

— 2025 年度日本海洋学会賞受賞記念論文 —

全球規模における海洋プラスチックの動態に関する研究*

磯辺 篤彦†

要 旨

本論文では、海洋プラスチックの動態に関する既往研究を概観し、その研究の発展過程と現状、そして将来の見通しを整理した。2010年代以前には、海洋プラスチックの現存量を報告する研究が主流であったが、2010年代中盤以降、海洋プラスチックの動態、すなわち輸送過程に着目した研究が活発に展開されるようになった。歴史的に海洋へ流出したプラスチックごみの総重量に比べて、世界の海洋で観測される海洋プラスチックの量が著しく小さいことから、「ミッシング・プラスチックのパラドクス」が指摘され、研究の重要な動機づけとなってきた。観測・分析手法の標準化やガイドラインの整備が進み、データが蓄積されるにつれて、海洋への流出、海岸への漂着と再漂流、劣化・破碎過程、生物過程を介した重量増加および沈降など、海洋におけるプラスチック動態の全体像が段階的に明らかにされてきた。2020年代には、浮遊マイクロプラスチックに関する国際的なデータベースである Atlas of Ocean Microplastics (AOMI) が構築されるとともに、粒子追跡モデルを用いた数値的研究が大きく進展した。数値シミュレーション、浮遊マイクロプラスチックの年齢分析、さらには堆積物コア中のマイクロプラスチック定量など、多様な手法を通じて、ミッシング・プラスチックの行方が検討されてきた。数百 μm 以下まで微細化したマイクロプラスチックの観測や、生態系モデルと結合した数値的研究も進み、海洋プラスチックの動態研究は表層海洋にとどまらず、亜表層を含む鉛直構造へとその対象を拡張している。

キーワード：プラスチックごみ、マイクロプラスチック、ミッシング・プラスチック

1. はじめに

海洋プラスチックごみの研究は、「正統派の」海洋科学が社会に成果を還元する、言ってしまうとサービスの

ようなものという風潮が、かつてはあったように思う。日本海洋学会でマイクロプラスチックの動態モデルを発表した際には、「そのモデルはプランクトンにも応用できるか」と質問された（そこじゃないと思ったが、ちょっと面白そうではある）。研究費目当てのテーマと冗談まじりに言われた。早く元のテーマに戻るべきとの忠告も受けた。それまでの私は、縁辺海や沿岸海洋の海洋力学分野で成果を積み上げた「正統派の」研究者であったし、これら忠告は私のキャリアを惜しんだ真摯な気遣いから

* 2025年12月21日受領 2026年1月16日受理
著作権：日本海洋学会、2026年

† 九州大学応用力学研究所
〒816-8580 春日市春日公園6-1
e-mail: aisobe@riam.kyushu-u.ac.jp

だろう。そこから仲間と共に奮起してと言えれば聞こえはよいが、実のところは楽しかったから海洋プラスチック研究を続けた。それが科学の社会還元にもなるなら、こんな楽なことはなかった。このたび栄えある日本海洋学会賞を頂戴し、私たちが楽しんだ研究を本誌で会員の皆様と共有できる機会を得たことは、望外の喜びである。

さて、生物・生態系へのリスク評価に重心をおく環境毒性学や環境化学とは異なり、私たちの海洋プラスチック研究に通底するテーマは、地球科学の視座から動態（輸送過程）を解明することにある。一方で、リスク評価には強い社会的要請が存在し、それに応えることは科学の重要な使命でもある。その文脈において、動態研究が果たす役割は大きい。なぜなら、実験室での *in vivo*（生体）毒性試験によって示されるハザードの有無だけではリスク評価として不十分であり、動態研究が提供する *in situ*（現場観測）や *in silico*（数値モデル）に基づく環境中の現存量、ひいては曝露量の定量が不可欠だからである。曝露量に基づく裏付けを欠いたままでは、いわゆる強い予防原則に基づくハザードベースの評価や規制に傾きかねない。プラスチックの恩恵を受けてきた市民社会が、科学的根拠に乏しい規制を受け入れることは難しいだろう。

ただ本稿では、リスク評価ではなく、地球科学としての海洋プラスチック研究に力点をおく。いま長い地球史にあって初めて、腐食分解せず海水より比重の小さな物質が大量に環境中に流出している。人類が流出させたプラスチック廃棄物を、生態系を含む地球システムは、どこに運び、いかに処理してきたのか、あるいは処理し切れないのか。すなわち動態研究とは、日常生活や経済活動に伴う廃棄物に対する、地球システムの応答問題である。問題の構造が人為的気候変化に似て、大気圏・水圏の研究者には馴染みあるテーマとも言える。ただし、扱うテーマがプラスチックである以上は、高分子科学や材料科学など、これまで海洋科学と縁遠かった学術分野との連携を要する。また、観測や分析手法の未成熟なテーマである。しかし、だからこそその楽しさが、本稿を通して読者に届けば幸いに思う。なお、私たちの主だった研究成果は、すでに二篇の和文総説にまとめられている（磯辺ら、2012；磯辺、2023）。あるいは、一般向けに上梓した私の書籍（磯辺、2020）を参照してほしい。

本稿では、これらとの重複をなるべく避けつつ、私たちのグループ以外による重要な研究や、総説以降の最新成果を取り入れるよう心がけた。これ以降、海洋プラスチックの動態に関する研究の展開を時系列で追う。本稿における「マイクロプラスチック」とは、プラスチックごみが劣化と破碎を受けて生じた微細片を指し、単に「プラスチックごみ」と書けば、ここにはマイクロプラスチックを含めない。また、「海洋プラスチック」は、海に流出したマイクロプラスチックとプラスチックごみの総称に用いた。

2. 2010年代以前

まずは2010年代以前に発表された関連研究を、時間の流れに沿って概観する。キーワード検索した論文数の推移（Fig. 1）にあるとおり、当該テーマに関する論文は、2010年代の中盤以降で指数関数的に増加した。よって、ここに紹介するものは、当該研究が隆盛を迎える以前の先駆的研究である。海洋プラスチックといっても扱うテーマは多岐にわたるが、ここでは、特にマイクロプラスチックに関する研究を取り上げる。人目につきやすいプラスチックごみであれば、図にない2000年以前であっても、少なくない数の論文がある（前掲の総説やCoe and Rogers, 1997を参照のこと）。そのなかでCarpenter and Smith (1972)は、海洋に浮遊するマイクロプラスチックの存在を報告した、おそらく世界で初めての論文だろう。サルガッソー海での曳網調査によって、海面に3,000個 km^{-2} 程度で浮遊するマイクロプラスチックが検出された。この論文が一つの契機になったと思われるが、米国の東西海岸沖では1980年代以降も曳網調査が営々と継続され（Law *et al.*, 2010, 2014）、現在でも同国周辺は、マイクロプラスチック浮遊量のデータベース（後述するAtlas of Ocean Microplastics; AOMIデータベース, Isobe *et al.*, 2021）において、最も収録数の多い海域である。Moore *et al.* (2001)は、米国の西海岸沖で表層曳網調査を行なって、いま広く使われるマイクロプラスチックの定義である長径（以降は、サイズ）5 mm以下のプラスチック微細片を回収した。亜熱帯循環の表層収束域での調査であるため、浮遊濃度は数十万個 km^{-2} と高く、すでに現在の北太平洋に

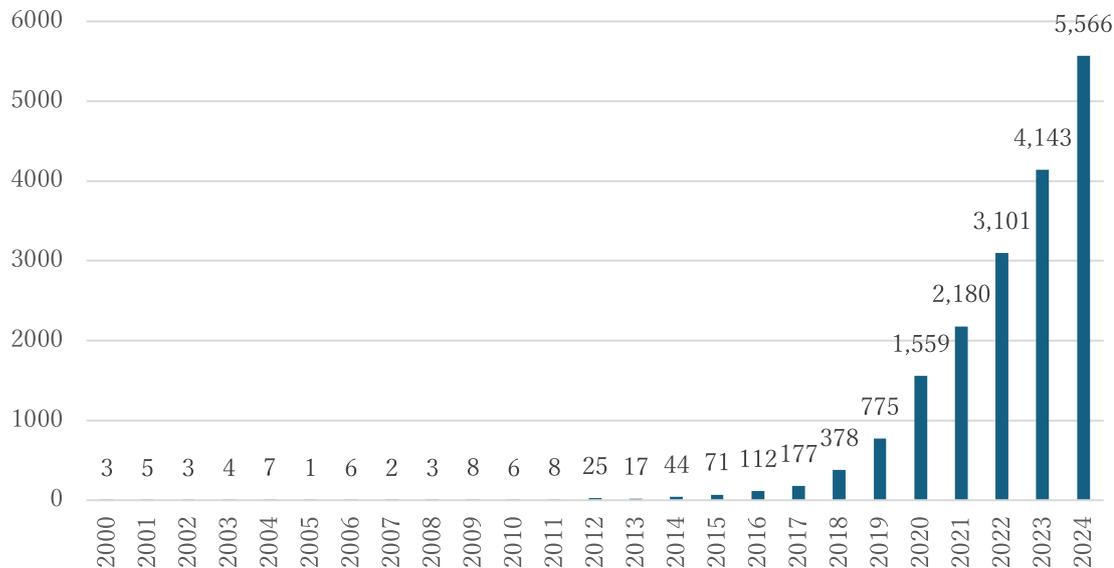


Fig. 1 Annual trends in the number of papers indexed in Scopus, retrieved using the keywords “microplastic,” “ocean plastic,” “marine plastics,” or “plastic litter.”

おける平均濃度 (約 10 万個 km^{-2} ; Isobe *et al.*, 2015) を上回る。東部北大西洋では、1960 年代から蓄積された植物プランクトンの採取試料を再解析することで、浮遊マイクロプラスチックの 1980 年代以降での倍増が報告された (Thompson *et al.*, 2004)。彼らの論文は、プラスチック微細片に初めてマイクロプラスチックの呼称を与えたことでも知られる (ただし同論文では、microscopic fragment や microscopic plastic debris とも呼んでいる)。この頃になると海岸で砂に混じるマイクロプラスチックが目につき始めて、西部赤道大西洋で海岸踏査を行った Ivar do Sul *et al.* (2009) の論文タイトルは、Here, there, and everywhere である。この論文が発表された 2009 年に、私たちも五島列島の福江島近海で予備的なマイクロプラスチックの曳網調査を行った。この予備調査で採取・分析方法を確認したのち、私が愛媛大の沿岸環境科学研究センター在職中でアクセスのよかった瀬戸内海を対象を変えて、翌 2010 年から浮遊マイクロプラスチックの曳網調査を始めた (Isobe *et al.*, 2014)。

3. 2010 年代

3.1. 動態研究の萌芽期

海洋プラスチックの発生は、ほとんどが陸域でのプラスチック製品の不用意な投棄による。投棄漁具も発生源だが、個数比で 20% 程度に過ぎない (Morales-Caselles *et al.*, 2021)。投棄されたプラスチックごみは、主には陸域や海洋流出後の漂着海岸において、紫外線による劣化と物理的刺激による破碎を経てマイクロプラスチックとなる (Andrady, 2011)。一般論として、環境負荷された物質濃度は、負荷源から離れるほど落ちる。したがって、海洋の浮遊マイクロプラスチックは、陸に近いほど高濃度になると予想される。実際に、長江河口周辺の沿岸域におけるマイクロプラスチックの浮遊濃度 (以降、特に注釈がない限り、個数/海水体積) は、長江河口域から比率にして 10^{-4} 以下にまで激減した (Zhao *et al.*, 2014)。投棄プラスチックに起因する海洋プラスチック汚染は、地域的な環境問題なのだろうか。

