

CARACTERISATION CHIMIQUE ET GRANULOMETRIQUE DES MICROPLASTIQUES DANS LES POUSSIÈRES D'INTERIEURS

M.A. Dutoit^{*1-2}, M. Nicolas¹, L. Tinel², M. Verriele²

¹Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), 38400 Saint-Martin-d'Hères, France

²Centre de Recherche Énergie-Environnement, IMT Nord Europe, Institut Mines-Télécom, Université de Lille, F-59000 Lille, France

*Courriel de l'orateur : marie-astrid.dutoit@cstb.fr

TITLE

Chemical and granulometric characterization of microplastics in indoor dust

RESUME

L'ingestion de poussières d'intérieurs constitue une voie d'exposition aux microplastiques encore peu documentée. L'évaluation de leur impact sanitaire requiert des données granulométriques et de quantification massique, difficilement accessibles par les techniques spectroscopiques classiques. Nous avons développé et validé une méthodologie combinant tamisages successifs et analyse par Pyrolyse-GC-MS pour identifier et quantifier les MP dans la fraction adhérant aux mains (< 250 µm), appliquée à des poussières collectées dans 20 logements. À terme, ces travaux pourraient contribuer à établir des valeurs de référence et mieux caractériser les risques sanitaires associés à cette exposition.

ABSTRACT

Indoor dust ingestion is an underexplored pathway for microplastic exposure. Assessing their health impact requires both granulometric and mass-based quantification data, which are challenging to obtain using conventional spectroscopic methods. We developed a methodology that combines sequential sieving with Pyrolysis-GC-MS analysis, to identify and quantify microplastics in the fraction adhering to hands (< 250 µm), applied to dust samples collected from 20 homes. Ultimately, these findings may help establish reference values and enhance the characterization of health risks associated with this exposure.

MOTS-CLES : Microplastiques, Pyrolyse-GC-MS, métrologie, environnements intérieurs / **KEYWORDS:** Microplastics, Pyrolysis-GC-MS, metrology, indoor environments

1. CONTEXTE DU PROJET

L'exposition aux poussières dans les environnements intérieurs représente un enjeu sanitaire majeur (ANSES, 2019). L'être humain y est inévitablement exposé par inhalation, ingestion et contact cutané, dans les espaces clos où il passe 90% de son temps (Klepeis et al., 2001). Alors que toutes les tranches d'âge sont concernées, les enfants y sont particulièrement vulnérables en raison de leur système immunitaire peu mature, de leur petite taille et du contact répété main / bouche. Cette exposition demeure pourtant insuffisamment étudiée, ce qui se traduit par un manque de connaissances et l'absence de valeurs de référence (ANSES, 2019).

Les données déjà disponibles mettent en évidence la présence de nombreux polluants dans ces poussières, dont des microplastiques (MP) (Aslam et al., 2022). Ce terme désigne une large variété de particules plastiques pouvant différer par leur taille, forme, couleur, composition, processus de fabrication et état de dégradation, rendant complexe leur caractérisation (Ivleva, 2021). Bien que leurs effets sanitaires soient encore mal connus, des études récentes révèlent leur capacité à s'accumuler dans l'organisme et provoquer des réponses inflammatoires (Haleem et al., 2024; Nihart et al., 2025), représentant là encore une préoccupation majeure de santé publique.

Faute de méthodes harmonisées, comprendre cette pollution nécessite le développement de protocoles de prélèvement et d'analyse adaptés aux MP contenus dans les poussières d'intérieurs, la réalisation de campagnes d'échantillonnage suivies d'une exploitation rigoureuse des résultats, afin de fournir des nouvelles données fiables et pertinentes. Cette démarche se heurte toutefois à plusieurs verrous scientifiques.

2. DES VEROUS SCIENTIFIQUES

Alors que l'étude de la distribution granulométrique des poussières d'intérieurs est déterminante pour l'évaluation des risques sanitaires (Kashfi et al., 2022), la fraction de MP de taille inférieure à 50 µm demeure sous-représentée dans la littérature (Abbasi et al., 2022). Cette lacune est une faiblesse critique puisque cette

fraction fine contribue à la fraction adhérent aux mains susceptible d'être ingérée (< 250 µm) que l'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire recommande d'étudier (ANSES, 2019).

