

## Was wir von einem Plasma über Mikroplastik lernen können

C. Sommer ([caroline.sommer@physik.uni-marburg.de](mailto:caroline.sommer@physik.uni-marburg.de)), L. M. Schneider ([maximilian.schneider3@googlemail.com](mailto:maximilian.schneider3@googlemail.com)), J. Nguyen ([johnny.nguyen@physik.uni-marburg.de](mailto:johnny.nguyen@physik.uni-marburg.de)), J. A. Prume ([julia.prume@physik.uni-marburg.de](mailto:julia.prume@physik.uni-marburg.de)), K. Lautze ([lautze@students.uni-marburg.de](mailto:lautze@students.uni-marburg.de)), M. Koch ([martin.koch@physik.uni-marburg.de](mailto:martin.koch@physik.uni-marburg.de))

Fachbereich Physik, Philipps-Universität Marburg

### Abstract

Die weltweite Verschmutzung durch Mikroplastik hat in den letzten Jahren immer mehr zu Besorgnis geführt. Dabei erschwert die hohe Vielfalt an Kunststoffen in der Umwelt die qualitative und insbesondere die quantitative Analyse von Mikroplastik. Aus diesem Grund muss eine Reihe von neuen Analyseverfahren entwickelt, optimiert und schließlich standardisiert werden. In diesem Artikel soll die Entwicklung einer neuen Methode, nämlich der laserinduzierte Plasmaspektroskopie (LIBS), präsentiert werden. Es wird gezeigt, dass Mikroplastikpartikel anhand ihres spektralen Fingerabdrucks von Partikeln biologischen Ursprungs unterschieden und folglich identifiziert werden können.

### 1 Einleitung

Die zunehmende Akkumulation von Plastikpartikeln in der Umwelt stellt die Forschungsgemeinde schon seit einiger Zeit vor eine neue Herausforderung. Mikroplastik, definiert als Kunststoffpartikel von weniger als 5 mm (Toussaint et al., 2019), wurden dabei bereits in nahezu allen Umweltkompartimenten nachgewiesen, sei es in aquatischen Systemen (Wagner et al., 2014), in Sedimenten (Van Cauwenberghe et al., 2015) oder in der Luft (Gasperi et al., 2018). Auch in den entlegensten Regionen findet sich Mikroplastik (Allen et al., 2019). Dies ist bedeutend, da es eine Vielzahl an möglichen Risiken gibt, die mit Mikroplastik in Verbindung gebracht wird, wie beispielsweise die Übertragung persistenter organischer Schadstoffe (Rios et al., 2017) und Schwermetalle (Chen, D. et al., 2020), welche negative Auswirkungen auf Organismen und Ökosysteme haben könnten. Letztendlich werden jedoch Kunststoffe und deren teilweise toxischen Zusatzstoffe durch den Verzehr von Speisefischen oder Meeresfrüchte sowie dem Einatmen von Abrieb oder Staub zum Menschen zurückgeführt. So wurde Mikroplastik bereits im menschlichen Stuhl (Schwabl et al., 2019) und der menschlichen Plazenta (Ragusa et al., 2021) gefunden. Andere Studien haben gezeigt, dass Mikro- und Nanoplastik das Pflanzenwachstum beeinträchtigen kann (Sun et al., 2020). Inwiefern die Aufnahme von Mikroplastik die Gesundheit des Menschen gefährden kann, ist noch nicht umfassend geklärt.

Aktuell wird Mikroplastik hauptsächlich mittels Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie (FTIR) oder Raman-Spektroskopie identifiziert (Chen, G. et al., 2020). Nachteile der etablierten Techniken sind eine aufwendige Probenvorbereitung, die Größenbeschränkung der Partikel sowie lange Messzeiten. Eine Alternative bietet LIBS. Diese Technik

benötigt keine Probenaufbereitung nach der Separation der Mikropartikel, kann möglicherweise Oberflächenverunreinigungen detektieren und bietet relativ kurze Messzeiten. LIBS erlaubt Rückschlüsse über die chemische Zusammensetzung der Probe, indem ein Plasma auf der Oberfläche mittels Laserablation gezündet wird. Nachdem das Plasma heruntergekühlt ist, wird elementspezifische Strahlung frei, welche durch ein Spektrometer detektiert wird. Da sich die chemische Zusammensetzung von Kunststoff zu Kunststoff leicht unterscheidet, ist eine Identifikation des Basispolymers möglich. Einschränkend sollte erwähnt werden, dass diese Messmethode nicht zerstörungsfrei ist.