ところが、Cózar *et al.* (2014) と Eriksen *et al.* (2014) は、海洋プラスチック汚染が、地域ではなく、すでに全球にわたる環境問題であることを実証した。ともに極域以外の全大洋で実施した表層曳網調査の結果で

ある。彼らが明らかにした浮遊マイクロプラスチック分布は、陸域周辺ではなく、むしろ大洋中央ほど高濃度であった (Fig. 2; ただし、本図は AOMI データベースより作成)。プラスチック製品が社会に出回り 70 年以上が経過した。プラスチックが自然環境で腐食分解するためには、数百年を要するとされる (Barnes *et al.*, 2009)。この 70 年間で環境に漏れ出た一部のプラスチックごみは、次第に破碎されてマイクロプラスチックとなり、発生域の沿岸海洋から外洋に運ばれ、亜熱帯/亜寒

帯循環の収束域に蓄積していったのだろう。

2014 年には私たちが瀬戸内海西部での曳網調査の成果を公表した (Isobe *et al.*, 2014)。この研究は、特定海域における浮遊マイクロプラスチック濃度の報告にとどまらず、海洋プラスチックの動態を論じた嚆矢となった。海岸から測点までの距離を横軸に、サイズを縦軸にした浮遊濃度の二次元プロットには、空間分布に対するサイズ依存が明確である (Fig. 3a)。海岸近く (図の左) には多様なサイズのマイクロプラスチックが浮遊する

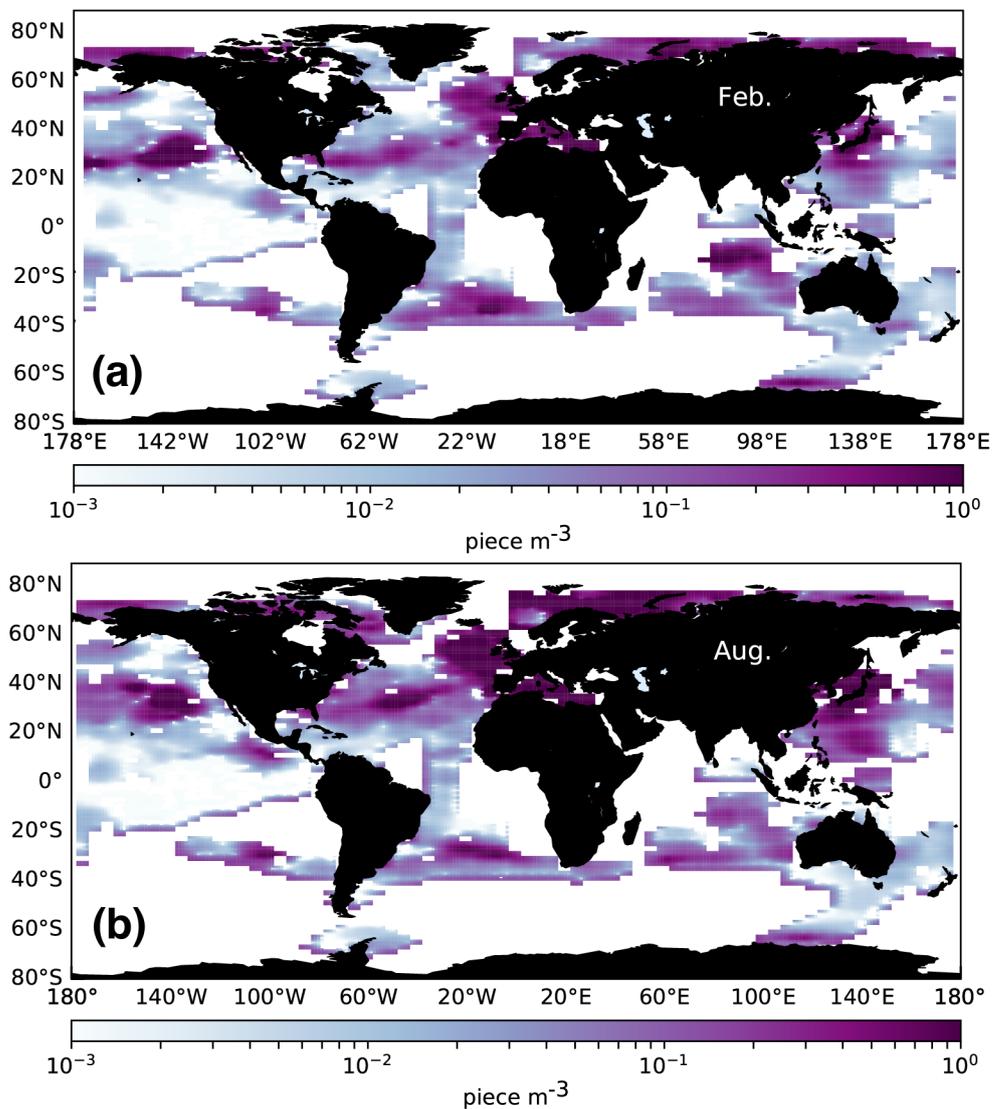


Fig. 2 Grid maps of surface-floating microplastic concentrations in (a) February and (b) August, constructed from the AOMI database. The distributions represent long-term averages. See Isobe *et al.* (2021) for details. White areas indicate data gaps.

が、海岸から沖（右）に行くにしたがってサイズが減少している。

観測結果より提案された海洋プラスチックの「選択的輸送 (selective transport)」機構は、次の通りである。プラスチックごみやサイズの大きな破砕片 (>5 mm；メソプラスチックとも呼ばれる) は、大きな浮力を得て

海洋表層を漂う。風波に伴う海水輸送であるストークスドリフトは、沿岸であれば波向きに合わせて海岸に向かう。海面で最大流速を持つストークスドリフトによって、表層を漂うプラスチックごみは海岸に寄せられやすい。そのまま海岸に漂着すれば、豊富な紫外線と物理的な刺激によって劣化と破砕が進み、マイクロプラスチックが

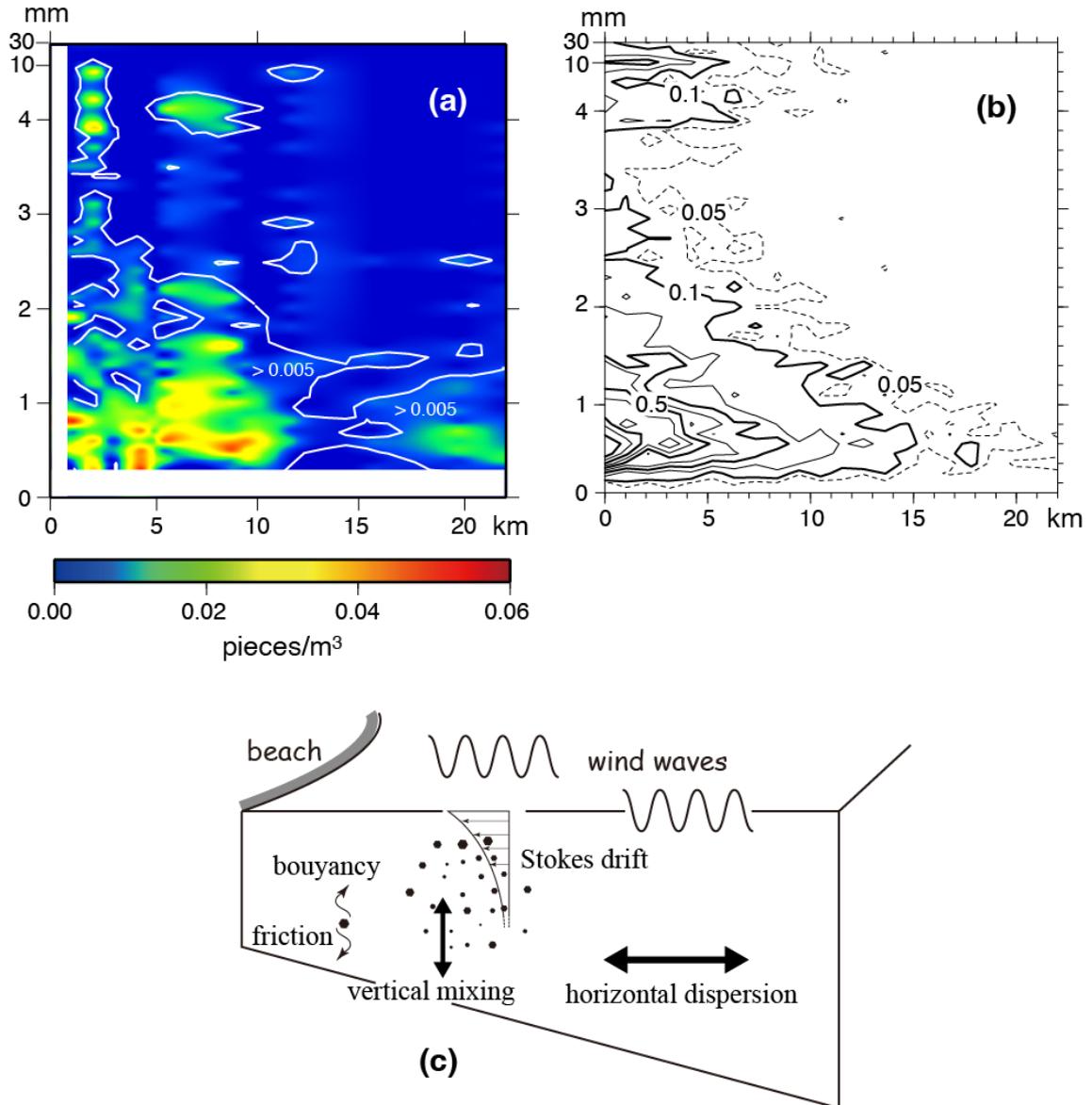


Fig. 3 Selective transport of floating microplastics by size (Isobe *et al.*, 2014). Concentrations of small microplastics are shown from observations (a) and model results (b) as functions of particle size (ordinate) and distance from the nearest coastline (abscissa). Values in panel (b) are normalized by the maximum value. Panel (c) provides a schematic illustration of the selective onshore transport of ocean plastics.

