

## —資料— (大気環境学会特別集会 1)

## 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

大河内 博<sup>1</sup>, 谷 悠人<sup>1</sup>, 吉田 昇永<sup>1</sup>, 王 一澤<sup>1</sup>, 趙 鶴立<sup>1</sup>, 小野塚 洋介<sup>1</sup>,  
 藤川 真智子<sup>1</sup>, 速水 洋<sup>1</sup>, 竹内 政樹<sup>2</sup>, 檜本 真央<sup>2</sup>, 反町 篤行<sup>3</sup>, 藤井 佑介<sup>4</sup>,  
 竹中 規訓<sup>4</sup>, 北野 洸太郎<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>6</sup>, 山口 高志<sup>7</sup>, 勝見 尚也<sup>8</sup>, 松木 篤<sup>9</sup>, 池盛 文数<sup>10</sup>, 梶野 瑞王<sup>11</sup>,  
 足立 光司<sup>11</sup>, 石原 康宏<sup>12</sup>, 岩本 洋子<sup>12</sup>, 新居田 恭弘<sup>13</sup>, 小林 華栄<sup>14</sup>, 浦山 憲雄<sup>14</sup>

- 1 早稲田大学創造理工学部: 169-8555 東京都新宿大久保3-4-1
- 2 徳島大学大学院医歯薬学研究部: 770-8505 徳島県徳島市庄町1-78-1
- 3 東洋大学理工学部: 350-8585 埼玉県川越市鯨井2100
- 4 大阪公立大学大学院現代システム科学研究科: 599-8531 大阪府堺市中区学園町1-1
- 5 日本女子大学理学部: 112-8681 東京都文京区目白台2-8-1
- 6 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
- 7 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
- 8 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1-308
- 9 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
- 10 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5-16-8
- 11 気象庁気象研究所: 305-0052 茨城県つくば市長峰1-1
- 12 広島大学大学院統合生命科学研究科: 739-8521 広島県東広島市鏡山1-7-1
- 13 株式会社パーキンエルマージャパン 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
- 14 株式会社日本サーマル・コンサルティング: 606-8305 京都府京都市左京区吉田河原町14 京都技術科学センター 1F

## 1. はじめに: AMΦプロジェクト

プラスチックゴミの終着点は海洋と考えられてきたが、海洋-大気間でのマイクロおよびナノプラスチック輸送の重要性が指摘されている (Allen et al., 2020, 2022)。陸域でも都市部から大気を通じて山間部へマイクロプラスチックが長距離輸送される (Allen et al., 2019, 2021; Evangelidou et al., 2020)。しかし、大気中マイクロプラスチック (Airborne Microplastics; AMPs) の採取法、前処理法、計測手法は研究者によって異なり、報告されている大気中濃度はバラツキが大きく、掲載論文でも明らかな誤判別がある。

以上を背景として、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)(令和3年から5年)(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。その上で、AMPsの環境動態モデルを構築し(梶野ら, 2023)、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(石原ら, 2023)。

ここでは、大気中マイクロプラスチック研究の現状と課題について簡潔に述べ、国内観測網によって得られた成果の一部を紹介する。

## 2. 地球表層を巡るプラスチック: プラスチック炭素循環

元素レベルで見れば、プラスチックの主体は炭素であり、物質循環の観点からはプラスチック炭素循環を明らかにすることが重要である (Stubbins et al., 2021)。プラスチック生産量は1950年頃から急増しており、2015年までに6.9 Pg-Cのプラスチックが生産され、そのうち2.2 Pg-Cが使用されており、4.1 Pg-Cが廃棄、0.6 Pg-Cが焼却された。環境でのプラスチック蓄積量(生産量-焼却量)は2015年までで6.3 Pg-Cであるが、1962年に人間バイオマス(0.06 Pg-C)、1994年に動物バイオマス(2 Pg-C)をすでに超えており、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年ベースで世界のプラスチック生産量は0.34 Pg-C year<sup>-1</sup>、焼却されたプラスチックは0.07 Pg-C year<sup>-1</sup>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