Ziel dieses Artikels ist es darzulegen, wie Mikroplastik aus der Umwelt mittels LIBS analysiert werden kann. Dazu werden zunächst Referenzstandards untersucht und dann die Ergebnisse auf echtes Mikroplastik übertragen.

### 2 Material und Methoden

Der Probesatz umfasst sowohl Kunststoffe als auch natürliche Materialien. Die Kunststoffproben, die im weiteren Referenzproben genannt werden und von der Vitasheet Group/Technoplast zur Verfügung gestellt wurden, sind weiße oder transparente rechteckige Plättchen mit einer Abmessung von ungefähr 3,5 x 3,5 x 0,5 cm<sup>3</sup>. Im Fokus stehen die sieben gängigsten Kunststofftypen: Polyethylenterephthalat (PET), Polycarbonat (PC), Polystyrol (PS), Polyamid 6 (PA 6), Polyethylen 500 (PE), Polypropylen (PP) und Polyvinylchlorid (PVC) (Ryberg et al., 2018). Dazu kommen 14 natürliche, marine Materialien (Tintenfischknochen, Korallenrotalgen, Seeigelskelette, Meeresschneckengehäuse und Seegrasblätter), verschiedene terrestrische Pflanzen (Ahornholz, Rinde, Blätter und Früchte, Moos, Löwenzahn und unbekannte Holzarten), Zellulose in festem Zustand und Sand.

Der Probesatz wurde anschließend um echtes Mikroplastik ergänzt, welches mit einem MicroPlastic Sediment Separator (MPSS; Hydro-Bios Apparatebau GmbH) aus Sedimentproben aus der Lahn (Marburg, Deutschland) extrahiert wurde. Bei der Dichtentrennung wurde eine gesättigte Natriumchloridlösung verwendet. Um den Anteil an natürlichem organischen Material in der Probe zu reduzieren, wurde das Fentons-Reagenz verwendet (Wasserstoffperoxid, Eisen als Katalysator). Die anschließende stereomikroskopische Detektion führte zu 45 Kunststoff- und natürlichen Mikropartikeln mit einer Mindestgröße von 500 µm.

Das für diese Studie in-house entwickelte LIBS-System nutzt einen frequenzverdoppelten Nd:YAG-Laser (Quantel, 532 nm), der einen 4 ns-Puls mit einer Energie von 6,44 mJ

und einer Repetitionsrate von 10 Hz liefert. Unter diesen Bedingungen beträgt der Strahldurchmesser im Brennpunkt 30  $\mu\text{m}$  mit einer geschätzten Leistungsdichte von  $7,07 \times 10^{11} \text{ W/cm}^2$ . Das vom Plasma emittierte Licht wird in das Spektrometer (Newport Corporation) eingekoppelt, gebeugt und anschließend mit einer ICCD (intensified charge-coupled device) Kamera (Andor) analysiert.

Alle Spektren wurden bei Atmosphärendruck aufgenommen, um das Potenzial von LIBS als mögliche In-situ-Identifikationsmethode aufzuzeigen. Die Zeitparameter für eine Messung wurden auf 200 ns nach Laserablation (delay time) und einem Zeitfenster von 1  $\mu\text{s}$  (gate width) eingestellt. Das spektrale Detektionsfenster für die Emission lag bei 300–810 nm. Für jede Probe im Referenzsatz wurden 10 einzelne Spektren an unterschiedlichen Stellen auf der Probe aufgenommen und gemittelt. Vor jeder dieser Messungen wurden die Proben mit zwei Laserschüssen vorbehandelt, um die Oberflächenkontamination (z. B. organische Reste, Chemikalien der Probenvorbereitung) zu entfernen. Für die aus der Lahn stammenden Mikropartikel wurde nur ein Laserschuss mit einer reduzierten Laserleistung von 654  $\mu\text{J}$  zur Oberflächenreinigung verwendet und auch nur ein Spektrum aufgenommen. Diese Änderung war nötig, um den Zerstörungsgrad der Probe auf ein Minimum zu beschränken.

