していると推測される。また、Bowman et al. (1998)²⁹⁾はイスラエルの地中海に面した9つの海岸で現地調査に基づくゴミ収支解析を行った。その比較結果から、再漂流過程には、海岸の地形、特に海岸の幅や砂や石の粒径が重要であることを指摘した。粒径が大きい場合（本研究のカメラ設置地点では対馬棹崎海岸が相当する）、ゴミが石にトラップされるため一旦漂着したゴミは再漂流し難いことを彼らは強調している。この他にも海岸の勾配は波の遡上高に影響しており、再漂流過程には重要な要素であると考えられる。また、海岸調査の際、ペットボトル等の軽い漂着ゴミが風圧によって容易に移動し、一部は再漂流しまた一部は海岸の奥へと移動する現象が見られる。よって、ゴミの実質の密度（空隙を考慮した密度）も滞留時間に影響を与えていると推測される。即ち、

$$\tau_r = \tau_r(S(\omega), B, \gamma, \phi, \rho, \dots).$$

ここに、 $S(\omega)$ は沖合での波浪スペクトル、 B と γ はそれぞれ海岸の幅と傾斜、 ϕ は粒径、 ρ はゴミの実質密度である。今後は、波浪の現地観測や数値計算、さらには地形測量等に基づいて滞留時間（あるいは輸送係数）のモデル化を行っていきたいと考えている。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

1) これまで事実上不可能であった色別の漂着ゴミ量の多地点連続計測を可能にするWebカメラシステムを世界に先駆けて開発した。この多地点連続観測結果とサブテーマ(2)の数値モデルにより東アジアにおける広域の海ゴミフローを明らかにすることに成功した。また、そのシステムの計測誤差の要因についても検討し、日射角度が小さい時に物体側面の色が暗くなることが主な原因であることを突き止めた。これにより高精度の観測を行うためには、側面が明るくなる時刻を測点毎に調べ、その時刻に撮影された画像のみを用いて解析することが重要であることを明らかにした。また、漂着ゴミ量を連続計測することにより、これまで困難であった自然現象との詳細な比較が可能となった。ここでは風データとの比較のみ示したが、今後、海岸・海底地形を考慮して波や海浜流などの海象データと比較することによりゴミ漂着量の変動要因の解明が期待できる。

2) 和田浜海岸を線形システムとみなし、漂着量をシステムインプット、海岸上の残余量をシステムアウトプット、現地観測から求めた残余関数をインパルス応答として、和田浜のシステム特性と残余量の時間変化の支配方程式を明らかにした。そして、システム特性から幾つかの理想的なインプットに対する和田浜の応答を理論的に計算した。

線形システム解析は一般的な方法であるが、漂着ゴミ量の解析に応用したのは分担者らの知る限り世界初である。このように、海岸を線形システムと考えることで、これまで困難であった数値海洋モデルの結果（インプット量）と海岸上のゴミ量（アウトプット量）の直接比較や、幾つかの削減対策に対応した漂着量変動シナリオに対する海岸上のゴミ量の時間変化を定量的に評価することが可能となった。また、今後の研究の方向性として、様々な海岸でのシステム応答特性を調べ、滞留時間の数学モデルを構築することが重要な研究課題であることを指摘した。この様に、漂着ゴミ動態をシンプルではあるが数式を用いて表現することで、より科学的な漂着ゴミ研究の発展に寄与するものと考えている。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

沖縄県石垣市は2013年度に本Webカメラシステムを導入し、陸域での海洋ゴミ発生過程のモニタリングに活用する方針である。

<行政が活用することが見込まれる成果>

環境問題を解決する上での第一歩は、モニタリングに基づいて現状を科学的に把握することである。しかしながら、漂着ゴミ問題についてはこれまで人力によるゴミ回収が最も一般的なモニタリング手法であり、これが問題解決（低減）を図る上での一つの大きな障害となっていた。このような背景の下で、我々が開発したシステムは、今後、漂着ゴミ問題を科学的に解決していく上での大きな役割を担うと考えている。Webカメラシステムの優位性は、これまで計測が困難であった色別の漂着ゴミ量を、連続でしかも多地点で計測可能なことである。これにより以下の行政的な応用が考えられる。

- 1) Webカメラを用いて計測された漂着量の時系列変動からその海岸における清掃時期の選定基準を定めることで効果的な海岸清掃を行うことが可能である(非公開の政策サマリーで、事業化を提言)。

- 2) MEBでは色別にPD漂着量を評価することも可能であり、各海岸に漂着するPDの種類の特徴を把握することが可能である。例えば、山形県酒田市飛島では白と青のPD漂着量が全色のPD漂着量の77%を占めていた（白：0.66、黄：0.08、赤：0.09、青：0.11、緑：0.06）²²⁾。そのため、漁業用ブイと青いポリタンクがなくなれば、飛島袖の浜海岸に漂着するPD量の77%を削減できることになる。これにより、特定PDの発生を抑制することによる海岸のPD漂着量の削減効果を定量的に評価することができる。
- 3) また色別のPD漂着量に特定のPDの平均的な高さを乗じることで体積に換算することもできる。実際に海岸清掃を行う前に、このような方法で予め回収すべき”量”が分かっているれば、作業にかかる労力を計る目安となり、適切な費用や人員を手配することも可能である。
- 4) 本技術を河川に架かった橋に設置したビデオカメラ映像に応用することで河川から海に流入するゴミ量を直接計測することが可能となった（7.査読付論文2）参照）。実際、山形県では、H25-26年度に最上川に架かる橋に複数台のWebカメラを設置し、最上川から日本海に流入する浮遊ゴミのモニタリング調査を行う計画である。

6. 国際共同研究等の状況

(1) 研究計画名：Hawai'i remote sequential coastline monitoring of marine debris using webcameras

(2) カンターパート：

- 1) Nikolai Maximenko： International Pacific Research Center, Hawaii University、米国
- 2) Chris Woolaway： Ocean Conservancy (NGO)、米国
- 3) 米国海洋大気庁 (NOAA)
- 4) 米国魚類野生生物局 (USFWS)

(3) 連携状況

- 1) ハワイ州における長期の漂着ゴミモニタリング（震災起源漂流物を含む）のために米国カンターパートおよび愛媛大学（磯辺篤彦教授）、Japan Environmental Action Network (JEAN)、Oceanic Wildlife Society (OWS)と協同で米国大気海洋局 (NOAA) のファンドに予算申請を行っている。
- 2) 国総研・片岡研究官が2013年2月にハワイを訪問しNikolai Maximenko教授（ハワイ大学）とChris Woolaway (Ocean Conservancy) にWebカメラシステムの説明を行うとともに協同でカメラ設置場所を選定した。
- 3) 我が国由来のゴミが数多く漂着しているミッドウェー諸島でのWebカメラモニタリング実施に向けて、本Webカメラシステムの技術的課題、維持管理方法を参加メンバーで議論を進めている。

(4) 国際的な位置づけ

- 1) 現在、JAMSTEC、NOAAやHawaii大学により震災起因漂流物を対象とした長期漂流予測が行われているが、Webカメラシステムによる長期モニタリングによってこれらモデルの検証を行うことが可能となり、今後の予測モデルの高精度化に寄与できる。
- 2) 我が国を除けば、Webカメラシステムによって長期の漂着ゴミモニタリングを行うのは初めてとなる。これをきっかけとして、他の太平洋沿岸各国がこのシステムを採用することで、

環太平洋漂着ゴミモニタリングシステムへと発展することが期待できる。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

- 1) T. Kataoka, H. Hinata and S. Kako: Marine Pollution Bulletin, 64, 1829-1836 (2012) “A new technique for detecting colored macro plastic debris on beaches using webcam images and CIELUV”
- 2) 尾ノ井龍仁、二瓶泰雄、片岡智哉、日向博文：土木学会論文集 B1(水工学)、68、I_769-I_774 (2012)「河川漂流ゴミ輸送量に関する自動モニタリング技術の検討」
- 3) 片岡智哉、日向博文、加古真一郎：土木学会論文集 B2(海岸工学)、68(2)、I_1471-I_1475 (2012)「Web カメラ画像解析によるプラスチックゴミ漂着量の多地点連続観測」
- 4) 片岡智哉、日向博文：沿岸海洋研究、49(2)、113-126 (2012)「東京湾における漂流ゴミ流入量に対する逆推定手法の適用性と推定結果の水平拡散係数依存性」

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) 日向博文、片岡智哉：国総研レポート、p. 88 (2013)「東京湾に流入するゴミ量の推定」
- 2) 片岡智哉、日向博文、加古真一郎：国土技術政策総合研究所研究報告、51 (2012)「Web カメラを用いたプラスチックゴミ漂着量の計測手法の開発と多地点連続観測」
- 3) 日向博文、片岡智哉：NILIM News Letter、40 (Spring)、pp. 3-4 (2012)「Web カメラを用いたプラスチックゴミ漂着量の計測」
- 4) 片岡智哉、日向博文：国土技術政策総合研究所資料、627 (2010)「東京湾における推定ゴミ流入量の水平拡散係数に対する依存性」

(2) 口頭発表(学会等)

- 1) 加古真一郎、磯辺篤彦、片岡智哉、日向博文：2013年度日本海洋学会秋季大会 (2013)「粒子追跡モデルを用いた漂着ゴミ由来の有害重金属による海岸汚染リスクの検証」
- 2) T. Kataoka, H. Hinata and S. Kato : 53th ECSA Conference, Shanghai, China, 2013 ”Beaches as a linear Input/Output system of marine debris” (アブストラクト提出済み)
- 3) S. Kako, A. Isobe, T. Kataoka and H. Hinata : Workshop on Marine Debris Observing System in 6th IMDC, Honolulu, USA, 2013 “A new approach for monitoring marine debris using webcams and balloon photography“ (アブストラクト提出済み)
- 4) T. Kataoka, H. Hinata and S. Kato : PICES, Hiroshima, Japan, 2012 “Simultaneous monitoring at multiple sites of beached plastic litter quantity using webcam”
- 5) 加古真一郎、磯辺篤彦、片岡智哉、日向博文：2012年度日本海洋学会秋季大会 (2012)「全国展開された Web カメラ網と数値モデルを用いた漂着ゴミ発生源の特定」
- 6) T. Kataoka, H. Hinata and S. Kato : 50th ECSA Conference, Venice, Italy, 2012 “A new technique for detecting beached color plastic debris from webcam images using CIELUV”
- 7) T. Kataoka, Y. Nihei and H. Hinata : 50th ECSA Conference, Venice, Italy, 2012 “ Numerical Estimation of Floating Macro-debris Inflow Flux into Tokyo Bay”

- 8) T. Kataoka, H. Hinata and S. Kako : International Symposium; Marine Plastic Pollution -Toxic Chemicals and Biological Effects-, Tokyo, Japan, 2012 ”A new technique for detecting colored macro plastic debris on beaches using webcam images and CIELUV”
- 9) 片岡智哉、日向博文、二瓶泰雄：2011年度日本海洋学会秋季大会(2011)「河川から東京湾へ流入する漂流ゴミ量の推定」
- 10) 片岡智哉、日向博文、加古真一郎：2011年度日本海洋学会秋季大会(2011)「Webカメラを用いた漂着ゴミ量の多地点連続観測」
- 11) 片岡智哉、日向博文：2010年度日本海洋学会秋季大会(2010)「東京湾における漂流ゴミの収支解析」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) シンポジウム、セミナー等の開催（主催のもの）

特に記載すべき事項はない。

(5) マスコミ等への公表・報道等

- 1) 読売新聞（2012年9月3日、全国版、「米漂流がれきに大量生物」）
- 2) 子供の科学（2011年2月号、誠文堂新光社、「漂着ゴミ発生を科学的に分析 酒田・飛島に観測カメラ」
- 3) 北海道新聞（2011年2月20日、第2社会、「漂着の仕組み解明へ 国交省」）
- 4) 北国・富山新聞（2010年12月7日号、「漂着ゴミの観測開始 国交省、輪島にカメラ設置」）
- 5) 北國新聞（2010年11月21日、第1社会、「漂着ゴミ 輪島で観測」）
- 6) 八重山毎日新聞（2010年11月18日、「野底海岸に定点カメラ」）
- 7) 河北新聞（2010年11月5日、「漂着ゴミ発生科学的に分析」）

(6) その他

○受賞者：片岡 智哉

○賞： Best student oral presentation award, 50th ECSA Conference, Venice, Italy, June 2012.（豊橋技科大の社会人博士として）

○対象論文（口頭発表 6）、7））

・ Kataoka, T., H. Hinata and S. Kako (2012): A new technique for detecting beached color plastic debris from webcam images using CIELUV, Proc. of 50th ECSA Conference, O10.25

・ Kataoka, T., Y. Nihei and H. Hinata (2012): Numerical Estimation of Floating Macro-debris Inflow Flux into Tokyo Bay, Proc. of 50th ECSA Conference, O4.28

8. 引用文献

- 1) Plastics Europe (2011): Plastics – the Facts 2011 An analysis of European plastics production, demand and recovery for 2010, 32 pp.

- 2) Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil. Trans. R. Soc. B*, **364**, 1985–1998.
- 3) Derraik, J.G.B. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.*, **44**, 842–852.
- 4) Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L., Moore, C.J. (2010): Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**, 2275–2278.
- 5) Moser, M.L., Lee, D.S. (1992): A fourteen-year survey of plastic ingestion by western North Atlantic seabirds. *Colonial Waterbirds*, **15**, 83–94.
- 6) Shaw, D.G., Day, R.H. (1994): Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, **28**, 39–43.
- 7) Van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.L., Heubeck, M., Jensen, J.K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M., Turner, D.M. (2011): Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environ. Pollut.*, **159**, 2609–2615.
- 8) Teuten, E.L., et al., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Phil. Trans. R. Soc. B*, **364**, 2027–2045.
- 9) Kako, S., A. Isobe, S. Magome, H. Hinata, S. Seno and A. Kojima (2011): Establishment of numerical beach-litter hindcast/forecast models: An application to Goto Islands, Japan. *Mar. Pollut. Bull.*, **62**, 293–302.
- 10) Sheavly, S.B. (2007): National Marine Debris Monitoring Program: Final Program Report, Data Analysis and Summary. Final Report, *US Environmental Protection Agency Office of Water*, Washington, DC., 76 pp.
- 11) Ryan, P.G., Moore, C.J., Van Franeker, J.A., Moloney, C.L. (2009): Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Phil. Trans. R. Soc. B*, **364**, 1999–2012.
- 12) Seino, S., Kojima, A., Hinata, H., Magome, S. and Isobe, A. (2009): Multi-Sectoral research on East China Sea beach litter based on oceanographic methodology and local knowledge. *J. Coastal Res.*, **56**, 1289–1292.
- 13) Ribic, C.A., Sheavly, S.B., Rugg, D.J., Erdmann, E.S., (2010): Trends and drivers of marine debris on the Atlantic coast of the United States 1997–2007. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**, 1231–1242.
- 14) Kako, S., Isobe, A., Magome, S. (2010): Sequential monitoring of beach litter using webcams. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**, 775–779.
- 15) Fairchild, M.D. (2005): Color Appearance Models, second ed. *John Wiley*, New York, 385 pp.
- 16) CIE (1986): Colorimetry, second ed., CIE Publ. 15.2, Vienna.
- 17) Kako, S., A. Isobe and S. Magome (2012): Low altitude remote-sensing method to monitor marine and beach litter of various colors using a balloon equipped with a digital camera. *Mar. Pollut. Bull.*, **64**, 1156–1162.
- 18) Magome, S., T. Yamashita, T. Kohama, A. Kaneda, Y. Hayami, S. Takahashi and H. Takeoka (2007): Jellyfish patch formation investigated by aerial photography and drifter experiment. *J. Oceanogr.*, **63**, 761–773.

- 19) Takeoka, H. (1984): Fundamental concepts of exchange and transport time scales in a coastal sea, *Cont. Shelf Res.*, **3** (3), 311-236.
- 20) 日野幹雄 (1977): スペクトル解析, 朝倉書店, 296 pp.
- 21) 藤枝繁・星加章・橋本英資・佐々倉諭・清水孝則・奥村誠崇 (2010): 瀬戸内海における海洋ごみの収支, 沿岸域学会誌, **22**(4), 17-29.
- 22) 磯辺篤彦・日向博文・清野聡子・馬込伸哉・加古真一郎・中島悦子・小島あずさ・金子博 (2012): 漂流・漂着ゴミと海洋学-海ゴミプロジェクトの成果と展開-, 沿岸海洋研究, **49**(2), 139-151.
- 23) Nakashima, E., A. Isobe, S. Kako, T. Itai and S Takahashi (2012): Quantification of toxic metals derived from macroplastic litter on Ookushi Beach, Japan. *Environ. Sci. Technol.*, **46**, 10099-10105.
- 24) Kataoka, T., H. Hinata and S. Kako (2012): A new technique for detecting colored macro plastic debris on beaches using webcam images and CIELUV, *Mar. Pollut. Bull.*, **64**, 1829-1836
- 25) Yoon, J.-H., S. Kawano and S. Igawa (2010): Modeling of marine litter drift and beaching in the Japan Sea. *Mar. Pollut. Bull.* Vol. 60, pp. 448 - 463.
- 26) Maximenko, N., J. Hafner and P. Niiler (2012): Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Mar. Pollut. Bull.* Vol. 65, pp. 51 - 62.
- 27) Takeoka, H. (1987): Water Exchange in a Time-Varying Transport Field, *J. Oceanogr. Soc. Japan*, **43**, 21-27.
- 28) Garrity S. D. and S. C. levings (1993): Marine Debris Along the Caribbean Coast of Panama, *Mar. Pollut. Bull.*, **26**, 317-324.
- 29) Bowman, D., N. Manor-Smasonov and A. Golik (1998): Dynamics of Litter Pollution on Israeli Mediterranean Beaches: a Budgetary, Litter Flux Approach, *J. Coast. Res.*, **14**(2), 418-432.

(2) 海ゴミを介した化学汚染物質輸送の定量評価

愛媛大学 沿岸環境科学研究センター	磯辺篤彦
愛媛大学 沿岸環境科学研究センター	岩田久人
愛媛大学 沿岸環境科学研究センター	郭新宇
愛媛大学 沿岸環境科学研究センター	高橋真
愛媛大学 沿岸環境科学研究センター	板井啓明

〈研究協力者〉

愛媛大学 沿岸環境科学研究センター	加古真一郎
愛媛大学 理工学研究科博士後期課程	中島悦子

平成22～24年度累計予算額：105,810千円

(うち、平成24年度予算額：34,760千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

サブテーマ(2)では、漂流ゴミを介した化学汚染物質の輸送量や海岸蓄積量の定量評価と、海岸漂着ゴミの蓄積に伴う環境リスクの検証を目的とする。長崎県五島列島の海岸を研究フィールドに選び、漂着ゴミの総重量と、これに含有される有害金属の総量を明らかにすると共に、海岸への溶出量を世界で初めて推算した。評価方法はバルーン空撮と現地海岸調査、および境膜拡散モデルを組み合わせた溶出実験である。採取したゴミの中でも、ポリ塩化ビニル(PVC)製の漁業用フロートは鉛(製造時での添加物)を多く含有しており、海岸全体の総量で 313 ± 47 gに及ぶことが推定された。採取したPVCフロートをを用い溶出実験に供した結果、ゴミ中の鉛の周辺水への溶出を確認し、このゴミが有害金属の輸送媒体となることを確かめた。また、フロートから海岸土壌へ移行する鉛の蓄積速度を、 0.1 から $1 \times 10^{-3} \text{ g kg}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 程度と見積もった。この値より、現況のゴミ漂着量では、海岸土壌の有害金属が、ただちに環境基準を超えるとは考えにくいことがわかった。さらに、仮想粒子を漂着ゴミに見立てたコンピュータシミュレーションによって、日本沿岸域に漂着するゴミの10年長期予報を行った。その際、Webカメラ網でモニターしたゴミ漂着量(サブテーマ(1)参照)を、ゴミ起源地位置や起源地でのゴミ流出量の推算に用いた。そして、対象海域(黄海・東シナ海、日本海)への漂流ゴミ流入量が、海域外(北太平洋)への流出量を大きく上回っている事実を発見した。分解しないプラスチックゴミは、今後も当該海域へ蓄積を続け、10年以内には、現況の250倍程度の大量漂着となる海岸も散見された。現況のゴミ漂着量では問題視するほどではない含有化学汚染物質も、このような海岸では、大量に漂着したゴミから海岸へ汚染物質が移行して、環境リスクが顕在化する可能性がある。以上の結果は、サブテーマ(3)が主宰する海ゴミ・サイエンスカフェにおいて地域社会と共有され、PVCフロートの分別回収など、適正な漂着ゴミ処理に役立てられている。

[キーワード]

海岸漂着ゴミ、含有重有害金属、海岸溶出、漂流長期予報、大量漂着

1. はじめに

主として東シナ海や日本海に面した地域を悩ます大量の越境性漂着ゴミ(海ゴミ)被害は、これまでの多くのマスコミ報道や関係各所の努力によって、広く社会に認知されるようになった。今後は、海岸漂着物処理推進法に基づく、国による海ゴミ処理への財政支援が強く期待される場所である。総じて国の経済的支援には国民的合意が必要であろう。しかし、同法第一条に謳われる「海岸における良好な景観及び環境の保全を図る」目的に則れば、アクセスの悪い、すなわち普段は目にしない海岸景観の保全に、広い国民的理解が得られるだろうか。景観保全を目的とした海ゴミ処理は、結果として、著名な海水浴場などビジネスにつながる海岸を優先する結果となるかもしれない。実際に、同時期に撮影した著名な観光地である石垣島の川平湾(写真(2)-1)と、アクセスの悪い同島北部に位置する平野海岸(写真(2)-2)を見ると、まぎれもなく、海ゴミ被害に対する海岸の二極化は現実のものとなっている。



写真(2)-1 2011年3月10日の石垣島川平湾



写真(2)-2 2011年3月13日の石垣島平野海岸

それでも環境、すなわち健全な生態系や生活圏の保全が目的ならば、海ゴミ処理への国民的理解は得やすいだろう。ところが、海ゴミの環境影響を科学的に実証した研究は、実はそれほど多くはない。ようやく最近になって、プラスチック製品の中間材料であるレジンペレットに吸着したPCBsやDDEを検出したRios et al. (2007)¹⁾など、いくつかの先駆的研究が注目され始めた。ここでは、海岸で優占するプラスチック製の海ゴミが、化学汚染物質の越境輸送をもたらす媒体となる可能性が指摘されている。

そもそも、プラスチックの生産においては、たとえば有害金属が添加剤や触媒、顔料や安定剤としてとして広く使われている²⁻⁷⁾。たとえば、ステアリン酸塩($\text{Pb}(\text{C}_{18}\text{H}_{35}\text{O}_2)_2$)は、ポリ塩化ビニル(PVC)からなるプラスチック製品の滑性や安定性を高める²⁾。このような利点があるにもかかわらず、鉛は動植物や微生物に対する毒性が知られている⁵⁾。そのためヨーロッパ連合(EU)は、ヒトの健康へのリスクを減少させるために、鉛を含む6種の有害重金属を含有する電子・電気機器について「電子・電気機器に含まれる特定有害物質の使用制限に関する指令(RoHS)」を実施している⁸⁾。この規制は、リサイクルされた合成プラスチックにも適応されており⁹⁾、規制値に対する違反も多く報告されている^{6,7)}。

このように、金属は沿岸生態系に対する潜在的な脅威があるにもかかわらず、漂流プラスチックゴミから有害金属が海岸環境へ溶出する点は、これまで、ほとんど注意が払われていなかった。

私たちが喫緊に取り組むべき課題は、海ゴミを介した金属など化学汚染物質の輸送量や海岸蓄

積量を定量評価すること、そして、海ゴミの蓄積に伴う海岸生態系や健全な生活圏への環境リスクを科学的に検証することである。さらに、それらの知見を周知することで海ゴミリスク低減への国民的合意を涵養すること、そして、処理推進法が効果的に運用できるよう、国と地域行政、そして地域住民など、多様な主体がゴミ処理に協働できるスキームを構築することである。

2011年度に提出した中間評価資料において、私たちは、沖縄県・石垣島や長崎県・五島列島、あるいは山形県・飛島など、東シナ海や日本海に散在する離島や本州の海岸に漂着するポリ塩化ビニル製の漁業用ブイから、大量の鉛が検出される事実を指摘した。その後、この鉛が海岸に溶出することで危惧される現況の環境リスクや、あるいは将来のリスクについて研究を進めてきた。以降、環境リスクの定量的な評価結果や、漂流ゴミ輸送のコンピュータシミュレーションと組み合わせたリスクの将来像について報告する。

2. 研究開発目的

サブテーマ(2)が取り組む課題は、海ゴミを介した化学汚染物質の輸送量や海岸蓄積量を定量評価すること、そして、海ゴミの蓄積に伴う海岸生態系や健全な生活圏への環境リスクを科学的に検証することである。さらに、それらの知見を周知することでリスク低減への国民的合意を涵養し、そして、処理推進法が効果的に運用できるよう、国と地域行政、そして地域住民など、多様な主体がゴミ処理に協働できるスキーム(枠組み)を構築していく。

海ゴミを介した化学汚染物質の海岸蓄積量を定量評価するためには、まず海ゴミ自体の海岸蓄積量を精度よく計量しなければならない。そして、海ゴミの中でも、個数比・重量比ともに他を圧倒するプラスチックゴミについて海岸蓄積量を推算した後に、個々に含有される化学汚染物質量を定量し、海岸全体に蓄積する汚染物質総量に換算しなければならない。さらに溶出試験を通して、海ゴミから海岸環境中への汚染物質の移行量を求める必要がある。その後、推定される移行量に対する生体リスクを、しかるべき環境基準と照らし合わせて評価しなければならない。そして、漂流ゴミの輸送シミュレーションを用いて、起源地から漂着地に至るゴミと、これを介した汚染物質の輸送過程を表現し、将来のリスクを考察していく。なお、本課題では、海洋中を漂流するプラスチック微細片(例えば、Thompson et al., 2004¹⁰)についても研究を進めた。少なくとも海岸漂着ゴミ問題において、以上の全てが方法論の確立から始まる新たな試みである。

上記のような環境情報は、「海ゴミ・サイエンスカフェ(サブテーマ(3)が主催)」を通して市民と共有される。そこでは、ゴミに起因する海岸汚染情報に対する市民のアクセシビリティ(親和性)を担保しつつ、海ゴミによる化学汚染が誤った誇張のもとで風評とならないよう、情報のトレーサビリティを確保した双方向的な市民と科学の関係構築を目指す。

3. 研究開発方法

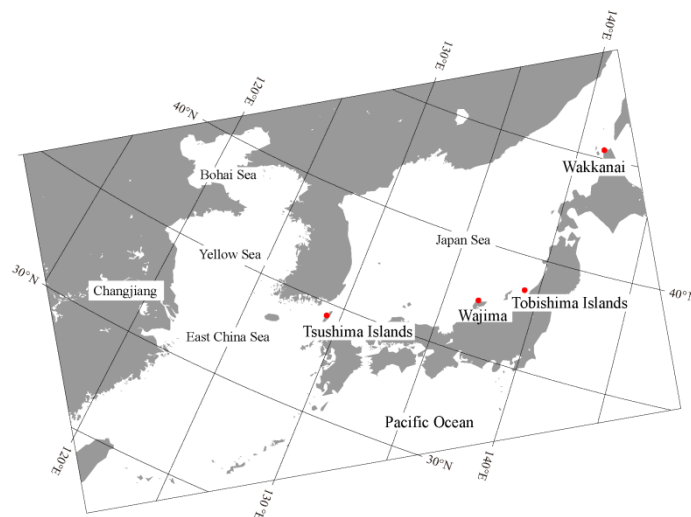
(1) 漂流ゴミの輸送シミュレーション

漂流ゴミの輸送過程を表現し、これを媒介とした化学汚染物質の輸送過程や、将来のリスク評価のために、現実的な海流や風の条件を与えたゴミの輸送シミュレーションを行う。本研究課題では、東アジア縁辺海(黄海、東シナ海、日本海)における漂流ゴミの輸送シミュレーションモデル作成のため、まず、同海域で複数の海洋循環モデル(同化プロダクト)が計算する表面流速を統合した海面流速マップを作製した。なお、本研究課題では、海洋循環モデルとして、黄海・東シナ海

