速 報

都市域から離れた高山で検出されたマイクロプラスチック

永 淵 修^{1,2*}, 中 澤 暦^{2,3}, 篠 塚 賢 一^{2,4}

要 旨

マイクロプラスチック (MPs) は、都市域のみならず、世界最高峰のエベレスト山の雪やマリアナ海溝の最深部の堆積物、北極圏の雪など地球上のあらゆるところで発見されている。しかし、その輸送経路については未知の部分が多い。ここでは、北および西風が卓越する冬季に人為汚染のない自由対流圏にある高山で樹氷と積雪を採取し、MPs の有無について FTIR イメージングを用いて検証した。その結果、積雪と樹氷中に MPs の存在が明らかになった。樹氷中には、 $8.34 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ から $12.3 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ の範囲で MPs が検出され、積雪中には $1.34 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ の MPs が存在した。樹氷中の MPs の濃度は積雪中の約 10 倍であった。樹氷中の MPs の粒径分布をみると、 $100 \mu\text{m}$ 以下に 90 % 以上が存在し、その大部分が断片であった。構成成分はポリエチレン (PE) が主成分であった。

都市域から離れた自由対流圏にある高山にも MPs による汚染が存在していることが明らかになった。

キーワード：マイクロプラスチック、樹氷、自由対流圏、高山

Key words: Microplastic, Rime-ice, Free troposphere, High mountain

1. はじめに

マイクロプラスチック (MPs) による汚染は、全世界で懸念されており、現代の重要な環境問題の一つとなっている (PlasticsEurope, 2018; Zeng, 2018; Rochman *et al.*, 2019)。

2017 年、世界では 3 億 4,800 万トンのプラスチックが生産され、毎年 5 % 程度増加している (Geyer *et al.*, 2017; PlasticsEurope, 2018)。この大部分は環境中に廃棄物として蓄積され、物理的、化学的要因により断片化が進む。その結果、陸域、大気、海域に二次的なプラスチックが存在するようになる (Geyer *et al.*, 2017)。現在、世界の海洋表面には $93 \times 10^3 \sim 236 \times 10^3$ トンの MPs が浮遊

していると推定されている (Van Sebille *et al.*, 2015)。また、プラスチックは、耐久性、汎用性、低コストのため広範囲に使用されており、その残存性からも現在では、極地を含めて地球上のどこでもプラスチックごみが蔓延している。MPs は、地球上の様々な環境媒体中で発見されている (Rochman, 2015; Auta *et al.*, 2017; Ribeiro-Claro *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2018; Prata *et al.*, 2019)。しかし、環境、野生生物やヒトにとってのリスクレベルについては、知見が充足していないことから、ガイドライン等はいまだ示されてない。

これまでの MPs の研究は、ほとんどが海洋環境に焦点が当てられていたが、最近、他の環境媒体への汚染が注目されている (Horton and Dixon, 2018; Bank and Hansson, 2019)。近年、都市部のような MPs の発生源地域から遠く離れた大気中にも MPs が検出されており、MPs の長距離大気輸送の可能性が示唆されている (Allen *et al.*, 2019; Bergmann *et al.*, 2019; Brahney *et al.*, 2020; Napper *et al.*, 2020)。しかし、大気中の MPs の発生、運命、輸送、影響については、不明な点が多い。