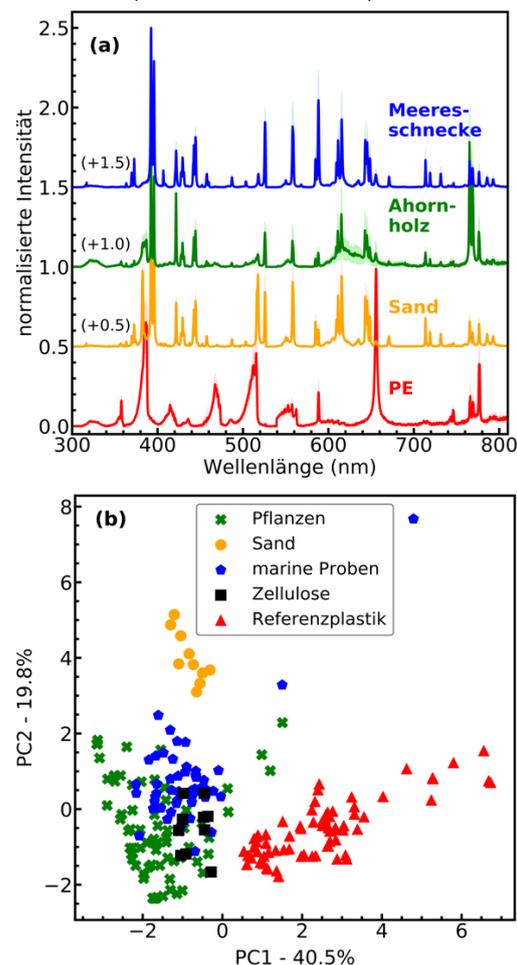
Um die Charakterisierung von Mikropartikeln durch LIBS zu validieren, wurde außerdem ein kommerziell erhältliches FTIR-System (Bruker) eingesetzt. Die IR-Spektren wurden im abgeschwächten Totalreflexionsmodus (ATR) im Bereich 4000–400  $\text{cm}^{-1}$  mit einer spektralen Auflösung von 4  $\text{cm}^{-1}$  aufgenommen. Die Datenaufnahme wurde mit der Software OPUS 7.0 (Bruker Optics) durchgeführt.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Charakterisierung und Identifikation von Makroplastik:

Bevor die Eignung von LIBS für Mikroplastik untersucht werden sollte, wurden die Spektren der Referenzkunststoffproben und der natürlichen Materialien analysiert. Zur Veranschaulichung sind in Abbildung 1a die Spektren von PE und einer Auswahl von natürlichen Materialien dargestellt. Wichtige Emissionsmaxima, die in Kunststoffen beobachtet werden können, sind atomare und ionische Emissionslinien der organischen Bestandteile, d. h. die Kohlenstofflinie (247,7 nm), die Wasserstofflinien (486,14 nm und 656,29 nm), die Stickstofflinie (746,8 nm) und die Sauerstofflinie (777,3 nm), weiter die Spektrallinien der anorganischen Elemente wie die Chlorlinie (808,6 nm) und letztlich die zweiatomigen Moleküle, wie die  $\text{C}_2$ -Bänder (um 470 nm, 512 nm und 553 nm), die CN-Violettbänder (um 360 nm, 388,3 nm und 422 nm), die CH-Bänder (zwischen 431,27 nm, 431,7 nm und 488,4 nm) und die OH-Bänder (zwischen 306,4 nm und 347,2 nm) (Costa et al., 2017; Grégoire et al., 2011; Stefan et al., 2019; Dastjerdi et al., 2018; Wallace et al., 1962). Zu erwähnen ist, dass die Kohlenstofflinie bei unserem System nicht aufgenommen wurde, da sie sich zu tief im UV-Bereich befindet. Die Unterschiede zwischen Kunststoffen und natürlichen Materialien sind dennoch in den Spektren eindeutig sichtbar. Darüber hinaus können in den

Plastikspektren Linien von Natrium (518,15 nm) und Kalium (766,49 nm und 769,89 nm) beobachtet werden, obwohl sie nicht zur Grundpolymermatrix gehören. Diese entstehen durch Additive im Plastik wie Zink-Kalium-Chromat und Natriumbicarbonat (Stenmark et al., 2017).