Le manque de données s'explique notamment par les limites de détection des méthodes spectroscopiques couramment employées, telles que l'infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) et le Raman (Ageel et al., 2025; Kashfi et al., 2022), dont les performances analytiques rendent difficile la caractérisation des particules de taille inférieure à quelques dizaines de micromètres. De plus, ces techniques souffrent d'interférences dans des échantillons chargés en matière organique, tels que les poussières déposées. Elles présentent également l'inconvénient de ne permettre qu'un comptage en nombre des particules, alors que l'évaluation de l'impact sanitaire des MP requiert également des données de quantification massique (ANSES, 2019). Des solutions techniques doivent donc être développées afin de caractériser simultanément le nombre, la taille et la masse des microplastiques contenus dans les poussières d'intérieurs.

3. APPROCHE METHODOLOGIQUE PROPOSEE POUR LEVER CES VEROUS

L'étude de la distribution granulométrique des MP nécessite un tamisage préalable des poussières afin de retirer les débris les plus grossiers. Un seul tamis est généralement utilisé en amont des analyses spectroscopiques classiques, le plus souvent de 5000 µm (Kashfi et al., 2022). Des protocoles de fractionnements complémentaires des poussières sur plusieurs tamis ont déjà été proposés pour l'étude d'autres polluants, mais sans consensus sur le nombre de fractions ni la taille des tamis, ce qui complique la comparaison des performances des méthodes (Caban & Stepnowski, 2020). Après optimisation, notre proposition est de fractionner les poussières sur six tamis successifs de 5000, 200, 100, 63, 50 et 25 µm suivi d'une analyse individuelle des fractions d'intérêt. Le tamis de 5000 µm est choisi pour éliminer les débris grossiers mais aussi car correspondant à la limite de taille maximale définissant un microplastique (Ivleva, 2021). L'échantillon de taille inférieure à 200 µm obtenu correspondrait alors à la fraction adhérent aux mains susceptible d'être ingérée. Néanmoins, notre étude se focalise sur la fraction inférieure à 50 µm, vu le manque de données et les difficultés méthodologiques et analytiques associés à l'analyse de cette fraction.

L'identification et la quantification massique des microplastiques est réalisée par pyrolyse associée à la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (Pyrolyse-GC-MS). Cette technique permet la caractérisation chimique des MP d'un échantillon complexe en une seule analyse et n'est pas limitée par la taille des particules, mais par la masse de MP présente dans l'échantillon. Cette approche permet de s'affranchir des limites de taille des spectroscopies FTIR et Raman. Son application à l'étude de la contamination en MP des environnements intérieurs est encore rare, mais des travaux ont déjà démontré son potentiel pour l'analyse de filtres issus de prélèvements actifs d'air (Torres-Agullo et al., 2024).

Face aux verrous scientifiques et au manque de connaissances sur la présence des microplastiques dans les poussières d'intérieurs, nous proposons donc de fractionner ces poussières par tamisages successifs puis d'identifier et quantifier en masse par Pyrolyse-GC-MS les microplastiques contenus dans les deux fractions peu accessibles aux méthodes spectroscopiques : 0 - 25 et 25 - 50 µm. A notre connaissance, cette méthodologie n'a jamais été décrite dans la littérature. Elle sera appliquée à des échantillons issus d'une campagne de collecte de poussières d'intérieurs prélevées par aspiration dans 20 logements en octobre 2025.

4. DEVELOPPEMENT DE NOTRE METHODE DE PYROLYSE-GC-MS

4.1. Optimisation de méthode

En l'absence de méthode harmonisée, le développement de la Pyrolyse-GC-MS pour l'étude des microplastiques requiert l'optimisation des paramètres analytiques de quatre compartiments : le pyrolyseur (durée et température de pyrolyse) ; le GC (colonne, débit de gaz vecteur, ratio de split et programmation de température) ; la MS (scan range et énergie de collision) et le retraitement des chromatogrammes (choix des marqueurs de quantification et du mode d'étalonnage). Ces optimisations ont été réalisées selon des critères inspirés de la littérature (Hermabessiere et al., 2018) et validés sur notre chaîne analytique.