1 福岡工業大学総合研究機構環境科学研究所

〒811-0295 福岡県福岡市東区和白東 3 丁目 30-1

2 屋久島環境科学研究所

〒891-4203 鹿児島県熊毛郡屋久島町一湊白子山

3 富山県立大学工学部環境・社会基盤工学科

〒939-0398 富山県射水市黒河 5180

4 福岡工業大学情報工学部情報システム工学科

〒811-0295 福岡県福岡市東区和白東 3 丁目 30-1

* 問合せ先: nagafuchi@bene.fit.ac.jp

図 1 調査地点の概要 (a) 調査地および (b) 調査日の韓国岳 9 合目 (2018 年 2 月 5 日 中澤暦 撮影)。

海洋環境における MPs 研究の数および陸上環境における MPs 研究の増加 (Auta *et al.*, 2017; Alimba and Faggio, 2019; Prata *et al.*, 2019) に比較して, 最近注目されてきた大気中 MPs に関する研究は, 少ない. これまでに発表された研究では, 大気沈着, すなわち, 特定の場所での一定期間の沈着物 (雨や雪) を収集し, その MPs 濃度に焦点を当てたものが大部分であり (Cai *et al.*, 2017; Dris *et al.*, 2017; Allen *et al.*, 2019; Bergmann *et al.*, 2019; Brahney *et al.*, 2020; Napper *et al.*, 2020), 大気中の MPs 汚染の長期的なモニタリングや地球規模の視点からの研究はまだ行われていない (Zhang *et al.*, 2020).

本事前研究では, ①九州の国立公園内の自由対流圏高度にある高山に着氷する樹氷および積雪中に MPs が存在するかどうか, ② MPs が存在する場合, その量, サイズ, 形状, プラスチックの種類を特定することである.

本研究の目的は, 都市域から離れた高山に沈着する MPs の存在を明らかにし, 本格的な大気中 MPs 研究への道標とするものである.

図 2 2018 年 2 月 3 日から 2 月 5 日の天気図 (気象庁 日々の天気図より (気象庁, 2021)).

2. 方法

2.1 調査地点と試料採取方法

調査した韓国岳 (図 1) は, 霧島錦江湾国立公園の霧島山系の北端にある最高峰 (1700 m a.s.l.) である. 2018 年 2 月 3 日から冬型の気圧配置になり (図 2), 強い寒気が入るとの予報であったので, 2 月 4 日から霧島山系に入り, 2 月 5 日に樹氷と積雪を採取するため登山した. 標高別に樹氷と積雪をよく洗浄したテフロン容器 (水道水でよく洗浄した後, ミリ Q 水で 3 回洗浄し, 保冷バックに入れて登山) で直接複数本採取した. なお, 積雪はステンレス製の匙 (テフロン容器と同様の洗浄) で, 乾性沈着を除くため表層 0.5 cm ~ 1.0 cm を除

き、その直下の表層部を採取した。採取した樹氷と積雪は、下山後、冷凍保存し、研究室に持ち帰った。このサンプルの一部を MPs の分析用に供した。なお、MPs の分析に使用した韓国岳の標高別サンプルは、1700 m a.s.l. (山頂: 31.93° N 130.9° E) の樹氷と積雪、1640 m a.s.l. (8 合目: 31.94° N 130.9° E) と 1570 m a.s.l. (6 合目: 31.94° N 130.9° E) の樹氷である。これらのサンプルは水銀、イオン成分の分析用に採取したものであるが、その保存サンプルを用いて大気中 MPs の存在を確認するための本格的な調査前の事前研究として使用した。

さらに、人為汚染のない高山の樹氷、積雪中の MPs と比較するために都市部 (福岡工業大学の屋上 (33.69° N 130.44° E, 30 m a.s.l.) ; 福岡市東区) の降水を採取し、MPs を分析した。降水は 2019 年 6 月 17 日にガラス製ロート (Φ9 cm) とガラス製三角フラスコ (500 ml) のセットを 1 セットとし、それを 6 セット用いて合計 1130 ml の降水を採取した。

