

環境中流出プラスチックに関する既往研究と

今後の重点課題の見直し

(生物・生態系影響と実態)

令和 6 年 9 月

令和 5 年度環境中流出プラスチック研究戦略検討会資料
環境省水・大気環境局海洋環境課 海洋プラスチック汚染対策室

環境中流出プラスチックごみに関する既往研究と今後の重点課題の見直し

目次

1. はじめに	3
1.1 はじめに	3
1.2 プラスチック汚染に関する行政上の課題	3
① マイクロプラスチックによる生物影響への懸念	3
② 発生源の特定, 流出経路, 流出量等に関する定量的な情報の整理	4
③ 海岸漂着物・漂流ごみ・海底ごみを中心とする, プラスチックごみによる社会 経済への影響	4
1.3 本報告書のとりまとめの経緯・手順・限界	4
1.4 本報告書の用語について	5
2. 生物影響および生態系への影響	6
2.1 マクロプラスチックごみによる生物影響	6
2.1.1 誤食と絡まりの現状, 定量的な評価	7
2.2 マイクロプラスチックの生物・生態系への取込・移行・食物連鎖	9
2.2.1 取込経路	11
2.2.2 体内組織への移行	17
2.2.3 食物連鎖による濃縮の程度	23
2.3 マイクロプラスチックが生物に及ぼす毒性とその定量的な評価（主に粒子による 影響）	25
2.3.1 実験方法（使用されるプラスチックの性状（ポリマー種類, 大きさ（サイ ズ）, 形態他）	28
2.3.2 実験室での毒性影響	32
2.4 環境中に流出したプラスチックの添加・吸着化学物質による影響	43
2.4.1 添加・吸着化学物質の環境中の濃度	45
2.4.2 添加・吸着化学物質の生物への移行・ばく露	48
2.4.3 添加・吸着化学物質の生態系における影響・毒性	57
3. 水・大気・土壌等における実態（分布, 動態・推計・将来予測）	60
3.1 マクロプラスチックのごみ分布	60
3.1.1 海洋（海岸・海底含む）	62
3.1.2 河川	66
3.2 マイクロプラスチックの分布	67
3.2.1 海洋表面（海洋を含むより広い範囲の実態把握含む）	71
3.2.2 水柱	74
3.2.3 海底	76
3.2.4 河川・湖沼・汽水域	78

3.2.5 市街地	85
(道路由来)	85
(下水処理場・焼却施設)	86
(都市部全般)	87
(繊維)	87
3.2.6 大気	89
3.2.7 農地	93
3.2.8 森林, その他土壌・地下水	96
3.3 調査・モニタリング(採取・分析)手法の調和・開発・データの集約	102
3.4 マクロプラスチックおよびマイクロプラスチックの動態・推計・将来予測	106
3.4.1 輸送・動態のシミュレーション(実測との比較含む)	108
3.4.2 環境中へ流出量・ストック量の推計	113
3.4.3 発生源・経路	117
3.4.4 微細化・沈降	122
3.5 ナノプラスチック	126
4 分野横断的な研究課題等(素材開発含む)	127
4.1 対策の効果を考慮したシナリオ分析, 将来予測	127
4.2 社会経済影響・コスト	143
4.3 海洋生分解性プラスチック・化石燃料由来プラスチックの代替素材開発	147
用語集	151
参考1 環境中プラスチックの動態把握(モニタリング含む)に関する既存の国際的なガイドライン	152
参考2 環境中プラスチックの動態把握(モニタリング含む)に関する国内向け環境省公表ガイドライン	153
参考3 環境中プラスチック(海洋ごみ含む)の動態把握に関する既存のデータベース	154
参考4 引用文献一覧	155

1. はじめに

1.1 はじめに

G20大阪サミット（2019年6月）で提唱された「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」に続き、今年度開催されたG7札幌気候・エネルギー・環境大臣会合（2023年4月）およびG7広島サミット（同5月）では、2040年までに追加的なプラスチック汚染をゼロにする野心を持って、プラスチック汚染を終わらせることにコミットした。

第5回国連環境総会再開セッション(UNEA5.2。2022年2～3月)では、水域、陸域、大気などすべての環境中におけるプラスチック汚染対策に法的拘束力のある国際文書を策定するため、政府間交渉委員会（INC）の設置が決議された。2022年11月から開始されたINCでは、効果的な国際文書の策定のために、プラスチック汚染の実態把握を含む科学的知見の重要性が指摘されている。

国内においても、プラスチックごみに対する効果的な対策・施策を検討するため、「令和元年度海洋プラスチックごみ研究戦略検討会」が開催され、海洋環境を中心とする科学的知見の現状および課題が集約された。その後国内外において、これら課題について、あるいは令和元年度では明示的に対象とはなっていなかった海洋以外の環境に関し、多くの研究が進められ、また新たな課題も認識されてきている。

このような動きを踏まえ、環境中に流出するプラスチックごみに関する既存研究を、特に「生物・生態系影響」および「実態（分布、輸送・将来予測）」に焦点を当てて最新の知見を蓄積・拡充するとともに、我が国の多岐にわたる学界に向けて研究ニーズを発信し、効率的な研究を推進するため、関連する学術分野から幅広く有識者に参画いただいた「令和5年度環境中流出プラスチック研究戦略検討会」を設置し知見の共有を図ったうえで、課題の見直しを行った。

1.2 プラスチック汚染に関する行政上の課題

本報告書は、「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」（G20 大阪サミット（2019 年 6 月開催）で提唱。「2050 年までに海洋プラスチックごみによる追加的な汚染をゼロにすることを目指す」）、および広島コミュニケ（「2040 年までに追加的なプラスチック汚染をゼロにする野心を持って、プラスチック汚染を終わらせる」）の実現にむけ、効果的な対策・施策を立案するための科学的知見の蓄積を目的としている。令和元年度の整理を参考とし、プラスチック汚染に関する行政上の課題認識は以下の通りである。

① マイクロプラスチックによる生物影響への懸念

ヒトへの健康影響(食物、飲料水等を経路とした摂取)、生活環境の一部としての水生生物への生物・生態系影響をリスク管理するための、マイクロプラスチック(5 mm 未満のプラスチック。マイクロプラスチックに添加・吸着された化学物質を含む)の生物生態系への影響の定量的な評価。

② 発生源の特定、流出経路、流出量等に関する定量的な情報の整理

効果的な対策を実施するために必要な、環境中に流出するプラスチックごみの発生源の特定、流出経路、流出量等に関する定量的な情報の整理。

③ 海岸漂着物・漂流ごみ・海底ごみを中心とする、プラスチックごみによる社会経済への影響

海岸漂着物・漂流ごみ・海底ごみ等が、良好な景観、漁業・船舶の航行等の社会経済に及ぼす影響、およびその対策に関連する情報の整理。

1.3 本報告書のとりまとめの経緯・手順・限界

本報告書では、令和元年の構成を元に構成を再検討し、プラスチック汚染対策の効果的・効率的な対策・施策の基盤となる科学的知見のうち、「生物・生態系影響」と「実態」について、令和元年度に特定された課題に関する進捗を中心としつつ、今回の見直しの範囲で確認できた、その後新たに出てきた課題についても以下の構成でとりまとめた。

なお、令和元年度は海洋プラスチックごみを対象としていたため、本整理においても、大気や土壌に関する課題の特定は限定的である。環境経由以外のばく露シナリオ（労働ばく露や消費段階におけるばく露等）は考慮していない。また、UNEP, Minderoo-Monaco委員会, OECD等がとりまとめた報告書やレビュー論文に言及されている文献の概要を引用しているが、これらの個別文献の評価は実施していない。環境研究総合推進費の研究プロジェクト等については、基本的に全体概要の紹介であり個別論文の情報までは記載していない。また、実際には複数分野にまたがる研究であっても、下記の本書の構成に沿って便宜上の分類を行った。

生物・生態系への影響

プラスチックとしての影響

- マクロプラスチックごみによる生物影響
- マイクロプラスチックの生物・生態系への取込・移行・食物連鎖
- マイクロプラスチックの毒性とその定量的な評価（主に粒子による影響）

添加・吸着化学物質の影響

水・大気・土壌等における実態

分布

- マクロプラスチックごみの分布
- マイクロプラスチックの分布
- 調査・モニタリング（採取・分析）手法の調和・開発

動態・推計・将来予測

（輸送・動態のシミュレーション、流出量・ストック量の推計、発生源・経路、微細化・沈降、含む）

分野横断的な研究課題

（対策の効果を考慮したシナリオ分析、将来予測等；汚染や対策の社会経済影響・コスト；代替素材開発

1.4 本報告書の用語について

マイクロプラスチックの定義は文献によって「5 mm未満」と「5 mm以下」で異なる場合があるが、原文の定義を採用しており、本報告中での統一はしていない。

本報告書では、さまざまな文献を元に構成しているため、文献毎に異なる用語の表記を統一している。具体的には、たとえば「マイクロプラスチック」の略称は「MP」, 「MPs」, 「MicP」などと様々に表現されるが、本報告書では（原文で略称で示されている場合は）マイクロプラスチックは「MicP」, マクロプラスチックは「MacP」, ナノプラスチックは「NP」とする。また, 「MNPs」や「MNP」のように、あえてマイクロとナノを両方含むことを強調している文献では「MNP」に統一している。ただし、大気中のマイクロプラスチックを示す「AMP」やマイクロプラスチックのなかでもサイズの小さいものを示す「SMP」などは、原文の表記を尊重し、そのままの表記にしている。

このように、そのほかの用語も含めて本報告書末尾に用語集としても示した。

令和5年度環境中流出プラスチック研究戦略検討会 委員名簿（五十音順，敬称略）

磯辺 篤彦	九州大学 応用力学研究所附属 大気海洋環境研究センター 教授
大河内 博	早稲田大学 理工学術院 創造理工学部 教授
○白山 義久	海洋研究開発機構 特任参事
高田 秀重	東京農工大学大学院 農学府 教授
鑓迫 典久	愛媛大学大学院 農学研究科 教授
田中 周平	京都大学大学院 地球環境学堂 環境調和型産業論分野 准教授
東海 正	東京海洋大学 学術研究院 教授
内藤 航	産業技術総合研究所 安全科学研究部門 研究グループ長
二瓶 泰雄	東京理科大学 創域理工学部 社会基盤工学科
藤倉 克則	海洋研究開発機構 地球環境部門 海洋生物環境影響研究センター センター長
道田 豊	東京大学 大気海洋研究所 国際連携研究センター センター長
持田 和彦	水産研究・教育機構 水産技術研究所 環境・応用部門 環境保全部 部長
山本 裕史	国立環境研究所 環境リスク・健康領域 副領域長
○：座長	所属は令和6年3月時点

事務局：株式会社環境管理センター

2. 生物影響および生態系への影響

2.1 マクロプラスチックごみによる生物影響

マクロプラスチックごみによる生物影響について、令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について、表 1 に整理した。

表 1 令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について

項目	内容および課題
誤食と絡まりの現状	● 鳥類・爬虫類・哺乳類・サンゴ類等の重要種に対するプラスチックの誤食・絡まりが報告されているも生息域とごみ量を踏まえた定量的な知見が少ない。 【主な重点課題】 ● 誤食・絡まりが生物への重大な影響の原因であるかの精査。 ● 誤食・絡まりを起こしやすいプラごみの性状(形状、色など)の精査。
誤食影響の定量化等	● (再掲) 生息域とごみ量を踏まえた定量的な知見が少ない。 【主な重点課題】
絡まり影響の定量化等	● 生息域のごみ量と生物の誤食量・絡まり量との関係の定量化。 ● 誤食・絡まりを起こしやすい重要種(高感受性種)の解明。
その他	【主な重点研究課題】 ● ごみの流出抑制や回収対策等による誤食量・絡まり量の低減効果の定量化。

上記課題に対する研究の進捗状況：

令和元年特定重点課題に関する進捗の概要：

- 誤食・絡まりが生物への重大な影響の原因であるかの精査については、影響について何千もの出版物がある。その度合いが生物の分類群によって異なることは指摘されており、例えば海鳥群における感受性が高いことが指摘されているが、影響についての定量的な研究については数が限定的である。
- 以前より誤食・絡まりを起こしやすいプラごみの性状(形状、色など)の精査については、粒子の大きさ、形状、化学的性質に依存することが指摘されている。

継続・新規重点課題：

- (一定程度の進捗あり・継続) 誤食・絡まりを起こしやすい重要種(高感受性種)の解明。
- (一定程度の進捗あり・継続) 誤食・絡まりが生物への重大な影響の原因であるかの精査。
- (継続) 誤食・絡まりを起こしやすいプラごみの性状(形状、色など)の精査。
- (継続) 生息域のごみ量と生物の誤食量・絡まり量との関係の定量的な評価。
- (継続) ごみの流出抑制や回収対策等による誤食量・絡まり量の低減効果の定量的な評価。

2.1.1 誤食と絡まりの現状、定量的な評価

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹)

- 大小のプラスチック粒子が海洋生物に与える影響については、現在、何千もの出版物がある。プラスチック汚染の他のすべての側面と同様に、海洋動物の健康への影響は、粒子の大きさ、形状、化学的性質に依存する (Bucci *et al.*, 2020²)。最も劇的に目に見える影響は、マクロプラスチックで発生する。
- プラスチックによる絡まりや、鳥類や大型動物の胃の内容物に含まれるプラスチックの発見は、しばしばメディアで報道されている。絡みつきによる悪影響の証拠は、摂取によるものよりも多い (Kuhn & van Franeker, 2020³)。
- 海洋大型動物、海鳥、哺乳類、ウミガメ、魚類、無脊椎動物における絡まりと摂食に関する 700 以上の研究をレビューし、影響を受けた 914 種を発見した。目に見える形で摂取された粒子の頻度や量は分類群によって異なり、ある種では他の種よりも多かった (Kuh & van Franeker, 2020³)。しかし、Wilcox *et al.*⁴はデータ記録をモデル化し、2050 年までに海鳥の 99% がプラスチックの影響を受けると推定している (Wilcox *et al.*, 2015⁴)。

(Richardson *et al.*, 2019⁵)

- 世界的な海洋ごみ問題の重要かつ明確な一部である、放棄・紛失・廃棄された漁具 (ALDFG) の発生源、量、運命、影響に関する知識を得るためには、データ収集が不可欠である。
- 遺棄、紛失、廃棄された漁具のデータは様々な形をとり、世界中の様々な利害関係者から発信され、異なる方法論と測定単位で収集されている。このようなバラバラなデータ収集の努力は、この問題に関わる多くの異なる利害関係者間でのデータ通信と協力の重要性と必要性を示している。

¹ Landrigan, P. J., Raps, H., Cropper, M., Bald, C., Brunner, M., Canonizado, E. M., Charles, D., Chiles, T. C., Donohue, M. J., Enck, J., Fenichel, P., Fleming, L. E., Ferrier-Pages, C., Fordham, R., Gozt, A., Griffin, C., Hahn, M. E., Haryanto, B., Hixson, R., ... Dunlop, S. (2023). The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health. *Annals of Global Health*, 89(1). (ミンデルー財団と UNEP によって設置された Minderoo-Monaco 委員会 (17 名の専門家で構成) によるプラスチックのライフサイクルを通じた人・環境影響に関する既往研究を集めた報告書)

² Bucci, K., Tulio, M., & Rochman, C. M. (2020). What is known and unknown about the effects of plastic pollution: A meta-analysis and systematic review. *Ecological Applications*, 30(2).

³ Kühn, S., & van Franeker, J. A. (2020). Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110858.

⁴ Wilcox, C., van Seville, E., & Hardesty, B. D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(38), 11899–11904.

⁵ Richardson, K., Asmutis-Silvia, R., Drinkwin, J., Gilardi, K. V. K., Giskes, I., Jones, G., O'Brien, K., Pragnell-Raasch, H., Ludwig, L., Antonelis, K., Barco, S., Henry, A., Knowlton, A., Landry, S., Mattila, D., MacDonald, K., Moore, M., Morgan, J., Robbins, J., ... Hogan, E. (2019). Building evidence around ghost gear: Global trends and analysis for sustainable solutions at scale. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 222–229.

(第 6 回国際海洋ごみ会議 (IMDC6) で遺失漁具に関する国際的な活動を行っている GGGI (Global Ghost Gear Initiative) が開催した技術セッションの内容をとりまとめたもの)

(Deshpande *et al.*, 2020⁶)

- ノルウェーで商業漁業に使用されている代表的な漁具，すなわちトロール，底曳網（Danish 式および Purse 式），延縄，刺し網，罟について，システム全体の分析を行った。ALDFG が海洋プラスチックにどの程度寄与しているかの推定や関連する根拠に関する科学的データの欠如が，世界中の漁具資源の管理を妨げている。

参考：関連する現在進行中の研究

科学研究費助成事業（22KJ1225）「ウミガメ類でのプラスチックゴミや餌を介した有害汚染物質の生体内移行とその影響評価」福岡 拓也（東京農工大学），2022～2023 年度（福岡ら, 2023⁷）

- 海洋プラスチックごみを多く誤飲することが知られているにもかかわらずこれまで化学的な影響が十分に評価されていなかったウミガメ類において，化学分析手法を用いた残留性有機汚染物質やプラスチック添加剤といった汚染物質の体内蓄積量を調べる。また，生態的に異なる種間や地域間での汚染物質蓄積量の比較を通して，日本近海に生息するウミガメ類における汚染物質のばく露リスクを評価する。

(2.4 環境中に流出したプラスチックの添加・吸着化学物質による影響 にも関係)

⁶ Deshpande, P. C., Philis, G., Brattebø, H., & Fet, A. M. (2020). Using Material Flow Analysis (MFA) to generate the evidence on plastic waste management from commercial fishing gears in Norway. *Resources, Conservation & Recycling: X*, 5, 100024.

⁷ 科学研究費助成事業（22KJ1225）「ウミガメ類でのプラスチックゴミや餌を介した有害汚染物質の生体内移行とその影響評価」福岡 拓也（東京農工大学），2022～2023 年度

2.2 マイクロプラスチックの生物・生態系への取込・移行・食物連鎖

マイクロプラスチックの生態系での動態について、令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について、表 2 に整理した。

表 2 令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について

項目	内容および課題
取込経路	● 広範な生態系に分布し、100 以上の生物種で摂取の確認事例がある。 【主な重点研究課題】 ● 摂取以外の取込み事例やその生物影響の把握。
体内組織への移行	● (海洋)魚類，甲殻類，軟体動物等で胃や腸などの消化管だけでなく，肝臓などのその他の臓器や筋肉や皮膚などの体内組織で検出事例がある。 【主な重点研究課題】 ● 消化管以外への組織への移行・排出による生物影響の把握・評価。
食物連鎖による濃縮	● 食物連鎖を通じた高次栄養段階生物への移行の事例はあるが，生物間濃縮に関する定量的な知見が少ない。 【主な重点研究課題】 ● ヒトを含めた生態系における，実環境濃度における食物連鎖を通じた濃縮の定量的な評価。

上記課題に対する研究の進捗状況：

令和元年特定重点課題に関する進捗の概要：

(水・大気・土壌等環境中の動態に関する「3.2 マイクロプラスチックの分布」も参照)

【取込経路】

- 摂取以外の取込み事例として，水域や大気中において，極地等の遠隔地を含む長距離輸送における生物相による取込み・沈着事例がある。体表からの MicP の取込み事例も報告されている。
- 広範な生態系およびあらゆる栄養段階に存在し，1000 以上の生物種で摂取の確認事例があるが，そのうち 80%以上は海洋種である可能性がある。

【体内組織への移行】

- 消化管以外への組織の移行として，NP もしくは小さな MicP は，細胞膜を通過し，特に NP は血液に移行して全身に分布する可能性があるが，どのような粒子径のものが腸から循環系に移行しやすいか，あるいは移行しにくいかにについては，まだ明確な理解が得られていない。

- ナノメートルからマイクロメートルレベルの MicP が消化器官内など環境と接する器官に移行し、生体組織に蓄積することが確認されている。
- 他方で特に魚類において MicP は、消化管を通過して排泄されるか、消化管に蓄積して閉塞を引き起こす(消化管以外への組織へは移行しない)ことが報告されている。
- 摂取されたプラは、消化液中の油性成分によって疎水性添加剤の溶出が促進される可能性があることが指摘されている。

【食物連鎖による濃縮】

- 食物連鎖を通じた高次栄養段階生物への移行の事例はあるが、排泄によって体内での滞留時間が短縮されるため、栄養学的移行が必ずしも生物濃縮につながるとは限らない。
- MicP に吸着した化学物質の定量的な生物間濃縮の定量的な評価は進んでいるものの、MicP 自体の生物濃縮が確認された事例はほとんどない。

継続・新規重点課題：

【取込経路】

- （継続）摂取以外の取込み事例やその生物影響の把握。

【体内組織への移行】

- （一定程度の進捗あり・継続）消化管，あるいは消化管以外への組織への移行・排出による生物影響の把握・評価。
- （新規）MicP のサイズ等の物化性状による体内組織への移行の違い。
（添加剤等化学物質による影響把握・評価については，2.4 参照）

【食物連鎖による濃縮の程度】

- （一定程度の進捗あり・継続）ヒトを含めた生態系における，実環境を踏まえた食物連鎖による MicP の濃縮の定量的な評価。
- （新規）MicP の食物連鎖による濃縮の実態把握。

2.2.1 取込経路

(CHEMICALS IN PLASTICS, 2023⁸)

- プラスチック破片は、関連する化学物質とともに、河川や海流、あるいは大気中で、北極圏、海洋ジャイア、無人島などの遠隔地を含む長距離を輸送されることもあり、そこで生物相による沈着や取り込みが起こる可能性がある(Andrade *et al.*, 2021⁹; Yamashita *et al.*, 2021¹⁰)。
- さまざまな環境区画に大小さまざまなプラスチックやマイクロプラスチックが偏在しているため、世界中の生物がプラスチックやそれに関連する化学物質にさらされている。プラスチックの摂取は、あらゆる栄養段階にわたる 1,288 の海洋種と 277 の淡水・陸上種で記録されている (Gall & Thompson, 2015¹¹; Santos *et al.*, 2021¹²)。
- 植物は、土壌上や土壌中に存在するプラスチック、マイクロプラスチック、ナノプラスチックにさらされる可能性がある。プラスチックやマイクロプラスチックは分子量が大きく、粒子径が大きいため、植物が取り込むことはないと考えられている (Teuten *et al.*, 2009¹³)。しかし、大きさによってはナノプラスチックを取り込む可能性がある (Zhang *et al.*, 2022¹⁴)。例えば、20nm と 40nm のプラスチック粒子はエンドサイトーシスを介して植物細胞に移行することがわかったが、100nm の粒子は移行しなかった (Bandmann *et al.*, 2012¹⁵)。

(The Mindereroo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹)

- プラスチックの破片や粒子は、世界中の多様な環境から採取された数百種の海洋生物や淡水生物から見つかっている。プラスチックを摂取する水生動物種には、様々な無脊椎動物、(海洋)魚類、海鳥、カメ、海洋哺乳類が含まれる (Thompson *et al.*, 2004¹⁶,

⁸ United Nations Environment Programme (2023). Chemicals in Plastics - A Technical Report.

(2022 年第 5 回国連環境会議決議に基づき、プラスチック汚染対策に関する国際合意文書策定のために設置された政府間交渉委員会(INC)での交渉にむけて国連環境計画(UNEP)がとりまとめた技術報告書)

⁹ Andrade, H., Glüge, J., Herzke, D., Ashta, N. M., Nayagar, S. M., & Scheringer, M. (2021). Oceanic long-range transport of organic additives present in plastic products: an overview. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 85.

¹⁰ Yamashita, R., Hiki, N., Kashiwada, F., Takada, H., Mizukawa, K., Hardesty, B.D. et al. (2021). Plastic additives and legacy persistent organic pollutants in the preen gland oil of seabirds sampled across the globe. *Environmental Monitoring and Contaminants Research*, 1, 97-112.

¹¹ Gall, S. C., & Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92(1–2), 170–179.

¹² Santos, R. G., Machovsky-Capuska, G. E., & Andrades, R. (2021). Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. *Science*, 373(6550), 56–60.

¹³ Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., ... Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045.

¹⁴ Zhang, Z., Cui, Q., Chen, L., Zhu, X., Zhao, S., Duan, C., Zhang, X., Song, D., & Fang, L. (2022). A critical review of microplastics in the soil-plant system: Distribution, uptake, phytotoxicity and prevention. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127750.

¹⁵ Bandmann, V., Müller, J. D., Köhler, T., & Homann, U. (2012). Uptake of fluorescent nano beads into BY2-cells involves clathrin-dependent and clathrin-independent endocytosis. *FEBS Letters*, 586(20), 3626–3632.

¹⁶ Thompson, R. C., Olsen, Y., 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(5672), 838–838.

Laist, 1987¹⁷, Kühn *et al.*, 2015¹⁸, Wilcox *et al.*, 2020¹⁹, van Franeker & Law KL, 2015²⁰, Wilcox *et al.*, 2015⁴, Botterell *et al.*, 2019²¹, Gove *et al.*, 2019²², Gouin, 2020²³, Kuh & van Franeker, 2020³, Walkinshaw *et al.*, 2020²⁴, López-Martínez *et al.*, 2021²⁵, Savoca *et al.*, 2021²⁶, Kahane-Rapport *et al.*, 2022²⁷, Lim *et al.*, 2022²⁸)。

- プラスチックの摂取が報告された 1,565 種を世界的に記録している。これらのほとんど (82%) は海洋種であり、これは少なくとも部分的には、他の環境とは対照的に海洋のシステムにおけるプラスチックの調査により多くの労力が費やされていることを反映している可能性がある (Santos *et al.*, 2021¹²) 。
- 細胞、組織および生物に対する MicP および NP 粒子の影響は、粒子径、形状、化学的性質、並びに電荷および濃度に大きく依存する (Bucci *et al.*, 2020²; Wright *et al.*, 2013²⁹) 。
- プラスチックの生態系レベルへの影響の可能性は、生態系によって異なると考えられる。一部の生態系はより脆弱である可能性が示唆されている (Horton & Barnes, 2020³⁰)。多くの河口域、サンゴ礁、南極、深海などの生態系における変化を評価することは極めて困難であるが、例えば深海魚 (Savoca *et al.*, 2021²⁶; Pereira *et al.*, 2020³¹;

¹⁷ Laist, D. W. (1987). Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 319–326. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(87\)80019-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(87)80019-X)

¹⁸ Kühn, S., Bravo Rebollo, E. L., & van Franeker, J. A. (2015). Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 75–116). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4

¹⁹ Wilcox, C., Hardesty, B. D., & Law, K. L. (2020). Abundance of Floating Plastic Particles Is Increasing in the Western North Atlantic Ocean. *Environmental Science & Technology*, 54(2), 790–796. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04812>

²⁰ van Franeker, J. A., & Law, K. L. (2015). Seabirds, gyres and global trends in plastic pollution. *Environmental Pollution*, 203, 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.034>

²¹ Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>

²² Gove, J. M., Whitney, J. L., McManus, M. A., Lecky, J., Carvalho, F. C., Lynch, J. M., Li, J., Neubauer, P., Smith, K. A., Phipps, J. E., Kobayashi, D. R., Balagso, K. B., Contreras, E. A., Manuel, M. E., Merrifield, M. A., Polovina, J. J., Asner, G. P., Maynard, J. A., & Williams, G. J. (2019). Prey-size plastics are invading larval fish nurseries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(48), 24143–24149. <https://doi.org/10.1073/pnas.1907496116>

²³ Gouin, T. (2020). Toward an Improved Understanding of the Ingestion and Trophic Transfer of Microplastic Particles: Critical Review and Implications for Future Research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(6), 1119–1137. <https://doi.org/10.1002/etc.4718>

²⁴ Walkinshaw, C., Lindeque, P. K., Thompson, R., Tolhurst, T., & Cole, M. (2020). Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>

²⁵ López-Martínez, S., Morales-Caselles, C., Kadar, J., & Rivas, M. L. (2021). Overview of global status of plastic presence in marine vertebrates. *Global Change Biology*, 27(4), 728–737. <https://doi.org/10.1111/gcb.15416>

²⁶ Savoca, M. S., McInturf, A. G., & Hazen, E. L. (2021). Plastic ingestion by marine fish is widespread and increasing. *Global Change Biology*, 27(10), 2188–2199. <https://doi.org/10.1111/gcb.15533>

²⁷ Kahane-Rapport, S. R., Czapanskiy, M. F., Fahlbusch, J. A., Friedlaender, A. S., Calambokidis, J., Hazen, E. L., Goldbogen, J. A., & Savoca, M. S. (2022). Field measurements reveal exposure risk to microplastic ingestion by filter-feeding megafauna. *Nature Communications*, 13(1), 6327. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-33334-5>

²⁸ Lim, K. P., Lim, P. E., Yusoff, S., Sun, C., Ding, J., & Loh, K. H. (2022). A Meta-Analysis of the Characterisations of Plastic Ingested by Fish Globally. *Toxics*, 10(4), 186. <https://doi.org/10.3390/toxics10040186>

²⁹ Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

³⁰ Horton, A. A., & Barnes, D. K. A. (2020). Microplastic pollution in a rapidly changing world: Implications for remote and vulnerable marine ecosystems. *Science of The Total Environment*, 738, 140349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140349>

³¹ Pereira, J. M., Rodríguez, Y., Blasco-Monleon, S., Porter, A., Lewis, C., & Pham, C. K. (2020). Microplastic in the stomachs of open-ocean and deep-sea fishes of the North-East Atlantic. *Environmental Pollution*, 265, 115060. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115060>

Justino *et al.*, 2022³²) や海洋最深部の甲殻類 (Jamieson *et al.*, 2019³³) にプラスチック粒子が存在することは、生態系レベルの影響が世界的に発生する可能性があることを示している。(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹)

(GESAMP, 2019³⁴)

- 摂取または吸入される粒子の物理化学的特性は非常に重要であり、特に大きさや形状だけでなく、病原体を保持する可能性のある微生物膜の存在などの表面特性も重要である。

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹)

- 広範囲の生物が MicP を摂取することが知られており、これには魚類、軟体動物、甲殻類、海藻類、棘皮動物を含む様々な魚介類が含まれる。販売前および販売時点の魚介類の検査は、MicP を含む魚介類を摂取することによりヒトが MicP にばく露される可能性があることを明確に示している (Wright & Kelly, 2017³⁵; Smith *et al.*, 2018³⁶; Zarus *et al.*, 2021³⁷)。
- 魚介類の「非食用」画分は、飼料（フィッシュミールを含む）として使用するためにさらに加工される可能性があり、食品サプライチェーンの後半でヒトに移行するさらなる機会を提供する (Lusher & Covernton, 2022³⁸; Thiele *et al.*, 2021³⁹)。魚介類の食用画分を調査した研究では、しばしば調査した魚種から MicP が検出されている

³² Justino, A. K. S., Ferreira, G. V. B., Schmidt, N., Eduardo, L. N., Fauvelle, V., Lenoble, V., Sempéré, R., Panagiotopoulos, C., Mincarone, M. M., Frédou, T., & Lucena-Frédou, F. (2022). The role of mesopelagic fishes as microplastics vectors across the deep-sea layers from the Southwestern Tropical Atlantic. *Environmental Pollution*, 300, 118988. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118988>

³³ Jamieson, A. J., Brooks, L. S. R., Reid, W. D. K., Piernney, S. B., Narayanaswamy, B. E., & Linley, T. D. (2019). Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science*, 6(2), 180667. <https://doi.org/10.1098/rsos.180667>

³⁴ Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution, & United Nations Environment Programme (2019). Proceedings of the GESAMP International Workshop on Assessing the Risks Associated with Plastics and Microplastics in the Marine Environment - GESAMP Reports and Studies No. 103. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/31644>.

(人類の活動が海洋に与える影響を、国や国際機関から独立した立場から科学的に評価し、政策の立案に資するアドバイスを提示することを目的に、1969年に国連の下で設立された海洋環境保護の科学的側面に関する専門家グループによるとりまとめ。IMO(国際海事機関)、FAO(国連食糧農業機関)、UNEP(国連環境計画)、UNESCO-IOC(ユネスコ政府間海洋学委員会)等10の国連機関の支援をもとに活動している科学者によって構成される)

³⁵ Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>

³⁶ Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. (2018). Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375–386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>

³⁷ Zarus, G. M., Muianga, C., Hunter, C. M., & Pappas, R. S. (2021). A review of data for quantifying human exposures to micro and nanoplastics and potential health risks. *Science of The Total Environment*, 756, 144010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144010>

³⁸ Lusher, A. L., & Covernton, G. A. (2022). Microplastics in Fish and Seafood Species. In *Plastics and the Ocean* (pp. 367–388). <https://doi.org/10.1002/9781119768432.ch13>

³⁹ Thiele, C. J., Hudson, M. D., Russell, A. E., Saluveer, M., & Sidaoui-Haddad, G. (2021). Microplastics in fish and fishmeal: an emerging environmental challenge? *Scientific Reports*, 11(1), 2045. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81499-8>

(Barboza *et al.*, 2020⁴⁰; Abbasi *et al.*, 2018⁴¹; Akhbarizadeh *et al.*, 2018⁴²; Atamanalp *et al.*, 2021⁴³; Makhdomi *et al.*, 2021⁴⁴; Selvam *et al.*, 2021⁴⁵)。環境もまた、動物における MicP 負荷に影響を及ぼす可能性がある。例えば、底生生物種は外洋魚種よりも MicP を多く含むことがわかっている (Akhbarizadeh *et al.*, 2018⁴²; Li *et al.*, 2018⁴⁶)。

- MicP や NP へのヒトのばく露に関する議論では魚介類が目立つが、いくつかの理由から、これらの知見の解釈には注意が必要である。MicP の場合、検出される量は一般的に極めて少ない (個々の魚介類につき 1~2 個) (Carbery *et al.*, 2018⁴⁷)。MicP に対するヒトの総ばく露量という観点からは、魚介類はいくつかの供給源の一つに過ぎず、他の供給源 (例えば、飲料水、吸入空気) は魚介類からのばく露量と同等かそれ以上である可能性がある (Cox *et al.*, 2019⁴⁸; Domenech & Marcos, 2021⁴⁹; Catarino *et al.*, 2018⁵⁰)。
- さらに、魚介類の組織そのものに含まれる MicP に加えて、漁獲から消費に至る経路の中にも、MicP が混入する可能性のあるポイントがいくつか存在する。例えば、まな板や調理器具の使用により MicP が生成され (Habib *et al.*, 2022a⁵¹; Habib *et al.*, 2022b⁵²; Luo *et al.*, 2022⁵³)、調理中や消費中に大気中から食品に沈着する MicP の量

⁴⁰ Barboza, L. G. A., Lopes, C., Oliveira, P., Bessa, F., Otero, V., Henriques, B., Raimundo, J., Caetano, M., Vale, C., & Guilhermino, L. (2020). Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. *Science of The Total Environment*, 717, 134625. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625>

⁴¹ Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., & Hassanaghaei, M. (2018). Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. *Chemosphere*, 205, 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.076>

⁴² Akhbarizadeh, R., Moore, F., & Keshavarzi, B. (2018). Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf. *Environmental Pollution*, 232, 154–163. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.028>

⁴³ Atamanalp, M., Köktürk, M., Uçar, A., Duyar, H. A., Özdemir, S., Parlak, V., Esenbuğa, N., & Alak, G. (2021). Microplastics in Tissues (Brain, Gill, Muscle and Gastrointestinal) of *Mullus barbatus* and *Alosa immaculata*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 81(3), 460–469. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00885-5>

⁴⁴ Makhdomi, P., Hossini, H., Nazmara, Z., Mansouri, K., & Pirsahab, M. (2021). Occurrence and exposure analysis of microplastic in the gut and muscle tissue of riverine fish in Kermanshah province of Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 112915. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112915>

⁴⁵ Selvam, S., Manisha, A., Roy, P. D., Venkatramanan, S., Chung, S. Y., Muthukumar, P., Jesuraja, K., Elgorban, A. M., Ahmed, B., & Elzain, H. E. (2021). Microplastics and trace metals in fish species of the Gulf of Mannar (Indian Ocean) and evaluation of human health. *Environmental Pollution*, 291, 118089. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118089>

⁴⁶ Li, Z., Chao, M., He, X., Lan, X., Tian, C., Feng, C., & Shen, Z. (2022). Microplastic bioaccumulation in estuary-caught fishery resource. *Environmental Pollution*, 306, 119392. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119392>

⁴⁷ Carbery, M., O'Connor, W., & Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International*, 115, 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>

⁴⁸ Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E. (2019). Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(12), 7068–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>

⁴⁹ Domenech, J., & Marcos, R. (2021). Pathways of human exposure to microplastics, and estimation of the total burden. *Current Opinion in Food Science*, 39, 144–151. <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2021.01.004>

⁵⁰ Catarino, A. I., Macchia, V., Sanderson, W. G., Thompson, R. C., & Henry, T. B. (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution*, 237, 675–684. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069>

⁵¹ Habib, R. Z., Kindi, R. al, Salem, F. al, Kittaneh, W. F., Poulouse, V., Iftikhar, S. H., Mourad, A.-H. I., & Thiemann, T. (2022a). Microplastic Contamination of Chicken Meat and Fish through Plastic Cutting Boards. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(20), 13442. <https://doi.org/10.3390/ijerph192013442>

⁵² Habib, R. Z., Poulouse, V., Alsaidi, R., al Kendi, R., Iftikhar, S. H., Mourad, A.-H. I., Kittaneh, W. F., & Thiemann, T. (2022b). Plastic cutting boards as a source of microplastics in meat. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 39(3), 609–619. <https://doi.org/10.1080/19440049.2021.2017002>

⁵³ Luo, Y., Gibson, C. T., Chuah, C., Tang, Y., Naidu, R., & Fang, C. (2022). Raman imaging for the identification of Teflon microplastics and nanoplastics released from non-stick cookware. *Science of The Total Environment*, 851, 158293. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158293>

は、消費される魚介類に含まれる量を上回ると考えられる (Catarino *et al.*, 2018⁵⁰) 。
(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹)

•

(WHO, 2022⁵⁴)

- 環境中のマイクロプラスチックは、社会的に強い関心を呼んでいる新たな汚染物質である。ポリマーそのものからモノマー、さらにプラスチック材料の製造に使用される添加物、吸着した化学汚染物質、関連するバイオフィルムに至るまで、マイクロプラスチック粒子にさらされることによる人体への影響について疑問が投げかけられている。このことを認識し、WHO は飲料水中のマイクロプラスチックに関するエビデンスの状況をレビューし、2019 年 8 月に人間の健康へのリスクを評価する報告書を発表した。

(Khant & Kim, 2022⁵⁵)

- より小さなマイクロプラスチック粒子で汚染された地下水による飲料水は、大きな問題である。地下水のマイクロプラスチックが人間の健康に及ぼす直接的な影響については研究されていないが、マイクロプラスチックが、心血管系疾患、皮膚刺激、がん、生殖への影響、呼吸器系や消化器系の問題の一因となるなど、人間に悪影響を及ぼすという証拠がある。

(大河内ら, 2023⁹⁴)

- 遺体や生体のヒト肺から実際に MicP が検出されている (Amato-Lourenço *et al.*, 2021¹⁰¹; Jenner *et al.*, 2022⁵⁶)。MNP 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、肉芽種性病変が報告されている (Gasperi *et al.*, 2018⁵⁷)。
- 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。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.*, 2019⁵⁸; Aves *et al.*, 2022⁵⁹; Materić *et al.*, 2022⁶⁰)。AMΦ プロジェクトでは、野鳥の肺から AMP 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.*, 2023⁶¹)。

⁵⁴ WHO (2022). Dietary and inhalation exposure to nano- and microplastic particles and potential implications for human health, World Health Organization, Geneva, ISBN 978-92-4-005460-8

⁵⁵ Khant, N. A., & Kim, H. (2022). Review of Current Issues and Management Strategies of Microplastics in Groundwater Environments. *Water*, 14(7), 1020.

⁵⁶ Jenner, L. C., Rotchell, J. M., Bennett, R. T., Cowen, M., Tentzeris, V., & Sadofsky, L. R. (2022). Detection of microplastics in human lung tissue using μ FTIR spectroscopy. *Science of The Total Environment*, 831, 154907.

⁵⁷ Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F. J., & Tassin, B. (2018). Microplastics in air: Are we breathing it in? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 1–5.

⁵⁸ Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M. B., Trachsel, J., & Gerdt, G. (2019). White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances*, 5(8).

⁵⁹ Aves, A. R., Revell, L. E., Gaw, S., Ruffell, H., Schuddeboom, A., Wotherspoon, N. E., LaRue, M., & McDonald, A. J. (2022). First evidence of microplastics in Antarctic snow. *The Cryosphere*, 16(6), 2127–2145.

⁶⁰ Materić, D., Holzinger, R., & Niemann, H. (2022). Nanoplastics and ultrafine microplastic in the Dutch Wadden Sea – The hidden plastics debris? *Science of The Total Environment*, 846, 157371.

⁶¹ Tokunaga, Y., Okochi, H., Tani, Y., Niida, Y., Tachibana, T., Saigawa, K., Katayama, K., Moriguchi, S., Kato, T., & Hayama, S. (2023). Airborne microplastics detected in the lungs of wild birds in Japan. *Chemosphere*, 321, 138032.

- MicP 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 MicP 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.*, 2021⁶²)。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.*, 2019⁴⁸) 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 MicP (1–10 μm) 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 MicP は, 体内摂取される全 MicP 粒径 (1–5,000 μm) に対して, 食品で 75.3 %, 空気で 91.3 % を占めており, MicP 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 AMP 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。

⁶² Mohamed Nor, N. H., Kooi, M., Diepens, N. J., & Koelmans, A. A. (2021). Lifetime Accumulation of Microplastic in Children and Adults. *Environmental Science & Technology*, 55(8), 5084–5096.

2.2.2 体内組織への移行

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹⁾)

- 海洋生物種によるプラスチック粒子の摂取に関する現在の理解には、いくつかの限界がある。一つは、データの多くが消化管内の MicP であり、組織内濃度を表していないことである (Gouin, 2020²³; Pitt *et al.*, 2023⁶³)。さらに、MicP は動物に悪影響を与えることなく排泄される場合が多い。MicP が主に消化管に存在するということは、水生食物網におけるプラスチックの挙動が影響を与える。
- もう一つの限界は、野外での生物相中のプラスチックの研究のほとんどが、より大きなサイズの MicP (>150 µm) のみを測定していることである (Pitt *et al.*, 2023⁶³)。NP や小さな MicP の摂取についてはあまり知られておらず (Ribeiro *et al.*, 2021⁶⁴; Kokilathasan & Dittrich, 2022⁶⁵) 消化管から組織に移行する可能性が最も高いサイズも含まれている (Lusher *et al.*, 2017⁶⁶)。
- 生物濃縮には通常、消化管から組織への移行が必要である。より小さな MNP (粒子 <150 µm) は、移行する可能性がより高い (Lusher *et al.*, 2017⁶⁶)。
- 摂取された MicP が組織に移行する可能性があることを示す証拠が野外調査から得られている (Akhbarizadeh *et al.*, 2019⁶⁷; Ribeiro *et al.*, 2020⁶⁸; McIlwraith *et al.*, 2021⁶⁹) が、検出された粒子の大きさは、実験的に移行が確認されたものよりも大きいのか、または経細胞および傍細胞の取り込みの既知のメカニズムで説明できるものである場合もある (McIlwraith *et al.*, 2021⁶⁹)。
- NP が組織内に残留する可能性を示唆する証拠もあるが、MicP や NP の浄化は数日以内に起こることが多い (Ward *et al.*, 2019⁷⁰; Mladinich *et al.*, 2022⁷¹; Al-Sid-Cheikh *et al.*,

⁶³ Pitt JA, Aluru N, Hahn ME. Microplastics in marine food webs. In: Shumway SE, Ward JE, (eds.), *Plastics in the Sea: Occurrence and Impacts*. Elsevier; 2023.

⁶⁴ Ribeiro, F., Okoffo, E. D., O'Brien, J. W., O'Brien, S., Harris, J. M., Samanipour, S., Kaserzon, S., Mueller, J. F., Galloway, T., & Thomas, K. v. (2021). Out of sight but not out of mind: Size fractionation of plastics bioaccumulated by field deployed oysters. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 2, 100021. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2021.100021>

⁶⁵ Kokilathasan, N., & Dittrich, M. (2022). Nanoplastics: Detection and impacts in aquatic environments – A review. *Science of The Total Environment*, 849, 157852. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157852>

⁶⁶ Lusher, A., Hollman, P., & Mendoza, J. (2017). Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. In *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615*.

⁶⁷ Akhbarizadeh, R., Moore, F., & Keshavarzi, B. (2019). Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: a threat to human health? *Food Additives & Contaminants: Part A*, 36(11), 1696–1708. <https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1649473>

⁶⁸ Ribeiro, F., Okoffo, E. D., O'Brien, J. W., Fraissinet-Tachet, S., O'Brien, S., Gallen, M., Samanipour, S., Kaserzon, S., Mueller, J. F., Galloway, T., & Thomas, K. v. (2020). Quantitative Analysis of Selected Plastics in High-Commercial-Value Australian Seafood by Pyrolysis Gas Chromatography Mass Spectrometry. *Environmental Science & Technology*, 54(15), 9408–9417. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02337>

⁶⁹ McIlwraith, H. K., Kim, J., Helm, P., Bhavsar, S. P., Metzger, J. S., & Rochman, C. M. (2021). Evidence of Microplastic Translocation in Wild-Caught Fish and Implications for Microplastic Accumulation Dynamics in Food Webs. *Environmental Science & Technology*, 55(18), 12372–12382. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02922>

⁷⁰ Ward, J. E., Zhao, S., Holohan, B. A., Mladinich, K. M., Griffin, T. W., Wozniak, J., & Shumway, S. E. (2019). Selective Ingestion and Egestion of Plastic Particles by the Blue Mussel (*Mytilus edulis*) and Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*): Implications for Using Bivalves as Bioindicators of Microplastic Pollution. *Environmental Science & Technology*, 53(15), 8776–8784. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02073>

⁷¹ Mladinich, K., Holohan, B. A., Shumway, S. E., Brown, K., & Ward, J. E. (2022). Determining the Properties that Govern Selective Ingestion and Egestion of Microplastics by the Blue Mussel (*Mytilus edulis*) and Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*). *Environmental Science & Technology*, 56(22), 15770–15779. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06402>

2018⁷²; Van Cauwenberghe & Janssen, 2014⁷³; Ribeiro *et al.*, 2022⁷⁴)。例えば、放射性標識された NP を用いた研究では、ホタテガイの組織へのサイズ依存的な急速な取り込みと、それに続く急速な浄化が見られた (Al-Sid-Cheikh *et al.*, 2018⁷²)。最近の研究では、魚の消化管から他の組織へ移動する NP は 1% 未満であり、そこでの蓄積は持続しないことが示唆された (Clark *et al.*, 2023⁷⁵; Clark *et al.*, 2022⁷⁶)。

- MicP を含む魚介類を摂取することによりヒトが MicP にばく露される可能性があるが、MicP 粒子は一般的に消化管内に最も濃縮され、ほとんどの魚介種では消費前に除去される。例外として、小型の魚 (アンチョビ、イワシなど) やほとんどの二枚貝があり、これらは通常丸ごと食べられる。いくつかの研究では、魚介類の食用部分と非食用部分を比較すると、非食用部分の方が MicP 濃度が高いことが報告されている (Su *et al.*, 2019⁷⁷; Hosseinpour *et al.*, 2021⁷⁸; Makhdoumi *et al.*, 2022⁷⁹)。
- 粒子の特性に関連する MicP と NP の違いは、大きな MicP は消化管を通過して排泄されるか、消化管に蓄積して閉塞を引き起こし、偽の満腹感を与える可能性があることであると報告されている。NP およびより小さな MicP は、明らかに腸内の細胞膜を通過することができる (Clark *et al.*, 2022⁷⁶)。NP はまた、培養細胞の細胞膜を通過することも発見されている (Yang & Wang, 2023⁸⁰)。腸から血液に移行した粒子は、脊椎動物であれ無脊椎動物であれ、全身に分布する可能性がある (Browne *et al.*, 2008⁸¹)。しかしながら、どのような粒子径のものが腸から循環系に移行しやすいか、あるいは移行しにくいかにについては、まだ明確な理解が得られていない。
- 一般に、生物蓄積と生物濃縮が起こるために必要な、MicP と NP の組織中への残留性については、まだ完全には解明されていない。このようなプロセスに関する洞察は、整形外科用インプラントからの高分子摩耗粒子や薬物送達用ナノ粒子を研究している生体材料科学者との学際的な交流から得られるかもしれない。整形外科用インプラントからヒトの他の組織へのポリマー粒子の移動とクリアランスについては、これまで

⁷² Al-Sid-Cheikh, M., Rowland, S. J., Stevenson, K., Rouleau, C., Henry, T. B., & Thompson, R. C. (2018). Uptake, Whole-Body Distribution, and Depuration of Nanoplastics by the Scallop *Pecten maximus* at Environmentally Realistic Concentrations. *Environmental Science & Technology*, 52(24), 14480–14486. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05266>

⁷³ van Cauwenberghe, L., & Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>

⁷⁴ Ribeiro, F., Mitrano, D. M., Hacker, C., Cherek, P., Brigden, K., Kaserzon, S. L., Thomas, K. v., & Galloway, T. S. (2022). Short Depuration of Oysters Intended for Human Consumption Is Effective at Reducing Exposure to Nanoplastics. *Environmental Science & Technology*, 56(23), 16716–16725. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02269>

⁷⁵ Clark, N. J., Khan, F. R., Crowther, C., Mitrano, D. M., & Thompson, R. C. (2023). Uptake, distribution and elimination of palladium-doped polystyrene nanoplastics in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) following dietary exposure. *Science of The Total Environment*, 854, 158765. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158765>

⁷⁶ Clark, N. J., Khan, F. R., Mitrano, D. M., Boyle, D., & Thompson, R. C. (2022). Demonstrating the translocation of nanoplastics across the fish intestine using palladium-doped polystyrene in a salmon gut-sac. *Environment International*, 159, 106994. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106994>

⁷⁷ Su, L., Deng, H., Li, B., Chen, Q., Pettigrove, V., Wu, C., & Shi, H. (2019). The occurrence of microplastic in specific organs in commercially caught fishes from coast and estuary area of east China. *Journal of Hazardous Materials*, 365, 716–724. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.11.024>

⁷⁸ Hosseinpour, A., Chamani, A., Mirzaei, R., & Mohebbi-Nozar, S. L. (2021). Occurrence, abundance and characteristics of microplastics in some commercial fish of northern coasts of the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 171, 112693. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112693>

⁷⁹ Makhdoumi, P., Hossini, H., & Pirsaeheb, M. (2023). A review of microplastic pollution in commercial fish for human consumption. *Reviews on Environmental Health*, 38(1), 97–109. <https://doi.org/10.1515/reveh-2021-0103>

⁸⁰ Yang, M., & Wang, W.-X. (2023). Recognition and movement of polystyrene nanoplastics in fish cells. *Environmental Pollution*, 316, 120627. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120627>

⁸¹ Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42(13), 5026–5031.

にも報告されている (Urban *et al.*, 2000⁸², Alexis *et al.*, 2008⁸³, Richards *et al.*, 2008⁸⁴, Brown *et al.*, 2020⁸⁵, Aliyandi *et al.*, 2021⁸⁶, Pednekar *et al.*, 2022⁸⁷)。

(Choy *et al.*, 2019⁴²¹)

- サンプルングされたすべての深度でプラスチック粒子が確認されたことに加え、調査されたすべての外洋性コシオレガニ (*Pleuroncodes planipes*) のと巨大なオタマボヤの仲間 (*Bathochordaeus stygius*) サンプルにプラスチックが存在した。シンカー (海底に沈む生物等) に含まれるマイクロプラスチック粒子の数は、3~17 個 (平均 10.7 個 ±標準偏差 5.3 個) であった。調査したすべての外洋性コシオレガニの消化管にはマイクロプラスチック粒子が含まれていたが、マイクロプラスチック粒子の数は個体によって大きく異なっていた。外洋性コシオレガニのサンプルの半数近く (n = 11) が個体あたり 5 個未満の微小プラスチック粒子を含み、3 個体がそれぞれ 10 個以上の微小プラスチック粒子を含んでいた。

(Ohkubo *et al.*, 2020⁸⁸)

- 魚類の腸内で検出された MicP と同程度の大きさ (≥0.25 mm) で組成がポリエチレンである MicP のマミチョグ (*Fundulus heteroclitus*) とマダイ (*Pagrus major*) による取り込みと滞留時間を推定することで、MicP が海洋魚類に与える影響を調査した。その結果、水槽水中の MicP 濃度とばく露された魚の消化管中の MicP 含有量との間に相関関係があることが明らかになった。95%以上が 25 時間以内に両種から排泄された。
- 排泄実験の結果には再現性があり、マミチョグとマダイによる MicP の滞留は一般に短時間であることが明らかとなった。両海洋魚類から MicP の 95%以上が 25 時間以内に排泄されたが、この時間は魚類が通常食したものを処理するのに要する時間 (~24 時間) に匹敵する (Fänge & Grove, 1979⁸⁹)。排泄率は MicP の大きさにはほとんど依存しなかったが、魚種との形状には若干の依存性がみられた。これらの結果から、今

⁸² Urban, R. M., Jacobs, J. J., Tomlinson, M. J., Gavrilovic, J., Black, J., & Peoc'h, M. (2000). Dissemination of Wear Particles to the Liver, Spleen, and Abdominal Lymph Nodes of Patients with Hip or Knee Replacement*. *The Journal of Bone and Joint Surgery-American Volume*, 82(4), 457–477.

⁸³ Alexis, F., Pridgen, E., Molnar, L. K., & Farokhzad, O. C. (2008). Factors Affecting the Clearance and Biodistribution of Polymeric Nanoparticles. *Molecular Pharmaceutics*, 5(4), 505–515.

⁸⁴ Richards, L., Brown, C., Stone, M. H., Fisher, J., Ingham, E., & Tipper, J. L. (2008). Identification of nanometre-sized ultra-high molecular weight polyethylene wear particles in samples retrieved *in vivo*. *The Journal of Bone and Joint Surgery. British Volume*, 90-B(8), 1106–1113.

⁸⁵ Brown, T. D., Habibi, N., Wu, D., Lahann, J., & Mitragotri, S. (2020). Effect of Nanoparticle Composition, Size, Shape, and Stiffness on Penetration Across the Blood–Brain Barrier. *ACS Biomaterials Science & Engineering*, 6(9), 4916–4928.

⁸⁶ Aliyandi, A., Reker-Smit, C., Bron, R., Zuhorn, I. S., & Salvati, A. (2021). Correlating Corona Composition and Cell Uptake to Identify Proteins Affecting Nanoparticle Entry into Endothelial Cells. *ACS Biomaterials Science & Engineering*, 7(12), 5573–5584.

⁸⁷ Pednekar, D. D., Liguori, M. A., Marques, C. N. H., Zhang, T., Zhang, N., Zhou, Z., Amoako, K., & Gu, H. (2022). From Static to Dynamic: A Review on the Role of Mucus Heterogeneity in Particle and Microbial Transport. *ACS Biomaterials Science & Engineering*, 8(7), 2825–2848.

⁸⁸ Ohkubo, N., Ito, M., Hano, T., Kono, K., & Mochida, K. (2020). Estimation of the uptake and gut retention of microplastics in juvenile marine fish: Mummichogs (*Fundulus heteroclitus*) and red seabreams (*Pagrus major*). *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111630.

⁸⁹ Fänge, R., Grove, D. (1979). Digestion. In: *Fish Physiology VIII Bioenergetics and Growth*. Academic Press, New York, pp. 161–278.

回調査したものと同様の MicP は、これら 2 種の海洋魚類に直接的な悪影響をほとんど与えないことが示唆された。

- 本研究の水槽では、MicP 濃度は海洋環境よりもはるかに高かったが、魚の餌と MicP の質量存在比は現実的な値に近かった。たとえば、1 mg/L の PE マイクロスフェアをマミチョグにばく露した場合、飼料（ブラインシュリンプの乾燥重量：約 7 mg/L）に対する MicP の質量存在比は 0.14 であり、これは地中海北西部の西部で報告されている比率（0.13, Yeo *et al.*, 2020⁹⁰）に近い値であった。

(Ohkubo *et al.*, 2022⁹¹)

- 稚魚では、2 つのサイズの MicP の平均含有量に有意な差は見られなかった ($p = 0.163$)。さらに、稚魚の単位体重あたりの MicP 含量は成魚よりも有意に高かった ($p < 0.01$,)。フィルター摂餌に必要な形態的特徴のいくつかは成体になって初めて完全に発達するため (Uotani, 1985⁹²)、幼魚は微粒子摂餌を好む。この摂餌様式では、個体は摂餌効率を高めるためにより大きな餌を選ぶと予想される (Islam & Tanaka, 2009⁹³)。

(大河内ら, 2023⁹⁴)

- MicP 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 MicP 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嚢も指摘されている (Dong C *et al.*, 2020⁹⁵)。最近では、血液 (Leslie *et al.*, 2022⁹⁶)、妊娠女性の胎盤 (Ragusa *et al.*, 2021⁹⁷)、母乳 (Ragusa *et al.*, 2022⁹⁸) 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

⁹⁰ Yeo, B. G., Takada, H., Yamashita, R., Okazaki, Y., Uchida, K., Tokai, T., Tanaka, K., & Trenholm, N. (2020). PCBs and PBDEs in microplastic particles and zooplankton in open water in the Pacific Ocean and around the coast of Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110806.

⁹¹ Ohkubo, N., Yoneda, M., Ito, M., Hano, T., & Kono, K. (2022). Microplastic uptake and gut retention time in Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*) under laboratory conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 176, 113433.

⁹² Uotani, I. (1985) The relation between the development of feeding organs and feeding modes of the anchovy. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.* 51, 197–204.

⁹³ Islam, Md. S., & Tanaka, M. (2009). Diet and prey selection in larval and juvenile Japanese anchovy *Engraulis japonicus* in Ariake Bay, Japan. *Aquatic Ecology*, 43(2), 549–558.

⁹⁴ 大河内博, 谷悠人, 小野塚洋介, 王一澤, 速水洋, 竹内政樹, 反町篤行, 藤井佑介, 竹中規訓, 宮崎あかね, 須永奈都, 羽山伸一, 徳長ゆり香, 山口高志, 勝見尚也, 松木篤, 池盛文数, 梶野瑞王, 足立光司, ... 新居田恭弘. (2023). プラスチック大気汚染の現状と課題. *エアロゾル研究*, 38(3), 145–159.

⁹⁵ Dong, C.-D., Chen, C.-W., Chen, Y.-C., Chen, H.-H., Lee, J.-S., & Lin, C.-H. (2020). Polystyrene microplastic particles: In vitro pulmonary toxicity assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 385, 121575.

⁹⁶ Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Garcia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, 163, 107199.

⁹⁷ 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., & Giorgini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, 146, 106274.

⁹⁸ Ragusa, A., Notarstefano, V., Svelato, A., Belloni, A., Gioacchini, G., Blondeel, C., Zucchelli, E., de Luca, C., D'Avino, S., Gulotta, A., Carnevali, O., & Giorgini, E. (2022). Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. *Polymers*, 14(13), 2700.

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（大河内ら, 2023⁹⁴）。

- 血液（Leslie *et al.*, 2022⁹⁶），妊娠女性の胎盤（Ragusa *et al.*, 2021⁹⁷），母乳（Ragusa *et al.*, 2022⁹⁸）から MNP が検出されているが、その摂取経路は不明である。MicP 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 MicP 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 万个、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.*, 2019⁴⁸）。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 MicP を経口摂取し、年間で最大約 1 万個に相当する（Du *et al.*, 2020⁹⁹）。食品中 MicP 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 ± 3.98 個の MicP 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 μm であり、卵白よりも卵黄に MicP は多い（Liu *et al.*, 2022¹⁰⁰）。

（Amato-Lourenço *et al.*, 2021¹⁰¹）

- マイクロプラスチックと呼ばれるミリメートル以下の破片に分解されるプラスチックは、環境や人体に悪影響を及ぼす可能性があるため、懸念が高まっている。マイクロプラスチックは空気中に存在し、ヒトが吸入する可能性があるが、呼吸器系に有害な影響を及ぼすかどうかは不明である。本研究では、剖検で得られたヒト肺組織中のマイクロプラスチックの存在を調べた。20 の組織サンプルのうち 13 でポリマー粒子（ $n = 33$ ）と繊維（ $n = 4$ ）が観察された。すべてのポリマー粒子の大きさは 5.5 μm 以下であり、繊維の大きさは 8.12–16.8 μm であった。最も多く検出されたポリマーはポリエチレンとポリプロピレンであった。健康への悪影響は、吸入後の呼吸器系におけるこれらの汚染物質の不均一な特性に関連している可能性がある。

参考：関連する現在進行中の研究

科学研究費助成事業（23H00194）「実環境中のナノプラスチック質量密度の迅速測定法の開発と生物へのベクター効果の検証」田中 周平（京都大学），2023～2026 年度（田中, 2023¹⁰²）

- マイクロプラスチックのばく露試験では粒径が小さいほど低濃度ばく露で生物に影響が生じている。環境中に放置されたプラスチックは劣化、極微小化し、一部は 2 μm 未満となっていることが分かってきた。
- 本研究では、物質循環系におけるナノプラスチックと化学物質の挙動を調査することで、生物濃縮および化学物質の体内移行（ベクター効果）の実態を明らかにすること

⁹⁹ Du, F., Cai, H., Zhang, Q., Chen, Q., & Shi, H. (2020). Microplastics in take-out food containers. *Journal of Hazardous Materials*, 399, 122969.

¹⁰⁰ Liu, Q., Chen, Z., Chen, Y., Yang, F., Yao, W., & Xie, Y. (2022). Microplastics contamination in eggs: Detection, occurrence and status. *Food Chemistry*, 397, 133771.

¹⁰¹ Amato-Lourenço, L. F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G. R., dos Santos Galvão, L., Ando, R. A., & Mauad, T. (2021). Presence of airborne microplastics in human lung tissue. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126124.

¹⁰² 科学研究費助成事業（23H00194）「実環境中のナノプラスチック質量密度の迅速測定法の開発と生物へのベクター効果の検証」田中 周平（京都大学），2023～2026 年度

を主目的とする。特にサイズ排除クロマトグラフや液体クロマトグラフィオンモビリティ飛行時間質量分析計を駆使して、分子量レベルまでの分析方法を開発する。疎水性や親水性の特徴の異なる 48 種の化学物質を測定し、ナノプラスチックおよび化学物質の生物体内の挙動を考察する。

科学研究費助成事業（22KF0162）「下水汚泥中のマイクロプラスチックの運命と挙動：汚染特性と環境リスク」李 富生（岐阜大学）, 2022～2024 年度（李, 2022¹⁰³）

- (1) MicP（濃度違い）が土壌の物理化学的性質に及ぼす影響, (2) MicP（濃度違い）が生化学的, 生理的形質および植物の生育に及ぼす影響（間隔違い）, (3) 植物における MicP の生物蓄積性, (4) MicP（濃度違い）がミミズの生理的, 生化学的, 腸内微生物群集属性に及ぼす影響。

科学研究費助成事業（22K12471）「河川生態系における食物連鎖による魚類へのマイクロプラスチックの移行と蓄積」相子 伸之（地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所(環境研究部, 食と農の研究部および水産研究部)）, 2022～2024 年度（相子ら, 2022¹⁰⁴）

- 本研究では淀川の淡水魚類の体内に含まれる MicP を調査し, MicP 汚染実態を明らかにするとともに, 飼育環境下で魚類への MicP のばく露試験を行い, その結果と合わせて河川生態系における食物連鎖などのつながりによる MicP の生物間の移行性および蓄積性について明らかにする。

2022(R4 年度)は, 淡水産二枚貝への MicP のばく露試験, 特に小径の MicP の影響を検証するための試験設計を行った。シジミ類に 2, 20, および 100 マイクロメートルの蛍光 MicP ビーズ (PS 製) をばく露し, MicP を含まない飼育水に移したのちに経時的に解剖し, エラとその他の軟体部に分けて器官内の蓄積量を調べた。その結果, いずれのサイズの MicP ビーズもばく露直後にはエラとその他の軟体部のどちらでも確認できたが, その多くはその他軟体部で見られた。また, サイズがより小さくなるほど多くの MicP ビーズが確認され, エラでは小径の 2 マイクロメートルの MicP ビーズは 1 個体あたり数万～数十万個, その他軟体部では数千万個と見積もられた。一方, 720 時間経過後は, エラで 20, 100 マイクロメートルの MicP ビーズは確認されなかったが, 2 マイクロメートルは 1 個体あたり数千個が残留していた。また, その他軟体部では 100 マイクロメートルの MicP ビーズは確認されず, 20 および, 2 マイクロメートルでそれぞれ 1 個体あたり数個, および数千～1 万数千個が残留していた。これらのことから, 淡水産二枚貝は MicP ビーズを濾過摂食し, その一部, 特に小径の MicP を体内に蓄積することが推察された。

¹⁰³ 科学研究費助成事業（22KF0162）「下水汚泥中のマイクロプラスチックの運命と挙動：汚染特性と環境リスク」李 富生（岐阜大学）, 2022～2024 年度

¹⁰⁴ 科学研究費助成事業（22K12471）「河川生態系における食物連鎖による魚類へのマイクロプラスチックの移行と蓄積」相子 伸之（地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所(環境研究部, 食と農の研究部および水産研究部)）, 2022～2024 年度

2.2.3 食物連鎖による濃縮の程度

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹⁾)

- 餌生物から消費者へのプラスチック粒子の栄養学的移動については、多くの証拠がある (Pitt *et al.*, 2023⁶³)。しかし、少なくとも MicP については、MicP の負荷の多くは消化管に保持され、速やかに排泄されるため、栄養学的移行が必ずしも消費者における生物濃縮や生物蓄積につながるとは限らない。生物濃縮がよく知られている多くの POPs とは対照的に、MicP は生物濃縮しないことが、実験と実地調査の両方で示されている (Walkinshaw *et al.*, 2020²⁴, Pitt *et al.*, 2023⁶³, Provencher *et al.*, 2019¹⁰⁵, McIlwraith *et al.*, 2021⁶⁹, Covernton *et al.*, 2021¹⁰⁶, Covernton *et al.*, 2022¹⁰⁷)。場合によっては、栄養希釈-高栄養段階における MicP 濃度の低下が証明されている (Akhbarizadeh *et al.*, 2019⁶⁷, Covernton *et al.*, 2022¹⁰⁷, He *et al.*, 2022¹⁰⁸)。
- 重要な注意点は、動物における NP の信頼できる測定方法がまだ確立されていないため、NP の挙動が POPs の挙動に類似している可能性が残っていることである。
- デカブロモジフェニルエーテル (BDE-209, log Kow ~ 12) のような疎水性の高い添加剤は、摂取したプラスチックから生物の組織に直接蓄積される可能性がある。しかし、MicP の排泄によって滞留時間が短縮されるため、消化管内でのそのような添加物の放出は制限される。これと一致して、ある研究では、生物濃縮された BDE-209 の割合は、摂取されたプラスチック中の BDE-209 全体のわずか数%であった (Tanaka *et al.*, 2020¹⁰⁹)。しかし、排泄された MicP は、最終的に埋設や他のプロセスで利用できなくなるまで、再摂取される可能性がある。
- 全体として、入手可能な証拠は、魚介類の摂取が環境からヒトへの MicP の主要な移行経路であるとは示唆していない。2つの注意点は、1) 魚介類が食事に占める割合が高い集団では、魚介類からの潜在的な寄与がより大きい可能性があること、2) 是正措置を講じなければ、魚介類からの相対的寄与が将来増加する可能性があることである (The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)。

(APEC, 2023²⁸²)

- マイクロプラスチックは、養殖池、河口、沿岸生物群、外洋、極海域で発見されている (Lusher *et al.*, 2017⁶⁶)。最近の知見によると、マイクロプラスチックは、いくつかの浸透ポイント、すなわち、マイクロプラスチックにばく露された動物の栄養伝達、直接摂取、懸濁摂食、濾過摂食を通じて、水生動物に浸透していることが示されている。水生環境における食物連鎖は、養殖種が食物連鎖の中でマイクロプラスチックにばく露された生物を餌とする場合、マイクロプラスチックの移動を橋渡しすることが

¹⁰⁵ Provencher, J. F., Ammendolia, J., Rochman, C. M., & Mallory, M. L. (2019). Assessing plastic debris in aquatic food webs: what we know and don't know about uptake and trophic transfer. *Environmental Reviews*, 27(3), 304–317.

¹⁰⁶ Covernton, G. A., Davies, H. L., Cox, K. D., El-Sabaawi, R., Juanes, F., Dudas, S. E., & Dower, J. F. (2021). A Bayesian analysis of the factors determining microplastics ingestion in fishes. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125405.

¹⁰⁷ Covernton, G. A., Cox, K. D., Fleming, W. L., Buirs, B. M., Davies, H. L., Juanes, F., Dudas, S. E., & Dower, J. F. (2022). Large size (>100-μm) microplastics are not biomagnifying in coastal marine food webs of British Columbia, Canada. *Ecological Applications*, 32(7).

¹⁰⁸ He, S., Chi, H.-Y., Li, C., Gao, Y., Li, Z.-C., Zhou, X.-X., & Yan, B. (2022). Distribution, bioaccumulation, and trophic transfer of palladium-doped nanoplastics in a constructed freshwater ecosystem. *Environmental Science: Nano*, 9(4), 1353–1363.

¹⁰⁹ Tanaka, K., Watanuki, Y., Takada, H., Ishizuka, M., Yamashita, R., Kazama, M., Hiki, N., Kashiwada, F., Mizukawa, K., Mizukawa, H., Hyrenbach, D., Hester, M., Ikenaka, Y., & Nakayama, S. M. M. (2020). In Vivo Accumulation of Plastic-Derived Chemicals into Seabird Tissues. *Current Biology*, 30(4), 723–728.e3.

できる。動物プランクトン、植物プランクトン、甲殻類、藻類、水生植物、および小型魚類は、最下位栄養段階において MP を摂食・吸収する (Botterell *et al.*, 2019²¹; Parker *et al.*, 2020¹¹⁰)。

(高田ら, 2020¹¹¹)

- アミが摂食を通じてマイクロプラスチックを消化管に取り込むことが確認された。シモフリカジカはマイクロプラスチックを含んだアミの摂食により、水中から直接摂取するよりも粒子数で 8~11 倍、重量で 3~5 倍のマイクロプラスチックを取り込んでいた。また、アミおよびアミを摂食したカジカの消化管内のマイクロプラスチックの平均粒径は実験利用前および水中からマイクロプラスチックを摂取したカジカにおける平均粒径よりも小さかった。
- 添加剤入りのマイクロプラスチックを摂取したアミは 4~2420 倍の濃度の添加剤を野外対照群よりも取り込んでいた。また、添加剤入りマイクロプラスチックを取り込んだアミを捕食したカジカ（アミ区）においては、水中から添加剤入りマイクロプラスチックを取り込んだカジカ（水中区）、および野外対象区よりも、多くの添加剤が体内から検出される傾向があったが、その変異パターンは添加剤の種類およびカジカの組織間で異なっていた。（2.4 環境中に流出したプラスチックの添加・吸着化学物質の影響にも関連）
- 臭素系難燃剤の筋肉での蓄積濃度は、アミ区が水中区と野外対照区より有意に高くなっていたが、肝臓では水中区との間に有意差はなかった。一方、紫外線吸収剤については、一部を除き、アミ区と水中区の濃度は野外対照区より有意に高かったが、アミ区と水中区の比較では、有意な濃度の差は検出できない場合が多かった。（2.4 環境中に流出したプラスチックの添加・吸着化学物質の影響にも関連）

¹¹⁰ Parker, B. W., Beckingham, B. A., Ingram, B. C., Ballenger, J. C., Weinstein, J. E., & Sancho, G. (2020). Microplastic and tire wear particle occurrence in fishes from an urban estuary: Influence of feeding characteristics on exposure risk. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111539.

