

Final Research Report of the Environment Research and Technology Development Fund

環境研究総合推進費 終了研究成果報告書

研 究 区 分 : 環境問題対応型研究（一般課題）

研 究 実 施 期 間 : 2022（令和4）年度～2024（令和6）年度

課 題 番 号 : 1-2204

体 系 的 番 号 : JPMEERF20221004

研 究 課 題 名 : 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

Project Title : Study on Microplastic Pollution and Ecotoxicological Impact in Aquatic Environments Based on Physico-Chemical Characterization

研 究 代 表 者 : 鈴木 剛

研 究 代 表 機 関 : 国立環境研究所

研 究 分 担 機 関 : 愛媛大学、産業技術総合研究所、鹿児島大学

キ ー ワ ー ド : マイクロプラスチック、海洋流出、汚染実態、生物影響、A I

2025（令和7）年5月



環境研究総合推進費
Environment Research and Technology Development Fund



独立行政法人
環境再生保全機構
ERCA Environmental Restoration and Conservation Agency

目次

環境研究総合推進費 終了研究成果報告書	1
研究課題情報	3
<基本情報>	3
<研究体制>	3
<研究経費>	4
<研究の全体概要図>	5
1. 研究成果.....	6
1. 1. 研究背景	6
1. 2. 研究目的	6
1. 3. 研究目標	7
1. 4. 研究内容・研究結果.....	9
1. 4. 1. 研究内容	9
1. 4. 2. 研究結果及び考察.....	12
1. 5. 研究成果及び自己評価.....	23
1. 5. 1. 研究成果の学術的意義と環境政策等への貢献.....	23
1. 5. 2. 研究成果に基づく研究目標の達成状況及び自己評価.....	25
1. 6. 研究成果発表状況の概要.....	27
1. 6. 1. 研究成果発表の件数.....	27
1. 6. 2. 主要な研究成果発表.....	27
1. 6. 3. 主要な研究成果普及活動.....	28
1. 7. 国際共同研究等の状況.....	29
1. 8. 研究者略歴	30
(1) 研究成果発表の件数.....	32
(2) 産業財産権	32
(3) 論文	32
(4) 著書	34
(5) 口頭発表・ポスター発表.....	34
(6) 「国民との科学・技術対話」の実施.....	38
(7) マスメディア等への公表・報道等.....	39
(8) 研究成果による受賞.....	39
(9) その他の成果発表	40
権利表示・義務記載	40
Abstract	

研究課題情報

<基本情報>

研 究 区 分 :	環境問題対応型研究（一般課題）
研 究 実 施 期 間 :	2022（令和4）年度～2024（令和6）年度
研 究 領 域 :	統合領域
重 点 課 題 :	【重点課題 6】グローバルな課題の解決に貢献する研究・技術開発（海洋プラスチックごみ問題への対応） 【重点課題 15】化学物質等の包括的なリスク評価・管理の推進に係る研究
行 政 ニ ー ズ :	(1-1) 生物への曝露量予測のための微細なマイクロプラスチックの実態把握と将来予測 (1-2) マイクロプラスチックの物理化学的特性の違いを考慮した生物影響の研究
課 題 番 号 :	1-2204
体 系 的 番 号 :	JPMEERF20221004
研 究 課 題 名 :	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
研 究 代 表 者 :	鈴木 剛
研 究 代 表 機 関 :	国立環境研究所
研 究 分 担 機 関 :	愛媛大学、産業技術総合研究所、鹿児島大学
研 究 協 力 機 関 :	日本獣医生命科学大学、北海道立総合研究機構、山形県環境科学研究所センター、長野県環境保全研究所、大阪府立環境農林水産総合研究所、広島県立総合技術研究所、山口県環境保健センター、高知県衛生環境研究所、福岡県保健環境研究所、沖縄県衛生環境研究所、ドーコン株式会社、プラスチック工業連盟、株式会社ブリヂストン、日本化学繊維協会、東レ株式会社、米国タイヤ製造協会

<研究体制>

サブテーマ1「海洋流出マイクロプラスチックによる汚染実態把握に関する研究」

<サブテーマリーダー（STL）、研究分担者、及び研究協力者>

役割	機関名	部署名	役職名	氏名	一時参画期間
リーダー	国立環境研究所	資源循環領域	室長	鈴木剛	

環境研究総合推進費【1-2204】

分担者	国立環境研究所	資源循環領域	研究員	田中厚資	
分担者	産業技術総合研究所	地質調査総合センター	グループ長	天野敦子	
分担者	産業技術総合研究所	地質調査総合センター	グループ長	板木拓也	
協力者	国立環境研究所	資源循環領域	高度技能専門員	宇智田奈津代	
協力者	国立環境研究所	資源循環領域	特別研究員	高橋勇介	
協力者	国立環境研究所	資源循環領域	高度技能専門員	道中智恵子	2022年度

サブテーマ2「高懸念マイクロプラスチックの生物影響評価に関する研究」

＜サブテーマリーダー（STL）、研究分担者、及び研究協力者＞

役割	機関名	部署名	役職名	氏名	一時参画期間
リーダー	愛媛大学	沿岸環境科学研究センター	講師	仲山慶	
分担者	愛媛大学	沿岸環境科学研究センター	教授	国末達也	
分担者	鹿児島大学	農水産獣医学域水産学系	教授	宇野誠一	
協力者	鹿児島大学	農水産獣医学域水産学系	助教	國師恵美子	
協力者	鹿児島大学	農水産獣医学域水産学系	助教	山崎雅俊	

＜研究経費＞

＜研究課題全体の研究経費（円）＞

年度	直接経費	間接経費	経費合計	契約上限額
2022	26,025,385	7,807,615	33,833,000	33,833,000
2023	27,313,770	8,193,930	35,507,700	35,513,000
2024	20,799,054	6,238,946	27,038,000	27,038,000
全期間	74,138,209	22,240,491	96,378,700	96,384,000

<研究の全体概要図>

研究課題名と研究代表機関

- ・ 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
- ・ 国立研究開発法人国立環境研究所資源循環領域

背景と動機づけ

- ・ マイクロプラスチック（MP）汚染は国際社会で対処している喫緊の課題
- ・ 素材代替や流出抑制対策の優先順位の検討に資する海洋流出量の推計が国内外で実施されている
- ・ 海洋MPは、陸域発生源から海洋流出するもの、海洋や沿岸で劣化微細化したもの、海流で輸送されるものがあり、流出元や環境中の履歴で物理・化学的特性が大きく異なる
- ・ しかし、MPの存在実態や物理・化学的特性を把握する研究は進んでおらず、これらを考慮した毒性試験や実態に即した生態リスクの評価も行われていない

実施すること

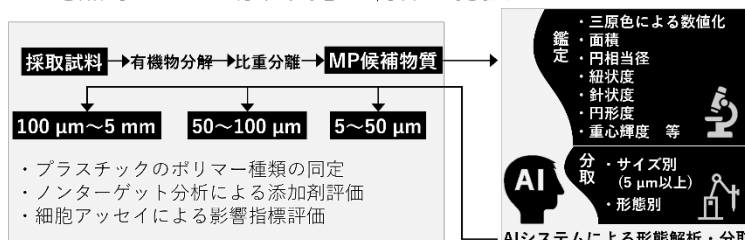
サブ1 海洋流出MPによる汚染実態把握に関する研究 国立環境研究所、産業技術総合研究所

- ・ 地方環境研究機関と連携して、河川水、河口堆積物、海岸・湖岸砂、海洋水を採取



陸域・沿岸域・海洋の一体的な調査

- ・ 5 μm以上 5 mm未満のMPを対象とした採取・測定方法の開発し、AIシステムによる形態の数値化とサイズ別の分類、ポリマー種類の同定、劣化度評価、影響指標評価を実施して、物理・化学的特性を明示
- ・ 取得結果に基づいて、MPの類型化を行って地点毎のMPの存在実態や特徴を把握



物理・化学的特性に基づく存在実態や特徴の把握

サブ2 高懸念MPの生物影響評価に関する研究

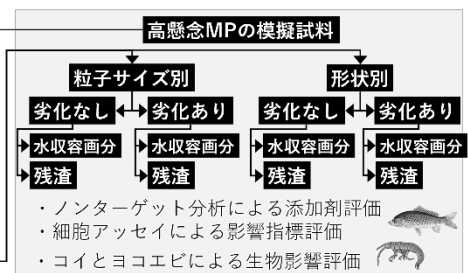
愛媛大学、鹿児島大学

- ・ 環境流出量或いは海洋での検出例に基づいて、高懸念MPを選定



MPによる汚染実態を考慮

- ・ 高懸念MPの模擬試料を入手、AIシステムによるMPの粒子サイズ・形状別の分取と劣化・添加剤の水溶解度に着目した前処理で投与用試料を調製し、物理・化学的特性を把握
- ・ 高懸念MPの生物影響濃度、生物移行性や体内残留性と共に、その影響要因を明示



物理・化学的特性を把握した投与用試料による生物影響評価

- ・ 存在実態や特徴、影響要因を考慮して、環境流出MPの生態リスクを評価
- ・ リスク管理の観点で優先的に流出対策すべきMPの明示

環境行政上の意義

- ・ 統合領域【重点課題⑥】行政ニーズ（1－1）（1－2）に即した研究課題
- ・ 海洋MPの発生メカニズムや生態系への影響の把握に資する知見獲得を通じて国内外の環境政策に貢献

科学的・技術的意義

- ・ 陸域・沿岸域・海洋の5 μm以上 5 mm未満のMPの汚染実態を一体的に捉えた研究は皆無
- ・ AIシステムによるMPの形態解析や自動分取・分画は世界初の試みであり、汚染実態や生物影響評価において独創的な成果を導出

1. 研究成果

1. 1. 研究背景

海洋マイクロプラスチック（MP）による海洋汚染は、国際社会で対処すべき喫緊の課題となっている。2016年1月の世界経済フォーラム年次総会（ダボス会議）に関連して、イギリスのエレン・マッカーサー財団は、世界の海を漂うプラスチックごみの量が、2050年までに魚の量を上回るという衝撃的な予測について報告書（World Economic Forum, 2016）を通じて発表し、国際的な関心を集めた。これも踏まえて、2019年6月に開催されたG20大阪サミットでは、2050年までにプラスチックによる追加的な汚染をゼロにする大阪ブルー・オーシャン・ビジョン（OB0V）が合意され、2023年6月に開催されたG7広島サミットでは、OB0Vの目標を10年前倒しとして、2040年までにプラスチック汚染を終わらせることが共有されている。2022年2月に開催された国連環境総会では、海洋プラスチックごみ汚染を始めとするプラスチック汚染を終わらせるため、国際文書（条約）の策定にむけて政府間交渉委員会（INC）を設置することが決まり、2024年末まで全5回のINC会合を開催することを決めた。2024年11月に開催された第5回INC会合では、条約案の合意に至らないまま交渉が中断しており、2025年の再開会合で交渉を継続することになっている。

プラスチック汚染の端緒といえる海洋プラスチックごみの問題について、経済的な影響と人や生態系への影響の2つに大別し、MPの位置づけや汚染実態を把握することの意義を整理する。経済的な影響は、景観悪化による観光への影響、漂着ごみ回収処理の費用負担、風評被害を含む漁業への影響、大型の漂流プラスチックごみによる船舶の事故や漁業道具の破損等が挙げられている。人や生態系への影響については、プラスチックごみがサイズに応じて多様な生物に取り込まれて、有害な影響を与えており、その結果として個体群の減少や生態系のバランスを崩していることが指摘されている（Worm et al., 2017）。具体的には、海洋に漂っている漁網やロープといったマクロプラスチックが生物に絡みつくと、誤飲・誤食による消化管閉塞や穿孔に加えて、生物が摂取したMPが細胞膜を通過して物理化学的な特性（粒子サイズ、形態や含有化学物質等）に応じて、個体レベルで成長抑制や摂食への影響、細胞レベルで酸化ストレス、DNAレベルで遺伝子発現等を通じて有害な影響を生じることが挙げられている。したがって、MPを含む海洋プラスチックごみの経済的な影響の把握や対策、人や生態系への影響の評価や軽減には、発生源や流出量、汚染実態（サイズや質）を把握することが重要である。プラスチック汚染の実態把握へのアプローチとして、環境／海洋流出量の推計と汚染実態の実測調査が重要である。

海洋プラスチックごみ問題に対応するため、国内外で環境や海洋への流出量が推計されている。これは、流出抑制対策に際して優先順位をつけることが目的といえる。世界では、2022年4月に経済協力開発機構（OECD）が世界のプラスチックに関する課題と政策提言に関する報告書「Global Plastics Outlook」（OECD, 2022）を発表し、2019年に2200万トンのプラスチックが不適切な管理を通じて環境に流出し、このうちの264万トンがMPと推計しており、自動車タイヤ摩耗粉じん、自動車ブレーキ粉じんや道路標示材といった運輸交通由来のMPや洗濯屑を含むMPダストが多いと報告している。日本では、2024年6月に環境省が日本の海洋プラスチックごみの流出量の推計値（環境省, 2024）を発表し、OECD報告書を含む既往研究や利用可能なデータから設定した国内の発生源・品目別に積み上げた海洋流出量を最大2.7万トン／年と推計しており、このうちの最大2.6万トン／年がMPとなっている。流出量の多いものとして、自動車タイヤ摩耗粉じん、道路標示材、人工芝、建築塗料、農業資材等が挙げられている。世界全体では環境流出の9割がマクロプラスチックで残りの1割がMPであるのに対し、日本では海洋流出の9割以上がMPであると推計されている。回収の難しいMPの流出をどう捉えるか、その正しい理解が求められている。

海洋流出MPは、陸域発生源から河川を通じて直接的に海洋流出するもののほか、海洋を漂流している或いは沿岸に漂着したプラごみが紫外線や熱等による劣化を通じて微細化したもの、海流によって国外から輸送されるものがあり、物理・化学的特性も排出源や環境中の履歴で大きく異なると考えられる。しかし、MPの存在実態や物理・化学的特性を把握する研究は進んでおらず、そのため汚染実態を考慮した毒性試験や実態に即した生態リスクの評価も行われていない状況にある。特に、5 mm未満のMPを一体的に調査している研究はほとんどなく、媒体間を跨いで調査している事例はない。さらに、存在実態や動態を考慮して生物・生態系へのリスクを総合的に評価した事例もない。

1. 2. 研究目的

本研究では、陸域・沿岸域・海洋の5 μ m以上5 mm未満のMP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、既報の流出インベントリや海洋検出事例に基づいて選定した高懸念MP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に基づいて優先的に流出抑制対策を講じるべきMPを特定する。

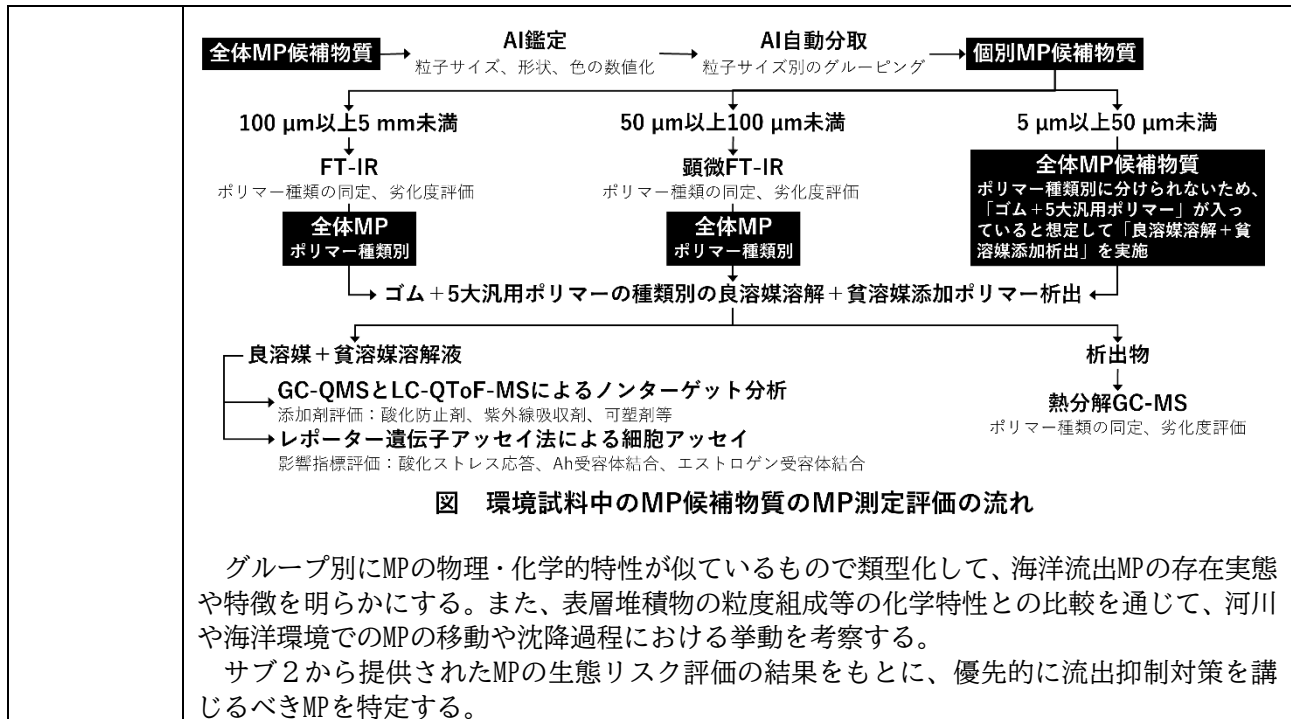
1. 3. 研究目標

<全体の研究目標>

研究課題名	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
全体目標	陸域・沿岸域・海洋のMPの物理・化学的特性評価を実施して海洋流出MPによる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く高懸念MPのモデル生物による生物影響評価を実施して各種影響濃度を算出し、生態リスク評価と汚染実態に基づいて流出抑制対策を講じるべきMPを特定する。