**Abb. 1:** Vergleich von LIBS-Spektren von Referenzproben und natürlichen Materialien. a zeigt LIBS-Spektren verschiedener natürlicher Materialien und das Referenzspektrum von PE. Der Plot zeigt eindeutig den Unterschied zwischen Plastik und natürlichen Materialien. Die Spektren wurden mit einem Offset aufgetragen und auf das Maximum jedes Spektrums normiert. b zeigt eine PCA mit allen oben erwähnten Kunststoffen und natürlichen Materialien.

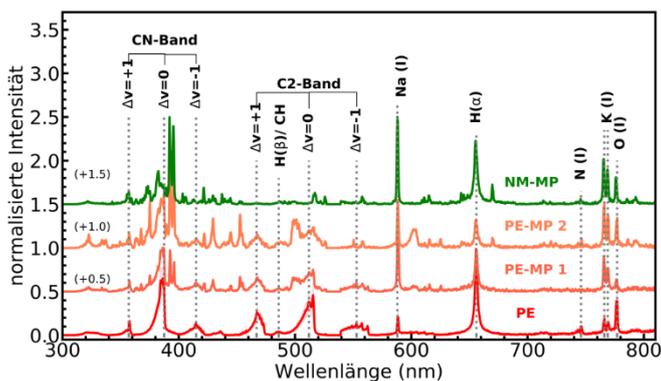
Zusammenfassend bildet sich der spektrale Fingerabdruck von Plastik aus den Emissionslinien der Moleküle  $\text{C}_2$  (470 nm, 512 nm und 553 nm), CN (388,3 nm) und CH (485,7 nm), sowie der Atome H (486,14 nm und 656,29 nm), N (746, nm), O (777,3 nm), K (766 nm und 769 nm) und Cl (808,6 nm – nicht sichtbar in PE). Für die Auswertung wurde jeweils nur die Peakintensität verwendet. Die Identifikation der Peaks und alle anderen spektroskopischen Daten wurden aus der Atomspektren Datenbank von NIST (Kramida et al., 2020) gewonnen.

Für einen analytischeren Ansatz zur Unterscheidung von Plastik und natürlichen Materialien wurde eine PCA (Principle Component Analysis) auf den Probensatz angewendet. Das Streudiagramm der ersten beiden Hauptkomponenten ist in

Abbildung 1b dargestellt. Beide Komponenten erklären 60,3% der Varianz. Jeder Datenpunkt entspricht dabei den oben erwähnten elf Emissionslinien eines einzelnen, nicht normalisierten Spektrums einer Probe. Im Plot sind die Referenzproben in verschiedene Gruppen eingeteilt: Die fünf Proben aus dem Meer werden als marine Proben gruppiert (blau, ◆), die sieben Pflanzenproben werden als Pflanzen (grün, ✕) zusammengefasst, Sand (orange, ●) und Zellulose (schwarz, ■) sind einzelne Gruppen und alle Kunststoffe werden unter Referenzplastik (rot, ▲) gruppiert. Der Plot zeigt, dass Plastik und natürliche Materialien klar voneinander getrennt werden können.