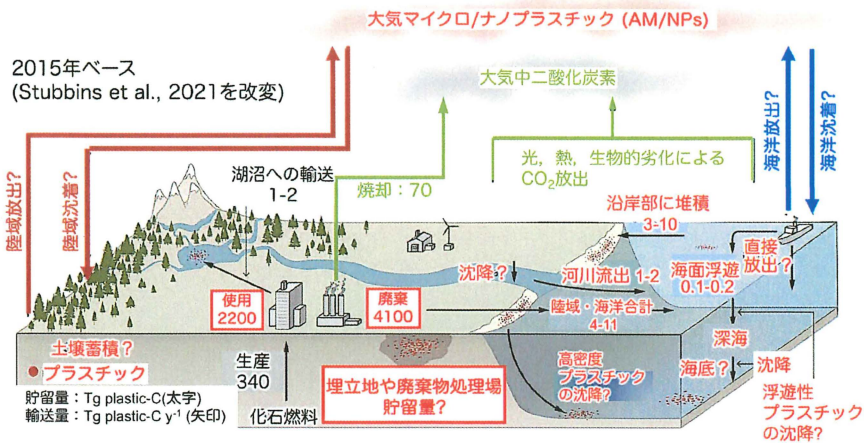


Fig. 1 The Global Plastics-Carbon Cycle in 2015 (partially modified from Stubbins et al., 2021).

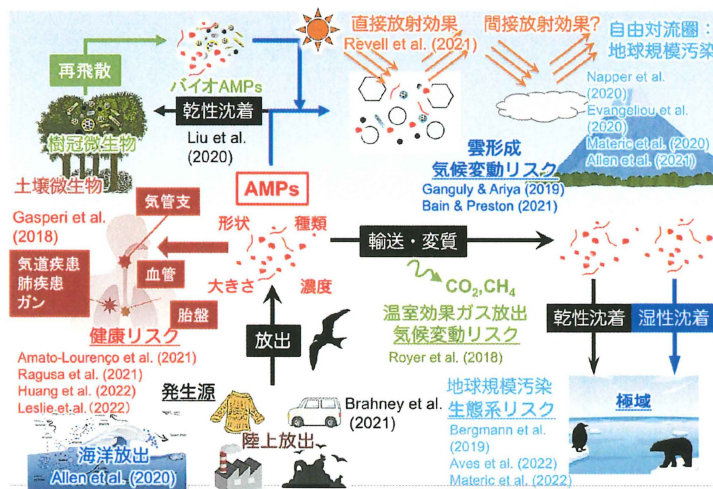


Fig. 2 Potential health and environmental effects of airborne microplastics.

ト生産による人為的  $\text{CO}_2$  排出量 ( $8 \text{ Pg-C year}^{-1}$ ) の1%未満に過ぎない。環境中でのプラスチック蓄積量は  $0.26 \text{ Pg-C year}^{-1}$  であり、世界の純一次生産 ( $\sim 105 \text{ Pg-C year}^{-1}$ ) に比べれば小さいが、内陸水域 ( $\sim 0.2 \text{ Pg-C year}^{-1}$ )、深海堆積物 ( $\sim 0.2 \text{ Pg-C year}^{-1}$ )、森林生態系 ( $\sim 0.2 \text{ Pg-C year}^{-1}$ )、沿岸生態系 (ブルーカーボン:  $\sim 0.1 \text{ Pg-C year}^{-1}$ ) の炭素蓄積量に匹敵する。これまでは不適切管理により自然界に放出されたプラスチック ( $0.05\text{--}0.08 \text{ Pg-C year}^{-1}$ ) にのみ焦点が当てられてきたが、地球化学的物質循環の観点から、環境中でのプラスチック蓄積量として使用および廃棄プラスチックの総量を考える必要がある。Fig. 1 で疑問符をつけたものは推計値が公表されていない輸送量や蓄積量である。陸域-大気間、海洋-大気間でのプラスチックの放出量、大気沈着量、大気蓄積量の解明が重要である。

### 3. 大気中マイクロおよびナノプラスチックの健康・環境影響: 何が問題か?

AMPs がヒトの健康や環境に及ぼす影響は未解明である (Fig. 2)。遺体や生体のヒト肺から MPs が検出されており

(Amato-Lourenço et al., 2021; Jenner et al., 2022)、呼吸系への影響が懸念されている。MPs は不溶性であり、マイクロファイバーはアスベストと同様に肺から除去されにくい。MPs 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様々な添加剤、顔料、染料が含まれており、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。生殖毒性、発がん性、変異原性が懸念されるとともに、ヒト肺上皮細胞を使った実験では呼吸系疾患の影響も指摘されている (Dong et al., 2020)。最近では、血液 (Leslie et al., 2022)、妊娠女性の胎盤 (Ragusa et al., 2021)、母乳 (Ragusa et al., 2022) からマイクロおよびナノプラスチック (AM/NPs) が検出されており、全身にプラスチック小片が循環していることが明らかになりつつある。今後、AM/NPs が人体のどこに蓄積しやすいのか、その結果、どのような影響を及ぼすのかを解明することは喫緊の課題である。