2.2 MP 粒子検出のための前処理

冷凍保存したサンプルは、クリーンベンチ内において室温で融解し、融解液から直接、サンプル量として樹氷は 10~20 ml、積雪は 100 ml を分取し、降水は全量 1130 ml をサンプルとした。各サンプルをガラス製の減圧ろ過装置で PTFE メンブレンフィルター (Φ=47 mm ; 孔径 0.2 μm ; ADVANTEC 社製) を用いてろ過した。次に、分光分析において干渉を引き起こす有機物を除去するため、ろ過後のフィルターを 30% 過酸化水素水 (H₂O₂) (富士フィルム和光純薬社製 ; 特級) 20 mL の入ったビーカーに浸漬させ、60℃で7日間静置した。その後、さらに 30% H₂O₂ 水を 2 mL 添加し、60℃で7日間静置し、フィルター上の有機物を完全に分解した。この H₂O₂ 水による分解溶液を PTFE メンブレンフィルター (Φ=47 mm ; 孔径 0.2 mm) で減圧ろ過し、フィルター上に捕集された残渣を 200 mL の超純水で洗浄した (Allen *et al.*, 2019)。次に、MPs を鉱物系の無機物から分離するために MPs の密度 (650-1800 kg m⁻³) と鉱物の密度 (>2500 kg m⁻³) の差を利用した密度分離を行った。ここでは、ポリタングステン酸ナトリウム (SOMETU 社製) を密度 2200

kg m⁻³ に調整した溶液にフィルター上に捕集された残渣を分液ロートに洗い込み、室温で7日間静置した。次に沈殿物を排出した後、分液ロートに残った溶液を PTFE メンブレンフィルター (Φ=25 mm ; 孔径 0.2 μm) で減圧ろ過し、さらにフィルターを 200 mL の超純水で洗浄した。このフィルター上の粒子について FTIR イメージングを用いて MPs の定量評価を行った。なお、これらの前処理作業はクリーンベンチ内で行った。

2.3 FTIR イメージングによる MPs の識別

PTFE フィルターに捕集した MPs のポリマー組成を同定するためにテルル化カドミウム水銀 (MCT) 検出器 (液体窒素で冷却) を内蔵した顕微フーリエ変換赤外分光光度計 (Thermo ScientificTM Nicolet iN10, 米国) を用いて透過モードでマッピング測定 (6000 μm × 6000 μm および 4000 μm × 4000 μm) を行い赤外吸収スペクトルから MPs の種類 (ポリエチレン (PE), ポリプロピレン (PP), ポリエチレンテレフタレート (PET), ポリスチレン (PS), ABS 樹脂) を識別した。また得られたマッピング測定結果より、MPs の濃度、サイズを計測し、サイズのアスペクト比とマッピング画像からフラグメントとファイバーの識別を行った。

なお、各スペクトルは、中赤外波長域 (4000-675 cm⁻¹) で得られ、16 cm⁻¹ の分解能でスキャンした。その後、スペクトルは OMNICTM ソフトウェアを用いて分析し、同ソフトウェアのスペクトルサーチ機能を用いて評価した (図 3)。

3. 結果と考察

MPs はすべてのサンプルから検出された (表 1)。ただし、今回プラスチックとしてカウントされたカルボニル系に関しては、複数の成分が混在しており、ポリウレタン (PU) やエポキシ樹脂等のプラスチックも極少量を含まれているが、大半が脂肪酸塩やオイル系成分などである可能性が高かった。同様にポリアミド (PA) としてカウントされた成分もスペクトルから PA というよりタンパク質の可能性が高い。この 2 成分については、精査ができていないため、またプラスチックとしての不確実性が高いため非プラスチックとした。さらに、セルロースも非プラスチックとして MPs

図 3 IR イメージングによる MPs の同定と IR スペクトル.

表 1 韓国岳および福岡市内で採取した環境媒体から IR イメージングで検出されたマイクロプラスチックの種類.

採取地点	標高(m)	緯度(N°)	経度(E°)	媒体	採取日	PE	PET	PP	PS	ABS	Carbonyl	PA	Cellulose
韓国岳	1700	31.934	130.862	樹氷	2018/2/5	○				○	○	○	○
	1640	31.936	130.858	樹氷	2018/2/5	○	○		○		○	○	○
	1570	31.938	130.857	樹氷	2018/2/5	○	○	○			○	○	○
	1700	31.934	130.862	雪	2018/2/5	○			○		○	○	○
福岡市	30			降雨	2019/6/17	○		○			○	○	○

PE:ポリエチレン, PET:ポリエチレンテレフタレート, PP:ポリプロピレン, PS:ポリスチレン, ABS:ABS樹脂, Carbonyl:飽和脂肪酸+アクリル系
PA:ナイロンorタンパク質, Cellulose:セルロース, ○印:検出されたマイクロプラスチック

図 4 韓国岳の標高別に検出された樹氷と雪中および福岡市の降水中マイクロプラスチックの濃度 (m⁻³).