Notre méthode cible sept polymères parmi ceux les plus fréquemment retrouvés dans les environnements intérieurs (Abbasi et al., 2022; O'Brien et al., 2020) : polypropylène, polyéthylène téréphtalate, polychlorure de vinyle, polyamide 6, polyéthylène, polystyrène et le polyacrylonitrile. L'identification et la quantification des microplastiques reposent sur la détection de composés marqueurs caractéristiques de la pyrolyse de chaque polymère. Ces marqueurs ont été sélectionnés à partir des pyrogrammes expérimentaux de chaque polymère acquis sur notre chaîne analytique, puis comparés à une base de pyrogrammes de référence (Tsuge et al., 2011) et aux listes de marqueurs issues de la littérature (Torres-Agullo et al., 2024).

En l'absence de protocole de validation harmonisé, les performances analytiques de notre méthode (sensibilité, linéarité, répétabilité, fidélité...) ont été évaluées à l'aide de tests statistiques, conformément aux recommandations de deux guides de validation de méthodes d'analyse (ANSES, 2015; Feinberg, 2009). Le modèle d'étalonnage a été testé par l'étude des résidus normalisés et d'une analyse de variance ANOVA, tandis que la répétabilité des niveaux de calibration a été décrite par le test de Cochran. Cela nous a permis de confirmer la pertinence de notre méthode pour l'application visée, tout en identifiant ses limites.

4.2. Paramètres analytiques finaux

L'échantillon est inséré dans un tube en quartz de 2 mm de diamètre, maintenu entre deux poinçons de filtre en fibres de quartz. Le pyrolyseur est un CDS Pyroprobe® Model 5200. La pyrolyse est réalisée à 600°C durant 30 secondes. L'interface de pyrolyse ainsi que la ligne de transfert sont maintenues à 280 °C. La température de l'injecteur est de 280 °C, l'injection est réalisée en mode split avec un ratio 1:20. La colonne de phase stationnaire DB-5MS (30 m x 0.25 mm x 0.25 µm) suit la programmation de température suivante : de 40 °C (palier de 2 minutes) à 320 °C à 15 °C/min ; suivi d'un palier de 7.3 minutes, à un débit d'hélium de 1.20 mL/min. Le spectromètre de masse opère en mode impact électronique à 70 eV. L'acquisition est réalisée en full scan sur l'intervalle de masse 40 à 500 m/z. Les températures de la ligne de transfert et de la source sont de 280 °C et 230 °C respectivement. La quantification est réalisée par étalonnage externe des marqueurs de quantification listés Tableau 1, avec un dopage de 250 ng d'anthracène-d10 comme marqueur d'injection.

Tableau 1. Liste des marqueurs de quantification

Polymère	Composé marqueur	Indice de rétention	Fragment m/z
Polypropylène	2,4-diméthylhept-1-ène	838	126
Polyéthylène téréphtalate	Vinyl benzoate	1146	105
Polychlorure de vinyle	Naphtalène	1201	128
Polyamide 6	ε-caprolactam	1268	113
Polyéthylène	C14 alcadiène	1387	81
Polyacrylonitrile	Hexane-1,3,5-tricarbonitrile	1544	66
Polystyrène	Styrene trimer	2500	91

5. APPLICATION SUR UN ECHANTILLON DE POUSSIÈRES TAMISEES

Quinze grammes de poussières d'intérieurs, collectées par aspiration, ont été fractionnés sur deux tamis de 200 µm et 63 µm. La fraction la plus fine (0 - 63 µm) a été analysée par notre méthode de Pyrolyse-GC-MS. Un extrait des résultats est présenté Figure 1. Le marqueur 2,4-diméthylhept-1-ène est détecté et quantifié, révélant une teneur de 90 µg de polypropylène par mg de poussière.

