

海洋深層水資源の利用者のための マイクロプラスチック研究の現状

A review on the research of microplastics for the users of
deep seawater (DSW) resources

山本 樹^{1,2}・山田勝久^{1,2}・高橋正征³

Tatsuki YAMAMOTO^{1,2}, Katsuhisa YAMADA^{1,2} and Masayuki TAKAHASHI³

Abstract

There are two types of microplastics in the ocean, one is primary microplastics such as microbeads, and the other is microplastics that are created by fragmenting abandoned plastics (secondary microplastics) such as PET bottles and plastic shopping bags. The latter is believed to be more than the former. In the natural environment, plastics are deteriorated by ultraviolet rays and further fragmented by physical action, but the decomposition of plastics in seawater, which does not allow ultraviolet rays to pass through, does not proceed. There is still no definition or sampling / measurement method globally accepted for microplastics, and it is not possible to discuss it quantitatively. For the time being, assuming that the size of 1 to 5,000 μm is microplastics, it has been clarified that microplastics are distributed from the surface to the bottom as well as highly accumulation in bottom sediments in the sea around the world. Although there are no reports on microplastics from deep seawater (DSW), it is easily expected microplastics in DSW. Microplastics tend to adsorb and concentrate toxic chemicals and may accelerate bioaccumulation of marine organisms through the food chain, but in reality, this is considered to be negligible. In fact, no direct effects of microplastics on marine life or humans have been identified. The biggest problem is that the garbage discarded by humans is scattered in the seawater and bottom sediments of the oceans around the world, causing garbage pollution. Rather, the microplastics problem is more significant as evidence of human impact on the ocean. The supply of plastics to the ocean will inevitably continue for the foreseeable future. For safe and secure utilization of DSW, it is suggested to pump up water so as not to wind up microplastics accumulated on the seabed and to remove microplastics by filtering before use.

Key Words: Deep seawater, Utilization, Microplastics, Biological effects

要 旨

海洋にはマイクロビーズなどの一次マイクロプラスチックと、ペットボトルやレジ袋などの捨てられたプラスチック類の細片化で生まれた二次マイクロプラスチックの二種類のマイクロプラスチック (MP) が存在し、後者が多いと考えられている。自然環境下ではプラスチックは紫外線により劣化し、さらに物理的作用で細片化するが、紫外線が透過しない海水中でのプラスチックの分解は進まない。MPには今日世界的に認められた定義や採取・測定法は未だなく定量的な議論はできない。とりあえず、1–5,000 μm の大きさをMPとすると、世界中の海の表層から深層に至るまでMPは分布し、特に海底堆積物には高濃度に蓄積していることが明らかになっている。海洋深層水 (DSW) からのMP検出報告はないが、DSWにおけるMPの分布は容易に想定される。MPは有害化学物質を吸着・濃縮しやすいことから、海洋生物の食物連鎖を通じた生物濃縮を加速させる

¹ 海洋深層水利用学会利用促進委員会 (〒840-8502 佐賀県佐賀市本庄町1番地 佐賀大学海洋エネルギー研究センター内)

² 株式会社 ディーエイチシー (〒108-0023 東京都港区芝浦2-7-1 DHC芝浦2丁目ビル7F)

³ (公財) 日本科学協会 (〒107-0052 東京都港区赤坂1-2-2 日本財団ビル5階)

一因となり得るが、その寄与はごく僅かだと推察される。実際、MPによる海洋生物やヒトへの直接的影響は確認されていない。最も大きな問題は、人類が捨てたゴミが世界全体の海洋の海水と底泥中に散在してゴミ汚染をおこしているということだ。海洋へのプラスチックの供給は、当面続くことが避けられない。DSWの安全・安心な利活用では、海底に溜まったMPを巻き上げないように取水することと、利用前にろ過処理してMPを除去することが望まれる。

キーワード：海洋深層水，利活用，マイクロプラスチック，生物影響

1. はじめに

今世紀に入って、世界的にマイクロプラスチック (microplastics, MP) への関心が高まった。中でも、海洋のMP汚染が注目され、2019年6月に大阪市で開催された第14回20か国・地域首脳会合 (G20) ではMP問題が真剣に討議され、2050年までに海洋プラスチックごみによる新たな汚染をゼロにすることを目指す「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」が提唱されたことは記憶に新しい。人類が生み出したプラスチックの末路であるMPは、今では地球上のいたるところに分布し、年々蓄積量が増えているため、行き過ぎた人間活動による地球環境への影響を示す例として取り上げられる。しかし、そのMPが危険物視されている傾向があり、その雑多な情報に振り回されないためには、MP研究の現状を正しく理解することが必要である。

MPに関しては、海洋環境保護の科学的側面に関する専門家会合 (GESAMP：8つの国連機関の支援を受けて活動する科学者の集まり) が2つの優れた総説を公表している (GESAMP, 2015, 2016)。特に2015年の報告書では、一般市民のMPに対する理解が実際と大きくかけ離れている点を取り上げて多くの頁を割いている。

海洋深層水 (deep seawater, DSW, と deep ocean water, DOW, がともに使用されているが両者に区別はない。ここでは前者を使う) は、清浄性、低水温性、富栄養性および水質安定性などの優れた特徴をもつことから (藤田・高橋, 2006)、それらを活かした利活用が進んでいる。最近、DSWの資源利用においてMPの影響を懸念する声が聞かれるため、これまでの研究情報を把握し、DSW利活用への影響の可能性を整理しておく必要がある。そこで本総

説ではMPの生成に始まり、MPの定義および調査方法とその課題、そして海洋生物およびヒトへの懸念される影響について内外の関連既報文献約130報をもとに、特にDSWの安全・安心な利活用という視点から問題を検討した。

2. プラスチックとMP

プラスチックの語源はPlasticity (可塑性, 成形性, 適応性, 柔軟さ), つまり、様々な形を自由に作ることができることに由来する。プラスチックは、人類がこれまでに利用してきた木材や金属類に加えて新たに手にした新材料で、天然物ではなく完全な人工合成材である。プラスチックは人類が手にしたれっきとした新材料だが、木や鉄などと違って材料としての認識は強くなく利用用途の幅広さが注目されてきた (遠藤, 2000)。

人類が最初に合成したプラスチックは、1835年の塩化ビニルとポリ塩化ビニル粉末といわれる。ここに人類は天然に存在しない人工合成有機物質のプラスチックという新材料を初めて作り出した。そのプラスチック生産が産業ベースに乗ったのは1869年、米国でニトロセルロースと樟脳から作られたセルロイドに始まる。本格的なプラスチック生産は1909年、同じく米国で工業化されたベークライト (フェノール樹脂) で、電気の絶縁材として広く普及した。さらに、1935年にはやはり米国で、ポリアミド合成樹脂のナイロンが発明され、女性のナイロンストッキングとして広まった。現在、世界中で多く使われているプラスチックはメタン、エチレン、アセチレン、ベンゼンなどの分子量が100以下の低分子炭素化合物を多数重合して分子量10,000以上に高分子化したものである。

現在までに様々なプラスチックが開発され、1950年代以降、市場にプラスチック製品が大量に流通するようになった。世界のプラスチック生産量は1960年代の年間50万トンから、2017年には3億4,800万トンと実に約700倍に達した (Barnes *et al.*, 2009; Gibb, 2019)。2015年時点で特に生産量の多いプラスチックは、ポリプロピレン (PP, アクリル混紡糸含む: 33.2%), ポリエチレン (PE: 30.3%), ポリ塩化ビニル (PVC: 9.9%), ポリエチレンテレフタレート (PET: 8.6%) そしてポリスチレン (PS: 6.5%) である (Geyer *et al.*, 2017)。2009年以降、日本におけるプラスチック生産量は年間約1,000万トンで横ばいとなっており、その構成はおおむね世界と同じである (日本プラスチック工業連盟, <http://www.jpif.gr.jp/3toukei/toukei.htm>)。

上述のように、プラスチックは初めて工業生産されてから100年ほどの歴史しかないが、今や、私たちの身の回りは様々なプラスチックであふれている。表1に主要なプラスチックの種類・比重・用途をまとめた。なおPETはポリエステル (PES) の一種であるため、本総説では区別せずにまとめてPESと呼ぶ。PPやPEは比重が水より小さく軽量で、加工しやすく耐水・耐薬品性に優れ、特にPPは耐熱性が比較的高く、さらに安価であるため、不織布マスクや容器包装、日用品などに広く使われる (鈴木ら, 2020)。PVCは比重が水より重く、燃えにくいこと、さらに熱安定剤や可塑剤などの添加物の配合によって物性や加工性を多様に変化させられるため、配管パイプや綱手などの硬質製品から、ビニルレザーやホースなどの軟質製品まで広く用いられている (一色, 2009)。PSの特徴はベンゼン構造を含むことと非結晶性であり、他の汎用樹脂よりも透明性と剛性に優れ、プラモデルや発泡スチロールに用いられる (金原, 2009)。またPESの一種のPETは透明性に優れ、飲料用のボトルだけでなく、フィルムや衣類 (フリース) などに用いられる。プラスチックは可塑性 (力を加えると変形するが、力を除いても元に戻らない) などの性質から使い勝手がよく、膨大な量のプラスチックが生産され市場に出回った。その一方でプラスチックは、ゴミとして安

易に地表に放置あるいは廃棄されるようになった。その量は、2010年には年間約3,200万トンにのぼり、その内、毎年800万トン以上が海洋ごみとして世界中の海に流出している (Jambeck *et al.*, 2015)。廃棄プラスチックの一部は再生処理されて衣類の素材をはじめ様々な利用されているが、汚れたプラスチックは再生されることなくゴミ焼却処理の高温維持のための助燃材として利用されている。

一般にプラスチックは構造が安定していて丈夫で、有機物であっても自然界での生物による分解は進まない。また野外では太陽光線中の紫外線で劣化し、さらに風や水などの物理的な力で細片化されるが、完全に分解するには数百年以上の時間がかかる (Ward *et al.*, 2019)。その結果、プラスチックは地球表面に年々溜まっていく。海洋環境に流入したプラスチックは、海表面では紫外線を浴びて劣化し、波などで細片化するが、海中に入ったプラスチックの分解は著しく遅い (Ter Halle *et al.*, 2016; Cai *et al.*, 2018)。海洋では漁網や釣り糸を始めとした漁具や、陸から運ばれたと思われるペットボトルやレジ袋など様々なプラスチック製品の存在が知られている。1970年代に入ると、海洋における細片化したプラスチックの存在が初めて報告された (Carpenter and Smith, 1972)。2004年にScience誌に掲載された論文「Lost at sea: where is all the plastic?」 (Thompson *et al.*, 2004) を契機に、この細片化したプラスチックはMPと呼ばれるようになった (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012)。近年MPは海洋環境だけでなく、淡水環境や大気、土壌中など地球規模で普遍的に存在することが明らかとなっている (Xu *et al.*, 2020)。こうした状況を受けてMPに関する報告は年々増え続けている。