### 3.2 Identifikation der Mikropartikel aus der Lahn

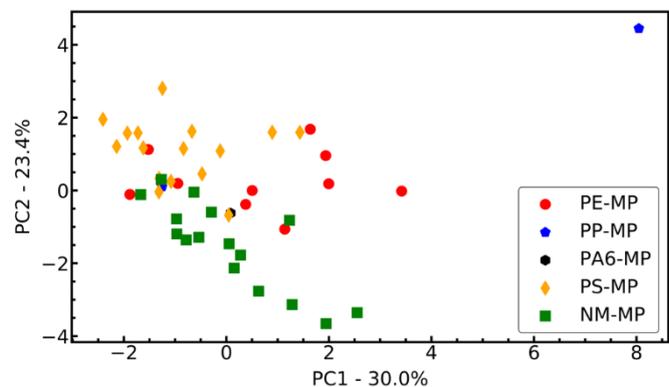
Die Untersuchung von 45 Mikropartikeln (MP) mit dem FTIR-System ergab, dass 29 davon Kunststoffe (16 PS, zehn PE, zwei PP und eins PA 6) und 16 natürliche Materialien sind. Die Spektren von zwei repräsentativen Mikropartikeln aus PE und deren Referenzspektrum sind zusammen mit einem nicht-Plastik-Partikel in Abbildung 2 dargestellt.



**Abb. 2:** Vergleich von LIBS-Spektren von Mikropartikeln (NM-MP, PE-MP 1 und 2) und dem Plastik Referenzspektrum (PE). Der Plot zeigt die Bedeutung des C<sub>2</sub>-Bandes zur Unterscheidung von (NM-MP (natürliches Material)) und PE-MPs (Polyethylen). Zur Visualisierung wurden die Spektren mit einem Offset aufgetragen und auf das Maximum normiert.

Die Mikroplastikproben lassen sich in zwei Gruppen einteilen. Eine Gruppe stimmt gut mit den Referenzspektren überein (PE-MP 1). Die andere Gruppe zeigt zusätzliche spektrale Merkmale, die auf den ersten Blick sogar den Plastik-Fingerabdruck überschatten (PE-MP 2). Viele dieser zusätzlichen Signalspitzen sind auch im Spektrum des nicht-Plastik Partikels (NM-MP) sichtbar. Diese Beobachtung ist nicht unerwartet, da bei realem Mikroplastik mit Oxidation, Verwitterungs- und Alterungsprozessen und biologischer Kontamination gerechnet werden muss (Brunnbauer et al., 2020). Diese Effekte sind besonders auffällig, wenn man das C<sub>2</sub>-Band betrachtet, welches aufgrund des Polymerabbaus mit der Zeit abnimmt (Brunnbauer et al., 2020). Bei genauerem Hinsehen fällt jedoch auf, dass das C<sub>2</sub>-Band in den Plastikproben immer noch stärker ausgeprägt ist als in den natürlichen Mikropartikeln, was einen Hinweis auf Kunststoff liefert. Dabei sollte erwähnt werden, dass die in dieser Studie verwendeten Daten

an Partikeln gewonnen wurden, deren Aufenthalt in der Lahn zeitlich nicht genauer bestimmt werden kann. Dennoch bilden sich Cluster in der PCA (vgl. Abb. 3). Durch die alleinige Verwendung der oben genannten elf Peaks können schon viele Auswirkungen der Kontamination eliminiert werden. Um den Einfluss der Kontamination jedoch noch weiter zu minimieren, wurden für die Moleküle nicht die Peakintensitäten ausgewertet, sondern der Median über den breiten Molekülpeak berechnet (für CN: 383 nm – 387 nm, für C<sub>2</sub>( $\Delta v = +1$ ): 458 nm – 475 nm, für CH: 480 nm – 491 nm, für C<sub>2</sub>( $\Delta v = 0$ ): 495 nm – 518 nm, für C<sub>2</sub>( $\Delta v = -1$ ): 540 nm – 563 nm). Dadurch wurde versucht sicherzustellen, dass kein Kontaminationspeak, welcher ungünstig über dem Band liegt, ausgewertet wird. Anhand der Abbildung 2 wird deutlich, dass die Überlappung von atomaren Peaks über Molekülbanden ein häufiges Problem bei LIBS ist.



**Abb. 3:** PCA für Mikropartikelproben. Das Streudiagramm der ersten beiden Hauptkomponenten zeigt eine Trennung zwischen Kunststofftyp (PE-MP, PP-MP, PA6-MP und PS-MP) und natürlichen Materialien (NM-MP).