のカウントから除外している。

3.1 樹氷および積雪中の MPs

図 4 に示すように、2018 年 2 月 5 日の韓国岳の樹氷中の MPs 濃度は、 $12.3 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ (1700 m.a.s.l.), $8.34 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ (1640 m.a.s.l.), $11.8 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ (1570 m.a.s.l.) であり、積雪中では、 $1.34 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ (1700 m.a.s.l.) であった。世界における人為汚染のない都市域から離れた大気中 MPs の存在については、ピレネー山脈の降雨、降雪には、平均 $365 \pm 69 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ (Allen *et al.*, 2019) が検出され、北極圏では、フラム海峡(グリーンランドとスバルバル諸島の間の海峡)の 5 つの ice floe 上の表層雪およびスバルバル諸島の 5 地点の表層雪には、それぞれ $0 \sim 14.4 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ および $0.37 \times 10^6 \text{ m}^{-3} \sim 1.11 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ の範囲 (Bergmann *et al.*, 2019) で検出された。また、エベレスト山の積雪中には、平均 $30 \times 10^3 \pm 11 \times 10^3 \text{ m}^{-3}$ が確認され、最高濃度はベースキャンプの $119 \times 10^3 \text{ m}^{-3}$ 、最低濃度はサウスコルの $3 \times 10^3 \text{ m}^{-3}$ (Napper *et al.*, 2020) であった。さらにアメリカ合衆国西部の 11 地点の国立公園や自然保護地区では、MPs の日平均沈着量が $132 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ (Brahney *et al.*, 2020) と報告されている。韓国岳の樹氷中 MPs の濃度は、先行研究 (Bergmann *et al.*, 2019) の北極圏の ice floe 中の MPs の最高濃度と同程度であり、この事前研究で計測した結果は、コンタミネーションの可能性は低い。

韓国岳の樹氷中 MPs では、山頂が最高濃度であったが、MPs 濃度の 3 標高での平均と標準偏

差 ($10.8 \times 10^6 \pm 2.14 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$) から、標高別で大きな変動 (CV 値: 19.8%) はなかった。しかし、3 標高での各 MPs 濃度の平均粒径の差の検定を行うと 1640 m.a.s.l.だけが差が認められた (Welch の t 検定: 1700 m.a.s.l. vs 1640 m.a.s.l., $P < 0.01$; 1700 m.a.s.l. vs 1570 m.a.s.l., $P > 0.05$; 1640 m.a.s.l. vs 1570 m.a.s.l., $P < 0.01$)。しかし、この理由は不明であり、標高毎の樹氷中 MPs の発生源が同じか異なるかは明らかでない。次に、1700 m.a.s.l.の樹氷と積雪中の MPs 濃度を比較すると、樹氷中のほうが高濃度 (積雪中の約 10 倍) であった (図 4)。この積雪中の濃度は、福岡市の降水中濃度 ($2.59 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$) と同程度であった。積雪中と降水中の MPs 濃度は、樹氷中の濃度に比較して低いが、スイスアルプスの雪中のバックグラウンド汚染濃度 ($0.19 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$) (Bergmann *et al.*, 2019) に比較して 1 オーダー高い濃度であり、人為的な汚染の影響を受けていることは、明らかである。ここで、山頂の樹氷と積雪中の MPs 濃度の 10 倍の差は、何に起因しているのかを考察する。Brahney *et al.* (2020) は、アメリカ合衆国西部の国立公園や保護地域で採取した湿性沈着 MPs と乾性沈着 MPs が異なる発生源地域に由来すると指摘している。その理由として湿性沈着 MPs は粒子サイズが大きく、数が少ないことから地域の環境媒体からの MPs の再浮遊が湿性沈着 MPs の発生源であるとしている。一方、乾性沈着 MPs は粒子サイズが小さく、地域の粉塵沈着率とは負の関係を示し、広域的な大気の流れの指標である南寄りのジェット気流に関連していたことから、乾性沈着 MPs は、長距離または地球規模で拡散するとしている。本事前研究では、樹氷と積雪中の MPs 沈着について詳細な検討は行っていない。しかし、採取した積雪は、湿性沈着の結果であり、積雪中 MPs は、雪雲の中で取り込まれたものと落下途中にスカベンジした MPs が沈着したものである。また、積雪中 MPs の濃度は樹氷中の 1/10 であったが、粒子サイズは、両者の間で差はなかった (Welch の t 検定, $P > 0.05$)。また、樹氷は、降雪がない晴天時でもしばしば着氷している。さらに樹氷は、冬型気圧配置で強い寒気の進入時に着氷することから降雪とは異なった気団の動きと関連している可能性が示唆された。これ

