

Laser Direct ケミカルイメージングによる 高速自動マイクロプラスチック分析

海洋環境水サンプル中のマイクロプラスチックの特性評価と
定量



著者

Lars Hildebrandt, Fadi El Gareb,
Tristan Zimmermann, Ole Klein,
Kay-Christian Emeis, Daniel
Proefrock¹
Andreas Kerstan²

¹Institute of Coastal Research,
Helmholtz-Zentrum Geesthacht,
Germany

²Agilent Technologies

はじめに

過去 65 年間に生産された 83 億トンのプラスチックの 75 % 以上が廃棄物になっていると推定されています (1)。この廃棄物のうち最大 1300 万トンが毎年海に達し (2)、最近の試算では、5.25 兆個を超えるプラスチック粒子が世界の海に浮遊していると推定されています (3)。

科学者たちは、水生生態系における粒子状プラスチックの驚異的な環境的遍在性と持続性を実証しています (4)。モデルによる予測では、海洋表層のプラスチック破片の約 14 % が、いわゆるマイクロプラスチック (多くの場合 1 μm ~ 5 mm の粒子とされます) として分類できます (5)。これらの体内に入り込み有害となる可能性がある粒子は、より大きな破片の UV による分解、機械的な分解、または生物学的分解によって形成されます (6)。これらの推定値を検証し、今後の規制措置 (カリフォルニア州上院法案 1422 など) や指令 (MSFD、2008/56/EC) に対応するために、正確で時間効率が良く、堅牢な分析ワークフローと手法が必要とされています。

適切な技術を用いて、マイクロプラスチック粒子のサイズ、形状、ポリマーの種類を特定し、各種類について迅速な定量を実行する必要があります。執筆時点では、統一された標準操作手順 (SOP) が存在していないため、多くの研究は、マイクロプラスチックであると疑われる粒子を、視覚的に同定するか、手動のフーリエ変換赤外 (FTIR) 分析を適用するか、ラマンベースの分析を行うかのいずれかに依存しています。これらの手法は非常に時間がかかり、分析担当者の判断に依存しがちです。本研究では、レーザー直接赤外線イメージングによる革新的なマイクロプラスチック分析ワークフローを紹介します。

実験方法

マイクロプラスチックサンプルの調製と分析を目的とする標準操作手順が存在しないため、汚染されやすい、時間効率が悪い、または代表サンプルとはならない少量の水しか処理できないなどの課題が残り、実用的ではない分析方法が多く用いられる状況になっています (7)。本研究では、サンプリング、マトリックスの分解、LDIR を利用した顕微分光分析など、分析作業のすべての段階をカバーする手順を開発しました。徹底的な汚染対策と付着物の制御を実施しました。残留汚染を定量するために、手順ブランクを利用しました。実験室作業はすべて、ラボおよび調査船のいずれにおいてもクリーンベンチ (層流キャビネット) で実施しました。クリーンベンチは、0.1 ミクロンを超える粒子に対して約 99.995 % の空気ろ過効率を有します (EN1822 1 規格に準拠)。さらに、空気ろ過のためにすべての実験室で Dustbox 空気清浄機¹⁾ を運転しました。

サンプリング

サンプルは、Sonne 270 の香港からポートルイスへのクルーズ (2019) 中にインド洋で採取しました (図 1)。サンプリングを行った領域は、インドネシアのスマトラ島の西側からマダガスカル島の東側の区域に至る広い海域をカバーしています。

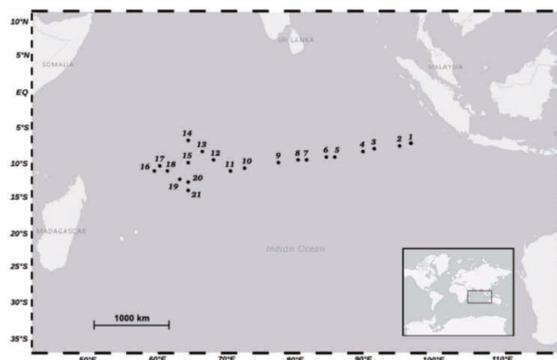


図 1. サンプリング場所 (インド洋を横断する海域)

サンプリングは、図 2 に示す Geesthacht イナートマイクロプラスチック分別装置 (Geesthacht Inert Microplastic Fractionator : GIMPF) を用いて、海水から大量の浮遊粒子状物質 (suspended particulate matter : SPM、 $10 \mu\text{m} \leq d_{\text{SPM}}$) をろ過することにより行いました。デュアルチャンネルの GIMPF (2 つの異なるメッシュサイズを用いたステンレスカートリッジフィルター) によりオンライン SPM 分別を行い、 $>300 \mu\text{m}$ および $10 \mu\text{m} \leq d_{\text{SPM}} \leq 300 \mu\text{m}$ のサイズに分級しました。フローシステムには、海面下 6 m の船のムーンプールから海水を供給しました。サンプリングシステム全体はステンレス部品 (AISI-316L) で構成され、アルミニウムプレートに取り付けられています。サンプリングシステムからの汚染のリスクを最小限に抑えるために、シールはすべて PFA シースで覆われています。各サンプリング場所でサンプリングを行った後、GIMPF の裏側に設置した $2 \mu\text{m}$ フィルターを通してシステムをバックフラッシュしました。合計で最大 61m^3 をサンプリングしました。サンプルは、カートリッジフィルターから PTFE および PC メンブレン (ポアサイズ $5 \mu\text{m}$) で真空ろ過し、褐色ガラス瓶に保存しました。



