

Environment Research and Technology Development Fund

環境研究総合推進費 終了研究成果報告書

SII-2-1 海洋プラスチックごみの沿岸～地球規模での海洋中の分布状況及び動態に関する実態把握及びモデル化
(JPMEERF18S20210)
平成30年度～令和3年度(一年延長)

Studies on Transport and Spread of Marine Plastic Debris from Coastal to the World's Oceans

〈研究代表機関〉

国立大学法人 九州大学

〈研究分担機関〉

国立大学法人 東京大学

国立大学法人 愛媛大学

○図表番号の付番方法について

「Ⅰ. 成果の概要」の図表番号は「0. 通し番号」としております。なお、「Ⅱ. 成果の詳細」にて使用した図表を転用する場合には、転用元と同じ番号を付番しております。

「Ⅱ. 成果の詳細」の図表番号は「サブテーマ番号. 通し番号」としております。なお、異なるサブテーマから図表を転用する場合は、転用元と同じ図表番号としております。

令和4年5月

目次

I. 成果の概要	・・・・・・・・・・	1
1. はじめに（研究背景等）		
2. 研究開発目的		
3. 研究目標		
4. 研究開発内容		
5. 研究成果		
5-1. 成果の概要		
5-2. 環境政策等への貢献		
5-3. 研究目標の達成状況		
6. 研究成果の発表状況		
6-1. 査読付き論文		
6-2. 知的財産権		
6-3. その他発表件数		
7. 国際共同研究等の状況		
8. 研究者略歴		
II. 成果の詳細		
II-1 地球規模でのプラスチック循環モデルの構築と将来予測 （国立大学法人九州大学）	・・・・・・・・・・	17
要旨		
1. 研究開発目的		
2. 研究目標		
3. 研究開発内容		
4. 結果及び考察		
5. 研究目標の達成状況		
6. 引用文献		
II-2 海洋プラスチックごみの大洋内及び大洋間動態の物理過程のモデル 化	・・・・・・・・・・	31
（国立大学法人東京大学）		
要旨		
1. 研究開発目的		
2. 研究目標		
3. 研究開発内容		
4. 結果及び考察		
5. 研究目標の達成状況		
6. 引用文献		
II-3 海洋プラスチックゴミの沿岸海洋における動態解明とモデル 化	・・・・・・・・・・	41

(国立大学法人愛媛大学)

要旨

- 1. 研究開発目的
- 2. 研究目標
- 3. 研究開発内容
- 4. 結果及び考察
- 5. 研究目標の達成状況
- 6. 引用文献

II - 4 海洋プラスチックごみの循環モデルに要するパラメタリゼーションの研究 53

(国立大学法人東京大学)

要旨

- 1. 研究開発目的
- 2. 研究目標
- 3. 研究開発内容
- 4. 結果及び考察
- 5. 研究目標の達成状況
- 6. 引用文献

III. 研究成果の発表状況の詳細 67

IV. 英文Abstract 78

I. 成果の概要

課題名 SII-2-1 海洋プラスチックごみの沿岸～地球規模での海洋中の分布状況及び動態に関する実態把握及びモデル化

課題代表者名 磯辺 篤彦 (国立大学法人九州大学 応用力学研究所 教授)

研究実施期間 平成30年度～令和2年度

但し、新型コロナウイルスの影響のため、令和3年度まで延長

研究経費

103,330千円 (合計額)

(各年度の内訳：H30年度：29,995千円、R1年度：37,026千円、R2年度：36,309千円)

研究体制

(サブテーマ1)

地球規模でのプラスチック循環モデルの構築と将来予測

(国立大学法人九州大学) (JPMEERF18S20201)

(サブテーマ2)

海洋プラスチックごみの大洋内及び大洋間動態の物理過程のモデル化

(国立大学法人東京大学) (JPMEERF18S20202)

(サブテーマ3)

海洋プラスチックごみの沿岸海洋における動態解明とモデル化

(国立大学法人愛媛大学) (JPMEERF18S20203)

(サブテーマ4)

海洋プラスチックごみの循環モデルに要するパラメタリゼーションの研究

(国立大学法人東京大学) (JPMEERF18S20204)

研究協力機関

なし

本研究のキーワード 海洋プラスチック、マクロプラスチック、マイクロプラスチック、粒子追跡モデル、トレーサー追跡モデル、沈降フラックス

1. はじめに（研究背景等）

海洋プラスチックごみによる生態系を含む海洋環境への影響が国際的に懸念されており、海洋ごみ問題は国際社会に課せられた地球的課題となっている。2016年1月の世界経済フォーラム（ダボス会議）において、毎年少なくとも800万トン分のプラスチックが海に流出していること、2050年までに海洋中に存在するプラスチックの量が魚の量を上回る試算になること等が報告された。また、ダボス会議に先立ち開催された2015年G7エルマウ・サミットの首脳宣言では、生態系への影響等が懸念されるマイクロプラスチック（プラスチックゴミが破砕した微細片；＜5mm程度の大きさで定義）を含む海洋ごみが世界的課題であるとの認識が共有され、同附属書「海洋ごみ問題に対処するためのG7行動計画」において、G7各国の優先取組課題の一つとして「海洋ごみ問題に取り組むための追加的な研究構想・戦略に対する支援及び要請」が挙げられた。続く2016年のG7伊勢志摩サミットや富山環境大臣会合、2017年6月のボローニャ環境大臣会合においても、上述のG7行動計画及びその効率的な実施の重要性等について再確認された。さらに、2017年7月に開催されたG20ハンブルクサミットや同年6月の国連海洋会議、さらには我が国におけるプラスチック資源循環戦略においても、海洋ごみの調査研究の重要性が指摘されたところである。

我が国における海洋プラスチック汚染研究は、いくつかの先駆的研究を基盤としつつ、環境省環境研究総合推進費（【4-1502】沿岸から大洋を漂流するマイクロプラスチックの動態解明と環境リスク評価）によって初めて総合的な形で推進された。その中では、南極海にもマイクロプラスチックが漂流する事実を世界で初めて確認し、またマイクロプラスチックの輸送シミュレーションの開発にも先鞭をつけて、我が国の海洋プラスチック汚染研究が世界をリードしていることを十分に示すものであった。しかし、同時に当研究プロジェクトは、海洋プラスチック汚染に関して新たに取り組むべき課題を抽出するものであった。最も重要な課題の一つは、「海洋プラスチック循環モデル（シミュレーション）」の確立である。海洋プラスチックごみは、海流や波浪に運ばれるだけではない。微細片にまで破砕する過程、海岸との交換過程、生物に取り込まれる過程、生物付着によって（あるいはデトリタスに含まれることで）海底に沈降する過程、そして高緯度では海氷に取り込まれる過程等で、海洋における浮遊濃度が決まる。これら諸過程を通じた海洋プラスチック循環を総合的・有機的に含むモデリングが、海洋プラスチック汚染の現況再現や将来予測には必須であろう。

2. 研究開発目的

以上のような背景を鑑みて、本研究テーマでは、海洋プラスチック汚染の現況把握や将来予測に資するべく、海洋プラスチックごみ（主にマイクロプラスチック）の数値輸送モデル（シミュレーション）を構築する。モデルは海流や波浪による物理的な輸送過程に加えて、海岸との交換過程や、生物付着に伴う沈降等を表現する海洋プラスチック循環の諸過程を組み込んでいく。そのために、例えば生物への取り込み速度や下層への沈降率など、海洋プラスチック循環の諸過程をパラメタライズする循環素過程の研究を行う。数値海洋プラスチック循環モデルを構築し、二世帯程度（～50年程度）における全球（極域を含む全海洋）でのマイクロプラスチックの浮遊濃度を予測する。

予測結果は適宜テーマ2へと受け渡され、共同で海洋生態系への影響評価に供される。また、テーマ3による高度化された海洋観測結果（これまで観測されてきた数百 μm よりも微小なサイズの観測や、中層海洋での観測）と比較検証することで、海洋に浮遊するマイクロプラスチックの存在量の把握に努める。

得られた知見・成果は、国内における各種海洋ごみ施策・対策に有効に活用するのみならず、様々な国際的な枠組み等を通じて、海洋プラスチックごみの主要排出国である東アジア・東南アジア地域をはじめ世界各国・国際機関に積極的に情報発信・普及啓発を行い、これらの活動を通じて、地球規模での海洋プラスチックごみの実態把握や対策の推進に貢献する。

3. 研究目標

全体目標	海洋プラスチックごみ（主にマイクロプラスチックを扱う）の数値輸送モデル（シミュレーション）を構築する。モデルは、廃プラスチックの海域負荷量を文献値で与え、これらが海岸で破碎され微細片が生成される過程や、海流や波浪による物理的な輸送に加えて、海岸との交換や、生物付着に伴う沈降等の海洋プラスチック循環の諸過程を組み込んでいく。これらモデル化のため、生物への取り込み速度や下層への沈降率など、海洋プラスチック循環の諸過程を定量化する循環素過程のプロセス研究を行う。
------	--

サブテーマ1	地球規模でのプラスチック循環モデルの構築と将来予測
サブテーマリーダー/所属機関	磯辺篤彦 / 国立大学法人九州大学
目標	現場観測や既往研究から推算されるシンク項(沈降や破碎等)や、マイクロプラスチックの生成実験から類推される生成項を組み込んだ海洋プラスチック循環モデルを、全球を対象に構築し、海域浮遊量の将来予測を行う。

サブテーマ2	海洋プラスチックごみの大洋内及び大洋間動態の物理過程のモデル化
サブテーマリーダー/所属機関	升本順夫 / 国立大学法人東京大学
目標	海洋表層混合層内における混合や拡散の効果、あるいは海面での波浪に伴う輸送等のパラメタリゼーションの高度化を必要に応じて進め、モデルへの実装を行う。モデルを利用して、インドネシア多島海を通過するマイクロプラスチックや、南極海に至るマイクロプラスチックの、海流輸送を再現するための必要要件を洗い出す。

サブテーマ3	海洋プラスチックゴミの沿岸海洋における動態解明とモデル化
サブテーマリーダー/所属機関	日向博文 / 国立大学法人愛媛大学
目標	本研究ならびに既往の観測データを利用して、海洋モデルに対して、拡散係数など海洋—海岸交換過程に必要なパラメータを提案する。瀬戸内海における季節変動を考慮したマイクロプラスチックの輸送モデルを構築し、鉛直方向については海底への堆積速度の見積もりを行う。

サブテーマ4	海洋プラスチックごみの循環モデルに要するパラメタリゼーションの研究
サブテーマリーダー/所属機関	小川浩史 / 国立大学法人東京大学
目標	植物プランクトン凝集物への吸着過程による複数の沈降プロセスを統合した観測および実験を行い、マイクロプラスチックのシンクに対する寄与を評価する。堆積物へ除去されやすいサイズの実在を検証する。

4. 研究開発内容

サブテーマ①は、海洋に浮遊するマイクロプラスチック存在量の変遷を50年後まで予測する。孫世代である二世代後である。本研究成果によって、健全な海洋生態系を維持する減プラスチック社会の実現を、社会に訴求しやすいであろう。ミニマム・サクセスは、マイクロプラスチックに見立てた仮想粒子を、三次元海洋大循環モデルが与える流速場で輸送するモデルの構築である(本研究では三次元海洋再解析モデルの上層流速場を利用)。もちろん、海流や波浪に流される単なる粒子追跡モデルではなく、未知のsinkを「一定期間後における仮想粒子の消失」として組み込む。実海洋の現存量を再現できるよう、「一定期間」の値を調整する。実海域の現存量には、推進費4-1502「沿岸から大洋を漂流するマイクロプラスチックの動態解明と環境リスク評価(代表：申請者)」が得た、南極海から太平洋や東アジア海域に至る現存量分布や、あるいは既往研究の観測成果を利用する予定であったが、本研究課題では、新たに浮遊マイクロプラスチックの全球現存量データセットを構築することにした。この輸送モデルには、廃プラスチックの国別海域流出量(現在値と予測値; Jambeck et al., 2015)に按分させて、大河川や海岸からマイクロプラスチックを投入する。海洋プラスチック循環を解明したとは言い難いが、それでも成果を得ることは確実であり、50年後の浮遊密度予測は、学術的・社会的に一定のインパクトを与えるであろう。フル・サクセスは、海洋プラスチック循環モデルの構築と、これを利用した海域浮遊量の50年予測である。そのために、ミニマム・サクセスで得たマイクロプラスチックの輸送モデルに、海岸-海洋間の交換過程、海洋下層への沈降過程、そして漂着プラスチックごみからマイクロプラスチックへの生成過程(本サブテーマで実験; 研究計画に後述)を組み込んだ、海洋プラスチック循環モデルを構築する。すなわち本サブテーマは、テーマ1を統括する意味を持つ。

サブテーマ②は、全球規模でのマイクロプラスチックの分布を得るため、海洋中の物質の分散過程に重要な役割を果たす中規模渦を十分に表すことができる高解像度海洋大循環モデルの結果を用いる。この海洋大循環モデルとして地球シミュレータ上で運用されているOFES (OGCM for the Earth Simulator) モデルを用い、過去と現在の分布シミュレーションを行うとともに、これまでに取得されたマイクロプラスチック観測データとの比較を行い、全球海洋中のどこに、どの程度分布しているのか、特定の海域のマイクロプラスチックがどこから輸送されたものか、これらの分布が時間とともにどのように変わっていくかを調べる。これによって、各大洋内の輸送に限らず、大洋間の輸送も含めて全球規模の分布と履歴を明らかにすることが可能となる。一方、現在継続運用中のOFESをマイクロプラスチックの挙動シミュレーションに用いるには、海面において大気から与えられる運動量の取り扱いや海洋表層混合層過程が不十分であるため、表層鉛直混合過程の見直しや海洋波浪によるストークス輸送等を取り込んだ新たな輸送シミュレーションモデルを構築する。この過程において、マイクロプラスチックを含む海洋表層の浮遊ごみの輸送に対する海洋表層の物理プロセスの高度化を図る。さらに、得られたシミュレーション結果を領域モデルへの境界条件として与えられるように整備し、サブテーマ①と連携する。また、サブテーマ③や④により得られる沿岸付近の物理過程や消失項に関するパラメタリゼーション結果を取り入れられるよう、全球規模の統合的輸送モデルへと拡張する基盤を提供する

サブテーマ③は、沿岸海洋-砕波帯-海岸間における海洋プラスチックの輸送過程(海岸過程)を岸沖方向の拡散係数を使ってモデル化する。拡散係数を用いる利点は、計算負荷を増やさずに海岸過程を海洋モデルに組み込めること、海岸上でのマイクロプラスチック生成量に対して海岸滞留時間制御型のモデル化を可能にする点にある。日本海海岸における漂着プラスチックの劣化度(本研究では劣化・破碎したマイクロプラスチック存在量を指標としら)マップを作成する。海岸過程に加え沿岸域の物質輸送に重要な働きをしているのが河口循環流であり、河川水の影響を受ける沿岸域は一般にROFI (Region Of Freshwater Influence) と呼ばれている。本サブテーマでは、ROFI内におけるマイクロプラスチック滞留時間を明らかにし、沖合とのフラックスを計算するための拡散係数の見積もりを行う。

サブテーマ④は、海洋表層に浮遊するマイクロプラスチックのシンクの過程として、(1)微細片化、(2)動物プランクトンへの取込、(3)沈降の3つのプロセスに着目し研究を進める。(1)に関しては、これまで観測例が極めて限られている0.35 mm以下のマイクロプラスチックに着目し、その現存量とサイズ分布を明らかにする。また、大型プラスチック粒子を材料に用いた太陽光紫外線照射実験を行い、紫外

線分解による微細片化のプロセスの検証を行う。(2)に関しては、現場海水中から採取した動物プランクトンの消化管内容物を観察し、マイクロプラスチックの存在頻度を検証する。また、動物プランクトンに対するモデルプラスチック粒子の摂餌実験を行い、取り込み量の推定を行う。(3)に関しては、室内で植物プランクトンブルーム実験を行い、モデルプラスチック粒子を添加し、プランクトン起源粒子との凝集による沈降過程の検証を行う。また、(1)で調べた海水中のマイクロプラスチックのサイズ分布を堆積物中から抽出したマイクロプラスチックのサイズ分布と比較することにより、どのようなサイズのプラスチック粒子が選択的に沈降しているか検証する。さらに、(2)で行う動物プランクトンの摂餌実験から、糞粒に取り込まれたマイクロプラスチックの沈降量を推定する。現場調査としては、セディメントトラップ実験による沈降粒子の捕集を行いマイクロプラスチックの存在の有無を検証する。

5. 研究成果

5-1. 成果の概要

5-1-1. サブテーマ1

太平洋における浮遊マイクロプラスチックの粒子輸送モデルを構築し、夏季の日本周辺や北太平洋中央部でマイクロプラスチック浮遊量が多くなること、廃棄プラスチックの海洋流出がそのまま増え続けた場合、これらの海域では2030年までに海洋上層での重量濃度が現在の約2倍になること、さらに2060年までには約4倍となることが示された(図1-4)。特に2060年代に入れば、浮遊する懸濁粒子の中でマイクロプラスチック重量が最も優占すること、海洋生物がマイクロプラスチックによる環境リスクに直面する可能性のある、浮遊濃度1 mg/m³を超える海域が現れることがわかった(図1-5)。

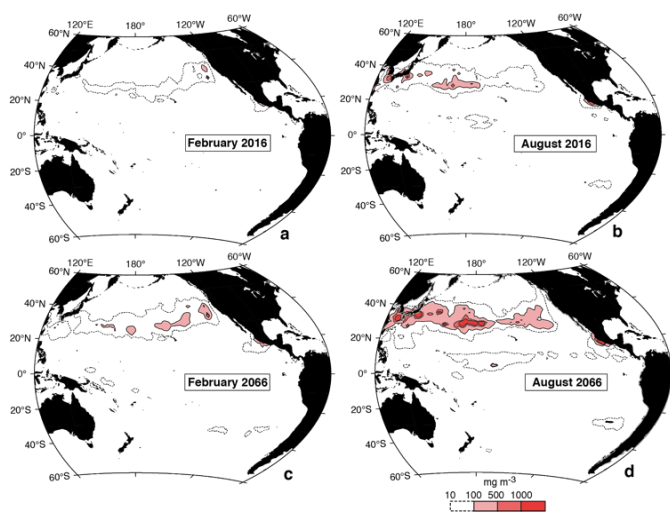


図1-4を転記 2016年現在と50年後に海面近くを浮遊するマイクロプラスチックの重量濃度(海水1m³あたりの浮遊重量)分布。左側は2月で右側は8月の分布を示す。最も濃い赤のトーンは1g/m³以上の重量濃度を示す海域を表している(Isobe et al., Nat. Comm)。

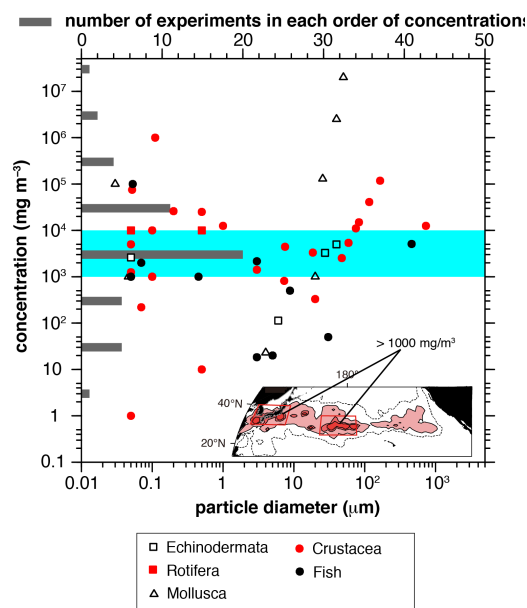


図1-5を転記 モデルと室内実験の比較。グラフのマークは、一つ一つが水生生物を飼育し、プラスチックビーズを与えた室内水槽実験の結果で、生物に何らかの影響が発現した濃度(縦軸)と、ビーズのサイズ(横軸下)に応じてプロット。青い帯が最も実験数の多かった1-10g/m³の濃度帯であった。グレーのバーは各濃度桁での実験数(横軸上) Isobe et al., (2019, Nat. Comm)。

浮遊マイクロプラスチックの観測・分析ガイドラインを英文で作成し環境省ウェブサイトで公開した。ガイドラインに概ね沿った観測手順で取得された浮遊マイクロプラスチックの曳網調査データを収集し、また一部は未発表のデータを世界の共同研究者より譲り受け、全球海洋における浮遊量データセットを作成した(サブテーマ1参考文献: Isobe et al., 2021⁸⁾)。本研究のデータは、一般的な衛星

プロダクトを参考にして、生データ、校正データ、処理データ、グリッドデータに分類される。生データ（以下、レベル0データ）は、ほとんどが海表面の曳網調査(0.3mm格子の網による水平引き)によって得られたもので、単位海水量あたりの粒子数（一部は単位面積あたり）として提供される。まず、品質管理として、生データは繊維状のマイクロプラスチック（フィラメントと繊維）を除くマイクロプラスチック（5mm未満）の存在量に校正された（レベル1）。続いて、鉛直混合に由来して海表面での存在量が増減する不確実性を低減するため、マイクロプラスチック量を海面から無限の深さまで鉛直積分することにより、単位面積当たりの水柱全体にわたる全粒子数（レベル2p）と重量（レベル2w）の処理データを得た（添え字のpとwはそれぞれ粒子数、重量を意味する）。第三に、レベル2pとレベル2wのデータを最適補間法を用いて単位面積あたりの粒子数（レベル3p）と重量（レベル3w）に格子化した。本研究で得たデータセットは全てオープンアクセスのIsobe et al. (2021)⁸⁾のSupplementary Dataとして公開されている。また、独自のウェブでの公開が環境省事業として進行中であり、2023年度中には世界に向けて公開される予定である。

例として示す図1-6aはレベル0、図1-6bはレベル1の二次元マップで、米国五大湖で実施されたプロジェクトで得られたマイクロプラスチック量を含んでいる。マイクロプラスチック調査は、米国近海、地中海や北大西洋東部などのヨーロッパ諸国、そして日本で実施されているが、調査の約46%は北緯30度から60度の中緯度海域で行われており、インド洋や西太平洋の低緯度海域（それぞれ南緯30度から北緯30度、東経40度から180度の間）は全体の5%にとどまっている。マイクロプラスチック量を水柱全体で積分して、観測中の風・波の影響を除去した全粒子数（レベル2p；図1-7a）と重量（レベル2w；図1-7b）の二次元マップを得た。

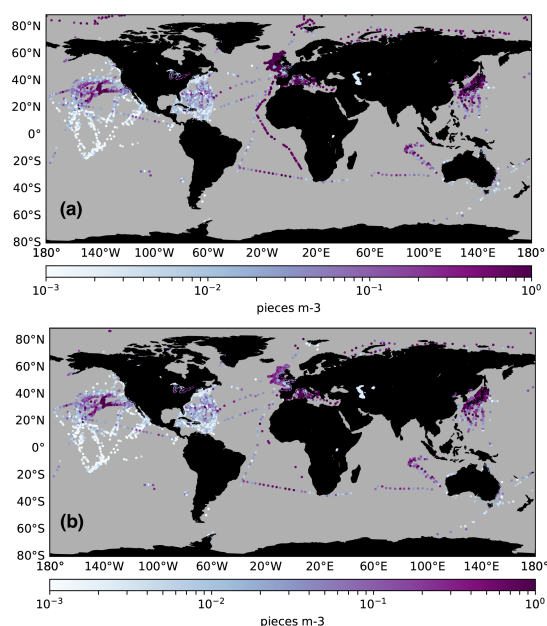


図1-6転記 レベル0 (a) と 1 (b) のマイクロプラスチック量

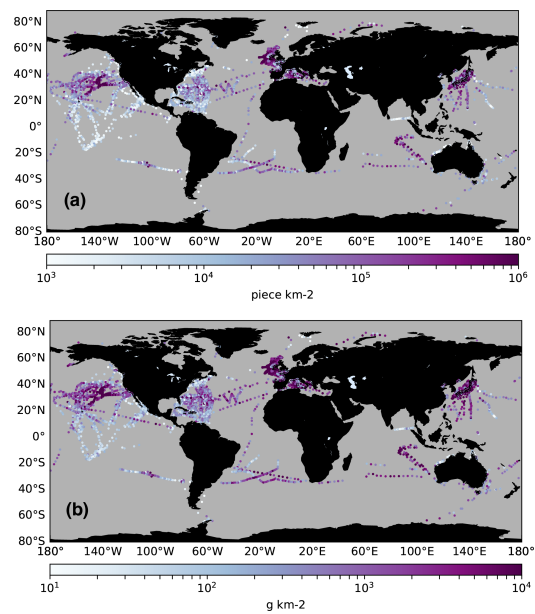


図1-7転記 レベル2p (a) と 2w (b) のマイクロプラスチック量

全球海洋で観測したマイクロプラスチック浮遊量を妥当性評価に用いて、全球海洋のマクロプラスチックやマイクロプラスチックを同時に扱う粒子追跡実験を行った。海洋プラスチックを、(1) 海洋を漂うマクロプラスチック(=マイクロプラスチックでに破砕する前のプラごみ)、(2) 海岸に漂着するマクロプラスチック、(3) 海洋のマイクロプラスチック、(4) 海岸に漂着するマイクロプラスチック、(5) 海水より密度の大きいプラスチック片（以下、「重いプラスチック」）、(6) 海岸や海洋上部から除去されたマイクロプラスチックに分類しモデル内で一定の時間スケールで遷移させた。河川と漁業の両方に由来するマクロプラスチック粒子は、1961年から2017年までの各月初めに年間排出量を12で割った月別排出量を海洋に放出した。全世界のマクロプラスチック排出量の時系列を1961-2017年の

全期間にわたって積分すると、総質量は2,530万トンとなった。粒子追跡実験の結果を、海洋のマクロプラスチック、海岸のマクロプラスチック、両領域のマクロプラスチックという4つのカテゴリー（すなわち、図1-3の1-4）の領域総重量の線形結合に還元させた。遷移の時間スケールは複数の組み合わせを検討する必要があるが、数千万個の粒子を用いた粒子追跡実験による総当りでは、最適な組み合わせを見極めるのに不経済な方法となるためである。

この結果(図1-12転記)、1961年から2017年までに25.3 MT(百万トン)のマクロプラスチックが世界の海洋に放出された。全世界の海洋プラスチックのうち、最も多いのは断片化が起こった場所に残る重いプラスチック(9.3 ± 1.6 MT、36.9%)で、次いで上層海域や海岸から除去されたマイクロプラスチック(29.8%)であった。本研究では、歴史的に除去されたマイクロプラスチックのうち7.5 ± 1.7 MTが、その後世界で海洋と海岸に蓄積されていることが示唆された。海岸のマクロプラスチックは海洋プラスチックの3番目に大きな構成要素(5.9 ± 3.0 MT; 23.4%)であり、海洋に浮遊するマクロプラスチック(0.7 ± 0.3 MT; 2.8%)は海岸のそれと比べておよそ10分の1であった。同様に、海洋のマイクロプラスチック(0.8 ± 0.03 MT)と海岸のマイクロプラスチック(1.0 ± 0.04 MT)はそれぞれ海洋プラスチック全体の3~4%を占めている。

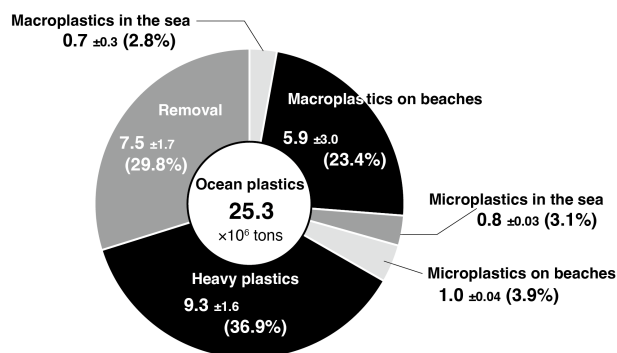


図1-12転記 線型結合モデルで得た海洋プラスチックの行方。1961年以降に海域投入された総重量の各カテゴリーへの振り分けを百万トン単位の重量とパーセンテージで示す

50年予測計算によれば、プラスチックごみ流出が現状の伸び率を維持すれば、2060年代には漂着・漂流マクロプラスチックは現在の4倍前後になると予想される。海洋上層に存在する海洋プラスチックの現存量は100年規模の時間軸で見た場合は平衡状態にあるため、現状の海域マクロプラスチック投入量を維持した場合は(100%)、浮遊重量も現状のままとなる。30%にまで減じた場合、2030年代には漂着・漂流量とも現状の1/3程度の平衡状態に落ち着く。たとえ海域投入量を0にしても、それまで蓄積した海洋プラスチックが海洋上層から姿を消すには時間がかかり、漂着ごみが現状の10%にまで減じるのは2030年代以降になってからである。

以上、サブテーマ1では、現場観測や既往研究から推算されるシンク項(沈降や破碎等)生成項を組み込んだ海洋プラスチック循環モデルを全球を対象に構築し、海域浮遊量の将来予測を行う事で目標を達成した。マイクロプラスチックデータセット作成と公表は目標以上の成果である。生成実験でマイクロプラスチックの生成速度を求めることは、本研究課題では組み入れなかった。線型結合モデルの組み合わせによって十分な成果が得られたためである。

5-1-2. サブテーマ2

テーマ1サブテーマ(2)では、高解像度海洋大循環モデルの結果に粒子追跡手法を適用した海洋プラスチックごみ輸送モデルを構築し、現実的な海洋プラスチックごみ排出量データをインプットとして与えた分散シミュレーションをおこなった。このシミュレーション結果を用い、海洋プラスチックごみの大洋内および大洋間の大規模な移動に寄与する物理過程について検討した。その際、海表面流速の季節的な変動が顕著であり、また海洋プラスチックごみの大きな供給源と考えられる東アジア・東南アジアの縁辺海を中心とする太平洋-インド洋域に着目するとともに、南大洋への海洋プラスチックの移動経路についても考察を行った。

図2-3に、ある海域で1月または7月に排出された海洋プラスチックごみが10年後にどの海域に移動したかの分布を、1989年を初期値とした場合の結果を一例として示す。10年後であっても、多くの海洋プラスチックごみは排出された海域内、あるいは排出海域近傍に留まる傾向が強く、多くは海岸漂着を数回経験しながら、ゆっくりと移動している。この傾向は、モンスーンによる風の影響を強く受ける海域

で顕著であり、季節的な流向変動が大きく、長期平均での実質的な輸送効率が悪くなるためと考えられる。特に排出量の多い東シナ海や南シナ海では80%程度が同一海域内に留まっている。流出が顕著と予想されるインドネシア多島海域でも61~65%が留まることが分かった。また、東シナ海（インドネシア

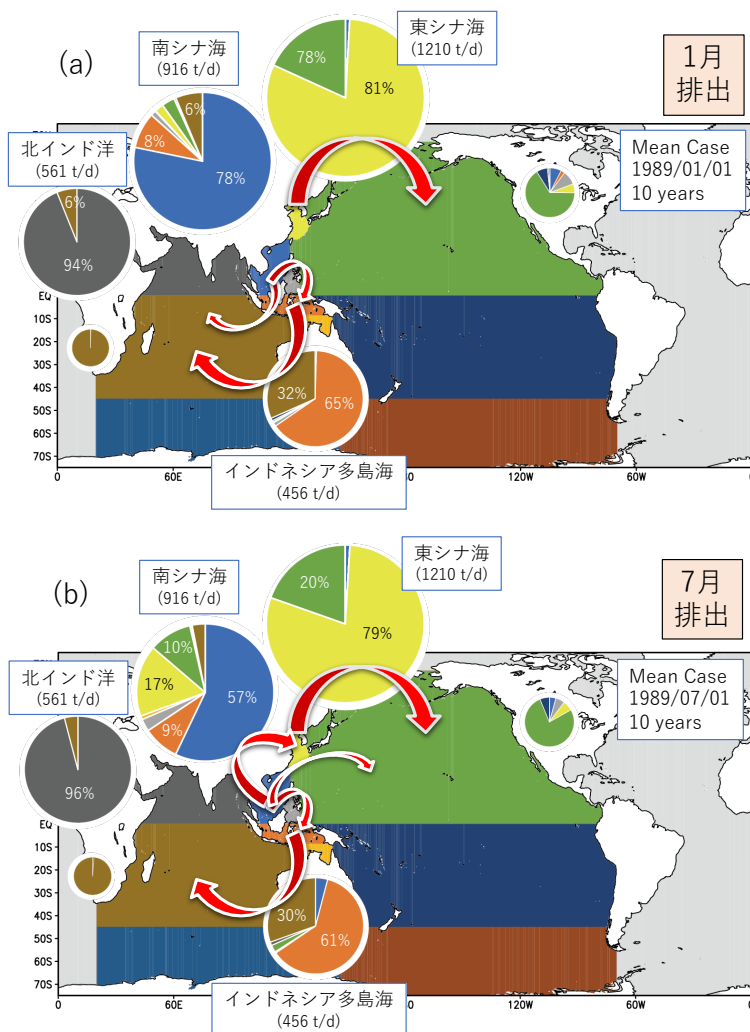


図2-3転記：海洋プラスチックごみの排出量を一定として、海流場の季節変動を考慮した場合の分布の季節依存性。(a) 1月排出ケース、(b) 7月排出ケース。

ある。前述の計算と同様の計算を、排出量の季節変動も考慮して行った1989年1月と7月の結果を図(2)-4(サブテーマ2の詳細を参照)に示す。排出量に対する移動先分布の割合は一定排出の場合とほとんど変わらないが、インドネシア多島海では北半球冬季の雨季に、アジア大陸南・東岸域ではモンスーンに伴う降水が多くなる北半球夏季に排出量が多いことが反映される。そのため、大洋内及び大洋間輸送に対しては、南シナ海に排出される海洋プラスチックごみに関しては流れ場の影響も無視できないものの、多くの海域では排出量の季節的な変動が支配的な要素となっていることが分かった。

マイクロプラスチックの南極海での浮遊については多くの報告があるものの、輸送経路は未だ不明である。そこで、本研究で開発した海洋プラスチックごみ輸送モデルの結果から、海洋内を通じた輸送経路の可能性を検討した。海洋プラスチックごみの輸送に影響を及ぼすと考えられるが上記モデルで考慮されていない、あるいは不十分と考えられる過程として、(a) 中規模渦による粒子分散効果の影響、(b) 海面波浪によるストークスドリフトの影響、(c) 3次元分散（海洋亜表層の流れ）の影響を考慮した。

(a)の中規模渦の影響は、OFESが水平解像度0.1度の高解像度のモデルであり、中緯度域においても渦擾乱は現実的に再現されていることは先行研究において示されている（Masumoto, 2010など）。特に南極周極流域での中規模渦の再現性は現実的であり、中規模渦の影響を過小評価している傾向は見られな

から移動する海洋プラスチックごみは、ほとんどが北太平洋内（南インド洋亜熱帯域）へと移動するが、南シナ海からは1月排出分はインド洋側へ、7月排出分は東シナ海や北太平洋側へ移動する傾向が見られた。これらの移動した海洋プラスチックごみの多くは亜熱帯循環に取り込まれ、一旦亜熱帯循環に捕捉された海洋プラスチックごみは、他の海域へ移動することはほとんど無い。

さらに、南大洋で観測された海洋プラスチックごみの輸送経路について、本サブテーマで構築した分散モデルの結果からは、海洋循環による直接輸送の経路を明確に示すことができず、大気輸送や生物輸送なども含めた統合的な検討が必要であることが示された。

海洋プラスチックごみ排出量の季節変動の影響も評価した。特に中緯度域やモンスーンの影響を強く受ける地域において、河川流域面積内での降水量の季節変動が大きいいため、海洋プラスチックごみ排出量にも顕著な季節変動が見られる。同時に、モンスーンによる海流系変動の影響も加わるため、年平均排出量での計算と異なる可能性が

い。一方、(b)のストークスドリフトの影響は、日本海などの半閉鎖的領域では顕著な効果をもたらすことが示されている (Iwasaki et al., 2017)。しかし南大洋域での長期平均したストークスドリフトは平均流である南極周極流と同じ東向きが卓越しており、東西方向の粒子移動速度には影響を与えるが、南北方向の輸送にはほとんど影響しないことが分かった。さらに、(c)の鉛直移動も含めた3次元的な輸送過程については、南大洋での流速場は表層1000m程度で鉛直一様であり、季節によらず顕著な南向き亜表層流は見られない。

大気擾乱による大気中の微小粒子の輸送について、Evangelidou et al. (2020) で南大洋へも輸送される可能性があることが示されているとともに、南極周辺に生息する大型生物に付着したり体内へと取り込まれたりすることによって移動する可能性もある。さらには、南極大陸付近へは観光目的での訪問も行われていることから、人為的な活動による輸送も否定できない。

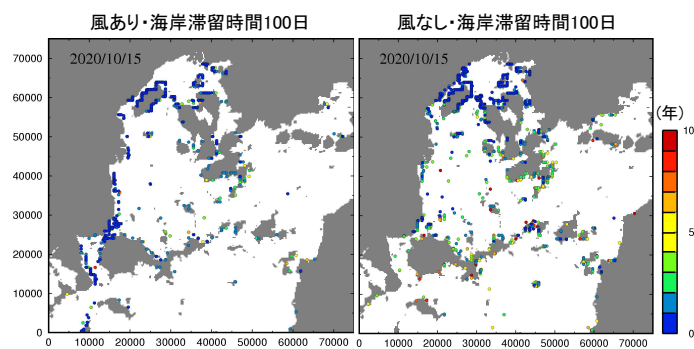
最後に本研究では、50年後までの海洋プラスチックごみの分布を実験的に求めるための流速変動データの作成方法を検討し、テスト用の流速データを作成した。

以上、本サブテーマでは、海洋プラスチックごみの大洋内及び大洋間動態を再現できる全球海洋プラスチックごみ分散モデルを構築し、海洋プラスチックごみの分布に及ぼす物理諸過程の影響を評価した。太平洋やインド洋内の海洋プラスチックごみ分布や蓄積量、また両大洋間の輸送には、アジアモンスーンの影響による海流系の季節変動よりも、南シナ海やインドネシア多島海域における海洋プラスチックごみ排出量の季節変動の影響が大きいことが初めて明らかになった。さらに、南大洋で観測された海洋プラスチックごみの輸送経路について、本サブテーマで構築した分散モデルの結果からは、海洋循環による経路を明確に示すことができず、海洋内で直接輸送されていない可能性が示された。このことは、鉛直輸送過程や、大気輸送、生物輸送なども含めた統合的な検討が今後必要であることを示唆している。さらに、サブテーマ(1)及び(3)との情報共有などを通じて、全球規模の海洋プラスチックごみの分散シミュレーションを行うためには、海岸漂着過程と岸-沖輸送過程のさらなる精緻化とパラメータ化が不可欠であることが分かった。また、50年予測計算に用いる全球海面流速データの作成を行った。このデータはサブテーマ(1)と共有し、大洋規模の海洋プラスチックごみ分布に対する10年規模気候変動現象の影響に関する研究を行う基盤データとなる。これらのことから、各項目について当初の目標を達成したものとする。

5-1-3. サブテーマ3

海洋—海岸交換過程に必要なパラメータとして、漂着・再漂流確率、および漂着・再漂流拡散係数を提案し、単純地形を対象とした理論的な検討を加えるとともに、全域がROFIである広島湾と日本海沿岸を対象とした数値実験を行なった。特に粒子追跡法については、広島湾の観測結果を季節変動も含め概ね再現することに成功した。広島湾海面の粒子数密度は海面の通過時間 τ で決まり、定常に達した後(1980年以降)は海岸滞留時間に依存しないことが分かった。実験では粒子インプット量が一定であること、1980年以降、計算領域では海岸漂着量と再漂流量がバランスしているためである。一方、海岸数密度は海岸滞留時間と海面数密度の影響を受ける。定常状態では海岸数密度は、単位時間当たりの漂着量と滞留時間の積で決まる。例えば、 $\tau=100$ dの場合、風を考慮すると、海上での粒子の移動速度が相対的に大きくなり海面通過時間は減少し海面数密度が減少する。その結果、漂着量が減少し、滞留時間が同じでも風なしに比べ海岸数密度も減少する。