海洋に放出されたペットボトルやレジ袋などはそれ自体の危険性はないが、イルカやウミガメなどの動物が誤食し、釣り糸や網が身体に絡まって行動を妨げたりして、死に至らしめることが報告されている (GESAMP, 2016)。MPについては、今のところそうした海洋生物をはじめヒトへの直接被害の報告はない。しかし、MPは水中の化学物質を吸着しやすいことから、海洋環境中の有害なジクロロジフェニ

表1 プラスチックの種類・比重・用途

種類	ポリマー名称		比重 (g/cm ³)	用途
	和名	英名		
熱可塑性樹脂	ポリプロピレン	polypropylene	0.83-0.85 ¹⁾	ボトルキャップ, ストロー, マスク, 洗濯バサミ, タッパ, ロープ, 荷造りひも
	ポリエチレン 低密度	polyethylene low density	0.92-0.93 ¹⁾	緩衝材(プチプチ), ラップ, 農業用マルチフィルム, ゴミ袋(透明), 使い捨て手袋
	高密度	polyethylene high density	0.94 ¹⁾	バケツ, ポリタンク, レジ袋, 洗剤容器, 漁網, ゴミ袋(不透明)
	ポリ塩化ビニル	polyvinyl chloride	1.16-1.58 ¹⁾	硬質(パイプ, 鋼体, クレジットカード, 雨どいなど), 軟質(ビニルレザー, ホース, 消しゴムなど)
	ポリエステル	polyester	1.38-1.40 ¹⁾	ペットボトル, 包装フィルム, フリース, 漁網
	[ポリエチレンテレフタレート (PET) 含む]			
	ポリスチレン	polystyrene	1.04 ¹⁾	発泡スチロール, プラモデル, ヨーグルト容器, フロート
	アクリロニトリル・ブタジエン・スチレン	acrylonitrile butadiene styrene	1.06-1.08 ¹⁾	ノートパソコン・テレビ・洗濯機の外装, リコーダー
	ポリカーボネート	polycarbonate	1.19-1.25 ¹⁾	CD・DVD・BD, カメラ本体, 哺乳瓶, スーツケース, ヘルメット
	ポリアミド(ナイロン)	polyamide	1.13-1.35 ¹⁾	歯ブラシ, 釣り糸, 漁網
	アクリル	acrylic	1.09-1.20 ²⁾	レンズ, 水槽, 絵具, サンングラス, 看板
	ポリビニルアルコール	polyvinyl alcohol	1.19-1.31 ²⁾	接着剤, 洗濯のり
	ポリ乳酸	polylactic acid	1.24 ¹⁾	(生分解性プラスチック)
熱硬化性樹脂	フェノール樹脂	phenol-formaldehyde	1.38-1.42 ³⁾	船体 (FRP)
	メラミン樹脂	melamine-formaldehyde resin	1.47-1.52 ³⁾	スポンジ
	ポリウレタン	polyurethane resin	1.03-1.50 ³⁾	クッション, 断熱材
合成ゴム	スチレン・ブタジエンゴム	styrene-butadiene rubber	0.92-0.97 ⁴⁾	タイヤ, バックシン
	ポリブタジエン	polybutadiene	0.91-0.94 ⁴⁾	タイヤ, ゴルフボール

¹⁾ Choy *et al.*, 2019, ²⁾ Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012, ³⁾ 大阪市立工業研究所プラスチック読本編集委員会およびプラスチック技術協会, 2019, ⁴⁾ 前田, 1978

ルトリクロロエタン (DDT) やポリ塩化ビフェニル (PCB) などの難分解性有機汚染物質を吸着したMPをプランクトンが餌と一緒に取り込むと、食物連鎖を通じてサケやマグロといった高次栄養段階の生物に高濃度に蓄積する、いわゆる生物濃縮の加速と、それを食べたヒトへの影響が懸念されるが、実際には影響は極めて少ないと推察される (Rochman *et al.*, 2013; Rocha-Santos and Duarte, 2015)。“生物分解を受けない”プラスチックは海水中では半永久的に存在することが、むしろ問題としてとらえられるようになった。

3. MPの定義

MPには国際的に統一された定義は未だない。このことはMPに関する研究が科学的に十分成熟した領域に到達していないことを意味している。この事実は、欧州アカデミーによる政策のための科学的助言 (SAPEA) (SAPEA, 2019) およびGESAMP (Kershaw *et al.*, 2019) などの主要な専門家組織によっても指摘されている。そもそもMPの存在が明らかになり始めた2004年当初は、顕微鏡でなければ見えないほど小さいという意味で“microscopic (微視的)”なプラスチックとして報告されたが (Thompson *et al.*, 2004)、現在の研究報告のほとんどはMPのサイズを可視的MPも含む“5 mm未満”と定義づけている。この基準値は、2008年に開催されたアメリカ海洋大気庁 (NOAA) による国際ワークショップで、“海鳥や海洋哺乳類などの大型動物が摂取しても消化管の物理的閉塞が起こらないサイズ”として採用された (Arthur *et al.*, 2009)。同時に、測定技術

の進歩に伴って可視的サイズのプラスチックはMPとは別のカテゴリに割り当てられるとも言及されており、現在の基準はあくまでも暫定的なものと捉えられている (Arthur *et al.*, 2009)。しかしながら、国際単位系 (SI) において“マイクロ (μ)”は 10^{-6} 倍を、“ミリ (m)”は 10^{-3} 倍を表す接頭辞でもあるため、本来の意味通りの $1 \mu\text{m}$ から $1 \text{mm} = 1,000 \mu\text{m}$ までのサイズとして用いるべきという意見もあり (Kershaw *et al.*, 2019)、実際に、国際標準化機構 (ISO) の技術報告書 (ISO/TR 21960:2020 Plastics—Environmental aspects—State of knowledge and methodologies) ではMPのサイズは $1\text{--}1,000 \mu\text{m}$ と表記されている。これまでの状況を整理すると、MPは $1\text{--}5,000 \mu\text{m}$ のプラスチック粒子を指しているとすればほとんどの意見が含まれる。このようにMPは、肝心のサイズを中心とした定義が未だ議論の余地を残しているのが実情である。MPの定義が決まりにくい背景には、後述するMP調査方法の問題も大きく影響している。

MPは発生経路から一次MPと二次MPに分けられる (Xu *et al.*, 2020)。一次MPは初めから小さく設計製造されたプラスチックで、 $0.1\text{--}0.6 \text{mm}$ のビーズ状 (マイクロビーズ) のスクラブ剤や、プラスチック製品の原料として用いられる $3\text{--}5 \text{mm}$ ほどの円筒型か円盤型のプラスチック小粒 (ペレット) などである (経済産業省, https://www.meti.go.jp/meti_lib/report/H28FY/000116.pdf) (表2)。二次MPは、正しく処分されず廃棄されて環境に流出したビニール袋やペットボトルなどの様々な大きさのプラスチック製品が、紫外線で劣化し、その後、波力などにより物理的に細片化したMPで、これにはタイヤの摩耗片や

表2 一次MPの種類

用途・目的	材質	サイズ (mm)	
原料プラスチック (ペレット)	フィルム, 容器, 機械器具・部品などへの加工用	PE, PP など	3.00-5.00
工業用研磨剤 (プラスト加工用)	部品の平滑性, 形状の整形, 洗浄・クリーニング	PES, PA, PC, メラミン樹脂, ユリア樹脂など	0.15-1.20
化粧品類のスクラブ剤 (マイクロビーズ)	洗顔料, 練り歯磨き粉など	PE, PA など	0.10-0.60
衛生用品	紙おむつ, 生理用品など	高吸水性樹脂 (ポリアクリル酸など)	0.10-0.60

衣服の洗濯時に発生する小さく裁断された合成繊維なども含まれる (Browne *et al.*, 2011; Cole *et al.*, 2011).

一次MPのうち、家庭から下水と共に排出されたマイクロビーズは下水処理時に99%以上除去されるが、除去しきれなかったマイクロビーズは河川へと流入する (Carr *et al.*, 2016). これが世界的に問題視され、マイクロビーズの洗顔料や歯磨き粉への適用は、欧州連合 (EU) におけるREACH規則、アメリカのマイクロビーズ禁止水質法の他、中国や韓国など、使用を規制する動きが世界的に始まっている (Mitrano and Wohlleben, 2020). 日本ではマイクロビーズの使用禁止の法律はないが、2016年に日本化粧品工業連合会が会員企業に対してマイクロビーズ使用の自主規制を要請しており、マイクロビーズの使用中止および代替材料への切り替えが進んでいる (山川, 2017).

環境中のMP総量中の一次MPと二次MPの割合は、それぞれのMPの定量情報が不足しているために現時点では信頼できる推定値はないが、海や河川、土壌、大気を含むすべての環境へと大量のプラスチック類が流入している事実を考えると、環境中のMPの大部分は二次MPと考えられる (Duis and Coors, 2016).

4. 海洋でのMPの調査方法

海洋でのMPの調査方法も未だ国際的な標準化に至っておらず、多くの課題がある (Lusher *et al.*, 2017). 今回調査した文献ではサンプリング方法によってMPのサイズが異なっている. 例えば、海洋表層水中のMPの採取ではマントラ、ニューストーン、ボンゴなどのプランクトンネットを用いた表層での曳網が行われているが (Prata *et al.*, 2019), これらネットの目合いはおよそ0.3 mmなので、この値がMPの検出下限になっている場合が多い (Skåre *et al.*, 2019). MP数は細片化に伴って指数関数的に増加するため、MP調査時の濾過目合いは非常に重要な因子となる. ネットを用いた調査の利点は大量の水を効率よく濾過できることだが、目合いが比較的大きい (約0.3 mm) ため、それより小さなMPは通過し

て取りこぼしてしまうことに加え、ネットの素材 (繊維) 由来の混在を除くという理由で、測定結果から繊維状のMPが除外されることが多く、MP存在量の過小評価になりやすい (高田, 2018; 中尾, 2019).