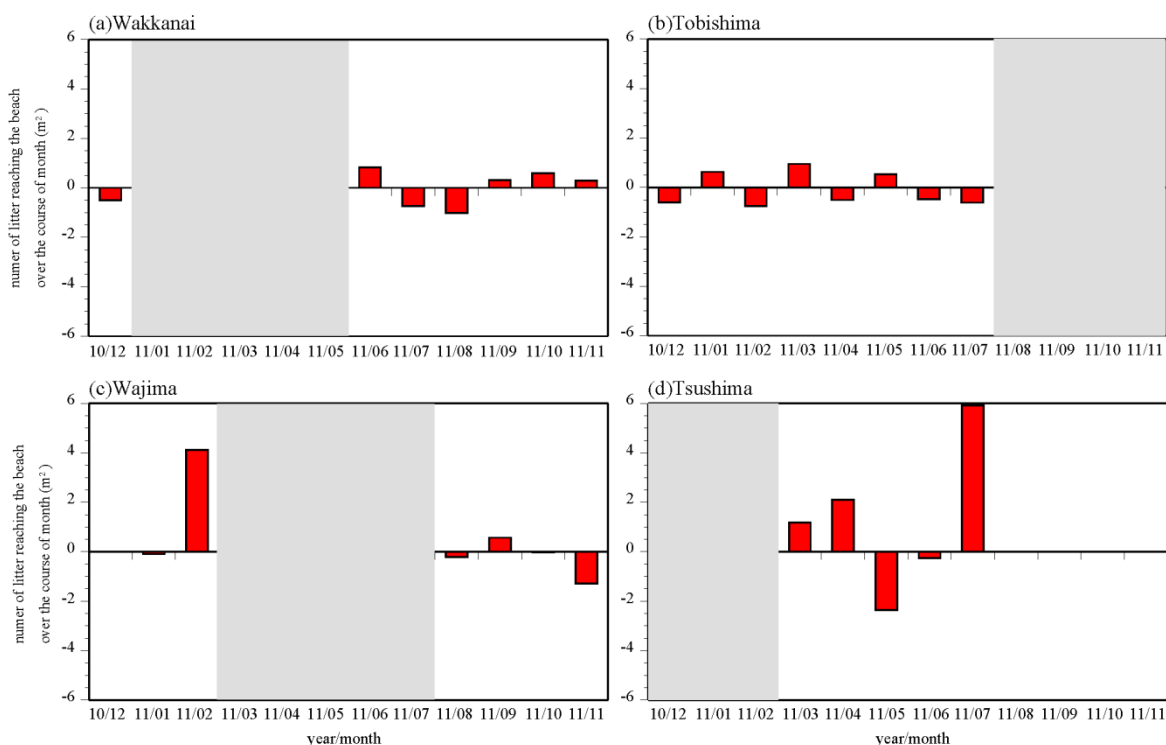
では DREAMS データセット¹¹⁾(JADE データセットと同一のモデル結果を提供する)を、日本海でも DREAMS データセットを、モデルの一部に含まれる太平洋域には、海洋研究開発機構などが開発した JCOPE2 データセット¹²⁾を利用した。さらに、衛星観測された 12 時間ごとの ASCAT 海上風データを、緯度経度方向に 1/4 度の解像度で格子化し(査読付き成果論文(3))、風圧流の計算に用いた。

続いて、サブテーマ(1)が Web カメラを設置した日本海の海岸から、代表的な稚内、飛島(山形)、輪島、対馬(図(2)-1)を選んだ。カメラによって計量された 2010 年 11 月から 2011 年 12 月までの海ゴミ被覆面積から、月平均値の被覆面積増加量(=1 か月間の新規漂着量；図(2)-2)を算出した。この増加量を新規の漂着数(画像中の 1 ピクセルをゴミ 1 個と換算)と見立て、これの発生位置(起源地)推定を行った。

さらに、実際の 2010 年～2011 年の海流や風(それぞれの向きは逆)を与えたモデルに仮想粒子を流すことで、海ゴミの発生位置を逆算する実験を行った。モデルにおける粒子の投入位置は上記の 4 海岸であり、投入量はピクセル数を個数にした 1 か月の漂着量である。発生位置の推定には当研究課題の以前に実施した環境省地球環境研究推進費(H19-H21：D-071)にて開発した双方向粒子追跡法(Isobe et al., 2009)を、発生位置におけるゴミ漂流量の推定には、逆問題推定法(Kako et al, 2010; 2011)を用いた。さらに、逆算した発生位置から投入した粒子を、向きを元に戻した海流や風に乗せて移動させ、Web カメラで監視した漂着量(被覆面積)とモデルで得た漂着量(ピクセル数で換算した粒子数=被覆面積)を比較することで、モデルの正当性を評価した。その後、粒子の投入を 10 年間持続させることで、日本周辺海域での海岸蓄積量の長期変動を定量化し、海ゴミのフロアマップに取りまとめた。さらに海ゴミ発生量を増減させることで、ゴミの周辺海域での滞留量が、どの程度変化するか実験を行った。次節に述べるプラスチックゴミに由来する化学汚染物質の海岸移行量と照らし合わせ、化学汚染物質の輸送量を検証した。



図(2)-1 海ゴミの起源地推定を行った稚内、飛島、輪島、対馬の各海岸位置

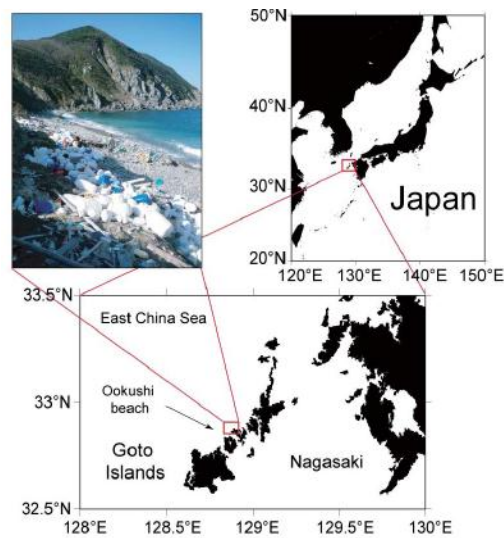


図(2)-2 Web カメラデータの解析によって得た、稚内(左上)、飛島(右上)、輪島(左下)、対馬(右下)における、2010年11月から2011年12月までの、前月から当月の一か月間における新規ゴミ漂着量(ゴミ被覆面積を指標とする)。図中のグレーの帯は、積雪や機器の不調による欠測期間である。

(2) 海岸における海ゴミ由来の化学汚染物質と輸送過程の実態解明

1) バルーンを用いた海岸における漂流ゴミ蓄積量調査

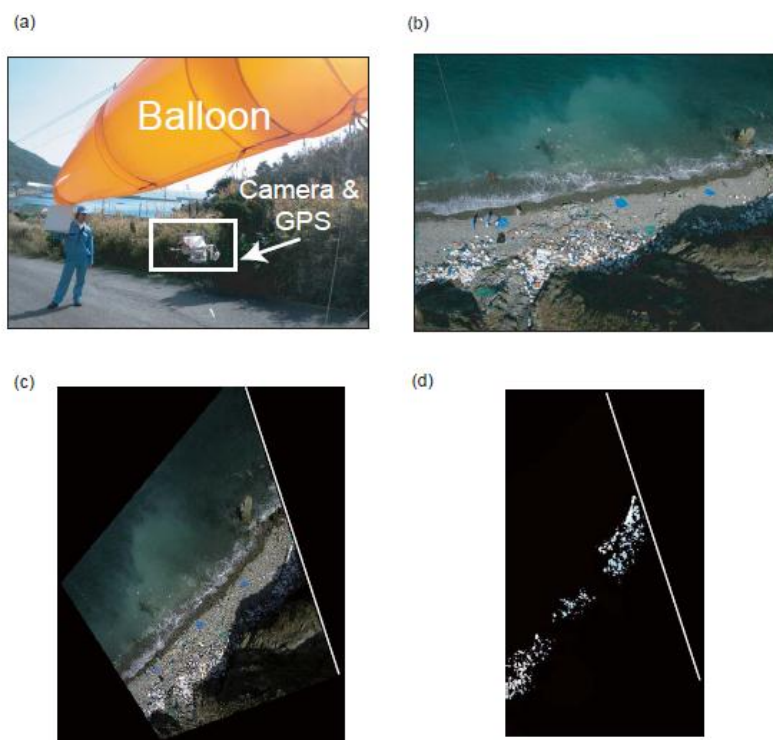
海ゴミや、これに由来する化学汚染物質の環境リスクを評価するためには、まず、海岸における海ゴミ蓄積量を正確に測定する必要がある。本研究課題では、五島列島・奈留島・大串海岸(図(2)-3)を定点観測海岸とした。また、大串海岸以外にも、石垣島(沖縄県)、飛島(山形県)にて試料の採取調査を実施し、含有される化学物質の地域差について調査した。このうち大串海岸は、アクセスの悪さから清掃活動が行われておらず、人為的なゴミ蓄積量の変動がないため、定点調査に適当であった。まず、2009年10月21日-同24日、2010年7月29日-8月2日、2010年3月3日-同7日に同海岸にて採取したデータを分析に供した。



図(2)-3 長崎県・五島列島・奈留島・大串海岸の位置と、海岸に蓄積した漂着ゴミ

現地海岸においては、まず海ゴミによる海岸被覆面積を計量した。デジタルカメラを取り付けたバルーン(写真(2)-3(a))を海岸の200-400m高度まで上げ、海岸全体の画像(写真(2)-3(b))を得た。つづいて、Magome et al. (2007)¹³⁾が示す射影変換手法を用いることで、真上から撮影された画像に変換処理(写真(2)-3(c))した。閾値となる輝度を試行錯誤の後に決定して、海ゴミと推定されるピクセルを抽出した。さらに、真上画像を漂着ゴミのみを白いドットで表現する画像(写真(2)-3(d))に変換する。最後に、ゴミと判定されたピクセル数(この場合は、1ピクセル=10cm×10cm)を数えることで、海岸のゴミ被覆面積を算出した。

バルーン撮影の翌日に、海岸にて、2m×2mの区画内におけるゴミの全重量と、材質(木材・金属・プラスチック・複合素材)ごとの重量を総計10区画で計量し、枠面積4m²を除することで、単位面積当たりのゴミ重量に換算した。そして10区画で平均した単位面積重量と標準偏差を用いて、海岸全体における単位面積当たりの海ゴミ量を95%区間推定した。求めた単位面積当たりのゴミ重量に、バルーン調査で得たゴミ被覆面積を掛けることで、海岸に蓄積している海ゴミ重量、および材質ごとの重量を95%区間推定した。



写真(2)-3 奈留島大串海岸でのバルーン撮影と画像変換処理。(a)デジタルカメラ搭載のバルーン。(b)海岸の空撮画像。(c)射影変換処理をした真上画像。(d)漂着ゴミ(白いピクセル)の抽出。

海岸での海ゴミの重量推算とは別に、1区画あたり約3 kgのプラスチックゴミをランダムに採取し研究室に持ち帰り、プラスチック判別機(PlaScan-W, オプト技研株)を用いて、ポリエチレン(PE)、ポリプロピレン(PP)、ポリエチレンテレフタレート(PET)等の材質ごとに分類した。その後、プラスチックゴミに吸着・含有される重金属の分析に着手した。分析には蛍光X線分析計(XRF; Innov-X, alpha-6500)を用いた。また、プラスチックゴミの製造国は、ゴミの表面に記載された文字情報から判別した。

2) XRF を用いた有害重金属の化学分析

実験室に持ち帰ったプラスチックゴミを対象に、ゴミに含まれる有害重金属の調査を行った。プラスチックゴミ中に含有する有害金属の化学分析には、可搬型の蛍光X線分析計(alpha-6500, Innov-X Systems社: 以降「XRF」と記載)を使用した。XRFは、誘導結合プラズマ質量分析計(Agilent 7500cx, Agilent社製: 以下「ICP-MS」と記載)を使用して得られる値と、XRFで測定して得られる値とを比較して校正した。校正の結果、ICP-MSとXRFによる分析値の間で、有意な相関関係が得られたのは5種類の金属(Cr(クロム), Cd(カドミウム), Sn(スズ), Sb(アンチモン), Pb(鉛))であったため、これらの金属を定量の対象とした。PETの中のSbは、比較的低い相関関係(0.75)であったため、定量の対象から除外した。定量の不確かさと定量下限値は、標準物質(European Standard Materials, EC681k)とバージン・ペレット(Grand Polymer Japan 社製)を、10回繰り返し測定により定めた。分析の不確かさは、標準物質(EC681k)を10回測定して得られるデータを使用して平均し、平均に対

する標準偏差の割合(%)を計算した。XRFの定量下限値は、バージン・ペレットを10回測定して得られた標準偏差の10倍値により決定した。XRFの定量下限値未満の値は、 0 mg kg^{-1} とした。XRFから得られるすべての値は、回帰式を使用してICP-MSによる測定相当の値に校正した。

次の目的は、大串海岸における漂着プラスチックゴミ由来の金属の総重量を計算することである。漂着プラスチックゴミに含有する金属はポリマーの種類によって異なるため、金属の重量はポリマー種類ごとに計算した。正確な定量のために、平均値に対して標準偏差が3倍を超える値は、今回の定量から除外した。ポリマー種類の重量は、ポリマー中の金属の平均濃度を掛けることで、ポリマー種類に含有する「金属総量」を推定できる。ポリマー中の「金属総量」は、計算中の誤差を伝播させた上で推定した。

3) 溶出実験



写真(2)-4 PVCフロート

プラスチックゴミが海岸の汚染要因となるか否かを検証するためには、ゴミに含まれる汚染物質が海岸環境へ移行(溶出)するか否かを確認する必要がある。これまでは漂着プラスチックゴミから溶出する金属については、ほとんど着目されていないが、本研究では、はじめて海ゴミに含まれる有害金属を対象とした溶出実験を実施した。実験を簡便に実施するために、我々は同一種類のPVC製の漁業用フロートを選定した(写真(2)-4; 以下「PVCフロート」と記す。13.5 cm×φ3.0 cm、平均重量 39.0 g、鉛が高濃度で検出)。

このPVCフロートは、日本近海の様々な海岸で漂着が確認されており、一般的なプラスチックゴミである。ここでは、PVCフロートが類似した状況下(例えば砂や水の温度、降水日)に晒される場合は、漂着する場所に関係なく、溶出過程は同じように進行すると仮定した。溶出実験には、ほぼ同じ形の15個のPVCフロートを選定した。これらは、長崎県五島列島大串海岸(1検体)[2010年10月18日]、山形県酒田市飛島田下海岸(1検体)[2011年3月5日]、沖縄県石垣市野底海岸(13検体)[2011年3月11日]で採取したものである。海岸にゴミが漂着した後に、周辺の水(例えば雨水)に溶出する鉛の量に着目するため、本研究では純水を用いて鉛の溶出を調べた。

溶出実験を行う前に、XRFでPVCフロート中の鉛濃度を測定し、また、すべてのPVCフロートの表面積を、3Dレーザースキャナー(DAVID, LASERSCANNER)で計測した。これらの値は、次項で定める溶出速度と分配係数の推定に使用した。そして、PVCフロート1個を、820mlのElix-純水(Elix, MILLIPORE)の入ったガラス容器に入れた。これらのガラス容器15個と、PVCフロートを入れないガラス容器1個を準備した。ガラス容器は、室温($25.5 \pm 1.0^\circ\text{C}$)で120時間、恒温振とう機(SWB-17/25, ASONE)を使って、120rpmの振幅で振とうした。 $25.5 \pm 1.0^\circ\text{C}$ という室温下で実施したのは、大串海岸における梅雨期(5-7月)の日最高気温にほぼ等しいという理由による。実験中(120時間)は、水10mlを12時間おきにガラス容器から採取し、同じ量の純水をガラス容器に加えた。また、硝酸0.5ml(HNO_3 , 超微量分析用(Wako Pure Chemical Industries社))を10mlの液体試料に加えた。その後、ICP-MSに試料を導入し鉛濃度を測定した。さらにガラス容器の表面に吸着する鉛の損失分を、回収試験によって評価した。回収試験で得られたデータの解析によると、平均1.8%の鉛がガラスの表面に吸着していた。実験中に失われる鉛は、ガラス容器中で溶出する鉛重量の推定値に加えられた。

4) PVCフロートからの鉛溶出量の計算

閉鎖系の中で実施する溶出実験の結果は、実験に用いる容器の大きさに依存してしまう。本研究では、現場海岸においてPVCフロートから鉛が溶出する速度を推定するため、Fickの拡散法則に基づいた境膜モデルを採用した。以下、本研究課題の成果として査読付き成果論文(5)にて公表しているモデルの詳細を、多少煩雑ではあるが再掲する。まず、固体中(PVCフロート)に含まれる物質(鉛)が、固体周辺の液体中(雨水など)に拡散する過程は以下のように表すことができる。

$$V \frac{dc}{dt} = aK \frac{(kc_f - c)}{d} \quad (1)$$

ここで、 K は Fickian 拡散における拡散係数で、 δ は拡散が生じる距離スケール、 V は Elix 純水の量 (820ml) で、 a は PVCフロートの表面積、 t は 実験の経過時間で、 c は実験でElix純水中に溶解した鉛濃度、 c_f はPVCフロート中の単位体積あたりの鉛体積を表す。式(1)で K/δ を v に置き換えることで式(2)を得る。

$$V \frac{dc}{dt} = av(kc_f - c) \quad (2)$$

上記の微分方程式を c について解くことで、さらに式(3)を得る。

$$c = kc_f \left(1 - e^{-\frac{avt}{V}} \right) \quad (3)$$

簡易な数学的操作を経て、式(3)を式(4)へと変換することができる。式(2)の左辺は、実験の間に物質濃度が飽和した値(すなわち $c \rightarrow c_\infty$)に達すると0になるため、式(2)右辺から式(5)を得る。したがって、上記の実験データを使って、鉛の溶出速度(v , cm h^{-1})と分配係数(κ)を、以下の通りに計算できる。

$$\frac{V}{a} \ln \left(\frac{\kappa c_f}{\kappa c_f - c} \right) = vt \quad (4)$$

$$\kappa = c_\infty / c_f \quad (5)$$

ここで、 c_f はXRFを使って測定した単位重量あたりの鉛重量であるが、ここではPVCの密度 1.25 g cm^{-3} (1.1から 1.4 g cm^{-3} の中央値) を用いて単位体積当たりの重量「 g L^{-1} 」へ換算している。中央値の選択はややその場しのぎであるが、プラスチックの重量が変化する分解や劣化の過程を経ても、15個の(ほぼ同じ体積の)PVCフロート試料は、ほとんど同じ重量であったことから、この密度の推定値は悪くはないと言える。式(4)に、時間変化する鉛濃度 c の値を代入し、最小二乗法を使用した回帰直線の傾きとして、 v の値を得ることができる。

しかし環境リスク評価には、上記の溶出速度 (v) ではなく、実際の海岸上で、PVCフロートか

ら単位時間あたりに溶出する鉛重量の推定が必要となる。溶出速度 (v) 自体からは、まだ海岸に溶出する鉛の重量を推定することはできない。なぜなら、式(4)に示すように、この値は実験で使用するガラス容器の体積 (V) に依存するためである。

そのため、海岸にある一つのPVCフロートから溶出する鉛の重量(以下、「溶出速度」と区別するために「鉛の溶出量」と記載)を R_i とにおいて、これを式(6)に従って計算した。ここで、実際の環境中の鉛濃度 c は、PVCフロート中の濃度である c_f よりも、無視できるほど低いと仮定している。その理由は、PVCフロートから溶出する鉛は、連続的に流れる周辺の水ですぐに希釈されるためである。したがって、式(6)は式(2)の右辺の c にゼロを代入することで得ることができる。

$$R_i = a v_i \kappa_i c_f \quad (6)$$

ここで、 a はPVCフロートの表面積であり、 v_i と κ_i は、それぞれ実験で求めた、対象としているPVCフロート(i)の溶出速度と分配係数である。

続いて、バルーン調査によって、海岸における漂着ゴミ量や、ここに占めるPVCプラスチックゴミの占める割合が既知となる大串海岸を対象に、この海岸全体におけるPVCプラスチックゴミ(ほとんどがPVCフロート)から溶出する単位時間あたりの鉛の総溶出量 (R) を推定した。なお、他のポリマー種類に含有する鉛は、PVC中に含まれる鉛よりも2-3桁小さい。そのため、PVCプラスチックゴミのみを考慮することで、海岸に溶出する鉛の総溶出量を算出できると考えた。

$$R = A v \bar{\kappa} \bar{c}_f r_{pvc} \quad (7)$$

ここで、 A はバルーン空撮によって得られた大串海岸のゴミ被覆面積、 \bar{c}_f は大串海岸で採取したPVCフロート単位重量当たりの鉛重量平均値で、 κ は、式(5)を用いて得られた分配係数の平均であり、 r_{pvc} は大串海岸のゴミ総重量に対するPVCゴミの重量割合である。

最後に、式(7)で得られたPVCプラスチックゴミからの鉛の総溶出量(単位時間当たり)を、1年間を通じて大串海岸に溶出する鉛の総量(M)に換算した。

$$M = R p T \quad (8)$$

ここで p は一年間の降水日で、 T は一年間の時間換算(8,760時間)である。式(8)において、溶出過程は、ゴミが雨水で覆われる降水日に散発的に生じると仮定した。ここでは、大串海岸に最も近い福江气象台で、1971年から2000年の間で収集されたデータに基づいて、10mm以上の降水日の平均日数の年比率(つまり57日/365日)を使用した。

5) 海洋プラスチックゴミによる含有有害金属の長距離輸送過程

a. 未使用PVCフロートを用いた溶出実験

前項においては、本研究で実施する漂流プラスチックゴミからの鉛の溶出実験について記述した。後述する通り、実際にプラスチックゴミ中に含まれる添加剤由来の鉛は、溶出実験によって周辺水に溶け出すことが明らかになった。しかし、このことは、一つの疑問を投げかける。まず、海ゴミは長期間(数か月、あるいは数年)海洋を漂流した後、海岸に漂着するものである。漂流の間

も、周辺海水には含有金属が溶出を続けるだろう。しかし、長期間の漂流過程(=溶出過程)を経てなお、海岸に漂着したプラスチックゴミには、大量の鉛が含まれている。なぜ、漂流プラスチックゴミに含有される有害金属は、長期間の漂流中にも枯渇しないのだろうか。

そこで本研究は、海洋プラスチックゴミから溶出する添加剤由来の金属に着目し、上記の問題に答えようと2つの仮説を立てた。最初の仮説では、添加剤由来の金属がプラスチックゴミの表面から溶出するのは、ごく薄い層からだけであり、その後、金属の溶出を終えた薄い層がプラスチック内部の金属の溶出を防ぐ「殻」のような役割をすることで、長期間輸送されるのではないかと考えた(仮説1)。次に、ゴミが海岸に漂着した後に、表面の薄い層が海砂などによって物理的な損害を受けて壊れ、プラスチックゴミ中に保たれていた金属が海岸へ溶出すると考えた(仮説2)。上記2つの仮説は、Coleら(2011)¹⁴⁾が提唱したように有害金属を長距離輸送する「トロイの木馬効果」であると考えられる。本研究は、「トロイの木馬効果」(上記2つの仮説)によって、海洋プラスチックゴミ中の添加剤由来の金属が長距離輸送されているのかを検証する。

上記の2つの仮説を、以下の2種類の溶出実験によって検証した。1つ目は仮説1に対応しており、PVCフロート中の鉛が、輸送中に周囲の水へ溶出し続ける状況を模擬した。2つ目は仮説2に対応しており、PVCフロートが海岸に漂着した後、海砂でPVCフロートに傷がつき、鉛が溶出する状況を模擬した。PVCフロートを用いた溶出実験の基本的な手順は、すでに3)において記述している。そのため、ここでは主要な変更点を中心に記載する。

実験手順を記述する前に、まず実験に使用した試料について記述する。本研究では、実際の海岸に漂着したPVCフロートを使用しない。それは、漂着したPVCフロートは、海砂によって長期間にわたる傷がついているためである。また、フロートが海洋中を移動する期間によって、鉛の溶出速度が異なることも予想される。PVCフロートには中国語が表記されているため、中国で製造されたことが判明した。そのため、未使用のPVCフロート30個を中国の製造者から直接購入した。PVCフロートの表面に刻印された文字情報から判別できた製造社名は数十であったが、我々は沖縄県石垣島の伊野田海岸に漂着したフロートと類似した種類を購入した。2011年3月11日に、伊野田海岸に漂着したPVCフロートを収集して、金属顕微鏡による表面観察に使用した。購入された未使用のPVCフロート(13.5cm×3.3cm×φ3.0cm(平均39.5g))のうち、10個を溶出実験に使用した。溶出実験の前に、XRFでフロート中の鉛濃度を測定した。XRFで測定した濃度値はICP-MSによる値と比較した上で校正した。XRFで測定した濃度はXRFとICP-MSとを比較して得られる回帰式により修正した。さらに、未使用のPVCフロートの表面積を、3Dレーザースキャナー(LASERSCANNER, DAVID社製)で計測した。これらの値は、次項に記載するように、溶出速度と分配係数の推定に用いた。

溶出実験では、未使用のPVCフロート1個、Elix純水(Elix, MILLIPORE社製)820mlをガラス容器に入れた。これらのガラス容器10個と、対照実験としてPVCフロートを入れないガラス容器1個を準備した。実験用のガラス容器は、室温で120時間、恒温振とう機(SWB-17/25, ASONE)を用いて120rpmの振幅で振とうした。実験中(すなわち120時間)には、24時間毎に水10mlをガラス容器から採取し、同量の純水を容器に加えた。硝酸0.5ml(HNO₃, 超微量分析用(Wako Pure Chemical Industries社))を、10mlの液体試料に加えた。上記の溶出実験を以下「120時間の溶出実験」と記載する。実験と分析の効率化を図るために、本研究では溶出実験に海水ではなく純水を使用した。そのため、鉛の溶出速度は実際の海水よりも過大評価している可能性が高い。金属の可溶性は、pHのような

多様な要因によって影響されるが¹⁵⁾、主に海水中では炭酸イオンと硫酸イオンが卓越しており、これらの鉛化合物は海水に不溶性である¹⁵⁾ためである。

次に示す2種類の120時間実験により、上記2つの仮説を検証した。まず1つ目の実験は、仮説1に対応している(「仮説1」: 海洋下での長期間にわたる移動中に、プラスチックゴミ中の有害金属は、金属が溶出し尽くした殻によって、海水への溶出を妨げられている)。ここでは120時間の溶出実験を4回繰り返した(合計480時間)。各120時間の溶出実験が終わる直後に、ガラス容器中の純水をすべて交換した。鉛が飽和した水を使用すると、正確な鉛の溶出速度を評価できないためである。鉛が飽和した直後にガラス容器中の水を交換したため、未使用のPVCフロート中の鉛は、継続的に溶出したと仮定した。また、後に示す図(2)-10にあるように、4回の実験(480時間)の終了時には、添加剤由来の鉛がPVCフロートから純水へとほとんど完全に溶出したと仮定する。そして、上記の溶出実験に使用したPVCフロートの表面に、紙やすり(#120)で傷を付けて、次の溶出実験に供した。2つ目の溶出実験は、仮説2を検証するために実施した(「仮説2」: PVCフロートを覆う殻によって守られていた鉛が、海砂によって傷がつくことで、徐々に海岸に溶出する)。紙やすりはXRFを用いて10回繰り返し測定し、鉛が含有していない事を確認した。以前に実施した120時間の溶出実験と同様に、24時間おきに水10 mlを採取し、ICP-MSに導入後、鉛濃度を測定した。純水中に溶出する鉛を正確に推定するために、ガラス容器の表面に吸着する鉛の損失分を、回収試験によって評価した。回収試験で得られた結果によると、平均1.8%の鉛がガラス容器の表面に吸着していた。実験中に失われる鉛は、ガラス容器中で溶出する鉛重量に加えられた。さらに、標準偏差を上回る濃度値は、それぞれのデータ解析から除外した。そのため、今回はPVCフロート7個 (n=7)の結果を報告する。

b. PVCフロート1個あたりから溶出する鉛重量の計算

4) の(4)式にある通り、溶出実験で得た溶出速度は、実験に使用する容器の体積に依存するため、ガラス容器中の純水に溶出する鉛濃度を直接用いても、鉛の溶出速度を推定できない。それでも、1回目の溶出実験(480時間)中に測定した鉛濃度を用いれば、4) で構築した境膜拡散モデルにより、PVCフロート1個あたりから溶出する鉛の最大量を計算できる。そこで、まず初めに鉛の溶出速度(v ; cm h^{-1})と分配係数(κ)を、式(4)と(5)を用いて計算する必要がある。式(4)に、時間毎に変化する鉛濃度データ c を代入し、最小二乗法を用いた回帰直線の傾きとして、 \square の値を得る。また、120時間の溶出実験で得た120時間目の鉛濃度 c_{120} を用いて(5)より κ を得る。この手順は4)と同様である。