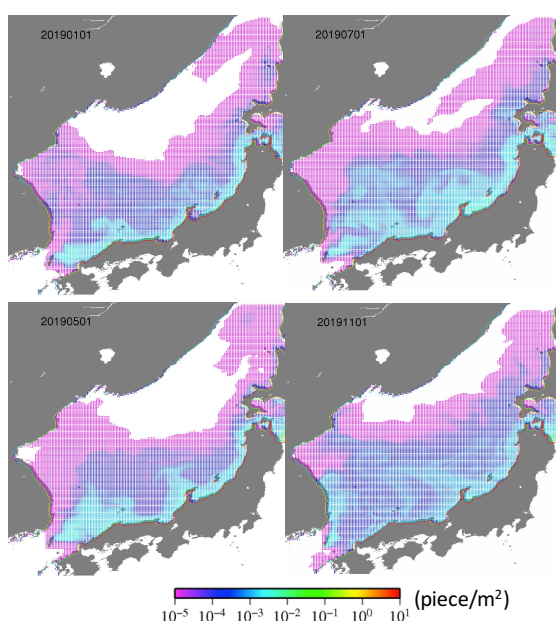
粒子追跡実験の結果、風あり・海岸滞留時間100日の場合、計算領域内の分配係数が観測結果に最も近い値となった。また、広島湾奥部と周防大島北部海域間のマイクロプラスチック数密度比についても概ね再現できた。風の影響を調べるために、風なし・海岸滞留時間100日との比較を行った(図(3)-3)。風を考慮した場合、粒子は春から夏にかけて湾奥部に集積した後、秋に西岸に沿って湾外へ流出する。これはこの時期に卓越する北東風のためである。一方、風なしの場合、同時期に湾中央部を南下する傾向が強くなり、その結果、周防大島にトラップされ湾外に流出する粒子数が少なくなる。小澤(2015)¹⁰⁾によれば、湾奥部と倉橋島の海岸で採取したFPSの劣化度(カルボニルインデックス)には有意な差があり、倉橋島のFPSは湾奥部に比べ平均で110日分程度多くの紫外線に暴露されていると推定した。本実験では、湾奥部より倉橋島の粒子は平均海岸経験日数(年齢)が325日程度高齢であると推定された。実測されたカルボニルインデックスのばらつきを考慮すると320日という年齢差は概ね妥当であると考えられる。



図(3)-3転記 粒子の空間分布. 色は海岸経験時間

海洋プラスチックに見立てた粒子の数をトレーサー濃度に置き換えたトレーサーモデルについては、計算時間を大幅に短縮できることが確認できた(図(3)-4転記)。このモデルのアドバンテージは、漂着過程一再漂流過程を表す拡散係数の導入によって、粒子追跡と同様な海洋と海岸の交換過程を表現できることである。日本海を対象とした場合、ストークスドリフトの導入が課題として挙げられた。

複数の河川が流入する別府湾の最深部を対象に、海底への堆積速度を見積もった。1950年代後半からの堆積フラックスは線形的に上昇するとともに、約20年変動が重畳していることを明らかにした。20年変動については、湾内の植物プランクトン量と有意な正の相関関係があることを明らかにした。また、表層ネットサンプリングの結果と堆積速度から、マイクロプラスチック片(0.3–2.0 mm)の平均沈降速度を 10^1 – 10^2 m/dと見積もることに成功した。観測に基づく沈降速度の見積りは世界初の成果であり、今後のモデル開発のターゲットとなると思われる(本項目については未発表図版を含むため、サブテーマ3の詳細を参照のこと)。



図(3)-4 トレーサー濃度分布の季節変化($P \sim 10^4$)

以上、海洋—海岸交換過程に必要なパラメータとして、漂着・再漂流確率、および漂着・再漂流拡散係数を提案し、理論的な検討を加えるとともに、広島湾と日本海沿岸を対象とした数値実験を行なった。特に粒子追跡法については、広島湾の観測結果を季節変動も含め概ね再現することに成功した。また、サブテーマ1にインプットすることで、全球でのプラスチック収支解析に活用された。トレーサーモデルについては、計算時間を大幅に短縮できることを確認できたが、日本海を対象とした場合、ストークスドリフトの導入が課題として挙げられた。

複数の河川が流入する別府湾の最深部を対象に、海底への堆積速度を見積もった。1950年代後半からの堆積速度(フラックス)の経年

変動について、すなわち線形上昇トレンドと20年変動を明らかにした。特に、20年変動については、湾内の植物プランクトン量との相関関係を明らかにした。また、表層ネットサンプリングの結果と堆積速度から、マイクロプラスチック片（0.3–2.0 mm）の平均沈降速度を 10^1 – 10^2 m/dと見積もることに成功した。観測に基づく沈降速度の見積りは世界初の成果であり、今後のモデル開発のターゲットとなるであろう。ここでの成果は、この分野の発展に大きく貢献できると確信している。海洋—海岸交換過程の岸モデリングについては計画通り、堆積速度については予想を大きく上回る成果を得たことから、全体として目標を達成できた。

5-1-4. サブテーマ4

海洋表層に浮遊するマイクロプラスチックのシンの過程として、①微細片化、②動物プランクトンの摂食と輸送、③沈降の3つのプロセスに着目し研究を行った。

①に関しては、これまで見落とされていたサイズ $300\ \mu\text{m}$ 以下の微細マイクロプラスチックを海水中から大量濃縮するための限外ろ過法を応用したシステムを開発した(図4-3転記)。極微量の微細マイクロプラスチックを検出するためには、大量の海水を濾過しフィルター上に捕集する必要があるが、共存する多量の天然起源粒子の影響でフィルターが容易に目詰まりをおこし、目的の微細マイクロプラスチック粒子を効率よく捕集できなくなる問題が考えられる。また、仮にフィルター上に捕集した後であっても、試料中に共存する天然起源粒子を除去し、可能な限りプラスチック粒子の存在比率を高めた試料に精製する必要がある、そのためには化学処理のプロセスが不可欠である。この装置では、セルと呼ばれる筒状の容器に、目的とする粒子サイズ範囲の下限値を孔径にもつフィルターを下部に装着し、セル上部から目的サイズ範囲以上の粒子を除去した海水試料を連続的に注入し濾過する。これにより、目的サイズ範囲内にある粒子がセル内に濃縮されていくことになる。セル内には上部から吊り下げられた攪拌子が装着されており、濾過と同時にマグスチックスターラーでセル内の海水試料を攪拌することにより、目的とする粒子がフィルター上に集積せず、セル内の海水中に濃縮されるしくみとなっている。



図4-3 海水中の微細粒子を抽出・濃縮するための限外濾過法を応用したシステム。右が攪拌式限外濾過セル、左が定流量ポンプ。

また、紫外線によるマイクロプラスチックの微細化の過程を明らかにするために、太陽光の暴露実験を数ヶ月間実施した。長崎県平戸市の砂浜で採取されたサイズ約 $1\sim 2\text{mm}$ のマイクロプラスチックを洗浄した後、7~8片を人工海水で満たされた特注の石英チャンバーに入れ、大型水槽内に海水にぎりぎり浸る程度の高さに固定し、太陽光に暴露した。その結果、重量、サイズともに有意な変化はなく海水中での紫外線による影響は少ない可能性が示された。

②に関しては代表的な海産動物プランクトンであるカイアシ類のマイクロビーズに対する摂食実験を行った。ポリスチレンビーズを内包した*A. hudsonica*の糞粒(図4.9転記)は、いずれの実験においてもビーズ濃度が $10\sim 1,000\ \text{beads ml}^{-1}$ の範囲で認められた。一方、実験2でのみ実施した $1\ \text{beads ml}^{-1}$ の実験区ではビーズを内包した糞粒は認められなかった。最大で全糞粒の23%からビーズが検出され、糞粒1個あたりに含まれていたビーズは1~4個であった。糞粒1個あたりの平均ビーズ数は、いずれの実験においても $1,000\ \text{beads ml}^{-1}$ の実験区で最大(実験1: 0.16 ± 0.10 、実験2: 0.18 ± 0.17)であり、 $10\ \text{beads ml}^{-1}$ の実験区で最小(実験1: 0.005 ± 0.009 、実験2: 0.018 ± 0.019)であった(図4.10転記)。同じビーズ濃度条件であっても、植物プランクトンとポリスチレンビーズの存在比は実験1に比べて実験2のほうが10倍高いため、カイアシ類によるビーズ取込も後者の方が高いと予想されたが、いずれの濃度においても実験間で有意差は認められなかった(Mann-Whitney U-test, $p>0.1$)。以上の結果から、植物プランクトンとマ

マイクロプラスチックの存在比に関わらず、マイクロプラスチックの濃度が海水1 mlあたり10個よりも低い環境ではカイアシ類による摂食はほとんど生じないと考えられた。また、現場海域でのカイアシ類によるマイクロプラスチック摂食についても調べたが、体内からプラスチック粒子は検出されなかった。これらの結果から、カイアシ類の摂餌を介したマイクロプラスチックの鉛直輸送は、プラスチック濃度が高い海域においては一定程度機能していると考えられた。

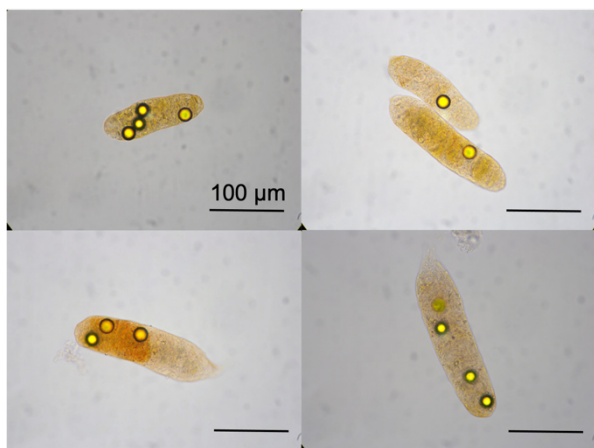


図4.9転記 ポリスチレンビーズを内包した*Acartia hudsonica*の糞粒

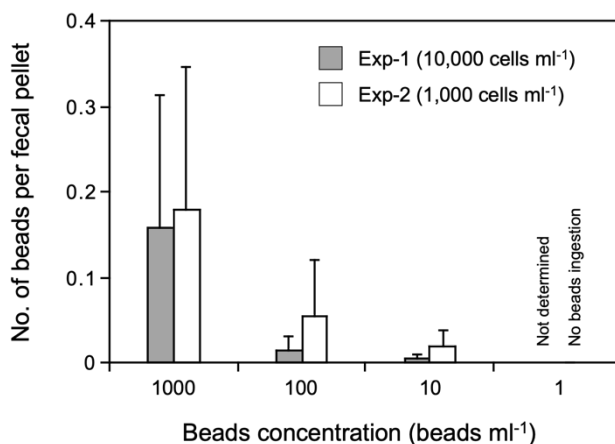


図4.10 *Acartia hudsonica*の糞粒1個あたりに含まれていたポリスチレンビーズ

③に関しては沿岸域のマイクロプラスチック粒子の沈降フラックスを計測するため、岩手県大槌湾にてセジメントトラップ観測を実施した。延べ438日の観測の結果、マイクロプラスチックの沈降フラックスは、沈降物中にマイクロプラスチックが検出されなかったケース（図4.14中の*）を除き、120~2400 particles m⁻² d⁻¹の範囲で変動した。季節変動が大きかったが、質量フラックスとの間に相関は見られなかった（Pearson's correlation, $p > 0.05$ ）。マイクロプラスチックの沈降フラックスが比較的高い値（>1500 particles m⁻² d⁻¹）となった2019年2月~4月は親潮の流入が見られ、年間を通じてクロロフィル濃度が1 μg L⁻¹以下であることが多い大槌湾ではクロロフィル濃度が高い水準にあった。一方で最もマイクロプラスチックの沈降フラックスが高くなった2020年6月には親潮の流入が見られていない。各期間のマイクロプラスチックの平均値は、親潮流入期と混合期の間で有意差が見られた。混合期は透明度が高くなる季節である一方、親潮流入期は透明度が低くなる季節であり（Fukuda et al., 2016¹³）、この結果は懸濁物の濃度の増加がマイクロプラスチックの沈降過程を促進していることを示唆している。また同じ地点で採取した堆積物中のマイクロプラスチック粒子の量から、沈降したマイクロプラスチック粒子の多くは何らかの機構により埋設することなく除去されている可能性も示された。

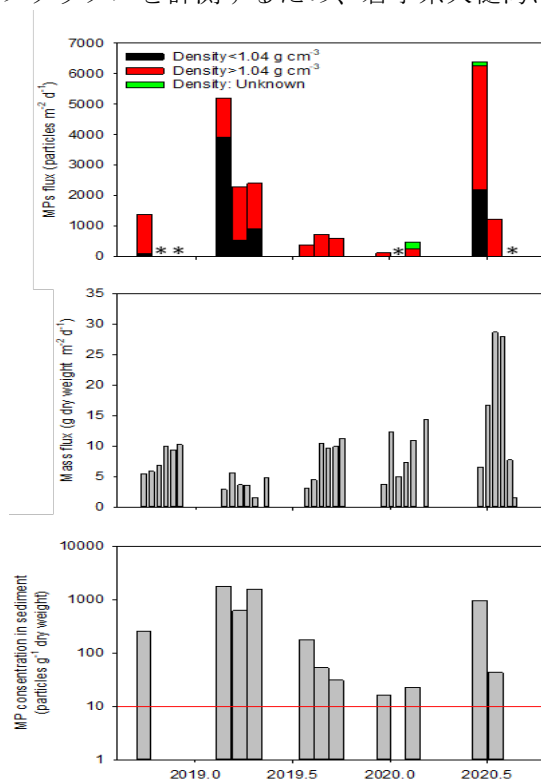


図4.14転記 (上段) マイクロプラスチックの沈降フラックス、(中段) 質量フラックス、(下段) 単位乾燥重量当たりのマイクロプラスチック数の経時変化。赤線は堆積物表層(0~1 cm)での単位

以上、研究項目①②③について概ね目標を達成することができた。今後の研究のため未達成をあげれば、①に関しては、微細マイクロプラスチックを海水中から濃縮する技術の開発には成功したが、実際に海水中の微細マイクロプラスチックの測定まで至らなかった。③に関しては、沈降物および堆積物からのマイクロプラスチックの抽出操作の過程で残留する夾雑物除去が困難であり、採取したマイクロプラスチックのサイズ計測を実施することが出来なかった。試料を希釈すればサイズ計測は行えたと考えているが、沈降フラックスの見積もりに十分な試料数を得ようとすると、実験操作の回数が増え、作業時間の増加が見込まれたことから、沈降フラックスの見積もりを優先し、サイズ計測を断念した。さらなる解析には効率的な抽出方法の開発が不可欠と考えられる。また、サブテーマ間で相互の結果を比較して、どのプロセスが沈降過程で重要かを評価することも必要だと考えられる。

5-2. 環境政策等への貢献

<行政等が既に活用した成果>

1. 2019年大阪G20サミットにおいて日本学術会議から内閣総理大臣に手交されたサイエンス20ステートメントに、Marine plastic debrisの項が設けられ、本テーマリーダーが執筆に参加した。
2. 2019年に策定されたプラスチック資源循環戦略(消費者庁・外務省・財務省・文部科学省・厚生労働省・農林水産省・経済産業省・国土交通省・環境省)には、本研究課題で取り組んでいる地球規模のモニタリングの重要性(3. 国際展開②項)について言及された。(4)基盤整備④においても調査・研究等の推進が言及された。
3. 海洋プラスチックについて法的拘束力のある政府間交渉委員会を議決した国際交渉会議第5回国連環境総会再会セッション(UNEA5.2)において、これに科学的助言を与える科学者諮問委員会(2020年2月ナイロビUNEP本部)に本テーマリーダーが招聘された。本委員会が発行した国連環境計画レポート(From Pollution to Solution)には、本課題の成果であるIsobe et al. (2019)を含む本課題参画研究者の4編の主著論文が引用されている。

<行政等が活用することが見込まれる成果>

1. 浮遊マイクロプラスチックの統合データセット(Isobe et al., 2021)について、2023年までに環境省ではインタラクティブなウェブサイトで公開する予定である。本ウェブサイトは研究者のみならず政策決定者など広いユーザーを想定している。また、本データセットは、米国待機海洋局やEUで公開が予定されている類似のデータセットと相互に連携し、地域性を補完することで、世界的な統合データセットへと拡張される見込みである。
2. 本研究課題が中核になって作成した浮遊マイクロプラスチックのガイドライン(<https://www.env.go.jp/press/files/jp/114043.pdf>)は更新を重ねており、今後も世界の海洋プラスチック研究者の指針となる。本ガイドラインは世界の関連論文に数多く引用されることが確実(前述のFrom Pollution to Solutionにも引用)で、海洋プラスチック問題に取り組む世界の中で我が国に一定のプレゼンスを与える。

5-3. 研究目標の達成状況

サブテーマ1では、現場観測や既往研究から推算されるシンク項(沈降や破碎等)生成項を組み込んだ海洋プラスチック循環モデルを全球を対象に構築し、海域浮遊量の将来予測を行う事で目標を達成し

た。マイクロプラスチックデータセット作成と公表は目標以上の成果である。生成実験でマイクロプラスチックの生成速度を求めることは、本研究課題では組み入れなかった。線型結合モデルの組み合わせによって十分な成果が得られたためである。

サブテーマ2では、海洋プラスチックごみの大洋内及び大洋間動態を再現できる全球海洋プラスチックごみ分散モデルを構築し、海洋プラスチックごみの分布に及ぼす物理諸過程の影響を評価した。南大洋で観測された海洋プラスチックごみの輸送経路について、本サブテーマで構築した分散モデルの結果からは、ストークスドリフトなど海面過程を改良しても、海洋循環による経路を明確に示すことができず、海洋内で直接輸送されていない可能性が示された。このことは、鉛直輸送過程や、大気輸送、生物輸送なども含めた統合的な検討が今後必要であることを示唆している。50年予測計算に用いる全球海面流速データの作成を行った。このデータはサブテーマ(1)と共有し、大洋規模の海洋プラスチックごみ分布に対する10年規模気候変動現象の影響に関する研究を行う基盤データとなる。これらのことから、各項目について当初の目標を達成したものと考える。

サブテーマ3では、海洋—海岸交換過程に必要なパラメータとして、漂着・再漂流確率、および漂着・再漂流拡散係数を提案し、理論的な検討を加えるとともに、広島湾と日本海沿岸を対象とした数値実験を行なった。特に粒子追跡法については、広島湾の観測結果を季節変動も含め概ね再現することに成功した。また、サブテーマ1にインプットすることで、全球でのプラスチック収支解析に活用された。トレーサーモデルについては、計算時間を大幅に短縮できることを確認できたが、日本海を対象とした場合、ストークスドリフトの導入が課題として挙げられた。複数の河川が流入する別府湾の最深部を対象に、海底への堆積速度を見積もった。観測に基づく沈降速度の見積りは世界初の成果であり、この分野の発展に大きく貢献できると確信している。海洋—海岸交換過程の岸モデリングについては計画通り、堆積速度については予想を大きく上回る成果を得たことから、全体として目標を達成できた。

サブテーマ4について、①微細片化、②動物プランクトンの摂食と輸送、③沈降の3つのプロセスに着目し研究を行った。研究項目①②③について概ね目標を達成することができた。今後の研究のため未達成をあげれば、①に関しては、微細マイクロプラスチックを海水中から濃縮する技術の開発には成功したが、実際に海水中の微細マイクロプラスチックの測定まで至らなかった。③に関しては、沈降物および堆積物からのマイクロプラスチックの抽出操作の過程で残留する夾雑物除去が困難であり、採取したマイクロプラスチックのサイズ計測を実施することが出来なかった。試料を希釈すればサイズ計測は行えたと考えているが、沈降フラックスの見積もりのに十分な試料数を得ようとすると、実験操作の回数が増え、作業時間の増加が見込まれたことから、沈降フラックスの見積もりを優先し、サイズ計測を断念した。さらなる解析には効率的な抽出方法の開発が不可欠と考えられる。また、サブテーマ間で相互の結果を比較して、どのプロセスが沈降過程で重要かを評価することも必要だと考えられる。

6. 研究成果の発表状況

6-1. 査読付き論文

<件数>

14件

<主な査読付き論文>

- 1) Isobe, A., S. Iwasaki, K. Uchida, and T. Tokai "Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066", *Nature Communications*, **10**, 417, 2019. (IF: 14.919), SCOPUS 被引用件数上位 1%(以下%は同意)
- 2) Isobe, A., N. T. Buenaventura, S. Chastain, S. Chavanich, A. Cózar, M. DeLorenzo, P. Haggmann, H. Hinata, N. Kozlovskii, A. L. Lusher, E. Martí, Y. Michida, J. Mu, M. Ohno, G. Potter, P. S. Ross, N. Sagawa, W. J. Shim, Y. K. Song, H. Takada, T. Tokai, T. Torii, K. Uchida, K. Vassillenko, V. Viyakarn, W. Zhang An interlaboratory comparison exercise for the determination of microplastics in standard sample bottle, *Marine Pollution Bulletin*, **146**, 831-837, 2019 (IF: 5.553), **3%**
- 3) Isobe, A., T. Azuma, M. Cordova, A. Cózar, F. Galgani, R. Hagita, L. D. Kanhai, K. Imai, S. Iwasaki, S. Kako, N. Kozlovskii, A. Lusher, S. Mason, Y. Michida, T. Mituhasi, Y. Morii, T. Mukai, A. Popova, K. Shimizu, T. Tokai, K. Uchida, M. Yagi, W. Zhang "A multilevel dataset of microplastic abundance in the world's upper ocean and the Laurentian Great Lakes" *Microplastics and Nanoplastics*, **1**, 16, 2021.
*2021年にNature Springerから創刊でIFは未確定。本論文は同誌のダウンロードランキング首位
- 4) Isobe, A. and S. Iwasaki "The fate of missing ocean plastics: Are they just a marine environmental problem?" *Science of the Total Environment*, **825**, 153935, 2022 (IF: 7.963)
- 5) H. HINATA, H. OHNO, N. SAGAWA, T. KATAOKA, and H. TAKEOKA: *Mar. Pollut. Bull.*, **160**, 111548 (2020) Numerical modeling of the beach process of marine plastics: 2. A diagnostic approach with onshore-offshore advection-diffusion equations for buoyant plastics. (IF: 5.553), **35%**
- 6) H. HINATA, N. SAGAWA, T. KATAOKA, and H. TAKEOKA: *Mar. Pollut. Bull.*, **152**, 110910 (2020) Numerical modeling of the beach process of marine plastics: A probabilistic and diagnostic approach with a particle tracking method. (IF: 5.553), **11%**
- 7) N. SAGAWA, K. KAWAII, and H. HINATA: *Mar. Pollut. Bull.*, **133**, 532-542 (2018) Abundance and size of microplastics in a coastal sea: Comparison among bottom sediment, beach sediment, and surface water. (IF: 5.553), **3%**

6-2. 知的財産権

該当記載事項なし

6-3. その他発表件数

査読付き論文に準ずる成果発表	0件
その他誌上発表（査読なし）	16件
口頭発表（学会等）	22件
「国民との科学・技術対話」の実施	94件
マスコミ等への公表・報道等	57件
本研究に関連する受賞	6件

国民との科学・技術対話には、一般向け書籍の出版一件を含む

7. 国際共同研究等の状況

該当記載事項なし

8. 研究者略歴

研究代表者

磯辺篤彦

愛媛大学工学部卒業、博士(理学)、現在、九州大学応用力学研究所 教授

研究分担者

1) 升本順夫

鹿児島大学工学部卒業、博士(理学)、現在、東京大学大学院理学系研究科教授

2) 日向 博文

東京工業大学工学部卒業、国土技術総合政策研究所室長、現在、愛媛大学大学院理工学研究科教授

3) 小川 浩史

東京農工大学農学部卒業、博士(農学)、現在、東京大学大気海洋研究所教授

II. 成果の詳細

II-1 地球規模でのプラスチック循環モデルの構築と将来予測

国立大学法人九州大学

応用力学研究所

磯辺 篤彦

[要旨]

太平洋における浮遊マイクロプラスチックの粒子輸送モデルを構築し、2030年までに海洋上層での重量濃度が現在の約2倍になること、さらに2060年までには約4倍となることを示した。浮遊マイクロプラスチックの観測・分析ガイドラインを英文で作成し環境省ウェブサイトで公開した。ガイドラインに従った浮遊マイクロプラスチックの現存量観測データを収集し、全球海洋での浮遊量の二次元マップを作成するとともに、データを無償で公開した。全球海洋で観測したマイクロプラスチック浮遊量を妥当性評価に用いて、全球海洋のマクロプラスチックやマイクロプラスチックを同時に扱う粒子追跡実験を行った。この結果、海洋に流出したプラスチックごみの66%は、海洋上層から深層への沈降や、曳網調査で採取できないほどの微細片化など、現在の手法では観測できない「消えたプラスチック」となっていることを突き止めた。海洋上層での50年後の海洋プラスチック存在量を推計した。

1. 研究開発目的

本研究テーマでは、海洋プラスチック汚染の現況把握や将来予測に資するべく、海洋プラスチックごみ（主にマイクロプラスチック）の数値輸送モデル（シミュレーション）を構築する。モデルは海流や波浪による物理的な輸送過程に加えて、海岸との交換過程や、生物付着に伴う沈降等を表現する海洋プラスチック循環の諸過程を組み込んでいく。そのために、例えば生物への取り込み速度や下層への沈降率など、海洋プラスチック循環の諸過程をパラメタライズする循環素過程の研究を行う。数値海洋プラスチック循環モデルを構築し、二世帯程度（～50年程度）における全球（極域を含む全海洋）でのマイクロプラスチックの浮遊濃度を予測する。

得られた知見・成果は、国内における各種海洋ごみ施策・対策に有効に活用するのみならず、様々な国際的な枠組み等を通じて、海洋プラスチックごみの主要排出国である東アジア・東南アジア地域をはじめ世界各国・国際機関に積極的に情報発信・普及啓発を行い、これらの活動を通じて、地球規模での海洋プラスチックごみの実態把握や対策の推進に貢献する。

2. 研究目標

現場観測や既往研究から推算されるシンク項（沈降や破砕等）や、マイクロプラスチックの生成実験から類推される生成項を組み込んだ海洋プラスチック循環モデルを、全球を対象に構築し、海域浮遊量の将来予測を行う。

3. 研究開発内容

3.1 太平洋における浮遊マイクロプラスチックのモデリングと50年予測

太平洋を対象としたマイクロプラスチックの輸送モデルは、一部が推進費4-1502(H27-H29)において構築されたものである(平成29年度 推進費4-1502最終成果報告書)。4-1502プロジェクトの後継として、このモデル構築を引きついだ本研究課題の成果は、本課題期間中の2019年初頭にNature Communications誌に掲載され、関連研究者のみならず多くの報道を経て広く社会に周知された(Isobe et al., 2019¹⁾; III. (4) マスコミ等への公表・報道等参照)。査読の過程で掲載に至るまでに、モデルを用いた海洋生物の影響評価手法など、数多くの点で推進費4-1502以降に修正が施されている。先ず当研究課題の成果として、4-1502以降の更新を中心に太平洋におけるプラスチック循環モデルについて簡単に述べる。この太平洋モデルの成果を踏まえて、本研究課題では全球モデルへの拡張を行った(3.3参照)。

ASCAT 衛星海上風データ(Kako et al., 2011²⁾)で駆動した波浪モデル(UMWM; Donelan et al., 2012³⁾)を用いて、ストークスドリフトを計算した。また、このストークスドリフトに加えて、海洋再解析プロダクトであるHybrid Coordinate Ocean Model (HYCOM) product(Chassignet et al., 2007⁴⁾)の出力を線形に重ね合わせた。この流れ場に、プラスチック微細片に見立てた仮想粒子の追跡実験(粒子追跡実験)を実施した。流れ場の解像度は緯度経度ともに0.25度とした。計算期間は、2015年を現在値とし、プラスチックの生産(そしておそらく海洋投棄)が始まった60年前から、50年後の計110年間とした。110年間に渡って2015年の日々の海流分布を繰り返し与えた。

広範な太平洋の110年計算であるため、計算時間を削減するべく、仮想粒子の追跡実験は水平二次元で実施した。HYCOMの海流流速もストークスドリフトも、ともに海面での値を用いた。ストークスドリフトは概して海流よりも鉛直方向に早く減衰すると考えられるため、ストークスドリフトの有無に応じた比較計算を行うことで、特に波浪の影響を離れた亜表層での粒子挙動についても比較検討をした。

水平方向の移動を支配する計算式には粒子の消失項を加えた。これは、生物膜の付着による表層からの沈降や、デトリタスとともに沈む沈降過程、海岸や高緯度での海氷への吸収過程を表現するものである。本研究課題では、粒子の投入から時間 t を経た仮想粒子の総数 Q が $Qe^{-t/\tau}$ に従って減衰するよう、粒子を無作為に削除する手法をとった。この時、 τ は、マイクロプラスチックの表層海洋における平均滞留時間に相当する。現段階では τ を一意に決定できないので、既存観測が得たマイクロプラスチックの空間分布を最もよく再現できるよう、試行錯誤で決定した。発生源(図1-1上から与えた粒子数は、2010年時点でJambeck et al. (2015)⁵⁾が与えた同年の各領域における廃プラスチック投棄量に比例させ、経年推移は各領域の国内再生産(GDP)推移に比例させた(Jambeck-GDP発生モデル; 図1-1下。2010年以降は、やはりJambeck et al. (2015)⁵⁾が与えた2025年までの推計値を、2066年まで線形外挿した。

計算領域に分布する粒子数を、既存観測が得たマイクロプラスチック(<5 mm)の浮遊量(単位面積当たりの浮遊個数)に合致するよう、1粒子当たりに対応するマイクロプラスチックの浮遊量を求め、モデル粒子数を実際のマイクロプラスチック浮遊量に換算した。マイクロプラスチックの浮遊量を、49に及ぶ室内水槽実験で水棲生物の影響評価に供されたプラスチックビーズの負荷濃度と比較した(de Sá et al., 2018⁶⁾)。

3.2 全球海洋の浮遊マイクロプラスチック統合データセットの作成

(1) 浮遊マイクロプラスチック観測の標準化とガイドライン

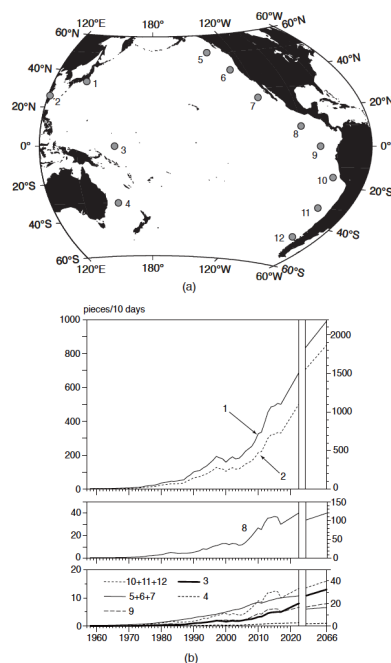


図1-1 太平洋モデルの領域と粒子発生源(上)。下は12の発生源からの粒子投入数の経年推移

本課題の目標である全球の海洋プラスチック浮遊モデルを作成するにあたって、モデルの精度検証に用いるため、まず全球海洋における観測データを整備した。海域実測値は、標準化・調和化した手法で取得される必要がある。本研究課題の一環として、研究室の違いによるマイクロプラスチック分析精度の比較実験を行なった (Isobe et al., 2019⁷⁾)。金型から打ち抜くことで人為的に作成したマイクロプラスチックを、やはり人為的に作成した夾雑物(養殖した動物プランクトン、卵の殻・蟹の甲羅・ウッドチップの破砕片)と混ぜ、二本の1L海水ボトルに入れた(図1-2)。海水ボトルを世界12箇所の研究室に郵送し、各研究室で0.1mmごとのマイクロプラスチック個数を計量してもらった。この計量個数と、製作時に既知のマイクロプラスチック個数を比較することで、各研究室の採用する分析手順の違いに応じた精度の違いを比較した。分析手順の中で必須の工程を取りまとめ、海域採取したマイクロプラスチックの個数やサイズ計量にあたっての指針(ガイドライン)とし、その結果を環境省ウェブサイトにて英文で世界に発信した。

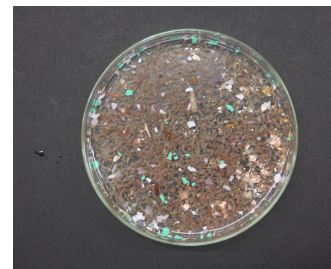


図1-2人為的に作成したマイクロプラスチックと夾雑物

(2) 浮遊マイクロプラスチック統合データの作成と公開

上記ガイドラインに概ね沿った観測手順で取得された浮遊マイクロプラスチックの曳網調査データを収集し、また一部は未発表のデータを世界の共同研究者より譲り受け、全球海洋における浮遊量データセットを作成した (Isobe et al., 2021⁸⁾)。本研究のデータは、一般的な衛星プロダクトを参考にして、生データ、校正データ、処理データ、グリッドデータに分類される。生データ(以下、レベル0データ)は、ほとんどが海表面の曳網調査(0.3mm格子の網による水平引き)によって得られたもので、単位海水量あたりの粒子数(一部は単位面積あたり)として提供される。まず、品質管理として、生データは繊維状のマイクロプラスチック(フィラメントと繊維)を除くマイクロプラスチック(5mm未満)の存在量に校正された(レベル1)。続いて、鉛直混合に由来して海表面での存在量に変化する不確実性を低減するため、マイクロプラスチック量を海面から無限の深さまで鉛直積分することにより、単位面積当たりの水柱全体にわたる全粒子数(レベル2p)と重量(レベル2w)の処理データを得た(添え字のpとwはそれぞれ粒子数、重量を意味する)。第三に、レベル2pとレベル2wのデータを最適補間法を用いて単位面積あたりの粒子数(レベル3p)と重量(レベル3w)に格子化した。以下、マルチレベルデータセットを作成するための手順について説明する。

(2)-1 レベル0 生データ

2000年から2019年までの期間に実施された27の研究プロジェクトのデータを用いて、世界の海洋における浮遊マイクロプラスチック存在量のレベル-0データを作成した。重複データ(場所、日時、観測者が同じ)を除いたのちのデータ量が十分であることを確認した。マイクロプラスチックを含む浮遊物の回収には、ほぼすべてのプロジェクトでメッシュサイズ0.2~0.3mmの曳網が採用されていた。また、プラスチック破片の最大サイズは、ほとんどのプロジェクトで記録されていなかったが、特に明記されていない限り、取得したデータはマイクロプラスチック(Andrady, 2011⁹⁾による5mm未満)に分類されると仮定した。9つのプロジェクトは、ろ水計を使用せずに表面ネット曳航を行い、ネットを通過する海水量を測定していた。ろ水計がないため、2~3ノットの曳航速度では、海流によって網を通過する量に変化する可能性がある。しかし、大量のデータを平均化したため、周囲の海流の流れが異なることによる誤差は小さくなることが期待される。また、2010年代前半に実施された10件のプロジェクトでは、非プラスチック物質の同定にフーリエ変換赤外分光光度計(FTIR)、 μ FTIR、ラマン分光法などを使用していない。肉眼による識別および/または実体顕微鏡を用いた識別では、2mm未満の粒子数(全粒子の66.2%を占める)を約50%過大評価した可能性がある(Isobe et al., 2019⁷⁾)。したがって、デ

ータセットでは2mm以下の粒子数を約30%（～66.2%×50%）過大評価した可能性がある。Level-0データのマイクロプラスチック存在量指標は、単位海水体積当たりの粒子数(個 m⁻³)である。

(2)-2 レベル1 校正データ

繊維状のマイクロプラスチックを含めると、異なるプロジェクトから得られたマイクロプラスチック存在量の推定値に擬似的な差が生じることがある。あるプロジェクトのグループは繊維を含むマイクロプラスチックの存在量データを提供しているが、別のグループは推定値から繊維状のマイクロプラスチックを省くためである。繊維状のマイクロプラスチックは、サンプリングまたは処理中に空気中からの汚染を防ぐためにクリーンベンチが使用されたか、ブランク・テストによって空気中から汚染を除去しない限り、正確に定量化されな意図の指摘がある (Willis et al, 2017¹⁰ ; Wesch et al, 2017¹¹)。また、合成繊維で作られた曳き網などのサンプリング用具が汚染源となる可能性もある。したがって、今回用いた各プロジェクトでも、一部はデータセットを作成する際に繊維状のマイクロプラスチックはあらかじめ除外している。一方、海岸近くの海域や河口域で採取されたマイクロプラスチックには、繊維状のマイクロプラスチックが無視できない割合で含まれていた。

各プロジェクトで得られたデータを合成する際の擬似的な差異を小さくするために、データの品質管理として繊維状のマイクロプラスチックを元のデータから除外した。27プロジェクト中21プロジェクトが非繊維状のマイクロプラスチックの比率を提供しており、レベル0データで与えられたこれらの比率を掛け合わせると、繊維状のマイクロプラスチックを除いたレベル1データ (個m⁻³)になる。Suariaら (2016)¹²は、世界の海洋に記録されている繊維の79.5%がセルロース系であり、12.3%が動物由来であることを示した。そこで、繊維質以外のマイクロプラスチックの比率が記録されていないプロジェクトについては、比率を100%とした。

(2)-2 レベル2p 処理データ

レベル1データとは、各マイクロプラスチック調査中の風速と有義波高を用いて、水柱全体のマイクロプラスチック存在量を深さ方向に無限水深まで鉛直積分した総粒子数である (Isobe et al., 2015¹³)。この処理は、海表面での曳網で採取されたマイクロプラスチックの存在量が、異なる海洋条件下での海洋乱流に依存して変化するため、鉛直混合の影響を排除するため適用された (Kukulka et al. 2012¹⁴)。

マイクロプラスチック濃度 (N) の鉛直分布は、以下のように近似できる。

$$N = N_0 e^{\frac{w}{A_0} z}, \quad (1)$$

ここで、N₀は海面付近 (z = 0) の単位海水量あたりの粒子数を表し、これは本研究のレベル1データに相当する；wは実験的に得られたマイクロプラスチックの上昇速度 (5.3 mm s⁻¹) である (Reisser et al, 2015¹⁵)；zは海面から上向きに測定した縦軸である。鉛直拡散係数A₀は以下のように算出した。

$$A_0 = 1.5u_*kH_s, \quad (2)$$

ここで、u*は水の摩擦速度 (= $\sqrt{C_d \rho_a / \rho_w} W_{10}$)、kはフォン・カルマン定数 (0.4)、H_sは有義波高、W₁₀は海面から10mでの風速である。本研究では、空気密度 (ρ_a)、海水密度 (ρ_w)、抗力係数 (C_d) をそれぞれ 1.25 kg m⁻³、1025 kg m⁻³、1.2 × 10⁻³とし、u*≈0.0012W₁₀ となるように設定した。風速データは、1988～2013年の複数の衛星観測から取得したものである。有義波高は、緯度±80° 以内の世界の海洋でマイアミ大学の波浪モデル (バージョン1.0.1 ; Donelan et al, 2012¹⁶) を用いて計算した。波浪モデルは上記衛星風速データで駆動された。それぞれ観測日時と場所のデータを抽出して上記の計算に用いた。