¹¹¹ 環境研究総合推進費（SII-2-2）「海洋プラスチックごみ及びその含有化学物質による生態影響評価」高田 秀重（東京農工大学）, 2018~2020 年度

2.3 マイクロプラスチックが生物に及ぼす毒性とその定量的な評価（主に粒子による影響）

マイクロプラスチックが生物に及ぼす毒性の定量的な評価について、令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について、表 3 に整理した。

表 3 令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について

内容および課題	
実験室での実験	● 生物への影響は、経口摂取されたプラスチックによる消化活動の物理的阻害による機能不全で大部分であったが、その他の影響も一部で観測された。 【主な重点研究課題】 ● 海洋環境中に存在するプラスチック破片と同等の試料の標準化。 ● 実海洋環境中の MicP 濃度での慢性毒性の把握。
プラスチックの性状	● プラスチックの大きさ・形状（繊維・破片等）等の性状による毒性の違いが指摘されているも定量的な知見が少ない。 【主な重点研究課題】 ● 毒性が高いとされる繊維状、破片上の MicP による影響の定量的な評価。 ● MicP の大きさ、色、表面性状の違いによる影響の定量的な評価。
実験における対象種	● 影響試験は多くが魚類を対象としている。 【主な重点研究課題】 ● 魚類中の MicP の影響を受けやすい種類の把握。 ● MicP 濃度が高いとされる海底に生息する底生生物への影響の定量的な評価。
その他	【主な重点研究課題】 ● 他の環境中の粒子の毒性・存在量の定量的な評価。

上記課題に対する研究の進捗状況：

令和元年特定重点課題に関する進捗の概要： 【実験室での実験】 （試料の標準化は「プラスチックの性状（ポリマー種類・形状・大きさ等）」項目も参照） ● 実験室におけるマイクロ・ナノプラスチック（MNP）の有病率は広く調査され、広く報告されているが、環境に有害かどうかについての結論はまだ確認されていない。
--

- 実験室における経口摂取されたプラスチック MNP による、成長、摂食、繁殖等への影響等が報告されている。
- 実験的研究の多くは、依然として環境中で発生すると報告されている濃度よりも高い濃度のプラスチックを使用しており、実環境中での濃度の知見は少ない。これらの差分を埋める研究や検討が行われている。
- 高懸念な MicP に関するモデル生物を用いた実験研究により、生物影響濃度や移行性、体内残留性といった要因を調査し、実態調査の結果と合わせて、予測無影響濃度（PNEC）を用いて生態リスク評価を行う研究が行われている。
- 実験室における試験結果に関する文献が多く確認されているが、共通の試験方法・評価基準がなく、結果を統合的に評価することができない。例えば、体積で評価するのか、個数で評価するのか、表面積で評価するのかに画一的な基準はなく、何の生物の何をエンドポイントとしてみるか等、目的に応じて適切な評価が異なるとの指摘がある。これらの課題に対応する研究・検討も行われている。

【プラスチックの性状（ポリマー種類・形状・大きさ等）】

- 実験において、MicP のポリマー種類(ポリエチレン、ポリスチレン等)による影響は、定量的に観察されているが、多くの場合で限定的であると報告されている。
- プラスチックの大きさ・形状（繊維・破片等）等による毒性の違いは、消化器系などの組織の閉塞や内部摩耗等の物理的障害に影響を与えることが示唆されているが、定量的な評価の知見は少ない。
- 試験室実験では大きさ、形状、種類が単一のものが多く、また、環境中における劣化の状態など、実環境の実態を反映できていないが、環境中から検出されるものと形状やサイズが類似した共通試料を使用した試験がみられはじめている。

【実験における対象種】

- 影響試験は、魚類だけでなく底生生物や他の生物でも実施されており、MicP 粒子が深海貝の鰓細胞で貪食されることが示された。
- 共通の破片状・繊維状 MicP を用いて多様な海洋生物に対して水・餌・底質ばく露試験を行い、試験法の開発、毒性データの提出、そして種の感受性分布の推定が行われている。

継続・新規重点課題：

【実験室での実験】

- （継続）海洋等の実環境中に存在するプラスチック破片と同等の試料の標準化。
- （新規）MNP の大きさに関する適切な定義の確立および MNP の特性評価のための試験の標準化。
- （継続）海洋を含む実環境中の MicP 濃度での慢性毒性の把握。

- （新規）陸上生物種における生物影響の把握。

【プラスチックの性状】

- （継続）毒性が高いとされる繊維状，破片上の MicP による影響の定量的な評価。
- （継続）プラスチックの大きさ，形状，ポリマーの違いによる影響の定量的な評価。

【実験における対象種】

- （継続）魚類中の MicP の影響を受けやすい種類の把握。
- （継続）MicP 濃度が高いとされる海底に生息する底生生物への影響の定量的な評価。

2.3.1 実験方法（使用されるプラスチックの性状（ポリマー種類、大きさ（サイズ）、形態他）

(Barrick *et al.*, 2021¹¹²)

- MNP は、懸念される新たな汚染物質として特定されているが、生態毒性試験に使用される方法に標準化がないため、研究間で意味のある比較ができない。プラスチックの特性評価における現在の限界（例えば、ポリマーの種類、サイズ、形態、経年／風化等）と、環境および生物学的組織サンプルからのサンプリングおよび分離手順に関連する限界とが相まって、粒子のサイズや形状が生物学的取り込みや組織局在を変化させる可能性があるため、一般的な定義では不十分であるとして、プラスチック毒性の分類を改善する必要性が強調されている (Regoli *et al.*, 2017¹¹³; Bessa *et al.*, 2019¹¹⁴; Cole *et al.*, 2019¹¹⁵; Hartmann *et al.*, 2019¹¹⁶)。
- MNP の特性評価のための試験の標準化には、定義の標準化が前提条件となり、サンプルの収集、保管、保存、環境媒体（組織サンプルを含む）からの抽出、化学組成（添加物を含む）、MNP の定量化に関する情報を含む主要な実験基準と方法論を照合し、報告するための共通の手順が必要となる (Murphy, 2017¹¹⁷)。
- MNP の大きさに関する適切な定義や、MNP の生態毒性に関する実験室間および実験室内での比較を確立するために必要なその他の重要な記述については、現在、議論と検討が行われている (Frias & Nash, 2019¹¹⁸)。物理化学的特性（固有の特性と試験媒体中の特性）の明確なガイドラインも、生態毒性学的実験間の比較可能性を向上させ、これらの特性が環境衛生にどのような影響を与えるかをさらに解明するために作成する必要がある (Mitrano & Wohlleben, 2020¹¹⁹)。現在、MNP のこれらの試験戦略を調和させるためのガイドラインが作成されている (Bessa *et al.*, 2019¹¹⁴)。
- 水生生物を対象とした研究では、マイクロプラスチックとナノプラスチックの両方が、ポリマーの種類による影響は限定的であるものの、生物学的組織の個体レベル以下のレベルで影響を及ぼすことが示された。これらには、消化器系のような組織の閉塞や内部磨耗が含まれ、エネルギー摂取量の減少や炎症につながる可能性がある

¹¹² Barrick, A., Champeau, O., Chatel, A., Manier, N., Northcott, G., & Tremblay, L. A. (2021). Plastic additives: challenges in ecotox hazard assessment. *PeerJ*, 9, e11300. (プラスチック添加剤の生物・生態系への有害性リスクに関する研究ニーズを特定することを目的とする文献レビューを行ったもの)

¹¹³ Regoli, F., Keiter, S., Blust, R., Albentosa, M., Cousin, X., Batel, A., Kopke, K., & Beiras, R. (2017). The EPHEMARE Project: Ecotoxicological Effects of Microplastics in Marine Ecosystems. In *Fate and Impact of Microplastics in Marine Ecosystems* (pp. 146–148). Elsevier.

¹¹⁴ Bessa, F., Frias, J., Kögel, T., Lusher, A., Andrade, J., Antunes, J., Sobral, P., Pagter, E., Nash, R., O'Connor, I., Pedrotti, M. L., Keros, E., León, V., Tirelli, V., Suaria, G., Lopes, C., Raimundo, J., Caetano, M., Gago, J., & Gerds, G. (2019). *Harmonized protocol for monitoring microplastics in biota*. Technical report. Brussels: JPI Oceans

¹¹⁵ Cole, M., Coppock, R., Lindeque, P. K., Altin, D., Reed, S., Pond, D. W., Sørensen, L., Galloway, T. S., & Booth, A. M. (2019). Effects of Nylon Microplastic on Feeding, Lipid Accumulation, and Moulting in a Coldwater Copepod. *Environmental Science & Technology*, 53(12), 7075–7082.

¹¹⁶ Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039–1047.

¹¹⁷ Murphy, M. (2017). Microplastics expert workshop report.

¹¹⁸ Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 145–147.

¹¹⁹ Mitrano, D. M., & Wohlleben, W. (2020). Microplastic regulation should be more precise to incentivize both innovation and environmental safety. *Nature Communications*, 11(1), 5324.

(Besseling *et al.*, 2013¹²⁰; Cole *et al.*, 2013¹²¹; Wright *et al.*, 2013²⁹; Guzzetti *et al.*, 2018¹²²; Trevisan *et al.*, 2019¹²³; Yuan *et al.*, 2019¹²⁴; Revel *et al.*, 2020¹²⁵)。

- プラスチックポリマーは、ポリマーの種類によって密度や空隙率などの物理化学的特性に大きな違いがあるため、互いに比較できないことが多く、ハザード評価のための明確な基準物質を設定することが困難である。

(Pelegri *et al.*, 2023¹²⁶)

- 615 の文献が分析され、そのうちの 72% がマイクロサイズのプラスチックについて論じている一方、28% 未満が NP (<1 μ m) の毒性を測定している。ほとんどのポリマーについて、MicP と NP は市販品を購入し、サイズ縮小工程を追加することなく使用された。ポリスチレン (PS) は、MicP と NP の両方として研究された主なポリマーである。PS は NP 研究の 90% 以上を占め、MicP 研究の 35.3% と比較すると、文献的なギャップが大きい。

(de Ruijter *et al.*, 2020¹²⁷)

- 検討した 105 件の効果試験で使用された最も一般的なポリマーのタイプは、PS と PE であった。これらを合わせると、試験された MicP タイプの 62.3% を占める。これら 2 種類のポリマーの使用は、環境中で一般的に観察されるポリマーの種類と比較的一致しており、地表水中で最も一般的に検出される 3 種類のポリマーは、PS, PE, および PP である。
- ポリマーの種類は、その密度、界面化学、結晶化度、および化学添加物や可塑剤の有無によって、試験系と生態系の両方における MicP の運命に影響を及ぼす可能性があることを考慮すると、ポリマーの組成について可能な限り詳細に記載することが重要である。
- サイズと形状に関する MicP の効果試験とメカニズム的理解を進める必要性と同様に、様々な生物種に観察される悪影響に対して、ポリマー組成が示す影響についての

¹²⁰ Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., van den Heuvel-Greve, M. J., & Koelmans, A. A. (2013). Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Science & Technology*, 47(1), 593–600.

¹²¹ Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646–6655.

¹²² Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S., & Faggio, C. (2018). Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 64, 164–171.

¹²³ Trevisan, R., Voy, C., Chen, S., & di Giulio, R. T. (2019). Nanoplastics Decrease the Toxicity of a Complex PAH Mixture but Impair Mitochondrial Energy Production in Developing Zebrafish. *Environmental Science & Technology*, 53(14), 8405–8415.

¹²⁴ Yuan, W., Zhou, Y., Liu, X., & Wang, J. (2019). New Perspective on the Nanoplastics Disrupting the Reproduction of an Endangered Fern in Artificial Freshwater. *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12715–12724.

¹²⁵ Revel, M., Yakovenko, N., Caley, T., Guillet, C., Châtel, A., & Mouneyrac, C. (2020). Accumulation and immunotoxicity of microplastics in the estuarine worm *Hediste diversicolor* in environmentally relevant conditions of exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(4), 3574–3583.

¹²⁶ Pelegri, K., Pereira, T. C. B., Maraschin, T. G., Teodoro, L. D. S., Basso, N. R. D. S., de Galland, G. L. B., Ligabue, R. A., & Bogo, M. R. (2023). Micro- and nanoplastic toxicity: A review on size, type, source, and test-organism implications. *Science of The Total Environment*, 878, 162954.

¹²⁷ de Ruijter, V. N., Redondo-Hasselerharm, P. E., Gouin, T., & Koelmans, A. A. (2020). Quality Criteria for Microplastic Effect Studies in the Context of Risk Assessment: A Critical Review. *Environmental Science & Technology*, 54(19), 11692–11705.

(水生生物に対するマイクロプラスチック (MP) の生態毒性効果に関する 150 の文献をレビューし、研究の品質評価のための 20 のクライテリアを提案し、研究の重みづけをこころみた論文)

理解を深める必要もある。サイズ、形状、ポリマー組成の関係に関する洞察は、環境リスク評価を進め、意思決定プロセスに情報を提供する上で重要である。

- 試験したマイクロプラスチックのサイズは、レビューされた 105 の論文において、合計 178 の異なる MicP サイズがテストされていた。累積分布によると、約 75%の研究が 100 μ m 未満の MicP またはサイズの小さい MicP (small MicP) に対する効果を検証しており、約 30%の MicP は 10 μ m 未満のサイズであった。試験された 178 のサイズのうち、58.4%はサイズ範囲に相当し、41.6%は 1 つのサイズのみであった。さらに、試験した MicP の 16.3%は、1 桁以上のサイズ範囲を含んでいた。
- サイズ選択性は、生物の毒性学的反応に影響を及ぼす影響メカニズムの理解に役立つ可能性がある。適切な範囲の粒子径を用いた場合にのみ、メカニズム (Mechanistic insight) が実証される。従って、一つの粒子径のみの MicP の影響を評価する場合、特定の生物種に最も有害な粒子径が解析に含まれず、MicP の粒子径範囲にわたる実際の影響を過小評価する結果となる可能性がある。
- 様々な影響研究で使用された形状と、環境試料で一般的に観察された形状を比較すると、かなりの矛盾がある。効果研究の MicP の 58.1%は球／ビーズを試験しているが、このカテゴリーは水や堆積物試料で検出された MicP の 6.5%に過ぎない。対照的に、水や沈殿物から検出される形状分類としては繊維が最も多く、通常検出される MicP の約半分を占めているにもかかわらず、影響調査において試験された MicP の 8.1%のみが繊維であった。
- 最も一般的なばく露時間は、24 時間、96 時間、240 時間 (10 日間)、336 時間 (14 日間)、504 時間 (21 日間)、672 時間 (28 日間) であった。ばく露時間は一般に、化学物質の標準的な生態毒性試験ガイドラインで推奨されているばく露時間と一致しており、これはばく露時間が死亡率、成長、繁殖などの標準的な影響エンドポイントとも密接に関連していることを示唆している。しかしながら、MicP の影響は時間依存性であることを示す文献があり、化学物質に適用される標準的な試験プロトコルのガイドラインは、MicP の影響試験には適用できない可能性がある。それにもかかわらず、より長い試験期間を採用した MicP の慢性影響試験はあまり行われていないようであり、ばく露時間が 28 日を超える研究は 18%にすぎず、ばく露時間が 3 ヶ月を超える研究は 2%未満である。従って、今後の影響試験においては、より長期的な影響の評価に重点を置くことが推奨される。

参考：関連する現在進行中の研究

環境研究総合推進費 (1-2301) 「マイクロプラスチックの水及び底質経由の曝露による海洋生物への影響評価」大嶋 雄治 (九州大学), 2023~2025 年度

- 本研究課題では、共通の破片状・繊維状 MP を用いて多様な海洋生物に対して水・餌・底質曝露試験を行い、試験法の開発、毒性データの提出、そして種の感受性分布の推定を目指す。
- 「海産・汽水生物を用いた慢性毒性短期試験法」を参考に、魚類はジャワメダカ、マミチョグ、マダイの胚・仔魚、甲殻類はカイアシ、アミ、ヨコエビ、軟体動物はマガキや尾索動物はホヤ、棘皮動物はウニ、大型藻類はアオサ、そして微細藻類は珪藻 (付着性含む)、藍藻、緑藻を用いて試験を実施して (亜) 慢性毒性試験を行う。

- また、海洋底質生態系において重要な役割を担うヨコエビ、多毛類（ゴカイ）、および貧毛類（ミミズ）について、底質から混合曝露する手法を検討して、生残・成長をエンドポイントとした亜慢性試験を行う。以上、共通試料で得られた試験結果を取りまとめ、5～8 種以上について毒性結果が得られた試料については有害性評価値の算出を行い、各種モニタリング結果と比較してリスク評価を行う。（大嶋ら, 2023¹²⁸）。

環境研究総合推進費（1-2204）「海洋流出マイクロプラスチックの物理・化学的特性に基づく汚染実態把握と生物影響評価」鈴木 剛（(国研)国立環境研究所）, 2022～2024 年度

- 陸域・沿岸域・海洋の MicP を対象として、存在実態と物理・化学的特性を評価して汚染実態を明らかにすると共に、流出インベントリや海洋検出事例に基づき選定した高懸念 MicP のモデル生物による生物影響評価を実施して個体に影響を及ぼす濃度を算出し、汚染実態を考慮した生態リスク評価を通じて優先的に流出抑制対策を講じるべき MicP を特定することを目的とする（鈴木ら, 2022¹²⁹）。

¹²⁸ 環境研究総合推進費（1-2301）「マイクロプラスチックの水及び底質経由の曝露による海洋生物への影響評価」大嶋 雄治（九州大学）, 2023～2025 年度

¹²⁹ 環境研究総合推進費（1-2204）「海洋流出マイクロプラスチックの物理・化学的特性に基づく汚染実態把握と生物影響評価」鈴木 剛（(国研)国立環境研究所）, 2022～2024 年度

2.3.2 実験室での毒性影響

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)

- 139 の実験室およびフィールド調査からデータを抽出し、プラスチックのサイズ、形状の違いによる 577 の独立した影響をさまざまな海域で検証した。そのうち 58% がマイクロプラスチックによるもので、42% がマクロプラスチックによるものであった。検出されなかった影響のうち、94% がマイクロプラスチックによるもので、6% がマクロプラスチックによるものであった (Bucci *et al.*, 2020²)。)。個体群レベルで影響が生じるかどうかは不確かであるが、その一因は、個体群レベルに影響を及ぼす可能性のある環境中の無数の他のストレス要因と比較して、プラスチックの影響を分離することが極めて困難であるためである。
- 実験的ばく露で観察された MicP や NP 粒子そのものに起因する影響に関する論文は急速に増加しているが、実験的研究の多くは、環境中で発生すると報告されている濃度よりも高い濃度のプラスチックを使用しているというのが限界がある (Bucci *et al.*, 2020²; Lenz *et al.*, 2016¹³⁰; Burton GA, 2017¹³¹; Prata *et al.*, 2021¹³²)。
- 影響に関する報告は、海洋哺乳類から魚類、甲殻類、軟体動物まで、多様な分類群に及んでいる。Jacob *et al.* (2020¹³³) は魚類に関する研究をレビューし、Pisani *et al.* (2022¹³⁴) は甲殻類に関する研究を検討し、Han *et al.* (2022¹³⁵) は水生脊椎動物および無脊椎動物におけるエンドポイントのメタ分析を行った。報告された影響には、生存、行動、代謝、繁殖への影響が含まれる。Kögel *et al.* (2020¹³⁶) は、多様な分類群を用いた実験的研究で観察された影響をレビューし、使用された粒子の複数の側面を考慮し、すべての実験が比較可能ではないことを指摘している。
- 海洋生物種や水生生物種を用いた研究では、より小さな粒子径の NP が内臓に現れたり、内臓に影響を与えたりすることがわかった。ゼブラフィッシュの例では、50 nm の粒子が血液中出现し、血液脳関門を通過してドーパミン代謝に影響を与えたが、100 nm の粒子は影響を与えなかったことが示されている (Hwang *et al.*, 2022¹³⁷)。また、粒子による膜や膜機能の破壊から何らかの影響が生じる可能性もある (Hollóczki & Gehrke, 2020¹³⁸)。

¹³⁰ Lenz, R., Enders, K., & Nielsen, T. G. (2016). Microplastic exposure studies should be environmentally realistic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(29).

¹³¹ Burton, G. A. (2017). Stressor Exposures Determine Risk: So, Why Do Fellow Scientists Continue To Focus on Superficial Microplastics Risk? *Environmental Science & Technology*, 51(23), 13515–13516.

¹³² Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Andrady, A. L., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). A One Health perspective of the impacts of microplastics on animal, human and environmental health. *Science of The Total Environment*, 777, 146094.

¹³³ Jacob, H., Besson, M., Swarzenski, P. W., Lecchini, D., & Metian, M. (2020). Effects of Virgin Micro- and Nanoplastics on Fish: Trends, Meta-Analysis, and Perspectives. *Environmental Science & Technology*, 54(8), 4733–4745.

¹³⁴ Pisani, X. G., Lompré, J. S., Pires, A., & Greco, L. L. (2022). Plastics in scene: A review of the effect of plastics in aquatic crustaceans. *Environmental Research*, 212, 113484.

¹³⁵ Han, Y., Lian, F., Xiao, Z., Gu, S., Cao, X., Wang, Z., & Xing, B. (2022). Potential toxicity of nanoplastics to fish and aquatic invertebrates: Current understanding, mechanistic interpretation, and meta-analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 427, 127870.

¹³⁶ Kögel, T., Bjørøy, Ø., Toto, B., Bienfait, A. M., & Sanden, M. (2020). Micro- and nanoplastic toxicity on aquatic life: Determining factors. *Science of The Total Environment*, 709, 136050.

¹³⁷ Hwang, K.-S., Son, Y., Kim, S. S., Shin, D.-S., Lim, S. H., Yang, J. Y., Jeong, H. N., Lee, B. H., & Bae, M. A. (2022). Size-Dependent Effects of Polystyrene Nanoparticles (PS-NPs) on Behaviors and Endogenous Neurochemicals in Zebrafish Larvae. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(18), 10682.

¹³⁸ Hollóczki, O., & Gehrke, S. (2020). Can Nanoplastics Alter Cell Membranes? *ChemPhysChem*, 21(1), 9–12.

- このように、MicP および NP 粒子自体が、成長、行動、又は生殖および他の過程を損なう影響を引き起こす可能性がある。さらに、NP の世代を超えた影響が生じる可能性が示唆されている (Pitt *et al.*, 2018¹³⁹; Zhao *et al.*, 2021¹⁴⁰)。特筆すべきことに、MicP の影響を実験的に扱った研究の大半は、海洋中の濃度をはるかに超える濃度または用量のバージンプラスチックを使用している (Bucci *et al.*, 2020²; Lenz *et al.*, 2016¹³⁰)。ただし実験的に観察されたような影響を引き起こすレベルの MicP や NP へのばく露が、どこで行われうるのか (Burns & Boxall, 2018¹⁴¹; Lenz *et al.*, 2016¹³⁰; Annenkov *et al.*, 2021¹⁴²)、また、化学物質ばく露のどの程度の割合がプラスチック起源に帰属しうるのかは、重大な疑問である。
- 蛍光標識された PS ビーズを使用した最近の研究では、実験室の制御された条件下で、PS ビーズが小麦とレタスの根に取り込まれ、表皮と木部に移行することが明らかになった (van Kleunen *et al.*, 2020¹⁴³; Li *et al.*, 2020¹⁴⁴)。
- PS から作られたナノプラスチック (NP) 粒子を高濃度 (g/kg または mg/L) で散布すると、植物に軽い反応が起こり、その結果、根のストレスが増大することがわかっている。環境中の MNP が自然条件下で土壌からも植物に取り込まれるかどうか、また食物連鎖を通じて生物濃縮されるかどうか、またその程度はまだわかっていない。

(Barrick *et al.*, 2021¹¹²)

- MNP の潜在的な環境影響と生態毒性を評価することへの関心が高まっており、多くのレビューがされている。実施された研究の多くは、サイズ、形状、組成の影響とコロイド安定性との関係について、人工ナノ材料で学んだ教訓に支えられている (Rist & Hartmann, 2018¹⁴⁵)。
- 陸上生物を用いた実験では、プラスチック粒子が摂取 (ミミズや腹足類) を介して特定の種と相互作用し、腸閉塞などの機械的変化を引き起こす可能性があることが実証されており、これにより食物同化が低下し、成長阻害につながる可能性がある

¹³⁹ Pitt, J. A., Trevisan, R., Massarsky, A., Kozal, J. S., Levin, E. D., & di Giulio, R. T. (2018). Maternal transfer of nanoplastics to offspring in zebrafish (*Danio rerio*): A case study with nanopolystyrene. *Science of The Total Environment*, 643, 324–334.

¹⁴⁰ Zhao, X., Liu, Z., Ren, X., & Duan, X. (2021). Parental transfer of nanopolystyrene-enhanced tris(1,3-dichloro-2-propyl) phosphate induces transgenerational thyroid disruption in zebrafish. *Aquatic Toxicology*, 236, 105871.

¹⁴¹ Burns, E. E., & 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.

¹⁴² Annenkov, V. v., Danilovtseva, E. N., Zelinskiy, S. N., & Pal'shin, V. A. (2021). Submicro- and nanoplastics: How much can be expected in water bodies? *Environmental Pollution*, 278, 116910.

¹⁴³ van Kleunen, M., Brumer, A., Gutbrod, L., & Zhang, Z. (2020). A microplastic used as infill material in artificial sport turfs reduces plant growth. *PLANTS, PEOPLE, PLANET*, 2(2), 157–166.

¹⁴⁴ Li, L., Luo, Y., Li, R., Zhou, Q., Peijnenburg, W. J. G. M., Yin, N., Yang, J., Tu, C., & Zhang, Y. (2020). Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. *Nature Sustainability*, 3(11), 929–937.

¹⁴⁵ Rist, S., & Hartmann, N. B. (2018). Aquatic Ecotoxicity of Microplastics and Nanoplastics: Lessons Learned from Engineered Nanomaterials. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater Microplastics : Emerging Environmental Contaminants?* (pp. 25–49). Springer International Publishing.

(Huerta *et al.*, 2016¹⁴⁶; Rodriguez-Seijo *et al.*, 2017¹⁴⁷; Zhu *et al.*, 2018¹⁴⁸; Wang *et al.*, 2019¹⁴⁹; Jiang *et al.*, 2020¹⁵⁰)

- MNP の有病率は広く調査・報告されているが、環境に有害かどうかについての結論はまだ確認されていない。水生生物に関する研究では、マイクロプラスチックとナノプラスチックの両方が、ポリマーの種類による影響は限定的であるものの、生物学的組織の個体以下のレベルで影響をもたらすことが実証され、観察された影響の多くは物理的な破壊過程によるものである可能性が示唆された。これらには、消化器系などの組織の閉塞や内部摩耗が含まれ、エネルギー摂取量の減少と炎症に関連している可能性がある。

(Ding *et al.*, 2023¹⁵¹)

- MicP/NP の消化器系毒性を支持する証拠は数多くあるが、研究の種類、モデル、エンドポイントが多様であるため、メカニズムはあいまいなままである。有害転帰経路の枠組みを有望なツールとして採用することで、MicP/NP による消化器系への影響について、メカニズムに基づく視点を提供し、活性酸素種の過剰生産は、MicP/NP が介在する消化器系の傷害における分子的な起因事象として同定された。酸化ストレス、アポトーシス、炎症、ディスバイオシス、代謝障害を含む一連の有害作用が、重要な出来事として要約された。最後に、これらの影響の発生は最終的に有害な事象をもたらし、消化器系の罹患率と死亡率の増加の可能性を示唆した。

(Tamargo *et al.*, 2022¹⁵²)

- 現実的なヒトの摂取ばく露レベルの範囲にある量の PET MicP を、標準化された *in vitro* 静的モデルでの消化シミュレーションと、simgi® モデルを用いた腸内細菌動的発酵に供した。さらに、simgi® の異なる結腸区画（上行結腸、横行結腸、下行結腸）において、上部静的消化後および結腸発酵後の微生物叢組成および PET 形態の変化を評価した。その結果、マイクロプラスチックの摂食が、大腸微生物群集の組成と多様性の両方に影響を及ぼすことが示唆された。

¹⁴⁶ Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A., & Geissen, V. (2016). Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology*, 50(5), 2685–2691.

¹⁴⁷ Rodriguez-Seijo, A., Lourenço, J., Rocha-Santos, T. A. P., da Costa, J., Duarte, A. C., Vala, H., & Pereira, R. (2017). Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché. *Environmental Pollution*, 220, 495–503.

¹⁴⁸ Zhu, D., Chen, Q.-L., An, X.-L., Yang, X.-R., Christie, P., Ke, X., Wu, L.-H., & Zhu, Y.-G. (2018). Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biology and Biochemistry*, 116, 302–310.

¹⁴⁹ Wang, J., Liu, X., Li, Y., Powell, T., Wang, X., Wang, G., & Zhang, P. (2019). Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. *Science of The Total Environment*, 691, 848–857.

¹⁵⁰ Jiang, X., Chang, Y., Zhang, T., Qiao, Y., Klobučar, G., & Li, M. (2020). Toxicological effects of polystyrene microplastics on earthworm (*Eisenia fetida*). *Environmental Pollution*, 259, 113896.

¹⁵¹ Ding, R., Ma, Y., Li, T., Sun, M., Sun, Z., & Duan, J. (2023). The detrimental effects of micro- and nano-plastics on digestive system: An overview of oxidative stress-related adverse outcome pathway. *Science of The Total Environment*, 878, 163144.

¹⁵² Tamargo, A., Molinero, N., Reinos, J. J., Alcolea-Rodriguez, V., Portela, R., Bañares, M. A., Fernández, J. F., & Moreno-Arribas, M. V. (2022). PET microplastics affect human gut microbiota communities during simulated gastrointestinal digestion, first evidence of plausible polymer biodegradation during human digestion. *Scientific Reports*, 12(1), 528.

(Zhao *et al.*, 2021¹⁵³)

- 発生初期段階のゼブラフィッシュを選択し、0, 10, 100, 1000 µg/L の濃度でゼブラフィッシュ胚を1~4µm の PE-MicP を7日間ばく露した結果、微生物叢、生理学的・生化学的パラメータ、遺伝子の転写、グルコースと脂質の代謝に関連する代謝物が明らかに影響を受け、PE-MicP がゼブラフィッシュの胚発生に影響を与える可能性が示された。

(Koski *et al.*, 2021¹⁵⁴)

- TWP の種類（新品タイヤ、古タイヤ、人工芝のゴム粒）と濃度（10-10,000 TWP L-1）が、クリプト藻類 *Rhodomonas* sp. からなる高濃度（400µg C L-1）と低濃度（40µg C L-1）の餌で、2 種類の一般的な沿岸カイアシ類の摂餌、繁殖、糞便ペレット生産に及ぼす影響を試験した。環境的に適切な濃度である<10 TWP L-1 では、カイアシ類に対する TWP の影響は観察されなかった。沿岸水域で測定された MicP 濃度の 100 倍を超える TWP 濃度では、餌濃度、カイアシ類の摂餌様式、TWP 濃度、TWP の種類が相互に影響しあい、カイアシ類の摂餌とペレット生産に影響を及ぼしたが、繁殖には影響がなかった。

(中西ら, 2021¹⁵⁵)

- ポリスチレン、ポリエチレン、ポリ塩化ビニル、ポリエチレンテレフタレート、ポリプロピレンのような利用量の多いプラスチック素材を、自然環境中で発生している微細化メカニズムを取り入れながら研究用 MicP として生成し、同研究用 MicP を節足動物および脊椎動物にばく露した。サブマイクロメートルからマイクロメートルレベルの MicP はさまざまな生体内へ移行・蓄積することが確認できたが、そのメカニズムに MicP の脈管系による移動が考えられる。また、炎症性サイトカインの産生量は MicP のばく露量に比例すること、サブマイクロメートルからマイクロメートルレベルの MicP の食食で産生が顕在化すること、MicP 素材の違いにより産生量が異なることが明らかとなった。

(de Ruijter *et al.*, 2020¹²⁷)

- 成長に対する MicP の影響は、最も頻繁に研究されていることが観察された（25.4%）。次いで、亜組織エンドポイント（21.4%）、生存（14.7%）、摂食（11.5%）、繁殖（9.9%）と続く。個体群レベルのエンドポイントは、研究された全エンドポイントのわずか4%未満である。105 の論文から、約10%のみが影響閾値を報告している（LCx, ECx, LOEC, NOEC のいずれか）。影響閾値を報告している全研究のうち、33.3%は個数濃度（個/L）、50%は重量濃度（mg/L）、16.7%は両方の単位で報告している。

•

¹⁵³ Zhao, Y., Qin, Z., Huang, Z., Bao, Z., Luo, T., & Jin, Y. (2021). Effects of polyethylene microplastics on the microbiome and metabolism in larval zebrafish. *Environmental Pollution*, 282, 117039.

¹⁵⁴ Koski, M., Søndergaard, J., Christensen, A. M., & Nielsen, T. G. (2021). Effect of environmentally relevant concentrations of potentially toxic microplastic on coastal copepods. *Aquatic Toxicology*, 230, 105713.

¹⁵⁵ 環境研究総合推進費（1-1908）「研究用マイクロプラスチックの調整と Bio-MEMS 技術による免疫学的検証」中西義孝（熊本大学）、2019~2021 年度

(Sjollema *et al.*, 2016¹⁵⁶)

- サイズと材料特性の影響を調べるために、負電荷を帯びたものと帯電していないもの、そして3つの異なるサイズ(0.05, 0.5, 6 μ m)のポリスチレン粒子を選択し、微細藻類を異なるポリスチレン粒子サイズと表面電荷に72時間ばく露し、微細藻類の光合成と成長に及ぼす影響をそれぞれパルス変調蛍光法とフローサイトメトリーで測定した。どの処理も微細藻類の光合成には影響を与えなかった。微小藻類の成長は、帯電していないポリスチレン粒子によって悪影響を受けた(最大45%)が、それは高濃度(250mg/L)においてのみであった。さらに、これらの悪影響は粒子径が小さくなるにつれて増加することが示された。

(大嶋ら, 2020a¹⁵⁷)

- オオミズナギドリ雛にレジンペレットを与えた実験の結果、外部形態の成長では、2020年の2g投与群でプラスチック投与後の期間に日齢とプラスチック投与量の交互作用項が有意な変数として選択された以外は、他の全ての年、計測期間、計測部位で、プラスチックの投与量、日齢とプラスチックの投与量の交互作用項は有意な説明変数に選択されず、プラスチック投与による影響は認められなかった。
- また、2017年実験群の腎臓重量を説明する有意な変数としてプラスチックの投与量が選択され、プラスチック投与群の腎臓は軽かったが、その他の臓器ではプラスチックの投与量の効果は認められなかった。
- オオミズナギドリ雛へのレジンペレット投与実験では、成長、給餌量、血液のホルモン等に明瞭な影響はなかったことから、野外で普通観察される程度の体重の1%以下の摂取量では栄養状態への大きな負の影響はないだろうと考えられる。今後プラスチック汚染が進み、体重の2%を超えるほどの大量の取り込み量となった場合何らかの影響が懸念される。また、わが国でも海鳥のプラスチック取り込みは進んでおり、プラスチック誤飲による直接的な死亡に加え、汚染物質とりこみによる腎機能の変化などによる死亡が懸念される。

(大嶋ら, 2020b¹⁵⁸)

- 水生生物からMicPが検出されており、排出されると予想されるが、体内での挙動は明らかになっていない。研究室で飼育繁殖したメダカ(2カ月齢)を用い、粒径2 μ mおよび20 μ mのポリスチレン、20 μ mおよび200 μ mのポリエチレンMicPを2週間ばく露させ、MicPを含まない飼育水に替えてさらに10日間かけて体内のMicPを排泄させた。その結果、ばく露前およびばく露後のメダカの平均体重はすべてのばく露区で有意な差は見られなかった。
- 蛍光顕微鏡によるMicP計数の結果、すべてのばく露区においてメダカの消化管にMicPが取り込まれていた。ばく露開始1日目でMicPの体内濃度は急激に上昇し、その後14日ばく露期間変化しなかった。しかしばく露終了後、MicP粒子数は急激に減

¹⁵⁶ Sjollema, S. B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H. A., Kraak, M. H. S., & Vethaak, A. D. (2016). Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquatic Toxicology*, 170, 259–261.

¹⁵⁷ 平成30年度環境研究総合推進費戦略的研究開発領域課題(SII-2-2), 大嶋, 海洋プラスチックごみに係る動態・環境影響の体系的解明と計測手法の高度化に係る研究, 大嶋雄治(九州大学), 2018~2020a

¹⁵⁸ 大嶋雄治, 島崎 洋平 (2020) メダカにおけるマイクロプラスチックの動態とその影響, マイクロプラスチックの実態と生物への影響, マテリアルライフ学会誌, 32 [3] 53~57.

少し、20 μ m ポリスチレン、20 μ m ポリエチレン、200 μ m ポリエチレンばく露区においてばく露開始 21～24 日目には MicP がほぼ排泄された。しかし、2 μ m ポリエチレンは排泄期終了後も残存しており、腸管組織内へ貫入した可能性が考えられた。実験で用いた MicP は最大 100 倍程度濃縮されるが、その吸収と排泄は急速であり、平均 1 日程度しか体内に滞留しないと考えられた。

- メダカを用いて 2 μ m ポリスチレン粒子を 2 週間ばく露した結果、その産卵とその胚の生存には全く影響を与えなかった。ただし、消化管内では細胞接着に関与するカドヘリン等いくつかの遺伝子の発達が優位に上昇していた。

(井手ら, 2021¹⁵⁹)

- 広く生活に浸透しているプラスチックの 1 つであるポリスチレン (PS) 粒子を用い、6 週齢の雌雄 F344 ラットの各 4 匹/群にナノ PS 粒子 (粒径 0.03 μ m) およびマイクロ PS 粒子 (粒径 0.3 μ m) を 0 (対照群), 200 又は 1000 mg/kg の用量で単回経口投与し、急性経口投与毒性試験を実施した。観察期間中に死亡動物はなく瀕死動物もみられなかった。一般状態観察では、ナノ PS 1000 mg/kg 投与群の 1 例のみで一過性の自発運動低下がみられたが、すぐに回復した。剖検時の全身諸臓器の病理学的検査では、いずれの動物にも肉眼的異常所見はみられなかった。
- 体重および臓器重量の統計解析および病理組織学的検討を実施した。体重測定では、ナノ PS 1000 mg/kg 投与群では雌雄ともに体重増加抑制の傾向が認められたものの、投与群と対照群の間に有意な差はみられなかった。臓器重量測定では、雌のナノ PS 1000 mg/kg 投与群において肝臓の絶対重量の有意な低下が認められたが、相対重量に変化はなく、毒性学的意義の乏しい変化であると判断した。また、1000 mg/kg 投与群における摘出臓器の病理組織学的検索では、対照群と比較して明らかな変化は認められなかった。以上の結果を総括し、本研究で用いたマイクロ PS およびナノ PS の 1000 mg/kg の単回経口投与では、雌雄の健常動物には毒性学的影響は及ぼさないと考えられた。

(Ikuta *et al.*, 2022¹⁶⁰)

- 鰓細胞内の共生細菌に栄養のほとんどを依存する深海化学合成生態系構成種のイガイ科二枚貝 (シンカイヒバリガイ類) と浅海性で濾過食性のイガイ科二枚貝を用いて、蛍光標識したマイクロプラスチックビーズをエラにばく露する実験を行った。ビーズを優先的に取り込む鰓細胞のタイプを同定し、ビーズの取り込みに対する貪食阻害剤の抑制効果を示した。さらに、電子顕微鏡を用いて、ビーズが膜結合液胞内に封入されていることを組織学的に検証した。この結果から、マイクロプラスチック粒子は貪食によって深海および沿岸のイガイ類の鰓細胞に取り込まれることが示された。

¹⁵⁹ 科学研究費助成事業 (19K20471) 「マイクロプラスチックおよびナノプラスチックが生体に及ぼす毒性影響の比較」井手 鉄哉 (国立医薬品食品衛生研究所), 2019～2020 年度

¹⁶⁰ Ikuta, T., Tame, A., Takahashi, T., Nomaki, H., & Nakajima, R. (2022). Microplastic particles are phagocytosed in gill cells of deep-sea and coastal mussels. *Frontiers in Marine Science*, 9.

(Pelegriini *et al.*, 2023¹⁶¹)

- 615 の文献を分析。主な生物では、節足動物と魚類を合わせて毒性試験の 40% 近くを占めた。さらに、発表数の違いにもかかわらず、MicP よりも NP で報告された毒性が大きく、酸化ストレスが主な調査エンドポイントであることが観察された。マイクロ/ナノプラスチック (MNP) のハザードプロファイルを概観し、広範な毒性学的エビデンスの下で、文献的ギャップを可視化することができた。

(武村, 2023¹⁶²)

- ヒト角化上皮細胞株 Hacat 細胞や、マウスの皮膚上皮の初代培養細胞を様々な粒径のプラスチック粒子で刺激したところ、ナノレベルのプラスチックが極めて強い細胞傷害性を示すことが分かった。ナノプラスチックによる細胞傷害に伴い、炎症性サイトカイン IL-1 α をはじめとする様々なタンパク質が細胞外に放出されていることを確認した。IL-1 α の放出は、アトピー性皮膚炎や乾癬などの皮膚疾患の発症や増悪と深く関係する TNF- α , IFN- γ , IL-17 の刺激で大きく亢進することも分かった。
- ナノレベルのプラスチック粒子による皮膚上皮細胞の細胞死の誘導に関わる分子機序の解明を試みた。Cytochalasin D 処理をしても当該応答を防げなかったことから、粒子の取り込みに貪食を必要としないことが分かった。また、インフラマソーム応答を担う NLRP3 や Caspase-1 などの遺伝子を欠損したマウスの皮膚上皮細胞においても当該応答は防げなかった。

参考：関連する現在進行中の研究

環境総合推進費 (1-2301) , マイクロプラスチックの水及び底質経由の曝露による海洋生物への影響評価, 大嶋 雄治, 2023~2025 年度 (大嶋ら, 2023¹²⁸)

- 「海産・汽水生物を用いた慢性毒性短期試験法」を参考に、魚類はジャワメダカ、マミチョグ、マダイの胚・仔魚、甲殻類はカイアシ、アミ、ヨコエビ、軟体動物はマガキや尾索動物はホヤ、棘皮動物はウニ、大型藻類はアオサ、そして微細藻類は珪藻 (付着性含む)、藍藻、緑藻を用いて試験を実施して (亜) 慢性毒性試験を行う。
- また、海洋底質生態系において重要な役割を担うヨコエビ、多毛類 (ゴカイ)、および貧毛類 (ミミズ) について、底質から混合曝露する手法を検討して、生残・成長をエンドポイントとした亜慢性試験を行う。以上、共通試料で得られた試験結果を取りまとめ、5~8 種以上について毒性結果が得られた試料については有害性評価値の算出を行い、各種モニタリング結果と比較してリスク評価を行う。

環境研究総合推進費 (1MF-2204) 「マイクロ・ナノプラスチックが海洋生物に与える影響：生態学的適切さに基づく評価」金 禧珍 (長崎大学), 2022~2024 年度¹⁶³

¹⁶¹ Pelegriini, K., Pereira, T. C. B., Maraschin, T. G., Teodoro, L. D. S., Basso, N. R. D. S., de Galland, G. L. B., Ligabue, R. A., & Bogo, M. R. (2023). Micro- and nanoplastic toxicity: A review on size, type, source, and test-organism implications. *Science of The Total Environment*, 878, 162954.

¹⁶² 科学研究費助成事業 (21K19083) 「海洋プラスチック粒子は食物アレルギーのリスクファクターになるか？」武村直紀 (大阪大学), 2021~2022 年度

¹⁶³ 環境研究総合推進費 (1MF-2204) 「マイクロ・ナノプラスチックが海洋生物に与える影響：生態学的適切さに基づく評価」金 禧珍 (長崎大学), 2022~2024 年度

- サブテーマ 1) 大型練習船を活用した海洋 MicP・NP の回収および分離による形状と濃度、分布を調査し、サブテーマ 2) 冷凍粉碎および劣化 MicP・NP の作製、UVA 吸収剤及び難燃剤含有の MicP・NP 作製、ならびに海洋 MicP・NP の性状分析を実施する。最後に、サブテーマ 1 と 2 の情報を基にサブテーマ 3) 物理化学的特性の異なる MicP・NP が海産動物プランクトンと魚類に与える影響を調査する。

環境研究総合推進費 (5-2103) 「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 (早稲田大学), 2021~2023 年度 (大河内ら, 2021¹⁶⁴)

- 大気中マイクロプラスチック (Airborne microplastics; AMPs) を空気動力学径 100 μm 以下と定義し、呼吸系への影響を考慮して、4 μm 以下のレスピラブル粒子および PM2.5 に着目する。なお、PM0.1 に含まれる微細プラスチックをナノプラスチック (Airborne nanoplastics; ANPs) と定義する。
- 野外観測では、次のことを行う。①民間分析メーカーと連携して、 μFTIR による AMPs 定量法を確立する。②国内研究機関と連携し、同一手法で AMPs の大気濃度、空気動力学径分布、材質および大気沈着を解明し、吸入量を推計する。③自由対流圏、外洋、極域で AMPs の観測を行い、地球規模汚染の実態解明を行う。④AMPs の吸着有機物・重金属を同定し、ANPs 定量法に先鞭をつける。
- 数値実験では、野外観測の成果をもとに研究を進める。初期段階では野外観測で成果が得られていないので、都市域における AMPs の発生源と推定されている自動車タイヤ摩耗粉塵と繊維状マイクロプラスチックの領域収支 (発生、輸送、沈着量) を、気象庁領域気象化学モデル NHM-Chem により概算を行う。野外観測結果が得られてきたら、陸域における各種 AMPs のインベントリ作成に着手する。また AMPs の形状・材質が大気動態や雲生成・豪雨形成に及ぼす影響評価を行い、領域収支のさらなる高精度化を図る。AMPs 肺沈着モデルを改良する。
- 健康影響評価では、マイクロプラスチックを肺上皮細胞、マクロファージに曝露し、肺のバリア機能と免疫への影響を明らかにする。また、マイクロプラスチックをマウスに曝露し、肺障害と炎症を調べるとともに卵白アルブミン (OVA) を投与して喘息モデルを作成し、マイクロプラスチックの喘息病態への影響を明らかにする。
- 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 AMP の実態解明に取り組んでいる。その上で、AMP の環境動態モデルを構築し (梶野ら, 2023¹⁶⁵)、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, 2023¹⁶⁶)

¹⁶⁴ 環境研究総合推進費 (5-2103) 「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 (早稲田大学), 2021~2023 年度

¹⁶⁵ 環境研究総合推進費 (5-2103) 「(サブテーマ 2) 大気中マイクロプラスチックの環境動態モデリング」梶野 瑞王 (気象研究所), 2021~2023 年度

¹⁶⁶ 環境研究総合推進費 (5-2103) 「(サブテーマ 3) 大気中マイクロプラスチックの呼吸器影響の解明」石原 康宏 (広島大学), 2021~2023 年度

科学研究費助成事業（22K19693）「NASH メダカをヒトへの生体影響モデルに抜擢したマイクロプラスチックのリスク評価」神谷 重樹（大阪公立大学）, 2022～2024 年度¹⁶⁷

- 本研究ではその実体をプラスチック自体、環境中で取り込まれる化学物質、あるいは付着する細菌、と腸内細菌叢との競合(影響)を想定し、③生活習慣病への影響までの一連の問題点を解析できるモデルとして非アルコール性脂肪肝炎(NASH)モデルメダカを用い、MicP 摂取の本質的原因を特定し、そのリスクの評価法の開発を目指す。

科学研究費助成事業（22K12405）「気道・肺検体に蓄積されたマイクロプラスチックの呼吸器疾患への影響に関する研究」溝口 聡（長崎大学）, 2022～2025 年度

- MicP の生体への影響を調べるために、肺胞洗浄液（BAL）内及び切除肺内に MicP が混入しているかどうかを検索し、その疾患発症や症状増悪との関係性を明らかにすることを目的とし、手術検体内の MicP の測定および MicP に関する基礎実験を行い、その影響について明らかにする（溝口ら, 2022¹⁶⁸）。

科学研究費助成事業（20K21725）「ナノプラスチックによる消化管の炎症反応誘導機構の解明とリスク評価法の確立」市原 佐保子（自治医科大学）, 2020～2022 年度

- 炎症性腸疾患モデルマウスを使用し、ナノプラスチックによる腸管免疫機構の破綻を介する消化管炎症反応の誘導および増悪作用の機構を解明し、ナノプラスチックの消化管に対するリスク評価法を開発することを目的とする（市原ら, 2020¹⁶⁹）。

環境研究総合推進費（1RF-2204）「マイクロ/ナノプラスチックの吸入ばく露試験による肺有害性評価と表面官能基の違いが与える肺有害性の解明」友永 泰介（産業医科大学）, 2022～2024 年度¹⁷⁰

- マイクロ/ナノプラスチックの肺有害性評価を総合的に行うため、実環境での経気道ばく露を想定した吸入ばく露試験と気管内試験を実施する（友永ら, 2022）。

環境研究総合推進費（1-2204）「海洋流出マイクロプラスチックの物理・化学的特性に基づく汚染実態把握と生物影響評価」鈴木 剛（(国研)国立環境研究所）, 2022～2024 年度（鈴木ら, 2022¹²⁹）

- 陸域・沿岸域・海洋の MicP を対象として、存在実態と物理・化学的特性を評価して汚染実態を明らかにすると共に、流出インベントリや海洋検出事例に基づき選定した高懸念 MicP のモデル生物による生物影響評価を実施して個体に影響を及ぼす濃度を算出し、汚染実態を考慮した生態リスク評価を通じて優先的に流出抑制対策を講じるべき MicP を特定することを目的とする。

¹⁶⁷ 科学研究費助成事業（22K19693）「NASH メダカをヒトへの生体影響モデルに抜擢したマイクロプラスチックのリスク評価」神谷 重樹（大阪公立大学）, 2022～2024 年度

¹⁶⁸ 科学研究費助成事業（22K12405）「気道・肺検体に蓄積されたマイクロプラスチックの呼吸器疾患への影響に関する研究」溝口 聡（長崎大学）, 2022～2025 年度

¹⁶⁹ 科学研究費助成事業（20K21725）「ナノプラスチックによる消化管の炎症反応誘導機構の解明とリスク評価法の確立」市原 佐保子（自治医科大学）, 2020～2022 年度

¹⁷⁰ 環境研究総合推進費（1RF-2204）「マイクロ/ナノプラスチックの吸入ばく露試験による肺有害性評価と表面官能基の違いが与える肺有害性の解明」友永 泰介（産業医科大学）, 2022～2024 年度

2.3.3 リスク評価の手法・アプローチ（実験による生態毒性データと実環境との比較） （生態毒性データに関する課題は 2.3.2 も参照）

（Everaert *et al.*, 2020¹⁷¹）

- 海洋生態系に対する浮遊性 MicP（1 mm -5 mm）のリスクを、世界の海洋における環境濃度と利用可能な生態毒性データとを比較することによって評価した。23 の生物種固有の影響閾値濃度データを生物種感度分布に統合した結果、許容できないレベルの中央値は 1.21×10^5 個/m³ (95% CI: 7.99×10^3 - 1.49×10^6 個/m³)であった。2010 年には、世界の海洋の表層（0-5 m）の 0.17%に脅威となるリスクが生じていることがわかった。最悪のケースとして予測される将来の海洋へのプラスチック排出量によって、2050 年と 2100 年には、この割合はそれぞれ 0.52%と 1.62%に増加する。

環境省海洋プラスチックごみによる生物・生態系影響把握等業務，2022～

- MicP の生態影響試験について多くの論文等が発表されてきているが、本報告書表 3 で示したように共通の試験方法および評価方法がないことが課題となっている。環境省の海洋プラスチックごみによる生物・生態系影響把握等業務では、環境中 MicP のリスクを定量的に評価するための手法の確立を目指して、まずは「粒子」が「水生生物」に及ぼす影響を有害性とばく露/動態に分けて検討を行っている。有害性については、有害性試験に関する文献査読を通じ、これら文献ないしデータの信頼性評価の留意点や、試験方法やエンドポイントの設定のあり方について検討を行っている。またばく露については、実環境（海洋表層）で採取された MicP データを元に、有害性試験で用いられる MicP との、粒径、素材、形状、濃度単位等の差異をどう埋めていくかについて、最新の研究動向や文献調査を踏まえ検討を行っている。
- なお、当業務と類似した検討として、de Ruijter らが水生生物を対象とする有害性試験の研究論文の分析を行い、文献の品質担保のため、20 の基準を検討し、スコアリングを試行している（de Ruijter VN, 2020¹²⁷）。またこれらの基準を使い、南カリフォルニアの政府間研究プロジェクト（Southern California Coastal Water Research Project (SCCWRP)）にてこれらスコアリング結果をオープンソースとして公開している。（SCCWRP¹⁷²）
- また、MicP のリスク評価手法やアプローチ（Koelmans *et al.*, 2020¹⁷³, 2022¹⁷⁴; Coffin, 2023¹⁷⁵）、実環境でのばく露状況を考慮したリスク評価（Coffin, *et al.*, 2022¹⁷⁶）、Koelmans *et al.*, 2023¹⁷⁷; Redondo-Hasselerharm, *et al.*, 2023¹⁷⁸）についていくつかの研究

¹⁷¹ Everaert, G., de Rijcke, M., Lonneville, B., Janssen, C. R., Backhaus, T., Mees, J., van Sebille, E., Koelmans, A. A., Catarino, A. I., & Vandegehuchte, M. B. (2020). Risks of floating microplastic in the global ocean. *Environmental Pollution*, 267, 115499.

¹⁷² Southern California Coastal Water Research Project (SCCWRP) (<https://microplastics.sccwrp.org/>) accessed 2024.3.28

¹⁷³ Koelmans, A.A., Redondo-Hasselerharm, P.E., Mohamed Nor, N.H., Kooi, M., 2020. Solving the nonalignment of methods and approaches used in microplastic research to consistently characterize risk. *Environ. Sci. Technol.* 54, 12307–12315

¹⁷⁴ Koelmans, A. A., *et al.* (2022). "Risk assessment of microplastic particles." *Nature Reviews Materials* 7(2): 138-152.

¹⁷⁵ Coffin, S. (2023). "The emergence of microplastics: charting the path from research to regulations." *Environmental Science: Advances*. <https://dx.doi.org/10.1039/d2va00275b>

¹⁷⁶ Coffin, S., *et al.* (2022). "Risk characterization of microplastics in San Francisco Bay, California." *Microplastics and Nanoplastics* 2(1). <https://dx.doi.org/10.1186/s43591-022-00037-z>

¹⁷⁷ Koelmans, A. A., *et al.* (2023). "On the probability of ecological risks from microplastics in the Laurentian Great lakes." *Environmental Pollution* 325: 121445.

¹⁷⁸ Redondo-Hasselerharm, P. E., *et al.* (2023). "Risk assessment of microplastics in freshwater sediments guided by strict quality criteria and data alignment methods." *J Hazard Mater* 441: 129814.

がみられる。これら文献のいくつかにおいて、水域環境における MicP の粒径分布が、ベキ分布 (Power law distribution) であることが報告されており、技術的な実測の限界といわれる $300\ \mu\text{m}$ 未満の個数濃度の推計手法が検討や、個数濃度を重量や体積等に基づいた濃度へ換算する方法がいくつか示されている。

参考：関連する現在進行中の研究

日本化学工業協会 LRI (20-6-4) 「マイクロプラスチックの環境リスク評価のための概念モデルの構築と東京湾での試行的リスク評価」 内藤 航 (産業技術総合研究所), 2020 年度～ (内藤ら, 2020¹⁷⁹)

- MicP のリスク評価手順を具体的に示した概念モデルを開発し、MicP の環境リスク評価の国内外における既存の文献レビューにもとづいて、東京湾を対象地域とした試行的リスク評価を実施する。そして、試行的リスク評価の過程での感度解析から不確実性の高い要因を洗い出すとともに、より現実的なリスク評価に必要な研究課題やリスク評価における留意点を明らかにする。

科学研究費助成事業 (23H03560) 「実環境中に存在するマイクロプラスチックによるサンゴ病気罹患への影響評価」 中村 崇 (琉球大学), 2023～2025 年度 (中村ら, 2023¹⁸⁰)

- 近年、長年に渡って排出され続け、風化等により微細化したプラスチックごみ (以下 MicP と称する) がサンゴの周辺環境中に蓄積していることが次第に明らかにされつつあり、MicP がサンゴの生存にとっての直接または間接的な負荷となっている可能性が懸念されていることから、サンゴ礁生態系における MicP 汚染の実態把握と、MicP 蓄積による潜在的リスクの明示化を目指す。

環境研究総合推進費 (1-2204) 「海洋流出マイクロプラスチックの物理・化学的特性に基づく汚染実態把握と生物影響評価」 鈴木 剛 ((国研)国立環境研究所), 2022～2024 年度 (鈴木ら, 2022¹²⁹)

- 陸域・沿岸域・海洋の MicP を対象として、存在実態と物理・化学的特性を評価して汚染実態を明らかにすると共に、流出インベントリや海洋検出事例に基づき選定した高懸念 MicP のモデル生物による生物影響評価を実施して個体に影響を及ぼす濃度を算出し、汚染実態を考慮した生態リスク評価を通じて優先的に流出抑制対策を講じるべき MicP を特定することを目的とする。終局的には、環境流出 MicP の生態リスクを評価し、存在実態、特徴や影響要因を考慮したリスク管理の観点で優先的に流出抑制対策すべき MicP の明示を試みる。

¹⁷⁹ 日本化学工業協会 LRI (20-6-04) 「マイクロプラスチックの環境リスク評価のための概念モデルの構築と東京湾での試行的リスク評価」 内藤 航 (産業技術総合研究所), 2020 年度～

¹⁸⁰ 科学研究費助成事業 (23H03560) 「実環境中に存在するマイクロプラスチックによるサンゴ病気罹患への影響評価」 中村 崇 (琉球大学), 2023～2025 年度

2.4 環境中に流出したプラスチックの添加・吸着化学物質による影響

環境中に流出したプラスチックに添加されている，あるいは吸着した化学物質による影響について，令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について，表 4 に整理した。

表 4 令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について

項目	内容および課題
環境中の濃度	● 海洋プラスチックに吸着した化学物質の環境中濃度は，材質やサイズによって異なる事例が観測されている。 【主な重点研究課題】 ● 海洋プラスチックの有無による化学物質の移行量の違いの研究。
生物への移行	● 海洋プラスチックを介した移行が生じている事例はあるが，他のばく露経路に対してどの程度の寄与になるか定量的な知見が少ない。 ● 海洋プラスチックの大きさ・形状・材質等の性状により移行量が異なるとの指摘があるものの，定量的な知見が少ない。 【主な重点研究課題】 ● 実環境を踏まえた海洋プラスチックの食物連鎖による化学物質の濃縮の定量的な評価，ヒトを含めた生態系における寄与度の定量的な評価。 ● 化学物質の種類，プラスチックの海洋環境中での沈降，微細化，変質等の動態，プラスチックの大きさに応じた化学物質の移行量の定量的な評価。

上記課題に対する研究の進捗状況：

令和元年特定重点課題に関する進捗の概要： 【環境中の濃度】 ● プラスチックの有無による移行量の違いについて，実環境で採取されたプラスチックにおいて，プラスチック添加剤の溶出，あるいは有害化学物質の吸着が確認され，その濃度が粒子の材質，サイズ，表面積対体積比等や環境条件等様々な要因に影響されることが指摘されているが，定量的な知見は少ない。 【生物への移行】 ● プラスチックに吸着した有害化学物質が，プラスチックを摂取した海洋生物に移行し，食物連鎖を通じて生態系に影響を与える可能性があることが示されているが，科学的な知見は不十分である。 ● 海洋等環境中でのプラスチックの微細化や変質による，添加剤である化学物質の放出や，環境中における化学物質の吸着メカニズムや影響要因の解明，海洋プラスチ
--

ックの大きさに応じた化学物質の移行量や移行率の測定や推定などの研究事例が紹介されているが、これらの研究はまだ限られた範囲のものである。

- 粒子だけでなく、化学物質による影響についても、環境中における MicP の採取と、生態毒性の評価のための明確なガイドラインと標準化された方法の必要性が指摘されている。
- 吸着か添加物かによって取込み経路・生物蓄積のメカニズムが異なるとの指摘がある。

継続・新規重点課題：

【環境中の濃度】

- （一定程度の進捗あり・継続）プラスチックの有無による化学物質の環境中濃度の定量的な評価。
- （一定程度の進捗あり・新規）環境中のプラスチックごみと添加物の影響把握の精緻化。

【生物への移行／生態系における影響・毒性】

- （一定程度の進捗あり・継続）実環境を踏まえたプラスチックの食物連鎖による化学物質の濃縮の定量的な評価，ヒトを含めた生態系における寄与度の定量的な評価。
- （一定程度の進捗あり・継続）化学物質の種類，プラスチックの海洋環境中での沈降，微細化，変質等の動態，プラスチックの大きさに応じた化学物質の移行量の定量的な評価。
- （新規）プラスチックに関連する化学物質の有害性評価やばく露評価のための既存の評価手法との整理。
- （新規）個々の化学物質だけでなく，化学物質の混合物の有害性評価や生物への影響評価の手法開発。

2.4.1 添加・吸着化学物質の環境中の濃度

(CHEMICALS IN PLASTICS, 2023⁸⁾)

- 水域環境では、化学物質の溶出可能性は、化学物質の分子量、濃度、物理化学的特性、プラスチックの結晶化度、プラスチック粒子の表面積対体積比、水にさらされる期間、風化の程度、pH や温度などの環境条件など、いくつかの要因に影響される。(Teuten *et al.*, 2009¹³; Suhrhoff and Scholz-Böttcher, 2016¹⁸¹; Hahladakis *et al.*, 2018¹⁸²; Luo *et al.*, 2019¹⁸³; Xu *et al.*, 2020¹⁸⁴; Andrade *et al.*, 2021⁹)
- 海鳥や魚類などの生物によるプラスチックの摂取も、溶出を高める可能性がある。(Tanaka *et al.*, 2019b¹⁸⁵; Coffin *et al.*, 2019¹⁸⁶)
- いくつかの研究が、タイヤ摩耗粒子 (Hiki *et al.*, 2021¹⁸⁷; McIntyre *et al.*, 2021¹⁸⁸; Rauert *et al.*, 2022¹⁸⁹) を含むプラスチックからの溶出物 (Bejgarn *et al.*, 2015¹⁹⁰; Zimmermann *et al.*, 2019¹⁹¹; Zimmermann *et al.*, 2021¹⁹²) による (環境) 毒性の可能性を示している。
- プラスチックを介した化学物質ばく露の関連性は、場所、背景汚染、個々の化学物質とその物理化学的性質、生物相の種類とプラスチック摂取率によって異なる。海洋プラスチック破片の集積地帯として知られる北太平洋の海峡では、浮遊プラスチック破片のサンプルに複数の PBT 物質 (PAHs, PCBs, PBDEs, HBCDD) が検出され、その 84% に少なくとも 1 つの化学物質がその閾値影響レベルを超える濃度で含まれていた (Chen *et al.*, 2018¹⁹³) 。

¹⁸¹ Suhrhoff, T. J., & Scholz-Böttcher, B. M. (2016). Qualitative impact of salinity, UV radiation and turbulence on leaching of organic plastic additives from four common plastics — A lab experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 84–94.

¹⁸² Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199.

¹⁸³ Luo, H., Xiang, Y., He, D., Li, Y., Zhao, Y., Wang, S., & Pan, X. (2019). Leaching behavior of fluorescent additives from microplastics and the toxicity of leachate to *Chlorella vulgaris*. *Science of The Total Environment*, 678, 1–9.

¹⁸⁴ Xu, Z., Xiong, X., Zhao, Y., Xiang, W., & Wu, C. (2020). Pollutants delivered every day: Phthalates in plastic express packaging bags and their leaching potential. *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121282.

¹⁸⁵ Tanaka, K., Yamashita, R., & Takada, H. (2019). Transfer of Hazardous Chemicals from Ingested Plastics to Higher-Trophic-Level Organisms. In H. Takada & H. K. Karapanagioti (Eds.), *Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment* (pp. 267–280). Springer International Publishing.

¹⁸⁶ Coffin, S., Huang, G.-Y., Lee, I., & Schlenk, D. (2019). Fish and Seabird Gut Conditions Enhance Desorption of Estrogenic Chemicals from Commonly-Ingested Plastic Items. *Environmental Science & Technology*, 53(8), 4588–4599.

¹⁸⁷ Hiki, K., Asahina, K., Kato, K., Yamagishi, T., Omagari, R., Iwasaki, Y., Watanabe, H., & Yamamoto, H. (2021). Acute Toxicity of a Tire Rubber-Derived Chemical, 6PPD Quinone, to Freshwater Fish and Crustacean Species. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(9), 779–784.

¹⁸⁸ McIntyre, J. K., Prat, J., Cameron, J., Wetzel, J., Mudrock, E., Peter, K. T., Tian, Z., Mackenzie, C., Lundin, J., Stark, J. D., King, K., Davis, J. W., Kolodziej, E. P., & Scholz, N. L. (2021). Treading Water: Tire Wear Particle Leachate Recreates an Urban Runoff Mortality Syndrome in Coho but Not Chum Salmon. *Environmental Science & Technology*, 55(17), 11767–11774.

¹⁸⁹ Rauert, C., Charlton, N., Okoffo, E. D., Stanton, R. S., Agua, A. R., Pirrung, M. C., & Thomas, K. V. (2022). Concentrations of Tire Additive Chemicals and Tire Road Wear Particles in an Australian Urban Tributary. *Environmental Science & Technology*, 56(4), 2421–2431.

¹⁹⁰ Bejgarn, S., MacLeod, M., Bogdal, C., & Breitholtz, M. (2015). Toxicity of leachate from weathering plastics: An exploratory screening study with *Nitocra spinipes*. *Chemosphere*, 132, 114–119.

¹⁹¹ Zimmermann, L., Dierkes, G., Ternes, T. A., Völker, C., & Wagner, M. (2019). Benchmarking the in Vitro Toxicity and Chemical Composition of Plastic Consumer Products. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11467–11477.

¹⁹² Zimmermann, L., Bartosova, Z., Braun, K., Oehlmann, J., Völker, C., & Wagner, M. (2021). Plastic Products Leach Chemicals That Induce *In Vitro* Toxicity under Realistic Use Conditions. *Environmental Science & Technology*, 55(17), 11814–11823.

¹⁹³ Chen, Q., Reisser, J., Cunsolo, S., Kwadijk, C., Kotterman, M., Proietti, M., Slat, B., Ferrari, F. F., Schwarz, A., Levivier, A., Yin, D., Hollert, H., & Koelmans, A. A. (2018). Pollutants in Plastics within the North Pacific Subtropical Gyre. *Environmental Science & Technology*, 52(2), 446–456.

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹⁾)

- 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 (6PPD) は、タイヤの製造に使用されるゴムに添加される抗オゾン剤であり、広く使用され、かなりの量 (0.4~2%) が添加されている (Tian *et al.*, 2021¹⁹⁴)。タイヤ摩耗粒子から溶出した後、環境中で 6PPD-キノンに変化する。
- 6PPD-キノンはギンザケに極めて有毒であり、ギンザケは、道路流出水を含む雨水が流れ込む都市の小川で繁殖しようとする際にこのキノンにさらされる。6PPD-キノンは、雨水と道路流出水から 0.016~2.29 µg/L の濃度で検出され、その濃度は、ギンザケの半数致死濃度 (0.095 µg/L) の 24 倍にも達した (Tian *et al.*, 2021¹⁹⁴)。
- 追跡調査により、「都市流出水死亡症候群」に対する感受性は種によって異なり、ギンザケ、アメマス、ニジマス、カワマスでは脆弱性が高いが、シロザケ、その他のサケ類、ゼブラフィッシュ、ホッキョクイワナ、シロチョウザメ、甲殻類 3 種では脆弱性が低いことが示されている (Tian *et al.*, 2021¹⁹⁴; Hiki *et al.*, 2021¹⁸⁷; McIntyre *et al.*, 2021¹⁸⁸; Brinkmann *et al.*, 2022¹⁹⁵; French *et al.*, 2022¹⁹⁶; Hiki *et al.*, 2022¹⁹⁷)。

(Xu *et al.*, 2023¹⁹⁸)

- 高分解能質量分析を用いた Suspect Screening, Fickian 拡散モデル第一法則、および線形自由エネルギー関係 (LFER) を用いて、農業用プラスチックフィルムからのさまざまな添加物の発生と物質移動を明らかにした。40 のフィルムから合計 89 の添加物が暫定的に同定され、そのうちの 62 がさらに検証され定量された。26 種類の放出添加物の水中濃度は、25°C で 28 日間培養した後に mg/L に達した。拡散モデルと LFER により、物質移動を制御する 2 つの重要なパラメータであるフィルム-水分配係数とポリマー中の拡散率が、アブラハム記述子を用いて予測できることが示された。

(Nurlatifah *et al.*, 2021¹⁹⁹)

- 黒潮続流およびその再循環環流 (KERG) 帯 (水深 1388-5819m) の日本・西太平洋の相模湾の深海で採取された 21 個のプラスチックごみ中のポリマーの種類と添加剤濃度に焦点を当てた。試料中のポリマーは、ポリエチレン (PE) が全体の 57% と圧倒的に多く、ポリ塩化ビニル (PVC)、エポキシ樹脂、ポリエステル (PES)、ポリプロピレンがそれに続いた。プラスチック添加剤では、フタル酸ビス (2-エチルヘキシ

¹⁹⁴ Tian, Z., Zhao, H., Peter, K. T., Gonzalez, M., Wetzel, J., Wu, C., Hu, X., Prat, J., Mudrock, E., Hettinger, R., Cortina, A. E., Biswas, R. G., Kock, F. V. C., Soong, R., Jenne, A., Du, B., Hou, F., He, H., Lundeen, R., ... Kolodziej, E. P. (2021). A ubiquitous tire rubber-derived chemical induces acute mortality in coho salmon. *Science*, 371(6525), 185–189.

¹⁹⁵ Brinkmann, M., Montgomery, D., Selinger, S., Miller, J. G. P., Stock, E., Alcaraz, A. J., Challis, J. K., Weber, L., Janz, D., Hecker, M., & Wiseman, S. (2022). Acute Toxicity of the Tire Rubber-Derived Chemical 6PPD-quinone to Four Fishes of Commercial, Cultural, and Ecological Importance. *Environmental Science & Technology Letters*, 9(4), 333–338.

¹⁹⁶ French, B. F., Baldwin, D. H., Cameron, J., Prat, J., King, K., Davis, J. W., McIntyre, J. K., & Scholz, N. L. (2022). Urban Roadway Runoff Is Lethal to Juvenile Coho, Steelhead, and Chinook Salmonids, But Not Congeneric Sockeye. *Environmental Science & Technology Letters*, 9(9), 733–738.

¹⁹⁷ Hiki, K., & Yamamoto, H. (2022). The Tire-Derived Chemical 6PPD-quinone Is Lethally Toxic to the White-Spotted Char *Salvelinus leucomaenis pluvius* but Not to Two Other Salmonid Species. *Environmental Science & Technology Letters*, 9(12), 1050–1055.

¹⁹⁸ Xu, Y., Zeng, L., Tao, Y., Xu, J., He, Y., & Lu, Z. (2023). Release of Additives from Agricultural Plastic Films in Water: Experiment and Modeling. *Environmental Science & Technology*, 57(27), 10053–10061.

¹⁹⁹ Nurlatifah, Yamauchi, T., Nakajima, R., Tsuchiya, M., Yabuki, A., Kitahashi, T., Nagano, Y., Isobe, N., & Nakata, H. (2021). Plastic additives in deep-sea debris collected from the western North Pacific and estimation for their environmental loads. *Science of The Total Environment*, 768, 144537.

ル) (DEHP) が PVC シートに 48% の濃度で含まれていることが検出された。ジブチルヒドロキシトルエン (BHT) も PE プラスチック破片から検出され、中央値は 12,000ng/g であった。PES 製の衣類からは、最高 42,000ng/g の 1,2,4-トリクロロベンゼン (1,2,4-TCB) が検出された。KE 海流下でのプラスチック破片の推定数を知ると、KERG 海域の海底には、フタル酸ジブチルが 720kg, BHT が 570kg, DEHP が 230kg, 1,2,4-TCB が 160kg 存在すると推定された。この結果は、膨大な量の有害添加物が海底のプラスチック破片の中に潜んでいることを強く示唆している。

参考：関連する現在進行中の研究

環境研究総合推進費 (1RF-2303) 「マイクロプラスチックと吸着物質の相互作用による海洋汚染促進効果の解明」 野呂 和嗣 (静岡県立大学), 2023~2025 年度 (野呂ら, 2023²⁰⁰)

- サブテーマ 1 [プラスチックと吸着物質の相互作用の解明], サブテーマ 2 [吸着物質の汚染実態調査] から構成される。サブテーマ 1 で対象とする吸着物質は、米国環境保護局 (EPA) が優先汚染物質として指定する 16 種類の PAHs とする。MicP は海洋環境からの検出報告が多い、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), ポリ塩化ビニル (PVC), ポリスチレン (PS) を対象とする。サブテーマ 2 では、PAHs, PAHs 誘導体, 難燃剤など 100 種類以上の物質を対象とする。

²⁰⁰ 環境研究総合推進費 (1RF-2303) 「マイクロプラスチックと吸着物質の相互作用による海洋汚染促進効果の解明」 野呂 和嗣 (静岡県立大学), 2023~2025 年度

2.4.2 添加・吸着化学物質の生物への移行・ばく露

(CHEMICALS IN PLASTICS, 2023⁸⁾)

- 浮遊プラスチック破片の質量は、その海域の全海洋生物相の質量の 180 倍と推定された。これは、ウミガメや海鳥など、その地域で餌をとり、自然の餌の代わりに大量のプラスチック破片を摂取する可能性のある生物にとって、化学物質ばく露の重大なリスクがあることを示している (Chen *et al.*, 2018¹⁹³)。
- すべての主要な海洋流域を対象とした海鳥の添加物に関する世界的なバイオモニタリング研究では、BFR (BDE-209 および DBDPE) と紫外線安定剤 (UVP, UV-234, UV-326, UV-327, UV-328, UV-329) が、人口の多い地域と遠隔地の両方の海鳥から検出された。この調査でサンプリングされた海鳥のほぼ半数から UV 安定剤が検出されたが、BDE-209 と DBDPE はそれぞれ 5%, 6% 検出された (Yamashita *et al.*, 2021¹⁰)。
- 海鳥が環境的に、あるいは自然食を通じてばく露された可能性があるかどうかを評価するため、それらの海鳥から検出された添加物 (紫外線安定剤と BFR) の濃度を、同じ海鳥の PCB 濃度 (飼料からのバックグラウンド汚染を代表する)、および海鳥の典型的な餌から検出されたプラスチック添加物の濃度と比較した。これらの濃度には相関関係がなく、高濃度の添加物を含むプラスチックが海鳥の胃の中に存在したことから、添加物へのプラスチック経由のばく露の可能性が高いと判断された (Yamashita *et al.*, 2021¹⁰)。
- BP-12, スチレン, UV-328 も、海鳥の胃に存在する摂取プラスチックから、それぞれ最大 1,700µg/g, 3,200µg/g, 1.4µg/g の濃度で検出されている (Tanaka *et al.*, 2019a²⁰¹; Tanaka *et al.*, 2019b¹⁸⁵)。
- 海鳥の胃に存在する胃油や魚油のような疎水性液体は、摂取されたプラスチックから PBDEs, BTBPE, DBDPE, 紫外線安定剤のような疎水性添加剤の溶出を大幅に促進し、海鳥の肝臓、腹部脂肪組織、プリーン腺油にこれらの添加剤の蓄積をもたらすことが示されている (Tanaka *et al.*, 2015²⁰²; Guo *et al.*, 2019²⁰³; Kühn *et al.*, 2020²⁰⁴; Tanaka *et al.*, 2020¹⁰⁹)。
- 土壌中に存在するプラスチック関連化学物質は、食用作物や飼料用作物を含む植物に取り込まれる可能性がある (Eggen *et al.*, 2013²⁰⁵; Chae and An, 2018²⁰⁶)。小麦における OPFR の取り込みと移動が観察されている (Wan *et al.*, 2017²⁰⁷; Wang *et al.*,

²⁰¹ Tanaka, K., van Franeker, J. A., Deguchi, T., & Takada, H. (2019a). Piece-by-piece analysis of additives and manufacturing byproducts in plastics ingested by seabirds: Implication for risk of exposure to seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 36–41.