<サブテーマ1の研究目標>

サブテーマ1名	海洋流出マイクロプラスチックによる汚染実態把握に関する研究
サブテーマ1実施機関	国立環境研究所、産業技術総合研究所
サブテーマ1目標	<p>流域人口や土地利用形態を考慮して選定する河川下流域の表層水（3河川／気候区分）、河川MP流出量が多最も多い河口の表層堆積物（1河口／気候区分）、漂着ごみや散乱ごみの多い海岸・湖岸の表層砂（3地点／気候区分）は、日照時間や降雨量等の気象条件を考慮して、9つの気候区分（北海道、日本海北部、太平洋北部、日本海南部、日本海北部、瀬戸内海、九州西部、南西諸島、中央高地）において、地方環境研究機関と連携して採取する。海洋表層水は、日本近海に流入する海流を考慮して、日本海側2地点（対馬海流：対馬海峡と津軽海峡）、太平洋側2地点（親潮と黒潮：釧路沖と房総沖）、南西諸島周辺1地点（黒潮：吐噶喇列島周辺）で採取する。湖表層水は、中央高地（諏訪湖）で採取する。</p> <p>採取試料の5μm以上5mm未満のMP候補物質を対象として、粒子サイズ別に3つのグループ（100μm以上5mm未満、50μm以上100μm未満と5μm以上50μm未満のMPグループ）に分けて、物理・化学的特性を明らかにする（図）。物理・化学的特性評価として、AIシステムで形状や色の数値化を行い、フーリエ変換赤外分光光度計（FT-IR）や熱分解ガスクロマトグラフ質量分析計（GC-MS）を用いたプラスチックのポリマー種類の同定と劣化分析による劣化度評価、ガスクロマトグラフ四重極質量分析計（GC-QMS）や液体クロマトグラフ四重極飛行時間型タンデム質量分析計（LC-QToF-MS）を用いたノンターゲット分析による添加剤評価、レポーター遺伝子アッセイ法を用いた細胞アッセイによる酸化ストレス応答・Ah受容体結合活性・エストロゲン受容体結合活性といった影響指標評価を実施する。これにより、採取試料のMPの物理・化学的特性を明らかにする。</p>



<サブテーマ2の研究目標>

サブテーマ2名	高懸念マイクロプラスチックの生物影響評価に関する研究
サブテーマ2実施機関	愛媛大学、鹿児島大学
サブテーマ2目標	<p>過去の報告で環境流出量が多いとされる自動車タイヤ粉じん、海洋検出事例の多いポリオレフィン系粒子状MPやポリエステル繊維状MPを高懸念MPと位置づけ、その模擬試料を選定・調製する。</p> <p>サブ1と連携して、模擬試料から投与用試料を調製する。はじめに、AIシステムで粒子サイズ（5 μm以上300 μm以下）や形状別に分画し、UVランプを用いて劣化させた試料も調製する。これを、水に溶ける添加剤等化学物質を含む画分（水収容画分）と水に溶けない添加剤等化学物質を含む残渣に画分する。水収容画分と残渣を対象として、ノンターゲット分析による添加剤濃度と細胞アッセイによる影響強度を評価する。水収容画分と残渣の物理・化学的特性を把握しておくことで、生物影響の要因を明らかにする。</p> <p>自動車タイヤ粉じんの投与用試料を用いて、甲殻類ヨコエビ (<i>Hyaella azteca</i>) (図) と魚類コイ (<i>Cyprinus carpio</i>) (図) による高懸念MPの生物影響評価試験法を構築し、自動車タイヤ粉じん、ポリオレフィン系粒子状MPやポリエステル繊維状MPの急性毒性と慢性毒性を評価する。投与用試料のうち、水収容画分は経鰓曝露を、残渣は経口曝露で評価する。評価指標は、急性毒性では生物の半数が試験期間内に死亡する濃度（半数致死濃度）、慢性毒性ではヨコエビで成</p>



図 モデル生物と評価指標

	<p>長・脱皮回数・脱皮周期に影響を及ぼす濃度（影響濃度）、コイで成長・血球算定・血液中生化学パラメーターの各種影響濃度とする。残渣は、投与量と体内残留量から体外排泄率を評価し、粒子サイズ・形状と体内からの消失期間の関連性を解析する。</p> <p>サブ1 から提供された汚染実態評価の結果と生物影響試験で得られた影響濃度に不確実係数を掛け合わせて算出する予測無影響濃度（PNEC）を用いて、MPの生態リスク評価を実施する。</p>
--	--

1. 4. 研究内容・研究結果

1. 4. 1. 研究内容

この研究課題では、目的達成のために、環境流出MP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を実施した。これらを実施するため、各種試験法を開発して研究課題を遂行した。

サブテーマ1では、環境省の「漂流MPのモニタリング手法調和ガイドライン」（環境省、2020）及び「河川湖沼MP調査ガイドライン」（環境省、2024）を参考にして、各種海洋流出MPの試料採取法、試料前処理法、材質分析法、AIシステムによる鑑定・分取法、添加剤分析法、細胞アッセイ法の開発あるいは最適化を実施し、各種測定を実施した（図1）。



海洋流出MPの試料採取法と物理・化学的測定法の概要

図1 本研究における海洋流出MPの試料採取と物理・化学的測定の概要

試料採取では、5 mm未満の海洋流出MPの物理・化学的特性に基づく汚染実態を評価するため、河川表層水MPと海洋・湖表層水MPを粒子サイズ区別に、海岸・湖岸砂MPと河口・湖堆積物MPを砂泥と共に採取した。粒子サイズ区分は、試料採取法に関する既報文献や、材質分析に用いるフーリエ変換赤外分光光度計（FT-IR）の全反射測定法（ATR）、イメージング顕微FT-IR法及び熱分解GC-MS法における検出特性や検討結果に基づいて、1 mm以上5 mm未満（1-5 mm）、300 μm 以上1 mm未満（0.3-1 mm）、100 μm 以上300 μm 未満（0.1-0.3 mm）、20 μm 以上100 μm （0.02-0.1 mm）、20 μm 未満（<0.02 mm）の5つの区分とした。試料前処理については、採取容器からの回収と蒸発濃縮、有機物分解、比重分離を実施して、MP候補粒子を回収した。河川表層水MPと海洋・湖表層水MPは試料採取時に粒子サイズ分画をしているが、河口・湖堆積物MPと海・湖岸砂MPは試料前処理時に粒子サイズ分画を実施した。

材質分析は、1-5 mmと0.3-1 mmについてFT-IR（ATR）法、0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmについてイメージング顕微FT-IR法、<0.02 mmについて熱分解GC-MS法を実施した。1-5 mmと0.3-1 mmのMP候補粒子は、AIシステムによる形態観察とマイクロマンピュレータによる自動分取を行い、一粒ずつFT-IR（ATR）法で材質分析を実施した。ポリオレフィンを対象として、カルボニル基由来の1715 cm^{-1} の有無により、劣化度を評価した。0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmのMP候補粒子は、顕微FT-IRでイメージング測定を実施し、材質を同定して個数を計測した。0.1-0.3 mm、0.02-0.1 mmについては、材質同定した粒子の形状や色の評価が実施できなかった。劣化度は、粒子サイズが小さいため得られるスペクトル強度が小さくなることから、カルボニル基由来の1715 cm^{-1} の強度増大の判別が難しくなるため、評価しなかった。<0.02 mmのMNP候補粒子は、熱分解GC-MSを用いて、材質別に同定・定量を実施した。

本研究では、形態観察を含む材質分析に加えて、河口・湖堆積物と海・湖岸砂の元素・粒度分析、MP含有化学物質の定量分析と毒性指標誘導活性の定量を実施した。元素分析は、凍結乾燥して粉碎した河口・湖堆積物を対象として、有機炭素（TOC）、全窒素（TN）、全硫黄（TS）の元素濃度を有機元素分析装置で測定した。TOCとTNの比率（C/N比）は、陸生植物由来の有機物で炭素の比率が高く、植物プランクトン由来の有機物で窒素の比率が高いことから、陸起源と海洋起源を判別する指標として広く用いられている。本研究では、既報に基づき、N/C比（C/N比の逆数）を用いて、TOCのうち陸上起源の有機炭素（terrOC）の濃度を計算した（Perdue and Koprivnjak, 2007）。粒度分析は、凍結乾燥した海・湖岸砂及び河口・湖堆積物を対象として、63 μm 以上の砂粒子は動的画像解析法粒子径測定装置を、63 μm 未満の泥粒子はレーザ回折/散乱法粒子径測定装置を用いて粒子測定し、各試料の粒度頻度分布、中央粒径値、含泥率を算出した。添加剤分析は、国連環境計画（UNEP）報告書「Chemicals-in-plastics」（UNEP, 2023）、海洋プラスチック中添加剤分析の先行研究（Tanaka et al., 2019; 2023）等を参考に選定した残留性有機汚染物質（POPs）を含む添加剤等化学物質を対象として実施した。1-5 mmと0.3-1 mmについて、同定したMPは、試料毎に、PP、PE等に材質別に回収し、評価試料とした。細胞アッセイでは、MP含有化学物質を対象として、有害性化学物質の毒性作用帰結経路である生体異物代謝酵素誘導能（PXRアゴニスト活性とAhRアゴニスト活性）を包括的に測定した。

タイヤ路面摩耗粉じん（TRWP）は、ISO/TS 21396:2017「（ゴム-土壌および堆積物中のタイヤおよび路面摩耗粒子（TRWP）の質量濃度の測定-熱分解-GC / MS法」（ISO, 2017）を参考にして、河口・湖堆積物中TRWP測定を実施した。試料前処理については、堆積物をアルカリ処理で有機物の分解をしたのち、貝殻等に由来する粒子が多い場合にはHClによる追加の分解処理を実施し、105℃で乾燥して分析試料とした。堆積物中のTRWPは、熱分解GC-MSを用いてタイヤの主要ゴム成分であるスチレン-ブタジエンゴム/ブタジエンゴム（SBR/BR）と天然ゴム（NR）を定量し、ISO/TS 21396:2017の計算方法でTRWP量を見積もった。

本研究では、材質分析の精度管理を次の通り実施した。1-5 mmと0.3-1 mmの材質分析では、着色球状粒子（比重1.00 g/cc、粒径300~355 μm ）を用いて、試料採取時に使用する目合い300 μm の円錐型プランクトンネットからの回収率が80%以上であること、試料前処理を通じた回収率が90%以上であることを確認した。試料採取から材質分析におけるコンタミネーションの確認も実施した。0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmの材質分析では、着色球状粒子（比重0.98 g/cc、粒径27~45 μm ）を用いて、試料採取時に使用する目合い10 μm の円錐型プランクトンネットからの回収率が60%以上であること、試料前処理を通じた回収率が90%以上であること、イメージング測定の再現性が相対標準偏差で25%以内であることを確認した。試料採取から材質分析におけるコンタミネーションも確認した。<0.02 mmの材質分析は、安定同位体ラベルNP粒子を作製して、試料前処理から熱分解GC-MS分析までの回収率を確認し、分析工程における損失を補正した。コンタミネーションの確認も実施した。TRWPの材質分析は、OECD 218ガイドライン（Miller et al., 2022）に準じて調製した人工堆積物に、タイヤ凍結粉碎粒子（CMTT）を添加し、CMTTに含まれるSBR/BR、NRの回収率が80%以上であることを確認した。コンタミネーションは検出されなかった。

サブテーマ2では、環境への流出量が多いタイヤ粉じんと、海洋での検出事例の多いポリオレフィン系粒子状MPおよびポリエステル繊維状MPに着目し、それらの生態リスクを評価するために、魚類および甲殻類を対象にした毒性試験からそれぞれの毒性影響および影響濃度を求めた。

まず、試験に使用するプラスチック試料を選定し、調製した。タイヤ粉じんとしてはタイヤトレッドを凍結粉碎したCMTTと、鉄工用ヤスリで削剥したタイヤ粉じん（TP）を調製した。CMTTは北米で販売されているタイヤを対象にU. S. Tire Manufacturers Associationが調製したものを使用し、TPは国内産および韓国産の新品・中古タイヤから調製した。CMTTについては、重量濃度から個数濃度への換算を可能とするため、粒子あたりの重量を精密に測定した。懸濁液中の粒子を実体顕微鏡で観察し、画像解析によって粒子数をカウントした。

ポリオレフィン系プラスチック試料は、製品に含まれる添加剤に着目し、市販のバージンプラベレットと再生プラベレットから添加剤を抽出した。サブテーマ1で確立された手法を応用し、ポリマー溶解析出法により添加剤を抽出し、GC-QMSおよびLC-QToF-MSを用いて詳細な成分分析を行った。さらに、これらの添加剤が哺乳類培養細胞に与える影響を評価するため、レポーター遺伝子アッセイを実施した。これらの結果に基づき、試験に使用するバージンポリプロピレン（PP）と再生PPを選定した。各PP試料を凍結粉碎し、300 μm および106 μm メッシュの篩でサイズ分画し、PP-S (<106 μm) とPP-L (106~300 μm) をそれぞれ調製した。

ポリエステル繊維にはポリエチレンテレフタレート（PET）を選択し、これを凍結粉碎した後に、300 μm メッシュの篩を通過したものをMP試料として用いた。

また、それぞれのMP試料は、粒度分布を詳細に測定した。さらに、各MP試料をキセノンランプ促進耐候性試験機により紫外線（UV）に曝露し、劣化させたMP試料を作製した。放射照度や温度条件は、各試料で劣化が確認できる程度に設定した。

CMTTについては、溶出する化学物質を網羅的に検出し、一部を同定した。調製水にCMTTを添加し、温度や時間を変化させて溶出試験を行った。溶出液をガラス繊維ろ紙でろ過した後、固相抽出によって化学物質を濃縮し、液体クロマトグラフ-四重極飛行時間型質量分析計（LC-QToF-MS）を用いて分析した。ノンターゲット解析には、Sciex OSソフトウェアとMS-DIALソフトウェアを使用し、CMTT溶出液中的の特徴的な化合物を抽出した。MassBankライブラリに登録されている化合物については、精密質量、付加イオン、同位体パターン、MS/MSスペクトルの一致率に基づいて定性解析を行った。公開ライブラリに登録されていない化合物については、精密質量、付加イオン、同位体分布から分子式を推定し、MS/MSスペクトルの開裂パターンを参照して構造推定を試みた。ゴム製品に添加される化合物情報から候補リストを作成し、分子式に基づく探索も併用した。定性結果の信頼性をConfidence level（CL）として評価した。

コイを対象とした毒性試験では、CMTTおよびUV-CMTTをコイに曝露し、成長、血液毒性、組織学的変化、遺伝子発現への影響を評価した。魚体重約1.8 gのコイを準備し、CMTTまたはUV-CMTTを添加した飼料を一定期間与えた。曝露期間中、水温、溶存酸素濃度、pHなどの環境条件を一定に保ち、コイの健康状態を注意深く観察した。試験期間終了後、コイの標準体長および体重を測定し、血液学的分析のために採血した。血液塗抹標本を作製し、赤血球の形態を観察した。全血球数、ヘモグロビン（Hb）濃度、ヘマトクリット（Ht）値、トリグリセライド（TG）濃度を測定した。一部のコイからは、肝臓や脾臓を含む消化管全体、体腎を摘出し、ダビットソン液で固定し、組織学的観察に供した。残りのコイからは、腸や一部の肝臓、右の体腎を摘出し、ダビットソン液で固定し、左の体腎はTrizolで固定し、遺伝子発現解析に使用するまで-80℃で保存した。

組織学的観察では、パラフィン包埋した組織切片を作製し、H&E染色、漂白、またはベルリン青染色を施した。脾臓や肝臓を含む消化管全体を観察し、組織構造の変化や炎症の兆候を評価した。定量的PCRによる遺伝子発現の定量では、コイ-タイヤ試験-1の曝露期間後および回復期間後の試料から全RNAを抽出し、cDNAを合成した。myoglobin 1（Myg1）、hypoxia-inducible factor 1（HIF1）、erythropoietin（EPO）、elongation factor 1（EF1）の発現量を定量的PCR法で測定した。各遺伝子の発現量をEF1の発現量で正規化し、相対的な発現量を求めた。

海産ヨコエビ（フサゲモクズ）を用いた試験では、市販の新品および中古タイヤ粉じんの懸濁液や溶出液への曝露が、死亡率や成長率に及ぼす影響を評価した。フサゲモクズをタイヤ粉じん懸濁液または溶出液に曝露し、14日間飼育した。曝露期間中、試験水とタイヤ粉じんを定期的に交換し、餌を一定量与えた。死亡率および体長に基づく成長率を測定し、タイヤ粉じんの曝露影響を評価した。さらに、フサゲモクズと淡水ヨコエビ（アズテカ）に対するCMTT粉じんおよび溶出液曝露の影響を比較検討した。CMTT粉じん懸濁液および溶出液にフサゲモクズとアズテカをそれぞれ曝露し、その影響差を検証すると共に、それぞれの種の毒性

データに相関性があるかを検証した。UV-CMTTを用いて、粉じん懸濁液と溶出液を得て、フサゲモクズに対する影響を調べた。

PP-MPおよびPET-MPの毒性試験でも、コイおよびヨコエビを対象とした毒性試験を実施した。コイへの曝露試験では、各MP試料を飼料に添加して与え、成長、血液毒性、組織学的変化を評価した。毎週、各水槽の総魚体重を測定し、飼料効率を算出した。試験終了時には、コイを麻酔し、すべての個体の標準体長および体重を測定した。各水槽の5尾から採血し、得られた血液は全血球数、Hb濃度、Ht値、TG濃度、総タンパク質濃度の測定に用いた。このうち2尾から肝臓および脾臓を含む消化管全体を摘出し、ダビッドソン液で固定した。消化管組織の固定、パラフィン包埋、組織切片の作製は、PPの試験と同様に行った。得られた組織切片をH&E染色およびPAS染色をして観察した。

ヨコエビへのPP-MPおよびPET-MP曝露試験では、各MPを餌に混合して経口曝露させ、死亡率や成長率を評価した。PPおよびPETの曝露試験では、ヨコエビの餌にMPを均一に混合した後、整形・乾燥して、経口曝露する方法を採用した。MPが界面活性剤との同時曝露でより生物に取り込みが促進されるかは十分に検証されていなかったため、影響評価を複雑にする懸念から、界面活性剤を使用した曝露は行わなかった。

以上の各試験より、最小影響レベル（LOEL）および最大無影響レベル（NOEL）をそれぞれ求めた。リスク評価のために底質からの曝露を想定し、NOELに相当する飼料中濃度を、本試験では便宜的に底質中濃度と置換し、最大無影響濃度（NOEC）とした。

1. 4. 2. 研究結果及び考察

本研究では、海洋流出MP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に資する各種試験法を開発して（研究成果5, 6）、研究課題を遂行し、次の通り目的を達成した。

サブテーマ1では、はじめに、海洋流出MPの汚染実態を把握した（図2）（研究成果7, 9, 11）。日本の28河川で採取した河川表層水MPの1-5 mm、0.3-1 mm、0.1-0.3 mm及び0.02-0.1 mmの個数濃度の第二四分位数（50%タイル値：Q2）は、2.3、2.1、1,300及び4,400 MP/m³であった。重量濃度のQ2は、0.087、0.014、0.015及び0.010 mg/m³であり、環境省ガイドラインで測定対象としている粒子サイズ0.3-5 mmの寄与が全体の8割程度であることを示した。材質の平均組成をみると、粒子サイズによらず、ポリオレフィンが6割程度以上を占めており、PETが2割程度でそれに続いた。1-5 mmと0.3-1 mmの形状の平均組成は、フラグメントと繊維が多く、9割程度以上を占めた。