環境影響として気候変動リスクと生態系リスクがあるが、未解明である。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、直接放射効果、雲形成を介した間接放射効果

や水循環への影響が挙げられる (Fig. 2)。AMΦプロジェクトでは、富士山、丹沢大山で採取した雲水から AMPs を検出しており、気候変動リスクにも取り組んでいる (梶野ら, 2023)。生態系リスク評価として、日本獣医生命科学大学羽山先生との共同研究により、野鳥の肺から MPs を検出している (Tokunaga et al., *Chemosphere*, submitted)。

#### 4. 大気中マイクロおよびナノプラスチックの計測手法

AMPs 計測では、水圏 MPs と同様に、 $\mu$ FTIR と  $\mu$ Raman の分光学的手法が主流である。ただし、水圏 MPs に比べて AMPs の粒子径は小さいため計測が困難である。一般に、計測可能な下限値は  $\mu$ FTIR で  $10 \mu\text{m}$ 、 $\mu$ Raman で  $0.5 \mu\text{m}$  であるが、サブミクロンサイズの AMPs 計測事例はごくわずかである。分光学的手法以外に、SEM-EDS (Liu et al., 2020)、Nile Red (蛍光色素) による染色法 (Zhu et al., 2021) も用いられているが、ポリマー材質を判別できないことから分光学的手法との併用が不可欠である。なお、NR 染色法では迅速に計数できるが、PET など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こともある。

AMΦプロジェクトでは、パーキンエルマージャパンとの共同研究により、 $\mu$ FTIR ATR イメージング法による AMPs 計測手法開発に取り組み、最小粒径で  $2.3 \mu\text{m}$  までの AMPs 計測が可能となった (新居田ら, 2023)。さらに、AMPs の劣化度評価とともに、劣化度を考慮した AMPs 専用データベースの構築に取り組んでいる。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 AMPs 計測に適用し、 $1 \mu\text{m}$  までの AMPs 計測に成功している。現在、池田理化、ナノフォトンとの共同研究も開始し、 $\mu$ Raman による大気中ナノプラスチック (ANPs) 計測手法

開発にも取り組んでいる。

分光学的手法は個数濃度、ポリマー材質判別、形状、実粒径計測ができる優れた手法ではあるが、計測に時間がかかり、質量濃度、添加剤および吸着物を計測できない。健康影響評価には、質量濃度、添加剤および吸着物の情報は不可欠である。また、 $\mu$ FTIR では自動車タイヤ磨耗塵の判別も困難である。最近、Thermal Desorption-Proton Transfer Reaction-Mass Spectrometry (TD-PTR-MS: 加熱脱着陽電子移動型質量分析計) を用いた、高山の積雪 (Materić et al., 2020)、極氷 (Materić et al., 2022)、 $\text{PM}_{2.5}$  (Kirchsteiger et al., 2022) 中 AM/NPs の質量濃度が報告されている。 $\text{PM}_{2.5}$  中汎用プラスチックと PAHs に高い相関性があることも報告されている (Kirchsteiger et al., 2022)。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、Pyrolysis-GCMS (Py-GCMS: 熱分解ガスクロマトグラフ質量分析計) による AMPs の質量濃度、添加剤および吸着物分析に取り組んでいる (竹内ら, 2023)。

#### 5. 大気中マイクロプラスチックの観測網構築

AMPs 個数濃度の最大値は中国北京における  $5,650 \text{個}/\text{m}^3$  であるが (Liu et al., 2020)、SEM-EDS によるものであり、AMPs 以外を計数している可能性が高い。北京では AMPs 個数濃度として  $393 \pm 113 \text{個}/\text{m}^3$  との報告もある (Zhu et al., 2021)。英国ロンドンでは、道路沿道の  $\text{PM}_{10}$  で  $2,502 \text{個}/\text{m}^3$  と報告がある (Levermore et al., 2020)。東南アジアでは  $50\text{--}100 \text{個}/\text{m}^3$  程度と高く、中国および東南アジアで高い傾向にある (Revell et al., 2021)。