形成される。マイクロプラスチックになれば浮力も小さくなり、鉛直混合に抗しきれず深さ方向に分布を広げていくだろう。その結果、ストークスドリフトによる海岸方向への輸送から外れて、沖に分布が広がっていく。Isobe *et al.* (2014) は、ストークスドリフトを背景に与えた数値モデルで、サイズ（浮力）が異なる粒子群の輸送を計算し、観測されたような浮遊濃度分布を再現した (Fig. 3b)。このような選択的輸送機構によって、プラスチックごみは海岸に押し戻され、劣化と破碎を繰り返して、次第にマイクロプラスチックに変わっていく (Fig. 3c)。選択的輸送による大型の海洋プラスチックの陸近くへの捕捉は、沿岸海洋の空間規模 (<100 km) だけではなく、縁辺海規模 (<1,000 km; Iwasaki *et al.*, 2017) や大洋規模 (<10,000 km; Morales-Caselles *et al.*, 2021) でも成立する。

マイクロプラスチックは陸近くの捕捉から離れて、大洋に分布を広げていく。プラスチックごみ発生量が世界最大である西部北太平洋域 (Jambeck *et al.*, 2015) では、マイクロプラスチックの浮遊濃度（平均で 3.7 個 m^{-3} ; Isobe *et al.*, 2015) が世界平均 (0.3 個 m^{-3} ; Isobe *et al.*, 2021) に比べて一桁ほど大きい。Isobe *et al.* (2017) は、ドレーク海峡周辺以外の南大洋、陸から遠い海域でも初めて、マイクロプラスチックの浮遊 (0.03 個 m^{-3}) を報告した。プラスチックごみが主として北半球の陸域で発生する (Jambeck *et al.*, 2015) にもかかわらず、すでに生活圏から最遠の南大洋にまで海洋プラスチックは到達したのだろう (ただし、南極観測基地が発生源との指摘もある; Zhang *et al.*, 2022)。Cózar *et al.* (2017) は、大洋表層に浮遊するマイクロプラスチックは、いずれ熱塩循環によって極域に蓄積するとの dead end 仮説を提案している。

3.2. ミッシング・プラスチックのパラドクス

上述の Cózar *et al.* (2014) と Eriksen *et al.* (2014) は、観測値をもとに全大洋に浮遊する海洋プラスチックの総重量を推定した。ところが、この推定が世界の関連研究者を戸惑わせることになった。総重量（約 30 万トン）が、歴史的に海洋流出したはずのプラスチックごみ重量より少なすぎたのである（ミッシング・プラスチックのパラドクス）。Geyer *et al.* (2017) によれば、1950

年代以降に全世界で 49 億トンのプラスチック製品が廃棄処分された。このうち、適正処理の経路に乗らず、不用意な投棄で環境に漏れ出した割合を 2% としよう。この値は、Jambeck *et al.* (2015) が仮定した漏出率 (mis-managed plastic waste/plastic waste generation; Supplementary Materials にある Data S1 を参照のこと) のうち先進国に用いられたもので、世界平均としては過小評価かもしれない。また、やはり Jambeck *et al.* (2015) に従って、環境に漏出したプラスチックごみから海洋への流出率を 15-40% と仮定する。これらの割合を 49 億トンに乗じれば、1950 年以降で海洋に流出し、そして蓄積したはずの海洋プラスチックは、1500 万トンから 4000 万トンである。すなわち、海洋に浮遊している約 30 万トンの海洋プラスチック重量は、歴史的に海洋流出したプラスチックごみの 1% 程度にすぎない。残り 99% のミッシング・プラスチックの行方は、海洋プラスチックの動態研究における大きな動機づけとなった。

ただ、上記の推定には不確定要素が多すぎる。海洋流出量の算定には、陸で不用意に投棄されたプラスチックごみ量の推定から始まって、陸から海洋流出に至るまでの追跡を要する。実証的なデータを得る手法は現在でも確立していない（プラスチックごみの陸域や水際での先進的なリモートセンシングは、Kako *et al.*, 2024 や Kako *et al.*, 2025 を参照のこと）。よって、上記の漏出率や海洋流出率の推定には、いまのところ検証困難な多くの仮定を伴う (Jambeck *et al.*, 2015; Lebreton *et al.*, 2017; Schmidt *et al.*, 2017)。一方で、海洋プラスチック重量も不確実な情報である。まず、Cózar *et al.* (2014) と Eriksen *et al.* (2014) の推定重量には海岸漂着量が含まれていない。加えて海洋での観測範囲は限定的である。最近までの曳網調査結果を集約しても、観測域は全海洋面積の 10% 以下に過ぎない (Fig. 2)。さらに 2010 年代前半には、マイクロプラスチックの観測ガイドラインが未整備で、同じ年に公表された Cózar *et al.* (2014; 重量/観測面積) と、Eriksen *et al.* (2014; 個数/観測面積)、そして Isobe *et al.* (2014; 個数/海水体積) では浮遊濃度の単位も異なって、これではデータの比較や統合が不可能であった。

3.3. 観測・分析手法の標準化

2010年代における収穫の一つは、海洋プラスチックに関する観測・分析ガイドラインの整備である。2010年代中盤の欧州委員会 (Galgani *et al.*, 2013) や米国大気海洋局 (Lippiat *et al.*, 2013; Masura *et al.*, 2015) に続いて、2019年には国連の The Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP, 2019) や日本の環境省 (Michida *et al.*, 2019) から観測・分析ガイドラインが公表され、研究手法の標準化を推進した。なかでも Michida *et al.* (2019) は、海洋に浮遊するマイクロプラスチックに特化したガイドラインである。この取りまとめに並行して、手法の妥当性を検証する研究が行われた。例えば、マイクロプラスチックの分析精度を、異なる手法間で比較したラウンドロビン実験である (Isobe *et al.*, 2019a)。この研究では、人工的に作成した模擬マイクロプラスチックと夾雑物を塩水試料に混ぜ、これらを封入したボトルを世界の12研究室に配布した。続いて各研究室が、それぞれに採用した手順でボトル中のマイクロプラスチック個数を求めた。そして正解の個数と照合することで、異なる分析手順の精度が比較された。例えば、プラスチック素材の判定にフーリエ変換赤外分光光度計 (Fourier transform infrared spectroscopy; FT-IR) を用いず、目視で素材を判定すれば (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012)、生物起源物など他素材をプラスチックと誤判定してしまう。FT-IR を用いない研究室では、特に2 mm以下のサイズで個数にして50%前後の過大評価となった。他にも Tokai *et al.* (2021) は、曳網採取で網を通過せず捕捉されるマイクロプラスチックの割合をサイズ別に求めた。そして、サイズごとに曳網のメッシュ幅に応じた捕捉率を定式化した。これによって、網目を通過したマイクロプラスチックの濃度がサイズ別に推定できる。

具体的な観測や分析の手順は、上記のガイドラインを参照してほしい。これまでのほとんどの観測が表層曳網によるため、採取されたマイクロプラスチックの素材は、必然として海水よりも比重の小さなポリエチレンやポリプロピレン (生産量は全プラスチックの半分程度) が大半を占める (Isobe *et al.*, 2014)。また、曳網調査で頻

用されるニューストーンネットやマンタネットのメッシュ幅は0.3 mm程度で、これ以下のサイズは採取対象外である。さらに小さなメッシュ幅での曳網採取も可能だが、その後の分析で採集物の取り扱いが難しい。従って、これまで私たちが観測してきたものは、海洋中に存在するマイクロプラスチックの一部であることに留意が必要である。

3.4. 海洋プラスチックの動態

2015年9月にパリ市内のユネスコ本部で開催されたGESAMP会合に際し、私を含む海洋研究者9名が招集され、海洋プラスチック動態研究の最新動向と今後に向けた提言が取りまとめられた (Hardesty *et al.*, 2017)。また、2018年から始まった海洋科学委員会 (Science Committee on Oceanic Research; SCOR) のワーキンググループ (Floating Litter and its Oceanic Transport Analysis and Modeling; FLOTSAM) では、約40名の関連研究者によって、海洋プラスチックの輸送に関する物理過程や生物過程が、沿岸から大洋規模に至るまで包括的に議論された (van Sebille *et al.*, 2020)。このように2010年代の後半には、海潮流、風圧流 (風に押された漂流物輸送)、ストックドリフト、内部波、ラングミュア循環、鉛直混合、海水への取り込み、海岸漂着と再漂流、そして生物過程を介した重量増加と沈降 (後述) といった、海洋プラスチック動態の全体像が研究者に認識され始めた (Fig. 4)。

海洋プラスチックの動態のうち、まずは発生に関する研究を紹介しよう。プラスチックごみは、個数比にして約80%が陸域に起源をもち、これが川を経て海に流出する (Morales-Caselles *et al.*, 2021)。Jambeck *et al.* (2015) は、不用意に投棄され環境中に漏出したプラスチックごみを、全世界で年間に約3000万トンと推定した。同研究では、このうち15-40%の海洋流出を仮定したが、この割合は一都市圏の推定値を敷衍したもので、全世界の値として妥当とは言い難い。Lebreton *et al.* (2017) や Schmidt *et al.* (2017) は、河川からの海洋流出量を世界で年間に200万トン前後と推定しており、この数値を採用すれば、3000万トンからの流出率は7%弱である。海洋流出したプラスチックごみは、海岸での紫外線による劣化や物理的刺激による破碎を重

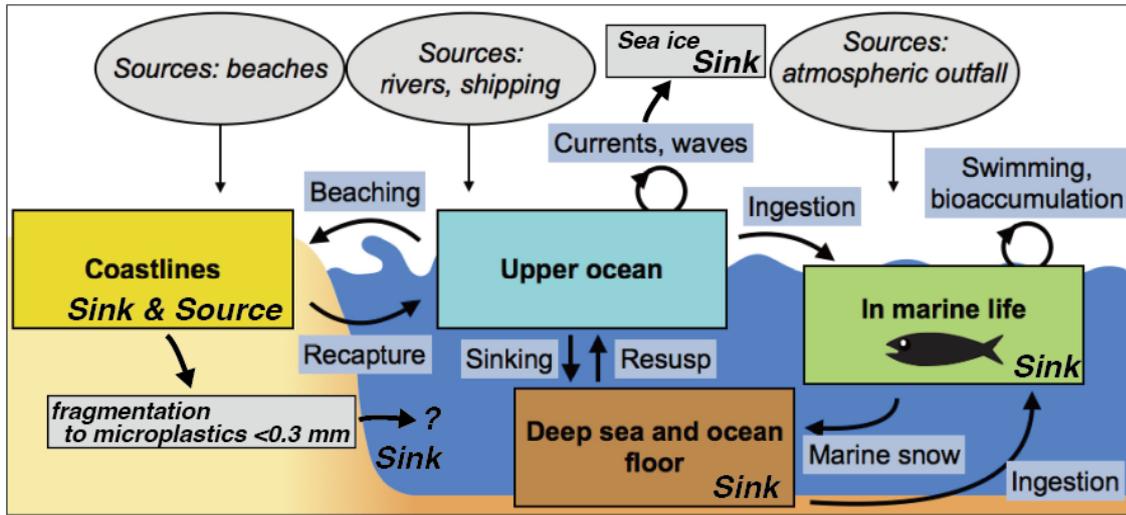


Fig. 4 Schematic diagram of the dynamics of ocean plastics and the associated processes. This figure is partially adopted from Fig. 2 of Hardesty *et al.* (2017), with additional sources and sinks included.