図 5 韓国岳 3 標高の樹氷と雪中のマイクロプラスチックの累積粒径分布曲線。

が、樹氷と積雪中の MPs 濃度の違いの一つの理由かもしれない。

3.2 樹氷と積雪中の MPs の特徴

樹氷中で検出された全ての MPs の粒径頻度分布を図 5 に示す。100 μm 以下の区分に 90.1% が存在していた。標高毎の粒径頻度分布は、1700 m a.s.l.では、23.6~626 μm の範囲に分布し、100 μm 以下の区分には、全体の 88.0% が存在し、50 μm 以下区分には 44.0% であった。1640 m a.s.l.では、27.8~163 μm の範囲に分布し、100 μm 以下の区分には、全体の 87.9% が存在し、50 μm 以下の区分には、24.2% が存在した。1570 m a.s.l.では、19.7~202 μm の範囲に分布し、100 μm 以下の区分には、全体の 93.8% が存在し、50 μm 以下の区分には、全体の 58.3% が占めた。この結果は、図 6 の累積粒径分布曲線に明確に表れており、全体的に MPs の累積粒径分布は、標高毎で若干異なるが、粒子径が大きくなるにつれて MPs の計測数は減少した。

MPs の形状は、アスペクト比（粒子の長辺と短辺の比）が 2 以上でさらに目視で繊維状のものを識別しただけであるが先行研究（表 2）と異なり、繊維より断片の方が多い傾向であった。ピレネー山脈の降雨と降雪の沈着物中の MPs の形状は、繊維、断片、フィルムに分けて粒径頻度分布を示している。繊維は 100 μm 以上の画分に存在し、

図 6 韓国岳の 3 標高の樹氷と積雪中マイクロプラスチックのそれぞれの累積粒径頻度分布。

断片は 100 μm 以下の画分に存在しており、フィルムは 50~200 μm の範囲に存在していた。形状でみると繊維>フィルム>断片であった (Allen *et al.*, 2019)。本研究では断片と繊維をアスペクト比と目視で識別したが、粒子径と形状（断片と繊維）で見る限り、ピレネー山脈の結果とよく一致していた。

樹氷と積雪中に検出された種類別のプラスチックは、PE, PP, PET, PS, ABS 樹脂（表 1）であった。なお、主成分は、PE であり、その比率は、樹氷中では、1700 m a.s.l.で 98.0%, 1640 m a.s.l.で 91.2%, 1570 m a.s.l.で 81.3% であり、積雪中では、80.0% (1700 m a.s.l.) であった。