²⁰² Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M., & Watanuki, Y. (2015). Facilitated Leaching of Additive-Derived PBDEs from Plastic by Seabirds' Stomach Oil and Accumulation in Tissues. *Environmental Science & Technology*, 49(19), 11799–11807.

²⁰³ Guo, H., Zheng, X., Ru, S., Luo, X., & Mai, B. (2019). The leaching of additive-derived flame retardants (FRs) from plastics in avian digestive fluids: The significant risk of highly lipophilic FRs. *Journal of Environmental Sciences*, 85, 200–207.

²⁰⁴ Kühn, S., Booth, A. M., Sørensen, L., van Oyen, A., & van Franeker, J. A. (2020). Transfer of Additive Chemicals From Marine Plastic Debris to the Stomach Oil of Northern Fulmars. *Frontiers in Environmental Science*, 8.

²⁰⁵ Eggen, T., Heimstad, E. S., Stuanes, A. O., & Norli, H. R. (2013). Uptake and translocation of organophosphates and other emerging contaminants in food and forage crops. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(7), 4520–4531.

²⁰⁶ Chae, Y., & An, Y.-J. (2018). Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. *Environmental Pollution*, 240, 387–395.

²⁰⁷ Wan, W., Huang, H., Lv, J., Han, R., & Zhang, S. (2017). Uptake, Translocation, and Biotransformation of Organophosphorus Esters in Wheat (*Triticum aestivum* L.). *Environmental Science & Technology*, 51(23), 13649–13658.

2019²⁰⁸)。疎水性が比較的高い OPFR は根に取り込まれ、疎水性が低い OPFR

(Organo-Phosphorous Flame Retardants, 有機リン系難燃剤) は移行しやすいことが示された (Wang *et al.*, 2019²⁰⁸)。汚泥で汚染された土壤に含まれる紫外線安定剤や合成ムスクも、トマトの可食部に取り込まれ移行することが示されている (Ramos *et al.*, 2021²⁰⁹)。PFASs はまた、植物、特に短鎖 PFASs に容易に取り込まれ、高濃度で代謝反応と植物毒性作用を引き起こす可能性がある (Costello and Lee, 2020²¹⁰)。

- プラスチック製品から溶出する化学物質は、ヒトへの直接ばく露に関連する可能性がある。例えば DEHP (フタル酸エステル) は、医療用 PVC チューブから患者や他のプラスチック製品に移行し、食品や水に混入することが示されている (Erythropel *et al.* 2014²¹¹; Eckert *et al.* 2016²¹²)
- ヒトは、(i)直接吸入、(ii)汚染された食物、水、粉塵の摂取、(iii)経皮接触、(iv)口移し (小児に最も多い) により、プラスチック関連化学物質にばく露される可能性がある。母体から子への化学物質の移行は、母乳や胎盤を介して起こることもある (Lite *et al.*, 2022²¹³)。
- プラスチックに関連する化学物質への職業ばく露は、生産段階と使用済み段階において特に関連性が高い。労働者は、吸入、摂取、経皮接触など様々な経路で化学物質にばく露される可能性がある (Herber *et al.*, 2001²¹⁴)。プラスチックの製造に使用される化学物質の多くは危険性が高く (Lithner *et al.*, 2011²¹⁵; Wiesinger *et al.*, 2021²¹⁶)、そのため労働衛生上重大な懸念がある (Montano, 2014²¹⁷; Fucic *et al.*, 2018²¹⁸)。

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)

- 海洋環境におけるプラスチックは、それぞれ「添加剤」または「吸着剤」に分類される何百種類もの化学物質を含んでいるか、蓄積している可能性がある (Wiesinger *et*

²⁰⁸ Wang, Q., Zhao, H., Xu, L., & Wang, Y. (2019). Uptake and translocation of organophosphate flame retardants (OPFRs) by hydroponically grown wheat (*Triticum aestivum* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 174, 683–689.

²⁰⁹ Ramos, S., Homem, V., & Santos, L. (2021). Uptake and translocation of UV-filters and synthetic musk compounds into edible parts of tomato grown in amended soils. *Science of The Total Environment*, 792, 148482.

²¹⁰ Costello, M. C. S., & Lee, L. S. (2020). Sources, Fate, and Plant Uptake in Agricultural Systems of Per- and Polyfluoroalkyl Substances. *Current Pollution Reports*.

²¹¹ Erythropel, H. C., Maric, M., Nicell, J. A., Leask, R. L., & Yargeau, V. (2014). Leaching of the plasticizer di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) from plastic containers and the question of human exposure. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(24), 9967–9981.

²¹² Eckert, E., Münch, F., Göen, T., Purbojo, A., Müller, J., & Cesnjevar, R. (2016). Comparative study on the migration of di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) and tri-2-ethylhexyl trimellitate (TOTM) into blood from PVC tubing material of a heart-lung machine. *Chemosphere*, 145, 10–16.

²¹³ Lite, C., Raja, G. L., Juliet, M., Sridhar, V. V., Subhashree, K. D., Kumar, P., Chakraborty, P., & Arockiaraj, J. (2022). In utero exposure to endocrine-disrupting chemicals, maternal factors and alterations in the epigenetic landscape underlying later-life health effects. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 89, 103779.

²¹⁴ Herber, R. F. M., Duffus, J. H., Christensen, J. M., Olsen, E., & Park, M. v. (2001). Risk assessment for occupational exposure to chemicals. A review of current methodology (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 73(6), 993–1031.

²¹⁵ Lithner, D., Larsson, Å., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of The Total Environment*, 409(18), 3309–3324.

²¹⁶ Wiesinger, H., Wang, Z., & Hellweg, S. (2021). Deep Dive into Plastic Monomers, Additives, and Processing Aids. *Environmental Science & Technology*, 55(13), 9339–9351.

²¹⁷ Montano, D. (2014). Chemical and biological work-related risks across occupations in Europe: a review. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*, 9(1), 28.

²¹⁸ Fucic, A., Galea, K., Duca, R., el Yamani, M., Frery, N., Godderis, L., Halldorsson, T., Iavicoli, I., Ndaw, S., Ribeiro, E., Viegas, S., & Moshhammer, H. (2018). Potential Health Risk of Endocrine Disruptors in Construction Sector and Plastics Industry: A New Paradigm in Occupational Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(6), 1229.

al., 2021²¹⁶; Wang & Praetorius, 2022²¹⁹; Teuten *et al.*, 2009¹³; Hirai *et al.*, 2011²²⁰; Mato *et al.*, 2001²²¹)。したがって、海洋環境におけるプラスチックごみは、フタル酸エステル類、PBDE、BPA、PCB、スチレン類、PAHs、鉛やニッケルなどの金属類など、製造時に添加された化学物質や汚染水から吸着した化学物質を含むカクテルである

(Rochman, 2015²²²)。これらの化学物質の一部は、海洋生物に摂取されたり取り込まれたりすることで、生物濃縮される可能性がある。MicP を介した生物蓄積のメカニズムや特性は、吸着された化学物質と添加物では異なる。

- 海洋環境では、様々な人為起源化学物質がプラスチックと結合していることが確認されている。海洋生物相への化学物質の吸着媒介物質としての MicP の重要性については、いくつかの論文で検討されている (Landrigan *et al.*, 2020²²³; Burns & Boxall, 2018¹⁴¹; Gouin *et al.*, 2011²²⁴; Bakir *et al.*, 2016²²⁵; Koelmans *et al.*, 2016²²⁶; Ziccardi *et al.*, 2016²²⁷; Hartmann *et al.*, 2017²²⁸)。主に平衡モデルによる計算から、吸着された化学物質のベクターとしての MicP の役割は、特に PCB などの化学物質ですでに高度に汚染されている水生環境では、自然の餌からの化学物質の蓄積に比べ、軽微であることが多いことが示唆されている。
- プラスチックの摂取は、添加物への一種の内部ばく露と考えることができる。重要な問題は、摂取したプラスチックの添加物が海洋生物の組織にどの程度移行するかである。添加剤はポリマーマトリックスに配合されているため、プラスチックから容易に溶出することはない。疎水性の添加剤は、海水への溶出を最小限に抑えて MicP に保持される (Hasegawa *et al.*, 2022²²⁹)。しかし、海洋生物に摂取されると、消化液中の油性成分によって疎水性添加剤の溶出が促進される可能性がある (Tanaka *et al.*, 2015²⁰²; Kühn *et al.*, 2020²⁰⁴)。さらに、プラスチックが細分化されて小さくなると、

²¹⁹ Wang, Z., & Praetorius, A. (2022). Integrating a Chemicals Perspective into the Global Plastic Treaty. *Environmental Science & Technology Letters*, 9(12), 1000–1006.

²²⁰ Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E. R., Farrington, J. W., Reddy, C. M., Peacock, E. E., & Ward, M. W. (2011). Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1683–1692.

²²¹ Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2001). Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318–324.

²²² Rochman, C. M. (2015). The Complex Mixture, Fate and Toxicity of Chemicals Associated with Plastic Debris in the Marine Environment. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 117–140). Springer International Publishing.

²²³ Landrigan, P. J., Stegeman, J. J., Fleming, L. E., Allemand, D., Anderson, D. M., Backer, L. C., Brucker-Davis, F., Chevalier, N., Corra, L., Czerucka, D., Bottein, M.-Y. D., Demeneix, B., Depledge, M., Deheyn, D. D., Dorman, C. J., Fénichel, P., Fisher, S., Gaill, F., Galgani, F., ... Rampal, P. (2020). Human Health and Ocean Pollution. *Annals of Global Health*, 86(1), 151.

²²⁴ Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., & Hodges, G. (2011). A Thermodynamic Approach for Assessing the Environmental Exposure of Chemicals Absorbed to Microplastic. *Environmental Science & Technology*, 45(4), 1466–1472.

²²⁵ Bakir, A., O'Connor, I. A., Rowland, S. J., Hendriks, A. J., & Thompson, R. C. (2016). Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. *Environmental Pollution*, 219, 56–65.

²²⁶ Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., & Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environmental Science & Technology*, 50(7), 3315–3326.

²²⁷ Ziccardi, L. M., Edgington, A., Hentz, K., Kulacki, K. J., & Kane Driscoll, S. (2016). Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), 1667–1676.

²²⁸ Hartmann, N. B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L. H., Schmidt, S. N., Mayer, P., Meibom, A., & Baun, A. (2017). Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 488–493.

²²⁹ Hasegawa, T., Mizukawa, K., Yeo, B. G., Sekioka, T., Takada, H., & Nakaoka, M. (2022). The significance of trophic transfer of microplastics in the accumulation of plastic additives in fish: An experimental study using brominated flame retardants and UV stabilizers. *Marine Pollution Bulletin*, 185, 114343.

プラスチックからの疎水性添加物の溶出が促進される可能性がある (Sun *et al.*, 2019²³⁰; Turner, 2022²³¹)。

- プラスチックは「トロイの木馬」と呼ばれ、添加物や吸着された化学物質など、プラスチックに関連する様々な化学物質を、エラや肺など食餌経路や呼吸経路を通じてプラスチックを獲得する生物に運び込む (Trevisan *et al.*, 2020²³²; Katsumiti *et al.*, 2021²³³; Hu *et al.*, 2022²³⁴)。膜を通過する小さな粒子は、化学物質を全身に運ぶ可能性がある。摂取しても膜を通過しない大きな粒子は、腸内で添加物を脱離または放出し、体内に蓄積される可能性がある。
- 実験室での実験 (Hasegawa *et al.*, 2022²²⁹) と半野外ばく露実験 (Tanaka *et al.*, 2020¹⁰⁹) により、プラスチック添加物が摂取されたプラスチックから生物の組織に移行する可能性があることが実証された。このプロセスの発生は、世界的に収集された海鳥の餌油サンプルにおける BUVS と BFR の検出を通じて実証された (Yamashita *et al.*, 2021¹⁰)。さらに、海洋生物の組織におけるプラスチック添加物の生物濃縮とプラスチックの摂取との関連は、クジラ (Fossi *et al.*, 2014²³⁵)、カキ (Jang *et al.*, 2016²³⁶)、海鳥 (Tanaka *et al.*, 2013²³⁷)、ハダカイワシ (Gassel & Rochman, 2019²³⁸) で実証されている。これらの観察を総合すると、プラスチックが一部の海洋生物にとって添加物の重要な媒介物となり得ることが実証されている。
- 海洋の食物網における化学物質の挙動は、生物蓄積 (生物の寿命期間中の化学物質の濃度上昇)、栄養移動 (ある栄養段階から別の栄養段階への化学物質の移動)、および生物濃縮 (栄養段階が増加するにつれて濃度が上昇) などのプロセスによって部分的に支配される。プラスチック粒子も潜在的に同じ過程を経る可能性があるが (Pitt *et al.*, 2013⁶³)、MicP の文献には、これらの過程および MicP と NP で生じる程度について、混乱と誤解がある (Gouin, 2020²³; Pitt *et al.*, 2013⁶³; Provencher *et al.*, 2019¹⁰⁵)。

²³⁰ Sun, B., Hu, Y., Cheng, H., & Tao, S. (2019). Releases of brominated flame retardants (BFRs) from microplastics in aqueous medium: Kinetics and molecular-size dependence of diffusion. *Water Research*, 151, 215–225.

²³¹ Turner, A. (2022). PBDEs in the marine environment: Sources, pathways and the role of microplastics. *Environmental Pollution*, 301, 118943.

²³² Trevisan, R., Uzochukwu, D., & di Giulio, R. T. (2020). PAH Sorption to Nanoplastics and the Trojan Horse Effect as Drivers of Mitochondrial Toxicity and PAH Localization in Zebrafish. *Frontiers in Environmental Science*, 8..

²³³ Katsumiti, A., Losada-Carrillo, M. P., Barros, M., & Cajaraville, M. P. (2021). Polystyrene nanoplastics and microplastics can act as Trojan horse carriers of benzo(a)pyrene to mussel hemocytes in vitro. *Scientific Reports*, 11(1), 22396.

²³⁴ Hu, L., Zhao, Y., & Xu, H. (2022). Trojan horse in the intestine: A review on the biotoxicity of microplastics combined environmental contaminants. *Journal of Hazardous Materials*, 439, 129652.

²³⁵ Fossi, M. C., Coppola, D., Baini, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., Panti, C., de Sabata, E., & Clò, S. (2014). Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Environmental Research*, 100, 17–24.

²³⁶ Jang, M., Shim, W. J., Han, G. M., Rani, M., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2016). Styrofoam Debris as a Source of Hazardous Additives for Marine Organisms. *Environmental Science & Technology*, 50(10), 4951–4960.

²³⁷ Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M., & Watanuki, Y. (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1–2), 219–222.

²³⁸ Gassel, M., & Rochman, C. M. (2019). The complex issue of chemicals and microplastic pollution: A case study in North Pacific lanternfish. *Environmental Pollution*, 248, 1000–1009.

- 様々なプラスチック添加物がヒトの脂肪 (Shen *et al.*, 2022²³⁹) , 血液 (Cobellis *et al.*, 2009²⁴⁰) , 尿 (Liao *et al.*, 2012²⁴¹; Wu *et al.*, 2018²⁴²; Dong *et al.*, 2020²⁴³; Choi *et al.*, 2022²⁴⁴) から検出されている。これは、日常的に使用されるプラスチックを介した直接的な移行、すなわち食品や飲料容器からの添加物の溶出だけでなく、魚介類の摂取を介した間接的なばく露によっても生じる可能性がある。
- 全体として、水生生物やヒトがプラスチック関連化学物質にさらされる可能性のあるプロセスはいくつかある。これらのプロセスをより定量的に評価することで、プラスチックから海洋生物やヒトへの化学物質の移行を媒介する際の相対的な役割について、よりよく理解することができるだろう。
- プラスチックに関連する化学物質には他の発生源も含むものが多く、プラスチックからの寄与は多くの場合定量化できない。多くのメカニズムは同じであるため、化学物質に起因する健康への影響は、すべての発生源とその変換生成物からそれらの化学物質への複合ばく露を反映し、粒子と化学物質が一緒になってどのように影響に寄与するかを反映すべきである。したがって、プラスチック粒子に吸着する水中の化学物質が、魚や他の消費者に実質的なリスクをもたらすかどうかは、完全には解決されていない (The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹) 。

(小池, 2023²⁴⁵)

- MicP の毒性に寄与すると考えられる要因として、おもに粒子サイズや形状といった物理的要因と含有・吸着化学物質による化学的要因、吸着した細菌・ウイルスなどによる生物学的要因が挙げられる。物理的要因においては、生体内への入りやすさや汚染物質の吸着レベルの観点からすると、より微小なナノサイズのものほど毒性が強い可能性があり、球形や繊維状といった形状によっても毒性が異なることが想定される (Prata *et al.*, 2020²⁴⁶; Mamun *et al.*, 2023²⁴⁷) 。
- 化学的要因においては、まずプラスチック製品の製造過程で使用される樹脂原料や添加剤が挙げられる。次に、MicP として環境へ放出された後吸着する POPs などの有害化学物質が挙げられる (Rodrigues *et al.*, 2019²⁴⁸) 。また、溶出した樹脂原料や添加剤が環境中で MicP に再吸着する可能性もある。

²³⁹ Shen, R., Yang, K., Cheng, X., Guo, C., Xing, X., Sun, H., Liu, D., Liu, X., & Wang, D. (2022). Accumulation of polystyrene microplastics induces liver fibrosis by activating cGAS/STING pathway. *Environmental Pollution*, 300, 118986.

²⁴⁰ Cobellis, L., Colacurci, N., Trabucco, E., Carpentiero, C., & Grumetto, L. (2009). Measurement of bisphenol A and bisphenol B levels in human blood sera from healthy and endometriotic women. *Biomedical Chromatography*, 23(11), 1186–1190.

²⁴¹ Liao, C., Liu, F., Alomirah, H., Loi, V. D., Mohd, M. A., Moon, H.-B., Nakata, H., & Kannan, K. (2012). Bisphenol S in Urine from the United States and Seven Asian Countries: Occurrence and Human Exposures. *Environmental Science & Technology*, 46(12), 6860–6866.

²⁴² Wu, L.-H., Zhang, X.-M., Wang, F., Gao, C.-J., Chen, D., Palumbo, J. R., Guo, Y., & Zeng, E. Y. (2018). Occurrence of bisphenol S in the environment and implications for human exposure: A short review. *Science of The Total Environment*, 615, 87–98.

²⁴³ Dong, J., Ma, Y., Leng, K., Wei, L., Wang, Y., Su, C., Liu, M., & Chen, J. (2020). Associations of urinary di-(2-ethylhexyl) phthalate metabolites with the residential characteristics of pregnant women. *Science of The Total Environment*, 707, 135671.

²⁴⁴ Choi, J. Y., Lee, J., Huh, D.-A., & Moon, K. W. (2022). Urinary bisphenol concentrations and its association with metabolic disorders in the US and Korean populations. *Environmental Pollution*, 295, 118679.

²⁴⁵ 小池英子. (2023). マイクロプラスチック関連化学物質の健康影響. エアロゾル研究, 38(3), 187–193.

²⁴⁶ Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of The Total Environment*, 702, 134455.

²⁴⁷ Mamun, A. al, Prasetya, T. A. E., Dewi, I. R., & Ahmad, M. (2023). Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety. *Science of The Total Environment*, 858, 159834.

²⁴⁸ Rodrigues, J. P., Duarte, A. C., Santos-Echeandia, J., & Rocha-Santos, T. (2019). Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 252–260.

- MicP として環境中へ放出された後、さまざまな有害化学物質が吸着する可能性がある (Rios *et al.*, 2010²⁴⁹; Antunes *et al.*, 2013²⁵⁰; Rodrigues *et al.*, 2019²⁴⁸)。たとえば、臭素系難燃剤のポリブロモジフェニルエーテル類 (PBDEs: Polybrominated diphenyl ethers), ポリ塩化ビフェニル類 (PCBs: Poly chlorinated biphenyls), ジクロロジフェニルトリクロロエタン (DDT: Dichlorodiphenyldichloroethane), 有機フッ素化合物 (PFAS: Per- and polyfluoroalkylsubstances) などが挙げられ、POPs に該当する化学物質も含まれる。
- ヒトにおける MicP のばく露経路 (吸入・経口・経皮) を踏まえ、推定される当該化学物質の溶出経路と毒性を整理。吸入経路では、大気・室内空気を介して MicP として気道に入った後、気道粘膜中で溶出すると考えられる。一般的に 5 μm 以上の粒子は上気道の鼻粘膜に沈着し、3 μm 以下の粒子は下気道まで達し、1 μm 以下では肺胞にまで達するとされている。多くは呼気により排出されると推定されるが、一部の粒子からの溶出の可能性や肺胞マクロファージに貪食され細胞内で溶出する可能性もある。
- 経口経路において当該化学物質は、おもに食料品や水の汚染およびプラスチック容器・包装などから食品への移行を介して食品中に溶出する可能性と、食品経路で MicP として摂取した後に消化器系で溶出する可能性が考えられる。また、MicP 含有ダストの摂食も想定されるが、摂取量や生物濃縮の観点から、MicP 関連化学物質のばく露は、食品経路がもっとも大きいと予想される。
- 経皮経路において当該化学物質は、まず MicP 含有化粧品・ボディケア製品や衣類・繊維製品に由来する MicP, MicP 含有ダストとの接触時に、皮脂や汗により溶出する可能性がある。またナノサイズであれば皮膚組織に侵入しその後溶出する可能性もある。加えて、MicP 含有製品の場合は、製品中で当該化学物質が溶出している可能性もある。さらにナノサイズの場合は、吸入、経口、経皮いずれの経路においても、粒子として細胞内や血管内に侵入した後、当該化学物質の溶出が生じる可能性もある。

(高田ら, 2020¹¹¹)

- 海鳥が添加剤を含むプラスチックを摂取することで、組織内に添加剤が蓄積され、鳥類に遺伝子発現レベルでは影響を及ぼすことが明らかになった。特に、甲状腺ホルモン系や胆汁酸合成系への影響が強く示唆された。また、添加剤を含むプラスチックにより、脂質代謝遺伝子の発現量が変化することも示唆された。一方、本研究では甲状腺ホルモンや性ステロイドホルモン、胆汁酸など、生理活性物質の濃度に有意な影響はなかった。したがって、添加剤入りのプラスチックにばく露されることの影響は遺伝子レベルでの変化が起こるが、本実験の条件では生理機能など恒常性への顕著な影響は認められなかった。

(大嶋ら, 2020b¹⁵⁸)

- MicP による化学物質の取込仲介 (ベクター) 効果を検討するため、メダカにアントラセン (ANT, 0.1mg/L) および MicP (ポリエチレン, 200 μm , 1 $\times 10^4$ 個/L) を単独も

²⁴⁹ Rios, L. M., Jones, P. R., Moore, C., & Narayan, U. v. (2010). Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre's "eastern garbage patch." *Journal of Environmental Monitoring*, 12(12), 2226.

²⁵⁰ Antunes, J. C., Frias, J. G. L., Micaelo, A. C., & Sobral, P. (2013). Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 62–69.

しくは共存下で7日間ばく露後、3日間排泄。ANT 区間および ANT+MicP 区の魚体内 ANT 濃度はばく露終了後7日間で差がなかった。得られた結果より、吸収、排泄係数を求め、さらに共ばく露区において、水相から ANT のメダカ体内への蓄積を見積もった結果、ANT+MicP 区で魚体 ANT の約 6 割が水経由で取り込まれ、残り 4 割が MicP 経由だと推定された。ANT の一部は MicP 経由で取り込まれたと推定され、MicP のベクター効果が示された。

(Ikuta *et al.*, 2021²⁵¹)

- 鰓細胞内の共生細菌に完全に栄養の依存する深海化学合成生態系構成種のシロウリガイ類（二枚貝）と、栄養のほとんどを依存しつつ濾過食も行うシンカイヒバリガイ類（二枚貝）において、無視できないレベルの残留性有機汚染物質 PCB を検出した。シンカイヒバリガイ類では都市に近い相模湾でより高い濃度となっていたが、都市から離れた伊豆・小笠原海域の熱水噴出域でも検出された。相模湾のシロウリガイ類では、30 年前より現在のほうが PCB の減少が認められ、環境政策による規制が化学汚染を減らすのに効果的である可能性が示唆された。深海で、しかも濾過食をしない（ほとんどしない）化学合成生態系構成種から PCB が検出されたことから、汚染が地球規模で広がっている可能性が示唆された。

(Ikuta *et al.*, 2024²⁵²)

- 鰓細胞内の共生細菌に完全に栄養の依存する深海化学合成生態系構成種のシマイシロウリガイ（二枚貝）および生息域堆積物中を対象に、鰓・足・生殖巣の各器官の PCB 濃度を測定し、環境中の PCB を体表から取り込み、雌の卵巣中に多く蓄積することを明らかにした。

(Nakajima *et al.*, 2023²⁵³)

- ポリ臭化ジフェニルエーテル（PBDEs）とベンゾトリアゾール系紫外線安定剤（BZT-UVs）の蓄積について、伊豆・小笠原海溝南部と日本海溝北部の接合域（水深 9200 m）に生息する甲殻類カイコウオオソコエビ *Hirondellea gigas* を対象に検討した。1 箇所は陸に近い海溝の出口に位置し、もう 1 箇所は陸から離れた場所で採集された個体である。陸に近い海溝に生息するカイコウオオソコエビの PBDEs レベル（平均 219 ng/g 脂質重量 (l.w.)）は、陸から離れた場所（平均 42 ng/g 脂質重量 (l.w.)）よりも有意に高く、BZT-UVs は陸に近い海溝に生息するカイコウオオソコエビでのみ検出された（平均 1.5 ng/g 湿重量）。

²⁵¹ Ikuta, T., Nakajima, R., Tsuchiya, M., Chiba, S., & Fujikura, K. (2021). Interdecadal Distribution of Persistent Organic Pollutants in Deep-Sea Chemosynthetic Bivalves. *Frontiers in Marine Science*, 8.

²⁵² Ikuta, T., Nomaki, H., & Nakajima, R. (2024). Accumulation of polychlorinated biphenyls in the ovaries of deep-sea chemosynthetic clam *Phreagena okutanii*. *Frontiers in Marine Science*, 11.

²⁵³ Nakajima, R., Ikuta, T., Oguri, K., & Ritchie, H. (2023). Occurrence of polybrominated diphenyl ethers and benzotriazole UV stabilizers in the hadal amphipod *Hirondellea gigas*. *IScience*, 26(7), 107054.

(Nakajima *et al.*, 2022²⁵⁴)

- 駿河湾に生息する 8 種の深海ザメの肝臓中のポリ臭化ジフェニルエーテル (PBDEs) 濃度を測定した。8 種全てから PBDEs が検出され、絶滅危惧種にも汚染が広がっていた。深海ザメの平均 Σ PBDE 濃度は脂質重量で 7-517 ng/g の範囲であった。BDE 同族体の分布パターンはすべての種で類似しており、テトラ BDE が PBDE 総量の 46% を占めていた。PBDEs レベルは、他の海域に生息する深海ザメで見られたレベルと同様か、それ以上であった。

参考：関連する現在進行中の研究

科学研究費助成事業 (22K19843) 「生物組織中のナノプラスチックの同定・定量と添加剤の同時測定による化学物質ばく露評価」高田 秀重 (東京農工大学), 2022~2023 年度 (高田ら, 2022²⁵⁵)

- 溶媒抽出 (加圧流体抽出, 液液抽出), ゲル浸透クロマトグラフィーによるポリマーとモノマーの分画, 熱分解ガスクロマトグラフ質量分析計等の化学的手法を組み合わせ, 魚貝類・ウミガメ・海鳥からヒトにいたる多種の生物組織中の微細プラスチックとプラスチック添加剤と反応副産物を正確に同定・定量する。ナノプラスチックが生体組織に移行するということは, プラスチックに含まれる添加剤等の化学物質も体組織への移行・蓄積することを意味し, それによる化学的な影響が懸念される。本研究では, ナノプラスチックと化学物質を同じ生物組織で測定することにより従来のリスク評価を超えた革新的な評価を目指す。

環境研究総合推進費 (3-2301) 「プラスチック循環の推進と調和する化学物質管理に向けた樹脂添加剤の循環実態の解明」梶原 夏子 ((国研) 国立環境研究所), 2023~2025 年度 (梶原ら, 2023²⁵⁶)

- 規制/未規制物質を含む広範な樹脂添加剤を対象に, 製品含有および再生品混入の多数の実測データを蓄積するとともに, 物質・添加剤機能・樹脂種・製品用途の情報を紐づけたデータベースを作成する。そして, これらに基づいてプラスチック循環へ流入する主要な添加剤を特定するとともに, その由来と混入挙動を添加材機能ごとに推定することを目的とする。本申請課題では, 環境政策上重要であるプラスチック循環の推進における適正な化学物質管理に備えるため, 規制物質および未規制物質を含む多種多様な樹脂添加剤を対象とし, 成果を相互に参照・反映しながら二つのサブテーマで研究を実施する。

²⁵⁴ Nakajima, R., Kawato, M., Fujiwara, Y., Tsuchida, S., Ritchie, H., & Fujikura, K. (2022). Occurrence and levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in deep-sea sharks from Suruga Bay, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 176, 113427.

²⁵⁵ 科学研究費助成事業 (22K19843) 「生物組織中のナノプラスチックの同定・定量と添加剤の同時測定による化学物質ばく露評価」高田 秀重 (東京農工大学), 2022~2023 年度

²⁵⁶ 環境研究総合推進費 (3-2301) 「プラスチック循環の推進と調和する化学物質管理に向けた樹脂添加剤の循環実態の解明」梶原 夏子 ((国研) 国立環境研究所), 2023~2025 年度

科学研究費助成事業（22KJ2453）「ナノプラスチックのベクター効果：生態影響評価に向けた数理モデルの構築」高井 優生（九州大学）, 2022～2023 年度（高井ら, 2022²⁵⁷）

- 魚類における微細 MicP のベクター効果を定量的に評価することを目的とする。

科学研究費助成事業（22H03760）「マイクロプラスチックの腸管神経系刺激とベクター効果による遊泳・摂餌・感染への影響」大嶋 雄治（九州大学）, 2022～2024 年度（大嶋ら, 2022²⁵⁸）

- メダカを用い、マイクロプラスチックによる腸管神経系過剰刺激とベクター効果が遊泳・摂餌・感染に及ぼす影響とその機構解明をするため、マイクロプラスチックによる腸管神経系刺激・代謝活性低下とそれを介した遊泳行動等の異常とその機構、マイクロプラスチックに吸着した化学物質(誘因物質, 有害物質)が摂餌や行動に及ぼす影響, 付着した細菌やウイルスに対する免疫応答と感染への影響, マイクロプラスチックとそのベクター効果による行動異常が生存に及ぼす複合影響の定量化を行い, 得られた結果を統合して, マイクロプラスチックばく露による生存確率モデルを作成, マイクロプラスチックの生態系への将来影響評価を行う。

²⁵⁷ 科学研究費助成事業（22KJ2453）「ナノプラスチックのベクター効果：生態影響評価に向けた数理モデルの構築」高井 優生（九州大学）, 2022～2023 年度

²⁵⁸ 科学研究費助成事業（22H03760）「マイクロプラスチックの腸管神経系刺激とベクター効果による遊泳・摂餌・感染への影響」大嶋 雄治（九州大学）, 2022～2024 年度

2.4.3 添加・吸着化学物質の生態系における影響・毒性

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹)

- タイヤ摩耗粉は、PM2.5 および PM10 を含む大気中の粒子状物質に寄与しており、人体への影響が実証されている (Wright & Borm, 2022²⁵⁹)。吸入されたタイヤ摩耗粉はマウスで肺線維性傷害を引き起こし (Wright & Borm, 2022²⁵⁹)、タイヤ摩耗粉の毒性作用はヒト肺細胞株で報告されている (Gualtieri *et al.*, 2008²⁶⁰)。これには、発がん性の可能性があるカーボンブラック (International Agency for Research on Cancer (IARC)., 2022²⁶¹)、カドミウム、鉛、ニッケル、銅や亜鉛などの酸化還元活性金属などの有毒金属、様々な有機化合物 (Kole *et al.*, 2017²⁶²; Halle *et al.*, 2021²⁶³; Chibwe *et al.*, 2022²⁶⁴) が含まれる。タイヤ摩耗へのばく露に関連する人体への健康被害を直接調査した研究は発表されていない。

(Barrick *et al.*, 2021¹¹²)

- 添加化学物質は、受入環境中で変質を受け、毒性のメカニズムがさまざまな代謝物に分解される可能性があるが、現在のところそのメカニズムは十分に解明されていない。MNP 浸出液に含まれるいくつかの一般的なプラスチック化学添加物の生態毒性は特徴付けられており、その結果、添加物は神経毒性、炎症、脂質代謝の変化を引き起こし、発がん性の影響を及ぼす可能性があることが示唆されている (Capolupo *et al.*, 2020²⁶⁵)。
- 多くの添加物に関する生態毒性データは限られているが、その一因は生産量が少ないことと、環境中での動態に関する情報が限られていることである。The Joint Programming Initiative Healthy and Productive Seas and Oceans (JPI Oceans²⁶⁶) を通じた最近のいくつかのプロジェクトでは、添加物の危険性について調査が行われ、多くの研究が原始的なプラスチックの危険性に焦点を当て、その添加物のリスクにはあまり焦点が当てられていないことが確認された (JPI Oceans, 2020²⁶⁶)。
- リストの各添加剤について報告されている生態毒性評価とデータをさらに明らかにするため、各添加剤について公開されている生態毒性情報を特定し、USEPA comptox, EPA Ecotox Knowledgebase, Pesticide, Action Network Framework, ECHA substance fact

²⁵⁹ Wright, S., & Borm, P. J. A. (2022). Applying Existing Particle Paradigms to Inhaled Microplastic Particles. *Frontiers in Public Health*, 10.

²⁶⁰ Gualtieri, M., Mantecca, P., Cetta, F., & Camatini, M. (2008). Organic compounds in tire particle induce reactive oxygen species and heat-shock proteins in the human alveolar cell line A549. *Environment International*, 34(4), 437–442.

²⁶¹ International Agency for Research on Cancer (IARC). Agents classified by the IARC Monographs, Volumes 1–132. IARC Monographs on the Identification of Carcinogenic Hazards to Humans. Published September 7, 2022. Accessed October 27, 2022.

²⁶² Kole, P. J., Löhr, A. J., van Belleghem, F., & Ragas, A. (2017). Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10), 1265.

²⁶³ Halle, L. L., Palmqvist, A., Kampmann, K., Jensen, A., Hansen, T., & Khan, F. R. (2021). Tire wear particle and leachate exposures from a pristine and road-worn tire to *Hyalella azteca*: Comparison of chemical content and biological effects. *Aquatic Toxicology*, 232, 105769.

²⁶⁴ Chibwe, L., Parrott, J. L., Shires, K., Khan, H., Clarence, S., Lavalley, C., Sullivan, C., O'Brien, A. M., de Silva, A. O., Muir, D. C. G., & Rochman, C. M. (2022). A Deep Dive into the Complex Chemical Mixture and Toxicity of Tire Wear Particle Leachate in Fathead Minnow. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(5), 1144–1153.

²⁶⁵ Capolupo, M., Sørensen, L., Jayasena, K. D. R., Booth, A. M., & Fabbri, E. (2020). Chemical composition and ecotoxicity of plastic and car tire rubber leachates to aquatic organisms. *Water Research*, 169, 115270.

²⁶⁶ JPI Oceans. (2020). Key Results JPI Oceans Microplastics Projects 2016–2019. Brussels: JPI Oceans

sheets, Environment Canada, NZ Environmental Protection Agency からまとめた。その結果、生態毒性データは、遺伝子発現から個体数の変化まで、幅広いエンドポイントに及んだ。この評価により、これまでの生態毒性調査が、(i)紫外線安定剤、(ii)難燃剤、(iii)可塑剤、(iv)顔料の4つの主要な添加剤グループに焦点を当てていることが明らかになった。

- 添加剤毒性対 MNP 毒性の評価は、関心が高まっているものの標準化がほとんど進んでいない新たな研究テーマであり、環境中で MNP が示す潜在的危険性について簡潔な結論を確立する上で大きな障壁となっている (Beiras, Tato & López-Ibáñez, 2019²⁶⁷; Luo *et al.*, 2019a²⁶⁸, 2019b¹⁸³; Oliviero *et al.*, 2019²⁶⁹; Capolupo *et al.*, 2020²⁶⁵)。この問題は、風化や経年変化によるプラスチックの劣化が、潜在的に溶出可能な化学添加物やポリマー分解生成物の数が化学毒物やストレス物質のまさにカクテルに例えられることから、生態毒性評価を困難なものにしているという事実によって悪化している (Hansen *et al.*, 2013²⁷⁰; Fred-Ahmadu *et al.*, 2020²⁷¹)。
- ポリマーの種類や密度の違いも、環境区画が異なれば、異なる化学物質の影響を受ける可能性が高いことを示唆している。添加物の溶解性も様々で、その多くは水性媒体への溶解性が低い。MNP の毒性を完全に評価するためには、複数の生物組織レベルを用いて、複数の生物で試験を行う必要がある。また、潜在的に有害な添加物の放出プロファイルを変えることができる (生物) 分解性プラスチック/ポリマーの開発に重点が置かれていることを考慮することも重要である。
- 環境からの MNP の回収と生態毒性の評価のための明確なガイドラインと標準化された方法も、異なるポリマーの種類とそれぞれの添加剤放出との間の意味のある比較を確立するために必要である。また、粒子径が MNP の物理化学的特性を変化させ、それが毒性に影響することが知られているため、添加剤の放出とマイクロ/ナノ界面との関係をさらに調査する必要がある。
- 現在プラスチックに配合されている多くの添加剤に関する生態毒性学的データは限られており、環境中の存在に関する情報はさらに少ない。この知識のギャップは、これまで生産しプラスチックメーカーに提供しているマスターバッチに含まれる添加剤の種類と組成に関する情報を公にすることに消極的であったポリマー業界の協力と支援があれば解決できる (Barrick *et al.*, 2021¹¹²)。

(大嶋ら, 2020a¹⁵⁷)

- 添加剤を用いないプラスチックの投与実験ではオオミズナギドリ雛に血中の酸化ストレスと抗酸化力にプラスチック投与の効果は見られなかった。添加剤入りプラスチックを投与したオオミズナギドリ雛と対照群の各組織内のプラスチック添加剤濃度を比較したところ、対照群組織ではほとんど添加剤が検出されなかったが、ばく露群では

²⁶⁷ Beiras, R., Tato, T., & López-Ibáñez, S. (2019). A 2-Tier standard method to test the toxicity of microplastics in marine water using *Paracentrotus lividus* and *Acartia clausi* larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(3), 630–637.

²⁶⁸ Luo, H., Li, Y., Zhao, Y., Xiang, Y., He, D., & Pan, X. (2020). Effects of accelerated aging on characteristics, leaching, and toxicity of commercial lead chromate pigmented microplastics. *Environmental Pollution*, 257, 113475.

²⁶⁹ Oliviero, M., Tato, T., Schiavo, S., Fernández, V., Manzo, S., & Beiras, R. (2019). Leachates of micronized plastic toys provoke embryotoxic effects upon sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Environmental Pollution*, 247, 706–715.

²⁷⁰ Hansen E, Nilsson NH, Lithner D, Lassen C. (2013). Hazardous substances in plastic materials. Denmark: Danish Technological Institute.

²⁷¹ Fred-Ahmadu, O. H., Bhagwat, G., Oluyoye, I., Benson, N. U., Ayejuyo, O. O., & Palanisami, T. (2020). Interaction of chemical contaminants with microplastics: Principles and perspectives. *Science of The Total Environment*, 706, 135978.

一部を除く試料で添加剤が検出された。特に肝臓と脂肪組織では、すべての添加剤の濃度がばく露群で有意に高かった。

- ばく露試料から検出されたプラスチック添加剤の組成は、組織ごとに異なっていた。肝臓では BDE-209 の割合が約 80% を占めていた。一方、腎臓では、BDE-209 が約 40 ~ 50%，ベンゾトリアゾール系紫外線安定剤が約 50% を占めた。脂肪組織および大腸では大部分はベンゾトリアゾール系紫外線安定剤であった。以上より、プラスチック添加剤の組織移行が証明された。しかし、血液生化学検査、臓器重量、病理組織学検査などの一般毒性の検索では、プラスチック添加剤ばく露による有意な影響は認められなかった。
- MNP 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.*, 2023²⁷²)。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.*, 2020⁹⁵)。

参考：関連する現在進行中の研究

(インターナショナル・ペレット・ウォッチ (IPW) ²⁷³)

- プラスチックの収着性、特に漂着したポリエチレン (PE) ペレットの収着性を利用して、世界中の残留性有機汚染物質 (POPs) を測定している。ポリ塩化ビフェニル (PCB) と有機塩素系農薬の空間的パターンが明らかになった。IPW のオリジナルデータでは、各地点で採取されたペレット中の PCB 濃度に大きな個体間変動が見られる。これは、収着・脱着の遅さと、浮遊プラスチックの速度と経路の大きなばらつきの組み合わせによって説明される。POPs の散発的な高濃度 (収着化学物質と疎水性添加物の両方) は、外洋や離島のペレットやその他のマイクロプラスチックで頻繁に観察される。

²⁷² Kirchsteiger, B., Materić, D., Happenhofer, F., Holzinger, R., & Kasper-Giebl, A. (2023). Fine micro- and nanoplastics particles (PM2.5) in urban air and their relation to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Atmospheric Environment*, 301, 119670.)

²⁷³ インターナショナル・ペレット・ウォッチ.(accessed: 2024.3.1, <http://pelletwatch.jp/>)

3 水・大気・土壌等における実態（分布、動態・推計・将来予測）

3.1 マクロプラスチックのごみ分布

マクロプラスチックごみの分布について、令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について、表 5 に整理した。

表 5 令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について

内容および課題	
海洋	● 海岸の報告は多いがプラスチックの種類等の知見が少ない。 【主な重点研究課題】 ● 海岸でのマクロプラスチックごみの分布を一層効率的に把握する調査ネットワークの構築。 ● 水生生物等への影響の観点からの海底におけるマクロプラスチックごみの分布の把握。

上記課題に対する研究の進捗状況：

令和元年特定重点課題に関する進捗の概要：

- 海岸・街中・河川における MacP ごみを推計やリモートセンシング技術・AI 等を用いて網羅的・効率的に定量的な評価する手法が開発中。
- 海底についていくつか実態把握促進の研究がある（漁業者連携による把握促進含む）
- 市街地における陸域のごみ（量、種類等）に関する（科学論文・データとしての）知見が少ない。
- 農地における MacP に関する知見は少ない。

（進捗の補足）

海岸や河川敷等におけるマクロごみの分布状況（量・組成等）は、比較可能なデータの集約および定期的な調査（モニタリング）の体制構築、および類似取組間での連携体制が課題であるが、いくつかの取組事例もみられる。例えば日本では陸域について「散乱ごみ実態把握調査ガイドライン（令和 3 年度）」、海岸について「地方公共団体向け漂着ごみ組成調査ガイドライン（令和 3 年度策定、以降改訂）」を策定し、地方公共団体によるデータ取得の取組が行われている。また欧州でも、オスパー（OSPAR）条約の下、類似のガイドライン化の動きがみられる。こうした取組の連携とともに、政府だけでなく、市民団体による清掃活動を通じた市民科学によるデータの活用も期待されている。

継続・新規重点課題：

- （継続）海岸での MacP ごみの分布を一層効率的に把握する調査ネットワークの構築。
- （継続）水生生物等への影響の観点からの海底における MacP ごみの分布の把握。
- （新規）陸域から海洋までの一体的な MacP の流出経路・実態把握および定量的な評価。
- （新規）出水時における MacP の流出実態の把握。

3.1.1 海洋（海岸・海底含む）

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)

- 環境（海洋環境を含む）に存在するプラスチックは、ポリマー、大きさ（マクロプラスチックと MNP は少なくとも 9 桁以上）、形、色、添加または収着された化学物質（数千種類）、表面化学物質、その他の特徴など、非常に多様である。さらに複雑さを増しているのは、プラスチックが環境に流入した後に起こる物理的、化学的、生物学的変化である (Walsh *et al.*, 2021²⁷⁴)。
- プラスチックは地球規模で環境を汚染しており、陸上、水中（海洋および淡水）、大気中、そして建築物の環境において、ほぼいたるところに存在している (The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)。

(CHEMICALS IN PLASTICS, 2023⁸)

- 海流は、毎年推定 1,900～7,400 トンの有害添加物を浮遊プラスチックとともに北極に運んでいる (Andrade *et al.*, 2021⁹)。
- 海洋に流入した浮遊プラスチックは、海洋ジャイア (Onink *et al.*, 2019²⁷⁵)、潮汐 (Sterl *et al.*, 2020²⁷⁶)、表面波 (Cunningham *et al.*, 2022²⁷⁷)、対流 (Khatmullina & Chubarenko, 2021²⁷⁸)、海洋乱流 (Brunner *et al.*, 2015²⁷⁹; Kukulka, 2020²⁸⁰)、および前線力学 (Tarry *et al.*, 2021²⁸¹) に伴う鉛直運動などの大規模な海流系を含むプロセスの相互作用によって生じる表面流によって輸送される。海面上に突出した大きな破片については、地表風もまた、輸送の方向と速度に寄与する（風力効果）。

(APEC Ocean and Fisheries Working Group, 2023²⁸²)

- 養殖システムから出る最も一般的な海ごみやプラスチック廃棄物は、支柱、フレーム、ロープ、かご、餌袋、廃棄された網、浮き、紐、かご、選別器具、さらには養殖プラットフォームで働く技術者や作業員が使用する食器類である。これらの資材の中には使用期間が長いものもあるが、一度や数回の養殖サイクルで交換しなければならないものもある。例えば、ネット、ロープ、ポール、フロート等は 3 年から 5 年以上

²⁷⁴ Walsh, A. N., Reddy, C. M., Niles, S. F., McKenna, A. M., Hansel, C. M., & Ward, C. P. (2021). Plastic Formulation is an Emerging Control of Its Photochemical Fate in the Ocean. *Environmental Science & Technology*, 55(18), 12383–12392.

²⁷⁵ Onink, V., Wichmann, D., Delandmeter, P., & van Sebille, E. (2019). The Role of Ekman Currents, Geostrophy, and Stokes Drift in the Accumulation of Floating Microplastic. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 124(3), 1474–1490.

²⁷⁶ Sterl, M. F., Delandmeter, P., & van Sebille, E. (2020). Influence of Barotropic Tidal Currents on Transport and Accumulation of Floating Microplastics in the Global Open Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 125(2).

²⁷⁷ Cunningham, H. J., Higgins, C., & van den Bremer, T. S. (2022). The Role of the Unsteady Surface Wave-Driven Ekman–Stokes Flow in the Accumulation of Floating Marine Litter. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 127(6).

²⁷⁸ Khatmullina, L., & Chubarenko, I. (2021). Thin synthetic fibers sinking in still and convectively mixing water: laboratory experiments and projection to oceanic environment. *Environmental Pollution*, 288, 117714.

²⁷⁹ Brunner, K., Kukulka, T., Proskurowski, G., & Law, K. L. (2015). Passive buoyant tracers in the ocean surface boundary layer: 2. Observations and simulations of microplastic marine debris. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(11), 7559–7573.

²⁸⁰ Kukulka, T. (2020). Horizontal Transport of Buoyant Material by Turbulent Jets in the Upper Ocean. *Journal of Physical Oceanography*, 50(3), 827–843.

²⁸¹ Tarry, D. R., Essink, S., Pascual, A., Ruiz, S., Poulain, P., Özgökmen, T., Centurioni, L. R., Farrar, J. T., Shcherbina, A., Mahadevan, A., & D’Asaro, E. (2021). Frontal Convergence and Vertical Velocity Measured by Drifters in the Alboran Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 126(4).

²⁸² APEC Ocean and Fisheries Working Group. (2023). Microplastics in Coastal Aquaculture Systems: Development of Regulatory Frameworks, Practices and Mitigation Efforts in APEC Economies.

使用できる。耐用年数を超えると、大きさや体積の関係で現場での撤去が比較的困難になる。これらの材料は、海洋ごみやプラスチック廃棄物になるまで、海洋環境に放置されるか、海洋環境に放出されるのが一般的である。

(Nakajima *et al.*, 2021²⁸³)

- ビデオ画像を用いて、北西太平洋の黒潮続流域下の海底（水深 5,700-5,800m）に存在するごみの定量的評価を行った。比較のため、より浅い場所（水深 1,400-1,500m）も調査した。漂着物の主な種類は使い捨てプラスチックで、主に袋や食品包装であった。深海帯におけるプラスチックの密度（平均 4,561 個/km²）は、深海平原で記録された中で最も高く、北西太平洋の深海の海盆がプラスチックの重要な貯蔵庫であることを示唆している。

(Kuroda *et al.*, 2020²⁸⁴)

- 海底に漂着する海洋ごみは、これまで十分に調査されておらず、他の海洋ごみに比べて情報が少ない。そこで、日本近海の海底に存在する海洋ごみの現状を把握するため、底引き網調査を実施した。調査は特性の異なる 3 つの海域で実施した。その結果、海底峡谷における海洋ごみの量（2926.1 個/km²）は大陸棚よりも多いことがわかった。また、海底の海洋ごみの多くはプラスチック製品であること、海底のごみは劣化することなく長期間（30 年以上）その状態を保持していることが明らかになった。また、海底漂着物の種類は、それぞれの海域で操業している産業の影響を受けている。
- 本研究の結果より、第一に、地域の地形が海底の海洋ごみの蓄積に影響を与えること。第二に、海底の海洋ごみの多くはプラスチック製品であり、劣化することなく長期間その形状を維持する傾向があること。第三に、海底の海洋ごみの発生源は、周辺海域とその海域を利用する船舶に関係していることが示される。海底に海洋ごみが堆積する条件が明らかになれば、効率的に除去する方法を開発しやすくなる。また、発生源が明らかになれば、地域や産業に応じた対策や、海洋への流出防止策を検討することができる。その意味でも、より多くの海域で海底の海洋ごみ調査を継続することが重要であるが、他方底引き網は船によって構造や網目の大きさが異なるため、回収効率にばらつきがあることが知られている（Lewy *et al.*, 2004²⁸⁵）。

²⁸³ Nakajima, R., Tsuchiya, M., Yabuki, A., Masuda, S., Kitahashi, T., Nagano, Y., Ikuta, T., Isobe, N., Nakata, H., Ritchie, H., Oguri, K., Osafune, S., Kawamura, K., Suzukawa, M., Yamauchi, T., Iijima, K., Yoshida, T., Chiba, S., & Fujikura, K. (2021). Massive occurrence of benthic plastic debris at the abyssal seafloor beneath the Kuroshio Extension, the North West Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112188.

²⁸⁴ Kuroda, M., Uchida, K., Tokai, T., Miyamoto, Y., Mukai, T., Imai, K., Shimizu, K., Yagi, M., Yamanaka, Y., & Mituhashi, T. (2020). The current state of marine debris on the seafloor in offshore area around Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111670.

²⁸⁵ Lewy, P., Nielsen, J. R., & Hovgård, H. (2004). Survey gear calibration independent of spatial fish distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(4), 636–647.

(Kako *et al.*, 2020²⁸⁶)

- ドローンによる海岸空撮と深層学習による画像解析の組み合わせで海岸漂着ごみの体積測定が可能であることを証明した。
- UAV データを用いて **Structure from Motion** ソフトウェアにより構築された海岸の 3 次元モデルと正射投影画像は、画像処理によるエッジ検出により **PMD** 体積を計算することを可能にした。この手法の精度は、既知のサイズと形状の海岸に置かれたテストデブリの体積を推定することで検証された。提案手法は、誤差 5%未満で **PMD** 体積を推定できる可能性を示した。

(Hidaka *et al.*, 2022²⁸⁷)

- 海岸で観察者が撮影した海岸画像を用いて、ピクセル単位での分類（セマンティックセグメンテーション）を可能にするディープラーニングモデルを学習させることで、大きさの異なる海岸ごみを自動的に識別する技術を開発。2 つの海岸ごみのクラスを含む 8 つのセグメンテーションクラスを定義し、その結果を定性的・定量的に検証。セグメンテーションの性能は、IoU (Intersection over Union) , precision, recall の 3 つの指標に基づいて十分に高かったが、さらなる改善の余地がある。

参考：関連する現在進行中の研究

環境研究総合推進費（S-19-3（サブテーマ 3））「河川および海岸からのプラスチックごみ流出量の評価」二瓶 泰雄（東京理科大学）, 2021～2025 年度（二瓶ら, 2021²⁸⁸）

- 利用客数の多い複数の海岸（神奈川県・由比ヶ浜海岸、逗子海岸、和歌山県・南紀白浜海岸、愛媛県・ふたみ海岸）を対象に、夏とそれ以外の季節に分けて海岸でのごみ回収と画像解析を用いた調査を行い、「1 人・1 時間当たりの海岸での投げ捨てプラごみ発生量（g/h/人）」「1 時間当たりの滞在人数」「夏とそれ以外の季節の滞在時間」を使って、海岸での投げ捨てプラごみ発生量を算出している。

環境研究総合推進費（SII-10-1）「海底プラスチックごみの実態把握および回収効率の推定に係る手法・技術の開発」東海 正（東京海洋大学）, 2023～2025 年度（東海ら, 2023²⁸⁹）

- 海底プラスチックごみの実態把握および回収効率の推定に係る手法・技術の開発海底プラスチックごみの効果的・効率的な実態把握および回収支援のために、漁業者による回収が想定される海域を中心に、既存データも活用しながら、漁業による海底プラ

²⁸⁶ Kako, S., Morita, S., & Taneda, T. (2020). Estimation of plastic marine debris volumes on beaches using unmanned aerial vehicles and image processing based on deep learning. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111127.

²⁸⁷ Hidaka, M., Matsuoka, D., Sugiyama, D., Murakami, K., & Kako, S. (2022). Pixel-level image classification for detecting beach litter using a deep learning approach. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113371.

²⁸⁸ 環境研究総合推進費（S-19-3（サブテーマ 3））「河川および海岸からのプラスチックごみ流出量の評価」二瓶 泰雄（東京理科大学）, 2021～2025 年度

²⁸⁹ 環境研究総合推進費（SII-10-1）「海底プラスチックごみの実態把握および回収効率の推定に係る手法・技術の開発」東海 正（東京海洋大学）, 2023～2025 年度

スチックごみの回収効率および広範囲にわたる分布量の推定、水中カメラ等の映像を用いた海底プラスチックごみの分布量の推定に関わる手法・技術を開発する。底曳網などの漁業活動による海底プラスチックごみの採集効率を推定する手法を開発し、得られた採集効率と採集結果から海底プラスチックごみの分布量を推定する手法を整備する。また、漁業が入らない海底における海底プラスチックごみの分布を明らかにするために、水中映像などからその分布を推定する手法・技術を開発する。

環境研究総合推進費（1-2304）「AI とリモートセンシングがつなぐ街から海岸までの包括的プラスチックごみ観測網の構築」加古 真一郎（鹿児島大学）, 2023～2025 年度（加古ら, 2023²⁹⁰）

- ・ リモートセンシングと AI による画像解析を組み合わせることで、街中・河川・沿岸域におけるプラごみ（マクロプラごみが対象）を定量化する手法を、それぞれの対象域に特化した形で開発することを目的とする。これら観測の妥当性の検証には、観測範囲が重なりあう地域における同時観測が必要である。例えば、衛星観測の妥当性はドローン観測で、ウェブカメラやドローン観測の妥当性は重機や人の手で行われる海岸観測で、スマホ観測の妥当性は、街中の清掃活動の結果と比較することで 評価する。

科学研究費助成事業（23KJ1384）「観測データと地球統計学的手法を用いた海洋プラスチックの高精度空間モデリング」村岡 俊季（京都大学）, 2023～2025 年度（村岡ら, 2023²⁹¹）

- ・ 世界的な経済発展に加え、人口増加により、未処理のまま海洋中に流出するプラスチックごみの量が増加し続けている。実際に観測されている海洋プラスチックの量は推定されている全体量のわずか 1%にすぎず、残りの 99%は海底などに分布している。本研究は、水中ドローンを用いて沿岸海底のプラスチックごみの分布とその要因を明らかにするとともに、低いコストで実施可能な本手法を市民科学に繋げることを目指す。

科学研究費助成事業（22K13248）「瀬戸内地域の海岸における海洋プラスチックの集積特性に対する地理学研究」芝田 篤紀（奈良大学）, 2022～2025 年度（芝田ら, 2022²⁹²）

- ・ 本研究の目的は、陸域から海域へ流出するプラごみの地理的特徴と、流出・再流出の過程である海岸におけるプラごみの漂着・集積のミクロな空間特性について、地形と植生に着目して明らかにすることである。

²⁹⁰ 環境研究総合推進費（1-2304）「AI とリモートセンシングがつなぐ街から海岸までの包括的プラスチックごみ観測網の構築」加古 真一郎（鹿児島大学）, 2023～2025 年度

²⁹¹ 科学研究費助成事業（23KJ1384）「観測データと地球統計学的手法を用いた海洋プラスチックの高精度空間モデリング」村岡 俊季（京都大学）, 2023～2025 年度

²⁹² 科学研究費助成事業（22K13248）「瀬戸内地域の海岸における海洋プラスチックの集積特性に対する地理学研究」芝田 篤紀（奈良大学）, 2022～2025 年度

3.1.2 河川

(吉田ら, 2021²⁹³)

- RIAD（川ごみ全体を判定する画像解析法, River Image Analysis for Debris transport）によるプラごみ検出の前段階として、IP カメラによる連続的な河川水表面撮影と RIAD の高度化により人工系ごみ輸送観測システムの構築を行った。ここでは、RIAD により、川ごみ全体から自然系・人工ごみを判別するため、RIAD で得られる色差情報を精査した。また、三重県四日市市を流れる天白川と、その流域内の排水路（三面コンクリート張り）の 2 地点にて IP カメラを用いた連続撮影を実施した。撮影データを RIAD で解析し、延べ 34 の出水データを用いて人工系ごみ輸送特性を明らかにした。
- その結果、人工系ごみ輸送量は増水期の方が減水期より顕著に大きく、ファーストフラッシュ現象が確認された。増水期の人工系ごみ濃度の平均値は先行降雨指標 API との関係が示された。

3.1.3 その他

(Barrick *et al.*, 2021¹¹²)

- 世界では、作物の収量を増やし、水や除草剤の使用を減らすために、600 万トンを超える農業用プラスチックフィルムが使用されており、その結果、プラスチック破片や添加物によって土壌や水が汚染されている。しかし、農業用フィルムからの添加物の発生と放出に関する知識は限られている (Barrick *et al.*, 2021¹¹²)。

²⁹³ 吉田拓司, 藤山朋樹, 片岡智哉, 緒方陸, & 二瓶泰雄. (2021). IP カメラ連続観測と画像解析手法に基づく複数出水時の河川人工系ごみ輸送特性の比較. *土木学会論文集 B1 (水工学)*, 77(2), I_1003-I_1008.

3.2 マイクロプラスチックの分布

マイクロプラスチックの分布について、令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について、表 6 に整理した。

表 6 令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について

項目	内容および課題
海洋表面	● ネットによる事例が多いが、通常のネットでの捕捉が難しい 300μm 未満の微細な MicP の知見が少ない。 ● 海洋表面での事例は多い。 ● 大きさ・形状・材質等の知見は十分ではない。 【主な重点研究課題】 ● 海水面での 300μm 未満の微細な MicP の効率的なモニタリング手法の確立とデータの蓄積、300μm 以上とそれ未満の MicP の量・性状の関係の把握。 ● 調和化された手法によりモニタリングしたデータの世界的な集積。 ● 海底における分布の把握、海水面と水柱・海底の量・性状の関係の把握。
水柱	● 水中での知見は少ないが、海面(0～0.5m)がピークで、深くなるにつれ急激に存在が減少するとの観測事例がある。 【主な重点研究課題】 ● (再掲)海底における分布の把握、海水面と水柱・海底の量・性状の関係の把握。
海底	● 海底での知見は少ないが、海底堆積物において海表面よりも多くの存在量が観測されている事例がある。 【主な重点研究課題】 ● (再掲)海底における分布の把握、海水面と水柱・海底の量・性状の関係の把握。
海岸	● 地球規模における海岸の調査事例があるが、砂浜以外の沿岸域の分布に関するデータはほとんどない。
河川	● 国際的な知見は少ないが、日本の調査では分布が人口密度や水質汚濁などの流域特性と関連が確認された。
その他	【主な重点研究課題】 ● 大気・陸域・森林・河川・海洋を一体的にとらえた MicP の分布の解明。

上記課題に対する研究の進捗状況：

令和元年特定重点課題に関する進捗の概要：

【海洋表面】

- 砕波による海しぶきの輸送を通じて、大気中への MicP の供給源となる可能性が指摘されている。
- 海水面での 300 μ m 未満の微細な MicP のモニタリング手法として、超音波振動を利用した手法や光学的手法が示されている（それぞれ利点があるが、コスト面や効率性にどちらも課題が指摘）。（3.3 参照）
- 海水面での MicP の分布は、300 μ m 以上とそれ未満で異なる傾向が見られる事例が報告されているが、量・性状の関係については、まだ十分に解明されていない。
- いくつかの地球規模での分布・動態シミュレーション研究が行われている。（3.4 に同じ）
- MicP のモニタリング手法については、UNEP や GESAMP などの国際機関が主導し、国際調和が図られており、データの集積が進められている。（3.3 参照）

【水柱】

- MicP の数値的濃度は、水深 500m までは指数関数的に減少し、それ以下では予測モデルよりも高い濃度が観測されており、マリンスノーに取り込まれた沈降やマリンスノーの分解に伴う生物ポンプ（BCP）が MicP の水柱内での再分配に寄与していることが示唆されている。
- 実環境中の MicP の種類等に関する定量的な研究がいくつかみられる（例えば 25 種類のポリマーが検出され、そのうち 5 種類（PE, PP, ナイロン 6/6.6, PS, PE-PP）が全サンプルで検出され、数的に 83.7%を占めており、また、MicP のサイズは、25～100 μ m の範囲が全体の 84.5%を占め、水深によって粒度分布の傾きが異なっていた、等）。
- 浮力のある MicP が海洋生物や海洋集合体に取り込まれて沈降し、深海に到達する可能性があることが示唆されている（例えば浮力のあるポリマーが全体の 71.2%を占めていたにもかかわらず、水深 2000m で高い MicP 濃度を示す研究がある）。

【海底】

- 海底に堆積しているプラスチックの成分、堆積した時期等の推測の研究が行われている。
- 水深に応じた MicP の濃度に関する研究が行われている（例えば、マルチコア分析と堆積物の Pb 年代測定に基づき、別府湾における 75 年間のマイクロプラスチック片（0.3-5.0mm）蓄積速度の履歴を報告した文献や、ビデオ画像を用いて、北西太平洋の黒潮続流域下の海底（水深 5700-5800m）に存在するごみの定量的評価を行った例がある）。

【海岸】

- 砂浜以外の調査結果は、相変わらず少ない。

【河川】

- 国内および海外（特に中国）における人口密度や土地利用形態等の流域特性と MicP の濃度に関する調査が確認された（一定の傾向として、人口密度の高さと濃度には一定の関係性がある）。
- 人為的活動や流入する河川による上流からの負荷が、微小プラスチックの主な源と推定する研究がいくつかある。

【その他】

- 市街地の様々なポイント（道路、埋立地等）において存在する（マイクロ）プラスチックの量、素材等について研究がされているが、知見が少ない。
- 大気環境中の分布に関する研究がいくつかみられる。屋内・屋外の差異について着目するものもある。
- 大気・陸域・森林・河川・海洋を一体的にとらえた MicP の分布の解明についての知見は少ない。
- 水田からの肥料（あるいは農薬）被膜殻の流出実態（量、期間、時期）を定量的に把握する研究がいくつかみられる。
- 廃棄物の不適切な管理、下水（汚泥）等による土壌への流出に関する研究、あるいはこれら土壌やプラスチックを使用した肥料を経由した植物への取組に関する研究がいくつか見られる。
- 地下水における分布に関する研究がいくつかみられる。

（進捗の補足）

直径 5mm 未満の微小なプラスチック片をマイクロプラスチック（MicP）、直径 5mm 以上のプラスチック類をマクロプラスチック（MacP）として整理される場合が多いが、マクロプラスチックのうち、直径 5-25mm のプラスチック類を「メソプラスチック（MesoP）」と定義し、メソプラスチックに着目した研究も近年実施されている（Cheshire *et al.*, 2009²⁹⁴; Blettler *et al.*, 2017²⁹⁵; GESAMP, 2019³⁴; Nihei *et al.*, 2024²⁹⁶）。

²⁹⁴ Cheshire, A.C., Adler, E., Barbière, J., Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jetric, L., Jung, R.T., Kinsey, S., Kusui, E.T., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M.A., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B., & Westphalen, G. (2009). UNEP/IOC guidelines on survey and monitoring of marine litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 186, IOC Technical Series No. 83, 120 p.

²⁹⁵ Blettler, M. C. M., Ulla, M. A., Rabuffetti, A. P., & Garello, N. (2017). Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11), 581.

²⁹⁶ Nihei, Y., Ota, H., Tanaka, M., Kataoka, T., & Kashiwada, J. (2024). Comparison of concentration, shape, and polymer composition between microplastics and mesoplastics in Japanese river waters. *Water Research*, 249, 120979.

なお、シミュレーションによる分布把握（実測とシミュレーションの比較含む）については 3.4.1 参照。

継続・新規重点課題：

【海洋表面】 【水柱】 【海底】 【海岸】

- （継続）海底における分布の把握，海水面と水柱・海底の量・性状の関係の把握。

【海洋表面】

- （継続）海水面での 300 μ m 未満の微細な MicP の効率的なモニタリング手法の確立とデータの蓄積，300 μ m 以上とそれ未満の MicP の量・性状の関係の把握。
- （継続）調和化された手法によりモニタリングしたデータの世界的な集積。

【河川・湖沼】

- （新規）河川堆積物や表層以外の MicP の分布実態の把握。
- （新規）出水時における MicP の流出実態の把握。

【その他】

- （新規）市街地での MicP の分布の把握。
- （新規）農地（水田，畑地等）における MicP の発生と海域を含む環境中への移行に関するメカニズムの解明，定量評価。
- （新規）土壌・地下水中のメカニズムの解明，定量評価。
- （新規）大気汚染の更なる実態把握や発生源の把握。
- （継続）大気・陸域・森林・河川・海洋を一体的にとらえた MicP の分布の解明。
- （新規）災害時におけるプラスチックごみ発生・流出実態の把握。

3.2.1 海洋表面（海洋を含むより広い範囲の実態把握含む）

（The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹）

- 最近のモデリング研究によると、現在のところ、環境中における MicP の有害な影響は、その存在量が比較的多い場所に限定される可能性が高く、現在のペースで環境蓄積が続けば、今後 50～100 年の間に広範な生態系への影響が生じる可能性が高いと予測されている（Everaert *et al.*, 2018²⁹⁷; Everaert *et al.*, 2020¹⁷¹）。
- MicP が海洋環境のあらゆる部分を世界的に汚染していることは、今や明らかである。その濃度は地域によって異なるが、世界的な分布では豊富で広範囲に及んでいる。特定の場所におけるプラスチック汚染のレベルは、その場所へのプラスチックの投入源や供給源に近接していることだけでなく、大気や海洋におけるプラスチックの輸送にも影響される。この越境輸送は、特に離島（Lavers & Bond, 2017²⁹⁸; Barnes *et al.*, 2018²⁹⁹）や極地（Cózar *et al.*, 2017³⁰⁰; Lacerda *et al.*, 2019³⁰¹）等、数千キロメートル離れた場所で発生した可能性のあるプラスチックに対して特に脆弱な地域で蓄積する可能性がある。
- 海洋はまた、砕波による海しぶきの輸送を通じて、沿岸地域への MicP の供給源となる可能性もある（Fan *et al.*, 2022³⁰²; Allen *et al.*, 2022³⁰³; Allen *et al.*, 2020³⁰⁴）。プラスチックを含む合成化学物質の陸上および海洋への排出は、プラネタリー・バウンダリーの脅威の基準を満たす危機的な閾値に達しており（Persson *et al.*, 2022³⁰⁵; Arp *et al.*, 2021³⁰⁶），世界の健康に悪影響を及ぼす可能性がある」と主張する者もいる（The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹）。
- 海洋へのプラスチック（大小を問わず）のフラックスの直接的な測定ができないため制約があるが、海洋プラスチックごみのほとんどは、プラスチックが使用される陸上

²⁹⁷ Everaert, G., van Cauwenberghe, L., de Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegehuchte, M., & Janssen, C. R. (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, 242, 1930–1938.

²⁹⁸ Lavers, J. L., & Bond, A. L. (2017). Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(23), 6052–6055.

²⁹⁹ Barnes, D. K. A., Morley, S. A., Bell, J., Brewin, P., Brigden, K., Collins, M., Glass, T., Goodall-Copestake, W. P., Henry, L., Laptikhovsky, V., Piechaud, N., Richardson, A., Rose, P., Sands, C. J., Schofield, A., Shreeve, R., Small, A., Stamford, T., & Taylor, B. (2018). Marine plastics threaten giant Atlantic Marine Protected Areas. *Current Biology*, 28(19), R1137–R1138.

³⁰⁰ Cózar, A., Martí, E., Duarte, C. M., García-de-Lomas, J., van Sebille, E., Ballatore, T. J., Eguíluz, V. M., González-Gordillo, J. I., Pedrotti, M. L., Echevarría, F., Troublé, R., & Irigoien, X. (2017). The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the Thermohaline Circulation. *Science Advances*, 3(4).

³⁰¹ Lacerda, A. L. d. F., Rodrigues, L. dos S., van Sebille, E., Rodrigues, F. L., Ribeiro, L., Secchi, E. R., Kessler, F., & Proietti, M. C. (2019). Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports*, 9(1), 3977.

³⁰² Fan, W., Salmond, J. A., Dirks, K. N., Cabedo Sanz, P., Miskelly, G. M., & Rindelaub, J. D. (2022). Evidence and Mass Quantification of Atmospheric Microplastics in a Coastal New Zealand City. *Environmental Science & Technology*, 56(24), 17556–17568.

³⁰³ Allen, D., Allen, S., Abbasi, S., Baker, A., Bergmann, M., Brahney, J., Butler, T., Duce, R. A., Eckhardt, S., Evangeliou, N., Jickells, T., Kanakidou, M., Kershaw, P., Laj, P., Levermore, J., Li, D., Liss, P., Liu, K., Mahowald, N., ... Wright, S. (2022). Microplastics and nanoplastics in the marine-atmosphere environment. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(6), 393–405.

³⁰⁴ Allen, S., Allen, D., Moss, K., le Roux, G., Phoenix, V. R., & Sonke, J. E. (2020). Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLOS ONE*, 15(5), e0232746.

³⁰⁵ Persson, L., Carney Almroth, B. M., Collins, C. D., Cornell, S., de Wit, C. A., Diamond, M. L., Fantke, P., Hassellöv, M., MacLeod, M., Ryberg, M. W., Søgaard Jørgensen, P., Villarrubia-Gómez, P., Wang, Z., & Hauschild, M. Z. (2022). Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. *Environmental Science & Technology*, 56(3), 1510–1521.

³⁰⁶ Arp, H. P. H., Kühnel, D., Rummel, C., MacLeod, M., Potthoff, A., Reichelt, S., Rojo-Nieto, E., Schmitt-Jansen, M., Sonnenberg, J., Toorman, E., & Jahnke, A. (2021). Weathering Plastics as a Planetary Boundary Threat: Exposure, Fate, and Hazards. *Environmental Science & Technology*, 55(11), 7246–7255.

で環境に放出され (GESAMP, 2016³⁰⁷) , その後, 水 (例えば, 河川, 小川, 波, 海岸の潮流) または空気 (風) によって海洋に運ばれると推定されている (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine., 2022³⁰⁸) 。

(Morales-Caselles *et al.*, 2021³⁰⁹)

- 世界の水域(河川から深海まで)の 1200 万件に及ぶ投棄ごみの記録を収集し, 食品のテイクアウトに用いるシングルユース・プラスチックが 2/3 程度を占めること, 最多のごみはプラスチックバッグであったこと, 大きなプラスチックごみは陸棚域以浅に止まり, 細かなプラスチックごみは大洋に広く輸送されることを示した。

(Ikenoue *et al.*, 2023a³¹⁰)

- ニューストンネット試料を用い, ボーフォート海南部の海水中のマイクロプラスチック (MicP) の存在量を推定した。ボーフォート海南部の MicP 存在量は, 平均で 7570 個 km⁻² (179 g km⁻²) であり, チュクチ海と同程度に MicP で汚染されていることが分かった。本研究結果から推定されたボーフォート海南部の海水中の MicP の総量は 8 億 2,500 万個 (約 20 トン) である。MicP の分布と, ポリマー組成から, 一部の MicP は太平洋由来だけでなく, 北極圏の産業活動や漁業にも由来していることが示唆された。

(Xu *et al.*, 2022³¹¹)

- 小型マイクロプラスチック (SMP ; <350 μ m) と大型マイクロプラスチック (LMP ; >350 μ m) の特性に関する情報を得るために, 2 重式ニューストンネットを準備し, 日本近海の表層から試料を採取した。SMP 濃度は, 外洋では 1000 個から 5900 個 m³ の範囲であり, 東京湾奥部では平均約 3000 個 m³ であった。SMP 濃度は LMP 濃度の約 20~60 倍であった。海水を分析した結果, 50-5000 μ m にわたるマイクロプラスチックのサイズ分布が得られた。LMP は主にポリエチレン (PE) やポリプロピレンなどの包装関連プラスチックで構成され, SMP は塗料関連プラスチックが多かった。包装材料 (PE など) に由来する SMP は, 600 μ m より小さくなると海面から徐々に沈んでいった可能性がある。

³⁰⁷ GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: Part Two of a Global Assessment (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., Eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220p; 2016.

