

## プラスチック大気汚染の現状と課題

大河内 博<sup>1\*</sup>・谷 悠人<sup>1</sup>・小野塚洋介<sup>1</sup>・王 一澤<sup>1</sup>・速水 洋<sup>1</sup>・  
竹内 政樹<sup>2</sup>・反町 篤行<sup>3</sup>・藤井 佑介<sup>4</sup>・竹中 規訓<sup>4</sup>・宮崎あかね<sup>5</sup>・  
須永 奈都<sup>5</sup>・羽山 伸一<sup>6</sup>・徳長ゆり香<sup>7</sup>・山口 高志<sup>8</sup>・勝見 尚也<sup>9</sup>・  
松木 篤<sup>10</sup>・池盛 文数<sup>11</sup>・梶野 瑞王<sup>12</sup>・足立 光司<sup>12</sup>・  
石原 康宏<sup>13</sup>・岩本 洋子<sup>13</sup>・新居田恭弘<sup>14</sup>

### Current Status and Issues of Plastic Air Pollution

Hiroshi OKOCHI<sup>1\*</sup>, Yuto TANI<sup>1</sup>, Yosuke ONOZUKA<sup>1</sup>, Yize WANG<sup>1</sup>, Hiroshi HAYAMI<sup>1</sup>,  
Masaki TAKEUCHI<sup>2</sup>, Atsuyuki SORIMACHI<sup>3</sup>, Yusuke FUJII<sup>4</sup>, Norimichi TAKENAKA<sup>4</sup>,  
Akane MIYAZAKI<sup>5</sup>, Natsu SUNAGA<sup>5</sup>, Shin-ichi HAYAMA<sup>6</sup>, Yurika TOKUNAGA<sup>7</sup>,  
Takashi YAMAGUCHI<sup>8</sup>, Naoya KATSUMI<sup>9</sup>, Atsushi MATSUKI<sup>10</sup>, Fumikazu IKEMORI<sup>11</sup>,  
Mizuo KAJINO<sup>12</sup>, Kouji ADACHI<sup>12</sup>, Yasuhiro ISHIHARA<sup>13</sup>,  
Yoko IWAMOTO<sup>13</sup> and Yasuhiro NIIDA<sup>14</sup>

Received 20 June 2023

Accepted 14 August 2023

**Keywords** : AMΦ Project, Airborne Microplastics, Airborne Nanoplastics, μFTIR ATR Imaging, Py-GCMS, Aerodynamic Diameter, Concentration, Deposition.

<sup>1</sup> 早稲田大学創造理工学部  
(〒169-8555 東京都新宿区大久保3-4-1)  
<sup>1</sup> School of Creative Science and Engineering, Waseda University  
3-4-1 Okubo, Shinjuku-ku, Tokyo 169-8555, Japan  
<sup>2</sup> 徳島大学薬学部  
(〒770-8505 徳島県徳島市庄町1-78-1)  
<sup>2</sup> Faculty of Pharmaceutical Science, Tokushima University  
1-78-1 Shomachi, Tokushima, Tokushima 770-8505, Japan  
<sup>3</sup> 東洋大学理工学部  
(〒350-8585 埼玉県川越市鯨井2100)  
<sup>3</sup> Faculty of Science and Engineering, Toyo University  
2100 Kujirai, Kawagoe, Saitama 350-8585, Japan  
<sup>4</sup> 大阪公立大学大学院現代システム科学研究科  
(〒599-8531 大阪府堺市中央区学園町1-1)  
<sup>4</sup> Division of Sustainable System Sciences, Graduate School of Sustainable System Sciences, Osaka Metropolitan University  
1-1 Gakuencho, Naka-ku, Sakai, Osaka 599-8531, Japan  
<sup>5</sup> 日本女子大学理学部  
(〒112-8681 東京都文京区目白台2-8-1)  
<sup>5</sup> Faculty of Science, Japan Women's University  
2-8-1 Mejirodai, Bunkyo-ku, Tokyo 112-8681, Japan  
<sup>6</sup> 日本獣医生命科学大学獣医学部  
(〒180-8602 東京都武蔵野市境南町1-7-1)  
<sup>6</sup> Faculty of Veterinary Science, Nippon Veterinary and Life Science University  
1-7-1 Kyonancho, Musashino, Tokyo 180-8602, Japan  
<sup>7</sup> 北海道大学大学院獣医学院  
(〒060-0818 北海道札幌市北区北18条西9丁目)  
<sup>7</sup> Faculty of Veterinary Medicine, Hokkaido University  
Kita 18, Nishi 9, Kita-ku, Sapporo, Hokkaido 060-0818, Japan  
<sup>8</sup> 北海道立総合研究機構  
(〒060-0819 北海道札幌市北区北19条西11丁目)

<sup>8</sup> Hokkaido Research Organization  
Kita 19 Nishi 11, Kita-ku, Sapporo, Hokkaido 060-0819, Japan  
<sup>9</sup> 石川県立大学生物資源環境学部  
(〒921-8836 石川県野々市市末松1丁目308番地)  
<sup>9</sup> Faculty of Bioresources and Environmental Sciences, Ishikawa Prefectural University  
1-308 Suematsu, Nonouchi, Ishikawa 921-8836, Japan  
<sup>10</sup> 金沢大学環日本海域環境研究センター  
(〒920-1192 石川県金沢市角間町)  
<sup>10</sup> Institute of Nature and Environmental Technology, Kanazawa University  
Kakuma-cho, Kanazawa, Ishikawa 920-1192, Japan  
<sup>11</sup> 名古屋市環境科学調査センター  
(〒457-0841 愛知県名古屋市南区豊田5丁目16-8)  
<sup>11</sup> Nagoya City Institute for Environmental Sciences  
5-16-8 Toyoda, Minami-ku, Nagoya, Aichi 457-0841, Japan  
<sup>12</sup> 気象庁気象研究所  
(〒305-0052 茨城県つくば市長峰1-1)  
<sup>12</sup> Meteorological Research Institute, Japan Meteorological Agency  
1-1 Nagamine, Tsukuba, Ibaraki 305-0052, Japan  
<sup>13</sup> 広島大学大学院統合生命科学研究所  
(〒739-8521 広島県東広島市鏡山1-7-1)  
<sup>13</sup> Graduate School of Integrated Sciences for Life, Hiroshima University  
1-7-1 Kagamiyama, Higashihiroshima, Hiroshima 739-8521, Japan  
<sup>14</sup> PerkinElmer Japan 合同会社 アプリケーションリサーチラボ  
(〒240-0005 神奈川県横浜市保土ヶ谷区神戸町134 横浜ビジネスパーク テクニカルセンター 4F)  
<sup>14</sup> Application Research Lab, PerkinElmer Japan G.K.  
4F, Technical Center Yokohama Business Park, 134 Godo-cho, Hodogaya-ku, Yokohama, Kanagawa 240-0005, Japan  
\* Corresponding Author.  
E-mail: hokochi@waseda.jp (H. Okochi)

## 1. 緒 言

### 1.1 人新世：プラスチックの時代

プラスチックは耐久性、機密性、絶縁性、断熱性に優れ、任意の形状に成型可能であり、透明性もあり、着色も自由にできる。このような高機能材料でありながら、軽量かつ安価であるために大量生産されてきた。プラスチックの種類と生産量は1950年頃から急増し(Zalasiewicz *et al.*, 2016)、現代社会の発展を支えてきた。その結果、プラスチックは環境へ大量に放出され、近年では野生動物やヒトに対する影響が懸念されている。Geyer *et al.* (2017)によると、1950年から2015年までのプラスチック生産量は83億トンと推定されており、2015年時点で約63億トンのプラスチック廃棄物が発生し、そのうち約9%がリサイクル、12%が焼却、79%が埋め立て地や自然環境に蓄積されている。

プラスチックは、人新世の重要な地質学的な指標となることが指摘されており(Zalasiewicz *et al.*, 2016)、岩石のような外観をもつプラスチック汚染が世界的に報告されている(Turner *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2022)。これらは、キャンプファイヤーによる燃焼や熱で溶けて元の形や色を失い、岩石のような概観をもつ“パイロプラスチック(pyroplastics)”，キャンプファイヤー、溶岩流や森林火災などの熱で溶けたプラスチックが木片、貝殻、砂、岩石などを取り込んで石化した“プラスティグロメレート(plastiglomerates)”，潮間帯(海と陸の境界)の岩石の表面や隙間にちりばめられた小さなプラスチック片である“プラスチックラスト(plasticrusts)”である。

### 1.2 地球表層を巡るプラスチック：プラスチック炭素循環

プラスチックの主体は炭素であり、炭素循環の視点からプラスチック問題を考える必要がある(Stubbins *et al.*, 2021)。1950年から2015年までに生産されたプラスチックは6.9 Pg-Cであり、そのうち2.2 Pg-Cが使用中であり、4.1 Pg-Cが廃棄、0.6 Pg-Cが焼却された。生産量から焼却量を差し引いたものを環境蓄積量と定義すると、プラスチック環境蓄積量(6.3 Pg-C)は人間バイオマス(0.06 Pg-C)、動物バイオマス(2 Pg-C)をすでに超えている。2035年には沿岸生態系炭素蓄積量(ブルーカーボン: 14 Pg-C)、2095年には細菌バイオマス(70 Pg-C)に達すると推計されている。

2015年ベースでみると、世界のプラスチック生産量は0.34 Pg-C/year、プラスチック焼却量は0.07 Pg-C/yearである(Fig. 1)。プラスチック焼却量は化石燃料燃焼とセメント生産による人為的CO<sub>2</sub>排出量(8 Pg-C/year)の1%未満に過ぎない。これまでは不適切管理により環境に放出されたプラスチック(0.05–0.08 Pg-C/year)に焦点が当てられてきたが、マイクロプラスチックの

潜在的発生源としては、屋外使用されているプラスチック製品を含めた環境蓄積量を考える必要がある。2015年ベースのプラスチック環境蓄積量は0.26 Pg-C/yearであり、世界の純一次生産(105 Pg-C/year)に比べれば小さいが、内陸水域(0.2 Pg-C/year)、深海堆積物(0.2 Pg-C/year)、森林生態系(0.2 Pg-C/year)、沿岸生態系(ブルーカーボン: 0.1 Pg-C/year)の炭素蓄積量に匹敵する。

### 1.3 大気中マイクロおよびナノプラスチックの定義と分類

一般に5 mm以下のプラスチック片をマイクロプラスチック(microplastics: MPs)と呼んでおり(Arthur *et al.*, 2009)、5–25 mmをメソプラスチック、25 mmより大きなプラスチック片をマクロプラスチックという(Kim *et al.*, 2020)。MPsをさらに分類して、1–5 mmをラージマイクロプラスチック(LMPs)、1 μm–1 mmをスモールマイクロプラスチック(SMPs)といい、1 μm未満のプラスチック片をナノプラスチック(nanoplastics; NPs)と呼んでいる(Fig. 2)。

MPsはその生成過程から一次MPsと二次MPsに分類されることがあるが(Rocha and Duarte, 2017)、厳密な分類は難しい。前者はパーソナルケア商品(Cheung *et al.*, 2016)に使用されるマイクロビーズ、肥料(Katsumi *et al.*, 2021, 2022, 2023)などに使用されるマイクロカプセルなどである。後者は、大型プラスチックの劣化によって生成する(Efimova *et al.*, 2018; Bao *et al.*, 2022)ため不定形や破片状が多い。衣服などから放出されるマイクロファイバーを二次MPsに分類することもあるが(Mishra *et al.*, 2019)、ドラム式洗濯乾燥機からの大気飛散も報告されており(Tao *et al.*, 2022)、この場合には一次MPsである。