図 2. Geesthacht イナートマイクロプラスチック分別装置 (Geesthacht Inert Microplastic Fractionator : GIMPF) の前面と背面

サンプル調製とメソッドの検証

ガラス器具はすべて、使用前に Milli Q 水と事前ろ過したエタノール (30 %) で 3 回すすぎました。天然の有機および無機マトリックス成分の干渉を除去するために、 $10 \mu\text{m} \leq d \leq 300 \mu\text{m}$ のサイズ画分を酵素分解プロトコルおよび酸化分解プロトコルで処理しました。簡単にまとめると、サンプルを Fe^{2+} 触媒およびキチナーゼと組み合わせたプロテイナーゼ K、 H_2O_2 で処理した後 (図 3)、 ZnCl_2 溶液 ($\rho = 1.7 \text{ g mL}^{-1}$) を用いて密度分離を行いました。

¹⁾www.dustbox.de

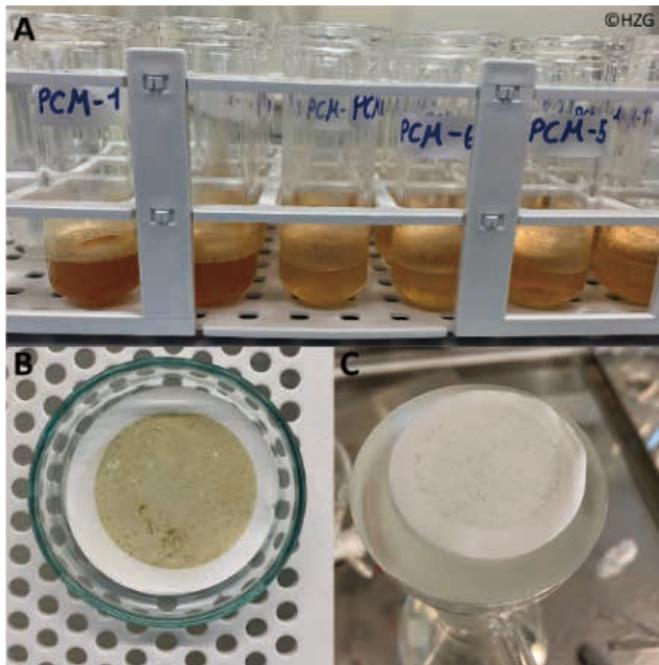


図 3. 酵素および酸化分解のようす。A: Fe^{2+} による残渣 H_2O_2 の触媒分解。
B: マトリックス分解前のサンプル (PTFE メンブレン上)。C: マトリックス分解後のサンプル

装置構成

サンプル中のマイクロプラスチックを同定し定量するために、Agilent 8700 LDIR ケミカルイメージングシステムを使用しました。LDIR の名前の由来は、その動作モードであるレーザー直接赤外線イメージング (Laser Direct InfraRed imaging) です。量子カスケードレーザー (Quantum Cascade Laser: QCL) をソースとして使用します。QCL は半導体ベースのレーザーであり、電子が一連の量子井戸をトンネリングして発光するため、波数 (λ^{-1}) の範囲、この場合は $1800\text{ cm}^{-1} \sim 975\text{ cm}^{-1}$ で迅速に調整できます。シングルポイント水銀カドミウムテルル (MCT) 検出器 (熱電冷却) と高速スキャン光学機器とを組み合わせると、2 つの有用な作用モードが利用できます。1 つ目は、LDIR が単一の波長を選択し、非常に高速でサンプル上を移動しながら対物をスキャンします。2 つ目のモードでは、QCL が範囲を移動する間、対物を単一のポイントに固定し、1 秒未満で完全なスペクトルを取得します。

マイクロプラスチック分析ワークフローでは、2 つのモードを利用しました。単一の波数でサンプル領域を迅速にスキャンするために、まずスキャンモードを使用しました。得られた IR 画像を使用して、サンプル内の粒子の位置を特定し、そのサイズと形状を記載しました。位置を特定した後、LDIR を迅速かつ自動的に各粒子の場所まで移動させ、カバーされた範囲の全スペクトルを取得しました。粒子からスペクトルを取得したら、直ちにリアルタイムでマイクロプラスチックのスペクトルライブラリと比較しました。スペクトルと最もよく一致するものを特定し、各粒子について記録しました。確実なソースから作成されたライブラリには、海水由来のサンプル中のマイクロプラスチックの分析に関連する一連のスペクトルが含まれています。