式 (1) を海面 ($z = 0$) から無限に深い層 ($z \rightarrow -\infty$) まで垂直方向に積分すると、単位面積あたりのマイクロプラスチックの総粒子数 (M) は次で与えられる。

$$M = N_0 A_0 / w. \quad (3)$$

このようにして得られた結果 (個/km²) は海洋の状態に依存しない標準化された現存量である。

(2)-3 レベル 2w 重量換算データ

レベル2p の粒子数を、Isobe et al. (2019)¹⁾に従って重量に変換した。まず、各マイクロプラスチック片は、底面の直径と高さがそれぞれ δ と $\gamma \delta$ の円柱であると仮定した。ここで γ は重さ秤で測定したマイクロプラスチック重量と一致するように試行錯誤で選択した定数 (0.4) である。マイクロプラスチック粒子数(レベル2p)のサイズ別個数分布を、日本近海での観測分布に似せて仮定し、異なるサイズごとに円柱重量(プラスチックの比重は1とおく)を求め、これをマイクロプラスチックのサイズ範囲 (0.5 mm以下)で積分してレベル2wデータとした。

(2)-4 レベル 3p, 3w 格子データ

単位面積当たりの総粒子数 (レベル2p) と重量 (レベル2w) を、客観内挿法を用いて格子点データ (レベル3p, 3w) に変換した。客観内挿法のアルゴリズムはいくつかの研究で確立されているが、本研究ではKako et al. (2011)²⁾の方法を採用した。格子データは経度5° × 緯度2° の格子ごとに与えられる。

3.3 全球海洋の海洋プラスチックのモデリングによる現状の解析と50年予測

(1) モデルのアウトライン

3.1の太平洋モデルと同様に粒子追跡モデル(Particle Tracking Model; PTM)を海洋上層を表す2次元水平面上に設定した (Isobe & Iwasaki, 2022¹⁷⁾)。モデル領域は、北半球と南半球の80度以上の高緯度を除いた世界の海洋とした。緯度80° を超えて移動する粒子は、極域を浮遊プラスチックのシンクとして機能させ、モデル領域には戻さない。世界のプラスチック廃棄物の発生と廃棄の両方は、1950年代には、それ以降と比較してほとんど無視できるものだった (Geyer et al, 2017¹⁸⁾ ; 彼らのFig. 3)。したがって、1961年1月1日にプラスチックがない海や浜辺を想定して計算を開始し、2017年末まで (57年間) 継続した。PTMのアルゴリズムや背景に与える海流、風、ストークスドリフトは太平洋モデルと同じである。太平洋モデルとの違いは、マクロプラスチック (=マイクロプラスチックでに破砕する前のプラごみ) も扱うため、風圧流(空中に出た部分の投影面積に応じた風による移動)を組み入れたことである。

PTMでは、海洋プラスチックを、(1) 海洋を漂うマクロプラスチック (=マイクロプラスチックでに破砕する前のプラごみ)、(2) 海岸に漂着するマクロプラスチック、(3) 海洋のマイクロプラスチック、(4) 海岸に漂着するマイクロプラスチック、(5) 海水より密度の大きいプラスチック片 (以下、「重いプラスチック」)、(6) 海岸や海洋上部から除去されたマイクロプラスチックに分類した (図1-3)。1粒子あたり10トンのマクロプラスチック (以下、マクロプラスチック粒子) に相当するカテゴリ(1)のモデル粒子を、海洋プラスチック排出量の推定 (2を参照) に従ってモデル海洋に適用し、その後は元の質量を維持しながら、特定の時間規模 (3で後述) で他のカテゴリの粒子へと移行させた。マクロプラスチック粒子 (カテゴリ1と2) は、マイクロプラスチック (カテゴリ3、4、5) を表す100個の粒子に分割(劣化と破砕による)された。粒子1個は0.1トンのマイクロプラスチック (マイクロプラスチック粒子) に相当する。ポリマーの実際の生産量 (Andrady and Neal, 2009¹⁹⁾) に従って、海水より軽いマイクロプラスチック粒子 (3, 4) (ポリエチレン [PE] とポリプロピレン [PP]) 50個の

位置を計算で更新し、別の50個の粒子は、重いプラスチック（5）として破碎後すぐに海底に沈むと仮定した（つまり、そのままの位置に留めた）。海洋のシンクを表現するために、海洋上層や海岸からのマイクロプラスチック粒子（6）の除去過程を取り入れた（例えば、深層への沈降、メッシュ開口部を通過するほど小さいマイクロプラスチックへの断片化、砂浜への吸収など）。

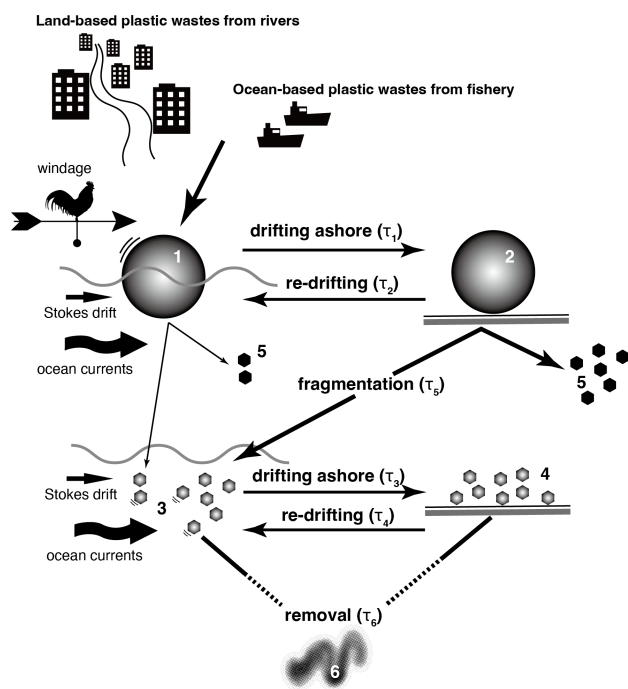


図1-3 粒子追跡実験に用いる粒子のカテゴリ

海洋のマクロプラスチック粒子（図1-3）は、海岸に隣接するグリッドセルに τ_1 の時間スケールで滞留したとき、海岸（2）に漂着する。一方、海浜のマクロプラスチック粒子は、 τ_2 の時間スケールで海洋に再漂流させた。マイクロプラスチック粒子はマクロプラスチック粒子と同様に海洋（3）と海岸（4）の間で、それぞれ τ_3 、 τ_4 の時間規模で交換される。この4つの時間スケールは、フィールド実験に基づいて決定され流ものである（Kataoka et al., 2013²⁰；Hinata et al., 2017²¹）。マクロプラスチックからマイクロプラスチックへの破碎（ τ_5 ）、およびマイクロプラスチックの除去（ τ_6 ）に適した時間スケールを選択することは、自然界におけるこれらのプロセスに関する情報が限られているため困難である。したがって、これらの時間スケールに使用された値は、先行研究（Song et al., 2017²²；Isobe et al., 2019¹）で示唆された1～10年の範囲内での複数の組み合わせを用いた実験を行う。時間

スケールの組み合わせは無限に可能である。そこでPTMとは別に、様々なカテゴリに分類された海洋プラスチック量の線形結合モデルを用いて、時間スケールの異なるPTMを近似し、観測結果を効率的に再現する時間スケールの同定を行った。

（2）プラスチックごみ（マクロプラスチック）の投入

PTMでは、Lebretonら（2017）²³の2010年のプラスチックごみ排出データ（彼らの「中点質量投入推定値」）に従って、マクロプラスチック粒子を河川から海洋に放出した。世界中の河川から排出されるマクロプラスチック総質量の約90%を占める114の河川をPTMのために選択した。マクロプラスチックの排出量は、1961年から2017年の全モデル期間について評価した。1961年から2010年までの排出量は各河口国の国内総生産（GDP）に比例し、2010年から2017年までの排出量は環境に漏れたプラスチック廃棄物量の15年予測に比例させた（Jambeck et al. 2015⁵）。

最近になって、様々な水域で発見されたマクロプラスチックの22%（数）は、水産業を中心とした海洋由来のものであると推定された（Morales-Caselles et al., 2021²⁴）。この比率に従って、本研究では、世界の河川プラスチック排出量の20%が漁業由来のマクロプラスチックであると仮定し、河川起源の投入量に追加した。漁業由来の海洋への排出量の時系列は、河川由来プラスチック排出量の時系列に比例させた。漁業由来排出量は、2012年から2016年の期間で平均した漁業努力データ（＝漁に費やした時間；Kroodsmas et al., 2018²⁵）に比例して、緯度10度×経度10度の格子に振り分けた。

河川と漁業の両方に由来するマクロプラスチック粒子は、1961年から2017年までの各月初めに年間排出量を12で割った月別排出量を海洋に放出した。全世界のマクロプラスチック排出量の時系列を1961-2017年の全期間にわたって積分すると、総質量は2,530万トンとなった。

(3) 遷移時間の設定

モデルのアルゴリズムを単純化するため、指数乱数 $e^{-\tau^*/\tau}$ で表される確率密度関数を用いて、各粒子の生成時に異なる遷移時間スケール (τ^*) を割り当てた。このとき全粒子での平均時間スケールは τ (図1-3の時間スケール) になるよう調整される。以下に平均時間スケール τ の決定法を説明する。

海岸のマクロプラスチック粒子は、再漂流によって海に戻る可能性がある。海岸漂着したプラスチックごみに数字を振って個体識別し、これらを3年にわたって追跡したKataoka et al. (2013)²⁰⁾の実験によれば、マクロプラスチックの海岸平均滞留時間は209日と推定された。また、塗料によってプラスチックと同じ密度に調整した小木片17万5000個を海岸に散布した1年間の追跡実験では、PEとPPのマクロプラスチックの海岸での平均滞留時間の範囲が8~51日と推定された (Hinata et al., 2017²¹⁾)。本モデルでは、海岸上のマクロプラスチック粒子とマイクロプラスチック粒子について、それぞれ200日と30日を再漂流時間スケールとした (図1-3の τ_2 および τ_4)。モデルでは海岸に漂着してからの経過時間を各粒子で記憶させる。この経過時間が各粒子に割り当てられた再漂流の時間スケールを超えた場合、その粒子は最も近い海洋グリッドセルに再漂流した。

海洋プラスチックが海岸に漂着する時間スケールは、再漂着時間スケールを基に決められた。海洋プラスチックの漂着と再漂流のフラックス(個数/時間)は短期的に平衡状態にあるという仮定 (Hinata et al., 2020²⁶⁾)に基づいて、海岸に隣接するグリッドセル (表層海流の $1/12^\circ$) 内のマクロプラスチック粒子は、1日の時間スケールで海岸のグリッドセル上に漂着すると仮定した (τ_1)。同様に、マイクロプラスチックが漂着する時間スケールは10日間とした (τ_3)。海浜に隣接するグリッドセルに留まっている粒子については経過時間 (t) を各粒子で記憶させ、沖合のグリッドセルに移動した時点で経過時間を初期化 ($t = 0$) した。グリッドセル内の粒子は、経過時間が各粒子に割り当てられた漂着時間スケールを超えると、最も近い海岸に移動した。

マクロプラスチックがマイクロプラスチック (τ_5) に破碎される時間スケールについては確たるデータがないため、海洋プラスチックの挙動を再現するために、1~10年の時間スケールをPTMに割り当てた。最短の時間スケールは任意に決定したが、PEやPPのペレットが2ヶ月程度の紫外線照射後に機械的磨耗を受けてもほとんど断片化しなかった実験 (Song et al., 2017²²⁾) に照らして妥当と思われる。同様に、数十年より長い時間スケールは、商業的なプラスチック生産が約70年前に始まったにもかかわらず、これまでマイクロプラスチックが極地を含む世界の海全体に広がった (Isobe et al., 2017²⁷⁾) 事実から見て長すぎる。海岸に漂着した各マクロプラスチック粒子について、漂着後の経過時間を記憶させた。粒子の経過時間は、海洋に再漂流した後も保存され、海岸に漂着した後に引き継がせた。累積した経過時間が各マクロプラスチック粒子に割り当てた破碎時間スケールを超えた場合、海岸の粒子は100個のマイクロプラスチック粒子に破碎される。マイクロプラスチック粒子の50%は海岸に最も近い海洋格子に放出され、残りの半分は海水より重いと仮定して、位置の更新は破碎の起こった海岸で終了させた。マクロプラスチックは海洋でも劣化して破碎するが (Ter Halle et al., 2016²⁸⁾)、物理的影響が少ないためその速度は海岸よりもはるかに遅いと思われる。海洋での経過時間も各マクロプラスチック粒子の海岸での経過時間に加算したが、簡略化のため、時間の加算はPTMの時間増分の10分の1 (10%) に減じた。海洋中の破碎によってマクロプラスチック粒子は50個のマイクロプラスチック粒子に変換され、残りの半分 (重いプラスチック) は海底への沈降を表すために破碎が起きた格子に残した。

モデル領域からのマイクロプラスチック除去の時間スケール (τ_6) に関する利用可能なデータは限られているため、1~10年の範囲で時間スケールを変化させた。時間スケールの範囲は任意に決定したが、太平洋のマイクロプラスチック量は、除去の時間スケール3年の数値モデルを用いてよく再現されており (Isobe et al., 2019¹⁾)、この範囲は妥当なものである。各マイクロプラスチック粒子について、その粒子が海洋領域と海岸領域のどちらに位置しているかに関係なく、発生からの経過時

間が除去時間スケールを超えた場合、その粒子はモデルから除去させた。

海洋プラスチックの質量収支に対する時間スケールの感度を調べるため、破碎 (τ_5) と除去 (τ_6) の時間スケールの組み合わせを変えて、合計10回の実験を行った (表1-1)。

表1-1 破碎 (τ_5) と除去 (τ_6) の時間スケールの組み合わせ (年)

τ_5	1	2	3	3	3	6	6	9	9	10
τ_6	3	6	1	3	10	3	6	3	6	2

(5) 線形結合モデルへの変換

PTM実験の結果を、海洋のマクロプラスチック、海岸のマクロプラスチック、両領域のマикроプラスチックという4つのカテゴリー (すなわち、図1-3の1-4) の領域総重量の線形結合に還元させた。1~10年の範囲を持たせた遷移の時間スケールは複数の組み合わせを検討する必要があるが、数千万個の粒子を用いたPTMによる総当り実験では、最適な組み合わせを見極めるのに不経済な方法となるためである。異なるカテゴリーの線形結合は、衝突や凝集といった粒子間の相互作用がないため、正当化される。

4つのカテゴリーにおける粒子質量の線形結合は以下のように表される。

$$\frac{dM}{dt} = -\alpha_M M + \beta_M M' - 0.1\gamma M + Q, \quad (4)$$

$$\frac{dM'}{dt} = \alpha_M M - \beta_M M' - \gamma M', \quad (5)$$

$$\frac{dm}{dt} = -\alpha_m m + \beta_m m' - \delta m + q, \quad (6)$$

$$\frac{dm'}{dt} = \alpha_m m - \beta_m m' - \delta m', \quad (7)$$

$$q = \gamma(0.1M + M')/2, \quad (8)$$

ここで、 M 、 M' 、 m 、 m' はそれぞれ海洋中のマクロプラスチック粒子の質量、海岸のマикроプラスチック粒子の質量、海洋中のマクロプラスチック粒子の質量、海岸のマикроプラスチック粒子の質量を表し、これらはすべてPTM領域全体で空間的に積分された数値である。係数 α 、 β 、 γ 、 δ はそれぞれ漂流、再漂流、破碎、除去の速度 (時間スケールの逆数) を表し、添え字 M 、 m はそれぞれマクロプラスチック、マクロプラスチックの速度を表す。式 (4) の Q は、全世界のマクロプラスチック投入量を表しています (2)。一方、式 (6) の q は、マクロプラスチックの破碎によるマクロプラスチックの生成率である。式 (8) に示す通り、マクロプラスチックの半分が重いプラスチック (図1-3の5) であることから、海洋を漂うマクロプラスチックから q の半分を除いている。

モデル化した粒子の傾向と質量を式 (4) ~ (8) に代入すると、線形結合での遷移過程の速度 (式 (4) ~ (7) の係数行列) が得られる。PTMにおける粒子の再漂着と除去は、粒子がどこにあっても一定の速度で起こるため、これらの速度は遷移プロセスにあらかじめ設定された時間スケールの逆数である (すなわち、 β^{-1} は τ_2 または τ_4 とほぼ同じ、 δ^{-1} は τ_6 である)。それ以外の速度は、PTMの結果 (M 、 M' 、 m 、 m' の領域積分値と時間変化) から算出された。

算出した係数行列を用いて、海洋プラスチックの各カテゴリーでの総重量が、観測された海洋プラスチック量を再現するかどうか、遷移の時間スケールのすべての可能な組み合わせを使用した線形モデルで評価した。計算は1961年1月1日にプラスチックがない領域で開始し、PTM実験と同様に2017年末まで続けた。さらに、50年後の海洋プラスチックの各カテゴリーでの総重量を、過去10年間の廃棄プラスチック量の伸び率を今後の50年間で踏襲した場合(Business As Usual (BAU) ケース)、現在の廃棄量を維持した場合(100%)、70%、10%、0%に固定した場合の5 ケースで将来予測を行った。

4. 結果及び考察

4.1 太平洋における浮遊マイクロプラスチックのモデリングと50年予測

太平洋モデルの成果は2019年1月にNature Communicationsに掲載され(Isobe et al., 2019¹⁾)、同時に九州大学と東京海洋大、寒地土木研究所、そして環境省で共同プレスリリースを行なった。

夏季の日本周辺や北太平洋中央部でマイクロプラスチック浮遊量が多くなること、廃棄プラスチックの海洋流出がこのまま増え続けた場合、これらの海域では2030年までに海洋上層での重量濃度が現在の約2倍になること、さらに2060年までには約4倍となることが示された(図1-4)。特に2060年代に入れば、浮遊する懸濁粒子の中でマイクロプラスチック重量が最も優占すること、海洋生物がマイクロプラスチックによる環境リスクに直面する可能性のある、浮遊濃度1 mg/m³を超える海域が現れることがわかった(図1-5)。

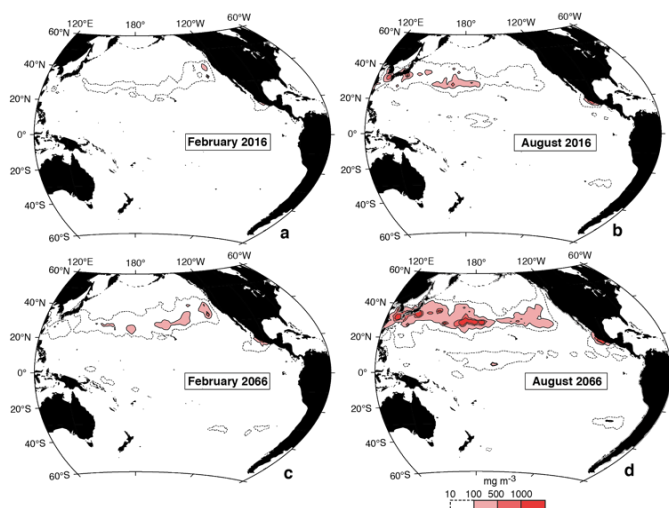


図1-4 2016年現在と50年後に海面近くを浮遊するマイクロプラスチックの重量濃度(海水1m³あたりの浮遊重量)分布。左側は2月で右側は8月の分布を示す。最も濃い赤のトーンは1g/m³以上の重量濃度を示す海域を表している。

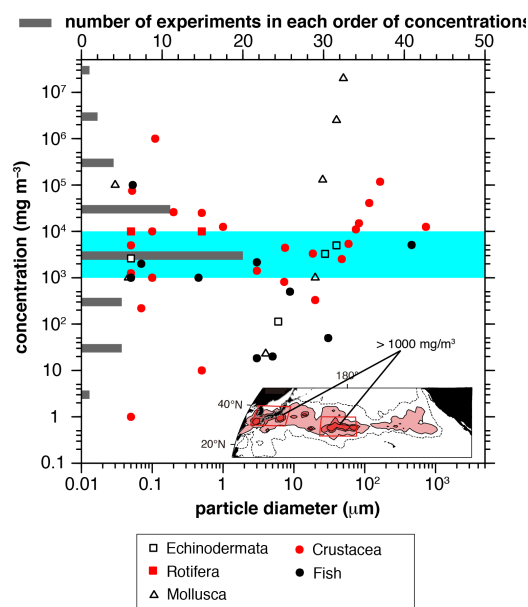


図1-5 モデルと室内実験の比較。グラフのマークは、一つ一つが水生生物を飼育し、プラスチックビーズを与えた室内水槽実験の結果で、生物に何らかの影響が発現した濃度(縦軸)と、ビーズのサイズ(横軸下)に応じてプロット。青い帯が最も実験数の多かった1-10g/m³の濃度帯であった。グレーのバーは各濃度桁での実験数(横軸上)。

3.2 全球海洋の浮遊マイクロプラスチック統合データセットの作成

(1) 浮遊マイクロプラスチック観測の標準化とガイドライン

世界12の各研究室で採用された分析手法によらず、大きさが1 mmを超えるマイクロプラスチックは、概ね正しく個数が計量された。ただし1 mmを下回る大きさであれば、これも研究室によらず総じて20%程度の過小評価となってしまった。また、FTIR等によって材質判定を分析工程に組み込んだ研究室に比べ、材質判定を行わず目視や顕微鏡観察のみでプラスチックの判定を行なった場合、サイズが2 mm以下のプラスチック片は50%程度の過大評価(すなわち、生物起源の懸濁粒子等をプラスチックと誤判定)する結果となった。

以上の成果は、サブテマリーダーを筆頭著者に世界の20名を超える共著者とMarine Pollution Bulletin誌に投稿され(Isobe et al., 2019⁷⁾)、現在、SCOPUSで上位3%(Ecology & Environment分野)

の高被引用論文となっている。またマイクロプラスチック分析におけるガイドラインとして英語で取りまとめられ、環境省ウェブサイトで公開されている。

(2) 浮遊マイクロプラスチック統合データの作成と公開

本研究の目的は、次節で紹介する全球モデルの精度評価に耐えるデータセットを作成することであるが、同時に一般公開する新しいデータセットを作成し、実際の信頼できる海洋データに基づいたマイクロプラスチック研究を促進することでもある。データセットをダウンロードした研究者が、さらに詳細な解釈や分析、加工を行うことが期待されるが、ここではデータセットの特徴を簡単に説明した2次元マップを紹介する(Isobe et al., 2021⁸⁾)。なお、本研究で得たデータセットは全てオープンアクセスのIsobe et al. (2021)⁸⁾のSupplementary Dataとして公開されている。また、独自のウェブでの公開が環境省事業として進行中であり、2023年度中には世界に向けて公開される予定である。

図1-6aはレベル0、図1-6bはレベル1の2次元マップで、米国五大湖で実施されたプロジェクトで得られたマイクロプラスチック量を含んでいる。マイクロプラスチック調査は、米国近海、地中海や北大西洋東部などのヨーロッパ諸国、そして日本で実施されているが、調査の約46%は北緯30度から60度の中緯度海域で行われており、インド洋や西太平洋の低緯度海域（それぞれ南緯30度から北緯30度、東経40度から180度の間）は全体の5%にとどまっている。マイクロプラスチック量を水柱全体で積分して、観

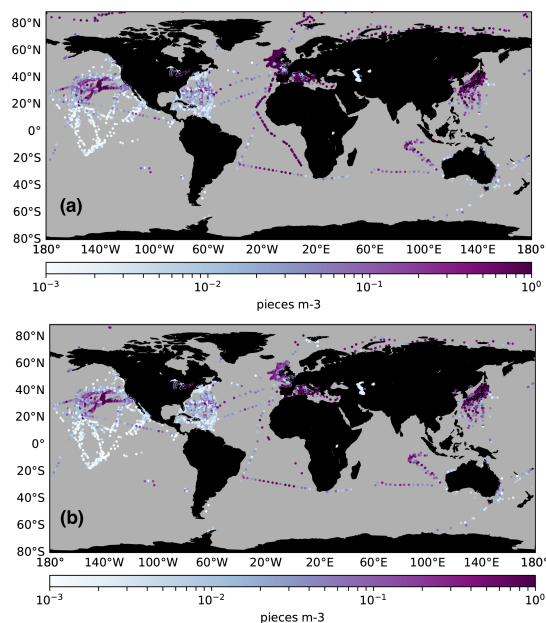


図1-6 レベル0 (a) と1 (b)のマイクロプラスチック現存量

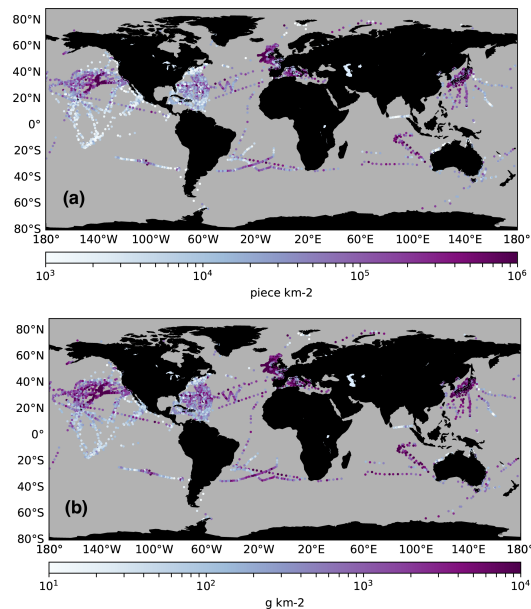


図1-7 レベル2p (a) と2w (b)のマイクロプラスチック現存量

測中の風・波の影響を除去した全粒子数（レベル2p；図1-7a）と重量（レベル2w；図1-7b）の2次元マップを得た。

客観内挿法で作成された格子データを、全海域の約60%をカバーする全粒子数（レベル3p；図1-8a）と重量（レベル3w；図1-8b）の2次元マップに示す。観測が内挿に足りないデータ数以下の場合、グリッドセルは白のままである。いわゆる'Great Garbage Patch'エリアを含む中緯度亜熱帯ジャイルの内部に加え、ヨーロッパ近海、東アジア海域、東インド洋でも多くのマイクロプラスチックが検出された。マイクロプラスチックの粒子数（重量）の合計は世界で24.4兆個（ $8.2 \times 10^4 \sim 57.8 \times 10^4$ トン）と推定され、特に粒子数についてはEriksen et al. (2014；5兆個、 25×10^4 トン)²⁹⁾の推定より大きい。ただし、南アジア、東南アジア、中国が全世界の誤処理プラスチック廃棄物の約68%を排出するインド洋西部と南シナ海では、格子データがほとんどなかったため、今回の推定値も保守的である（Jambeck et al., 2015⁵⁾）。

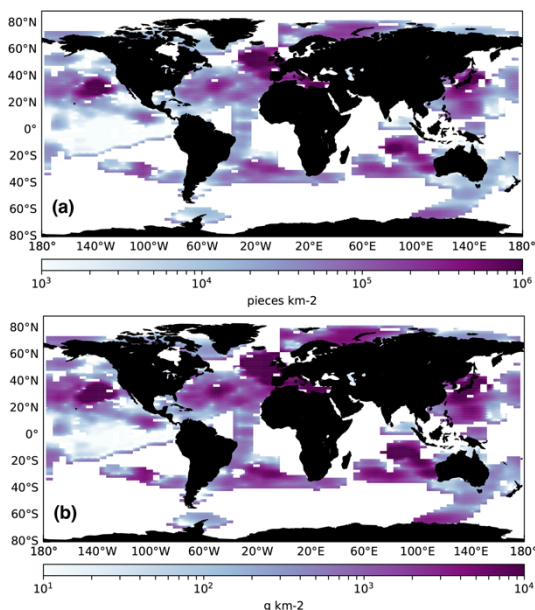


図1-8 レベル3p(a)と3w(b)のマイクロプラスチック現存量

3.3 全球海洋の海洋プラスチックのモデリングによる現状の解析と50年予測

(1) 現状の解析：ミッシングプラスチックの行方

PTMの計算は図1-9のように実施された(Isobe et al., 2022¹⁷⁾)。これは1985年6月における南大西洋でのスナップショットで、青いドットが河川(この場合、ほとんどがラプラタ川起源)から投入されたマクロプラスチックを、赤いドットが漁業起源のマクロプラスチックを、そして黄色のドットはこれらマクロプラスチックが破碎したマイクロプラスチックを示す。2017年最終年における浮遊マイクロプラスチック粒子と海岸漂着マイクロプラスチック粒子の分布が図1-10である。

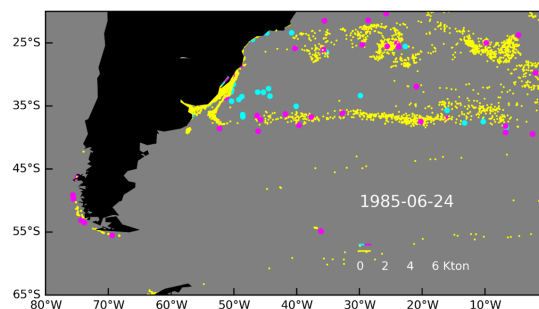


図1-9 PTMの計算例：1985年6月24日における南大西洋でのスナップショット

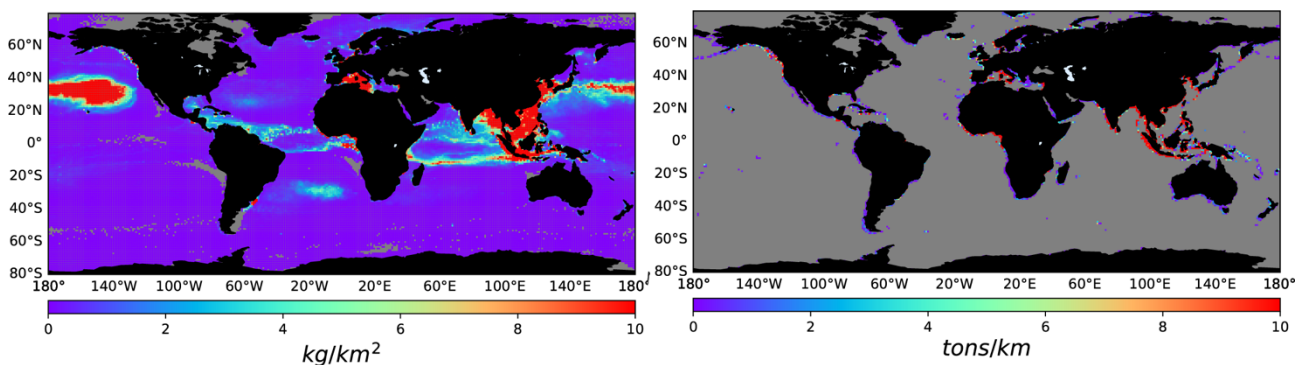


図1-10 PTMの計算例：2017年平均の浮遊(左)および漂着(右)マイクロプラスチック粒子の現存量(重量換算)

上記PTMの結果は、式(4)～(7)の係数行列を適切な値に設定した線型結合モデルでよく再現された(図は略)。そこで、浮遊マイクロプラスチック粒子の観測現存量(図1-7b)と、線型結合モデルで再現された浮遊マイクロプラスチック濃度(式(6)のm)の重量比をとった。ただし、線型結合モデルの重量は全海洋の積分値であるため、これに0.6を乗じることで、観測現存量(図1-7b)の浮遊マイクロプラスチック重量との比較を行った。0.6は、観測(図1-7b)と同じ海域で得たPTMのマイクロプラスチック重量(図1-10左)が全体の60%を占めていたことによる。重量比は、破碎の時間スケール(図1-3の τ_5 ; 式4と5の γ の

逆数)と除去の時間スケール(図1-3の τ_6 ;式4と5の δ の逆数)を0.1~100年で変化させ、それらへの依存性を見た(図1-11)。

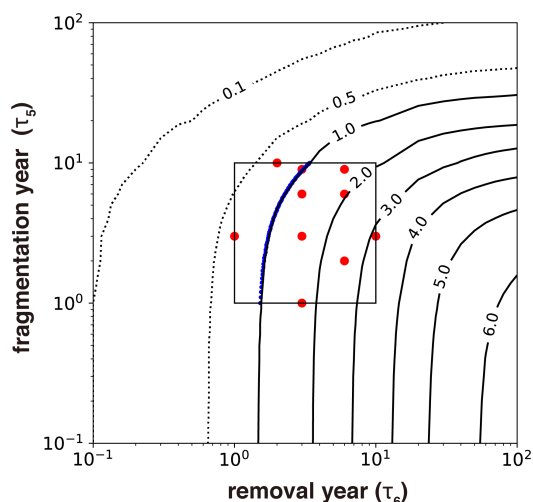


図1-11 線型結合モデルで得たマイクロプラスチック重量と観測重量の比。比が1(すなわち観測値と整合)する等値線を青で強調。PTMでの時間スケールの組み合わせを赤いドットで示した。

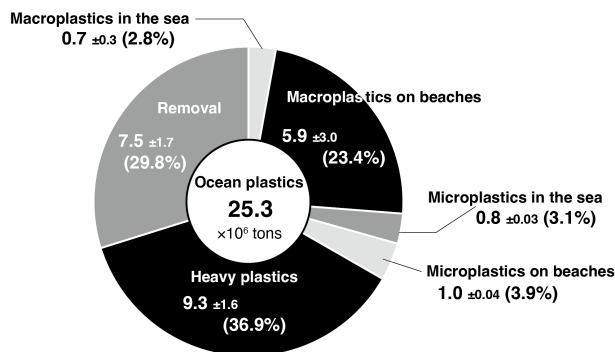


図1-12 線型結合モデルで得た海洋プラスチックの行方。1961年以降に海域投入された総重量の各カテゴリへの振り分けを百万トン単位の重量とパーセンテージで示す

プラスチック(1.0 ± 0.04 MT)はそれぞれ海洋プラスチック全体の3~4%を占めている。10のPTMケースにおいて、南北80°を超える極域に移動するマクロプラスチックとマイクロプラスチックは、海洋プラスチック全体の0.1%を超えなかった(図1-12には示さない)。

注目すべきは、河川と漁業からの海洋プラスチック(25.3 MT)が、これまでに世界で発生した不始末なプラスチック廃棄物(542.2 MTと推計される; Isobe et al., 2022¹⁷⁾)のわずか4.7%でしかないことである。残りのプラスチック廃棄物(> 516.9 MMT; >95.3%)はどこに行ったのかという疑問が残る。自然界では分解できないこれらのプラスチックの行方として考えられるのは、陸上の土壌、川や湖などの水域、そして陸上生物圏に捕捉されることである。これらの「陸上プラスチック」の一部は、陸上でマイクロプラスチックに破碎され、道路流出や河川を經由して海洋に運ばれる可能性がある。陸上で0.3mmよりはるかに小さな粒子に断片化された陸上マイクロプラスチックは、既存の海洋プラスチック観測では一般に見落とされてきた。また、このような小さな陸上マイクロプラスチックの一部は、大気中の塵として大気降下により世界の海洋に到達する可能性もある。したがって、海洋上部のマイクロプラスチックの存在量は、現在の観測が示唆するよりも大きい可能性がある。

最後に線型結合モデルを利用して行った50年後までの海洋プラスチック重量の将来予測を示す。

0.1年から100年まで変化させた破碎と除去の時間スケール範囲で、線形結合モデル(ひいてはPTM)がもっともらしい遷移時間スケール下で観測重量を再現できることを示した。すなわち、いずれの遷移も1年から10年の時間スケールでボックス内の比が1.0となった(図1-11)。除去の時間スケール2~3年は、先行研究(Isobe et al., 2019¹⁾)で太平洋について推論された値と整合的である。

1.0の等値線(図1-11の青線)に沿った平均化により、各カテゴリの海洋プラスチックの行方を、移行時間スケールのすべての可能な組み合わせについて決定することができる。等値線に沿った線形モデルにおける各海洋プラスチックカテゴリの平均重量と標準偏差を2017年末で計算した(図1-12)。本モデルでは、1961年から2017年までに25.3 MT(百万トン)のマクロプラスチックが世界の海洋に放出された。全世界の海洋プラスチックのうち、最も多いのは断片化が起こった場所に残る重いプラスチック(9.3 ± 1.6 MT, 36.9%)で、次いで上層海域や海岸から除去されたマイクロプラスチック(29.8%)であった。本研究では、歴史的に除去されたマイクロプラスチックのうち7.5 ± 1.7 MTが、その後に世界の海洋と海岸に蓄積されていることが示唆された。海岸のマクロプラスチックは海洋プラスチックの3番目に大きな構成要素(5.9 ± 3.0 MT; 23.4%)であり、海洋に浮遊するマクロプラスチック(0.7 ± 0.3 MT; 2.8%)は海岸のそれと比べておよそ10分の1であった。同様に、海洋のマイクロプラスチック(0.8 ± 0.03 MT)と海岸のマイクロ

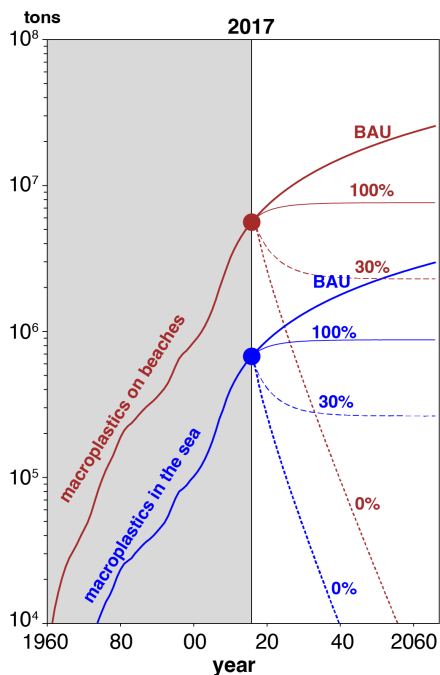


図1-13 線型結合モデルによる漂着・漂流マクロプラスチック重量の将来予測。詳細は本文参照

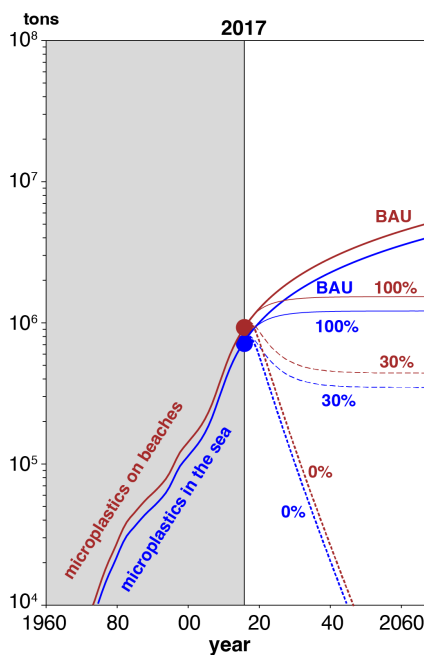


図1-14 線型結合モデルによる漂着・漂流マイクロプラスチック重量の将来予測。詳細は本文参照

マクロプラスチック(図1-13)とマイクロプラスチック(図1-14)とも、1961年から2066年までの全海洋の総重量推移を示す。2017年現在から右が将来予測である。BAUの場合に2060年代には漂着・漂流マクロプラスチックは現在の4倍前後になると予想される(図1-13)。海洋上層に存在する海洋プラスチックの現存量は100年規模の時間軸を見た場合は平衡状態にあるため、現状の海域マクロプラスチック投入量を維持した場合は(100%)、浮遊重量も現状のままとなる。30%にまで減じた場合、2030年代には漂着・漂流量とも現状の1/3程度の平衡状態に落ち着く。たとえ海域投入量を0にしても、それまで蓄積した海洋プラスチックが海洋上層から姿を消すには時間がかかる。漂着ごみが現状の10%にまで減じるのは2030年代以降になってからである。ひとたび海洋に漏出したプラスチックごみには「慣性」があって、容易には消えないことがわかる。マイクロプラスチックも同様の推移を辿る。

5. 研究目標の達成状況

現場観測や既往研究から推算されるシンク項(沈降や破碎等)生成項を組み込んだ海洋プラスチック循環モデルを全球を対象に構築し、海域浮遊量の将来予測を行う事で目標は達成した。マイクロプラスチックデータセットの子作成と公表は目標以上の成果である。生成実験でマイクロプラスチックの生成速度を求めることは、本研究課題では組み入れなかった。線型結合モデルの組み合わせによって十分な成果が得られたためである。

6. 引用文献

- 1) Isobe, A., S. Iwasaki, K. Uchida, and T. Tokai, 2019, Nature Communications, **10**, 417, DOI: 10.1038/s41467-019-08316-9
- 2) Kako, S., Isobe, A., Kubota, M. 2011, J. Geophys. Res. -Atmos., 116:D23107.
- 3) Donelan, M. A., Curcic, M., Chen, S. S., Magnusson, A. F., 2012, J. Geophys. Res., 117:C00J23.
- 4) Chassignet, E.P. et al., 2007, J. Mar. Sys. 65, 60-83, 2007.
- 5) Jambeck, J. R. et al., 2015. Science 347, 78-771
- 6) de Sá, L. C. et al, 2018. Sci. Total Environ., 645, 1029-1039.
- 7) Isobe et al., 2019, Mar., Pollut., Bull., 2019, 146, 831-837.
- 8) Isobe et al., 2021.. Micropl. & Nanopl. 1:16.
- 9) Andrady, A. L., 2011. Mar. Pollut. Bull. 62:1596-1605.