次に、未使用のPVCフロートから溶出する、単位時間あたりの鉛の溶出量(以下溶出速度(v)と区別するために、鉛溶出量(R_i ; g h^{-1})と記載する)を、120時間の溶出実験から得られた溶出速度(v_i)と分配係数(κ_i)を用いて推定した。下付添え字 i は120時間の溶出実験が実施されている間の時間を意味する($i=0-120, 120-240, 240-360, 360-480$)。ここで我々は、実際の海洋環境において鉛濃度 c は、 c_f よりも十分に低いと仮定する。それは、PVCフロートから鉛が溶出した後すぐに、移動する周辺の水で連続的に希釈されるためである。このとき、各溶出実験中の鉛の総量は以下のように示される。

$$R_i = av_i\kappa_i c_f \quad (9)$$

a はPVCフロートの表面積を示す。120時間の溶出実験ごとの溶出量を、480時間の実験継続時間全体にわたって計算した。4回の120時間の溶出実験で計算されたそれぞれの鉛の溶出量(R_i)は、実験の継続時間の「中点」における値と見なした(すなわち、最初の120時間の溶出実験を開始してから60, 180, 300, 420時間)。その後、最小二乗法によって以下の指数式によって近似した。

$$R(t) = R_0 e^{-\alpha t} \quad (10)$$

ここで $R(t)$ は時間の関数として示す鉛の溶出量 (g h^{-1})で、 R_0 は溶出量の初期値(g h^{-1})、 α は溶出係数(h^{-1})である。式(10)を0から無限大まで時間積分することで、未使用のPVCフロートから溶出する鉛の総量を、以下のように推定することができる(Q : 以下「鉛の溶出量」と区別するために「鉛の溶出総量 (g)」と記載する)。

$$Q = \int_0^{\infty} R_0 e^{-\alpha t} dt \quad (11)$$

最後に本研究では、鉛の溶出総量(Q)から、未使用のPVCフロートから鉛が溶出する「殻」の厚さ(以下「殻の厚さ」と記載)を推定する。ここで、鉛の濃度勾配はPVCフロート面の場所によらず均一であると仮定した。そのため、鉛の溶出総量は、PVCフロートの体積あたりの鉛重量(c_f)と、フロートの表面積(a)に依存する。そこで、鉛の溶出総量は、以下のように定義される。

$$Q = d \bar{a} \bar{c}_f \quad (12)$$

ここで d は鉛が周囲の水に溶出するフロート表面に形成される殻の厚さで、 \bar{a} はフロートの表面積の10個のサンプルの平均値、また \bar{c}_f は未使用のPVCフロートの体積あたりの鉛重量の平均値である。なお、単位は「 g L^{-1} 」から「 g cm^{-3} 」へと変換している(すなわち、 $6.4 \times 10^{-3} \text{ g cm}^{-3}$)。式(11)を用いて得られた Q を式(12)に代入することで、殻の厚さ d を求めることができる。誤差の範囲は、 R_i のt分布における95%信頼区間で推定した。誤差は計算の過程で伝播させた上で、式(11)と式(12)における Q の誤差を推定した。

c. 金属顕微鏡を用いたPVCフロート表面の傷の観察

さらに本研究では、上記で推定した殻の厚さの確認のため、それぞれ、未使用PVCフロート、意図的に傷を付けたPVCフロート、そして実際に漂着したPVCフロートの表面を観察し、推定された殻の厚さ程度の瑕が実際のフロート表面で観察されるかどうか確認した。本研究では、金属顕微鏡(VANOX-T, AHMT-513, OLYMPUS社製)を用いて、それぞれのPVCフロートの断面を観察した。金属顕微鏡は、通常は金属構造の観察に使われるが、本研究では、金属顕微鏡をフロート表面の傷の深さを測定するために応用した。これは、後述する本研究で計算した殻の厚さが金属顕微鏡の対象範囲であったためである。未使用のPVCフロートは、傷のない対照試料としても観察した。測定の前には、それぞれのPVCフロートをはさみで2cm四方に切り、それらの破片は2種類の液状エポキシ樹脂を混合した容器中に入れ(Epoxy HardenerおよびEpoxy Cure Epoxy Resin, BUEHLER社製)、液状エポキシ樹脂を、常温・常圧下で一晩静置することで固体化させ、中のフロートの破片を固定した。フロート断面を観察するために、固定した破片は、それぞれ、研磨機(Vector&Beta,

BUEHLER社製)を用いて以下の条件で研磨した。研磨剤は粗目(#280)、中目(#320)、細目(#600)の順に使用し、3ポンドの圧力下において、それぞれ3分間研磨した。PVCフロートの断面は金属顕微鏡に装備されているカメラで100倍の拡大率で撮影し、フロート表面上の傷の深さを計測した。

(3) 漂流するプラスチック微細片とこれに伴う汚染物質輸送

サブテーマ(2)では、目につく海岸漂着ゴミだけではなく、人目に触れることのない、しかしながら確実に相当量が海洋中を漂流しているはずのプラスチック微細片による化学汚染物質輸送についても研究を進めていく。2010年6月11日と9月1日に、松山市沖で濾水計を装着したプランクトンネット(目合い: 350 μm 、口径: 65×65 cm)を使用し、水平曳網を行うことでプラスチック微細片の採取を行った。航行中に自記式水温計で1分毎の表層水温を記録すると同時に、GPSロガーで位置情報を計測した。表層水温の勾配が大きい潮目とそれ以外の二か所で、それぞれ10分程度の曳網を実施した。6月11日に採取したプラスチック微細片は、重金属分析に供すべく、海水とともに、そのままPE容器に入れ保存した。また、9月1日に採取したプラスチック微細片は、微細片とともに採取した生物を固定するために、ホルマリン固定(2%)を行いポリエチレン容器に保存した。

6月11日に採取したプラスチック微細片を用いて、吸着・含有している有害重金属の定量を行った。採取したサンプルのうち、2 mm以上のプラスチック微細片(ポリエチレン(PE)とポリプロピレン(PP))を対象とした。テフロン容器に入れたPE試料総重量0.119gと、PP試料総重量0.012gにそれぞれ4 mlの硝酸を加え、マイクロ波分解装置(ETHOSD, マイルストーンゼネラル社)を使用し加熱分解した。これらの硝酸液を約50 mlになるようMilli-Q水でメスアップし、有害重金属であるCr(クロム)、As(ヒ素)、Cd(カドミウム)、Sn(スズ)、Sb(アンチモン)、Pb(鉛)の6元素をICP-MSを用いて定量した。

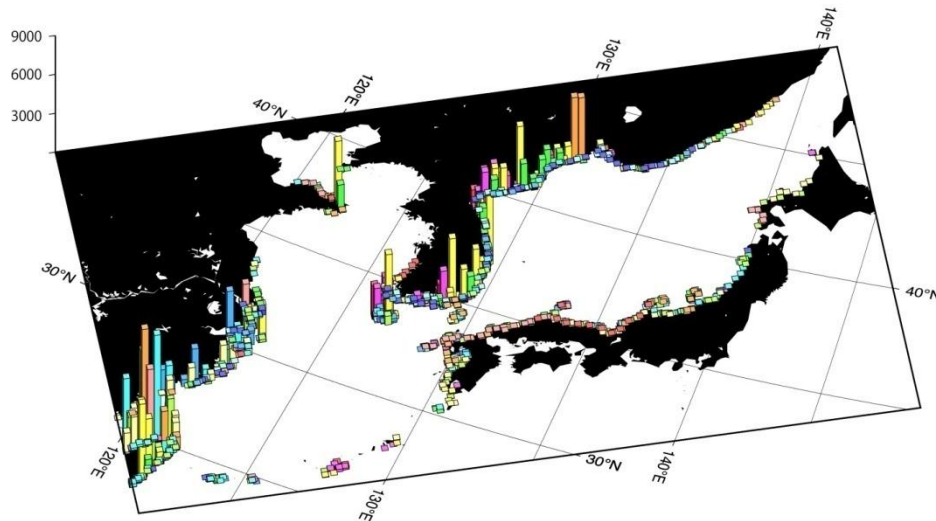
9月1日のサンプルは、大きさごとに分類されたサンプルから、実体顕微鏡(NIKON社, SMZ800)を用いてピンセットを使用しプラスチック微細片を選別することで、プラスチック微細片と生物に分類した。プラスチック片は画像処理ソフトウェア(imageJ 1.431)を使用し大きさを計測した。また、電子天秤を使用し乾燥させたプラスチック片の乾重量を測定後、プラスチック種類判別機(オプト技研株式会社, PlaScan-w)を用いプラスチック材質の特定を行った。生物サンプルもプラスチック片と同様に画像処理ソフトウェア(imageJ 1.431)により大きさの計測を行った。これらの生物サンプルをガラス繊維ろ紙で濾過後、60°Cのオーブン(ASONE社 DRYINGOVEN -450A)に24時間入れて乾燥させ、乾重量の測定を行った。

4. 結果及び考察

(1) 海ゴミの漂流シミュレーション

まず、Kako et al. (2010a)¹⁶⁾と同様の方法で、Webカメラで取得したゴミ漂着量データ(ピクセル数で換算)より、起源地に位置を推定し、さらに、起源地からのゴミ流出量を逆推定した。結果を図(2)-4に示す。図中でのバーの高さがゴミ流出量であり、1単位はWebカメラに写りこむ海ゴミの1ピクセル分に相当する。また、バーの色は図中に示す通りのゴミ流出月である。バーがない海岸は、ゴミの流出がないか、あるいは、当地から流出したゴミが日本の海岸には到着しにくいことを意味している。Webカメラを設置した日本海の海岸に漂着するゴミは、沿海州や韓半島東岸を

秋季から冬季に流出するものや、中国南部から周年を通して流出するものが多いことがわかる。日本海北部を冬季に流出したゴミが日本に到着しやすいのは、冬季の北西季節風の卓越を考えれば自然なことであろう。また、東シナ海を北東向きに流れる海流系の存在(Isobe, 2008)を考えれば、中国南部を発生した漂流物が、年間を通して日本に漂着しやすいことも理解できる。



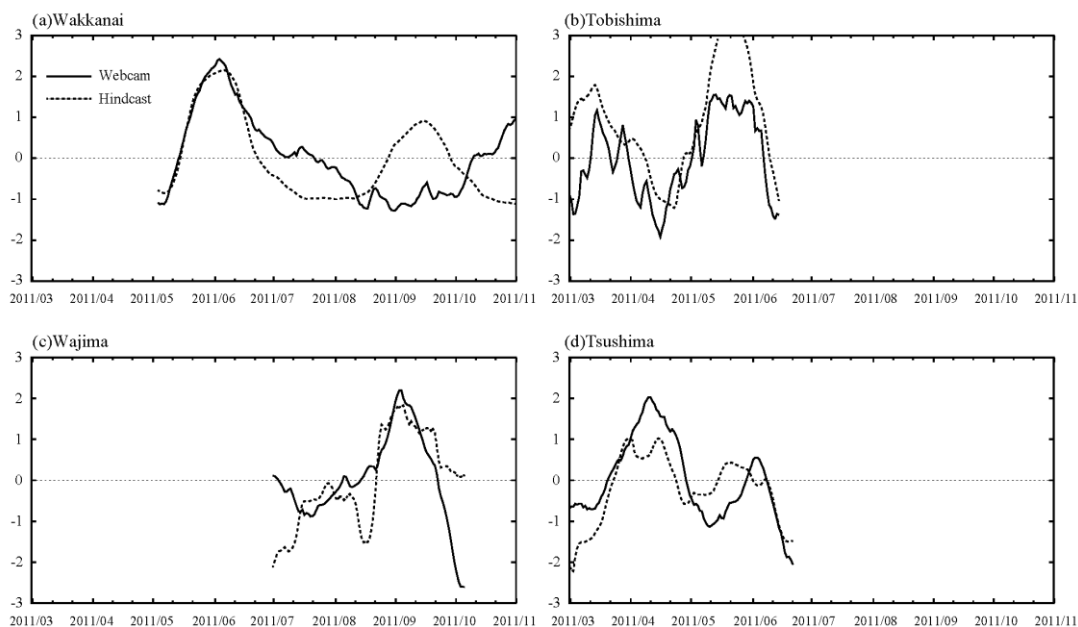
図(2)-4 逆推定で得たWebカメラ設置海岸に漂着するゴミの起源地とゴミ発生量・発生月分布

続いて、逆推定した起源地とゴミ発生量の精度を検証するため、図(2)-4の流出量データを用いて、2011年の3月から11月にかけて粒子追跡実験を行った。漂流ゴミに見立てた仮想粒子の運動は、前述の同化プロダクトで与えられる表層海流分布と、同じく前述の衛星海上風分布で決定され、これらは、向きを元に戻した以外は、起源地推定に用いたものと同じである。追跡実験の結果を用いて、Webカメラを設置した海岸位置に到達した仮想粒子の数と、Webカメラで観測した海ゴミ被覆面積を比較した。図(2)-5では、稚内(a)、飛島(b)、輪島(c)、そして対馬(d)の各海岸に設置したWebカメラで得たゴミ被覆面積と、モデルで得た仮想粒子到達量の時系列を比較している。モデルにおける仮想粒子が、海岸に近接する計算格子に24時間以上滞留した時点で、当該海岸への漂着と定義した(24時間の内には、2回の満潮時のどちらかで、少なくとも砕波帯よりも浅海部に到達することを想定)。その後、滞留する計算格子から離れた時点で、仮想粒子の海流系への「再漂流」とみなした。

なお、Webカメラが計測する被覆面積は、カメラが写す海岸の一部に漂着したゴミの量を反映しているに過ぎない。ここにおいては、モデルにおける漂着量との比較を、直接に行うことはできない。ここでは、それぞれの標準偏差を除いた時系列を比較した。なお、モデルの海岸に隣接する計算格子に粒子が24時間以上滞留すると、実際に漂流ゴミが海岸へ漂着する時期とは、ある程度の位相差があるはずである。実際の漂流ゴミは、波打ち際での移動を繰り返しつつ、満潮や高波高の際の、加えて適当な風向のタイミングで、海岸に打ちあがるのであろう(Webカメラ画像の観察に基づく¹⁷⁾)。そして、その位相差は波高や波向きを決める海岸形状や、あるいは風向を決める周辺地形に依存すると考えられる。実際に、Webカメラで得た被覆面積の時系列を、モデルで得た粒子到達数と比較すれば、モデルの時系列がWebカメラデータに比べ先行する傾向にある。図(2)-5では、稚内で11日、飛島で30日、輪島で40日、そして対馬では30日だけ、Webカメラの時系列

を過去にシフトさせて比較を行っている。

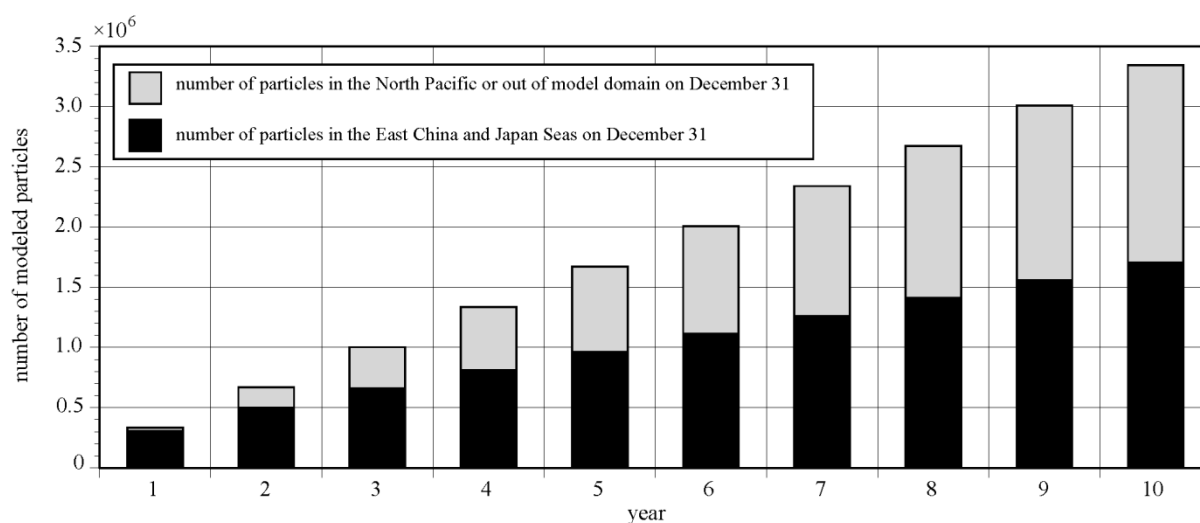
稚内における2011年9月から10月でのモデルでの被覆面積の上昇が、カメラでは捉えられていない。また、2011年7月から8月に輪島のカメラが捉えた実際の漂着量の上昇が、モデルでは再現できていない。しかし、この2例を除けば、両者はよく一致していると言える。



図(2)-5 Webカメラで計量した海ゴミの被覆面積(実線)と、モデルで求めた仮想粒子の海岸到達量(破線)。2011年3月から同年11月までの結果で、Webカメラの欠測がない時期のみを描画している。稚内(a)、飛島(b)、輪島(c)、対馬(d)の結果。両時系列は、それぞれの標準偏差で規格化し、またカメラの結果は本文記載の日数分だけ、後方(過去：左向き)にシフトさせている。

逆推定で求めた起源地の位置と流出量の推定や、あるいはモデルでの漂流ゴミ輸送過程の再現精度が概ね良いことを上記の時系列比較で確かめた上で、同じモデルを用いてゴミ漂着量の長期予測を行った。推定されたゴミ流出データ(図(2)-4)と、DREAMSとJCOPE2から得られた2010年の海表面流速、そしてASCATより推定された2010年の風圧流を用いて、10年間の粒子追跡実験を行った。海流流速と風速は2010年のものを10年間にわたって繰り返し利用した。

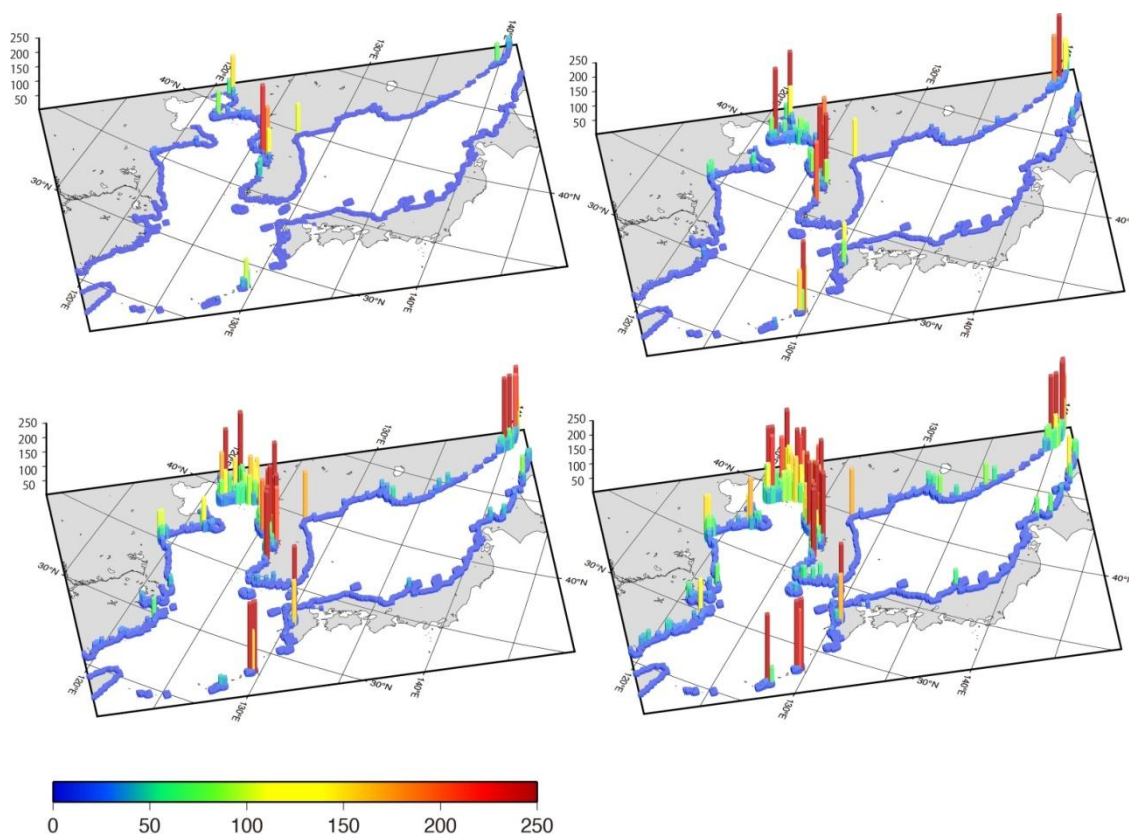
図(2)-6は、各年12月31日における東シナ海・日本海での仮想粒子の漂流数と、太平洋へと抜けて行った仮想粒子の総数である。これをみると、東シナ海や日本海を滞留する粒子は、10年間で年々増加している。すなわち、毎年東シナ海や日本海に流出するゴミよりも、同海域から太平洋に抜けていくゴミの方が少ない。このことは、海ゴミの約7割がプラスチック製(Webカメラ観測でも選択的に抽出；サブテーマ(1)の報告を参照)である¹⁸⁾ことを考えれば重要である。分解しにくく、環境から消えることのないプラスチックゴミは、たとえ現在のゴミ流出量が維持されたとしても、今後、海域での滞留量を増やし続けてしまう。流出量を1/2にする実験も行ったが、海域での粒子滞留数の増加率は鈍化するものの、ゴミ流入量と太平洋への流出量の比が変わるわけではない以上、やはり海域での滞留数が年々増加し続けることに変わりはない。そして、現在の東アジア各国での経済成長が続く以上、実際にはゴミの流出量も増加するだろう。



図(2)-6 仮想粒子の各年12月31日における東シナ海・日本海における漂流数(黒)と太平洋への流出数積算値(グレー)

つづいて10年間のシミュレーションで得た、海岸でのゴミ漂着数の経年変化を図(2)-7に示す。モデル海域全域に粒子が行き渡る2年目に各海岸格子に到着したゴミ総量を基準とし、計算開始から各年末までに、海岸格子に到着した粒子数の時間積算値との比を求めた。もし、周辺海域に漂流するゴミの数に変化がなく、そして各海岸に、毎年同じ数のゴミの漂着があるならば、例えば4年目の積算値は4倍となる。ところが、この図が示すように、わずか4年後であっても、ゴミ漂着量が現況の250倍に達する海岸が一か所存在する。その後大量漂着を示す海岸は増加を続け、10年目には全体の4%程度に達している。分解しないプラスチックゴミが周辺海域に滞留を続ける以上、周辺海域を漂流するゴミは増加を続け、そして、増加したゴミは、海岸への大量漂着に至るだろう。海ゴミの大半がプラスチックゴミである以上、今後の漂流ゴミの大量漂着は必然的なものである。なお、この実験は2010年の海流と風を使ったものであることに留意する必要がある。実際には、これらが経年変化することを考えると、大量漂着を示す図(2)-7の海岸も、海況や風況に応じて変化するはずである。これがどこになるか答えることは、海況や風況の長期予報が困難である以上難しい。本報告では、今後の「大量漂着時代」には、漂着の「ホット・スポット」になってしまう海岸が存在することを、確度の高い可能性として指摘するに留める。

なお、ゴミの投入量を削減する実験を実施したところ、海域に滞留するゴミ量が増加する速さは、ほぼ投入量に比例して増減した。このことは、たとえば投入量を1/10にした場合には、10年が100年後に延長されるものの、いずれ250倍となる海岸が4%発現する状況に変化はないことを意味する。



図(2)-7 シミュレーションで得た4年後(左上)、6年後(右上)、8年後(左下)、10年後(右下)の漂着数(全て2年目との比)。このフロアマップ中のバーの高さが漂着数比。最大で250倍程度。

(2) 漂着プラスチックゴミ由来の重金属による海岸汚染の定量評価

1) 大串海岸でのゴミ総量

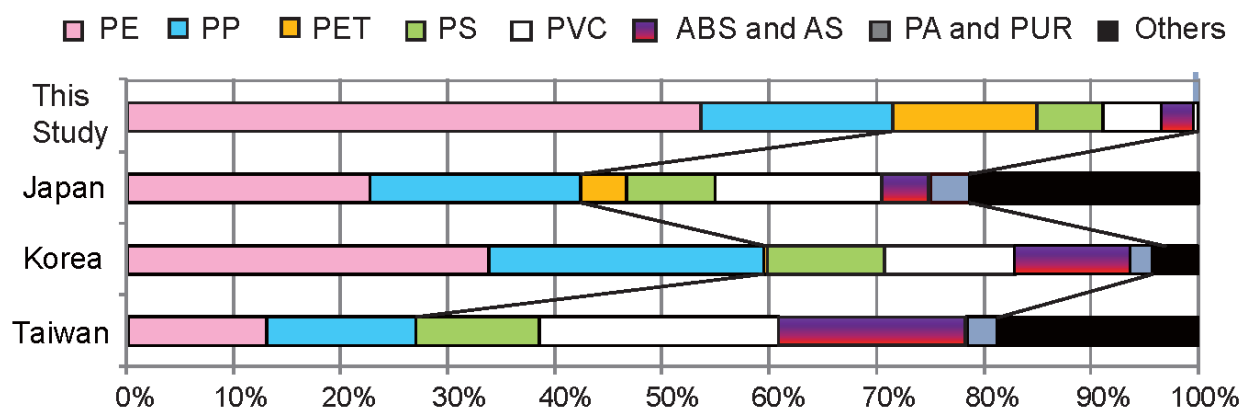
2009年10月と2010年7月、そして2011年3月に実施したバルーン調査で明らかとなった、奈留島・大串海岸における海ゴミの海岸被覆面積と単位面積当たりのゴミ重量、および海岸全体のゴミ重量を表(2)-1に示す。なお、カッコ内の数値はプラスチックゴミの占める割合である。なお、以下の結果はNakashima et al.(2011)にて公表済みであり、ページ制限のある本報告書では、その重要部分の抜粋に留めて記載する。

表(2)-1 五島列島奈留島・大串海岸における海ゴミ漂着量

調査日	ゴミ被覆面積 m ²	単位面積当たりの ゴミ重量 kg m ⁻²	海岸ゴミ総重量 kg (プラスチックゴミの割合 %)
2009年10月	123.5	5.8±2.1	716±259 (74)
2010年7月	490.8	8.2±2.6	4024±1276 (74)
2011年3月	342.4	11.6±2.7	3971±924 (72)

調査ごとに海岸におけるゴミ総重量は大きく異なっているが、これはKako et al.(2010b)¹⁷⁾が90分毎に撮影したライブカメラの画像解析で得た、ゴミ漂着量が示す大きな時間変動と矛盾しない。