この装置は、広視野カメラを使用してサンプルの全体像を捉え、顕微鏡グレードの対物レンズでは、必要に応じて高倍率の視覚画像を捉えることができます。800 個の粒子を完全自動分析し、生成されたスペクトルをデータベースと比較する作業を行うのに要した時間は、約 1 時間です。

サンプル分析

精製したサンプル ($<300\ \mu\text{m}$) をエタノール (50%) に懸濁し、赤外線反射スライドガラスに沈着させました ($7.5 \times 2.5\text{ cm}$, MirrIR, Kevley Technologies)。スライドガラスを、自動 LDIR (QCL) イメージング装置 (8700 LDIR、アジレント・テクノロジー) を用いて半透過的に分析しました。すべての分析で、LDIR 操作の Agilent Clarity ソフトウェア (バージョン 1.1.2) 内の自動粒子分析プロトコルを使用しました。感度は最大に設定し、スペクトル分解能は 8 cm^{-1} としました。20 ~ 5000 μm の範囲の粒子を分析しましたが、自動モードでは約 10 μm の範囲まで拡張できます。

Agilent Clarity ソフトウェア内の自動ワークフローは、各粒子から IR スペクトルを取得し、リアルタイムでスペクトルデータベース (420 個を超える参照スペクトルが含まれます) との比較およびデータ処理を実行します。優れたスペクトルのしきい値と統計データは、分析に応じて調整しました。自動ワークフローを実行した後、結果を半透過モードで手動チェックしました。また、部分的に LDIR の $\mu\text{-ATR}$ 機能も使用しました。

$d > 300\ \mu\text{m}$ でマイクロプラスチックの可能性のある粒子や繊維は、ATR-FTIR 分光法 (ダイヤモンドまたはゲルマニウム結晶) と、半透過モードおよびその $\mu\text{-ATR}$ ユニットの両方を使用した LDIR によって分析しました。ATR-FTIR スペクトルを、siMPle データベース (<https://simple-plastics.eu>) と比較しました。ただし、300 μm 超の画分については、本アプリケーションノートでは詳しく説明しません。

メソッドの検証

現在のところ、市場で入手可能なマイクロプラスチックの認証標準物質はありません。そこで、社内の参照物質 PE、PET、PP、および PVDC 粒子 (20 ~ 500 μm) を使用して検証を実施しました (7)。上記に記載したワークフローを使用して、粒子の 95% 以上が正しく同定されました。マトリックスが一致する認証標準物質 (プランクトン、BCR-414、JRC) も分析しました (図 4)。両方の分析結果を使用して、LDIR 8700 のスペクトルライブラリを拡張し、天然粒子と人為的粒子の IR スペクトルを追加しました。

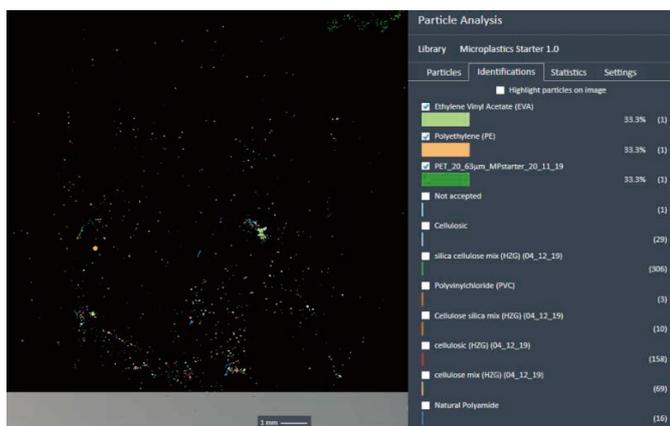


図 4. 自動化した LDIR 分析ワークフローから得られた参照認定標準プランクトン試料 (BCR-414) の擬似カラー IR 画像とポリマータイプ統計量

結果と考察

サンプリング場所 1 ~ 7 のマイクロプラスチック濃度 (> 20 μm) は、10 ~ 226 粒子/繊維 m³ の範囲でした (表1)。7 個のサンプルで 30,471 個の天然粒子、635 個の合成粒子、および 14 個の異なるポリマークラスターが同定されました。最も多かったポリマークラスターは、アクリレート/ポリウレタン/ワニス (39.2%)、PET (26.0%)、PE-Cl (7.1%)、PVC (6.0%)、PE (5.2%)、PP (5.2%)、ゴム (4.3%) でした。マイクロプラスチック粒子/繊維の94.9% は、その直径が 100 μm 未満でした (図 5)。

