

【総説】 プラスチック汚染問題への対応 — 地方環境研究所の立場から —

田子博、宇野悠介

How Do We Cope with Plastic Pollution Problems?

-From the Perspective of a Local Government Institute for the Environment-

Hiroshi TAGO, Yusuke UNO

In recent years, the problem of plastic waste, including microplastics, has attracted a great deal of attention, and the local government as well as the national government are required to address the problem. This problem could require us to measure microplastics in river water, and we need to be prepared for this. For this reason, a currently available literature review was conducted to consider our future strategy for this issue. It was concluded that it is effective to establish a method for measuring microplastics commensurate with the research resources of our institute and develop and disseminate an environmental education program based on the method.

Key words : マイクロプラスチック Microplastics, プラスチックゴミ Plastic debris, 環境教育 Environmental education, 市民科学 Citizen science

1.はじめに

プラスチックは便利で安価という特性のため、普及し始めてから 60~70 年程度であるにもかかわらず、世界中に爆発的に普及している。中でもポリエチレン (PE) やポリプロピレン (PP) 等の汎用プラスチックは安価であるが故に容易に「使い捨て」が可能であり、これが人間の生活に大きな利便性を付与したことは明らかであろう。プラスチック製品を使い捨てることにより、その使用量はますます増え、これに伴ってプラスチック廃棄物 (以下、省略して「プラゴミ」と呼ぶ) が大量に発生している (Geyer et al., 2017)。その一部は意図的、非意図的にかかわらず適正処理されることなく (適正処理されても環境への負荷は不可避であるが) 環境中に放出され、最終的には海洋 (深海) がその受け皿 (sink) になる (Woodall et al., 2014)。

プラゴミは 100%人為起源であるから、人間

の生活拠点である陸上から大部分が発生し、これが様々な経路 (多くが河川経由 (Jambeck et al., 2015; Lebreton et al., 2017) と考えられる) をたどって海洋に到達する。その輸送過程および海洋到達後において、プラゴミは物理的な破壊、紫外線による劣化等を受け断片化し、大きさが 5 mm 以下になったものがマイクロプラスチック (以下、「MP」) と呼ばれている (Thompson et al., 2004; Andrady, 2011 ; 高田、2017)。MP の定義を 1 mm 以下としている文献 (Browne et al., 2011) も存在するが、一般的とは言えないため、本論では 5 mm 以下を MP として扱う。このような環境中で細片化された MP は、もともと大きなプラスチックが環境中で細かくなったので、二次 MP と呼ばれる。これに対し、洗顔料や歯磨き粉といったパーソナルケア製品に含まれるプラスチックビーズや、樹脂製品の原料となるペレットのように生産当初から 5 mm 以下であるプラスチックは最初か

ら MP の状態で環境中に放出されるため、一次 MP と呼ばれている。また、合成繊維製の衣服等から発生する繊維くず (Pric et al., 2016) やタイヤなどの摩耗によって生じるゴムくず (Kole et al., 2017) は、元は大きな製品であるが環境中に放出された時点で既に MP となっている。このため、例えば繊維は文献によって一次 MP (Estahbanati and Fahrenfeld, 2016) として扱う場合と、二次 MP (Raju et al., 2018) とする場合もあり、扱いが異なっていることがある。筆者が調べた限りにおいて、これらは二次 MP として扱われている文献が多く、本論でも二次 MP として取り扱う。

プラスチックが大量生産され始めてから程なくして海洋にプラゴミが見つかり (Carpenter and Smith, 1972)、その後海洋の環境や生態系に関する研究が多く行われてきた (山下ら、2016 およびその引用文献参照)。Carpenter and Smith (1972) は、発見したプラゴミの多くは直径 0.25~0.5 cm (MP に該当する) であったと報告しているが、当時は MP という言葉や概念はなかったと思われる。そのため、研究は大型海洋生物 (海鳥が多い) への物理的影響を中心に行われてきた (山下ら、2016)。

MP という概念が研究者の中で着目されたのは一般には Thompson et al. (2004) の報告以来と言われている。この概念が導入されたことにより、プラゴミの物理的な影響だけでなく化学的影響、すなわち可塑剤のように製品生産時にプラスチックに添加されていたり、環境中で吸着したりした有害化学物質の影響 (Engler, 2012; Campanale et al., 2020)、さらには病原性微生物等が付着することによる越境移動のような生物学的影響に着目した研究が盛んに行われるようになった (Kirstein et al., 2016; Shen et al., 2019)。

国際政治の場でもプラゴミ問題は注目を集めるようになり (高田、2018)、一例を挙げれば 2015 年にはエルマウ・サミットの首脳宣言で MP 問題が取り上げられ、2018 年にはシャルルボワ・G7 サミットで「海洋プラスチック憲章」が採択された (日本、アメリカは署名を見送り) (松崎と佐藤、2018)。さらに翌 2019 年には G20 大阪サミットにおいて、海洋プラスチッ

クゴミ問題が初めて主要議題の一つに上り、「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」が首脳宣言に盛り込まれた。ただしこうした動きは「海洋プラスチックゴミ対策」であり、プラゴミの多くは陸上から発生することを考えれば、この問題は中尾 (2019) が提唱しているように、「環境プラスチックゴミ対策」として広く取り扱うべきであろう。とは言え、これらの動きによって世間にプラスチックゴミ問題や「マイクロプラスチック」という言葉が多少なりとも浸透したのは確かである。

国 (環境省) も海岸漂着物処理推進法を改正 (2018.6.15 成立) したり、「プラスチック・スマート」キャンペーンを行ったりと、プラゴミ対策に力を入れている。群馬県で 2019 年に「ぐんま 5 つのゼロ宣言」が出され、その 1 つにプラスチックごみ「ゼロ」が盛り込まれたのもこれらの動きと無関係ではないだろう。このような宣言が出されると、行政担当部局に対して具体的な対応が求められると考えられ、研究所としても情報収集を始め、何らかの備えをしておく必要がある。

本論の目的は MP に関する研究の動向を把握し考察を加えることで、今後、当所が MP 問題に関してどのように取り組むか、その方向性を提示することである。ここでは、最近の文献を通して MP 研究に関する最近の状況を調査し、当所の方向性を考察した。

なお、プラゴミと MP は密接な関係にあり、混用されることもある。中尾 (2019) は両者の違いをわかりやすく図解しており、その中でプラゴミと MP を分けて考えるべきと述べている。しかしながら、本論では両者を厳密に区別するほど専門的な内容には踏み込まないため、必ずしも両者の区別が明確ではない点もあることを断っておく。