- 10) Willis, K. A. et al. 2017, *frontiers in Marine Science*;4:419
- 11) Wesch, C. et al., 2017. *Sci. Rep.* ;7:5424
- 12) Suaria, G., C. G. et al.2016, *Sci. Rep.*;6:37551
- 13) Isobe, A et al., 2015, *Mar. Pollut. Bull.*;101:618-623
- 14) Kukulka, T. et al, 2012, *Geophys. Res. Lett.*;39:L07601
- 15) Reisser, J. et al., 2015, *Biogeosciences.*;12:1249–1256
- 16) Donelan, M. A. et al., 2012, *J. Geophys. Res.* ;117:C00J23
- 17) Isobe, A. and S. Iwasaki, 2022, *Sci. Total. Environ.*, 825, 153935.
- 18) Geyer, R., Jambeck, J. R., Law K. L., 2017.. *Sci. Adv.* 3:e1700782
- 19) Andrady, L. A., Neal, M. A., 2009. *Phil. Trans. R. Soc. B* 364, 1977-1984
- 20) Kataoka, S., Hinata, H., Kato, S., 2013, *Mar. Pollut. Bull.* 7, 266-273
- 21) Hinata, H. et al. 2017. *Mar. Pollut. Bull.* 122, 17-26
- 22) Song Y. K. et al., 2017. *Environ. Sci. Technol.* 51, 4368–4376
- 23) Lebreton, L. C. et al., 2017. *Nat. Comm.* 8:15611
- 24) Morales-Caselles, C. et al., 2021, <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00720-8>.
- 25) Kroodsma, D. A., 2018. *Science* 359, 904-908.
- 26) Hinata, H., 2020. *Mar. Pollut. Bull.* 152, 110910
- 27) Isobe, A., 2017. *Mar. Pollut. Bul.* 114, 623-626
- 28) Ter Halle, A., 2016., *Environ Sci. Technol.* 50, 5668-5675
- 29) Eriksen, M. et al, 2014. *PLOS ONE* 9, e111913

II. 成果の詳細

II-2 海洋プラスチックごみの大洋内及び大洋間動態の物理過程のモデル化

国立大学法人東京大学

大学院理学系研究科 地球惑星科学専攻

升本 順夫

<研究協力者>

博士課程大学院生

松田 拓朗

博士課程大学院生

久住 空広

[要旨]

テーマ1サブテーマ(2)では、高解像度海洋大循環モデルの結果に粒子追跡手法を適用した海洋プラスチックごみ輸送モデルを構築し、現実的な海洋プラスチックごみ排出量データをインプットとして与えた分散シミュレーションをおこなった。このシミュレーション結果を用い、海洋プラスチックごみの大洋内および大洋間の大規模な移動に寄与する物理過程について検討した。その際、海表面流速の季節的な変動が顕著であり、また海洋プラスチックごみの大きな供給源と考えられる東アジア・東南アジアの縁辺海を中心とする太平洋-インド洋域に着目するとともに、南大洋への海洋プラスチックの移動経路についても考察を行った。

その結果、太平洋やインド洋内の海洋プラスチックごみ分布や蓄積量、また両大洋間の輸送には、アジアモンスーンの影響による海流系の季節変動よりも、南シナ海やインドネシア多島海域における海洋プラスチックごみ排出量の季節変動の影響が大きいことが初めて明らかになった。さらに、南大洋で観測された海洋プラスチックごみの輸送経路について、本サブテーマで構築した分散モデルの結果からは、海洋循環による直接輸送の経路を明確に示すことができず、大気輸送や生物輸送なども含めた統合的な検討が必要であることが示された。

また、50年予測計算に用いる全球海面流速データを作成した。このデータは、大洋規模の海洋プラスチックごみ分布の将来予測や、分布に対する10年規模気候変動現象の影響に関する研究のための基盤データとなる。

1. 研究開発目的

サブテーマ(2)として、全球規模の海洋プラスチック輸送モデルを構築し、海洋へ排出されたプラスチックごみの大洋内での分布や大洋間の移動に関する重要な物理過程を明らかにし、輸送モデルへ取り込む。特に太平洋-インド洋間の移動、東アジア・東南アジア縁辺海から太平洋やインド洋への移動、および太平洋-インド洋セクターでの南大洋への移動について詳しく調べる。本研究で得られる成果を海洋プラスチックごみ分散モデルに反映させ、高度化に貢献する。また、全球規模の海洋プラスチックごみ分布評価などが今後実施される際の参考情報として提供できるように努める。

2. 研究目標

海洋表層混合層内における混合や拡散の効果、あるいは海面での波浪に伴う輸送等のパラメタリゼーションの高度化を必要に応じて進め、モデルへの実装を行う。モデルを利用して、インドネシア多島海を通過するマイクロプラスチックや、南極海に至るマイクロプラスチックの、海流輸送を再現するための必要要件を洗い出す。

3. 研究開発内容

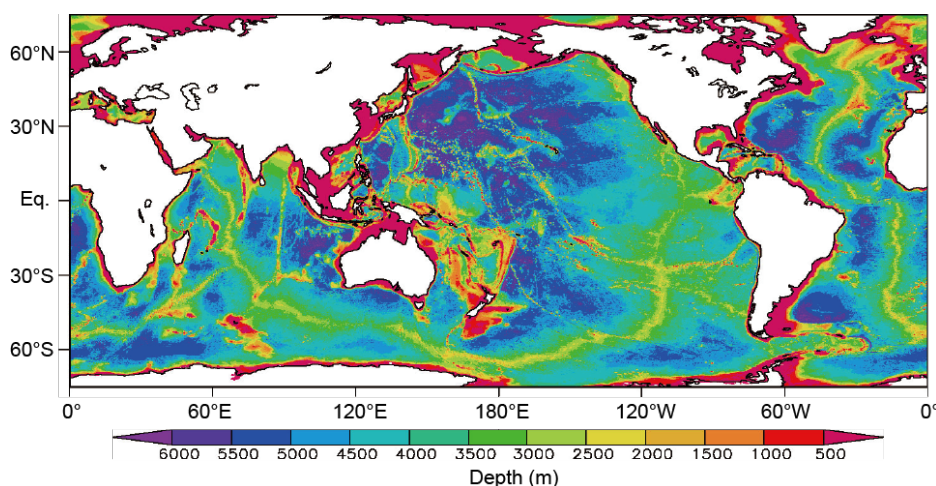
研究開発内容は、(1) 全球規模の輸送モデルの構築、(2) 粒子追跡実験による大洋内および大洋間輸送に寄与する物理過程の検討、および(3) 50年予測計算に用いる全球海面流速データの作成に関する検討、である。

(1) 全球規模の輸送モデルの構築

本研究では、表層流速場を再現する物理モデルとして、東アジア・東南アジア域の縁辺海を現実的に取り込み、かつ太平洋とインド洋を結ぶインドネシア多島海域の複雑な地形や流速分布も再現する必要がある。そのため、インドネシア通過流のシミュレーションにおいて多くの実績があり、海洋中の物質の分散過程に重要な役割を果たす中規模渦を十分に表すことができる水平格子間隔1/10度の高解像度海洋大循環モデルであるOFES（OGCM for the Earth Simulator）モデルにより得られる結果を用いる。このモデル結果に粒子追跡手法を適用してマイクロプラスチックの輸送を再現する全球規模の輸送モデルを構築する。

OFESは南緯75度から北緯75度までの太平洋、大西洋、インド洋、南大洋、およびこれらの海域に接続する縁辺海を含む海域を対象とし（図(2)-1）、東西および南北方向の格子間隔は緯度経度で0.1度毎、深さ方向には海面付近での10mから徐々に格子間隔が広がる格子を用いている。このOFESにより得られている1950年から2018年までの海面流速場を用い、通常の粒子追跡手法を使用したマイクロプラスチック追跡モデルを構築する。その際、粒子追跡の方程式系と差分スキームは物質輸送モデルに通常用いられるものと同様であり、時間発展スキームには4次のルンゲクッタスキーム、粒子の拡散にはランダムウォークモデルを導入する。OFESでは中規模渦などの擾乱に伴う海面流速変動も陽に表現されるが、さらに空間規模が小さいサブメソスケール現象や風による短周期変動などの効果を取り入れるため、拡散効果を考慮する。海洋プラスチックごみの流入条件としては、Lebreton et al. (2017)による河

川からの排出量分布を与えた。



図(2)-1: OFESモデルの領域および海底地形分布

また、海洋プラスチックごみの分散シミュレーションを行う上で、海洋プラスチックごみの海岸-海洋間の移動をどのように取り入れるかは重要な問題である。本サブテーマで用いる粒子追跡モデルで

は、海岸付近に到達し、同一グリッド内に5日間留まっている粒子は海岸漂着したものとみなし、漂着期間経過後にその近傍グリッド内の任意の場所（確率的に場所を決定）へと戻す手法を用いた。この手法や漂着期間の決定についてはサブテーマ(1)、(3)と協力して検討を加える。

(2) 粒子追跡実験による大洋内および大洋間輸送に寄与する物理過程の検討

現実的な海洋プラスチックごみの排出シナリオに基づいた大洋内での海洋プラスチックごみの分布や総量の変動についてはサブテーマ(1)において実施されているため、本サブテーマでは主に太平洋とインド洋間、及び東アジアや東南アジアの縁辺海と太平洋やインド洋との間の海洋プラスチックごみの移動に着目し、排出時期や海流系の季節変動が分布に及ぼす影響を明らかにする。そのため、上記(1)にて構築する海洋プラスチックごみの分散モデルにLebreton et al. (2017)で示される河川排出量データを与えた分散計算を行い、その結果から各粒子の初期位置と10年後の移動先の分布を用いて、主要なプロセスの同定とその寄与について検討する。

また、近年南大洋でもマイクロプラスチックが観測されているが、これらのマイクロプラスチック

がどのような経路で南極周辺海域へと輸送されるかについても考察する。特に、南大洋での物質循環に重要な役割を果たすと考えられる南極周極流に着目し、南半球亜熱帯域から南極周極流を横切って南極周辺海域へと輸送される可能性を検討する。

(3) 50年予測計算に用いる全球海面流速データの作成に関する検討

50年後までの海洋マイクロプラスチックの分布を実験的に求めるための流速変動データの作成方法を検討し、外力データを作成する。

50年予測を行う場合、(a) OFESモデルを50年先まで計算し、その流速場を用いる方法（力学的予測）と (b) 過去約70年間のOFESシミュレーション結果を利用し、統計的な手法により流速場の変動に関する予測結果を得る方法（統計的予測）が考えられる。しかし力学的予測を行うためには、OFESモデルを駆動するための外力（風応力や気温、日射量などのデータ）を50年先まで準備する必要がある。現在このようなデータは温暖化予測モデルの結果に依存せざるを得ないが、海面風速変動の精度に関する情報はほとんど無く、複数のデータでばらつきが大きい。また、予測の不確実性を考慮するために複数ケースの計算を行うことが求められる。OFESモデルを50年間動かすための計算時間を考慮すると、このような複数ケースの計算を行うことは現実的ではない。一方統計的予測では、海面流速場の予測結果を得るための計算コストは格段に抑えられ、統計的な外挿の種類や重みを変えることにより複数の流速変動シナリオを作成することも比較的簡単にできる。ただし、統計的予測では予測された海面流速場の物理的整合性の保証はないため、現実と大きく異なる場合があり得る。本研究では、計算コストと複数シナリオの構築を重視し、後者の統計的予測手法を用いて50年後までの流速データの作成を試みる。

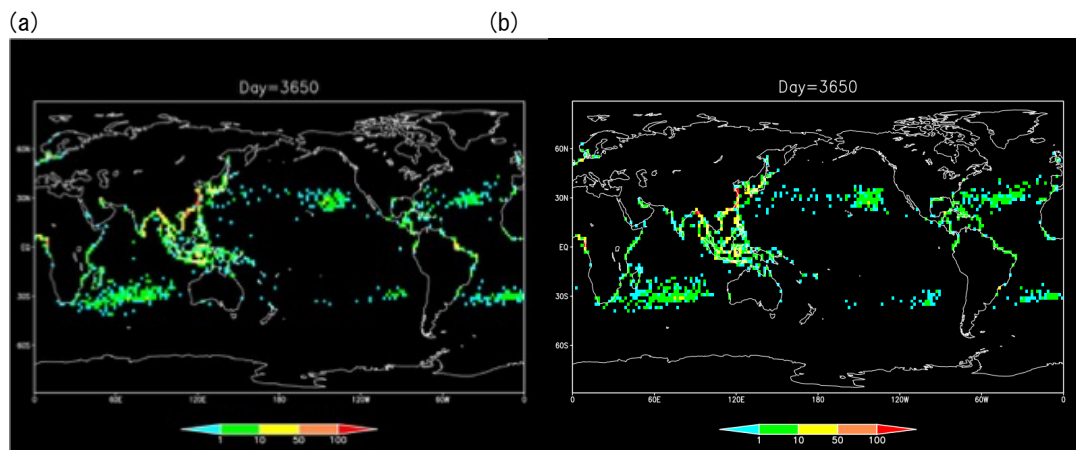
4. 結果及び考察

(1) 全球規模の輸送モデルの構築

OFESモデルの海面流速を用いた粒子追跡モデルにより海洋プラスチックごみの分布が現実的に再現されるかを確認するため、毎年1月1日および7月1日に流入した海洋プラスチックごみの移動を10年間計算した（図(2)-2）。その結果、排出量の多い東アジア・東南アジア縁辺海とインドネシア多島海域に多くの海洋プラスチックごみを取り残されるが、外洋へと移動する海洋プラスチックごみの多くは中緯度亜熱帯循環に捕捉されることが示され、先行研究と矛盾しない現実的な結果が得られることがわかった。また、排出量の多い海域の下流側にあたるインド洋亜熱帯循環に捕捉される海洋プラスチックごみの量が相対的に多いことも示唆された。

さらにインドネシア多島海付近における分布の妥当性を検証するため、2016年12月に東京海洋大学の海鷹丸によって行われたマイクロプラスチック浮遊量調査結果との比較を行った。その結果、南緯10度から15度の緯度帯で浮遊量が多い傾向が再現され、特にインドネシア多島海からインド洋へと続くインドネシア通過流によって多島海域からの海洋プラスチックごみが輸送されていることが示された。

(2) 粒子追跡実験による大洋内および大洋間輸送に寄与する物理過程の検討



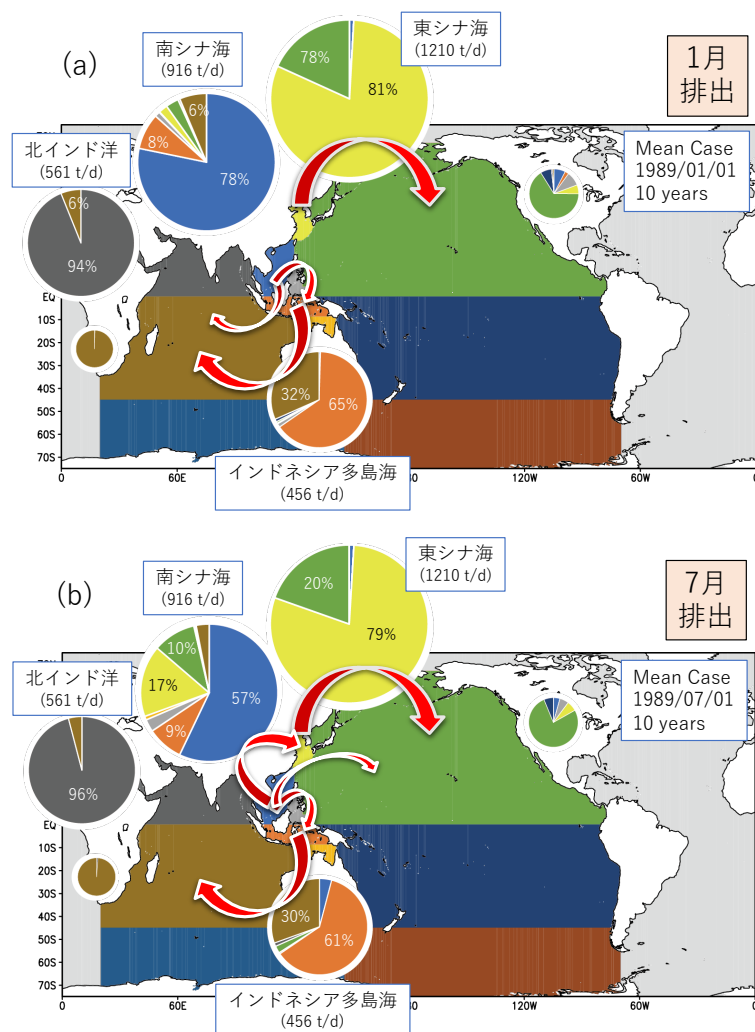
図(2)-2: (a) 1月及び(b)7月に排出された海洋プラスチックごみの10年後の分布。初期排出分布はLebreton et al. (2017)による主要河川からの流入量の年平均値を使用。

本研究では、現在も多く海洋プラスチックごみの供給源であり、将来的にも重要となる東アジア・東南アジア域に着目し、太平洋-東アジア・東南アジア域-インド洋の間での海洋プラスチックごみの移動、さらに太平

洋インド洋域での南大洋への移動に関する考察を行った。

(2-1) 東アジア・東南アジア域を含む大洋間輸送の定量的見積り

まず、東アジア・東南アジア域で顕著な海面流速の季節変動が及ぼす影響を調べるため、海洋プラスチックごみの河川からの排出量は1年を通じて年平均値を与え、流速場のみ時間的な変動をする設定での計算を行った。図(2)-3に、ある海域で1月または7月に排出された海洋プラスチックごみが10年後にどの海域に移動したかの分布を、1989年を初期値とした場合の結果を一例として示す。10年後であっ



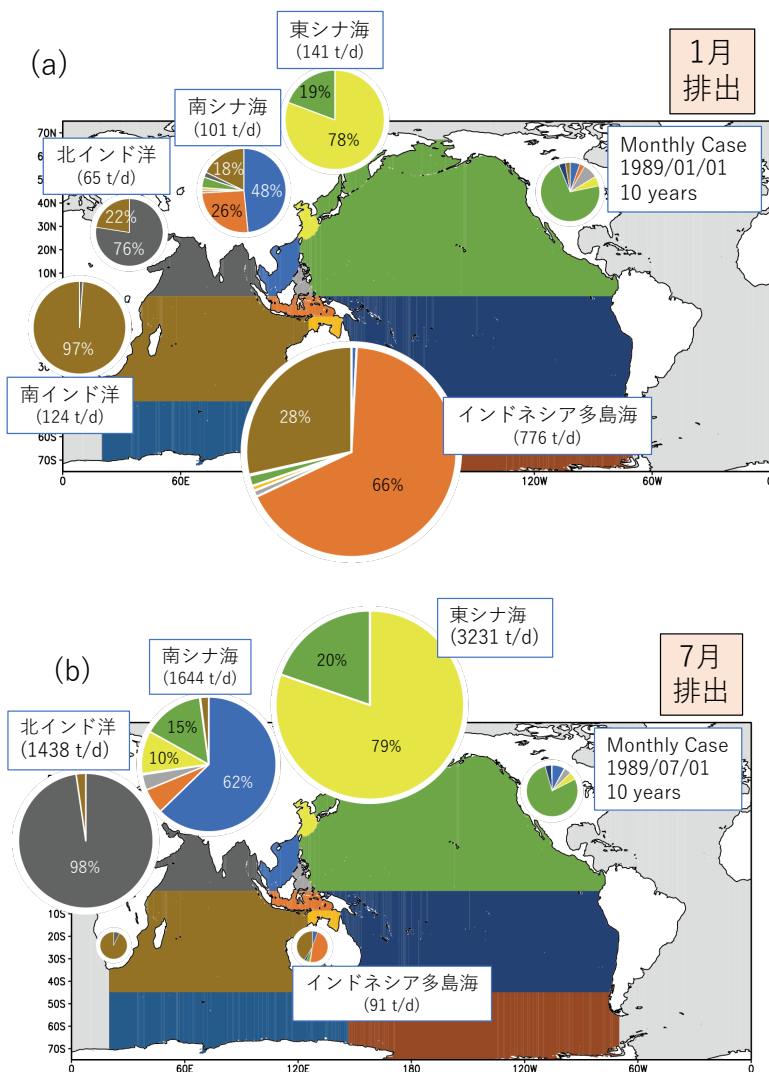
図(2)-3: 海洋プラスチックごみの排出量を一定として、海流場の季節変動を考慮した場合の分布の季節依存性。(a) 1月排出ケース、(b) 7月排出ケース。

ても、多くの海洋プラスチックごみは排出された海域内、あるいは排出海域近傍に留まる傾向が強く、多くは海岸漂着を数回経験しながら、ゆっくりと移動している。この傾向は、モンスーンによる風の影響を強く受ける海域で顕著であり、季節的な流向変動が大きく、長期平均での実質的な輸送効率が悪くなるためと考えられる。特に排出量の多い東シナ海や南シナ海では80%程度が同一海域内に留まっている。流出が顕著と予想されるインドネシア多島海域でも61~65%が留まることが分かったが、これらの結果は海岸漂着のモデルへの実装方法にも依存する可能性がある。また、東シナ海(インドネシア多島海)から移動する海洋プラスチックごみは、ほとんどが北太平洋内(南インド洋亜熱帯域)へと移動するが、南シナ海からは1月排出分はインド洋側へ、7月排出分は東シナ海や北太平洋側へ移動する傾向が見られた。これらの移動した海洋プラスチックごみの多くは亜熱帯循環に取り込まれ、一旦亜熱帯循環に捕捉された海洋プラスチックごみは、他の海域へ移動することはほとんど無い。

多くの海洋プラスチックごみは河川から沿岸域へと供給されるが、本シミュレーションの結果では、インドネシア多島海などの複雑な海岸地形を持ち、海流も複雑に変動する海域では、海岸漂着が頻繁に発生している。仮想的にインドネシア多島海海域から粒子を流した場合、一年後には流した粒子の約4割が一度は海岸に漂着した結果を得た。このことは、インドネシア多島海海域に入ったプラスチックごみは海洋での分散による移動と海岸漂着（海岸での分解の可能性）を繰り返しながら、半年から一年程度の時間規模でインドネシア多島海を通過することを示唆している。実際にどれだけの割合の海洋プラスチックごみが海岸漂着を経験しているかは明らかではなく、本モデルの結果は海岸漂着を過大評価している可能性も示唆される。このことは、大規模な輸送過程に対する時間遅れの効果と海洋プラスチックごみのシンクとしての効果として結果に影響を及ぼす可能性がある。海洋プラスチックごみの全球規模での分散過程に対して、サブテーマ(3)による局所的な漂着期間の検討結果の組み込み方法およびパラ

メータの設定が適切かの更なる検討が必要と考えられる。

次に、海洋プラスチックごみ排出量の季節変動の影響も評価した。特に中緯度域やモンスーンの影響を強く受ける地域において、河川流域面積内での降水量の季節変動が大きいため、海洋プラスチックごみ排出量にも顕著な季節変動が見られる。同時に、モンスーンによる海流系変動の影響も加わるため、年平均排出量での計算と異なる可能性がある。前述の計算と同様の計算を、排出量の季節変動も考慮して行った1989年1月と7月の結果を図(2)-4に示す。排出量に対する移動先分布の割合は一定排出の場合とほとんど変わらないが、インドネシア多島海では北半球冬季の雨季に、アジア大陸南・東岸域ではモンスーンに伴う降水が多くなる北半球夏季に排出量が多いことが反映される。そのため、大洋内及び大洋間輸送に対しては、南シナ海に排出される海洋プラスチックごみに関しては流れ場の影響も無視できないものの、多くの海域では排出量の季節的な変動が支配的な要素となっていることが分かった。このことから、海洋プラスチックごみに関する対策を行う際、排出量の多い季節での削減につながる集中的な取り組みが有効である可能性が示唆される。



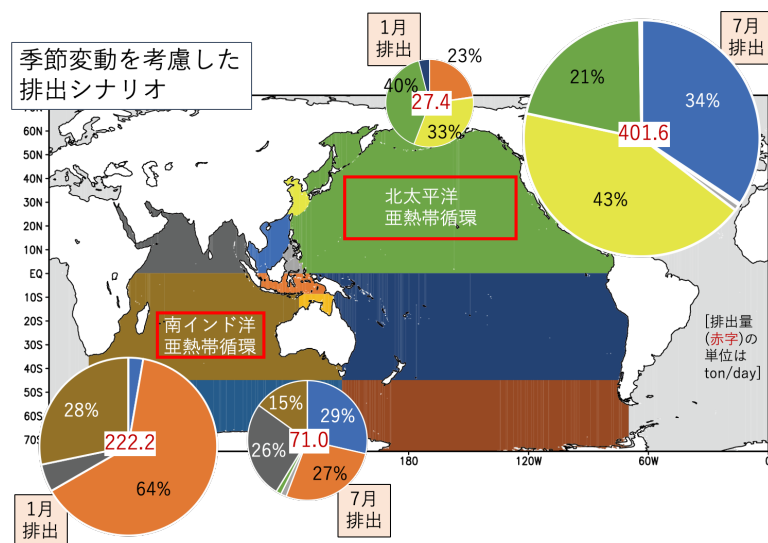
図(2)-4: 海流場の季節変動に加え、海洋プラスチックごみの排出量の季節変動も考慮した場合の分布の季節依存性。(a) 1月排出ケー

さらに、北太平洋および南インド洋の亜熱帯循環内に捕捉される海洋プラスチックごみの起源がどの海域となっているかも調査した (図(2)-5)。どちらの海域においても、その緯度帯での夏季に排出された海洋プラスチックごみが多く蓄積していることが分かった。南インド洋の亜熱帯循環の場合、そこに取り込まれる海洋プラスチックごみは、1月にはインドネシア多島海起源が6割を超えるが、7月にはより北側の南シナ海や北インド洋起源のものが5割を超えることが分かった。北太平洋では海洋プラスチックごみの流入量が季節によって大きく異なると共に、7月には東シナ海と南シナ海起源が8割弱に達するが、冬季にはインドネシア多島海か

ら移動するものも2割程度あることが分かった。

(2-2) 太平洋インド洋域での南大洋への移動に関する考察

Isobe et al. (2017)によるオーストラリア南方の南大洋におけるマイクロプラスチック観測の結果、南



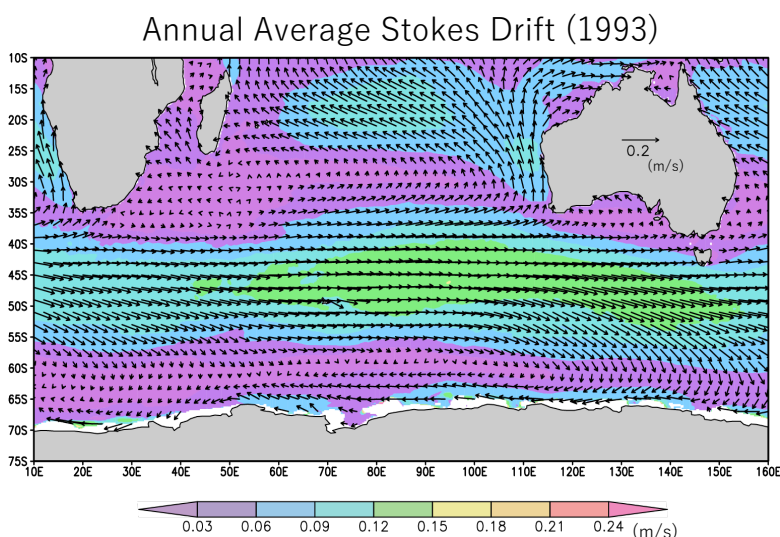
図(2)-5: 北太平洋および南インド洋の亜熱帯循環に捕捉される海洋プラスチックごみの起源分布。

極周辺海域においてもマイクロプラスチックが確認されている。この他にも、南極特別保護区内の小川 (Gonzalez-Pleiter et al., 2020) や海氷 (Kelly et al., 2020) から、また、周辺域での微生物体内

(Bergami et al., 2020) やペンギンの糞 (Bessa et al., 2019) などからもマイクロプラスチックの存在が確認されている。しかし、これらのマイクロプラスチックの南極への輸送経路は、未だ不明である。そこで、本研究で開発した海洋プラスチックごみ輸送モデルの結果から、海洋内を通じた輸送経路の可能性を検討した。

まず、本研究で構築した粒子追跡モデルの結果からは、大規模な海流系に伴う組織だった南大洋への海洋プラスチックごみの輸送は実現されなかった。タスマニア島南方海域からの後方粒子追跡の結果から、太平洋起源の粒子が東オーストラリア海流を経由して南大洋付近まで到達している可能性が示唆されたものの、インド洋域での南大洋への輸送は見られない。海洋プラスチックごみの輸送に影響を及ぼすと考えられるが本モデルで考慮されていない、あるいは不十分と考えられる過程として、(a) 中規模渦による粒子分散効果の影響、(b) 海面波浪によるストークスドリフトの影響、(c) 3次元分散（海洋亜表層の流れ）の影響、(d) 大気擾乱などに伴う大気輸送の影響、(e) 生物活動による輸送、(f) 人為的な活動による影響、などが挙げられる。このうち、海洋変動過程に関連する(a)~(c)について考察を行った。

(a)の中規模渦の影響は、OFESが水平解像度0.1度の高解像度のモデルであり、中緯度域においても渦擾乱は現実的に再現されていることは先行研究において示されている（Masumoto, 2010など）。特に南極周極流域での中規模渦の再現性は現実的であり、中規模渦の影響を過小評価している傾向は見られない。一方、(b)のストークスドリフトの影響は、日本海などの半閉鎖的の海域では顕著な効果をもたらすことが示されている（Iwasaki et al., 2017）。しかし南大洋での長期平均したストークスドリフトは平均流である南極周極流と同じ東向きが卓越しており、東西方向の粒子移動速度には影響を与えるが、南北方向の輸送にはほとんど影響しないことが分かった。特に南緯45度付近の南極周極流の流軸付近ではストークスドリフトによる南北輸送の発散域となっており、南極周極流を横断する物質輸送をもたらす効果は弱いことが示された（図(2)-6）。また、ストークスドリフトの短周期変動には大気短周期擾乱に伴う南北成分も現れるが、20 cm/s程度で数日周期の変動となり、実質的な南北輸送への効果は小さいと考えられる。さらに、(c)の鉛直移動も含めた3次元的な輸送過程については、南大洋での流速場は表層1000m程度で鉛直一様であり、季節によらず顕著な南向き亜表層流は見られない。表層エクマン流を補償するため直接的に励起される南北循環に伴う弱い南向き亜表層流の存在は示唆されるが、渦-平均流相互作用による2次循環によって弱められている可能性もある。また、これらの亜表層の流れは数百メートルから千メートルの深さに達する。これまでこのような深さでの海洋プラスチックごみの観測は行われておらず、今後の検証が必要である。一方、サブテーマ(1)で用いている異なる海洋モデル



図(2)-6:南インド洋域における年平均ストークスドリフトの分布。

から、人為的な活動による輸送も否定できない。しかし、これらの影響については、海洋のプラスチックごみの粒子追跡手法を用いたモデルの結果だけでは検討することができないため、今後さらに統合的な視点からの研究が求められる。

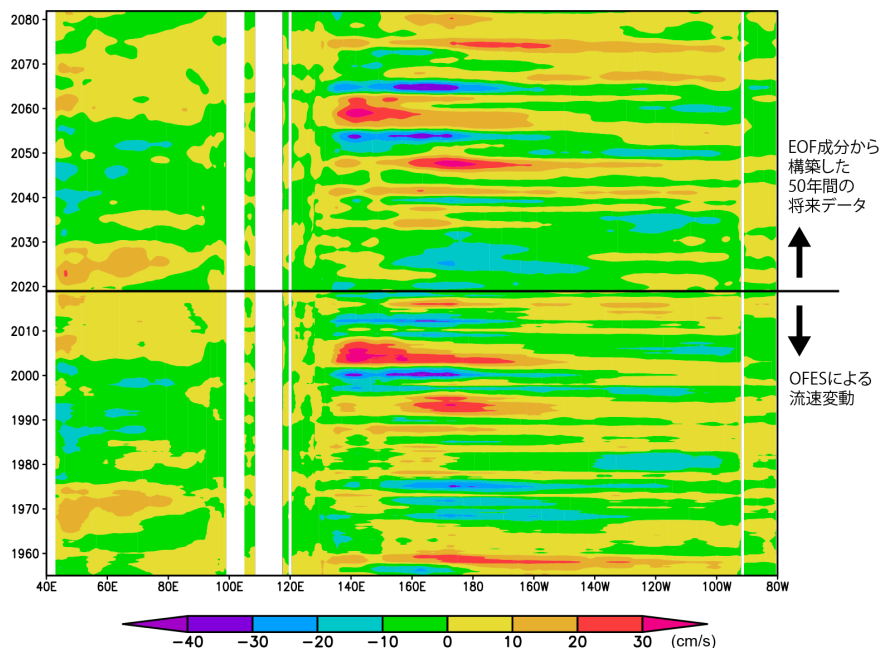
(3) 50年予測計算に用いる全球海面流速データの作成に関する検討

50年後までの海洋プラスチックごみの分布を実験的に求めるための流速変動データの作成方法を検討し、テスト用の流速データを作成した。

結果を用いた粒子追跡計算結果では、南大洋への海洋プラスチックごみの輸送も少なからず示されており、これらのモデル結果の違いについての検討は今後の課題として残されている。

また、大気擾乱による大気中の微小粒子の輸送については、Evangelidou et al. (2020) で南大洋へも輸送される可能性があることが示されているとともに、南極周辺に生息する大型生物に付着したり体内へと取り込まれたりすることによって移動する可能性もある。さらには、南極大陸付近へは観光目的での訪問も行われていること

50年予測計算の設定に関する検討の結果、中規模渦や流れの不安定性などに起因する季節内変動よりも短い流速場の変動については、粒子追跡モデルに取り入れられている拡散過程により表現するものと考え、季節変動や経年変動よりも長い時間規模での変動のみ考慮することとした。経年的な気候変動や十年規模変動などによる長期変動については、経験的直交関数(EOF)解析を用いた統計的解析手法を用いて、図(2)-7に示すフローチャートに従って50年間の流速データの作成を試みた。その際、不確実性として若干の揺らぎを取り入れることで異なる時系列データを作成し、アンサンブル予測が可能なものとする。また、長周期変動は空間規模も大きいことから、OFESの元々の解像度である0.1度を空間的に平滑化して0.5度の解像度で再構築を行った。



図(2)-8: インド洋-太平洋赤道上で東西流速の分布。流速変動の各成分の振幅は変化させず、位相に10年のズレを与えた場合。

結果の一例として、図(2)-8にインド洋太平洋域の赤道における再構成された東西流速偏差の経度-時間断面図を示す。エルニーニョ現象などによって西部から中央

部太平洋での東西流速偏差が大きく、インド洋での変動が比較的弱い傾向が再現、予測されている。流速変動の大きな海域は黒潮などの西岸境界流付近および赤道域であるが、これらの海域で現実的な変動特性を持った流速場を作成することができた。再構成する際の位相ラグを調整することや、フーリエ成分の振幅を調整することで異なる時系列データを作成することが可能であり、アンサンブル外力データを作成するための手法を構築した。

5. 研究目標の達成状況

本サブテーマでは、海洋プラスチックごみの大洋内及び大洋間動態を再現できる全球海洋プラスチックごみ分散モデルを構築し、海洋プラスチックごみの分布に及ぼす物理諸過程の影響を評価した。

太平洋やインド洋内の海洋プラスチックごみ分布や蓄積量、また両大洋間の輸送には、アジアモンスーンの影響による海流系の季節変動よりも、南シナ海やインドネシア多島海域における海洋プラスチックごみ排出量の季節変動の影響が大きいことが初めて明らかになった。さらに、南大洋で観測された海洋プラスチックごみの輸送経路について、本サブテーマで構築した分散モデルの結果からは、海洋循環による経路を明確に示すことができず、海洋内で直接輸送されていない可能性が示された。このことは、鉛直輸送過程や、大気輸送、生物輸送なども含めた統合的な検討が今後必要であることを示唆している。

さらに、サブテーマ(1)及び(3)との情報共有などを通じて、全球規模の海洋プラスチックごみの分散シミュレーションを行うためには、海岸漂着過程と岸-沖輸送過程のさらなる精緻化とパラメータ化が不可欠であることが分かった。

また、50年予測計算に用いる全球海面流速データの作成を行った。このデータはサブテーマ(1)と共有し、大洋規模の海洋プラスチックごみ分布に対する10年規模気候変動現象の影響に関する研究を行う基盤データとなる。

これらのことから、各項目について当初の目標を達成したものとする。

6. 引用文献

- Bergami, E., E. Rota, T. Caruso, G. Birarda, L. Vaccari, and I. Corsi (2020), Plastics everywhere: first evidence of polystyrene fragments inside the common Antarctic collembolan *Cryptopygus antarcticus*, *Biol. Lett.*, 16: 20200093, <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2020.0093>.
- Bessa, F., N. Ratcliffe, V. Otero, P. Sobral, J.C. Marques, C.M. Waluda, P.N. Trathan and J.C. Xavier (2019), Microplastics in gentoo penguins from the Antarctic region. *Sci Rep* 9, 14191, <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50621-2>.
- Evangelidou, N., H. Grythe, Z. Klimont, C. Heyes, S. Eckhardt, S. Lopez-Aparicio, and A. Stohl (2020), Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions, *Nature Communications*, 11:3381, <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>.
- Gonzalez-Pleiter, M., C. Edo, D.d Velazquez, M.C. Casero-Chamorro, F. Leganes, A. Quesada, F. Fernandez-Pinas, and R. Rosal (2020), First detection of microplastics in the freshwater of an Antarctic Specially Protected Area, *Marine Pollution Bulletin* 161 (2020) 111811, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111811>.
- Isobe, A., K. Uchiyama-Maysumoto, K. Uchida, and T. Tokai (2017), Microplastics in the Southern Ocean, *Marine Pollution Bulletin* 114 (2017) 623–626, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.037>.
- Iwasaki, S., A. Isobe, S. Kako, K. Uchida, and T. Tokai (2017), Fate of microplastics and mesoplastics carried by surface currents and wind waves: A numerical model approach in the Sea of Japan, *Marine Pollution Bulletin* 121 (2017) 85–96, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.057>.
- Kelly, A., D. Lannuzel, T. Rodemann, K.M. Meiners, and H.J. Auman (2020), Microplastic contamination in east Antarctic sea ice, *Marine Pollution Bulletin* 154 (2020) 111130, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111130>.
- Lebreton, L.C.M., J. van der Zwet, J.-W. Damsteeg, B. Slat, A. Andrady, and J. Reisser (2017), River plastic emissions to the world's oceans, *Nature Communications*, 8:15611, DOI: 10.1038/ncomms15611.
- Masumoto, Y. (2010), Sharing results of a high-resolution ocean general circulation model under multi-discipline framework - A review of OFES activities -, *Ocean Dynamics*, 60, 633-652, DOI: 10.1007/s10236-010-0297-z.