日本の24海岸及び1湖岸で採取した海・湖岸砂MPの個数濃度のQ2は、20、15、3,500及び7,600 MP/kg dwであった。重量濃度のQ2は、0.60、0.040、0.0036及び0.012 mg/kg dwであり、0.3-5 mmの寄与が全体の9割程度であることを示した。材質の平均組成をみると、ポリオレフィンが2～6割程度、PETが2～5割程度、これ以外が2～5割程度（ポリスチレン（PS）やポリアミド（PA）等）であり、1-5 mm、0.3-1 mm及び0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmで組成比が大きく変化していた。1-5 mmと0.3-1 mmの形状の平均組成は、フラグメントと繊維が多く、9割程度を占めた。

日本の8河川及び湖で採取した河口・湖堆積物MPの個数密度のQ2は、180、98、1,800及び14,000 MP/kg dwであった。重量濃度のQ2は、2.4、0.55、0.011及び0.022 mg/kg dwであり、0.3-5 mmの寄与が全体の98%程度であることを示した。材質の平均組成をみると、ポリオレフィンが3～8割程度、PETが1割弱～3割程度、これ以外が2～5割程度（ポリアクリルニトリル（PAN）、PA等）であり、1-5 mm、0.3-1 mm及び0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmで組成比が大きく変化していた。1-5 mmと0.3-1 mmの形状の平均組成は、フラグメントと繊維が多く、9割程度を占めた。

日本沿岸の5地点及び湖で採取した海洋・湖表層水MPの1-5 mm、0.3-1 mm、0.1-0.3 mm及び0.02-0.1 mmの個数密度のQ2は、0.23、0.047、420及び790 MP/m³であった。重量濃度のQ2は、0.032、0.00060、0.012及び0.0060 mg/m³であり、0.3-5 mmの寄与が全体の6割程度であることを示した。材質の平均組成をみると、ポリオレフィンが7～8割程度、PETが1割程度、これ以外が1～2割程度（PS等）であり、粒子サイズ間で組成比が同様であった。1-5 mmと0.3-1 mmの形状の平均組成は、フラグメントと繊維が多く、9割程度を占めた。

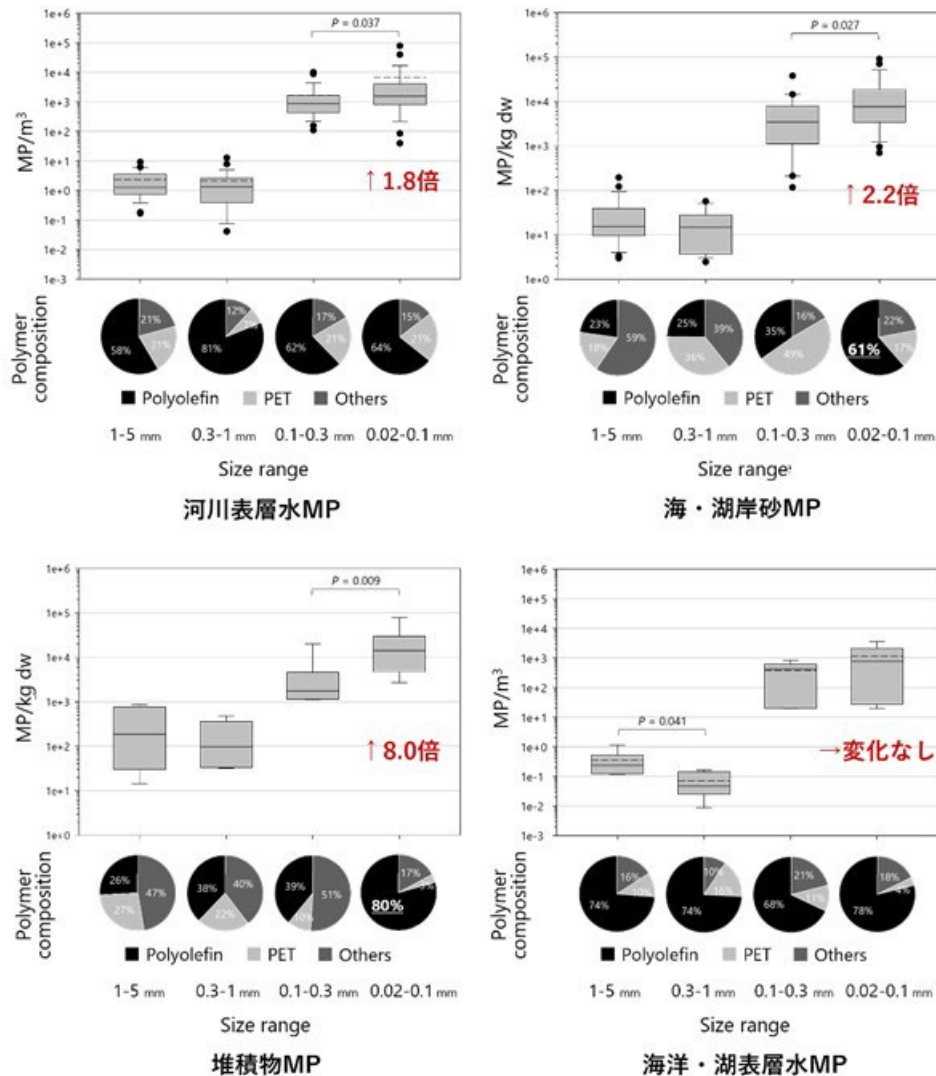


図2 0.02-5 mmの海洋流出MPの個数濃度と材質の平均組成

本研究の取得結果を、一体的な調査を実施している既報値と比較した。河川表層水MPの一体的な調査では、Imbulanaら（2024）が、京都市を流れる鴨川と桂川において、目合い300 μm の円錐型プランクトンネット（Large Microplastics (LMPs)：0.3-5 mm）やエンジンポンプで目合い10 μm のプランクトンネット（Small Microplastics (SMPs)：0.01-0.3 mm）を通水して一体的に採取した河川表層水MPの個数濃度、重量濃度及び材質組成等を報告している。個数濃度と重量濃度について、LMPsの中央値は0.715 MP/m³と0.125 mg/m³、SMPsの中央値は6,655 MP/m³と0.050 mg/m³と報告している。1-5 mmと0.3-1 mmの中央値の合計（4.4 MP/m³と0.1 mg/m³）は、LMPsと比較すると、個数濃度で6倍程度高く、重量濃度で同程度であった。0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmの中央値の合計（5,700 MP/m³と0.025 mg/m³）は、SMPsと比較すると、個数濃度と重量濃度共に同程度であった。材質組成は、PEとPPが主要であり、本研究の結果と矛盾しなかった。本研究の結果は、同じく0.01-5 mmの一体的な調査を実施している既報の日本の河川表層水MPの汚染実態を反映した。

また、Wuら（2024）は、日本ではなくノルウェーの沿岸であるものの、本研究と同様に0.015-5 mmの海洋表層水MPを一体的に評価しており、目合い300 μm のニューストーンネット（LMPs：0.3-5 mm）やエンジンポンプで目合い15 μm のステンレス製フィルター（SMPs：0.015-0.3 mm）を通水して採取した海洋表層水MPの個数密度及び材質組成等を報告している。個数濃度について、LMPsの平均値は0.09 MP/m³であり、SMPsの平均値は189 MP/m³であると報告している。LMPsとSMPsの比率と1-5 mmと0.3-1 mm及び0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmの中央値の合計値の比率は同程度であった。材質組成は、PE、PP、PSやPET等のポリエステルが主要であり、本研究の結果と一致した。海洋表層水MPの個数濃度は日本とノルウェーで差があるものの、粒子サイズの個数濃度や材質の平均組成は同様であった。

次に、海洋流出MPの発生源や動態の理解に資する考察を、統計解析（スピアマンの順位相関係数、t検定あるいはMann-WhitneyのU検定）を踏まえて実施した（図3）。河川表層水MPの個数濃度の関連性を評価したところ、1-5 mmと0.3-1 mm及び0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmで正の相関関係が示された。個数濃度の中央値の差を評価したところ、0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmの中央値に有意な差が検出され、0.1-0.3 mmと比較して0.02-0.1 mmで中央値が1.8倍高かった。河川表層水MPは、1-5 mmと0.3-1 mm及び0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmで発生源が同じであり、河川に流出する時点で0.02-0.3 mmの個数濃度が高いと考えられた。また、統計解析から、人口の多い市街化区域で生成した1-5 mmのMPが流域面積の大小に関わらず河川を介して海洋流出すること、流域人口密度の高い地域で生成した0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmのMPが河川を介して海洋流出しており流域面積が小さいほど流出しやすいことを示した。0.3-5 mmの個数濃度と流域人口密度及び市街化率との正の相関関係は、既報と一致するものであった（Kataoka et al., 2019; Nihei et al., 2024）。

海・湖岸砂MPの個数濃度の関連性を評価したところ、0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmで正の相関関係が示された。個数濃度の中央値の差を評価したところ、0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmの中央値に有意な差が検出され、0.1-0.3 mmと比較して0.02-0.1 mmで中央値が2.2倍高かった。材質の平均組成をみると、水よりも比重の大きいPETの割合が2割程度以上となっており、比重の大きいMPが堆積物に沈降していることを示した。PETの平均組成割合をみると、1-5 mmで18%、0.3-1 mmで36%、0.1-0.3 mmで49%、0.02-0.1 mmで17%となっており、平均組成割合が1-5 mmから0.1-0.3 mmまで高くなり0.1-0.3 mmから0.02-0.1 mmで低くなっていた。劣化したPPの微細化試験の結果（高橋ら., 2024）や海岸漂着プラスチックごみの劣化実態の調査結果

（Takahashi et al., 2023）から、1-5 mmから0.1-0.3 mmまで、紫外線劣化しにくく微細化しにくいと考えられるPETの平均組成比が高くなり、紫外線劣化しやすく微細化しやすいポリオレフィンや発泡PS等の平均組成比低くなると考えられた。また、ポリオレフィン等の微細化により0.1 mm以下のMPが生成し、その結果として0.02-0.1 mmではポリオレフィン等の数が増えることで劣化しにくく微細化しにくいと考えられるPETの組成比が低くなると考えられた。

堆積物MPの個数濃度の関連性を評価したところ、1-5 mmと0.3-1 mm、0.1-0.3 mm及び0.02-0.1 mm、及び0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmで正の相関関係が示された。個数濃度の平均値或いは中央値の差を評価したところ、0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmの中央値に有意な差が検出され、0.1-0.3 mmと比較して0.02-0.1 mmで中央値が8.0倍高かった。材質の平均組成をみると、水よりも比重の大きいPET、PANやPAの割合が高くなっており、比重の大きいMPが堆積物に沈降していた。一方で、この傾向は、PETの平均組成割合をみると、1-5 mmで27%、0.3-1 mmで22%、0.1-0.3 mmで10%、0.02-0.1 mmで3%となっており、粒子サイズが小さくなると、PETの平均組成割合が下がり、ポリオレフィンの平均組成割合が高くなっていた。堆積物MPの個数濃度が0.1-0.3 mmよりも0.02-0.1 mmで顕著に高くなっていることを考慮すると、PETが少なくなっているのではなく、0.02-0.1 mmのポリオレフィンが0.1 mm以上のものより多く沈降していると考えられた。ポリオレフィンは、水よりも比重が軽いものの、バイオフィルムの影響で沈降すると考えられている（Kowalski et al., 2016; Melkebeke et al., 2020）。また、粒子サイズが小さいほど、比表面積が増えるため、バイオフィルムの影響を受けやすいと考えられた。

海洋・湖表層水MPの個数濃度の関連性を評価したところ、いずれの粒子サイズにおいても有意な関連性はみられなかった。1-5 mmと0.3-1 mm及び0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmの個数濃度の中央値の差を評価したところ、1-5 mmと0.3-1 mmに有意な差が検出される一方で、0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmに有意な差が検出されなかった。これは、河川表層水MP、海・湖岸砂MP及び河口・湖堆積物MPと異なる結果であった。材質と形状の平均組成をみると、ポリオレフィンやフラグメントの組成比が安定して高いことが特徴的だった。

これまでの結果に基づいて多媒体間におけるMPの挙動を総括する。河川から流出するMPの個数濃度は、0.1-0.3 mmと比較して0.02-0.1 mmにおいて中央値ベースで2倍程度高い。しかし、この差は、海洋・湖表層水MPで示されていない。これは、MPが海洋を漂流する過程で、0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmの個数濃度が同程度になる現象が起きているといえる。先ず挙げられるのが、漂流過程での水底への沈降である。比表面積や比重に基づく、バイオフィルムの影響を受けやすい、粒子サイズの小さいポリオレフィンが、水底に沈降している可能性が高い。実際に、本研究では、河口・湖堆積物において0.1-0.3 mmよりも0.02-0.1 mmでMPの個数濃度が8倍高くなっていた。この仮説が正しければ、ポリオレフィンの組成比は、河川表層水MPと比較して海洋・湖表層水MPで低くなると考えられる。しかし、0.02-0.1 mmにおけるポリオレフィンの平均組成比を比較すると、河川表層水MPで64%、海洋・湖表層水MPで79%であり、統計的に有意な差も見られず、同程度であった。これに対する考察としては、0.1 mm以下の粒子サイズの小さいポリオレフィンの海洋環境中での生成が挙げられる。本研究では、海・湖岸砂MPの粒子サイズ別の個数濃度と材質の平均組成の比較から、海岸において紫外線劣化したポリオレフィンが波と砂と海水にまみれ、微細化がすすみ0.1 mm以下にま

で微細化し、一部が潮汐や潮流によって海岸から海洋へと流出していると考えられた。また、海・湖岸砂では、紫外線劣化したポリオレフィンから0.3 mm未満のMPが生成しているものの、沈降速度の遅い小さいものが潮汐により海洋に流出しており、0.1-0.3 mmと0.02-0.1 mmの個数濃度の差が表層水と同程度になっていると考えられた。海岸におけるポリオレフィンのMPの生成と流出は、海洋における粒子サイズの小さいポリオレフィンの水底への沈降という現象があるのにも関わらず、河川表層水MPと海洋・湖表層水MPにおいてポリオレフィンの平均組成比に差が生じない要因と考えられる。従って、河川や海岸から海洋に流出するMPは、海洋を漂流する過程で粒子サイズの小さいポリオレフィンが水底に沈降しているものの、河川や海岸から供給されるものが水底に沈降するものを上回っているのが現状といえる。媒体間のMP汚染実態を相対的に比較するため、海・湖岸砂と河口・湖堆積物の個数濃度を重量ベースから体積ベースに換算した。体積ベースへの換算に際しては、砂泥の比重を2.5 g/cm³として、水分含量を考慮して算出した。体積ベースで比較すると、表層5 cmの海・湖岸砂MPと河口・湖堆積物MPは、河川表層水MPと海洋・湖表層水MPと比較して、4～6オーダー程度高い濃度であることが示された。紫外線劣化と微細化の生じやすいポリオレフィン等のMPの生成の場となっている海・湖岸砂（特に波浪の大きい海岸砂）や比重や粒子サイズの小さいポリオレフィン等のMPが沈降していく河口・湖堆積物の表層には、海洋や河川表層水と比較して、非常に高い個数濃度でMPが存在しており、生物・生態系への影響が懸念される。

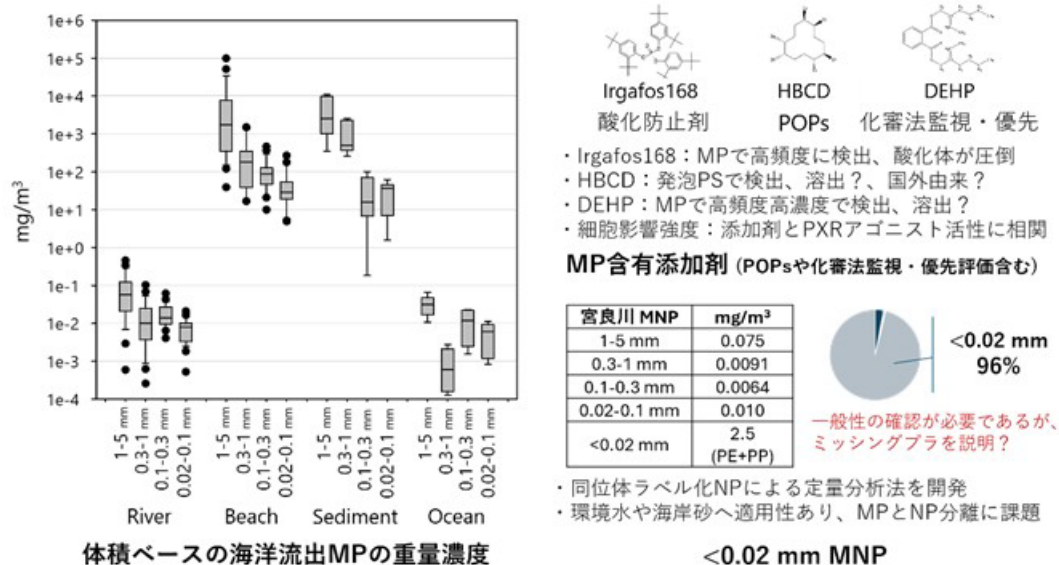


図3 海洋流出MPの海洋流出と動態

加えて、本研究では、海洋流出MPに含まれる添加剤等化学物質の含有量を把握するとともに、分析試料量の確保できた試料を対象として毒性影響の初期段階である細胞影響強度との関連性を評価した。海洋表層水MPのポリオレフィン等において、酸化防止剤のIrgafos168酸化体と化審法監視・優先評価物質のDEHPが高頻度かつ高濃度で検出された。また、POPsについては、発泡PSでHBCDsが高濃度で検出された。得られた結果から、Irgafos168の未反応体と酸化体の存在比が微細化のしやすさの指標となる可能性があること、海洋漂流プラスチックが溜まりやすい海域や漂着しやすい海岸におけるHBCDやDEHPの周辺環境への溶出が示唆された。これらの結果は、UNEP報告書「Chemicals-in-plastics」(UNEP., 2023)で懸念されている海洋流出したプラスチックからの化学物質の放出やPOPsの長距離輸送を支持するものであった。また、海洋流出MPの添加剤濃度が高いとPXRアゴニスト活性も高くなることが示された。