2. 文献調査

群馬県において想定されるのは、河川または湖沼水 (淡水系) における MP 濃度測定であるため、これを中心に文献調査を行った (ただし今回は水試料を対象とし、底質を対象とした研究は除いた)。MP の研究は海洋環境を中心に行われてき

たため、河川や湖沼のような淡水系での研究は後発で比較的少なく (Wagner et al., 2014)、さらに陸上における研究事例に関しては利用可能な文献は極めて限られているのが現状である (Duis and Coors, 2016; Rillig and Bonkowski, 2018)。

2.1. MP 濃度の測定方法

MP に関する研究は比較的新しいこともあり、最大の問題点は標準的な方法論が確立していないことである。濃度測定も例外ではなく、淡水環境中はおろか海洋環境であっても標準的な測定方法は検討途上である。ここでは淡水系における MP 濃度の測定方法について調査したが、海洋環境における測定方法と共通する部分もあるため、海洋における測定方法も一部引用している。

2.1.1. サンプリグ

水環境中の MP の測定はプランクトンネットを用いてサンプリグするのが一般的な方法である。大規模な河川 (Mani et al., 2015; Vermaire et al., 2017) や、湖 (Eriksen et al., 2013; Xiong et al., 2018) のように、サンプリグ面積が広大だったり一定方向の流れを把握しにくかったりする環境では、海洋と同様にネットをボートで曳航してサンプリグを行っているが、比較的小規模で一定の流れが確認できる河川では、橋上から流量計を組み込んだネットを投入してサンプリグする方法も用いられ (Faure et al., 2015 ; 工藤ら, 2017 ; 神奈川県環境科学センター, 2019 ; Kataoka et al., 2019) 、日本の河川ではこの方法が主流と思われる。また、専用の濾過装置を組み立て、これにポンプで連続通水することでサンプリグを行った例もある (Talvitie et al., 2015; Li et al., 2020) 。それぞれ長所と短所があり、補完的な役割を果たす (Tamminga et al., 2019) ため、目的によって使い分けたり併用したりすることが望ましい。その他、容器を用いてグラブサンプリグ後に濾過する方法 (Su et al., 2016; Leslie et al., 2017) や、これ以外にも種々の方法が提示されている (Stock et al., 2019) が、グラブサンプリグは MP による汚染が激しい場所以外ではあまり用いられておらず、その他の方法はいずれも高価な専用装置が必要で、地方環境研究所 (以下、「地環研」) で使用することは一般的ではない。

調査対象とする MP に関して、大きさの上限値は前述したように 5 mm であるが、下限値は研究

者によって異なっている (Mendoza and Balcer, 2019) 。小さな MP (< 1 mm) は大きな MP (1~5 mm) より数が多い (Cabernard et al., 2018) ことを考えると、このことが MP 濃度測定に関して混乱をもたらしている一因と考えられる。MP より小さい (境界は 0.1 μm とされている場合が多い) ものはナノプラスチックと呼ばれるが (Andrady, 2011; Mattsson et al., 2015; Gigault et al., 2018) 、その定量は極めて困難であるため、この領域に関する研究報告は限られており、本論でも取り扱わない。Li Jingyi et al. (2018) によると、淡水系で MP 濃度測定を行った 19 例の研究のうち、11 例が約 300 μm (一般的に用いられるプランクトンネットのメッシュサイズ) を下限とし、6 例がそれより小さい MP までを対象とし (最小 : 32 μm) 、2 例は対象とする MP の大きさの記述がなかった。MP の化学的側面から生態系への影響を考えたとき、より小さい粒子まで研究対象とする必要があるが、一方で対象とする粒子が小さくなるほど定量は困難になるため、研究の目的に応じた適切な大きさの下限を設定する必要がある。研究対象とする粒子の大きさによって得られる結果は大きく異なるため (Dris et al., 2015) 、どのような下限値を設定するにせよ、サンプリグ方法の詳細あるいは採取した MP の粒径分布の記録は結果報告をするにあたり必須である。

2.1.2. 分析

採取したサンプル中から MP を選別 (前処理/選別) し、定量 (同定/定量) する一連の流れを本論では分析とする。

まず、前処理について、フィルター (あるいはネット) に集められたサンプルには植物片やプランクトン等、MP 以外のものも含まれている。明らかに 5 mm 以上である大きな夾雑物は目視で容易に取り除くことができるが、小さなものは困難である。また、長い間水中に漂っていた MP は生物膜で覆われている可能性もある。したがって、こうした「天然」の有機物を消化することで MP の選別をし易くする前処理が必要となる場合があり、これには様々な方法が報告されている (Stock et al., 2019) 。過酸化水素水による湿式酸化が多くの研究で用いられており、前述した Li Jingyi et al. (2018) のレビューでは消化を行った 11 例中 10 例がこの方法を用いていた。

日本における淡水系での調査でこうした消化を行った報告例は見つけることができなかった。これは調査対象河川が比較的清浄であったからかもしれない。消化操作は手間と時間、費用がかかる上に、方法によっては採取されたMPの変質をもたらすこともあり (Claessens et al., 2013)、サンプルが「天然」の有機物で激しく「汚染」されていなければ、あえて行う必要はないと思われる。

また、懸濁物質が多い場合には小さな無機粒子が同時に採取されることがある。この場合には飽和または高濃度塩の水溶液による密度分離が広く行われている (Li Jingyi et al., 2018; Stock et al., 2019)。塩化ナトリウム溶液は無害で安価であるが、ポリエチレンテレフタレート (PET) や塩化ビニル (PVC) のような高密度MPは沈降し、無機粒子とともに除去されてしまう可能性がある (Li Jingyi et al., 2018; Stock et al., 2019)。これを防ぐためには塩化亜鉛やヨウ化カリウム、ギ酸カリウムなどの密度の高い溶液を使用する必要がある (Li Jingyi et al., 2018; Stock et al., 2019) が、これらの試薬は塩化ナトリウムと比較するとかなり高価であり、加えて塩化亜鉛は環境毒性があるため、地環研での使用はハードルが高い。最近、密度ベースの分離法に代わる費用対効果の高いオイル抽出法が開発された (Crichton et al., 2017; Mani et al., 2019) が、まだ一般的ではない (Stock et al., 2019)。この作業は底質中のMPを測定する場合には必須であるが、河川水では必ずしも必要ではないため、サンプルの状況に応じた適用をすればよい。