ねて、マイクロプラスチックに変わる。海水中よりも紫外線の曝露量が多い海岸で劣化は進行しやすいが (Andrady, 2011), 海洋を漂流しつつも劣化と破碎は進行する (ter Halle *et al.*, 2016)。なお、ポリエチレンテレフタレートやポリ塩化ビニルなど、海水より重い素材のプラスチックごみがマイクロプラスチックに破碎すれば、その場で海底まで沈んでしまうだろう。いまの表層曳網調査では、生産量の残り半分を占める、これらの重い海洋プラスチックの行方は捉えられない。

海洋プラスチックは、海岸漂着と再漂流を繰り返しつつ海洋を移動する。ここで、漂着した海洋プラスチックが、再漂流に要するまでの時間規模を推定した有名な実験を紹介しよう。プラスチックごみについての Kataoka *et al.* (2013) と、マイクロプラスチックについての Hinata *et al.* (2017) である。Kataoka *et al.* (2013) は、海岸清掃の行われない (すなわち人為的な「擾乱」のない) 離島の海岸を選んで、設定区画内に漂着している小型漁業フロートの全てに番号を書き入れた。そして、1-3ヶ月に一度の頻度で、再漂流せず残ったフロート数を記録した。この実験を20ヶ月にわたって繰り返すことで、最初に記録したフロートが再漂流して全て消失するまでの減少曲線 (残余関数) を求め、その e-folding 時間 (平均滞留時間) を209日と算定した。これは、内湾で海水交換時間を推定する手法である (Takeoka,

1984)。Hinata *et al.* (2017) は、塗料で比重調整した木片175,000個をマイクロプラスチックに見立てて海岸に散布し、同様の実験を行った。この実験によれば、マイクロプラスチックの平均滞留時間は8-51日であった。浮遊マイクロプラスチックを模したモデル粒子の数値追跡モデルである Isobe *et al.* (2019b) では、この平均滞留時間 (8-51日を平均した30日) を再漂流条件に採用している。海岸漂着した粒子が、滞留時間の経過した後に海に戻る設定である。

海洋表層を漂うマイクロプラスチックは、時間が経てば表層から姿を消すように見えるか、あるいは実際に姿を消す。一因として、劣化と破碎で微細化が進みサイズが0.3 mm以下になれば、メッシュ幅0.3 mmの曳網調査で採取できないためである。また、生物過程に伴って重量が増加すれば、もとは比重の小さなマイクロプラスチックであっても、海底に向け沈降することがある。ここでの生物過程とは、バイオフィルムの付着と成長 (Kaiser *et al.*, 2017) や、珪藻凝集態 (Long *et al.*, 2015; Zhao *et al.*, 2018; Porter *et al.*, 2018; Michels *et al.*, 2018) や有機懸濁態 (Katija *et al.*, 2017) への取り込みである。実際に、大西洋や地中海、あるいは南極海では、1,100 mから5,000 mほどの海底から、マイクロプラスチックが検出されている (Van Cauwenberghe *et al.*, 2013; ただし素材の記載はない)。米国西

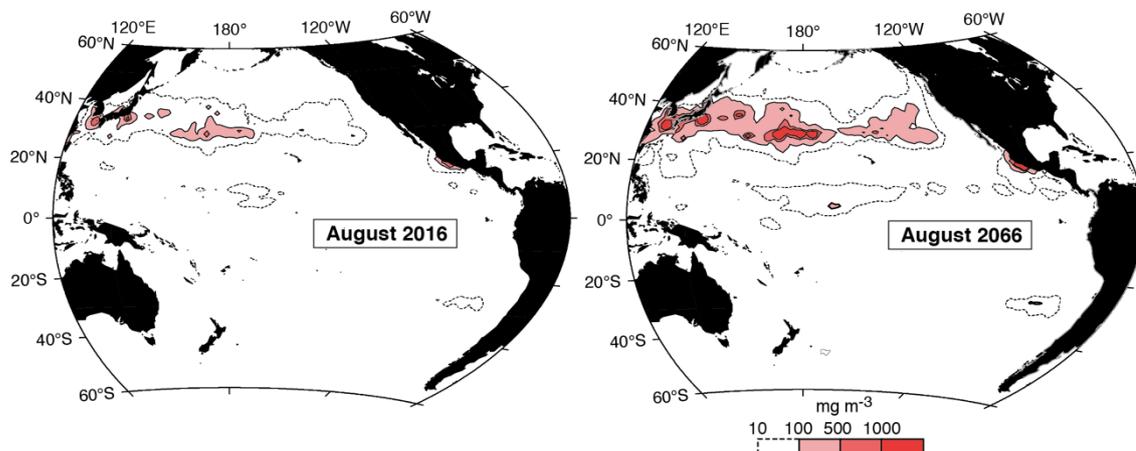


Fig. 5 Floating microplastic concentrations in 2016 (left) and projected concentrations 50 years later (right), calculated using the numerical model of Isobe *et al.* (2019b). Results are shown for August.

海岸沖のサンタバーバラ海盆で採取した堆積物コアからは、1950年代より指数関数的に増加を続ける、ポリエチレンやポリプロピレンのマイクロプラスチックが検出された (Brandon *et al.*, 2019)。先述した Isobe *et al.* (2019b) は、太平洋の海洋表層を模した水平二次元モデルを構築した。このモデルでは、微細化や生物過程に伴う表層からの消失が、モデル粒子を一定の時間規模 (3年) で計算領域から除去する操作として表現された。その時間規模は、西太平洋の縦断観測で得た浮遊マイクロプラスチックの濃度分布を再現するよう調整されたものである。その結果、浮遊マイクロプラスチック濃度の現況再現に成功し、さらに2060年代までの浮遊量予測が可能となった (Fig. 5)。

4. 2020年代とこれから

4.1. ミッシング・プラスチックの行方データベースと数値モデル

全球海洋で観測された浮遊マイクロプラスチック濃度が、AOMI データベースとして環境省のウェブサイトでも2024年から公開されている (<https://aomi.env.go.jp/>)。AOMIは「青海」であり、日本が世界に発信する環境情報データベースの一つである。データは無償ダウンロードが可能で、また世界の関連研究者に観測データのアクセ

スが可能である。標準化された観測・分析手法 (3.3節) に沿って、既往研究から統合可能なデータを選別したのち、異常値除去など品質管理が施された (Isobe *et al.*, 2021)。2025年12月現在で14,000弱の濃度データが収録されている。生データだけではなく、補正データや格子データが利用できる。例えば、荒天に伴う鉛直混合で、浮遊マイクロプラスチックが深さ方向に攪拌された状況を考えよう。表層曳網採取では、下方に混ざった浮遊物を取り損ねて、静穏時と比べ濃度を過小評価するだろう。そこでAOMIデータベースでは、観測時の海上風速と有義波高を用いて、マイクロプラスチック濃度の鉛直分布 (Kukulka *et al.*, 2012) を仮定し、これを鉛直積分した濃度 (浮遊個数/海域面積) を提供している。すなわち、鉛直混合の程度に依存しない荒天補正濃度である。

データベースが整備されれば、観測値との比較でモデルの妥当性評価が可能となって、数値的研究は活性化する。Isobe and Iwasaki (2022) は、海洋表層を模した水平二次元の粒子追跡モデルによって、全球における海洋プラスチックの行方を検証した (Fig. 6)。このモデルでは、破碎前のプラスチックごみ (10トン/粒子) とマイクロプラスチック (0.1トン/粒子) の海洋動態が再現された。Lebreton *et al.* (2017) が提供する河川からのプラスチックごみ流出量 (2010年換算重量) を基準とし、河口を有する国ごとの国内総生産の年推移に比

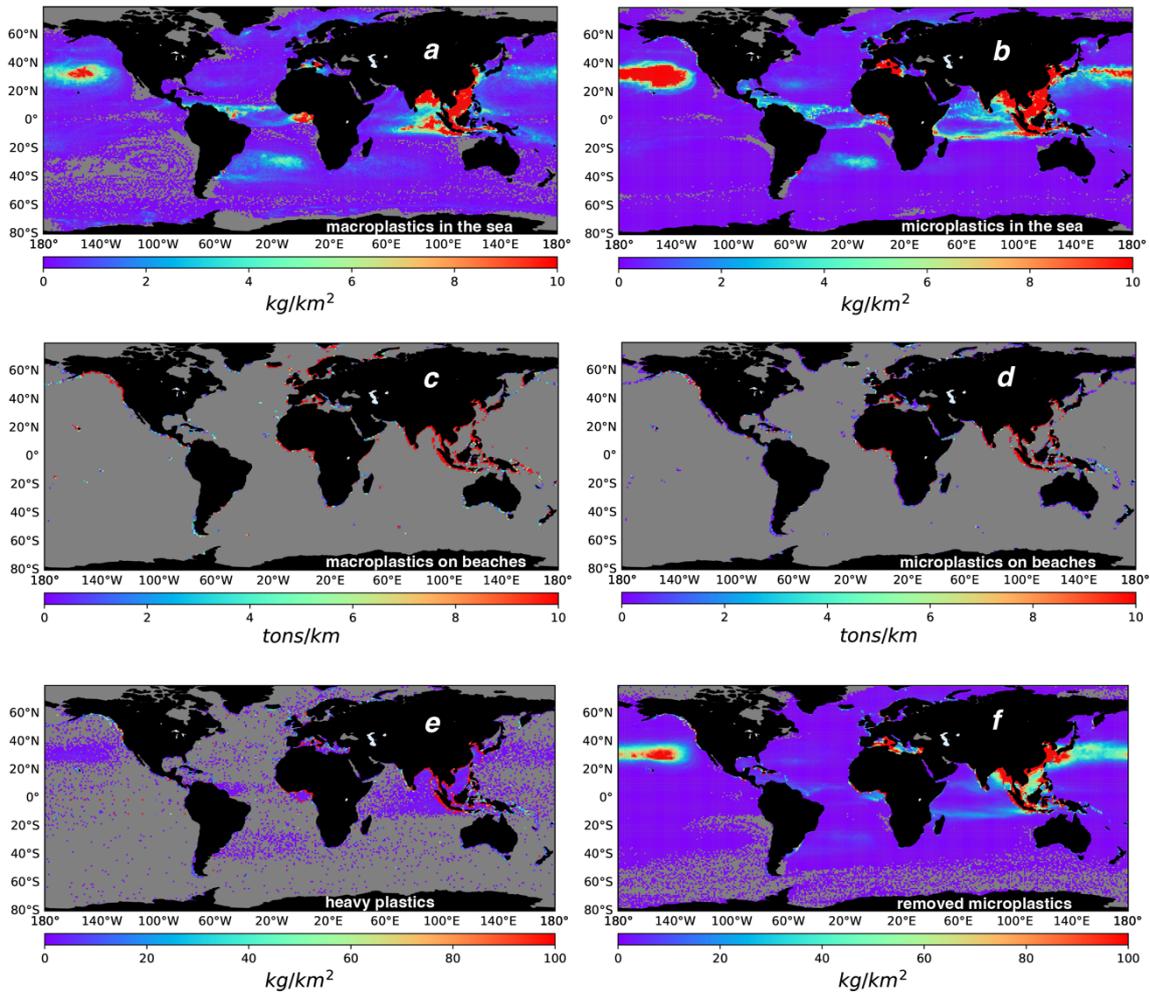


Fig. 6 Fate of ocean plastics simulated by Isobe and Iwasaki (2022). Areal mass concentrations averaged over the final computation year (2017) are shown for (a) floating plastic debris (macroplastics), (b) microplastics in the ocean, (c) macroplastics stranded on beaches, (d) microplastics on beaches, (e) heavy plastics that settle immediately after fragmentation, and (f) locations of microplastics removed from the model domain.