海洋でのMP調査ではネットの曳網以外にも、ポンプによって海水を直接に汲み上げたり、またはニスキン採水器によるサンプリングも行われている (Liu *et al.*, 2019). 海水試料が手に入れば、任意のサイズ領域のMPを検出することができる. ネットでは比較的少量のサンプルが得られるが、サンプリング可能な深度がほとんどの場合において表層付近に限られる. 一方、採水法では任意の深度でのサンプリングが可能だが、一度の採水量が数十-数百Lと制約される (Liu *et al.*, 2019).

上述の通り、MPのサイズ下限値がネットの目合い (約0.3 mm程度) で制約される調査では、捕捉されるMP数が概して少なく、一方、MPは海洋環境中に均一に分布しているわけではないため (Zhao *et al.*, 2015), 少量の海水サンプルで得られた結果では大きなばらつきを誘発する (Liu *et al.*, 2019). そのため、サンプル量の多量化やより細かな目合いのフィルターを採用などによって捕捉MP数を増やす、あるいはサンプリング回数を増やすなど、MP量の正しい把握に相応の工夫と努力が要求される (Green *et al.*, 2018; Lenz and Labrenz, 2018).

一般的に、深海の特定深度のMP濃度を調査する場合、最大30 L程度の容量のニスキン採水器を数十本取り付けたサンプラーが用いられる (Liu *et al.*, 2019). しかしながら、先述のように海洋のMP分布はランダムかつ不均一なため、少ない海水試料では、単位を個/m³に換算する際にサンプル間のばらつきが大きくなり、実濃度の数倍もの過大評価につながる危険がある. 実際の調査報告においても、採水量の過少が原因と考えられる海水中のMP濃度の増加傾向が見られている (Liu *et al.*, 2019). なお採水量と浮遊MP濃度のばらつきを評価した研究では、8 m³以上の採水量ならばばらつきが少なく、データの信頼性が高くなることが示されている (Liu *et al.*, 2019). しかしながらサンプリング条件が

統一されていない現状の調査報告では、MPのサイズおよび絶対数の分布は報告によって大きなばらつきが見られ、海洋環境におけるMPの分布に関する研究成果を統一的に考察することは難しい。現在のところ、MPの調査方法のなかで標準化に近づいているものは、海底堆積物中のMPで、採泥器（グラブサンプラー）を用いたものである（Prata *et al.*, 2019）。

収集試料はフィルターろ過処理、サイズのふるい分け、密度分離による鉱物類の除去および有機物の分解を経て、視覚的または分光学的に同定する。ふるい分け時には研究グループごとに独自のサイズ区分が適用されているほか、化学分析などの客観的な分析手段を利用するものから、視覚的判断のみで高分子であるか否かを判断している報告など、必ずしも統一されていない（Skåre *et al.*, 2019）。なおMPの分光学的分析方法としては、フーリエ変換赤外分光法（FTIR）、ラマンおよびその他の赤外分光法が利用されている（Araujo *et al.*, 2018）。

このようにMP濃度の調査では、その調査方法が標準化されていないことに加えて、測定値の表現に複数の方法があるため測定結果の統一的な考察が難しい。中でも最大の問題は、MPの定量単位の多様性である。MP濃度の計測単位には面積あるいは体積が使われていて、その量も重量や個数で示された報告が混在している。このような現状が先述のとおりMP濃度の調査に対する統一的な考察を難しくしており、今後の海洋環境におけるMPの網羅的な実態把握に向けて、調査方法およびサンプルの処理・分析処理方法および対象となるMPのサイズなどが報告の中で詳細に記述され、国際的に標準化される必要がある（Skåre *et al.*, 2019; EFSA, 2016; Mendoza and Balcer, 2019）。

5. 海洋でのMPの分布と海洋生物への影響

5-1. 海洋でのMPの分布

MPの検出報告は水環境、特に海洋で圧倒的に多く、そのため人々のMPへの関心が海に集中しやすくなる傾向がある（Kanhai *et al.*, 2017; Xu *et al.*,

2020）。海洋環境におけるプラスチック破片の約8割の発生源は陸域で（Wagner *et al.*, 2014; Mani *et al.*, 2015）、まず河川へと流入する。通常、プラスチック製品の多くは水に浮かぶため、河川の流れに乗って海洋へと運ばれる（Lebreton *et al.*, 2017）。これ以外にも、海洋環境で直接放置・遺棄された漁具や水産養殖用品などもMPの発生源である（Lusher *et al.*, 2017）。海洋中のプラスチックは海洋表層や浅海水中で太陽光中の紫外線で劣化し、風、波および海洋生物の摂食などによって細片化されながら水平方向あるいは鉛直方向に運ばれる（Isobe *et al.*, 2014; Reisser *et al.*, 2015）。世界の海洋全体における浮遊MPの分布は、亜熱帯循環系（北太平洋環流、南太平洋環流、北大西洋環流、南大西洋環流、インド洋環流）の流れとほとんど一致している。また各循環において、海水が沈み込む際に、比重の軽いMPは沈み込まずに海面に集積することで、MPの溜まり場が形成される（Law *et al.*, 2010; Law *et al.*, 2014; Cózar *et al.*, 2014; Eriksen *et al.*, 2014; van Sebille *et al.*, 2015）。

表層を浮遊するMPの採集は、一般的に先述の0.3 mmの目合いのニューストーンネットまたはマンタネットの曳網で行われるため、表層水中のMP分布の実態調査は、0.3 mmからMPの定義上限値である5 mmまでのMPを対象とする場合が多い。表3には、世界の各海域における海水中の浮遊MP濃度の調査報告をまとめた。調査の結果、検出されたMPの材質はPEやPP、PESなどが多数を占めており、プラスチック生産量を反映している。またMPの形状は繊維、破片に次いでフィルム状が多く検出されている。繊維状のMPは、衣類の洗濯により生じたものやロープに由来するものと考えられ（Kanhai *et al.*, 2017; Gewert *et al.*, 2017）、あわせて破片状やフィルム状のMPが多数検出されたことは、表層水中のMPには一次MPよりも断片化により生じた二次MPの多いことを表している（Rose and Webber, 2019）。また、表3の調査結果から、表層水中に存在するMPのおおよその量を推測すると、目合い0.3 mmを下限とした場合に1 m³の海水中に10個未満となる。しかしながら、より細かい0.1 mm未満の目合いを下限とした場合には、MP濃度は数百～数千個/m³に

表3 世界各地の表層海水中から採取・検出されたMPの濃度、形状、材質

調査海域	水深 (m)	採取方法	ろ過目合 (mm)	MP濃度 (±標準偏 差, 個/m ³)	形状 (%)			材質 (%)			文献
					繊維	破片	フィルム	PE	PP	PES	
北極海	スヴァールバル諸島 (ノルウェー)	マンタネット	0.333	0.34 ± 0.31	95.0	4.9	—	—	—	15.0	(Lusher <i>et al.</i> , 2015)
		ポンプ採水	0.250	2.68 ± 2.95	—	—	—	—	—	—	
	北東グリーンランド	ポンプ採水	0.080	2.4 ± 0.8	—	—	—	41.2	23.5	—	(Morgana <i>et al.</i> , 2018)
ヨーロッパの海	イスラエル地中海沿岸	マンタネット	0.333	7.68 ± 2.38	—	96.2	—	—	—	—	(van der Hal, 2017)
	北アドリア海 トリエステ湾 (スロベニア)	ニューストーンネット	0.300	5.41	—	—	—	>80.0	—	—	(Gajšt <i>et al.</i> , 2016)
	ストックホルム群島	マンタネット	0.335	1.37	82.0	—	—	24.0	53.0	—	(Gewert <i>et al.</i> , 2017)
	北東大西洋 (外洋)	ポンプ採水	0.250	2.46 ± 2.43	95.9	3.9	—	—	—	—	(Lusher <i>et al.</i> , 2014)
大西洋	西イギリス海峡	ブランクtonネット	0.200	0.27	61.0	36.0	—	>10.0	>25.0	—	(Cole <i>et al.</i> , 2014)
	北大西洋	ポンプ採水	0.010	13-501	—	—	—	42.0	6.0	6.0	(Enders <i>et al.</i> , 2015)
	大西洋	ポンプ採水	0.250	1.15 ± 1.45	94.3	5.7	—	—	1.7	49.1	(Kanhai <i>et al.</i> , 2017)
	北海南部	ニューストーンネット	0.100	27.2 ± 52.5	—	—	—	—	—	—	(Lorenz <i>et al.</i> , 2019)
	メキシコ北部湾	ポンゴネット	0.335	4.6 ± 0.8	34.2	59.6	—	—	—	—	(Di Mauro <i>et al.</i> , 2017)
		ニューストーンネット	0.335	8.6 ± 2.0	—	—	—	—	—	—	
	プレスト湾 (フランス)	マンタネット	0.335	0.24 ± 0.35	25.0	53.0	—	67.4	16.5	—	(Frère <i>et al.</i> , 2017)
カリブ海	キングストン港 (ジャマイカ)	マンタネット	0.335	0.76	12.7	86.1	—	78.0	22.0	—	(Rose and Webber, 2019)
太平洋	北東太平洋, ブリティッシュコロンビア州 沿岸 (カナダ)	ポンプ採水	0.063	2,080 ± 2,190	75.0	—	—	—	—	—	(Desforges <i>et al.</i> , 2014)
	南カリフォルニア・ ロングビーチ (アメリカ)	マンタネット	0.333	7.25	—	—	—	—	—	—	(Moore <i>et al.</i> , 2002)
	南東ベーリング海	ニューストーンネット マンタネット	0.1-0.15	0.004 ± 0.002- 0.190 ± 0.088	—	—	—	—	—	—	(Doyle <i>et al.</i> , 2011)
	バンデラス湾 (メキシコ)	ブランクtonネット	0.333	0.013-0.044	—	40.0	41.0	43.0	45.0	—	(Pelamatti <i>et al.</i> , 2019)
	長江河口 (中国)	ニューストーンネット	0.333	0.167 ± 0.138	—	83.2	2.1	—	—	—	(Zhao <i>et al.</i> , 2014)
	渤海 (中国)	マンタネット	0.330	0.33 ± 0.34	—	46.0	22.0	51.0	29.0	3.0	(Zhang <i>et al.</i> , 2017)
インド洋	南アフリカ南東	ブランクtonネット	0.080	257.9 ± 53.36- 1215 ± 276.7	>90.0	—	—	—	—	—	(Nel and Froneman, 2015)
	チャールバール湾, オマーン湾 (マクラン海岸)	ニューストーンネット	0.333	0.49 ± 0.43	32.7	26.7	—	46.0	23.0	—	(Aliabad <i>et al.</i> , 2019)
南極海	ロス海 (南極大陸)	ポンプ採水	0.001	0.17 ± 0.34	12.7	71.9	—	57.1	28.6	—	(Cincinelli <i>et al.</i> , 2017)