次に、MPの選別同定について、必要に応じて前述の前処理を行ったサンプルから、定量のために目的のMPを選別する。最も安価で簡単な方法は肉眼 (一般的にはあまり用いられない) あるいは実体顕微鏡を用いての選別、つまりは人の目による選別 (目視選別) である。しかしながら、見た目からはMPかどうかの判別が付きにくいものも多く、小さなMPまで測定対象にする場合は、見逃しも多数発生し、数 μm 程度のMPは目視選別自体が困難であろう。結果として目視選別のみではMP定量結果に正負両方の誤差を生じる余地が大きく (Burns and Boxall 2018)、0.5~1 mm以下のMPを目視選別のみで分析した場合、信頼性のあるデータとは見なされないおそれもある

(Duis and Coors, 2016)。また、見た目からプラスチック素材の種類まで同定することは事実上不可能だろう。

この対策として FT-IR 法 (Lahens et al., 2018; Scheurer and Bigalke, 2018) やラマン分光法 (Zhao et al., 2017; Anger et al., 2018) をはじめとする種々の機器分析 (Zhang et al., 2019) を利用すればMPを確実に選別し、同時に同定することができる。これによりデータの信頼性、情報量は格段に向上することは確かである。しかしながら、全てのMP (MPの疑いがある破片、疑MPも含む) を機器分析することは困難を伴う。実際には採取されたMP、疑MPの半数未満にしか機器分析を行っていない研究例は相当数あり (Burns and Boxall, 2018)、このような研究事例では結果の取り扱いに注意すべきという指摘もある (Burns and Boxall, 2018)。加えて、これらは高価な装置であるため、新たに導入するとなると地環研にはハードルがかなり高いであろう。実際、Li Jingyi et al. (2018) および Burns and Boxall (2018) のレビューにおいても、目視判別のみで結果を報告している事例はそれぞれ 53%、42%であり、おおよそ半数の研究で機器分析による同定が行われていなかった。

2.1.3. データの記録と品質管理

前述したように、MP測定の方法論はかなりばらついているのが現状である。さらに、この分野で特徴的なのは結果の報告単位も文献によって異なり、それが相互に換算不能である場合が多々あることである (Duis and Coors, 2016)。水系の調査の場合、MP量を個数で示すか、重量で示すかの違いと採取体積あたりで示すか採取面積あたりで示すかの違いがあり、それぞれが組み合わさっている。MP濃度を報告している文献に記載されていた単位をまとめると表1のようになる。

表 1 MP 測定結果の単位

	個数	重量
体積 ベース	個/ m^3	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
	個/L	mg/m^3 g/m^3
面積 ベース	個/ m^2	mg/m^2
	個/ km^2 個/ 1000m^2	

文献の単位を統一して濃度の相互比較を行っているレビューも存在するが (Horton et al., 2017; Mendoza and Balcer, 2019)、一部は推定値を含んだり、換算自体ができなかったりと必ずしも正確な比較は行えていない。したがって、測定結果は単位の変換を可能にするのに十分な情報を記載することが必要である。重量⇔個数の変換は事実上不可能であるため、できる限り両方のデータを記載しておく必要がある。日本の河川での調査では、橋上からプランクトンネットを投入するサンプリングが主であることを考えると、単位水量 (体積) 当たりの個数と重量の両方を記録しておくのが好ましい (Simon et al., 2018)。

データの品質管理について、プラスチックは普遍的に存在するため、測定には常にコンタミのおそれがついて回る。一連の測定に使用する器具等はできるだけプラスチック製を避けるとともに、使用前には濾過水などでよく洗浄しておくことが推奨されている (Koelmans et al., 2019)。また、空気中や測定者の衣服からのコンタミを避けるため、できるだけ清浄な空間 (クリーンベンチ等が好ましい) で天然繊維の実験着を着用しての測定も求められている (Koelmans et al., 2019)。

これらの対策を行っても完全にコンタミを防げないことや分析中のサンプルのロスも考えられるため、ネガティブ、ポジティブ両方のコントロールサンプルの測定も推奨されている (Koelmans et al., 2019)。このように信頼性の高い結果を得ることはコスト面、労力面で多大な負担がかかる。必要とするデータの質に応じた品質管理にならざるを得ないのが現状であろう。

2.2. 淡水環境における MP 濃度測定事例

ここ数年で淡水環境を対象とした MP 測定事例はかなり増えてきたが、ヨーロッパと中国における報告が多い。日本における報告は非常に少なく、執筆時点で筆者が調べた限りでは河川における本格的な調査事例の報告 (国際誌掲載済み文献) は Kataoka et al. (2019) のみであり、湖沼を調査した事例は見つからなかった。前述したとおり、測定方法によって MP の濃度は大きく異なる。しかし、Kataoka et al. (2019) と全く同じ方法での研究事例はないため、ここでは Kataoka et al. (2019) の測定と同等の大きさの MP を対象にしていた測定事例について比較を行った。

各文献の測定結果を表 2 に示した。厳密な比較ができないのはこれまで述べてきたとおりだが、欧米地域よりアジア地域での測定値が明らかに高いのは間違いないだろう。これは、プラゴミの多くが東アジアで発生し (Jambeck et al., 2015)、全世界において河川経由で海洋に流入するプラゴミの 2/3 が東アジアからであるという報告 (Lebreton et al., 2017) を支持していると言えよう。

東アジアでも日本は例外で、測定値は一般的な欧米諸国のものに近い。これは廃棄物管理システムが欧米諸国同様、適正に機能していることが一因と考えられる。日本における測定事例の報告は現時点では極めて限られているため、MP 調査の推進が求められる。

2.3. 下水処理場と表面流出

淡水系への MP 排出源として下水処理場 (点源) と表面流出 (面源) が考えられ、これらに着目した研究も行われている。MP は新しい環境問題であるため、一般的に下水処理場は MP を処理する前提での設計はなされていない。ただし、現在の処理システムでも比較的その除去率は高いとされている (Talvitie et al., 2015; Carr et al., 2016; Simon et al., 2018) が、排水量が多いため、環境への MP 負荷は大きいとする結論が述べられている (Mason et al., 2016)。これは MP が環境中に長期間残留するため、蓄積性の観点からの結論と推察されるが、一方で環境へ排出される MP 全体からすれば、下水処理場の負荷は低いという報告 (Simon et al., 2018; Conley et al., 2019) もある。