例させることで、1961年から2017年までの年別流出量を求めた。そして年々の流出量に対応した粒子数を河口から投入した。加えて、河川から投入した粒子数の20%を、漁業起源のプラスチックごみとして海域に与えた。与えた量の海域分布は、Kroodsma *et al.* (2018)を利用して、緯度・経度 10° 格子ごとの漁船操業時間に比例させた。劣化と破碎を想定して、あらかじめ定めた破碎時間が経過した時点で、プラスチックごみ1粒子をマイクロプラスチック100粒子に分割した。そのうち、海水より軽い素材の生産割合に応じて、半数(50

粒子)を浮遊マイクロプラスチック粒子とみなし、粒子追跡計算を継続した。残り半数は海水より重い素材とみなして、破碎位置での沈降を想定しモデルから消失させた。漂着したモデル粒子は、Kataoka *et al.* (2013)やHinata *et al.* (2017)の平均滞留時間で海域に戻した。また、マイクロプラスチック粒子は、発生時に各粒子に付与された消失時間を過ぎれば計算領域から消失させた。この消失過程には、観測データがない 0.3 mm 以下のマイクロプラスチックへの破碎と、生物過程に伴う表層からの沈降の両方が含まれる。破碎時間と消失時間に

は、世界の海岸で調査された漂着プラスチックごみ重量や、AOMI データベースが提供する浮遊マイクロプラスチック濃度分布をよく再現するよう、試行錯誤で最適な組み合わせが選ばれた。

この数値モデルによって推定された、海洋プラスチックの動態は以下の通りである。なお、破碎時間は現実的な1-10年の範囲でモデルの結果に依存性がなかったが、消失時間は2-3年程度が適当であった。計算期間を通して、海洋には約2500万トンのプラスチックごみが流出した。これは3.2節で見積もった1500万-4000万トンと整合的である。うち23.4% (600万トン) は現在も海岸に漂着しており (Fig. 6c)、3-4%は漂流プラスチックごみ (Fig. 6a) や漂流/漂着マイクロプラスチック (Fig. 6b, d) である。プラスチックごみが破碎しマイクロプラスチックに変化する際に、海水より比重の重いプラスチックは、破碎の直後に海底に沈んだ (Fig. 6e; 36.9%, 900万トン)。また、これまで海洋表層から消失したマイクロプラスチックは29.8% (Fig. 6f; 750万トン) と見積もられた。海岸調査や表層曳網調査が主体となる現在の海洋プラスチック観測の体制では、これらの和である66.7%がミッシング・プラスチックとみなされる。

Higuchi and Isobe (2024) は、このモデルを利用して2060年までの海洋プラスチックの存在量を予測した。これまで提案された11ケースのプラスチックごみ排出 (適正な処理経路から外れた環境への漏出) シナリオに従って (Lebreton and Andrady, 2019; Borrelle *et al.*, 2020; Lau *et al.* 2020), 海洋プラスチックの存在量を求めた。ただし、ミッシング・プラスチックを含まず、少なくとも、現在の観測体制で監視できるものが対象である。この研究によれば、2019年の大阪G20サミットでの合意である大阪ブルーオーシャン・ビジョン、すなわち「2050年までに海洋プラスチックごみによる追加的な汚染をゼロにする」目標を達成するためには、2035年までに現状での排出量から30%以上を削減する4シナリオに従う必要がある。すでに現在の排出量は、海洋表層での消失量を超えているのである。効果的な排出量の削減対策がなければ、いま観測可能な範囲に限定しても、海洋プラスチックの重量は増加を続けるだろう。

4.2. ミッシング・プラスチックの行方—現場観測

上で述べた通り、Isobe and Iwasaki (2022) は、浮遊マイクロプラスチックの海洋表層からの消失時間を2-3年と推定した。Okubo *et al.* (2023) は、この時間規模の妥当性を検証した研究である。海洋科学では馴染みがないが、材料科学でよく知られたカルボニル・インデックスは、プラスチックの劣化の程度を表す指標値である。FT-IRで得た波数1,650-1,850 cm^{-1} 周辺の赤外吸光スペクトル強度は、劣化が進むほど大きな値を示す。この研究では、この波数1,650-1,850 cm^{-1} 範囲の強度面積を、劣化に依存しない波数4,300-4,400 cm^{-1} 範囲の強度面積で除した比を、カルボニル・インデックスとして定義した。Okubo *et al.* (2023) は、カルボニル・インデックス (C) と周辺温度 (θ), さらに、曝露紫外線量の時間積分値 (U) も加えた関係式を実験的に求めた。そして、海洋で曳網採取したマイクロプラスチックのカルボニル・インデックスを測定した。また、周辺温度には水温気候値を与えて、さらに曝露紫外線量の時間積分値は、採取海域の平均紫外線量 (u) と曝露時間 (T) の積で代替した。先に求めたC (測定値), θ (観測値), そして $U [= u(\text{観測値}) \times T]$ の関係より、マイクロプラスチックの紫外線曝露時間 (T) を個々のマイクロプラスチックについて求め、これを「年齢」と定義した。そして、日本周辺海域と、北太平洋の赤道域や亜熱帯循環内の17測点で曳網採取した56個のマイクロプラスチックを分析したところ、年齢が5年を超えるものは見つからなかった (Fig. 7)。すなわち、プラスチックごみは、屋外で紫外線を浴び始めてから最大で5年もあれば、海洋流出ののち劣化と破碎を繰り返し、いずれ表層から消失することが示唆された。Isobe *et al.* (2019b) や Isobe and Iwasaki (2022) の数値モデルで得た消失時間の2-3年は、この範囲内に収まった。プラスチックごみが腐食分解するまで数百年を要するとされるが (Barnes *et al.*, 2009), ミッシング・プラスチックに至るまでの時間規模は、わずか5年以内なのである。そして、5年を超えた海洋プラスチックは、今も海洋のどこかで蓄積を続けている。

浮遊マイクロプラスチックの生物過程に伴う沈降を、実海洋で証明したのは Hinata *et al.* (2023) である。

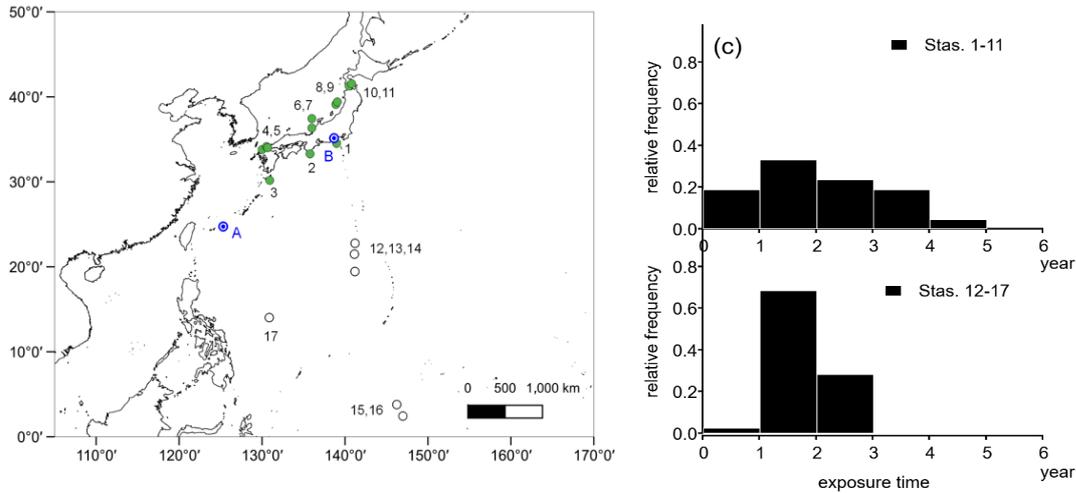


Fig. 7 Ages of floating microplastics collected at the 17 stations shown in the left panel (bar charts in the right panels). The upper right panel shows stations near the Japanese Islands, while the lower right panel shows offshore stations. See Okubo *et al.* (2023) for details.

貧酸素水塊が常在する別府湾の底層では、漁業活動はもとより海底での生物擾乱が最小化される。これによって、堆積物が乱されることなく時間と共に層を重ねる。そのため、海底から採取した堆積物コアから、数年以内といった高解像度で、マイクロプラスチック沈降フラックスの時系列が推定できる。この研究によって、1950年から2010年の時系列に含まれる10年規模の変動と、同じ堆積物コアに含まれるクロロフィル a 量の変動との同期が見出された。すなわち、少なくとも低次生態系が活性化すれば、浮遊マイクロプラスチックは同期して沈降量を増やすのである。なお、Kuwaie *et al.* (2024) は、1952年を人新世への移行点と提唱し、その根拠の一つとして別府湾で採取された堆積物コア中のマイクロプラスチックを用いている。

浮遊マイクロプラスチックの破碎が進行して、サイズが0.3 mmを下回れば（以降は、微細マイクロプラスチック）、既存ガイドライン（3.3節）に準拠した観測は困難である。まず、周辺から採取試料へのプラスチック塵の混入（コンタミネーション）を避ける必要がある。肉眼では見えづらいが、実験室の空気中や試薬瓶の中にも漂う微細プラスチックの混入が、観測個数の過大評価をもたらすためである。また、採取・分析過程での散逸を抑えて、回収率の向上に努める必要がある。加えて、

環境中で劣化した微細マイクロプラスチックが分析中に破碎すれば、採取個数が過大評価となる。大容量のポンプ（濾水量が1,000 L程度）を利用して海水を現場濾過する採取は、少なくともコンタミネーションによる誤差を軽減する有効な採取方法である（Pabortsava *et al.*, 2020; Tekman *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2022; Zhao *et al.*, 2023）。しかし、ship timeの制約から多層観測が制約され、海洋科学のデータとして扱いづらい難点がある。

Kuroda *et al.* (2025) は、北太平洋の亜熱帯循環域における3測点（Fig. 8左）で、多層採水器を用いて水深1,000 mまでの12層から海水を採取し、微細マイクロプラスチックを抽出した。ここで対象としたサイズは10–300 μm である。このサイズの濃度分布を、同時観測した水塊構造と比較した。ただし、3測点の各層採水を重ね合わせても、一層当たりで海水48 Lしか処理できず、各層での定量精度を高める必要があった。そこで、分析過程を通したプランク・テストでのコンタミネーションを5個程度に抑え、また、回収率と非破壊率を80–90%程度まで高めた。鉛直軸を等密度座標にしてプロットした濃度は、等密度面に沿って輸送されたと考えられる塩分と似た鉛直分布を示す（Fig. 8右）。微細マイクロプラスチックのうち、生物過程を介して重量が海