AMΦプロジェクトでは、エアロゾルと大気降水物の国内観測網を構築し、都市部6地点、郊外4地点、遠隔地2地点で観測を行っている (Fig. 3)。富士山頂、新潟松代では積雪の採取も行っている。国外観測として、北極圏エアロゾル

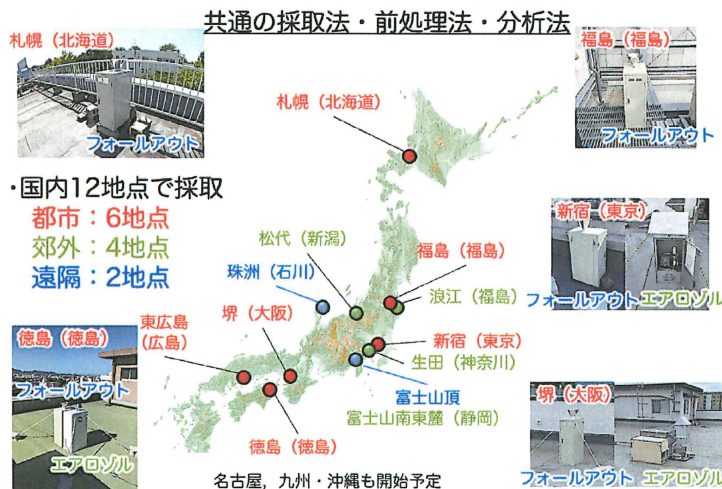


Fig. 3 Airborne microplastics domestic observation network in AMΦ Project.

と氷雪、南極氷雪、太平洋上エアロゾル、東南アジア（カンボジア、ベトナム、インドネシア）で試料を採取している。エアロゾルの採取にはMCI サンプラー（東京ダイレック）を用い、3段分級して（PM<sub>2.5</sub>: 2.5 μm 以下、PM<sub>2.5-10</sub>: 2.5–10 μm、PM<sub>10<</sub>: 10 μm 以上）、フッ素樹脂バインダーガラス繊維フィルター（PALLFLEX TX40HI20-WW）にAMPsを捕集した。場所により、アンダーセンローボリウムエアサンプラー、PM<sub>2.5</sub>サイクロン分級装置付ハイボリウムエアサンプラー（柴田科学）なども併用している。大気降下物採取器は、ステンレス製漏斗、1.0 μm 親水性テフロンフィルターを含むガラス製ろ過システム、雨水保存用容器から構成される。試料は30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>による有機物除去、5.3 M NaI 溶液を用いた密度分離（遠心分離）後に、μFTIR ATR イメージング法（PerkinElmer 製 Spectrum3/Spotlight400）でフィルター全面積の20%程度を計測し、大気中濃度および大気沈着量を推計した。

Table 1 に示すとおり、都市大気である新宿における2021年夏季、秋季、2022年冬季のAMPsの全粒子個数濃度の平均値は2.51、3.44、3.11 個/m<sup>3</sup>、PM<sub>2.5</sub>個数濃度の平均値は1.04、0.85、0.87 個/m<sup>3</sup>であった。なお、2019年春季の全粒子個数濃度は5.22 個/m<sup>3</sup>であったが、Table 1の各季節に

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

Season	AMPs (MP m <sup>-3</sup> )	
	Total	PM <sub>2.5</sub>
Summer 2021	2.51 ± 3.26 (0.73 ~ 8.34)	1.04 ± 1.38 (0.23 ~ 3.50)
Autumn 2021	3.44 ± 3.21 (1.17 ~ 5.71)	0.85 ± 0.32 (0.63 ~ 1.08)
Winter 2022	3.11 ± 2.47 (1.12 ~ 6.37)	0.87 ± 0.92 (0.11 ~ 2.17)