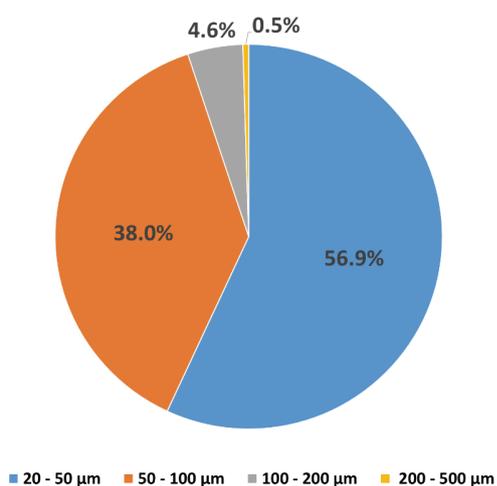


図 5. 同定されたマイクロプラスチック粒子/繊維の異なるサイズクラスの割合



図 6. ここに示した 300 μm 超の繊維は、セルロース系 (上の画像、ラマン分析で確認されたインディゴ染料を含む)、PET (下の画像)、PP (図示せず) であることが同定されました。これらの繊維では、ATR-FTIR 分光法と LDIR イメージングは 100% 一致しました。

ほぼ完全にマトリックスを除去した後でも、同定された粒子の 97.4% が天然由来 (セルロース、ケイ酸塩、石炭、キチン、および天然ポリアミドの IR スペクトル) であり、合成ポリマータイプに割り当てられたのはわずか 2.6% でした (図 7)。Domogalla-Urbansky ら (2018) は、マイクロプラスチック粒子/天然粒子の比が 1:100 ~ 1:1000 であると述べています (サンプル調製後も) (8)。

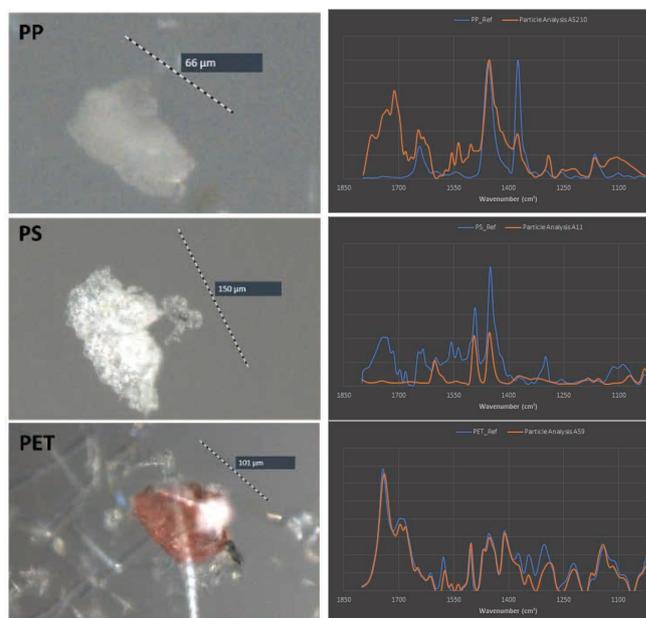


図 7. インド洋の水サンプルから検出されたさまざまな種類のマイクロプラスチック (< 300 μm)。ポリプロピレン (上) とポリスチレン (中央) のスペクトルは手動で記録されたものですが、ポリエチレンテレフタレート (下) のスペクトルは自動分析で得られたものです。

表 1. ろ過量、サンプリング場所、および各地点で検出されたマイクロプラスチックの数。それぞれのサンプルで最も数が多かったポリマータイプもリストされています。

サンプリング場所	サンプル量 [m ³]	位置座標	粒子/繊維の数	マイクロプラスチック粒子/繊維の数	最も数が多いマイクロプラスチックタイプ (#)	マイクロプラスチック濃度 [MPs m ⁻³]
1	2.3	07° 17.86 'S, 97° 45.85 'E	3150	47	PET (20)	21
2	5.7	07° 33.607 'S 95° 59.252 'E	524	54	PET (32)	10
3	1.1	08° 33.165 'S 92° 05.016 'E	2112	67	PP (22)	62
4	1.3	08° 20.93 'S 90° 38.76 'E	16687	293	アクリレート/ポリウレタン/ワニス (116)	226
5	1.3	08° 55.25 'S 86° 45.32 'E	2938	109	PET (40)	86
6	1.4	09° 06.639 'S 85° 27.92 'E	5110	239	アクリレート/ポリウレタン/ワニス (69)	165
7	1.4	09° 32.11 'S 82° 34.58 'E	857	15	PS (5)	11

サンプル懸濁液の一部またはろ過されたサンプルの少量部分のみを分析した他の研究 (9, 10) とは対照的に、分解プロトコルおよび大領域の顕微鏡スライドの LDIR イメージングにより、それぞれのサンプルの全体の分析が可能になりました。この測定手法により、外挿によって生じる不確実性が低減されました。

図 8 に示すように、天然粒子と無色の合成粒子は (ビーズの場合でも) 外観が似ていることが多いため、視覚的な同定だけでなく、粒子の分光分析を行うことが重要です。