跳ね上がることから、現状では実際のMP濃度を捉えきれていないことが推察される。表3の結果を見ると、ネット採取に比べて採水法によるものの方が1桁程度大きいMP濃度を示す傾向がうかがわれる。また、北東太平洋のブリティッシュ・コロンビア州沿岸で深度4.5 mから採水した試料中の0.0625 mm (62.5 μm) 以上の大きさのMPは2,080個/m³が報告されていて、その内の0.1-1 mmが79.2%を占めており、0.3 mm以下のMPの割合の大きい。一方、南極海のMP濃度は他の海域に比べて低く、南極のロス海

で水深5 mから汲み上げた海水中の0.001 mm (1 μm) 以上のMPは0.17個/m³という結果が得られている。この理由としては、南極海はプラスチックごみの発生源から離れていることと、亜熱帯前線が低緯度からのMPの流入を制限しているためと考えられる (Suaria *et al.*, 2020)。

日本周辺海域における浮遊プラスチックごみの実態調査は、2000年代初頭より東京湾と相模湾 (栗山ら, 2002)、伊勢湾 (藤枝, 2010)、瀬戸内海 (藤枝, 2011) および鹿児島湾 (藤枝, 2003) で行われている

表4 日本周辺海域の表層海水中の0.3-5 mmの浮遊MP濃度（環境省 http://www.env.go.jp/water/marine_litter/pamph.html）

		(単位：個/m ³)	
調査年	沿岸	沖合	
2014年	(実施されず)	3.74	
2015年	瀬戸内海	0.35	2.38
	東京湾	2.54	
	駿河湾	0.48	
	伊勢湾	0.51	
2016年	陸奥湾	0.71	2.15
	富山湾	0.19	
	若狭湾	0.68	
2017年	噴火湾	0.66	0.53
	鹿兒島湾	0.96	
2018年	東京湾	26.68	3.71
	伊勢湾	1.22	
	大阪湾	0.10	
	別府湾	0.09	
2019年	東京湾	1.42	1.80
	石狩湾	0.38	
	玄界灘	1.73	
平均値		2.42	2.39
中央値		0.67	2.27

が、対象となるプラスチックのサイズが各々の報告毎に異なるために比較検討が難しい。そこで本報では、「美しく豊かな自然を保護するための海岸における良好な景観及び環境の保全に係る海岸漂着物等の処理等の推進に関する法律」（2009年7月施行）に基づいて環境省が2014年度から2019年度の6年間に実施した、日本の沿岸および沖合海域におけるMP分布の実態調査（http://www.env.go.jp/water/marine_litter/pamph.html）を参照し、表4にまとめた。沿岸海域における浮遊MP濃度は、0.3-5 mmを対象とした2015年度から2019年度の5年間の調査（2014年度は1-5 mmが対象のため省く）で、ほとんどが1個/m³以下であったが、東京湾では突出して高濃度で、特に2018年度が高く、そのため全国平均は2.42個/m³（中央値：0.67個/m³）となっている。また、0.3-5 mmを対象とした沖合における浮遊MP濃度の調査も行われていて、2014年度から2019年度までの6年間の平均値は2.39個/m³（中央値：2.27個/m³）となり（表4）、世界的な海水浮遊MP濃度に比べて日本周辺海域では比較的高濃度である。これは日本列

島から排出されたプラスチックごみだけでなく、プラスチックごみ排出量が世界的に見て多い中国や東南アジアから、対馬海流や親潮の流れに乗って輸送された物による影響が示唆される。

海に流出したMPのうち、表層水中に存在するMPはごく一部で、残りの大半は表層から沈降し、海底堆積物中に存在すると考えられる（UNEP, 2005; Li *et al.*, 2020b）。そこで、DSWの定義となっている取水深度200 mよりも深い海底堆積物中のMP調査報告を表5にまとめた。MPは深度10,000 mを超える世界最深のマリアナ海溝を含む海洋全体の海底堆積物中に普遍的に存在している。海底堆積物中のMP調査では、そのほとんどが0.001~0.05 mm (1~50 μm)以上の大きさで調べられていて、その濃度は10,000~2,000,000個/m³のように全体的に著しく高く、かつ広範囲に及んでいる。加えて、海底に堆積したMPは表層水と同じようにPEやPPが多数を占めるが、海水よりも比重の重いPESおよびPVCなどの表層水ではあまり見られないプラスチックも見られる（Long *et al.*, 2015）。海水よりも比重の軽いプラスチックは、通常、海洋表層を浮遊すると考えられるが、細片化により重量当たりの表面積が増加すると浮力による上向きの力よりも海水との摩擦による下向き（沈降）の力が大きくなり、海水面への浮上速度（終端速度）が遅く、より大きなプラスチック片に比べて海洋最表層に浮遊し難くなる（Isobe *et al.*, 2014）。さらに、MP表面に生物が付着して凝集するとバイオフィームが形成され（Lagarde *et al.*, 2016）、動物プランクトンなどの海洋生物に摂食されて糞便として排出（マリンスノー）されるか、またはその生物の死骸と共に海底へ沈降して堆積すると考えられている（Cole *et al.*, 2016; Koelmans *et al.*, 2017）。そして海底堆積物中に埋もれたMPは分解作用をほとんど受けなため半永久的に存在すると推察される。以上のことから、海底は海洋環境におけるMPのシンク（貯蔵庫）となる。これまでの知見を総合すると、今や、MPは世界の海洋の表層から海底に至る水柱の全層に渡って存在することが明らかである（表5）。

海洋表層から深層までのMPの鉛直方向の分布に

表5 海底堆積物中のMP濃度, 形状, 材質

調査海域	水深 (m)	ろ過目合 (mm)	MP濃度			形状 (%)			材質 (%)			文献
			個/m ²	個/m ³	個/kg (堆積物)	繊維	破片	フィルム	PE	PP	PES	
北極海	スヴァールバル諸島 (ノルウェー) 西部	2,340-5,570	0.001	3,200-247,400	44,000-3,463,700	40-6,590	—	—	—	38.0	16.0	— (Bergmann <i>et al.</i> , 2017)
	北極海	272-5,569	0.020	5,000-315,000	100,000-6,300,000	239-13,331	—	—	—	31.0	17.0	— (Tekman <i>et al.</i> , 2020)
	北極中央海盆	855-4,353	0.001	0-4,000	82,000	0-200	56	44	—	—	11	33 (Kanhai <i>et al.</i> , 2019)
ヨーロッパ および 地中海	地中海	300-3,500	0.032	>4,000	350,000	—	100	—	—	—	—	(Woodall <i>et al.</i> , 2014)
	ティレニア海	600-900	—	1,900,000	—	3,820	70 ≤	≤30	—	—	—	(Kane <i>et al.</i> , 2020)
大西洋	大西洋	1,176-4,844	0.035	2,000	10,000	—	—	100	—	—	—	(van Cauwenberghe <i>et al.</i> , 2013)
	北東大西洋	1,000-2,200	0.032	>4,000	324,000	—	100	—	—	—	—	(Woodall <i>et al.</i> , 2014)
	ロココル舟状海盆	>2,000	0.052	—	—	40-197	89	10	1	—	6	80 (Courtene-Jones <i>et al.</i> , 2020)
	アルガルヴェ沿岸南部 (ポルトガル)	69-625	0.001	—	—	0-200	100	—	—	—	—	(Lechthaler <i>et al.</i> , 2020)
太平洋	千島・カムチャツカ海溝	4,869-5,766	0.300	60-2,020	—	—	75	—	—	—	—	(Fischer <i>et al.</i> , 2015)
	マリアナ海溝	5,108-10,908	0.001	—	200,000-2,000,000	270-6,200	—	—	—	9	15	19 (Peng <i>et al.</i> , 2018)
	西太平洋	4,601-5,732	0.008	—	—	0-1,040	53	18	30	—	40	30 (Zhang <i>et al.</i> , 2020)
	マリアナ海溝 (ハダル)	4,900-10,890	0.001	—	33,600-168,000	26.7-133.3	57	43	—	—	14	64 (Peng <i>et al.</i> , 2020)
インド洋	南西インド洋	900-1,000	0.032	4,000	59,400	—	100	—	—	—	—	(Woodall <i>et al.</i> , 2014)
	スマトラ島南西	66.8-2,182	0.0005	—	0-140,000	—	15	—	—	—	—	(Cordova and Wahyudi, 2016)
南極海	南極半島, サウスジョージア・ サウスサンドウィッチ諸島	136-3,633	—	—	—	—	39	26	5	—	14	59 (Cunningham <i>et al.</i> 2020)

ついて実際に調査した報告は極めて少ないが、現時点で発表されている5報を表6にまとめた。北極海、太平洋およびインド洋のいずれの海域においても、採水深度に関わらず鉛直方向の水柱から概ね均一にMPが検出されている。この結果は、海洋表層から深層へのMPの沈降過程の存在を示唆している。しかしながら調査報告間でのMP濃度には最大で2桁もの開きが見られる。この理由としては先述のように、主に濾過目合や採水方法の違いに起因するものと推察される。日本海でのMP数が他と比べて高めにしている理由として濾過目合が0.02 mmと他よりも小さいことが一因と考えられる。特に、少ない採水量はMP濃度の過大または過小評価になり得ることから、5報のうち2報においては採水量が制限されるニスキン採水器ではなく、各取水深度においてその場 (*in situ*) での濾過処理が試みられた。Choyらは、濾過用フィルターを備えた遠隔操作型の無人潜水機 (Remotely operated vehicle: ROV) を各深度にお

いて前進させることで海水を濾過し (Choy *et al.*, 2019), Liらは深海用のプランクトンポンプを採用した (Li *et al.*, 2020a)。その結果としていずれの報告においても採水量は1,000 L (1 m³) を超え、特にLiらは10,000 L (10 m³) もの海水を濾過しており、これは得られるMP濃度の信頼性が高い採水量と考えられる8 m³ (Liu *et al.*, 2019) を超えている。したがって水柱のMP濃度は、表面海水と同程度かあるいは低い可能性が示唆されるが (Li *et al.*, 2020a), 少なくとも表層から海底に至るまでの全層にMPは分布している様子がうかがわれる。浮力のあるMPは表層水中に浮遊しており、水柱内のMPは沈降途中のものとして推察される。

日本全国15カ所のDSW取水地からのMPの検出報告は今のところないが、表層から深海および海洋底に至るあらゆる海洋環境からMPが検出されている事実には留意しておく必要がある。しかしながら日本国内のDSW分水施設の中には、汲み上げた原