下水処理場管理者の立場からすれば、MP の処理効率に関する研究は興味深いところではあるが、処理効率を上げたとしても廃水中の MP は下水汚泥に移行するだけで、これを農地還元あるいは埋め立てれば土壌環境に多量の MP を投入することになる (Li Xiaowei et al., 2018; Corradini et al., 2019)。つまり、MP の行き先が単に水環境から土壌環境へ変わるだけで、根本的な解決にはならない。温室効果ガス削減を別にして、下水汚泥を全量焼却すれば MP の環境への侵入は防げるが、そのような施設は限られていると思われる。合流式か分流式かによる違いはあるが、一般的に下水流入水中の MP はパーソナルケア製品のマイクロビーズや洗濯によって生じるマイクロファイバー

表 2 各地域における MP 測定結果

地域	サンプリング地点	採取方法	サイズ下限 (μm)	分析方法		結果		備考	出典
				前処理	選別・同定	個数 (個/m ³)	重量 (mg/m ³)		
フィンランド	カッラ湖	manta trawled	333	C	M+F	0.037~0.66 (0.27)	-		Uurasjärvi et al., 2020
スイス、ドイツ、オランダ	ライン川	manta trawled	300	C+D+E	M+F	5.6	-	記載データから筆者換算	Mani et al., 2015
スイス	ローヌ川	ネット	300	-	M+F	7.0	1.83		Faure et al., 2015
アメリカ、カナダ	五大湖	manta trawled	333	-	M+S	0~2.9(0.27)	-	記載データから筆者換算	Eriksen et al., 2013
アメリカ	シカゴ都市河川	manta trawled	330	C+D	M	1.94	-		McCormick et al., 2014
	シカゴ都市河川	manta trawled	330	C+D	M	0.48~5.92 (2.355)	-		McCormick et al., 2016
	ミルウォーキー川	manta trawled	333	C	M+F	0.42~5.67(1.8)	-		Lenaker et al., 2019
ベトナム	サイゴン川 周辺運河	ネット(破片のみ)	300	C+E	M+F	10~223	0.01~1.91(0.15)	破片のみのデータ	Lahens et al., 2018
中国	洞庭湖	ポンプ	50	C	M+R	1191.7	-	330 μm以上	Wang et al., 2018
	洪湖	ポンプ	50	C	M+R	2282.5	-	ものを計測	
	揚子江周辺	ポンプ	300	D	M+F	0.0~258.9	-		Li et al., 2020
日本	全国29河川	ネット	335	D	M+F	0~11.9(1.6)	0~3.24(0.44)		Kataoka et al., 2019
	神奈川県内4河川	ネット	300	-	M+F	0.20~8.9	-		神奈川県環境科学センター、2019

前処理 C: 化学消化、D: 密度分離、E: 酵素消化 選別・同定 M: 顕微鏡観察、F: FT-IR、R: ラマン分光法、S: SEM/EDS
結果の()内は平均値

で (Mason et al., 2016; Raju et al., 2018)、これが河川 MP 濃度に大きな影響を与えているという報告 (Estahbanati and Fahrenfeld, 2016) もある。抜本的な対策としてはこれらのものを下水道に流さないことである。米国を始めカナダ、欧州諸国、韓国ではパーソナルケア製品におけるプラスチック製マイクロビーズの規制に行政が動いているが、日本、中国では今のところ具体的な対策はとられていない。一方で、マイクロビーズによる MP 負荷は他の形状の MP (例えば繊維) よりもかなり低い (Duis and Coors, 2016; Burns and Boxall, 2018) ため、この規制はバランスを欠くとの意見 (Burton, 2017) もある。マイクロファイバー対策については、合成繊維自体の規制は現実的ではないため、例えば洗濯機の排水口に (生産時から) それを想定したフィルター装着を義務づける措置等が考えられる。

2.4. 表面流出

降水によって地表面に散逸している MP やプラスチックが水環境へ運ばれる現象が表面流出による MP 負荷である。表面流出を受ける貯留池における MP 測定事例がいくつか報告されており (Olesen et al., 2019; Liu et al., 2019a; Liu et al., 2019b; Ziajahromi et al., 2020)、いずれの調査結果も相当量の MP の存在を指摘している。これはこれらの貯留池が MP のトラップとして機能していると考えられる (Liu et al., 2019b; Ziajahromi et al., 2020)。一方、日本では道路排水を受ける雨水貯

留池はあまり一般的ではなく (少なくとも群馬県に存在しないと思われる)、表面流出水は側溝経由で直接河川に放流されているため、これによる河川への MP 負荷が大きいと考えられる。

表面流出で重要になってくるのはタイヤ摩耗塵である。これは環境に侵入する MP の 5~10% を占めていると試算されており (Kole et al., 2017)、先に述べたマイクロビーズより遙かに高負荷である。プラスチックと同様に、タイヤの主成分であるゴムは天然、合成を問わず環境中での分解速度は遅い (榎、2007) ため、タイヤ摩耗塵は環境への MP 負荷に加担していると思なせるだろう。ただし、表面流出を対象とした研究に限らず、水環境からゴム粒子を特定した研究 (Lenaker et al., 2019; Mengistu et al., 2019) は非常に限られており、ほとんどの研究では無視されている。この理由はタイヤ原料 (例えばスチレン-ブタジエンゴム) を環境中から特定、定量するのは極めて困難という測定上の問題 (Wagner et al., 2018) が一因であると考えられる。FT-IR を使用してタイヤ摩耗塵の定量を試みた研究 (Ziajahromi et al., 2020) もあるが、分析に熟練を要し、定量値には不確実性を伴っているようである。FT-IR に同時熱分析 (STA) を組み合わせた分析 (Mengistu et al., 2019) や熱抽出脱離ガスクロマトグラフィー質量分析計 (TED-GC-MS) を用いた分析 (Eisentraut et al., 2018) もあるが、新たな装置の導入等、地環研で行うにはハードルが高い。

また、タイヤ摩耗塵は他の二次 MP とは異なり、プラゴミが原因ではない（そういう意味では洗濯排水中の合成繊維も該当する）。さらに、現状では代替物質や回収手段もないことから、有効な対策は困難である（Kole et al., 2017）。タイヤ摩耗塵は微小粒子状物質（PM2.5）の観点から大気汚染にも関連するため、これについては MP 問題と切り離して考えた方が良いと思われる。