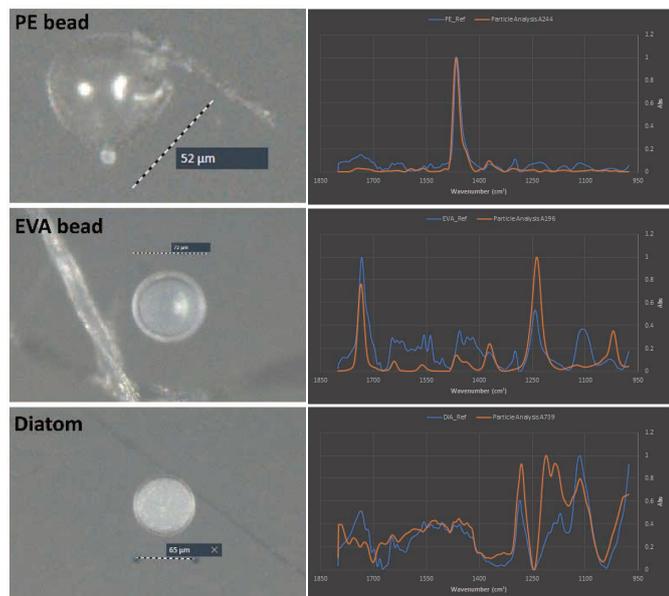


図 8. 2つのマイクロプラスチックビーズ (PE と EVA) の視覚画像 (左) と IR スペクトル (ライブラリで最も一致したスペクトルとの比較)。下の画像は、サンプルの LDIR 分析によって同定された珪藻を示しています。

図 9 は、マイクロプラスチック粒子がどのように天然粒子 (例えば珪藻) に付着するかについての例を示しています。この場合、LDIR の μ -ATR 機能を使用して、ポリマーの種類を確認しました (ライブラリスペクトルと非常によく一致しています)。自動分析の結果をクロスチェックするために、珪藻に付着した粒子に直接結晶を配置することも可能でした。

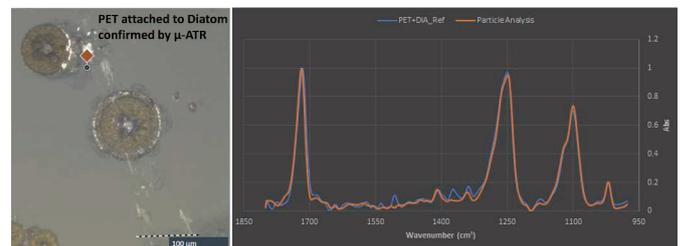


図 9. 珪藻に付着した PET 粒子 (オレンジ色のマーカーで表示) の視覚画像 (左) と μ -ATR-IR スペクトル (ライブラリで最も一致したスペクトルとの比較)

3 という伸長因子 (アスペクト比) に基づき (11)、マイクロプラスチックの大部分はマイクロ繊維ではなくフラグメントであると同定されました。繊維の同定は、特にシングルポイントイメージングベースのアプローチの場合、非常に困難です。一方、LDIR イメージングでは、(図 6 に示すように) 環境サンプル内の繊維を簡単に同定できます。

空中に浮遊する繊維による測定汚染の問題については、科学者の間で見解が一致しています (12)。したがって、本研究ではクリーンベンチを厳密に使用したため、他の研究と比較してマイクロ繊維の割合が小さくなっている可能性があります。

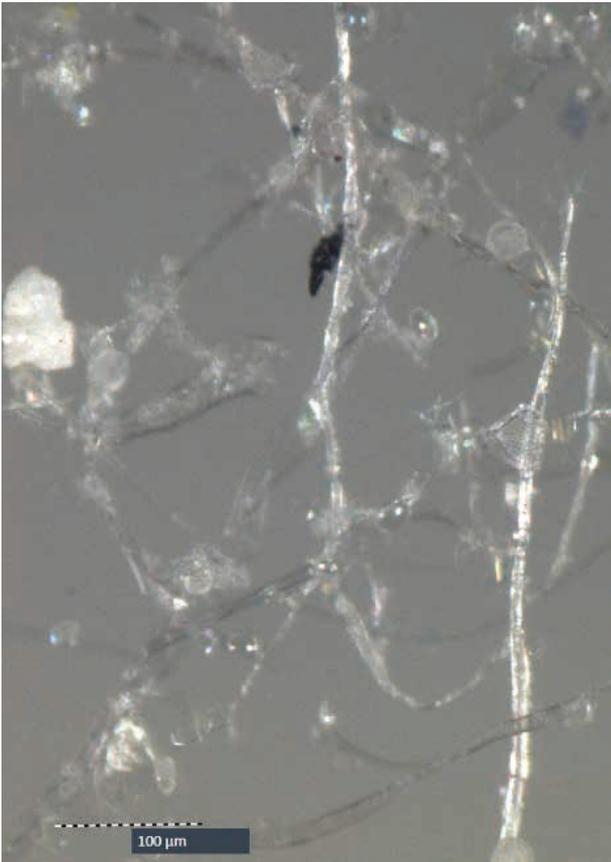


図 10. LDIR によって記録されたセルロース繊維と天然粒子の凝集体の画像

絡み合った繊維（に含まれているポリマー）と粒子凝集体（図 10）を分析するために、LDIR の手動シングルピーク（図 11）またはハイパースペクトルイメージング機能を適用しました。