総重量の大きな時間変動にもかかわらず、プラスチックゴミの占める重量比が常に70%程度であることは興味深い。既往研究にある海ゴミ中におけるプラスチックゴミの割合も似た数値を示すことが多い¹⁸⁾。プラスチックゴミを種類判別計で材質分類(図(2)-8)したところ、PEとPPがそれぞれ53.9%、17.9%を占めた。特に、PEは年間国内生産量に占める割合である19.5%よりも有意に高い。このことは、比重の軽い材質 (PE: 0.91~0.97)のプラスチック製品が海ゴミ化しやすいことを示唆する。2009年の調査では、海ゴミの調査と組み合わせた、大串海岸のバルーン空撮結果に基づいて、海岸全体に漂着したゴミの総量は、 $716 \pm 259 \text{ kg}$ と推定しているが、これは、単位面積あたりの平均のゴミ重量 (5.8 kg m^{-2}) をゴミ被覆面積 (123.5 m^2) で掛けることによって算出された。海ゴミ総量 ($716 \pm 259 \text{ kg}$) とプラスチックゴミの重量割合 ($74 \pm 10\%$) を乗ずることで、海岸全体のプラスチックゴミ重量を $530 \pm 207 \text{ kg}$ と推定した。(7)式で使用するPVCプラスチックゴミの重量割合は、ここで算出された「PVCプラスチックゴミの総重量」を「ゴミ総量 (716 kg)」で除することで得た。



図(2)-8 2009年に採取された漂着プラスチックゴミを分析して得た、大串海岸における材質別比率(国ごとの比率と、平均値(最上部))。PSはポリスチレン、ABSとASはアクリロニトリル、PAはポリアミド、PURはポリウレタンを意味する。

2) 大串海岸における有害金属の重量

続いて、大串海岸で収集したプラスチックゴミに含有する有害重金属を報告する。以下の結果は査読付き成果論文(5)において公表済みであり、本報告書ではページ制限によって重要部分の抜粋を記載するに留める。XRFによる分析に基づいて、大串海岸から採取したプラスチック試料の種類ごとに、金属の平均濃度 (例えば、PE中の鉛は $78 \times 10^{-3} \text{ g kg}^{-1}$)、標準偏差 ($231 \times 10^{-3} \text{ g kg}^{-1}$) と誤差 ($\pm 19 \times 10^{-3} \text{ g kg}^{-1}$) を、t分布における95%の信頼区間によって推定した。ここで、バルーン空撮で推定したプラスチックゴミの総量と、プラスチックゴミ由来の金属重量の推定値を用いることで、プラスチックゴミ由来の有害金属の海岸における総重量、つまり、海岸環境を汚染する可能性のある有害金属の上限が推定できる(表(2)-2)。

たとえば、PEゴミに由来する鉛の総量は、 $292 \text{ kg} \times (78 \times 10^{-3}) \text{ g kg}^{-1} = 23 \text{ g}$ と推定される。ここで 292 kg と $78 \times 10^{-3} \text{ g kg}^{-1}$ は、それぞれPEゴミの重量と、PEゴミ中の鉛濃度である。同じように、大串海岸に漂着したプラスチックゴミについて、ポリマー5種類に対する有害金属5種類の重量と有害金属の総量を推定した。留意すべきは、今回調査した有害金属の中では、鉛が最も総量が多

く $313\pm 247\text{g}$ であった点である。とくに、PVCフロートは、今回対象としたプラスチック試料974検体中、14検体であったにもかかわらず、全体の鉛重量の91%を占めた。しかしながら、PVCフロート中に含有する鉛に起因する比較的大きな誤差 ($\pm 247\text{g}$) も考慮に入れる必要がある。一般的に、ステアリン酸鉛は、PVC製品の安定性と滑性を高めるために添加される。PVC中の鉛濃度の変動の高さは、おそらく、プラスチックゴミが海洋環境中での漂流時間の違いが大きい点に加え、PVCフロートの製造者が異なることによるものと考えられる。

これらの結果は、プラスチックゴミが海岸環境へ有害金属を「輸送する媒体」として機能していることを示唆する。さらに、PVCプラスチックゴミ由来の鉛は、大串海岸に対して最も高い環境リスクとなっている点を考慮すると、このリスクは、鉛の汚染源であるPVCフロートを対象として海岸を清掃した場合に大きく減少させることができそうである。

表(2)-2 大串海岸で採取した漂着プラスチックゴミの(最上段から順に)重量割合、海岸での総重量、有害金属(クロム・カドミウム・スズ・アンチモン・鉛：LOQは検出限界以下)の濃度と海岸での推定重量

		PE	PP	PET	PVC	PS	Total
Mass Ratio of Polymer (%)		55±8	19±7	14±8	4±2	5±5	
Litter Mass (kg)		292±120	101±55	74±51	21±13	27±27	530±207 kg
Cr	Concentration (g/kg)	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
	Standard Deviation (g/kg)						
Mass of metal (g)		---	---	---	---	---	
Cd	Concentration	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
	Standard Deviation						
Mass of metal		---	---	---	---	---	
Sn	Concentration	<LOQ	<LOQ	<LOQ	$(81\pm 75)\times 10^{-3}$	<LOQ	
	Standard Deviation				136×10^{-3} (n=16)		
Mass of metal		---	---	---	2±2	---	2±2 g
Sb	Concentration	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
	Standard Deviation						
Mass of metal		---	---	---	---	---	
Pb	Concentration	$(78\pm 19)\times 10^{-3}$	$(63\pm 19)\times 10^{-3}$	<LOQ	13.5±8.4	<LOQ	
	Standard Deviation	231×10^{-3} (n=545)	168×10^{-3} (n=292)		15.8 (n=17)		
Mass of metal		23±11	6±4	---	284±247	---	313±247 g

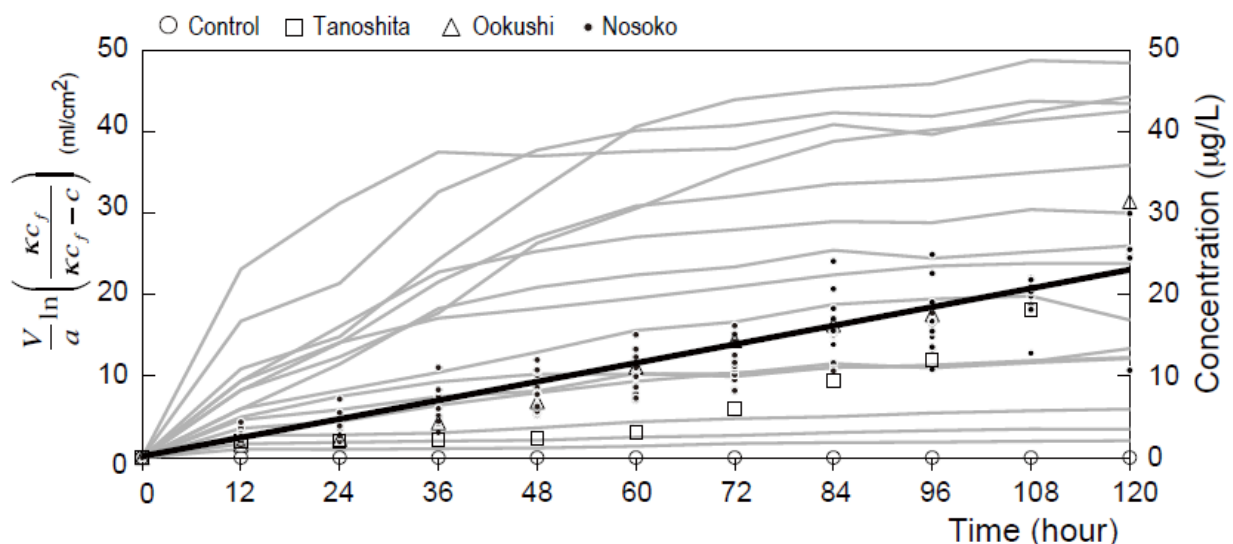
3) 大串海岸におけるPVCプラスチックゴミからの「鉛の溶出量」

たとえ高濃度の鉛を含むPVCフロートが大串海岸に漂着していたとしても、鉛がフロートから実際の海岸へ溶出しない限り、これらのフロートが持つリスクは現実的とは言えない。そこで、海岸において、PVCフロートが有害金属の汚染源である可能性を確かめるため、溶出実験を実施した。溶出実験で得られた水溶液中の鉛濃度の増加を、図(2)-9において灰色の曲線で示した。なお、ガラス容器に吸着する鉛濃度も、図(2)-9のグラフに加えて補正されている。溶出実験の結果から、鉛がPVCフロートから周囲の純水中に、確かに溶出していることが明らかとなった。しかしながら、拡散が進行するにしたがって、PVCフロートと周囲の水との間で、徐々に鉛の濃度差が少なくなると考えられる。このため、鉛濃度が時間とともに飽和する点に留意が必要である。本研究において、「飽和した鉛濃度」(式(5)における c_{∞})は、実験が120時間経過した時点での最

大値を採用した。

PVCフロートからの鉛の溶出量(R)を推定するためには、溶出実験の結果を用いて溶出速度(v)と分配係数(κ)を算出する必要がある。図に示す点(●)は、実験データを式(4)の左辺に代入して得た値で、これらを用いて最小二乗法による回帰直線の傾き(つまり溶出速度(v))を計算した結果、溶出速度は平均 0.04 cm h^{-1} で、標準偏差は 0.19 cm h^{-1} と推定された。これを用いて、 t 分布の95%信頼区間で、誤差を $\pm 0.04 \times 2.1448 / (15-1)^{1/2} = 0.02 \text{ cm h}^{-1}$ と推定した。さらに、分配係数(κ)を式(5)に従って算出した。つまり鉛の飽和濃度(c_{∞})をPVCフロート中の単位体積あたりの鉛重量で除した。実験から得られた分配係数の平均値は 3.8×10^{-6} であり、最大値と標準偏差は、それぞれ 8.1×10^{-6} と 2.8×10^{-6} となった。

上記の推定値と式(7)を使用して、大串海岸全体のPVCプラスチックゴミから溶出する、単位時間当たりの鉛の総溶出量(R)とその誤差を $(0.45 \pm 0.45) \times 10^{-3} \text{ g h}^{-1}$ と計算した。ただし、我々の推定値は、PVCプラスチックゴミ中の鉛に限定している点を再度注記しておく。しかしながら、上記の結果から、我々の実験結果と拡散モデルを用いた解析によって、PVCフロートに含有する鉛は、海岸環境を汚染する経路となり得ることが明らかとなった。



図(2)-9 溶出実験で得た純水中の鉛濃度(グレーのカーブ; 右のスケール)と、式(4)の右辺(上のマーク)、最小二乗法で得た式(4)中の鉛の溶出速度(v)。白い丸はPVCフロートを用いない参照実験の結果を示す。

4) 漂着したPVCプラスチックゴミ由来の有害金属の環境影響評価

ここでは、海岸へ溶出する鉛の年間溶出量と土壌中の鉛濃度を推定し、プラスチックゴミに由来する有害金属の環境リスクを考察したい。ゴミからの有害金属の溶出は、海岸という狭い範囲に集中するため、ゴミから溶出する鉛のような有害金属が、海岸環境に対する脅威であるか考察することは重要である。また、プラスチック生産量の急激な減少や、海岸清掃活動による劇的な海ゴミ削減も、当面は見込めない。

以降は、大串海岸におけるPVCプラスチックゴミから溶出する鉛が引き起こす、局所的な汚染に焦点を当て、我々の考察を進めたい。これまでの結果と式(8)を用いて、1年を通してPVCプラス

チックゴミから大串海岸へ溶出する鉛の年間溶出量(M)を、 $(0.45 \pm 0.45) \times 10^{-3} \text{ g h}^{-1} \times 0.156 \times 8,760 \text{ hours} = (0.6 \pm 0.6) \text{ g year}^{-1}$ と推定した。PVCフロートから溶出する鉛は、水を介して土壤に移行し、ほとんどはフミン酸のような有機質または土壤粒子に吸着すると考えられる。我々は、以下の通りにPVCプラスチックゴミの下の土壤で、鉛濃度の増加率を推定した。

$$G = M / (A \gamma_{pvc} d \rho_{soil}) \quad (13)$$

ここでMは上記で推定した鉛の年間総溶出量($0.6 \pm 0.6 \text{ g year}^{-1}$)で、Aは大串海岸のゴミの被覆面積 (123.5 m^2)、 γ_{pvc} は海岸に置けるPVCプラスチックゴミの重量割合、dはPVCプラスチックゴミから溶出する鉛が垂直方向に一次元の拡散で土壤中へ移行する深度、 ρ_{soil} は土壤密度 ($1,600 \text{ kg m}^{-3}$ 、

理科年表)。ここで、海岸を覆うPVCプラスチックゴミの面積は $A \gamma_{pvc}$ であり、この直下で鉛が垂直方向へ一次元的に拡散するという点に注意が必要である。本研究では、dの値は海岸の植生線から汀線までの間における、0.1から1mまでの深度を想定した。このdは、恣意的ではあるが、鉛が深度dより深く到達する前に土壤中に完全に吸着する、という仮定の下に選択した。dは平均海水面を海岸下まで岸向きに延長した高さであり、この深さに達した鉛は、海水の侵入によって鉛直一次元的な拡散から、横方向への移動を始めると考えた。現実的には、dの深さに拡散が限定されてしまう準閉鎖的な系での溶出量の推定(13)は、可能性のある推定値というよりは「最悪の事態」と認識する必要がある。

dをそれぞれ1mと0.1mと仮定した場合の土壤中の鉛の増加率Gは、 $(0.1 \sim 1) \times 10^{-3} \text{ g kg}^{-1} \text{ year}^{-1}$ と推定された。土壤中の鉛濃度の規制は、アメリカ環境保護局によって $250 \times 10^{-3} \text{ g kg}^{-1}$ と制定されている。そのため、たとえPVCフロートが、今後も大串海岸に入れ替わり立ち代わり漂着を続け、そして最悪の事態を想定したGを計算に用いたとしても、海岸土壤中の鉛濃度は、250/1.0から250/0.1年（すなわち、250-2500年）後まで基準値を越えることはなさそうである。そのため、考えられる近い将来において、大串海岸におけるPVCプラスチックゴミから溶出する鉛は、現時点では、目障りである以外の環境リスクにはならないと結論できるかもしれない。ただし、本研究により、漂着プラスチックゴミは有害金属の輸送媒体でもあり、かつ海岸環境を汚染する経路となることが明らかとなったため、今後も様々な海岸において、プラスチックゴミ由来の有害金属を注意深く監視し続ける必要がある。

その理由は、今後10年以内に現況の250倍の漂着量となる海岸が、先述のシミュレーションで散在したことによる。すなわち、漂着するPVCプラスチックゴミが、今後の「大量漂着時代」には、海岸に大量に累積する可能性があり、そのようなホット・スポットでは、集中的に溶出する鉛によって、環境リスクが短期間に顕在化するかもしれない。ゴミ発生量を増減させた実験によれば、起源地におけるゴミ発生量の増減は、漂着量が250倍となるような海岸(ホット・スポット)が発現に至るまでの年限こそ左右するものの、例えば負荷量の削減によって、ホット・スポットが発現する事実そのものを回避することはできない。海ゴミの殆ど(>70%)が、分解せずに海域を滞留し続けるプラスチックゴミであって、これらの海域への流入量(海岸から黄海・東シナ海、日本海へ)よりも、流出量(北太平洋へ)が少ない海況条件を考えれば、これは自然な結論である。ここにおい

て発生源におけるゴミ削減(50%削減で、上述の10年は約20年に延びる)の努力は継続されるべきであるが、むしろ、海岸における、ゴミ漂着量とゴミ由来の化学汚染物質量の密な監視体制の構築が喫緊の課題であろう。本研究課題が提起した削減目標(現況×A%)とは、4%のホット・スポット出現に至るまでの10年を、10/A年間だけ延長するための目標として認識されるべきである。

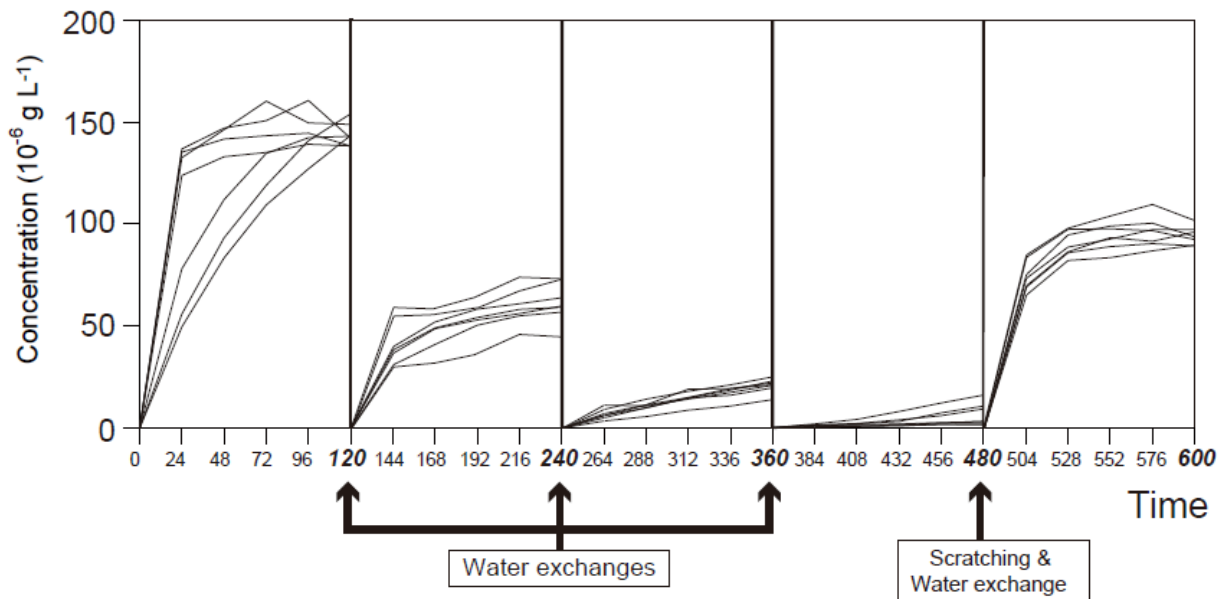
最後に、本研究では高濃度の鉛含有が確認されたPVCフロートしか対象としていないが、海岸に散在する様々な漂着プラスチックゴミが、他の有害金属にとっての輸送媒体となる可能性を考えてみよう。日常生活では様々なプラスチック製品が利用されており、これを反映して海岸における漂着プラスチックゴミも多種多様である。PVCフロートのような有害金属を含有しているプラスチック製品は他にないだろうか？ 最近の研究では、鉛とカドミウムのような有害化合物が子供用のおもちゃからも検出されており¹⁹⁾、海岸で漂着ゴミとして見つかっている。このようなプラスチック製品は、日常生活から海岸環境へ有害金属を輸送する媒体としての役割を果たしているだろう。今後の海洋生態系における漂着プラスチックの有害性を考慮すると、我々は漂着プラスチックゴミから溶出する有害金属の動態（例えば、粒子反応性、地下水や海水による希釈）に注意を払う必要がある。

5) 漂流プラスチックゴミによる添加剤由来の鉛の長距離輸送過程の解明

a. PVCフロート中に含有する添加剤由来の鉛の輸送過程

一連の120時間の溶出実験の結果は、PVCフロート中に含まれる添加剤由来の鉛の輸送過程を提案した仮説1をよく実証している。図(2)-10に示す曲線は、各120時間の溶出実験において、ガラス容器中の水中鉛濃度が、時間とともに上昇していることを示している。なお、各実験の開始前には純水を完全に交換した。このとき、水中の鉛の最大濃度(c_{∞})は、1回目の120時間の溶出実験の後に $150 \times 10^{-6} \text{ g L}^{-1}$ に達するが、480時間後には $20 \times 10^{-6} \text{ g L}^{-1}$ 以下へと減少した。このような純水への急激な鉛の溶出は、海水中ではある程度減少するであろうが、それでも添加物由来の鉛がPVCフロートから比較的短時間で溶出しきってしまうことを示唆する。

4回目の実験後にPVCフロートの表面に傷をつけることで、ガラス容器中の水中の最大鉛濃度は大幅に回復し、1回目の120時間の溶出実験における最大値の3分の2に達した(図(2)-10)。この結果は、PVCフロート中の鉛が、溶出を終えて金属が枯渇した殻によって、しかも、紙やすりによって壊れるほどに薄い殻によって、外側へ溶出するのを妨げられているという仮説1を支持する。海上を漂流するプラスチックに含有される有害金属は、初期の溶出の後にプラスチック表面を薄く覆う殻によって、それ以上の溶出を阻害され、そのため、PVCフロート中に含有する添加剤由来の鉛は、長距離にわたり海水中を移動できるのではないか。



図(2)-10 4回連続して実施した120時間の溶出実験と、その後にPVCフロート表面をやすりで傷付けて継続した120時間溶出実験で得た純水中の鉛濃度の時間変化

b. 鉛のない殻の厚さの推定

PVCフロートが海岸で傷ついて、含有する鉛が実際に再溶出するという仮説2を実証するため、我々は実際の海岸に漂着しているフロートの傷の深さが、上述の殻の厚さよりも十分に深いかどうか確認する必要がある。そこで、続いて、実験結果を通して殻の厚さ(d)を推定し、実際に海岸で採取したPVCフロートの表面に付いた傷の深さと比較する。

まず、鉛の溶出量を、120時間の溶出実験で得られる溶出速度(v)と分配係数(κ)を用いて推定した。実験で得られたデータを、試料毎に式(4)へ代入し、溶出速度(v)を最小二乗法で計算した。また、分配係数(κ)は、飽和した鉛濃度(c_{∞})と未使用のPVCフロートの単位体積あたりの鉛重量(c_f)を式(5)へ代入して計算した。次に、4回分の120時間の溶出実験で得られた鉛の溶出量(R_i)を、それぞれ最小二乗法によって式(10)の指数関数形に近似した後、溶出量の初期値(R_0)と溶出係数(α)を平均した。 R_0 と α の平均値はそれぞれ $8 \times 10^{-6} \text{ g hour}^{-1}$ と 0.01 hour^{-1} であり、この際の R_0 の誤差は

$\pm 2.2 \cdot 2.4469 / \sqrt{7-1} \approx 2.2 \cdot 10^{-3} \text{ g hour}^{-1}$ と計算される。ここで、2.4469はt分布の95%信頼区間における6の自由度である。 α の誤差も R_0 と同様に推定した。そして、次の近似された指数関数を

得た： $R(t) = (8 \pm 3)e^{(-0.01 \pm 0.002)t}$ 。さらには、近似した溶出量を、 $t=0$ から無限大まで時間積分する

式(11)ことで、鉛の総溶出量(Q)を、 $Q=8 \times 10^{-4} \text{ g}$ と推定した。また、この誤差は

$\pm \sqrt{(3/8)^2 + (0.002/0.01)^2} \times 8 \times 10^{-4} = \pm 3 \times 10^{-4} \text{ g}$ と計算された。

最後に、鉛がPVCフロートの外側へ溶出する殻の厚さを推定する。式(12)中の d 以外の数値を代入することで推定した。つまり鉛の溶出総量(Q)、フロートの平均表面積、未使用のPVCフロート中における鉛の体積あたりの平均重量を代入した。これらの値を用いると、殻の厚さ d を、 $9 \times 10^{-6} \text{ m}$

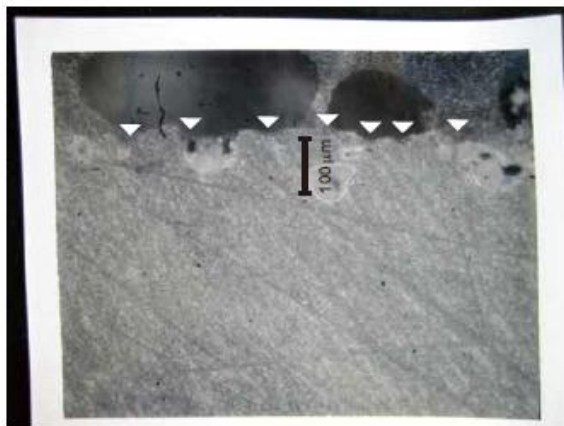
(9 μm)と計算することができる。また、この誤差は $\pm 3\ \mu\text{m}$ となった。次に、仮説2を証明するために、上記の殻の厚さと、実際の海岸に漂着したPVCフロートの表面における傷の深度を比較する。

c. PVCフロート表面の傷深度の計測

実際の海岸に漂着したPVCフロート表面の傷の深度が、内部の鉛が溶出するのに十分なほど深いかどうかを確かめるために、金属顕微鏡を用いて、意図的に紙やすりで傷を付けたPVCフロートについて、断面を写真撮影した(写真(2)-5a, b)。深度は、目視で目盛を参照しながら測定した。

意図的に傷を付けたPVCフロートの傷の深度は、ほぼ $20 \times 10^{-6}\ \text{m}$ である(a)。一方、漂着したPVCフロートは、傷の深度が $(50-100) \times 10^{-6}\ \text{m}$ の範囲で、表面に損傷を受けていた(b)。未使用のPVCフロートは、表面に損傷がなかった(未掲載)。今回の観察は、紙やすりでフロート表面に意図的につけた傷の深度は、殻の厚さよりも深いことを意味している。これは、図(2)-10に示す480-600時間の溶出実験において、紙やすりで傷をつけたことでフロートの内部に含まれる鉛が溶出を始めた事実と符合する。さらに、実際に漂着したPVCフロートの観察の結果、海岸で傷のついたPVCフロートは、殻の厚さよりもさらに深い傷があったことが明らかとなった。海水中を長期間にわたって漂流する間はPVCフロート中に保持されていた鉛が、フロートが海岸に漂着した後に、砂浜を転がる過程で鉛のない薄い殻が破られ、再び溶出すると考えられる。このため、海洋プラスチックゴミに含まれる添加物由来の有害金属は、漂流中に形成される表面の薄い殻に守られて長距離にわたって輸送され、海岸において殻が壊れることで、トロイの木馬のように、海洋/海岸環境へと抜け出すことが示唆される。

(a) scratched



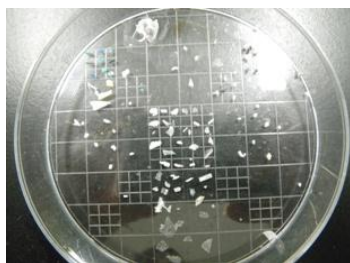
(b) littered



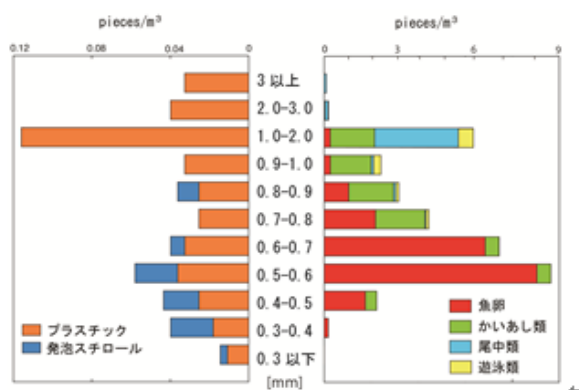
図(2)-5 新品にやすりで傷をつけたフロート(a)と、海岸に漂着したフロート(b)の顕微鏡断面写真。目立った傷の個所に白い三角形を配置し、スケールを描き入れた。

(3) 漂流するプラスチック微細片とこれに伴う汚染物質輸送

6月11日と9月1日における潮目でのプラスチック微細片(写真(2)-6)の量は、個数にして、それぞれ、 $0.207 \text{ pieces m}^{-3}$ と $0.478 \text{ pieces m}^{-3}$ 、乾重量にして $2.1 \times 10^{-4} \text{ g m}^{-3}$ と $3.8 \times 10^{-4} \text{ g m}^{-3}$ であった。また、9月1日の調査で採取した生物(動物プランクトンおよび卵)数は、潮目において $32.72 \text{ pieces m}^{-3}$ (6.4



写真(2)-6 松山沖で採取したプラスチック微細片



図(2)-11 微細プラスチック片と動物プランクトンのサイズ比較

$\times 10^{-4} \text{ g m}^{-3}$)であった。すなわち、海ゴミや生物が集積する潮目において、プラスチック微細片の数は、生物数の約1%を占めている。また、海洋表層に浮遊するプラスチック微細片の材質は、 $0.9 \sim 0.97 \text{ g cm}^{-3}$ の密度をもつPE・PPが約80%を占めていた。先述したような海岸での漂着プラスチックと同様に、やはり、比重が軽いことで、微細浮遊ゴミになりやすいプラスチック材質が確かに存在するようである。大きさによるプラスチック微細片量と生物量の比較を図(2)-11に示す。図に示すとおり、生物とプラスチック微細片は同程度の大きさを持っており、このことは動物プランクトンを餌料とする魚類に、プラスチック微細片が取り込まれやすいことを示している。すなわち、採取されたプラスチック微細片は生態系に干渉しやすい大きさを持つ。魚類体内に蓄積しやすい²⁰⁾プラスチック微細片の数が、潮目において生物量の1%程度であったという事実は、生態系への影響を考えるにあたって無視できる数値ではない。