3. 考察と結論

プラゴミ、MP 研究は自然科学から社会・経済学まで非常に幅広く学際的な分野である。したがって、研究機関の置かれている立場によって、研究の焦点が異なることは十分に有り得る。ここでは大学のような学術的な研究機関ではなく、筆者の所属、すなわち行政の研究機関という立場で議論を進める。

3.1. MP 濃度測定の方法と目的

環境中の MP 濃度を測定する目的として、MP による環境リスクを評価することと書かれている文献が非常に多い（Wagner et al., 2014; Duis and Coors, 2016; Horton et al., 2017; Li Jingyi et al., 2018; Koelmans et al., 2019; Zhang et al., 2019）。ある物質（本論ではプラスチック）の環境リスクを求める意味は、その物質を使う利便性とリスクを評価し、適切な施策（例えば、使用規制や排出基準の制定）を行うことである。しかしながら、プラスチックに関しては他の化学物質とは状況が若干異なる。例えば、2016 年の世界経済フォーラム年次総会（ダボス会議）では何の対策も講じない場合、2050 年までに海洋中に存在するプラスチックの重量が魚の重量を超過するとの試算（WORLD ECONOMIC FORUM, 2016）や、海洋性 MP は 2030 年には 2 倍に、2060 年には 4 倍にもなるとの試算（Isobe et al., 2019a）等から、プラゴミの管理の徹底や特に使い捨てプラスチック使用の削減という世界的（先進国が中心だが）な合意がほぼ形成されている。MP 対策はプラゴミ対策とほぼ同義語であるので、言い換えれば MP の環境リスクにかかわらず、施策の方針は決定しているということである。

群馬県の場合も同様であり、前述したようにプラゴミ「ゼロ」宣言が出されているため、県内の

MP の状況がどうあれ、これに向けて何らかの施策を行うことは決定事項である。つまり、我々が MP 測定を行う場合、その目的は MP による環境リスクの評価ではない。地方自治体の場合、世論あるいはその意を受けた議会の要望により「実態把握」あるいは「施策評価」という行政ニーズが生じる。これに応えることが、我々が MP 測定を行う主目的であろう。2 章で記述したように、環境リスク評価に利用可能なスペックで MP 測定を行うには膨大なリソースを要するが、実態把握や施策評価が目的であれば、高スペックな測定よりも継続性が重要視される。したがって、実情のリソースに見合ったスペックの測定方法を構築すれば良い。ただし、水環境中の MP は時空間的な変動が大きい（Yonkos et al., 2014; Miller et al., 2017; Kataoka et al., 2019）ため、正確な実態把握は困難である（Mendoza et al., 2019）ことを理解して測定計画や結果の評価を行う必要がある。

2 章で述べたように MP 測定に関してはまだ標準法が確立されていない。Isobe et al. (2019b) は、海洋における MP 測定について、世界の 12 の研究室間の精度管理を行った。各々の研究室で決められた分析手順に従って模擬 MP 試料を測定したところ、研究室間で大きなばらつきが認められている。この研究では、ばらつきの原因が分析手順の違いによるものか、ヒューマンエラー（つまり、分析者の技量）によるものかの切り分けまではできていないが、両方に原因があると結論付けている。また、結果に多大な影響を与えると考えられるサンプリングについては触れられていないが、これらを踏まえて最近、日本の環境省が中心となり、海洋における MP 測定法の指針（Michida et al., 2019）が公表された。指針の序文には、"The first version of the Guidelines is a working document and will be updated and improved in the near future based on additional research and feedback from users." と書かれており、今後改良を重ねていくようだが、少なくとも海洋調査については、分析法の世界共通認識が得られつつある。

淡水系での調査では、海洋とは異なり各国で水環境の違い（例えば、河川の規模や汚れの程度）が大きいと、特にサンプリング方法については統一するのが難しいと思われる。日本の場合には工藤ら（2017）の方法に準拠した測定が多いため、

今後はこれと先の指針をベースに各機関の実情に合わせた測定が行われると予想される。当所の場合、これまでMPに関する業務は行ってこなかったため、測定を行うには（機器を含め）全て一から構築する必要があり、必要とされる測定スペックを鑑みて、測定法を構築する予定である。

3.2. MP 濃度測定の実環境教育教材への展開

当所は行政機関であると同時に研究機関でもあるため、構築したMP測定技術を単に行政検査のためだけに使用するのは不十分である。研究への適用については2つのアプローチが考えられる。

一つは高いスペックでの測定を行い、国内だけでなく世界に向けて発信できるデータを取得する調査研究を行うという考え方である（もちろん、結果を発信しなければ意味が無い）。世界、特に欧米や中国においては淡水系におけるMP測定データは集まりつつあるが、日本においてはまだデータが不足している。この現状を踏まえると、河川の測定結果を報告するだけでも一定の評価は得られるであろう。著者が昨年行った地環研を対象とするアンケート結果からも現時点において、MP測定（研究）に取り組んでいる機関は少ないため、実績を上げやすい分野ではある。ただし、このためには測定装置、マンパワーをはじめとする研究リソースを大量にしかも短期間に投入する必要がある。数年後には日本からも多くの測定データが公表されてくる可能性が高く、そうなると調査結果の発表だけでは研究成果としての価値が低くなってしまふ。このアプローチはいかに短期間で成果を出せるかが重要となる。

これとは逆に、測定スペックをできるだけ引き下げ、一般住民がMP測定に慣れ親しめるようにし、これを通してプラゴミ問題を考えてもらうという、環境教育教材としての利用を模索するという考え方もある。一度環境に放出されたプラゴミの回収は極めて困難で、人間の時間軸で考えれば半永久的に環境に残存するため、環境へのプラスチックの蓄積は避けられない（Barnes et al., 2009）。したがって、理想的にはプラスチックが環境中に放出されなくなることが求められるが、これは容易なことではない。プラスチックは人間誰しもが使用するため、特定の工場を規制、監視すれば済む問題ではない。特に使い捨てが前提とされ、製品寿命の短い容器包装に使われているプ

ラスチックの量が多い（UNEP, 2018）ことを考慮すれば、プラゴミ問題解決には全ての住民の協力が不可欠である。したがって、そのための一般住民に対する啓発・教育といった施策が必要になると思われる。実際に、ドイツとチリの浜辺で人工物由来のゴミ調査を行い、ゴミ量の差の一因として環境教育の差が挙げられている（Honorato-Zimmer et al., 2018）ことから、その重要性は無視できない。