世界における人間活動の影響のない大気中 MPs の種類と比較してみる。ピレネー山脈の降雨、降雪による沈着物では PS, PE, PP, PET などであり (Allen *et al.*, 2019)、北極圏の雪では、ニトリルゴム (NR), PA, PS, PE, PP などであった (Bergmann *et al.*, 2019)。また、エベレスト山では、ポリエステル (PEs), アクリル, PA, PP などであり (Napper *et al.*, 2020)、アメリカ合衆国西部の 11 地点の国立公園や自然保護地区の降水の中には、PEs, PA, ポリオレフィン, ポリテトラフルオロエチレン, PE などが検出されている (Brahney *et al.*, 2020)。ピレネー山脈と北極圏で検出された MPs の種類は、本研究とよく似た種類が検出されていた。一方、エベレスト山とアメリカ合衆国の西部の国立公園や自然保護区では、登山用の衣類や道具に使われている MPs (PEs, アクリル, PA) が多く検出されている。本研究の調査地である韓国岳は、年間 65,000 人が訪れる人気の山岳であるが、PEs, アクリル, PA は検出されなかった。

表 2 公表された世界の大気中マイクロプラスチック.

地点	媒体	ポリマータイプ	大きさ(mm)	形状	参考文献
パリ	降雨	N/A	100-5000	繊維 (90%) 断片 (10%)	Dris et al., 2015
パリ	降雨	RY, PET, PU, PA	—	繊維	Dris et al., 2016
パリ	大気 (室内)	N/A	50-3250	繊維	Dris et al., 2017
パリ	大気 (屋外)	N/A	50-1650	繊維	Dris et al., 2017
東莞	大気	PE, PP, PS	—	繊維, 断片, フィルム	Cai et al., 2017
烟台	降雨	PET, PE, PVC, PS	—	繊維 (95%)、forms (5%以下)	Zhou et al., 2017
アサルーエ	大気	—	—	繊維, 断片, フィルム, 球形	Abbasi et al., 2019
上海	大気	PET, PE, PAN, PAA, EVA, EP, ALK, RY	23-9554	繊維 (67%), 断片 (30%), 顆粒 (3%)	Liu et al., 2019
ピレネー	降雨、降雪	PET, PE, PP, PS	—	繊維, 断片, フィルム	Allen et al., 2019
北極	雪	PE, PP, PS, PC, PA, PVC, PES,	11-475	繊維, 断片	Bergmann et al., 2019
ハンブルグ	降雨	PE, EVAC, PTFE, PAV	63< - 5000	断片 (>90%), 繊維 (<10%)	Klein and Fisher, 2019
南シナ海	大気	PP, PET, PEVA	58.6-988	繊維 (75%), 断片 (25%)	Wang et al., 2019
エベレスト	雪、渓流水	Acr, PS, PP	91-3636	繊維, 断片 (極少)	Napper et al. 2020
韓国岳	樹氷、雪	PE, PP, PET, PS	19-202	断片, 繊維	This study
福岡	降雨	PE, PP	14-99	断片, 繊維	This study

今回の大気中 MPs の事前研究で自由対流圏にある韓国岳に MPs が沈着していることが明らかになった。本調査地点には、人為汚染源はないこと、さらに登山用の衣類や道具に使われているプラスチックも検出されてないことから韓国岳の樹氷と積雪中の MPs は、大気輸送で移流してきたものであると推察された。

4. まとめ

本研究は、MPs による樹氷の汚染に関する初めてのデータを提供するものである。

著者らは、樹氷と積雪サンプルを分析し、MPs として $\sim 700 \mu\text{m}$ の長さの繊維と $\leq 100 \mu\text{m}$ の断片を同定した。

大気中では、MPs のサイズは小さく、密度が低いため ($650 \sim 1800 \text{ kg m}^{-3}$)、風によって元の発生源から容易に大気輸送される可能性がある (Allen *et al.*, 2019 ; Brahney *et al.*, 2020 ; Napper *et al.*, 2020)。実際、人為汚染源のない自由対流圏にある高山に着氷する樹氷中に $10.8 \times 10^6 \pm 2.14 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ の濃度の MPs が検出された。調査地点には MPs の発生源はないので、遠距離あるいは近距離から大気輸送によって運ばれてきた可能性が示唆された。