更に、本研究では、0.02 mm未満のMNPの定量分析の手法の確立と、河川表層水と海・湖岸砂への適用を行った。沖縄県の宮良川の河川表層水と河口付近の海・湖岸砂の<0.02 mmのMNPsを分析した結果、PEとPPで2.5 mg/m³と0.013 mg/kgであり、0.02-5 mmの0.10 mg/m³と0.7 mg/kg dwと比較すると、河川表層水の<0.02 mmの重量濃度が極めて高いことが示された。取得結果は、既報(Xu et al., 2022)と比較しても妥当な値と考えられる。しかし、これらの微小なMNP粒子については環境中存在量のデータがまだ非常に限られているため、検出一般性を評価するためにも、開発した手法を用いて、今後さらに多くの地点、試料での分析を行っていく必要がある。

さらに、本研究では、日本の11か所の水域(北海道、岩手、山形、東京、広島、高知、福岡、宮城、山口、沖縄の沿岸海域と、長野県の淡水湖である諏訪湖)の31地点から採取した堆積物について、TRWPの汚染実態を明らかにした(図4)(研究成果9-11)。全試料でTRWPは検出され、TRWP濃度の中央値は乾燥重量あたり181 µg/g dw、四分位範囲は87.7-659 µg/g dwであった。これらの濃度は、これまでに報告されている日本の湾岸および河川堆積物、セヌ川(Seenu River)の堆積物中のレベルと同程度だった(Unice et al., 2013; Barber et al., 2025)。最も高いTRWP濃度の中央値は、長野県諏訪湖で観測された。諏訪湖は本研究の調査地点の中でも流域人口が最も少ない地点のひとつであることに對しこれは意外な結果と考えられた。一方で、同様の傾向として、滋賀県琵琶湖の堆積物で、下流の河川や人口密度の高い沿岸地域よりもTRWP濃度が高いことが報告されている(Unice et al., 2013)。これらの結果は、湖沼がTRWPをトラップ・蓄積する場所となっており、たとえ流域人口が少なくても堆積物中の汚染レベルが高くなり得ることを示す結果と考えられた。

水環境におけるTRWPの分布傾向を検討するために、採取地点を3つの堆積様式カテゴリ(カテゴリA、B、C)に分類した。先行研究や産業技術総合研究所が提供する表層堆積図(表層堆積物の組成を示したマップ)をベースとして、本研究で採取した堆積物試料の元素濃度分析によって得た環境中有機物の陸上、海洋起源の寄与を示す指標であるC/N比などの堆積物性に基づき、次のように整理した。カテゴリAは泥の堆積が顕著(含泥率が70%以上の地域を含む)かつ、陸起源の寄与が主要な水域、カテゴリBは泥の堆積が顕著(含泥率が70%以上の地域を含む)かつ、陸起源に加えて海洋起源の寄与が顕著な水域、カテゴリCは泥の堆積があまりみられない水域(含泥率が30%未満)とした。北海道、高知、福岡、宮城の試料採取地点は、含泥率が70%を上回る地点を含み、かつ陸起源の泥の蓄積が主要であることからカテゴリAに分類した。東京、広島は、含泥率が70%を上回る地点を含み、かつ陸起源に加え海洋起源の有機物の堆積が顕著な地点(C/N比が9以下)があったことからカテゴリBに分類した。岩手、山形、山口、沖縄の試料採取地点は外洋に面しており、全ての堆積物試料における含泥率は30%以下であったことからカテゴリCに分類した。

カテゴリAでTRWP濃度と含泥率、TOC、terrOC(陸上起源の有機炭素:Perdue and Koprivnjak, 2007)のいずれにも有意な正の相関が認められた結果は、水環境中において、TRWPが泥や有機物と同様に挙動し、堆積物中に分布していることを示す結果と考えられた。すなわち、TRWPは、河川から陸起源の泥や有機物とともに水域へ流入し、沈降・蓄積することで、堆積物において相関した分布パターンを示すと考えられた。カテゴリBにおいても、カテゴリAと同様にTRWPは陸起源物質とともに水域へ流入し堆積物中に蓄積するが、海洋起源有機物の堆積が大きいエリアでは、堆積物中のTRWP濃度が希釈されることとなる。この影響により、TRWP濃度と含泥率、TOCとの関係は失われ、相関はみられなかったと考えられた。一方で、TRWP濃度とterrOCの間には有意な相関が認められ、カテゴリBにおいても、TRWPが陸起源物質と同様に挙動し、堆積物中に分布していることが確認された。加えて、この結果は海洋起源有機物による希釈の効果を補正するための指標としてのterrOCの有用性を示すものと考えられた。カテゴリCでは、TRWPを含む陸起源の泥や有機物は局所的に蓄積せず、波等の水理的な力によって沖合へ分散する。このような広域への分散の過程で、TRWPと陸起源物質との相関は弱まり、堆積物中のTRWP濃度といずれの指標の間にも有意な相関がみられなかったものと考えられた。

ここで得られた結果は、TRWPの環境影響リスクの評価において重要な知見を与えるものである。カテゴリ

AおよびBの水域では、河川から流入したTRWPの堆積により、堆積物中のTRWP濃度が局所的に高くなると考えられ、周辺の生態系に対する毒性影響が懸念される。一方で、このうちカテゴリBにおいては、海洋起源の有機物によってTRWP濃度が希釈される可能性があり、水域へのTRWP流入と観測される汚染レベルとの関係性を評価する際には、この希釈効果を慎重に考慮する必要がある。カテゴリCでは、TRWPは局所的に蓄積せず、水流によって輸送・分散されることで、広範囲にわたる汚染を引き起こす可能性がある。

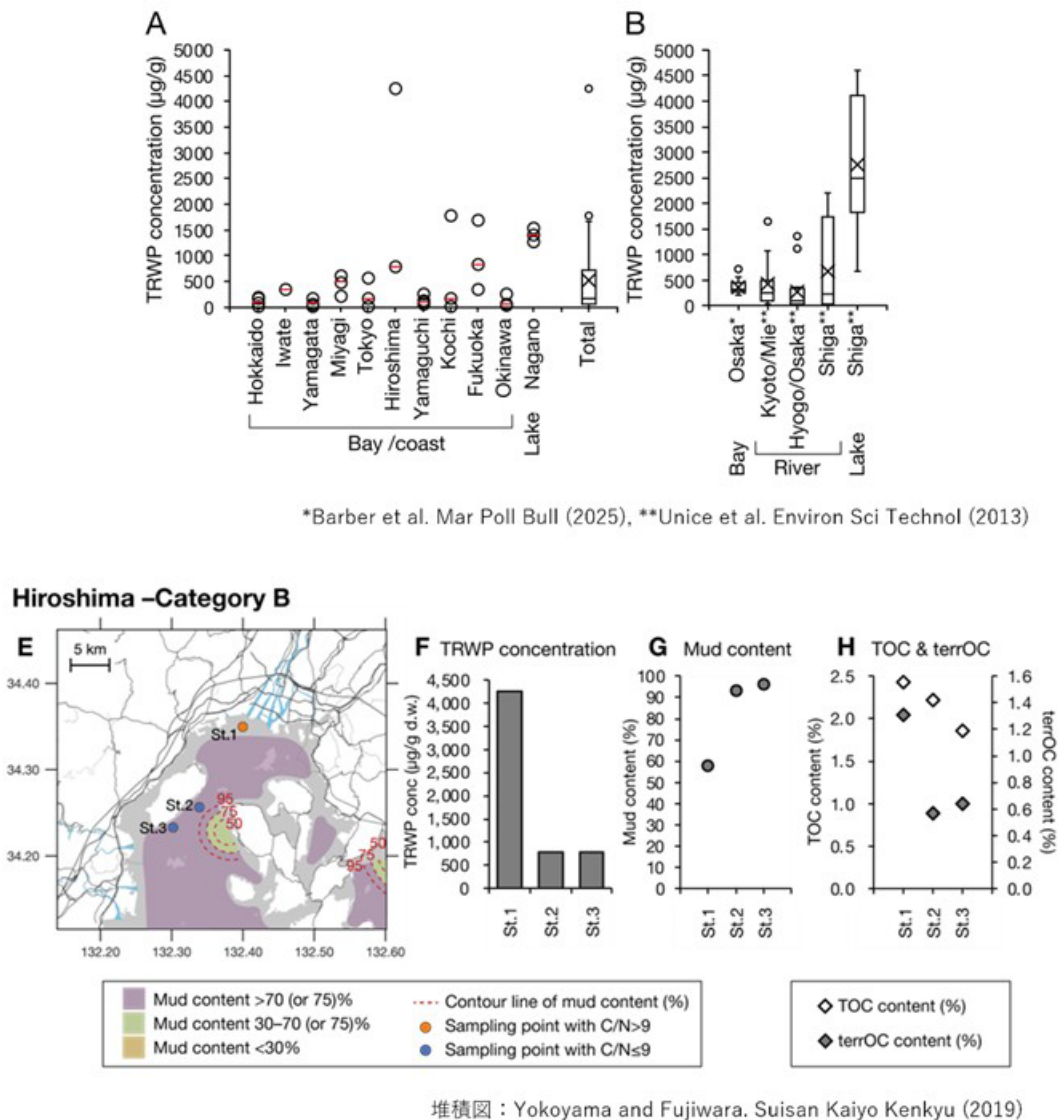


図4 河口・湖堆積物中TRWPによる汚染実態
図は成果10 (Tanaka et al., 2025) より転載した。

サブテーマ2では、タイヤ、PP、PETのMP試料をそれぞれ調製した。タイヤ試料については、タイヤのトレッド部を凍結粉碎したもの(CMTT)と鉄工用ヤスリで削剥したもの(TP)ともに、316 μm以下のものが大半を占めており、TPはアスファルトを含まないタイヤ粉じんに似た形状であったが、CMTTはブロック状でタイヤ粉じんとは明確に異なる形状であった。PP試料については事前に添加物の濃度分析と細胞アッセイによる影響指標評価を行い、酸化防止剤は含まれているが細胞アッセイでは影響が検出されなかったバージンPPと、紫外線吸収剤や酸化防止剤、光安定剤、フタル酸が検出され、AhRやPXRアゴニスト活性が検出された再生PPを用いることとした。バージンPPと再生PPともに、PP-Sは約100 μm以下の粒子がほぼ全体を占めていたが、PP-LはPP-Sに含まれるサイズの粒子に加え、100~416 μm程度のサイズの粒子が含まれていた。PET試料では、275 μm以下のサイズからなり、100 μm前後のものが大半を占めていた。

CMTTの溶出液から597のピークを抽出し、プリカーサーイオンの精密質量、同位体分布、およびMS/MSフラグメントパターンに基づいてMassBankライブラリに登録された物質と照合した結果、38化合物を同定するに至った。同定した化学物質の中には老化防止剤、架橋剤、加硫促進剤、スコーチ防止剤やそれぞれの分解物・変化体、合成原料や不純物などが含まれていた（図5）。同定した物質の多くは24時間と96時間の溶出時間でそのピーク強度は同程度であったことから、これらの化合物は比較的速度やか（24時間以内）に溶出することが判明した。また、25℃よりも40℃で溶出させた場合でピーク強度が高くなり、水への溶解度の増加や拡散速度の増加に起因する温度依存的な溶出量の増加が確認された。さらに、UV照射で劣化させたCMTTの溶出液では、CMTTの溶出液から検出された多くの化合物ピークが不検出または低強度となっており、UV照射により添加剤由来の化合物の多くは、より小さい分子まで分解されたと推察された。

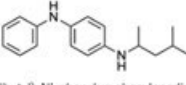
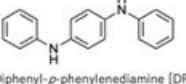
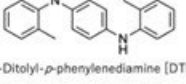
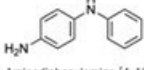
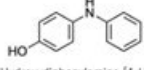
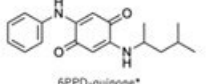
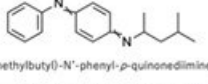
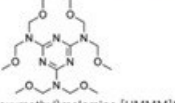
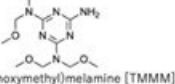
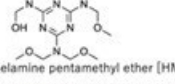
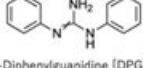

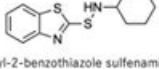
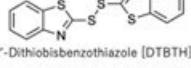
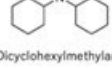
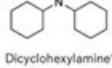
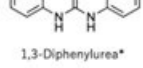
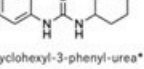

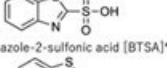
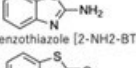
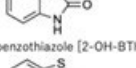
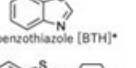
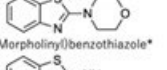
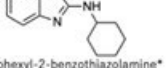
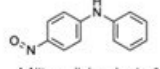
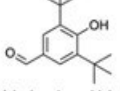

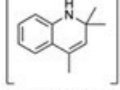
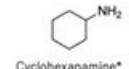

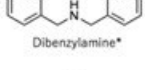
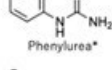
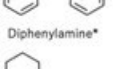
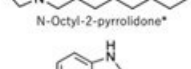

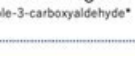
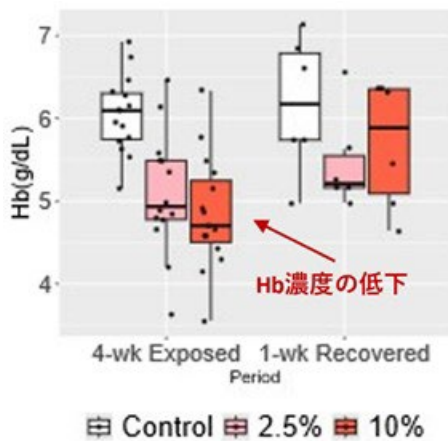
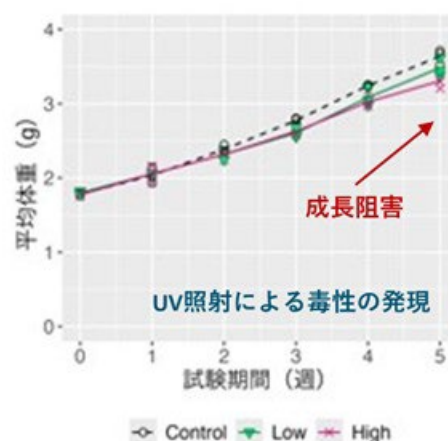
<p>アミン系老化防止剤</p>  <p>N-(1,3-Dimethylbutyl)-N'-phenyl-p-phenylenediamine [6PPD]*</p>  <p>N,N'-Diphenyl-p-phenylenediamine [DPPD]*</p>  <p>N,N'-Ditolyl-p-phenylenediamine [DTPD]</p>	<p>6PPDの分解物・変化体</p>  <p>4-Aminodiphenylamine [4-ADPA]*</p>  <p>4-Hydroxydiphenylamine [4-HDPA]*</p>  <p>6PPD-quinone*</p>  <p>N-(1,3-Dimethylbutyl)-N'-phenyl-p-quinonediimine [6QDI]*</p>	<p>架橋剤および分解物・変化体</p>  <p>Hexa(methoxymethyl)melamine [HMMM]*</p>  <p>Tetra(methoxymethyl)melamine [TMMM]</p>  <p>Hexamethyloxymelamine pentamethyl ether [HMPE]</p>
<p>加硫促進剤</p>  <p>1,3-Diphenylguanidine [DPG]*</p>  <p>2-Mercaptobenzothiazole [MBTH]*</p>  <p>N-Cyclohexyl-2-benzothiazole sulfenamide [CBS]*</p>  <p>2,2'-Dithiobisbenzothiazole [DTBTH]*</p>	<p>DPGの分解物・変化体</p>  <p>N,N-Dicyclohexylmethylamine*</p>  <p>Dicyclohexylamine*</p>  <p>1,3-Diphenylurea*</p>  <p>1-Cyclohexyl-3-phenyl-urea*</p>  <p>1,3-Dicyclohexylurea*</p>	<p>分解物・変化体・不純物</p>  <p>Benzothiazole-2-sulfonic acid [BTSA]*</p>  <p>2-Aminobenzothiazole [2-NH2-BT]*</p>  <p>2-Hydroxybenzothiazole [2-OH-BTH]*</p>  <p>1,3-benzothiazole [BTH]*</p>  <p>2-(4-Morpholinyl)benzothiazole*</p>  <p>N-Cyclohexyl-2-benzothiazolamine*</p>
<p>スコーチ防止剤</p>  <p>4-Nitrosodiphenylamine*</p>	<p>老化防止剤の分解物・変化体</p>  <p>3,5-Ditert-butyl-4-hydroxybenzaldehyde [BHT-CHO]*</p>  <p>1,2-Dihydro-2,2,4-trimethyl-quinoline [TMQ] monomer*</p>  <p>1,2-Dihydro-2,2,4-trimethyl-quinoline [TMQ] dimer</p>	<p>その他（分解経路不明を含む）</p>  <p>Cyclohexanamine*</p>  <p>Aniline*</p>  <p>Dibenzylamine*</p>  <p>Phenylurea*</p>  <p>Diphenylamine*</p>  <p>N-Octyl-2-pyrrolidone*</p>  <p>N-Cyclohexylformamide*</p>  <p>Indole-3-carboxyaldehyde*</p>

図5 CMTTから溶出した化学物質

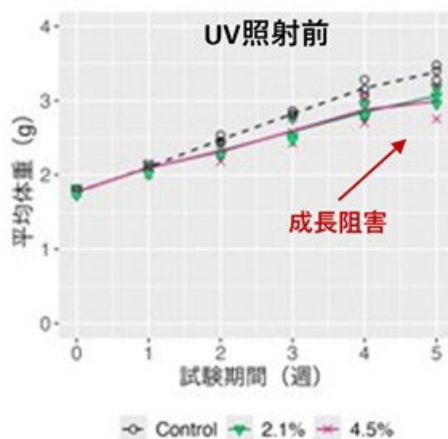
タイヤの生物影響を評価した結果、CMTTの曝露はコイの成長には影響しないものの、ヘモグロビン濃度およびヘマトクリット値の低下など明確な血液毒性を示した(図6)。組織学的観察の結果、CMTT曝露個体の脾臓にヘモジデンリンの沈着が増加しており、赤血球がダメージを受けていたことが裏付けられた。血液毒性をエンドポイントとした場合の最小作用レベル(LOEL)と最大無作用レベル(NOEL)はそれぞれ飼料中の濃度で2.5%と1.25%、投与量で0.75と0.38 mg/g-魚体重/日であった(研究成果11,12)。ヨコエビを対象とした試験では、TPとCMTTともにその懸濁液はフサゲモクズとアズテカに対して生存率の低下と成長阻害を引き起こした(図7)。ヨコエビの成長をエンドポイントとした場合の最小作用濃度(LOEC)と最大無作用濃度(NOEC)はそれぞれ0.02 g/Lと0.004 g/Lであり、種間差は無かった。なお、TPとCMTTの溶出液もヨコエビの生存率低下および成長阻害を引き起こしたが、NOECはフサゲモクズで0.1 g/L、アズテカで0.5 g/Lと、懸濁液よりも毒性は低かった。また、UV照射で劣化させたCMTTを曝露した場合、その毒性はコイおよびヨコエビの両方に対して顕著に軽減された。溶出試験の結果から、紫外線照射処理をしている期間にCMTTが含有する添加剤由来の化合物が消失することが示されており、このことからCMTTの毒性は添加剤由来の化合物が主たる要因であると考えられた。とくに、タイヤの溶出液から多く検出されるアニリン骨格を有する化合物は貧血を引き起こすことが知られている(Asai et al., 2021)。本研究で、タイヤの溶出液からアニリンおよびアニリン骨格を持つ6PPDが検出されており、両者ともにUV照射後には溶出液中の濃度が顕著に低下していたことから、これらの化合物がコイに貧血を引き起こしていたと推察した。