Die PCA der Spektren von verschiedenen Mikroplastiken und natürlichen Mikropartikeln sind in Abbildung 3 dargestellt. Dabei wurden nur die bereits oben genannten Emissionslinien und nicht das gesamte Spektrum für die PCA verwendet. Die ersten beiden Hauptkomponenten erfassen 53,4 % der Varianz. Abgesehen von der Gruppierung aus natürlichen Mikropartikeln und Mikroplastik, die sich nur wenig überlappt, scheinen sich auch die Kunststoffarten PE und PS in unterschiedliche Bereiche aufzuteilen, was darauf hindeutet, dass der Basispolymertyp bestimmt werden könnte. Für PP und PA 6 kann keine Aussage getroffen werden, da die Datenmenge zu klein ist. Darüber hinaus zeigen die PS-Proben mehr Kontamination als die PE-Proben, was zu höheren K-Linien führt. Da PS oft in Form von Schaum oder Styropor vorliegt, gelangt mehr Verunreinigung in die Probe als in festes PE. Dennoch ist eine Trennung zu natürlichen Mikropartikeln, die nach einer Überprüfung mit Mikroskop hauptsächlich Holz zugeschrieben wurden, möglich. Da Holz zu einem großen Teil aus Zellulose (C<sub>12</sub>H<sub>20</sub>O<sub>10</sub>) besteht, basiert seine Charakterisierung in der PCA hauptsächlich auf den atomaren Signalen von Sauerstoff, Wasserstoff und Kohlenstoff (letzterer wird nicht gemessen). Das molekulare Signal der C<sub>2</sub>-Bande scheint für natürliche Mikropartikel wenig bis gar keine Gruppierung in der PCA zu bilden.

Abbildung 2 und 3 zeigen also, dass eine Trennung zwischen echtem Mikroplastik und natürlichen Materialien auf Basis des C<sub>2</sub>-Bandes möglich ist. Dennoch ist es nötig, weitere Proben zu untersuchen, um weitere Aussagen zum Potenzial der Messmethode tätigen zu können. Es lässt sich schlussfolgern, dass LIBS in der Lage zu sein scheint, auch stark verschmutzte und degradierte Partikel identifizieren zu können. Durch das Entfernen der meisten spektralen Daten und das Arbeiten mit nur elf Peaks wurden die meisten Effekte, die von Verunreinigungen und Additiven herrühren, eliminiert.

## 4 Zusammenfassung

Dieser Artikel bietet einen ersten Ansatz zur Analyse von Mikroplastik mit LIBS. Es wurde gezeigt, dass eine Unterscheidung zwischen natürlichen Mikropartikeln und Mikroplastik möglich ist. Darüber hinaus versprechen die Ergebnisse dieser Arbeit eine Identifizierung des Plastiktypen, selbst wenn das Signal durch Kontamination und Oxidation verzerrt ist. Es ist jedoch ein größerer Probensatz erforderlich, um die Möglichkeit zur Identifikation des Plastiktypen nachhaltig zu bestätigen und zu quantifizieren.

Angesichts des Potentials von LIBS zur schnellen Identifikation, seine mobile Einsetzbarkeit und der minimalen Zerstörung der Probe (die abgetragene Menge liegt in der Größenordnung von zehn bis hundert Nanogramm (Gaudiuso et al., 2010)) ist dies eine vielversprechende Methode zum Nachweis von Mikroplastik.

## Literatur

- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Jiménez, P. D., Simonneau, A., ... & Galop, D. (2019), Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment, *Nature Geoscience*, **12**(5), 339-344.
- Brunnbauer, L., Mayr, M., Larisegger, S., Nelhiebel, M., Pagnin, L., Wiesinger, R., ... & Limbeck, A. (2020), Combined LA-ICP-MS/LIBS: powerful analytical tools for the investigation of polymer alteration after treatment under corrosive conditions, *Scientific Reports*, **10**(1), 1-10.
- Chen, D., Wang, T., Ma, Y., Wang, G., Kong, Q., Zhang, P., & Li, R. (2020), Rapid characterization of heavy metals in single microplastics by laser induced breakdown spectroscopy. *Science of The Total Environment*, **743**, 140850.
- Chen, G., Fu, Z., Yang, H., & Wang, J. (2020), An overview of analytical methods for detecting microplastics in the atmosphere, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 115981.
- Costa, V. C., Aquino, F. W. B., Paranhos, C. M., & Pereira-Filho, E. R. (2017), Use of laser-induced breakdown spectroscopy for the determination of polycarbonate (PC) and acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS) concentrations in PC/ABS plastics from e-waste, *Waste Management*, **70**, 212-221.
- Dastjerdi, M. V., Mousavi, S. J., Soltanolkotabi, M., & Zadeh, A. N. (2018), Identification and sorting of PVC polymer in recycling process by laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS) combined with support vector machine (SVM) Model, *Iranian Journal of Science and Technology, Transactions A: Science*, **42**(2), 959-965.
- Gaudiuso, R., Dell'Aglio, M., Pascale, O. D., Senesi, G. S., & Giacomo, A. D. (2010), Laser induced breakdown spectroscopy for elemental analysis in environmental, cultural heritage and space applications: a review of methods and results. *Sensors*, **10**(8), 7434-7468.