表6 鉛直海水中のMP濃度

(単位：個/m³)

調査海域	北極海		太平洋		インド洋	
	中央海盆	日本海	モンントレー湾 (アメリカ)	西大洋	東インド洋	東ヌサ・トゥンガラ州 (インドネシア)
1-10 m	36	200 <	5 <	1.2	—	110 <
11-50 m	48	200 <	2 <	1.2	1.4	50 <
51-100 m	71	—	1 <	0.3	1.3	0
101-200 m	42	250 <	8 <	1.1	2.4	—
201-300 m	32	100 <	—	0.8	—	10 <
301-400 m	53	250 <	6 <	1.5	—	—
401-500 m	—	—	—	0.6	1.3	—
501-1,000 m	63	200 <	4 <	0.7	0.6	—
1,001-2,000 m	32	700 <	—	0.4	—	—
2,001-3,000 m	42	4,500 <	—	0.3	—	—
3,001-4,000 m	63	—	—	0.7	—	—
4,001-5,000 m	42	—	—	—	—	—
取水方法	ニスキン採水器	ニスキン採水器	ROV (<i>in situ</i> ろ過)	ポンプ採水 (<i>in situ</i> ろ過)	ニスキン採水器	
採水量	48 L	200 L	1,007-2,378 L	10,000 L	10 L	
ろ過目合	0.25 mm	0.02 mm	0.10 mm	0.06 mm	0.25 mm	
文献	(Kanhai <i>et al.</i> , 2018)	(Eo <i>et al.</i> , 2021)	(Choy <i>et al.</i> , 2019)	(Li <i>et al.</i> , 2020a)	(Cordova and Hernawan, 2018)	

水をろ過処理した後に供給しているところがあり (例えば、赤沢、入善：0.0005 mm；羅臼：0.02 mm；室戸：0.09 mmなど)、その場合はMPのほとんどは除かれていると考えられる。さらにDSWを目合い0.000002 mm (0.002 μm) 以下の逆浸透 (RO) 膜で処理して得られた淡水にはMPは含まれない。

5-2. 海洋生物へのMPの影響

海洋環境におけるMPの分布は世界的に拡大し、これまでに海洋生物の主な産業種のうち220種以上からMPが検出されている。分類学上の門 (Phylum) では脊索動物 (主に硬骨魚類) および軟体動物 (主に貝類) が多く、その他、棘皮動物や刺胞動物、環形動物からもMPが検出されており (GESAMP, 2015)、食物連鎖で繋がった海洋生態系の各階層 (栄養段階) へ広範に広がっている。そこで、DSWを用いて養殖・畜養される産業種に関連する甲殻類、貝類、硬骨魚類を対象としたMPの検出事例を表7にまとめた。MPは調査された個体の半数以上から、1個体あたり1-10個程度が検出されていることから、既に多種多様な海洋生物にMPが広がっていることは事実である。なお、これまでのところDSWを利用して養殖および畜養したクルマエビ、ホッコクアカエビ (甘エビ)、アカザエビなどの十

脚目やカキ、アサリなどの二枚貝およびアワビなどの巻貝、魚類ではマツカワやサツキマスなどからMPが検出されたという報告はない。

海洋生物によるMPの取り込み経路としては、まず濾過捕食性の動物プランクトンなどが海水中からMPを餌などと一緒に濾しとって体内に取り入れ、その動物プランクトンが捕食されて最終的にはサケやマグロなどの高次栄養段階へと移動していくことが考えられる (Lusher *et al.*, 2015)。もう一つの経路は、海洋生物の呼吸時に海水中のMPを鰓に取込んで蓄積することである (Lusher *et al.*, 2015)。しかし、硬骨魚類や甲殻類における調査結果を見ると、消化管からのMP検出がほとんどなので食物連鎖によるものが多いことが明らかである (表7)。そこでMP摂取が海洋生物に及ぼす影響として懸念されるのは、(1) MPの粒子サイズや形状によってもたらされる物理的影響 (Wright *et al.*, 2013) と、(2) MPに含まれるプラスチック添加剤および海洋環境から吸着した残留性有機汚染物質 (POPs) や重金属などの有害化学物質による化学的影響 (Teuten *et al.*, 2009; Rochman *et al.*, 2013; Wardrop *et al.*, 2016) である。

(1) の物理的影響については、表7に示したように、現在のところMPによる海洋生物への直接影響の報告はない (Lithner *et al.*, 2011; GESAMP, 2016)。

表7 天然海洋生物からのMPの検出報告

調査海域	種	全個体数	MP検出個体数	検出個体(%)	平均検出数(個/個体)	検出部位	形状(%)			材質(%)			生体影響	文献
							繊維	破片	フィルム	PE	PP	PES		
地中海	アカエビ (<i>Aristeus antennatus</i>)	148	58	39.2	—	胃	34	—	—	—	—	57	なし	(Carreras-Colom <i>et al.</i> , 2018)
北海	ヨーロッパエビジャコ (<i>Crangon crangon</i>)	165	104	63.0	1.23	消化管	97	—	—	—	—	—	—	(Devriese <i>et al.</i> , 2015)
地中海	オキノスジエビ (<i>Plesionika narval</i>)	2,516	146	5.8	—	胃	—	—	—	—	—	—	—	摂食障害の懸念 (Bordbar <i>et al.</i> , 2018)
ベンガル湾	モザンビークアブラン (<i>Metapenaeus monoceros</i>)	100	69	69.0	7.80	消化管	57	14	—	—	—	—	—	(Hossain <i>et al.</i> , 2020)
ベンガル湾	ウシエビ (<i>Penaeus monodon</i>)	50	33	66.0	6.60	消化管	3	26	—	—	—	—	—	—
アイルランド 周辺海域	ヨーロッパアカザエビ (<i>Nephrops norvegicus</i>)	150	103	68.7	1.75	消化管	98	<2	<1	—	—	—	—	(Hara <i>et al.</i> , 2020)
カナダ	アサリ (<i>Venerupis philippinarum</i>)	27	—	—	8.4 11.3	軟部組織	90	5	50	—	—	—	—	(Davidson and Ducas, 2016)
アメリカ 東海岸	カキ (<i>Crassostrea virginica</i>)	90	—	—	16.5	軟部組織	67	33	—	—	—	—	—	(Waite <i>et al.</i> , 2018)
中国	カキ (<i>Crassostrea gigas</i>)	510 ≤	—	84.0	2.93	軟部組織	61	20	10	23	10	15	—	(Teng <i>et al.</i> , 2019)
フランス	カキ (<i>Crassostrea gigas</i>)	30 30	24 28	80.0 93.3	2.10	軟部組織	21	79	—	47	25	—	—	(Jovanovic <i>et al.</i> , 2018)
イギリス (ブリマス沿岸水域)	外洋性：5種, 底生性：5種	504	184	36.5	1.90	消化管	68	16	—	<1	—	5	—	(Lusher <i>et al.</i> , 2013)
バルト海	外洋性：2種, 底生性：3種	290	16	5.5	外洋性：0.19 底生性：0.03	消化管	—	—	—	40	13	—	なし	(Rummel <i>et al.</i> , 2016)
地中海	外洋表層性：1種, 近底層性：7種, 底層性：12種, 沿岸表層性：3種, サンゴ礁性：5種	1,337	771	57.7	2.36	消化管	70	—	—	—	—	—	—	(Güven <i>et al.</i> , 2017)
アドリア海	外洋性：1種, 外洋底層性：2種, 底層性：2種	125	35	28.0	1.39	消化管	23	57	11	65	4	19	—	(Avio <i>et al.</i> , 2015)
東京湾	カタクチイワシ (<i>Engraulis japonicus</i>)	64	49	76.6	2.3	消化管	5	86	—	52	43	—	—	(Tanaka and Takada, 2016)
女川湾, 東京湾, 敦賀湾, 大阪湾, 英虞・五ヶ所湾, 琵琶湖	カタクチイワシ, マイワシ, マアジ, サツバ, イシダイ, ワカサギ, スズキ	197	74	37.6	1.89	消化管	—	—	—	35	41	—	—	(牛高ら, 2018)
東シナ海	中深海水層性：5種, 底生性：5種, 不明：1種	193	111	57.5	2.25	鰓・消化管	60	38	—	16	3	45	—	(Zhang <i>et al.</i> , 2019)

さらにMPの粒子影響については、5%の種が影響を受ける濃度に基づいて推定される予測無影響濃度(PNEC; Predicted No Effect Concentration)に着目した既往研究をまとめた岩崎らの報告(岩崎ら, 2021)によると、PNECを超過する場所は世界的に非常に限定的であり、ほとんどの場合において懸念すべき影響が生じている可能性は非常に低いと結論づけられる。したがって、海洋生物の体内からMPが検出されたと言っても、それによって海洋生物が影響を受けているとするのは性急すぎる感がある。

(2)の化学的影響について、MPは容積あたりの表面積の割合が比較的大きい上に、疎水性相互作用により有害化学物質を吸着および濃縮しやすい特徴があり、そのために食物連鎖を通じた生態系への影響が懸念されている(Mato *et al.*, 2001; Teuten *et al.*, 2009; Gouin *et al.*, 2011; Rochman *et al.*, 2013; Eerkes-Medrano *et al.*, 2015)。一般に海洋生態系は生食連鎖が卓越しているため、ほとんどの動物プランクトンは小魚などに捕食され、それとともに有害化学物質は捕食した動物体内に移行し、そこで蓄積する。さらに小魚から中型魚、中型魚から大型魚への一連の捕食関係を通じて最終的に高次栄養段階の動物に至ると、蓄積された化学物質により発がんなどの発症リスクを誘導する可能性がある。これは海洋生態系内での毒物の生物濃縮機序であるが、MPの存在は生物濃縮作用を加速させる一因となる可能性がある。このことが、現状で明らかになりつつあるMPの生物影響の中で最も危惧すべきものと考えられるが、海洋環境において生物濃縮に関与するのはMPだけではなく、ブラックカーボン、動植物プランクトン、細菌、デトリタス(生物死骸)、コロイドなどの有害化学物質を吸着する多様な天然粒子がMPよりもはるかに多く存在することや、MPが吸着した有害化学物質の生体への吸収性は海洋環境に存在する他の粒状物質に比べれば低いことから、海洋環境全体の生物濃縮へのMPの寄与はごく僅かであると考えられる(Koelmans *et al.*, 2016; Beckingham and Ghosh, 2017; Wang *et al.*, 2020)。しかしながらMPは海洋環境中に不均一に存在しているので(Mohamed and Koelmans, 2019; Ašmonaitė *et al.*, 2018; Grigorakis