おける最大個数濃度以下であった。

2021年夏季に自由対流圏高度の富士山頂でPM<sub>2.5</sub>中AMPsの個数濃度計測を行ったところ、0.06–0.19 個/m<sup>3</sup> (n=4、平均: 0.14 個/m<sup>3</sup>)であり、平均的には夏季の新宿の1/7以下であった。中国上空や東南アジア地上部からの越境輸送を受けると個数濃度が増加した。富士山と同様に自由対流圏高度に位置するピレネー山脈ピク・デュ・ミディ観測所（標高2,877 m）で6月から10月に採取し、μRamanで計測した事例では0.09–0.66 個/m<sup>3</sup>であった（Allen et al., 2021）。外洋大気中濃度は北大西洋、南シナ海、インド洋、西太平洋で0.06–1.37 個/m<sup>3</sup>と報告されており（Allen et al., 2022）、自由対流圏バックグラウンド濃度は外洋大気と同程度である。

Fig. 4には、国内の都市（新宿、堺）、遠隔地（富士山頂）、郊外（富士山南東麓）におけるPM<sub>2.5</sub>中AMPs個数濃度を2021年夏季について示している。PM<sub>2.5</sub>中AMPs個数濃度は新宿>堺>富士山南東麓>富士山頂であり、都市部の新宿と大阪では組成が類似しており、ポリプロピレン（PP）、ポリエチレンテレフタレート（PET）、ポリエチレン/ポリプロピレン共重合体（PE/PP）が主成分であった。郊外の富士山南東麓ではポリエチレン（PE）、遠隔地（自由対流圏）の富士山頂ではPETが主成分であった。Fig. 5には、2022年冬季に能登半島珠洲（遠隔地）と新宿におけるPM<sub>2.5</sub>中AMPs個数濃度を示している。両地点のポリマー組成は類似しており、PETが主成分であるが、個数濃度は遠隔地の珠洲で高濃度であった。珠洲ではNa<sup>+</sup>、nss SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>ともに新宿よりも高濃度であることから、北西季節風による大陸からの越境輸送とともに、日本海由来の海洋マイクロプラスチックの巻上げの影響を受けている可能性が考えられる。今後も引き続き、国内外でAMPsの観測を行い、国内のみならず地球規模汚染の実態解明を行う。

## 6. 結言：今後のAM/NPs計測の展望

本稿では、μFTIR ATR イメージング法によって定量した

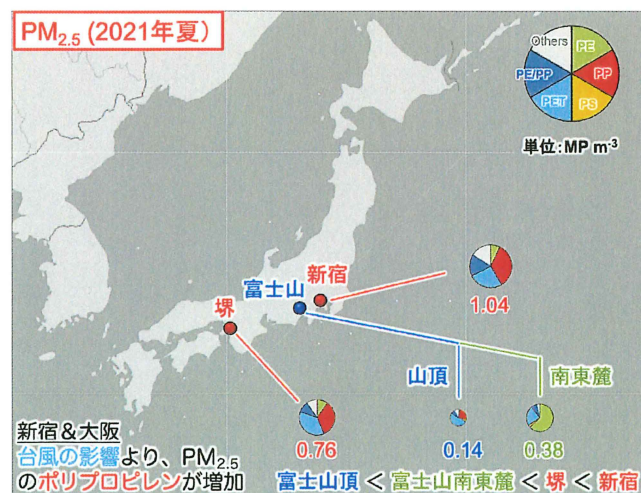


Fig. 4 Comparison of number concentration and polymer composition of airborne microplastics in PM<sub>2.5</sub> in Shinjuku, Sakai, at the summit and southeastern foot of Mt. Fuji in summer 2021.