日本ではごく限られた報告があるのみだが（Shimizu et al., 2008; 神奈川県環境科学センター, 2019）、海外では市民科学者と呼ばれるボランティアの人々が環境測定に重要な役割を果たしていることは珍しくなく、MP測定に関しても彼らは大いに活躍している（Bosker et al., 2017; Barrows et al., 2018; Forrest et al., 2019）。このような市民科学者は、プログラムに沿った訓練を経て専門家の指導の下に測定を行っており、調査の内容にもよるが、小学生であっても高品質なデータの取得が可能である（Hidalgo-Ruz and Thiel, 2013）。ただし、こうしたデータに法的根拠まで持たせる（例えば、行政による規制）となると議論の余地は生じるが（Brett, 2017）、教育の一環として捉えるならば、データの品質についてのハードルは低いだらう。簡易的なMP測定法（例えば、MPの下限値を1~2mmにすれば、肉眼による観察だけでもかなり正確な測定が可能（Isobe et al., 2019b））を確立し、これを一般住民に体験してもらえば、マスコミ等と言われている環境中のMPあるいはプラゴミを具体的にイメージできるであろう。これは特に子供たち（教師にも）にとって有効と考えられ（Hartly et al., 2015; Hartly et al., 2018）、このような体験がプラスチック問題を考えるきっかけになれば、プラゴミ削減へ行政の舵を切りやすくなると考えられる。

幸いにして当研究所では環境教育プログラム開発や教育効果の評価に関する実績もあり（齊藤ら, 2015; 田子と飯島, 2019; Saitoh et al., 2020）、既存の研究リソースを活用できる点で有利である。さらに開発された環境教育プログラムを日本国内に止まらず、海外、特に東アジア諸国へ導入できれば、世界的なMP問題解決に大きく貢献できると確信している。

文献

- Andrady A. L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* **62**: 1596-1605.
- Anger P., von der Esch E., Baumann T., Elsner M., Niessner R., Ivleva N. 2018. Raman Micro spectroscopy as a Tool for Microplastic Particle Analysis. *Trends in Analytical Chemistry*, **109**: 214-226.
- Barnes D. K. A., Galgani F., Thompson R. C., Barlaz M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical transactions of the Royal Society B*, **364**: 1985-1998.
- Barrows A. P. W., Christiansen K. S., Bode E. T., Hoellein T. J. 2018. A watershed-scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river. *Water Research*, **147**: 382-392.
- Bosker T., Behrens P., Vijver M. 2017. Determining global distribution of microplastics by combining citizen science and in-depth case studies: Citizen Science to Determine Microplastic Distribution. *Integrated Environmental Assessment and Management*. **13**: 536-541.
- Brett A. E. 2017. Putting the Public on Trial: Can Citizen Science Data be Used in Litigation and Regulation? *Villanova Environmental Law Journal*, **28(2)**: 163-206.
- Browne M. A., Crump P., Niven S. J., Teuten E. L., Tonkin A., Galloway T., Thompson R. C. 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, **45 (21)**: 9175-9179.
- Burns E. E. and Boxall A. B. A. 2018. Microplastics in the Aquatic Environment: Evidence for or Against Adverse Impacts and Major Knowledge Gaps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **37(11)**: 2776-2796.
- Burton G. A., Jr. 2017. Stressor Exposures Determine Risk: So, Why Do Fellow Scientists Continue To Focus on Superficial Microplastics Risk? *Environmental Science & Technology*, **51**: 13515-13516.
- Cabernard L., Roscher L., Lorenz C., Gerdts G., Primpke S. 2018. Comparison of Raman and fourier transform infrared spectroscopy for the quantification of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, **52(22)**: 13279-13288.
- Campanale C., Massarelli C., Savino I., Locaputo V., Uricchio V. F. 2020. A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **17(4)**: 1212.
- Carpenter E. J., Smith K. L. J. 1972. Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, **175**:1240-1241.
- Carr S., Liu J., Tesoro A. 2016. Transport and Fate of Microplastic Particles in Wastewater Treatment Plants. *Water Research*, **91**: 174-182.
- Claessens M., Van Cauwenberghe L., Vandegehuchte M. B., Janssen C. R. 2013. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, **70**: 227-233.
- Conley K., Clum A., Deepe J., Lane H., Beckingham B. 2019. Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water Research X*, **3(1)**. 100030.
- Corradini F., Meza P., Eguiluz R., Casado F., Huerta-Lwanga E., Geissen V. 2019. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of the Total Environment*, **671**: 411-420.
- Crichton E. M., Noël M., Gies E. A., Ross P. S. 2017. A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments. *Analytical Methods*, **9**: 1419-1428.
- Dris R., Gasperi J., Rocher V., Saad M., Renault N., Tassin B., Microplastic contamination in an urban area: a case study in greater Paris. 2015. *Environmental Chemistry*, **12**:592.
- Duis K., Coors A. 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and