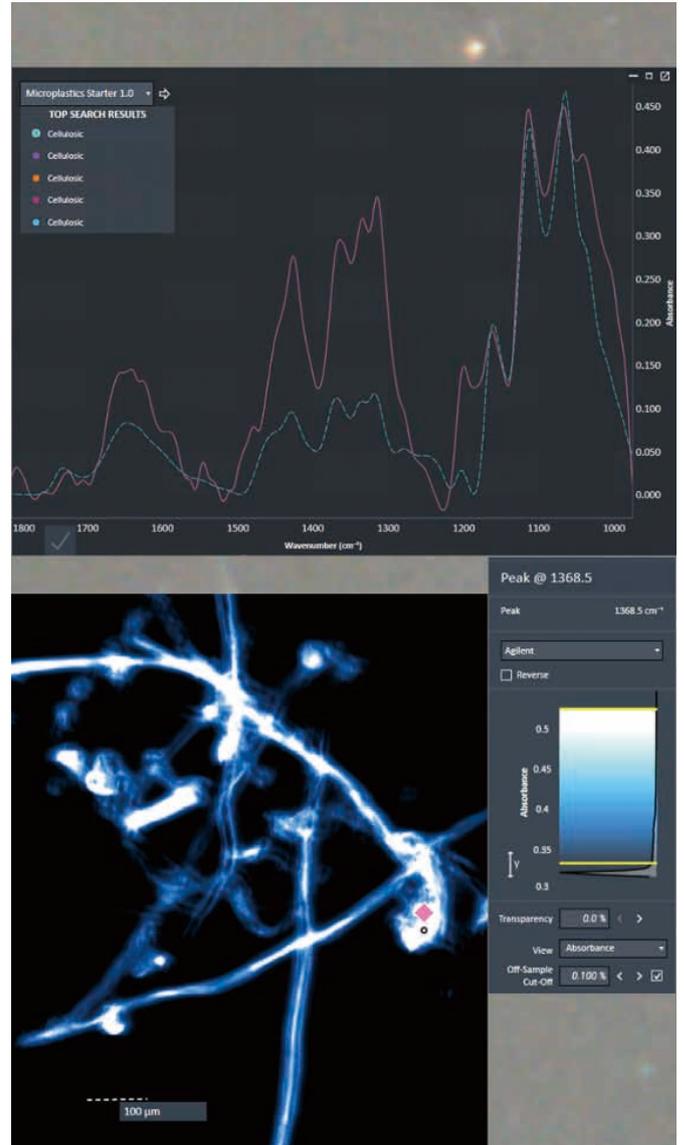


図 11. 図 10 に示すセルロース繊維と天然粒子の凝集体の $\nu = 1368.5 \text{ cm}^{-1}$ (下、右) における IR シングルピーク画像および IR スペクトル (上)

μ -ATR と組み合わせたマルチピーク分析は、バイオフィルムが存在する領域を含む粒子にとって有用であることがわかりました。例えば、図 12 は、明確なセルロース IR スペクトルと良好なポリウレタン (PU) およびアクリレートのスペクトルを示す領域のある PU の大粒子です。両方とも、手動の半透過および μ -ATR 分析によって確認されました。LDIR はこのように、環境凝集体の異なるドメインを空間的にうまく識別することができますが、ポリマーブレンドや複合材料からなる粒子に関するにも有用です。マルチピーク分析は、環境マイクロプラスチック中のそのような混合物中のさまざまな成分を同定するのに役立ちます。