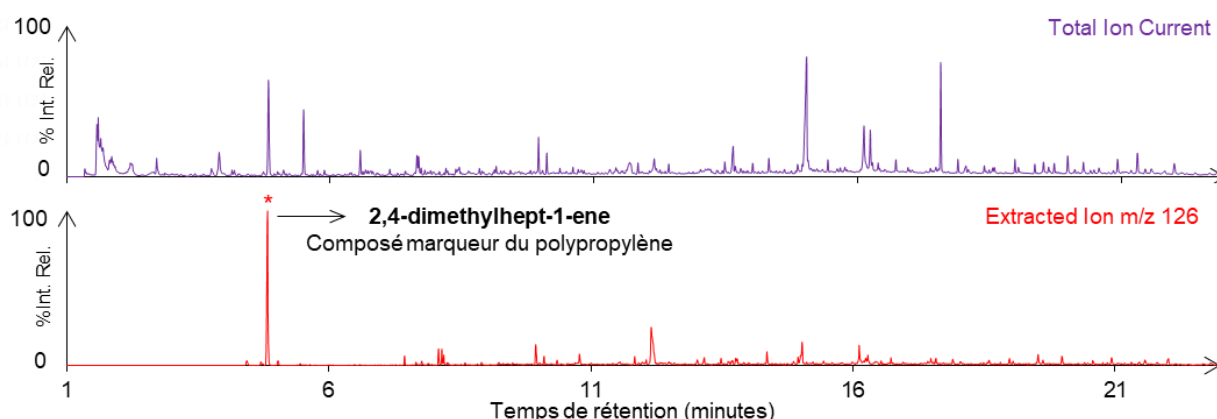


Figure 1. Chromatogrammes du courant ionique total (haut) et du fragment m/z 126 (bas) de poussières d'intérieurs de la fraction de granulométrie 0 - 63 µm. * : 2,4-diméthylhept-1-ène.

Suite à cet essai concluant, l'échantillon a de nouveau été fractionné sur deux tamis plus fins afin d'isoler les sous-fractions d'intérêt : 0 - 25 µm et 25 - 50 µm, qui feront l'objet d'analyses individuelles. Ces premiers résultats démontrent la pertinence de notre méthodologie pour la détection et la quantification des microplastiques dans des poussières d'intérieurs. Ils seront approfondis par le traitement numérique des six autres polymères ciblés, complétés par des essais de dopage de poussières pour évaluer la robustesse de la quantification.

6. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Ces travaux mettent en évidence la pertinence du fractionnement granulométrique couplé à la pyrolyse-GC-MS. Cette méthodologie permet d'acquérir des données de quantification massive des microplastiques en fonction de leur distribution granulométrique, et cible la fraction des poussières d'intérieurs susceptible d'être ingérée (< 250 µm). L'évaluation de ses critères de performance doit être complétée par des essais de dopage d'échantillons réels. Des résultats sont attendus sur l'application de cette méthode à des poussières issues d'une campagne de collecte menées dans 20 logements. Notre méthodologie sera ensuite complétée par le développement de deux méthodes de prélèvement (actif et passif) et quatre méthodes d'analyses complémentaires (microscope électronique à balayage, spectroscopie FTIR, Raman et thermodésorption-GC-MS). Cette stratégie analytique sera déployée lors d'une campagne de prélèvement dans des crèches au cours de l'année 2026, dans le cadre du projet de recherche EPISODE (APR AQACIA Ademe, coordination IMT Nord-Europe, partenaire CSTB).

7. RÉFÉRENCES & REMERCIEMENTS

Le travail de thèse de Marie-Astrid DUTOIT est financé par le projet recherche et innovation du CSTB « sécurité sanitaire dans les bâtiments ». Il a également bénéficié d'un financement de la COST Action PRIORITY CA20101.