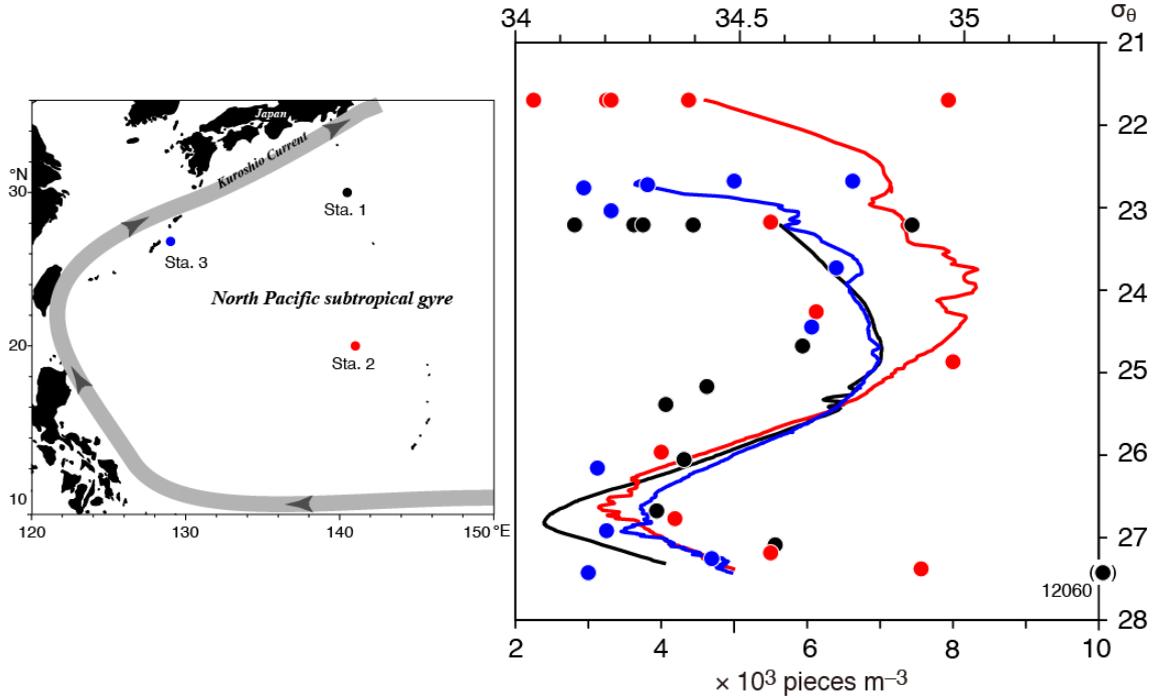


Fig. 8 Concentrations of small microplastics and salinity at the three stations shown in the left panel. In the right panel, distributions are shown in isopycnal coordinates, with circles indicating microplastic concentrations and curves representing salinity in the corresponding isopycnal layer. Colors denote different stations in both panels. The gray curve in the left panel schematically represents the subtropical gyre. See Kuroda *et al.* (2025) for details.

水密度に近づいたものは、容易には海底に沈まない。このような微細マイクロプラスチック群は、 $1,000-10,000$ 個 m^{-3} ($1-10$ 個 L^{-1}) 程度の濃度を維持しつつ、等密度面に沿って浮遊を続けていることが示唆された。プラスチックが社会に出回ってのち 70 年以上が経過した。その間に廃棄プラスチックの一部は海洋に流出し、破碎を重ねて、今も海洋循環に乗って地球を巡っているのである。

4.3. 今後の海洋プラスチック動態研究

プラスチックごみの海洋流出量には、未だ不確かな要素が多く、これが海洋における動態研究にはボトルネックである。特に、陸域の巨大なミッシング・プラスチックが正確な流出量の推定を阻んでいる。これまでのプラスチック廃棄物の総量が 49 億トンで、そのうち 2% の約 1 億トンが環境漏出したと 3.2 節で述べた。しかし、この 2% は先進国での推定で、世界平均とすれば過小評

価だろう。仮に陸域におけるプラスチックごみの漏出量が数億トンであれば、海洋流出したとされる数千万トンより一桁多い。この大きな差の行方がわからないのである。河川流量の急激な増加は、流出するプラスチックごみ重量を一時的に 100 倍にしたとの報告がある (van Emmerik *et al.*, 2023)。また、タイ湾沿岸部で観測した浮遊マイクロプラスチック濃度は、雨季に 10-100 倍程度増加した (Nakano *et al.*, 2024)。これらは、陸の水際に蓄積したプラスチックごみやマイクロプラスチックが、河川の増水とともに下流へ運ばれたことを示唆する。陸からの移動経路は川だけではない。微細マイクロプラスチックであれば、大気中を運ばれて (Allen *et al.*, 2019)、その後は大気降下過程を経て海洋に負荷されるだろう (Ferrero *et al.*, 2022)。陸域は、環境に漏出したプラスチックごみや、それらが破碎したマイクロプラスチックの巨大な貯蔵庫らしい。大雨や嵐といった気象擾乱によって、あるいは津波のような災害によって、

この巨大な貯蔵庫は、一気に溜め込んだプラスチックを海洋に放出するだろう。それでも、陸域におけるプラスチックごみやマイクロプラスチックの動態研究は、まだ端緒についたばかりである（例えば Kako *et al.*, 2024; Yamahara *et al.*, 2024）。

海洋プラスチックの動態研究では、何より信頼できる観測データの蓄積が求められる。Kako *et al.* (2025)にある通り、プラスチックごみの観測は、海岸に設置したウェブカメラやドローンの利用も進んで、今後データ量の増加が期待される。もし衛星観測が実現されれば、現存量の把握が全球規模で一気に進むだろう。マイクロプラスチックについては、すでに観測ガイドラインも共有され、データベースの構築も進んだ。微細マイクロプラスチックについても、今後ガイドラインが整備され、現存量データの蓄積が期待される。ただ、どこまでプラスチックごみは細くなるのだろうか。現在は10数 μm までを観測しているが、数 μm のマイクロプラスチックが大气や海洋には浮遊しているのだろうか。ナノプラスチックは自然環境でも生成されるのだろうか。間違いなく観測の難易度は飛躍的に高くなるが、それでも挑戦してみたいテーマである。

海洋に流出したのち、紫外線曝露に伴う劣化や破碎、漂流・漂着などの履歴は、その後の海洋プラスチックの動態を左右する。したがって、海洋プラスチックの数値的研究が、粒子の履歴が個々に保存されるラグランジアン・モデルの枠組みから外れることは難しい。その中において、Kooi *et al.* (2017)が提案したオイラー型の生態系モデルと粒子追跡モデルとの融合は魅力的である。ここでは、モデル内を移動する個々の粒子上に、植物プランクトンの付着と成長・枯死・分解を含む低次生態系モデルが組み込まれている。付着と成長が粒子の重量や沈降流速の増加をもたらして、粒子輸送に還元されるモデルである。このアイデアはその後の数値的研究に採用され（Fischer *et al.*, 2022; Lobelle *et al.*, 2021）、海洋プラスチックの輸送モデルは鉛直方向を含む三次元へと広がりつつある。生態系との結合モデルは、他にも動物プランクトンや有機懸濁態への取り込みにも用いられ始めた（Kvale *et al.*, 2020; Kvale *et al.*, 2021）。海洋亜表層には1-10個 L^{-1} の微細マイクロプラスチックが生物付着を経て浮遊・沈降している（Fig. 8）。付着生物が

枯死・分解して消えれば、これらのマイクロプラスチックは再び浮力を得て上昇を始めるだろう（Kooi *et al.*, 2017; Takada, 2019）。半永久的に表層と亜表層を往復できる物質が、長い地球史に初めて現れたのである。このような物質は、物質循環や生物ポンプに干渉していないか、しても些細な歪みにすぎないのか。これから挑戦してみたいテーマである。

5. おわりに

本稿では、過去10年ほどで急速に進展した、海洋プラスチックの動態研究を紹介した。間違いなく私たちは、分野を切り拓いた主要グループの一つであったと思う。しかし、本稿では紹介できなかったが、海洋研究開発機構による深海プラスチックごみ画像のデータベース（Chiba *et al.*, 2018）や「しんかい6500」を利用した深海プラスチック現存量の調査（Nakajima *et al.*, 2021）、あるいは東京大学のグループによるマイクロプラスチック浮遊濃度の長期変動（Miyazono *et al.*, 2025）など、私たちの他にも、日本からは重要な関連研究が継続的に発信されてきた。動態研究が主眼の本稿では触れなかったが、高田秀重先生（東京農工大学）のグループによる海洋プラスチック汚染の指摘は、世界に先んじて四半世紀も前のことであり（Mato *et al.*, 2001）、その後も同グループは分野を牽引してこられた。確かに、昨今の欧州や中国、あるいは東南アジアで経験する研究集会での熱気と、日本のそれを比べれば、なにより研究人口の少なさが寂しくはある。それでも当該分野において、日本の研究のプレゼンスが小さくないことは強調しておきたい。

本稿で紹介した観測手法の調和化や、観測ガイドラインの公開、そしてAOMIデータベースの構築、あるいは大阪ブルーオーシャン・ビジョンを支援した学会議のサイエンス20共同宣言（日本学会議, 2019）は、私たち研究者が、政治・行政と密に連携しつつ実現してきた取り組みである。また、私たちは研究を進める中で、環境NPOと協働し、理・工・経済・環境政策など異分野の研究者と対話を重ねた。これらの過程で、異なる立場であっても皆がよい未来を残したいと願うこと、そして海洋科学に対する期待の高いことを知った。海洋科学は、地球科学の一分野として楽しいだけでなく、異分

野には新たな展開を、社会には変革をもたらす力強い学術分野なのである。

謝 辞

本稿は受賞記念論文なので単著としての形式ですが、文中の一人称には私たちとあります。ここでは、共同研究者や研究に携わった学生諸君、あるいは共に海岸調査で汗を流したNPOや地域の皆様、そして研究を支援してくれた研究室スタッフ、さらに研究成果を踏まえた政策実現に尽力する関係機関の皆様を含みます。皆様と日本海洋学会賞の栄誉を分かち合いたいと思います。また、日本海洋学会賞選考にあたった審査委員の皆様や関係各位に厚く御礼申し上げます。査読者と久保川編集委員長からは、本稿の推敲にあたって有益なコメントをいただきました。

私たちの海洋プラスチック研究は、私が代表を務めた環境省や環境再生保全機構の環境研究総合推進費(D-071, B-1007, 4-1502, SII-2)と、JICA/JSTの地球規模課題対応国際科学技術協力プログラム(SATREPS; JMPJSA1901)、科研費/基盤研究S(JP21H05058)、JSTのSDGs達成に資する多国間研究協力(STAND)の助成を得て実施されました。関係機関と審査に当たった皆様に感謝申し上げます。また、九州大学の概算要求プロジェクト経費や企業・個人から頂戴した寄付金も、研究の円滑な遂行に極めて有益でありました。

私が研究者になったのは、実に楽しそうに研究をしておられた、そして海洋科学をやれば幸せになれるかと思わせてくれた、故・柳哲雄先生(愛媛大学)に出会ったからです。先生に申し上げたいことは、すでにJOSニューズレターの追悼文(磯田・磯辺, 2022)に書きました。ただ、今回の受賞に際して直接にお礼を言えなかったことが残念です。それでも、受賞講演の前に磯田豊さんが先生の著作(柳, 2020)にある私のエピソードを朗読されたことは、まるで先生からのお祝いにも聞こえて、大変ありがたいことでした。私が研究者になれたのは、私を助手(助教)として採用し、その3年後に急逝されるまで、いつも激励くださった故・俵悟先生(水産大学校)のおかげです。どこかで何かの賞を頂戴して、記念講演の際に恩人として先生のお名前をあげることが、ひそかな私の