潮目において採取されたプラスチック微細片には、有害重金属(Cr, As, Cd, Sn, Sb, Pb)が検出された。特にPEには、他元素に比べて多くのCd元素($38.76 \text{ ppm}(\mu\text{g g}^{-1})$)が含有・吸着していた。魚類によるプラスチック片の誤飲を考えれば、プラスチック片を誤飲した魚類に有害重金属が移行する可能性が考えられる。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

本研究課題では、長崎県五島列島の大串海岸を研究フィールドに選び、当海岸に漂着したゴミの総重量と、これに含有される有害金属の総量を明らかにすると共に、海岸への有害金属溶出量を世界で初めて推算した。評価方法はバルーン空撮と現地海岸調査、および境膜拡散モデルを組み合わせた溶出実験である。海岸調査で収集したプラスチックゴミからは、クロム(Cr)、カドミウム(Cd)、スズ(Sn)、アンチモン(Sb)、鉛(Pb)を検出した。鉛は、ポリ塩化ビニル(PVC)製の漁業用フロートに最も多く含有しており、バルーン空撮と海岸調査によって、漂着プラスチックゴミ由来の鉛の重量は、海岸全体で 313 ± 47 gに及ぶことが推定された。さらに海岸から収集したPVCフロートを用い、鉛の溶出実験を実施した。その結果、プラスチックゴミ中の鉛が周辺水に溶出したことから、プラスチックゴミが、海岸環境に対する有害金属の輸送媒体となる可能性が初めて示された。そして、実験データを用いて、大串海岸へのPVCプラスチックゴミから溶出する鉛の、海岸全体の重量を年間 0.6 ± 0.6 gと推定した。ただし、プラスチックゴミから溶出する有害金属が海岸土壌へ蓄積した場合でも、現況のゴミ漂着量では、海岸土壌の有害金属が、ただちに環境基準を超えるとは考えにくいことがわかった(主に査読付き論文(2),(4),(5))。

さらに、漂流プラスチックゴミによる、添加剤由来の有害金属の長距離輸送に関する、「トロイの木馬効果」を提案した。まず、プラスチックゴミが海洋を漂流する際に、含有有害金属が周辺海水へ溶出するにつれて、プラスチック表面には有害金属が枯渇した薄い層(殻)が形成される。この殻は、内部からの金属の溶出を阻害し、そのため内部に含有される添加剤由来の有害金属は、長距離にわたり海水中を移動できると示唆された。プラスチックゴミが海岸に漂着した後は、海砂で傷がつくような物理的損傷によって殻が破れ、再び周辺に含有有害金属が溶出を始め、海岸環境へ有害金属の移行が進むと考えられる。(投稿中一編)

本研究課題では、仮想粒子を漂流ゴミに見立てたコンピュータシミュレーションによって、日本沿岸域に漂着するゴミの起源地推定をした。その際、Webカメラ網でモニターしたゴミ漂着量(サブテーマ(1)参照)を、起源地位置や起源地でのゴミ流出量の推算に用いた。ここにおいては、海流データには海洋同化プロダクトを、また、海上風には、衛星海上風データ(ASCAT)を格子データ化して利用した。推定された起源地から再び粒子を放流することで、今後10年間の漂着長期予想を行った。そして、対象海域(黄海・東シナ海、日本海)への漂流ゴミ流入量が、海域外(北太平洋)への流出量を大きく上回っている事実を発見した。このことは、分解しないプラスチックゴミが、今後は当該海域へ蓄積を続けることを示唆する。蓄積を続けた漂流ゴミが海岸に大量漂着した結果、モデルにおいては、10年以内に現況の250倍程度の漂着量となる漂着ゴミのホット・スポットが発現した。ゴミ漂着量のホット・スポットは、これに輸送される有害金属等の化学汚染物質のホット・スポットとなる可能性を示唆するものである。先述の通り、現況のゴミ漂着量では、海岸土壌が漂着ゴミ由来の有害金属で汚染されるとは考えにくい、近い将来に汚染が進行する海岸が散見されるかもしれない。今後の注意深い、そして継続的なモニタリングを提案するものである(主に査読付き論文(1),(3),および投稿中一編)。

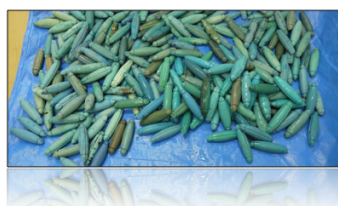
(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

本研究課題は、特定漁業フロートに鉛が大量に含有される事実を指摘した。この報告を受けた環境省は、2012年9月27日に報道発表を行い「特定漁具」への注意を呼び掛けると共に、漂着状況の調査に着手している。また、山形県では特定漁業フロートの分別回収を始め、また八重山地区(沖縄県)においても分別回収が検討されている。

<行政が活用することが見込まれる成果>

本研究課題で収集したプラスチックゴミ2014サンプルは、全てを有害重金属の分析に供し、検出された重金属の一覧をデータセットとして、対応するゴミの写真とともに、以下のURLでウェブ公開(パスワード制限)している。これは、地域行政や市民団体などによる海ゴミ収集活動と適正な分別処理に、有益な情報を提供するだろう。



漂着プラスチックゴミに含有される有害重金属調査結果

まず最初にお読みください

本データベースは、環境省総合推進費採択課題「H22-24: B1007: 海ゴミによる化学汚染物質輸送の実態解明とリスク低減に向けた戦略的環境教育の展開」(代表: 愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授)の成果として作成されました。

研究期間中に日本全国の海岸から収集した、漂着プラスチックゴミに含まれる有害重金属を、Hand-held X-ray fluorescence analyzerを用いて検出したものです。

解析の詳細は、

Nakashima, E., A. Isobe, S. Kako, T. Itai, S. Takahashi "Quantification of toxic metals derived from macroplastic litter on Ookushi beach, Japan", Environmental Science & Technology, 46, 10099-10105, 2012. DOI: 10.1021/es301362g

を参照してください。漂着ゴミの清掃処理活動をしている地方行政の方々や、市民の皆様にとって有益な情報になれば幸いです。

すべてのデータセットはパスワード制限をかけています。閲覧を希望する方は、以下のフォームを指定メールアドレスまで、ご送信してください。

お名前:
メールアドレス:
使用目的:
その他連絡事項:

図(2)-12 2014サンプルの漂流プラスチックゴミに含有される有害金属データベースのスクリーンショット。URLは、<http://mep11.cmes.ehime-u.ac.jp/~kako/asakawa/gomi/Top.html>

さらに、サブテーマ(1)とともに実施しているWebカメラによる監視技術は、本研究課題終了後も地域社会の要請に伴い、一部地域での継続運用を行うこととなった。日本沿岸域における海ゴミ監視にWebカメラを活用するよう、モニタリングサイトの展開や運用方法について、具体的な政策提言を取りまとめるとともに、Webカメラモニタリングを利用した効率的な海ゴミ回収事業について提言した(査読付き成果論文(6)、および「政策決定者向けサマリー」に記載)。

また、本研究課題は、海岸における漂着プラスチックゴミからの有害重金属の移行は現況の環境

リスクではないものの、近い将来に顕在化する可能性のあるリスクであると指摘した。これは、自然の中で分解しないプラスチックゴミは海域を滞留・蓄積し続け、蓄積した漂流プラスチックゴミの大量漂着によって、海岸によっては10年以内に現況の200倍を超える蓄積が予測されるためである。プラスチックに製造段階から添加される有害金属の多寡は、製造国によって異なり、そして越境環境問題である漂着ゴミは、国境を越えて有害物質を我が国に運び入れる担い手となっている。先述のWebカメラでの監視に加えて、漂着ゴミに含有される有害金属や、海岸土壌における有害金属等汚染物質のモニタリングの着手と継続を提言したい。

Webカメラによる監視や、これを利用した漂着ゴミの回収事業、そして有害金属輸送の実態については、全サブテーマの代表者と、環境省/水・大気環境局水環境課海洋環境室や、国土交通省/水管理・国土保全局・海岸室との懇談会(2012年2月13日/九州大学東京オフィス)にて報告し、今後の海ゴミ監視事業の展開や、化学汚染物質輸送の実態解明を進言した。

サブテーマ(3)が主宰する海ゴミ・サイエンスカフェは、漂着ゴミに含有される化学汚染物質の実態について、地域社会へ周知することに有効であった。特に、危険性を過剰に言い立てるのではなく、本サブテーマの結果を、直接に、地域住民や地域行政に説明できたことが有効であった。現況の環境リスクではなく、将来のリスクに可能性があることを理解した地域行政は、鉛の含有が多い特定漁具の分別回収に着手を始めた(山形県や沖縄県)。漂着ゴミの処理費用の一部を、単に清掃事業のみに使うのではなく、本研究課題が行った海ゴミ・サイエンスカフェのような、NPOを仲介とした、地域行政や地域住民と研究者の協議に用いることを提案する。そのような機会を通して、より効率的で安全な漂着ゴミ処理の、草の根的な展開が可能になると思われる。

6. 国際共同研究等の状況

- ①中国の漂着ゴミ問題担当部局である国家海洋局国家海洋環境監測センター(大連市)にて、Wang Juying博士と面談し、研究グループとの小規模セミナーを開催した(2011年6月10日)。その中で、中国製の特定漁業フロートに鉛が多く含有される事実を指摘し、中国側研究者にも海岸漂着の実態の調査を依頼した。さらに、Wang博士の研究グループに所属するQian Zhao博士を2011年9月22日に愛媛大学にて開催された海ゴミサミットへ招へいし、中国における漂着ゴミ問題の実態と調査状況の解説をお願いした。
- ②韓国ソウル大学のBang Inkweon博士と面談し、Webカメラを用いた漂着ゴミモニタリングや、これを用いた起源地推定の技術について意見交換を行った(2011年8月18日)。Bang博士は、韓国においても当研究課題を参考にした研究プロジェクトの提案を行っている(2013年5月現在までに一部のみ予算執行)。
- ③米国ハワイ州のNPOである”Keep the Hawaiian Islands Beautiful”(PO.BOX 2610, Wailuku, HI 96793)は、Webカメラを用いた漂着ゴミモニタリングを、サブテーマ(1)と(2)の代表者、およびハワイ大学国際太平洋研究センター(IPRC : Nikolai Maximenko博士)と共同で、National Oceanic and Atmospheric Administrationにプロジェクト提案している(プロジェクト名”Hawai’i remote sequential coastline monitoring of marine debris using webcams”)。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

- 1) Kako, S., A. Isobe, S. Magome, H. Hinata, S. Seino, and A. Kozima: Marine Pollution Bull., 62, 293-302 (2011) "Establishment of numerical beach litter hindcast/forecast models: an application to Goto Islands, Japan"
- 2) Nakashima, E., A. Isobe, S. Magome, S. Kako, and N. Deki: Marine Pollution Bull., 62, 762-769 (2011) "Using aerial photography and in-situ measurements to estimate the quantity of macro-litter on beaches"
- 3) Kako, S., A. Isobe, M. Kubota: Journal of Geophysical Research -Atmospheres, 116, D23107, doi:10.1029/2010JD015484 (2011) "High-resolution ASCAT wind vector data set gridded by applying an optimum interpolation method to the global ocean"
- 4) Kako, S., A. Isobe, and S. Magome: Marine Pollution Bull., 64, 1156-1162 (2012) "Low altitude remote-sensing method to monitor marine and beach litter of various colors using a balloon equipped with a digital camera"
- 5) Nakashima, E., A. Isobe, S. Kako, T. Itai, S. Takahashi: Environmental Science & Technology, 46, 10099-10105 (2012) "Quantification of toxic metals derived from macroplastic litter on Ookushi beach, Japan"
- 6) 磯辺篤彦・日向博文・清野聡子・馬込伸哉・加古真一郎・中島悦子・小島あずさ・金子博: 沿岸海洋研究, 49(2), 139-151 (2012) "漂流・漂着ゴミと海洋学 ―海ゴミプロジェクトの成果と展開―"

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) Nakashima, E and Coauthors: In: Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry –Marine Environmental Modeling & Analysis, eds. K.Omori, X.Guo, N.Yoshie, N. Fujii, I. Handoh, A.Isobe and S. Tanabe, Terrapub, 271-277 (2011) "Toxic metals in polyethylene plastic litter"
- 2) Isobe, A., H. Hinata, S. Kako, and S. Yoshioka: In: Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry –Marine Environmental Modeling & Analysis, eds. K.Omori, X.Guo, N.Yoshie, N. Fujii, I. Handoh, A.Isobe and S. Tanabe, Terrapub, 239-249 (2011) "Formulation of Leeway-drift velocities for sea-surface drifting-objects based on a wind-wave flume experiment"

(2) 口頭発表(学会等)

- 1) 中島悦子・磯辺篤彦・加古真一郎・出来紀子・馬込伸哉・板井啓明・高橋真: 第19回環境化学討論会(2010)「長崎県五島列島における漂着ゴミと化学汚染」
- 2) 加古真一郎・磯辺篤彦・久保田雅久: 2010年度日本海洋学会秋季大会(2010)「ASCAT人工衛星海上風データセットの構築」
- 3) 中島悦子・磯辺篤彦・加古真一郎・出来紀子・馬込伸哉・板井啓明・高橋真: 2010年度日本海洋学会秋季大会(2010)「長崎県五島列島における漂着ゴミ由来の重金属の定量化」

- 4) 笠毛健生・加古真一郎・磯辺篤彦: 2010年度日本海洋学会秋季大会 (2010) 「東シナ海黒潮が励起する冬季降雨帯の形成メカニズム」
- 5) 磯辺篤彦: 九州大学応用力学研究所研究集会 (2010) 「沿岸の海洋物理学に関する三つのパラダイム」
- 6) 加古真一郎・磯辺篤彦・馬込伸哉: 2011年度日本海洋学会春季大会, 震災で大会は中止. 要旨発表のみ. 「バルーンを用いた沿岸域の低高度リモートセンシングとその精度評価」
- 7) Nakashima, E., Isobe, A., Kako, S., Magome, S., Deki, N., Itai, T. and Takahashi, S.: the 5th International Marine Debris Conference (2011) “Application of balloon aerial photography to measure total marine litter weight across a beach and the quantification of heavy metals carried by plastic litter”
- 8) Kako, S. and T. Nishi: International Union of Geodesy and Geophysics (2011) “Possible cause of the interannual mixed-layer depth variability in the North Pacific eastern subtropical mode water formation region”
- 9) 磯辺篤彦: 環境科学会2011年会 (2011) 「バルーンやWebカメラを用いた海ゴミ漂着量の定量化と環境学への応用」
- 10) 加古真一郎・磯辺篤彦・宮尾泰幸: 2011年度日本海洋学会秋季大会 (2011) 「バルーンを用いた沿岸域の低高度リモートセンシングと均等色空間を用いた対象物の検出」
- 11) 中島悦子・磯辺篤彦・加古真一郎・板井啓明・高橋真: 2011年度日本海洋学会秋季大会 (2011) 「漂流プラスチックゴミ湯隊の重金属による海岸汚染の定量評価」
- 12) 久保謙太・磯辺篤彦・加古真一郎・中島悦子: 2011年度日本海洋学会秋季大会 (2011) 「沿岸海洋に漂流するプラスチック微細片に関する研究」
- 13) 笠毛健生・磯辺篤彦・見延庄士郎・万田敦昌・中村啓彦・伊藤匡史・緒方香都・西川はつみ・立花善裕・加古真一郎: 2011年度日本海洋学会秋季大会 (2011) 「黒潮前線を横断するXBTとGPSゾンデの同時観測(2)」
- 14) 加古真一郎:九州大学応用力学研究所研究集会 (2012) 「長江希釈水が励起する東シナ海の大气応答」
- 15) 久保謙太・磯辺篤彦・加古真一郎: 2012年度日本海洋学会春季大会 (2012) 「沿岸域におけるプラスチック微細片サイズの空間分布」
- 16) 加古真一郎・磯辺篤彦: 2012年度日本海洋学会春季大会 (2012) 「長江希釈水が励起する東シナ海の大气応答」
- 17) 松永豊毅・磯辺篤彦・行平真也: 2012年度日本海洋学会春季大会(2012) 「豊後水道を横断するフェリー観測水温データから見た急潮の潮汐周期に対する同期性」
- 18) 宮尾泰幸・磯辺篤彦・加古真一郎: 2012年度日本海洋学会春季大会 (2012) 「船舶曳行バルーンによるクラゲパッチと水温・塩分の同時観測」
- 19) Nakashima, E., Isobe, A., Kako, S., Itai, T. and Takahashi, S.: Symposium” Marine Plastic Pollution: Toxic Chemicals and Biological Effects” (2012) “Quantification of toxic metals carried by plastic litter over a beach”
- 20) Isobe, A.: Symposium” Marine Plastic Pollution: Toxic Chemicals and Biological Effects” (2012) 「Marine plastic litter as a transport “vector” of toxic metals- its behavior and numerical modeling -」
- 21) 中島悦子・磯辺篤彦・加古真一郎・板井啓明・高橋真:第21回環境化学討論会 (2012) 「漂着プ

プラスチックゴミ由来の重金属による海岸汚染の定量評価」

- 22) 岩中祐一・磯辺篤彦・加古真一郎: 2012年度日本海洋学会秋季大会 (2012) 「バルーン空撮技術の沿岸前線観測への適用」
- 23) 宮尾泰幸・磯辺篤彦・加古真一郎: 2012年度日本海洋学会秋季大会(2012) 「バルーン空撮画像中の照り返し除去と河口フロント周辺の流速場の可視化」
- 24) 加古真一郎, 磯辺篤彦, 片岡智哉, 日向博文: 2012年度日本海洋学会秋季大会 (2012) 「全国展開されたWebカメラ網と数値モデルを用いた漂着ゴミ発生源の特定」
- 25) 久保謙太・磯辺篤彦・加古真一郎: 2012年度日本海洋学会秋季大会 (2012) 「瀬戸内海沿岸域におけるプラスチック微細片サイズの空間分布」
- 26) Isobe, A., S. Kako, and E. Nakashima: PICES annual meeting (2012) 「Marine/beach plastic debris as a transport vector of pollutants」 *invited*
- 27) 加古真一郎: 大気海洋相互作用研究会 (2011) 「長江希釈水が励起する東シナ海の大气応答」
- 28) 宮尾泰幸・磯辺篤彦・加古真一郎: 九州大学応用力学研究所研究集会 (2012) 「バルーン空撮画像中の照り返し除去と河口フロント周辺の流速場の可視化」
- 29) Nakashima, E., Isobe, A., Kako, S., Itai, T. and Takahashi, S.: SETAC North America 33rd Annual Meeting (2012) 「Quantification of toxic metals carried by plastic litter over a beach」
- 30) 加古真一郎・磯辺篤彦・片岡智哉・日向博文: 2013年度日本海洋学会春季大会(2013) 「粒子追跡モデルを用いた有害重金属による海岸汚染リスクの検証」
- 31) 岩崎慎介・磯辺篤彦・加古真一郎: 2013年度日本海洋学会春季大会 (2013) 「冬季東シナ海の黒潮前線尖鋭度の季節進行に伴う大気応答」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項は無い。

(4) シンポジウム、セミナー等の開催（主催のもの）

- 1) 国際シンポジウム "Marine Litter Modeling and Analysis" (2010年9月22日、愛媛大学グリーンホール、観客70名)
- 2) 国際シンポジウム「プラスチックによる海洋汚染：有害化学物質とその生物影響」(2011年5月27日、東京農工大、観客100名) 東京農工大、Algalita海洋研究所(米国)と当研究課題の共同開催、上記口頭発表(15),(16)はここでの発表。
- 3) 海ゴミサミット (2011年9月23日、愛媛大学・南加ホール、観客100名) 地域行政の漂着ゴミ担当者、NPO、研究者が一堂に会する漂着ゴミ問題の情報交換を兼ねたシンポジウム

(5) マスコミ等への公表・報道等

- 1) 河北新報(2010年10月18日：漂着ゴミに吸着した重金属測定の結果を、海ゴミ・サイエンスカフェにて紹介した様子を報道)
- 2) 八重山毎日新聞(2010年12月2日：同上)
- 3) 荘内日報(2011年2月16日：同上)
- 4) 山形新聞(2011年2月16日：同上)

5) 沖縄タイムス(2013年2月5日：同上)

(6) その他

- ①中島悦子氏(研究協力者：愛媛大学博士後期課程)が「長崎県五島列島における漂着ゴミ由来の重金属類の定量化」と題したポスター発表をプラズマ分光分析研究会2010筑波セミナー(つくば市)にて行い、ポスター賞を受賞した。
- ②サブテーマ(2)の成果にて、中島悦子氏が愛媛大学工学研究科の学位(博士後期課程)を取得した。
- ③サブテーマ(2)が収集した2000点を超える漂着プラスチックゴミを分析し、含有される有害重金属リストのデータセットをウェブ公開した(URLは<環境政策への貢献>に記載)。

8. 引用文献

- 1) Rios, L. M., C. Moore, and P. R. Jones “Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment” *Marine Pollution Bull.*, 54, 1230-1237, 2007.
- 2) Minagawa, M. *Plastic Additives Application Note*; Kogyo Chosakai Publishing Co. Ltd., Tokyo, 1996.
- 3) Takahashi, S.; Mukai, H.; Tanabe, S.; Sakayama, K.; Miyazaki, T.; Masuno, H. Butyltin residues in livers of humans and wild terrestrial mammals and in plastic products. *Environ. Pollut.*, 106 (2), 213-218., 1999
- 4) Takahashi, Y.; Sakuma, K.; Itai, T.; Zheng, G; Sato, M. Speciation of antimony in PET bottles produced in Japan and China by X-ray absorption fine structure spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.*, 42 (24), 9045-9050, 2008; DOI: 10.1021/es802073x.
- 5) Lead Review; Nordic Council of Ministers; World Health Organization: Geneva, 2003;
http://www.who.int/ifcs/documents/forums/forum5/nmr_lead.pdf.
- 6) Becker, M.; Edwards, S; Massey, I. R. Toxic chemicals in toys and children’s products: limitations of current responses and recommendations for government and industry. *Environ. Sci. Technol.*, 44 (21), 7986-7991, 2010; DOI: 10.1021/es1009407.
- 7) Wäger, A. P.; Schlupe, M.; Muller, E.; Gloor, R. RoHS regulated substances in mixed plastic from waste electrical and electronic equipment. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 628-635, 2012.
- 8) Directive 2002/96/EC of the European Parliament and of the Council on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. *Off. J. Eur. Union L.*, 37, 19-23, 2003.
- 9) Directive 2002/96/EC of the European Parliament and of the Council on waste electrical and electronic equipment (WEEE) *Off. J. Eur. Union L.*, 37, 24-38, 2003.
- 10) Thompson R. C. and Coauthors “Lost at Sea: Where is all the plastic?” *Science*, 304, 838, 2004.
- 11) Hirose, N. “Inverse estimation of empirical parameters used in a regional ocean circulation model” *J. Oceanogr.*, 67, 323-336, 2011
- 12) Miyazawa, Y., S. Yamane, X. Guo, and T. Yamagata “Ensemble forecast of the Kuroshio meandering” *J. Geophys. Res.*, 110, C10026, 2005; doi:10.1029/2004JC002426.
- 13) Magome, S, and Coauthors “Jellyfish patch formation investigated by aerial photography and drifter

- experiment” *J. Oceanogr.*, 63, 761-773, 2007.
- 14) Cole, M., Lindeque P., Halsband C. and Galloway, S. T. “Microplastics as contaminants in the marine environment: A review” *Marine Pollution Bull.*, 62, 2588-2597, 2011
 - 15) Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K., Wood, W. “ Framework for Metals Risk Assessment” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68, 145-227, 2007.
 - 16) Kako, S., A. Isobe, S. Seino, and A. Kozima “Inverse estimation of drifting-object outflows using actual observational data” *J. Oceanogr.*, 66, 291-297, 2010a.
 - 17) Kako, S., A. Isobe, and S. Magome “Sequential monitoring of beach litter using webcams” *Marine Pollution Bull.*, 60, 775-779, 2010b.
 - 18) Derraik, J. G. B. “The pollution of the marine environment by plastic debris: a review” *Marine Pollution Bull.*, 44, 842-852, 2002.
 - 19) Becker, M.; Edwards, S; Massey, I. R. “Toxic chemicals in toys and children’s products: limitations of current responses and recommendations for government and industry” *Environ. Sci. Technol.*, 44 (21), 7986-7991, 2010; DOI: 10.1021/es1009407
 - 20) Boerger, C. M., G. L. Lattin, S. L. Moore, and C. J. Moore “Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre” *Marine Pollution Bull.*, 60, 2275-2278, 2010.