³⁰⁸ National Academies of Sciences, Engineering and Medicine.(2022) Reckoning with the U.S. Role in Global Ocean Plastic Waste. The National Academies Press.

³⁰⁹ Morales-Caselles, C., Viejo, J., Martí, E., González-Fernández, D., Pragnell-Raasch, H., González-Gordillo, J. I., Montero, E., Arroyo, G. M., Hanke, G., Salvo, V. S., Basurko, O. C., Mallos, N., Lebreton, L., Echevarría, F., van Emmerik, T., Duarte, C. M., Gálvez, J. A., van Sebille, E., Galgani, F., ... Cózar, A. (2021). An inshore-offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. *Nature Sustainability*, 4(6), 484–493.

³¹⁰ Ikenoue, T., Nakajima, R., Mishra, P., Ramasamy, E. V., Fujiwara, A., Nishino, S., Murata, A., Watanabe, E., & Itoh, M. (2023). Floating microplastic inventories in the southern Beaufort Sea, Arctic Ocean. *Frontiers in Marine Science*, 10.

³¹¹ Xu, H., Nakano, H., Tokai, T., Miyazaki, T., Hamada, H., & Arakawa, H. (2022). Contamination of sea surface water offshore the Tokai region and Tokyo Bay in Japan by small microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 185, 114245.

(Nakano *et al.*, 2023³¹²)

- 標準化された手法で採取されたデータが少ない東南アジア域(タイ湾北部)の沿岸域において浮遊マイクロプラスチックの現存量調査を、雨季から乾季にかけての大潮時と小潮時で実施し、雨季から乾季にかけてマイクロプラスチック浮遊量が減少することを見出した。
- サンゴ礁保全地域であるタイ湾のシーチャン島で、マイクロプラスチック (MicP) 汚染の有無を調べるために、ニューストンネット調査を実施した。雨季 (南西モンスーン) , 移行期, 乾季 (北東モンスーン) に実施した調査の結果, MicP の存在量は 0.02~42.46 粒子 m⁻³ の範囲であった。モンスーンによる降水量, 風, 流向が MicP の存在量と分布に影響を与え, 有意な季節性を示した。

参考：関連する現在進行中の研究

科学研究費助成事業 (22H03718) 「海洋マイクロプラスチックの劣化の時空間的動態の解明」荒川 久幸 (東京海洋大学) , 2022~2024 年度 (荒川ら, 2022³¹³)

- 本研究は, MicP の劣化を調べることにより, MicP の経歴を解明するものである。日本沿岸 (海域, 海底, 海岸) における MicP の劣化指標 (CI) の空間分布および劣化への生物作用の影響を調査・実験し, 明らかにする。この結果をもとに, 海洋の粒子拡散モデルから MicP の浮遊時間および経路を推定し, 東アジア海域および北西太平洋海域での MicP の流出起源を解明する。

³¹² Nakano, H., Alfonso, M. B., Jandang, S., Phinchana, N., Chavanich, S., Viyakarn, V., & Isobe, A. (2024). Influence of monsoon seasonality and tidal cycle on microplastics presence and distribution in the Upper Gulf of Thailand. *Science of The Total Environment*, 920, 170787.

³¹³ 科学研究費助成事業 (22H03718) 「海洋マイクロプラスチックの劣化の時空間的動態の解明」荒川 久幸 (東京海洋大学) , 2022~2024 年度

3.2.2 水柱

(Zhao *et al.*, 2023³¹⁴)

- 化石由来のマイクロプラスチック (MicP) は、海洋への投入量が増加し続けているため、海洋の生物地球化学的循環に重要な役割を果たす粒子状有機炭素 (POC) プールのかかなりの部分を構成している。しかしながら、海洋の水柱内における MicP の分布とその背景となるプロセスは、依然として不明である。MicP が集積する北太平洋東部の亜熱帯ジャイアの水柱では、334 個/m³ (84.5%が 100μm 未満のプラスチック粒子) からなり、上層 500m 層では濃度と水深の間に指数関数的な関係があった。この層より下層では減少する傾向があるが、水深 2000m に顕著な蓄積が見られることを示した。MicP によって水柱粒子の同位体結果にバイアスを与えている可能性も示唆された。海洋の物質フラックスの解析には、MicP の影響を加味する必要性を示唆した。
- マイクロフーリエ変換赤外イメージングと組み合わせたその場での大量ろ過、マントネットとマルチネットサンプリングを使用して、遠隔地である南大西洋亜熱帯ジャイアの表層から海底近傍の海域に至るまで、小マイクロプラスチック (SMP, 特徴的なのは 100μm 未満) の高い存在量 (最大 244.3 個/立方メートル[n/m³]) を発見した。SMP の存在量には大きな水平・垂直変動が観察され、場合によっては逆の垂直傾向を示した。
- MicP ポリマー組成の鉛直方向の連結性を分析した結果、上層水塊から次の深層水塊に移動する際に新しいポリマーが連続的に出現するにもかかわらず、すべての水塊とサイズ画分のポリマーは、主に北太平洋中央水塊 (CWM : 0~300 m) に存在するポリマーが支配的であった。さらに、上層には存在しなかった深層に存在するポリマーの寄与は、小さなサイズ画分から大きなサイズ画分へと徐々に増加した。
- 各ステーションにおいて、深度に対する高密度 MicP の数値存在量は、浮遊 MicP 分布と比較して低い変動を示した。その結果、高密度プラスチック (3.6-33.5%) の数量分布の係数変動は、浮遊性プラスチック (35.0-61.0%) よりもかなり小さかった (Mann-Whitney-Wilcoxon 検定, P = 0.025)。

(Ikenoue *et al.*, 2023b³¹⁰)

- 北極海のマイクロプラスチックに関する知識の空白を埋めるため、チュクチ海、ベーリング海峡、ベーリング海でニューストンネットを用いてメソおよびマイクロプラスチックの海表濃度 (単位海水体積あたりの粒子数) および風速、有義波高を観測した。鉛直混合の影響を考慮しつつ、水柱全体におけるマイクロプラスチックの総数 (粒子インベントリ) と質量 (マスインベントリ) を推定した。チュクチ海におけるマイクロプラスチックの粒子インベントリは 0~18,815/km² で、平均値と標準偏差は

³¹⁴ Zhao, S., Mincer, T. J., Lebreton, L., & Egger, M. (2023). Pelagic microplastics in the North Pacific Subtropical Gyre: A prevalent anthropogenic component of the particulate organic carbon pool. *PNAS Nexus*, 2(3).

5236±6127 個/km²であった。質量インベントリは 0～445 g/km² で、平均と標準偏差は 124±145 g /km²であった。チュクチ海の平均粒子インベントリは、大西洋側の北極海の平均粒子インベントリの 30 分の 1 であり、全球の平均粒子インベントリの 10 分の 1 以下であった。ベーリング海峡のマイクロプラスチック濃度から推定される、太平洋からチュクチ海へのマイクロプラスチックの年間流入量は、チュクチ海全体のマイクロプラスチック総量の約 5.5 倍であった。このことは、太平洋から流入したマイクロプラスチックが、チュクチ海の水以外の貯留場所（海氷や海底堆積物など）、あるいは太平洋起源水の下流域に大量に蓄積していることを示唆している。

3.2.3 海底

(Hinata *et al.*, 2023³¹⁵)

- マルチコア分析と堆積物の ^{210}Pb 年代測定に基づき、別府湾における 75 年間のマイクロプラスチック片 (0.3-5.0mm) 蓄積速度の履歴を明らかにした。その結果、1958.8-1961.0CE 堆積物層から初めてポリプロピレン MicP 破片が検出され、1990 年頃と 2014 年頃に顕著にみられる約 20 年ごとの変動を伴う長期的な直線増加傾向と一致することがわかった。最大率は 203 個/m²/y で、2014 年には 86 個/kg-dry であった。0.3~2.0mm サイズの小片が、1955~2015 年の期間を通じて一貫して蓄積率で優位を占めており、蓄積率全体の 85.3%を占めている。三大ポリマー (ポリエチレン, ポリプロピレン, ポリスチレン) が全体の 96.6%を占めた。蓄積率は、高い正の相関を示した。

(Nakajima *et al.*, 2021²⁸³)

- ビデオ画像を用いて、北西太平洋の黒潮続流域下の海底 (水深 5700-5800m) に存在するごみの定量的評価を行った。比較のため、より浅い場所 (水深 1400-1500m) も調査した。漂着物の主な種類は使い捨てプラスチックで、主に袋や食品包装であった。海底帯におけるプラスチック破片の密度 (平均 4,561 個/km²) は、海底平原で記録された中で最も高く、北西太平洋の深海の海盆がプラスチック破片の重要な貯蔵庫であることを示唆している。

(Tsuchiya *et al.*, 2023³¹⁶)

- 日本最大の都市部に隣接し、相模川などの河川が流れ込む相模湾、日本海溝、伊豆・小笠原海溝軸、相模トラフが収束して水深 9000m 以深の超深海帯地形を形成する超深海地帯水深の海溝三重点、深海平原の 3 箇所で調査を実施した。その結果、日本の人口密集地近辺の海底堆積物には、他の海底堆積物よりもはるかに多くの MicP が存在した。また、海溝域より深海平原で MicP の量が多いことがわかり、湾—海溝—深海平原にわたる MicP の移流プロセスモデルを提唱した。

参考：関連する現在進行中の研究

(IAEA, 2022³¹⁷)

- 核技術を使って年代測定された海洋堆積物の記録にマイクロプラスチック分析を適用することで、プラスチック汚染の歴史と浄化努力の効果を明らかにすることを目的とし、海洋堆積物中のプラスチック蓄積の時間的傾向が、陸上でのプラスチックの生産

³¹⁵ Hinata, H., Kuwae, M., Tsugeki, N., Masumoto, I., Tani, Y., Hatada, Y., Kawamata, H., Mase, A., Kasamo, K., Sukenaga, K., & Suzuki, Y. (2023). A 75-year history of microplastic fragment accumulation rates in a semi-enclosed hypoxic basin. *Science of The Total Environment*, 854, 158751.

³¹⁶ Tsuchiya, M., Kitahashi, T., Nakajima, R., Oguri, K., Kawamura, K., Nakamura, A., Nakano, K., Maeda, Y., Murayama, M., Chiba, S., & Fujikura, K. (2024). Distribution of microplastics in bathyal- to hadal-depth sediments and transport process along the deep-sea canyon and the Kuroshio Extension in the Northwest Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 199, 115466.

³¹⁷ IAEA. (2022). Optimizing Nuclear Techniques to Assess Microplastic Pollution in Coastal Areas.

と使用の変遷を反映しているかどうかを評価するために、海洋マイクロプラスチックの濃度とポリマー組成のモニタリングに使用される調和されたプロトコルを設計し、標準的かつ改良された技術を確立することは、異なる研究間の空間的・時間的変動を比較する上で非常に有益であり、マイクロプラスチックの生産動向と輸送メカニズムおよび海底における最終的な運命を相関させることができる（IAEA, 2022³¹⁷）。

3.2.4 河川・湖沼・汽水域

(Nava *et al.*, 2023³¹⁸)

- プラスチック破片は、世界中の淡水生態系に広く存在していると考えられている。しかし、包括的で比較可能なデータがないため、その分布を厳密に評価することは困難である。ここでは、淡水生態系におけるプラスチック破片 (>250 µm) の存在量と種類を評価する、標準化された国横断的調査を紹介する。38 の湖沼と貯水池の表層水をサンプリングし、地理的位置と水生学的属性の勾配に分布している。調査したすべての湖沼と貯水池でプラスチック破片を発見し、これらの生態系がプラスチック汚染サイクルにおいて重要な役割を果たしていることを示唆した。
- 調査の結果は、2 種類の湖沼がプラスチック汚染に対して特に脆弱であることを示している。すなわち、人口密集地や都市化地域の湖沼や貯水池と、堆積面積が高く、貯水時間が長く、人為的影響が大きい大規模な湖沼や貯水池である。プラスチックの濃度は湖沼によって大きく異なり、最も汚染されている湖沼では、大量のごみが集まる海域である亜熱帯の海洋ジャイアで報告されている濃度に達するか、それを上回ることさえある。

(Nihei *et al.*, 2024²⁹⁶)

- 147 の河川と 185 の測定地点でマイクロプラスチックとメソプラスチックの現地調査を行った。本研究の新規性は、マイクロプラスチックとメソプラスチックの空間的差異がデータ解析に与える影響を最小化するために、多数のフィールドデータを用いたことにある。マイクロプラスチックは 183 地点 (99%) で、メソプラスチックは 136 地点 (74%) で検出された。
- マイクロプラスチックとメソプラスチックの濃度の差は、マイクロプラスチックの濃度が高くなるにつれて有意に増加し、適切なサンプリングによって河川におけるプラスチック汚染の過小評価を防ぐために、マイクロプラスチックとメソプラスチックの両方の濃度を監視する必要があることを示した。
- マイクロプラスチック (5mm 未満) とマクロプラスチック (5mm 以上) の 2 段階によるサイズ分類は、メソプラスチックが大幅に見落とされる可能性があるため適切ではない。マイクロプラスチックとメソプラスチックの回帰勾配は、データ数の増加に伴って分散が有意に減少しており、本研究で利用したサンプル数が多いことの必要性を示唆している。
- マイクロプラスチックとメソプラスチックの主な形状とポリマーの種類は、それぞれ断片と繊維、ポリエチレンとポリエチレンテレフタレート (PET) であることがわかった。繊維と PET の比率は、人口密度や都市比率の低い地点で支配的であり、大気沈着や下水処理場 (WWTP) の未整備率に起因すると考えられる。したがって、流域内外の繊維クラスターの動態と運命を監視する必要がある。

³¹⁸ Nava, V., Chandra, S., Aherne, J., Alfonso, M. B., Antão-Geraldes, A. M., Attermeyer, K., Bao, R., Bartrons, M., Berger, S. A., Biernaczyk, M., Bissen, R., Brookes, J. D., Brown, D., Cañedo-Argüelles, M., Canle, M., Capelli, C., Carballeira, R., Cereijo, J. L., Chawchai, S., ... Leoni, B. (2023). Plastic debris in lakes and reservoirs. *Nature*, 619(7969), 317–322.

(Kataoka *et al.*, 2019³¹⁹)

- 2015 年 8 月から 2018 年 5 月までの日本の 29 河川水表面の 36 地点におけるマイクロプラスチックの空間分布について、マイクロプラスチック濃度を 4 つの流域特性（流域面積、人口密度、流域面積に対する都市部と農業部の 2 つの比率）および 6 つの水質パラメータ（pH、生物化学的酸素要求量（BOD）、浮遊物質（SS）、溶存酸素（DO）、全窒素（T-N）、全リン（T-P））と比較することで、マイクロプラスチックが各流域から河川に到達する発生源と流入プロセスについて考察する。
- ネット（目合い 335 μ m）で採取した日本の河川では、SG（比重）の低い 3 種類の高分子物質（PE, PP, PS）が検出された。
- 日本の 29 の河川表面の 36 地点においてネット（目合い 335 μ m）採取されたマイクロプラスチックの数値と質量濃度をマッピングし、各河川流域の 4 つの流域特性（流域面積、人口密度、都市と農業の比率）および 6 つの水質パラメータ（pH、生物化学的酸素要求量（BOD）、浮遊物質（SS）、溶存酸素（DO）、全窒素（T-N）、全リン（T-P））と比較した。マイクロプラスチックは 36 地点中 31 地点で検出された。その結果、3 つの主要なポリマー材料（ポリエチレン、ポリプロピレン、ポリスチレン）の数値濃度および質量濃度ともに、採取地点によって大きく異なっていた。これらの濃度の平均値はそれぞれ 1.6 個/ m^3 、0.44mg/ m^3 で、標準偏差よりも小さく、それぞれ 2.3 個/ m^3 、0.77mg/ m^3 であった。
- 数値濃度と質量濃度の両方が、95%の信頼水準で、人口密度および都市比率と有意に関連していた。人口密度と都市比率に対する回帰直線の正の傾きは、人口密度と都市比率が高い河川流域では、マイクロプラスチックが個数・質量ともに多いことを示唆している。マイクロプラスチック濃度と人口密度の間には、101 から 102 人 km^2 の範囲で有意な関係があることが、チェサピーク湾に流入する 4 つの河口河川でも明らかにされている（Yonkos *et al.*, 2014³²⁰; Kataoka *et al.*, 2019³¹⁹）。
- 一方、流域の人口密度が Yonkos *et al.*, (2014) の調査よりも高い河川（すなわち、人口密度の範囲は 101~103 人 km^2 ）でマイクロプラスチックをサンプリングした。したがってマイクロプラスチック濃度が都市化と人口密度に強く依存していることを示す、より多くの証拠を提供するものである。

(Stanton *et al.*, 2020³²¹)

- 12 か月間にわたって、淡水系全体のマイクロプラスチックの蔓延とその流域内での大気沈着の時空間変動を調査した。その結果、最も上流の地点も含め、すべての地点でマイクロプラスチックが確認された。同定されたマイクロプラスチック粒子には、破片、フィルム、球状ビーズ、および押し出し繊維が含まれる。押し出し繊維には、マイクロプラスチック繊維（ポリエステルなど）や再生セルロース繊維（レーヨンなど）が含まれる。

³¹⁹ 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.

³²⁰ 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, U.S.A. *Environmental Science & Technology*, 48(24), 14195–14202.

³²¹ Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., MacNaughtan, W., & Gomes, R. L. (2020). Freshwater microplastic concentrations vary through both space and time. *Environmental Pollution*, 263, 114481.

- 淡水系は、海洋や湖沼環境へのマイクロプラスチック汚染の重要な経路であり、マイクロプラスチックが最も遠隔の環境でさえ発見されていることが懸念される (Bergmann *et al.*, 2019⁵⁸; Stanton *et al.*, 2020³²¹) 。
- (Sugiura *et al.*, 2021³²²)
- 乾季と雨季の東京で、未処理および二次処理された下水、高速道路流出水、河口域の水中のマイクロプラスチック [(MicP) : 10 μ m-5mm] を測定した。200 μ m 未満の MicP が優勢であり、すべてのサンプルで総数の 60%以上を占めた。MicP の存在量は、流入水中で 420 個/L、二次流出水中で 8.7 個/L であり、一次+二次処理における除去効率は 98%であった。測定されたポリマー (ポリエチレン (PE)、ポリプロピレン、ポリスチレン、ポリエチレンテレフタレート (PET)、ポリプロピレン共重合体、ポリエチレンポリプロピレンジエン (PEPD)、ポリエチレン酢酸ビニル、アクリロニトリルスチレン) のうち、PET は下水流入水 (88%) および排水 (49%) で優勢であり、その形状はほとんどが繊維状であったことから、洗濯排水からの寄与が示唆された。
- 河口域の水試料中の MicP 濃度は低く (乾燥時で 1.4~2.3 個/L)、PET が 52~77%と優勢であった。降雨後、河口水中の MicP 濃度は 1.8~4.3 個/L に増加し、特に PEPD の割合が 43~52%と著しく増加したことから、道路流出水由来の MicP が寄与していることがわかった。下水の分子マーカである直鎖アルキルベンゼンとコプロスタノールの分析から、合流式下水道越流水 (CSO) の河口水への流入が確認されたが、PET 繊維 MicP の有意な増加は観察されず、降雨後も CSO を含む下水に由来する MicP の河口水への寄与は有意に増加しないことが示された。

(Xia *et al.*, 2020³²³)

- マイクロプラスチックの分布に与える人為的でない影響について明らかにするため、2019 年 7 月 23 日から 9 月 1 日まで、東湖 (中国最大の都市湖) で調査を実施した。湖水中のマイクロプラスチックの存在量は 7.4~29.6 個/L であった。採取されたマイクロプラスチックの大きさは 2mm 未満で、形状は繊維状、色は透明が支配的であった。その結果、マイクロプラスチック濃度は降雨量と有意な関係があることが示された。したがって、マイクロプラスチック汚染とその影響を正確に評価するためには、高頻度のサンプリングと降雨量のデータが必要であることがわかった。
- 多くの淡水研究は、マイクロプラスチック汚染のレベルの評価 (Wang *et al.*, 2017³²⁴)、マイクロプラスチックの空間分布と発生源 (Xiong *et al.*, 2018³²⁵)、陸上から海洋へのマイクロプラスチックの排出へのアクセス (Hurley *et al.*, 2018³²⁶)、マイ

³²² Sugiura, M., Takada, H., Takada, N., Mizukawa, K., Tsuyuki, S., & Furumai, H. (2021). Microplastics in urban wastewater and estuarine water: Importance of street runoff. *Environmental Monitoring and Contaminants Research*, 1, 54–65.

³²³ Xia, W., Rao, Q., Deng, X., Chen, J., & Xie, P. (2020). Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. *Science of The Total Environment*, 732, 139065.

³²⁴ Wang, W., Ndungu, A. W., Li, Z., & Wang, J. (2017). Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of The Total Environment*, 575, 1369–1374.

³²⁵ 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.

³²⁶ Hurley, R., Woodward, J., & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11(4), 251–257.

クロプラスチックの分布パターンに関連する要因，例えば人口密度（Yonkos *et al.*, 2014³²⁰），土地利用の種類（Barrows *et al.*, 2018³²⁷），ダムや廃水処理施設の存在（Lo *et al.*, 2018³²⁸; Watkins *et al.*, 2019³²⁹）などである。

- 降雨などの非人為的要因がマイクロプラスチック汚染に及ぼす影響については，ほとんど知られていないが，先行研究では，降雨が他の汚染物質にとって重要な要因になりうることが示唆されている。例えば，降水（最終的に水域に蓄積された）は窒素の大気中への沈着を大きく助長する可能性があり（Cui *et al.*, 2020³³⁰; Zhang *et al.*, 2020³³¹），窒素は水域の富栄養化に影響を与える最も重要な栄養素の1つである（Conley *et al.*, 2009³³²）。
- 降雨後のファーストフラッシュ現象は，鉛や鉄などの重金属の汚染を促進する可能性がある（Lee *et al.*, 2002³³³）。

（Singh *et al.*, 2023³³⁴）

- 世界最大級の汽水湖（インド，チリカ湖）におけるマイクロプラスチックの分布を調査した。マイクロプラスチックの主な発生源は，河川流入による上流負荷のほかに，大規模な漁業活動や観光などの人為的活動であると考えられた。マイクロプラスチックの形状は，底質サンプルと水質サンプルで，それぞれ破片と発泡体が最も一般的であった。堆積物サンプルは，粒径 1mm 未満のマイクロプラスチックが非常に多いことがわかった。水試料は，2～5mm のマイクロプラスチックで白色の発泡体が多かった。10 種類のマイクロプラスチックポリマーが同定され，そのうちポリプロピレンとポリスチレンが堆積物と水試料で最も優勢であった。マイクロプラスチックの形態は，風化に起因する表面の特徴を示した。

（Kameda *et al.*, 2021³³⁵）

- MicP，特に微細な MicP（FMPs）の環境挙動，例えば濃度，発生源，粒度分布，水中での風化による断片化などに対する懸念が高まっている。しかし，MicP のポリマー種類の粒度分布と発生源との関係についてはほとんど情報がない。本研究では，日本

³²⁷ 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.

³²⁸ Lo, H.-S., Xu, X., Wong, C.-Y., & Cheung, S.-G. (2018). Comparisons of microplastic pollution between mudflats and sandy beaches in Hong Kong. *Environmental Pollution*, 236, 208–217.

³²⁹ Watkins, L., McGrattan, S., Sullivan, P. J., & Walter, M. T. (2019). The effect of dams on river transport of microplastic pollution. *Science of The Total Environment*, 664, 834–840.

³³⁰ Cui, J., Zhang, Y., Yang, F., Chang, Y., Du, K., Chan, A., & Yao, D. (2020). Seasonal fluxes and sources apportionment of dissolved inorganic nitrogen wet deposition at different land-use sites in the Three Gorges reservoir area. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 193, 110344.

³³¹ Zhang, Y., Cao, Y., Tang, Y., Ying, Q., Hopke, P. K., Zeng, Y., Xu, X., Xia, Z., & Qiao, X. (2020). Wet deposition of sulfur and nitrogen at Mt. Emei in the West China Rain Zone, southwestern China: Status, inter-annual changes, and sources. *Science of The Total Environment*, 713, 136676.

³³² Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., Lancelot, C., & Likens, G. E. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014–1015.

³³³ Lee, J. H., Bang, K. W., Ketchum, L. H., Choe, J. S., & Yu, M. J. (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *Science of The Total Environment*, 293(1–3), 163–175.

³³⁴ Singh, N., Mondal, A., Abhinav, G., Nagamani, P., & Darbha, G. K. (2023). Microplastics in Indian Brackish Water Lagoon: Occurrence and Distribution in the Chilika Lake. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(10), 614.

³³⁵ Yutaka Kameda, Naofumi Yamada, Emiko Fujita (2021), Source- and polymer-specific size distributions of fine microplastics in surface water in an urban river, *Environmental Pollution*, 284

の河川の源流から河口までの 5 地点の表面水と、下水処理場（STP）からの流入水および流出水について、新しい前処理法を用いたマイクロフーリエ変換赤外分光法によって、20 μm を超える MicP の 18 のポリマー種類の濃度、組成、粒度分布を分析した。表面水中のマイクロプラスチック濃度は、300~1240 個/ m^3 の範囲であった。クラスター分析により、MicP の 2 つの主な発生源が特定された。源流サイトでは生活排水、下流サイトでは都市部からの面源であり、STP からの化学汚染物質の濃度は下流サイトではるかに高かった。MP の平均粒子サイズ (D_{50}) は、下流の都市部で増加し、流入水および流出水よりも大きかった。これらの結果は、都市部の面源からより大きな MicP が放出されていることを示唆している。各ポリマーおよびすべての MicP のサイズ分布は、ワイブル分布関数に有意に適合することができた。関数から推定された D_{50} 、形状パラメータ、およびスケールパラメータの値は、サイズ分布を詳細に評価するための有用な指標であった。表層水中で検出された 13 種類の主要なポリマーのうち、未使用ポリマーの引張強度と D_{50} の間に有意な正の相関関係があることは、各ポリマーの断片化特性がその物理的強度に影響されることを示唆している。FMP を含む MicP の濃度、ポリマー組成、およびサイズ分布を用いた多次元分析は、それらの発生源と環境挙動に関する有用な情報を提供する可能性がある。

(Yehao Wang *et al.*, 2023³³⁶)

- 東京湾奥部の表層海底堆積物における小型マイクロプラスチック粒子 (SMP, < 350 μm) 汚染を調査した。雨期 (5 月) の SMP 濃度は 100.3 ± 45.8 個/g 乾燥重量で、湾奥部ではそれより高かったのに対し、乾期 (1 月) のそれは 147.6 ± 19.5 個/g 乾燥重量であった。季節差はなかった。雨期に見つかった主なプラスチックの種類は、ポリプロピレン (PP), ポリエチレン (PE), およびポリアミド (PA) であった。乾期 (1 月) には、PP の濃度は減少し、PA の濃度は増加した。SMP の平均直径は、場所や季節によって変化しなかった。私たちの結果は、東京湾奥部の海底堆積物が比較的高濃度の SMP で汚染されていることを示している。さらに、湾奥部における SMP の沈着率は $12.4 \text{ mg cm}^{-2} \text{ y}^{-1}$ であった。

参考：関連する現在進行中の研究

科学研究費助成事業 (23K11451) 「河口域はマイクロプラスチック汚染の hotspot か、そして sink もしくは source か？」池島 耕 (高知大学), 2023~2025 年度 (池島ら, 2023³³⁷)

- 本研究では、1) 河口域の MicP 汚染リスクの高い生息環境と水生生物を、河口域の水中・底質および生物体内における MicP の分布パターンから明らかにする。さらに、

³³⁶ Yehao Wang, Haruka Nakano, Haodong Xu, Hisayuki Arakawa (2021), Contamination of seabed sediments in Tokyo Bay by small microplastic particles, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 261

³³⁷ 科学研究費助成事業 (23K11451) 「河口域はマイクロプラスチック汚染の hotspot か、そして sink もしくは source か？」池島 耕 (高知大学), 2023~2025 年度

2) 河口域潮間帯は流入した MicP が蓄積して「流入量> 流出量」となる“sink”であるのか、それとも MicP が多く生成して「流入量< 流出量」となる“source”であるのかを、水中と底質のプラスチックごみ・MicP のサイズ・色・形・種類（ポリマー）・組成の時空間的分布パターンから明らかにする。

科学研究費助成事業（22KJ1156）「市街地由来マイクロプラスチックの除去に係る雨水流出抑制施設の性能評価および機構解明」山本 可那子（東京大学）, 2022～2024 年度（山本ら, 2022³³⁸）

- 雨水流出抑制施設は市街地由来マイクロプラスチック(Microplastics; MicP)の流出抑制対策として機能するものと考えられる。本研究は、MicP の流出経路および堆積箇所の解明と MicP の流出抑制対策にも資するものとなることを目指し、以下3つの目的を設定した。
- (A)雨水流出抑制施設による MicP の捕捉状況の把握および MicP 捕捉効果の半定量的評価を行う。(B)雨水流出抑制施設模擬装置や CFD(Computational Fluid Dynamics)解析により、流出抑制施設の MicP 捕捉率を定量的に示す。(C)MicP 流出解析モデルを構築し、流域スケールで流出抑制施設による MicP 捕捉率を定量的に示す。

科学研究費助成事業（22K04377）「インドネシアを対象としたプラスチック類の河川からの流出量の実態調査」井上 隆信（豊橋技術科学大学）, 2022～2024 年度（井上ら, 2022³³⁹）

- プラスチック類の海洋への排出量が中国に次いで多いインドネシアにおいて、プラスチック類の河川からの流出量の実態調査を実施する。河川調査は、ごみ収集が機能している都市部、ごみ収集が十分でない近郊の都市、ごみ収集が行われていない農村部を対象に、それぞれの地域を流域とする河川を選定して実施する。採取したプラスチック類は用途別に分類するとともに、小片を日本に持ち帰り組成分析を行う。これらの取得データをもとに、対象流域から海洋へのプラスチック類の年間の流出量を用途別、種類別に推計する。本研究で取得した一次データは、インドネシアから海域へのプラスチック類排出量推計に活用可能な貴重な基礎データになる。

科学研究費助成事業（21H01441）「河川流域におけるプラスチック微細片の生成・流出機構の解明とモデル化」片岡 智哉（愛媛大学）, 2021～2023 年度（片岡ら, 2021³⁴⁰）

- 本研究では、流域圏で化学的・力学的刺激にばく露されているプラスチックから S-MicP が生成される高分子科学的過程、並びに様々な土地形態が含有する流域圏から

³³⁸ 科学研究費助成事業（22KJ1156）「市街地由来マイクロプラスチックの除去に係る雨水流出抑制施設の性能評価および機構解明」山本 可那子（東京大学）, 2022～2024 年度

³³⁹ 科学研究費助成事業（22K04377）「インドネシアを対象としたプラスチック類の河川からの流出量の実態調査」井上 隆信（豊橋技術科学大学）, 2022～2024 年度

³⁴⁰ 科学研究費助成事業（21H01441）「河川流域におけるプラスチック微細片の生成・流出機構の解明とモデル化」片岡 智哉（愛媛大学）, 2021～2023 年度

河川に降水が流出する水工学的過程を考慮した流域圏から河川への S-MicP 流出量の推定モデルを開発する。R3 年度では、S-MicP 生成過程のモデル化のため、流域圏に散乱する代表的なプラスチックごみであるペットボトルキャップに着目し、質量・表面形状に関する劣化度モデルを構築した。

科学研究費助成事業（20KK0247）「画像解析によるマングローブ水域におけるプラスチック汚染実態把握と生態系への影響評価」古米 弘明（中央大学）, 2020～2023 年度（古米, 2020³⁴¹）

1. 現地調査と衛星画像によるプラスチック汚染実態評価として、マングローブ林周辺における高度 10m での NIR と VIS カメラを装着したドローン飛行による画像の取得・分析、橋 2 か所に設置した定点カメラによる画像を用いた、日中の太陽照度変化を考慮した浮遊ごみ検出モデルの開発、およびマングローブ林等に生息する二枚貝の形態別の MicP 存在量の調査や、河川のプラスチックごみに付着しているバイオフィルム中の細菌を分離して、それらの薬剤耐性特性の分析を実施。さらに、数種の MicP を対象として、異なる紫外線波長における AOP プロセスによる劣化状態を、実体顕微鏡、フーリエ変換赤外分光法-減衰全反射、および X 線光電子分光法などで分析した。また、プラスチックからの浸出液の TOC 濃度増加と 3 次元励起蛍光スペクトルを得て、劣化状態との関係を考察した。

³⁴¹ 科学研究費助成事業（20KK0247）「画像解析によるマングローブ水域におけるプラスチック汚染実態把握と生態系への影響評価」古米 弘明（中央大学）, 2020～2023 年度

3.2.5 市街地

(道路由来)

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹⁾)

- 道路輸送は、環境への MicP 漏洩の主要な原因であり、2019 年には世界で 2.7 メガトンになると推定されている。具体的な発生源としては、タイヤの摩耗、ブレーキの摩耗、浸食された道路標識などがある。特にタイヤ摩耗粒子は、水生環境への MicP の重要な供給源として認識されている (Baensch-Baltruschat *et al.*, 2020³⁴², Kole *et al.*, 2017²⁶², Wagner *et al.*, 2018³⁴³, Werbowski *et al.*, 2021³⁴⁴, Luo *et al.*, 2021³⁴⁵)。
- タイヤはもともと天然ゴムから作られていたが、現在では天然ゴムと合成ポリマーの組み合わせから作られており、これに弾力性を高めるための硫黄 (1~4%)、充填剤としてのカーボンブラック (22~40%)、ウェットグリップ性能を向上させるためのオイル、耐久性を高めるためのその他多くの化学物質が加えられている。使用中、タイヤと路面との接触によってせん断と熱が生じ、MicP 粒子が発生する (Kole *et al.*, 2017²⁶²)。
- タイヤの摩耗に関連する MicP の排出量は、交通量との関係で国によって異なる。年間推定量は、米国で 1.25~1.80 メガトン、中国で 0.76 メガトンである。ブラジルで 0.29 メガトン、インドで 0.29 メガトン、日本で 0.24 メガトン、ドイツで 0.13 メガトン、英国で 0.04~0.08 メガトンである (Kole *et al.*, 2017²⁶²)。

(萩野, 2023³⁴⁶)

- ブレーキ摩耗粒子は、摩擦材と相手材が摩擦や摩耗することにより生成したおもに粒径 10 μm 以下の粒子が、大気へ放出される粒子状物質のことをいう。大気へ放出されず、車のホイールに沈着するブレーキ摩耗粒子 (ホイールダスト) や、路面に沈着するブレーキ摩耗粒子もある。摩擦材と相手材の材質、ブレーキをかける時間、初速度、圧力、トルク、ブレーキの温度などにより、ブレーキ摩耗粒子の発生量が変化する。

(Kataoka *et al.*, 2019³¹⁹)

- マイクロプラスチック濃度と BOD, DO, T-N, T-P との有意な関係は、下水道が整備されていない地域が、通常の河川条件下で収集されるマイクロプラスチックの重要な発生源であることを示している。さらに、マイクロプラスチック濃度は、水質の差が大きいと増加する傾向がある。

³⁴² Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2020). Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. *Science of The Total Environment*, 733,

³⁴³ Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, 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.

³⁴⁴ Werbowski, L. M., Gilbreath, A. N., Munno, K., Zhu, X., Grbic, J., Wu, T., Sutton, R., Sedlak, M. D., Deshpande, A. D., & Rochman, C. M. (2021). Urban Stormwater Runoff: A Major Pathway for Anthropogenic Particles, Black Rubbery Fragments, and Other Types of Microplastics to Urban Receiving Waters. *ACS ES&T Water*, 1(6), 1420–1428.

³⁴⁵ Luo, Z., Zhou, X., Su, Y., Wang, H., Yu, R., Zhou, S., Xu, E. G., & Xing, B. (2021). Environmental occurrence, fate, impact, and potential solution of tire microplastics: Similarities and differences with tire wear particles. *Science of The Total Environment*, 795, 148902.

³⁴⁶ 萩野浩之. (2023). 自動車交通に由来するブレーキ摩耗粒子, タイヤ摩耗粒子, 道路摩耗粒子の大気中マイクロプラスチック研究の現状と課題. エアロゾル研究, 38(3), 160–172.

(Sugiura *et al.*, 2021³²²)

- 高速道路の流出水サンプルには、高濃度の MicP (81~292 個/L) が含まれていた。高速道路流出水には、PET (3%~12%) よりも PE (25%~49%) および PEPD (13%~30%) が多く含まれ、これは自動車のタイヤ摩耗による破片や地面で風化したプラスチックが寄与していることを示された。

(Morioka *et al.*, 2023³⁴⁷)

- 草津市の主要道路付近の 5 地点でロードダストを採取し、サイズごとに 13 のフラクション (1.1~850 μ m) に分割した。粗いフラクションほどダストに占める割合が高かった。強熱減量から求めた有機物の割合は、フラクションが細くなるにつれて増加した。
- ダスト画分の粒子径が細かいほど、路面ダストの存在量は少なく、有機物含有量は高い。粒径別のロードダスト中の 9 種類の MicP の合計濃度 (濃度 f) は、125~250 μ m の粒径画分から上昇し始め、より細かい粒径画分まで上昇したままであった。生産量の多いプラスチック (PE, PVC, PS など) に加え、自動車部品として使用される SBR や ABS も微粒子化され、路面塵に含まれていた。
- 各ポリマーの濃度 f は粒度分率によって増減する傾向が異なり、PE や PVC など一部のポリマーの濃度 f は 1.1 μ m 以下の粒度分率で高いままであったが、ゴム MicP である SBR の濃度 f は 7.0-11 μ m 以上の粒度分率で安定または減少傾向を示した。粉碎限界、微粉化メカニズム、適切な環境条件下での各ポリマーの輸送など、ロードダスト中の各ポリマーの出現を特徴づける要因を理解するためには、さらなる研究が必要である。

(下水処理場・焼却施設)

(下水汚泥については「3.2.9 その他」も参照)

(吉岡ら, 2020³⁴⁸)

- 標準活性汚泥法+砂ろ過 (分流式) の 4 つの下水処理場 (A~D) および標準活性汚泥法 (合流式) の 1 つの下水処理場 (E) を対象に調査を実施し、調査方法、試料採取、前処理、分析の一連の手順の確認を行った。流入水、放流水中の 100 μ m 以上のマイクロプラスチック (MicP) の個数密度の調査を実施した。流入水中の MicP 個数密度は A~E 処理場別に 50~2,300 個/ m^3 であった。同じく放流水中の MicP 個数密度は、0~4.00 個/ m^3 であった。加えて、オキシデーションディッチ法+砂ろ過+オゾン滅菌 (分流式) の下水処理場 (処理場 F) を対象に、流入水の流量荷重平均個数密度は 790 個/ m^3 、総流入量は 1.4×10^6 個/日、総流出量は 5.1×10^3 個/日、除去率は 99.6% であった。脱水汚泥の個数密度は 15 個/g-dry であった。
- A 自治体の都市ごみ焼却施設の都市ごみ焼却施設 (メタン発酵施設と焼却施設のコンバインド型) を対象に、メタン発酵排水系、プラント排水系、洗煙排水の 3 つの系列に

³⁴⁷ Morioka, T., Tanaka, S., Yamada, Y., Yukioka, S., & Aiba, F. (2023). Quantification of microplastic by particle size down to 1.1 μ m in surface road dust in an urban city, Japan. *Environmental Pollution*, 334, 122198.

³⁴⁸ 環境研究総合推進費 (IFS-2001) 「海洋プラスチック問題解決に資するプラスチック資源循環システム構築調査研究」吉岡 敏明 (東北大学), 2020 年度

て、各排水試料の 100 μm 以上の MicP の個数密度の調査を実施した。メタン発酵排水系原水中の MicP 個数密度は 2.0×10^5 個/ m^3 であったが、処理水中の MicP 個数密度は、2.64 個/ m^3 であり、99.99%以上が、脱水分離、膜処理、砂ろ過にて除去されていた。

- 一方プラント排水系、洗煙排水系原水中の MicP 個数密度は 13~34 個/ m^3 と低いレベルであったが、凝集、ろ過、キレート処理により 1.9~8.0 個/ m^3 まで処理されていた。施設からの下水道への放流水中の MicP 個数密度は 3.6 個/ m^3 と見積もられ、ごみ処理量、流量から、ごみ 1t あたりの MicP 排出個数は 1.25 個/t ごみと計算された。
- 日本における焼却ごみ量を $3.2 \times 10^7 \text{t/年}$ とすると、日本の都市ごみ焼却施設からは、 4.0×10^7 個/年程度排出されていることが推測された。都市ごみ焼却施設の全てが河川放流を行っているわけではないことや、下水処理場からの排出量に比較しても低いことから、都市ごみ焼却施設からの MicP 排出量はそれほど大きくないことが予想された。

(都市部全般)

(Chen *et al.*, 2020³⁴⁹)

- 上海大都市における流域規模の都市集積の水域におけるマイクロプラスチックの存在量と分布を縦断的に評価した。特に、雨天時の排水システムのオーバーフロー (WWF) 、土地利用、環境管理慣行の影響によるマイクロプラスチックの挙動が調査された。WWF は水生環境におけるマイクロプラスチック汚染を大幅に悪化させる可能性がある。詳細なデータに基づく体系的な推定により、流域地域で WWF を介して排出されるマイクロプラスチックの年間負荷は 8.50×10^{14} 個/年であり、下水処理場の排水を介して排出される量の約 6 倍であることが示された。
- 水中マイクロプラスチックの空間変動と、それらが土地利用によってどの程度影響を受けるかに関する研究に貢献する。マイクロプラスチック濃度が高い順に、重工業地域 > 商業/公共/レクリエーション地域 > 農業/軽工業地域 > 農業地域 > および住宅地域で見つかった。水域で観察されたマイクロプラスチックの長手方向のパターンは、土地利用と流体力学の重ねられた影響があることを示唆していた。

(繊維)

(秋田ら, 2023³⁵⁰)

- 家庭洗濯から合成繊維由来のマイクロプラスチックファイバー (以後、ファイバー) が排出されることを示すと同時に、日本製の市販洗濯機に標準装備されている糸くずフィルターによるファイバーを回収し評価した。ポリエステル 100% のフリース生地および衣料を縦型洗濯機とドラム式洗濯機で繰り返し洗濯し、洗濯機付属の糸くずフィルターと排水ホースの先端に取り付けたフィルターによって回収されたファイバーの重量を測定した。

³⁴⁹ Chen, H., Jia, Q., Zhao, X., Li, L., Nie, Y., Liu, H., & Ye, J. (2020). The occurrence of microplastics in water bodies in urban agglomerations: Impacts of drainage system overflow in wet weather, catchment land-uses, and environmental management practices. *Water Research*, 183, 116073.

³⁵⁰ 秋田陽子, 後藤純子, & 東海正. (2023). 洗濯機付属糸くずフィルターがマイクロプラスチックファイバーの流出を削減する効果. 繊維製品消費科学, 64(3), 197–206..

- 縦型洗濯機ではドラム式洗濯機に比べてより多くのファイバーが生地や衣料から発生していた。縦型洗濯機付属の糸くずフィルターは、長さが 3 mm 以上のファイバーの 7 割程度を回収できたが、長さが 3 mm 未満のファイバーはほとんど回収できずに排出されていた。また、ドラム式洗濯機による洗濯で発生するファイバーの量は縦型に比べて少なかったが、そのフィルターは空隙が大きいためほとんどファイバーを回収できなかった。

(Kaliszewicz *et al.*, 2020³⁵¹)

- ポーランドの中央部と北東部に位置する河川と 3 つの湖沼のサンプルを分析したところ、景観公園内の湖に比べ、大都市を流れる河川では有意に多くの繊維が報告された。特に河川では 1.0mm 以下の繊維が多く、検出された全繊維の 39% を占めた。メッシュサイズ 20 μ m のマイクロプラスチック (4930 本/m³) は、内陸水域の他の調査と比較して多く検出された。
- ラマン分光法を用いることで、従来のプラスチックポリマーであるポリエチレンテレフタレート、ポリエステル、ポリウレタンと特定することができた。水面下の湖水には、繊維状のマイクロプラスチックが最大 25g 含まれていると推定された。

参考：関連する現在進行中の研究

科学研究費助成事業 (21K05786) 「環境中に放出された人工芝構成プラスチックおよびゴムの水生動物への影響」小林 牧人 (国際基督教大学), 2021~2023 年度 (小林ら, 2021³⁵²)

・海洋プラスチックごみ問題は生態系を破壊する環境問題であり、水産学上の問題でもある。最近のスポーツ競技施設に人工芝が採用されつつある。人工芝の表面はプラスチック製の「芝葉」と充填物としての「ゴムチップ」で構成されている。これらの人工芝構成物は、競技活動や風雨などの作用によりフィールド外に放出されている。しかし、これまで人工芝の構成物と海洋プラスチックごみ問題を関連づけた研究報告はない。そこで本研究では、これらの人工芝構成物が、環境中に放出された際、1) 水生動物の健康への影響を解明し、2) 人工芝構成物の流出防止対策をたて、3) 体育学研究者に人工芝競技場の管理強化を啓発することを目的としている。

³⁵¹ Kaliszewicz, A., Winczek, M., Karaban, K., Kurzydłowski, D., Górka, M., Koselak, W., & Romanowski, J. (2020). The contamination of inland waters by microplastic fibres under different anthropogenic pressure: Preliminary study in Central Europe (Poland). *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 38(11), 1231–1238.

³⁵² 科学研究費助成事業 (21K05786) 「環境中に放出された人工芝構成プラスチックおよびゴムの水生動物への影響」小林 牧人 (国際基督教大学), 2021~2023 年度

3.2.6 大気

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)

- 空気中の PM に対する MicP の寄与についてはデータが不足しているため、ヒトにおける呼吸可能なばく露量を確実に推定することはできない (WHO, 2022⁵⁴)。しかし、ある都市環境では、MicP はすべての大気試料から検出され、沈着フラックスは 575~1,008 個/m²/day で、その大部分 (92%) は繊維状で、15 種類の石油化学ベースのポリマーが同定された (Wright *et al.*, 2020³⁵³)。
- MicP は、堆肥散布、廃水汚泥、タイヤ、繊維製品、塗料など、様々な発生源から大気中に放出される可能性があり (Amato-Lourenço *et al.*, 2020³⁵⁴; Sridharan *et al.*, 2021³⁵⁵; Chen *et al.*, 2020b³⁵⁶)、風の流れによって運ばれる可能性もある。いくつかは様々な形態 (繊維、断片、フィルム) で大気中に検出されており、ポリエチレン、ポリエステル、ポリウレタンが含まれる (Enyoh *et al.*, 2019³⁵⁷)。しかし、人々が大気中の PM MicP にばく露される範囲についてはほとんど知られておらず、ヒトの健康への影響をよりよく理解するためには、さらなる研究が必要である。
- 空気中の MicP は、大気輸送によって長距離を移動し、遠隔地に到達する可能性がある (Carney Almroth *et al.*, 2018³⁵⁸)。空気中の MicP や陸上に沈着した MicP は、雨水や地表流出水を経由して、水生環境や下水システムに流入する可能性がある (OECD, 2021³⁵⁹, Shruti *et al.*, 2021³⁶⁰)。
- 沿岸都市における空中浮遊 MicP の沈着量は、4,885±1,858 MNP/m²/日 (平均値±標準偏差; 範囲: 82~12,159 MNP/m²/日) と推定されている; 都市の屋上における最高レベルは、沿岸風と相関しており、空中浮遊 MNP は波動に由来する可能性があることを示唆している (Fan *et al.*, 2022³⁰²)。
- 低濃度ではあるが、浮遊 MicP は、極域 (Cózar *et al.*, 2017³⁰⁰; Lacerda *et al.*, 2019³⁰¹) やその他の人間集団から離れた地域を含む外洋全域で検出されている。小さな MicP (100µm 未満) については、大気輸送も粒子を長距離にわたって運び、道路、農地、人口集中地などの陸上発生源から遠く離れた海洋に沈着する可能性がある (Brahney *et al.*, 2021³⁶¹, Allen *et al.*, 2022³⁰³)。

³⁵³ Wright, S. L., Ulke, J., Font, A., Chan, K. L. A., & Kelly, F. J. (2020). Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environment International*, 136, 105411.

³⁵⁴ Amato-Lourenço, L. F., dos Santos Galvão, L., de Weger, L. A., Hiemstra, P. S., Vijver, M. G., & Mauad, T. (2020). An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health? *Science of The Total Environment*, 749, 141676.

³⁵⁵ Sridharan, S., Kumar, M., Singh, L., Bolan, N. S., & Saha, M. (2021). Microplastics as an emerging source of particulate air pollution: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 418, 126245.

³⁵⁶ Chen, G., Feng, Q., & Wang, J. (2020). Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Science of The Total Environment*, 703, 135504.

³⁵⁷ Enyoh, C. E., Verla, A. W., Verla, E. N., Ibe, F. C., & Amaobi, C. E. (2019). Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(11), 668.

³⁵⁸ Carney Almroth, B. M., Åström, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., & Persson, N.-K. (2018). Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(2), 1191–1199.

³⁵⁹ OECD (2021), *Policies to Reduce Microplastics Pollution in Water: Focus on Textiles and Tyres*, OECD Publishing, Paris.

³⁶⁰ Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., & Kutralam-Muniasamy, G. (2021). Current trends and analytical methods for evaluation of microplastics in stormwater. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 30, e00123.

³⁶¹ Brahney, J., Mahowald, N., Prank, M., Cornwell, G., Klimont, Z., Matsui, H., & Prather, K. A. (2021). Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(16).

- MicP はまた、沿岸の海面水しぶきを経由して、海洋から陸地に輸送されることもありうる (Allen *et al.*, 2020³⁰³) (The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)。

(Brahney *et al.*, 2021³⁶¹)

- 不適正管理廃棄物が劣化微細化して生じるマイクロプラスチック破片や繊維（ファイバー）は、生物地球化学における物質循環と類似した循環動態がみられ、今や地球全体に分布している。大気圏のプラスチック循環をモデル化すると、そのほとんどが環境中に蓄積され続けているプラスチック廃棄物から発生している。米国西部へのマイクロプラスチックの発生源は道路由来が主で、次いで海洋、農業、人口密集地の風下で発生する塵埃と続く。現在のプラスチック生産の増加率（年間～4%）を考えると、大気中のマイクロプラスチックの発生源とその挙動を理解することは、優先課題である。

•

(Yao *et al.*, 2022³⁶²)

- 大気中の MicP の種類の分布は、排出の種類、気候条件、場所の地形によって影響を受ける。中国の東莞市で測定された大気中 MicP の主な種類は PE, PP, PS であり、同じ年に煙台市で測定された MicP の種類は主に PE, PVC, PS, PES であった。
- 大気中の MicP の組成の決定には、分析技術が関与してる。μRaman と FT-IR は、大気中プラスチック複合体について微妙に異なる画像を描く。屋内空気において、μRaman では、PVC が優位で、次に PE が続くのに対し、FT-IR は PS が優位で、次いで PE と PET が続く。したがって、大気中の MicP を継続的に正しく分析するには、分析機器の技術開発が非常に重要である。
- 同じ場所でも屋内と屋外の MicP の大きさには違いがあり、学者によっても見解が異なる。フランス・パリの屋内外の空気中の MicP に関する研究では、屋内では 3250 μm 以上の繊維は観察されなかったが、屋外では常に 1650 μm 未満であった。カリフォルニア州では、屋内外で繊維の長さに有意差は認められなかったが、データは室内の断片は室外の半分の大きさであった。2 都市のデータからわかるように、パリの屋内外の空気中の MicP の大きさは、カリフォルニアよりも大きく、MicP のサイズは都市によって異なる可能性があることを示している。
- 西太平洋において浮遊する MicP 粒子全体の研究では、MicP の大きさは 20～2000 μm であると指摘されている。南シナ海や東インド洋で採取された MicP の大きさは 2000 μm 未満である。したがって、より大きなサイズの MicP は、空気中に浮遊しにくく、長距離移動することも難しい。
- 大気中の MicP には繊維状と破片状が最も多い。さらに、破片、フィルム、球などの不規則な形状も存在する。パリと煙台で実施された研究では、大気沈着試料中の繊維状 MicP の割合が最も高いことが確認された。繊維状は、さまざまな室内環境で採取されたマイクロプラスチックの形状の中で最も一般的なもののでもある。形状の異なる MicP は、物理的性質が異なる。フィルムは柔軟で薄く、繊維は非常に細く、フレークは厚く不規則な形状になる傾向がある。全体として、大気中の MicP の形状は、意

³⁶² Yao, X., Luo, X.-S., Fan, J., Zhang, T., Li, H., & Wei, Y. (2022). Ecological and human health risks of atmospheric microplastics (MPs): a review. *Environmental Science: Atmospheres*, 2(5), 921–942.

図的添加 MicP の元の形態，プラスチック粒子表面の劣化・侵食過程，および環境中での滞留時間に依存する。

- 同じ都市でも機能の異なる領域では，大気中の MicP の形状はしばしば異なる。例えば，工業地域ではフィルム状，球状，破片状の MicP が多く見られ，都市部では繊維状の MicP が多く見られた。路上の粉塵サンプルのほとんどは，球状やフィルム状の粒子が多く，さまざまなサイズの黒色の破片と繊維状粒子で主に構成されていた。
- 大気中の MicP の平均存在量は，調査地域によって大きく異なる。ヨーロッパの都市では，ハンブルクの都市圏で，136.5～512.0 個/m²/日の大気中 MicP 存在量の中央値が観測された。アジアでは，中国の東莞市の大気沈着量は，非繊維状の MicP と繊維の濃度が 175～313 個/m²/日である。同じ大陸の国々では，フランスの全大気沈着量における大気中 MicP のフラックスは，29～280 個/m²/日である。大気中 MicP の沈着フラックスは，英国ロンドン中心部では 575～1008 個/m²/日，ドイツでは 136.5～512.0 個/m²/日と測定されている。

(大河内ら, 2023³⁶³)

- エアロゾルと大気沈着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。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。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/m³，PM_{2.5} 個数濃度の平均値は 1.04, 0.85, 0.87 個/m³であった。（大河内ら, 2023³⁶³）
- 2021 年夏季に自由対流圏高度の富士山頂で PM_{2.5} 中 AMPs の個数濃度計測を行ったところ，0.06-0.19 個/m³(n=4, 平均：0.14 個/m³)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 2,877m）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/m³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/m³と報告されており（Allen *et al.*, 2022），自由対流圏バックグランド濃度は外洋大気と同程度である。
- PM_{2.5} 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)，エチレン／プロピレン共重合体(PE/PP)が主成分であった。富士山南東麓ではポリエチレン(PE)，自由対流圏の富士山頂では PET が主成分であった。
- 2022 年冬季に能登半島珠洲（遠隔地）と新宿における PM_{2.5} 中 AMPs 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⁺, nss SO₄²⁻ と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（大河内ら, 2023³⁶³，大河内ら, 2023⁹⁴）。

³⁶³ 大河内博，速水洋，竹内政樹，反町篤行，藤井佑介，梶野瑞生，足立光司，石原康宏，& 岩本洋子. (2023). 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（AMΦ プロジェクト）. 大気環境学会誌, 58(5), A150.

(勝見&大河内, 2023³⁶⁴)

- MicP の沈着量を国別にみると、ブラジル（サンパウロ）で 123 ± 47 個/ m^2 /日、カナダ（オンタリオ州）で 7 個/ m^2 /日、アメリカ（ニュージャージー州）で 329 ± 19 個/ m^2 /日、イギリス（ロンドン）で 771 ± 167 個/ m^2 /日、ドイツ北西部で平均 99 ± 85 個/ m^2 /日、ドイツ（ハンブルク）で 275 個/ m^2 /日、ベトナムで 0.6–1 個/ m^2 /日、インドネシア（ジャカルタ）で 15 個/ m^2 /日と報告されている。人間活動の少ない極域においても MicP の沈着は観測されており、スバル諸島で 0–0.005 個/ m^2 /日、（0–2 個/ m^2 /日）、フラム海峡で 0.024 個/ m^2 /日（8.8 個/ m^2 /日）と報告されている。
- MicP の沈着量は季節変動を有するケースも報告されており、中国（広東省広州市）における AMP の年間沈着フラックスは 65.94 ± 7.53 個/ m^2 /日だったが、雨季の沈着フラックス（ 84.00 ± 6.95 個/ m^2 /日）は乾季（ 47.88 ± 8.35 個/ m^2 /日）に比べ大きい。同様に上海においても雨天時の MicP 沈着量は晴天時よりも大きく、AMP が降水によって大気から除去されることを示唆する。
- AMPs に関する包括的な総説によると、大気沈着 MicP の形状は多くが繊維あるいは断片であり、その組成はポリエチレンテレフタレート、ポリエチレン、ポリプロピレン、ポリスチレン、ポリウレタン、ポリアミド等の一般的に消費量の多いポリマーだった。ポリマー組成はサンプリング地点によって大きく異なり、国や気候帯などで検出される種類の傾向は無いようである。

参考：関連する現在進行中の研究

科学研究費助成事業（23K11468）「粒子状物質のトレーサー成分を活用した大気中マイクロプラスチックの実態解明」佐々木 博行（一般財団法人日本環境衛生センターアジア大気汚染研究センター）、2023～2025 年度（佐々木ら、2023³⁶⁵）

- 海洋に排出されるプラスチックごみおよびマイクロプラスチック（MicP）は深刻な社会問題である。近年、大気中の MicP（AMPs）の存在も明らかとなったが、環境中の動態、人の健康や生態系への悪影響など大部分が未解明である。AMPs は粒子状物質（PM）と近い物性を持つと予想されるが、実態は不明瞭である。
- 本研究では、予備段階の研究で考案した手法で AMPs を測定し、PM の有機・無機成分を並行測定することで、PM のうち AMPs が占める割合や AMPs・PM 双方の動態の類似性などを把握する。本研究の進展により、発生源からの輸送過程など AMPs の動態に対する知見を得、環境・健康リスク評価に貢献できる。

³⁶⁴ 勝見尚也, & 大河内博. (2023). 農用地土壌のマイクロプラスチック—発生源および分析手法—. エアロゾル研究, 38(3), 173–180.

³⁶⁵ 科学研究費助成事業（23K11468）「粒子状物質のトレーサー成分を活用した大気中マイクロプラスチックの実態解明」佐々木 博行（一般財団法人日本環境衛生センターアジア大気汚染研究センター）、2023～2025 年度

3.2.7 農地

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)

- 10 年間継続的に下水汚泥を処分した農業用土壌のサンプルでは、乾燥土壌 1kg あたり 3,500 個もの MicP 粒子が報告されている (Corradini *et al.*, 2019³⁶⁶)。下水汚泥中の MicP の存在は、土壌の健康と生産性を脅かし (Zhou *et al.*, 2021³⁶⁷, Chia *et al.*, 2022³⁶⁸, Gao *et al.*, 2022³⁶⁹)、土壌に生息する生物相に害を及ぼす可能性がある (Zhang L *et al.*, 2020³⁷⁰)。

(FAO, 2021³⁷¹)

- プラスチックの第 3 の再放出源となりうるのは、耕作中や休耕中の農地から発生する粉塵である。農耕地は、主に 2 つの理由から、土壌プラスチック濃度のホットスポットであると考えられる。米国の廃棄物処理事業で生産されたバイオソリッドの約 55% は、肥料として国中に施用されている。

(Brahney *et al.*, 2021³⁶¹)

- バイオソリッドの農地への利用は、世界的にも行われている。廃水中のマイクロプラスチックの約 98% はバイオソリッドに保持されるため、バイオソリッドを農地に散布することは、マイクロプラスチックが環境に流入する重要な経路となる。さらに、保湿しながら温度を上昇させるために、プラスチックマルチが土壌に加えられることも多い。

(Singh *et al.*, 2023b³⁷²)

- 多くの付随的な投入物に加え、プラスチック製品の分解に伴い、プラスチック片が土壌中に徐々に蓄積されている。農業土壌中のマイクロプラスチック (MicP, <5 mm) とナノプラスチック (NP, <1 μm) は、最近大きな懸念を引き起こしている。農業環境における植物、土壌、MicP/NP 間の陰湿な相互作用は、土壌の健康、作物の生産性に影響を及ぼし、食の安全と人間の健康を脅かす可能性がある。

³⁶⁶ 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.

³⁶⁷ Zhou, J., Wen, Y., Marshall, M. R., Zhao, J., Gui, H., Yang, Y., Zeng, Z., Jones, D. L., & Zang, H. (2021). Microplastics as an emerging threat to plant and soil health in agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 787, 147444.

³⁶⁸ Chia, R. W., Lee, J.-Y., Jang, J., Kim, H., & Kwon, K. D. (2022). Soil health and microplastics: a review of the impacts of microplastic contamination on soil properties. *Journal of Soils and Sediments*, 22(10), 2690–2705.

³⁶⁹ Gao, H., Liu, Q., Yan, C., Mancl, K., Gong, D., He, J., & Mei, X. (2022). Macro-and/or microplastics as an emerging threat effect crop growth and soil health. *Resources, Conservation and Recycling*, 186, 106549..

³⁷⁰ Zhang, L., Xie, Y., Liu, J., Zhong, S., Qian, Y., & Gao, P. (2020). An Overlooked Entry Pathway of Microplastics into Agricultural Soils from Application of Sludge-Based Fertilizers. *Environmental Science & Technology*, 54(7), 4248–4255.

³⁷¹ FAO. (2021). *Assessment of agricultural plastics and their sustainability – A call for action*. Rome.

³⁷² Singh, N., Abdullah, M. M., Ma, X., & Sharma, V. K. (2023). Microplastics and nanoplastics in the soil-plant nexus: Sources, uptake, and toxicity. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53(18), 1613–1642.

(勝見&大河内, 2023³⁶⁴)

- 地温の上昇, 雑草の防除, 土壌水分の維持などを目的に使用される農業用マルチフィルムは栽培終了後に農業者によって回収されるケースが多い。しかし, 太陽光により劣化したフィルムをすべて回収するのは困難であり, 一部は土壌に残存し, 土壌 MicP となる。また, 一部の国・地域では土壌に農業用マルチフィルムを意図的に放置する場合もある。プラスチックマルチを継続的に使用した圃場では, 土壌 MicP 濃度が時間とともに増加し, マルチの使用を 5, 15, 24 年継続した畑では, それぞれ 80.3 ± 49.3 個/kg, 308 ± 138.1 個/kg, 1075.6 ± 346.8 個/kg と測定されている。

(Katsumi *et al.*, 2022³⁷³)

- 土壌や堆積物から小さなマイクロプラスチック (<100 μ m) を正確に分離する方法を特定することを目的とした。まず, ポリエチレンマイクロビーズと密度分離を用いたスパイク&回収試験を行ったところ, 100 μ m 以下のマイクロプラスチック粒子の回収率は 60%以下であった。この結果は, これまでの報告が土壌中の 100 μ m 以下のマイクロプラスチック濃度を過小評価していることを示唆した。ポリビニルピロリドンを追加し, 重い液体中に分散させると, マイクロプラスチックの粒径に関係なく, 回収率は 90%を超えた。この回収率の向上は, ポリマーの種類 (ポリエチレン, ポリプロピレン, ポリスチレン, ポリエチレンテレフタレート, ナイロンや土壌の物理化学的性質 (黒ボク土, エンティソル, アルティソル) に依存せず, この方法は海底堆積物や湖底堆積物にも有効であった。この方法を用いて, 水田土壌中のマイクロプラスチック濃度を測定した。その結果, 最も一般的な粒径である 20-100 μ m がマイクロプラスチック全体の 64%を占めていた。土壌中のマイクロプラスチックの大部分を占める 100 μ m 以下の画分を土壌から正確に分離することで, 土壌生態系へのマイクロプラスチックの影響を正確に評価することが可能になる。

環境研究総合推進費 (1RF-2001) 「農耕地におけるマイクロプラスチックの発生と海域への移行に関する研究」勝見 尚也 (石川県立大学), 2020~2021 年度 (勝見ら, 2022³⁷⁴)

- 汀線におけるマイクロプラスチックの密度は灌漑期に上昇し, 非灌漑期になると低下した。灌漑期において, 汀線の MicP の 7~9 割が被膜殻であり, 水稻栽培が盛んな地域では水田が MicP の発生源の一つとなっていることが明らかになった。
- 水田からの被膜殻の流出量が最も多いのは 5 月であり, 代かきや移植時の強制落水が被膜殻に関与していた。被膜殻の流入量を比較したところ, 流入量に対する流出率は 1~28% (中央値 7.1%) であり, 多くは水田土壌に蓄積していることが明らかとなった。

³⁷³ Katsumi, N., Nagao, S., & Okochi, H. (2022). Addition of polyvinyl pyrrolidone during density separation with sodium iodide solution improves recovery rate of small microplastics (20–150 μ m) from soils and sediments. *Chemosphere*, 307, 135730.

³⁷⁴環境研究総合推進費 (1RF-2001) 「農耕地におけるマイクロプラスチックの発生と海域への移行に関する研究」勝見 尚也 (石川県立大学), 2020~2021 年度

- 流出量をもとに日本国内の水田からの総流出量を試算したところ、年間 435 トン（中央値）の被膜殻が海域へ移行していることが推察された。Nihei *et al.*, (2020³⁷⁵) の試算によると、日本の河川から海洋へ流出するマイクロプラスチックは年間 1,310 トン（中央値）であり、これらの値と比較すると、被膜肥料に由来するマイクロプラスチックだけで日本全体の 3 割に相当する量が水田から流出していることとなる。一方、すでに農用地に蓄積している被膜殻は 10 万トン以上と推定され、今後それらが流出する可能性がある。
- 農業用水の河口において負荷量のモニタリングを実施したところ、被膜殻の海域への移行は 4 月中旬から 5 月下旬に集中しており、水田からの流出時期と一致した。
- 得られた結果は一時マイクロプラスチックのみを対象としており、それらが微細化した二次マイクロプラスチックの実態を明らかにすることが今後の最重要課題である。
- 本事業の成果として、3 報の論文が報告されている（Katsumi *et al.*, 2020³⁷⁶, Katsumi *et al.*, 2021a³⁷⁷, Katsumi *et al.*, 2021b³⁷⁸）。

参考：関連する現在進行中の研究

環境研究総合推進費（1MF-2302）「農用地における被覆肥料由来マイクロプラスチックの排出実態の全容解明」勝見 尚也（石川県立大学）, 2023～2025 年度（勝見ら, 2023³⁷⁹）

- 【課題 1】被膜殻の排出プロセスモデルの精緻化，【課題 2】被覆肥料由来 2 次 MP のモニタリング手法の確立と環境動態解析を通じ、陸域におけるマイクロプラスチックの実態把握や、農用地における環境管理・改善のための対策技術の高度化を目指す。

³⁷⁵ Nihei, Y., Yoshida, T., Kataoka, T., & Ogata, R. (2020). High-Resolution Mapping of Japanese Microplastic and Macroplastic Emissions from the Land into the Sea. *Water*, 12(4), 951.

³⁷⁶ Katsumi, N., Kusube, T., Nagao, S., & Okochi, H. (2020). The role of coated fertilizer used in paddy fields as a source of microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111727.

³⁷⁷ Katsumi, N., Kusube, T., Nagao, S., & Okochi, H. (2021a). Accumulation of microcapsules derived from coated fertilizer in paddy fields. *Chemosphere*, 267, 129185.

³⁷⁸ Katsumi, N., Kusube, T., Nagao, S., & Okochi, H. (2021b). 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.

³⁷⁹ 環境研究総合推進費（1MF-2302）「農用地における被覆肥料由来マイクロプラスチックの排出実態の全容解明」勝見 尚也（石川県立大学）, 2023～2025 年度

3.2.8 森林, その他土壌・地下水

(Huang *et al.*, 2023³⁸⁰)

- 既存の文献に基づき, 土壌と地下水中の MicP の世界的な空間分布をまとめた結果, 地下の MicP に関する調査のほとんどが中国で行われている。例えば, Zhou *et al.* (2019³⁸¹) によって, 中国武漢の森林地帯で最も高い MicP 土壌存在量 (690,000 個/kg (n/kg)) が検出された。

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)

- プラスチックは, 廃棄物の不適切な管理の結果や下水由来の肥料からも土壌に入り込む。スイスの氾濫原の土壌では, プラスチックが土壌の 0.1%~0.6% を占めていると推定されている (Scheurer *et al.*, 2018³⁸²)。
- 土壌中のプラスチックは, 土壌の形成, 安定性, 水文学を変化させ, 一次養分の生産と循環を変化させる可能性が高い (Rillig *et al.*, 2020³⁸³)。
- 水環境に放出される前に, 廃水は廃水処理施設で処理される。これらの施設では, 予備処理, 一次処理, 二次処理, 三次処理を通じて, 様々な量の MicP が除去される (Sun J *et al.*, 2019³⁸⁴) が, 最初の 3 つの処理プロセスを適用することにより, 廃水から 88% の MicP が除去され, 逆浸透膜のようなより高度な三次処理では 94% が除去される (Iyare *et al.*, 2020³⁸⁵)。
- 最近の研究では, 乾燥した固形下水汚泥 1g あたり 0.01g の MicP が含まれていることが報告されている (Lofty *et al.*, 2022³⁸⁶)。
- 下水汚泥は有機物や栄養分を多く含むため, 多くの国で持続可能な土壌改良材や農地の肥料として一般的に使用されている (Rolsky *et al.*, 2020³⁸⁷, Hatinoğlu *et al.*, 2021³⁸⁸)。このような循環プロセスの結果, 廃水処理中に捕捉された MicP は, 陸上環境に蓄積されたり (Weber *et al.*, 2022³⁸⁹), 表面流出や地下水への浸透を介して水生環境に流入したりする可能性がある (Nizzetto *et al.*, 2016³⁹⁰)。

³⁸⁰ Huang, J., Chen, H., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., & Gao, B. (2021). Microplastic pollution in soils and groundwater: Characteristics, analytical methods and impacts. *Chemical Engineering Journal*, 425, 131870.

³⁸¹ Zhou, Y., Liu, X., & Wang, J. (2019). Characterization of microplastics and the association of heavy metals with microplastics in suburban soil of central China. *Science of The Total Environment*, 694, 133798.

³⁸² Scheurer, M., & Bigalke, M. (2018). Microplastics in Swiss Floodplain Soils. *Environmental Science & Technology*, 52(6), 3591–3598.

³⁸³ Rillig, M. C., & Lehmann, A. (2020). Microplastic in terrestrial ecosystems. *Science*, 368(6498), 1430–1431.

³⁸⁴ Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B.-J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 152, 21–37.

³⁸⁵ Iyare, P. U., Ouki, S. K., & Bond, T. (2020). Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(10), 2664–2675.

³⁸⁶ Lofty, J., Muhawenimana, V., Wilson, C. A. M. E., & Ouro, P. (2022). Microplastics removal from a primary settler tank in a wastewater treatment plant and estimations of contamination onto European agricultural land via sewage sludge recycling. *Environmental Pollution*, 304, 119198.

³⁸⁷ Rolsky, C., Kelkar, V., Driver, E., & Halden, R. U. (2020). Municipal sewage sludge as a source of microplastics in the environment. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 14, 16–22.

³⁸⁸ Hatinoğlu, M. D., & Sanin, F. D. (2021). Sewage sludge as a source of microplastics in the environment: A review of occurrence and fate during sludge treatment. *Journal of Environmental Management*, 295, 113028.

³⁸⁹ Weber, C. J., Santowski, A., & Chiffard, P. (2022). Investigating the dispersal of macro- and microplastics on agricultural fields 30 years after sewage sludge application. *Scientific Reports*, 12(1), 6401.

³⁹⁰ Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environmental Science & Technology*, 50(20), 10777–10779.