II. 成果の詳細

II-3 海洋プラスチックゴミの沿岸海洋における動態解明とモデル化

国立大学法人愛媛大学

大学院理工学研究科 生産環境工学専攻, 沿岸環境科学研究センター (併任)	日向 博文
大学院理工学研究科 生産環境工学専攻	河合 慶有
<研究協力者> 愛媛大学 沿岸環境科学研究センター	加 三千宣, 郭 新宇
<研究協力者> 愛媛大学 大学院理工学研究科 生産環境工学専攻	畑田 佳男
<研究協力者> 松山大学 法学部 (2021年10月~2022年3月)	槻木 玲美

[要旨]

海洋—海岸交換過程に必要なパラメータとして、漂着・再漂流確率、および漂着・再漂流拡散係数を提案し、単純地形を対象とした理論的な検討を加えるとともに、広島湾と日本海沿岸を対象とした数値実験を行なった。特に粒子追跡法については、広島湾の観測結果を季節変動も含め概ね再現することに成功した。これらをサブテーマ1にインプットすることで、全球でのプラスチック収支解析に活用された。トレーサーモデルについては、計算時間を大幅に短縮できることが確認できたが、日本海を対象とした場合、ストークスドリフトの導入が課題として挙げられた。複数の河川が流入する別府湾の最深部を対象に、海底への堆積速度を見積もった。1950年代後半からの堆積フラックスは線形的に上昇するとともに、約20年変動が重畳していることを明らかにした。20年変動については、湾内の植物プランクトン量と有意な正の相関関係があることを明らかにした。また、表層ネットサンプリングの結果と堆積速度から、マイクロプラスチック片 (0.3–2.0 mm) の平均沈降速度を 10^1 – 10^2 m/dと見積もることに成功した。観測に基づく沈降速度の見積りは世界初の成果であり、今後のモデル開発のターゲットとなると思われる。これらの成果は、この分野の発展に大きく貢献すると考えられる。

1. 研究開発目的

海洋プラスチックごみの沿岸～地球規模での海洋中の分布状況及び動態に関する実態把握に重要な沿岸域でのマイクロプラスチックの動態、特に、海岸過程（漂着—再漂流過程）及び沈降過程について実態を把握し、海岸過程についてモデル化を行う。

2. 研究目標

本研究ならびに既往の観測データを利用して、海洋モデルに対して、拡散係数など海洋—海岸交換過程に必要なパラメータを提案する。瀬戸内海における鉛直分布の季節変動を考慮したマイクロプラスチックの輸送モデルを構築し、あるいは海底への堆積速度の見積もりを行う。

3. 研究開発内容

3-1 マイクロプラスチックの漂着—再漂流過程（海岸過程）のモデル化

粒子及びトレーサーを用いたモデルを開発した¹⁾²⁾。本モデルはサブテーマ1における全球規模でのプラスチック収支計算³⁾に活用された。前者のモデルでは各粒子に漂着確率と海岸滞留時間を与えることで、後者ではトレーサーの漂着・再漂流フラックスを計算することで海岸過程をモデル化した。両者ともマイクロプラスチックの海岸滞留時間と海面—海岸間の分配係数が最も重要なパラメータである。

i) 粒子追跡法（広島湾）

時刻 $t+\Delta t$ での粒子（マイクロプラスチック）の海面位置 $X^{t+\Delta t}$ を以下の様に計算した。

$$X^{t+\Delta t} = X^t + (U_c + wV_w)\Delta t + iR\sqrt{2K_h\Delta t}.$$

Δt は時間ステップ (600秒)、 U_c 、 V_w 、 w 、 K_h はそれぞれ表層の流速ベクトル、風速ベクトル、風の移流係数¹⁾²⁾、水平拡散係数($9.3 \text{ m}^2/\text{s}$)であり、 i は x (東西) 方向・ y (南北) 方向の単位ベクトル、 R は-1

から1までの乱数である。移流係数は2種類 ($w=0, 0.058$) を設定した。 $w=0.058$ は発泡スチロール (FPS) を想定している。計算格子は海格子 (沖合格子)、沿岸格子、砂浜格子 (漂着可) と岩礁格子 (漂着不可) から成る。

海岸滞留時間 τ (日) の海岸から ΔT (時間) の間に漂着物が再漂流する確率 a は以下のように表せる⁴⁾。

$$a = 1 - \exp\left(-\frac{1}{24\tau}\Delta T\right).$$

ここで ΔT は粒子が沿岸格子 ($\Delta x \times \Delta y = 1146\text{m} \times 926\text{m}$) に留まっている程度の時間スケールとし、広島湾内の平均流速 (0.1m/s) とグリッドサイズから2時間とした。 τ は14日 (大潮—小潮周期) と100日⁵⁾に設定し、それぞれに対する再漂流確率 a (0.006, 0.0008) を計算した。さらに、時間平均場 (漂着量 = 再漂流量) を想定し、以下の式からそれぞれに対する漂着確率 b (0.157, 0.022) を見積もった。

$$a \times C_b \times \Delta B \times \Delta y \sim b \times C_s \times \Delta x \times \Delta y. \quad \therefore b \sim a \times \frac{C_b}{C_s} \times \frac{\Delta B}{\Delta x}.$$

ここで C_b (C_s) は海岸 (海面) のマイクロプラスチック数密度 (個/m²)、 ΔB は海岸幅 (10m) である。マイクロプラスチックの海岸—海面分配係数 $P = C_b/C_s$ は広島湾での観測結果 (3050)⁶⁾を用いた。実際の計算では、2時間毎に沿岸グリッドに存在する粒子1つ1つに対し乱数[0, 1]を発生させ、漂着確率以下になった場合、対応する粒子を漂着させた。漂着した粒子は τ 経過後に隣接する沿岸グリッド内にランダムに戻した。

モデル海域は広島湾・安芸灘とその周辺海域である。愛媛大学郭研究室 (研究協力者) から提供された同海域表層の水平拡散係数及び流速データ (気候値) を計算に用いた。風速データは気象庁により提供されている2007年から2016年までのメソ数値予報モデルGPVデータ (MSM) の平均値を用いた。計算対象期間は1971年から2020年までの50年間とした。広島湾では湾奥部に牡蠣養殖筏が多数点在することから、毎月1日に湾奥部1格子につき1個 (合計51個, 経年変化なし) の粒子を投入した。

ii) トレーサー法 (日本海)

計算格子は海格子、沿岸格子、砂浜格子、岩礁格子から成る。沿岸格子での基礎方程式は以下の通りである。

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} = & -\left(\frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y}\right) + \left\{\frac{\partial}{\partial x}\left(K_h \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_h \frac{\partial C}{\partial y}\right)\right\} - \left\{\frac{\partial}{\partial x}\left(K_{SB} \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_{SB} \frac{\partial C}{\partial y}\right)\right\} \\ & + \left\{\frac{\partial}{\partial x}\left(K_{BS} \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_{BS} \frac{\partial C}{\partial y}\right)\right\}. \end{aligned}$$

ここで C はトレーサー濃度(/m²)、 u , v は海面の流速(m/s)、 K_h は海面上でのトレーサーの拡散係数 (10 m²/s) である。 K_{SB} , K_{BS} は漂着過程と再漂流過程を表す拡散係数 (m²/s)。右辺第5, 6項が漂着フラックス、第7, 8項は再漂流フラックス項である。海格子では漂着・再漂流フラックスは考慮されない。砂浜格子での基礎方程式を以下に示す。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \left\{\frac{\partial}{\partial x}\left(K_{SB} \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_{SB} \frac{\partial C}{\partial y}\right)\right\} - \left\{\frac{\partial}{\partial x}\left(K_{BS} \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_{BS} \frac{\partial C}{\partial y}\right)\right\}.$$

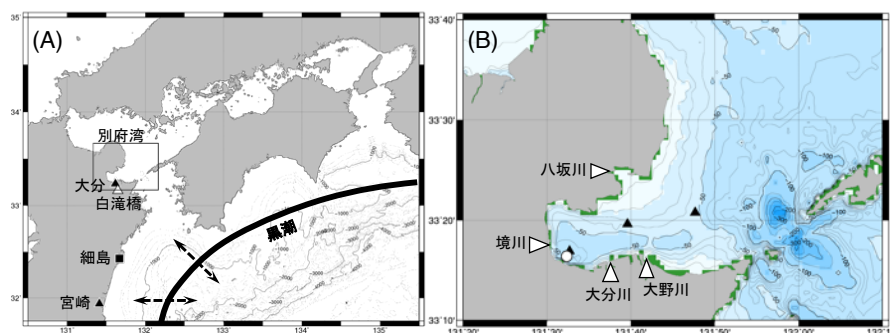
砂浜格子上のトレーサー量は、沿岸格子とのやりとりを通じて変化し、隣接する砂浜格子とのやりとりは考慮しない。ここでも時間平均場 (漂着フラックス=再漂流フラックス) を想定する。2つの拡散係数比のオーダーは

$$\frac{K_{SB}}{K_{BS}} \sim \frac{C_b}{C_s} = P, \quad \text{ここに, } K_{BS} \sim \frac{B^2}{\tau},$$

となる。 B は海岸幅 (10 m) である。既往の研究⁵⁾を参考に $\tau = 10$ 日及び60日とした。拡散係数比 (分配係数) のオーダーは、文献調査⁷⁾と我々の2018年に行った現地観測の結果 (中間報告) から基準値を 10^4 に設定した。さらに、 10^5 , 10^3 , 10^1 でも計算を行い、トレーサー濃度分布の拡散係数比依存性を検討した。対馬海峡から2010年1月1日に濃度を放出しDREAMS⁸⁾の最上層での水平流速 (2010年の流速場) を繰り返し使って10年間計算を行った。計算領域は日本海全域で格子間隔は緯度方向7.83km (Δy)、経度方向7.40km (Δx) である。

3-2 河川水の影響を受ける沿岸部でのマイクロプラスチックの堆積フラックスと沈降速度の見積もり

沿岸域のみならず全球のマイクロプラスチック動態や収支を解明する上で沈降過程の理解は極めて重要である⁹⁾。そこで、コアサンプラーを使って海底堆積物を採取し沈降フラックスを見積もった。調査海域は別府湾湾奥部である (図(3)-



図(3)-1 (A) 水位 (細島) , 気象データ (宮崎, 大分) , 大野川流量 (白滝橋) 計測地点, および河口位置, (B) コア採取 (白丸) , および表層ネットサンプリング地点 (黒三角)

1)。別府湾には一級河川の大野川や大分川、さらに複数の二級河川が流入しており、特に夏季から秋季にかけては河川水の影響を受け、表層塩分は低下する。特に同季節において時計回り循環流が形成される湾奥部¹⁰⁾と一級河川が流入する湾南岸沿いでその影響は顕著である。冬季には時計回り循環流は解消される。別府湾湾奥部 (水深70m) 海底の流速は穏やかで、溶存酸素濃度も低い¹¹⁾ことから、堆積層が穏やかに堆積し、生物による攪乱も小さいと考えられている。実際、これまでにコアサンプリングによる精緻な年代測定が行われている¹²⁾。

グラビティーカー (アクリルパイプ製、内径11cm、長さ50~120cm) を用いて堆積物を採取した (図(3)-1)。2018年には6本 (マイクロプラスチック用: 5本、セジメント解析用: 1本)、2019年度には、3本 (マイクロプラスチック用: 2本、年代測定用: 1本、セジメント解析用: 1本) のコアを採取した。サンプルは実験室に持ち帰り、マイクロプラスチック採取用のサンプルは1cm毎に切り分けた。355 μ mの篩にかけ残った試料に対して比重分離 (比重1.7のヨウ化ナトリウム水溶液使用) を行なった。粒子状物質の内、明らかにプラスチックと異なる物以外を手作業で抽出し、サイズ計測は光学顕微鏡を、ポリマータイプはFT-IRを用いて特定した。さらに、2017年に採取していた4本 (アクリルパイプ製、内径11cm、長さ50cm) のコアについてもマイクロプラスチックを抽出した。ここでは繊維およびフィルムは解析対象外とした。繊維は、実験室中での混入の可能性が高いためであり、フィルムは非常にもろいため抽出過程で微細化してしまうからである。

年代測定は2019年に採取した1本のコアを利用した既往の研究例¹²⁾の結果を利用した。年代は、²¹⁰Pbの半減期を利用し、CRSモデルを用いてイベント層の年代を計算している。計算結果は、¹³⁷Csの濃度ピーク (1960年代前半) によって検定されている。マイクロプラスチックが堆積し始めた1950年代以降の年代測定誤差は数年以内と見積もられている。他のコアセジメントの年代については、X線撮影画像、帯磁率、及びバルク乾燥密度の鉛直分布を年代測定コアと比較 (同時間面対比) することによって決定した。この時、2つのイベント層間における重量堆積速度を一定と仮定し、1cm層厚毎の年代を決定している。

クロロフィルaの堆積フラックスや堆積物中の濃度の経年変化とマイクロプラスチックの堆積フラックスを比較した。フラックスはTsugeki et al. (2017)¹³⁾による測定結果を用いた。コアは2009年9月に他のコアと同じ地点で採取されている。マイクロプラスチック堆積フラックスと海水中のマイクロプラスチックの平均濃度から、マイクロプラスチック粒子の沈降速度 (m/d) を見積もった¹⁴⁾、¹⁵⁾。2019年8月1日に湾奥 (コア採取地点)、湾央、湾口で海面浮遊マイクロプラスチック粒子をネットサンプリングした (図(3)-1)。マイクロプラスチック抽出過程は、Sagawa et al. (2018)⁶⁾にしたがった。ここではポリエチレン (PE)、ポリプロピレン (PP)、ポリスチレン (PS) の破片のみ (ファイバー、フィルムは対象外) を対象にしている。後述するように、PE、PP、PSが堆積フラックスの95%以上を占めているからである。

平均沈降速度は、海面付近での0.3–2.0 mmサイズクラスの個数密度 N_0 (個/m³)、観測日当日の有義

波高 H_s （0.5 m：調査船からの目視）、10m上空での海上風 W_{10} （4.4 m/s：当日の大分气象台における日平均風速の2倍）、及びマイクロプラスチック粒子の海水中での上昇速度 w （m/s）を用い、以下の式から求めた。

$$w_s = F_p h / (365M)$$

ここに、 F_p はコアから求めた2010年代のマイクロプラスチックの堆積フラックス（150 個/m²/year）、 h は水深（70 m）である。また、単位面積あたりの数密度 M は、鉛直方向に指数関数的な分布を仮定し、以下の式から求めた。

$$M = N_0 A_0 / w$$

ここに、 $A_0 = 1.5u^* \kappa H_s$ は鉛直拡散係数である。ここに、 κ はカルマン定数（0.4）、 u^* （=0.0012 W_{10} ）は海面での摩擦速度である。ここでサイズクラスを2.0 mm 以下としているのは、このサイズクラスのフラックスが支配的だからである。上昇速度 w （m/s）は、Reisser et al. (2014)¹⁴が12,000個以上のプラスチック片（0.5–207 mm, 中央値 1.5 mm）から求めた上層速度の中央値（0.005 m/s）および上位10%値（0.0438 m/s）を用いた。なお、上昇速度が大きくなると沈降速度も大きくなる。波高や風速についてもそれぞれ1.5 m、8.0 m/sと非現実的な値についても検討した。波高と風速の上昇は、鉛直混合を促進し（マイクロプラスチックの海水中平均密度を大きくし）、沈降速度を小さくする。その他、大野川の河川流量（<http://www1.river.go.jp>）、宮崎県細島の潮位変動

（<https://www.jodc.go.jp/jodcweb/JDOSS/index.html>）についても調べた。前者は、陸域からの栄養塩、及びマイクロプラスチック破片供給の、後者は黒潮の離接岸の指標とした。潮位変動は宮崎气象台での海面大気圧を用いて補正し、平均値からの偏差を計算した。黒潮が接岸すると、沿岸部の水温が低下し、水位は下降する。以上のデータは5年の移動平均を計算した。大分、愛媛、広島、山口の4県のポリマータイプ別のプラスチック廃棄量についても調べた。全国の廃棄量に

（https://www.pwmi.or.jp/flow_backnumber.php, <https://www.env.go.jp/doc/toukei/tokeisyu.html>）4 県と全国の人口比率（<https://www.e-stat.go.jp/en>）をかけて計算した。

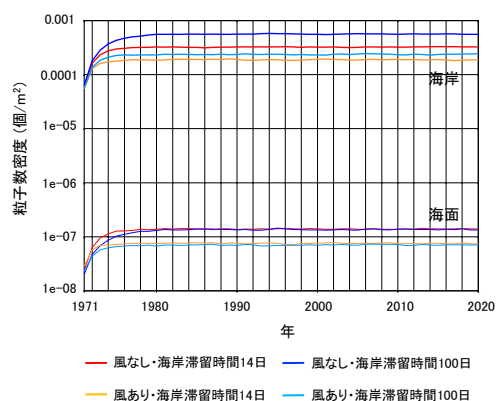
4. 結果及び考察

4-1マイクロプラスチックの漂着—再漂流過程（海岸過程）のモデル化

i) 広島湾を対象とした中立粒子を用いた数値実験

海面の数密度は海面の通過時間で決まり、定常に達した後（1980年以降）は海岸滞留時間に依存しないことが分かった（図(3)-2）。実験では粒子インプット量が一定であること、1980年以降、計算領域では海岸漂着量と再漂流量がバランスしているためである。一方、海岸数密度は海岸滞留時間と海面数密度の影響を受ける。定常状態では海岸数密度は、単位時間当たりの漂着量と滞留時間の積で決まる。例えば、 $\tau = 100$ dの場合、風を考慮すると（ $w = 0.058$ ）、海上での粒子の移動速度が相対的に大きくなり海面通過時間は減少し海面数密度が減少する。その結果、漂着量が減少し、滞留時間が同じでも風なしに比べ海岸数密度も減少する。

数値実験の結果、風あり・海岸滞留時間100日（ $w = 0.058$, $\tau = 100$ d）の場合、計算領域内の分配係数が $P = 3$ 、400となり観測結果（3050）⁶に最も近い値となった。また、広島湾奥部と周防大島北部海域間のマイクロプラスチック数密度比についても概ね再現できた（観測：2.4, 計算：6.8）。風の影響を調べるために、風なし・海岸滞留時間100日（ $w = 0.0$, $\tau = 100$ d）との比較を行った（図(3)-3）。風



図(3)-2 海岸と海面の平均粒子数密度

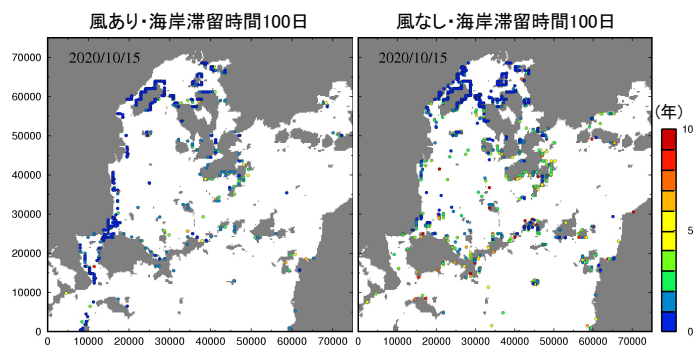
を考慮した場合、粒子は春から夏にかけて湾奥部に集積した後、秋に西岸に沿って湾外へ流出する。これはこの時期に卓越する北東風のためである。一方、風なしの場合、同時期に湾中部を南下する傾向が強くなり、その結果、周防大島にトラップされ湾外に流出する粒子数が少なくなる。

小澤 (2015)¹⁶⁾によれば、湾奥部と倉橋島の海岸で採取したFPSの劣化度(カルボニルインデックス)には有意な差があり、倉橋島のFPSは湾奥部に比べ平均で110日分程度多くの紫外線に暴露されていると推定した。本実験($w = 0.058$, $\tau = 100d$)では、湾奥部より倉橋島の粒子は平均海岸経験日数(年齢)が325日程度高齢であると推定された。実測されたカルボニルインデックスのばらつきの大きさを考慮すると320日という年齢差は概ね妥当であると考えられる。

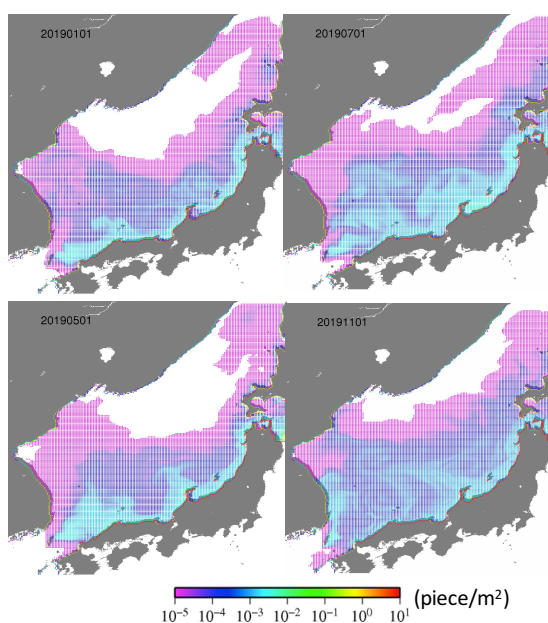
ii) トレーサー法による数値実験

10日と60日程度の滞留時間の違いでは、海面及び海岸でのトレーサー総存在量にほとんど差が生じなかった。一方、拡散係数比(分配係数)のオーダーを変化させた場合は、海面存在量はほとんど変化しないが、海岸存在量は拡散係数比の変化に対応した形で変化した。この結果は瀬戸内海での数値実験と符合する。つまり、海面存在量は海面通過時間で決定され、定常状態では海岸過程に依らない。ただし、海岸存在量(以下に示す様に海岸存在量は海面存在量と比較して決して無視できる量ではない)は海岸過程に影響される。

拡散係数比が 10^5 の場合、海岸と海面の存在比は95:5となり、海面と海岸の平均トレーサー濃度比は 10^6 となった。これは海面の数密度に対して海岸の数密度が10万倍であることを意味するが、文献調査や我々の現地観測結果と比較しても現実的な数値とは言い難い。図(3)-4は拡散係数比 10^4 におけるトレーサー濃度空間分布の季節変化を示す。拡散係数比が 10^4 の場合、存在比は7:3、平均トレーサー濃度比は 10^5 となり、文献調査から判断すると概ね妥当な値となった。

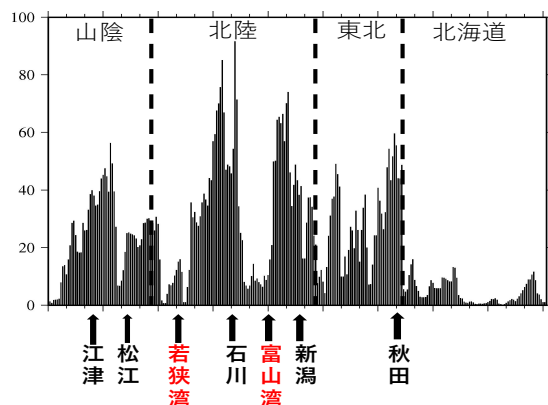


図(3)-3 粒子の空間分布. 色は海岸経験時間を表す.



図(3)-4 トレーサー濃度分布の季節変化($P \sim 10^4$)

海岸漂着量（12月31日）は空間的に大きく変化する（図(3)-5）。若狭湾、富山湾や北海道は漂着量が少ない一方、能登半島や新潟、秋田県（男鹿半島）には多く漂着している。島根県の海岸上でのトレーサー濃度の時間変化を調べたところ、2月から6月にかけて漂着量が増加し、我々の観測結果と異なる傾向となった。観測では冬季に漂着したマイクロプラスチックはFPSが支配的だった。FPSは海上で風圧やストークスドリフトの影響を強く受ける。本モデルではこれらの影響を基礎方程式に取り込んでいないためFPS動態を再現できていない可能性が高い。また、ポリエチレン



図(3)-5 海岸漂着量の空間分布（山口～北海道）

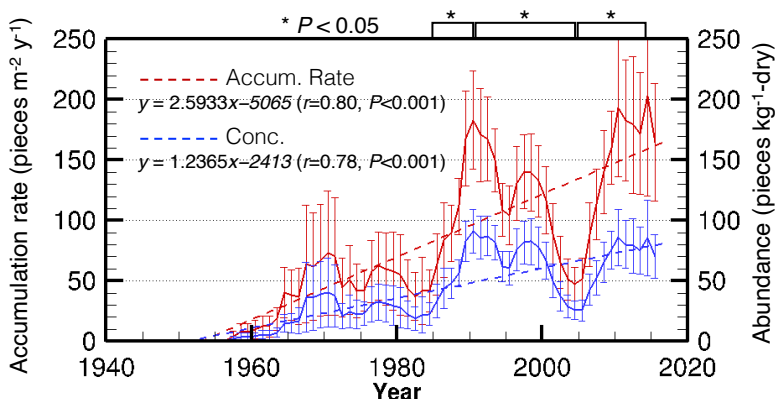
やポリプロピレンの動態についても、特にストークスドリフトの影響を考慮することは重要である¹⁾。今後は、これらの影響をモデルに取り込むとともに、計算結果の検証のため、既存の観測データ等との比較が待たれる。トレーサー法の利点は計算時間が短いこと、ランダムプロセスを含んでいないので、計算結果のアンサンブル計算をする必要がない点である²⁾。今後は、粒子追跡法とトレーサー法をそれぞれの長所を考慮した上で、計算目的毎に使い分けることが必要と考えられる。

4-2河川水の影響を受ける沿岸部（別府湾）でのマイクロプラスチックの堆積フラックスと沈降速度の見積もり

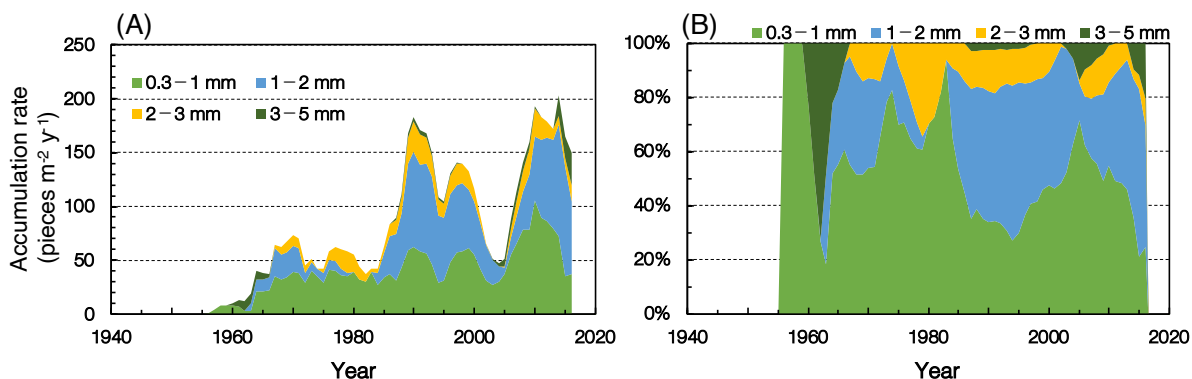
別府湾海底から抽出されたマイクロプラスチック片は合計244個である。ポリマータイプはポリエチレン（PE）、ポリプロピレン（PP）、ポリスチレン（PS）の順に卓越しており、比率はそれぞれ57.0%、21.3%、19.3%（計97.5%）である。なおPS粒子の多く（72.3%）は目視によりFPS（foamed polystyrene）と判断された。また、サイズクラスでは、0.3–1.0 mm: 36.9%、1.0–2.0 mm: 48.0%と2.0 mm以下のサイズが支配的であり、より大きなサイズは、2.0–3.0 mm: 12.3%、3.0–5.0 mm: 2.9%であった。最初のプラスチック片は1959–1961年層から抽出されたPP粒子でありサイズクラスは0.3–1.0 mmであった。

海面でのネットサンプリングから、夏季の別府湾表層でのプラスチック粒子数密度は、湾口の0.14個/m³から湾奥の2.1個/m³へ大きく増加していた（湾央：0.51個/m³）。表層水温は、湾口と湾央がそれぞれ27.2℃、26.0℃であったのに対し、湾奥では29.8℃と2.6℃以上高かった。時計回り循環流が形成される湾奥の表層水塊が、湾央や湾口の水塊と水平的に混合せず、また、マイクロプラスチック片を高濃度に蓄積していると推測された。海底で支配的であった0.3–2.0 mmサイズクラスの割合は、湾口：86%、湾央：72%、湾奥：44%だった。このサイズクラスの湾奥での選択的な沈降を示唆している。ポリマータイプ別に見ると、最も支配的だったのはいずれの地点もPE粒子であり、その割合は湾口：86%、湾央：81%、湾奥：70%と大きな変化はなかった。湾奥での0.3–2.0 mmサイズクラスの数密度から、水注での濃度は、0.51個/m²と0.007個/m³と見積もられた。

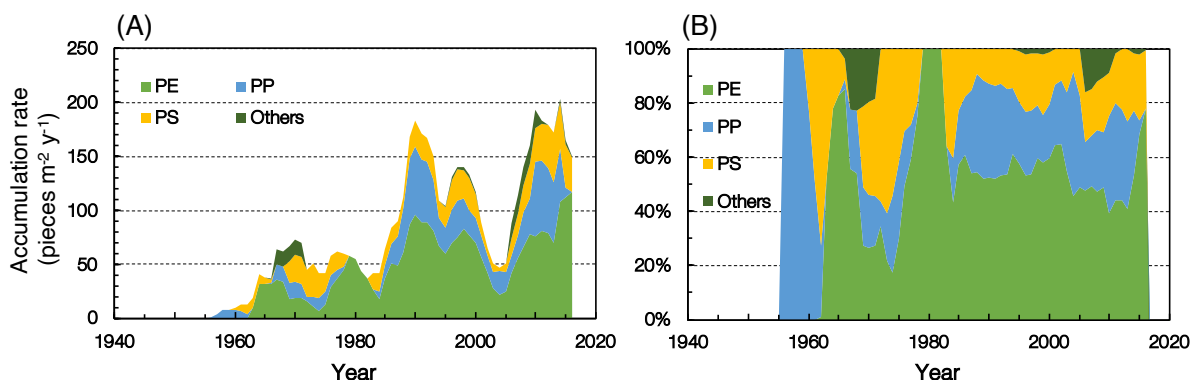
マイクロプラスチック堆積フラックスおよび底質中の数密度は同様な変化を示す（図(3)-6）。以降、主にフラックスについて説明する。長期には線形的に増加し、そこに約20年の変動が重畳している。Mann-Whitney U test によ



図(3)-6 マイクロプラスチック堆積フラックス（赤）と数密度（青）。エラーバーは標準誤差を示す。



図(3)-7 サイズクラス別の堆積フラックス (A)と比率 (B)



図(3)-8 ポリマータイプ別の堆積フラックス (A)と比率 (B)

り、1984—1990年、1990—2004年、さらに2004—2014年間のフラックスの平均値に有意な差 ($P < 0.05$) を確認した。サイズクラス別では0.3–2.0 mmが85.3% (0.3–1.0 mm : 47.1%、1.0–2.0 mm : 38.2%) と支配的である (図(3)-7)。この比率は海面表層 (47%) に比べて大きい。当該サイズクラスの選択的な沈降を示唆する。フラックスが増加する1990年前後や2010年代には、1.0–2.0 mmクラスの比率が増加している。ポリマータイプ別では、PEが52.9%、PPが24.3%、PSが19.4%であった (図(3)-8)。この3者が全体に占める割合は、日本の河川の平均値 (約80%) よりも高く、PE+PPだけで全体の約80%を占めている。湾奥海面では、PE/PP/PSの比率は、0.70:0.16:0.14であり、PE+PPで86%を占めた。底質はこれとほぼ同じ割合である。なお、フラックス中の割合は、実際に見つかったマイクロプラスチック粒子の割合と多少異なる。これは、2018年に採取したコアの重量定積速度を他の年の結果と一致するように補正したためである。

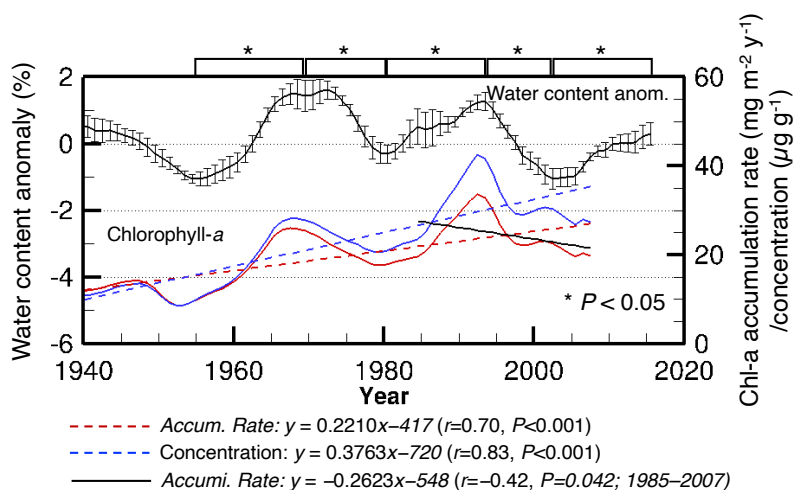
ここからは、主に堆積フラックスの経年変化の要因について説明する。クロロフィル a 堆積フラックスや濃度にも非常に似た変化が認められた (図(3)-9)。線形的な増加に約20年周期の変動が重なっている。実際にそれらとマイクロプラスチックフラックスとの間には有意な正の相関関係が得られた (chl- a フラックス : $r = 0.82$ 、 t -test、 $P < 0.001$; chl- a 濃度 : $r = 0.81$; t -test、 $P < 0.001$)。植物プランクトンが豊富な環境下では、マイクロプラスチックの沈降フラックスが増加していたことが明らかとなった。また、底質中の含水比偏差とクロロフィル a 濃度偏差 (線形トレンドからの偏差) 間にも正の有意な相関が得られた ($r = 0.85$; t -test、 $P < 0.001$)。すなわち、植物プランクトンの殻を多く含む底質は、空隙率が大きくなりその結果、含水比が大きくなっていると考えられる。

1.0–2.0 mmサイズのより大きな粒子の沈降フラックスが増加することで全体のフラックスが大きくなる点も興味深い (図(3)-7)。海水よりも比重の小さなPE/PP/PSマイクロプラスチックが沈降する原因と

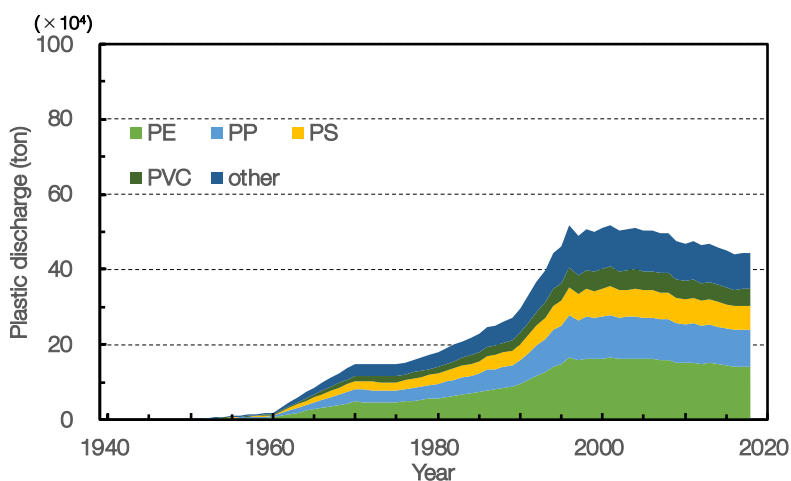
しては、粒子表面へのバイオフィルムの付着と成長やマリンスノーによる捕捉が考えられる¹⁸⁾。いずれも植物プランクトンが豊富な海洋環境ではこれらの機能が活発になると予想される。なお、粒子サイズから動物プランクトン等の誤食によって糞として排泄される可能性は低いと考えられる。

ここで得られたのは、あくまでクロロフィルとマイクロプラスチックの堆積フラックスの相関関係であり、両者の因果関係ではない点に注意を要する。今後、数値モデルによる検討が必要である。ただし、このような生物活動に関連するシグナルとマイクロプラスチック堆積フラックスとの関係性を、しかも長期データに基づいて明らかにしたのは世界で初めての成果と言える。これらの結果は、室内や実海域でのインキュベーション実験に基づくマイクロプラスチック沈降メカニズムの検討結果¹⁸⁾を強く支持する。

長期の増加傾向の原因としては2つ考えられる。1つは、クロロフィルa濃度の線形的な上昇である。2つ目は陸上からのマイクロプラスチック片の流入量の増加である。後者は、西部瀬戸内海に面する4県のプラスチック廃棄量の経年変化からも確認できる(図(3)-10)。前者については、線形的増加の原因については、今後の詳細な検討が必要である。続いて、1990年や2014年にピークをもつ約20年変動の原因について検討を加えた。国内の廃棄量に20年変動は認められない(図(3)-10)。したがって、20年変動はインプットではなく海洋環境に原因があると考えられる。実際、クロロフィルaの堆積フラックスからも20年周期で海水中の植物プランクトンのバイオマスが変化していた。別府湾の基礎生産量は、栄養塩制限である¹⁹⁾。20年周期で栄養塩供給が変動していたことになる。瀬戸内海の栄養塩(窒素、リン)の供給源としては、外洋が50%以上という見積もりがある²⁰⁾。瀬戸内海西部では、豊後水道底層に浸入する低温・高栄養塩の陸棚斜面水が栄養塩供給に重要な働きをする²¹⁾。浸入は黒潮が陸に接近した年の夏季から秋季に主に発生する。黒潮の離接岸は宮崎県細島の潮位によって把握可能である。接岸すると低温の陸棚斜面水が陸に近づくことから水温低下により水位は低下する。1940年代以降、黒潮もまたおよそ20年の周期で離接岸を繰り返した(図(3)-11)。1960年代まではクロロフィルaの堆積フラックス(湾内の植物プランクトンバイオマスの指標)と逆相関を示す。それ以降は、クロロフィルaフラックスの位相が5年程度遅れている。原因としては陸域からの栄養塩供給による影響が考えられる。実際、1990年前後は夏季～秋季の河川流入量が、1970年代以降で



図(3)-9 クロロフィルa堆積フラックス(赤)と濃度(青), 平均含水比偏差(黒). エラーバーは標準誤差を示す.



図(3)-10 瀬戸内海西部4県からのプラスチック排出量: 別府湾へのマイクロプラスチック流入量の指標.