(3) 海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築

九州大学大学院工学研究院

清野聡子

〈研究協力者〉

一般社団法人 JEAN

平成22～24年度累計予算額：20,190千円

(うち、平成24年度予算額：6,614千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

サブテーマ(3)では、全国的な海ゴミ調査と啓発を20年間以上実施してきたNGOの一般社団法人JEANの協力のもと、海ゴミ・サイエンスカフェを企画、実施した。海ゴミ問題は、各地で激化しているが、協力者の市民団体、個人、地域行政と共同で、各地で多様なサイエンスカフェの試行錯誤を行った。特に、海ゴミによる化学汚染の影響の伝達と受容に関して、どのような方法論がありえるかを検討し、スキームの構築を行った。カフェでは、既存の知見だけでなく、サブテーマ(1)や(2)の研究チームによる、海岸に設置したWebカメラからの画像解析データや、海岸で採集した漂着ゴミの分析調査などから得られる最新の知見を、研究者自らが伝達することで、研究成果を地域住民や地域行政等に還元した。カフェ実施への協力体制については、地域の人口状況のみならず、特に地域社会を多様な局面でリードする中堅層や、海ゴミのイベントを担う若年層の存在がキーとなることがわかった。総じて、海ゴミによる化学汚染の問題は、沿岸漁業が盛んな地域では、話題にすることが困難であった。一方で、石垣島のように、サイエンスカフェへの積極的な協力や、化学汚染問題への高い関心を有する地域もあった。多様な主体での数百人規模の集会在頻繁に実施されている地域では、例えば、化学汚染の現地での発生源であるとなるような海ゴミの海岸における野焼きなどは、市民の監視の目が多いため行われにくい。大規模な集会でなくとも、現地観察会や小人数のサイエンスカフェでは、デリケートな話題も議論の俎上に載せやすく効果的であった。特筆すべきは、研究期間を通じて、どの地域でも、「地域リーダー」として海ゴミ・サイエンスカフェを支援し、カフェでの議論を主導する人材が現れた。研究成果を、NPOを仲介とするサイエンスカフェにおいて地域住民や行政と共有し、海ゴミ問題に対処する「戦略的サイエンスカフェ」の有効性が確認された。

[キーワード]

海ゴミ・サイエンスカフェ、NPO、環境教育スキーム

1. はじめに

主として東シナ海や日本海に面した地域を悩ます大量の越境性漂着ゴミ（海ゴミ）被害は、最

近になって広く社会に認知されるようになってきた。今後は、2009年7月に施行した海岸漂着物処理推進法（美しく豊かな自然を保護するための海岸における良好な景観及び環境の保全に係る海岸漂着物等の処理等の推進に関する法律）に基づく、国による海ゴミ処理への財政支援が強く期待される。総じて国の財政支援には、国民的合意が必要であろう。しかし、景観保全を目的とした海ゴミ処理は、結果として、著名な海水浴場や観光地などビジネスにつながる海岸を優先する結果となる可能性を否定できない。それでも環境、すなわち健全な生態系や生活圏の保全が目的ならば、海ゴミ処理への国民的理解は得やすいと思われる。ところが、海ゴミの環境影響を科学的に実証した研究は、実はそれほど多くはない。サブテーマ(1)や(2)では、海ゴミを介した化学汚染物質の輸送量や海岸蓄積量を定量評価し、そして、海ゴミ蓄積に伴う海岸生態系や健全な生活圏への環境リスクを科学的に検証している。ここにおいては、それらの知見を地域社会に周知することで、海ゴミリスク低減への国民的合意を涵養しつつ、処理推進法が効果的に運用できるよう、国と地域行政、そして地域住民など、多様な主体がゴミ処理に協働できるスキームを構築することが重要である。参画研究者と地域行政・地域住民、更には地域の学校など、多様な主体が参加する海ゴミ・サイエンスカフェをプラットフォームとして、科学的知見を踏まえつつ海ゴミの調査・清掃活動に意欲を持った地域リーダーの発掘と育成を行い、地域行政と地域リーダーを関連付けることで、継続的な海ゴミ調査・清掃活動体制の構築を図ることが求められている。

サブテーマ(3)では、(1)と(2)の研究チームによる、海岸に設置したWebカメラからの画像解析データや、海岸で採集した漂着ゴミの分析調査などの成果を、海ゴミ・サイエンスカフェを通じて、地域住民や地域行政等に還元していく。

2. 研究開発目的

深刻化する海ゴミ問題について、地域での取り組みを進めていくためには、住民の関心を高め、高い意識をもった”地域リーダー”に、より充実した情報や知見を提供することが重要である。サブテーマ(3)では、海ゴミ問題に関する科学的な研究の成果を、地域への還元・普及を通じて、海ゴミ対策の促進が図られることを目指し、地域住民、NPO、事業者、行政関係者などを対象に、海ゴミ問題についての環境学習や議論の場となる海ゴミ・サイエンスカフェを開催する。これまで、全国の海岸ごとに、住民やボランティア団体等の努力によって海岸清掃（海岸漂着ゴミの回収）が続けられてきた。拾ってきれいにする、美化を目的としたこれらの活動は非常に重要かつ有益ではあるが、活動に参加する人々の間では、海岸漂着ゴミに含有・吸着した化学汚染物質による環境汚染についての問題意識は低かったと思われる。本調査では、社会貢献や環境保全のための熱意をもって、海岸清掃に取り組んでいる市民や、地域の行政関係者などに対して、サイエンスカフェを足掛かりとして、一層の知識や意欲をもった、地域リーダーの発掘と育成を行う。海ゴミ・サイエンスカフェは、本研究プロジェクトの成果を社会に還元する窓口となる。地域住民や地域行政、研究者が一同に会して情報を共有しつつ、地域の実情に即した海ゴミ対策を検討する場として寄与する。また地域の学校や、さまざまな立場の地域住民（一般市民、漁業関係者、観光関係者等）に、海ゴミを教材とした環境教育のプログラムを提案し実施する。海ゴミ・サイエンスカフェに関する資料を整理して、ホームページを作成して公開する。地域住民や地域行政、研究者らに情報発信し、全国に向けて各地の海ゴミ問題への取り組みを紹介する。研究グループ内に加え多様な意見を得た上で、将来的には環境行政での活用やガイドラインへの指標などにつ

ながるとりまとめを行う。

3. 研究開発方法

(1) 海ゴミ・サイエンスカフェ

本サブテーマでは海ゴミ・サイエンスカフェを以下の通りに開催することで、海ゴミ問題に関する本研究課題が蓄積する科学的な研究の成果を地域へ還元し、知見の普及を通じて、海ゴミ対策の促進が図られることを目指す。ここにおいて、サイエンスカフェは、地域住民、NPO、事業者、行政関係者などを対象に、海ゴミ問題についての環境学習や議論の場となる。特に、本研究課題ではNPOを、研究者と地域住民、そして地域行政を結ぶ仲介者に位置づけた。すなわち、地域との結びつきの希薄になりやすい研究者集団と、研究者へのアクセス手段を持ちにくい地域住民の両者に、ネットワーク軽くアクセスのできるNPOを据え、サイエンスカフェといったプラットフォームを置くことで、最新の研究成果を、地域行政や市民の海ゴミ問題に対する実践に直結させやすい環境を整えた。異主体間(地域+研究者集団+NPO)の組み合わせによって、科学が果たす社会貢献の在り方に新しいモデルを提供することを目指す。

サイエンスカフェの実施状況を表(3)-1に示すと共に、いくつかをピックアップして、その内容を記載する。

1) 酒田市(山形県)

山形県では、2009年7月に制定された、いわゆる「海岸漂着物処理推進法」に基づく「山形県海岸漂着物対策推進協議会」が、2010年3月24日に設置されている。海ゴミ・サイエンスカフェの開催については、同推進協議会と連携して実施することが有効と考え、2010年6月30日の総会に連動させて開催した。また、法律上の推進協議会のモデルともなった、「美しいやまがたの海・プラットフォーム」の協働事務局の運営を県と共に担ってきた、東北公益文科大学・呉尚浩研究室及び特定非営利活動法人パートナーシップオフィスの協力を得て行った。

第2回は、2010年10月17日に2部構成として実施した。第1部は、山形県海岸漂着物対策推進協議会の事務局関係者、NPO、学識経験者、小学校教諭らを交え、これまでの研究プロジェクトの成果及び海岸漂着物の化学的調査の手法等について講演を行った。また、サブテーマ(2)担当者が機器分析装置を会場に持ち込んでの、海岸漂着物の重金属分析のデモンストレーションを実施した。第2部は、山形県唯一の離島である酒田市・飛島を会場に開催される「第4回三島交流会」（新潟県佐渡市、粟島浦村、飛島の三島による年に1度の相互交流事業）の参加者を対象に行った。同交流会は、三島の島民、漁協関係者、NPO、学識関係者及び行政関係者らの多様な立場の方々が参加している。翌10月18日(月)に飛島に渡航し、2日間をかけて西側海岸に漂着したゴミを回収するなどの海岸調査を実施した。

第3回は、2011年2月15日に海洋に関する展示施設である「酒田海洋センター」において、県、自治体の行政担当者、住民、漁業者、NPO、学識経験者をはじめ、隣県の秋田市からもNPO関係者が参加される中で開催した。第2回開催の際に飛島西海岸において収集した漂着ゴミ66個について、愛媛大学において分析した結果(海岸鑑定)の報告を受け、その結果の意味することや今後の海岸漂着ゴミの回収活動に際しての対応など、幅広い関係者による意見交換を行った。

2) 石垣市(沖縄県)

沖縄県石垣市での第1回カフェは、2010年9月26日～28日にかけて行った。まずは、海岸漂着ゴミの現況把握調査として、市内の平久保崎、平野海岸、伊野田海岸、野底海岸、吉原海岸、白保海岸についての漂着ゴミの状況を確認しつつ、石垣島在住協力者からヒアリングを行った。また、Webカメラ設置予定地の確認等も行った。協力者を通じて、海岸漂着ゴミの回収活動や、自然環境保護活動に取り組んでいる島内のNPOや個人の方々に参集いただき、本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。

第2回、および第3回カフェは、2010年11月28日と2011年2月21日に行った。ともに、海岸漂着ゴミの現況把握調査として、市内の大浜海岸、平野海岸、平久保崎、野底海岸、檳海海岸、ケーラ崎についての漂着ゴミの状況を確認しつつ、石垣島在住協力者からヒアリングを行った。また、Webカメラ設置状況の確認等も行った。

沖縄県石垣市での第4回カフェは、石垣島ビーチクリーンアップ・吉原海岸石垣ビーチクリーンクラブと連携させて、2013年1月20日(日)に沖縄県石垣市の吉原海岸で、地元の住民・ビーチクリーン参加者を対象に実施された。本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。

3) むつ市(青森県)

海ゴミ・サイエンスカフェ大畑第1回は、2012年7月15日(日)にむつ市下北自然の家(青森県むつ市)において実施した。青森県の海洋(海岸漂着)ごみ問題に関する関係者が一堂に会し、県・自治体行政担当者をはじめ、むつ市のNPO、弘前大学らの参加を得た。本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。

4) 那覇市(沖縄県)

海ゴミ・サイエンスカフェ沖縄第1回は、2013年2月4日(月)に沖縄県那覇市の沖縄県庁 4階 第1・2会議室において実施した。本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。

5) 福江市(長崎県五島列島福江島)

長崎県五島市での第1回サイエンスカフェは、2013年3月6日(水)に五島市役所3階 大会議室にて実施された。本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。また、五島市役所岐宿支所会議室でも、本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。

6) 海ゴミ・サイエンスカフェ@愛媛

2011年9月22-23日に愛媛大学南加ホールにおいて、当研究プロジェクトと愛媛大学、そして本研究計画の研究協力機関である一般社団法人JEANの主催において海ゴミサミット愛媛大会を開催した。国内外(日本、中国、韓国)より約100名の参加者を得、海ゴミ被害の現状や対策について意見交換を行った。特に研究者からの報告に力点を置いた今回の海ゴミサミットは、行政や地域のNPOに有益であった。また、韓国のNPOや中国の研究者との意見交換も活発になされた。表(3)-2

は当日のプログラムである。

表(3)-1 海ゴミ・サイエンスカフェの実施状況

	日 時	場 所	通算回数	講 演 者
22年度	平成22年6月30日(水)	庄内 (酒田公益研修センター)	1回目	国土技術政策総合研究所 日向博文 室長
	平成22年9月27日(月)	石垣 (石垣市総合体育館研修室)	1回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授
	平成22年10月17日(日)	庄内 (東北公益文科大学)	2回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 愛媛大学大学院理工学研究科 中島悦子
	平成22年11月28日(日)	石垣 (石垣港離島ターミナル)	2回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 愛媛大学大学院理工学研究科 後期博士課程 中島悦子 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 八重山環境ネットワーク 森本孝房 石垣ビーチクリーンクラブ 浅井紀子 海LOVEネットワーク 中川くみこ
	平成23年2月15日(火)	庄内 (酒田海洋センター)	3回目	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 愛媛大学大学院理工学研究科 中島悦子
	平成23年2月21日(月)	石垣 (環境省国際サンゴ礁研究センター)	3回目	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授 愛媛大学大学院理工学研究科 中島悦子
	23年度	平成23年8月5日(金)	庄内 (山形県村山総合支庁会議室)	4回目
平成23年9月11日(日)		庄内 (最上川河口、公益研究センター)	5回目	イオンチアーズクラブ 愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 (特別報告) 一般社団法人JEAN 小島あずさ 事務局長
平成23年10月16日(日)		庄内 (イオン山形南店)		
平成23年10月18日(火)		佐渡 (金井コミュニティセンター)	1回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 国土技術政策総合研究所 日向博文 (報告) 佐渡市環境対策課 児玉龍司 課長 (特別報告) 一般社団法人JEAN 小島あずさ 事務局長
平成23年11月8日(火)		石垣 (八島小学校)	4回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授
平成23年11月10日(木)		石垣 (野底小学校、西表エコツーリズム協会)		
平成23年11月11日(金)		石垣 (八重山保健所会議室)		
平成23年9月22日(木)		海ゴミサミット@愛媛大学		表(3)-2
平成24年3月4日(土)	石垣 (バナナ公園) 石垣 (白保小学校)	5回目	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授	
24年度	平成24年1月20日(日)	石垣 (吉原海岸)	6回目	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授
	平成24年5月27日(日)	東京農工大	国際シンポ	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 東京農工大学 高田秀重 教授 東京農工大学 渡邊泉 准教授 北海道大学 綿貴豊 准教授 アルガリタ海洋研究所 Charles Moore アルガリタ海洋研究所 M.Eriksen アメリカハワイ大学ヒロ校 Hank Carson
	平成24年7月15日(日)	むつ市下北自然の家	1回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授
	平成24年11月1日(木)	佐渡 (河崎小学校、アミューズメント佐渡)	2回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 国土技術政策総合研究所 日向博文 室長
	平成25年2月4日(月)	沖縄 (銘川小学校、県庁)	1回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授 九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授
	平成25年3月1日(金)	庄内 (庄内総合支庁講堂)	6回目	愛媛大学沿岸環境科学研究センター 磯辺篤彦 教授
	平成25年3月6日(水)	五島市役所/五島市役所岐宿支所	1回目	九州大学大学院工学研究院 清野聡子 准教授

表(3)-2 海ゴミサミット次第

第1日目 9月22日(木)	
09:30 受付開始	会場:愛媛大学 南加記念ホール
【第1部】 10:00～ 12:30	<p>開会祝辞:柳澤康信(愛媛大学 学長)</p> <p>開催挨拶:磯辺篤彦(愛媛大学沿岸環境科学研究センター)</p> <p>経過報告:小島あずさ(一般社団法人JEAN)</p> <p>テーマ1「海洋ごみ研究最前線～海洋ごみ問題に関する知見の共有」</p> <p>【講演】○愛媛大学・磯辺篤彦教授、国土技術政策総合研究所沿岸域システム研究室・日向博文室長、九州大学大学院工学研究院・清野聡子准教授</p> <p>○東京農工大学農学部・高田秀重教授</p> <p>○ソウル大学・パン・インクォン博士</p> <p>○中国 国家海洋局海洋環境監視センター Qian Zhao博士</p> <p>【コメンテーター】大妻女子大学・兼廣春之教授</p>
12:30～ 14:00	<p>昼食・休憩(大学構内学生食堂などが利用できます)</p> <p>* 12:30～14:00 会場内でXRFを用いた海ごみ分析デモを行います。</p>
【第2部】 14:00～ 16:30	<p>テーマ2「海洋ごみ研究最前線～海洋ごみ問題に関する今後の調査・研究について」</p> <p>テーマ1の講演内容を踏まえ、海洋(海岸漂着)ごみ問題の改善に向けた調査・研究のあり方についての全体討議</p> <p>【講演】○鹿児島大学水産学部・藤枝繁教授</p> <p>【報告】○環境省水・大気環境局 水環境課 海洋環境室 宮元康一課長補佐</p> <p>○国土交通省水管理・国土保全局河川環境課 金井信宏係長</p> <p>○水産庁増殖推進部漁場資源課生態系保全室 遠藤久 室長</p> <p>○OASEAN代表 (韓国NPO) Hong SeonWook</p>
18:00～	交流懇親会(会場:セ・トリアン 事前申し込み)
第2日目 9月23日(金・祝)	
09:00 受付開始	会場:愛媛大学 南加記念ホール
【第3部】 9:30～ 11:40	<p>テーマ3「東日本大震災に起因する漂流漂着物問題について」</p> <p>【講演】○国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター石垣智基 主任研究員</p> <p>○九州大学大学院工学研究院・清野聡子 准教授</p> <p>国際航業(株)第一技術部・星上幸良</p> <p>【報告】○環境省水・大気環境局 水環境課海洋環境室 宮元康一室長補佐</p>
11:45～ 12:00	<p>2012年の海ごみサミット開催にむけて 京都府亀岡市</p> <p>閉会挨拶:金子博(一般社団法人JEAN)</p> <p>13:00～ es BANKの見学ツアー(先着20名)</p>

(2) 環境教育の機会提供

主として研究成果の室内での紹介になる海ゴミ・サイエンスカフェとは別に、現地海岸に向向いて海ゴミ被害の実態を市民と共有する環境教育を行った。特に、サブテーマ(3)では、2007年度から2009年度にかけて実施した環境省地球環境研究総合推進費D-071のフィールドであった五島市と、代表者のアクセスを鑑みて福岡市にて現地環境教育を実践した。

1) 五島市の事例

長崎県五島市の福江島は、環境省地球環境研究総合推進費D-071において、海岸漂着ゴミの季節変動を知るための定点調査地として、岐宿町八朔海岸をベースに2007年から調査地としている。特に、五島市役所岐宿支所や地域住民が定点調査に協力して下さっており、地域の女性グループ、五島市シルバー人材センター、地域の測量会社の技術者など、調査の目的を把握し、作業の段取りを習得したチームが形成されつつある。本研究では、このような地域での調査体制が形成されてきた萌芽をモデル化し、地域の人材を育成することを目標の一つとしている。

第1回として長崎県五島市福江島で海ゴミを教材とした環境教育の機会提供として、2010年11月16日に現地見学会（エクスカージョン）を行った。まずは、海岸漂着ゴミの現況把握調査として、定点調査地である市内の八朔海岸の漂着ゴミの状況を確認しつつ、五島市在住協力者から、年変動、季節変動、近年の特徴的な現象の有無、漂着ゴミ回収の公共事業の状況などのヒアリングを行った。また、清野が海岸環境について連載をしている「五島新報」の編集長の協力のもと、五島市内の歩こう会メンバーや環境活動に取り組む個人の方々に呼びかけ、「五島の海岸環境の見学会」としてご参集いただいた。福江島北部の海岸にも、地形や沿岸の条件において多様な環境があること、海岸漂着物調査を通じてそれらの特徴がわかることなどを現地で解説した。

第2回は2011年2月24日に行った。まずは、海岸漂着ゴミの現況把握調査として、市内の八朔海岸、他計10海岸についての漂着ゴミの状況を確認しつつ、五島市役所や五島市在住協力者からヒアリングを行った。五島市立三井楽小学校において、4年生の海岸漂着ゴミの清掃、調査活動にて児童の活動の説明を受け、意見交換を行った。三井楽小学校による発表会での、海ゴミの劇と合唱のビデオを見た。そして調査に参加した生態学研究をしている九大大学院生から、都市部の福岡市における希少生物のクロツラヘラサギがゴミに絡まって被害を受けている状況の児童と市民による劇の紹介をうけた。地域は違っても、海ゴミ問題に取り組む小学生、小学校教師、地域住民による取組に共通性があることがわかった。

2) 福岡市の事例

福岡県福岡市は、九州北部に位置する政令指定都市であり九州最大の都市である。市域は日本海側の博多湾・今津湾・玄海灘に面して、東シナ海を流れる対馬海流の影響を受けやすい。海岸漂着ゴミ問題では、福岡は、日本海・東シナ海の最大の発生源といわれている。海岸漂着ゴミ問題の深刻な地域・海域のひとつである。この地域は2010年から対馬海流からの海岸漂着ゴミの季節変動を知るための定点調査地としている。現在、海ゴミリスクに関して、行政や地域住民、地域の自然保護グループなどの関心が高まりつつある。本研究では、このような地域での人材を発掘・育成し、継続的な調査体制の形成を目標の一つとしている。

福岡県福岡市で海ゴミを教材とした環境教育の機会提供として、2012年6月2日(土)に現地学習会

を福岡市西区の海岸で行った。この学習会は24時間テレビ「日本をきれいにするプロジェクト」 in福岡・事務局と連携して、福岡市西区にある今津湾周辺の住民と学生ボランティアの計120名を対象に、海岸漂着ゴミの現況把握調査として、定点調査地である今津湾周辺・長浜海岸の漂着ゴミの状況を確認しつつ、現地観察を行った。その後、福岡市西区第一野の花学園で海岸漂着ゴミ問題の現況把握と、福岡市の海岸にも東シナ海からの海岸漂着ゴミがある事を解説し、質疑応答などを行った。また、本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。

福岡市内の高校生を対象に2012年7月28日(土)に、福岡市の九州大学伊都キャンパスにおいて公開講座を行った。海岸漂着ゴミをテーマに、海岸漂着ゴミの現況把握と、福岡市の海岸にも東シナ海からの海岸漂着ゴミがある事を解説した。海岸漂着ゴミの現況把握調査として、定点調査地である今津湾周辺・長浜海岸の漂着ゴミの状況を確認しつつ、現地観察を行った。また、本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。

福岡市内の小学生と保護者を対象に8月18日(土)に、福岡市の九州大学伊都キャンパスにおいて公開講座を行った。海岸漂着ゴミをテーマに、海岸漂着ゴミの現況把握と、生物に与える影響などを解説した。海岸漂着ゴミの現況把握調査として、定点調査地である今津湾周辺の漂着ゴミの状況を確認しつつ、現地観察を行った。また、本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。

福岡市内の住民を対象に2012年10月28日(日)に学習会を行った。海岸漂着ゴミをテーマに、海岸漂着ゴミの現況把握と、生物に与える影響などを解説した。海岸漂着ゴミの現況把握調査として、定点調査地である今津湾周辺の漂着ゴミの状況を確認しつつ、現地観察を行った。また、本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。

九州大学大学院工学研究院附属循環型社会システム工学研究センターと連携して2012年11月16日(金)に、福岡県福岡市のJR 博多シティ会議室において公開講座を行った。「海岸に棲む一災いを超えて限りない恵みを(震災復興と海岸再生、400年の埋立ての歴史の見直し、漁場再生、生物多様性、漁場 福岡に未来のヒントが?)」をテーマに、海岸漂着ゴミの現況把握と、福岡市の海岸にも東シナ海からの海岸漂着ゴミがある事を解説した。また、本研究プロジェクトについて、これまで研究成果の説明と今後のサイエンスカフェの開催に向けて意見交換を行った。

(3) 地域の実情把握のためのヒアリング調査

サイエンスカフェや現地海岸の調査活動以外にも、地域住民へのヒアリングを通して、海ゴミ問題に対する住民意識を調査し、サイエンスカフェや現地調査の適正な方法論の構築に向けてフィードバックを心がけた。

まず、長崎県五島市福江島で海ゴミ問題の実情を把握するための調査を、2012年9月18日(火)に行った。まずは、海岸漂着ゴミの現況把握調査として、新上五島町周辺海岸の調査を実施した。海岸部の漂着ゴミの状況を確認しつつ、行政関係者や海岸保全活動に関わるNPO関係者からヒアリングを行った。特に、今年度は大型台風が多く、細粒ゴミの漂着が激しく、処理が困難との問題が指摘された。

長崎県対馬市で海ゴミ問題の実情を把握するための調査を、2012年9月20日(木)から9月22日(土)に行った。対馬の漁業集落による沿岸環境管理を把握するため、漁業関係者へのヒアリング、意見交換を行った。また海岸漂着ゴミの現況把握のため、対馬市役所、市内の上対馬漁協のヒアリング調査を行った。

離島振興や水産庁予算などで漁業者の海ゴミ回収活動が強化されたが、ゴミの量は激化している。サザエなどの漁場悪化、藻場の枯死との関連などが議論された。また、島全体については、今年度は、大型台風の影響でゴミが多く、かつ、漂着が激しい箇所が従来と異なり、対馬中部の東岸にみられた点が指摘された。Webカメラの観測も、島の漁場管理に活かす方法を引き続き検討することとなった。

(4) 海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築に関するNPOとの連携強化

本サブテーマでは、国内外のNPOと意見交換を行い、NPOを仲介(場合によっては核)としたサイエンスカフェについて、より効果的に実施できる方法論の確立に役立てた。

そもそも海ゴミ問題は、世界的にも関心が高まっている。ゴーストフィッシングや、水産生物の誤飲など、国際的な水産分野ではゴミの問題は、特にヨーロッパでは関心が高い領域である。また、近年、生物多様性の観点からも、海ゴミの対策の強化が検討されるようになった。2010年に名古屋で開催された生物多様性条約第10回締約国会議(CBD/COP10)で決められた「愛知目標」では、2020年までに海域の10%を海洋保護区に指定する数値目標が掲げられた。同年に、環境省「海洋生物多様性保全戦略」が策定され、国内的な海洋保護区の定義が確認された。ネットワークの詳細は、生物多様性条約第11回締約国会議(インド)や世界自然保護会議(韓国)で内容が決まるとされるが、国内での開かれた議論や、実質的な活動を踏まえた上での国際ネットワークへの参加が望まれる。

スコットランド・エジンバラを訪問し、2012年5月6日(日)から11日(金)にEdinburgh International Conference Centre においてThe World Council of Fisheries Societies(世界水産学会議)に参加して研究成果の発表(Issues and possibilities for the practical management of Asia/Pacific MPAs from the perspective of the experiences and lessons of modernization marine drift litter - A trans-boundary environmental problem solving methodology through converting local knowledge into scientific knowledge)及び情報収集を行った。また意見交換を行い、海ゴミリスクに関する問題を、生物多様性への脅威としての認識を関係者と議論し、国際的な協力体制の必要性を広めた。

韓国・済州市を訪問し、Jeju International Convention Centre においてIUCN World Conservation Congressに参加して研究成果の発表及び情報収集を行った。また意見交換を行い、海ゴミリスクに関する問題を、生物多様性への脅威としての認識を関係者に広めた。特に、主催者のIUCNは、生物多様性事務局ともコンタクトをとりながら、海ゴミ問題に対応している。また、韓国は国策で、漁業者への海ゴミ削減の教育を強化している。そのほか、アジアだけでなく、アフリカでも、海ゴミは深刻な問題となっている。自然保護分野でも、陸域もふくめた統合的な対策や管理が重要と考えられる。済州島は、東シナ海にあって対馬暖流や、大陸の冬季の季節風の影響を強くうけるといふ、五島列島と同様の環境条件にある。そのため、日本、韓国、中国の間の位置にあって、近年、海ゴミが深刻な環境問題になっており、市民や観光業者によるビーチクリーンが行われている。近年、済州の地域づくりは、UNESCO世界遺産、ジオ・パーク、自然保護区など、国際的

な自然保護の潮流に合流する政策が強力に推進されているようである。また、韓半島の本土からある程度独立的な地方自治区となっているが、島の経済的自立のためにも、漁業と海洋レジャーがますます盛んになっているという。そのため、開発と保全の相克がある一方で、美しい海岸を維持することが観光資源の保全にもなるので、海岸環境には関心が高いようである。

「第10回海ごみサミット2012亀岡保津川会議」において、海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築に関する調査を行った。またパネルディスカッションにおいて討議・意見交換を行った。特に、京都の保津川流域では、淀川を通じて大阪湾への影響を考える場ができています。NPO、地域行政の連携も進んでいるため「流域管理」の観点で進めるのが可能となっている。山形での最上川の例もふくめ、河川と沿岸が連動した海ゴミ管理の重要性が示された。

海ごみプラットフォーム・JAPANにおいて、海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築に関する調査を行った。また海岸漂着ゴミに関してNGO等の国際的な連携について講演・意見交換を行った。従来の東シナ海・日本海の家ゴミ問題を共有する日韓の関係強化に加え、太平洋に流出した震災漂流ゴミの漂着先の北米との連携の強化の必要性を議論した。

(5) 本研究プロジェクトの成果のウェブサイトを通じた社会還元

本研究プロジェクトの成果の社会への還元と海ゴミ・サイエンスカフェの周知拡大のため、WEB上にHPから継続して情報を発信した(<http://www.icataquo.jp/umigomi/>)(図(3)-1)。発信内容の検討プロセスでも、啓発や協力の必要性について研究チームや協力者との議論を行った。これらはWEBサイトを通じて発信した。このサイトは、環境省の環境ポータルにもリンクされ、海ゴミ問題を環境問題の一分野として示すことができた。特に、海ゴミだけ取り上げるのではなく、海岸環境や地域社会全体への話題をとりあげた。これは、本研究プロジェクトのテーマの「海ゴミリスク」があまりに強調されると、却って反動で、この問題を正面から取り上げることに無力感を感じる恐れがあるためである。

Umigomi

この事業は「環境省」の「環境研究総合推進費」で行われている事業です。

海から始まる...