表層海洋MPsの採取にはニューストンネット(目合330 μm)が用いられるので0.3–5 mmの報告が多いが、NPsも同定されている(Halle *et al.*, 2017)。河川・湖沼でも0.3–5 mmをおもな対象としている(Ministry of the Environment of Japan)。土壌でも0.3–5 mmがおもな対象であるが、大部分のMPsが0.5 mm以下に存在することが報告されている(Yang *et al.*, 2021)。今後、水圏、土壌圏で数μmのSMPsやNPsのようなより微細なプラスチック片の解明が進むであろう。

大気では0.3–5 mmの粒子は重力沈降によりただちに除去されるため、大気中マイクロプラスチック(Airborne microplastics: AMPs(アンプス))は100 μm未満がおもな対象である。健康リスクを考えると、空気動力学径2.5 μm以下(PM<sub>2.5</sub>)のAMPs、1 μm未満の大気中ナノプラスチック(Airborne nanoplastics; ANPs)の解明が重要である(Fig. 2)。2018年以降、大気中マイクロおよびナノプラスチック(airborne micro- and nanoplastics: AMNPs)の報告は急激に増えているが(Allen *et al.*, 2022c)、採取法、前処理法、計測法は研究者に

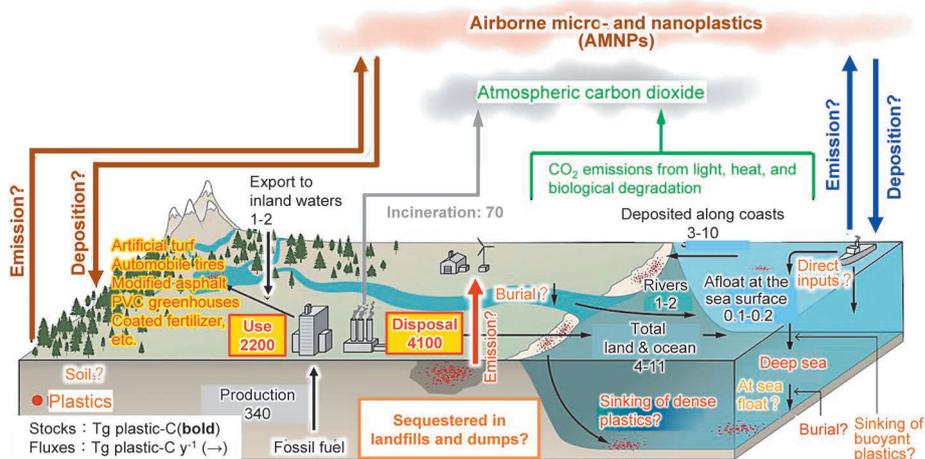


Fig. 1 The Global Plastics-Carbon Cycle (partially modified from Stubbins *et al.*, 2021).

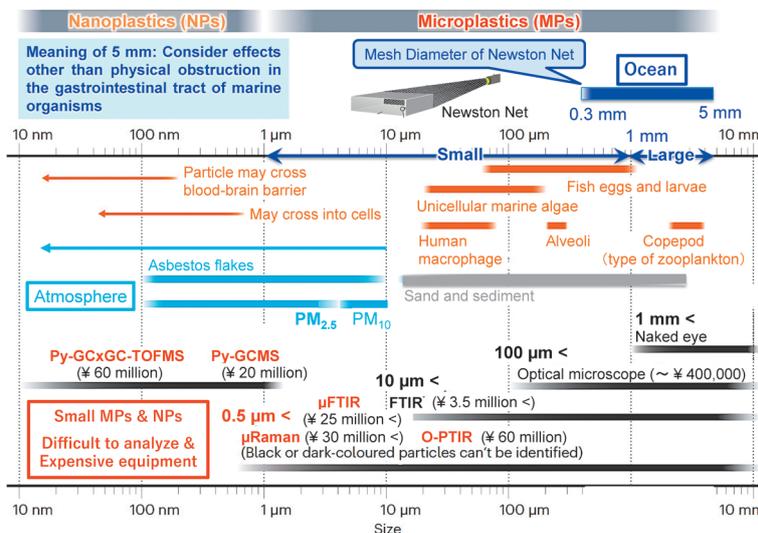


Fig. 2 Definition of microplastics and nanoplastics (partially modified from Lim, 2021).

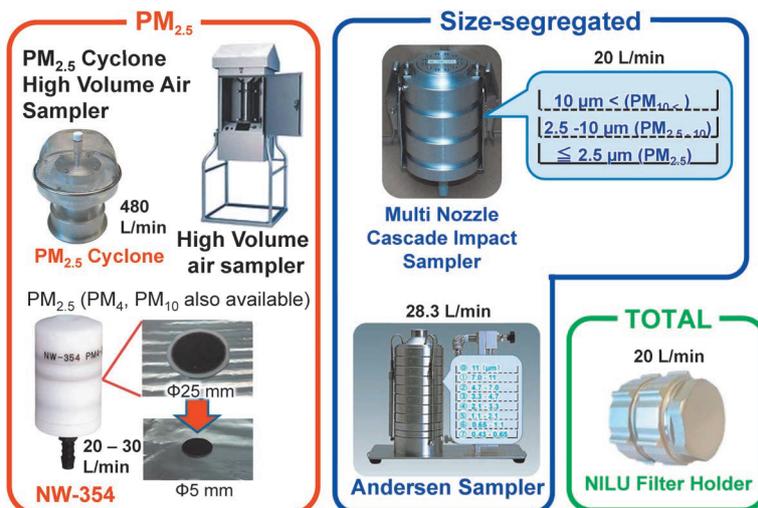


Fig. 3 Sampler used to collect AMNPs in the AMΦ project.

よって異なるため比較できない。実粒径（フェレ径）で数十から数百  $\mu\text{m}$  の AMNPs に関する既往研究でさえも材質の誤判別が少なくないのが現状であり、実粒径で数百 nm から数  $\mu\text{m}$  の AMNPs は検出と同定がきわ

めて難しい。後述する分光学的手法を用いて実粒径で数  $\mu\text{m}$  の AMNPs の検出例はわずかにあるが、ANPs に関する報告はない。

以上を背景として、われわれは環境研究総合推進費

「大気中マイクロプラスチックの実態解明と健康影響評価」(英語名: Airborne Microplastics and Health Impact, 略称: AMΦプロジェクト(アンファイ・プロジェクト)) (令和3年から5年度)(JPMEERF20215003)を開始した。AMΦプロジェクトでは、統一的な採取・前処理・計測手法を確立し、国内外で観測網を構築してAMPsの実態解明に取り組んでいる。さらにAMPsの環境動態モデルを構築し、モデルおよび実粒子を用いた細胞試験、動物試験により呼吸器系健康影響の解明を目指している。

ここでは、AMΦプロジェクトで得られた知見も含めて、プラスチック大気汚染の現状と課題について紹介する。

## 2. 大気中マイクロおよびナノプラスチック観測法

### 2.1 採取法

Luo *et al.* (2022) はエアロゾル、大気沈着(フォールアウト)、粉塵、積雪について既往研究を整理し、エアロゾル採取をアクティブ、大気沈着、粉塵、積雪採取をパッシブと分類しているが、大気化学に基づく分類ではない。また、エアロゾルはTSP (Total suspended particulate) を対象としており、空気動力学径を考慮していない。Dong *et al.* (2023) は、自然通風型(大気化学的な意味でパッシブ)のエアロゾル中AMPs用パッシブサンプラーを開発し、ハイボリュームエアサンプラーで採取したAMPsと形状、色、ポリマー組成、サイズに有意差が認められないことを報告している。

Fig. 3にはAMΦプロジェクトで使用している採取装置を示す。国内でAMPs採取装置として販売されているのはNILUフィルターホルダーだけであるが、エアロゾル採取に用いられてきた装置は使用可能である。空気動力学径分布の解明にはアンダーセンサンプラーやナノサンプラーの利用が推奨されるが、分析に時間を要することから、AMΦプロジェクトの国内外モニタリングでは3段分級(空気動力学径:  $\leq 2.5 \mu\text{m}$ ,  $2.5\text{--}10 \mu\text{m}$ ,  $10 \mu\text{m}$ )のMCIサンプラーを使用している。

捕集フィルターの選定は計測法に依存する。既往研究では、捕集フィルターとしてガラス繊維および石英繊維フィルターを用いてAMPsを捕集し、前処理なしで $\mu\text{FTIR}$  (micro Fourier Transform Infrared Spectroscopy) や $\mu\text{Raman}$ などの分光学的手法で計測している例が多い。既往研究の多くは実粒径で数十から数百 $\mu\text{m}$ のAMPsを計測しており、 $10 \mu\text{m}$ 以下の報告はほとんどない。AMΦプロジェクトでは、分光学的手法で計測する場合には、誤判別を避けるために後述する前処理を行っている。ガラス繊維および石英繊維フィルターは前処理時にバラバラになり、ポリマー同定の妨害となることから、テフロンバインダーガラス繊維フィルターやPTFEフィルターを使用している。この場合、測定対象からPTFEを除外しなければならない。ただ

し、既往研究ではAMPsとしてPTFEの報告はほとんどないことから測定対象から除外しても問題にならない。

一方、Py-GCMS (Pyrolysis-Gas Chromatography-Mass Spectrometry: 熱分解ガスクロマトグラフィー質量分析法)で計測する場合には、ガラス繊維もしくは石英繊維フィルターがよい。テフロンバインダーガラス繊維フィルターやPTFEフィルターなどのフッ素系フィルターでは有害なフッ化水素が発生するからである。ガラス繊維および石英繊維フィルターの使用前には、有機エアロゾル分析で行われる前処理として一般的に行われている焼きだしが必要である。

### 2.2 前処理法

前処理は、MPsを鉱物粒子などの共存物質から分離し、MPsに付着した汚染物質を除去し、MPsを濃縮し、MPsの誤判別を防ぐために行う。前処理操作としては、ふるい分け(sieving)、抽出(extraction)、分解(digestion)、密度分離(density separation)、遠心分離(centrifugation)、ろ過(filtration)などがある。通常、前処理は複数の操作を組み合わせで行う。たとえば、大気エアロゾル中AMPsの前処理には抽出、分解、密度分離、遠心分離、ろ過を行う。

前処理の必要性は計測法によっても異なるので一概には言えない。現状では前処理を行わずに計測している報告が多く(Luo *et al.*, 2022)、誤判別を引き起こす要因となっている。前処理操作に伴うロスを防ぐため、前処理しないことを推奨する研究者もいるが(たとえば、Gaston *et al.*, 2020)、前処理による回収率低下に関する報告はなく、誤判別のリスク低減には前処理は不可欠である。

#### 2.2.1 ふるい分け

道路粉塵や大気沈着に適用され、エアロゾルや積雪では不要である。AMΦプロジェクトでは、雨水捕集用ステンレス製漏斗内部にステンレス製ふるい(目開き5mm)を入れて採取時に分離している。ふるいは石、葉、髪の毛、虫など大きな夾雑物を除外することが目的であるが、さらに小さいふるいで分離を行うこともある(Luo *et al.*, 2022)。