- effects. *Environmental Sciences Europe*, **28(1)**:2
- Eisentraut P., Dümichen E., Ruhl A. S., Jekel M., Albrecht M., Gehde M., Braun U. 2018. Two Birds with One Stone - Fast and Simultaneous Analysis of Microplastics: Microparticles Derived from Thermoplastics and Tire Wear. *Environmental Science & Technology Letters*, **5(10)**: 608-613.
- Engler R. E. 2012. The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. *Environmental Science & Technology*, **46(22)**: 12302-12315.
- 榎牧子. 2007. 高分子の生分解— ゴム微生物分解および酵素分解の動向—, マテリアルライフ学会誌, **19(1)** : 33-37.
- Eriksen M., Mason S., Wilson S., Box C., Zellers A., Edwards W. Farley H., Amato S. 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, **77**: 177-182.
- Estahbanati S. and Fahrenfeld N. L. 2016. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, **162**: 277-284.
- Faure F., Demars C., Wieser O., Kunz M., de Alencastro L. 2015. Plastic pollution in Swiss surface waters: Nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental Chemistry*, **12(5)**: 582-591.
- Forrest S., Holman L., Murphy M., Vermaire J. 2019. Citizen science sampling programs as a technique for monitoring microplastic pollution: results, lessons learned and recommendations for working with volunteers for monitoring plastic pollution in freshwater ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment*, **191**: 172.
- Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, **3**: e1700782.
- Gigault J., Halle A. ter, Baudrimont M., Pascal P.-Y., Gauffre F., Phi, T.-L., Hadri H. E., Grassl B., Reynaud, S. 2018. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, **235**: 1-5.
- Hartley B. L., Thompson R. C., Pahl S. 2015. Marine litter education boosts children's understanding and self-reported actions. *Marine pollution bulletin*, **90**: 209-217.
- Hartley B. L., Pahl S., Holland M., Alampei I., Mira Veiga J., Thompson R. C. 2018. Turning the tide on trash: Empowering European educators and school students to tackle marine litter. *Marine Policy*, **96**: 227-234.
- Hidalgo-Ruz V. and Thiel M. 2013. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. *Marine environmental research*, **87-88**: 12-13.
- Honorato-Zimmer D., Kruse K., Knickmeier K., Weinmann A. E., Hinojosa I. A., Thiel M. 2019. Inter-hemispherical shoreline surveys of anthropogenic marine debris - A binational citizen science project with schoolchildren. *Marine pollution bulletin*, **138**: 464-473.
- Horton A. A., Walton A., Spurgeon D. J., Lahive E., Svendsen C. 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment*, **586**: 127-141.
- Isobe A., Iwasaki S., Uchida K., Tokai T. 2019a. Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nature communications*, **10(1)**: 417.
- Isobe A., Buenaventura N. T., Chastain S., Chavanich S., Cózar A., DeLorenzo M., Hagmann P., Hinata H., Kozlovskii N., Lusher A. L., Martí E., Michida Y., Mu J., Ohno M., Potter G., Ross P. S., Sagawa N., Shim W. J., Song Y. K., Takada H., Tokai T., Torii T., Uchida K., Vassillenko K., Viyakarn V., Zhang W. 2019b. An interlaboratory comparison exercise for the determination of microplastics in standard sample bottles. *Marine Pollution Bulletin*, **146**: 831-837.
- Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T.R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Law, K.L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, **347**: 768-771.

- 神奈川県環境科学センター. 2019. 相模湾漂着マイクロプラスチック (MP) の実態とその由来の推定<中間報告書>. <https://www.pref.kanagawa.jp/documents/3464/2mprep20190.pdf> (2020年4月27日閲覧)
- Kataoka T., Nihei Y., Kudou K., Hinata H. 2019. Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. *Environmental Pollution*, **244**: 958-965.
- Kirstein I. V., Kirmizi S., Wichels A., Garin Fernandez A., Erler R., Löder M., Gerds G. 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research*, **120**: 1-8
- Koelmans A. A., Mohamed Nor N. H., Hermsen E., Kooi M., Mintenig S. M., De France J. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, **155**: 410-422.
- Kole P. J., Lohr A. J., Van Belleghem F. G. A. J., Ragas A. M. J. 2017. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **14**: 1265.
- 工藤功貴、片岡智哉、二瓶泰雄、日向博文、島崎穂波、馬場大樹. 2017. 日本国内における河川水中のマイクロプラスチック汚染の実態とその調査手法の基礎的検討. 土木学会論文集 B1 (水工学), **73(4)**: I1225-I1230.
- Lahens L., Strady E., Kieu-Le T., Dris R., Boukerma K., Rinnert E., Gasperi J., Tassin B. 2018. Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, **236**: 661-671.
- Lebreton L. C. M., van der Zwet J., Damsteeg J., Slat B., Andrady A., Reisser J. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, **8**: 15611.
- Lenaker P. L., Baldwin A. K., Corsi S. R., Mason S. A., Reneau P. C., Scott J. W. 2019. Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column and Surficial Sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environmental Science & Technology*, **53(21)**: 12227-12237.
- Leslie H. A., Brandsma S. H., van Velzen M. J. M., Vethaak A. D. 2017. Microplastics en route: field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*, **101**: 133-142.
- Li J., Liu H., Chen J. P. 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, **137**: 362-374.
- Li X., Chen L., Mei Q., Dong B., Dai X., Ding G., Zeng E. 2018. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. *Water research*, **142**: 75-85.
- Li Y., Lu Z., Zheng H., Wang J., Chen C. 2020. Microplastics in surface water and sediments of Chongming Island in the Yangtze Estuary, China. *Environmental Sciences Europe*, **32**:15.
- Liu F., Olesen K. B., Borregaard, A. R., Vollertsen, J. 2019a. Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. *Science of the Total Environment*, **671**: 992-1000.
- Liu F., Vianello A., Vollertsen J. 2019b. Retention of microplastics in sediments of urban and highway stormwater retention ponds. *Environmental Pollution*, **255**: 113335.
- Mani T., Hauk A., Walter U., Burkhardt-Holm P. 2015. Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports*, **5**: 17988.
- Mani T., Frehland S., Kalberera A., Burkhardt-Holm A. 2019. Using castor oil to separate microplastics from four different environmental matrices. *Analytical Methods*, **11**: 1788-1794.
- Mason S., Garneau D., Sutton R., Chu Y., Ehmman K., Barnes J., Fink P., Papazissimos D., Rogers D. 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental pollution*, **218**: 1045-1054.
- 松崎裕司、佐藤佳奈子. 2018. 日本の海洋ごみ対策の現状と今後の課題. 廃棄物資源循環学会誌, **29(4)**: 278-285.
- Mattsson K., Hansson L.A., Cedervall T. 2015.