海ゴミプロジェクト研究概要

「この研究では、複数海岸に設置したウェブカメラ画像を解析してゴミ漂着量の時系列データに変換する。加えて、潮流や漂着物のコンピュータ・シミュレーション、さらには海岸漂着ゴミに含有・吸着した化学汚染物質(有害重金属や残留性有機汚染物質[POPs]など)の分析調査を行う。これらによって、東アジアにおける、発生源から漂着海岸までの海ゴミ輸送やゴミを介した化学汚染物質輸送のフローマップ、すなわち発生量・移動量・漂着量の分布図を制作する。また、地域住民と地域行政、そしてNPOや研究者が参加するサイエンスカフェにて、研究成果を地域住民と行政に還元するとともに、継続的な海ゴミ調査・清掃活動体制の構築を図る」

この事業は、「環境省」の「環境研究総合推進費」で行われている事業であり、「B-1007：海ゴミによる化学汚染物質輸送の実態解明とリスク低減に向けた戦略的環境教育の展開」です。
プロジェクト研究チーム

(環境省：環境研究総合推進費)
<http://www.env.go.jp/policy/kenkyu/index.html>

環境化学

研究代表・化学物質輸送担当 (サブテーマ2)
磯辺眞彦(愛媛大cmes)
▶ 調査研究の風景

海ゴミ・漂流予報

海ゴミウェブカメラ

Umigomi ブログ

博多湾周辺調査

五島列島周辺調査

五島列島周辺の海岸漂着物情報を掲載しています。
▶ 詳細

沖繩島周辺調査

対馬島周辺調査

洛東江河口周辺調査

NeX 若手研究者

図(3)-1 B1007研究プロジェクトのウェブサイト。これより海ゴミ予報やWebカメラ画像へリンクされ、あるいは海岸の状況がレポートされた。

4. 結果及び考察

(1) 海ゴミ・サイエンスカフェ

1) 各地のサイエンスカフェの開催状況

山形(庄内)や石垣市では、海ゴミ・サイエンスカフェ(写真(3)-1)を通じて、周辺地域に多くの自然環境保護や漂着ゴミの清掃等に取り組む団体・グループ等が存在することがわかった。特に石垣市では、地域の集落ごとの住民清掃とは別に、市民団体による自主的なゴミ回収活動が多数行われており、石垣市役所の取りまとめによれば、一年を通じて述べ5千人以上の島民が活動に参加しているとのことである。自然環境保護や、海岸清掃などに取り組む団体・グループ等の多くには、県外から石垣島の自然等に惹かれて転居してきたいいわゆる移住者が参加している。集落や漁協などによる動員型の清掃とは別に実施される自主的な清掃活動には、もちろん元々の石垣住民も参加するが、移住者が非常に多く参加しているという。このことは、移住者ならではの、石垣の自然を好ましく思い、環境の悪化等に関心が高く、保護や保全活動に積極的に関与しようという意思が働いている証左といえる。また、ダイビングやサーフィン、エコツアーなど、良好な海の自然環境と密接につながる趣味や、事業に関わっている移住者も多いため、環境を大切にする気持ちが高いともいえる。



写真(3)-1 山形(左)と石垣(右)での海ゴミ・サイエンスカフェ

山形や石垣での海ゴミ・サイエンスカフェでは、事前準備の段階から海洋ゴミや環境問題に関心の高い団体や行政担当者等に個別に参加呼びかけを行い、研究プロジェクト全体の説明等を丁寧に行った。海ゴミに起因する化学汚染物質による環境汚染についても、率直な質問や、心配の声、もっと詳しく知りたいなどの要望が多く聞かれた。周囲を海に囲まれた離島であり、外国起因と思われるゴミの漂着も多い地域であることから、海洋ゴミへの関心が高く、また、美しい海そのものが、地域の観光等の産業に不可欠であることから、保全意識が高い。海ゴミ・サイエンスカフェは、本研究課題が終了した後も、機会を見て開催を重ねていく予定だが、今後は、漁業など生業として海と関わっている方々などにも参加をお願いし、さまざまな立場からプラスチックゴミによる海洋汚染問題についての意見交換や、科学的な調査研究が貢献しうることなどについて話し合っていけるように、カフェ開催の周知や、実施結果の報告を行うべきであろう。

サイエンスカフェにおいては、海ゴミが多く漂着する海岸土壌の有害金属汚染調査を愛媛大に依頼し、結果を地域住民へ公表した。図(3)-2は佐渡・素浜海岸での調査結果である(環境基準を大きく下回り、プラスチックゴミから溶出する有害金属による汚染は全く確認されていない)。このような試みは、地域住民に安心感を与えると共に、継続的な海ゴミ漂着の実態調査を動機付ける意味で効果的であった。



図(3)-2 佐渡・素浜海岸での海岸土壌に含有される有害金属濃度の調査。AとBは10m程度離れた二つの海岸で、それぞれ50か所、および48か所が調査された。共に環境基準を大きく下回っている。

2) 海ごみ対策の地域性と科学技術コミュニケーションの課題

本研究課題では、東北地方から沖縄までの地域でサイエンスカフェなど、地域への啓発を実施した。当初計画では、ほぼ同じスタイルでサイエンスカフェの形式を考えていたが、実施段階では地域による手法の再検討が必要であった。全国一律で同じ手法が採れない理由自体が研究対象と考え、その地域性を検討した。表(3)-3に示すように、自治体の規模、市町村合併の状況、海ゴミの地域協議会の組織状況、中心的なNPOや市民活動団体の存在、国全体の環境政策の窓口としての環境省の現地事務所の有無、地域経済に関わる漁業・観光業の状態をみて、サイエンスカフェのあり方や地域への環境情報の伝え方は、その地域の実情に合ったものにアレンジしていく必要がある。

表(3)-3 海ごみ対策の地域間比較

場所と手法	自治体	協議会や地域との連携	市民団体	環境省事務所	漁業	海岸での観光産業
山形 (カフェ)	酒田市	◎	◎	なし	◎ 飛島	○飛島
石垣 (カフェ)	石垣市	◎	○	国立公園事務所	○	◎観光の核
対馬 (ヒアリング)	対馬市 (広域合併)	△	△	ヤマネセンター	◎	○
五島 (現地観察会、小学校授業)	五島市 (広域合併)	△	—	国立公園事務所 (西海)	◎	◎
福岡 (カフェ)	福岡市 (政令指定都市)	△	?	なし	△	△

たとえば、写真(3)-2は石垣島にて行ったサイエンスカフェ(2012年1月20日)のスナップショットである。ここにおいては、決して規模の大きなサイエンスカフェとはならず、喫茶店の一室を借りうけた文字通りの小規模集会であった。参加者も10名以下であって、このサイエンスカフェが起点となる海ゴミ対策の大規模な展開といったものは、もとより期待されるものではなかった。しかし、それでも集まった10名は地域の中で海ゴミ問題に主導的に取り組む、まさに本研究課題が求める地域リーダーの候補生である。彼(彼女)らは、サイエンスカフェが終わったのちに、サイエンスカフェで得た知識や、議論を通して深めた見識でもって、より多くの賛同者を増やすべく努力を続けた。約一年たった那覇市でのサイエンスカフェ(2013年2月4日)で受けた報告によれば、彼(彼女)らは、研究者と地域社会との良きインタープリターとなり、当地で行ったサイエンスカフェが、適正な海ゴミ調査・清掃活動を始めるよい契機となったようである。何よりも強調したいことは、研究者のみで、このような質の高い地域リーダー候補生を見出すことの困難さである。本研究課題においては、地域社会に溶け込んだNPO(例えば、石垣島の”海Loveネットワーク”)と協

働することで、地域住民とのアクセスを確保した。普段からの地域での海ゴミ清掃活動や調査活動、あるいは海岸環境の保全活動を通して地域住民に信用があり、このようなNPOの呼びかけに応じる住民は数多い。そこにおいて、初めて研究者と地域(あるいは地域行政)との連携が成立する事例が多く存在した。地域で活動が続けるNPOを核にしたサイエンスカフェの有効性、そしてサイエンスカフェをプラットフォームにした海ゴミ対策の基盤づくりは、総じて成功したと考えている。



写真(3)-2 石垣島にて行ったサイエンスカフェ(2012年1月20日)のスナップショット

(2) 環境教育の機会提供

1) 五島市の事例

長崎県五島市は本プロジェクト以前から海ゴミの問題が大きく取り上げられていた。また研究者、地域住民、行政が協力した調査活動も2007年度から、環境省地球環境研究総合推進費D-071として行われてきた。このため五島市における海ゴミの問題は地域社会の中で周知がなされていることが、ヒアリングから分かった。島の産業に占める漁業の割合が大きく、集落が海に面している立地も関心の高い要因となっている。

本サブテーマが実施した現地見学会(写真(3)-3)により、季節風の変化によるゴミの漂着場所の変化や、中国や韓国において洪水などが発生すると、遅れてそれら起因国のゴミの漂着がみられることが、地域住民にも理解された。地域住民は本プロジ



写真(3)-3 五島での現地見学会

ェクトに協力する過程で、これらの知見に触れたことで、時季によるゴミの漂着状況の変化の予測を行うようになりつつある。また、この情報が行政の海ゴミ清掃・収集に反映され、効果的な漂着ゴミの収集に向け、場所と時季に合わせた活動の振り分けが検討されつつある。これらの地域の特性に合わせたゴミ処理方法の確立は、同じような海ゴミ問題を抱える地域にとっての模範となる取り組みであると考えられる。ヒアリングの結果からは地域社会に海ゴミ問題の周知はなされているが、同時に過疎化と高齢化により地域の海ゴミの担い手が減少しつつあることも明らかになってきている。

2) 福岡市の事例

a. 総評

福岡市では、博多湾の港湾管理者や漁業者などのヒアリングを通じて、漂着ゴミの概要をつかむことができた。福岡市は政令指定都市であるが、国定公園・海の中道やラムサール湿地の候補にも挙げられる今津干潟など、市内には豊かな自然環境が残されている。福岡市に漂着するゴミは、対馬海流に乗って運ばれ、海岸部に漂着するが、一部は風に吹き上げられて内陸部に堆積する。そのようなゴミは国定公園・海の中道で確認され、公園の海岸部で繁殖するコアジサシの繁殖地に被害を出すこともある。また、博多湾内のゴミは博多湾に流入する河川に起因するものがあり、漁業者の網に掛かることも多い。これらのゴミは福岡市の人口密集地を流れる河川から、洪水などの出水の際に湾内に流出すると考えられる。

海ゴミ・サイエンスカフェを通じて、福岡市は人口密集地であるため海岸や河口部で清掃活動を行うNPOや団体の数は少ないことが分かった。また福岡市が企画した年に1度の一斉清掃活動・ラブアースクリーンアップなどの市民参加のイベントにも市民の参加者は多い。しかし、団体は小規模であり、活動の範囲も行政区をまたいでの取り組みには至らない現状が明らかにされた。

今後は博多湾を一つの区域と捉え、東シナ海に占める位置を含めて、そのなかで海ゴミの処理を考えるべきではないかと意見が出された。次回からのサイエンスカフェは、さらに市民の参加を促すべく、福岡市の自然環境に触れ合う啓発活動も必要になる。そのうえで、海ゴミ問題を周知し、行政や住民などの幅広い参加を考えていきたい。

また、博多湾周辺の家ゴミ現地調査を通して、海岸でのナチュラルリストと学校教育との連動も視野におき、一般市民も実施可能な調査手法を検討した。特に、学校近くの海岸から博多湾、沿岸、海洋全体を考えるような発展性を有する調査法を考案し、実データによる検証を行った。

b. 環境教育プログラムでの実践としての海ゴミ調査

i. 対象材料と方法

材料は、海ゴミのうち、サイズが大きく、文字による判別が行いやすい漂着ペットボトルとした。博多湾とその周辺における漂着ペットボトルの調査は、2008年度より、季節風が吹き終わる3月から4月上旬、台風や出水が収束する9～10月の年2回実施してきた。各調査地点で任意に100本採集し、ラベルやキャップの記載文字から製造国を分類した。ここで解析対象としたデータセットは、2008年9月、2009年9月、2010年9月、2011年9月、2012年10月の実施分である。

調査地は、博多湾と周辺海岸のアクセス可能な砂轢浜8地点を選び、湾口から湾奥までの地形条

件により3グループに分けた(図(3)-3)。1つめは、玄界灘に面したシオヤ鼻(St.1)、志賀島の勝間・黒瀬(St.2)、唐泊北(St.8)のグループ。2つめは、博多湾の湾口の近くに位置する志賀島の叶浜(St.3)、能古島の能古島キャンプ場(St.5)、能古島の白鳥崎(St.6)、長浜(St.7)のグループ。3つめは博多湾の湾奥に近い海ノ中道南(St.4)である。



図(3)-3 博多湾におけるペットボトルの調査地点の配置

ii. 統計解析

博多湾とその周辺で発見されるペットボトルは、ラベルやキャップの文字により製造国が判別できる。本研究では、福岡と諸外国との地理的關係からして、海外産のペットボトルのうち、より南部に位置する中国・台湾の製品は対馬暖流の、北部に位置する韓国の製品は冬季の季節風の影響との作業仮説をたてた。

海外産ボトルの沿岸における分布、漂着数は、海流や風などの海洋の環境の状態によって変動する。本研究では、各年の秋季に得られたデータを対象として海岸に漂着するペットボトルの原産国とその個数といった情報から、沿岸の海流や風といった環境の類似性を評価した。こうした沿岸・海洋環境の類似性を評価するには、環境要素を計測する科学機器を用いることが定法だが、実施できる人は科学者、調査関係者に限定されてしまう。しかし、漂着物の類似性の評価は比較的簡便で、市民が実践できる調査として有効な手段の一つである。

調査地点間の類似性は、漂着ボトルの製造国と個数といった情報にもとづいたクラスター分析によって評価した。クラスター解析では、海岸に漂着したすべてのボトルに占める製造国別の優先度を対象として調査地点間の類似性を評価するBray Curtis指数の推定と、製造国別の在／不在情報を対象としたJaccard指数の推定をそれぞれ行った。各指数の推定値は、統計ソフトRを使って算出し、R内のライブラリ、veganによって非類似度への変換とデンドログラムの作成を行った。

iii. 結果と考察

博多湾とその周辺に漂着するペットボトルについて、各調査地点の原産国別の優占度にもと

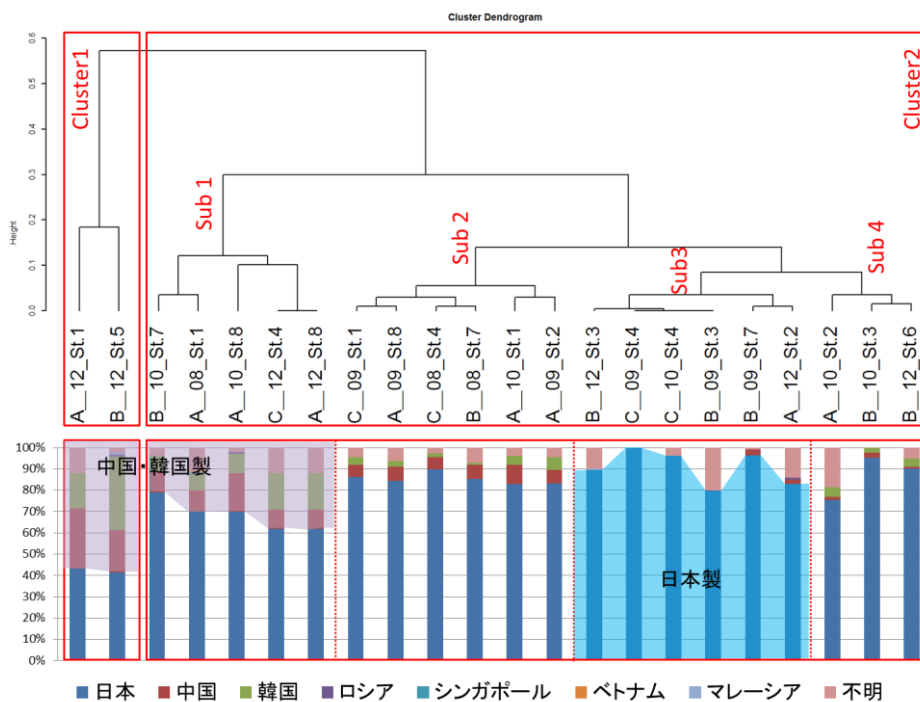
づいたクラスター解析を行ったところ、明瞭な分化を示すことが明らかになった。

図(3)-4に原産国別の優占度に基づいたクラスター解析の結果を、表(3)-4に原産国別の優占度を示した。樹形は2つのクラスターに分かれ、Cluster1とCluster2の間に明瞭な分化がみられた。Cluster2はさらに3つの比較的弱い分化を示すサブクラスターに分化していた。原産国別の優占度の数値的な特徴に注目すると、Cluster1は日本製ボトルの優占度が43-49%、中国製ボトル20-32%、韓国製ボトルが19-36%を占めおり、中国製と韓国製のボトルが優占していた。Cluster2は日本製ボトルの優占度が70-100%、中国製、韓国製のボトルはそれぞれ0%-18%、0%-19%となっており日本製のボトルが優占していた。Cluster2のサブクラスターに注目すると、Sub1は中国製(10%-18%)と韓国製(7%-19%)のボトルの優占度がCluster2の中では比較的高かった。Sub2とSub3、Sub4は日本製のボトルの値が高く、Sub3では97%-100%が日本製のボトルだった。

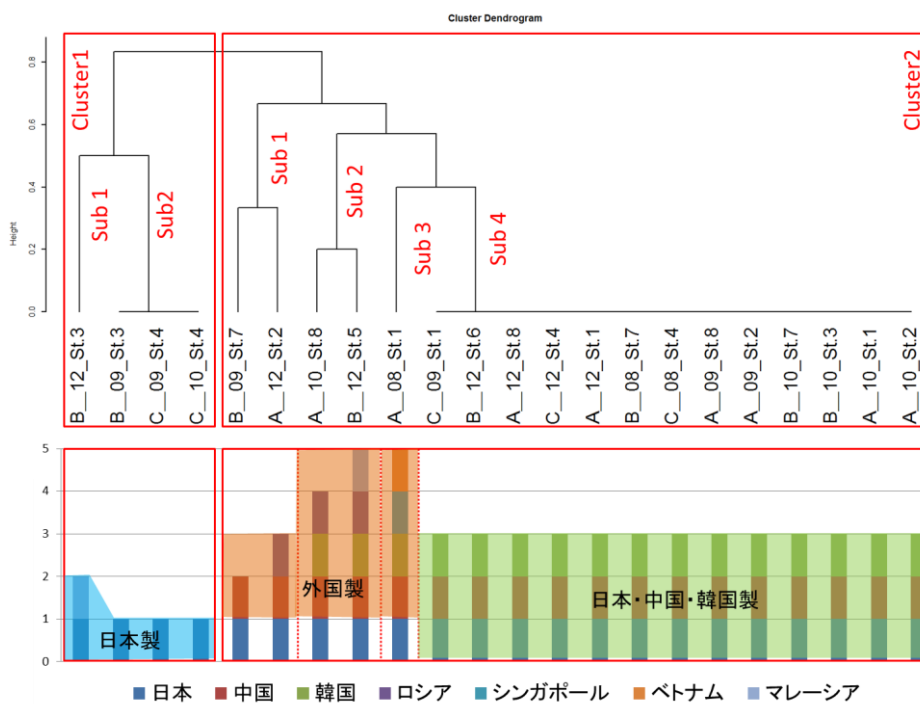
クラスター解析の結果と、調査地点の地理的な分布との対応関係について、中国製ボトル、韓国製ボトルが比較的多いCluster1は湾の外側(A)と湾口(B)が含まれていた。また、Cluster2の中で比較的海外製のボトルの優占度が高いCluster2のSub1の5地点のうち3地点が湾の外側(A)、1地点が湾口(B)、1地点が湾奥(C)となった。一方、Cluster2の中で日本製ペットボトルの優先度が最も高いCluster2のSub3は6地点の中で湾の外(A)は1地点、湾口(B)は3地点、湾奥(C)は2地点となった。湾口近く(B)の調査地点はCluster1と2、いずれにも含まれていた。次に、各調査地点について製造国の異なるペットボトルの在/不在の情報に基づいたクラスター解析について、図(3)-5は製造国別の在/不在の情報に基づいたクラスター解析の結果、表(3)-5は在-不在の情報を示している。

ボトルの製造国別の在/不在情報に基づいたクラスター解析もまた2つのクラスターへの分化を示した。Cluster1はサブクラスターSub1とSub2に、Cluster2はSub1,Sub2、Sub3、Sub4の4つのサブクラスターへ分化していた。Cluster1では日本製のペットボトルとマレーシア製のペットボトルしか記録されていない。Cluster2では日本製ペットボトルに加えて、中国製、韓国製、ロシア製、シンガポール製、ベトナム製のペットボトルが記録されている。クラスター解析の結果と、調査地点の地理的な分布との対応関係については、日本製ペットボトルとシンガポール製のペットボトルしか記録されていないCluster1は湾口近く(B)と湾奥(C)の地点が含まれ、湾の外(A)の地点は含まれてなかった。また、Cluster2はクラスター内で分化あり、Sub1、Sub2、Sub3は日本製ペットボトルと中国製ペットボトルに加えて、ロシア製、マレーシア製、シンガポール製、ベトナム製のペットボトルが含まれていた。

このように種類数の多いCluster2のサブクラスターSub1、Sub2、Sub3には5地点が含まれ、そのうち湾の外側(A)は3地点、湾口の近く(B)は2地点であり、湾奥(C)地点は含まれなかった。また日本製と中国製と韓国製の3種類だけが記録される地域がSub4を構成している。



図(3)-4 漂着ペットボトルの製造国の出現割合に着目したクラスター解析結果のデンドログラム



図(3)-5 漂着ペットボトルの製造国の在／不在に着目したクラスター解析結果のデンドログラム

表(3)-4 漂着ペットボトルの製造国の割合の情報とクラスター解析結果の対応

		日本	中国	韓国	ロシア	シンガポール	ベトナム	マレーシア	不明	
Cluster 1	A_12_St.1	49.2	32.2	18.6	0.0	0.0	0.0	0.0	13.6	
	B_12_St.5	42.9	20.4	35.7	1.0	0.0	0.0	1.4	2.0	
Cluster 2	Sub 1	B_10_St.7	78.6	11.2	8.2	0.0	1.0	1.0	0.0	12.2
		A_08_St.1	82.3	10.4	7.3	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2
		A_10_St.8	71.4	18.4	9.2	1.0	0.0	0.0	0.0	2.0
		C_12_St.4	70.5	10.2	19.3	0.0	0.0	0.0	0.0	13.6
		A_12_St.8	70.5	10.2	19.3	0.0	0.0	0.0	0.0	13.6
		C_09_St.1	90.5	5.7	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	4.8
	Sub 2	A_09_St.8	90.3	6.8	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	6.8
		C_08_St.4	92.5	5.7	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8
		B_08_St.7	92.2	6.9	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8
		A_10_St.1	86.5	9.4	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2
		A_09_St.2	87.3	6.3	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	4.8
		B_12_St.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	11.1
	Sub 2	C_09_St.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.0
		C_10_St.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		B_09_St.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1
		B_09_St.7	97.2	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9
		A_12_St.2	96.5	2.3	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	16.3
		A_10_St.2	92.5	1.9	5.7	0.0	0.0	0.0	0.0	22.6
	Sub 4	B_10_St.3	94.7	1.1	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	5.3
		B_12_St.6	95.3	2.3	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

表(3)-5 漂着ペットボトルの製造国の在／不在の情報とクラスター解析結果の対応

		日本	中国	韓国	ロシア	シンガポール	ベトナム	マレーシア	不明	
Cluster 1	Sub 1	B_12_St.3	1	0	0	0	0	0	1	1
		B_09_St.3	1	0	0	0	0	0	0	1
	Sub 2	C_09_St.4	1	0	0	0	0	0	0	0
		C_10_St.4	1	0	0	0	0	0	0	1
Cluster 2	Sub 1	B_09_St.7	1	1	0	0	0	0	0	1
		A_12_St.2	1	1	0	1	0	0	0	1
	Sub 2	A_10_St.8	1	1	1	1	0	0	0	1
		B_12_St.5	1	1	1	1	0	0	1	1
	Sub 3	A_08_St.1	1	1	1	0	1	1	0	1
	Sub 4	A_10_St.1	1	1	1	0	0	0	0	1
		A_10_St.2	1	1	1	0	0	0	0	1
		B_10_St.3	1	1	1	0	0	0	0	1
		B_10_St.7	1	1	1	0	0	0	0	1
		A_09_St.2	1	1	1	0	0	0	0	1
		A_09_St.8	1	1	1	0	0	0	0	1
		C_08_St.4	1	1	1	0	0	0	0	1
		B_08_St.7	1	1	1	0	0	0	0	1
		A_12_St.1	1	1	1	0	0	0	0	1
		C_12_St.4	1	1	1	0	0	0	0	1
		A_12_St.8	1	1	1	0	0	0	0	0
		B_12_St.6	1	1	1	0	0	0	0	1
	C_09_St.1	1	1	1	0	0	0	0	1	

iv. 漂着ペットボトル原産国に基づく市民調査法

環境教育プログラムのうち、学校での短時間での総合学習の授業や、余暇を活用して実施する市民調査としては、時間と労力を最小化して、興味深く、啓発的でもあるデータが得られるのが望ましい。

これらの解析結果をもとに、市民調査法として興味を喚起しやすい「海外製品の拾いやすさ」を指標に、各地点の評価を行った。

表(3)-6 博多湾での海ゴミ調査地点における海外製品の拾いやすさの特性

分析タイプ	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	St.6	St.7	St.8
割合	◎	○	×	×	◎	△	○	◎
在/不在	◎	○	×	×	◎	△	○	◎

◎：多様な海外製品を多く拾える、○：海外製品を多く拾える、△：海外製品を時々拾える、

×：ほぼ日本製しか拾えない、××：海外製品はほとんど拾えない。

表(3)-6に示すように、海外製品の漂着物を多く発見できると評価された地点（◎）は、玄界灘に面する海の中道のシオヤ鼻St.1,博多湾口に近い 能古島北部St.5,博多湾口の糸島半島先端部の唐泊 St.8であった。これらの地点を探索すれば、対馬暖流や季節風の影響による漂流・漂着物が、多様に、多く拾える確度が高いといえよう。他の地点でも、海外製品を見出すことは可能であるが、目的をもって漂着物採取にいくべき優先的な海岸を示すことが出来た。

また、この結果を得るために、現場的にデータ取得、計数すべき内容も簡素化できる可能性が示された。すなわち、100本中の割合をデータ化するには、各地点で100本ずつ合計800本の漂着ペットボトルを収集してデータ化するため、現地調査2日、データ化3日の時間確保が必要となっている。しかし、海外産の在/不在や原産国のデータ化であれば、一般の海岸清掃活動の合間であっても、工夫すれば実施が可能である。

これは、学校や社会の環境教育のプログラミングで、学びの目的に応じて、以下の特徴が考えられる。

- (1) 海ゴミ・サイエンスカフェで得た漂着物や海洋学的な知見を自ら検証したい場合、目的と持ち時間により調査地点を選定できる。
- (2) 海ゴミ問題への関心を喚起するために、珍しいと感じられる海外産ゴミの漂着を集中的に見せたい場合には、海外製品の漂着物を多く発見できると評価された地点（◎）1箇所集中して、多様性を観察し、計数して参加者が実感を得られる。
- (3) 海ゴミ問題は、海外産の漂着ばかりがニュースとなっているが、実際には日本の地域から発生するゴミが大半である。市民や日本人自らのゴミ捨て行為への啓発には、海外産ゴミがほとんど見られない×、××の地点の海岸清掃活動により、陸でのゴミ投棄行為による海岸の汚染への問題意識を醸成できる。
- (4) 海ゴミという材料を通じて、地域の海岸の特性を知るには、本調査のように地域内に地理的バランスをみながら測点を設定し、地点間の比較を行うのが有効である。海外産のゴミがよく見られる◎や○は、玄界灘からの海象・気象学的な条件が強く作用している海岸と

いえる。また、△、×、××の海岸は、福岡市民の一層の努力がなければ、海ゴミ問題が続く場所である。地域内での啓発の強化の根拠を示すことが出来る。

- (5) 地域の自然・社会条件の総合化の視点が得られる。福岡は、博多港として2千年間にわたり海外との交易、貿易、交流の窓口となってきた「文明のクロスロード」である。海流や風の自然エネルギーを使って、人々が大陸との間を往来してきた。興味深いことに、この調査で◎と評価された3海岸は、いずれも歴史的に、遣唐使船や日宋貿易船などが停泊地や荷上場として活用していた史跡が存在している。現在は、自然エネルギーを使ってゴミがやってくるが、これは過去から続いてきた大陸との交流の証であるともいえる。このような視点は、地域のアイデンティティともつながり「地域づくり」にも活用することが出来る。

漂着ボトルの製造国を科学的なデータとするには、割合の詳細データを活用しえる可能性がまだあるが、市民調査としては、在/不在でも下記のような活用や展開が十分できると考えられる。また、科学的にも、漂着ゴミが有する、海象・気象上の多様な要素、陸上や洋上からの不法投棄、海岸清掃活動の有無など様々な要因の影響の度合も勘案した場合、在/不在のレベルの精度でも、海岸に影響する要素の特性が明らかになる可能性もある。本研究から、科学研究としては困難といわれた漂着物理学の可能性と課題がより具体的に見えたともいえよう。