#### 2.2.2 分解

試料中MPsへのダメージを最小限に抑えつつ、共存有機物やMPsに付着している有機物を除去する目的で行う。試料に応じて酸、アルカリ、酵素、酸化剤が使用される。酸化剤としては過酸化水素( $\text{H}_2\text{O}_2$ )が一般的であり、海洋MPs分析でもよく使われている。30%  $\text{H}_2\text{O}_2$ で一週間程度、常温静置する例が多いが(たとえば、Prata *et al.*, 2020)、70°C未満で加温すれば1日未満に短縮できる(Allen *et al.*, 2019)。70°Cを超えるとMPs表面が損傷する(Munno *et al.*, 2018)。 $\text{H}_2\text{O}_2$ に $\text{FeSO}_4$ を加えたフェントン試薬は反応が激しく、有機物が多い試料に適しているが(Tagg *et al.*, 2017)、冷却

が必要である。

AMΦプロジェクトでは30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>を数回に分けて添加し、エアロゾルでは二日間の常温静置で前処理が完了し計測可能となる。林内雨では有機物が大量にあることからフェントン試薬が有効であるが、褐色沈殿が残ることからμFTIR ATR イメージング法 (Okochi and Niida, 2022) ではクリスタルを傷つけてしまうので、十分な洗浄と密度分離による褐色沈殿の除去を徹底する必要がある。

### 2.2.3 密度分離

MPsと鉱物などの高密度共存物質を密度差により分ける操作である。一般に、適当な密度をもった溶液を重液と呼ぶことから重液分離ともいう。重液にはNaCl (1.2 g/cm<sup>3</sup>), CaCl<sub>2</sub> (1.3–1.35 g/cm<sup>3</sup>), ZnCl<sub>2</sub> (1.5–1.7 g/cm<sup>3</sup>), NaI (1.35–1.6 g/cm<sup>3</sup>) 溶液などが用いられるが (Batool *et al.*, 2022; Luo *et al.*, 2022), 重液の種類によって分離できるポリマーが異なる (Prata *et al.*, 2019)。重液は高塩濃度溶液であるので、塩の析出を防ぐために、分離後にろ過フィルターを十分に水洗いする必要がある。

AMΦプロジェクトでは、毒性が低いNaI溶液 (5.3 M, 1.5 g/cm<sup>3</sup>) を使用しているが、NaIには試薬純度に応じて微細なPETが含まれているので注意が必要である。99.0% (11円/g), 99.5% (12円/g), 99.9% (126円/g) が市販されており、純度が高くなればPET含有量は減少するが、99.9%でもロットによってはPETが含まれている。どの純度の試薬でも溶液調製後に孔径0.45 μmメンブランフィルターでろ過して使用することを推奨する。既往研究では、密度分離を振とう後に静置して行っているが、AMΦプロジェクトでは振とう後に遠心分離を行うことにより鉱物系粒子との分離度を向上させた。

### 2.2.4 ろ過

ろ過は分解や密度分離後にも必要な前処理であり、最終的にMPsをフィルター上に濃縮する目的で行う。分解、密度分離後のろ過ではセルロースフィルター、ガラス繊維フィルター、PTFEフィルターなどが使用される。μFTIR, μRamanなどの計測用には金属フィルターを用いる。金属フィルターにはステンレスフィルター、シルバーメンブランフィルターなどがあるが、AMΦプロジェクトではアルミナメンブランフィルター (Anodisc) を使用している (Allen *et al.*, 2019)。Anodiscはサポートリングがあるので強度もあり、扱いやすいが、高額であるのが難点である (50枚で6万円以上)。サポートリングはポリプロピレン製であるが、ブランクとして検出されない。

## 2.3 定量法

### 2.3.1 個数濃度, 形状, 実粒径

海洋MPsと同様にμFTIRとμRamanの分光学的手法が主流である。一般に、計測下限値はμFTIRで

10 μm, μRamanで0.5 μmとされている。分光学的手法以外にSEM-EDS (Liu *et al.*, 2020), Nile Red (蛍光色素) 染色法 (Zhu *et al.*, 2021) が用いられている。染色法は計数が迅速に行えるが、厳密な材質判別はできない、PETなどの一部のプラスチックは染色しにくく、プラスチック以外の有機物が染色されて誤判別する可能性があるなどの問題点がある。

AMΦプロジェクトでは、PerkinElmer Japanとの共同研究により、μFTIR ATR (Attenuated Total Reflection) イメージング法によるAMPs計測手法開発に取り組み、最小実粒径で2 μm程度までの計測を可能とした。ATRイメージング法の詳細はOkochi and Niida (2022)を参照していただきたい。また、劣化度を考慮したAMPs専用データベースを構築した。定量精度向上には全面積測定が望ましいが、膨大な時間を要することから現実的ではない。フィルター上の最終ろ過面積 (Φ4 mm) の17.9%計測 (視野面積750 μm×750 μm, 4カ所) を標準とし、低濃度試料では最終ろ過面積をΦ1 mmに絞り、視野面積1カ所の計測で70%以上の計測を可能とした。なお、北極圏エアロゾルのようなきわめて低濃度の試料では全面積測定を行った。

さらに、日本サーマル・コンサルティングとの共同研究により、O-PTIR (Optical Photothermal IR Spectroscopy: 光熱変換赤外分光法) を用いて1 μmのAMPs計測に成功した。堀場製作所、日本分光との共同研究により、富士山頂で採取したPM<sub>2.5</sub>中AMPsのμRaman計測にも成功している。

### 2.3.2 質量濃度, 添加剤, 吸着物

分光学的手法は個数濃度、材質判別、形状、実粒径計測ができる優れた手法ではあるが、質量濃度、添加剤および吸着物を計測できない。また、自動車タイヤ磨耗塵などのゴムの判別が困難である。これらの分析にはPy-GCMSが用いられる。また、TD-PTR-MS (Thermal Desorption-Proton Transfer Reaction-Mass Spectrometry) を用いた積雪 (Materić *et al.*, 2020)、極氷 (Materić *et al.*, 2022)、PM<sub>2.5</sub> (Kirchsteiger *et al.*, 2023) 中AMPsの質量濃度が報告されている。

AMΦプロジェクトでは、フロンティア・ラボとの共同研究によりPy-GCMS、LECOジャパンとの共同研究によりPy-GC×GC TOFMS (Time-of-flight mass spectrometer) による質量濃度、添加剤、吸着物の分析法に取り組んでいる。

## 2.4 汚染低減対策

AMPs分析で苦勞するのが汚染 (コンタミネーション) である。採取用フィルター、前処理操作で使用する試薬 (有機物分解に使用する過酸化水素、密度分離に使用する重液など)、超純水、ろ過用フィルター、ガラス器具などからの汚染、前処理および計測時の室内環境汚染、分析者の衣服からの汚染などさまざまである。これらすべてについて汚染がないことを確認

し、汚染がある場合には対策を講じる必要がある。使用する試薬類はすべてろ過し、理想的には前処理と計測はクリーンルーム内で行うことであるが、現実的には困難である。

AMΦプロジェクトでは、すべての試薬、超純水、フィルター、ガラス器具からの汚染がないことを確認し、ブランクが確認された試薬類はすべてろ過し、室内環境汚染を防ぐために前処理はすべてクリーンブース内で行い、実験者は綿製の白衣、手袋、マスクを着用している。計測時には試料が室内環境に曝されることから、 $\mu$ FTIR 装置本体をチャンバー内に入れて室内環境汚染を防ぎながら計測を行っている。前処理室および計測室は毎朝掃除を行い、人の出入りをできるかぎり避けて作業している。このような対策により、ブランクはほぼゼロに抑えられている。

### 3. 大気中マイクロおよびナノプラスチックの実態： 何がわかったのか？

#### 3.1 ポリマー材質

地域、季節、試料（フォールアウト、エアロゾル、氷雪など）によって同定されているポリマーは多種多様である。AMPs の赤外吸収強度は弱く、共存物質や劣化の影響によりベースラインが安定しないことも多く、赤外スペクトル解析はかなりの熟練を要する。一般にライブラリー検索で候補物質との一致率から判断することが多いが、AMPs は劣化していることが多く、純物質であるリファレンスとの一致率だけ判断するのは困難であり、誤判別を引き起こす要因となっている。AMΦプロジェクトでは、各研究機関で判別した結果を PerkinElmer Japan の技術者に確認をとり誤判別を防いでいる。学生は一年半程度の経験を積むことによりおおむね誤判別はなくなっているが、判別困難な例も少なくない。

国外既往研究と AMΦプロジェクトから判断すると、AMPs の主成分はポリプロピレン (PP)、ポリエチレン (PE)、ポリエチレンテレフタレート (PET)、ポリスチレン (PS) などの汎用プラスチックである。ほかに、ポリ塩化ビニル (PVC)、ポリカーボネート (PC)、ポリビニルアルコール (PVA)、ポリメタクリル酸メチル樹脂 (PMMA)、エチレンアクリル酸エチル共重合体 (EEA)、ポリアミド (PA)、ポリイミド (PI)、ポリ乳酸 (PLA)、ポリヒドロキシ酪酸 (PHB)、ポリアクリロニトリル (PAN)、ポリ (N-メチルアクリロアミド) (PAA)、レイヨン (RY)、エポキシ樹脂 (EP)、アルキド樹脂 (ALK)、エチレン酢酸ビニル (EVA)、シリコン樹脂 (SI)、アクリロニトリル・ブタジエン・スチレン共重合体 (ABS)、ポリウレタン (PUR)、スチレンブタジエンゴム (SBR) などが同定されている。ただし、樹脂かゴムか判別が難しい事例も多い。エチレンプロピレン共重合体、ポリエチレン

とポリプロピレンのポリマーアロイの判別は FTIR で困難であり、AMΦプロジェクトでは PE/PP と分類している。

#### 3.2 エアロゾル

##### 3.2.1 個数濃度

###### (1) 陸上大気

既往研究は空気動力学径を考慮しておらず、計測している実粒径の下限値も統一されていないので (Luo *et al.*, 2022)、比較には注意が必要である。初期研究では繊維状の報告が多かったが (Dris *et al.*, 2015, 2016, 2017; Liu *et al.*, 2019)、サイズが小さくなるにつれて破片状の割合が増加する (Liao *et al.*, 2021)。

Revell *et al.* (2021) は、全世界で報告されたエアロゾル中 AMPs 個数濃度をまとめ、0.01–5,650 個/ $\text{m}^3$  と報告している。中国・北京 (5,650 個/ $\text{m}^3$ ) と英国・ロンドン (2,502 個/ $\text{m}^3$ ) で極端に高く、計測手法の問題が考えられる。Fig. 4 には、AMPs の採取地域と個数濃度を示すが (極端に高い北京とロンドンは除外)、欧州と中国で研究が盛んに行われている。中国五都市で統一手法により観測が行われ、北部 (北京、天津) で 358 個/ $\text{m}^3$ 、南部 (南京、上海、杭州) で 230 個/ $\text{m}^3$  と報告されている (五都市平均: 282 個/ $\text{m}^3$ )。中国東部沿岸都市の温州では、都市部で 224 個/ $\text{m}^3$ 、農村部で 101 個/ $\text{m}^3$  である (Liao *et al.*, 2021)。スラバヤ (インドネシア) では 109 個/ $\text{m}^3$  であり (Syafei *et al.*, 2019)、AMΦプロジェクトによりシエムリアップ (カンボジア) で雨季に観測した結果では 2.44–48.8 個/ $\text{m}^3$  ( $n=5$ ) であった (Onozuka *et al.*, 2023)。世界的に観測事例はまだまだ少ないが、中国と東南アジアでは AMPs 個数濃度が高い傾向にあり、プラスチックゴミの河川流出が中国と東南アジアで世界的に多いことと一致する (Jambeck *et al.*, 2015)。その他の地上観測では、0.9 個/ $\text{m}^3$  (パリ、フランス)–14 個/ $\text{m}^3$  (サンパウロ、ブラジル) の範囲であった。