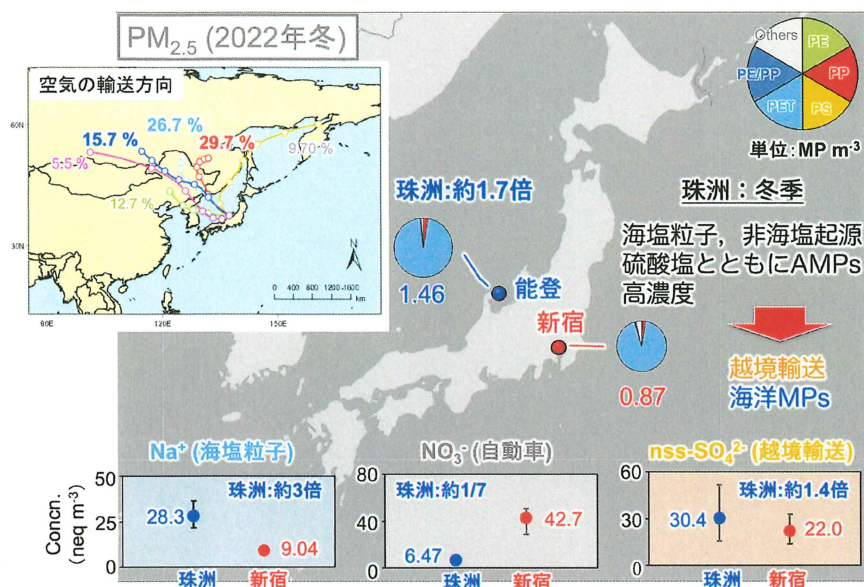


Fig. 5 Comparison of number concentration and polymer composition of airborne microplastics in PM<sub>2.5</sub> in Shinjuku and Suzu in winter in 2022.

AMPsの実態について、その一部を紹介した。紙面の都合上、詳細は省略するが、さらなる迅速化と高精度化を目指し、全面積の90%以上の計測を40分程度で行える検討を行っている。解析時間の短縮と誤判別を防ぐために、劣化度を考慮したAMPs専用ライブラリーを構築しつつある。今後、ANPs計測に向けてμRaman、O-PTIRの計測および解析手法の検討が必要である。また、健康影響評価のためには、質量濃度、添加剤や吸着物などの有害化学物質の情報が必要であり、Py-GCMSの活用が期待される。フロンティア・ラボからスプリットレス導入装置、マイクロプラスチック専用解析ソフトも市販されている。ただし、実大気試料は複雑な混合物であり、加熱脱着、熱分解時には様々な分解物が生成するため、汎用GC-QMSでは解析が困難となるケースもあり、GC x GC-TOFMS (LECO)の活用も期待される。AM/NPs研究は黎明期であり、産官学連携で取り組めば日本が世界をリードできる研究分野であり、参入を期待したい。

### 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、μRaman計測で堀場製作所・堀場テクノロジーサービス、日本分光・ジャスコエンジニアリング、池田理化、ナノフoton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きました。

### 引用文献

Amato-Lourenço, L. F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G. R., Galvão, L. S., Ando, R. A., Mauad, T.: Presence of airborne microplastics in human lung tissue, *J. Hazard. Mater.*, **416**, 126124 (2021).

Allen, D., Allen, S., Abbasi, S., Baker, A., Bergmann, M., Brahney, J., Butler, T., Duce, R. A., Eckhardt, S., Evangeliou, N., et al.: Microplastics and nanoplastics in the marine-atmosphere environment, *Nat. Rev. Earth Environ.*, **3**, 393–405 (2022).

Allen, S., Allen, D., Baladima, F., Phoenix, V. R., Thomas, J. L., Le Roux, G., Sonke, J. E.: Evidence of free tropospheric and long-range transport of microplastic at Pic du Midi Observatory, *Nat. Commun.*, **12**, 7242 (2021).

Allen, S., Allen, D., Moss, K., Le Roux, G., Phoenix, V. R., Sonke, J. E.: Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics, *PLoS ONE*, **15**, e0232746 (2020).

Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Jiménez, P. D., Simonneau, A., Binet, S., Galop, D.: Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment, *Nat. Geosci.*, **12**, 339–344 (2019).

Aves, A. R., Revell, L. E., Gaw, S., Ruffell, H., Schuddeboom, A., Wotherspoon, N. E., LaRue, M., McDonald, A. J.: First evidence of microplastics in Antarctic snow, *Cryosphere*, **16**, 2127–2145 (2022).

Bain, A., Preston, T. C.: Hygroscopicity of microplastic and mixed microplastic aqueous ammonium sulfate systems,