(3) 地域の実情把握のためのヒアリング調査

対馬・豊玉町漁協の組合長からヒアリングを行った。対馬は漁業の島であることから、海ゴミも漁業の問題として捉えられている。網にゴミが入る、ゴミが沿岸の貝の採集の妨げとなる、漁場が汚染されることなどが挙げられた。また漁場の劣化を招く要因としてゴミも挙げられるが、個別に取り組むのではなく、漁業資源回復への環境保全の一部として考えられていた。サブテーマ(1)が定点カメラを設置した棹崎海岸では、冷蔵庫や漁具の浮きなど大型の漂着ゴミがみられた。またゴミの一部が細片化して堆積している様子も観察された。その中で、プラスチックゴミが細片となり、魚が飲み込む例があり、漁業資源を圧迫する危険がある。対馬では海岸に面した集落も多く、生活を守る意味でも対策が必要などの意見が出された。

このような海ゴミは地域産業へもインパクトを与えているとのことであった。対馬市は島の産業に占める漁業の割合が大きく、集落が海に面している立地も多い。そのため海ゴミの問題も漁場の保全に関わる問題として認識されている。特に沿岸漁業の貝類や海藻類の採集を行う漁業者にとって切実な問題となっている。堆積したゴミの一部が細片化して、魚などに飲み込まれることを心配する声も聞かれた。また、沿岸に限らず、沖合の漁業者も漂流するゴミを漁船の障害と考えている。また網、籠を用いる漁法ではゴミの混入は日常的に起こっていて、時代により増減があるという意見も聞かれた。

対馬の海ゴミ問題は漁業者の問題と捉えられ、同じ離島である五島市や石垣市とは地域住民の自発的な取り組みに温度差が感じられた。当事者たる漁業者にとっても、実は海ゴミの問題は切実に捉えられていない。今後、海ゴミの堆積が有害物質の環境中への流出を招く可能性が議論されたとき、漁業への風評被害の懸念が増大することが予想される。そのことで海ゴミ問題への拒否反応が起きないように、慎重な環境教育活動の提供が必要である。

対馬市では海ゴミよりも漁場資源の減少に関心が集まっていることが把握できた。しかし、漁業者の海洋環境や生態系への関心は強く、持続可能な漁業という言葉がヒアリング調査の中でよく出された。調査の中で、対馬市全体で海洋保護区の構想を立ち上げるなど、環境の保全に関しては先進的な取り組みが為されていた。このため海ゴミ問題に取り組むリーダーを発掘・育成する下地は充分にあると考えられる。今後、海ゴミ問題に取り組む地域住民を増やすためにも、漁業者の動向を注視して、彼らに問題の周知を図ることを継続していかなければならない。漁業関係者の協力を得るためにも、その環境問題への認識を把握する必要がある。

ヒアリング調査からは、漁業者は互いを競争相手として漁獲を競い合うため、それぞれの意見の集約が難しい可能性が示唆された。一方で、対馬の漁業者は、水産資源保護のためには漁場に保護規制をかける際に自ら率先して規制を受け入れ、その実績を基に島外の漁業者に規制への参加の働きかけを行うなど、倫理的な行動も取っている。これは、漁業者が単に産業従事者であるだけでなく、越境的な海洋環境問題という共通的な課題の解決のために、漁業者が果たしうる「公益」的な役割である。

現在、離島振興や経済再生策として水産庁や環境省の補助金が臨時雇用に対して支給されている。対馬ではこれらの資金が、海ゴミの回収作業について、主に漁業者に対しては漁業協同組合などを通して漁村単位で従事者が決定され日当が支払われている。しかし一般市民によるビーチクリーン活動は該当していない。今後は対馬市全体での対策を進めるため、地域ごとの実情を把握して、多セクター、幅広い年齢層からの参加を進めるべく、実態の調査と環境教育を継続して実施する必要がある。

(4) 海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築に関するNPOとの連携強化

NPOとの意見交換の中で、特に学校教育へのコミットメントの重要性が再三にわたって指摘された。たとえば福岡では、学校教育やテレビのニュースでも漂着物の話題が取り上げられることも多く、社会的には、この分野への基本的なリテラシーが社会に整っていると考えられる。しかし、漂着物の発見は偶発性が高いと考えられ、自然科学の研究対象としては困難と考えられていた。

しかし、近年、海岸漂着物の研究が、廃棄物対策、越境汚染問題として関心が高まり、本研究プロジェクトを含め科学研究が強化されることとなった。また、学校現場でのエコ教育と連動して、海岸環境や生物のみならず、環境教育としても、福岡市内の小中高の学校現場で材料とされることが多くなった。一例として、教育現場への影響としては、海岸漂着物教育の継承、発展がある。2012年7月には福岡県立城南高校が、スーパーサイエンス・ハイスクールの授業の一環として、今津干潟・長浜海岸における海ゴミと生態系の野外教育活動を行った(写真(3)-4)。サブテーマ(3)代表者の研究室では、現地学習、講義の補助を行ったが、地域学習で海岸環境を取り上げる上で、海洋学的に興味深い海岸が学校の近くに存在する立地条件、福岡県の高校教育において野外授業が認知、実施されているという地域特性の重要性を学ぶことができた。しかし、科学教育に力を入れている高校であっても、数多くのテーマのなかで海岸漂着物のために確保できる時間は半日が上限である。その範囲での効率的な教育プログラムが求められる。



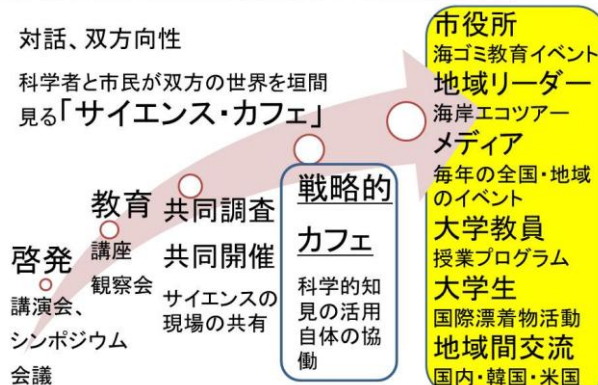
写真(3)-4 2012年7月に福岡県立城南高校が実施したスーパーサイエンス・ハイスクール授業。左下の講義はサブテーマ(3)代表者による。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

海ゴミを通じた化学汚染の懸念に対して、科学と社会のコミュニケーションの課題や科学者の役割が明確となった。特にNPOを仲介としたサイエンスカフェ形式の、地域リーダー育成への有効性が検証できた。ここにおいては、講演会や会議を通しての啓発から、現地調査等を活用した教育、さらには研究者との共同調査を経て、サイエンスカフェの開催へと至る過程が最も効果的であったように思われる(図(3)-6)。本研究プロジェクトでは、海ゴミに含有する化学汚染物質を取り扱った。特に水産業が基幹産業である地域においては、風評被害をもたらしかねない問題であって、サイエンスカフェが風評被害の発信源とならないよう、プレゼンテーションや配布資料における表現に誤解を招くものがないか否か、研究者とNPO、そして地域住民(地域リーダーや地域行政の担当者)と入念に打ち合わせをした。闇雲にサイエンスカフェを行うのではなく、事前の準備から事後のケア(海岸で住民が採取したプラスチックゴミの分析等)を行うことで、効果的な研究者と地域との連携が実践できた。

サイエンス・カフェや協働から 地域リーダー主体の実践への発展



図(3)-6 サイエンスカフェ開催に至る流れ、およびその後展開の模式図

化学汚染の問題は、関係者に基礎知識が不足しているために受け止めかねている地域も多くある。今後の対策に必要なことは、関係者への化学・海洋学的知識の普及、正確な科学的情報に基づく合理的な判断を支援する仕組みの形成、といった受容やリスクを想定した科学と社会のコミュニケーション、利害関係者の合意形成が不可欠である。その際、本研究が当初想定していたサイエンスカフェ形式だけではなく、自治会での集会や学校教育との密な連携など、地域の多様性に合わせたプログラミングや科学の資料づくりが必要とわかった。

特に、化学物質の単位、時間空間スケールについての科学者と一般の方との受け止め方の差異などは、化学的知識とともに実社会との対応経験の豊富な研究者の存在が重要なことがわかった。環境教育でも健康被害や産業への影響という場合、単なる解説者のインタープリターではなく、「当事者性」も不可欠であると思われる。今後、この点についても注視していきたい。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

1) 環境省海洋生物多様性保全戦略への海ゴミ問題の明記

2011年3月、環境省海洋生物多様性保全戦略が公表された¹⁾。策定にあたっては、「海洋生物多様性保全戦略検討専門家委員会」で検討されたが、清野はその一員として貢献させていただく機会を得た。検討は2010年度7月から開始されたが、当初は海岸漂着ゴミについては記述がなかったが、最終案では、問題の認識、国内政策、国際展開に関して20行にいたる記述がなされた。また、沿岸環境問題に対しては、地域の多様な主体の参加や協働の重要性が記述された。

その結果、日本政府として、海ゴミ問題を「生物多様性の保全に対する脅威」として認識し、生態系の観点からも取り組むべき事項として認識していただけたと考える。

2) 福岡県「福岡県生物多様性保全戦略（地域計画）」に海ゴミ問題が生物多様性への脅威として明記された。

3) 石垣市「石垣市海洋基本計画」に海ゴミ問題が地域の生態系、景観、地域社会の衛生への脅威として明記された。

<行政が活用することが見込まれる成果>

1) 生物多様性条約第10回締約国会議

愛知県名古屋市で、生物多様性条約第10回締約国会議（CBD/COP10）の海洋・沿岸関係のサイドイベント等において、海ゴミも含む海洋・沿岸・海岸生態系への脅威を国内外の専門家や参加者と議論した。海ゴミリスクの低減に向けた環境教育スキームの構築に関する調査を、2010年10月22日から10月24日に行った。クリーンアップ全国事務局JEANの小島代表には、10月23日に、日本の海洋関係の市民団体のネットワーク（生物多様性条約市民ネットワーク 沿岸・海洋部会）のサイドイベント）にての講演を依頼し、海ゴミ問題が生物多様性への脅威との認識を関係者に広めた。

2) 海ゴミ・サイエンスカフェの有効性を検証

本研究課題の成果として得たWebカメラによる海ゴミ監視や、有害物質の輸送過程は、それ自身重要な科学成果であるが、論文発表を経たのち、地域社会に資するようになるまでには長い時間と要する。NPOを仲介としたサイエンスカフェを、海ゴミ処理の一環として展開することで、最新の研究成果と適正な海ゴミ処理が直結し、より効率的効果的な海岸管理が可能となるだろう。この時、海ゴミは単なる海岸景観や環境リスクではなく、環境教育の教材として、また研究者と地域とを結ぶ仲立ちとして機能するようになる。継続的な海ゴミ・サイエンスカフェの開催を本研究プロジェクトの提案としたい(非公開の政策サマリーに記載)。

6. 国際共同研究等の状況

- (1) 生物多様性条約事務局との越境的海洋環境問題に関する検討の推進を、国連環境計画生物多様性条約事務局海洋担当官Jyuhin Lee博士と行った。
- (2) 国際的なNPO連携として日本のJEANと韓国 の OSEAN との共同調査を仲介した。
- (3) カナダ政府環境省主任研究官Dr. Larry Hildebrandとの日本の沿岸域管理と環境問題の共同研究を推進しつつある。
- (4) 3.11震災の津波による漂流ゴミ監視について、米国NPOのOcean Conservancyと、日本のNPOのJEAN、さらには本研究課題参画研究者との会合が開催された(2012年8月/オレゴン州)。ここにおいて、Webカメラによるゴミ監視について、米国NPOが強い関心を持つに至り、ハワイやミッドウェイにおけるWebカメラによるゴミ監視体制の構築が検討されている。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

- 1) 宮里聡一・清野聡子・田井明・多田彰秀・釜山直樹・木村幹子: 土木学会論文集B3(海洋開発) Vol.69, (2013,印刷中)
「対馬沿岸における海洋保護区設定に向けた水生生物の生息場の地形的特徴と現地観測」

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) 清野聡子: 科学, Vol.82, No.4, pp.432-439, (2012)

「海の漂流・漂着ゴミの生態系や地域社会への影響」

2) 清野聡子:しま, No.233, Vol.58, 4, (2013)

「世界の海につながる島の「地域地」海洋保護区と地域振興」

(2) 口頭発表 (学会等)

- 1) 清野聡子・由比良雄・大我かおり・小島あずさ・秋山哲司・宮里聡一・米倉瑠璃子: 第10回漂着物学会(2010)「博多湾沿岸の漂着ペットボトルの起源地からみる海岸特性」
- 2) 清野聡子・由比良雄・大我かおり・秋山哲司・本村航平・宮里聡一・米倉瑠璃子・小島あずさ: 2011年度日本海洋学会春季大会, 震災で大会は中止.要旨発表のみ.「漂着ペットボトル解析による福岡・博多湾沿岸の海岸環境特性と水域管理の課題」
- 3) 清野聡子・宇多高明・小林昭男・小島あずさ: 日本沿岸域学会2011年大会 (2011) 「津波災害による油汚染された海岸漂着ゴミの状況」
- 4) 清野聡子・宮里聡一・米倉瑠璃子・百田祥子・秋山哲司・富田宏・西田伸・小島あずさ:2011年度日本海洋学会秋季大会 (2011) 「福岡・博多湾における統合的沿岸域管理にむけた環境教育の役割」
- 5) 清野聡子: 2011年度日本海洋学会秋季大会シンポジウム (2011) 「2012年海洋保護区国際ネットワーク形成にむけた日本の方向性」
- 6) SEINO, S., A. KOJIMA, A. ISOBE: LOICZ IPO (Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone 2011, Yantai, China, October (2011) 「Development of coastal zone management involving drift litter on ocean beaches and the local knowledge of local communities on small islands」
- 7) 清野聡子: 日本海洋政策学会・第3回年次大会 (2011) 「日本の海洋の生物多様性政策と海洋保護区管理の制度設計の課題と展望」
- 8) Seino,S., A. Kojima, H. Kaneko, A. Isobe: 6th World Fisheries Congress (2012) “Marine drift litter - A transboundary environmental problem solving methodology through converting local knowledge into scientific knowledge”
- 9) 清野聡子, 小島あずさ, 金子博, 磯辺篤彦: 平成 25 年度日本水産学会春季大会 (2013) 「サイエンス・カフェ手法による海ごみ問題の啓発・教育から知の相互作用系への展開」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない

(4) シンポジウム、セミナー等の開催 (主催のもの)

特に記載すべき事項はない

(5) マスコミ等への公表・報道等

- 1) 五島新報(第130号)(2012年4月14日, 海岸は外界との扉の太平洋文化「まだ残っていたのですね 絶賛! 五島の海岸(61)」)
- 2) 五島新報(第131号)(2012年4月28日, 塩づくりと海岸の開発は歴史の地下水脈「まだ残っていたのですね 絶賛! 五島の海岸(62)」)

- 3)五島新報(第132号)(2012年5月12日, 韓国での海洋の国際博覧会と五島の意味「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(63)」)
- 4)五島新報(第135号)(2012年6月23日, 五島はアジア戦史のエアポケット?「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(66)」)
- 5)五島新報(第136号)(2012年7月14日, 五島の「海民」を求めて「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(67)」)
- 6)五島新報(第137号)(2012年7月28日, 永遠に美しく、五島の海岸よ「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(68)」)
- 7)五島新報(第121号)(2012年11月26日, 砂の架け橋トンボロと「神秘の海割れ」 「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(52)」)
- 8)五島新報(第144号)(2012年12月8日, 上五島にあった海岸の公共事業の新たな姿「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(70)」)
- 9)五島新報(第145号)(2012年12月22日, 砂浜の健全具合と浸食「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(71)」)
- 10)五島新報(第146号)(2013年1月12日, 久賀島・亀河原海岸に流域の小宇宙をみる「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(72)」)
- 11)五島新報(第148号)(2013年2月9日, 海岸農地を再考する「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(73)」)
- 12)五島新報(第150号)(2013年3月9日, 光を目指して「海ゴミの螺旋」からの脱却を「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(75)」)
- 13)五島新報(第151号)(2013年3月23日, 五島と東アジアのマグロ漁業「まだ残っていたのですね 絶賛!五島の海岸(76)」)

以上は、五島福江市で発行されている地域紙へのコラム連載である(最終頁に五島新報社の許可を得て一部転載する)。

テレビ放送

- 1) 福岡放送FBS「NEWS 5ちゃん」(2011年5月30日, 博多湾の海岸漂着ゴミ) 出演・解説
- 2) NHKクローズアップ現代(2012年12月11日, “震災漂流物” 154万トンの衝撃)出演・解説
- 3) NHK長崎放送局(2013年3月24日, 五島の久賀島での海岸清掃と環境学習)出演・解説

テレビ局との共同イベント企画・開催(拡大型のサイエンスカフェ)

- 1) 福岡放送(FBS) 24時間テレビ 日本をきれいにするプロジェクト in 博多湾2011, 福岡市西区 今津周辺海岸・菜の花学園ホール, 2011年5月.
- 2) 福岡放送(FBS) 24時間テレビ 日本をきれいにするプロジェクト in 博多湾2012, 福岡市西区 今津周辺海岸・菜の花学園ホール, 2012年6月.

(6) その他

- 1) イベントの開催や企画への参画

a. 伊都の海岸クリーンアップ

福岡県福岡市で海ゴミを教材とした環境教育の機会提供として、企業・住民を対象に2012年10月28日(日)に現地学習会、特に、国際クリーンアップキャンペーン (ICC) を行った。ICCをこの海岸で行うのは初めてであった。参加団体は、主には「住みよい今津を作る会」、「ブリティッシュ・アメリカン・タバコ・ジャパン」、そして九州大学の学部学生、工学研究院の学生ほかであった。海岸漂着ゴミをテーマに、海岸漂着ゴミの現況把握と、生物に与える影響などを解説した。海岸漂着ゴミの現況把握調査として、定点調査地である今津湾周辺の漂着ゴミの状況を確認しつつ、現地観察を行った。

伊都の海岸 クリーンアップ
10月28日(日)

集合場所
今津 長浜海岸 駐車場 (元冠防壘横)

スケジュール
10:00-12:00 今津長浜海岸 漂着ゴミ回収
13:00-15:00 国際海岸クリーンアップ調査
国際海岸クリーンアップキャンペーンの一環です。ゴミの個数を調べて、世界のデータと比較します。

主催
伊都国の海岸を愛でる会

雨天の場合は中止します **当日連絡先 090-2407-8036**

■お問い合わせ■
九州大学大学院工学研究院 環境社会部門 生態工学研究室
担当：清野聡子・秋山哲司 〒819-0395 福岡市西区元岡 744
TEL/FAX: 092-802-3425, 3437 Email: seino@civil.kyushu-u.ac.jp

Umigomi 九州大学

国際海岸クリーンアップ日本事務局 一般社団法人 J.E.A.N. <http://www.jean.jp/activity/>

b. 春の島の海岸を歩こう！

五島市が下記ポスターのように民間会社からの寄付を得て、海ゴミのイベントを実施した。本

サブテーマも、この企画の一部に参画し、また本研究計画の諸資料も活用された。

平成 25 年 3 月 23 日 (土) 場所
平成 25 年 3 月 24 日 (日) 久賀島内、周辺海岸

春の島の海岸を歩こう！

【海の交差点をゴミだらけにしないために】を考えよう！
【漂着ゴミ探偵団】

海ゴミからアジアや地球の環境がわかるよ！これ何？誰が捨てたの？どこから来たの？

対象：定員
小中学生及び保護者
島内及び五島市内、長崎市の児童など併せて 40 名程度

内容
海岸漂着ゴミの清掃活動と、それに関する学習

長崎
五島
久賀島

来んね！よかそこ、

プログラム

3月23日(土)	3月24日(日)
08:30 福江港にて集合	08:30 久賀小中学校へ移動
09:05 7:40 長崎発ジェットフォイル福江港前 (チャーター船へ移動)	09:00 23日のふりかえ
09:20 福江港発	12:00 終了、昼食
09:40 久賀島到着 バスで亀河原に移動	13:00 島内参加者は解散、島外参加者はバスで移動
10:30 亀河原海岸にてワークショップ開催	13:10 半屋の宿 (キリシタン文化の背景、歴史を学ぶ)
10:45 クリーンアップ開始	13:30 移動
11:45 クリーンアップ終了 (久賀小中学校へバスで移動する)	13:40 棚田宿 (久賀島の歴史文化、土地利用の変遷を学ぶ)
12:30 昼食・休憩	14:00 藤港へ移動
13:30 ワークショップ、久賀島周遊、交流会	14:10 藤港宿、五輪へチャーター船で移動
17:00 終了・解散 島内参加者は帰宅 長崎市の参加者は深浦荘へバスで移動	14:20 五輪船宿き場 教会施設の文化的価値、漂着ゴミが文化遺産に与える影響などを学ぶ
18:00 食事	14:50 五輪から福江へ移動
	15:30 福江港着、解散
	16:30 福江港発ジェットフォイル長崎行き

主催者：五島市役所
支援ファンド：アサヒビール
スーパードライ環境保全
協力：九州大学大学院工学研究院
環境社会部門生薬工学研究室

8. 引用文献

1) 環境省：海洋生物多様性保全戦略 (2011)

http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=17230&hou_id=13640

参考資料

五島新報連載のコラム。後にパンフレットにまとめて、福江市の観光案内として配布した。

久賀島
田浦
福江島

まだ残ってたのですね

絶賛！五島の海岸⑤

九大大学院工学研究院 海の
環境都市部門 准教授 清野 聡子

田ノ浦瀬戸の潮流が2つの砂嘴を
かかれた小湾が見えました。
このような砂嘴と河川が流入
する小湾（ラグーン）のセット
の地形は、北方交易でも、湊と
して国際交流拠点となり、現在
でも漁港や港湾として活用され
ています。ラグーンは波静か
で、砂嘴を回り込んできた砂
と、背後地から川が運ぶ土砂が

交易拠点「天然の良港」の海岸は最大の歴史・自然遺産
新年明けましておめでとうございます。今年も、海の環境や地域づくりにとって大きな年になりそうです。大河ドラマ『平清盛』のおかげで、改めて西日本・九州の海の歴史や地域史が見直されています。日宋貿易では、五島の方々も海のビジネスルートの保守に活躍したに違いありません。観光面でも追い風と思います。

「唐船の浦」を初めて訪れた時、五島では、交易の拠点である「湊」の地形が原形を留めていることに驚愕しました。その後、文献に「久賀島の田浦」の地名も多く見出し、気になっていました。ある時、五島から福岡への飛行機から眼下を見たら、久賀島の海岸に素晴らしい砂嘴（さし）に抱かれた小湾が見えました。

久賀島田ノ浦の様子

堂崎の様子

代湊を訪ねる「ツアー」が出来ると思っています。映画やドラマのロケや、古代船が復元できればイベントもできますね。今年の夢は、五島の海岸の素晴らしさが、地域経済にも役立つのを示す！です。

堆積して干潟が広がっています。陸の栄養を川が運んで汽水や内湾生態系があり、豊かな漁場ともなっています。京都若狭湾の天の橋立、静岡清水の三保の松原と景勝地としても有名です。海岸の自然の絶妙なバランスが、現在でいう、防災・環境利用の3点セットをもたらしてくれたのです。山からの崩落土砂や、川から流入した土砂が岸に沿ってほぼ一定方向に流れる沿岸流に運ばれ、海底が浅くなった場所ので堆積して砂嘴が延びていきます。砂嘴の先端はどこまでも伸びるわけではなく、海底が深くなると打ち止めになり、今度は砂嘴の内側に回り込みます。また、潮汐や出水でラグーンから海に出る水の出口は開きます。この地形を、砂嘴先端部を港口、ラグーンを泊地として「天然の良港」が成立します。この自然の造形物の価値に気づかな

いうちに、各地で破壊が進みました。砂嘴の基部への構造物建設による漂砂の遮断、直近の航路掘削や砂利採取によつて、国内では原形を留めている場所がほとんどありません。数千年かけてつくられた自然の造形は、数十年かけてあつという間に壊れて消えてしましました。

しかし、田浦の砂嘴にはまさにその原形がまだ残っています。「まだ残っていたのですね！」と感心しきりです。ふと周辺にも目を凝らすと、田浦の対岸はなんと福江島堂崎ではありませんか！田浦と堂崎の位置関係に、どうして今まで気づかなかつたのかと今度は反省しきりです。堂崎は入江の湾口の小島に向かって対岸から延びた陸繋砂州で、博多湾の海の中道と志賀島も同じだ、とは、教会にお参りした際にも気づいていたのです。しかし、堂崎の位

置を海の交通の視点で考えていませんでした。ふたたび福江島の調査に使っている地図では、どうしても陸域中心の場所の見方になっていました。堂崎教会は、海峡や湾口の灯台のごとく往來する船と人を見守っていたはずで、海峡を挟んでペアに形成された砂嘴は国内でも珍しく、北海道東部の野付崎と国後島に根室海峡を挟んで在ります。そこにはアイヌなど北方民族の交易の遺跡が残っています。

「海峡に面した天然の良港」とくれば、明石海峡の神戸和湊が思い浮かびます。まさに平清盛が大開発した港。しかし、今はその地形は無く、訪ねても、なぜここが日宋貿易の拠点だったのかの往時をしのびにくくなっています。五島では世界遺産にむけた取り組みが進んでいると思います。キリスト教文化をもたらした五島の海岸では「古代湊を訪ねる」ツアーが出来ると思っています。映画やドラマのロケや、古代船が復元できればイベントもできますね。今年の夢は、五島の海岸の素晴らしさが、地域経済にも役立つのを示す！です。

Study on the Chemical-Pollutant Transport by Beach Litter and Establishment of Public Education Regimes to Reduce its Environmental Risk

Principal Investigator: Atsuhiko ISOBE

Institution: Center for Marine Environmental Studies, Ehime University

2-5, Bunkyo-cho, Matsuyama, 7908577, Japan

+81-89-927-9674

Email: aisobe@ehime-u.ac.jp

Cooperated by: National Institute for Land and Infrastructure Management, Kyushu University

[Abstract]

Key Words: Beach (Marine) litter, Webcams, Toxic metals, Science café

We have developed a technique for detecting the pixels of colored macro plastic debris (plastic pixels) using photographs taken by a webcam installed on Sodenohama beach, Tobishima Island, Japan. The technique involves generating color references using a uniform color space (CIELUV) to detect plastic pixels and removing misdetected pixels by applying a composite image method. This technique demonstrated superior performance in terms of detecting plastic pixels of various colors compared to the previous method which used the lightness values in the CIELUV color space. We also obtained a 10-month time series of the quantity of plastic debris by combining a projective transformation with this technique. By sequential monitoring of plastic debris quantity using webcams, it is possible to clean up beaches systematically, to clarify the transportation processes of plastic debris in oceans and coastal seas and to estimate accumulation rates on beaches. Using the litter quantities monitored by the webcams, we are able to seek litter sources by a particle-tracking numerical model in conjunction with an inverse method. Thereafter, a long-term prediction for the amount of marine debris was conducted using the numerical model, and demonstrates that about 4 % of beaches around East Asian marginal seas may become the “hot-spot” of plastic marine debris within the next ten years.

The potential risk of toxic metals that could leach into a beach environment from plastic litter washed ashore on Ookushi Beach, Goto Islands, Japan was estimated by balloon aerial photography, in situ beach surveys, and leaching experiments in conjunction with a Fickian diffusion model analysis. Cr, Cd, Sn, Sb, and Pb were detected in plastic litter collected during the beach surveys. Polyvinyl chloride (PVC) fishing floats contained the highest quantity of Pb. Balloon aerial photography in conjunction with a beach survey gave an estimated mass of Pb derived from plastic litter of 313 ± 247 g. Lead leaching experiments on collected PVC floats showed that Pb in the plastic litter

could leach into surrounding water on the actual beach, and that plastic litter may act as a “transport vector” of toxic metals to the beach environment.

The above science products have been shared with the general public through science café events to help establish a sustainable regime for beach-litter clearance and surveys.

B-1007 海ゴミによる化学汚染物質輸送の実態解明と

リスク低減に向けた戦略的環境教育の展開