AMΦプロジェクトでは、国内では都市部 7 地点 (札幌、福島、新宿、名古屋、堺、広島、徳島)、郊外 4 地点 (浪江町、生田、多摩、富士山南東麓)、遠隔地 2 地点 (富士山頂、能登半島珠洲) で観測を行っている。Fig. 4 には 2021 年夏季に新宿と大阪で観測した個数濃度を示すが、既往研究の範囲内であった。Fig. 5 には、札幌、新宿、珠洲、徳島における 2022 年夏季の TSP と  $\text{PM}_{2.5}$  中 AMPs 個数濃度とポリマー組成を示す。札幌で TSP 中 AMPs 個数濃度が最大を示したが、周辺工事の影響と考えられた。札幌を除くと、珠洲で TSP,  $\text{PM}_{2.5}$  とともに AMPs 個数濃度は最高であった。珠洲では冬季に粗大粒子領域の AMPs 個数濃度と  $\text{Na}^+$  濃度に正の高い相関性があり、海洋 MPs の飛散を示唆していた (Komatsu *et al.*, 2023)。珠洲、新宿、徳島ではポリマー組成が異なることから、地域特有の発生源があることを示している。

## AMPs research all over the world

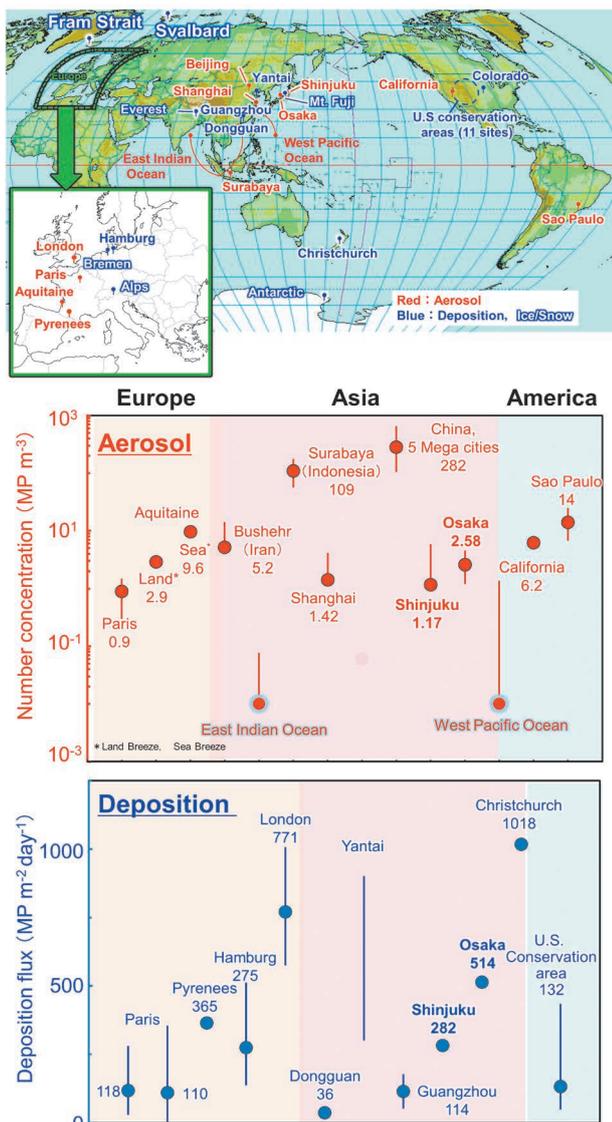


Fig. 4 Number concentration and atmospheric deposition of AMPs all over the world.

Ref. Abbasi *et al.* (2019), Akhbarizadeh *et al.* (2021), Allen *et al.* (2019, 2020), Amato-Lourenço *et al.* (2021), Bergmann *et al.* (2019), Brahney *et al.* (2020), Cai *et al.* (2017), Dris *et al.* (2015, 2016, 2017), Gaston *et al.* (2020), Huang *et al.* (2021), Klein *et al.* (2019), Knobloch *et al.* (2021), Li *et al.* (2020), Liu *et al.*, (2019), Syafei *et al.* (2019), Wang *et al.* (2020), Wright *et al.* (2020), Zhou *et al.* (2017), Zhu *et al.* (2021).

**Table 1** には新宿における TSP と PM<sub>2.5</sub> 中の AMPs 個数濃度の季節変化を示す。TSP で AMPs 個数濃度は 0.05–7.47 個/m<sup>3</sup>, PM<sub>2.5</sub> で AMPs 個数濃度は 0–2.86 個/m<sup>3</sup> であり、夏季と秋季に高い傾向にあった。新宿では夏季から秋季にかけて台風の影響を受けており、PM<sub>2.5</sub> 中 PP 濃度が増加したことから、PP は海洋 MPs の飛散に由来する可能性がある (Komatsu *et al.*, 2023)。今後、台風進路と AMPs 個数濃度およびポリマー組成との関係を詳細に検討する必要がある。

## (2) 自由対流圏および外洋大気

自由対流圏や外洋では AMPs 個数濃度は低く、フランスピレネー山脈 (標高 2,877 m) で 0.09–0.67 個/m<sup>3</sup> (Allen *et al.*, 2021), 北大西洋, 南シナ海, インド洋, 西太平洋で 0.06–1.37 個/m<sup>3</sup> (Allen *et al.*, 2022a) である。2021 年夏季に自由対流圏高度に位置する富士山測候所 (標高 3,776 m) で計測した PM<sub>2.5</sub> 中 AMPs の個数濃度は 0.06–0.19 個/m<sup>3</sup> (n=4) であり (Onozuka *et al.*, 2023), ピレネー山脈ピク・デュ・ミディ観測所 (標高 2,877 m) の観測値よりも低濃度であった。富士山頂では、空気塊が中国上空や東南アジア地上部からの長距離輸送の影響を受けると、AMPs 個数濃度とポリマーの種類が増加した。

## 3.2.2 質量濃度

AMPs 質量濃度の報告例はほとんどない。オーストリア・グラーツにおける PM<sub>2.5</sub> 中 AMPs 質量濃度 (PET: 50 %, PP: 27 %, PE: 23 %) は平均で 238 ng/m<sup>3</sup> (最大: 557 ng/m<sup>3</sup>) であり、PM<sub>2.5</sub> 質量濃度の平均 0.67 %, 有機物の 1.7 % であった (Kirchsteiger *et al.*, 2023)。ドイツ・オルデブルグで道路沿道の蜘蛛の巣に捕捉された AMPs を Py-GCMS で分析したユニークな研究もある (Goßmann *et al.*, 2022)。幹線道路では自動車タイヤ/道路摩耗由来の SBR や PVC が多いのに対して、住宅街では PET などの汎用プラスチックが多かった。

徳島では PP と PS が PM<sub>2.5</sub> で最大濃度を示したのに対して (PP: 3.5 ng/m<sup>3</sup>, PS: 0.76 ng/m<sup>3</sup>), 自動車タイヤ磨耗塵由来の SBR は PM<sub>10<</sub> で最大濃度を示し、6.3 ng/m<sup>3</sup> であった (Mizuguchi *et al.*, 2023)。

## 3.2.3 添加剤・吸着物

Liu *et al.* (2021) は、中国・珠江デルタ地域の 94 カ所で採取した PM<sub>2.5</sub> 中の 163 種類のプラスチック添加物を、有機リン酸エステル (OPE), フタル酸エステル (PAE), PAE 代替品, ビスフェノール類似体, 紫外線安定剤, 酸化防止剤に分類して存在量を調べた。地点間でバラツキが大きいですが、プラスチック添加量総量は 610–49,400 μg/g (中央値: 3,500 μg/g) であり、PAE (中央値: 2,710 μg/g) が他のグループよりも 1–3 桁大きく、次いで PAE 代替品 (540 μg/g), OPE (76.2 μg/g) の順であった。また、米国西部でギンザケの急性死亡を引き起こし、高い毒性があることが判明した N-(1,3-ジメチルブチル)-N'-フェニル-p-フェニレンジアミンキノ (6PPDQ) がエアロゾルからも検出されており、大気中濃度は 0.54–13.8 pg/m<sup>3</sup> であった (Cao *et al.*, 2022)。6PPDQ は自動車タイヤゴムの酸化防止剤として添加されている 6PPD がオゾン酸化されて生成する。

Kirchsteiger *et al.* (2023) は、オーストリア・グラーツで採取した PM<sub>2.5</sub> 中 AMPs のうち、PP と PE は PAHs (多環芳香族炭化水素) と正の高い相関性があることから、有害化学物質のキャリアーとなっている可能性を指摘している。

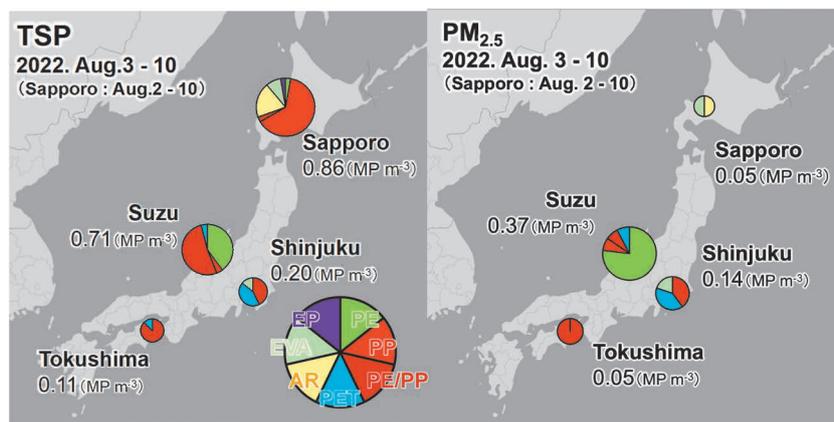


Fig. 5 The number concentration of Airborne microplastics in TSP and PM<sub>2.5</sub> at some selected sites in the AMΦ project during summer.

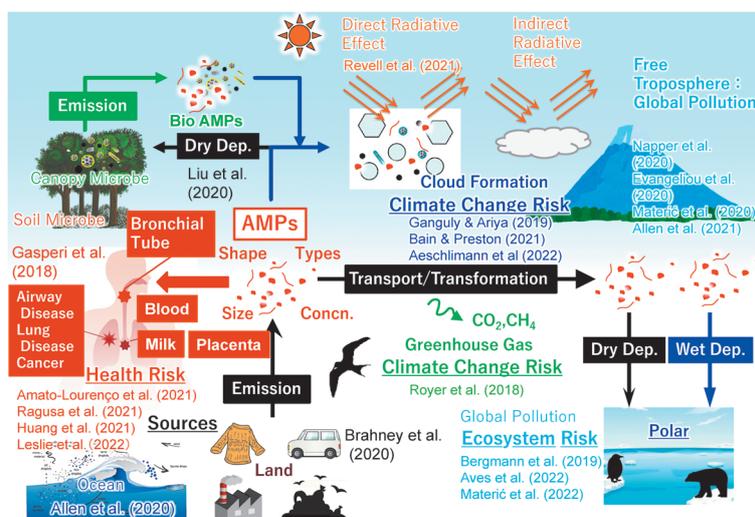


Fig. 6 Potential health and environmental effects of airborne microplastics. Concn.: concentration, Dep.: deposition.

Table 1 Number concentration of AMPs in particulate matter in Shinjuku.