CMTT曝露時のヘモグロビン濃度



UV照射後PET曝露時の総魚体重の経時的変化



バージンPP曝露時の総魚体重の経時的変化

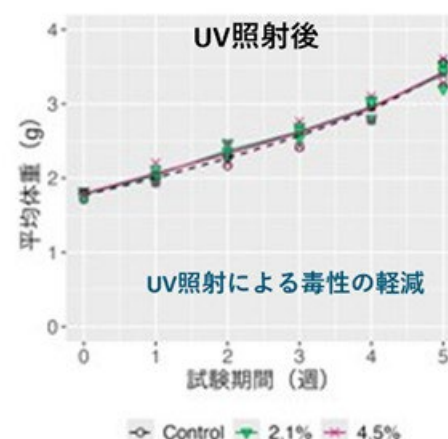


図6 コイを対象にしたMP毒性試験の結果

コイを対象にPP-MPの生物影響を評価した試験では、PP-MPはコイの成長を阻害し（図6）、再生PPよりもバージンPPの方が、強く影響することが示された。また、PP-Sの方がPP-Lよりも強く成長を阻害し、粒子サイズが小さいPP-MPの方が強い毒性を示すと考えられた。バージンPP-Sでコイの成長阻害に対する閾値を明らかにしたところ、LOELが4.5%、NOELが2.1%であった。コイの腸管の組織学的観察の結果、粘液の過剰分泌に起因する偽膜様構造や、白血球の遊走が観察されたが、腸の機能が損なわれるほどの病変は観察されなかった。一方、フサゲモクズを対象とした試験では、再生PPよりもバージンPPの方がやや毒性が高い点ではコイの試験結果と一致したが、PP-SとPP-Lで影響に違いはみられなかった。フサゲモクズにおけるPP-SとPP-LのLOELはそれぞれ<0.2%と0.2%であった。また、不思議なことに、アズテカに対してはPP-MPは影響を及ぼさなかった。現時点で、フサゲモクズとアズテカのPP-MPに対する感受性差の原因については不明であるが、海産生物と淡水生物とでMPに対する感受性が異なる可能性が示された。UV照射により劣化させたPP-MPについては、コイとフサゲモクズの両種に対して顕著に毒性が軽減した。PP-MPに飼料中の有機物が吸着することで栄養の吸収が阻害されており、UV照射による劣化によってこの有機物吸着性状が変化したことが、毒性軽減の一因ではないかと考えている。

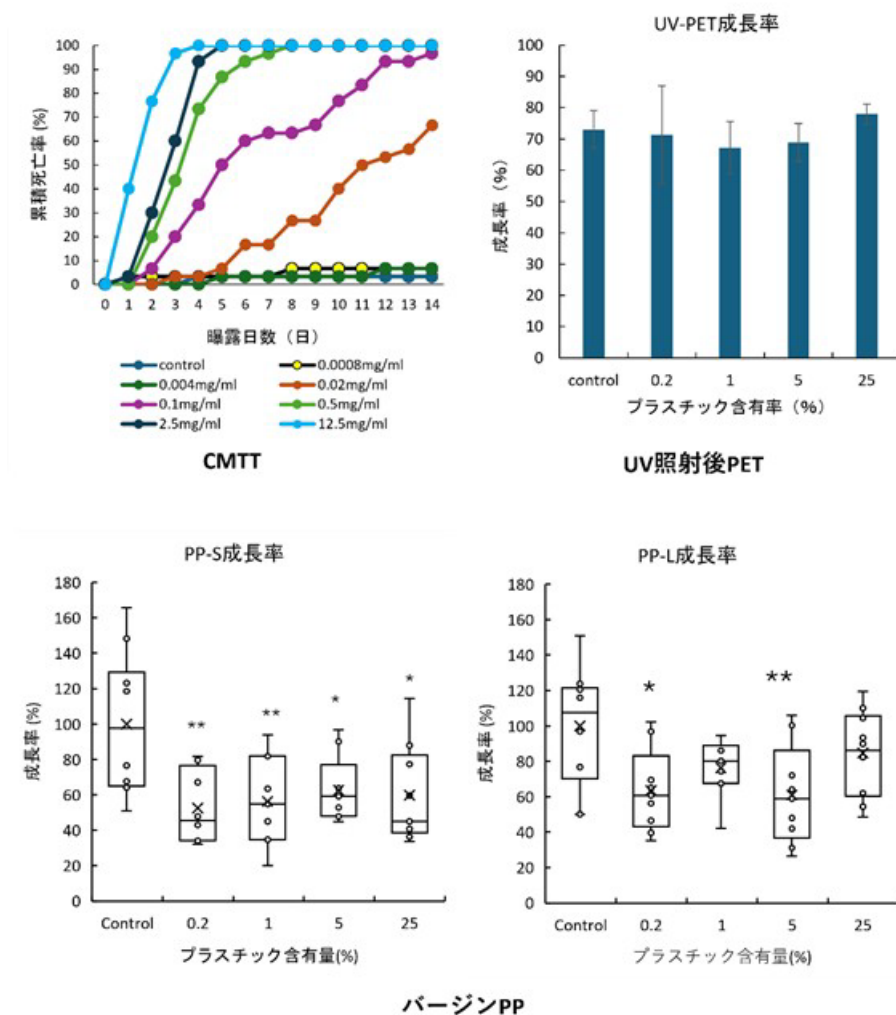


図7 ヨコエビを対象にしたMP毒性試験の結果

PET繊維状MPは、コイの成長及び血液性状に影響を及ぼさなかった。しかし、UV照射によって劣化させたPET-MPは、明らかにコイの成長を阻害した（図6）。このとき、劣化PET-MPに曝露したコイの消化管では、著しい病変は観察されなかったものの、粘液の過剰分泌や炎症を示唆するような変化が生じていた。劣化PETのLOELとNOELはそれぞれ10%と2.5%であり、投与量は3.0と0.75 mg/g-魚体重/日であった。UV照射で劣化させたPET繊維からはテレフタル酸（TPA）が溶出し、このTPAがマウスの肺において白血球の遊走やサイト

カインの分泌を促すことが報告されている (Ishihara et al., 2025)。これと類似の影響がコイの消化管内でも生じていたと推察される。さらに、劣化PET-MPを調製水で攪拌し、その上清と残渣をそれぞれコイに曝露したところ、残渣でのみ成長阻害が観察された。本試験では、劣化PET-MPからのTPAの溶出までは確認できていないが、水中に溶出したTPAが影響するというよりは、劣化PET-MPの周囲で浸出したTPAが局所的に作用するのではないかと予想している。一方、ヨコエビ2種に対しては、PET-MPはUV照射の有無に関わらず、その生存および成長には影響しないことが明らかとなった (図6)。このことから、PET-MP繊維の物理的な作用で毒性が生じている可能性は低いと考えられた。TPAによる影響がヨコエビにおいて生じなかったのは、無脊椎動物と魚類とで免疫応答が異なることが一因だと推察される。

タイヤ、PP、PETのMPによる生物影響評価から得られた影響濃度に基づいて、それぞれの予測無影響濃度 (PNEC) を推定した。タイヤの試験について、ヨコエビの試験は水曝露の結果であるため、ガラス容器中のCMTTの絶対量を、底質毒性試験時に容器中加入する底質の量で割ることで、底質の曝露濃度と置換した。ただし、本試験のフサゲモクズとアズテカのNOECは、先行研究の数値と比較して著しく低い値となっており、本研究では参考値として示し、底質の影響濃度としては採用しなかった。甲殻類、貧毛類、アズテカを対象とした先行研究 (Panko et al., 2013; Redondo-Hasselerharm et al., 2018) では、最大濃度でも影響が観察されておらず、最大濃度がNOECである。ユスリカの試験は単一濃度で実施した試験で成長阻害が観察されており、NOECは得られていない (Panko et al., 2013)。そこで、LOECの半分を暫定的にNOECとした。また、コイの試験はいわゆる底質毒性試験ではないが、コイが底質ごと摂餌することを踏まえて、飼料中濃度を底質中濃度と置き換えた。コイのNOECが25,000 µg/g、ユスリカの暫定NOECが5,000 µg/g、甲殻類および貧毛類が>200,000 µg/g、淡水ヨコエビが10,000 µg/gなので、ユスリカの数値を採用した。長期毒性試験の結果が3データ以上存在するので、アセスメント係数は10とし、PNECは500 µg/gと推定した。

バージンPPについては、フサゲモクズでは両サイズともに最低濃度の0.2%でも成長が阻害された。したがって、0.2%がLOELとなり、NOELは暫定的にその半分の0.1%とした。アズテカでは<106 µmのバージンPPは最大濃度での曝露でも影響が生じなかったため、NOELは25%とした。コイについては<106 µmでNOELが2.1%であった。これらの結果より、<106 µmのNOELは0.1%とし、底質換算にして1 mg/gであった。これをアセスメント係数10で除して、PNECは0.1 mg/gと推定した。<106 µmのバージンPPは、コイのNOELに基づいてNOECも推定した。メダカにおいてPEとPSの体内動態を解析した研究から得られたBCFと排泄速度定数を外挿する。ここから得られるNOECが7.5 mg/Lとなるため、アセスメント係数1000で除し、PNECを7.5 µg/Lと推定した。

UV照射で劣化させたPETは、ヨコエビ2種に対しては影響せず、コイに対してのみ影響が生じた。コイのNOELは2.5%であり、これを直接底質濃度に換算すると25 mg/gであった。これを10で除し、PNECは2.5 mg/gと推定した。

表1 各生物影響試験から得られたNOECおよび既報の結果もあわせて推定した影響濃度とPNEC (下線を引いたNOECは、影響濃度として採用された値)

素材	UV処理	NOEC (µg/g dw)			影響濃度 (µg/g dw)	アセスメント係数	PNEC (µg/g dw)
		コイ	フサゲモクズ	アズテカ			
タイヤ ^a	なし	25,000	(18.7) ^b	(18.7) ^b	5,000 ^c	10	500
	あり	>50,000	(93.3) ^b	—			
PP	なし	21,000 (7.5 mg/L) ^d	<2,000	>250,000	1,000 ^e 7.5 mg/L	10 (1000)	100 7.5 µg/L
	あり	>45,000	50,000	—			
PET	なし	>100,000	>250,000	—			
	あり	25,000	>250,000	>250,000	25,000	10	2,500

^aCMTTの濃度を2倍してTWP相当に換算した；^b水曝露試験の結果から底質毒性試験の数値を予測したため参考値；^cPanko et al., 2013；^d餌曝露試験の結果から水曝露試験の影響濃度を推定したものの；^e最低曝露濃度でも影響が観察されたため、その2分の1の値を暫定的にNOECとした

最後に、サブテーマ1で得られたTRWPを含む海洋流出MPの汚染実態とサブテーマ2で算出したPNECを用いて生態リスク評価を実施した。生態リスク評価に際しては、図8に示す組み合わせで実施した。堆積物中の繊維状MP（PET）のPNECは、堆積物中の粒子サイズ0.1 mm以下のフラグメント状MP（PP）のPNECと比較して低いため、繊維状とフラグメントMPは、まとめてフラグメント状MP（PP）のPNECと比較した。0.02-0.1 mmの河川表層水MPと海洋・湖表層水MPは、実測濃度がPNECを超える地点はなかった（河川表層水MPの実測濃度/PNEC：最大値で0.003、海洋・湖表層水MP：最大値で0.002）。0.02-0.1 mmの海・湖岸砂MPと河口・湖堆積物MPは、実測濃度が堆積物中MPのPNECを超えた地点はなかったが（河口・湖堆積物MP：最大値で0.001、海・湖岸砂MP：最大値で0.001）、環境水中MPのPNECとの比較では海・湖岸砂MPの25地点中22地点で、河口・湖堆積物MPの9地点中7地点で実測濃度がPNECを超えた（海・湖岸砂MP：最大で36、河口・湖堆積物MP：最大値で8.3）。ただし、これは、砂や堆積物の表層に生息する生物が表層から巻き上げられるMPに曝露することを想定したワーストシナリオにおける結果である。また、フラグメントMP（PP）の毒性は、未処理のものと比較して劣化したものの毒性が低くなることに留意する必要がある。他方、環境省の生物・生態系影響把握事業では、表層水MPを対象として有害性評価値を整理しており、現時点の整理で魚類、甲殻類及び二枚貝の0.01-0.1 mmのNOECの最小値が10 mg/m³程度（二枚貝の短期毒性）と報告している（2025年6月頃公表予定）。二枚貝については、毒性試験データが極めて少ないものの、本研究で設定したPNECに近い値を示していること、表層砂や表層堆積物MPの影響を受けやすいことを考慮すると、本研究のワーストシナリオの設定が一定の意味を持つと考えられる。河口・湖堆積物中TWP（TRWPは路面粒子を含むため、TWPで計算）は、36地点中6地点で実測濃度が堆積物中タイヤ粒子のPNECを超えた（最大値で4.3）。ただし、タイヤ粒子の毒性の主な原因と考えられている含有添加剤が、環境中での曝露過程において揮発、浸出、あるいは分解されている可能性が高く、この評価は過大評価の可能性のある点に留意すべきである。

生態リスク評価の結果から、ワーストシナリオの0.02-0.1 mmの海・湖岸砂及び河口・湖堆積物MPと堆積物中TWPで重量濃度がPNECを超えた。PPを含むポリオレフィン、国内の生産量や廃プラ排出量が4～6割程度と高く（プラスチック循環利用協会、2024）、上流側からの海洋流出が継続することで、0.02-0.1 mmの海洋表層水MPの海岸での生成・海洋流出が継続すると共に水底の堆積物への沈降・集積が継続する。自動車タイヤは、国内外のMP流出インベントリ（環境省、2024；OECD、2022；UNEP、2018）において環境／海洋流出量が最も多いと推計されており、その利用と海洋流出が継続する。よって本研究では、優先的に流出抑制対策すべき海洋流出MPとして、フラグメント状ポリオレフィンMPとタイヤ粒子を提示する。

0.02-0.1 mmの環境流出MPの重量濃度とPNEC

評価対象	単位	環境中濃度（中央値、範囲）	PNEC	備考
河川表層水_0.02-0.1 mm	mg/m ³	0.0081 (0.0018-0.0210)	7.5	環境水の0.106 mm以下のフラグメント状MP（PP）のPNEC
海洋表層水_0.02-0.1 mm	mg/m ³	0.0060 (0.0008-0.0110)		
海岸砂MP_0.02-0.1 mm	mg/m ³	29 (5-270)		
河口・湖堆積物MP_0.02-0.1 mm		36 (2-62)		
海・湖岸砂_0.02-0.1 mm	mg/kg dw	0.0120 (0.0020-0.1100)	100	堆積物の0.106 mm以下のフラグメント状MP（PP）のPNEC
河口・湖堆積物MP_0.02-0.1 mm		0.0110 (0.0001-0.1100)		
河口・湖堆積物TWP	μg/g dw	180 (90-2100)	500	堆積物の0.316 mm以下のタイヤ粒子のPNEC



優先的に評価対象とすべきMP

1. フラグメント状ポリオレフィンMP
上流から流出、環境中での劣化・微細化・水底への沈降が継続する。
2. タイヤ粒子
流出インベントリで、MPの中で最大であり、上流から流出が継続する。

図8 生態リスク評価と優先的に評価すべきMPの提示

1. 5. 研究成果及び自己評価

1. 5. 1. 研究成果の学術的意義と環境政策等への貢献

<得られた研究成果の学術的意義>

サブテーマ1では、河川表層水MP、海・湖岸砂MP、海・湖堆積物MP及び海洋・湖表層水MPの0.02-5 mmの一体的な測定法を開発し、4媒体間での個数濃度や材質の関連性を実測ベースで評価した。既存の研究では、河川表層水MP或いは海洋表層水MPを対象として同様のアプローチで一体的な調査を実施しているが、相互に関係のある異なる媒体を同じ時期に一体的に評価した研究例はない。研究手法の確立と4種の環境媒体への適用研究そのものに大きな価値があると言え、革新性と独創性がある。加えて、海洋流出MPの発生源や動態に関する既存の各論的な知見や仮説を繋ぎ合わせると共に、実測ベースで相互の考察を行って、海洋環境でのMPの起源や動態にアプローチできたのは、本研究だからこそ初めて実施できた点であり、学術的意義が極めて大きく、本研究の知見の検証やこれに基づくMNP汚染の理解、将来予測や効果的な流出抑制の検討に資する研究を導出する可能性があり、先導性あるといえる。体積ベースで評価すると、表層水と比較して4~6オーダー程度の高い濃度で、0.1 mm以下の微細なポリオレフィンが堆積物や海・湖岸砂に存在しており、ワーストシナリオで生物・生態系影響が懸念される個数濃度及び重量濃度レベルにあることを初めて明らかにした点も、学術的なインパクトに加えて、堆積物や海・湖岸砂中MPの試験法開発の必要性を示す発展性のある結果といえる。<0.02 mmのMNPの定量分析は、MPとNPの分画に至っていないものの、同位体ラベル化NPを使用することで過小評価することなく表層水や海・湖岸砂を評価できる段階に達しており、学術的に価値のある成果の導出に繋がる段階に近づいている。1試料ずつではあるが、<0.02 mmの河川表層水MNPと海岸砂MNPの重量濃度を明らかにしており、検出の一般性を確認出来た際には、海洋表層水の5 mm未満のMNPの重量濃度に対する<0.02 mmのMNPの寄与が極めて高い可能性を示すこととなり、環境に流出して行方の解っていない6~9割のミッシングプラスチックの説明にアプローチできるものとなり、学術的インパクトが極めて大きい。