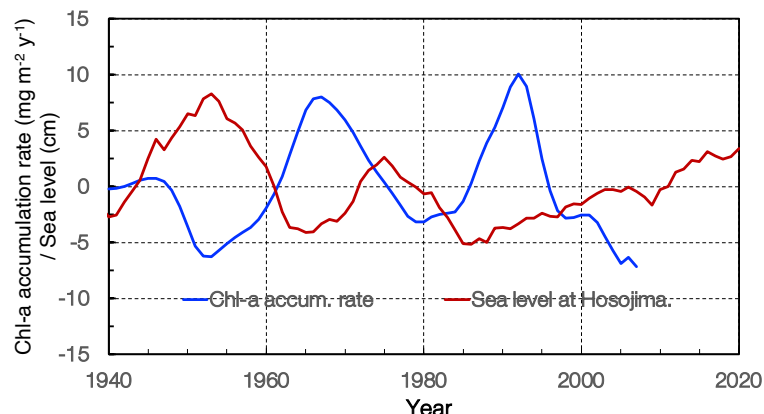
最も多かった（図(3)-12）。ただし、1960年代からの位相関係について一貫して説明できる理屈は現時点では得られていない。この位相関係を解き明かすことは、別府湾のみならず沿岸域におけるマイクロプラスチックの沈降フラックスを予測する上で極めて重要と考えられる。今後の課題である。

1990年や2014年前後におけるマイクロプラスチック堆積フラックスの増加に対して、1.0–2.0 mm サイズクラスのフ

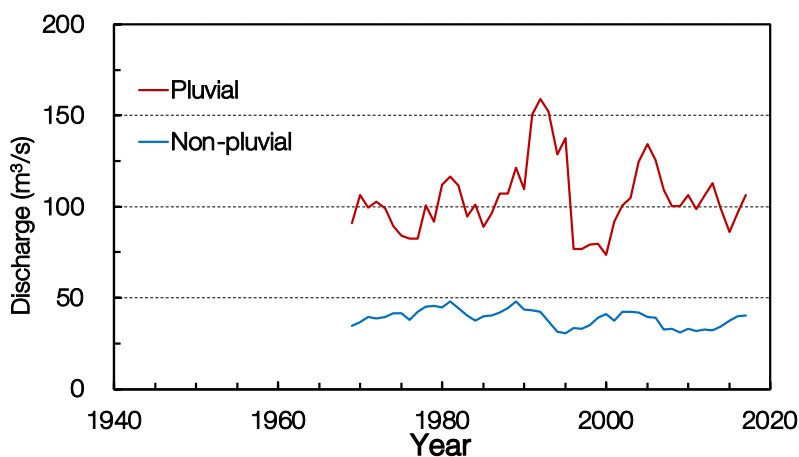
ラックスが大きな働きをした（図(3)-7）。すなわち、植物プランクトン量が多くなる海洋環境下では、より大きなサイズのマイクロプラスチック片の沈降が可能となる。この事実は、現在考えられているマイクロプラスチックの沈降メカニズム¹⁸⁾と矛盾しない。ただし、2.0 mmより大きなサイズクラスの沈降フラックスを上昇させるには至っていない。この2.0 mm以下が底質中で卓越している結果は、多くの沿岸域で確認されている⁶⁾。この“2.0 mmの壁”の原因を明らかにすることも、マイクロプラスチック片の沈降メカニズムを解き明かす上で重要である。

海面ネットサンプリング結果と2010年代の平均的なマイクロプラスチックの堆積フラックスから、マイクロプラスチックの平均沈降速度は10 m/d から150 m/dと見積もられた。上昇速度に中央値を用いた場合の平均沈降速度は、57 m/dである。この速度スケールは、海洋環境中における有機粒状物質の沈降速度の範囲²²⁾に収まる。マイクロプラスチックの沈降プロセスとして、マリンスノーなどによる捕捉の可能性が高いことを窺わせる。この沈降速度の導出には様々な仮定を用いていることを忘れてはならない。しかしながら、初めて観測結果から（実験結果ではなく）マイクロプラスチックの沈降速度のオーダーを見積もったことは大変おきな意義がある。この値もまた、今後のモデリングの目標となる。以上、コアサンプリングから得られた結果²³⁾は、この分野の発展に大きく貢献するだろう。

これまでの沿岸コア解析の結果の多くは²⁴⁾⁻²⁶⁾、近年における指数関数的な堆積フラックスあるいは数密度の増加を明らかにした。ただし、その増加傾向を人間活動（プラスチック生産量や漁獲高、あるいは流域人口の増加）と関連付けるに留まっている。海域への（マイクロ）プラスチックのインプットが増えたので、海底への堆積速度（アウトプット）が増えた、という説明である。これでは、沈降プロセスのより一層の理解や新たなモデリングには繋がらない。いかなるモデルでもインプットが増えれば、アウトプットが増えることは容易に想像されるからである。我々は、既往の研究が示すことができなかつた基礎生産に関連



図(3)-11 細島の水位偏差（赤）とクロロフィルa堆積フラックスの線形トレンド（図(3)-9参照）からの偏差（青）。



図(3)-12 大野川の流量。（赤）6月～9月，（青）その他の月の平均流量。

するシグナルと堆積フラックスの相関関係を示すとともに、沈降速度についても提案した。これを可能にした別府湾底質、特にその堆積フラックス記録媒体としての特性について説明する。

4-3別府湾底質：堆積フラックス記録媒体としての特性

別府湾湾奥（水深70 m）では、マイクロプラスチック粒子は、沈降し始めてから平均して数日以内で海底に到達する。もちろん、全ての粒子が沈降するわけではない。海底に到達する粒子の実際の沈降速度は、沈降確率に反比例して大きくなる。湾奥上層（例えば水深5 m）を通過するマイクロプラスチック沈降フラックスは季節変化すると考えられる。実際、マイクロプラスチックとクロロフィルaの堆積フラックスには正の相関があり、さらに、海面付近の植物プランクトン量は夏季～秋季に多くなる。ここでは、平均沈降速度のスケールを 10^1 m/dと仮定する。沈降に要する平均時間スケール（ τ_s ）を 10^0 日となる。湾奥上層を通過する沈降フラックスの時間変化のスケール（ T_i ）は 10^2 日（季節変動）であり、両者の比（ τ_s/T_i ）は 10^{-2} 程度となる（図(3)-13）。実際は、 τ_s も季節変化すると考えられるが、ここでは一定とする。

マイクロプラスチックの堆積フラックスを別府湾システムのアウトプット（ $y(t)$ ）、表層での沈降フラックスをインプット（ $x(t)$ ）と考える。システム特性（ $h(t)$ ）は、沈降時間スケール（ τ_s ）により決定される。すなわち、

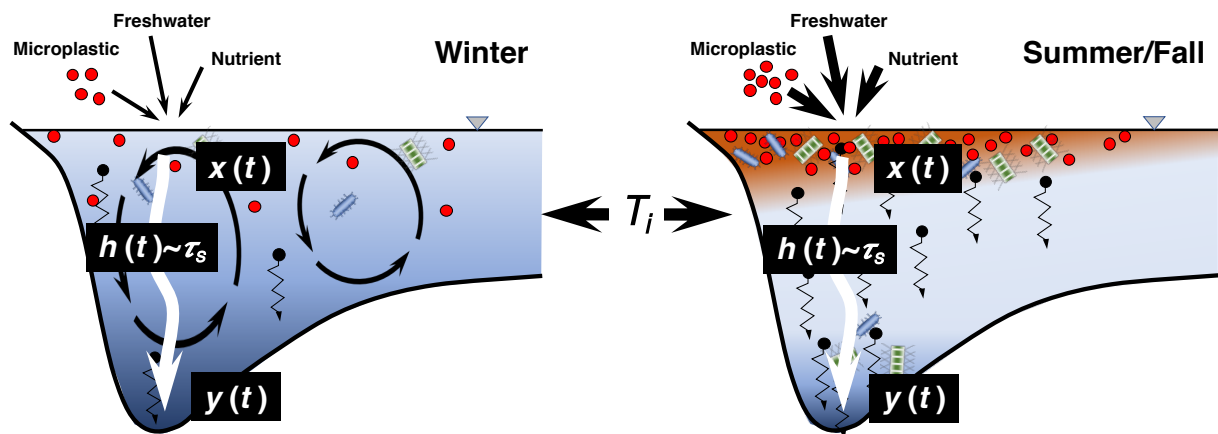
$$y(t) = \int x(\tau')h(t - \tau')d\tau'$$

アウトプットシグナルの増幅、位相特性は、

$$A(\omega) = |H(\omega)| \quad \theta(\omega) = \tan^{-1} \frac{Im(H(\omega))}{Re(H(\omega))}$$

ここに、 $\omega = 2\pi/T_i$ は角周波数、 $H(\omega)$ は $h(t)$ のフーリエ変換によって求められる。簡単のため指数関数型のシステム特性を考える^{4), 15)}。 $\tau_s/T_i < 10^{-1}$ の場合、 $\theta \sim 0$ 、 $A \sim 1$ 、 0 となる⁴⁾。表層での沈降フラックスシグナルは、減衰することなく、また位相差なしで海底に到達する。別府湾の海底は、流れが穏やかであり、なおかつ夏季から初冬まで海底は貧酸素化する¹¹⁾。生物的・物理的な攪乱は極めて限定的である。海底に到達したシグナルは、年代順に底質中へと記録される。

別府湾底質はマイクロプラスチック堆積フラックスの季節変化を記録し得る。ただし、分取可能なサブサンプル厚（ d ）に対応した年代測定の時間分解能（ Δt ）よりも短い周期のシグナルは、フラックス計算の際に平滑化され、実際には取り出すことはできない。解析対象となる現象は、 $\tau_s/T_i < 10^{-1}$ を満たす物質のうち $T_i \gg \Delta t$ の変動についてである。さらに、海水中におけるマイクロプラスチックの極めて低い濃度（ $\sim 10^1$ 個/ m^3 ）は、同じ年代でも異なるコア間で、あるいは同一のコアでも上下のサブサンプル



図(3)-13マイクロプラスチック沈降過程のシステム論的なイメージ

間でのばらつきを大きくする。有意な時間変化を得るためには、複数のコア解析が必要となる。本研究では $d = 1 \text{ cm}$ であり対応する時間分解能は $\Delta t \sim 2$ 年である。マイクロプラスチックの解析には合計11本のコアを使用している。その結果、 $T_i \sim 20$ 年程度の有意な変動を見出すことが可能となった。

一方、クロロフィル a の濃度や堆積フラックスは1本のコアから求めている¹³⁾。それらの時系列は、13本のコアから求めた含水率、また、11本のコアから求めたマイクロプラスチックの堆積フラックスと有意な正の相関を示した。すなわち、1本のコア解析から有意な変動シグナルを得ることができた。これは、海水中の植物プランクトンの細胞数がマイクロプラスチックの数密度に比べ桁違いに大きい²⁷⁾ためであろう。

水深3000 mから4000 mの外洋を考えてみる。別府湾と同程度の沈降速度 (10^1 m/d) を仮定すると τ_s は 10^2 程度となる。別府湾と同様に、季節変動する表層での沈降フラックスを考える。 T_i は 10^2 日、両者の比 τ_s/T_i は 10^0 程度となる。よって、 $\theta \sim \pi/2$, $A \sim 0$ となる⁴⁾。シグナルの振幅は海底に到達する頃には大きく減衰してしまう。この水深の底質は、マイクロプラスチック堆積フラックスの季節変化を記録することは難しい。むしろ、 $T_i > 10^3$ 日の様な、数年あるいはそれ以上の時間スケールでの変動を記録し得る。ただし、底質の重量堆積速度が著しく小さい点に注意が必要である。これにより、年代測定の時間分解能 (Δt) が決まる。あるいは、 τ_s が大きいため沈降途中での (マイクロプラスチックを捕捉している) 有機物粒子の分解も堆積フラックスに影響するかもしれない。

別府湾海底は、マイクロプラスチック堆積フラックスの歴史を格納する高精度の記録媒体である。ただし、理論的に記録可能な変動周期と実際に抽出可能な変動周期は異なる点に注意が必要である。両者の関係は底質の重量堆積速度に依存する。ここでは、海底付近での生物・物理攪乱の小ささ、重量堆積速度の大きさに加え、沈降に要する時間スケールと沈降フラックスの卓越変動周期の比も底質の記録媒体としての性能に影響を与えることを指摘した。近年注目されているより小さな ($< 300 \mu\text{m}$) マイクロプラスチックの記録媒体としての性能はどうだろうか? このサイズのプラスチックについても海水中の有機粒状物質に捕捉される、あるいは取り込まれて (動物プランクトンの糞など) 沈降すると仮定すると、沈降時間スケールは $0.3 - 2.0 \text{ mm}$ のマイクロプラスチックと大きく変わらない。よって、別府湾底質は、微細なマイクロプラスチックに対しても10年スケールの変動であれば十分に抽出可能であろう。サブサンプルの分取方法を工夫することで解析可能な時間スケールを小さくすることもできるかもしれない。また、海水中の濃度が大きくなることから、必要となるコア数を減らすことも可能だろう。今後の解析が強く望まれる。

5. 研究目標の達成状況

海洋—海岸交換過程に必要なパラメータとして、漂着・再漂流確率、および漂着・再漂流拡散係数を提案し、理論的な検討^{1) 2)}を加えるとともに、広島湾と日本海沿岸を対象とした数値実験を行なった。特に粒子追跡法については、広島湾の観測結果^{6) 16)}を季節変動も含め概ね再現することに成功した。また、サブテーマ1にインプットすることで、全球でのプラスチック収支解析³⁾に活用された。トレーサーモデルについては、計算時間を大幅に短縮できることを確認できたが、日本海を対象とした場合、ストークスドリフトの導入が課題として挙げられた。

複数の河川が流入する別府湾の最深部を対象に、海底への堆積速度を見積もった。1950年代後半からの堆積速度 (フラックス) の経年変動について、すなわち線形上昇トレンドと20年変動を明らかにした。特に、20年変動については、湾内の植物プランクトン量との相関関係を明らかにした。また、表層ネットサンプリングの結果と堆積速度から、マイクロプラスチック片 ($0.3 - 2.0 \text{ mm}$) の平均沈降速度を $10^1 - 10^2 \text{ m/d}$ と見積もることに成功した。観測に基づく沈降速度の見積りは世界初の成果であり、今後のモデル開発のターゲットとなるであろう。ここでの成果は、この分野の発展に大きく貢献できると確信している。

一方で、コロナ禍と台風の影響により、日本海海岸や沿岸でのプラスチックサンプリングは初年度のみの実施に留まった (中間報告参照)。しかしながら、この点を考慮しても、海洋—海岸交換過程の岸モデリングについては計画通り、堆積速度については予想を大きく上回る成果を得たことから、全体

として目標を達成できたものと考えている

6. 引用文献

- 1) HINATA, H. et al., *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 152, 110910.
- 2) HINATA, H. et al., *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 160, 111548.
- 3) ISOBE, A. and IWASAKI, S, *Sci. Total Environ.*, 2022, 825, 153935.
- 4) KATAOKA, T. et al., *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 77.1-2, 266-273.
- 5) HINATA, H. et al., *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 122.1-2, 17-26.
- 6) SAGAWA, N. et al., *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 133, 532-542.
- 7) SHIM W. J. et al., *Microplastic Contamination in Aquatic Environment*, 2018, 1-26.
- 8) HIORSE, N. et al., *Umi to Sora*, 2013, 89,43-51.
- 9) HARDESTY, B.D., WILCOX C., *CSIRO*, 2011, 33p.
- 10) 上嶋英機ら, 海岸工学講演会論文集, 1988, 797-801.
- 11) SHIOZAWA, T. et al. *J. Oceanogr.*, 1977, 6, 350-356.
- 12) TAKAHASHI, S. et al., *Sci. Total Environ.*, 2020, 140767.
- 13) TSUGEKI, N. K. et al., *J. Oceanogr.*, 2017, 3, 309-320.
- 14) REISSER, J. et al., *Biogeosci. Discuss.*, 2014, 11, 16207-16226.
- 15) ISOBE, A. et al., *Nat. Commun.*, 2019, 1, 1-13.
- 16) 小澤史, 愛媛大学工学部卒業論文, 2015, 48p.
- 17) IWASAKI S. et al., *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 121.1-2, 85-96
- 18) SEBILLE, E. V. et al., 2020, *Environ. Res. Lett.*, 2, 23003.
- 19) HORIGUCHI, F. and TERASAWA, T, *Shigen to Kankyo*, 2000, 9.
- 20) YANAGI, T. and ISHII, D, *J. Oceanogr.*, 2004, 6, 1001-1005.
- 21) KANEDA, A. et al., *J. Oceanogr.*, 2002, 4, 547-556.
- 22) DUCKLOW, H. W. et al., *Network Analysis in Marine Ecology Methods and Applications* (Springer), 1989, 159-205.
- 23) HINATA, H et al. (in preparation).
- 24) BRANDON, J. A. et al., *Sci. Adv.*, 2019, 9, eaax0587.
- 25) XUE, B. et al., *Environ. Sci. Technol.*, 2020, 4, 2210-2217.
- 26) LIN, J. et al., *Sci. Total Environ.*, 2021, 144316.
- 27) NISHIKAWA, T. et al., *Estuaries and Coasts.*, 2010, 2, 417-427.

II. 成果の詳細

II-4 海洋プラスチックごみの循環モデルに要するパラメタリゼーションの研究

国立大学法人東京大学 大気海洋研究所

地球システム研究系 海洋化学部門 小川 浩史
 海洋生命システム研究系 海洋生態系科学部門 西部 裕一郎
 国際・地域連携研究センター 地域連携研究部門 福田 秀樹

[要旨]

海洋表層に浮遊するマイクロプラスチックのシンクの過程として、①微細片化、②動物プランクトンの摂食と輸送、③沈降の3つのプロセスに着目し研究を行った。①に関しては、これまで見落とされていたサイズ $300\mu\text{m}$ 以下の微細マイクロプラスチックを海水中から大量濃縮するための限外ろ過法を応用したシステムを開発した。また、紫外線によるマイクロプラスチックの微細化の過程を明らかにするために、太陽光の暴露実験を数ヶ月間実施した。その結果、重量、サイズともに有意な変化はなく海水中での紫外線による影響は少ない可能性が示された。②に関しては代表的な海産動物プランクトンであるカイアシ類のマイクロビーズに対する摂食実験を行った結果、ビーズが中～高濃度の実験区 ($10\sim 1,000\text{ beads ml}^{-1}$) ではカイアシ類による摂食・排出が認められたが、低濃度の実験区 (1 beads ml^{-1}) では認められなかった。また、現場海域でのカイアシ類によるマイクロプラスチック摂食についても調べたが、体内からプラスチック粒子は検出されなかった。これらの結果から、カイアシ類の摂餌を介したマイクロプラスチックの鉛直輸送は、プラスチック濃度が高い海域においては一定程度機能していると考えられた。③に関しては沿岸域のマイクロプラスチック粒子の沈降フラックスを計測するため、岩手県大槌湾にてセジメントトラップ観測を実施した。延べ438日の観測の結果、同フラックスに季節性があることが明らかになったほか、同フラックスの変動の中で海水よりも密度の低いマイクロプラスチック粒子の寄与の変動機構が重要な位置を占めることが明らかとなった。また同じ地点で採取した堆積物中のマイクロプラスチック粒子の量から、沈降したマイクロプラスチック粒子の多くは何らかの機構により埋設することなく除去されている可能性も示された

1. 研究開発目的

現在、人間活動を通じた海洋へのプラスチックゴミの排出量に対して、実際に海洋表面に漂うプラスチックゴミの蓄積量の推定値が過小であることが明らかになっており、海洋表面からプラスチックゴミが見掛け上除去される過程の重要性が指摘されている。海洋表層に浮遊するマイクロプラスチックが受けるプロセスとして、①微細片化、②生物による取込、③沈降の3つがキーと考えられる。①については、特に海岸に漂着した大型のプラスチックゴミが海洋へ再輸送される過程で生じることが良く知られている。②に関しては、魚や海鳥の消化管内容物からの発見が相次いで報告されている。③のプロセスは、海底堆積物中から発見されている事実に基づく。一方で、①の微細片化に関しては、一般に 5 mm 以下 0.3 mm 以上のサイズ範囲にあるマイクロプラスチック粒子を対象に研究が進められているが、 0.3 mm 以下の粒子に関しては極めて知見が限られており、より小さいサイズへの微細化プロセスの解明が大きな課題となっている。②の生物による取り込みに関しては、微細マイクロプラスチック粒子で重要となる動物プランクトンなど低次生態系を構成する生物への取込は、現場のマイクロプラスチック存在量とかけ離れた条件下での摂餌実験による研究が主流であり、現場での観察結果を重視した研究事例が限られている。さらに③の沈降プロセスに関しては、本来比重が軽く浮力を持ったプラスチック類が海水中で沈降するメカニズムに対し、現場における直接証拠、すなわち、海水中の沈降粒子を実際に捕集した観察は、今のところ報告例は皆無である。そこで本申請課題では、これら海洋におけるマイクロプラスチックのシンクに関わる3つのプロセスに着目し、各々のメカニズムの理解を深化させることを目的とした。

2. 研究目標

植物プランクトン凝集物への吸着過程による複数の沈降プロセスを統合した観測および実験を行い、マイクロプラスチックのシンクに対する寄与を評価する。堆積物へ除去されやすいサイズの存在を検証する。

3. 研究開発内容

海洋表層に浮遊するマイクロプラスチックの地球規模での収支において、陸域から海洋への流出量に対して海洋における現存量が過小評価になっており、海洋におけるマイクロプラスチックの除去メカニズムが注目されている。本課題では、そのメカニズムとして、①微細化、②動物プランクトンの摂食と輸送、③沈降の3つの過程に着目し研究を進めた。

① 微細化

一般にマイクロプラスチックは、5 mm以下0.3 mm以上のサイズ範囲にあるプラスチック粒子を対象に研究が進められているが、0.3 mm以下の微細粒子に関しては極めて知見が限られている。現在 把握されているマイクロプラスチックの除去過程の一つとして、より小さいサイズへの微細化プロセスの解明が重要な課題となっている。そこで、海水中からこのような微細サイズ画分の粒子を抽出する方法の検討・確立を行った。

検討にあたり最も大きな問題は、対象となるサイズ画分には、動物プランクトン、植物プランクトン、非生物体のデトリス粒子など、海水中に含まれる天然起源粒子の大部分が含まれるのに対し、予想されるプラスチック粒子の存在量は相対的に極めて少ない点にある。極微量の微細マイクロプラスチックを検出するためには、大量の海水を濾過しフィルター上に捕集する必要があるが、共存する多量の天然起源粒子の影響でフィルターが容易に目詰まりをおこし、目的の微細マイクロプラスチック粒子を効率よく捕集できなくなる問題が考えられる。また、仮にフィルター上に捕集した後であっても、試料中に共存する天然起源粒子を除去し、可能な限りプラスチック粒子の存在比率を高めた試料に精製する必要があり、そのためには化学処理のプロセスが不可欠である。しかし、フィルター上に捕集された試料を、一般に利用される有機材質のフィルターと共に化学処理を行う場合、試料中にフィルター由来のプラスチック成分が混入する可能性も危惧される。

そこで本研究では、海水中の高分子有機物やコロイド粒子の抽出・濃縮に広く利用されている限外濾過法に着目し (Ogawa & Tanoue, 2003)¹⁾、これを、微細マイクロプラスチックを含んだ粒子画分を海水中から抽出・濃縮する方法に応用することを検討した。限外濾過法には装置のしくみの違いによりいくつかのタイプが存在するが、ここでは、もっとも操作が簡便な、攪拌型セルを用いた方法を採用した。この装置では、セルと呼ばれる筒状の容器に、目的とする粒子サイズ範囲の下限値を孔径にもつフィルターを下部に装着し、セル上部から目的サイズ範囲以上の粒子を除去した海水試料を連続的に注入し濾過する。これにより、目的サイズ範囲内にある粒子がセル内に濃縮されていくことになる。セル内には上部から吊り下げられた攪拌子が装着されており、濾過と同時にマグスチックスターラーでセル内の海水試料を攪拌することにより、目的とする粒子がフィルター上に集積せずに、セル内の海水中に濃縮されるしくみとなっている。攪拌型セルには、アミコン攪拌式セル8200型 (62 mm径、有効膜面積28.7cm²)、フィルターには、有機物の吸着が極めて低い材質である親水性PTFE製のオムニポアメンブレンフィルターを用いた。なお、微細マイクロプラスチックのサイズ下限値に相当するフィルターの孔径には、プラスチックを検出するために広く利用されている顕微FT-IRの検出限界とされる10 μmを用いた。上限値には一般にマイクロプラスチックの測定に利用されている下限値300 μmを採用し、あらかじめ300 μm目合のステンレスメッシュで濾過した海水を上述した限外濾過処理することにより、10~300 μmのサイズ範囲にある微細粒子を抽出・濃縮するシステムとした。なお、分子量レベルでのサイズ分画を行う通常限外濾過法では、セル内への海水試料の注入に対し窒素ガスポンプ等による加圧が利用されるが、本システムでは一般に使われる孔径よりも大きい目合のフィルターを用いるため、加圧は使用せずに一般的な定流量ポンプを採用した。この装置を用いて100 Lの海水を最終的にセル内で100 mLまで縮小させ、海水中の10~300 μmの微細粒子を1,000倍に濃縮した溶液として回収することに成

功した。続いて、濃縮溶液中に多量に含まれるプラスチック以外の生物起源粒子を除去するための化学処理法の検討を行った。様々な処理条件を検討した結果、最終的に水酸化ナトリウム/次亜塩素酸ナトリウムを加え40°Cで加温する方法が、プラスチック粒子に変質を起こさず、生物起源粒子を選択的に分解することがわかった。

一方、マイクロプラスチックの紫外線による微細化の過程を明らかにするための実験を岩手県大槌町の国際沿岸海洋研究センター（2022年度より国際・地域連携研究センター地域連携研究部門）に設置されている屋外水槽を用いて実施した。長崎県の砂浜で採取されたマイクロプラスチックを洗浄後、人工海水を満たした特注の石英チャンバーに入れ、水槽内に固定し（コントロールとして暗条件）自然太陽光に2~4ヶ月暴露した。暴露前後の重量、サイズの変化を調べた結果、太陽光照射による有意な変化は認められず、衝突破砕など他の物理要因がより重要である可能性が示された。

②動物プランクトンの摂食と輸送

動物プランクトンへの取込については、(1) 飼育実験におけるマイクロプラスチック摂食速度と、(2) 現場海域におけるマイクロプラスチック摂食の実態について調べ、マイクロプラスチックの沈降過程における動物プランクトンの役割について評価した。

(1)では、海洋動物プランクトン中で数量的に最も優占するカイアシ類を対象として、東アジアから北アメリカの沿岸域に広く分布する*Acartia hudsonica* (図4.1) をモデル生物とし、植物プランクトンとプラスチック粒子を与えた際の本種のプラスチック摂食速度を測定した。岩手県大槌湾で採集した個体を元に経代飼育系を確立し、実験室内で複数世代を経た雌個体を実験に用いた。プラスチック粒子として、カイアシ類の餌料として適した粒径である直径20 μm のポリスチレンビーズ (Polysciences製) を用いた。また、ポリスチレンビーズとともに供する植物プランクトンとして、珪藻類*Thalassiosira weissflogii* (細胞径15 μm) を用いた。摂食実験では、実際の沿岸域の環境を模して、*T. weissflogii*の細胞数密度を10,000 cells ml^{-1} (実験1) と1,000 cells ml^{-1} (実験2) に設定した。これにポリスチレンビーズを1,000、100、10および1 beads ml^{-1} の4段階の濃度になるように添加し、混合懸濁液を作製した (1 beads ml^{-1} の実験は実験2のみ実施)。各濃度条件における実験は5~7連で行った。混合懸濁液を60 mlガラスボトルに満たし、*A. hudsonica*の雌を2個体ずつ導入し実験区とした。対照区として*T. weissflogii*のみの懸濁液に*A. hudsonica*を導入したボトルも準備した。これらのボトルは植物プランクトンとポリスチレンビーズが常に水中に懸濁するように回転培養器 (0.5 rpm) に取り付け、12°C、暗条件下で8時間インキュベートした。インキュベート後、実体顕微鏡下で*A. hudsonica*が排出した糞粒を全て回収し、糞粒に内包されたポリスチレンビーズを計数することで糞粒生産速度とビーズ摂食速度を求めた。ここでは、カイアシ類に摂食されたポリスチレンビーズは体外にすべて排出され、ビーズ排出速度は摂食速度と等しいと仮定した。また、比較のために、ポリスチレンビーズのみと、*T. weissflogii*の培養液に1週間浸漬したポリエチレンビーズ (それぞれ1,000 beads ml^{-1}) を供した実験も実施した。後者では、定常期 (10⁵ cells ml^{-1}) に達した*T. weissflogii*の培養液をガラスファイバーフィルターで濾過し、細胞を取り除いた培養液を使用した。

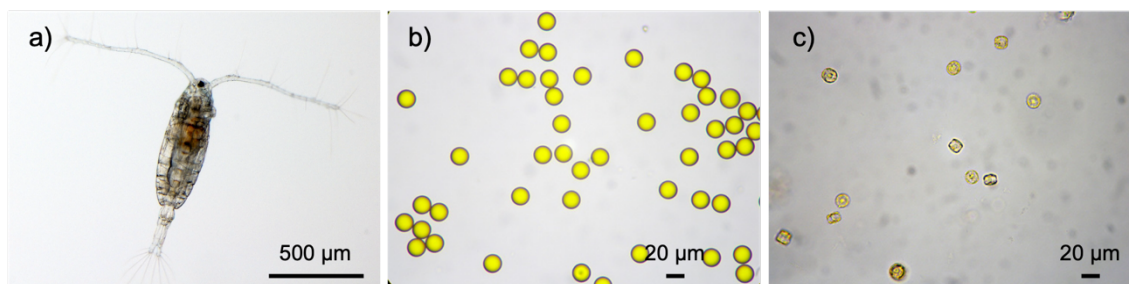


図4.1 摂食実験に用いたa) カイアシ類*Acartia hudsonica*、b) ポリスチレンビーズおよびc) 珪藻類*Thalassiosira weissflogii*

(2)では、我が国の沿岸域において海水中のマイクロプラスチック濃度が最も高い海域の一つと考えられる東京湾を対象として、現場から採集した動物プランクトンのマイクロプラスチック摂食を調べた。本研究では、動物プランクトン個体の体組織を化学的処理によって分解し、残存したプラスチックをフーリエ変換赤外分光法により検出する方法を用いた。試料は東京湾の湾奥部においてプランクトンネット（口径45 cm、目合200 μm）を用いて採集し、中性ホルマリン最終濃度5%で固定した。初めに動物プランクトンの分解条件を検討するために、クチクラの外骨格を持つカイアシ類を対象とした実験を行った。分解条件は、Proteinase K、商業用多酵素洗浄液、10%水酸化カリウム (KOH) および10%KOH + 30%過酸化水素水 (H₂O₂) の4つの方法について検討した。動物プランクトン個体からプラスチックを検出する実験には、採集試料中で優占していたカイアシ類*Acartia omorii*を使用し、10個体をまとめて1試料として分析に供した。個体をMilli-Q水で十分洗浄したのち、10%KOHに40°Cで24時間浸漬し、さらに分解を促進するために30% H₂O₂に40°Cで24時間浸漬した。分解残渣を孔径0.2 μmのアルミナメンブレンフィルター上に濾過捕集し、乾燥させた後、顕微赤外分光光度計 (μ FT-IR) を用いて粒径10 μm以上のプラスチックについて分析した。

③沈降

マイクロプラスチックの沿岸域における沈降フラックスの測定およびその沈降過程の検討については1) 岩手県大槌湾への係留式セジメントトラップにより採取された沈降物および2) セジメントトラップ設置地点の堆積物に含まれるマイクロプラスチックの個数およびその材質を検討することにより評価した。

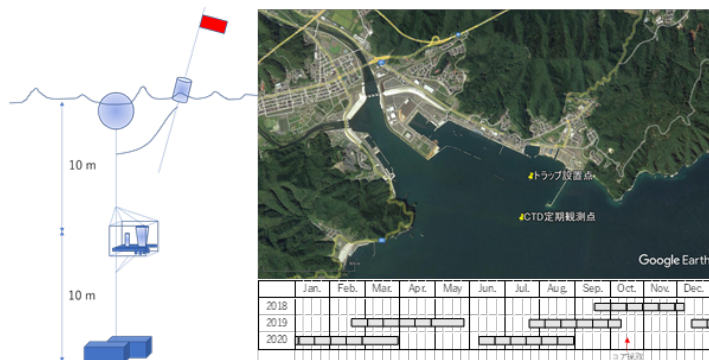


図4.2 (左) 係留系の模式図、(右上) 係留系の設置・CTD観測地点および(左下) 設置期間(灰色の四角は各採取容器の採取期間)。

マイクロプラスチックの抽出作業も含めた作業ブランク測定用の対照区とした。残りの6本は設置時の作業に放出されるロープ片などが混入しないよう、接地後の2~24時間後からそれぞれの容器で順次14日間にわたって試料を採取した。容器中には周辺で採取したろ過海水に5 g L⁻¹となるように450°Cで3時

セジメントトラップ (SMC7S-500, 日油技研) は岩手県の大槌湾の大槌港付近に設置した(図4.2)。3か月程度の設置を行うこともあり、設置地点は1) 荒天時などの損傷・流出の有無の確認が容易な岸寄りであること、2) 漁業者から理解を得るために採取作業や漁具の設置が行われない場所であることを条件に検討し、図4.2にある水深20 mの地点を設置地点とした。セジメントトラップのタイマーで作動するターンテーブルには7本の採取容器を装着できるが、7本のうち1本は採取用の漏斗には接続させず、以降の

間焼成したNaClを加えたほか最終濃度で5%となるように中和済みホルマリンを加えたもの充填し、係留期間中に生物活動による有機物の分解が生じないようにした。回収作業は天候や作業に必要な船舶の利用可能状況により計画通りに実施できないことがあり、6本目のボトルの採取期間は変動している

(図4.2)。採取した試料はプランクトン試料分割器(離合社)を用いて分割し、アーカイブ用、乾燥重量測定用、マイクロプラスチック抽出用とした。堆積物は2020年10月14日にアシュラ式採泥器(離合社)を用いてコア試料を採取し、表層から1 cm毎に分割したのちに-20°Cにて凍結保存した。また係留期間中の水温、塩分などの水塊の情報は図1の測点にて国際沿岸海洋研究センターにより月に一度の頻度で行われているRINKO profiler (JFEアドバンテック)を用いた水温、塩分、クロロフィル蛍光の定期調査の結果を利用した。

沈降物および堆積物からのマイクロプラスチックの抽出作業はMatsuguma et al. (2017)²⁾の方法を改変して行った。鉍物主体の堆積物粒子との分離は5.3 MのNaI溶液とガラス製の分離器具(JAMSS)を用いた密度分離法を用いた(中嶋・山下, 2020)³⁾。抽出作業には乾燥させていない沈降物・堆積物を乾燥重量でそれぞれ9~934 mgおよび約4 g用いた。抽出作業中の沈降物・堆積物中の回収は最終的に10 μmの孔径のポリカーボネート製のフィルター(ADVANTEC)を用いて行ったが、研究期間の前半では硝酸セルロース性のフィルター(ADVANTEC)を用いて行っていた。この硝酸セルロース性のフィルターは強塩基性にすることで溶解するため、フィルター上に捕集した粒子の回収が容易である利点があるが、フィルターを溶解した際の残滓がフーリエ変換赤外分光分析の際の夾雑物となることから、最終年度より使用を取りやめ、ポリカーボネート製のフィルターを使用することとした。その変更に伴い、最終年度以前に分析した試料も再分析することとした。NaI溶液の上清として回収された粒子に含まれ、μ FT-IR分析の際の夾雑物となる有機物を分解するために回収された粒子を約20 mLの超純水(Milli-Q)に再懸濁させた後に30 mLの30% H₂O₂溶液を加え、40°Cで48時間にわたって酸化分解処理を施した。このH₂O₂処理試料を333 μmのナイロンメッシュでろ過することにより大型の粒子を除去し、メッシュを通過した粒子 0.2 μmの孔径の酸化アルミナ製のフィルター(Whatman)上に捕集した。このフィルターを保管容器内で一晚乾燥させ、μ FT-IR分析に供した。μ FT-IR分析は顕微赤外分光光度計 Nicolet iN10 (Thermo Fisher Scientific)を用いて行い、酸化アルミナ製のフィルター上の試料を30 μm間隔で走査することでμ FT-IRスペクトルを得た。本抽出作業により、直径10~333 μmの大きさを持つマイクロプラスチックをフィルター上に回収したと考えられるが、μ FT-IR分析の際の走査間隔から直径30 μm未満の粒子数を過小評価している可能性が考えられる。得られたμ FT-IR分析スペクトルの解析に際しては、標準スペクトルライブラリ中の「NYLON 6」、「Poly(ethylene) (n=40 cps)」、「Poly(propylene), isotactic」、「POLYSTYRENE #1」の4つのスペクトルとの相関の高い領域を順次可視化し、その領域内のスペクトルと標準スペクトルライブラリとの比較を行った。ライブラリ内のスペクトルとの相同性が50%以上となる成分で最も相動性の高い成分を粒子の主要成分とした。

乾燥重量測定用の沈降物と堆積物は0.4 μmの孔径のポリカーボネート製のフィルター(Whatman)に捕集し、これを60°Cで24時間乾燥させた後に重量を測定した。

4. 結果及び考察

① 微細化

2018年10月25日、岩手県大槌町にある東京大学大気海洋研究所国際沿岸海洋研究センターに於いて、限外濾過法を応用した海水中の微細粒子の抽出・濃縮システムの試験を行った。海水試料は、大槌湾の弁天島脇の岸壁からバケツで採水し、目合 $300\mu\text{m}$ のステンレスメッシュで濾した海水を、合計 100L 容のポリカーボネート製ボトルに採取した。採取した試料はただちにセンターに持ち帰り、定量ポンプを通じて $10\mu\text{m}$ のフィルターを装着した限外濾過システムに導入し、 $10\sim 300\mu\text{m}$ の微細粒子の抽出・濃縮を試みた(図4.3)。初めに定量ポンプによる流量調節の検討を行ったところ、約 $200\text{mL}/\text{min}$ 程度が最も安定していることを確認し、この流量で最後まで処理を続けた。最終的に 100L の海水がセル内で 100mL になった時点で処理を終え、海水中の $10\sim 300\mu\text{m}$ のサイズ範囲にある微細粒子が $1,000$ 倍まで濃縮された溶液として回収

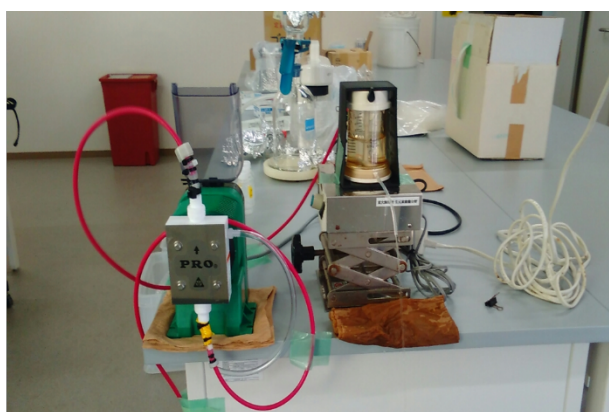


図4-3 海水中の微細粒子を抽出・濃縮するための限外濾過法を応用したシステム。右が攪拌式限外濾過セル、左が定流量ポンプ。

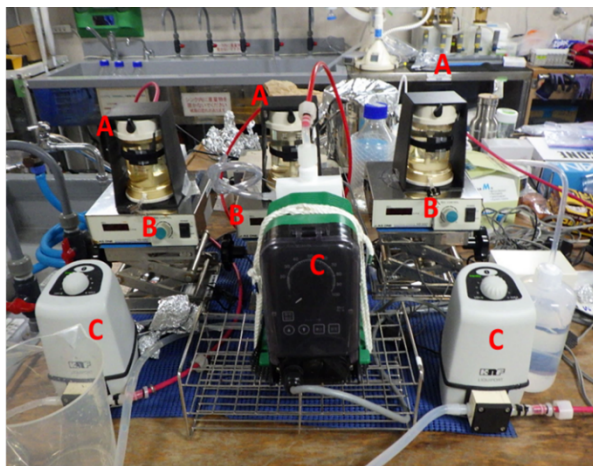


図4-4 新青丸船内の研究室に設置した微細マイクロプラスチックの濃縮のための限外ろ過システム(3連)。A: 孔径 $10\mu\text{m}$ のテフロン製フィルターを装着した限外ろ過セル、B: マグネティックスターラー(目詰まり抑制のための限外ろ過セル内のアクロバットスターラーを作動)、C: 送液のためのダイアフラムポンプ

することに成功した。続いて、学術研究船新青丸

KS-20-13次航海 (2020.8.23~9.3)

では、船内の研究室に同濃縮システムを3基並列して設置し、日本海の対馬周辺海域で鉛直的に採取した深度の異なる3試料各 100L を対象に、同時平行での濃縮作業を実施し、 $10\sim 300\mu\text{m}$ のサイズ画分の粒子を含んだ試料を 100mL まで濃縮を行うことができ(濃縮倍率 $1,000$ 倍)、より作業効率の良いシステムに改良的することができた(図4.4)。