Season	AMPs (MP m <sup>-3</sup> )		
	TSP	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>2.5</sub> /TSP
Summer (2021 · 2022, n=7)	1.40±2.70 (0.06–7.47)	0.59±1.02 (0.00–2.86)	0.42
Autumn (2021 · 2022, n=6)	1.13±0.75 (0.57–2.63)	0.34±0.28 (0.00–0.80)	0.30
Winter (2022, n=4)	0.20±0.14 (0.05–0.18)	0.12±0.10 (0.00–0.25)	0.60
Spring (2022, n=4)	0.18±0.10 (0.08–0.32)	0.03±0.03 (0.00–0.60)	0.17

※ Summer, 2021–Winter, 2022, PET is removed because of contamination from sodium iodide

### 3.3 大気沈着

初期研究ではマイクロファイバーに着目していた。フランス・パリ近郊の大気沈着量は都市部で110±96個/m<sup>2</sup>/日、郊外で53±38個/m<sup>2</sup>/日であった(繊維長: 200–600 μm, 合成繊維: 約30%; Dris *et al.*, 2016)。中国・広東省の都市域における大気沈着量は200–300

個/m<sup>2</sup>/日(繊維長: 200–700 μm, 合成繊維は23%; Cai *et al.*, 2017)であった。

Fig. 4には既往研究の大気沈着量をまとめているが、36個/m<sup>2</sup>/日(中国広東省東莞市)–1,018個/m<sup>2</sup>/日(ニュージーランド・クライストチャーチ)と幅広い。Allen *et al.* (2019)は、フランス・ピレネー山脈で都市部と同程度の大気沈着量(365個/m<sup>2</sup>/日)を報告し、大気を通じたマイクロプラスチック汚染が広域的に起きていると警鐘を鳴らした。Brahney *et al.* (2020)は米国西部の保護区における大気沈着量を132個/m<sup>2</sup>/日と報告し、年間1,000トン以上のMPsが沈着していると推計した。2021年夏季に東京・新宿と大阪・堺で観測した大気沈着量も図中に示すが、既往研究の範囲内であった。Fig. 4からわかるように、地域的な特徴は不明瞭である。この要因として計測下限値が異なることや、降水量などの気象因子が影響している可能性がある。なお、Allen *et al.* (2022c)はTD-PTR-MSにより質量計測を行い、ANPs(0.45 μm未満)の大気沈着量は最大2.0×10<sup>5</sup> ng/m<sup>2</sup>/dayであり、10 μm以上のAMPsの大気沈着量(1.1×10<sup>5</sup> ng/m<sup>2</sup>/day)に匹敵するこ

とを報告している。

都市部における AMPs のシンクとして樹木による捕捉が注目されている。Liu *et al.* (2020) は中国上海都市部と東西連島で常緑低木(トベラ, ツバキ, アオキ, ツゲ)と常緑ツル性木本(スタージャスミン)の葉を採取し, 純水による葉面洗浄を行って MPs の葉面捕捉量を調べた。0.07–0.19 個/cm<sup>2</sup> の MPs が捕捉されていたが, 地域や樹種間の違いは明瞭ではなかった。ただし, 高さ 40 cm で採取しており, 地面からの直接飛散の可能性があること, ポリマーの主成分は PET であったが, セロハンをプラスチックに分類するなど研究手法や解析の信頼性には疑問が残る。Koutnik *et al.* (2023) は, 樹種不明であるが運動場内外で葉を採取して純水による葉面洗浄法により MPs 葉面捕捉量を調べた。葉面捕捉量は 0–6.5 個/cm<sup>2</sup> であり, 運動場内 (1.3 個/cm<sup>2</sup>) に比べて運動場外 (2 個/cm<sup>2</sup>) で有意に高かった。

AMΦ プロジェクトでは, 首都圏小規模森林である生田 (18 ha) で林外沈着量とコナラ林内沈着量の差から乾性沈着量を求める検討を行ったが, 林内沈着量が林外沈着量と同程度であり, 樹冠捕捉された AMPs が降雨によって洗脱されないことがわかった。コナラ葉の超純水による葉面洗浄, 超音波抽出(トライコムによる捕捉), 10% KOH 溶液への浸漬(エピクチクラ収着)による逐次抽出を行ったところ, 90% 以上がトライコムおよびエピクチクラに捕捉されており, 葉面捕捉量は 0–0.21 個/cm<sup>2</sup> (Sunaga *et al.*, 2023) であった。

### 3.4 積雪/氷床

積雪や氷床中の AMPs 濃度(積雪・氷床を常温で溶かして液体とした時の体積あたりの AMPs の個数)は北極で 10,700 個/L (長径: 932 μm, Bergmann *et al.*, 2019), ヨーロッパアルプスで 1,434 個/L (長径: 1,686 μm, Bergmann *et al.*, 2019), エベレストで 30 個/L (長径: 1,050 μm, Napper *et al.*, 2020), 南極で 29 個/L (長径: 607 μm, Aves *et al.*, 2022) と報告されている。比較的サイズが大きいことからわかるように繊維状のものが多く, エベレストや南極では PET や AR が主成分であり, 登山用具(ザック, レインウェア, 防寒具など)の直接的な影響によるものである。北極やヨーロッパアルプスでは繊維状と非繊維状に分類しており, 非繊維状では PE/PP, PA が主成分であり, ゴムも検出された。AMΦ プロジェクトでは, 2022 年 5 月に富士山頂で積雪を採取した。AMPs 個数濃度平均は 119 個/L, 長径平均は 37.1 μm, 形状はほとんどが破片状であった。冬季の富士山頂は登山者が少なく, 積雪採取地点は登山者が足を踏み入れない場所であり, 他の高所山岳や極域の積雪・氷床に比べて AMPs は一桁以上小さいことから, 自由対流圏大気を通じて長距離輸送されたものと考えられた (Tani *et al.*, 2023)。

### 3.5 雲水

富士山頂, 富士山南東麓(標高 1,300 m), 丹沢大山(標高 1,252 m) で 2021 から 2022 年にかけて採取した雲水から AMPs を検出した (Wang *et al.*, 2023)。3 地点の AMPs 平均濃度は 6.7–13.9 個/L, 長径は 7.1–94.6 μm, 形状はほとんど破片状であった。3 地点の雲水から 9 種類のポリマーが同定されたが, PM<sub>2.5</sub> に比べて PET, PA, PC などカルボニル基を有するポリマーが多く, PP は劣化が進行しておりカルボニル基や水酸基などの親水基を有するものが多かった。このことは, カルボニル基や水酸基のような親水基を有する AMPs が雲凝結核として効率的に雲粒に取り込まれていることを示唆するものである。

### 3.6 室内環境

屋外よりも屋内で過ごす時間が長いことから, 健康影響の解明には室内空気中の AMPs 個数濃度, 空気動力学径分布, ポリマー材質の解明が必要である。室内 AMPs とその添加剤に関する既往研究は, Salthammer (2022) にまとめられており, PS, PET, PE, PA, PP, RY, PMMA, PUR などがハウスダストや室内空気から検出されている。一般に室内濃度は屋外濃度に比べて高い。Dris *et al.* (2017) によると, フランス・パリで室内繊維濃度は 1.0–60.0 本/m<sup>3</sup> であり, 屋外濃度 (0.3–1.5 本/m<sup>3</sup>) の 10 倍以上であった。室内繊維沈着量は 1,586–11,130 本/日/m<sup>2</sup> であった。Gaston *et al.* (2020) は, 米国カリフォルニア沿岸部で室内外の AMPs 個数濃度を調べ, 室内(繊維 3.3±2.9 本/m<sup>3</sup>, 破片 12.6±8.0 個/m<sup>3</sup>) は屋外(繊維 0.6±0.6 本/m<sup>3</sup>, 破片 5.6±3.2 個/m<sup>3</sup>) に比べて繊維では 5 倍, 破片では 2 倍高いことを報告している。Liao *et al.* (2021) は, 中国東部の沿岸都市で室内外の AMPs 個数濃度を調べ, 室内 (1,583±1,180 個/m<sup>3</sup>) は室外 (189±85 個/m<sup>3</sup>) よりも一桁高かった。

室内では衣服やカーペット由来の繊維の巻き上げ, パーソナルケア商品由来のマイクロビーズやマイクロカプセルが発生源となる。マイクロカプセルは香料成分を長持ちさせることにより, 香害(こうがい)という新たな健康問題を引き起こしている。AMΦ プロジェクトでは, 室内環境 AMPs の実態解明に向けて洗濯物の部屋干し実験を行っている。概算ではあるが, 洗濯に使用された柔軟剤のうち 77% は排水として排出され, 室内部屋干しにより 22% が室内環境に飛散している可能性が示された (Oshima *et al.*, 2023)。

## 4. 大気中マイクロおよびナノプラスチックの起源

Brahney *et al.* (2020) は, 米国西部の都市大気 AMPs の起源として道路/ブレーキ摩擦が 84%, 海洋波飛沫が 11% と推計している。しかし, この推計は大気沈着に基づくものであり, AMPs の空気動力学径を考慮していない。想定される陸上起源として, タイヤ/

ブレーキ／道路の摩耗 (Rogge *et al.* 1993; Sommer *et al.*, 2018; Brahney *et al.*, 2020; Goßmann *et al.*, 2022) 以外にも、道路粉塵 (Dehghani *et al.* 2017; Abbasi *et al.* 2019)、埋立地 (Thaiyal Nayahi *et al.* 2022; Rahman *et al.*, 2023)、人工芝 (Luo *et al.* 2021; Armada *et al.*, 2022; Nishi *et al.*, 2022; Zhao *et al.* 2023)、衣類 (Carr, 2017; Cai *et al.* 2021; Tao *et al.*, 2022) などが想定される。

Allen *et al.* (2020) は、海洋 MPs の大気放出を指摘し、海洋から陸域への年間輸送量を 14 万トンと推計している。海洋 MPs が AMPs の重要な起源である可能性が指摘され (Allen *et al.*, 2020, 2022a; Ferrero *et al.*, 2022)、室内実験が相次いで報告されている。Catarino *et al.* (2023) は、人工海水に蛍光ポリスチレンビーズ (0.5–10  $\mu\text{m}$ ) を添加して碎波実験を行い、NPs (0.5  $\mu\text{m}$ ) は波飛沫に 20 倍、MPs (10  $\mu\text{m}$ ) が 2 倍濃縮することを報告している。Harb *et al.* (2023) は、直径 10  $\mu\text{m}$  以下の MNPs (micro- and nanoplastics) が気泡破裂によって大気へ放出され、水中濃度の増加とともに放出量が増加することを報告している。海洋表面に浮遊するポリエチレン MNPs は、水中に分散したポリスチレン MNPs よりも粒子化しにくい。年間 MNPs 海洋放出量を 50.7 (14.2–93.4)  $\times 10^{15}$  個／年および 1.66 (0.72–4.13) t／年と推定しており、Allen *et al.* (2020) の推計と比較してかなり少ない。

## 5. 大気中マイクロおよびナノプラスチックのリスク：何が問題か？

### 5.1 健康リスク

Fig. 6 に AMNPs の想定される健康および環境リスクをまとめた。最も懸念されているのが健康影響である。遺体や生体のヒト肺から実際に MPs が検出されている (Amato-Lourenço *et al.*, 2021; Jenner *et al.*, 2022)。MNPs は不溶性であり、特にマイクロファイバーはその形状から肺に取り込まれると除去されにくい。合成繊維工場労働者に咳嗽、呼吸困難、肺活量の低下、肉芽腫性病変が報告されている (Gasperi *et al.*, 2018)。MNPs には未反応モノマーに加え、フタル酸エステル、ビスフェノール A、臭素系難燃剤などの添加剤、顔料、染料が含まれており、生殖毒性、発がん性、変異原性が懸念されるとともに、PAHs などの有害有機物や重金属を表面に濃縮している可能性がある (Kirchsteiger *et al.*, 2023)。ヒト肺上皮細胞による実験では、呼吸系疾患の影響も指摘されている (Dong *et al.*, 2020)。