and Drouillard, 2018)、MPが集まりやすいホットスポットでは生物濃縮が進む可能性がある(SAPEA, 2019)。

5-3. ヒトへの影響

先述のとおり、海水や海洋生物にMPが広く分布していることが明らかになって来ると、われわれは日常的に魚介類の食事を介してMPそれ自身およびそれに吸着した有害化学物質の摂取リスクに晒されている可能性が考えられる。海洋環境に由来するMPによる生体への曝露がヒトに与える影響を定量化するために、海洋環境中で観測された最大濃度のMP数および吸着した有害化学物質濃度をもとにリスク評価が行われている。魚介類におけるその一例として、225gのムール貝を摂取した場合は7 μ gのMPが摂取されると推定されたが、この時のビスフェノールA(プラスチックの添加剤)量は、通常の食事への寄与割合は0.1%未満であり、POPsの一種であるPCBと多環芳香族炭化水素(PAH)についてはさらに少なかった(EFSA, 2016)。また世界保健機関(WHO)によれば、もし仮に飲料水中に海洋環境から検出されたPOPsが最大濃度で含まれ、かつそれが生体に100%移行するという非常に保守的な条件下でのリスク評価(暴露マージン)を実施したところ、MP由来のPOPsの濃度は有害影響を及ぼす濃度に比べて桁違いに低いことが示されている(Marsden *et al.*, 2019)。しかし先述のように現状のMPの定量化プロセスにはまだまだ課題が多いことと、今後さらに海洋環境へのプラスチックの流出が進み、しかも半永久的に存在し続けるために海洋中での蓄積が進むことで、海洋生物だけでなく、ヒトへの影響についても慎重に検討する必要がある。

加えて、ごく最近、マイクロよりもさらに小さい0.0001 mm (1 μ m)未満のナノプラスチック粒子(nanoplastics, NP)の海洋環境における存在が初めて、北大西洋において確認された(Ter Halle *et al.*, 2017)。MPは、その大きさから生物の循環器系に入るとはほとんどないが、NPは容易に循環器系に入りこめる大きさのため影響が懸念される。しかしながらNP研究はまだ初期段階にあり(Kershaw *et*

al., 2019; SAPEA, 2019), 自然環境からのNPの検出報告がほとんど無く, また1 mmのMPが, 海洋環境において紫外線による劣化や物理的な作用で分解を受けて0.0001 mm (100 nm) にまで細片化するまでに320年以上が必要であるとの試算 (Koelmans *et al.*, 2015) もあるなど, 自然界でのNPの検出・モニタリング方法などの開発が急ぎ進む必要がある。

6. おわりに

プラスチックは自然界では主として太陽光線中の紫外線で劣化し, 風や水の物理的な力で細片化してMP化するが, 完全な分解には地表で数百年以上の時間がかかる。そのため, 毎年新たなプラスチックを生産して利用している現状では, 使用後に回収して焼却・再生・保存などをしない限り, 自然界への蓄積は止まらない。さらに海中に入ったプラスチックは, 紫外線による影響を受けなくなるため, その分解速度は極端に遅くなって海中に溜まり続ける。特に比重の大きなMPは自重沈降し, 比重の小さなMPはしばらく海表を漂うが, やがて動物プランクトンに捕食され糞に取り込まれて排出されたり, 海水中の有機物を吸着して凝集体になって比重を高めて沈降していく。そのため, MPは表層から底層へと移送され, 最終的に海洋底に堆積する。プラスチックが開発・利用されてわずか100年程度の経過時間で, 既に世界の海洋底にはかなりの量のMPが堆積している事実から, 今後もプラスチックが海洋に供給されている限り続き, 人類の歴史が海洋堆積層内にプラスチックの層となって記録されることになる。

なお, MPは今のところ, それ自体のヒトを含めた生物への直接影響は把握されていない。間接的な影響としてMPが海水中のDDTやPCBなどの有害化学物質を吸着し, それが濾過捕食性動物に取り込まれ, 食物連鎖を介してサケやマグロなどのヒトが食べる高次栄養段階の動物に移行する生物濃縮を加速することが考えられるが, 海洋環境におけるMP以外の有害化学物質の担体となる天然粒子量に対する現在のMP濃度であれば, 生態系へのリスクにつな

がる可能性は極めて低い。

またMP問題の議論では, 定義と採取・測定方法がまだ確定していないので, 速やかに採取方法とともに定義を決める必要がある。例えばMPの大きさを1-5,000 μm とした場合, 上限値はともかくとして, 下限値の決定には採取・検出方法の難しさが大きく関係する。MPの水中濃度を考えると, 統計的に有意な結果を得るには, 用いる採水量を例えば8 m³以上にするとか, 試料数を多くしなければならぬ。加えて, 最近, MPよりもさらに小さいNPの存在が明らかになり, 研究が始まった。NPは生成されるまでかなりの年数を要すると想定されるが, その大きさから生物の循環器系に入りこむ可能性があるため, ヒトへの影響の検討も必要である。

DSWは, 表層から沈降してくるMPを含むことは疑う余地はないが, その濃度は生態系に影響しうる濃度に比べればごく少ないと推察される。したがって, DSWを利用しても, それによる汚染物質の影響を受ける可能性はほとんどない。しかし, 海洋底には高濃度のMPが堆積しているため, 取水の際にはそれを巻き上げないような注意が必要だ。加えて, MPを除去できる濾過処理を施すことでさらに安心な利用を継続することができる。

最後になるが, 既に自然界に出てしまっているプラスチックは, 今後, MP化されて海水中を沈降し, やがて海底に堆積する。したがって今できることは, 目につくプラスチックを回収することだ。そして今後プラスチックは, 使用後可及的速やかに回収し燃焼・再生するようにして, 自然界には出さないことが肝要である。

参考文献

- Aliabad, M. K., M. Nassiri and K. Kor (2019) Microplastics in the surface seawaters of Chabahar Bay, Gulf of Oman (Makran Coasts). *Mar. Pollut. Bull.*, 143, 125–133.
- Araujo, C. F., M. M. Nolasco, A. M. Ribeiro and P. J. Ribeiro-Claro (2018) Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Res.*, 142, 426–440.
- Arthur, C., J. E. Baker and H. A. Bamford (2009) Proceed-

- ings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30, USA, 530 pp.
- Ašmonaitė, G., H. Sundh, N. Asker and B. Carney Almroth (2018) Rainbow trout maintain intestinal transport and barrier functions following exposure to polystyrene microplastics. *Environ. Sci. Technol.*, 52, 14392–14401.
- Avio, C. G., S. Gorbi and F. Regoli (2015) Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. *Mar. Environ. Res.*, 111, 18–26.
- Barnes, D. K., F. Galgani, R. C. Thompson and M. Barlaz (2009) Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., B, Biol. Sci.*, 364, 1985–1998.
- Beckingham, B. and U. Ghosh (2017) Differential bioavailability of polychlorinated biphenyls associated with environmental particles: Microplastic in comparison to wood, coal and biochar. *Environ. Pollut.*, 220, 150–158.
- Bergmann, M., V. Wirzberger, T. Krumpfen, C. Lorenz, S. Primpke, M. B. Tekman and G. Gerdtz (2017) High quantities of microplastic in Arctic deep-sea sediments from the Hausgarten observatory. *Environ. Sci. Technol.*, 51, 11000–11010.
- Bordbar, L., K. Kapiris, S. Kalogirou and A. Anastasopoulou (2018) First evidence of ingested plastics by a high commercial shrimp species (*Plesionika narval*) in the eastern Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.*, 136–472–476.
- Browne, M. A., P. Crump, S. J. Niven, E. Teuten, A. Tonkin, T. Galloway and R. Thompson (2011) Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 9175–9179.
- Cai L., J. Wang, J. Peng, Z. Wu and X. Tan (2018) Observation of the degradation of three types of plastic pellets exposed to UV irradiation in three different environments. *Sci. Total Environ.*, 628, 740–747.
- Carpenter, E. J. and K. L. P. Smith (1972) Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175, 1240–1241.
- Carr, S. A., J. Liu and A. G. Tesoro (2016) Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Res.*, 91, 174–182.
- Carreras-Colom, E., M. Constenla, A. Soler-Membrives, J. E. Cartes, M. Baeza, F. Padrós and M. Carrassón (2018) Spatial occurrence and effects of microplastic ingestion on the deep-water shrimp *Aristeus antennatus*. *Mar. Pollut. Bull.*, 133, 44–52.
- Choy, C. A., B. H. Robison, T. O. Gagne, B. Erwin, E. Firl, R. U. Halden, J. A. Hamilton, K. Katija, S. E. Lisin, C. Rolsky and K. S. van Houtan (2019) The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Sci. Rep.*, 9, 7843.
- Cincinelli, A., C. Scopetani, D. Chelazzi, E. Lombardini, T. Martellini, A. Katsoyiannis, M. C. Fossi and S. Corsolini (2017) Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, distribution and characterization by FTIR. *Chemosphere*, 175, 391–400.
- Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband and T. S. Galloway (2011) Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 62, 2588–2597.
- Cole, M., H. Webb, P. K. Lindeque, E. S. Fileman, C. Halsband and T. S. Galloway (2014) Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Sci. Rep.*, 4, 1–8.
- Cole, M., P. K. Lindeque, E. Fileman, J. Clark, C. Lewis, C. Halsband and T. S. Galloway (2016) Microplastics alter the properties and sinking rates of zooplankton faecal pellets. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 3239–3246.
- Cordova, M. R. and A' an J. Wahyudi (2016) Microplastic in the deep-sea sediment of southwestern Sumatran waters, *Mar. Res. Indonesia*, 41, 27–35.
- Cordova, M. R. and U. E. Hernawan (2018) Microplastics in Sumba waters, East Nusa Tenggara. *IOP Conf. Series: Earth Environ. Sci.*, 162, 012023.
- Courteney-Jones, W., B. Quinn, C. Eweins, S. F. Gary and B. E. Narayanaswamy (2020) Microplastic accumulation in deep-sea sediments from the Rockall Trough, *Mar. Pollut. Bull.*, 154, 111092.
- Cózar, A., F. Echevarría, J. I. González-Gordillo, X. Irigoien, B. Ubeda, S. Hernández-León, A. T. Palma, S. Navarro, J. García-de-Lomas, A. Ruiz, M. L. Fernández-de-Puelles and C. M. Duarte (2014) Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 111, 10239–10244.
- Cunningham, E. M., S. M. Ehlers, J. T. A. Dick, J. D. Sigwart, K. Linse, J. J. Dick and K. Kiriakoulakis (2020) High abundances of microplastic pollution in deep-sea sediments: Evidence from Antarctica and the Southern ocean, *Environ. Sci. Technol.*, 54, 13661–13671.
- Davidson, K. and S. E. Dudas (2016) Microplastic ingestion by wild and cultured Manila clams (*Venerupis philippinarum*) from Baynes Sound, British Columbia. *Arch.*