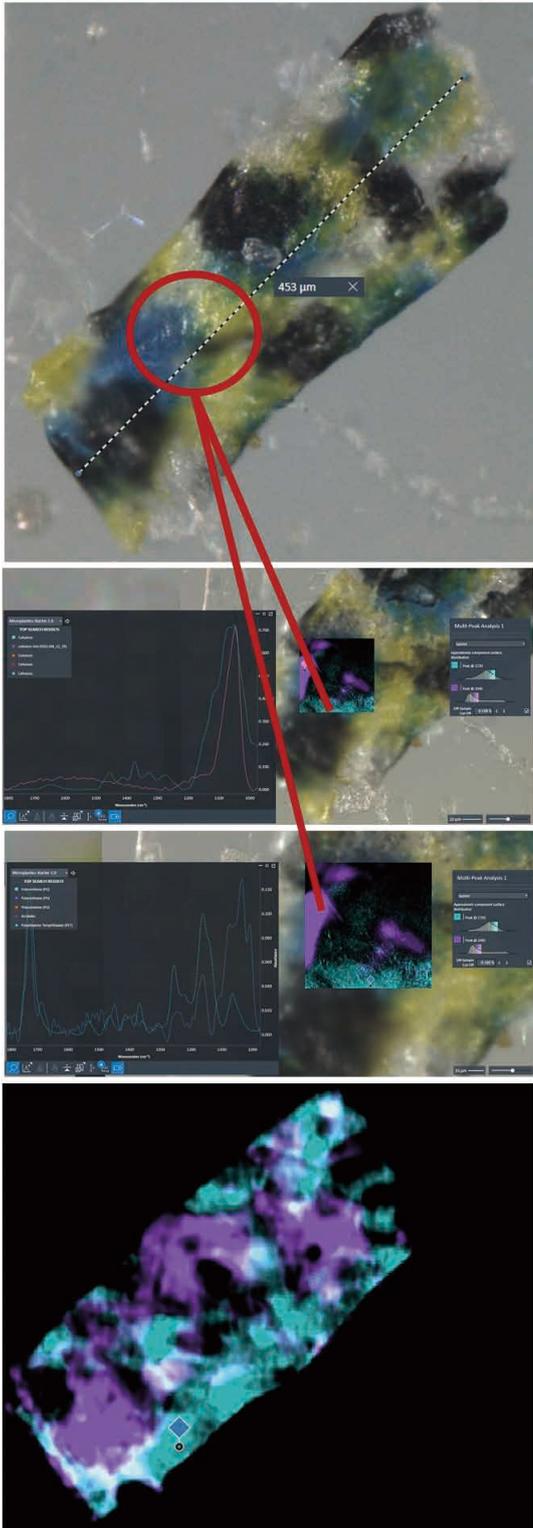


図 12. バイオフィームが存在すると思われる PU 粒子 (上) のマルチピークイメージングによる分析 (下)。 $\tilde{\nu} = 1045 \text{ cm}^{-1}$ と $\tilde{\nu} = 1730 \text{ cm}^{-1}$ に強い吸収があります (中央)。紫色の領域はセルロース参照スペクトル (2 番目の写真) とよく一致しています。一方、水色の領域は PU およびアクリレートのスペクトル (3 番目の写真) に対応します。

他のマイクロプラスチック研究との比較

研究間の比較は用いられた方法 (サンプリングと検出) が異なるため困難ですが、報告された濃度 ($10 \sim 26 \text{ MP m}^{-3}$) は、FTIR またはラマン顕微分光法のいずれかに基づく他の研究とよく一致しています。Lorenz ら (2019) は、北海南部 (表流水) でマantaネットを用いて採取したサンプルから $0.1 \sim 245.4 \text{ マイクロプラスチック粒子 m}^{-3}$ を計測しています (9)。Enders ら (2015) は、大西洋 (水線から 3 m 下) で分別ろ過装置を使用して採取したサンプルから $13 \sim 501 \text{ MP m}^{-3}$ を検出しています (13)。モデリングおよびモニタリングデータによると、表流水中のマイクロプラスチック濃度は、水柱と比較して最大 30 倍高くなることが報告されています (14-16)。したがって、サンプリングした領域は、海面で高濃度であるため、比較的高い粒子状プラスチック汚染を示す可能性が高いことが考えられます。

本研究で検出されたポリマーの種類は、この仮説を裏付けていると考えられます。本研究で見つかった 2 番目 (PET)、3 番目 (PE-Cl)、4 番目 (PVC) に量が多かったポリマーの代表的な密度は、海水の密度を超えています (最も量が多かったアクリレート/ポリウレタン/ワニスはより大きな密度範囲を有しています)。密度が低いポリマーである PE と PP (生産量の約 50%) はいずれも、見つかったマイクロプラスチックのそれぞれ 5.2% しか占めていないことは注目に値します。これらのポリマーは、生物付着のために沈み海底に運ばれるまでは、海面に留まります。ただし、この仮説は、将来、さまざまな深度でサンプリングすること (深度プロファイリング) によって証明する必要があります。

結論

大容量の海水サンプル中のマイクロプラスチック粒子と繊維の検出と特性評価において、LDIR イメージングを用いて、良好な結果が得られました。比較的高いマイクロプラスチック汚染が示されました。

自動化されたワークフローの結果は、目視検査、少なくとも 5 回の手動半反射 IR 測定、および部分的な μ -ATRIR 分析により徹底的に再チェックしました。300 μm 超の画分では、確立されたマイクロプラスチックスペクトルデータベースを使用した LDIR イメージングと、従来の ATR-FTIR 分析イメージングとの間で良好な一致が見られました。代表的なマトリックススペクトルによるデータベースの拡張は、ワークフローの精度をさらに高めることができました。

この技術は、時間効率に優れ、高度に自動化されているため、大規模なマイクロプラスチックの研究や迅速なデータ提供を必要とするモニタリング活動などにおいて、最適なマイクロ分光法となる大きな可能性が示唆されました。