血液 (Leslie *et al.*, 2022)、妊娠女性の胎盤 (Ragusa *et al.*, 2021)、母乳 (Ragusa *et al.*, 2022) から MNPs が検出されているが、その摂取経路は不明である。MPs の体内摂取量や蓄積量はモデル研究によって推計されている。米国での推計によると、ヒトに対する MPs 摂取経路は食事と吸入が同程度であり、合計で年間 7 万–12 万個、水道水から年間 4 千個、ペットボトル水から

年間 9 万個が摂取されている (Cox *et al.*, 2019)。なお、テイクアウト食品を週に 4–7 回注文する人では、容器から 12–203 個の MPs を経口摂取し、年間で最大約 1 万個に相当する (Du *et al.*, 2020)。食品中 MPs 含有量の報告も増加している。たとえば、卵 1 個あたり平均  $11.67 \pm 3.98$  個の MPs が含まれており、材質はポリエチレン、形状は球状、サイズは 50–100  $\mu\text{m}$  であり、卵白よりも卵黄に MPs は多い (Liu *et al.*, 2022)。

Nor *et al.* (2021) は、MPs 一日摂取量は子供で 553 個 (184 ng)、大人で 884 個 (583 ng) と推計しており、WWF (世界自然保護基金) による MPs 一週間摂取量 (クレジットカード一枚分) は過大評価であることを指摘している。Nor *et al.* (2021) の推計値は、子供で年間 20 万個、大人で 32 万個に相当し、米国における推計値 (Cox *et al.*, 2019) より大きい。さらに、Nor *et al.* (2021) は、子供では 18 歳までに 8,320 個 (6.4 ng)、大人では 70 歳までに約 5 万個 (40.7 ng) の MPs (1–10  $\mu\text{m}$ ) が体内に不可逆的に蓄積されると推計している。この粒径の MPs は、体内摂取される全 MPs 粒径 (1–5,000  $\mu\text{m}$ ) に対して、食品で 75.3%、空気では 91.3% を占めており、MPs の体内摂取経路として空気吸入が最も重要である。ただし、この推計は AMPs の空気動力学径分布に基づいていない。また、材質による健康リスクは異なると想定されるが、総量評価に過ぎない。現時点では、AMNPs の添加剤や吸着物に関する知見はほとんどない。

### 5.2 環境リスク

環境リスクとして、気候変動リスクと生態系リスクがある。気候変動リスクとしては、メタンなどの温室効果ガス放出 (Royer *et al.*, 2018)、直接放射効果 (Revell *et al.*, 2021)、雲形成を介した間接放射効果 (Ganguly and Ariya, 2019; Bain and Preston, 2021; Aeschlimann, *et al.*, 2022) や水循環への影響が挙げられる。プラスチックは疎水性であるが、紫外線に長時間さらされると親水性になる (Bain and Preston, 2021)。さらに、その表面に鉍粒子や多環芳香族炭化水素が吸着することで水晶核能が高まる (Ganguly and Ariya, 2019)。

自由対流圏では遮るものがないことから、AMNPs の長距離輸送が指摘されている (Fig. 6, Allen *et al.*, 2019, 2021, 2022a, 2022b; Evangelidou *et al.*, 2020)。極域に輸送された AMNPs は沈着して野生動物に影響を与える生態系リスクが指摘されている (Bergmann *et al.*, 2019; Aves *et al.*, 2022; Materić *et al.*, 2022)。

AMΦ プロジェクトでは、野鳥の肺から AMPs を検出しているが、鳥の種類や生息域によって特徴がみられた (Tokunaga *et al.*, 2023)。

## 6. 結 言

AMΦ プロジェクトでは、大気中マイクロプラスチックの世界標準分析法の確立を目指して、採取法、

前処理法、計測手法の開発を行ってきた。先行研究は短期間調査であるが、AMΦプロジェクトでは統一手法で広域的に通年観測を行っている。課題は山積しており、海外研究者とも情報交換をしつつ、今後も産官学民連携のオールジャパンでAMPsの実態と健康・環境影響の解明に取り組みたい。

## 謝 辞

本研究は、環境研究総合推進費「大気中マイクロプラスチックの実態解明と健康影響評価」(JPMEERF20215003)、フロンティア・ラボ研究助成金で行われた。国立環境研究所・西川雅高博士、愛媛大学・若松伸司名誉教授、東京農工大学・高田秀重教授、国立環境研究所・古山昭子博士に多大なるご指導を賜りました。試料採取装置で柴田科学、 $\mu$ Raman 計測で堀場製作所・堀場テクノサービス、日本分光・ジャスコエンジニアリングに多大なるご協力いただいた。ナノプラスチック合成では、国立環境研究所・鈴木剛博士、田中厚資博士にご指導をいただいた。この特集記事を書く機会をいただいた編集委員会に感謝申し上げます。

## References

- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Kelly, F. J., Dominguez, A. O. and Jaafarzadeh, N.: Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran., *Environ. Pollut.*, **244**, 153–164 (2019) doi: 10.1016/j.envpol.2018.10.039
- Aeschlimann, M., Li, G., Kanji, Z. A., Mitrano, D. M. and Mitrano, D. M.: Potential impacts of atmospheric microplastics and nanoplastics on cloud formation processes., *Nat. Geosci.*, **15**, 967–975 (2022) doi: 10.1038/s41561-022-01051-9
- Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Torkmahalleh, M. A., Saedi, R., Aibaghi, R. and Ghasemi, F. F.: Suspended fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>), microplastics (MPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air: Their possible relationships and health implications, *Environ. Res.*, **192**, 110339 (2021) doi: 10.1016/j.envres.2020.110339
- Allen, D., Allen, S., Abbasi, S., Baker, A., Bergmann, M., Brahney, J., Butler, T., Duce, R. A., Eckhardt, S., Evangelidou, N., Jickells, T., Kanakidou, M., Kershaw, P., Laj, P., Levermore, J., Li, D., Liss, P., Liu, K., Mahowald, N., Masque, P., Materić, D., Mayes, A. G., McGinnity, P., Osvath, I., Prather, K. A., Prospero, J. M., Revell, L. E., Sander, S. G., Shim, W. J., Slade, J., Stein, A., Tarasova, O. and Wright, S.: Microplastics and nanoplastics in the marine-atmosphere environment., *Nat. Rev. Earth Environ.*, **3**, 393–405 (2022a) doi: 10.1038/s43017-022-00292-x
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S. and Galop, D.: Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment., *Nat. Geosci.*, **12**, 339–344 (2019) doi: 10.1038/s41561-019-0335-5
- Allen, S., Allen, D., Moss, K., Le Roux, G., Phoenix, V. R. and Sonke, J. E.: Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics., *PLoS One*, **15**, e0232746 (2020) doi: 10.1371/journal.pone.0232746
- Allen, S., Allen, D., Baladima, F., Phoenix, V. R., Thomas, J. L., Le Roux, G. L. and Sonke, J. E.: Evidence of free tropospheric and long-range transport of microplastic at Pic du Midi Observatory., *Nat. Commun.*, **12**, 7242 (2021) doi: 10.1038/s41467-021-27454-7
- Allen, S., Allen, D., Karbalaei, S., Maselli, V. and Wal, T. R.: Micro(nano)plastics sources, fate, and effects: What we know after ten years of research, *J. Hazard. Mater. Advan.*, **6**, 100057 (2022b) doi: 10.1016/j.hazadv.2022.100057
- Allen, S., Materić, D., Allen, D., MacDonald, A., Holzinger, R., Roux, G. L. and Phoenix, V. R.: An early comparison of nano to microplastic mass in a remote catchment's atmospheric deposition, *J. Hazard. Mater. Adv.*, **7**, 100104 (2022c) doi: 10.1016/j.hazadv.2022.100104
- Amato-Lourenço, L. F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G. R., dos Santos Galvão, L., Ando, R. A. and Mauad, T.: Presence of airborne microplastics in human lung tissue, *J. Hazard. Mater.*, **416**, 126124 (2021) doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126124
- Armada, D., Llompart, M., Celeiro, M., Garcia-Castro, P., Ratola, N., Dagnac, T. and de Boer, J.: Global evaluation of the chemical hazard of recycled tire crumb rubber employed on worldwide synthetic turf football pitches, *Sci. Total Environ.*, **812**, 152542 (2022) doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.152542
- Arthur, C., Baker, J. and Bamford, H.: *Proc. of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris*, September 9–11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA (2009)
- Aves, A. R., Revell, L. E., Gaw, S., Ruffell, H., Schuddeboom, A., Wotherspoon, N. E., LaRue, M. and McDonald, A. J.: First evidence of microplastics in Antarctic snow, *Cryosph.*, **16**, 2127–2145 (2022) doi: 10.5194/tc-16-2127-2022
- Bain, A. and Preston, T. C.: Hygroscopicity of microplastic and mixed microplastic aqueous ammonium sulfate systems, *Environ. Sci. Technol.*, **55**, 11775–11783 (2021) doi: 10.1021/acs.est.1c04272
- Bao, R., Cheng, Z., Hou, Y., Xie, C., Pu, J., Peng, L., Gao, L., Chen, W. and Su, Y.: Secondary microplastics formation and colonized microorganisms on the surface of conventional and degradable plastic granules during long-term UV aging in various environmental media, *J. Hazard. Mater.*, **439**, 129686 (2022) doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129686
- Batool, I., Qadir, A., Levermore, J. M. and Kelly, F. J.: Dynamics of airborne microplastics, appraisal and distributional behaviour in atmosphere; a review, *Sci. Total Environ.*, **806**, 150745 (2022) doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150745
- Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M. B., Trachsel, J. and Gerdt, G.: White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic, *Sci. Adv.*, **5**, eaax1157 (2019) doi: 10.1126/sciadv.aax1157
- Brahney, J., Hallerud, M., Heim, E., Hahnenberger, M. and Sukumaran, S.: Plastic rain in protected areas of the United States, *Science*, **368**, 1257–1260 (2020) doi: 10.1126/science.aaz5819
- Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X. and Chen, Q.: Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from