次に、濃縮試料中に多量に含まれるプランクトン等の天然起源粒子を選択的に除去し、微細マイクロプラスチック粒子を精製するために、Enders et al (2017)⁴⁾の生体有機物分解法を改良した方法による検討を行った。この方法は $\text{KOH}:\text{NaClO}$ (1:1)の混合溶液を30%の割合に

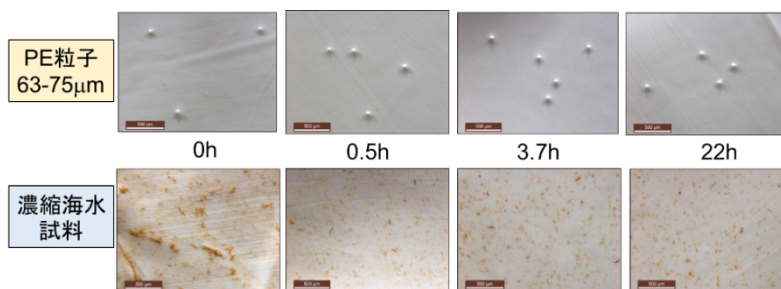


図4-5 Enders et al. (2017)の方法を改良した生体有機物の選択的除去方法の検討結果。上はミリQ水に入れたポリエチレンビーズ、下は、大槌湾の海水中の微細粒子($10\sim 300\mu\text{m}$)を 1000 倍に濃縮した試料に対し、 $\text{KOH}:\text{NaClO}$ (1:1)の混合溶液を30%になるように混合し、 40°C で緩やかに回転搅拌しながら反応させた時の、0-22時間の経時変化(実体顕微鏡による観察結果)

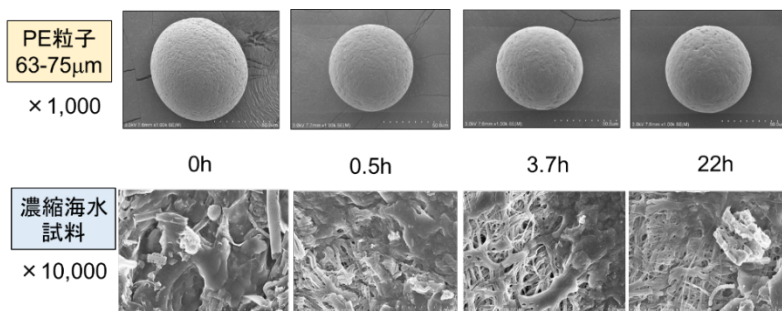


図4-6 Enders et al. (2017)の方法を改良した生体有機物の選択的除去方法の検討結果。上はミリQ水に入れたポリエチレンビーズ、下は、大槌湾の海水中の微細粒子($10\sim 300\mu\text{m}$)を 1000 倍に濃縮した試料に対し、 $\text{KOH}:\text{NaClO}$ (1:1)の混合溶液を30%になるように混合し、 40°C で緩やかに回転搅拌しながら反応させた時の、0-22時間の経時変化(走査型電子顕微鏡(SEM)による観察結果)

なるように濃縮試料と混合し、40℃で緩やかに振盪攪拌しながら分解を行うものである。検討では、分解時間を0.5時間～22時間まで変化させ、時間による生物起源粒子の分解効率を、実体顕微鏡および走査型電子顕微鏡で観察して調べた。実体顕微鏡レベルの観察の結果では、0.5時間の分解により天然起源粒子の存在量が大幅に減少し、その後分解時間を増加しても減少量はあまり変化しなかった（図4.5）。これに対し、比較対象として行ったポリエチレン粒子に対する同様な分解処理では、ポリエチレン粒子に変化は見られず、この分解処理によって生物起源粒子のみが選択的に除去されることが示された。一方、走査型電子顕微鏡を用いたより詳細な観察結果によると、最長22時間分解処理を行った場合でも、ポリエチレン粒子の表面には大きな変化が見られず、プラスチックに対しては影響がないことが示されたが、濃縮天然試料中に対しては、珪藻殻の破片と推察されるような主に無機物と思われる微粒子が残存しており（図4.6）、 μ FT-IRでの測定に対して影響をもたらすかどうか検討が必要である。

岩手県大槌町で実施したマイクロプラスチックの紫外線による微細化の過程を明らかにするための実験は、2020年3～7月と2021年7～9月の2回実施した（太陽光への暴露期間はそれぞれ、4ヶ月と2ヶ月）。長崎県平戸市の砂浜で採取されたサイズ約1～2mmのマイクロプラスチックを洗浄した後、7～8片を人工海水で満たされた特注の石英チャンパーに入れ、大型水槽内に海水にぎりぎり浸る程度の高さに固定し、太陽光に暴露した（図4.7）。大型水槽には大槌湾内の海水が常時ポンプによって供給されているため（かけ流し状態）、水温は湾内海水と同じ温度に保たれ、また、チャンパーは水槽内に強固に固定されているため動くことはなく、チャンパー内のマイクロプラスチックが外部から受ける物理的要因は基本的には太陽光の照射のみという条件下での実験となる。結果の1例として、1回目の実験（2020年3～7月）における暴露前後の各マイクロプラスチック片の重量の変化を表4-1に示したが、暴露前後のマイクロプラスチック片の重量、サイズともに、太陽光で暴露したチャンパーとコントロールであるアルミホイルで遮光したチャンパー間での有意な差は認められなかった。従って、海洋におけるマイクロプラスチックの劣化過程には、少なくとも数ヶ月よりも長い暴露時間が必要か、あるいは、衝突による破碎や急激な温度変化など他の要因がより重要な可能性が考えられた。ただし、表4-1によれば、太陽光に暴露／遮光に関わらず、実験期間中に各マイクロプラスチック片の重量は、0.4-6%の範囲で減少しており（1片のみ増加の例外あり）、紫外線照射によらないマイクロプラスチックの海水への溶出プロセスが存在する可能性も考えられた。

表4-1 砂浜で採取したマイクロプラスチックを洗浄後、人工海水を満たした特注の石英チャンパーに入れ、4ヶ月間太陽光に暴露した際の、マイクロプラスチック片の重量変化（上は太陽光暴露、下アルミホイルで遮光した暗条件）

			単位: μ g
明条件	暴露前	暴露後	減少量
材料1	14230	14170	60
材料2	14890	14740	150
材料3	4650	4580	70
材料4	13090	13080	10
材料5	13850	13780	70
材料6	3100	1820	190
合計	63810	63260	550
暗条件			減少量
材料1	13930	13490	440
材料2	12380	12270	110
材料3	4510	4480	30
材料4	14300	14180	120
材料5	13540	13920	-380
材料6	2900	2840	60
合計	61560	61180	380

* 太陽光への暴露期間(2020.3.27-7.9)

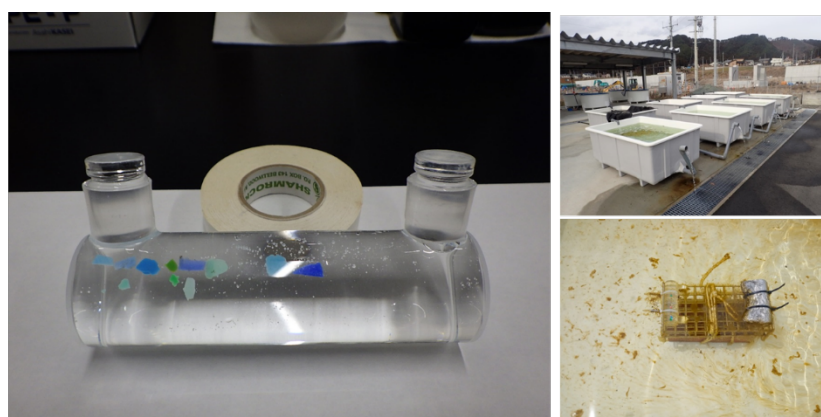


図4-7 砂浜で採取したマイクロプラスチックを洗浄後、人工海水を満たした特注の石英チャンパーに入れ(A)、岩手県大槌町の屋外水槽内(B)に固定、2-4ヶ月間太陽光に暴露した(C)コントロールとしてアルミホイルで遮光した暗条件も設置。

②動物プランクトンの摂食と輸送

(1) 実験1および実験2における*A. hudsonica*の糞粒生産速度は、それぞれ1日1個体あたり93~115個と52~69個の範囲であり(図4.8)、いずれの実験においても実験区と対照区の間、あるいはポリスチレンビーズ濃度が異なる実験区の間で有意差は認められなかった(one-way ANOVA, $p>0.05$)。そのため、本実験で供したポリスチレンビーズの濃度範囲(1~1,000 beads ml⁻¹)であれば、短時間ではカイアシ類の摂餌活動に負の影響を及ぼさないと考えられた。一方、ポリスチレンビーズのみを与えた実験では、*A. hudsonica*の糞粒は全く確認されなかった。この結果は、カイアシ類が餌粒子とそうでない粒子を化学知覚によって識別しており、後述するポリスチレンビーズの取達は、単に植物プランクトンを摂食する際に紛れ込んだもの(誤食)であることを示唆している。また、ポリスチレンビーズを*T. weissflogii*の培養液へ浸漬することで、ビーズ表面に植物プランクトン由来の化学成分が吸着し、カイアシ類による選択性が変化すると予想されたが、無垢のビーズを供した場合と同様に、*A. hudsonica*の糞粒は認められなかった。Vroom et al. (2017)⁹⁾では、60 μmで濾過した現場海水に3週間浸漬したビーズは、無垢のビーズと比較してカイアシ類により摂食されることが報告されているため、今回の結果は培養液への浸漬期間(1週間)が短かったことが原因の一つと考えられた。

ポリスチレンビーズを内包した*A. hudsonica*の糞粒(図4.9)は、いずれの実験においてもビーズ濃度が10~1,000 beads ml⁻¹の範囲で認められた。一方、実験2でのみ実施した1 beads ml⁻¹の実験区ではビーズを内包した糞粒は認められなかった。最大で全糞粒の23%からビーズが検出され、糞粒1個あたりに含まれていたビーズは1~4個であった。糞粒1個あたりの平均ビーズ数は、いずれの実験においても1,000 beads ml⁻¹の実験区で最大(実験1: 0.16 ± 0.10 、実験2: 0.18 ± 0.17)であり、10 beads ml⁻¹の実験区で最小(実験1: 0.005 ± 0.009 、実験2: 0.018 ± 0.019)であった(図4.10)。同じビーズ濃度条件であっても、植物プランクトンとポリスチレンビーズの存在比は実験1に比べて実験2のほうが10倍高いため、カイアシ類によるビーズ取込も後者の方が高いと予想されたが、いずれの濃度においても実験間で有意差は認められなかった(Mann-Whitney U-test, $p>0.1$)。以上の結果から、植物プランクトンとマイクロプラスチックの存在比に関わらず、マイクロプラスチックの濃度が海水1 mlあたり10個よりも低い環境ではカイアシ類による摂食はほとんど生じないと考えられた。糞粒生産速度と糞粒1個あたりの平均ビーズ数からビーズ摂食速度を求めたところ、実験1では0.56~17.8 beads ind⁻¹ d⁻¹、実験2では1.2~9.0 beads ind⁻¹ d⁻¹(1 beads ml⁻¹の実験を除く)となり、いずれの実験においても1,000 beads ml⁻¹の実験区で最大であった(図4.11)。また、いずれのビーズ濃度条件においても実験1と実験2で得られたビーズ摂食速度の

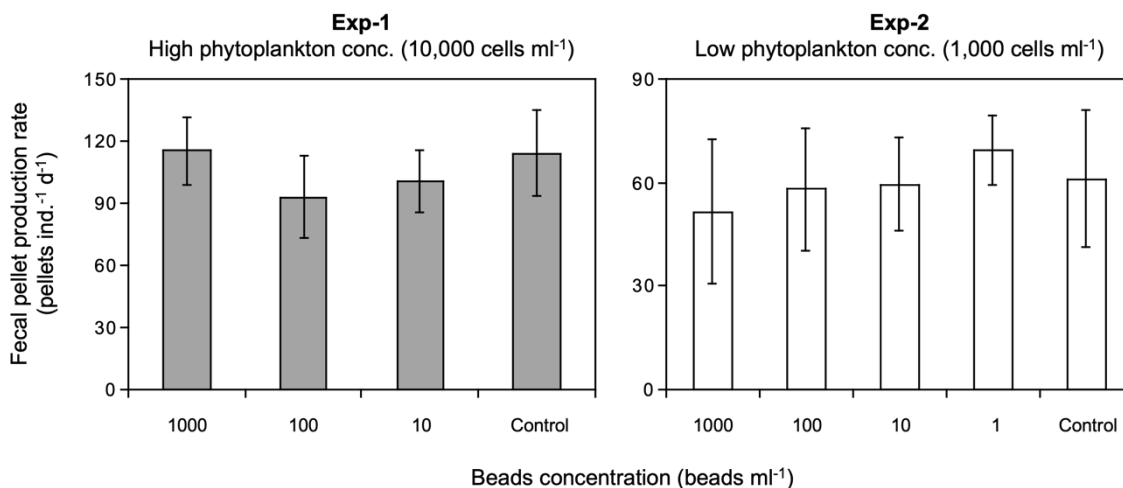


図4.8 異なるポリスチレンビーズ濃度条件下における*Acartia hudsonica*の1日あたりの糞粒生産速度

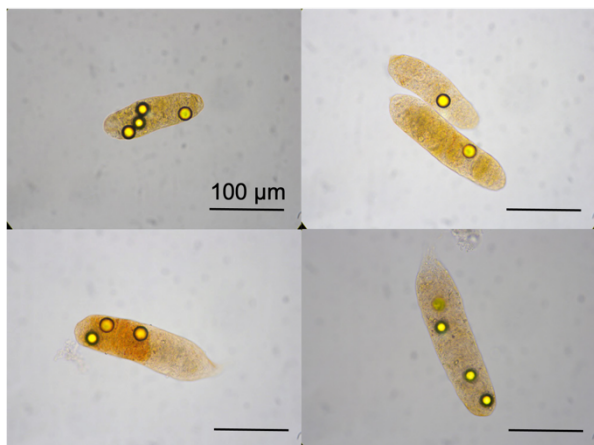


図4.9 ポリスチレンビーズを内包した *Acartia hudsonica* の糞粒

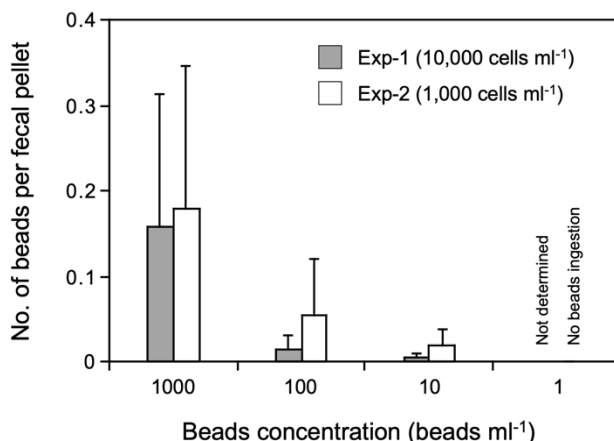


図4.10 *Acartia hudsonica* の糞粒1個あたりに含まれていたポリスチレンビーズ

間に有意差は認められなかった (Mann-Whitney U-test, $p>0.1$)。

動物プランクトンのマイクロプラスチック摂食を扱った実験的研究の多くは、非常に高濃度のマイクロプラスチック ($>10^3$ particles ml⁻¹) を与えた際の摂食速度を測定しており、現場で生じている現象との乖離が指摘されていた (Botterell et al. 2019⁶)。本研究では、より低いマイクロプラスチック濃度下でのカイアシ類の摂食速度が得られており、現場海域でのマイクロプラスチック摂食量の推定に適用可能と考えられる。ここでは現場海域におけるマイクロプラスチック濃度を、今回カイアシ類による摂食が認められた下限の濃度である 10 particles ml⁻¹ (10,000 particles L⁻¹) と仮定して計算を行う。粗い推定ではあるが、沿岸域におけるカイアシ類の個体数密度を 5~50 inds. L⁻¹ として、10 beads ml⁻¹ の条件下で得られた平均摂食速度 (0.8 beads ind⁻¹ d⁻¹) を適用すると、カイアシ類群集全体のマイクロプラスチック摂食

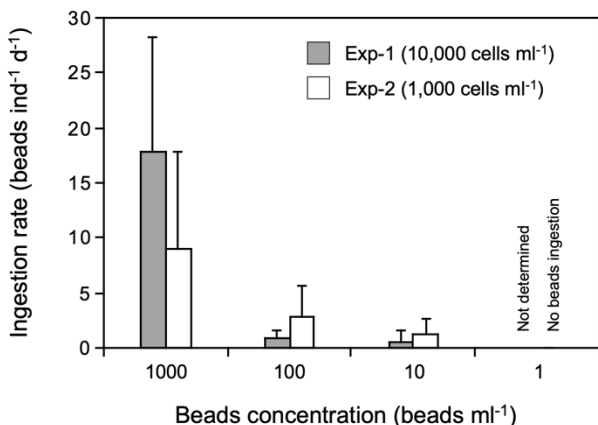


図4.11 *Acartia hudsonica* の1日あたりのポリスチレンビーズ摂食速度

速度は4~40 particles L⁻¹ d⁻¹となり、1日に海水1 L中に存在するマイクロプラスチックの0.04~0.4%を摂食し、糞粒に内包して排出すると見積もられた。カイアシ類の糞粒は1日に数十メートル沈降することから、水深の浅い沿岸域であれば、カイアシ類に摂食された数と同等のマイクロプラスチックが1日で海底まで糞粒と共に輸送されると思われる。今回推定に用いたマイクロプラスチック濃度は、既往研究において報告されている海水中の濃度範囲 (10⁻¹~10⁴ particles L⁻¹) の上限に近い値 (Brandon et al. 2020⁷; Corami et al. 2021⁸) であることから、マイクロプラスチック濃度が非常に高い海域ではカイアシ類の摂餌を介したマイクロプラスチックの鉛直輸送は一定程度機能していると思われる。一方、カイアシ類によるマイクロプラスチック摂食が密度依存的な”誤食”であると考えられると、これより低濃度な環境でのカイアシ類の摂食速度は極めて低い可能性がある。上述したように、低濃度下でのカイアシ類のマイクロプラスチック摂食に関する情報は限られるため、マイクロプラスチックの沈降過程における動物プランクトンの役割を正確に評価するためには、現場に即した濃度条件下での更なる実験的研究が必要である。

(2) 化学的処理による分解条件を検討した結果、Proteinase Kと商業用多酵素洗浄液を用いた場合、カイアシ類個体の体組織はおおむね分解されたが、クチクラの外骨格が分解されず、消化管内容物が体内に

残存していた。この場合、消化管内容物中にプラスチックが存在しても、濾過捕集した際に外骨格が上側に重なるため、 μ FT-IRによってプラスチックが正確に検出されない可能性がある。10%KOHを用いたアルカリ分解でも同様に外骨格が分解されず、消化管内容物が体内に残存していたが、30% H_2O_2 による分解過程を追加することで外骨格の一部が破壊され、消化管内容物が体外に出ることが確認された(図4.12)。そのため、以後の実験では、10%KOHと30% H_2O_2 の組み合わせを用いて動物プランクトン個体の分解処理を行った。

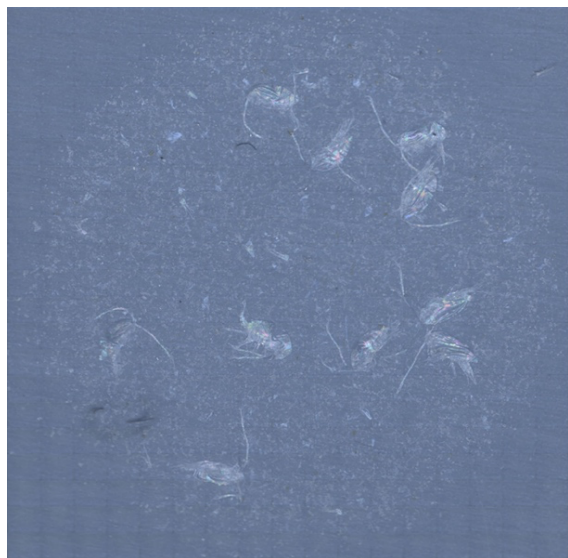


図4.12 フィルター上に捕集されたカイアシ類の分解残渣の μ FT-IR画像

カイアシ類の個体数密度 ($10^3 \sim 10^4$ inds. m^{-3}) を鑑みると、カイアシ類はマイクロプラスチックの沈降過程において一定の役割を果たし得ると考えられた。一方で、カイアシ類の餌サイズと重なる粒径 $5 \sim 100 \mu\text{m}$ のマイクロプラスチックの現場濃度に関する知見は極めて少なく、プラスチックの鉛直輸送における動物プランクトンの寄与を評価する上でも今後データを蓄積していくことが必要である。

カイアシ類*A. omorii*について、50個体を μ FT-IRで分析した結果、プラスチック粒子は全く検出されなかった。そのため、東京湾では、カイアシ類がプラスチックを摂食する頻度は極めて低いか(検出下限である1個体あたり0.02個以下)、あるいはほとんど摂食していない可能性が考えられた。現場海域でのカイアシ類のプラスチック摂食に関する既往研究をまとめた論文 (Zheng et al. 2021)⁹⁾によると、カイアシ類1個体から検出されたプラスチック数は0.007~0.14個とされており、摂食数が本研究の検出下限よりも低い報告もあった。既往研究の個体あたりのプラスチック摂食数をもとに、食物の消化管滞留時間を3時間と仮定して、カイアシ類のプラスチック摂食速度を推定すると、0.06~1.1 particles ind⁻¹ d⁻¹となった。この摂食速度は、(1)の低濃度下での実験結果と同程度か1/10程度と高くはないが、現場海域におけるカイ

③沈降

図4.13にセジメントトラップより回収された採取容器を示す。外洋域での採取物とは大きく異なり、粒度の粗い粒子の寄与が非常に高く、質量フラックスは $1.5 \sim 29 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ と外洋域の $\sim 1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 程度（例えばHonda et al., 2016¹⁰⁾）よりは湖沼での \sim 数十 $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ （例えばSaarni et al., 2021¹¹⁾）に近い値となっていた（図4.14）。本研究では水柱の中央にセジメントトラップを設置したが、水深は20 mと海底からのトラップまでの距離も近く、海底からの再懸濁物質の沈降量が大きかったことが考えられるほか、付近にある大槌川と小槌川の河口から流入する陸起源物質の寄与も高かったと考えられる。対照区とした7番目の容器（例：図4.13右端）には目に見える粒子の混入はなかったことから、装置の間隙から水平方向の移流などによる粒子の混入は生じなかったものと考えられる。

マイクロプラスチックの沈降フラックスは、沈降物中にマイクロプラスチックが検出されなかったケース（図4.14中の*）を除き、 $120 \sim 2400 \text{ particles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ の範囲で変動した。本研究ではFT-IR分光分析の際の夾雑物の除去がマイクロプラスチックのサイズ計測を行うには十分ではなく、直径数十 μm 程度という精度以上の計測が行えていないことから、他の研究例との比較が難しいが、都市近郊の湖沼の位置するHuruslahti Bayでの年平均値 $88.8 \text{ particles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ （Saarni et al., 2021¹¹⁾）やバルト海のArkona Basinでの $0.1 \text{ particles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ （ただし直径 $>500 \mu\text{m}$ のマイクロプラスチックのみ、Enders et al., 2019¹²⁾）よりも高い値となっていた。また季節変動が大きかったが、質量フラックスとの間に相関は見られなかった（Pearson's correlation, $p>0.05$ ）。マイクロプラスチックの沈降フラックスが比較的高い値（ $>1500 \text{ particles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ）となった2019年2月～4月は親潮の流入が見られ、年間を通じてクロロフィル濃度が $1 \mu\text{g L}^{-1}$ 以下であることが多い大槌湾ではクロロフィル濃度が高い水準にあった（図4.15）。一方で最もマイクロプラスチックの沈降フラックスが高くなった2020年6月には親潮の流入が見られていない。大槌湾の水塊構造は成層期（5～9月）、混合期（10～1月）、親潮流入期（2～4月）の三つのタイプに分けられるが（Fukuda et al., 2016¹³⁾）、各期間のマイクロプラスチックの平均値はそれぞれ 2600 ± 1900 （ $n=4$ ）、 $1500 \pm 2200 \text{ particles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ （ $n=7$ ）、 $41 \pm 71 \text{ particles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ （ $n=3$ ）となっていた。

各期間の値をポストホック解析にDunn's Methodを用いたKruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranksで比較したところ、親潮流入期と混合期の間にのみ有意差が見られた（ $p<0.05$ ）。混合期は透明



図4.13 2018年9月19日～12月2日に設置したセジメントトラップより回収した採取容器。

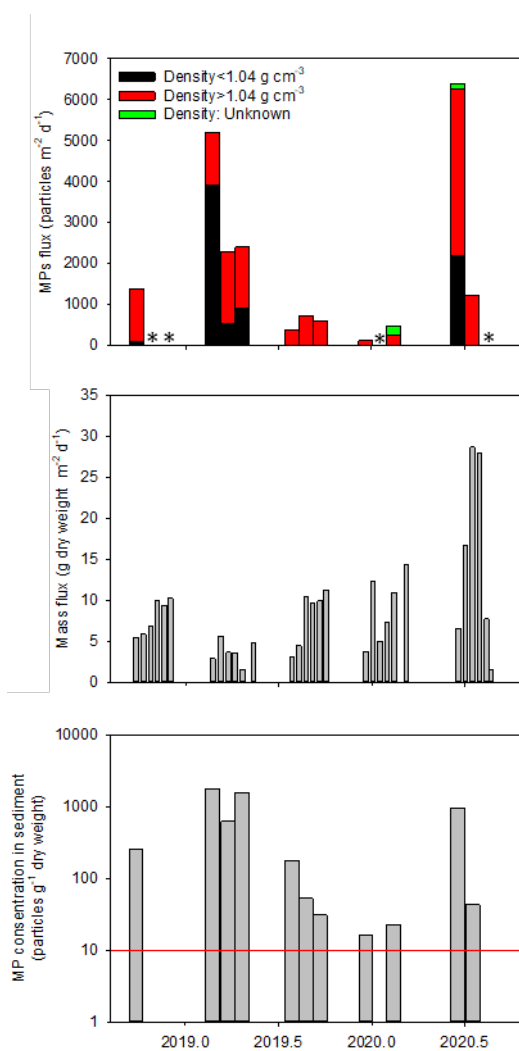


図4.14 (上段) マイクロプラスチックの沈降フラックス、(中段) 質量フラックス、(下段) 単位乾燥重量当たりのマイクロプラスチック数の経時変化。赤線は堆積物表層(0～1 cm)での単位乾燥重量当たりのマイクロプラスチック数。

度が高くなる季節である一方、親潮流入期は透明度が低くなる季節であり

(Fukuda et al., 2016¹³)、この結果は懸濁物の濃度の増加がマイクロプラスチックの沈降過程を促進していることを示唆している。

単位乾燥重量当たりのマイクロプラスチック数も、0~1800 particles g⁻¹の範囲で大きく変動しており、セジメントトラップ設置地点の堆積物での10.0 particles g⁻¹ (表層0~1 cm) および9.8 particles g⁻¹ (表層1~2 cm) よりも高い値となっていた。大槌湾の堆積物中での単位乾燥重量当たりのマイクロプラスチック数はサイズの範囲が異なるため比較は難しいが、東京湾の堆積物表層(0~5 cm)での報告値(1.8 particles g⁻¹)よりも数倍程度高い値となっていた。沈降物中の単位乾燥重量当たりのマイクロプラスチック数は、マイクロプラスチックが検出されなかったケースを除き、堆積物中での同数を越えていたことから、本研究で観測されたマイクロプラスチックの沈降フラックスの中で堆積物の再懸濁・再沈降過程は主要な位置を占めていないと考えられ、同時に沈降したマイクロプラスチックが再浮上を含む何らかの機構で堆積物から除去されていることが示唆された。

沈降物より検出されたマイクロプラスチックの材質のうち比重が海水よりも低いもの(<1.04 g cm⁻³)で出現数の上位三種は多かった順に「ポリ酢酸ビニル」、「ポリエチレン」、「酢酸ビニル-エチレン共重合体」となっていた。一方で海水よりも比重が重かったもの(>1.04 g cm⁻³)は同様に「ナイロン」、「ポリフッ化ビニリデン」、「ポリアクリロニトリル」となっていた。密度が不明のものを除いた沈降物中の比重が低いものの割合(比重が低い物の出現数/(比重が低い物の出現数+比重が高い物の出現数))は0~0.75の間で変動した。図4.16に示すように比重が海水よりも低いものの割合とマイクロプラスチックの沈降フラックス間には有意な正の相関がみられた

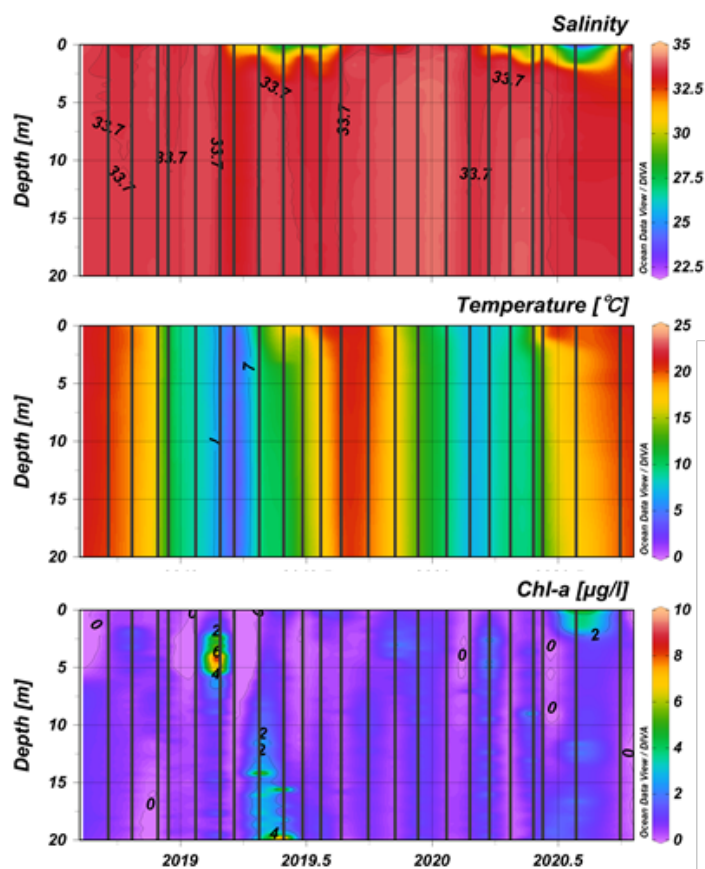


図4.15 セジメントトラップ設置期間中の(上段)塩分、(中段)水温、(下段)クロロフィルの鉛直プロファイルの経時変化。Hanawa and Mitsudera (1987)¹⁴による水塊区分では塩分33.7未満、水温7°C未満を親潮としている。

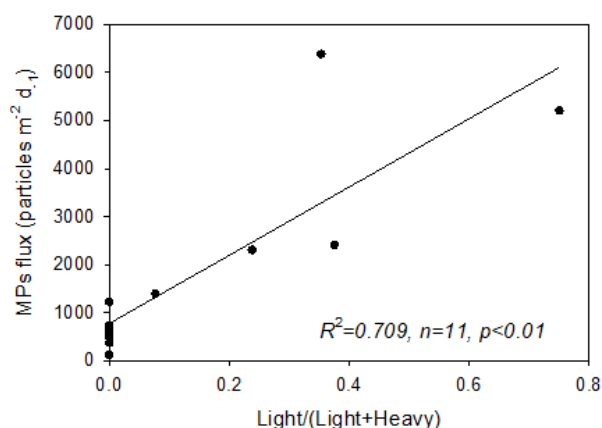


図4.16 比重が海水よりも低いものの割合

(Light/(Light+Heavy))とマイクロプラスチックの沈降フラックスの関係。回帰直線は最小二乗法で求めたもの。マイクロプラスチックが検出されなかったケースは除いている。

(Pearson correlation: $R=0.842$, $n=11$, $p<0.01$)。この相関は比重の低い粒子を沈降物に取り込む過程の変動機構がマイクロプラスチックの沈降フラックスの変動を支配していることを示唆している。堆積物中では0~1 cmの層で比重が海水よりも低いものは検出されなかったものの、1~2 cmでは「ポリエチレン」の出現が見られ、比重が低いものの割合は0.3となっていた。比重の低いものであっても堆積物中に埋設されていることが報告されているが（例えば、Matsunaga et al., 2017²⁾）、大槌湾でも同様に密度の低いプラスチックが堆積物中に埋設されていることが明らかとなった。また比重が海水よりも高いマイクロプラスチックのみで算出した単位乾燥重量当たりのマイクロプラスチック数の平均値は、 200 ± 300 particles g^{-1} ($n=15$)と、堆積物中の同数よりも高くなっており、これらの比重の高いプラスチックも何らかの機構により除去されていると考えられる。

大槌湾でのマイクロプラスチックの沈降フラックスの季節変動は表層部へのマイクロプラスチックの流入量の季節変動性を連動している可能性が考えられるが、マイクロプラスチックの沈降フラックスの季節変動性と同フラックスと比重の小さいプラスチックの寄与率の関係から、マイクロプラスチックの沈降フラックスが1) 懸濁物の量や、2) 比重の小さい粒子を沈降物に取り込む過程の強弱により強く影響を受けているが可能性が示された。また沈降したマイクロプラスチックの大部分は比重が海水よりも高いものも含め、少なくとも沈降した地点の堆積物中に埋設されることなく何らかの機構により除去されていることが明らかになった。

5. 研究目標の達成状況

以上、研究項目①②③について概ね目標を達成することができた。今後の研究のため未達成をあげれば、①に関しては、微細マイクロプラスチックを海水中から濃縮する技術の開発には成功したが、実際に海水中の微細マイクロプラスチックの測定まで至らなかった。③に関しては、沈降物および堆積物からのマイクロプラスチックの抽出操作の過程で残留する夾雑物除去が困難であり、採取したマイクロプラスチックのサイズ計測を実施することが出来なかった。試料を希釈すればサイズ計測は行えたと考えているが、沈降フラックスの見積もりに十分な試料数を得ようとする、実験操作の回数が増え、作業時間の増加が見込まれたことから、沈降フラックスの見積もりを優先し、サイズ計測を断念した。さらなる解析には効率的な抽出方法の開発が不可欠と考えられる。また、サブテーマ間で相互の結果を比較して、どのプロセスが沈降過程で重要かを評価することも必要だと考えられる。

6. 引用文献

- 1) Ogawa, H. and E. Tanoue (2003) Dissolved organic matter in oceanic waters, *Journal of Oceanography*, 59, 129-147.
- 2) Matsuguma, Y., Takada, H., Hidetoshi Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Tokuma Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Weerts, S., & Newman, B. (2017) Microplastics in Sediment Cores from Asia and Africa as Indicators of Temporal Trends in Plastic Pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73, 230–239.
- 3) 中嶋 亮太・山下 麗 (2020) 海洋マイクロプラスチックの採取・前処理・定量方法. *海の研究*, 29, 129-151.
- 4) Enders, K., R. Lenz, S. Beer and C. A. Stedmon (2017) Extraction of microplastic from biota: recommended acidic digestion destroys common plastic polymers, *ICES Journal of Marine Science*, 74(1), 326–331
- 5) Vroom, R. J., Koelmans, A. A., Besseling, E., & Halsband, C. (2017). Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. *Environmental pollution*, 231, 987-996.
- 6) Botterell, Z. L., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98-110.
- 7) Brandon, J. A., Freibott, A., & Sala, L. M. (2020). Patterns of suspended and salp-ingested microplastic debris

- in the North Pacific investigated with epifluorescence microscopy. *Limnology and oceanography letters*, 5(1), 46-53.
- 8) Corami, F., Rosso, B., Morabito, E., Rensi, V., Gambaro, A., & Barbante, C. (2021). Small microplastics (< 100 μm), plasticizers and additives in seawater and sediments: Oleo-extraction, purification, quantification, and polymer characterization using Micro-FTIR. *Science of The Total Environment*, 797, 148937.
 - 9) Zheng, S., Zhao, Y., Liu, T., Liang, J., Zhu, M., & Sun, X. (2021). Seasonal characteristics of microplastics ingested by copepods in Jiaozhou Bay, the Yellow Sea. *Science of The Total Environment*, 776, 145936.
 - 10) Honda, M. C., Kawakami, H., Matsumoto, K., Wakita, M., Fujiki, T., Mino, Y., Sukigara, C., Kobari, T., Uchimiya, M., Kaneko, R., & Saino, T. (2016) Comparison of sinking particles in the upper 200 m between subarctic station K2 and subtropical station S1 based on drifting sediment trap experiments. *Journal of Oceanography*, 72, 373–386.
 - 11) Saarni, S., Hartikainen, S., Meronen, S., Uurasjärvi E., Kalliokoski, M., & Koistinen, A. (2021) Sediment trapping e An attempt to monitor temporal variation of microplastic flux rates in aquatic systems. *Environmental Pollution*, 274, 116568.
 - 12) Enders, K., K ppler, A., Binasch, O., Feldens, P., Stollberg, N., Lange, X., Fischer, D., Eichhorn, K.-J., Pollehne, F., Oberbeckmann, S., & Labrenz, M. (2019) Tracing microplastics in aquatic environments based on sediment analogies. *Scientific Report*, 9, 1-15.
 - 13) Fukuda, H., Katayama, R., Yang, Y., Takasu, H., Nishibe, Y., Tsuda, A., & Nagata, T. (2016) Nutrient status of Otsuchi Bay (northeastern Japan) following the 2011 off the Pacific coast of Tohoku Earthquake. *Journal of Oceanography*, 72, 39–52.
 - 14) Hanawa, K., & Mitsudera, H., (1987) Variation of water system distribution in the Sanriku coastal area. *Journal of Oceanographic Society of Japan*, 42, 435–446.