- Environ. Contam. Toxicol., 71, 147–156.
- Desforages, J. P. W., M. Galbraith, N. Dangerfield and P. S. Ross (2014) Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, 79, 94–99.
- Devriese, L. I., M. D. van der Meulen, T. Maes, K. Bekaert, I. Paul-Pont, L. Frère, J. Robbens and A. D. Vethaak (2015) Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the southern North Sea and channel area. *Mar. Pollut. Bull.*, 98, 179–187.
- Di Mauro, R., M. J. Kupchik and M. C. Benfield (2017) Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico. *Environ. Pollut.*, 230, 798–809.
- Doyle, M. J., W. Watson, N. M. Bowlin and S. B. Sheavly (2011) Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the northeast Pacific Ocean. *Mar. Environ. Res.*, 71, 42–52.
- Duis, K. and A. Coors (2016) Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: Sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environ. Sci. Eur.*, 28, 2.
- Eerkes-Medrano, D., R. C. Thompson and D. C. Aldridge (2015) Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Wat. Res.*, 75, 63–82.
- EFSA (2016) Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA J.*, 14, 4501.
- Enders, K., R. Lenz, C. A. Stedmon and T. G. Nielsen (2015) Abundance, size and polymer composition of marine microplastics $\geq 10 \mu\text{m}$ in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. *Mar. Pollut. Bull.*, 100, 70–81.
- 遠藤 徹 (2000) プラスチックの文化史, 可塑性物質の神話学. 水戸社, 324 pp.
- Eo, S., S. H. Hong, Y. K. Song, G. M. Han, S. Seo and W. J. Shim (2021) Prevalence of small high-density microplastics in the continental shelf and deep sea waters of East Asia. *Water Res.*, 200, 117238.
- Eriksen, M., L. C. 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, e111913.
- Fischer, V., N. O. Elsner, N. Brenke, E. Schwabe and A. Brandt (2015) Plastic pollution of the Kuril–Kamchatka trench area (NW Pacific), *Deep Sea Res.*, 111, 399–405.
- Frère, L., I. Paul-Pont, E. Rinnert, S. Petton, J. Jaffré, I. Bihanic, P. Soudant, C. Lambert and A. Huvet (2017) Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: A case study of the Bay of Brest (Brittany, France). *Environ. Pollut.*, 225, 211–222.
- 藤枝 繁 (2003) 鹿児島湾海面に浮遊するプラスチックゴミ. *自然愛護*, 29, 9–12.
- 藤枝 繁 (2010) 伊勢湾海岸に漂着散乱する微小プラスチックごみの分布. *漂着物学会誌*, 8, 1–6.
- 藤枝 繁 (2011) 瀬戸内海における微小プラスチックごみ. *沿岸域学会誌*, 24, 57–65.
- 藤田大介・高橋正征 (2006) 海洋深層水利用学: 基礎から応用・実践まで. 成山堂書店, 東京, pp. 46–50.
- Gajšt, T., T. Bizjak, A. Palatinus, S. Liubartseva and A. Kržan (2016) Sea surface microplastics in Slovenian part of the northern Adriatic. *Mar. Pollut. Bull.*, 113, 392–399.
- GESAMP (2015) Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: A global assessment (ed. P. J. Kershaw) Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 pp.
- GESAMP (2016) Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: Part 2 of a global assessment. (eds. P. J. Kershaw and C. M. Rochman) Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 pp.
- Gewert, B., M. Ogonowski, A. Barth and M. MacLeod (2017) Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 120, 579–604.
- Geyer, R., J. R. Jambeck and K. L. Law (2017) Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.*, 3, e1700782.
- Gibb, B. C. (2019) Plastics are forever. *Nature Chem.*, 11, 394–395.
- Gouin, T., N. Roche, R. Lohmann and G. A. Hodges (2011) A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 1466–1472.
- Green, D. S., L. Kregting, B. Boots, D. J. Blockley, P. Brickle, M. Da Costa and Q. Crowley (2018) A comparison of sampling methods for seawater microplastics and a first report of the microplastic litter in coastal waters of Ascension and Falkland Islands. *Mar. Pollut. Bull.*,

- 137, 695–701.
- Grigorakis, S. and K. G. Drouillard (2018) Effect of microplastic amendment to food on diet assimilation efficiencies of PCBs by fish. *Environ. Sci. Technol.*, 52, 10796–10802.
- Güven, O., K. Gökdağ, B. Jovanovic and A. E. Kideys (2017) Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environ. Pollut.*, 223, 286–294.
- Hara, J., J. Frias and R. Nash (2020) Quantification of microplastic ingestion by the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* from Irish waters. *Mar. Pollut. Bull.*, 152, 110905.
- 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.
- Hossain, M. S., M. S. Rahman, M. N. Uddin, S. M. Sharifuzzaman, S. R. Chowdhury, S. Sarker and M. S. N. Chowdhury (2020) Microplastic contamination in penaeid shrimp from the northern bay of Bengal. *Chemosphere*, 238, 124688.
- Isobe, A., K. Uchiyama-Matsumoto, K. Uchida and T. Tokai (2014) Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, 89, 324–330.
- 一色 実 (2009) ポリ塩化ビニルの特性と用途, 化学と教育, 57, 392–393.
- 岩崎雄一・眞野浩行・林 彬勲・内藤 航 (2021) マイクロプラスチックの水生生物への粒子影響に着目した有害性評価の現状と課題. 環境毒性学会誌, 24, 53–61.
- 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.
- Jovanović, B., K. Gökdağ, O. Güven, Y. Emre, E. M. Whitley and A. E. Kideys (2018) Virgin microplastics are not causing imminent harm to fish after dietary exposure. *Mar. Pollut. Bull.*, 85, 156–163.
- Kane, I. A., M. A. Clare, E. Miramontes, R. Wogelius, J. J. Rothwell, P. Garreau and F. Pohl (2020) Seafloor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation. *Science*, 368, 1140–1145.
- 金原康人 (2009) ポリスチレンの特性と用途, 化学と教育, 57, 572–573.
- Kanhai, D. K., R. Officer, O. Lyashevskaya, R. C. Thompson and I. O'Connor (2017) Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, 115, 307–314.
- Kanhai, D. K., K. Gårdfeldt, O. Lyashevskaya, M. Hassellöv, R. C. Thompson and I. O'Connor. (2018) Microplastics in sub-surface waters of the Arctic central basin. *Mar. Pollut. Bull.*, 130, 8–18.
- Kanhai, L. D. K., C. Johansson, J. P. G. L. Frias, K. Gardfeldt, R. C. Thompson and I. O'Connor (2019) Deep sea sediments of the Arctic central basin: A potential sink for microplastics. *Deep. Sea. Res. Part. I. Oceanogr. Res. Pap.*, 145, 137–142.
- Kershaw, P., A. Turra and F. Galgani (2019) Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean. GESAMP Reports and Studies No. 99, GESAMP joint group of experts on the scientific aspects of marine environmental protection, London, 123 pp.
- Koelmans, A. A., E. Besseling and W. J. Shim (2015) Nanoplastics in the aquatic environment, critical review. *Marine Anthropogenic Litter*, Springer International Publishing, Cham, pp. 325–340.
- Koelmans, A. A., A. Bakir, G. A. Burton and C. R. Janssen (2016) Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 3315–3326.
- Koelmans, A. A., M. Kooi, K. L. Law and E. van Sebille (2017) All is not lost: Deriving a top-down mass budget of plastic at sea. *Environ. Res. Lett.*, 12, 114028.
- 栗山雄司・小西和美・兼広春之・大竹千代子・神沼二眞・間藤ゆき枝・高田秀重・小島あずさ (2002) 東京湾ならびに相模湾におけるレジンペレットによる海洋汚染の実態とその起源. 日本水産学会誌, 68, 164–171.
- Lagarde, F., O. Olivier, M. Zanella, P. Daniel, S. Hiard and A. Caruso (2016) Microplastic interactions with freshwater microalgae: Hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environ. Pollut.*, 215, 331–339.
- Law, K. L., S. 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. Commun.*, 8, 15611.
- Lechthaler, S., J. Schwaetzbauer, K. Reicherter, G. Stauch and H. Schuttrumpf (2020) Regional study of microplastics in surface waters and deep sea sediments south of the Algarve Coast, *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 40, 101488.
- Lenz, R. and M. Labrenz (2018) Small microplastic sampling in water: Development of an encapsulated filtration device. *Water*, 10, 1055.
- Li, D., K. Liu, C. Li, G. Peng, A. L. Andray, T. Wu, Z. Zhang, X. Wang, Z. Song, C. Zong, F. Zhang, N. Wei, M. Bai, L. Zhu, J. Xu, H. Wu, L. Wang, S. Chang and W. Zhu (2020a) Profiling the vertical transport of microplastics in the West Pacific Ocean and the East Indian Ocean with a novel in situ filtration. *Environ. Sci. Technol.*, 54, 12979–12988.
- Li, Y., H. Zhang and C. Tang (2020b) A review of possible pathways of marine microplastics transport in the ocean. *Anthropocene Coasts*, 3, 6–13.
- Lithner, D., Å. Larsson and G. Dave (2011) Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci. Total Environ.*, 409, 3309–3324.
- Liu, K., F. Zhang, Z. Song, C. Zong, N. Wei and D. Li (2019) A novel method enabling the accurate quantification of microplastics in the water column of deep ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 146, 462–465.
- 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.
- Lorenz, C., L. Roscher, M. S. Meyer, L. Hildebrandt, J. Prume, M. G. J. Löder, S. Primpke and G. Gerdts (2019) Spatial distribution of microplastics in sediments and surface waters of the southern North Sea. *Environ. Pollut.*, 252, 1719–1729.
- Lusher, A. L., M. Mchugh and R. C. Thompson (2013) Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Mar. Pollut. Bull.*, 67, 94–99.
- Lusher, A. L., A. Burke, I. O'Connor and R. Officer (2014) Microplastic pollution in the northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling. *Mar. Pollut. Bull.*, 88, 325–333.
- Lusher, A. L., V. Tirelli, I. O'Connor and R. Officer (2015) Microplastics in Arctic polar waters: The first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci. Rep.*, 5, 14947.
- Lusher, A., P. Hollman and J. Mendoza-Hill (2017) Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, Rome, 615 pp.
- 前田守一 (1978) 配合設計 (1) 原料ゴムの種類と性質. *日本ゴム協会誌*, 51, 632–640.
- Mani, T., A. Hauk, U. Walter and P. Burkhardt-Holm (2015) Microplastics profile along the Rhine River. *Sci. Rep.*, 5, 17988.
- Marsden, P., A. Koelmans, J. Bourdon-Lacombe, T. Gouin, L. D'Anglada, D. Cunliffe, P. Jarvis, J. Fawell and J. De France (2019) Microplastics in drinking-water. *World Health Organisation*, Geneva, Switzerland, 101 pp.
- Mato, Y., T. Isobe, H. Takada, H. Kanehiro, C. Ohtake and T. Kaminuma (2001) Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 318–324.
- Mendoza, L. M. R. and M. Balcer (2019) Microplastics in freshwater environments: A review of quantification assessment. *TrAC Trends Anal. Chem.*, 113, 402–408.
- Mitrano, D. M. and W. Wohlleben (2020) Microplastic regulation should be more precise to incentivize both innovation and environmental safety. *Nat. Commun.*, 11, 5324.
- Mohamed Nor, N. H. and A. A. Koelmans (2019) Transfer of PCBs from microplastics under simulated gut fluid conditions is biphasic and reversible. *Environ. Sci. Technol.*, 53, 1874–1883.
- Moore, C. J., S. L. Moore, S. B. Weisberg, G. L. Lattin and A. F. Zellers (2002) A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, 44, 1035–1038.
- Morgana, S., L. Ghigliotti, N. Estévez-Calvar, R. Stifanese, A. Wieckzorek, T. Doyle, J.S. Christiansen, M. Faimali and F. Garaventa (2018) Microplastics in the Arctic: A case study with sub-surface water and fish samples off northeast Greenland. *Environ. Pollut.*, 242, 1078–1086.
- 中尾賢志 (2019) マイクロプラスチック問題の本質と課題. *用水と廃水*, 61, 424–431.
- Nel, H. A. and P. W. Froneman (2015) A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa. *Mar. Pollut. Bull.*, 101, 274–279.