(Brahney *et al.*, 2017³⁶¹)

- 土壌中へのプラスチックの蓄積は、最終的に植物の収量や養分の利用可能性に悪影響を及ぼすという (Zhang D *et al.*, 2020³⁹¹, Wang *et al.*, 2016³⁹²)。マイクロプラスチックは、植物に蓄積する可能性さえある (Rillig, 2020³⁹³, Li *et al.*, 2020¹⁴⁴)。環境中のプラスチック濃度が急上昇しているにもかかわらず、その結果について私たちが相対的に無知であることは、プラスチック廃棄物管理の改善 (Lebreton & Andrady, 2019³⁹⁴)、あるいは海洋プラスチックを捕獲してシステムから除去することの重要性を浮き彫りにしている (Sherman & Van Sebille, 2016³⁹⁵)。

(Khant & Kim, 2022⁵⁵)

- 土壌の移動、マルチング廃棄物による地表流出、工業化・都市化によるマイクロプラスチックの水平方向および垂直方向への移動は、マイクロプラスチックによる地下水系の汚染につながる可能性がある。地下水はまた、人為的な活動によって、いくつかの有毒物質や汚染物質で汚染される可能性があり、地下水資源をリスクにさらしている。特に地下水は、世界の農業・耕作地の約 38% で利用されている。地下水は目に見えないため、観測や維持管理が困難である。
- インドのチェンナイで採取された地下水サンプルには、繊維状や断片状のマイクロプラスチックが含まれていることが報告されている。合成マイクロファイバーが小さすぎて廃水処理施設 (WWTP) でろ過できない場合、陸上適用された WWTP のバイオソリッドを経由して土壌に溶出したり、浄化槽から中水として直接排出されたりする可能性があり、マイクロファイバーが地下水系に浸透する導水路が形成される。
- カルスト地下水の帯水層系では、マイクロプラスチック (マイクロファイバー) の濃度の中央値が 6.4 n/L、最大値が 15.2 n/L であった。ドイツのホルドルフでは、0.0007 n/L という低濃度のマイクロプラスチックが報告されたが、これは世界中の地下水で観測された他のマイクロプラスチック濃度よりも低いものであった。沖積堆積層の不圧帯水層地域 (農業地域) では、地下水がマイクロプラスチックで汚染されており、その濃度は 38±8 n/L であった。マイクロプラスチックによる地下水汚染や、Pb, Cu, Cd, As, Zn, Mn など多数の金属による地下水汚染が、インドのチェンナイとタミルナドゥの埋立地と関連している。
- 地下水中には、洞穴生物群や地下水生動物群など、マイクロプラスチック汚染の影響を受けやすい、いくつかの動物相が存在する。しかし、地下水のマイクロプラスチックがこのような動物相にどのような影響を与えるのか、その正確なメカニズムは依然として不明であり、さらなる研究が必要である。

³⁹¹ Zhang, D., Ng, E. L., Hu, W., Wang, H., Galaviz, P., Yang, H., Sun, W., Li, C., Ma, X., Fu, B., Zhao, P., Zhang, F., Jin, S., Zhou, M., Du, L., Peng, C., Zhang, X., Xu, Z., Xi, B., ... Liu, H. (2020). Plastic pollution in croplands threatens long-term food security. *Global Change Biology*, 26(6), 3356–3367.

³⁹² Wang, J., Lv, S., Zhang, M., Chen, G., Zhu, T., Zhang, S., Teng, Y., Christie, P., & Luo, Y. (2016). Effects of plastic film residues on occurrence of phthalates and microbial activity in soils. *Chemosphere*, 151, 171–177.

³⁹³ Rillig, M. C. (2020). Plastic and plants. *Nature Sustainability*, 3(11), 887–888.

³⁹⁴ Lebreton, L., & Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*, 5(1), 6.

³⁹⁵ Sherman, P., & van Sebille, E. (2016). Modeling marine surface microplastic transport to assess optimal removal locations. *Environmental Research Letters*, 11(1), 014006.

(Wanner *et al.*, 2021³⁹⁶)

- 淡水や海洋環境とは対照的に、農地土壌のプラスチック汚染は、世界のプラスチック汚染のかなりの量（14%）を占めるにもかかわらず、つい最近になって調査対象となった。懸念されるのは、農業土壌中のプラスチック粒子の垂直移動と、プラスチックが誘発する地下水系への農薬輸送の促進である。
- レビューされた研究は、農地土壌中のプラスチックが帯水層系に向かって垂直移動する一貫した証拠を示しており、特にサブマイクロメートルサイズのプラスチック粒子については、よく知られたサブマイクロメートル範囲の天然粒子（コロイド）の移動に類似している。また、プラスチックが農地土壌中の農薬の収着挙動を変化させ、地下水系への農薬の輸送を促進することも明らかになった。したがって、農地土壌に堆積したプラスチックは、農地下の地下水資源に依存する帯水層や飲料水がプラスチックや農薬によって汚染される大きなリスクをもたらす可能性が高い。このことは、帯水層と飲料水供給をプラスチックと農薬の汚染から守り、潜在的な人間の健康被害を回避するためには、農業過程におけるプラスチックの一般的な使用に関して、改善された規制措置が必要であることを示している。

(Jeong *et al.*, 2023³⁹⁷)

- 適切なサンプリングプロトコールに従って、韓国の農業地域の浅い帯水層から深い帯水層（井戸の深さ：3-120 m）および洞窟水における MicP の分布を調査した。その結果、MicP 汚染は深い岩盤帯水層まで浸透することがわかった。MicP の存在量は、雨季（0.014-0.554 粒子/L）の方が乾季（0.042-1.026 粒子/L）よりも低かったが、これは地下水中の降水による希釈効果に起因すると考えられた。MicP の存在量は、すべてのサンプリング地点において、MicP のサイズが小さくなるにつれて増加し、乾季と雨季のサイズ範囲はそれぞれ 20.3-869.6 μ m と 20.3-673.0 μ m であった。本研究で得られた結果は、先行研究と比較して MicP の存在量が低いことを示し、これは地下水のサンプリング量の違い、農業強度の低さ、汚泥肥料の非施用によるものではないかと推察された。

(Sedat *et al.*, 2023³⁹⁸)

- 地下水は飲料、農業、家庭用水として重要な資源であるが、マイクロ・ナノプラスチック（MNP）汚染による脅威にさらされている。MNP は、工業用研磨剤、パーソナルケア製品、廃水、不適切な廃棄物管理など様々な原因によって帯水層を汚染する可能性がある。MNP は溶出や浸透によって地下水に入り込み、飲料水源にリスクをもたらす可能性がある。農業、都市廃棄物処理、タイヤ摩耗、ポイ捨ては、土壌における MNP 汚染の主な原因である。関心が高まっているにもかかわらず、地下水中の

³⁹⁶ Wanner, P. (2021). Plastic in agricultural soils – A global risk for groundwater systems and drinking water supplies? – A review. *Chemosphere*, 264, 128453.

³⁹⁷ Jeong, E., Kim, Y.-I., Lee, J.-Y., & Raza, M. (2023). Microplastic contamination in groundwater of rural area, eastern part of Korea. *Science of The Total Environment*, 895, 165006.

³⁹⁸ Gündoğdu, S., Mihai, F.-C., Fischer, E. K., Blettler, M. C. M., Turgay, O. C., Akça, M. O., Aydoğan, B., & Ayat, B. (2023). Micro and nano plastics in groundwater systems: A review of current knowledge and future perspectives. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 165, 117119.

MNP の発生と影響に関する知識はまだ限られている。MNP 汚染の影響と緩和策を理解するためには、さらなる研究が必要である。

(Alvarad *et al.*, 2022³⁹⁹)

- ラテンアメリカで初めてこのテーマに取り組んだ研究を紹介する。メキシコ北西部の沿岸帯水層から、3つの異なる深さにおいて、6つのキャップ付きボーリング孔を採取し、存在量、濃度、化学的特性について分析した。この帯水層は浸透性が高く、人為的活動の影響を受けている。18のサンプルから合計330個のマイクロプラスチックが検出された。濃度は10~34個/Lで、平均は18.3個/Lであった。アイソタクチックポリプロピレン (iPP)、ヒドロキシエチルセルロース (HEC)、カルボキシル化ポリ塩化ビニル (PVC)、低密度ポリエチレン (LDPE) の4種類の合成ポリマーが同定され、iPPが各ボーリング孔で最も多く(55.8%)検出された。農業活動と浄化槽からの流出が、帯水層へのこれらの汚染物質の潜在的な地域的発生源と考えられている。帯水層への輸送経路としては、(1) 海洋からの侵入、(2) 湿地帯からの侵入、(3) 土壌からの浸透の3つが考えられる。地下水中のさまざまな種類のマイクロプラスチックの発生、濃度、分布に関するさらなる研究が、人間を含む生物に対する挙動と健康リスクについてよりよく理解するために必要である。

(Kim *et al.*, 2023⁴⁰⁰)

- 韓国の済州火山島の地下水中の MicP 汚染について調査した。我々の知る限り、火山島の地下水中の MicP を同定した最初の研究である。7月と9月(2021年)に、地下水井戸と湧水について合計21地点でサンプリングを行った。サンプリングは、品質保証と品質管理によって交差汚染なしに行われた。その結果、地下水試料中の MicP 存在量は0.006~0.192個/Lであった。さらに、地下水位が地表から143mの深井戸で MicP が検出された。マイクロフーリエ変換赤外分光法(μ -FT-IR)を用いて、ポリプロピレン、ポリエチレン、ポリエチレンテレフタレート、ポリ塩化ビニル、ポリスチレン、ポリアミド、アクリロニトリル・ブタジエン・スチレン、ポリウレタンの8種類の MicP ポリマーを検出した。
- 検出された MicP の大きさはほとんどが20~100 μ mで、全体の95%を占めた。断片化した MicP と繊維状の MicP が検出され、その大部分は地下水試料で断片化したものであった。地下水中の MicP 濃度と主要イオン濃度は正の相関を示した。MicP 濃度と地形標高の間には負の相関が認められた($r = -0.59$, $p = 0.01$)。MicP の汚染源は、調査地域の土地利用の大部分を占めるビニールマルチやビニールハウスなどの農業活動に起因する可能性が高い。

³⁹⁹ Alvarado-Zambrano, D., Rivera-Hernández, J.R. & Green-Ruiz, C. First insight into microplastic groundwater pollution in Latin America: the case of a coastal aquifer in Northwest Mexico. *Environ Sci Pollut Res* **30**, 73600–73611 (2023).

⁴⁰⁰ Kim, Y.-I., Jeong, E., Lee, J.-Y., Chia, R. W., & Raza, M. (2023). Microplastic contamination in groundwater on a volcanic Jeju Island of Korea. *Environmental Research*, 226, 115682.

(Shu *et al.*, 2023⁴⁰¹)

- 地表水、堆積物、地下水中のマイクロプラスチックの存在量を調査した。さらに、典型的なカルスト地域である中国桂林の玉龍江において、その空間分布特性と移動についても分析した。微小プラスチック汚染は、玉龍江の堆積物、表流水、特に地下水に見られた。マイクロプラスチックの存在量は、表流水、堆積物、地下水において、それぞれ 0~4 個/L, 247~1708 個/kg, 0~4 個/L であった。
- 表流水と地下水中のマイクロプラスチックは繊維系であり、堆積物中のマイクロプラスチックは断片系であった。ポリプロピレン (PP), ポリスチレン (PS), ポリエチレンテレフタレート (PET) が、玉龍溪のマイクロプラスチックの主流である。さらに、異なる機能エリアにおけるマイクロプラスチック汚染の多さは、生活エリア>農業エリア>景観エリアの順であった。クラスタリング分析から、使い捨て食器や観光活動で使用するビニール袋がマイクロプラスチックの主な発生源である可能性が示された。

(Sunaga *et al.*, 2023⁴⁰²)

- 森林は、日本国土の約 6 割、世界の陸地の約 3 割を占める重要な生態系である。森林には、表面侵食防止、洪水緩和、水源貯留、保健・レクリエーション、水質浄化能、大気浄化能、二酸化炭素吸収など多面的機能があり、これらは生態系サービスと呼ばれている。
- 近年、MicP は様々な環境媒体のみならず、人体からの検出も報告されているが、体内摂取経路として空気吸入が最も多いことが指摘され、大気中マイクロプラスチック (AMPs: Airborne microplastics) に注目が集まっている。しかし、これまで国内外で森林域の AMPs を研究した例はなく、森林樹冠によって AMPs がどれくらい捕捉されるのか、どうやって捕捉されるのかについて明らかになっていない。
- 本研究グループは、首都圏に位置する日本女子大学西生田キャンパス（神奈川県川崎市）内の森林にて、2022 年 6~8 月に主要落葉広葉樹であるコナラ葉を採取し、葉面に捕捉された AMPs の新規分析法を開発し、AMPs の捕捉機構について検討した。
- その結果、AMPs は葉面のエピクチクラワックスに強く吸着しており、超純水による葉面洗浄、超音波洗浄では除去しきれず、アルカリ試薬による除去が不可欠であり、先行研究では AMPs の葉面捕捉量を過小評価していた可能性が明らかになった。
- 本研究の結果を用いると、日本全体のコナラ林（約 32,500 km²）は年間約 420 兆個もの膨大な AMPs を樹冠で捕捉していると推計される。また、街路樹や公園林などの都市林がヒトの AMPs 吸入リスクを低減している可能性、また森林生態系では樹冠に捕

⁴⁰¹ Shu, X., Xu, L., Yang, M., Qin, Z., Zhang, Q., & Zhang, L. (2023). Spatial distribution characteristics and migration of microplastics in surface water, groundwater and sediment in karst areas: The case of Yulong River in Guilin, Southwest China. *Science of The Total Environment*, 868, 161578.

⁴⁰² Natsu Sunaga, Hiroshi Okochi, Yasuhiro Niida, Akane Miyazaki (2024) Alkaline extraction yields a higher number of microplastics in forest canopy leaves: implication for microplastic storage, *Environmental Chemistry Letters*

捉された AMPs は落葉とともに林床に落下し，森林生態系に大量に蓄積している可能性が示された。

3.3 調査・モニタリング（採取・分析）手法の調和・開発・データの集約

研究の進捗状況：

- マクロプラスチック、マイクロプラスチックともに、様々な国や機関において調査・モニタリング手法を調和・標準化する試みとして、マニュアルや、ガイドラインの策定が行われている。また、地域レベルを中心に、データベース開発の動きがみられる（「参考1 環境中プラスチックの動態把握（モニタリング含む）」に関する既存の国際的なガイドライン⁴⁰³、「参考2 環境中プラスチックの動態把握（モニタリング含む）」に関する国内向け環境省公表ガイドライン⁴⁰⁴、「参考3 環境中プラスチックの動態把握（海洋ごみ含む）」に関する既存のデータベース」参照）。
- 2019年に開催されたG20大阪ブルー・オーシャン・ビジョン「実施枠組」フォローアップ会合で、各国で異なる手法を比較可能にするための調和のとれたモニタリングおよびデータ整備を日本が主導することとされたことを踏まえ、2019年5月に海洋表層のMicPモニタリング手法の国際的な調和ガイドライン⁴⁰³を策定し、2024年には、同ガイドラインを踏まえた海洋表層MicPのデータベース&マッピングシステムの開発、および国際連携やシステムの機能追加等に係る検討を推進している。

水生環境におけるMicP採取：

(Tokai *et al.*, 2021⁴⁰⁴)

- メッシュ目開き1.00 mmと0.333 mmの2つのニューストンネットを並行して曳航した。0.333 mm網は1.00 mm網よりも最長の長さが2.00 mm以下のマイクロプラスチックを多く捕集した。1.00 mm網のマイクロプラスチックに対するメッシュ選択曲線は、2つの網で捕集されたマイクロプラスチックのサイズ分布を比較することにより、SELECT分析で推定された。また、マイクロプラスチックの標準メッシュサイズとしてよく使われる0.333 mmメッシュのサイズ選択曲線も、マイクロプラスチックのサイズとメッシュ開口部の幾何学的類似性を仮定して、マイクロプラスチックの大きさ別の網目の保持確率を推定した。具体的には、0.333 mmの網で保持できるのは、網に入る0.4 mm以下のマイクロプラスチックのせいぜい1.5%で、0.3 mm以下のマイクロプラスチックはほとんど保持できなかった。また、0.333 mmの網で採取したマイクロプラスチック（0.4~1.0 mm）の約60%が網を通過して、過小評価になっていることを明らかにした。

⁴⁰³ <https://www.env.go.jp/content/000170502.pdf>

⁴⁰⁴ Tokai, T., Uchida, K., Kuroda, M., & Isobe, A. (2021). Mesh selectivity of neuston nets for microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112111.

(Uchida *et al.*, 2022⁴⁰⁵)

- 海面を漂うマイクロプラスチックの採集に標準的に用いられるニューストンネットとマンタネットの同時曳網操業を行い、採集性能を比較した。両ネットは網口が海中に入る深さが異なることから、濾水量ではなく、濾水計の回転数と網口幅から海面を掃過した面積で標準化した面積密度を求めた。形状別サイズ別の密度は両ネットではほぼ等しかった。曳網に対する流向流速の変動や目詰まりの影響を評価するために濾水計を用いるべきである。

•

(東海ら, 2020⁴⁰⁶)

- 深度別の粒子の採取は、MOCNESS (Multiple Opening/Closing Net and Environmental Sensing System) およびポンプを利用して行った。いずれの手法でも多量の粒子を採取できた。MOCNESS はニューストンネットより微細な粒子を採取できた。また、MOCNESS による MicP の鉛直濃度分布をみると水深 80m で極大値を示した。水深 700m で表層と同程度の MicP が見られた。表層（水深 15m）および 40m では PP と PET が大きな割合を占めているが、80m では PE の割合が急増した。水深 700m では、PP が見られなくなった。

(主に水生環境の) MicP 分析：

(Takahashi *et al.*, 2021⁴⁰⁷)

- 水生環境から採取されたプラスチックの同定には分光学的手法が広く用いられているが、これらの手法はサンプルの採取や準備、長時間の測定に労力と時間を要することが多い。本研究では、コヒーレント反ストークスラマン散乱 (CARS) と 2 光子励起自家蛍光 (TPEAF) 信号の同時検出に基づいて、流れるマイクロプラスチックと有機生物粒子を高い空間・時間分解能で 2 次元検出・分類する方法を提案した。提案された方法により、採取や抽出を行うことなく、連続的な水流中のマイクロプラスチックのモニタリングが可能となった。
- ホログラフィーとラマン分光法を融合し、疎に分布する樹脂ペレットを非接触で同定する方法を用いて、大量の水中のペレットの形態学および化学的分析が行われた。報告された方法は、水中のマイクロプラスチックを回収・分離することなく、非接触で連続的にその場でモニタリングできる可能性を示している。

(Kitahashi *et al.*, 2021⁴⁰⁸)

- 適切な分類モデルを用いたハイパースペクトルイメージング技術により、サンプルの乾燥やバイオフィルムの除去といった時間と手間のかかる手順を踏むことなく、マイ

⁴⁰⁵ Uchida, Mao Kuroda, Tadashi Tokai (2022) Comparison of Microplastic Sampling Performance between a Neuston Net and a Manta Net. *Fisheries Engineering* 59, 19-26.

⁴⁰⁶ 環境研究総合推進費 (SII-2-3) 「海洋プラスチックごみのモニタリング・計測手法等の高度化」東海 正 (東京海洋大学), 2018~2021 年度

⁴⁰⁷ Takahashi, T., Liu, Z., Thevar, T., Burns, N., Mahajan, S., Lindsay, D., Watson, J., & Thornton, B. (2020). Identification of microplastics in a large water volume by integrated holography and Raman spectroscopy. *Applied Optics*, 59(17), 5073.

⁴⁰⁸ Kitahashi, T., Nakajima, R., Nomaki, H., Tsuchiya, M., Yabuki, A., Yamaguchi, S., Zhu, C., Kanaya, Y., Lindsay, D. J., Chiba, S., & Fujikura, K. (2021). Development of robust models for rapid classification of microplastic polymer types based on near infrared hyperspectral images. *Analytical Methods*, 13(19), 2215–2222.

クロプラスチックの同定が可能になり、より迅速な分析が可能になることが示唆された。

(Zhu *et al.*, 2020⁴⁰⁹)

- 波長 900-1700nm 波長帯の近赤外ハイパースペクトルイメージングでは、プラスチックポリマーの同定がむずかしい。しかし、サンプルを乗せる背景素材を金コートポリカーボネートフィルター (GPC0847-BA) を使うことで、1150-1250 nm, 1350-1450 nm, 1600-1700 nm において、異なるプラスチックポリマーが明瞭なスペクトル特徴を示し、スペクトル分離アルゴリズムによる自動認識・同定が可能であることがわかった。改良されたハイパースペクトルイメージングシステムを用いて、直径 100mm までのポリエチレン、ポリプロピレン、ポリスチレンの 3 種類のマイクロプラスチック粒子の検出を実証した。

大気：

(大河内ら, 2023³⁶³)

- μ FTIRATR イメージング法による AMP 計測手法開発に取り組み、最小粒径で 2.3 μ m までの AMP 計測が可能となった (新居田ら, 2023)。さらに、AMP の劣化度評価とともに、劣化度を考慮した AMP 専用データベースの構築に取り組んでいる。O-PTIR(Optical Photothermal IR Spectroscopy:光熱変換赤外分光法) を AMP 計測に適用し、1 μ m までの AMP 計測に成功している。
- 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、質獄濃度、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、 μ FTIR では自動車タイヤ磨耗屑の判別も困難である。

土壌：

(Kononov *et al.*, 2022⁴¹⁰)

- キャノーラ油の浮力と塩化ナトリウム (NaCl) を用いた密度分離法を用いて、簡便かつ経済的な土壌中 MicP 抽出法の確立を試みた。また、抽出法の有効性を的確に評価するために、焼却法を適応した。
- まず、土壌から MicP を抽出する 7 種類の油の能力と適性を調査し、キャノーラ油を選択した。次に、キャノーラ油と NaCl 水溶液を用いて、低密度ポリエチレン (LDPE)、ポリプロピレン (PP)、ポリ塩化ビニル (PVC) について、以下のようにスパイクおよび回収試験を行った： (1)土壌と MicP の混合物を調製し、(2)5 g L⁻¹ NaCl とキャノーラ油を加えて十分に振とうした後、(3)沈降させて MicP を含む油相を分離し、(4)抽出した MicP を 99.5%エタノールで洗浄し、(5)抽出した MicP に付着している有機物を過酸化水素で消化した。乾燥・焼却後、実質的な回収率を算出した。

⁴⁰⁹ Zhu, C., Kanaya, Y., Nakajima, R., Tsuchiya, M., Nomaki, H., Kitahashi, T., & Fujikura, K. (2020). Characterization of microplastics on filter substrates based on hyperspectral imaging: Laboratory assessments. *Environmental Pollution*, 263, 114296.

⁴¹⁰ Kononov, A., Hishida, M., Suzuki, K., & Harada, N. (2022). Microplastic Extraction from Agricultural Soils Using Canola Oil and Unsaturated Sodium Chloride Solution and Evaluation by Incineration Method. *Soil Systems*, 6(2), 54.

日本の代表的な 5 種類の農地土壌から採取した MicP 粒子 (1mm 未満) を用いたスパイク回収試験では, LDPE, PP, PVC の回収率はそれぞれ 95.2~98.3%, 95.2~98.7%, 76.0~80.5%であり, 飽和 NaCl 水溶液を用いた密度分離で得られた回収率よりも高かった。結論として, この方法は土壌から MicP, 特に LDPE と PP を抽出するのに有効であり, 土壌の種類, テクスチャー, 物理化学的性質の影響を受けにくい。

参考：関連する現在進行中の研究

環境研究総合推進費 (1-2103) 「顕微ラマン光度計を用いた海洋マイクロプラスチックの連続計測システムの開発」荒川 久幸 (東京海洋大学), 2021~2023 年度 (荒川ら, 2021⁴¹¹)

- サブテーマ 1 項目 1: 顕微ラマン検出器において連続的に計測するための計測手法の開発では, SMicP の計測に適したセルの開発, 劣化度 (CI) および粒径の自動算出システムの開発を行う。このことにより, 非破壊の SMicP の実態を把握することが可能となる。サブテーマ 2 では, 海面からポンプアップされた海水を粒径区分 (350 μ m, 50 μ m, 10 μ m) にネットで濾過し, 粒子濃度を高めた海水の濃度監視を行うろ過システム部の構築および SMicP とそれ以外の粒子に分画し, SMicP を検出部へ送出する集積マイクロ流体システムの構築を行う。濾過システム部の動作 (接続性) を確認するために携帯用ラマン分光器により, 光学的な粒径分布計測を同時に行う。

⁴¹¹ 環境研究総合推進費 (1-2103) 「顕微ラマン光度計を用いた海洋マイクロプラスチックの連続計測システムの開発」荒川 久幸 (東京海洋大学), 2021~2023 年度

3.4 マクロプラスチックおよびマイクロプラスチックの動態・推計・将来予測

マクロプラスチックおよびマイクロプラスチックの動態について、令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について、表 7 に整理した。

表 7 令和元年度で整理された内容の概要と特定された課題について

内容および課題	
シミュレーション	● 日本に分布するプラスチックの発生地や日本から流出するプラスチックの漂流先を世界規模で推計するシミュレーション事例があるものの、国内規模の輸送のシミュレーションは知見が少ない。 【主な重点研究課題】 ● 国内規模のプラスチックごみの輸送に関するシミュレーション。 ● 微細化速度、沈降速度を考慮した、微細な MicP の水中での分布を予測するシミュレーション。
ごみ流入特性	● プラスチックごみの海洋への流入特性についての知見は少ない。 【主な重点研究課題】 ● 河川を通じた流入のモニタリング手法の確立と時間変動、大きさ等の流入特性の把握。
微細化	● マクロプラスチックの微細化速度、海水面から海底への沈降速度等の知見が少ない。 【主な重点研究課題】 ● 実環境中でのマクロプラスチックごみから MicP への微細化挙動の把握。 ● 海水面から海底への沈降速度の定量的な評価。
沿岸動態	● 沿岸での動態についての知見は少ない。

上記課題に対する研究の進捗状況：

令和元年特定重点課題に関する進捗の概要： 【シミュレーション】 ● 環境条件、沈降等を反映したシミュレーションのデータセットが開発されている。 【環境中へ流出量・ストック量の推計、発生源・経路】 ● 河川から海洋への流出実態把握・推計（発生源である施設や品目の特定）について多くの研究がみられるが、共通の手法はない。 ● MicP の河川への流入については、下水流入が多いとされているが、管理方法の違いにより流入程度が大きく異なることが指摘されている。 【微細化・沈降】 ● 物理的、生物的な要因による微細化について研究が開始されている。
--

- 海洋環境におけるプラスチックの劣化を抑制する添加化学物質による影響を含めた劣化・微細化の動態について研究が進められている。
- プラスチックの海洋環境中での沈降，微細化，変質等の動態について，海洋プラスチックの沈降速度や分布を調べるための数値モデルや観測手法の開発が行われている。
- 観測できない，沈降しているプラスチック量が相当量あることが指摘されている。

【沿岸動態】

- 海洋は，砕波による海しぶきの輸送を通じて，沿岸地域への MicP の供給源となる可能性や，日本の沿岸では一次マイクロプラスチックより二次マイクロプラスチックが多いという指摘がある。

継続・新規重点課題：

【シミュレーション】

- （一定程度の進捗がみられる・継続）国内規模のプラスチックごみの輸送に関するシミュレーション。
- （一定程度の進捗がみられる・継続）微細化速度，沈降速度を考慮した，微細な MicP の水中での分布を予測するシミュレーション。
- （新規）大気放出の動態シミュレーション。
- （新規）陸域から海洋までの一体的な MacP の流出経路・実態把握および定量的な評価。（再掲）

【環境中流出量・ストック量の推計】

- （新規）環境中プラスチックを推計するための共通の手法（発生源・品目の特定含む）の確立。
- （一定程度の進捗あり・継続）河川を通じた流入のモニタリング手法の確立と時間変動，大きさ等の流入特性の把握。
- （新規）発生源の特定。

【微細化・沈降】

- （一定程度の進捗あり・継続）実環境中での MacP ごみから MicP への微細化挙動の把握。
- （一定程度の進捗あり・継続）海水面から海底への沈降速度の定量的な評価。

【沿岸動態】

- （新規）沿岸での MicP の動態の把握

3.4.1 輸送・動態のシミュレーション（実測との比較含む）

（沈降については「3.4.4 微細化・沈降」も参照）

（The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹）

- 外洋のプランクトンネットで採集された浮遊性 MicP の最高濃度は、亜熱帯の海洋ジヤイアで測定されており、理論的な海洋循環モデルと一致している（Law *et al.*, 2010⁴¹², Cózar *et al.*, 2014⁴¹³, Eriksen *et al.*, 2014⁴¹⁴）。
- 実験室での研究やモデリング研究は、バイオフィルム形成（Kooi *et al.*, 2017⁴¹⁵, Tibbetts *et al.*, 2018⁴¹⁶, Rummel *et al.*, 2017⁴¹⁷）、マリンスノー（有機物、デトリタス、糞便ペレットなどからなる凝集粒子で、海洋の上層域から深海まで連続的に落下する）（Long *et al.*, 2015⁴¹⁸）、摂取後の糞便ペレット形成（Cole *et al.*, 2016⁴¹⁹）などの生物学的プロセスによる粒子（最初は浮力を持つプラスチックでさえ）の沈降を実証している。MicP は深海カラム（Bergmann *et al.*, 2017⁴²⁰）や海底堆積物（Woodall *et al.*, 2014⁴²¹）で発見されているが、海雪中の MicP の鉛直フラックスの直接測定は、最近になって達成されたばかりである（Canals *et al.*, 2021⁴²², Choy *et al.*, 2019⁴²³）。

⁴¹² Law, K. L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., & Reddy, C. M. (2010). Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science*, 329(5996), 1185–1188.

⁴¹³ Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á. T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M. L., & Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239–10244.

⁴¹⁴ Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 9(12), e111913.

⁴¹⁵ Kooi, M., Nes, E. H. van, Scheffer, M., & Koelmans, A. A. (2017). Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 7963–7971.

⁴¹⁶ Tibbetts, J., Krause, S., Lynch, I., & Sambrook Smith, G. (2018). Abundance, Distribution, and Drivers of Microplastic Contamination in Urban River Environments. *Water*, 10(11), 1597.

⁴¹⁷ Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., & Schmitt-Jansen, M. (2017). Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(7), 258–267.

⁴¹⁸ Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M., Lambert, C., Huvet, A., Raffray, J., & Soudant, P. (2015). Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. *Marine Chemistry*, 175, 39–46.

⁴¹⁹ Cole, M., Lindeque, P. K., Fileman, E., Clark, J., Lewis, C., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2016). Microplastics Alter the Properties and Sinking Rates of Zooplankton Faecal Pellets. *Environmental Science & Technology*, 50(6), 3239–3246.

⁴²⁰ Bergmann, M., Wirzberger, V., Krumpfen, T., Lorenz, C., Primpke, S., Tekman, M. B., & Gerdt, G. (2017). High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. *Environmental Science & Technology*, 51(19), 11000–11010.

⁴²¹ Woodall, L. 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(4), 140317.

⁴²² Canals, M., Pham, C. K., Bergmann, M., Gutow, L., Hanke, G., van Sebille, E., Angiolillo, M., Buhl-Mortensen, L., Cau, A., Ioakeimidis, C., Kammann, U., Lundsten, L., Papatheodorou, G., Purser, A., Sanchez-Vidal, A., Schulz, M., Vinci, M., Chiba, S., Galgani, F., ... Giorgetti, A. (2021). The quest for seafloor macrolitter: a critical review of background knowledge, current methods and future prospects. *Environmental Research Letters*, 16(2), 023001.

⁴²³ Choy, C. A., Robison, B. H., Gagne, T. O., Erwin, B., Firl, E., Halden, R. U., Hamilton, J. A., Katija, K., Lisin, S. E., Rolsky, C., & S. Van Houtan, K. (2019). The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific Reports*, 9(1), 7843.

(Isobe *et al.*, 2021⁴²⁴)

- 人工衛星のデータ等の公開方法を踏襲した方法で、世界の海洋に浮遊するマイクロプラスチック現存量のデータセットを無償で公開した。データセットは、レベル0～3に分けられている。レベル0は海洋表層をネットによる曳網法で採取して得た生データ (raw data, 「単位海水量あたりの粒子数」で提供), レベル1はクオリティコントロールとして繊維類 (filaments and fibers) を省いた校正データ (calibrated data), レベル2は鉛直混合から生じる不確実性を低減するため波・風を補正し, 単位面積あたりの水柱全体にわたる総粒子数 (Level-2p) と重量 (Level-2w) を求めたプロセスデータ (processed data), レベル3はレベル2のデータをグリッド化し, 最適補間法 (OIM) を用いて単位面積あたりの粒子数 (Level-3p) と重量 (Level-3w) を求めた格子データ (gridded data) である。そして, これらの格子データを, 最上層の単位である海水量あたりの月別粒子量 (Level-3p) および重量 (Level-3w) に変換した。

(Isobe & Iwasaki, 2022⁴²⁵)

- 世界の上層海洋プラスチック中のマイクロプラスチックに関するデータセットおよび現在までに世界中で報告されている海岸のプラスチックごみの量を用い, 数値粒子追跡モデル (PTM) と線形物質収支モデルを組み合わせて, 海洋プラスチックの動態と物質収支を明らかにした。その結果, 約60年間 (1961-2017年) で陸上において捨てられた約50億トンのプラスチックのうち, 約2500万トンは海へ流出し, うち約585万トン (23.4%) が海岸に漂着, 約70万トン (2.8%) は漂流しているという推測結果となった。また, 重く沈んでしまうプラスチック片と生物付着等によって沈むプラスチック片を合わせると750万トン (66.7%) と推測された。沈むプラスチック片は”missing plastic”と言われ, 現在の体制では観測ができていない。

(Isobe *et al.*, 2019⁴²⁶)

- 太平洋における浮遊マイクロプラスチックの粒子輸送モデルを構築し, 夏季の日本周辺や北太平洋中央部でマイクロプラスチック浮遊量が多くなること, 廃棄プラスチックの海洋流出がこのまま増え続けた場合, これらの海域では2030年までに海洋上層での重量濃度が現在の約2倍になること, さらに2060年までには約4倍となることが示された。特に2060年代に入れば, 浮遊する懸濁粒子の中でマイクロプラスチック重量が最も優占すること, 海洋生物がマイクロプラスチックによる環境リスクに直面する可能性のある, 浮遊濃度1 mg/m³を超える海域が現れることがわかった。浮遊マイクロプラスチックの観測・分析ガイドラインを英文で作成し環境省ウェブサイトで公開した。ガイドラインに概ね沿った観測手順で取得された浮遊マイクロプラスチ

⁴²⁴ Isobe, A., Azuma, T., Cordova, M. R., Cózar, A., Galgani, F., Hagita, R., Kanhai, L. D., Imai, K., Iwasaki, S., Kako, S., Kozlovskii, N., Lusher, A. L., Mason, S. A., Michida, Y., Mituhasi, T., Morii, Y., Mukai, T., Popova, A., Shimizu, K., ... Zhang, W. (2021). A multilevel dataset of microplastic abundance in the world's upper ocean and the Laurentian Great Lakes. *Microplastics and Nanoplastics*, 1(1), 16.

⁴²⁵ Isobe, A., & Iwasaki, S. (2022). The fate of missing ocean plastics: Are they just a marine environmental problem? *Science of The Total Environment*, 825, 153935.

⁴²⁶ Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., & Tokai, T. (2019). Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nature Communications*, 10(1), 417.

ックの曳網調査データを収集し、また一部は未発表のデータを世界の共同研究者より譲り受け、全球海洋における浮遊量データセットを作成した。

(Fischer *et al.*, 2021⁴²⁷)

- 異なる生物学的・物理的特性を持つ3つの異なる海域（北太平洋亜熱帯ジャイアの低生産性領域、赤道太平洋の高生産性領域、南大洋の高混合領域）において、1万個の粒子を1年間追跡した。
- 有光層でのバイオフィーム塊の成長と有光層下での塊の消失は、粒子の振動挙動をもたらし、大きい粒子（0.1～1.0mm, 90パーセンタイルで10日未満）は小さい粒子（0.01～0.1mm, 90パーセンタイルで最大130日）よりも平均振動長がはるかに短い。
- 表層付近では赤道太平洋の混合層深度（約30m）の直下で濃度が最大となり、これは大きな粒子（0.1～1.0mm）で最も顕著である。これは、粒子の沈降速度と海洋の運動に影響するプロセスが平衡になると、粒子が中性浮力になるために起こる。亜熱帯ジャイアにおける季節的な影響により、粒子は春のブルーム時のみ混合層深度より下に沈むが、それ以外は混合層内に留まる。
- 強風かつ平均混合層深度が最も深い（400m）南太平洋では、最も深い粒子の再分布（5,000m以上）をもたらす。

(Yoshitake *et al.*, 2023⁴²⁸)

- 海水より重い植物プランクトン（藻類）凝集体に吸収された浮力のある海洋マイクロプラスチックの沈降速度を定量化するために、海洋乱流中の両粒子の運動と相互作用を表す垂直2次元数値粒子追跡モデル（PTM）を開発した。このモデルには "コンピューター内植物プランクトン" が組み込まれ、植物プランクトンとマイクロプラスチック粒子が "凝集半径" の近くに配置された凝集粒子を生成することができた。
- このモデルは、春・秋のブルームや赤潮で一般的に観測される高密度の植物プランクトンを含み、植物プランクトン凝集体への吸収によって、海洋で普遍的に観測される鉛直速度に匹敵する $O(10^{-5}-10^{-4})$ m/s の沈降速度を持つ沈降マイクロプラスチックを再現した。
- 浮力マイクロプラスチック粒子の上昇速度と海洋乱流による垂直拡散の間の平衡のみでは、観測された存在量を再現することができなかった。したがって、浮遊性マイクロプラスチックは、実際の海洋では植物プランクトンの集合体に吸収されることによって深層に沈降すると考えられる。
-

⁴²⁷ Fischer, Reint, et al. (2021) "Modeling submerged biofouled microplastics and their vertical trajectories." *Bio geosciences Discussions* 2021: 1-29.

⁴²⁸ Yoshitake, M., Isobe, A., Song, Y. K., & Shim, W. J. (2023). A Numerical Model Approach Toward a Settling Process and Feedback Loop of Ocean Microplastics Absorbed Into Phytoplankton Aggregates. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 128(5).

(Kataoka & Nihei, 2020⁴²⁹)

- CIELuv 色空間におけるデブリと周囲の水の色差の差分画像の生成, (2)差分画像からの Debris pixels の検出, (3)テンプレートマッチング法によるごみ面積フラックスを算出した。実験室の水路と河川の水面を撮影した画像から Debris pixels は正確に検出され, 目視で検出されたものと一致した。面積フラックスは, ごみ収集によって測定された質量フラックスと統計的に有意な相関があった。また, 面積フラックスに単位面積当たりの瓦礫質量 (M/A) を乗じて算出した質量フラックスは, 洪水増水期の流量と有意な関係があり, 瓦礫採取によって測定された質量フラックスと一致した。本アルゴリズムでは, 対象河川におけるごみ全量に占めるプラスチックの質量割合を用いてキャリブレーションを行うことで, プラスチックのマスフラックスを推定することができる。河川におけるマクロプラスチックの輸送を定量化することは, 対策立案, プラスチック汚染による悪影響の軽減, 地球規模の河川マクロプラスチック輸送の理解に不可欠である。

(Nakayama & Osako, 2023⁴³⁰)

- NICE-BGC (National Integrated Catchment-based Eco-hydrology - Bio Geochemical Cycle) を, プラスチック破片の輸送と運命 (移流, 分散, 拡散, 沈降, 溶解, 光と温度による生化学的分解) を考慮したプラスチック破片モデルとリンクさせ, 世界の主要河川 (325 河川) におけるプラスチック破片の時空間変動を, 陸地から河川に流れ込み, 最終的に海洋に流れ込むまでのプラスチック量のシミュレーションをすることで評価した。
- 農業および都市土地利用による大陸規模のプラスチック輸送シミュレーションを, これまでの研究と比較した。モデル結果は, 洪水事象がプラスチックの動員に大きな影響を与え, フラックスの高い経年変動につながるというこれまでの評価を裏付けていた。
- マクロプラスチックの輸送に「未処理の廃水」と2次元拡散モデルのシミュレーションを使用することで, 下水道の接続性, 除去効率, 輸送確率のみを含んだ先行研究よりも, モデルの不確実性を減らすことができた。

(Nakayama, 2024⁴³¹)

- プロセスベースの生態水文学モデルである NICE (National Integrated Catchment-based Eco-hydrology) と NICE-BGC (Bio Geochemical Cycle) を拡張し, プラスチック破片モデルとリンクさせ, 日本国内の 109 の 1 級河川に適用した。新しいモデルには, 移

⁴²⁹ Kataoka, T., & Nihei, Y. (2020). Quantification of floating riverine macro-debris transport using an image processing approach. *Scientific Reports*, 10(1), 2198.

⁴³⁰ Nakayama, T., & Osako, M. (2023). The flux and fate of plastic in the world's major rivers: Modelling spatial and temporal variability. *Global and Planetary Change*, 221, 104037.

⁴³¹ Nakayama T. (2024). Development of Process-based NICE Model and Simulation of Ecosystem Dynamics in the Catchment of East Asia (Part VII), vol 30, ISSN 1341-4356,

流，分散，拡散，沈降，溶解，光と温度による劣化が含まれた。これらのプロセスは，不適切管理の廃棄物（MPW）や点源（タイヤ，パーソナルケア製品，ほこり，洗濯物）が，そこでのマクロおよびマイクロプラスチックの時空間動態に及ぼす影響を評価するのに役立つ可能性がある。

- モデルの結果，シミュレーションされた水循環は，観測された水循環と概ね一致した。対照的に，年間平均栄養塩輸送量のシミュレーション値は，非洪水期間平均の観測値と比較して過大評価された。様々な要因に対するマイクロプラスチック輸送の感度分析でも，いくつかの条件下では劣化の影響が無視できないことが示唆された。

参考：関連する現在進行中の研究

科学研究費助成事業（21H05058）「微細マイクロプラスチックの動態を含む海洋プラスチック循環の包括的解明」磯辺 篤彦（九州大学），2021～2025 年度（磯辺ら，2021⁴³²）

- 本研究課題では，プラスチックごみとして海域に流出してのちの最終的な行方が不明であるマイクロプラスチック（MicP，サイズ<5 mm）や，さらに破碎を重ねた微細 MicP(<1~2 mm)について，劣化と破碎による発生量や，実海域での存在量，海洋生物への吸収量や影響評価，海岸や海底への吸収量を，実験と現場観測によって定量し，これらを諸過程を統合した数値シミュレーションモデルを構築することで，全球の海洋プラスチック循環の全体像を把握し将来予測を行う。

科学研究費助成事業（23KJ0496）「長期時系列試料解析に基づく浮遊海洋プラスチックゴミの微細化過程および分布変遷の解明」宮園 健太郎（東京大学），2023～2024 年度（宮園ら，2023⁴³³）

- 世界でも最も海洋プラスチックごみによる汚染が深刻とされる北太平洋において，表層にプラスチックごみが出現してから現在に至るまでの 70 年間にわたる汚染過程を保存試料を用いた実測データによって高解像度で明らかにするとともに，そのサイズ，ポリマー組成，劣化度，付着生物相の変遷を解析することで表層からの除去過程を検討し，海洋プラスチックごみ全体の約 99%に当たりながらもいまだ把握できていないとされるミッシングプラスチックの行方と海洋低次生態系への汚染の影響を考察する。

⁴³² 科学研究費助成事業（21H05058）「微細マイクロプラスチックの動態を含む海洋プラスチック循環の包括的解明」磯辺 篤彦（九州大学），2021～2025 年度

⁴³³ 科学研究費助成事業（23KJ0496）「長期時系列試料解析に基づく浮遊海洋プラスチックゴミの微細化過程および分布変遷の解明」宮園 健太郎（東京大学），2023～2024 年度

3.4.2 環境中へ流出量・ストック量の推計

(OECD, 2022⁴³⁴)

- プラスチックが海洋に流入する主な経路は河川だが、そのプロセスには数年から数十年かかることもある。2019年には、610万トンのプラスチック廃棄物が水域環境に流入し、そのうち170万トンが海洋に流入したと推定されている。この推定流入量は、河川に流出したプラスチックの滞留時間を考慮していない以前の調査よりは少ないが、それでも憂慮すべき量である。

(Jambeck *et al.*, 2015⁴³⁵)

- 固形廃棄物、人口密度、経済状況に関する世界的なデータを関連付けることにより、海洋に流出する陸上プラスチックごみの量を推定した。その結果、2010年には海岸線を持つ192カ国で2億7,500万トンのプラスチックごみが発生し、480万～1,270万トンが海洋に流出したと推計した。
- どの国がプラスチック海洋ごみになる可能性のある未回収の廃棄物を大量に排出するかは、人口規模と廃棄物管理システムの質によって大きく左右される。廃棄物管理インフラが改善されなければ、陸上から海洋に流入するプラスチック廃棄物の累積量は、2025年までに桁違いに増加すると予測される。

(Lebreton *et al.*, 2017⁴³⁶)

- 廃棄物管理、人口密度、水文学的情報に基づく、河川から海洋へのプラスチック投入のグローバルモデルを提示した。モデルでは、文献で入手可能な測定値に対して校正されている。現在、毎年115万トンから241万トンのプラスチック廃棄物が河川から海洋に流入しており、排出量の74%以上が5月から10月の間に発生していると推定した。
- 流出量の多い上位20河川は、ほとんどがアジアに位置し、大陸表面積の2.2%、世界人口の21%を占めるのに対し、世界年間流入量の3分の2以上(67%)を占めていた。さらに、流出量上位122河川(総大陸表面積の4%、世界人口の36%)は、アジアに103河川、アフリカに8河川、中南米に8河川、ヨーロッパに1河川あり、プラスチック投入量の90%以上を占めていた。

(Meijer *et al.*, 2021⁴³⁷)

- 最近の实地観測を用いてモデルを校正し、排出がこれまで考えられていたよりも2桁も多く、多くの河川に分布していることを示した。河川を通じて海洋へ流出するごみ量の世界年間排出量は、1,000以上の河川で80%を占めており、その量は年間80万トンから270万トンで、都市部の小規模河川が最も濃度が高いと推定している。

⁴³⁴ OECD (2022), *Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options*, OECD Publishing, Paris

⁴³⁵ 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(6223), 768–771.

⁴³⁶ Lebreton, L. C. M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8(1), 15611.

⁴³⁷ Meijer, L. J. J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L. (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7(18).

(Nihei *et al.*, 2020³⁷⁵)

- 陸域から海洋へ流出するプラスチックの量は、不適切管理の廃棄物 (mismanaged plastic waste) の量を用いて推計されている (Lebreton *et al.*, 2017⁴³⁶; Schmidt *et al.*, 2017⁴³⁸) が、不適切管理の廃棄物を正確に評価することが難しいため、陸上から日本沖の海洋へのプラスチック排出量を高解像度でマップ化し、評価する手法を開発した。
- プラスチックをマイクロプラスチック (MicP) とマクロプラスチック (MacP) に分類し、観測された河川中の MicP 濃度と流域特性 (都市面積比や人口密度など) との相関関係を用いて、全国の MicP 濃度マップを評価した。最終的な MicP 排出量を求めるために、1km メッシュごとの年間流出量を簡易水収支解析により算出し、MicP 排出量と先行研究により得られた MacP/MicP 比から MacP 投入量を評価した。濃度データから、MicP 濃度と流域特性には有意かつ正の相関があることが明らかになった。
- 水収支解析の結果、計算負荷を軽減しつつ、我々の手法が年間流量の評価に有効であることが示された。総プラスチック投入量 (MicP+MacP) は 210-4776 トン/年と広範囲に分布し、首都圏の人口密集地や高度に都市化された地域、特に名古屋や大阪などの他の大都市圏でプラスチック排出量が多いことが地図から示された。これらの結果は、プラスチック汚染対策の開発に利用できる重要な洞察を提供するものであり、ここで採用した方法は、他の地域におけるプラスチック排出量の評価にも利用できる。

(Nakajima *et al.*, 2022b⁴³⁹)

- 熱帯低気圧のような極端な暴風雨は、陸から海へと運ばれるプラスチック破片のかなりの部分を占めるが、沖合や外洋におけるマイクロプラスチックやその他の破片の暴風雨に対する反応についてはほとんど知られていない。海岸線から約 30km 離れた相模湾の中央部で、台風通過前後の浮遊プラスチック調査を実施した。マイクロプラスチックとメソプラスチックの濃度 (粒子数/km²) は台風 1 日後に台風前の記録より 2 桁高く、プラスチック粒子の質量 (g/km²) (マイクロプラスチックとメソプラスチックの合計) は台風直後に 1,300 倍に増加した。しかし、台風 1 日後に観測されたマイクロプラスチックとメソプラスチックの著しく高い存在量は、わずか 2 日で台風前のレベルに戻った。また、モデルによるシミュレーションでは、異常な暴風雨の際には、短時間に大量のマイクロプラスチックやメソプラスチックが沿岸から外洋へと急速に流される可能性が示唆された。陸から海へのプラスチックの年間流出量をより正確に見積もるには、異常な暴風雨に伴うプラスチック破片の海洋流出の増加を考慮することが重要である。

⁴³⁸ Schmidt, C., Krauth, T., & Wagner, S. (2017). Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environmental Science & Technology*, 51(21), 12246–12253..

⁴³⁹ Nakajima, R., Miyama, T., Kitahashi, T., Isobe, N., Nagano, Y., Ikuta, T., Oguri, K., Tsuchiya, M., Yoshida, T., Aoki, K., Maeda, Y., Kawamura, K., Suzukawa, M., Yamauchi, T., Ritchie, H., Fujikura, K., & Yabuki, A. (2022). Plastic After an Extreme Storm: The Typhoon-Induced Response of Micro- and Mesoplastics in Coastal Waters. *Frontiers in Marine Science*, 8.

(藤原義弘ら, 2018⁴⁴⁰)

- 2011 年に発生した東北地方太平洋沖地震と津波により大量の災害廃棄物が三陸沖に流出した。2011 年 11 月から 2017 年 12 月までの期間、宮城県沖合底びき網漁業漁場清掃事業によって回収された海底瓦礫情報をもとに、海底瓦礫の経年変化と分布に関する解析した。海底瓦礫密度は 2016 年まで減少傾向を示したが、上述の 2017 年 5 月および 11 月の瓦礫密度の上昇の影響により、調査開始から初めて 2017 年に前年よりわずかに上昇した。海底瓦礫は地震直後には比較的沿岸寄りに密集していたが、その後、海底瓦礫は徐々に海域全体に拡散した。

海洋環境を含むプラスチックごみ流出量インベントリ検討業務, 2021～

- 海洋へ流出するプラスチックごみ量の推計については Jambeck *et al.* (2015), Lebreton *et al.* (2017), IUCN (2017), UNEP(2018), Nihei *et al.*(2020), Meijer *et al.* (2021), OECD (2022), Nakayama and Osako(2023)等, 国内外でいくつかの研究が行われている。また EUNOMIA (2018) や ECHA(2020)のように特定地域や国ごとの推計も行われている。推計の別によって、値には 1～2 桁程度の幅がある。
- 環境省ではこれらの推計手法を踏まえ、「海洋環境を含むプラスチックごみ流出量インベントリ検討業務」にて、日本からのプラスチックごみの海洋へ流出総量・内訳データベース（流出量インベントリ）の推計・評価手法の開発・更新および、東南アジア等の途上国を含め世界共通で活用できるプラスチックごみ流出量インベントリの作成手法等を検討している。

参考：関連する現在進行中の研究

環境研究総合推進費（S-19-3）「陸域からの排出インベントリ作成と流出抑制技術開発」
藤原 拓（京都大学）, 2021～2025 年度（藤原ら, 2023⁴⁴¹）

- 「海洋プラスチックごみによる汚染防止のための科学的情報と政策パッケージの提示」への貢献を目標として、1mm 以上のマイクロプラスチックを含むプラスチックごみの排出インベントリを作成・評価する手法を確立し、「環境中のマイクロプラスチック調査マニュアル（案）」として取りまとめるとともに、陸域からの排出インベントリを作成する。加えて、河川および海岸からのプラスチックごみ流出量の評価を行うことにより、プラスチックごみに係る科学的情報のデータベース構築に貢献するとともに、テーマ 1 および 2 と連携して提示する政策パッケージの基盤とする。

環境研究総合推進費（S-19-2（サブテーマ 1））「3R プラスと海洋プラスチック排出抑制対策に係る評価システムの構築」大迫 政浩（(国研)国立環境研究所）, 2021～2025 年度（大迫, 2021⁴⁴²）

⁴⁴⁰ 藤原義弘, 高橋幸愛, 河西なつみ, 笠谷貴史, 山北剛久, 土田真二, 河戸勝, 北里洋, & 藤倉克則. (2018). 宮城県沖合底びき網漁業漁場清掃事業による瓦礫回収資料に基づく海底瓦礫の経年変化と分布. 日本水産学会誌, 84(5), 885–888.

⁴⁴¹ 環境研究総合推進費（S-19-3）「陸域からの排出インベントリ作成と流出抑制技術開発」藤原 拓（京都大学）, 2021～2025 年度

⁴⁴² 環境研究総合推進費（S-19-2）「プラスチック資源循環・排出抑制のための社会システム・経済学的研究」大迫 政浩（(国研)国立環境研究所）, 2021～2025 年度

- 「産業系プラスチックの物質フローモデル」に関する研究を実施。その中で漁業および農業におけるプラスチックの環境中流出量について検討。

3.4.3 発生源・経路

(CHEMICALS IN PLASTICS, 2023⁸)

- 放出源には、陸上と海上の両方があり、農業、漁業、養殖業、パーソナルケア、医薬品・ヘルスケア製品、建築・建設、輸送・海運、海洋事業、船舶を利用した観光事業、プラスチックの生産と輸送、ごみのポイ捨て、廃棄物の不法投棄などが含まれる。(GESAMP 2015⁴⁴³; GESAMP 2016³⁰⁷, Science Advice for Policy by European Academies [SAPEA] 2019⁴⁴⁴; UNEP 2021⁴⁴⁵)。
- プラスチック破片はまた、風や水流によって環境区画を越えて移動することもある(例えば、陸海移動、表面流出、大気沈着) (SAPEA 2019⁴⁴³; Sugiura *et al.*, 2021³²⁴)。

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)

- 特に LMICs (low-income and middle-income countries, 低中所得国) では、プラスチック製品の使用済み製品管理の欠如が、安価なバージンプラスチックと高価な再生プラスチックの経済性と相まって、ほとんどのプラスチック系材料を回収し、その経済的価値を維持することに失敗している (Charles *et al.*, 2021⁴⁴⁶, Forrest *et al.*, 2019⁴⁴⁷)。その結果、プラスチックのライフサイクル全体を通じて、経済から環境へとプラスチックの著しい「漏れ」が生じている。2019 年には、推定 22 百万トンのプラスチックが環境に流出し、その 88% をマクロプラスチックが、12% を製造 MicP が占めている (OECD, 2022⁴³⁴)。
- 中国が 2018 年 1 月にほぼ全てのプラスチック廃棄物の輸入を禁止した後 (Clarke, 2019⁴⁴⁸)、先進国からの輸出は、タイ、マレーシア、ベトナム、インドネシア、トルコを含む東南アジア諸国にシフトした (Wang *et al.*, 2020⁴⁴⁹)。これらの国々は、プラスチック廃棄物を適切に管理するインフラを欠いていることが多く (OECD, 2022⁴³⁴, Ryberg *et al.*, 2018⁴⁵⁰)、そのため環境漏出の可能性が高まっている。この漏出量は、2017 年には 19.4 百万トン (Ryberg *et al.*, 2018⁴⁵⁰) と推定されており、そのうちの 58% は中国からの 23% を含むアジア諸国からであった。(OECD, 2022⁴³⁴)
- マクロプラスチックの他の流出源には、ポイ捨てと海洋活動が含まれる。ポイ捨ては 2 番目に大きな原因であり、2019 年には 1.1 百万トンのプラスチックがポイ捨てに起因すると推定されている (OECD, 2022⁴³⁴)。
- ポイ捨ては主に、プラスチック包装、ストロー、カトラリーなどの使い捨てプラスチック製品の消費者による誤った廃棄を伴う。漁業を含む海洋活動は、大量のマクロプラスチックの海洋への直接流出につながる可能性があり (Ryberg *et al.*, 2018⁴⁵⁰)、そ

⁴⁴³ GESAMP- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment (Part 1) GESAMP Reports & Studies No.90.

⁴⁴⁴ Science Advice for Policy by European Academies (2019). A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society.

⁴⁴⁵ United Nations Environment Programme (2021) From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution.

⁴⁴⁶ Charles D, Kimman L, Saran N. (2021). The Plastic Waste Makers Index. Minderoo Foundation.

⁴⁴⁷ Forrest, A., Giacobazzi, L., Dunlop, S., Reisser, J., Tickler, D., Jamieson, A., & Meeuwig, J. J. (2019). Eliminating Plastic Pollution: How a Voluntary Contribution From Industry Will Drive the Circular Plastics Economy. *Frontiers in Marine Science*, 6.

⁴⁴⁸ Clarke, H. (2019). China's Tsunami of Waste [plastic waste]. *Engineering & Technology*, 14(3), 48–51.

⁴⁴⁹ Wang, C., Zhao, L., Lim, M. K., Chen, W.-Q., & Sutherland, J. W. (2020). Structure of the global plastic waste trade network and the impact of China's import Ban. *Resources, Conservation and Recycling*, 153, 104591.

⁴⁵⁰ Ryberg MW, Laurent A, Hauschild MZ. (2018). Mapping of Global Plastics Value Chain and Hotspots: With a Particular Focus on Marine Environment. United Nations Environment Programme (UNEP). Accessed October 7, 2022.

の主なものは、放棄、紛失、その他で廃棄された漁具（ALDFG）の形である（Macfadyen *et al.*, 2009⁴⁵¹）。

- 最近の研究では、北太平洋ごみパッチの浮遊プラスチック質量の 75%～86%が漁業活動に起因すると推定された（Lebreton *et al.*, 2022⁴⁵²）。
- ナードルとは、プラスチック製品を製造するための小さなプラスチック製造前樹脂ペレットである。ナードルは、その大きさから一次 MicP とみなされ、その製造、陸上・海上輸送、積み込み、保管、転換、リサイクルの際に、意図せずに環境中に放出される可能性がある（Karlsson *et al.*, 2018⁴⁵³, OECD, 2021³⁵⁹）。これらの樹脂ペレットは、河川、水路、海洋で発見されており、世界中の海岸線沿いの砂浜でよく見かける（Fidra, 2022⁴⁵⁴）。英国だけで、年間 530 億ニュードルが流出する可能性がある（Cole & Sherrington, 2016⁴⁵⁵）。
- 塗料が海洋 MicP の重要な発生源であるとの認識が高まっている。水性アクリルを含む塗料は、ポリウレタン、ポリエステル、ポリアクリレート、ポリスチレン、アルキル、エポキシ樹脂などのプラスチックや、添加剤、接着促進剤、増粘剤、鱗癬化防止剤、乳化剤を最大 50%含むことがある。防汚塗料は、防汚剤として有害な無機添加物を高濃度で含むだけでなく、Cu+/Cu2+、トリブチルスズ+（2008 年に禁止されたが、レガシー材料ではまだ流通している）、Pb2+、CrO4 などの有毒金属の配列も含んでいる。（Turner, 2021⁴⁵⁶）。
- 塗料の MicP と潜在的に有毒な添加剤は、船舶やリグなどの海洋巨大構造物、道路標識や建物の外面から環境中に流出する（Gaylarde *et al.*, 2021⁴⁵⁷）。
- 世界全体で、毎年推定 420 億リットルの塗料が海洋巨大構造物に塗布されている。耐用年数が 20 年、海洋塗料の損失が年間 5%とすると、これは毎年 2～3 トンの塗料 MicP が海洋に放出されることに相当する。（McAdams & Angelskar, 2022⁴⁵⁸）
- マイクロファイバーは、製造、使用、廃棄の過程で合成繊維から環境に排出される。（Carney Almroth *et al.*, 2018³⁵⁸）。5 回目の洗濯サイクルまでに、合成繊維 1 平方メートル当たり合計 30,000～465,000 本のマイクロファイバーが放出されると報告されている。（Belzagui *et al.*, 2019⁴⁵⁹）。

⁴⁵¹ Macfadyen G, Huntington T, Cappell R. (2009). Abandoned, Lost or Otherwise Discarded Fishing Gear. United Nations Environment Programme and Food and Agriculture Organization of the United Nations.

⁴⁵² Lebreton, L., Royer, S.-J., Peytavin, A., Strietman, W. J., Smeding-Zuurendonk, I., & Egger, M. (2022). Industrialised fishing nations largely contribute to floating plastic pollution in the North Pacific subtropical gyre. *Scientific Reports*, 12(1), 12666.

⁴⁵³ Karlsson, T. M., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B. C., Gipperth, L., & Hassellöv, M. (2018). The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1), 52–60.

⁴⁵⁴ Fidra. Nurdle map. The Great Nurdle Hunt: tackling worldwide pollution. Published 2022. Accessed November 9, 2022. <https://www.nurdlehunt.org.uk/nurdle-finds.html>.

⁴⁵⁵ Cole G, Sherrington C. (2016). Study to Quantify Pellet Emissions in the UK. Eunomia Research & Consulting; Accessed November 9, 2022. <https://www.fidra.org.uk/download/quantifying-plastic-pellet-emissions-in-the-uk/>.

⁴⁵⁶ Turner, A. (2021). Paint particles in the marine environment: An overlooked component of microplastics. *Water Research X*, 12, 100110.

⁴⁵⁷ Gaylarde, C. C., Neto, J. A. B., & da Fonseca, E. M. (2021). Paint fragments as polluting microplastics: A brief review. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111847.

⁴⁵⁸ McAdams D, Angelskar T. Paint: the big source of ocean microplastics you didn't know about. World Economic Forum. Published September 7, 2022. Accessed October 27, 2022. <https://www.weforum.org/agenda/2020/09/how-to-reduce-microplastics-from-paint/>.

⁴⁵⁹ Belzagui, F., Crespi, M., Álvarez, A., Gutiérrez-Bouzán, C., & Vilaseca, M. (2019). Microplastics' emissions: Microfibers' detachment from textile garments. *Environmental Pollution*, 248, 1028–1035.

- MicP は、タイヤの摩耗 (Goehler *et al.*, 2022⁴⁶⁰) , 塗料 (例えば, 海洋塗料 (Turner, 2021⁴⁵⁶))。もう 1 つの発生源は、洗い流すタイプのパーソナルケア製品 (例: 洗顔スクラブ, 歯磨き粉) に意図的に添加されるマイクロビーズである (Nawalage & Bellanthudawa, 2022⁴⁶¹)。流出したマイクロファイバーは、大気中 (Dris *et al.*, 2017⁴⁶²) , 廃水 (Jiang *et al.*, 2022⁴⁶³) , 河川 (Miller *et al.*, 2017⁴⁶⁴) , 海洋 (Liu *et al.*, 2019⁴⁶⁵, Liu *et al.*, 2021⁴⁶⁶) に存在する。
- MicP には、海洋環境への更なる発生源と経路がある。発生源には、大きな破片からの発生 (Ryan *et al.*, 2009⁴⁶⁷, Boucher & Friot, 2017⁴⁶⁸, OSPAR Commission, 2020⁴⁶⁹) , タイヤ (Kole *et al.*, 2017²⁶², Wagner *et al.*, 2018³⁴³, Tian *et al.*, 2021¹⁹⁴, Werbowski *et al.*, 2021³⁴⁴) や衣類 (McIlwraith *et al.*, 2019⁴⁷⁰) などの使用中の製品の摩耗や摩滅の結果としての放出, 化粧品などの用途に使用されるプラスチックの小片の直接放出 (Sun *et al.*, 2020⁴⁷¹) などがある。(タイヤ, 繊維の分布については「3.2.6 道路由来」「3.2.6 市街地 (繊維)」参照)
- これらの発生源からの MicP は、廃水 (Carr *et al.*, 2016⁴⁷²) や雨水の流出 (Sutton *et al.*, 2019⁴⁷³) , 大気輸送 (Brahney *et al.*, 2021³⁶¹, Allen *et al.*, 2022³⁰³) によって海洋に運ばれる可能性がある。MicP は、例えば、工業用スクラバーとして、あるいは船舶や構造物から塗料として使用される際に直接海洋に流入する可能性があり、プラスチック樹脂ペレット, フレーク, パウダー (プラスチック製品の「原材料」) は、輸送中に失われる可能性がある。

⁴⁶⁰ Goehler, L. O., Moruzzi, R. B., Tomazini da Conceição, F., Júnior, A. A. C., Speranza, L. G., Busquets, R., & Campos, L. C. (2022). Relevance of tyre wear particles to the total content of microplastics transported by runoff in a high-imperviousness and intense vehicle traffic urban area. *Environmental Pollution*, 314, 120200.

⁴⁶¹ Nawalage, N. S. K., & Bellanthudawa, B. K. A. (2022). Synthetic polymers in personal care and cosmetics products (PCCPs) as a source of microplastic (MP) pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 182, 113927.

⁴⁶² Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., & Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221, 453–458.

⁴⁶³ Jiang, L., Chen, M., Huang, Y., Peng, J., Zhao, J., Chan, F., & Yu, X. (2022). Effects of different treatment processes in four municipal wastewater treatment plants on the transport and fate of microplastics. *Science of The Total Environment*, 831, 154946.

⁴⁶⁴ Miller, R. Z., Watts, A. J. R., Winslow, B. O., Galloway, T. S., & Barrows, A. P. W. (2017). Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 245–251.

⁴⁶⁵ Liu, J., Yang, Y., Ding, J., Zhu, B., & Gao, W. (2019). Microfibers: a preliminary discussion on their definition and sources. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(28), 29497–29501.

⁴⁶⁶ Liu, J., Liang, J., Ding, J., Zhang, G., Zeng, X., Yang, Q., Zhu, B., & Gao, W. (2021). Microfiber pollution: an ongoing major environmental issue related to the sustainable development of textile and clothing industry. *Environment, Development and Sustainability*, 23(8), 11240–11256.

⁴⁶⁷ Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A., & Moloney, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1999–2012.

⁴⁶⁸ Boucher, J., & Friot, D. (2017). *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources*. IUCN International Union for Conservation of Nature.

⁴⁶⁹ OSPAR Commission. CEMP Guidelines for Marine Monitoring and Assessment of Beach Litter. OSPAR Commission. 2020; 29.

⁴⁷⁰ McIlwraith, H. K., Lin, J., Erdle, L. M., Mallos, N., Diamond, M. L., & Rochman, C. M. (2019). Capturing microfibers – marketed technologies reduce microfiber emissions from washing machines. *Marine Pollution Bulletin*, 139, 40–45.

⁴⁷¹ Sun, Q., Ren, S.-Y., & Ni, H.-G. (2020). Incidence of microplastics in personal care products: An appreciable part of plastic pollution. *Science of The Total Environment*, 742, 140218.

⁴⁷² Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174–182.

⁴⁷³ Sutton R, Franz A, Gilbreath A, et al. (2019). Understanding Microplastic Levels, Pathways, and Transport in the San Francisco Bay Region. San Francisco Estuary Institute; 1–402. Accessed June 16, 2021.

https://www.sfei.org/sites/default/files/biblio_files/Microplastic%20Levels%20in%20SF%20Bay%20-%20Final%20Report.pdf.

- プラスチック破片上でのバイオフィルムの成長や糞便中への MicP の取り込みのような生物学的媒介プロセスに加えて、鳥類、魚類、その他の海洋生物が破片を摂取したり絡まったりして遭遇することによる、プラスチックの直接的な生物学的輸送もあり得る。
- 生物学的輸送は、海鳥が陸上で雛に餌を与えるために海上で採餌する場合のように、海洋と陸上との間で発生することもある（Fry *et al.*, 1987⁴⁷⁴）、動物がある水深を泳いだり移動したりする場合、あるいは水深の範囲を移動する場合に海洋内で発生することもある。例えば、夜間は海面付近で摂餌し、昼間は水深を移動する中深層 棲魚は、摂取と排出によって MicP を垂直方向に輸送する可能性がある（Boerger *et al.*, 2010⁴⁷⁵, Lusher *et al.*, 2016⁴⁷⁶）。物理的輸送と比較した生物学的輸送の相対的な影響は、定量的には小さいが、生物学的または生態学的に重要である可能性がある。

（生物学的輸送については、「2.1 マクロプラスチックごみによる生物影響」および「2.2 マイクロプラスチックの生態系の取込・移行・食物連鎖」も参照）

- プラスチックの熱劣化と燃焼は、海洋プラスチックとはあまり関連性のないプロセスであるが、船舶火災とパイロプラスチックに関する最近の研究により、高温と燃焼によって変化したプラスチックが海洋に流入することが明らかになっている（de Vos *et al.*, 2022⁴⁷⁷, Turner, 2019⁴⁷⁸）。
- 廃棄物の焼却や野焼きの際にプラスチックが燃焼すると、大気汚染物質、灰、炭化した燃えカスが発生する（Velis & Cook, 2021⁴⁷⁹）。燃焼の残骸（パイロプラスチック）は、岩石や他の自然の海洋ごみに似ており、カモフラージュされているため、世界中の海岸で記録されるようになったのはごく最近のことである（de Vos *et al.*, 2022⁴⁷⁷, Turner, 2019⁴⁷⁸, De-la-Torre *et al.*, 2021⁴⁸⁰）。最近発見されたため、燃焼による変質が海洋環境におけるプラスチックの運命にどのような影響を与えるかについてはほとんど知られていない（The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹）。

（焼却施設に関するマイクロプラの分布については「3.2.6 焼却施設」参照）

⁴⁷⁴ Fry, D. M., Fefer, S. I., & Sileo, L. (1987). Ingestion of plastic debris by Laysan Albatrosses and Wedge-tailed Shearwaters in the Hawaiian Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 339–343.

⁴⁷⁵ Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., & Moore, C. J. (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), 2275–2278.

⁴⁷⁶ Lusher, A. L., O'Donnell, C., Officer, R., & O'Connor, I. (2016). Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *ICES Journal of Marine Science*, 73(4), 1214–1225.

⁴⁷⁷ de Vos, A., Aluwihare, L., Youngs, S., DiBenedetto, M. H., Ward, C. P., Michel, A. P. M., Colson, B. C., Mazzotta, M. G., Walsh, A. N., Nelson, R. K., Reddy, C. M., & James, B. D. (2022). The *M/V X-Press Pearl* Nurdle Spill: Contamination of Burnt Plastic and Unburnt Nurdles along Sri Lanka's Beaches. *ACS Environmental Au*, 2(2), 128–135.

⁴⁷⁸ Turner, A. (2019). Cadmium pigments in consumer products and their health risks. *Science of The Total Environment*, 657, 1409–1418.

⁴⁷⁹ Velis, C. A., & Cook, E. (2021). Mismanagement of Plastic Waste through Open Burning with Emphasis on the Global South: A Systematic Review of Risks to Occupational and Public Health. *Environmental Science & Technology*, 55(11), 7186–7207.

⁴⁸⁰ De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Pizarro-Ortega, C. I., & Santillán, L. (2021). New plastic formations in the Anthropocene. *Science of The Total Environment*, 754, 142216.

(日本学術会議, 2020⁴⁸¹)

- 日本の沿岸では一次マイクロプラスチックより二次マイクロプラスチックが多い。中でも製品の破片が洗濯時に発生する繊維よりも多い。破片となっている製品の特定制品や破片化速度などの解明は効果的な対策を講じる上で不可欠であるが、ほとんど分かっていない。今後、二次マイクロプラスチック形成の解明や化学繊維の寄与の特定も意識して日本の水環境での汚染の調査を進める必要がある。特に堆積物中のマイクロプラスチックの量は海水中の量よりも多いと計算されている。堆積物への沈降速度、さらには堆積物からの巻き上がりや浮上の研究などを行うことにより、マイクロプラスチックの物質動態を明らかにする必要がある(日本学術会議, 2020⁴⁷⁹)。

•

参考：関連する現在進行中の研究

環境研究総合推進費 (S-19) 「プラスチックの持続可能な資源循環と海洋流出制御に向けたシステム構築に関する総合的研究」吉岡 敏明 (東北大学), 2021～2025 年度 (吉岡ら, 2021⁴⁸²)

- 「海洋プラスチックごみによる汚染防止のための科学的情報と政策パッケージの提示」への貢献を目標として、1mm 以上のマイクロプラスチックを含むプラスチックごみの排出インベントリを作成・評価する手法を確立し、「環境中のマイクロプラスチック調査マニュアル(案)」として取りまとめるとともに、陸域からの排出インベントリを作成する。加えて、河川および海岸からのプラスチックごみ流出量の評価を行うことにより、プラスチックごみに係る科学的情報のデータベース構築に貢献するとともに、テーマ 1 および 2 と連携して提示する政策パッケージの基盤とする。

科学研究費助成事業 (22H03762) 「プラスチック添加剤をトレーサーとしたマイクロプラスチック発生源解析システムの開発」中田 晴彦 (熊本大学), 2022～2024 年度 (中田ら, 2022⁴⁸³)

- 用途別に分類した約 300 種類の市販プラスチック製品を入手し、FT-IR と Py-GC/MS・pXRF 等で分析する。各製品のポリマーと有機・無機系プラスチック添加剤の種類を把握し、後者を専用のソフトウェアでデータベース化して新たな検索ライブラリを開発する。次に、環境試料中の MicP を同様に分析し、得られた結果をライブラリと照合してその類似度を比較解析する。MicP のポリマーと添加剤の種類がほぼ一致するプラスチック製品がヒットした場合、当該製品は MicP の発生源、すなわち元の姿である可能性が高い。本研究は、由来が不明な MicP の起源を各製品に特異的な添加剤をトレーサーにして明らかにする新規かつ野心的な試みである。

⁴⁸¹ 日本学術会議(2020), 提言「マイクロプラスチックによる水環境汚染の生態・健康影響研究の必要性とプラスチックのガバナンス」

⁴⁸² 環境研究総合推進費 (S-19) 「プラスチックの持続可能な資源循環と海洋流出制御に向けたシステム構築に関する総合的研究」吉岡 敏明 (東北大学), 2021～2025 年度

⁴⁸³ 科学研究費助成事業 (22H03762) 「プラスチック添加剤をトレーサーとしたマイクロプラスチック発生源解析システムの開発」中田 晴彦 (熊本大学), 2022～2024 年度

3.4.4 微細化・沈降

(特に沈降については「3.4.1 輸送・動態のシミュレーション」も参照)

(CHEMICALS IN PLASTICS, 2023⁸⁾)

- 環境中のプラスチックは、太陽光や風、波にさらされることで風化し、より小さな破片に分解されてマイクロプラスチックやナノプラスチックになる。プラスチックはまた、生分解、光分解、熱分解、加水分解など、様々なプロセスによっても分解される。(Gregory & Andrady, 2003⁴⁸⁴; Andrady *et al.*, 2011⁴⁸⁵)

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)

- 分解速度は、ポリマーの種類だけでなく、廃棄物の大きさや形状、極性などの物理的性質、廃棄物が存在する環境環境（大気、陸上、水生、埋立地）、熱、光、温度、酸素濃度、圧力などの環境の物理的パラメータによっても異なる (Chamas *et al.*, 2020⁴⁸⁶)。
- 表面劣化速度 ($\mu\text{ m/年}$) を用いると、プラスチック製品の平均半減期は 2.3 年から 2,500 年、あるいはそれ以上と見積もられている。2,500 年を超える値は、研究期間内に分解が検出されなかった研究に対して与えられた。使い捨て PET ボトルの平均分解速度は、埋立地では 2,500 年以上、海洋環境では紫外線や熱による加速で 2.3 年と報告されている。PVC パイプの分解速度は、埋立地では 5,000 年、海洋環境では 530 年であり、LDPE プラスチック袋の分解速度は、埋立地では 4.6 年、海洋環境では 1.4 年から 2,500 年以上の範囲である (Chamas *et al.*, 2020⁴⁸⁶)。
- 放線菌、藻類、細菌、真菌による天然酵素によるポリマー分解への関心は、近年高まっている (Amobonye *et al.*, 2021⁴⁸⁷)。PUR, PE, PS, ナイロンを分解する微生物酵素が同定されている。その作用機序には、生物劣化（表面断片化）、生物断片化（細胞外酵素とフリーラジカル）、同化（能動的・受動的輸送）、無機化（最終生成物は CO₂、酢酸、脂質）が含まれる。さまざまな要因が、生物学的分解を促進または抑制する。例えば、デンプンやパルミチン酸のようなバクテリアの栄養源の添加や、塩酸、硫酸、硝酸による酸化は分解を促進するが、可塑剤や難燃剤のようなプラスチック添加剤は分解を抑制することができる (Amobonye *et al.*, 2021⁴⁸⁷)。 (The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)

(Okubo *et al.*, 2023⁴⁸⁸)

- マイクロプラスチック (MicP) の年代を知ることは、長い時間と距離にわたって海流によって運ばれた破片の起源と運命を推論する助けとなる。そこで、促進ばく露実験お

⁴⁸⁴ Gregory, M. R., & Andrady, A. L. (2003). Plastics in the Marine Environment. In *Plastics and the Environment* (pp. 379–401). Wiley.