Ⅲ. 研究成果の発表状況の詳細

(1) 誌上発表

<査読付き論文>

【サブテーマ1】

- 1) Song, Y. K., Hong, S. H., Eo, S., Jang, M., Han, G. M., A. Isobe, Shim, W. J. "Horizontal and vertical distribution of microplastics in Korean coastal waters", *Environmental Science & Technology*, **52**, 12188-12197, 2018. (IF: 9.028), SCOPUS 被引用件数上位 3% (以下%は同意)
- 2) Isobe, A., S. Iwasaki, K. Uchida, and T. Tokai "Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066", *Nature Communications*, **10**, 417, 2019. (IF: 14.919), **1%**
- 3) Isobe, A., N. T. Buenaventura, S. Chastain, S. Chavanich, A. Cózar, M. DeLorenzo, P. Hagmann, H. Hinata, N. Kozlovskii, A. L. Lusher, E. Martí, Y. Michida, J. Mu, M. Ohno, G. Potter, P. S. Ross, N. Sagawa, W. J. Shim, Y. K. Song, H. Takada, T. Tokai, T. Torii, K. Uchida, K. Vassillenko, V. Viyakarn, W. Zhang An interlaboratory comparison exercise for the determination of microplastics in standard sample bottle, *Marine Pollution Bulletin*, **146**, 831-837, 2019 (IF: 5.553), **3%**
- 4) Maximenko, N., P. Corradi, K. L. Law, E. V. Seville, S. P. Garaba, R. S. Lampitt, F. Galgani, V. Martinez-Vicente, L. Goddijn-Murphy, J. M. Veiga, R. C. Thompson, C. Maes, D. Moller, C. R. Löscher, A. M. Addamo, M. R. Lamson, L. R. Centurioni, N. R. Posth, R. Lumpkin, M. Vinci, A. M. Martins, C. D. Pieper, A. Isobe, G. Hanke, M. Edwards, I. P. Chubarenko, E. Rodriguez, S. Aliani, M. Arias, G. P. Asner, A. Brosich, J. T. Carlton, Y. Chao, A.-M. Cook, A. B. Cundy, T. S. Galloway, A. Giorgetti, G. J. Goni, Y. Guichoux, L. E. Haram, B. D. Hardesty, N. Holdsworth, L. Lebreton, H. A. Leslie, I. Macadam-Somer, T. Mace, M. Manuel, R. Marsh, E. Martinez, D. J. Mayor, M. L. Moigne, M. E. M. Jack, M. C. Mowlem, R. W. Obbard, K. Pabortsava, B. Robberson, A.-E. Rotaru, G. M. Ruiz, M. T. Spedicato, M. Thiel, A. Turra and C. Wilcox "Toward the Integrated Marine Debris Observing System", *frontiers in Marine Science*, **6**, Article 447, 2019. (IF: 4.435), **4%**
- 5) van Seville, E., S. Aliani, K. L. Law, N. Maximenko, J. M. Alsina, A. Bagaev, M. Bergmann, B. Chapron, I. Chubarenko, A. Cózar, P. Delandmeter, M. Egger, B. Fox-Kemper, S. P. Garaba, L. Goddijn-Murphy, B. D. Hardesty, M. J. Hoffman, A. Isobe, C. E. Jongedijk, M. L. A. Kaandorp, L. Khatmullina, A. A. Koelmans, T. Kukulka, C. Laufkötter, L. Lebreton, D. Lobelle, C. Maes, V. Martinez-Vicente, M. A. M. Maqueda, M. Poulain-Zarcos, E. Rodríguez, P. G. Ryan, A. L. Shanks, W. Shim, G. Suaria, M. Thiel, T. S. van den Bremer, and D. Wichmann "The physical oceanography of the transport of floating marine debris", *Environmental Research Letters*, **15**, 023003, 2020. (IF: 6.793), **1%**
- 6) Tokai, T. K., Uchida, M. Kuroda, and A. Isobe "Mesh selectivity of neuston nets for microplastics", *Marine Pollution Bulletin*, **165**, 112111, 2021. (IF: 5.553), **3%**
- 7) Cózar A, S. Aliani, O. C. Basurko, M. Arias, A. Isobe, K. Topouzelis, A. Rubio, and C. Morales-Caselles "Marine Litter Windrows: A Strategic Target to Understand and Manage the Ocean Plastic Pollution". *frontiers in Marine Science*, **8**:571796, 2021 (IF: 4.435), **3%**
- 8) Isobe, A., T. Azuma, M. Cordova, A. Cózar, F. Galgani, R. Hagita, L. D. Kanhai, K. Imai, S. Iwasaki, S. Kako, N. Kozlovskii, A. Lusher, S. Mason, Y. Michida, T. Mituhasi, Y. Morii, T. Mukai, A. Popova, K. Shimizu, T. Tokai, K. Uchida, M. Yagi, W. Zhang "A multilevel dataset of microplastic abundance in the world's upper ocean and the Laurentian Great Lakes" *Microplastics and Nanoplastics*, **1**, 16, 2021. *2021年にNature Springerから創刊でIFは未確定。本論文は同誌のダウンロードランキング首位
- 9) Alfonso, M. B., K. Takashima, S. Yamaguchi, M. Tanaka, and A. Isobe "Microplastics on plankton samples: multiple digestion techniques assesment based on weight, size, and FTIR spectoroscopy analyses" *Marine Pollution Bulletin*, **173**, 113027, 2021 (IF: 5.553), **17%**

- 10) Isobe, A. and S. Iwasaki "The fate of missing ocean plastics: Are they just a marine environmental problem?" *Science of the Total Environment*, **825**, 153935, 2022 (IF: 7.963)

【サブテーマ 3】

- 1) H. HINATA, H. OHNO, N. SAGAWA, T. KATAOKA, and H. TAKEOKA: *Mar. Pollut. Bull.*, *160*, 111548 (2020) Numerical modeling of the beach process of marine plastics: 2. A diagnostic approach with onshore-offshore advection-diffusion equations for buoyant plastics. (IF: 5.553), **35%**
- 2) H. HINATA, N. SAGAWA, T. KATAOKA, and H. TAKEOKA: *Mar. Pollut. Bull.*, *152*, 110910 (2020) Numerical modeling of the beach process of marine plastics: A probabilistic and diagnostic approach with a particle tracking method. (IF: 5.553), **11%**
- 3) A. ISOBE, et al: *Mar. Pollut. Bull.*, *146*, 831-837 (2019) An interlaboratory comparison exercise for the determination of microplastics in standard sample bottles. (IF: 5.553), **3%**
- 4) N. SAGAWA, K. KAWAII, and H. HINATA: *Mar. Pollut. Bull.*, *133*, 532-542 (2018) Abundance and size of microplastics in a coastal sea: Comparison among bottom sediment, beach sediment, and surface water. (IF: 5.553), **3%**
- 5) 梶本一成, 加三千宣, 日向博文: 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.74, No.2, I_1321-I_1326 (2018) 別府湾におけるマイクロプラスチックの堆積フラックス

<査読付論文に準ずる成果発表>

該当項目なし

<その他誌上発表 (査読なし) >

【サブテーマ 1】

- 1) Y. MICHIDA et al., Guidelines for Harmonizing Ocean Surface Microplastic Monitoring Methods. Version 1.1 (2019)
- 2) 磯辺篤彦 “マイクロプラスチックの海洋学” JOS ニュースレター, **7**, 2-3, 2018
- 3) 磯辺篤彦 “浮遊マイクロプラスチックによる海洋汚染と研究の最前線” 學士會会報, **932**, 67-73, 2018
- 4) 磯辺篤彦 “海洋プラスチックごみの発生・移動とその行方” 廃棄物資源循環学会誌, **29**(4), 270-277, 2018
- 5) 磯辺篤彦 “海洋プラスチック汚染に思う. 2019年G20への提言” 環境技術会誌, **173**, 320-321, 2018
- 6) 磯辺篤彦 “浮遊マイクロプラスチックの計測と今後の研究課題” 環境と測定技術, **45**(11), 10-15, 2018
- 7) 磯辺篤彦 “海洋プラスチックごみの輸送シミュレーション” 安全工学, **57**(7), 451-457, 2018
- 8) 磯辺篤彦 “海洋ごみ” 日本水産学会誌, **84**(特別号: 日本水産学会 85年史), 155-157, 2018
- 9) 磯辺篤彦 “海域を漂流するマイクロプラスチックの現状と今後” 科学, **89**(1), 42-45, 2019
- 10) 磯辺篤彦 “海洋の浮遊マイクロプラスチック” 都市問題, **110**, 18-24, 2019
- 11) 磯辺篤彦 “海洋プラスチックゴミの発生とその行方” 都市清掃, **72**(347), 27-32, 2019
- 12) 磯辺篤彦 “海洋プラスチック汚染の過去・現在と今後” 化学物質と環境, **153**, 1-4, 2019
- 13) 磯辺篤彦 “海域に浮遊するマイクロプラスチック研究の最前線” 秋道智彌・角南篤編「海とヒトの関係学 2 海の生物多様性を守るために」, 西日本出版社, 54-65, 2019.

【サブテーマ 3】

- 1) Y. MICHIDA et al., Guidelines for Harmonizing Ocean Surface Microplastic Monitoring Methods. Version 1.1 (2019)
- 2) 日向博文, 化学と工業, **73**, 8, 613-615 (2020)

- 3) White Paper of 8th Chemical Sciences and Society Summit (CS3), Royal Society of Chemistry, 1-46 (2020)

(2) 口頭発表 (学会等)

【サブテーマ 1】

- 1) Isobe, A. “Recent and on-going activities on oceanic microplastic research in Japan”. NOWPAP meeting, (招待講演), Pusan (Korea), 2018年6月
- 2) 磯辺篤彦 “海洋プラスチック汚染 ～海洋プラスチック汚染研究の現状と将来展望” マテリアルライフ学会(招待講演), 横浜市, 2018年7月
- 3) Isobe, A. “Recent microplastic activities in Japan -transport and fate of pelagic microplastics in the upper ocean”, Marine Microplastic Symposium (招待講演), Guiyang (China), 2018年7月
- 4) Isobe, A. “Japan’s efforts in standardization/harmonization of microplastic surveys, monitoring and modeling”, 2nd WESTPAC workshop (招待講演), Shanghai (China), 2018年10月
- 5) 磯辺篤彦 “マイクロプラスチックは地球上でどのように移動しているのか” マテリアルライフ学会マイクロプラスチックシンポジウム(招待講演), 横浜市, 2018年12月
- 6) Isobe, A. “Marine Plastic Pollution in the present and future” S20 シンポジウム, 日本学術会議講堂, 2019年3月
- 7) 磯辺篤彦 “海洋プラスチック汚染研究の現状と今後” 日本化学会 R&D 懇話会(招待講演), 化学会館, 2019年4月
- 8) 磯辺篤彦 日本地質学会第126年学術大会での講演「海洋プラスチック循環研究の現状と展望」(2019年9月23日、山口市)
- 9) 磯辺篤彦 令和元年度日本獣医師会 獣医学術学会年次大会での講演「海洋プラスチック汚染 ～マクロプラスチックからマイクロプラスチックまで～」(2020年2月7日、東京都千代田区)

【サブテーマ 2】

- 1) Yukio Masumoto, JpGU2021 (2021) Distribution and movement of microplastics in the Indian Ocean.

【サブテーマ 3】

- 1) Hirofumi Hinata, Michinobu Kuwae, Issei Masumoto, Hayato Kawamata, Atsuomi Mase, Yoshiaki Suzuki, Narumi Tsugeki, Yoshio Hatada, Ocean Science Meeting, 2022, 70-year history of microplastic sedimentation flux recorded in the bottom sediment in a semi-enclosed bay.
- 2) Nao Sagawa, Hirofumi Hinata, Xinyu Guo, Tomoya Kataoka, Hidetaka Takeoka, ECSA 58, 2021, A probability-based model of the beach process of marine plastics: Application to Hiroshima Bay.
- 3) 松林亜美, 佐川奈緒, 日向博文, 土木学会四国支部第27回技術研究発表会, 2021, 広島湾における漂着マイクロプラスチック量とサイズの季節変化.
- 4) 浅田歩美, 川又勇人, 真瀬充臣, 日向博文, 加三千宣, 土木学会四国支部第27回技術研究発表会, 2021, 別府湾海底に堆積したマイクロプラスチックのサイズ特性.
- 5) 佐川 奈緒, 河合 慶有, 日向 博文, JpGU-AGU Joint Meeting, 2020, 沿岸域における発泡スチロール製マイクロプラスチックの動態推定.
- 6) 日向博文, 加三千宣, 榎本一成, 川又勇人, 鈴木克明, JpGU-AGU Joint Meeting, 2020, 別府湾におけるマイクロプラスチック堆積フラックスの1940年代からの変化.
- 7) 日向博文, 加三千宣, 榎本一成, 川又勇人, JpGU-AGU Joint Meeting, 2019, 沿岸域におけるマイクロプラスチックの堆積フラックス.
- 8) Hirofumi Hinata, Keita Mori, Kazuki Ohno, Yasuyuki Miyao, Tomoya Kataoka, ECSA 57, 2018, An estimation of the average residence times and onshore-offshore diffusivities of beached microplastics.

- 9) Nao Sagawa, Keiyu Kawaai, Hirofumi Hinata, ECSA 57, 2018, Size and space distributions of micro plastics in a coastal sea heavily used for aquaculture.
- 10) 佐川奈緒, 日向博文, 土木学会四国支部第 24 回技術研究発表会, 2018, 広島湾・安芸灘におけるマイクロプラスチックの動態推定.
- 11) 榎本 一成, 加 三千宣, 日向 博文, 土木学会四国支部第 24 回技術研究発表会, 2018, 別府湾におけるマイクロプラスチックの堆積フラックス.

【サブテーマ 4】

- 1) Hideki Fukuda, Yuichiro Nishibe, Rei Yamashita, Hiroshi Ogawa: Ocean Science Meeting, San Diego, 17 February 2020 “Settling mechanisms of microplastics in an estuary system in the northeastern Japan”

(3) 「国民との科学・技術対話」の実施

【サブテーマ 1】

- 1) 一般向け書籍出版、磯辺篤彦(単著)「海洋プラスチックごみ問題の真実—マイクロプラスチックの実態と未来予測」, 化学同人, DOJIN選書86, 192P, 2020年8月出版 (2022年4月6版)
- 2) 同上 韓国語翻訳版の出版 2022年2月

以下、講演者は全て磯辺篤彦、特に記載がない限り聴講者は100人前後

- 3) 北里大学 特別講義「海洋プラスチックごみの海洋学」 (2018年7月13日、神奈川県相模原市 50名)
- 4) 鹿児島大学 先端科学特別講義「海洋プラスチックごみの海洋学」 (2018年7月25日、鹿児島市 30名)
- 5) 2018年日化協LR I 研究報告会「海洋プラスチック汚染に対する学界の取り組み」 (2018年8月31日、東京都中央区 50名)
- 6) ANAクラウンプラザホテル福岡 スタッフ向け講演 (2018年9月13日、福岡市 40名)
- 7) 関西化学工業協会平成30年9月度理事会「海洋プラスチック汚染研究の最前線と今後の展開」 (2018年9月14日、大阪市 40名)
- 8) 一般財団法人化学物質評価研究機構 講演「海洋プラスチック汚染研究の現状と課題」 (2018年10月24日 埼玉県北葛飾郡 50名)
- 9) 神奈川県相模原市立環境情報センター「海洋プラスチック汚染～漂流するマイクロプラスチックの現状と未来～」 (2018年10月27日、神奈川県相模原市 30名)
- 10) つばさの会 会員向け講演 (2018年10月30日、福岡市 9名)
- 11) タカミヤマリバー環境保護財団 タカミヤ・マリバー環境保護シンポジウム「海洋プラスチック汚染 ～マクロプラスチックからマイクロプラスチックまで～」 (2018年11月17日、北九州市 100名)
- 12) 特定非営利活動法人グリーンパートナーおかもやま『世界の宝石～瀬戸内海』を磨くシンポジウム (2018年11月18日、岡山市 30名)
- 13) JBIB 企業と生物多様性イニシアチブ エコプロ 2018 シンポジウム 「ゼロからわかる海洋プラスチック問題：海洋プラスチック汚染研究の現状と今後」 (2018年12月6日東京都江東区 50名)
- 14) 地球環境行動会議 (GEA) 第4回勉強会での講演 (2018年12月12日、東京都千代田区 20名)
- 15) (一財)日本環境衛生センター 環境科学セミナー(環境省主催)「海洋プラスチックごみとモニタリング」 (2019年1月22日、東京都墨田区 50名)
- 16) 東邦大学習志野キャンパス『海洋プラスチックごみを考える』講演会 (2019年1月22日、千葉県船橋市 30名)

- 17) 良い食品づくりの会 「海洋プラスチック汚染 ～マクロプラスチックからマイクロプラスチックまで」(2019年2月18日東京都内 60名)
- 18) 糸島市引津校区振興協議会 環境講演会「海洋プラスチック汚染とその対策」(2019年2月24日、糸島市 50名)
- 19) ぐりんぐりん古賀(古賀市環境市民会議) ”ぐりんりんフェスタ”講演(2019年3月2日、福岡県古賀市 50名)
- 20) 一般社団法人北海道バイオエコノミー研究所 講演「海洋プラスチック汚染 ～マイクロプラスチック研究の最前線と今後の課題」(2019年3月4日、札幌市 50名)
- 21) 東海地区農林水産関連企業環境対策協議会 平成30年度担当者等研修会講演「海洋プラスチック汚染 ～浮遊するマイクロプラスチック研究の現状と今後」(2019年3月15日、名古屋市 50名)
- 22) 北九州市環境局職員向け講演「海洋プラスチック汚染の現状と将来」(2019年4月16日、北九州市 40名)
- 23) 東京大学大学院生向け講義「海洋問題演習 海洋プラスチック汚染に対する海洋科学からのアプローチ」(2019年4月22日、東京都文京区 30名)
- 24) 愛媛県環境保全協会会員向け講演「海洋プラスチック汚染 -現状と未来」(2019年5月22日、愛媛県松山市)
- 25) 佐賀市環境部環境政策課 佐賀環境フォーラム講演「海洋プラスチック汚染 -大型プラスチックごみからマイクロプラスチックまで」(2019年5月28日、佐賀市)
- 26) (一社)日本環境測定分析協会 会員向け講演(2019年5月31日、福岡市)
- 27) 株式会社エステム 第29回環境フォーラム「プラスチックの恩恵と環境への影響」(2019年6月4日、名古屋市)
- 28) 広島弁護士会講演「海洋プラスチック汚染 ～浮遊するマイクロプラスチックの現状と影響、今後の展望」(2019年6月9日、広島市)
- 29) 倉敷市主催 環境講演会での講演「ゼロからわかる海洋プラスチック問題」(2019年6月16日、岡山県倉敷市)
- 30) 日本財団・環境省共同事業 海ごみゼロ国際シンポジウムでの講演(2019年6月17日、東京都港区)
- 31) (一社)全国清涼飲料連合会/(公社)食品容器環境美化協会『第3回海洋プラスチック問題勉強会』での講演「海洋プラスチック汚染の現状と将来」(2019年6月25日、東京都千代田区)
- 32) (一社)全国清涼飲料連合会/(公社)食品容器環境美化協会『第3回海洋プラスチック問題勉強会』での講演「海洋プラスチック汚染の現状と将来」(2019年6月25日、東京都千代田区)
- 33) 資生堂 社内研究討論会での講演「海洋プラスチック汚染研究の現状と今後」(2019年6月26日、神奈川県横浜市)
- 34) 壱岐島おこし応援隊チーム防人 第9回ボランティアリズム in 壱岐での講演「海洋マイクロプラスチックの現状と影響」(2019年6月30日、長崎県壱岐市)
- 35) JAMSTEC 第16回地球環境シリーズでの講演「観測から予測へ -プラスチックオーシャンの未来」(2019年7月30日、東京都港区)
- 36) 佐賀経済同友会 9月佐賀経済同友会会員向け講演(2019年9月6日、佐賀市)
- 37) 大分大学 集中講義「自然科学特別講義1」(2019年9月19日-20日、大分市)
- 38) 福岡県庁 福岡県環境部研修での講演「海洋プラスチックごみの現状及び将来予測について」(2019年10月21日、福岡市)
- 39) 横浜川崎国際港湾株式会社 Yokohama Maritime Forum 2019での講演(2019年10月24日、神奈川県横浜市)
- 40) 日本環境衛生センター 第63回生活と環境全国大会での講演「海洋プラスチック問題の現状と取り組み」(2019年10月30日、熊本市)

- 41) 環黄海フォーラムでの講演（2019年10月31日、大韓民国忠清南道扶餘郡）
- 42) グリーンパートナーおかやま 講演（2019年11月4日、岡山市）
- 43) 日本技術士会九州本部環境部会での講演（2019年11月7日、福岡市）
- 44) 独立行政法人国際協力機構（JICA）「海洋プラスチックごみの実態把握及び資源循環に係る本邦技術の活用に向けた情報収集・確認調査」招へい計画における講義「海洋プラスチックごみ問題の現状と将来予測、環境への影響および調査・研究手法」（2019年11月18日、東京都千代田区）
- 45) LCA 日本フォーラム 2019年度LCA日本フォーラム秋季セミナーでの講演「海域浮遊マイクロプラスチックの現状と将来予測」（2019年11月18日、東京都千代田区）
- 46) 北海道環境財団 北海道e-水フォーラムでの講演「海洋プラスチック汚染の現状と将来の展望」（2019年11月21日、札幌市）
- 47) 五島市海ゴミ交流での講演（2019年11月30日、長崎県五島市）
- 48) 岩手県盛岡市役所「盛岡市ごみ減量資源再利用市民のつどい」での講演「海洋プラスチック汚染の現状と将来」（2019年12月2日、岩手県盛岡市）
- 49) 佐世保市立宇久中学校での講演「海洋プラスチック汚染(マイクロプラスチック)、漂流漂着ゴミ」（2019年12月3日、長崎県佐世保市）
- 50) 2019年度国際標準推進と出口戦略シンポジウムでの講演「マイクロプラスチックによる海洋汚染の実態とそのシミュレーション技術の開発」（2019年12月5日、東京都千代田区）
- 51) 瀬戸内海研究会議 海洋ごみ問題をテーマとした研究会議主催のワークショップでの講演（2019年12月10日、神戸市）
- 52) 山口県立徳山高等学校「山口県生徒環境講座」（2019年12月15日、山口県周南市）
- 53) National Centre for Coastal Research (NCCR) The AdCoRe IP-2019での講演(2019年12月17日-19日、インド チェンナイ)
- 54) 滋賀県立高島高等学校「大学教員ビジット授業」での講義「海洋プラスチック汚染の現状と将来」（2020年1月20日、滋賀県高島市）
- 55) 佐賀市ごみ減量セミナーでの講演「海洋プラスチック汚染の現状と今後」（2020年1月23日、佐賀市）
- 56) 深江の自然と環境を守る会での講演（2020年1月26日、福岡県糸島市）
- 57) エネウイークでの講演「海洋プラスチック汚染の監視と将来予測における現状と課題」（2020年1月27日、福岡市）
- 58) 東京大学未来ビジョン研究センター「イオン未来の地球フォーラム」での講演（2020年2月1日、東京都文京区）
- 59) 千葉県 令和元年度廃棄物のリサイクル推進マッチングセミナーでの講演「海洋プラスチック汚染の現状と今後」（2020年2月3日、千葉市）
- 60) 岡垣町主催令和元年度岡垣町環境問題講演会での講演「海洋プラスチック汚染の現状と私たちにできること」（2020年2月9日、遠賀郡岡垣町）
- 61) EPOC（環境パートナーシップ CLUB）総合事務局 2020年愛知環境賞表彰式での講演「海洋プラスチック汚染の現状と将来」（2020年2月12日、名古屋市）
- 62) エフコープ生活協同組合西部ブロック活動委員会主催 待ったなし！～海からの警鐘 なぜ今、プラごみ～での講演「海洋プラスチック汚染 ー私たちにできることー」（2020年2月17日、福岡市）
- 63) 海洋プラスチック対策推進議員連盟総会での講演（2020年3月31日、東京都千代田区）
- 64) 令和2年度九州大学開学記念講演会での講演「海洋プラスチック汚染の研究最前線-マクロプラスチックからマイクロプラスチックまで-」（2020年9月19日、オンライン配信）
- 65) 愛媛県庁県民環境部環境局 えひめ環境大学での講演「海洋プラスチック汚染の現状と未来」（2020年10月10日、愛媛県松山市）

- 66) 桂川・相模川流域協議会 第 26 回流域シンポジウムでの講演「海のプラスチックごみ問題の真実」(2020年10月25日、オンライン配信)
- 67) Ocean Affair Council, The International Ocean Forumでの講演「Recent advances in ocean microplastic research in Japan」(2020年11月5日、台湾 オンライン)
- 68) 遠賀川をきれいにしよう会主催講演「まったなしプラスチック海洋汚染～川から海へ～」(2020年11月8日、福岡県直方市)
- 69) 神戸大学『第10回環境保全推進センター全学報告会』での講演「海洋プラスチック汚染研究の現在と未来」(2020年12月11日、神戸市)
- 70) 福岡市環境局「海洋ゴミを考えるオンラインセミナー」(2020年12月20日、YouTubeによる生放送)
- 71) 公益社団法人日本包装技術協会 TOKYO PACK 2021での講演「マイクロプラスチックによる海洋汚染の実態と未来への提言」(2021年2月26日、東京都江東区)
- 72) フィンランド「ヘルシンキ評議会」(HELCOM) 主催単独講演会「Marine plastic pollution ~ current status and 50 years after~」(2021年3月5日、オンライン)
- 73) アイスランド政府等主催北極海洋プラスチックごみ関連会議での講演「Action in Japan ~2D mapping project of surface microplastic abundance in the world ocean」(2021年3月10日日本時間9日深夜、オンライン配信)
- 74) アイスランド大学主催単独講演会「Marine plastic pollution -current status and 50 years after」(2021年3月10日、オンライン配信)
- 75) 九州大学 Webinar100 研究の最前線から学ぶマイクロプラスチック汚染の現状とこれからの環境科学 ~The Overview of Microplastic Pollution and The Vision of Ecoscience~での講演「データから読み解くマイクロプラスチック問題の現状と課題」(2021年3月12日、オンライン配信)
- 76) 田川ふるさと川づくり交流会での講演(2021年3月14日、福岡県田川市)
- 77) 日本政府主催の海洋プラスチックごみ問題のウェビナー「Save the Oceans from Marine Plastic Litter: A Global Calling」(2021年3月23日、オンライン配信)
- 78) 唐津青年会議所まちづくり委員会 5月講師例会での講演「科学の目で見た海洋プラスチック汚染の現状とこれから」(2021年5月21日、オンライン配信)
- 79) 西陵校区環境美化推進会議 西陵校区自治会向け講演(2021年7月8日、福岡市西区)
- 80) 糸島ロータリークラブ「海洋プラスチックごみ問題の環境教育の一斉授業」糸島市内の中学生向け講座(2021年7月16日、福岡県糸島市)
- 81) 福岡県と静岡県連携のオンライン環境講座での講演「科学の目で見た海洋プラスチック汚染の現状と将来」(2021年10月9日、福岡県宗像市)
- 82) ふくおか市民政治ネットワーク・岡垣 団体関係者向け講演「科学の目で見た海洋プラスチック汚染」(2021年10月28日、福岡市東区)
- 83) 福岡県神道青年会「ラブアース・クリーンアップ2021」での講演「科学の目で見た海洋プラスチックごみ問題」(2021年11月5日、福岡市)
- 84) えーるピア久留米 生涯学習センター 令和3年度えーるピアカレッジ(後期)での講師「科学の目で見た海洋プラスチックごみ問題」(2021年11月9日、久留米市)
- 85) 四日市メリノール学院 中学校・高等学校での講義「海洋プラスチック汚染 私たちにできること」(2021年11月19日、三重県四日市)
- 86) 一般社団法人 岡山経済同友会、環境・エネルギー委員会 特別講演会での講演「科学の目で見た海洋プラスチックごみ問題」(2021年11月30日、岡山市)
- 87) 日本環境アセスメント協会(関西支部) 技術セミナーでの講演「海洋マイクロプラスチックの調査とモデリングにおける現状と今後」。(2021年12月1日、大阪市)
- 88) 九大研究者5名×大利中学校3年生5クラスの対話型サイエンス授業「科学の目で見た海洋プラ

スチックごみ問題」(2021年12月10日、大野城市)

- 89) 国際ロータリー2700 地区 第3グループ主催、2700 地区 第3グループ インターシティーミーティングでの講演「科学の目で見た海洋プラスチックごみ問題 ー私たちにできること」(2022年2月19日、福岡県直方市)
- 90) 公明党政務調査会「海洋プラスチックごみ等対策推進委員会」での講演「マイクロプラスチックの海洋汚染問題の現状と対策」(2022年2月24日、オンライン)

【サブテーマ3】

- 1) 日向博文，放送大学広島学習センター，2018年，聴講者50名，広島湾・安芸灘海域におけるマイクロプラスチック汚染について。
- 2) 日向博文，愛媛県立松山東高等学校における特別授業「海洋プラスチック問題について」(2020年11月5日，聴講者10名)
- 3) 日向博文，愛媛県プラスチック資源循環シンポジウムin南予，主催：愛媛県，2021年2月6日，聴講者150名，海洋プラスチック問題～西部瀬戸内海の特徴について～。
- 4) 日向博文，愛媛県海洋ごみ対策セミナー，主催：愛媛県，2021年11月13日，聴講者100名，県内海洋プラスチックごみ問題と回収活動の意義。

(4) マスコミ等への公表・報道等>

【サブテーマ1】

<新聞> *コメント掲載のみは除く

- 1) 日本経済新聞(2018年7月2日)「プラスチック EU規制案 海洋ごみ、日本の汚染深刻」記事内で研究結果を紹介
- 2) 環境新聞(2018年11月21日)「磯辺 篤彦 九州大学教授～プラごみ対策 日本は世界の枠組み作り主導をー海洋汚染問題、温暖化と同じ道筋を辿る」インタビュー記事が掲載
- 3) 読売新聞(2019年1月15日)「ストロー排除より確実...片手でできる海洋プラ削減」磯辺教授の解説が掲載
- 4) 毎日新聞(2019年1月25日)「マイクロプラスチック10年後に倍 九大チーム、太平洋の濃度予測」研究成果発表に関する記事が掲載
- 5) 朝日新聞(2019年1月25日)「微小プラごみ「60年までに4倍」 太平洋の浮遊量を予測 九大・東京海洋大など」研究成果発表に関する記事が掲載
- 6) 日本経済新聞(2019年1月25日)「太平洋を漂うプラごみ、30年までに倍増 九州大など 海洋汚染深刻に」研究成果発表に関する記事が掲載
- 7) 環境新聞(2019年1月30日)「マイクロプラ浮遊量、日本周辺の海で約4倍に～九州大・磯辺氏ら世界初・将来予測ー2060年に1グラム/立方メートル、生物影響の懸念」研究成果発表に関する記事が掲載
- 8) 水産グラフ(2019年4月10日)「海洋プラスチック汚染～マイクロプラスチック研究の最前線と今後の課題～」3月4日札幌市での講演内容が掲載
- 9) 日本経済新聞(2019年8月1日)「プラごみ汚染 どう防ぐ 根拠ある目標必要」インタビュー記事が掲載
- 10) 北海道新聞(2020年1月19日)「はなし秒一食物連鎖を脅かすプラごみ。出さないこと大事」2019年11月21日札幌市内で行った講演内容が掲載
- 11) 糸島新聞(2020年1月31日)「プラごみ、世界中の海に 磯辺九大教授 深江で講演」1月26日糸島市内で行った講演内容が掲載
- 12) 毎日新聞(2020年2月17日)「けいざいフラッシュ 未来の地球フォーラム」記事内で2月1日に行われたパネル討論の内容が掲載
- 13) 日刊工業新聞(2020年7月31日)第2部9面「海洋プラ問題の実態」磯辺教授の概説記事が掲載

- 14) 読売 KoDoMo 新聞 (2020 年 8 月 6 日) 「海岸のプラごみ」記事内で海のプラごみ調査方法を紹介
- 15) 西日本新聞 (2020 年 8 月 9 日) 社説・コラム「正しく削減への合意形成を 磯辺篤彦氏」が掲載
- 16) 読売新聞 (2020 年 8 月 30 日) [あすへの考] 「【マイクロプラスチック】プラごみ排出規制、考える時…九州大教授・磯辺篤彦氏」
- 17) 北海道新聞 (2021 年 8 月 30 日) 「海洋プラごみ 抑制待ったなし 九州大教授 磯辺篤彦さん 削減目標設定へ研究」掲載
- 18) フランスの新聞ル・モンド Le Monde (2021 年 9 月 10 日) Isobe et al. (2021)の内容が紹介
- 19) 産経新聞 (2022 年 4 月 9 日) 「消えた 5 億トンのプラごみの行方 海洋流出は冰山の一角」記事

＜テレビ・ラジオ＞

- 1) BS 日テレ『深層NEWS』 (2018 年 7 月 13 日) 「深刻！海洋汚染 プラスチックごみ どう削減？」にスタジオ生出演
- 2) テレビ西日本『ももち浜S特報ライブ』 (2018 年 8 月 10 日) 「分解されず海中浮遊 福岡でも対策 微小でも影響大 海を汚すプラスチック」に VTR 出演
- 3) FBS 福岡放送『めんたい Plus』 (2018 年 8 月 23 日) 「プラスチック製は使わない？ストローをめぐる動き福岡でも」に VTR 出演
- 4) BS フジ『プライムニュース』 (2018 年 8 月 24 日) 「深刻化する海洋汚染 廃プラスチック最前線」にスタジオ生出演
- 5) 九州朝日放送『アサデス。』 (2018 年 8 月 30 日) 「福岡のホテルでも…脱ストローの問いかけ」に VTR 出演
- 6) TVQ 九州放送『NEWS ふくおかサテライト』 (2018 年 10 月 12 日) 「脱プラスチック 福岡でも」に VTR 出演
- 7) NHK E テレ『視点・論点』 (2018 年 11 月 7 日) 「海洋プラスチック汚染の行方」にスタジオ出演
- 8) 中国放送『イマなまっ！』 (2018 年 12 月 11 日) 「マイクロサイズの大問題！プラゴミの現状」津久茂海岸での解説で出演
- 9) TBS テレビ・ニュース (2019 年 1 月 24 日) 「マイクロプラスチック浮遊量、50 年後には 4 倍になる海域も」
- 10) フジテレビ『プライムニュース α』 (2019 年 1 月 24 日) 「海洋生物へ悪影響 海洋プラごみ 40 年後には 4 倍に」
- 11) 九州朝日放送『アサデス。』 (2019 年 1 月 25 日) 「世界初 九大がマイクロプラスチック予測 微小プラごみ 2060 年 4 倍に」に VTR 出演
- 12) 九州朝日放送『シリタカ！』 (2019 年 1 月 25 日) 「世界初マイクロプラスチックの将来予測 2060 年今の 4 倍に」に VTR 出演
- 13) NHK ニュース (2019 年 1 月 27 日) 「マイクロプラスチック 2060 年ごろまでに 4 倍に」
- 14) RKB 毎日放送『今日感テレビ』 (2019 年 1 月 31 日) 「深刻・・・マイクロプラスチック 10 年後 2 倍に」に VTR 出演
- 15) NHK BS プレミアム (2019 年 3 月 16 日) 「地球最後の秘境 南極大紀行 ～ペンギンの楽園～」に VTR 出演
- 16) FBS 福岡放送『ニュースめんたい Plus』 (2019 年 5 月 24 日) 「プラスチックゴミを考える 生き物への脅威 福岡の海岸でも」に VTR 出演
- 17) TBS テレビ『新・情報 7 days ニュースキャスター』 (2019 年 6 月 1 日) 「日本を覆う”漂着ごみ” 背景に世界の”ごみ戦争”」に電話出演
- 18) 九州朝日放送『アサデス。』 (2019 年 7 月 11 日) 「暮らしに身近なプラ製品を削減へ 広がる”脱

プラスチック”の知恵」にVTR出演

- 19) 九州朝日放送『サワダデース』（2019年9月10日）「脱プラスチック～今私たちにできること～」にVTR出演
- 20) NHK福岡拠点放送『実感ドドド！』（2019年10月4日、再10月5日）「世界遺産・宗像の海が大ピンチ！？」にVTR出演
- 21) NHK『にっぽんぐるり』（総合：2019年10月24日、BS1：11月1日）「世界遺産・宗像の海が大ピンチ！？」にVTR出演
- 22) 岩手めんこいテレビ『mit ライブニュース（ミットライブニュース）』（2019年12月11日）「SDGs 持続可能な開発目標とは 地熱発電・環境保全 県内で学ぶ」にVTR出演
- 23) NHK Eテレ『又吉直樹のへウレーカ！』（2020年2月5日、再2月7日、再4月20日 Eテレサブチャンネル）「プラスチックがどうにも止まらない！？」に出演
- 24) TVQ 『ふくサテ！』（2020年2月21日）「レジ袋「有料」義務化 特集
- 25) FBS福岡放送『めんたいワイド』（2020年3月5日）ドキュメン「プラスチックによる海洋汚染」で2月17日の講座の様子が放送
- 26) ラジオ J-WAVE 81.3FM『Across The Sky』（2020年7月19日）番組のコーナー「WORLD CONNECTION」にリモート出演
- 27) ラブエフエム国際放送（2020年10月23日）ラジオ特別番組「ラブアース・クリーンアップ きれいな海を未来へ」に出演
- 28) ラブエフエム国際放送（2020年11月4日）ラジオ番組「月下虫音（げっかちゅうね）」に生出演
- 29) テレビ朝日（2021年1月16日）報道ステーション「”海洋プラスチック”削減の「未来図」」にVTR出演
- 30) NHK 総合（2021年2月28日）2030 未来への分岐点（3）「プラスチック汚染の脅威 大量消費社会の限界」で研究室の様子や研究活動について紹介
- 31) ラブエフエム国際放送（2021年4月21日）ラジオ番組「月下虫音（げっかちゅうね）」に生出演
- 32) HBC北海道放送『今日ドキッ！』（2021年4月28日）、TBSテレビ『JNNニュース』（2021年4月29日）「海洋プラスチックごみ 廃棄漁網の再生」にVTR出演
- 33) NHK 総合（2021年10月22日、再2021年10月23日、11月9日）ザ・ライフ「人とプラスチックとこの世界～九州 海辺の風景～」に出演
- 34) NHK 総合（2022年1月27日）所さん！大変ですよ「海岸に漂着 巨大生物の正体とは？」に出演・監修
- 35) NHK 秋田（2022年1月27日）ニュースこまち「なぜ？プラスチックごみが、まるで「地層」」にVTR出演
- 36) NHK 総合（2022年4月22日）NHK NEWS おはよう日本 特集「プラスチックごみ 大半が海でなく陸上に」でVTR出演

【サブテーマ3】

- 1) 愛媛新聞（2018年7月26日、「海底汚染 海面の数万倍」）
- 2) 朝日新聞デジタル（2021年5月31日、「人新世 地質時代に加わるか 別府温泉前の海底に痕跡」）

（5）本研究費の研究成果による受賞

- 1) 磯辺篤彦 環境大臣賞（環境保全功労者表彰）2018/6/13
- 2) 磯辺篤彦 内閣総理大臣賞 海洋立国推進功労者表彰 2019/8/22
- 3) 磯辺篤彦 文部科学大臣表彰 科学技術賞（研究部門）2020/4/14

- 4) 磯辺篤彦 西日本文化賞(西日本新聞社) 2020/11/3
- 5) 佐川奈緒 (日向研究室大学院学生) , ECSA57 Best Student Oral Presentation Award, Estuarine Coastal Science Association (ECSA) & Elsevier, 2018/9/6, 口頭発表9)
- 6) 日向博文, 2021年度愛媛大学学長賞, 2021/11/21

IV. 英文Abstract

Studies on Transport and Spread of Marine Plastic Debris from Coastal to the World's Oceans

Principal Investigator: Atsuhiko ISOBE

Institution: Kyushu University, Kasuga City, Fukuoka, JAPAN

Tel: +81-92-583-7726 / Fax:+81-92-573-1996

E-mail: aisobe@riam.kyushu-u.ac.jp

Cooperated by: The University of Tokyo, Ehime University, The University of Tokyo

[Abstract]

Key Words: Ocean plastics, Macroplastics, Microplastics, Particle tracking model, Tracer model. Sinking rate

A total of 8,218 pelagic microplastic samples from the world's oceans were synthesized to create a dataset composed of raw, calibrated, processed, and gridded data which are made available to the public. The raw microplastic abundance data were obtained by different research projects using surface net tows or continuous seawater intake. Fibrous microplastics were removed from the calibrated dataset. Microplastic abundance which fluctuates due to vertical mixing under different oceanic conditions was standardized. An optimum interpolation method was used to create the gridded data. Using the dataset for validation, a budget for ocean plastic mass was estimated based on a combination of numerical particle tracking and linear mass-balance models. In the particle tracking mode, ocean-beach exchanging processes are included on the basis of the field experiment to estimate average residence time of macro and microplastics littered on beaches. Integrating the time series of worldwide macroplastic emission from both rivers and the fisheries industry over the period 1961–2017 yielded a total mass of 25.3 million metric tonnes (MMT). Overall, 23.4% of ocean plastics were macroplastics on beaches. Meanwhile, 66.7% of ocean plastics were heavier than seawater or microplastics removed from the upper ocean and beaches, which are difficult to monitor under current observation frameworks adopted worldwide. Part of removal from the upper ocean is caused by settling processes into the deep layers. The settling processes were also evaluated using a sediment trap and sediment cores sampled from the actual ocean.