目標でした。亡くなってから30年ほどが経ち、ようやく目標が達成できて安堵しています。

References

- Allen, S., D. Allen, V.R. Phoenix, G. Le Roux, P.D. Jiménez, A. Simonneau, S. Binet, and D. Galo (2019): Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.*, **12**, 339-344.
- Andrady, A.L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull*, **62**, 1596-1605.
- Barnes, D.K.A., F. Galgani, R.C. Thompson, and M. Barlaz (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil. Trans. R. Soc. B*, **364**, 1985-1998.
- Borrelle S.B., J. Ringma, K.L. Law, C.C. Monnahan, L. Lebreton, A. McGivern, E. Murphy, J. Jambeck, G.H. Leonard, M.A. Hilleary, M. Eriksen, H.P. Possingham, H. De Frond, L.R. Gerber, B. Polidoro, A. Tahir, M. Bernard, N. Mallos, M. Barnes, and C.M. Rochman (2020): Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*, **369**: 1515-1518.
- Brandon, J.A., W. Jones, and M.D. Ohman (2019): Multidecadal increase in plastic particles in coastal ocean sediments. *Sci. Adv.*, **5**:eaax0587.
- Carpenter, E.J., and K.L. Smith Jr. (1972): Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, **175**, 1240-1241.
- Chiba, S., H. Saito, R. Fletcher, T. Yogi, M. Kayo, S. Miyagi, M. Ogido, K. Fujikura (2018): Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Mar. Policy*, **96**, 204-212.
- Coe, J.M., and D.B. Rogers (1997): *Marine debris, sources, impacts and solutions*. Springer-Verlag, New York, 432pp.
- Cózar, A., F. Echevarría, J.I. González-Gordillo, X. Irigoien, B. Úbeda, S. Hernández-León, Á.T. Palma, S. Navarro, J. García-de-Lomas, A. Ruiz, M.L. Fernández-de-Puelle, and C.M. Duarte (2014): Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **111**: 10239-10244.
- Cózar, A., E. Martí, C.M. Duarte, J. García-de-Lomas, E. van Sebille, T.J. Ballatore, V.M. Eguiluz, J.I. González-Gordillo, M.L. Pedrotti, F. Echevarría, R. Troublé, and X. Irigoien (2017): The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the Thermohaline Circulation. *Sci. Adv.* **3**:e1600582.
- Eriksen, M., L.C.M. Lebreton, H.S. Carson, M. Thiel, C.J. Moore, J.C. Borerro, F. Galgani, P.G. Ryan, and J. Reisser (2014): Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE*; **9**(12): e111913.
- Ferrero, L., L. Scibetta, P. Markuszewski, M. Mazurkiewicz, V. Drozdowska, P. Makuch, P. Jutrzenka-Trzebiatowska, A. Zaleska-Medynska, S. Andò, F. Saliu, E.D. Nilsson, and E. Bolzacchini (2022): Airborne and marine microplastics from an oceanographic survey at the Baltic Sea: An emerging role of air-sea interaction? *Sci. Total Environ.*, **824**, 153709.
- Fischer, R., D. Lobelle, M. Kooi, A. Koelmans, V. Onink, C. Laufkötter, L. Amaral-Zettler, A. Yool, and E. van Sebille (2022): Modeling submerged biofouled microplastics and their vertical trajectories.

- Biogeosciences*, **19**, 2211–2234.
- Galgani, F., G. Hanke, S. Werner, L. Oosterbaan, P. Nilsson, D. Fleet, S. Kinsey, R.C. Thompson, J. van Franeker, T. Vlachogianni, M. Scoullou, J.M. Veiga, A. Palatinus, M. Matiddi, T. Maes, S. Korpinen, A. Budziak, H. Leslie, J. Gago, and G. Liebezeit (2013): Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas. *EUR Scientific and Technical Research Series*, Publications Office of the European Union, Luxembourg, P. 128.
- GESAMP (2019): Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean. *United Nations Environment Programme*, 123 pp.
- Geyer, R., J.R. Jambeck, and K.L. Law (2017): Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* **3**:e1700782.
- Hardesty, B.D., J. Harari, A. Isobe, L. Lebreton, N. Maximenko, J.T. Potemra, E. van Sebille, D. Vethaak, and C. Wilcox (2017): Using numerical model simulations to improve the understanding of microplastic distribution and pathways in the marine environment. *Front. Mar. Sci.*, **4**:30. doi: 10.3389/fmars.2017.00030.
- Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R.C. Thompson, and M. Thiel (2012): Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 3060–3075.
- Higuchi, C., and A. Isobe (2024): Reduction scenarios of plastic waste emission guided by the probability distribution model to avoid additional ocean plastic pollution by 2050s. *Mar. Pollut. Bull.* **207**, 11679.
- Hinata, H., K. Mori, K. Ohno, Y. Miyao, and T. Kataoka (2017): An estimation of the average residence times and onshore-offshore diffusivities of beached microplastics based on the population decay of tagged meso- and microliter. *Mar. Pollut. Bull.*, **122**, 17–26.
- Hinata, H., M. Kuwae, N. Tsugeki, I. Masumoto, Y. Tani, Y. Hatada, H. Kawamata, A. Mase, K. Kasamo, K. Sukenaga and Y. Suzuki (2023): A 75-year history of microplastic fragment accumulation rates in a semi-enclosed hypoxic basin. *Sci Total Environ.*, **854**, 158751.
- 磯辺篤彦・日向博文・清野聡子・馬込伸哉・加古真一郎・中島悦子・小島あずさ・金子博 (2012): 漂流・漂着ごみと海洋学—海ゴミプロジェクトの成果と展開—。沿岸海洋研究, **49**, 139–151.
- Isobe, A., K. Kubo, Y. Tamura, S. Kako, E. Nakashima, and N. Fujii (2014): Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, **89**, 324–330.
- Isobe, A., K. Uchida, T. Tokai, and S. Iwasaki (2015): East Asian seas: a hot spot of pelagic microplastics. *Mar. Pollut. Bull.*, **101**, 618–623.
- Isobe, A., K. Uchiyama-Matsumoto, K. Uchida, and T. Tokai (2017): Microplastics in the Southern Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, **114**, 623–626.
- 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. Vassilenko, V. Viyakarn, and W. Zhang (2019a): An inter-laboratory comparison exercise for the determination of microplastics in standard sample bottles. *Mar. Pollut. Bull.*, **146**, 831–837.
- Isobe, A., S. Iwasaki, K. Uchida, and T. Tokai (2019b): Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nat. Comm.*, **10**: 417.
- 磯辺篤彦 (2020): 海洋プラスチック問題の真実—マイクロプラスチックの実態と未来予測。DOJIN 選書 86, 化学同人, 188pp.
- Isobe, A., T. Azuma, M.R. Cordova, A. Cózar, F. Galgani, R. Hagita, L.D. Kanhai, K. Imai, S. Iwasaki, S. Kako, N. Kozlovskii, A.M. Lusher, S.A. Mason, Y. Michida, T. Mitubasi, Y. Morii, T. Mukai, A. Popova, K. Shimizu, T. Tokai, K. Uchida, M. Yagi, and W. Zhang (2021): A multilevel dataset of microplastic abundance in the world's upper ocean and the Laurentian Great Lakes. *Micropl. & Nanopl.*, **1**: 16.
- Isobe, A., and S. Iwasaki (2022): The fate of missing ocean plastics: Are they just a marine environmental problem? *Sci. Total Environ.*, **825**, 153935.
- 磯辺篤彦 (2023): 海洋プラスチック動態研究の最前線。沿岸海洋研究, **61**, 77–85.
- 磯田豊・磯辺篤彦 (2022): 追悼：柳哲雄先生。JOS ニュースレター, **12**, 6.
- Ivar do Sul, J.A., A. Spengler, and M.F. Costa (2009): Here, there, and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Mar. Pollut. Bull.*, **58**, 1229–1244.
- 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. *Mar. Pollut. Bull.*, **121**, 85–96.
- Jambeck, J.R., R. Geyer, C. Wilcox, T.R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan, and K.L. Law (2015): Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, **347**, 768–771.
- Kaiser, D., N. Kowalski, and J.J. Waniek (2017): Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environ. Res. Lett.*, **12**: 124003.
- Kako, S., R. Muroya, D. Matsuoka, and A. Isobe (2024): Quantification of litter in cities using a smartphone application and citizen science in conjunction with deep learning-based image processing. *Waste Manag.*, **186**, 271–279.
- Kako, S., T. Kataoka, D. Matsuoka, Y. Takahashi, M. Hidaka, S. Aliani, U. Andriolo, H. Dierssen, T.H.M. van Emmerik, G. Gonçalves, V. Martínez-Vicente, P. Mishra, J.G. Monteiro, K. Topouzelis, and A. Isobe (2025): Remote sensing and image analysis of macroplastic litter: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, **222**, 118630.
- Kataoka, S., H. Hinata, and S. Kato (2013): Analysis of a beach as a time-invariant linear input/output system of marine litter. *Mar. Pollut. Bull.*, **7**, 266–273.
- Katija, K., C.A. Choy, R.E. Sherlock, A.D. Sherman, and B.H. Robison (2017): From the surface to the seafloor: How giant larvaceans transport microplastics into the deep sea. *Sci. Adv.*, **3**:e1700715.
- Kooi, M., E.H. van Nes, M. Scheffer, and A.A. Koelmans (2017): Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. *Environ. Sci. Technol.*, **51**, 7963–7971.
- Kroodsmas, D.A., J. Mayorga, T. Hochberg, N.A. Miller, K. Boerder, F. Ferretti, A. Wilson, B. Bergman, T.D. White, B.A. Block, P. Woods, B. Sullivan, C. Costello, and B. Worm (2018): Tracking the global footprint of fisheries. *Science*, **359**, 904–908.