- Abbasi, S., Turner, A., Sharifi, R., Nematollahi, Mohammad. J., Keshavarzifard, M., & Moghtaderi, T. (2022). Microplastics in the school classrooms of Shiraz, Iran. *Building and Environment*, 207, 108562. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108562>
- Ageel, H. K., Harrad, S., & Abdallah, M. A.-E. (2025). Microplastics in settled indoor dust: Implications for human exposure. *Emerging Contaminants*, 11(3), 100506. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2025.100506>
- ANSES. (2015). *Guide de validation des méthodes d'analyses* (No. ANSES/PR3/07/01 version a). ANSES.
- ANSES. (2019). *Exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs* (p. 170). ANSES.
- Aslam, I., Qadir, A., & Ahmad, S. R. (2022). A preliminary assessment of microplastics in indoor dust of a developing country in South Asia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(5), 340. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09928-3>
- Caban, M., & Stepnowski, P. (2020). Determination of bisphenol A in size fractions of indoor dust from several microenvironments. *Microchemical Journal*, 153, 104392. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.104392>
- Feinberg, M. (2009). *Labo-Stat: Guide de validation des méthodes d'analyse*. Tec & doc.
- Haleem, N., Kumar, P., Zhang, C., Jamal, Y., Hua, G., Yao, B., & Yang, X. (2024). Microplastics and associated chemicals in drinking water: A review of their occurrence and human health implications. *Science of The Total Environment*, 912, 169594. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169594>
- Hermabessiere, L., Himber, C., Boricaud, B., Kazour, M., Amara, R., Cassone, A.-L., Laurentie, M., Paul-Pont, I., Soudant, P., Dehaut, A., & Duflos, G. (2018). Optimization, performance, and application of a pyrolysis-GC/MS method for the identification of microplastics. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 410(25), 6663–6676. <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1279-0>
- Ileva, N. P. (2021). Chemical Analysis of Microplastics and Nanoplastics: Challenges, Advanced Methods, and Perspectives. *Chemical Reviews*, 121(19), 11886–11936. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.1c00178>
- Kashfi, F. S., Ramavandi, B., Arfaeinia, H., Mohammadi, A., Saeedi, R., De-la-Torre, G. E., & Dobaradaran, S. (2022). Occurrence and exposure assessment of microplastics in indoor dusts of buildings with different applications in Bushehr and Shiraz cities, Iran. *Science of The Total Environment*, 829, 154651. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154651>
- Klepeis, N. E., Nelson, W. C., Ott, W. R., Robinson, J. P., Tsang, A. M., Switzer, P., Behar, J. V., Hern, S. C., & Engelmann, W. H. (2001). The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): A resource for assessing exposure to environmental pollutants. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 11(3), 231–252. <https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500165>
- Nihart, A. J., Garcia, M. A., El Hayek, E., Liu, R., Olewine, M., Kingston, J. D., Castillo, E. F., Gullapalli, R. R., Howard, T., Bleske, B., Scott, J., Gonzalez-Estrella, J., Gross, J. M., Spilde, M., Adolphi, N. L., Gallego, D. F., Jarrell, H. S., Dvorscak, G., Zuluaga-Ruiz, M. E., ... Campen, M. J. (2025). Bioaccumulation of microplastics in decedent human brains. *Nature Medicine*, 31(4), 1114–1119. <https://doi.org/10.1038/s41591-024-03453-1>
- O'Brien, S., Okoffo, E. D., O'Brien, J. W., Ribeiro, F., Wang, X., Wright, S. L., Samanipour, S., Rauert, C., Toapanta, T. Y. A., Albarracin, R., & Thomas, K. V. (2020). Airborne emissions of microplastic fibres from domestic laundry dryers. *Science of The Total Environment*, 747, 141175. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141175>
- Torres-Agullo, A., Zuri, G., & Lacorte, S. (2024). Pyr-GC-Orbitrap-MS method for the target/untargeted analysis of microplastics in air. *Journal of Hazardous Materials*, 469, 133981. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133981>
- Tsuge, S., Ohtani, H., & Watanabe, C. (2011). *Pyrolysis-GC/MS data book of synthetic polymers: Pyrograms, thermograms and MS of pyrolyzates* (1st ed). Elsevier.