参考文献

1. Geyer, R., J.R. Jambeck, and K.L. Law, *Production, use, and fate of all plastics ever made*. Science Advances, **2017**, 3(7): p. e1700782.
2. Jambeck, J.R., R. Geyer, C. Wilcox, T.R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan, and K.L. Law, *Plastic waste inputs from land into the ocean*. Science, **2015**, 347(6223): p. 768.
3. Eriksen, M., L. Lebreton, H. Carson, M. Thiel, C. Moore, J. Borerro, F. Galgani, P. Ryan, and J. Reisser, *Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea*. PLoS ONE, **2014**, 9.
4. Ivleva, N.P., A.C. Wiesheu, and R. Niessner, *Microplastic in Aquatic Ecosystems*. Angewandte Chemie International Edition, **2017**, 56(7): p. 1720-1739.
5. Koelmans, A., M. Kooi, K. Law, and E. Seville, *All is not lost: Deriving a top-down mass budget of plastic at sea*. Environmental Research Letters, **2017**, 12.
6. Song, Y.K., S.H. Hong, M. Jang, G.M. Han, S.W. Jung, and W.J. Shim, *Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type*. Environmental Science & Technology, **2017**, 51(8): p. 4368-4376.
7. Hildebrandt, L., N. Voigt, T. Zimmermann, A. Reese, and D. Proefrock, *Evaluation of continuous flow centrifugation as an alternative technique to sample microplastic from water bodies*. Marine Environmental Research, **2019**, 151: p. 104768.
8. Domogalla-Urbansky, J., P.M. Anger, H. Ferling, F. Rager, A.C. Wiesheu, R. Niessner, N.P. Ivleva, and J. Schwaiger, *Raman microspectroscopic identification of microplastic particles in freshwater bivalves (Unio pictorum) exposed to sewage treatment plant effluents under different exposure scenarios*. Environ Sci Pollut Res Int, **2019**, 26(2): p. 2007-2012.
9. Lorenz, C., L. Roscher, M.S. Meyer, L. Hildebrandt, J. Prume, M.G.J. Löder, S. Primpke, and G. Gerdtts, *Spatial distribution of microplastics in sediments and surface waters of the southern North Sea*. Environmental Pollution, **2019**, 252: p. 1719-1729.
10. Domogalla-Urbansky, J., P.M. Anger, H. Ferling, F. Rager, A.C. Wiesheu, R. Niessner, N.P. Ivleva, and J. Schwaiger, *Raman microspectroscopic identification of microplastic particles in freshwater bivalves (Unio pictorum) exposed to sewage treatment plant effluents under different exposure scenarios*. Environmental Science and Pollution Research, **2019**, 26(2): p. 2007-2012.
11. Cole, M., *A novel method for preparing microplastic fibers*. Scientific Reports, **2016**, 6(1): p. 34519.
12. Prata, J.C., J.L. Castro, J.P. da Costa, A.C. Duarte, T. Rocha-Santos, and M. Cerqueira, *The importance of contamination control in airborne fibers and microplastic sampling: Experiences from indoor and outdoor air sampling in Aveiro, Portugal*. Marine Pollution Bulletin, **2020**, 159: p. 111522.
13. Enders, K., R. Lenz, C.A. Stedmon, and T.G. Nielsen, *Abundance, size and polymer composition of marine microplastics $\geq 10\mu\text{m}$ in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution*. Marine Pollution Bulletin, **2015**, 100(1): p. 70-81.
14. Kooi, M., J. Reisser, B. Slat, F.F. Ferrari, M.S. Schmid, S. Cunsolo, R. Brambini, K. Noble, L.-A. Sirks, T.E.W. Linders, R.I. Schoeneich-Argent, and A.A. Koelmans, *The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean*. Scientific Reports, **2016**, 6(1): p. 33882.
15. Brunner, K., T. Kukulka, G. Proskurowski, and K.L. Law, *Passive buoyant tracers in the ocean surface boundary layer: 2. Observations and simulations of microplastic marine debris*. Journal of Geophysical Research: Oceans, **2015**, 120(11): p. 7559-7573.
16. Lenaker, P.L., A.K. Baldwin, S.R. Corsi, S.A. Mason, P.C. Reneau, and J.W. Scott, *Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column and Surficial Sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan*. Environmental Science & Technology, **2019**, 53(21): p. 12227-12237.

ホームページ

www.agilent.com/chem/jp

カスタムコンタクトセンター

0120-477-111

email_japan@agilent.com

本製品は一般的な実験用途での使用を想定しており、医薬品医療機器等法に基づく登録を行っておりません。本文書に記載の情報、説明、製品仕様等は予告なしに変更されることがあります。

アジレント・テクノロジー株式会社
© Agilent Technologies, Inc. 2020
Printed in Japan, October 12, 2020
5994-2421JAJP
DE.6083912037

関連情報

このアプリケーションには、メソッド開発と大規模なデータセットからなる進行中の研究の一部が含まれています。これらは、査読付き科学ジャーナルでの公開を計画しています。