⁴⁸⁵ Andrady, A. L., Hamid, H., & Torikai, A. (2011). Effects of solar UV and climate change on materials. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 10(2), 292–300.

⁴⁸⁶ Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., Abu-Omar, M., Scott, S. L., & Suh, S. (2020). Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 8(9), 3494–3511.

⁴⁸⁷ Amobonye, A., Bhagwat, P., Singh, S., & Pillai, S. (2021). Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes. *Science of The Total Environment*, 759, 143536.

⁴⁸⁸ Okubo, R., Yamamoto, A., Kurima, A., Sakabe, T., Ide, Y., & Isobe, A. (2023). Estimation of the age of polyethylene microplastics collected from oceans: Application to the western North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 192, 114951.

よび屋外ばく露実験 (Accelerated and outdoor exposure experiments) を実施し、カルボニルインデックス、紫外線吸収量、環境温度および経験した温度について関係を確立した。宮古島を基準にマイクロプラスチックの年齢を計算したところ、日本近海で採取されたマイクロプラスチックは、紫外線ばく露時間が1～5年までのものと考えられた。また、沖合で採取されたマイクロプラスチックは、紫外線ばく露時間1～3年までのものであった。結果より、近海のプラスチックは海岸に漂着している間は生物付着等による沈降は回避できるため1～5年の幅がある一方、沖合のプラスチックは生物付着等により3年以上浮き続けることができないことが示唆された。

(Zhao *et al.*, 2023³¹⁴)

- 北太平洋ごみパッチにおける水柱の調査により、マイクロプラスチックは、表層で大きなマリンスノーに取り込まれ、生物ポンプの作用で中深層へ運ばれることが示唆された。マリンスノーやバイオフィルムに覆われた100 μ m ナイロンは水深3700mに到達するのに70年必要と評価された。マリンスノーやバイオフィルムは沈降中に分解消費あるいは剥離する場合があります。比重が小さいマイクロプラスチックは、浮力を取り戻して浮上し、再びバイオフィルムに覆われ沈降・浮上を繰り返すこと、比重が大きいマイクロプラスチックはバイオフィルムの有無にかかわらずゆっくり沈降することを示唆した。

(Choy *et al.*, 2019⁴²³)

- レーザーラマン分光法を用いて、深海遠洋水柱全体から採取したマイクロプラスチック粒子を同定したが、最も濃度が高かったのは水深200～600mであった。この生態系における2つの豊富な粒子摂食者である外洋性のコシオレガニ (*Pleuroncodes planipes*) と巨大なオタマボヤ (*Bathochordaeus stygius*) を調べたところ、マイクロプラスチック粒子は環境から水柱と海底の食物網に容易に流入することが示された。

(M. Yoshitake *et al.*, 2022⁴⁸⁹, Delphine Lobelle *et al.*, 2020⁴⁹⁰, Reint Fischer *et al.*, 2021⁴⁹¹)

- 生物付着した海洋 MicP の沈降過程をシミュレートし、垂直軌道をモデル化する研究がいくつかみられる。

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)

⁴⁸⁹ M. Yoshitake *et al.*, (2022), A Numerical Model Approach Toward a Settling Process and Feedback Loop of Ocean Microplastics Absorbed Into Phytoplankton Aggregates.

⁴⁹⁰ Delphine Lobelle *et al.*, (2020), Global Modeled Sinking Characteristics of Biofouled Microplastic

⁴⁹¹ Okubo, R., Yamamoto, A., Kurima, A., Sakabe, T., Ide, Y., & Isobe, A. (2023). Estimation of the age of polyethylene microplastics collected from oceans: Application to the western North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 192, 114951.

- 海洋はまた、砕波による海しぶきの輸送を通じて、沿岸地域への MicP の供給源となる可能性もある (Fan *et al.*, 2022⁴⁹²; Allen *et al.*, 2022⁴⁹³; Allen *et al.*, 2020⁴⁹⁴)。
- 沿岸都市における空中浮遊 MicP の沈着量は、 $4,885 \pm 1,858$ MNP/m²/日 (平均値 $\pm$ 標準偏差; 範囲: 82~12,159 MNP/m²/日) と推定されている; 都市の屋上における最高レベルは、沿岸風と相関しており、空中浮遊 MNP は波動に由来する可能性があることを示唆している (Fan *et al.*, 2022³⁰²) (The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health, 2023¹)。

参考：関連する現在進行中の研究

環境研究総合推進費 (SII-10-3) 「海底プラスチックごみの摂食・付着による劣化等、海底における微細化の実態把握手法の構築」河村 知彦 (東京大学), 2023~2025 年度 (河村ら, 2023⁴⁹⁵)

- 海底におけるプラスチックの劣化・微細化の実態解明に向け、付着・底生生物の摂食行動および各種生物の付着による海底プラごみの劣化・微細化、ならびに紫外線や海底における物理作用によるプラスチックごみの劣化・微細化の程度を客観的に評価する手法を開発・確立する。海底に存在するプラスチックの劣化あるいは微細化の有無を評価する手法を開発する研究であり、未解明な海底のプラスチックごみの挙動を明らかにする知見を提供することが期待される

環境研究総合推進費 (1-2201) 「長期時系列試料解析に基づく海洋マイクロプラスチック微細化・表層除去過程の解明」高橋 一生 (東京大学), 2022~2024 年度 (高橋ら, 2022⁴⁹⁶)

- 現場海域における微細マイクロプラスチック (MicP) の分布や除去過程に関する理解に必要な高精度海洋シミュレーションモデルの構築に向けて、戦後から現在に至る MicP のサイズ、素材、形状、劣化度、表面微細構造、付着微生物相の長期変化を世界で初めて明らかにする。さらに実海域における微細 MicP の分布実態と表層からの除去過程を現場観測から明らかにし、これらの結果と輸送シミュレーションモデルを組み合わせることで微細画分を含めた MicP の海水面、海中および海底存在量の現状把握および将来予測を行うことを目的とする。

(科研費 21H01441) 片岡智哉 (愛媛大学), 河川流域におけるプラスチック微細片の生成・流出機構の解明とモデル化, 2021 年 4 月~2024 年 3 月 (片岡, 2021³⁴⁰)

⁴⁹² Fan W *et al.*, (2022), Evidence and mass quantification of atmospheric microplastics in a coastal New Zealand city. *Environ Sci Technol.* 2022; 56(24): 17556–17568.

⁴⁹³ 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., ... Wright, S. (2022). Microplastics and nanoplastics in the marine-atmosphere environment. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(6), 393–405.

⁴⁹⁴ Allen, S., Allen, D., Moss, K., le Roux, G., Phoenix, V. R., & Sonke, J. E. (2020). Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLOS ONE*, 15(5), e0232746.

⁴⁹⁵ 環境研究総合推進費 (SII-10-3) 「海底プラスチックごみの摂食・付着による劣化等、海底における微細化の実態把握手法の構築」河村 知彦 (東京大学), 2023~2025 年度

⁴⁹⁶ 環境研究総合推進費 (1-2201) 「長期時系列試料解析に基づく海洋マイクロプラスチック微細化・表層除去過程の解明」高橋 一生 (東京大学), 2022~2024 年度

- 「海洋環境中で低次から高次までの全ての海洋生物に有害汚染物質を運ぶ 5mm 未満のプラスチック微細片 (S-MicP) は、流域圏のどこでどのように生成され、どのような過程で河川に流出しているのだろうか？」本研究では、この学術的な「問い」に応えるため、流域圏で化学的・力学的刺激にばく露されているプラスチックから S-MicP が生成される高分子科学的過程、並びに様々な土地形態が含有する流域圏から河川に降水が流出する水工学的過程を考慮した流域圏から河川への S-MicP 流出量の推定モデルを開発する。
- 本研究は、流域圏における 5mm 未満のプラスチック微細片 (S-MicP) の生成過程と流域圏から河川への流出過程を考慮した流域圏から河川への S-MicP 流出量推定モデルを開発することを目的としている。

環境研究総合推進費 (1RF-2102) 「海洋プラスチックの劣化・微細化試験法の作成と、含有化学物質による影響を含めた実態の解明」田中 厚資 ((国研)国立環境研究所), 2021～2023 年度 (田中, 2023⁴⁹⁷)

- 海洋環境でのプラスチックの劣化・微細化までを短期間の劣化試験で見積もる方法を作成する。さらに劣化を抑制する添加剤による影響を含めて、海洋プラスチックの劣化・微細化の動態を明らかにする基礎的知見を得ることを目的とする。本研究で作成する手法は、短期間での海洋条件におけるプラスチック微細化の試験を可能にするものである。また海洋プラスチックについて、劣化・微細化プロセスのタイムスケールが明らかとなることで、その動態を把握し、生態系へのリスクを評価する基礎となる知見が得られる。

⁴⁹⁷ 環境研究総合推進費 (1RF-2102) 「海洋プラスチックの劣化・微細化試験法の作成と、含有化学物質による影響を含めた実態の解明」田中 厚資 ((国研)国立環境研究所), 2021～2023 年度

3.5 ナノプラスチック

ナノプラスチックについては、MicPと一緒に扱われている研究も多い為、「2. 2 生物影響および生態系への影響」 および「3.実態」の、「3.2 マイクロプラスチックの分布」も参照。

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹)

- 「マイクロプラスチック」または「ナノプラスチック」と分類される粒子のサイズ範囲については、用語の標準化の提案はあるものの、まだ不確定要素がある (Hartmann *et al.*, 2019¹¹⁶, Bermúdez *et al.*, 2021⁴⁹⁸)。MicP 粒子の最大寸法として一般的に受け入れられているサイズは 1 μ m~5mm であり、NP については 1~100 nm または 1,000 nm である。異なるサイズの粒子は、粒子の形状や構造に関連する物理的効果や、これが細胞や細胞機能にどのような影響を与えるかにおいて異なる可能性がある (The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹)。

⁴⁹⁸ Bermúdez, J. R., & Swarzenski, P. W. (2021). A microplastic size classification scheme aligned with universal plankton survey methods. *MethodsX*, 8, 101516.

4 分野横断的な研究課題等（素材開発含む）

4.1 対策の効果を考慮したシナリオ分析，将来予測

（UNEP, 2023⁴⁹⁹）

- 循環型プラスチック経済のための技術的な解決策は数多く知られているが，生活を守りながら関連する影響に対処するための経済，財政，ビジネスモデルはあまり確立していない。これらの問題を検証し，システム変革のシナリオを提案している。このようなシステム変革により，各国は水道の蛇口を閉め，プラスチック汚染を終わらせると同時に，現在インフォーマルセクターで働いている人々により安全で安定した仕事に移行し，ビジネスと雇用の機会を創出することができる。
- このシナリオは，最も問題がありかつ不必要なプラスチックの使用を削減することと，3つの重要なシフト（リユース，リサイクル，方向転換と多様化）を加速させることによるプラスチックの循環性に向けた市場の変革，そして既存のプラスチック汚染の遺産に対処するための行動を組み合わせたものである。（The Pew Charitable Trusts and Systemiq, 2020⁵⁰⁰）
 - シフト1：リユース
リユース市場が使い捨てプラスチック市場よりも強力なビジネスケースとなるよう環境を整備することで，使い捨て経済をリユース社会へと転換させるため，リユース製品の市場を加速させる。研究によると，リユース・システムは，最も問題である不必要な製品の一部を置き換えることで，プラスチック汚染を削減する最も大きな機会（2040年までに30%削減）を提供する。
 - シフト2：リサイクル
プラスチックリサイクルの市場を加速させ，リサイクルをより収益性の高い事業とすることで，2040年までにプラスチック汚染量をさらに20%削減することができる。そのためには，リサイクル可能な原料を十分に確保し，リサイクル素材がバージン素材と同じ土俵で競争できるようにする必要がある。
 - シフト3：方向転換と多様化
プラスチック代替品の市場を形成し，持続可能な代替を可能にすることで，プラスチック製品を置き換えるのではなく，影響を削減させる代替品の選択を促進することを目指す。
- 持続可能な代替品は，2040年までに汚染を17%削減できる可能性があるが，製品のコスト，消費者の需要，適切な規制の欠如など，多くの課題があるため，化石燃料を原料とするバージン・ポリマーを使用した製品と市場で競合するのは困難である（The Pew Charitable Trusts and Systemiq, 2020⁵⁰⁰）。
- 市場変革のアプローチをとったとしても，今後10～20年の間に相当量のプラスチックを循環型にすることはできず，汚染を防ぐための廃棄ソリューションが必要になる。これは，リユースやリサイクルが不可能なプラスチックを回収し，責任を持って処分することであり，これには，既存の汚染物質としてすでに環境中に存在するプラスチックや，循環性や経済における長期的な使用を考慮せずに設計された，寿命の短

⁴⁹⁹ UNEP(2023) Turning off the Tap - How the world can end plastic pollution and create a circular economy

⁵⁰⁰ The Pew Charitable Trusts and Systemiq. (2020). Breaking the plastic wave: A comprehensive assessment of pathways towards stopping plastic pollution.

い製品や耐久性のある製品など、経済内に在庫されている、あるいは今後在庫される予定のプラスチックも含まれる（UNEP, 2023⁴⁹⁹）。

- 軽くて強く、一見安価なプラスチックは、私たちの生活、社会、経済に浸透しているが、そのペースは、環境、人の健康、経済にとって相当な規模のコストへと発展している。現在、世界では毎年4億3,000万トンのプラスチックが生産されているが、その3分の2以上はすぐに廃棄物となる寿命の短い製品であり、1回の使用で廃棄される量も増加している（2021年には1億3,900万トン（Minderoo, 2021年）。プラスチックの生産量は、「現状通り（Business-as-Usual）」が続けば、2060年までに3倍になると予測されている（OECD, 2022⁴³⁴）。
- プラスチック汚染の社会的、経済的、環境的コストを定量化する研究者が増えている。科学的文献は、プラスチックのライフサイクルのあらゆる段階で、プラスチックに含まれる化学物質と人間の健康被害とを関連付けている。生態系に影響を与える可能性があるだけでなく、マイクロプラスチックは、海洋の最も深い奥深く、自然のままの山の氷河、母乳や人体からも発見されている（Braun *et al.*, 2021⁵⁰¹）。
- プラスチック汚染に関連する年間の社会的・環境的コストの予備的推計が年間3,000億〜6,000億米ドルであり、年間1兆5,000億米ドルを超える推計もあることから、現在の直線的に増加するプラスチックの生産・分配・消費（plastic economy）から生じる大きな打撃を示している（The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹）。
- プラスチック汚染を終わらせるために、すべての利害関係者にとって経済的に実行可能な解決策は存在する。新しいプラスチック経済への移行は、2040年までにプラスチック汚染を大幅に削減するための最も費用対効果の高い方法であり、慎重さ（vigilance）、決断力（determination）、創造性力（creativity）必要とする解決策が手元にある。重要なことではあるが、システム変革の投資コストは、現在の投資額の軌道よりも少なく、2040年までの年間投資額が1,130億米ドルであるのに対し、約650億米ドルである。5年遅れれば、8,000万トンのプラスチック汚染が増加する可能性がある（The Pew Charitable Trusts and Systemiq 2020⁵⁰⁰）。
- プラスチック経済の変革は、新たなビジネスチャンスをもたらし、特に迅速に適応した企業に新たな経済的利益をもたらすだろう。2040年までに、新たなプラスチック経済は次のような可能性を持つと推定されている（UNEP, 2023⁴⁹⁹）：
 - 雇用、収入、技術革新の機会を創出する：2021年から2040年の間に、直接的な公的・私的コストを1兆3,000億米ドル（10.3%）近く削減する。
 - プラスチック汚染を80%削減し、ばく露を減らすことで、人の健康と環境へのダメージを減らす。年間0.5GtのCO₂-eq温室効果ガス排出を防止し、2021〜2040年の間に3.3兆米ドルの環境・社会コストを回避する（32.5%のコスト削減）。
 - プラスチック汚染による損害に関連する負債、リスク、訴訟を削減する。
 - 直接的、環境的、社会的コストの削減を合計すると、4兆5,000億米ドル以上が節約され、全体では20.3%のコスト削減となる。

⁵⁰¹ Braun, T., Ehrlich, L., Henrich, W., Koeppel, S., Lomako, I., Schwabl, P. et al. (2021). Detection of Microplastic in Human Placenta and Meconium in a Clinical Setting. *Pharmaceutics* 13(7), 921.

- プラスチック、負債、リスクの国境を越えた流れがあるため、システムの変革は単独で行うことはできない。国家間、バリューチェーン間の対策と義務を一致させ、調整することで、相乗効果が生まれ、プラスチック政策の展望に大きな転換がもたらされる。各国の強力な要件によって推進される調和のとれた知識基盤は、そこから情報に基づいた行動をとり、進捗状況を測定し、規制介入策を改善するためのものであり、モニタリングと報告に対する世界的に首尾一貫したアプローチにかかっている。しかし、市場の変革を実施するために、各国が異なる環境から出発することは認識されており、特定の国に適した具体的な政策ミックスは、政策の選択と選択肢に組み込まれたトレードオフを考慮する必要がある（UNEP, 2023⁴⁹⁹）。

（The Pew Charitable Trusts and Systemiq 2020⁵⁰⁰）

- 海に流れ込むプラスチックは、2040 年までにほぼ 3 倍になると予測されている。プラスチック汚染に対処するために相当な行動を起こさなければ、海岸線 1 メートルあたり 50 キロのプラスチックが海に流れ込むことになる。分析によれば、2040 年までに、従来通り（Business-as-Usual）に比べて海洋への年間プラスチック流出量を約 80%（82±13%*）削減する未来は、既存の技術で達成可能である。この道筋は、地域社会や政府、さらには産業界にも利益をもたらす。しかし、それは、プラスチックのバリューチェーン全体にわたる解決策を、即座に、野心的に、そして世界的に協調して実施することにかかっている。このシステム変革のビジョンは、魅力的で実行可能な前進の道を示している。
- 本レポートでは、プラスチック汚染の少ない未来への道はすでに存在し、今、私たちはその道を歩む選択をしなければならないことを示す、10 の重要な発見を紹介する。
 1. 対策を講じなければ、2040 年までに海洋へのプラスチック流入量は 3 倍近くに増加し、年間 2,900 万トン（範囲：年間 2,300 万～3,700 万トン）に達する。
 2. 政府や業界のリーダーたちは、新たな政策や自主的な取り組みに踏み出しているが、それらは焦点が絞られていたり、流出量の少ない国に集中していたりすることが多い。2040 年までに、政府と産業界の現在の取り組みでは、海洋への年間プラスチック流出量は Business-as-Usual シナリオに比べてわずか 7%（±1%）しか削減できない可能性が高い。
 3. 海洋プラスチック汚染を終わらせる唯一の解決策はない。上流と下流の解決策を共に展開すべきである。
 4. 産業界と政府は、他の社会的、経済的、環境的目標を達成しつつ、2040 年までに陸上から海洋へのプラスチックの年間漏出量を、予測される BAU（Business-as-Usual）レベルより約 80%（82±13%）削減する解決策を持っている。
 5. システム変更シナリオの先にある、残りの年間 500 万トン（範囲：年間 400 万～700 万トン）のプラスチック流出に取り組むには、バリューチェーン全体にわたって大きなイノベーションが必要である。
 6. システム変革シナリオは、政府と消費者にとっては経済的に実行可能であるが、資本投資の大きな方向転換が必要である。
 7. 海洋へのプラスチック流出の約 80%（82±13%）を削減することで、産業界にとって大きなチャンスとリスクを伴う新しい循環型プラスチック経済が実現する。

8. システムを変革するには、地域やプラスチックのカテゴリーごとに、異なる優先順位をもって実施する必要がある。
9. システム変更シナリオの下で海洋へのプラスチック流出に対処することは、気候、健康、雇用、労働条件、環境にとって多くの相乗効果をもたらし、国連の持続可能な開発目標（SDGs）の多くに貢献する。
10. 今がその時である：プラスチック漏出を大幅に削減したいのであれば、私たちは手元に解決策を持っている。実施時期が5年遅れると、2040年までにさらに8,000万トンのプラスチックが海に流出することになる。

(Nordic Council of Ministers 2023⁵⁰²)

- 広範囲に及ぶ政策パッケージを定義し、これが世界的かつ同時並行的に実施された場合、2040年までに、マイクロプラスチックを含め、不適切管理のプラスチックと環境中へのプラスチック放出の影響をどのように最小化できるかを推定する。
- 2040年までに起こりうるプラスチックシステムの2つの状態を描くために、2つのシナリオ、すなわち **Business-as-Usual** シナリオ（何も対策を行わず現状（2019年時点）のプラ消費と廃棄物管理を継続した場合）とグローバル・ルールシナリオ（本報告書で提示する15の国際的な対策を実施した場合）が提示されている。

【Business-as-Usual シナリオ】

- ✧ 世界的な対策がなければ、不適切管理のプラスチックの年間排出量は増加し続け、2019年の1億1,000万トン（110Mt）から2040年には2億5,000万トン（250Mt）へと86%増加し、ほぼ倍増する可能性がある。バージンプラスチックの年間生産量は、2019年の4億3,000万トン（430Mt）から2040年には7億1,200万トン（712Mt）へと66%増加する。プラスチックシステムからの温室効果ガス排出量は、2019年の年間二酸化炭素換算1.9ギガトン（GtCO₂e）から、2040年には3.1ギガトン（GtCO₂e）へと、さらに63%増加する可能性がある。この軌道はパリ協定の目標とは相容れない。
- ✧ 世界では、2019年に約4億6,000万トン（460Mt）のプラスチック（バージンプラスチックが4億3,000万トン（430Mt）、リサイクルプラスチックが2,900万トン（29Mt））が生産され、3億8,500万トンのプラスチック廃棄物が発生した。
- ✧ 世界のプラスチックシステムは現在、この廃棄物を管理することができず、そのためプラスチック廃棄物の約28%が結局不適切に管理され、2019年には1億1,100万トン（110Mt）の廃棄物が発生している。このうち、4,300万トン（43Mt）がごみ捨て場に、3,900万トン（39Mt）が野外で燃やされ、2,800万トン（28Mt）が陸域や水環境に放出されたと推定されている。パッケージングと消費財、マイクロプラスチック、漁業と養殖業が不適切管理されたプラスチックの主な発生源であり、次いで農業と繊維製品である。
- ✧ Business-as-Usual シナリオでは、システムに流入するプラスチックの年間量は、2019年の4億600万トン（460Mt）から2040年には7億6,400万トン（764Mt）に増加する可能性がある（バージン7億1,200万トン（712Mt）、リサイクル

⁵⁰² The Nordic Council of Ministers, (2023). Towards Ending Plastic Pollution by 2040 15 Global Policy Interventions for Systems Change.

5200 万トン（52 Mt）。生産と消費の増加に伴い、年間プラスチック廃棄物発生量は、2019 年の 3 億 8500 万トン（385 Mt）から 2040 年には 6 億 4600 万トン（646 Mt）に増加する可能性がある。この傾向は人口と消費の増加によって引き起こされ、現在、廃棄物管理に必要な資源やインフラが不足している地域では、それに比例して増加するため、すでに欠陥のあるプラスチックシステムの結果を長期的に悪化させることになる。

【グローバル・ルールシナリオ】

- ☆ プラスチックのライフサイクル全体にわたる一連の広範な政策が世界的に採用されれば、2040 年の不適切管理のプラスチックの年間発生量を 2019 年比で 90%削減することができる。この一連の政策は、2040 年のバージンプラスチックの年間生産量を 2019 年比で 30%削減する。このレベルの削減は、単に廃棄物管理を拡大するのではなく、プラスチックのライフサイクル全体にわたる解決策を通じて、不適切管理のプラスチックの問題に対処するために必要である。
- ☆ グローバル・ルールシナリオでは、目標設定、課金、需要削減政策を適用し、特定の用途で回避可能な使い捨てプラスチックを排除し、代替材料がより良い影響をもたらす場合には代替を義務付け、安全な再使用、リサイクル、耐久性、修理を拡大することによって、バージンプラスチックの年間生産量と消費量を削減する。2040 年までに、バージンプラスチックの年間生産量は 2019 年比で 30%減少し、これは Business-as-Usual シナリオの 2040 年比で 60%削減に相当する。バージンプラスチックと再生プラスチックの両方をカウントすると、2040 年までの年間生産量は 2019 年比で 9%増加する（再生プラスチックの割合が大幅に増加する）。
- ☆ グローバル・ルールシナリオでは、2040 年までに年間 1 億 8400 万トン（184 Mt）のプラスチック廃棄物を防ぐことができる。また、これらの政策により、2019 年の 299 万トン（29 Mt）に対し、2040 年には 2 億 100 万トン（201 Mt）までリサイクル生産量が増加する可能性がある。これは、2040 年までに世界のリサイクル生産量が 7 倍に増加することに相当する。しかし、こうした結果を達成するためには、グローバル・ルールシナリオで示された政策パッケージをすべての国・地域で実施する必要がある。一部の大国がこのレベルの導入に取り組まなければ、結果は相当な規模で悪化するだろう。
- ☆ 削減とリサイクルの規模が拡大したにもかかわらず、それでもなお、防止もリサイクルもされないプラスチック廃棄物がある。この量は、グローバル・ルールシナリオでは、2040 年にはプラスチック廃棄物が 2 億 4900 万トン（249 Mt）と推定され、管理廃棄の対象となる。ヨーロッパ、米国、カナダ、日本、韓国、オセアニアの管理処分量は、2040 年までに 2019 年比で 46%減少する。しかし、その他の地域の管理廃棄物量は、2019 年比で 2040 年までに 74%増加するであろう。
- ☆ 2040 年の不適切管理のプラスチックの年間発生量は、2019 年比で 90%減少し、Business-as-Usual シナリオの 2040 年比で 95%減少する。しかし、2040 年までに年間 1300 万トン（13 Mt）の不適切管理のプラスチックが残り、そのうち 400 万トン（4 Mt）がごみ捨て場に、200 万トン（2 Mt）が野外で焼却され、700 万トン

(7 Mt) が陸地や水域に放出される。陸上や水域に放出される 700 万トン (7 Mt) のうち、マイクロプラスチックは 500 万トン (5 Mt) に相当する。

【グローバル・ルールシナリオで提示している 15 の国際的な対策】

- ✧ 領域 A：バージンプラの生産消費の削減
 1. バージンプラスチックの生産量を削減する目標の設定
 2. ライフサイクルにわたる解決策への資金提供を行うためのバージンプラスチックの生産に係る手数料の設定
 3. プラスチックの消費抑制するための妥当で具体的な対策の実施
- ✧ 領域 B：回避可能、問題のあるプラスチック製品、化学物質の廃絶
 4. 回避可能な使い捨てプラの禁止
 5. 回避可能な使い捨てプラの再使用に係る目標設定
 6. 問題のあるプラスチック製品・ポリマー・懸念のある化学物質の廃絶に係る基準の設定
- ✧ 領域 C：再使用、耐久性、リサイクルを通じた安全な循環の拡大
 7. 安全な再使用・修理・耐久性や費用対効果の高いリサイクルに係る規定
 8. 収集率・リサイクル率に関する目標の設定
 9. セクター横断的な EPR (extended producer responsibility, 生産者責任の拡大) スキームの適用
 10. インフォーマルセクターの公正な移行のための管理
- ✧ 領域 D：発生を予防できない・安全にリサイクルできない廃棄物の管理された処分
 11. 廃プラの貿易規制の実施
 12. 発生を予防できない・安全にリサイクルできない廃棄物の管理された処分に係る基準の設定
 13. 環境中の既存 (レガシー) プラの削減や除去に係るプログラムの策定
- ✧ 領域 E：MicP の使用防止、環境中への排出削減
 14. MicP の使用・排出を削減するための上流段階での対策の実施
 15. MicP を回収するための下流段階での対策の実施

(OECD, 2023⁵⁰³)

- 通常通りのビジネスは持続不可能である。このベースライン・シナリオでは、プラスチックの使用量は増加し続け、2040 年までに (マクロ) プラスチックの環境への流出量が 50% 増加する (年間 3,000 万トン、うち 900 万トンが水域環境に流入する)。プラスチックの使用量と廃棄量の急増は、環境、気候、健康への悪影響を拡大する。
- 各国によるボトムアップ的で協調性のない政策行動のシナリオは、プラスチック使用量の増加を減速させることができる。しかし、それでもプラスチックの使用量と廃棄量は、2040 年までに 2020 年比で 50% 以上増加するだろう。同様に、廃棄物収集とリサイクルの改善によってプラスチックの流出は減少するだろうが、それでも 2040 年までに 2300 万トン (23 Mt) が環境中に流出することになる。

⁵⁰³ OECD.(2023). Towards Eliminating Plastic Pollution by 2040: A Policy Scenario Analysis.

- 政策アプローチを適度に国際的に整合させ、OECD 非加盟国には川下からの対策介入に重点を置き、OECD 加盟国にはライフサイクル全体にわたる野心的な行動をとることで、成果はさらに改善されるであろう。一次プラスチックの使用量は、2040 年までに 2020 年のレベルで安定するであろう。しかし、このシナリオでは、プラスチックの流出は 2040 年には 1200 万トン（12 Mt）となり、依然として大きい。
- 早期かつ厳格で協調的な政策行動を伴う世界的な野心により、2040 年のプラスチック廃棄物発生量をベースラインより 4 分の 1 削減し、2040 年までに管理不適切廃棄物をほぼなくすることができる（1 億 1900 万トン（119 Mt）から 400 万トン（4 Mt）へ）。その結果、プラスチックの流出もほぼなくなる（2040 年には 120 万トン（1.2 Mt））。しかし、河川と海洋のプラスチックのストック量は、2020 年の 1 億 5200 万トン（152 Mt）から 2040 年には 2 億 2600 万トン（226 Mt）に増加する（ベースラインより 7400 万トン（74 Mt）減少）。
- このような野心的な政策行動は、ベースラインを下回る 2040 年の世界 GDP の 0.5% のコストとなる。しかし、これらのコストは、不作為による回避コストを除外したものであり、環境面の成果が大幅に改善されるという文脈で見る必要がある。上流と下流の両方の対策を含む包括的なアプローチは、移行にかかるコストを抑えることができる。対策の遅れは、短期的には経済的利益をもたらすかもしれないが、長期的に社会的・環境的な影響をもたらすだろう。
- 世界的な野心的行動の最大のコスト（GDP 比）は、特にサハラ以南のアフリカなど、管理システムが進んでいない急成長国にかかると予測される。廃棄物の収集、分別、処理のための投資ニーズは、非 OECD 諸国を合わせると、2020 年から 2040 年の間に 1 兆米ドル以上に達する。廃棄物発生量の削減は、収集、分別、処理のコストを抑制するため、これらのコストを抑えることができる。多額の資金が必要であり、コストが不均等に配分されることから、国際協力の必要性が示唆される。
- 2040 年までにプラスチックの流出をなくするためには、リサイクルのブレークスルーや、スクラップや二次プラスチックのための十分に機能する国際市場の拡大など、技術的にも経済的にも大きな障壁を克服しなければならない。

(OECD, 2022b⁵⁰⁴)

- 2060 年までの現行政策によるプラスチックの使用量、廃棄物、環境への影響を概観し、プラスチックの環境への影響を大幅に削減するために必要な政策とその経済的意味を理解するために、次に 2 つのシナリオを比較する。分析の中核は、OECD の多部門・多地域の動的計算可能一般均衡モデル ENV-Linkages を用いたシミュレーションに基づいており、14 のポリマー分類と一次および二次（リサイクル）プラスチック生産の両方を含むように拡張されている。
- 経済成長と人口増加により、プラスチックの使用量は世界全体でほぼ 3 倍になる可能性がある。経済協力開発機構（OECD）加盟国のプラスチック使用量は 2 倍になると予測されるが、最も増加するのはサハラ以南のアフリカとアジアの新興経済国である。

⁵⁰⁴ OECD (2022b), *Global Plastics Outlook: Policy Scenarios to 2060*, OECD Publishing, Paris,

- プラスチック廃棄物もまた、2060年までにほぼ3倍になると予測されており、現在でも全プラスチック廃棄物の半分が埋め立てられ、リサイクルされているのは5分の1以下である。
- 原料プラスチックは、今後も一次プラスチックが主流を占めるだろう。再生（二次）プラスチックは一次プラスチックよりも急速に成長すると予測されているが、2060年には全プラスチックの12%を占めるに過ぎない。
- 2060年までに環境と経済に与える影響を把握するため、厳格さのレベルが異なる2つの政策パッケージをモデル化している：
 1. **Regional Action policy** シナリオは、プラスチック使用の循環性を改善し、プラスチックの環境影響を減少させる政策パッケージの影響をモデル化したものである。このパッケージは、環境へのプラスチックの流出を減らしつつ、経済成長を継続できるようにするものである。これは、プラスチックのライフサイクルの全段階を対象とする財政政策と規制政策の組み合わせからなるが、OECD諸国にとっては非OECD諸国よりも野心的である。
 2. **Global Ambition policy** シナリオは、2060年までにプラスチック流出をほぼゼロにすることを目指す、非常に厳しい政策パッケージを検討するものである。このパッケージには、**Regional Action policy** シナリオと同じ手段が含まれるが、より野心的な目標が設定されている。さらに、より迅速かつグローバルに実施される。
- **Regional Action policy** シナリオは、ベースライン（時間の経過とともに漏出量が増加する）と比較して、プラスチック廃棄物をベースラインよりほぼ5分の1に減少させ、環境へのプラスチック流出量を半減させることができる。この主な要因は、プラスチック使用に対する課税で、2060年までに1トン当たり750米ドルまで段階的に引き上げるためである。これらの税金は、プラスチックの需要と生産の両方を抑制する。世界のリサイクル率は40%に上昇する。プラスチックスクラップの需要を高め、再生プラスチックの供給を増やす政策により、二次プラスチックの市場シェアは12%から29%に急増する。一方、非OECD諸国における廃棄物管理システムの改善により、誤管理廃棄物はベースラインの水準から60%以上減少し、2019年の水準を下回ることになる。プラスの影響があるとはいえ、**Regional Action policy** シナリオでは、プラスチックの使用量と廃棄物は2060年までに2019年の水準から2倍以上に増加する。プラスチックの使用と廃棄は経済成長と部分的に切り離されるものの、環境中のプラスチックのストックは急速に蓄積され続ける。
- **Global Ambition policy** シナリオは、2060年までにプラスチックの使用量と廃棄量をベースラインより3分の1に削減し、環境中へのプラスチックの流出をほぼ完全になくすることができる。使用量と廃棄物の削減は、2030年までに全世界で1トン当たり750米ドル、2060年までに1トン当たり1500米ドルに増加するプラスチックへの課税と、それを3分の1上回る包装材への課税によって達成される。リサイクルは60%近くまで増加し、最も一般的な廃棄物処理の選択肢となるだろう。一方、二次プラスチックの市場シェアは、2060年までに41%に急増すると予想される。不適切管理の廃棄物はほぼゼロになる（ベースライン・シナリオの1億5300万トン（153 Mt）から600万トン（6 Mt）に減少）。環境への流出も大幅に抑制され、ベースラインと比較して85%減少する。マイクロプラスチックの流出はベースラインの予測に比べ9%し

か減少しないが、水域環境を含め、マクロプラスチックの流出はほぼ完全になくなる。

- **Regional Action** と **Global Ambition policy** の政策パッケージは、GDP に対して比較的小さなコストで実施することができる。ベースラインと比較すると、**Regional Action policy** シナリオでは、世界の GDP は 0.3% 減少するだけであり、この政策パッケージが比較的緩やかな経済コストで達成できることを示している。しかし、重要な地域差があり、中華人民共和国はわずかに恩恵を受ける（0.1% 未満）が、他の地域ではコストが高くなり、サハラ以南のアフリカでは 1.1%、OECD 非加盟の欧州連合諸国では 1.8% である。政策パッケージのコストの大部分は、**Regional Action** の政策目標を達成するために必要な累積追加投資に関するものである。OECD 諸国では、この投資はほぼすべてリサイクルの追加（1,600 億米ドル）に充てられるが、非 OECD 諸国では、リサイクルに 1,000 億米ドル、適切な処理を確保するための廃棄物収集の改善に 600 億米ドルを投資する必要がある。
- **Global Ambition policy** 政策パッケージは、ベースラインと比較して世界の GDP を 0.8% しか低下させないと推定される。しかし、野心的な政策目標を達成するためには、廃棄物管理の改善に多額の投資を行わなければならないため、コストの大部分は OECD 非加盟国が負担することになる。最大のコストはサハラ以南のアフリカにかかると予測され、その GDP はベースラインより 2.8% 減少する。このことは、脆弱な世帯の状況を悪化させないための支援政策と国際的な財政支援の必要性を浮き彫りにしている。

(Borrelle *et al.*, 2020⁵⁰⁵)

- 2030 年までに、主要な河川、湖沼、海洋を含む世界の淡水生態系と海洋生態系（以下、単に「水圏生態系」と呼ぶ）へのプラスチック排出を、さまざまなレベルの取り組みによってどのように削減できるかを評価するメカニズムモデルを提示する。世界人口の約 97% に相当する 173 カ国について、2016 年から 2030 年にかけて水圏生態系に流入する不適切に管理のプラスチック廃棄物の量を、3 つのシナリオ（プラスチック生産と廃棄物発生が現在の軌道をたどる **Business-as-Usual (BAU)**、プラスチック排出量削減のための既存の世界的公約を活用した **ambitious scenario** (UNEA, 2019⁵⁰⁶; Ministry of Marine Affairs and Fisheries Republic of Indonesia, 2018⁵⁰⁷; European Commission, 2017⁵⁰⁸; Plastic Action Centre, 2018⁵⁰⁹; UNEP, 2017⁵¹⁰)、年間プラスチック排出量を削減 **target scenario** について推定した。

⁵⁰⁵ Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G. H., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., de Frond, H., Gerber, L. R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M., & Rochman, C. M. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*, 369(6510), 1515–1518.

⁵⁰⁶ United Nations, (2019). UNEA resolutions: Marine litter and microplastics (1/6, 2/11, 3/7, 4/6)”

⁵⁰⁷ Ministry of Marine Affairs and Fisheries Republic of Indonesia, (2018). “Our ocean commitments”

⁵⁰⁸ European Commission, (2017). “Packaging and packaging waste”

⁵⁰⁹ Plastic Action Centre, (2018). “G7 ocean plastics charter”

⁵¹⁰ UN Environment Programme, (2017). “The Clean Seas global campaign on marine litter”

- 予想される人口増加 (The World Bank, 2019⁵¹¹) ; 一人当たりの年間廃棄物発生量 (Kaza *et al.*, 2018⁵¹²) , 廃棄物に含まれるプラスチックの割合 (Kaza *et al.*, 2018⁵¹²; 予想される生産量増加に伴うプラスチック材料の増加を組み込む) , 国別の管理が不十分な廃棄物の割合 (Kaza *et al.*, 2018⁵¹²; Jambeck *et al.*, 2015⁴³⁵; Lebreton *et al.*, 2019⁴³⁶) を統合することで、2030 年までに水圏生態系に流入するプラスチック排出量を予測することができる。データが入手できる 173 カ国について、距離ベースの確率関数を用いて水圏生態系に流入する年間プラスチック排出量を計算した。この関数は、空間的に明示された廃棄物の発生と下降流の蓄積に基づいて、管理が不十分な廃棄物が最も近い水圏生態系に到達する割合を推定する (Lebreton *et al.*, 2019⁴³⁶; Lehner *et al.*, 2008⁵¹³) 。つまり、廃棄物が水圏生態系に近い場所で発生し、不適切に管理されればされるほど、その水圏生態系に流入する確率は高くなる。
- プラスチック廃棄物の発生率と廃棄物管理インフラの経済圏間の違いを考慮するために、世界銀行 (The World Bank, 2019⁵¹¹) によって定義された社会経済的地位に基づいて、各国の変数を調整した。高所得 (high income, HI) , 上位中間所得 (upper-middle income, UMI) , 下位中間所得 (lower-middle income, LMI) , 低所得 (low income, LI) 。3 つのシナリオを通じて、廃棄物発生量の削減 (使い捨てプラスチックの禁止など) , 廃棄物管理の改善 (プラスチック廃棄物の回収と封じ込め) , 環境回復 (清掃など) の 3 種類の緩和戦略を経時的にモデル化した。入力パラメータとシナリオの不確実性を伝えるために、モンテカルロ・シミュレーションを使用している。
- (BAU) 2016 年に世界で発生したプラスチック廃棄物の 11%に相当する 1,900 万～2,300 万トン (19～23 Mt) が、水圏生態系に流入したと推定される。これは、世界の海洋への河川からの年間排出量の推定値 (80 万～2,700 万トン, Meijer *et al.*, 2019⁵¹⁴) と一致する。われわれの推定値は、海洋に流出するプラスチックに加えて、湖沼や河川に蓄積する量も含んでいるためより大きい。BAU の下では、廃棄物管理の改善がなく、廃棄物の発生傾向が予想通りに続けば、世界の水生生態系に流入するプラスチック廃棄物の量は、2030 年までに 9,000 万トン/年に達すると予測される。

【ambitious scenario】

2030 年までに水圏生態系へのプラスチック排出量が 2,000～5,300 万トン/年と予測され、国際社会による多大な削減努力にもかかわらず、2016 年の水準にとどまるか、それを上回る。プラスチック排出量を削減する ambitious scenario は、G7 プラスチック憲章, the European Union Strategy, 国連環境計画, Clean Seas, the Our Oceans conferences の世界的な公約に基づくものである。これらの公約には一般的に具体的な数値目標がなく、またすべての国が締結しているわけでもないため、各国の既存の公約に基づき、所得状況内のすべての国に削減目標を適用している (補足資料参照) 。ambitious scenario には以下が含まれる:

⁵¹¹ The World Bank, (2019). “Data catalog: Population estimates and projections”

⁵¹² S. Kaza, L. C. Yao, P. Bhada-Tata, F. Van Woerden, (2018). “What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050” (World Bank)

⁵¹³ Lehner, B., Verdin, K., & Jarvis, A. (2008). New Global Hydrography Derived From Spaceborne Elevation Data. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 89(10), 93–94.

⁵¹⁴ L. J. J. Meijer, T. van Emmerik, L. Lebreton, C. Schmidt, R. van der Ent, Over 1000 rivers accountable for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *EarthArXiv [Preprint]* 16 October 2019.

- i. 予測される傾向から、HI（高所得）諸国では 10%、UMI（上位中間所得）諸国では 5%、LMI（下位中間所得）諸国では 5%、それぞれ減少し、LI（低所得）諸国では 2016 年から変化なし
- ii. 管理廃棄物の割合の増加。HI（高所得）諸国は最低 90%の管理廃棄物（2016 年平均 63%）、UMI（上位中間所得）諸国は 70%（2016 年平均 40%）、LMI（下位中間所得）諸国は 50%（2016 年平均 21%）、LI（低所得）諸国は 30%（2016 年平均 6%）に達する。
- iii. すべての国において、2030 年までに水圏環境からの世界の年間プラスチック排出量が最大 10%回収される。

【target scenario】

2030 年までに特定のプラスチック排出量目標（年間 800 万トン未満）を達成するために必要な努力を推定するために、我々のモデルを使用した。まず、各対策戦略（プラスチック削減、廃棄物管理、環境回復）にそれぞれ独立に焦点を当て、他の戦略は **ambitious scenario** のレベルに維持した。もし追加的な行動を削減だけに焦点を当てるのであれば、プラスチック廃棄物の発生をすべての所得レベルで 85%削減する必要がある。追加行動を廃棄物管理だけに絞った場合、すべての国がプラスチック廃棄物の 99%以上を適切に管理するための並外れた努力をしなければならない。追加行動を回収だけに絞った場合、2030 年までに世界の年間排出量の 85%を環境から回収しなければならない。

- 多くの利害関係者は、これらの戦略のうち 1 つだけを「最善策」として大々的に宣伝しているが、これらの結果は、将来のプラスチック排出量の大幅な削減は、どの戦略を単独で用いても達成できないことを示している。
- 次に、2030 年に目標に達するまで、3 つの戦略すべての努力レベルを同時に系統的に増加させた（世界平均排出量は 8 Mt 未満）。このためには、プラスチック廃棄物の発生を、BAU 軌道と比較して、HI（高所得）諸国では 40%、UMI（上位中間所得）諸国と LMI（下位中間所得）諸国では 35%、LI（低所得）諸国では 25%削減する必要がある。廃棄物管理のレベルは、HI（高所得）諸国と UMI（上位中間所得）諸国では 99%、LMI（下位中間所得）諸国では 80%、LI（低所得）諸国では 60%に達する必要がある。2030 年までに世界の年間排出量の 40%を回収する必要がある。3 つの戦略をすべて合わせて考えると、800 万トン（8Mt）トンという削減目標を達成するために必要な努力は、政府、産業界、NGO、地域社会がこれまでに行ってきた非常に野心的なコミットメント（例：UNEA, 2019⁵⁰⁶）；Ministry of Marine Affairs and Fisheries Republic of Indonesia, 2018⁵⁰⁷；European Commission, 2017⁵⁰⁸；Plastic Action Centre, 2018⁵⁰⁹；UNEP, 2017⁵¹⁰）をはるかに上回る。
- これらの値は、プラスチック排出量を過小評価している可能性があることに注意することが重要である。すべてのシナリオにおいて、UMI（上位中間所得）と LMI（下位中間所得）の国々は、HI（高所得）と LI（低所得）の国々に比べてプラスチック廃棄物の排出量がとても多いが、プラスチック廃棄物の取引は、今回のモデルでは考慮されていない。HI（高所得）諸国から UMI（上位中間所得）諸国、LMI（下位中間所得）諸国、LI（低所得）諸国へ主に輸送され、処理される廃棄物は、正式な廃棄物管理システムのない国や、管理しにくい国へ流入する可能性があり、そのため HI（高所

得) 諸国のプラスチック排出量への寄与が誤って表示される可能性がある (Brooks *et al.*, 2018⁵¹⁵)。その他の要因も、結果の不確実性につながる可能性がある。プラスチック廃棄物の発生、収集、処分に関する世界規模のデータは、国による報告の不一致、報告に使用される方法論や単位の違い、省略された値などのために、しばしば欠落していたり信頼性に欠けたりしている (Kaza *et al.*, 2018⁵¹², Lebreton *et al.*, 2019⁴³⁶)。

- 一次的なマイクロプラスチック、まだ使用されている製品の摩耗から生成されるマイクロプラスチック、廃水を通じて環境に流入するマイクロプラスチックは含まれていないが、これらの質量は比較的小さいと思われる。また、特に海洋生態系におけるプラスチック廃棄物の重要な発生源である、放棄、紛失、廃棄された漁具 (Macfadyen *et al.*, 2009⁴⁵¹) や、プラスチック排出量を減少させる可能性のある、不適切に管理されたプラスチック廃棄物の管理されていない焼却も含まれていない。
- 最後に、ほとんどの国では、インフォーマルな廃棄物管理部門の有効性を示すデータが不足している (Kaza *et al.*, 2018⁵¹²)。インドのある研究では、発生するプラスチック廃棄物の 50~80%がインフォーマル部門 (ごみ収集人、ごみ拾い、廃棄物販売業者) によって回収され、その結果、環境から排除されていると推定している (Nandy *et al.*, 2015⁵¹⁶)。市場に出回るプラスチック、廃棄物の発生と管理、廃棄物の国際取引、環境排出、環境中の輸送について、長期的で標準化された世界的なモニタリングプログラムとオープンアクセスなデータを作成することは、プラスチックの排出経路と緩和戦略の有効性の両方を定量化する能力を向上させるだろう。 (Borrelle *et al.*, 2020⁵⁰⁵)

(Lebreton & Anthoby, 2019³⁹⁴)

- 廃棄物管理に関する国レベルのデータと、高解像度の分布および人口と国内総生産 (GDP) の長期予測とを組み合わせ、現在から 2060 年までの世界の不適切管理による廃棄物 (mismanaged plastic waste, MPW) の発生量の予測を~1km の解像度で示した。その結果、2015 年には、世界で 6,000 万トンから 9,900 万トンの MPW が発生したと推定される。Business-as-Usual scenario では、この数字は 2060 年までに 3 倍の 1 億 5500 万トン~2 億 6500 万トン (155~265 Mt) /年に増加する可能性がある。

【将来のシナリオ】

- 国ごとの人口 (United Nations, 2015⁵¹⁷) と GDP (IMF, 2016⁵¹⁸; OECD, 2014⁵¹⁹) の成長率を考慮して、将来のプラスチック廃棄物発生量を予測した。2020 年までに、プラス

⁵¹⁵ Brooks, A. L., Wang, S., & Jambeck, J. R. (2018). The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade. *Science Advances*, 4(6).

⁵¹⁶ Nandy, B., Sharma, G., Garg, S., Kumari, S., George, T., Sunanda, Y., & Sinha, B. (2015). Recovery of consumer waste in India – A mass flow analysis for paper, plastic and glass and the contribution of households and the informal sector. *Resources, Conservation and Recycling*, 101, 167–181.

⁵¹⁷ United Nations (2015) Probabilistic population projections based on the world population prospects: the 2015 revision. United Nations Department of Economic and Social Affairs.

⁵¹⁸ IMF (2016) World Economic Outlook Database. International Monetary Fund.

⁵¹⁹ OECD (2014) Economic outlook no 95. Long-term baseline projections. Organisation for Economic Co-operation and Development.

チック消費に関する通常通りのシナリオの下で、我々の予測モデルは、世界が年間 2 億トン (200 Mt) 以上の都市からのプラスチック廃棄物を排出し、2025 年までに約 2 億 3000 万トン (230 Mt) を排出すると推測した。これは、2025 年には 1 日あたり 600 万トン (6Mt) 以上になるという、これまでの固形廃棄物発生量の予測 (Hoornweg *et al.*, 2013⁵²⁰) とよく一致する。

- 自治体固形廃棄物に含まれるプラスチックの世界平均割合 (10.9%, 下限: 8.3%, 上限: 13.2%) を考慮すると、固形廃棄物の 1 日投入量 600 万トン (6 Mt) は、都市プラスチック廃棄物の年間発生量の約 2 億 3900 万トン (239Mt) (182~290) Mt に相当すると考えられる。国ごとの人口と GDP の長期予測に基づき、世界の都市プラスチック廃棄物発生量は、2040 年までに年間 3 億トン (300 Mt), 2060 年までに 3 億 8,000 万トン (380 Mt) に達する可能性があるかと推定した。この増加は、今世紀中にピークに達するとは予想されていない都市固形廃棄物発生量の予測ともよく一致している (Hoornweg *et al.*, 2013⁵²⁰)。
- 将来のプラスチック生産における不適切管理によるごみの比率 (Total mismanaged fractions, MPW) を予測するため、まず 2 つのシナリオを検討した。シナリオ A では、世界各国で廃棄物管理のレベルが現状維持される、Business-as-Usual のケースを想定した。シナリオ B では、各国の経済成長に伴いインフラへの投資が増加し、廃棄物管理の取り組みが改善されると仮定した。
- シナリオ A によると、マニラ、カイロ、コルカタ、ニューデリーなどの都市は、2060 年以前に年間 MPW 発生量が 100 万トン (1 Mt) /年の大台に達することになる。しかし、シナリオ B で廃棄物管理インフラの段階的な改善を仮定すると、世界の MPW 発生量は 2020 年以前にピークに達し、2060 年までに 5,000 万トン (2,200-9,400 万トン) /年まで減少すると推定される。この場合、世界の MPW 発生量の減少は、主にアジアの急速な経済発展によってもたらされる。われわれは、アジア大陸の MPW 発生量を、2040 年までに 3,000 万トン (30 Mt) /年以下に、2060 年までに 1,000 万トン (10 Mt) /年以下に削減できることを発見した。このシナリオは、中国、タイ、インドネシア、トルコのような現在の主な排出国については 2030 年頃までに、インド、フィリピン、ベトナムのような国については 2060 年頃までに、管理不十分の廃棄物を総発生廃棄物の 10%以下に削減することを意味する。
- 我々のモデルは、世界の MPW 排出の主な国が、アジアからアフリカに移行することを示している。我々の予測では、消費者によるアフリカのプラスチック需要は、2010 年の 2,300 万トン (23 Mt) /年の都市プラスチック廃棄物から、2060 年には 7,200 万トン (72 Mt) /年へと、今後数十年で指数関数的に増加することが示唆された。アフリカのエンドユーザーによるプラスチック需要は、2035 年までに北アメリカやヨーロッパよりも高くなると予測された。 (Lebreton & Anthoby, 2019³⁹⁴)

⁵²⁰ Hoornweg D and Bhada-Tata P (2012) What a waste: a global review of solid waste management. World Bank.

(Lau *et al.*, 2020⁵²¹)

- 効果的な世界戦略を策定するには、さまざまな解決策の緩和可能性と、プラスチック汚染を大幅に削減するために必要な世界的努力の規模を理解する必要がある。さまざまな介入シナリオの下での緩和ポテンシャルを推定するために、私たちは、Plastics-to-Ocean (P2O) モデルを開発した。P2O はデータ駆動型の連立常微分方程式 (ordinary differential equation, ODE) モデルであり、代表的なシステムを通過するプラスチックの流れを計算する。私たちはこのモデルを使って、陸域由来のバリューチェーン全体にわたる都市固形廃棄物 (MSW) のマクロプラスチックと 4 つの一次マイクロプラスチックそれぞれについて、プラスチック汚染源の主要なストックとフローを特徴付けた。重要なのは、環境中に投入されるプラスチック廃棄物の推定値を提供していることである。
- 2016 年から 2040 年までの期間におけるプラスチック汚染の削減を推定するため、5 つのシナリオが作成された。シナリオは、4 つの高レベルの介入策 (削減, 代替, リサイクル, 廃棄) と 8 つのシステム介入策によって定義された。
 - システム内のプラスチック量を削減する
 - 代替材料と供給システムでプラスチックを代替する
 - リサイクルのための設計を実施する
 - 回収能力を高める
 - 選別と機械的リサイクル能力を拡大する
 - 化学的変換能力を拡大する
 - 回収後の環境漏れを削減する
 - プラスチック廃棄物の取引を削減する
- モデル化されたシナリオには、(i) "Business as Usual" (BAU), (ii) 「収集と廃棄」, (iii) 「リサイクル」, (iv) 「リデュースと代替」, (v) 一連の介入策全体を実施する統合「システム変更」シナリオが含まれる。

【BAU シナリオ】

- プラスチック汚染問題の規模を明らかにし、代替介入戦略を比較するためのベースラインを提供する。2016 年から 2040 年までの地球規模では、陸上から水圏システムに流入するマクロ・マイクロプラスチックの年間発生率は 2.6 倍に増加した。同じ期間に、陸域に滞留するプラスチック汚染の割合は 2.8 倍に増加した。
- プラスチック汚染削減のための現在の公約が完全に実施されたと仮定してモデル化した場合 (SM 9.1 項), 水域環境と陸域環境への年間プラスチック汚染率は、2040 年までにそれぞれわずか 6.6% (95%信頼区間 (CI) : 5.4, 7.9) と 7.7% (5.2, 10) しか減

⁵²¹ Lau, W. W. Y., Shiran, Y., Bailey, R. M., Cook, E., Stuchtey, M. R., Koskella, J., Velis, C. A., Godfrey, L., Boucher, J., Murphy, M. B., Thompson, R. C., Jankowska, E., Castillo Castillo, A., Pilditch, T. D., Dixon, B., Koerselman, L., Kosior, E., Favoino, E., Gutberlet, J., ... Palardy, J. E. (2020). Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, 369(6510), 1455–1461.

少しなかった。この結果は、現在の取り組みと適切な政策とが相まって、環境へのプラスチック廃棄物の投入を削減できることを確認するものであるが、同時に、予測される前例のない規模の環境プラスチック汚染に対応するには、かなりの追加努力が必要であることを示している。

- プラスチック汚染率は、プラスチックの総量、回収率、管理された廃棄物と管理されなかった廃棄物の比率に特に敏感であることがわかった。例えば、プラスチックの MSW の質量を 1 トン減らすと（削減と代替の介入によって）、低・中所得の典型では平均 0.088 トン、高所得の典型では平均 0.0050 トン、水圏プラスチック汚染が減少した。すべての典型において、（フォーマル、インフォーマルセクターを問わず）プラスチック廃棄物の回収を同等に増やすと、水圏プラスチック汚染は平均 0.18 トン減少し、一方、回収後の不適切管理による廃棄物を同様に減らすと、水圏プラスチック汚染は平均 0.10 トン減少した。

【Scenarios to reduce plastic pollution】

- 上流（消費前）の解決策に焦点を当てた戦略は、リデュースと代替シナリオで表された。プラスチックの使用量を減らし、廃棄物の流れに廃棄される量を減らすことを目的とした上流の解決策を開発する可能性をモデル化するために、実現可能性評価の枠組みを開発した。4 つの基準（技術的即応性、健康と食品の安全性、消費者の受容性（例えば、利便性や気候変動への影響）、手頃な価格に関する予期せぬ影響）に照らし、15 の主要なプラスチック用途を評価した。代替材料による代替の実現可能性を、モデル期間内に意味のあるレベルまで拡大できる可能性に対して評価した。紙、コート紙、堆肥化可能な材料は、これらの基準を満たした。

【Reduce and Substitute scenario】

- 2040 年の陸域と水域を合わせた年間プラスチック汚染は、BAU に比べて 59% 減少し（van Emmerik *et al.*, 2019⁵²²; DEFRA, 2013⁵²³）、一方、年間プラスチック生産量は 47% 減少した（Reyna-Bensusan *et al.*, 2019⁵²⁴; Bailey, 2020⁵²⁵）。その結果、削減・代替シナリオにおける 2040 年のプラスチック生産量（2 億 2000 万トン/年（DEFRA, 2018⁵²⁶）は、2016 年の生産量（2 億 1,000 万トン/年（Reyna-Bensusan *et al.*, 2019⁵²⁴）と同程度であった。

⁵²² van Emmerik, T., Loozen, M., van Oeveren, K., Buschman, F., & Prinsen, G. (2019). Riverine plastic emission from Jakarta into the ocean. *Environmental Research Letters*, 14(8), 084033.

⁵²³ DEFRA, (2013). “Defra EV0801 National compositional estimates for local authority collected waste and recycling in England, 2010/11”

⁵²⁴ Reyna-Bensusan, N., Wilson, D. C., Davy, P. M., Fuller, G. W., Fowler, G. D., & Smith, S. R. (2019). Experimental measurements of black carbon emission factors to estimate the global impact of uncontrolled burning of waste. *Atmospheric Environment*, 213, 629–639.

⁵²⁵ richardmbailey. (2020). richardmbailey/P2O: P2O v1.0.0 (v1.0.0). Zenodo.

⁵²⁶ DEFRA, (2018), “Single-use plastic carrier bags charge: data in England for 2016 to 2017”

【System Change scenario】

- 2040 年に生産されるバージンプラスチックは 2016 年に生産されるよりも 11% (Wyles *et al.*, 2016⁵²⁷; Boelee *et al.*, 2019⁵²⁸) 減少し, BAU の下では 2040 年に生産されるよりも 55% (Wilson *et al.*, 2012⁵²⁹; Lehner *et al.*, 2008⁵¹³) 減少した。さらに, この削減は, ライフサイクル GHG 排出量の少ない再生プラスチック原料の増加によってもたらされた (Zheng *et al.*, 2019⁵³⁰)。これらを総合すると, システム変更シナリオは, 資源が節約され, 廃棄物の発生が最小化され (Crippa *et al.*, 2019⁵³¹) , GHG 排出が削減される循環型経済の実現に向かっている。

⁵²⁷ Wyles, K. J., Pahl, S., Thomas, K., & Thompson, R. C. (2016). Factors That Can Undermine the Psychological Benefits of Coastal Environments. *Environment and Behavior*, 48(9), 1095–1126.

⁵²⁸ Boelee, E., Geerling, G., van der Zaan, B., Blauw, A., & Vethaak, A. D. (2019). Water and health: From environmental pressures to integrated responses. *Acta Tropica*, 193, 217–226.

⁵²⁹ Wilson, D. C., Rodic, L., Scheinberg, A., Velis, C. A., & Alabaster, G. (2012). Comparative analysis of solid waste management in 20 cities. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 30(3), 237–254.

⁵³⁰ Zheng, J., & Suh, S. (2019). Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics. *Nature Climate Change*, 9(5), 374–378.

⁵³¹ European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, De Smet, M., Linder, M., Koopmans, R. (2019). *A circular economy for plastics : insights from research and innovation to inform policy and funding decisions*, (M.De Smet,editor,M.Linder,edito) Publications Office.

4.2 社会経済影響・コスト

(GESAMP, 2020⁵³²)

- MacP による影響は、化学物質のリスクアセスメントで採用されているものと同じ手法では定量化できない、多種多様な環境的・社会的影響をもたらす可能性がある。政策的な懸念に基づき、MacP に代表される潜在的なハザードの主な種類を列挙、潜在的な危険性の特徴を整理し、これらのリスクを評価するために必要な情報を検討した（附属書 IV）。

(The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹)

- プラスチックの生産と使用に関連する外部化されたコストの一部を定量化した。このコストは、責任を負う産業が負担するのではなく、世界中の政府、企業、個人に補償なしで課されるものである。特に注目している外部性は、プラスチック生産による大気汚染や職場空気汚染による健康への世界的影響と、米国でのプラスチック使用に伴う内分泌かく乱物質や神経毒による影響である。定量化できた 2015 年のプラスチック生産による健康への影響の総コストは 2500 億ドル (2015 Int\$) であり、その年のニュージーランドやフィンランドの GDP を上回っている (World Bank, 2022⁵³³)。プラスチック生産による CO₂ とその他の温室効果ガスの年間排出量は、2015 年に 1.96Gt-CO₂e に達し、ブラジルとインドネシアの CO₂ 排出量の合計を上回る。米国環境保護庁 (EPA) の SCC (social cost of carbon, 二酸化炭素の社会的費用) の推計を用いると、これらの排出の年間コストは 3,410 億ドル (2015 Int\$) になると推定される。
- プラスチックの使用が健康に与える影響を調べるため、米国における EDC (内分泌攪乱化学物質) と神経毒性のあるプラスチック添加化学物質、PBDE, BPA, DEHP に関連する疾病負担と経済コストを調べた。これらの内分泌攪乱物質の血清中および尿中濃度の推定値は、米国の一般人口では入手可能であるが、他のほとんどの国では入手できないため、この分析を米国に限定した。米国におけるこれらの内分泌攪乱物質による健康への影響について、1 年間にかかる総費用は 9,200 億ドル以上 (2015 Int\$) と推定される。推定によると、これらの物質へのばく露の 90% 以上がプラスチックからもたらされている (The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health., 2023¹)。

(APEC, 2020⁵³⁴)

- 海洋ごみによる漁業・養殖業、海運業、造船業、海洋観光業への被害が 12 億 6,000 万ドルに上ると推定した 2009 年の前回の APEC 報告書を改訂したものである。

⁵³² GESAMP (2020). Proceedings of the GESAMP International Workshop on assessing the risks associated with plastics and microplastics in the marine environment (Kershaw, P.J., Carney Almroth, B., Villarrubia-Gómez, P., Koelmans, A.A., and Gouin, T., eds.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/ UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Reports to GESAMP No. 103, 68 pp.

⁵³³ World Bank.(2022). World Development Indicators. Accessed May 25, 2021.

⁵³⁴ APEC Oceans and Fisheries Working Group(2020), UPDATE OF 2009 APEC REPORT ON ECONOMIC COSTS OF MARINE DEBRIS TO APEC ECONOMIES

- 2015年には海洋ごみに起因する海洋経済の産業への被害が年間108億米ドルに上ると推定されている。この推定値は、データの改善、海洋経済の成長、過去10年間の海洋プラスチック廃棄物量の増加により、2009年から8倍に増加している。
- 現在の海洋ごみの廃棄率では、2050年までの海洋産業への損害は現在価値で2,160億米ドル（3%減ると仮定）である。世界のプラスチック生産量は2050年までに3倍になると予測されているが、この予測には含まれていない。Business-as-usualというのは適切な結果でも、容認できる結果でもない。

(Newman *et al.*, 2015⁵³⁵)

- 海洋ごみの影響を受ける部門が経済的、社会的、環境的影響が多岐にわたること影響を受ける人々の地理的な広がりがあることから、海洋ごみの完全な経済的コストを測定することは複雑である。海洋ごみの清掃費用の増加など、より直接的であるため、経済的に評価しやすい影響もある。また、生態系の悪化や生活の質の低下など、直接的ではないものや、無形の価値などより複雑なものもある。さらに、海洋ごみに関連する影響の空間的、時間的な複雑さは、必ずしも即座に目立つとは限らないが、それにもかかわらず持続可能性にとって重要なコストをもたらす(National Research Council, 2008⁵³⁶)。
- 生態系の劣化に関しては、生物多様性（種や生息地）への影響と、生態系から流れ出る生態系サービス（食料供給などの供給サービス、水や廃棄物の浄化などの調整サービス、観光やレクリエーションなどの文化サービス）への影響を区別することが有用である。
- 経済的コストに関しては、支出に関連する実際の経済的コスト（例えば、海岸の清掃費用、漁具の損傷や紛失、モーターの障害に関連するコスト、海洋ごみに関連する健康影響による入院の最終的なコスト）、生産高や収益の損失による経済的コスト（例えば、漁業からの収益の損失や観光業からの収入の損失）、経済的観点による福祉コストの評価（例えば、海洋ごみによる健康への影響、レクリエーションや景観美観などの文化的価値の損失の経済的価値の評価）を区別することが重要である。海洋ごみは政策議論においてますます重要な問題になってきているが、その影響のコストに関する知識は（増えつつあるとはいえ）非常に大ざっぱなものしかない。海洋ごみの直接的な経済コストでさえも、記録されていないため、測定されない傾向にある(Mouat *et al.*, 2010⁵³⁷)。
- さらに、生態系サービスへの関心が高まっているにもかかわらず(Costanza *et al.*, 1997⁵³⁸; MA, 2005⁵³⁹; TEEB, 2010⁵⁴⁰, 2011⁵⁴¹)、生態系サービスの提供に対する海洋ご

⁵³⁵ Newman, S., Watkins, E., Farmer, A., Brink, P. ten, & Schweitzer, J.-P. (2015). The Economics of Marine Litter. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 367–394). Springer International Publishing.

⁵³⁶ National Research Council. (2008). Tackling marine debris in the 21st century. Washington, DC: National Academies Press, pp. 224.

⁵³⁷ Mouat, J., Lozano, R. L. & Bateson, H. (2010). Economic Impacts of marine litter. KIMO International, pp. 105. Retrieved November 29, 2013

⁵³⁸ Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., & Hannon, B. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.

⁵³⁹ MA. (2005). *General synthesis report*, World Resources Institute, Washington, DC. pp. 137,

⁵⁴⁰ TEEB. (2010). The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations. In P. Kumar (Ed.), *Earthscan*, London.

⁵⁴¹ TEEB (2011) The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB) in national and international policy making an output of TEEB. In P. ten Brink (Ed.), *Earthscan*, IEEP: London.

みの経済的コストに関する研究はこれまでほとんど行われていない。とはいえ、ある研究 (Costanza *et al.*, 1997⁵³⁸) では 16 兆 5,000 億ユーロと見積もられている海洋生態系サービスの評価は、その提供がほんのわずかに悪化するだけでも大きなコストになることを示唆している (Beaumont *et al.*, 2007⁵⁴²; Galparsoro *et al.*, 2014⁵⁴³)。

- これまでのところ、海洋ごみの経済的影響を推計するために実施された研究は、一般的に、海洋ごみが環境中に存在することによって悪影響を受ける経済活動が負担する直接的な損失に焦点を当てており、その中で経済活動は活動し、依存している (Hall, 2000⁵⁴⁴; Mouat *et al.*, 2010⁵³⁷; Macfadyen *et al.*, 2009⁴⁵¹; McIlgorm *et al.*, 2011⁵⁴⁵)。このような研究では、社会的・生態学的影響に伴う無形のコストが考慮されていないことがほとんどである。初期の研究の中には、こうしたコストを調査する研究の必要性を示唆しているものもある。例えば、Kirkley & McConnell (1997⁵⁴⁶) は、海洋ごみによって失われる生態学的機能に関する経済性を考慮した戦略の必要性を訴えている。
- このような戦略を立てることの複雑さは、外来侵入種の例で説明することができる。海洋ごみは、外来侵入種を含む海洋生物に最大 3 倍の移動機会を提供する (Barnes, 2002⁵⁴⁷)。外来侵入種の侵入が海洋生態系と生物多様性に有害な影響を及ぼし (Kiessling, *et al.*, 2015⁵⁴⁸)、多くの海洋産業に深刻な経済的損失をもたらす可能性があることを考えると、このような生態系への影響を除外した試算は、必然的に海洋ごみ問題の真のコストを大きく下回ることになる。たとえば、ホーリーヘッド港 (イギリス、ウェールズ) にシロウスボヤの仲間 (*Didemnum vexillum*) が持ち込まれ、2009 年から 10 年間にわたって駆除とモニタリングが行われた。この種が捕食されずに広がり、生物と海洋生息地を窒息させることを許せば、10 年間で地元のムール貝漁業だけで最大 860 万ユーロの損失を被ることになるため、この支出は経済的に正当化された (Holt, 2009⁵⁴⁹)。
- 西太平洋の浮遊プラスチックごみで繊毛虫の病原体 *Halofolliculina* (サンゴの骨格侵食帯病を引き起こすことが知られている) を記録し、カリブ海やハワイのサンゴにこの病気が広がっているのは、この地域から報告された膨大な量のごみに乗って漂流しているためではないかと示唆した。サンゴの死滅率の増加や、浮遊する海洋ごみを介した他の病原体の侵入は、観光客の減少による収入減など、経済的コストにつながる可能性がある (Goldstein *et al.*, 2014⁵⁵⁰)。

⁵⁴² Beaumont, N. J., Austen, M., Atkins, J. P., Burdon, D., Degraer, S., & Dentinho, T. P. (2007). Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin*, 54(3), 253–265.

⁵⁴³ Galparsoro, I., Borja, A., & Uyarra, C. (2014). Mapping ecosystem services provided by benthic habitats in the European North Atlantic Ocean. *Frontiers in Marine Science*, 1(23), 1–14.

⁵⁴⁴ Hall, K. (2000). *Impacts of marine debris and oil: Economic and social costs to coastal communities*. Kommunenes Internasjonale Miljøorganisasjon (KIMO), Lerwick, U.K. pp. 86

⁵⁴⁵ McIlgorm, A., Campbell, H. F., & Rule, M. J. (2011). The economic cost and control of marine debris damage in the Asia-Pacific region. *Ocean and Coastal Management*, 54, 643–651.

⁵⁴⁶ Kirkley, J. & McConnell, K. E. (1997). Marine debris: Benefits, costs and choices. In J. M. Coe, & D. B. Rogers (Eds.), *Marine debris: sources, impacts, and solutions*, New York: Springer, pp. 171–185.

⁵⁴⁷ Barnes, D. K. A. (2002). Invasions by marine life on plastic debris. *Nature*, 416, 808–809.

⁵⁴⁸ Kiessling, T., Gutow, L., & Thiel, M. (2015). Marine litter as a habitat and dispersal vector. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 141–181). Berlin: Springer.