- 大阪市立工業研究所プラスチック読本編集委員会・プラスチック技術協会 (2019) プラスチック読本 (22版). プラスチックス・エージ, 東京, 500 pp.
- Pelamatti, T., I. A. Fonseca-Ponce, L. M. Rios-Mendoza, J. D. Stewart, E. Marín-Enríquez, A. J. Marmolejo-Rodríguez, E. M. Hoyos-Padilla, F. Galván-Magaña and R. Rogelio González-Armas (2019) Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in Banderas Bay Mexico. *Mar. Pollut. Bull.*, 145, 604–610.
- Peng, X., M. Chen, S. Chen, S. Dasgupta, H. Xu, K. Ta, M. Du, J. Li Z. Guo and S. Bai (2018) Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean, *Geochem. Perspect. Lett.*, 9, 1–5.
- Peng, G., R. Bellerby, F. Zhang, X. Sun and D. Li (2020) The ocean's ultimate trashcan: Hadal trenches as major depositories for plastic pollution, *Water Res.*, 168, 115121.
- Prata, J. C., J. P. da Costa, A. C. Duarte and T. Rocha-Santos (2019) Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends Anal. Chem.*, 110, 150–159.
- Reisser, J., B. Slat, K. Noble, K. du Plessis, M. Epp, M. Proietti, J. de Sonnevile, T. Becker and C. Pattiaratchi (2015) The vertical distribution of buoyant plastics at sea: An observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences*, 12, 1249–1256.
- Rocha-Santos, T. and A. C. Duarte (2015) A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends Anal. Chem.*, 65, 47–53.
- Rochman, C. M., E. Hoh, B. T. Hentschel and S. Kaye (2013) Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: implications for plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.*, 47, 1646–1654.
- Rose, D. and M. Webber (2019) Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour. *Sci. Total Environ.*, 664, 753–760.
- Rummel, C. D., M. G. Löder, N. F. Fricke, T. Lang, E. M. Griebeler, M. Janke and G. Gerdtts (2016) Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 102, 134–141.
- SAPEA (2019) A scientific perspective on microplastics in nature and society. S.A.f.P.b.E. Academies (Ed.), Science Advice for Policy by European Academies, Berlin, Germany, 173 pp.
- Skåre, J. U., J. Alexander, M. Have, I. Jakubowicz, H. K. Knutsen, A. L. Lusher, M. Ogonowski, K. E. Rakkestad, I. Skaar, L. E. Tvedt Sverdrup, M. Wagner, A. Agdestein, J. Bodin, E. Elvevoll, G. I. Hemre, D. O. Hessen, M. Hofshagen, T. Husøy, Å. Krogdahl, A. M. Nilsen, T. Rafoss, T. Skjerdal, T. A. Strand, V. Vandvik and Y. Wasteson (2019) Microplastics; Occurrence, levels and implications for environment and human health related to food. Opinion of the seering committee of the Norwegian scientific committee for food and environment; Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Norway, 175 pp.
- Suaria, G., V. Perold, J. R. Lee, F. Aliani and P. G. Ryan (2020) Floating macro-and microplastics around the Southern Ocean: Results from the Antarctic Circumnavigation Expedition. *Environ. Int.*, 136, 105494.
- 鈴木秀哉・竹下宏樹・徳満勝久 (2020) ポリシラン添加ポリエチレンの光および熱劣化に関する研究, *成形加工*, 32, 428–433.
- 高田秀重 (2018) マイクロプラスチック汚染の現状, 国際動向および対策. *廃棄物資源循環学会誌*, 29, 261–269.
- Tanaka, K. and H. Takada (2016) Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Sci. Rep.*, 6, 34351.
- Tekman, M. B., C. Wekerle, C. Lorenz, S. Primpke, C. Hasemann, G. Gerdtts 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.
- Teng, J., Q. Wang, W. Ran, D. Wu, Y. Liu, S. Sun, H. Liu, R. Cao and J. Zhao (2019) Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China. *Sci. Total Environ.*, 653, 1282–1292.
- Ter Halle, A., L. Ladirat, X. Gendre, D. Goudouneche, C. Pusineri, C. Routaboul, B. Duployer and E. Perez (2016) Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 5668–5675.
- Ter Halle, A., L. Jeanneau, M. Martignac, E. Jarde, B. Pedroño, L. Brach and J. Gigault (2017) Nanoplastics in the North Atlantic subtropical gyre. *Environ. Sci. Technol.*, 51, 13689–13697.
- Teuten, E.L., J. M. Saquing, D. R. Knappe, M. A. Barlaz, S. Jonsson, A. Björn, S. J. Rowland, R. C. Thompson, T. S. Galloway, R. Yamashita and D. Ochi (2009) Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos. Trans. R. Soc.*, B, 364,

- 2027–2045.
- Thompson, R. C., Y. Olsen, R. P. Mitchell, A. Davis, S. J. Rowland, A. W. John, D. McGonigle and A. E. Russell (2004) Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 304, 838.
- UNEP (2005). *Marine Litter, an Analytical Overview*. UNEP, Nairobi, 47 pp.
- 牛島大志・田中周平・鈴木裕識・雪岡 聖・王 夢澤・鍋谷佳希・藤井滋穂・高田秀重 (2018) 日本内湾および琵琶湖における摂食方法別にみた魚類消化管中のマイクロプラスチックの存在実態. *水環境学会誌*, 41, 107–113.
- van Cauwenberghe, L., A. Vanreusel, J. Mees and C. R. Janssen (2013) Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environ. Pollut.*, 182, 495–499.
- van der Hal, N., A. Ariel and D. L. Angel (2017) Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, 116, 151–155.
- van Sebille, E., C. Wilcox, L. Lebreton, N. Maximenko, B. D. Hardesty, J. A. van Franeker and K. L. Law (2015) A global inventory of small floating plastic debris. *Environ. Res. Lett.*, 10, 124006.
- Wagner, M., C. Scherer, D. Alvarez-Muñoz, N. Brennholt, X. Bourrain, S. Buchinger and E. Fries (2014) Microplastics in freshwater ecosystems: What we know and what we need to know. *Environ. Sci. Eur.*, 26, 12.
- Waite, H. R., M. J. Donnelly and L. J. Walters (2018) Quantity and types of microplastics in the organic tissues of the eastern oyster *Crassostrea virginica* and Atlantic mud crab *Panopeus herbstii* from a Florida estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, 129, 179–185.
- Wang, T., L. Wang, Q. Chen, N. Kalogerakis, R. Ji and Y. Ma (2020) Interactions between microplastics and organic pollutants: Effects on toxicity, bioaccumulation, degradation, and transport. *Sci. Total Environ.*, 748, 142427.
- Ward, C. P., C. J., Armstrong, A. N. Walsh, J. H. Jackson and C. M. Reddy (2019) Sunlight converts polystyrene to carbon dioxide and dissolved organic carbon. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 6, 669–674.
- Wardrop, P., J. Shimeta, D. Nugegoda, P. D. Morrison, A. Miranda, M. Tang and B. O. Clarke (2016) Chemical pollutants sorbed to ingested microbeads from personal care products accumulate in fish. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 4037–4044.
- Woodall, L. C., A. Sanchez-Vidal, M. Canals, G. L. Paterson, R. Coppock, V. Sleight, A. Calafat, A. D. Rogers, B. E. Narayanaswamy and R. C. Thompson (2014) The deep sea is a major sink for microplastic debris, *R. Soc. Open Sci.*, 1, 140317.
- Wright, S. L., R. C. Thompson and T. S. Galloway (2013) The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ. Pollut.*, 178, 483–492.
- Xu, S., J. Ma, R. Ji, K. Pan and A. J. Miao (2020) Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Sci. Total Environ.*, 703, 135504.
- 山川 肇 (2017) マイクロプラスチック汚染への対策と取組. *廃棄物資源循環学会誌*, 28, 424–431.
- Zhang, W., S. Zhang, J. Wang, Y. Wang, J. Mu, P. Wang, X. Lin and D. Ma (2017) Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. *Environ. Pollut.*, 231, 541–548.
- Zhang, F., X. Wang, J. Xu, L. Zhu, G. Peng, P. Xu and D. Li (2019) Food-web transfer of microplastics between wild caught fish and crustaceans in East China Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 146, 173–182.
- Zhang, D., X. Liu, W. Huang, J. Li, C. Wang, D. Zhang and C. Zhang (2020) Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean. *Environ. Pollut.*, 259, 113948.
- Zhao, S., L. Zhu and D. Li (2015) Microplastic in three urban estuaries, China. *Environ. Pollut.*, 206, 597–604.
- 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,