- Grégoire, S., Boudinet, M., Pelascini, F., Surma, F., Detalle, V., & Holl, Y. (2011), Laser-induced breakdown spectroscopy for polymer identification, *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **400**(10), 3331-3340.
- Jung, M. R., Horgen, F. D., Orski, S. V., Rodriguez, V., Beers, K. L., Balazs, G. H., ... & Lynch, J. M. (2018), Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms, *Marine Pollution Bulletin*, **127**, 704-716.
- Kramida, A., Ralchenko, Y., Reader, J., Team, N.A. (2020), NIST Atomic Spectra Database (version 5.8).
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., ... & Giorgini, E. (2021), Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, **146**, 106274.
- Rios, L. M., Moore, C., & Jones, P. R. (2007), Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment, *Marine Pollution Bulletin*, **54**(8), 1230-1237.
- Ryberg, M. W., Laurent, A., & Hauschild, M. (2018), Mapping of global plastics value chain and plastics losses to the environment: with a particular focus on marine environment. UNEP Environmental Programme, Paris.
- Schwabl, P., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T., Liebmann, B. (2019), Detection of various microplastics in human stool. *Annals of Internal Medicine*, **171**(7), 453-457.
- Stefas, D., Gyftokostas, N., Bellou, E., & Couris, S. (2019), Laser-induced breakdown spectroscopy assisted by machine learning for plastics/polymers identification, *Atoms*, **7**(3), 79.
- Stenmarck, Å., Belleza, E. L., Fråne, A., & Busch, N. (2017), Hazardous substances in plastics – ways to increase recycling. Nordic Council of Ministers.
- Sun, X.-D., Yuan, X.-Z., Jia, Y., Feng, L.-J., Zhu, F.-P., Dong, S.-S., Liu, J., Kong, X., Tian, H., Duan, J.-L., Ding, Z., Wang, S.-G., Xing, B., 2020. Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*. *Nature Nanotechnology*, **15**, 755–760. <https://doi.org/10.1038/s41565-020-0707-4>.
- Toussaint, B., Raffael, B., Angers-Loustau, A., Gilliland, D., Kestens, V., Petrillo, M., ... & Van den Eede, G. (2019), Review of micro-and nanoplastic contamination in the food chain, *Food Additives & Contaminants: Part A*, **36**(5), 639-673.
- Van Cauwenbergh, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., & Janssen, C. R. (2015), Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects, *Marine Environmental Research*, **111**, 5-17.
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., ... & Reifferscheid, G. (2014), Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know, *Environmental Sciences Europe*, **26**(1), 1-9.
- Wallace, L. (1962), Band-Head Wavelengths of C<sub>2</sub>, CH, CN, CO, NH, NO, O<sub>2</sub>, OH, and their ions, *The Astrophysical Journal Supplement Series*, **7**, 165.

## Korrespondenzadresse

Caroline Sommer  
Philipps-Universität Marburg  
Fachbereich Physik  
Halbleiterphotonik | Mikroplastik  
Hans-Meerwein-Straße 6, MZG 03 D24  
35032 Marburg  
Tel.: +49-(0)6421-28 22274  
E-Mail: [caroline.sommer@physik.uni-marburg.de](mailto:caroline.sommer@physik.uni-marburg.de)