本研究では、MPs が大気輸送によって自由対

流圏まで到達し、環境、野生生物、ヒトに影響を与える可能性があることを示している。

韓国岳のような都市域から離れた高山における MPs の存在量とその特徴を解析することは、人間活動の少ない地域の汚染に対する人間の行動の影響を特定するのに役立つであろう。

謝 辞

本研究は、JSPS 科学研究費 基盤 A 26257301, 基盤 C 18K04413, 基盤 B 19H04321, 萌芽 19K 22937, アサヒグループ学術振興財団 (2019 年度, 2020 年度), 鉄鋼財団環境基金 (2017~2018) および北極域研究加速プロジェクト (ArCSII) の助成を受けて実施された。本研究の実施に当たり FTIR イメージングでの MPs の分析・解析に協力いただいたサーモフィッシャーサイエンティフィック(株)の小松守氏、黒瀬純志氏に深謝致します。

文 献

Alimba, C.G. and Faggio, C. (2019): Microplastics in the marine environment : current trends in environmen-

- tal pollution and mechanisms of toxicological profile. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, **68**, 61–74, doi:10.1016/j.etap.2019.03.001.
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Jiménez, P.D., Simonneau, A., Binet, S. and Galop, D. (2019): Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.*, **12**, 339–344, doi:10.1038/s41561-019-0335-5.
- Auta, H.S., Emenike, C.U. and Fauziah, S.H. (2017): Distribution and importance of microplastics in the marine environment A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environ. Int.*, **102**, 165–176, doi:10.1016/j.envint.2017.02.013.
- Bank, M.S. and Hansson, S.V. (2019): The plastic cycle : a novel and holistic paradigm for the anthropocene. *Environ. Sci. Technol.*, **53**, 13, 7177–7179, doi: 10.1021/acs.est.9b02942.
- Bergmann, M., M€utz, S., Primpke, S., Tekman, M.B., Trachsel, J. and Gerdt, G. (2019): White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Sci. Adv.*, **5**, eaax1157, doi:10.1126/sciadv.aax1157
- Brahney, J., Hallerul, M., Heim, E., Hahnenberger, M. and Sukumaran, S. (2020): Plastic rain in protected areas of the United States. *Science*, **368**, 1257–1260, doi: 10.1126/science.aaz5819.
- Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X. and Chen, Q. (2017): Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **24**, 24928–24935, doi:10.1007/s11356-017-0116-x.
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V. and Tassin, B. (2017): A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor Environments. *Environ. Pollut.*, **221**, 453–458, doi:10.1016/j.envpol.2016.12.013
- Geyer, R., Jambeck, J.R. and Law, K.L. (2017): Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.*, **3**, e1700782, doi:10.1126/sciadv.1700782
- Horton, A.A. and Dixon, S.J. (2018): Microplastics: an introduction to environmental transport processes, *Wiley Interdiscip. Rev., Water*, **5**, e1268, doi:10.1002/wat2.1268.
- 気象庁 (2021) : 日々の天気図, <https://www.data.jma.go.jp/fcd/yoho/hibiten> (2021. 09. 11 閲覧).
- Li, J., Liu, H. and Paul Chen, J. (2018): Microplastics in freshwater systems : a review on occurrence environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Res.*, **137**, 362–374, doi: 10.1016/j.waters.2017.12.056.
- Napper, I.E., Davies, F.R., Clifford, H., Elmore, A.C., Gajurel, A.P. and Thompson, R.C., (2020): Reaching New Heights in Plastic Pollution — Preliminary Findings of Microplastics on Mount Everest. *One Earth*, **3**, 621–630, doi:10.1016/j.oneear.2020.10.020.
- PlasticsEurope (2018): Plastics – The Facts 2018, An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data.
- Prata, J.C., da Costa, J.P., Girão, A.V., Lopes, I., Duarte, A.C. and Rocha-Santos, T. (2019): Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. *Sci. Total Environ.*, **686**, 131–139, doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.456.
- Ribeiro-Claro, P., Nolasco, M.M. and Araújo, C. (2017): Characterization of microplastics by Raman spectroscopy. *Compr. Anal. Chem.*, **75**, 119–151, doi:10.1016/bs.coac.2016.10.001.
- Rochman, C.M. (2015): The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment, In Bergmann, M., Gutow, L. and Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*, Springer, Cham, pp.117–140, doi: 10.1007/978-3-319-16510-3.
- Rochman, C.M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., De Frond, H., Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S.B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L.M., Zhu, X., Giles, R.K., Hamilton, B.M., Thaysen, C., Kaura, A., Klasios, N., Ead, L., Kim, J., Sherlock, C., Ho, A. and Hung, C. (2019): Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environ. Toxicol. Chem.*, **38**, 703–711, doi:10.1002/etc.4371, doi: 10.1002/etc.4371.
- Van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B.D., van Franeker, J.A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F. and Law, K.L. (2015): A global inventory of small floating plastic debris. *Environ. Res. Lett.*, **10**, 124006.
- Zeng, E.Y. ed. (2018): *Microplastic Contamination in Aquatic Environments – An Emerging Matter of Environmental Urgency*. Elsevier, doi:10.1016/C2016-0-04784-8.
- Zhang, Y., Kanga, S., Allen, S., Allen, D., Gaod, T. and Sillanpää, M. (2020): Atmospheric microplastics : A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, **203**, 103118, doi:10.1016/j.earscirev.2020.103118