⁵⁴⁹ Holt, R. (2009). *The carpet sea squirt Didemnum vexillum: eradication from Holyhead Marina*. Presentation to the Scottish Natural Heritage Conference ‘Marine Non-native Species: Responding to the threat’, 27 Oct 2009. Battleby, U.K.

⁵⁵⁰ Goldstein, M. C., Carson, H. S., & Eriksen, M. (2014). Relationship of diversity and habitat area in North Pacific plastic-associated rafting communities. *Marine Biology*, 161, 1441–1453.

- 部分的な調査であるにもかかわらず、いくつかの重要な結論を導き出すのに十分な情報が得られている。海洋ごみの影響を受けると文献から特定された主な経済部門は、農業、養殖業、漁業、商業船舶、レジャーボート、沿岸自治体、沿岸観光部門、緊急救助サービスである (Hall, 2000⁵⁴⁴; Mouat *et al.*, 2010⁵³⁷)。これらのセクターに影響を及ぼす経済的影響については、可能な限り記述し、定量化している (Hall, 2000⁵⁴⁴; Mouat *et al.*, 2010⁵³⁷, McIlgorm *et al.* 2011⁵⁴⁵)。
- また、地域別のコスト推計を行うために、セクターをまたいだ経済的影響の集計も試みられている。Mouat *et al.* (2010⁵³⁷) は、シェトランド島 (英国) の経済における海洋ごみのコストについて、年間平均 100 万～110 万ユーロという推定値を示している。この推定値は、実際の支出と、場合によっては推定される逸失利益から構成されている。から構成されている。
- アジア太平洋地域の 21 の経済圏における海洋ごみのコストを計算した。Hall (2000⁵⁴⁴) や Mouat *et al.* (2010⁵³⁷) と同様に、船舶のプロペラの絡まりによる損失、漁業時間の損失、観光客の減少による観光損失などが含まれるが、生態系サービスやその他の非市場価値に対する損害のコストは含まれていない (McIlgorm *et al.*, 2011⁵⁴⁵)。アジア太平洋地域における海洋ごみのコストは、海洋産業で年間 10 億ユーロ、同地域の海洋部門の国内総生産の 0.3% に相当すると推定している (McIlgorm *et al.*, 2011⁵⁴⁵)。

(María B. Alfonso *et al.*, 2021⁵⁵¹)

- COVID-19 パンデミック下におけるプラスチック汚染軽減のための、脅威、規制、戦略を評価する報告もある。

参考：関連する現在進行中の研究

(汚染による損失コストではなく、対策にかかるコスト低減の視点からの研究)

環境研究総合推進費 (SII-10-2) 「海底プラスチックごみの回収支援に向けた手法・技術の開発」松下 吉樹 (長崎大学), 2023～2025 年度 (松下ら, 2023⁵⁵²)

海底プラスチックごみの回収の意義、重要性について、海底ごみの回収を担う漁業者のみならず社会全体の認識を促すために、マクロなプラスチックごみが海底に存在することによる海洋生物への影響、特にプラスチックごみの絡まりや海底生息場を覆うことによる影響を総合的に評価する方法について検討する。また漁業者の船上での作業性に及ぼす海底プラスチックごみの入網の影響を評価する手法を、人間工学的手法を応用して開発し、海底プラスチックごみの入網による船上作業性の低下と労働の負荷を科学的に定量化して回収の動機づけを提示する。さらに、海底プラスチックごみの回収に対する漁業者の考え方や動機についてアンケート調査などを通じて分析して、回収を促すための重要な要因を明らかにし、効果的な回収活動の促進方策を提案する。

⁵⁵¹ María B. Alfonso *et al.*, 2021, Assessing threats, regulations, and strategies to abate plastic pollution in LAC beaches during COVID-19 pandemic

⁵⁵² 環境研究総合推進費 (SII-10-2) 「海底プラスチックごみの回収支援に向けた手法・技術の開発」松下 吉樹 (長崎大学), 2023～2025 年度

4.3 海洋生分解性プラスチック・化石燃料由来プラスチックの代替素材開発

研究の進捗状況：

(令和元年特定重点課題は特になし) 進捗の概要：

- 生分解性プラスチックは一部で実用化されている。
- 生分解プラが生物体内に取り込まれた場合の影響について知見は限定的。

(進捗の補足)

政府によるプラスチック資源循環戦略（令和元年）において、再生可能資源である紙、バイオマスプラスチック等のプラスチック代替品の開発や転換の重要性が指摘されており、様々な開発が進んでいるが、技術的な開発とともに、原材料の入手可能性についてもいくつかの研究が行われている。

継続・新規重点課題：

- （新規）海洋等の分解性プラスチックの実環境での分解状況の解明。
- （新規）海洋等の分解性プラスチックおよびその分解産物が生物に与える影響の解明。

- 生分解を有する製品はすでに一部で実用化され、生分解性を評価するための試験法については、OECDによるテストガイドラインや、国際標準化機構（ISO）規格による標準化の動きがある（ISO14851 および 14852（水系）、ISO19679（海洋および砂質堆積物の界面）、ISO23977-1 および 23977-2（海水中）、ISO22404（海洋堆積物））、ISO17556（土壌系）等）。2023年に採択された、意図的に添加されたマイクロパーティクルに関する、化学物質の登録評価・認可および制限に関する欧州議会および理事会規則（REACH規則）においては、これら標準試験法に基づき生分解性基準を満たすプラスチックは、規制対象から除外されることとなっている（EU Commission Regulation, 2023⁵⁵³）。

(吉岡ら, 2020³⁴⁸)

- 国内外におけるバイオプラスチックの生産を考えると、バイオマスプラスチック、生分解性プラスチックの双方の原料となり得る未利用バイオマスの賦存量と、それらの変換効率を明らかにすることは重要である。我が国におけるバイオマスの賦存量に関しては、2000年代に盛んに行われたバイオエタノール生産の際に調査されたデータの信頼度が高いと考えられた。廃棄紙に関してはその後も継続的にデータが収集されており、2020年における紙・板紙生産量2,288万トンに対して古紙消費量1,561万トンである現状を考えると727万トンの潜在賦存量があると考えられる。2015年度の農林水産省の報告では、農作物非食用部のうち860万トンが未利用、水分などを除いて

⁵⁵³ Commission Regulation (EU) 2023/2055 of 25 September 2023 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards synthetic polymer microparticles (Text with EEA relevance)

142 万トン炭素トン相当のバイオマスが賦存すると考えられる。これらの潜在賦存量を考えると廃棄紙や農作物非食用部をバイオマス源として利用することが重要と考えられた。

参考：関連する現在進行中の研究

環境研究総合推進費（1RF-2202）「環境にやさしい材料設計に向けた高分子および分解産物の生物影響の解析」宮川 一志（宇都宮大学），2022～2024 年度（宮川ら，2022⁵⁵⁴）

- 生分解性プラスチックの環境リスク評価は主に微生物による分解速度や加水分解による自然分解の速度が基準となっており，数ヶ月に及ぶその分解過程で確実に様々な生物種の体内に取り込まれて影響を発揮する可能性があるにもかかわらず，それが考慮されているとは言い難い。生物試験が高分子材料設計において軽視されている背景には，もちろん微生物や酵素を使用する場合と比較して生物試験が高コストであることも大きい，それ以上に生物体内における高分子の振る舞いが完全にブラックボックスであり，たとえ有害影響が現れたとしてもそれをどう改善すればよいかについて全く指針を与えてくれない点が生物試験の致命的欠点といえる。
- 上記の問題を解決し，環境にやさしい材料設計に貢献可能な生物試験システムを構築するために，本研究では環境指標生物オオミジンコにおいて高分子およびその分解産物が与える影響を分子レベルから解明する Adverse Outcome Pathway（AOP）解析を行う。

科学研究費助成事業（23K18015）「深海プラスチックの生分解性評価と深海微生物由来分解酵素の探索」若井 暁（国立研究開発法人海洋研究開発機構），2023～2024 年度（若井ら，2023⁵⁵⁵）

- 近年，海洋環境のプラスチックごみが地球規模の問題となっており，沿岸だけでなく深海環境にまでその汚染が及んでいることが明らかになっている。一方で，海洋プラが沈降後に行き着く深海環境での分解性はほとんど評価されていない。海洋環境で分解可能な材料の開発が進んでも，深海環境での分解性が保証されていない材料の使用は，海洋環境全体での海洋プラの蓄積を解決することにはならない。そこで，本研究では，深海模擬環境での分解活性の定量的評価および深海微生物由来分解酵素の探索・評価を通して，人為起源汚染物質である深海プラスチックの生分解性評価方法の確立を目指す。

科学研究費助成事業（22K18051）「海洋での生分解性マイクロプラスチックの発生と蓄積の可能性」日野 彰大（国立研究開発法人産業技術総合研究所），2022～2024 年度（日野ら，2022⁵⁵⁶）

⁵⁵⁴ 環境研究総合推進費（1RF-2202）「環境にやさしい材料設計に向けた高分子および分解産物の生物影響の解析」宮川 一志（宇都宮大学），2022～2024 年度

⁵⁵⁵ 科学研究費助成事業（23K18015）「深海プラスチックの生分解性評価と深海微生物由来分解酵素の探索」若井 暁（国立研究開発法人海洋研究開発機構），2023～2024 年度

⁵⁵⁶ 科学研究費助成事業（22K18051）「海洋での生分解性マイクロプラスチックの発生と蓄積の可能性」日野 彰大（国立研究開発法人産業技術総合研究所），2022～2024 年度

- 海洋での生分解性マイクロプラスチック(MicP)発生要因の一つとして、非相溶系生分解性複合材料における相分離構造に着目し、生分解性複合材料による MicP の発生と蓄積可能性について検討する。これにより、海洋中へ MicP を蓄積させない生分解性プラスチック複合材料の設計を可能にすることを目的としている。研究開始1年目である本年度は、先行して実験を進めていた「MicP 化した生分解性プラスチックの生分解挙動」、および「非相溶系相分離構造の不均一な分解による MicP の発生とメカニズム解明」等を行っている。

科学研究費助成事業（22K04738）「セルロースナノファイバーと生分解性樹脂を用いた環境調和型塗料の開発」花木 宏修（大阪大学）, 2022～2024 年度（花木ら, 2022⁵⁵⁷）

- 鋼構造物の表面に防食性を有する安定な錆層を形成させ、自身はその目的達成後に自然環境中で分解・消失する環境調和型塗料を開発している。具体的には、生分解性樹脂を母材とし、そこへセルロースナノファイバー（以下、CNF と記述）を分散させる。さらに、錆の構造を制御するための金属イオン（以下、有効イオン種と記述）を添加する。CNF は一般に強度が低いとされる生分解性樹脂の力学的特性の改善と同時に、鋼材表面への水、酸素の供給量を制御する役割を担う。CNF を通じて供給される酸素、水と有効イオン種が反応し、鋼材表面に安定かつ防食性を示す錆を形成させる。一方で、CNF と母材である樹脂は錆の形成に伴い自然環境中で分解し、最終的に鋼材表面には安定な錆層のみが形成され、その後は生成した錆層が構造物を大気環境から保護する。本研究で開発する塗料は鋼材表面における安定な錆層を育成させるための環境調整を目的としており、最小限のエネルギーで鋼材の表面のみを熱力学的に安定な状態に到達させることを目的とした新規な防食技術である。

科学研究費助成事業（22KJ2123）「海洋生分解性デンプンベース架橋フィルムの創製」JIA YUXIANG（大阪大学）, 2022～2023 年度（JIA *et al.*, 2023⁵⁵⁸）

- 本研究では、日常生活の使用範囲内では耐水性を有しており、海水中では迅速に軟化・崩壊し、完全に生分解される前に海洋生物誤摂取による危険性を軽減するデンプンフィルムの開発を目指した。このデザインにより、優れた機械特性を実現しながらプラスチックフィルムの海洋への流出による海洋ごみ問題を解消する。
- 本研究では、日常生活の使用範囲内では架橋の保持により耐水性を有し、海水中では脱架橋によりフィルムが軟化あるいは溶解、崩壊を誘発するデンプンフィルムを創製する。

⁵⁵⁷ 科学研究費助成事業（22K04738）「セルロースナノファイバーと生分解性樹脂を用いた環境調和型塗料の開発」花木 宏修（大阪大学）, 2022～2024 年度

⁵⁵⁸ 科学研究費助成事業（22KJ2123）「海洋生分解性デンプンベース架橋フィルムの創製」JIA YUXIANG（大阪大学）, 2022～2023 年度

科学研究費助成事業（22K19868）「海水中塩濃度により選択的に分解するプラスチックの開発」齋藤 敬（京都大学）, 2022～2024 年度（齋藤ら, 2022⁵⁵⁹）

- 本研究では、素早く生分解可能な短い低分子量体ユニットを、海水により切断される結合で繋いだポリマーを合成する。それにより、一般の使用条件では分解せず安定であるが、海水中でのみ「選択的に」急速に分解する一連のポリマーの合成を目指す。具体的には、本年は、まずは生分解可能な末端に置換基を有する短い低分子量体ユニットを合成するため、環状ケテンアセタールの開環重合と、開環重合用の RAFT 剤の開発を実施した。特殊な構造を有する RAFT 剤の合成となるが、既存研究や種々条件探索によりその合成法の確立を目指している。

環境研究総合推進費（S-19-1）「プラスチック資源循環の展開とバイオ素材導入のための技術開発・政策研究」吉岡 敏明（東北大学）, 2021～2025 年度（吉岡ら, 2021⁵⁶⁰）

- プラスチック資源循環の展開とバイオ素材導入のための技術開発・政策研究を進めることを目的に掲げており、サブテーマ（1）は、テーマ1の総括研究として、バイオ素材およびプラスチック再生材からプラスチック原料を供給するケミカルリサイクル技術の開発を行うとともに、プラスチックのケミカルリサイクルの観点から 3R **Renewable** の実現 を加速化するプラスチックリサイクル政策の方向性を示すことを目的としている。

科学研究費助成事業（22H03806）「新規層間剥離技術による複合プラスチックフィルムリサイクルシステムの構築」佐藤 修（国立研究開発法人産業技術総合研究所）, 2022～2025 年度（佐藤ら, 2022⁵⁶¹）

- 本研究では、①超臨界二酸化炭素処理による低温条件下での各ポリマー層分離、②超臨界二酸化炭素／水処理による無機素材剥離、③マテリアルリサイクルに向けた分離処理済の基盤プラスチックの物性評価、④ケミカルリサイクルに向けた基盤プラスチック（PET、ナイロン）の加水分解を行い、分離および剥離効果の検証を行う。更に、⑤得られた知見を基に、プロセスシミュレーターによる各モデル工程のエネルギー収支計算を行い、環境調和型の複合プラスチックフィルムリサイクルシステムとしての提案を行うものである。

⁵⁵⁹ 科学研究費助成事業（22K19868）「海水中塩濃度により選択的に分解するプラスチックの開発」齋藤 敬（京都大学）, 2022～2024 年度

⁵⁶⁰ 環境研究総合推進費（S-19-1）「プラスチック資源循環の展開とバイオ素材導入のための技術開発・政策研究」吉岡 敏明（東北大学）, 2021～2025 年度

⁵⁶¹ 科学研究費助成事業（22H03806）「新規層間剥離技術による複合プラスチックフィルムリサイクルシステムの構築」佐藤 修（国立研究開発法人産業技術総合研究所）, 2022～2025 年度

用語集

用語	
ALDFG	Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear の略。「放棄，遺失，または廃棄された漁具」を指す。ゴーストフィッシングの要因となることが指摘されている。
AMPs / AMP	Airborne microplastics の略。空気動力学径 100 μm 以下と定義される場合がある。
ANPs / ANP	Airborne nanoplastics の略。空気動力学径 1 μm 未満の大気中ナノプラスチックと定義される場合がある。
Gyre	ジャイア。環流。北太平洋亜熱帯循環等がある。

参考1 環境中プラスチックの動態把握（モニタリング含む）に関する既存の国際的なガイドライン

1	名称	漂流マイクロプラスチックのモニタリング手法調和ガイドライン（ver 1.2）
	機関 / 公表日	Ministry of the Environment, JAPAN / May 2023
	URL	https://www.env.go.jp/content/000170502.pdf
2	名称	ICES Manual for Seafloor Litter Data Collection and Reporting from Demersal Trawl Samples
	機関 / 公表日	ICES Working group on marine litter / 2022
	URL	https://doi.org/10.17895/ices.pub.21435771
3	名称	Photograph guide for ICES manual for seafloor litter data collection and reporting from demersal trawl samples
	機関 / 公表日	ICES Working Group on Marine Litter / 2022
	URL	https://doi.org/10.17895/ices.pub.21435771
4	名称	GESAMP_Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean
	機関 / 公表日	UNEP-GESAMP / 2019
	URL	http://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean
5	名称	Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas
	機関 / 公表日	European Commission / 2013
	URL	https://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/201702074014.pdf
6	名称	NOAA Marine Debris Program
	機関 / 公表日	NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) / 2010
	URL	https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/photo_guide.pdf
7	名称	UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter
	機関 / 公表日	UNEP/IOC / 2009
	URL	https://wedocs.unep.org/20.500.11822/13604
8	名称	Marine debris survey manual
	機関 / 公表日	NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) / 1992
	URL	https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/6057

参考2 環境中プラスチックの動態把握（モニタリング含む）に関する国内向け環境省公表ガイドライン

1	名称	散乱ごみ実態把握調査ガイドライン
	公表日	令和3年6月
	URL	https://www.env.go.jp/content/900543323.pdf
2	名称	河川ごみ調査参考資料集
	公表日	令和3年6月
	URL	https://www.env.go.jp/content/900543324.pdf
3	名称	河川・湖沼マイクロプラスチック調査ガイドライン
	公表日	令和5年3月
	URL	https://www.env.go.jp/content/900543325.pdf
4	名称	地方公共団体向け漂着ごみ組成調査ガイドライン
	公表日	令和5年6月
	URL	https://www.env.go.jp/content/000187616.pdf
(分布実態を把握する調査・モニタリング用ではなく、発生抑制・回収対策に向けたもの)		
5	名称	海岸漂着物処理推進法に基づく地域計画作成のための手引き
	公表日	令和3年6月
	URL	https://www.env.go.jp/content/900543327.pdf
6	名称	海洋ごみ発生抑制対策等事例集
	公表日	令和3年6月
	URL	https://www.env.go.jp/content/900543328.pdf

参考3 環境中プラスチック（海洋ごみ含む）の動態把握に関する既存のデータベース

1	名称	Atlas of Ocean Microplastics (AOMI)
	機関 / 公表	Ministry of Environment, Japan / 2024
	URL	https://www.env.go.jp/water/post_76.html
2	名称	NOAA NCEI marine microplastics database
	機関 / 公表年	NOAA(National Oceanic and Atmospheric Administration) / 2023
	URL	https://www.nature.com/articles/s41597-023-02632-y
3	名称	European Marine Observation and Data Network (EMODnet)
	機関 / 公表年	EC Commission /
	URL	https://emodnet.ec.europa.eu/en/about_emodnet
4	名称	Deep sea debris database
	機関 / 公表年	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (JAMSTEC) /
	URL	https://www.godac.jamstec.go.jp/dsdebris/j/index.html
5	名称	IMAS Metadata Catalogue
	機関 / 公表年	Integrated Marine Observing System (IMOS) - UWA
	URL	https://metadata.imas.utas.edu.au/geonetwork/srv/api/records/f97fdd80-3432-45b6-994f-91cc5a83d793
6	名称	Australian Ocean Data Network (AODN)
	機関 / 公表年	Integrated Marine Observing System (IMOS) Portal / 2023
	URL	https://portal.aodn.org.au/
7	名称	NOAA Marine Debris Monitoring and Assessment Project
	機関 / 公表年	NOAA Marine Debris Program
	URL	https://mdmap.orr.noaa.gov/login
8	名称	Canadian Integrated Observing System
	機関 / 公表年	Canadian Integrated Observing System
	URL	https://assetmap.cioos.ca/DataCatalogue
9	名称	Ocean Scan
	機関 / 公表年	Lobelia Earth /
	URL	https://www.oceanscan.org/

参考4 引用文献一覧

番号	文献名等
1	Landrigan, P. J., Raps, H., Cropper, M., Bald, C., Brunner, M., Canonizado, E. M., Charles, D., Chiles, T. C., Donohue, M. J., Enck, J., Fenichel, P., Fleming, L. E., Ferrier-Pages, C., Fordham, R., Gozt, A., Griffin, C., Hahn, M. E., Haryanto, B., Hixson, R., ... Dunlop, S. (2023). The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health. <i>Annals of Global Health</i> , 89(1). (ミンデルー財団と UNEP によって設置された Minderoo-Monaco 委員会（17 名の専門家で構成）によるプラスチックのライフサイクルを通じた人・環境影響に関する既往研究を集めた報告書)
2	Bucci, K., Tulio, M., & Rochman, C. M. (2020). What is known and unknown about the effects of plastic pollution: A meta-analysis and systematic review. <i>Ecological Applications</i> , 30(2).
3	Kühn, S., & van Franeker, J. A. (2020). Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 151, 110858.
4	Wilcox, C., van Seville, E., & Hardesty, B. D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> , 112(38), 11899–11904.
5	Richardson, K., Asmutis-Silvia, R., Drinkwin, J., Gilardi, K. V. K., Giskes, I., Jones, G., O'Brien, K., Pragnell-Raasch, H., Ludwig, L., Antonelis, K., Barco, S., Henry, A., Knowlton, A., Landry, S., Mattila, D., MacDonald, K., Moore, M., Morgan, J., Robbins, J., ... Hogan, E. (2019). Building evidence around ghost gear: Global trends and analysis for sustainable solutions at scale. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 138, 222–229. (第6回国際海洋ごみ会議(IMDC6)で遺失漁具に関する国際的な活動を行っているGGGI(Global Ghost Gear Initiative)が開催した技術セッションの内容をとりまとめたもの)
6	Deshpande, P. C., Philis, G., Brattebø, H., & Fet, A. M. (2020). Using Material Flow Analysis (MFA) to generate the evidence on plastic waste management from commercial fishing gears in Norway. <i>Resources, Conservation & Recycling: X</i> , 5, 100024.
7	科学研究費助成事業(22KJ1225)「ウミガメ類でのプラスチックゴミや餌を介した有害汚染物質の生体内移行とその影響評価」福岡 拓也(東京農工大学), 2022~2023 年度
8	United Nations Environment Programme (2023). <i>Chemicals in Plastics - A Technical Report</i> . (2022 年第5回国連環境会議決議に基づき、プラスチック汚染対策に関する国際合意文書策定のために設置された政府間交渉委員会(INC)での交渉にむけて国連環境計画(UNEP)がとりまとめた技術報告書)
9	Andrade, H., Glüge, J., Herzke, D., Ashta, N. M., Nayagar, S. M., & Scheringer, M. (2021). Oceanic long-range transport of organic additives present in plastic products: an overview. <i>Environmental Sciences Europe</i> , 33(1), 85.
10	Yamashita, R., Hiki, N., Kashiwada, F., Takada, H., Mizukawa, K., Hardesty, B.D. et al. (2021). Plastic additives and legacy persistent organic pollutants in the preen gland oil of seabirds sampled across the globe. <i>Environmental Monitoring and Contaminants Research</i> , 1, 97-112.
11	Gall, S. C., & Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 92(1–2), 170–179.
12	Santos, R. G., Machovsky-Capuska, G. E., & Andrades, R. (2021). Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. <i>Science</i> , 373(6550), 56–60.
13	Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond,

	R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., ... Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. <i>Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences</i> , 364(1526), 2027–2045.
14	Zhang, Z., Cui, Q., Chen, L., Zhu, X., Zhao, S., Duan, C., Zhang, X., Song, D., & Fang, L. (2022). A critical review of microplastics in the soil-plant system: Distribution, uptake, phytotoxicity and prevention. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 424, 127750.
15	Bandmann, V., Müller, J. D., Köhler, T., & Homann, U. (2012). Uptake of fluorescent nano beads into BY2-cells involves clathrin-dependent and clathrin-independent endocytosis. <i>FEBS Letters</i> , 586(20), 3626–3632.
16	Thompson, R. C., Olsen, Y., 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? <i>Science</i> , 304(5672), 838–838.
17	Laist, D. W. (1987). Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 18(6), 319–326. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(87)80019-X
18	Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., & van Franeker, J. A. (2015). Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In <i>Marine Anthropogenic Litter</i> (pp. 75–116). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4
19	Wilcox, C., Hardesty, B. D., & Law, K. L. (2020). Abundance of Floating Plastic Particles Is Increasing in the Western North Atlantic Ocean. <i>Environmental Science & Technology</i> , 54(2), 790–796. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04812
20	van Franeker, J. A., & Law, K. L. (2015). Seabirds, gyres and global trends in plastic pollution. <i>Environmental Pollution</i> , 203, 89–96. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.034
21	Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. <i>Environmental Pollution</i> , 245, 98–110. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065
22	Gove, J. M., Whitney, J. L., McManus, M. A., Lecky, J., Carvalho, F. C., Lynch, J. M., Li, J., Neubauer, P., Smith, K. A., Phipps, J. E., Kobayashi, D. R., Balagso, K. B., Contreras, E. A., Manuel, M. E., Merrifield, M. A., Polovina, J. J., Asner, G. P., Maynard, J. A., & Williams, G. J. (2019). Prey-size plastics are invading larval fish nurseries. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> , 116(48), 24143–24149. https://doi.org/10.1073/pnas.1907496116
23	Gouin, T. (2020). Toward an Improved Understanding of the Ingestion and Trophic Transfer of Microplastic Particles: Critical Review and Implications for Future Research. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , 39(6), 1119–1137. https://doi.org/10.1002/etc.4718
24	Walkinshaw, C., Lindeque, P. K., Thompson, R., Tolhurst, T., & Cole, M. (2020). Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. <i>Ecotoxicology and Environmental Safety</i> , 190, 110066. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066
25	López-Martínez, S., Morales-Caselles, C., Kadar, J., & Rivas, M. L. (2021). Overview of global status of plastic presence in marine vertebrates. <i>Global Change Biology</i> , 27(4), 728–737. https://doi.org/10.1111/gcb.15416
26	Savoca, M. S., McInturf, A. G., & Hazen, E. L. (2021). Plastic ingestion by marine fish is widespread and increasing. <i>Global Change Biology</i> , 27(10), 2188–2199. https://doi.org/10.1111/gcb.15533
27	Kahane-Rapport, S. R., Czapanskiy, M. F., Fahlbusch, J. A., Friedlaender, A. S., Calambokidis, J., Hazen, E. L., Goldbogen, J. A., & Savoca, M. S. (2022). Field measurements reveal exposure risk to microplastic ingestion by filter-feeding megafauna. <i>Nature Communications</i> , 13(1), 6327. https://doi.org/10.1038/s41467-022-33334-5

28	Lim, K. P., Lim, P. E., Yusoff, S., Sun, C., Ding, J., & Loh, K. H. (2022). A Meta-Analysis of the Characterisations of Plastic Ingested by Fish Globally. <i>Toxics</i> , 10(4), 186. https://doi.org/10.3390/toxics10040186
29	Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. <i>Environmental Pollution</i> , 178, 483–492. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031
30	Horton, A. A., & Barnes, D. K. A. (2020). Microplastic pollution in a rapidly changing world: Implications for remote and vulnerable marine ecosystems. <i>Science of The Total Environment</i> , 738, 140349. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140349
31	Pereira, J. M., Rodríguez, Y., Blasco-Monleon, S., Porter, A., Lewis, C., & Pham, C. K. (2020). Microplastic in the stomachs of open-ocean and deep-sea fishes of the North-East Atlantic. <i>Environmental Pollution</i> , 265, 115060. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115060
32	Justino, A. K. S., Ferreira, G. V. B., Schmidt, N., Eduardo, L. N., Fauvelle, V., Lenoble, V., Sempéré, R., Panagiotopoulos, C., Mincarone, M. M., Frédou, T., & Lucena-Frédou, F. (2022). The role of mesopelagic fishes as microplastics vectors across the deep-sea layers from the Southwestern Tropical Atlantic. <i>Environmental Pollution</i> , 300, 118988. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118988
33	Jamieson, A. J., Brooks, L. S. R., Reid, W. D. K., Piertney, S. B., Narayanaswamy, B. E., & Linley, T. D. (2019). Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. <i>Royal Society Open Science</i> , 6(2), 180667. https://doi.org/10.1098/rsos.180667
34	Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution, & United Nations Environment Programme (2019). Proceedings of the GESAMP International Workshop on Assessing the Risks Associated with Plastics and Microplastics in the Marine Environment - GESAMP Reports and Studies No. 103. https://wedocs.unep.org/20.500.11822/31644 . (人類の活動が海洋に与える影響を、国や国際機関から独立した立場から科学的に評価し、政策の立案に資するアドバイスを提供することを目的に、1969年に国連の下で設立された海洋環境保護の科学的側面に関する専門家グループによるとりまとめ。IMO(国際海事機関)、FAO(国連食糧農業機関)、UNEP(国連環境計画)、UNESCO-IOC(ユネスコ政府間海洋学委員会)等10の国連機関の支援のもとに活動している科学者によって構成される)
35	Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue? <i>Environmental Science & Technology</i> , 51(12), 6634–6647. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423
36	Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. (2018). Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. <i>Current Environmental Health Reports</i> , 5(3), 375–386. https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z
37	Zarus, G. M., Muianga, C., Hunter, C. M., & Pappas, R. S. (2021). A review of data for quantifying human exposures to micro and nanoplastics and potential health risks. <i>Science of The Total Environment</i> , 756, 144010. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144010
38	Lusher, A. L., & Covernton, G. A. (2022). Microplastics in Fish and Seafood Species. In <i>Plastics and the Ocean</i> (pp. 367–388). https://doi.org/10.1002/9781119768432.ch13
39	Thiele, C. J., Hudson, M. D., Russell, A. E., Saluveer, M., & Sidaoui-Haddad, G. (2021). Microplastics in fish and fishmeal: an emerging environmental challenge? <i>Scientific Reports</i> , 11(1), 2045. https://doi.org/10.1038/s41598-021-81499-8
40	Barboza, L. G. A., Lopes, C., Oliveira, P., Bessa, F., Otero, V., Henriques, B., Raimundo, J., Caetano, M., Vale, C., & Guilhermino, L. (2020). Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic

	effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. <i>Science of The Total Environment</i> , 717, 134625. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625
41	Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., & Hassanaghaci, M. (2018). Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. <i>Chemosphere</i> , 205, 80–87. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.076
42	Akhbarizadeh, R., Moore, F., & Keshavarzi, B. (2018). Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf. <i>Environmental Pollution</i> , 232, 154–163. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.028
43	Atamanalp, M., Köktürk, M., Uçar, A., Duyar, H. A., Özdemir, S., Parlak, V., Esenbuğa, N., & Alak, G. (2021). Microplastics in Tissues (Brain, Gill, Muscle and Gastrointestinal) of <i>Mullus barbatus</i> and <i>Alosa immaculata</i> . <i>Archives of Environmental Contamination and Toxicology</i> , 81(3), 460–469. https://doi.org/10.1007/s00244-021-00885-5
44	Makhdoumi, P., Hossini, H., Nazmara, Z., Mansouri, K., & Pirsaeheb, M. (2021). Occurrence and exposure analysis of microplastic in the gut and muscle tissue of riverine fish in Kermanshah province of Iran. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 173, 112915. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112915
45	Selvam, S., Manisha, A., Roy, P. D., Venkatramanan, S., Chung, S. Y., Muthukumar, P., Jesuraja, K., Elgorban, A. M., Ahmed, B., & Elzain, H. E. (2021). Microplastics and trace metals in fish species of the Gulf of Mannar (Indian Ocean) and evaluation of human health. <i>Environmental Pollution</i> , 291, 118089. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118089
46	Li, Z., Chao, M., He, X., Lan, X., Tian, C., Feng, C., & Shen, Z. (2022). Microplastic bioaccumulation in estuary-caught fishery resource. <i>Environmental Pollution</i> , 306, 119392. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119392
47	Carbery, M., O'Connor, W., & Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. <i>Environment International</i> , 115, 400–409. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007
48	Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E. (2019). Human Consumption of Microplastics. <i>Environmental Science & Technology</i> , 53(12), 7068–7074. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517
49	Domenech, J., & Marcos, R. (2021). Pathways of human exposure to microplastics, and estimation of the total burden. <i>Current Opinion in Food Science</i> , 39, 144–151. https://doi.org/10.1016/j.cofs.2021.01.004
50	Catarino, A. I., Macchia, V., Sanderson, W. G., Thompson, R. C., & Henry, T. B. (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. <i>Environmental Pollution</i> , 237, 675–684. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069
51	Habib, R. Z., Kindi, R. al, Salem, F. al, Kittaneh, W. F., Poulouse, V., Iftikhar, S. H., Mourad, A.-H. I., & Thiemann, T. (2022a). Microplastic Contamination of Chicken Meat and Fish through Plastic Cutting Boards. <i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i> , 19(20), 13442. https://doi.org/10.3390/ijerph192013442
52	Habib, R. Z., Poulouse, V., Alsaidi, R., al Kendi, R., Iftikhar, S. H., Mourad, A.-H. I., Kittaneh, W. F., & Thiemann, T. (2022b). Plastic cutting boards as a source of microplastics in meat. <i>Food Additives & Contaminants: Part A</i> , 39(3), 609–619. https://doi.org/10.1080/19440049.2021.2017002

53	Luo, Y., Gibson, C. T., Chuah, C., Tang, Y., Naidu, R., & Fang, C. (2022). Raman imaging for the identification of Teflon microplastics and nanoplastics released from non-stick cookware. <i>Science of The Total Environment</i> , 851, 158293. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158293
54	WHO (2022). Dietary and inhalation exposure to nano- and microplastic particles and potential implications for human health, World Health Organization, Geneva, ISBN 978-92-4-005460-8
55	Khant, N. A., & Kim, H. (2022). Review of Current Issues and Management Strategies of Microplastics in Groundwater Environments. <i>Water</i> , 14(7), 1020.
56	Jenner, L. C., Rotchell, J. M., Bennett, R. T., Cowen, M., Tentzeris, V., & Sadofsky, L. R. (2022). Detection of microplastics in human lung tissue using μ FTIR spectroscopy. <i>Science of The Total Environment</i> , 831, 154907.
57	Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F. J., & Tassin, B. (2018). Microplastics in air: Are we breathing it in? <i>Current Opinion in Environmental Science & Health</i> , 1, 1–5.
58	Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M. B., Trachsel, J., & Gerdts, G. (2019). White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. <i>Science Advances</i> , 5(8).
59	Aves, A. R., Revell, L. E., Gaw, S., Ruffell, H., Schuddeboom, A., Wotherspoon, N. E., LaRue, M., & McDonald, A. J. (2022). First evidence of microplastics in Antarctic snow. <i>The Cryosphere</i> , 16(6), 2127–2145.
60	Materić, D., Holzinger, R., & Niemann, H. (2022). Nanoplastics and ultrafine microplastic in the Dutch Wadden Sea – The hidden plastics debris? <i>Science of The Total Environment</i> , 846, 157371.
61	Tokunaga, Y., Okochi, H., Tani, Y., Niida, Y., Tachibana, T., Saigawa, K., Katayama, K., Moriguchi, S., Kato, T., & Hayama, S. (2023). Airborne microplastics detected in the lungs of wild birds in Japan. <i>Chemosphere</i> , 321, 138032.
62	Mohamed Nor, N. H., Kooi, M., Diepens, N. J., & Koelmans, A. A. (2021). Lifetime Accumulation of Microplastic in Children and Adults. <i>Environmental Science & Technology</i> , 55(8), 5084–5096.
63	Pitt JA, Aluru N, Hahn ME. Microplastics in marine food webs. In: Shumway SE, Ward JE, (eds.), <i>Plastics in the Sea: Occurrence and Impacts</i> . Elsevier; 2023.
64	Ribeiro, F., Okoffo, E. D., O'Brien, J. W., O'Brien, S., Harris, J. M., Samanipour, S., Kaserzon, S., Mueller, J. F., Galloway, T., & Thomas, K. v. (2021). Out of sight but not out of mind: Size fractionation of plastics bioaccumulated by field deployed oysters. <i>Journal of Hazardous Materials Letters</i> , 2, 100021. https://doi.org/10.1016/j.hazl.2021.100021
65	Kokilathasan, N., & Dittrich, M. (2022). Nanoplastics: Detection and impacts in aquatic environments – A review. <i>Science of The Total Environment</i> , 849, 157852. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157852
66	Lusher, A., Hollman, P., & Mendoza, J. (2017). Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. In <i>FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615</i> .
67	Akhbarizadeh, R., Moore, F., & Keshavarzi, B. (2019). Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: a threat to human health? <i>Food Additives & Contaminants: Part A</i> , 36(11), 1696–1708. https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1649473
68	Ribeiro, F., Okoffo, E. D., O'Brien, J. W., Fraissinet-Tachet, S., O'Brien, S., Gallen, M., Samanipour, S., Kaserzon, S., Mueller, J. F., Galloway, T., & Thomas, K. v. (2020). Quantitative Analysis of Selected Plastics in High-Commercial-Value Australian Seafood by Pyrolysis Gas Chromatography Mass Spectrometry. <i>Environmental Science & Technology</i> , 54(15), 9408–9417. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02337

69	McIlwraith, H. K., Kim, J., Helm, P., Bhavsar, S. P., Metzger, J. S., & Rochman, C. M. (2021). Evidence of Microplastic Translocation in Wild-Caught Fish and Implications for Microplastic Accumulation Dynamics in Food Webs. <i>Environmental Science & Technology</i> , 55(18), 12372–12382. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02922
70	Ward, J. E., Zhao, S., Holohan, B. A., Mladinich, K. M., Griffin, T. W., Wozniak, J., & Shumway, S. E. (2019). Selective Ingestion and Egestion of Plastic Particles by the Blue Mussel (<i>Mytilus edulis</i>) and Eastern Oyster (<i>Crassostrea virginica</i>): Implications for Using Bivalves as Bioindicators of Microplastic Pollution. <i>Environmental Science & Technology</i> , 53(15), 8776–8784. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02073
71	Mladinich, K., Holohan, B. A., Shumway, S. E., Brown, K., & Ward, J. E. (2022). Determining the Properties that Govern Selective Ingestion and Egestion of Microplastics by the Blue Mussel (<i>Mytilus edulis</i>) and Eastern Oyster (<i>Crassostrea virginica</i>). <i>Environmental Science & Technology</i> , 56(22), 15770–15779. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06402
72	Al-Sid-Cheikh, M., Rowland, S. J., Stevenson, K., Rouleau, C., Henry, T. B., & Thompson, R. C. (2018). Uptake, Whole-Body Distribution, and Depuration of Nanoplastics by the Scallop <i>Pecten maximus</i> at Environmentally Realistic Concentrations. <i>Environmental Science & Technology</i> , 52(24), 14480–14486. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05266
73	van Cauwenberghe, L., & Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. <i>Environmental Pollution</i> , 193, 65–70. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010
74	Ribeiro, F., Mitrano, D. M., Hacker, C., Cherek, P., Brigden, K., Kaserzon, S. L., Thomas, K. v., & Galloway, T. S. (2022). Short Depuration of Oysters Intended for Human Consumption Is Effective at Reducing Exposure to Nanoplastics. <i>Environmental Science & Technology</i> , 56(23), 16716–16725. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02269
75	Clark, N. J., Khan, F. R., Crowther, C., Mitrano, D. M., & Thompson, R. C. (2023). Uptake, distribution and elimination of palladium-doped polystyrene nanoplastics in rainbow trout (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) following dietary exposure. <i>Science of The Total Environment</i> , 854, 158765. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158765
76	Clark, N. J., Khan, F. R., Mitrano, D. M., Boyle, D., & Thompson, R. C. (2022). Demonstrating the translocation of nanoplastics across the fish intestine using palladium-doped polystyrene in a salmon gut-sac. <i>Environment International</i> , 159, 106994. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106994
77	Su, L., Deng, H., Li, B., Chen, Q., Pettigrove, V., Wu, C., & Shi, H. (2019). The occurrence of microplastic in specific organs in commercially caught fishes from coast and estuary area of east China. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 365, 716–724. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.11.024
78	Hosseinpour, A., Chamani, A., Mirzaei, R., & Mohebbi-Nozar, S. L. (2021). Occurrence, abundance and characteristics of microplastics in some commercial fish of northern coasts of the Persian Gulf. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 171, 112693. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112693
79	Makhdoumi, P., Hossini, H., & Pirsaeheb, M. (2023). A review of microplastic pollution in commercial fish for human consumption. <i>Reviews on Environmental Health</i> , 38(1), 97–109. https://doi.org/10.1515/reveh-2021-0103
80	Yang, M., & Wang, W.-X. (2023). Recognition and movement of polystyrene nanoplastics in fish cells. <i>Environmental Pollution</i> , 316, 120627. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120627
81	Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, <i>Mytilus edulis</i> (L.). <i>Environmental Science & Technology</i> , 42(13), 5026–5031.

82	Urban, R. M., Jacobs, J. J., Tomlinson, M. J., Gavrilovic, J., Black, J., & Peoc'h, M. (2000). Dissemination of Wear Particles to the Liver, Spleen, and Abdominal Lymph Nodes of Patients with Hip or Knee Replacement*. The Journal of Bone and Joint Surgery-American Volume, 82(4), 457–477.
83	Alexis, F., Pridgen, E., Molnar, L. K., & Farokhzad, O. C. (2008). Factors Affecting the Clearance and Biodistribution of Polymeric Nanoparticles. Molecular Pharmaceutics, 5(4), 505–515.
84	Richards, L., Brown, C., Stone, M. H., Fisher, J., Ingham, E., & Tipper, J. L. (2008). Identification of nanometre-sized ultra-high molecular weight polyethylene wear particles in samples retrieved in vivo. The Journal of Bone and Joint Surgery. British Volume, 90-B(8), 1106–1113.
85	Brown, T. D., Habibi, N., Wu, D., Lahann, J., & Mitragotri, S. (2020). Effect of Nanoparticle Composition, Size, Shape, and Stiffness on Penetration Across the Blood–Brain Barrier. ACS Biomaterials Science & Engineering, 6(9), 4916–4928.
86	Aliyandi, A., Reker-Smit, C., Bron, R., Zuhorn, I. S., & Salvati, A. (2021). Correlating Corona Composition and Cell Uptake to Identify Proteins Affecting Nanoparticle Entry into Endothelial Cells. ACS Biomaterials Science & Engineering, 7(12), 5573–5584.
87	Pednekar, D. D., Liguori, M. A., Marques, C. N. H., Zhang, T., Zhang, N., Zhou, Z., Amoako, K., & Gu, H. (2022). From Static to Dynamic: A Review on the Role of Mucus Heterogeneity in Particle and Microbial Transport. ACS Biomaterials Science & Engineering, 8(7), 2825–2848.
88	Ohkubo, N., Ito, M., Hano, T., Kono, K., & Mochida, K. (2020). Estimation of the uptake and gut retention of microplastics in juvenile marine fish: Mummichogs (<i>Fundulus heteroclitus</i>) and red seabreams (<i>Pagrus major</i>). Marine Pollution Bulletin, 160,
89	Fänge, R., Grove, D. (1979). Digestion. In: Fish Physiology VIII Bioenergetics and Growth. Academic Press, New York, pp. 161–278.
90	Yeo, B. G., Takada, H., Yamashita, R., Okazaki, Y., Uchida, K., Tokai, T., Tanaka, K., & Trenholm, N. (2020). PCBs and PBDEs in microplastic particles and zooplankton in open water in the Pacific Ocean and around the coast of Japan. Marine Pollution Bulletin, 151, 110806.
91	Ohkubo, N., Yoneda, M., Ito, M., Hano, T., & Kono, K. (2022). Microplastic uptake and gut retention time in Japanese anchovy (<i>Engraulis japonicus</i>) under laboratory conditions. Marine Pollution Bulletin, 176, 113433.
92	Uotani, I. (1985) The relation between the development of feeding organs and feeding modes of the anchovy. Bull. Japan. Soc. Sci. Fish. 51, 197–204.
93	Islam, Md. S., & Tanaka, M. (2009). Diet and prey selection in larval and juvenile Japanese anchovy <i>Engraulis japonicus</i> in Ariake Bay, Japan. Aquatic Ecology, 43(2), 549–558.
94	大河内博, 谷悠人, 小野塚洋介, 王一澤, 速水洋, 竹内政樹, 反町篤行, 藤井佑介, 竹中規訓, 宮崎あかね, 須永奈都, 羽山伸一, 徳長ゆり香, 山口高志, 勝見尚也, 松木篤, 池盛文数, 梶野瑞王, 足立光司, ... 新居田恭弘. (2023). プラスチック大気汚染の現状と課題. エアロゾル研究, 38(3), 145–159.
95	Dong, C.-D., Chen, C.-W., Chen, Y.-C., Chen, H.-H., Lee, J.-S., & Lin, C.-H. (2020). Polystyrene microplastic particles: In vitro pulmonary toxicity assessment. Journal of Hazardous Materials, 385, 121575.
96	Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Garcia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. Environment International, 163, 107199.

97	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., & Giorgini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. <i>Environment International</i> , 146, 106274.
98	Ragusa, A., Notarstefano, V., Svelato, A., Belloni, A., Gioacchini, G., Blondeel, C., Zucchelli, E., de Luca, C., D'Avino, S., Gulotta, A., Carnevali, O., & Giorgini, E. (2022). Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. <i>Polymers</i> , 14(13), 2700.
99	Du, F., Cai, H., Zhang, Q., Chen, Q., & Shi, H. (2020). Microplastics in take-out food containers. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 399, 122969.
100	Liu, Q., Chen, Z., Chen, Y., Yang, F., Yao, W., & Xie, Y. (2022). Microplastics contamination in eggs: Detection, occurrence and status. <i>Food Chemistry</i> , 397, 133771.
101	Amato-Lourenço, L. F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G. R., dos Santos Galvão, L., Ando, R. A., & Mauad, T. (2021). Presence of airborne microplastics in human lung tissue. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 416, 126124.
102	科学研究費助成事業（23H00194）「実環境中のナノプラスチック質量密度の迅速測定法の開発と生物へのベクター効果の検証」田中 周平（京都大学），2023～2026 年度
103	科学研究費助成事業（22KF0162）「下水汚泥中のマイクロプラスチックの運命と挙動：汚染特性と環境リスク」李 富生（岐阜大学），2022～2024 年度
104	科学研究費助成事業（22K12471）「河川生態系における食物連鎖による魚類へのマイクロプラスチックの移行と蓄積」相子 伸之（地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所(環境研究部，食と農の研究部および水産研究部)），2022～2024 年度
105	Provencher, J. F., Ammendolia, J., Rochman, C. M., & Mallory, M. L. (2019). Assessing plastic debris in aquatic food webs: what we know and don't know about uptake and trophic transfer. <i>Environmental Reviews</i> , 27(3), 304–317.
106	Covernton, G. A., Davies, H. L., Cox, K. D., El-Sabaawi, R., Juanes, F., Dudas, S. E., & Dower, J. F. (2021). A Bayesian analysis of the factors determining microplastics ingestion in fishes. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 413, 125405.
107	Covernton, G. A., Cox, K. D., Fleming, W. L., Buirs, B. M., Davies, H. L., Juanes, F., Dudas, S. E., & Dower, J. F. (2022). Large size (>100-µm) microplastics are not biomagnifying in coastal marine food webs of British Columbia, Canada. <i>Ecological Applications</i> , 32(7).
108	He, S., Chi, H.-Y., Li, C., Gao, Y., Li, Z.-C., Zhou, X.-X., & Yan, B. (2022). Distribution, bioaccumulation, and trophic transfer of palladium-doped nanoplastics in a constructed freshwater ecosystem. <i>Environmental Science: Nano</i> , 9(4), 1353–1363.
109	Tanaka, K., Watanuki, Y., Takada, H., Ishizuka, M., Yamashita, R., Kazama, M., Hiki, N., Kashiwada, F., Mizukawa, K., Mizukawa, H., Hyrenbach, D., Hester, M., Ikenaka, Y., & Nakayama, S. M. M. (2020). In Vivo Accumulation of Plastic-Derived Chemicals into Seabird Tissues. <i>Current Biology</i> , 30(4), 723-728.e3.
110	Parker, B. W., Beckingham, B. A., Ingram, B. C., Ballenger, J. C., Weinstein, J. E., & Sancho, G. (2020). Microplastic and tire wear particle occurrence in fishes from an urban estuary: Influence of feeding characteristics on exposure risk. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 160, 111539.
111	環境研究総合推進費（SⅡ-2-2）「海洋プラスチックごみ及びその含有化学物質による生態影響評価」高田 秀重（東京農工大学），2018～2020 年度

112	Barrick, A., Champeau, O., Chatel, A., Manier, N., Northcott, G., & Tremblay, L. A. (2021). Plastic additives: challenges in ecotox hazard assessment. <i>PeerJ</i> , 9, e11300. (プラスチック添加剤の生物・生態系への有害性リスクに関する研究ニーズを特定することを目的とする文献レビューを行ったもの)
113	Regoli, F., Keiter, S., Blust, R., Albentosa, M., Cousin, X., Batel, A., Kopke, K., & Beiras, R. (2017). The EPHEMARE Project: Ecotoxicological Effects of Microplastics in Marine Ecosystems. In <i>Fate and Impact of Microplastics in Marine Ecosystems</i> (pp. 146–148). Elsevier.
114	Bessa, F., Frias, J., Kögel, T., Lusher, A., Andrade, J., Antunes, J., Sobral, P., Pagter, E., Nash, R., O'Connor, I., Pedrotti, M. L., Keros, E., León, V., Tirelli, V., Suaria, G., Lopes, C., Raimundo, J., Caetano, M., Gago, J., & Gerdt, G. (2019). Harmonized protocol for monitoring microplastics in biota. Technical report. Brussels: JPI Oceans
115	Cole, M., Coppock, R., Lindeque, P. K., Altin, D., Reed, S., Pond, D. W., Sørensen, L., Galloway, T. S., & Booth, A. M. (2019). Effects of Nylon Microplastic on Feeding, Lipid Accumulation, and Moulting in a Coldwater Copepod. <i>Environmental Science & Technology</i> , 53(12), 7075–7082.
116	Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Dagaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. <i>Environmental Science & Technology</i> , 53(3), 1039–1047.
117	Murphy M.(2017). Microplastics expert workshop report.
118	Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 138, 145–147.
119	Mitrano, D. M., & Wohlleben, W. (2020). Microplastic regulation should be more precise to incentivize both innovation and environmental safety. <i>Nature Communications</i> , 11(1), 5324.
120	Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., van den Heuvel-Greve, M. J., & Koelmans, A. A. (2013). Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm <i>Arenicola marina</i> (L.). <i>Environmental Science & Technology</i> , 47(1), 593–600.
121	Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. <i>Environmental Science & Technology</i> , 47(12), 6646–6655.
122	Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S., & Faggio, C. (2018). Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. <i>Environmental Toxicology and Pharmacology</i> , 64, 164–171.
123	Trevisan, R., Voy, C., Chen, S., & di Giulio, R. T. (2019). Nanoplastics Decrease the Toxicity of a Complex PAH Mixture but Impair Mitochondrial Energy Production in Developing Zebrafish. <i>Environmental Science & Technology</i> , 53(14), 8405–8415.
124	Yuan, W., Zhou, Y., Liu, X., & Wang, J. (2019). New Perspective on the Nanoplastics Disrupting the Reproduction of an Endangered Fern in Artificial Freshwater. <i>Environmental Science & Technology</i> , 53(21), 12715–12724.
125	Revel, M., Yakovenko, N., Caley, T., Guillet, C., Châtel, A., & Mouneyrac, C. (2020). Accumulation and immunotoxicity of microplastics in the estuarine worm <i>Hediste diversicolor</i> in environmentally relevant conditions of exposure. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 27(4), 3574–3583.

126	Pelegrini, K., Pereira, T. C. B., Maraschin, T. G., Teodoro, L. D. S., Basso, N. R. D. S., de Galland, G. L. B., Ligabue, R. A., & Bogo, M. R. (2023). Micro- and nanoplastic toxicity: A review on size, type, source, and test-organism implications. <i>Science of The Total Environment</i> , 878, 162954.
127	de Ruijter, V. N., Redondo-Hasselerharm, P. E., Gouin, T., & Koelmans, A. A. (2020). Quality Criteria for Microplastic Effect Studies in the Context of Risk Assessment: A Critical Review. <i>Environmental Science & Technology</i> , 54(19), 11692–11705.
	（水生生物に対するマイクロプラスチック（MP）の生態毒性効果に関する訳 150 の文献をレビューし、研究の品質評価のための 20 のクライテリアを提案し、研究の重みづけをこころみた論文）
128	環境研究総合推進費（1-2301）「マイクロプラスチックの水および底質経由のばく露による海洋生物への影響評価」大嶋 雄治（九州大学），2023～2025 年度
129	環境研究総合推進費（1-2204）「海洋流出マイクロプラスチックの物理・化学的特性に基づく汚染実態把握と生物影響評価」鈴木 剛（(国研)国立環境研究所），2022～2024 年度
130	Lenz, R., Enders, K., & Nielsen, T. G. (2016). Microplastic exposure studies should be environmentally realistic. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> , 113(29).
131	Burton, G. A. (2017). Stressor Exposures Determine Risk: So, Why Do Fellow Scientists Continue To Focus on Superficial Microplastics Risk? <i>Environmental Science & Technology</i> , 51(23), 13515–13516.
132	Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Andrady, A. L., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). A One Health perspective of the impacts of microplastics on animal, human and environmental health. <i>Science of The Total Environment</i> , 777, 146094.
133	Jacob, H., Besson, M., Swarzenski, P. W., Lecchini, D., & Metian, M. (2020). Effects of Virgin Micro- and Nanoplastics on Fish: Trends, Meta-Analysis, and Perspectives. <i>Environmental Science & Technology</i> , 54(8), 4733–4745.
134	Pisani, X. G., Lompré, J. S., Pires, A., & Greco, L. L. (2022). Plastics in scene: A review of the effect of plastics in aquatic crustaceans. <i>Environmental Research</i> , 212, 113484.
135	Han, Y., Lian, F., Xiao, Z., Gu, S., Cao, X., Wang, Z., & Xing, B. (2022). Potential toxicity of nanoplastics to fish and aquatic invertebrates: Current understanding, mechanistic interpretation, and meta-analysis. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 427, 127870.
136	Kögel, T., Bjørøy, Ø., Toto, B., Bienfait, A. M., & Sanden, M. (2020). Micro- and nanoplastic toxicity on aquatic life: Determining factors. <i>Science of The Total Environment</i> , 709, 136050.
137	Hwang, K.-S., Son, Y., Kim, S. S., Shin, D.-S., Lim, S. H., Yang, J. Y., Jeong, H. N., Lee, B. H., & Bae, M. A. (2022). Size-Dependent Effects of Polystyrene Nanoparticles (PS-NPs) on Behaviors and Endogenous Neurochemicals in Zebrafish Larvae. <i>International Journal of Molecular Sciences</i> , 23(18), 10682.
138	Hollóczki, O., & Gehrke, S. (2020). Can Nanoplastics Alter Cell Membranes? <i>ChemPhysChem</i> , 21(1), 9–12.
139	Pitt, J. A., Trevisan, R., Massarsky, A., Kozal, J. S., Levin, E. D., & di Giulio, R. T. (2018). Maternal transfer of nanoplastics to offspring in zebrafish (<i>Danio rerio</i>): A case study with nanopolystyrene. <i>Science of The Total Environment</i> , 643, 324–334.
140	Zhao, X., Liu, Z., Ren, X., & Duan, X. (2021). Parental transfer of nanopolystyrene-enhanced tris(1,3-dichloro-2-propyl) phosphate induces transgenerational thyroid disruption in zebrafish. <i>Aquatic Toxicology</i> , 236, 105871.
141	Burns, E. E., & Boxall, A. B. A. (2018). Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , 37(11), 2776–2796.

142	Annenkov, V. v., Danilovtseva, E. N., Zelinskiy, S. N., & Pal'shin, V. A. (2021). Submicro- and nanoplastics: How much can be expected in water bodies? <i>Environmental Pollution</i> , 278, 116910.
143	van Kleunen, M., Brumer, A., Gutbrod, L., & Zhang, Z. (2020). A microplastic used as infill material in artificial sport turfs reduces plant growth. <i>PLANTS, PEOPLE, PLANET</i> , 2(2), 157–166.
144	Li, L., Luo, Y., Li, R., Zhou, Q., Peijnenburg, W. J. G. M., Yin, N., Yang, J., Tu, C., & Zhang, Y. (2020). Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. <i>Nature Sustainability</i> , 3(11), 929–937.
145	Rist, S., & Hartmann, N. B. (2018). Aquatic Ecotoxicity of Microplastics and Nanoplastics: Lessons Learned from Engineered Nanomaterials. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), <i>Freshwater Microplastics : Emerging Environmental Contaminants?</i> (pp. 25–49). Springer International Publishing.
146	Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A., & Geissen, V. (2016). Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for <i>Lumbricus terrestris</i> (Oligochaeta, Lumbricidae). <i>Environmental Science & Technology</i> , 50(5), 2685–2691.
147	Rodríguez-Seijo, A., Lourenço, J., Rocha-Santos, T. A. P., da Costa, J., Duarte, A. C., Vala, H., & Pereira, R. (2017). Histopathological and molecular effects of microplastics in <i>Eisenia andrei</i> Bouché. <i>Environmental Pollution</i> , 220, 495–503.
148	Zhu, D., Chen, Q.-L., An, X.-L., Yang, X.-R., Christie, P., Ke, X., Wu, L.-H., & Zhu, Y.-G. (2018). Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. <i>Soil Biology and Biochemistry</i> , 116, 302–310.
149	Wang, J., Liu, X., Li, Y., Powell, T., Wang, X., Wang, G., & Zhang, P. (2019). Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. <i>Science of The Total Environment</i> , 691, 848–857.
150	Jiang, X., Chang, Y., Zhang, T., Qiao, Y., Klobučar, G., & Li, M. (2020). Toxicological effects of polystyrene microplastics on earthworm (<i>Eisenia fetida</i>). <i>Environmental Pollution</i> , 259, 113896.
151	Ding, R., Ma, Y., Li, T., Sun, M., Sun, Z., & Duan, J. (2023). The detrimental effects of micro-and nano-plastics on digestive system: An overview of oxidative stress-related adverse outcome pathway. <i>Science of The Total Environment</i> , 878, 163144.
152	Tamargo, A., Molinero, N., Reinos, J. J., Alcolea-Rodríguez, V., Portela, R., Bañares, M. A., Fernández, J. F., & Moreno-Arribas, M. V. (2022). PET microplastics affect human gut microbiota communities during simulated gastrointestinal digestion, first evidence of plausible polymer biodegradation during human digestion. <i>Scientific Reports</i> , 12(1), 528.
153	Zhao, Y., Qin, Z., Huang, Z., Bao, Z., Luo, T., & Jin, Y. (2021). Effects of polyethylene microplastics on the microbiome and metabolism in larval zebrafish. <i>Environmental Pollution</i> , 282, 117039.
154	Koski, M., Søndergaard, J., Christensen, A. M., & Nielsen, T. G. (2021). Effect of environmentally relevant concentrations of potentially toxic microplastic on coastal copepods. <i>Aquatic Toxicology</i> , 230, 105713.
155	環境研究総合推進費（1-1908）「研究用マイクロプラスチックの調整と Bio-MEMS 技術による免疫学的検証」中西義孝（熊本大学），2019～2021 年度
156	Sjollema, S. B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H. A., Kraak, M. H. S., & Vethaak, A. D. (2016). Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? <i>Aquatic Toxicology</i> , 170, 259–261.
157	平成 30 年度環境研究総合推進費戦略的研究開発領域課題(SII-2-2)，大嶋,海洋プラスチックごみに係る動態・環境影響の体系的解明と計測手法の高度化に係る研究,大嶋雄治(九州大学), 2018～2020a

158	大嶋雄治, 島崎 洋平 (2020) メダカにおけるマイクロプラスチックの動態とその影響, マイクロプラスチックの実態と生物への影響, マテリアルライフ学会誌, 32 [3] 53～57.
159	科学研究費助成事業 (19K20471) 「マイクロプラスチックおよびナノプラスチックが生体に及ぼす毒性影響の比較」井手 鉄哉 (国立医薬品食品衛生研究所), 2019～2020 年度
160	Ikuta, T., Tame, A., Takahashi, T., Nomaki, H., & Nakajima, R. (2022). Microplastic particles are phagocytosed in gill cells of deep-sea and coastal mussels. <i>Frontiers in Marine Science</i> , 9.
161	Pelegrini, K., Pereira, T. C. B., Maraschin, T. G., Teodoro, L. D. S., Basso, N. R. D. S., de Galland, G. L. B., Ligabue, R. A., & Bogo, M. R. (2023). Micro- and nanoplastic toxicity: A review on size, type, source, and test-organism implications. <i>Science of The Total Environment</i> , 878, 162954.
162	科学研究費助成事業 (21K19083) 「海洋プラスチック粒子は食物アレルギーのリスクファクターになるか？」武村直紀 (大阪大学), 2021～2022 年度
163	環境研究総合推進費 (1MF-2204) 「マイクロ・ナノプラスチックが海洋生物に与える影響：生態学的適切さに基づく評価」金 禎珍 (長崎大学), 2022～2024 年度
164	環境研究総合推進費 (5-2103) 「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 (早稲田大学), 2021～2023 年度
165	環境研究総合推進費 (5-2103) 「(サブテーマ2) 大気中マイクロプラスチックの環境動態モデリング」梶野 瑞王 (気象研究所), 2021～2023 年度
166	環境研究総合推進費 (5-2103) 「(サブテーマ3) 大気中マイクロプラスチックの呼吸器影響の解明」石原 康宏 (広島大学), 2021～2023 年度
167	科学研究費助成事業 (22K19693) 「NASH メダカをヒトへの生体影響モデルに抜擢したマイクロプラスチックのリスク評価」神谷 重樹 (大阪公立大学), 2022～2024 年度
168	科学研究費助成事業 (22K12405) 「気道・肺検体に蓄積されたマイクロプラスチックの呼吸器疾患への影響に関する研究」溝口 聡 (長崎大学), 2022～2025 年度
169	科学研究費助成事業 (20K21725) 「ナノプラスチックによる消化管の炎症反応誘導機構の解明とリスク評価法の確立」市原 佐保子 (自治医科大学), 2020～2022 年度
170	環境研究総合推進費 (1RF-2204) 「マイクロ/ナノプラスチックの吸入ばく露試験による肺有害性評価と表面官能基の違いが与える肺有害性の解明」友永 泰介 (産業医科大学), 2022～2024 年度
171	Everaert, G., de Rijcke, M., Lonneville, B., Janssen, C. R., Backhaus, T., Mees, J., van Sebille, E., Koelmans, A. A., Catarino, A. I., & Vandegehuchte, M. B. (2020). Risks of floating microplastic in the global ocean. <i>Environmental Pollution</i> , 267, 115499.
172	Southern California Coastal Water Research Project (SCCWRP) (https://microplastics.sccwrp.org/) accessed 2024.3.28
173	Koelmans, A.A., Redondo-Hasselerharm, P.E., Mohamed Nor, N.H., Kooi, M., 2020. Solving the nonalignment of methods and approaches used in microplastic research to consistently characterize risk. <i>Environ. Sci. Technol.</i> 54, 12307–12315
174	Koelmans, A. A., et al. (2022). "Risk assessment of microplastic particles." <i>Nature Reviews Materials</i> 7(2): 138-152.
175	Coffin, S. (2023). "The emergence of microplastics: charting the path from research to regulations." <i>Environmental Science: Advances</i> . https://dx.doi.org/10.1039/d2va00275b

176	Coffin, S., et al. (2022). "Risk characterization of microplastics in San Francisco Bay, California." <i>Microplastics and Nanoplastics</i> 2(1). https://dx.doi.org/10.1186/s43591-022-00037-z
177	Koelmans, A. A., et al. (2023). "On the probability of ecological risks from microplastics in the Laurentian Great lakes." <i>Environmental Pollution</i> 325: 121445.
178	Redondo-Hasselerharm, P. E., et al. (2023). "Risk assessment of microplastics in freshwater sediments guided by strict quality criteria and data alignment methods." <i>J Hazard Mater</i> 441: 129814.
179	日本化学工業協会 LRI (20-6-04) 「マイクロプラスチックの環境リスク評価のための概念モデルの構築と東京湾での試行的リスク評価」 内藤 航 (産業技術総合研究所), 2020 年度～
180	科学研究費助成事業 (23H03560) 「実環境中に存在するマイクロプラスチックによるサンゴ病気罹患への影響評価」 中村 崇 (琉球大学), 2023～2025 年度
181	Suhrhoff, T. J., & Scholz-Böttcher, B. M. (2016). Qualitative impact of salinity, UV radiation and turbulence on leaching of organic plastic additives from four common plastics — A lab experiment. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 102(1), 84–94.
182	Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 344, 179–199.
183	Luo, H., Xiang, Y., He, D., Li, Y., Zhao, Y., Wang, S., & Pan, X. (2019). Leaching behavior of fluorescent additives from microplastics and the toxicity of leachate to <i>Chlorella vulgaris</i> . <i>Science of The Total Environment</i> , 678, 1–9.
184	Xu, Z., Xiong, X., Zhao, Y., Xiang, W., & Wu, C. (2020). Pollutants delivered every day: Phthalates in plastic express packaging bags and their leaching potential. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 384, 121282.
185	Tanaka, K., Yamashita, R., & Takada, H. (2019). Transfer of Hazardous Chemicals from Ingested Plastics to Higher-Trophic-Level Organisms. In H. Takada & H. K. Karapanagioti (Eds.), <i>Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment</i> (pp. 267–280). Springer International Publishing.
186	Coffin, S., Huang, G.-Y., Lee, I., & Schlenk, D. (2019). Fish and Seabird Gut Conditions Enhance Desorption of Estrogenic Chemicals from Commonly-Ingested Plastic Items. <i>Environmental Science & Technology</i> , 53(8), 4588–4599.
187	Hiki, K., Asahina, K., Kato, K., Yamagishi, T., Omagari, R., Iwasaki, Y., Watanabe, H., & Yamamoto, H. (2021). Acute Toxicity of a Tire Rubber-Derived Chemical, 6PPD Quinone, to Freshwater Fish and Crustacean Species. <i>Environmental Science & Technology Letters</i> , 8(9), 779–784.
188	McIntyre, J. K., Prat, J., Cameron, J., Wetzel, J., Mudrock, E., Peter, K. T., Tian, Z., Mackenzie, C., Lundin, J., Stark, J. D., King, K., Davis, J. W., Kolodziej, E. P., & Scholz, N. L. (2021). Treading Water: Tire Wear Particle Leachate Recreates an Urban Runoff Mortality Syndrome in Coho but Not Chum Salmon. <i>Environmental Science & Technology</i> , 55(17), 11767–11774.
189	Rauert, C., Charlton, N., Okoffo, E. D., Stanton, R. S., Agua, A. R., Pirrung, M. C., & Thomas, K. V. (2022). Concentrations of Tire Additive Chemicals and Tire Road Wear Particles in an Australian Urban Tributary. <i>Environmental Science & Technology</i> , 56(4), 2421–2431.
190	Bejgarn, S., MacLeod, M., Bogdal, C., & Breitholtz, M. (2015). Toxicity of leachate from weathering plastics: An exploratory screening study with <i>Nitocra spinipes</i> . <i>Chemosphere</i> , 132, 114–119.

191	Zimmermann, L., Dierkes, G., Ternes, T. A., Völker, C., & Wagner, M. (2019). Benchmarking the in Vitro Toxicity and Chemical Composition of Plastic Consumer Products. <i>Environmental Science & Technology</i> , 53(19), 11467–11477.
192	Zimmermann, L., Bartosova, Z., Braun, K., Oehlmann, J., Völker, C., & Wagner, M. (2021). Plastic Products Leach Chemicals That Induce In Vitro Toxicity under Realistic Use Conditions. <i>Environmental Science & Technology</i> , 55(17), 11814–11823.
193	Chen, Q., Reisser, J., Cunsolo, S., Kwadijk, C., Kotterman, M., Proietti, M., Slat, B., Ferrari, F. F., Schwarz, A., Levivier, A., Yin, D., Hollert, H., & Koelmans, A. A. (2018). Pollutants in Plastics within the North Pacific Subtropical Gyre. <i>Environmental Science & Technology</i> , 52(2), 446–456.
194	Tian, Z., Zhao, H., Peter, K. T., Gonzalez, M., Wetzels, J., Wu, C., Hu, X., Prat, J., Mudrock, E., Hettinger, R., Cortina, A. E., Biswas, R. G., Kock, F. V. C., Soong, R., Jenne, A., Du, B., Hou, F., He, H., Lundeen, R., ... Kolodziej, E. P. (2021). A ubiquitous tire rubber-derived chemical induces acute mortality in coho salmon. <i>Science</i> , 371(6525), 185–189.
195	Brinkmann, M., Montgomery, D., Selinger, S., Miller, J. G. P., Stock, E., Alcaraz, A. J., Challis, J. K., Weber, L., Janz, D., Hecker, M., & Wiseman, S. (2022). Acute Toxicity of the Tire Rubber-Derived Chemical 6PPD-quinone to Four Fishes of Commercial, Cultural, and Ecological Importance. <i>Environmental Science & Technology Letters</i> , 9(4), 333–338.
196	French, B. F., Baldwin, D. H., Cameron, J., Prat, J., King, K., Davis, J. W., McIntyre, J. K., & Scholz, N. L. (2022). Urban Roadway Runoff Is Lethal to Juvenile Coho, Steelhead, and Chinook Salmonids, But Not Congeneric Sockeye. <i>Environmental Science & Technology Letters</i> , 9(9), 733–738.
197	Hiki, K., & Yamamoto, H. (2022). The Tire-Derived Chemical 6PPD-quinone Is Lethally Toxic to the White-Spotted Char <i>Salvelinus leucomaenis pluvius</i> but Not to Two Other Salmonid Species. <i>Environmental Science & Technology Letters</i> , 9(12), 1050–1055.
198	Xu, Y., Zeng, L., Tao, Y., Xu, J., He, Y., & Lu, Z. (2023). Release of Additives from Agricultural Plastic Films in Water: Experiment and Modeling. <i>Environmental Science & Technology</i> , 57(27), 10053–10061.
199	Nurlatifah, Yamauchi, T., Nakajima, R., Tsuchiya, M., Yabuki, A., Kitahashi, T., Nagano, Y., Isobe, N., & Nakata, H. (2021). Plastic additives in deep-sea debris collected from the western North Pacific and estimation for their environmental loads. <i>Science of The Total Environment</i> , 768, 144537.
200	環境研究総合推進費（1RF-2303）「マイクロプラスチックと吸着物質の相互作用による海洋汚染促進効果の解明」 野呂 和嗣（静岡県立大学），2023～2025 年度
201	Tanaka, K., van Franeker, J. A., Deguchi, T., & Takada, H. (2019a). Piece-by-piece analysis of additives and manufacturing byproducts in plastics ingested by seabirds: Implication for risk of exposure to seabirds. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 145, 36–41.
202	Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M., & Watanuki, Y. (2015). Facilitated Leaching of Additive-Derived PBDEs from Plastic by Seabirds' Stomach Oil and Accumulation in Tissues. <i>Environmental Science & Technology</i> , 49(19), 11799–11807.
203	Guo, H., Zheng, X., Ru, S., Luo, X., & Mai, B. (2019). The leaching of additive-derived flame retardants (FRs) from plastics in avian digestive fluids: The significant risk of highly lipophilic FRs. <i>Journal of Environmental Sciences</i> , 85, 200–207.
204	Kühn, S., Booth, A. M., Sørensen, L., van Oyen, A., & van Franeker, J. A. (2020). Transfer of Additive Chemicals From Marine Plastic Debris to the Stomach Oil of Northern Fulmars. <i>Frontiers in Environmental Science</i> , 8.
205	Eggen, T., Heimstad, E. S., Stuanes, A. O., & Norli, H. R. (2013). Uptake and translocation of organophosphates and other emerging contaminants in food and forage crops. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 20(7), 4520–4531.

206	Chae, Y., & An, Y.-J. (2018). Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. <i>Environmental Pollution</i> , 240, 387–395.
207	Wan, W., Huang, H., Lv, J., Han, R., & Zhang, S. (2017). Uptake, Translocation, and Biotransformation of Organophosphorus Esters in Wheat (<i>Triticum aestivum</i> L.). <i>Environmental Science & Technology</i> , 51(23), 13649–13658.
208	Wang, Q., Zhao, H., Xu, L., & Wang, Y. (2019). Uptake and translocation of organophosphate flame retardants (OPFRs) by hydroponically grown wheat (<i>Triticum aestivum</i> L.). <i>Ecotoxicology and Environmental Safety</i> , 174, 683–689.
209	Ramos, S., Homem, V., & Santos, L. (2021). Uptake and translocation of UV-filters and synthetic musk compounds into edible parts of tomato grown in amended soils. <i>Science of The Total Environment</i> , 792, 148482.
210	Costello, M. C. S., & Lee, L. S. (2020). Sources, Fate, and Plant Uptake in Agricultural Systems of Per- and Polyfluoroalkyl Substances. <i>Current Pollution Reports</i> .
211	Erythropel, H. C., Maric, M., Nicell, J. A., Leask, R. L., & Yargeau, V. (2014). Leaching of the plasticizer di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) from plastic containers and the question of human exposure. <i>Applied Microbiology and Biotechnology</i> , 98(24), 9967–9981.
212	Eckert, E., Münch, F., Göen, T., Purbojo, A., Müller, J., & Cesnjevar, R. (2016). Comparative study on the migration of di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) and tri-2-ethylhexyl trimellitate (TOTM) into blood from PVC tubing material of a heart-lung machine. <i>Chemosphere</i> , 145, 10–16.
213	Lite, C., Raja, G. L., Juliet, M., Sridhar, V. V., Subhashree, K. D., Kumar, P., Chakraborty, P., & Arockiaraj, J. (2022). In utero exposure to endocrine-disrupting chemicals, maternal factors and alterations in the epigenetic landscape underlying later-life health effects. <i>Environmental Toxicology and Pharmacology</i> , 89, 103779.
214	Herber, R. F. M., Duffus, J. H., Christensen, J. M., Olsen, E., & Park, M. v. (2001). Risk assessment for occupational exposure to chemicals. A review of current methodology (IUPAC Technical Report). <i>Pure and Applied Chemistry</i> , 73(6), 993–1031.
215	Lithner, D., Larsson, Å., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. <i>Science of The Total Environment</i> , 409(18), 3309–3324.
216	Wiesinger, H., Wang, Z., & Hellweg, S. (2021). Deep Dive into Plastic Monomers, Additives, and Processing Aids. <i>Environmental Science & Technology</i> , 55(13), 9339–9351.
217	Montano, D. (2014). Chemical and biological work-related risks across occupations in Europe: a review. <i>Journal of Occupational Medicine and Toxicology</i> , 9(1), 28.
218	Fucic, A., Galea, K., Duca, R., el Yamani, M., Frery, N., Godderis, L., Halldorsson, T., Iavicoli, I., Ndaw, S., Ribeiro, E., Viegas, S., & Moshhammer, H. (2018). Potential Health Risk of Endocrine Disruptors in Construction Sector and Plastics Industry: A New Paradigm in Occupational Health. <i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i> , 15(6), 1229.
219	Wang, Z., & Praetorius, A. (2022). Integrating a Chemicals Perspective into the Global Plastic Treaty. <i>Environmental Science & Technology Letters</i> , 9(12), 1000–1006.
220	Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E. R., Farrington, J. W., Reddy, C. M., Peacock, E. E., & Ward, M. W. (2011). Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 62(8), 1683–1692.