- Nano-plastics in the aquatic environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, **17(10)**: 1712-1721.
- McCormick A. R., Hoellein T. J., Mason S. A., Schlupe J., Kelly J. J. 2014. Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science & Technology*, **48(20)**: 11863-11871.
- McCormick A. R., Hoellein T. J., London M. G., Hittie J., Scott J. W., Kelly J. J. 2016. Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*, **7(11)**: e01556.
- Mendoza L. M. R. and Balcer M. 2019. Microplastics in freshwater environments: A review of quantification assessment. *Trends in Analytical Chemistry*, **113**: 402-408.
- Mengistu D., Nilsen V., Heistad A., Kvaal K. 2019. Detection and Quantification of Tire Particles in Sediments Using a Combination of Simultaneous Thermal Analysis, Fourier Transform Infra-Red, and Parallel Factor Analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **16**: 3444.
- Michida Y., Chavanich S., Cabañas A. C., Hagmann P., Hinata H., Isobe A., Kershaw P., Kozlovskii N., Li D., Lusher A. L., Martí E., Mason S. A., Mu J., Saito H., Shim W. J., Syakti A. D., Takada H., Thompson R., Tokai T., Uchida K., Vasilenko K., Wang J. 2019. Guidelines for Harmonizing Ocean Surface Microplastic Monitoring Methods. Ministry of the Environment Japan, **71**.
- Miller R., Watts A., Winslow B., Galloway T., Barrows A. 2017. Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Marine Pollution Bulletin*, **124**: 245-251.
- 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(6)**: 54-61.
- Olesen K. B., Stephansen D., Alst N. V., Vollertsen J. 2019. Microplastics in a Stormwater Pond. *Water*, **11(7)**: 1466.
- Pirc U., Vidmar M., Mozer A., Kržan A. 2016. Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing. *Environmental Science and Pollution Research*, **23**: 22206-22211.
- Raju S., Carbery M., Kuttykattil A., Senathirajah K., Subashchandrabose S. R., Evans G., Thavamani P. 2018. Transport and fate of microplastics in wastewater treatment plants: implications to environmental health. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **17(4)**: 637-653.
- Rillig M.C. and Bonkowski M. 2018. Microplastic and soil protists: A call for research. *Environmental pollution*, **241**: 1128-1131.
- 齊藤由倫、田子博、遠藤庸弘、小澤邦壽. 2015. 科学的な環境教育を目指した大気環境に関する体験学習の試み. 環境教育, **24(3)**: 48-59.
- Saitoh Y., Tago H., Iijima A., Sano K. 2020. Can we use a local government institute for the environment in Japan to foster environmental science literacy for sustainability? *Sustainability Science*, **15**: 219-232.
- Scheurer M., Bigalke M. 2018. Microplastics in Swiss floodplain soils. *Environmental Science & Technology*, **52(6)**: 3591-3598.
- Shen M., Zhu Y., Zhang Y., Zeng G., Wen X., Yi H., Ye S., Ren X., Song B. 2019. Micro (nano) plastics: Unignorable vectors for organisms. *Marine Pollution Bulletin*, **139**: 328-331.
- Shimizu T., Nakai J., Nakajima K., Kozai N., Takahashi G., Matsumoto M., Kikui J. 2008. Seasonal variations in coastal debris on Awaji Island, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, **57**: 182-186.
- Simon M., van Alst N., Vollertsen J. 2018. Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research*, **142**: 1-9.
- Stock F., Kochleus C., Bänisch-Baltruschat B., Brennholt N., Reifferscheid G. 2019. Sampling techniques and preparation methods for micro plastic analyses in the aquatic environment – A review. *Trends in Analytical Chemistry*, **113**: 84-92.

- 田子博、飯島明宏. 2019. 環境教育教材作成を通じた大学生の成長. 全国環境研協議会誌, **44(4)**: 35-40.
- 高田秀重. 2017. マイクロプラスチックによる水環境汚染と生態系への影響. 水環境学会誌, **40(A) (10)**: 344-348.
- 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(4)**: 261-269.
- Tamminga M., Stower S.C., Fischer E. K. 2019. On the representativeness of pump water samples versus manta sampling in microplastic analysis. *Environmental Pollution*, **254** Part A: 112970.
- Talvitie J., Heinonen M., Pääkkönen J.-P., Vahtera E., Mikola A., Setälä O., Vahala R. 2015. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science and Technology*, **72(9)**: 1495-1504.
- Thompson R. C., Olsen Y., Richard P., Mitchell R. P., Davis A., Rowland S. J., John A. W. G., McGonigle D., Russell A. E. 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, **304**: 838.
- UNEP. 2018. SINGLE-USE PLASTICS: A Roadmap for Sustainability, pp.1-4. <https://www.unenvironment.org/resources/report/single-use-plastics-road-map-sustainability> (2020年4月27日閲覧)
- Uurasjärvi E., Hartikainen S., Setälä O., Lehtiniemi M., Koistinen A. 2020. Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. *Water Environment Research*, **92**: 149-156.
- Vermaire J. C., Pomeroy C., Herczegh S. M., Haggart O., Murphy M. 2017. Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *FACETS*, **2**: 301-314.
- Wagner M., Scherer C., Alvarez-Muñoz D., Brennholt N., Bourrain X., Buchinger S., Fries E., Grosbois C., Klasmeier J., Marti T., Rodriguez-Mozaz S., Urbatzka R., Vethaak A. D., Winther-Nielsen M., Reifferscheid G. 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, **26**:12.
- Wagner S., Hüffer T., Klöeckner P., Wehrhahn M., Hofmann T., Reemtsma T. 2018. Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Research*, **139**: 83-100.
- Wang W., Yuan W., Chen Y., Wang J. 2018. Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *The Science of the total environment*, **633**: 539-545.
- Woodall C., Sanchez-Vidal A., Canals M., Paterson G. L. J., Coppock R., Sleight V., Calafat A., Rogers A. D., Narayanaswamy B. E., Thompson R. C. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, **1**.
- WORLD ECONOMIC FORUM. 2016. The New Plastics Economy Rethinking the future of plastics. http://www3.weforum.org/docs/WEF_The_New_Plastics_Economy.pdf (2020年4月15日閲覧)
- Xiong X., Zhang K., Chen X., Shi H., Luo Z., Wu C. 2018. Sources and distribution of microplastics in China's largest inland lake - Qinghai Lake. *Environmental Pollution*, **235**: 899-906.
- 山下麗, 田中厚資, 高田秀重. 2016. 海洋プラスチック汚染: 海洋生態系におけるプラスチックの動態と生物への影響. 日本生態学会誌, **66**: 51-68.
- Yonkos L. T., Friedel E. A., Perez-Reyes A. C., Ghosal S., Arthur C. D. 2014. Microplastics in Four Estuarine Rivers in the Chesapeake Bay, USA. *Environmental science & technology*, **48(24)**: 14195-14202.
- Zhao S., Danley M., Ward J. E., Li D., Mincer, T. J. 2017. An approach for extraction, characterization and quantitation of microplastic in natural marine snow using Raman microscopy. *Analytical Methods*, **9(9)**: 1470-1478.
- Zhang S., Wang J., Liu X., Qu F., Wang Xueshan, Wang Xinrui, Li Y., Sun Y. 2019. Microplastics in the environment: A review of analytical

methods, distribution, and biological effects.

Trends in Analytical Chemistry, **111**: 62-72.

Ziajahromi S., Drapper D., Hornbuckle A., Rintoul

L., Leusch F. 2020. Microplastic pollution in a

stormwater floating treatment wetland: Detection

of tyre particles in sediment. *Science of the Total*

Environment, **713**: 136356.