Microplastics in rime-ice observed at a remote mountain

Osamu NAGAFUCHI^{1,2*}, Koyomi NAKAZAWA^{2,3} and Ken'ichi SHINOZUKA^{2,4}

¹ *Environmental Research Laboratory, Comprehensive Research Organizations of Fukuoka Institute of Technology, 3-30-1 Wajiro-higashi, Higashi-ku, Fukuoka 811-0295*

² *Yakushima Institute of Environmental Sciences, Shirakoyama, 2418-38 Issoh, Yakushima cho, Kagoshima 891-4203*

³ *Department of Environmental and Civil Engineering, Faculty of Engineering, Toyama Prefectural University, 5180 Kurokawa, Imizu-City, Toyama 939-0398*

⁴ *Department of Information and Systems Engineering, Faculty of Information Engineering, Fukuoka Institute of Technology, 3-30-1 Wajiro-higashi, Higashi-ku, Fukuoka 811-0295*

* Corresponding author: nagafuchi@bene.fit.ac.jp

Abstract: Microplastics (MPs) have been found not only atmospheric deposition in urban areas, but also the snow obtained from Mt. Everest and Arctic, sediments in the deepest part of the Mariana Trench.

However, the pathway of the MPs to the atmosphere has not been clear. Here, we collected rime-ice and snowpack samples at Mt. Karakunidake in winter season to clarify the existence of atmospheric MPs deposition in rime-ice and snowpack, using FTIR imaging. MPs were detected in the range of $8.34 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ to $12.3 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ in rime-ice, and $1.34 \times 10^6 \text{ m}^{-3}$ in snowpack. The concentration of MPs in rime-ice was about 10 times higher than that in snowpack. The particle size distribution of MPs in rime-ice showed more than 90.1% of MPs were present below 100 μm fraction, and most of them were fragments. The predominant plastic found in the samples is polyethylene (as fragments). Mt. Karakunidake is isolated from the impact of human activities. This indicates that MPs can be transported from other area.

(2021 年 7 月 4 日受付, 2021 年 8 月 13 日改稿受付, 2021 年 9 月 30 日再改稿受付,
2021 年 10 月 14 日再々改稿受付, 2021 年 10 月 21 日受理, 討論期限 2022 年 6 月 15 日)