221	Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2001). Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. <i>Environmental Science & Technology</i> , 35(2), 318–324.
222	Rochman, C. M. (2015). The Complex Mixture, Fate and Toxicity of Chemicals Associated with Plastic Debris in the Marine Environment. In <i>Marine Anthropogenic Litter</i> (pp. 117–140). Springer International Publishing.
223	Landrigan, P. J., Stegeman, J. J., Fleming, L. E., Allemand, D., Anderson, D. M., Backer, L. C., Brucker-Davis, F., Chevalier, N., Corra, L., Czerucka, D., Bottein, M.-Y. D., Demeneix, B., Depledge, M., Deheyn, D. D., Dorman, C. J., Fénichel, P., Fisher, S., Gaill, F., Galgani, F., ... Rampal, P. (2020). Human Health and Ocean Pollution. <i>Annals of Global Health</i> , 86(1), 151.
224	Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., & Hodges, G. (2011). A Thermodynamic Approach for Assessing the Environmental Exposure of Chemicals Absorbed to Microplastic. <i>Environmental Science & Technology</i> , 45(4), 1466–1472.
225	Bakir, A., O'Connor, I. A., Rowland, S. J., Hendriks, A. J., & Thompson, R. C. (2016). Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. <i>Environmental Pollution</i> , 219, 56–65.
226	Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., & Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. <i>Environmental Science & Technology</i> , 50(7), 3315–3326.
227	Ziccardi, L. M., Edgington, A., Hentz, K., Kulacki, K. J., & Kane Driscoll, S. (2016). Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , 35(7), 1667–1676.
228	Hartmann, N. B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L. H., Schmidt, S. N., Mayer, P., Meibom, A., & Baun, A. (2017). Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. <i>Integrated Environmental Assessment and Management</i> , 13(3), 488–493.
229	Hasegawa, T., Mizukawa, K., Yeo, B. G., Sekioka, T., Takada, H., & Nakaoka, M. (2022). The significance of trophic transfer of microplastics in the accumulation of plastic additives in fish: An experimental study using brominated flame retardants and UV stabilizers. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 185, 114343.
230	Sun, B., Hu, Y., Cheng, H., & Tao, S. (2019). Releases of brominated flame retardants (BFRs) from microplastics in aqueous medium: Kinetics and molecular-size dependence of diffusion. <i>Water Research</i> , 151, 215–225.
231	Turner, A. (2022). PBDEs in the marine environment: Sources, pathways and the role of microplastics. <i>Environmental Pollution</i> , 301, 118943.
232	Trevisan, R., Uzochukwu, D., & di Giulio, R. T. (2020). PAH Sorption to Nanoplastics and the Trojan Horse Effect as Drivers of Mitochondrial Toxicity and PAH Localization in Zebrafish. <i>Frontiers in Environmental Science</i> , 8..
233	Katsumiti, A., Losada-Carrillo, M. P., Barros, M., & Cajaraville, M. P. (2021). Polystyrene nanoplastics and microplastics can act as Trojan horse carriers of benzo(a)pyrene to mussel hemocytes in vitro. <i>Scientific Reports</i> , 11(1), 22396.
234	Hu, L., Zhao, Y., & Xu, H. (2022). Trojan horse in the intestine: A review on the biotoxicity of microplastics combined environmental contaminants. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 439, 129652.
235	Fossi, M. C., Coppola, D., Baini, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., Panti, C., de Sabata, E., & Clò, S. (2014). Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (<i>Cetorhinus maximus</i>) and fin whale (<i>Balaenoptera physalus</i>). <i>Marine Environmental Research</i> , 100, 17–24.

236	Jang, M., Shim, W. J., Han, G. M., Rani, M., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2016). Styrofoam Debris as a Source of Hazardous Additives for Marine Organisms. <i>Environmental Science & Technology</i> , 50(10), 4951–4960.
237	Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M., & Watanuki, Y. (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 69(1–2), 219–222.
238	Gassel, M., & Rochman, C. M. (2019). The complex issue of chemicals and microplastic pollution: A case study in North Pacific lanternfish. <i>Environmental Pollution</i> , 248, 1000–1009.
239	Shen, R., Yang, K., Cheng, X., Guo, C., Xing, X., Sun, H., Liu, D., Liu, X., & Wang, D. (2022). Accumulation of polystyrene microplastics induces liver fibrosis by activating cGAS/STING pathway. <i>Environmental Pollution</i> , 300, 118986.
240	Cobellis, L., Colacurci, N., Trabucco, E., Carpentiero, C., & Grumetto, L. (2009). Measurement of bisphenol A and bisphenol B levels in human blood sera from healthy and endometriotic women. <i>Biomedical Chromatography</i> , 23(11), 1186–1190.
241	Liao, C., Liu, F., Alomirah, H., Loi, V. D., Mohd, M. A., Moon, H.-B., Nakata, H., & Kannan, K. (2012). Bisphenol S in Urine from the United States and Seven Asian Countries: Occurrence and Human Exposures. <i>Environmental Science & Technology</i> , 46(12), 6860–6866.
242	Wu, L.-H., Zhang, X.-M., Wang, F., Gao, C.-J., Chen, D., Palumbo, J. R., Guo, Y., & Zeng, E. Y. (2018). Occurrence of bisphenol S in the environment and implications for human exposure: A short review. <i>Science of The Total Environment</i> , 615, 87–98.
243	Dong, J., Ma, Y., Leng, K., Wei, L., Wang, Y., Su, C., Liu, M., & Chen, J. (2020). Associations of urinary di-(2-ethylhexyl) phthalate metabolites with the residential characteristics of pregnant women. <i>Science of The Total Environment</i> , 707, 135671.
244	Choi, J. Y., Lee, J., Huh, D.-A., & Moon, K. W. (2022). Urinary bisphenol concentrations and its association with metabolic disorders in the US and Korean populations. <i>Environmental Pollution</i> , 295, 118679.
245	小池英子. (2023). マイクロプラスチック関連化学物質の健康影響. <i>エアロゾル研究</i> , 38(3), 187–193.
246	Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. <i>Science of The Total Environment</i> , 702, 134455.
247	Mamun, A. al, Prasetya, T. A. E., Dewi, I. R., & Ahmad, M. (2023). Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety. <i>Science of The Total Environment</i> , 858, 159834.
248	Rodrigues, J. P., Duarte, A. C., Santos-Echeandia, J., & Rocha-Santos, T. (2019). Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. <i>TrAC Trends in Analytical Chemistry</i> , 111, 252–260.
249	Rios, L. M., Jones, P. R., Moore, C., & Narayan, U. v. (2010). Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre’s “eastern garbage patch.” <i>Journal of Environmental Monitoring</i> , 12(12), 2226.
250	Antunes, J. C., Frias, J. G. L., Micaelo, A. C., & Sobral, P. (2013). Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants. <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 130, 62–69.
251	Ikuta, T., Nakajima, R., Tsuchiya, M., Chiba, S., & Fujikura, K. (2021). Interdecadal Distribution of Persistent Organic Pollutants in Deep-Sea Chemosynthetic Bivalves. <i>Frontiers in Marine Science</i> , 8.
252	Ikuta, T., Nomaki, H., & Nakajima, R. (2024). Accumulation of polychlorinated biphenyls in the ovaries of deep-sea chemosynthetic clam <i>Phreagena okutanii</i> . <i>Frontiers in Marine Science</i> , 11.
253	Nakajima, R., Ikuta, T., Oguri, K., & Ritchie, H. (2023). Occurrence of polybrominated diphenyl ethers and benzotriazole UV stabilizers in the hadal amphipod <i>Hirondellea gigas</i> . <i>IScience</i> , 26(7), 107054.

254	Nakajima, R., Kawato, M., Fujiwara, Y., Tsuchida, S., Ritchie, H., & Fujikura, K. (2022). Occurrence and levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in deep-sea sharks from Suruga Bay, Japan. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 176, 113427.
255	科学研究費助成事業 (22K19843) 「生物組織中のナノプラスチックの同定・定量と添加剤の同時測定による化学物質ばく露評価」高田 秀重 (東京農工大学), 2022～2023 年度
256	環境研究総合推進費 (3-2301) 「プラスチック循環の推進と調和する化学物質管理に向けた樹脂添加剤の循環実態の解明」梶原 夏子 (国研 国立環境研究所), 2023～2025 年度
257	科学研究費助成事業 (22KJ2453) 「ナノプラスチックのベクター効果：生態影響評価に向けた数理モデルの構築」高井 優生 (九州大学), 2022～2023 年度
258	科学研究費助成事業 (22H03760) 「マイクロプラスチックの腸管神経系刺激とベクター効果による遊泳・摂餌・感染への影響」大嶋 雄治 (九州大学), 2022～2024 年度
259	Wright, S., & Borm, P. J. A. (2022). Applying Existing Particle Paradigms to Inhaled Microplastic Particles. <i>Frontiers in Public Health</i> , 10.
260	Gualtieri, M., Mantecchia, P., Cetta, F., & Camatini, M. (2008). Organic compounds in tire particle induce reactive oxygen species and heat-shock proteins in the human alveolar cell line A549. <i>Environment International</i> , 34(4), 437–442.
261	International Agency for Research on Cancer (IARC). Agents classified by the IARC Monographs, Volumes 1–132. IARC Monographs on the Identification of Carcinogenic Hazards to Humans. Published September 7, 2022. Accessed October 27, 2022.
262	Kole, P. J., Löhr, A. J., van Belleghe, F., & Ragas, A. (2017). Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. <i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i> , 14(10), 1265.
263	Halle, L. L., Palmqvist, A., Kampmann, K., Jensen, A., Hansen, T., & Khan, F. R. (2021). Tire wear particle and leachate exposures from a pristine and road-worn tire to <i>Hyalella azteca</i> : Comparison of chemical content and biological effects. <i>Aquatic Toxicology</i> , 232, 105769.
264	Chibwe, L., Parrott, J. L., Shires, K., Khan, H., Clarence, S., Lavalle, C., Sullivan, C., O'Brien, A. M., de Silva, A. O., Muir, D. C. G., & Rochman, C. M. (2022). A Deep Dive into the Complex Chemical Mixture and Toxicity of Tire Wear Particle Leachate in Fathead Minnow. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , 41(5), 1144–1153.
265	Capolupo, M., Sørensen, L., Jayasena, K. D. R., Booth, A. M., & Fabbri, E. (2020). Chemical composition and ecotoxicity of plastic and car tire rubber leachates to aquatic organisms. <i>Water Research</i> , 169, 115270.
266	JPI Oceans.(2020). Key Results JPI Oceans Microplastics Projects 2016–2019. Brussels: JPI Oceans
267	Beiras, R., Tato, T., & López-Ibáñez, S. (2019). A 2-Tier standard method to test the toxicity of microplastics in marine water using <i>Paracentrotus lividus</i> and <i>Acartia clausi</i> larvae. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , 38(3), 630–637.
268	Luo, H., Li, Y., Zhao, Y., Xiang, Y., He, D., & Pan, X. (2020). Effects of accelerated aging on characteristics, leaching, and toxicity of commercial lead chromate pigmented microplastics. <i>Environmental Pollution</i> , 257, 113475.
269	Oliviero, M., Tato, T., Schiavo, S., Fernández, V., Manzo, S., & Beiras, R. (2019). Leachates of micronized plastic toys provoke embryotoxic effects upon sea urchin <i>Paracentrotus lividus</i> . <i>Environmental Pollution</i> , 247, 706–715.
270	Hansen E, Nilsson NH, Lithner D, Lassen C. (2013). Hazardous substances in plastic materials. Denmark: Danish Technological Institute.

271	Fred-Ahmadu, O. H., Bhagwat, G., Oluyoye, I., Benson, N. U., Ayejuyo, O. O., & Palanisami, T. (2020). Interaction of chemical contaminants with microplastics: Principles and perspectives. <i>Science of The Total Environment</i> , 706, 135978.
272	Kirchsteiger, B., Materić, D., Happenhofer, F., Holzinger, R., & Kasper-Giebl, A. (2023). Fine micro- and nanoplastics particles (PM2.5) in urban air and their relation to polycyclic aromatic hydrocarbons. <i>Atmospheric Environment</i> , 301, 119670.)
273	インターナショナル・ペレット・ウォッチ .(accessed: 2024.3.1, http://pelletwatch.jp/)
274	Walsh, A. N., Reddy, C. M., Niles, S. F., McKenna, A. M., Hansel, C. M., & Ward, C. P. (2021). Plastic Formulation is an Emerging Control of Its Photochemical Fate in the Ocean. <i>Environmental Science & Technology</i> , 55(18), 12383–12392.
275	Onink, V., Wichmann, D., Delandmeter, P., & van Sebille, E. (2019). The Role of Ekman Currents, Geostrophy, and Stokes Drift in the Accumulation of Floating Microplastic. <i>Journal of Geophysical Research: Oceans</i> , 124(3), 1474–1490.
276	Sterl, M. F., Delandmeter, P., & van Sebille, E. (2020). Influence of Barotropic Tidal Currents on Transport and Accumulation of Floating Microplastics in the Global Open Ocean. <i>Journal of Geophysical Research: Oceans</i> , 125(2).
277	Cunningham, H. J., Higgins, C., & van den Bremer, T. S. (2022). The Role of the Unsteady Surface Wave-Driven Ekman–Stokes Flow in the Accumulation of Floating Marine Litter. <i>Journal of Geophysical Research: Oceans</i> , 127(6).
278	Khatmullina, L., & Chubarenko, I. (2021). Thin synthetic fibers sinking in still and convectively mixing water: laboratory experiments and projection to oceanic environment. <i>Environmental Pollution</i> , 288, 117714.
279	Brunner, K., Kukulka, T., Proskurowski, G., & Law, K. L. (2015). Passive buoyant tracers in the ocean surface boundary layer: 2. Observations and simulations of microplastic marine debris. <i>Journal of Geophysical Research: Oceans</i> , 120(11), 7559–7573.
280	Kukulka, T. (2020). Horizontal Transport of Buoyant Material by Turbulent Jets in the Upper Ocean. <i>Journal of Physical Oceanography</i> , 50(3), 827–843.
281	Tarry, D. R., Essink, S., Pascual, A., Ruiz, S., Poulain, P., Özgökmen, T., Centurioni, L. R., Farrar, J. T., Shcherbina, A., Mahadevan, A., & D’Asaro, E. (2021). Frontal Convergence and Vertical Velocity Measured by Drifters in the Alboran Sea. <i>Journal of Geophysical Research: Oceans</i> , 126(4).
282	APEC Ocean and Fisheries Working Group. (2023). <i>Microplastics in Coastal Aquaculture Systems: Development of Regulatory Frameworks, Practices and Mitigation Efforts in APEC Economies</i> .
283	Nakajima, R., Tsuchiya, M., Yabuki, A., Masuda, S., Kitahashi, T., Nagano, Y., Ikuta, T., Isobe, N., Nakata, H., Ritchie, H., Oguri, K., Osafune, S., Kawamura, K., Suzukawa, M., Yamauchi, T., Iijima, K., Yoshida, T., Chiba, S., & Fujikura, K. (2021). Massive occurrence of benthic plastic debris at the abyssal seafloor beneath the Kuroshio Extension, the North West Pacific. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 166, 112188.
284	Kuroda, M., Uchida, K., Tokai, T., Miyamoto, Y., Mukai, T., Imai, K., Shimizu, K., Yagi, M., Yamanaka, Y., & Mituhashi, T. (2020). The current state of marine debris on the seafloor in offshore area around Japan. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 161, 111670.
285	Lewy, P., Nielsen, J. R., & Hovgård, H. (2004). Survey gear calibration independent of spatial fish distribution. <i>Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences</i> , 61(4), 636–647.
286	Kako, S., Morita, S., & Taneda, T. (2020). Estimation of plastic marine debris volumes on beaches using unmanned aerial vehicles and image processing based on deep learning. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 155, 111127.
287	Hidaka, M., Matsuoka, D., Sugiyama, D., Murakami, K., & Kako, S. (2022). Pixel-level image classification for detecting beach litter using a deep learning approach. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 175, 113371.

288	環境研究総合推進費（S-19-3（サブテーマ3））「河川および海岸からのプラスチックごみ流出量の評価」二瓶 泰雄（東京理科大学）, 2021～2025 年度
289	環境研究総合推進費（SII-10-1）「海底プラスチックごみの実態把握および回収効率の推定に係る手法・技術の開発」東海 正（東京海洋大学）, 2023～2025 年度
290	環境研究総合推進費（1-2304）「AI とリモートセンシングがつなぐ街から海岸までの包括的プラスチックごみ観測網の構築」加古 真一郎（鹿児島大学）, 2023～2025 年度
291	科学研究費助成事業（23KJ1384）「観測データと地球統計学的手法を用いた海洋プラスチックの高精度空間モデリング」村岡 俊季（京都大学）, 2023～2025 年度
292	科学研究費助成事業（22K13248）「瀬戸内地域の海岸における海洋プラスチックの集積特性に対する地理学研究」芝田 篤紀（奈良大学）, 2022～2025 年度
293	吉田拓司, 藤山朋樹, 片岡智哉, 緒方陸, & 二瓶泰雄. (2021). IP カメラ連続観測と画像解析手法に基づく複数出水時の河川人工系ごみ輸送特性の比較. 土木学会論文集 B1（水工学）, 77(2), I_1003-I_1008.
294	Cheshire, A.C., Adler, E., Barbière, J., Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jetric, L., Jung, R.T., Kinsey, S., Kusui, E.T., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M.A., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B., & Westphalen, G. (2009). UNEP/IOC guidelines on survey and monitoring of marine litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 186, IOC Technical Series No. 83, 120 p.
295	Blettler, M. C. M., Ulla, M. A., Rabuffetti, A. P., & Garello, N. (2017). Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. Environmental Monitoring and Assessment, 189(11), 581.
296	Nihei, Y., Ota, H., Tanaka, M., Kataoka, T., & Kashiwada, J. (2024). Comparison of concentration, shape, and polymer composition between microplastics and mesoplastics in Japanese river waters. Water Research, 249, 120979.
297	Everaert, G., van Cauwenberghe, L., de Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegehuchte, M., & Janssen, C. R. (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. Environmental Pollution, 242, 1930–1938.
298	Lavers, J. L., & Bond, A. L. (2017). Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. Proceedings of the National Academy of Sciences, 114(23), 6052–6055.
299	Barnes, D. K. A., Morley, S. A., Bell, J., Brewin, P., Brigden, K., Collins, M., Glass, T., Goodall-Copestake, W. P., Henry, L., Laptikhovsky, V., Piechaud, N., Richardson, A., Rose, P., Sands, C. J., Schofield, A., Shreeve, R., Small, A., Stamford, T., & Taylor, B. (2018). Marine plastics threaten giant Atlantic Marine Protected Areas. Current Biology, 28(19), R1137–R1138.
300	Cózar, A., Martí, E., Duarte, C. M., García-de-Lomas, J., van Sebille, E., Ballatore, T. J., Eguíluz, V. M., González-Gordillo, J. I., Pedrotti, M. L., Echevarría, F., Troublè, R., & Irigoien, X. (2017). The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the Thermohaline Circulation. Science Advances, 3(4).
301	Lacerda, A. L. d. F., Rodrigues, L. dos S., van Sebille, E., Rodrigues, F. L., Ribeiro, L., Secchi, E. R., Kessler, F., & Proietti, M. C. (2019). Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. Scientific Reports, 9(1), 3977.
302	Fan, W., Salmond, J. A., Dirks, K. N., Cabedo Sanz, P., Miskelly, G. M., & Rindelaub, J. D. (2022). Evidence and Mass Quantification of Atmospheric Microplastics in a Coastal New Zealand City. Environmental Science & Technology, 56(24), 17556–17568.

303	Allen, D., Allen, S., Abbasi, S., Baker, A., Bergmann, M., Brahney, J., Butler, T., Duce, R. A., Eckhardt, S., Evangeliou, N., Jickells, T., Kanakidou, M., Kershaw, P., Laj, P., Levermore, J., Li, D., Liss, P., Liu, K., Mahowald, N., ... Wright, S. (2022). Microplastics and nanoplastics in the marine-atmosphere environment. <i>Nature Reviews Earth & Environment</i> , 3(6), 393–405.
304	Allen, S., Allen, D., Moss, K., le Roux, G., Phoenix, V. R., & Sonke, J. E. (2020). Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. <i>PLOS ONE</i> , 15(5), e0232746.
305	Persson, L., Carney Almroth, B. M., Collins, C. D., Cornell, S., de Wit, C. A., Diamond, M. L., Fantke, P., Hassellöv, M., MacLeod, M., Ryberg, M. W., Søgaard Jørgensen, P., Villarrubia-Gómez, P., Wang, Z., & Hauschild, M. Z. (2022). Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. <i>Environmental Science & Technology</i> , 56(3), 1510–1521.
306	Arp, H. P. H., Kühnel, D., Rummel, C., MacLeod, M., Potthoff, A., Reichelt, S., Rojo-Nieto, E., Schmitt-Jansen, M., Sonnenberg, J., Toorman, E., & Jahnke, A. (2021). Weathering Plastics as a Planetary Boundary Threat: Exposure, Fate, and Hazards. <i>Environmental Science & Technology</i> , 55(11), 7246–7255.
307	GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: Part Two of a Global Assessment (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., Eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220p; 2016.
308	National Academies of Sciences, Engineering and Medicine.(2022) Reckoning with the U.S. Role in Global Ocean Plastic Waste. The National Academies Press.
309	Morales-Caselles, C., Viejo, J., Martí, E., González-Fernández, D., Pragnell-Raasch, H., González-Gordillo, J. I., Montero, E., Arroyo, G. M., Hanke, G., Salvo, V. S., Basurko, O. C., Mallos, N., Lebreton, L., Echevarría, F., van Emmerik, T., Duarte, C. M., Gálvez, J. A., van Sebille, E., Galgani, F., ... Cózar, A. (2021). An inshore–offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. <i>Nature Sustainability</i> , 4(6), 484–493.
310	Ikenoue, T., Nakajima, R., Mishra, P., Ramasamy, E. V., Fujiwara, A., Nishino, S., Murata, A., Watanabe, E., & Itoh, M. (2023). Floating microplastic inventories in the southern Beaufort Sea, Arctic Ocean. <i>Frontiers in Marine Science</i> , 10.
311	Xu, H., Nakano, H., Tokai, T., Miyazaki, T., Hamada, H., & Arakawa, H. (2022). Contamination of sea surface water offshore the Tokai region and Tokyo Bay in Japan by small microplastics. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 185, 114245.
312	Nakano, H., Alfonso, M. B., Jandang, S., Phinchane, N., Chavanich, S., Viyakarn, V., & Isobe, A. (2024). Influence of monsoon seasonality and tidal cycle on microplastics presence and distribution in the Upper Gulf of Thailand. <i>Science of The Total Environment</i> , 920, 170787.
313	科学研究費助成事業 (22H03718) 「海洋マイクロプラスチックの劣化の時空間的動態の解明」 荒川 久幸 (東京海洋大学) , 2022～2024 年度
314	Zhao, S., Mincer, T. J., Lebreton, L., & Egger, M. (2023). Pelagic microplastics in the North Pacific Subtropical Gyre: A prevalent anthropogenic component of the particulate organic carbon pool. <i>PNAS Nexus</i> , 2(3).
315	Hinata, H., Kuwae, M., Tsugeki, N., Masumoto, I., Tani, Y., Hatada, Y., Kawamata, H., Mase, A., Kasamo, K., Sukenaga, K., & Suzuki, Y. (2023). A 75-year history of microplastic fragment accumulation rates in a semi-enclosed hypoxic basin. <i>Science of The Total Environment</i> , 854, 158751.

316	Tsuchiya, M., Kitahashi, T., Nakajima, R., Oguri, K., Kawamura, K., Nakamura, A., Nakano, K., Maeda, Y., Murayama, M., Chiba, S., & Fujikura, K. (2024). Distribution of microplastics in bathyal- to hadal-depth sediments and transport process along the deep-sea canyon and the Kuroshio Extension in the Northwest Pacific. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 199, 115466.
317	IAEA. (2022). Optimizing Nuclear Techniques to Assess Microplastic Pollution in Coastal Areas.
318	Nava, V., Chandra, S., Aherne, J., Alfonso, M. B., Antão-Geraldes, A. M., Attermeyer, K., Bao, R., Bartrons, M., Berger, S. A., Biernaczyk, M., Bissen, R., Brookes, J. D., Brown, D., Cañedo-Argüelles, M., Canle, M., Capelli, C., Carballeira, R., Cereijo, J. L., Chawchai, S., ... Leoni, B. (2023). Plastic debris in lakes and reservoirs. <i>Nature</i> , 619(7969), 317–322.
319	Kataoka, T., Nihei, Y., Kudou, K., & Hinata, H. (2019). Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. <i>Environmental Pollution</i> , 244, 958–965.
320	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, U.S.A. <i>Environmental Science & Technology</i> , 48(24), 14195–14202.
321	Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., MacNaughtan, W., & Gomes, R. L. (2020). Freshwater microplastic concentrations vary through both space and time. <i>Environmental Pollution</i> , 263, 114481.
322	Sugiura, M., Takada, H., Takada, N., Mizukawa, K., Tsuyuki, S., & Furumai, H. (2021). Microplastics in urban wastewater and estuarine water: Importance of street runoff. <i>Environmental Monitoring and Contaminants Research</i> , 1, 54–65.
323	Xia, W., Rao, Q., Deng, X., Chen, J., & Xie, P. (2020). Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. <i>Science of The Total Environment</i> , 732, 139065.
324	Wang, W., Ndungu, A. W., Li, Z., & Wang, J. (2017). Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. <i>Science of The Total Environment</i> , 575, 1369–1374.
325	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. <i>Environmental Pollution</i> , 235, 899–906.
326	Hurley, R., Woodward, J., & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. <i>Nature Geoscience</i> , 11(4), 251–257.
327	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. <i>Water Research</i> , 147, 382–392.
328	Lo, H.-S., Xu, X., Wong, C.-Y., & Cheung, S.-G. (2018). Comparisons of microplastic pollution between mudflats and sandy beaches in Hong Kong. <i>Environmental Pollution</i> , 236, 208–217.
329	Watkins, L., McGrattan, S., Sullivan, P. J., & Walter, M. T. (2019). The effect of dams on river transport of microplastic pollution. <i>Science of The Total Environment</i> , 664, 834–840.
330	Cui, J., Zhang, Y., Yang, F., Chang, Y., Du, K., Chan, A., & Yao, D. (2020). Seasonal fluxes and sources apportionment of dissolved inorganic nitrogen wet deposition at different land-use sites in the Three Gorges reservoir area. <i>Ecotoxicology and Environmental Safety</i> , 193, 110344.
331	Zhang, Y., Cao, Y., Tang, Y., Ying, Q., Hopke, P. K., Zeng, Y., Xu, X., Xia, Z., & Qiao, X. (2020). Wet deposition of sulfur and nitrogen at Mt. Emei in the West China Rain Zone, southwestern China: Status, inter-annual changes, and sources. <i>Science of The Total Environment</i> , 713, 136676.
332	Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., Lancelot, C., & Likens, G. E. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. <i>Science</i> , 323(5917), 1014–1015.

333	Lee, J. H., Bang, K. W., Ketchum, L. H., Choe, J. S., & Yu, M. J. (2002). First flush analysis of urban storm runoff. <i>Science of The Total Environment</i> , 293(1–3), 163–175.
334	Singh, N., Mondal, A., Abhinav, G., Nagamani, P., & Darbha, G. K. (2023). Microplastics in Indian Brackish Water Lagoon: Occurrence and Distribution in the Chilika Lake. <i>Water, Air, & Soil Pollution</i> , 234(10), 614.
335	Yutaka Kameda, Naofumi Yamada, Emiko Fujita (2021), Source- and polymer-specific size distributions of fine microplastics in surface water in an urban river, <i>Environmental Pollution</i> , 284
336	Yehao Wang, Haruka Nakano, Haodong Xu, Hisayuki Arakawa (2021), Contamination of seabed sediments in Tokyo Bay by small microplastic particles, <i>Estuarine, Coastal and Shelf Science</i> , 261
337	科学研究費助成事業 (23K11451) 「河口域はマイクロプラスチック汚染の hotspot か, そして sink もしくは source か?」 池島 耕 (高知大学), 2023~2025 年度
338	科学研究費助成事業 (22KJ1156) 「市街地由来マイクロプラスチックの除去に係る雨水流出抑制施設の性能評価および機構解明」 山本 可那子 (東京大学), 2022~2024 年度
339	科学研究費助成事業 (22K04377) 「インドネシアを対象としたプラスチック類の河川からの流出量の実態調査」 井上 隆信 (豊橋技術科学大学), 2022~2024 年度
340	科学研究費助成事業 (21H01441) 「河川流域におけるプラスチック微細片の生成・流出機構の解明とモデル化」 片岡 智哉 (愛媛大学), 2021~2023 年度
341	科学研究費助成事業 (20KK0247) 「画像解析によるマングローブ水域におけるプラスチック汚染実態把握と生態系への影響評価」 古米 弘明 (中央大学), 2020~2023 年度
342	Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2020). Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. <i>Science of The Total Environment</i> , 733,
343	Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T., & Reemtsma, T. (2018). Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. <i>Water Research</i> , 139, 83–100.
344	Werbowski, L. M., Gilbreath, A. N., Munno, K., Zhu, X., Grbic, J., Wu, T., Sutton, R., Sedlak, M. D., Deshpande, A. D., & Rochman, C. M. (2021). Urban Stormwater Runoff: A Major Pathway for Anthropogenic Particles, Black Rubbery Fragments, and Other Types of Microplastics to Urban Receiving Waters. <i>ACS ES&T Water</i> , 1(6), 1420–1428.
345	Luo, Z., Zhou, X., Su, Y., Wang, H., Yu, R., Zhou, S., Xu, E. G., & Xing, B. (2021). Environmental occurrence, fate, impact, and potential solution of tire microplastics: Similarities and differences with tire wear particles. <i>Science of The Total Environment</i> , 795, 148902.
346	萩野浩之. (2023). 自動車交通に由来するブレーキ摩耗粒子, タイヤ摩耗粒子, 道路摩耗粒子の大気中マイクロプラスチック研究の現状と課題. <i>エアロゾル研究</i> , 38(3), 160–172.
347	Morioka, T., Tanaka, S., Yamada, Y., Yukioka, S., & Aiba, F. (2023). Quantification of microplastic by particle size down to 1.1 μm in surface road dust in an urban city, Japan. <i>Environmental Pollution</i> , 334, 122198.
348	環境研究総合推進費 (1FS-2001) 「海洋プラスチック問題解決に資するプラスチック資源循環システム構築調査研究」 吉岡 敏明 (東北大学), 2020 年度

349	Chen, H., Jia, Q., Zhao, X., Li, L., Nie, Y., Liu, H., & Ye, J. (2020). The occurrence of microplastics in water bodies in urban agglomerations: Impacts of drainage system overflow in wet weather, catchment land-uses, and environmental management practices. <i>Water Research</i> , 183, 116073.
350	秋田陽子, 後藤純子, & 東海正. (2023). 洗濯機付属糸くずフィルターがマイクロプラスチックファイバーの流出を削減する効果. <i>繊維製品消費科学</i> , 64(3), 197–206..
351	Kaliszewicz, A., Winczek, M., Karaban, K., Kurzydłowski, D., Górka, M., Koselak, W., & Romanowski, J. (2020). The contamination of inland waters by microplastic fibres under different anthropogenic pressure: Preliminary study in Central Europe (Poland). <i>Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy</i> , 38(11), 1231–1238.
352	科学研究費助成事業（21K05786）「環境中に放出された人工芝構成プラスチックおよびゴムの水生動物への影響」 小林 牧人（国際基督教大学）, 2021～2023 年度
353	Wright, S. L., Ulke, J., Font, A., Chan, K. L. A., & Kelly, F. J. (2020). Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. <i>Environment International</i> , 136, 105411.
354	Amato-Lourenço, L. F., dos Santos Galvão, L., de Weger, L. A., Hiemstra, P. S., Vijver, M. G., & Mauad, T. (2020). An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health? <i>Science of The Total Environment</i> , 749, 141676.
355	Sridharan, S., Kumar, M., Singh, L., Bolan, N. S., & Saha, M. (2021). Microplastics as an emerging source of particulate air pollution: A critical review. <i>Journal of Hazardous Materials</i> , 418, 126245.
356	Chen, G., Feng, Q., & Wang, J. (2020). Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. <i>Science of The Total Environment</i> , 703, 135504.
357	Enyoh, C. E., Verla, A. W., Verla, E. N., Ibe, F. C., & Amaobi, C. E. (2019). Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks. <i>Environmental Monitoring and Assessment</i> , 191(11), 668.
358	Carney Almroth, B. M., Åström, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., & Persson, N.-K. (2018). Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 25(2), 1191–1199.
359	OECD (2021), Policies to Reduce Microplastics Pollution in Water: Focus on Textiles and Tyres, OECD Publishing, Paris.
360	Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., & Kutralam-Muniasamy, G. (2021). Current trends and analytical methods for evaluation of microplastics in stormwater. <i>Trends in Environmental Analytical Chemistry</i> , 30, e00123.
361	Brahney, J., Mahowald, N., Prank, M., Cornwell, G., Klimont, Z., Matsui, H., & Prather, K. A. (2021). Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> , 118(16).
362	Yao, X., Luo, X.-S., Fan, J., Zhang, T., Li, H., & Wei, Y. (2022). Ecological and human health risks of atmospheric microplastics (MPs): a review. <i>Environmental Science: Atmospheres</i> , 2(5), 921–942.
363	大河内博, 速水洋, 竹内政樹, 反町篤行, 藤井佑介, 梶野瑞生, 足立光司, 石原康宏, & 岩本洋子. (2023). 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（AMΦプロジェクト）. <i>大気環境学会誌</i> , 58(5), A150.
364	勝見尚也, & 大河内博. (2023). 農用地土壌のマイクロプラスチック—発生源および分析手法—. <i>エアロゾル研究</i> , 38(3), 173–180.
365	科学研究費助成事業（23K11468）「粒子状物質のトレーサー成分を活用した大気中マイクロプラスチックの実態解明」佐々木 博行（一般財団法人日本環境衛生センターアジア大気汚染研究センター）, 2023～2025 年度

366	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. <i>Science of The Total Environment</i> , 671, 411–420.
367	Zhou, J., Wen, Y., Marshall, M. R., Zhao, J., Gui, H., Yang, Y., Zeng, Z., Jones, D. L., & Zang, H. (2021). Microplastics as an emerging threat to plant and soil health in agroecosystems. <i>Science of The Total Environment</i> , 787, 147444.
368	Chia, R. W., Lee, J.-Y., Jang, J., Kim, H., & Kwon, K. D. (2022). Soil health and microplastics: a review of the impacts of microplastic contamination on soil properties. <i>Journal of Soils and Sediments</i> , 22(10), 2690–2705.
369	Gao, H., Liu, Q., Yan, C., Mancl, K., Gong, D., He, J., & Mei, X. (2022). Macro-and/or microplastics as an emerging threat effect crop growth and soil health. <i>Resources, Conservation and Recycling</i> , 186, 106549..
370	Zhang, L., Xie, Y., Liu, J., Zhong, S., Qian, Y., & Gao, P. (2020). An Overlooked Entry Pathway of Microplastics into Agricultural Soils from Application of Sludge-Based Fertilizers. <i>Environmental Science & Technology</i> , 54(7), 4248–4255.
371	FAO. (2021). Assessment of agricultural plastics and their sustainability – A call for action. Rome.
372	Singh, N., Abdullah, M. M., Ma, X., & Sharma, V. K. (2023). Microplastics and nanoplastics in the soil-plant nexus: Sources, uptake, and toxicity. <i>Critical Reviews in Environmental Science and Technology</i> , 53(18), 1613–1642.
373	Katsumi, N., Nagao, S., & Okochi, H. (2022). Addition of polyvinyl pyrrolidone during density separation with sodium iodide solution improves recovery rate of small microplastics (20–150 µm) from soils and sediments. <i>Chemosphere</i> , 307, 135730.
374	環境研究総合推進費（1RF-2001）「農耕地におけるマイクロプラスチックの発生と海域への移行に関する研究」勝見 尚也（石川県立大学）, 2020～2021 年度
375	Nihei, Y., Yoshida, T., Kataoka, T., & Ogata, R. (2020). High-Resolution Mapping of Japanese Microplastic and Macroplastic Emissions from the Land into the Sea. <i>Water</i> , 12(4), 951.
376	Katsumi, N., Kusube, T., Nagao, S., & Okochi, H. (2020). The role of coated fertilizer used in paddy fields as a source of microplastics in the marine environment. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 161, 111727.
377	Katsumi, N., Kusube, T., Nagao, S., & Okochi, H. (2021a). Accumulation of microcapsules derived from coated fertilizer in paddy fields. <i>Chemosphere</i> , 267, 129185.
378	Katsumi, N., Kusube, T., Nagao, S., & Okochi, H. (2021b). The input–output balance of microplastics derived from coated fertilizer in paddy fields and the timing of their discharge during the irrigation season. <i>Chemosphere</i> , 279, 130574.
379	環境研究総合推進費（1MF-2302）「農用地における被覆肥料由来マイクロプラスチックの排出実態の全容解明」勝見 尚也（石川県立大学）, 2023～2025 年度
380	Huang, J., Chen, H., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., & Gao, B. (2021). Microplastic pollution in soils and groundwater: Characteristics, analytical methods and impacts. <i>Chemical Engineering Journal</i> , 425, 131870.
381	Zhou, Y., Liu, X., & Wang, J. (2019). Characterization of microplastics and the association of heavy metals with microplastics in suburban soil of central China. <i>Science of The Total Environment</i> , 694, 133798.
382	Scheurer, M., & Bigalke, M. (2018). Microplastics in Swiss Floodplain Soils. <i>Environmental Science & Technology</i> , 52(6), 3591–3598.
383	Rillig, M. C., & Lehmann, A. (2020). Microplastic in terrestrial ecosystems. <i>Science</i> , 368(6498), 1430–1431.
384	Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B.-J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. <i>Water Research</i> , 152, 21–37.

385	Iyare, P. U., Ouki, S. K., & Bond, T. (2020). Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review. <i>Environmental Science: Water Research & Technology</i> , 6(10), 2664–2675.
386	Lofty, J., Muhawenimana, V., Wilson, C. A. M. E., & Ouro, P. (2022). Microplastics removal from a primary settler tank in a wastewater treatment plant and estimations of contamination onto European agricultural land via sewage sludge recycling. <i>Environmental Pollution</i> , 304, 119198.
387	Rolsky, C., Kelkar, V., Driver, E., & Halden, R. U. (2020). Municipal sewage sludge as a source of microplastics in the environment. <i>Current Opinion in Environmental Science & Health</i> , 14, 16–22.
388	Hatinoğlu, M. D., & Sanin, F. D. (2021). Sewage sludge as a source of microplastics in the environment: A review of occurrence and fate during sludge treatment. <i>Journal of Environmental Management</i> , 295, 113028.
389	Weber, C. J., Santowski, A., & Chiffard, P. (2022). Investigating the dispersal of macro- and microplastics on agricultural fields 30 years after sewage sludge application. <i>Scientific Reports</i> , 12(1), 6401.
390	Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? <i>Environmental Science & Technology</i> , 50(20), 10777–10779.
391	Zhang, D., Ng, E. L., Hu, W., Wang, H., Galaviz, P., Yang, H., Sun, W., Li, C., Ma, X., Fu, B., Zhao, P., Zhang, F., Jin, S., Zhou, M., Du, L., Peng, C., Zhang, X., Xu, Z., Xi, B., ... Liu, H. (2020). Plastic pollution in croplands threatens long-term food security. <i>Global Change Biology</i> , 26(6), 3356–3367.
392	Wang, J., Lv, S., Zhang, M., Chen, G., Zhu, T., Zhang, S., Teng, Y., Christie, P., & Luo, Y. (2016). Effects of plastic film residues on occurrence of phthalates and microbial activity in soils. <i>Chemosphere</i> , 151, 171–177.
393	Rillig, M. C. (2020). Plastic and plants. <i>Nature Sustainability</i> , 3(11), 887–888.
394	Lebreton, L., & Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. <i>Palgrave Communications</i> , 5(1), 6.
395	Sherman, P., & van Seville, E. (2016). Modeling marine surface microplastic transport to assess optimal removal locations. <i>Environmental Research Letters</i> , 11(1), 014006.
396	Wanner, P. (2021). Plastic in agricultural soils – A global risk for groundwater systems and drinking water supplies? – A review. <i>Chemosphere</i> , 264, 128453.
397	Jeong, E., Kim, Y.-I., Lee, J.-Y., & Raza, M. (2023). Microplastic contamination in groundwater of rural area, eastern part of Korea. <i>Science of The Total Environment</i> , 895, 165006.
398	Gündoğdu, S., Mihai, F.-C., Fischer, E. K., Blettler, M. C. M., Turgay, O. C., Akça, M. O., Aydoğan, B., & Ayat, B. (2023). Micro and nano plastics in groundwater systems: A review of current knowledge and future perspectives. <i>TrAC Trends in Analytical Chemistry</i> , 165, 117119.
399	Alvarado-Zambrano, D., Rivera-Hernández, J.R. & Green-Ruiz, C. First insight into microplastic groundwater pollution in Latin America: the case of a coastal aquifer in Northwest Mexico. <i>Environ Sci Pollut Res</i> 30, 73600–73611 (2023).
400	Kim, Y.-I., Jeong, E., Lee, J.-Y., Chia, R. W., & Raza, M. (2023). Microplastic contamination in groundwater on a volcanic Jeju Island of Korea. <i>Environmental Research</i> , 226, 115682.

401	Shu, X., Xu, L., Yang, M., Qin, Z., Zhang, Q., & Zhang, L. (2023). Spatial distribution characteristics and migration of microplastics in surface water, groundwater and sediment in karst areas: The case of Yulong River in Guilin, Southwest China. <i>Science of The Total Environment</i> , 868, 161578.
402	Natsu Sunaga, Hiroshi Okochi, Yasuhiro Niida, Akane Miyazaki (2024) Alkaline extraction yields a higher number of microplastics in forest canopy leaves: implication for microplastic storage, <i>Environmental Chemistry Letters</i>
403	https://www.env.go.jp/content/000170502.pdf
404	Tokai, T., Uchida, K., Kuroda, M., & Isobe, A. (2021). Mesh selectivity of neuston nets for microplastics. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 165, 112111.
405	Uchida, Mao Kuroda, Tadashi Tokai (2022) Comparison of Microplastic Sampling Performance between a Neuston Net and a Manta Net. <i>Fisheries Engineering</i> 59, 19-26.
406	環境研究総合推進費（SII-2-3）「海洋プラスチックごみのモニタリング・計測手法等の高度化」東海 正（東京海洋大学）, 2018~2021 年度
407	Takahashi, T., Liu, Z., Thevar, T., Burns, N., Mahajan, S., Lindsay, D., Watson, J., & Thornton, B. (2020). Identification of microplastics in a large water volume by integrated holography and Raman spectroscopy. <i>Applied Optics</i> , 59(17), 5073.
408	Kitahashi, T., Nakajima, R., Nomaki, H., Tsuchiya, M., Yabuki, A., Yamaguchi, S., Zhu, C., Kanaya, Y., Lindsay, D. J., Chiba, S., & Fujikura, K. (2021). Development of robust models for rapid classification of microplastic polymer types based on near infrared hyperspectral images. <i>Analytical Methods</i> , 13(19), 2215–2222.
409	Zhu, C., Kanaya, Y., Nakajima, R., Tsuchiya, M., Nomaki, H., Kitahashi, T., & Fujikura, K. (2020). Characterization of microplastics on filter substrates based on hyperspectral imaging: Laboratory assessments. <i>Environmental Pollution</i> , 263, 114296.
410	Kononov, A., Hishida, M., Suzuki, K., & Harada, N. (2022). Microplastic Extraction from Agricultural Soils Using Canola Oil and Unsaturated Sodium Chloride Solution and Evaluation by Incineration Method. <i>Soil Systems</i> , 6(2), 54.
411	環境研究総合推進費（1-2103）「顕微ラマン光度計を用いた海洋マイクロプラスチックの連続計測システムの開発」荒川 久幸（東京海洋大学）, 2021~2023 年度
412	Law, K. L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., & Reddy, C. M. (2010). Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. <i>Science</i> , 329(5996), 1185–1188.
413	Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á. T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M. L., & Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> , 111(28), 10239–10244..
414	Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. <i>PLoS ONE</i> , 9(12), e111913.
415	Kooi, M., Nes, E. H. van, Scheffer, M., & Koelmans, A. A. (2017). Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. <i>Environmental Science & Technology</i> , 51(14), 7963–7971.
416	Tibbetts, J., Krause, S., Lynch, I., & Sambrook Smith, G. (2018). Abundance, Distribution, and Drivers of Microplastic Contamination in Urban River Environments. <i>Water</i> , 10(11), 1597.

417	Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., & Schmitt-Jansen, M. (2017). Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment. <i>Environmental Science & Technology Letters</i> , 4(7), 258–267.
418	Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M., Lambert, C., Huvet, A., Raffray, J., & Soudant, P. (2015). Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. <i>Marine Chemistry</i> , 175, 39–46.
419	Cole, M., Lindeque, P. K., Fileman, E., Clark, J., Lewis, C., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2016). Microplastics Alter the Properties and Sinking Rates of Zooplankton Faecal Pellets. <i>Environmental Science & Technology</i> , 50(6), 3239–3246.
420	Bergmann, M., Wirzberger, V., Krumpen, T., Lorenz, C., Primpke, S., Tekman, M. B., & Gerdt, G. (2017). High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. <i>Environmental Science & Technology</i> , 51(19), 11000–11010.
421	Woodall, L. 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. <i>Royal Society Open Science</i> , 1(4), 140317..
422	Canals, M., Pham, C. K., Bergmann, M., Gutow, L., Hanke, G., van Sebille, E., Angiolillo, M., Buhl-Mortensen, L., Cau, A., Ioakeimidis, C., Kammann, U., Lundsten, L., Papatheodorou, G., Purser, A., Sanchez-Vidal, A., Schulz, M., Vinci, M., Chiba, S., Galgani, F., ... Giorgetti, A. (2021). The quest for seafloor macrolitter: a critical review of background knowledge, current methods and future prospects. <i>Environmental Research Letters</i> , 16(2), 023001.
423	Choy, C. A., Robison, B. H., Gagne, T. O., Erwin, B., Firl, E., Halden, R. U., Hamilton, J. A., Katija, K., Lisin, S. E., Rolsky, C., & S. Van Houtan, K. (2019). The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. <i>Scientific Reports</i> , 9(1), 7843.
424	Isobe, A., Azuma, T., Cordova, M. R., Cózar, A., Galgani, F., Hagita, R., Kanhai, L. D., Imai, K., Iwasaki, S., Kako, S., Kozlovskii, N., Lusher, A. L., Mason, S. A., Michida, Y., Mituhasi, T., Morii, Y., Mukai, T., Popova, A., Shimizu, K., ... Zhang, W. (2021). A multilevel dataset of microplastic abundance in the world's upper ocean and the Laurentian Great Lakes. <i>Microplastics and Nanoplastics</i> , 1(1), 16.
425	Isobe, A., & Iwasaki, S. (2022). The fate of missing ocean plastics: Are they just a marine environmental problem? <i>Science of The Total Environment</i> , 825, 153935.
426	Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., & Tokai, T. (2019). Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. <i>Nature Communications</i> , 10(1), 417.
427	Fischer, Reint, et al. (2021) "Modeling submerged biofouled microplastics and their vertical trajectories." <i>Bio geosciences Discussions</i> 2021: 1-29.
428	Yoshitake, M., Isobe, A., Song, Y. K., & Shim, W. J. (2023). A Numerical Model Approach Toward a Settling Process and Feedback Loop of Ocean Microplastics Absorbed Into Phytoplankton Aggregates. <i>Journal of Geophysical Research: Oceans</i> , 128(5).
429	Kataoka, T., & Nihei, Y. (2020). Quantification of floating riverine macro-debris transport using an image processing approach. <i>Scientific Reports</i> , 10(1), 2198.
430	Nakayama, T., & Osako, M. (2023). The flux and fate of plastic in the world's major rivers: Modelling spatial and temporal variability. <i>Global and Planetary Change</i> , 221, 104037.

431	Nakayama T. (2024). Development of Process-based NICE Model and Simulation of Ecosystem Dynamics in the Catchment of East Asia (Part VII), vol 30, ISSN 1341-4356,
432	科学研究費助成事業（21H05058）「微細マイクロプラスチックの動態を含む海洋プラスチック循環の包括的解明」磯辺 篤彦（九州大学），2021～2025 年度
433	科学研究費助成事業（23KJ0496）「長期時系列試料解析に基づく浮遊海洋プラスチックゴミの微細化過程および分布変遷の解明」宮園 健太郎（東京大学），2023～2024 年度
434	OECD (2022), Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options, OECD Publishing, Paris
435	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. <i>Science</i> , 347(6223), 768–771.
436	Lebreton, L. C. M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. <i>Nature Communications</i> , 8(1), 15611.
437	Meijer, L. J. J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L. (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. <i>Science Advances</i> , 7(18).
438	Schmidt, C., Krauth, T., & Wagner, S. (2017). Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. <i>Environmental Science & Technology</i> , 51(21), 12246–12253..
439	Nakajima, R., Miyama, T., Kitahashi, T., Isobe, N., Nagano, Y., Ikuta, T., Oguri, K., Tsuchiya, M., Yoshida, T., Aoki, K., Maeda, Y., Kawamura, K., Suzukawa, M., Yamauchi, T., Ritchie, H., Fujikura, K., & Yabuki, A. (2022). Plastic After an Extreme Storm: The Typhoon-Induced Response of Micro- and Mesoplastics in Coastal Waters. <i>Frontiers in Marine Science</i> , 8.
440	藤原義弘, 高橋幸愛, 河西なつみ, 笠谷貴史, 山北剛久, 土田真二, 河戸勝, 北里洋, & 藤倉克則. (2018). 宮城県沖合底びき網漁業漁場清掃事業による瓦礫回収資料に基づく海底瓦礫の経年変化と分布. <i>日本水産学会誌</i> , 84(5), 885–888.
441	環境研究総合推進費（S-19-3）「陸域からの排出インベントリ作成と流出抑制技術開発」藤原 拓（京都大学），2021～2025 年度
442	環境研究総合推進費（S-19-2）「プラスチック資源循環・排出抑制のための社会システム・経済学的研究」大迫 政浩（(国研)国立環境研究所），2021～2025 年度
443	GESAMP- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment (Part 1) GESAMP Reports & Studies No.90.
444	Science Advice for Policy by European Academies (2019). A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society.
445	United Nations Environment Programme (2021) From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution.
446	Charles D, Kimman L, Saran N. (2021). The Plastic Waste Makers Index. Minderoo Foundation.
447	Forrest, A., Giacobazzi, L., Dunlop, S., Reisser, J., Tickler, D., Jamieson, A., & Meeuwig, J. J. (2019). Eliminating Plastic Pollution: How a Voluntary Contribution From Industry Will Drive the Circular Plastics Economy. <i>Frontiers in Marine Science</i> , 6.
448	Clarke, H. (2019). China's Tsunami of Waste [plastic waste]. <i>Engineering & Technology</i> , 14(3), 48–51.

449	Wang, C., Zhao, L., Lim, M. K., Chen, W.-Q., & Sutherland, J. W. (2020). Structure of the global plastic waste trade network and the impact of China's import Ban. <i>Resources, Conservation and Recycling</i> , 153, 104591.
450	Ryberg MW, Laurent A, Hauschild MZ. (2018). Mapping of Global Plastics Value Chain and Hotspots: With a Particular Focus on Marine Environment. United Nations Environment Programme (UNEP). Accessed October 7, 2022.
451	Macfadyen G, Huntington T, Cappell R. (2009). Abandoned, Lost or Otherwise Discarded Fishing Gear. United Nations Environment Programme and Food and Agriculture Organization of the United Nations.
452	Lebreton, L., Royer, S.-J., Peytavin, A., Strietman, W. J., Smeding-Zuurendonk, I., & Egger, M. (2022). Industrialised fishing nations largely contribute to floating plastic pollution in the North Pacific subtropical gyre. <i>Scientific Reports</i> , 12(1), 12666.
453	Karlsson, T. M., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B. C., Gipperth, L., & Hassellöv, M. (2018). The unaccountability case of plastic pellet pollution. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 129(1), 52–60.
454	Fidra. Nurdle map. The Great Nurdle Hunt: tackling worldwide pollution. Published 2022. Accessed November 9, 2022. https://www.nurdlehunt.org.uk/nurdle-finds.html .
455	Cole G, Sherrington C. (2016). Study to Quantify Pellet Emissions in the UK. Eunomia Research & Consulting; Accessed November 9, 2022. https://www.fidra.org.uk/download/quantifying-plastic-pellet-emissions-in-the-uk/ .
456	Turner, A. (2021). Paint particles in the marine environment: An overlooked component of microplastics. <i>Water Research X</i> , 12, 100110.
457	Gaylarde, C. C., Neto, J. A. B., & da Fonseca, E. M. (2021). Paint fragments as polluting microplastics: A brief review. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 162, 111847.
458	McAdams D, Angelskar T. Paint: the big source of ocean microplastics you didn't know about. World Economic Forum. Published September 7, 2022. Accessed October 27, 2022. https://www.weforum.org/agenda/2020/09/how-to-reduce-microplastics-from-paint/ .
459	Belzagui, F., Crespi, M., Álvarez, A., Gutiérrez-Bouzán, C., & Vilaseca, M. (2019). Microplastics' emissions: Microfibers' detachment from textile garments. <i>Environmental Pollution</i> , 248, 1028–1035.
460	Goehler, L. O., Moruzzi, R. B., Tomazini da Conceição, F., Júnior, A. A. C., Speranza, L. G., Busquets, R., & Campos, L. C. (2022). Relevance of tyre wear particles to the total content of microplastics transported by runoff in a high-imperviousness and intense vehicle traffic urban area. <i>Environmental Pollution</i> , 314, 120200.
461	Nawalage, N. S. K., & Bellanthudawa, B. K. A. (2022). Synthetic polymers in personal care and cosmetics products (PCCPs) as a source of microplastic (MP) pollution. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 182, 113927.
462	Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., & Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. <i>Environmental Pollution</i> , 221, 453–458.
463	Jiang, L., Chen, M., Huang, Y., Peng, J., Zhao, J., Chan, F., & Yu, X. (2022). Effects of different treatment processes in four municipal wastewater treatment plants on the transport and fate of microplastics. <i>Science of The Total Environment</i> , 831, 154946.
464	Miller, R. Z., Watts, A. J. R., Winslow, B. O., Galloway, T. S., & Barrows, A. P. W. (2017). Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 124(1), 245–251.
465	Liu, J., Yang, Y., Ding, J., Zhu, B., & Gao, W. (2019). Microfibers: a preliminary discussion on their definition and sources. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 26(28), 29497–29501.

466	Liu, J., Liang, J., Ding, J., Zhang, G., Zeng, X., Yang, Q., Zhu, B., & Gao, W. (2021). Microfiber pollution: an ongoing major environmental issue related to the sustainable development of textile and clothing industry. <i>Environment, Development and Sustainability</i> , 23(8), 11240–11256.
467	Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A., & Moloney, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. <i>Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences</i> , 364(1526), 1999–2012.
468	Boucher, J., & Friot, D. (2017). Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources. IUCN International Union for Conservation of Nature.
469	OSPAR Commission. CEMP Guidelines for Marine Monitoring and Assessment of Beach Litter. OSPAR Commission. 2020; 29.
470	McIlwraith, H. K., Lin, J., Erdle, L. M., Mallos, N., Diamond, M. L., & Rochman, C. M. (2019). Capturing microfibers – marketed technologies reduce microfiber emissions from washing machines. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 139, 40–45.
471	Sun, Q., Ren, S.-Y., & Ni, H.-G. (2020). Incidence of microplastics in personal care products: An appreciable part of plastic pollution. <i>Science of The Total Environment</i> , 742, 140218.
472	Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. <i>Water Research</i> , 91, 174–182.
473	Sutton R, Franz A, Gilbreath A, et al. (2019). Understanding Microplastic Levels, Pathways, and Transport in the San Francisco Bay Region. San Francisco Estuary Institute; 1–402. Accessed June 16, 2021. https://www.sfei.org/sites/default/files/biblio_files/Microplastic%20Levels%20in%20SF%20Bay%20-%20Final%20Report.pdf .
474	Fry, D. M., Fefer, S. I., & Sileo, L. (1987). Ingestion of plastic debris by Laysan Albatrosses and Wedge-tailed Shearwaters in the Hawaiian Islands. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 18(6), 339–343.
475	Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., & Moore, C. J. (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 60(12), 2275–2278.
476	Lusher, A. L., O'Donnell, C., Officer, R., & O'Connor, I. (2016). Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. <i>ICES Journal of Marine Science</i> , 73(4), 1214–1225.
477	de Vos, A., Aluwihare, L., Youngs, S., DiBenedetto, M. H., Ward, C. P., Michel, A. P. M., Colson, B. C., Mazzotta, M. G., Walsh, A. N., Nelson, R. K., Reddy, C. M., & James, B. D. (2022). The M/V X-Press Pearl Nurdle Spill: Contamination of Burnt Plastic and Unburnt Nurdles along Sri Lanka's Beaches. <i>ACS Environmental Au</i> , 2(2), 128–135.
478	Turner, A. (2019). Cadmium pigments in consumer products and their health risks. <i>Science of The Total Environment</i> , 657, 1409–1418.
479	Velis, C. A., & Cook, E. (2021). Mismanagement of Plastic Waste through Open Burning with Emphasis on the Global South: A Systematic Review of Risks to Occupational and Public Health. <i>Environmental Science & Technology</i> , 55(11), 7186–7207.
480	De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Pizarro-Ortega, C. I., & Santillán, L. (2021). New plastic formations in the Anthropocene. <i>Science of The Total Environment</i> , 754, 142216.
481	日本学術会議(2020), 提言「マイクロプラスチックによる水環境汚染の生態・健康影響研究の必要性とプラスチックのガバナンス」
482	環境研究総合推進費 (S-19) 「プラスチックの持続可能な資源循環と海洋流出制御に向けたシステム構築に関する総合的研究」 吉岡 敏明 (東北大学), 2021～2025 年度

483	科学研究費助成事業（22H03762）「プラスチック添加剤をトレーサーとしたマイクロプラスチック発生源解析システムの開発」中田 晴彦（熊本大学），2022～2024 年度
484	Gregory, M. R., & Andrady, A. L. (2003). Plastics in the Marine Environment. In <i>Plastics and the Environment</i> (pp. 379–401). Wiley.
485	Andrady, A. L., Hamid, H., & Torikai, A. (2011). Effects of solar UV and climate change on materials. <i>Photochemical & Photobiological Sciences</i> , 10(2), 292–300.
486	Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., Abu-Omar, M., Scott, S. L., & Suh, S. (2020). Degradation Rates of Plastics in the Environment. <i>ACS Sustainable Chemistry & Engineering</i> , 8(9), 3494–3511.
487	Amobonye, A., Bhagwat, P., Singh, S., & Pillai, S. (2021). Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes. <i>Science of The Total Environment</i> , 759, 143536.
488	Okubo, R., Yamamoto, A., Kurima, A., Sakabe, T., Ide, Y., & Isobe, A. (2023). Estimation of the age of polyethylene microplastics collected from oceans: Application to the western North Pacific Ocean. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 192, 114951.
489	M. Yoshitake et al., （2022）, A Numerical Model Approach Toward a Settling Process and Feedback Loop of Ocean Microplastics Absorbed Into Phytoplankton Aggregates.
490	Delphine Lobelle et al., （2020）, Global Modeled Sinking Characteristics of Biofouled Microplastic
491	Okubo, R., Yamamoto, A., Kurima, A., Sakabe, T., Ide, Y., & Isobe, A. (2023). Estimation of the age of polyethylene microplastics collected from oceans: Application to the western North Pacific Ocean. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 192, 114951.
492	Fan W et al., （2022）, Evidence and mass quantification of atmospheric microplastics in a coastal New Zealand city. <i>Environ Sci Technol</i> . 2022; 56(24): 17556–17568.
493	Allen, D., Allen, S., Abbasi, S., Baker, A., Bergmann, M., Brahney, J., Butler, T., Duce, R. A., Eckhardt, S., Evangeliou, N., Jickells, T., Kanakidou, M., Kershaw, P., Laj, P., Levermore, J., Li, D., Liss, P., Liu, K., Mahowald, N., ... Wright, S. (2022). Microplastics and nanoplastics in the marine-atmosphere environment. <i>Nature Reviews Earth & Environment</i> , 3(6), 393–405.
494	Allen, S., Allen, D., Moss, K., le Roux, G., Phoenix, V. R., & Sonke, J. E. (2020). Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. <i>PLOS ONE</i> , 15(5), e0232746.
495	環境研究総合推進費（SII-10-3）「海底プラスチックごみの摂食・付着による劣化等，海底における微細化の実態把握手法の構築」河村 知彦（東京大学），2023～2025 年度
496	環境研究総合推進費（1-2201）「長期時系列試料解析に基づく海洋マイクロプラスチック微細化・表層除去過程の解明」高橋 一生（東京大学），2022～2024 年度
497	環境研究総合推進費（1RF-2102）「海洋プラスチックの劣化・微細化試験法の作成と，含有化学物質による影響を含めた実態の解明」田中 厚資（(国研)国立環境研究所），2021～2023 年度
498	Bermúdez, J. R., & Swarzenski, P. W. (2021). A microplastic size classification scheme aligned with universal plankton survey methods. <i>MethodsX</i> , 8, 101516.
499	UNEP(2023) Turning off the Tap - How the world can end plastic pollution and create a circular economy
500	The Pew Charitable Trusts and Systemiq. (2020). Breaking the plastic wave: A comprehensive assessment of pathways towards stopping plastic pollution.

501	Braun, T., Ehrlich, L., Henrich, W., Koeppel, S., Lomako, I., Schwabl, P. et al. (2021). Detection of Microplastic in Human Placenta and Meconium in a Clinical Setting. <i>Pharmaceutics</i> 13(7), 921.
502	The Nordic Council of Ministers,(2023). Towards Ending Plastic Pollution by 2040 15 Global Policy Interventions for Systems Change.
503	OECD.(2023). Towards Eliminating Plastic Pollution by 2040: A Policy Scenario Analysis.
504	OECD (2022b), Global Plastics Outlook: Policy Scenarios to 2060, OECD Publishing, Paris,
505	Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G. H., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., de Frond, H., Gerber, L. R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M., & Rochman, C. M. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. <i>Science</i> , 369(6510), 1515–1518.
506	United Nations,(2019).UNEA resolutions: Marine litter and microplastics (1/6, 2/11, 3/7, 4/6)”
507	Ministry of Marine Affairs and Fisheries Republic of Indonesia, (2018). “Our ocean commitments”
508	European Commission, (2017). “Packaging and packaging waste”
509	Plastic Action Centre, (2018). “G7 ocean plastics charter”
510	UN Environment Programme, (2017). “The Clean Seas global campaign on marine litter”
511	The World Bank, (2019). “Data catalog: Population estimates and projections”
512	S. Kaza, L. C. Yao, P. Bhada-Tata, F. Van Woerden, (2018).“What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050” (World Bank)
513	Lehner, B., Verdin, K., & Jarvis, A. (2008). New Global Hydrography Derived From Spaceborne Elevation Data. <i>Eos, Transactions American Geophysical Union</i> , 89(10), 93–94.
514	L. J. J. Meijer, T. van Emmerik, L. Lebreton, C. Schmidt, R. van der Ent, Over 1000 rivers accountable for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. <i>EarthArXiv [Preprint]</i> 16 October 2019.
515	Brooks, A. L., Wang, S., & Jambeck, J. R. (2018). The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade. <i>Science Advances</i> , 4(6).
516	Nandy, B., Sharma, G., Garg, S., Kumari, S., George, T., Sunanda, Y., & Sinha, B. (2015). Recovery of consumer waste in India – A mass flow analysis for paper, plastic and glass and the contribution of households and the informal sector. <i>Resources, Conservation and Recycling</i> , 101, 167–181.
517	United Nations (2015) Probabilistic population projections based on the world population prospects: the 2015 revision. United Nations Department of Economic and Social Affairs.
518	IMF (2016) World Economic Outlook Database. International Monetary Fund.
519	OECD (2014) Economic outlook no 95. Long-term baseline projections. Organisation for Economic Co-operation and Development.
520	Hoornweg D and Bhada-Tata P (2012) What a waste: a global review of solid waste management. World Bank.

521	Lau, W. W. Y., Shiran, Y., Bailey, R. M., Cook, E., Stuchtey, M. R., Koskella, J., Velis, C. A., Godfrey, L., Boucher, J., Murphy, M. B., Thompson, R. C., Jankowska, E., Castillo Castillo, A., Pilditch, T. D., Dixon, B., Koerselman, L., Kosior, E., Favoino, E., Gutberlet, J., ... Palardy, J. E. (2020). Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. <i>Science</i> , 369(6510), 1455–1461.
522	van Emmerik, T., Loozen, M., van Oeveren, K., Buschman, F., & Prinsen, G. (2019). Riverine plastic emission from Jakarta into the ocean. <i>Environmental Research Letters</i> , 14(8), 084033.
523	DEFRA, (2013). “Defra EV0801 National compositional estimates for local authority collected waste and recycling in England, 2010/11”
524	Reyna-Bensusan, N., Wilson, D. C., Davy, P. M., Fuller, G. W., Fowler, G. D., & Smith, S. R. (2019). Experimental measurements of black carbon emission factors to estimate the global impact of uncontrolled burning of waste. <i>Atmospheric Environment</i> , 213, 629–639.
525	richardmbailey. (2020). richardmbailey/P2O: P2O v1.0.0 (v1.0.0). Zenodo.
526	DEFRA,(2018), “Single-use plastic carrier bags charge: data in England for 2016 to 2017”
527	Wyles, K. J., Pahl, S., Thomas, K., & Thompson, R. C. (2016). Factors That Can Undermine the Psychological Benefits of Coastal Environments. <i>Environment and Behavior</i> , 48(9), 1095–1126.
528	Boelee, E., Geerling, G., van der Zaan, B., Blauw, A., & Vethaak, A. D. (2019). Water and health: From environmental pressures to integrated responses. <i>Acta Tropica</i> , 193, 217–226.
529	Wilson, D. C., Rodic, L., Scheinberg, A., Velis, C. A., & Alabaster, G. (2012). Comparative analysis of solid waste management in 20 cities. <i>Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy</i> , 30(3), 237–254.
530	Zheng, J., & Suh, S. (2019). Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics. <i>Nature Climate Change</i> , 9(5), 374–378.
531	European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, De Smet, M., Linder, M., Koopmans, R. (2019). A circular economy for plastics : insights from research and innovation to inform policy and funding decisions, (M.De Smet,editor,M.Linder,edito) Publications Office.
532	GESAMP (2020). Proceedings of the GESAMP International Workshop on assessing the risks associated with plastics and microplastics in the marine environment (Kershaw, P.J., Carney Almroth, B., Villarrubia-Gómez, P., Koelmans, A.A., and Gouin, T., eds.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/ UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Reports to GESAMP No. 103, 68 pp.
533	World Bank.(2022). World Development Indicators. Accessed May 25, 2021.
534	APEC Oceans and Fisheries Working Group(2020), UPDATE OF 2009 APEC REPORT ON ECONOMIC COSTS OF MARINE DEBRIS TO APEC ECONOMIES
535	Newman, S., Watkins, E., Farmer, A., Brink, P. ten, & Schweitzer, J.-P. (2015). The Economics of Marine Litter. In <i>Marine Anthropogenic Litter</i> (pp. 367–394). Springer International Publishing.
536	National Research Council. (2008). Tackling marine debris in the 21st century. Washington, DC: National Academies Press, pp. 224.
537	Mouat, J., Lozano, R. L. & Bateson, H. (2010). Economic Impacts of marine litter. KIMO International, pp. 105. Retrieved November 29, 2013

538	Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., & Hannon, B. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. <i>Nature</i> , 387, 253–260.
539	MA. (2005). General synthesis report, World Resources Institute, Washington, DC. pp. 137,
540	TEEB. (2010). The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations. In P. Kumar (Ed.), Earthscan, London.
541	TEEB (2011) The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB) in national and international policy making an output of TEEB. In P. ten Brink (Ed.), Earthscan, IEEP: London.
542	Beaumont, N. J., Austen, M., Atkins, J. P., Burdon, D., Degraer, S., & Dentinho, T. P. (2007). Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 54(3), 253–265.
543	Galparsoro, I., Borja, A., & Uyarra, C. (2014). Mapping ecosystem services provided by benthic habitats in the European North Atlantic Ocean. <i>Frontiers in Marine Science</i> , 1(23), 1–14.
544	Hall, K. (2000). Impacts of marine debris and oil: Economic and social costs to coastal communities. <i>Kommunenens Internasjonale Miljøorganisasjon (KIMO)</i> , Lerwick, U.K. pp. 86
545	McIlgorm, A., Campbell, H. F., & Rule, M. J. (2011). The economic cost and control of marine debris damage in the Asia-Pacific region. <i>Ocean and Coastal Management</i> , 54, 643–651.
546	Kirkley, J. & McConnell, K. E. (1997). Marine debris: Benefits, costs and choices. In J. M. Coe, & D. B. Rogers (Eds.), <i>Marine debris: sources, impacts, and solutions</i> , New York: Springer, pp. 171–185.
547	Barnes, D. K. A. (2002). Invasions by marine life on plastic debris. <i>Nature</i> , 416, 808–809.
548	Kiessling, T., Gutow, L., & Thiel, M. (2015). Marine litter as a habitat and dispersal vector. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), <i>Marine anthropogenic litter</i> (pp. 141–181). Berlin: Springer.
549	Holt, R. (2009). The carpet sea squirt <i>Didemnum vexillum</i> : eradication from Holyhead Marina. Presentation to the Scottish Natural Heritage Conference 'Marine Non-native Species: Responding to the threat', 27 Oct 2009. Battleby, U.K.
550	Goldstein, M. C., Carson, H. S., & Eriksen, M. (2014). Relationship of diversity and habitat area in North Pacific plastic-associated rafting communities. <i>Marine Biology</i> , 161, 1441–1453.
551	María B. Alfonso et al., 2021, Assessing threats, regulations, and strategies to abate plastic pollution in LAC beaches during COVID-19 pandemic
552	環境研究総合推進費（SII-10-2）「海底プラスチックごみの回収支援に向けた手法・技術の開発」松下 吉樹（長崎大学）, 2023～2025 年度
553	Commission Regulation (EU) 2023/2055 of 25 September 2023 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards synthetic polymer microparticles (Text with EEA relevance)
554	環境研究総合推進費（1RF-2202）「環境にやさしい材料設計に向けた高分子および分解産物の生物影響の解析」宮川 一志（宇都宮大学）, 2022～2024 年度
555	科学研究費助成事業（23K18015）「深海プラスチックの生分解性評価と深海微生物由来分解酵素の探索」若井 暁（国立研究開発法人海洋研究開発機構）, 2023～2024 年度

556	科学研究費助成事業（22K18051）「海洋での生分解性マイクロプラスチックの発生と蓄積の可能性」日野 彰大（国立研究開発法人産業技術総合研究所），2022～2024 年度
557	科学研究費助成事業（22K04738）「セルロースナノファイバーと生分解性樹脂を用いた環境調和型塗料の開発」花木 宏修（大阪大学），2022～2024 年度
558	科学研究費助成事業（22KJ2123）「海洋生分解性デンプンベース架橋フィルムの創製」JIA YUXIANG（大阪大学），2022～2023 年度
559	科学研究費助成事業（22K19868）「海水中塩濃度により選択的に分解するプラスチックの開発」齋藤 敬（京都大学），2022～2024 年度
560	環境研究総合推進費（S-19-1）「プラスチック資源循環の展開とバイオ素材導入のための技術開発・政策研究」吉岡 敏明（東北大学），2021～2025 年度
561	科学研究費助成事業（22H03806）「新規層間剥離技術による複合プラスチックフィルムリサイクルシステムの構築」佐藤 修（国立研究開発法人産業技術総合研究所），2022～2025 年度