また、本研究では、TRWPが陸起源の泥や有機物と共に輸送・堆積することを明らかにした。TRWPと陸起源物質との相関関係を明確に示したのは本研究が初めてであり、水環境中におけるTRWPの輸送・蓄積挙動の理解を深めた点で重要な学術的意義がある。また、TRWPの濃度は、36地点中6地点で推定無影響濃度（PNEC）を上回っており、生物・生態系影響が否定できないことも今後の対応に繋がる先導性のある知見として意義が大きい。

サブテーマ2では、タイヤ、PP、PETの曝露試験用模擬試料を作製した。また、各試料をそれぞれUV照射によって劣化させた試料も調製した。MPの有害性評価には市販のMPあるいは各研究機関で独自に調製されたMPが使用されている。市販のMPは実環境中に存在するMPとは形状やサイズ分布が異なり、現実を反映していないことが指摘されている。一方、独自に調製した試料を用いた場合、それぞれの試験結果を比較することが困難である。本研究で調製した試料を研究者間で共有することで、生物種間での影響の比較や、試験法の標準化に貢献できる。

CMTTから溶出する化学物質を網羅的に検出するノンターゲット分析を行った。その結果、597ピークが検出され、タイヤ粉じんからは添加剤およびその変化物など多数の化合物が溶出することが判明した。タイヤ粉じんの毒性はこれらの添加剤由来の化合物が主要因であると考えられ、そのリスク評価およびリスク管理には、タイヤ粉じんの粒子のみならず、溶出する化合物の動態も把握する必要がある。本試験では、38種類の化合物を同定し、現時点では、それぞれの化合物の半定量のみが可能となっているが、今後精緻な定量を行うことで、タイヤ粉じんの毒性の主要因となる化合物を抽出し、それらのうち優先的にモニタリングすべき化合物を選定する。この成果は、タイヤ粉じんの環境リスク提言に貢献するものである。

本研究で、コイおよびヨコエビを対象にMPの有害性を評価する手法を確立し、試験対象とした各MPの影響濃度を取得するに至った。本手法を用いることで、本研究で対象としたもの以外のMPの試験を実施することで、MPの素材、形状、サイズ、環境中での劣化度合いに依存した毒性ポテンシャルの差異を検出することが可能となる。MPの毒性評価のための標準化された手法が存在しない現状を考えると、本研究で開発した毒性評価法は、環境中への流出抑制を優先的に講じるべきプラスチックの選定に貢献するものである。

<環境政策等へ既に貢献した研究成果>

環境省の令和5年度第1回プラスチックごみの海洋への流出実態把握検討会（鈴木が委員として参画）において、本研究で得られた成果のうち、【サブテーマ1】海洋流出マイクロプラスチックによる汚染実態把

握に関する研究概要と進捗状況を共有し、プラスチックごみの海洋への流出実態把握の今後の方針検討に貢献した。また、環境省の令和6年度第2回海洋ごみの実態把握と効果的・効率的な海洋ごみ回収に関する検討会（鈴木が委員として参画）において、本研究で得られた成果のうち、【サブテーマ1】海洋流出マイクロプラスチックの添加剤分析結果に関する知見を共有し、プラスチックごみの海洋への流出実態把握に貢献した。

<環境政策等へ貢献することが見込まれる研究成果>

サブテーマ1で実施した0.02-5 mmの海洋流出MPの測定法開発と一体的な評価は、環境省が取り組むプラスチック汚染対策において、次のような点に貢献する。一つ目は、環境省の生物・生態系影響把握事業への0.02-5 mmの実測データの提供が挙げられる。当該事業では、MPの生物・生態系へのリスクを可能な限り定量的に明らかにすることを目的として、MPの有害性と曝露量に関する科学的知見を収集している。0.3 mm未満の微細なMPの実測データは限られているため、モデルによる推計を試みている。モデルでは、0.3 mm以上のデータが豊富な海洋表層水MPを対象としており、系外からの移入がないこと、水底への沈降がないこと等を仮定して、1 mm未満のMPの個数濃度を算出している。本研究の結果に基づくと、海洋表層水MPの0.02-0.1 mmのMPは水底に沈降するものが多いと考えられる。モデルの推計値の妥当性や精緻化を進める際には、本研究で得た実測値が有用かもしれない。二つ目は、当該事業で「今後の検討の方向性」で挙げている「微細粒径のMPの環境中の存在状況を把握するための測定技術の開発」への開発手法の提案が挙げられる。本研究の結果から、海洋流出MPは、相互に関係する媒体間で、比重や粒子サイズに依存して移動や沈降等の移流や集積が生じていると考えられた。これは、モデルでの推計を行いつつ、実測で確認することの重要性を示すものであり、本研究で開発した0.3 mm未満の微細なMPの測定法は、このニーズにこたえることができる。三つ目は、環境省が優先的に評価すべきMPや環境媒体の選定に貢献する。堆積物中TRWPについては、サブテーマ1とサブテーマ2で得られた結果に基づく生態リスク評価の試行により、PNECを超える地点が調査地点の2割程度あることから、早急に詳細評価対象にすべきと考えられる。TRWP以外の海洋流出MPについては、海洋流出MPの一体的な評価により、有害性の観点で重大性が高いと考えられる0.02-0.1 mmのMPが水底に沈降して集積していることや海岸で生成し集積・海洋流出していることを示唆した。海洋表層水MPだけでなく、堆積物MPや海・湖岸砂MPの生物・生態系影響を評価するための測定法、推計法及び毒性試験法の開発が求められる。加えて、本研究では堆積物の基本的な特徴や性質の指標とそれに基づく堆積様式が、TRWPの分布を予測するツールとして有用であることを示した。堆積物に関するこれらの情報については多くの水域ですでに知見の蓄積があり、これを活用した見積もりにより、TRWPの空間的分布および蓄積状況を含む汚染の全体像の把握を効率的に行うことができるようになると期待できる。発生源での対策や除去設備の導入に必要な知見の迅速な集積により、環境政策等へ貢献する。

サブテーマ2では、水生生物に対するタイヤ粉じんおよびMPの影響評価を実施し、新たな知見を得た。ヨコエビおよびコイを対象に、タイヤ、PP、PETのMPの毒性評価を実施し、各試料の曝露濃度に基づいて無影響レベルを算出した。プラスチックの比重に応じて曝露経路が異なることを考慮し、比重の大きなタイヤとPETは底質から、比重の小さいPPは水または底質からの曝露を想定した影響閾値を推定した。また、UV照射による劣化によりCMTTとPPの毒性は軽減、PETの毒性は増強されることを示した。本研究で得られた影響濃度は、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に対しても貴重なデータとなる。また、水からの曝露のみを想定するのではなく、プラスチック素材に応じて曝露経路を考慮することの重要性を示唆した。

また、底生生物を用いたタイヤ粉じんの新たな影響評価法を提案する。海産ヨコエビのフサゲモクズを用いた影響評価の結果、フサゲモクズがタイヤ粉じんおよびその水溶性画分に鋭敏に反応することを発見した。これまでタイヤ粉じんの影響評価はサケ・マスに対して行われることが多かったが、フサゲモクズは新たな指標生物として有用であり、今後のタイヤ粉じん規制設定や毒性の低いタイヤ開発とその毒性評価に貢献できる可能性を示唆した。フサゲモクズは沿岸域に広く分布し、飼育も容易なため、環境影響評価への導入が期待される。ヨコエビは食物連鎖の中間を構成する生物であり、環境影響評価の重要な指標生物となり得る。

次に、CMTTの溶出試験とノンターゲット分析により、添加剤だけでなく変化体を含む38物質を同定した。この手法は、タイヤ摩耗粉じん（TRWP）から環境中に溶出し得る物質群を網羅的に捉えることに貢献する。特に、老化防止剤6PPDの変化体である4-HDPAおよび4-ADPAが高濃度で検出されたことは、タイヤ業界がTRWPや添加剤だけでなく、タイヤ製造過程および環境中で非意図的に生成する変化体・分解物の環境リスクも考慮

した製品開発に努めるべきであることを示唆する。また、本研究で同定された6PPDの変化体は、タイヤ摩耗によるPRTR届出外排出量の推計精度向上にも貢献できる可能性がある。タイヤ摩耗粉じんからの対象化学物質の溶出やその後の環境中挙動等の解明に貢献できる可能性を示唆した。

1. 5. 2. 研究成果に基づく研究目標の達成状況及び自己評価

<全体達成状況の自己評価>

2. 目標を上回る成果をあげた

「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」（国立環境研究所、鈴木 剛）

全体目標	全体達成状況
陸域・沿岸域・海洋のMPの物理・化学的特性評価を実施して海洋流出MPによる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く高懸念MPのモデル生物による生物影響評価を実施して各種影響濃度を算出し、生態リスク評価と汚染実態に基づいて流出抑制対策を講じるべきMPを特定する。	本研究では、サブテーマ1において日本における海洋流出MPの汚染実態を把握して、サブテーマ2において高懸念MPの生物影響評価を実施して有害性評価値を算出し、これらの結果を用いて環境流出MPの生態リスク評価を実施し、優先的に流出抑制対策を講じるべきMPを提示した。サブテーマ1と2共に、試料採取や評価試料を増やすなど、試験内容について目標を超えて研究に取り組んだ。これにより、当初目標を上回る成果を挙げたと判断できる。

<サブテーマ1達成状況の自己評価>

2. 目標を上回る成果をあげた

「海洋流出マイクロプラスチックによる汚染実態把握に関する研究」（国立環境研究所、鈴木剛）

サブテーマ1目標	サブテーマ1達成状況
流域人口や土地利用形態を考慮して選定する河川下流域の表層水（3河川／気候区分）、河川MP流出量をもっとも多い河口の表層堆積物（1河口／気候区分）、漂着ごみや散乱ごみの多い海岸・湖岸の表層砂（3地点／気候区分）は、日照時間や降雨量等の気象条件を考慮して、9つの気候区分（北海道、日本海北部、太平洋北部、日本海南部、日本海北部、瀬戸内海、九州西部、南西諸島、中央高地）において、地方環境研究機関と連携して採取する。海洋表層水は、日本近海に流入する海流を考慮して、日本海側2地点（対馬海流：対馬海峡と津軽海峡）、太平洋側2地点（親潮と黒潮：釧路沖と房総沖）、南西諸島周辺1地点（黒潮：吐噶喇列島周辺）で採取する。湖表層水は、中央高地（諏訪湖）で採取する。	サブテーマ1では、海洋流出MPの試料採取法と物理・化学的測定評価法の各手法を開発し、汚染実態を調査した。また、サブテーマ2で得た有害性評価値を用いて、生態リスク評価を実施し、優先的に評価すべき海洋流出MPを提示した。試料採取について、河川下流域の表層水、河口の表層堆積物、海岸・湖岸の表層砂は、9つの気候区分において採取した。海洋表層水は、日本近海の海流を考慮して、日本海側、太平洋側、南西諸島周辺で採取した。湖表層水は、中央高地で採取した。河川表層水と河口堆積物は、当初目標を超えて採取した。海・湖岸砂と海洋・湖表層水は、概ね計画通り採取した。
採取試料の5μm以上5mm未満のMP候補物質を対象として、粒子サイズ別に3つのグループ（100μm以上5mm未満、50μm以上100μm未満と5μm以上50μm未満のMPグループ）に分けて、物理・化学的特性を明らかにする。物理・化学的特性評価として、AIシステムで形状や色の数値化を行い、フーリエ変換赤外分光光度計（FT-IR）や熱分解ガスクロマトグラフ質量分析計（GC-MS）を用いたプラスチックのポリマー種類の同定と劣化分析による劣化度評	MPの物理・化学的評価について、採取試料を1-5mm、0.3-1mm、0.1-0.3mm、0.02-0.1mm、<0.02mmの5つのグループに分けて物理・化学的評価を概ね計画通り実施した。添加剤分析は、その他調査研究で採取したものを評価することで、当初目標を超えて実施した。

価、ガスクロマトグラフ四重極質量分析計（GC-QMS）や液体クロマトグラフ四重極飛行時間型タンデム質量分析計（LC-QToF-MS）を用いたノンターゲット分析による添加剤評価、レポーター遺伝子アッセイ法を用いた細胞アッセイによる酸化ストレス応答・Ah受容体結合活性・エストロゲン受容体結合活性といった影響指標評価を実施する。これにより、採取試料のMPの物理・化学的特性を明らかにする。	
グループ別にMPの物理・化学的特性が似ているもので類型化して、海洋流出MPの存在実態や特徴を明らかにする。また、表層堆積物の粒度組成等の化学特性との比較を通じて、河川や海洋環境でのMPの移動や沈降過程における挙動を考察する。	汚染実態の把握について、MPの物理・化学的特性に基づいて、各培地の存在実態や特徴の明示を概ね計画通りに実施した。河川や海洋環境での移動や挙動に関して、特に沈降過程の挙動は、海洋流出MPの海洋環境動態の理解とその先のリスク管理や抑制対策を見据えて、粒度や元素分析結果やMPの個数濃度や材質組成を詳細に評価することで、当初目標を超えて実施した。
サブ2から提供されたMPの生態リスク評価の結果をもとに、優先的に流出抑制対策を講じるべきMPを特定する。	優先評価すべき海洋流出MPの提示については、サブテーマ2と連携して、海洋流出MPの生態リスク評価を実施して、概ね計画通りに実施した。

<サブテーマ2達成状況の自己評価>…………… 2. 目標を上回る成果をあげた

「高懸念マイクロプラスチックの生物影響評価に関する研究」（愛媛大学、仲山慶）

サブテーマ2目標	サブテーマ2達成状況
過去の報告で環境流出量が多いとされる自動車タイヤ粉じん、海洋検出事例の多いポリオレフィン系粒子状MPやポリエステル繊維状MPを高懸念MPと位置づけ、その模擬試料を選定・調製する。	サブテーマ2では、生物影響評価に使用する曝露用MPの調製およびそれらを用いた毒性評価を行った。 1. タイヤ試料にはCMTTおよび市販タイヤを削剥したものを調製した。ポリオレフィン系粒子状MPとしてポリプロピレン（PP）を、ポリエステル繊維状MPとしてポリエチレンテレフタレート（PET）を選択し、それぞれ300 μm以下のMP試料を調製した。
サブ1と連携して、模擬試料から投与用試料を調製する。はじめに、AIシステムで粒子サイズ（5 μm以上300 μm以下）や形状別に分画し、UVランプを用いて劣化させた試料も調製する。これを、水に溶ける添加剤等化学物質を含む画分（水収容画分）と水に溶けない添加剤等化学物質を含む残渣に分画する。水収容画分と残渣を対象として、ノンターゲット分析による添加剤濃度と細胞アッセイによる影響強度を評価する。水収容画分と残渣の物理・化学的特性を把握しておくことで、生物影響の要因を明らかにする。	PPについては、バージンPPと再生PPを用い、<106 μmと106-300 μmの2つのサイズ区分に分けた点は当初目標を超えて実施した。UV照射により劣化させた各MP試料の調製は、当初計画の通り実施した。CMTTから溶出する化合物のノンターゲット分析を実施し、597ピークを検出した。そのうち38化合物を同定した。溶出する化合物の時間依存性的および温度依存的な溶出量の変化については、当初計画の範囲を超えて実施した。CMTTの毒性の原因となり得る候補化合物を検出するに至った。
自動車タイヤ粉じんの投与用試料を用いて、甲殻類ヨコエビ（ <i>Hyalella azteca</i> ）（図）と魚類コイ（ <i>Cyprinus carpio</i> ）（図）による高懸念MPの生物影響評価試験法を構築し、自動車タイヤ粉じん、ポリオレフィン系粒子状MPやポリエステル繊維状MPの急性毒性和慢性毒性を評価する。投与用試料のうち、水収容画分は経鰓曝露を、残渣は経口曝露で評	ヨコエビとコイを対象にしたMP曝露試験法を確立した。同手法を用いて、タイヤ、PP、PETの毒性を検出した。タイヤはコイに対して血液毒性を、ヨコエビに対しては生存率の低下と成長阻害を引き起こした。PPはコイおよび海産ヨコエビのフサゲモクズに対して成長阻害を引き起こしたが、淡水ヨコエビには影響しなかった。PETはUV処理によって劣化させ

価する。評価指標は、急性毒性では生物の半数が試験期間内に死亡する濃度（半数致死濃度）、慢性毒性ではヨコエビで成長・脱皮回数・脱皮周期に影響を及ぼす濃度（影響濃度）、コイで成長・血球算定・血液中生化学パラメーターの各種影響濃度とする。残渣は、投与量と体内残留量から体外排泄率を評価し、粒子サイズ・形状と体内からの消失期間の関連性を解析する。	ることによりコイの成長を阻害することが判明した。一方で、ヨコエビに対しては、UV照射の有無に関わらず、影響しないことが判明した。淡水ヨコエビだけでなく、海産のヨコエビを対象に試験を実施し、淡水産と海産での感受性の差異を示した点は、当初予定を超えて実施したものである。
サブ1から提供された汚染実態評価の結果と生物影響試験で得られた影響濃度に不確実係数を掛け合わせて算出する予測無影響濃度（PNEC）を用いて、MPの生態リスク評価を実施する。	各MP試料について、有害な影響を検出するとともに、UV照射の有無によって毒性が変化することを示した。各MPのPNECを推定した。

1. 6. 研究成果発表状況の概要

1. 6. 1. 研究成果発表の件数

成果発表の種別	件数
産業財産権	0
査読付き論文	7
査読無し論文	5
著書	0
「国民との科学・技術対話」の実施	14
口頭発表・ポスター発表	37
マスコミ等への公表・報道等	5
成果による受賞	0
その他の成果発表	0