- Dongguan city, China: Preliminary research and first evidence, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, **24**, 24928–24935 (2017) doi: 10.1007/s11356-017-0116-x
- Cai, Y., Mitrano, D. M., Hufenus, R. and Nowack, B.: Formation of fiber fragments during abrasion of polyester textiles, *Environ. Sci. Technol.*, **55**, 8001–8009 (2021) doi: 10.1021/acs.est.1c00650
- Cao, G., Wang, W., Zhang, J., Wu, P., Zhao, X., Yang, Z., Hu, D. and Cai, Z.: New Evidence of Rubber-Derived Quinones in Water, Air, and Soil, *Environ. Sci. Technol.*, **56**, 4142–4150 (2022) doi: 10.1021/acs.est.1c07376
- Carr, S. A.: Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment, *Integr. Environ. Assess. Manag.*, **13**, 466–469 (2017) doi: 10.1002/ieam.1916
- Catarino, A. I., León, M. C., Li, Y., Lambert, S., Vercauteren, M., Asselman, J., Janssen, C. R., Everaert, G. and De Rijcke, M.: Micro- and nanoplastics transfer from seawater to the atmosphere through aerosolization under controlled laboratory conditions, *Mar. Pollut. Bull.*, **192**, 115015 (2023) doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2023.115015
- Cheung, P. K. and Fok, L.: Evidence of microbeads from personal care product contaminating the sea, *Mar. Pollut. Bull.*, **109**, 582–585 (2016) doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.046
- Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F. and Dudas, S. E.: Human Consumption of Microplastics, *Environ. Sci. Technol.*, **53**, 7068–7074 (2019) doi: 10.1021/acs.est.9b01517
- Dehghani, S., Moore, F. and Akhbarizadeh, R.: Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, **24**, 20360–20371 (2017) doi: 10.1007/s11356-017-9674-1
- Dong, C. D., Chen, C. W., Chen, Y. C., Chen, H. H., Lee, J. S. and Lin, C. H.: Polystyrene microplastic particles: In vitro pulmonary toxicity assessment, *J. Hazard. Mater.*, **385**, 121575 (2020) doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121575
- Dong, H., Wang, X., Xu, L., Ding, J. and Wania, F.: A Flow-through Passive Sampler for Microplastics in Air, *Environ. Sci. Technol.*, **57**, 2362–2370 (2023) doi: 10.1021/acs.est.2c07016
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N. and Tassin, B.: Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris, *Environ. Chem.*, **12**, 592–599 (2015) doi: 10.1071/EN14167
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C. and Tassin, B.: Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?, *Mar. Pollut. Bull.*, **104**, 290–293 (2016) doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V. and Tassin, B.: A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments, *Environ. Pollut.*, **221**, 453–458 (2017) doi: 10.1016/j.envpol.2016.12.013
- Du, F., Cai, H., Zhang, Q., Chen, Q. and Shi, H.: Microplastics in take-out food containers, *J. Hazard. Mater.*, **399**, 122969 (2020) doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.122969
- Efimova, I., Bagaeva, M., Bagaev, A., Alexander Kileso, A. and Chubarenko, I. P.: Secondary Microplastics Generation in the Sea Swash Zone with Coarse Bottom Sediments: Laboratory Experiments, *Front. Mar. Sci.*, **5**, 313 (2018) doi: 10.3389/fmars.2018.00313
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S. and Stohl, A.: Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions, *Nat. Commun.*, **11**, 3381 (2020) doi: 10.1038/s41467-020-17201-9
- Ferrero, L., Scibetta, L., Markuszewski, P., Mazurkiewicz, M., Drozdowska, V., Makuch, P., Jutrzenka-Trzebiatowska, P., Zaleska-Medynska, A., Andò, S., Saliu, F., Nilsson, E. D. and Bolzacchini, E.: Airborne and marine microplastics from an oceanographic survey at the Baltic Sea: An emerging role of air-sea interaction?, *Sci. Total Environ.*, **824**, 153709 (2022) doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2022.153709
- Ganguly, M. and Ariya, P. A.: Ice nucleation of model nanoplastics and microplastics: A novel synthetic protocol and the influence of particle capping at diverse atmospheric environments, *Earth. Spa. Chem.*, **3**, 1729–1739 (2019) doi: 10.1021/acsearthspacechem.9b00132
- Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F. J. and Tassin, B.: Microplastics in air: Are we breathing it in?, *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, **1**, 1–5 (2018) doi: 10.1016/j.coesh.2017.10.002
- Gaston, E., Woo, M., Steele, C., Sukumaran, S. and Sean Anderson, S.: Microplastics Differ Between Indoor and Outdoor Air Masses: Insights from Multiple Microscopy Methodologies, *Appl. Spectrosc.*, **74**, 1079–1098 (2020) doi: 10.1177/0003702820920652
- Geyer, R., Jambeck, J. R. and Law, K. L.: Production, use, and fate of all plastics ever made, *Sci. Adv.*, **3**, e1700782 (2017) doi: 10.1126/sciadv.1700782
- Goßmann, I., Süßmuth, R. and Scholz-Böttcher, B.: M: Plastic in the air?! - Spider webs as spatial and temporal mirror for microplastics including tire wear particles in urban air, *Sci. Total Environ.*, **832**, 155008 (2022) doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.155008
- Halle, A. T., Jeanneau, L., Martignac, M., Jardé, E., Pedrono, B., Brach, L. and Gigault, J.: Nanoplastic in the North Atlantic Subtropical Gyre, *Environ. Sci. Technol.*, **51**, 13689–13697 (2017) doi: 10.1021/acs.est.7b03667
- Harb, C., Pokhrel, N. and Foroutan, H.: Quantification of the Emission of Atmospheric Microplastics and Nanoplastics via Sea Spray, *Environ. Sci. Technol. Lett.*, **10**, 513–519 (2023) doi: 10.1021/acs.estlett.3c00164
- Huang, Y., Tao He, T., Yan, M., Yang, L., Gong, H., Wang, W., Qing, X. and Wang, J.: Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment, *J. Hazard. Mater.*, **416**, 126168 (2021) doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126168
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. and Law, K. L.: Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean, *Science*, **347**, 768–771 (2015) doi: 10.1126/science.1260352
- Jenner, L. C., Rotchell, J. M., Bennett, R. T., Cowen, M., Tentzeris, V. and Sadofsky, L. R.: Detection of microplastics in human lung tissue using  $\mu$ FTIR spectroscopy, *Sci. Total Environ.*,

- 831, 154907 (2022) doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.154907
- Katsumi, N., Kusube, T., Nagao, S. and Okochi, H.: The input–output balance of microplastics derived from coated fertilizer in paddy fields and the timing of their discharge during the irrigation season, *Chemosphere*, **279**, 130574 (2021) doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130574
- Katsumi, N., Nagao, S. and Okochi, H.: Addition of polyvinyl pyrrolidone during density separation with sodium iodide solution improves recovery rate of small microplastics (20–150  $\mu\text{m}$ ) from soils and sediments, *Chemosphere*, **307**, 135730 (2022) doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.135730
- Katsumi, N., Kusube, T., Nagao, S. and Okochi, H.: Spatiotemporal variation in microplastics derived from polymer-coated fertilizer in an agricultural small river in Ishikawa Prefecture, Japan, *Environ. Pollut.*, **325**, 121422 (2023) doi: 10.1016/J.ENVPOL.2023.121422
- Kim, Y. N., Yoon, J. H. and Kim, K. H.: Microplastic contamination in soil environment – a review, *Soil Sci. Annu.*, **71**, 300–308 (2020) doi: 10.37501/soilsa/131646
- Kirchsteiger, B., Materic', D., Happenhofer, F., Holzinger, R. and Kasper-Giebl, A.: Fine micro- and nanoplastics particles ( $\text{PM}_{2.5}$ ) in urban air and their relation to polycyclic aromatic hydrocarbons, *Atmos. Environ.*, **301**, 119670 (2023) doi: 10.1016/j.atmosenv.2023.119670
- Klein, M. and Fischer, E. K.: Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany, *Sci. Total Environ.*, **685**, 96–103 (2019) doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.405
- Knobloch, E., Ruffell, H., Aves, A., Pantos, O., Gaw, S. and Revell, L. E.: Comparison of Deposition Sampling Methods to Collect Airborne Microplastics in Christchurch, New Zealand, *Water Air Soil Pollut.*, **232**, 133 (2021) doi: 10.1007/s11270-021-05080-9
- Komatsu, M., Okochi, H., Tani, Y., Onozuka, Y., Hayami, H., Takeuchi, M., Kashimoto, M., Sorimchi, A., Fujii, Y., Takenaka, N., Kitano, K., Yamaguchi, T., Katusmi, N., Matsuki, A., Kajino, M., Adachi, K., Ishihara, Y., Iwamoto, Y. and Niida, Y.: Occurrence, behavior, fate, and health impact of airborne microplastics (AMPs) (8), The 2nd Environmental Chemical Substance 3 Society Contract Conference/The 31st Environmental Chemistry Symposium, May 30–June 2 2023, Tokushima (2023)
- Koutnik, V. S., Leonard, J., El Rassi, L. A., Choy, M. M., Brar, J., Glasmana, J. B., Cowger, W. and Mohanty, S. K.: Children's playgrounds contain more microplastics than other areas in urban parks, *Sci. Total Environ.*, **854**, 158866 (2023) doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.158866
- Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Garcia-Vallejo, J. J. and Lamoree, M. H.: Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood, *Environ. Int.*, **163**, 107199 (2022) doi: 10.1016/j.envint.2022.107199
- Li, Y., Shao, L., Wang, W., Zhang, M., Feng, X., Li, W. and Zhang, D.: Airborne fiber particles: Types, size and concentration observed in Beijing, *Sci. Total Environ.*, **705**, 135967 (2020) doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135967
- Liao, Z., Ji, X., Ma, Y., Lv, B., Huang, W., Zhu, X., Fang, M., Wang, Q., Wang, X., Dahlgren, R. and Shang, X.: Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in Eastern China, *J. Hazard. Mater.*, **417**, 126007 (2021) doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126007
- Lim, X. Z.: Microplastics are everywhere—but are they harmful?, *Nature*, **593**, 22–25 (2021) doi: 10.1038/d41586-021-01143-3
- Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L. and Li, D.: Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai, *Sci. Total Environ.*, **675**, 462–471 (2019) doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.110
- Liu, K., Wang, X., Song, Z., Wei, N. and Li, D.: Terrestrial plants as a potential temporary sink of atmospheric microplastics during transport, *Sci. Total Environ.*, **742**, 140523 (2020) doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140523
- Liu, Q., Chen, Z., Chen, Y., Yang, F., Yao, W. and Xie, Y.: Microplastics contamination in eggs: Detection, occurrence and status, *Food Chem.*, **397**, 133771 (2022) doi: 10.1016/j.foodchem.2022.133771
- Liu, X., Zeng, X., Dong, G., Venier, M., Xie, Q., Yang, M., Wu, Q., Zhao, F., and Chen D.: Plastic Additives in Ambient Fine Particulate Matter in the Pearl River Delta, China: High-Throughput Characterization and Health Implications, *Environ. Sci. Technol.*, **55**, 4474–4482 (2021) doi: 10.1021/acs.est.0c08578
- Luo, X., Wang, Z., Yang, L., Gao, T. and Zhang, Y.: A review of analytical methods and models used in atmospheric microplastic research, *Sci. Total Environ.*, **828**, 154487 (2022) doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.154487
- Luo, Z., Zhou, X., Su, Y., Wang, H., Yu, R., Zhou, S., Xu, E. G. and Xing, B.: Environmental occurrence, fate, impact, and potential solution of tire microplastics: Similarities and differences with tire wear particles, *Sci. Total Environ.*, **795**, 148902 (2021) doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148902
- Materić, D., Kasper-Giebl, A., Kau, D., Anten, M., Greilinger, M., Ludewig, E., van Seville, E., Röckmann, T. and Holzinger, R.: Micro- and Nanoplastics in Alpine Snow: A New Method for Chemical Identification and (Semi) Quantification in the Nanogram Range, *Environ. Sci. Technol.*, **54**, 2353–2359 (2020) doi: 10.1021/acs.est.9b07540
- Materić, D., Holzinger, R. and Niemann, H.: Nanoplastics and ultra-fine microplastic in the Dutch Wadden Sea -The hidden plastics debris?, *Sci. Total Environ.*, **846**, 157371 (2022) doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.157371
- Ministry of the Environment of Japan: Guidelines for the Survey of Microplastics in Rivers and Lakes, <https://www.env.go.jp/content/900543325.pdf> (accessed 31 May 2023) (in Japanese)
- Mishra, S., Rath, C. C. and Das, A. P.: Marine microfiber pollution: A review on present status and future challenges, *Mar. Pollut. Bull.*, **140**, 188–197 (2019) doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.01.039
- Mizuguchi, H., Takeda, H., Kinoshita, K., Takeuchi, M., Takayanagi, T., Teramae, N., Pipkin, W., Matsui, K., Watanabe, A. and Watanabe, C.: Direct analysis of airborne microplastics collected on quartz filters by pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry, *J. Anal. and Applied Py.*, **171**, 105946 (2023) doi: 10.1016/j.jaap.2023.105946
- Munno, K., Helm, P. A., Jackson, D. A., Rochman, C. and Sims, A.:

- Impacts of temperature and selected chemical digestion methods on microplastic particles, *Environ. Toxicol. Chem.*, **37**, 91–98 (2018) doi: 10.1002/etc.3935
- Napper, I. E., Davies, B. F. R., Clifford, H., Elvin, S., Koldewey, H. J., Mayewski, P. A., Miner, K. R., Potocki, M., Elmore, A. C., Gajurel, A. P. and Thompson, R. C.: Reaching new heights in plastic pollution—Preliminary findings of microplastics on Mount Everest, *One Earth*, **3**, 621–630 (2020) doi: 10.1016/j.oneear.2020.10.020
- Nishi, I., Kawakami, T., Sakai, S., Obama, T., Kubota, R., Inoue, K. and Ikarashi, Y.: Characterization of synthetic turf rubber granule infill in Japan: Polyaromatic hydrocarbons and related compounds, *Sci. Total Environ.*, **842**, 156684 (2022) doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156684
- Nor, N. H. M., Kooi, M., Diepens, N. J. and Koelmans, A. A.: Lifetime Accumulation of Microplastic in Children and Adults, *Environ. Sci. Technol.*, **55**, 5084–5096 (2021) doi: 10.1021/acs.est.0c07384
- Okochi, H. and Niida, Y.: Analysis of airborne microplastics by  $\mu$ FTIR ATR Imaging, *Plastics, Japan Plastics Industry Federation*, **73**, 46–50 (2022) (in Japanese)
- Onozuka, Y., Okochi, H., Tani, Y., Yoshida, N., Hayami, H., Takeuchi, M., Sorimachi, A., Fujii, Y., Takenaka, N., Yamaguchi, T., Katsumi, N., Kajino, M., Adachi, K., Ishihara, Y., Iwamoto, Y. and Niida, Y.: (2023) Occurrence, behavior, fate, and health impact of airborne microplastics (AMPs)(3), *Acid rain 2020, Niigata* (2023) <https://www.acidrain2020.org/> (accessed 31 May 2023)
- Oshima, S., Okochi, H. and Fujikawa, M.: Niida Y., Miyakawa S.: Identification of Microcapsules in Personal care products and health/environmental impact assessment (4), *The 2nd Environmental Chemical Substance 3 Society Contract Conference/ The 31st Environmental Chemistry Symposium, May 30–June 2 2023, Tokushima* (2023)
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C. and Rocha-Santos, T.: Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review, *TrAC*, **110**, 150–159 (2019) doi: 10.1016/j.trac.2018.10.029
- Prata, J. C., Castro, J. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., Cerqueira, M. and Rocha-Santos, T.: An easy method for processing and identification of natural and synthetic microfibers and microplastics in indoor and outdoor air, *MethodsX*, **7**, 100762 (2020) doi: 10.1016/j.mex.2019.11.032
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M. and Giorgini, E.: Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta, *Environ. Int.*, **146**, 106274 (2021) doi: 10.1016/j.envint.2020.106274
- Ragusa, A., Notarstefano, V., Svelato, A., Belloni, A., Gioacchini, G., Blondeel, C., Zucchelli, E., Luca, C. D., D'Avino, S., Gulotta, A., Carnevali, O. and Giorgini, E.: Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk, *Polymers*, **14**, 2700 (2022) doi: 10.3390/polym14132700
- Rahman, M. M., Sultan, M. B. and Alam, M.: Microplastics and adsorbed micropollutants as emerging contaminants in landfill: A mini review, *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, **31**, 100420 (2023) doi: 10.1016/j.coesh.2022.100420
- Revell, L. E., Kuma, P., Le Ru, E. C., Somerville, W. R. C. and Gaw, S.: Direct radiative effects of airborne microplastics, *Nature*, **598**, 462–467 (2021) doi: 10.1038/s41586-021-03864-x
- Rocha, T. A. P. and Duarte, A. C. (eds.): *Characterization and Analysis of Microplastics*, *Comprehensive Analytical Chemistry Book 75*, 302 pp., Elsevier Science (2017) eBook ISBN: 9780444638991
- Rogge, W. F., Hildemann, L. M., Mazurek, M. A., Cass, G. R. and Simoneit, B. R. T.: Sources of fine organic aerosol. 3. Road dust, tire debris, and organometallic brake lining dust: Roads as sources and sinks, *Environ. Sci. Technol.*, **27**, 1892–1904 (1993) doi: 10.1021/es00046a019
- Royer, S. J., Ferrón, S., Wilson, S. T. and Karl, D. M.: Production of methane and ethylene from plastic in the environment, *PLoS One*, **13**, e0200574 (2018) doi: 10.1371/journal.pone.0200574
- Salthammer, T.: Microplastics and their Additives in the Indoor Environment, *Angew. Chem. Int. Ed. Engl.*, **61**, e202205713 (2022) doi: 10.1002/anie.202205713
- Santos, F. A., Di'orio, G. R., Guedes, C. C. F., Fernandino, G., Giannini, P. C. F., Angulo, R. J., de Souza, M. C., Cesar-Oliveira, M. A. F. and Oliveira, A. R. S.: Plastic debris forms: Rock analogues emerging from marine pollution, *Mar. Pollut. Bull.*, **182**, 114031 (2022) doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.114031
- Sommer, F., Dietze, V., Baum, A., Sauer, J., Gilge, S., Maschowski, C. and Gieré, R.: Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment, *Aerosol Air Qual. Res.*, **18**, 2014–2028 (2018) doi: 10.4209/aaqr.2018.03.0099
- Stubbins, A., Law, K. L., Muñoz, S. E., Bianchi, T. S. and Zhu, A. L.: Plastics in the Earth system, *Science*, **373**, 51–55 (2021) doi: 10.1126/science.abb0354
- Sunaga, N., Niida, Y., Okochi, H. and Miyazaki, A.: Novel analytical method of airborne microplastics captured by forest canopy, *Acid rain 2020, Niigata* (2023) <https://www.acidrain2020.org/> (accessed 31 May 2023)
- Syafei, A. D., Nurasrin, N. R., Assomadi, A. F. and Boedisantoso, R.: Microplastic Pollution in the Ambient Air of Surabaya, Indonesia, *Curr. World Environ.*, **14**, 290–298 (2019) doi: 10.12944/CWE.14.2.13
- Tagg, A. S., Harrison, J. P., Ju-Nam, Y., Sapp, M., Bradley, E. L., Sinclair, C. J. and Ojeda, J. J.: Fenton's reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater, *Chem. Commun.*, **53**, 372 (2017) doi: 10.1039/c6cc08798a
- Tani, Y., Okochi, H., Onozuka, Y., Hayami, H., Takeuchi, M., Katsumi, N., Kajino, M., Adachi, K., Niida, Y., Kato, S., Wada, R., Kamogawa, M., Iwazaki, H., Yokoyama, K., Nagato, T., Narumi, G., Miura, K., Hirose, K. and Dokiya, Y.: Occurrence, behavior, fate, and health impact of airborne microplastics (AMPs): Characteristics of AMPs in high altitude and polar regions (4), *Acid rain 2020, Niigata* (2023) <https://www.acidrain2020.org/> (accessed 31 May 2023)
- Tao, D., Zhang, K., Xu, S., Lin, H., Liu, Y., Kang, J., Yim, T.,

- Giesy, J. P. and Leung, K. M. Y.: Microfibers Released into the Air from a Household Tumble Dryer, *Environ. Sci. Technol. Lett.*, **9**, 120–126 (2022) doi: 10.1021/acs.estlett.1c00911
- Thaiyal Nayahi, N., Ou, B., Liu, Y. and Janjaroen, D.: Municipal solid waste sanitary and open landfills: Contrasting sources of microplastics and its fate in their respective treatment systems, *J. Clean. Prod.*, **380**, 135095 (2022) doi: 10.1016/j.jclepro.2022.135095
- Tokunaga, Y., Okochi, H., Tani, Y., Niida, Y., Tachibana, T., Saigawa, K., Katayama, K., Moriguchi, S., Kato, T. and Hayama, S. I.: Airborne microplastics detected in the lungs of wild birds in Japan, *Chemosphere*, **321**, 138032 (2023) doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.138032
- Turner, A., Wallerstein, C., Arnold, R. and Webb, D.: Marine pollution from pyroplastics, *Sci. Total Environ.*, **694**, 133610 (2019) doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133610
- Wang, X., Li, C., Liu, K., Zhu, L., Song, Z. and Li, D.: Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source, *J. Hazard. Mater.*, **389**, 121846 (2020) doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121846
- Wang, Y., Okochi, H., Tani, Y., Hayami, H., Minami, Y., Katsumi, N., Takeuchi, M., Sorimachi, A., Fujii, Y., Kajino, M., Adachi, K., Ishihara, Y., Iwamoto, Y. and Niida, Y.: Airborne hydrophilic microplastics in cloud water at high altitudes and their role in cloud formation, *Environ. Chem. Lett.*, (2023) doi: 10.1007/s10311-023-01626-x
- Wright, S. L., Ulke, J., Font, A., Chan, K. L. A. and Kelly, F. J.: Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport, *Environ. Int.*, **136**, 105411 (2020) doi: 10.1016/j.envint.2019.105411
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z. and Wu, C.: Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk, *Sci. Total Environ.*, **780**, 146546 (2021) doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146546
- Zalasiewicz, J., Waters, C. N., Ivar do Sul, J. A., Corcoran, P. L., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Gałuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J. R., Steffen, W., Summerhayes, C., Wagemann, M., Williams, M., Wolfe, A. P. and Yonan, Y.: The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene, *Anthropocene*, **13**, 4–17 (2016) doi: 10.1016/j.ancene.2016.01.002
- Zhao, H. N., Hu, X., Gonzalez, M., Rideout, C. A., Hobby, G. C., Fisher, M. F., McCormick, C. J., Dodd, M. C., Kim, K. E., Tian, Z. and Kolodziej, E. P.: Screening p-Phenylenediamine antioxidants, their transformation products, and industrial chemical additives in crumb rubber and elastomeric consumer products, *Environ. Sci. Technol.*, **57**, 2779–2791 (2023) doi: 10.1021/acs.est.2c07014
- Zhou, Q., Tian, C. G. and Luo, Y. M.: Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere, *Chin. Sci. Bull.*, **62**, 3902–3909 (2017) doi: 10.1360/N972017-00956 (in Chinese)
- Zhu, X., Huang, W., Fang, M., Liao, Z., Wang, Y., Xu, L., Mu, Q., Shi, C., Lu, C., Deng, H., Dahlgren, R. and Shang, X.: Airborne Microplastic Concentrations in Five Megacities of Northern and Southeast China, *Environ. Sci. Technol.*, **55**, 12871–12881 (2021) doi: 10.1021/acs.est.1c03618