- Environ. Sci. Technol.*, **55**, 11775–11783 (2021).
- Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M. B., Trachsel, J., Gerdt, G.: White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic, *Sci. Adv.*, **5**, eaax1157 (2019).
- Dong, C. D., Chen, C. W., Chen, Y. C., Chen, H. H., Lee, J. S., Lin, C. H.: Polystyrene microplastic particles: In vitro pulmonary toxicity assessment, *J. Hazard. Mater.*, **385**, 121575 (2020).
- Evangelou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., Stohl, A.: Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions, *Nat. Commun.*, **11**, 3381 (2020).
- Ganguly, M., Ariya, P. A.: Ice nucleation of model nanoparticles and microplastics: A novel synthetic protocol and the influence of particle capping at diverse atmospheric environments, *ACS Earth Space Chem.*, **3**, 1729–1739 (2019).
- Gasperi, L., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F. J., Tassin, B.: Microplastics in air: Are we breathing it in? *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, **1**, 1–5 (2018).
- 石原康宏, 河野まおり, 大河内 博, 奥田知明: 道路粉塵の健康影響評価: 都市型PM<sub>2.5</sub>との比較, *大気環境学会誌*, **58**, A49–A51 (2023).
- Jenner, L. C., Rotchell, J. M., Bennett, R. T., Cowen, M., Tentzeris, V., Sadofsky, L. R.: Detection of microplastics in human lung tissue using  $\mu$ FTIR spectroscopy, *Sci. Total Environ.*, **831**, 154907 (2022).
- 梶野瑞王, 足立光司, 大河内 博, 石原康宏, 茅場聡子, 阪口悠宇: マイクロプラスチックの3次元モデル予測に向けて, *大気環境学会誌*, **58**, A44–A48 (2023).
- Kirchsteiger, B., Materić, D., Happenhofer, F., Holzinger, R., Kasper-Giebl, A.: Fine Micro- and Nanoplastics Particles (PM<sub>2.5</sub>) in Urban Air and Their Relation to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. (2022) Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=4220666> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4220666>.
- Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, D., Garcia-Vallejo, J. J., Lamoree, M. H.: Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood, *Environ. Int.*, **163**, 107199 (2022).
- Levermore, J. M., Smith, T. E. L., Kelly, F. J., Wright, S. L.: Detection of microplastics in ambient particulate matter using Raman spectral imaging and chemometric analysis, *Anal. Chem.*, **92**, 8732–8740 (2020).
- Liu, K., Wang, X., Song, Z., Wei, N., Li, D.: Terrestrial plants as a potential temporary sink of atmospheric microplastics during transport, *Sci. Total Environ.*, **742**, 140523 (2020).
- Materić, D., Kasper-Giebl, A., Kau, D., Anten, M., Greilinger, M., Ludewig, E., van Sebille, E., Röckmann, T., 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).
- Materić, D., Kjær, H. A., Vallenga, P., Tison, J. L., Röckmann, T., Holzinger, R.: Nanoplastics measurements in Northern and Southern polar ice, *Environ. Res.*, **208**, 112741 (2022).
- Napper, I. E., Davies, B. R. R., Clifford, H., Elvin, S., Koldewey, H. J., Mayewski, P. A., Miner, K. R., Potocki, M., Elmore, A. C., Gajurel, A. P., et al.: Reaching New Heights in Plastic Pollution—Preliminary Findings of Microplastics on Mount Everest, *One Earth*, **3**, 621–630 (2020).
- 新居田恭弘, 吉田昇永, 谷 悠人, 大河内 博, 北野洗太郎, 藤井佑介, 竹中規訓:  $\mu$ FTIR ATR イメージングによるAMPs分析手法の開発, *大気環境学会誌*, **58**, A35–A40 (2023).
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., et al.: Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta, *Environ. Int.*, **146**, 106274 (2021).
- Ragusa, A., Notarstefano, V., Svelato, A., Belloni, A., Gioacchini, G., Blondeel, C., Zucchelli, E., De Luca, C., D'Avino, S., Gulotta, A., et al.: Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk, *Polymers*, **14**, 2700 (2022).
- Revell, L. E., Kuma, P., Le Ru, E. C., Somerville, W. R. C., Gaw, S.: Direct radiative effects of airborne microplastics, *Nature*, **598**, 462–467 (2021).
- Stubbins, A., Law, K. L., Muñoz, S. E., Bianchi, T. S., Zhu, L.: Plastics in the Earth system, *Science*, **373**, 51–55 (2021).
- 竹内政樹, 水口仁志, 竹田大登, 木下京輔, 田中秀治, 大河内 博, 大谷 肇, 寺前紀夫, William Pipkin, 熊田和子, 渡辺忠一: 熱分解GC/MSの大気マイクロプラスチックへの適用, *大気環境学会誌*, **58**, A41–A42 (2023).
- Zhu, X., Huang, W., Fang, M., Liao, Z., Wang, Y., Xu, L., Mu, Q., Shi, C., Lu, C., Deng, H., et al.: Airborne microplastic concentrations in five megacities of northern and southeast China, *Environ. Sci. Technol.*, **55**, 12871–12881 (2021).