1. 6. 2. 主要な研究成果発表

成果番号	主要な研究成果発表 （「研究成果発表の一覧」の査読付き論文又は著書から10件まで抜粋）
------	--

2	鈴木剛, 田中 厚資, 高橋勇介, 倉持秀敏, 大迫政浩: マテリアルライフ学会誌, 34 (3), 42-50 (2022) プラスチックごみの循環・廃棄過程からのプラスチック微小粒子の排出実態把握と流出抑制.
3	鈴木剛, 田中厚資, 高橋勇介, 倉持秀敏, 大迫政浩: 廃棄物資源循環学会誌別冊, 33 (5), 340-356 (2022) 海洋プラスチックごみの流出抑制に資する劣化・微細化研究の取り組みと今後の展開.
4	K. Tanaka, Y. Takahashi, T. Kajiwara, H. Matsukami, H. Kuramochi, M. Osako, G. Suzuki: Marine Pollution Bulletin, 186, 114438 (2023) Identification and quantification of additive-derived chemicals in beached micro-mesoplastics and macroplastics.
5	鈴木剛, 田中厚資, 天野敦子, 板木拓也, 宇智田奈津代, 高橋勇介 (2024) 海洋流出マイクロプラスチックによる汚染実態把握に関する研究～河川, 海岸, 河口堆積物中マイクロプラスチックの物理化学的評価の試み～. 東京湾海洋環境研究会編, 第12回東京湾海洋環境シンポジウム「東京湾の底生生物群集の衰退」成果報告書, 東京湾海洋環境研究会, 6-10.
6	仲山慶, 山崎雅俊, 國師恵美子, 宇野誠一, 田中厚資, 高橋勇介, 田上瑠美, 後藤哲智, 国末達也, 鈴木剛 (2024) 高懸念マイクロプラスチックの生物影響評価に関する研究～タイヤ粉じんの生態リスク 評価～. 東京湾海洋環境研究会編, 第12回東京湾海洋環境シンポジウム「東京湾の底生生物群集の衰退」成果報告書, 東京湾海洋環境研究会, 11-14.
7	鈴木剛 (2024) マイクロプラスチック その汚染実態の把握に向けて. 現代化学, 10月号, 62-65.
8	M. Iizuka, A. Amano, T. Itaki: MethodsX, 103213 (2025). Accurate sampling of undisturbed top sediment from grab sampler collected using aluminum tube and stainless-steel containers for shallow and deep-sea applications.
9	鈴木剛 (2025) マイクロプラスチックを含むプラスチックの環境流出と汚染実態. ビルと環境, No.189, 36-40.
10	K. Tanaka, A. Amano, T. Itaki, K. Nakayama, Y. Takahashi, G. Suzuki: Water Research, 286, 124278 (2025). Distribution and accumulation patterns of tire-derived particles in coastal and lake sediments.
11	鈴木剛, 田中厚資, 天野敦子, 宇野誠一, 国末達也, 板木拓也, 仲山慶 (2025) 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. 地球環境, 印刷中.
12	仲山慶, 田上瑠美, 鈴木剛 (2025) マイクロプラスチック曝露による魚類の成長阻害を評価する方法の検討. 地球環境, 印刷中

注：この欄の成果番号は「研究成果発表の一覧」と共通です。

1. 6. 3. 主要な研究成果普及活動

本研究課題での成果普及活動は、研究開始当初から精力的に実施して、合計で11件実施した。特に重要なものとしては、2025年3月に開催した国立環境研究所主催の公開イベント「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 ～自動車タイヤ粒子に着目して～」が挙げられる。このイベントは、自動車タイヤ由来のマイクロプラスチックと添加剤について、専門家と参加者が一緒に考えるシンポジウムとして、都内会場とウェビナーのハイブリッド形式で開催した。現地会場に約70名、ウェビナーでは約400名が参加し、登壇者が事前と当日に頂いた質問について当日の発表やパネルディスカッション、WebでのQ&Aリストの公表を通じて回答することにより、対話の実現を目指したシンポジウムになった。登壇者は、本研究の研究代表者兼サブテーマ1リーダーの国立環境研究所 資源循環領域 鈴木剛とサブテーマ2リーダーの愛媛大学 沿岸環境科学研究センター 仲山慶、分担研究者の愛媛大学 沿岸環境科学研究センター 国末達也、鹿児島大学水産学部 宇野誠一、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の長谷代子氏、一般社団法人 日本自動車タイヤ協会 環境部兼技術部の時田晴樹氏、日本自動車研究所 環境研究部 伊藤晃佳氏（【5-2203】タイヤ摩耗粉塵を含む非排気由来の粒子排出実態に関する研究の研究代表者）であった。イベントの詳細は、次のURLリンク先で公表している。

・国立環境研究所 社会対話・協働推進オフィスホームページ>これまでの活動
シンポジウムのお知らせ：自動車タイヤ由来のマイクロプラスチックと添加剤について考える～現状理解と今後の課題～

https://taiwa.nies.go.jp/activity/symposium2025_0307.html

・国立環境研究所 社会対話・協働推進オフィスホームページ>これまでの活動
シンポジウム「自動車タイヤ由来のマイクロプラスチックと添加剤について考える～現状理解と今後の課題～」を開催しました。

https://taiwa.nies.go.jp/activity/symposium2025_0307_report.html

・国立環境研究所 社会対話・協働推進オフィスホームページ>これまでの活動
シンポジウム「自動車タイヤ由来のマイクロプラスチックと添加剤について考える～現状理解と今後の課題～」開催時間内に回答できなかったご質問への回答一覧

https://taiwa.nies.go.jp/activity/img/symposium2025_0307_report/QA.pdf

鈴木剛，仲山慶，宇野誠一，国末達也，国立環境研究所主催 環境研究総合推進費 公開イベント(2025) 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 ～自動車タイヤ粒子に着目して～。(開催日：2025年3月7日，参加者：70名程度，オンライン参加者：400名程度)

これに加えて、本研究の総括発表は、2025年7月26日（土）につくば市で開催予定の「国立環境研究所公開シンポジウム2025」において、「海洋流出マイクロプラスチックの汚染実態と生物影響」として講演発表とポスター発表を実施する予定である。

1. 7. 国際共同研究等の状況

<国際共同研究の概要>

国際共同活動計画名：Global Partnership on Plastic Pollution and Marine Litter (GPML) への参画
(事務局：United Nations Environment Programme (UNEP))

活動概要：プラスチック汚染に関わるあらゆるデータの一元化にむけた活動のうち、Ocean and CoastsグループのCo-leadsを担当

日本側参加研究者：Alfonso Maria Belen（九州大学・准教授）、鈴木剛（国立環境研究所・室長）

参加連携状況：環境省海洋環境課海洋プラスチック汚染対策室の依頼により、2023年5月に参加表明し、GPMLにおけるプラスチック汚染への取り組み状況の把握と日本での環境省や日本発研究成果のインプットに資する取り組みを行っている。

国際的な位置づけ等：UNEPが主導するプラスチック汚染に係る国際的なデータ調和化の取り組みであり、1-2204推進費等成果を含む日本発の科学知見をアップデートし、当該分野における日本のプレゼンス強化に貢献する。

国際共同研究計画名：Optimizing Nuclear Techniques to Assess Microplastic Pollution in Coastal Areas (事務局：International Atomic Energy Agency (IAEA))

日本側提案研究課題名：Establishment of standard methods for evaluation of microplastics in coastal to deep-sea sediments around Japan

日本側参加研究者：天野敦子（産業技術総合研究所・グループ長・代表）、板木拓也（産業技術総合研究所・グループ長）、池上隆仁（海洋研究開発機構・副主任研究員）、鈴木剛（国立環境研究所・室長）、田中厚資（国立環境研究所・研究員）

参加連携状況：環境省海洋環境課海洋プラスチック汚染対策室の仲介により、2023年6月にプロポーサルを提出して、IAEAに受理された。2024年5月に開催された「First Research Coordination Meeting on Optimizing Nuclear Techniques to Assess Microplastic Pollution in Coastal Areas」に、天野敦子が現地参加、鈴木剛がオンライン参加した。現地では、天野敦子から、1-2204推進費での取り組み状況のインプットを行った。また、2025年に実施予定の海岸砂マイクロプラスチック（0.3-5 mm）の相互検定研究に参

加予定。

国際的な位置づけ等：IAEAが主導する堆積物・海岸砂マイクロプラスチックを対象とした国際コンソーシアムであり、堆積物・海岸砂マイクロプラスチックのモニタリング手法の調和等に、1-2204推進費等成果をアップデートし、当該分野における日本のプレゼンス強化に貢献する。

国際共同研究計画名：Safety testing of nano-plastics; Toxicity and stability of fragmented nano-plastics（事務局：Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)）

日本側提案研究課題名：未定（2025年11月開催予定のワークショップを踏まえて決定予定）

日本側参加研究者：山本裕史（国立環境研究所・領域長）鈴木剛（国立環境研究所・室長）、田中厚資（国立環境研究所・研究員）

参加連携状況：環境省海洋環境課海洋プラスチック汚染対策室の要請により、2025年3月に開催されたオンラインミーティングに参加した。直近の活動としては、2025年11月に開催予定のワークショップの目的や内容の設定に向けて、参加機関へのアンケート調査が実施された。日本からは、環境省からマイクロプラスチックの生物・生態系影響評価に関する検討会での取り組み状況について、と国環研（鈴木剛と田中厚資）から1-2204推進費を含む関係推進費概要について、それぞれインプットした。2025年11月のワークショップに参加予定。

国際的な位置づけ等：OECDが主導するナノプラスチックの安全性評価に関する試験法の開発を目的とした委員会であり、1-2204推進費の100μm未満のマイクロプラスチックやナノプラスチックの分析法や成果をインプットし、当該分野における日本のプレゼンス強化に貢献する。

<相手機関・国・地域名>

機関名（正式名称）	（本部所在地等の）国・地域名
United Nations Environment Programme (UNEP)	ケニア・ナイロビ
International Atomic Energy Agency (IAEA)	オーストリア・ウィーン
Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)	フランス共和国・パリ

注：国・地域名は公的な表記に準じます。

1. 8. 研究者略歴

<研究者（研究代表者及びサブテーマリーダー）略歴>

研究者氏名	略歴（学歴、学位、経歴、現職、研究テーマ等）
鈴木剛	研究代表者及びサブテーマ1リーダー 岩手大学大学院連合農学研究科博士後期課程修了 博士（農学） JSPS特別研究員（SPD）、Vrije University Amsterdam客員研究員等を経て、 現在、国立環境研究所 資源循環領域 資源循環基盤技術研究室 室長 環境省プラスチック流出量インベントリ／生物・生態系影響把握等検討会委員 研究テーマは、プラスチックの汚染実態把握とリスク管理
仲山慶	サブテーマ2リーダー 九州大学大学院生物資源環境科学府生物機能科学専攻博士課程修了 博士（農学）

	愛媛大学沿岸環境科学研究センターCOE研究員、City University of Hong Kongリサーチフェローを経て、愛媛大学沿岸環境科学研究センター助手に採用 現在、愛媛大学沿岸環境科学研究センター講師 主に魚類を対象とした生態毒性学研究に従事
--	---

3. 研究成果発表の一覧

(1) 研究成果発表の件数

成果発表の種別	件数
産業財産権	0
査読付き論文	7
査読無し論文	5
著書	0
「国民との科学・技術対話」の実施	14
口頭発表・ポスター発表	37
マスコミ等への公表・報道等	5
成果による受賞	0
その他の成果発表	0

(2) 産業財産権

成果 番号	出願 年月日	発明者	出願者	名称	出願以降 の番号
	特に記載する事項はない				

(3) 論文

<論文>

成果 番号	発表 年度	成果 情報	主たる サブテーマ	査読 の有無
1	2022	児玉信介, 天野敦子, 宮川歩夢, 板木拓也: 令和3年度沿岸域の地質・活断層調査研究報告, 地質調査総合センター速報, 83, 33-39 (2022) 紀伊水道沿岸海域における海洋プラスチックの近赤外スペクトル.	1	無
2	2022	鈴木剛, 田中 厚資, 高橋勇介, 倉持秀敏, 大迫政	1	有

環境研究総合推進費【1-2204】

		浩：マテリアルライフ学会誌，34（3），42-50（2022）プラスチックごみの循環・廃棄過程からのプラスチック微小粒子の排出実態把握と流出抑制。		
3	2022	鈴木剛，田中厚資，高橋勇介，倉持秀敏，大迫政浩：廃棄物資源循環学会誌別冊，33（5），340-356（2022）海洋プラスチックごみの流出抑制に資する劣化・微細化研究の取り組みと今後の展開。	1	有
4	2023	K. Tanaka, Y. Takahashi, T. Kajiwara, H. Matsukami, H. Kuramochi, M. Osako, G. Suzuki: Marine Pollution Bulletin, 186, 114438（2023）Identification and quantification of additive-derived chemicals in beached micro-mesoplastics and macroplastics.	1	有
5	2023	鈴木剛，田中厚資，天野敦子，板木拓也，宇智田奈津代，高橋勇介（2024）海洋流出マイクロプラスチックによる汚染実態把握に関する研究～河川，海岸，河口堆積物中マイクロプラスチックの物理化学的評価の試み～．東京湾海洋環境研究会編，第12回東京湾海洋環境シンポジウム「東京湾の底生生物群集の衰退」成果報告書，東京湾海洋環境研究会，6-10.	1	無
6	2023	仲山慶，山崎雅俊，國師恵美子，宇野誠一，田中厚資，高橋勇介，田上瑠美，後藤哲智，国末達也，鈴木剛（2024）高懸念マイクロプラスチックの生物影響評価に関する研究～タイヤ粉じんの生態リスク評価～．東京湾海洋環境研究会編，第12回東京湾海洋環境シンポジウム「東京湾の底生生物群集の衰退」成果報告書，東京湾海洋環境研究会，11-14.	2	無
7	2024	鈴木剛（2024）マイクロプラスチック その汚染実態の把握に向けて．現代化学，10月号，62-65.	1	無
8	2024	M. IIZUKA, A. AMANO, T. ITAKI: MethodsX, 103213（2025）. Accurate sampling of undisturbed top sediment from grab sampler collected using aluminum tube and stainless-steel containers for shallow and deep-sea applications.	1	有
9	2025	鈴木剛（2025）マイクロプラスチックを含むプラスチックの環境流出と汚染実態．ビルと環境，No.189，36-40.	1	無
10	2025	K. Tanaka, A. Amano, T. Itaki, K. Nakayama, Y. Takahashi, G. Suzuki: Water Research, 286, 124278（2025）. Distribution and accumulation patterns of tire-derived particles in coastal and lake sediments.	1	有
11	2025	鈴木剛，田中厚資，天野敦子，宇野誠一，国末達也，板木拓也，仲山慶（2025）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．地球環境，印刷中．	1	有
12	2025	仲山慶，田上瑠美，鈴木剛（2025）マイクロプラスチック曝露による魚類の成長阻害を評価する方法の検討．地球環境，印刷中	2	有

(4) 著書

<著書>

成果 番号	発表 年度	成果 情報	主たる サブテーマ
		特に記載する事項はない	

(5) 口頭発表・ポスター発表

<口頭発表・ポスター発表>

成果 番号	発表 年度	成果 情報	主たる サブテーマ	査読 の有無
13	2022	Suzuki G., Tanaka K., Takahashi Y., Kuramochi H., Osako M., International Forum for Sustainable Asia and the Pacific (ISAP) 2022 (2022) Towards microplastic prevention: Efforts for tackling plastic pollution.	1	有
14	2022	Suzuki G., Tanaka K., Takahashi Y., Kuramochi H., Osako M., The 6th International Symposium on Green Technology for Value Chains (GreenVC) 2022. (2022) Methodology to prevent microplastic pollution: Efforts for tackling plastic pollution in Japan.	1	無
15	2022	鈴木剛, 環境測定セミナー (2022) 海洋プラスチックごみの流出抑制にむけて: 国内外の動向と関連調査法の紹介.	1, 2	無
16	2022	鈴木剛, 愛媛大学第40回LaMer特別講演会 (2022) プラスチックごみの循環・廃棄過程からのマイクロプラスチックの排出実態把握と抑制対策.	1, 2	無
17	2022	Suzuki G., Tanaka K., Takahashi Y., Kuramochi H., Osako M., Live webinar: Situation of plastic and microplastic in Asia (2022) Methodology to measure microplastics Efforts for tackling marine plastic pollution in Japan.	1, 2	無
18	2022	田中厚資, 高橋 勇介, 松神秀徳, 梶原丈裕, 倉持秀敏, 大迫政浩, 鈴木剛, 環境化学物質3学会合同大会 (2022) 海洋環境中マクロ・マイクロプラスチックに含有される添加由来化学物質の網羅的分析.	1	無
19	2022	鈴木剛, 道中智恵子, Lee Hu Tuyen, 田中 厚資, 宇智田奈津代, 松神秀徳, 国末達也, 高橋真, Pham Hung Viet, 倉持秀敏, 大迫政浩, 環境化学物質3学会合同大会 (2022) マテリアルリサイクル施設で採取した再商品化製品 (再生プラスチック・フレック) の細胞アッセイによる影響指標評価.	1	無

環境研究総合推進費【1-2204】

20	2023	鈴木剛，宇智田奈津代，田中厚資，比嘉元紀，天野敦子，板木拓也，高橋勇介，倉持秀敏，大迫政浩，環境化学物質3学会合同大会（2023）河川・海岸砂マイクロプラスチックの物理・化学的評価に基づく汚染実態把握（1）	1	無
21	2023	田中厚資，高橋勇介，松神秀徳，梶原文裕，倉持秀敏，大迫政浩，鈴木剛，環境化学物質3学会合同大会（2023）海岸マクロ・マイクロプラスチックにおける光安定剤等添加剤の含有状況	1	無
22	2023	仲山慶，和田梨奈，山崎雅俊，宇野誠一，国末達也，天野敦子，板木拓也，倉田修，和田新平，鈴木剛，環境化学物質3学会合同大会（2023）水生生物に対するタイヤ粒子の有害性評価	2	無
23	2023	和田梨奈，仲山慶，倉田修，和田新平，天野敦子，板木拓也，宇野誠一，国末達也，鈴木剛，環境化学物質3学会合同大会（2023）コイに対して経口投与したタイヤ粒子の慢性的な影響	2	無
24	2023	山崎雅俊，宇野誠一，今村和貴，尾藤達宙，小田桐光李，國師恵美子，仲山慶，鈴木剛，環境化学物質3学会合同大会（2023）海産ヨコエビに対するタイヤ粉塵及びその溶出物の影響評価と走行距離に応じた毒性変化	2	無
25	2023	後藤哲智，仲山慶，鈴木剛，国末達也，環境化学物質3学会合同大会（2023）タイヤゴム老化防止剤6PPDおよびその酸化生成物6PPD-Qの高感度分析法開発	2	無
26	2023	鈴木剛（2023）海洋流出マイクロプラスチックの“量”と“質”を考える：現状理解と課題．ドーコン地域政策セミナー	1, 2	無
27	2023	鈴木剛（2023）資源循環・廃棄過程におけるプラスチックごみの劣化・微細化について：生成実態の把握と排出抑制にむけて．令和5年度公益社団法人日本水環境学会中部支部研究発表会及び講演会	1, 2	無
28	2023	Yamasaki M., Uno S., Kokushi E., Bito T., Imamura K., Odagiri H., Nakayama K., Suzuki G. (2023) Effects to Marine Amphipod Exposed to Particles and their Dissolved Components Derived From New Or Used Tires. SETAC North America 44th Annual Meeting, Abstracts, 395.	2	有
29	2023	Nakayama K., Wada R., Kurata O., Wada S., Goto A., Amano A., Itaki T., Uno S., Suzuki G. (2023) Chronic Effects of Dietary Administered Tire Particles in Common Carp. SETAC North America 44th Annual Meeting, Abstracts, 394.	2	有
30	2024	天野敦子，板木拓也，宇智田奈津代，田中厚資，鈴木剛（2024）福岡県博多湾の海底表層堆積物中のマイクロプラスチックの分布と特性．日本地球惑星科学連合2024年大会		
31	2024	宇智田奈津代，田中厚資，天野敦子，板木拓也，高橋勇介，倉持秀敏，大迫政浩，鈴木剛（2024）イメージング FT-IR による微細マイクロプラスチ	1	無