- Kukulka, T., G. Proskurowski, S. Morét-Ferguson, D.W. Meyer, and K.L. Law (2012): The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophys. Res. Lett.*, **39**, L07601.
- Kuroda, M., A. Isobe, K. Uchida, R. Hagita, and S. Hamada (2025): Settling and along-isopycnal subduction of small microplastics into subsurface layers of the western North Pacific Ocean. *Environ. Sci. Technol.*, **59**, 20716–20725.
- Kvawue, M., Y. Yokoyama, S. Tims, M. Froehlich, L.K. Fifield, T. Aze, N. Tsugeki, H. Doi, and Y. Saito (2024): Toward defining the Anthropocene onset using a rapid increase in anthropogenic fingerprints in global geological archives. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **121**(41), e2313098121.
- Kvale, K., A.E.F. Prowe, C.T. Chien, A. Landolfi, and A. Oschlies (2020): The global biological microplastic particle sink. *Sci. Rep.*, **10**: 16670.
- Kvale, K., A.E.F. Prowe, C.-T. Chien, A. Landolfi, and A. Oschlies (2021): Zooplankton grazing of microplastic can accelerate global loss of ocean oxygen. *Nat. Comm.*, **12**: 2358.
- Lau W.W.Y., Y. Shiran, R.M. Bailey, E. Cook, M.R. Stuchtey, and J. Koskella (2020): Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, **369**, 1455–1461.
- Law, K.L., S.E. Morét-Ferguson, N.A. Maximenko, G. Proskurowski, E.E. Peacock, J. Hafner, and C.M. Reddy (2010): Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, **329**, 1185–1188.
- Law, K.L., S.E. Morét-Ferguson, D.S. Goodwin, E.R. Zettler, E. DeForce, T. Kukulka, and G. Proskurowski (2014): Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set. *Environ. Sci. Technol.*, **48**, 4732–4738.
- 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. *Nat. Comm.*, **8**: 15611.
- Lebreton, L., and A. Andrady (2019): Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Comm.*, **5**: 6.
- Lippiatt, S., S. Opfer, and C. Arthur (2013): Marine Debris Monitoring and Assessment. *NOAA Technical Memorandum*, NOS-OR&R-46.
- Lobelle, D., M. Kooi, A.A. Koelmans, C. Laufkötter, C.E. Jongedijk, C. Kehl, and E. van Sebille (2021): Global modeled sinking characteristics of biofouled microplastic. *J. Geophys. Res.: Oceans*, **126**, e2020JC017098.
- Long, M., B. Moriceau, M. Gallinari, C. Lambert, A. Huvet, J. Raffray, and P. Soudant (2015): Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates. Impact on their respective fates. *Mar. Chem.*, **175**, 39–46.
- Masura, J., J. Baker, G. Foster, C. Arthur, C. Herring, and Technical Editor (2015): Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. *NOAA Technical Memorandum*, NOS-OR&R-48.
- Mato, Y., T. Isobe, H. Takada, H. Kanehiro, C. Ohtake, and T. Kamiuma (2001): Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment, *Environ. Sci. Technol.*, **35**, 318–324.
- Michels, J., A. Stippkugel, M. Lenz, K. Wirtz, and A. Engel (2018): Rapid aggregation of biofilm-covered microplastics with marine biogenic particles. *Proc. Royal Soc. B*, **285**: 20181203.
- Michida, Y., S. Chavanich, C.A. Cózar, P. Hagmann, H. Hinata, A. Isobe, P. Kershaw, N. Kozlovskii, D. Li, A.L. Lusher, E. Martí, S.A. Mason, J. Mu, H. Saito, W.J. Shim, A.D. Syakti, H. Takada, R. Thompson, T. Tokai, K. Uchida, K. Vasilenko, and J. Wang, (2019): Guidelines for harmonizing ocean surface microplastic monitoring methods, Ministry of the Environment, Japan. https://www.env.go.jp/en/water/marine_litter/guidelines/guidelines.pdf.
- Miyazono, K., K. Tadokoro, G.G.N. Thushari, H. Miyamoto, A. Takasuka, M. Watai, T. Yasuda, T. Sato, R. Yamashita, T. Kodama, and K. Takahashi (2025): Long-Term Changes in the Abundance, Size, and Morphotype of Marine Plastics in the North Pacific. *Environ. Sci. Technol.*, **59**, 4608–4617.
- Moore, C.J., S.L. Moore, M.K. Leecaster, and S.B. Weisberg (2001): A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. *Mar. Pollut. Bull.*, **42**, 1297–1300.
- Morales-Caselles, C., J. Viejo, E. Martí, D. González, H. Pragnell-Raasch, J.I. González-Gordillo, E. Montero, G.M. Arroyo, G. Hanke, V. Salvo, O.C. Basurko, N. Mallos, L. Lebreton, F. Echevarria, T. van Emmerik, C.M. Duarte, J.A. Gálvez, E. van Sebille, F. Galgani, C.M. García, P.S. Ross, A. Bartual, C. Ioakeimidis, G. Markalain, A. Isobe, and A. Cózar (2021): An inshore-offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. *Nat. Sustain.*, **4**, 484–493.
- Nakajima, R., M. Tsuchiya, A. Yabuki, S. Masuda, T. Kitahashi, Y. Nagano, T. Ikuta, N. Isobe, H. Nakata, H. Ritchie, K. Oguri, S. Osafune, K. Kawamura, M. Suzukawa, T. Yamauchi, K. Iijima, T. Yoshida, S. Chiba and K. Fujikura (2021): Massive occurrence of benthic plastic debris at the abyssal seafloor beneath the Kuroshio Extension. *the North West Pacific, Mar. Pollut. Bull.*, **166**, 112188.
- Nakano, H., M.B. Alfonso, S. Jandang, N. Phinchan, S. Chavanich, V. Viyakarn, and A. Isobe (2024): Influence of monsoon seasonality and tidal cycle on microplastics presence and distribution in the Upper Gulf of Thailand. *Sci. Total Environ.*, **920**, 170787.
- 日本学術会議 (2019) : 海洋生態系への脅威と海洋環境の保全—特に気候変動及び海洋プラスチックごみについて—. <https://www.scj.go.jp/ja/info/kohyo/pdf/kohyo-24-gs2019-1j.pdf>.
- Okubo, R., A. Yamamoto, A. Kurima, T. Sakabe, Y. Ide, and A. Isobe (2023): Estimation of the age of polyethylene microplastics collected from oceans: Application to the western North Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, **192**, 114951.
- Pabortsava, K., and R. Lampitt (2020): High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nat. Comm.*, **11**: 4073.
- Porter, A., B.P. Lyons, T.S. Galloway, and C. Lewis (2018): Role of Marine Snows in Microplastic Fate and Bioavailability. *Environ. Sci. Technol.*, **52**, 7111–7119.
- Schmidt, C., T. Krauth, and S. Wagner (2017): Export of plastic debris by rivers into the sea. *Environ. Sci. Technol.*, **51**, 12246–12253.
- Takada, H. (2019): Hazardous chemicals in marine plastics and their threat to marine organisms. The Science of Microplastics in the World Ocean -Abstracts. <https://microplastics.whoi.edu/events-presentations/the-science-of-microplastics-in-the-world-ocean/>.

- Takeoka, H. (1984): Fundamental concepts of exchange and transport time scale in a coastal sea. *Cont. Shelf Res.*, **3**, 311–326.
- Tekman, M.B., C. Wekerle, C. Lorenz, S. Primpke, C. Hasemann, G. Gerdt, and M. Bergmann (2020): Tying up Loose Ends of Microplastic Pollution in the Arctic: Distribution from the Sea Surface through the Water Column to Deep-Sea Sediments at the HAUSGARTEN Observatory. *Environ. Sci. Technol.*, **54**, 4079–4090.
- ter Halle, A., L. Ladirat, X. Gendre, D. Goudouneche, C. Pusineri, C. Routaboul, C. Tenailleau, B. Duployer, and E. Perez (2016): Understanding the Fragmentation Pattern of Marine Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.*, **50**, 5668–5675.
- Thompson, R.C., Y. Olsen, R.P. Mitchell, A. Davis, S.J. Rowland, A.W.G. John, D. McGonigle, and A.E. Russell (2004): Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, **304**, 838.
- Tokai, T., K. Uchida, M. Kuroda, and A. Isobe (2021): Mesh selectivity of neuston nets for microplastics. *Mar. Pollut. Bull.*, **165**, 112111.
- Van Cauwenberghe, L., A. Vanreusel, J. Mees, and C.R. Janssen (2013): Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environ. Pollut.*, **182**, 495–499.
- van Emmerik, T.H.M., R.M. Frings, L.J. Schreyers, R. Hauk, S.I. de Lange, Y.A.M. Mellin (2023): River plastic transport and deposition amplified by extreme flood. *Nat. Water*, **1**, 514–522.
- van Sebille, E., S. Aliani, K.L. Law, N. Maximenko, J. Malsina, 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 (2020): The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environ. Res. Lett.*, **15**, 023003.
- Yamahara, S., V. Viyakarn, S. Chavanich, S. Bureekul, A. Isobe, and H. Nakata (2024): Open dumping site as a point source of microplastics and plastic additives: a case study in Thailand. *Sci. Total Environ.*, **948**, 174827.
- 柳哲雄 (2020) : 退職老人日記. 創風社出版, 162pp.
- Zhang, S., W. Zhang, M. Ju, L. Qu, X. Chu, C. Huo, and J. Wang (2022): Distribution characteristics of microplastics in surface and subsurface Antarctic seawater. *Sci. Total Environ.*, **838**, 156051.
- Zhao, S., L. Zhu, T. Wang, and D. Li. (2014): Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Mar. Pollut. Bull.*, **86**, 562–568.
- Zhao, S., J.E. Ward, M. Danley, and T.J. Mincer (2018): Field-Based Evidence for Microplastic in Marine Aggregates and Mussels: Implications for Trophic Transfer. *Environ. Sci. Technol.*, **52**, 11038–11048.
- Zhao, S., E. Zettler, R.P. Bos, P. Lin, L.A. Amaral-Zettler, and T.J. Mincer (2022): Large quantities of small microplastics permeate the surface ocean to abyssal depths in the South Atlantic Gyre. *Glob. Change Biol.*, **28**, 2991–3006.
- Zhao, S., T.J. Mincer, L. Lebreton, and M. Egger (2023): Pelagic microplastics in the North Pacific Subtropical Gyre: A prevalent anthropogenic component of the particulate organic carbon pool. *PNAS Nexus*, **2**, 1–15.

Global-Scale Dynamics of Ocean Plastics

Atsuhiko Isobe[†]

Abstract

This study reviews the literature on the dynamics of ocean plastics and outlines the historical development, current status, and future prospects of this research field. Prior to the 2010s, most studies focused on reporting the abundance of ocean plastics. Since the mid-2010s, however, research has increasingly emphasized the dynamics of ocean plastics, particularly their transport processes. A major driver of this shift has been the so-called “missing plastics paradox,” which highlights the striking discrepancy between the total mass of plastic waste historically entering the ocean and the small amount of ocean plastics observed globally. As observational and analytical methods have become standardized and guidelines established, the accumulation of data has enabled an increasingly clear understanding of the overall dynamics of ocean plastics, including their emission to the ocean, stranding on coastlines, and subsequent redrift, degradation, and fragmentation processes, as well as mass increase and sinking mediated by biological activity. In the 2020s, an international database of floating microplastics, the Atlas of Ocean Microplastics (AOMI), was developed, accompanied by significant advances in numerical studies using particle-tracking models. Through numerical simulations, age analyses of floating microplastics, and the quantification of microplastics in sediment cores, the fate of missing plastics has been examined from multiple perspectives. Recently, observations of microplastics fragmented to sizes below several hundred micrometers, together with numerical studies coupled with ecosystem models, have further advanced the field. Consequently, research on the dynamics of ocean plastics has expanded beyond the surface ocean to encompass subsurface layers and the vertical structure of ocean plastics within the water column.

Key words: plastic debris; microplastics; missing plastics

(Corresponding author’s e-mail address: aisobe@riam.kyushu-u.ac.jp)

(Received 21 December 2025; accepted 16 January 2026)

(doi: [10.5928/kaiyou.35.2_29](https://doi.org/10.5928/kaiyou.35.2_29))

(Copyright by the Oceanographic Society of Japan, 2026)

[†] Research Institute for Applied Mechanics, Kyushu University, 6-1 Kasuga-Koen, Kasuga, 816-8580, Japan
e-mail: aisobe@riam.kyushu-u.ac.jp