環境研究総合推進費【1-2204】

		ック分析の精度管理. 第3回環境化学物質合同大会, 同予稿集, 713.		
32	2024	宇智田奈津代, 田中厚資, 比嘉元紀, 天野敦子, 板木拓也, 相子伸之, 高橋勇介, 倉持秀敏, 大迫政浩, 鈴木剛 (2024) 河川・海岸砂マイクロプラスチックの物理・化学的評価に基づく汚染実態把握2. 第3回環境化学物質合同大会, 同予稿集, 718-719.	1	無
33	2024	田上瑠美, 仲山慶, 後藤哲智, 鈴木剛, 国末達也 (2024) タイヤ溶出液中の化学物質のノンターゲット分析～温度や時間の違いによる溶出量の変化～. 第3回環境化学物質合同大会, 同予稿集, 403-404.	2	無
34	2024	仲山慶, 秦美月, 佐伯大雅, 国末達也, 宇野誠一, 天野敦子, 板木拓也, 倉田修, 和田新平, 鈴木剛 (2024) マイクロプラスチックによる魚類の成長阻害の評価について. 第3回環境化学物質合同大会, 同予稿集, 86-87.	2	無
35	2024	秦美月, 佐伯大雅, 仲山慶, 国末達也, 宇野誠一, 天野敦子, 板木拓也, 倉田修, 和田新平, 鈴木剛 (2024) バージンおよび再生ポリプロピレンマイクロプラスチックの経口投与によるコイの成長阻害. 第3回環境化学物質合同大会, 同予稿集, 706.	2	無
36	2024	仲山慶, 和田梨奈, 国末達也, 宇野誠一, 天野敦子, 板木拓也, 倉田修, 和田新平, 田中厚資, 高橋勇介, 鈴木剛 (2024) コイを対象にしたタイヤ粉じんの生態リスク評価. 第3回環境化学物質合同大会, 同予稿集, 353.	2	無
37	2024	尾藤達宙, 宇野誠一, 山崎雅俊, 國師恵美子, 仲山慶, 鈴木剛 (2024) 淡水及び海産ヨコエビ類のタイヤ粉塵に対する影響種間差の検討. 第3回環境化学物質合同大会, 同予稿集, 78-79.	2	無
38	2024	天野敦子, 板木拓也, 宇智田奈津代, 田中厚資, 鈴木剛 (2024) 福岡県博多湾における表層堆積物中のマイクロプラスチックの空間分布. 第3回環境化学物質合同大会, 同予稿集, 75.	1	無
39	2024	天野敦子, 児玉信介, 宮川歩夢, 板木拓也 (2024) 紀伊水道における表層堆積物中のメソ・マクロプラスチック分布と堆積物特性との関係. 日本地質学会第131年学術大会	1	無
40	2024	国末達也, 田上瑠美, 仲山慶, 後藤哲智, 田中厚資, 高橋勇介, 鈴木剛 (2024) タイヤ凍結粉砕 (CMTT) 試料から溶出する化学物質のノンターゲット分析ー水温・時間・UV劣化による溶出量の変化ー. 環境科学会2024年会, 要旨集, 166.	2	無
41	2024	Nakayama K, Wada R, Kunisue T, Tanoue R, Goto A, Uno S, Amano A, I taki T, Kurata O, Wada S, Tanaka K, Takahashi Y, Suzuki G, International Symposium on Toxicity Assessment (2024) Chronic exposure to tire particles induces anemia in common carp	2	有
42	2024	Hoang J, Trujillo A, DiBona E, Seeman F, Nakayama K, International Symposium on	2	有

環境研究総合推進費【1-2204】

		Toxicity Assessment (2024) Immunotoxicity of cryo-milled tire tread in Japanese medaka (<i>Oryzias latipes</i>)		
43	2024	Uno S, Bito T, Yamasaki M, Kokushi E, Nakayama K, Amano A, Itaki T, Suzuki G, International Symposium on Toxicity Assessment (2024) Evaluations of effects in marine amphipod, <i>Ptilohyale barbicornis</i> , absorbed microplastics through feeding	2	有
44	2024	Uno S., Bito T., Yamasaki M., Kokushi M., Nakayama K., Suzuki G. (2024) Differences for Effects Between Marine and Freshwater Amphipods Exposed to Tire Wear Particles. SETAC North America 45th Annual Meeting, Abstracts, 503-504.	2	有
45	2024	Nakayama K., Wada R., Kunisue T., Uno S., AMANO A., Itaki T., Kurata O., Wada S., Tanaka K., Takahashi Y., Suzuki G. (2024) Ecotoxicity Evaluation of Tire Particles Using Common Carp. SETAC North America 45th Annual Meeting, Abstracts, 505-506.	2	有
46	2024	Nakayama K., Hata M., Saiki T., Kunisue T., Uno S., Amano A., Itaki T., Kurata O., Wada S., Tanaka K., Takahashi Y., Suzuki G. (2024) Growth Inhibition in Common Carp by Dietary Administered Virgin or Recycled Polypropylene Microplastics. SETAC North America 45th Annual Meeting, Abstracts, 113-114.	2	有
47	2024	鈴木剛 (2024) プラスチックの環境流出と汚染実態の把握にむけて ～国内外の動向と実施研究の紹介～. 第51回環境保全・公害防止研究発表会, 講演要旨集, 9-13.	1	無
48	2025	天野敦子, 板木拓也, 宇智田奈津代, 田中厚資, 鈴木剛 (2025) 日本沿岸域における海岸砂, 河口堆積物中のマイクロプラスチックの分布と形状. 日本地球惑星科学連合2025年大会	1	無
49	2025	飯塚睦, 天野敦子, 板木拓也 (2025) 九州北西部の表層堆積物における5mm以上のマクロプラスチックの高解像度マッピング. 日本地球惑星科学連合2025年大会	1	無
50	2025	鈴木剛, 田中厚資, 天野敦子, 宇智田奈津代, 板木拓也, 仲山慶 (2025) 河川表層水及び河口堆積物中マイクロプラスチックの汚染実態と生態リスク評価. 第4回環境化学物質合同大会, 同予稿集, 195.	1	無
51	2025	宇野誠一, 本田匡人, 國師恵美子, 山崎雅俊, 尾藤達宙, 今村和貴, 田中厚資, 高橋勇介, 仲山慶, 鈴木剛 (2025) 海産ヨコエビに対する道路粉塵の影響と紫外線劣化タイヤ粉塵の寄与の可能性, 同予稿集, 541-542.	2	無

環境研究総合推進費【1-2204】

52	2025	氷室結生, 仲山慶, 和田新平, 倉田修, 田中厚資, 高橋勇介, 天野敦子, 板木拓也, 宇野誠一, 鈴木剛 (2025) コイにおけるPET マイクロプラスチック繊維の毒性評価, 同予稿集, 546.	2	無
53	2025	仲山慶, 和田梨奈, 秦美月, 氷室結生, 和田新平, 倉田修, 田中厚資, 高橋勇介, 天野敦子, 板木拓也, 田上瑠美, 国末達也, 宇野誠一, 鈴木剛 (2025) 紫外線劣化によるマイクロプラスチックの毒性の変化: タイヤ、PP、PETでの比較, 同予稿集, 115-116.	2	無

(6) 「国民との科学・技術対話」の実施

成果 番号	発表 年度	成果 情報	主たる サブテーマ
54	2022	鈴木剛 茨城県立並木中等教育学校 令和4年度 SDGsセミナー (2022) マイクロプラスチックが引き起こす環境問題. (開催日:2022年9月12日, 参加者: 中学2年生160名、教師10名)	1, 2
55	2022	鈴木剛, 環境保全茨城県民会議「もっと知りたい プラスチックごみによる海洋環境汚染」オンライン講演会 (2022) マイクロプラスチックの測り方: 意義と課題. (開催日: 2022年11月15日, オンライン参加者: 茨城県民160名程度)	1, 2
56	2022	鈴木剛, 令和4年度環境計量士研修会 (2022) 海洋マイクロプラスチックの流出抑制にむけて: 現状理解と今後の課題. (開催日: 2022年11月26日, 参加者: 環境計量士50名程度)	1, 2
57	2023	鈴木剛, 東京理科大学環境水理学講座での講演 (2023) プラスチックごみを巡る環境問題と排出抑制に向けて. (開催日: 2023年6月6日, 参加者: 大学生80名程度)	1, 2
58	2023	鈴木剛, 国立環境研究所公開シンポジウム2023「モニタリングから読みとく環境〜次世代につなげるために〜」 (2023) 海洋マイクロプラスチックの“素性”を調べる. (開催日: 2023年6月22日, オンライン参加者: 75名程度)	1, 2
59	2023	鈴木剛, 国立環境研究所プラスチック資源循環連携研究グループ シンポジウム「プラスチック汚染とは何か 〜プラスチック条約に関する論点整理〜」 (2024), プラスチックの海洋流出の実態把握. (開催日: 2024年1月19日, 参加者: 200名程度)	1
60	2023	板木拓也, 環境研究・技術開発 (ERCA) 令和5年度新技術説明会 (2024) 微小粒子の種類を自動で分類して摘出するロボット. (開催日: 2024年2月1日, 参加者: 80名程度)	1
61	2023	鈴木剛, 田中厚資, 宇智田奈津代, 高橋勇介, 天野敦子, 板木拓也, 第12回東京湾海洋環境シンポジウム (2024) 海洋流出マイクロプラスチックによる汚染実態把握に関する研究 〜河川、海岸、河口堆積物中マイクロプラスチックの物理化学的評価の試み〜. 仲山慶, 山崎雅俊, 國師恵美子, 宇野誠一, 田中厚資, 高橋勇介, 田上瑠美, 後藤哲智, 国末達也, 鈴木剛, 第12回東京湾海洋環境シンポジウム (2024) 高懸念マイクロプラスチックの生物影響評価に関する研究 〜タイヤ粉じんの生態リスク評価〜. (開催日: 2024年3月3日, 参加者: 40名程度) 注: サブテーマ1と2を個別に発表	1, 2
62	2024	仲山 慶, 海洋環境国際シンポジウム みんなの海 国際会議 vol. 1 (2025) Microplastic impacts on fish: A comparative study of	2

環境研究総合推進費【1-2204】

		type, size, and degradation. (開催日: 2025年2月4日, 参加者:100名程度)	
63	2024	鈴木剛, 仲山慶, 宇野誠一, 国末達也, 国立環境研究所主催 環境研究総合推進費 公開イベント(2025) 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 ～自動車タイヤ粒子に着目して～。(開催日: 2025年3月7日, 参加者:70名程度, オンライン参加者: 400名程度)	1, 2
64	2024	鈴木剛, 天野敦子, 宇智田奈津代, 田中厚資, 板木拓也, 令和7年度日本水産学会春季大会 (2025) 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 ～堆積物に着目して～。(開催日: 2025年3月29日, 参加者:65名程度, オンライン参加者: 115名程度)	1
65	2025	鈴木剛, 国立環境研究所公開シンポジウム2025 研究者ってどういう仕事? ～環境研究の最前線～(2025) 海洋流出マイクロプラスチックの汚染実態と生物影響。(開催日: 2025年7月26日, 参加者: 300名程度)	1, 2
66	2025	鈴木剛, 株式会社ペリカ 連続セミナー ごみ・プラ問題に挑む、共創のチカラー知る・繋がる・動き出すー (2025) 海洋流出マイクロプラスチックについて考える～どこから?どこへ?どうなる?そして、どうする?～。(開催日: 2025年9月26日, オンライン参加者: 80名程度)	1, 2
67	2025	鈴木剛, 環境省「令和7年度プラスチック汚染とその対策に関するシンポジウム」(2025) マイクロプラスチックはどこへ行くの?ー環境中での存在状況・動態とその解釈ー。(開催日: 2025年10月14日, 参加者: 90名程度, オンライン参加者: 380名程度)	1, 2

(7) マスメディア等への公表・報道等

成果番号	発表年度	成果情報	主たるサブテーマ
68	2025	読売新聞 2025/8/4「窮地のプラごみ条約、生産規制に産油国が反発…策定協議が5日に再開」 研究成果（微細MPの堆積物集積）の紹介とプラスチック流出削減にむけたコメント	1
69	2025	つくばサイエンスニュース 2025/8/22「タイヤ由来マイクロプラスチックによる環境汚染状況を解明 ー沿岸海域などの堆積物中に蓄積されていることが判明 ー国立環境研究所ほか」 研究成果（堆積物中のタイヤ路面摩耗粉じん測定結果）の紹介	1
70	2025	日刊工業新聞 2025/8/28「国立環境研究所、マイクロプラ汚染解明タイヤ由来、海・湖に蓄積」 研究成果（堆積物中のタイヤ路面摩耗粉じん測定結果）の紹介	1
71	2025	環境新聞オンライン 2025/9/3「全国30地点で生物リスク確認 タイヤ由来マイクロプラの実態調査」 研究成果（堆積物中のタイヤ路面摩耗粉じん測定結果）の紹介	1
72	2025	科学新聞 2025/9/12「タイヤ由来のマイクロプラスチック 日本各地の汚染状況調査」 研究成果（堆積物中のタイヤ路面摩耗粉じん測定結果）の紹介	1

(8) 研究成果による受賞

成果 番号	発表 年度	成果 情報	主たる サブテーマ
		記載する事項は特になし。	

(9) その他の成果発表

成果 番号	発表 年度	成果 情報	主たる サブテーマ
		記載する事項は特になし。	

権利表示・義務記載

この研究成果報告書の文責は、研究課題に参画した研究者にあります。
この研究成果報告書の著作権は、引用部分及びERCAのロゴマークを除いて、原則的に著作者に属します。
独立行政法人環境再生保全機構（ERCA）は、この文書の複製及び公衆送信について許諾されています。

Abstract

[Project Information]

Project Title : Study on Microplastic Pollution and Ecotoxicological Impact in Aquatic Environments Based on Physico-Chemical Characterization

Project Number : JPMEERF20221004

Project Period (FY) : 2022-2024

Principal Investigator : Go Suzuki

(PI ORCID) : ORCID 0000-0002-4001-5632

Principal Institution : National Institute for Environmental Studies
Onogawa 16-2, Tsukuba 305-8506, JAPAN
Tel: +81-29-850-2205
E-mail: g-suzuki@nies.go.jp

Cooperated by : Ehime University, National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, Kagoshima University

Keywords : Microplastic, marine plastic pollution, environmental pollution, biological effects, AI

[Abstract]

Microplastic (MP) pollution is a major global environmental concern that is increasingly considered threatening to both human and planetary health. MPs enter the ocean from various sources—including via urban dust, tire abrasion, textile washing, and fragmentation of marine plastic litter—yet few studies have quantitatively assessed the ecological risks of MPs derived from different sources to support effective deployment of control measures.

Here, we conducted a preliminary ecological risk assessment of MPs detected in Japanese surface waters (rivers: $n = 28$; oceans/lakes: $n = 6$) and sediments (beach: $n = 25$; surface: $n = 36$), using measured environmental concentrations and predicted no-effect concentration (PNEC) ratios. Median concentrations of small microplastics (SMPs; 0.02 to <0.3 mm) varied substantially (1.2×10^3 – 2.7×10^7 particles m^{-3}), with higher concentrations in sediments (beach: 2.7×10^7 particles m^{-3} ; surface: 2.2×10^7 particles m^{-3}) than in surface waters (rivers: 2.9×10^3 particles m^{-3} ; oceans/lakes: 1.2×10^3 particles m^{-3}). Across all media, median SMP concentrations were two to three orders of magnitude higher than those of large microplastics (LMPs; 0.3 to <5 mm), and SMPs in the 0.02 to <0.1 mm size range accounted for more than 65% of all detected MPs. Polypropylene (PP), polyethylene (PE), and polyethylene terephthalate (PET) were the dominant polymers in both SMPs and LMPs, with over 90% of LMPs identified as fragments or fibers. Tire road-wear particles (TRWPs)

were detected in surface sediments at 13–4300 $\mu\text{g g}^{-1}$ dry weight (dw) (median: 180 $\mu\text{g g}^{-1}$ dw). Plastic additives and their biological activities were assessed using gas chromatography–mass spectrometry and mammalian cell–based reporter gene assays. High concentrations of an antioxidant (oxidized Irgafos 168) and a plasticizer (DEHP, di-(2-ethylhexyl) phthalate) were detected in PP- and PE-MPs and showed strong pregnane X receptor agonist activity related to xenobiotic and endobiotic metabolism. Elevated concentrations of the flame retardant HBCD (hexabromocyclododecane)—a persistent organic pollutant restricted under the Stockholm Convention—were occasionally detected in expanded polystyrene MPs from ocean surface samples.

Simulated MPs, including tire wear particles, PP particles, and PET fibers, were prepared and exposed to ultraviolet (UV) irradiation to simulate environmental weathering. Leaching tests using cryo-milled tire tread identified 38 compounds, including antioxidants and vulcanization accelerators, which leached more readily at higher temperatures, while UV irradiation reduced their abundance. Biological impact tests with carp and amphipods showed that tire wear particles caused hematological toxicity and decreased survival and growth. PP particles also inhibited growth in both carp and amphipods, with virgin and smaller PP particles showing greater toxicity than weathered ones, whose effects were mitigated by UV exposure. PET fibers showed minimal toxicity, although UV-irradiated fibers suppressed carp growth.

Based on these results, the estimated PNECs for sediments were TRWPs: 500 $\mu\text{g g}^{-1}$ dw, PP: 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ dw, and PET: 2500 $\mu\text{g g}^{-1}$ dw. For water, the estimated PNEC for PP was 7.5 mg m^{-3} . Risk quotients derived from these PNECs indicate that TRWPs present substantial ecological risks, and that SMPs—particularly polyolefins such as PP and PE—may also pose potential risks to aquatic organisms in sedimentary environments.

This research was supported by the Environment Research and Technology Development Fund (JPMEERF20221004) of the Environmental Restoration and Conservation Agency, funded by the Ministry of the Environment, Japan.